

平成 25 年度

環境研究総合推進費補助金 研究事業

総合研究報告書

最終処分場機能の健全性の検査手法と
回復技術に関する研究

(研究番号：3K113009)

平成 26 年 3 月

(研究代表者)	独立行政法人国立環境研究所	遠藤 和人
	独立行政法人国立環境研究所	山田 正人
	独立行政法人国立環境研究所	石垣 智基
	福岡大学大学院	田中 綾子
	国立大学法人京都大学大学院	乾 徹
	国立大学法人埼玉大学大学院	川本 健
	国立大学法人埼玉大学大学院	濱本昌一郎
	日本工業大学	小野 雄策
	埼玉県環境科学国際センター	磯部 友護
	千葉県環境研究センター	大石 修

補助事業名 環境研究総合推進費補助金研究事業（平成 23 年度～平成 25 年度）
所 管 環境省
国庫補助金 82,492,000 円（3 カ年総計）

研究課題名 最終処分場機能の健全性の検査手法と回復技術に関する研究
研究期間 平成 23 年度 4 月 1 日から平成 26 年度 3 月 31 日（3 年間）

研 究 代 表 者

遠藤 和人 （独）国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター
（マニュアル、参考資料 3、4、6 執筆担当）

共 同 研 究 者

山田 正人 （独）国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター
（参考資料 7 執筆担当）

石垣 智基 （独）国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター
（参考資料 9 執筆担当）

田中 綾子 福岡大学大学院工学研究科 （参考資料 8 執筆担当）

乾 徹 京都大学大学院地球環境学堂 （参考資料 6 執筆担当）

濱本昌一郎 埼玉大学大学院理工学研究科 （参考資料 5 執筆担当）

小野 雄策 日本工業大学ものづくり環境学科 （参考資料 10 執筆担当）

磯部 友護 埼玉県環境科学国際センター （参考資料 1 執筆担当）

大石 修 千葉県環境研究センター （参考資料 2 執筆担当）

目 次

平成 23～25 年度の研究概要

i ～ x

健全性が疑われる廃棄物最終処分場の初動調査と 応急対策に係るマニュアル（案）

1. 総則	1
1.1 目的	1
1.2 適用範囲と想定される支障等	1
2. 不健全性に係る確認調査方法	4
2.1 土堰堤に係る不健全性の確認調査	4
2.2 漏水に係る不健全性の確認調査	6
2.3 跡地利用に係る不健全の確認調査	8
2.4 調査方法の詳細	10
2.4.1 初動調査（概略調査）	10
2.4.2 詳細調査と解析	12
2.4.3 調査概算費用	17
3. 応急対策	17
3.1 課題毎の応急対策の例	17
3.1.1 土堰堤の転倒や滑動および 地震時の崩壊や亀裂の可能性への対応策	17
3.1.2 水収支不全、浸出水漏洩および 浸出水集排水管の機能不全への対応策	20
3.1.3 硫化水素ガス等の発生への対応策	21
3.2 応急対策の概算費用	22
参考資料 1 比抵抗探査による土堰堤調査	参 1-1
参考資料 2 電磁波探査を用いた最終処分場の構造解析	参 2-1
参考資料 3 弾性波探査を用いた内部構造の把握	参 3-1
参考資料 4 落球探査による土堰堤強度の把握	参 4-1
参考資料 5 廃棄物の圧密特性評価	参 5-1

参考資料 6	最終処分場の斜面安定性に係る強度特性評価	参 6-1
参考資料 7	処分場浸出水の種類化	参 7-1
参考資料 8	最終処分場浸出水の漏洩評価手法に関する検討	参 8-1
参考資料 9	処分場ガス発生ポテンシャル試験と将来予測	参 9-1
参考資料 10	硫化水素ガス発生ポテンシャル	参 10-1

環境研究総合推進費補助金 研究事業 総合研究報告書概要

研究課題名： 最終処分場機能の健全性の検査手法と回復技術に関する研究

研究番号： 3K113009

国庫補助金精算所要額： 82,492,000 円

研究期間： 平成 23 年 4 月 1 日から平成 25 年 3 月 31 日

研究代表者名： 遠藤和人（独立行政法人国立環境研究所）

研究分担者： 山田正人（独立行政法人国立環境研究所）、石垣智基（独立行政法人国立環境研究所）、田中綾子（福岡大学大学院）、乾 徹（国立大学法人京都大学大学院）、川本健（国立大学法人埼玉大学大学院）、濱本昌一郎（現東京大学、元埼玉大学）、小野雄策（日本工業大学）、磯部友護（埼玉県環境科学国際センター）、大石 修（千葉県環境研究センター）

研究目的

健全な廃棄物最終処分場とは、構造基準や維持管理基準を遵守していることは当然として、環境保全上の支障を生じさせる恐れがない状態といえる。古い処分場では、倒産等による維持管理者不在や構造が不明確で廃止可能であるかどうか断言できないケースが顕在化している。また、保有水の排水不全や水処理施設の能力の関係から、処分場内部に保有水が湛水してしまっている場合、水質悪化や堰堤崩壊の危険性を有することになり、長期間にわたり環境汚染ポテンシャルが高くなってしまう。これらが、将来、負の遺産になることを未然に防止するため、健全性をスクリーニングする一連の検査方法の開発を行う。また、健全性回復技術として、崩壊等に対する物理的対処や、安定化促進による維持管理期間の短縮を評価し、最終処分場に掛かるコスト削減を考慮した技術提案を提案することで、現場対応の一助となることを目的とする。

研究方法

(1) マニュアル（案）

本研究業務にて実施した一連の内容を考慮して「健全性が疑われる廃棄物最終処分場の初動調査と応急対策に係るマニュアル（案）」を作成し、対象処分場が健全性を有するかどうかを検査するための手法や調査結果の評価方法を、所管自治体や地方環境研究所等が理解し、自ら調査や適正化に向けた指導、対処を行うための資料を作成する。

(2) 土堰堤構造に対する非破壊調査

土堰堤を有する廃棄物最終処分場において、土堰堤構造が設置許可申請時の通りに施工されて

いるか、地中の土堰堤構造がどのような状態になっているかを確認することは、構造安定性の観点から非常に重要である。しかしながら、土堰堤裏側には遮水シートが敷設してある場合もあり、不用意に掘削したり、ボーリング調査を実施することができない。そこで、非破壊物理探査に着目し、実際の最終処分場を対象として電気比抵抗探査、電磁波探査、弾性波探査を実施した。

土堰堤自体の強度定数を得るため、落球探査試験を実施した。落球探査は、加速度センサーを内蔵した半球状の金属製重錘を用いるサウンディング手法であり、操作の容易性等から重錘質量 19.1 kg、落下高さ 50 cm とした。重錘の着地時に加速度センサーで捉えた衝撃波の継続時間（接触時間）は地盤が軟らかい（ E が小さい）ほど長く、硬いほど短くなるため、接触時間から地盤の E を算出することができる。このとき、経験的な相関式を用いず、Hertz 理論式に接触時間を代入して E を算出した。

(3) 構造安定性を評価するための地盤定数の把握

不適処分場の健全性を構造安定性の観点から評価することを目的として、廃棄物埋立層の変形特性を考慮した強度特性の実験的評価を実施するとともに、斜面安定性解析の適用性を確認した。実際の処分場で採取した廃棄物試料、および模擬廃棄物試料を対象に、①圧縮試験に用いる供試体の寸法、②夾雑物として木片を混合した廃棄物混じり地盤中の夾雑物の有無、③廃棄物地盤中の繊維状物質の含有量と形状、が廃棄物地盤の強度変形特性に及ぼす影響を圧密三軸圧縮試験により実験的に評価した。また、直径 30 cm の供試体を用いた大型三軸圧縮試験を実施した。

(4) 浸出水漏洩等の水収支不全に対する確認調査

最終処分場の安定性を評価するために実施されている地下水モニタリングは地下水環境状況を把握する目的で実施されている概況調査と異なり、最終処分場周辺地下水の安全性を評価する、すなわち、浸出水の漏洩の有無とその影響の大きさを把握することが目的である。このため、浸出水の影響が最大となる条件（調査時期や地下水の採取方法など）で実施することが望ましい。特に、地下水環境保全のための地下水調査において一般に実施されているパージによって、浸出水で汚染された地下水のみならず、最終処分場外の山林等に涵養された地下水も観測井に誘導されるため、汚染地下水の影響が小さくなる可能性がある。そこで、3 年間の研究において、実最終処分場のモニタリング井戸を用いて浸出水による汚染リスクが最大となる調査時期や地下水の採取位置、および新鮮な地下水を観測井に導入するためのパージの必要性について検討した。また、パージが必要な場合の最適なパージ量についても検討した。さらに、不燃物を受け入れている一般廃棄物の最終処分場、産業廃棄物の安定型および管理型最終処分場において周辺地下水および河川水を採取し、筆者らが最終処分場浸出水の漏水指標として提案している希釈率換算ヘキサダイアグラムの汎用性について検討した。

また、廃棄物最終処分場等における浸出水濃度の時間トレンドを把握し、水質の将来予測に資するデータを取得するため、8ヶ所の最終処分場（産業廃棄物管理型 1ヶ所、一般廃棄物 7ヶ所）を対象とし、現場担当者にヒアリングを行い、処分場に関わる基本的な事項を把握すると共に、施設のパンフレット、施設整備計画書、生活環境アセスメント等の報告書、廃棄物組成検査と廃棄物搬入量の記録を、また、浸出水の水質検査、浸出水処理施設維持管理等の記録の所在を確認し、施設に保管されていたものをできるだけ全て入手した。入手した資料より、1) 埋立開始な

らびに埋立終了から入手できた記録の直近の年度までの「経過年数」、2) 埋立容積／面積より「埋立平均深さ (m)」、3) 埋立地の立地および構造より「埋立地の形状」、4) 埋立品目毎の重量より「有機性廃棄物率」および「焼却残さ率」、5) 浸出水の処理量／埋立面積から「浸透水量(mm)」を整理した。また、浸出水情報として各年度における、6) 埋立開始から入手できた記録の直近の年度までの「年間埋立容量ならびに重量」、7) 「年間浸出水量 (m³/yr)」(原水量または処理水量)、8) 「年平均浸出水質 (pH、BOD [mg-O₂/L]、COD [mg-O₂/L]、T-N [mg-N/L])」、9) 年間浸出水量×年平均水質(濃度)より「年間総浸出量 (BOD [g-O₂/yr]、COD [g-O₂/yr]、T-N [g-N/yr])」、10) 各年度の年間総浸出量／累積埋立容積より「単位容積当たりの流出量 (BOD [g-O₂/m³]、COD [g-O₂/m³]、T-N [g-N/m³])」を整理した。

(5) 跡地利用に係る硫化水素ガス等に対する確認調査

廃棄物最終処分場および災害廃棄物仮置場で採取された試料を対象として、生物学的な物質変換のエンドポイントであるガス発生挙動を対象として、好気的および嫌氣的培養に基づく廃棄物のガス発生ポテンシャルの評価手法を確立するとともに、ガス発生の将来予測に資する速度パラメーターを算出した。

さらに、石膏ボードの埋立時に発生する硫化水素ガスの最大発生条件を検討するため、硫酸塩還元菌の基質となる糊や厚紙等の混入量をパラメーターとした培養試験を実施した。また、最終処分場で発生する硫化水素ガスの防止対策として含鉄土壌による覆土工や塩化第 2 鉄等を用いた化学反応による対応についても室内試験によって検討した。

結果と考察

(1) マニュアル (案)

健全性が疑われる廃棄物最終処分場の初動調査と応急対策に係るマニュアル (案) に取りまとめた内容の一覧を表 1 に示す。

(2) 土堰堤構造に対する非破壊調査

非破壊物理探査として、比抵抗探査を実施した一例を図 1 に示す。最上段から 1 段下を除いて地表面から深度 3m までは土堰堤に由来する 50~100 Ω-m の高比抵抗領域が層状に分布していた。最上段から 1 段下の小段における表層の高比抵抗領域は、層厚が約 1.5m と小さいが、これは土堰堤ではなく最終覆土を反映していると考えられた。表層の高比抵抗領域より深部では埋立廃棄物に由来する 20 Ω-m 以下の低比抵抗領域が広く分布していた。最上段から 1 段下における廃棄物層の比抵抗値は周辺よりも高くなっているが、これはこの小段において定期的に揚水が行われていることから、揚水井付近の洗い出しの進行や含水率の低下が生じたことが要因と考えられた。比抵抗探査によって土堰堤や覆土に起因する高比抵抗領域と、埋立廃棄物に起因する低比抵抗領域を明瞭に可視化することができた。本研究では、全ての処分場において同様の結果を得ることができ、比抵抗探査の有用性が示された。

表1 マニュアル(案)に示した初動調査・詳細調査方法と対処法の一覧

該当処分場の課題	被害状況及び問題点				調査方法				対処方法	
	事前の症状	将来の被害	要因	対策上の問題点	初期確認(概略調査)		詳細調査及び解析		応急対策	本対策
					調査項目	目的	調査・解析項目	目的		
1 堰堤の転倒や滑動	・法肩部の亀裂 ・法面のほらみ、くぼみ ・法尻部の浸出水の滲み ・水収支不全 ・堰堤天端、盛土天端の沈下、亀裂 ・植生分布の異常	・廃棄物の崩落 ・廃棄物の露出、飛散 ・有害物質の拡散及び環境破壊 ・景観の悪化	・許可を受けた施設内で、許可量を超える埋立量 ・許可面積を超える範囲に廃棄物を埋立処分 ・無許可施設等での不法投棄	・堰堤構造の資料なし ・堰堤材料の物性不明(安定性評価困難) ・廃棄物の露出等の影響露呈によって対策実施(事前防止が困難) ・下流側生活環境の大規模破壊に至る危険性あり	①資料調査による許可の有無 ②目視による投棄形態の確認(積み増し、範囲超過、山地部、平地部、くぼ地 その他) ③簡易測量、旧地形図の確認 ④主要構造物(堰堤、水路等)の目視調査 ⑤土地所有者、周辺住民等へのヒアリング	①資料調査: 堰堤有無、構造、設計条件等の確認 ②投棄形態の確認: バランス等、安定に係る状況を確認。ただし、定性的な評価による。 ③簡易測量、旧地形図の確認: 投棄範囲、厚さ、盛土勾配の確認。②の定量的評価、設計条件の概査。 ④主要構造物(堰堤、水路等)目視調査: 構造物の亀裂、漏水の確認。老朽化状況、補修の必要性評価。 ⑤ヒアリング: 過去から現在に至る経緯の把握。老朽化状況、補修の必要性評価。	①測量 ②自走式ボーリング、トレンチ ③物理探査(地中レーダー等簡易調査) ④ボーリング調査 ⑤高密度電気探査、弾性波探査 ⑥水位観測 ⑦水質分析(ヘキサダイアグラム) ⑧円弧すべり解析 ⑨液状化解析	①～③ ・堰堤構造の把握 ・変状状況、解析条件概略把握 ・詳細調査の実施位置の特定 ④～⑦ ・解析条件の設定 ・堰堤破損状況の把握 ・対策の必要性概略評価 ⑧～⑨ ・堰堤の安定性評価 ・対策工法の選定 ・モニタリング計画立案 ・恒久対策必要性、実施時期の評価	①立入禁止: バリケード、看板、杭等による一般人・車両の進入禁止措置 ②押さえ盛土: ほらみ、くぼみ等 変状部分の補強 ③ブルーシート敷設: 降雨浸透の防止、廃棄物露出応急措置 ④仮排水路整備: 雨水浸透、地表流浸透の防止措置 ⑤待ち受け擁壁、防護柵、土のう等の設置: 堰堤前壊時の二次被害防止措置 ⑥動態観測(孔内傾斜計、伸縮計、観測システム等)、監視カメラによる監視: 時間変化により、崩壊等の事前把握、応急措置実施時期の把握	①一部撤去: 荷重軽減、安定勾配確保による堰堤の安定性確保 ②堰堤の補修、再構築: 最終処分場機能の復元措置 ③土留構造物の設置: 現行基準に合致した構造部の構築による最終処分場機能の回復
2 地震時の崩壊や亀裂	・同上 ・現状健全であっても堰堤の法勾配、背面廃棄物のバランス等、外観上安定に問題があるような形状	・廃棄物の崩落 ・廃棄物の露出、飛散 ・有害物質の拡散及び環境破壊 ・廃棄物層内への降雨流入による廃棄物層の形状不安定化と有害物質溶出の進行 ・景観の悪化	・急勾配法面 ・豪雨時の雨水大量流入や排水不全等による保有水位上昇 ・堰堤強度不足 ・堰堤構造が無い	・廃棄物掘削時の露出・かく乱による地下水汚染、有害ガスの発生 ・撤去する廃棄物の処理方法 ・地震時の安定検討の際の水平震度等の設定	①資料調査 ②投棄形態の確認(積み増し、範囲超過、山地部、平地部) ③漏水発生状況確認 ④簡易水質計調査 ⑤土地所有者、周辺住民等へのヒアリング ⑥悪臭調査 ⑦簡易土壌調査	①資料調査: 許可申請の有無、設計条件の確認 ②投棄形態の確認: 浸出異常に関連する異常等の確認 ③漏水発生状況確認: 浸出水処理施設、送水管、排水管、漏水箇所、漏水状況等、水収支異常の要因個所の確認 ④簡易水質計調査: 漏水の水温、pH、電気伝導率等の確認 ⑤ヒアリング: 漏水状況、浸出水処理施設等の経緯確認、補修等の必要性評価 ⑥悪臭調査: 漏水等に伴う悪臭の有無等の確認 ⑦簡易土壌調査: 漏水等の下流側土壌等の色調による拡散状況確認	①測量 ②自走式ボーリング、トレンチ ③水位観測 ④物理探査(地中レーダー等簡易調査) ⑤ボーリング調査(透水試験、地下水検層等含む) ⑥高密度電気探査、弾性波探査 ⑦1m深地温探査 ⑧水質分析(ヘキサダイアグラム) ⑨浸透流解析 ⑩移流分散解析	①～④ ・浸出水漏水箇所の把握 ・浸出水処理施設、送排水管等の施設形状の把握、位置の確認 ・詳細調査の必要性の評価 ⑤～⑩ ・水みち等の把握 ・漏水箇所の特定 ・解析条件の設定 ・浸出水関連施設、送排水管の破損状況の把握 ・対策の必要性概略評価 ・モニタリング計画立案 ・恒久対策必要性、実施時期の評価	①立入禁止: バリケード、看板、杭等による一般人・車両の進入禁止措置 ②モニタリング措置: 拡散対策の必要性を把握するため、封じ込め対策によって浸出水を集水する。 ③汚染源の撤去 ④排水施設の復旧・新設による流末管理: 汚染源の撤去措置 ⑤仮排水路整備: 雨水浸透、地表流浸透の防止措置	①排水処理(浄化処理): 浸出水処理施設機能不全の対策 ②鉛直遮水壁の設置: 水収支不全の放流部を制御するため、封じ込め対策によって浸出水を集水する。 ③汚染源の撤去 ④排水施設の復旧・新設による流末管理: 汚染源の撤去措置 ⑤仮排水路整備: 雨水浸透、地表流浸透の防止措置
3 水収支不全	・放流水の枯渇 ・処理施設への流入量の減少減 ・排水施設以外での浸出 ・周辺水路、ため池、井戸水等の異臭、濁り ・植生分布の異常	・汚水等の外部への流出の管理困難(浸出水漏洩、浸出水集排水管機能不全) ・遮水シートの破損 ・外部からの水流入の把握が不十分	・浸出水漏洩や集排水管機能不全 ・遮水シートの破損 ・外部からの水流入の把握が不十分	・浸出水処理施設の資料なし ・浸出水が漏洩し、被害が発生して露呈(事前防止困難) ・遮水構造の把握には大規模調査が必要 ・環境破壊に伴う被害額の想定困難(対策費用の妥当性検証が必要) ・調査対策時の掘削やボーリングによる水みちの形成による汚染の拡大、複雑化 ・変動や汚染源かく乱による有害物質の流出	①資料調査 ②投棄形態の確認(積み増し、範囲超過、山地部、平地部) ③漏水発生状況確認 ④簡易水質計調査 ⑤土地所有者、周辺住民等へのヒアリング ⑥悪臭調査 ⑦簡易土壌調査	①資料調査: 許可申請の有無、設計条件の確認 ②投棄形態の確認: 浸出異常に関連する異常等の確認 ③漏水発生状況確認: 浸出水処理施設、送水管、排水管、漏水箇所、漏水状況等、水収支異常の要因個所の確認 ④簡易水質計調査: 漏水の水温、pH、電気伝導率等の確認 ⑤ヒアリング: 漏水状況、浸出水処理施設等の経緯確認、補修等の必要性評価 ⑥悪臭調査: 漏水等に伴う悪臭の有無等の確認 ⑦簡易土壌調査: 漏水等の下流側土壌等の色調による拡散状況確認	①測量 ②自走式ボーリング、トレンチ ③水位観測 ④物理探査(地中レーダー等簡易調査) ⑤ボーリング調査(透水試験、地下水検層等含む) ⑥高密度電気探査、弾性波探査 ⑦1m深地温探査 ⑧水質分析(ヘキサダイアグラム) ⑨浸透流解析 ⑩移流分散解析	①～④ ・浸出水漏水箇所の把握 ・浸出水処理施設、送排水管等の施設形状の把握、位置の確認 ・詳細調査の必要性の評価 ⑤～⑩ ・水みち等の把握 ・漏水箇所の特定 ・解析条件の設定 ・浸出水関連施設、送排水管の破損状況の把握 ・対策の必要性概略評価 ・モニタリング計画立案 ・恒久対策必要性、実施時期の評価	①立入禁止: バリケード、看板、杭等による一般人・車両の進入禁止措置 ②モニタリング措置: 拡散対策の必要性を把握するため、封じ込め対策によって浸出水を集水する。 ③汚染源の撤去 ④排水施設の復旧・新設による流末管理: 汚染源の撤去措置 ⑤仮排水路整備: 雨水浸透、地表流浸透の防止措置	①排水処理(浄化処理): 浸出水処理施設機能不全の対策 ②鉛直遮水壁の設置: 水収支不全の放流部を制御するため、封じ込め対策によって浸出水を集水する。 ③汚染源の撤去 ④排水施設の復旧・新設による流末管理: 汚染源の撤去措置 ⑤仮排水路整備: 雨水浸透、地表流浸透の防止措置
4 浸出水漏洩	同上	・周辺地下水、河川水への有害物質流入 ・地下水を介した土壌汚染 ・有害物質の拡散及び環境破壊	・遮水シートの破損・劣化 ・排水施設の破損 ・廃棄物層内部への想定を超える量の降雨等流入	・周辺地下水、河川水への有害物質流入 ・地下水を介した土壌汚染 ・有害物質の拡散及び環境破壊	①資料調査 ②投棄形態の確認(積み増し、範囲超過、山地部、平地部) ③漏水発生状況確認 ④簡易水質計調査 ⑤土地所有者、周辺住民等へのヒアリング ⑥悪臭調査 ⑦簡易土壌調査	①資料調査: 許可申請の有無、設計条件の確認 ②投棄形態の確認: 浸出異常に関連する異常等の確認 ③漏水発生状況確認: 浸出水処理施設、送水管、排水管、漏水箇所、漏水状況等、水収支異常の要因個所の確認 ④簡易水質計調査: 漏水の水温、pH、電気伝導率等の確認 ⑤ヒアリング: 漏水状況、浸出水処理施設等の経緯確認、補修等の必要性評価 ⑥悪臭調査: 漏水等に伴う悪臭の有無等の確認 ⑦簡易土壌調査: 漏水等の下流側土壌等の色調による拡散状況確認	①測量 ②自走式ボーリング、トレンチ ③水位観測 ④物理探査(地中レーダー等簡易調査) ⑤ボーリング調査(透水試験、地下水検層等含む) ⑥高密度電気探査、弾性波探査 ⑦1m深地温探査 ⑧水質分析(ヘキサダイアグラム) ⑨浸透流解析 ⑩移流分散解析	①～④ ・浸出水漏水箇所の把握 ・浸出水処理施設、送排水管等の施設形状の把握、位置の確認 ・詳細調査の必要性の評価 ⑤～⑩ ・水みち等の把握 ・漏水箇所の特定 ・解析条件の設定 ・浸出水関連施設、送排水管の破損状況の把握 ・対策の必要性概略評価 ・モニタリング計画立案 ・恒久対策必要性、実施時期の評価	①立入禁止: バリケード、看板、杭等による一般人・車両の進入禁止措置 ②モニタリング措置: 拡散対策の必要性を把握するため、封じ込め対策によって浸出水を集水する。 ③汚染源の撤去 ④排水施設の復旧・新設による流末管理: 汚染源の撤去措置 ⑤仮排水路整備: 雨水浸透、地表流浸透の防止措置	①排水処理(浄化処理): 浸出水処理施設機能不全の対策 ②鉛直遮水壁の設置: 水収支不全の放流部を制御するため、封じ込め対策によって浸出水を集水する。 ③汚染源の撤去 ④排水施設の復旧・新設による流末管理: 汚染源の撤去措置 ⑤仮排水路整備: 雨水浸透、地表流浸透の防止措置
5 浸出水集排水管機能不全	同上	・廃棄物層保有水位および基盤内の地下水位上昇による堰堤の不安定化(特に地震時) ・想定しない場所への汚水漏出 ・有害物質の拡散及び環境破壊	・設計で想定された以上の量の廃棄物埋立による過荷重 ・想定されなかった腐食物質等による排水管の損傷・腐蝕等	・設計で想定された以上の量の廃棄物埋立による過荷重 ・想定されなかった腐食物質等による排水管の損傷・腐蝕等	①資料調査 ②投棄形態の確認(積み増し、範囲超過、山地部、平地部) ③漏水発生状況確認 ④簡易水質計調査 ⑤土地所有者、周辺住民等へのヒアリング ⑥悪臭調査 ⑦簡易土壌調査	①資料調査: 許可申請の有無、設計条件の確認 ②投棄形態の確認: 浸出異常に関連する異常等の確認 ③漏水発生状況確認: 浸出水処理施設、送水管、排水管、漏水箇所、漏水状況等、水収支異常の要因個所の確認 ④簡易水質計調査: 漏水の水温、pH、電気伝導率等の確認 ⑤ヒアリング: 漏水状況、浸出水処理施設等の経緯確認、補修等の必要性評価 ⑥悪臭調査: 漏水等に伴う悪臭の有無等の確認 ⑦簡易土壌調査: 漏水等の下流側土壌等の色調による拡散状況確認	①測量 ②自走式ボーリング、トレンチ ③水位観測 ④物理探査(地中レーダー等簡易調査) ⑤ボーリング調査(透水試験、地下水検層等含む) ⑥高密度電気探査、弾性波探査 ⑦1m深地温探査 ⑧水質分析(ヘキサダイアグラム) ⑨浸透流解析 ⑩移流分散解析	①～④ ・浸出水漏水箇所の把握 ・浸出水処理施設、送排水管等の施設形状の把握、位置の確認 ・詳細調査の必要性の評価 ⑤～⑩ ・水みち等の把握 ・漏水箇所の特定 ・解析条件の設定 ・浸出水関連施設、送排水管の破損状況の把握 ・対策の必要性概略評価 ・モニタリング計画立案 ・恒久対策必要性、実施時期の評価	①立入禁止: バリケード、看板、杭等による一般人・車両の進入禁止措置 ②モニタリング措置: 拡散対策の必要性を把握するため、封じ込め対策によって浸出水を集水する。 ③汚染源の撤去 ④排水施設の復旧・新設による流末管理: 汚染源の撤去措置 ⑤仮排水路整備: 雨水浸透、地表流浸透の防止措置	①排水処理(浄化処理): 浸出水処理施設機能不全の対策 ②鉛直遮水壁の設置: 水収支不全の放流部を制御するため、封じ込め対策によって浸出水を集水する。 ③汚染源の撤去 ④排水施設の復旧・新設による流末管理: 汚染源の撤去措置 ⑤仮排水路整備: 雨水浸透、地表流浸透の防止措置
6 硫化水素等ガス発生	・異臭の発生 ・植生分布の異常 ・水蒸気、煙の発生	・悪臭 ・浸出水の水質悪化 ・調査、対策実施時の作業員の健康・生命への危険性 ・周辺植生の生育不良、枯損	・硫酸ピッチの不法投棄 ・硫酸塩源(SO ₄ ²⁻)の存在 ・硫酸塩還元菌の存在 ・有機物源(硫酸塩還元菌の炭素源)の存在 ・嫌気性環境 ・水がたまりやすい環境	・廃棄物の性状不明 ・可燃性ガス等、危険性のあるガス発生については、事故等により存在が明らかとなる(事前防止困難) ・調査時の掘削・ボーリングによるガス発生量増大 ・調査、対策のための掘削・ボーリング時の発生ガスによる作業員や周辺環境への影響	①目視調査 ②悪臭調査(検知管による測定) ③簡易掘削 ④土地所有者、周辺住民等へのヒアリング	①目視調査: 露出した廃棄物、有害物、水蒸気・煙、臭気、植生異常等の確認 ②悪臭調査: 検知管によるガス濃度の計測、影響程度の定量把握 ③簡易掘削: 目視による土壌の変色等の有無確認 ④ヒアリング: 臭気異常、埋立経緯等の経年変化の把握、補修の必要性評価	①測量 ②自走式ボーリング、トレンチ ③地中温度測定 ④ガス調査(室内試験、PID-GC)	①: 測定位置の把握 ②、③: ガス詳細分析箇所の把握、観測孔設置 ④: ガスの種類、対策の必要性評価	①立入禁止: バリケード、看板、杭等による一般人及び車両の進入禁止措置 ②化学処理: 硫酸ピッチ(酸化鉄、消石灰による) ③ガス処理: 大気放散では影響がある場合に実施 ④掘削除去: 原因物撤去 ⑤雨水排水工: 廃棄物と浸透水との反応によるガス発生防止	①キャッピング: 全面覆土、遮水シートなどによる被覆 ②ガス抜き管設置: 大気放散 ③ガス処理: 大気放散では影響がある場合に実施 ④掘削除去: 原因物撤去 ⑤雨水排水工: 廃棄物と浸透水との反応によるガス発生防止

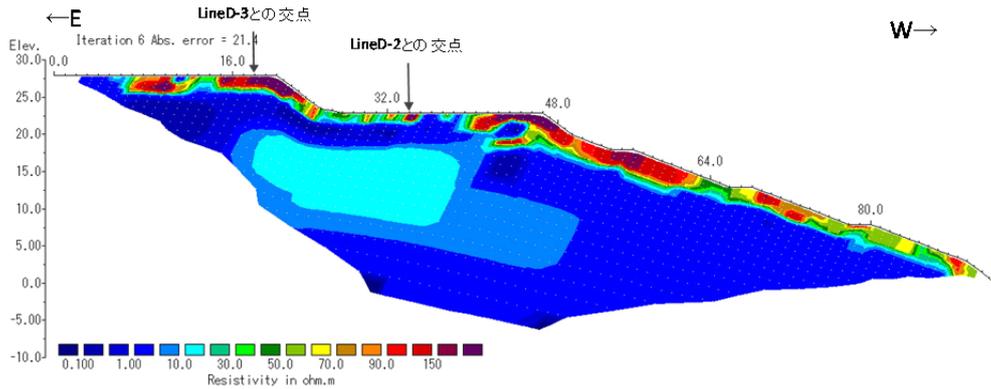


図1 比抵抗探査による構造断面図 (D 処分場)

比抵抗探査と同様の D 処分場を対象にして実施した電磁波探査結果を図 2 に示す。探査側線は比抵抗探査と同じ側線で測定したが、始点と終点が逆になっており図中の右が東、左が西にあたる。多段堰堤（現在 23 層まで埋立）の 18 層を原点にとり、以降 19 層（11～22m）、20 層（22～33m）、21 層（33～44m）、22 層（44～75m）、23 層（75～100m）のような横軸との対応になっている。一番深い面の測定値は信号の減衰が著しく、一番浅い面の測定値は周辺からの電磁場ノイズの影響を受けることからデータから除いて示している。22 層の 54m から天場となり、55m 付近にケーブルがあった。ピークはケーブルの影響と考えられる。23 層の斜面最下部には制御盤 2 台とケーブルがあった。側線はこの制御盤の間を通過しているために 22 層平面部が 23 層に近づくにつれ応答が強まるのはこれらの影響と思われる。また、22 層天場以下の応答よりもそれ以降の応答が高くなっている。これは 22 層と 23 層には天場という数 m の平面があるため、この範囲の測定値は廃棄物層からの応答を反映している。逆に言うと堰堤斜面で天場と同等の強い応答がある場合は、その堰堤が十分な厚みの土で施工されていないことが考えられる。23 層の 80m から天場となり、83m にシートがあったためここからが埋立区域となる。22 層の天場の応答に比べ強いのは 23 層の埋立区域は最終覆土がされていないことや埋立物の埋立時期の違い、つまり分解反応の進行の差が原因と推測される。本来、装置は測定面と平行に保ち探査するため、斜面を調査する場合には斜面に平行になるように傾ける。しかしこの測定方法だと深さ方向のデータが斜面と平行にスライスされた面となるために比抵抗探査結果との比較が正確でなくなるおそれがある。そ

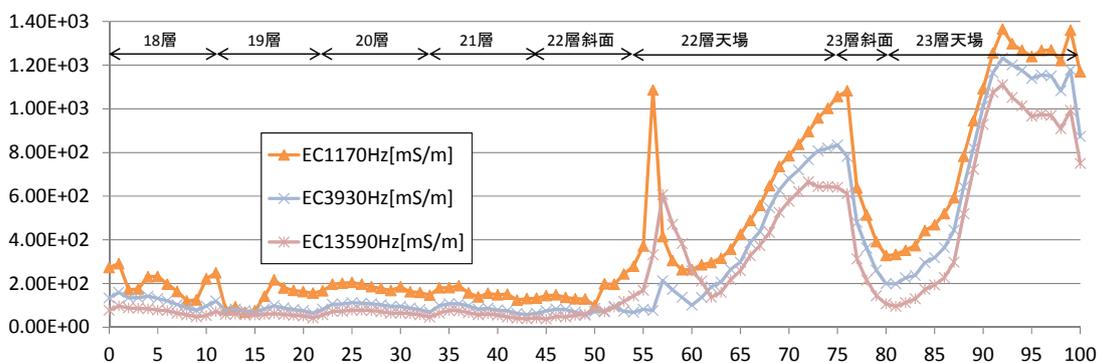


図2 D 処分場における見掛け電気伝導度（横軸は距離[m]、縦軸が電気伝導度[mS/m]）

ここで進行方向に対し装置を 90 度に保持することで各点のデータが比抵抗探査の深さと対応するような比較調査をしたところ、図と同様の結果が得られたため本調査では測定面による違いを考慮する必要がないことがわかった。以上から、電磁探査により土堰堤や廃棄物による応答の違いを短時間で簡易に示すことが出来た。また、本稿では省略したが、比抵抗断面図への変換を行うことで浅層における廃棄物と土の応答を類型化することが出来た。

落球探査 5 地点、55 カ所の測定結果（変形係数 E と地盤反力係数 K₃₀）を表 2 に示す。解析時に使用したポアソン比は、砂礫土に相当する 0.25 を用いた。探査結果における特異点影響を小さくするため調和平均によってそれぞれの地点を代表する値を求めた。本調査は 1 点の測定時間が 10 秒程度であり、測定結果も即時判定できることから、面的な強度分布等を評価する際に有効となる。

表 2 落球探査より得られた変形係数と地盤反力係数

調査地点	測定箇所	変形係数 E				地盤反力係数 K ₃₀			
		算術平均 MPa	標準偏差 —	変動係数 —	調和平均 MPa	算術平均 MN/m ³	標準偏差 —	変動係数 —	調和平均 MN/m ³
No.1	10	19.77	4.31	0.22	19.10	88.98	19.40	0.22	85.97
No.2	10	29.54	5.01	0.17	28.91	133.0	22.53	0.17	130.1
No.3	10	18.14	5.07	0.28	17.06	81.65	22.82	0.28	76.77
No.4	20	18.92	3.61	0.19	18.21	85.13	16.23	0.19	81.97
No.5	5	12.23	1.65	0.13	12.05	55.05	7.43	0.13	54.24

(3) 構造安定性を評価するための地盤定数の把握

焼却灰を主体とする埋立地盤においては、供試体寸法が大きいケースにおいて、非排水せん断強度の低下が確認された（図 3）原因としては、粗粒分の破碎に伴うダイレイタンシー特性の変化、すなわち間隙水圧の上昇による平均有効主応力の低下が挙げられる。木材を夾雑物として含有する土砂系廃棄物埋立地盤においては、質量比で 1~2% 程度の夾雑物含有は強度変形特性に大きな影響は及ぼさない。廃棄物を模したプラスチック製繊維状物質の混合により、締固め度が高い領域での強度変形特性は、剛性が低下するものの最大せん断強度は大きくなることが確認できた。一方、締固め度が低い領域においては、強度変形特性はほとんど影響を受けないことが明らかになった。また、繊維状物質の形状の影響をみると、細長比の大きい形状の物質が混合されている場合がより補強効果が高いことが明らかになった。

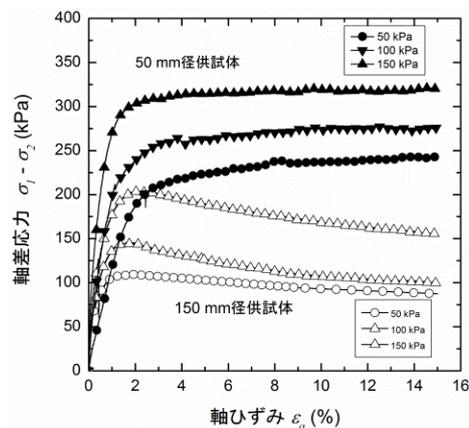
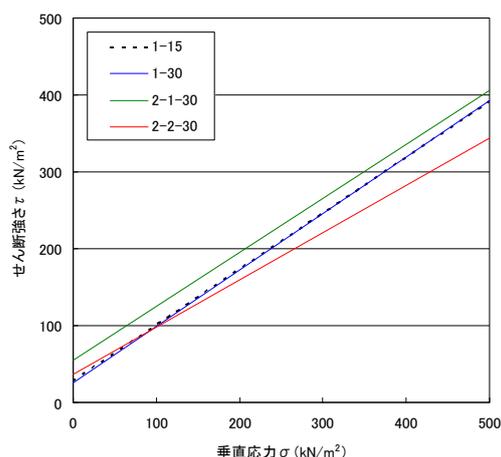


図 3 強度特性のスケール効果

深さ 1.5 m からサンプリングした産業廃棄物試料を用いて直径 30 cm の供試体による大型三軸圧縮試験（ケース 1-30）と直径 15 cm の中型三軸試験の結果（ケース 1-15）を比較すると、供試体サイズの差異による強度（不飽和条件下）に違いは見られなかった。これは、今回使用した産業廃棄物試料の粒度分布が影響していると考えられる。また、深度 3.0 m からサンプリングした産業廃棄物試料を用いた不飽和条件（ケース 2-1-30）と飽和条件（ケース 2-2-30）を比較すると、不飽和条件下の方が大きな強度を発現することがわかり、一般的な土壌試料と同様の傾向となった。



試料	ケース名	内部摩擦角 ϕ (°)	粘着力 c (kN/m ²)
No.1	1-15	36.0	28.4
	1-30	36.4	25.2
No.2	2-1-30	35.1	55.0
	2-2-30	31.6	36.1

図 4 中型・大型三軸圧縮試験（CD 条件）の結果

(4) 浸出水漏洩等の水収支不全に対する確認調査

ページの必要性：採水前ページは浸出水の影響を検知するために有用であること、ただし、周辺に涵養地下水域や河川が存在する場合、ページを避ける必要があることがわかった。

浸出水の影響が最大となる調査期間：多量の降雨(300mm/月以上の降雨)から約 1.5 ヶ月後～3 ヶ月後までの期間(8 月～10 月)に実施した方がよいこと、そして、この期間においては、ページの必要がないことがわかった。ただし、この期間であっても 9 月 2 日や 11 月 25 日のように、調査前に約 500mm/月や 250mm/月の降雨がある月での調査を避ける必要があることも明らかになった。

希釈率換算ヘキサダイアグラムの浸出水の漏水指標としての汎用性：埋立廃棄物の種類が異なる 4 か所の最終処分場において調査した結果、汎用性が高いことがわかった。ただし、適用に当たっては、適切なバックグラウンド地点および廃棄物層底部からの浸透水や浸出水を採取することが重要であることもわかった。

処分場から得られた水質や処分場構造、埋立履歴等の一連の情報から、一部の処分場を除いて、濃度ではなく、単位容積あたりの流出量を用いることにより、浸出水中の生分解性物質由来の BOD、COD および T-N の経時的な減衰が一次反応式で表現できることがわかった。また、埋立容量当たりの浸出水量に対する累積埋立容量当たりの負荷量変化 ($L/\Sigma V$ vs Q/V) を中心にして負荷量の時間または浸出水量に対するトレンドを比較することで、処分場からの塩化物イオンの流出特性を評価することができることがわかった。また、処分場への透水性を反映する物質の流出挙動は、埋立層の密度や短絡流の分布、すなわち埋立施工管理の状況に依存していることが示唆された。

(5) 跡地利用に係る硫化水素ガス等に対する確認調査

埋立前の焼却等の中間処理や、不燃物物の破碎選別等により、搬入物の管理・制限を行ってきた処分場においては、試料中の生物分解性有機物の含有量は1%以下であり、埋立前処理による有機物低減効果が現れていることが示唆された。うち、嫌氣的ガス化ポテンシャルが検出されない試料もあり、将来的なガス発生量自体の減衰や廃止に向けた可能性が推測された。ただし、幾つかの試料では、試料中の分解性成分が保存された状態で残っており、長期的な維持管理および跡地利用の上では環境変化（特に内水位の変化）に留意することの必要性が示された。また、これらの分解速度は総じて低く、分解性が高くないことも明らかにされた。一方、有機物を含む廃棄物が埋め立てられた処分場では、生物分解性有機物の含有量や嫌氣的ガス化成分が多く検出されるなど、長期的なガス発生継続と浸透水を通じた環境汚染リスクの残存が懸念された。

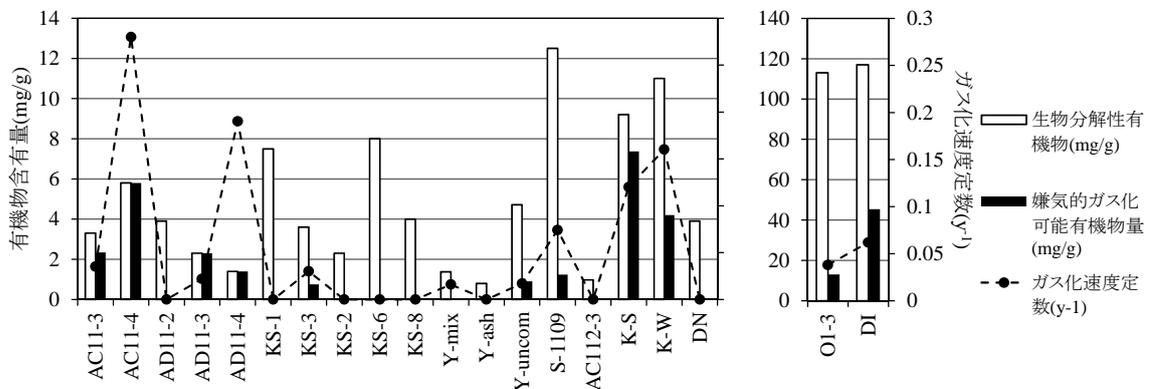


図5 生物分解性ポテンシャルおよびパラメーター一覧

石膏ボードの埋立時に発生する硫化水素ガスの最大発生条件を検討するため、硫酸塩還元菌の基質となる糊や厚紙等の混入量をパラメーターとした培養試験を実施した結果、糊より厚紙により硫化水素ガスが大量に発生することが判明し、硫化水素ガス発生を防止するには、厚紙の混入を避ける必要性が示唆された。また、硫化水素ガス発生量が最大となった条件は、厚紙 10 g : 石膏粉 5 g = 2:1 で、さらに微量の糊 0.1 g が添加されたケースであった。特に、硫化水素ガスの発生量を低下させるには、厚紙/石膏粉を 2 以下の配合比になるようにすることが必要である。また、最終処分場で発生する硫化水素ガスの防止対策として含鉄土壌による覆土工や塩化第 2 鉄等を用いた化学反応による対応についても室内試験によって検討した結果、以下の対策が有効であることが示された。ガスの通過する位置に遊離酸化鉄（本実験では約 10% 程度：結晶質遊離鉄 (Fed)=6.67%、非晶質遊離鉄(Feo)=4.91%) を多く含む火山灰土壌などに鉄粉を約 5% 程度添加した覆土を敷設すること。次いで、廃棄物層に塩化第 2 鉄 (1 mmol/L 溶液) や鉄粉 5% 程度を添加して、硫化水素ガスの発生を抑制することが有効であった。

環境政策への貢献

平成 10 年に基準省令が改正され、環境に対する国民の意識向上と相まって近年の廃棄物最終処分場が不健全となるような事例は少なくなっている。しかしながら、基準省令以前に整備さ

れたものや、環境行政の人手不足や業者の認識不足等から、予期せずに不健全な処分場となり、結果的に不適正となってしまう事例もある。また、平成 10 年改正時に、旧厚生省より、一般廃棄物最終処分場 1901 箇所の内、共同命令違反と認められるか、違反と疑われる処分場は 538 箇所との報告も出されている。また、環境行政における環境汚染防止の一つの目安が、環境保全上の支障を生じさせないことであるため、支障が発見されない限りは具体的な対策や予算措置を取ることができない状況もある。指導や巡回といった自治体職員の日々の業務の中で、不適正では無いが、処分場管理者に技術的知見が無く、直感的に不安を感じる処分場と出会うこともある。また、不適正とは言えないが、健全とは言いがたい、制度上の隙間に位置しているような処分場も存在する。これら健全性が疑われる最終処分場に対し、本当に不健全であるかどうかの確認や、不健全であった場合に軽微な措置で不適正化を防止することができれば、将来、負の遺産となる廃棄物処分場を軽減させることに役立つと考えられ、ひいては、廃棄物行政の信頼向上にも繋がることと思われる。本研究で取りまとめた内容は、健全性が疑われる処分場に対して、自治体職員や地方環境研究所の研究者が、現地踏査を通して確認すべき事項、詳細調査を実施すべき内容、処分場管理者に過度な負担を掛けずに対応できる応急対策について取りまとめており、環境行政の一助となることを目指した。

研究成果の実現可能性

一連の研究成果は、実在の廃棄物最終処分場を対象にした現地調査を元に得られたものである。そのため、本研究成果は既に実証という形で実施されたとも言えることから、実現可能性は十分にあるものと考えられる。表 1 のマニュアル（案）内容の一覧でも示したように、「平成 21 年度不法投棄等事案に係る技術的分析調査業務 報告書」（平成 22 年 3 月、（財）産業廃棄物処理事業振興財団）、「支障除去のための不法投棄現場等現地調査マニュアル」（平成 18 年、（財）産業廃棄物処理事業振興財団）などと同様に現場調査、特に初動調査や簡易な応急対策を講じる上での資料の一つとして利用できると思われる。

結論

(1) マニュアル（案）

不適正とはいえないが健全性が疑われる最終処分場の初動調査と詳細調査、応急対策に係る知見をマニュアル（案）という形式で、土堰堤に係る不健全性の確認調査、漏水に係る不健全性の確認調査、跡地利用に係る不健全性の確認調査について取りまとめた。

(2) 土堰堤構造に対する非破壊調査

多段積み土堰堤を有する最終処分場において比抵抗探査を実施したところ、土堰堤や最終覆土層に起因する高比抵抗領域を明瞭にとらえることができた。このことから、比抵抗探査によって処分場の土堰堤や遮水工を非破壊的に可視化できることから、処分場における内部構造の健全性を非破壊的に評価できることが示された。電磁探査による見かけ電気伝導度測定により廃棄物層と土を区別することができた。また、比抵抗断面図への変換を行うことで浅層における廃棄物と土の応答を類型化することが出来た。

落球探査によって非破壊で変形係数 E と地盤反力係数 $K30$ を求めることが可能である。本調査

は1点の測定時間が10秒程度であり、測定結果も即時判定できることから、面的な強度分布等を評価する際に有効となる。また、土堰堤がセメント改良されているかどうかを変形係数の値によって推察することも可能である。

(3) 構造安定性を評価するための地盤定数の把握

実際の埋立廃棄物等を用い、供試体寸法、混入している廃棄物の量や性状が廃棄物地盤の強度特性に及ぼす影響を圧密排水／非排水三軸圧縮試験により明らかにした。

中型（直径15 cm）と大型（直径30 cm）の三軸圧縮試験（CD条件）を実施したところ、供試体寸法が強度に及ぼす影響は確認されなかった。また、不飽和条件下の方が飽和条件よりも強度定数が大きくなることが実験的に明らかにされた。不飽和条件では、内部摩擦角が35～36度程度、粘着力が25～55 kN/m²であったが、飽和条件にすると、内部摩擦角が31度、粘着力が36 kN/m²となった。

(4) 浸出水漏洩等の水収支不全に対する確認調査

地下水環境基準項目の測定は年1回であるため、実施時期の設定は重要であるが、本研究によって、8月～10月が最適であることが明らかになったことによって、効率的な地下水モニタリング計画を立てることが可能となる。また、汚染源の流入割合に基づいて予測した汚染地下水のヘキサダイアグラム（希釈率換算ヘキサダイアグラムと呼ぶ）は地下水汚染源の特定に汎用性が高い手法であること、最終処分場への信頼性を増すと同時に、効率的な漏水防止対策が実施できる。

廃棄物最終処分場へのアンケート調査によって得られた水質や処分場構造、埋立履歴等の一連の情報から、生分解性物質由来のBOD、CODおよびT-Nの経時的な減衰は一次反応式で表現でき、生分解や吸脱着の影響を受けない塩化物イオンの流出特性は流出負荷量の時間または浸出水量に対するトレンドを比較することで評価できることがわかった。

(5) 跡地利用に係る硫化水素ガス等に対する確認調査

廃棄物最終処分場および災害廃棄物仮置場で採取された試料を対象としたガス発生ポテンシャルの評価を行った。埋立前の焼却等の中間処理や、不燃物物の破碎選別等により、搬入物の管理・制限を行ってきた処分場においては、試料中の生物分解性有機物の含有量は1%以下であり、埋立前処理による有機物低減効果が現れていることが示唆された。うち、嫌氣的ガス化ポテンシャルが検出されない試料もあり、将来的なガス発生量自体の減衰や廃止に向けた可能性が推測された。

廃棄物層からの硫化水素ガス発生を防止するには、石膏ボードの厚紙の混入を避ける必要性が示唆された。また、最終処分場で発生する硫化水素ガスの拡散防止対策としては、ガスの通過する位置に遊離酸化鉄（例えば約10%程度：結晶質遊離鉄(Fed)=6.67%、非晶質遊離鉄(Feo)=4.91%)を多く含む火山灰土壌などに鉄粉を約5%程度添加した覆土を敷設することが効果的であった。

健全性が疑われる廃棄物最終処分場の 初動調査と応急対策に係るマニュアル（案）

1 総則

本マニュアル（案）は、環境省環境研究総合推進費補助金「最終処分場機能の健全性の検査手法と回復技術に関する研究（平成 23～25 年度）」の総合研究報告書として取りまとめたものである。

1.1 目的

健全性が疑われる最終処分場に対して実施すべき初動調査、詳細調査、応急対策を明らかにすることを目的としている。特に、廃棄物の処理および清掃に関する法律（昭和 45 年法律第 137 号。以下、廃掃法とする。）の改正以前である平成 10 年以前に整備された最終処分場では、管理者の不在や、処分場施設の図面が残っていない等の状況が考えられ、処分場構造自体が不明な場合がある。また、構造基準には貯留堰堤に関する基準はあるが、処分場内に設置される土堰堤（法面部）に関する基準はないため、平成 23 年 4 月に環境省大臣官房廃棄物・リサイクル部から発出された「廃棄物処理施設の定期検査ガイドライン（第 1 版）」にも、この土堰堤に関する検査方法は記されていない。しかしながら、東日本大震災を受けて、各地で土堰堤の耐震性に関する検討が進められていることから、本マニュアルでは、土堰堤の構造安定性の検査方法等について取りまとめた。本マニュアルに解説した、対象処分場が健全性を有するかどうかを検査するための手法や調査結果の評価方法を、所管自治体や地方環境研究所等が理解し、自ら調査や適正化に向けた指導、対処を行う際の一助となれば幸いである。

1.2 適用範囲と想定される支障等

本マニュアルの適用範囲は、一般廃棄物最終処分場および管理型産業廃棄物処分場であるが、土堰堤の構造安定性や発生ガス対策の一部の調査法や応急対策については、安定型産業廃棄物処分場にも適用可能である。また、健全性が疑われる処分場だけではなく、容量超過等で既に不適正な処分場等にも適用可能な調査法等を含んでいる。また、廃掃法改正以前に整備された処分場や、小規模（ミニ）処分場も対象としており、処分場の位置や構造に関する図面等が残っていない、または図面等が信頼に足るもので無いなどの状況下で、初動調査、詳細調査、応急対策として何をすべきかについて取りまとめた。

本マニュアルでは処分場が不健全であるために想定される支障として、(1) 土堰堤の転倒や滑動、(2) 地震時の崩壊や亀裂、(3) 水収支不全（外部からの流入水等）、(4) 浸出水漏洩、(5) 浸出水集排水管機能不全、(6) 硫化水素ガス等発生を取り上げた。以下にそれぞれの支障の要因や症状、被害、対策上の問題点等をまとめた。

(1) 土堰堤の転倒や滑動

廃掃法改正以前の廃棄物処分場では、急勾配な堰堤構築や、廃棄物の埋立方法等に問題がある

場合があり、廃棄物の崩落や露出によって周辺環境に支障を及ぼす影響が懸念される。その主な要因、事前の症状、発生する想定被害、対策等について表1に示す。

表1 土堰堤の転倒や滑動が懸念される要因や症状等

主な要因	事前の症状	発生が懸念される被害	対策上の問題点
<ul style="list-style-type: none"> ✓ 許可を受けた施設内において、許可量を超える埋め立てを行うこと。 ✓ 許可を受けた施設内において、許可面積を超える範囲に埋め立てを行うこと。 ✓ 許可を受けていない場所で不法かつ無秩序な埋め立てを行うこと。特に堰堤が急勾配であること。 ✓ 堰堤構造が存在しないこと。 ✓ 廃棄物層内への渓流水や豪雨時の雨水大量流入や排水不全による廃棄物層保有水位の上昇 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 堰堤法面に変状（はらみ出し、ひずみ、亀裂、沈下、侵食等）。 ✓ 堰堤背面の廃棄物層天端に沈下、亀裂等。ただし、沈下については単に廃棄物の分解により廃棄物層の体積が減少することにより発生している場合も考えられるため、堰堤前面の変状と併せて判断する必要がある。 ✓ 堰堤法尻部等の浸出水 ✓ 施設の水収支不全 ✓ 植生分布の異常（浸出水による加湿など） 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 廃棄物の崩落 ✓ 廃棄物の露出、飛散 ✓ 悪臭物質、有害物質の拡散および環境汚染 ✓ 景観の悪化 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 堰堤構造の資料（設計図書）の不備 ✓ 堰堤材料の物性不明（安定性を評価することが困難） ✓ 廃棄物の露出等による影響が露呈するまで発覚しないことが多い（事前防止が困難） ✓ 下流側生活環境の大規模支障に至る危険性あり ✓ 対策工事での廃棄物掘削時の露出・かく乱による地下水汚染、有害ガスの発生 ✓ 撤去する廃棄物の処理方法 ✓ 地震時の安定検討の際の水平震度等の設定

(2) 地震時の崩壊や亀裂

処分場が地震時に崩壊やその前兆となる亀裂や変状等の影響を受けるかを事前の調査・解析で判定しようとするものであり、その多くは、土堰堤の転倒や滑動に対する考え方と同様である。

(3) 水収支不全

処分場に浸透した降水に対する内部貯留量と浸出水流出量の収支がとれない状態や、外部からの流入水が認められて浸出水流出量が多い状態、降雨浸透した水量に比較して浸出水量が著しく

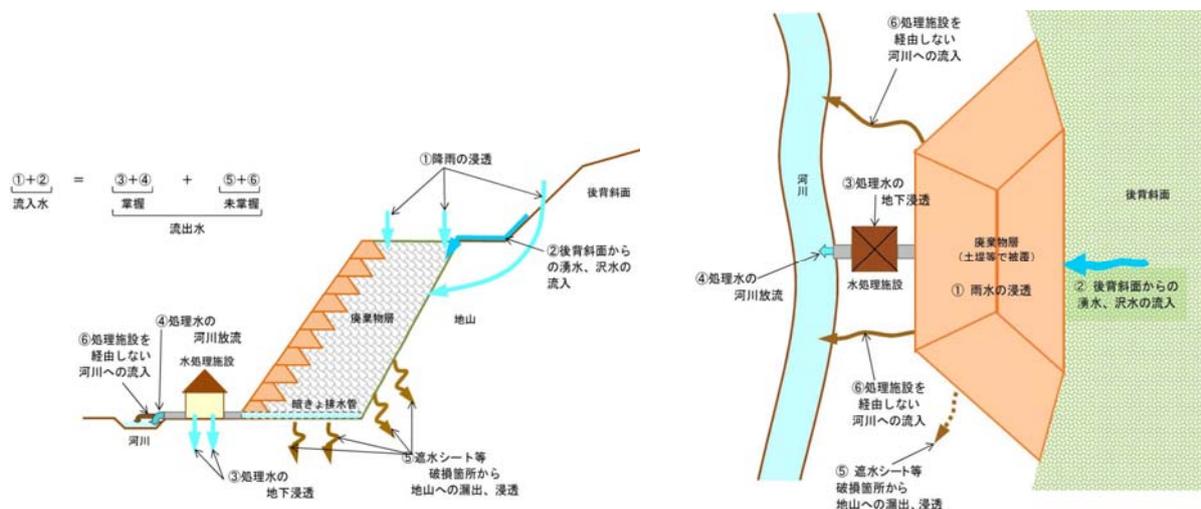


図1 水収支不全に関するイメージ図（左が断面、右が平面）

少ない状態などの水収支不全是、その要因が遮水構造の不全による浸出水の漏洩や地下水の流入、浸出水集排水管の機能不全による浸出水の滞留であることが多く、これらの機能不全は土堰堤の転倒や滑動、地震時の崩壊や亀裂の要因となる廃棄物層内の内部保有水位上昇をもたらす場合があるため、懸念される支障全てに関わる前兆の一つといえる。したがって、処分場の水収支を把握し、不全の要因を確定することが、他の5つの支障の早期発見と被害拡大の防止につながるものといえる。水収支不全のイメージを図1に。水収支不全の主な要因、事前の症状、発生する想定被害、対策等について表2に示す。

表2 水収支不全に関する要因や懸念等

主な要因	事前の症状	発生が懸念される被害	対策上の問題点
<ul style="list-style-type: none"> ✓ 集排水管機能不全 ✓ 遮水シート、遮水構造物の破損による浸出水漏水や地下水の流入 ✓ 降水や地下水等、外部からの水流入の把握が不十分 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 放流水の枯渇 ✓ 浸出水処理施設への流入量の減少、増加 ✓ 浸出水水質の急激な変動 ✓ 排水施設以外での浸出 ✓ 周辺水路、ため池、井戸水等の異臭、濁り ✓ 植生分布の異常 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 浸出水等の外部からの隔離や外部への流出の管理が困難（浸出水漏洩、浸出水集排水管機能不全） ✓ 廃棄物層内部保有水の水位上昇による堰堤の転倒や滑動、地震時の崩壊や亀裂 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 浸出水処理施設の設計資料がない ✓ 浸出水の漏洩による被害が発生して初めて発覚することが多い（事前防止困難） ✓ 遮水構造は廃棄物層などの下位に埋まっていることから、破損状況等の把握には大規模調査が必要となることが多い ✓ 生活環境の支障に伴う被害額の想定困難（対策費用の妥当性検証が必要） ✓ 調査対策時の掘削やボーリングが水みちを形成して、水質汚染が拡大・複雑化する場合がある ✓ 対策による水位変動や汚染源かく乱による有害物質の流出

(4) 浸出水漏洩

水収支不全の主要な要因の一つが浸出水漏洩である。土堰堤からの漏水や、貯留堰堤からの越流であれば、目視判定が容易であるが、遮水シートが破損した場合等による地下への漏洩は、顕在化しにくく、顕在化した時点では修復が困難になっている場合が多い。また、漏洩経路の確定も困難であるため、対策が難しいことが多い。さらに遮水工の不全は周辺からの地下水の流入を招き、保有水水位の上昇につながる。

(5) 浸出水集排水管機能不全

浸出水漏洩と同様に、水収支不全の主要な要因の一つである。集排水管の目詰まり等、後発的に生じた要因や、そもそも設計自体が悪く集排水管の機能が十分に果たせていない等によって集排水が不十分で、結果的に廃棄物層内の保有水水位が上昇することにつながる。このような現象により、浸出水の漏洩や、堰堤の転倒や滑動、地震時の崩壊や亀裂につながることを懸念される。

(6) 硫化水素ガス発生

硫化水素等の有害ガス発生は、廃棄物処分場に埋め立てられた物質が原因であるが、硫酸塩還元菌の基質となる有機物や硫酸根等を受入廃棄物から除外することが困難であることから、廃棄物層内部を嫌気性にしないことや、そのために内部保有水の水位を上昇させず、滞留水（宙水）を減少させる等の埋立方法の改善が必要となる。硫化水素ガス発生に関する主な要因と症状等について表3に示す。

表3 硫化水素ガス等発生に関する要因や懸念等

主要要因	事前の症状	発生が懸念される被害	対策上の問題点
<ul style="list-style-type: none"> ✓ 硫酸ピッチの不法投棄 ✓ 廃棄物等に由来する硫酸塩源 (SO₄²⁻) の存在 ✓ 硫酸塩還元菌の存在 ✓ 有機物源 (硫酸塩還元菌の炭素源) の存在 ✓ 水が滞留しているなどの嫌気性環境 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 異臭の発生 ✓ 水蒸気の発生 ✓ 煙、火災の発生 ✓ 立ち枯れや変色等周辺植生分布の異常 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 悪臭、異臭 ✓ 火災 ✓ 周辺植生の生育不良、枯損 ✓ 硫化水素ガス等による浸出水の水質悪化 ✓ 調査、対策実施時の作業員の健康・生命への危険性 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 廃棄物の性状が不明 ✓ 可燃性ガス等、危険性のあるガス発生については、事故等により存在が明らかとなることが多い (事前防止困難) ✓ 調査時の掘削・ボーリングにより、ガス発生量が増大することがある ✓ 調査、対策のための掘削・ボーリング時の発生ガスが作業員や周辺環境へ悪影響をおよぼす場合がある

2 不健全性に係る確認調査方法

健全性が疑われる処分場に対しては、住民等に不要な不安を抱かせないためにも、不健全性による支障が顕在化する前段階で、適切かつ迅速な調査を行い、必要に応じて応急対策を施すことが望ましい。不健全な状態が明らかとなり、支障が顕在化した後では、対策や調査費用が莫大となることも想定されることから、支障の未然防止を基本として、初動調査、ならびにそれを受けて詳細調査を実施することが有効と考えられる。調査の段階としては、初動調査 (現地踏査や概略調査) と詳細調査および解析の2段階に分けて示した。

初動調査は、処分場の健全性が疑わしいが支障が顕在化していない場合に、担当者 (所管自治体の職員や地方環境研究所の職員) が書類調査や現地踏査によって状況を把握することを目的としている。その際、現地踏査は目視確認が主体となるが、簡易水質計やサンプリング容器などの携行による簡易計測、簡易サンプリングも実施することが望ましい。また、チェックシート等を用意することで、経験にかかわらず重要な事項の見落としを防ぐことが可能と考えられる。なお、初動調査にて明らかな支障が認められた場合には、迅速な応急対策が必要となる。

詳細調査は、支障の要因を特定するとともに、対策工 (恒久対策と応急対策の双方) の設計に必要な基礎的なデータを収集することが目的である。土堰堤や廃棄物層の崩壊に対する安定性や地下水の動態など、調査によって全体像をつかむことが難しい事象や状況によって変化するものについては、シミュレーションやデータ解析等が必要になるが、その際に必要なデータを収集することも詳細調査の重要な目的である。初動調査とは異なり、詳細調査では専門的な技術や経験が要求されるため、地方環境研究所や大学等の研究機関への協力要請や、必要に応じて専門家や専門業者に委託することも考えられる。

2.1 土堰堤に係る不健全性の確認調査

土堰堤の転倒や滑動、地震時の崩壊や亀裂の2つの支障を合わせた、土堰堤に係る不健全性の確認調査手法について図2に示す。

初動調査の「①資料調査」は、廃棄物処分場申請時の資料とその内容確認、地形・地質情報の収集である。貯留構造物や土堰堤の設計形状、寸法、規格等を確認し、旧地形図情報や地質図、周辺の既往地質調査結果等の地質情報の収集を実施する。「②現地踏査」では、目視および簡易測定、ヒアリング等によって現地の状況確認を行う。目視による埋立形状の確認では、土堰堤勾配

