

石灰・セメント改良土のアルカリ拡散評価

諸 富 鉄之助 三 浦 俊 彦
森 下 智 貴

Evaluation of Diffusion of Alkaline from Improved Soil by Lime or Cement

Tetsunosuke Morotomi Toshihiko Miura
Tomotaka Morishita

Abstract

Lime/cement-improved soil is a useful material because it exhibits self-hardening property and affords long-term strength. However, because it is an alkaline component, its risk must be evaluated to ensure environmental safety. The following cases are considered the major risks. (1) Owing to rainfall penetrating the embankment, the alkaline component is advected and diffused; subsequently, it flows into the groundwater. (2) Alkaline components elute when rainfall flows down the embankment surface and then into public water. In this study, we devised a method to quantitatively evaluate these risks. We confirmed that the risk of (1) is small because the diffusion is suppressed by the adsorption effect of the ground. Furthermore, the risk of (2) is small because the neutralization effect is significant when the rainfall intensity is low, and the alkali concentration is low when the rainfall intensity is high.

概 要

石灰・セメント改良土は自硬性を持ち、長期的に強度を確保できることから、有用な土木材料である。しかし改良材由来のアルカリ成分のため、施工条件によってはリスクを評価し、環境安全性を確保した上での施工が必要である。改良土によるアルカリ拡散としては、(1)盛土に浸透した降雨によりアルカリ成分が盛土下部の地山に移流拡散し、地下水に流入するケースと、(2)降雨が盛土表面を流下する際にアルカリ成分が溶出し、アルカリ性となった降雨が公共用水域に流入するケースが主要なリスクと考えた。本研究では、これらのリスクを定量的に評価する手法を考案し、アルカリ拡散が問題となる条件を考察した。結果として、(1)については、地山の吸着効果による拡散抑制のため、リスクが小さいことを確認した。(2)については、降雨強度が小さい場合は、中和影響が大きく、また降雨強度が大きい場合は、アルカリ濃度が小さくなるため、リスクが小さいとわかった。

1. はじめに

セメント改良土は自硬性を持ち、長期的に強度を確保できることから、有用な土木材料である。また石灰も安価に土質・地盤改良できることから、広く施工されている。一方で、使用される場所によっては、石灰やセメント由来のアルカリ成分が浸出し、環境への影響が危惧される場合もある。

このような改良土に起因するアルカリ成分の拡散による環境影響として、次の2つのリスクが高いと考えられる。一つ目は、雨水が改良土で構築した盛土内を浸透し、帯水層に到達し、地下水にアルカリ水が流入することである。二つ目は、降雨が改良土表面を流下し、アルカリ性を示す水が公共用水域に流入することである。前者に関連した浸透流によるアルカリ拡散については、周辺土壌の緩衝作用により、拡散は抑制されることが報告されている¹⁾。後者の表面流によるアルカリ拡散については、大気中の二酸化炭素によるアルカリ水の炭酸化により中和され、高アルカリ水が流出する可能性は小さいと考えられる。これらを定量的に評価した事例は少ないが、一

方で、施工現場の近傍に公共水域があるケースや、地盤改良した敷地内で集水し水質管理が求められるケースにおいては、アルカリ拡散を懸念する場合もある。その溶出量と拡散影響を定量的に予測する手法が求められているが、その予測手法は確立されていない。

そこで本研究では、浸透流および表面流によるアルカリ拡散リスクを定量的に評価する方法を検討した。浸透流によるリスクは、肴倉・伊藤²⁾が提案している汚染物質の吸脱着パラメータ取得方法を応用して、アルカリ拡散予測に用いるパラメータを取得し、移流分散解析を行う方法を検討した。表面流によるリスクは、改良土表面から浸出するアルカリ量および溶出フラックスを拡散溶出試験により求め、発生するアルカリ量と大気中和量のバランスから、公共水域に流入するアルカリ量を算出した。本論文では、それぞれの試験によるパラメータの取得方法、それを利用した解析・計算手法と、どのような場合に改良土からのアルカリ成分の溶出および拡散が問題になるのかについて考察を行ったので、その結果を報告する。

