

博士学位論文

持続可能な物質循環に着目した
浄水汚泥の地盤工学的利用システムの構築

平成23年9月

茨城大学大学院理工学研究科
情報・システム科学専攻

渡邊 保貴

持続可能な物質循環に着目した浄水汚泥の地盤工学的利用システムの構築

論文要旨

循環型社会と持続可能社会の構築が求められる現代において、廃棄物処理がそれらに果たす役割は大きい。廃棄物処理における持続可能な物質循環では、「廃棄物を有効利用する過程において、将来の世代における安全性、利用可能年数、再廃棄物化の可能性、繰返し利用について、現在考えられる方法論をより多く示すこと」が重要であると考えられる。すなわち、安全かつ適正に廃棄物を利用するための評価に加えて、廃棄物を有効利用した後の品質を時間軸で評価することが重要である。本研究では、水道事業の副産物である浄水汚泥に着目した。既往の研究では、浄水汚泥を道路の路床材料等の地盤材料として利用可能であることが示されており、我が国における浄水汚泥の有効利用率も増加傾向にある。こうした現状をふまえると、今後は、浄水汚泥の利用期間と繰返し利用について検討することが重要になると考えられる。

そこで、本研究では、持続可能な物質循環に基づいた浄水汚泥の地盤工学的利用システムを構築することを目的とする。具体的には、第一に凝集剤成分Alの溶出と有機物の分解に起因する化学的変質に伴う地盤工学的特性の変化、第二に浄水汚泥の利用可能年数および繰返し利用の可能性、第三に利用可能年数に基づいた浄水汚泥の有効利用シナリオの作成と環境負荷低減効果の評価を行う。最後に、持続可能性の要素を明確にした上で、浄水汚泥の地盤工学的利用に関する体系的な枠組みを構築する。

第一に、浄水汚泥の化学的変質に伴う地盤工学的特性の変化、そして、化学的変質した浄水汚泥の締固め特性および再構成供試体の地盤工学的特性を明らかにした。浄水汚泥の化学的変質では、浄水汚泥の微視的構造を形成する要因である凝集剤成分Alの溶出と有機物の分解に焦点を当てた。地盤工学的特性とは、透水性、保水性、圧縮特性、せん断特性、そして、溶出特性である。本研究では、凝集剤成分を含む陽イオンの溶出は蒸留水もしくはpH4.0の希硝酸を用いた溶出操作により、有機物の分解は6%過酸化水素水により行った。供試体に各溶媒を通水し、凝集剤成分Alを含む陽イオンの溶出や有機物の分解を促した後に、保水性試験、定ひずみ速度載荷による圧密試験、圧密排水三軸圧縮試験等を実施することにより、工学的性質の変化を調査した。凝集剤成分を含む陽イオンの溶出が圧縮性やせん断特性に及ぼす影響はほとんど認められず、一方、浄水汚泥の保水性は低下し、透水性は増すことが明らかとなった。有機物の分解に関しては、有機物分解量の増加に伴い、内部摩擦角は $38.83^{\circ} \sim 40.70^{\circ}$ の範囲から約 37.6° まで減少することが明らかとなった。粘着力は有機物分解によらず 0kN/m^2 であった。繰返し利用では供試体の再構成が重要になるため、試料を溶媒に繰返し浸漬させた試料を用いて再構成供試体を作製し、繰返し利用時における浄水汚泥の工学的性質を調査した。化学的変質を受けた浄水汚泥の締固め特性としては、希硝酸または過酸化水素水による処理後も締固め特性の変化は生じなかったことが挙げられる。再構成供試体においても同様に、有機物分解に伴うせん断強度の低下が認められた。

第二に、室内試験で促進させた化学的変質を実際の利用環境における経過時間に換算し、浄水汚泥の利用可能年数について考察した。凝集剤成分Alを含む陽イオンの溶出は、拡散支配と移流支配の溶出挙動に区別して評価した。凝集剤成分Alの溶出に関して、拡散場においては38～41年、移流場においては約6年の利用可能年数が推定された。有機物の分解量は、土壌呼吸速度を用いて作成した実験式により推定した。有機物の好気性分解に関しては、施工から5.6～26.8日の間に变化する内部摩擦角を明らかにした。化学的変質後の材料定数を用いて安全側の設計をすれば、浄水汚泥の利用は十分に可能である。また、浄水汚泥を埋設管工事の埋戻し材として利用した約2年間の試験施工を通して、浄水汚泥の安全

性を確認した。ここで、利用可能年数とは、実験的裏付けのもと、最低限保証される浄水汚泥の利用期間である。

第三に、浄水汚泥の利用可能年数と繰返し利用を考慮した有効利用シナリオを作成し、環境負荷低減効果の評価を行った。環境負荷低減効果は、浄水汚泥を利用することに関する環境負荷を貨幣的尺度を用いて表したものであり、本研究では、環境コストの概念を援用し、最終処分量の削減と天然資源の節約を主な評価項目として環境負荷を定量化した。その結果、21年間の利用期間において、浄水汚泥を単体利用する場合には、環境負荷を従来工法の約二分の一に抑えることが可能となり、浄水汚泥と山砂を混合利用する場合には浄水汚泥の混合率を40%以上とすることが重要であることを示した。また、有効利用率を100%に近づけることが非常に重要であること、そして、有効利用率に関わらず、繰返し利用回数を多くすることにより、環境負荷を可能な限り低減できることを示した。

最後に、本研究の成果と既往の研究から、浄水汚泥の地盤工学的利用に焦点を当てた処理・管理フローを作成し、その中で主体間の連動性を明確にすることにより、持続可能な物質循環に基づいた浄水汚泥の地盤工学的利用システムを構築した。そして、具体的な浄水汚泥の地盤工学的利用のモデルケースとして、茨城県日立市の現状を評価し、持続可能性を高めるために改善が必要と考えられる点を明確にした。その一つが、合意形成に関するリスクコミュニケーションである。

本研究では、廃棄物あるいは循環資源の利用可能年数を力学的側面から評価すると同時に、循環利用を考慮した環境負荷低減効果を定量評価した。廃棄物あるいは循環資源の循環利用を適正に評価するためには、材料の品質を利用する前から利用した後まで時間軸で評価することが重要であり、地盤材料としての循環利用を考えるのであれば、その化学的変質と力学特性の関係を解明することは必須である。そのため、本研究の成果は、土質材料の化学的変質を力学特性の変化として解釈する新しい学問体系に結びつき、循環型社会の確立に大いに貢献することが期待される。

Sustainable Geotechnical Utilization of Drinking Water Sludge

Abstract

Waste management must contribute to the achievement of a sound material-cycle society and sustainable society. For this study, the sustainable viewpoint of waste management is defined as “providing safety and a usable term of waste materials and the next stage of waste management in the future as much as possible”. In other words, consideration of the post-utilization of waste materials is important. This study specifically addresses drinking water sludge, which is discharged during water purification. Drinking water sludge is presently classified as industrial waste in Japan, and is anticipated for use as a geotechnical material, such as a road infrastructure subgrade material. However, the usable term and repeatable use of drinking water sludge have not been investigated despite the need for its material-cycle use. Therefore, the initial objective in this study is establishment of the sustainable geotechnical utilization of drinking water sludge by evaluating the usable term and number of repeatable uses of drinking water sludge based on its engineering properties, which are expected to change through chemical degradation. Furthermore, this study evaluated the environmental load on drinking water sludge utilization in terms of its environmental cost. This study examined the systematic utilization flow of drinking water sludge, which considers the relation between the degradation of engineering properties of drinking water sludge and policy-making based on the environmental load reduction.

First, geotechnical properties of drinking water sludge after chemical degradation were clarified experimentally. Chemical degradation includes (1) leaching of Al, a constituent of the flocculation agent and (2) decomposition of organic matter. Both Al and organic matter forms the microscopic structure of drinking water sludge by mechanical bridging and cementation. Shear, compression, hydraulic conductivity, water retentivity, and cation leaching of the degraded sludge were investigated. Distilled water, HNO₃ solution, and hydrogen peroxide solution accelerated chemical degradation of drinking water sludge. Cation leaching decreased the water retentivity of drinking water sludge and increased hydraulic conductivity. Organic matter decomposition decreased the shear strength. As simulating the repeatable use, compressibility of drinking water sludge was not changed after chemical degradation, but organic matter decomposition decreased shear strength of drinking water sludge.

Second, the corresponding time to chemical degradation which was accelerated by chemicals was estimated. Long-term leaching behaviors were evaluated from the viewpoint of diffusion and advection. Soil respiration measurements were used to investigate organic matter decomposition processes, and its behaviors were simulated using an experimental model. Results related to Al leaching show the usable term of drinking water sludge is approximately 38 years in diffusion-controlled leaching, and approximately 6 years in advection-controlled leaching. Organic matter decomposition in triaxial tests corresponded to 6—27 days' progress in aerobic conditions. Internal friction angle after organic decomposition was clarified, so it is important to consider the property in the design of systems which use this material. Although organic matter decomposition was not investigated in anaerobic conditions, the experimental construction during about two years revealed the safe usable term of drinking water sludge utilization.

Third, some concrete scenarios were produced from the viewpoint of the usable term and repeatable use of drinking water sludge, and the environmental impact was evaluated from an environmental economical

perspective. The environmental economy of geotechnical utilization was calculated specifically using the costs of final disposal and environmental preservation. Consequently, a single use of drinking water sludge decreases the environmental impact about 50%: the environmental costs become half of those accrued using conventional method. Furthermore, results show that increasing the utilization rate and the number of repeatable uses of drinking water sludge strongly contributes to material cycle-based utilization.

Finally, this study integrated results of this study and systematized the geotechnical utilization of drinking water sludge, and presented sustainable viewpoints on utilization based on the sustainable development index. The practical case of Hitachi-city, Ibaraki was arranged to assess sustainable management.

Consequently, this study proposes a sustainable geotechnical utilization system of drinking water sludge that particularly addresses material flow. The originality of this study is its evaluation of degradation of engineering properties, which is expected to contribute to novel development of geotechnical engineering applications. Furthermore, the usable term and number of repeatable uses of drinking water sludge can support precise long-term evaluation of this material for use in a sound material-cycle society.

目次

第1章 序章

1.1 廃棄物の有効利用における持続可能性の考え方	1
1.2 浄水汚泥の有効利用に関する現状と課題	2
1.3 本研究の目的	5
1.4 本論文の構成	6
1.5 期待される成果	7
参考文献	8

第2章 浄水汚泥の基本的性質

2.1 浄水汚泥の排出プロセス	9
2.2 浄水汚泥の処理および法的位置づけ	10
2.3 有効利用の現状	13
2.4 浄水汚泥の有効利用に関する既往の研究	13
2.5 浄水汚泥の基本的性質	14
2.5.1 物理的・化学的性質	14
2.5.2 鉱物組成と化学組成	18
2.5.3 締固め特性と CBR	20
2.5.4 透水・圧縮・せん断特性	26
2.5.5 微視的構造とスレーキング特性	37
2.5.6 溶出特性	40
2.6 2章のまとめ	46
参考文献	47

第3章 化学的変質を伴う浄水汚泥の地盤工学的性質の変化

3.1 浄水汚泥の化学的変質に及ぼす要因	50
3.2 凝集剤成分を含む陽イオンの溶出に伴う地盤工学的性質の変化	52
3.2.1 化学的変質後の圧縮性と透水性	52
3.2.1.1 定ひずみ速度載荷による圧密試験方法	52
3.2.1.2 供試体作製方法	53
3.2.1.3 圧縮性と透水性に及ぼす陽イオン溶出の影響	56
3.2.2 化学的変質後の保水性	59
3.2.2.1 保水性試験方法	59
3.2.2.2 供試体作製のためのカラム通水試験方法	61

3.2.2.3	カラム通水試験における陽イオン溶出特性	62
3.2.2.4	保水性に及ぼす陽イオン溶出の影響	65
3.2.3	化学的変質後の三軸せん断特性	69
3.2.3.1	圧密排水三軸圧縮試験方法	69
3.2.3.2	せん断特性に及ぼす陽イオン溶出の影響	70
3.3	有機物の分解に伴う地盤工学的性質の変化	72
3.3.1	浄水汚泥に含まれる有機物	72
3.3.2	有機物の分解特性	75
3.3.2.1	過酸化水素水を用いた浸漬試験によるフミン酸とフルボ酸の分解	75
3.3.2.2	過酸化水素水による有機物分解過程の観察	76
3.3.3	有機物の分解を伴う浄水汚泥の三軸圧縮試験	80
3.3.3.1	有機物の分解を伴う圧密排水三軸圧縮試験方法	81
3.3.3.2	有機物分解前後の三軸せん断特性	81
3.4	化学的観点からのスレーキング機構の解釈	86
3.4.1	化学的変質に対するスレーキングによる物理的変質の考え方	86
3.4.2	凝集沈殿プロセスを再現した模擬浄水汚泥の生成	87
3.4.3	模擬浄水汚泥のスレーキング特性に寄与する微視的構造の発達	92
3.5	3章のまとめ	96
	参考文献	97

第4章 化学的変質後の浄水汚泥の地盤工学的性質と繰返し利用

4.1	化学的に変質した浄水汚泥の繰返し利用の概念	99
4.2	化学的変質後の浄水汚泥の地盤工学的性質	100
4.2.1	浸漬試験を援用した浄水汚泥の化学的変質の促進方法	100
4.2.2	化学的変質の促進過程における溶出挙動と分解状態の観察	102
4.2.3	化学的変質後の浄水汚泥の地盤工学的性質	104
4.2.3.1	化学的変質前後の締固め特性	104
4.2.3.2	三軸せん断特性	105
4.3	4章のまとめ	111
	参考文献	112

第5章 浄水汚泥の地盤工学的利用における利用可能年数の推定

5.1	廃棄物の循環利用において利用可能年数を推定することの意義	113
5.2	凝集剤成分の溶出に着目した利用可能年数の推定	115
5.2.1	拡散溶出試験方法	115
5.2.2	拡散支配の溶出挙動の判定方法	118
5.2.3	拡散場における凝集剤成分の長期溶出特性	122
5.2.4	化学的変質の要因を陽イオンの拡散溶出に限定した場合の利用可能年数の推定	127
5.2.5	移流場における凝集剤成分の中・長期溶出挙動の評価	131

5.3	有機物の分解に着目した利用可能年数の推定	136
5.3.1	恒温・好気環境下における有機物の分解	136
5.3.2	浄水汚泥に含まれる有機物分解の数理モデル	141
5.3.3	化学的変質の要因を好気環境下における有機物の分解に限定した場合の利用可能年数の推定	148
5.4	試験施工による短・中期的な安全性の検証	150
5.4.1	試験施工の概要	150
5.4.2	モニタリング手法	155
5.4.3	試験施工による浄水汚泥の短・中期的な安全性評価および室内試験結果の検証	155
5.5	5章のまとめ	160
	参考文献	161

第6章 浄水汚泥の地盤工学的利用における環境負荷低減効果

6.1	廃棄物の利用に伴う環境負荷	163
6.2	貨幣的指標を用いた環境負荷低減効果の定量化	164
6.3	浄水汚泥の地盤工学的利用における環境負荷低減効果の算定	171
6.3.1	浄水汚泥の利用可能年数を考慮した地盤工学的利用シナリオ	171
6.3.2	浄水汚泥の地盤工学的利用における環境負荷低減効果	175
6.3.3	環境負荷低減効果の評価フロー	179
6.4	6章のまとめ	180
	参考文献	181

第7章 浄水汚泥の地盤工学的利用システムの構築

7.1	廃棄物の利用を体系的かつ継続的に考えることの重要性	182
7.2	浄水汚泥の地盤工学的利用手段の体系化	183
7.3	浄水汚泥の地盤工学的利用システムにおける持続可能性	187
7.4	茨城県日立市における浄水汚泥の地盤工学的利用に関する事例	191
7.4.1	基礎的研究から試験施工までの経緯	191
7.4.2	合意形成のための説明会と意識調査	193
7.4.2.1	合意形成のための説明会	193
7.4.2.2	リスクコミュニケーションの効率化と意識調査のためのアンケート調査	195
7.4.3	茨城県日立市の事例から得られるプロジェクト形態の模式化	202
7.5	7章のまとめ	203
	参考文献	204

第8章 結論

8.1	結論	206
-----	----	-----

第1章 序章

1.1 廃棄物の有効利用における持続可能性の考え方

20 世紀の大量生産は生活の豊かさを向上させる一方で大量消費と大量廃棄をもたらした。こうした背景を受けて、地球上に限られた資源を節約し、有効活用すると共に、環境負荷を低減することの必要性が高まり、我が国においては 2000 年には循環型社会形成推進基本法が公布され、循環型社会の理念が提言された。現在では、3R(Reduce : 発生抑制, Reuse : 再使用, Recycle : 再生利用)の取り組みは主流なものとなっている。循環型社会形成推進基本法では、廃棄物等のうち有用なものを循環資源としており、物質循環の中で循環資源の割合を増やすことが循環型社会を築くための効果的なアプローチの一つであると考えられている^{1),2)}。すなわち、最終処分量を減らすことは環境負荷を低減することにつながり、かつ、廃棄物を資源として利用できれば資源の枯渇を防ぐ一助になるという考えである。

「環境」を一つのキーワードとし、循環型社会の枠組みを検討する上で、持続可能な社会についても触れなければならない。1984 年、国連に設置された「環境と開発に関する世界委員会」、通称ブルントラント委員会は、1987 年に“*Our Common Future*”と題する最終報告書を発行した。この報告書の中で、「将来の世代のニーズを満たす能力を損なうことなく、今日の世代のニーズを満たすような発展・開発(Development which meets the needs of the current generation without jeopardizing the needs of future generations)」を持続可能な開発または発展(sustainable development)と提唱した。この定義に基づき、我々が目指す持続可能な社会は、循環型社会を内包する社会的目標として位置づけられる。循環型社会の構築を目指す上で、廃棄物の利用が持続可能なものであることが好ましく、そのためには、問題と対策を空間軸と時間軸の両方で思考することが有効である³⁾。

本研究では、「廃棄物を有効利用する過程において、将来の世代における安全性、利用可能年数、再廃棄物化の可能性、繰返し利用について、現在考えられる方法論をより多く示すこと」が廃棄物の有効利用に置いて持続可能な物質循環を実現するための考え方として定義する。すなわち、安全かつ適正に廃棄物を利用するための評価に加えて、使った後の評価や計画を事前に行うことが不可欠である。以上の考え方を裏付けるものとして、廃棄物最終処分場の埋立処分に関する持続可能性とは「次の世代に負の遺産を残さない」とことと定義されている⁴⁾。埋立処分の安全性や継続性、そして、跡地利用の観点において、予想される将来的な負担を現在において軽減する努力が必要であることが意図されていると解釈される。物質循環を考えた時に廃棄物処理とは不要物を生態系循環もしくは人為循環にのせることを判断することであり、前者が廃棄物処分、後者が資源再生利用に相当する。より長い時間経過を考えれば、いつしかは不要物と判断された物も生態系循環に馴染まなければならない、その段階に至る過程において負の遺産すなわち人や生態系に対する危害を解明し、軽減、受容していく努力が必要である。こうした行動目的の実現のためには、廃棄物の状態変化を工学的に解明し、生態系循環により馴染みやすい方法論について、時間軸を有して熟考することが必要不可欠である。

1.2 浄水汚泥の有効利用に関する現状と課題

本研究において具体的に取り扱う廃棄物は浄水汚泥である。水道事業の浄化処理過程では日常的に汚泥が排出され、その汚泥は浄水汚泥または上水汚泥と呼ばれている。浄水場発生土と呼ばれることもあるが、本研究では、廃棄物としての分類がなされていることを用語に適切に反映させるため、汚泥と表記する。浄水汚泥を構成する物質は自然由来の微粒子(土粒子や有機物)であると考えられるが、浄化過程において凝集剤を用いた凝集沈殿過程を経て生成されることから、浄水汚泥は天然の土とは差別化が図られ、現在は産業廃棄物として分類されている。天日乾燥・加圧脱水した浄水汚泥を写真-1.1に示す。天日乾燥した浄水汚泥は塊状、加圧脱水した浄水汚泥は板状を呈している。

我が国における浄水汚泥の有効利用に関しては図-1.1に示すとおり、循環型社会形成推進基本法が施行された2000年以降、浄水汚泥の有効利用率は著しく増加しており、2008年には浄水汚泥の有効利用率は63%であった^{5), 6), 7)}。浄水汚泥の主な用途としては、セメント原料、園芸用土、グラウンド用資材である⁸⁾。近年、土木の分野においては、浄水汚泥のさらなる利用促進のため、道路の路盤・路床材料、植生基盤材、水質浄化材としての利用について研究が進められており^{9), 10), 11), 12), 13)}、室内試験の結果に基づいて、試験施工も行われている^{14), 15)}。以上より、浄水汚泥の有効利用に関する基礎データと実績が徐々に蓄積されており、今後はさらなる有効利用率の増加が期待される。



写真-1.1 天日乾燥した浄水汚泥(左)と加圧脱水した浄水汚泥(右)

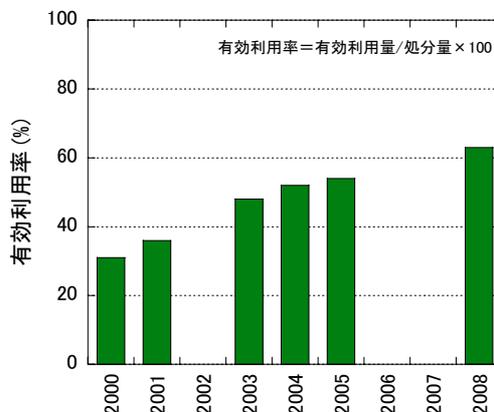


図-1.1 日本における浄水汚泥の有効利用の現状^{5), 6), 7)}

循環型社会では、資源の節約，廃棄物の減量化・排出抑制，そして，循環利用量の増大を両立することが肝要である。浄水汚泥の場合は，水道事業の理念として安全・安心な水の安定供給を第一に考えた上で，循環型社会の理念を反映させるよう努めなければならない。図-1.2に示すように，浄水汚泥の排出抑制すなわち減量化することは既に取り組みされており，フィルタープレスのような加圧脱水機の導入はその一助となっている。有効利用そのものに関しては，前述した研究成果と利用実績から良好な動向にあると言える。しかし，循環利用における“循環”の考え方については未検討の部分がきわめて多い。すなわち，浄水汚泥を利用した後の経年劣化や利用期間，そして，繰り返し利用について検討する

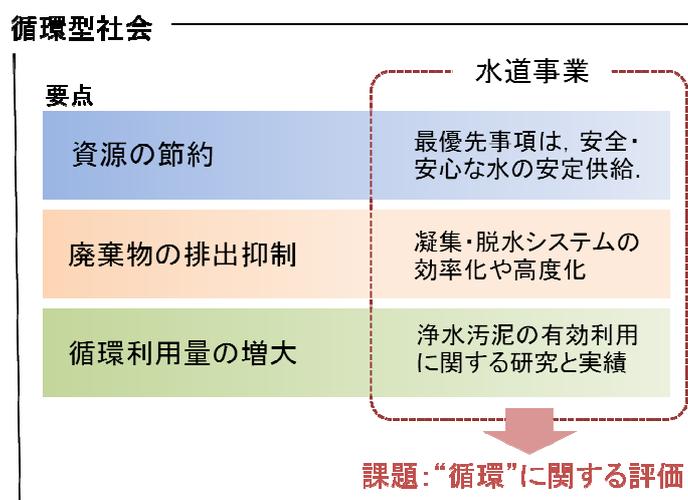


図-1.2 循環型社会と水道事業の関係から考察される
浄水汚泥の有効利用における課題

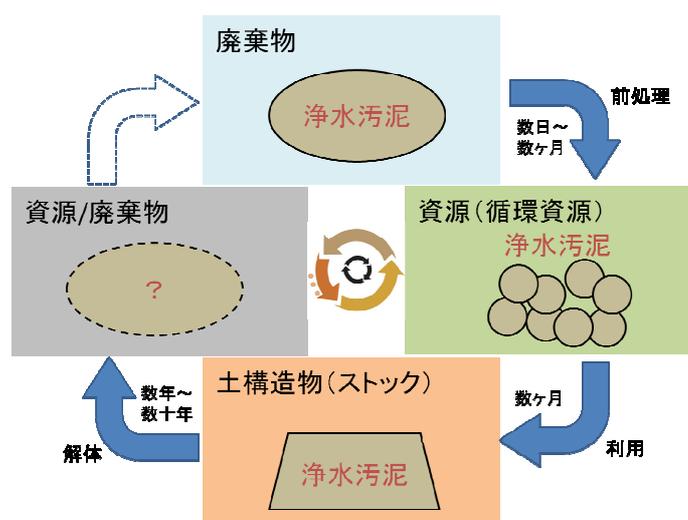


図-1.3 浄水汚泥の循環に関する概念図

ことが、浄水汚泥の循環を適切に評価する上では必要である(図-1.3 参照)。さらには、循環という概念を踏まえて、利用した後や将来における浄水汚泥の利用価値に言及するのであれば、浄水汚泥の有効利用に関わる社会システムを出来る限り体系的に捉え、循環を検討することの位置づけを明確にすることに工学的な意味があると考えられる。具体的には浄水汚泥の有効利用における環境負荷低減効果や流通の枠組みについて、工学的知見に基づいた解釈や提案を通して、持続可能な物質循環に基づいた浄水汚泥の地盤工学的利用システムを体系的に構築する必要がある。図-1.4 は浄水汚泥の地盤工学的利用システムの概念である。材料としての品質、環境との適合性、そして、経済性が三大要素となっており、品質管理、環境リスク、環境経済性といった検討項目が三大要素の間に位置づけられる。廃棄物の利用では、品質や経済効果などが単独で卓越しても利用促進には結びつかず、環境と経済と技術のバランスをとり、無理のない範囲で総合的な利益を見据えて事業を推進することが重要であると考えられる。そして、可能な限り再々利用や副次的処理すなわち次世代のことを検討しておくことが重要である。なお、本研究で使用する「地盤工学的利用」とは、浄水汚泥を「地盤材料として利用」することを意味し、地盤材料としての品質を評価するために、地盤工学あるいは土質力学に立脚した手法を用いる。

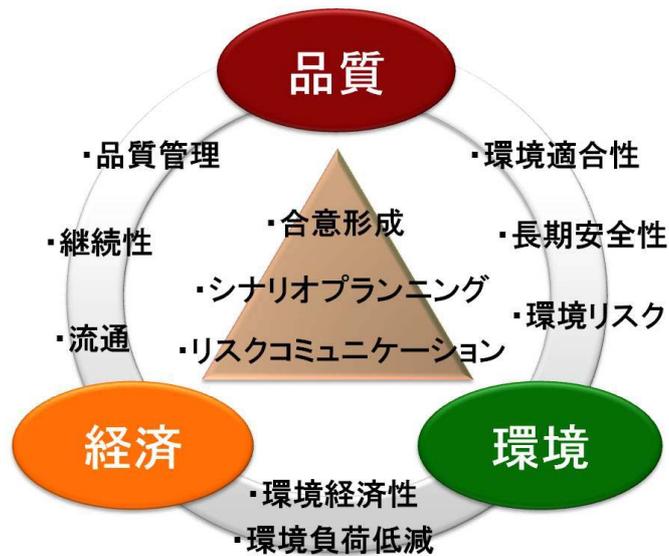


図-1.4 浄水汚泥の有効利用システムの構想

1.3 本研究の目的

本研究では、持続可能な物質循環に基づいた浄水汚泥の地盤工学的利用システムを構築することを目的とする。すなわち、将来の世代における安全性、利用年数、再廃棄物化の可能性、繰返し利用等について、工学的根拠に基づいた数値、対策、方法論等を示した上で浄水汚泥を有効利用できる仕組みを構築する。具体的には、次の三点を達成した上で、本研究の成果と既往の研究を取りまとめ、持続可能な物質循環の観点を整理し、浄水汚泥の地盤工学的利用システムを構築する。

- (1) 浄水汚泥の化学的変質に伴う地盤工学的特性の変化、そして、化学的に変質した浄水汚泥の締固め特性および締固め供試体の地盤工学的特性を明らかにする。浄水汚泥の化学的変質では、凝集剤成分の溶出と有機物の分解に焦点をあてる。地盤工学的特性とは、せん断特性、圧縮特性、透水性、保水性、そして、溶出特性である。
- (2) 浄水汚泥の化学的変質に相当する経過時間を算出し、浄水汚泥の利用可能年数および繰返し利用の可能性を提示する。凝集剤成分の溶出速度は拡散溶出試験により、有機物の分解速度は土壌呼吸速度測定試験により実験的に求め、長期溶出量と短・中期有機物分解量を計算により求める。
- (3) 浄水汚泥の利用可能年数や繰返し利用を考慮した有効利用シナリオプランニングと環境負荷低減効果の評価を行い、環境負荷低減のために有効な政策方針を示す。また、浄水汚泥の地盤工学的利用に関する一連の研究を体系化し、持続可能な物質循環を成し得るために必要な項目を提示する。

1.4 本論文の構成

図-1.5に本論文の構成を示す。本論文は全8章から構成されている。第1章には、研究の背景と目的をまとめた。第2章では、浄水汚泥の基本的性質として、生成プロセス、脱水処理、地盤工学的特性として物理的・化学的性質、締固め特性、CBR、圧縮、透水、せん断特性、そして、環境影響物質と陽イオンの溶出特性について論じた。第3章では、化学的変質を伴う浄水汚泥の地盤工学的特性について論じた。ここでは、供用期間中に生じうる化学的変質を模擬するため、作製した供試体に対して化学的変質(凝集剤成分の溶出と有機物の分解)を促し、三軸圧縮試験等を実施した。第4章では、繰返し利用を想定して、化学的変質が生じた後の浄水汚泥の締固め特性と静的せん断特性を調査した。粒度調整した試料に対して化学的変質を促した後に供試体を作製し、三軸圧縮試験を実施した。第5章では、浄水汚泥の利用可能年数の推定を行った。第3章と第4章において得られた実験結果に対して、化学的変質の程度を経過時間に換算する方法を示した。凝集剤成分の溶出速度は拡散溶出試験により、有機物の分解速度は土壌呼吸速度測定試験により得られた。

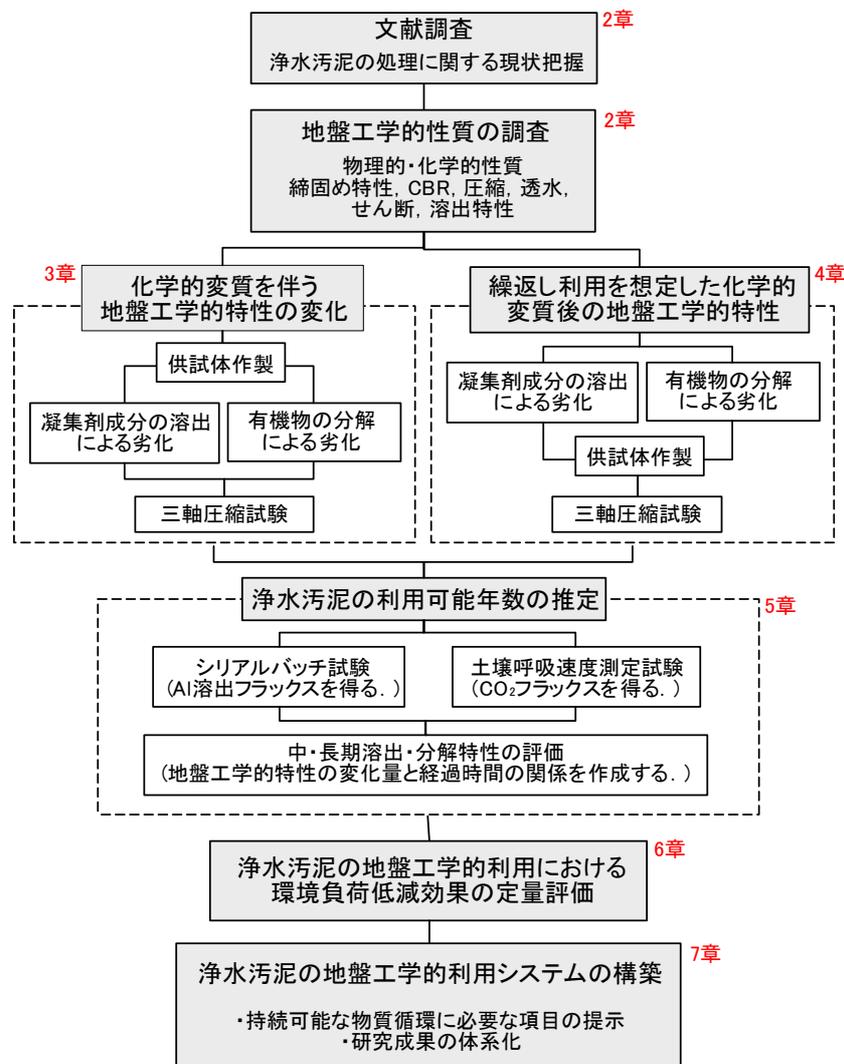


図-1.5 論文の構成

本研究の着眼点である化学的変質の考え方と浄水汚泥の利用における第3～5章の位置づけを図-1.6に示す。第6章では、浄水汚泥の環境負荷低減効果を定量評価するため、浄水汚泥の利用可能年数を用いて有効利用シナリオを作成し、そのシナリオにおける環境経済効果の算定を行った。第7章では、持続可能な物質循環に必要と考えられる項目を提示すると共に、これまでの成果を体系化し、浄水汚泥の地盤工学的利用システムとしてまとめた。第8章には本研究の結論を記した。

本研究では、浄水汚泥の利用可能年数および繰り返し利用について定量的な判断を可能とする方法論を提示した点、そして、工学的知見の活用事例として、利用可能年数をもとに環境経済性の評価をする方法論を示した点が独創的な点である。本論文では、持続可能な物質循環を成し遂げるため、浄水汚泥の有効利用について地盤工学的解釈から政策決定までの一連の流れを体系化したものを示す。

1.5 期待される成果

本研究では、廃棄物(循環資源)の利用可能年数を力学的側面から算定する手法を示した。そして、茨城県日立市をモデルケースとした具体的な有効利用の枠組みを提示した。これまで、廃棄物の利用年数は経験的予測もしくは化学的ナリスクベースで見積もられることが多かった。本論文に示した材料の化学的性質が変化する現象を実験的に示し、工学的性質に及ぼす化学的変質の影響を明らかにしたことはきわめて斬新な成果であり、材料劣化を考えることの工学的重要性を示唆した。また、廃棄物の利用可能年数を算定することは、循環資源としてのストック量を精度良く見積もる上でも有益であり、物質循環の評価の高度化や循環型社会の確立に大いに貢献するものとして期待される。以上より、学術的発展と政策決定への寄与に結びつくものとして、本論文の成果は有意義なものである。

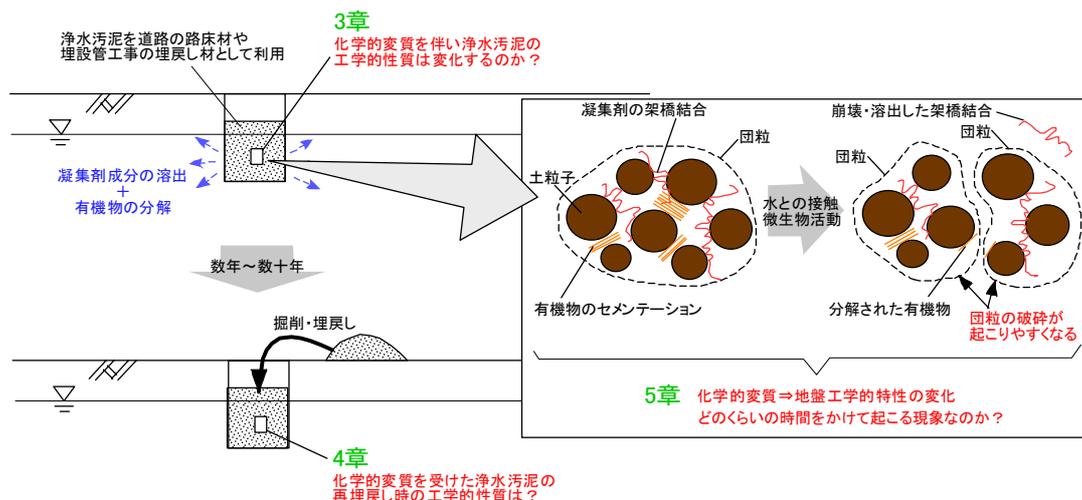


図-1.6 本研究の着眼点と浄水汚泥の利用における第3章，第4章，第5章の位置づけ

参考文献

- 1) 環境省：循環型社会形成推進基本計画，2008.
- 2) 環境省：日本の物質フロー，2009.
- 3) 三村信男，伊藤哲司，田村誠，佐藤嘉則：サステイナビリティ学をつくるー持続可能な地球・社会・人間システムを目指してー，新曜社，2009.
- 4) 松藤敏彦，吉田英樹：持続可能な廃棄物最終処分場のあり方，廃棄物資源循環学会誌，Vol. 20, No. 6, pp. 272-277, 2009.
- 5) 厚生労働省：第4回水道ビジョン検討会，資料6. 水道事業に係わる環境対策，2003.
- 6) 厚生労働省：第7回水道ビジョンフォローアップ検討会，参考資料3. 水道ビジョンの主要施策と今後の課題，2008.
- 7) 厚生労働省健康局水道課：浄水汚泥(浄水発生土)の循環利用について，第58回中央環境審議会循環型社会計画部会，資料4，2010.
- 8) 厚生労働省：平成15年度水道事業環境対策手引書3-4 資源循環，pp.26-27，2002.
- 9) Roque, A. J. and Carvalho, M.: Possibility of Using the Drinking Water Sludge as Geotechnical Material, 5th *International Congress of Environmental Geotechnics*, pp.1535-1542, 2006.
- 10) 古河幸雄，曾津大三，藤田龍之：浄水汚泥の地盤材料への利用に関する研究，土木学会論文集 C, Vol.62, No.1, pp.67-78, 2006.
- 11) 渡邊保貴，小峯秀雄，安原一哉，村上哲，豊田和弘：浄水汚泥のアルミニウム溶出に関する環境影響評価手法の提案，土木学会論文集 G, Vol.65, No.3, pp.188-201, 2009.
- 12) 小林啓二，中村隆浩，関口高志，柴田靖，松山康二，小柳津倫生，工藤稔：浄水場発生土を有効利用した法面緑化工法の開発，第8回環境地盤工学シンポジウム発表論文集，pp.223-226, 2009.
- 13) 海野修司，岡本正美，永渕正夫：浄水汚泥を用いたリン除去技術，土木学会論文集，No.741/VII-28, pp.111-121, 2003.
- 14) 大沢吉範，大木宜章，石田哲朗，関根宏，保坂成司：現場試験による上水汚泥を用いたのり面緑化基盤材の実用化への検討，土木学会論文集 VII, No.734, Vol.27, pp.119-128, 2003.
- 15) 蛭田俊明，小峯秀雄，安原一哉，村上哲，渡邊保貴，磯秀幸，豊田和弘：舗装試験施工の路面沈下量測定による浄水汚泥の路床材としての評価，土木学会第65回年次学術講演会講演集(CD-ROM), pp. 451-452, 2010.

第 2 章 浄水汚泥の基本的性質

2.1 浄水汚泥の排出プロセス

浄水汚泥は浄化処理プロセスにおいて排出される汚泥である。特に、本研究では上水道と工業用水事業において排出される汚泥を対象とする。一般的な上水道の浄化処理では、河川や湖沼の水を沈降、濾過、吸着等により浄化する。粒径 10^6m 以上の比較的大きな粒子は自然沈降や膜処理により、粒径 10^9m 以下の比較的小さな粒子は活性炭吸着やイオン交換により除去する。しかし、粒径 $10^6\sim 10^9\text{m}$ の粒子は自然沈降や濾過などの直接除去は難しいとされており、凝集剤を用いてフロックを作り、見かけの粒径を大きくすることで沈降させる¹⁾。凝集沈殿の様子を写真-2.1 に示す。

我が国では、凝集剤として硫酸アルミニウム、ポリ塩化アルミニウム、アンモニウムミョウバン、カリミョウバン、硫酸第一鉄、硫酸第二鉄、ポリシリカ鉄などが使用される。我が国ではアルミニウム塩を凝集剤として用いることが多い。はじめ主流であったのは、硫酸アルミニウムであり、現在ではポリ塩化アルミニウムの利用率が高い²⁾。近年では、水道法 4 条に基づく水質基準においてアルミニウムの管理目標値が厳しい設定(0.1mg/L)であることから、アルミニウム濃度を減らすためにポリシリカ鉄の利用を検討している事業者もある。本研究では、主に茨城県日立市森山浄水場において採取した浄水汚泥を使用しており、そこでは凝集剤としてポリ塩化アルミニウムが使用されている。ポリ塩化アルミニウムは化学式 $[\text{Al}_2(\text{OH})_m\text{Cl}_{6-m}]_n$ ($m=2\sim 4$)で表わされる。あらかじめアルミニウムの重合体を生成させており、アルカリを消費することなく水中で吸着活性の極めて高い多核錯イオン(ポリカチオン)を生成し、凝集効果を発揮する。

凝集剤が添加された処理水は、フロックの成長を促すため急速攪拌と緩速攪拌を経て沈殿池に流入する。ここで沈殿したフロックを含んだ水が天日乾燥床に移され、さらに上澄みを除いた沈殿部分が浄水汚泥となる。上水道の浄水施設では天日乾燥が主流であるが、近年ではフィルタープレスやベルトフィルタープレスと称される加圧脱水機や凍結融解などの機械脱水を有する浄水施設も増えてきており、その場合、沈殿池のフロックを含んだ

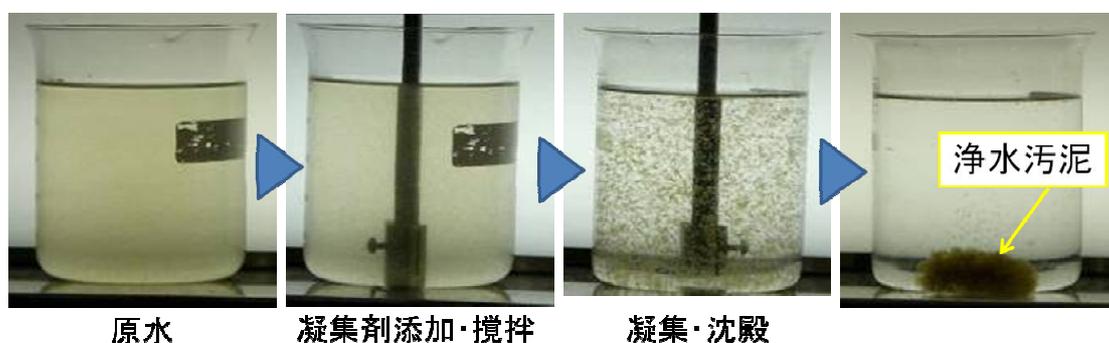
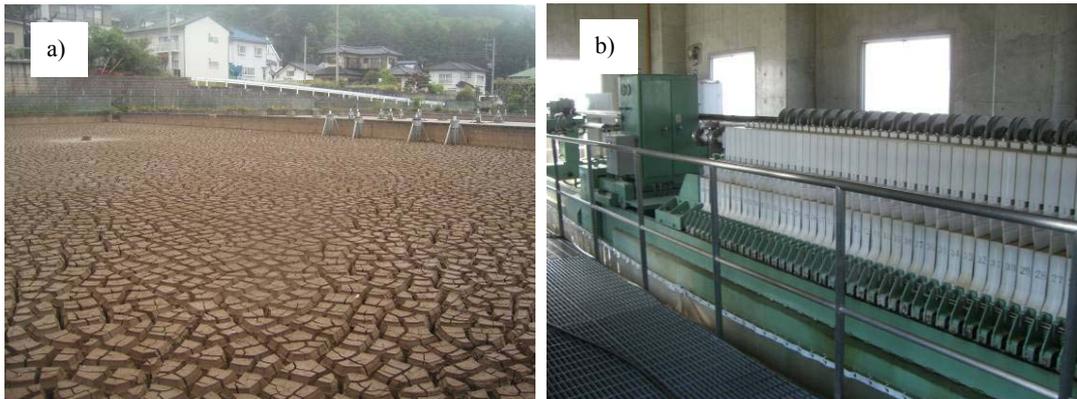


写真-2.1 浄水汚泥の凝集・沈殿プロセス



写真－2.2 浄水汚泥の脱水設備

a) 天日乾燥床(茨城県日立市森山浄水場)

b) ろ布走行形圧搾機付加圧脱水機(福島県いわき市平浄水場において撮影)

水は濃縮層にて懸濁濃度が高められ、加圧脱水機に送られる。天日乾燥床とフィルタープレス加圧脱水機を写真－2.2 に示す。

茨城県日立市森山浄水場では、天日乾燥により脱水する場合は湿潤質量で年間 1500～2500 トンの浄水汚泥が排出され、平成 20 年度以降、脱水方法が加圧脱水に変わってからは年間 1000 トンほどの排出量に減少した。天日乾燥の場合には 3～6 ヶ月という長時間をかけて含水比 200～300%まで脱水してから場外に搬出していたのに対し、加圧脱水の場合には約 1 時間で含水比 150～200%まで脱水することが可能であることが排出量の減少に貢献しており、こうした脱水能力の向上は浄水汚泥の最終処分量の削減にも結び付いている。

2.2 浄水汚泥の処理および法的位置づけ

循環型社会の形成推進のための法体系を図－2.1 に示す。循環型社会形成基本法は廃棄物対策とリサイクル対策を総合的かつ計画的に推進し、「大量生産・大量消費・大量廃棄」型の社会から脱却することを目的として平成 13 年 1 月に施行された。天然資源の消費を抑制し、最終処分量を削減するなどの環境負荷低減を推進することを一つの理念としている³⁾。

廃棄物の処理及び清掃に関する法律(廃棄物処理法)において「廃棄物」とは、ごみ、粗大ごみ、燃え殻、汚泥、ふん尿、廃油、廃酸、廃アルカリ、動物の死体その他の汚物又は不要物であって、固形状又は液状のもの(放射性物質及びこれによって汚染された物を除く)である。現在、水道事業の副産物として排出される浄水汚泥は廃棄物処理法に基づき産業廃棄物として取り扱われている。したがって、①埋立てによる最終処分、②「海洋汚染等及び海上災害の防止に関する法律」に基づき定められた海洋への投入処分、③有効利用といった処理を行うことが義務づけられている。浄水汚泥の処理は、上記①と③に該当する。なお、浄化処理プロセスにおいて排出される汚泥の呼称として、浄水汚泥、上水汚泥、浄水場発生土等があるが、廃棄物処理法に基づき廃棄物に分類されている現状を用語に適切に反映させることが重要と考え、本論文では浄水汚泥としている。

資源の有効な利用の促進に関する法律(資源有効利用促進法)は、製品回収・リサイクルの強化・製品の省資源化・長寿命化・副産物発生抑制・リサイクルの推進を事業者に義務付けることで循環型経済システムの構築を目指すことを目的としている。この法律において

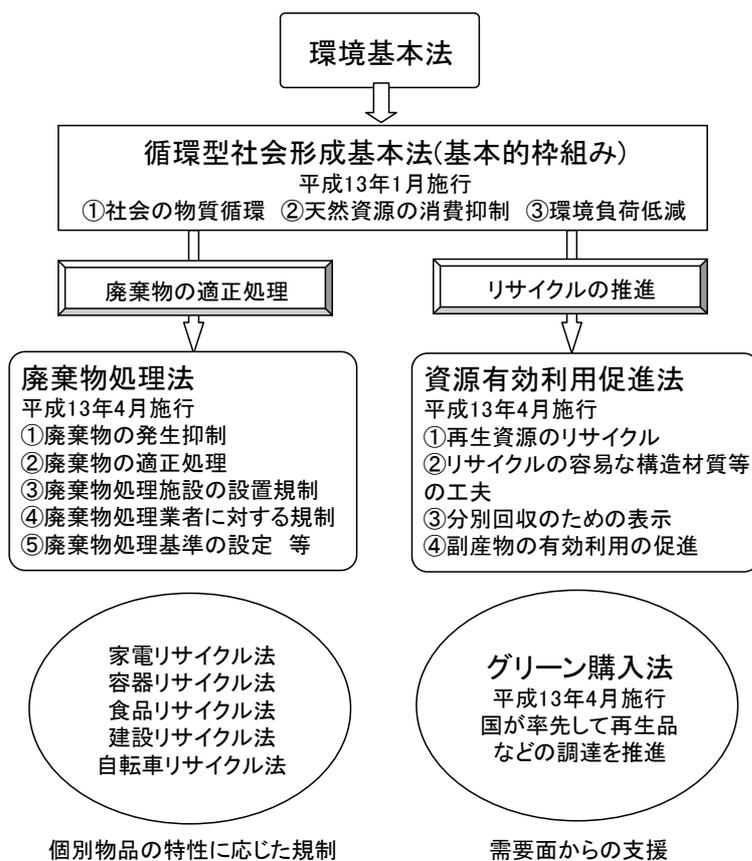
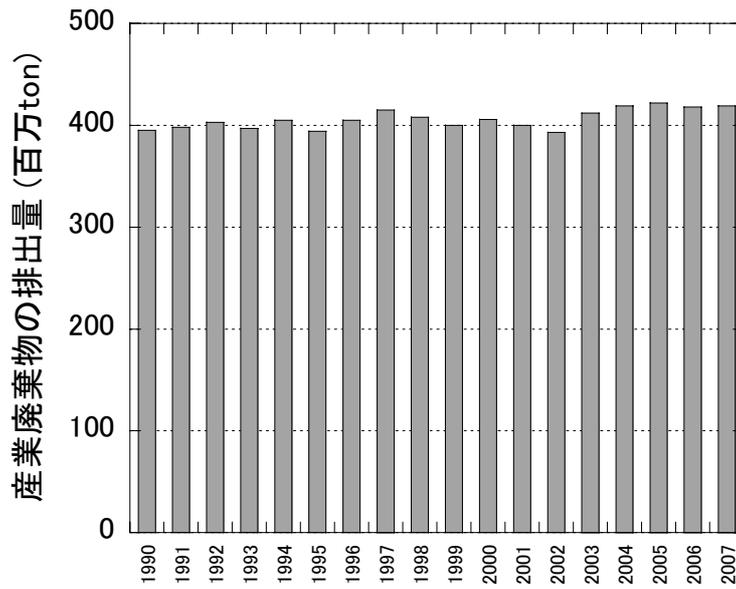


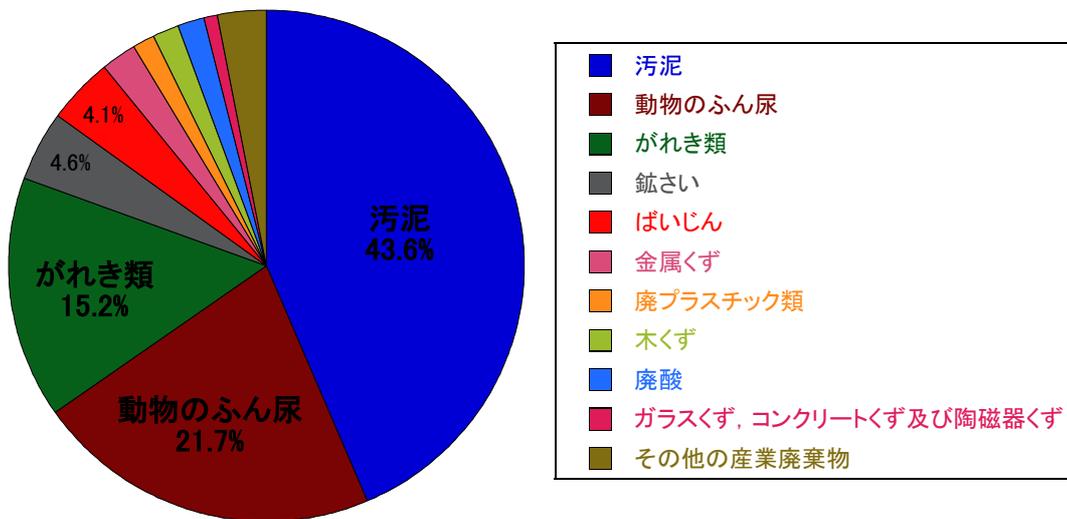
図-2.1 循環型社会形成推進に関する法律

浄水汚泥は、「特に再生資源としての有効利用を促進しなければならない指定副産物」に該当すると考えられる。

図-2.2 に日本における産業廃棄物の排出総量の推移とその内訳を示す⁴⁾。産業廃棄物の排出総量はほぼ一定量で推移しており、その内訳からは汚泥の割合が多いことが分かる。我が国における産業廃棄物最終処分場の残余年数は平成 15 年の時点で約 6.1 年と見積もられており、廃棄物を有効利用することの意義は大きいと言える。また、汚泥のさらなる内訳に着目すると、浄水汚泥の割合は建設汚泥や下水汚泥と比べて格段に小さい。しかし、浄水汚泥の有効利用を確立することは汚泥全体の有効利用促進に技術的側面のみならず事業の枠組みや社会通念の側面からも貢献できることが期待される。



(a) 産業廃棄物の排出量の推移



(b) 産業廃棄物の内訳

図-2.2 日本における産業廃棄物の総量と内訳⁴⁾

2.3 有効利用の現状

浄水汚泥の有効利用は地方自治体(排出責任者として主に浄水場の管理者)が中心となって検討、推進している。これまで、浄水汚泥をセメントの原料、園芸用土、グラウンド用土として利用する例が多い²⁾。セメントの原料としての処理では、浄水汚泥を燃料もしくは混和材として利用することになる。園芸用土として利用する場合には、無料で配布する場合と有料で販売する場合の両方がある。園芸用土として利用する場合には、使用料が比較的少なく、浄水汚泥の排出が日常的に少量ずつであることを考慮すれば、需要と供給が整合していると解釈することもできる。

以上の取り組みを経て、**図-2.3**に示すように我が国の浄水汚泥に対する有効利用率は増加傾向にある。具体的に、浄水汚泥の有効利用率は2000年の31%から2008年の63%へと著しく増加した^{5), 6), 7)}。しかしながら、上述した浄水汚泥の有効利用率に対して、実際は、有効利用率100%と0%の浄水施設が多くを占めている²⁾。すなわち、有効利用を全く推進していない浄水施設が未だ多く存在することを認識しなければならない。したがって、多角的な有効利用とその普及に努め、さらなる有効利用率の向上を目指す必要がある。

2.4 浄水汚泥の有効利用に関する既往の研究

廃棄物の有効利用が社会的要請を背景に持つ以前から、地盤工学の分野では、浄水汚泥の有効利用に関する研究が進められてきた。浄水汚泥の地盤工学的性質に関する最初の研究は1981年の川口ら⁸⁾による上水(浄水)汚泥の二次圧密特性であると考えられる。しかし、当時は処理・処分の視点が強く、具体的な利用までは論旨が展開されていなかった。循環型社会形成推進基本法が制定された2000年を過ぎると有効利用の視点は強くなり、浄水汚泥を道路構成材料として利用することが検討されるようになった^{9), 10), 11)}。浄水汚泥の強度改善のため、セメントを用いて粒状化する試みもされた^{12), 13)}。浄水汚泥と砂質土や軟弱土を混合利用する方法も検討され、浄水汚泥の利用に付加価値が見出された^{9), 14)}。我が国では、

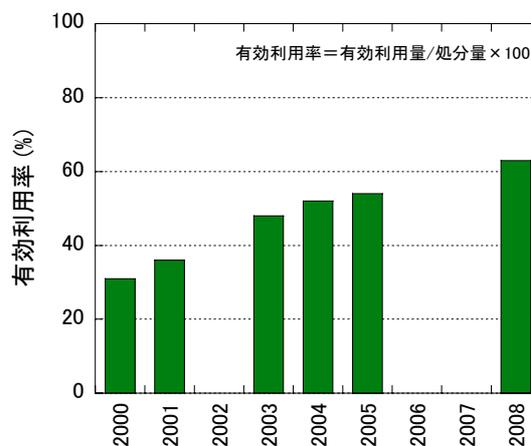


図-2.3 日本における浄水汚泥の有効利用の現状^{5), 6), 7)}

浄化処理の高度化・高効率化のため、凝集剤の種類が硫酸バンドからポリ塩化アルミニウムへと変わってきた。近年では、ポリシリカ鉄の利用も検討されている。こうした凝集剤の変化に伴い、凝集剤の主成分であるアルミニウムの環境への影響が懸念されるようになった。そこで、渡邊ら¹⁵⁾は、アルミニウムの溶出特性を調べ、環境影響評価のための判定基準や判定フローを提案した。玉上ら¹⁶⁾は、植物の育成状態を観察することで、浄水汚泥を利用することによる環境影響はきわめて小さいことを示した。資材利用の観点から大量利用が期待される道路構成材料としての利用に対し、水質浄化剤や法面緑化材といった少量からの利用も可能な技術開発もされた^{17), 18), 19), 20)}。浄水汚泥を水稻育苗培土として利用することも検討されており、取水場所や浄化処理方式に依存して性質の差異が認められることが課題として挙げられている²¹⁾。農業の観点からは、浄水汚泥に含まれる凝集剤ポリ塩化アルミニウムが指摘される場合があるが、石川ら²²⁾は、上水(浄水)汚泥から凝集剤(硫酸バンドとポリ塩化アルミニウム)を回収することを検討しており、工学的・農学的利用をする前の段階において凝集剤成分を有効に活用するという視点も重要と考えられる。また、近年では、凝集剤としてポリシリカ鉄(PSI)が使われることがあり、ポリシリカ鉄により凝集された浄水汚泥を水田土壌とする研究も行われており、実証実験も実施されている²³⁾。

浄水汚泥の有効利用に関する研究事例は多く、浄水汚泥の利用は可能な段階に近づいている。試験施工を行い、実際の利用規模において浄水汚泥の利用可能性を示した成果もある^{24), 25)}。そこで、利用した後の安全性や繰返し利用についても考えなければならない段階にあるのが現在であると言える。本論文では、以上の背景をふまえて、浄水汚泥の利用に伴い生じる化学的変質と地盤工学的特性の関係や繰返し利用について記し、浄水汚泥の地盤工学的利用を推進するための体系的な枠組みを示す。

2.5 浄水汚泥の基本的性質

浄水汚泥の基本的性質として、物理的・化学的性質、鉍物組成、化学組成、締固め特性、CBR、透水・圧密・せん断特性、微視的構造とスレーキング特性、溶出特性について詳述する。

2.5.1 物理的・化学的性質

本研究では茨城県日立市に所在する森山浄水場において浄水汚泥を採取した。表-2.1に浄水汚泥の物理的・化学的性質を示す。土粒子の密度、強熱減量、粒度組成はそれぞれ JIS A 1202:2009「土粒子の密度試験方法」、JIS A 1226:2009「強熱減量試験方法」、JIS A 1204:2009「土の粒度試験方法」に準拠して測定した。液性限界・塑性限界は JIS A 1205:2009「土の液性限界・塑性限界試験方法」を援用しており、局所的な乾燥を避けるために頻繁に練り混ぜながら風乾により採取時の含水比を低下させ、その脱水過程において液性限界と塑性限界を測定した。浄水汚泥の含水比を塑性限界以下の固体状もしくは半固体状まで低下させると、その脱水による状態変化は非可逆的であり、再び吸水しても塑性状や液状に戻ることはきわめて困難であったため、上述した方法をとった。

表-2.1 茨城県日立市森山浄水場において採取した浄水汚泥の物理的・化学的性質

試料名	DWS-A	DWS-B	DWS-C	DWS-D	DWS-E	DWS-F	DWS-G	
排出年月日	2006年2月	2006年3月	2006年5月	2006年6月	2006年11月	2007年6月	2007年9月	
脱水方式	天日乾燥	天日乾燥	天日乾燥	天日乾燥	天日乾燥	天日乾燥	天日乾燥	
土粒子の密度 (g/cm ³)	2.48	2.42	2.51	2.54	2.60	2.40	2.61	
液性限界 (%)	320	350	275	/	420	248	178	
塑性限界 (%)	147	143	140	/	166	165	104	
塑性指数	173	207	135	/	254	83	74	
強熱減量 (%)	27.3	28.9	26.1	18.1	25.8	18.2	18.8	
粒度組成 (%)	礫分	/	/	/	/	0	/	
	砂分	/	/	/	/	6.6	/	
	シルト	/	/	/	/	34.4	/	
	粘土分	/	/	/	/	59.0	/	
試料名	DWS-H	DWS-I	DWS-J	DWS-K	DWS-L	DWS-M	DWS-N	
排出年月日	2007年11月	2007年11月	2008年1月	2008年6月	2008年11月	2009年3月	2009年3月	
脱水方式	天日乾燥	天日乾燥	天日乾燥	天日乾燥	天日乾燥	天日乾燥	加圧脱水	
土粒子の密度 (g/cm ³)	2.45	2.51	2.45	2.58	2.58	2.54	2.45	
液性限界 (%)	116	221	511	83	224	/	113	
塑性限界 (%)	69	145	186	60	145	/	91	
塑性指数	47	77	325	23	80	/	21	
強熱減量 (%)	12.4	18.5	17.0	9.0	22.3	18.6	26.1	
粒度組成 (%)	礫分	20.1	7.9	/	10.7	0	/	/
	砂分	39.8	23.2	/	59.9	28.0	/	/
	シルト	8.6	20.7	/	14.5	25.0	/	/
	粘土分	31.5	48.2	/	15.0	47.0	/	/
試料名	DWS-O	DWS-P	DWS-Q	DWS-R				
排出年月日	2009年7月	2009年11月	2010年5月	2010年10月				
脱水方式	加圧脱水	加圧脱水	加圧脱水	加圧脱水				
土粒子の密度 (g/cm ³)	2.41	2.52	2.65	2.45				
液性限界 (%)	245	269	/	/				
塑性限界 (%)	142	151	/	/				
塑性指数	103	118	/	/				
強熱減量 (%)	26.6	23.1	19.1	22.1				
粒度組成 (%)	礫分	/	/	/	/			
	砂分	/	/	/	/			
	シルト	/	/	/	/			
	粘土分	/	/	/	/			

※土粒子の密度、強熱減量は JIS A 1202:2009, JIS A 1226:2009 に準拠して測定した。液性限界・塑性限界は JIS A 1205:2009 を援用し、採取時の含水比を低下させる過程で測定した。

※斜線部分は未測定項目である。

表-2.2 他の浄水場で排出された浄水汚泥の土粒子の密度と強熱減量

採取地点	福島県 福島市	福島県 いわき市	新潟県 新潟市	栃木県 宇都宮市	福山県 福山市	福岡県 福岡市 ^{*1}	福岡県 福岡市	鹿児島県 鹿児島市
土粒子の密度 (g/cm ³)	2.573	2.504	2.54	2.525	2.38	2.161	2.528	2.425
強熱減量 (%)	19.8	31.4	16.4	10.5	30.9	50.5	28.3	—
参考文献		古河ら ⁹⁾		富田 ¹¹⁾	田辺ら ¹³⁾	中村ら ¹²⁾		古河ら ⁹⁾

※1 活性炭を含んだ浄水汚泥

浄水汚泥の土粒子の密度は $2.40\sim 2.61\text{g/cm}^3$ の範囲で変動した。土粒子の密度を変動させる要因として、浄水汚泥に含まれる有機物の量が考えられる。図-2.4 に示すように土粒子の密度と強熱減量の間には負の相関が認められ、有機物の量が増すほど相対的に石英等の鉱物の量が減り、土粒子の密度は小さくなると考えられる。浄水汚泥に含まれる有機物は原水由来であると考えられ、図-2.5 に示すように原水の全有機炭素(TOC)と強熱減量には相関がある。ただし、浄水汚泥の排出期間は長期に及ぶのに対し、TOC はその期間の平均値を用いている。茨城県日立市以外の浄水場において排出された浄水汚泥の土粒子の密度と強熱減量を表-2.2 にまとめた。土粒子の密度は $2.161\sim 2.573\text{ g/cm}^3$ の範囲、強熱減量は $10.5\sim 50.5\%$ の範囲であり、活性炭が含まれると強熱減量は大きくなるのが分かる。浄水汚泥は、原水の水質変動と脱水期間内の気象条件などの影響を受けて変動するものと考えなければならない。

液性限界は $83\sim 511\%$ 、塑性限界は $60\sim 166\%$ の範囲で変動した。塑性図にまとめると図-2.6 のようになる。液性限界と塑性指数の関係は A 線に沿って分布しており、工学的分類では高液性限界シルトもしくは低液性限界シルトに分類される。浄水汚泥の粒径は、水処理段階では 10^6m 以下の粘土粒子である。凝集剤の働きにより、それらの粒子が凝集され、団粒を形成しているため、工学的なふるまいとしてはシルトの挙動に類似するものと考えられる。本研究において実施した液性限界試験は、試料を風乾させる過程で実施している。最適含水比付近で浄水汚泥を施工する場合には非可逆的に脱水が進行するために非塑性となることから、表-2.1 に示した液性限界および塑性限界は実用的な指標とはならないが、長時間を経て、浄水汚泥の団粒が細粒化することを想定するのであれば、シルトとして分類することに意味がある。なお、液性限界と塑性限界の変動に影響を及ぼす要因として、原水の水質や浄水汚泥の粒径が挙げられるが、凝集剤としてポリ塩化アルミニウムを使用していることも考える必要がある。しかし、図-2.7 に示すように凝集剤の添加量には日単位でも変動が大きく、また、浄水汚泥は天日乾燥床において数日間に排出された浄水汚泥が混合されることから、凝集剤とコンシステンシーとの具体的な相関は得られていない。凝集剤の種類や添加量が変化した場合に、浄水汚泥のコンシステンシーも変化するであろうことに留意すべきである。

浄水汚泥の粒径加積曲線を図-2.8 に示す。横軸の粒径は、本来の定義とは異なり、分散

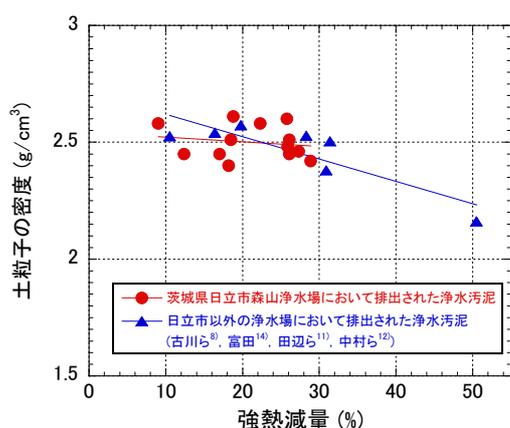


図-2.4 土粒子の密度と強熱減量の関係

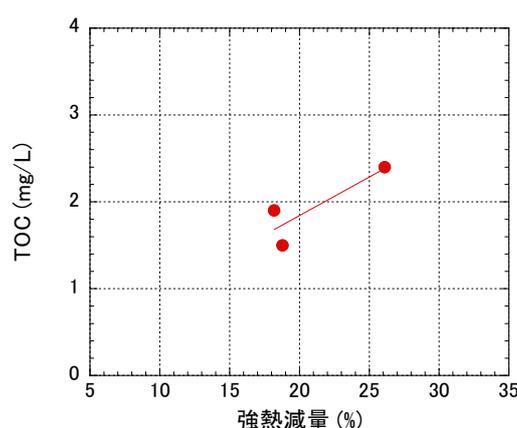


図-2.5 全有機炭素(TOC)と強熱減量の関係

操作を経ても安定して存在していた団粒の直径である。浄水汚泥は排出の時期により粒度分布が大きく異なることが分かる。工学的分類では、シルト質粘性土からシルト質砂質土のように分類の幅は非常に広い。こうした特性は浄水汚泥の初期含水比に依存している。初期含水比が低いほど、浄水汚泥の粒度分布は砂質土に近くなった。浄水汚泥に含まれている凝集剤により、脱水過程において状態変化が非可逆的になり、粒度試験において分散剤では細粒化しないほどの団粒が形成されていると考えられる。

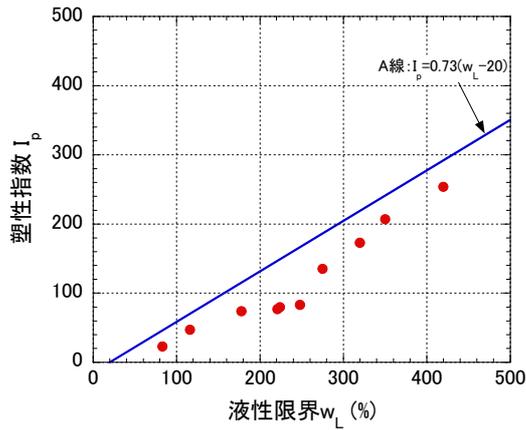


図-2.6 塑性図における浄水汚泥の工学的分類

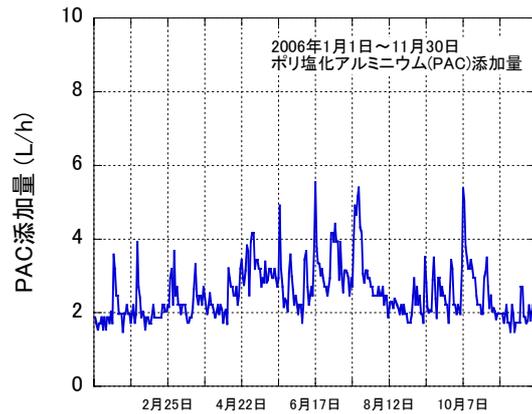


図-2.7 ポリ塩化アルミニウムの添加量の推移

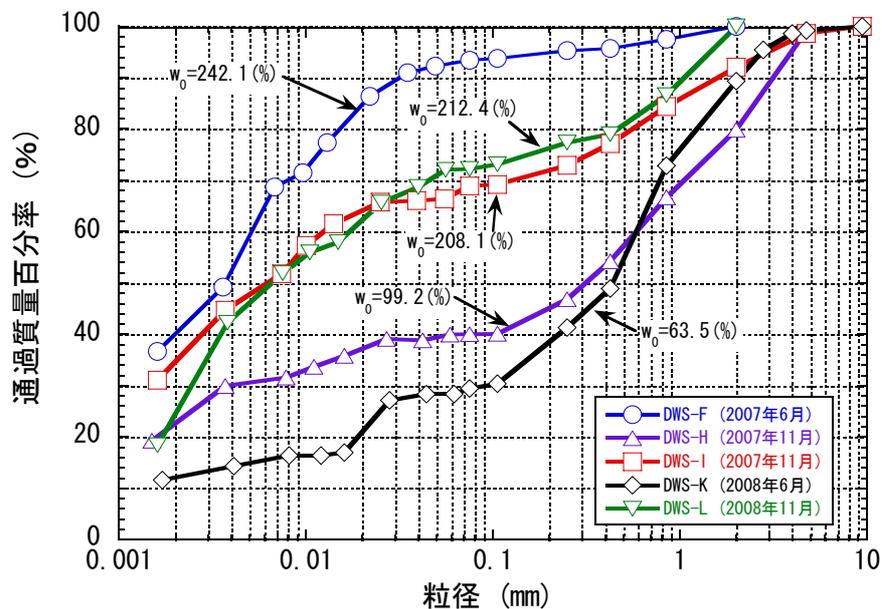


図-2.8 浄水汚泥の粒径加積曲線

※ここでの「粒径」は本来の定義とは異なり、分散操作を経て存在する団粒の直径であり、見かけの粒径である。

2.5.2 鉱物組成と化学組成

粒度組成やコンシステンシーから判断すると、浄水汚泥はシルトに最も近い。しかし、水処理の段階では浄水汚泥の最小単位は粒径 $10^{-6} \sim 10^{-9} \text{m}$ ほどの粒子である。そこで、長期的に浄水汚泥が細粒化または変質することも視野に入れて、浄水汚泥に含まれる鉱物と化学成分を詳細に調査した。

図-2.9 に浄水汚泥および関東ロームに対して実施した粉末 X 線回折の結果を示す。浄水汚泥の鉱物組成として、 3.34\AA の最強線から石英、 3.19\AA の最強線から斜長石の存在を確認した。それらは、茨城県水戸市において採取した関東ロームからも同定された。本研究において用いている浄水汚泥は、一級河川久慈川を原水とした浄化処理において排出されている。粉末 X 線回折において用いた関東ロームが分布域は久慈川流域とは異なるが、久慈川流域の土質が浄水汚泥の鉱物組成を決定している可能性が示唆された。また、浄水汚泥には 3.035\AA 付近に最強線が出ていることから、方解石も含まれていると考えられる²⁶⁾。

表-2.3 に浄水汚泥の化学組成を示す。測定は、JIS K 0101 と JIS K 0166 に準拠した。試料は DWS-K, DWS-L, DWS-N, そして、森山浄水場敷地内において採取した埋設管工事の発生土を用いた。浄水汚泥は主に SiO_2 と Al_2O_3 , Fe_2O_3 から構成されており、それらの構成比率は定性的に発生土と類似している。 Al_2O_3 と CaO の割合は浄水汚泥の方が大きい傾向が認められた。 Al_2O_3 は凝集剤として使用されたポリ塩化アルミニウムにより、 CaO は河川水中の Ca が浄化処理過程において濃縮されたことが要因となって上述した化学組成を決定しているものと考えられる。また、 P_2O_5 の割合も発生土と比べて大きい傾向が認められた。リンの含有量には、原水に含まれていた栄養塩も寄与しているものと推察される。Oikawa et

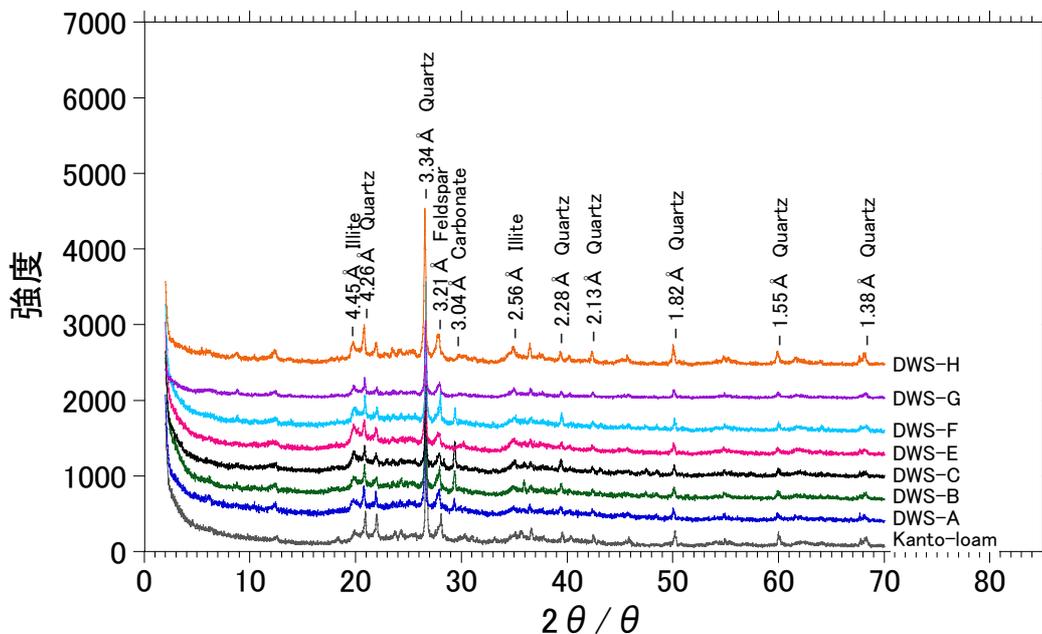


図-2.9 浄水汚泥と関東ロームの粉末 X 線回折の結果

al.²⁷⁾は浄水汚泥を用いてカラム通水型のリン・窒素吸着試験を実施しており、その実験結果に基づき、リンは浄水汚泥に含まれる Al と化学結合することにより固定化されると推察している。同様のメカニズムを考えれば、浄化処理過程において凝集剤すなわち Al が供給されているため、原水に含まれていたリンが Al と結合し、土粒子と共に凝集沈殿されることにより、浄水汚泥を占める P₂O₅ の割合が大きくなったと類推される。

表-2.3 浄水汚泥の化学組成

	DWS-M	DWS-N	DWS-P(1) [※]	DWS-P(2) [※]	測定方法
SiO ₂ (%)	44	28	46	43	JIS K 0101
Al ₂ O ₃ (%)	24	31	24	26	JIS K 0116
Fe ₂ O ₃ (%)	4.9	4.9	5.8	5.9	JIS K 0116
CaO (%)	1.2	0.9	1.9	1.2	JIS K 0116
MgO (%)	1.1	1.0	1.0	0.9	JIS K 0116
Na ₂ O (%)	1.3	0.7	1.0	0.8	JIS K 0116
K ₂ O (%)	1.6	1.1	1.3	1.2	JIS K 0116
TiO ₂ (%)	0.40	0.35	0.46	0.47	JIS K 0116
P ₂ O ₅ (%)	0.44	0.59	0.59	0.58	JIS K 0116

	DWS-Q	日立市埋設管工事発生土	測定方法
SiO ₂ (%)	46	61	JIS K 0101
Al ₂ O ₃ (%)	24	16	JIS K 0116
Fe ₂ O ₃ (%)	5.8	8.2	JIS K 0116
CaO (%)	1.9	0.6	JIS K 0116
MgO (%)	1.0	0.8	JIS K 0116
Na ₂ O (%)	1.0	0.9	JIS K 0116
K ₂ O (%)	1.3	1.1	JIS K 0116
TiO ₂ (%)	0.46	0.79	JIS K 0116
P ₂ O ₅ (%)	0.59	0.04	JIS K 0116

※DWS-P(1)と DWS-P(2)は、同一時期にサンプリングした浄水汚泥ではあるが、化学組成の差異を示すため、二検体の試験結果を示した。

2.5.3 締固め特性と CBR

一般的に土は締固めることにより、土構造物としての安定性を向上させることが出来る。浄水汚泥を土とみなすのであれば、浄水汚泥の地盤工学的利用において重要となることは締固めであり、脱水に伴い減少する浄水汚泥の含水比と、一定のエネルギーで締固めたときの乾燥密度の関係を明らかにしなければならない。

日本工業規格 JIS A 1210:1999 に準拠し、突固めによる土の締固め試験を実施した。突固め条件は E 法であり、ランマー質量は 4.5kg、モールド内径は 15cm、突固め層数は 3 層、一層あたり突固め回数は 92 回である。試料の粒径は、9.5mm ふり通過分とした。なぜなら、浄水汚泥には直径 10~1000 μ m の団粒が不均一に含まれており、大きい団粒ほど破碎しやすく、その度に粒度分布が変化し、再現性を得ることが難しくなるためである。また、加水して含水比を調整した試料と脱水過程の湿潤状態の試料の両方を試験に供した。以後、各試料を用いて行った試験をそれぞれ E-b 法 (乾燥—非繰返し法)、E-c 法 (湿潤—非繰返し法) と記述する。E-b 法では、加水後、24 時間養生してから試験で使用した。天日乾燥した浄水汚泥 (天日乾燥浄水汚泥) の締固め曲線を 図-2.10 に示す。使用した試料は表-2.1 に示す天日乾燥床から採取した浄水汚泥 D である。採取時の含水比から脱水過程に相当する E-c 法では、含水比の低下に伴い、乾燥密度は増加し続ける傾向が認められ、その一方で、十分に脱水した後に加えて加水して含水比を調整した E-b 法では、含水比 34% において最大乾燥密度 1.142 g/cm^3 が得られた。E-c 法と E-b 法における浄水汚泥の締固めメカニズムの推察図を 図-2.11 に示す。E-c 法による締固め曲線は非可逆的であり、それは、含水比の低下に伴い間隙水中に溶存状態にあった凝集剤が近傍の土粒子に接触し、その結果として架橋結合の数が増加したため、浄水汚泥の骨格構造は変化したことが要因と考えられる。E-b 法による締固め曲線は可逆的であり、このプロセスにおいて架橋結合による骨格構造の発達ほぼ完了しており、浄水汚泥に含まれる水が土粒子の流動や破碎に寄与し、最も締固まりやすい状態すなわち最大乾燥密度と最適含水比が得られたと考えられる。さらに水の出入りに

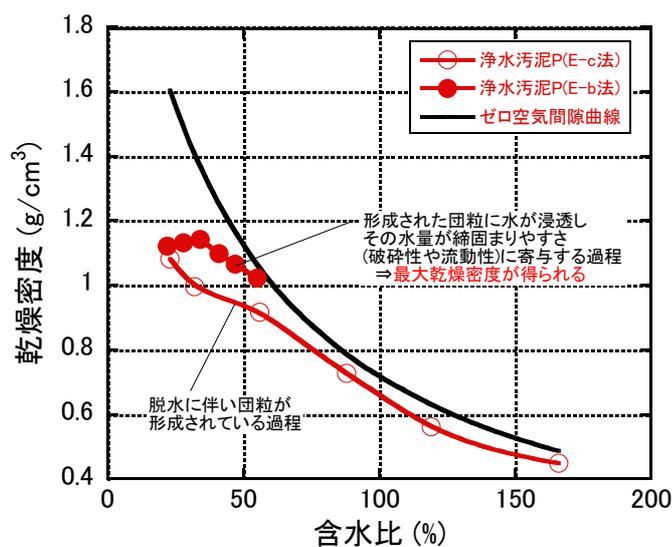


図-2.10 天日乾燥した浄水汚泥の締固め曲線

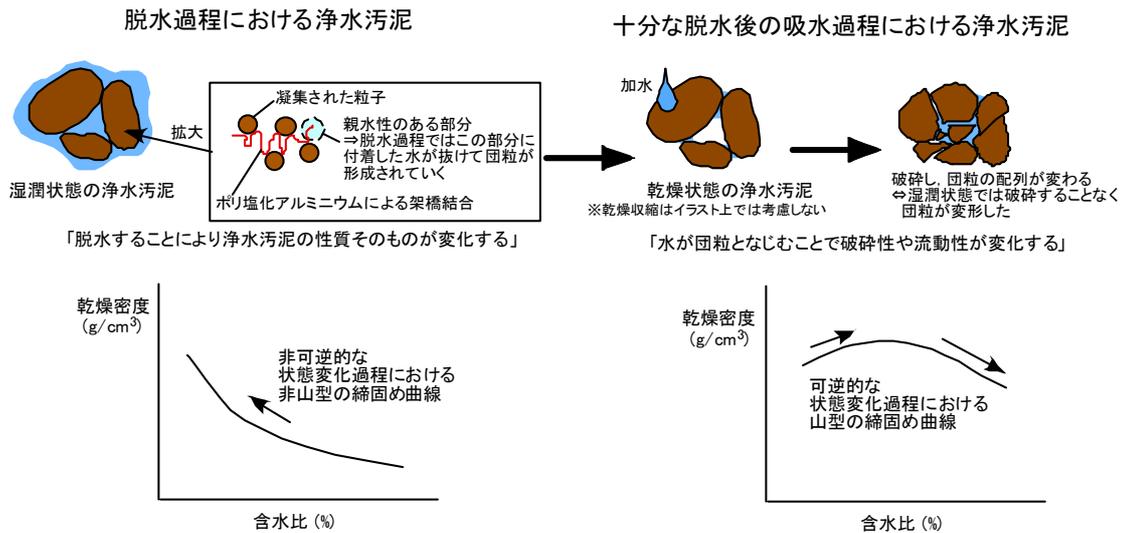


図-2.11 E-b法とE-c法における浄水汚泥の締固めメカニズム

着目すれば、土の結晶水の出入りは非可逆的であり、結晶水が消失すると土の性質は変化すると言われていることから²⁸⁾、E-c法では自由水に加えて団粒内部に存在する水が非可逆的に排出され、E-b法では自由水が浸入したと解釈できる。こうした水の存在形態の違いが二種類の可逆・非可逆的な締固め曲線に影響したと考えられる。