や埋立用量、積み増し状況、窪地の有無等を確認し、可能であれば簡易測量で、埋立範囲、厚さ、盛土勾配等を確認することが望ましい。また、目視により主要構造物である貯留堰堤や水路等に亀裂や漏水（その痕跡も含める）の有無を確認する。さらに、土地所有者や近隣住民等へのヒアリングを行うことで、埋立経緯や埋立時の状況、変状発生の有無等を確認する。

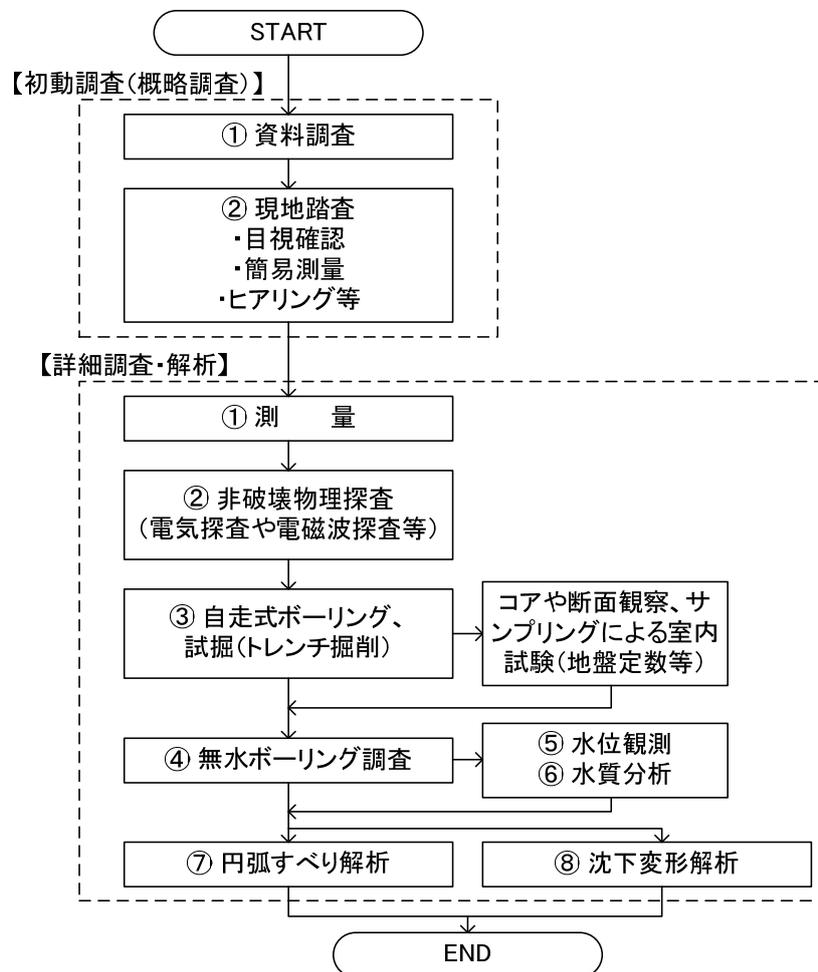


図2 土堰堤に係る不健全性の確認調査手法

初動調査を踏まえ、詳細調査計画をたて、地方環境研究所や専門業者等の経験者によって詳細調査を行う。「①測量」は簡易的な測量ではなく、土堰堤を含む処分場全体を対象とし、周辺地形を含めた全体像を把握する。既存図面があればその寸法と対比して変状を確認し、既存図面が無ければ特異点の抽出を行う。また、周辺地形を含めて表流水の動き等を予測し、水収支計算等に対する基礎データとする。「②非破壊物理探査」としては、電気比抵抗探査、電磁波探査、弾性波探査の他に、落球探査等も実施すると有効である（廃棄物最終処分場に適用した実例を参考資料1、2、3、4に示す）。非破壊検査によって土堰堤構造等を把握し、図面通りであるかどうか検証することも可能である。また、落球探査によって廃棄物地盤の変形係数や地盤反力係数を得ることもできる。また、非破壊物理探査で見つかった特異点は試掘等のサイト選定にも役立つ。「③自走式ボーリング、試掘」では、構造上重要と思われる地点や、先述の非破壊探査によって見出された特異点を対象として、廃棄物のサンプリングや断面観察を実施する。これによって想定され

ている通りの埋立廃棄物であるかどうかを検証するとともに、水位や含水比等の確認を行う。廃棄物試料では、粒度分布や乾燥密度等を求めることで、後の円弧すべり解析の基礎的な情報を得るよう努める。比較的多量の試料が採取できるのであれば、廃棄物試料を現場密度と同等の密度に再構成して粘着力や内部摩擦角、圧密係数等を求めて、円弧すべり解析等で利用できる可能性がある。この際は、なるべく大きな実験系を構築し、廃棄物の粒径分布も考慮した実験がことが望ましい（参考資料 5、6 参照）。なお、自走式ボーリングや、試掘等を実施時には、保有水水位や水みち、宙水等を観察することが望まれる。

「④無水ボーリング調査」では、標準貫入試験を実施して N 値を求め、コアサンプルをほぼ未攪乱で採取して層序に関する情報を得るとともに、掘削孔を利用して場内観測井戸（水位や温度観測用）を仕立てて、埋立地の内部情報を把握する。水位が確認された場合には、水位観測や水質分析用のサンプリングを行うが必要である。また、処分場の保有水は、宙水となっている可能性があり、一旦水位が確認された後に、水位が再び観測されなくなることもあるため、コアを抜き出す度に水位観測を行うことが望ましい。一連の調査で得られた結果を元に、「⑦円弧すべり解析」を実施する。そのため、①から⑥までの詳細調査では円弧すべり解析に必要な情報を取得できるように努める。一般的に廃棄物地盤は粒径が多様であり液状化の心配は無いものの、まれに粒径が比較的細かく、粒径分布が均一な廃棄物も存在することから、③や④の調査で得られた粒度分布等をもとにして、「⑧沈下変形解析」として「液状化判定」を行うことも有意である。

2.2 漏水に係る不健全性の確認調査

水収支不全、浸出水漏洩、浸出水集排水管機能不全、の 3 つの支障を合わせた、漏水に係る不健全性の確認調査手法について図 3 に示す。

初動調査の「①資料調査」は、廃棄物処分場申請時の資料とその内容確認、地形・地質情報の収集である。貯留構造物や土堰堤の設計形状、寸法、規格等を確認し、旧地形図情報や地質図、周辺の既往地質調査結果等の地質情報の収集を実施する。「②現地踏査」では、目視および簡易測定、ヒアリング等によって現地の状況を確認する。目視によって外周排水路の有無やその目詰まり、主要構造物である貯留堰堤や水路等に亀裂や漏水（その痕跡も含める）の有無を確認し、周辺地形との関係、覆土部のくぼみ、植生異常等を観察する。漏水等が確認された場合や、外周水路、周辺の河川等の水をサンプリング可能な場合、簡易水質計等によって水質を確認しておくことも重要である。また、土堰堤等からの漏水の場合、油膜や臭気等の有無によって保有水か表流水かを判定ができる場合があるため、五感を用いて注意深く観察することが望まれる。可能であれば簡易測量によって、埋立範囲、厚さ、盛土勾配等を確認することが望ましい。さらに、集排水管やガス抜き管の閉塞状況についても確認しておくことが望ましい。また、土地所有者や近隣住民等へのヒアリングを行うことで、埋立経緯や埋立時の状況、変状発生の有無等を確認する。

初動調査を踏まえて詳細調査計画を立て、研究機関や専門業者等の経験者による詳細調査を行う。「④測量」は簡易的な測量ではなく、土堰堤を含む処分場全体を対象とし、周辺地形を含めた全体像を把握するために実施する。特に、覆土の勾配や、凹凸、周辺地形との取り合いの部分に注意して、表流水の流れ込み等を評価し、水収支計算の際に参考になる測量を行うことが必要である。「②非破壊物理探査」としては、電気比抵抗探査、電磁波探査、弾性波探査を実施すると有効である（廃棄物最終処分場に適用した実例を参考資料 1、2、3 に示す）。非破壊検査によって保

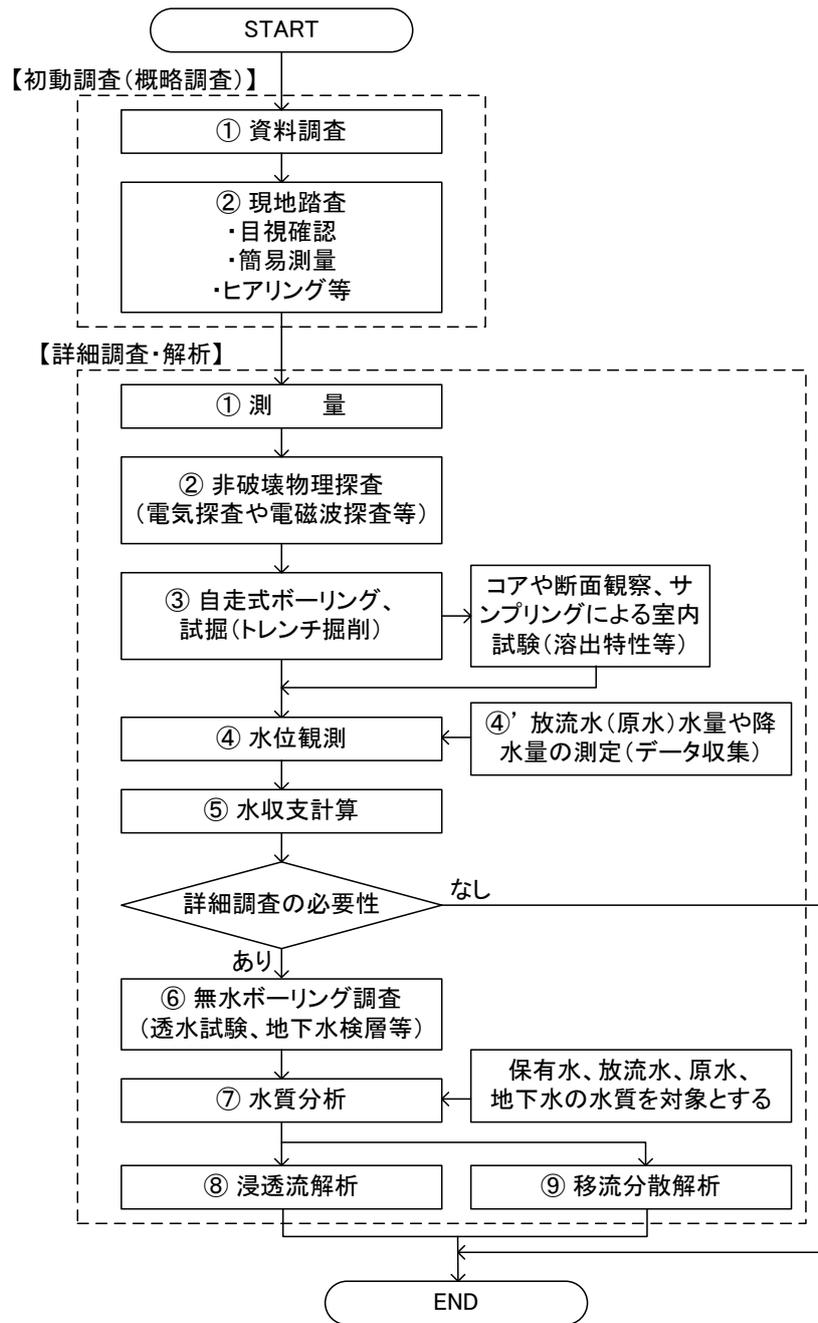


図3 漏水に係る不健全性の確認調査手法

有水水位や宙水の有無を確認し、埋立地内部の水の状況を間接的に把握する。また、非破壊物理探査によって特異点が見付かった場合、試掘等のサイト選定にも役立つ。「③自走式ボーリング、試掘」では、非破壊探査によって見付かった特異点を対象として、廃棄物のサンプリングや断面観察を実施し、廃棄物の質や水位、含水比等を確認する。廃棄物試料では、重金属等よりも一般環境項目である汚濁成分に着目した溶出試験等を実施しておくことが望ましい。自走式ボーリングや、試掘等を実施した際には、処分場内の保有水「④水位」や水みち、宙水等を観察する。また、放流水もしくは原水水量や降雨量のデータを把握し、水収支計算を行う(④')。水収支が著しく合わない等の異常が認められた場合には、その原因が漏水によるものか、表流水が処分場内

に入り込んでいるか等を確認する再調査を実施する。この際、希釈率換算型ヘキサダイアグラムを用いて、周辺観測井戸の水質と原水水質等を比較し、水質の類似性によって漏水の可能性を効果的に検証できる（参考資料 8 参照）。

「⑤水収支計算」では、降雨量、浸出水量や、気象条件等から蒸発量を求めたり、地域毎で目安となる浸出係数等を利用して水収支の概略計算を行い、水収支不全が発生しているか判定を行う。この水収支計算によって、不健全性が疑われる場合には以降の詳細調査を実施し、問題が無ければ以降の調査委調査を止め、水位や水量観測を継続して再度、水収支計算を行う等の対応が考えられる。不健全性が疑われた場合、「⑥無水ボーリング調査」によって、コアサンプルをほぼ未攪乱で採取して層序や廃棄物の質に関する情報を得る。また、掘削孔を利用して場内観測井戸（水位や温度観測用）に仕立て、必要に応じて原位置透水試験や地下水検層を実施して埋立地の内部情報を把握する。水位が確認された場合には、水位観測と水質分析用のサンプリングを行う。また、保有水が宙水となっており、一度水位が確認された後に水位が再び観測されなくなる場合もあるため、コアを抜き出す度に水位観測を行う。一連の調査で得られた結果を元に、「⑧浸透流解析」を実施して、処分場内もしくは内外の水の流れを把握する。汚染物質の漏洩が問題となっている場合には、「⑨移流分散解析」を実施して、浸透流解析と合わせて物質移動予測や検証の計算を行う。

2.3 跡地利用に係る不健全性の確認調査

硫化水素ガス発生等の跡地利用に係る不健全性の確認調査手法について図 4 に示す。なお、管理型産業廃棄物処分場や一般廃棄物処分場において、硫化水素ガス発生自体は維持管理基準違反ではなく、法令上、発生を防止するための条文は無い。したがって、硫化水素ガス等の発生は不健全であるが、不適正ではない。

初動調査の「①資料調査」では、廃棄物処分場申請書類の有無や内容を確認し、地形・地質情報を収集する。「②現地踏査」では、目視および簡易ガス計測やガス温度、ヒアリング等によって現地の状況を確認する。目視検査では、水蒸気や煙等の発生を確認すると共に、臭気を確認する。その際、窪地や地表面近くでは硫化水素ガス濃度等が高くなっている可能性があり、顔を近づけて直接臭気を確認しないように注意する。ガスが発生していると植生異常が認められる場合があることから、植生分布や草本類の色、生育不良等のマップを作ると発生域の確認に効果的である。ただし、廃棄物処分場や投棄現場の地表面の硬さや水たまりのために裸地になっている場合もあることに注意する。検知管等の簡易ガス計測が可能であれば、ガス抜き管や地表面の亀裂等を利用して行う。さらに、集排水管やガス抜き管の閉塞状況についても確認しておく。また、土地所有者や周辺住民等へのヒアリングによって埋立経緯や臭気状況等を確認することで、書類には無い情報を得られる可能性がある。

初動調査を踏まえ、「①測量」を実施し、敷地境界や堰堤、高さ関係、亀裂の位置等を把握し、以降の調査における基礎データ（マップ）を作成する。ガス発生には水分や有機物等が影響するため、「②非破壊物理探査」等（廃棄物最終処分場に適用した実例を参考資料 1、2、3 に示す。）を実施して廃棄物層内の性状の概略や特異点を見付けることも有意である。調査地点が決まれば、「③自走式ボーリング、試掘（トレンチ掘削）」等を実施してコアや掘削断面の観察を行い、廃棄物をサンプリングして溶出試験等を実施する。また、掘削の際、掘削の進行とともに順次、ガス

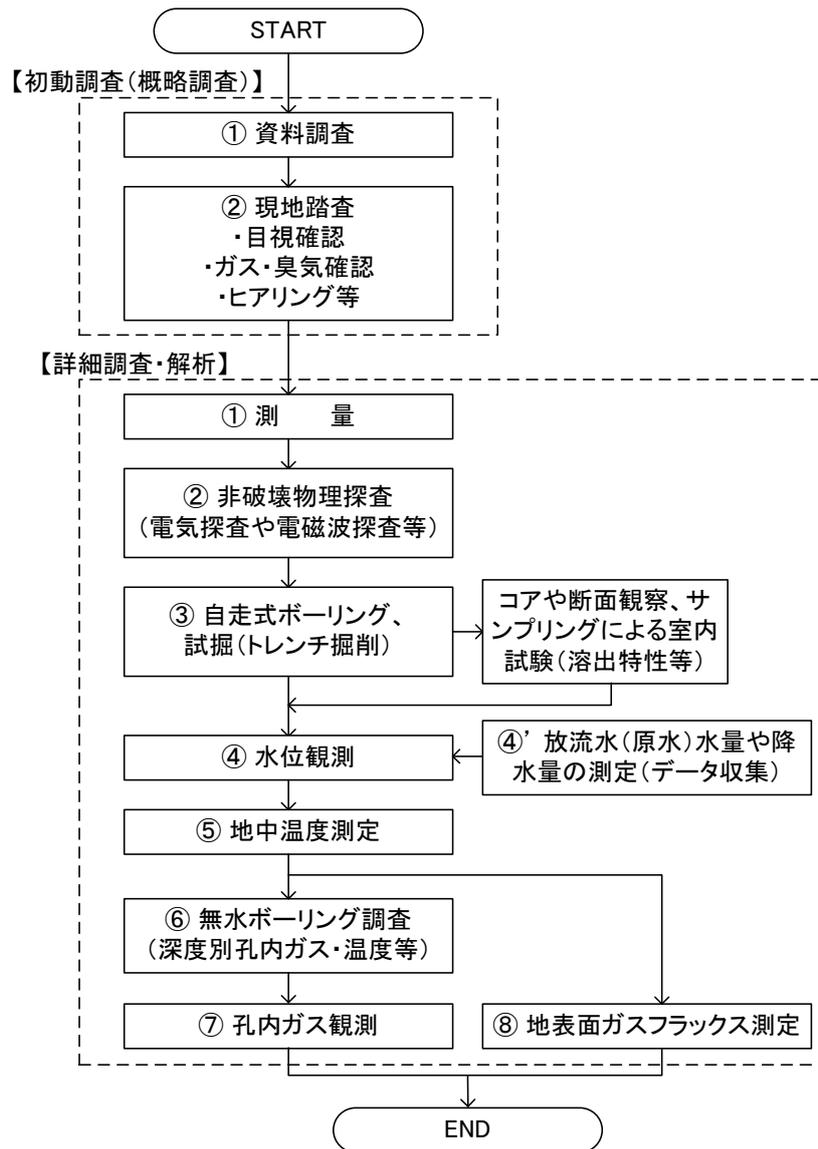


図4 硫化水素等ガス発生に係る不健全性の確認調査手法

濃度の測定（検知管でも可）を行うことで、地中ガス濃度分布を知ることができる。硫化水素やメタン等の嫌気性ガス、保有水水位が高い場所やや宙水が存在する場所で発生しやすいため、「④水位」の観測も行うことが望ましい。同時に、初動調査の「①資料調査」や現地測定で得られた浸出水原水水量や原水水質、降水量等のデータを、保有水水質と比較することで、水収支や水みちの概略（同系列の水であるかどうか等）を把握することができる。掘削とともに実施するガス濃度の測定や水位の確認と共に、「⑤地中温度測定」を実施することも有意である。一連の状況調査が終了した後、「⑥無水ボーリング調査」を実施してN値を求め、廃棄物サンプリングを行い、場内観測井戸を設置する。なお、ボーリング掘削を行いながら孔内ガス濃度の測定を行うことが望ましい。先述した「③自走式ボーリング」の代わりに「⑥無水ボーリング調査」を実施してよい。場内観測井戸を設置した後、孔内温度を測定して、気温の影響を受けない深度（恒温点）を探し、それ以深で「⑦孔内ガス濃度観測」を行うと効果的である。なお、場内観測井戸を設置した初期に、二酸化炭素濃度が低く、メタン濃度が異常に高いのは二酸化炭素が保有水に溶解した

ためと考えられる。観測井戸を設置するための無水ボーリングを実施する際、埋立地の面的な「⑧ 地表面ガスフラックス測定」を行い、ガスフラックスの高い点をボーリング地点として絞り込む方法もある。

2.4 調査方法の詳細

調査方法の詳細として初動調査（概略調査）と詳細調査、解析について詳述する。初動調査については、専門的な知見を有していなくても可能な場合が多いため、健全性が疑われる処分場の所管自治体職員等で実施することも可能な内容としている。また、詳細調査、解析については、所管自治体の地方環境研究所等の研究機関にて実施可能な内容も多く含まれており、必要に応じて外注（分析会社やコンサルタント会社など）を援用しながら調査を進めていくことが望ましい。

2.4.1 初動調査（概略調査）

(a) 資料調査

調査対象が許可を受けた施設であれば、設置許可申請時の資料を紐解き、廃棄物埋立の範囲や高さ、堰堤の寸法や形状、排水施設の設置場所や地下水観測井戸等の図書類を参考にできる場合がある。ただし、健全性が疑われる処分場等の場合、許可申請時の資料の内容通りではない場合があるため、参考資料として用い、現地踏査や詳細調査と併せて実態を確認することが重要である。地下水汚染等が懸念される場合や、水収支が合わないような場合等では、旧地形図を入手して処分場ができる前の状況を確認して、沢筋など本来の水の流れを推定することも参考になる。また、旧地形図の標高が分かれば、廃棄物層の埋立高さや埋立量の推定も可能となる場合がある。さらに、非破壊物理探査結果の判断や解析実施時のモデル作成、ボーリングの掘削深さの決定においても重要な情報となり得る。

地質情報も、非破壊物理探査結果や解析実施時のモデル作成に必要な情報となる。地質情報は処分場外のボーリング掘削等で推定することも可能であるが、多くの場合、処分場外のボーリング実施は困難であるため、資料調査を優先して実施する方が得策と考えられる。全国のほとんどの地域で表層地質図（縮尺 5 万分の 1）が作成されている他、近隣での基礎工事等を行った時の地質調査報告書が入手できる場合もある。

(b) 現地踏査（目視確認）

目視による確認は定性的な情報であるが、多岐にわたる情報を迅速に得ることができる。現地踏査によって目視確認を行う場合には、以下の点に留意して実施することが望ましい。

- ・廃棄物の投棄形態（積み増し、範囲超過、山地部、平地部、窪地、周辺地山との取り合い等）
- ・主要構造物（貯留堰堤、外周排水路等）の設置状況、変状（亀裂、漏水、老朽化、破損、はらみ出し等）
- ・降雨中や降雨後の表流水の流れや漏水の確認（漏水が疑われる水の臭気や油膜の有無）
- ・廃棄物等の露出状況とその種類
- ・水蒸気や煙（ガス発生）
- ・植生異常（生育不良、枯損、変色等）
- ・地下水観測井戸の設置状況（閉塞や老朽化、破損等）

(c) 現地踏査（簡易調査）

【臭気の確認】

処分場から発生するガスについて、その臭気である程度種類を推定できる場合がある。異臭の例としては、硫化水素、アンモニア、揮発性有機塩素化合物（VOC）が挙げられる。ただし、メタンは無臭であるため、臭気では判定できない。また、これら異臭とは別に、廃棄物に由来する、いわゆるごみ臭も確認した方が良い。

【簡易測量】

簡易ノンプリズム測距器を用いれば、一人でも簡易な測量が可能である。ターゲット不要で双眼鏡サイズのものが多数市販されている。液晶付きのレーザー測距器でも同様の機能がある。対象を視準してボタンを押すだけで射距離、仰角俯角、水平角が計測できる。方位角計測機能やGPS連携機能があると、なお望ましい。



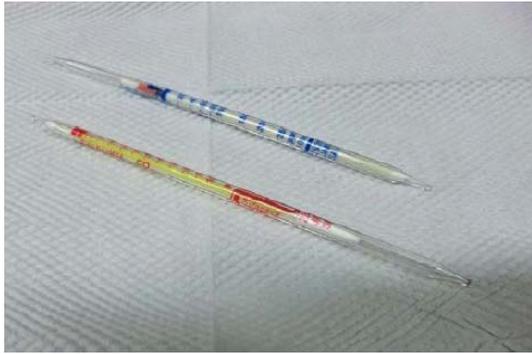
写真1 ノンプリズム測距計の例（片手で操作可能なもの）

【簡易水質計】

携帯可能なポータブル型の簡易水質計が多数市販されている。水温、pH、電気伝導度を計測可能なものが多い。現地踏査で確認できる処分場上流側の表流水や湧水、河川水と、処理場下流側の河川水や湧水、処理場からの放流水等の複数箇所で水質を測定することで、それぞれの水が独立して流れているか、どのような経路で流れているかなどの概要を把握することができる。特に、電気伝導度は、水の由来について分かりやすい一つの指標となる。処分場内の土堰堤からしみ出してくる水等が、雨水由来であるか、浸出水由来であるかの判定にも使用できる。その際、にじみ出てきている水の臭気や油膜の有無を同時に観察することも有意である。

【検知管等によるガス測定】

処分場にガス抜き管がある場合や、浸出水集排水管の末端が露出しているような場合には、ガス検知管やポータブルガスメーターを用いてガス濃度を測定することが望ましい。ガス抜き管等が無い場合、ボーリングバー（直径15～20mm程度）を用いて削孔し、ステンレス管等を挿入して廃棄物層内のガス濃度を測定することも可能である。



(1) 検知管単体



(2) 検知管吸引装置

写真2 検知管の一例

(d) ヒアリング

現状の廃棄物埋め立てがどのような経緯で進んでいったか、許可を受けた施設でない場合や、施設が古い場合、記録場存在しないことが多いため、土地所有者や周辺住民へのヒアリングによって情報を得ることが必要である。ヒアリングでは、搬入状況、業者の対応、住民説明内容、臭気、騒音、廃棄物種類、廃棄物を当該場所に埋め立てることとなった経緯、埋め立てる以前の土地状況等を聞き、一時的な現地調査だけでは確認できない情報を収集することに努める。

2.4.2 詳細調査と解析

(a) 測量

測量によって処分場の土堰堤や最終覆土、周辺地形の形状や取り合い、変状箇所などを把握する。測量結果は、各種詳細調査や解析モデルの作成に不可欠な基礎的データとなる。

(b) 非破壊物理探査

非破壊による物理探査によって処分場の内部構造や水位等の情報を得ることができる。非破壊であるため、後述するボーリング掘削や試掘等による廃棄物の暴露を、攪乱という問題を生じさせずに調査を実施することが可能である。

非破壊物理探査には、比抵抗探査、電磁波探査、弾性波探査、地中レーダー探査等がある。比抵抗探査（参考資料1）は、電極棒を地表面に挿入し、ある2本の電極間に通電した際に、他の2本の電極間に生じる電位差を測定することで探査測線下の2次元見掛け比抵抗を測定する手法である。電気伝導率や間隙率に応じてその値が変化するため、土堰堤と廃棄物層、廃棄物層内の水位等の位置を把握することが可能である。電磁波探査（参考資料2）は、地面と非接触で廃棄物層内の状況を把握する手法であり、送信コイルと受信コイルを持つ測定器を用いて、磁場変動により廃棄物層内に誘導された磁場や電場を地表で観測し、地中に存在する導体を検出して導電率分布を推定する手法である。弾性波探査（参考資料3）には、P波を用いた屈折法弾性波探査とS波を用いた表面波探査の2種類がある。屈折法弾性波探査は、地下構造を弾性波が伝わる速度の違いを捉えて、構造の硬軟の情報を得る方法であり、表面波探査は地表で与えた衝撃波が地中の反射面から反射して地上に戻ってくる反射と地表に設置した受振器で測定し、地下構造を把握しようとするものである。土堰堤構造や覆土厚さ、基盤位置等の情報を得ることができる。

(c) 簡易ボーリング、試掘（トレンチ）

廃棄物層を対象とする場合、ハンドオーガーや手持ち振動貫入機等に比較して、仮設が不要な自走式ボーリングマシン（振動式やローターリー式）によるボーリング調査が大きな反力等が取れるため有利である。ただし、廃棄物層に繊維質の物が多く含まれていたり、スパナ等の金属類が埋められている場合には掘削困難な場合が多い。また、数 m を超えるボーリング掘削では、力不足によって掘削ができない場合が多々ある。

重機によるトレンチ状試掘は、廃棄物層を掘り下げて壁状の断面を露出させて直接観測する方法であり、重機が用意できるのであれば、簡易ボーリング掘削等に比較して廃棄物埋立性状を把握しやすい。多くの場合、廃棄物層は直角に切っても崩壊しないが、深い試掘を行う場合は、法面を形成させたり仮設を入れる必要がある。

ボーリング、トレンチ掘削とも、被覆されている廃棄物層を暴露、攪乱する方法であることから、著しいガスの発生や石綿混入が疑われる場合等、その適用には留意すべき点もある。



写真3 トレンチ掘削（試掘）の例

(d) 水位観測

廃棄物層内の保有水は、廃棄物層内の汚染物質を移動させる媒体であるばかりでなく、土堰堤等の構造安定性にも影響を及ぼす。また、汚泥埋立地で水はけが悪い場合、受入時の汚泥の含水比に比較して埋め立て後に非常に含水比が高くなる場合等があり、廃棄物層の分解挙動や構造安定性に大きく影響する。簡易ボーリングを行って、水位が観測できる場合はボーリング調査と同時に水位の深度を把握しておくことが望ましい。また、トレンチ掘削した場合、水みち等から浸出してくる水を目視観察できることから、その場所を把握し、水量についても概算で定性的に把握しておくことが必要である。浸出してくる水を採取できる場合は、簡易的な水質分析も実施することが望ましい。また、廃棄物層内の保有水は、地下水のように連続していない場合も多く、宙水としてある領域に存在している可能性が高いので、水位を測定した際には、その水位が連続しているかどうかを確認しておくことも重要である。

(d) ボーリング調査

現地に仮設（やぐら）を組んで比較的出力の高いエンジンの推力で直径 66 mm 以上の削孔を行いながら、重錘打撃による強度試験（標準貫入試験）やサンプリングを行う。孔を利用しての各種原位置試験（原位置透水試験等）を実施できるほか、孔を井戸仕立てとすることで長期連続モ

ニタリング用の観測井戸として利用することも可能である。廃棄物地盤のみならず地盤調査において非常に事例が多く、技術の確立した方法である。コアサンプルを採取する場合には無水ボーリングを実施する必要がある、通常のボーリングに比較すると時間を要する場合が多い。また、廃棄物層であるために無水オールコアボーリングの掘削推進が困難で、日進で1 m程度の場合もあるため、ボーリング日数が比較的長くなる傾向にある。無水ボーリングでコアサンプルを採取する場合には、採取したコアサンプルが大気と接触しないように、ボーリングしながらビニルシートに被覆したり、アクリル等の円筒形サンプラーを付随させるサンプリング方法等が開発されていることから、これらの機能を有するボーリングを実施することが望ましい。

技術の確立したボーリング調査であるが、廃棄物層を暴露し、攪乱することから、実施に際しては飛散防止や爆発防止、作業員の安全確保等に留意する必要がある。また、大深度であっても掘削可能であることから、遮水シート等の処分場構造を破損しないよう事前調査等によって安全側の掘削深度を決めておく必要がある。

(f) 井戸仕立てと地中温度測定

ボーリング孔を利用して、長期観測用の井戸を仕立てることができる。掘削した廃棄物を用いて強度試験（参考資料 6、7）や溶出試験を実施した場所で深さ毎の温度やガス濃度を知ることができる。ガスについては後述するが、温度を測定することで、季節変動の無い恒温点を探すことが重要となる。恒温点以下であれば温度による滞留が少ないため安定してガス濃度を測定することが可能となる。また、恒温点が深さ数 m にあれば、一般土壌等の恒温（2～4 m）と差が無いので発熱を伴う分解は小さいと考えられ、恒温点が地表面から1 m 以内であれば発熱を伴う分解が継続していると考えられる。

(g) ガス分析

簡易的にはポータブル型の処分場用のガスセンサー等を用いて測定することが可能である。処分場用以外のポータブル型ガスセンサー（労働安全上の可燃性ガス測定器や一酸化炭素濃度計等）は、処分場ガス環境下では正確な値を示さないことが多い。よって、詳細調査におけるガス分析では、ガスサンプルをテドラバック等に採気してガスクロマトグラフ等の分析機器で測定することが望まれる。採気した処分場ガスがテドラバック内で大気と拡散置換する可能性があるため、採気後少なくとも48時間以内の測定が必要である。処分場ガスは、メタン、二酸化炭素、硫化水素ガスが主な成分であり、高温の廃棄物層の場合は内部燃焼を確認するために一酸化炭素濃度を同時に測定した方がよい。

ガス分析だけでなく、今後、どの程度のガスを発生させるかというガス発生ポテンシャルを測定する場合には、ボーリング掘削等でサンプリングした固体廃棄物を用いて生物分解性有機物量等を測定することも可能である（参考資料 9）。

(h) 水収支計算

処分場の健全性の大きな要素として水収支が挙げられる。処分場のみならず土のような多孔質体の構造安定性、汚染物質の移流分散において水は非常に重要な役割を果たす。水収支計算では、過剰な表流水の流入、遮水工からの漏洩等の有無を推測することも可能である。基本的には

年間降雨量、浸出水量、ボーリング等による廃棄物サンプルの含水比等、測量による表面積・形状等を計算に用いる。同時に、現地踏査による得られる周辺地形との取り合いの状況や、地下水観測井戸等の水位や水質等の情報も併せて、総合的な視点で水収支を評価することが望まれる。

水収支計算時に大きな問題となるのは、表流量ならびに蒸発量の推定であるが、これらについては未だ十分な観測方法等が存在しない。過去の文献や水収支計算を参考にして適宜モデルを構築するしか方法が無いのが現状である。

しかしながら、放流量が降雨量の10%未満であったり、逆に60%以上である等、顕著な水収支不全の状況を即座に見付けることができるため、必ず水収支計算は実施した方が良い。

(i) 水質分析

処分場からの放流がある場合には、放流水や原水の水質を測定する。降雨等によって水質が変動するため、1年程度を通して定期的な水質の把握が必要である。また、放流が無い場合、処分場内の保有水が集排水管以外に流れ出ている可能性があることから、現地踏査を踏まえ、周辺の湧水や地下水等の水質モニタリングを行う。

埋立が終了した後は、放流水水質は毎年改善されていく傾向にあるのが一般的である。水質の改善が認められない場合には、今後、それが長期化し、処分場の安定化には相当の時間を要する可能性が高い。水質が改善傾向にある場合、多くの処分場では一次反応式によって水質が減衰していくことから、水質の測定結果から外挿して将来予測を行うことも可能である（参考資料7）。

処分場からの浸出水の漏洩の有無については、地下水観測井戸の水質と浸出水水質を比較することで判定できる場合が多い。電気伝導度や塩素イオン濃度による評価が一般的であるが、水の由来を特定するためには $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 、 HCO_3^- 、 SO_4^{2-} を用いたヘキサダイヤグラムによって評価する方法が有効であり、塩素イオン濃度によって正規化した希釈率換算ヘキサダイヤグラムを用いることで、上流側からの汚染が原因であるか、処分場自体が原因となっているかの評価を容易に行うことが可能となる（参考資料8）。

(j) 解析

【円弧すべり解析】

円弧すべり解析は、廃棄物層内のすべり面の断面形状が円弧であると想定した斜面安定解析法の一つである。この方法は、廃棄物処分場の設置許可申請時等にも利用され、一般的に広く利用される斜面安定解析法の一つとなっている。本方法は、すべり面で分離された土塊が自重で滑ろうとする力と、すべり面に生じる抵抗力の比によって斜面部の構造安定性を評価する方法である。地震時を考慮する場合には、地震動に応じた水平地震力を考慮して計算を行う。

近年、東日本大震災等の大規模地震動を受け、水平地震力に対してより厳しい評価を行う場合が多い。道路土工指針等にしがって地盤種別Ⅰ～Ⅲで区分した後、設計水平震度 (k_h) として、これまでは0.20程度を用いる場合が多かったが、近年は最も保守的な値である0.24を採用するケースが見受けられる。これは、将来的な想定震度を求めた報告書（例えば、内閣府が実施した「南海トラフの巨大地震による震度分布・津波高について（第一次報告）」などがある）の震度にしがって最大加速度を求め、道路土工指針の p. 462 の付図 5-2 に書かれている推定最大加速度と逆算震度の関係図を用いて水平震度を求めると多くの場合0.20を超えてくるためである。もっとも、

地域によっては、このような最大加速度を受けないことも考えられるため、合理的に設計水平震度を求めることが必要であり、従来通り、「最終処分場整備の計画・設計・管理要領 2010 改訂（社団法人全国都市清掃会議）」にしたがった設計方法でも問題が生じていない。このことは、東日本大震災によって被害を受けた最終処分場が無いことも、一つの証明となっていると考えられる。

また、円弧すべり解析では、廃棄物地盤の粘着力 C と内部摩擦角 ϕ を用いて計算が行われるが、廃棄物地盤の C と ϕ については情報が極めて少なく、先に示した「最終処分場整備の計画・設計・管理要領」に記載されている数値が主に引用されている。しかしながら、これら数値は一般廃棄物を対象にした数値であるため、産業廃棄物に対する数値はほとんど存在していない。そのため、円弧すべり解析に必要な土質定数である C と ϕ については、実験値を蓄積していく必要がある。本報告中では、中型三軸圧縮試験装置を用いた測定結果を参考資料 6 に追加している。廃棄物試料は、粒径が大きいと、直径 30 cm を超える一面せん断試験や三軸圧縮試験を実施する必要があると考えられ、今後の試験体制の整備が望まれる。

【沈下変形解析】

陸上処分場の場合、基本的には不飽和帯として廃棄物層が存在していることから、圧密試験というよりも圧縮試験によって応力-ひずみ曲線を把握し、将来沈下量を把握することが望ましい。室内試験によって応力-ひずみ曲線を把握するのであれば、現場密度試験を実施して、その密度と同等の再構成試料を用いて実験することが望ましいが、通常の圧密試験装置を用いた場合、直径が 6 cm 程度と小さいことから、廃棄物によっては現場に即した試験結果を得ることができない可能性がある。そのため、標準の試験法から外れるが、より大型の供試体で試験を行うようにした方が良い。また、現場で測定する場合には平板載荷試験等で得られる応力-ひずみ曲線を利用することも可能である。

沈下評価は一般的に弾性体解析等によって予測されるが、弾性体解析では廃棄物のポアソン比を把握しておく必要が生じる。ただし、これまでの知見では廃棄物のポアソン比を知ることができないので、応力-ひずみ曲線を用いて想定載荷応力時のひずみ量を直接読み取る方法が考えられる。

【浸透流解析】

調査で得られた堰堤を含む処分場全体の形状、構成する廃棄物層や基盤層の推定透水係数、保有水水位、周辺地盤の地下水位の変動特性など、既知となる計算条件に基づき、水収支計算で必要となる地下浸透量（涵養量）や、沢等の既存地形を考慮した地下水流れの様子を計算する。また、対策検討時に浸透流解析での対策案の効果を評価することもある。

【移流分散解析】

浸透流解析では、保有水・地下水流動の予測を行うが、保有水・地下水に溶け込んでいる汚染物質などは必ずしも保有水・地下水の流動と同じ速さ、方向で移動するわけではなく、移流・分散という物質毎に異なる移動特性を有している。移流分散解析では、地下水に溶け込んだ汚染物質がどのような速度でどこで拡散して移動するのかを予測する。したがって、浸透流解析が処分場内外の水の流れを予測することを目的とすることに対し、移流分散解析では、処分場内外の濃度予測を目的としている。

2.4.3 調査概算費用

調査や解析等に要する費用の概算値を表4に示す。なお、この概算値は経験的な数値であり、調査場所や時期、詳細仕様によって大きく変動する可能性がある。

表4 調査および解析に要する概算費用（参考値）

項目	規格	単位	単価	摘要
測量	1,000m ² 、1/500 平面図	式	700,000	
試掘	重機によるトレンチ掘削	箇所	70,000	深度 5 m 程度まで
サウンディング	スウェーデン式サウンディング	m	10,000	深度 10 m 程度まで
自走式ボーリング	サンプリングのみ	m	30,000	
ボーリング	標準貫入試験、攪乱試料採取込み	m	100,000	
地中レーダー探査		測線 km	2,000,000	
高密度電気探査		測線 km	8,000,000	
簡易水質分析	簡易水質計による現地計測	日	150,000	
表層土壌サンプリング		地点	10,000	
溶出量試験	ダイオキシン類を除く全項目	試料	330,000	
含有量試験	ダイオキシン類を除く全項目	試料	50,000	
ダイオキシン類		試料	120,000	
水質分析	地下水基準項目	試料	320,000	
水質分析	水質組成分析（ヘキサダイアグラム）	試料	120,000	
簡易ガス分析	簡易ガス検知器による現地計測	日	150,000	
有害ガス濃度分析	CH ₄ 、CO、H ₂ 、CO ₂ 、N ₂ 、H ₂ S	試料	100,000	
悪臭物質分析	全 22 項目、サンプリング含む	試料	450,000	
悪臭物質分析	臭気官能試験（臭気濃度・臭気指数）	試料	80,000	
地中温度測定		地点・回	30,000	
斜面安定解析	円弧すべり解析	断面	500,000	
沈下変形解析	FEMによる変形予測解析	断面	1,500,000	
浸透流解析	二次元	断面	1,200,000	
移流分散解析	二次元	断面	8,000,000	

3. 応急対策

健全性が疑われる処分場での応急対策は、支障が明確で無い場合等、保守的に実施する側面も有していることから、基本的には特殊な工事を実施せずに、通常土工の範囲内で実施できる軽微な対応が採用されることになると考えられる。また、課題毎に対応策も異なると考えられることから、以下、課題毎の応急的な軽微な対策について述べる。なお、調査の結果、明らかな支障が発見される等、応急対策では処置できない場合には、適宜、恒久対策を考慮した改善工事を実施することが求められる。

3.1 課題毎の応急対策の例

3.1.1 土堰堤の転倒や滑動および地震時の崩壊や亀裂の可能性への対応策

a) 立入禁止措置

バリケードや看板設置による立入制限、および杭打設等による車両進入防止を施す。堰堤の転倒や滑動、地震時の崩壊や亀裂が懸念される最終処分場では、第三者の立入を制限し、事故時に人命に関わる事故の発生を未然に防止するように努める必要がある。また、第三者が不用意に堰堤を掘削したり、積み増しする等の行為が行われないように注意することも重要である。

b) 押さえ盛土

堰堤が転倒したり滑動したりする現象は、土堰堤のせん断抵抗力が足りないような埋め立てを実施したり、土堰堤が急勾配である場合に発生する。押さえ盛土は、土堰堤の法尻など、堰堤が転倒・滑動しようとする方向に対して、盛土によるカウンターウェイトを設置することで、土堰堤の力学的なバランスを向上させるものである。押さえ盛土は非常に簡単な対応策の一つであり、重機と土(残土や碎石等でも可能)、押さえ盛土を設置するスペースがあれば実施できる。その際、押さえ盛土自体が崩壊しないように緩勾配で盛土を構築する必要がある。押さえ盛土によって土砂の流出が懸念される場合には、耐候性の大型土のう等を用いて押さえ盛土としてもよい。

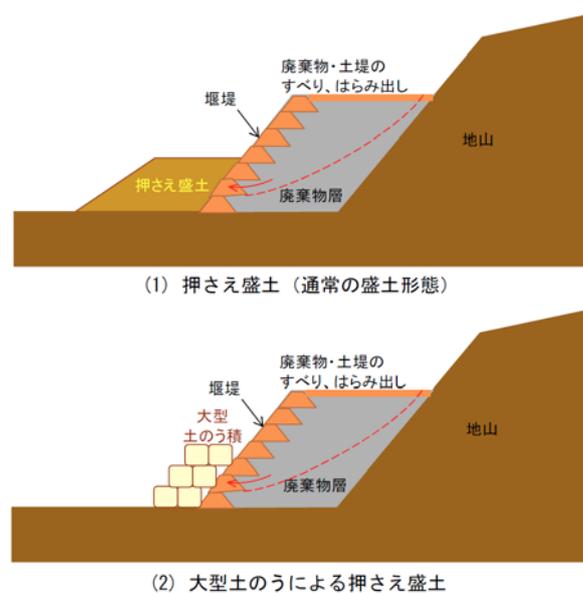


図5 押さえ盛土のイメージ図

c) ブルーシート敷設

豪雨時など、土堰堤背面の廃棄物層に表流水が入り込んだり、外部から流入水が認められる場合には、水圧によって土堰堤が不安定になったり、浸食が進んで土堰堤の押さえ効果が軽減したりする可能性があるため、これら流入水等を防止するためにブルーシート等で被覆する方法が考えられる。ブルーシートは耐候性が無いため、劣化していくことが考えられる場合、耐候性のシート等を用いることも考えられる。シート被覆した場合、風邪によってめくれたり飛ばされたりすることを防止できるよう小型土のう(耐候性)や杭打ち等によって十分に固定する必要がある。また、ブルーシートの下流側端部には降雨水や表流水が集中しやすく、端部の処理が中途半端な場合には浸食や流入を助長する可能性があるため、下流側端部処理には十分に留意してシート被覆を実施する必要がある。

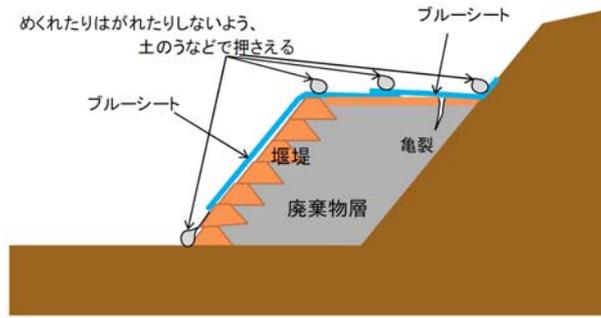


図6 ブルシート敷設のイメージ図

d) 仮設排水路整備

豪雨時など、土堰堤が不安定になったり、浸食が進行する懸念がある場合には、シート被覆の代わりに仮設排水路を整備することが考えられる。対象となる流入水の種類によって仮設排水路の設置場所を考慮し、外周排水路が無い場合には、外周全体に排水路を整備することが望ましい。沈下変形や土堰堤の滑動が認められる場所に設置する場合、変形の進行によって仮設排水路の勾配が変わることもあるため、定期的な点検が必要となる。また、仮設排水路の下流側端部には降雨や表流水が集中するため、仮設排水路からの放流を適切に実施できるように十分に留意する必要がある。なお、仮設排水路へと集められる水が廃棄物と接触しないようにすることも必須条件となる。

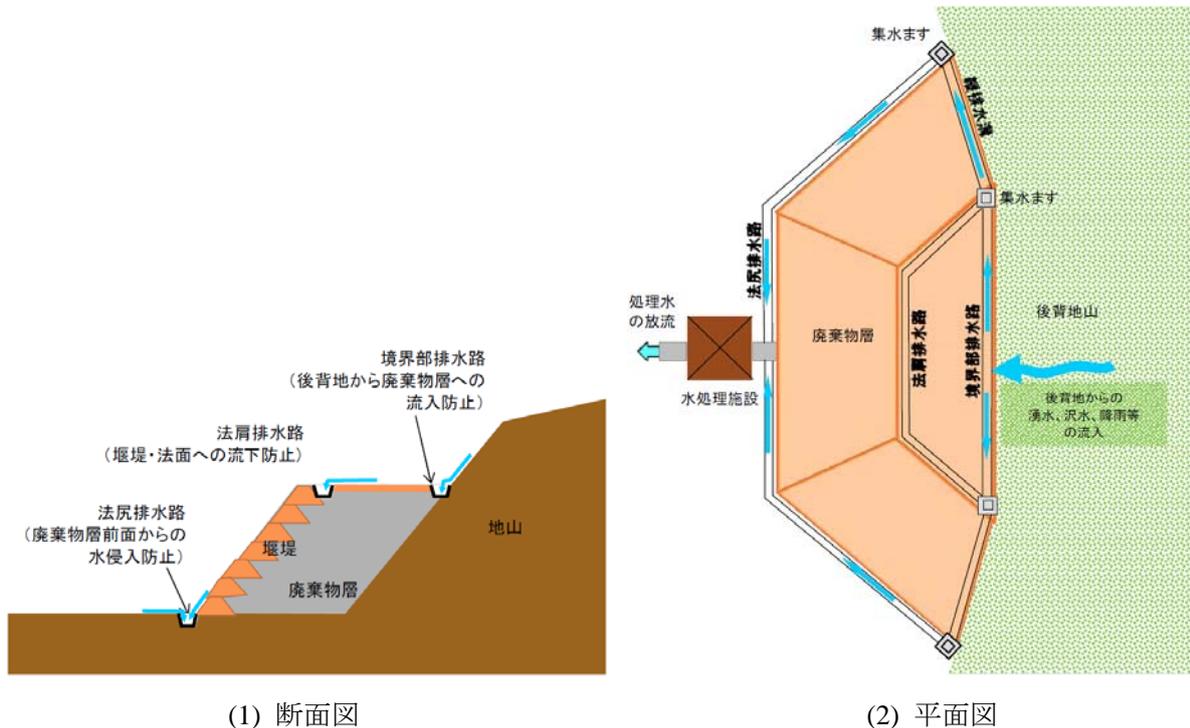


図7 仮設排水路のイメージ図

f) 監視カメラの設置

監視カメラを設置することで、土堰堤や廃棄物層の変状、不審者の侵入などを視覚的に確認できるようにする方法も考えられる。監視カメラを設置することで、不審者侵入の抑止効果も期待できる。連続モニタリングでなければ、太陽光発電等による自立式の監視カメラの設置も可能と

なるが、連続モニタリングであれば、商用電源を導入する必要がある。

g) その他

土堰堤に変状等が認められ、崩壊等の危険性が、可能性では無くて現実的な問題となっている場合には、支障と認め、応急対策は実施せずに恒久対策として検討を進めることが必要である。恒久対策が実施されるまでの期間、崩壊した際の被害を最小にするため、待ち受け式擁壁や防護柵等の簡易構造物を堰堤下流側に設置したり、伸縮計や GPS 測点を設置して動態観測を実施し、大きな変位があった場合には緊急信号を出す等のモニタリングを併用していくことも有意と考えられる。

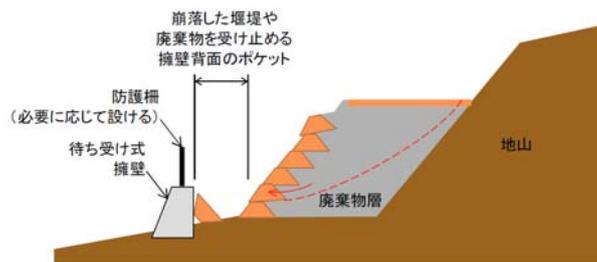


図 8 待ち受け式擁壁（簡易構造物）のイメージ図

3.1.2 水収支不全、浸出水漏洩および浸出水集排水管の機能不全への対応策

(a) 立入禁止措置

バリケードや看板設置による立入制限、および杭打設等による車両進入防止を施す。第三者が不用意に廃棄物層を掘削、攪乱したり排水路等を損傷させたりして、汚染の拡大等が生じないように注意することが必要である。

(b) 水質モニタリング

廃棄物層内や場外の観測井戸に水質計等を設置したり、浸出水がある場合には浸出水を集水枠等を集めて水質計を設置したりすることで水質の季節変動や降雨変動による影響を捉えられるようにモニタリングを実施する。処分場内の保有水水質や、地下水水質、放流水水質は降雨等の影響を受けることが多いため、一度の水質モニタリングだけでは、本当の水質を知ることができず、適切な対応を取ることができないため、連続して水質モニタリングを行うことが求められる。降雨の影響の有無等によって、その後の対策や応急対策の適否を判断することが可能である。

(c) ブルーシート敷設

表流水が廃棄物層内に流れ込んでいたり、外部からの流入水が認められる場合には、処分場からの汚染物質の拡散を抑えるために水量を削減することが有効となる場合が多い。これら流入水等を防止するため、廃棄物層天端や亀裂発生箇所、浸食発生箇所をブルーシート等で覆うことが考えられる。ブルーシートは耐候性が無いため、劣化していくことが考えられる場合、耐候性のシート等を用いることも考えられる。シート被覆した場合、風邪によってめくれたり飛ばされたりすることを防止できるよう小型土のう（耐候性）や杭打ち等によって十分に固定する必要がある。

る。また、ブルーシートの下流側端部には降雨水や表流水が集中しやすく、端部の処理が中途半端な場合には浸食や流入を助長する可能性が考えられるため、下流側端部処理には十分に留意してシート被覆を実施する必要がある。

(d) 仮設排水路整備

処分場内に流入する水量を削減するためには、仮設排水路の整備も有効である。特に、外周排水路が無い場合には、外周全体に排水路を整備することが望ましい。埋立地敷地外に排水路を設置するスペースが無い場合には、埋立地内の覆土の外縁に設置しても良い。沈下変形や土堰堤の滑動が同時に認められる場合、変形の進行によって仮設排水路の勾配が変わることもあるため、定期的な点検が必要となる。また、仮設排水路の下流側端部には降雨や表流水が集中するため、仮設排水路からの放流を適切に実施できるように十分に留意する必要がある。なお、仮設排水路へと集められる水が廃棄物と接触しないようにすることも必須条件となる。

3.1.3 硫化水素ガス等の発生への対応策

(a) 立入禁止措置

バリケードや看板設置による立入制限、および杭打設等による車両進入防止を施す。硫化水素ガスの発生が認められる最終処分場では、第三者の立入を制限し、ガス吸引による人命や健康に関わる事故の発生を未然に防止するように努める必要がある。また、第三者が不用意に廃棄物層を掘削、攪乱したりしてガスの発生が拡大等しないように注意することが必要である。

(b) 化学処理

硫化水素ガスの発生源やガス自体を薬剤で化学処理することにより、ガスの発生量を軽減することができる。硫化水素ガスの発生にはポリ硫酸第二鉄を散布したり、注入したりすることで発生抑制に効果がある。ただし、効果が一時的であったり、ポリ硫酸第二鉄が強酸性であることから、その取り扱いや効果には注意が必要となる。

(c) 土壌脱臭措置

硫化水素ガスの発生が著しく無い場合には、土壌によって発生源を覆うことによりガスの拡散を防止することができる。これは、覆土によってガスを封じ込めるのではなく、土壌脱臭（吸着・分解）効果によって硫化水素ガスを消失させる方法である。

(d) 監視用ガス測定器の設置

廃棄物層からの発生ガスは、廃棄物層無いの発酵・分解の進行や、降雨や表流水の流入・浸透により供給される水分と廃棄物の反応、覆土の透気係数の変化、気圧の影響等によって濃度が変化していく場合が多い。観測井戸やガス抜き管にガス測定器を設置することによって、発生ガスの種類や濃度の経時変化を把握し、その状況に応じた対策を施したり、実施した応急対策の有効性を評価することができる。

3.2 応急対策の概算費用

応急的な対応策を実施する場合の概算費用の目安を以下に示す。なお、この費用は概算であり、設置場所や設置時期、規模等によって変動する可能性が大きい。

- ・立入禁止措置： 100～5,000 千円程度（看板のみ、フェンス設置、車止め設置等）
- ・押さえ盛土： 4 千円／ m^3
- ・ブルーシート敷設： 50 千円／ $100m^2$
- ・耐光性シート敷設： 200～400 千円／ m^2
- ・仮設排水路整備： 50 千円／m
- ・簡易構造物： 40 千円／m（小型重力式擁壁）
- ・動態観測： 伸縮計設置 1,000 千円／箇所、測定 150,000 円／回
- ・水位水質モニタリング： 観測孔設置 1,000 千円／箇所、水位・水質測定 150 千円／回
- ・化学処理：100～300 千円／箇所
- ・土壌脱臭対策（覆土）： 4 千円／ m^2
- ・ガスモニタリング（検知管）： 150 千円／回

参考資料 1 比抵抗探査による土堰堤調査

埼玉県環境科学国際センター 磯部友護

1.1 研究の背景と目的

基準省令以前の古い廃棄物最終処分場（以下、処分場と略記）や維持管理が不十分な処分場では、図面の不備・欠落、管理者の不在といったソフト的な問題だけでなく、堰堤崩落、漏水、安定化遅延といったリスクなどハード的な問題を潜在的に抱えていることが多い。このような処分場の健全性を評価する場合、土堰堤や遮水工などの内部構造に関する情報は重要である。さらに、処分場に健全性回復技術を適用するためには、土堰堤構造や覆土厚の把握、埋立廃棄物の物性把握、処分場の斜面安定性の把握が不可欠である。このような背景を踏まえ、多数のボーリング調査などを実施せずとも迅速かつ低コストに広範囲を調査できる手法の確立が求められている。

そこで本研究では、最終覆土層、土堰堤、廃棄物層といった処分場内部構造のうち特に土堰堤構造を非破壊的に調査する方法の確立を目的として、多段積み土堰堤を有する複数の処分場において物理探査の一手法である比抵抗探査を実施した。

1.2 研究方法

1.2.1 比抵抗探査とは

物理探査はボーリングや掘削など地中を乱すことなく迅速かつ非破壊的に地中の状況を調査できる手法であり、元来は化石燃料や地下水などの資源探査やトンネル工事などの土木工事分野で多用されているが、近年では地下水汚染や不法投棄といった環境分野での適用が増えてきている。本研究で用いた比抵抗探査は、ある2本の電極間に通電した際に他の2本の電極間に生じる電位差を測定し、この測定を多数の電極組み合わせで行うことにより、探査測線下の2次元見掛け比抵抗値を測定する手法である（図 1.1）。探査測線上に等間隔で打設した複数の電極（ステンレス棒）をケーブルで接続し測定を行い、得られた測定値（見掛け比抵抗値）群をコンピュータ解析し、2次元比抵抗分布（比抵抗構造断面図）を求めることができる。

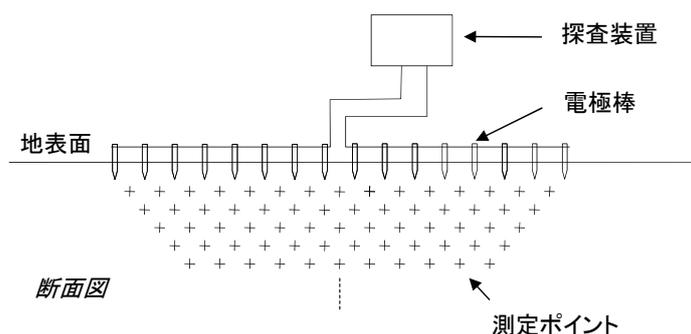


図 1.1 比抵抗探査の概略

1.2.2 探査方法

本研究では比抵抗探査機器として、電極への通電切替を自動制御する SYSCAL Pro（IRIS 社）を用いた。比抵抗探査はその測定原理から、打設した電極が送信チャンネルと受信チャンネルの

双方の役割を担っており、かつ、全ての測定を地表面から行うことから、電極と地中との接触を十分に確保する（接地抵抗を低減させる）ことが、測定感度の向上やノイズ低減のために非常に重要である。このことを踏まえ測定前に、電極周辺に飽和食塩水を散布し、接地抵抗の低減を図った。探査測線は 48 本の電極で構成し、ダイポール・ダイポール法と呼ばれる通電配列を用い見かけ比抵抗値の測定を行った。測定データ数は測定条件によって異なるものの一測線につき 483 から 750 とした。得られた見かけ比抵抗値のデータセットについて、有限要素法による FEM モデルの作成、非線形最少二乗法による逆解析を行い、探査測線の地下鉛直方向に対する 2 次元比抵抗構造断面図を求めた。コンピュータ解析には解析用ソフトウェアである RES2Dinv (Geotomo 社) を用いた。

1.2.3 探査処分場について

本研究では 5 つの処分場 (A~E) を対象とし、比抵抗探査を含めた各種の調査を行った。各処分場の概要を表 1.1 に示す。

表 1.1 調査対象とした処分場の概要

処分場	調査年度	廃棄物種類 処分場の型	埋立期間 埋立面積[m ²] 埋立容量[m ³]	備考
A	2011	産廃 管理型	1982~2000 年 9,400m ² 1,000,000m ³	約 20m のコンクリート堰堤を有しており、その上に多段積み土堰堤を構築しさらに約 25m の埋め立てを行っている。
B	2012	産廃 管理型	1985~1992 年 50,000m ² 710,000m ³	正確な最終覆土厚は不明なものの少なくとも 5m 以上と一般的な管理型処分場に比べて厚いことがヒアリングにより確認されている。
C	2012	一廃 管理型	1991~埋立中 10,000m ² 59,000m ³	安定型として埋立を開始したが、途中で岩盤遮水による管理型へと改修した。改修後に土堰堤を構築している。
D	2013	産廃・一廃 管理型	2004~埋立中 89,000m ² 2,000,000m ³	調査対象としたエリアは埋立深度が約 40m あり、22 段の多段積み土堰堤が構築されている。
E	2013	産廃 管理型	1989~埋立中 23,000m ² 350,000m ³	多段積み土堰堤を 9 段有している。最上段は 2 つの小段を 1 段の土堰堤としており、最上段に遮水シートが設置されている。

1.3 比抵抗探査結果と考察

本稿では各処分場で実施した複数の探査測線のうち主要な探査結果として比抵抗構造断面図を図示するとともに所見を列記した。比抵抗構造断面図は、横軸上部が地表面（探査測線）を表し、縦軸が深度を表している。また、比抵抗値は赤色系で高い値を、すなわち電気伝導率が低いことを表しており、青色系では逆に比抵抗値が低く、電気伝導率が高いことを表している。

1.3.1 A 処分場

土堰堤を直交するように設置した探査測線（Line A-1）の比抵抗構造断面図を図 1.2 に示す。

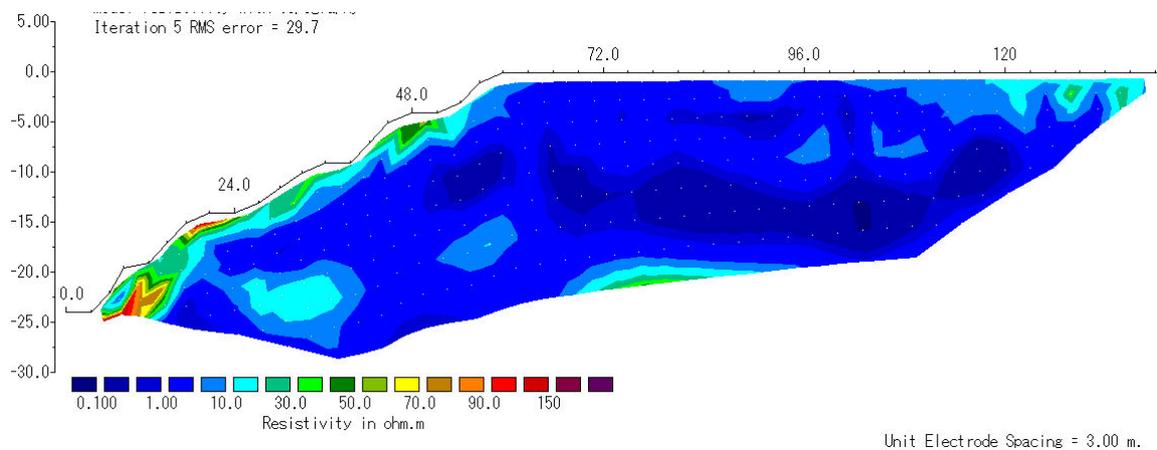


図 1.2 Line A-1 における比抵抗構造断面図

- A 処分場の土堰堤の透水係数やセメント改良されていることから間隙率は小さく比抵抗値は高くなると推定され、Line A-1 の斜面表層における高比抵抗領域は土堰堤を反映したものであると示唆された。
- 天場表面を見ると土堰堤のような高比抵抗領域が確認されなかった。A 処分場での掘削調査から最終覆土層は十分になくその層厚は 0.5m 程度であることが確認されており、天場の最終覆土層と斜面の土堰堤の層厚の違いが比抵抗値に反映された結果となった。
- 測線の左端、すなわち土堰堤側の低い位置では 100Ω-m 以上のさらに高い比抵抗領域が存在しているが、これはコンクリート堰堤との境界に近いことの影響を受けている可能性が考えられた。
- 廃棄物層はほぼ全域で低い値を示しているが天場から 10m 以深では 0.5Ω-m 以下の非常に低い領域が示された。このように、廃棄物層の上層よりも下層でより比抵抗値が低くなる傾向は他の処分場における探査結果でも示されており、これは降雨浸透による洗い出しが上層から進行していくため、下層側でより塩類濃度、含水率ともに高くなっている可能性を示したものであると考えられた。
- さらに、深度 20m 以深で再び比抵抗値が上昇していた。解析において断面図の境界付近であることに起因する偽像の可能性も考えられるが、A 処分場が 1990 年に変更許可により処分場の拡大を行っており、その際にコンクリート堰堤より上部に埋立て（積み上げ）を行っていることを踏まえると、変更許可前後における埋立て状況の違いを反映した可能性も考えられた。