2. 浸透流によるアルカリ拡散の評価

2.1 評価モデル

本評価は、改良土を用いた盛土からのアルカリ拡散について、土中水分・熱・溶質移動予測プログラム「HYDRUS-2D³⁾」を用いて、不飽和土における移流分散解析により実施した。評価モデルをFig.1に示す。降雨が改良土で構築された盛土に浸透し、浸透水中に改良土中のアルカリが溶出して、地下水にアルカリ水が流入するモデルである。境界条件としては、上部が降水条件、側方が不透水条件、下面が自由排水条件である。また初期水頭は100 cmを設定した。モデルの横方向のスケールとしては、浸出範囲を考慮して、地山の総横幅を35 mと

した。

モデルの条件および評価ケースをTable 1に示す。改良土は石灰・セメント改良土で、それぞれ添加率は25, 75 kg/tの2ケースである。地山での吸着がないケースと一般的な砂地盤での吸着を考慮したケースを想定したため、地山の分配係数 K_d は0, 10 L/kgの2ケースを設定した²⁾。評価ケースとしては、上記の計8ケースである。降雨強度は、日本の平均年間降雨量を1500 mmとして、それが60日間で降った場合に相当する1 mm/hを設定した。盛土形状・寸法は、天端幅が10 mで盛土高が5 m、法面勾配1.5の道路盛土等の一般的な規模・形状の盛土を設定した。改良土および地山の湿潤密度と透水係数は、一般的な砂の値を設定した。縦分散長・横分散長については、五十

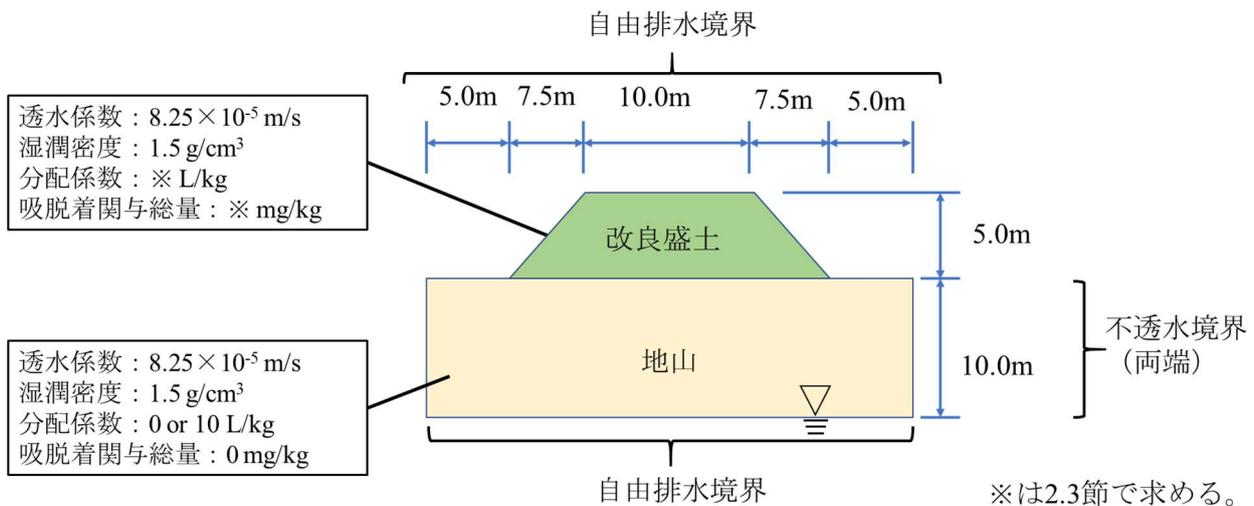


Fig. 1 評価モデル(浸透流)

Model for Evaluation of Risk Caused Permeation Flow

Table 1 モデルの条件

※は2.3節で求める。

Condition of Model (Permeation Flow)

条件	単位	ケース 1	ケース 2	ケース 3	ケース 4	ケース 5	ケース 6	ケース 7	ケース 8
改良土	-	石灰改良土				セメント改良土			
添加率	kg/t	25		75		25		75	
地山分配係数	L/kg	0	10	0	10	0	10	0	10
降雨強度	mm/h	1							
改良土									
透水係数	m/s	8.25E-5							
湿潤密度	g/cm ³	1.5							
縦分散長	m	0.5							
横分散長	m	0.05							
分配係数	L/kg	※		※		※		※	
吸脱着関与総量	mg/kg	※		※		※		※	
地山									
透水係数	m/s	8.25E-5							
湿潤密度	g/cm ³	1.5							
縦分散長	m	1.0							
横分散長	m	0.1							
吸脱着関与総量	mg/kg	0							