加圧脱水した浄水汚泥(加圧脱水浄水汚泥)の締固め曲線を図-2.12に示す²⁹⁾。使用した試料は表-2.1に示す天日乾燥床から採取した浄水汚泥OおよびPである。加圧脱水浄水汚泥も天日乾燥浄水汚泥と同様にE-b法とE-c法で形状の異なる締固め曲線が得られた。すなわち、E-c法では含水比の低下に伴い乾燥密度は増加し続け、E-b法では山型の締固め曲線となった。最大乾燥密度は0.95g/cm³、最適含水比は40%であり、天日乾燥浄水汚泥より乾燥密度は小さく、最適含水比は湿潤側となった。加圧脱水浄水汚泥は、あらかじめ板状の団粒が形成されており、団粒の大きさは機械的に揃えられた状態にある。その板状の団粒が破碎し、細粒分が間隙を埋めることで乾燥密度は増加すると考えられる。その際、天日乾燥より加圧脱水浄水汚泥の方が空隙は多くなることが観察されており、それは板状の団粒がアーチ構造を担うためと考えられる。破碎の程度については、同一エネルギーのもとであれば、図-2.13に示すように短軸すなわち団粒の厚さが小さい試料Bの方が破碎しやすい²⁹⁾。しかし、締固め曲線は試料Aの方が乾燥密度の大きい側に位置しており、必ずしも破碎のしやすさと乾燥密度は相関関係にあるわけではない。図-2.14に示す形状分類図において、乾燥密度の大きい試料Aの方が短軸は大きいために塊状に近く、天日乾燥浄水汚泥は塊状であることを考慮すると、団粒の破碎に加えて、形状が塊状に近いことが乾燥密度の増加に影響していると考えられる。浄水汚泥の締固め曲線はE-b法において、なだらかな山型の形状であった。すなわち、含水比の変化に対して乾燥密度の増減幅が小さい。実務においては、排出された浄水汚泥の含水比を最適含水比以下まで十分に脱水した後、加水による含水比調整をすることにより、締固め度90%以上の道路路盤・路床を施工することが容易になると期待できる。

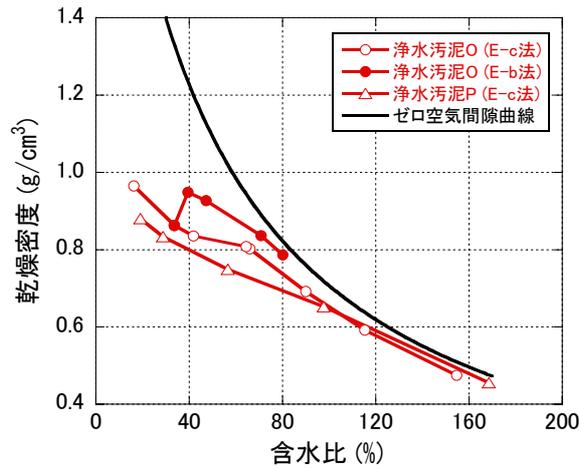


図-2.12 加圧脱水した浄水汚泥の締固め曲線(文献²⁹⁾をもとに作成

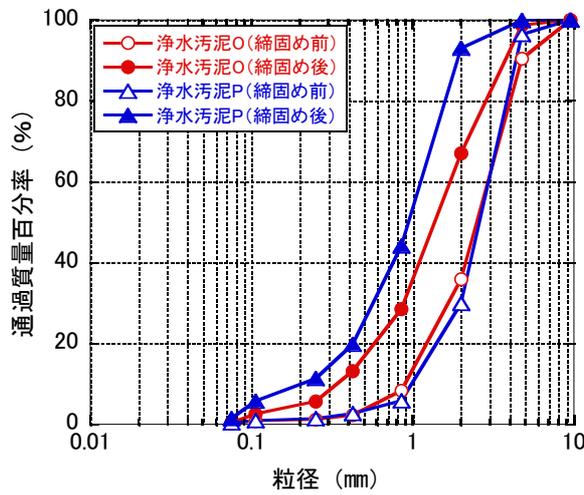


図-2.13 締固め前後における加圧脱水浄水汚泥の粒径加積曲線²⁹⁾

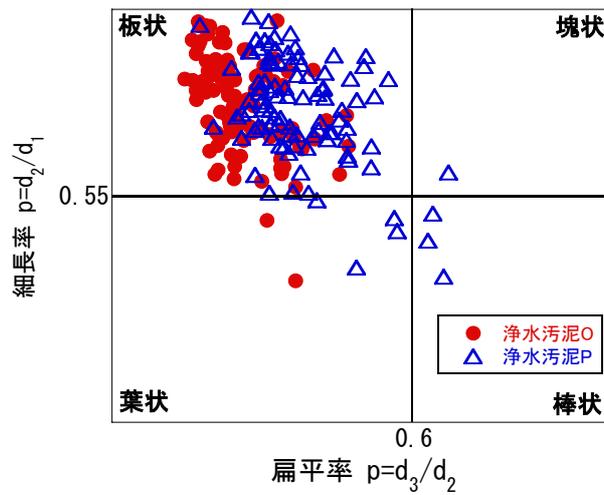


図-2.14 加圧脱水浄水汚泥の形状分類図 (文献²⁹⁾をもとに作成)

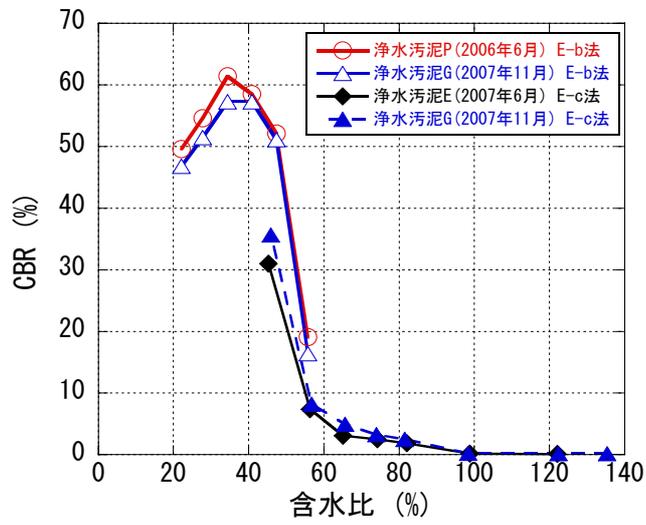


図-2.15 E-b法とE-c法により作製した天日乾燥浄水汚泥供試体のCBRと含水比の関係

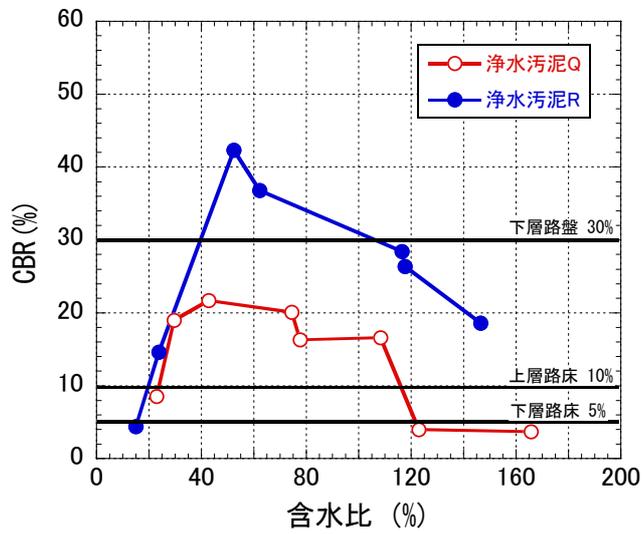


図-2.16 E-c法により作製した加圧脱水浄水汚泥供試体のCBRと含水比の関係(文献³⁰)をもとに作成)

浄水汚泥を地盤材料として利用するためには、乾燥密度と強度の関係を把握しておく必要がある。本研究では、最適含水比を含むいくつかの含水比に調整した浄水汚泥を用いて JIS A 1211:2009 に準拠した室内 CBR 試験を実施した。

E-b 法と E-c 法により作製した天日乾燥浄水汚泥供試体の CBR と含水比の関係を図-2.15 に示す。使用した試料は浄水汚泥 E, G, P である。E-c 法において、含水比 100% 付近から CBR は次第に増加し、含水比 55% 付近から CBR は著しく増加した。その一方で、E-b 法では、含水比 22% 付近から含水比 36% 付近にかけて CBR は増加し、さらに含水比が高くなると CBR は急激に減少した。CBR の最大値は含水比約 36% において 58~61% であり、その含水比は図-2.10 に示す最適含水比とよく一致している。

E-c 法により作製した加圧脱水浄水汚泥供試体の CBR と含水比の関係を図-2.16 に示す³⁰⁾。使用した試料は浄水汚泥 Q および R である。CBR は含水比の低下に伴い増加する傾向が認められた。しかしながら、含水比 40~50% 付近を境に CBR は減少した。浄水汚泥 Q に関しては、最適含水比 39% より乾燥側において CBR は著しく減少している。加圧脱水浄水汚泥の場合には、板状の団粒は加圧脱水時に先行圧密を受けているため、その強度増加が CBR に反映されやすく、最適含水比より湿潤側において比較的高い CBR が得られたと推察される。しかし、CBR の最大値に着目すると、天日乾燥浄水汚泥では 58~61% であったのに対し、加圧脱水浄水汚泥では 22~43% であった。その原因として、加圧脱水浄水汚泥の供試体の間隙比は大きく、CBR 試験におけるピストン貫入すなわち圧縮またはせん断により板状の団粒が破碎すると、貫入のエネルギーは土粒子の移動すなわち骨格の再構成に消費され、貫入抵抗力が反映された CBR は増加しにくくなると考えられる。ただし、実務的観点からは、古河ら⁹⁾は道路の路床材としての品質基準を「 $CBR \geq 10\%$ 」に設定していることから、加圧脱水浄水汚泥は比較的湿潤な含水比 100~150% の範囲において品質基準を満足することが可能である点は利点である。

最後に、天日乾燥浄水汚泥に関して E-b 法による修正 CBR 試験の結果と締固め曲線の関係を図-2.17 に示す。天日乾燥浄水汚泥の 95% 修正 CBR は 48~52% であった。表-2.4 は文献¹²⁾を参考に作成した日本における埋戻し材の品質基準である。日本各地の埋戻し条件としては、道路の下層路盤もしくは路床に適用するのであれば修正 CBR 15~30% 以上必要である。浄水汚泥は含水比の幅に対して乾燥密度の変動は小さく、大きな乾燥密度が期待できることより、本研究において使用した天日乾燥浄水汚泥は、適切な脱水を行うことを条件に道路の路床材料として利用することは十分に可能である。そして、試料の性状に季節変動は認められるが、最適含水比付近まで脱水することにより性状の変動に対する安全率を見込み、浄水汚泥を地盤材料として利用することができる。

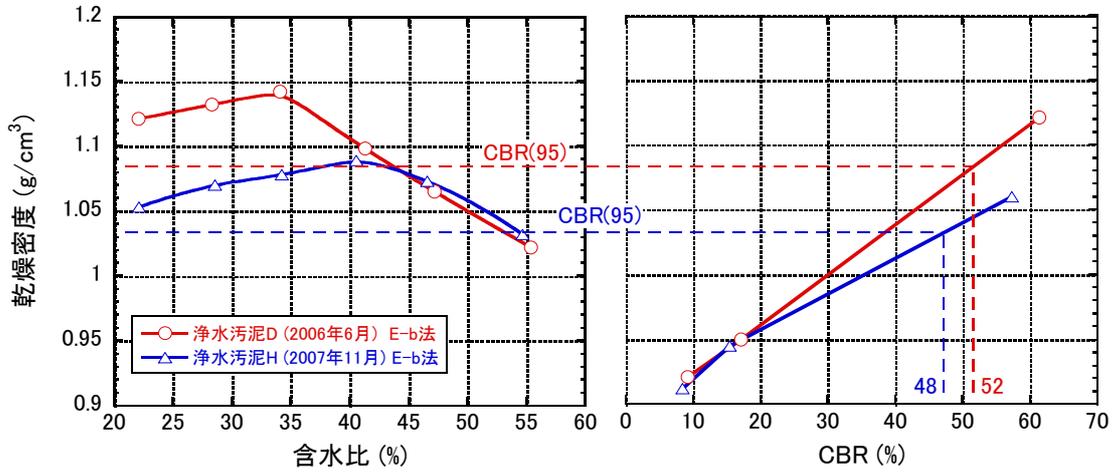


図-2.17 E-b法による修正 CBR 試験の結果と締固め曲線の関係

表-2.4 95%修正 CBR を用いた各都市の埋戻し基準(文献¹²⁾をもとに作成)

都市名	適用箇所	埋戻し条件
札幌市	下層	修正 CBR30%以上
横浜市	路盤	修正 CBR20%以上
名古屋市	路床	修正 CBR20%以上
京都市	全体	修正 CBR20%以上
大阪市		修正 CBR20%以上
北九州市	全体	修正 CBR15%以上
	仮設路盤	修正 CBR20%以上
	路盤	修正 CBR80%以上
福岡市	上層	修正 CBR80%以上
	下層	修正 CBR, 碎石:30%以上, 砂 20%以上
	路床	修正 CBR20%以上

2.5.4 透水・圧縮・せん断特性

(1) 透水特性

浄水汚泥の地盤工学的特性として透水，圧縮，そして，せん断特性について述べる．はじめに浄水汚泥の透水特性として，締固めた天日乾燥浄水汚泥の乾燥密度と透水係数を表-2.5に示す．使用した試料は浄水汚泥 G である．JIS A 1218 に準拠し，変水位透水試験により浄水汚泥の透水係数を求めた．供試体の作製方法は，JIS A 1210:1999 における E-c 法とした．図-2.18 に浄水汚泥の含水比と乾燥密度および透水係数の関係を示す．締固め時の含水比の増加に伴い浄水汚泥の透水係数は減少し，最大乾燥密度より湿潤側の含水比 47.7% において最小の透水係数 5.80×10^{-6} cm/s が得られた．そして，さらに含水比が増加すると透水係数は大きくなった．こうした最小の透水度を与える締固め時の含水比は最適含水比より湿潤側にあることは一般的な土の実験結果と一致している³¹⁾．供試体の間隙比が小さいほど透水係数は小さくなる点において，浄水汚泥は一般的な土と類似している．透水係数 2.48×10^{-5} cm/s \sim 5.80×10^{-6} cm/s から浄水汚泥を工学的に分類すると，シルトと類似した透水特性を有する土として解釈することが出来る．しかし，浄水汚泥は粒径 $10^{-6} \sim 10^{-9}$ m の粒子が凝集剤により凝集した構造を有しているため，写真-2.3 に示すように微視的には多孔質な団粒であることは認識しておかなければならない．表-2.5 に示した透水係数は Darcy の法則に基づいて算出しており，その場合，流量 ΔQ は式(2.1)で表わされる．

$$\Delta Q = ki\Delta A = v_s \Delta A \quad (2.1)$$

ここで， v_s は見かけの流速であり，流量を断面積 ΔA で除したものになる．実際に水は間隙部分のみを流れるため，実流速 v_s' は間隙率 n から間隙の面積を算出し，式(2.2)から求める．

表-2.5 E-c 法により締固めた天日乾燥浄水汚泥の乾燥密度と透水係数

締固め時の含水比(%)	乾燥密度(g/cm ³)	間隙比	飽和度(%)	透水係数(cm/s)
22.5	1.051	1.330	41.4	2.87×10^{-5}
28.0	1.068	1.293	53.0	1.85×10^{-5}
33.7	1.072	1.285	64.2	1.17×10^{-5}
41.1	1.084	1.259	80.0	7.20×10^{-6}
47.7	1.070	1.289	90.6	5.80×10^{-6}
55.8	1.028	1.382	98.9	2.48×10^{-5}

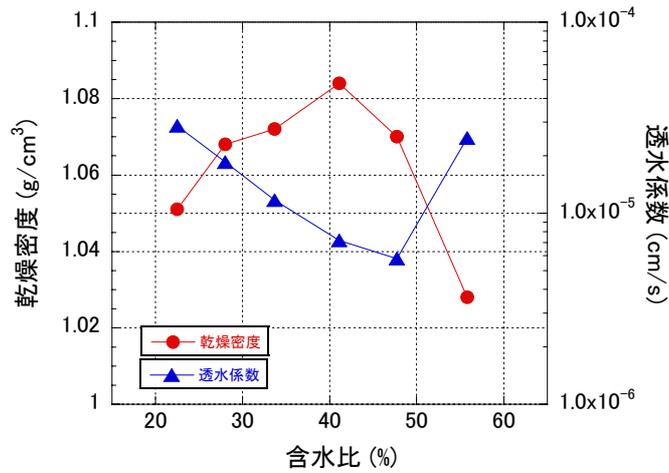


図-2.18 締固めた天日乾燥浄水汚泥の含水比と乾燥密度および透水係数の関係

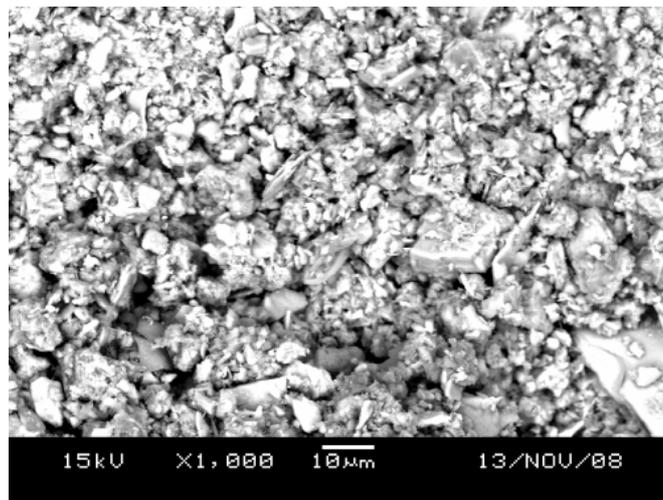


写真-2.3 天日乾燥浄水汚泥の団粒の表面構造

$$v_s' = \frac{\Delta Q}{n\Delta A} = \frac{v_s}{n} \quad (2.2)$$

ここで、浄水汚泥はマクロペッド(>50µm)とマイクロペッド(0.1~2 µm)の集合体であり、ペッド間に存在するマクロポアとペッド内のマイクロポアがあることから、透水に関して有効となる間隙はマクロポアの割合が支配的になると考えられる³²⁾。浄水汚泥のマクロポアを定量的に把握することは現時点で困難ではあるが、浄水汚泥を利用する過程においてマクロペッドの崩壊やペッドの相互移動などが生じると、透水に寄与する有効間隙率も変化する可能性があり、有効間隙率の厳密な解釈が重要になると考えられる。こうした物理的・化学的な変質については、本論の3章と4章において取り上げる。

(2) 圧縮特性

次に、浄水汚泥の圧縮性について述べる。浄水汚泥の圧縮・圧密特性を理解することの重要性には次の二つの側面がある。それは、第一に天日乾燥や加圧脱水などの脱水を適切に行うためであり、第二に地盤材料としての変形特性を把握するためである。天日乾燥は自重圧密と表面部分の水分蒸発が同時に生じる現象であり、加圧脱水は一定のひずみ速度で圧密する現象(圧搾)である。地盤材料としての変形特性を把握するためには、圧縮・圧密に関する諸定数を明らかにすることに加えて、間隙水圧の消散過程を注意深く調べ、浄水汚泥の圧縮・圧密特性を砂質土もしくは粘性土のいずれかとして解釈しなければならない。

定ひずみ速度載荷による圧密試験により得られた天日乾燥浄水汚泥の圧縮曲線(e - $\log p$ 曲線)を図-2.19~2.21に示す。試験は「土の定ひずみ速度載荷による圧密試験方法(JIS A 1227)」を援用して実施した。使用した試料は表-2.1に示す浄水汚泥 F である。円柱型供試体の寸法は直径 60mm、高さ 20mm、ひずみ速度は 0.05%/min である。様々な初期含水比の浄水汚泥を使用しており、高含水比($w_0=419\sim 1456\%$)の試料に対しては空気を抜きながらスラリー状の浄水汚泥を圧密リング内に充填し、低含水比($w_0=44.9\sim 47.3\%$)の試料に対しては圧密リ

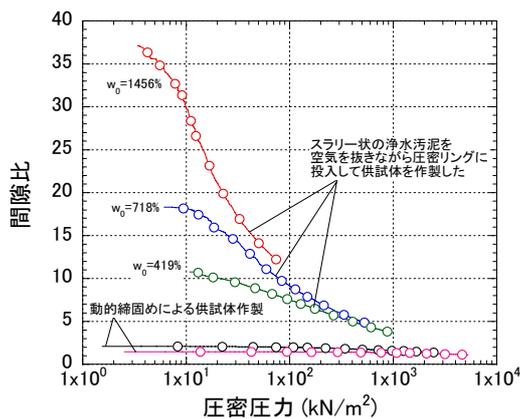


図-2.19 初期含水比の異なる天日乾燥浄水汚泥の圧縮曲線(e - $\log p$ 曲線)

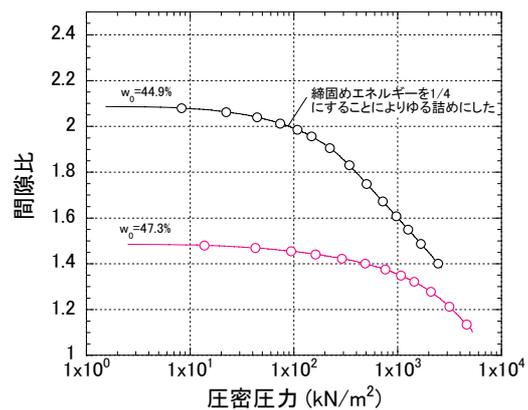


図-2.20 最適含水比付近の天日乾燥浄水汚泥の圧縮曲線(e - $\log p$ 曲線)

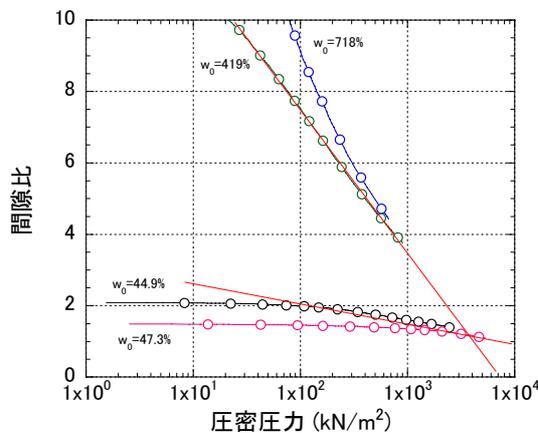


図-2.21 高含水比と低含水比の天日乾燥浄水汚泥の圧縮曲線における勾配の比較

ング内において動的締固めを行った。含水比 $w_0=44.9\sim 47.3\%$ は最適含水比より若干の湿潤側であり、締固めエネルギーを変化させることにより供試体の乾燥密度を変化させた。 $e\text{-log}p$ 曲線の正規圧密領域における直線部分は、供試体の作製方法が同一であれば初期間隙比に依存せずに一定の勾配に収束し、圧縮指数はほぼ同一の値になる。間隙比 10 以下の領域に着目すると、正規圧密領域の直線部分を外挿した場合に、直線の傾きは一致しないことが明確に分かる。この試験結果は、団粒を締固めた場合には、スラリーを脱水した場合と明らかに異なる骨格構造になっていることを意味している。

初期含水比 1456%と 718%の試験結果に関して、間隙比 5~20 の範囲において二次圧密に類似した $e\text{-log}p$ 曲線の形状が見られることから、含水比の低下に伴い、間隙水圧の消散機構が変化し、浄水汚泥の骨格構造が変化していることが予想される。そこで、図-2.22 に定ひずみ速度載荷による圧密試験時の供試体の透水係数の推移を示す。透水係数 k_t は、片面排水条件で圧縮する過程における間隙水圧の増加を微小時間内では定常状態とみなし、式 2.3 より算出した。そのため、圧縮過程で間隙水圧が消散することにより間隙水圧の変化量が負値になった場合には、間隙水圧の変化が大きく定常状態とみなすことは困難と考え、透水係数の計算は行っていない。圧縮過程において再び間隙水圧が増加した場合には、その時点の間隙水圧の修正原点に取り、透水係数を算出した。間隙水圧消散後の透水係数に関しては、供試体の骨格構造が初期状態とは異なるため、参考値までに解釈されたい。

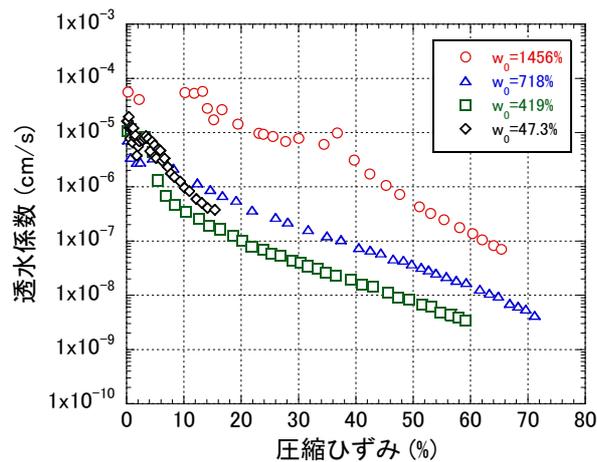


図-2.22 定ひずみ速度載荷による圧密試験時の透水係数の推移

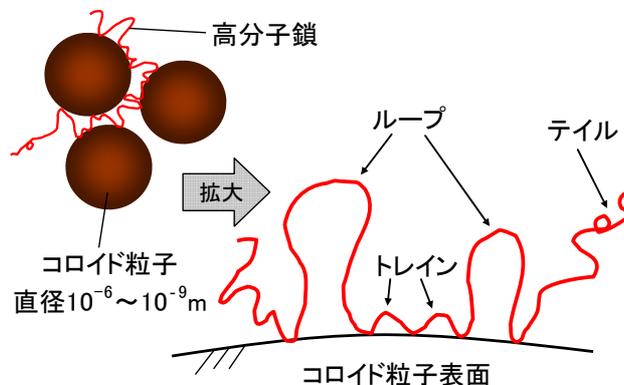


図-2.23 コロイド粒子表面における架橋結合

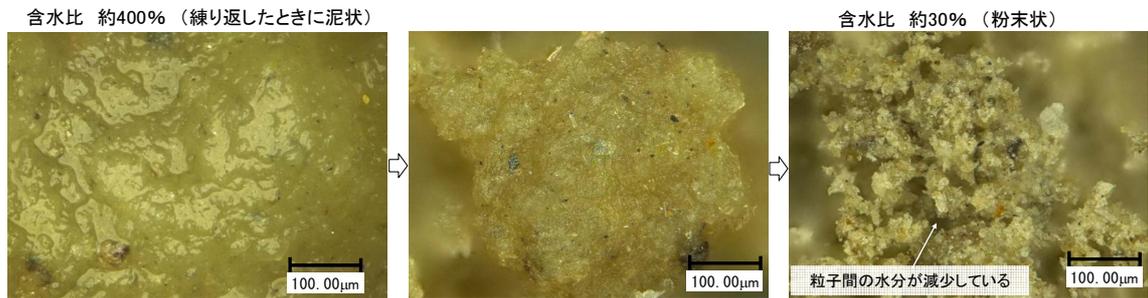


写真-2.4 20°Cの風乾過程で撮影した浄水汚泥の顕微鏡写真

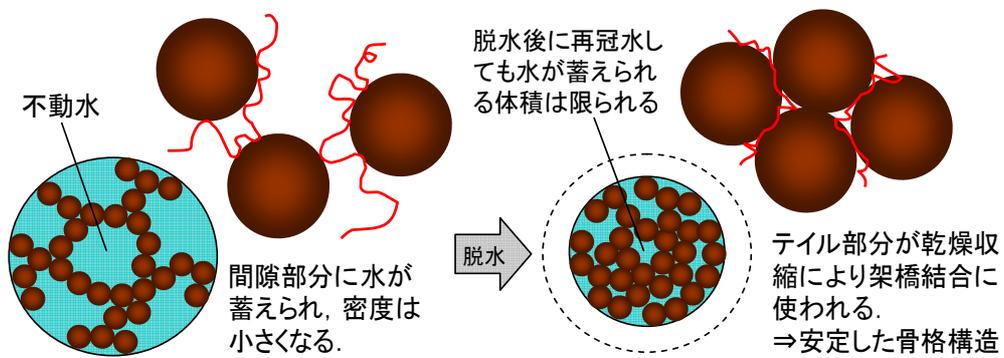


図-2.24 乾燥収縮時における架橋結合の発達と不動水

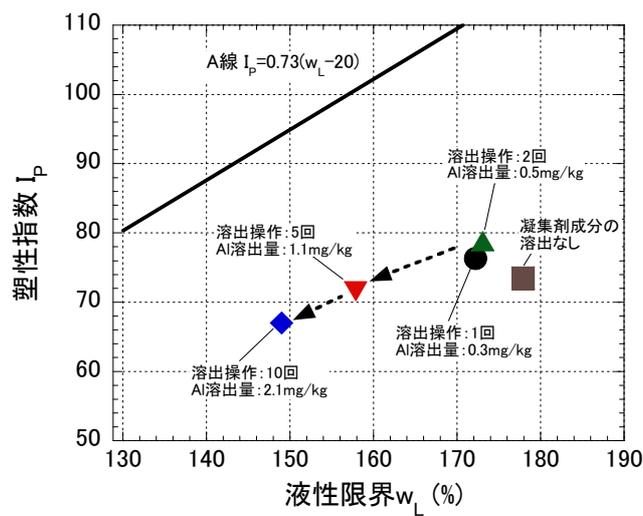


図-2.25 凝集剤成分アルミニウムの溶出に伴う保水性の変化

$$k_t = \frac{\rho_w g_n \dot{\varepsilon} H_0 H_t}{2u_t} \quad (2.3)$$

ここに、 ρ_w は水の密度、 g_n は標準の重力加速度、 $\dot{\varepsilon}$ はひずみ速度、 H_0 は供試体の初期高さ、 H_t は時間 t における供試体高さ、 u_t は時間 t における間隙水圧である。

浄水汚泥の透水係数は、圧縮初期段階において約 10^5cm/s であり、圧縮が進行すると次第に透水係数は小さくなり、最小で約 10^8cm/s であった。初期含水比 1456%の試験ケースでは、圧密圧力 4kN/m^2 付近において過剰間隙水圧は一度消散した。これは自重圧密による体積収縮が負圧を引き起こしたためと推察される。そのため、過剰間隙水圧の増加は全体的に小さく計測されていると考えられ、透水係数は全試験ケースの中で最も大きく計算された。初期含水比 47.3%の試験ケースでは、圧縮ひずみ 1~6%の範囲において透水係数が増大した後に再び減少した。透水性が増す要因としては団粒の破碎が考えられる。浄水汚泥は最適含水比付近において団粒が連結して多孔質な骨格を形成していることが写真-2.3 からわかる。団粒の内部に存在する間隙は $5 \mu\text{m}$ 以下であることが確認され、団粒内部には微小な不飽和領域が存在していたと考えられる。初期の間隙水圧は背圧に等しいため、団粒内部に存在していたマイクロポアが団粒破碎によりマクロポアと連結することにより、マイクロポアの不飽和部分が背圧の減少すなわち見かけ上の負圧を生じさせる原因になったと考えられる。

圧縮特性に及ぼす団粒破碎の影響は、浄水汚泥の不可逆的な脱水・凝集が進むことで顕著になるものと考えられる。火山灰土壌に含まれるアロフェン表面の AlOH 基は不可逆的な凝集を引き起こすと言われており³³⁾、図-2.11 に示したように浄水汚泥の脱水が進むことで団粒の構造が卓越し、粒度分布は粘性土から砂質土に移行する傾向が認められている。また別の要因として、浄水汚泥に含まれている凝集剤ポリ塩化アルミニウムによる凝集効果も考えられる。ポリ塩化アルミニウムの凝集効果には荷電中和と架橋作用がある。荷電中和には 4 価のアルミニウムイオンが有効に働き、電気的反発力を小さくすることでファン・デル・ワールス力による結合が促進される。図-2.23 はコロイド粒子表面における架橋結合の概念図である。高分子鎖が粒子間を結び、架橋結合を形成することで強固なフロックが形成される。このとき、高分子鎖はループ・テイル・トレインの構造となる。ループとテイルの部分は溶存状態で熱運動しているため、他の粒子と接触することで架橋結合を作ることが可能となる³⁴⁾。写真-2.4 に室温 20°C の風乾過程における浄水汚泥の顕微鏡写真を示す。使用した顕微鏡はデジタルマイクロスコープ VHX (KEYENCE 社)である。含水比の低下に伴い粒子間の水分が減少していることが分かる。フロックの形成過程では、図-2.24 に示すようにクラスターが作る間隙に水が蓄えられることで乾燥密度は小さくなる。式(2.4)で表わされる Poiseuille's law より、間隙径の小さい微小空間に存在する水はきわめて流速が小さく、動きにくい性質を持つことは理解できる^{34), 35)}。こうした特性を有する間隙水は不動水と呼ばれている。脱水すなわち不動水が消失することで粒子間の距離は小さくなり、間隙水中に溶存していたテイルは近傍の土粒子と接触し、架橋結合となり、粒子間はより強固に結びつくと考えられる。その結果、浄水汚泥の骨格は安定し、吸水時にも泥状化しない団粒構造が卓越すると推察される。なお、図-2.24 には土粒子を最小構成単位として架橋結合により団粒が形成される過程を模式的に表わしたが、それは凝集・沈殿過程において形成されるフロックについて一般的に知られている機構であり、天日乾燥過程において形成される団粒は、そのフロックを最小構成単位として、複数のフロックが結合されて形成されているものと考えられる。

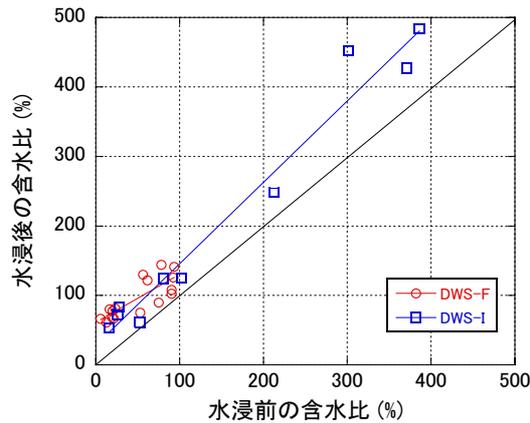


図-2.26 水浸 24 時間後の含水比と初期含水比の関係

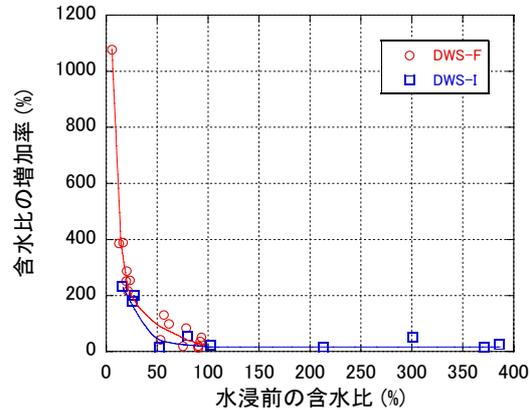


図-2.27 含水比の異なる浄水汚泥の 24 時間水浸時による吸水率

$$v_{ave} = \frac{\gamma_p R^2}{8\mu} i_h \quad (2.4)$$

ここに、 γ_p は流体の単位体積重量、 R は流路の内径、 μ は流体の粘性である。流路の内壁に近い領域ほど流速は小さく、流路の流速分布は放射線状になる。式(2.4)では流路の有効断面における平均流速として v_{ave} を用いた。式(2.4)は円形断面の流路に対して適用可能な式である。

以上のメカニズムを検証するため、次の二種類の実験を行った。第一に、クラスターの崩壊と土粒子の流動性の関係を調べるため、凝集剤成分アルミニウムを段階的に溶出させた浄水汚泥の液性限界・塑性限界試験を実施した。図-2.25 にアルミニウムの溶出に伴う保水性の変化としての塑性図を示す。アルミニウムの溶出は架橋結合の崩壊すなわちクラスターの崩壊として解釈すると、クラスターの崩壊が進むにつれて浄水汚泥に保持される水分量は減り、保水性が低下することが読み取れる。これより、クラスターの崩壊と土粒

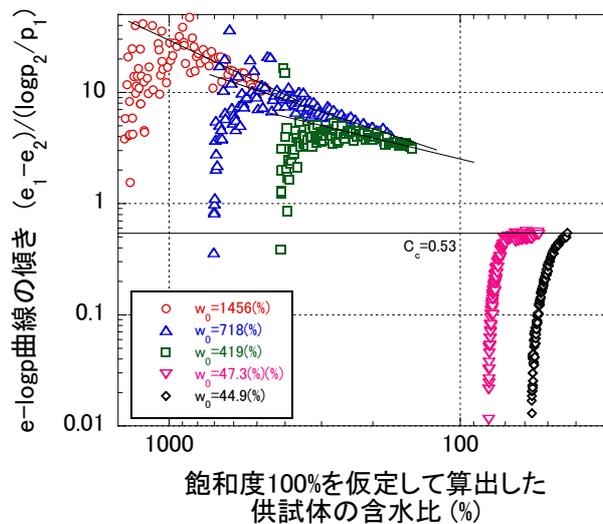


図-2.28 e -log p 曲線の傾きと供試体の含水比

子の流動性には関係があることが示された。第二に、一度形成された団粒は可逆的に状態変化しないことを示すため、様々な含水比の浄水汚泥を 24 時間水浸させ、含水比の変化量を測定した。図-2.26 に浄水汚泥 F および I の水浸前後の含水比を示す。試験に供した浄水汚泥の含水比は最大で約 400%であるのに対し、低含水比の試料は水浸後に含水比が著しく増加することはなかった。すなわち、一度形成された骨格は吸水により変形しにくく、固体状から液体状になることは生じにくい。こうした骨格の形成が完了する含水比については、図-2.27 に示すように水浸後の含水比の増加率に着目すると、含水比 50~90%の範囲において含水比の増加が著しく、その範囲において骨格が収縮する限界が存在しているものと考えられる。古河ら⁹⁾の研究においても同様に含水比 70~80%の範囲に骨格の収縮限界が存在することを推察している。

以上の実験事実をふまえて、図-2.19 に示したように圧縮指数に相当すると考えられる e -log p 曲線の直線部分の傾きは低含水比ほど小さくなる現象について再び考察する。図-2.28 に e -log p 曲線の傾きと供試体の含水比の関係を示す。初期含水比の高い供試体においては e -log p 曲線の傾きは含水比の低下に伴い減少し続けていることが確認される。そして、低含水比の供試体に関しては e -log p 曲線の傾きは 0.53 付近で推移しており、その値は圧縮指数 C_c として解釈することが出来る。供試体の作製方法を区別して考察すれば、スラリーを充填した場合には含水比の低下に伴い浄水汚泥の骨格が形成されていくため、 e -log p 曲線の傾きは小さくなる。最適含水比付近の浄水汚泥は図-2.27 に示した収縮限界と考えられる含水比を下回っているため、骨格の形成は完了しており、一般的な砂質土の圧縮試験結果と同様に e -log p 曲線の傾きは初期間隙比によらず一定値に収束する。

(3) 三軸せん断特性

浄水汚泥のせん断特性を知ることは、浄水汚泥を路体盛土等の地盤材料として利用する際に支持力、土圧、斜面安定を検討するために不可欠である。また、CBR 試験の結果を供試体に生じるせん断と圧縮に分けて解釈し、道路の路盤・路床材料としての評価をする上でも有意義である。

浄水汚泥の圧密排水三軸圧縮試験における軸差応力と軸ひずみおよび体積ひずみの関係を図-2.29 に示す。比較として日立市内の埋設管工事の埋戻し材として頻繁に使用される山砂(シルト混じり砂)の試験結果も示した。浄水汚泥と山砂の供試体の締固め度は、それぞれ 73~75%, 89~90%である。山砂は、軸差応力-軸ひずみ関係の立ち上がりが急勾配であり、軸ひずみ 3~5%において最大軸差応力に至っているのに対し、浄水汚泥では緩やかに軸差応力が増加し、軸ひずみ 10~18%の大ひずみ領域において軸差応力は最大となった。軸差応力は最大値に達した後、緩やかに減少する傾向が認められた。体積ひずみを見ると、どちらも供試体は収縮した後に膨張に転じており、その時期は軸差応力が最大になるより僅かに手前であった。浄水汚泥は、特に拘束圧の依存性が認められ、高拘束圧下において体積ひずみは 5~8%と大きく、体積膨張も抑制される傾向が認められた。図-2.30 に圧密排水三軸圧縮試験前後の試料の粒度分布を示す。有効拘束圧が大きいほど、平均粒径が増大しており、せん断した後は団粒が破碎されていることがわかる。こうした団粒破碎が大ひずみ領域における体積膨張を抑制しているものと考えられる。図-2.31 に浄水汚泥と山砂の圧密排水三軸圧縮試験におけるモールの応力円を示す。浄水汚泥と山砂の内部摩擦角はそれぞれ 39.80°と 39.05°であった。浄水汚泥は締固め度 73~75%であり山砂と比べると緩詰めであったが、内部摩擦角は同等の値であった。その一方、粘着力は 0kN/m²であった。

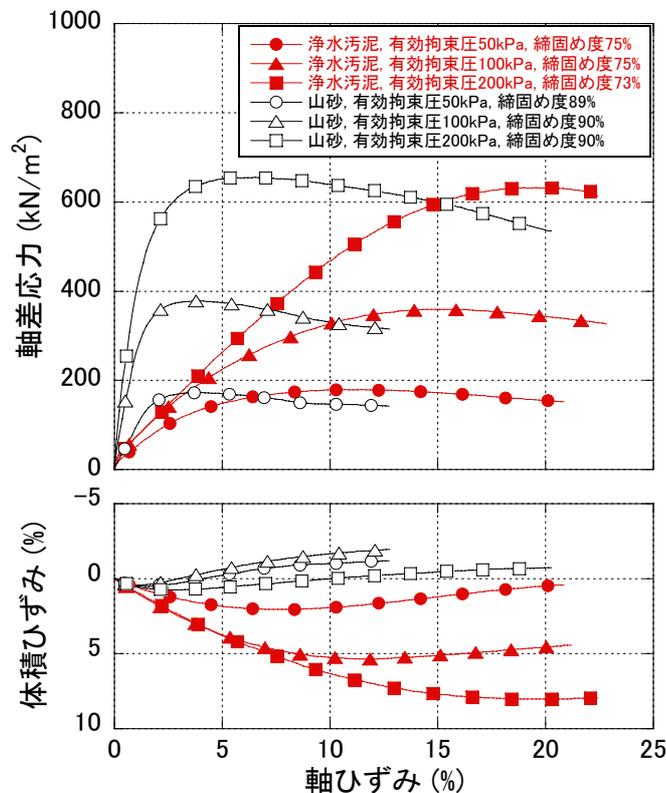


図-2.29 圧密排水三軸圧縮試験の結果

本来、浄水汚泥を構成する粒子は粘土粒子であっても、それが凝集された団粒の直径が見かけの粒径となることが粒度試験により分かっており、浄水汚泥の見かけの粒径はシルトから砂の範囲である。そのため、本研究の試験条件(最適含水比, 締固め度約 73~75%)では、浄水汚泥の見かけの粘着力は認められなかった。

圧密非排水三軸圧縮試験により得られた軸差応力と軸ひずみの関係を図-2.33 に、有効応力経路を図-2.34 に示す。山砂は高拘束圧では有効応力が若干低下する収縮挙動を呈した後、各々の有効応力は初期拘束圧を超え、軸ひずみと共に軸差応力が増加する挙動となった。過圧密状態の土と類似した有効応力経路であった。浄水汚泥は低拘束圧において若干の収縮挙動が見られたが、後に各々が変相線に達し、それ以降、有効応力は一定値に収束する傾向が認められ、限界応力状態に近づいていく挙動となった。浄水汚泥の圧密非排水三軸圧縮試験により得られた有効応力表示のモールの応力円を図-2.35 に示す。非排水条件では内部摩擦角は 16.87° 、粘着力は 28kN/m^2 となった。

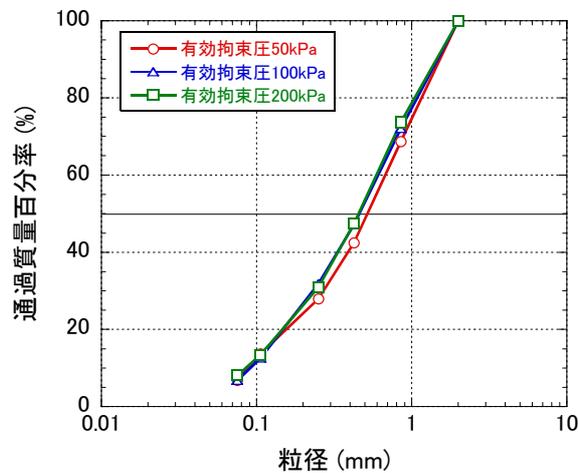


図-2.30 圧密排水三軸圧縮試験前後の浄水汚泥の粒径加積曲線

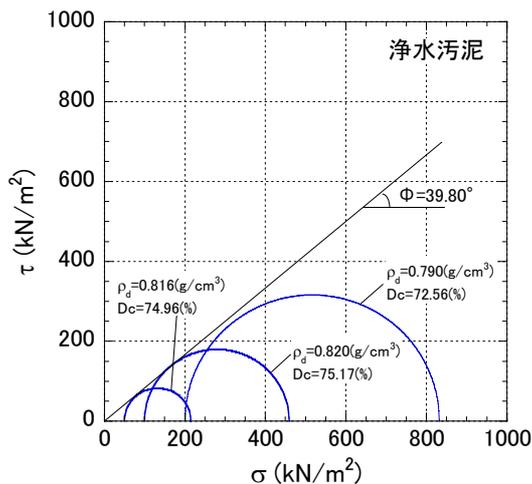


図-2.31 浄水汚泥の圧密排水三軸圧縮試験におけるモールの応力円

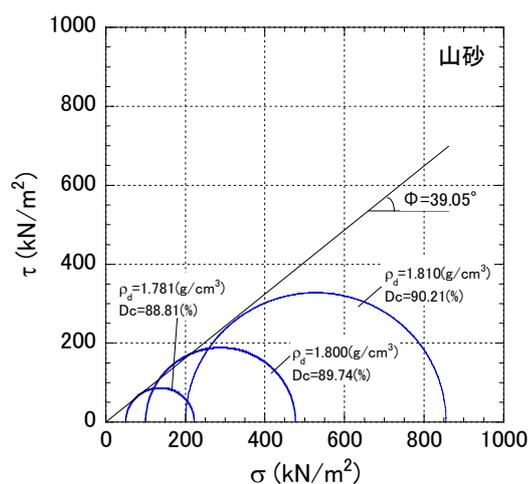


図-2.32 山砂の圧密排水三軸圧縮試験におけるモールの応力円

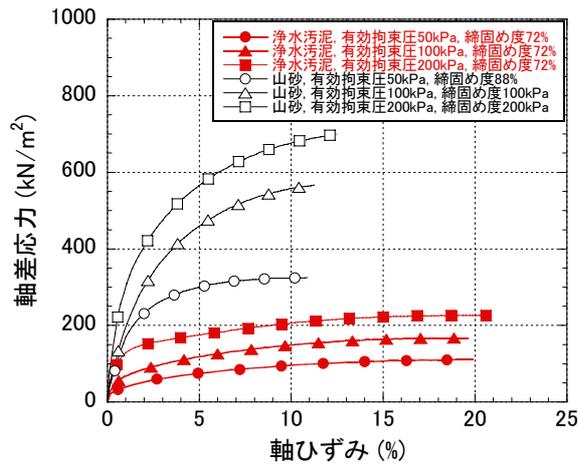


図-2.33 圧密非排水三軸圧縮試験における浄水汚泥と山砂の軸差応力と軸ひずみの関係

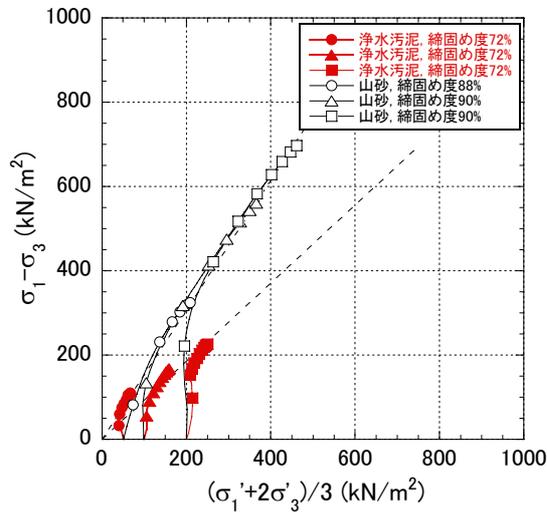


図-2.34 圧密非排水三軸圧縮試験における有効応力経路

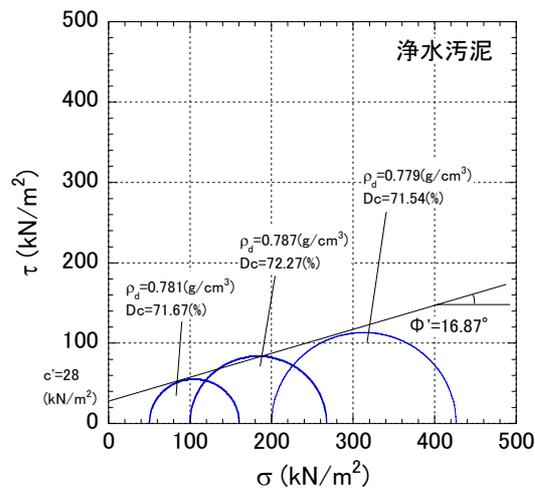


図-2.35 浄水汚泥の圧密非排水三軸圧縮試験におけるモールの応力円

2.5.5 微視的構造とスレーキング特性

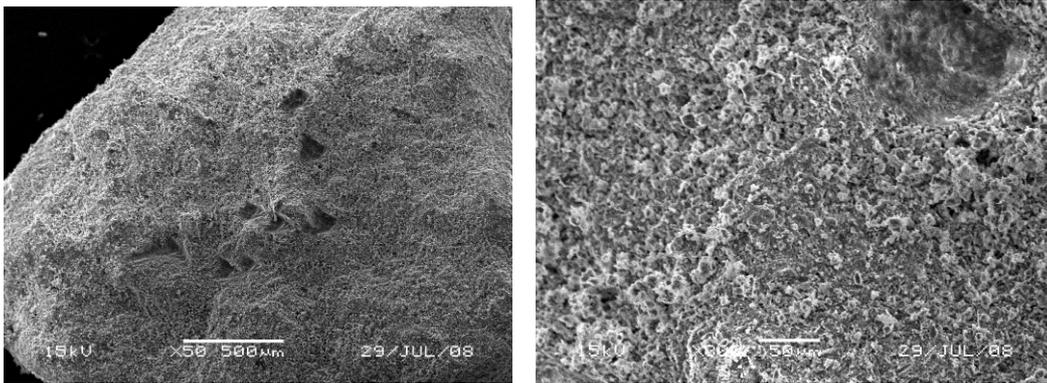
浄水汚泥は河川水や湖沼水に含まれる浮遊物質(粘土粒子や有機物)を凝集したものであり、最小単位は直径 $10^{-6} \sim 10^{-6} \text{m}$ の粒子である。しかしながら、外見は泥岩によく似ており、含水比が低下するほど硬くなる。低含水比の浄水汚泥を水浸すると、**写真-2.5**に示すように吸水に伴い浄水汚泥の内部から空気が排出され、亀裂が生じる。浄水汚泥の内部から排出された空気は、低含水比の浄水汚泥には空隙が多く存在していたことを示している。これは**図-2.10**の締固め曲線において最適含水比 40%付近で最大乾燥密度 1.142g/cm^3 と一般の砂質土より小さい値が得られることから、浄水汚泥は空隙を多く含む、単位体積重量の小さい土質材料であると言える。そこで、浄水汚泥の微視的構造とスレーキングの関係について調査した。本研究では、一部の供試体寸法を除いて岩石の促進スレーキング試験方法(JGS 2125-2006)に準拠して浄水汚泥のスレーキング特性を調査した。そのため、拘束圧がほとんど作用していないこと、そして、直径約 50mm の団粒を調査対象としている点で、実際の利用条件とは異なる。

天日乾燥および加圧脱水した浄水汚泥の表面を走査型電子顕微鏡で観察した結果を**写真-2.6**に示す。天日乾燥浄水汚泥は、団粒全体が丸みを帯びており、所々に $100 \mu\text{m}$ ほどの凹凸が見られた。拡大すると、 $5 \sim 10 \mu\text{m}$ の団粒が集合しており、多孔質な様子が観察された。その一方で、加圧脱水浄水汚泥は、平面な部分が多く、ろ布で圧搾された際に生じたと考えられる縞模様も観察された。拡大すると、 $5 \sim 10 \mu\text{m}$ ほどの団粒も点在しているが、天日乾燥浄水汚泥と比べて表面は滑らかで、空隙は少ない。

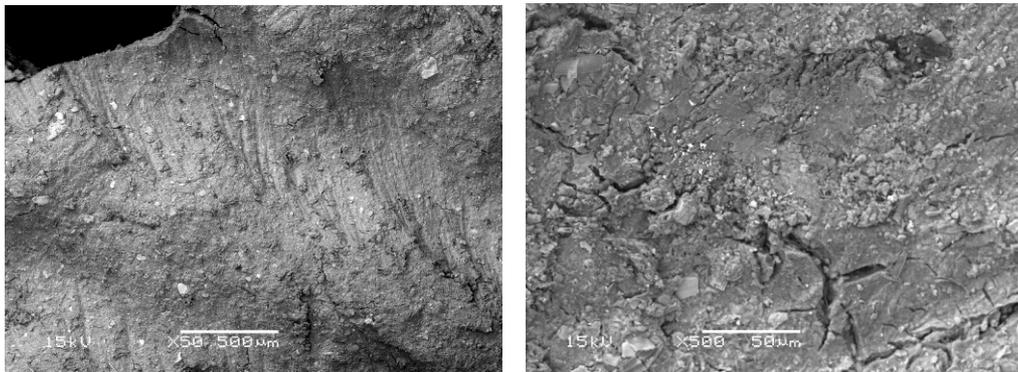


写真-2.5 水浸直後の浄水汚泥

写真-2.7に浄水汚泥の促進スレーキング試験結果を示す。天日乾燥供試体は、天日乾燥浄水汚泥の団粒のうち、鋭敏な角を削り落したものである。再構成供試体は、泥状(液性限界の約3倍の含水比)の浄水汚泥を練返し、20℃の室内で一定質量になるまで風乾させたものである。圧密後供試体は、泥状の浄水汚泥をひずみ速度 0.5%/min、片面排水条件のもとに圧密し、風乾させたものである。天日乾燥供試体では、水浸直後に空気が排出され、層状の亀裂が生じている。これは写真-2.5と一致した挙動である。層状の亀裂が生じた理由として、浄水汚泥が天日乾燥床において沈降堆積した際、深さ方向に粒径が分級され、粒度の異なる層間が弱面になったことや、下層ほど圧密が進んでいたこと等が推察される。攪乱供試体では、放射状の亀裂が観察された。練返し操作により分級された層はなくなり、団粒の中心から外側に向かう様な亀裂が生じたと考えられる。圧密後供試体は水浸後に空気の排出量はきわめて少なく、最終的な亀裂の数も天日乾燥供試体や攪乱供試体と比べて少なかった。以上より、スレーキングのメカニズムとして、浄水汚泥内部に存在していた空隙から空気が水中に排出される際、供試体に浸入する水により圧縮された空気が水の浸入方向とは異なる方向にある土粒子に圧力を加え、それが引張り力となり、亀裂(破壊)が生



(a) 天日乾燥浄水汚泥 左：50倍，右：300倍



(b) 加圧脱水浄水汚泥 左：50倍，右：500倍

写真-2.6 走査型電子顕微鏡で観察した浄水汚泥の表面構造(加速電圧 15kV, 炭素蒸着なし)

じることがわかった。また、図-2.24 に示したように脱水に伴い浄水汚泥の骨格構造は架橋結合により強固になるが、圧密が進行するほど、すなわち、間隙比が小さくなるほど架橋結合はより強固になり、不可逆的に浄水汚泥の骨格構造が形成されると考えられる。

本研究では、実際の利用条件とは異なる拘束圧かつ団粒の寸法で試験を実施したが、拘束圧が作用すればスレーキングに起因する体積変化は抑制されること、そして、団粒の寸法が小さければ内在する空隙量が減少するため、空気の排出に伴う亀裂の進展は生じにくいことから、本研究の試験結果に基づく知見は安全側の判定に結びつくものであり、実務的にも有効であると考えられる。



写真-2.7 浄水汚泥(天日乾燥供試体・再構成供試体・圧密後供試体)の促進スレーキング試験結果

2.5.6 溶出特性

浄水汚泥をはじめ廃棄物に分類される物質を地盤材料として利用するためには、人の健康や生態系に悪影響を及ぼさないことを事前に確認しなければならない。我が国では、廃棄物を地盤材料として利用する際は、平成3年8月環境庁告示第46号に準拠した溶出試験(以後、環告46号溶出試験と記述する)を実施し、「土壌の汚染に係る環境基準」に照らし合わせて環境適合性を評価する。環告46号溶出試験は単一バッチ試験であり、一定の固液比のもと平衡濃度を知ることが出来る。こうして得られる重金属や有機化合物などの溶出量に対して「土壌の汚染に係る環境基準」では環境基準が定められている。

浄水汚泥の場合は、アルミニウムに対する検討も必要不可欠である。アルミニウムは植物の生育を阻害する効果を有する金属である。一般に、アルミニウムの植物に対する毒性とそれによる生育阻害はアルミニウムストレスと呼ばれる^{37), 38)}。アルミニウムについても同様に環告46号溶出試験を適用できることが望ましく、本研究では、カラム通水試験とpH依存性試験も実施し、環告46号溶出試験の適用性を確認すると共に、環境安全性を示した。各溶出試験の概要を表-2.6に示す。

(1) 平成3年8月環境庁告示第46号に準拠した溶出試験

平成3年8月環境庁告示第46号は「土壌の汚染に係る環境基準」に基づいて土壌汚染を判定するための溶出試験方法である。廃棄物を地盤材料として利用する際の環境適合性を判定する場合にも本試験は用いられている。浄水汚泥に関する環告46号溶出試験の結果を表-2.7に示す。天日乾燥、加圧脱水された両方の浄水汚泥について、「土壌の汚染に係る環境基準」で掲げられる25項目はすべて満足した。ここで示した結果は、本研究で用いた茨城県日立市森山浄水場にて排出された浄水汚泥であり、水源が異なれば浄水汚泥の成分も変わり、環境基準を必ずしも満たすとは限らない。例えば、ベトナムでは地下水を処理して飲料水としているが、地下水には自然由来のヒ素が多く含まれるため、浄水汚泥にヒ素が含有されている。その含有量は日本の含有量基準の約6~13倍である³⁹⁾。以上のように、

表-2.6 溶出試験の概要

試験名称	環告46号試験	カラム通水試験	pH依存性試験
試験の位置づけと目的	公定法としての評価	地盤中の水の流れを模擬した評価	雨水や地下水のpHを考慮した評価
溶出操作	平行振とう	通水(一定流量)	スターラー攪拌
使用した試料名	浄水汚泥A,C,E,G,H	浄水汚泥G	浄水汚泥G
粒径(mm)	4.75mm以下	2.00mm以下	0.250mm以下
溶媒	蒸留水(pH5.8~6.3)	蒸留水(pH5.8~6.3)	pH調整水
液固比(L/kg)	10	-	10
乾燥質量(g)	50	120~150	20
溶出時間(h)	6	-	3
固液分離	3000rpmで20分間遠心分離後、0.45μmMFで濾過	0.45μmMFで濾過	0.45μmMFで濾過
特記事項	粒径4.75mm以下の試料を分級して使用した	供試体上部から下部へ一定流量で通水した	pH調整にはHNO ₃ とNaOHを使用した

表-2.7 浄水汚泥に関する平成3年8月環境庁告示第46号に準拠した溶出試験の結果

試料	天日乾燥浄水汚泥		加圧脱水浄水汚泥		単 位	環境上の条件(土壌環境基準)
	採取年月日	平成21年3月31日	平成21年3月31日	平成21年3月31日		
カドミウム	0.001	未満	0.001	未満	mg/L	検液0.01mg/L以下
全シアン	0.01	未満	0.01	未満	mg/L	検液中に検出されないこと
有機リン	0.1	未満	0.1	未満	mg/L	検液中に検出されないこと
鉛	0.001	未満	0.001	未満	mg/L	検液0.01mg/L以下
六価クロム	0.005	未満	0.005	未満	mg/L	検液0.05mg/L以下
ヒ素	0.001	未満	0.001	未満	mg/L	検液0.01mg/L以下
総水銀	0.0005	未満	0.0005	未満	mg/L	検液0.0005mg/L以下
アルキル水銀	0.0005	未満	0.0005	未満	mg/L	検液中に検出されないこと
PCB	0.0005	未満	0.0005	未満	mg/L	検液中に検出されないこと
ジクロロメタン	0.002	未満	0.002	未満	mg/L	検液0.02mg/L以下
四塩化炭素	0.0002	未満	0.0002	未満	mg/L	検液0.002mg/L以下
1,2-ジクロロエタン	0.0004	未満	0.0004	未満	mg/L	検液0.004mg/L以下
1,1-ジクロロエチレン	0.002	未満	0.002	未満	mg/L	検液0.02mg/L以下
シス-1,2-ジクロロエチレン	0.004	未満	0.004	未満	mg/L	検液0.04mg/L以下
1,1,1-トリクロロエタン	0.1	未満	0.1	未満	mg/L	検液1mg/L以下
1,1,2-トリクロロエタン	0.0006	未満	0.0006	未満	mg/L	検液0.006mg/L以下
トリクロロエチレン	0.003	未満	0.003	未満	mg/L	検液0.03mg/L以下
テトラクロロエチレン	0.001	未満	0.001	未満	mg/L	検液0.01mg/L以下
1,3-ジクロロプロパン	0.0002	未満	0.0002	未満	mg/L	検液0.002mg/L以下
チウラム	0.001	未満	0.001	未満	mg/L	検液0.006mg/L以下
ジマジン	0.0003	未満	0.0003	未満	mg/L	検液0.003mg/L以下
チオベンソルブ	0.002	未満	0.002	未満	mg/L	検液0.02mg/L以下
ベンゼン	0.001	未満	0.001	未満	mg/L	検液0.01mg/L以下
セレン	0.001	未満	0.001	未満	mg/L	検液0.01mg/L以下
ふっ素	0.08	未満	0.08	未満	mg/L	検液0.8mg/L以下
ほう素	0.1	未満	0.1	未満	mg/L	検液1mg/L以下

浄水汚泥には地域性や季節変動があることに注意しなければならない。

アルミニウムの溶出特性を調査するため、本研究では、粒径 4.750mm 以下に破碎した浄水汚泥をふるいわけし、0.250mm 以下、0.250~0.425mm, 0.425~0.850mm, 0.850~2.000mm, 2.000~4.750mm と試料の粒径を区分して環告 46 号溶出試験と実施した。試料を分級した理由は、2.5.4 節の図-2.26 に示したように浄水汚泥の固体状から塑性状への状態変化を示しにくい性質を考慮して、比表面積に依存したアルミニウム溶出特性を調査するためである。以降、溶出操作は公定法と同じであり、試料は容量 1L の三角フラスコ内で蒸留水と液固比 10:1 で混合し、振とう幅が 40~50mm、振とう回数が 200 回/分の条件で 6 時間平行振とうした。振とう後は 30 分間静置し、上澄み液を 3000rpm で 20 分間遠心分離した後、0.45μm 孔径のメンブレンフィルターで濾過して検液とした。

図-2.36 に Al 溶出濃度と粒径の関係を示す。Al 溶出濃度が比較的高い浄水汚泥 A に関

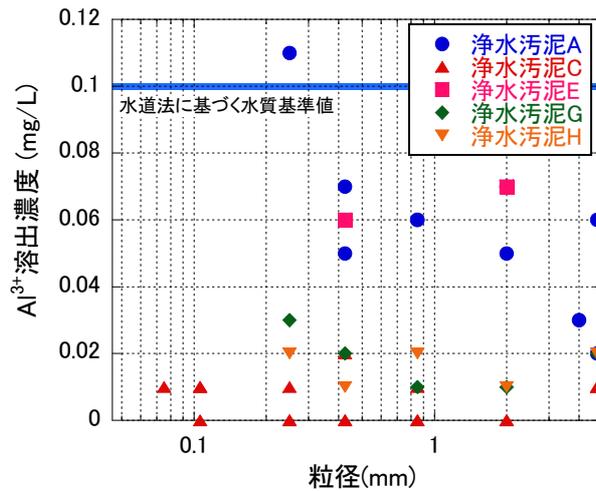


図-2.36 環告46号試験におけるAl³⁺溶出濃度と粒径の関係

しては、粒径が小さくなるほどAl溶出濃度は増加する傾向が認められ、Alの溶出は比表面積に依存する可能性が示唆された。しかしながら、全体的にAl溶出濃度は低く、Al溶出に及ぼす粒径の影響として有意な差異は得られなかった。Al溶出濃度が低くなった原因として、溶出試験後のpHは7.0から7.4の範囲であったことから、中性域でAlの飽和溶解度は低かったことが考えられる。浄水汚泥のpH緩衝能について検討することが重要である。

(2) カラム通水試験

浄水汚泥を道路構成材料として利用した場合、雨水の浸透により移流場での常に一定水質の水との接触が想定される。これはバッチ試験における試料と水との接触状況とは本質的に異なる。実際の施工環境でのアルミニウムの溶出挙動をバッチ試験時のそれと比較することが必要と考え、本研究では道路盛土内への雨水の浸透を模擬した下向流カラム通水試験を実施した。

図-2.37にカラム通水試験装置の概略を示す。試料には粒径2.00mm以下の浄水汚泥Dを使用し、供試体は直径75mm、高さ30mmの亚克力製円筒容器内で動的突固めにより作製した。通水は降雨を模擬して上部から下部方向とし、流量は茨城県日立市における2007年の日最大降水量180mm⁴⁰⁾の20%が道路路床に浸透することを想定して140mL/dayに設定した。供試体の上下には厚さ0.25mm、保留粒子径3μmの定性濾紙を設置した。濾紙を設置することで供試体上部では水の流入経路の偏りを少なくし、供試体下部では土粒子の流出を防止した。流出水はポリプロピレン製の容器で採水し、0.45μm孔径のメンブレンフィルターで濾過することで検液とした。

カラム通水試験の結果を図-2.38に示す。通水溶媒のpHは液固比3~5L/kgにおいてpH7.5付近で定常状態となり、pHが中性に至るまでの過程においてAl溶出濃度の最大値が得られた。ケースD-1における最大溶出濃度は0.04mg/Lであり、環告46号試験における同一試料の溶出濃度0.03mg/Lと比較して、おおよそ同じ濃度でAlが通水初期段階では溶出したことがわかった。その後、液固比の増加に伴いAl溶出濃度は減少する傾向が認められた。

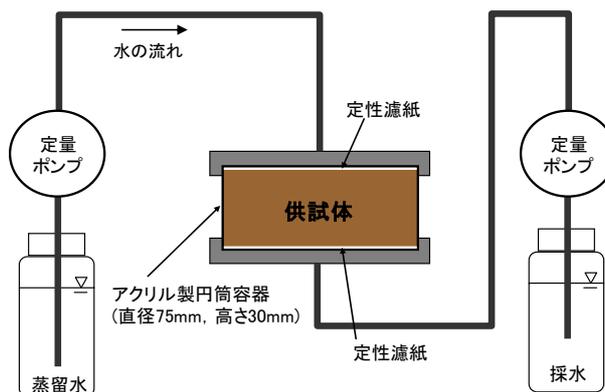
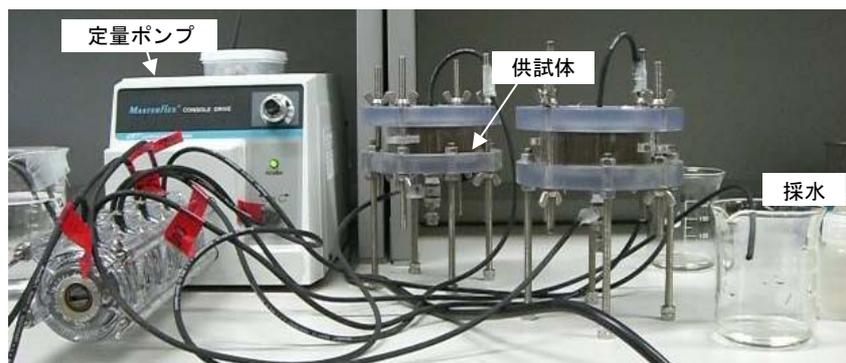
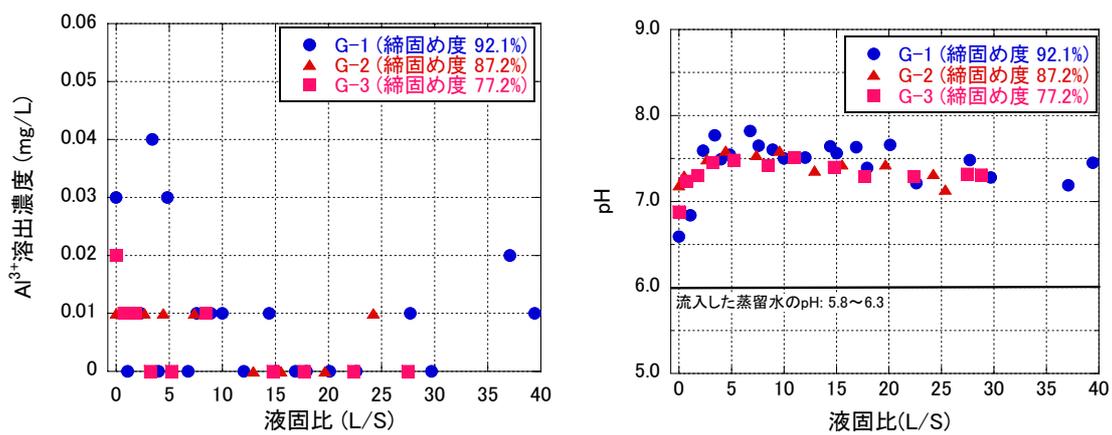


図-2.37 カラム透水試験装置の概略図



(a) Al 溶出濃度と液固比の関係

(b) pH と液固比の関係

図-2.38 カラム透水試験の試験結果

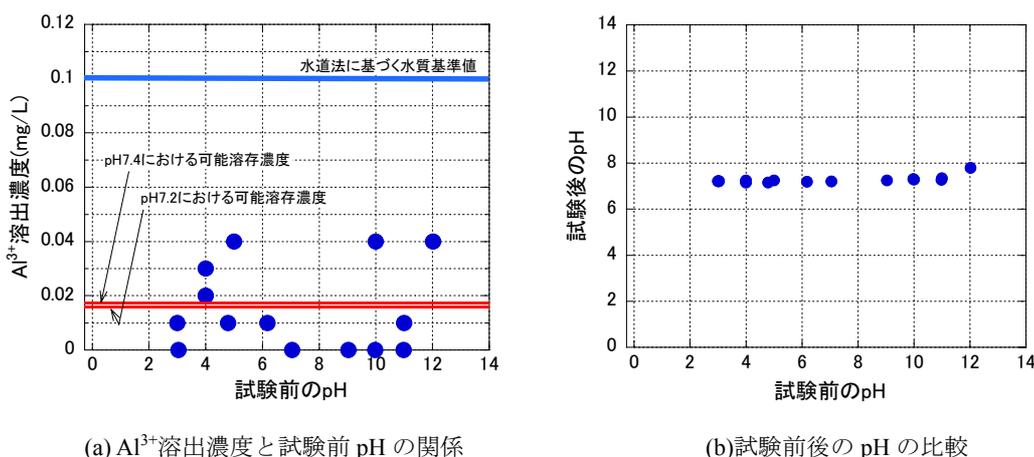


図-2.39 pH 依存性試験の試験結果

(3) pH依存性試験

実環境では浄水汚泥が雨水や周辺コンクリート構造物の溶脱水などの酸性またはアルカリ性の水と接触することが想定される。アルミニウムのイオン形態は pH に強く依存することから、溶媒の初期 pH を変化させた条件におけるアルミニウム溶出量を調査することを目的に pH 依存性試験を実施した。ここでは欧州標準化委員会(European Committee for Standardization, CEN)により規格化された初期添加式 pH 依存性試験(CEN/TS 14429:2005)を参考としているが、溶出時間、攪拌速度、溶出操作後の pH 調整は後述する理由により本研究では独自の方法を採用した。使用した試料は浄水汚泥 G であり、乾燥質量で 20g とした。粒子破碎が溶出特性に及ぼす影響を小さくするために粒径は 0.250mm 以下とした。溶媒は、中性の蒸留水に酸性側は 1.0mol/L の硝酸(HNO₃)溶液を、アルカリ性側は水酸化ナトリウム(NaOH)水溶液を初期添加することで作製した。pH 調整した溶媒と試料は 500mL ビーカー内で液固比 10:1 で混合し、スターラー攪拌を行った。攪拌時間は、攪拌後の pH が平衡状態になる 3 時間とした。攪拌後は 30 分静置し、細粒分を沈降させ、上澄み液を採水した。そして、ただちに 0.45 μ m 孔径のメンブレンフィルターで濾過し、検液とした。pH は上澄み液採水直後に測定した。

pH 依存性試験の結果を図-2.39 に示す。pH が 3 から 12 の範囲で Al 溶出濃度は 0.04mg/L 以下で変動する結果となり、初期 pH への依存性は認められなかった。試験前後の pH から、試験前の pH が 3 から 11 の範囲で試験後は 7.2 から 7.4 の範囲になったことから、浄水汚泥の pH 緩衝能により溶媒は中性化されていたことが明らかとなり、それが Al 溶出抑制に寄与したと考えられる。

(4) 環告 46 号溶出試験の適用性と環境安全性

環告46号溶出試験の適用性について考察するため、環告46号溶出試験結果とカラム通水試験結果の比較を行う。バッチ式の溶出試験では水と試料の接触環境がカラム式のそれとは本質的に異なる。前者は粒子表面が満遍なく水と接触するのに対し、後者は常に一定水質の水が試料と接触し続け、また、その接触部分は土粒子同士の接触部分以外すなわち間隙に面する部分に限定される。その結果、バッチ試験とカラム試験の溶出量に差異が生じ

ることが報告されている⁴¹⁾。したがって、調査対象とする溶出物質の存在形態と溶出機構に応じたバッチとカラムの両試験結果を使い分ける必要がある。

本研究におけるアルミニウム溶出に関しては、アルミニウムの存在形態が浄水汚泥の粒子間結合力を支配する架橋結合であることから、水と土粒子の接触面積が増大することに伴いアルミニウムの溶出は顕著になる可能性はあるが、それと逆の傾向は考えにくい。そのため、バッチ式の溶出操作の方がカラム式よりアルミニウムは溶出しやすいと考えられる。溶出水のpHに着目すると、カラム通水試験においてpHが安定するのは液固比3L/kg以降であった。環告46号溶出試験における平衡状態のpHが7.0から7.4であることを考慮すると、pHの観点からはバッチ試験で得られる結果はカラム通水試験でpHが平衡した後に相当する。そこで、実験事実よりバッチ試験結果の方が高い溶出濃度を示す液固比10L/kgに着目すると、環告46号溶出試験の結果をカラム通水試験における液固比10L/kgまでの結果として统一的に解釈できる。ただし、環告46号溶出試験に相当する液固比10L/kgまでの過程において、特に通水初期の段階でアルミニウム溶出濃度が最大値を示す傾向があるため、短・中期的な溶出挙動を把握する場合にはカラム試験が有効である。

環告46号試験の結果に基づき、浄水汚泥の環境適合性について考察する。アルミニウムストレスに関して、田辺ら¹³⁾と玉上ら¹⁶⁾は実際に浄水汚泥を用いて植物の生育状態を観察し、植生基盤材としての利用可能性を報告している。しかし、浄水汚泥の環境適合性を効率よく判定するためには、アルミニウムの溶出機構に基づいた定量的な判断基準が必要であると考えた。そこで、本研究では、浄水汚泥からの浸出水が河川や湖沼に流入することを想定し、「水道法第4条に基づく水質基準」の水質管理目標設定項目におけるアルミニウムの目標値(0.10mg/L)を環境中に悪影響を及ぼさない値として使用することとする。本来、この値は着色を防止するために水質管理上の達成可能な値として決定された⁴²⁾。そのため、植生を対象とした基準ではないが、経験則として0.10mg/Lであれば周辺環境にも問題がないと判断できる。なお、我が国ではアルミニウムの水質基準値は平成21年3月31日までは0.20mg/Lとされており、平成21年4月1日以降が0.10mg/Lである。そこで、0.10から0.20mg/Lの範囲では、環境への影響は小さいと考えられるが供用後の監視の重要性は高いものとして位置づける。また、当該基準値は生涯にわたって連続摂取しても健康に影響が出ない水準であるため、環境リスクの観点も包括している。なお、海外の基準では、アメリカ合衆国のEnvironmental Protection Agency (US EPA)では法的強制力をもたないSecondary Standardとして州ごとに決定できる値0.05~0.20mg/Lを⁴³⁾、WHOでは0.20mg/Lを⁴⁴⁾基準値として設定している。こうした海外の基準値より、本研究で設定した値の客観性が認められる。環告46号溶出試験結果において、浄水汚泥Aの一点を除いて0.10mg/Lを満足した。超過した一点についても溶出濃度は0.11mg/Lであり、利用後の監視を重要とすることで地盤材料としての利用は可能であると判断できる。ただし、酸性環境またはアルカリ環境においては不溶化したアルミニウムが溶解し、地盤中を輸送される可能性が高まる。浄水汚泥にはpH緩衝機能が期待できるが、中性環境にて浄水汚泥を使用することが望ましい。

2.6 2章のまとめ

第2章では、浄水汚泥の基本的性質として、生成プロセス、脱水処理、地盤工学的特性として物理的・化学的性質、締固め特性、CBR、圧縮、透水、せん断特性、そして、環境影響物質と陽イオンの溶出特性について論じた。第2章の要点を以下に整理する。

- 浄水汚泥は、水質や浄化処理方式に依存して物理的・化学的性質に差異が生じる。しかし、適切に脱水し、一般的な土質材料と同様に締固めることにより、浄水汚泥の利用は可能となる。すなわち、浄水汚泥の含水比を最適含水比付近に調整することにより、汚泥の種類により性質は異なるが、土質材料として十分な品質が期待される。ただし、締固め曲線の形状が湿潤法と乾燥法とでは異なることから、最適含水比以下まで脱水した後に含水比調整をして浄水汚泥を用いることが望ましい。
- 一般的な土質材料と比較すると、浄水汚泥の最大乾燥密度は約 $0.9\sim 1.1\text{g/cm}^3$ と小さいが、CBR や内部摩擦角等からは道路の路床材料や盛土材料として十分に要求性能を満足する可能性が示唆された。すなわち、浄水汚泥は単位体積重量が小さい軽量な材料として工学的価値が認められる。
- 浄水汚泥を溶出試験に供した結果、土壤環境基準やアルミニウムストレスに関する環境影響はほとんど認められず、浄水汚泥の pH 緩衝も期待され、環境適合性の高い材料であることが明らかとなった。
- 架橋結合に起因する微視的構造が形成された浄水汚泥はスレーキングしにくい材料となり、フィルタープレスにより加圧脱水することでスレーキングはより生じにくくなるため、浄水汚泥を土質材料として利用することは十分に可能である。

参考文献

- 1) 丹保憲仁, 小笠原紘一: 浄水の技術, 技報堂出版, 2002.
- 2) 厚生労働省: 第4回水道ビジョン検討会, 資料6. 水道事業に係わる環境対策, 2003.
- 3) 森口祐一: 循環型社会の理念, 実践と研究展望, 土木学会論文集 G, Vol.63, No.4, pp.286-293, 2007.
- 4) 環境省: 産業廃棄物の排出及び処理状況等について(平成20年度実績), 2011.
- 5) 厚生労働省: 平成15年度水道事業環境対策手引書 3-4 資源循環, pp.26-27, 2002.
- 6) 厚生労働省: 第7回水道ビジョンフォローアップ検討会, 参考資料3. 水道ビジョンの主要施策と今後の課題, 2008.
- 7) 厚生労働省健康局水道課: 浄水汚泥(浄水発生土)の循環利用について, 第58回中央環境審議会循環型社会計画部会, 資料4, 2010.
- 8) 川口士郎, 小林慶夫, 山田好一: 上水汚泥の二次圧密特性, 土と基礎, 29-3(278), pp.31-36, 1981.
- 9) 古河幸雄, 曾津大三, 藤田龍之: 浄水汚泥の地盤材料への利用に関する研究, 土木学会論文集 C, Vol.62, No.1, pp.67-78, 2006.
- 10) ベジェヒョン, 小峯秀雄, 安原一哉, 村上哲, 鹿志村清勝, 豊田和弘: 力学的特性による浄水汚泥の道路構成材料への利用に関する評価, 第42回地盤工学会研究発表会講演集(CD-ROM), pp.539-540, 2007.
- 11) 富田平四朗: 改良した浄水汚泥の力学的特性, 土と基礎, Vol. 49, No. 3, 地盤工学会, pp. 29-32, 2001.
- 12) 中村公亮, 佐藤研一, 山田正太郎, 藤川拓朗, 長浜武知, 木之下盛博: 浄水汚泥を用いた粒状改良土の材料特性, 第40回地盤工学研究発表会発表講演集(CD-ROM), pp.595-596, 2005.
- 13) 田辺和康, 富田武満, 山田幹雄, 佐野博昭, 勝部英一, 中垣恵司: 造粒化による浄水汚泥のリサイクル, 第6回環境地盤工学シンポジウム発表論文集, pp. 377-380, 2005.
- 14) ベジェヒョン, 小峯秀雄, 安原一哉, 村上哲, 鹿志村清勝, 豊田和弘: 浄水汚泥の道路構成材料への適用と配合設計検討, 土木学会第63回年次学術講演会講演集(CD-ROM), pp. 789-790, 2008.
- 15) 渡邊保貴, 小峯秀雄, 安原一哉, 村上哲, 豊田和弘: 浄水汚泥のアルミニウム溶出に関する環境影響評価手法の提案, 土木学会論文集 G, Vol.65, No.3, pp.188-201, 2009.
- 16) 玉上和範, 坂本暁紀, 森沢友博, 御手洗義夫: 浄水ケーキの植生基盤材への適用に関する基礎的研究, 土木学会第60回年次学術講演会講演概要集(CD-ROM), 2005.
- 17) 海野修司, 岡本正美, 永渕正夫: 浄水汚泥を用いたリン除去技術, 土木学会論文集 VII, No.741, No. 28, pp.111-121, 2003.
- 18) 大沢吉範, 大木宜章, 石田哲朗, 関根宏, 保坂成司: 現場試験による上水汚泥を用いたのり面緑化基盤材の実用化への検討, 土木学会論文集 VII, No.734, Vol.27, pp.119-128, 2003.
- 19) 田辺和康, 富田武満, 山田幹雄, 佐野博昭: 浄水ケーキを用いた緑化基盤材の開発, 土と基礎, Vol.55, No.7, pp.21-23, 2007.
- 20) 小林啓二, 中村隆浩, 関口高志, 柴田靖, 松山康二, 小柳津倫生, 工藤稔: 浄水場発生土を有効利用した法面緑化工法の開発, 第8回環境地盤工学シンポジウム発表論文集, pp.223-226, 2009.
- 21) 鬼頭誠: 浄水ケーキの水稻育苗培土としての利用可能性, 日本土壌肥科学雑誌, 第68

- 卷, 第2号, pp.163-166, 1997.
- 22) 石川精一, 奥村裕司, 飯田義和, 門上希和夫: 上水汚泥からの凝集剤の回収及びその凝集沈殿効果, 第56回全国水道研究発表会, 2005.
 - 23) 日刊工業新聞: 浄水後の汚泥水田に還元, 2008年5月12日.
 - 24) 蛭田俊明, 小峯秀雄, 安原一哉, 村上哲, 渡邊保貴, 磯秀幸, 豊田和弘: 舗装試験施工の路面沈下量測定による浄水汚泥の路床材としての評価, 土木学会第65回年次学術講演会講演集(CD-ROM), pp.451-452, 2010.
 - 25) 磯秀幸, 渡邊保貴, 小峯秀雄, 村上哲, 豊田和弘: 室内 CBR 試験および試験施工に基づく砂質土と混合した浄水汚泥の路床材としての評価, 土木学会第66回年次学術講演会講演集(CD-ROM), 2011.
 - 26) 日本粘土学会: 粘土ハンドブック, 第二版, 技報堂出版, pp.98-106, 1994.
 - 27) Oikawa, T., Komine, H., Yasuhara, K. and Murakami, S.: Purification of water quality using geosynthetic barrier with drinking-water sludge and melted slag, *Proc. of 6th International Congress on Environmental Geotechnics*, pp. 1067-1072, 2010.
 - 28) 山口柏樹: 土質力学, 技報堂, 出版, pp.40-48, 1972.
 - 29) 磯秀幸, 小峯秀雄, 安原一哉, 村上哲, 渡邊保貴, 蛭田俊明, 豊田和弘: 団粒形状に着目した加圧脱水浄水汚泥の締固め特性, 第45回地盤工学研究発表会講演集(CD-ROM), pp.487-488, 2010.
 - 30) 磯秀幸, 渡邊保貴, 小峯秀雄, 安原一哉, 村上哲, 豊田和弘: 加圧脱水浄水汚泥の団粒形状および破砕性に着目した道路構成材料としての室内 CBR 特性, 土木学会第65回年次学術講演会講演集(CD-ROM), pp.317-318, 2010.
 - 31) 石原研而: 土質力学, 第二版, pp.53-61, 丸善, 2001.
 - 32) 嘉門雅史, 浅川美利: 新体系土木工学 16 土の力学(I), 技報堂出版, pp.134-141, 1988.
 - 33) 久保田徹: 火山灰土壌の界面化学的研究—脱水に伴う土壌の不可逆的凝集の現象と機構を中心として, 農業技術研究所報告 B, 第28号, pp.1-74, 1976.
 - 34) 足立泰久, 岩田進午: 土のコロイド現象, 学会出版センター, pp.167-199,217-219, 2003.
 - 35) 最上武雄: 土質力学, 技報堂, 1972.
 - 36) Mitchell, J. K. and Soga, K.: *Fundamentals of soil behavior*, third edition, John Wiley & Sons, Inc., 2005.
 - 37) 松本英明: 酸性土壌とアルミニウムストレス, 根の研究(Root Research), Vol.12, No.4, pp.149-162, 2003.
 - 38) 山本洋子: アルミニウムによる根伸長阻害の分子機構—アルミニウムイオンによる活性酸素誘発とミトコンドリア機能障害について—, 根の研究(Root Research), Vol.11, No.4, pp.147-154, 2002.
 - 39) 福士謙介, ホワンティーマイ, 山本和夫: ベトナム・ハノイ市の浄水施設から算出されるヒ素含有上水汚泥の有害性の検討, 土木学会第63回年次学術講演会講演集(CD-ROM), 2008.
 - 40) 気象庁: 気象統計情報, 過去の気象データ検索, インターネット, <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>, (2009年2月18日閲覧).
 - 41) 遠藤和人, 肴倉宏史, 大迫政浩: 境膜厚さに着目したバッチとカラム溶出試験における溶出挙動の比較, 第7回環境地盤工学シンポジウム論文集, pp.155-162, 2007.
 - 42) 厚生労働省: 水質基準の見直しにおける検討概要, インターネット, <http://www.mhlw.go.jp/topics/bukyoku/kenkou/suido/kijun/konkyo0303.html>, (2009年3月4日閲覧).