次に土堰堤の小段上に平行するように設置した Line A-2 における比抵抗構造断面図を図 1.3 に示す。Line A-1 に比べ電極間隔がより小さく、探査精度がより高い。

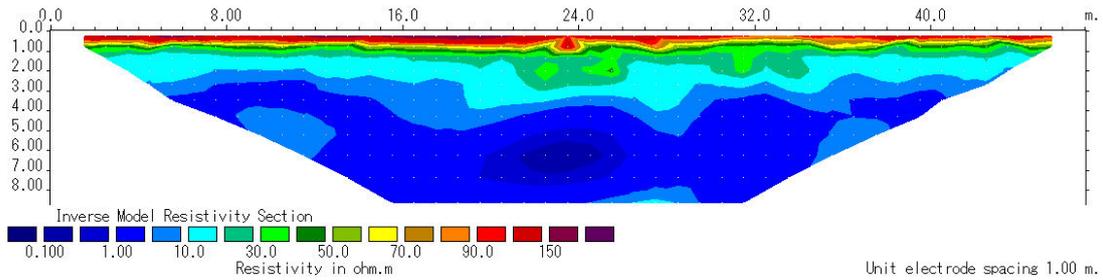


図 1.3 Line A-2 における比抵抗構造断面図

- ・ Line A-1 に比べ表層の高比抵抗領域がより鮮明に示された。土堰堤の上に設置された Line A-2 では表面から 1~2m に高比抵抗領域があり、計画図面よりも小さい層厚であった。
- ・ 斜面地での通電では地形的な影響から地中に均一に流れず、斜面側には流れにくくなるため、見かけ上、地表面の比抵抗が低くなった可能性が考えられた。
- ・ このことから比抵抗探査だけでなく電磁波探査や表面波探査など複数の物理探査の併用が重要であることが示唆された。

1.3.2 B 処分場

土堰堤を直交するように設置した探査測線 Line B-1 における比抵抗構造断面図を図 1.4 に示す。

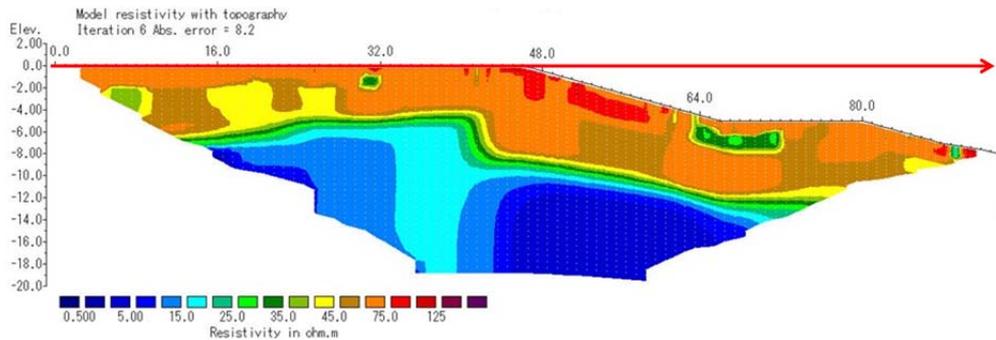


図 1.4 Line B-1 における比抵抗構造断面図

- ・ B 処分場では天場、および土堰堤部分において地表面より深度約 6m まで 50Ω-m 以上の比抵抗値を示したのに対し、6m 以深で比抵抗値が大きく低下し 10Ω-m 以下が支配的となった。
- ・ 最終覆土は 5m 以上の層厚を有することから、B 処分場では 50Ω-m 以上の比抵抗領域が最終覆土、および土堰堤を表していることが示された。

1.3.3 C 処分場

土堰堤を直交するように設置した探査測線 Line C-2 における比抵抗構造断面図を図 1.5 に示す。

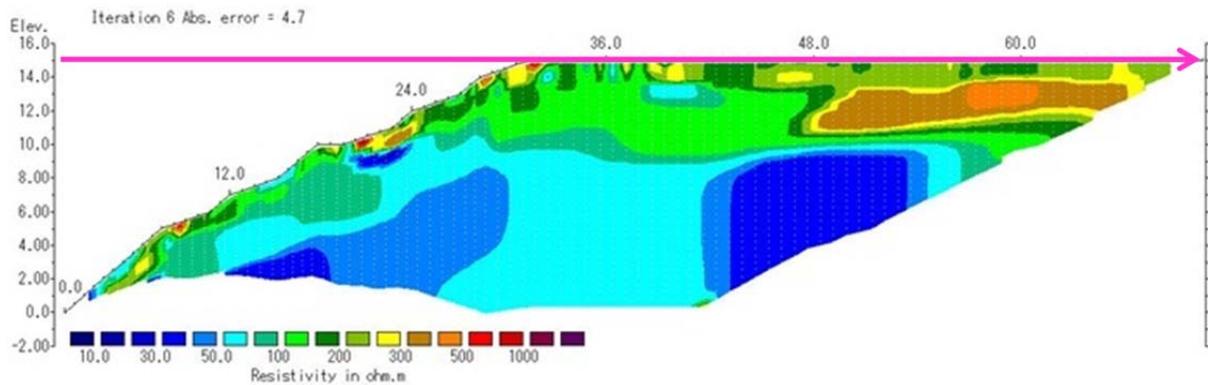


図 1.5 Line C-2 における比抵抗構造断面図

- ・ 土堰堤部分において地表面から深度 1～2m において 100Ω-m 以上の高比抵抗領域が確認され、土堰堤を示していると推定された。
- ・ 天場を見ると地表面より深度 5～6m において高比抵抗領域が分布し、それ以深では比抵抗値が低下していた。計画縦断面図を見ると安定型から管理型へと変更した後の地盤高が、この高比抵抗領域と低比抵抗領域の境界深度とおおむね一致していた。
- ・ このことから、天場における高比抵抗領域は管理型に変更された後に埋め立てられた不燃物を、また、低比抵抗領域は安定型処分場の時期において埋め立てられた廃棄物を反映している可能性が示された。
- ・ 天場は中間覆土が施工されているがレキが多く、一部ではコンガラやガラス・陶磁器類など埋立廃棄物が露頭していたことから、中間覆土の層厚は小さいと推定され、比抵抗探査においても覆土層と廃棄物層の相違を検出できなかったものと考えられた。

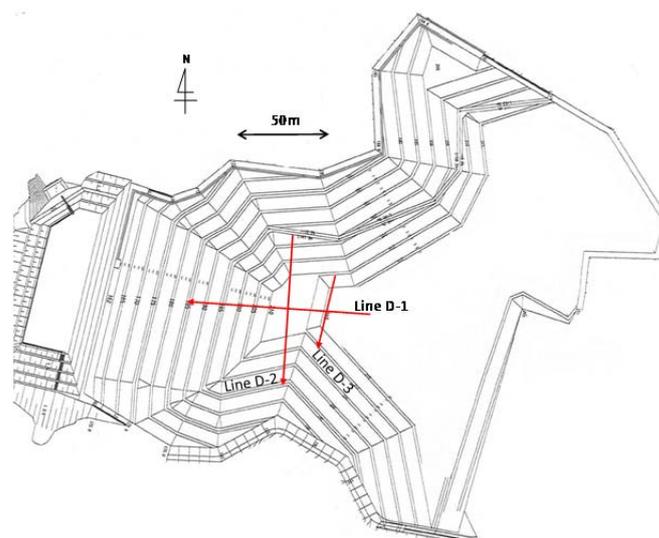


図 1.6 D 処分場の平面図

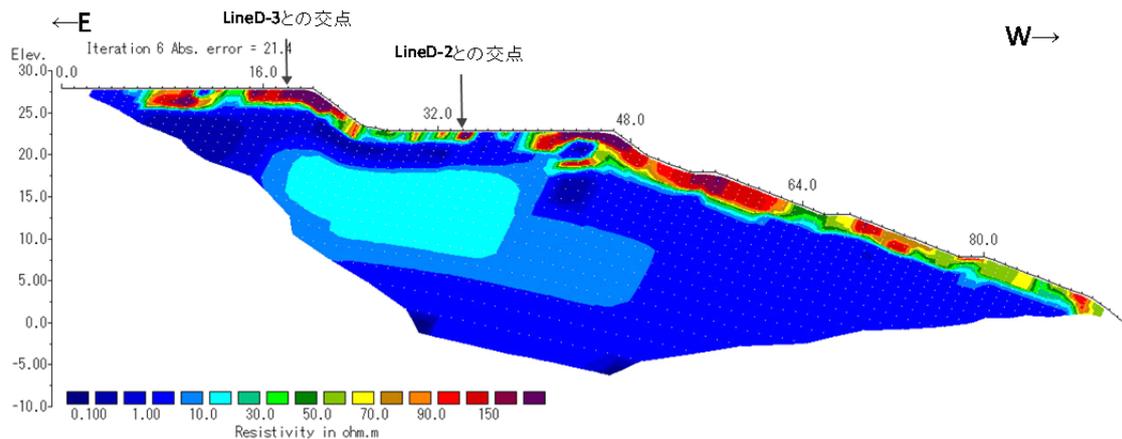


図 1.7 Line D-1 における比抵抗構造断面図

1.3.4 D 処分場

D 処分場の平面図を図 1.6 に、また土堰堤を直交するように設置した探査測線 Line D-1 における比抵抗構造断面図を図 1.7 に示す。

- ・ 最上段から 1 段下を除いて地表面から深度 3m までは土堰堤に由来する 50~100 Ω-m の高比抵抗領域が層状に分布していた。
- ・ 法面の肩部分では比抵抗値がより高くなる傾向が全ての小段で見られるが、これは地形的な影響により測定時の電位分布に偏りが生じたためと考えられた。
- ・ 最上段から 1 段下の小段における表層の高比抵抗領域は、層厚が約 1.5m と小さいが、これは土堰堤ではなく最終覆土を反映していると考えられた。
- ・ 表層の高比抵抗領域より深部では埋立廃棄物に由来する 20Ω-m 以下の低比抵抗領域が広く分布していた。
- ・ 最上段から 1 段下における廃棄物層の比抵抗値は周辺よりも高くなっているが、これはこの小段において定期的に揚水が行われていることから、揚水井付近の洗い出しの進行や含水率の低下が生じたことが要因と考えられた。

1.3.5 E 処分場

E 処分場の平面図を図 1.8 に示す。また探査測線 Line E-1、Line E-2 における比抵抗構造断面図を図 1.9(a)、(b)に示す。

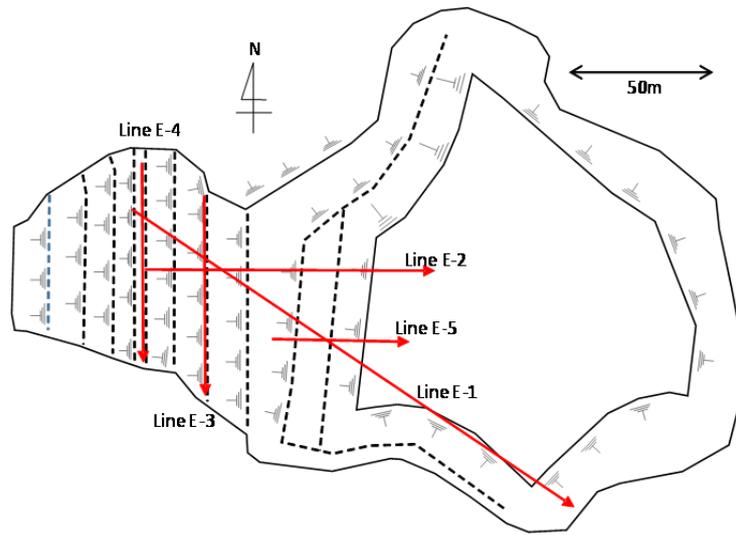
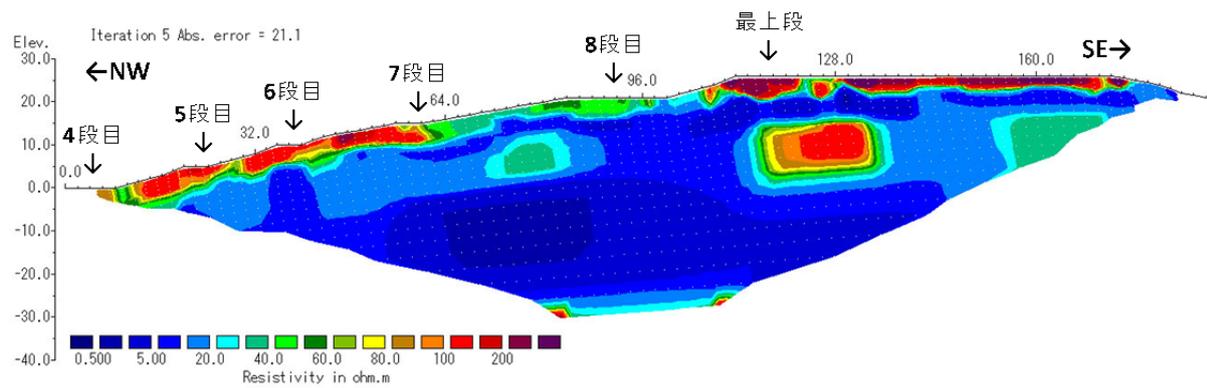


図 1.8 E 処分場の平面図

(a) Line E-1



(b) Line E-2

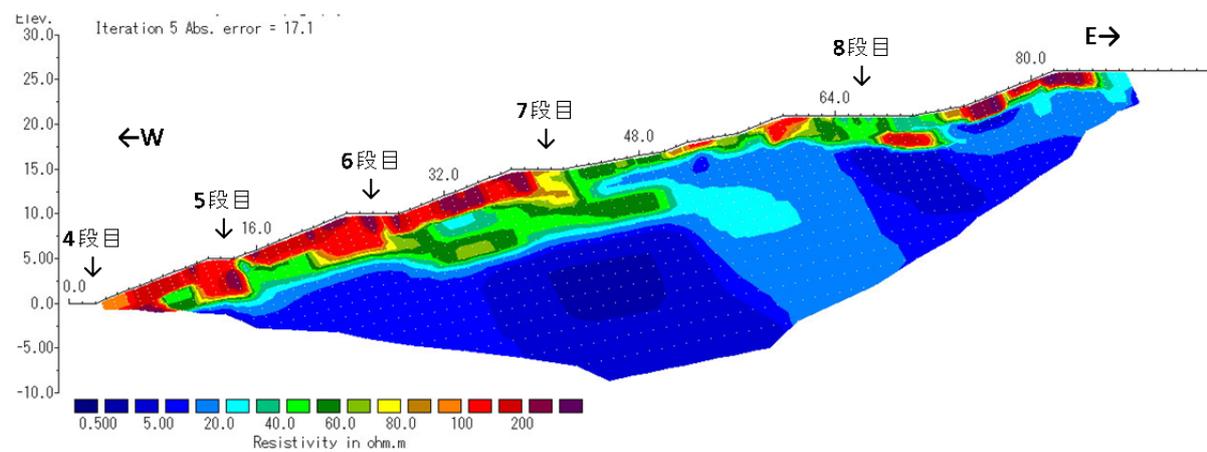


図 1.9 Line E-1、Line E-2 における比抵抗構造断面図

(a) Line E-1

- ・ 北西側の4段目から7段目に層状に分布している100Ω-m前後の高比抵抗領域は土堰堤を反映している。
- ・ 中央の7段目から8段目にかけて表層に分布している60Ω-m前後の比抵抗領域は土堰堤を反映している。北西側よりも低い値になっているのは、植栽した樹木の繁茂状況による表層土壌の質的相違が要因の一つとして考えられるが、築堤の際に用いた土質の相違も起因していると考えられた。
- ・ 最上段(9段目)において表層に分布している100Ω-m以上の高比抵抗領域は、最上段の南側にある土堰堤を反映している。他の土堰堤部分に比べて高い理由として、最上段に施工されている遮水シートの影響に加え、法面の肩部分に側線が設置されている地形的な影響を受けていると考えられた。
- ・ 土堰堤の層厚は概ね5m程度であり、設計図面との整合性が確認された。
- ・ 土堰堤より下層では、埋立廃棄物を反映した20Ω-m以下の低比抵抗領域が分布していた。
- ・ 8段目より深度30m以降では5Ω-m以下と非常に低い比抵抗領域が分布しており、廃棄物層においても上層と下層で相違が見られた。
- ・ これは先述したように、E処分場では4段目までは汚泥主体、それ以降は混合物主体と埋立物が異なっていることから埋立廃棄物の質的相違を反映したものと考えられた。
- ・ 中央の最深部で比抵抗値の上昇が見られるのは、原地盤に反映していると考えられた。
- ・ 最上段より深度10~20mの廃棄物層で目玉状の高比抵抗領域が分布しているが、他の探査側線における比抵抗構造断面図では見られないことから、虚像であると推定された。この原因として、最上段に設置されている遮水シートの絶縁性が考えられるが、詳細は不明でありボーリング調査等による直接確認が必要である。

(b) Line E-2

- ・ LineB-1と同様に、西側4段目から7段目の表層5mまでは、土堰堤由来の100Ω-m前後の高比抵抗領域が層状に分布しており、これは土堰堤を反映している。
- ・ LineB-1と同様に、中央の7段目から8段目の表層土堰堤部分の比抵抗値は50~70Ω-mである。また、土堰堤の層厚が4段目から7段目に比べ薄くなっているのは、E処分場では7段目から堰堤法面勾配を緩やかにしていることから、土堰堤の層厚も小さくなったことが影響していると考えられた。
- ・ 実際に4段目と8段目の小段におけるボーリングの柱状図では4段目の土堰堤厚さは約5mであるのに対し、8段目の土堰堤厚さは約2mであり、本調査結果と一致していた。
- ・ 東側の8段目から最上段の土堰堤部分では遮水シート施工の影響を受け、150Ω-m以上の高い比抵抗値を示していた。

1.4 結論

本研究の結果から、複数の処分場を対象に土堰堤構造の把握を目的とした比抵抗探査によって以下のことが明らかとなった。

- ・ 土堰堤や最終覆土層に起因する高比抵抗領域を明瞭に捉えることができ、層厚の違いも反映できていることが明らかとなった。

- ・ 土堰堤や覆土の有無や遮水シートの有無によって比抵抗値コントラストが生じていた。
- ・ 埋立廃棄物層内の洗い出し作用や埋立廃棄物の質的相違に起因すると考えられる比抵抗値の変化を可視化することができた。
- ・ 土堰堤での比抵抗探査においては、測定時や解析時に法面の肩部分などの地形的な影響が生じる可能性が示された。

比抵抗探査によって、処分場の土堰堤や遮水工を非破壊的に可視化できることから、処分場における内部構造の健全性を非破壊的に評価できることが示された。

ただし、内部構造や地形は解析時に偽像を発生させる原因になる可能性も指摘されたことから、比抵抗探査の結果のみによる判断ではなく、他の物理探査結果との照査や、標準貫入試験やサウンディング試験などによる深度方向の物性値調査、ボーリング調査による地下物性値情報による補完を行うことが重要である。

1.5 参考文献

特になし。

1.6 研究発表・論文発表

磯部友護、大石修、大野博之、遠藤和人（2012）：複数の物理探査を用いた最終処分場における内部構造の把握手法の検討，第23回廃棄物資源循環学会研究発表会，pp. 499-500

1.7 知的財産権取得状況や特許等出願状況

特になし。

参考資料 2 電磁探査を用いた最終処分場の構造解析

千葉県環境研究センター 大石 修

2.1 研究の背景と目的

旧処分場とよばれる基準省令が適用されない廃棄物最終処分場は、規制がかからないとはいえ、当時の埋立方法や埋立物、構造など不明な点が多く、むしろ現処分場より環境汚染を引き起こすリスクを多く包含しているおそれがある。このような潜在的リスクを抱える処分場の健全性と安全性をスクリーニングするためには掘削工事やボーリング調査などの対策が必要となるが、本装置は通常の機器分析装置と違い初期投資費用だけでほとんどメンテナンスを必要せず、使用にあたって非破壊、非接触であり短時間で広範囲の調査を行うことができる。

そこで本研究では、最終処分場において廃棄物層、覆土層および土壌堤の構造を調査するために簡易かつ安全な方法の確立を目的として、複数の最終処分場を対象に電磁探査を実施した。

2.2 研究方法

物理探査法のひとつであり非破壊・非接触手法である電磁探査法を用いた。

電磁探査法とは、磁場変動により大地に誘導された磁場や電場を地表で観測し、地下に存在する導体を検出し、地下の導電率分布を推定する手法である¹⁾。原理を図 2.1 に示す。

本研究で使用した装置は周波数領域法(スリングラム法)を用いた米国 Geophex 社(現 Aeroquest Sensor Tech 社)製 GEM-2 であり、解析にはソフトウェア Surfer 8 (Golden Software 社)を用いた。

通常は平面を探索し Surfer 8 でコンターを描くが、本研究においては斜面に沿った歩行もしくは定点を測定することで斜面からの応答信号を受信した。応答強度を知るために側線測定の結果をグラフ化し、さらに比抵抗探査と同じような深さ方向の断面図を得るために(独)産業技術総合研究所光畑氏が作成したソフト(gem2_inv_prof.exe(ver.8))²⁾を使用した。

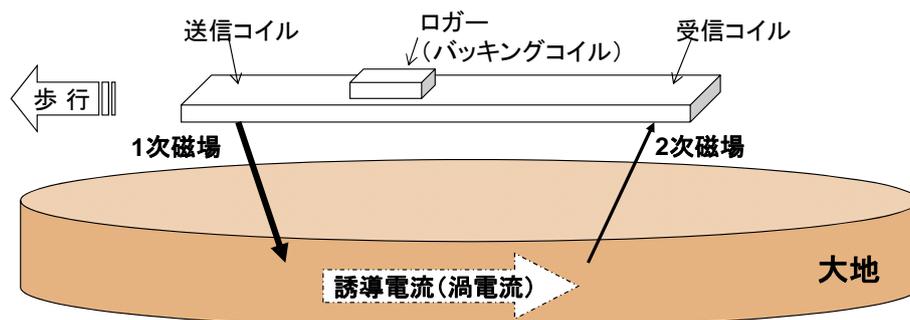


図 2.1 電磁探査法の原理

初期設定で 5 周波数のデータが得られるが、最深層は信号の減衰が著しいこと、最浅層は周辺からの電磁場ノイズの影響を受けやすいことから、本稿においては 3 周波数のデータを用い、結果は見かけ電気伝導度(以下、電気伝導度もしくは EC)で示した。また、断面に変換した比抵抗は微小変化が分かるように常用対数で表示したが、その数値[Ohmm]と深さ[m]は参考程度である。

なお、高周波数ほど浅い面、低周波数ほど深い面での応答を相対的に表示している。

2.3 研究結果と考察

調査対象とした最終処分場は比抵抗探査を実施した現場とほぼ同じであるため、概要については本稿では省略する（参考資料-1の表 1.1を参照）。

2.3.1 A 処分場

側線は比抵抗探査 LineA-1 と共通である。斜面を 1m 間隔で定点測定した。

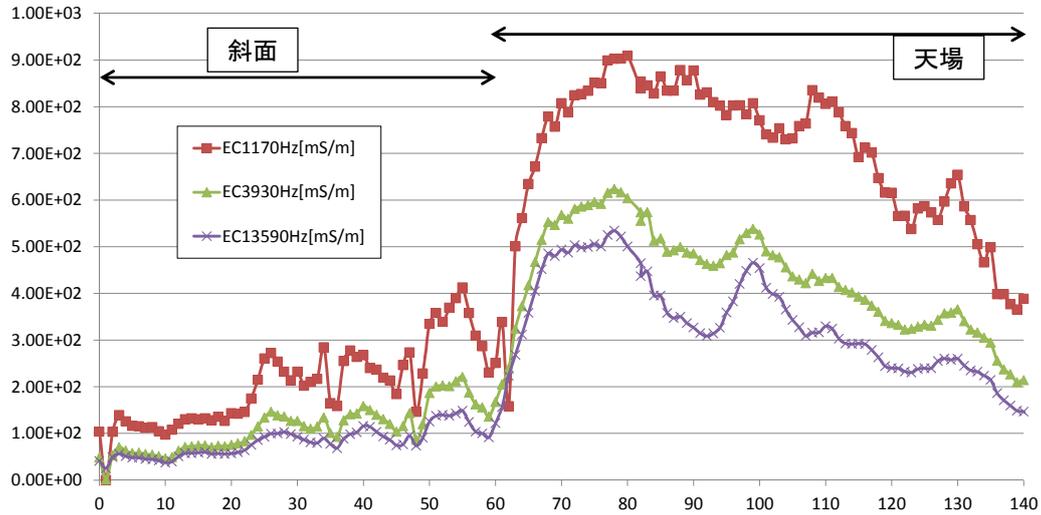


図 2.2 LineA-1_140m における電気伝導度

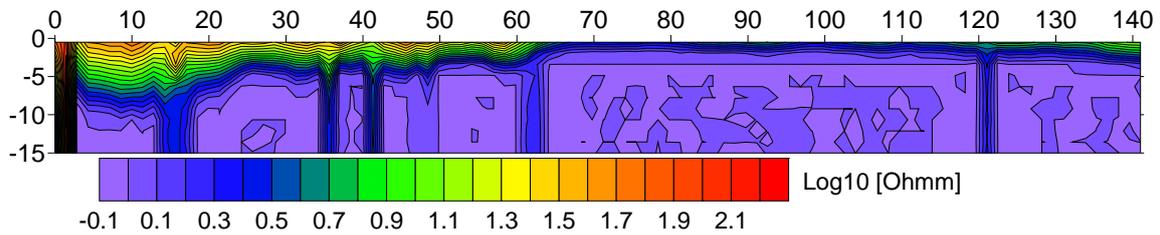


図 2.3 LineA-1_140m における比抵抗断面変換図

堰堤斜面と天場で明確に電気伝導度の違いが現れた。比抵抗に変換した図においても土堰堤に起因する比抵抗の高さが示された。

2.3.2 C 処分場

側線は比抵抗探査 LineC-2 と共通であるが座標は異なる。斜面を 1m 間隔で定点測定したが、10m までは電線の影響を受けたため除外した。なお、比抵抗断面の 55~75m 範囲はデータ欠損である。

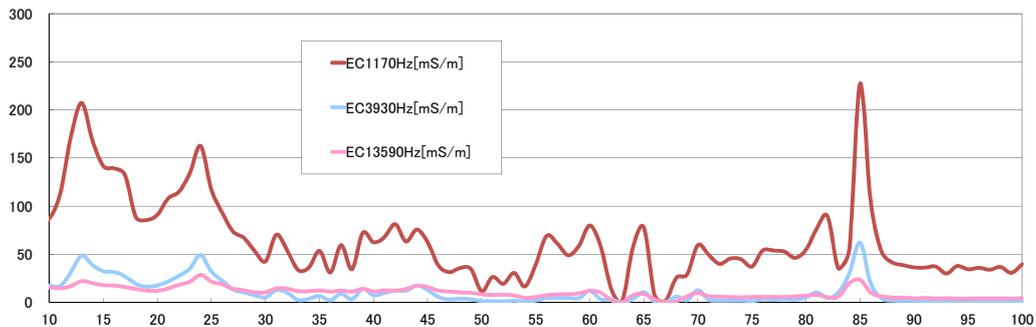


図 2.4 LineC-1_100m における電気伝導度

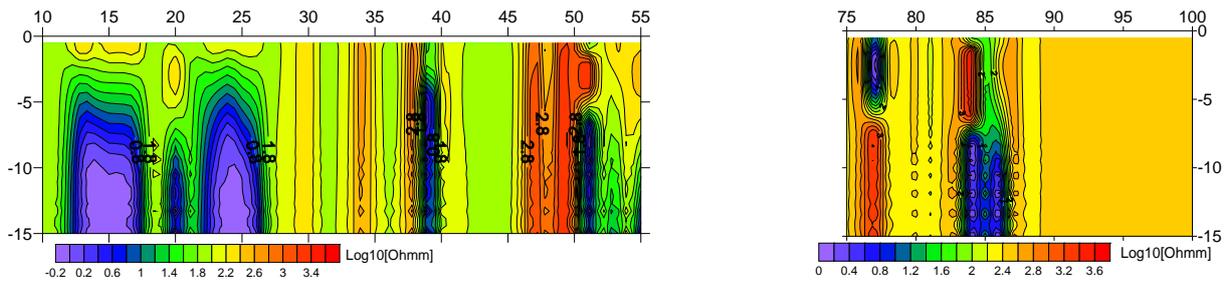


図 2.5 LineC-1_100m における比抵抗断面変換図

10,31,43m に排水のためのプラスチック製カルバートが横切り、55m ところが天場で、60~70m 付近に不燃物の山があった。これらの影響は応答ピークからは読み取ることは出来ず、堰堤と廃棄物層の応答の違いも現れなかった。

そこで、この現場では廃棄物が埋まっている埋立地表面と堰堤および埋立地外の周辺土壌表面で定点探査を行い、電気伝導度の違いを調べた。測定点は図 2.6、結果は表 2.1 のとおりである。

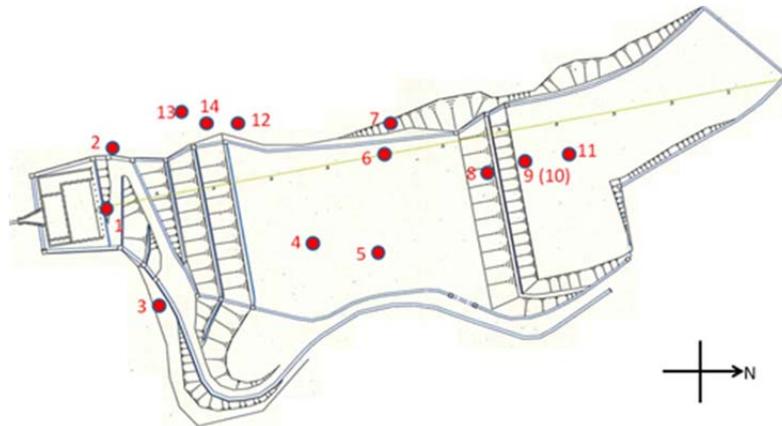


図 2.6 埋立地と埋立地外の土の見かけ電気伝導度

測定位置		EC [mS/m]					Total
		450Hz	1170Hz	3930Hz	13590Hz	47010Hz	
埋立地	spot4	143	37	1	5	10	48
	spot5	234	53	1	2	6	75
	spot6	314	129	26	14	12	121
	spot7	778	425	135	41	18	336
	spot8	125	39	1	5	10	44
	spot9	129	36	1	2	6	43
	spot11	72	35	1	0	1	27
土	spot2	136	43	1	0	1	46
	spot3	88	41	1	1	5	33
	spot12	94	35	1	0	1	33
	spot13	77	29	1	0	1	27
	spot14	102	42	1	0	1	36
空間	spot10	81	18	1	2	8	27

表 2.1 埋立地と埋立地外の土の見かけ電気伝導度

高周波数ほど浅い面からの応答を示しており、Total は 5 つの周波数の平均である。また表中の空間とは高台に位置する spot10 (spot9 と同じ位置) で上空に装置をかざし東西南北 4 方向で得られた応答結果を平均した数値であり C 処分場における電磁場のバックグラウンド値ともいえる。

spot7,8 は堰堤であるが、spot7 の値が極めて高い。これはここに埋め立てたというより放置や仮置きされた廃棄物が薄く覆土されたために応答が強くなったと推測される。

埋立地の場合、浅い層すなわち高周波数の応答から高めの値を示しているため土と区別することが可能と考えられる。

2.3.3 D 処分場

側線は比抵抗探査 LineD-1 と共通であるが、座標軸が逆となっている。定点測定と歩行による測定を併用した。また、比抵抗探査よりも多くの堰堤斜面を探索したため電磁探査を実施した側線を図 2.7 に示す。

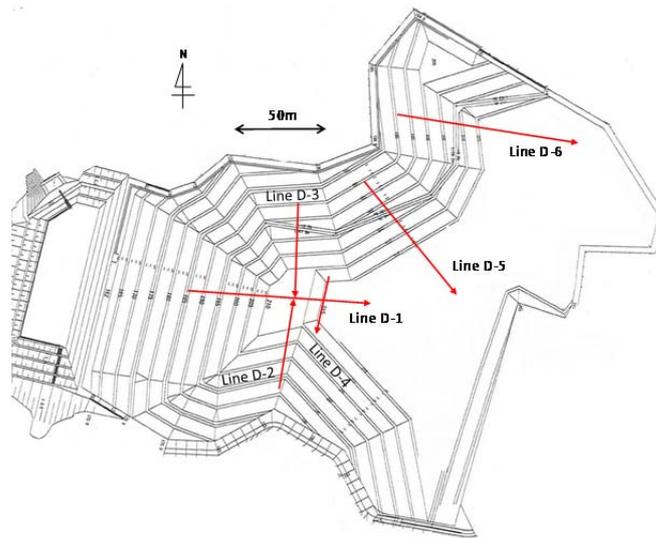


図 2.7 D 処分場における電磁探査側線

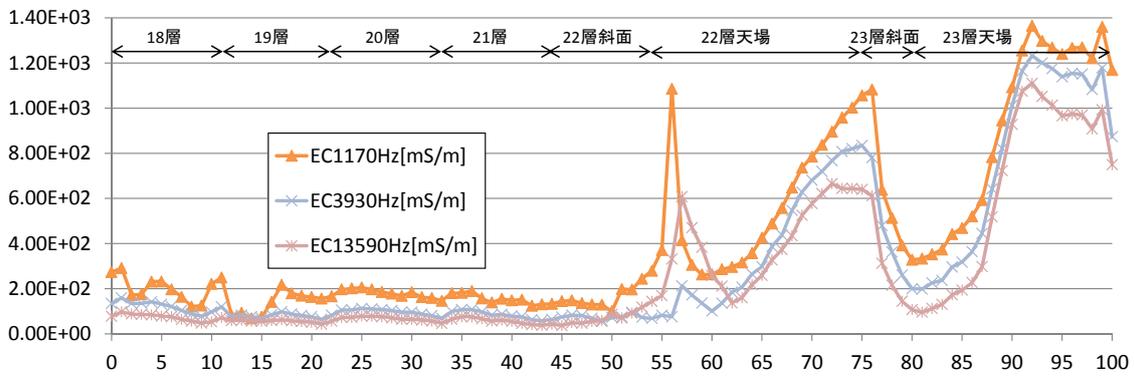


図 2.8 LineD-1_100m における電気伝導度

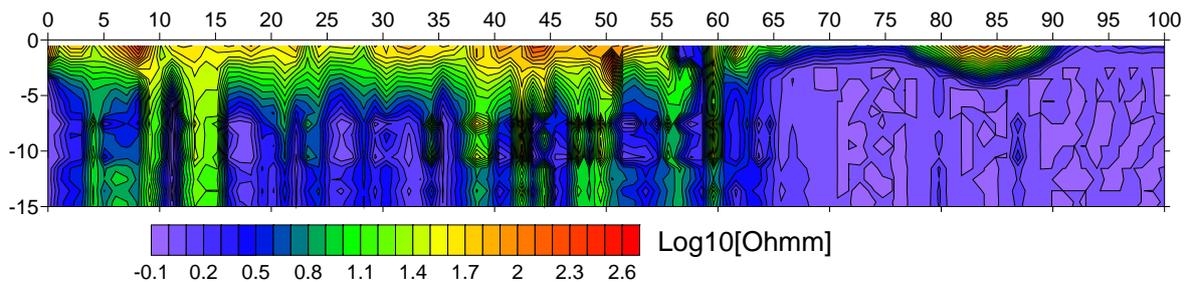


図 2.9 LineD-1_100m における比抵抗断面変換図

LineD-1 では、多段堰堤（現在 23 層まで埋立）の 18 層を原点にとり、以降 19 層（11～22m）、20 層（22～33m）、21 層（33～44m）、22 層（44～75m）、23 層（75～100m）まで斜面に沿って探査を実施した。所見・考察は下記のとおり。

- 22 層の 54m から天場となり、55m 付近にケーブルがあった。ピークはケーブルの影響と考えられる。
- 23 層の斜面最下部には制御盤 2 台とケーブルがあった。側線はこの制御盤の間を通過しているために 22 層平面部が 23 層に近づくにつれ応答が強まるのはこれらの影響と思われる。また、22 層天場以下の応答よりもそれ以降の応答が高くなっている。これは 22 層と 23 層には天場という数 m の平面があるため、この範囲の測定値は廃棄物層からの応答を反映している。逆に言うとも堰堤斜面で天場と同等の強い応答がある場合は その堰堤が十分な厚みの土で施工されていないことが考えられる。
- 23 層の 80m から天場となり、83m にシートがあったためここからが埋立区域となる。22 層の天場の応答に比べ強いのは 23 層の埋立区域は最終覆土がされていないことや 埋立物の埋立時期の違い、つまり分解反応の進行の差が原因と推測される。これは図 2.9 の比抵抗断面浅層にも反映している。
- 本来、装置は測定面と平行に保ち探査するため、斜面を調査する場合には斜面に平行になるように傾ける。しかしこの測定方法だと深さ方向のデータが斜面と平行にスライスされた面となるために比抵抗探査結果との比較が正確でなくなるおそれがある。そこで進行方向に対し装置を 90 度に保持することで各点のデータが比抵抗探査の深さと対応するような比較調査をしたところ、図と同様の結果が得られたため本調査では測定面による違いを考慮する必要がないことがわかった。

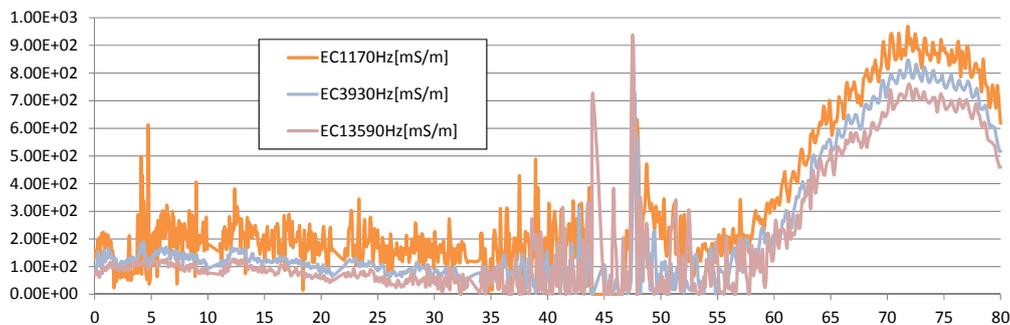


図 2.10 LineD-5_80mw における電気伝導度

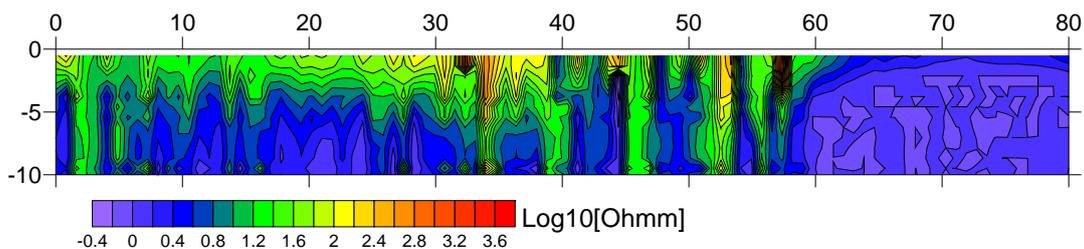


図 2.11 LineD-5_80mw における比抵抗断面変換図

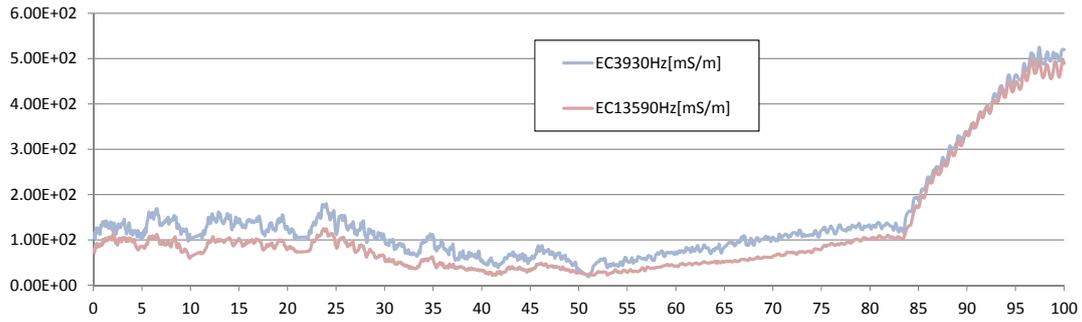


図 2.12 LineD-6_100mw における電気伝導度

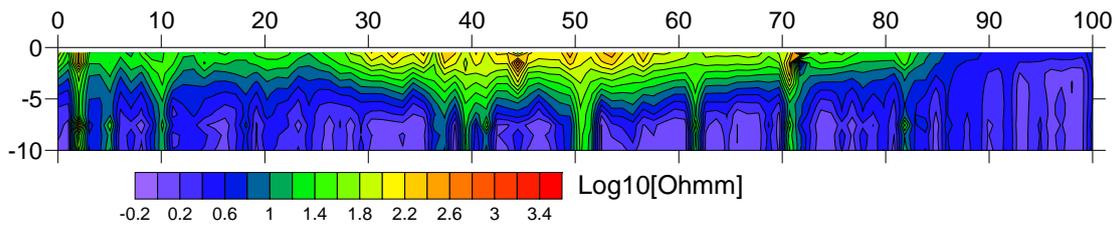


図 2.13 LineD-6_100mw における比抵抗断面変換図

LineD-5,6 は、LineD-1 とは違う堰堤の面を調べるために探査をした。この 2 本の側線は歩行により行った。LineD-5 は 49m、LineD-6 は 50m から天場となった。LineD-5 は LineD-1 と同じように天場からの応答が強くなっているが、45m 付近でピークの乱れが見られる。これはケーブルが横断していたためと思われる。一方、LineD-6 では堰堤と天場の境界辺りでのピークの変化が見られなかった。84m 以降の応答の上昇はここから埋立の段が 50 センチ程度下がっておりその分だけ覆土が薄くなり電気伝導度の応答が高くなったためと考えられる。なお、LineD-1,5,6 の順に側線全体の電気伝導度の平均が減少する傾向にあった。

2.3.4 E 処分場

側線 LineE-1 は比抵抗探査の LineE-2 にあたる。定点測定と歩行測定を併用した。また、比抵抗探査と異なる堰堤斜面を探査したため電磁探査を実施した側線を図 2.14 に示す。

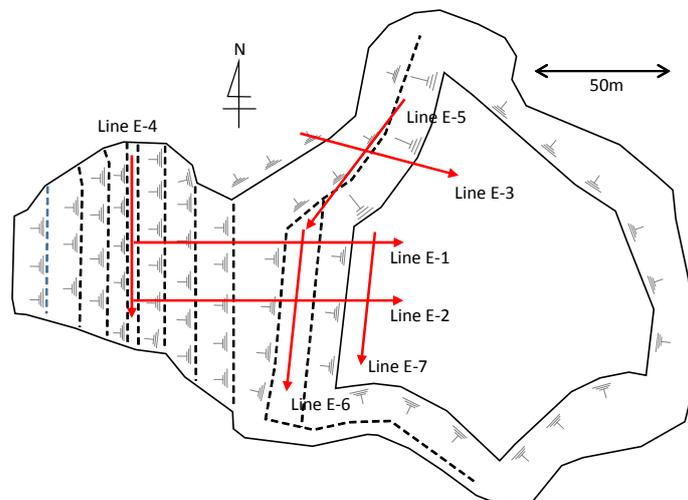


図 2.14 E 処分場における電磁探査側線

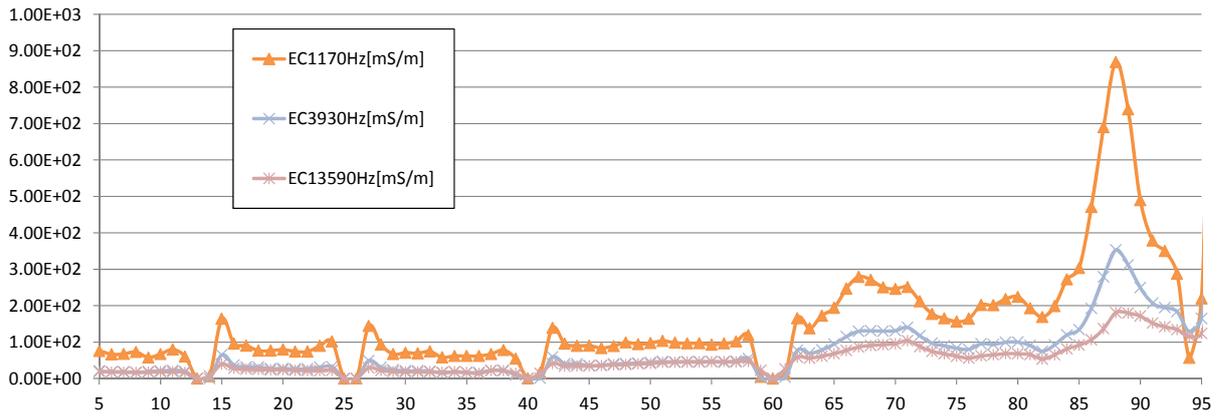


図 2.15 Line E-1_95m における電気伝導度 (堰堤)

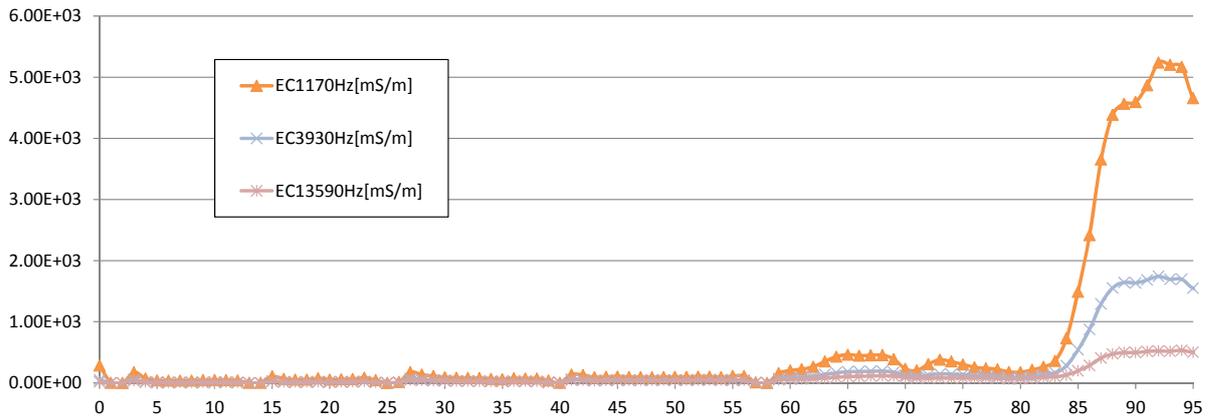


図 2.16 Line E-2_95m における電気伝導度 (堰堤)

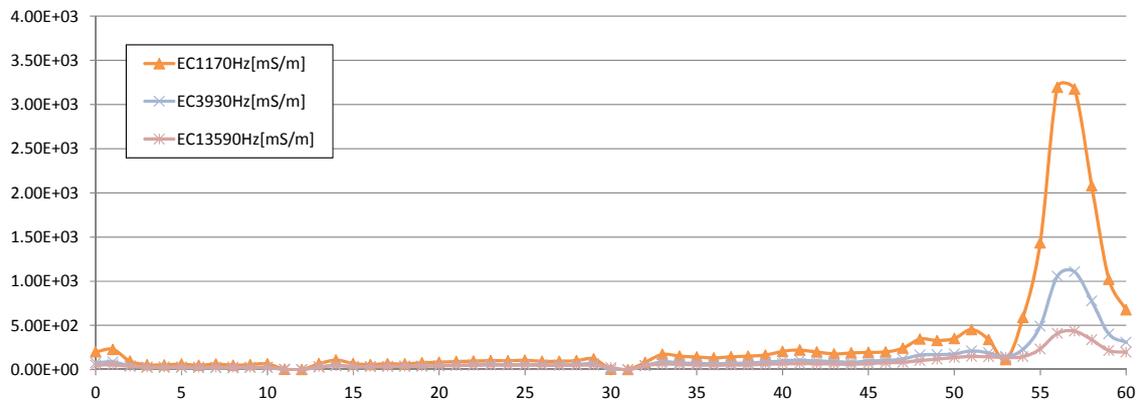


図 2.17 Line E-3_60m における電気伝導度 (堰堤)

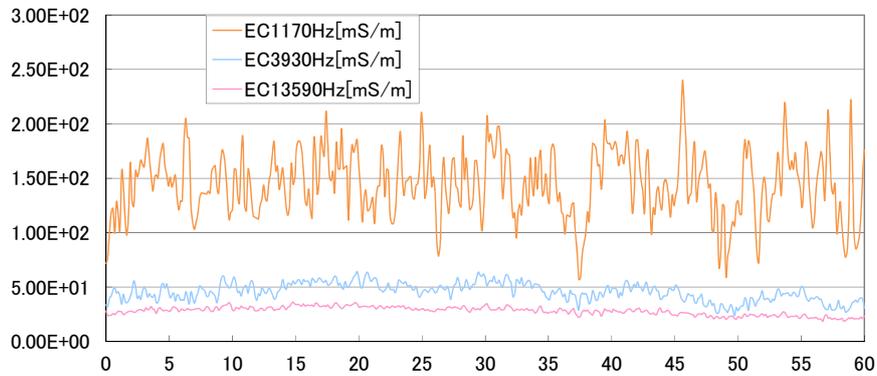


図 2.18 Line E-4_60mw における電気伝導度 (段)

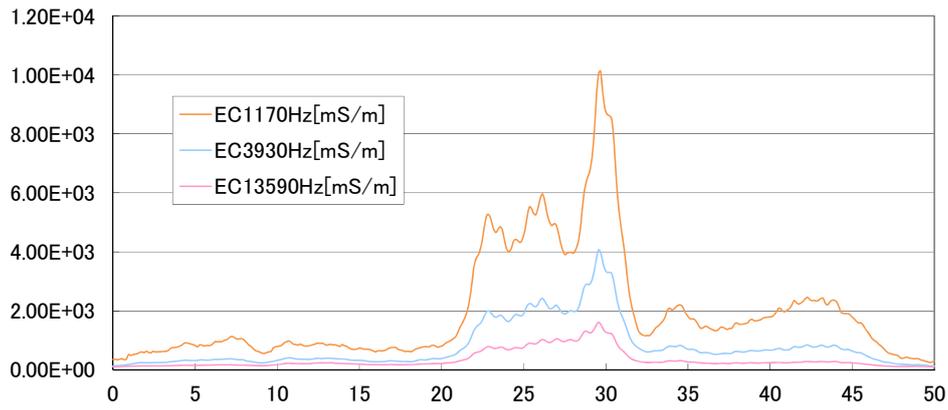


図 2.19 Line E-7_50mw における電気伝導度 (天場)

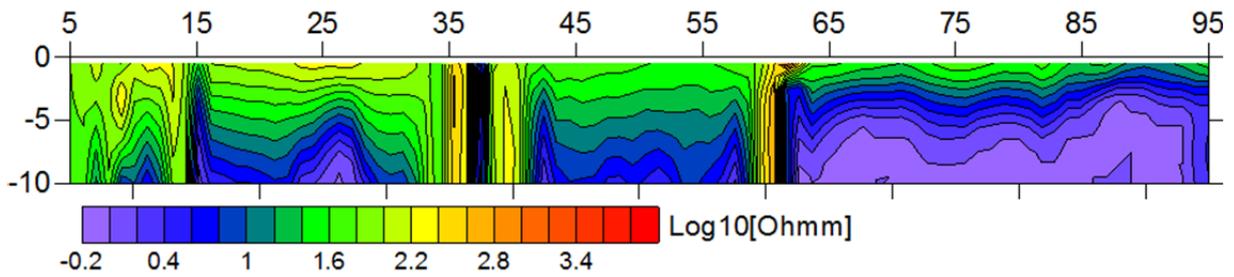


図 2.20 LineE-1_95m における比抵抗変換図 (堰堤)

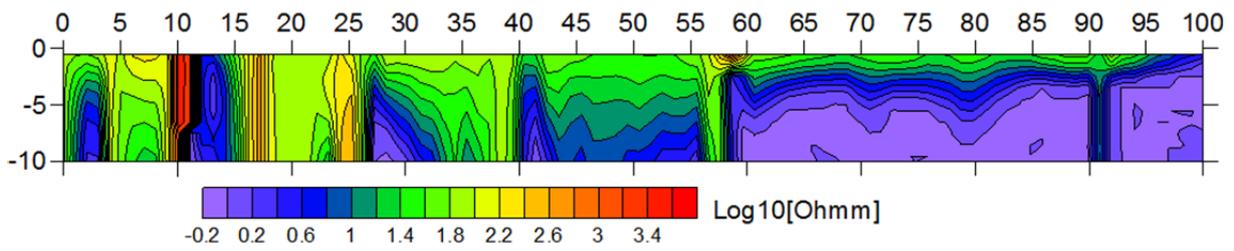


図 2.21 LineE-2_100m における比抵抗変換図 (堰堤)

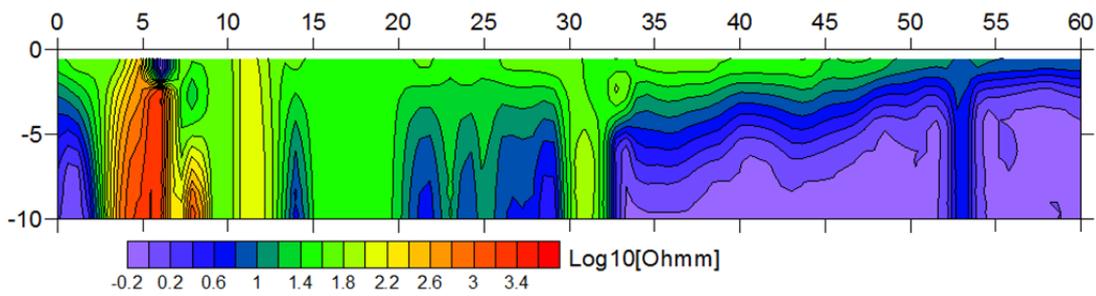


図 2.22 LineE-3_60m における比抵抗変換図 (堰堤)

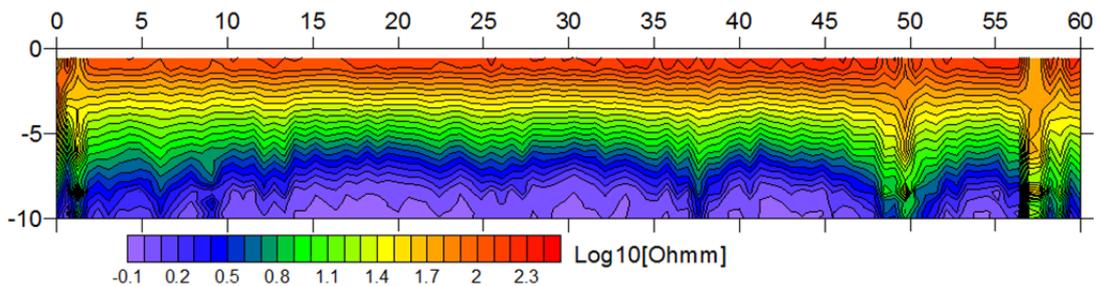


図 2.23 LineE-4_60mw における比抵抗変換図 (段)

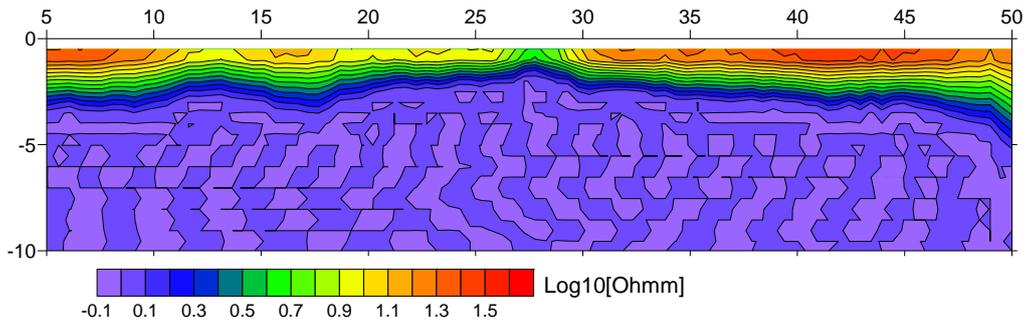


図 2.24 LineE-7_50mw における比抵抗変換図 (天場)

LineE-1,2,3 における堰堤の応答は全て天場に入った箇所が強くなっている。LineE-4 の段ではグラフではばらつきが見られるが、応答値が低いいため微少な変動が強調されているだけであり比較的一定した値といえる。LineE-7 の天場で側線 20~32m 範囲にかなり強いピークが現れているがこの原因は埋立物の違い、特に金属のような良導体が埋まっているためではないかと思われる。

比抵抗断面変換図を構造毎に分けてみると、堰堤では天場を境界に比抵抗の違いがある程度の厚みとしてコンター化されている。段では応答グラフと同様に深さ方向でも比抵抗の様な厚みとなって示されている。天場では表面の高比抵抗層の下が低比抵抗の廃棄物層になっていると分かる。ただし応答グラフに現れたピーク位置にその原因と考えられるような物体の存在は映らなかった。

2.3.5 F 処分場

本稿では B 処分場の結果は省略しているが、同じ処分場の別区画で調査したためその結果を示す。主な概要は平成 20 年から埋立しており、埋立面積 25,470m²、埋立容量 329,198m³ の一廃・産廃を埋める管理型処分場である。歩行測定により探査を行った。

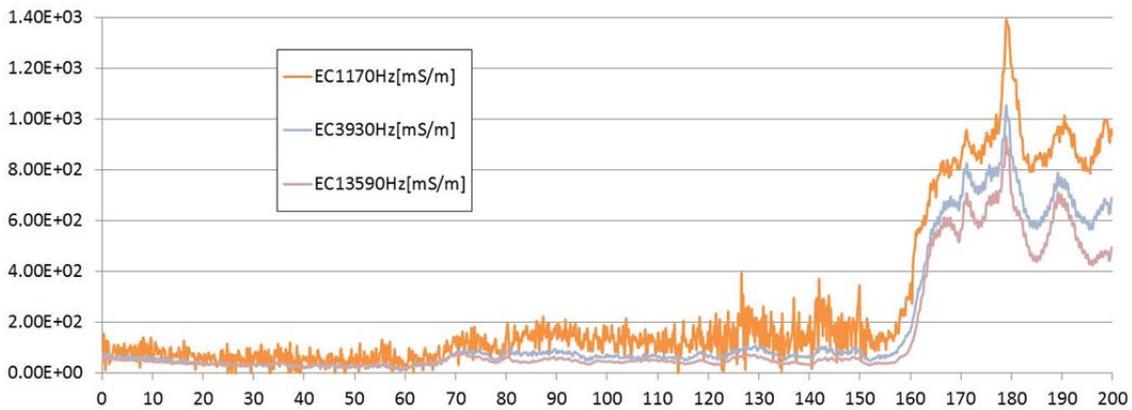


図 2.25 Line F_2000mw における電気伝導度

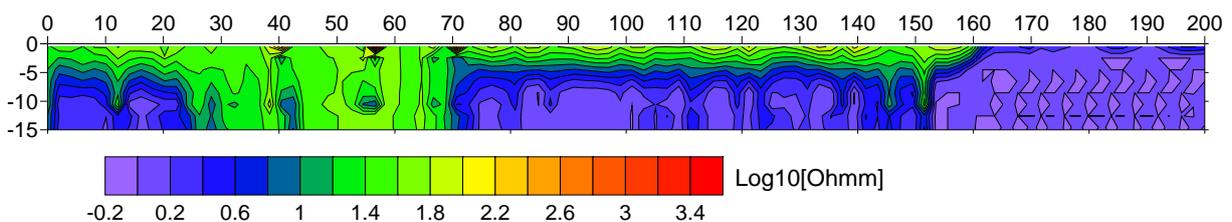


図 2.26 Line F_2000mw における比抵抗変換図

37m から斜面が始まり、堰堤が7層続き、139m から天場となっている。146m にシートがあることからこれ以降が廃棄物層にあたる。ただし、長い斜面を歩行により探査したため数 m 程度の誤差が生じたおそれがある。この誤差を考慮するとシート境界以降から廃棄物層由来と考えられる強い応答が現れている。比抵抗断面でもこの違いが分かるが、25～70m における緑色部分の層の厚みがそれ以降の堰堤における応答とは大きく異なっている。

2.4 結論

本研究の結果から、電磁探査法により見かけ電気伝導度を指標とすることで土堰堤と廃棄物層の違いを区別出来ることが分かった。

また比抵抗断面変換によってもほぼ同様に境界となる位置の特定と層厚の違いの確認が出来た。

しかし、本稿で示した比抵抗断面のコンターは、異常値データのスムージングや周辺からのノイズ影響除去のためのキャリブレーションを行っていないために、比抵抗や深さの数値をそのまま使用するのではなく応答の強弱を視覚的に判断するに留めるべきである。ただし本格調査を実施する前の初動調査という位置づけであれば十分その役割は果たせると考えられる。

本手法をより精度良い調査方法として確立していくためには、比抵抗探査や弾性波探査などの別の探査との組合せにより整合性をとること、掘削やボーリングなどによりサンプリングが可能であれば探査で得られた応答が探査対象物の何に起因しているのか物性調査により類型化していくことなど、今後も検討すべき課題は残されている。

2.5 参考文献

- 1) 物理探査ハンドブック II 手法編 3 巻 第 6 章電磁探査 社団法人物理探査学会
- 2) Mitsuhashi, Y., Uchida, T., Matsuo, K., Marui, A., and Kusunose, K., 2006, Various-scale electromagnetic investigations of high-salinity zones in a coastal plain : Geophysics, **71**, B167-B173

2.6 研究発表・論文発表

磯部友護、大石修、大野博之、遠藤和人 (2012) : 複数の物理探査を用いた最終処分場における内部構造の把握手法の検討, 第 23 回廃棄物資源循環学会研究発表会, pp. 499-500

2.7 知的財産権取得状況や特許等出願状況

特になし。

参考資料 3 弾性波探査を用いた内部構造の把握

独立行政法人国立環境研究所 遠藤和人

3.1 はじめに

我が国の廃棄物最終処分場は山間部に設置されることが多いが、埋立廃棄物の深さや堰堤の構造によっては斜面崩壊を引き起こす恐れがある。古い処分場や、やや不適正な最終処分場の場合、堰堤の図面が資料として残っていなかったり、図面通りに施工されたかどうか曖昧なケースがある。堰堤は遮水構造機能も有していることから、むやみに掘削したりボーリング調査を行ったことが難しく、可能であれば非破壊検査法によって堰堤構造を把握できることが望ましい。本調査は、非破壊検査手法の一つである弾性波探査を用いて、廃棄物最終処分場の土堰堤構造解析を目的に実施したものである。また、参考資料 2～3 において実施した物理探査（比抵抗探査、電磁探査）と同じ側線で実施することで、それぞれの物理探査手法における特徴についても言及した。弾性波探査には P 波を用いた屈折法弾性波探査と、S 波を用いた表面波探査の 2 種類があることから、2つの手法によって構造解析を試みた。

3.2 屈折法弾性波探査の調査手法

3.2.1 探査概要

産業廃棄物の管理型最終処分場の土堰堤構造と緩み状況等を把握するための一手法として、P 波速度による探査性能を確認する目的で実施した。屈折法弾性波探査の概要を下記に示す。

(1) 探査方法

屈折法弾性波探査である P 波を適用した。受振点間隔は 2～3 m、起振点間隔は 8～12 m とした。

(2) 側線

側線の一覧をを表 3.1 に示す。いずれの側線も、第 2～3 章で示した Line1、2、3 と同様の側線とした。

表 3.1 屈折法弾性波探査実施側線の一覧

測線名	測線長 (m)	受振点 (m)	位置
Line1	135.8	3	法面～天端面縦断
Line2	94	2	上段法面横断（小段沿い）
Line3	94	2	法肩背後天端面横断
合計	323.8	---	---

(3) 使用機材

屈折法弾性波探査に用いた使用機器の一覧を表 3.2 に示す。

(4) 測定状況

基準点と屈折法弾性波探査の測定状況を写真 3.1 に示す。

表 3.2 屈折法弾性波探査に用いた使用機器の一覧

名称	型式	仕様	台数	製作所
デジタル記録器	McSEIS S X48 型 MODEL-1126C	周波数特性 4.5~4600Hz 48 成分	1	応用地質(株)
受振器	ランド型	固有周波数 28Hz 上下動・1 成分	48	
テイクアウトケーブル	本線ケーブル	24 成分	2 巻	自社製
その他	大ハンマ、ハンマスイッチ、鉄板 (φ300)、トランシーバー、100 m用検縄、破砕薬(ガンサイナー)、光波測量器 (CS-20 型)			
解析ソフト	高精度屈折法解析ソフトウェア (SisImager/2D)			応用地質(株)



① 水準測量基準点：4 九 H11-117 (EL = 253.100 m) および T5 孔の管蓋面 (EL = 254.215)