嵐・下垣⁴⁾を参考に、それぞれ盛土高および地山深さの1/100, 1/1000とした。Table 1中の※は、試験により求めるため、2.3.2項で後述する。地下水位は地山深さ10 mの位置に設定し、地下水位に到達する直前の浸透水のアルカリ量を予測した。長期的には固化が進行し、カルシウムの溶出量は小さくなり、それに伴いアルカリ拡散リスクも小さくなると予想されるので、時間は降雨開始から100日後までと設定した。

ここで実際の環境評価と本研究での評価の違いについて説明しておく。実工事における地下水の評価点は、盛土から地下水下流側に離れた位置に設置した観測井戸である。しかし本研究では、地下水へ流入する以前のアルカリ成分の拡散挙動を評価しているので、浸透流の地下水位到達直前地点を評価点としている。また地下水の管理項目および基準は、水道水水質基準ではpH5.8~8.6である。このように管理項目はアルカリ量ではなくpHであるが、上記の観測井戸での影響予測には、アルカリ量を用いるため、本検討ではアルカリ量に着目して評価した。

2.2 解析手法

解析を実施するにあたり、改良土からどの程度のアルカリ量が溶出するのかを調べて、解析で使用する総溶出量とアルカリの分配係数を求める必要がある。以下に、その取得方法について記す。

肴倉・伊藤²⁾は、汚染物質の地盤内挙動を評価することを目的として、汚染物質の吸脱着反応関係式を整理している。本研究では、前述の肴倉らの方法を参考に、汚染物質の代わりに、アルカリ成分であるカルシウムへ適用した。カルシウムの溶出は、粒子表面に存在するカルシウムとその近傍の液相に存在するカルシウムとの間で短時間に平衡に達すると仮定する。このとき吸脱着反応に関わるカルシウムについて次の式(1)が成り立つ。

$$M_T = M_L + q \quad (1)$$

M_T (mg/kg) : 反応に関わるカルシウムの総量

M_L (mg/kg) : 液相に存在するカルシウム量

q (mg/kg) : 粒子に存在するカルシウム量

いずれも改良土の単位乾燥重量あたり

液相のカルシウム濃度と粒子に存在するカルシウム量の間を、仮に吸脱着反応と同じヘンリー型とすれば、次の関係式(2)で表され、式(1)は式(3)のように書ける。

$$q = K_d C \quad (2)$$

$$M_L = -K_d C + M_T \quad (3)$$

K_d (L/kg) : 分配係数

C (mg/L) : 液相のカルシウム濃度

Fig. 2に液相存在量 M_L と液相濃度 C の関係を模式的に示す。液相存在量 M_L は、 $-K_d$ と M_T をそれぞれ勾配とY切片とする直線で表される。この液相存在量 M_L と液相濃度 C の関係を求めるためには、 M_T を一定とし、 C を変化させ M_L を求める(M_L は、測定値である C について、溶液単位重量あたりから改良土の単位乾燥重量あたりの溶出量に換

算することにより得られる)。つまり液固比を変えたバッチ試験(以下、液固比バッチ試験)を行うことにより、実験的に K_d と M_T を取得できる。

2.3 解析パラメータの取得

2.3.1 取得方法

母材は、粘性土と9.5 mm以下の山砂(乾燥重量比)を6:4の割合で混合した試料土である。含水比を25%に調整した後、セメントあるいは石灰を湿潤重量比で25, 75 kg/tの2ケースで添加し、ミキサーで2分間攪拌混合した。セメントには普通ポルトランドセメント、石灰には生石灰を使用した。その後、直径5 cm、高さ10 cmのモールドに充填し、室温で28日密閉養生した。養生後に2 mm以下に粒度調製したものを試料とした。

試料に液固比が2, 5, 20, 100, 200, 400となるように水を加えて6時間の溶出操作を行った。0.45 μ mフィルターで固液分離を行った後、溶出液のpH、カルシウム、マグネシウム、ナトリウム、カリウム、塩化物イオン、硫酸イオン、無機炭素濃度を測定した。無機炭素濃度から炭酸イオンと炭酸水素イオン濃度を算出した。