- 43) United State Environmental Protection Agency (US EPA): Drinking water contaminants, インターネット, <http://www.epa.gov/safewater/contaminats/index.html>, (2009年3月4日閲覧).
- 44) WHO: Guidelines for drinking-water quality, third edition, incorporating first addendum, Vol.1, 2006.

第3章 化学的変質を伴う浄水汚泥の地盤工学的性質の変化

3.1 浄水汚泥の化学的変質に及ぼす要因

浄水汚泥を適正に利用するためには、その利用期間を適切に見込むことが重要である。ここで述べた適正な利用とは、浄水汚泥の地盤工学的利用における力学的な安全性と環境・健康に対する安全性の両方を満足することにより達成される。利用期間を具体的に算定する方法として、浄水汚泥の化学的変質に着目し、化学的変質の速度および工学的性質に及ぼす化学的変質の影響を明らかにすることが一つの手段として考えられる。化学的変質は、一般的な化学的風化の例でも理解できるように、非常に長い時間をかけて進行する現象である。すなわち、造岩鉱物から元素が溶脱し、化学組成が変化しながら粘土鉱物が生成される現象である¹⁾。その時間経過は地盤工学的には無視することも可能であるが、本研究では新しい材料としての側面を有する浄水汚泥を用いていることから経験則は適用できないこと、そして、浄水汚泥は凝集剤を用いて人工的に生成された材料であることから、浄水汚泥のより安全な利用を実現する上で、化学的変質の有無とその進行程度を把握することはきわめて重要な課題である。

浄水汚泥の化学的変質は、一般的な土と浄水汚泥の差異に注目することにより、以下の要因が抽出される。第一に凝集剤成分の溶出、第二に有機物の分解、そして、第三に微視的なスレーキングである。第2章の2.1節と2.5節に記述した通り、浄水汚泥には浄化処理過程で使用された凝集剤ポリ塩化アルミニウムが含まれている。高分子と多価イオンによる架橋結合と界面化学的作用は、浄水汚泥が天然の土と生成プロセスを最も異とする点である。また、浄水汚泥に含まれる有機物は、強熱減量のトレンドから森山浄水場では9.0～28.9%、全国では10.5～50.5%の範囲であることが分かっている。こうした有機物は原水由来であり、比較的短期間で分解される有機物も含まれていると考えられる。以上より、浄水汚泥の形成に寄与する凝集剤と有機物の役割を模式化すると図-3.1のようになる。土粒子間をセメンテーション物質として結合しているものが凝集剤による架橋結合と有機物である。その結果、浄水汚泥の団粒が形成され、分散しにくい構造になっていると考えられ

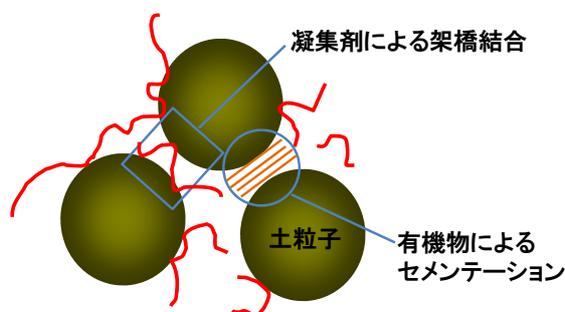


図-3.1 浄水汚泥の形成に寄与する凝集剤と有機物の役割

る。こうした化学的かつ微視的な構造に対して、工学的な時間経過においても分解の可能性を否定することは出来ず、化学的変質の要因として凝集剤成分と有機物の挙動を明らかにしておく必要がある。最後に微視的スレーキングについては、物理的側面から解釈される現象ではあるが、浄水汚泥が水と接した場合に生じる現象としては、団粒の破碎や比表面積の増大等の点において、凝集剤成分の溶出と密接に関わる事象であり、スレーキングしやすさを化学的視点から考察することには意味があると考えられることから、微視的スレーキングについても化学的変質に関する一つの現象として取り上げることとする。なお、浄水汚泥の中・長期的な変質を考える上で、粒子破碎のような物理的な変化についても無視することはできない。粒子および団粒の破碎は、浄水汚泥を締固め施工した時点と、施工後に水と接触してスレーキングが生じる時点においてより顕著に発生すると考えられる。本研究では、締固めによる破碎は、室内の締固め試験や各種試験の供試体作製の結果に反映されているものと解釈し、利用期間を考える上では単独で考慮しない。また、スレーキングについては、締固めにより浄水汚泥の団粒は既に破碎されていること、締固め後は十分に拘束された状態であること等を加味し、微視的な観点からスレーキングのメカニズムを言及することに限定し、対策工を示すのみとした。

以下、凝集剤成分の溶出、有機物の分解、スレーキングの順に、各要因に対する化学的変質を伴う浄水汚泥の地盤工学的性質の変化について論述する。化学的変質の促進には、蒸留水、希硝酸、過酸化水素水、水酸化ナトリウムを用いて、浄水汚泥に含まれる凝集剤成分 Al や有機物の溶出と分解を促進した。表-3.1 に各種溶媒を選択した目的と理由を整理した。本研究では、中・長期的に生じる化学的変質に着目しているため、各種溶媒を用いて日々微量ずつ溶出・分解する現象を促進し、ある程度の量が溶出・分解された場合の工学的性質を明らかにする。溶媒の選定では、既存の試験法を援用することで環境条件を模擬した。

表-3.1 化学的変質の促進に用いた溶媒の使用目的

溶媒の種類	使用目的	理由
蒸留水 (pH5.8~6.3)	・凝集剤成分 Al を含む陽イオンの溶出	・中性環境における溶出を模擬した。 ・浄水汚泥の pH 緩衝能(2.5.6 節参照)により pH は中性になることを参考にした。
希硝酸 HNO ₃ (pH4.0)	・凝集剤成分 Al を含む陽イオンの溶出	・酸性雨などの酸性溶媒と接することを模擬した。【環境条件の模擬】 ・過酸化水素水の pH と概ね等しくなる pH である。 ・拡散溶出試験やアベイラビリティ試験において設定される pH と一致している。【基準の援用】
過酸化水素水 H ₂ O ₂	・有機物の分解 ・凝集剤成分 Al を含む陽イオンの溶出	・酸化反応を促進することが可能である。【現象の促進】 ・粒度試験において頻繁に使用されており、管理しやすい。【基準の援用】 ・排出物は二酸化炭素であり、溶存した有機物が管路の汚れになることを極力避けることができる。
水酸化ナトリウム NaOH (0.5 mol/L)	・有機物の溶存抽出 ・凝集剤成分 Al を含む陽イオンの溶出	・アルカリ性溶媒と接することを模擬した。【環境条件の模擬】 ・有機物分離のためのアルカリ抽出において使用される。【基準の援用】

3.2 凝集剤成分を含む陽イオンの溶出に伴う地盤工学的性質の変化

凝集剤成分であるアルミニウムの溶出，および，アルミニウムを含む陽イオンの溶出に伴う地盤工学的性質の変化について調査した．陽イオンを事前に溶出させた供試体を用いて定ひずみ速度載荷による圧密試験を実施し，陽イオン溶出後における浄水汚泥の圧縮性と透水性を明らかにした²⁾．

3.2.1 化学的変質後の圧縮性と透水性

3.2.1.1 定ひずみ速度載荷による圧密試験方法

日本工業規格 JIS A 1227: 2000 「土の定ひずみ速度載荷による圧密試験方法」は土を片面排水条件，一定のひずみ速度のもとで連続的に加える軸圧縮力と供試体非排水面の間隙水圧の変化から圧密諸定数を求める試験方法である．本研究では，軸圧縮力の増加に伴う連続的な供試体の圧縮挙動を観察することと，次節に記述する凝集剤成分の溶出に要する水浸時間に対し短時間で試験を終了するためにひずみ制御型の圧密試験を採用した．本研究で使用した試験装置を図-3.1に示す．圧密容器のピストンおよびロードセルはベロフラムシリンダーおよびクランプノブを締めることで固定し，底盤を電動ボールネジジャッキで上昇させることで一定のひずみ速度 0.05%/min を与えた．圧密容器および圧密リングは耐腐食性のある SUS316L ステンレス製である．背圧槽はバルーン式になっており，脱気水と圧縮空気は直接接触しない仕組みになっている．ロードセルの荷重容量は 20kN，変位計の分解能は 1/1000mm である．供試体寸法は直径 60mm，高さ 20mm である．供試体を飽和させる際の通水では，背圧槽と供試体下部をつなぐ管路のバルブを閉じ，供試体上部から 70kPa の背圧で通水を行った．供試体の上下で間隙水圧を測定しており，一方の背圧の増減に対してもう一方の間隙水圧が 5 分以内で一致することを確認して供試体の飽和とみなした．試験開始時には供試体下部側を非排水面とした．供試体の作製方法は乾湿繰返しの手順も併せて次節に示す．

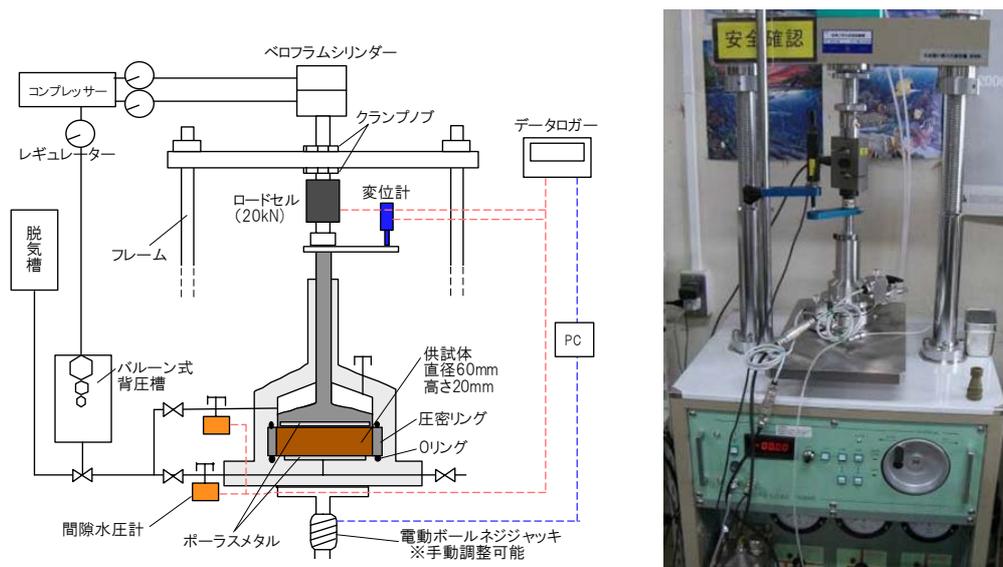
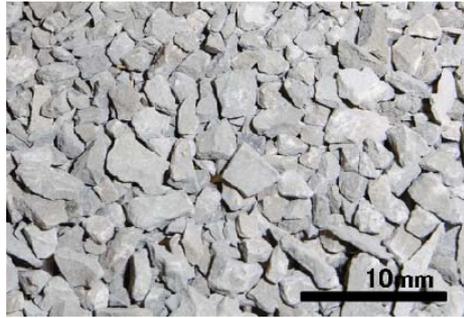


図-3.1 ひずみ制御型圧密試験装置の概略

3.2.1.2 供試体作製方法

陽イオン溶出後の浄水汚泥を模擬的に作製するため、定ひずみ速度載荷による圧密試験の供試体に乾湿繰返しを与え、凝集剤成分を含む陽イオンの溶出を促した。本論文における乾湿繰返しでは、供試体作製時の含水比を下回らないことを条件として、その乾湿繰返し過程における凝集剤成分の溶出量を測定すると共に、過度なスレーキングによる供試体の乱れを出来る限り防いだ。



(a) 破碎前の浄水汚泥



(b) 破碎後の浄水汚泥

写真-3.1 20℃の室内において風乾させた浄水汚泥(圧密試験用に破碎する前)

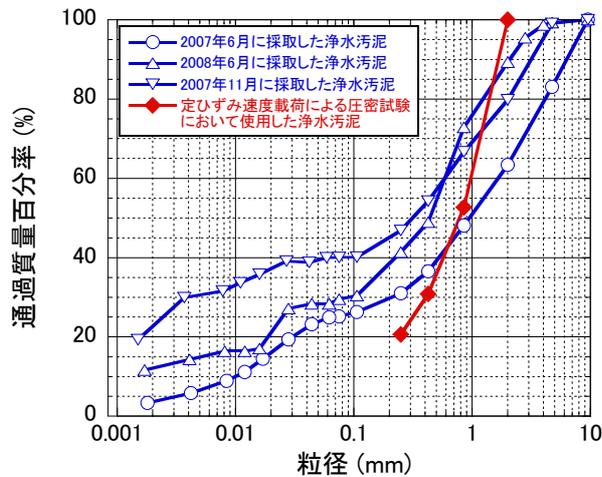


図-3.2 定ひずみ速度載荷による圧密試験において使用した浄水汚泥の粒径加積曲線

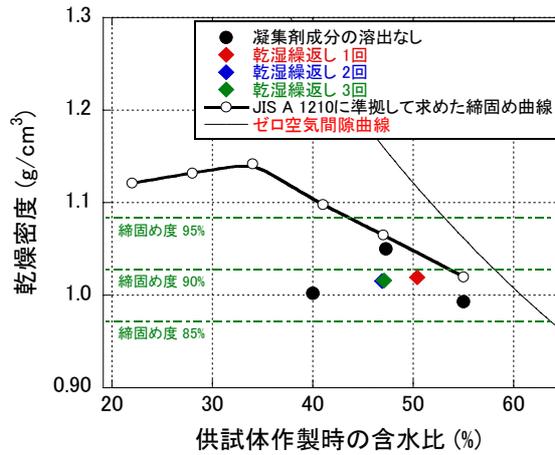


図-3.3 定ひずみ速度载荷による圧密試験で用いた供試体の含水比と乾燥密度の関係

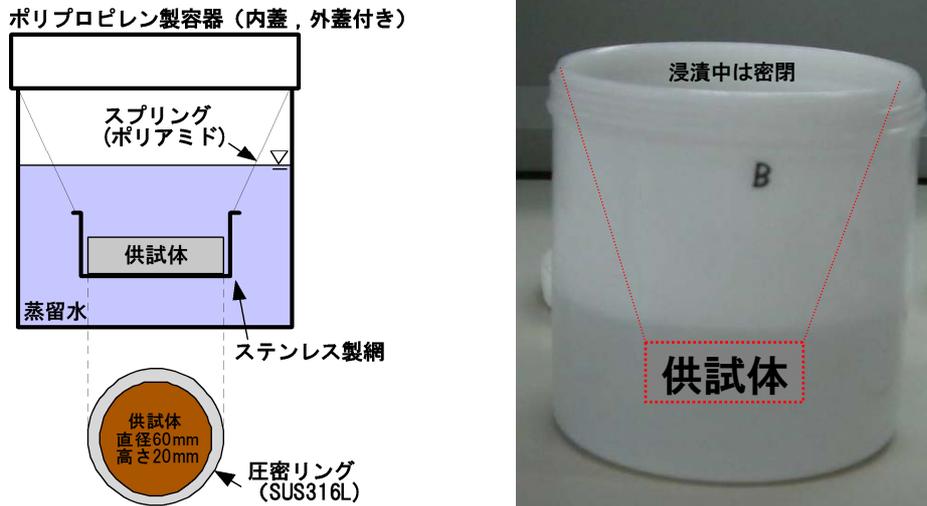


図-3.4 乾湿繰返し操作で用いた水浸容器

はじめに、供試体の作製方法について記述する。使用した試料は浄水汚泥 G であり、物理的・化学的性質は表-2.1 に示す。写真-3.1 は室温 20℃ で含水比約 20% まで風乾させた浄水汚泥である。風乾後の浄水汚泥は非常に硬く、団粒を指でほぐし、2mm 以下の試料を確保することは困難であったため、試料は風乾後にハンマーと乳鉢を用いて 2mm 以下にまで破碎した。こうして粒度調整した浄水汚泥の粒径加積曲線を図-3.2 に示す。供試体は直径 15mm、質量 0.279kg のステンレス製の突固め棒を用いて、動的突固めにより作製した。高さ 30mm から突固め棒を自由落下させ、5 層に分けて 1 層あたり 100 回突固めた。供試体寸法は直径 60mm、高さ 20mm であり、5 層目は圧密リングにカラーを取り付けて高さを 22mm から 25mm に作製した後に、ストレートエッジで高さ 20mm に成形した。目標とした乾燥密度は浄水汚泥の最大乾燥密度 1.142g/cm^3 に対する締固め度 90% とした。また、初期含水比を 40~58% の範囲で変化させることで同一の締固めエネルギーのもと、供試体の乾燥密度の変化を確認した。作製した供試体の含水比と乾燥密度の関係を図-3.3 に示す。締固めエネルギーが小さかった分、最適含水比よりも湿潤側においてより大きい乾燥密度と

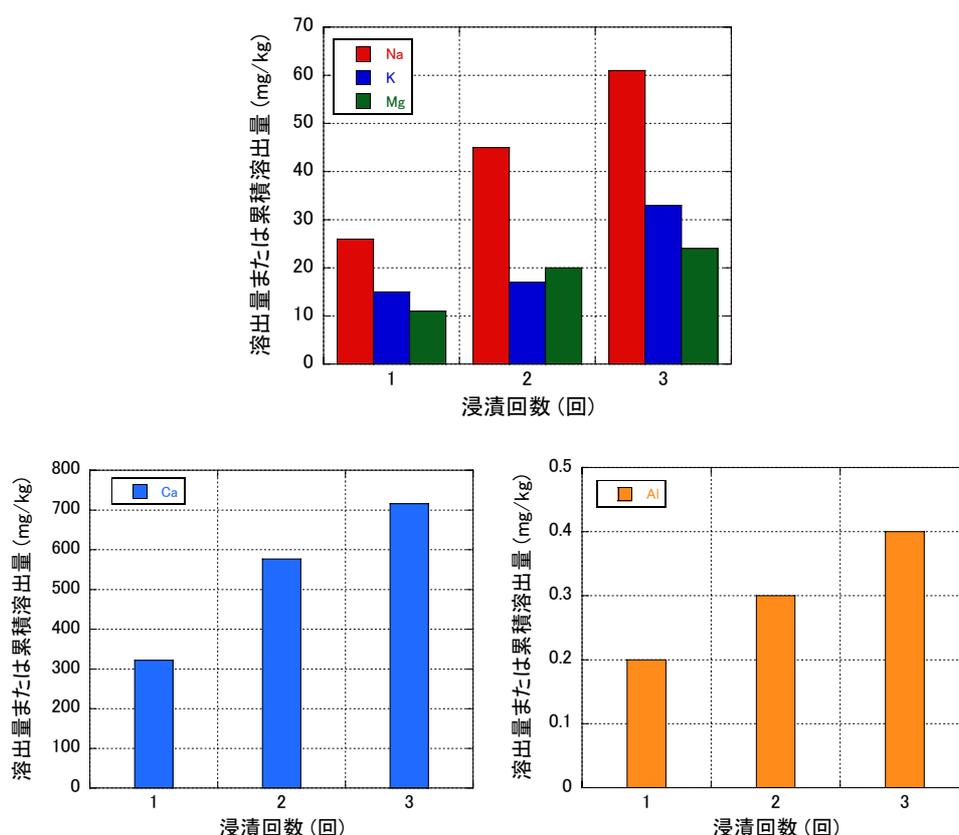


図-3.5 定ひずみ速度載荷による圧密試験の供試体を浸漬させたときの陽イオン溶出量

なったが、概ね締固め度は 90%付近となった。この値は、国土交通省や日本道路公団が定める路床または下部路床の品質管理規定値(締固め度 90%以上)³⁾比より、現実的な締固め度であると言える。

次に、供試体に乾湿繰返しを与え、凝集剤成分を溶出させる方法について記述する。ここでは、供試体を乱さずに凝集剤成分を溶出させることを目的としており、供試体の浸漬方法と脱水方法の点で地盤工学会基準 JGS 2125-2009「岩石の促進スレーキング試験方法」を参考にした。乾湿繰返しの操作で使用した水浸容器を図-3.4 に示す。第一に、ポリプロピレン製の容器に供試体の乾燥質量の 10 倍に相当する蒸留水を注いだ。液固比を 10:1 にした理由は、環告 46 号溶出試験の試験方法と一致させ、一定の液固比下で Al 溶出挙動を統一させるためである。蒸留水に関しても同様に環告 46 号溶出試験と一致させ、pH は 5.8～6.3 とした。第二に、供試体を圧密リングと共にステンレス製の網に入れ、水中に水浸させた。供試体の上下両面が水との接触面になる。浸漬時間は 24 時間とした。水浸後は、20℃の室温で 24 時間風乾させた。なお、乾燥時間を 24 時間以上とした場合には供試体の含水比が供試体作製時の含水比を下回り、乾燥収縮し、供試体の原型を留めることが困難であった。以上の水浸と乾燥の手順を最大 3 回繰返した。浸漬液は供試体を取り出した直後に水質分析のため 50～100mL を孔径 0.45μm のメンブレンフィルターで濾過し、残りの浸漬液は pH 測定のために使用した。水質分析では、アルミニウム(Al)は多項目迅速水質分析計 DR/2010(HACH 社)のアルミノン法により、カルシウム(Ca)、マグネシウム(Mg)、ナトリウム

表-3.1 定ひずみ速度載荷による圧密試験における供試体の浸漬時の浸漬溶液の水質

	供試体 A	供試体 B	供試体 C
	(浸漬 1 回)	(浸漬 2 回の累計)	(浸漬 3 回の累計)
pH	6.85	6.68~6.86	6.65~6.94
Na (mg/kg)	26	45	61
K (mg/kg)	15	17	33
Mg (mg/kg)	11	20	24
Ca (mg/kg)	322	577	716
Al (mg/kg)	0.2	0.3	0.4

表-3.2 定ひずみ速度載荷による圧密試験における供試体の初期状態と試験結果

供試体の初期状態		乾湿繰返し回数 (回)	圧密降伏応力 (kN/m ²)	圧縮指数	試験開始直後の透水係数 (cm/s)
乾燥密度 (g/cm ³)	含水比 (%)				
1.050	47.3	0	550	0.537	2.21 × 10 ⁻⁵
1.002	40.0	0	570	0.579	1.85 × 10 ⁻⁵
0.993	55.0	0	320	0.555	3.08 × 10 ⁻⁵
1.019	50.4	1	390	0.520	1.15 × 10 ⁻⁴
1.015	46.9	2	680	0.516	
1.016	47.1	3	790	0.539	6.04 × 10 ⁻⁵

ム(Na), カリウム(K)はイオンクロマトグラフィーIA-200(東亜 DKK)により定量した。なお、使用した蒸留水の各陽イオン濃度を事前に測定したところ、全て定量下限値未満であった。

3.2.1.3 圧縮性と透水性に及ぼす陽イオン溶出の影響

供試体を浸漬させた際に測定した陽イオン溶出量を表-3.1 および図-3.5 に示す。24 時間浸漬後の溶媒の pH は 6.68~6.94 の範囲であった。陽イオンの溶出量は、Ca>Na>K>Mg>Al の順に大きい結果となった。特に Ca の溶出量は Na の約 12 倍であった。Al の溶出量は最も小さかったが、それは溶媒が中性であったためである。本研究では、物理的な意味合いの強い架橋結合に関係する Al の溶出を確認することが重要となる。以上の各イオン溶出量を浸漬操作ごとに累積すると、累積溶出量は浸漬回数が増すごとに増加しており、供試体を繰返し浸漬させることにより、凝集剤成分を含む陽イオンは溶出したと判断できる。

定ひずみ速度載荷による圧密試験の結果を表-3.2 に示す。また、圧縮曲線を図-3.6 に示す。乾湿繰返し 2 回目と 3 回目の圧縮曲線において、差異はほとんど認められなかった。乾湿繰返し 1 回のケースでは、乾湿繰返しを与えた他のケースと圧縮挙動が異なり、降伏点が不明瞭になる結果となった。このような結果となった理由として、供試体の初期含水比は乾湿繰返しを与えた他の供試体より 3.3~3.5%高かったため、水浸後の脱水 24 時間時点において初期含水比に対する含水比の低下量が大きくなり、スレーキングの影響が表れたと考えられる。その結果として、図-3.7 に示したキャサグランデ法により求めた圧密降

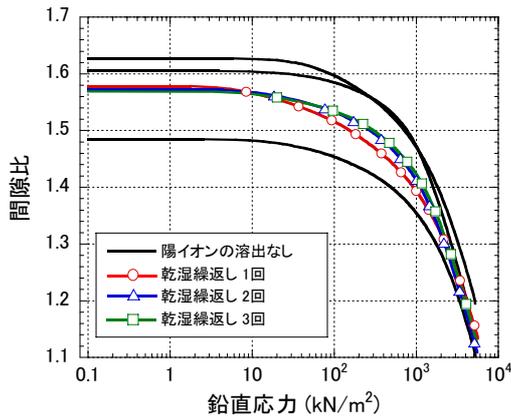


図-3.6 陽イオン溶出前後の圧縮曲線

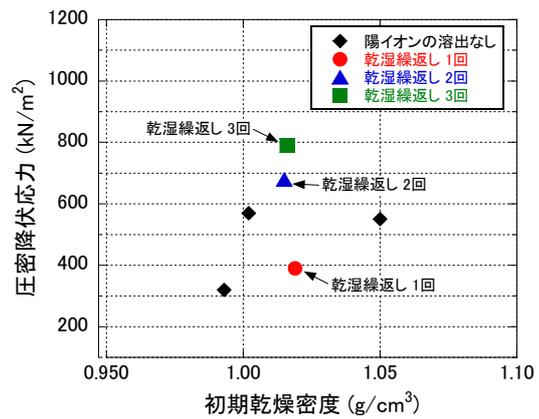


図-3.7 圧密降伏応力と初期乾燥密度の関係

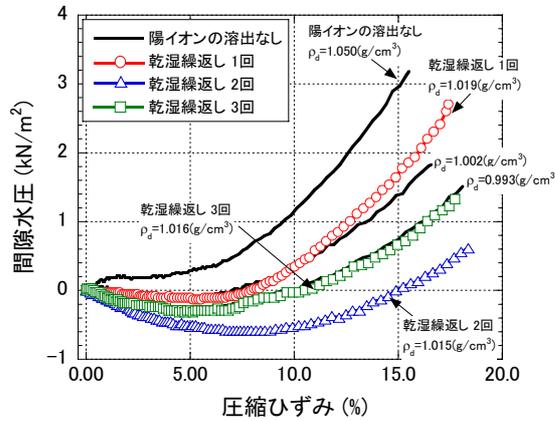


図-3.8 圧縮過程における間隙水圧と圧縮ひずみの関係

伏応力と初期乾燥密度の関係において、乾湿繰返しを 1 回行ったケースでは乾湿繰返しを 2 回または 3 回行ったケースと比べて圧密降伏応力は小さくなった。前述したように、浸漬後の供試体を脱水した時点の含水比が初期含水比を下回っていたため、圧密試験の飽和過程で通水した際、スレーキングにより団粒が破碎したことが推察される。凝集剤成分溶出のない乾燥密度 1.002g/cm^3 のケースにおいても、初期含水比が 40.0% と他より低かったため、スレーキングの影響により降伏点が不明瞭になり、圧密降伏応力が若干大きく算出されたと考えられる。また、乾湿繰返し回数が増加した場合にも圧密降伏応力は増加する傾向が認められた。乾湿繰返し 1 回の試験結果に関しては、スレーキングによる破碎が生じていたため、圧密降伏応力が小さくなったと考えられる。乾湿繰返し 2 回と 3 回の試験結果に関しては、圧縮曲線の形状に有意な差は認められなかった。乾湿繰返し後の圧縮指数に関しては、乾湿繰返しを 3 回行ったケースでは乾湿繰返し 1 回および 2 回のケースと比べて圧縮指数は大きくなったが、その差は約 0.02 であり、正規圧密に及ぼす陽イオンの溶出の影響は小さいと判断できる。図-3.8 に圧縮過程における間隙水圧と圧縮ひずみの関係を示す。土の定ひずみ速度載荷による圧密試験では、一般に圧縮ひずみの増加に伴い非排水面

の間隙水圧も増加するが、陽イオン溶出後の浄水汚泥では、圧縮ひずみ 0.2~0.5%の範囲で間隙水圧は消散し、負圧になった。陽イオン溶出操作を行っていない供試体、かつ、乾燥密度の比較的小さな供試体と陽イオン溶出後の供試体とでは、間隙水圧の推移が類似していることから、透水性の増加による間隙水圧の消散が生じていると考えられる。圧縮過程において浄水汚泥の団粒が破碎し、不飽和であった団粒内部のマイクロポアから空気が排出され、背圧 70kPa を下回る間隙水圧として負圧が測定されたと考えられる。圧縮ひずみ 5~10%の範囲において、陽イオン溶出後の供試体で間隙水圧が再び増加する傾向が認められた。この現象は、団粒の破碎により骨格が再構築され、間隙が埋められることで透水性が低下したことに起因すると推察される。ここで、測定した間隙水圧から透水係数の推移を示すことは可能であるが、本論文では圧縮初期段階における透水係数のみを表-3.2 に示した。その理由は以下の通りである。団粒の破碎に起因して負圧が生じたと推察されたことから、圧縮ひずみ 0.2~0.5%の範囲では透水係数は著しく増加し、間隙水圧は消散したと考えられる。透水係数が増加した要因として、上述したように団粒の破碎を推察しており、団粒の破碎は瞬間的な骨格の変化である。そのため、図-3.7 に示した間隙水圧の変化は緩やかなものではなく、微小ひずみが生じたときの透水係数は一定であるとの仮定は成り立たない。したがって、供試体層厚と間隙水圧の変化が工学的な定常状態であることを背景として理論的に求められる透水係数の算出方法⁴⁾を、団粒の破碎に起因して間隙水圧の低下が生じやすい今回の試験結果に適用することはできないと考えた。そこで、本論文では、過剰間隙水圧の消散が生じる前、すなわち、試験開始直後から圧縮ひずみ 0.1%までに測定された間隙水圧から透水係数を算出した。ある時点 t における透水係数 k_t は以下の式から算出した。

$$k_t = \frac{\rho_w g_n \varepsilon H_0 H_t}{2u_t} \quad (3.1)$$

ここに、 ε と H_0 はそれぞれひずみ速度と供試体の初期高さであり、試験条件として与えられる。 H_t は時間 t における供試体高さである。

乾湿繰返し 2 回の条件では、間隙水圧の値が定量下限値未満であったため、透水係数を算出することはできなかった。浄水汚泥の透水係数はおよそ $1.85 \times 10^{-5} \sim 3.08 \times 10^{-5} \text{cm/s}$ であった。この値は「土の透水試験方法(JIS A 1218: 1998)」に準拠して測定した最大乾燥密度に締固めた浄水汚泥の透水係数 $k=2.83 \times 10^{-5} \text{cm/s}$ とよく一致した。陽イオンが溶出した後は試験直後の透水係数が $1.15 \times 10^{-4} \text{cm/s}$ から $6.04 \times 10^{-5} \text{cm/s}$ の範囲に増加した。透水性の変化に及ぼす陽イオン溶出の影響として、二つの視点から考察する。第一に、凝集剤ポリ塩化アルミニウムの主成分である Al の溶出である。水浸と乾燥を繰返すことで粒子間の架橋結合は不安定化した結果として、Al は溶出したと考えられる。架橋結合の減少は凝集力すなわち団粒の破碎強度の低下に結びつくと考えられ、Al 溶出後は過剰間隙水圧がより消散しやすい状態になっていたと考えられる。第二に、Ca 等の陽イオンの溶出である。土粒子間の凝集力は、主に van der Waals 引力と電気二重層反力により決定される。Hamaker はペッド粒子の大きさと凝集力の関係式として次式を示している。

$$E = \frac{AD_{ped}}{24l^2} \quad (3.2)$$

ここに、 E は凝集力、 A は van der Waals 定数、 D_{ped} は Stokes の法則により求まるペッドの見かけの粒径、 l はペッド粒子間の距離である。 l は電気二重層の厚さ κ^{-1} の二倍とすることができる。電気二重層の厚さ κ^{-1} はデバイ長とも呼ばれ、次式により表わされる⁵⁾。

$$\frac{1}{\kappa} = \sqrt{\frac{\varepsilon_0 D k T}{2 n_0 e^2 v^2}} \quad (3.3)$$

ここに、 ε_0 は真空の誘電率($=8.8542 \times 10^{-12} \text{ C}^2 \text{ J}^{-1} \text{ m}^{-1}$)、 D は媒質(水溶液)の誘電率、 k はボルツマン定数、 T は絶対温度、 n_0 は電解質濃度、 e は電気素量($=1.602 \times 10^{-19} \text{ C}$)、 v はイオンの価数である。電気二重層の厚さが大きくなると凝集力は低下することが分かるので、陽イオンが溶出し、電解質濃度が低下したことにより、凝集力が低下し、浄水汚泥団粒の安定性が失われたと解釈することができる。

3.2.2 化学的変質後の保水性

3.2.2.1 保水性試験方法

土は不飽和状態で存在することが多く、仮に含水比が同じであっても、土の種類が異なれば不飽和状態における水分移動や力学特性に及ぼすサクシヨンの影響が異なる。したがって、土粒子が水を引きつけ、土骨格が水を保持する現象、すなわち、土の保水性を理解することは非常に重要である。本研究では、廃棄物に分類される浄水汚泥を取り扱っていることから、一般的な土の保水性との差異を考察することは不可欠である。また、浄水汚泥の地盤工学的特性は含水比に大きく支配されるとの視点を2章において述べていることから、浄水汚泥の化学的変質を中・長期的視点から検討する上でも、化学的変質前後における保水性を明らかにすることには意義がある。

本研究において使用した保水性試験装置を図-3.9に示す。試験方法は地盤工学会基準「土の保水性試験方法」(JGS 0151-2000)を援用しており、本研究では独自に間隙水圧を負荷することによりマトリックポテンシャルを制御した。

供試体の寸法は直径60mm、高さ20mmである。次節に示すカラム通水試験後の試料を20°Cの室温で質量が一定になるまで風乾させた後、試料を指で解きほぐし、カラム通水試験時と同様に2mmふるい通過分を試料とした。供試体はセラミックディスク付きのペDESTAL上で動的締固めにより作製した。セラミックディスクの空気進入圧(AEV)は500kPaである。

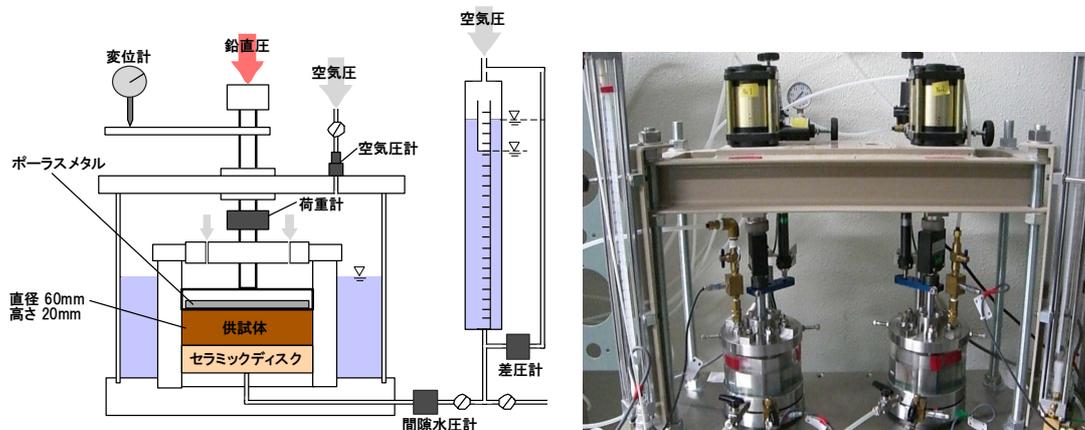


図-3.9 本研究において使用した保水性試験装置

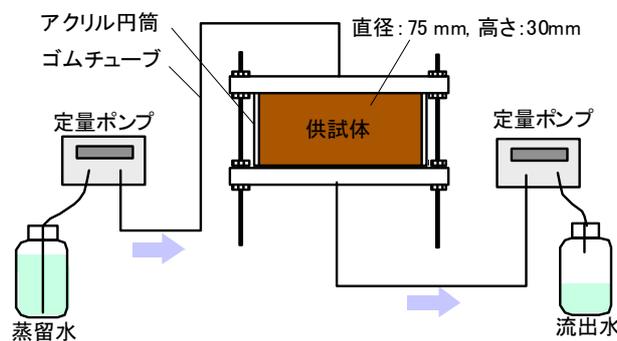


図-3.10 カラム通水試験装置の概略

事前に、セラミックディスクは真空状態に近づけた蒸留水を張ったデシケーター内に24時間以上静置することにより飽和させてある。供試体をセラミックディスク上に設置後、間隙空気圧を200kPaまで負荷し、供試体に含まれる水を排水した。そして、間隙水圧を200kPa付近まで段階的に上昇させることで供試体に水を吸水させた。各段階において、7日間、空気圧と間隙水圧を一定に維持し、吸水量が定常状態に至ったことを確認した上で、次の段階に移った。試験結果は「土の保水性試験方法」(JGS 0151-2000)より式(3.4)と式(3.5)を用いて整理した。

$$w_i = \frac{m_{i+1} + d_{i+1} - m_s}{m_s} \times 100 \quad (3.4)$$

$$\phi_m = -(u_a - u_w) \quad (3.5)$$

ここに、 w_i は第*i*段階における供試体の含水比、 m_{i+1} は第*i+1*段階における供試体質量(g)、 d_{i+1} は第*i+1*段階における排水量(g)、 m_s は供試体の炉乾燥質量(g)、 ϕ_m はマトリックポテンシャル(kPa)、 u_a は間隙空気圧(kPa)、 u_w は間隙水圧(kPa)である。

土の保水性試験において排水した後に間隙水圧を増加させる点は、地盤工学会基準の加圧板法と異なっている。間隙水圧を増加させることの利点は、供試体内部への水分移動を促すことにより試験期間を短縮できることである。しかしながら、間隙水圧制御下での試験は、断面積の小さい間隙と大きな間隙の連続した領域、いわゆるインクボトルの形状を呈した間隙に強制的に水が送入されることになる。熱力学的平衡を考えれば、二つの粒子

表面間距離の小さい部分から先に水が充填され、次に粒子表面間距離の大きな間隙部分に水が充填される。排水過程ではその逆順となる。しかし、粒子表面間距離の小さい間隙ではメニスカスが生じやすく、排水過程においてインクボトル効果により閉じ込められる水が存在することがある。熱力学的平衡上は存在しないはずの閉じ込められた水は、吸水時点を下回るマトリックポテンシャルで排出される。こうした現象は一般的な土の水分特性曲線のヒステリシスとして表れ⁶⁾、その効果を考慮した解析的検討もされている⁷⁾。以上のメカニズムをふまえると、本研究において最初に排水を行ったことによる過剰な排水の可能性と、その後、間隙水圧を高めたことによる排水量以上の吸水の可能性が考えられ、空気圧を制御した試験時と試料の体積含水率は異なることが予想される。そのため、本節で示す試験結果を利用する上で、化学的変質の前後における試験結果の比較をすることが第一の目的となり、本論文では、一般的な水分特性曲線との差異の考察は行わない。

3.2.2.2 供試体作製のためのカラム通水試験方法

地盤材料として利用された浄水汚泥が断続的に雨水と接し、陽イオンが溶出する状況を模擬するため、下向き流のカラム通水試験を実施した。カラム通水試験は、円筒形の容器に試料を充填させ、溶媒を連続的に通水し、水溶性成分の発生挙動をはじめ流出液の応答を調べる室内試験である。一般的には、工学的定常状態における試験結果の再現性を高めることを目的の一つとして、上向き流で試験を行うことが多い⁸⁾が、本研究では雨水の浸透を忠実に再現することを理由に、下向き流れを採用した。

本研究において使用したカラム通水試験装置を図-3.10に示す。使用した試料は表-2.1にDWS-Gと示される試料であり、突固めによる土の締固め試験(JIS A 1210:1999)により求めた最適含水比 34~42%より若干湿潤側の含水比に調整して使用した。試料の粒径は 2mm 以下である。供試体は、内径 75mm、高さ 30mm のアクリル製円筒容器の中に動的締固めにより作製した。供試体の作製条件および通水条件を表-3.3に示す。供試体の締固め度は、国土交通省や日本道路公団が定める路床または下部路床の品質管理規定値(締固め度 90%以

表-3.3 カラム通水試験の供試体作製条件および通水条件

試験ケース	1	2	3
試料名	DWS-G		
乾燥密度 (g/cm ³)	0.967	0.915	0.811
供試体作製時の含水比 (%)	47.2	39.8	56.5
間隙比	1.70	1.86	2.22
締固め度 (%)	92.1	87.2	77.2
通水流量 (mL/d)	140		

上)³⁾を満足する試験ケース 1(締固め度：92.1%)とした。また、水の流路と陽イオン溶出量が間隙の量に依存すると考えたため、乾燥密度の小さい試験ケース 2(締固め度：87.2%)と試験ケース 3(締固め度：77.2%)を設定した。なお、最大乾燥密度 1.05g/cm^3 を用いて締固め度を算出した。流量は、茨城県日立市における 2007 年の日最大降水量 180mm の 20%が道路路床に浸透することを想定して 140mL/day に設定した⁹⁾。供試体の上下には厚さ 0.25mm 、保留粒子径 $3\mu\text{m}$ の定性濾紙を設置した。濾紙を設置することで供試体上部では水の流入経路の偏りを少なくし、供試体下部では土粒子の流出を防止した。試験中はアクリル容器の壁面を観察し、ほぼ満遍なく水が流下していることを確認した。試験は、流出水の pH および陽イオン溶出濃度がほぼ定常状態になるまで実施した。流出水は $0.45\mu\text{m}$ 孔径のメンブレンフィルターでろ過した後、3.2.1.2 節に記述した水質分析手法にて陽イオン溶出濃度を定量した。

3.2.2.3 カラム通水試験における陽イオン溶出特性

カラム通水試験における pH の推移を図-3.11 に示す。通水前の蒸留水の pH は $5.9\sim 6.2$ の範囲であった。流出水の pH は通水直後から増加し、2.5.6 節で述べたように浄水汚泥の pH 緩衝能が認められた。液固比 3~5 の時点では pH は約 7.5 まで増加し、それ以降はおよそ $7.3\sim 7.7$ の範囲で推移した。締固め度の異なる三つの試験条件において、pH の挙動は類似しており、pH の変化に及ぼす乾燥密度の影響は認められなかった。

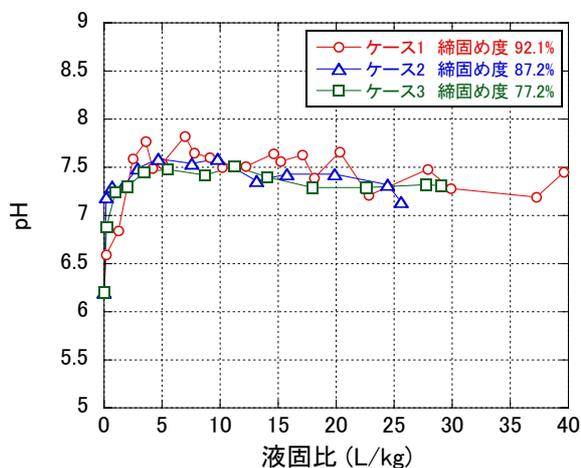


図-3.11 カラム通水試験における pH と液固比の関係

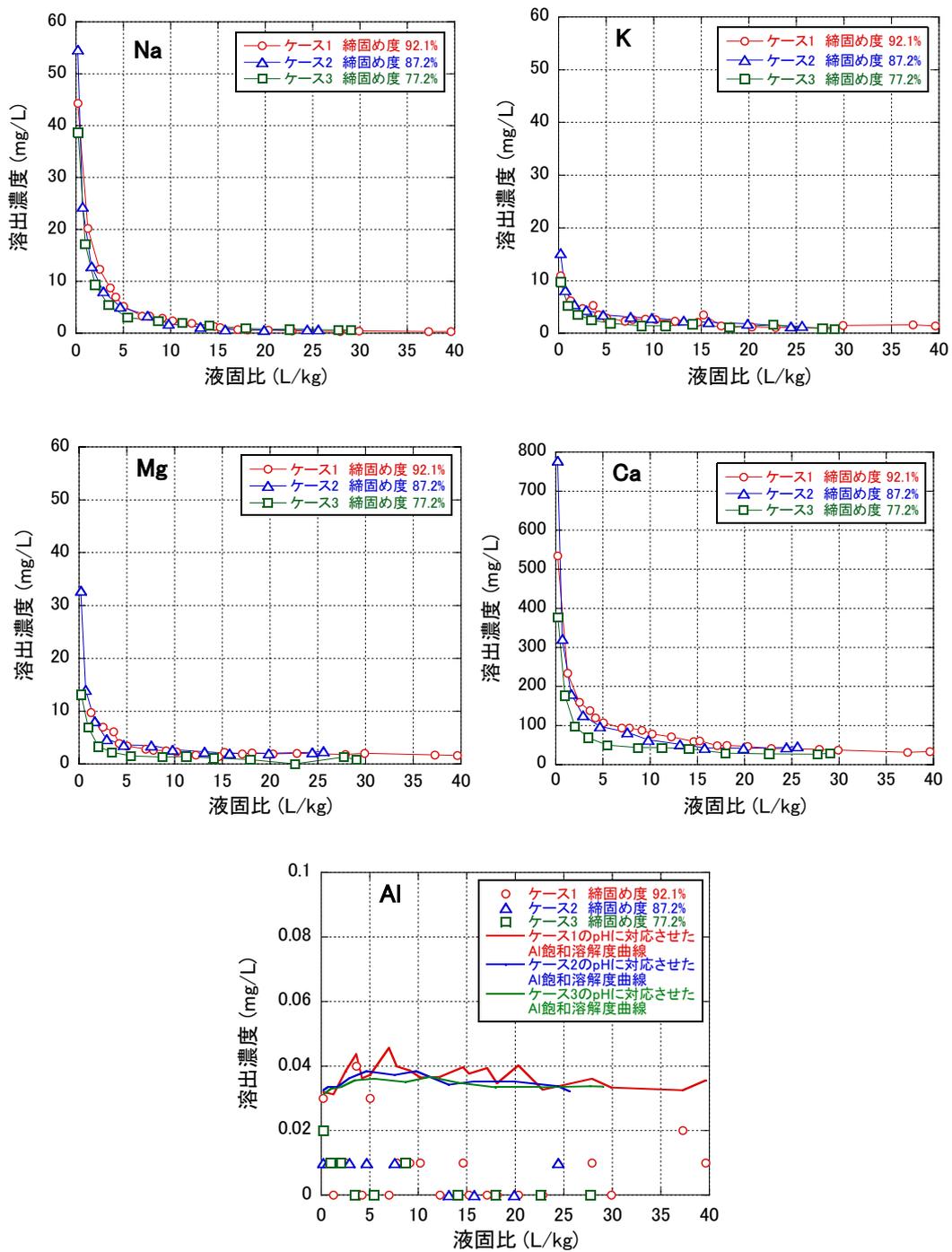


図-3.12 カラム通水試験における陽イオン(Na, K, Mg, Ca, Al)溶出濃度と液固比の関係

図-3.12にカラム通水試験における陽イオン(Na, K, Mg, Ca, Al)溶出濃度と液固比の関係を示す。Na, K, Mg, Caにおいて、溶出濃度は通水初期に高く、液固比の増加と共に減少する傾向が認められた。通水初期の溶出濃度は、 $Ca > Na > Mg > K > Al$ であった。Alの溶出濃度は低濃度の範囲で変動しており、他の陽イオンと類似した溶出濃度の変化は認められず、Alの溶出挙動はpHに依存した溶出挙動であったと考えられる。すなわち、Alの溶解度はpH

に依存しており、pHが酸性側から中性化される過程において、飽和溶解度は減少し^{10), 11)}, 図-3.12に示した溶出濃度の変化が得られた。ここで、式(3.6)に示す錯イオンが溶液中に存在すると仮定し、可能全溶存濃度 $[Al^{3+}]_T$ (mg/L)を計算し、図-3.12のAl溶出濃度の推移をしめすグラフ中に理論値として示した^{12), 13)}。

$$[Al^{3+}]_T = [Al^{3+}] + [Al(OH)^{2+}] + [Al(OH)_2^+] + [Al(OH)_3^0] + [Al(OH)_4^-] + [Al_2(OH)_2^{4+}] + [Al_3(OH)_4^{5+}] \quad (3.6)$$

各錯イオン溶存濃度は式(3.7)と式(3.8)から求めた。

$$K_{sp} = [Al^{3+}][OH^-]^3 \quad (3.7)$$

$$[Al_m(OH)_n] = \beta_{mn}^{OH} [Al]^m [OH]^n \quad (3.8)$$

ここに、 K_{sp} はアルミニウムイオンの溶解度積定数、 β は配位子に水酸化物イオン(OH)を考えたときの全生成定数である。 m, n は配位子の数を意味しており、2価のアルミニウムイオン($Al(OH)^{2+}$)であれば $m=1, n=1$ となる。計算で使用した K_{sp} は 10^{-32} であり¹⁴⁾、 β は表-3.4に示すとおりである¹⁵⁾。Al飽和溶解度曲線は全体的に測定結果より高濃度領域に存在しているが、液固比が小さい通水初期段階では、Alの溶出はほぼ飽和状態であり、ケース1に関しては、最大溶出濃度が得られた液固比4付近では測定結果と定性的に良く一致している。ケース2とケース3に関しては、ケース1より乾燥密度が小さいため、間隙が多くなり、土粒子と接することなく供試体内を通過した水量が多くなったことが溶出濃度が低くなった原因と考えられる。液固比が大きい範囲では、浄水汚泥に含有されるAl量が減少したため、測定結果は飽和溶解度より大幅に小さくなったと考えられる。以上より、Al溶出挙動はpHに依存する飽和溶解度から強く影響を受けていたため、他の陽イオンより溶出濃度が低く、また、変動も大きかったと考えられる。

表-3.4 本研究で使用した全生成定数¹⁵⁾

配位子	m	n	全生成定数 β
OH	1	1	$10^{9.01}$
	1	2	$10^{18.7}$
	1	3	$10^{27.0}$
	1	4	$10^{33.0}$
	2	2	$10^{20.3}$
	3	4	$10^{42.1}$

表-3.5 保水性試験において作製した供試体の初期状態および試験後の含水比

	陽イオンの溶出なし	陽イオンの溶出あり
供試体作製時の含水比 (%)	8.48	10.09
乾燥密度 (g/cm ³)	0.88	0.86
締固め度 (%)	83.8	81.9
保水性試験後の含水比 (%)	44.36	39.00

3.2.2.4 保水性に及ぼす陽イオン溶出の影響

保水性試験において作製した供試体の初期状態と試験後の含水比を表-3.5に示す。カラム通水試験において陽イオンの溶出を促した方を「陽イオンの溶出あり」と記述している。陽イオン溶出後の供試体では、供試体作製時の試料の含水比が高かった。通水の履歴があることで団粒に微細な変形が生じていた可能性も考えられたが、写真-3.2に示すカラム通水試験前後の浄水汚泥を走査型電子顕微鏡で観察した結果から判断する限り、5~10 μm 径の間隙は増加しているように見られるものの団粒の形状に有意な差は認められなかった。陽イオン溶出ありの供試体では、カラム通水試験と保水性試験の両方で動的締固めの履歴を受けており、それらは団粒の硬さと比べて十分に剛性の高いモールド内で実施されていることから、細粒分が増加し、比表面積が増加することで含水比も高くなったと推察される。試料が少なかつたため、粒度試験は実施できなかった。

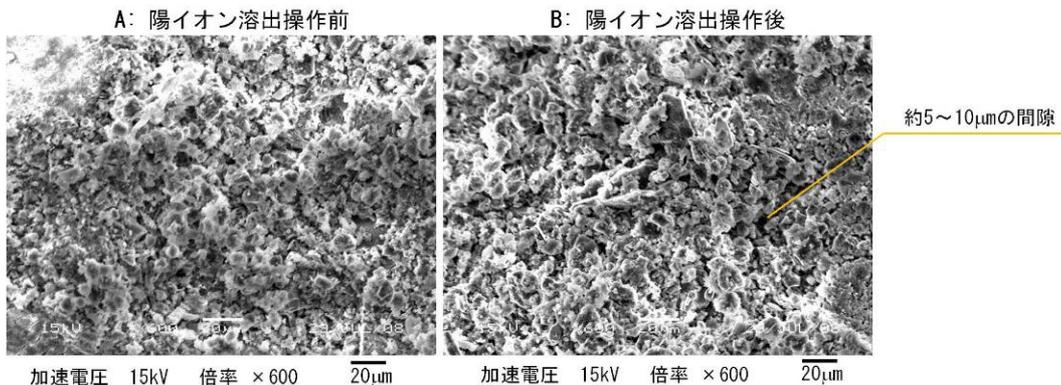


写真-3.2 陽イオン溶出操作前後における浄水汚泥の電子顕微鏡写真

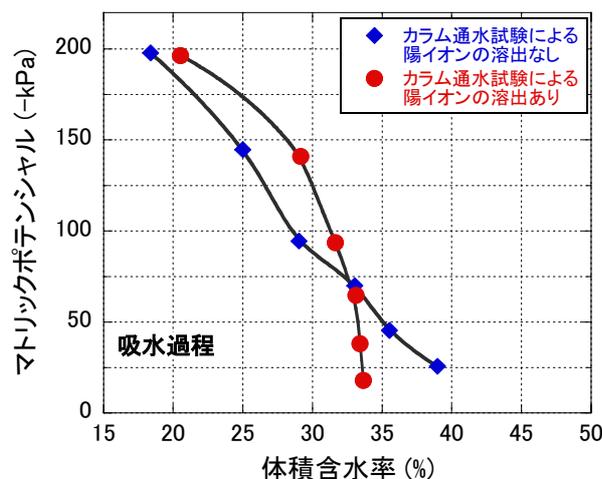


図-3.13 陽イオンの溶出前後における浄水汚泥のマトリックポテンシャルと体積含水率の関係

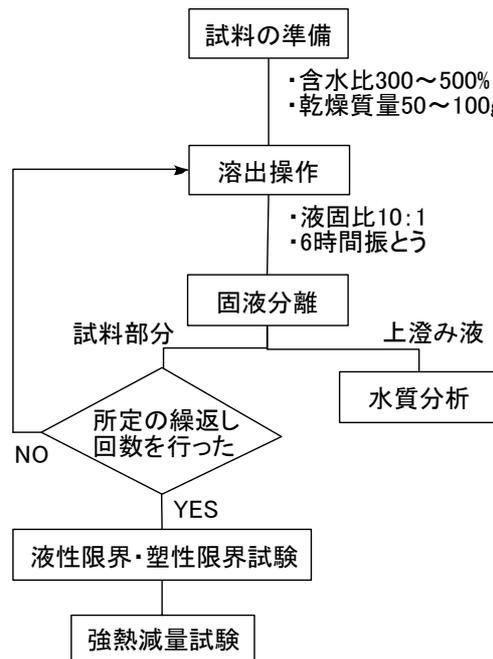


図-3.14 凝集剤成分の溶出操作から液性限界・塑性限界試験および強熱減量試験までの流れ

保水性試験により得られたマトリックポテンシャルと体積含水率の関係を図-3.13に示す。試験結果は吸水過程における体積含水率の増加を示している。なお、本研究では、前述したように間隙水圧を制御することで強制的に水を供試体内に浸透させた保水性試験を実施していることから、水分特性曲線という用語は用いないこととする。マトリックポテンシャル-90kPa付近までは、陽イオン溶出の有無に関わらず、概ね同様の体積含水率の増加傾向であることが曲線形状から分かる。カラム通水試験による陽イオンの溶出がないケースでは、おおよそ一様の曲線形状を維持して体積含水率は39%まで増加しているのに対し、陽イオンの溶出があるケースでは次第にマトリックポテンシャルに対する体積含水率の変化の割合は小さくなり、最終的に体積含水率は34%付近に至っている。そして、表-3.5に示した保水性試験後の含水比は、陽イオン溶出後は溶出前と比べて5.36%減少していた。したがって、陽イオンが溶出することにより、浄水汚泥に保持される水の量は大気圧に近いマトリックポテンシャルにおいて減少する傾向が認められた。

以上の保水性試験の結果を検証するため、液性限界・塑性限界を実施した。液性限界・塑性限界試験は、試料の前処理と含水比調整方法を除いてJIS A 1205: 2009に準拠した。

はじめに、含水比300~500%の試料を乾燥質量で50~100g用意した。液固比が10:1になるように蒸留水と混合し、6時間並行振とうした。振とう幅は40~50mm、回数は200回/分とした。以上の溶出操作は平成3年8月環境庁告示第46号に準拠した溶出試験と一致しており、本試験であれば溶媒のpHが平衡状態に達することを確認している。振とう後は、混合溶液を60分間静置し、上澄み液を水質分析用に採取し、試料をステンレス製バット内で風乾により含水比を低下させた。上澄み液は、3000rpmで20分間遠心分離した後、0.45 μ m孔径のメンブレンフィルターでろ過し、検液とした。

次に、溶出操作後の含水比300~500%の浄水汚泥を風乾により脱水する過程で液性限界と塑性限界を測定した。塑性限界試験では、液性限界を測定した後の試料をガラス板の上で練りながら含水比を少しずつ低下させた。使用した試料は溶出操作を1回、2回、5回、そして、10回行った浄水汚泥Gであり、それぞれサンプル1~4と称する。サンプル1~4の4つの試料から、液性限界と塑性限界を一つずつ得たため、試料の練り返し時間はおおよそ統一されており、試験結果に及ぼす練り返し時間の影響はないと考えられる。また、以上の試験手順を繰り返す過程において試験結果に及ぼす有機物の分解や消失の影響を確認するため、液性限界・塑性限界試験において余った試料を用いて強熱減量を測定した。

図-3.15に陽イオンの累積溶出量と溶出操作の繰返し回数を示す。溶出操作5回目

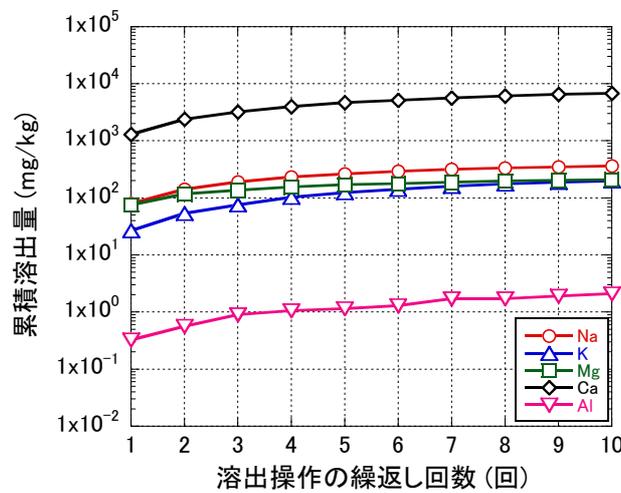


図-3.15 陽イオンの累積溶出量と溶出操作の繰返し回数の関係

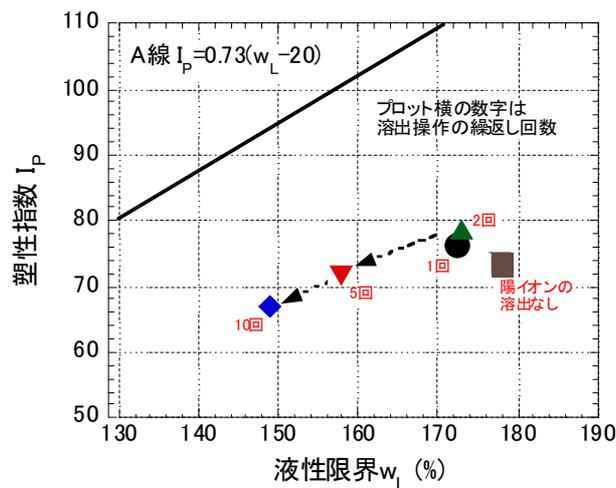


図-3.16 塑性図における陽イオンの溶出に伴う液性限界の推移

までは、サンプル1～4における各種溶出量の平均値を示している。なお、溶出操作後のpHは6.94～7.42の範囲であった。最初の溶出操作において最も多く陽イオンが溶出し、溶出操作を繰返すごとに溶出量は次第に少なくなる傾向が認められた。Caの溶出量はNaやMgと比べて1オーダーほど大きかった。

図-3.16に塑性図上における陽イオン溶出に伴う液性限界の推移を示す。溶出操作を10回繰返すことにより、液性限界は177.9%から149.0%に、塑性限界は104.4%から82.0%に低下した。塑性図上では、各プロットはA線に沿って左方向に移動しており、保水性は低下していることがわかる。これは、保水性試験の結果と整合しており、間接的に保水性試験の結果を検証することができた。すなわち、陽イオンが溶出することにより浄水汚泥の保水性は低下することが明らかとなった。

これまで述べてきた浄水汚泥の「保水性」とは、浄水汚泥に関して(1)粒子の界面化学的作用による水分保持特性と(2)粒子骨格による物理的な水分保持特性の両方を包含している。浄水汚泥には無機高分子凝集剤であるポリ塩化アルミニウムが含まれており、その凝集効果は、微視的には多価イオンによる荷電中和として^{16), 17)}、巨視的には水酸化アルミニウムの架橋作用¹⁷⁾による土粒子骨格の形成として機能している。凝集剤の添加すなわち多価イオンの増加により、電気二重層に起因する保水量は減少するが、凝集剤の親水性による保水量は増加する。その結果、浄水汚泥の液性限界は一般的な粘土と比べて高くなる。溶出操作後は、親水性の強いループ・テイル部分はアルミニウムとして溶出する、もしくは、粒子表面へ付着することにより保水量は減少すると考えられる。また、Alと比べてCaやNaの溶出量が大きいことから、間隙水のイオン構成はCaの2価やNaの1価からAlの3価がより主体的となり、電気二重層に起因する吸着水が減少したことも保水性低下の要因として考えられる。

なお、強熱減量試験の結果は、17.0%から17.8%の範囲であり、今回の溶出操作で有機物の分解や消失は生じていないと考えられ、保水性の変化は凝集剤成分の溶出によるものと限定できる。

3.2.3 化学的変質後の三軸せん断特性

3.2.3.1 圧密排水三軸圧縮試験方法

化学的変質後の浄水汚泥のせん断特性を把握するために、三軸セル内で浄水汚泥から凝集剤成分を含む陽イオンを溶出させ、圧密排水三軸圧縮試験を実施した。試料は表-2.1にDWS-Lと示される浄水汚泥を用いた。本研究で使用した三軸圧縮試験装置を図-3.17に示す。供試体の寸法は、直径約50mm、高さ約100mmであり、供試体の上下部分にはテフロンシートと濾紙を設置し、ペディングエラーを出来る限り解消した。供試体は動的締固めにより作製し、目標とした乾燥密度は 0.82g/cm^3 、締固め度は75%である。一般的な締固めの基準(締固め度90%以上)を下回っているが、第5章に示す試験施工時の現場密度試験の結果とほぼ同程度の値である。二酸化炭素を約30分間通気した後、脱気した蒸留水を供試体下部から動水勾配 i を約5.0として通水した。動水勾配は後述する過酸化水素水を用いた通水条件に合わせてある。過酸化水素水を通水した場合には二酸化炭素が発生するため、動水勾配を大きくしなければ二酸化炭素を効率よく排出することができなかった。浄水汚泥を埋設管の埋戻しや最終処分場の即日覆土材等として利用することを想定した時に、動水勾配5.0は考えにくい値ではあるが、本研究では陽イオンの溶出を促すことが目的であるため、動水勾配の値は大きな問題にはならない。通水は、1500mLまたは3000mLまで行った。後述する過酸化水素水の通水では、過酸化水素水を通水した後、約1500mLの蒸留水を通水している。通水完了後、150kPaの背圧を加え、B値が0.95以上であることを確認して供試体の飽和とみなし、有効拘束圧50kPaで等方圧密した。圧密過程では、3t法により圧密終了を判断し、ひずみ速度0.1%/minで軸圧縮した。排出水は、 $0.45\mu\text{m}$ 孔径のメンブレンフィルターでろ過し、検液とした。Ca、Mg、Na、KはイオンクロマトグラフィーIA-100(東亜DKK)を用いて、Alは多項目迅速水質分析計DR/2010(HACH社)を用いて測定した。

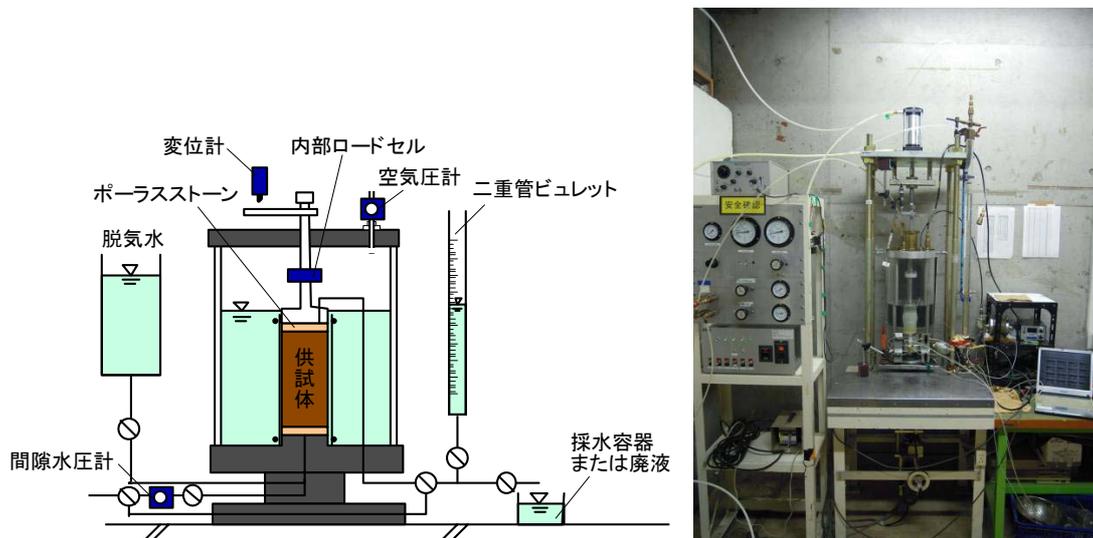


図-3.17 本研究で用いた三軸圧縮試験装置

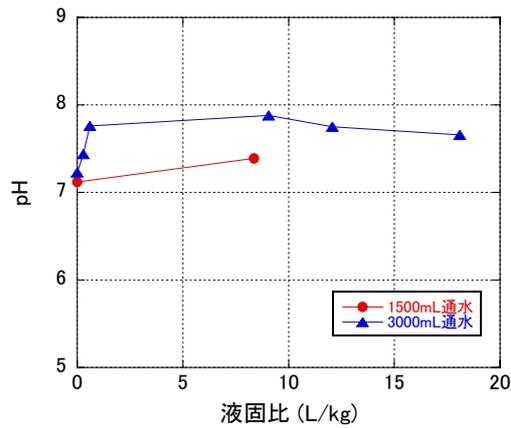


図-3.18 蒸留水の通水過程における pH の推移

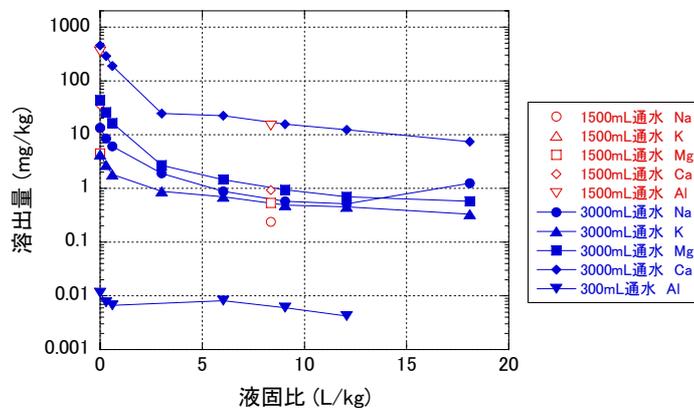


図-3.19 蒸留水の通水過程における陽イオン溶出量の推移

3.2.3.2 せん断特性に及ぼす陽イオン溶出の影響

通水過程における pH の推移を図-3.18 に、陽イオンの溶出量を図-3.19 に示す。横軸は通水量を供試体の乾燥質量で除した液固比(L/kg)で表示してある。通水液の pH は 7.12～7.39 の範囲で推移した。陽イオンは、Ca>Mg>Na>K>Al の順に溶出量が大きかった。pH が中性であったため、Al はほぼ飽和溶解度に等しい溶出量であった。Al を除いて、陽イオンの溶出量は液固比の増加に伴い減少し、液固比約 3 までは特に溶出量の減少が著しかった。液固比 3 以降も陽イオン溶出量は緩やかな勾配で減少し続けた。

蒸留水通水後の圧密排水三軸圧縮試験における軸差応力および体積ひずみと軸ひずみの関係を図-3.20 に示す。通水量 500mL のケースは、第 2 章に記した圧密排水三軸圧縮試験の結果を転載したものであり、供試体の乾燥質量の約 3 倍の水(約 500mL)を通水している。ここでは、締固め度がほぼ等しい通水量 3000mL のケースを比較することとする。通水量 3000mL のケースでは体積収縮が大きく、これは締固め度がわずかに小さいことに起因していると考えられる。軸差応力は通水量 3000mL のケースの方が高く、陽イオンの溶出によりせん断強度が低下する傾向は認められなかった。

本研究では、陽イオンの溶出を概ね完了した後のせん断特性を調査した。Bjerrum¹⁸⁾は、通水により粘土の間隙水のイオン濃度が変化する場合に、せん断強度も変化する傾向を示している。ただし、海水の浸漬履歴がある粘土を対象としているため、間隙水濃度は主に塩化物イオンに着目している。また、Warkentin and Yong¹⁹⁾は、モンモリロナイトに対して、イオン価が大きいほどせん断強度は低下する傾向を示しており、その原因は、電気化学的な反発力の変化によるものと推察されている。ここで、Olson²⁰⁾の研究成果によると、イライトやモンモリロナイトは比較的陽イオンの影響を受けやすいのに対し、粒径の大きいカオリナイトでは、塩洗浄後も陽イオンの変化による影響はせん断挙動としてはほとんど確認されなかった。本研究では、シルトより大きな粒子(団粒の直径)を多く含んだ試料を使用しているため、陽イオン溶出による影響が力学特性としては明瞭に確認されなかった可能性が示唆される。

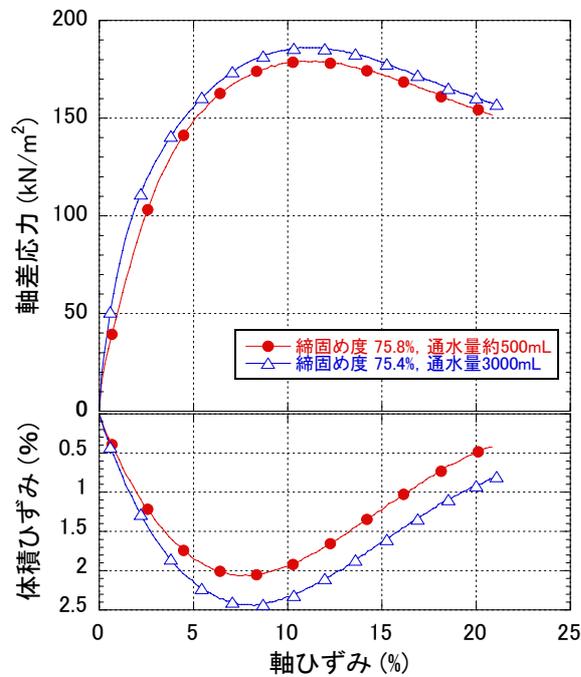


図-3.20 蒸留水通水後の圧密排水三軸圧縮試験における軸差応力および体積ひずみと軸ひずみの関係

3.3 有機物の分解に伴う地盤工学的性質の変化

3.2節では、凝集剤成分であるアルミニウムの溶出、および、アルミニウムを含む陽イオンの溶出に伴う地盤工学的性質の変化について調査した。浄水汚泥の化学的変質を考える上で、凝集剤成分や陽イオンの他に有機物の分解に着目することが重要である。本節では、浄水汚泥に含まれる有機物を明らかにした後、その有機物の分解特性を調査し、有機物分解に伴う浄水汚泥の三軸圧縮試験について論述する。

3.3.1 浄水汚泥に含まれる有機物

第2章に記したように茨城県日立市の浄水汚泥の強熱減量は9.0～28.9%、全国的には強熱減量は最大50.5%であることがわかっており、一般的な土と比べると浄水汚泥には有機物が多く含まれていると言える。工学的分類によれば、浄水汚泥は有機質土や高有機質土に大分類される。土中に存在する有機物の粒径は0.1 μm 以下と言われており、鉱物表面に強く吸着されやすく、セメンテーションの作用により粒径の小さい土粒子間の固結を強める^{5),21)}。そのため、有機物が分解することにより、土粒子間の結合力は低下し、団粒は変形しやすくなると予想される。なお、有機物含有量の定量には強熱減量法の他に、燃焼時のCO₂から有機炭素に換算する「有機炭素含有量試験(JGS 0231-2009)」²²⁾、現在はほとんど使用されていないが、酸化反応で消費した重クロム酸カリウムから有機物量を求める「重クロム酸法による有機物含有量試験(JGS T 231)」⁴⁾、アルカリ抽出された有機物量を求める「腐植含有量試験(JGS T 232)」などがある。有機物は炭素の他に酸素や水素などを含めて構成されているため、有機物中の炭素の割合は一定ではない。そのため、有機炭素含有量試験では、有機炭素含有量を有機物含有量に換算する場合には経験的な係数を乗じる方法がとられる⁴⁾。重クロム酸法による有機物含有量試験では、有機物含有量が高くなるほど酸化分解は不十分になり、強熱減量に対して有機物含有量を小さく見積もる結果となる²²⁾。腐植含有量試験では、アルカリに不溶な有機物は無視せざるを得ない。以上より、強熱減量法であれば燃焼後の質量の変化を直接測定できるため、有機物含有量として強熱減量を用いることが

表-3.6 土壌有機物の分解段階 (文献²²⁾をもとに作成)

分解段階	期間	分解速度	土壌環境の影響	被分解有機物	分解者
I	約1年以内	大	大	易分解性有機物 (炭水化物, たんぱく質)	発酵性 微生物
II a	数年	中	小	難分解性有機物 (リグニン) 安定な微生物代謝	土壌自生的微生物
II b	数10年	小	大	微小集合体内で安定化された 代謝産物	
III	数100年 ～ 数1000年	著しく 小	土壌の種類 の影響のみ 大	土壌腐植物質	無機物質

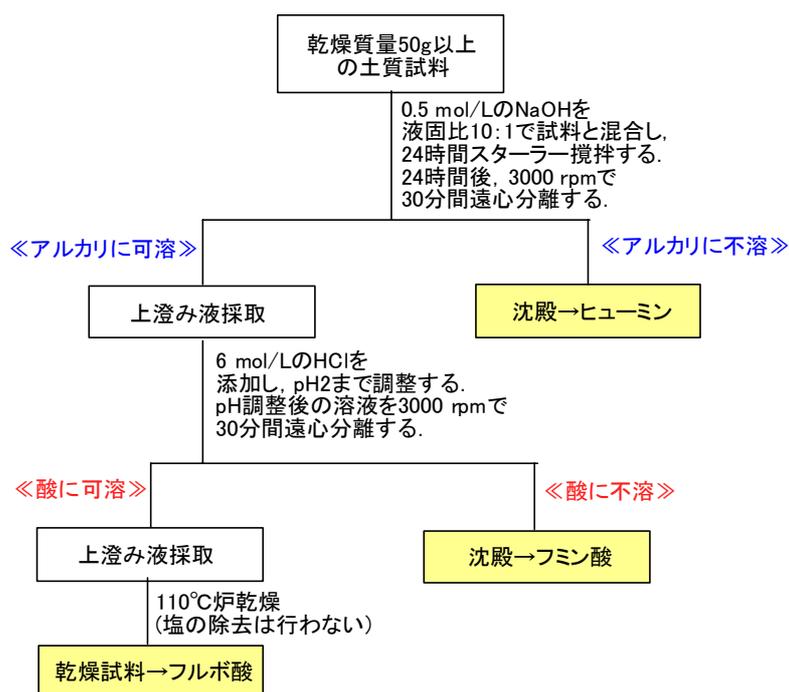


図-3.21 フミン酸とフルボ酸の分離手順

最も妥当であると考えられる。ただし、強熱減量では、結晶水や燃焼に伴い生じる灰分は土粒子質量に含まれる解釈となる点には留意しなければならない。

土中の有機物量の増加(堆積)と減少(分解)は、生産量と微生物による分解量の兼ね合いにより決定される。生産量とは、一般的な土であれば植物生産量である。浄水汚泥の場合は、凝集プロセスを経て存在する有機物量と、脱水・利用プロセスにおける植物生産量の和が生産量に相当する。前者については、必ずしも植物性の有機物に限定できないため、ここでは有機物量と記した。有機物の分解が増大する原因として、植物生産量が減少すること、富栄養化、通気性の向上などがあるが、構成植物の種類により分解速度は異なると言われている²²⁾。表-3.6に土壤有機物の分解段階を示す。被分解有機物の種類により分解速度が異なり、分解に要する時間も異なる。土壤環境の影響とは、主に地温、pH、水分などである。地盤工学的に重要と考えられる期間は、数年から数十年である。したがって、有機物の分解が腐植の段階まで完了していれば、その土は工学的に安定した状態とみなすことができる。浄水汚泥と一般の土を比べた際、浄水汚泥に含まれる有機物の構成として易分解性有機物の量とその分解速度を明らかにすることは、浄水汚泥を安全に利用する上で有意義である。

土壤有機物は、酸とアルカリに対する溶解性の違いからフルボ酸(fulvic acid)、フミン酸(humic acid)、ヒューミン(humin)に分類することができる²²⁾。フミン酸は腐植酸と呼ばれることもある。アルカリに可溶な無定形有機物を旧土質工学会では腐植と定義して、その含有量を工学的指標として用いていたが²³⁾、腐植の定義は様々で、Kononova²⁴⁾によれば土壤有機物の中でも腐植は分解不十分の動植物遺体と区別して扱われている。腐植の特徴である土壤有機物のうち暗色を呈する部分は、土壤中で一次的分解を経て生成された土壤固有

に集積された有機物であるとすれば²⁵⁾、有機物とその分解度を特定することが難しい浄水汚泥の有機物に関しては、強熱減量の値と分解の対象を腐植に限定せず、広義に土壤有機物と捉えた方が本質的である。図-3.21 にフルボ酸とフミン酸の抽出手順を示す。抽出手順は文献^{24), 26)}を参考にした。はじめに、乾燥質量で 50g の試料に 0.5mol/L の NaOH を 500g 添加し、24 時間スターラー攪拌した。スターラー攪拌後、混合溶液を 3000 rpm で 30 分間遠心分離し、上澄み液を 6 mol/L の HCl で pH2.0 まで調整した。遠心分離により沈殿した固体はヒューミンを含む土粒子である。pH 調整後の液体を再び遠心分離し、このとき、アルカリに可溶かつ酸に不溶のフミン酸が沈殿物として分離される。上澄み液には酸にも可溶性なフルボ酸が含まれている。上澄み液のフルボ酸の濃度を調べるため、上澄み液を 5mL ずつ 10 本の試験管に移し、それらを 110℃で炉乾燥した後の乾燥質量を計測した。上澄み液の量とフルボ酸の濃度からフルボ酸の質量を算出した。なお、塩の除去は行っていないため、ここで算出されるフルボ酸には塩の質量も含まれている。

表-3.7 に浄水汚泥の強熱減量および有機物の質量割合を示す。浄水汚泥の 90%以上はヒューミンで構成されており、工学的には安定した有機物が多いことが分かる。また、分子量 1500 以下のフルボ酸は 0.016~0.049%ときわめて少量であった。しかし、着目すべきはフミン酸が 1.20~9.27%の割合で含まれていることである。比較のため森山浄水場内で採取した土を分析した結果、フミン酸の割合は 0.25%であり、浄水汚泥に含まれるフミン酸が多いことがわかる。フミン酸にはリグニン類似物も含まれ、表-3.6 によれば数年で分解されることも十分に考えられる。浄水汚泥の強熱減量は表-3.7 に示すもので 17.1~27.3%であるが、一般的な土とは異なる分解特性を考える上ではフミン酸の割合に注目することが重要であると考えられる。そして、こうした有機物が粘土鉱物表面に強く吸着し、セメンテーションの役割や表面電荷を変化させる働きをすることは既往の研究⁵⁾で分かっており、浄水汚泥の場合はフミン質の中でもフミン酸の割合が多く、フルボ酸の割合はそれに対して非常に小さいことから、フミン酸が浄水汚泥の骨格構造を特徴づける支配的な作用を及ぼしていると推察される。

表-3.7 浄水汚泥に含まれる有機物の質量割合

	強熱減量(%)	フミン酸(%)	フルボ酸(%)	ヒューミンを含む土粒子(%)
浄水汚泥 L	17.6	3.14	0.039	96.82
浄水汚泥 G	18.8	2.39	0.032	97.58
浄水汚泥 O	26.6	9.27	0.034	90.70
浄水汚泥 M	27.3	4.31	0.040	95.65
浄水汚泥 N	17.1	1.20	0.016	98.78
浄水汚泥 Q	22.1	3.90	0.049	96.05
浄水汚泥 R	19.1	5.14	0.036	94.82
浄水場内発生土	7.5	0.25	0.028	99.72