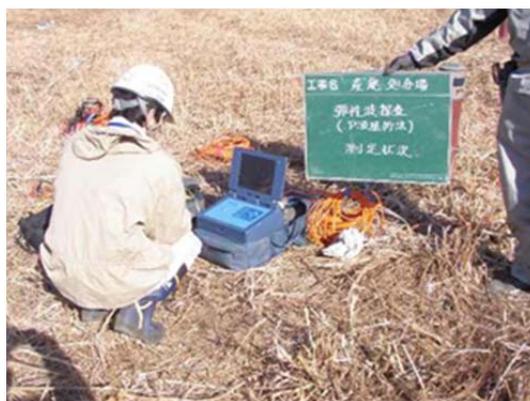
② 屈折法弾性波探査の測定機器一式

③ 受振器設置 (28 kHz 上下 1 成分)

写真 3.1 屈折法弾性波探査の測定状況 (つづく)



④ ハンマ打撃による起振



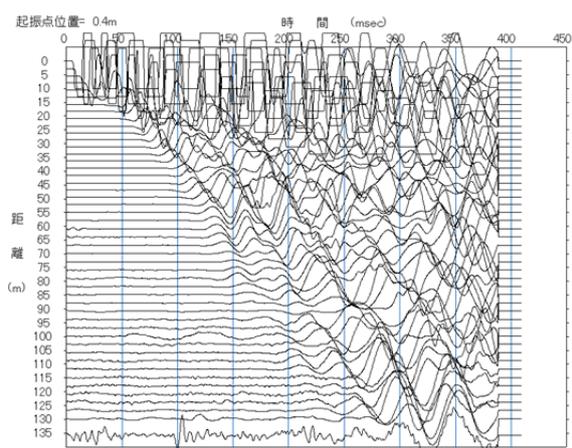
⑤ データ取得状況

写真 3.1 屈折法弾性波探査の測定状況

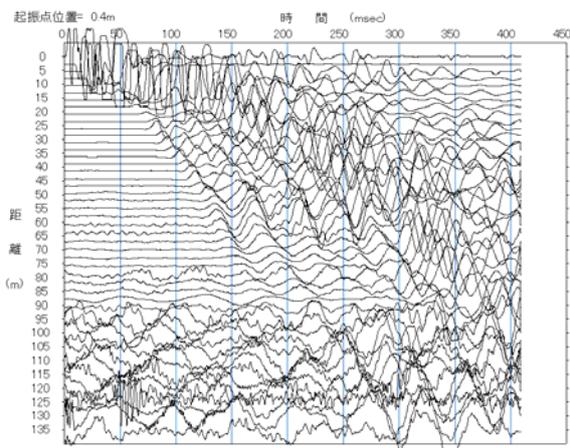
(5) データ取得方法

① 測定条件 (P 波屈折法弾性波) は、成分数 : 48、サンプリング : $200 \mu s$ 、メモリー長 : 2048、スタッキング : 2~4 回程度 (ハンマ打撃)、スタックモード : 加算、トリガー : ハンマスイッチ、起振方法 : ハンマ打撃を主体に測線端で破砕薬 (ガンサイザ) を併用。

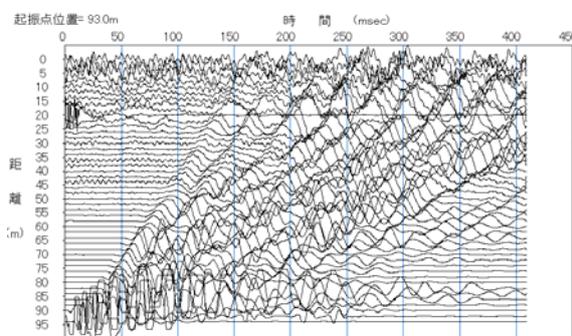
② 記録波形の例 (ノーマライズ処理表示)



Line1 起振点 0.4 m (ハンマ打撃)

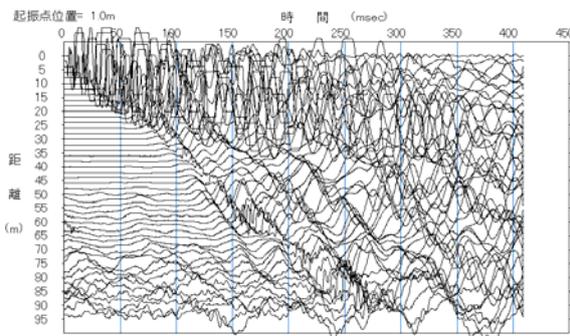


Line1 起振点 0.4 m (破砕薬 1 本 120 g)



Line2 起振点 1.0 m (ハンマ打撃)

注) Line2 のみ 4.5 Hz 型受信機使用



Line3 起振点 93.0 m (ハンマ打撃)

図 3.1 屈折法弾性波探査の記録波形例

3.2.2 探査結果 (P 波屈折法)

解析結果の全体像を図 3.2 の速度パネルダイヤグラムに、各測線の解析結果を図 3.3～図 3.5 の走時曲線と P 波速度断面図に示す。解析は走時曲線を“ハギトリ法”で検討し、速度断面を“トモグラフィ (的) 法” (この詳細は、巻末資料に示す) で求めた。このトモグラフィ法では、下記の 2 つの条件でそれぞれ行い、その結果を比較、検討することで解釈精度を向上させた。

- 解析 1 : 深いほど速度増加すると仮定した一般的な方法
- 解析 2 : 深いほど速度増加すると仮定しない方法 (速度逆転層の有無を検討)

この検討結果を下記に示す。

- ① 解析精度は、測定走時と理論走時との平均残差 (RMSE : 二乗平方根平均誤差) で検討すると、解析 1 で 1.45～4.78ms、解析 2 で 1.44～3.41ms と、両方とも良好であったが、解析 2 で小さく少し向上した。速度構造の確度は、パス (波線経路) 密度が高く解析 1、2 の結果が一致した部分で高く、パス密度の低い深部や端部および解析 1、2 の結果が不一致の速度逆転層等で低い。
- ② P 波速度値は $V_p=0.3\sim 0.9\text{km/s}$ の範囲で、その構造は全体的に、深いほど速度増加する一般傾向を示すものの、解析 2 で速度逆転層の挟在が不明瞭ながら推定される。
- ③ 相対的に低速度層が厚い箇所が、法面および Line-2 の終点側に見られる。
- ④ Line1 と比べ、Line2、3 で高速度層が浅くなる交点直下の不一致が認められる。この要因として、測線長が長く、法尻の起振など立体的に測定した Line1 で速度逆転層が反映され易いのに対し、Line2、3 では平坦な天端面のみの起振・受振のため、原理的に速度逆転層が反映され難いことが挙げられる。

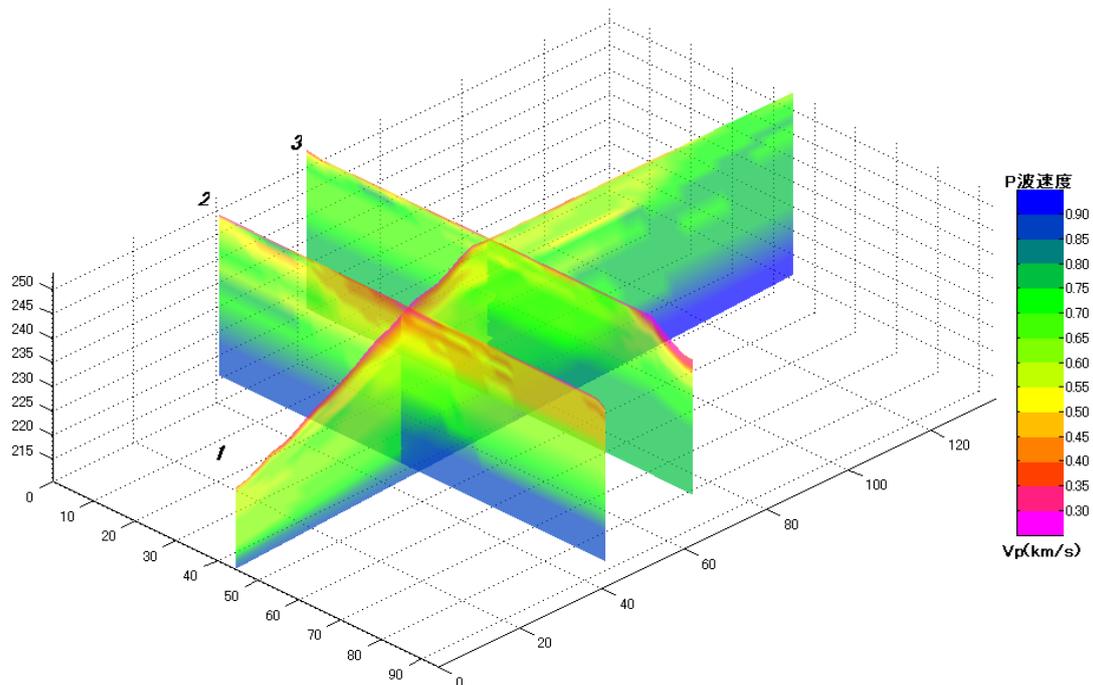


図 3.2 P 波速度パネルダイヤグラム (解析 2 の結果)

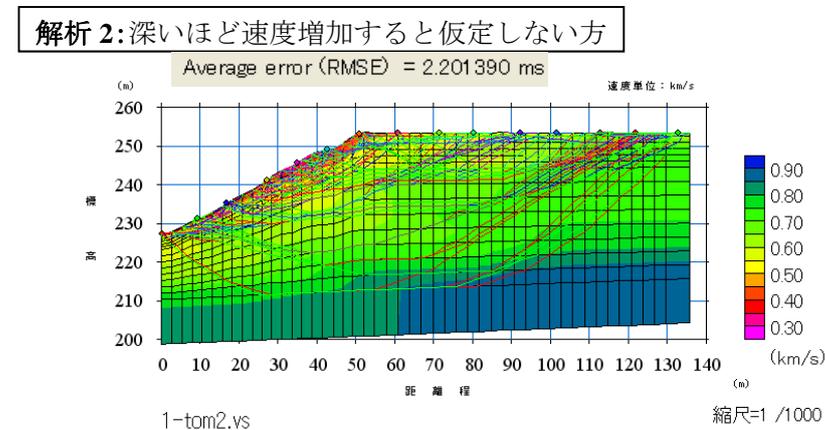
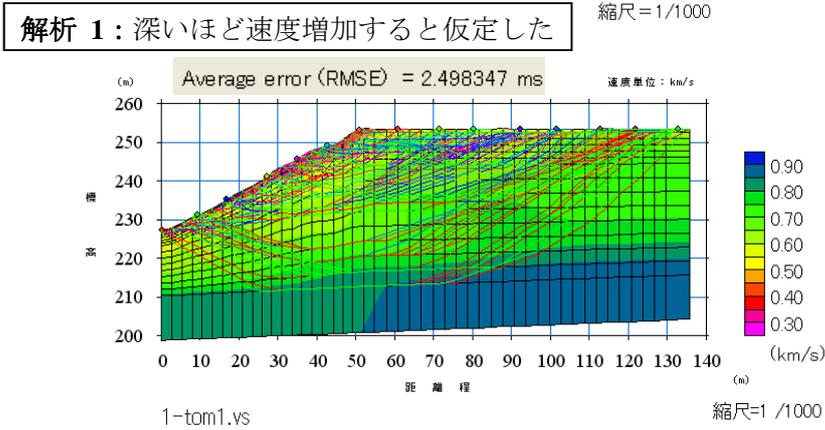
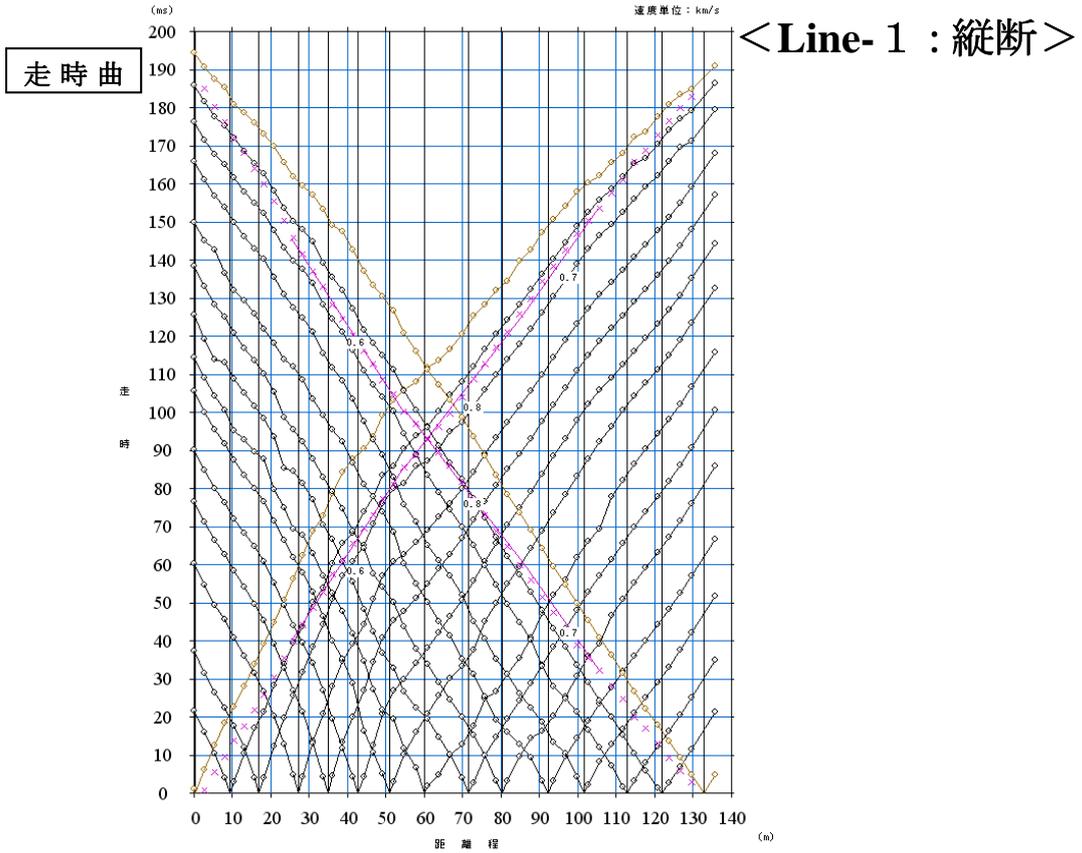
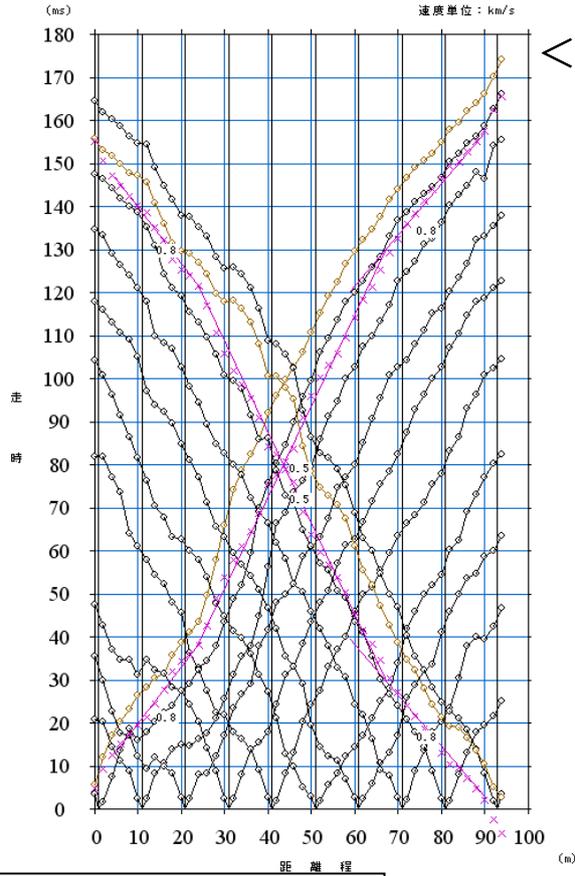


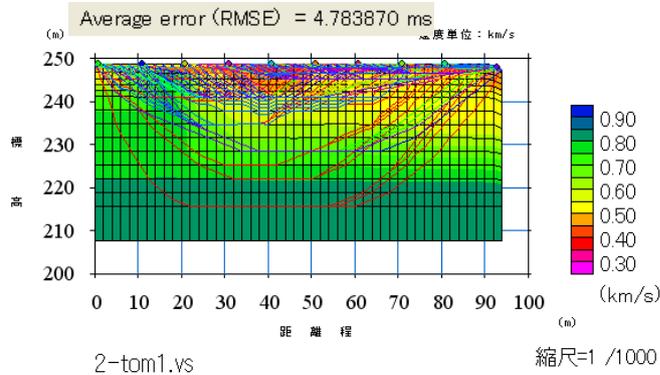
図 3.3 走時曲線と P 波速度断面図 (Line1)

走時曲



<Line-2 : 小段沿い

解析1: 深いほど速度増加すると仮定した 縮尺=1/1000



解析2: 深いほど速度増加すると仮定しない

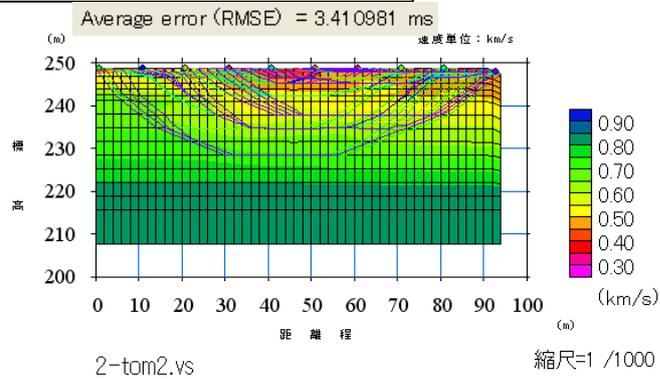
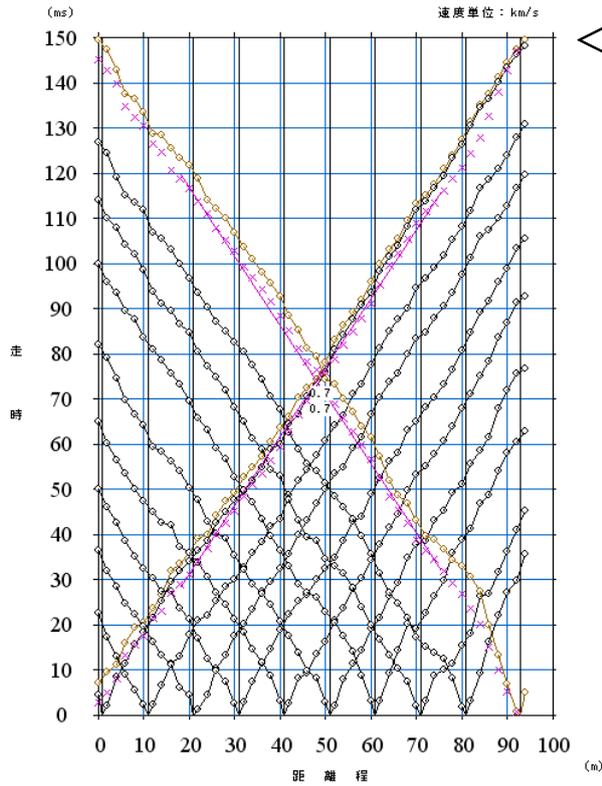


図 3.4 走時曲線と P 波速度断面図 (Line2)

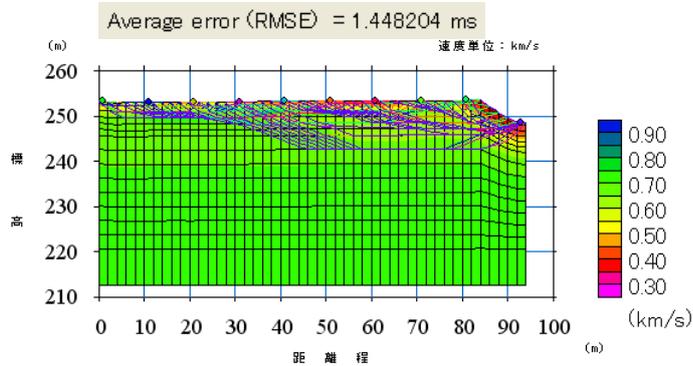
走時曲



<Line-3 : 天端面>

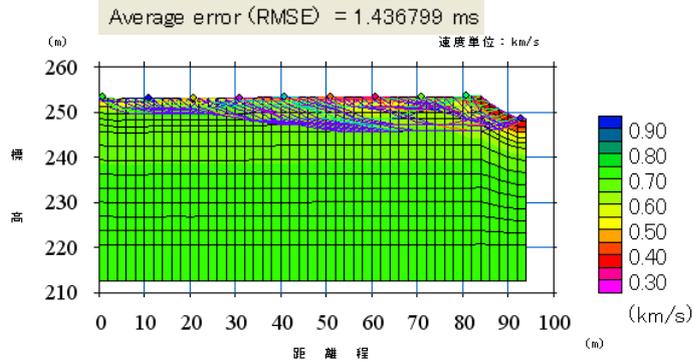
3.vs 縮尺=1/1000

解析1: 深いほど速度増加すると仮定した方



3-tom1.vs 縮尺=1/1000

解析2: 深いほど速度増加すると仮定しない方



3-tom2.vs 縮尺=1/1000

図 3.5 走時曲線と P 波速度断面図 (Line3)

3.3 表面波探査

3.3.1 探査概要

産業廃棄物の管理型最終処分場の土堰堤構造と緩み状況等を把握するための一手法として、表面波（S波速度）による探査性能を確認する目的で実施した。表面波探査の概要を下記に示す。

(1) 探査方法

2次元表面波探査法の一手法である高精度表面波探査法を適用した。

(2) 側線

表面波探査を実施した側線を表 3.3 に示す。測線は屈折法弾性波探査と同じ測線で実施したが、Line 1 では本探査の適用性を考慮して天端の平坦面のみとした（表面波探査は基本的に平坦な場所にしか適用できない）。

表 3.3 表面波探査実施側線の一覧

測線名	測線長 (m)	受振点間隔 (m)	起振点間隔 (m)	備考
1	86	2	4	法肩～天端面縦断 測点 49.8～135.8m 区間
2	94	2	4	上部法面小段沿い
3	84	2	4	天端面
合計	264	---	---	---

(3) 使用機器

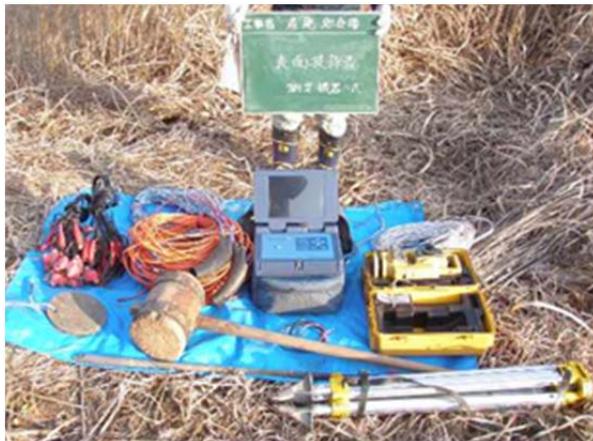
表面波探査に使用した機器の一覧を表 3.4 に示す。

表 3.4 表面波探査に使用した機器の一覧

名称	型式	仕様	台数	製作所
デジタル 記録器	Mcseis-SX48 型	48 成分 4.5～4600Hz	1 台	応用地質(株)
受振器	ランド型	4.5Hz 型	48 個	応用地質(株)
観測線	多連式観測線	24 成分	2 巻	自社製(株)
その他	大掛矢(10kg)、ハンマスイッチ、検縄			
解析ソフト	高精度表面波探査解析ソフトウェア (SeisImager/SW)			応用地質(株)

(4) 測定状況

弾性波探査の測定状況を写真 3.2 に示す。



① 表面波探査測定機器一式



② 観測線の展開



③ 受振点間隔 2 m



④ 受振器設置 (4.5 Hz 型)



⑤ 起振 (10 kg カケヤ)



⑥ データ取得

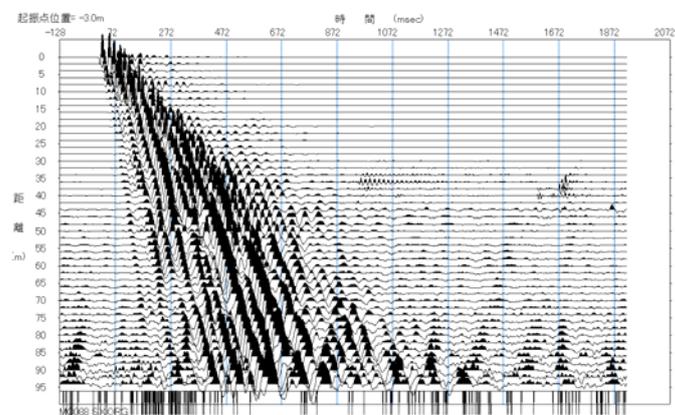
写真 3.2 表面波探査の実施状況

(5) データ取得方法

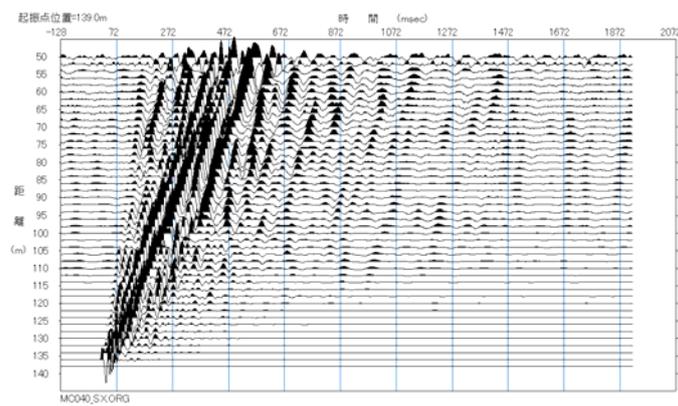
①測定条件（表面波）

- 成分数：48
- サンプリング：1ms
- メモリー長：2048
- スタッキング：2回
- スタックモード：加算
- トリガー：ハンマスイッチ
- 起振方法：10kg カケヤで鉄板を打撃

②記録波形の例（ノーマライズ処理表示）

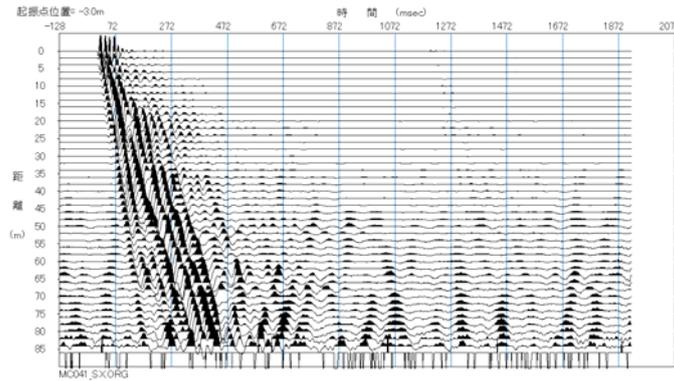


(1) Line1 起振点 139 m



(2) Line2 起振点 -3 m

図 3.6 表面波探査の記録波形例（つづく）



(3) Line3 起振点 -3 m

図 3.6 表面波探査の記録波形例

3.3.2 探査結果

解析結果の全体像を図 3.7 の S 速度パネルダイアグラムに、各測線の解析結果を図 3.8～図 3.10 の分散曲線と S 波速度断面図に示す。

- ①解析精度は、読み取り分散曲線と理論分散曲線の平均残差 (RMSE：二乗平方根平均誤差) で検討すると、3.5～5.9% (11～14m/s) と小さく良好であった。但し、速度構造の確度は、一般に深部や端部ほど低い。
- ②S 波速度値は $V_s=160\sim300\text{m/s}$ の範囲を示し、その構造は、全体的に深いほど速度増加するものの、前項の屈折法結果と比べ、速度逆転層の挟在が明瞭に検出された。
- ③相対的に低速度層が厚い箇所は、屈折法と同様に、法面および Line2 沿いに見られる。

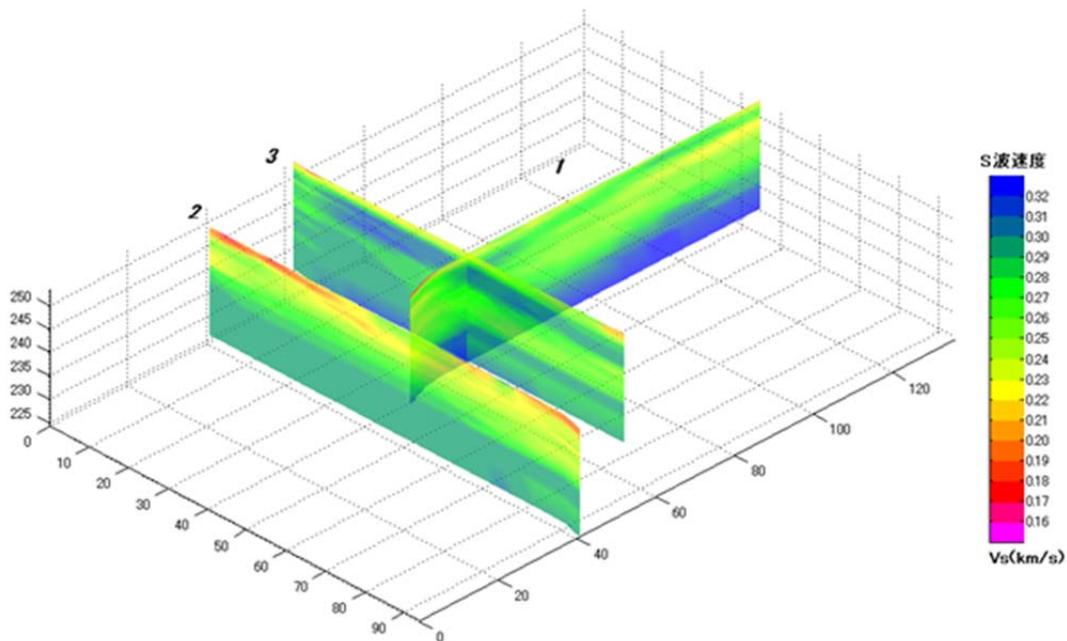


図 3.7 S 波速度パネルダイアグラム

<Line-1 : 法肩～天端面縦断>

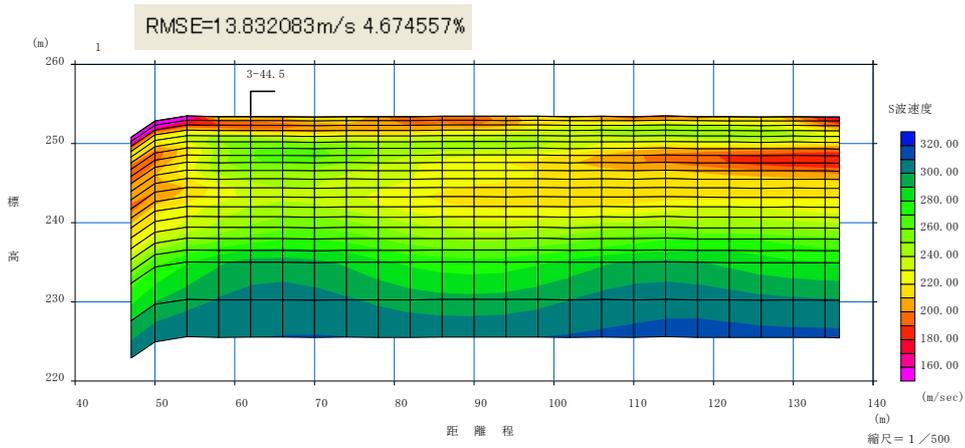
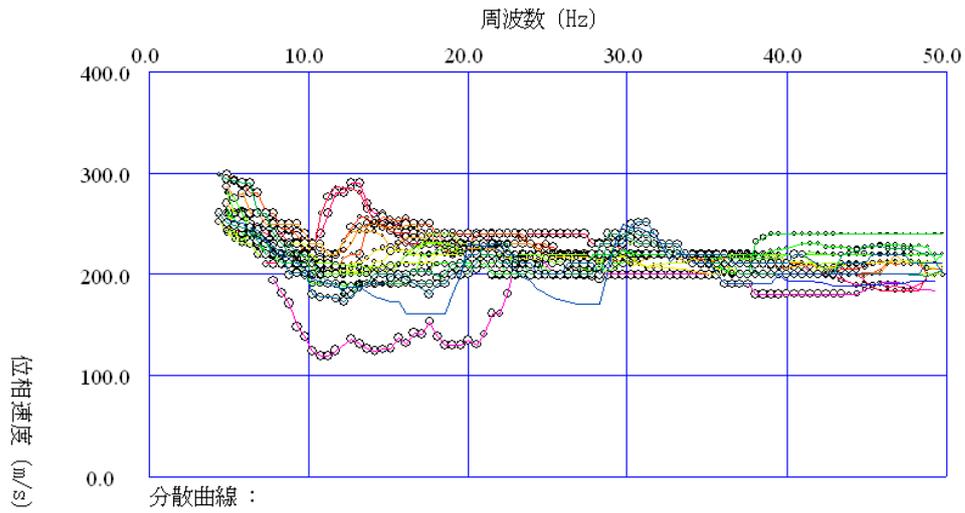
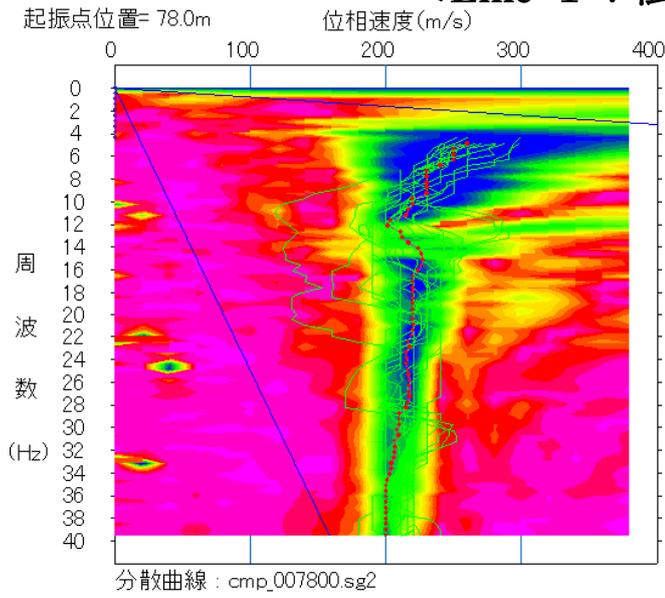


図 3.8 分散曲線と S 波速度断面図 (Line1)

<Line-2 : 小段沿い>

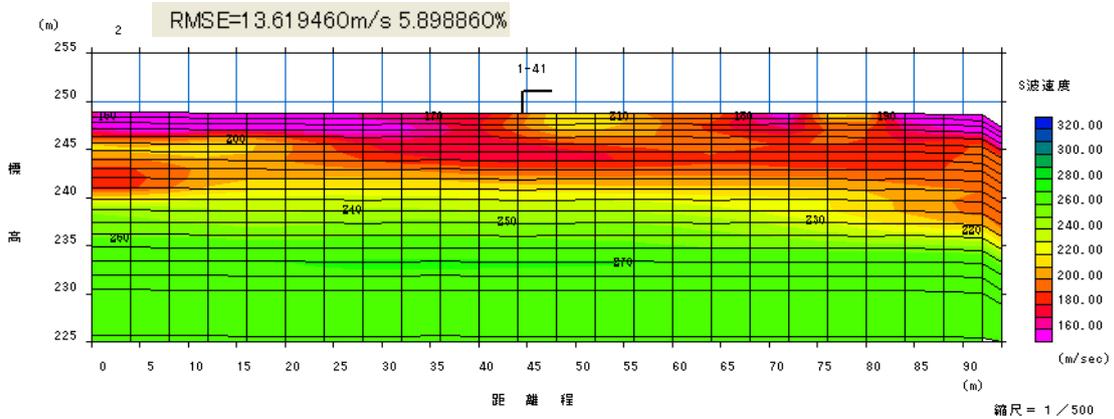
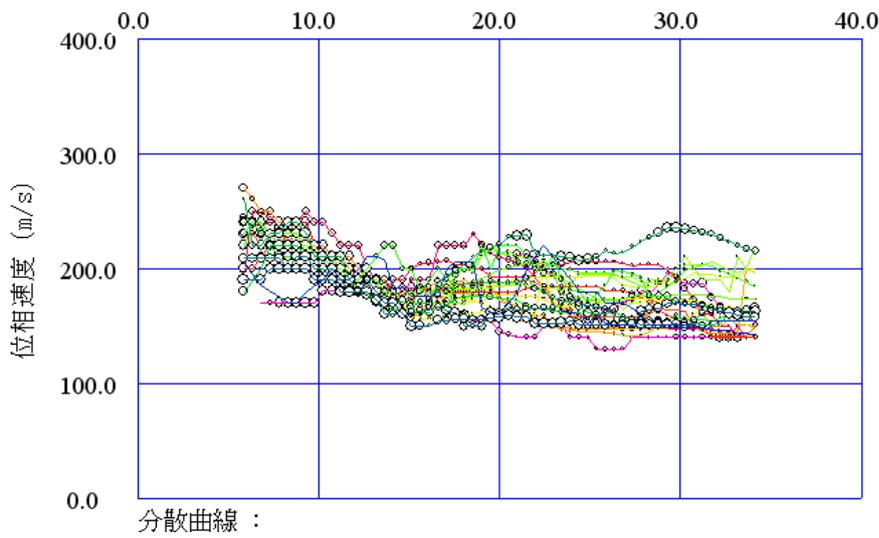
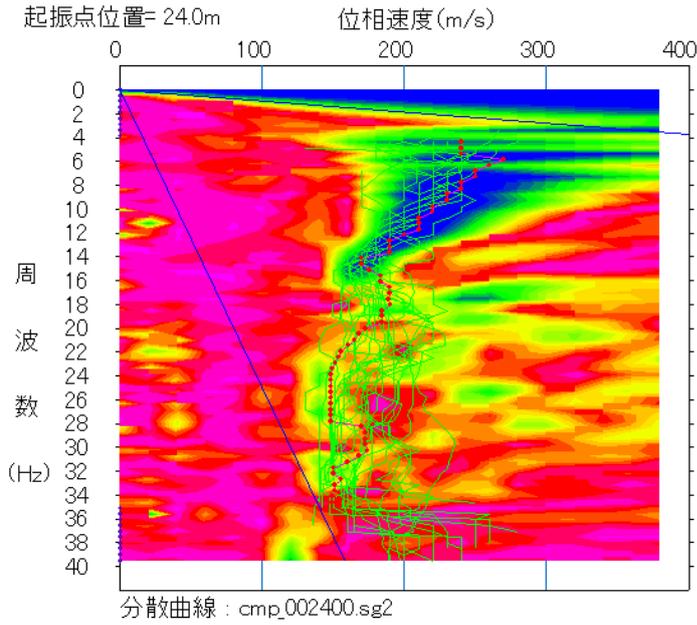
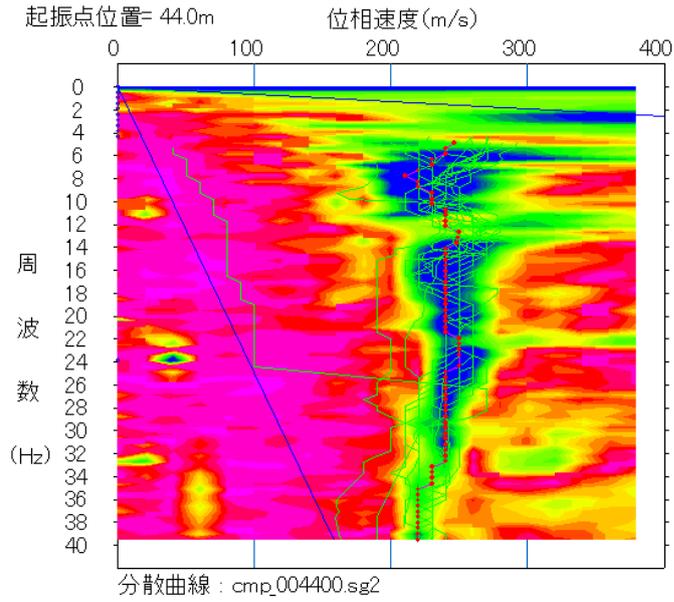


図 3.9 分散曲線と S 波速度断面図 (Line2)



<Line-3 : 天端面>

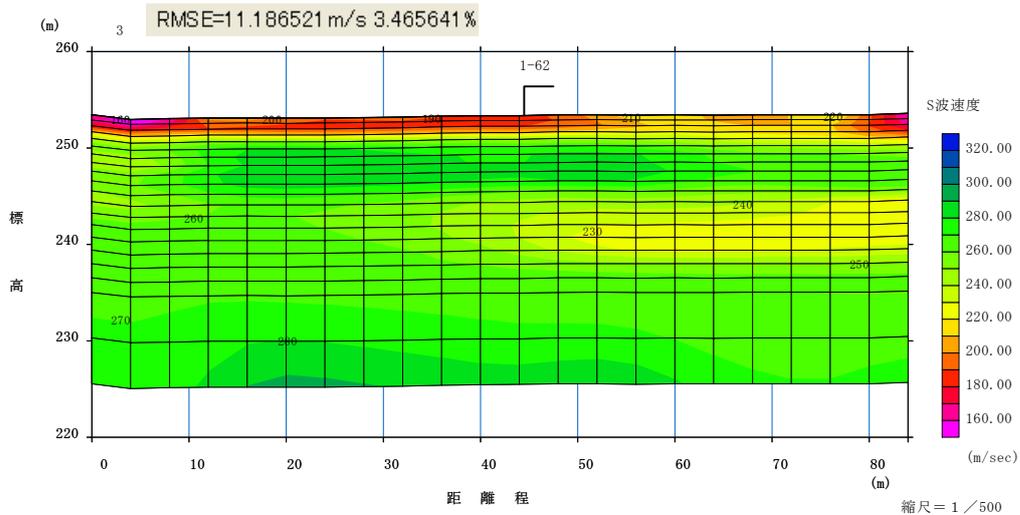
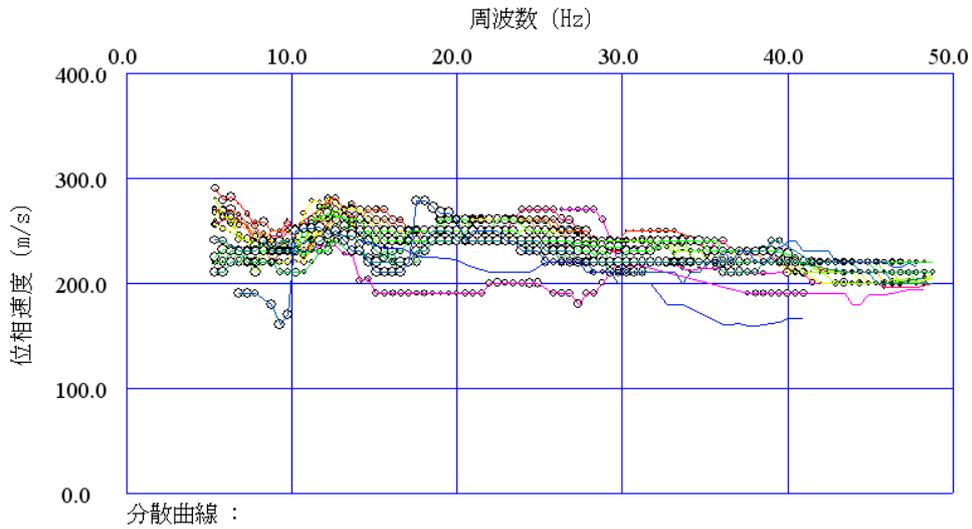


図 3.10 分散曲線と S 波速度断面図 (Line3)

3.4 探査結果の考察

3.4.1 統合的な解釈

表面波探査の結果による S 波速度断面図では、深いほど速度増加している断面ではないことがわかる。そこで、屈折法による P 波速度断面図としては、解析 2 の結果を採用することとした。ここでは、この統合的な解釈結果を下記に示す。

(1) 探査性能

各記録波形や解析で得られた分散曲線等の検討から考察される探査性能を表 3.5 に示す。

表 3.5 屈折法と表面波探査の探査性能

項目		P 波屈折法 (Vp)	表面波探査(Vs)	備考
速度値		約 0.35~0.85km/s	約 160~300m/s	図 3-1 参照
最大受振距離	ハンマー-打撃	約 60~80m	約 20~90m以上	屈折法は図 1-1 参照 表面波は図 2-1 参照
	破碎薬(カ ^ン サ ^イ ダ ^ク) 1本:120g)	約 120m	---	
波長	ハンマー-打撃	約 3~15m	約 5~50m	
	破碎薬(カ ^ン サ ^イ ダ ^ク) 1本:120g)	同上	---	
可探深度 (m)		約 10~30m 測線長の 1/4~1/7	15~20m 波長の 1/3	屈折法は図 1-2 参照 表面波は図 2-2 参照
分解能 (m)		波長または受振点間 隔 2~3 m と同程 度?	波長または受振 点 間 隔 と 同 程 度?	注) 既存ボーリングとの 対比が必要
一般的 適用性	速度逆転層(硬 軟互層)の検出	孔中受振等立体的な 測定で可	可 (薄層は困難)	---
	凹凸地盤の 適用性	可 (地形補正可)	傾斜 20° 以内の 凹凸で可	---

(2) 構造物や速度との相関

① 土堰堤

実測した Line1 の 0 m 地点とコンクリート堰堤天端との離間距離 (9.9m) と比高 (4.0m) を根拠に土堰堤施工計画図と P 波速度断面図を重合させて図 3.11 に示す。測点 10 m 付近の Vp = 0.6 km/s の凸部は、下段土堰堤のセメント改良土部を反映した可能性があるが、中~上段の土堰堤構造と P 波速度構造との整合性は認められない。法面浅部の 0.35~0.6 km/s の低速度層は、解放面が広がる上部ほど徐々に厚くなる一般的な緩みを反映している。法肩で 0.5 km/s が浅くなるのはジオグリッドによる剛性の増加を反映した可能性がある。

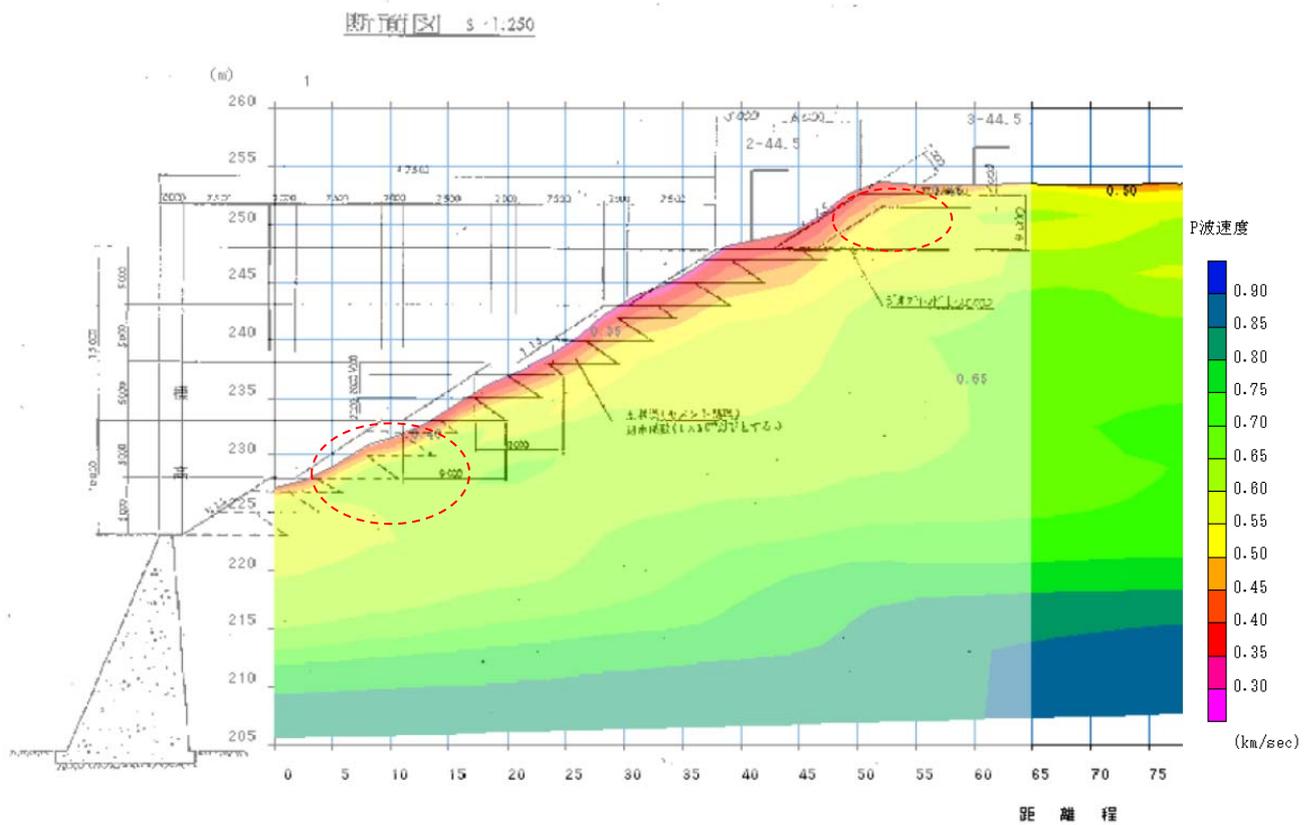


図 3.11 土堰堤と P 波速度構造との相関

②緩み部

相対的には、法面と Line2 沿いに低速度層が厚くなっているが、下記に示す弾性波速度の一般的事項を参考にすると、最低値 $V_s=160\text{m/s}$ であることから、換算 N 値=6 相当（比較的低い値ではあるが）以上であり、下記に示す擁壁の耐久判定基準に従えば、背後の地盤として危険度の高い状態ではないことがわかる。

<弾性波速度に関する一般的事項>

弾性波速度は、次式に示すように媒質の弾性定数と密度によって決まる。

$$V_p = (k + 4G/3) / \rho)^{1/2} \quad , \quad V_s = (G/\rho)^{1/2}$$

ここに、 V_p : P波速度、 V_s : S波速度
 k : 体積弾性率、 G : 剛性率、 ρ : 密度

媒質が違えば、一般に密度よりも弾性定数が大きく変化するので、弾性波速度の変化は、主に弾性定数の違いを良く反映する。すなわち、体積弾性率（縮み難さ）や剛性率（ねじれ難さ）が大きいほど、弾性波速度は大きい値を示す。 V_p 値は、地下水の速度（ $\approx 1.5 \text{ km/s}$ ）に影響され、各土質の力学特性を十分に反映し難い。また、一般に水溶性ガスを含むと地下水面以深でも 1500 m/s に達しない。 V_s 値は、地下水の速度に影響されない（地下水のせん断抵抗力 = 0）ため、 V_p 値と比べ各土質の剛性をよく反映する。このため、下記に示す今井の式¹⁾を利用すると、 V_s 値から N 値を換算し、地盤強度を推定することが可能である。

$$\text{換算 N 値} = (V_s/C)^{1/m}$$

$C=97 \text{ m/s}, m=0.314$ (今井の式¹⁾)
 $C=100 \text{ m/s}, m=0.5$ (シルト層)
 $C=50 \text{ m/s}, m=0.75$ (粘土層)
 $C=55 \text{ m/s}, m=0.55$ (砂層)
 $C=60 \text{ m/s}, m=0.45$ (礫層)

擁壁の耐久性判定基準として、国土交通省国土技術政策総合研究所都市研究部の「既存造成宅地擁壁の耐久性に関する実態調査」では、 $V_s = 100 \text{ m/s}$ が緩みによる危険度の目安としている。

表面波探査の判定基準

□ 表面波探査の判定基準

S波速度 (m/s)		危険度区分
壁体	背後の地盤	
1000以上	かつ100以上	小
500~1000	かつ100以上	中
500未満	又は100未満	大

擁壁の内部にひび割れが生じたり、地山がゆるむと、S波速度が遅くなる。

③その他の一般的解釈

V_p 値と V_s 値の一般的な統合的解釈方法は下記に示すとおりである。

この解釈結果を、図 3.12～図 3.14 に示す。

- V_p, V_s 値と共に高速度の場合：締まって良好な箇所
- V_p 値が高く、 V_s 値が低い：宙水など、高含水で軟質な（剛性が小さい）箇所
- V_p 値、 V_s 値が共に低い：緩い箇所

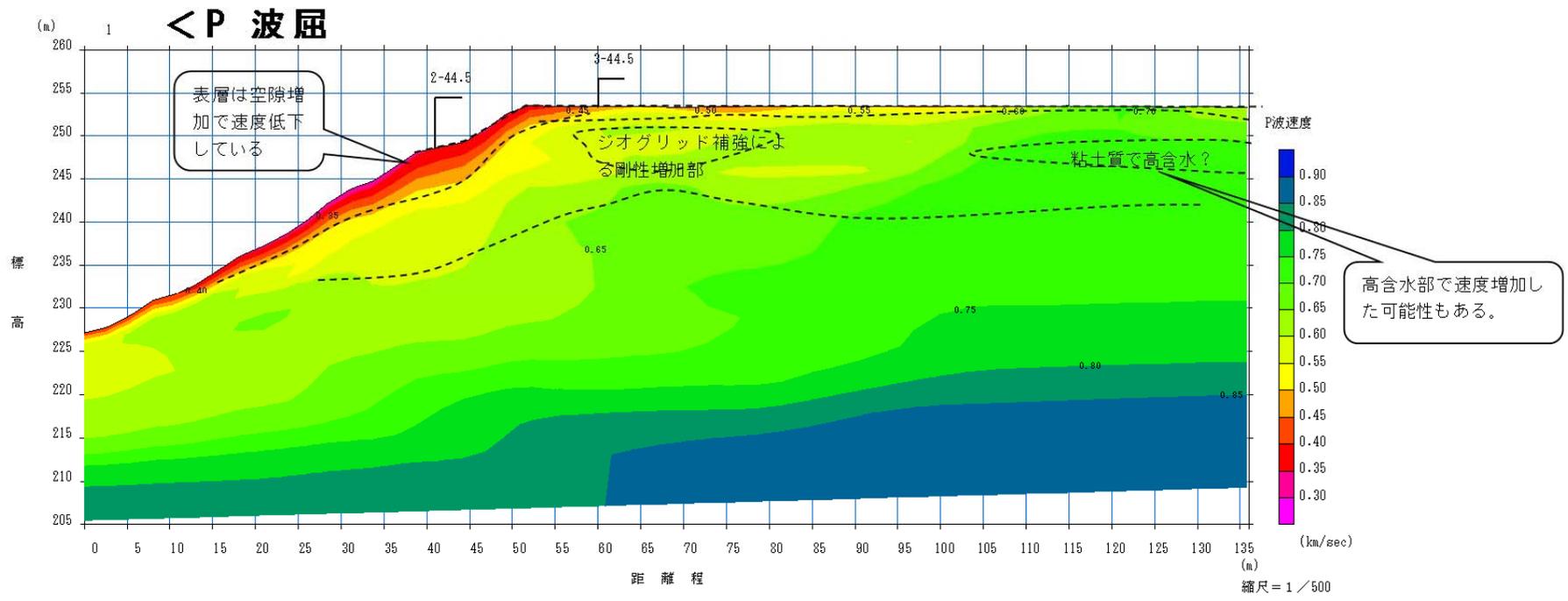
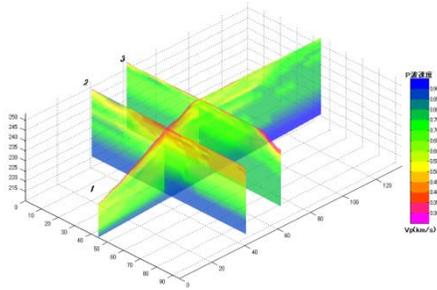


図 3.12 (a) 統合解釈結果 (Line1) の P 波屈折法

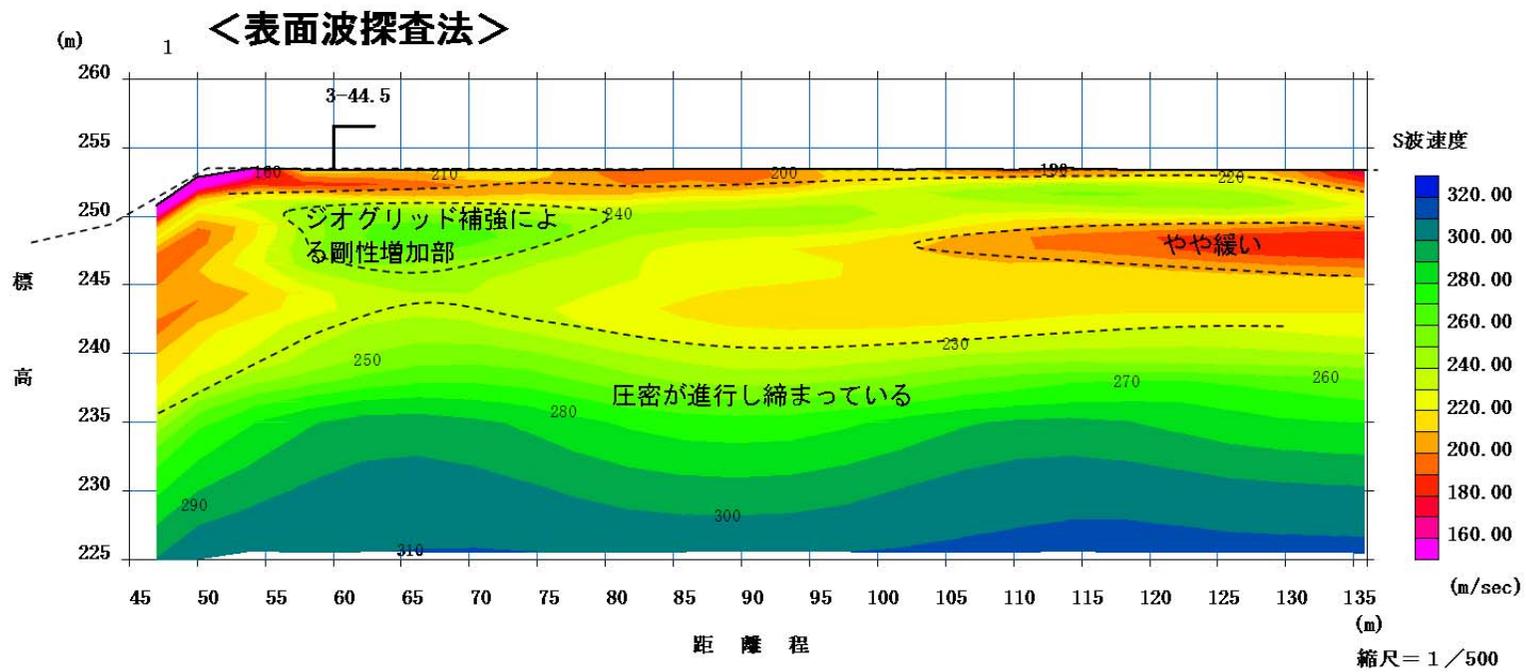
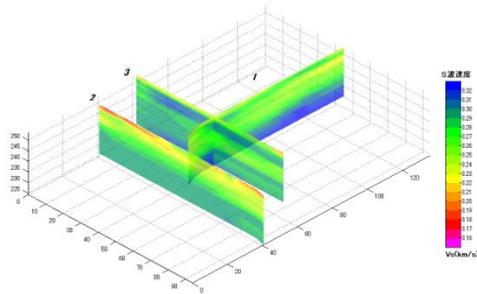


図 3.12 (b) 統合解釈結果 (Line1) の表面波探査法

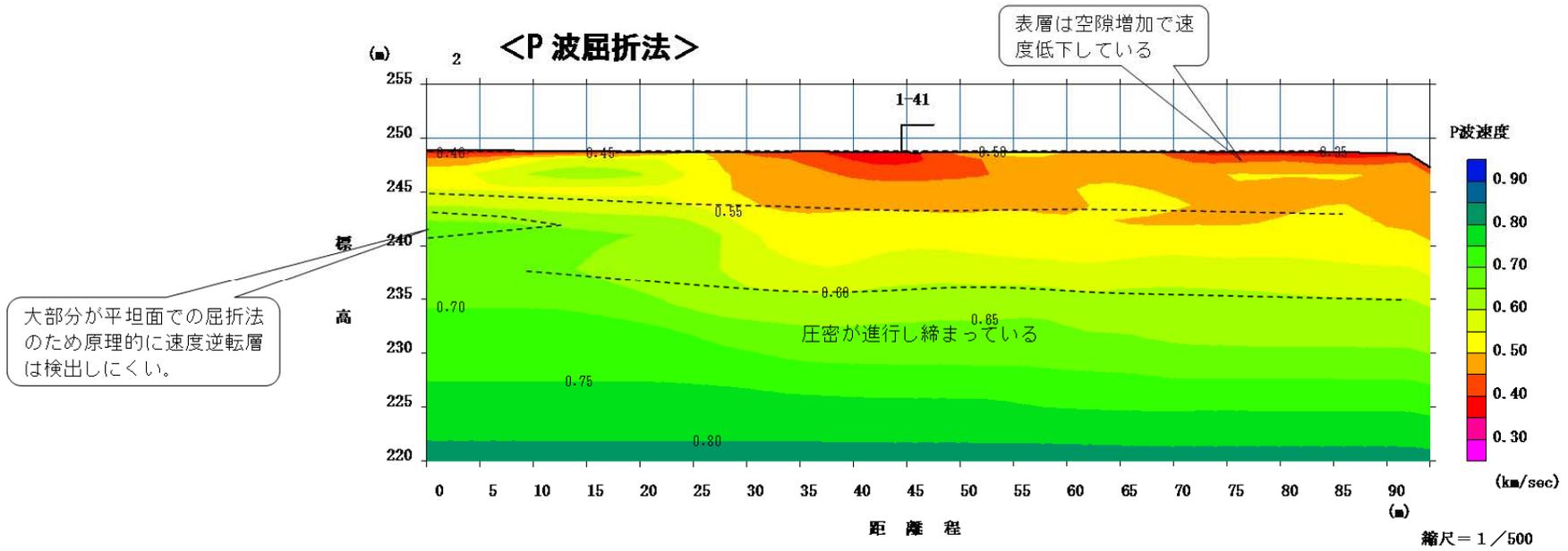
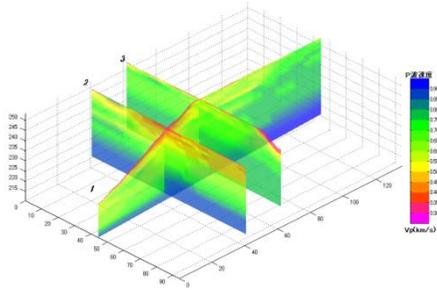


図 3.13 (a) 統合解釈結果 (Line2) の P 波屈折法

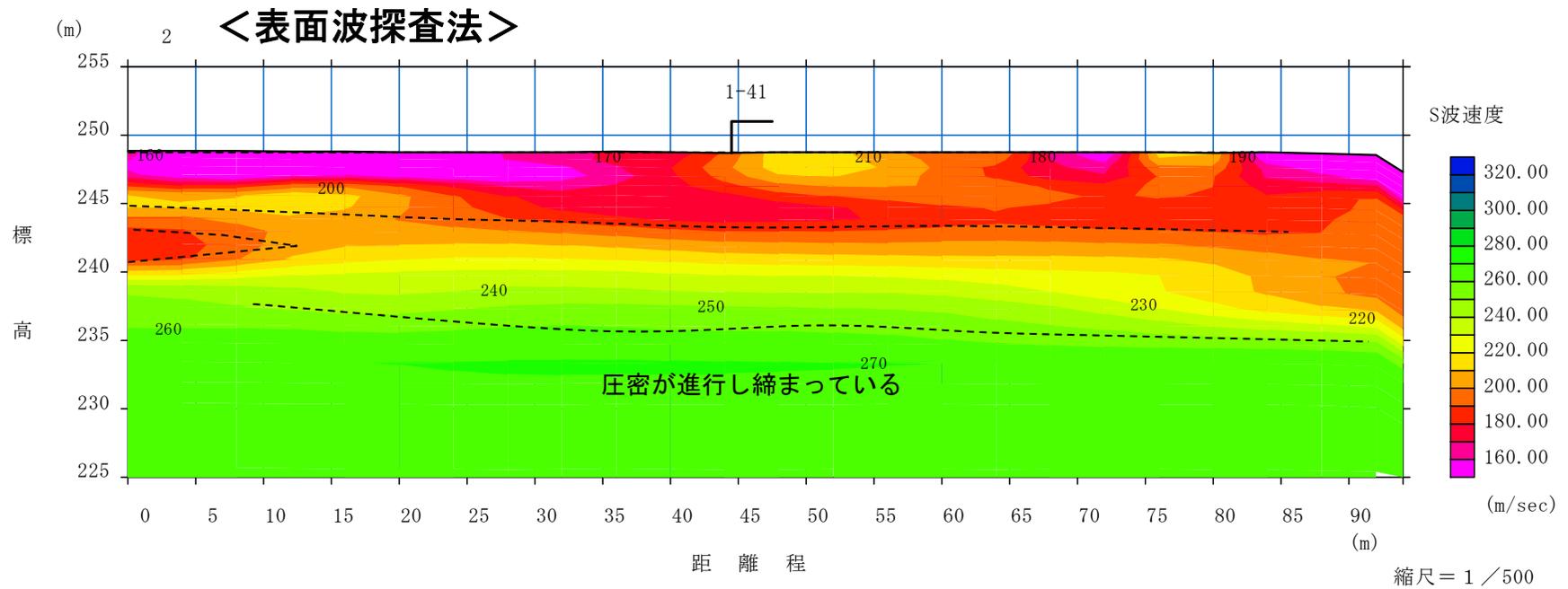
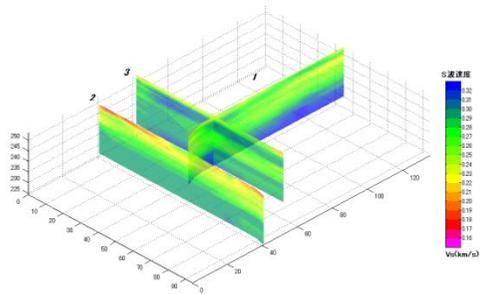