2.3.2 結果

Table 2に液固比バッチ試験の結果として、溶出液中の各種イオン濃度の分析結果等を示す。pHは、すべてのケースで11以上を示した。溶出成分としては、最も溶出量が多い陽イオンはカルシウムであった。Table 2をもとに算出したイオンバランスの例として、それぞれの改良土の添加率25 kg/tのケースの計算結果をFig. 3に示す。水酸化物イオンのカウンターイオンはカルシウムであることがわかる。よって今後は、アルカリ成分の代表としてカルシウムについて着目する。なお、すべてのケースで陽イオンの方が少ない傾向にあるが、pHが高いため水酸化物イオン濃度の誤差が大きくなった可能性が考えられる。カルシウムの溶出傾向としては、セメント改良土に比べて石灰改良土の方が、カルシウム溶出量が多い。これはセメントと比べて、石灰のカルシウム含有量が多いことに起因している(普通ポルトランドセメント、生石灰のCaOはそれぞれ約64, 100%)。また単位重量あたりの添加率が多いほど、カルシウム

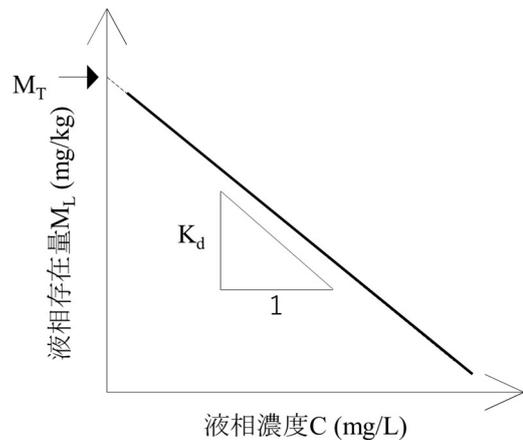


Fig. 2 液相存在量 M_L と液相濃度 C の関係
Relationship of the Amount in Solution and Concentration

溶出量も大きく、液固比が大きくなるほど、溶出量は小さい。

Fig. 4に、液固比バッチ試験から求めた、それぞれの改良土におけるカルシウムの液相存在量 M_L と液相濃度 C の関係を示す。なお、石灰改良土の添加率 75 kg/m^3 に関しては、液固比が2, 5, 20の低液固比条件では、溶出液が飽和に達していると考えられたので、除外してパラメータを取得した。Table 3に取得したパラメータを整理した。Table 3中の分配係数および吸脱着関与総量が、Table 1における※にあたる値である。

M_T は吸脱着反応の関与総量であるため、セメント改良土よりもカルシウム含有量の大きい石灰改良土の方が、 M_T が大きい。Table 3には、改良材の添加率から換算したカルシウム含有量も記載しており、全てのケースで M_T は

含有量より小さい。これは、存在するカルシウムのすべてが、溶出・吸脱着反応に関わるわけではないためである。この反応に関与しないカルシウムの割合は、養生時間に伴い増加すると考えられるので、アルカリ成分の拡散リスクは、時間の経過に伴い減少すると考えられる。これについては、2.4節で後述する。また、それぞれの改良土において、添加率による K_d の大きな違いは見られない。

相関関係を示す決定定数 R^2 は、すべてのケースで0.9以上であることから、飽和と考えられる液固比条件のデータに注意すれば、本検討で実施したパラメータ取得方法は適切であると言える。また、今回の溶出パラメータの検討により、低液固比では飽和するため、液固比50程度以上の条件で多くのデータを取得すべきことがわかった。