3.3.2 有機物の分解特性

3.3.2.1 過酸化水素水を用いた浸漬試験によるフミン酸とフルボ酸の分解

本研究では、実験室において有機物の分解を促進するため過酸化水素水を用いた。したがって、事前に過酸化水素水による有機物の分解特性を調べ、自然界での有機物分解と比較しておくことが重要である。

3.3.1 節に示したアルカリ抽出と酸抽出方法により、浄水汚泥からフミン酸とフルボ酸を抽出した。そして、6%の過酸化水素水にそれぞれ浸漬し、酸化反応が終息する 24 時間後に試料を回収し、浸漬前後の質量比を算出した。なお、フミン酸・フルボ酸と過酸化水素水の比は 1:10 であり、浸漬試料の回収ではグラスファイバーろ紙で吸引ろ過した。

表-3.8 に浄水汚泥に含まれる有機物の 6%過酸化水素水に対する分解率を示す。分解率 $d(\%)$ は次式より算出した。

$$d = \frac{m_1 - m_2}{m_1} \times 100 \quad (3.9)$$

ここに、 m_1 は過酸化水素水による分解前の乾燥質量(g)、 m_2 は過酸化水素水による分解後の乾燥質量(g)である。過酸化水素水が団粒の内部まで浸透していることは、写真-3.3 に示す予備実験により確認した。過酸化水素水に浸漬した後は団粒の内部から断続的に気泡が排出され、酸化反応が団粒内部においても生じていることがわかった。また、浸漬前後で団粒の外観は大きく変化しなかったため、気泡発生に伴う亀裂等による団粒の破碎は生じにくいと考えられる。

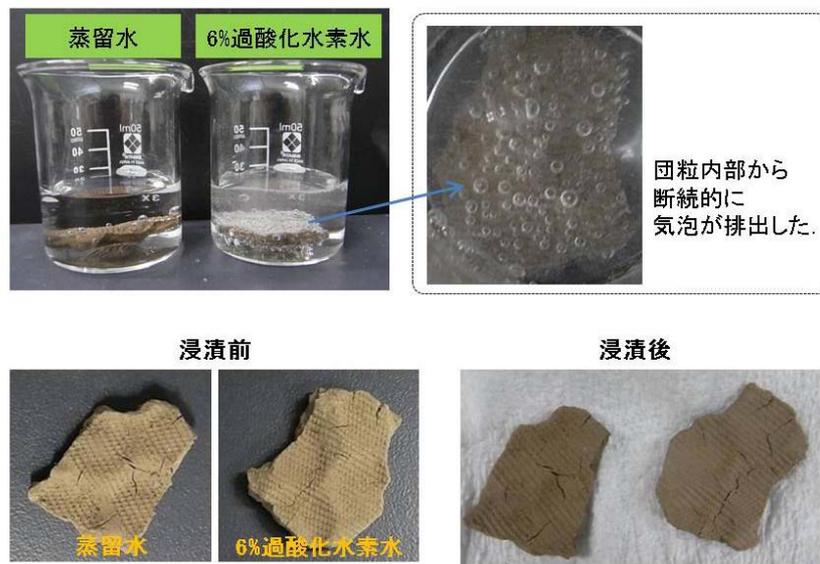


写真-3.3 過酸化水素水に浸漬させた浄水汚泥

表-3.8 浄水汚泥に含まれる有機物の6%過酸化水素水に対する分解率

	フミン酸(%)	フルボ酸(%)	ヒューミンを含む土粒子(%)
浄水汚泥 G	44.92	77.10	3.06
浄水汚泥 O	43.23	86.51	8.12
浄水汚泥 M	46.59	87.98	10.25
浄水汚泥 N	42.53	73.42	6.61
浄水場内発生土	未測定	74.73	4.15

6%過酸化水素水に対してフルボ酸>フミン酸>ヒューミンの順に高い分解率であった。比較的難分解性と考えられるヒューミンも分解している点は、自然界での分解とは異なる結果である。しかし、フミン酸の分解率は42~47%、フルボ酸の分解率は73~88%と大部分を分解できている点は、後述する三軸圧縮試験において有益なものである。フルボ酸の分解率は高いものの、フルボ酸の含有量がきわめて少ないことから、過酸化水素水による分解ではフミン酸の減少による影響の方が顕著になることが予想される。

3.3.2.2 過酸化水素水による有機物分解過程の観察

後述する三軸圧縮試験に先駆けて、過酸化水素水で有機物を分解する過程を観察し、酸化分解の進行程度を把握する手法を確立しておく必要がある。過酸化水素水による有機物分解では、過酸化水素により一部の有機物が酸化分解される。その際、有機物中の炭素が過酸化水素により酸化されて二酸化炭素(CO₂)が発生するため、CO₂の排出が停止することは有機物分解が終息したことを意味するものとして解釈できる。そこで、酸化分解時に生じるCO₂を測定しながら、過酸化水素水による有機物分解を行った。

有機物分解で用いた密閉容器およびCO₂測定装置を図-3.22に示す。200mLメスフラスコ内で浄水汚泥と過酸化水素水を混合し、ポリカーボネート製のデシケーター(容量9.41L)内に設置した。過酸化水素水の濃度は3~9%、試料は乾燥質量で5~10g、液固比は10:1または20:1である。過酸化水素水の濃度や試料の乾燥質量等を変化させた理由は、分解程度の異なる複数の条件下でCO₂発生量を測定するためである。

デシケーター内のCO₂濃度は微弱無線型のCO₂センサ(C2D-W02TR/株式会社ユー・ドム製)を用いて計測した。計測器の仕様は表-3.9に示す。本計測器は、SenseAir社製、非分散型赤外吸収(NDIR)方式のセンサを搭載している。サンプリングレートは60sec/回とした。本計測器の測定精度は±30 mg/L±測定値の5%、測定範囲は0~5000 mg/L、そして、5001~9999 mg/Lの範囲は拡張測定範囲(extended measurement range)である。CO₂濃度が温度や湿度の変動による影響を受けないことは事前に確認している。微弱無線で計測データを通信することにより、配線を省き、デシケーターの密閉性を高めた。

試料が投入されたメスフラスコ内に過酸化水素水を注ぎ、直ちにデシケーターの上蓋を閉めた。上蓋と容器下部はOリングと高真空シール用オイルコンパウンドHIVAC-Gで密着させた後、上蓋の接触部分をパラフィルムとビニルテープで固定した。溶媒を静置した状

態で酸化反応が終息するまで測定を行った。反応終息の判定では、CO₂濃度の増加量が10分間に10 mg/L以下になったことを確認した。計測中は室温を20°C一定に保った。デシケーターの内と外で空気の移動量は定量下限であることを事前に確認している。

試験後の試料は0.45 μm孔径のメンブレンフィルターでろ過し、過酸化水素水と分離した後、110°Cで24時間炉乾燥し、強熱減量を測定した。なお、ろ過せずに炉乾燥した場合、多量の過酸化水素水が試料に付着した状態で高温に曝すため、酸化反応が再開し、分解後の乾燥質量が変動しやすい。

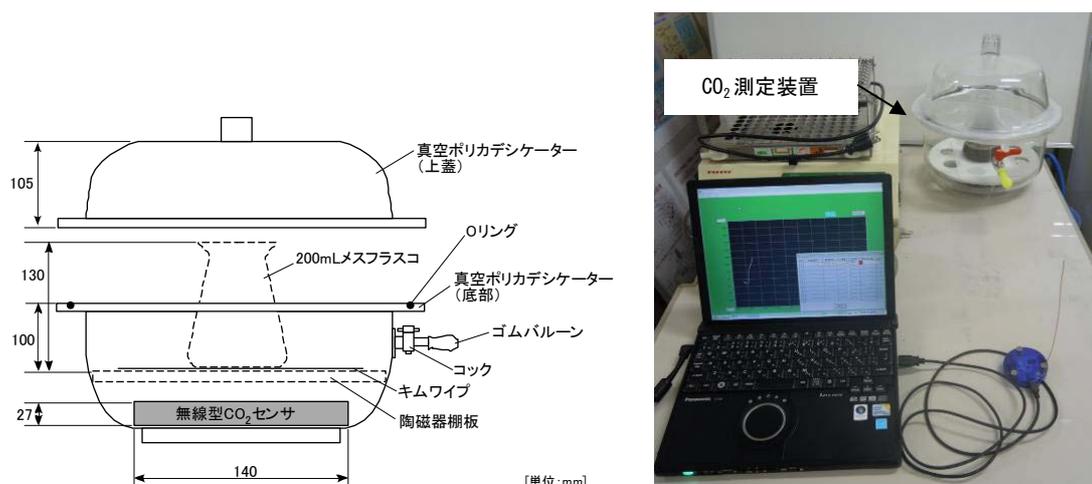


図-3.22 有機物分解時のCO₂測定装置

表-3.9 微弱無線型CO₂センサ(C2D-W02TR)の仕様

測定器寸法		幅 80×高さ 22×奥行 60 (mm)
測定範囲	CO ₂ 濃度	0~5000 mg/L (最小読み 1 mg/L)
	温度	-20~80°C (最小読み 0.1°C)
	湿度	0~100%RH (最小読み 0.1%)
測定精度	CO ₂ 濃度	±(30mg/L+直読値の5%)
	温度	25°Cにおいて±0.5°C
	湿度	±4%
微弱無線通信		微弱無線周波数：303.2MHz 電界強度：54dBμV/m(500μV/m)未満
サンプリングレート		60 sec

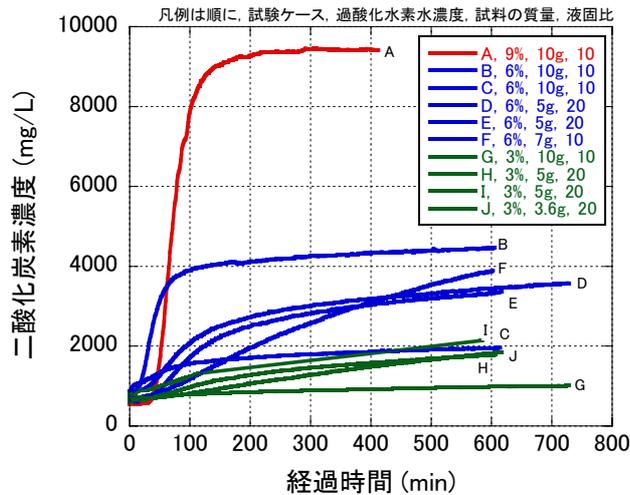


図-3.23 過酸化水素水による有機物分解時に測定した CO₂ 濃度と経過時間の関係

過酸化水素水による浄水汚泥の有機物分解時にデシケーター内で測定した CO₂ 濃度と経過時間の関係を図-3.23 に示す。測定開始時の CO₂ 濃度は、実験室の CO₂ 濃度と一致している。過酸化水素水の濃度が高いほど、初期段階における時間あたりの二酸化炭素濃度の上昇割合は大きく、最終的な CO₂ 濃度も高い傾向が認められた。例外的に、ケース B と C では、同じ試験条件であるにもかかわらず、CO₂ 濃度は異なっている。浄水汚泥の性質にはもともと変動があり、本試験では 5~10g の試料を使用していることから、難分解性の有機物が多く含まれるような特異な条件でも試験をしていたことが考えられる。しかしながら、ケース F を除いた全てのケースにおいて、約 200 分が経過した時点から CO₂ 濃度の上昇割合は小さくなっており、それは、目視できる気泡の発生量が減少した時点と概ね一致していたことから、CO₂ 濃度を指標として定量的に酸化分解の終息を把握できることを示すことができた点が最も重要である。なお、浸漬試験では、試料と溶媒の接触が均一にならない場合があり、その傾向が、過酸化水素水濃度が低く液固比の小さいケース F や G においては顕著に表れたと考えている。

過酸化水素水により分解した試料の強熱減量から有機物分解量を算出し、CO₂ 排出量との相関を調べた。CO₂ 排出量 $X_{CO_2}(g)$ は、デシケーター内の CO₂ 濃度増加分 $C(mg/L)$ 、デシケーターの容積 $V(L)$ 、温度 $T(^{\circ}C)$ と気圧 $P(Pa)$ は一定の条件の下、式(3.10)ではボイル・シャルルの法則よりデシケーター内の CO₂ の体積を標準状態(0^oC, 1atm=101325Pa)における体積 V_{CO_2} に換算し、式(3.11)により体積を質量に変換し、すなわち、式(3.12)によりデシケーター内で増加した CO₂ の質量 X_{CO_2} を求めた。

$$V_{CO_2} = \frac{VC \times 10^{-6} \times 273}{T + 273} \quad (3.10)$$

$$X_{CO_2} = \frac{V_{CO_2}}{22.4} \times 44 \quad (3.11)$$

$$X_{CO_2} = \frac{VC \times 10^{-6} \times 273}{T + 273} \times \frac{44}{22.4} \quad (3.12)$$

既知の実験条件として、 V は 9.41L、 T は 20℃であり、 CO_2 の分子量は 44、理想気体 1mol の体積は 22.4L とした。

浄水汚泥の過酸化水素水分解時における有機物分解量と CO_2 排出量の関係を図-3.24 に示す。 CO_2 の排出に対して概ね同量の有機物が分解されていることを確認した。過酸化水素水の濃度が 3%のときは特に相関が高く、過酸化水素水の濃度が 6%のときは有機物分解量の変動が大きくなった。これは、ろ過した後の試料に高濃度の過酸化水素水が含水されているほど炉乾燥中に酸化反応が生じるためと考えられる。過酸化水素水 9%では、図-3.23 に示したように CO_2 濃度が拡張測定範囲に達したことによる測定誤差が CO_2 排出量を大きく見積もる結果に結びついたと推測される。 CO_2 排出量と有機物分解量の相関は必ずしも高くはないが、 CO_2 排出量をモニタリングすることで過酸化水素水による酸化反応の進行程度を把握できることを示せた。

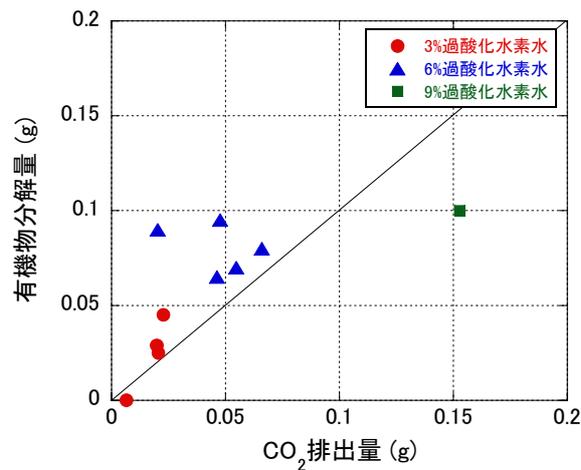


図-3.24 浄水汚泥の過酸化水素水分解時における有機物分解量と CO_2 排出量の関係

3.3.3 有機物の分解を伴う浄水汚泥の三軸圧縮試験

3.3.3.1 有機物の分解を伴う圧密排水三軸圧縮試験方法

浄水汚泥のせん断特性に及ぼす有機物分解の影響を明らかにするため、三軸セル内に設置した供試体の有機物分解を促し、圧密排水三軸圧縮試験を実施した。浄水汚泥の有効利用では、道路の下層路盤・路床材料、埋設管工事の埋戻し材料、盛土材料、処分場の覆土材料といった複数の用途が提案されていることを2章に示した。浄水汚泥を盛土材料や処分場の覆土材料として利用する場合、せん断特性はとても重要となる。そして、浄水汚泥は地上部に施工されることが多いため、比較的好気条件のもと有機物の分解が進むと考えられ、中長期的な安定性を有機物分解の観点から調査することは有意義である。

有機物分解とCO₂濃度の推移を測定可能とした三軸試験装置の概要を図-3.25に示す。試料は表-2.1にDWS-Lと示される浄水汚泥を用いた。供試体の寸法は、直径約50mm、高さ約100mmであり、供試体の上下部分にはテフロンシートと濾紙を設置し、ペディングエラーを出来る限り解消した。供試体は動的締固めにより作製し、目標とした乾燥密度は0.82g/cm³、締固め度は75%である。一般的な締固めの基準(締固め度90%以上)を下回っているが、第5章に示す試験施工時の現場密度試験の結果とほぼ同程度の値である。荷重計、間隙水圧計、空気圧計、変位計、そして、CO₂測定器の仕様は表-3.10に示すとおりである。通水は供試体の底部から行い、脱気水と過酸化水素水を通水することが可能である。過酸化水素水を通水する過程では、発生したCO₂により間隙空気圧が高まると共に、通水

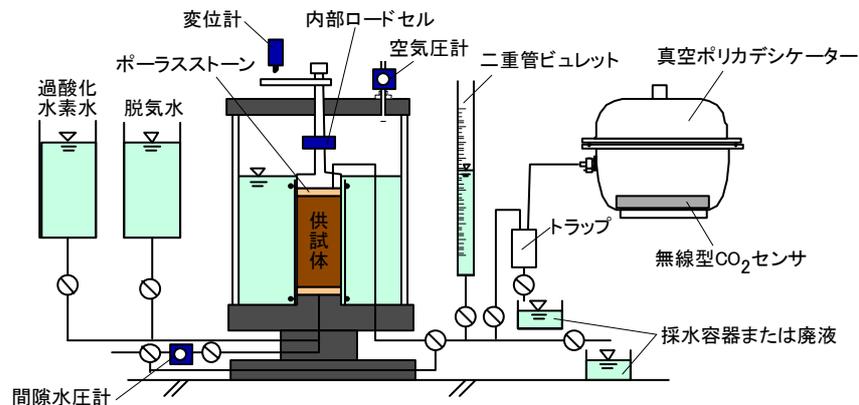


図-3.25 有機物分解と排気された二酸化炭素濃度を測定可能な三軸試験装置

表-3.10 三軸圧縮試験において用いた計測器の詳細

計測器		容量, 測定範囲	機種/メーカー
軸荷重	内部ロードセル	2.0kN	LP-200/誠研舎
間隙水圧	圧力変換器	500kPa	PG-5KU/共和電業
側圧	圧力変換器	500kPa	PG-5KU/共和電業
加圧板側の変位	変位計	10mm	CDP-10/東京測器
底盤側の変位	変位計	50mm	SDP-50C/東京測器
CO ₂ 濃度	無線型CO ₂ 測定器	0~5000ppm	C2D-W02/ユー・ドム

に対し抵抗するため、過酸化水素水を通水するために 10kPa の背圧を加えた。また、供試体が乱れることを防ぐため、拘束圧を 10kPa にした状態で過酸化水素水の通水を始めた。供試体上部からデシケーターまでの管路は出来る限り短くし、かつ、1/8 インチ径のシンプレックスチューブを用いることで CO₂ のロスをも最小限にした。過酸化水素水の酸化反応により供試体およびゴムスリーブが高温になることを極力避けるため、過酸化水素水の濃度を 3% から 9% に段階的に増加させた。CO₂ の排出は、通水する溶媒を切り替える際に測定した。過酸化水素水を通水した後、蒸留水を通水することにより、残留した過酸化水素水を脱気した蒸留水で出来る限り洗い流した。ここでも背圧は 10kPa であり、流量が過度に大きくなならないようコックを不完全解放することで過酸化水素水通水時の流量を出来る限り維持した。蒸留水は 1500mL 以上通水しており、分解なしのケースにおいても同量の蒸留水を通水した。採水した水は 0.45 μ m 孔径のメンブレンフィルターで水溶性成分をろ過した後、水質分析を実施した。pH と陽イオンの溶出量が定常状態になったことを確認し、通水作業を終了した。飽和の判定は B 値が 0.95 以上であることとした。供試体が飽和したことを確認し、有効拘束圧 50kPa または 100kPa で圧密した。圧密後、ひずみ速度 0.1%/min、排水条件のもと、軸ひずみ 20% まで軸方向に圧縮した。

3.3.3.2 有機物分解前後の三軸せん断特性

有機物分解前後の浄水汚泥の三軸せん断特性について記述する。はじめに有機物の分解プロセスについて、デシケーター内で観測した CO₂ 濃度、温度、湿度の推移を図-3.26 に示す。図-3.26 は、6% 過酸化水素水を通水した後、供試体が十分に浸漬された状態で静置した時の代表的な観測結果である。CO₂ 濃度は浸漬直後から急増しており、約 200 分後には CO₂ 濃度は 4700ppm 付近で推移した。室温約 28~30 $^{\circ}$ C の部屋で十分な室温制御をせずに試験を実施していたため、デシケーター内の温度は若干低下したが、湿度が約 2% 増加してい

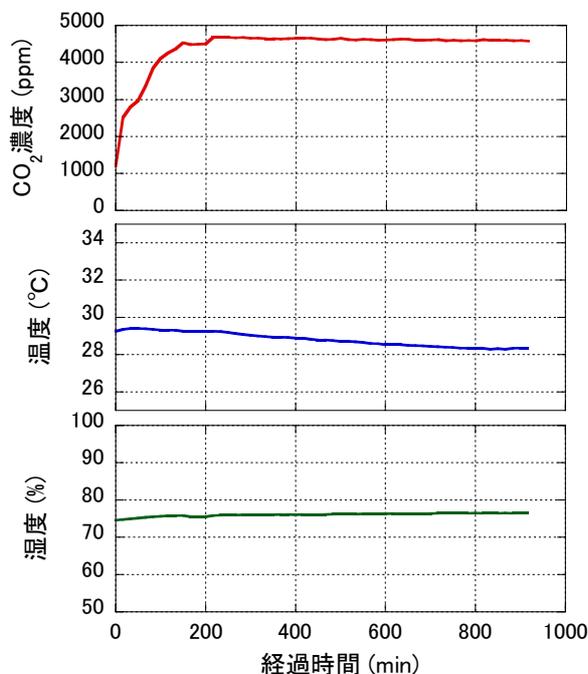


図-3.26 三軸セル内における有機物分解過程の CO₂、温度、湿度の推移 (過酸化水素水が供試体上部に到達した時点で通水を止め、各項目を測定した。)

表-3.11 有機物の分解を伴う浄水汚泥の圧密排水三軸圧縮試験の試験条件および試験結果

試験ケース	1	2	3	4	5	6
H ₂ O ₂ 通水の有無	無	有	有	有	有	有
含水比 (%)	40.2	41.0	41.2	40.0	41.9	41.7
乾燥密度 (g/cm ³)	0.821	0.838	0.825	0.815	0.803	0.823
締固め度 (%)	75.36	76.95	75.73	74.82	73.72	75.60
圧密量 (%)	6.1	5.7	6.3	9.2	7.3	5.9
圧密後乾燥密度 (g/cm ³)	0.838	0.844	0.835	0.822	0.808	0.825
圧密後締固め度 (%)	76.91	77.47	76.63	75.46	74.20	75.80
分解前の強熱減量 (%)	17.51	17.51	17.51	17.51	17.51	17.51
分解後の強熱減量 (%)	17.51	17.91	17.77	17.12	16.60	16.53
強熱減量の減少量 (%)	0			0.39	0.91	0.98
最大軸差応力 (kN/m ²)	186.14	167.44	169.84	163.19	153.12	162.44
破壊ひずみ (%)	10.65	11.47	10.93	12.92	12.55	11.71
20%ひずみ軸差応力 (kN/m ²)	160.12	152.67	150.57	151.19	144.09	149.23

※ケース 2, 3 の分解前後の強熱減量に関して, 試料の有機物含有量の変動あるいは有機物分解後の脱水過程において有機物の生成があったことにより, 分解後の強熱減量の方が高くなった. 試験結果の整理では, 分解前の強熱減量を分解後の値と一致させて表記する.

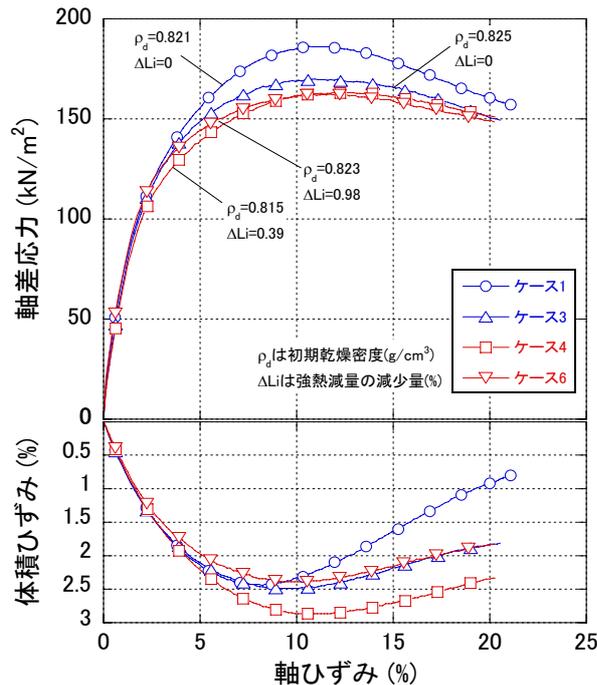


図-3.27 三軸室内で有機物を分解した後の浄水汚泥の圧密排水三軸圧縮特性

ることは CO₂ の排出に伴い水蒸気が移動していたことを示している. 表-3.11 に圧密排水三軸圧縮試験の試験条件と結果を整理した. 試験ケースは 1~7 であり, 試験後の強熱減量が多い順に並べてある. 浄水汚泥の強熱減量はもともと変動が大きいため, ケース 2 とケース 3 に関しては過酸化水素水通水後にも関わらず, 強熱減量は過酸化水素水の通水なしのケース 1 より大きくなっているが, これは浄水汚泥の化学的性質の差異によるもので

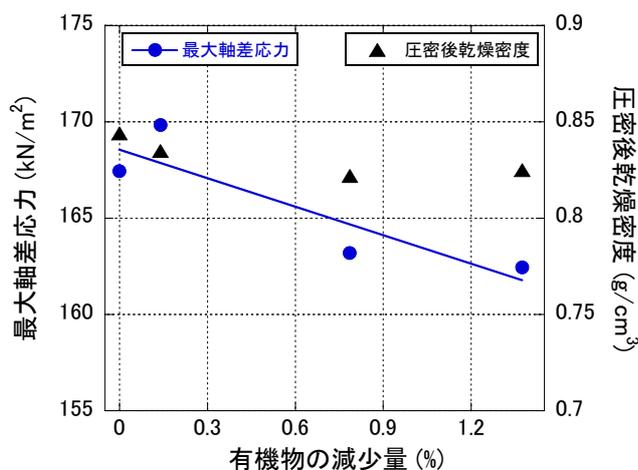


図-3.28 有機物分解量と最大軸差応力および圧密後供試体の乾燥密度の関係

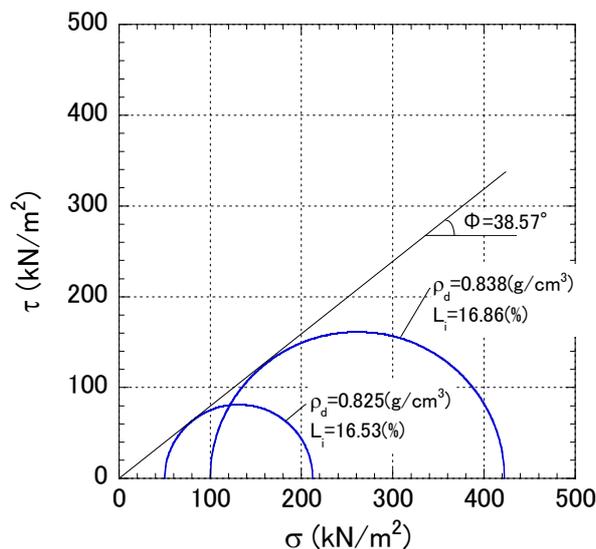


図-3.29 浄水汚泥の有機物分解を伴う圧密排水三軸圧縮試験のモールの応力円

あると考えられる。図-3.27 に軸差応力および体積ひずみと軸ひずみの関係を示す。ケース 2 とケース 5 は乾燥密度が他と著しく異なるためグラフからは除外した。軸差応力と軸ひずみの関係において、初期の接線勾配は有機物分解の有無によらず一定であった。また、供試体の乾燥密度は若干異なるが、有機物分解後は大ひずみ領域で体積膨張が抑制され、最大軸差応力が低下した。有機物分解量の異なるケース 4 とケース 6 において、応力-ひずみ関係上の明瞭な差異は認められなかった。初期乾燥密度は異なるが、有機物分解を経て圧密された後の乾燥密度はほぼ同等であり、有機物分解量が多いほど圧密量も大きくなることが試験結果に影響したと考えられる。図-3.28 に有機物分解量と最大軸差応力および圧密後供試体の乾燥密度の関係を示す。有機物分解量の増大と共に最大軸差応力は低下する傾向が認められた。有機物分解後は供試体の乾燥密度が小さくなっていることが、せ

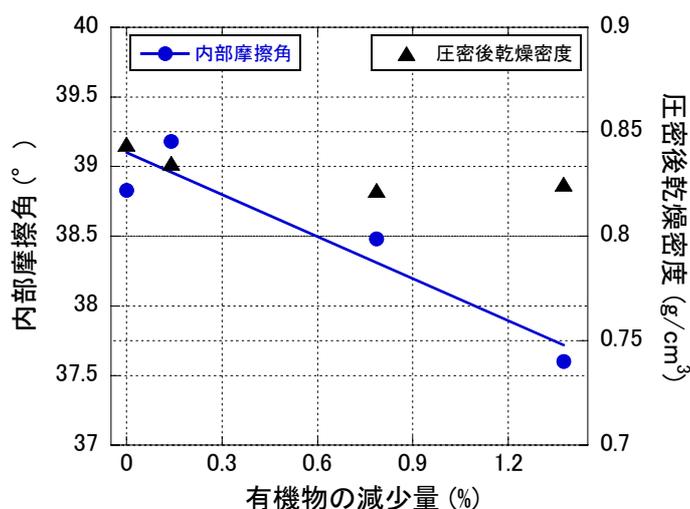


図-3.30 有機物分解を伴う圧密排水三軸圧縮試験において得られた内部摩擦角と有機物分解量の関係

ん断強度低下の理由の一つと考えられる。浄水汚泥に含まれる有機物は水中の有機物を凝集したものであることが、2.5 節に示した TOC と強熱減量のトレンドから理解できる。分子量が 1000~10000 のフミン酸類や数百以下と言われるフルボ酸類は、粘土粒子や中性付近の水酸化アルミニウムの寸法に対してはるかに小さいと言われており¹⁷⁾、ポリ塩化アルミニウムによる架橋結合と同時に、それらの有機物が粘土のペッド間を連結していると考えられる²¹⁾。そのため、有機物の分解を受けて浄水汚泥の団粒は破碎しやすくなり、せん断強度は低下したと推察される。

図-3.29 にモールの応力円を示す。供試体の乾燥密度と試験後の強熱減量は若干異なるが、原点を通る破壊基準線が得られ、内部摩擦角 ϕ_d は 38.57°、粘着力 c_d は 0kN/m²となった。これより、締固め度 77%以下の条件では、有機物の分解後においても粘着力は生じないことが明らかとなったため、有効拘束圧 50kPa の各試験結果に対し、 $c_d=0$ を仮定して内部摩擦角を求め、図-3.30 に整理した。有機物分解量の小さい、いわゆる未分解に近い状態では内部摩擦角は 38.83~40.70° の範囲であったが、有機物分解量の増加に伴い、内部摩擦角が 37.6° 付近まで減少することがわかった。また、有機物分解後は団粒の破碎や変形が生じやすくなると推察した点と、有機物分解に伴いひずみ軟化する傾向がなくなる実験事実が得られていることから、図-3.31 と図-3.32 に示すように、有機物分解量の増加と共に軸ひずみ 20%における残留応力は大きく変化せずに破壊ひずみが大きくなったと考えられる。

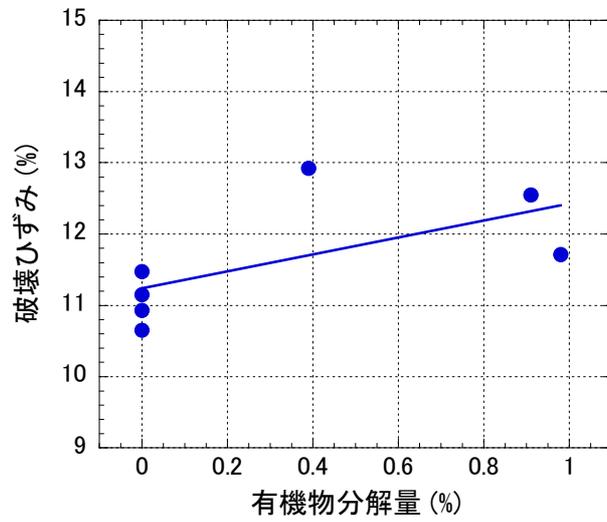


図-3.31 有機物分解を伴う圧密排水三軸圧縮試験において得られた破壊ひずみと有機物分解量の関係

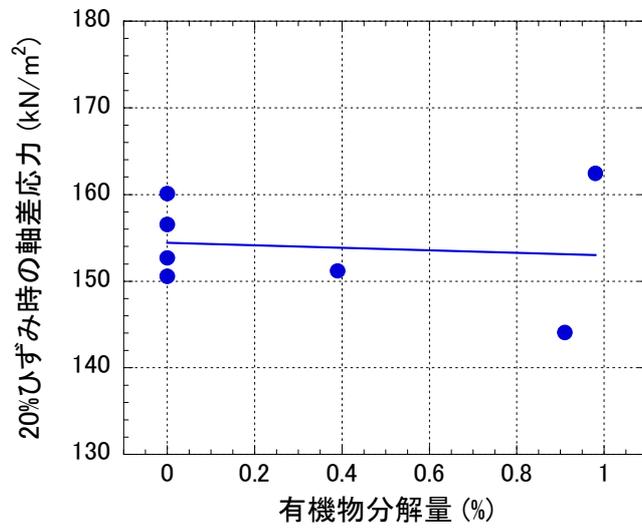


図-3.32 有機物分解を伴う圧密排水三軸圧縮試験において得られた軸ひずみ 20%における軸差応力と有機物分解量の関係

3.4 化学的観点からのスレーキング機構の解釈

2章においても浄水汚泥のスレーキング機構について、微視的構造の観点から述べた。2章では、浄水汚泥はスレーキングの要因となる空隙を内部に多く含む構造を呈し、その構造は凝集後のフロックが水中に堆積し、天日乾燥により乾燥収縮する過程で形成されると考えられた。本章では、化学的観点からスレーキング機構を考察する。着眼点は、凝集・沈殿プロセスである。凝集剤により化学的に粒子が結合・凝集されるため、その結合力の低下が中・長期的な浄水汚泥の化学的変質に影響を及ぼすと考えた。

3.4.1 化学的変質に対するスレーキングによる物理的変質の考え方

スレーキングは、水浸時に土粒子間の結合力が著しく減少し、泥状化あるいは細粒化する現象であり、スレーキングという表現は軟岩に対して用いられることが多い。乾燥した粘性土は内部に閉じ込められた空気が吹き出して土塊が崩れることがあり、これは水の浸入により圧縮された空気が土塊中に引張り力を生ずるためと考えられており、沸化と呼ばれることもある²⁷⁾。このスレーキング機構は浄水汚泥に対してよく当てはまる。土粒子間の結合には、例えば有機物や炭酸塩などによるセメンテーションが挙げられ、それは間隙水中の溶存物質や懸濁物質が長年月にわたって土粒子を化学的に結合するものである。その詳細な機構は明らかにされていないが、浄水汚泥の結合力を考える場合には、浄水汚泥の生成期間が数時間から数日といった短時間であることから、長時間を有するセメンテーション機構は除外され、浄水汚泥に特有の土粒子間結合を考える必要がある。そこで、凝集・沈殿プロセスにおいて凝集剤ポリ塩化アルミニウムにより形成された架橋結合が浄水汚泥の結合力を考える上での重要な着眼点となる。

凝集剤成分を含む陽イオンが溶脱し、また、有機物が分解されると浄水汚泥の化学的変質は進行する。これらは数年から数十年、あるいはそれ以上の中・長期的な時間経過のもとに生じる現象として位置づけられる。その一方で、スレーキングは水が土塊に浸入する速度に規定されるため、その時間経過はきわめて短いものである。したがって、陽イオンの溶出や有機物の分解による化学的変質と、スレーキングによる物理的変質は同じ時間軸で取り扱うことは難しい。さらには、陽イオンが溶出する際には水と土粒子が接触しているため、少なからずスレーキングによる物理的変質は生じているものと考えた方がよい。

しかし、浄水汚泥は一般の土、例えばスレーキングの対象である軟岩とは生成プロセスが全く異なるため、スレーキングすなわち泥状化や細粒化に抵抗する結合力については明らかにすることは有意義である。その結合力が中・長期的視点から変化することが認められれば、定性的にスレーキングによる物理的変質も中・長期的には生じやすくなると予想できる。

3.4.2 凝集沈殿プロセスを再現した模擬浄水汚泥の生成

浄水汚泥のスレーキングを化学的・微視的観点から考察するため、凝集・沈殿プロセスを再現した模擬浄水汚泥を生成した。その方法とは、粘性土を用いて懸濁液を作成し、そこに凝集剤を添加し、汚泥を生成するものである。浄化处理では、主に粒径 $5\mu\text{m}$ 以下の粒子が凝集されると言われており^{28), 29)}、凝集環境を実際に近づけるため、可能な限りシルトと砂を含まない粘性土を使用した。使用した粘性土の物理的・化学的性質を表-3.12 に示す。使用した試料は、粘土 78.5%、シルト 15.1%により構成された土である。

最適な凝集条件を調査するため、凝集沈殿実験を実施した。実際に浄水場ではジャーテストにより最適な凝集条件を維持するよう努められている。図-3.33 に凝集沈殿実験の概要を示す。粘性土と水道水を用いて作製した懸濁液を 100mL メスシリンダーに注ぎ、固液境界面の推移と経過時間の関係を測定するものであり、詳しくは以下の通りである。

表-3.12 凝集実験において使用した粘性土の物理的・化学的性質

土粒子の密度 (g/cm^3)	2.673
液性限界 (%)	62.4
塑性限界 (%)	26.6
塑性指数	35.8
強熱減量 (%)	4.8
粘土 (%)	78.5
シルト (%)	15.1

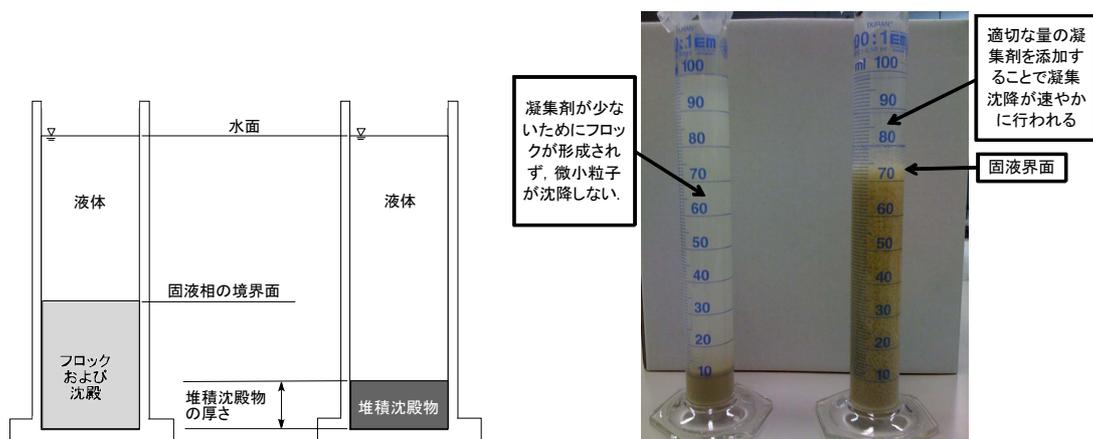


図-3.33 凝集沈殿実験の概要

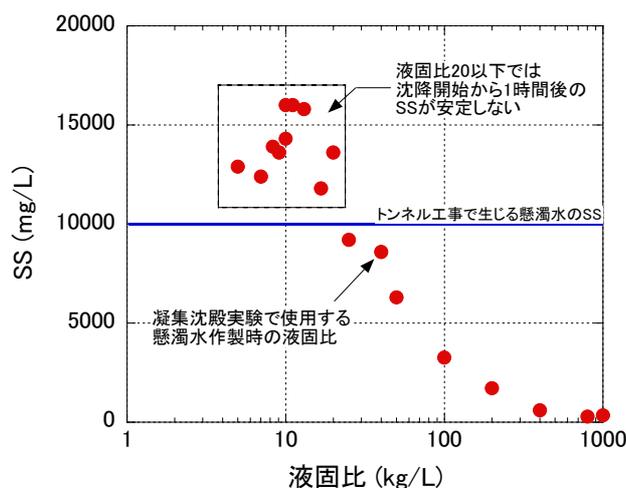


図-3.34 浮遊物質量(SS)と液固比の関係

表-3.13 Stokes の法則に基づいて計算した沈降時間

	球形粒子の直径(mm)		
	0.075	0.005	0.0005
0.2m 沈降するまでの時間(min)	0.065	14.6	1460
0.8m 沈降するまでの時間(mm)	0.26	58.5	5850

懸濁液の作製方法について記述する。懸濁液の液固比を調査するため、土質試料を 100mL メスシリンダー内で質量比を変えて水道水と混合し、1 時間後の上澄み液の浮遊物質量(SS)を無濾過法により測定した。図-3.34 に SS と液固比の関係を示す。SS の最大値は 15000mg/L 付近であった。そして、液固比 20:1 以下では沈降速度が大きいため、SS が安定しないことがわかった。したがって、20:1 以下の液固比は懸濁水の条件として適さない。また、土木分野における排水の SS の観点からは、SS が特に高いトンネル工事で生じる排水の SS は 500~10000mg/L の範囲であることから³⁰⁾、10000mg/L 以上の SS は現実的ではない。そこで、均質かつ高濃度の懸濁状態が期待できる液固比 40:1 で懸濁水を作製することにした。

最適凝集剤添加量の調査では、凝集剤には無機高分子凝集剤のポリ塩化アルミニウムを 100 倍希釈して使用した。2000mL メスシリンダーで液固比 40:1 の懸濁水を作製し、60 分静置後、上澄み 1600mL を移し替え、凝集沈殿実験で使う懸濁水とした。これは、実際の浄化処理では粒径の大きな粒子を除去するために自然沈降させる工程があることを考慮し、式(3.13)の Stokes の法則に基づいてシルト以上の粒子を沈降除去させるためである。Stokes の法則に基づいて算出した沈降時間の計算例を表-3.13 に示す。SS が 735mg/L と 8600mg/L の二種類の懸濁水を作製するため、それぞれ 60 分間、4320 分間の自然沈降時間を設けた。

$$v = \frac{d^2}{18\eta} (\rho_s - \rho_w) g_n \quad (3.13)$$

ここに v は沈降速度(cm/s)、 d は粒子の直径(cm)、 η は水の粘性係数(Pa・s)、 g_n は重力加速度(cm/s²)、 ρ_s は土粒子の密度(g/cm³)、 ρ_w は水の密度(g/cm³)である。

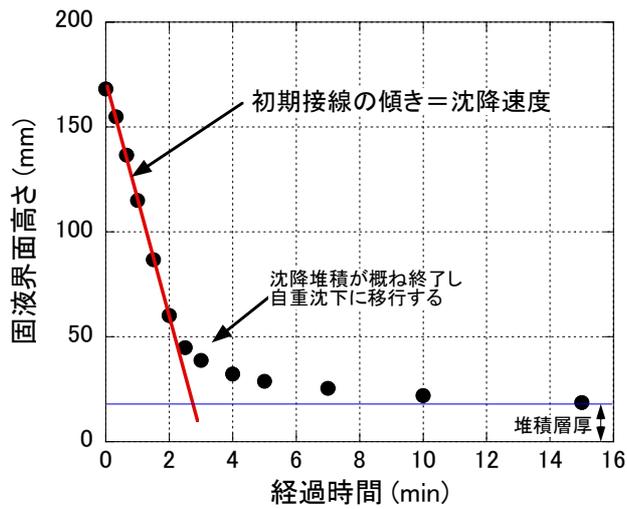


図-3.35 沈降速度の定義と沈降プロセスの解説

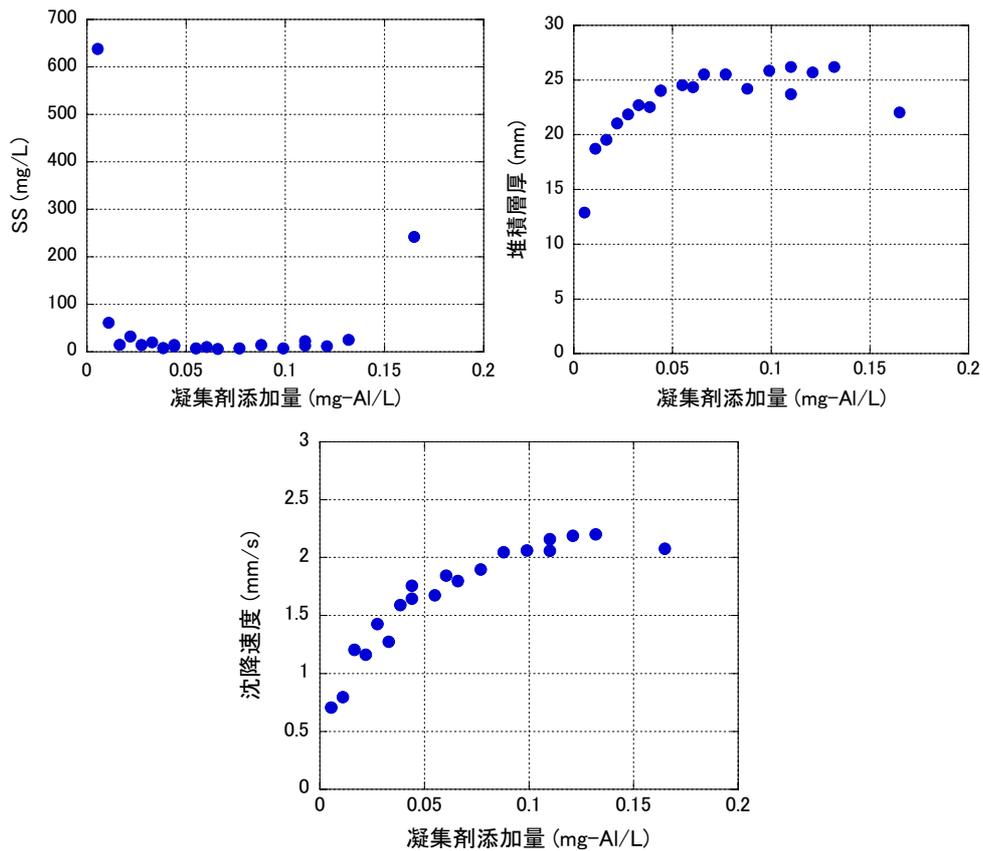


図-3.36 凝集沈殿実験の結果

凝集沈殿実験では、100mL メスシリンダーに懸濁水を 100mL 注ぎ、凝集剤を添加して 10 回の上下転倒攪拌を行い、静置してから 20s, 40s, 1.0min, 1.5min, 2.0min, 2.5min, 3.0min,

4min, 5min, 7min, 10min, 15min の時刻における固液界面の高さを測定した。水面高さはメスシリンダー底から約 200mm であり、土粒子の沈降速度が式 3.13 のストークスの法則に従うとすれば、シルト以上の粒径に相当するフロックは 15 分ですべて沈降する。そして、**図-3.35** に示すように沈降曲線の初期接線の傾きを沈降速度として定義した³¹⁾。初期接線の傾きから外れる位置では沈降堆積が概ね終了し、自重沈下に移行する現象が起きている。ここでは、低い有効応力のもとに自重圧密が進行しており³²⁾、本研究では経過時間 15min における固液界面高さを堆積層厚として解釈した。また、静置から 15min 経過後には上澄み液の SS を測定した。

凝集沈殿実験の結果を**図-3.36**に示す。凝集剤添加量の増加に伴い SS は著しく低下し、6~22mg/L の範囲となり、凝集剤添加量が 0.13mg-Al/L を超えた時点から SS は増加した。ポリ塩化アルミニウムは第一に荷電の中和、第二に架橋結合を呈す働きがある。負に帯電した土粒子の反発力を正電荷の Al イオンが打ち消し、良好なフロック形成が行われた。凝集剤が過剰になると土粒子が凝集剤で覆われ、見かけ上、正電荷を帯びた粒子となり、再び反発する。こうして凝集剤添加に伴う SS の減少と上昇が生じたと考えられる。堆積層厚は凝集剤添加量と共に増加する傾向が認められた。また、堆積層厚は凝集剤添加量 0.1mg-Al/L 付近で最大となった。沈降速度は凝集剤添加量の増加に伴い増大し、最大値 2.07mm/s を示した後は減少する傾向が示唆された。沈降速度も SS と同様に凝集剤が効率良く機能する添加量と関連している。そこで、式(3.14)に示す沈降速度を SS で除した値 E_f と凝集剤添加量の関係を**図-3.37**に示す。これより、凝集剤添加量 0.07~0.1mg-Al/L の範囲で最も凝集効果が高いことが判る。

$$E_f = \frac{v_s}{SS} \quad (3.14)$$

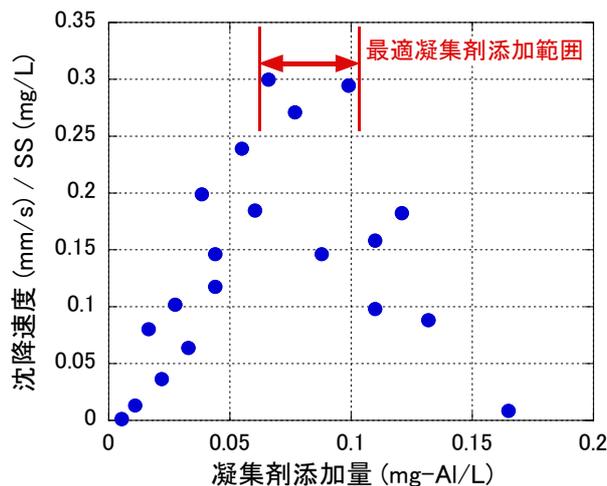


図-3.37 最適凝集剤添加量の判定

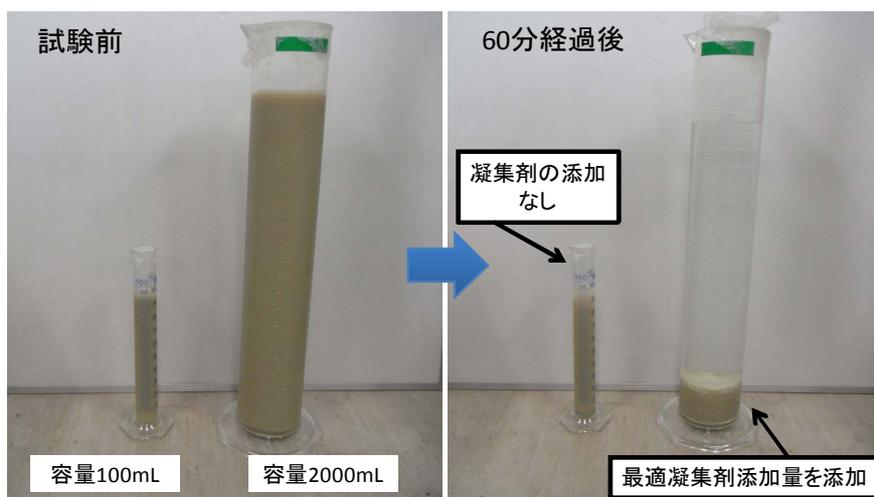


写真-3.4 2000mL メスシリンダーを使った凝集操作

表-3.14 2000mL メスシリンダーを用いた凝集沈実験における凝集効果

懸濁液の SS (mg/L)	最適凝集範囲 (mg-Al/sL)	2000mL メスシリンダーを用いた凝集沈殿実験における凝集後の SS (mg/L)
8600	0.066—0.099	1.0
735	0.033—0.055	<1.0



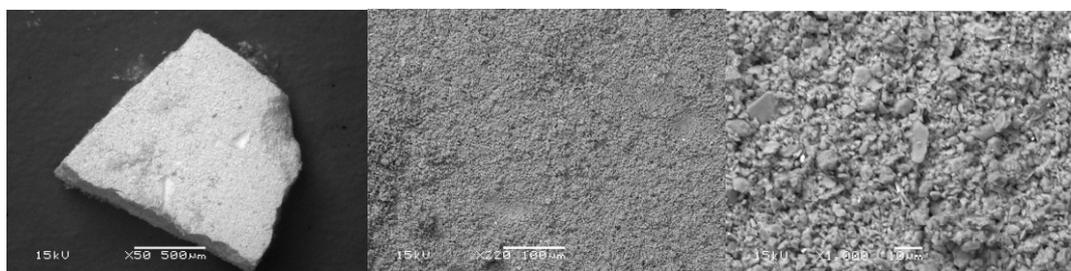
写真-3.5 凝集剤添加量が異なるときの粒子の堆積状態の比較

最適凝集剤添加量が明らかになったため、2000mL 容量のメスシリンダーを用いて、大きなスケールで凝集沈殿実験を行い、凝集効果を確認すると共に、より多くの模擬浄水汚泥を生成した。凝集剤の添加量は 0.1mg-Al/L とした。写真-3.4 に凝集沈殿実験の外観を示す。表-3.14 にメスシリンダーの容量ごとの沈降速度および SS を示す。2000mL 容量の方が 100mL のときより沈降速度が大きく、SS は小さくなった。攪拌時の滞留状態がスケールを変えたことで変化したと考えられる。しかし、本研究では水の浄化を適正に行うことが優先度の高い条件になるため、ここでは良好な結果が得られたと判断できる。写真-3.5 は凝集剤添加量が異なるときの粒子の堆積状態を比較したものである。例えば、凝集剤を過剰に添加したときはフロック形成が促されず、綿状の堆積物が生じる。また、団粒の寸法が大きく、堆積物中の間隙が大きくなる。それに対し、最適凝集剤量を添加したケースでは、均質で密な堆積状態となり、良質で均質なフロック形成が行われたと判断できる。ただし、ここで作製した模擬浄水汚泥には自然由来の有機物がほとんど含まれていないことに留意しなければならない。

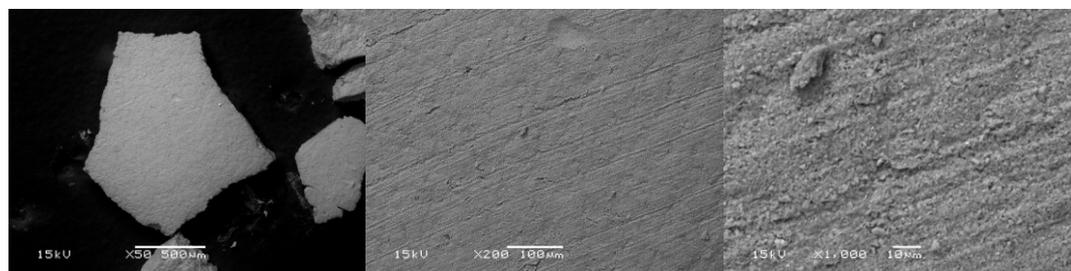
3.4.3 模擬浄水汚泥のスレーキング特性に寄与する微視的構造の発達

模擬浄水汚泥のスレーキング特性を調べ、浄水汚泥と比較することにより、スレーキングのメカニズムを化学的・微視的観点から考察した。そして、微視的構造の発達が浄水汚泥のスレーキング特性を特徴づけていることを示した。

2000mL 容量のメスシリンダーを用いて行った凝集沈殿実験の沈殿堆積物を 110°C に設定した乾燥炉で 24 時間脱水し、スレーキング試験の供試体とした。以後、模擬浄水汚泥と記述する。はじめに、模擬浄水汚泥を電子顕微鏡で観察した。模擬浄水汚泥の電子顕微鏡写真を写真-3.6 に示す。



(a) 懸濁液 SS=8600 mg/L を用いた場合の模擬浄水汚泥



(b) 懸濁液 SS=735 mg/L を用いた場合の模擬浄水汚泥

写真-3.6 模擬浄水汚泥の電子顕微鏡写真

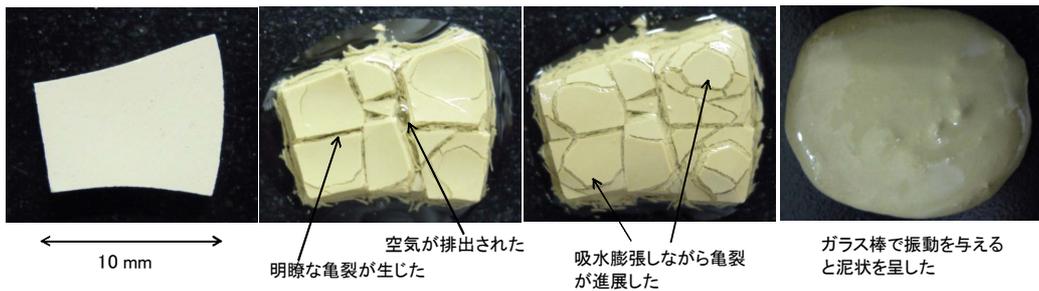


写真-3.7 懸濁液 SS=8600 mg/L から生成した模擬浄水汚泥のスレーキング

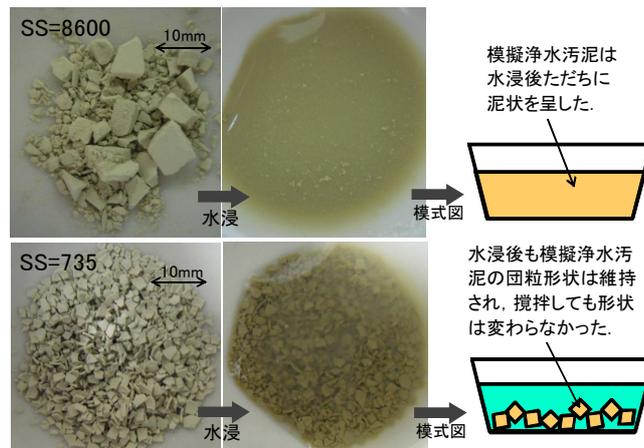


図-3.38 懸濁液 SS=735 mg/L から生成した模擬浄水汚泥のスレーキング

SS=8600 mg/L の場合には、団粒表面に凹凸が多く、直径約 $5\mu\text{m}$ の粒子(もしくは団粒)により全体が構成されていることがわかる。その一方で、SS=735 mg/L の場合には、団粒表面は滑らかであり、全体を構成する粒子の大きさは判別することが出来ない。

次に、模擬浄水汚泥のスレーキング試験を実施した。懸濁液 SS=8600 mg/L から生成した模擬浄水汚泥のスレーキング挙動を写真-3.7 に示す。ここでのスレーキング試験では、供試体が長辺 10~20mm と小さいため、液固比は設定せず、供試体が完全に水浸するまで蒸留水を一滴ずつ加えた。その結果、水浸直後に空気の排出を伴い明瞭な亀裂が生じた。そして、次第に吸水膨張しながら亀裂が進展した。水浸から約 3 分後、亀裂の進展が終了した時点でガラス棒を介して供試体に振動を加えると、全体が容易に泥状を呈した。したがって、スレーキング区分は 3 もしくは 4 となる。これは、浄水汚泥の一般的なスレーキング挙動とは異なる結果である。

懸濁液 SS=735 mg/L から生成した模擬浄水汚泥のスレーキング挙動を図-3.38 に示す。懸濁液 SS=735 mg/L の場合は SS=8600 mg/L と比べて、水浸後も団粒の形状は維持され、ガラス棒で全体を攪拌しても団粒が崩れ、分散することはなかった。これより、SS=735 mg/L の場合において、比表面積が大きいほど凝集剤と土粒子の接触点が増し、凝集効果は高まり、図-3.39 に示すように凝集剤による架橋結合がより多く形成されたと考えられる^{28), 30), 33)}。以上のスレーキング挙動はスレーキング区分 1 もしくは 2 であり、浄水汚泥のスレーキング挙動と良く一致する。浄水汚泥のスレーキング特性は、微細な粒子が最適な凝集条件

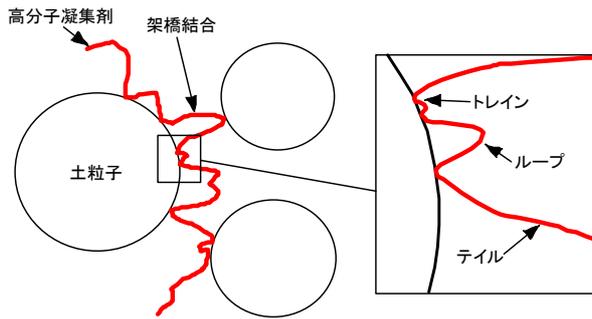


図-3.39 ポリ塩化アルミニウムによる架橋結合の概念図

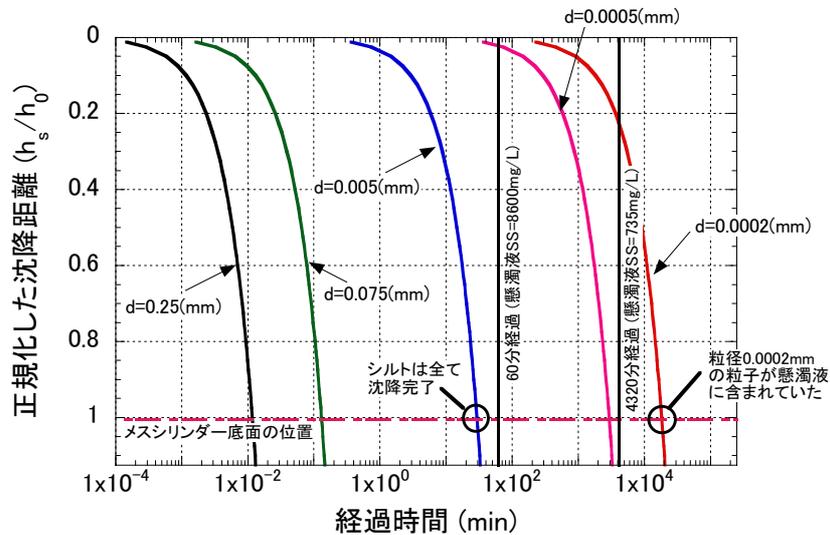


図-3.40 Stokes の法則に基づいて算出した沈降距離と経過時間の関係

の下において効率よく架橋結合を形成したことによると考えられる。ここで、懸濁液 SS=735 mg/L と SS=8600 mg/L に含まれていた土粒子の粒径を Stokes の法則を用いて定量的に評価する。ただし、分散処理は行っていないため、計算された値は理想的な目安の値であることに注意されたい。Stokes の法則より、静水中における直径 d [cm] の球形粒子の沈降速度 v [cm/s] は式(2.13)で与えられた。

$$v = \frac{g_n(\rho_s - \rho_w)}{18\eta} \quad (2.13) \quad (\text{再掲})$$

ここで、 η は水の粘性係数[Pa・s]である。 g_n は重力加速度[cm/s²], ρ_s は土粒子の密度[g/cm³], ρ_w は水の密度[g/cm³]である。

本研究では、沈降速度 v を計算する上で、粒径 d を 0.25 mm, 0.075 mm, 5×10^{-3} mm, 5×10^{-4} mm, 2×10^{-4} mm と変化させた。その結果、図-3.40 に示すように沈降距離と経過時間の関係が得られた。沈降距離は、最大沈降距離である水位で正規化した。二つの懸濁液を作製した時の静置時間はそれぞれ 60 分と 4320 分であった。第一に、本研究において使用した懸濁液にはシルトは含まれていなかったことが明らかとなった。これは、浄化処理における凝集の対象は粒径 $10^{-3} \sim 10^{-6}$ mm の範囲であることから、より浄化処理の実際に近い条件

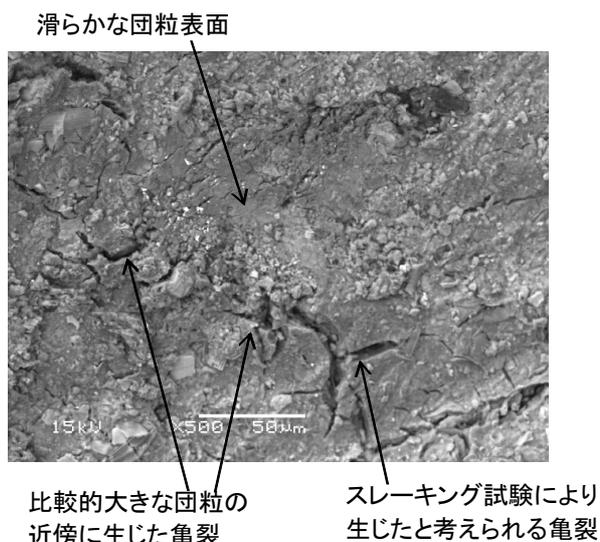


写真-3.8 スレーキング試験後の浄水汚泥の電子顕微鏡写真

であったことが示された。第二に、懸濁液 SS=735 mg/L には粒径 5×10^{-4} mm の粒子は含まれていなかったことがわかった。ただし、粒径 2×10^{-4} mm の粒子は存在していた。本研究で用いた浄水汚泥の強熱減量は 9.0~28.9% の範囲であったことから、浄水汚泥には河川もしくは湖沼由来の有機物が含まれていると考えられる。一般的に、有機物の粒径は $0.1 \mu\text{m}$ 以下であると言われており⁵⁾、浄水汚泥には粘土粒子以外にも有機物が凝集に寄与する粒子として存在していると推察される。こうした粒径約 2×10^{-4} mm の微細な粒子は、比表面積を大きくするため、前述したとおり、土粒子と凝集剤の接触点を増加させ、架橋結合の形成を促すものと考えられる。写真-3.8 にスレーキング試験後の浄水汚泥の電子顕微鏡写真を示す。浄水汚泥の表面には滑らかな部分が多く観察される。亀裂の進展機構については現時点で未知の部分が多いが、定性的には比較的大きな団粒の近傍に亀裂が進展しているように見られる。

スレーキングに対する浄水汚泥の化学的な安定性は、第一に架橋結合、第二に粒径約 2×10^{-4} mm の微細な粒子の存在である。本研究においては、浄水汚泥の化学的変質を凝集剤成分の溶出と有機物分解の二つの観点から定義している。上述した内容を考慮すると、こうした化学的変質により、浄水汚泥のスレーキングに対する抵抗力は減少することが予想される。しかし、水浸の繰返しと凝集剤成分の溶出操作および有機物の分解操作を分離して行うことが現時点では困難であり、実験的に検証することは今後の課題とする。

3.5 3章のまとめ

浄水汚泥の化学的変質は、一般的な土と浄水汚泥の差異に注目することで次のように抽出した。第一に凝集剤成分の溶出，第二に有機物の分解，そして，第三に微視的なスレーキングである。第3章では，凝集剤成分の溶出，有機物の分解，スレーキングの順に，各要因に対する化学的変質を伴う浄水汚泥の地盤工学的性質の変化について論述した。本章の要点を以下に示す。

- 凝集剤成分を含む陽イオンの溶出に関しては，陽イオンを溶出させた試料を用いて定ひずみ速度載荷による圧密試験，保水性試験，圧密排水三軸圧縮試験を実施した。凝集剤成分の溶出により，浄水汚泥の保水性は低下し，透水性は増すことが明らかとなった。圧縮性やせん断特性に及ぼす陽イオン溶出の影響は認められなかった。
- 有機物の分解に関しては，有機物を過酸化水素等により三軸セルの内部で浄水汚泥の化学的変質(凝集剤成分の溶出と有機物の分解)を促し，圧密排水三軸圧縮試験を実施した。有機物の分解により，浄水汚泥のせん断強度は低下し，内部摩擦角は $38.83\sim 40.70^\circ$ の範囲であったが，有機物分解量の増加に伴い，内部摩擦角が 37.6° 付近まで減少することが明らかとなった。粘着力は有機物分解によらず 0kN/m^2 であった。
- スレーキングに関しては，浄水汚泥のスレーキングに対する抵抗力が発揮されるメカニズムを実験的に調査し，粒径約 $2\times 10^{-4}\text{mm}$ の有機物を含む微細な粒子が凝集剤ポリ塩化アルミニウムの架橋作用を促し，より安定した団粒構造となっていることが推察された。こうしたメカニズムに立脚すれば，凝集剤成分の溶出や有機物の分解はスレーキングに対する抵抗力に影響を及ぼすことが予想された。

参考文献

- 1) 粘土ハンドブック，第三版，技報堂出版，2009.
- 2) 渡邊保貴，小峯秀雄，安原一哉，村上哲，豊田和弘：凝集剤成分の溶出を伴う乾湿繰返しを受けた浄水汚泥の圧縮性および透水性の評価，土木学会論文集 C，Vol. 66，No. 3，pp.550-563，2010.
- 3) 地盤工学会：地盤調査の方法と解説，p. 561，2004.
- 4) 地盤工学会：地盤材料試験の方法と解説(二冊分の1)，2009.
- 5) Mitchell, J. K. and Soga, K.: *Fundamentals of soil behavior*, third edition, John Wiley & Sons, Inc., 2005.
- 6) 地盤工学会：不飽和地盤の挙動と評価，地盤工学会，丸善，2004.
- 7) 石田哲也，Chaube, R. P., 岸利治，前川宏一：任意の乾湿繰返しを受けるコンクリートの含水状態予測モデル，土木学会論文集，No. 564，V-35，pp. 199-209，1997.
- 8) 地盤工学会：地盤材料試験の方法と解説(二冊分の1)，地盤工学会，丸善，2009.
- 9) 気象庁：気象統計情報，過去の気象データ検索，インターネット，<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>，(2009年2月18日閲覧).
- 10) 渡邊保貴，小峯秀雄，安原一哉，村上哲，鹿志村清勝，豊田和弘：浄水汚泥のアルミニウム溶出に関する環境影響評価手法の提案，土木学会論文集 G，Vol.65，No.3，pp.188-201，2009.
- 11) Sparks, D. L.: *Environmental Soil Chemistry*, second edition, Academic Press, pp.271-272, 2003.
- 12) 肴倉宏史：都市ごみ焼却残渣中の重金属溶出抑制処理に関する研究，北海道大学学位請求論文，1999.
- 13) 大瀧仁志，田中元治，舟橋重信：溶液反応の化学，学会出版センター，2002.
- 14) 大木道則，大沢利昭，田中元治，千原秀昭：化学辞典第1版第1刷，p.704，東京化学同人，1994.
- 15) Smith, R. M., Martel, A. E.: *Critical Stability Constants*, Vol.4, 1976.
- 16) 丹保憲仁：水処理における凝集機構の基礎的研究(III)—硫酸アルミニウムによる粘土系濁質の凝集—，水道協会雑誌，第365号，pp. 25-37，1965.
- 17) 丹保憲仁，小笠原紘一：浄水の技術，技報堂出版，2002.
- 18) Bjerrum, L.: Geotechnical properties of Norwegian Marine Clays, *Geotechnique*, Vol. 4, No. 2, pp. 49-69, 1954.
- 19) Warkentin, B. P. and Yong, R. N.: Shear strength of montmorillonite and kaolinite related to interparticle forces, *Clays and Clay Minerals*, Vol. 9, pp. 210-218, 1962.
- 20) Olson, R. E.: Shearing strength of kaolinite, illite, and montmorillonite, *Proc. of ASCE*, Vol. 100, GT11, pp. 1215-1229, 1974.
- 21) 嘉門雅史，浅川美利：新体系土工学 16 土の力学(I)，技報堂出版，1988.
- 22) 小暮敬二：高有機質土の地盤工学，東洋書店，1995.
- 23) 地盤工学会：地盤材料試験の方法と解説，丸善，p.345-353，2009.
- 24) M. M. コノノワ(菅野一郎ら共訳)：土壤有機物—その本質・性質および研究法，農山漁村文化協会，pp. 50-61，1976.
- 25) 熊田恭一：土壤有機物の化学，第2版，学会出版センター，2001.
- 26) Ohkubo, N., Yagi, O., and Okada, M.: Effects of humic and fulvic acids on the growth of *microcystis aeruginosa*, *Environmental Technology*, Vol. 19, pp. 611-617, 1998.
- 27) 地盤工学会：地盤工学用語辞典，丸善，2006.

- 28) Montgomery J. M.: *Water Treatment Principles and Design*, John Wiley & Sons Inc., pp. 116-134, 1985.
- 29) Hogg R.: Flocculation and dewatering, *International Journal of Mineral Processing*, Vol. 58, pp. 223-236, 2000.
- 30) 足立泰久, 岩田進午: 土のコロイド現象, 学会出版センター, 2003.
- 31) 赤木寛一, 毛利光男, 田中仁志, 石田聖一: 土の塑性指数と pH に着目した土壌洗浄における凝集沈殿・脱水プロセス管理, 土木学会論文集 G, Vol.62, No.3, pp.359-368, 2006.
- 32) Imai, G.: Experimental studies on sedimentation mechanism and sediment formation of clay materials, *Soils and Foundations*, Vol.21, No.1, pp.7-20, 1981.
- 33) Nasser M. S. and James A. E.: The effect of polyacrylamide charge density and molecular weight on the flocculation and sedimentation behaviour of kaolinite suspensions, *Separation and Purification Technology*, Vol. 52, pp. 241-252, 2006.