図 3.13 (b) 統合解釈結果 (Line2) の表面波探査法

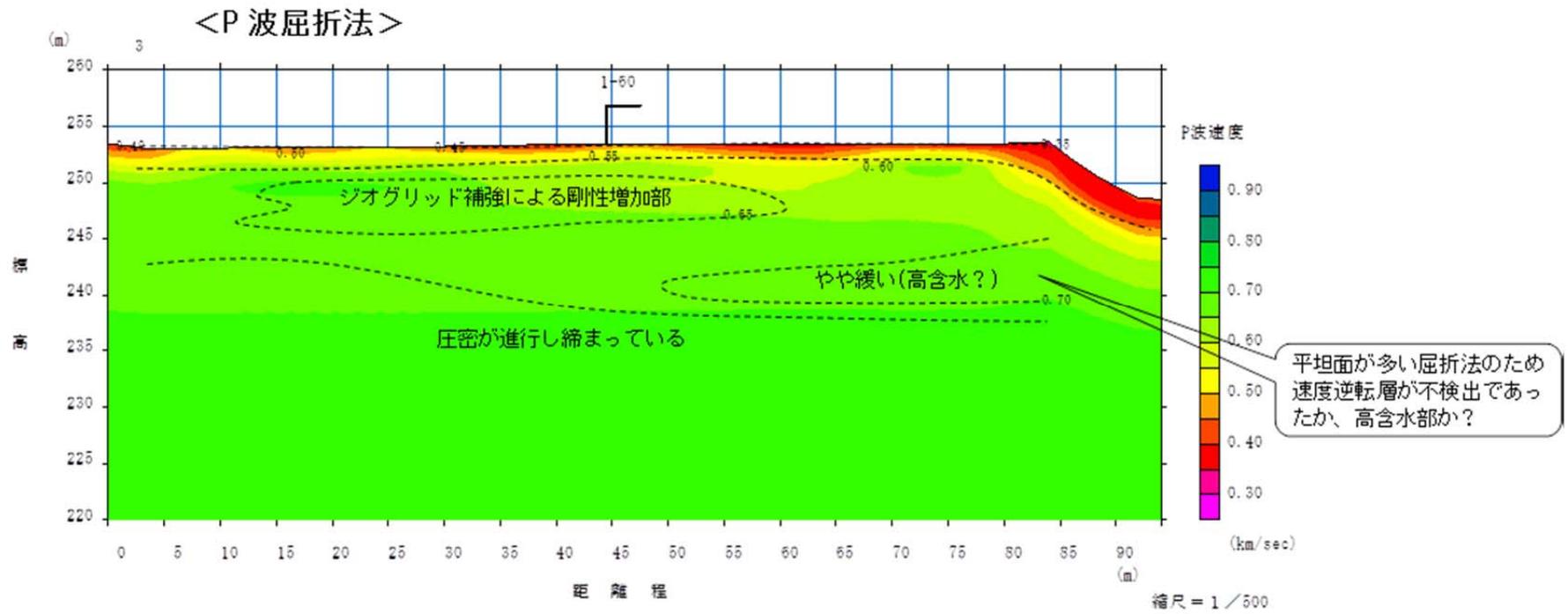
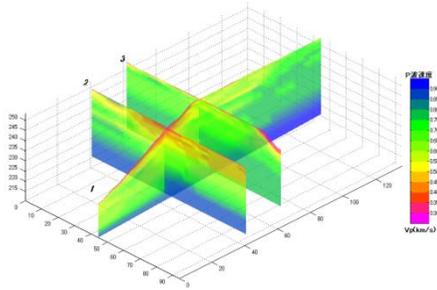


図 3.14 (a) 統合解釈結果 (Line3) の P 波屈折法

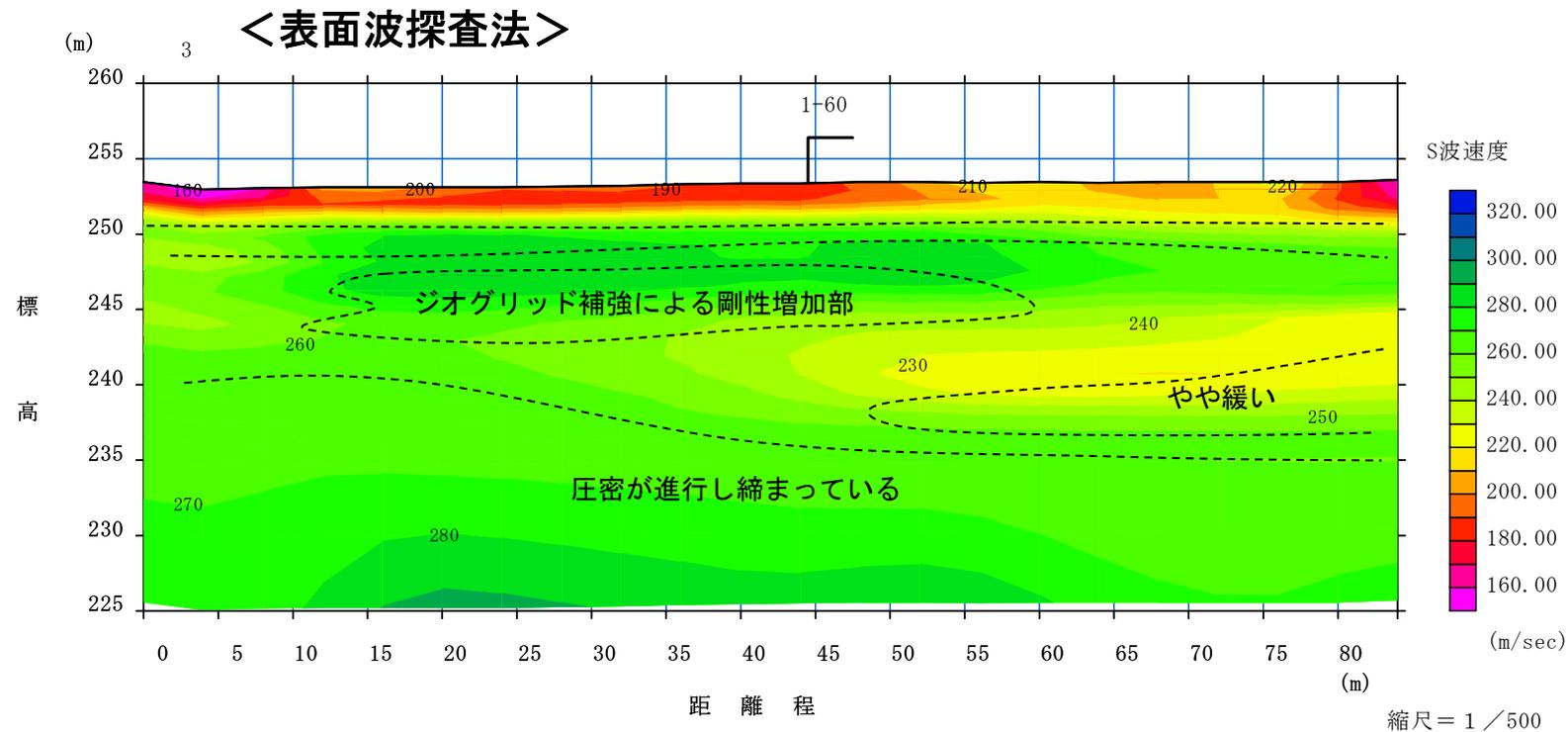
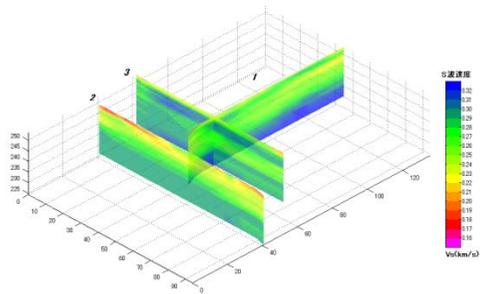


図 3.14 (b) 統合解釈結果 (Line3) の表面波探査法

3.4.2 P波屈折法の特性と適用性について

屈折法（P波、S波共に）は、地表面のみの測点の場合、速度の反転層（深い部分で速度の遅くなる層）を原理的に適切に捉えることが難しい。今回のLine1のP波屈折法では、法面部にも測点を設置することで、図3.12に示すような、より適切なP波速度断面図を得ることができている。

屈折法では、立体的な測定をした範囲内（パスが透過した範囲）で速度逆転層の有無が原理的に検討可能となる方法である。Line1は法面緩みを把握するとして、地形的に安定な法尻から起振することで、法面全体を深部からの屈折波で捕捉するようにした。受振・起振点が地表面（埋立面＝転圧面と平行）のみで適用可能なのは、“風化帯のような深いほど速度増加する場合”に限定される。速度逆転層（硬軟互層やキャップロックなど）が存在するような構造の場合は、地表面部分だけの測点による屈折法では、臨界屈折波（地下に侵入して地表にもどってくる波）が原理的（スネルの法則）に発生しないので屈折法は適用不可となる。最終処分場の場合、地下の速度構造は複雑であり、速度の逆転層が存在する構造となりやすい。こうした場合、地表面だけでの屈折法の適用は、原理的な問題を抱えることとなり、原則的には、適用不可と考えるべきである。但し、今回のように法面がある場合のほか、既往ボーリング孔に孔中受振器を吊り下げて、地表とトモグラフィ探査を行えば適用性は上がる。

このようなことから、法面に測点がない場合、深いほど速度増加すると仮定しない方法（速度逆転層の有無を検討）の解析（今回の解析2）を用いることは、本来、原理的には不適切であるということになる。

仮にLine1において、法面部の測点が存在しないと仮定してP波速度断面を作成すると、図3.15のような断面が作成できる。この図では、深いほど速度増加すると仮定しない方法で解析を行ったものと、本来は原理的に不適切であるが、深いほど速度増加すると仮定した方法の2種類を示した。この場合の大きな特徴は、図3.16にも示すように、パスの深度が法面に測点がない場合には、ある場合に比べて30mほど浅くなる点である。まず、この点で、深い深度におけるP波速度の信頼性に欠けることになる。すなわち、法面に測点のない場合、可探深度は約15m程で、P波屈折法では測線長の約1/5といわれている点から、妥当な可探深度といえる。

こうした法面の測点の影響は、図3.17に示すように、S波速度断面から推察されるジオグリッド補強部や深い深度（標高240m程度以下）の高速度層の凸構造の把握に大きく影響を及ぼす。すなわち、法面に測点がある場合には、これらのS波速度断面に現れた特性をある程度P波速度断面でも表現できているのに対して、法面に測点がない場合には、これら高速度部の構造を適切に把握できていない可能性がある。

以上のように、P波屈折法では、天端部だけでなく、側面からのデータを得る（今回の場合は、法面に測点を設ける）ことが、より適切なP波速度分布を捉えることに欠かせないといえる。

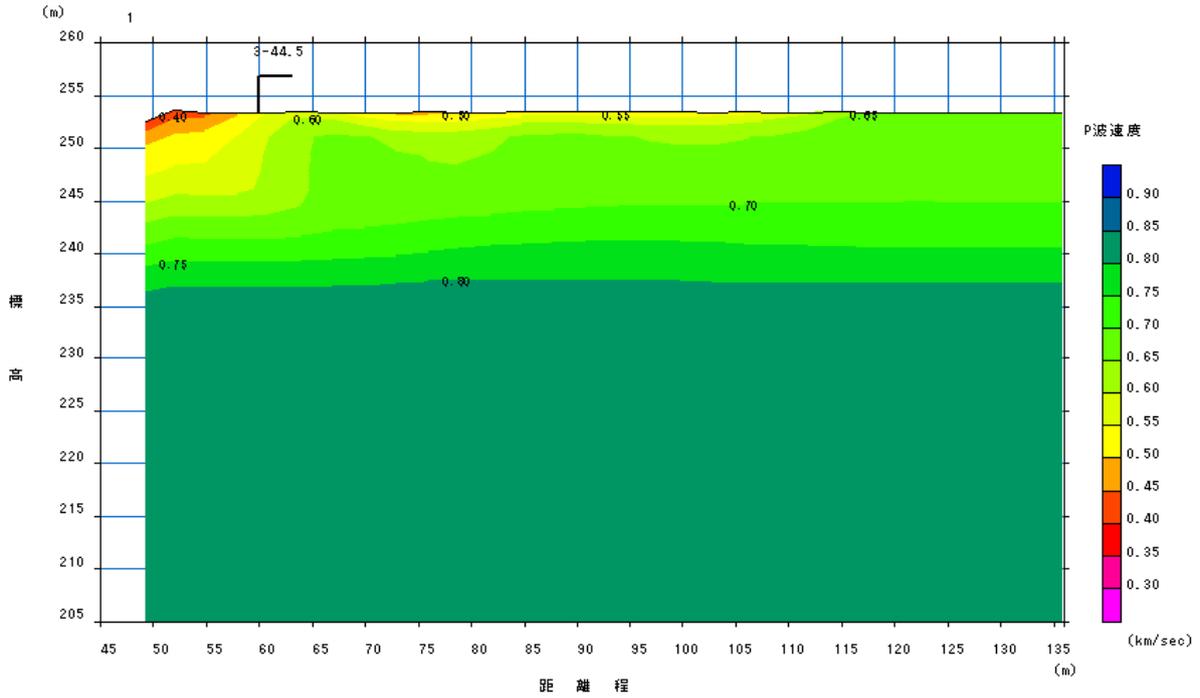


図 3.15 (a) Line1 : 法面部の測点がない場合を想定 (解析 1) して作成した P 波速度断面図

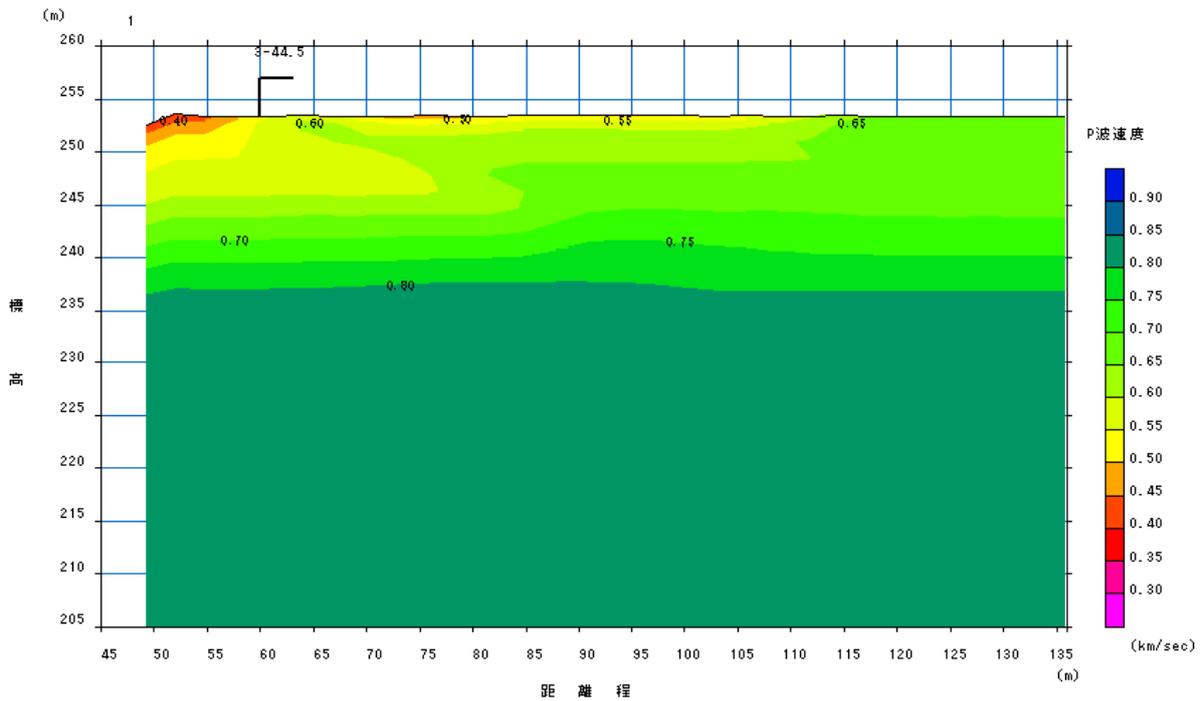


図 3.15 (b) Line1 : 法面部の測点がない場合を想定 (解析 2) して作成した P 波速度断面図

パスの最下深度は、法面の測点がない場合、標高 240m 程度までであるが、法面に測点を設けている場合、標高 210m までと 30m ほど深く捉えることができています。

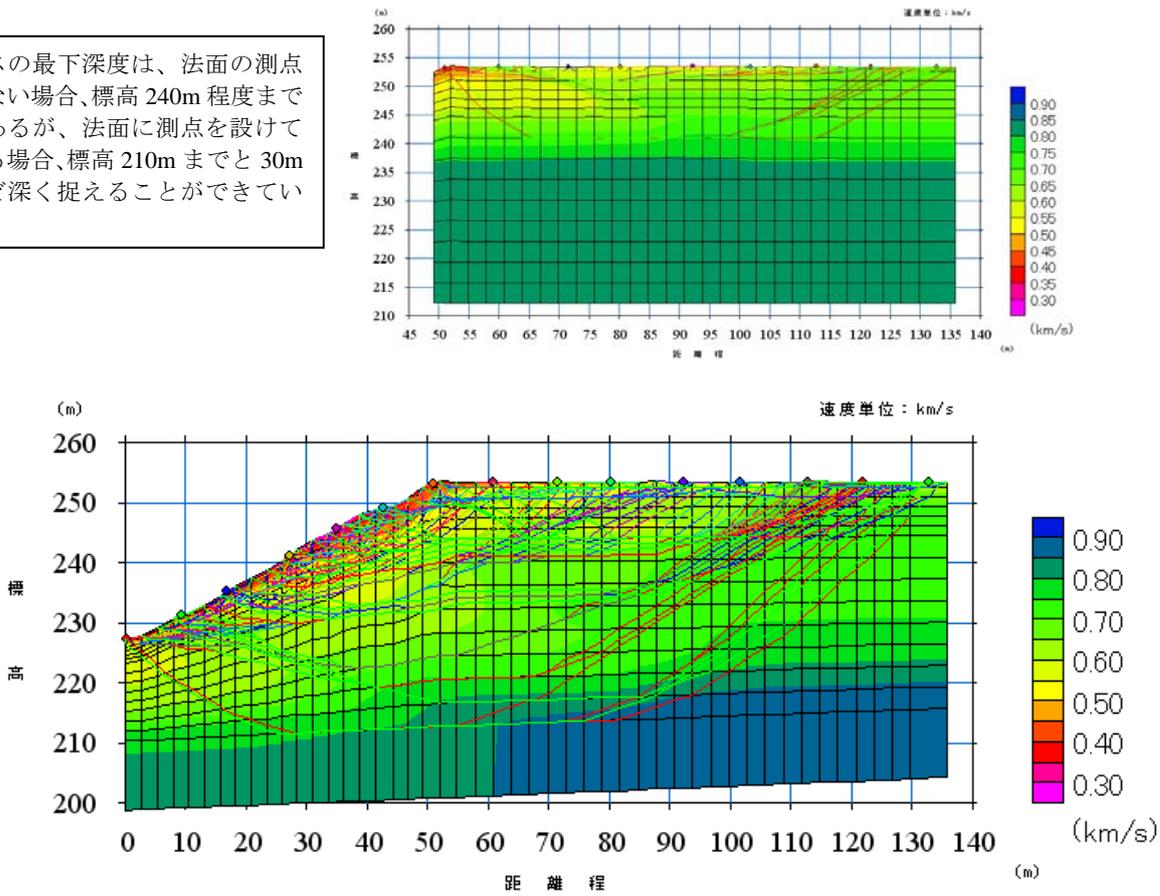


図 3.16 Line1 において法面部の測点がない場合（図の上）と測点がある場合（図の下）を想定して作成した P 波速度断面図（パス記入図）の比較（解析 2 を用いた方法であるが、解析 1 でも傾向は同じ）

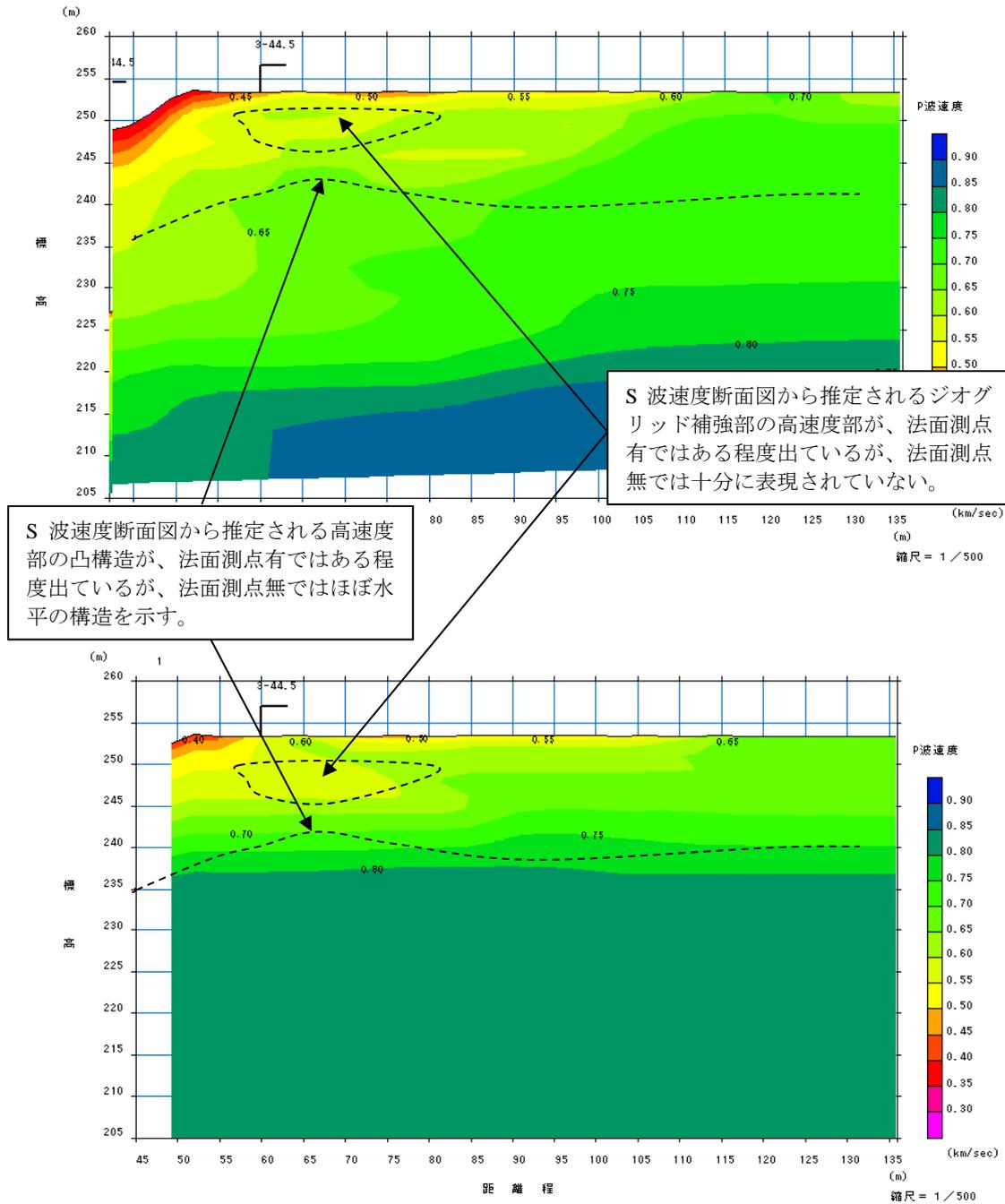


図 3.17 Line-1 において、解析 2 を用いて、法面部の測点がある場合 (図の上) と測点がない場合 (図の下) を想定して作成した P 波速度断面図の比較

3.4.3 一般的な弾性波速度の特性からみた探査の可能性

(1) S 波速度からの N 値換算

前述したように、地盤の S 波速度と N 値との関係は、いくつかの関係式が示されている。こうした関係は、土壌化の過程にある廃棄物層でも成り立つ。図 3.18 は、国内のさまざまな地盤 (埋立土、沖積層、洪積層、第三紀層) に対して標準貫入試験から得られた N 値と PS 検層による S 波速度との関係を示したものである。砂質土 (黒塗りマーク) と粘性土 (白抜きマーク) とでは

若干傾向が異なり、同一のN値に対して粘性土は砂質土よりも高いS波速度を示している。この図に、ある処分場の廃棄物層の値をプロットした例²⁾を示しているが、廃棄物層においても Imaiらのデータのばらつきの範囲内に収まっていることが分かる。なお、図 3.18 に示した相関式と今井の式¹⁾とは、ほとんど変わらないものとなっている。

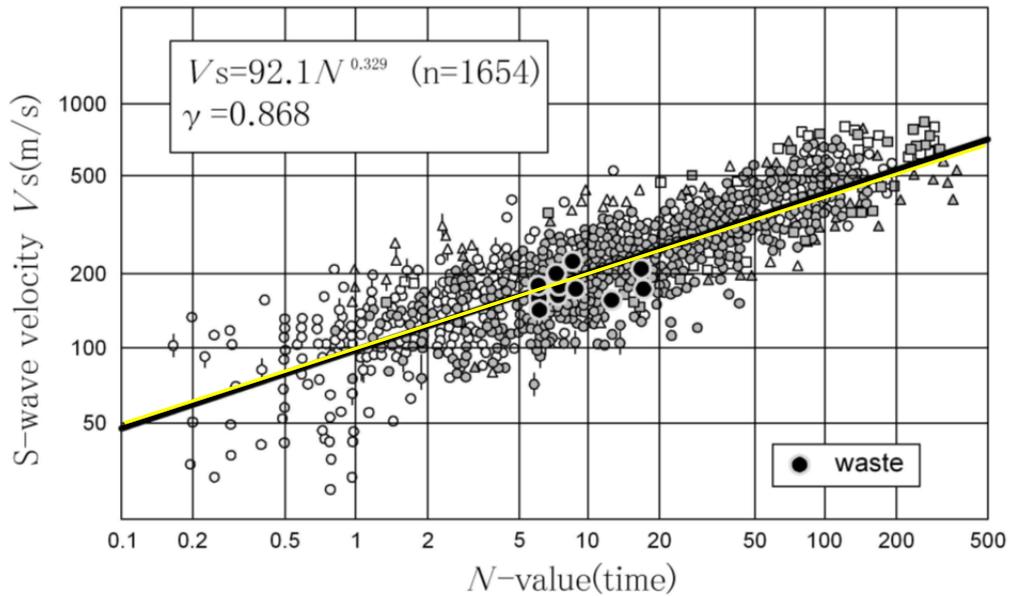


図 3.18 各種地盤の N 値と S 波速度の関係（黄色線は今井の式¹⁾）

以上のことから、廃棄物層においても、表面波探査から得られた S 波速度を N 値に換算してもある程度差支えないと考えられる。そこで、図 3.19～図 3.21 にそれぞれの測線から得られた S 波速度分布図を N 値に換算した。なお、図 3.18 からわかるように、図 3.18 の式は従来の今井の式とほとんど変わらないので、図 3.19～図 3.21 は、広く用いられている今井の式で換算した。

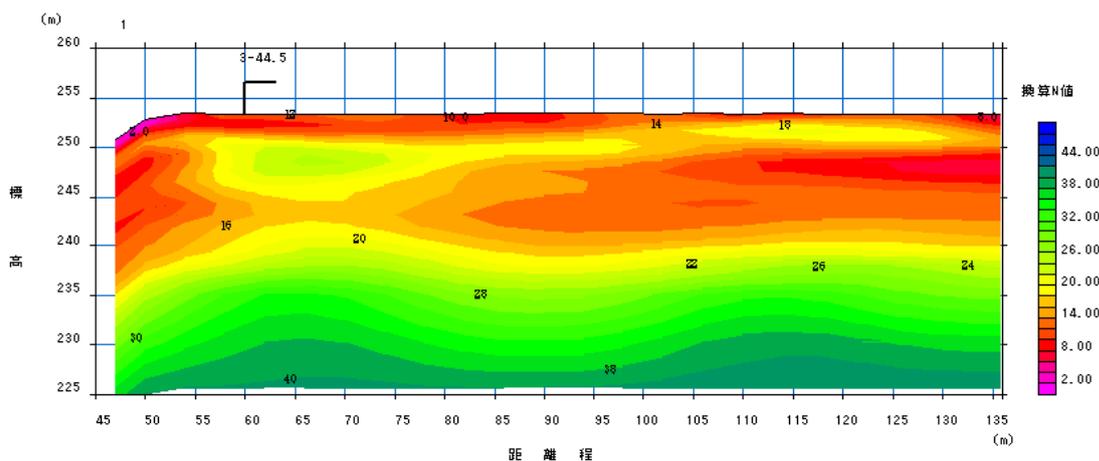


図 3.19 Line1 の換算 N 値の分布（今井の式）

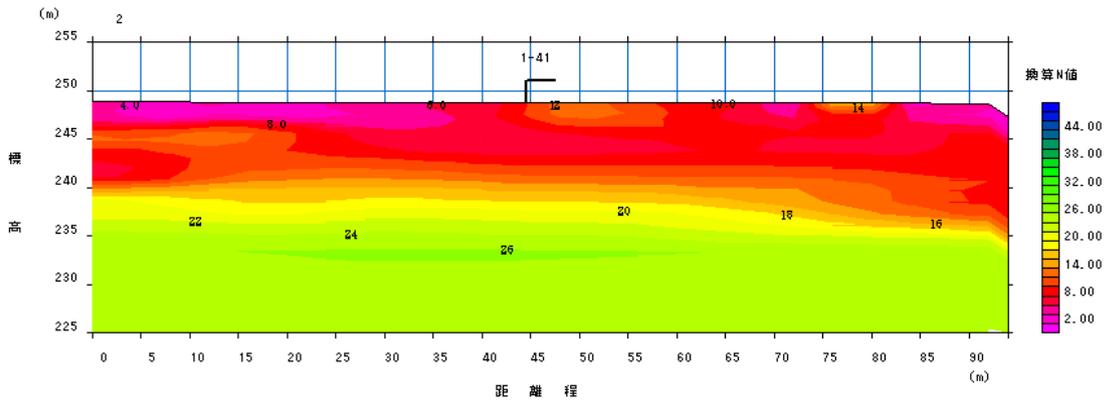


図 3.20 Line2 の換算 N 値の分布 (今井の式)

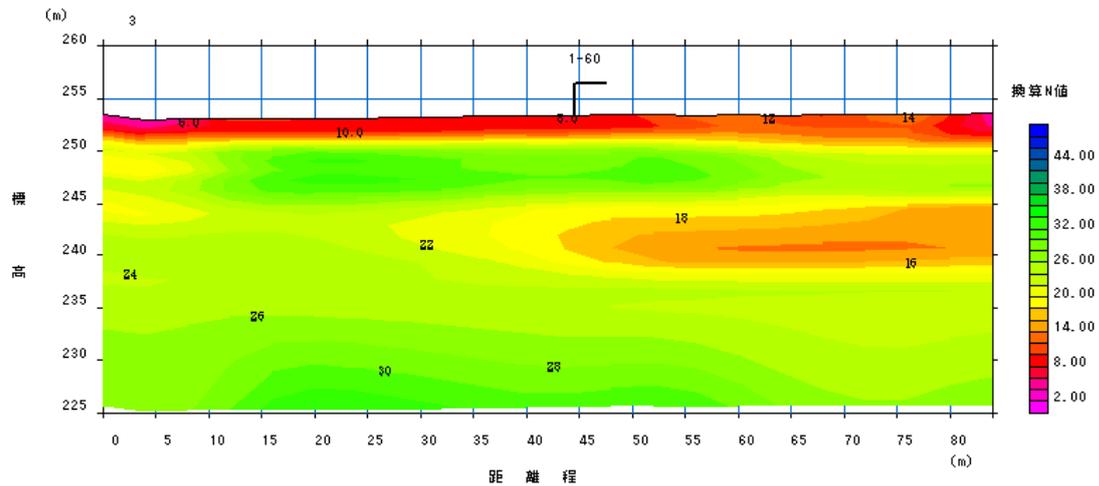


図 3.21 Line3 の換算 N 値の分布 (今井の式)

(2) S 波速度からの廃棄物層の強度の推定の可能性

一般に弾性波速度は、岩盤の分類の基準として用いられることが多い³⁾。また、S 波速度と一軸圧縮強度の関係は、未固結土での関係が示されている¹⁾。これによると、一軸圧縮強度が大きくなると S 波速度は増加しており、これらの関係は、良い相関性を有していることが報告されている。また、セメントと粘土を混合させた改良地盤でも S 波速度と一軸圧縮強度の相関性が示されている⁴⁾。N 値と同様に、廃棄物層の S 波速度と一軸圧縮強度との相関性が求められれば、処分場の安定性を検討するための資料として有効となる。今後、そうした検討が望まれる。

3.5 参考文献

- 1) 今井常雄・吉村正義(1972):地盤の弾性波速度と力学的性質, 物理探鉱, Vol.25, No.6, pp.283-292.
- 2) T. HACHIMURA, M. YAMANAKA, H. OHNO and S. HASEGAWA (2010):New Investigation Method to Estimate Waste Properties of Existent Landfills, Proc. of the Twentieth (2010) Int' l Offshore and Polar Engineering Conference, pp.739-742.
- 3) 岡本隆一・緒方正虔・小島圭二(1984):土木地質(新体系土木工学 14 土木学会編), 技報堂出版, 226p.
- 4) 楠見晴重・芦田譲・西田一彦・河口琢哉・林徹明(2000):S波反射法による地盤中のセメント混合改良層の連続的な強度分布の評価法, 土木学会論文集, No.666/III-53,pp.333-338.

3.6 研究発表・論文発表

特になし。

3.7 知的財産権取得状況や特許等出願状況

特になし。

参考資料 4 落球探査による土堰堤強度の把握

独立行政法人国立環境研究所 遠藤和人

4.1 はじめに

4.1.1 研究の背景

廃棄物最終処分場の土堰堤は、斜面安定解析が実施されているものの、古い処分場などでは、その安定性が十分に検討されているか資料が残っていない場合も多い。また、中間覆土や最終覆土の締固め管理も実質的には行われていない場合が散見される。最終処分場の埋立事業を、造成工事の一環と考えれば、将来的な沈下特性等や防災を考慮する上で、締固め管理は重要な品質管理項目となる。しかしながら、構造安定性を解析するための廃棄物層の物性について、十分な知見がなく、数少ない文献からデータを得ていることや、安全側の解析として粘着力を適宜変化させて評価するなど、安定解析時に種々の工夫させているのが実態である。そのため、施工後の土堰堤等の強度を非破壊で検査する手法の開発と確立が望まれている。

4.1.2 研究の目的

共同命令以前に整備された一般廃棄物処分場の土堰堤部にて、非破壊検査手法の一つである落球探査を実施し、検査から得られる変形係数（地盤変形を線形弾性論で評価する際のヤング係数に等しい。次元は $M L^{-1} T^{-2}$ ）について取り纏め、一般的な地盤と比較することで、土堰堤の強度について検討する。

4.2 研究方法

4.2.1 調査方法

落球探査は、加速度センサーを内蔵した半球状の金属製重錘を用いるサウンディング手法である。写真 4.1 と図 4.1 に探査状況と機器構成を示す。重錘の仕様は、測定の迅速性や機動性を追求しつつ、測定深度や測定精度の性能面も考慮して「操作や移動が人力で無理なく可能なこと」、「測定深度は一般的な盛土施工における 1 層の厚さ（30 cm）以上とすること」の 2 つを原則として、重錘質量 19.1 kg、落下高さ 50 cm とすることで決定した。



写真 4.1 落球探査状況

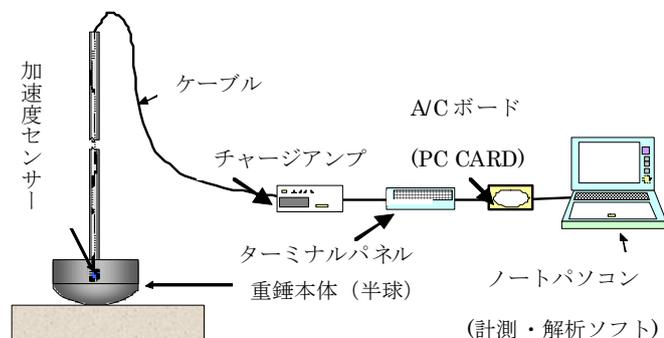


図 4.1 落球探査の機器構成

4.2.2 探査原理

探査原理は Hertz（ヘルツ）が提案した弾性球体の接触理論に基づいており、重錘の着地を半径無限大の球体とみなされる地球（地盤）と、もう一つの球体である重錘との接触事象ととらえ、その挙動から地盤の変形係数 E を推定する方法である。図 4.2 に示す通り、重錘の着地時に加速度センサーで捉えた衝撃波の継続時間（接触時間）は地盤が軟らかい（= E が小さい）ほど長く、硬いほど短くなるため、接触時間から地盤の E を算出することができる。このとき、経験的な相関式を用いず、Hertz 理論式に接触時間を代入して E を算出している。また、弾性理論を用いて、 E から地盤反力係数 K_{30} （平板載荷試験結果における K_{30} に相当）を算出することができる。

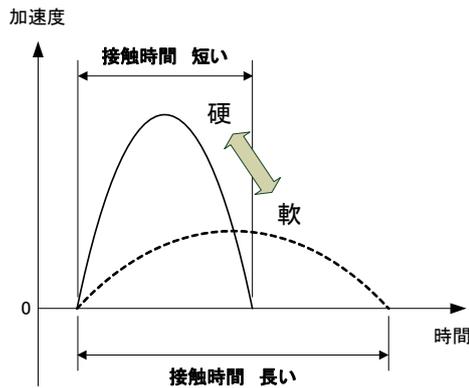


図 4.2 地盤の硬軟と接触時間の関係（概念図）

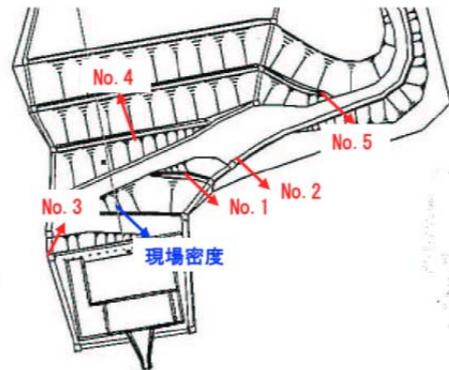


図 4.3 調査地点平面図

4.2.2 探査地点

一般廃棄物処分場の土堰堤を対象として、図 4.3 に示す 5 地点（No.1～5）において落球探査を実施した。一例として実施地点の No.1～2 を写真 4.2 に示す。落球探査の標準仕様（落下高さ 50 cm、重錘質量 19.1 kg）にて、落下回数は各探査箇所につき 1 回の測定とし、全部で 55 カ所の調査を行った。

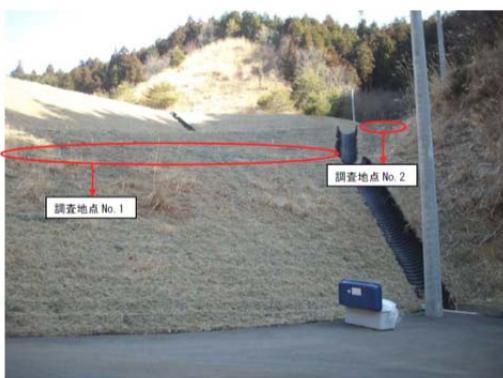


写真 4.2 調査地点 No.1 と No.2



写真 4.3 調査地点 No.4 の様子

4.3 研究結果

落球探査 5 地点、55 カ所の測定結果（変形係数 E と地盤反力係数 K_{30} ）を表 4.1 に示す。解析時に使用したポアソン比は、砂礫土に相当する 0.25 を用いた。探査結果における特異点影響を小

さくするため調和平均によってそれぞれの地点を代表する値を求めた。

表 4.1 落球探査より得られた変形係数を地盤反力係数

調査地点	測定箇所	変形係数 E				地盤反力係数 K_{30}			
		算術平均 MPa	標準偏差 —	変動係数 —	調和平均 MPa	算術平均 MN/m ³	標準偏差 —	変動係数 —	調和平均 MN/m ³
No.1	10	19.77	4.31	0.22	19.10	88.98	19.40	0.22	85.97
No.2	10	29.54	5.01	0.17	28.91	133.0	22.53	0.17	130.1
No.3	10	18.14	5.07	0.28	17.06	81.65	22.82	0.28	76.77
No.4	20	18.92	3.61	0.19	18.21	85.13	16.23	0.19	81.97
No.5	5	12.23	1.65	0.13	12.05	55.05	7.43	0.13	54.24

4.4 考察

調査地点 No.1、3、4 はほぼ同様の E および K_{30} となっており、調査地点 No.2 の値はやや大きくなっている。これは、No.2 の表層に粒径の大きな礫分が多く含まれていたことが原因と考えられる（写真 4.3 参照）。調査地点 No.5 の E と K_{30} が、調査範囲では最も小さな値となっているが、この調査地点は、すべりが生じた履歴を有しており、他の調査地点に比較して E と K_{30} が小さいことは説明が付く。一般的な地盤反力係数を表 4.2 に示すが、この表から判断すると、今回の調査地点は全て「埋立て地盤」に相当することがわかる。

表 4.2 一般的な土質の地盤反力係数

試験結果 地盤種類	極限支持力 kN/m ²	地盤反力係数 MN/m ³
関東ローム（立川，武蔵野）	662～666	—
洪積砂層（成田層）	900	—
砂礫地盤	2750～3400	—
洪積粘性土（大阪層群）	1300～	300～1000
洪積砂質土	1000～	40～80
洪積砂礫土	1600	130～200
埋立て地盤	330～340	88～103
盛土地盤（碎石）	630	243
沖積砂地盤	830	40

4.5 結論

共同命令以前に整備された一般廃棄物最終処分場の土堰堤部で落球探査によって変形係数と地盤反力係数を測定した結果、変形係数は 17.06～28.91 MPa、地盤反力係数は 76.77～130.1 MN/m³ であった。土堰堤ですべりが観察された調査地点では、変形係数が 12.05 MPa、地盤反力係数が 54.24 MN/m³ と小さな値となることが確認された。

4.6 研究発表・論文発表

特になし。

4.7 知的財産権取得状況や特許等出願状況

特になし。

参考資料 5 廃棄物の圧密特性評価

埼玉大学 川本 健

5.1 研究背景および目的

廃棄物処分場における遮水システムの安定性評価に関する研究ならびに、その規格や標準化の検討は多くなされている。しかし、廃棄物の力学特性を考慮した埋立地構造体としての処分場の安定性についての検討事例は少ない。埋立地の将来的な利用、例えば公共空間資源としての活用を考える上で、自然地盤、構造物、廃棄物で構成される埋立地構造物の安定性を検討することは非常に重要である。また、廃棄物を材料として利用する際にもその力学的安定性を把握することは重要な課題である。

一般に廃棄物処分場跡地は、安定化して有効利用できるまでに長期間を必要とし、廃棄物の圧密特性の把握は、処分場の将来的な沈下量予測や安定性を検討する上で必要不可欠である。しかしながら廃棄物地盤は、多様な組成や不均一性を有し、圧密特性の把握および圧密係数等の将来沈下予測を行う上で必要不可欠な力学定数を予測することは非常に困難である。

本研究では、廃棄物組成や廃棄物地盤の物理的特性（締固め度や粒径分布）が廃棄物の圧密特性に及ぼす影響を調べることを目的とする。年度毎の研究実施項目は以下の通りである。

H23 年度では、(i) 埼玉県内処分場から埋設産業廃棄物を採取し、廃棄物の基本的物理・化学特性の測定および締固め試験を実施した。また、(ii) 廃棄物試料に対応した大型圧密試験機を制作・導入し、試験装置の性能評価を実施した。最後に、(iii) 締固め試験後の廃棄物試料（2 mm 篩通過分・10 mm 篩通過分）を用いて圧密試験を実施し、廃棄物試料の圧密特性について調べた。

H24 年度では、(i) H23 年度で用いた試料に加え、国内処分場から埋設および搬入産業廃棄物を採取し、廃棄物の分類に加え、廃棄物の基本的物理・化学特性の測定および締固め試験を実施した。また、(ii) 搬入埋設ゴミを用いて混合廃棄物を作成し、廃棄物組成の違いが圧密特性に与える影響について調べた。最後に、(iii) 埋設廃棄物を用いて締固め度と粒径画分の違いが圧密特性に与える影響について調べた。

H25 年度では、(i) H24 年度に引き続き、搬入埋設ゴミを用いた混合廃棄物試料の圧密特性および締固め特性に与える影響について調べた。また、(ii) 廃棄物組成（粒度組成）に基づく圧密定数の予測モデル構築について検討した。

本報では、主に H24 年度および H25 年度に実施した内容についてまとめる。

5.2 研究方法

5.2.1 試料

本研究では、6 種類の搬入廃棄物と 2 種類の埋設廃棄物を試料として用いた。搬入廃棄物として、不燃一般廃棄物（主にガラス）、焼却灰、廃プラスチック、コンクリートがら、上水（無機）汚泥、有機汚泥を試料として用いた。埋設廃棄物は、埼玉県秩父市および千葉県富津市の産業廃棄物処分場より採取した。なお、埼玉県内より採取した産業廃棄物については、粒径画分の違いが圧密特性に与える影響を検討するため、試料を 2 mm 以下および 95 mm 以下に篩い分けした。搬入廃棄物の中で、不燃一般廃棄物（主にガラス）、焼却灰、廃プラスチック試料については平成

24年6月に埼玉県内処分場より採取した。コンクリートがらについては、平成24年11月に埼玉県内の産業集積場より採取した。加えて、有機汚泥は、千葉県内の醤油製造メーカーより主として「もろみ」のろ過粕を、無機汚泥は、千葉県野田市の上水汚泥を用いた。

廃棄物組成の違いが締固め特性および圧密特性に与える影響を調べるために、無機汚泥試料に不燃一般（ガラス）、焼却灰、コンクリートがらを混合した混合廃棄物を作成した。無機汚泥、不燃一般、焼却灰については2mmの篩通過分を、コンクリートがらは9.5mm篩通過2mm篩残留分を試料として用いた。無機汚泥と他1種類の試料を混合した2種混合試料の混合割合は次の通りである。不燃一般（ガラス）：無機汚泥＝1:6（不燃一般14%試料）、焼却灰：無機汚泥＝1:1.2（焼却灰45%）、1:1.9（焼却灰35%）、1:3（焼却灰25%）、1:6（焼却灰14%）、1:10（焼却灰9%）、コンクリートがら：無機汚泥＝1:1.9（コンクリート35%）、1:3（コンクリート25%）、1:6（コンクリート14%）とした。さらに無機汚泥と他2種類の試料を混合した3種混合試料の混合割合は次の通りである。無機汚泥：コンクリートがら：焼却灰＝1:1:1、6:2:1、6:1:2、8:1:1、6:2:2、5:1:4とした。2種、3種混合試料の混合割合を図5.1に示す。

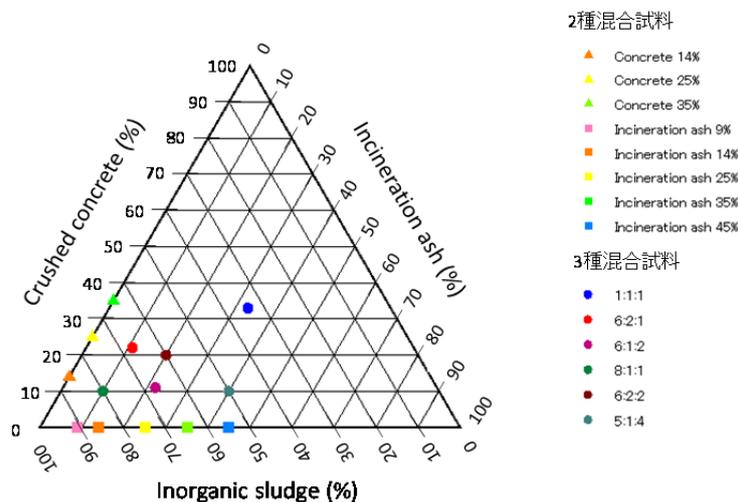


図 5.1 廃棄物試料の混合割合

5.2.2 実験方法

埋設および搬入産業廃棄物の基本物理特性として、含水比(w)、液塑性限界(w_L , w_p)、比重(G_s)、強熱減量(LOI)、pH、EC、粒度分布を測定した。pH・EC試験については、其々JGS 0211とJGS 0212に従い実施した。また、JIS A 1204に従い粒度試験を実施した。各試料の基本的物理化学特性の測定結果を表5.1に示す。

埋設産業廃棄物試料（埼玉県）を用いて締固め度と粒径画分の違いが圧密特性に与える影響について調べた。異なる粒径画分（2mm以下、9.5mm以下）に篩い分けした後、異なる締固め度で直径・高さ10cmの供試体に充填し、大型の圧密試験機を用いて圧密試験を実施した。

搬入産業廃棄物試料を用いて、廃棄物組成の違いが締固め度および圧密特性に与える影響について調べた。単体および混合廃棄物試料（図5.2）についてJIS A 1210に準拠し締固め試験を実施し、締固め後の供試体を用いて圧密試験を実施した。粒径2mm以下の試料（表5.1）については、直径6cm、高さ2cmの供試体を用いてJIS A 1217に従い標準圧密試験を実施した。その他の粒径

が大きく不均一な試料については、直径・高さ 10cm の供試体を作成し、大型の圧密試験機を用いて実験を実施した。なお、混合廃棄物試料については、全て締固め度が 90%以上になるように調整した供試体を用いて圧密試験を実施した。

表 5.1 各試料の基本的物理化学特性測定結果

試料名	埋設/搬入先	D(mm)	w(%)	w _L (%)	w _p (%)	I _p	G _s	LOI(%)	pH	EC (mS/cm)	D ₅₀ (mm)	
産業埋設廃棄物	埼玉	<2mm	48.00	65.00	41.54	23.46	2.72	2.28	8.80	2.80	0.38	
		<9.5mm					2.60					
産業埋設廃棄物	千葉	<2mm	37.80	37.80	79.19	62.05	2.65	12.55	9.30	1.1	0.44	
搬入 廃棄物	不燃一般廃棄物 (ガラス, セラミック)	埼玉県内処分場	<2mm	1.63	-	-	-	2.50	1.15	7.20	0.24	5.50
			<9.5mm					2.46				
	不燃一般廃棄物 (プラスチック)	埼玉県内処分場	<9.5mm	1.60	-	-	-	1.38	81.04	7.00	0.4	15.98
	焼却灰	埼玉県内処分場	<2mm	9.57	-	-	-	2.69	1.65	11.13	2.0	0.99
			<9.5mm					2.64				
	コンクリートがら	埼玉県内産業集積場	2-9.5mm	0.00	-	-	-	2.34	9.54	11.02	0.5	16.06
有機汚泥	醤油製造工場(千葉)	<2mm	46.38	70.22	64.56	4.82	2.22	28.30	4.90	8.6	0.04	
無機汚泥	千葉	<2mm	65.76	291.42	130.75	160.67	2.20	38.23	6.60	0.3	0.01	

5.3 研究結果および考察

5.3.1 締固め度と粒径画分の違いが圧密特性に与える影響

埋設産業廃棄物試料（埼玉県）を用いて締固め度と粒径画分の違いが圧密特性に与える影響について調べた。得られた圧縮指数は 2 mm 篩通過試料で 0.08-0.17、9.5 mm 篩通過画分試料で 0.07-0.14 程度であった。この値は、別途測定した焼却灰や不燃一般（ガラス）の圧縮指数よりも（焼却灰: 0.042、不燃一般: 0.013）よりも高かった。一方で、既往の文献値で報告されている一般廃棄物試料の圧縮指数（例えば、Chen et al.¹⁾ : 0.23-1.42, Gabr et al.²⁾ : 0.40-0.80）よりも低い値が得られた。本研究で用いた産業廃棄物は、上記文献で用いられた廃棄物試料よりも有機物含有量が低く初期間隙比も低いことから圧縮性が低いことが考えられる。

また、図 5.2a に示すように、締固め度が増加するにつれて圧縮指数は低下し、また 2.0 mm 篩通過画分の方が 9.5mm 篩通過画分よりも高い圧縮指数を示した。一般的な自然土壌も同様に細粒分多い程圧縮性が増すことが知られている。Sowers³⁾は異なる有機物含有量を有する廃棄物材料の初期間隙比と圧縮指数の関係性について調べた。図 5.2b に示すように、本研究で用いた廃棄物試料の初期間隙比と圧縮指数との関係性は、Sowers³⁾提案した下限値 $C_c = 0.15e_0$ (低有機質廃棄物)と概ね近い結果が得られ、締固め度や粒径画分によらず廃棄物試料の圧縮指数については、簡便的に初期間隙比で推定可能であることが示唆される。図 5.3 に圧密係数および体積圧縮指数の測定結果を示す。同圧密圧力条件で各パラメータ間には最大で数倍程度の差が見られたものの、圧密圧力が大きくなるにつれて試料間での差は小さくなり、同一試料において締固め度や粒径画分の違いが両パラメータに与える顕著な影響は見られなかった。

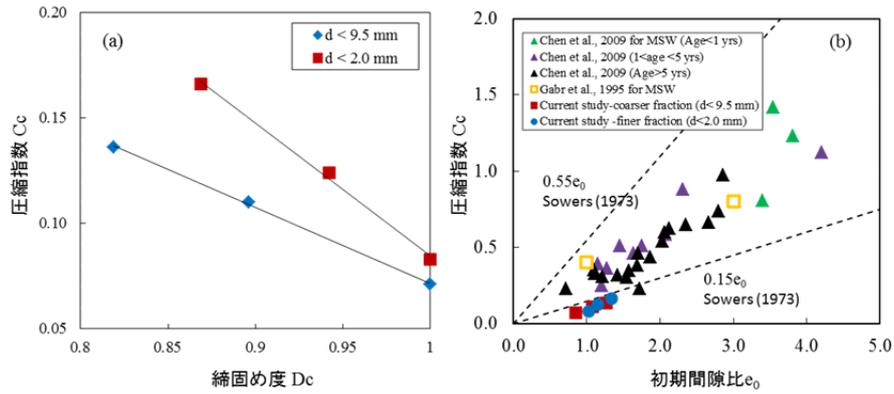


図 5.2 (a) 圧縮指数と締固め度の関係, (b) 圧縮指数と初期間隙比の関係

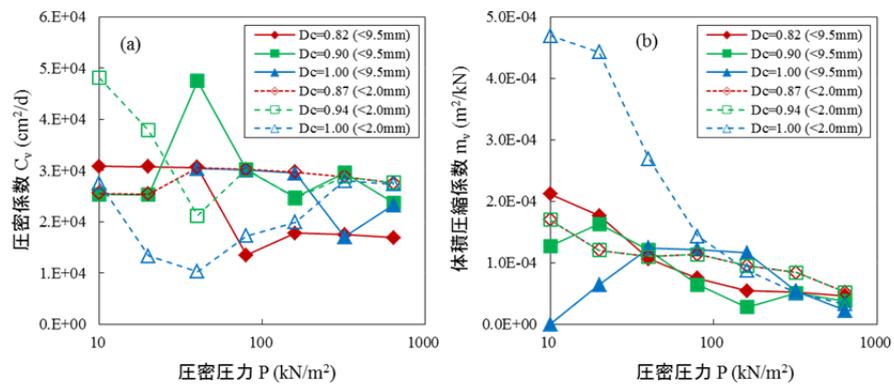


図 5.3 異なる粒径画分および締固め度を有する廃棄物試料の(a) 圧密係数, (b) 体積圧縮係数

5.3.2 廃棄物組成の違いが締固め特性および圧密特性に与える影響

図 5.4a に無機汚泥との混合割合を 14% に揃えた時の混合試料の相違による締固め曲線の違いを示した。コンクリートがらの混合によって最大乾燥密度 ρ_{dmax} が最も増加するものの、その他の混合試料の最大乾燥密度 ρ_{dmax} はコンクリート混合試料と比較して 0.03 ほどしか変わらず、混合する試料の相違による締固め特性の差は顕著に見られなかった。図 5.4b に、コンクリートがら混合による締固め曲線の変化を示す。コンクリートがらを混合することで締固め曲線のピークが左上に移動し、最大乾燥密度 ρ_{dmax} はコンクリートを 35% 混合した試料で、無機汚泥単体に比べて約 1.31 倍となった。これは細粒分を多く含む無機汚泥(粒径 75 μm 以下)に粒径の大きいコンクリートがら(粒径 2 mm 以上 9.5 mm 以下)を混合することで、試料の粒径幅が広がり締固め特性が改善されたためと考えられる。これは、焼却灰(粒径 75 μm 以上 2 mm 以下)でも同様の結果が得られた。図 5.4c は、無機汚泥、コンクリートがら、焼却灰の 3 種類の廃棄物を混合した試料の締固め曲線である。3 種類混合試料についても無機汚泥の混合割合が減少することで最大乾燥密度 ρ_{dmax} は増加した。しかし、混合比が 6:2:1 や 6:1:2 の試料のように、無機汚泥の混合割合が等しく、コンクリートがらと焼却灰の混合割合が変化した試料においては、最大乾燥密度 ρ_{dmax} は 6:2:1 試料の方が若干高い値を示したものの、顕著な違いは見られなかった。

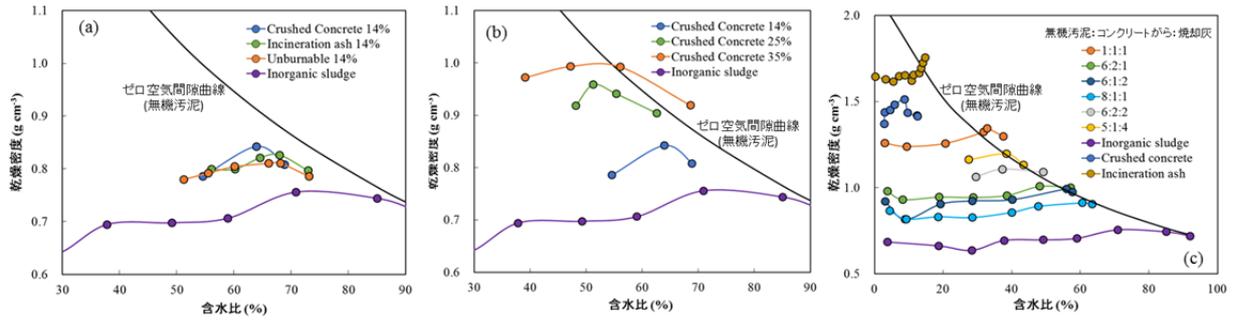


図 5.4 (a) 混合試料(混合割合 14%)の締固め曲線、(b) コンクリートがら混合試料の締固め曲線、(c) 3 種混合試料の締固め曲線

図 5.5 に単体試料および混合試料 (2 種混合試料) の間隙比(e)-圧密圧力曲線(logP)を示す。表 5.2 は、圧密試験開始時の初期間隙比、締固め度、および圧密試験により得られた圧縮指数をまとめたものである。単体試料ごとの圧密試験の結果から、不燃一般(ガラス)や焼却灰は圧縮指数 C_c が 0.02、0.16 と小さく、圧縮性が低いことが確認された。有機汚泥や無機汚泥は他の試料と比べて圧縮指数 C_c が 0.39、0.21 と高い圧縮性を示した。混合試料においては、コンクリートがらの混合割合が増すにつれて圧縮指数 C_c が減少した。特にコンクリートがら 25%混合試料においては、圧縮指数 C_c が無機汚泥単体の 75%ほどに減少した。

混合試料の体積圧縮係数 m_v と圧密係数 C_v の結果を図 5.6、図 5.7 に示す。本研究で用いた廃棄物材料では、圧密圧力が増加するにつれて m_v は減少し、 C_v については圧密圧力の大きさに関係なくほぼ一定の値を示した。図 5.6(a)に示すように、焼却灰の混合試料では、無機汚泥単体と比較して体積圧縮係数 m_v に顕著な変化は見られなかった。一方図 5.6(b)より、コンクリートがらを混合した場合、14%以上の混合割合を有する全試料で体積圧縮係数 m_v は顕著に減少した。圧密係数 C_v に関しては、図 5.7(a)に示すように焼却灰の混合割合が増加するにつれて増加し、特に混合割合が 25%以上の場合において顕著な増加が確認された。また、コンクリートがらを混合することで、無機汚泥単体と比較して C_v は $10^1 \sim 10^2$ のオーダーで増加した (図 5.7(b))。全体として 2 種・3 種混合試料で得られた C_v は、無機汚泥 (75 μm 以下) の混合割合が低く、焼却灰(75 μm - 2 mm) およびコンクリートがら(2 mm - 9.5 mm)の混合割合が高い試料程 C_v が高くなる傾向にあり、廃棄物材料の粒径分布に大きく依存しているといえる。

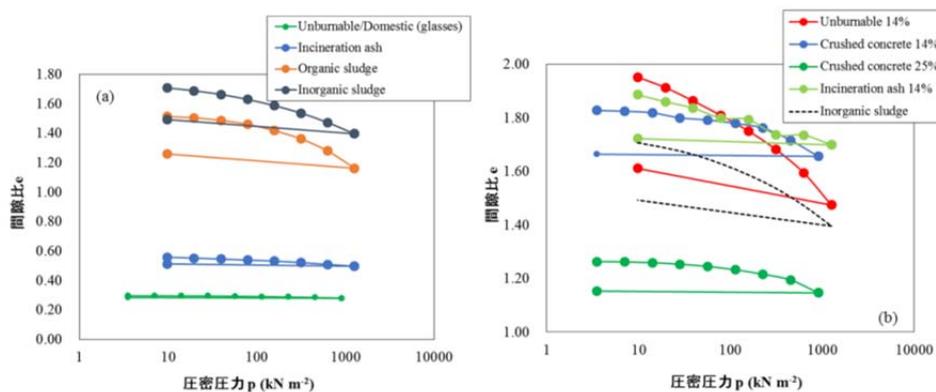


図 5.5 (a) 単体試料、(b) 混合試料の間隙比-圧密圧力曲線

表 5.2 廃棄物試料の圧密特性

試料名		D(mm)	締固め度 Dc (%)	初期間隙比 e _o	圧縮指数 Cc
単体試料	埋設土(埼玉)	<2mm	87%	1.34	0.18
			94%	1.16	0.15
			100%	1.03	0.08
		<9.5mm	82%	1.26	0.13
			89%	1.08	0.09
	不燃一般(ガラス) 焼却灰 有機汚泥 無機汚泥	<9.5mm	96%	0.30	0.02
			96%	0.56	0.04
		<2mm	91%	1.55	0.39
		<2mm	94%	1.73	0.21
		<2mm	94%	1.73	0.21
混合試料	不燃一般(ガラス) 14%	<2mm	89%	2.01	0.29
	コンクリートがら 14%	<9.5mm	100%	1.83	0.19
	コンクリートがら 25%	<9.5mm	100%	1.27	0.16
	焼却灰 9%	<2mm	92%	1.56	0.20
	焼却灰 14%	<2mm	92%	1.90	0.20
	焼却灰 25%	<2mm	96%	1.73	0.27
	焼却灰 35%	<2mm	100%	1.44	0.17
	焼却灰 45%	<2mm	99%	1.08	0.14
6:2:1	<9.5mm	99%	1.28	0.14	
6:2:2	<9.5mm	100%	1.07	0.05	
1:1:1	<9.5mm	99%	1.28	0.14	

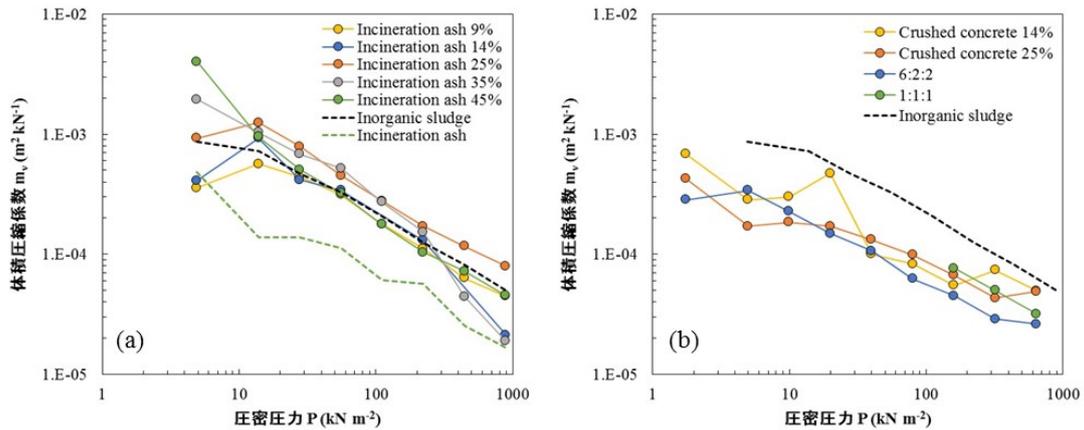


図 5.6 (a) 焼却灰混合試料、(b)コンクリートがら・3種混合試料の体積圧縮係数

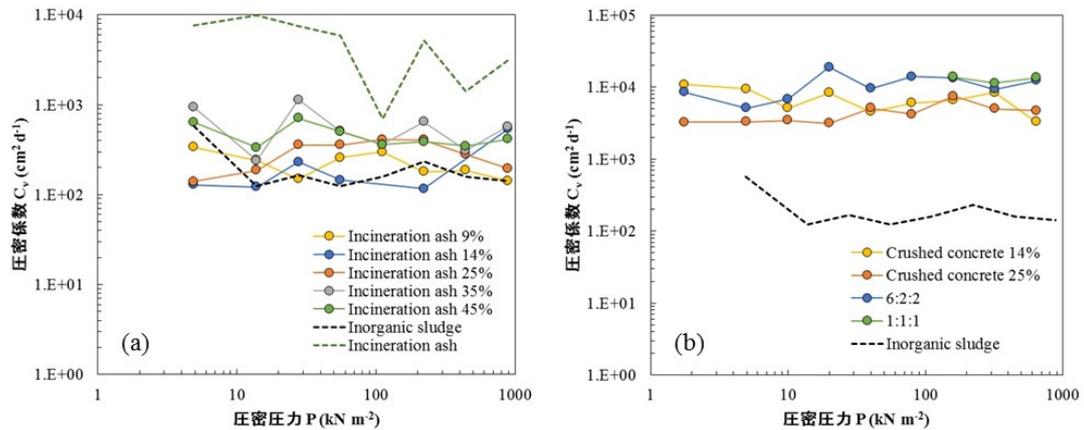


図 5.7 (a) 焼却灰混合試料、(b)コンクリートがら・3種混合試料の圧密係数

単体試料および混合試料を用いて得られた圧密係数 C_v から予測式の構築を試みた。無機汚泥、焼却灰、コンクリートがらの質量割合を其々 f_{Fine} 、 f_{Middle} 、 f_{Coarse} とし、予測式 $C_v = Af_{Fine} + Bf_{Middle} + Cf_{Coarse}$ (A, B, C: フィッティングパラメータ) を実測値に適用した。図 5.8 は最終載荷時 (約 1MPa 載荷時) の圧密係数 C_v の予測値と実測値との比較をしたものであり、実線が予測値 : 実測値=1:1 の直線、破線が予測値 : 実測値=1:2 または 2:1 の直線を示す。フィッティングさせた A、B、C は定数 C の値が最も大きく定数 A が最も小さい結果が得られた。この結果は、最も粗大なコンクリートがらの混入が圧密係数の増大に最も寄与していることを示している。図に示すように予測式は概ね実測値に近い値を算出することが出来た。このように、廃棄物組成または粒径画分により簡易的に圧密係数を推定することは可能であると考えられ、今後さらにデータを蓄積することで精度の高い圧密定数予測モデルの構築が可能であると考えられる。

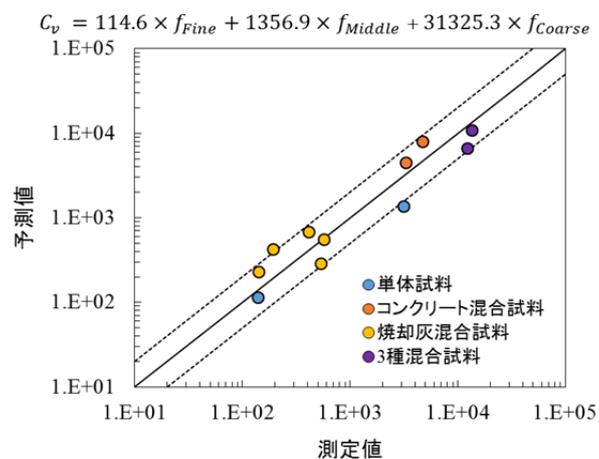


図 5.8 圧密係数 (最終載荷時) の予測値と実測値の比較

5.4 結論

本研究では、埋設および搬入廃棄物試料を用いて、廃棄物組成・締固め度・粒径画分の違いが圧密特性に与える影響について調べた。その結果、次のことが明らかになった。

異なる締固め度および粒径画分を有する埋設廃棄物試料を用いた圧密試験から、締固め度の増加に従い圧縮指数が低下する結果が得られた。一方、締固め度や粒径画分によらず初期間隙比と圧縮指数の関係には一貫した傾向が確認された。

搬入廃棄物を用いて混合廃棄物試料を作成し、廃棄物組成の違いが締固め特性および圧密特性に与える影響について調べた結果、無機汚泥に対して焼却灰またはコンクリートがらを混入することで、試料の粒径幅が広がり締固め特性が改善され最大乾燥密度は増加した。無機汚泥にコンクリートを 35% 混合した試料で、最大乾燥密度は無機汚泥単体に比べて約 1.31 倍となった。単体試料および混合試料を用いた圧密試験から、無機汚泥単体試料と比較し焼却灰またはコンクリートがらを混入することで、体積圧縮係数は減少し、圧密係数は増加した。特に、粗大なコンクリートがらの混入が圧密特性に与える影響は大きく、コンクリートがらを混合することで、無機汚泥単体と比較して体積圧縮係数は数倍程度低下し、圧密係数は $10^1 \sim 10^2$ のオーダーで増加した。圧密試験で得られた結果をもとに、廃棄物試料の混合割合を関数とする圧密係数の予測式を提案

し、実測値との良い適合性が得られた。廃棄物組成または粒径画分により簡易的に圧密係数を推定することは可能であると考えられ、今後さらにデータを蓄積することで精度の高い圧密定数予測モデルの構築が求められる。

5.5 参考文献

- 1) Chen, Y.M., Tony, L.T., Zhan, H.Y., and Wei, H. Ke, (2009). Aging and Compressibility of municipal solid wastes. *Waste Management* 29: 86-95.
- 2) Gabr, M.A., and Valero, S.N. (1995). Geotechnical properties of municipal solid waste. *Geotechnical Testing Journal*, ASTM, 18(2), 241-251.
- 3) Sowers, G. (1973). "Settlement of Waste Disposal Fills," *Proceedings of the International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, International Society for Soil Mechanics and Foundation Engineering, Montreal, Quebec, Canada, 207-210.