Table 2 液固比バッチ試験の結果

改良土	項目	単位	添加率 25 kg/t						添加率 75 kg/t					
			L/S=	L/S=	L/S=	L/S=	L/S=	L/S=	L/S=	L/S=	L/S=	L/S=	L/S=	L/S=
			2	5	20	100	200	400	2	5	20	100	200	400
石灰改良土	pH	-	12.6	12.5	12.3	11.9	11.8	11.5	12.7	12.6	12.6	12.4	12.3	12.1
	Ca	mg/L	750	700	400	120	69	37	800	800	780	410	220	120
	Mg	mg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Na	mg/L	1.7	0.9	0.2	0.1	<0.1	<0.1	2.3	1.1	0.2	0.1	<0.1	<0.1
	K	mg/L	7.6	5.3	1.9	0.7	0.2	0.1	11.0	6.3	2.4	0.7	0.3	0.1
	Cl ⁻	mg/L	1.0	0.8	0.8	<0.1	0.2	0.1	1.4	1.0	0.5	0.1	<0.1	<0.1
	SO ₄ ²⁻	mg/L	1.1	1.4	1.2	3.1	1.8	1.3	2.5	2.8	3.1	3.2	1.9	1.1
	CO ₃ ²⁻	mg/L	17	15	3.2	6.4	8.3	6.4	18.0	15.0	1.8	4.0	5.9	6.5
	HCO ₃ ⁻	mg/L	0.04	0.11	0.02	0.14	0.06	0.44	0.04	0.03	0.01	0.03	0.13	0.04
セメント改良土	pH	-	12.1	12.1	11.9	11.6	11.4	11.1	12.5	12.4	12.3	12.0	11.8	11.6
	Ca	mg/L	190	170	120	55	30	18	530	420	260	120	72	44
	Mg	mg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Na	mg/L	13.0	6.2	1.8	0.5	0.2	0.1	49.0	22.0	5.6	1.4	0.6	0.3
	K	mg/L	8.2	5.4	2.4	0.8	0.4	0.2	35.0	19.0	6.0	1.7	0.9	0.5
	Cl ⁻	mg/L	4.3	1.8	0.3	0.1	0.1	<0.1	1.9	1.4	0.7	0.2	0.1	<0.1
	SO ₄ ²⁻	mg/L	5.0	6.9	16.0	10.0	5.0	2.6	1.5	1.9	5.7	8.5	4.0	2.6
	CO ₃ ²⁻	mg/L	8.3	9.9	8.1	6.4	6.2	5.5	12.0	12.0	4.2	5.4	9.7	8.5
	HCO ₃ ⁻	mg/L	0.18	0.21	0.17	0.44	0.43	1.19	0.08	0.08	0.03	0.12	0.07	0.58

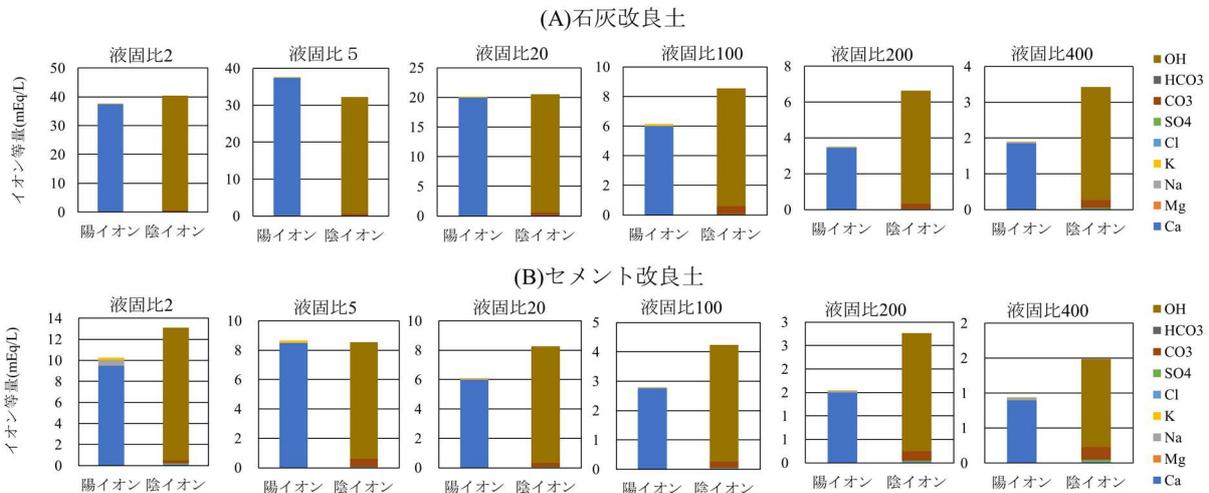


Fig. 3 溶出液中のイオンバランス
Ion Balance of Solution from Batch Test

2.4 解析結果

Table 1に示す8ケースにおいて、解析により地山のカルシウム濃度分布の経時変化を予測した。結果の例として、石灰改良土のケース1~4をFig. 5に示す。まず、改良土のアルカリリスクのポテンシャルを評価するため、地山の吸着を考慮しないケース1,3に着目する。それぞれのケースで、100日後には、カルシウム濃度の増加した浸透流が地下水位まで到達している。高濃度のケース3では、地下水位におけるカルシウム濃度が785 mg/L以上である。ここで、カルシウムと水酸化物イオンのイオンバランスが釣り合っていると、pHに換算すると、pH12以上のアルカリ水が地下水に流入していることになる。