第4章 繰返し利用を想定した化学的変質後の浄水汚泥の地盤工学的性質

4.1 化学的に変質した浄水汚泥の繰返し利用の概念

浄水汚泥を地盤材料として使用すると、雨水や地下水により凝集剤成分や陽イオンが溶脱し、微生物により有機物が分解されるなど化学的な変質が生じると予想される。廃棄物を安全に利用するためには、こうした化学的変質により浄水汚泥の地盤工学的特性が変化することを調べ、変質の程度が設計や安全性に及ぼす影響を明らかにしなければならない。その際、化学的変質を考察する重要な視点が二つあり、一つは第3章に記述したように化学的変質を受けた浄水汚泥供試体の工学的性質の劣化であり、もう一つは、変質後の浄水汚泥を再び締固めた再構成供試体の工学的性質である。本章では後者に着目しており、図-4.1に示すように、第4章は、第3章で着目した化学的変質の後の処理に該当する。

循環型社会の理念に基づくならば、後者は再使用(reuse)に相当し、それを本研究では浄水汚泥の繰返し利用と表現する。すなわち、繰返し利用とは、土構造物を補修・解体する際に掘削・排出された浄水汚泥を固化処理等の処理を施さずに同じ用途で再び使用することと定義する。強度改善を目的とした処理を行わない点で再生使用・再資源化(recycle)とは区

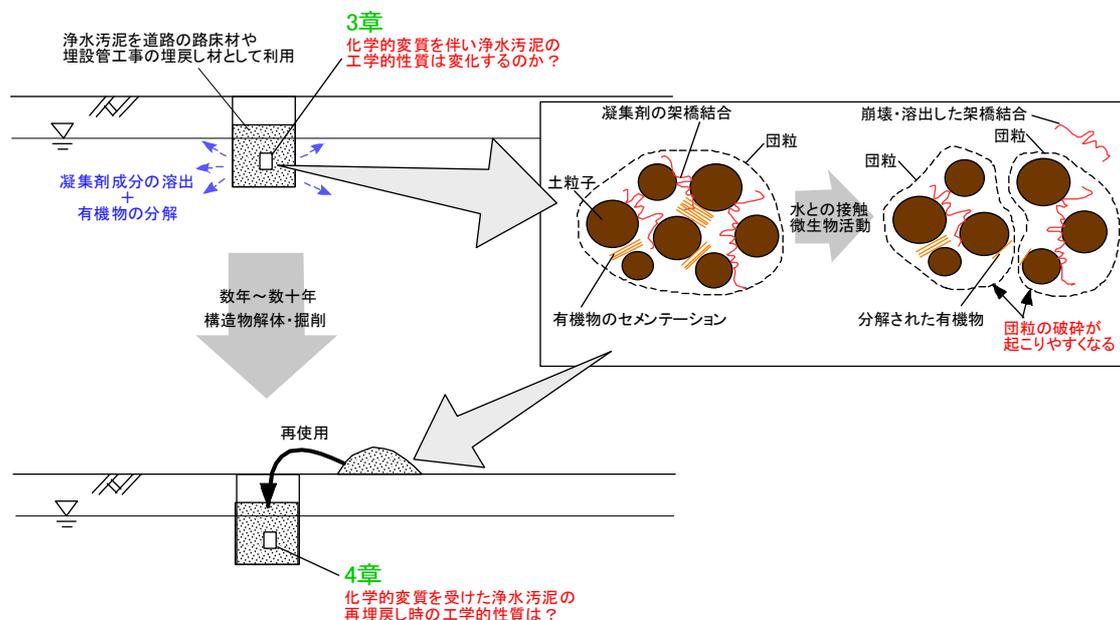


図-4.1 浄水汚泥の化学的変質と再使用・繰返し利用の関係

別している。広範な廃棄物を対象とするのであれば、藤川¹⁾の提案する掘削処理土の有効利用のように、掘削処理土にセメント安定処理を施し、掘削処理土を原料として価値ある材料に造り変える動作を再生使用・再資源化として位置づけることも有効である。しかし一方で、セメント等を添加すると元の状態に分離することが困難となる側面もある。浄水汚泥の利用では、出来る限り費用を費やさずに行うことが重要となり、本研究では固化処理等は行わずに浄水汚泥を繰返し利用する視点から論旨を展開する。

浄水汚泥は過去に有効利用された経験に乏しいため、繰返し利用に関する報告もなく、現状としては一度利用した浄水汚泥は、掘削後は最終処分することで安全側の判断がなされると考えられる。元来、日常的に排出される浄水汚泥を繰返し利用する必要性についての考え方はなく、一度使い切る方法で良いとの考えも想定されるが、浄水汚泥を一般の土と同等とみなすことができれば発生土を埋戻すことが可能となり、また、トレーサビリティの不確実性からも、繰返し利用について検討しておくことは有意義となるはずである。したがって、本研究において、繰返し利用時の浄水汚泥の力学特性の変化を明らかにすることで、天然の地盤材料を保全することにつながる。

4.2 化学的変質後の浄水汚泥の地盤工学的性質

凝集剤成分や陽イオンの溶出、そして、有機物の分解に起因する化学的変質を受けた後の浄水汚泥の地盤工学的性質を調査した。浄水汚泥の化学的変質は pH 調整した水や過酸化水素水に浸漬することで促進させ、その試料を突固めることで再構成供試体を作製した。この時の締固め特性、および、せん断特性を実験的に調査した。

4.2.1 浸漬試験を援用した浄水汚泥の化学的変質の促進方法

浄水汚泥から凝集剤成分を含む陽イオンを溶出させること、もしくは、浄水汚泥に含まれる有機物を分解することを目的とした浸漬試験について記述する。試料には表-2.1 に DWS-L と示される浄水汚泥を用いており、第 3 章の三軸圧縮試験で用いた試料と一致している。写真-4.1 に示す容量 2L のポリプロピレン製容器を用いて、pH を調整した水または



写真-4.1 浸漬容器と過酸化水素水に浄水汚泥を浸漬させた時の様子

6%濃度の過酸化水素水に浄水汚泥を浸漬した。浄水汚泥は最適含水比 40%に調整したものを湿潤質量で 300g 使用し、乾燥質量に対する 2 倍の溶媒を浸漬液として用いた。すなわち、液固比は 2 L/kg とした。液固比は水溶性成分の溶出挙動に大きく影響を及ぼすと言われており、我が国では平成 3 年 8 月環境庁告示第 46 号溶出試験において液固比 10 L/kg、欧州標準化委員会 CEN の技術委員会 TC が規定した pH 依存性試験では液固比 10 L/kg、アベイラビリティ試験では液固比 50 L/kg としており²⁾、また、拡散溶出試験のために液固比を 6～400 L/kg に振って実験をした例もあり³⁾、薬品の滴下量や攪拌効率などの設備や安全の側面も加味した上で、いずれも液固比は大きめに設定することが多いようである。実際環境の固相と液相の存在割合(存在液固比)を再現することは難しく、例えば拡散溶出試験において溶媒交換をするためには液固比は小さくしても 2～3L/kg が限界とする報告もある³⁾。Ludwig et al.⁴⁾は石炭灰を用いたシリアルバッチ試験において、液固比を 2.5L/kg とし、固液混合後は 15 分間振とうした後、1h、24h、72h 静置する操作を 10 回繰返している。本研究で設定した液固比 2 L/kg はいずれの報告よりも小さい。液固比を小さく設定すると飽和溶解度に達するのが早くなり、溶出量が小さく見積もられることがあることには留意しなければならないが、本試験は三軸圧縮試験で使用する試料の前処理に該当し、試料が 300g と多いことから、飽和溶解度より過酸化水素水の酸化反応を安全に行えることを優先し、液固比を 2kg/L とした。浸漬時間は 24h とし、その間に過酸化水素水を用いた時に酸化反応が終息することを確認している。浸漬直後すなわち試料が投入された容器に溶媒を注いでから 3 時間は頻りにガラス棒で混合液を攪拌した。この作業により、試料が満遍なく溶媒と接し、かつ、試料を水中堆積させる要領で乾燥密度をおおよそ均一にできると考えた。なお、図-3.26 に示したように、過酸化水素水に浄水汚泥を浸漬させて約 3 時間が経過すれば、CO₂ の排出は収まることは明らかになっている。浸漬中は 20℃の室内に静置した。過酸化水素水は 80℃以下では自己分解が進んでしまい⁵⁾、酸化反応の効率が下がってしまうが、80℃以上では浄水汚泥の変質が懸念されるため、本研究では 20℃の室内に静置することとした。24 時間浸漬した後、上澄み液を採取し、pH と陽イオン溶出濃度を測定した。浸漬操作は最大 5 回繰返した。試料は浸漬前の含水比 40%付近になるまで風乾した。浸漬後の試料が浸漬前の含水比を下回ると、過度な乾燥収縮により団粒構造が変化し、再水浸時のスレーキングが顕著になると考えられたことから⁶⁾、含水比 40%より若干の湿潤側で試験に供した。

供試体は動的締固めにより作製した。三軸圧縮試験機のペDESTAL 上にモールドを設置し、ゴムスリーブを負圧で張った後、試料を 20 層に分けて投入し、重量 339.25g、直径 25.0mm の突き棒を各層 30±5 回ずつ高さ 10mm から落下させた。はじめの 3 層は突固め回数を 25～30 回に、4 層目以降は試料の締まり具合が均一になるよう突固め回数は 30～35 回とした。小規模な供試体の締固め特性を把握するため、締固めエネルギーは一定にした。次式により締固め仕事量 E_c を計算すると、本試験における E_c は約 102kJ/m³ であった。突固めによる土の締固め試験(JIS A 1210)において、道路の路体や路床の締固めでは A 法もしくは B 法が用いられるが、その時の E_c は約 550 kJ/m³ である⁷⁾。本試験では締固めエネルギーが小さいことになるが、本論 5 章に記す試験施工と同程度の乾燥密度を得るためには十分なエネルギーであった。

$$E_c = \frac{W_R \cdot H \cdot N_L \cdot N_B}{V} \quad (4.1)$$

ここに、 W_R はランマーの重量(kN)、 H はランマーの落下高さ(m)、 N_L は層数、 N_B は 1 層当たりの突固め回数、 V はモールドの容積(m³)である。

供試体の上下には試料の流出とベディングエラーを軽減するために濾紙とテフロンシートを設置した。有効拘束圧を 50kPa または 100kPa で等方圧密した後、排水条件、ひずみ速

度 0.1%/min で圧縮した。そして、軸ひずみ 20%に到達した時点で試験を終了した。一般的には軸ひずみ 15%において試験終了とするが、本研究では残留応力を出来る限り厳密に調べるために、軸ひずみ 20%まで圧縮した。

4.2.2 化学的変質の促進過程における溶出挙動と分解状態の観察

pH4 の希硝酸と 6%過酸化水素水を用いて浄水汚泥の化学的変質を促進させた。希硝酸は主に陽イオンの溶出を、過酸化水素水は主に有機物の分解を促進させることを目的として使用した。過酸化水素水を用いたときに pH は 4.74~4.85 になることから、pH4 の希硝酸を用いることにより、過酸化水素水の酸性側での陽イオン溶出挙動を調査することができる。浸漬操作を繰り返す過程において、浸漬前後の pH、浸漬溶液の水質、せん断試験後の試料に含まれる有機物の構成を調査した。

浸漬操作の繰り返し回数と pH の関係を図-4.2 に示す。pH4.0 の希硝酸および pH4.74~4.85 の 6%過酸化水素水に浄水汚泥を 24 時間浸漬させた結果、浸漬溶媒の pH は 6.67~6.93 の範囲となり、浸漬 5 回目まで pH 緩衝能は維持されていたことがわかる。

浸漬操作の繰り返し回数と陽イオン溶出量の関係を図-4.3 に示す。過酸化水素水に浸漬したケースの Al を除いた全ての陽イオンについて、1 回目の浸漬で溶出量は最も高く、浸漬 2 回目以降では溶出量は緩やかに減少する傾向が認められた。しかし、溶出量の減少割合は 2 章や 3 章で示したカラム試験と比べると非常に小さく、毎回の浸漬で溶出は飽和状態にあったと考えられる。また、3.2 節で実施した繰り返し溶出操作時と同等の溶出量が浸漬初回で得られており、液固比を 2L/kg にしたことの影響はきわめて小さかったと判断できる。Na と Al を除いて希硝酸より過酸化水素水の溶出量の方が高く、過酸化水素水

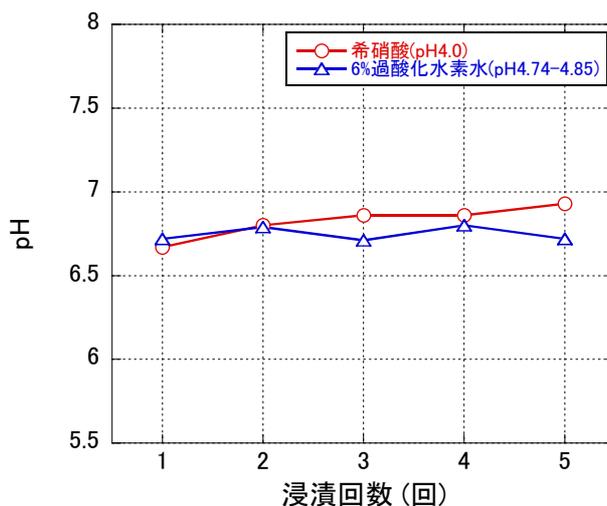


図-4.2 繰り返し浸漬後の浸漬溶媒の pH

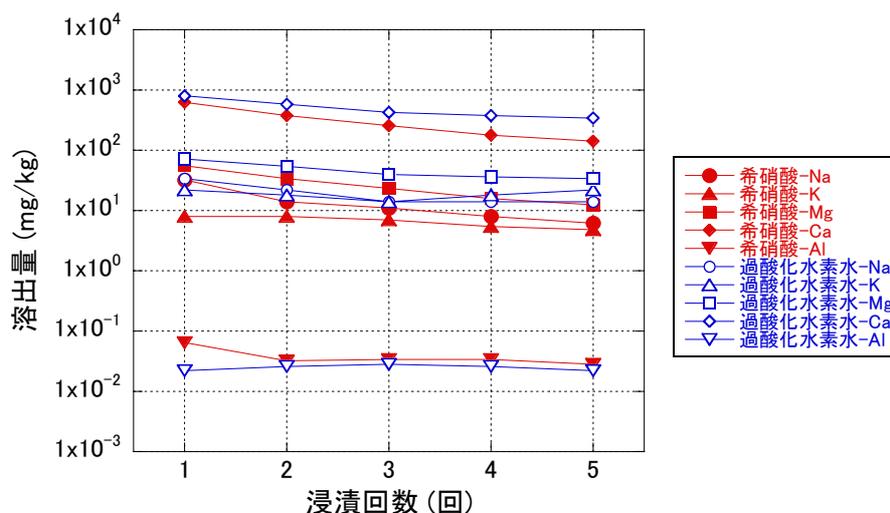


図-4.3 繰り返し浸漬後の陽イオン溶出量

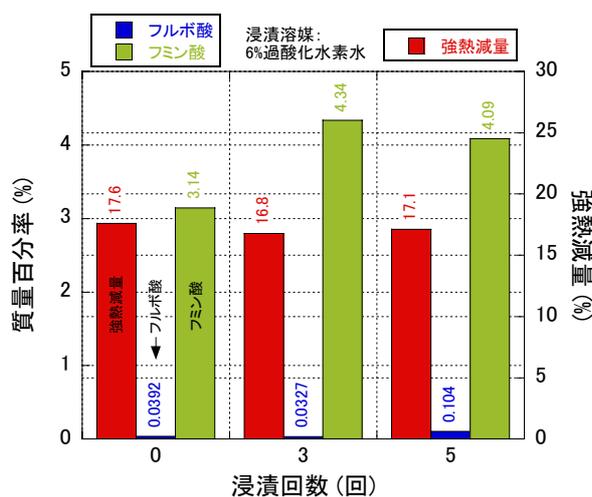


図-4.4 過酸化水素水による浸漬前後の浄水汚泥の有機物組成

による酸化反応時に団粒が細粒化し、比表面積が大きくなったために溶出量が増したことが推察される。

希硝酸と過酸化水素水に浸漬させた後の浄水汚泥の有機物組成を図-4.4に示す。浸漬回数0回のケースの分析は、2010年10月1日に、浸漬後の試料の分析は三軸圧縮試験後の2011年2月1日に実施した。強熱減量は4.2.3節(表-4.1)にも示すとおり過酸化水素水に浸漬することで有機物含有量が減少した。しかし、浸漬回数5回のケースでは、浸漬3回のケースより強熱減量は高く、有機物の生成や難分解性有機物の混入などの原因が考えられるが、現時点では理由は不明である。フルボ酸の割合は浸漬5回目が最も大きく、過酸化水素水による有機物の低分子化が促進されたものと考えられる⁸⁾。分析時期が異なる浸漬0回のケースを除くと、フミン酸の割合は浸漬回数が増すほど減少していることを確認した。

4.2.3 化学的変質後の浄水汚泥の地盤工学的性質

凝集剤成分を含む陽イオンの溶出や有機物の分解を通して化学的に変質させた浄水汚泥の地盤工学的性質を調査した。本章では、浄水汚泥の繰返し利用に焦点を当てているため、第一に締固め特性を明らかにした後、締固められた浄水汚泥のせん断特性を調査した。

4.2.3.1 化学的変質前後の締固め特性

4.2.1 節に記述した方法で三軸圧縮試験のための供試体を作製した。三軸圧縮試験装置のペDESTAL上で供試体を作製したため、JIS A 1210 で規定されるモールドの容積や締固めエネルギーとは異なるが、原位置での締固めと同等の乾燥密度に仕上げることが可能な方法である。化学的変質後は、凝集剤成分の溶出や有機物の分解により、浄水汚泥の団粒が破碎しやすく、水を保持しにくい状態になっていると考えられ、その根拠は第3章の3.2.1 節や3.2.2 節に圧密試験や保水性試験の結果として示している。土の締固めでは、含水比の多少が土の圧縮性や潤滑性に強く影響することは一般的に知られた事実であり、特に細粒土の場合は、吸着水による粘着力と自由水による潤滑効果が締固めの効果を左右する⁹⁾。したがって、化学的変質を受けた浄水汚泥の締固め特性を明らかにすることが先決となる。

供試体作製時の乾燥密度と含水比の関係を図-4.5 に示す。希硝酸または過酸化水素処理を施した試料は、浸漬時の含水比を下回らないよう配慮して試験に供したため、含水比は43.8~50.6%の範囲となり、希硝酸または過酸化水素水処理前の条件より湿潤側であった。締固め曲線上のプロットは過酸化水素水処理の有無に関わらず、含水比の低下に伴い乾燥密度は増加するように分布しており、浄水汚泥 P の E-b 法に見られる乾燥密度の増減と同じ傾向が認められた。プロットが分散している点については、供試体をモールド高さ 100mm より 3~5mm ほど高く作製し、所定の高さまですり切って成形する際に、使用した試料の乾燥質量が所定の値より 2~3g ほど増減し、それが乾燥密度で約 $0.01\text{g}/\text{cm}^3$ の差異に結びついたことが原因である。しかしながら、含水比の変化に対する乾燥密度の分布は浄水汚泥の一般的な締固め曲線の挙動と一致していたため、希硝酸または過酸化水素水処理による締固め特性の変化は生じなかったと判断できる。

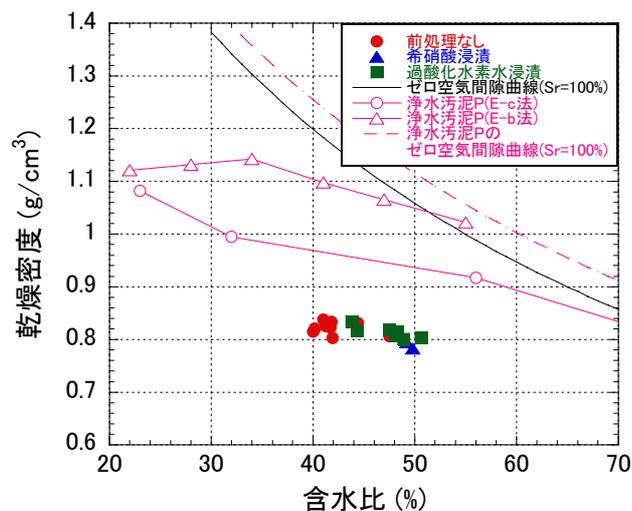


図-4.5 供試体作製時の乾燥密度と含水比の関係

4.2.3.2 三軸せん断特性

表-2.1 に DWS-L と示される浄水汚泥を用いて、有効拘束圧 50kPa で等方圧密した供試体の圧密排水三軸圧縮試験を行った。試験条件と試験条件を表-4.1 にまとめた。浸漬溶媒には主に pH4.0 の希硝酸と 6%の過酸化水素水を使用し、それらに加えて比較として蒸留水を、アルカリ抽出すなわちフミン酸のみ抽出するための 0.5mol/L 水酸化ナトリウムを用いた。過酸化水素水による分解では、必ずしも浸漬回数と強熱減量の減少は相関関係にはなかったが、浸漬回数を増やすことで強熱減量は 17.55%から最小値で 15.93%まで減少した。

表-4.1 化学的変質を受けた浄水汚泥の再構成供試体に対する圧密排水三軸圧縮試験の条件と結果

試験番号	1	2	3	4	5	6
浸漬溶液	蒸留水	HNO ₃ (pH4.0)	HNO ₃ (pH4.0)	6% H ₂ O ₂	6% H ₂ O ₂	6% H ₂ O ₂
分解回数(回)	—	3	5	1	1	2
初期含水比(%)	44.4	49.8	49.2	47.5	44.3	43.8
初期乾燥密度(g/cm ³)	0.831	0.783	0.795	0.818	0.816	0.834
初期締固め度(%)	76.30	71.92	73.01	75.16	74.90	76.62
圧密後乾燥密度(g/cm ³)	0.849	0.810	0.814	0.844	0.842	0.86
圧密後締固め度(g/cm ³)	77.92	74.37	74.74	77.48	77.34	78.93
圧密量(%)	0.60	0.61	0.66	0.69	0.57	0.33
初期強熱減量(%)	17.55	17.55	17.55	17.55	17.55	17.55
分解後強熱減量(%)	17.52		16.77	17.01	17.12	17.73
有機物分解量(%)	0.03		0.78	0.54	0.43	-0.18
最大軸差応力(kN/m ²)	166.90	153.70	149.86	149.47	152.71	166.75
残留応力(kN/m ²)	156.22	147.61	142.44	140.09	141.54	149.16

試験番号	7	8	9	10	11
浸漬溶液	6% H ₂ O ₂	0.5mol/L NaOH			
分解回数(回)	2	3	4	5	1
初期含水比(%)	48.9	50.6	48.1	48.3	47.5
初期乾燥密度(g/cm ³)	0.801	0.803	0.807	0.815	0.806
初期締固め度(%)	73.55	73.78	74.07	74.85	73.97
圧密後乾燥密度(g/cm ³)	0.819	0.819	0.824	0.834	0.83
圧密後締固め度(g/cm ³)	75.20	75.2	75.62	76.61	76.25
圧密量(%)	0.62	0.57	0.59	0.66	0.75
初期強熱減量(%)	17.55	17.55	17.55	17.55	17.55
分解後強熱減量(%)	16.6	16.78	15.93	17.11	16.38
有機物分解量(%)	0.95	0.77	1.62	0.44	1.17
最大軸差応力(kN/m ²)	155.75	150.50	147.33	146.55	140.42
残留応力(kN/m ²)	148.12	138.88	140.15	142.85	136.85

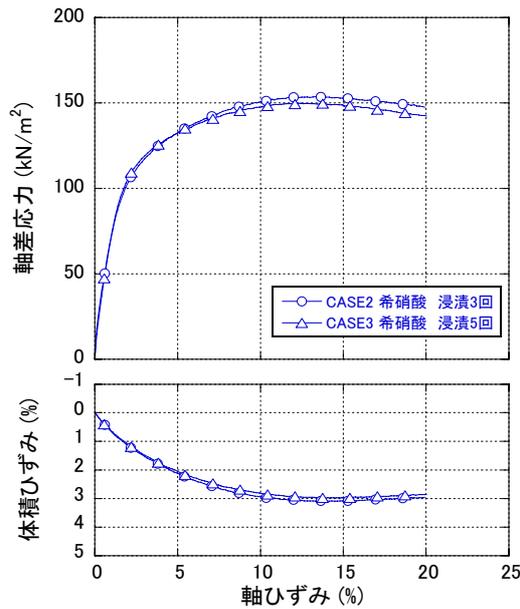


図-4.6 希硝酸を浸漬溶液として用いた場合の圧密排水三軸圧縮試験における軸差応力および体積ひずみと軸ひずみの関係

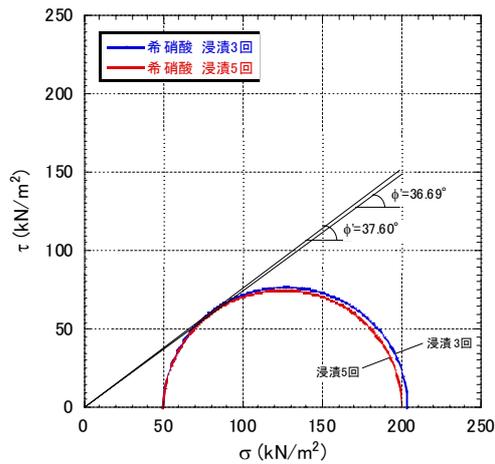


図-4.7 希硝酸に浸漬させた浄水汚泥の圧密排水三軸圧縮試験により得られたモールの応力円

希硝酸を浸漬溶液として用いた場合の圧密排水三軸圧縮試験における軸差応力と軸ひずみの関係を図-4.6に示す。希硝酸の浸漬回数が増すと軸差応力の最大値は約2.5%減少した。乾燥密度は浸漬5回のCASE3の方がCASE2より大きいにも関わらず軸差応力は減少していることから、陽イオンの溶出によるせん断強度の低下が生じたと考えられる。しかし、強熱減量の値から有機物が分解されていたことも明らかであり、陽イオンの溶出と有機物分解の両方の原因が考えられる。図-4.7に示したモールの応力円より、3章の知見である $c'=0$ を仮定し、内部摩擦角を求めた。その結果、浸漬3回と浸漬5回のケースではそれぞれ 37.60° と 36.69° であり、浸漬回数が増すことで内部摩擦角はわずかに減少することが明らかとなった。

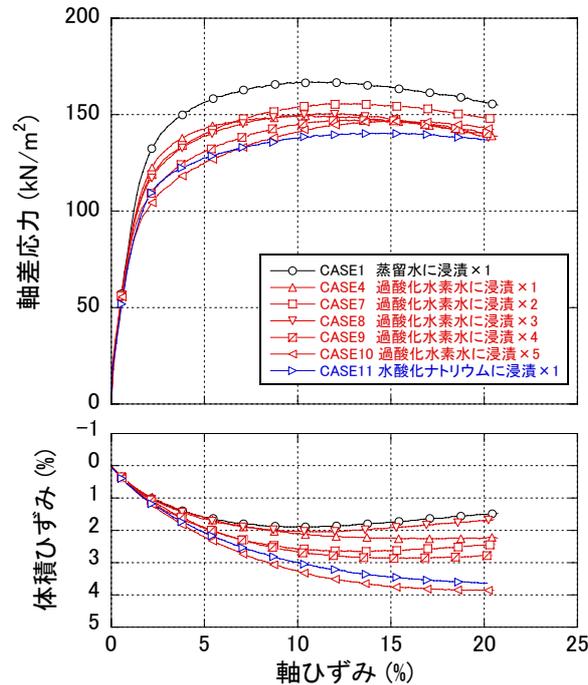


図-4.8 過酸化水素水を浸漬溶液として用いた場合の圧密排水三軸圧縮試験における軸差応力および体積ひずみと軸ひずみの関係

過酸化水素水を浸漬溶液として用いた場合の圧密排水三軸圧縮試験の軸差応力と軸ひずみの関係を図-4.8に示す。過酸化水素水に浸漬させた浄水汚泥の供試体作製時の含水比は47.5～50.6%であった。軸差応力と軸ひずみの関係において、初期の接線勾配は全ての試験結果でほぼ同一であるが、浸漬回数が増すほど、最大軸差応力は小さくなる傾向が定性的に認められた。体積ひずみからは、浸漬回数が増すほど、大ひずみ領域において体積膨張が抑制されていることがわかり、このことから有機物の分解が進むことにより団粒の破碎が高まり、ダイレイタンスーが生じにくくなることが推察される。水酸化ナトリウムに浸漬した場合には、アルカリ抽出の原理でフミン酸が除去された状態になっており、浸漬回数は1回でも過酸化水素水に5回浸漬した場合と同等のせん断挙動となった。

以上の定性的な傾向を詳細に調べるため、図-4.9にせん断前後の強熱減量から得られた有機物分解量と最大軸差応力の関係を示す。有機物分解量の増加に伴い、最大軸差応力はCASE1に対して15.9%低下した。第3章に記述した通り、有機物分解の前後で浄水汚泥の粘着力は変化せず0kN/m²とみなせることから、図-4.8に示した最大軸差応力を用いてモールの応力円を作成し、内部摩擦角を求めた。図-4.10に内部摩擦角と有機物分解量の関係を示す。蒸留水に浸漬させたCASE1では内部摩擦角は39.01°であり、有機物分解量の増加に伴い内部摩擦角は36.69°まで減少した。第3章では供試体に過酸化水素水を通水し、不攪乱のまません断し、内部摩擦角は38.83°付近から37.6°まで低下することを明らかにしたが、第3章の結果と比べて繰返し浸漬した場合には内部摩擦角の減少が大きかった。図-4.11に示すように浸漬試験の要領で浄水汚泥と過酸化水素水が接したため、満遍なく酸化反応が生じており、その一方で、供試体に過酸化水素水を通水するときは粒子同士の接点

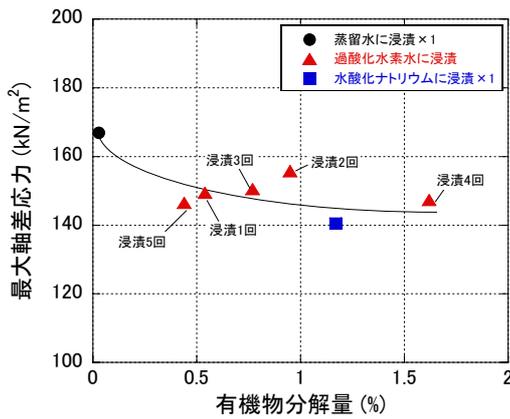


図-4.9 最大軸差応力と有機物分解量の関係

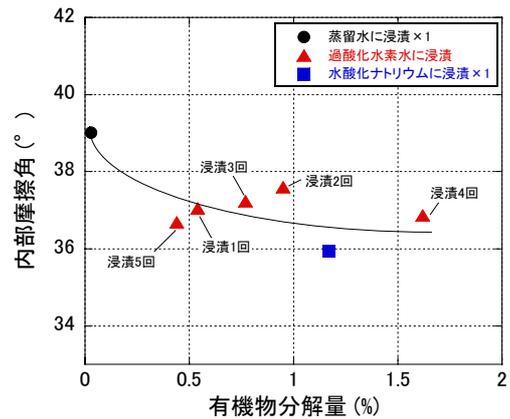


図-4.10 内部摩擦角と有機物分解量の関係

では過酸化水素水による酸化反応は生じにくく、こうした有機物分解過程の差異が試験結果に影響したと考えられる。そして、再構成供試体においてもせん断強度が低下したことより、有機物分解後は同一エネルギーのもと締固めを行ったとしても強度改善効果はあまり期待できないことも示唆された。ただし、本章では JIS A 1210 で規定される A 法または B 法に対して約 5 分の 1 の締固めエネルギーで供試体作製を行っているため、実施工における締固めに試験結果を拡張して解釈することは現時点では難しい。

破壊ひずみと有機物分解量の関係を図-4.12 に示す。過酸化水素水に 5 回繰り返し浸漬したケースを除いて、有機物分解量が増加するほど破壊ひずみも増加し、ひずみ硬化型の破壊形態に近づいていることがわかる。有機物の分解が進むほど団粒の強度が低下し、破碎しやすくなったためと考えられ、これは上述したせん断強度の低下に結びつくメカニズムであると考えられる。過酸化水素水に 5 回浸漬させた条件では、有機物の分解はさほど進んでいないにも関わらず、破壊ひずみは 15.45% と最も大きい。有機物分解の他に破壊ひずみが大きくなる要因として、乾湿繰り返しによる微細なスレーキングが蓄積されたことが考えられる。浸漬後の試料を風乾する過程では、頻りに攪拌し満遍なく空気と触れさせていたが、乾燥の程度に分布は生じてしまう。乾湿繰り返しを 5 回行う過程でその局所的な乾燥が他の乾湿繰り返し試料より多く生じていたと考えられる。そこで、浸漬回数は 3 回に固定して有機物を分解させた試料を作製し、有効拘束圧を変えて試験を行ない、有機物分解に関する拘束圧依存性を調べると共に、粘着力の有無を確認した。有効拘束圧を 50kPa と 100kPa にした圧密排水三軸圧縮試験で得られたモールの応力円を図-4.13 に示す。内部摩擦角は 37.48°、粘着力は 0kN/m² であった。有機物が未分解に近い状態では内部摩擦角は 38.83°~40.70°であることから、有機物が 0.77~1.25% の範囲で分解された場合に内部摩擦角は 1.35°減少することが明らかとなった。なお、3.3 節において供試体に過酸化水素水を通水した後に実施した圧密排水三軸圧縮試験では、内部摩擦角 38.57°と粘着力 0kN/m² が得られている。それらの試験条件では有機物の分解量と乾燥密度は厳密には統一されていないが、繰り返し分解後の三軸圧縮試験結果と対比させると表-4.2 のようになる。通水による有機物分解量は繰り返し浸漬 1~2 回分に相当しており、浸漬回数と繰り返し利用回数はおおむね等しいものとして解釈できる。

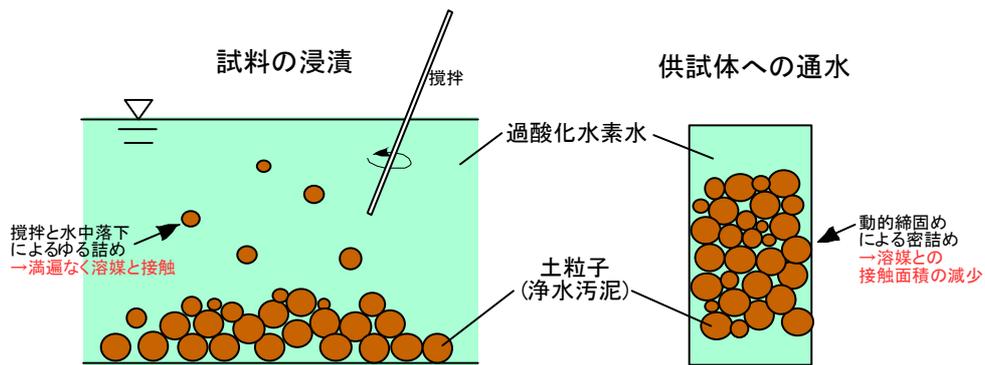


図-4.11 不攪乱供試体および再構成供試体における過酸化水素水による酸化反応

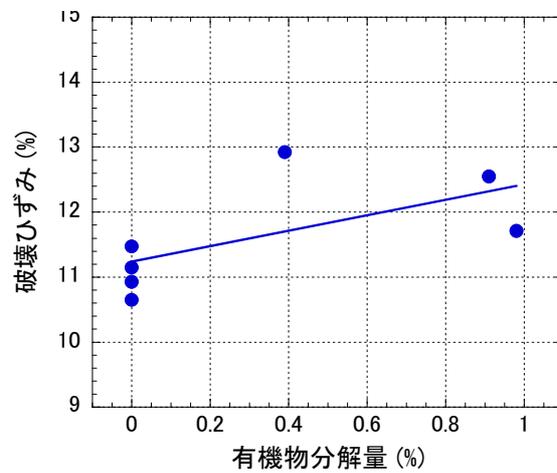


図-4.12 浄水汚泥の圧密排水三軸圧縮試験における破壊ひずみと有機物分解量の関係

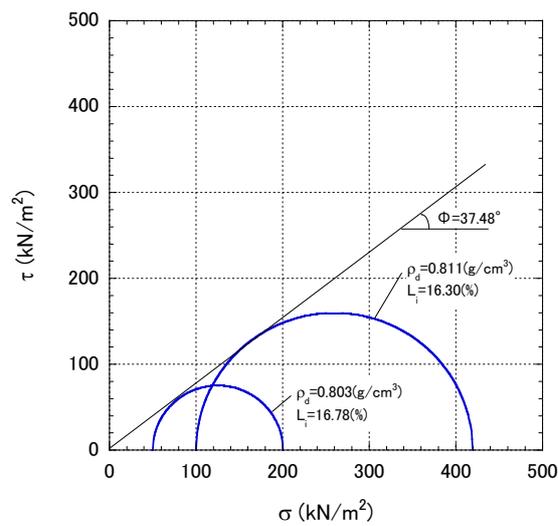


図-4.13 過酸化水素水の浸漬を3回繰返した浄水汚泥の圧密排水三軸圧縮試験において得られたモールの応力円

表-4.2 有機物を分解した浄水汚泥の有効拘束圧 50kPa と 100kPa の圧密排水三軸試験より得られた
内部摩擦角と粘着力

試験条件	試験条件 により想定 した現象	浸漬 回数 (回)	試験前の 強熱減量 (%)	有機物分解後		内部摩擦角 ϕ_d (°)	粘着力 c_d (kN/m ²)
				強熱減量 (%)	分解量 (%)		
未分解	利用前		17.55			38.83~ 40.70	0
6%過酸化水素 水の <u>通水</u>	利用過程に おける有機 物分解			16.53~ 16.86	0.69~ 1.02	37.60~ 38.57	0
6%過酸化水素 水に繰返し <u>浸漬</u>	繰返し利用 における段 階的な有機 物分解	1		17.01~ 17.12	0.43~ 0.54	37.05	0
		2		16.60	0.95	37.60	0
		3		16.78	0.77	37.23	0
		4		15.93	1.62	36.87	0
		5	17.11	0.44	36.69	0	

4.3 4章のまとめ

第4章では、繰返し利用を想定して、化学的変質が生じた後の浄水汚泥の締固め特性と静的せん断特性を調査した。具体的には、希硝酸や過酸化水素水に浸漬して凝集剤成分を含む陽イオンの溶出、そして、有機物の分解に起因する化学的変質を促した後の浄水汚泥を突固めることで再構成供試体を作製し、締固め特性とせん断特性を実験的に調査した。本章の要点を以下に示す。

- 化学的変質を受けた浄水汚泥の締固め特性としては、希硝酸または過酸化水素水による処理後も締固め特性の変化は生じなかった。
- 希硝酸を浸漬溶液として用いた場合の圧密排水三軸圧縮試験では、希硝酸の浸漬回数が増すことにより、陽イオンの溶出に起因するせん断強度の低下が生じたと考えられたが、厳密には陽イオンの溶出と有機物分解の両方の原因が考えられた。
- 過酸化水素水を浸漬溶液として用いた場合の圧密排水三軸圧縮試験において、軸差応力と軸ひずみの関係において、初期の接線勾配は全ての試験結果でほぼ同一であるが、浸漬回数が増すほど、最大軸差応力は小さくなる傾向が認められた。体積ひずみからは、浸漬回数が増すほど、大ひずみ領域において体積膨張が抑制されていることがわかった。以上より、有機物の分解が進むことにより団粒の破碎性が高まり、ダイレイタンスーが生じにくくなることが推察された。
- 蒸留水に浸漬させた場合の内部摩擦角は 39.01° であったのに対し、過酸化水素水に最大5回繰返し浸漬したことにより、有機物分解量の増加に伴い内部摩擦角は 36.69° まで減少した。浄水汚泥の有機物が $0.43\sim 1.62\%$ の範囲で分解された場合に、内部摩擦角は最大で 2.32° 減少することが明らかとなった。有機物を繰返し分解した後も粘着力は 0kN/m^2 であった。

参考文献

- 1) 藤川拓朗：3R イニシアティブに基づいた流動化処理土の循環利用に関する基礎的研究，福岡大学学位請求論文，2010.
- 2) 大迫政浩，貴田晶子，遠藤和人，酒井伸一，東條安匡，宮脇健太郎，肴倉宏史，坂本広美，田野崎隆雄：平成 17 年度廃棄物処理等科学研究(研究番号(K1716) 再生製品に対する環境安全評価手法のシステム規格化に基づく安全品質レベルの合理的設定手法に関する研究，pp.2-1～2-32，2006.
- 3) 肴倉宏史，崎田省吾，遠藤和人，貴田晶子，大迫政浩：連続バッチ型溶出試験における再生材からの成分溶出挙動の解析，第 7 回環境地盤工学シンポジウム発表論文集，pp. 163-168，2007.
- 4) Ludwig, B., Khanna, P., Prenzal, J. and Beese, F.: Heavy metal release from different ashes during serial batch tests using water and acid, *Waste management*, Vol. 25, pp. 1055-1066, 2005.
- 5) 日本粘土学会：粘土ハンドブック，第三版，技報堂出版，2009.
- 6) 渡邊保貴，小峯秀雄，安原一哉，村上哲，豊田和弘：凝集剤成分の溶出を伴う乾湿繰返しを受けた浄水汚泥の圧縮性および透水性の評価，土木学会論文集 C，Vol. 66，No. 3，pp.550-563，2010.
- 7) 地盤工学会：地盤材料試験の方法と解説一二冊分の 1—，丸善，2009.
- 8) 篠塚利之，伊藤玲，佐々木理，矢沢勇樹，山口達明：風化炭から抽出したフミン酸の酸化分解によるフルボ酸および低分子有機酸の製造，日本化学会誌，Vol. 3，pp. 345-350，2002.
- 9) 山口柏樹：土質力学，技報堂，1969.

第5章 浄水汚泥の地盤工学的利用における 利用可能年数の推定

5.1 廃棄物の循環利用において利用可能年数を推定することの意義

我が国では、2000年に「環境基本法」の基本理念に則り「循環型社会形成推進基本法」が施行された。その中で『循環型社会』とは、天然資源の消費を抑制し、環境への負荷ができる限り低減される社会と定義されている。そのためには、一度使用済みの製品等が循環資源として認められた場合においては適正な循環的な利用を、循環的な利用が期待されない使用済み資源すなわち廃棄物については適正な処分をする必要がある。ここで、『循環資源』とは、廃棄物等のうち有用なものであり、廃棄物とは「廃棄物の処理及び清掃に関する法律」により規定される。ここでの『循環的な利用』とは、再使用(そのまま使用すること)・再生利用(原材料として利用すること)を指す。「環境基本法」の理念を勘案すれば、循環的な利用もしくは適正処分を推進することを通して環境への負荷を未然に防ぐためには科学的知見の充実を図ることはきわめて重要であり、また、資源と廃棄物に対する自主的な判断基準が不可欠である。

資源と廃棄物の区別は、個人の判断の下に行われるのが根本原理である。そのため、「循環資源を利用する」のではなく、「再び利用できるのならば、それを循環資源と呼ぶ」ことが望ましく、特に日常生活の範囲においては、法的な仕組みに固執せずに、個人の判断基準を設けることが重要と考える。その際、『排出資源』の考え方が有効である。排出資源とは、廃棄物に分類される前段階における資源に対する呼び名であり、価値を判断する時点において有用性が認められた場合に本用語が活用されることが望ましい。排出資源とは循環資源の類義語ではなく、「もったいない、何かに使いたい」等の環境思考を助長するための概念的用語である^{1),2)}。すなわち、図-5.1に示すように循環資源の利用と処分に関する判断に時間軸を付け加えることが、排出資源が有する機能である。法的な枠組みを社会に浸透させることで個人が公式的に行動することが懸念させる中、排出資源の考え方は個人の思考と判断を補い、結果として自主性のある廃棄物処理体系が構築されることが期待される。

浄水汚泥の有効利用は、地方自治体が排出責任を担い、浄水汚泥の価値を認め、用途を策定した上で推進しなければならない。第2章に記述したように浄水汚泥の性質は水質や水処理方式に応じて変動するため、その有用性を評価することは簡単ではなく、従来の最終処分から自主的な調査と利用計画へと意識を転換することが第一段階である。日常的な浄水汚泥の排出に対して、排出時点を廃棄物分類のタイミングにするのではなく、将来的な需要や資材のストックも計画に含めて有用性を検討できることが望ましい。公共施設において利用者の意識改善を含めて廃棄物の排出抑制と循環利用に努めた事例もあり、ここでは排出資源の考え方を活用している³⁾。

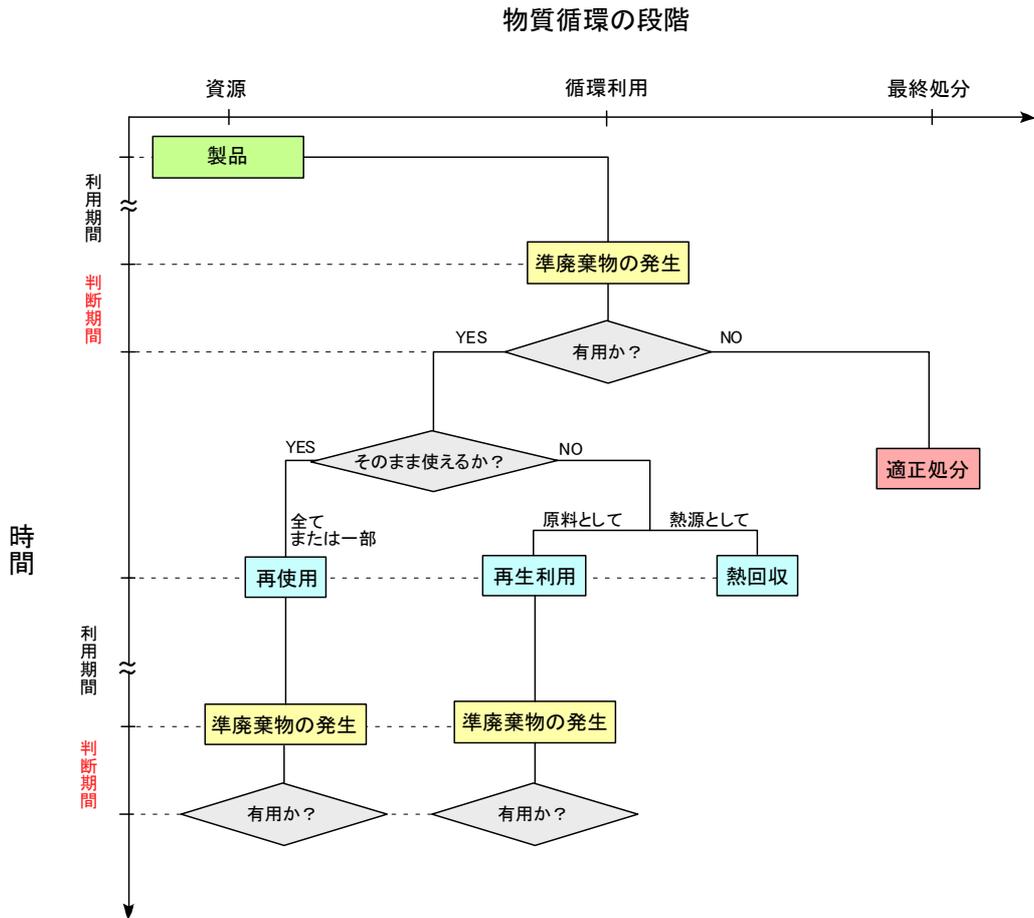


図-5.1 循環資源の利用と処分に関するフロー

図-5.1 において準廃棄物を法的に廃棄物と分類される前段階における資源と定義したとき、資源を再使用もしくは再生利用すると、利用期間を経て再び準廃棄物となる時期がくる。それぞれ第一、第二有効利用世代と呼ぶことにする¹⁾。循環利用を複数の有効利用世代として捉えると、第 n 世代において最終処分される量を予測することが、物質循環の量的なフローを考える上では重要になる。具体的には、日常的に排出される浄水汚泥の最終処分量や、浄水汚泥の利用と引き換えに保全される天然資源の量を時間軸で評価することが重要であり、例えば、浄水汚泥の利用期間を数年もしくは数十年と設定するのでは事業者が有用性を判断する根拠あるいは評価として大きな差異が生じる。土木分野は大量の資材を使用することから、廃棄物の有効利用先としては適任とされることが多いが、その一方で、ストックされた廃棄物の維持管理、さらにはトレーサビリティを確保することが難しくなる側面も存在する⁴⁾。廃棄物の有効利用を実践する上で、循環利用の用途に加えて利用期間を推定することが、上述した問題を解決する一方策になる。

なお、本論文で使用する「利用可能年数」とは、実験的裏付けのもと、最低限保証される浄水汚泥の利用期間であり、利用可能年数を超過することが、土構造物の破壊や要求性能の著しい低下に直結するわけではない。

5.2 凝集剤成分を含む陽イオンの溶出に着目した利用可能年数の推定

浄水汚泥の利用可能年数を推定するためには、化学的変質の進行を定量的に予測しなければならない。本研究では、浄水汚泥の化学的変質を、凝集剤成分を含む陽イオンの溶出と有機物の分解に限定して考えており、本節では、凝集剤成分を含む陽イオンの溶出に着目した利用可能年数の推定を行った。拡散場の溶出挙動については拡散溶出試験の結果から、移流場における溶出挙動についてはダルシー則に基づいて評価した。なお、化学的変質の機構が明確な凝集剤成分 Al の溶出過程では、Ca や Na 等も同時に溶出することとなり、必ずしも化学的変質と Al 以外の陽イオン溶出を切り離して考えられないことから、「凝集剤成分を含む陽イオンの溶出」と広範な記述をする。

5.2.1 拡散溶出試験方法

拡散溶出試験は、単一試料に対して溶媒を入れ替え、水溶性成分を繰返し抽出する溶出試験であり、当初はコンクリート固化体などの成形体内部からの拡散浸出挙動パラメータである有効拡散係数を求めるために開発された。

バッチ試験は、ある液固比のもと試料と溶媒を攪拌し、その条件における平衡濃度を測定する試験であり、その結果は時間軸に対して断面的な溶出挙動を示し、時間の経過に伴う溶出挙動の変化は考慮されない。そのため、連続的な溶出挙動を調査するためにはカラム通水試験が行われるが、試験の実施にあたって多大な労力と時間を要する。そこで、比較的簡便な操作であるバッチ試験を数回繰返すことにより溶出フラックスや拡散係数等の解析入力値を入手し、中・長期的な溶出量評価を行うことを目的とした試験法として拡散溶出試験が位置づけられる⁵⁾。

拡散溶出試験と類似した操作を行う試験に、連続バッチ試験がある。従来、連続バッチ試験は主に環境庁告示第 46 号溶出試験のように粒状物を強振とうする要領で行う場合が多く、洗い出し作用を含む化学平衡に近い状態における溶出挙動を捉える試験である。すなわち、粒子自体を攪拌し、溶媒との接触面積を最大に近づける操作である。一方、本研究において実施した拡散溶出試験は、オランダ規格 NEN 7345 として規格化されており、主に成形体を対象に拡散律則溶出による溶出速度の変化を調べることを目的として適用される。静置した状態もしくは溶媒を緩やかに攪拌した状態で試験を行うため、団粒や粒子の破碎や供試体の乱れは生じにくい。しかしながら、いずれの試験方法においても溶出濃度の時間経過には、内部拡散浸出や化学平衡による一定濃度の推移などの溶出形態が複合的に混

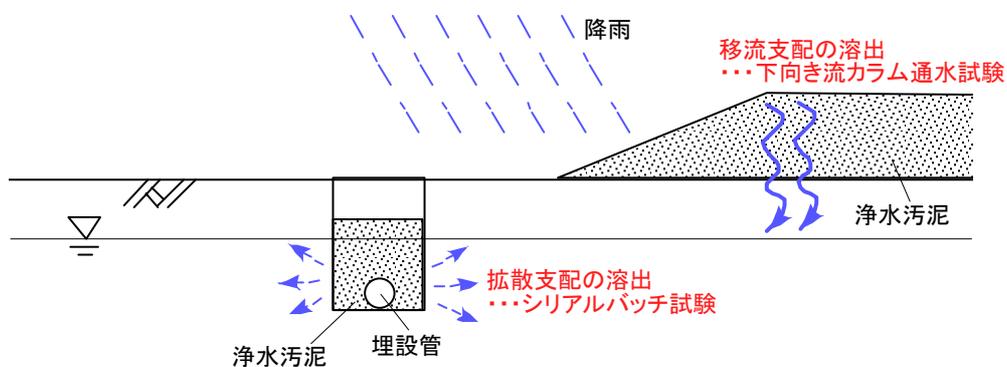


図-5.2 浄水汚泥の利用形態と溶出プロセスの模式図

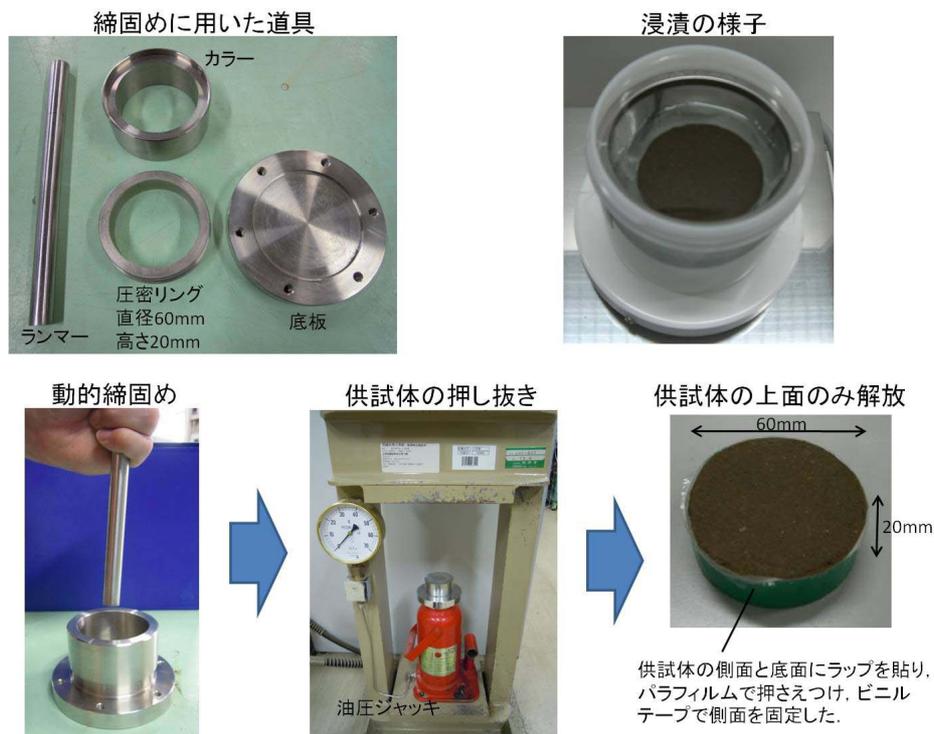


図-5.3 シリアルバッチ試験の供試体作製

在しており、溶出速度から溶出メカニズムを一つに限定することは容易ではなく、さらには、厳密な溶出メカニズムに基づいて攪拌方法、液固比、そして、溶媒置換時刻などを設定することは困難である。そういった経緯から、連続バッチ試験と拡散溶出試験の共通化を図る方が合理的という考えもある⁶⁾。本研究においては、洗い出し作用による溶出挙動と拡散溶出挙動の両方が生じることを前提に、得られた結果に対して拡散的溶出挙動としての数学的解釈を当てはめることを目的として拡散溶出試験を行った。

浄水汚泥の化学的変質に寄与する陽イオンの溶出挙動について、図-5.2に示すような浄水汚泥の用途と溶出プロセスを考える。埋設管の埋戻し部分が地下水に浸水した状態において、地下水位の流れに対して浄水汚泥の団粒内部を通過する水の流速は十分に遅く、内部拡散浸出による溶出挙動が支配的になると考えられる。浄水汚泥を地下水位より高い位置、かつ、雨水の浸透しやすい箇所、例えば盛土材料として用いる場合は下向き流の移流による溶出形態となる。本節では拡散支配の溶出挙動の評価手法について記述し、移流支配の溶出挙動については5.2.5節に記述する。

本研究で使用した試料は表-2.1にDWS-GおよびDWS-Hと示される浄水汚泥である。試料の比表面積に依存した溶出挙動の差異を可能な範囲で定量的に考察するため、団粒を0.85~2.00mm、2.00mm以上と分級して使用した。供試体作製の概要を図-5.3に示す。供試体は、内径60mm、高さ20mmのSUS製圧密リング内に動的締めめにより作製した後に、試料部分を押し抜き、側面および底面をパラフィルムとビニールテープで覆い、上面のみを解放した状態にした。供試体の乾燥密度は 1.03g/cm^3 であり、最大乾燥密度の90%に相当する。なお、側面および底面を覆わなければ、水中で崩れて原型を維持することが出来ない。

図-5.4 に拡散溶出試験装置の概要を示す。ポリエチレン製容器に HNO_3 で pH4.0 に調整した水を注ぎ、ステンレス製のネットを用いて供試体または団粒の試料を浸漬させた。液固比は 10L/kg とした。浸漬中は溶出した水溶性成分が溶媒全体にマグネットスターラーで溶媒全体を流動させた。溶媒は 6h, 1.0d, 2.0d, 4.0d, 8.0d, 16.0d, 32.0d の時点において交換した。溶媒交換時に採取した溶液は、 $0.45\mu\text{m}$ 孔径メンブレンフィルターで濾過し、多項目迅速水質分析計 DR/2010 (HACH 社)を用いて AI を測定した。

前述したとおり、厳密な溶出メカニズムに基づいて攪拌方法、液固比、そして、溶媒置換時刻などを設定することは困難であることから、拡散溶出試験の方法は機関により様々である。本研究では Sakanakura et al.⁷⁾の実施した試験条件を参考としており、Sakanakura et al. と本研究との相違点は溶媒置換時間(12h, 1d, 2d, 3.8d, 7d, 14.0d, 28.0d)である。長期にわたる試験のため、実務的な都合で置換時間を微調整することはあるが、いずれも等倍で時間間隔を増やすことが基本的な考え方としてあり、溶出フラックスから拡散律速を判定する際にはこの条件が適している。詳細は後述するが、拡散律速の場合は溶出フラックスの対数軸と時間の対数の関係において、理論的には勾配は-0.5 となり、勾配-1.0 は飽和や溶出終了などの理由で濃度一定であることを意味する。



図-5.4 シリアルバッチ試験装置の概要

5.2.2 拡散支配の溶出挙動の判定方法

固体試料からの水溶性成分溶出機構は次の4段階に分けて考えることができる。(1)固体試料表面に付着する溶解性塩の溶解(表面洗浄), (2)固体試料内部から表面への拡散浸出(内部拡散), (3)溶出後の境膜拡散, そして, (4)沈殿・試料表面への再吸着である⁸⁾。図-5.5に示すように, 固体内部には溶出量に対して十分に多い溶出成分が存在し, ある一定濃度が維持されていると考え, 固体表面に近づくほどその濃度は低下し, 拡散的な分布が生じる。この濃度の拡散的分布は難溶解性成分(例えばケイ酸塩)の残存によるものと考えられており, 難溶解性領域を通過する際の抵抗が拡散係数であると解釈される。固相中の物質は粒子表面から粒子内部に位置するものの順に溶出し, すなわち溶解面は次第に固相内側へ移動する。境膜は, 固体表面に存在する水膜であり, 例えば粒子表面を流れる溶媒の流速が大きくなる, すなわち, レイノルズ数が大きいほど境膜は薄くなる特徴を有する⁹⁾。環告46号溶出試験のように強く振とうする場合や, 流速の大きいカラム通水試験ではレイノルズ数が大きくなるため, 境膜はゼロに近づき, 水溶性成分の浸出は起こりやすくなる。

固体内部で溶解した成分は拡散層と境膜を拡散浸出して混合域である間隙水に到達する。このとき, 単位時間に単位面積を通過する溶解成分の移動量は Fick の法則に基づいて次式により表わされる^{10), 11)}。

$$J = -D_e \frac{dC}{dx} \quad (5.1)$$

ここに, J は質量フラックス[$\text{mg m}^{-2} \text{s}^{-1}$], D_e は有効拡散係数[$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$], C は濃度[mg m^{-3}], x は拡散層の厚さ[m]である。負の符号は濃度の高い領域から低い領域に質量が移動することを表わす。式(5.1)をもとに微小領域における濃度の時間変化を考え, 有効拡散係数は位置によらない定数と仮定すれば, 次式のように時間と位置に関する一次元の拡散方程式が得られる^{10), 11)}。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (5.2)$$

ここまで使用してきた有効拡散係数 D_e は, 土の様な多孔質媒体における拡散の程度を示している。溶解成分は土粒子を避けるように移動するため, その移動経路は直線距離より大きくなる。したがって, 有効拡散係数 D_e は屈曲率 τ を用いて一相系の拡散係数 D_d と次のような関係になる¹¹⁾。

$$D_e = \tau D_d \quad (5.3)$$

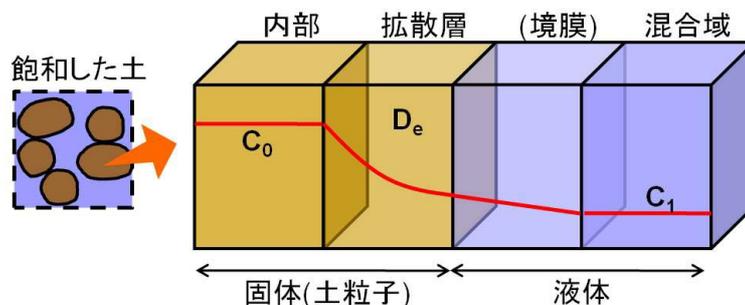


図-5.5 土粒子や団粒等の固体内部からの水溶性成分溶出機構

固体内部の濃度 C_0 および外部濃度 C_1 がそれぞれ一定と仮定すると、初期条件と境界条件は次のようになる。 $x=0$ は固体表面の位置であり、液相の方向を正にとっている。境界条件では、固液境界面では常に間隙水の濃度 C_1 が与えられ、 $x=-\infty$ すなわち固相内部では一定濃度 C_0 が与えられる。ここでは簡単のため境膜は考えない。

$$\begin{aligned} t=0, x \leq 0; \quad C &= C_0 \\ t > 0, x=0; \quad C &= C_1 \\ t > 0, x=-\infty; \quad C &= C_0 \end{aligned}$$

以上の初期条件と境界条件をもとに式(5.2)を解くと、解は次のようになる。

$$-\frac{C-C_1}{C_0-C_1} = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^\xi \exp(-u^2) du = \operatorname{erf}(\xi) \quad (5.4)$$

$$\xi = \frac{x}{2\sqrt{D_e t}} \quad (5.5)$$

ここに、 C_0 は固体内部の濃度、 C_1 は外部濃度すなわち溶媒の濃度である。 $x=0$ は固相と液相の境界である。上述した境界条件を満足するためには試験中の粒子表面付近の濃度を滞留させることなく出来る限り希釈し、採水溶媒の濃度を均質にして、そこから溶出量を精度良く得られなければ正しい溶出フラックスは求められない。これが拡散溶出試験において溶媒を交換し、攪拌する理由である。以上の操作により C_0 が C_1 より十分に高い状態を維持する。このとき、次式が成り立つ。

$$C_0 - C_1 \cong C_0 \quad (5.6)$$

以上より、試料表面からの溶出フラックス J [$\text{mg m}^{-2} \text{s}^{-1}$]の時間変化と J の時間積分として累積溶出量 M [mg m^{-2}]を得ることが出来る。

$$J = C_0 \sqrt{\frac{D_e}{\pi t}} \quad (5.7)$$

$$M = 2C_0 \sqrt{\frac{D_e}{\pi}} [\sqrt{t_2} - \sqrt{t_1}] \quad (5.8)$$

式(5.7)の両対数をとって、定数を c にまとめると次式が導かれ、溶出フラックス J の対数と時間 t の対数の関係において、-0.5の直線勾配はフィックの法則に準じた拡散的な溶出挙動であることが示される。

$$\log J = -\frac{1}{2} \log t + c \quad (5.9)$$

拡散律速の場合は対数軸での溶出フラックスと時間の関係で勾配は-0.5となるが、実験結果には作業誤差や測定誤差等の不確実性も含まれるため、-0.65~-0.35の範囲において拡散律速と判定する⁷⁾。しかし、累積溶出量の実測値 M を用いた判定では、表面洗浄による溶出量も拡散律速溶出として取り扱い累積してしまう。そこで、オランダ規格 NEN 7345 では、式(5.8)から導かれる式(5.10)を用いて、累積溶出量 $M_{i,i}$ [mg m^{-2}]を求めている。

$$M_{i,i} = M_i \frac{\sqrt{t_i}}{\sqrt{t_i} - \sqrt{t_{i-1}}} \quad (5.10)$$

ここに、 M_i は分画 i の試料表面積あたりの実測溶出量 [mg m^{-2}]、 t_i は i 回目の溶媒置換時間 [s] である。 M_i は分画 i の溶出濃度 $C_{out,i}$ [mg m^{-3}]から次式で求められる。

$$M_i = \frac{C_{out,i} \cdot V_i}{mS_w} \quad (5.11)$$

ここに、 V_i は分画*i*の溶出液体積[m³]、 m は試料重量[kg]、 S_w は比表面積[m²kg⁻¹]である。しかしながら、以上の方法では算術値と累積値の二つの累積溶出量が存在するために混乱が生じやすく、また、算術値は累積せずに低下することもある等の理由から、肴倉ら⁸⁾は次式により溶出フラックス J_i を求め、その勾配の変化から拡散律速の判定をしている。溶出が飽和状態に至り、全ての画分で溶出量 M_i が一定の場合、溶出フラックス J_i の変化は単純に時間間隔 $t_i - t_{i-1}$ から計算されることになり、そのときの勾配は約-1.0 となる。

$$J_i = \frac{M_i}{t_i - t_{i-1}} \quad (5.12)$$

拡散律速が認められた場合には式(5.7)を用いて、有効拡散係数 D_e を求め、長期的な溶出量を計算した。固体内部の濃度 C_0 は、含有量を用いる場合と最大溶出可能量(availability)^{5), 12)}を用いる場合とがある。必ずしも累積溶出量が含有量と一致するとは限らず、実際の有効利用で想定する環境、もしくは、試料にとって非常に過酷な条件下において最終的に溶出する可能性のある量すなわち最大溶出可能量を C_0 に設定することが望ましいと考えられる。本研究では、酸またはアルカリ環境での浄水汚泥の利用を想定し、アベイラビリティ試験により最大溶出可能量を得た。溶出特性に及ぼす pH の影響として、有機物(フミン酸等)の化学反応も考慮することが重要であり¹²⁾、フミン酸を多く含む浄水汚泥に関しては pH に依存した最大溶出可能量を調べることは有意義である。アベイラビリティ試験では、粒径 0.125mm、乾燥質量 10g の試料を 500g の溶媒と混合し、第一段階では pH7、第二段階では pH4、第三段階では pH12 に維持しながらスターラー攪拌した。溶出時間は各 3 時間である。各液の溶出量を合計することで最大溶出可能量とした^{6), 13)}。

拡散溶出試験では、溶媒を繰返し交換し、固体の内部濃度と液相の濃度の差の時間変化すなわち溶出速度を調べ、溶出速度から溶出の継続や停止などの溶出挙動の変化、例えば、 $J=Ct^{0.5}$ であれば内部拡散浸出、化学平衡に達した時点で溶出速度はゼロと判定する¹⁴⁾。式(5.12)において任意の画分における溶出量から溶出フラックスを求めているため、過去の溶出量からは独立して任意の画分における溶出特性を抽出することができる。

図-5.5 に示すように、Fick の食塩拡散実験¹⁵⁾では、上部水槽の水を常に入れ替えて塩分濃度 0mg/L の状態を維持した上で、塩分(あるいは水の密度)の分布を測定しているのに対し、拡散溶出試験では、固体の近傍では常にスターラー攪拌により溶媒全体の濃度が一定に保たれると同時に、内部濃度に対して十分に小さい濃度を維持した上で、溶媒の濃度を測定している。本研究において実施した拡散溶出試験では、Fick の実験とは拡散分布を考える箇所が異なり、液相ではなく、固体表面近くの固相で拡散分布を考える。

ここで、一次元の Fick の法則から有効拡散係数を求めることについて、拡散溶出試験では団粒からの溶出は必ずしも一次元とはならないことと、一次元の式を活用することの整合性を検討しておく必要がある。Fick の法則を一次元で捉えるためには、有効拡散係数 D_e は位置 x すなわち拡散層の厚さによらず一定の値として取り扱えることが条件となる。そこで、拡散分布に必要な領域として侵入深さ、すなわち、拡散分布が生じる領域の大きさについて考える。物質が拡散する長さ(深さ)は有限であり、試験条件がその長さを満足していることが試験結果の精度に関わる。0~ x の範囲における濃度分布は式(5.4)により与えられるため、誤差関数 $\text{erf}(z)$ の値から、物質が拡散する領域の有限長の誤差を 0.1%、0.01%におさえるには侵入深さ x_0 を $2(D_e t)^{0.5}$ の約 2.4 倍、2.8 倍にすればよいと言える¹⁵⁾。有効拡散係数 D_e を $10^{-9} \sim 10^{-15}$ m²/d と考えたときに、試験期間内(一度の浸漬期間は最大 14 日)で拡散分

布を得るために必要な侵出深さ x_0 は $2.5 \times 10^{-6} \sim 6.7 \times 10^{-4} \text{m}$ であり、団粒の直径 $2.0 \times 10^{-3} \text{m}$ に対して 10 分の 1 以下である。そのため、本研究で行った拡散溶出試験では、十分に大きい拡散領域を有していると言える。上述した侵出深さであれば、試験期間中の侵出深さの変化は小さく、すなわち、溶解面に相当する溶出面積の変化も小さいため、一次元表記したフィックの法則から有効拡散係数を実験的に求めることは妥当であると考えられる。言い換えれば、本研究では、団粒の直径 $2.0 \times 10^{-3} \text{m}$ に対して 10 分の 1 以下の侵出深さの変化量であれば、有効拡散係数は位置によらないものと仮定し、実験結果を活用することとする。

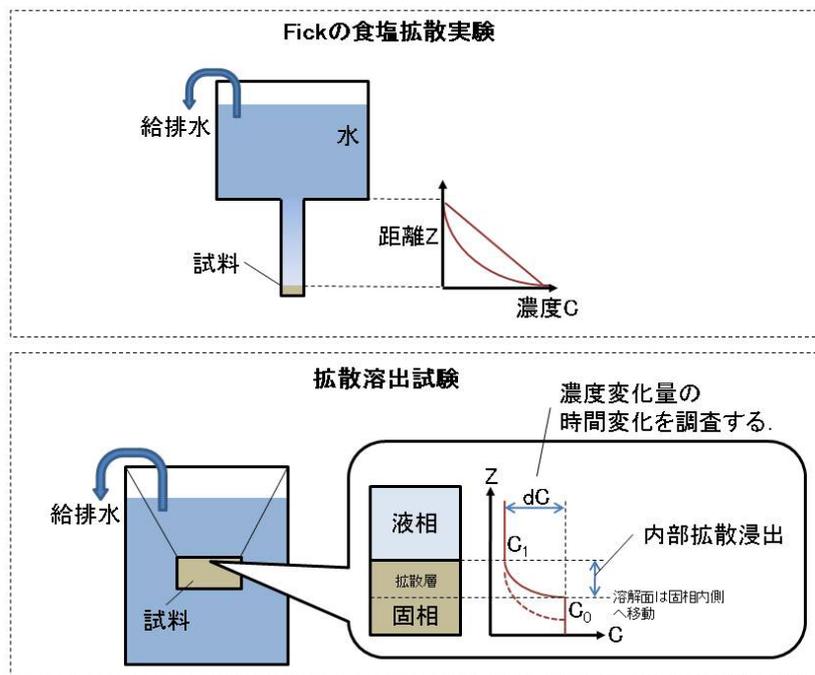


図-5.5 拡散溶出試験が対象とする拡散分布領域

5.2.3 拡散場における凝集剤成分の長期溶出特性

拡散溶出試験において実施した試験ケースは全6つであり、表-5.1に試料の含水比や供試体の初期状態等を示す。DWS-Gは天日乾燥浄水汚泥であり、含水比は33.9%と最適含水比より若干乾燥側であった。ケース3はDWS-Gの成形供試体であり、乾燥密度は 0.747g/cm^3 であった。DWS-Hは加圧脱水浄水汚泥であり、含水比は97.4%と高くした。加圧脱水浄水汚泥は排出時点で団粒の形状が形成されており、最適含水比付近で供試体を作製すると、板状の団粒により空隙が生じやすいため、水浸時のスレーキングにより供試体が乱れることがある。そこで、小さな締固めエネルギーでも団粒が適度に崩れるよう含水比を高め設定した。その結果、ケース6の乾燥密度は 0.507g/cm^3 と緩詰めになったが、溶出過程において供試体の乱れは防ぐことが出来た。

拡散溶出試験において得られたpHと経過時間の関係を図-5.6に示す。ケース6を除いて、溶媒の初期pHはpH4.0であったが、短時間かつ継続的にpHは中和されていることがわかる。ケース6については、成形供試体を使用し、かつ、初期飽和度83.3%と高かったため、調整水が空隙に浸透しにくかったことがpH緩衝を遅らせた原因であると考えられる。

拡散溶出試験において得られた陽イオン溶出濃度と経過時間の関係を図-5.7に示す。Na, Mg, Caに関しては、粒状の試料を用いたケース1, 2, 4, 5において、溶出濃度は初期段

表-5.1 拡散溶出試験において使用した試料または供試体の初期状態

試験番号	試料	供試体の種類	団粒の直径 (mm)	試料質量 (g)	含水比 (%)	乾燥質量 (g)	乾燥密度 (g/cm^3)	間隙比
1	DWS-G	粒状	0.85~2.00	70.97	33.9	53.00		
2	DWS-G	粒状	2.00~24.00	70.97	33.9	53.00		
3	DWS-G	成形	<2.00	78.43	33.9	58.57	0.747	1.51
4	DWS-H	粒状	0.85~2.00	104.62	97.4	53.00		
5	DWS-H	粒状	2.00~12.85	104.62	97.4	53.00		
6	DWS-H	成形	<2.00	70.63	97.4	35.78	0.507	2.86

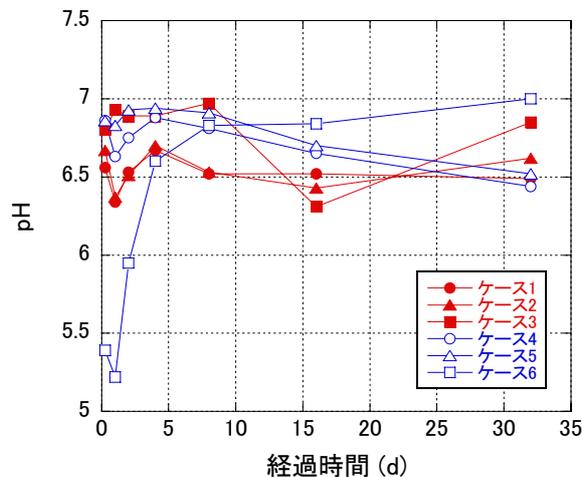


図-5.6 拡散溶出試験におけるpHと経過時間の関係

階で高く、次第に減少し、4日目付近を境に定常状態に向かう傾向が認められた。ただし、Caのケース4とケース5に関しては、溶出濃度は減少した後、再び緩やかに増加した。Caの中性における飽和溶解度は 10^3mg/L と実際の溶出濃度と比べて非常に高く、加圧脱水浄水汚泥の場合には溶出時間を長くすることでCaは継続的に溶出する可能性が示唆された。なお、溶出濃度に及ぼす粒径の影響はなかった。Alについては、ケース6については比較的他の陽イオンと類似した溶出挙動であったが、全体的に $0.01\sim 0.02\text{mg/L}$ の範囲で推移する傾向にあった。Alの飽和溶解度はpHに強く依存しているため、pHが緩衝されていたケース1～5に関しては低い溶出濃度が、酸性環境にあったケース6では高い溶出濃度が得られたと判断できる。

各陽イオンの溶出フラックスと経過時間の関係を両対数軸で図-5.8に示す。また、拡散溶出試験により得られた溶出フラックスの勾配とそれから判断される溶出形態、そして、拡散律速溶出と判定されたものに関しては有効拡散係数を求めて表-5.2にまとめた。内部濃度 C_0 には表-5.3に示すアベイラビリティ試験の結果である最大溶出可能量溶出を使用した。フラックスの勾配が -0.65 から -0.35 の範囲において拡散律速、拡散溶出の前に溶出フラックスの勾配が -0.65 以下となった場合には洗浄効果による溶出、拡散溶出の後に溶出フラックスの勾配が -0.65 以下となった場合には枯渇状態、溶出フラックスの勾配が0に近い場合には表面溶解と判定した。第一画分では、洗浄効果により多量の陽イオンが溶出したため、溶出フラックスの勾配が -1.0 以下の負値となった。試験ケース1, 2, 4, 5の粒状

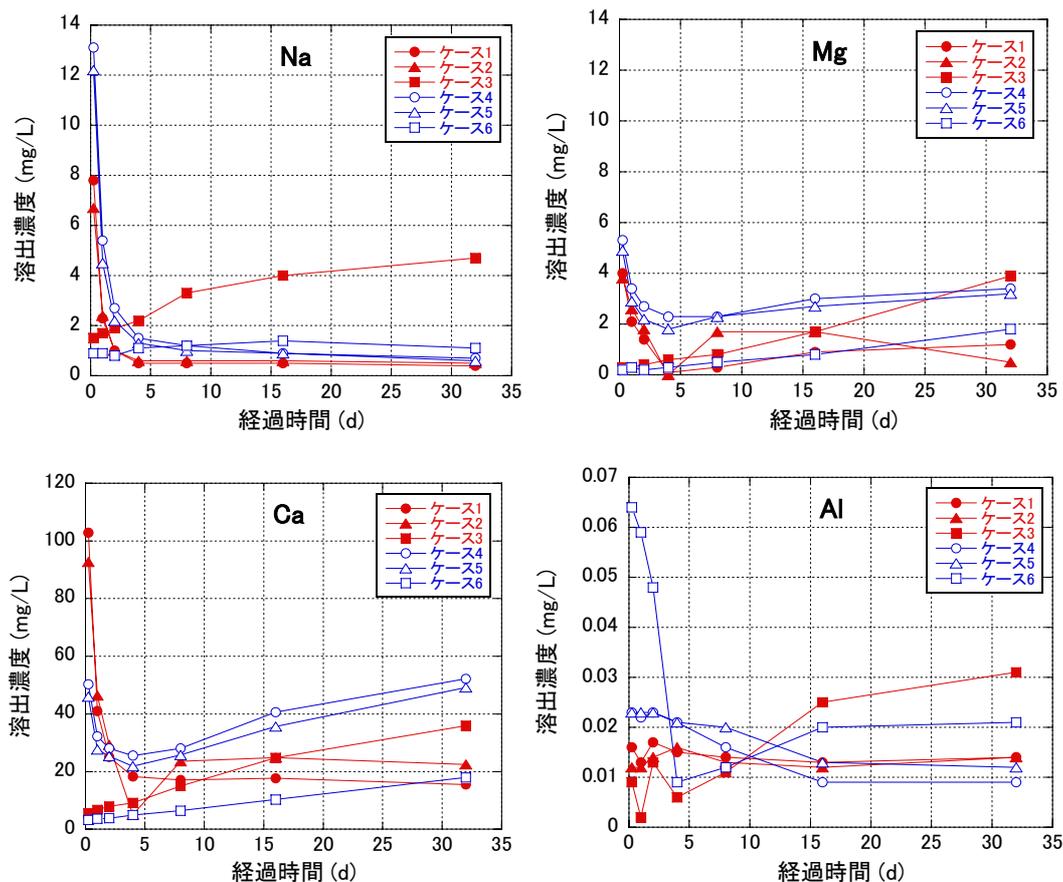


図-5.7 拡散溶出試験により得られた溶出濃度を経過時間の関係

体を用いた場合には、終始、溶出フラックスの勾配が-0.65より小さく、洗浄効果による溶出形態と考えられる。締固め供試体を用いた試験ケース3と6では、全ての元素において拡散律速の判定が得られ、有効拡散係数が算出された。以上より、締固め供試体を用いて拡散溶出試験を行うことにより、浄水汚泥を地盤材料として締固めて施工した場合、陽イオン溶出挙動は拡散支配となることが明らかとなった。

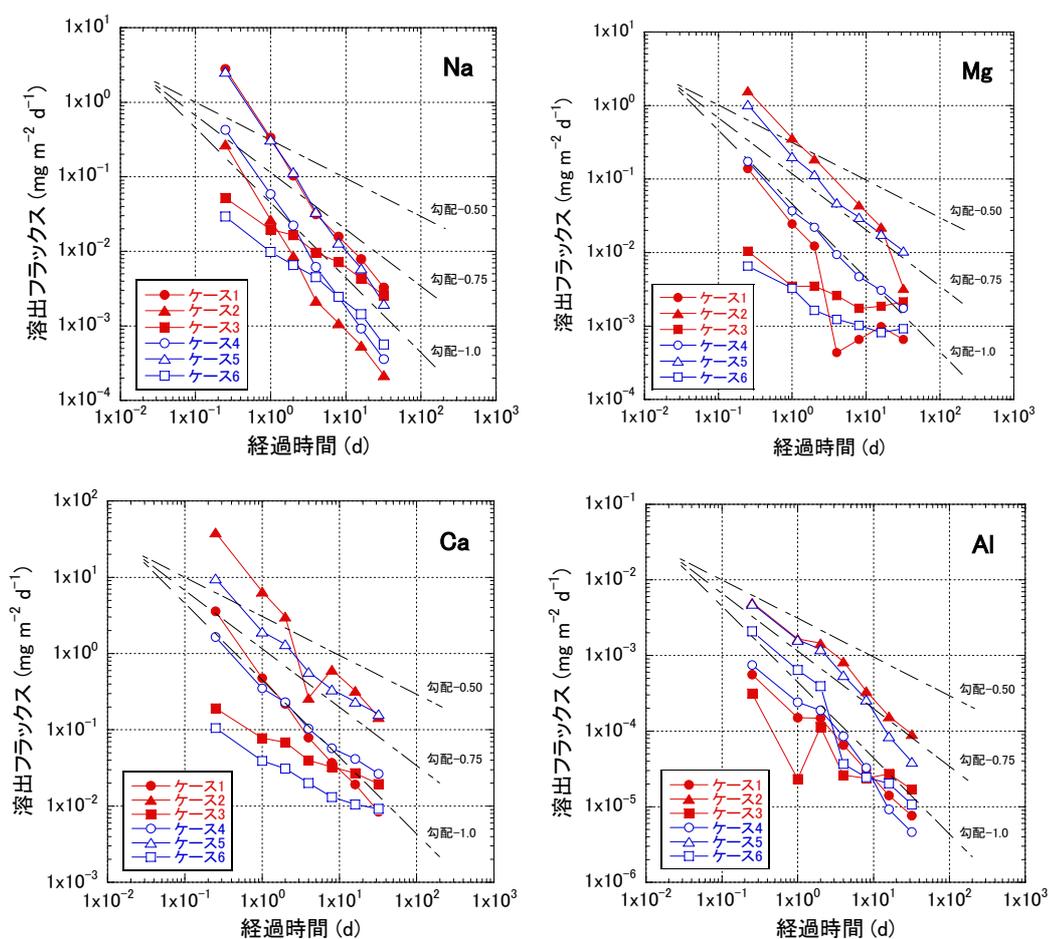


図-5.8 陽イオンの溶出フラックスと経過時間の関係

表-5.3 アベイラビリティ試験により得られた陽イオンの最大溶出可能量

	pH7	pH4	合計
Na (mg/kg)	130.3	189.5	319.8
Mg (mg/kg)	15.1	30.95	46.05
Ca (mg/kg)	2832.3	2076	4908.3
Al (mg/kg)	1.5	1045	1046.5

表 - 5.2 拡散溶出試験により得られた溶出フラックスの勾配および有効拡散係数

試験ケース	元素	画分	勾配	溶出形態	有効拡散係数De ² [m ² /d]	試験ケース	元素	画分	勾配	溶出形態	有効拡散係数De ² [m ² /d]
CASE 1 ・天日乾燥 ・粒状 ・0.85~2.00mm	Na	1	-1.36	洗浄	/	CASE 4 ・加圧脱水 ・粒状 ・0.85~2.00mm	Na	1	-1.48	洗浄	/
		2									
		3									
		4									
		5									
		6									
	Mg	1	-1	洗浄	/		Mg	1	-0.90	洗浄	/
		2									
		3									
		4									
		5									
		6									
	Ca	1	-1.16	洗浄	/		Ca	1	-0.61	拡散	5.91×10 ⁻¹⁰
		2									
		3									
		4									
		5									
		6									
Al	1	-0.94	洗浄	/	Al	1	-0.82	洗浄	/		
	2										
	3										
	4										
	5										
	6										
CASE 2 ・天日乾燥 ・粒状 ・2.0mm以上	Na	1	-1.30	洗浄	/	CASE 5 ・加圧脱水 ・粒状 ・2.0mm以上	Na	1	-1.45	洗浄	/
		2									
		3									
		4									
		5									
		6									
	Mg	1	-1.01	洗浄	/		Mg	1	-0.82	洗浄	/
		2									
		3									
		4									
		5									
		6									
	Ca	1	-2.77	枯渇	/		Ca	1	-0.54	拡散	1.94×10 ⁻⁸
		2									
		3									
		4									
		5									
		6									
Al	1	-1.09	洗浄	/	Al	1	-0.79	洗浄	/		
	2										
	3										
	4										
	5										
	6										
Al	1	-3.55	洗浄	/	Al	1	-1.26	洗浄	/		
	2										
	3										
	4										
	5										
	6										
CASE 3 ・天日乾燥 ・成形体 ・2.0mm以下	Na	1	-0.60	拡散	2.27×10 ⁻⁹	CASE 6 ・加圧脱水 ・成形体 ・2.0mm以下	Na	1	-0.56	拡散	1.30×10 ⁻¹⁰
		2									
		3									
		4									
		5									
		6									
	Mg	1	-0.79	洗浄	/		Mg	1	-1.06	枯渇	/
		2									
		3									
		4									
		5									
		6									
	Ca	1	-0.50	拡散	3.06×10 ⁻⁹		Ca	1	-0.36	拡散	6.36×10 ⁻⁹
		2									
		3									
		4									
		5									
		6									
Al	1	-0.10	溶解	/	Al	1	-0.45	拡散	8.39×10 ⁻¹¹		
	2										
	3										
	4										
	5										
	6										
Al	1	-1.88	洗浄	/	Al	1	-0.71	洗浄	/		
	2										
	3										
	4										
	5										
	6										
Al	1	-0.54	拡散	4.77×10 ⁻²¹	Al	2	-0.56	拡散	4.67×10 ⁻²¹		
	3										
	4										
	5										
	6										
	6										

拡散溶出試験により得られた有効拡散係数を用いて陽イオンの長期溶出挙動を計算した。その結果を図-5.9に示す。CaとNaに関してはCASE3すなわち天日乾燥浄水汚泥を用いた場合に溶出量は高くなり、MgのみCASE6すなわち加圧脱水浄水汚泥を用いた場合に溶出量は高くなった。Alは有効拡散係数がほぼ同じであったため、累積溶出量に明瞭な差異は生じなかった。最も溶出量の高いCaに関しては、有効拡散係数が1オーダー異なることで、100年後の累積溶出量に約二倍の差異が生じており、有効拡散係数の精度が重要であることがわかる。有効拡散係数の差異は、主に溶出濃度と試料の比表面積の影響を強く受ける。例えばCaのCASE4($D_e=10^{-7}$)とCASE6($D_e=10^{-11}$)では、ほとんど同じ粒度分布の試料を使用したため比表面積は同じとみなしても、締め固めた供試体を使用したCASE6の方が溶出濃度は著しく小さくなり、有効拡散係数も小さく算出された。CASE5($D_e=10^{-5}$)とCASE6($D_e=10^{-11}$)では、溶出濃度に大差はなかったが、それぞれ試料の比表面積が $1224\text{m}^2/\text{kg}$ と $191\text{m}^2/\text{kg}$ であったため、溶出フラックスに換算する際に生じた差が有効拡散係数の差異に結びついた。水と接触しやすい条件で拡散溶出試験を行った結果からは有効拡散係数が大きく算出され、長期溶出挙動としては溶出量を過大に評価することがわかり、浄水汚泥の利用可能年数を適切に判定するためには、実際に起こり得る溶出量を計算過程で用いなければならない。本研究では、CASE3およびCASE6の成形体を用いた拡散溶出試験の結果を用いることとする。

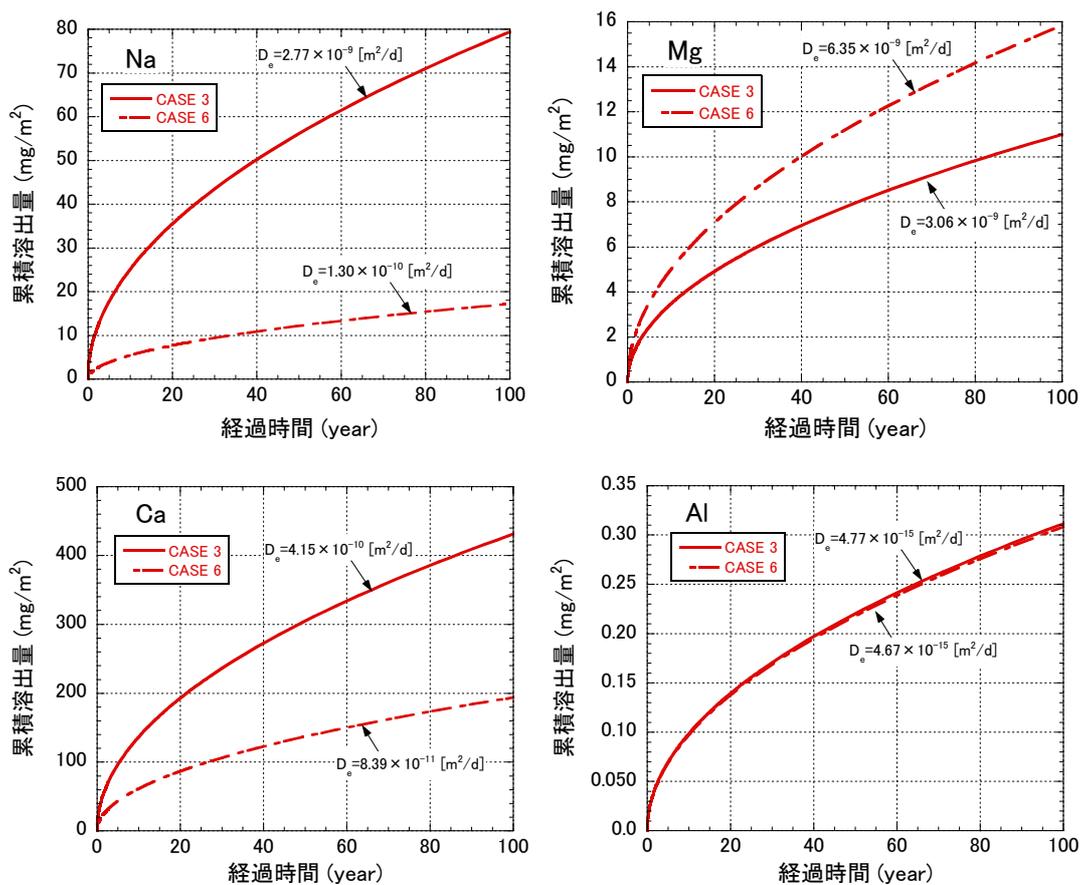


図-5.9 有効拡散係数を用いて計算した陽イオンの長期溶出挙動

5.2.4 化学的変質の要因を陽イオンの拡散溶出に限定した場合の利用可能年数の推定

第3章と第4章において、凝集剤成分を溶出させた浄水汚泥のせん断特性を調査した。凝集剤成分を含む陽イオンが溶出することにより、浄水汚泥の保水性は低下することにより透水性が増すが、圧縮性やせん断特性に有意な差異はないことが明らかとなった。具体的な地盤工学的諸定数と陽イオン溶出量を表-5.4～表-5.6に整理した。式(5.8)を $t=0$ として次式に変形し、実験で得られた陽イオン溶出量を $M_{exp}[\text{mg}/\text{m}^2]$ とすることで経過時間 t を推定した。

$$t = \frac{M_{exp}^2 \cdot \pi}{4C_0^2 \cdot D_e} \quad (5.13)$$

表-5.4 浄水汚泥のコンシステンシーに関わる物性値と陽イオン溶出量

溶出量 (mg/kg)					w_L (%)	w_p (%)	I_p
Na	K	Mg	Ca	Al			
0	0	0	0	0	177.9	104.4	73.5
80.0	26.75	75.25	1291.3	0.325	172.2	95.9	76.3
142.7	53.67	117.7	2401.0	0.567	173.1	94.3	78.8
264.5	125.0	170.5	4646.5	1.150	157.9	86.3	71.6
360.0	198.0	210.0	6807.0	2.100	149.0	82.0	67.0

表-5.5 浄水汚泥の圧縮性と透水性に関わる物性値と陽イオン溶出量

溶出量 (mg/kg)					p_c (kN/m ²)	C_c	k (cm/sec)	ρ_d ^{**2} (g/cm ³)
Na	K	Mg	Ca	Al ^{*1}				
0	0	0	0	0	324	0.507	2.21×10^{-5}	1.050
26	15	11	322	0.20	390	0.520	1.15×10^{-4}	1.019
45	17	20	577	0.30	680	0.516		1.015
61	33	24	716	0.40	790	0.539	6.04×10^{-5}	1.016

^{*1}Alの測定はアルミノン法により実施した。本測定法の分解能は0.01mg/Lである。

^{**2}供試体の乾燥密度であり、乾燥密度の変化は陽イオンの溶出とは無関係である。

表-5.6 浄水汚泥のせん断特性に関わる物性値と陽イオン溶出量

溶出量 (mg/kg)					ϕ_d (°)	c_d (kN/m ²)	ρ_d ^{**} (g/cm ³)
Na	K	Mg	Ca	Al			
0	0	0	0	0	37.23	0	0.767
57.0	23.0	113.2	1257.8	0.130	37.60	0	0.783
71.2	33.2	141.4	1577.6	0.192	36.69	0	0.795

^{**}供試体の乾燥密度であり、乾燥密度の変化は陽イオンの溶出とは無関係である。

表-5.7 浄水汚泥のコンシステンシーに関わる物性値と陽イオン溶出量から計算された経過時間

経過時間の予測値 (year)				w_L (%)	w_p (%)	I_p
Na	Mg	Ca	Al			
0	0	0	0	177.9	104.4	73.5
101.5	4691.3	897.2	108.9	172.2	95.9	76.3
323.1	11477.1	3101.9	331.3	173.1	94.3	78.8
1109.9	24084.0	11616.9	1363.0	157.9	86.3	71.6
2056.1	36535.8	24931.7	4544.9	149.0	82.0	67.0
物性値の増加率 (%)				-16.2	-21.5	-8.8