5.6 研究発表・論文発表

Nandika, H.L.D., S. Hamamoto, T. Koide, K. Kawamoto, and K. Endo. (2012): Compressibility of Japanese landfilled/buried waste samples: Measurement of compaction curves and consolidation test for compacted waste samples at different compaction levels. In *Proc. 2nd International Conference on Sustainable Built Environment*. pp 21.

Rashid, I. M., Ohata, H., Hamamoto, S., Kawamoto, K., and Endo, K. Consolidation characteristics of landfilling waste samples in Japan: Effects of waste compositions and various mixing proportions. 日本地球惑星連合大会、千葉、2014年4月。

大島寛之、濱本昌一郎、田中一平、川本健、遠藤和人、廃棄物地盤材料の締固めと圧密に関する基礎的研究、地盤工学会関東支部 発表会 Geo Kanto2013、環境 3-1、東京、2013年10月。

Nandika, H.L.D., 川本健, 小出隆広, 濱本昌一郎, 小松登志子, 遠藤和人. Characterization of solid waste material from industrial landfill in Japan. 日本地球惑星連合大会、AGE04-07、千葉、2012年5月。

Nandika, H.L.D., Kawamoto, K., Koide, T., Hamamoto, S., Komatsu, T., and Endo, K. 2012. Characterization of solid waste material from industrial landfill in Japan. *ADB-JSP Annual Research Forum*、東京、2012年6月。

5.7 知的財産権取得状況や特許等出願状況

特になし。

参考資料—6 最終処分場の斜面安定性に係る強度特性評価

京都大学 乾 徹
独立行政法人国立環境研究所 遠藤和人

6.1 研究目的

6.1.1 研究の背景

最終処分場の健全性を構造安定性の観点から評価する際には、廃棄物埋立地盤の強度変形特性を適切に評価することが肝要になる。特に、廃棄物埋立層の沈下特性や強度特性、保有水の水位等を考慮した上で土堰堤等の構造体を含めた斜面安定性解析を実施し、不適正処分場の維持管理や健全性回復に活用することが重要となる。

具体的には、夾雑物の混合、不均質性やスケール効果、時間依存性といった廃棄物埋立層の強度特性の評価において課題となる各種要因の影響を解明し、廃棄物層と土堰堤等の構造体の相互作用を考慮した構造安定性の評価が重要な課題となっている。

6.1.2 研究の目的と概要

研究期間を通して、具体的に2つの項目について実施した。第1に、実際の埋立廃棄物、および模擬埋立廃棄物を用いた廃棄物埋立層の強度特性の把握であり、特に供試体サイズ、夾雑物の含有、繊維状物質の存在等が廃棄物地盤の強度変形特性に及ぼす評価を重点的に行った。第2に、有限要素法・有効応力解析による斜面安定解析手法の検討である(図6.1)。しかしながら、研究期間中は具体的な現場事例を取り扱うに至らず、具体的問題を対象とした解析を実施していないことから、本報告では特に前者の検討結果を報告するとともに、斜面安定解析における廃棄物地盤の強度変形特性の評価において重要となる項目の抽出を行った。

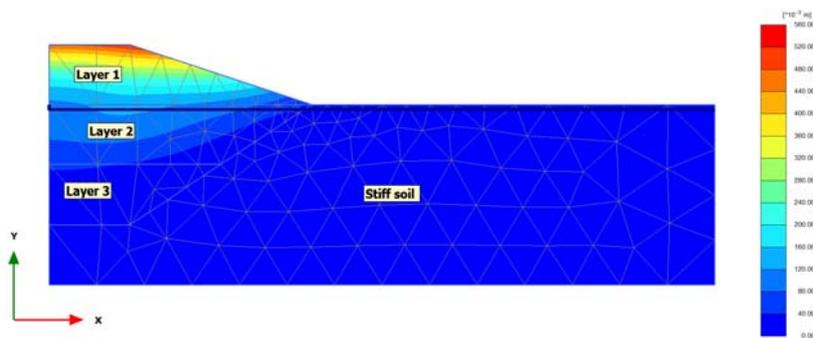


図 6.1 廃棄物処分場を対象とした安定解析の例(変位量コンター)

6.2 研究方法

6.2.1 供試体サイズが強度変形特性に及ぼす影響

ある海面処分場の搬入基地に搬入された後、運搬・積み替え過程を経て、海面処分場に投入される直前の廃棄物試料を使用した。担当者へのヒアリングから推定される廃棄物の組成は、焼却灰(ばいじん処理物を含む)が約50%、スラグが約15%、汚泥が約20%、残土が約5%、その他約10%である。図6.2に示すように当該試料は可燃・不燃ゴミが混入していないのが特徴である。

一連の運搬・積替え過程を経て、廃棄物は攪拌作用を受けており均質性は高くなっている。原位置での正確な含水比は不明であるが、かなりの水分を含む湿潤状態であった。採取した試料は、室温が 20 °C に保たれた室内で風乾させた。その後、十分に攪拌した。



図 6.2 使用した廃棄物試料の外観（左：9.5 mm ふり通過分、右：19.5 mm ふり通過分）

地盤材料の強度変形特性を評価する試験においては、例えば、地盤工学会基準「土の三軸試験の供試体作成・設置方法（JGS 0520）」においては、「試料の最大の 20 倍以上を標準とする」「粒径幅の広い場合は最大の粒径の 5 倍程度まで許容される」とある¹⁾。したがって、粒径幅の広い材料であっても、標準的な 50 mm 径の供試体で試験をする場合、最大粒径は最大 10 mm に制限される。このことから、廃棄物埋立地盤のような粗粒分を含む材料においては、供試体の直径を拡大し、粗粒分を含む材料を対象に試験を実施し、スケール効果が強度特性に及ぼす影響を把握することが重要となる。

本研究では、①最大粒径：9.5 mm、供試体寸法：50 mm 径×100 mm 高さ、②最大粒径：19.5 mm、供試体寸法：150 mm 径×300 mm 高さの 2 つの条件で圧密非排水三軸圧縮試験²⁾を実施し、強度変形特性の評価を行った。供試体は当該廃棄物処分場で観測された平均的な乾燥密度 1.02 g/cm³ となるように締固めを行い作製した。拘束圧は 50, 100, 150 kPa（背圧 240 kPa）の 3 段階に変化させ、供試体の B 値が 0.95 以上になっていることを確認し、ひずみ速度 0.1 %/min、最大軸ひずみ 15% で載荷を行った。表 6.1 に試験を実施した供試体の基本特性を示す。

表 6.1 圧密非排水三軸圧縮試験における試験条件

供試体寸法	拘束圧 (kPa)	圧密過程終了時の乾燥密度 (g/cm ³)	圧密過程終了時の間隙比	B 値	最大粒径 D_{max} (mm)
50 mm 径×100 mm 高	50	1.02	1.62	0.95	9.5
	100	1.02	1.62	0.95	
	150	1.02	1.62	0.95	
150 mm 径×300 mm 高	50	1.02	1.61	0.95	19
	100	1.03	1.56	0.95	
	150	1.06	1.53	0.95	

6.2.2 堆積廃棄物中の夾雑物が強度変形特性に及ぼす影響

本実験で使用した堆積廃棄物試料は、高野町不燃物処理場現場の表層 50～100 cm から採取したものである。図 6.3 に試料の外観、表 6.2 に試料の基本性状を示す。試料は主に木屑等夾雑物を含む土砂であり、若干量ではあるがプラスチック類が混入している。現場には焼却灰や金属くず等も含有するとの報告があるが、目視で確認できる範囲では本試料には含まれていなかった。

実験では木屑やプラスチック等の夾雑物を除去していない供試体と除去した供試体の 2 種類

を締固め法で作製し、圧密排水三軸圧縮試験³⁾を行った。夾雑物を除去していない供試体に関しては、堆積廃棄物試料を9.5 mm以下に湿潤状態のまま篩分けを行い、現場の湿潤密度(1.95 g/cm³)になるよう試料を直径5.0 cm、高さ10.0 cmの金属製モールドの中に投入し、5層に分けて突固めて作製した。

夾雑物を除去した供試体に関しては、まず試料を110±5℃で一定質量になるまで炉乾燥し、9.5 mm以下に篩分けを行った。篩分け後に残留した夾雑物は可能な限り手作業にて選別を行い、微細な木屑は乾燥試料を水に浸して上面に浮いたものを取り除き、その後再び110±5℃で一定質量になるまで炉乾燥した。以上の行程により夾雑物除去前後で試料の強熱減量は8.40%から5.78%に低減し、木屑等の有機物が除去されたことが確認できた。夾雑物除去後の乾燥試料は、除去前と同様の含水比(25.8%)に調整した。その後、同様に現場の湿潤密度(1.95 g/cm³)になるよう試料を直径5.0 cm、高さ10.0 cmの金属製モールドの中に投入し、5層に分けて突固めて作製した。



図 6.3 堆積廃棄物試料の外観

表 6.2 堆積廃棄物試料の基本性状

項目	単位	堆積廃棄物試料	
土粒子密度	g/cm ³	2.58	
初期含水比	%	25.6	
湿潤密度(現場)	g/cm ³	1.95	
強熱減量	%	8.40	
組成*(全粒径、質量百分率)	土砂	%	97.7
	木屑	%	1.34
	プラスチック類	%	0.12
粒度(全粒径)	礫分(2~75 mm)	%	68.2
	砂分(0.075~2 mm)	%	32.7
	細粒分(<0.075 mm)	%	0.11
平均粒径	mm	3.81	
均等係数	-	17.2	
曲率係数	-	1.78	

6.2.3 廃棄物中のプラスチック製繊維状物質が強度変形特性に及ぼす影響

我が国では、全国に約1,800万トン(平成22年度実績)の産業廃棄物の不法投棄等が残存しており、中には急勾配に盛られ崩壊の危険性にある現場が多数存在し、早急な対応が望まれている。一方で、不法投棄廃棄物現場では、行為者が出来るだけ多くの廃棄物を投棄するため強く締固めを行っていることや、廃棄物に含有するプラスチック等の繊維状物質の引張抵抗や粒子同士の噛み合わせ効果により比較的安定性が高いとされている⁵⁾。残存不法投棄廃棄物の適切かつ経済的な対策を行うためには、堆積廃棄物の地盤工学的特性を定量的に把握することが重要である。そこで本検討では、堆積廃棄物を模擬した試料を作製して実験を行うことで、廃棄物として混入する繊維状物質(本検討ではプラスチック片を使用)の強度変形特性へ及ぼす影響を評価した。

模擬廃棄物試料の作製には、市販のまさ土に任意の形状に裁断可能なOHPフィルム(厚さ0.1 mm, 比重1.13、以下「プラスチック片」とする)を使用した。粒径9.5 mm以下にふるい分けしたまさ土と、所定の寸法に裁断されたプラスチック片(厚さ0.1 mm, 比重1.13)を所定の量ソイルミキサーを用いて混合・攪拌したものの模擬試料とした(図6.4)。繊維状物質の含有量は現場によって大きく異なるため、プラスチック片の体積率が0%、5%、10%となる様に混合した。ここで体積率とは、まさ土粒子とプラスチック片の全固相の総体積に占めるプラスチック片

の体積の割合である。実現場では様々な大きさのプラスチックが混入していると考えられることから、同程度の面積で3つの異なる形状のプラスチック片を作製し、混入するプラスチック片の細長比（長さ/幅）による影響を検討した。プラスチック片の形状は、長さ 4.5 mm、幅 4.5 mm（細長比 1.0）、長さ 7.0 mm、幅 3.0 mm（細長比 2.3）、長さ 10.0 mm、幅 2.0 mm（細長比 5.0）の三種類とした。以下プラスチックの形状を細長比で記す。

実験では締固め試験（JIS A 1210）および CD 試験を行い、締固め特性や強度変形特性に及ぼすプラスチック片の混入の影響を評価した。CD 試験に用いた供試体は、締固め試験で求めた最適含水比に含水比調整した試料を、直径 50 mm、高さ 100 mm のモールドに 5 層に分けて突固め、所定の締固め度となるよう調整した。先述のとおり我が国における不法投棄現場では試料が強く締固められているため、本研究では締固め度 95% を基本としたが、締固めが弱く廃棄物地盤の崩壊事例も多数報告されているため、締固め度による影響を比較することにした。具体的な試験ケースは表 6.3 に示した通りである。供試体の飽和は通水および背圧载荷により行い、B 値が 0.95 を超えることが確認された供試体のみを対象に、拘束圧 50, 100, 150 kPa（背圧 240 kPa）の 3 通りでせん断時の軸ひずみ速度 0.1%/min で試験を実施した。



図 6.4 作成したプラスチック片混合土

表 6.3 CD 試験の試験条件

プラスチック体積率 (%)	プラスチック片の細長比	締固め度 (%)
0	-	95
5	1.0	95
10	1.0	95
0	-	80
5	1.0	80
10	1.0	80
5	2.3	95
5	5.0	95

6.3 研究結果

6.3.1 供試体サイズが強度変形特性に及ぼす影響

表 6.1 に示す結果より、最大粒径を大きくした際の高い拘束圧で圧密後の間隙比が低下し、乾燥密度が増加している。これは、最大粒径を大きくしたことにより破砕性の粗粒分が混入したため、圧密過程による体積圧縮が発生したと考えられる。

図 6.5 に圧密非排水三軸圧縮試験における軸ひずみー軸差応力関係、図 6.6 に同じく得られた有効応力経路を示す。図 6.5 より、供試体寸法によってせん断強度は大きく異なり、供試体寸法が大きくなるとせん断強度が低下し、ひずみ軟化傾向がみられることがわかった。一方、図 6.6 より、間隙水圧も供試体寸法が大きいケースでより高くなる傾向があり、有効応力経路も大きく異なる傾向が見られる。一方で、有効応力経路から得られた限界状態指数 M は、50 mm 径の場合は 1.75、150 mm 径の場合が 1.96 となり、その結果得られる強度定数は、50 mm 径の場合が粘着力 $c' = 0$ kPa、せん断抵抗角 $\phi' = 46.7^\circ$ 、150 mm 径の場合が粘着力 $c' = 2.8$ kPa、せん断抵抗角 $\phi' = 44.8^\circ$ であった。このことから、供試体寸法が強度定数に及ぼす影響は非常に小さく、間隙水圧の発生状況が強度特性に大きな影響を及ぼしたと考えられる。

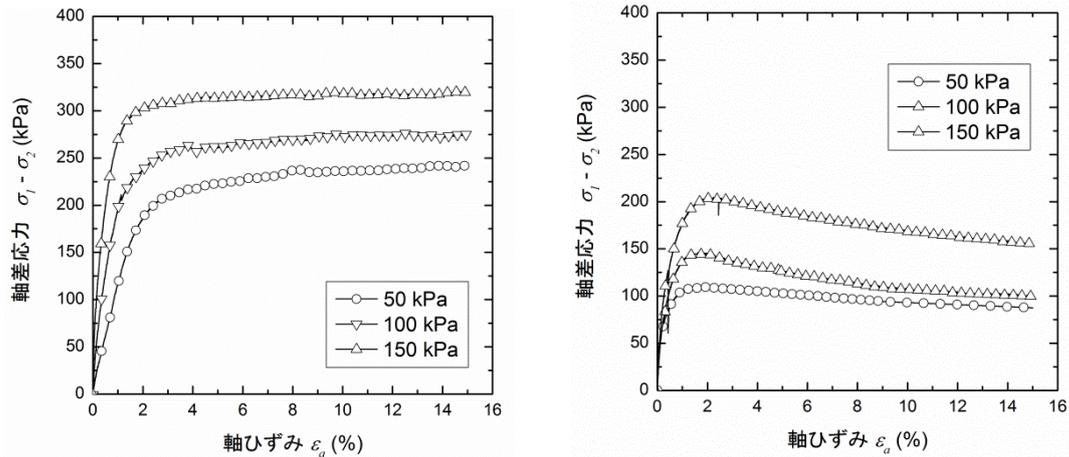


図 6.5 軸ひずみ－軸差応力の関係：(a) 50 mm 径供試体、(b) 150 mm 径供試体

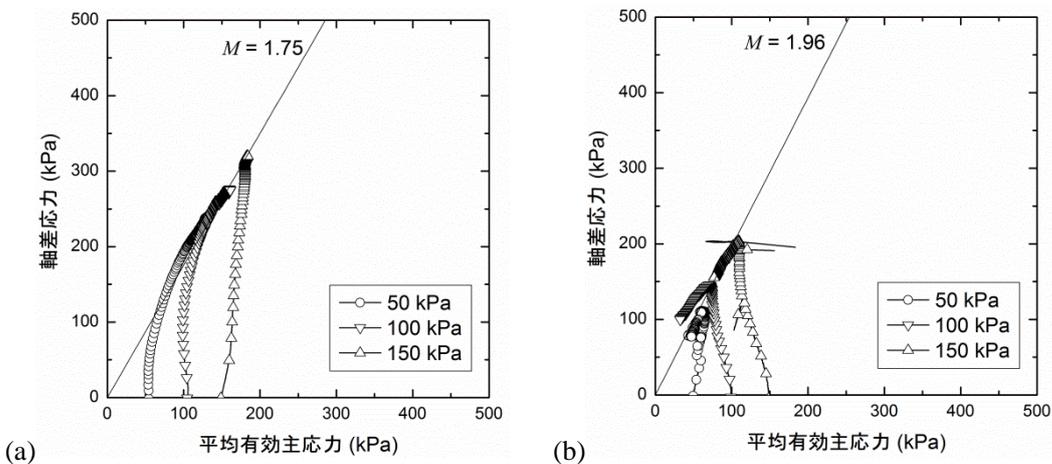


図 6.6 有効応力経路：(a) 50 mm 径供試体、(b) 150 mm 径供試体

6.3.2 堆積廃棄物中の夾雑物が強度変形特性に及ぼす影響

表 6.4 に夾雑物除去前と除去後の堆積廃棄物試料の供試体の性状と CD 試験で得られた強度定数を示す。また、図 6.7 に夾雑物除去前および除去後の堆積廃棄物試料の軸差応力・体積ひずみ－軸ひずみ関係を示す。図中の実線は軸ひずみと主応力差の関係を、破線は軸ひずみと体積ひずみの関係を示す。

表 6.4 より、有効拘束圧 50 kPa、100 kPa 条件下においては最大軸差応力に顕著な違いが表れておらず、夾雑物除去による影響は殆ど現れていないと判断できる。150 kPa 条件下では木屑除去後の試料の方が最大軸差応力が 59.8 kPa 大きく発現しているが、夾雑物の影響が明確に存在するかは判断し難い。ただし、試料の乾燥密度が夾雑物除去後に大きくなっていることから、圧密特性の差異が強度特性に影響を及ぼした可能性は指摘できる。

ダイレイタンスーについても、夾雑物除去前と除去後で大きな変化が現れなかった。内部摩擦角はいずれのケースも 35° を上回っており、地盤材料として使用し得る程度の強度を有していると判断できる。

表 6.4 堆積廃棄物のせん断試験結果

	有効拘束圧 (kPa)	初期乾燥密度 (g/cm ³)	圧密後乾密度 (g/cm ³)	最大軸差応力 (kPa)	最大軸差応力時の軸ひずみ (%)	せん断抵抗角 ϕ_d (度)	粘着力 c_d (kPa)
夾雑物除去前	50	1.521	1.529	234.7	12.05	35.49	34.36
	100	1.546	1.561	407.8	14.96		
	150	1.560	1.598	512.7	14.93		
夾雑物除去後	50	1.549	1.557	201.0	14.96	40.92	8.42
	100	1.534	1.550	438.0	14.17		
	150	1.550	1.569	572.5	12.56		

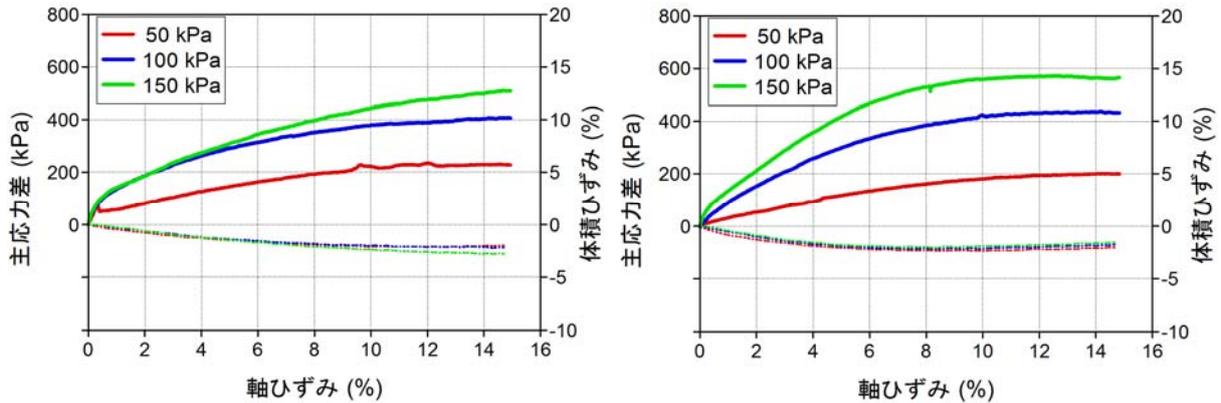


図 6.7 軸差応力・体積ひずみー軸ひずみ関係 (左：夾雑物除去前、右：夾雑物除去後)

6.3.3 廃棄物中のプラスチック製繊維状物質が強度変形特性に及ぼす影響

まさ土および細長比 1.0 のプラスチック片混合土の締固め試験の結果を、図 6.8 に示す。プラスチック片の体積率が高くなるに従い、締固め曲線がなだらかになるとともに、締固め曲線が右下方向に位置し、最大乾燥密度が小さくなっていることから、締固め性が悪くなることが確認できる。これは、プラスチック片の密度 (1.13 g/cm³) がまさ土粒子の密度 (2.70 g/cm³) と比較して低いことや、変形性の高いプラスチック片の供試体に占める割合が高くなることで、締固めエネルギーが十分に伝播しなかったことが原因であると考えられる。

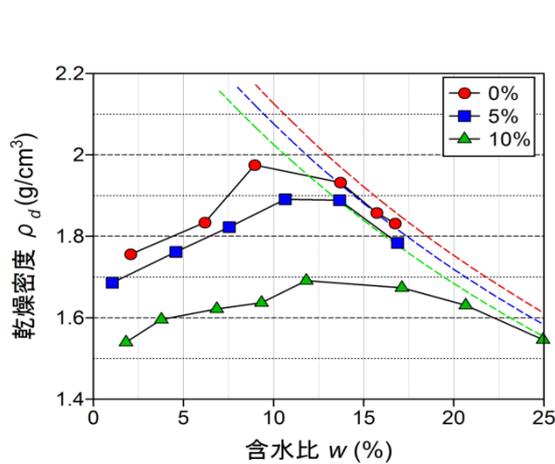


図 6.8 プラスチック片の体積率と締固め曲線 (プラスチック片細長比 1.0)

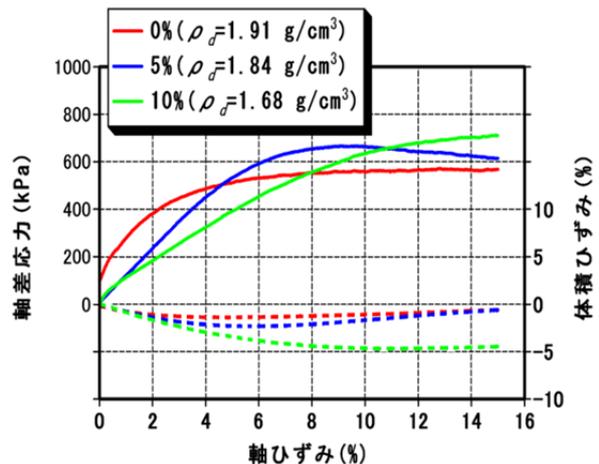


図 6.9 体積率が強度変形特性に及ぼす影響 (プラスチック片細長比 1.0、 $D_c = 95\%$)

図 6.9 は締固め度 95%、細長比 1.0 のプラスチック片混合土の供試体に対する拘束圧 150 kPa 時のせん断過程を、体積率ごとに示したものである。供試体の圧密後の乾燥密度は図 6.9 中に表記したとおりである。この結果から、プラスチック片を添加したケースの方が最大軸差応力がより大きくなることがわかり、プラスチック片添加による補強効果が確認された。これはプラスチック片の引張抵抗と、プラスチック片が供試体内で変形することで各土粒子の接点や接触面積が増えたために摩擦抵抗が増加したためであると考えられる。一方で、プラスチック片を添加したケースの方がせん断時の初期剛性が低く、より顕著に負のダイレイタンスー変化が生じていることが確認できる。これらはプラスチック片の変形に伴い土粒子が再配置され、再びプラスチック片の変形が生じた可能性と、プラスチック片自体が変形性に富んだ材料であるため供試体が圧縮されやすくなったことが考えられる。

図 6.10 は締固め度 80%、細長比 1.0 のプラスチック片混合土の供試体に対する拘束圧 150 kPa のせん断過程を、体積率ごとに示したものである。最大軸差応力や初期剛性、軸ひずみは体積率によってほとんど変わらず、図 6.9 に示した締固め度 95% のケースと比較するとプラスチック片添加による影響は小さいことがわかる。このことから、締固め度が高くなるほどプラスチック片と土粒子との噛み合わせが良くなり、せん断特性により大きな影響を及ぼす一方、締固め度が低い地盤においては廃棄物による補強効果は期待できないことが示唆される。

図 6.11 は、プラスチック体積率 5%、締固め度 95% で、細長比が異なる 3 種類のプラスチック片を用いた供試体の、拘束圧 150 kPa 時のせん断特性を示したものである。同一の面積であっても、プラスチック片が細長い方が最大軸差応力が大きく表れた。これはプラスチック片の形状が細長い方が同一荷重に対する変形量が大きく、土粒子との噛み合わせが良くなるためと考えられる。また、細長い形状の方が大きな負のダイレイタンスー変化が生じており、せん断時において空隙構造に合わせて変形が生じやすいことが推測される。

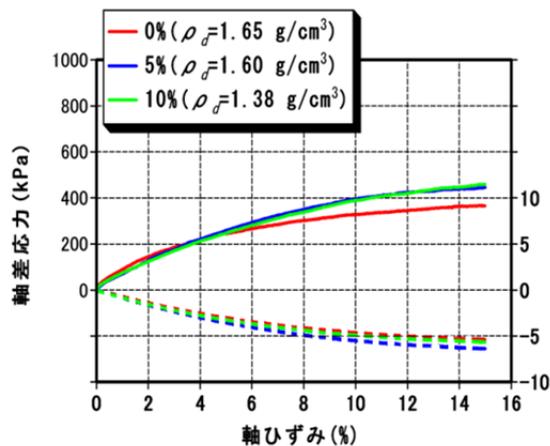


図 6.10 締固め度が強度変形特性に及ぼす影響 (プラスチック片細長比 1.0、締固め度 80%)

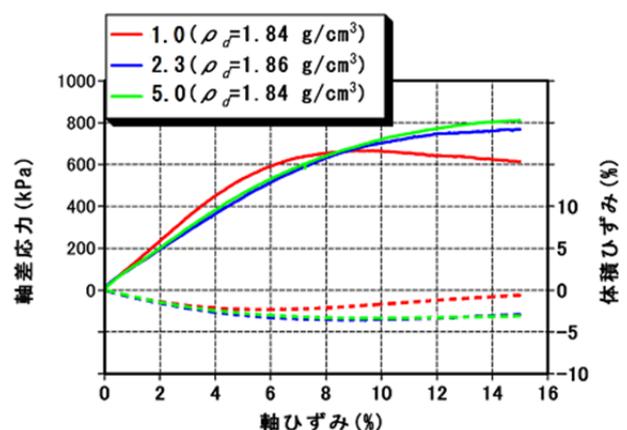


図 6.11 細長比が強度変形特性に及ぼす影響 (体積率 5%、締固め度 95%)

6.4 考察

6.4.1 供試体サイズが強度変形特性に及ぼす影響

前述したように、150 mm 径の供試体の非排水せん断強度が低下する原因として、第一に供試体

に含まれる粗粒分の破碎性が挙げられる⁶⁾。これは、表 6.1 に示した圧密過程終了時の間隙比の変化にも現れているが、焼却灰等の粗粒分は比較的破碎性が高く、例えば 150 kPa で圧密したときにも 9.5 mm 以上の粗粒分を含まない 50 mm 径の供試体と比較して高密度化し、間隙比も低下している。せん断過程においても、同様に粒子破碎が発生し、体積が圧縮傾向になることから高い間隙水圧が発生した。これによって、粒子間に作用する平均有効主応力が低下し、せん断強度の低下、ひずみ軟化挙動の発生が生じたと考えられる。他の要因としては、非排水条件の試験であるものの供試体寸法が大きくなることによって供試体内部の間隙水圧自体が高くなる傾向も影響を及ぼしたと考えられる。いずれにせよ、強度定数自体は供試体寸法による差異がほとんどみられないことを考えると、間隙水圧の挙動の差異によって、粗粒分を含有する 150 mm 径供試体の非排水せん断強度が大きく低下したと考えられる。

一方で、焼却灰や残土を主体とする廃棄物試料においては、一般的な廃棄物埋立地盤で指摘されるような補強効果による強度改善効果は期待できないと考えられる。したがって、埋立物の構成によって安定解析時の強度設定の考え方に留意する必要があるといえる。また、本研究で対象とする実際の不適正処分場の健全性回復においては、急速な盛り立てや構造物の設置といった急激に荷重が作用するような条件下においては、埋立地盤の安定性への影響が懸念されることから、今後実施する斜面安定解析時には変形の考慮、および強度定数設定への配慮が必要になる。

6.4.2 堆積廃棄物中の夾雑物が強度変形特性に及ぼす影響

本試料で夾雑物として混入しているのは主に木片である。梶尾ら⁴⁾は木材チップ混合土を対象に一軸圧縮試験を行い、木材混合量が少ないケースの方がより大きな強度を発現することを示したが、夾雑物除去前と除去後の試料の強熱減量の変化が小さいため本研究の範囲ではせん断強度特性に影響を与えなかったものと考えられる。よって、本試料のように木片主体の夾雑物が質量比で 1~2% の範囲では、強度変形特性に及ぼす影響はほとんどないと判断できる。

6.4.3 廃棄物中のプラスチック製繊維状物質が強度変形特性に及ぼす影響

廃棄物を模したプラスチック製繊維状物質の混合により、地盤の締固め性は悪化するものの締固め度が高い領域での強度変形特性は、剛性が低下するものの最大せん断強度は大きくなることが確認できた。一方で、締固め度が低い領域においては強度変形特性はほとんど影響を受けないことが明らかになった。また、繊維状物質の影響をみると、細長比の大きい形状の物質が混合されている場合がより補強効果が高く、細長比の小さい形状の物質が混合されている場合は母材に近い強度変形特性を呈することが明らかになった。

6.5 産業廃棄物を対象とした大型三軸圧縮試験の実施

6.5.1 試験目的

管型廃棄物最終処分場に埋め立てられた廃棄物を採取して、大型三軸試験（直径 300 mm）に供することで、埋め立て廃棄物の強度に係る地盤定数である粘着力 C と内部摩擦角 ϕ を得て、土堰堤の斜面安定性を評価するための基礎データを得る。

6.5.2 試験試料

関東地方の管理型産業廃棄物最終処分場に埋め立てられた廃棄物をトレンチ掘削して、2 深度（深さ 1.5 m＝試料 No.1、深さ 3.0 m＝試料 No.2）にてサンプリングを行った。採取した試料を写真 6.1 に示す。なお、採取した試料のうち、粒径 53 mm 以上の礫分は取り除いた。



写真 6.1 廃棄物サンプル（攪乱状態）



写真 6.2 大型三軸圧縮試験装置

6.5.3 試験方法

三軸圧縮試験は JGS 0524「土の圧密排水（CD）三軸圧縮試験方法」に準じて実施し、供試体直径 150 mm の中型三軸圧縮試験と、直径 300 mm の大型三軸圧縮試験を行った。大型三軸圧縮試験装置を写真 6.2 に、主な試験条件を表 6.5 に示す。試料 No.1 については、供試体サイズの影響をみるために直径 150 mm と 300 mm の供試体を用い、試料 No.2 については、飽和条件と不飽和条件の違いをみるために直径 300 mm の供試体を 2 つ作成して比較した。締固め密度は全て $1,390\text{kg/m}^3$ に統一した。

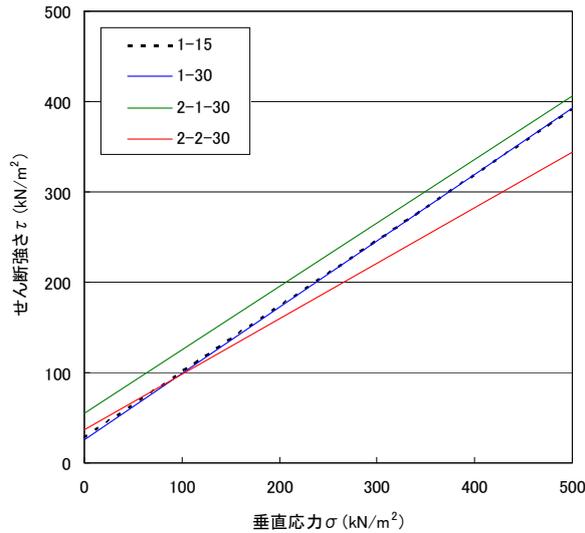
表 6.5 主な試験条件

試料	ケース名	供試体寸法 (mm)	圧密排水条件	飽和条件
No.1	1-15	$\phi 150 \times H300$	CD 条件	不飽和
	1-30	$\phi 300 \times H600$	CD 条件	不飽和
No.2	2-1-30	$\phi 300 \times H600$	CD 条件	不飽和
	2-2-30	$\phi 300 \times H600$	CD 条件	飽和

6.5.4 試験結果

試験結果を図 6.12 に示す。なお、今回の圧縮試験では軸ひずみ 15%を超えても明確なピークが確認されなかったため、軸ひずみ 15%を破壊ひずみと仮定して圧縮強さを算出した。

供試体の寸法の影響（ケース 1-15 と 1-30 の比較）による強度の差異は認められなかった。今回の試験では 53 mm 以上を除外しており、廃棄物試料が比較的細かい粒径であったことも影響していると考えられる。飽和条件の影響（ケース 2-1-30 と 2-2-30 の比較）については、不飽和状態の方が飽和状態に比較して、全ての垂直応力の範囲でせん断強さが大きくなる結果であった。この傾向は、通常の土壌試料と同様であり、飽和状態に比較して不飽和状態の場合、サクシヨンの影響によってせん断強さが大きくなる傾向が確認された。



試料	ケース名	内部摩擦角 ϕ (°)	粘着力 c (kN/m ²)
No.1	1-15	36.0	28.4
	1-30	36.4	25.2
No.2	2-1-30	35.1	55.0
	2-2-30	31.6	36.1

図 6.12 中型・大型三軸圧縮試験 (CD 条件) の結果

6.6 結論

本研究成果を要約すると以下の通りである。

- 1) 焼却灰を主体とする埋立地盤においては、埋立物による補強効果等は期待できず、主として粗粒分の破砕性が非排水せん断強度の低下やひずみ軟化を引き起こすことが示唆された。
- 2) 非排水せん断強度低下の要因としては、粗粒分の破砕に伴うダイレイタンスー特性の変化、すなわち間隙水圧の上昇による平均有効主応力の低下が挙げられる。その一方で、強度定数自体には大きな差異がみられないことから、供試体の構造変化に起因する大きな強度変化は発生しないと判断できる。
- 3) 木材を夾雑物として含有する土砂系廃棄物埋立地盤においては、質量比で 1~2% 程度の夾雑物含有は強度変形特性に大きな影響は及ぼさないことが示された。
- 4) 廃棄物を模したプラスチック製繊維状物質の混合により、廃棄物地盤の締固め性は悪化する。しかし、締固め度が高い領域での強度変形特性は、剛性が低下するものの最大せん断強度は大きくなることが確認できた。一方、締固め度が低い領域においては、強度変形特性はほとんど影響を受けないことが明らかになった。また、繊維状物質の形状の影響をみると、細長比の大きい形状の物質が混合されている場合がより補強効果が高く、細長比の小さい形状の物質が混合されている場合は母材に近い強度変形特性を呈することが明らかになった。
- 5) 不適正処分場の斜面安定解析に使用する数値解析ツールの適用性を確認した。実際の解析にあたっては、焼却灰埋立地盤のような比較的透水性の低い場合は急速な盛り立てや構造物の設置といった急激に荷重が作用するような条件での安定性への影響が懸念される。また、廃棄物の混合によって地盤の剛性が大幅に低下することから、強度定数設定における許容変形量の考慮が重要になるといえる。

6.7 参考文献

- 1) 地盤工学会 (2009a) : 土の三軸試験の供試体作製・設置方法, JGS 0520.

- 2) 地盤工学会 (2009c) : 土の圧密非排水(CU) 三軸圧縮試験方法, JGS 0523.
- 3) 地盤工学会 (2009) : 土の圧密排水 (CD) 三軸圧縮試験方法, JGS 0524.
- 4) 榎尾孝之・伊東浩邦・伊東秀行・中島典昭・三木博史 (2010) : 木材チップを用いた複合土の力学的特性, 土木学会第 65 回年次学術講演会講演概要集, Vol. 65, pp.39-40.
- 5) 山脇敦・島岡隆行・大嶺聖・勝見武・川寄幹生・土居洋一・柴暁利・川井晴至・坂口伸也・小原孝之 (2013) : 不法投棄等現場の堆積廃棄物の斜面安定評価方法、大成出版
- 6) Kokusho, T., Hara, T., and Hiraoka, R. (2004): Undrained shear strength of granular soils with different particle gradations, *J. Geotech. Geoenviron. Eng.*, 130(6), pp.621-629.

6.8 研究発表・論文発表

義経浩平・矢野賢・乾徹・高井敦史・勝見武 (2014) : 廃棄物地盤の強度変形特性に及ぼす混入プラスチック片の影響, 第 49 回地盤工学研究発表会, 地盤工学会, 投稿中

6.9 知的財産権取得状況や特許等出願状況

特になし。

参考資料 7 処分場浸出水類型

(独) 国立環境研究所 山田正人

7.1 はじめに

施設に保存されている政省令に基づく維持管理記録等を収集し、最終処分場の環境汚染ポテンシャルと安定化を判断する指標として「浸出水」水質のトレンドを取り上げ、浸出水質の形成に及ぼす処分場の特性を検討して、異なる処分場間でトレンドを比較することにより、埋立終了後に浸出水質の安定化の継続を判断する方法について検討した。浸出水水質として、有機物分解に由来する生物化学的酸素要求量 (BOD)、化学的酸素要求量 (COD) および全窒素 (T-N)、ならびに主に焼却残渣に由来する塩化物イオン (Cl⁻) に着目したトレンドの解析を行った。

7.2 浸出水中の有機物分解に由来する成分のトレンド解析

7.2.1 方法

8ヶ所の最終処分場（産業廃棄物管理型 1ヶ所、一般廃棄物 7ヶ所）を対象とし、現場担当者にヒアリングを行い、処分場に関わる基本的な事項を把握すると共に、施設のパンフレット、施設整備計画書、生活環境アセスメント等の報告書、廃棄物組成検査と廃棄物搬入量の記録を、また、浸出水の水質検査、浸出水処理施設維持管理等の記録の所在を確認し、施設に保管されていたものをできるだけ全て入手した。

入手した資料より、

- 1) 埋立開始ならびに埋立終了から入手できた記録の直近の年度までの「経過年数」、
- 2) 埋立容積/面積より「埋立平均深さ (m)」、
- 3) 埋立地の立地および構造より「埋立地の形状」、
- 4) 埋立品目毎の重量より「有機性廃棄物率」および「焼却残さ率」、
- 5) 浸出水の処理量/埋立面積から「浸透水量(mm)」

を整理した。また、浸出水情報として各年度における、

- 6) 埋立開始から入手できた記録の直近の年度までの「年間埋立容量ならびに重量」、
- 7) 「年間浸出水量 (m³/yr)」(原水量または処理水量)
- 8) 「年平均浸出水質 (pH、BOD [mg-O₂/L]、COD [mg-O₂/L]、T-N [mg-N/L])」
- 9) 年間浸出水量×年平均水質 (濃度) より「年間総浸出量 (BOD [g-O₂/yr]、COD [g-O₂/yr]、T-N [g-N/yr])」
- 10) 各年度の年間総浸出量/累積埋立容積より「単位容積当たりの流出量 (BOD [g-O₂/m³]、COD [g-O₂/m³]、T-N [g-N/m³])」

を整理した。

なお、年平均浸出水質のデータは入手できたが、年度毎の年間埋立容積や年間浸出水量

が得られなかった年度については、これらデータを以下の方法で推定・補完した。

(a) 年間埋立容積：ある時点までの総埋立容積が判明している場合はそれに合わせて等分に分配、判明していない場合は、欠損とした、

(b) 年間浸出水量：実績が存在する場合にはその平均値、存在しない場合には浸出液処理施設の計画日平均処理量を用いた。

7.2.2 結果と考察

データを入手した処分場の諸元を表 7.1 に示す。埋立経過年数は、埋立中で相当量の残余容積が残っているところが 2 ヶ所、埋立終了直前および直後のところが 4 ヶ所、埋立終了から相当の年数が経過しているところが 2 ヶ所であった。埋立平均深さは、5m 未満のところが 3 ヶ所、5m 以上 10m 未満のところが 3 ヶ所、また、10m 以上のところが 2 ヶ所であった。埋立地形状では積上げが 1 ヶ所、平地等の掘込みが 3 ヶ所、谷間を埋めているところが 3 ヶ所、掘込みかつ積み上げているところが 1 ヶ所であった。

表 7.1 最終処分場の諸元

施設番号			1	2	3	4
経過年数	埋立開始から	yr	18	9	9	12
	埋立終了から	yr	-1	-1	-20	-17
計画埋立面積		m ²	36,950	8,994	12,250	39,000
実績埋立容量		m ³	1,495,000	6,355	22,899	140,322
平均深さ	(容積/面積)	m	40	1	2	4
埋立地形状			積上	掘込	掘込	掘込
埋立物性状	有機性廃棄物割合	%	-	0.0	0.0	0.1
	焼却残渣割合	%	-	0.0	97.9	80.6
浸出液処理率	(処理量/面積)	mm/yr	365	1,090	942	1,404
施設番号			5	6	7	8
経過年数	埋立開始から	yr	15	20	27	31
	埋立終了から	yr	-2	14	2	19
計画埋立面積		m ²	38,624	18,075	77,397	730,000
実績埋立容量		m ³	206,832	112,000	773,970	4,600,000
平均深さ	(容積/面積)	m	5	6	10	6
埋立地形状			掘込積上	谷埋	谷埋	谷埋
埋立物性状	有機性廃棄物割合	%	0.0	-	0.4	60.4
	焼却残渣割合	%	84.5	-	99.6	3.7
浸出液処理率	(処理量/面積)	mm/yr	751	-	-	280

埋立物の性状としては、有機性ごみが主体であるところが 1 ヶ所、焼却灰と不燃物等が主体であるところが 4 ヶ所、不燃物等が主体であるところが 1 ヶ所であった。なお、埋立廃棄物の数量が得られなかった処分場については、施設番号 1 は産業廃棄物の管理型最終処分場であり、建設廃材、廃プラスチック、鉞さいおよび汚泥が埋め立てられ、また施設

番号6は焼却灰と不燃物等が主体であった。浸透水量は、1,000 mm/yr以上で水の通りがよいと考えられるところが3ヶ所（MS、KK、HK）、500mm/yr以上1,000mm/yr未満のところは2ヶ所、500mm/yr未満で水が滞留しやすいと考えられるところが2ヶ所であった。なお、施設番号6および7については浸出水処理量に関する情報が得られなかった。

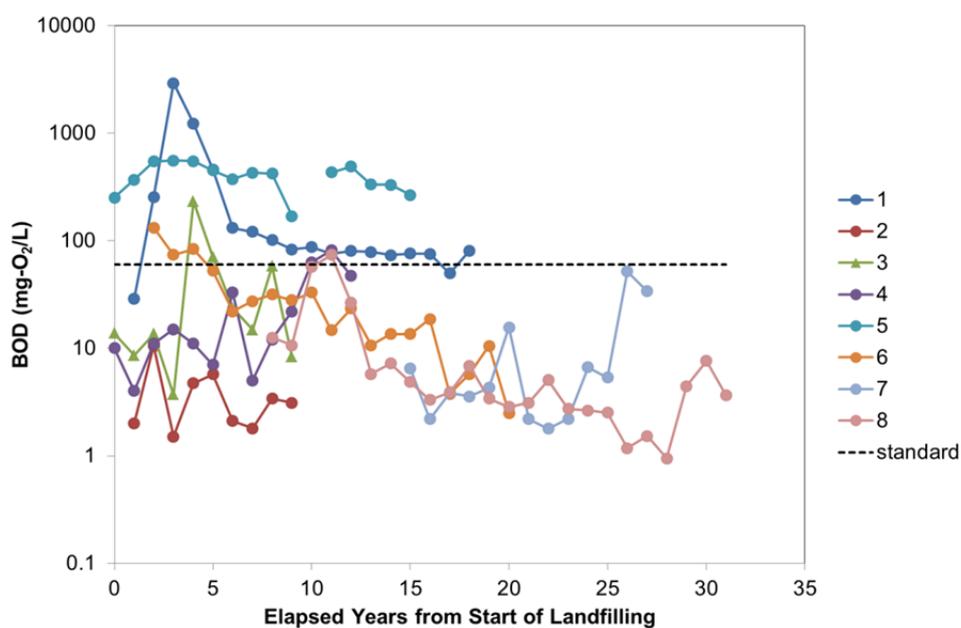


図 7.1 BOD 濃度のトレンド

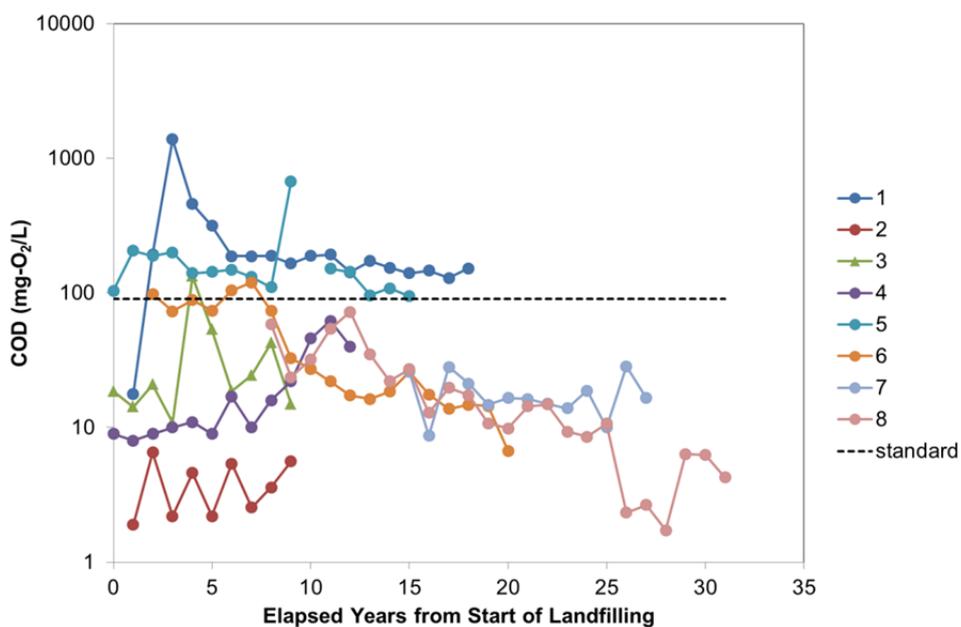


図 7.2 COD 濃度のトレンド

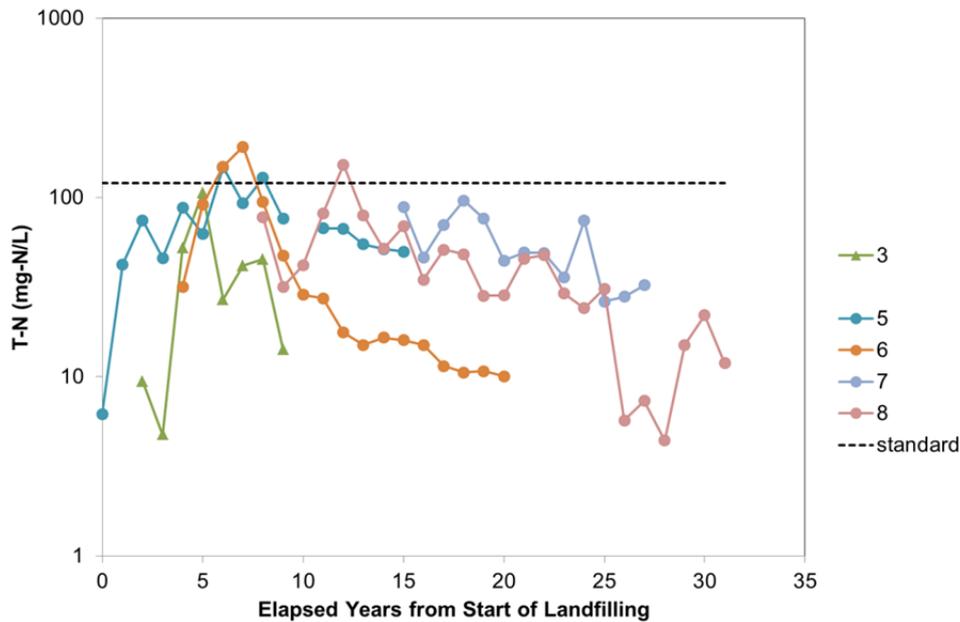


図 7.3 T-N 濃度のトレンド

浸出水における BOD、COD、T-N 濃度のトレンド（経年変化）を図 7.1～7.3 に示す。BOD および COD は埋立初期にいったん上昇し、以降は下降してゆくというトレンドを示し、埋立開始後 10 年後以降はほとんどが排水基準以下で推移していたが、比較的高い濃度（100 mg-O₂/L 以上）で推移する処分場が高い pH を示していた。T-N は埋立期間に上昇し、埋立終了後に緩慢に低下するというトレンドがみられた。濃度は排水基準値近傍で推移している処分場が多かった。

以上に示した「濃度」のトレンドは、表 1 に示したような場の特性の影響を受け、それぞれ濃度レベルが異なり、かつ各年の変動が大きく、異なる処分場の間で比較可能な、一般的な示すことが難しい。今回は、比較可能な指標導出の試みとして、年間浸出水量×年平均水質（濃度）より求めた各年度の流出負荷量を、累積埋立容積で除して「単位容積当たりの流出量」を求めた。これは、浸出水量の経年変化に起因する濃度変動の緩和と処分場の大きさの違いの平滑化を意図している。単位容積当たりの流出量は、図 7.4～7.6 にみられたような濃度の変動が緩和されると共に、各処分場とも漸減するという一般的傾向を示している。この方対数グラフにおけるトレンドを次の一次反応式にフィッティングさせた、パラメータを表 7.2 に示す。

$$UL = UL_0 e^{-kt} \quad (1)$$

ここで、UL は単位容積当たりの流出量 (g/m³)、UL₀ は t=0 の単位容積当たりの流出量 (g/m³)、k は一次反応定数 (/yr)、t は時間である。一部の処分場を除いて、BOD、COD および T

-N の単位容積あたりの流出量の経時的な減衰は概ね一次反応式で表現できるといえる。

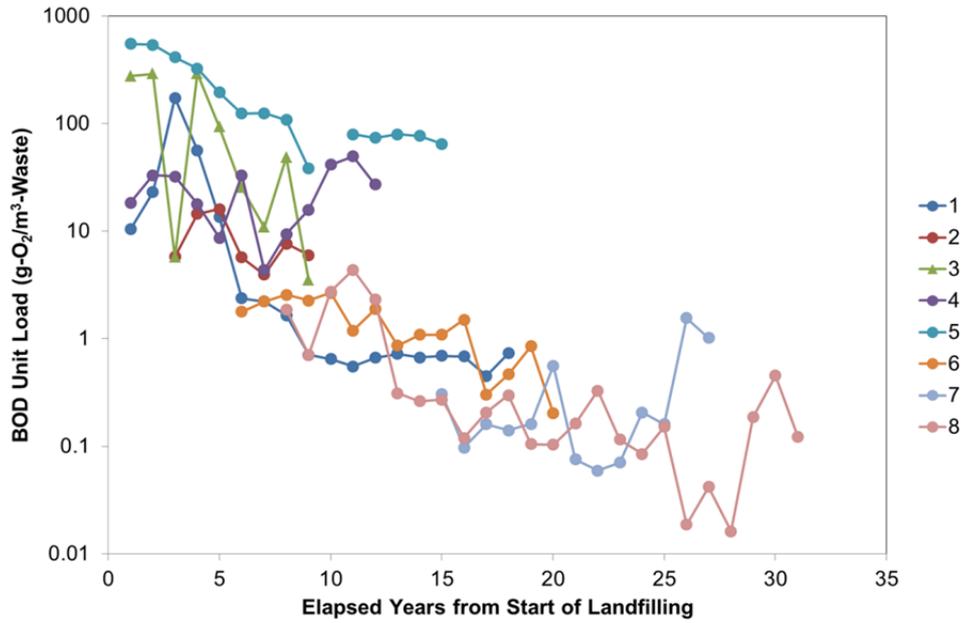


図 7.4 単位容積あたりの BOD 流出量

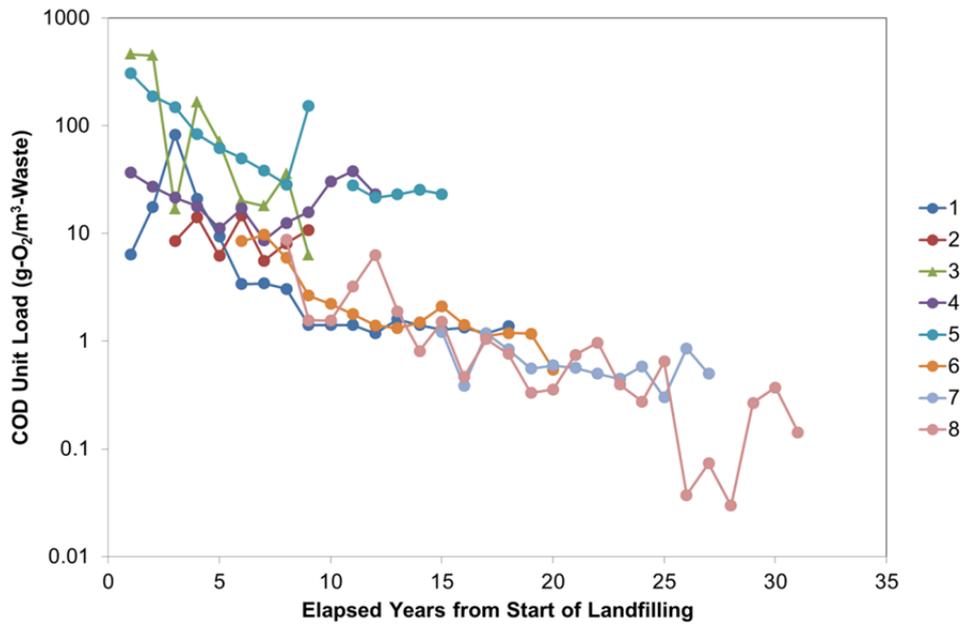


図 7.5 単位容積あたりの COD 流出量

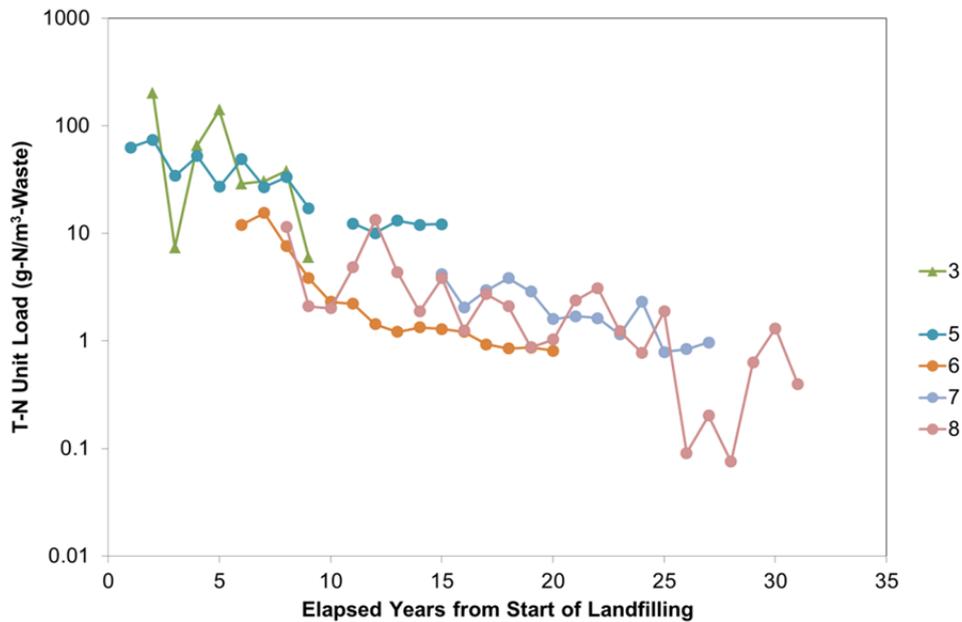


図 7.6 単位容積あたりの T-N 流出量

表 7.2 一次反応式*へのフィッティングパラメータ

施設番号	1	2	3	4	5	6	7	8
BOD n	18	7	9	12	14	15	13	24
k (/yr)	-0.28	-0.09	-0.40	0.03	-0.16	-0.14	0.10	-0.14
UL ₀ (g-O ₂ /m ³)	3.47	2.57	5.77	2.82	6.21	1.96	-3.71	1.35
r ²	0.67	0.15	0.40	0.02	0.76	0.67	0.15	0.51
COD n	18	7	9	12	14	15	13	24
k (/yr)	-0.19	-0.02	-0.45	0.00	-0.17	-0.16	-0.05	-0.16
UL ₀ (g-O ₂ /m ³)	2.94	2.32	6.20	2.99	5.32	2.75	0.49	2.64
r ²	0.65	0.01	0.64	0.00	0.71	0.78	0.20	0.67
T-N n	-	-	8	-	14	15	13	24
k (/yr)	-	-	-0.24	-	-0.14	-0.20	-0.12	-0.13
UL ₀ (g-N/m ³)	-	-	4.91	-	4.31	3.32	3.10	2.94
r ²	-	-	0.22	-	0.85	0.83	0.71	0.54