次に、添加率によるアルカリリスクの違いをみると、単位重量当たりの添加率の大きいケース3の方が、地下水に浸透するカルシウム濃度が大きいことがわかる。これには、添加率による関与総量 M_T の違いが影響している。 M_T の大きいケース3では、改良土から溶出するカルシウ

ム量が大きいため、地山に拡散するカルシウム量も大きくなったのである。ここからアルカリ拡散評価の結果として、石灰改良土は添加率による K_d の大きな違いはないため、 M_T が大きくなる添加率の大きいケースの方が、リスクが高いとわかった。

次に地山での吸着効果を考慮した場合、上記のリスクがどう変化するかを考察する。ケース1と2、ケース3と4をそれぞれ比較すると、地山吸着を考慮したケース2,4

Table 3 改良土の吸着係数 K_d と関与総量 M_T

K _d and M _T of Improved Soils				
改良土	添加率	分配係数K _d	吸脱着関与総量M _T	カルシウム含有量
	kg/t	L/kg	mg/kg	mg/kg
石灰改良土	25	17.4	1.5×10 ⁴	2.2×10 ⁴
	75	23.2	5.0×10 ⁴	6.7×10 ⁴
セメント改良土	25	39.2	7.5×10 ³	1.4×10 ⁴
	75	33.4	1.7×10 ⁴	4.3×10 ⁴

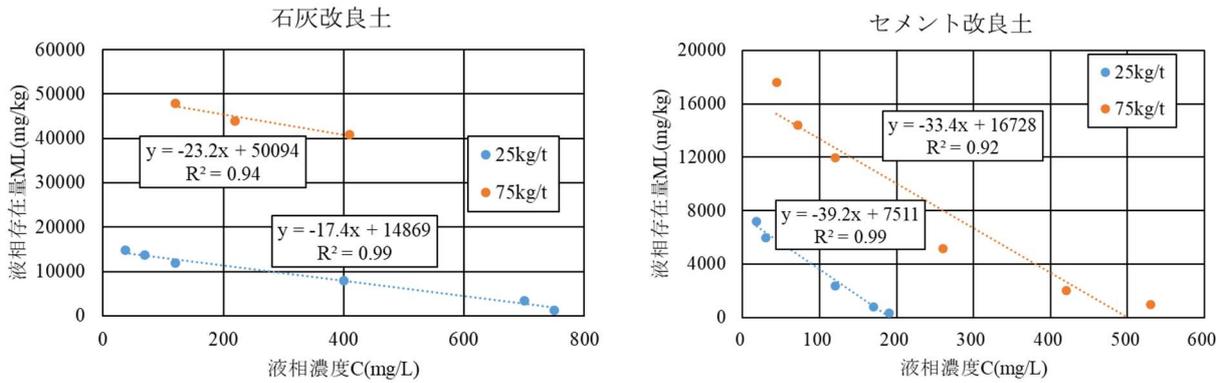


Fig. 4 液相存在量 M_L と液相濃度 C の関係
Relation of the Amount in Solution and Concentration