表-5.8 浄水汚泥の圧縮性と透水性に関わる物性値と陽イオン溶出量から計算された経過時間

経過時間の予測値 (year)				C_c	k (cm/sec)	ρ_d ※ (g/cm ³)
Na	Mg	Ca	Al			
0	0	0	0	0.507	2.21×10^{-5}	1.050
10.7	100.2	55.8	41.2	0.520	1.15×10^{-4}	1.019
32.1	331.4	179.1	92.8	0.516		1.015
59.0	477.2	275.8	164.9	0.539	6.04×10^{-5}	1.016
物性値の増加率 (%)				6.3	173.3~ 420.4	

※供試体の乾燥密度であり、乾燥密度の変化は陽イオンの溶出とは無関係である。

表-5.9 浄水汚泥のせん断特性に関わる物性値と陽イオン溶出量から計算された経過時間

経過時間の予測値 (year)				ϕ_d (°)	c_d (kN/m ²)	ρ_d ※ (g/cm ³)
Na	Mg	Ca	Al			
0	0	0	0	37.23	0	0.767
51.5	10616.3	851.3	17.4	37.60	0	0.783
80.4	16564.5	1339.2	38.0	36.69	0	0.795
物性値の増加率 (%)				1.5	0	

※供試体の乾燥密度であり、乾燥密度の変化は陽イオンの溶出とは無関係である。

凝集剤成分 Al を含む陽イオン溶出量から計算された経過時間と地盤工学的諸定数の関係を表-5.7~表-5.9 に示す。ここでは、簡単のため 1m^2 の範囲に敷設された 1kg の浄水汚泥に生じる陽イオンの拡散律速溶出現象を仮定して計算を行っており、構造物全体が一樣に化学的変質することと解釈して考察を進める。浄水汚泥の化学的変質を考える上で重要と考えられる影響要因は凝集剤により形成された架橋結合であり、すなわち、Al の溶出である。

液性限界が 177.9%から 16.2%減少し、塑性限界が 104.4%から 21.5%減少するまでには約 4545 年を要すると予測された。しかし、この時間間隔は道路や盛土の耐用年数としては現実的ではない。そこで、設計や計画において想定される現実的な時間間隔を 100~300 年とすると、液性限界は 177.9%から 173.1%に、塑性限界は 104.4%から 94.3%に減少すると予想される。最適含水比 40%付近の浄水汚泥を液性限界付近まで含水比調整した上で締固めて使用することはなく、また、塑性限界付近で締固めた際にも締固め度 90%を満足することは難しい。含水比 100%付近の加圧脱水浄水汚泥を使用する場合には道路の路床材料として利用可能な CBR が得られるため、加圧脱水浄水汚泥に関しては状態変化しやすくなる可能性を否定することはできない。しかし、浄水汚泥は凝集剤ポリ塩化アルミニウムの不可逆的凝集により、土粒子の骨格が形成された後は、供用後に使用時の含水比を超えた場合に塑性状あるいは液性状になりにくいいため、コンシステンシーに及ぼす化学的変質の影響は 100~300 年ほどの時間間隔において工学的には問題はないと判断される。

圧縮指数は 0.507 から 0.539 に 6.3%増加するまでに約 165 年を要すると予測された。十分な締固めを行い、過圧密状態で使用すれば圧縮指数の変化は無視できるが、圧密降伏応力 ($324\sim 790\text{kN/m}^2$)以上の応力レベルが想定される場合には、化学的変質後の圧縮指数を用いて設計することが望ましいと考えられる。

透水係数は $2.21\times 10^{-5}\text{ cm/sec}$ から $1.15\times 10^{-4}\text{ cm/sec}$ に増加するまで約 41 年を要すると予測された。土構造物の排水性の観点からは透水性の向上は問題とならない。イオンの溶出の観点からは、透水性の向上はさらなる溶出促進に結びつき、Al 溶出量が増大する可能性がある。約 41 年以上の供用期間を検討する場合には、約 41 経過時点で透水係数を変更し、溶出挙動の予測をすることが一つの簡易的手段として考えられる。単純な移流場であれば透水係数の増加は流量の増加に結びつき、流量の増加を液固比を用いて表わせば、図-5.10 に示すように透水係数が 1 オーダー増加した場合に通水量すなわち液固比は大きく増加する。実際の化学的変質は凝集剤成分を含む陽イオンの溶出と共に徐々に生じる減少であるため、図-5.10 の計算は化学的変質の実際を無視した透水係数の変化と液固比の関係である。計算方法は 5.2.5 節の雨水の地盤への浸透率 30%の例を参考にされたい。

内部摩擦角は 37.23° から 36.69° に 1.5%減少するまで 38 年を要すると予測された。本章で示した内部摩擦角の減少は、乾燥密度の差異に起因する変動幅($38.83^\circ\sim 40.70^\circ$)に対して小さいことも考慮すると、例えば盛土材として浄水汚泥の利用を考えた場合、利用可能年数として 38 年間は確保されると考えられる。せん断より圧縮に重点が置かれる利用として、例えば埋設管工事の路床・下層路盤部分の埋戻し材としての利用であれば、利用可能年数として 41 年は確保されると考えられる。化学的変質後の内部摩擦角を用いることで安全側の設計を行うのであれば、より安全かつ適正な利用となる。

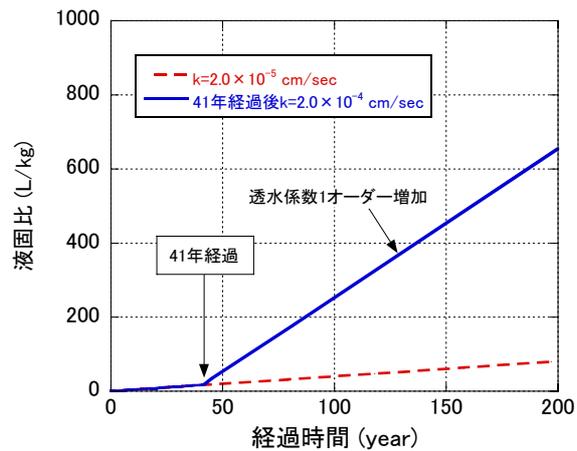


図-5.10 透水係数の変化を考慮した場合の移流場における液固比の推移

複数の陽イオンについて溶出量に対する経過時間を予測したが、陽イオンの種類により結果は様々であった。Mg と Ca は Na や Al と比べて経過時間は非常に長い。Mg はアベリラビリティ試験において溶出量が小さかったこと、Ca は供試体作製時の溶出操作において溶出量が非常に高かったことが計算結果に影響した。実際には、地下水に浸漬した状態で溶出が始まる。単一イオンのみ溶出することは考えられないため、イオン種の取り扱いについて、本研究では次の二通りの考え方を示す。第一に、凝集剤成分 Al の溶出にのみ着目する方法である。Al は架橋結合を構成する物質であることから、Al 溶出量には物理的な意味合いが強く含まれている。第二に、全てのイオン種に対する経過時間の予測値を比較し、相対的に小さい値を選択する方法である。ここでは、イオン種と材料劣化の間に明瞭な判断基準はないが、より安全側の設計をするための解釈である。各イオンから成る生成物と粒子間結合の関係性を明確にすることが課題となる。本論文においては、凝集剤成分 Al の溶出にのみ着目する方法を採用した。

5.2.5 移流場における凝集剤成分の中・長期溶出挙動の評価

浄水汚泥が盛土材料として利用される場合、浄水汚泥が浸潤面や自由水面以下に位置する場合、あるいは、雨水の浸透が想定される場合には、移流支配の溶出になることが予想される。そこで、連続バッチ試験の結果から得られる溶出フラックスから、ダルシー則に基づいて移流場における凝集剤成分 Al の中・長期溶出挙動を評価した。連続バッチ試験とシリアルバッチ試験の違いは、前者は試料そのものを攪拌する点である。また、バッチ試験では化学平衡状態における Al 溶出量を調査することになるが、Al の飽和溶解度は pH に強く依存し、比較的短時間で飽和溶解度に達することが 3 章のカラム通水試験において知られていることから、バッチ試験の結果を移流場に適用することとする。カラム通水試験で溶出挙動を調査する場合には供試体の高さが重要となるが、本研究では供試体高さは 30mm と低い。ここでは、Al の溶出挙動にのみ着目していることから、供試体高さの影響は無視する。

連続バッチ試験において使用した試料は、表-2.1 に DWS-G と示される浄水汚泥である。連続バッチ試験では、団粒破碎の影響を最小限にし、かつ、比表面積が最も大きくなると考えられる泥状(含水比 300~500%)の浄水汚泥を使用した。乾燥質量で 50g 以上の浄水汚泥を液固比 10:1 で pH5.8~6.3 の蒸留水と混合し、振とう幅 50mm、振とう回数 200 回/分の条件で 6 時間平行振とうした。振とう後は 30 分静置し、上澄み液を 3000rpm で 20 分間遠心分離した後に孔径 0.45 μ m のメンブレンフィルターで濾過した。試料はステンレス製のバットに移し、上澄み液をスポイトで除去しながら含水比が 300%付近になるまで風乾させた。濾過による試料回収に対し、ここで実施した試料の回収方法では溶出した凝集剤成分の一部が次の溶出操作に持ち越されることになるが、今回は試料の回収率を優先し、本手法を選択した。こうして回収した試料を再び蒸留水と混合し、上述した溶出操作を繰り返した。凝集剤成分の分析では、多項目迅速水質分析計 DR/2010(HACH 社)を用いて Al をアルミノン法により測定した。本計測方法の最小分解能は 0.01mg/L である。図-5.11 に連続バッチ試験の結果を示す。液固比は累積値であり、液固比 50 は溶出操作を 5 回繰り返したことを意味する。液固比の増加に伴い Al 溶出濃度は減少する傾向が認められた。なお、6 時間の平行振とうにより溶液の pH は平衡し、6.9~7.4 の範囲であった。

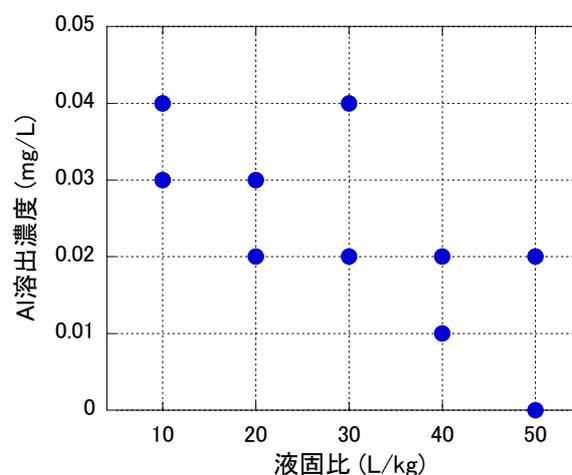


図-5.11 連続バッチ試験で得られた液固比と Al 溶出濃度の関係

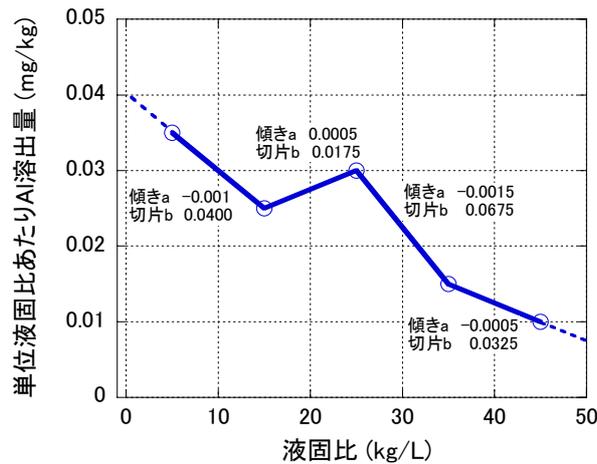


図-5.12 液固比と単位液固比あたり Al 溶出量の関係および近似区間の傾きと切片

図-5.11 に示した試験結果から Al の溶出量と時間の関係を作成するために、溶出フラックスを用いて連続バッチ試験結果を整理した。すなわち、図-5.2 に示すように、雨水が浄水汚泥に一次的に浸透することを想定し、水との接触が比較的多いと見込まれる盛土上部において 1m^3 の立方体要素を考え、浸透する雨水の流量と溶出する Al 濃度から溶出フラックスを算出した。

第一に、各溶出濃度を単位質量あたりの溶出量に換算した後、10 で除することで単位液固比あたりの溶出量に換算した。例えば、液固比 10 における溶出量が 0.4mg/kg であれば単位液固比あたりの溶出量は 0.04mg/kg となり、それが液固比 10 まで溶出し続けると考えた。そして、単位液固比あたりの溶出量は液固比 5 の位置に代表値としてプロットした。今回は連続バッチ試験を二度実施したときの平均値を使用した。第二に、各プロットを区分線形近似し、その直線の傾きと切片を次の溶出フラックスの計算で使用した。ここで得られた直線の傾きと切片は図-5.12 に示した。なお、液固比 5 以下と 45~50 の範囲では、それぞれ液固比 5~15 と 35~45 における線形近似直線で外挿した。また、比較のために全体を直線近似した場合についても溶出フラックスを求めた。以上より作成した単位液固比あたり溶出量と液固比の関係より、溶出フラックス J は式(5.14)で与えられる¹⁶⁾。

$$J = c \times q = \frac{L/S \times a + b}{n \times V_{unit}} \times (\rho_d \times V_{unit}) \times (v \times A) \quad (5.14)$$

ここに、 J [mg/day] は溶出フラックス、 c [mg/L] は Al 溶出濃度、 q [m^3/d] は浸透した水の流量、 L/S [L/kg] は液固比、 n [-] は間隙率、 ρ_d [g/cm^3] は乾燥密度、 v [m/d] はダルシー流速、 A [m^2] は水が浸入する断面積、 V_{unit} は単位体積 [m^3] である。 a 、 b はそれぞれ図-5.12 における近似直線の傾きと切片である。液固比 L/S は、通水量とあらかじめ地盤に含まれる間隙水の和から式(5.15)で与えられる¹⁶⁾。

$$L/S = \frac{(v \times A \times \rho_w \times T) + (\rho_w \times n)}{\rho_d \times V_{unit}} \quad (5.15)$$

ここに、 ρ_w [g/cm^3] は水の密度、 T [d] は経過時間である。分子第一項は間隙を通過する水量を、分子第二項はあらかじめ間隙に存在していた水量を意味する。経過時間に関しては、ダルシー流速が飽和時の流速であることから、経過時間 T も同様に飽和流の継続時間に相

表-5.10 溶出フラックスの計算において使用するパラメーター

v	ダルシー流速 [m/d]	1.73×10^{-2}
A	水が流入する断面積 [m ²]	1.0
ρ_w	水の密度 [g/cm ³]	1.0
n	間隙率 [-]	0.58
ρ_d	乾燥密度 [g/cm ³]	1.09
k	透水係数 [cm/s]	2.0×10^{-5}

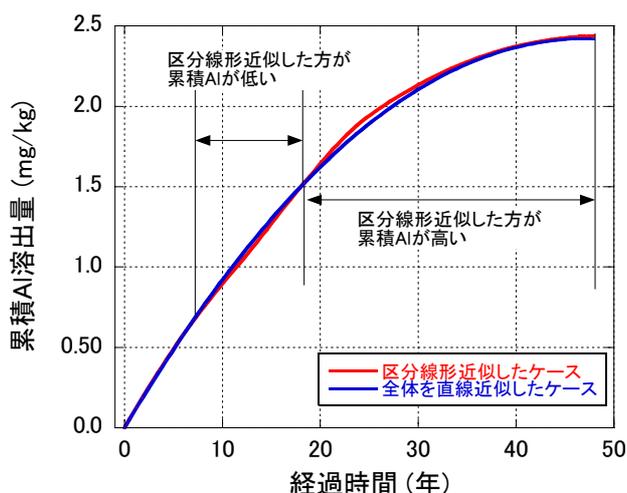


図-5.13 経過時間と累積 Al 溶出量の関係

当することになる。しかし、道路路盤への水の供給源は主に降雨であることを考慮すると、それが飽和流となるためには量的な不足が生じる。そこで、施工現場の降水量が飽和流の流量に相当するまでの実質的な時間 T' を式(5.16)で換算し、式(5.15)の T に代入することとした。

$$T' = \frac{Q_d}{Q_{rain}} T \quad (5.16)$$

ここに、 Q_d はダルシー流速から求まる一日あたりの通水量、 Q_{rain} は日降水量の観測値である。降水量は茨城県日立市の 1976 年から 2010 年までの平均日降水量 4.0mm¹⁷⁾ として、長期的な降雨を定常で与えることとした。透水係数や間隙率等の計算条件は表-5.10 に示す。

図-5.13 に経過時間と累積 Al 溶出量の関係を示す。累積 Al 溶出量は溶出フラックスの時間積分で求めた。区分線形の方が溶出量の変化を詳細に示している。道路の耐用年数を 5～20 年で考えるときには、全体を直線近似したケースの方が安全側の判定になったため、計算の簡便性を優先する場合には直線近似でもよいと考えられる。

Al 溶出を促進させた際の累積 Al を図-5.13 に示した累積 Al を整合させることにより、化学的変質に要する時間を算定することが可能である。表-5.11 から表-5.13 に Al 溶出量および Al 溶出量から計算された経過時間を示す。飽和浸透流、日降水量 4.0mm、そして、雨水の地盤への浸透率を 30% と仮定した場合の計算結果をそれぞれ示した。参考までに液

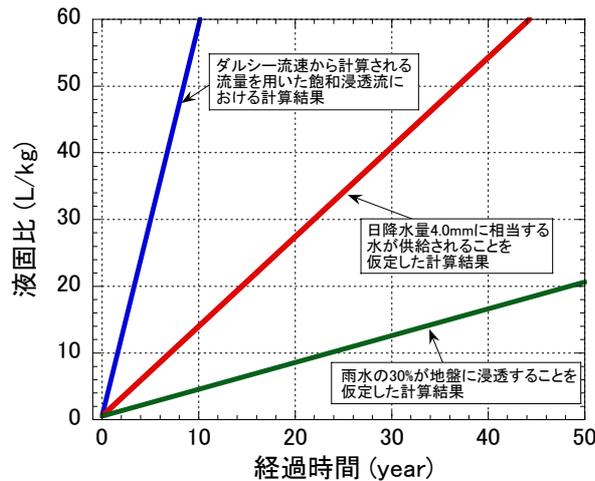


図-5.14 飽和浸透流，日降水量，浸透率を考慮したときの液固比と経過時間の関係

固比と経過時間の関係を図-5.14に示す。飽和浸透流を仮定した場合には，日降水量4mmを仮定した場合の計算結果と比べて，非常に短い時間でAIの溶出が生じると予測され，例えば，液性限界が16.2%減少するまでに飽和浸透流であれば7.75年，その一方で，日降水量4.0mmの場合には28.97年である。圧縮性，透水性，せん断特性に関しても同様であり，日降水量4.0mmあるいは雨水の地盤への浸透率30%を仮定した場合にはAI溶出に相対的に長い時間を要している。しかし，浸透率30%を仮定した場合において，浄水汚泥の圧縮性が6.3%減少するまでに13.22年，そして，内部摩擦角が1.5%減少するまでに6.12年であることより，浄水汚泥を地盤材料として利用している期間内に力学特性が変化することが予想される。したがって，移流場において浄水汚泥を利用する場合には，化学的変質後の材料定数を用いて設計を行うことが重要であると考えられる。前節で述べた拡散場の計算結果と比べると，移流場の方が数倍から数十倍の短い時間で物性値の変化が生じると予想される。透水係数が増加する傾向を考慮すれば，ますます物性値の変化に要する時間は短くなると考えられる。ただし，本節において示した計算過程では，連続バッチ試験の結果から溶出フラックスを求めており，それは水との接触頻度が最も高い条件と解釈できるため，実際の透水現象よりも安全側に見積もった経過時間の計算になっている。

表-5.11 浄水汚泥のコンシステンシーに関わる物性値と Al 溶出量から計算された経過時間

Al 溶出量 (mg/kg)	Al 溶出量から計算された経過時間 (year)			w_L (%)	w_p (%)	I_p
	飽和浸透流	日降水量 4.0mm	日降水量 4.0mm かつ 浸透率 30%			
0	0	0	0	177.9	104.4	73.5
0.325	0.73	3.17	10.57	172.2	95.9	76.3
0.567	1.35	5.81	19.37	173.1	94.3	78.8
1.150	3.14	13.55	45.17	157.9	86.3	71.6
2.100	7.75	28.97	96.58	149.0	82.0	67.0
物性値の増加率 (%)				-16.2	-21.5	-8.8

表-5.12 浄水汚泥の圧縮性と透水性に関わる物性値と Al 溶出量から計算された経過時間

Al 溶出量 (mg/kg) ^{※1}	Al 溶出量から計算された 経過時間 (year)			C_c	$k^{※2}$ (cm/sec)	$\rho_d^{※3}$ (g/cm ³)
	飽和浸透流	日降水量 4.0mm	日降水量 4.0mm かつ 浸透率 30%			
0	0	0	0	0.507	2.21×10^{-5}	1.050
0.20	0.44	1.94	6.47	0.520	1.15×10^{-4}	1.019
0.30	0.68	2.94	9.78	0.516		1.015
0.40	0.92	3.96	13.22	0.539	6.04×10^{-5}	1.016
物性値の増加率 (%)				6.3	173.3~ 420.4	

※1 Al の測定はアルミニウム法により実施した。本測定法の分解能は 0.01mg/L である。

※2 圧密試験の供試体と一次元浸透を想定した地盤の透水係数は異なり、化学的変質前の透水係数を用いて計算を実施している。

※3 供試体の乾燥密度であり、乾燥密度の変化は陽イオンの溶出とは無関係である。

表-5.13 浄水汚泥のせん断特性に関わる物性値と Al 溶出量から計算された経過時間

Al 溶出量 (mg/kg)	Al 溶出量から計算された 経過時間 (year)			ϕ_d (°)	c_d (kN/m ²)	$\rho_d^{※}$ (g/cm ³)
	飽和浸透流	日降水量 4.0mm	日降水量 4.0mm かつ 浸透率 30%			
0	0	0	0	37.23	0	0.767
0.130	0.28	1.23	4.10	37.60	0	0.783
0.192	0.42	1.83	6.12	36.69	0	0.795
物性値の増加率 (%)				1.5	0	

※供試体の乾燥密度であり、乾燥密度の変化は陽イオンの溶出とは無関係である。

5.3 有機物の分解に着目した利用可能年数の推定

浄水汚泥には多くの有機物が含まれており、特にフミン酸の割合が大きく、一般的な土とは有機物の分解特性は異なることが予想される。そのため、有機物の分解により、浄水汚泥の強度特性が変化し、その変化を時間軸で評価することが、浄水汚泥の中・長期的な適正利用に結びつく。本節では、恒温・好気環境下における有機物の分解速度を実験的に明らかにし、浄水汚泥に含まれる有機物の分解を記述する数理モデルを作成した。そのモデルを活用した計算結果に基づき、簡易的に浄水汚泥の強度特性の変化を予測すると共に、利用可能年数について考察した。

5.3.1 恒温・好気環境下における有機物の分解

浄水汚泥に含まれる有機物は、強熱減量の値で約 9.0～28.9%であり、全有機物に対するフミン酸の割合が 2.4～9.3%と一般の土と比べると高い。フミン酸は、水処理においてはトリハロメタンの前駆物質の一つとされており、既往の研究から白色腐朽菌により分解される、もしくは、低分子化されることがわかっている^{18), 19)}。白色腐朽菌は代表的なリグニン分解微生物であり、フミン酸の分解や低分子化は、フミン質がリグニンと同様の官能基を有しているために起こる現象であると考えられている²⁰⁾。一般的にリグニンは難分解性有機物であり、地盤工学の分野では数年から数十年の時間をかけて分解される物質として認識されている^{21), 22)}。本研究では、循環資源の地盤材料としての利用に着目していることから、その分解期間は十分に対象となりうる。そこで、浄水汚泥に含まれる有機物の恒温・好気環境下における分解特性を調査した。なお、自然界における土壌有機物の分解としては、土壌の酸性・アルカリ性反応による分解や溶脱も考えられるが、本研究では微生物による好気性分解に焦点を絞った。その理由は、土の pH に依存する有機物の分解・溶脱は、降雨や周辺構造物の有無に敏感に影響を受ける点で取り扱いにくいこと、そして、微生物の嫌気性分解で生じるメタンガスより好気性分解で生じる二酸化炭素の方が土壌呼吸速度の測定上、簡便かつ安全であることである。

浄水汚泥に含まれる有機物の恒温・好気環境下における分解特性を、土壌呼吸速度を測定することにより明らかにした。土壌呼吸速度は、土壌の肥沃性に関する土壌バイオマスの測定のために活用されており²³⁾、二酸化炭素の排出という観点では、葉の暗呼吸や根の活性を把握するための指標としても類似した測定が実践されている^{24), 25)}。土壌呼吸速度は単位時間あたりの CO₂ 排出量であり、**図-5.15** に示すようになる。土壌有機物は初期に

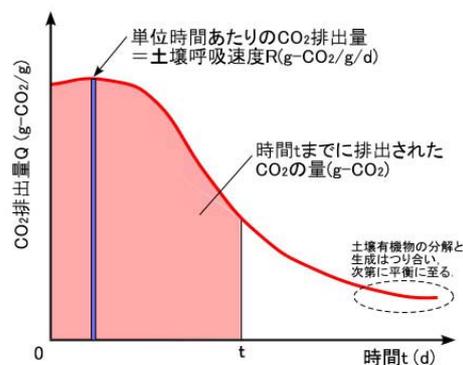


図-5.15 土壌呼吸速度の概念

高い分解性を示すことから CO₂ 排出量も多く、次第に土壌有機物の分解と生成が釣り合い、平衡状態に達するに伴い CO₂ 排出量も一定値に漸近する。こうした傾向は未分解の有機物において特に顕著に観察される²⁶⁾。本研究では、浄水汚泥が土壌中に埋設される状況を対象としているため、農業における有機物の添加と類似して考えることとする。

本研究では、写真-5.1 と図-5.16 に示すデシケーターと微弱無線型 CO₂ センサを 30～35℃の範囲に管理した恒温乾燥炉の中に設置し、同様の環境で保管した浄水汚泥の CO₂ 排出量(mg/kg/d)を測定した。(1)試料の含水比の変化を考慮せずに長期間連続測定した場合と、(2)試料の含水比を一定にするため、定期的に 1 日あたりの CO₂ 排出量を測定した場合の二通りの試験を行った。恒温乾燥炉の温度は微生物の活性が高まる範囲に設定した。土壌中の有機物は、0℃で弱い分解が始まり、35℃になるまで温度の上昇に伴い分解性は高まる²⁷⁾。この分解過程を好気性分解に関与する微生物に限定して考えれば、中温菌(常温菌)に分類される微生物であれば 20～40℃で最適な分解が、40～45℃で最高の分解反応が生じると言われている²⁸⁾。Plante et al.²⁹⁾は 5, 15, 25, 35℃と温度を変化させた時の土壌から排出される二酸化炭素量を測定しており、35℃のケースで最も二酸化炭素の排出量が多いことを示しており、このことから本研究において設定した温度が土壌有機物の分解を効率よく促進させられる条件であると考えられる。

CO₂ 排出量と経過時間の関係を図-5.17 に示す。使用した試料は、平成 21 年 11 月 25 日に加圧脱水された浄水汚泥であり、表-2.1 には DWS-P と示される。排出日の翌日である 11 月 26 日から試験を開始した。試験開始時の含水比は 165%であった。CO₂ 排出量は最初の 10 日間で急激に低下し、初期の 1/100 付近に収束した。測定の前後において試料の強熱減量は 24.9%から 24.5%に減少した。この実験系では、湿度と温度の変化で CO₂ 濃度の直読値が変動しないことは事前に確認していたが、試料の乾燥は防ぐことは出来ず、試験後の含水比は 27.3%まで低下していた。そのため、含水比の低下による微生物活性の低下が二酸



写真-5.1 恒温・好気性環境における浄水汚泥の二酸化炭素排出量測定の様子

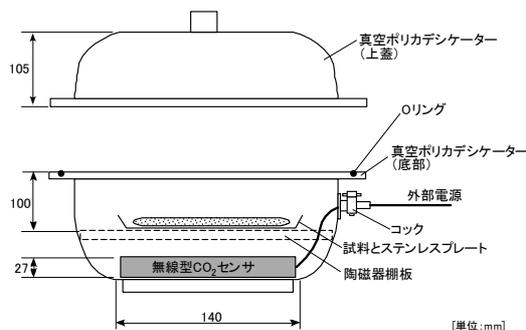


図-5.16 恒温・好気環境における浄水汚泥の二酸化炭素排出量測定装置の概略

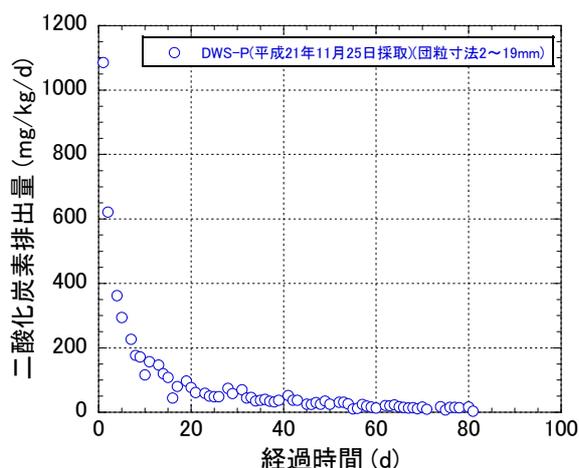


図-5.17 恒温・好気環境における浄水汚泥の二酸化炭素排出量の推移(連続測定, 含水比低下過程)

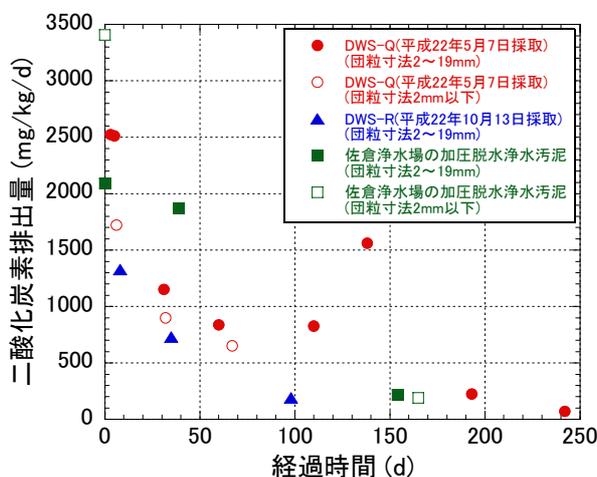


図-5.18 恒温・好気環境における浄水汚泥の二酸化炭素排出量の推移
(測定時間 24 時間, 試験開始時の含水比一定)

化炭素排出量を減少させていたと推察される³⁰⁾。

そこで、試料の乾燥による影響を解消するため、養生と測定を別々の容器で行った。すなわち、35℃、密閉状態の下で保管した試料を定期的に取り出し、24時間のCO₂排出量を計測した。使用した試料は、平成22年5月7日に採取した加圧脱水浄水汚泥 DWS-Q と平成22年10月13日に採取した加圧脱水浄水汚泥 DWS-R である。また、取水源の異なる浄水汚泥の有機物分解特性を調べるため、千葉県佐倉浄水場において採取した加圧脱水浄水汚泥も用いた。この方法であれば、含水比の低下は24時間で生じる範囲内におさえることが可能となる。約6ヵ月間、含水比約165%の試料を用いて試験を行うことが出来た。

試料の初期含水比を一定にした場合のCO₂排出量と経過時間の関係を図-5.18に示す。含水比を一定に維持した場合においてもCO₂排出量は時間経過と共に減少する傾向が認められた。また、団粒の直径2~19mmの試料(以後、有姿試料と記述する)を用いたケースの方が、2mm以下にほぐした試料を用いたケースよりCO₂排出量は高い傾向にあった。試験後すなわち測定開始から24時間後の含水比を比べると、有姿と2mm以下試料はそれぞれ139%と132%であり、団粒を2mm以下にまでほぐした時の方が脱水は著しいことが分かった。こうした含水比の低下がCO₂排出量を減少させていると考えられるため、土壌呼吸速

表-5.10 恒温・好気環境における浄水汚泥の二酸化炭素排出量と各試料の強熱減量

試料	測定初日の CO ₂ 排出量 (mg/kg/d)	強熱減量 (%)
DWS-Q (団粒寸法 2~19mm)	2524.2	22.1
DWS-Q (団粒寸法 2mm 以下)	1720.3	22.1
DWS-R (団粒寸法 2~19mm)	1325.5	19.1
佐倉浄水場の加圧脱水浄水汚泥 (団粒寸法 2~19mm)	2091.6	25.4
佐倉浄水場の加圧脱水浄水汚泥 (団粒寸法 2mm 以下)	3408.0	25.4

度測定においては比表面積の小さい有姿試料を用いる方が乾燥の影響を最小限にした評価が可能となる。また、試料の差異による CO₂ 排出量の変動幅は、最小値に対して約 2 倍であった。測定初日の CO₂ 排出量が高い順に並べると、佐倉浄水場の浄水汚泥(2mm 以下)>DWS-Q(有姿)>佐倉浄水場の浄水汚泥(2mm 以下)>DWS-Q(有姿)>DWS-R(有姿)であった。こうした CO₂ 排出量の大小は試料の有機物含有量に関係していると考えられ、表-5.10 に示すように、団粒の寸法により差異はあるが、試料の強熱減量が高いほど CO₂ 排出量も増大した。なお、浄水汚泥には 0.9~1.9%の Ca が含まれることが第 2 章の表-2.3 に示した蛍光 X 線分析の結果から分かる。こうした Ca の一部は遊離しており、大気中の二酸化炭素と結合して炭酸カルシウムに変化する性質が推察されている³¹⁾。本研究で測定した CO₂ 排出量は、厳密には、排出量から固定化量を差し引いた量に相当する。しかしながら、CO₂ 固定化量すなわち CO₂ 減少量を定量的に把握することは現時点では困難であるため、CO₂ 固定化については考慮しないこととする。そのため、後述する有機物分解量と CO₂ 排出量の間で炭素の収支は厳密には一致せず、CO₂ の排出以上に有機物は分解される可能性があることに注意されたい。

試験前後における試料の強熱減量の結果を図-5.19 に、強熱減量の差分を有機物分解量と定義し、有機物分解量と CO₂ 排出量の関係を図-5.20 に整理した。ここで、CO₂ 排出量は累積値ではないことに注意されたい。CASE1 では 190 日以降は強熱減量が試験前より増加しており、CO₂ 排出量は有機物分解量を表わすものではないと判断し、その結果はグラフには示さなかった。時間が経過するほど各試料の強熱減量は低下し、有機物は分解されたことがわかる。しかしながら、有機物の減少割合は試料ごとに異なり、有姿の佐倉浄水場の浄水汚泥は 154 日経過時点で初期状態より強熱減量は 5.1%減少し、使用した試料の中で最も分解性が高かった。また、有機物量が減少するほど CO₂ 排出量も減少する傾向が認められた。以上の実験結果は、一般的な土壌呼吸速度の変化傾向と一致しており、浄水汚泥の有機物分解は主に微生物が担っているものと考えられる。

土壌呼吸速度試験前後の浄水汚泥 Q のフルボ酸およびフミン酸の質量百分率を図-5.21 に示す。約 6 ヶ月を経て浄水汚泥中のフミン酸は 3.90%から 2.17%に減少し、フルボ酸は 0.049%から 0.074%に増加した。微生物の好気性分解により、浄水汚泥の有機物含有量が減少すると同時に、有機物の低分子化が生じることが明らかとなった。篠塚ら³²⁾は、風化炭から抽出したフミン酸をオゾンもしくは過酸化水素による酸化分解を行い、フルボ酸または低分子有機酸が生成されることを実験的に示している。これより、低分子化の速度は非常に小さいが、土壌呼吸速度測定期間においても酸化分解は生じていると類推され、また、3 章と 4 章において実施した過酸化水素を用いた有機物分解は、自然環境下において起こり得る酸化分解を模擬的に促進していると言える。しかし、薬品を用いた酸化分解では低分子化のプロセスを大幅に省略している可能性があり、詳細な検討は今後の課題である。

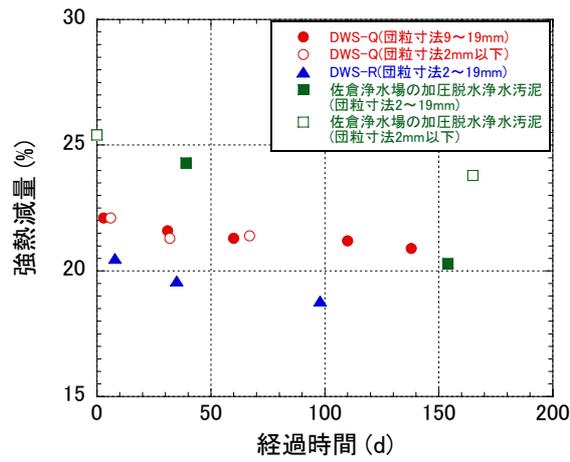


図-5.19 有機物の分解過程における強熱減量の推移

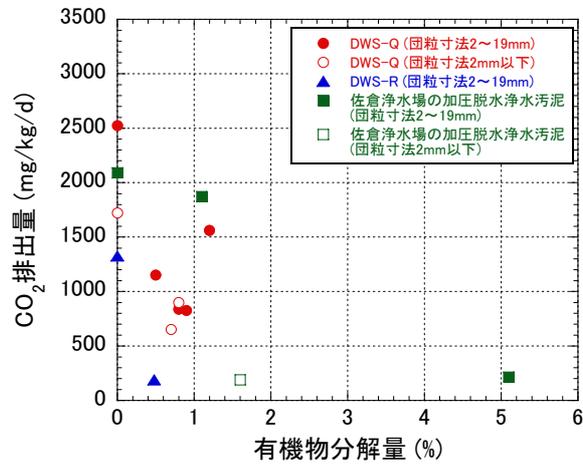


図-5.20 有機物の分解過程における一日あたり CO₂ 排出量と有機物分解量の関係

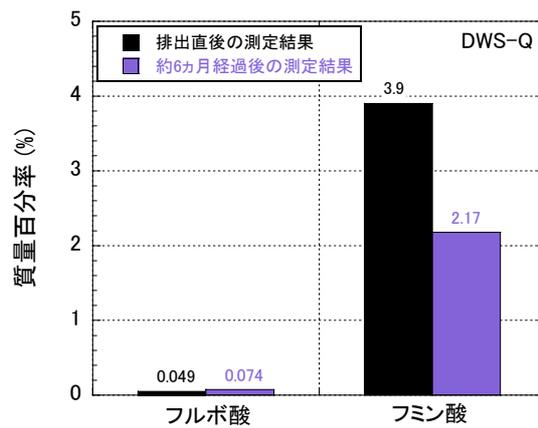


図-5.21 土壌呼吸速度試験前後における浄水汚泥 Q のフルボ酸およびフミン酸の質量百分率の変化

5.3.2 浄水汚泥に含まれる有機物分解の数理モデル

浄水汚泥に含まれる有機物分解の予測をするため、実験結果に基づき有機物分解のモデルを作成した。ここで作成する数理モデルは、最終的には有機物分解の予測結果から浄水汚泥の利用可能年数を推定するために使用する。そのため、有機物分解に関するメカニズムの解明より、微生物の種類や各々の分解速度を強熱減量の値で包括的に捉え、強熱減量で表わされる浄水汚泥の有機物量の変化を要素特性として解釈するものとする。

図-5.18 に示した CO₂ 排出量は主に好気性菌の有機物分解により排出された CO₂ の和に相当し、浄水汚泥にあらかじめ存在する微生物の分解活動を表すものである。そこで、CO₂ の排出量から好気分解において減少した有機物分解を計算することを試みる。

Jenny^{33), 34)} は一つの土壌系の中で有機物の添加と分解が同時に起こる時、土壌有機物の変化量 dX/dt は新たな有機物の添加量 A から土壌有機物の分解量 rX を差し引いたものであるとし、次のように表した。

$$\frac{dX}{dt} = A - rX \quad (5.17)$$

ここに、 r はある一定期間の分解率(一定値)である。有機物の添加は定期的に行われるという条件を設けており、Jenny の場合は年単位である。式(5.17)を積分すると、有機物の分解量は式(5.18)のように求められる。

$$rX = A - (A - rX_0)e^{-rt} \quad (5.18)$$

X_0 は試験開始時における土壌有機物量である。すなわち、浄水汚泥に含まれる有機物の分解を考える場合は、 X_0 は浄水汚泥に含まれる初期の有機物量であり、強熱減量の値から定まる。ここでは、分解性有機物と易分解性有機物の区別は行わない。浄水汚泥の利用期間中に新たな有機物の添加はないと考え、 A は無視する。したがって、浄水汚泥に含まれる有機物の分解量は式(5.19)により表わすことができる。

$$rX = rX_0e^{-rt} \quad (5.19)$$

分解率 r は定数であるため、式(5.19)の両辺から r を消去すると次式のようになり、有機物量 X は時間 t の指数関数で表わされる。

$$X = X_0e^{-rt} \quad (5.20)$$

分解率に依存しない有機物の存在量 R を考慮すれば、一般的に一次反応式と呼ばれる次式を得ることができる。

$$X = X_0e^{-rt} + R \quad (5.21)$$

分解された有機物すなわち好気分解により消費された炭素はすべて CO₂ として排出されると仮定すれば、その際に排出される CO₂ 排出量と有機物分解量の間には正の相関があると考えられる。そのため、図-5.18 に示した試験結果における CO₂ 排出量と経過時間の関係も式(5.21)と同様に指数関数で整理する方が合理的である。

一次反応式(5.21)に対応させて指数関数近似した結果を図-5.22 に示し、近似曲線の形を式(5.22)として、係数 α と β を表-5.4 にまとめた。ここで、 R' は有機物分解には関係しない CO₂ 排出を意味するパラメータである。ここでは、分解性有機物と易分解性有機物の区別は行わないため、 $R'=0$ とする。

$$q_{CO_2} = \alpha e^{-\beta t} + R' \quad (R'=0) \quad (5.22)$$

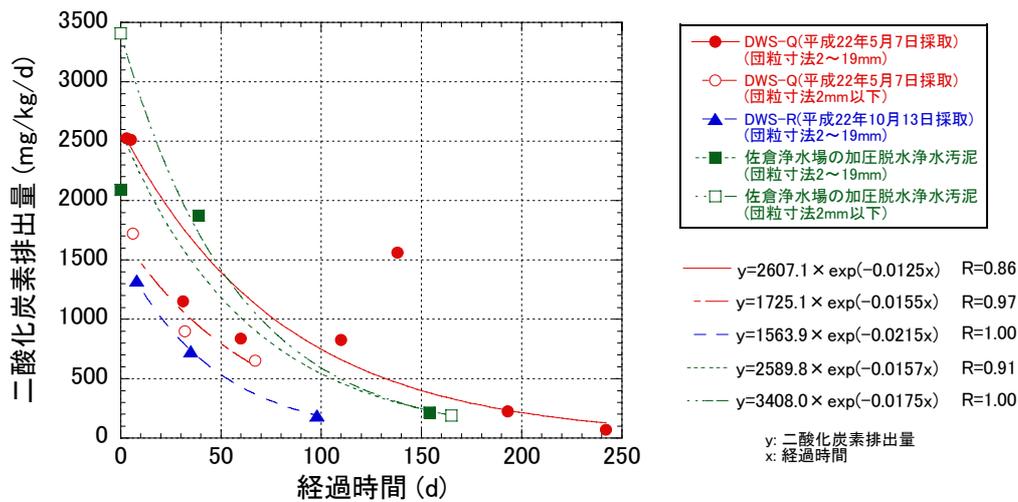


図-5.22 恒温・好気環境における浄水汚泥の二酸化炭素排出量の推移と指数関数近似曲線
(測定時間 24 時間，試験開始時の含水比一定)

表-5.11 一次反応式と類似型の近似曲線の係数

	試料	α	β
1	DWS-Q (団粒寸法 2~19mm)	2607.1	1.25×10^{-2}
2	DWS-Q (団粒寸法 2mm 以下)	1725.1	1.55×10^{-2}
3	DWS-R (団粒寸法 2~19mm)	1563.9	2.15×10^{-2}
4	佐倉浄水場の加圧脱水浄水汚泥 (団粒寸法 2~19mm)	2589.8	1.57×10^{-2}
5	佐倉浄水場の加圧脱水浄水汚泥 (団粒寸法 2mm 以下)	3408.0	1.75×10^{-2}

ここに、 q_{CO_2} は CO_2 排出量[mg/kg/d]である。初期含水比を一定に維持した試験結果では、DWS-Q (団粒寸法 2~19mm)のケースを除いて高い相関が認められた。式(5.21)と対比させれば、 α は排出直後の浄水汚泥から生じる CO_2 排出量、 β は CO_2 排出量の減少率に相当するパラメータであると解釈できる。 β は、様々な相互作用の複合的な結果として排出される CO_2 の量から得られる係数であるため、微生物の増減や分解性有機物の量に関する現象は係数に丸め込まれており未知となってしまうが、多様かつ大量の廃棄物を地盤材料として利用する際に、 CO_2 排出量を土の微生物学的な性質を表わす一つのインデックスとして活用できる点は有意義である。DWS-Q (団粒寸法 2~19mm)のケースでは試験結果の変動が大きかったため信頼性には欠けるが、係数 β は $1.25 \times 10^{-2} \sim 2.15 \times 10^{-2}$ の範囲であった。係数 α は同様の団粒形状であれば強熱減量とおおよそ関係づけられることを表-5.11 で示した。なお、含水比低下過程で測定したケースでは、含水比に応じて分解率 r が変化したと考えられるため一次反応式で表すことは困難と考えられる。以上より、含水比を一定にすることを条件として、二点以上の一あたり CO_2 排出量を測定することにより、式(5.22)にフィッティングし、有機物分解予測の基礎となる式を得ることができる。 β は試料によらず $1.25 \times 10^{-2} \sim 2.15 \times 10^{-2}$ の範囲をとるとすれば、 CO_2 排出総量の計算結果には α の値が強く反映され、出来る限り排出初期の段階で CO_2 排出量を測定し、精度よく α を定めることが重要となる。

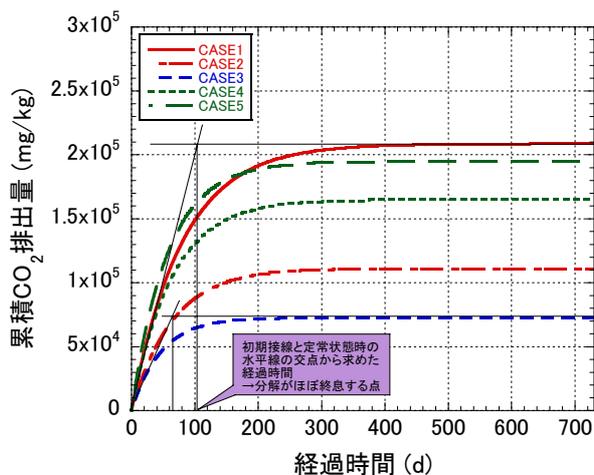


図-5.23 累積 CO₂ 排出量と時間の関係

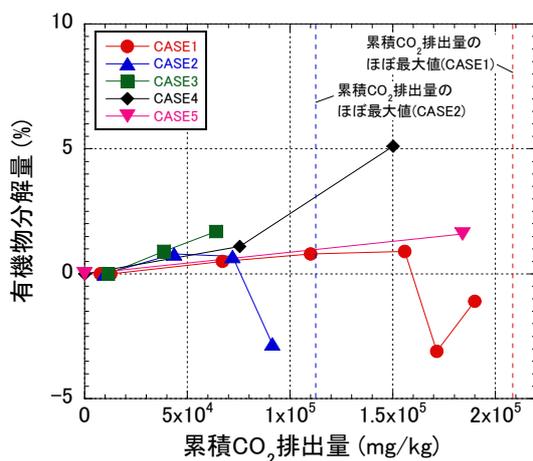


図-5.24 有機物分解量と累積 CO₂ 排出量の関係

一日あたりの CO₂ 排出量の推移が求められたので、式(5.22)を時間積分することで累積 CO₂ 排出量 Q_{CO_2} [mg/kg]を求める。時間 $t_1 < t < t_2$ の間に排出された累積 CO₂ 排出量は次式と通りである。

$$Q_{CO_2} = \int_{t_1}^{t_2} q_{CO_2} dt = \frac{\alpha}{\beta} (e^{-\beta t_1} - e^{-\beta t_2}) - R'(t_1 - t_2) \quad (5.23)$$

式(5.23)を用いて計算した累積 CO₂ 排出量と時間の関係を図-5.23 に示す。ただし、 $t_1=0$, $R'=0$ とする。累積 CO₂ 排出量が高いほど、ほぼ定常状態に至るまでの時間は長いことがわかる。ほぼ定常状態まで至る時間は、CASE2~5 において 150~300 日、CASE1 において 300~400 日であった。すなわち、微生物による分解反応は上述した期間で概ね終息すると考えられる。

ある経過時間における強熱減量から求めた有機物分解量と CO₂ 総排出量の関係を図-

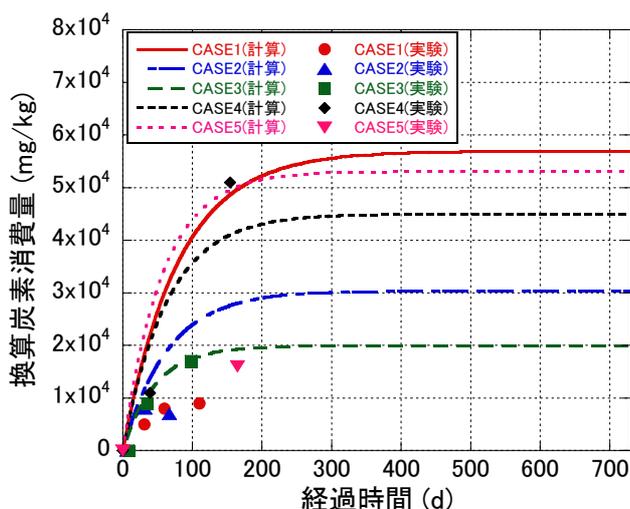


図-5.25 換算炭素消費量と経過時間の関係

5.24 に示す. 全体的な傾向としては, CO_2 総排出量の増大に伴い有機物分解量は増加した. しかしながら, CASE1 と CASE2 に関しては, CO_2 総排出量がそれぞれ $1.7 \times 10^5 \text{mg/kg}$, $9.1 \times 10^4 \text{mg/kg}$ に到達した時点で有機物分解量は負値となり, CO_2 の排出を生じながら有機物量は増加していたことがわかる. そこで, 図-5.23 の累積 CO_2 排出量が収束する値を累積 CO_2 排出量のほぼ最大値とみなして図-5.24 に併記すると, 累積 CO_2 排出量のほぼ最大値の 63~75% のところまで有機物量が減少していることがわかる. これより, 累積 CO_2 排出量のほぼ最大値に近づくほど易分解性有機物が少なくなる, もしくは, 微生物の活性が減少するため, 微生物による有機物の分解より有機物の生成の方が優勢になることが明らかとなった. こうした分解・生成の転換が生じる時期は, 図-5.23 において初期接線と定常状態時の水平線の交点からおおよそ把握することが出来る. なお, 微生物の増殖についても可能性は否定できないが, 強熱減量が増加している範囲においては有機物の分解の方が結果に対しては支配的であり, また, 強熱減量が減少している範囲においては, 一日あたりの CO_2 排出量も減少している. そのため, 有効に働く微生物の数が増していた可能性は低いと考えられる.

有機物の分解が支配的となる環境を仮定し, CO_2 排出量から有機物分解量の算定を試みる. ここで有機物分解量を計算で求めることができれば, 例えば三軸圧縮試験において分解した有機物量から, 実環境における経過時間を算定することが可能となる. 図-5.22 における指数関数近似式(5.22)は Jenny³³⁾ の一次反応式と物理的意味合いが整合することから, 時間経過方向に外挿することにより, より長期的な予測を行う. 式(5.22)の時間積分により得られる式(5.23)から計算される $Q_{\text{CO}_2}(\text{mg})$ は, CO_2 分子の質量である. 有機物の好気性分解において CO_2 の生成過程を $\text{C} + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2$ とすれば, CO_2 と C の物質量は 1:1 の関係になり, CO_2 と同等の物質量の C が消費されたことになる. $Q_{\text{CO}_2}(\text{mg})$ を物質量(mol)に換算する式は式(5.24)のようになり, CO_2 排出量から換算した炭素の減少量を換算炭素消費量 $Q_c(\text{mg})$ と定義して, $Q_c(\text{mg})$ を式(5.25)により求めた. C の原子量および CO_2 の分子量はそれぞれ 12, $12 + (2 \times 16) = 44$ とした.

$$Q_{\text{CO}_2}(\text{mol}) = Q_{\text{CO}_2}(\text{mg}) \times \frac{1}{1000} \times \frac{1}{44} \quad (5.24)$$



写真-5.2 養生期間内の浄水汚泥に新たに見られた植生

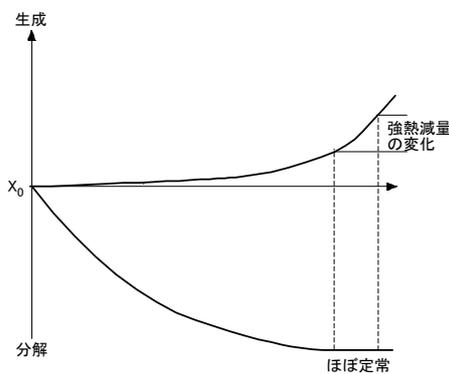


図-5.26 浄水汚泥の有機物分解と生成に関する概念

$$Q_c(\text{mg}) = Q_{\text{CO}_2}(\text{mol}) \times 12 \times 1000 \quad (5.25)$$

式(5.23)と式(5.25)より図-5.25 に示すような換算炭素消費量と経過時間の関係が作成される。計算値の精度を確認するため、実測値すなわち強熱減量の変化量から求めた有機物分解量を換算炭素消費量とみなしてプロットした。CASE3 は実測値と計算値が良く一致している。CASE4 は概ね有機物分解量の傾向は表現できているが、短期間の予測では過大に、長期間の予測では過少に有機物分解量を予測する可能性があることに注意しなければならない。CASE1, CASE2, そしてCASE5 に関しては、換算炭素消費量の実測値は計算値より低い傾向にある。言い換えれば、土壌呼吸速度の測定では過大な CO_2 量が測定されていたことになる。ここでは、 CO_2 排出量から計算される換算炭素消費量を有機物分解量と考えていたところに問題があり、有機物の生成を無視していたために CO_2 排出量から計算される炭素の量と強熱減量から計算される炭素の減少量との間に過不足が生じたと考えられる。実際の現象として、図-5.19 に示したように土壌呼吸速度が低下した期間においては有機物の生成が認められている。佐倉浄水場で採取した浄水汚泥 CASE4 では、測定期間内に有機物の生成量は少なく、実測値と計算値の間に大きな差は生じなかったと考えられる。

CASE1 と CASE2 に関しては図-5.24 において有機物の生成が認められているため、有機物の生成速度を定義し、有機物分解予測モデルを再検討する。CASE1 と CASE2 に限定し

て有機物が生成しやすかった理由は不明であるが、写真-5.2に示すように最適含水比付近の浄水汚泥を約 20°Cの室内に静置しておく、植生が見られることがあった。土壤呼吸速度測定においても CASE1 と CASE2 では約 250 日の試験期間を要していたことから、目視では判別できないほどの微細な植生があったと推察される。浄水汚泥には凝集剤成分由来の Al が含まれており、アルミニウムストレスすなわち植生被害が懸念されているが、2章に記した溶出試験の結果から pH 緩衝能により浄水汚泥の間隙水は中性であると考えられ、その時の Al 溶出量はきわめて微量であることから、Al の存在が植物の生育に影響することはないと考えられる。

植生による有機物量の増加は有機物の生成速度を s とすると式(5.26)により表わされ、それを展開すると式(5.27)を得る。ここで、 s は一定と仮定する。また、式(5.27)における t は試験期間とする。

$$\frac{dX}{dt} = sX \quad (5.26)$$

$$X = X'_0 e^{st} \quad (5.27)$$

ここで、 X'_0 は植生に関与する有機物の初期含有量である。有機物の分解量を表わす式(5.20)と有機物の生成量を表わす式(5.27)を重ね合わせるにより、次式が導かれる。

$$X = X_0 e^{-rt} + X'_0 e^{st} + R \quad (5.28)$$

定常状態では、 $dX/dt=0$ より $s=r$ となる。ここで、有機物の生成量は、図-5.26に示すように有機物の分解がほぼ定常状態に至った時間領域における強熱減量の変化量と考えることができる。したがって、有機物分解量と経過時間の関係に式(5.27)をフィッティングさせることにより、未知数 s が求められる。図-5.27に有機物生成量を定式化するためのフィッティングカーブを示す。これより、CASE1 と CASE2 において未知数 X'_0 はそれぞれ 11.2 と 638.4、 s はそれぞれ 0.057 と 0.034 となった。CASE2 の方が植生が増加しやすい初期状態にあったことになる。こうして得られた有機物生成量を考慮した有機物分解量を求め、それを実質的な有機物分解量として図-5.28に整理した。CASE1 と CASE2 において計算された換算炭素消費量と有機物分解量から求められる換算炭素消費量が良く一致していることがわかる。計算結果と実測値の間に差異が生じている原因としては、本来は変動のある土壤呼吸速度を定期的に測定した CO_2 量で連続した関数として表記した点が考えられる。また、実験の段階で試料を定期的に取り出した際に、室内の空気すなわち酸素が試料側に供給されており、準好気的な条件で試料が養生されていたことになる。こうした養生条件のもと、浄水汚泥の土壤呼吸速度を測定していたため、厳密な好気性分解ではなかったことも要因の一つとして考えられる。

以上より、本研究において実施した土壤呼吸速度測定により、 CO_2 排出量を介して実質的な有機物分解量を推定することが可能となった。浄水汚泥の力学特性に及ぼす有機物分解の影響として、排出時から含まれていた有機物が団粒の安定性に直接寄与していることは3章と4章の知見から明らかであり、その一方で、生成された有機物については力学特性への寄与は現時点で不明である。したがって、本研究では CO_2 排出量から計算される換算炭素消費量すなわち有機物分解量を用いて、浄水汚泥の利用可能年数の評価を行うこととする。

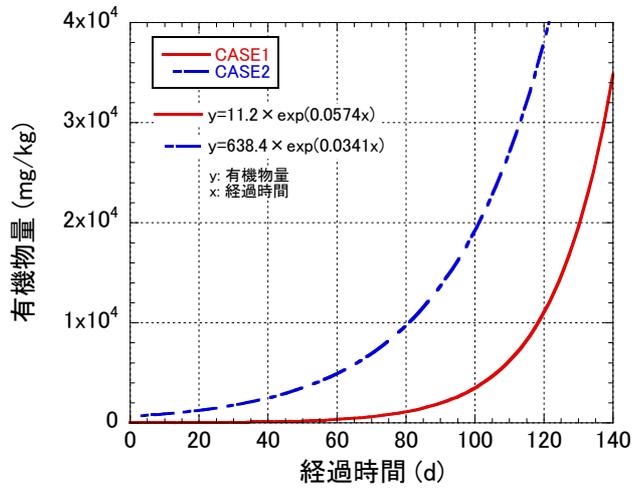


図-5.27 有機物生成量を算定するためのフィッティングカーブ

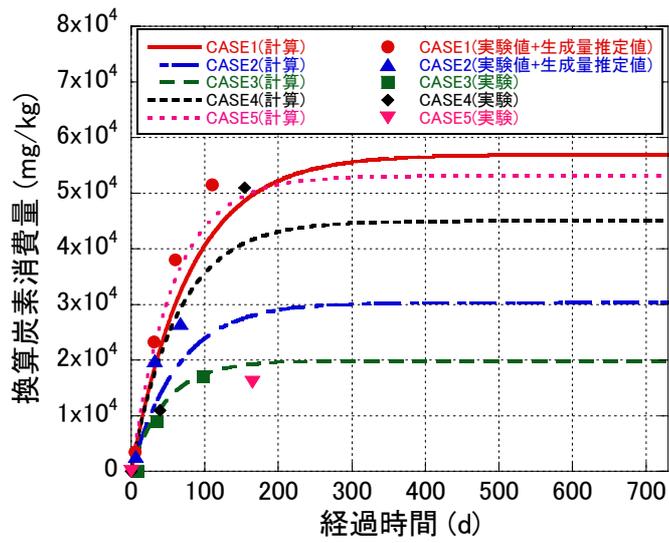


図 - 5.28 換算炭素消費量と有機物生成量を考慮した有機物分解量の推移

5.3.3 化学的変質の要因を好気環境下における有機物の分解に限定した場合の利用可能年数の推定

第3章と第4章では、浄水汚泥に含まれる有機物を分解させて三軸圧縮試験を行い、有機物分解後は、第一に浄水汚泥は締固めにくくなること、第二にせん断強度が低下することが明らかとなった。その要因は、浄水汚泥の団粒の強度低下であると推察した。有機物分解量と地盤工学的諸特性の関係を表-5.12にまとめた。

式(5.22), 式(5.23), 式(5.24)より、有機物の生成は考えない生成正味の有機物分解量 Q_{dec} を式(5.29)から求めることができる。さらに、 $t_f=0$ とすることで有機物分解量から推定される経過時間 t が求まる。

$$Q_{dec} = Q_c = \frac{\alpha}{\beta} (e^{-\beta t_1} - e^{-\beta t_2}) \times \frac{12}{44} \quad (5.29)$$

有機物分解量とそれから求めた経過時間を表-5.13に示す。これは図-5.25に示したグラフを数値として示したものである。有機物分解量は経過時間の小さい範囲で変化が大きく、約1年が経過する頃には有機物分解量はほとんど変化しなくなる。最終的な有機物分解量は、試料の乾燥質量に対する1.98~5.69%である。

三軸圧縮試験における有機物分解量を用いて経過時間を計算し、その結果を表-5.14に示した。有機物分解が最も顕著なCASE1の α と β を用いて計算した。三軸圧縮試験における有機物分解量は最大1.62%であり、全ての試験ケースにおいて26.8日以内の経過時間に相当する結果となった。その間、内部摩擦角は有機物分解量に応じて38.66°の2.7~7.0%ほど減少すると予測される。約27日という期間は、土壤呼吸速度の測定期間と比べても非常に短い時間であるが、実際の浄水汚泥の地盤工学的利用においては、必ずしも長期にわたって好気環境が維持されているとは限らず、例えば埋立地における廃棄物層内のガス組成では、好気性分解期は数時間で終了することもあり²⁸⁾、供用してから早い段階における有機物分解を評価することが重要である。本研究において5.6~26.8日に相当する有機物分解を促進することが出来たことにより、次のような判断が可能となる。例えば、浄水汚泥を地下水位以上かつ地表面近くの盛土材として利用した場合、約8日で内部摩擦角は38.66°から37.05°まで減少する可能性が予想されるため、有機物分解後の内部摩擦角を用いて設計する

表-5.12 浄水汚泥のせん断特性に関わる物性値と有機物分解量

乾燥密度 ρ_d (g/cm ³) [*]	強熱減量 L_i (%)	分解操作作用の 溶媒	浸漬回 数(回)	分解操作後 の強熱減量 L_i' (%)	有機物分解 量 $L_r L_i'$ (%)	内部摩擦角 ϕ_a (°)	粘着力 c' (kN/m ²)
0.816	17.55	分解なし	0	17.55	0.00	38.66	0
0.818	17.55	6% H ₂ O ₂	1	17.01	0.54	37.05	0
0.801	17.55	6% H ₂ O ₂	2	16.60	0.95	37.60	0
0.803	17.55	6% H ₂ O ₂	3	16.78	0.77	37.23	0
0.807	17.55	6% H ₂ O ₂	4	15.93	1.62	36.87	0
0.815	17.55	6% H ₂ O ₂	5	16.38	0.44	36.69	0
0.806	17.55	0.5mol/L NaOH	1	16.38	1.17	35.94	0

^{*}供試体の乾燥密度であり、乾燥密度の変化は有機物分解とは無関係である。

ことにより、浄水汚泥の利用における安全性は高まる。内部摩擦角の取り扱いを以上の考え方に基づくことにより、好気分解が著しく進行したとしても内部摩擦角は 35.94° 以上であり、浄水汚泥の利用は可能である。約 27 日間は十分に利用可能な期間であると判断できる。

有機物の嫌気分解に関する室内試験の結果はないが、5.4 節に記す試験施工の結果から、浄水汚泥の好気分解は比較的早期に終了していたと考えられ、その間の有機物分解とそれに対応する内部摩擦角の減少は性能上の問題とはならなかったことが分かっている。こうした成果からも早期の有機物分解を設計に反映させることで浄水汚泥の安全性は確保されることが示され、また、試験施工と同様に浄水汚泥を埋設管工事の下層路盤・路床材として利用するのであれば、より安全性は高まると考えられる。上述した約 27 日は、実験的な裏付けのある最低限保証可能な利用期間であり、それを超過しても浄水汚泥を利用できる可能性は十分にある。

表-5.13 有機物分解量と経過時間の計算結果の例

有機物分解量から推定される経過時間 (d)	有機物分解量 (mg/kg)				
	CASE1	CASE2	CASE3	CASE4	CASE5
1	707	467	422	701	921
5	3446	2264	2022	3396	4450
10	6684	4358	3838	6537	8527
15	9725	6297	5469	9440	12262
30	17788	11287	9430	16898	21693
50	26435	16370	13067	24468	30971
100	40585	23911	17527	35628	43882
365	56289	30248	19830	44842	53022
730	56876	30353	19838	44987	53112

表-5.14 三軸圧縮試験における有機物分解量から推定される経過時間とせん断特性の変化

乾燥密度 ρ_d (g/cm ³) ^{*1}	通水・浸漬 条件	有機物分解量		有機物分解量 から推定される経過時間 t (d)	内部摩擦角 ϕ_a (°)	内部摩擦角 の増加率 (%)	粘着力 c_d (kN/m ²)
		L_i-L_i' (%)	Q_{dec} (mg/kg)				
0.816	浸漬なし	0.00	0	0	38.66		0
0.822	通水	0.39	3900	5.6	38.48	-0.5	0
0.808	通水	0.91	9100	13.9	37.62	-2.7	0
0.825	通水	0.98	9800	15.1	37.60	-2.7	0
0.818	浸漬 1 回	0.54	5400	8.0	37.05	-4.2	0
0.801	浸漬 2 回	0.95	9500	14.6	37.60	-2.7	0
0.803	浸漬 3 回	0.77	7700	11.8	37.23	-3.7	0
0.807	浸漬 4 回	1.62	16200	26.8	36.87	-4.6	0
0.815	浸漬 5 回	0.44	4400	6.4	36.69	-5.1	0
0.806	浸漬 1 回 ^{*2}	1.17	11700	18.4	35.94	-7.0	0

*1 供試体の乾燥密度であり、乾燥密度の変化は有機物分解とは無関係である。

*2 浸漬溶媒に 0.5mol/L の水酸化ナトリウムを用いた。

5.4 試験施工による浄水汚泥の安全性の検証

第2章に記した室内試験の結果を検証することを第一の目的、要求性能に及ぼす凝集剤成分を含む陽イオン溶出と有機物分解の影響を検証することを第二の目的として、浄水汚泥を埋設管工事の埋戻し材とする試験施工を実施した。約19ヶ月の間、浸出水と路面沈下量のモニタリングを行い、従来の埋戻し材(山砂)と比べて、浄水汚泥の有用性を示した。また、試験施工解体の前後で試料の強熱減量を調べ、有機物含有量の変化量は土壌呼吸速度試験時と比べて非常に少ないことを示した。

5.4.1 試験施工の概要

浄水汚泥を埋設管工事の埋戻し材として利用することを想定して、試験施工を実施した。上水道の事業管轄内において浄水汚泥を資材として利用することにより、同一の事業主体が水処理と廃棄物処理を兼ねることになり、より効率的かつ実践的な浄水汚泥の処理体系になると期待される。試験施工の実施場所は、茨城県日立市森山町に所在する森山浄水場の正門に接続された道路である。道路の幅員は約6m、一日の交通車両は約100~200台、そのうち車両の最大重量は凝集剤等薬品の搬入車両で約10000kgである。地下水位は十分に低い。施工区間の概要を図-5.29に示す。

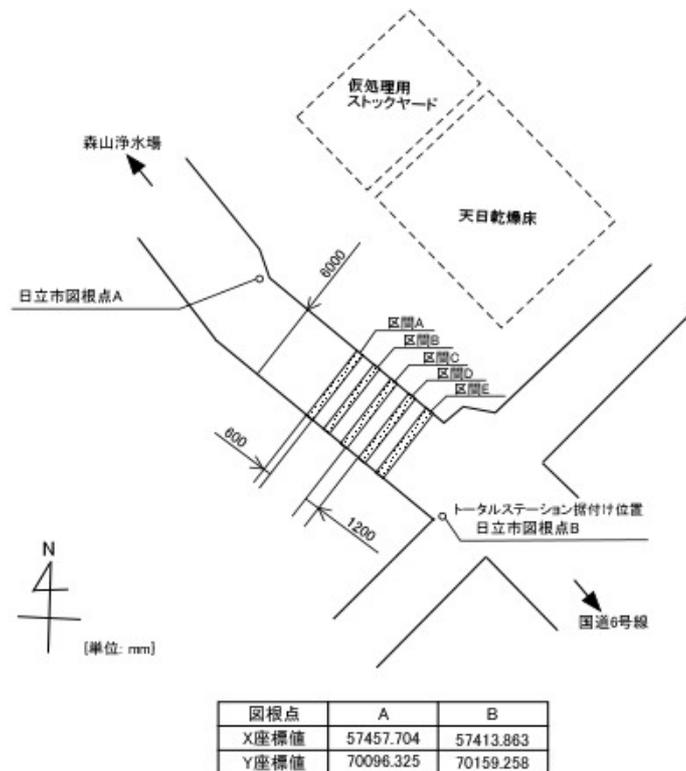


図-5.29 試験施工の実施箇所概要

試験施工の試験ケースは A から E の 5 種類である。使用した試料は、天日乾燥浄水汚泥である DWS-M、加圧脱水浄水汚泥である DWS-N、そして、茨城県日立市の公共工事で使用されている山砂である。各試料について環境庁告示第 46 号に準拠した溶出試験により、土壤環境基準は満足していることを確認している。各試料の土粒子の密度と強熱減量を表-5.15 に、粒径加積曲線を図-5.30 に示す。各試料の平均粒径はおおよそ 1.5~2.5mm であった。天日乾燥浄水汚泥と加圧脱水浄水汚泥はともに脱水過程において頻繁に攪拌されていたことにより、団粒が破碎され、粒径幅が小さくなった。

試験区間 A~E には、表-5.16 に示すように浄水汚泥と山砂を単体、もしくは、混合で使用した。区間 D と区間 E の混合試料は、現場において体積比 1:1 で混合することにより用意した。なお、コーン指数試験と CBR 試験において用いた供試体は、突固めによる土の締固め試験(JIS A 1210: 2009)における E-c 法により作製した。そのため、現場密度試験により得られた乾燥密度に対する結果ではないことに注意されたい。現場密度試験は、「コアカッターによる土の密度試験」(JGS A 1613:2003)に準拠して実施した。試験施工区間 A~E において 3 回ずつ試験を実施し、その平均値を各々の現場密度として湿潤密度と乾燥密度を表記した。

表-5.15 試験施工で用いた試料の土粒子の密度と強熱減量

	DWS-M	DWS-N	山砂
土粒子の密度 (g/cm ³)	2.536	2.501	2.704
強熱減量 (%)	16.9	24.7	2.4

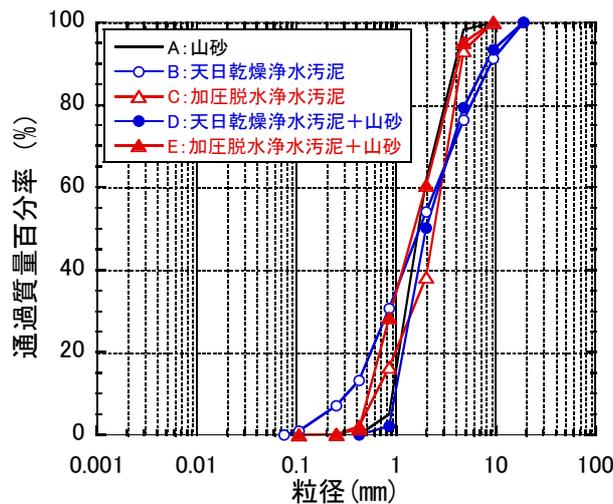


図-5.30 試験施工で用いた試料の粒径加積曲線

埋設管工事を模擬し、図-5.31 に示すように断面を設定した。1190mm 掘削し、原地盤上に鋼管および浸出水の採水管を敷設し、表-5.16 に示す 5 種類の試料を埋戻した。茨城県日立市において一般的に行われている施工方法に準じて締固めた結果、天日乾燥浄水汚泥では締固め度は 75.9%、加圧脱水浄水汚泥では 64.3%であった。加圧脱水浄水汚泥の方が乾燥密度は小さかった。加圧脱水浄水汚泥では、タンパーで締固めた際に浄水汚泥の団粒が破碎しにくく、粒度も揃っていたために空隙が充填されなかったと推察される。締固め度が 90%以下であるため、国土交通省や日本道路公団が定める路床または下部路床の品質管理規定値(締固め度 90%以上)³⁵⁾と比べると締固め不十分となるが、トラフィカビリティーが確保できるとされるコーン指数 800kN/m²以上、かつ、路床材に必要とされる CBR10%以上を十分に満足する含水比において施工したため、十分な監視体制と迅速な解体を想定した上で供用し、モニタリングを行った。施工区間の車両進行方向の幅は各 600mm であり、1200mm 以上の間隔を空けて施工した。本研究における試験施工では、地下水位は十分に低

表-5.16 各試験区間において施工した試料の混合割合と地盤工学的特性

施工区間	A	B	C	D	E
試料	山砂	天日乾燥 浄水汚泥	加圧脱水 浄水汚泥	天日乾燥浄水 汚泥+山砂	加圧脱水浄水 汚泥+山砂
混合条件	単体	単体	単体	体積比 1:1	体積比 1:1
含水比 w (%)	14.5	57.8	81.8	30.3	33.9
湿潤密度 ρ_t (g/cm ³)	1.937	1.277	1.127	1.697	1.579
乾燥密度 ρ_d (g/cm ³)	1.692	0.809	0.620	1.303	1.179
最大乾燥密度 $\rho_{d\max}$ (g/cm ³)	2.004	1.065	0.965		
締固め度 D_c (%)	84.4	75.9	64.3		
コーン指数 q_c (kN/m ²)	5874	6449	8993	4787	7070
CBR (%)	35.7	38.1	55.3	20.6	45.6

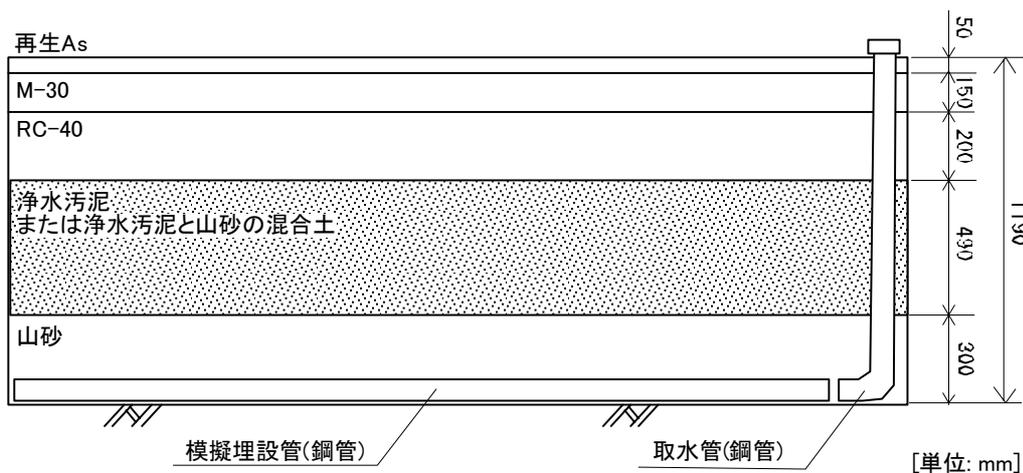
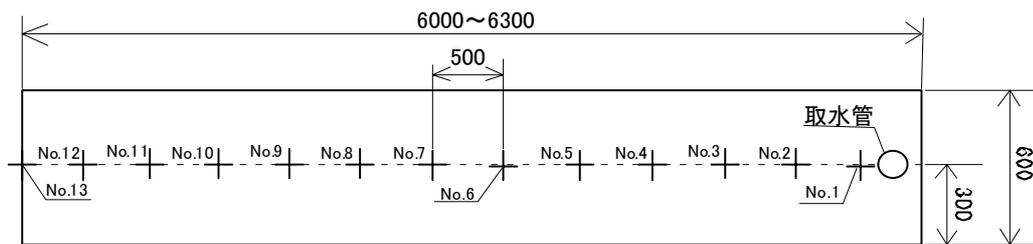


図-5.31 各施工区間の断面図

いが、万が一、浸出水が生じた時の環境影響を調査するために取水管を設置しており、それは、地下水位がないことの検証にも有用である。仮に大量の雨水が路盤・路床に浸透すれば、原地盤の透水性は浄水汚泥や山砂と比べて低いため、水は取水管の L 字部分に溜まると予想し、出来る限り降雨の直後に浸出水を確認した。浸出水の回収には遮水シートの敷設も考えられたが、より実際の利用環境に則した水の動きをモニタリングする必要があり、若干の浸出水の拡散に関しては、試験施工前後において原地盤の土に対して溶出試験を行うことで環境影響の程度を判定した。

試験施工の様子として、試験施工の全景を写真-5.3 に、試料を天日乾燥している様子を写真-5.4 に、締固め後の路床を写真-5.5 に示す。天日乾燥浄水汚泥は通常搬出できる程度の含水比(250~300%)まで天日乾燥床で脱水した後、コンクリート床のストックヤードにおいて天日でさらに脱水した。加圧脱水浄水汚泥は、フィルタープレスにより加圧脱水された状態(含水比 150~200%)のものをストックヤードにおいて天日乾燥した。毎日、試料を攪拌し、均等に乾燥するよう努めた。混合試料は、ストックヤードにおいて浄水汚泥と山砂を互層に積み重ね、バックホウで切り崩して作製した。



写真-5.3 試験施工の全景



写真-5.4 試料の天日乾燥(右)と加圧脱水浄水汚泥(左)



写真-5.5 締固め後の路床と取水管の設置状況

5.4.2 モニタリングの方法

試験施工のモニタリングでは、路面沈下量と浸出水の有無および水質を定期的に測定した。路面沈下量の測定では、日立市の図根点を不動点として、トータルステーション(Nikon NST-307C)を用いて測量した。トータルステーションの据付け位置から測定点までの距離は、最大約 50m であり、本計測器の測定誤差は $\pm 3.1\text{mm}$ となる。測定点にはプリズム付きのロッドを設置し、ロッドの先端は路面の凹凸により 3mm 以内で変動した。測定点の間隔は 500mm であり、測定点数は施工区間 A~D において 13 ヶ所、施工区間 E においては幅員が狭かったため 12 ヶ所とした。各施工区間にそれぞれ 3 ヶ所の基準点(No.1, No. 6, No.12 または No.13)を設けており、基準点にはマーカープンを打ち込んだ。基準点以外の測定点は、測量実施の度に巻尺で長さを計測して測定点を定めた。本論文に示すモニタリングの結果は、2009 年 6 月から 2010 年 12 月までの約 19 ヶ月間のものであり、測定回数は計 10 回である。なお、施工は 2009 年 4 月に完了したが、はじめの 1~2 ヶ月はアスファルトの変形が顕著であり、浄水汚泥の圧縮性には関係しないものと判断した。浸出水の確認は、試験区間に設置した取水管により実施した。地上部のキャップを開けて、深部を目視すると共に棒を用いて水の有無を確認した。

5.4.3 試験施工による浄水汚泥の短・中期的な安全性評価および室内試験結果の検証

約 19 ヶ月間の測量により得られた路面沈下量の推移を図-5.32 に示す。2009 年 6 月 1 日の測定結果を基準 0mm として、それ以降の測量結果を沈下量(mm)として表わした。毎回の測定において測定誤差やアスファルトの収縮膨張があり、必ずしも時系列で沈下量は増加していないが、表-5.17 に示すように路面沈下量の最大値は区間 A の 10mm に対し区間 B~E では 7~9mm であった。従来の工法であっても約 10mm の沈下は生じるため、浄水汚泥を用いた場合に 9mm 以下の沈下量であったことから、浄水汚泥は従来の材料と遜色ない要求性能が得られていたと判断できる。その際、締固め度は天日乾燥浄水汚泥と加圧脱水浄水汚泥においてそれぞれ 75.9%と 64.3%であったが、要求性能は満足していたことになり、室内 CBR 試験の結果が有用であることがわかった。こうした要求性能を満足するための浄水汚泥の品質基準としては、事前に実施していた CBR 試験において 10%以上を確保することが実用的な指標となる。路面沈下量の最大値が測定された箇所は、おおよそ測定点 2, 6, 9 であり、それらは試験施工を実施した道路に中央線が無かったために、車両が中心寄りを走行していたことが原因と考えられる。浸出水はモニタリング期間を通して確認されなかったため、地下水位の上昇や雨水の浸透はほとんどなかったものと考えられる。

表-5.17 試験施工における路面沈下量の最大値

区間	埋戻し材	路面沈下量の最大値
A	山砂	10mm
B	天日乾燥浄水汚泥	9mm
C	加圧脱水浄水汚泥	7mm
D	山砂と天日乾燥浄水汚泥の混合土	7mm
E	山砂と加圧脱水浄水汚泥の混合土	8mm

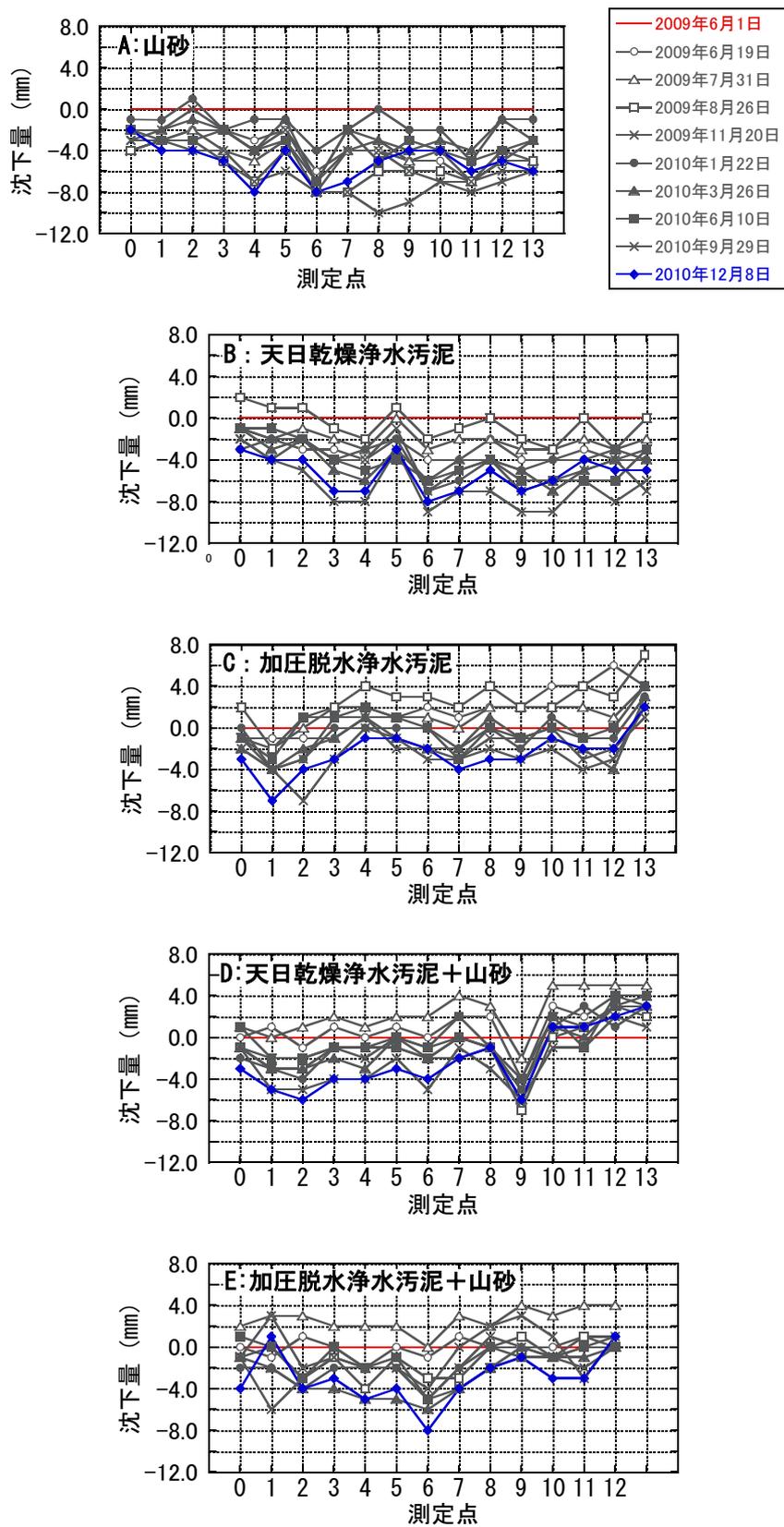


図-5.32 試験施工における路面沈下量の推移

試験施工前後における浄水汚泥および原地盤の溶出試験の結果および土壌環境基準を表-5.18に示す。溶出試験は、平成3年8月環境庁告示第46号に準拠して実施した。天日乾燥浄水汚泥と加圧脱水浄水汚泥ともに試験施工の前後において土壌環境基準26項目について定量下限値未満であった。原地盤からはふっ素が0.08mg/L検出されたが、土壌環境基準を下回っており、かつ、試験施工前後で同一の値であることから、地盤環境に変化はなかったと判断できる。ふっ素以外の項目についても同様で、すべての試料に関して、試験施工の前後で変化はなかったため、試験施工の環境安全性が確認された。