7.2.3 まとめ

一部の処分場を除いて、濃度ではなく、単位容積あたりの流出量を用いることにより、浸出水中の生分解性物質由来の BOD、COD および T-N の経時的な減衰が一次反応式で表現できることがわかった。

7.3 浸出水中の塩化物イオンのトレンド解析

7.3.1 方法

東北地方、関東地方、中部地方東部 17 都県の 361 箇所の一般廃棄物最終処分場に対して施設の諸元と維持管理の状況等を尋ねるアンケート調査を行い、回答があった 156 施設のうち、放流水中の塩化物イオン濃度と放流量のデータが 3 ヶ年以上得られた 40 施設を今回の検討対象とした。

解析に用いたデータは埋立開始年、最大 5 カ年の各年度の埋立容量、放流水中の塩化物イオン濃度および放流量である。なお埋立地の諸元を示す基礎データとして、表 7.3 に立地、トレンド解析行った第 1 年次における埋立開始からの経過年数、トレンド解析を行った第 5 年次における埋立率（＝第 5 年次までの累積埋立容量／計画埋立容量）、埋立面積、平均埋立深さ（＝第 5 年次までの累積埋立容量／埋立面積）、覆土を除いた場合と含めた場合の埋立物中の焼却残渣の割合（共に重量比）を示す。

解析では、時間、浸出水量、年間埋立容量当たりの浸出水量ならびに累積埋立容量当たりの浸出水量に対する、（浸出水中の）塩化物イオンの濃度、負荷量、累積埋立容量当たりの負荷量の関係を調べた。時間の単位は年とした。以下にそれぞれのパラメータの単位と記号、算出方法を列挙する。なお、浸出水における塩化物イオン濃度は、浸出水処理施設を通過して放流水となってもほとんど変化しないものと仮定して、放流水で測定された濃度を用いた。

- ・ 時間 (T, yr)
- ・ 浸出水量 (Q, m³/yr, アンケート調査で得られた年間処理水量)
- ・ 埋立容量当たりの浸出水量 (Q/V, -) = 浸出水量 (m³/yr) / 埋立容量 (m³/yr)
- ・ 累積埋立容量当たりの浸出水量 (Q/ΣV, l/yr) = 浸出水量 (m³/yr) / 累積埋立容量 (m³)
- ・ 塩化物イオン濃度 (C, mg-Cl/L, 放流水で測定された濃度)
- ・ 塩化物イオン負荷量 (L, ton-Cl/yr) = 年平均塩化物イオン濃度 (mg-Cl/L) × 浸出水量 (m³/yr) × 10⁶
- ・ 累積埋立容量当たりの塩化物イオン負荷量 (L/ΣV, g/m³/yr) = 塩化物イオン濃度負荷量 (ton-Cl/yr) × 累積埋立容量 (m³) / 10⁶

表 7.3 処分場の諸元

no.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
location	valley	valley	valley	valley	valley	valley	valley	valley	valley	valley
years from start	25	20	6	22	19	6	11	12	29	14
vol % filled amount	78%	94%	60%	28%	82%	32%	70%	92%	87%	61%
area (m2)	180,000	11,000	23,000	350,000	16,000	6,100	24,000	9,200	190,000	13,000
avg. depth (m)	18	5	4	5	6	2	6	5	7	5
wt % ash+APCR w/o Soil	30%	48%	70%	79%	30%	29%	62%	100%	98%	80%
wt % ash+APCR w/ Soil	23%	38%	65%	69%	21%	25%	52%	-	77%	78%
no.	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
location	valley	valley	valley	valley	valley	valley	flat	vally	flat	flat
years from start	15	27	14	11	15	7	6	7	11	20
vol % filled amount	99%	103%	88%	72%	65%	102%	65%	34%	43%	66%
area (m2)	11,000	31,000	27,000	9,500	27,000	38,000	25,000	7,100	24,000	42,000
avg. depth (m)	8	10	9	5	3	12	3	1	3	6
wt % ash+APCR w/o Soil	97%	60%	85%	80%	75%	83%	67%	27%	90%	83%
wt % ash+APCR w/ Soil	79%	48%	76%	62%	68%	66%	-	23%	-	-
no.	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
location	flat	flat	flat	pond	valley	valley	flat	flat	flat	valley
years from start	12	23	19	11	2	35	29	7	6	15
vol % filled amount	76%	98%	87%	102%	42%	98%	68%	75%	121%	59%
area (m2)	30,000	39,000	39,000	19,000	14,000	430,000	78,000	33,000	3,600	7,400
avg. depth (m)	5	5	5	4	3	16	11	4	5	3
wt % ash+APCR w/o Soil	51%	78%	79%	75%	84%	92%	68%	67%	89%	81%
wt % ash+APCR w/ Soil	-	-	52%	-	68%	-	65%	57%	67%	66%
no.	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
location	valley	valley	valley	valley	valley	valley	valley	valley	valley	valley
years from start	21	6	5	16	8	6	12	20	9	2
vol % filled amount	81%	42%	78%	99%	68%	42%	81%	92%	116%	23%
area (m2)	23,000	17,000	8,100	24,000	16,000	12,000	9,800	30,000	1,700	25,000
avg. depth (m)	8	3	4	12	3	2	7	9	5	2
wt % ash+APCR w/o Soil	43%	75%	22%	65%	87%	92%	67%	33%	89%	74%
wt % ash+APCR w/ Soil	26%	73%	11%	50%	66%	84%	56%	19%	81%	59%

7.3.2 結果と考察

各処分場について求めた累積埋立容量当たりの塩化物イオン負荷量の平均値、線形回帰したトレンドの傾きと相関係数の有意水準を表 7.4 および表 7.5 に示す。

累積埋立容量当たりの塩化物イオン負荷量は前節で述べたように、浸出水量の経年変化に起因する濃度変動の緩和と処分場の大きさの違いの平滑化を意図した流出量を表すパラメータである。40 施設で求めた平均値は最小 1.56 g/m³/yr、最大 5404 g/m³/yr であり、3

オーダーの差があった。表3に示した埋立経過年数、埋立率、埋立地深さ、埋立物中の焼却残渣の割合等の諸元パラメータの施設間の差は最大1オーダーであり、累積埋立容量当たりの塩化物イオン負荷量と諸元パラメータとの間に明確な関係はなかった。

時間経過に対する塩化物イオンの濃度変化 (C vs T) は多くの施設で減少のトレンドを示していた。時間経過に対する累積埋立容量当たりの負荷量変化 ($L/\Sigma V$ vs T) では、 C vs T で増加のトレンドにあったいくつかの施設で減少のトレンドに変わった。浸出水量変化に対する累積埋立容量当たりの負荷量変化 ($L/\Sigma V$ vs Q) では、多くの施設で水量の増加で負荷量が増加する傾向にあった。塩化物イオンは埋立地内で生物化学的な作用や土壌等との吸脱着の影響を受けず、主には埋立地内での存在量と通水量、通水面積に依存する溶出過程によりその流出量が支配される。したがって、トレンドの評価においては時間との対応よりも、通水量、すなわち浸出水量との対応を見ることが重要であることを示している。

累積埋立容量当たりの浸出水量に対する負荷量変化 (L vs $Q/\Sigma V$) は、処分場の大きさの違いを平滑化した通水量に対する流出挙動を示すものである。 $L/\Sigma V$ vs Q と同様に多くの施設で多くの施設において水量増加で負荷量が増加する傾向にあり、埋立地全体として流出可能な塩化物イオンが残存していることを示している。

埋立容量当たりの浸出水量に対する累積埋立容量当たりの負荷量変化 ($L/\Sigma V$ vs Q/V) が正のトレンドを示すということは、ある年次に埋め立てた廃棄物からの塩化物イオンの流出の影響が大きいことを示している。したがって、このパラメータを中心にして他のパラメータのトレンドと比較することで、処分場からの物質の流出の特徴を評価することができる。

物質の流出が明確に減少傾向にある、すなわち塩化物イオンの残存量が減少傾向にあると考えられるのは施設 No.16、24 (図 7.7)、31、33 である。新しく埋め立てた廃棄物からの流出が卓越すると考えられるのは施設 No.5、6、7、8、10、13、14、15、17、19、25、27、28、29、30、32、35、38、40 であり、うち施設 No.8、13、27 (図 7.8)、32、40 はそれが流出濃度を増加トレンドに押し上げている。これまでに埋め立てた廃棄物からの流出が卓越すると考えられるのは施設 No.4、11、12、18、21、22、23、26、39 であり、うち施設 No.4、21 (図 7.9) はそれが流出濃度を増加トレンドに押し上げている。埋め立てた廃棄物全てからの流出が大きいのは施設 No.2 と 38 (図 7.10) であり、すなわち塩化物イオンの残存量が減少しにくい状況にあると考えられる。

以上の流出の特徴と表 7.3 に示した処分場の諸元とは明確な関係がみられない。塩化物イオンのような処分場への透水性を反映する物質の流出挙動は、埋立地の年数や形状よりも、埋立層の密度や短絡流の分布、すなわち締固めや覆土の施工等、埋立施工管理の状況に依存していることが示唆される。

表 7.4 一般廃棄物最終処分場からの塩化物イオンの流出トレンド (その1)

no.	avg. L/ΣV g/m ³ /yr	C vs T		L vs T		L/ΣV vs T		C vs Q		L vs Q		L vs Q/ΣV		L/ΣV vs Q		L/ΣV vs Q/V	
		slope of L.R.	S.L. of r	slope of L.R.	S.L. of r												
1	50	-135		-20.92		-8		0.000		0.775		3091.4		0.0002		8.7	**
2	846	94		2.00		17		0.119		5.084	***	242.2	**	0.0987	***	78.1	
3	876	-474		-2.23		-75		-0.077		6.798		803.6	*	0.0623		-23.3	
4	7	34		2.26		1		0.007		0.477		1869.1		0.0002		-7.0	
5	814	437		-15.10	**	-201	***	-0.277		7.747	**	605.3	***	0.1012	***	188.3	***
6	4455	-650	*	-1.73		-613		-0.762		3.388		39.4		0.2296		-58.1	*
7	2205	-488		-18.35	***	-233	***	-0.813		2.562		494.8		0.0419		-944.0	
8	1730	83		-2.08		-198		-0.342		0.690		43.8		0.0735		153.7	**
9	217	379	**	55.63	**	42	**	-0.020		-2.174		-2883.5		-0.0017		-2.7	
10	1958	-303	*	0.08		-86		-0.208		5.031	*	379.7	**	0.0488		103.2	
11	1163	-837		-14.19		-216	*	0.279		10.395	*	941.8	**	0.1288		-46.2	
12	243	-248		-0.99		-6		-0.089		0.767		320.9		0.0012		2.5	
13	1315	172		7.22		-37		0.289	**	18.940	***	2630.7		0.0833	**	832.2	**
14	582	-450		-0.37		-40		-0.457		1.181		66.1		0.0132		65.8	
15	2205	-600		-4.62		-161		0.572		21.309		652.6		0.3334		363.6	
16	10	-56	**	-0.74	*	-2	**	-0.011		-0.050		1.0		-0.0002		-2.0	
17	4143	-652		1.67		-614	*	-0.267		0.376		-3.5		-0.0655		281.5	
18	2034	-93		-0.74		-317		-0.070		1.482		9.3	**	0.2345		-37.0	
19	2320	-87		-3.59		-169		-0.294		-2.526		57.8		0.0273		62.1	
20	263	83		4.39		13		-0.019		0.210		-136.9		0.0026		-18.3	

slope of L.R.: slope of liner regression, S.L. of r: significant level of correlation coefficient (* α=0.10, **α=0.05, ***α=0.01)

表 7.5 一般廃棄物最終処分場からの塩化物イオンの流出トレンド (その2)

no.	avg. L/ Σ V g/m ³ /yr	C vs T		L vs T		L/ Σ V vs T		C vs Q		L vs Q		L vs Q/ Σ V		L/ Σ V vs Q		L/ Σ V vs Q/V	
		slope of L.R.	S.L. of r	slope of L.R.	S.L. of r	slope of L.R.	S.L. of r	slope of L.R.	S.L. of r	slope of L.R.	S.L. of r	slope of L.R.	S.L. of r	slope of L.R.	S.L. of r	slope of L.R.	S.L. of r
21	2507	303		-25.24		-258		0.001		13.483	**	1647.6	**	0.1065	***	-21.8	
22	56	-52	**	-2.44	***	-12	***	0.017	*	0.865	**	179.1	**	0.0042	**		
23	843	-201		-1.73		-22		-0.189		3.738		646.2		0.0208		-8.5	
24	1648	-2742	**	-37.39	***	-677	***	-1.888		-21.725		-4637.7	*	-0.4081	***	-677.0	***
25	12	8	*	0.01		-2		-0.004	**	-0.007		-0.1		0.0008		5.7	
26	276	-53		-78.51		-15		0.000		3.088		14087.1		0.0006		-2.6	
27	950	626	**	93.22	**	96	*	0.018		11.522	*	9319.1		0.0130	**	106.1	**
28	2539	-58		2.59		-129		0.056		10.424	**	419.2		0.0722		172.1	
29	5404	-828	*	-8.12	*	-1447	**	-0.505		-2.836		49.1		-0.6685		-9.0	
30	4907	-946		-20.06		-1345		-0.357		-4.230		116.5		-0.2860		-157.8	
31	550	-316		-8.84		-62		-0.107	**	-3.030	*	-587.6	*	-0.0195	*	-22.3	***
32	2527	367	*	13.05	***	137	**	0.088		5.265		-87.9		0.0587		86.6	
33	2	-9	*	-0.01		-1		-0.008		-0.012		-0.4		-0.0004		-0.6	
34	1114	105		-6.49		-65		0.003		5.586	**	1134.9	*	0.0233	**	180.1	
35	1013	-178		-0.03		-74		-0.049		2.627		133.0	*	0.0416		42.3	
36	2723	-260		-3.85		-515	*	-0.349	**	-4.629	*	10.0		-0.3689		-889.6	**
37	487	-572		-4.36		-92		0.029		2.952	*	206.3		0.0454		109.7	
38	440	271	*	18.78	*	69		0.087	***	6.191	***	1708.5	***	0.0229	***	4.7	
39	7	-20		-0.03		-5		0.445	**	0.705	**	2.1	**	0.1080	**	-0.6	
40	4256	1531	***	21.91	*	-153		-0.297	*	-0.645		-70.0		0.1000		459.0	

slope of L.R.: slope of liner regression, S.L. of r: significant level of correlation coefficient (* $\alpha=0.10$, ** $\alpha=0.05$, *** $\alpha=0.01$)

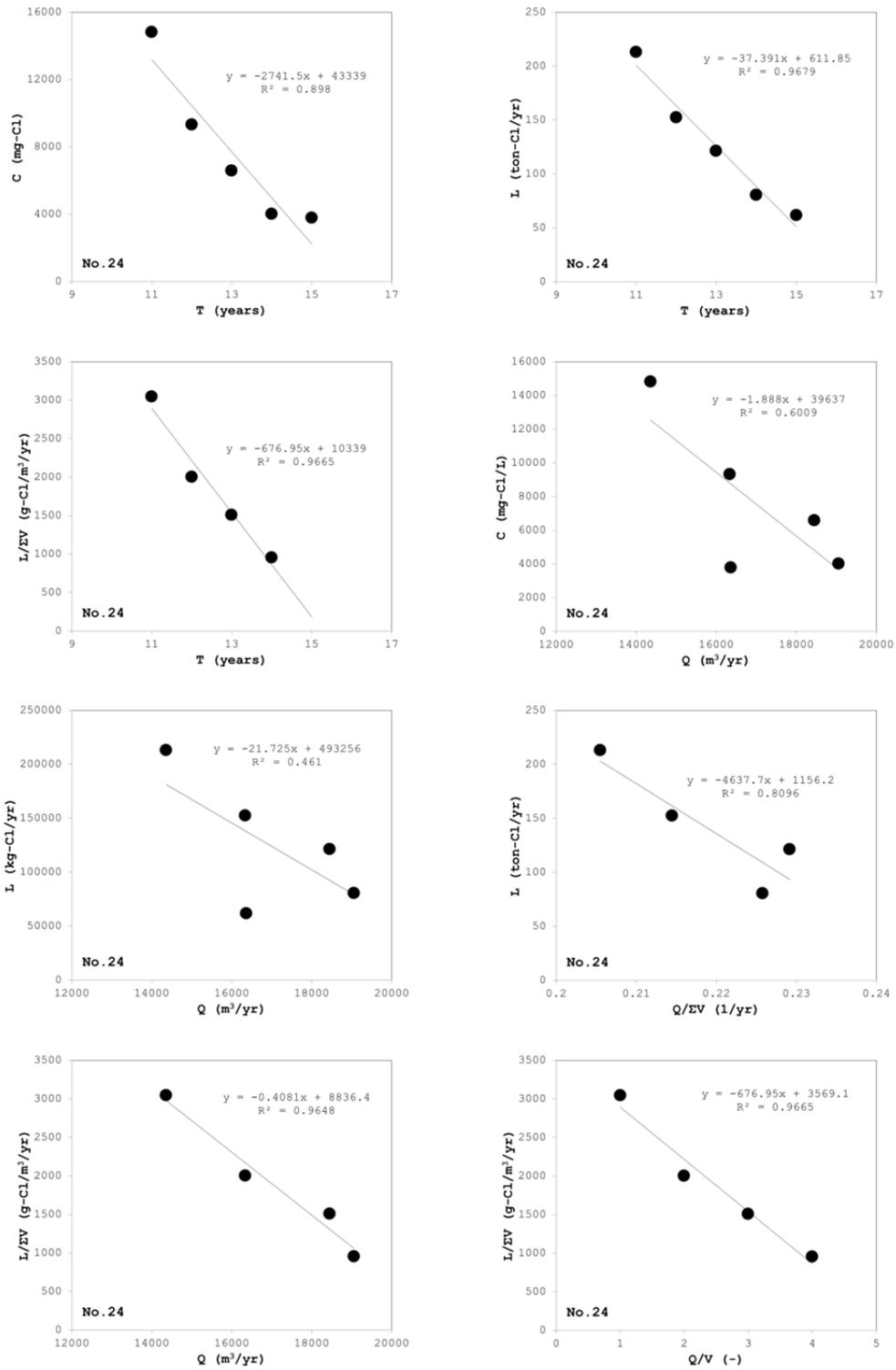


図 7.7 施設 No.24 の塩化物イオンの流出トレンド

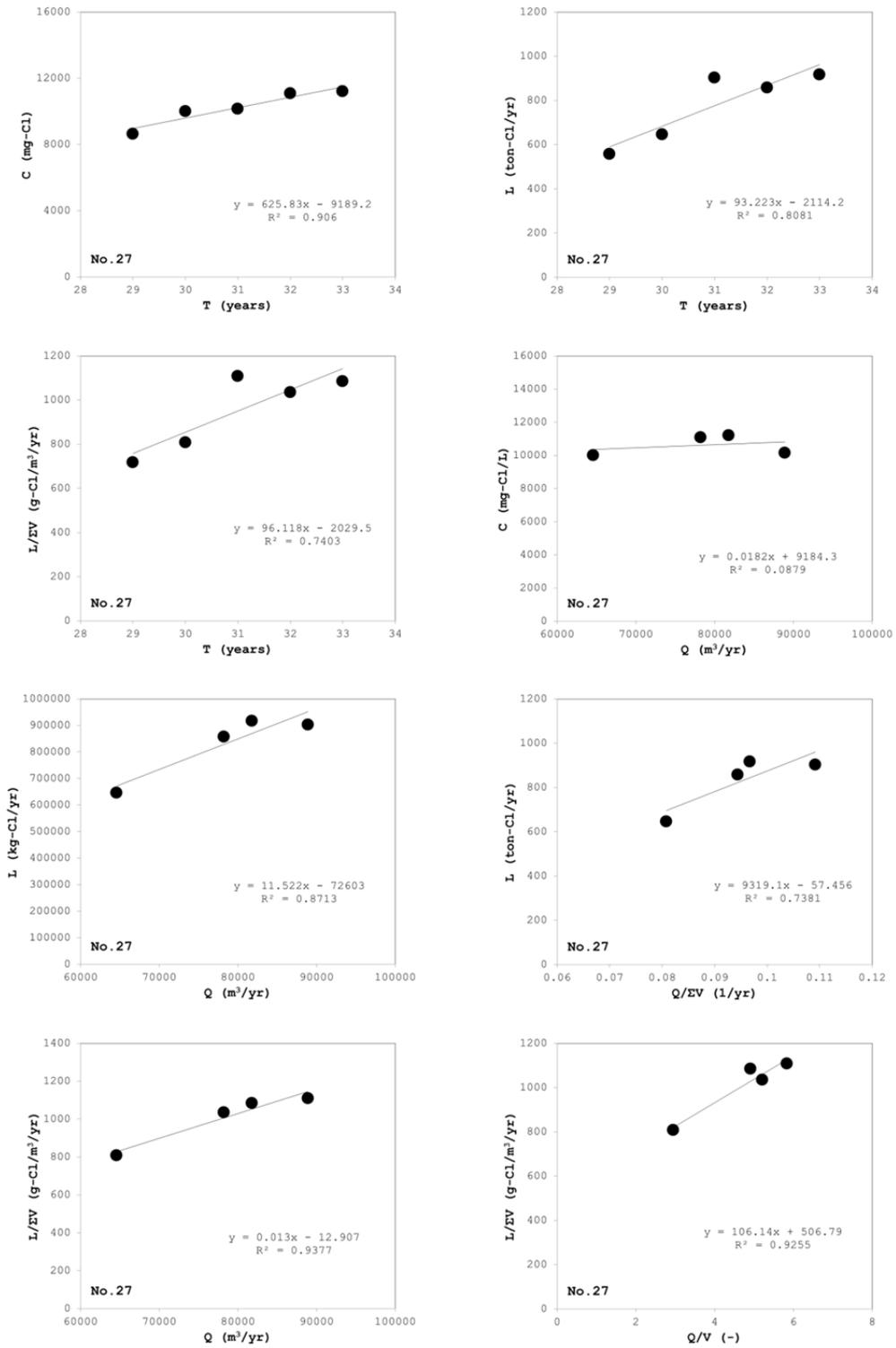


図 7.8 施設 No.27 の塩化物イオンの流出トレンド

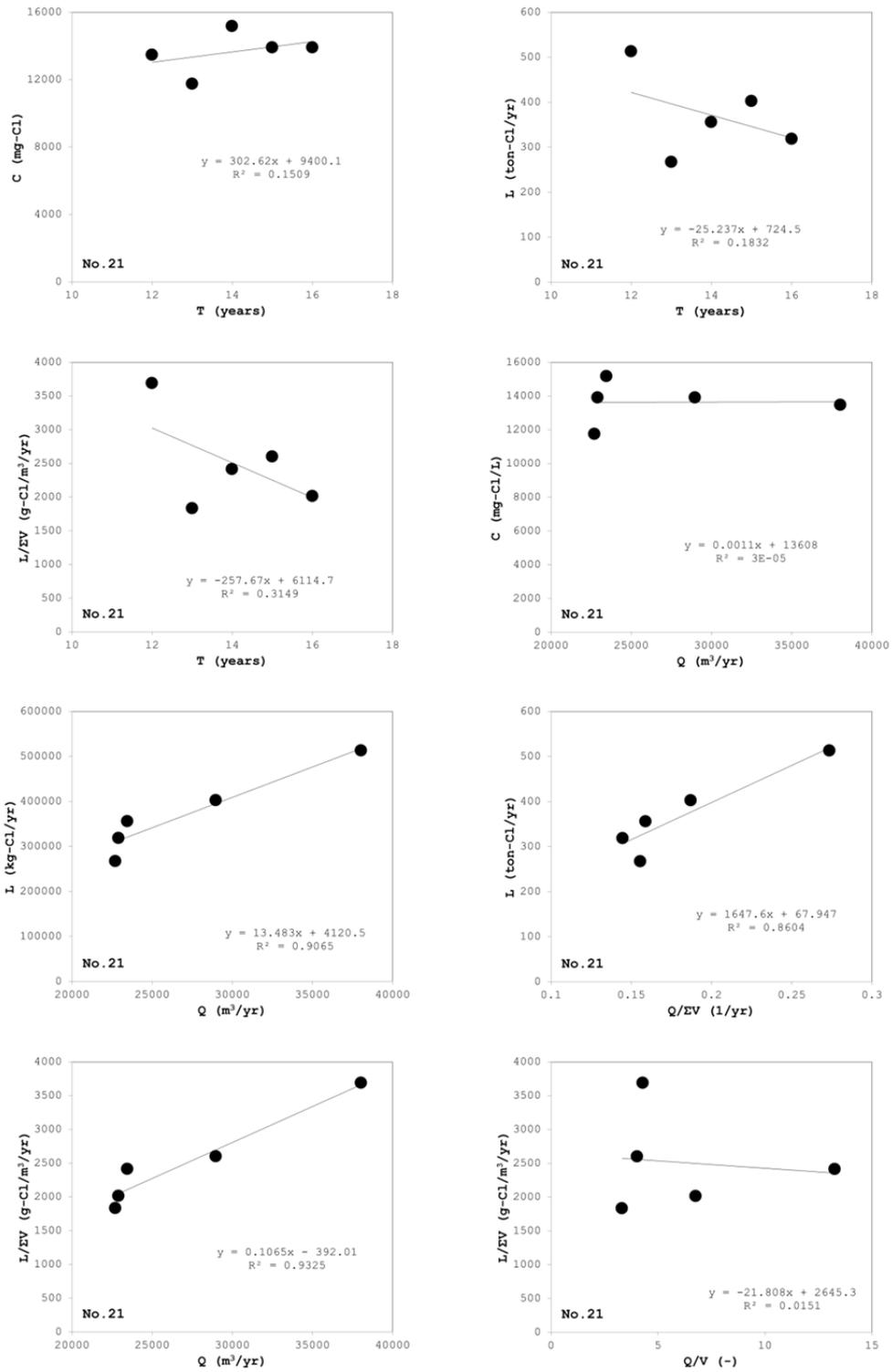


図 7.9 施設 No.21 の塩化物イオンの流出トレンド

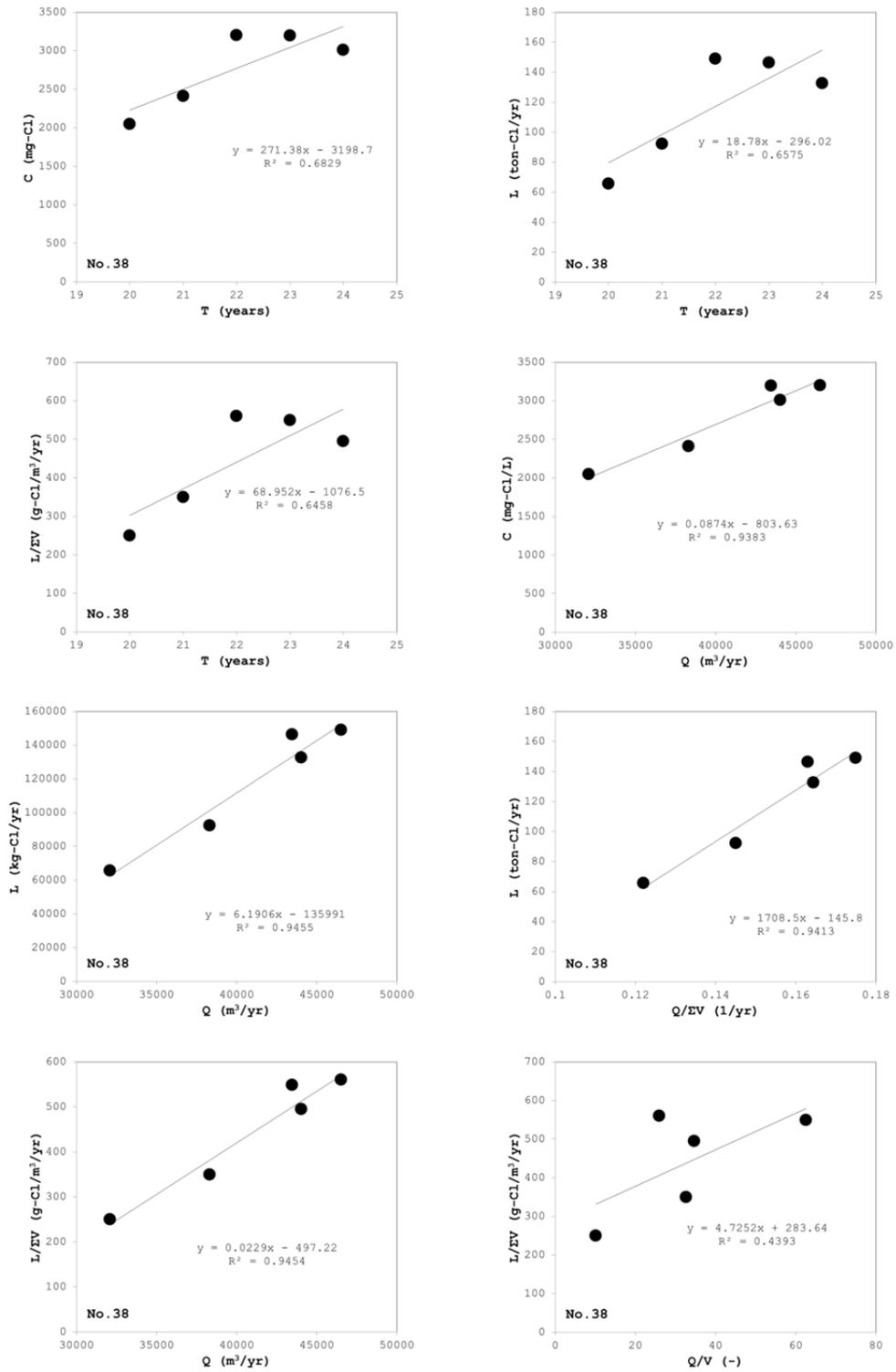


図 7.10 施設 No.38 の塩化物イオンの流出トレンド

7.3.3 まとめ

埋立容量当たりの浸出水量に対する累積埋立容量当たりの負荷量変化 ($L/\Sigma V$ vs Q/V) を中心にして負荷量の時間または浸出水量に対するトレンドを比較することで、処分場からの塩化物イオンの流出特性を評価することができることがわかった。また、処分場への透水性を反映する物質の流出挙動は、埋立層の密度や短絡流の分布、すなわち埋立施工管理の状況に依存していることが示唆された。

7.4 結論

生分解性物質由来の BOD、COD および T-N の経時的な減衰は一次反応式で表現でき、生分解や吸脱着の影響を受けない塩化物イオンの流出特性は流出負荷量の時間または浸出水量に対するトレンドを比較することで評価できることがわかった。

7.5 研究発表・論文発表

特になし。

7.6 知的財産権取得状況や特許等出願状況

特になし。

参考資料 8 最終処分場浸出水の漏洩評価手法に関する検討

福岡大学 田中綾子

8.1 研究背景

平成 10 年に施行された共同命令において、最終処分場における浸出水の地下水への漏洩を評価することが義務付けられ、その評価項目や調査頻度等が規定された。しかし、本命令で規定されている浸出水の地下水への漏水を検知する指標である塩化物イオンや塩類 (EC) は様々な物質に含まれているため、海面に隣接する処分場や他に汚染源が存在する場合、最終処分場浸出水の影響であると判断し難い。また、地下水調査の実施方法については地下水の現況調査を主目的とする環水管第 189 号および環水企第 92 号に準じているが、具体的な調査時期や調査方法についての規定はない。最終処分場における地下水水質調査の目的は最終処分場の影響を早期に発見し、そのリスクを最小化することを目的としているため、確実にその影響を把握できる手法を用いる必要がある。

そこで、本検討では、地下水調査において一般に実施されている採水前ページの必要性について、SS 混入問題と浸出水の漏水検知の観点から検討するとともに、リスクが最大となる調査期間および調査方法についても検討した。また、現行の浸出水の漏水指標を補完する指標として筆者らが提案しているヘキサダイアグラムおよび希釈換算ヘキサダイアグラムの汎用性についても 4 ヶ所の実処分場の調査を行い検討した。

8.2 採水前ページの必要性に関する検討

8.2.1 調査地点の概要

調査地点は、浸出水の影響がある地点 (井戸 A、井戸 B)、SS 混入量が多い地点 (井戸 C) の 3 地点である。井戸 A は汚染源である最終処分場から 10m 以内に、井戸 B は 200m 離れた位置にある。井戸 C は埋立完了直後に汚染が確認されたが、現在では塩化物イオンの濃度が低く、浸出水の影響が小さい井戸である (表 8.1)。また、井戸 B および井戸 C は河川と隣接している。

表 8.1 調査地点の概要

項目	井戸A	井戸B	井戸C
ボーリング孔の孔径(cm)	8	8	8
孔底から水面までの高さ(m)	13.36	8.24	5.68
孔内水量(L)	67.1	41.4	28.5
採水前ページ量(L)	201.3	124.2	85.6
SS(mg/L)	45	86	627
COD _{Mn} (mg/L)	5	4	18
Cl ⁻ (mg/L)	130	138	18
特徴	汚染有	汚染有	過去に汚染有 SS混入有

8.2.2 調査方法

毛利ら(2005)¹⁾は孔内水の3倍の水量を抜き取ることによって、地層水と孔内水が平衡状態となると報告していることから、本調査では孔内水量(孔径および水深から算出)の3倍量を最大採取量とし、2Lずつ採取した。採取した地下水の各種陽および陰イオン濃度を測定し、パーージによる地下水性状²⁾の変化を調査した。また、SS成分の混入および浸出水の漏洩検知に与える影響を評価するために、SS濃度およびCOD濃度の測定を行った。

8.2.3 検討結果および考察

(1)採取量と地下水性状の関係

図8.1に各地点におけるパーージに伴う地下水のヘキサダイアグラムの変化を示す。井戸Aではパーージ量が増えるにつれて、 SO_4^{2-} を除く全てのイオンの濃度が上昇した。また、1倍パーージ量以降、パーージ量の増加に伴う水質性状の変化は見られなかった。このことから、①処分場外に設置されている観測井には浸出水で汚染された地下水だけでなく、周辺地下水涵養域からの清澄な地下水が侵入するため、浸出水で汚染された地下水は観測井に到達した後に、それら涵養地下水によって希釈されること、および、②その希釈効果はパーージによって汚染水が新たに観測井戸内に供給されるため、小さくなることがわかった。すなわち、浸出水の影響を安全側で評価する場合、パーージを行い、処分場直下の地下水を導入した方がよいこと、そして、この調査を実施した9月ではその量は孔内水の水量と同量の1倍パーージで十分であることがわかった。一方、河川に隣接する井戸Bおよび井戸Cでは、井戸Aと逆に、パーージ量の増加と共にイオン濃度が低下する傾向を示した。また、これらの井戸におけるイオン濃度の低下は、3倍パーージまで継続して生じた。このことから、パーージによって河川水や周辺山林からの涵養地下水がこれらの井戸へ侵入しているものと推測された。このため、涵養地下水が多い場所に設置された井戸の場合、パーージは避ける必要があることが分かった。

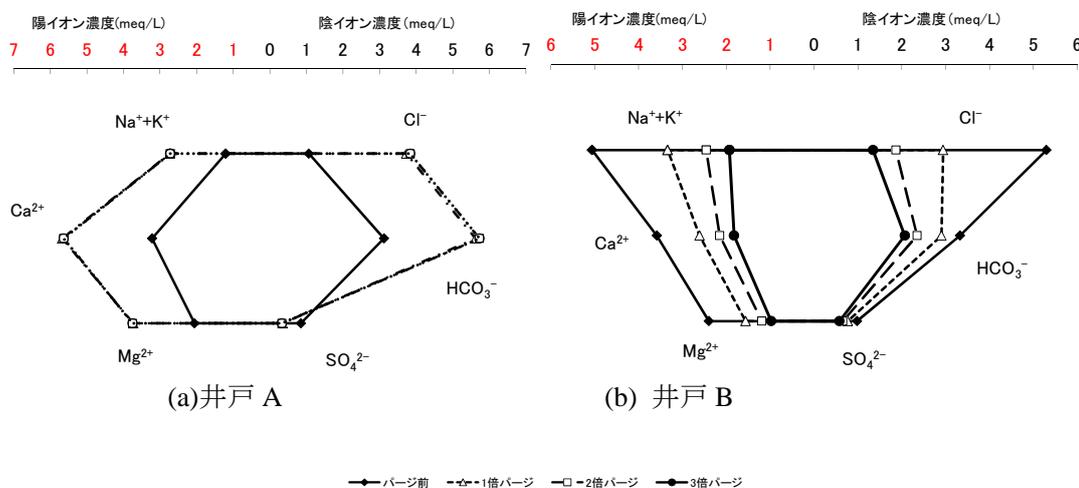


図 8.1 各地点における採取量毎のヘキサダイアグラム

また、井戸 A では、調査時期によって井戸内地下水の EC の鉛直分布が異なること(図 8.2)から、汚染地下水の侵入量が調査時期によって異なるのではないかと予想された。すなわち、EC の鉛直分布の状態によって、汚染地下水を観測井戸に誘導するのに必要なパーズ量の推定が可能であると考えられた。そこで、EC 値が高い領域の割合 (EC 値が高い地下水深/全地下水深) と汚染地下水を誘導するのに必要なパーズ量との関係を調査した。その結果、図 8.3 に示すように、両者はほぼ直線関係を示したことから、観測井内の地下水の EC 鉛直分布から必要パーズ量を推定することが可能であることが分かった。

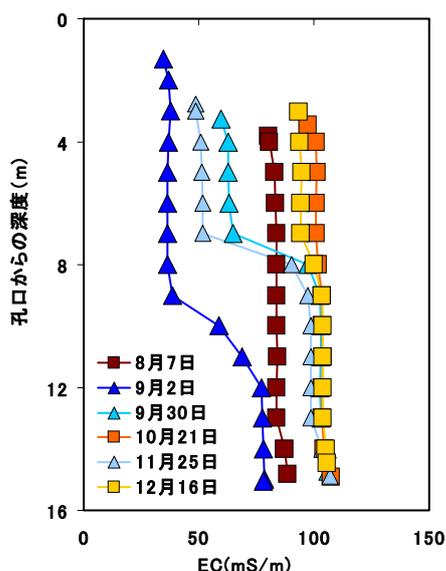


図 8.2 EC の鉛直分布の月変化

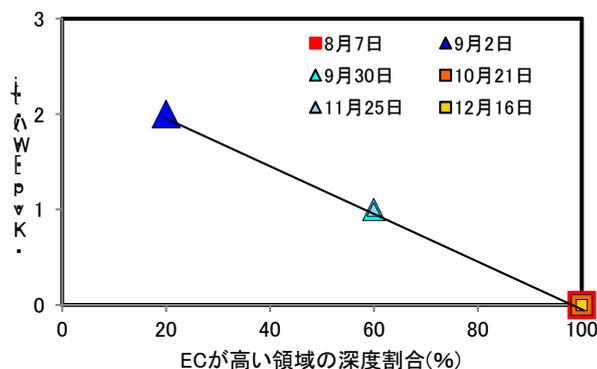


図 8.3 EC 値が高い領域の割合とパーズ量

(2)パーズが漏水指標および環境基準項目に与える影響

まず、パーズが SS 成分の混入に与える影響について見ると、河川に隣接する井戸 B および井戸 C では 1 倍パーズまでにおいて採取量の増加と共に SS 濃度が上昇した。しかし、1 倍パーズ以降における SS 濃度に一定した変化は見られなかった。また、これらの地点では 1 倍パーズ以降、COD_{Mn} 濃度の低下が見られた。このことから、これらの地点では井戸底部に堆積した泥が巻き上げられると共に、パーズに伴う河川水の侵入により滞水層を形成している土壌層の SS 成分も侵入しているものと考えられる。一方、河川から離れた位置にある井戸 A では、1 倍パーズ量以上における SS 濃度はそれ以前に比べて低かった。このことから、この地点では井戸底に堆積している泥が採水によって巻き上げられるが、滞水層を形成する土壌層からの SS 成分の侵入は少ないと考えられる (図 8.4)。しかし、COD_{Mn} 濃度はパーズ量の増加と共に上昇したことから、パーズによって処分場直下の汚染地下水が新たに侵入しているものと考えられる。これらのことから、前の調査日からの期間が長い場合、パーズした方が良く、またのそのパーズ量は孔内水量と同量、すなわち 1 倍パーズ

量で十分であることがわかった。しかし、観測井周辺に浸出水で汚染されていない水源が存在する場合、パージによってそれら水源の水も観測井に導入され、浸出水の影響が見えにくくなることから、パージ適用に当たっては周辺水源状況を調査する必要がある。

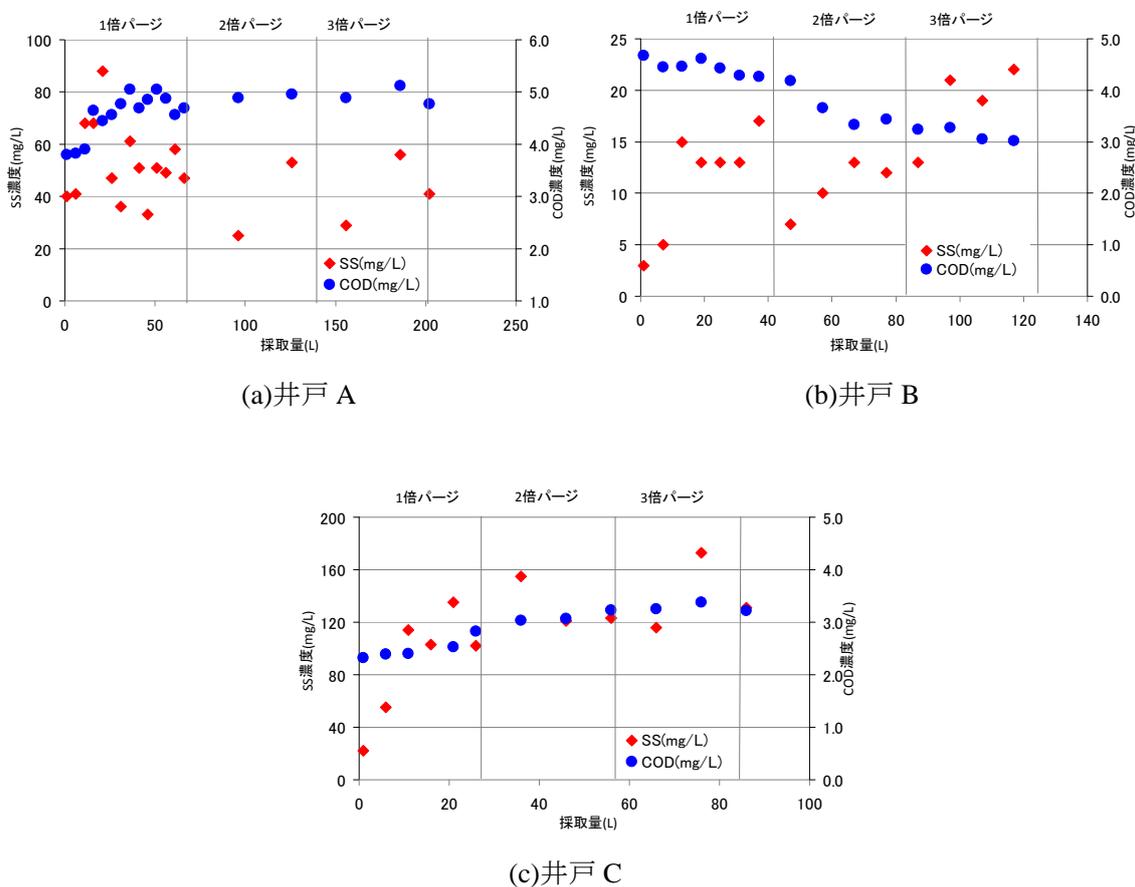


図 8.4 各地点における SS 濃度および COD_{Mn} 濃度の変化

8.3 ヘキサダイアグラムおよび希釈率換算ヘキサダイアグラムの汎用性に関する検討

8.3.1 検討方法

浸出水の漏洩の可能性のある W 一般廃棄物最終処分場(図 8.5)、C 産業廃棄物最終処分場、O 産業廃棄物最終処分場および S 産業廃棄物最終処分場の 4 か所において採取した周辺環境水（地下水および河川水）とそれらへの影響要因となる浸出水および処理水の陽および陰イオン濃度を測定し、それらの値を用いて筆者らが提案した希釈率換算ヘキサダイアグラム^{3), 4)}を作成することによって、希釈率換算ヘキサダイアグラムの浸出水の漏水指標としての汎用性を評価した。また、S 産業廃棄物最終処分場の場合、処分場上流側に調査地点が存在しないため、ヘキサダイアグラムを作成し、それらの比較によって浸出水の影響が判断できるかについても検討した。ただし、C 産業廃棄物最終処分場においては、当該処分

場直下流の観測井 No.1A 地点が処理水が放流されている小川内に設置されており、降水量が多い時期に水中に没する可能性が高い地点であることから、放流水の影響についても検討した。

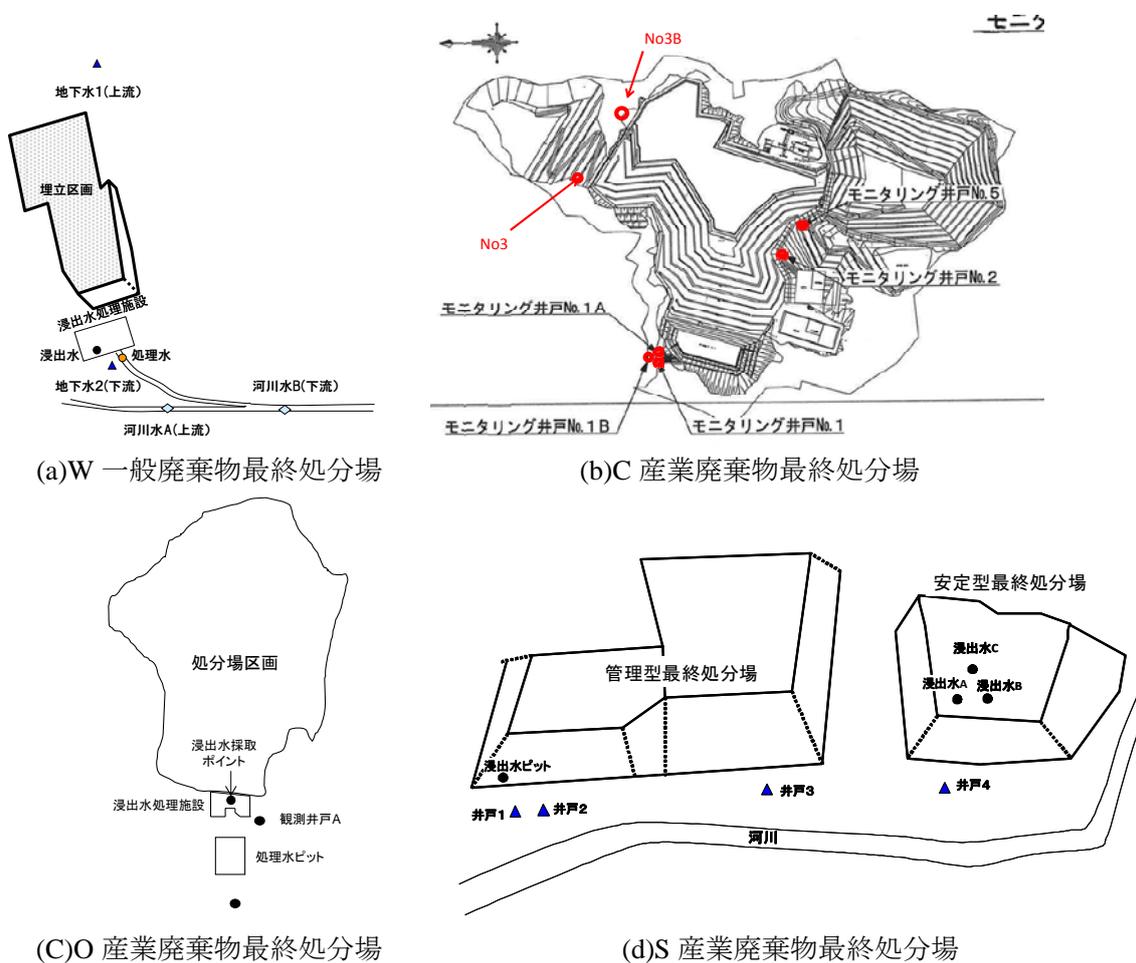


図 8.5 調査地点の位置

8.3.2 検討結果および考察

まず、W 一般廃棄物最終処分場における希釈率換算ヘキサダイアグラムの適用結果について見ると、地下水への浸出水の影響および河川水への処理水の影響を仮定して作成した希釈率換算ヘキサダイアグラム(理論値)は、どちらの場合も実測値とすべてのイオンにおいて一致した(図 8.6)。このことから、W 一般廃棄物最終処分場においても汚染源の特定方法として希釈率換算ヘキサダイアグラムは有用であることがわかった。ただし、当該最終処分場の場合、下流井戸の地下水のヘキサダイアグラム(実測値)は浸出水のヘキサダイアグラムとほぼ等しく、浸出水量の地下水量に占める割合が高いことから、実測のヘキサダイアグラムの比較によって汚染源の特定が可能であった。

次に、産業廃棄物の最終処分場の結果についてみると、C 産業廃棄物最終処分場の場合も

浸出水を汚染源と仮定して作成した下流地下水の希釈率換算ヘキサダイアグラムは実測値と濃度およびイオンバランスともに類似した(図 8.7)。このことから、筆者らが浸出水の漏水を検知するための指標として提案している希釈率換算ヘキサダイアグラムは、本最終処分場においても適用可能であることがわかった。ただし、図 8.8 に示すように、バックグラウンド地下水に当該処分場の左岸側の地下水(No.1A より上流の No.3A および下流の No.1B)を用いた場合が右岸側の地下水(No.1)を用いた場合に比べて、実測値との類似性が高かった。つまり、浸出水の影響が推測される No.1A 地点は No.3A や No.1B と同一地下水系にあるものの、No.1 とは異なる水系にあると考えられる。また、同一水系にある場合、バックグラウンドとして用いる地下水は必ずしも上流でなくても問題ないことがわかった。No.1A 地点への本処分場処理水(放流水)の影響の可能性については、図 8.9 に示すように、浸出水および放流水どちらを汚染源と仮定した場合も、理論値のヘキサダイアグラムの濃度及形状は等しく、今回の調査ではどちらの影響が大きいかわけられなかった。これは、浸出水の影響が表れにくい3月の調査となったためであると考えられる。

次に、上流地点がない S 産業廃棄物最終処分場の場合についてみると、浸出水の流入量が多い場合(井戸 1 又は井戸 4)、地下水とその直上流の浸出水(浸出水又は浸出水 B および浸出水 C)のヘキサダイアグラムの形状はほぼ一致すること(図 8.10)から、両者の比較によって浸出水の影響を評価できる。しかし、浸出水の影響が小さい場合(井戸 2 および井戸 3)、ヘキサダイアグラムの形状を比較する方法ではその影響要因を特定できないことがわかった。以上の結果から、希釈率換算ヘキサダイアグラムは埋立廃棄物の種類が異なる最終処分場においても適用が可能であると言える。

一方、O 産業廃棄物最終処分場では、上記3つの処分場の場合と異なり、浸出水を汚染源と仮定したヘキサダイアグラムの理論値(希釈率換算ヘキサダイアグラム)は実測値と異なる濃度および形状を示した(図 8.11)。当該処分場は安定型処分場であるため、廃止基準施行以前埋立処分された下層部には浸透水の採取設備がなく、現有の浸透水と地下水に浸入している浸透水が異なる可能性が高い。このために、本検討で用いている希釈率換算ヘキサダイアグラムによって、汚染源が特定できなかったものと考えられる。

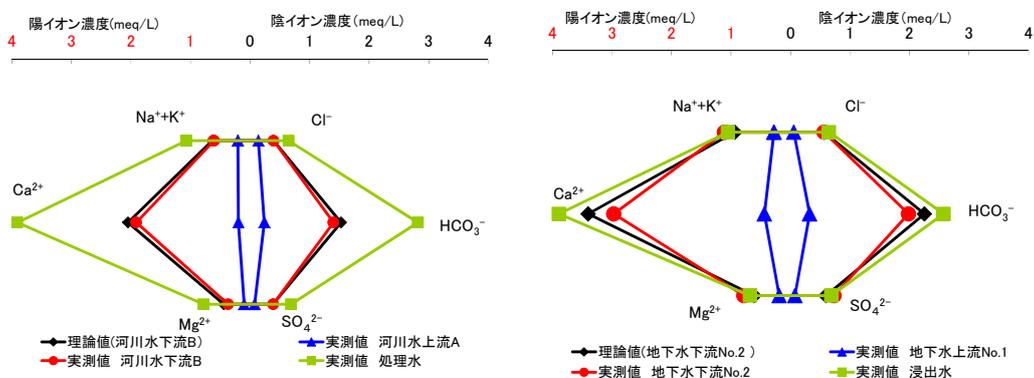


図 8.6 W 一般廃棄物最終処分場周辺地下水および河川水の希釈率換算ヘキサダイアグラム

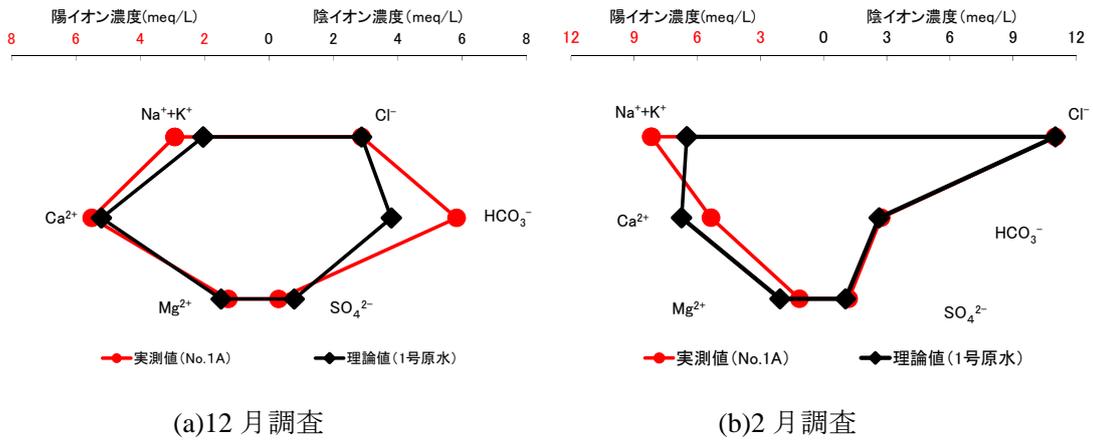


図 8.7 C 産業廃棄物最終処分場周辺地下水希釈率換算ヘキサダイアグラム

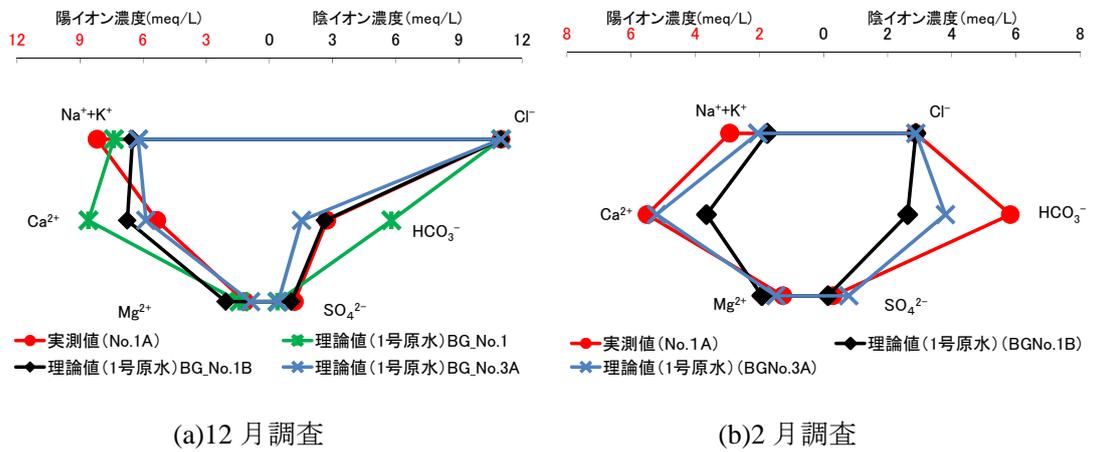


図 8.8 希釈率換算ヘキサダイアグラム作成におけるバックグラウンドの比較
(C 産業廃棄物最終処分場)

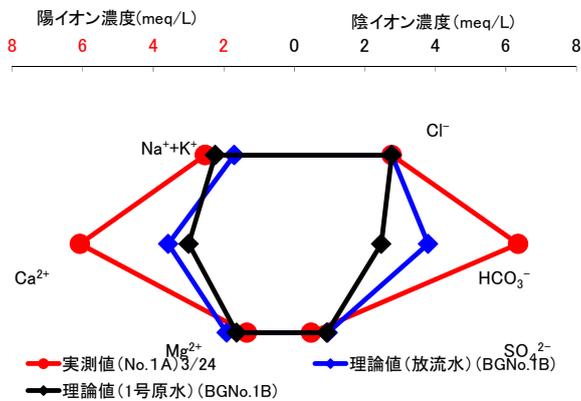


図 8.9 放流水を汚染源とした場合の周辺地下水の希釈率換算ヘキサダイアグラムの比較
(C 産業廃棄物最終処分場)

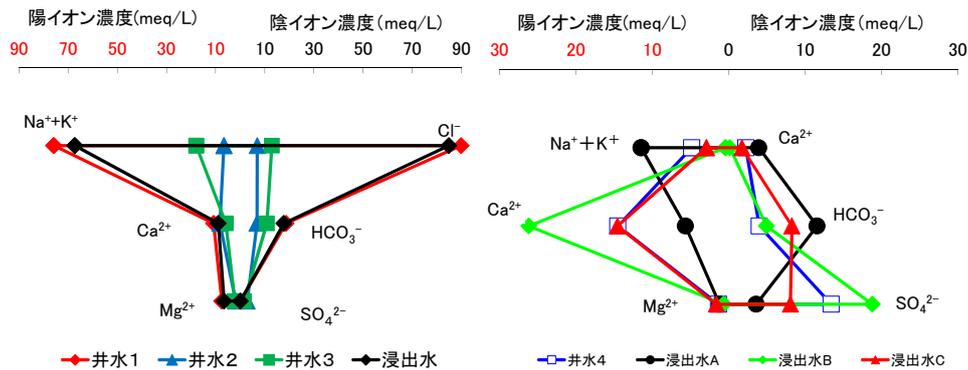


図 8.10 S 産業廃棄物最終処分場周辺地下水のヘキサダイアグラム

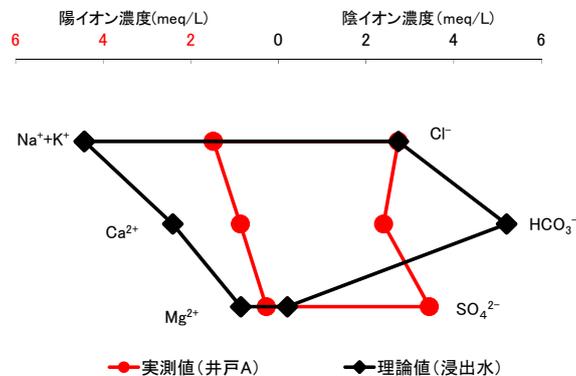


図 8.11 O 産業廃棄物最終処分場周辺地下水の希釈率換算ヘキサダイアグラム

8.4 浸出水の影響が最大となる調査期間に関する検討

8.4.1 検討方法

本検討では、浸出水の影響が確認されている最終処分場直下の観測井において以下の方法で実施した。月に1回、観測井戸内の地下水を孔内水量（1倍パーージ量）の3倍量（3倍パーージ量）まで採水器2杯(約2L)ずつ採取し、現位置でECの測定を行った。また、採取した試料のうち、1倍パーージまで約4L毎に、それ以降においては約10L毎に分取した地下水試料を持ち帰り、ヘキサダイアグラム作成に必要な7種の陽イオンおよび陰イオンの計測を行った。孔内水の採取に当たっては、まず、観測井内の水位を計測し、孔内水量(1倍パーージ量)を算出した後、採水を開始した。また調査日に、採水地点の汚染源と予想される埋立区画の浸出水を1L採取した。今年度は例年と異なり、梅雨期間の降水量は300mm/期間以下と少ないが、8月30日~31日の二日間に263.5mmの大きな降水が見られた。

8.4.2 検討結果および考察

各月の採取量毎のECの変化を図8.12に示す。2013年8月7日、9月30日、10月21

日および12月16日は採取量の増加に伴う濃度変化がわずかであった(図8.12)。また、これらの調査月の3倍採取量(3倍ページ量)におけるEC値およびCl⁻濃度はほぼ等しい値であった。このことから、これら調査月(パターン①)において地下水汲み上げによって孔内へ誘導された汚染地下水は同一のものと予想される。

一方、2013年6月17日、9月2日および11月25日は、採取量が増加すると共にEC値が上昇し、6月17日、9月2日(パターン②)では2倍ページ以降、11月25日では1倍ページ以降、変化がほぼ見られなくなった(図8.12)。また、6月17日および9月2日では、値が一定となった採取量におけるEC値は等しいものの、その値は、他の調査月の値に比べて低かった。これらの結果から、これら2つの調査月のうち6月17日では汚染地下水量が少ないこと、9月2日では多量の降雨によって発生した清澄な地下水の侵入量が浸出水の地下水への侵入量に比べて多いことが考えられる。9月2日と同様に、11月25日(パターン③)においても調査前1ヶ月間の降雨量259mm/月と8月7日、10月21日および12月16日(25~73mm/月)に比べて多いことから、9月2日ほどではないが、孔内水への清澄な地下水の流れ込みが起きているものと予想される。

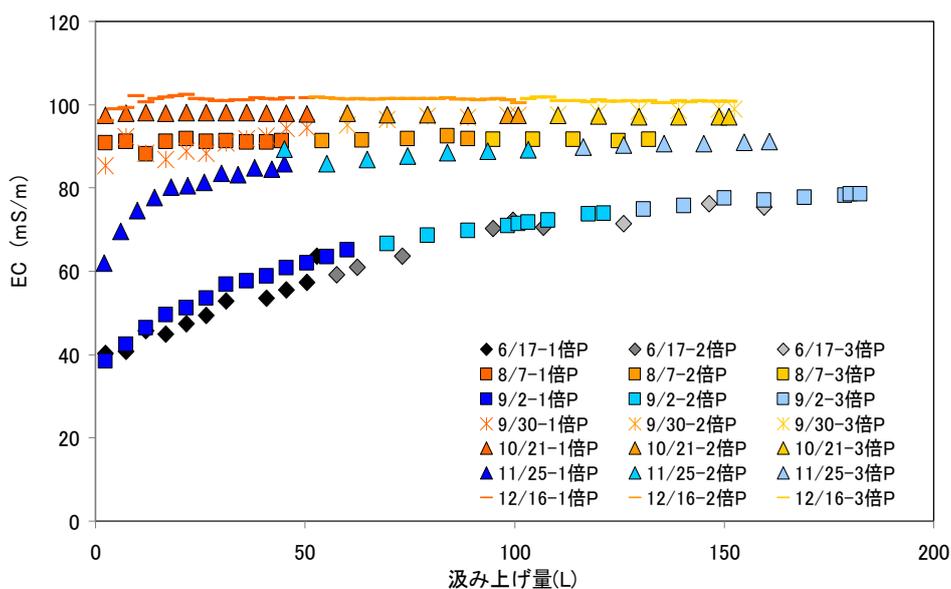


図 8.12 地下水の汲み上げ量(ページ量)と EC 値の関係

次に、地下水の汲み上げ(ページ)によって孔内に誘導された汚染地下水が浸出水由来の汚染地下水であるのか、また、その汚染地下水は調査月に関係なく同一なのかを明らかにするために、3倍ページ後の地下水のヘキサダイアグラムを比較した。

その結果、EC値の採取量毎の変化から浸出水によって汚染された地下水で観測井孔内が満たされていると判断した8月7日、10月21日および12月16日では、ページ量が増加してもヘキサダイアグラムにほとんど変化が見られず、これら3つの調査におけるページ前のヘキサダイアグラムの形状は等しかった(図8.13(a))。このことから、これら調査日の地下水は同一の地下水であることがわかった。

これに対して、EC 値からパージすることによって汚染地下水を誘導できると判断された6月17日、9月2日および11月25日のヘキサダイアグラムは、パージ前のイオン濃度が低く、パージ量の増加と共に SO_4^{2-} を除く5種のイオン濃度が上昇した(図 8.14(a),(c),(f))。特に浸出水中に高濃度に含有されている3種の陽イオンと HCO_3^- 濃度の上昇が多かった。また、それらの3倍パージ量のヘキサダイアグラムの形状は、8月7日、9月30日および10月21日の形状と類似していた(図 8.13(b))。特に、11月25日のヘキサダイアグラムは濃度レベルもほぼ等しかった(図 8.13(c))。これらの結果から、これらの調査月においてもパージによって孔内に誘導された汚染地下水は浸出水由来の汚染地下水であると考えられる。以上のように、月によって必要パージ量が増えていること、そして、その変化に降雨量が影響しており、汚染地下水量は多雨後に増加するものの、清澄な地下水量も増加することから、それによって汚染地下水が希釈されるため、多雨直後の調査を避ける必要があることがわかった。また、汚染地下水量の増加は、清澄な地下水量の増加に比べて遅く、比較的長い期間続くことから、汚染の影響を捉えるためには、多量の降雨(300mm/月以上の降雨)から約1.5ヶ月後～3ヶ月後までの期間(8月～10月)に実施した方がよいこと、そして、この期間においては、パージの必要がないことがわかった。ただし、この期間であっても9月2日や11月25日のように、調査前に約500mm/月や250mm/月の降雨がある月での調査を避ける必要があることも明らかになった。

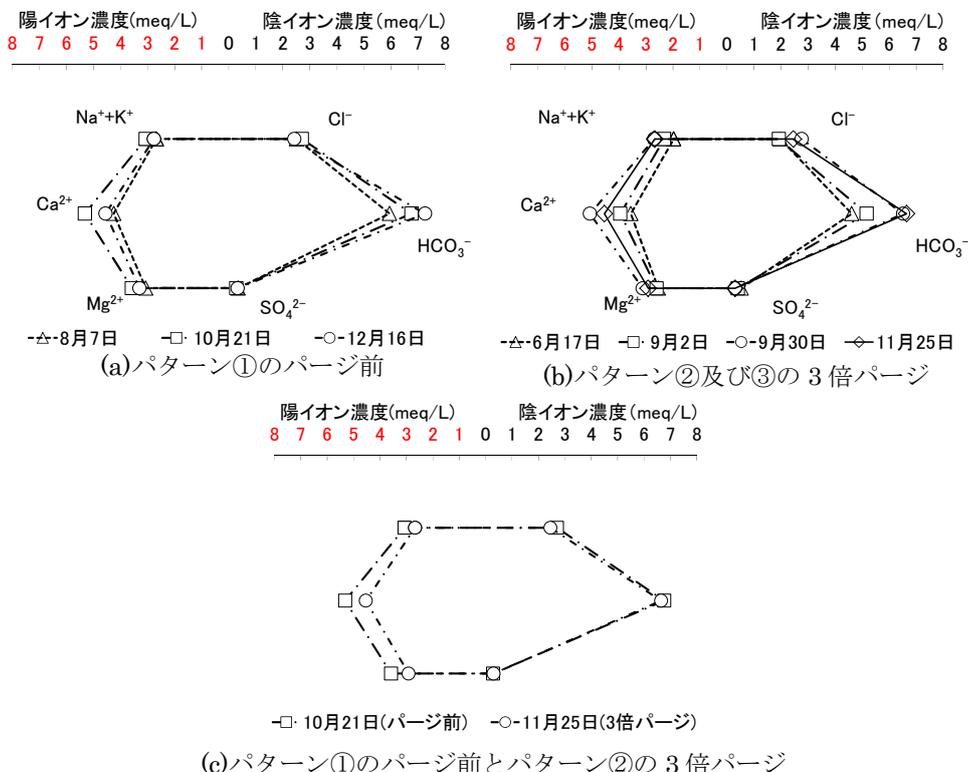


図 8.13 パターン①のパージ前とパターン①および②の3倍パージ後の地下水の同一性

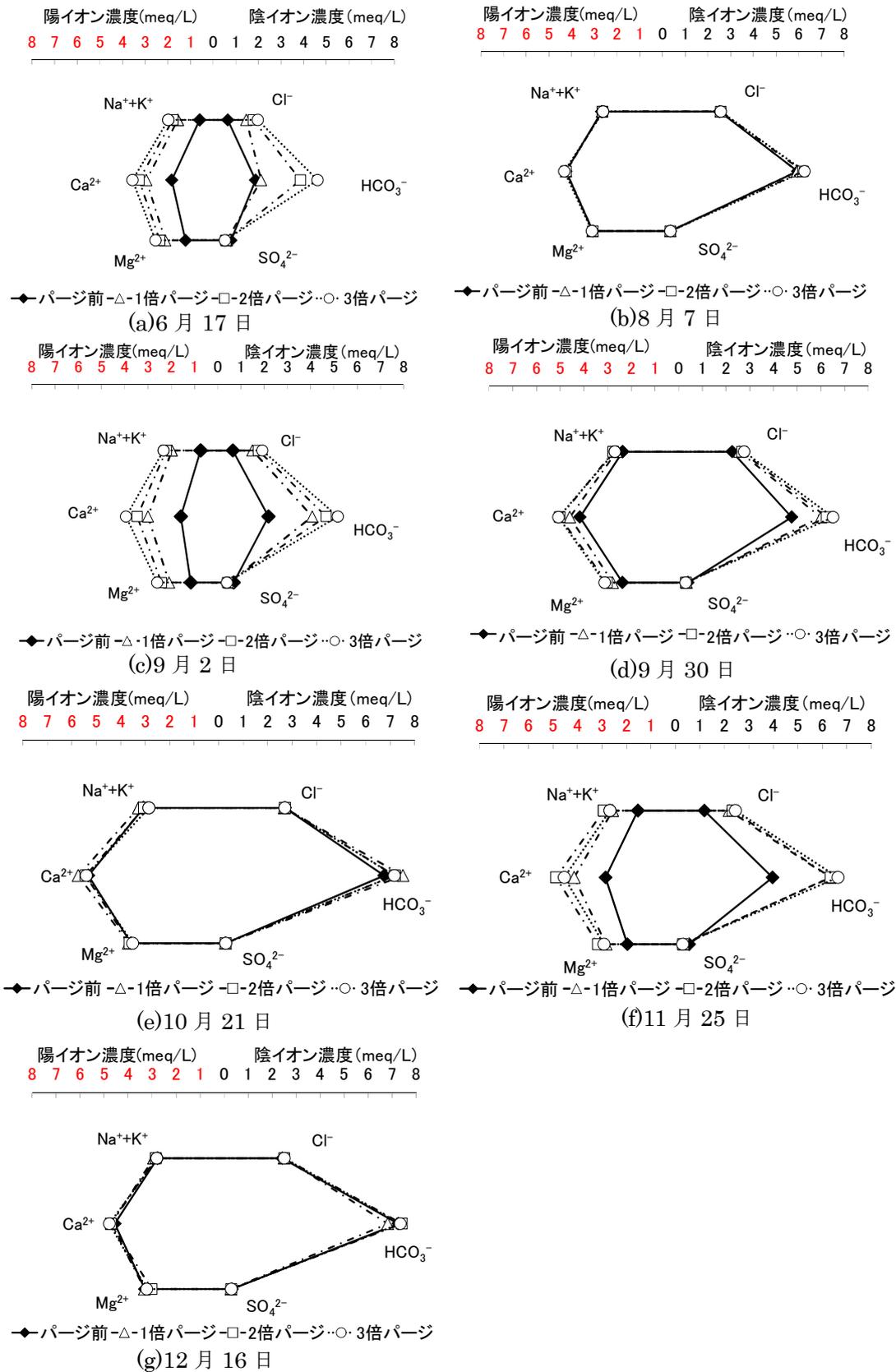


図 8.14 武節 No.13 地点における各月のパージ量毎のヘキサダイグラム

8.5 まとめ

埋立地浸出水による汚染が確認されている地点で採水前パージを行い、漏水検知のためのモニタリングの際に採水前パージが有効であるか検討した。その結果、採水前パージは浸出水の影響を検知するために有用であること、ただし、周辺に涵養地下水域や河川が存在する場合、パージを避ける必要があることがわかった。また、浸出水の影響が最大となる調査期間については、多量の降雨(300mm/月以上の降雨)から約1.5ヶ月後～3ヶ月後までの期間(8月～10月)に実施した方がよいこと、そして、この期間においては、パージの必要がないことがわかった。ただし、この期間であっても9月2日や11月25日のように、調査前に約500mm/月や250mm/月の降雨がある月での調査を避ける必要があることも明らかになった。さらに、希釈率換算ヘキサダイアグラムの浸出水の漏水指標としての汎用性については、埋立廃棄物の種類が異なる4か所の最終処分場において調査した結果、汎用性が高いことがわかった。ただし、適用に当たっては、適切なバックグラウンド地点および廃棄物層底部からの浸透水や浸出水を採取することが重要であることもわかった。

8.5 参考文献

- 1) 毛利光男、加瀬隆雄、貫上佳則：観測井地下水の濁りに関する調査研究、水環境学会誌、28(4)、281-286 (2005)
- 2) Ayako Tachifuji. and Yasushi Matsufuji.: Utility of ion balance as leachate leakage indicator for monitoring groundwater surround landfill, Proceedings of fThe fourth Asia-Pacific Landfill Symposium, 45-50 (2006)
- 3) 中村敦之、立藤綾子、松藤康司：埋立地浸出水の漏水指標に関する研究～希釈率換算ヘキサダイアグラムの有効性～、第31回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集、241-243、(2010)
- 4) 立藤綾子、松藤康司：最終処分場浸出水の漏水指標としての「希釈率換算ヘキサダイアグラム」の有用性－塩化物イオン濃度による希釈率の算出とヘキサダイアグラムへの適用－、都市清掃、64 (300)、193~201、(2011)

8.6 研究発表・論文発表

- 1) Ayako Tachifuji, Yasushi Matsufuji, Hiromi Sawamura and Kazuto Endo; MONITORING METHODS FOR DETECTING POLLUTION OF GROUNDWATER BY LANDFILL LEACHATE, Proceedings of 17th Korean and Japan Joint International Session, pp.151-153 (2013)

8.7 知的財産権取得状況や特許等出願状況

特になし。

参考資料 9 処分場ガス発生ポテンシャル試験と将来予測

(独) 国立環境研究所 石垣智基

9.1 はじめに

廃棄物最終処分場の維持管理期間を予測・推定するにあたっては、埋立廃棄物の安定化進行度を評価し、その継続期間（安定化が終了するまでの残存期間）を推定することが必要である。安定化過程において、埋立層内における微生物反応が化学反応、物理的な反応、および物質移動などと同じく重要な役割を果たしていることは広く知られている。特に、有機物および無機物の生物学的変換にともなう埋立物の変成だけでなく、物質移動性に与える影響ならびに埋立層内の雰囲気形成に与える影響などが、生物反応の重要性として挙げられる。すなわち、生物反応の活性ならびに生物変換を受ける固形物成分を対象として処分場安定化挙動を評価することで、安定化メカニズムの詳細な解明と、安定化に要する期間の推定が可能になるものと期待されている。特に、埋立地の安全性および跡地利用を考える上で、埋立地内の廃棄物分解活性の低下と、それに伴うガス発生の減衰を評価することはきわめて重要な意義を有すると考えられる。埋立層内の嫌気性条件下において生物分解可能な成分が残存していることは、廃棄物の分解が充分進行していないことを意味しており、直接的な有機性汚濁の要因となるだけでなく、廃棄物分解が進行しない原因（有害物質の混入、高濃度塩類の蓄積）などが、二次的な環境汚染リスクに関係することも考えられる。本章では、生物学的な物質変換のエンドポイントであるガス発生挙動を対象として、埋立廃棄物のガス発生ポテンシャルの評価手法を確立するとともに、ガス将来予測に資するパラメータを算出した。

9.2 実験手法

9.2.1 測定対象試料について

ガス発生ポテンシャルを評価する試料について以下の地点より採取した。(a) 中間処理された産業廃棄物および一般廃棄物焼却灰などを埋め立てられた海面処分場 A 管理型区画（埋立開始平成元年、残土受入継続中）において掘削した 2 地点の試料を対象とした。採取地点の内訳は、C 地点では 3 m(AC11-3, AC112-3)、および 4 m (AC11-4)、D 地点では深度 2 m(AD11-2)、深度 3 m(AD11-3)、深度 4 m (AD11-4)、いずれも土壌混じり焼却灰様試料であった。(b) 上記と同様の廃棄物を埋め立てた海面処分場 KS（埋立開始平成 13 年、廃棄物受入継続中）において掘削された 2 地点の試料を対象とした。試料を採取した地点と内訳については、23-1 地点の深度 2-3 m(KS-1)、および 13-14 m(KS-3)、23-2 地点の深度 2.5 m (KS-2)、深度 8.5 m (KS-6)、深度 11.5 m (KS-8)、いずれも土壌混じり焼却灰様試料であった。(c) 産業廃棄物の燃えがら、一般廃棄物不燃残さ、焼却灰などを主体に受け入れている処分場 Y の Y 区画（埋立開始平成 5 年、平成 18 年受入終了）における掘削物のうち、焼却灰主体(Y-ash)、不燃残さ主体(Y-uncom)、ならびに両者の混合様態の試料(Y-mix)。(d) 不燃残渣の埋立地として供用されてきた旧処分場 K（平成 3 年～供用中）における掘削試料として、土壌様の細粒分を主体とする試料 (K-S) ならびに廃建材様の木くずを含む試料(K-W)。(e) 木くず、汚泥、金属くず、鉦さい等が混合して埋め立てられた産業廃棄物処分場 S で得られた試料(S-1109)。(f) 燃えがら、汚泥、木くず、建設廃材等が混合して埋め立てられた産

業廃棄物処分場 O で得られた試料(汚泥混じり土壌様)。(g) 災害廃棄物仮置場にて採取された、選別残さ試料(DN)および畳破碎試料(DI)を試験に供した。

9.2.2 固形物三成分の評価

白磁皿に一定量の試料をはかり取り、110 °Cで4 時間乾燥し、デシケータで放冷した後、質量を測定し、水分率を求めた。また、白磁皿に一定量の試料をはかり取り、800 °Cで2 時間燃焼させ、デシケータで放冷した後に質量を測定し、灰分率を求めた。可燃分率は固形物全体量から水分率および灰分率を差し引いて算出した。

9.2.3 元素組成の評価

乾燥、破碎した測定試料を元素分析計 vario(エレメンタル社製)を用いて、アセトアニリドを標準試薬として試料中の元素組成を得た。

9.2.4 固形廃棄物の酸素消費に伴う生物分解可能な有機物量の評価

BOD センサーシステム(アクタック)を用いて行った。500 ml 容褐色ビンに、あらかじめ酸素飽和状態にした無機塩培地(リン酸水素二カリウム 21.75 mg/L、リン酸二水素カリウム 8.5 mg/L、リン酸水素ナトリウム 12 水和物 44.6 mg/L、塩化アンモニウム 1.7 mg/L、硫酸マグネシウム七水和物 22.5 mg/L、塩化カルシウム 27.5 mg/L、塩化鉄(III)六水和物 0.25 mg/L)を 225 ml 分注入した上で、ミキサーで粉碎し粒径 1 mm 以下のものを選別した測定試料を適量添加した。植種菌としては Fill and Draw 方式で合成下水(成分：グルコース 101 g/L、グルタミン酸ナトリウム 33 g/L、酢酸アンモニウム 43 g/L、リン酸二水素カリウム 8.5 g/L、リン酸水素二カリウム 21.75 g/L、リン酸水素ナトリウム 12 水和物 44.6 g/L、塩化アンモニウム 1.7 g/L、塩化カルシウム 27.5 g/L、塩化鉄III六水和物 0.25 g/L、および硫化マグネシウム 10.99 g/L)を用いて培養している活性汚泥を用いた。植種に際しては活性汚泥 25 ml を採取し、8000×g、10 分間遠心分離した上で上澄液を捨て、滅菌水 25 ml を加える洗浄操作を 2 回繰り返すを行い、最終的に MLSS 濃度で 20 mg/L となるよう調整して添加した。さらに、硝化阻害剤として、N-アリルチオ尿素を 10 ml/L 加え、20 °Cで培養を開始した。褐色ビン内には、二酸化炭素の吸収剤として 45 %水酸化カリウムを 4 滴気相部で保持し、培養期間中における有機物の生物分解に伴って生成される二酸化炭素が吸収されることで生じる圧力の変化を付属の圧力センサーで感知することで酸素消費量を測定した。培養に際しては無植種コントロールおよび試料を加えないブランク試験を用意し、同時に実験を行った。

9.2.5 嫌気条件下における固形廃棄物の安定度評価

500 ml 容セパラブルフラスコにイオン交換水 250 ml を入れ、121 °C、20 分のオートクレーブで滅菌した上で測定対象試料 10 g を加え、植種菌を加えた。植種菌としては合成下水で培養した嫌気消化汚泥を用いた。50 ml 遠沈管に必要量を取り、3500×g で 5 分間遠心分離した上で上澄液を捨て、最終的に MLSS 濃度で 60 g/L になるよう滅菌水で調整した上で添加した。ガス採集用ステンレス管を 2 本刺したシリコン栓で密栓し、窒素ガスで置換した上で 37 °Cで培養を行った。発生したガスはガス採集管からガスバッグに採取し分析に供した。発生ガス中メタンおよび二酸化炭素濃度の測定には、水素炎イオン化検出器およびメタナイザーの付随したガスクロマトグラフ GC390 (ジーエルサイエンス, 東京) を用いて行った。有機物の嫌気性分解による分解性有機物量

については、以下の Buswell のメタン発酵の理論式 (Bockreis, et al. 2007)を用いてメタンと二酸化炭素の発生量から、嫌氣的に分解された有機物量を求め、試料の分解性有機物量中に占める割合から理論的分解率を求めた。

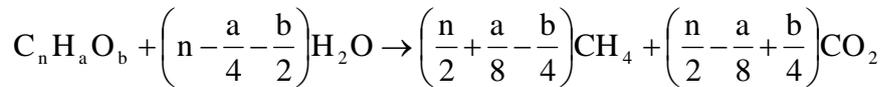


表 9.1 対象試料の物理化学的性状

	水分	可燃分	灰分	C(%)	H(%)	N(%)	S(%)	O(%)
AC11-3	25%	6.4%	68%	3.1	1.1	0.08	1.5	
AC11-4	25%	6.4%	68%	2.5	0.82	0.08	0.71	
AD11-2	38%	13%	49%	3.5	1.6	0.07	1.1	
AD11-3	33%	7.8%	59%	3.3	1.3	0.11	1.3	
AD11-4	33%	10%	57%	4.6	1.3	0.12	0.95	
KS-1	22%	5.7%	62%	2.1	0.48	0.05	0.59	
KS-3	23%	5.0%	72%	2.1	0.47	0.06	0.32	
KS-2	29%	6.3%	65%	2.0	0.74	0.04	0.68	
KS-6	15%	2.5%	83%	1.9	0.60	0.05	0.42	
KS-8	24%	4.0%	72%	1.8	0.62	0.05	1.24	
S-1109	43%	9.9%	47%	8.37	1.45	0.24	1.86	5.0
Y-mix	20%	14%	66%	10.4	1.83	0.28	0.38	29
Y-ash	17%	9.7%	74%	6.93	1.23	0.20	0.34	23
Y-uncom	11%	16%	73%	12.7	1.58	0.35	0.20	43
AC112-3	33%	5.2%	62%	3.3	0.96	0.06	0.10	4.2
K-S	21%	5.5%	74%	1.3	0.87	0.07	-	48
K-W	18%	5.1%	77%	1.2	0.88	0.07	0.012	49
O1-3	69%	16%	14%	30.5	5.0	2.6	-	25
DN	23%	11%	66%	6.8	1.2	0.3	0.034	-
DI	37%	26%	37%	21.3	3.0	1.2	0.073	10

9.3 実験結果および考察

9.3.1 ガス発生ポテンシャルの評価

対象試料の生物分解性有機物含有量ならびにガス発生ポテンシャルの評価結果を表 9.1 に、ガス発生挙動の一例を図 9.1 に示す。また、生物分解性試験より得られた結果から算出された生物分解性有機物含有量、嫌氣的ガス化可能有機物量、ならびに嫌氣的ガス化可能有機物のガス化速度を一次反応に従うと仮定した場合の速度定数についてあわせて図 9.2 に示す。

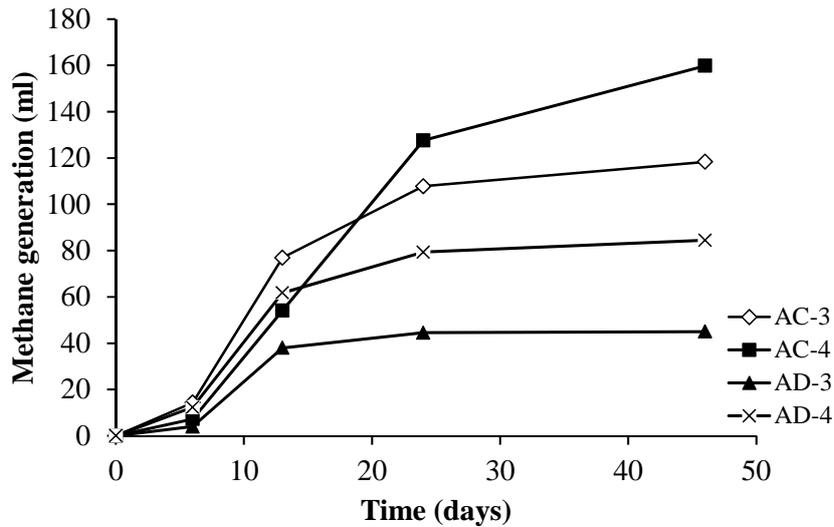


図 9.1 メタン発生挙動の評価

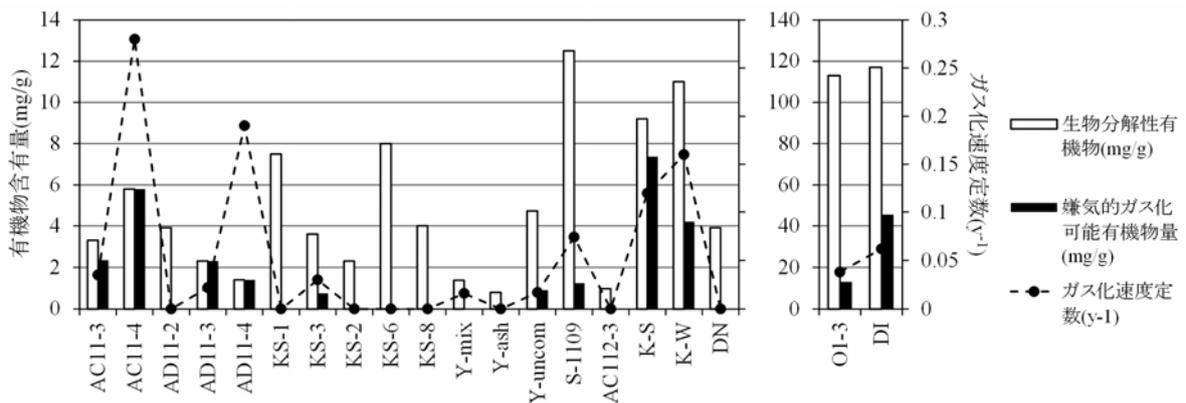


図 9.2 生物分解性ポテンシャルおよびパラメーター一覧

嫌氣的なガス化可能成分の残存については、A 処分場の AD11-2、AC112-3、KS 処分場の KS-1、KS-2、KS-6、KS-8、Y 処分場の Y-ash および Y-mix、仮置場 DN のように、嫌氣的なガス化が確認できなかった試料群と、A 処分場の AC11-3、AC11-4、AD11-3、AD11-4、K 処分場の K-S、K-W のように生物分解性有機物のほとんど(40%から 100%)が嫌氣的にガス化可能な成分によって占められている試料群が挙げられた。前者については、当初から生物分解性の有機物量が少なく、嫌氣的ガス化可能成分が充分含まれていなかったことが要因と考えられる。また、後者については、生物分解性有機物が埋立層内で分解が充分進んでいない状況となっていることが考えられる。特に、深度 3m 以深の試料は両処分場とも内水面以下であり、水の移動性が著しく低く、埋立物からの溶出・拡散も起こりにくいことから、含有されている分解性有機物が保存された状態になっていることが推測される。廃止の観点からは、内水位が大きく移動しない限り急な嫌氣的なガス発生が開始することは考えにくく、「ガス発生量が増加しないこと」という廃止基準に抵触するような事態には至らないと考えられる。一方で、少量ながらもガス化可能成分が残存していることは、長期的なガス発生リスクを残すことになることから、環境変化を伴うような将来的な上部利用には充分留意することが肝要である。

一方、KS 処分場 KS-3 試料、Y 処分場 Y-uncom 試料、ならびに S 処分場 S-1109 試料は、残存する生物分解性有機物量に対して、やや低い割合(10%-20%程度)での嫌氣的ガス化可能成分が検出された。埋立時からの嫌氣的な分解により、嫌氣的にガス化可能な成分は現象しているが、それ以外の有機性成分が残存していることが考えられる。特に、KS-3 および Y-uncom 試料のガス化速度定数はそれぞれ $0.030 \text{ (y}^{-1}\text{)}$ および $0.017 \text{ (y}^{-1}\text{)}$ ときわめて低いことから、今後も緩やかにガス排出が継続することが考えられる。

O 処分場の O1-3 試料および仮置場 KI 試料については、 100 mg/g (10\%) 以上と、他の試料に比べて高い生物分解性有機物含有量を示した。O1-3 は汚泥様であるが、埋立期間も長く嫌氣的ガス化可能成分の残存割合はやや低い (12%)が、それでも 13 mg/g (1.3\%) のガス化可能成分が残存していることから、引き続き同サイトでのガスの放出には留意する必要がある。他方、災害廃棄物(量)破碎試料の DI は、嫌氣的ガス化可能成分を 45 mg/g (4.5\%) 含んでおり、仮置場管理中における分解による発熱源となることや、埋立処分後のガス発生源となることを考慮した上で、適切な管理をすることが必要である。

9.3.2 ガス発生ポテンシャルによる処分場の評価

同じ処分場で採取された試料であっても、試料様態や埋立後経過年数によって、地点毎に有機物の残存状況やガス化挙動は異なる。それを踏まえた上で、本研究で得られた範囲において処分場の評価を行うと以下の通りである。処分場 A、処分場 KS および処分場 Y は、いずれも焼却残さならびに中間処理残さを中心に埋め立てされていることから、掘削試料中の分解性有機物の含有量は少ないことが示された。ただし、A 処分場はその多くを嫌氣的にガス化可能な成分が占めており、微量ながらも埋立地ガスの発生はしばらく継続することが推測された。ただし、上記の三処分場については、浸透水を經由した周辺環境の汚濁ポテンシャルについては充分低いことから、環境汚染のリスクは低いと判断可能である。S 処分場と K 処分場においては、生物分解性有機物がやや多めに残存しているが、S 処分場では嫌氣的ガス化可能成分の残存は少なく、ガスの発生は収束に向かっていると推測される。当該処分場においては、単に有機性の汚濁リスクだけでなく、嫌氣的な生物分解を阻害する成分の混在の可能性があり、浸透水を通じた環境汚染源としてのリスクが高いことが懸念される。逆に、K 処分場は嫌氣的にガス化可能な成分が多く残存しており、長期間の埋め立て経過にも関わらず、分解安定化は充分進行していないことが示唆された。また、O 処分場は非常に高い生物分解性有機物を含有しており、長期的な埋立地ガス管理が必要であることが示された。これらの処分場においては、ガスおよび水の両面における周辺環境への負荷について十分な配慮をすることが求められる。

9.4 要約

廃棄物最終処分場および災害廃棄物仮置場で採取された試料を対象としたガス発生ポテンシャルの評価を行った。埋立前の焼却等の中間処理や、不燃物物の破碎選別等により、搬入物の管理・制限を行ってきた処分場においては、試料中の生物分解性有機物の含有量は 1%以下であり、埋立前処理による有機物低減効果が現れていることが示唆された。うち、嫌氣的ガス化ポテンシャルが検出されない試料もあり、将来的なガス発生量自体の減衰や廃止に向けた可能性が推測された。ただし、幾つかの試料では、試料中の分解性成分が保存された状態で残っており、長期的な維持管理および跡地利用の上では環境変化(特に内水位の変化)に留意することの必要性が示された。

また、これらの分解速度は総じて低く、分解性が高くないことも明らかにされた。一方、有機物を含む廃棄物が埋め立てられた処分場では、生物分解性有機物の含有量や嫌氣的ガス化成分が多く検出されるなど、長期的なガス発生継続と浸透水を通じた環境汚染リスクの残存が懸念された。

9.5 研究発表・論文発表

特になし。

9.6 知的財産権取得状況や特許等出願状況

特になし。

参考資料 10 硫化水素ガス発生ポテンシャル

日本工業大学 小野 雄策

10.1 研究目的

10.1.1 研究の背景

平成 11 年に福岡県筑紫野市の産業廃棄物安定型最終処分場の浸透水排水ピット内で採水中の従業員が硫化水素ガス中毒により死亡して以来、硫化水素ガスは大きな社会問題となった。そこで、当時の厚生省（旧厚生省）は、安定型最終処分場において、悪臭および硫化水素ガス発生の有無について調査を行った（平成 12 年 3 月）。回答のあった 1474 施設（調査対象 1707 施設（回答率 86.4%））のうち、11 施設（約 1%）から悪臭が認められた¹⁾。

ここで注意しなければならないのは、この調査は悪臭が発生している現場での測定であり、通常の安定型最終処分場では硫化水素ガスの測定義務はないため測定していないことが多かったという事実である。著者らが 3000m³以上の都市近郊のごみ山 41 ヶ所の内部ガスについて調査(2008 年前後)を行った結果、11 ヶ所から硫化水素ガスが検出(69~26、800ppm)された。この調査から類推すると安定型最終処分場からもかなりの率で硫化水素ガスが発生しているものと思われる。

そこで、本研究では、特に廃石膏ボードによる硫化水素ガスの基礎的な発生メカニズムの整理と、現場で発生している硫化水素ガスの発生防止対策を確立することを目的とした。

10.1.2 硫化水素ガス発生のメカニズム

最終処分場における硫化水素ガスの発生機構は、国立環境研究所を中心とした「安定型最終処分場における高濃度硫化水素ガス発生機構の解明ならびにその環境汚染防止対策に関する研究」²⁾により次の 5 つに整理されている。

- ①最終処分場内に硫酸塩還元菌が存在する。
- ②最終処分場内に硫酸塩(S)源が存在する。
- ③硫酸塩還元菌が増殖するに足る有機物源が存在する。
- ④硫酸塩還元菌が増殖するのに適当な温度・水分・嫌気的な状態が保持されている。
- ⑤発生した硫化水素と反応し硫化物として不溶化する物質が少ない。

硫酸塩還元菌は、湿地帯や河川の底質などいたるところに存在するので、硫酸塩還元菌を死滅されることは困難である。一般には、流砂塩還元菌の生育を阻害するには、栄養源となっている有機物源や呼吸源（エネルギー源）となっている硫酸源を断つことである。しかし、建設系の廃棄物ではセメントや石膏といった資材に多量の硫酸源が存在するために、硫酸源を断つことは困難な場合が多い。そのため、安定型最終処分場での搬入管理では、有機物源を除去することが重要な課題となる。著者らの研究によると、廃棄物の溶出試験液（環境庁告示第 13 号）の TOC 値が 25mg/L 以下であれば硫化水素ガスほとんど発生しないことが分かっている³⁾。

また、セメント系廃棄物の場合は、その溶出液が高 pH となり、硫酸塩還元菌が繁殖しづらい領域のため硫化水素ガスが発生し難いが、セメントが中性化すると硫化水素ガス発生することも、著者らの予備実験で分かっている。そこで、安定型最終処分場や不法投棄現場では、有機物源となる廃棄物、特に紙屑、木くず、廃石膏ボードなどの混入を極力防止することが重要である。

10.1.3 研究目的

廃石膏ボードによる硫化水素ガス発生量を明確にするため、その製品原料である石膏粉・厚紙・糊の影響を検討した。さらに、その防止対策について検討を行った。

10.2 研究方法

最終処理場汚泥（埼玉県営最終処分場排水ピットより採取した汚泥）を種菌とし、図 10.1 のような嫌気性培養装置にて 35~37°C で培養し、水上置換方式によりバイオガス量を測定した。バイオガス量については、温度 35°C、気圧 1013hPa 時におけるバイオガス量の補正を行った。

また、10.6 節では最終処分場を模したカラム（埋立深さを 1/10 スケール）を作成し、底部覆土層を 5cm、廃棄物層を 30cm とした（図 10.2）。この実験では還元状態における硫化水素ガス発生状況を調べるため、実際の最終処分場を想定し、カラム内に内部保有水が貯まり嫌気性となるように連通管により廃棄物層を水没させて嫌気性状態とした。このカラムでは、硫化水素ガスを捕集しやすくするため、上部に砂利層（口径 5.6cm 程度）を設け、廃棄物層内部の温度を計測するため廃棄物層中腹に温度計を埋設した。

バイオガスの測定成分は、 CH_4 、 CO_2 、 O_2 、 $\text{BAL}(\text{N}_2)$ 、 H_2 、 CO 、 H_2S などで、Geotech 社製(UK)の埋立地ガス簡易測定器 GA2000、または島津製作所製の GC-TCD にて測定した。さらに高濃度の H_2S は、検知管をあるいは GC-FPD にて測定を行った。さらに、カラム試験の上澄液を採取し、採取後直ちに $0.45\ \mu\text{m}$ メンブレンフィルターでろ過し、ろ液を HPLC により有機酸（ギ酸・酢酸など）を測定した。

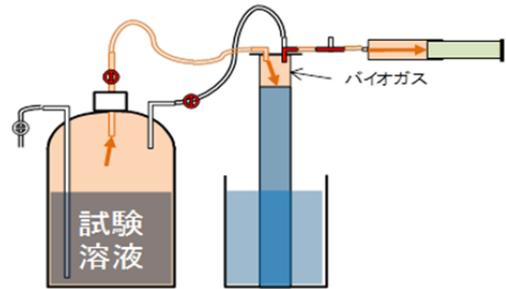


図 10.1 嫌気性培養装置

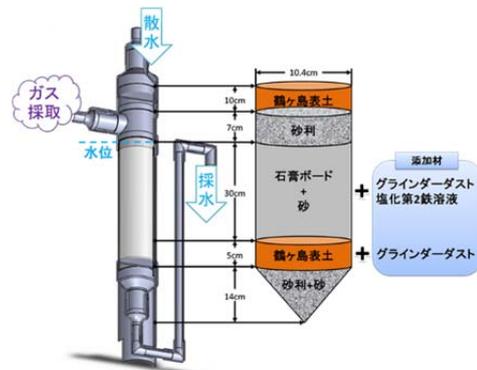


図 10.2 埋立地模擬カラム

10.3 廃石膏ボード中の糊による硫化水素ガスの発生量源単位

10.3.1 目的

最終処分場の排水ピットの汚泥を用いて、廃石膏ボードの糊と石膏粉の関係について検証した。

10.3.2 実験計画

(1) 糊の量とバイオガス発生量の関係

適正な汚泥量(49.7g)を含む培養液に、石膏ボードの材料に接着剤として含まれる糊（栄養源）を表 10.1 のように添加して、最終容量 350mL とし、35°C で 28 日間嫌気性培養を行い、バイオガス量等を測定した。また、糊の化学組成は不明であるが、TOC 量が 386mg/g であった。

表 10.1 糊添加実験の培養条件（各実験区 3 連で行った。）

実験区	No.1	No.2	No.3	No.4
汚泥生重量(g)	49.7 (TDS:15g)			
糊(g)	0.5	1	2	4

(2) 糊と石膏粉によるバイガスの関係

最終処分場汚泥 49.7 g に糊 1g を添加し、石膏粉量を表 10.2 のように添加して、35℃で 30 日間嫌気性培養を行った。最終容量 400mL とし、バイオガスの測定を行い、硫化水素ガスやメタンガスの発生量を測定した。

表 10.2 石膏粉添加実験の培養条件（各実験区 3 連で行った。）

実験区	No.1	No.2	No.3	No.4
汚泥生重量(g)	49.7 (TDS:15g)			
糊量(g)	1			
石膏粉量(g)	0.5	1	5	10

10.3.3 結果および考察

すべての嫌気性培養実験は 3 連で行い、異常値を棄却した後に平均値で示した。

(1) 糊の量とバイオガス発生量の関係

図 10.3 に糊添加量とバイオガス量の関係を示した。この図から糊添加量が増すにつれて、バイオガスとの関係は $y=1084x^{0.43}$ の累乗に近似していることが分かった。

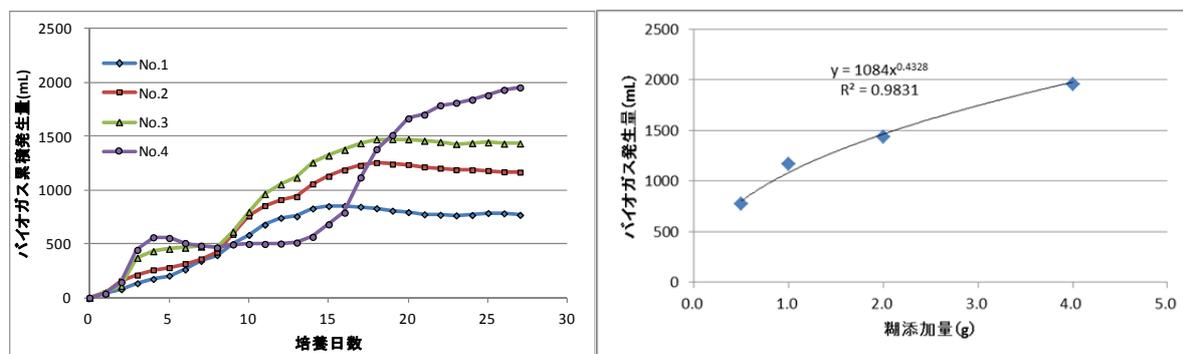


図 10.3 糊添加量とバイオガス量の関係

(左図：累積バイオガス量、右図：30日間の総バイオガス量と糊添加量との関係)

(2) 糊と石膏粉によるバイガスの関係

最終処分場汚泥 49.7g に糊 1g (TOC 386mg/g) を添加して、石膏粉の影響によりバイオガス量がどのように変化するか図 10.4 に示した。糊 1g に対する石膏粉の影響をみると、石膏粉の添加量が多いほどバイオガス発生量が抑制される傾向にあり、添加量が増すにつれて指数関数的 ($y=530e^{-0.05x}$) に減少していることが分かる。

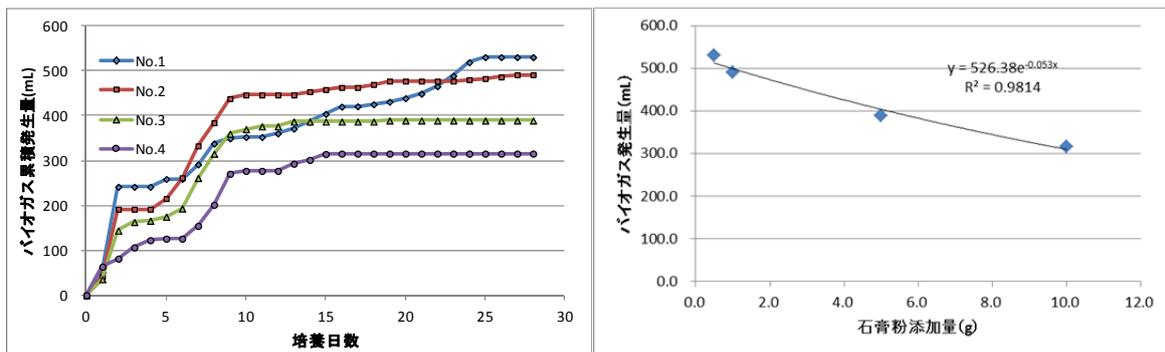


図 10.4 バイオガス累積発生量平均値
(左図：累積バイオガス量、右図：石膏粉添加量とバイオガス量の関係)

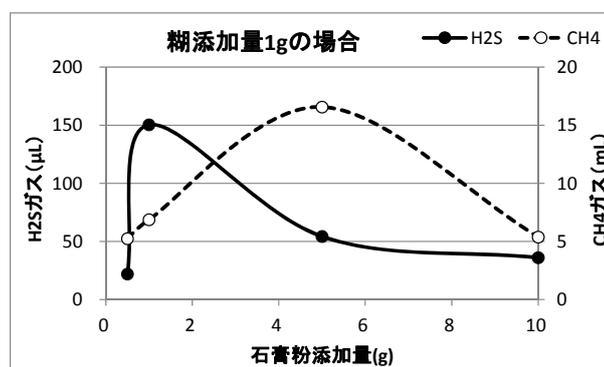


図 10.5 硫化水素ガス発生量とメタンガス

次に、バイオガス中のメタンガスと硫化水素ガスについて図 10.5 に示した。この図から分かるように、硫化水素ガス発生量は石膏粉が 1g のときに最大値を示し、メタンガスは石膏粉が 5g のときに最大値を示した。硫化水素ガス・メタンガス共に、石膏粉添加量が多くなると、発生ガス量が低下し、石膏粉の添加によりその発生量が抑制される可能性があることが示唆された。糊 1g における硫化水素ガス発生量は、石膏粉 0.5g のとき $44.1 \mu\text{L}$ 、1g のとき $150.0 \mu\text{L}$ 、5g のとき $11.1 \mu\text{L}$ 、10g のとき $3.6 \mu\text{L}$ であり、石膏粉 1g のときに硫化水素ガスの発生量が一番多く $150.0 \mu\text{L}/\text{Biogas-477mL}$ であった。この実験系では、硫化水素ガス発生量原単位は $150 \mu\text{L}/\text{g-糊}/\text{g-石膏粉}$ となった。

(3) まとめ

廃石膏ボードを埋め立てると硫化水素ガスが発生することが知られており、廃石膏ボードに使用されている糊によって硫化水素ガスが発生するとも言われている。そこで、糊とバイオガス量の関係を調べた結果、糊添加量が増すにつれてバイオガス量が増加しており、これらは $y=1084x^{0.43}$ の累乗式に近似していることが分かった。培養液に糊を 1g 添加して、石膏粉量とバイオガスの関係について実験を行った。石膏粉の添加量が多いほどバイオガス発生量が抑制される傾向にあり、添加量が増すにつれて指数関数的 ($y=526e^{-0.053x}$) に減少していることも分かった。また、最終処分場汚泥(TDS : 15g)に糊 1g (TOC=386mg/g) と石膏粉 1g を添加すると最も硫化水素ガスの発生量が多くなり、その発生量原単位は $150 \mu\text{L}/\text{g-糊}/\text{g-石膏粉}$ であった。

10.4 廃石膏ボードの厚紙と硫化水素ガスの関係

10.4.1 目的

廃石膏ボードからの硫化水素ガスの発生は、硫酸塩還元菌により栄養源となっている廃石膏ボードの厚紙と呼吸源（エネルギー源）となっている石膏（硫酸カルシウム）の硫酸塩源があれば硫化水素ガスが発生するので、厚紙と石膏粉の関係を検討した。

10.4.2 実験計画

石膏ボードの材料である厚紙を粉碎し、石膏粉と共に添加し、表 10.2 の条件で 27 日間培養を行い、バイオガス量と H_2S 、 CH_4 などのバイオガスの組成について測定した。

表 10.2 実験計画

		石膏粉 (g)				
		1	3	5	10	20
厚紙 (g)	1		No.1		No.2	No.3
	5	No.4	No.5	No.6	No.7	No.8
	10	No.9	No.10	No.11	No.12	No.13

10.4.3 結果および考察

(1) バイオガス発生量

厚紙 1、5、10g と石膏粉 1～20g 添加したときのバイオガス累積量を図 10.6 に示した。この図から厚紙添加量が多いほど、バイオガスが増加し、石膏粉添加量が 1g から 3g に増加すると急激にバイオガス発生量が低下し、それ以上の添加ではほぼ平衡状態であることが判明した。

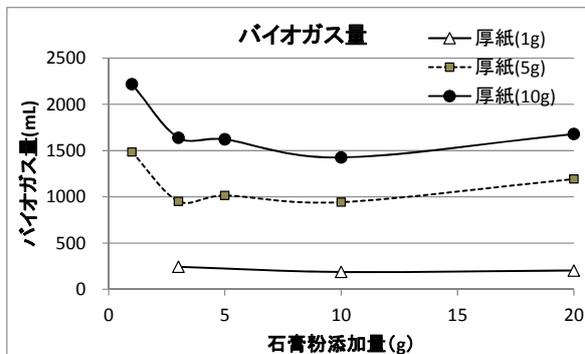


図 10.6 バイオガス累積発生量

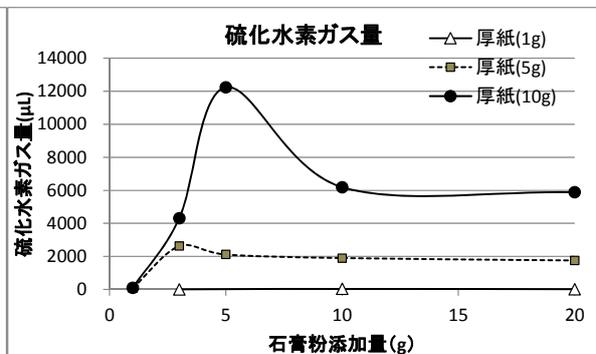


図 10.7 厚紙と石膏粉と硫化水素の関係

(2) 硫化水素ガス発生量

厚紙添加量と石膏粉添加量の違いによる硫化水素ガス量の変化を図 10.7 に示した。

硫化水素ガス発生量は、石膏粉 1g のときに最も少なく、厚紙 5g 以上で硫化水素ガスが多量に発生し、厚紙 5g の時は石膏粉 3g で最大発生量 2.6mL (0.52mL- H_2S /g-厚紙) を示し、厚紙 10g の時は石膏粉 5g で最大発生量 12.3mL (1.2mL- H_2S /g-厚紙) を示した。

厚紙と石膏粉の比率が 2 : 1 に近いとき硫化水素ガスが最大になった。今回の実験条件（培養液 400mL）では、厚紙添加量が 5g 以上でかつ石膏粉添加量 3g 以上であれば、人命に危険な濃度で

硫化水素ガスが発生する可能性が高いと考えられた。

(3) メタンガス発生量

厚紙添加量と石膏粉添加量の違いによるメタンガス量の変化を図 10.8 に示した。

この図から、メタンガス発生量は厚紙添加量が多いほど発生量が多く、最大メタンガス発生量は厚紙が 10g で石膏粉 1g のときで 637.3mL のメタンガスが発生した。

厚紙 5g・石膏粉 1g のときの最大メタンガス発生量は 356.0mL (71.2mL-CH₄/g-厚紙)で、厚紙 10g・石膏粉 1g のときの最大メタンガス発生量は 637.3mL (63.7 mL-CH₄/g-厚紙)であった。おそらくメタンガスは、石膏粉 1g 以下のときに約 60~70mL-CH₄/g-厚紙以上発生する可能性が高いことが分かった。また、メタンガスの発生量は石膏粉が増加すると発生量が減少することが判明した。メタンガスは石膏粉添加量が多いほど発生が抑制され、特に厚紙 5g 以上のときに顕著であることが分かった。

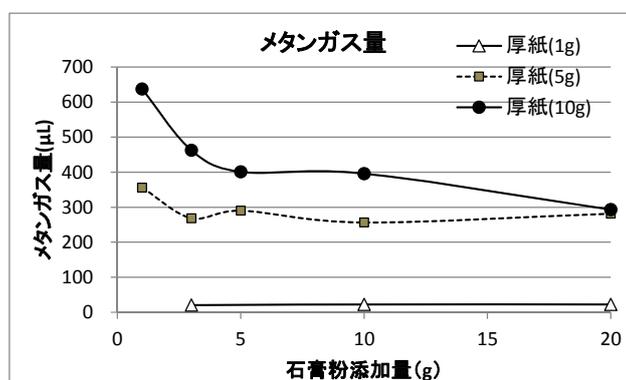


図 10.8 厚紙と石膏粉とメタンガスの関係

(3) まとめ

廃石膏ボードの埋立により発生する硫化水素ガスとメタンガスについて嫌気性培養実験（培養液 400mL）を行った結果、厚紙と石膏粉の関係が明らかとなった。

- ① 微生物の栄養源となる厚紙添加量を 1g 以下にすれば硫化水素ガスおよびメタンガスはかなり削減できることが判明した。
- ② 硫化水素ガスは、厚紙 5g・石膏粉 3g あるいは、厚紙 10g・石膏粉 5g のとき大量に発生し、濃度ではそれぞれ 2800ppmv と 7500ppmv となり、人命に危険な濃度で硫化水素ガスが発生する可能性が高いと考えられた。
- ③ これらの配合比は、厚紙：石膏粉=2：1 であった。
- ④ 硫化水素ガスおよびメタンガスの発生量は石膏粉の量が増えると発生量が抑制されることも判明した。

10.5 廃石膏ボード中の糊と厚紙と石膏粉の関係

10.5.1 目的

本研究では、石膏ボードの原料である石膏、糊、厚紙と硫酸塩還元菌により発生する硫化水素ガスの気層中への放出量を解析・評価した。

10.5.2 実験計画

培養温度は37℃で、43日間培養を行った。石膏粉・厚紙・糊の3因子を表10.4に示した水準で、表10.5のラテン方格法にて実験を行った。

また、硫化水素ガス発生量に関しては実験計画法（ラテン方格法）を用いて分散分析を行い、各因子の主効果を求めた。

表 10.4 因子と水準

	石膏粉(g)	厚紙(g)	糊(g)
水準1	A ₁ =0	B ₁ =0	C ₁ =0
水準2	A ₂ =3	B ₂ =1	C ₂ =0.1
水準3	A ₃ =5	B ₃ =5	C ₃ =1
水準4	A ₄ =10	B ₄ =10	C ₄ =5

表 10.5 実験計画

実験区No.	石膏(g)	厚紙(g)	糊(g)
1	0	0	0
2	0	1	0.1
3	0	5	1
4	0	10	5
5	3	0	0.1
6	3	1	0
7	3	5	5
8	3	10	1
9	5	0	1
10	5	1	5
11	5	5	0
12	5	10	0.1
13	10	0	5
14	10	1	1
15	10	5	0.1
16	10	10	0

表 10.6 硫化水素ガス発生量の分散分析

変動因	自由度 f	平方和 S (主効果)	分散 V	分散比 F	判定
全体 T	$f_T = 15$	$S_T = 2056.9$			
石膏 A	$f_A = 3$	$S_A = 493.7$	$V_A = 164.6$	3.1	
厚紙 B	$f_B = 3$	$S_B = 990.3$	$V_B = 330.1$	6.2	*
糊 C	$f_C = 3$	$S_C = 252.3$	$V_C = 84.1$	1.6	
誤差 e	$f_e = 6$	$S_e = 320.6$	$V_e = 53.4$		

10.5.3 結果および考察

(1) 硫化水素ガス発生量の評価

表 10.6 に硫化水素ガス発生量の分散分析表を示した。5%の危険率で有意と判定されたのは厚紙で、厚紙の含有量が増加すると硫化水素ガスの発生が増加することが証明された。さらに、各因子の硫化水素ガス発生量を図 10.9 示した。各因子の値は分散分析により真値と信頼幅を求めて作図した。この図から、硫化水素ガスは、この実験において最大硫化水素ガス量を示すのは、厚紙が 10g 以上 15mL 以上発生し(10g で 17.4mL、5g で 15.8mL)、糊 0.1g で 14.0mL、石膏粉 5g で 15.5mL が発生することが分かった。厚紙だけは添加量が増加すると硫化水素ガスが増加するが、糊や石膏粉について山型ピークとなった。今回の実験において硫化水素ガス発生量が最大となった条件は、10.4 節でも示した厚紙 10g : 石膏粉 5g=2:1 で、さらに微量の糊 0.1g が添加されたケースであった。

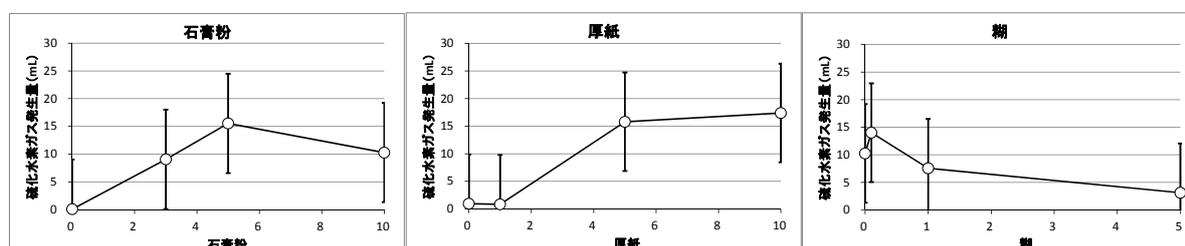


図 10.9 各因子の硫化水素ガス発生量 (各因子の真値と信頼幅)

10.6 硫化水素ガス発生防止対策

10.6.1 目的

硫化水素ガスの発生を防止するために、発生した硫化水素ガスを廃棄物層や覆土層に鉄材を混ぜて、硫化鉄として固定化させ硫化水素ガスの発生を防止した。そのため、廃石膏ボード類に塩化第 2 鉄溶液を浸みこませたものや、鉄粉廃棄物 (グラインダーダスト) を廃棄物や覆土に混合したものを作り、埋立地の模擬カラム実験を行い、硫化水素ガスの抑制効果について検討した。

10.6.2 実験計画

埋立地模擬カラムへの充填材および量を表 10.7 に示した。このように埋立廃棄物として石膏ボードを使用し、覆土資材として火山灰土壌 (埼玉県鶴ヶ島表土) を用い、 L_8 実験計画法⁵⁾により実験を行った。実験計画における因子と水準は表 10.8 に示したように廃棄物層への GD 添加の有無 (因子: W)、廃棄物層への $FeCl_3$ 溶液処理の有無 (因子: L)、および底部覆土層への GD 添加の有無 (因子: S) の 3 因子とし、水準はその因子の有無に 2 水準とした。実験区の組み合わせを表 10.9 に示した。カラムへの散水量は日本の年間降水量 1611mm (1981~2010 年の平均⁶⁾) をもとに計算した。カラム内径 10.4cm の面積当たりの年間降水量を 13.7L とし、1 ヶ月分の降水量 1.14L を 1 回の散水量とした。また、原則として 1 週間に 1 回ずつ散水した。

表 10.7 埋立地模擬カラムへの充填量

		単位	実験区							
			No.1	No.2	No.3	No.4	No.5	No.6	No.7	No.8
最終覆土層	鶴ヶ島表土	g	680	680	680	680	680	680	680	680
砂利層	中砂利	g	1250	1250	1250	1250	1250	1250	1250	1250
廃棄物層	石膏ボード(紛体)	g	1184.46	1159.23	1071.36	935.41	1115.12	1089.18	967.60	1108.89
	砂	g	789.64	772.83	710.38	623.62	743.42	724.81	645.08	739.26
	グラインダーダスト	g	—	57.96	—	46.77	—	54.46	—	55.45
	塩化第2鉄	g	—	—	2.9	2.5	—	—	2.6	3.0
底部覆土層	鶴ヶ島表土	g	340.11	340.36	340.17	340.17	340.29	340.16	340.13	340.18
	グラインダーダスト	g	—	—	—	—	17.01	17	17	17.01
ろ過層	砂	g	300	300	300	300	300	300	300	300
	砂利	g	530	530	530	530	530	530	530	530
	中砂利	g	305	300	294	304	301	303	300	299

表 10.8 因子と水準

因子	処理層	添加材	水準1		水準2	
W	廃棄物層	GD (グラインダーダスト)	W0	無添加	W1	添加 (5%GD)
L		FeCl ₃ 溶液	L0		L1	添加 (1mmol FeCl ₃)
S	底部覆土層	GD (グラインダーダスト)	S0		S1	添加 (5%GD)

表 10.9 実験区

	S0		S1	
	L0	L1	L0	L1
W0	W0LOS0 No.1	W0L1S0 No.3	W0LOS1 No.5	W0L1S1 No.7
W1	W1LOS0 No.2	W1L1S0 No.4	W1LOS1 No.6	W1L1S1 No.8

10.6.3 結果および考察

埋立地模擬カラムの実験 1 日目から 86 日目の散水 10 回目までのバイオガスおよび浸出水の分析を行った。No.1 [W0L0](S0)は添加材がすべて無添加の実験区であるため、以後対照区として図示する。

(1) 硫化水素ガス

カラム実験 86 日目までの硫化水素ガス発生濃度を図 10.10 に示した。鉄材無添加対象区 No.1 [W0L0](S0)を対照区として比較すると、底部覆土鉄材無添加区では廃棄物層への鉄材添加により、硫化水素ガスは 49~66%削減されていた。しかし、底部覆土鉄材添加区では廃棄物層に鉄材を添加しなくても、硫化水素ガスが 85%削減されていた。

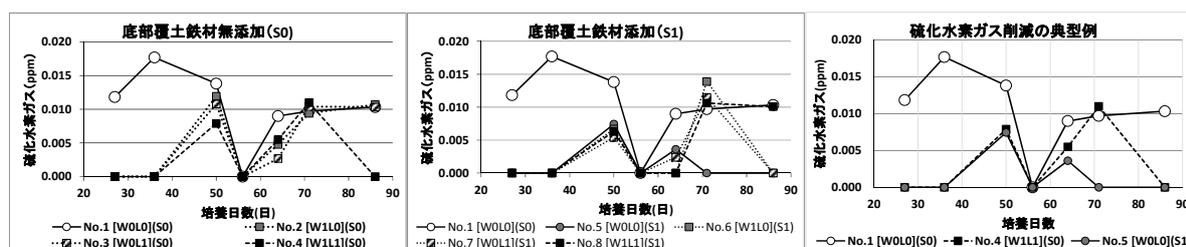


図 10.10 硫化水素ガス濃度の推移

(2) まとめ

覆土の母体となっている鶴ヶ島表土自体に硫化水素ガスの捕捉力が強いと判断された。そこで、この土壌の結晶質遊離鉄(Fed)と非晶質遊離鉄(Feo)を日本第四紀学会の第4紀試料分析法に基づき分析した結果、結晶質遊離鉄(Fed)が6.67%、非晶質遊離鉄(Feo)が4.91%含まれており、非常に鉄が豊富な土壌であることが判明した。鶴ヶ島表土の非晶質遊離鉄(Feo)と硫化物イオンや硫化水素ガスが特異的に反応して固定され、多量の硫化水素ガスが発生しなくなったものと推察される。ただし、このような土壌であっても、幾分硫化水素ガスが発生するが、鶴ヶ島表土に鉄粉を添加することによって、微量の硫化水素ガスでも85%削減されることが分かった。鉄粉の土壌への添加効果は大きなものであると推察された。

10.7 参考文献

- 1) 旧厚生省〔座長：花嶋正孝〕（平成12年9月）：廃棄物最終処分場における硫化水素対策検討会報告書
- 2) 井上雄三編（2005）：「安定型最終処分場における高濃度硫化水素発生機構の解明ならびに環境汚染防止対策に関する研究」、国立環境研究所報告、第188号
- 3) 小野雄策、田中伸寿（2003）：建設廃棄物埋立における硫化水素ガス発生の可能性と管理法に関する考察、廃棄物学会論文誌、Vol.14, No.5, pp.248-257,
- 4) 小野雄策（2010）：廃石膏ボード類埋立における硫化水素ガスの発生とその防止対策，安全工学, Vol.49, No.4, pp.212-219
- 5) 奥野忠一（1970）：新統計学シリーズ2 実験計画法
- 6) 気象庁（2013）：付録 主な新平年値のデータ表
(http://www.jma.go.jp/jma/press/1103/30a/110330_attach.pdf)
- 7) 日本第四紀学会編集(1993)：第4紀試料分析法、pp.22-32、東京大学出版会

10.8 研究発表・論文発表

- 1) 石井淳・五井直人・藤田巧・小野雄策（2013）：廃石膏ボード埋立時に発生する硫化水素ガスの原因となる有機物の解明，第34回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集，pp.267-269
- 2) 石井淳・五井直人・小野雄策（2013）：廃石膏ボード埋立時に発生する硫化水素ガスの評価，第24回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集（2013），pp.557-558
- 3) 石井淳・五井直人・小野雄策（2013）：廃石膏ボード埋立時に発生する硫化水素ガスの評価，平成25年度廃棄物資源循環学会関東支部講演会・研究発表会，ポスター発表会
- 4) 五井直人・石井淳・小野雄策（2013）：廃石膏ボード類埋立時における硫化水素の発生とその防止対策，平成25年度廃棄物資源循環学会関東支部講演会・研究発表会，ポスター発表会
- 5) 石井淳・五井直人・遠藤和人・小野雄策（2014）：廃石膏ボード埋立における硫化水素ガスの発生と固定について，第35回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集，pp.276-278

10.9 知的財産権取得状況や特許等出願状況

特になし。

Research title:

Research on inspection methods and recovery techniques for healthy landfill functions

Research representative:

Kazuto ENDO (National Institute for Environmental Studies)

Abstract

Unhealthy landfill is a state in which there is a possibility of producing the trouble on environmental preservation, although it complies with the structural criteria and the maintenance management criteria. Landfills which are under insufficient management condition or have old structure before law amendment, delay the closure, have a risk of collapse of bank or leakage of leachate, and are reserves of unhealthy negative legacy. In order to evaluate the health of landfills, we have investigated structure, settlement, facilities, groundwater, leachate amount, leachate quality, gas production rate, and strength of landfilled waste, by site inspection, questionnaire, and monitoring. Furthermore, structural stability such as circular slide and differential settlement, and water balance were numerically simulated. A variation of the leachate quality and the gas production rate were estimated by a landfill gas production potential test and a trend analysis of the monitoring data and then period to reach the closure was classified according to the variation and landfill specifications. Cost effectiveness to recover the unhealthy landfill and to enhance bio-stabilization was discussed, corresponding to the classification of the landfill unhealthiness. From the above knowledge, a manual (proposed) in which the inspection method of the healthiness and the recovering methods were described was shown as a comprehensive report.

最終処分場機能の健全性の検査手法と回復技術に関する研究

対象とする処分場

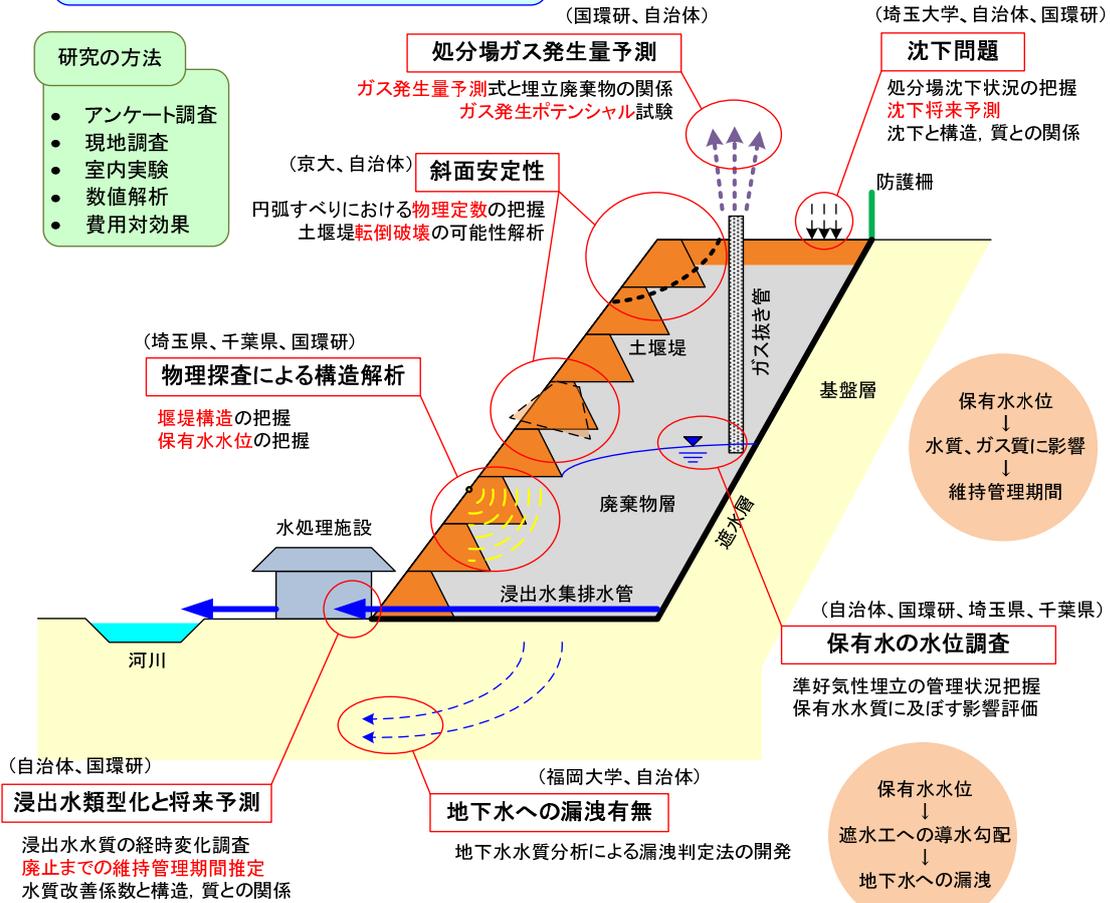
- 共同命令・基準省令改正以前に設置された処分場
- 埋立が終了しているか埋立末期の処分場
- 廃止可能ではあるが将来的に環境影響を及ぼすことが懸念される処分場
- 構造安定性が不明確で廃止可能であるか判断の難しい処分場
- 維持管理放棄された処分場

健全性不明確
↓
健全性の検査
↓
回復対策と効果

構造不明確
↓
物理的安定性不明
↓
非破壊物理探査

研究の方法

- アンケート調査
- 現地調査
- 室内実験
- 数値解析
- 費用対効果



アウトカム

- 処分場の健全性検査ならびに回復技術マニュアル案の提示(総合報告書)
- 費用対効果を考慮した健全性回復技術のスコアリング
- 負の遺産予備軍の最終処分場の払拭