表-5.18 試験施工前後における浄水汚泥および原地盤の溶出試験の結果

	試験施工前			試験施工後			mg/L	土壌環境基準
	天日乾燥 浄水汚泥	加圧脱水 浄水汚泥	原地盤	天日乾燥 浄水汚泥	加圧脱水 浄水汚泥	原地盤		
カドミウム	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	検液0.01mg/L以下
全シアン	0.01 未満	0.01 未満	0.01 未満	0.01 未満	0.01 未満	0.01 未満	0.01 未満	検液中に検出されないこと
有機リン	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	検液中に検出されないこと
鉛	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	検液0.01mg/L以下
六価クロム	0.005 未満	0.005 未満	0.005 未満	0.005 未満	0.005 未満	0.005 未満	0.005 未満	検液0.05mg/L以下
ヒ素	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	検液0.01mg/L以下
総水銀	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	検液0.0005mg/L以下
アルキル水銀	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	検液中に検出されないこと
PCB	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	検液中に検出されないこと
ジクロロメタン	0.002 未満	0.002 未満	0.002 未満	0.002 未満	0.002 未満	0.002 未満	0.002 未満	検液0.02mg/L以下
四塩化炭素	0.0002 未満	0.0002 未満	0.0002 未満	0.0002 未満	0.0002 未満	0.0002 未満	0.0002 未満	検液0.002mg/L以下
1,2-ジクロロエタン	0.0004 未満	0.0004 未満	0.0004 未満	0.0004 未満	0.0004 未満	0.0004 未満	0.0004 未満	検液0.004mg/L以下
1,1-ジクロロエチレン	0.002 未満	0.002 未満	0.002 未満	0.002 未満	0.002 未満	0.002 未満	0.002 未満	検液0.02mg/L以下
シス-1,2-ジクロロエチレン	0.004 未満	0.004 未満	0.004 未満	0.004 未満	0.004 未満	0.004 未満	0.004 未満	検液0.04mg/L以下
1,1,1-トリクロロエタン	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	検液1mg/L以下
1,1,2-トリクロロエタン	0.0006 未満	0.0006 未満	0.0006 未満	0.0006 未満	0.0006 未満	0.0006 未満	0.0006 未満	検液0.006mg/L以下
トリクロロエチレン	0.003 未満	0.003 未満	0.003 未満	0.003 未満	0.003 未満	0.003 未満	0.003 未満	検液0.03mg/L以下
テトラクロロエチレン	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	検液0.01mg/L以下
1,3-ジクロロプロペン	0.0002 未満	0.0002 未満	0.0002 未満	0.0002 未満	0.0002 未満	0.0002 未満	0.0002 未満	検液0.002mg/L以下
チケラム	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	検液0.006mg/L以下
ジマジン	0.0003 未満	0.0003 未満	0.0003 未満	0.0003 未満	0.0003 未満	0.0003 未満	0.0003 未満	検液0.003mg/L以下
チオベンソカルブ	0.002 未満	0.002 未満	0.002 未満	0.002 未満	0.002 未満	0.002 未満	0.002 未満	検液0.02mg/L以下
ベンゼン	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	検液0.01mg/L以下
セレン	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	検液0.01mg/L以下
ふっ素	0.08 未満	0.08 未満	0.08	0.08 未満	0.08 未満	0.08	0.08	検液0.8mg/L以下
ほう素	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	検液1mg/L以下

試験施工を2010年12月20日に終了し、解体すると共に使用した試料と原地盤をサンプリングした。凝集剤成分の溶出については、浸出水が確認されなかったことから検討しないこととし、ここでは有機物の分解について検討する。試験施工前後の浄水汚泥の強熱減量を表-5.19に示す。施工区間Bの天日乾燥浄水汚泥と施工区間Cの加圧脱水浄水汚泥に対して強熱減量試験を実施した。試験施工の約19ヶ月間において浄水汚泥の強熱減量は区間Bにおいて0.3%、区間Cにおいて0.7%減少した。すなわち、試験施工の条件下で浄水汚泥の有機物は分解されたことが示された。5.3.3節におけるCASE1~3の有機物分解速度

表-5.19 試験施工前後の浄水汚泥の強熱減量

施工区間	試料の種類	試験施工前の強熱減量 L_i (%) (2009年3月)	試験施工後の強熱減量 L'_i (%) (2010年12月)	有機物分解量 $L_i - L'_i$ (%)
B	天日乾燥浄水汚泥 (DWS-M)	16.9	16.6	0.3
C	加圧脱水浄水汚泥 (DWS-N)	24.7	24.0	0.7

表-5.20 試験施工における有機物分解量と理論的に求めた経過時間の比較

施工区間	有機物分解量 (mg/kg)	試験施工の実施期間 (d)	好気条件において有機物分解に要する時間 t(d)
B	3000	約570	4~8
C	7000	約570	10~20

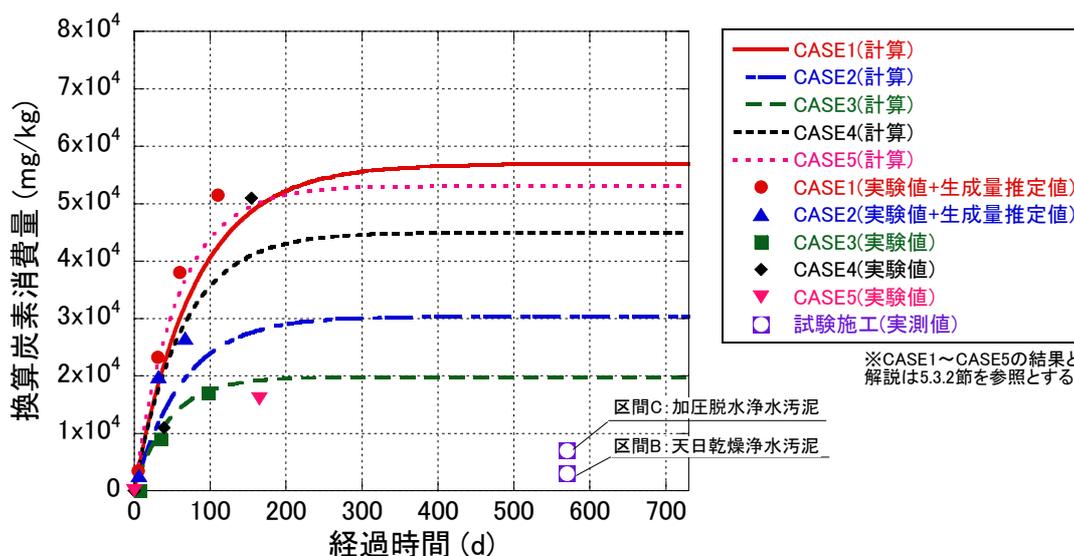


図-5.33 試験施工における有機物減少量から計算した換算炭素消費量と室内試験結果との比較

を用いて式(5.29)より、試験施工期間内に減少した有機物量を好気条件下において分解するための時間を算出し、表-5.20 に示した。また、試験施工における有機物減少量から計算した換算炭素消費量を室内試験の結果と対比させて図-5.33 に示した。試験施工では、室内試験と比べて嫌気的な環境にあったことから、有機物分解量が非常に少なかったことが推察される。好気的な環境であれば数日から数十日の間に分解される有機物量であっても、埋設管工事の埋戻し材としての利用であれば有機物の減少は著しく遅くなる。しかし、わずかでも浄水汚泥に含まれる有機物は減少するという事実は重要である。例えば、表-5.14 において H_2O_2 に 1 回浸漬した場合の換算炭素消費量は試験施工の結果と近く、その時、内部摩擦角は 38.66° から $37.05^\circ \sim 38.48^\circ$ の範囲に減少している。有機物分解後の内部摩擦角を設計に用いることにより、浄水汚泥の有機物分解を考慮することが可能となる。

5.3.3 節では、好気分解が著しく進行したとしても内部摩擦角は 35.94° 以上であるため、浄水汚泥の利用は可能であり、約 27 日間は十分に利用可能な期間であると判断した。約 2 年間の試験施工を通して、上述した約 27 日を超過しても浄水汚泥を利用できる可能性は十分にあることが示された。こうした実験事実に基づき、埋設管工事の下層路盤・路床材としての浄水汚泥の利用可能年数は、試験施工の期間を根拠に約 2 年と判断できる。これまで、凝集剤成分 AI に着目した評価において利用可能な期間を年数で表示していたこと、試験施工の期間は施工完了から 21 ヶ月間であったこと等から、約 2 年と表記した。ここでも、2 年を経過してすぐに浄水汚泥が使用不可になるわけではなく、実験的裏付けの下、最低限は保証できる期間が約 2 年であることに注意して理解されたい。

5.5 5章のまとめ

第5章では、第3章と第4章において得られた実験結果に対して、化学的変質の程度を経過時間に換算する方法を示し、浄水汚泥の利用可能年数の推定を行った。「利用可能年数」とは、実験的裏付けのもと、最低限保証される浄水汚泥の利用期間である。本章で得られた要点を以下に記述する。

- 凝集剤成分 Al の拡散溶出を想定した場合、圧縮指数は 0.507 から 0.539 に増加するまでに約 165 年を要すると予測された。透水係数は 2.21×10^{-5} cm/sec から 1.15×10^{-4} cm/sec に増加するまで約 41 年を要すると予測された。内部摩擦角は 37.23° から 36.69° に減少するまで 38 年を要すると予測された。例えば盛土材として浄水汚泥の利用を考えた場合、利用可能年数として 38 年間は確保される。
- 移流支配で凝集剤成分 Al が溶出し、日降水量 4.0mm あるいは雨水の地盤への浸透率 30% を仮定した場合には、浄水汚泥の圧縮性が 6.3% 減少するまでに 13.22 年、そして、内部摩擦角が 1.5% 減少するまでに 6.12 年を要すると予想された。拡散より移流支配の環境で浄水汚泥を使うと化学的変質も早く進行すると考えられるため、化学的変質後の材料定数を用いて安全側の設計を行うことが重要である。
- 有機物の分解について、第3章と第4章で実施した三軸圧縮試験における全ての試験ケースは、約 27 日以内の経過時間に相当することを示した。有機物分解後の内部摩擦角を用いて設計をすることが浄水汚泥の安全な利用につながる。その上で、好気分解が著しく進行したとしても内部摩擦角は 35.94° 以上あり、浄水汚泥の利用は可能である。そして、約 27 日間は十分に利用可能な期間であると判断できる。
- 浄水汚泥を埋設管工事の埋戻し材として使用した約 2 年間の試験施工を通し、浄水汚泥の安全性を確認した。有機物の好気分解は早期に終了していたことが推察され、上述した約 27 日を超過しても浄水汚泥を利用できる可能性は十分にあることが示された。こうした実験事実に基づき、埋設管工事の下層路盤・路床材としての浄水汚泥の利用可能年数は、試験施工の期間を根拠に約 2 年と判断できる。

本章では、凝集剤成分を含む陽イオンの溶出と有機物の分解を区別して扱い、各現象に着目した利用可能年数の考察を行った。しかし、実際にはすべての現象は同時に進行する。問題は、陽イオンの溶出と有機物分解が互いに作用し合うことであり、有機物が分解することで陽イオンの溶出特性が変化する可能性は現時点で否定できない。しかしながら、有機物の分解が顕著となる不飽和の条件において溶出が著しく進行すること、あるいは、そのような環境下で浄水汚泥を利用することは考えにくい。浄水汚泥の安全な地盤工学的利用を促進するため、陽イオンの溶出あるいは有機物の分解の一方に現象を限定できるように設計し、施工することは有効な手段の一つであり、地下水位以上の位置における埋設管工事の埋戻し材は一つの具体例である。ただし、アルカリ性あるいは酸性の地下水が長期間浸透する環境下で浄水汚泥を利用する場合には、陽イオンと溶解性有機物の溶出が同時に起こるため、さらなる検討が必要となることを課題としてここに記す。

参考文献

- 1) 小峯秀雄：持続可能な都市環境創生に向けた環境地盤工学の役割と展望，土と基礎，Vol.53, No.9, pp.1-5, 2006.
- 2) 渡邊保貴：廃棄物を排出資源にする世代，地盤工学会誌，第 56 巻，第 7 号，pp.42-43, 2008.
- 3) 渡邊保貴，柴田はるか，信山和大，山崎翔，小峯秀雄，信岡尚道，辰巳昌也：茨城県立カシマサッカースタジアムでのエコ活動における排出資源(廃棄物)循環システムの構築，第 7 回環境地盤工学シンポジウム発表論文集，pp.355-360, 2007.
- 4) 森口祐一：循環型社会の理念，実践と研究展望，土木学会論文集 G, Vol. 63, No. 4, pp. 286-293, 2007.
- 5) 酒井伸一，水谷聡，高月紘：溶出試験の基本的考え方，廃棄物学会誌，Vol. 7, No. 5, pp. 383-393, 1996.
- 6) 大迫政浩，貴田晶子，遠藤和人，酒井伸一，東條安匡，宮脇健太郎，肴倉宏史，坂本広美，田野崎隆雄：平成 17 年度廃棄物処理等科学研究(研究番号(K1716) 再生製品に対する環境安全評価手法のシステム規格化に基づく安全品質レベルの合理的設定手法に関する研究，2006.
- 7) Sakanakura H., Osako M. and Kida A.: Effect of exposure test conditions on leaching behavior of inorganic contaminants from recycled materials for roadbeds, *Waste Management*, Vol. 29, pp.1658-1665, 2009.
- 8) 肴倉宏史，水谷聡，田崎智宏，貴田晶子，大迫政浩，酒井伸一：利用形状に応じた拡散溶出試験による廃棄物溶融スラグの長期溶出量評価，廃棄物学会論文誌，Vol.24, No.4, pp.200-209, 2003.
- 9) 遠藤和人，肴倉宏史，大迫政浩：境膜厚さに着目したバッチとカラム溶出試験における溶出挙動の比較，第 7 回環境地盤工学シンポジウム発表論文集，pp. 155-162, 2007.
- 10) Shewmon, P.: *Diffusion in solids*, second edition, Willey, 1989.
- 11) Fetter, C. W.: *Contaminant hydrogeology*, second edition, Waveland Press, 1999.
- 12) 貴田晶子，野馬幸生：廃棄物の溶出特性，廃棄物学会誌，Vol. 7, No. 5, pp. 410-421, 1996.
- 13) Garrabrants, A. C. and Kosson, D. S: Use of a chelating agent to determine the metal availability for leaching from soils and wastes, *Waste Management*, Vol. 20, pp. 155-160, 2000.
- 14) 肴倉宏史，崎田省吾，遠藤和人，貴田晶子，大迫政浩：連続バッチ型溶出試験における再生材からの成分溶出挙動の解析，第 7 回環境地盤工学シンポジウム発表論文集，pp. 163-168, 2007.
- 15) 深井有：拡散現象の物理，朝倉書店，1994.
- 16) 大迫政浩ら：平成 17 年度廃棄物処理等科学研究(研究番号(K1716) 再生製品に対する環境安全評価手法のシステム規格化に基づく安全品質レベルの合理的設定手法に関する研究，pp.3-16-3-25, 2006.
- 17) 気象庁：気象統計情報，過去の気象データ検索，インターネット，<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>，(2011 年 6 月 19 日閲覧).
- 18) 楠和隆，池道彦，藤田正憲，平尾知彦：白色腐朽菌によるフミン酸および環境ホルモンの分解，日本水処理生物学会誌，Vol. 20, p. 30, 2000.
- 19) 荻野目昭，伊藤歩，相澤治郎，海田輝之，小藤田久義，渡辺久哉：白色腐朽菌の菌体外酵素によるフミン酸の分解について，土木学会第 57 回年次学術講演会(CD-ROM), 2002.

- 20) 服部勉, 宮下清貴, 齋藤明広: 土の微生物学, 養賢堂, 2008.
- 21) 小暮敬二, 播磨榮一: 高有機質土の地盤工学, 東洋書店, 1995.
- 22) 中野政詩, 宮崎毅: 土の中の物質移動(その 7), 土壌中における粗大有機物の分解予測, 農業土木学会誌, Vol. 42, No. 1, pp. 47-52, 1982.
- 23) 坂本一憲, 吉田富男: 土壌呼吸速度による土壌バイオマスの測定, 日本土壌肥科学雑誌, 第 59 巻, 第 4 号, pp.403-409, 1988.
- 24) 野口航: 個葉から葉緑体スケールのガス交換 c.呼吸速度(CO₂ 発生速度)測定, 低温科学, Vol.67, pp.83-87, 2009.
- 25) 別宮有紀子, 坂田剛: 根の呼吸の日中変動とその要因: 根と葉の結びつきを考慮した生態学研究の新たな可能性, 日本生態学会誌, No.59, pp.55-63, 2009.
- 26) 沢田泰男: 有機物分解速度の簡易測定, 日本土壌肥科学雑誌, 第 40 巻, 第 3 号, 1969.
- 27) M. M. コノノワ: 土壌有機物, 農山漁村文化協会, 1976.
- 28) 田中信壽: 環境安全な廃棄物埋立処分場の建設と管理, 技報堂出版, 2004.
- 29) Plante, A. F., Conant, R. F., Carlson, J., Greenwood, R., Shulman, J. M., Haddix, M. L. and Paul E. A.: Decomposition temperature sensitivity of isolated soil organic matter fractions, *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 42, pp. 1991-1996, 2010.
- 30) 土壌微生物研究会: 土と微生物, 岩波書店, 1966.
- 31) 海野円, 小峯秀雄, 村上哲: 密閉容器を用いた各種廃棄物の二酸化炭素固定化特性に関する実験的調査と低炭素社会への貢献の可能性, 第 46 回地盤工学研究発表会(CD-ROM), 2011.
- 32) 篠塚利之, 伊藤玲, 佐々木理, 矢沢勇樹, 山口達明: 風化炭から抽出したフミン酸の酸化分解によるフルボ酸および低分子有機酸の製造, 日本化学会誌, Vol. 3, pp. 345-350, 2002.
- 33) Jenny, H.: Factors of Soil Formation, McGraw-Hill, New York, 1941.
- 34) 井ノ子昭夫: 土壌中における有機物の分解と集積—その数式化へのアプローチ—, 日本土壌肥科学雑誌, 第 52 巻, 第 6 号, pp. 548-558, 1981.
- 35) 地盤工学会: 地盤調査の方法と解説(第 1 刷), p.561, 2004.

第6章 浄水汚泥の地盤工学的利用における環境負荷低減効果

6.1 廃棄物の利用に伴う環境負荷

廃棄物を利用する根本的な動機は、人間の生活水準を確保することである。その実現のために資源を節約する必要があり、廃棄物の安全な利用が不可欠となる。廃棄物の利用では、力学的側面から安全であることと、健康や環境の側面から安全であることを両立しなければならない。本論文の第3章から第5章において検討した内容は、前者に相当する。本章では、後者すなわち浄水汚泥の地盤工学的利用に伴う環境負荷について検討した結果を示す。

本論文において用いる「環境負荷」とは、地盤環境を介した人の健康、生態系、そして、植生に及ぼす悪影響を指し、廃棄物の有効利用においては特に有害物質の存在と溶出が注目される^{1),2)}。学術的に取り扱う「環境」の定義は広範にわたり、人間活動圏における身近な自然に加え、近年では、気候変動まで視野に入れた広域な空間かつ長期的な現象を環境と捉えている。そのため、廃棄物の利用に伴う環境負荷では、重金属や揮発性有機物などの土壤環境基準や水質基準に加え、温室効果ガスの排出についても検討することが求められている。すでに地盤工学の分野においては、地球温暖化に起因する地下水環境や降雨特性の変化は土の挙動に影響を及ぼすものと考えられており、気候変動への適応と緩和は重要な課題とされている。その際、二酸化炭素の排出量は環境負荷を評価する上で代表的な指標である^{3),4)}。

こうした環境に対する広範な考え方は、持続可能社会や循環型社会などの社会的要請を背景に養われてきた。保全すべき対象が増すことにより、評価項目も増し、以前は無視することができたものまで現代では考えなければならない。廃棄物の有効利用においても、環境負荷は必ずしも廃棄物そのものの挙動についてのみ検討するのではなく、廃棄物の利用に関連する事象についても多角的に検討されるべきである。すなわち、廃棄物の利用に関わる環境負荷として、廃棄物から溶出・排出される物質が健康や環境に及ぼす負荷と、本来消費されるはずであった資源が保全されることの負荷低減の両方を評価することにより、総合的に環境負荷が低減されることが示され、その結果をもって廃棄物の利用が有効であると判断することが望ましいと考えられる。

廃棄物の利用における環境負荷を評価することの意義を、建設汚泥を例にして具体的に述べる。平成20年度建設副産物実態調査によると、建設汚泥の排出量は建設廃棄物全体の約7%にあたる450万トンであり、再資源化率は69.8%である。再資源化が推進されてきた背景には、環境省では平成17年7月に「建設汚泥処理物の廃棄物該当性の判断指針について」⁵⁾を告示したこと、国土交通省では平成18年3月に「建設汚泥再生利用指針検討委員会(平成17年6月発足)」の報告書⁶⁾を公開したこと等がある。しかしながら、国土交通省の報告書において、建設汚泥は品質を満足するだけでは市場で競争力が低いことも指摘されている。この解決策として、一つは、公共建設工事での建設汚泥の積極的な利用を推進するといった政策的手段があり、具体的には、国土交通省が策定した「リサイクル原則化ルール」⁷⁾において建設副産物の搬出や再生資源の利用に関する記述がされている。もう一つ

は、環境負荷低減効果を建設汚泥の付加価値として強調する方法である。建設汚泥を有効利用することにより、廃棄物排出量を減少させると同時に、天然資材の節約も可能となる。材料コストだけでなく、上記した付加価値を経済性評価に反映することにより、建設汚泥の適切な処理と循環型社会の両立に結びつくと考えられる。

浄水汚泥の排出量は建設汚泥と比べると非常に少なく、我が国における産業廃棄物の排出量の内、平成 19 年の実績では、浄水汚泥とそれ以外の汚泥の占める割合はそれぞれ 2%と 44%である^{8),9)}。しかしながら、浄水汚泥の有効利用に関する環境負荷低減効果を検討し、その評価手法を構築することは、将来的には、建設汚泥や下水汚泥等の汚泥全般の利用に際して有益な知見になると考えられる。

6.2 貨幣的指標を用いた環境負荷低減効果の定量化

建設プロジェクトの中で廃棄物を有効利用する場合、より適切な材料や工法を選定するためには、様々な原因と結果が考えられる環境負荷を統一的に評価する方法が必要である。土木事業では、環境負荷に関連する経済性を評価するため、総合コストの算出過程において直接工事に関係する内部コスト(建設コスト)に加えて環境負荷に係る外部コスト(環境コスト)を導入している¹⁰⁾。これは、建設事業の中から生じた環境への負荷が、事業領域(空間)の外部の環境にも負荷を及ぼすこと、すなわち、外部性の考えに基づいており、外部の環境に与えられた負荷を解消するためのコストも建設事業内で一括して取り扱おうとする考え方である。例えば外部性とは、A国の建設プロジェクトにおいて排出されたCO₂は、温室効果を介して海面上昇や降雨特性の変化等の結果としてB国やC国にも損害を及ぼすというものである。

大嶺¹¹⁾は、建設材料コストの計算に環境コストを導入し、建設発生土と廃棄物を対象とした環境経済評価モデルを構築し、リサイクルのある場合とない場合を比較することにより、リサイクルの重要性を示している。大嶺¹¹⁾によれば、建設材料コストは、{建設材料コスト=バージン材のコスト+再資源化材のコスト+廃棄物の処分コスト+輸送コスト}と表わされる。資源の価値や処分費用の経年変化を正しく仮定することにより、建設材料コストの計算だけでもリサイクルを推進することの効果の評価することが可能である。さらに、持続可能な社会を創造する上では、環境に与える負荷や自然から享受してきた便益の低下などをコストと考えることが妥当である。そこで、環境コストを算出することにより、廃棄物の有効利用における環境負荷を定量評価する試みがされている。ここで考慮されている環境コストの内訳は、表-6.1に示すようにバージン材採取場、再資源化場、最終処分場のそれぞれについて森林の公益的機能、生態系、住居環境に関する便益低下を既存の原単位を用いて、製造や設備利用に関する環境負荷をCO₂負荷に換算して計算されている。その結果、リサイクルを継続することにより環境コストが減少し、リサイクルした場合の方が総合コストは小さくなることが示されている。

環境コストの計算では、建設プロジェクトにおける外部性の考え方、すなわち、環境負荷の要因を抽出する作業が重要となる。「総合的な建設事業コスト評価指針(試案)」には環境コストの項目とその原単位や計測事例などが研究途上のものも含めて取り上げられている¹⁰⁾。環境コストの項目は、事業の特性や評価の目的に合わせてより多く選択することが重要である。文献¹²⁾には、自動車専用道路の新設に関するケーススタディが示されており、環境コストの項目とその計測方法は表-6.2に示すように考えられている。ここでは、地理条

表-6.1 代表的な環境コストの項目(文献¹¹⁾をもとに作成)

環境コスト(外部コスト)	
森林の公益的機能に関する環境コスト	森林等の伐採に伴う公益的機能の変化
生態系に関する環境コスト	生態系への影響
居住環境の悪化に伴う環境コスト	居住環境(景観・アメニティー等)の悪化
	地下下落
	振動・騒音・粉塵等による環境負荷
改良用原材料使用に伴う環境コスト	改良用材料の製造に伴う環境負荷
施設製造や稼働に伴う環境コスト	構造物材料等の製造に伴う環境負荷
	重機・運搬車両等の製造に伴う環境負荷
	機械設備等の製造に伴う環境負荷
	重機・設備等の運搬に伴う環境負荷
	電力・燃料・用水使用に伴う環境負荷
	廃棄物処分に伴う環境負荷

表-6.2 自動車専用道路の新設に関する環境コストと計測に関する一覧(文献¹²⁾をもとに作成)

環境コストの項目および計測対象		計測手法
環境資源	水田の公益的機能	計測事例により便益移転
	運動公園の森林の公益的機能	
CO ₂	建設材料および建設機械によるCO ₂ の発生	
騒音	建設時の建設機械騒音および供用後の道路交通騒音	
日照障害	道路構造物による住宅地の日照障害	
時間的コスト	工期が長いことによる便益発生が遅れ	交通便益により代替

件を勘案して、公園の森林や水田の公益的機能の便益減少を取り上げられていることが特徴の一つとして挙げられる。事業の特色を環境コストに反映させることが重要であることが分かる。

本研究では、浄水汚泥の地盤工学的利用に伴う環境負荷に関わる項目を選定し、かつ、環境負荷をより強く反映させた項目を抽出することにより、簡便に環境負荷低減効果を考慮した浄水汚泥の環境経済効果を算定することを目的とする。内部コスト(建設コスト)と外部コスト(環境コスト)の考え方を応用し、浄水汚泥の利用に伴い生じる環境経済性を包含する材料の全体価格 C_T は式(6.1)のように定義する。

$$C_T = C_M + C_E \quad (6.1)$$

ここに、 C_M は浄水汚泥の材料価格(円)であり、一般の土質材料と同様に浄水汚泥が有する強度や性質に応じて決定される値と解釈する。 C_E は浄水汚泥の環境負荷低減効果を反映した価格(円)(以後、環境価格と記述する)である。すなわち、材料本来の価格に環境負荷低減に必要な分としての価格を付加した値が浄水汚泥という材料の全体価格である。なお、本研究における環境価格は、使用する原単位の都合上、建設資材の費用と重複することもあ

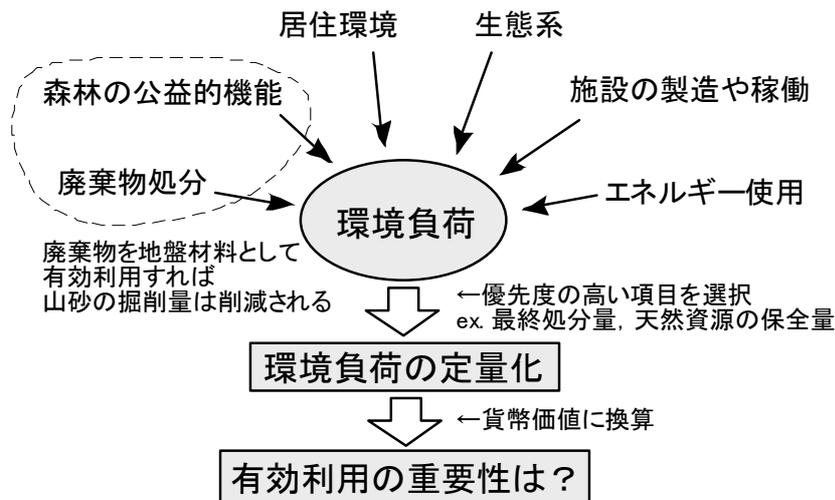


図-6.1 環境コストを援用した環境負荷の定量評価の考え方

るため、建設事業全体のコスト計算に包括される環境コストとは本質的な差別化を図り、用語を独自に定義した。また、材料の価格設定を評価手法の基本的な考え方としているが、ここでの本質的な目的は環境負荷低減効果の定量化であり、貨幣価値が一つの指標として有効であると考えた。そのため、本章において記す内容は一般的な経済評価とは異なり、環境負荷の側面に視点を限定した評価である。結果の利用としては、複数の結果を相対比較し、有効利用の方針を決定する等の意思決定のための一つの情報となることが期待される。

一般的な環境コストの項目としては、文献^{11), 12)}を参考にすると、森林等の伐採に伴う公益的機能の消失、生態系への影響、居住環境の悪化、地価下落、材料・設備等の製造に伴う環境負荷などが挙げられ、それぞれについて原単位法や仮想市場評価法(CVM: Contingent Valuation Method)を活用して貨幣価値に換算しなければならない。より多くの項目について適切な原単位を用いて計算を行えば、きわめて合理的な総合コストの比較や検討が行える。本研究では、上述した環境に対する悪い影響、あるいは、良い影響を浄水汚泥の有する品質として解釈し、それらを浄水汚泥の価格設定に反映させる。そこで、次の前提を設け、環境価格を式(6.2)より求めることにする。環境負荷の定量評価に関する考え方を図-6.1に示す。

- ・浄水汚泥は従来工法で用いられていた天然資材の代替材として用いる。(一件の建設事業の中で材料の変更のみを考える。)
- ・従来工法と同じ施工方法で浄水汚泥を代替材として利用することができる。
- ・天然資源の節約と産業廃棄物最終処分場埋立て容量の節約を環境に対する良い影響とし、それらは浄水汚泥の単価を下げ、有効利用を促進する方向に作用する。
- ・浄水汚泥の単価を上げる要因として、環境問題を未然に防ぐための投資や、従来工法で用いられていた天然資材より過度な製造プロセスを考える。

$$C_E = c_1 + c_2 + c_3 - c_4 - c_5 \quad (6.2)$$

ここに、 c_1 は浄水汚泥を使うことによる土壌汚染または植生被害の拡大を予防するための費用(円)である。 c_2 は浄水汚泥を脱水または前処理するために要する費用(円)である。 c_3 は浄水汚泥の運搬や保管に要する費用(円)である。 c_4 は浄水汚泥を利用することによる最終処分費用の削減分(円)である。 c_5 は浄水汚泥を利用することにより従来購入していた土質材料の節約費用(円)である。

c_1 は、既往の研究¹³⁾より、溶出試験の結果が「土壌の汚染に係る環境基準」を満足し、かつ、 Al^{3+} が植生に及ぼす影響として、溶出量が「水道法第4条に基づく水質環境基準」を満足することで環境適合性は高いことが認められるため、実質的に0円とみなせる。 c_2 は浄水処理の過程で行う脱水の他に機械的な脱水設備や造粒機などを利用する場合に考慮する必要があり、天日乾燥のみの利用であれば0円とみなせる。 c_3 は従来工法において用いていた天然資材の運搬経路に対して、浄水場から建設現場への経路が距離的に大きく異なる場合には0円とみなせる。 c_4 と c_5 は環境負荷を低減させる方に作用し、本来、支払うはずであった処分費用が削減された分は浄水汚泥の価格を低下させるものと考え、マイナスの符号を付けた。したがって、 c_4 と c_5 の増加は C_E を小さくする方に作用し、 C_E は小さいほど環境負荷低減効果が高いと解釈できる。なお、有事のシナリオを想定しておくことも廃棄物処理においては重要と考えられるため、放射性廃棄物として取り扱いが必要になる場合には c_1 の設定が、溶融処理、不溶化処理、封じ込め対策等が必要になる場合には c_2 の設定が重要になることをここに記す。

環境の価値には、環境を実際に利用したことによる利用価値(use value)と非利用価値(non-use value)がある¹⁴⁾。非利用価値には、将来的に必要が生じた時のために環境を利用する選択肢を残すために支払われる金額に相当するオプション価値(option value)、さらに、利用する見込みはなくとも環境を残しておくことに支払い意思が生じる場合に定義される存在価値(existence value)がある¹⁴⁾。これらは潜在的便益としての環境の価値であり、本研究において重要視している天然資源や最終処分場容量の節約は特にオプション価値としての意味合いが強い。 c_4 と c_5 の増加により浄水汚泥の価格が減少することは、環境の利用可能性を将来に残すためのイニシアチブをとることに結びつくと考えられる。

これまで記述した内容は浄水汚泥を単体で利用する場合の環境経済効果の定義である。しかしながら、日常的に排出される浄水汚泥の量は建設事業の規模に対して必ずしも十分ではなく、砂質土や軟弱な現場発生土と混合して利用することにより量的な不足を解消することが期待されている^{15), 16)}。そこで、浄水汚泥の混合利用における環境経済効果を定義する。混合利用時の環境負荷は天然資材の損失と考え、式(6.2)の環境価格 C_E を式(6.3)に拡張した。

$$C_E = (c_1 + c_2 + c_3 - c_4 - c_5) + c_n V_n \left(1 - \frac{p_{mix}}{100} \right) \quad (6.3)$$

ここに、 c_n は一般の土質材料の $1m^3$ あたりの価格であり、例えば山砂などの購入土の価格(円)である。 V_n は一般の土質試料の使用量(m^3)、 p_{mix} は浄水汚泥の混合率(%)である。ただし、 $0 < p_{mix} \leq 100$ である。ここでは、第一の検討段階として、浄水汚泥が混じった一般の土質材料は土構造物解体後に最終処分されると仮定している。この仮定の根拠として、第一に数年後または数十年後の浄水汚泥の力学特性を説明できる測定値や実験値が無いこと、第二に文献¹⁷⁾によれば、浄水汚泥を繰返し利用した場合にCBRは低下することより、解体後の再利用は必ずしも可能ではないこと、第三に茨城県日立市の事例より、埋設管工事のような

比較的小規模の施工では、発生土に対する力学試験や仮置きを行うより、発生土を購入土で入れ替える方が費用対効果は高い場合が多いことが挙げられる。なお、本研究においては、固化処理については考えておらず、一般的な締固め管理のみで実施できる有効利用を対象としている。式(6.3)より、浄水汚泥の混合率が小さいほど、より多くの天然資材が廃棄されるため、全体のコストは高くなることが予想される。第二の検討段階としては、浄水汚泥の繰返し利用を可能とした場合であり、浄水汚泥を掘削・回収する際の損失率を $r[\%]$ とすると、追加して使用される浄水汚泥の環境価格 ΔC_E は次式のようになり、この値を有効利用の回数が増す度に加算することになる。

$$\Delta C_E = \frac{r}{100} \left\{ (c_1 + c_2 + c_3 - c_4 - c_5) + c_n V_n \left(1 - \frac{P_{mix}}{100} \right) \right\} \quad (6.4)$$

廃棄物の有効利用に関する市場の仕組みは、一般的な市場と同様に需要と供給の法則に基づき、需要が変動すると市場均衡も変動すると考える¹⁸⁾。このとき、図-6.2に示すように、一般的な需要と供給の関係は需要供給曲線により表現される。需要は価格が小さい時に多く、価格が大きい時に少なくなる。供給はその逆であり、価格が小さい時に少なく、価格が大きい時に多くなる。需要曲線と供給曲線の交点が均衡価格となる。仮に需要と供給の各関数が与えられれば、それらを等式とした時の解から均衡価格が求められるが、それらは未知として廃棄物の有効利用について検討する。

廃棄物からなる製品に関しても同様に需要と供給の関係は成立すると考えられる。しかし、廃棄物の有効利用に関しては、すでにある程度の数量が廃棄物として存在しており、本来、その処理には費用が発生していたことを考慮すると、必ずしも均衡価格の考え方から廃棄物の価格を決定しなくても利益や流通が見込まれる価格設定が存在すると考えられる。そこで、図-6.3に示すように需要と供給の関係を考察する。供給曲線は価格ゼロを始点に持つと考える。すなわち、浄水汚泥のようにある時点において不要と判断される物質は、日常的に廃棄物として必ず排出されているため、市場にある程度の数量は存在し、その価格はゼロあるいはマイナス(費用を支払い処理する)であると考えられる。廃棄物を最終処分することを、廃棄物の価格はゼロでも需要はほとんど存在しないと解釈する。我が国では2000年に循環型社会形成推進基本法が施行される等、有効利用に対する社会的気運が高まることにより廃棄物の有効利用に価値が見出されてきているのが現代であり、その価格は明確に定められていないものの、需要曲線と供給曲線が存在することで廃棄物の有効利用が推進されているものと考えられる。これを図-6.3に示すように二つの解釈で均衡価格と結びつける。第一に、需要曲線が価格ゼロの方向に近づくことにより、価格ゼロであっても需要と供給の関係が成り立つことが考えられる。第二に、需要曲線は不変であるが、供給を増すことにより価格が均衡価格に到達することが考えられる。すなわち、需要が認められるように廃棄物の価値を定める操作である。ただし、本来、廃棄物の価格はゼロであると考えた方が実務的であるため、廃棄物に新たな価値を付加する必要がある。その方法の一つが上述した環境価格である。また、供給が伴わなければ均衡価格は得られないため、ほぼ確実な利用を見越して廃棄物の貯蔵を許すことや、廃棄物と天然物を混合利用することにより、供給力を増大させる工夫が必要である。本研究では、例えば浄水汚泥の年間排出量のようにまとまった量がストックされていることを仮定すると共に、混合利用にも対応できる環境価格の算出方法を示している。浄水汚泥を混合利用する場合には、混合割合を力学的側面と環境経済的側面から決定することが重要となる。前述した浄水汚泥の地盤工学的利用の環境経済性に関わる全体価格 C_T を構成する材料価格 C_M と環境価格 C_E のうち、混合利用に直接関係する項目は C_E に限定できるため、浄水汚泥の環境経済効果すなわち環境負荷低減効果を見積もるためには C_E を算出すればよいことになる。ただし、以上の考え

方で環境負荷低減効果を算定するには、浄水汚泥単体の品質が、従来使用されていた土質材料と同等以上であり、従来の土質材料の価格を C_M' としたとき、 $C_M=C_M'$ を成立させることが必要条件となる。本研究では、第二章において適切に脱水した浄水汚泥の CBR は道路の路床材料として十分な値となることから、 $C_M=C_M'$ は成立しているものとする。

環境価格は経年的あるいは建設事業の回数ごとに積算される。そのため、 i 年目(回目)に見込まれる環境価格を $C_{E,i}$ とすると、 n 年目までの環境価格の積算値 C_{totalE} は式(6.5)のようになる。 ΔC_E は材料の損失を補う場合に追加される環境価格である。

$$C_{totalE} = \sum_{i=1}^n (C_{E,i} + \Delta C_{E,i}) \quad (6.5)$$

貨幣価値を経年的に積算する場合には、将来の貨幣価値を現在の貨幣価値に換算して表記する必要がある。その際、割引率 R や利率 I が使用される。しかし、ここで考えている環境価格は環境負荷量を意味する値であり、環境価格のみに着目して環境負荷を評価する場合に、たとえ単位は貨幣と同じであっても、環境に対する評価値に割引率 R や利率 I を適用することは必ずしも適切とは言えない。そこで、ここでは貨幣価値の変動と環境の価値に関する解釈を概念的に説明する。環境価格の算出で用いられる原単位に相当する貨幣価値は、評価時点における価値基準により決定されるため、例えば、資源量の減少により天然土の価格が増加した場合、環境価格はそれに応じて変動することとなる。そこで、環境の価値を反映する定数として E を定義すれば、式(6.6)のように環境価格の純粋な積算値が求められる。

$$C_{totalE} = \sum_{i=1}^n \left[\frac{C_{E,i} + \Delta C_{E,i}}{(1+E)^{i-1}} \right] \quad (6.6)$$

ここで E は正の値をとるとき、将来的には環境保全の意義が高まり、廃棄物の有効利用を推進するほど環境価値が小さくなり、環境負荷低減効果が高まることを予想した計算となる。

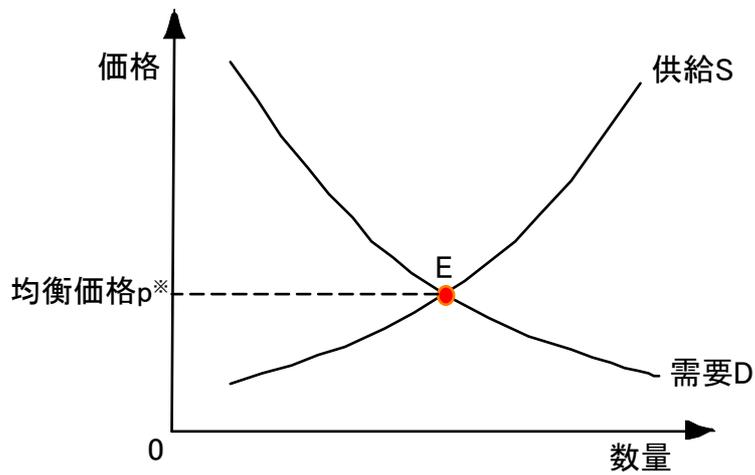


図-6.2 需要供給曲線

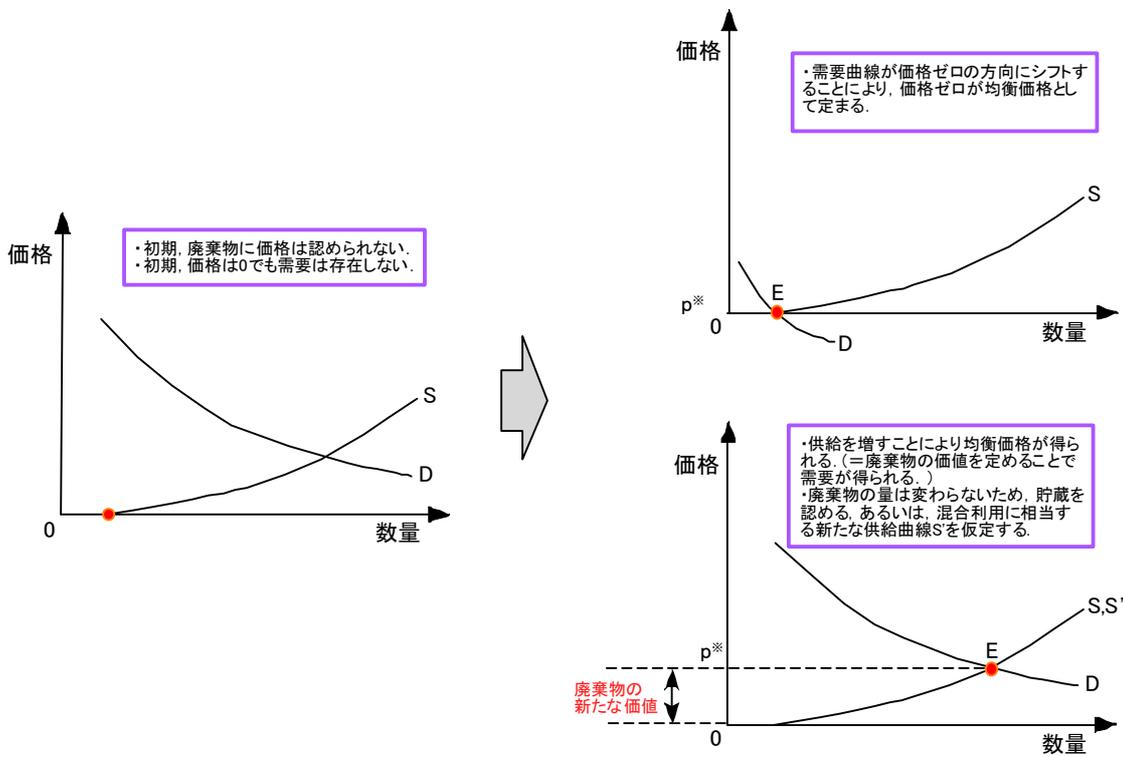


図-6.3 廃棄物の有効利用における需要と供給の関係

6.3 浄水汚泥の地盤工学的利用における環境負荷低減効果の算定

浄水汚泥の地盤工学的利用に関する複数のシナリオにおいて、環境負荷低減効果を算出した。シナリオの作成では、第5章において示した浄水汚泥の利用可能年数や繰り返し利用の可能性を考慮すると共に、浄水汚泥の量的な供給不足を補うための混合利用についても環境負荷低減効果を算定した。

6.3.1 浄水汚泥の利用可能年数を考慮した地盤工学的利用シナリオ

本研究では茨城県日立市における水道管理設工事を参考に、図-6.4に示す混合利用のシナリオIを設定した。埋設管工事等の路床部分の埋戻し材として利用することが可能であることは5章で示した一つの結論である。工事の規模は年間掘削量 3000m^3 とした。一方、浄化処理過程では年間 1000m^3 の浄水汚泥が排出される。従来は発生土と浄水汚泥は共に最終処分されていたが、浄水汚泥を埋戻し材として利用することで最終処分量は減少することになる。また、従来は建設現場において必要となる埋戻し土として山砂を購入していたが、浄水汚泥を利用する分だけ山砂の購入量は減少する。以上の最終処分量の削減と天然資源

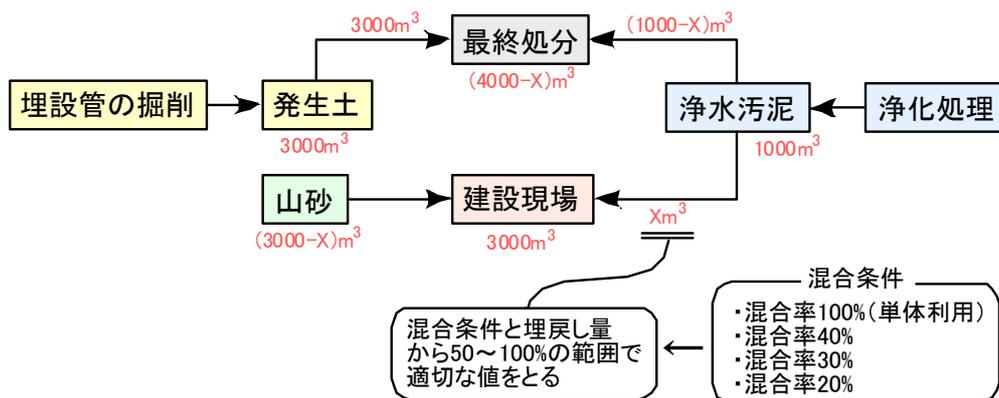


図-6.4 混合利用のシナリオ I

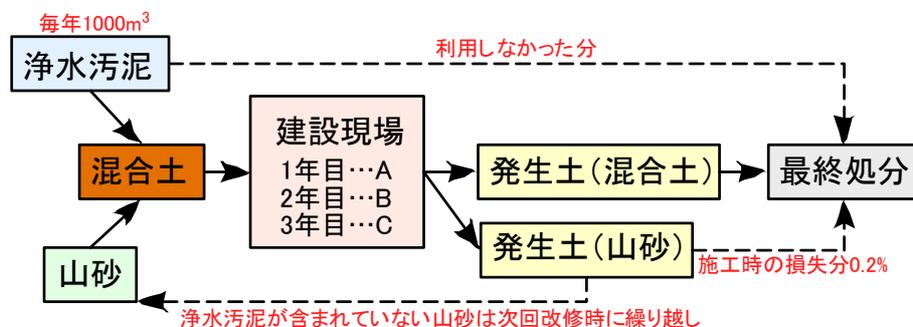


図-6.5 複数の建設現場に対する浄水汚泥の利用シナリオ II

表-6.3 環境価格の算定において想定した混合利用条件

ケース	浄水汚泥の混合率(%)	浄水汚泥の利用率(%)	備考
1	100	100	浄水汚泥の単体利用
2	100	50	浄水汚泥の単体利用
3	40	100	混合利用
4	40	50	混合利用
5	30	90	混合利用
6	30	50	混合利用
7	20	60	混合利用
8	20	50	混合利用
9	10	30	混合利用
10	10	20	混合利用
11	0	0	従来材料の単体利用

の保全が環境負荷低減効果として算出される。

想定した浄水汚泥の混合利用条件の一覧を表-6.3に示す。浄水汚泥の混合率は100% (浄水汚泥の単体利用)、40%、30%、20%、10%、0% (山砂の単体利用)とした。混合割合0~40%は、文献¹⁹⁾において混合土のCBRが10%以上になることが確認された値である。浄水汚泥は日常的に比較的少量ずつ排出されるため、必ずしも工期と排出時期が一致するとは限らないことを考慮し、排出総量に対する浄水汚泥の利用率を0~100%の範囲で変化させた。ケース5、ケース7、そして、ケース9では、混合土の量を埋戻し量3000 m³と一致させるため、浄水汚泥の利用率をそれぞれ90%、60%、30%とした。

以上のシナリオIIは浄水汚泥を最初に利用する段階における短期的なシナリオあるいは断面的な条件設定である。しかしながら、実際には浄水汚泥を継続的に利用するときのコストパフォーマンスが重要であり、長期的な環境負荷低減効果を評価する必要がある。そこで、継続的な浄水汚泥の有効利用による環境価格を算定するため、埋設管工事の頻度と山砂の繰返し利用を考慮し、図-6.5に示す利用シナリオIIを作成した。日立市の事例を参考に埋設管の改修工事を三年に一度、建設現場を三箇所と設定し、1年目は現場Aに、2年目は現場Bに、3年目は現場Cに浄水汚泥を供給する。4年目は現場Aに浄水汚泥を供給することになる。以上のサイクルで浄水汚泥を継続的に利用した場合の環境価格の累積値を表-6.3に示した混合利用条件ごとに比較した。第5章で示した浄水汚泥の利用可能年数のうち、最も安全側で短期のものを選べば試験施工の成果に基づいた2年である。試験施工は良好なモニタリング結果であったこと、圧縮とせん断に関しては6年以上の利用可能年数が見込まれていたことを理由に、本シナリオにおける利用期間3年は妥当な期間である。ただし、浄水汚泥混合土と山砂単体を同一現場で使用した場合には、改修時にそれぞれを区別して掘削し、山砂は繰返し利用できると仮定した。また、山砂のみを丁寧に掘削し、繰返し利用する作業には困難が伴うため、山砂掘削時の損失率を20%/yearとして計算した。

シナリオIとシナリオIIIは、具体的な建設サイトを設定した比較的微視的な評価のためのシナリオ設定であった。それらに加えて、巨視的な物質フローを反映させたシナリオを図

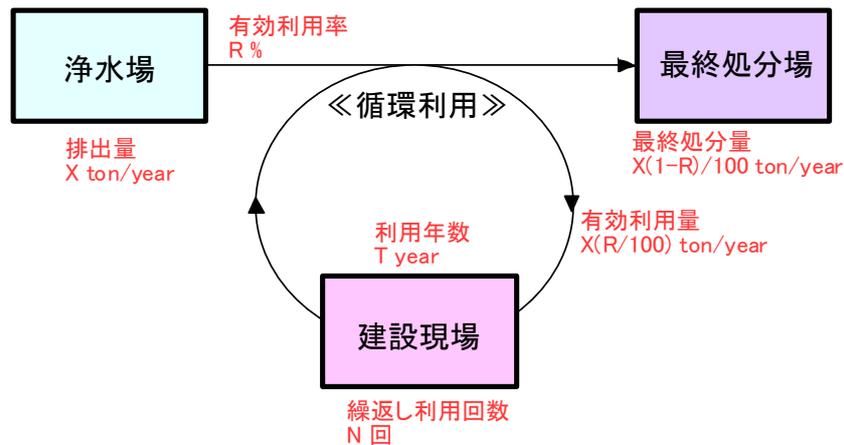


図-6.6 有効利用率と繰返し利用回数に着目した浄水汚泥の有効利用シナリオ (シナリオ III)

—6.6のように作成した。ここでは、繰返し利用の回数 M [回]を変えた場合と有効利用率 R [%]に着目して、社会にストックされる浄水汚泥の量と環境負荷低減効果について考察することを目的としている。すなわち、浄水場から排出された浄水汚泥 X ton/yearのうち、有効利用される分は循環利用され、それ以外は最終処分される。循環利用では、一回の利用に T 年を要すると仮定し、さらに、繰返し利用を N 回とする。ここでは、茨城県日立市の事例および第5章での利用可能年数を参考に $T=3$ (year)、第4章における実験条件を参考に $N=1\sim 5$ (回)とする。所定の繰返し利用回数 N に達した時点で、使用されていた浄水汚泥は最終処分される。浄水汚泥の排出量に対し、建設事業において必要となる資材量は十分に大きいことを仮定し、また、浄水汚泥の施工範囲に限定して計算を行うため、浄水汚泥の使用量と発生土の量は等しくなる。我が国における浄水汚泥の総排出量は、厚生労働省の平成19年度の集計結果⁸⁾である 8405×10^3 ton (脱水前の重量)に対して、脱水前の含水比を200%と仮定し、それがおよそ最適含水比40%で使用される場合の重量として約 3922×10^3 tonを年間の総排出量とする。有効利用率 R (%)は100%と50%の2ケース、浄水汚泥の混合率は100%(単体利用)と40%の2ケースとする。計算条件を表-6.4に示す。

計算に使用した原単位は、浄水汚泥の最終処分費が5000円/ton、発生土(泥土)の最終処分費が5000円/ton、そして、山砂の単価が2000円/ m^3 とした。浄水汚泥と山砂の湿潤密度はそれぞれ $1.457g/cm^3$ 、 $1.950g/cm^3$ とした。それぞれ、最適含水比において締固め度90%に相当する湿潤密度である。運搬に関する費用 c_3 は、従来は最終処分やセメント原料として市内で処理していたのに対し、本研究において想定した有効利用においても市内の工事で利用しており、運搬距離に大差はないと考え、計算上では考慮しないこととした。実際には、山砂の運搬距離が大きいほど浄水汚泥を利用することによる環境負荷低減効果が大きくなるため、 c_3 を無視する今回の仮定は環境負荷低減効果を小さく見積もる方に作用する。

表-6.4 浄水汚泥の有効利用率と繰返し利用回数を考慮した環境価格の算定において
想定した混合利用条件

ケース	浄水汚泥の混合率 $p_{mix}(\%)$	浄水汚泥の有効利用率 $R(\%)$	繰返し利用回数 $N(\text{回})$	備考
1	100	100	0	単体利用
2	100	100	0	単体利用
3	100	100	1	単体利用
4	100	50	1	単体利用
5	100	100	2	単体利用
6	100	50	2	単体利用
7	100	100	3	単体利用
8	100	50	3	単体利用
9	100	100	4	単体利用
10	100	50	4	単体利用
11	100	100	5	単体利用
12	100	50	5	単体利用
13	0	0		従来工法

6.3.2 浄水汚泥の地盤工学的利用における環境負荷低減効果

浄水汚泥を一回のみ利用する場合(シナリオI)と、改修工事に伴い浄水汚泥を継続的に利用する場合(シナリオII)に関して、最終処分費用と山砂購入費用の削減分に着目した環境価格を算定した。

はじめに、図-6.7にシナリオIに対する計算結果を示す。ここでは発生土の処分については計算に反映させておらず、環境価格とは本質的に異なった値を結果として表示しているため、グラフの縦軸は削減費用と表示している。削減費用が大きいほど環境負荷低減効果は高いと解釈する。ケース11は浄水汚泥を利用していない従来の工法であり、最終処分量や山砂購入費の削減はないことを意味している。ケース1, 3, 5では環境価格が大きく算出さ

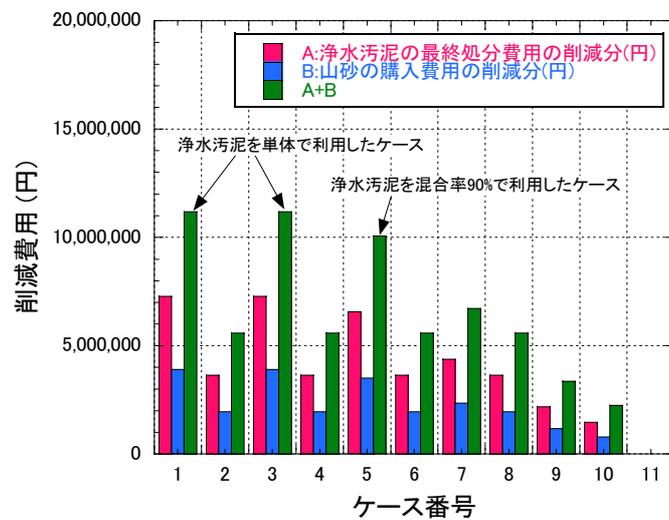


図-6.7 各混合条件における最終処分と山砂購入の削減費用
(ケース番号は表-6.3と一致している.)

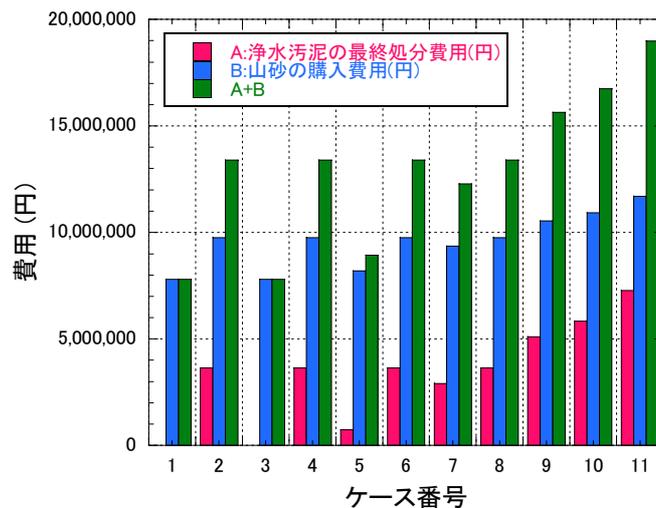


図-6.8 各混合条件における最終処分費用と山砂購入費用
(ケース番号は表-6.3と一致している.)

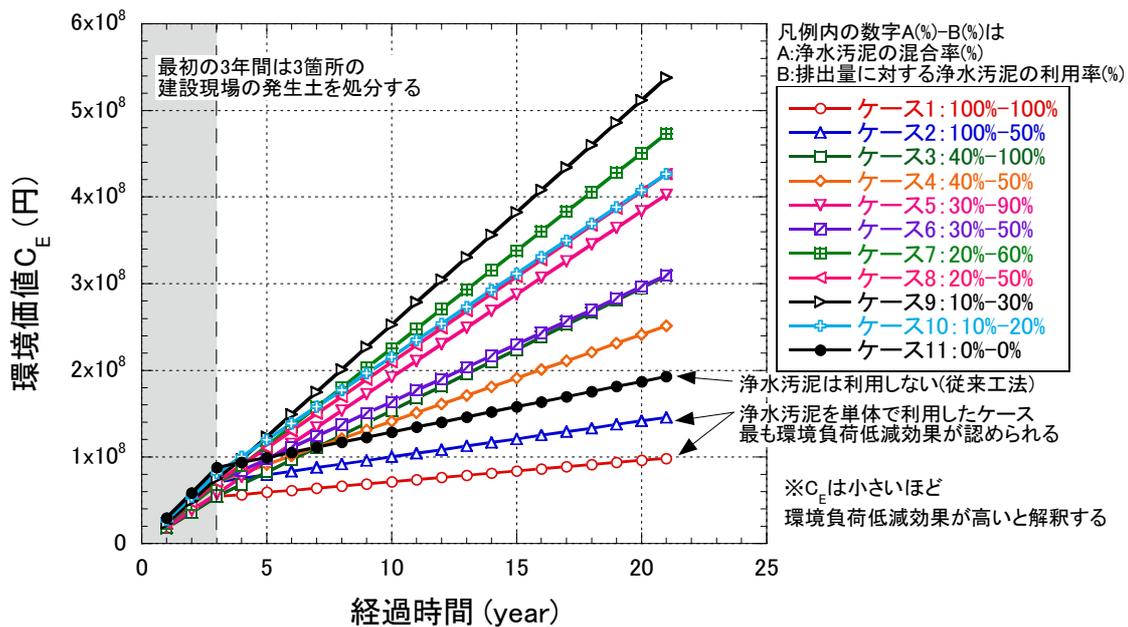


図-6.9 複数の建設現場に浄水汚泥を継続的に供給した場合の環境価値の算定結果
(ケース番号は表-6.3と一致している.)

れる結果となった。それらは浄水汚泥を単体利用または混合率90%で利用したケースである。その一方で、浄水汚泥の混合率が減少するほど環境価格も減少する傾向がみられた。したがって、浄水汚泥を利用するほど環境負荷低減効果は高いことがわかった。参考までに図-6.8に各混合条件における最終処分費用と山砂購入費用を示した。山砂購入費用の推移に比べて、浄水汚泥の最終処分費用の推移の方が定性的に大きな変動を有しており、浄水汚泥を一度だけ利用するのであれば、山砂の購入量を削減することより、浄水汚泥の最終処分量を削減するほうが環境価格に対する寄与は大きいと言える。ただし、シナリオIでは、解体後の浄水汚泥混合土の処分については考慮していない。

次に、シナリオIIに対する計算結果を図-6.9に示す。浄水汚泥の利用年数を3年に設定し、三箇所の建設現場において埋戻し材が7回入れ替わる21年後までの累積環境価格を算定した。繰返し利用回数を第4章の知見に基づくのであれば、最大5回繰返し利用するまでの実験結果が得られており、利用後に想定される安全側の材料定数を用いて設計することを仮定すれば、15年後までの計算結果がより確かな情報となるが、実環境においては溶出や有機物分解などが室内実験よりも遅い速度で進行すると考えられることから、ここでは21年後すなわち繰返し利用7回までの計算結果を示す。環境価格は小さいほど環境負荷低減効果が高いと解釈する。ここでは、初回の掘削では軟弱な発生土が排出することを想定し、最初の3年間は、各建設現場の発生土を全て処分すると仮定して計算した。また、浄水汚泥を利用しない従来の工法であっても天然資材すなわち山砂の損失は考慮されている。そのため、ケース11では、1~3年目の発生土の処分による費用が大きくなり、利用初期段階では環境負荷が大きくなる結果となった。3年目以降は山砂を20%/yearの損失率で繰返し利用し、また、毎年の浄水汚泥の処分量と山砂の損失量が一定であるため、ほぼ一定の傾きで環境価格の累積値は推移している。浄水汚泥を利用しない従来の工法を基準に考えると、浄水

汚泥を単体で利用したケースが最も環境負荷低減効果が認められた。浄水汚泥を混合すると配合材料として使われた山砂が改修時には廃棄され、天然資材の損失分が環境負荷として計算されたためである。同じ混合率について考察すると、浄水汚泥の混合率40%では、ストック量に対する浄水汚泥の利用率が小さいほど、環境負荷は小さいことがわかった。これは、混合率を固定した条件でより多くの浄水汚泥を利用しようとするほど、混合土の量も増え、その混合土が廃棄物となることが環境負荷として計上されていることを意味している。同様の傾向が混合率30%、20%、10%の条件でも確認できる。浄水汚泥を供給する実態としては、年間供給量の1000m³を数回に分けて供給する方式が現実的である。工事とストックの期間が一致しなければ、浄水汚泥は利用できずに最終処分することになる。しかし、それは混合利用による山砂の処分を避けることも解釈できる。利用率が低いほど環境負荷は小さくなるという結果は、実務的には好ましいものであると考えられる。

最後に有効利用率と繰返し利用を考慮したシナリオIIIに関する計算結果を示す。有効利用率100%において繰返し利用回数を変化させた場合の環境価格の推移を図-6.10に示す。浄水汚泥が繰返し利用されている間は、浄水汚泥の最終処分が減少すると同時に、天然土の購入も減少するため、環境価格は減少し続け、環境負荷低減効果が認められる。繰返し利用が終了した時点で使用済みの浄水汚泥が最終処分されるため、その処分に関する費用が浄水汚泥の利用に関する費用を上回り、従来工法とほぼ同等の勾配で環境価格が増加する。しかし、環境価格の増加割合は浄水汚泥を有効利用した場合の方が小さいため、図-6.10に示される範囲でも環境負荷低減効果は十分に認められる。すなわち、最終処分場の埋立面積や天然土の節約は達成されていると言える。繰返し利用1回で環境価格は従来工法の38.7%となり、繰返し利用5回では、21年経過時点において従来工法1回目より環境負荷は低減されていると解釈できる。

有効利用率50%において繰返し利用回数を変化させた場合の環境価格の推移を図-6.11に示す。有効利用率は50%であるため、浄水汚泥の排出量の半分は最終処分されている。そのため、図-6.10と比較すると浄水汚泥の処分量が削減されなかった分、初期の環境価格の減少は認められなかった。また、環境価格の増加割合も有効利用率100%の場合と比べると大きく、徐々に従来工法の環境価格に近づく傾向が認められる。繰返し利用回数1回および2回のケースでは、21年が経過する間に従来工法の環境価格を上回った。これより、有効利用率を100%に近づけることが重要であり、そして、有効利用率に関わらず、繰返し利用回数を多くすることにより、環境負荷を可能な限り低減できることも示唆された。

以上の計算結果に基づき、天然資材の損失を考慮したときに浄水汚泥の混合利用は必ずしも環境負荷低減に結びつかないことが示された。今回の計算条件と計算結果に基づけば、浄水汚泥を単体で利用し、改修時には浄水汚泥と山砂を区別して掘削できる工法をとることが最も望ましい。また、浄水汚泥を混合する場合には、本論文においては混合率40%が最適であると言える。一般的には、混合資材として利用する山砂量を減少させることが重要である。ただし、天然資材の保全と最終処分場残余容量の確保に対して、本研究では重みづけを行っていないため、それらの優先順位を経済評価に反映させる方法については今後の課題である。

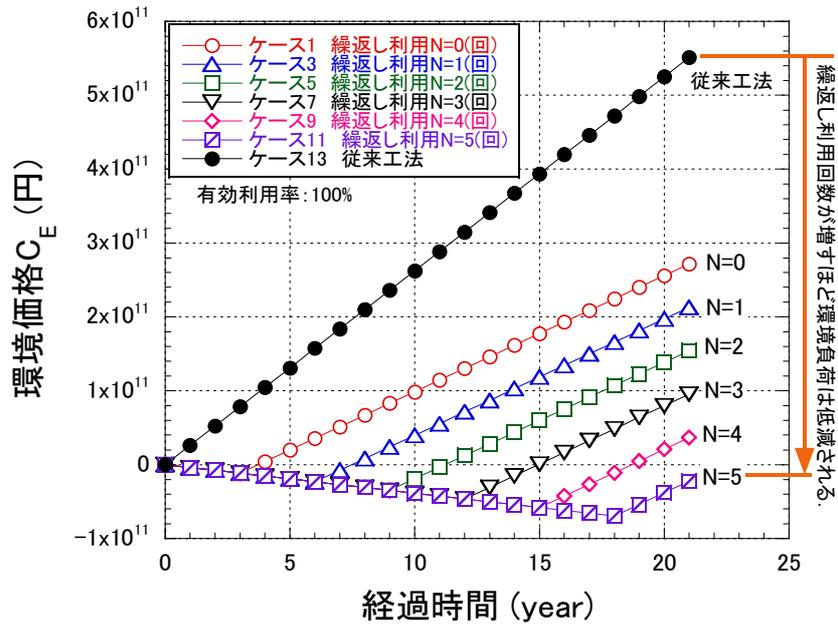


図-6.10 有効利用率 100%において繰返し利用回数を変化させた場合の環境価格の推移
(ケース番号は表-6.4 と一致している.)

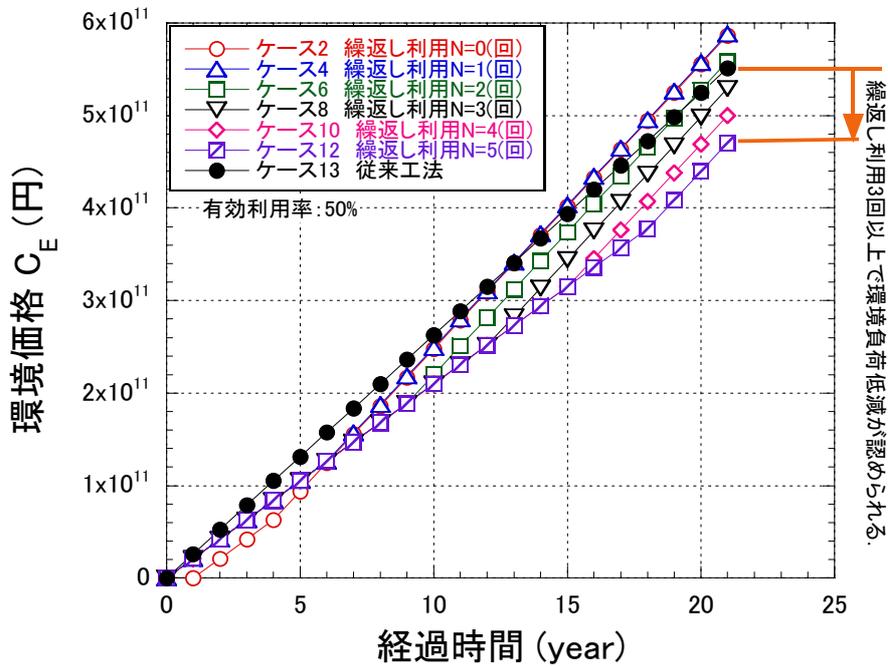


図-6.11 有効利用率 50%において繰返し利用回数を変化させた場合の環境価格の推移
(ケース番号は表-6.4 と一致している.)

6.3.3 環境負荷低減効果の評価フロー

浄水汚泥と砂質土の混合利用と環境負荷低減効果の評価フローを図-6.12に示す。天日乾燥床を用いた浄水汚泥の脱水には長時間を要するため、脱水とストックを継続しなければならない。本研究では、脱水の目安は含水比55%以下である。含水比管理と同時進行で工事の種類と規模を選定する。工事で必要な埋戻し量を決定することが重要であり、埋戻し量から混合の有無、または、混合割合の検討を行うことになる。埋戻し量と混合割合からは式(6.3)を用いて環境価格を算出する。本研究では、この環境価格が低いほど環境負荷低減効果が高いと解釈している。混合した試料に関しては、品質評価としてのCBR試験を行い、 $CBR \geq 10\%$ の条件と照合する^{20), 21)}。最終的に、環境負荷と品質の両方の側面から浄水汚泥利用の可否が判定される。環境負荷低減効果の判断基準を設けることは極めて困難であるが、計算結果は実務的に扱われる貨幣価値に基づいている点では、従来工法との比較から事業者が各々の判断基準を設定することは比較的容易であると考えられる。

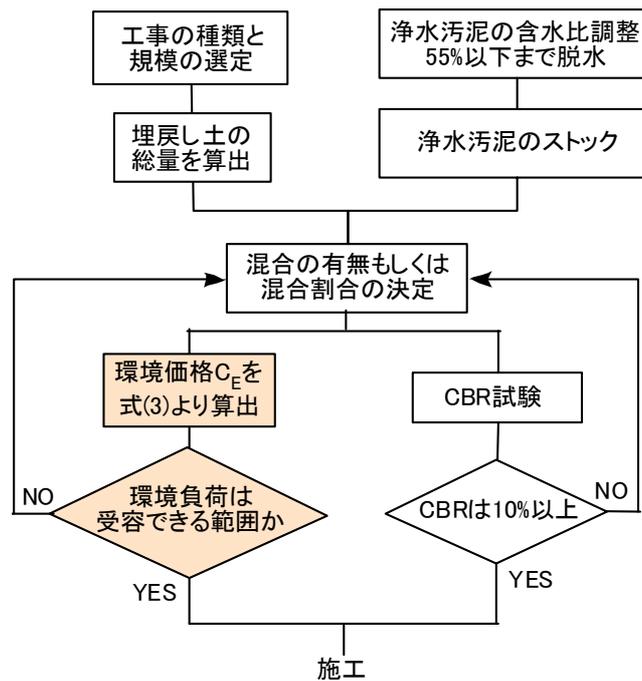


図-6.12 浄水汚泥と砂質土の混合利用と環境負荷低減効果の評価フロー

6.4 6章のまとめ

第6章では、浄水汚泥の環境負荷低減効果を定量評価するため、浄水汚泥の利用可能年数および繰返し利用の可能性に基づいて有効利用シナリオプランニングを行い、その有効利用シナリオにおける環境経済効果の算定を行った。本章において得られた要点を以下に示す。

- 本研究では、浄水汚泥の地盤工学的利用に伴う環境負荷に関わる項目の中から、環境負荷をより強く反映させた項目として主に天然資源の保全量と最終処分の削減量を抽出し、環境価格を定義することにより、簡便に環境負荷低減効果を考慮した浄水汚泥の環境負荷低減効果を算定した。
- 浄水汚泥の有効利用における環境負荷低減効果を算定した結果、浄水汚泥を単体で利用する方が環境負荷低減効果は大きいことが示された。量的な不足を補うために浄水汚泥と山砂を混合して使用する場合には、浄水汚泥を可能な限り多く混合することが重要であり、力学的側面から40%まで混合することが望ましい。
- 有効利用率と繰返し利用回数に着目して、我が国から排出される浄水汚泥の全量に対し物質フローをシナリオに反映させ、環境価格を計算した結果、第一に有効利用率を100%に近づけること、第二に繰返し利用回数を増やすことが環境負荷低減のために重要であることが示唆された。
- 最後に、浄水汚泥と砂質土の混合利用と環境負荷低減効果の評価フローを示した。浄水汚泥の貯蔵や脱水と併せて、環境負荷低減効果の評価結果を通して、有効利用のシナリオプランニングを行うことが重要である。

参考文献

- 1) 嘉門雅史, 日下部治, 西垣誠: 地盤環境工学ハンドブック, 朝倉書店, 2007.
- 2) 嘉門雅史, 大嶺聖, 勝見武: 地盤環境工学, 共立出版, 2010.
- 3) Simpson, B. and Tatsuoka, F.: Geotechnics: the next 60 years, *Geotechnique*, Vol.58, No.5, pp.357-368, 2008.
- 4) Yasuhara, K., Komine, H., Murakami, S., Chen, G. and Mitani, Y.: Effects of Climate Change on Geo-Disasters in Coastal Zones, *Journal of Global Environmental Engineering*, Vol.15, pp.15-23, 2010.
- 5) 環境省: 建設汚泥処理物の廃棄物該当性の判断指針について, 2005.
- 6) 建設汚泥再生利用指針検討委員会: 建設汚泥再生利用指針検討委員会報告書, 2006.
- 7) 国土交通省: リサイクル原則化ルール, 2006.
- 8) 厚生労働省健康局水道課: 浄水汚泥(浄水発生土)の循環利用について, 中央環境審議会循環型社会計画部会(第58回), 資料4, 2010.
- 9) 環境省: 産業廃棄物の排出及び処理状況等(平成19年度実績)について, 2010.
- 10) 国土交通省: 総合的な建設事業コスト評価指針(試案), 外部コストを組み入れた建設事業コストの低減技術に関する検討委員会, pp.1-11, 2002.
- 11) 大嶺聖, 松雪清人: 建設発生土および廃棄物の有効利用における環境経済評価モデル, 土と基礎, Vol. 55, No. 1, pp. 10-12, 2003.
- 12) 荒井俊之: 外部コストを組み入れた「総合的な建設事業コスト評価指針(試案)」について, 建設マネジメント技術, Vol. 8, pp. 15-18, 2002.
- 13) 渡邊保貴, 小峯秀雄, 安原一哉, 村上哲, 豊田和弘: 浄水汚泥のアルミニウム溶出に関する環境影響評価手法の提案, 土木学会論文集 G, Vol. 65, No. 3, pp. 188-201, 2009.
- 14) 植田和弘: 環境経済学, pp. 75-93, 岩波書店, 1996.
- 15) 蛭田俊明, 小峯秀雄, 安原一哉, 村上哲, 渡邊保貴, ベジェヒョン, 豊田和弘: 現地発生土との混合による浄水汚泥の有効利用法の提案と混合土の評価, 第8回環境地盤工学シンポジウム発表論文集, pp. 83-86, 2009.
- 16) ベジェヒョン, 小峯秀雄, 安原一哉, 村上哲, 鹿志村清勝, 豊田和弘: 浄水汚泥の道路構成材料への適用と配合設計検討, 土木学会第63回年次学術講演会講演集(CD-ROM), pp. 789-790, 2008.
- 17) ベジェヒョン, 小峯秀雄, 安原一哉, 村上哲, 鹿志村清勝, 豊田和弘: 繰返し使用による浄水汚泥の強度特性の変化, 第43回地盤工学研究発表会発表講演集(CD-ROM), pp. 509-510, 2008.
- 18) Mankiw, N. G.[著], 足立英之, 石川城太, 小川英治, 地主敏樹, 中馬宏之, 柳川隆[訳]: マンキュー経済学Iミクロ編, pp.90-119, 東洋経済新報社, 2002.
- 19) 渡邊保貴, 小峯秀雄, 安原一哉, 村上哲, 豊田和弘: 環境経済効果に着目した浄水汚泥と砂質土の混合利用, 土木学会論文集 C, Vol. 66, No. 4, pp. 788-799, 2010.
- 20) 古河幸雄, 曾津大三, 藤田龍之: 浄水汚泥の地盤材料への利用に関する研究, 土木学会論文集 C, Vol.62, No.1, pp.67-78, 2006.
- 21) 磯秀幸, 渡邊保貴, 小峯秀雄, 村上哲, 豊田和弘: 室内 CBR 試験および試験施工に基づく砂質土と混合した浄水汚泥の路床材としての評価, 土木学会第66回年次学術講演会講演集(CD-ROM), 2011.

第7章 浄水汚泥の地盤工学的利用システム

7.1 廃棄物の利用を体系的かつ継続的に考えることの重要性

廃棄物の利用を体系的なものにするものの一つの理由は、廃棄物に対する社会通念や価格設定等が物流の妨げになることを解消し、廃棄物の利用を推進することと考えられる。一般的に、廃棄物は次のように定義される。広辞苑第五版によれば、廃棄物とは、『不用として廃棄される物』、「廃棄物の処理および清掃に関する法律」によれば、『ごみ、粗大ごみ、燃え殻、汚泥、ふん尿、廃油、廃酸、廃アルカリ、動物の死体その他の汚物又は不要物であって、固形状又は液状のもの』と定義されている。ここで注意したいことは、廃棄物の定義には汚染や危険性等の健康や環境に直接影響を及ぼし得る要因は含まれていない事である。しかしながら、廃棄物に対する正しい認識が社会通念とは異なることが指摘されている¹⁾。廃棄物の利用や処分においては、廃棄物に対する十分に正しくない社会通念があること、そして、科学的知見の適用限界に起因する技術の不完全性や予測の不確実性等から、非専門家は不安を感じることでリスクコミュニケーションに関する研究成果から抽出することができる^{2),3)}。また、廃棄物の利用においては、材料としての品質のみで利用が促進されるとは限らず、費用対効果が問題となることもある。建設汚泥を例に挙げれば、「建設汚泥再生利用指針検討委員会」の報告書において、建設汚泥再生品(建設汚泥を適切な脱水やスラリー安定化処理等により再生したものは、品質同等の製品と比べて価格が高くなることが多く、また、再生利用に対する意識が必ずしも高くないことから、市場における競争力に劣ることが指摘されている⁴⁾。廃棄物の利用について科学的に言及しきれない部分が存在することは否定することができないが、循環型社会の構築を目指す上で有効利用に消極的になってしまうことは好ましいとは言えない。以上より、廃棄物の利用を適正かつ安全に推進するためには、強度、環境影響、価格等の検討項目を個々に評価するのではなく、総合的に評価し、体系的な枠組みを構築していくことが不可欠であると考えられる。さらには、循環型社会の理念を正しく廃棄物利用に反映させなければならない。森口⁵⁾は、土木分野における廃棄物の有効利用においては、構造物の耐用年数が長いことから物質フローの中でも特にストックが重要であることを指摘している。循環型社会は、資源・エネルギーの枯渇問題を背景として生まれた社会像であるため、廃棄物の利用が一時の活動になること、あるいは、十分なスクリーニング試験をせずにトレーサビリティが確保されないこと等は、循環型社会の理念に必ずしも合致しない。廃棄物の排出者、管理者、利用者、監視者、そして、一般住民が合意形成のもとに廃棄物利用が継続することが望ましいと考えられる。

7.2 浄水汚泥の地盤工学的利用の体系化

本節では、浄水汚泥の利用と処分のフローにおいて主体間の連動性と時間経過の概念を明らかにすることに配慮し、浄水汚泥の地盤工学的利用に関する研究成果と過去の取り組みを体系的に取りまとめた。

廃棄物利用の観点における循環型社会と持続可能社会への移行について、概念図を図-7.1に示す。20世紀の課題として、「大量生産・大量消費・大量廃棄」の社会システムからの脱却が挙げられていた。循環型社会では、排出抑制と資源の有効活用が重要とされており、それは従来の社会システムからの脱却に寄与するものであると考えられる。しかしながら、廃棄物利用の観点からは、「大量廃棄」に対しては排出抑制、具体的には、循環利用促進により再利用・再生可能な資源を有効活用し、最終処分量を削減することになるが、大量生産と大量消費の部分を改善しなければ、根本的な解決には至らないと考えられる。「大量生産・大量消費」に対しては「適量生産・計画的消費」が対応策として考えられ、土木分野においては、建設工事の適正化、構造物の長寿命化、そして、長期的視野に立った社会基盤整備計画などが重要である。本質的に土木事業は社会的需要に基づくものであるため、適量生産についてはここでは触れない。一方、計画的消費は、廃棄物利用の観点において非常に重要である。土木分野における物質循環において、循環利用は資材のストック

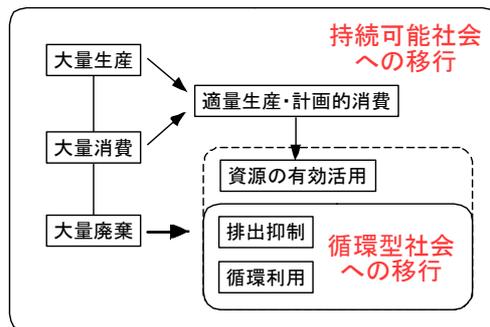


図-7.1 廃棄物利用の観点における循環型社会と持続可能社会への移行

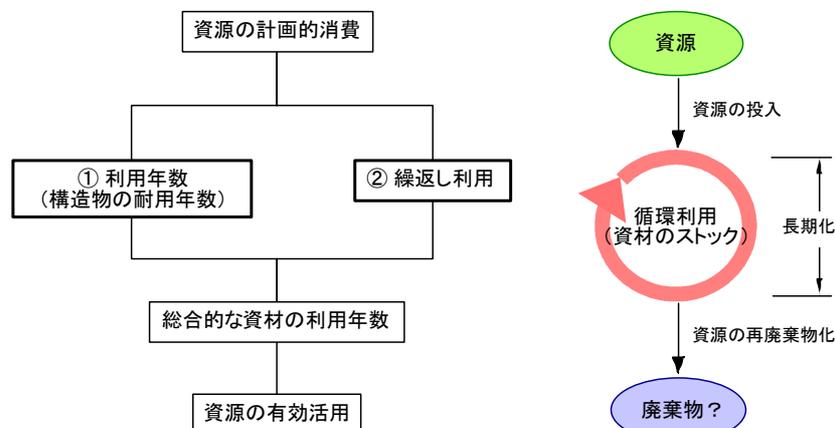


図-7.2 資源の計画的消費に必要な観点の整理

ックとして解釈され、構造物の耐用年数が経過した時点において、それは再び廃棄物となる。したがって、一時的に循環利用量を増やすことは必ずしも循環型社会の構築には直結せず、最終処分までの時間的猶予を確保するとの意味合いも含まれる。そのため、図-7.2に示すように、浄水汚泥のような廃棄物を利用する場合には、第一に利用年数を長期化することが重要であり、第二に繰返し利用を検討することが重要である。繰返し利用については、永続的に利用できることが理想ではあるが、仮に1回や2回の繰返し利用であっても、総合的な利用年数を試算する上では重要な意味を持つ。本論文では、第3章と第5章において浄水汚泥の利用可能年数を、第4章と第5章において浄水汚泥の繰返し利用の可否を検討してきた。以上の検討事項から導かれる浄水汚泥の総合的な利用年数をあらかじめ情報として有することにより、浄水汚泥の処理計画の中で時間経過に関する定量性が増し、浄水汚泥の資源としての貯蔵と利用が最適化され、可能な限り天然の山砂等を節約することが可能になると考えられる。すなわち、より長期的な視野に立った資源の有効活用が実現するものと考えられる。

本研究において検討した利用可能年数と繰返し利用に関する研究成果を考慮した上で、浄水汚泥の地盤工学的利用に焦点を当てた処理・管理フローを図-7.3のように作成した。はじめに、浄水施設管理者により、浄水汚泥の脱水処理が行われる。その間、浄水施設管理者は事業者/事業者と連携し、浄水汚泥の具体的な利用を検討する。従来型の処理であれば、浄水汚泥を園芸用土、セメント原料、グラウンド用土等として有効利用する、もしくは、最終処分することである。

本研究では、浄水汚泥の地盤工学的利用に着目しているため、それに関する処理・管理フローを従来の枠組みに付記した。すなわち、浄水汚泥を道路の路床材料や軽量盛土材料等の地盤材料として利用する場合、品質と環境経済性の側面から有効利用の意義を主張しなければならない。取り組み主体は事業者/事業者である。品質管理は、力学特性と環境影響の評価に大別される。力学特性に関しては、例えば、道路の路床材料として利用する場合にはCBRが指標となり、既往の研究^{6), 7)}から $CBR \geq 10\%$ を満足する含水比まで脱水することにより、締固めた浄水汚泥は力学的に安定すると考えられる。建設発生土としての分類と用途選定やトラフィカビリティーの確保が目的となる場合には、コーン指数が指標となる。脱水が概ね完了した後、必要に応じて浄水汚泥と天然土を混合する。浄水汚泥と砂質土を混合する場合には、浄水汚泥を質量比40%まで混合することが可能であることがわかっており⁸⁾、室内試験の結果に基づいて混合割合を決定することが望ましい。環境影響評価に関しては、第一に土壤の汚染に係る環境基準(以後、土壤環境基準と記述する)を満足することを確認するため、平成3年8月環境庁告示第46号に準拠した溶出試験(以後、環告46号溶出試験と記述する)を実施する必要がある。土壤環境基準を満足した後は、植生への影響を検討するためアルミニウム(Al)の溶出量を調査する。溶出操作は環告46号溶出試験と同一であり、試料を分級し、粒径とAl溶出量の関係を明確におさえることが望ましい⁹⁾。基準値には、水道法第4条に基づく水質基準の目標値(0.10mg/L)を援用する。また、我が国における水質基準目標値は平成21年3月31日までは0.20mg/Lであったこと¹⁰⁾、そして、WHOも同様に0.20mg/Lを基準値としていることから¹¹⁾、Al溶出量0.20mg/Lまでは環境への影響は小さいと考えられる。本研究においては、より安全側の判定をするため、0.10~0.20mg/Lの範囲は監視を必要とすると記述している。Alについて問題がなければ、中性環境においては、浄水汚泥を安全に利用することが可能である。しかし、酸性またはアルカリ環境下に継続して浄水汚泥が曝される場合には、浄水汚泥のpH緩衝能について実験的に調べる必要があり、カラム通水試験を追加実施する必要がある。ここで、土壤環境基準を超過した場合の措置について記述する。現在、我が国においては、土壤環境基準を超過し

た場合には環境適合性は認められないケースが多い。しかし、化学成分の空間的変動がある中でサンプリングし、試験しているため、仮に一つの基準超過が全体を代表する値とならないこともあり、将来的にはサンプリングや試験結果の統計的解釈が改善されることも想定される。以上の理由より、詳細試験を行い、その結果をもとに環境適合性を判定するフローを示した。すなわち、第二スクリーニングにより条件付き利用を認める制度であり、その概念図を図-7.4に示す。図-7.4は肴倉の「循環資材の環境安全品質管理方策(素案)」¹²⁾を参考に作成したものであり、より厳しい基準を満足した場合には、有効利用により廃棄物(循環資源)が環境中へ拡散することを認め、第一スクリーニングより緩和された第二スクリーニングを満足した場合には、利用条件付きで監視体制やトレーサビリティを明らかにした上で有効利用を認めるものである。本研究では、Al 溶出に関しては、第一スクリーニング基準は0.10mg/L、第二スクリーニング基準は0.20mg/Lであり、若干数のサンプルが現在の水質基準目標値を超過した場合の措置となる。今後、適切なスクリーニング基準を作成することが課題である。

環境経済性の評価では、第6章に記述した環境価格 C_E の算出を行う。計算条件として、利用年数や利用量、そして、繰返し利用の可否等を決定しなければならず、これらは研究機関による利用可能年数の推定において、実験的・解析的に求めることとする。本研究では、浄水汚泥の化学的変質を二つの観点(凝集剤成分 Al の溶出と有機物の分解)により定義して、実験を進めた。凝集剤成分 Al の溶出に関しては、拡散溶出試験を実施する必要があり、オランダにおいて規格化(NEN 7345)されているが、我が国においては解析方法も含めて、現時点では公定法と呼べる段階にはおらず、研究機関による実施が望ましいと判断した。有機物の分解に関しては、好気性分解に着目した実験方法と結果の整理方法を第5章に示した。ここでは、試料採取直後および出来る限り早期の1日あたりのCO₂排出量、すなわち、土壌呼吸速度を二点以上測定することにより、本論文において示した方法は適用可能である。嫌気性分解については今後の課題だが、試験施工では良好な結果が得られていることから、重要な点は施工初期段階における好気性分解であり、その間の有機物分解を予測し、材料定数の変化と結びつけることができれば、安全側の設計は可能となり、有効利用の促進につながる。

廃棄物に分類される浄水汚泥を用いることから、施工後、目視による構造物の沈下・変形・局所的な破壊(亀裂等)を継続する必要がある。こうした監視体制は、事業体/事業者だけでなく、道路のような公共設備であれば利用者によっても日常的に行われる。そのため、利用者と事業体/事業者の間で事前に合意形成がなされ、リスクコミュニケーションが成立している事が最も望ましい。また、第二スクリーニングにより条件付き利用が認められたケースでは、施工後、事業体/事業者による測量や地下水調査が定期的に行われるべきである。

以上より、力学特性の評価・環境経済性の評価・利用可能年数の評価は各々が独立した検討項目である一方で、各々の知見を共有する仕組みとなっている。環境影響評価に関しては、浄水汚泥の用途に結果をフィードバックさせること、例えば、道路路床の設計において、透水性や間隙比を変化させることにより、浸出水量を制御する等が考えられる⁹⁾。そして、用途の決定が非常に重要な位置づけにあり、浄水施設管理者と事業体/事業者の連携は欠かせない。また、最終段階において利用者と事業体/事業者が連携していることより、出来る限り早い段階において利用者と協働できる体制をとるべきである。本研究において作成した浄水汚泥の地盤工学的利用に焦点を当てた処理・管理フローは、事業に関わる主体が互いに連携すると共に、各部門の知見が共有される連動的な枠組みとなっている。

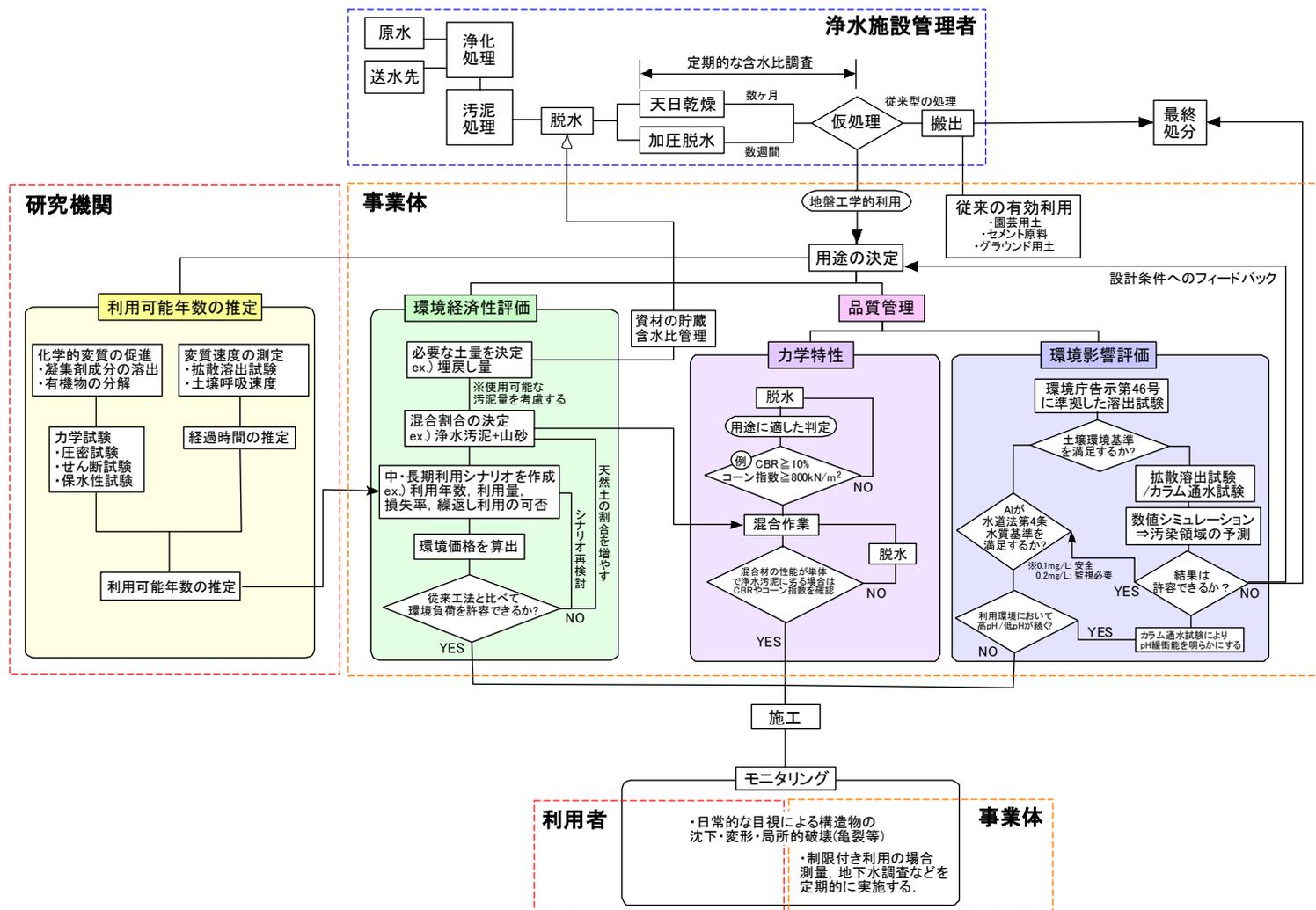


図-7.3 浄水汚泥の地盤工学的利用に関する処理・管理フロー

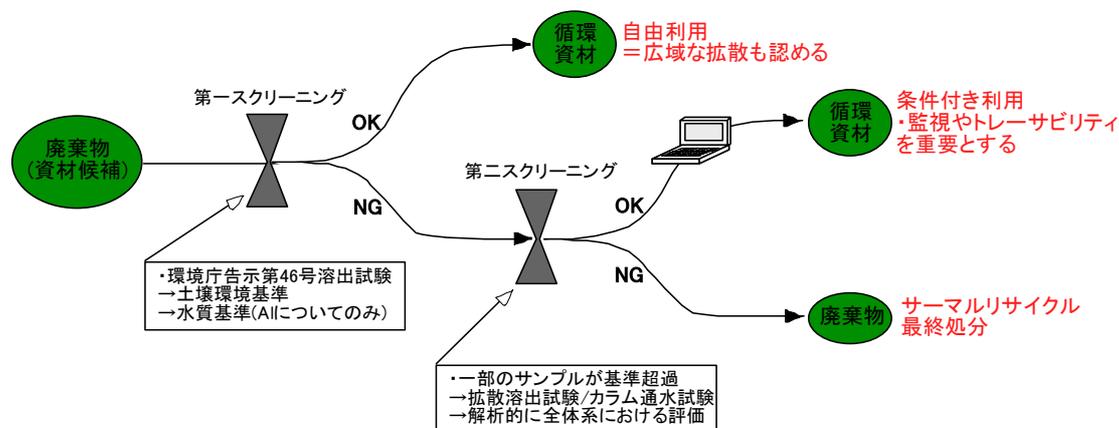


図-7.4 環境適合性を判定するための二重スクリーニング制度の概念
(文献¹²⁾を参考に作成)

7.3 浄水汚泥の地盤工学的利用システムにおける持続可能性

本研究では、廃棄物の有効利用における持続可能性に結びつく考え方を「廃棄物を有効利用する過程において、将来の世代における安全性、利用可能年数、再廃棄物化の可能性、繰返し利用について、現在考えられる方法論をより多く示すこと」としている。これは、廃棄物最終処分場における埋立処分の持続可能性¹³⁾を参考に独自に定義したものである。具体的に本論文では、浄水汚泥の化学的変質を伴う地盤工学的特性の変化と経過時間の関係について論じてきた。しかしながら、図-7.3に示したシステム全体の持続可能性を評価する上で定量性に欠ける点が課題として挙げられる。

1992年にブラジルのリオデジャネイロにおいて開催された「国連環境と開発会議(United Nations Conference On Environmental and Development)」, 通称「地球サミット」において採択されたアジェンダ 21 の第 40 章「意思決定のための情報」では、冒頭に「持続可能な発展においては、誰もが広い意味での情報の受け手であり、送り手である」と記されており¹⁴⁾, 政策決定から日常生活に至るまで、信頼できる情報に基づいて行動することの必要性が述べられている。ここでも、持続可能性に関わる信頼できる情報は具体性に欠ける点が示唆されており、それを受けて、意思決定において信頼できる根拠を示すものとして「持続可能な発展の指標(Indicators of Sustainable Development: SDI)」の開発と利用が重要であるとされた。持続可能な発展のような非常に幅広い概念を掲げた場合に、将来的な社会動態はきわめて予測困難になると予想される中で、SDI は優先度の高い実施項目を明確にすると共に、社会動向を大きく位置づけ、社会動態のモニタリング・軌道修正等に役立つものと考えられる。国連においては、アジェンダ 21 の実行機関として設置された持続可能な開発委員会(CSD)を中心に指標の検討が進められた。アジェンダ 21 の章ごとに指標を設定し、持続可能な発展を社会・経済・環境・制度の 4 つの側面から捉えると共に、各分類に対してさらに 3 つの小

分類(D: Driving Force, S: State, R: Response)を与えた。これは、OECDの環境指標開発で採用された分類をリバイスしたものであり、影響要因・環境の状態と変化・対応策を区別するものである¹⁵⁾。

我が国において、国立環境研究所では、各国・地域や研究者が策定したSDIをレビューして取りまとめている^{16), 17)}。廃棄物発生と処理に関する指標としては、廃棄物発生量、処理費用、埋立年数、一人当たり廃棄物発生量、一人当たり有害廃棄物量などがある。報告書¹⁶⁾によれば、「持続可能性そのものを計測する指標」はほとんどなく、「持続可能性を達成する上で重要なものにかかる指標」もしくは「持続可能性を損なう可能性があるものにかかる指標」が大多数を占めていたようである。本来、SDIのような指標は、持続可能性に関わる膨大なデータの中からエッセンスとなるものを抽出し、少数の数値に集約して対象とする問題を記述するものであり、指標の作成プロセスにおいて作成者の持続可能性に関する思考や定義が構築されていくことも含めて、出来る限り問題を具体的かつ定量化しようとするものである。したがって、持続可能性そのものを計測する指標が少なくとも、SDIの本質的な目的は達成されていると考えられる。

藤森ら¹⁸⁾は、ODAプロジェクトに気候変動への対応を組み込むことを狙いとして、従来のプロジェクトが既に備えている適応機能と不足している適応機能を分析しており、これはすなわち、持続可能な発展に必要な指標を作成することと本質的に整合していると考えられる。そこで、本研究においても藤森ら¹⁸⁾の方法を参考に、従来型の浄水汚泥の地盤工学的利用に持続可能な物質循環の視点を取り入れる上で必要な項目を整理し、浄水汚泥の地盤工学的利用システムに関する持続可能性に関わる項目として表-7.1に示すと共に、茨城県日立市の事例の評価結果を併記した。なお、提示した項目と持続可能性との関連性については、国立環境研究所のデータベース¹⁷⁾における廃棄物発生と処理およびリサイクルに関するSDI(表-7.2参照)および本研究の成果(図-7.3参照)より判断した。

表-7.1 浄水汚泥の地盤工学的利用システムに関する持続可能性に関わる項目

	持続可能性に関わる項目	◎：確実にあてはまる	○：あてはまる	△：あてはまる可能性がある	茨城県日立市の評価
現在	(1) 浄水汚泥の処分費用に対する利用費用の安価性	浄水汚泥を地盤材料として利用の方が処分するより安価である。	浄水汚泥を地盤材料として利用することと埋立処分では費用に大差はなく、地盤材料とすることに人件費はほとんどかからない。	現在の最終処分場残余容量であれば、浄水汚泥を地盤材料とするより、埋立処分の方が若干安価である。	△
	(2) 浄水汚泥の利用条件の簡便性と効率性	浄水汚泥を単体として全量を利用することが可能である。	浄水汚泥を山砂等の従来製品と混合した上で、全量を利用することが可能である。	浄水汚泥を山砂等の従来製品と混合した上で、一部を利用している。	△
	(3) 用途の多様性	最終処分を除いて複数の有効利用経路が確立されている。	最終処分を除いて1つの有効利用経路が確立しており、さらに新しい利用経路を検討している。	最終処分を除いて1つの有効利用経路を検討している。	◎
	(4) 浄水施設内の貯蔵スペース・ストックヤード	浄水汚泥を貯蔵することを意識して用地を確保し、かつ、脱水に伴う排水についても考慮している。	浄水汚泥を貯蔵することが可能な自由度の高い用地がある。	貯蔵を目的とした用地は無いが、天日乾燥床に貯蔵する余裕がある。	◎
	(5) 連携と合意形成	有効利用に先立ち浄水施設管理者—事業者/事業者—利用者—研究機関間の合意形成を進めている。	有効利用に先立ち浄水施設管理者—事業者/事業者—利用者間の合意形成を進めている。	有効利用に先立ち浄水施設管理者—事業者/事業者間の合意形成を進めており、住民説明の場を設けることが可能である。	△
今後	(6) 開発能力	研究機関と事業者/事業者が連携し、浄水汚泥の利用に関する独自性のある検討を進めている。	研究機関、事業者/事業者のどちらかが、浄水汚泥の利用に関する独自性のある検討を進めている。	浄水場管理者が定期的な汚泥の成分分析や研究成果のレビューを実施している。	◎
	(7) 教育効果	小・中学校の社会科見学のコースに浄水施設が含まれており、見学会の際は有効利用に関する説明をしている。	小・中学校の社会科見学のコースに浄水施設が含まれている。	過去に一度でも小・中学校の社会科見学コースになったことがある。あるいは、今後コースにする希望がある。	○
	(8) トレーサビリティ	浄水汚泥の施工箇所は利用頻度が高く、また、公的機関の管轄区域内である。	浄水汚泥の施工箇所の利用頻度は低い、公的機関の管轄区域内である。	浄水汚泥の施工実績が、書類上、公的機関により管理されている。	◎

表-7.2 廃棄物発生と処理およびリサイクルに関する SDI
(国立環境研究所 NIES の SDI データベース¹⁷⁾から一部を引用)

NIES 分類	指標名	指標名(著者和訳)
廃棄物発生と 処理	Municipal solid waste generation	一般固体廃棄物
	Energy consumption, drinking water consumption, and total waste volume in relation to GDP	GDP あたりエネルギー消費, 飲料水消費, 廃棄物総量
	Harmful waste, hazardous wastes	有害廃棄物
	Total remaining landfill capacity	埋立地残余容量
	Waste management cost	廃棄物処理費用
	Radioactive waste (stocks)	放射性廃棄物(貯蔵量)
	Average Trash Volume Person/Day	1 人 1 日あたり廃棄物排出体積
リサイクル	Reuse, recycle production	再使用, 再生製品
	Waste treatment and disposal	廃棄物処理および処分
	Proportion of municipal waste usable as substitute raw material	製品として使用可能な一般廃棄物の比率

浄水汚泥の地盤工学的利用における持続可能性に関わる項目として、(1)浄水汚泥の処分費用に対する利用費用の安価性、(2)浄水汚泥の利用条件の簡便性と効率性、(3)用途の多様性、(4)浄水施設内の貯蔵スペース、(5)連携と合意形成、(6)開発能力、(7)教育効果、(8)トレーサビリティの 8 項目を挙げた。取り組みの時期は、(1)～(5)は有効利用に直接関係ある項目として「現在」、(6)～(8)は有効利用の継続に関係ある項目として「今後」と位置づけた。評価は◎(確実にあてはまる)、○(あてはまる)、△(あてはまる可能性がある)、×(あてはまらない)の 4 通りとしており、表中から×(あてはまらない)は省略した。評価が△あるいは×の項目については、浄水汚泥の地盤工学的利用を持続可能な状態に近づけるために、優先的に尽力することが望ましいと解釈する。

以上の評価手法を茨城県日立市の事例に適用した結果からは、(1)、(2)、そして、(5)において改善が必要であることが分かった。(1)は、従来型の処理方式から地盤工学的利用方式に移行することを最良であると仮定した項目になっている。日立市の場合は、浄水汚泥を最終処分した方が安価であるが、現時点ではセメントの原料や園芸用土として処理する方法をとっている。有効利用そのものに対する理解度は高いと考察されることから、日立市における地盤工学的利用の課題は費用であると考えられる。(2)は、浄水汚泥を単体で用いる方が簡便であり、排出された分は全て地盤材料と見なせることが最も効率が高いと仮定した項目である。日立市では、濃縮汚泥の濃度が比較的低いため、浄水汚泥の排出量は日常的に少なく、建設工事で使用するためには浄水汚泥と山砂を混合し、量を増やさなければならない。(4)の結果から、浄水汚泥の貯蔵は可能であると考えられるため、工事に応じた計画的な貯蔵が課題である。(5)は、事業の関係者には多くの立場があり、各々が様々な場面で関わりが合うことが継続的な事業推進に結びつくことと仮定した項目である。日立市では、7.4 節に後述するように、浄水汚泥を市の企業局管轄内において利用することを第一に検討しているため、連携は取りやすい状況にある。しかし、住民説明会等を通して道路利用者と合意形成するまでには至っていない。(7)についても、さらなる改善が好ましいと言える。(7)は、主に小・中学生を対象として、資源や廃棄物に対する正しい理解を促進することにより、浄水汚泥の

有効利用についても理解と協力が増すと仮定した項目である。日立市では、浄水施設が社会科見学のコースに設定されているが、水処理の後に浄水汚泥の説明をするため、時間を十分に確保できない等、時間の使い方や事前準備の点で課題がある。その他、(3)、(4)、(6)、(8)に関しては、日立市では非常に良く達成されていた。なお、(3)は、一つの利用手段に固執せずに複数の利用手段を用意しておくことにより、社会事情の変化や有事に対応して有効利用あるいは適正処理を継続的に実施することが可能であると仮定した項目である。(4)は、浄水汚泥の計画的貯蔵をするために安全なオープンスペースが必要であると仮定した項目である。(6)は、社会情勢と技術力の発展に伴い、より適正かつ実務的な浄水汚泥の利用方法を模索し続けることが重要と仮定した項目である。最後に、(8)は、浄水汚泥が地盤材料として利用され、長い時間をかけて環境中に拡散する場合に、科学的には必ずしも安全を保障できないことから、浄水汚泥の拡散を把握しておくことが必要と仮定した項目である。

7.4 茨城県日立市における浄水汚泥の地盤工学的利用に関する事例

これまで浄水汚泥は、グラウンド用土や園芸用土として利用されることは全国的に例があったが、道路の路床材料等の地盤材料としての利用はまだ実績に乏しいのが現状である。そこで、茨城県日立市において浄水汚泥を埋設管工事の埋戻し材として利用した事例について記載することは、一つのケーススタディとして有意義であると考えた。茨城県日立市企業局と茨城大学の取り組みを基礎的研究から試験施工まで時系列で概説し、そこからプロジェクト形態の模式化を試みた。

7.4.1 基礎的研究から試験施工までの経緯

茨城県日立市企業局では、浄水汚泥の有効利用を確立すると同時に処理コストの削減を目標に平成16年から独自に浄水汚泥の成分調査を実施してきた。調査項目は、第一に重金属や有機塩素系化合物等の土壤環境基準、第二に化学組成、粒度や強熱減量等の物理的・化学的性質であった。また、締固めた土のコーン指数試験(JIS A 1228)も実施しており、土質区分と適用用途についても調査していた。しかしながら、以上のデータを有していても有効利用には至らず、茨城大学と連携を取ることとなった。そして、いくつかの課題が挙がり、計画的に実施することとなった。この時、指摘された課題は以下の三点である。

- (1) 凝集剤としてポリ塩化アルミニウムを使用していることから、土壤環境基準には含まれていないアルミニウムについても溶出特性を把握し、環境影響評価を実施する必要がある。
- (2) 浄水汚泥は日常的に排出される物質であり、水質や水処理方式に依存して性質が変動することが予想される。基本的性質の季節間変動を明らかにしておく必要がある。
- (3) 室内要素試験の結果から現地における利用を保証することには限界がある。模型試験や試験施工等を行う必要がある。

以上の三点が浄水汚泥を地盤工学的に利用する上での基礎的研究の重要観点である。上記(1)と(2)に関しては、平成18年度から平成20年度にかけて実施し、(3)に関しては平成21

年度から平成 22 年度にかけて実施した。詳細は第二章に記述した。

浄水汚泥を埋設管工事の路床部分埋戻し材として利用することを想定し、試験施工を実施することになった。用途を埋設管工事の埋戻し材とした理由は、排出者と利用者の両者が茨城県日立市企業局となり、図-7.3 に示した関係図において、浄水施設管理者と事業者が一致するため、工事の発注と浄水汚泥の搬出を調整しやすく、事業の円滑性と人件費を効率化できる点である。しかし、試験施工を実施する前の段階において、以下の課題が挙げられた。

- (4) 廃棄物の適正処理の観点、および、試験施工では公道(茨城県日立市森山浄水場進入路)を使用するため、安全性と公共性の観点より、茨城県の許認可を得る必要がある。
- (5) 一般の人が供用された道路を使用することが予想されるため、事前に事業概要を説明し、理解を得る必要がある。

(4)に関して、環境省では平成 18 年 3 月 31 日に『「規制改革・民間開放推進 3 年計画」(平成 17 年 3 月 25 日閣議決定)において平成 17 年度中に講ずることとされた措置(廃棄物処理法の適用関係)について』が通知されており、その中の第二節では、産業廃棄物を使用した試験研究に係る規制について書かれている。その概要は、学術研究として妥当な内容と計画であり、営利目的や不適正処理に結びつかない事を示した上で、試験研究を実施するものであると解釈できる。そこで、試験施工の目的と実施方法、使用する浄水汚泥の量、試験期間、試験期間内のモニタリング・監視、試験終了時の対応、結果の利用等について申告し、茨城県生活環境部廃棄物対策課から許可を得た。浄水汚泥の安全性を示す上で、過去に蓄積した基礎的研究の成果は必須であった。(5)に関しては、施工箇所近隣住宅への個別対応、日立市役所内における説明会、企業局の一般開放時における一般人への説明とアンケート等を実施した。詳細は 7.4.2 節に記述する。

試験施工において良好な結果が得られたことから、日立市内の水道管理設工事において幅広く浄水汚泥を利用することを検討した。その際、環境省が平成 17 年 7 月 25 日に通知した「建設汚泥処理物の廃棄物該当性の判断指針について」が参考になる。浄水汚泥を地盤材料として有効利用する方法は大きく分けて二つある。第一に、自ら利用である。これは、排出事業者(浄水施設管理者)が浄水汚泥の品質を適正に管理し、土構造物の要求性能と生活環境保全上の支障が生じないことに関して責任を持って検討した上で、排出事業者の当該工事現場、もしくは、当該排出事業者の複数の工事間(企業局管轄内の水道管工事)において建設資材として利用するものである。ただし、汚泥の場合は中間処理が設けられることがあり、中間処理業者が利用しようとする場合には、排出事業者から中間処理業者への譲渡について、汚泥の取引価値・有償譲渡についてさらなる検討が必要となる。浄水汚泥の場合は、凝集剤を添加する点と加圧脱水処理施設を運用する点について、処理の位置づけを明確にすることが肝要である。第二に、都道府県知事による指定制度である。これは、汚泥が客観的な価値を有する建設資材であり、品質、利用量、利用方法が確保され、かつ、それらを客観的に担保できる体制が定められていることが重要であり、必ずしも有償譲渡されるものではなくとも、上記した体制より、汚泥の取引価値が認められるものである。浄水汚泥の場合は、日常的に比較的少量ずつ排出されるため、品質の管理と利用量を確保するための脱水・貯蔵計画が重要となる。

7.4.2 合意形成のための説明会と意識調査

茨城県日立市における浄水汚泥の地盤工学的利用について、以下の三項目を実施し、合意形成を図った。第一に隣住宅の個別対応、第二に日立市役所内の説明会とアンケート、そして、第三に日立市企画における来場者への説明とアンケートである。ここで使用した「合意形成」とは、信頼と理解のもとに適切な情報が主体間で共有されることにより導かれる意思決定であり、説得や強制により導かれる意思決定ではないことを付記する。

7.4.2.1 合意形成のための説明会

廃棄物の地盤工学的利用では、廃棄物中に含まれる有害な物質が環境中に拡散することにより、人の健康や生態系に悪影響が及ぶ可能性があり、そういったリスクを伴う事業を推進する上では関係者との合意形成が重要となる。リスクは「良くない出来事が起こる可能性」と「良くない出来事の重大さ」の積で定義されるため、科学的なデータベースに基づいて定量化することは可能である。しかし、人はリスクの存在を知った時の自らの感性すなわちリスク認知により、良くない出来事の重大さを理解するため、リスクを定量的に示すことは合意を得るための十分条件ではない¹⁹⁾。また、リスク管理の中でリスクを回避あるいは軽減することは技術的に可能と考えられるが、リスクを受容することにはリスクを認知する者の感性が関与するため、技術や論理だけでは合意を得るための十分条件とはならない。廃棄物の地盤工学的利用におけるリスクの特徴として、廃棄物のリデュース・リユース・リサイクルの社会的要請があること、リスクを生じさせる人とリスクを受け入れる人が異なること、対象とする範囲が非常に広いこと、専門家と非専門家間でリスクに対する知識や認識の差が大きいこと等が挙げられ、特に非専門家を含めた大多数の人にリスクを理解した上で受容してもらう方法が必要である²⁰⁾。そこで、主体間において適切な情報を共有し、廃棄物の利用について理解を深め、仮にリスクが見込まれる事業であっても協同してリスクの低減と受容を続けていくことを目的としたリスクコミュニケーションが必要となる。表-7.1の項目5番に書かれている「連携と合意形成」は、適切なリスクコミュニケーションを経て構築されてこそ持続可能性に関わる項目となる。茨城県日立市における浄水汚泥の地盤工学的利用について、以下の三項目を実施し、合意形成を図った。

- (1) 近隣住宅の個別対応
- (2) 日立市役所内の説明会とアンケート
- (3) 日立市企画における来場者への説明とアンケート

(1)に関して、試験施工は茨城県日立市森山浄水場の進入路において実施したため、工事に伴う騒音と粉塵が近隣住宅にとって迷惑になること、そして、一般人が供用後の道路を利用することの二点が予想されたため、前者に限定して日立市企業局では近隣住宅を訪問し、個別に事業概要を説明し、理解促進に努めた。特に問題点は報告されなかった。文献²¹⁾によれば、リスクコミュニケーションを進めていく上で科学的方法と経験的方法の両方が必要であることが示されている。すなわち、科学的根拠をもとに丁寧な説明を繰り返すことが重要である。また、リスクコミュニケーションでは効率性も重要であり、その際、情報量を適切に制限しなければならない。情報の取捨選択については、(2)において実施したアンケートのようなアプローチを検討することが有効と考えられ、7.4.2.2節に詳述する。

(2)に関して、浄水汚泥の有効利用は日立市内で実施されることから、特に都市建設部(道路建設課、道路管理課)との連携が重要になると考えたため、日立市役所内において説明会を実施した。説明会の実施日は平成21年3月17日であり、試験施工の約1ヶ月前である。参加者は約60名であり、参加者の9割が男性、年齢層は30代から50代まで割合はほぼ均等であった。説明会を始める前に、浄水汚泥の有効利用に関する認知度と理解度を把握すること、そして、今後のリスクコミュニケーションに活用できる基礎データを収集することを目的にアンケートを実施した。アンケートについては7.4.2.2節に後述する。約1時間、企業局と茨城大学からプロジェクトの概要と研究成果、そして、試験施工の進め方について説明した後、約20分間の意見交換を実施した。全体的に有効利用に対して非常に高い理解度が感じられた一方で、都市建設部からはコストと流通に関する不透明さを指摘され、また、有機物の分解による悪影響を懸念する等、実務的な観点からの課題が挙げられた。有機物の分解については本論文の第3章と第4章を、コストと流通に関しては本論文の第6章と第7章を参照されたい。

(3)に関して、日立市企業局では上下水道に関する理解促進を目的として年に一度の一般公開企画を実施している。その際、子供から大人まで幅広い年齢層の来場者が見込まれることから、水道水と浄水汚泥に関する意識調査を実施した。具体的には、平成22年6月5日～6日に茨城県日立市森山浄水場において一般公開が実施され、来場者に対しアンケートを実施したところ254人から回答を得た。浄水汚泥の利用に関するアンケート結果を以下に示す。アンケート回答者の年齢を図-7.5に示す。10代以下、30代、40代、そして、60代以

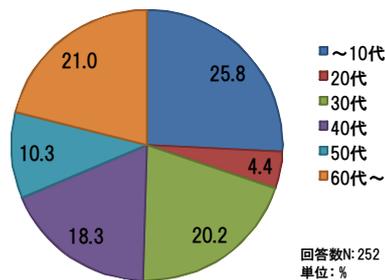


図-7.5 アンケート回答者の年齢

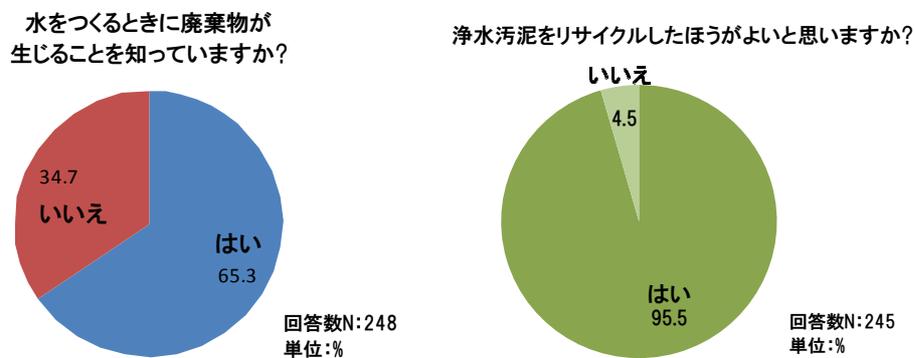


図-7.6 浄水汚泥に関するアンケートの結果

上の参加者が多く、子供連れで来場するケースが目立った。浄水汚泥に関するアンケート結果を図-7.6に示す。「水をつくる時に廃棄物が生じることを知っていますか」という質問に対し、65.3%が「はい」と答えた。浄水施設を案内する過程において汚泥処理施設を解説しており、アンケート実施段階すなわち施設見学後においては、廃棄物に関する予備知識が備わっていたと考えられる。この結果に対し企業局では、水道事業においても環境行政に取り組んでいることをより積極的に宣伝活動を進める方針を決めた。「浄水汚泥をリサイクルしたほうがよいと思いますか」という質問に対し、95.5%が「はい」と回答した。現時点において必ずしも良い結果とは解釈することはできず、「リサイクル」という用語に反応した結果であり、具体的な浄水汚泥の利用方法についてはイメージせずに回答している可能性が考えられる。この結果に対し企業局では、空き缶やペットボトル等と並列して浄水汚泥のリサイクルを分かりやすく具体的に紹介することを検討した。以上のアンケートは非常に簡易的である。しかしながら、企業局としては廃棄物に対する社会通念を改めて実感し、今後の方針を改善するきっかけとなり、また、来場者としてはアンケートを通して見学内容を復習することにより、浄水汚泥の存在を記憶に留める効果が期待される。今後、浄水施設の一般公開の内容とアンケート項目を連動的に更新することが課題である。

7.4.2.2 リスクコミュニケーションの効率化と意識調査のためのアンケート調査

リスクコミュニケーションでは、科学的根拠に基づいた適切な情報公開と丁寧な説明を効率よく実施しなければならない。そのためには、廃棄物の有効利用に関する実態や理念を伝えられる情報を見極める必要がある。本研究では、榊原ら²²⁾が実施した実験を参考に、リスクコミュニケーションにおいて公開すべき情報の検討と意識調査を目的としたアンケートを実施した。

アンケートの目的は、第一に浄水汚泥の有効利用に関する理解度を把握すること、第二に浄水汚泥の有効利用に関する支払意思額を調査すること、第三にリスクコミュニケーションに必要な情報を特定することである。本アンケートは、日立市に勤務する職員60名に対して実施し、47件の回答を得た。統計的に十分な回答数ではないが、アンケートの実施プロセスそのものが大学-行政間のリスクコミュニケーションの一環であったと解釈できるため、アンケート調査の詳細とその成果を本節に記述する。

(1) 浄水汚泥の有効利用に関する理解度の把握

アンケートへの回答を開始する前に、事業の概要を以下のように説明した。アンケートに表記した内容を本節では斜体で表記した。

水道水をつくるために河川の水を浄化すると、汚れを集めた汚泥が発生します。これが“浄水汚泥”です。浄水汚泥は産業廃棄物なので埋立て処分もしくは有効利用しなければなりません。今日、循環型社会が目標に掲げられているように、浄水汚泥を有効利用することはとても重要なことです。日立市では、浄水汚泥を道路構成材料として利用することを検討しています。これまで、浄水汚泥の強さや安全性を実験で検討してきました。

上記の説明を行った上で、次の設問を設け、事業への理解度を5段階で評価した。

浄水汚泥を道路構成材料として使うことに対して、どのようにお考えですか。

- 1・・・絶対に受け入れられない
- 2・・・どちらかといえば受け入れられない
- 3・・・どちらともいえない
- 4・・・どちらかといえば受け入れられる
- 5・・・受け入れられる

(2) 浄水汚泥の有効利用に関する支払意思額の調査

環境負荷を定量評価する方法として第6章では環境価格や環境リスクについて述べたが、環境の経済価値を評価する方法には、環境の価値を直接もしくは間接的に尋ねる手法がある。前者は表明選好法と呼ばれ、仮想市場評価法(CVM: Contingent Valuation Method)やコンジョイント分析が頻繁に用いられる。CVMは環境が変化した場合を仮定してアンケートを行い、環境の改善に対する支払意思額(WTP: Willingness to pay)や破壊に対する受入補償額を直接的に聞き出す手法である。コンジョイント分析は、様々な属性を有する物や場所を比較することにより、属性の価値を評価する手法である。また、後者は、顕示選好法と呼ばれ、トラベルコスト法やヘドニック法が代表的である。トラベルコスト法はレクリエーションの効果や恩恵を受けるために旅行に費やした費用から環境の価値を評価する方法、ヘドニック法は環境の価値を土地価格や労働賃金に置き換えて評価する方法である¹⁹⁾。

本研究では、CVMを用いて浄水汚泥の有効利用を推進するために投資できる金額(支払意思額)を調べることにより、浄水汚泥の有効利用が有する環境の価値を調査した。浄水汚泥の有効利用に関する十分な利用実績はないため、場所や経験によらず事業を仮定できる点でCVMは有利であると考えた。CVMの実施にあたっては、支払い方法の具体性や予備知識などに配慮した事例^{23), 24)}を参考に仮定や質問内容に先入観や質問者の意図が含まれることを防ぐ一方で、仮想市場の前提条件や選択肢の持つ意味合いを正しく解釈されるよう配慮し、次の設問を設け、支払意思額を調査した。

日立市における現在の水道基本使用料は2ヶ月で2500円とします。浄水汚泥の有効利用を続けていくためには品質検査や運搬などに資金が必要となります。そのために日立市では、一般家庭の水道基本使用料に“ある一定の金額”を上乗せし、資金を確保することを計画していると考えてください。あなたはいくら支払うことができますか。なお、日立市の給水区域外への引越しや住所変更をしない限りは原則として支払い続ける義務が生じると考えて、お答えください。※アンケートのための仮定であり、水道料金に関わる実際の政策決定に利用するものではありません。

[選択肢] ※基本使用料と上乗せ金額の合計として表記

2500円 2600円 2700円 2800円 2900円 3000円 その他(円)

以上は、前情報は与えられていない状態における意識調査である。そこで、浄水汚泥を地盤工学的利用する上でのリスクを認識してもらうため、以下3点の情報を与え、(1)と(2)に示した設問を繰返し実施した。ここでは、環境リスクに関する基礎知識を知った上での事業に対する評価を調べることを目的とした。

- ・浄水汚泥には凝集剤(ポリ塩化アルミニウム)が含まれています。水道水をつくる過程で凝集剤は必ず使わなければならないため、浄水汚泥にも必ず含まれてしまいます。
- ・アルミニウムには植物の生育を妨げる効果があります。

・一般的に廃棄物を地盤材料として利用する場合には、土壤環境基準(六価クロムやヒ素を含む27項目)を全て満足していることが望ましいとされています。

(3) リスクコミュニケーションに必要な情報の特定

リスクコミュニケーションに必要な情報を特定するため、被験者ごとに異なった組み合わせの情報を与え、その情報を認知した後、(1)と(2)に示した設問に対する解答の変化を調査した。提示した情報は以下の7種類であり、文献²²⁾を参考に情報の着眼点を整理した。

①浄水汚泥の有効利用が必要となる背景

1. 廃棄物処理の現状

広辞苑では「不用として廃棄される物」を廃棄物と定義しています。その廃棄物は主に一般廃棄物と産業廃棄物に分かれます。例えば、一般家庭から排出されるのは一般廃棄物、事業活動に伴い発生するものは産業廃棄物です。近年、全国の産業廃棄物の総排出量は約4億トンで推移しています。それに伴い最終処分場の利用も続いており、平成16年の時点でその残余年数は6.1年といわれています。廃棄物を埋立てることなく有効利用することは、とても重要であることがわかります。

2. 浄化処理のシステム

水道水をつくるためには河川や湖沼の水をきれいにしなければなりません。浄水場では、様々な設備と薬品を用いて水を浄化しています。例えば、水中に浮いている小さな汚濁物質を除去する方法には、自然沈降や膜処理があります。しかし、中にはそれらの方法が通用しない大きさの汚濁物質もあり、そこでは凝集剤を用いて汚濁物質の大きな塊を作り、除去することになります。こうして除去した汚濁物質が浄水泥として排出され、それは現在、産業廃棄物に分類されています。

②浄水汚泥に関する情報

3. 浄水汚泥の使い方と必要な強さ

浄水汚泥はこれまで最終処分される以外に、セメントの原料や培養土として利用してきました。さらに日立市では、浄水汚泥を道路構成材料として使うことを検討しています。そのためには、基準に見合った強さが求められます。これまでの研究成果から、浄水汚泥を一般道路の下層路盤・路床材料として使えることがわかりました。ただし、浄水汚泥は、はじめは水分を多く含む“ドロドロ”の状態なので、適切に脱水した上で使わなければなりません。

③リスクに関する情報

4. 土壤環境基準

廃棄物を地盤材料として使うときは、それに含まれる重金属や有機化合物について事前に安全性を確認しなければなりません。そのときに用いられる基準に土壤環境基準があります。六価クロムやヒ素などを含む27項目がそれに該当します。

5. アルミニウムストレス

浄水汚泥には凝集剤が含まれています。その主成分であるアルミニウムは、

植物の根の伸長を阻害する働きを持っています。東南アジアやアフリカなどの農耕地では、酸性雨が降ることで、土壌にもともと含まれていたアルミニウムが溶け出し、農作に影響を与えています。

④環境影響評価の結果

6. 浄水汚泥の安全性の提示

森山浄水場で排出される浄水汚泥の安全性を土壌環境基準と照らし合わせて確認するために、溶出試験を行いました。その結果、土壌環境基準にある項目はすべて満足していることがわかりました。また、雨が降った後などに浄水汚泥から溶出してくるアルミニウムについて、植物への影響を調査しました。実験結果を水質基準と比べてみると、基準値より低いことがわかりました。また、浄水汚泥を使って植物栽培をした結果、植物の生育に問題はみられないという実験事実もあります。若干のアルミニウムが溶出することは事実ですが、浄水汚泥にはカルシウムやマグネシウムといった栄養素も多く含まれるため、植物の生育に影響は出ないのだと考えています。

⑤試験施工に関する情報

7. 試験施工とモニタリングによる検証

3年間の共同研究を経て、実験室レベルでの調査結果から浄水汚泥の良好な品質(強度や安全性)が認められました。そこで、次の段階として、実際の道路で試験施工を行います。路上を車が通過すること、季節や気候の違いが生じること、大きなスケールで実験することなど、より現実的な視点から浄水汚泥の品質を再検証します。森山浄水場の正門付近で1~2年間のモニタリングをします。

情報の組み合わせでは、2水準の因子7個を8回の実験回数で調べるため、 $L_8(2^7)$ の直行配列表に基づき²⁵⁾、表-7.3のように7種類の情報を組み合わせた。

表-7.3 アンケートにおいて提示した情報の組み合わせパターン

情報番号 ケース	1	2	3	4	5	6	7
1	○	○	○	○	○	○	○
2	○	○	○	×	×	×	×
3	○	×	×	○	○	×	×
4	○	×	×	×	×	○	○
5	×	○	×	○	×	○	×
6	×	○	×	×	○	×	○
7	×	×	○	○	×	×	○
8	×	×	○	×	○	○	×

○は提示，×は非提示である。

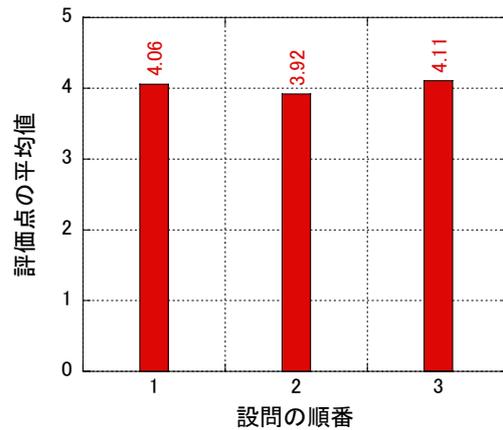


図-7.7 浄水汚泥を道路構成材料として利用することに対する理解度
(設問1は情報なし, 設問2はリスクに関する予備知識あり, 設問3は複数の詳細情報あり)

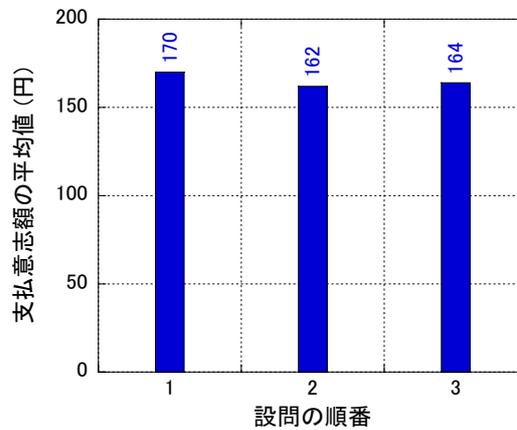


図-7.8 浄水汚泥を道路構成材料として利用することに対する支払意志額(上乗せ金額のみ表示)
(設問1は情報なし, 設問2はリスクに関する予備知識あり, 設問3は複数の詳細情報あり)

浄水汚泥を道路構成材料として利用することに対する理解度として, 評価点の平均値と設問番号の関係を図-7.7に, 支払意志額の平均値と設問番号の関係を図-7.8に示す. 設問1は情報なし, 設問2はリスクに関する予備知識あり, 設問3は複数の詳細情報ありの条件を意味する. 前情報のない状態からリスクに関する予備知識が与えられた状態になると評価点と支払意志額の両方が減少する傾向が認められた. 廃棄物の有効利用に関しては社会的要請が強く, 有効利用を善とする見方があったため初期に印象は良く, しかしながら, リスクを認知したことにより, 有効利用に対し慎重になる傾向が推察される. さらに詳細な情報を与える設問3では, 評価点と支払意志額が増加する傾向が認められた. 詳細な情報提示では, 被験者ごとに提示された情報の種類が異なるため断定はできないが, 設問2において与えられた断片的なリスクに関する情報では, 不利益や不安に関する側面が強まり, 一方で, 短時間の回答時間では, 利益や法制度から得られる安心までは思考が深まらなかったことが推察される. したがって, 詳細な情報提示は必要であるとの定性的な結論を得ることができる.

7種類の情報を与える前後で回答者の意思を明らかにするため, 評価点の平均値と情報番

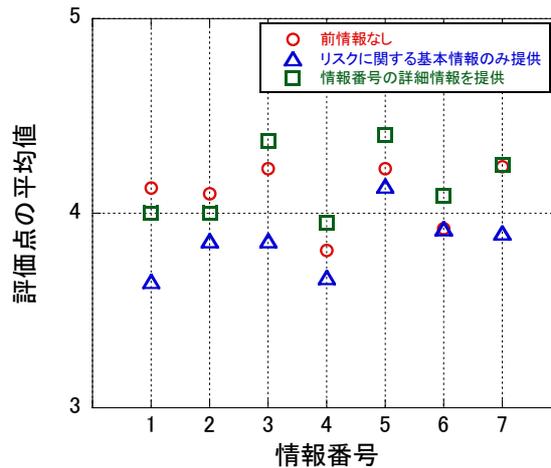


図-7.9 設問別の浄水汚泥を道路構成材料として利用することに対する理解度

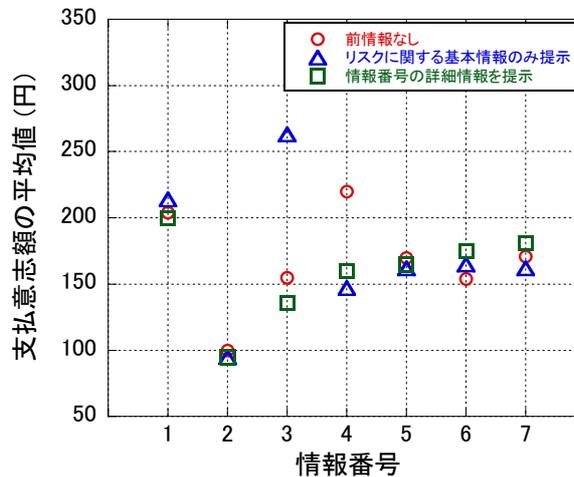


図-7.10 設問別の浄水汚泥を道路構成材料として利用することに対する支払意志額
(上乗せ金額のみ表示)

号の関係を図-7.9に、支払意志額の平均値と情報番号の関係を図-7.10に示す。平均値は各詳細情報の提供の有無で集計結果を再グルーピングした時に計算し直した値であるため、図-7.7と図-7.8の平均値とは本質的に異なる。そのため、前情報なしのプロットを基準とした変化量に着目して評価を行わなければならない。

図-7.9と図-7.10から、情報番号の詳細情報が提示された場合の評価点あるいは支払意志額の増減が明かになった。すなわち、前情報なしの段階からリスクに関する基礎情報が提供されると一様に評価点は減少し、そこから詳細情報が与えられると評価点は増加する傾向が認められた。特に増加が著しかった情報番号は3、4、5、6であった。リスクに関する情報として情報番号4と5が与えられた場合にも、評価点は増加していることから、リスクの要因について詳しく知ることにより、浄水汚泥の有効利用におけるリスクが冷静に判断されたと推察される。情報番号1と2、すなわち、廃棄物の現状や浄化処理に関する情報は、情報提供の優先度としては低いと判断される。情報番号7に関しては、提示された内容に試験

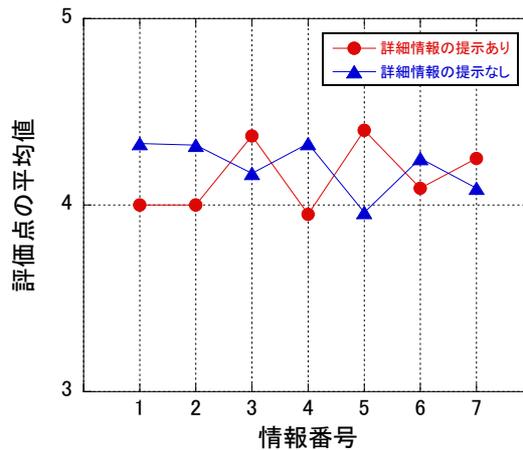


図-7.11 情報提示の有無に着目した評価点と情報番号の関係

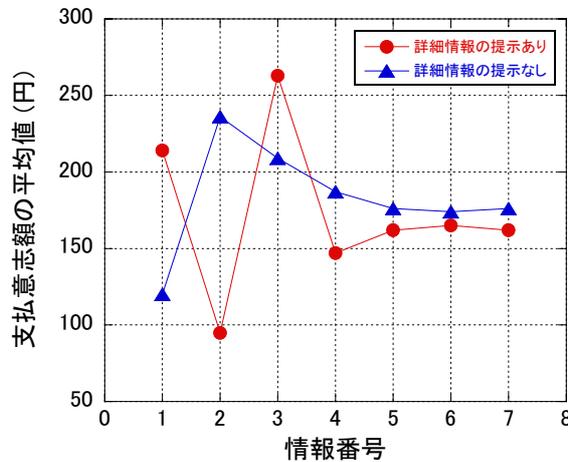


図-7.12 情報提示の有無に着目した支払意志額と情報番号の関係

施工の結果は含まれていなかったため、安全性評価や説得力の観点から、詳細情報としては不十分だったことが考えられる。支払意志額については情報番号3と4を除いて、変化量は約5%以内と非常に小さい。情報番号3については、浄水汚泥に関する情報として脱水の必要性を述べたため、それが脱水の難しさとして実務的観点から解釈され、支払意志額の減少に結びついた可能性があるが、評価点との相関は認められないため、アンケートの追加実施が必要と考えられる。情報番号4については、リスクに関する詳細情報が提示されたため、前情報なしの状態が最も支払意志額が高くなったと考えられる。

情報提示の有無で評価点と支払意志額の平均値を比較する。情報番号と評価点および支払意志額の平均値を情報提示の有無をパラメータとして整理したグラフを図-7.11と図-7.12にそれぞれ示す。情報番号3と5に関しては、詳細情報を提示することにより、評価点が増加することがわかり、すなわち、浄水汚泥の性質と浄水汚泥特有の環境影響因子に関する説明はリスクコミュニケーションにおいて重要度の高い項目であると言える。また、情報番号7の試験施工に関する情報も重要であり、その成果も取り入れた内容に修正することにより、より効果的な情報になると考えられる。支払意志額との相関も考えると、情報番号2の浄化処理に関する説明は、情報提示の優先度は7つの中で最も低いと判断される。

7.4.3 茨城県日立市の事例から得られるプロジェクト形態の模式化

茨城県日立市企業局と茨城大学の取り組みを概説してきた。これより、浄水汚泥の地盤工学的利用を実現するためのアプローチとして、プロジェクト形態を一次元的に模式化した。浄水汚泥の地盤工学的利用の流れを図-7.13に示す。大きく四つの段階に分けており、発案と企画の段階から始まり、順に(1)基礎データの蓄積[1]、(2)基礎データの蓄積[2]、(3)意識調査・合意形成、(4)原位置試験・試験施工、そして、最終的に利用に至る。基礎データの蓄積[1]では、浄水汚泥の一次性質(土に固有な性質)を記述することを重視した。例えば、凝集剤の種類に依存してAIの溶出量が変化すること、原水のTOCに依存して強熱減量に変化すること、脱水方式に依存して団粒の形状が変化すること等であり、こうした一次性質は茨城県日立市を含む各地の浄水汚泥と比較することにより、本論文に示した内容の適用性を判断することが可能となる。基礎データの蓄積[2]では、三次性質(工学的挙動を表わす性質)を明らかにすることに重点を置いた。浄水汚泥を土質材料として利用する場合、締固め特性は第一に調べなければならない。その上で、道路の路盤・路床材料として利用するのであればCBRと透水性を、盛土や裏込め土として利用するのであれば圧縮・圧密、せん断、透水性を調査しなければならない。この時、一次性質の観点から試験結果の考察を深めることにより、地域や季節に起因する性質の変動を理解することが可能となる。(3)意識調査・合意形成では、用途や施工計画を明らかにした上で関係者に事業内容を説明することがリスクコミュニケーションの観点から不可欠であり、より継続的な事業化を目指すためには事業者・利用者間での共同体制を構築していくことが肝要である。(4)原位置試験・試験施工では、浄水汚泥の利用に関する最終的な検証・確認として位置づけて条件を絞って実施することが重要である。試験施工では、費用と労力が大きくなることが予想されるため、室内試験の結果を有効に活用すると共に、今後の利用計画も見据えた条件設定をする必要がある。研究機関あるいは学識経験者との連携があることが望ましい。また、試験施工では事後評価を重要とし、室内試験では考慮しきれなかった環境条件におけるモニタリング結果を明示すると共に、具体的な利用計画において留意すべき点を整理しなければならない。

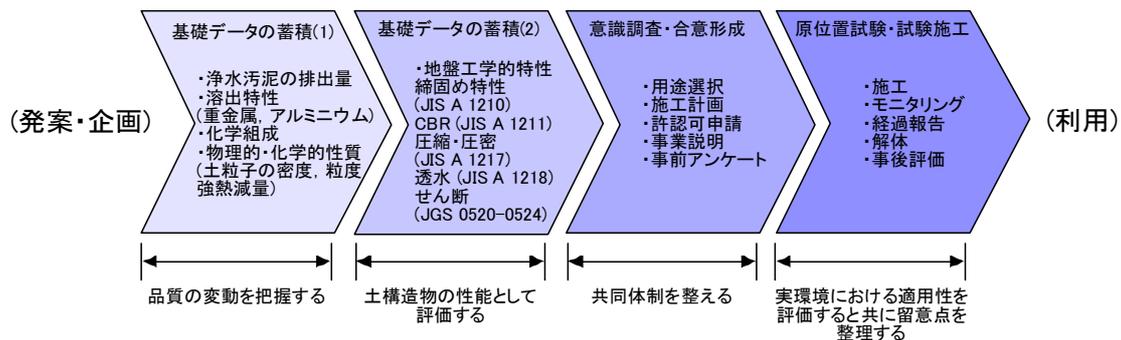


図-7.13 浄水汚泥の地盤工学的利用に至る過程の模式化

7.5 7章のまとめ

第7章では、浄水汚泥の地盤工学的利用を体系的な枠組みにすることを目的として、本研究の成果と既往の研究から得られた重要な観点を整理すると共に、廃棄物の有効利用における持続可能性を熟考し、従来型の浄水汚泥の地盤工学的利用に持続可能性の要素を取り入れるための重要項目を明示した。本章で得られた具体的な成果は以下の通りである。

- 浄水汚泥の地盤工学的利用に焦点を当てた処理・管理フローを作成した(図-7.3)。一点目の特長としては、材料劣化を評価するためのフローが明記されており、その成果の適用先として、他の主体との位置関係が明確に示されていることである。二点目の特長としては、事業に関わる主体が互いに連携すると共に、各部門の知見が共有される連動的な枠組みになるよう関係性を持たせたことである。
- 従来型の浄水汚泥の地盤工学的利用に持続可能な物質循環の視点を取り入れる上で必要な項目を整理し、浄水汚泥の地盤工学的利用システムに関する持続可能性に関わる項目として明示した(表-7.1)。そして、茨城県日立市における浄水汚泥の地盤工学的利用に関して、持続可能性を高めるために改善が必要と考えられる点を分析し、連携と合意形成に関する項目を改善することが必要であることを示した。
- 茨城県日立市企業局と茨城大学の取り組みより、浄水汚泥の地盤工学的利用を実現するためのアプローチとして、プロジェクト形態を一次元的に模式化した(図-7.7)。基礎データの蓄積、意識調査・合意形成、原位置試験・試験施工の一連の調査段階を整理すると共に、意識調査と合意形成に関してはリスクコミュニケーションの効率化を図るための取り組み事例としてアンケート調査の結果を示した。

参考文献

- 1) 小峯秀雄：持続可能な排出資源(廃棄物)の世代交代型有効利用システム構想，第6回環境地盤工学シンポジウム発表論文集，pp. 271-274，2005.
- 2) 土屋智子：リスクコミュニケーションの実践に向けて一理解し学ぶべきは誰か―，安全工学，Vol. 43，No. 5，pp. 284-289，2004.
- 3) 大嶺聖，小澤一喜，勝見武，龍原毅，田中誠：廃棄物の地盤工学的利用におけるリスクコミュニケーション，地盤工学会誌，Vol. 56，No. 8，pp. 8-11，2008.
- 4) 建設汚泥再生利用指針検討委員会：建設汚泥再生利用指針検討委員会報告書，2006.
- 5) 森口祐一：循環型社会の理念，実践と研究展望，土木学会論文集G，Vol. 63，No. 4，pp. 286-293，2007.
- 6) 古河幸雄，曾津大三，藤田龍之：浄水汚泥の地盤材料への利用に関する研究，土木学会論文集C，Vol.62，No.1，pp.67-78，2006.
- 7) 磯秀幸，渡邊保貴，小峯秀雄，村上哲，豊田和弘：室内 CBR 試験および試験施工に基づく砂質土と混合した浄水汚泥の路床材としての評価，土木学会第 66 回年次学術講演会講演集(CD-ROM)，2011.
- 8) 渡邊保貴，小峯秀雄，安原一哉，村上哲，豊田和弘：環境経済効果に着目した浄水汚泥と砂質土の混合利用，土木学会論文集C，Vol. 66，No. 4，pp. 788-799，2010.
- 9) 渡邊保貴，小峯秀雄，安原一哉，村上哲，豊田和弘：浄水汚泥のアルミニウム溶出に関する環境影響評価手法の提案，土木学会論文集G，Vol.65，No.3，pp.188-201，2009.
- 10) 厚生労働省：水質基準の見直しにおける検討概要，インターネット，<http://www.mhlw.go.jp/topics/bukyoku/kenkou/suido/kijun/konkyo0303.html>，(2011年4月25日閲覧).
- 11) WHO: Guidelines for drinking-water quality, third edition, incorporating first addendum, Vol.1, 2006.
- 12) 肴倉宏史：廃棄物の建設材料利用における環境安全管理方策の展開，第25回環境工学連合講演会，2011.
- 13) 松藤敏彦，吉田英樹：持続可能な廃棄物最終処分場のあり方，廃棄物資源循環学会誌，Vol. 20，No. 6，pp. 272-277，2009.
- 14) United Nations: Agenda 21, <http://www.un.org/esa/dsd/agenda21/> (2011年4月26日閲覧).
- 15) 内藤正明，加藤三郎，金子熊夫，加藤久和，竹本和彦，森口祐一，松下和夫：岩波講座地球環境学10 持続可能な社会システム，岩波書店，1999.
- 16) 国立環境研究所：国立環境研究所特別研究報告書，中長期を対象とした持続可能な社会シナリオの構築に関する研究(特別研究)平成18年～20年度，SR-92-2009，2009.
- 17) 国立環境研究所：持続可能性指標の検索，<http://www.nies.go.jp/sdi-db/search.php>，(2011年4月26日閲覧)
- 18) 藤森真理子，川西正人，三村信男：ODAプロジェクトに気候変動への対応を組み込むための適応機能評価の提案，環境システム研究論文集，Vol. 36，pp. 27-35，2008.
- 19) 田中勝，松藤敏彦，角田芳忠，石坂薫：循環型社会評価手法の基礎知識，技報堂出版，2007.
- 20) 田中誠，遠藤和人，西村伸一，吉本憲正：廃棄物の地盤工学的利用におけるリスクとは？，地盤工学会誌，Vol. 56，No. 8，pp. 4-7，2008.
- 21) 大嶺聖，小澤一喜，勝見武，龍原毅，田中誠：廃棄物の地盤工学的利用におけるリスクコミュニケーション，Vol. 56，No. 8，pp. 8-11，2008.
- 22) 榊原弘之，山崎雅文，吉本憲正，中田幸男，西原浩一郎：地盤環境に関するリスクコミュニケーション手法の実験的検討，第7回環境地盤工学シンポジウム発表論文集，pp.

361-368, 2007.

- 23) 木村一裕, 清水浩志郎, 横山哲: フェリーのバリアフリー化が旅行者ならびに介助者にもたらす便益に関する研究, 土木計画学研究・論文集, Vol. 21, No. 4, pp. 829-835, 2004.
- 24) 林山泰久, 肥田野登, 内田智, 菅野祐一: 高齢者のための都心商業・業務地区における歩行空間整備評価への仮想的市場評価法の適用性—疑似体験が包含効果に与える影響—, 都市計画論文集, No. 32, pp. 631-636, 1997.
- 25) 中村義作: よくわかる実験計画法, 近代科学者, 1997.

第8章 結論

8.1 結論

本研究では、持続可能な物質循環に基づいた浄水汚泥の地盤工学的利用システムを構築することを目的として、浄水汚泥の化学的変質に伴う地盤工学的特性の変化を実験的に明らかにすること、利用環境において生じる化学的変質に要する時間を評価し、利用可能年数を明らかにすること、そして、利用可能年数に基づいた有効利用シナリオにおける環境負荷低減効果の定量化を実施した。さらに、本研究の成果と既往の研究成果を統合し、浄水汚泥の地盤工学的利用システムとして体系化すると共に、それが持続可能な物質循環に基づくために必要となる項目を明らかにした。本研究において得られた成果を章ごとに以下に示す。

- (1) 第1章では、廃棄物の有効利用における持続可能性の考え方を明確にした上で、浄水汚泥の有効利用に関する既往の研究を整理し、持続可能な物質循環に基づいた浄水汚泥の地盤工学的利用を実現するために必要な課題を抽出した。そして、本論文の目的と構成を示した。
- (2) 第2章では、浄水汚泥の基本的性質について記述した。浄水汚泥の基本的性質として、複数の浄水汚泥について物理的・化学的性質、鉱物組成、化学組成等を調査し、基本的性質の季節間および排出地域間の変動幅を明らかにした。そして、浄水汚泥の地盤工学的性質として、締固め特性、CBR、透水、圧縮、そして、せん断特性を調査した。浄水汚泥を最適含水比付近まで脱水することにより、浄水汚泥の性質変動も考慮して地盤工学的利用することは可能である。また、環境影響の観点では、土壤環境基準の項目に加えてAIの溶出特性を調査した。AI溶出に関する基準値の解釈を明確にした上で、浄水汚泥の環境適合性が認められることを明記した。
- (3) 第3章では、凝集剤成分の溶出、有機物の分解、スレーキング等の各要因に対する化学的変質を伴う浄水汚泥の地盤工学的性質の変化について論述した。凝集剤成分を含む陽イオンの溶出が圧縮性やせん断特性に及ぼす影響はほとんど認められず、一方、浄水汚泥の保水性は低下し、透水性は増すことが明らかとなった。有機物の分解に関しては、有機物の分解後は、有機物分解量の増加に伴い、内部摩擦角は $38.83^{\circ}\sim 40.70^{\circ}$ の範囲から約 37.6° まで減少することが明らかとなった。粘着力は有機物分解によらず 0kN/m^2 であった。スレーキングに関しては、有機物を含む直径約 $2\times 10^{-4}\text{mm}$ 以下の粒子が凝集剤ポリ塩化アルミニウムの架橋作用を促し、スレーキングに対し安定した団粒構造を形成することが推察された。
- (4) 第4章では、繰返し利用を想定して、凝集剤成分を含む陽イオンの溶出、そして、有機物の分解に起因する化学的変質が生じた後の浄水汚泥の締固め特性と静的せん断特性を調査した。化学的変質を受けた浄水汚泥の締固め特性としては、希硝酸または過酸化

水素水による処理後も締固め特性の変化は生じなかった。過酸化水素水による化学的変質を繰返し受けた浄水汚泥では、有機物分解量が増すほど、大ひずみ領域において体積膨張が抑制され、せん断強度は低下する傾向が認められた。具体的には、蒸留水に浸漬させた場合の内部摩擦角は 39.01° であったのに対し、過酸化水素水に最大 5 回繰返し浸漬したことにより、有機物分解量の増加に伴い内部摩擦角は 36.69° まで減少した。有機物分解後も粘着力は 0kN/m^2 のままであった。

- (5) 第 5 章では、室内試験における化学的変質を実際の利用環境における経過時間に換算することにより、浄水汚泥の利用可能年数を考察、推定した。凝集剤成分 Al の溶出に関して、拡散場においては 38~41 年、移流場においては約 6 年の利用可能年数が推定された。有機物の分解に関しては、5.6~26.8 日に相当する有機物の好気分解において変化する内部摩擦角を明らかにした。化学的変質後の材料定数を用いて安全側の設計をすれば、浄水汚泥の利用は可能である。浄水汚泥を埋設管工事の埋戻し材として利用した約 2 年間の試験施工を通して、浄水汚泥の安全性を確認した。道路の下層路盤・路床材料としての利用が浄水汚泥のより適切な利用形態である。ここで、利用可能年数とは、実験的裏付けのもと、最低限保証される浄水汚泥の利用期間である。
- (6) 第 6 章では、浄水汚泥の地盤工学的利用における環境負荷低減効果を定量評価するため、浄水汚泥の用途、利用可能年数、繰返し利用回数を用いて有効利用シナリオを作成し、環境負荷低減効果を貨幣価値を用いて算定した。本研究では、環境負荷をより強く反映させた項目として主に天然資源の保全量や最終処分の削減量等に着目し、浄水汚泥と山砂を混合して使用する場合にも適用可能な評価手法を構築した。その結果、浄水汚泥を単体で利用の方が環境負荷低減効果は大きいこと、有効利用率を 100% に近づけることが非常に重要であること、そして、有効利用率に関わらず、繰返し利用回数を多くすることにより、環境負荷を可能な限り低減できることを示した。
- (7) 第 7 章では、本研究の成果と既往の研究から得られた重要な観点を整理すると共に、浄水汚泥の地盤工学的利用に焦点を当てた処理・管理フローを作成した。そして、従来型の浄水汚泥の地盤工学的利用に持続可能性の要素を取り入れる上で重要となる項目を明示すると共に、茨城県日立市における浄水汚泥の地盤工学的利用に関して、持続可能性を高めるために改善が必要と考えられる点を明確にした。具体的に、持続可能性を高めるために必要と考えられた合意形成に関して、日立市において実践したりスクコミュニケーションの効率化と意識調査のためのアンケート調査について詳述した。

以上の研究成果より、三点の結論を得た。

- (1) 浄水汚泥は適切に脱水することにより地盤材料として利用可能である。ただし、凝集剤成分 Al を含む陽イオンの溶出により、浄水汚泥の圧縮性やせん断特性に及ぼす影響は認められない一方で、保水性は低下し、透水性は増す。また、有機物分解後の浄水汚泥は、せん断強度が低下する。
- (2) 浄水汚泥の地盤材料としての利用可能年数は、Al 溶出の拡散場においては 38~41 年、移流場においては約 6 年であり、これらは最低限保証される利用期間である。有機物の分解に関しては、施工から早期に見込まれる好気性分解により変化する内部摩擦角を設

計に反映させることが重要である。浄水汚泥を埋設管工事の埋戻し材として利用した試験施工では、約2年間の安全性を確認しており、道路の下層路盤・路床材料としての利用が浄水汚泥のより適切な利用形態である。

- (3) 最終処分量の削減と天然資源の保全を環境負荷低減上の重要項目と考えた場合、浄水汚泥を単体で利用すること、有効利用率を100%に近づけること、そして、繰り返し利用回数を多くすることにより、環境負荷を低減することが可能である。循環利用を評価する上で利用可能年数と繰り返し利用回数を評価することはきわめて重要である。

本研究では、廃棄物あるいは循環資源の利用可能年数を力学的側面から算定すると共に、循環利用を考慮した環境負荷低減効果を定量評価し、それらを取り入れた浄水汚泥の地盤工学的利用システムを構築した。これまで、廃棄物の利用年数は経験的な予測と管理、もしくは、化学的側面からのリスクベースで見積もられることが多かったと考えられる。特に、地盤工学の分野では、土質材料自体の劣化については強く言及されることはきわめて少なかった。本研究において、工学的性質に及ぼす化学的変質の影響を示させたことはきわめて斬新な成果であり、新しい工学的展開に結びつくものである。さらには、廃棄物の利用可能年数を算定することは、循環資源としてのストック量を精度良く見積もる上でも有益であり、循環型社会の確立に大いに貢献することが期待される。したがって、学術的発展と政策決定への寄与に結びつくものとして、本論文の成果は有意義なものである。

謝辞

本論文は、著者が茨城大学大学院理工学研究科、防災・環境地盤工学研究室に所属した約6年間の研究成果をまとめたものである。謝辞を記すにあたり、茨城大学での研究生活を振り返ると、第一に思うことは、多くの人との出会いであり、その人達への感謝です。多くの人と出会い、時間を共有してきました。それが今の自分が存在する根拠であると思っています。研究の遂行にあたり、本当に多くの方々から丁寧なご指導を頂きました。そのことへの感謝を初めに申し上げます。

本研究を進めるにあたり、終始懇切丁寧なご指導を頂きました茨城大学工学部教授 小峯秀雄先生には心から感謝するとともに、深甚なる謝意をここに表します。小峯先生には、私が学部4年生の頃から修士課程、博士課程と約6年間もの長い間、多くのご指導を頂きました。学位論文をまとめる上で、言われ続けたことは「学位請求論文なのだから請求してくれないと」でした。その言葉を強く受け止め、プロジェクトの推進と先生を説得することに努めた毎日でした。研究に関することは勿論のこと、研究者、技術者としての心構えも教えていただきました。今思えば、口で直接言われたことは少なく、先生の後姿を見て学ぶことが多かったと思います。声だけではなく、背中を見せて伝えることこそ教育の本質であって、それは教育者を目指す私にとってはとても重要な基盤になったと感じています。茨城大学にいてもらえて本当に良かった、そう思える先生です。

茨城大学工学部准教授 村上哲先生には、力学試験の方法と結果の解釈について多くのご指導を頂きました。そして、原理原則と現象を本当の意味で理解すること、研究者、技術者としての言葉の使い方、研究の凄さを村上先生から教わりました。実験をしていると「それが本当に知りたいものなのか」と問われました。その瞬間を鮮明に覚えています。私に必要な事は直接言わずに、何かを介して、時には先輩との議論を通して、諭していただくことが多かったように思います。その助言もすぐには消化できない時が多かったのですが、必ず意味がある、きっと大切なことなのだと自分に言い聞かせ、その意味に辿りつけた時はひとり喜びを感じていました。博士後期課程に進学することを悩んでいる時、最後のひと押しを頂いたのも村上先生でした。研究室外の生活においても、健全で強い身体を持つことの重要性を教えていただき、前を走る先生を追い付けてきた6年間でした。

茨城大学名誉教授、地球変動適応科学研究機関(ICAS)の安原一哉先生とは、特に、圧密と有機物の分解に関して、多くの事を議論させていただきました。私が博士後期課程2年の時にICASに移られましたが、それ以降も、どんなに多忙な時でも私の論文をいち早く読んでいただきました。私の研究に対して総合的な視点から多くのご質問を頂き、研究成果を工学的に活用する上で、複合的な問題を最適化する思考を磨かせていただいたと思っています。生きるとはどのようなことか、そのような壮大なテーマで話し合えたこともありました。安原先生の周りに集まる人達を見てきました。安原先生の人との接し方、思想、リーダーシップを見てきました。私が目指す人間像に強い影響を与えてくれた先生です。

茨城大学工学部教授の三村信男先生からは、地球環境を幅広く俯瞰し、局所的に問題解決に取り組む姿勢を教わりました。学位論文のストーリーを構成し、成果をまとめる上で、プロジェクトの推進に必要な物事を抽出して成果を反映させる実践力とその原動力を得ることが出来ました。

茨城大学工学部教授の沼尾達弥先生からは、材料工学の観点から浄水汚泥の性質を理解する視点を教わりました。また、将来的に不確実な問題、有事の対応などを含めて、本研究の役割と機能を考える機会を与えていただきました。

茨城大学工学部准教授の藤田昌史先生からは、浄化処理や水質分析について多くのご指導を頂きまし

た。特に、有機物の分解に関しては、専門的に現象理解を深めることと技術的に成果を活用することの使い分けを明確にすることを教わりました。

茨城大学工学部技術員の金澤浩明氏には、試験装置の改造やメンテナンス、機械や薬品の安全管理など、多くの場面でご指導いただきました。毎朝、研究室にて、研究や大学の事についてお話できた時間はとても貴重なものでした。英国の安全管理に関するお話は今でも強く印象に残っています。

茨城大学地球変動適応科学機関(ICAS)准教授の田村誠先生をはじめICASの先生方からは、集中講義サステナビリティ学入門や国際シンポジウム等において、幅広く教養を深める機会を頂けたと同時に、持続可能性を議論する時間を与えていただきました。廃棄物の有効利用を推進する上で環境経済学的側面を取り入れることができたのは、ICASの活動に参加させていただいたお陰だと感じております。

香川高等専門学校校長の嘉門雅史先生とは、私が修士1年の時、フランスの学会で初めてお話させていただきました。それから学会等でお会いする度に、顔と名前を憶えていただき、浄水汚泥に限らず廃棄物・副産物全体の歴史と動向を丁寧に教えていただきました。

京都大学大学院地球環境学堂教授の勝見武先生、准教授の乾徹先生には、多くの学会や地盤工学会の委員会で大変お世話になりました。私にとって、年に一度開催されるGeo-Environmental Engineeringは、1年間の研究成果を先生方に報告する場でもありました。勝見先生から、基準や法律の理解について強くご指摘を受けたことは今では大切な思い出です。インドで国の概念を考える勝見先生の姿は強く印象に残っています。乾先生からは、学会で発表をするとほぼ毎回ご質問をいただきました。フロアでも長い時間、議論させていただきました。物事の考え方を磨かせていただきました。

九州大学大学院准教授の大嶺聖先生からは、環境コストやリスクコミュニケーションについて、多くのご指導を頂きました。議論の時には、いつも私の考えを尊重していただき、その上で丁寧なご助言をいただきました。また、大嶺先生の安心感は海外でお会いした時も健在で、環境の変化に対して冷静に適応する姿にいつも憧れています。研究者、そして、教育者として大切な部分を学びました。

国立環境研究所の肴倉宏史 博士には、溶出試験と化学平衡について、多くのご指導を頂きました。私が化学について十分な知識がない段階から、様々な場面でお会いする度に、実験技術から理論的背景まで丁寧に指導いただきました。

山口大学工学部教授の兵動正幸先生と助教の吉本憲正先生、そして、現在は産業総合技術研究所の米田純 博士とは、学会でお会いする度に後輩学生を交えて研究の話をさせていただきました。私は、米田君のことは常にライバルだと思っていて、その存在感が私にとっての良いプレッシャーであり、持続力の源にあったと思っています。

福岡大学工学部教授の佐藤研一先生からは、学会でお会いする度に、研究の進捗や研究室の雰囲気などをいつも気にかけていただきました。佐藤先生が茨城大学にいらっしゃった頃に地盤研の礎を築かれていることは、私が茨城大学で学位を申請することにこだわる一つの思い出でもありました。助教の藤川拓朗先生とは、溶出試験の方法や解釈などを頻繁に議論させていただきました。そして、情熱的な助言をたくさん頂きました。

大幸工業株式会社の水野克己 博士からは、研究を進めて成果を社会に還元する上では決して欠かせない感性と現実について、いつも丁寧なご指導を頂きました。

茨城大学の事務の方々には、研究費の運用等でとてもお世話になりました。

茨城大学防災・環境地盤工学研究室では、共に浄水汚泥を研究対象としていたベ・ジェヒョン 氏(現 韓国鉄道技術研究院)、蛭田俊明 氏(現 ㈱建設技術研究所)、及川照靖 氏(現 ㈱前田建設工業)、磯秀幸 氏(現 修士二年)、本橋悠 氏(現 修士二年)、海野円 氏(現 修士一年)とは、共に現場に赴き、

試料のサンプリングや試験施工，様々な室内試験等で一緒に活動しました．一人では続けられなかったであろう事も，みんなから元気と勇気をもって成し遂げられたと感謝の気持ちでいっぱいです．また，茨城大学防災・環境地盤工学研究室の数々の先輩方からは研究室内外でお会いする度に激励と指摘を頂き，学部と修士を共に過ごした同期とは今でも情報交換をしながら意識を高め合っています．後輩からはゆったりと歩み寄る様な良いプレッシャーを感じながらも，共に勉強し，物事を考えることができた心から感謝しております．この研究室は世界で一番だと誇りに思っております．博士後期課程に進学した頃から，自分はこの研究室に必要な人間か，どのように後輩と接したら良いのか，どうすれば偉大な先輩の意思をつなぐことができるのか，悩む日が増えました．悩んだ末，研究室のために最善と思える行動を選んできたつもりです．今度は私が外から見守る立場になります．少しだけ心配もありますが，自分が居なくなった研究室を見続けることが今から楽しみです．益々の発展と活躍を期待します．

最後に，私が小さい頃から大人になった今でも，いつも身近な所で支えてくれた両親 頑固で大胆な父 渡邊保夫と，神経質で心配性な母 渡邊康子には，誰よりも感謝しております．いつになっても親には勝てないと思っている現在，今後も心配をかける日々になると思いますが，いつまでも近くに居てほしい，しっかりと自分が両親を支えていきたいと思っています．本当にありがとうございました。