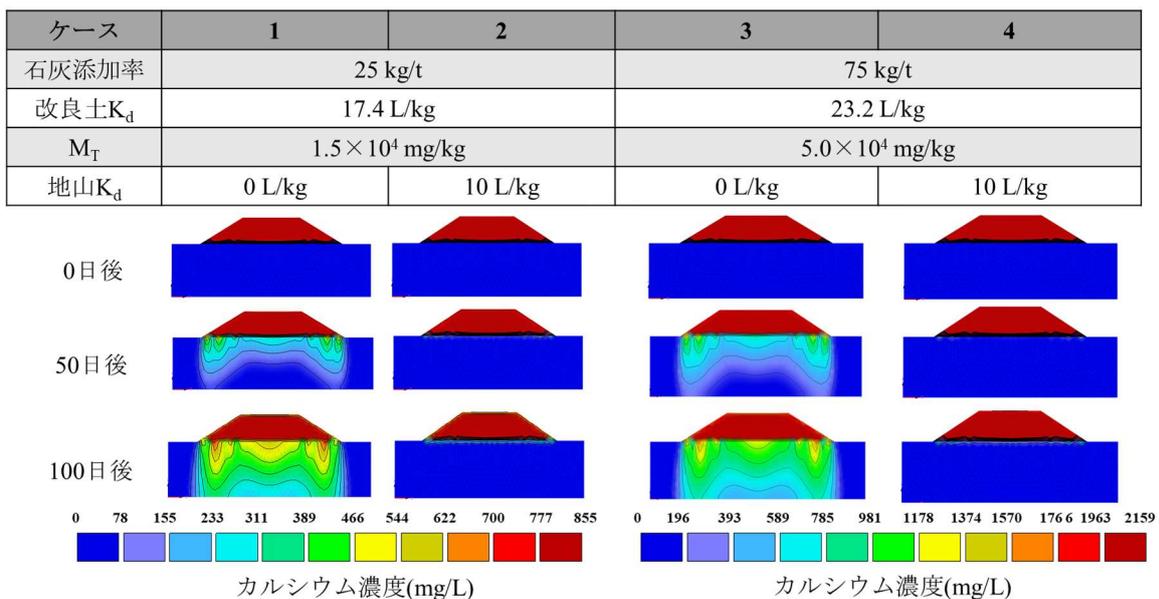


Fig. 5 地山のカルシウム濃度分布の経時変化
Change of Concentration of Calcium in Original Layer

では、カルシウムの拡散が抑制されているのがわかる。リスクの高いケース4でも、改良土近傍の地山でのカルシウム濃度が変化していないことがわかる。ここから、ある程度地下水位が高い場合でも、地山の吸着効果により、改良土のアルカリリスクは小さいことがわかった。

3. 表面流によるアルカリ拡散の評価

3.1 評価モデル

Fig. 6に評価モデルを示す。降雨が盛土の表面を流下する際に、アルカリ成分の溶出によりアルカリ水となり、排水工で大気による中和作用を受けながら流下し、公共水域に流入するモデルである。表面流は、公共水域流入直前の地点である排水工の流末を評価点とし、基準に掲げる項目により管理される。公共水域の環境基準では、pH6.5～8.5である。本検討でも、実際の評価点と同じ排水工流末におけるpHを予測した。pHは、浸透流と同様の方法で、カルシウム濃度から換算した。なお計算の便宜上、本モデルは1 mをメッシュとした要素で構成されているものとした。

Table 4にモデル条件を示す。盛土の形状・寸法は、一般的な規模の道路盛土を想定し、天端幅5 m、盛土高5 m、天端勾配3%、法面勾配1.5と設定した。3.3.1項でも述べるが、降雨履歴を受けていないフレッシュな状態の方が、改良土のアルカリリスクは高いので、リスクの高いケースを設定するため、降雨時間は1時間とした。降雨強度は、一般的な降雨から強度の大きい降雨まで段階的に想定し、1, 10, 100 mm/hと3ケースを設定した。100 mm/hは、観測最大級の時間雨量の2/3に相当する。盛土面の流下速度を計算するために必要な粗度係数は、改良盛土表面を「滑らかな締め固め土面」として、0.1と設定した⁶⁾。一般的な排水工を想定し、排水工の幅は0.3 mとした。盛土から直接公共水域に流入する場合や、公共水域までの距離が近い場合や遠い場合を想定し、排水工の路長は0, 100, 1000 mと段階的に3ケースを設定した。また排水工での流下速度は1.0 m/sとした⁶⁾。

3.2 計算手法

本評価は、上記のモデルを用いた溶出計算、中和計算により行った。計算に必要な溶出パラメータおよび中和パラメータの取得方法について、以下に記す。

表面流への溶出を計算する際に必要なパラメータは溶出フラックスである。溶出フラックスとは、内部拡散浸出過程における単位面積当たり単位時間当たりの溶出量であり、拡散溶出試験により求められる。拡散溶出試験とは、溶液交換を間欠的に行うシリアルバッチ試験であり、試料を攪拌しないことからタンクリーチング試験にも分類される。成形体にも適用可能な試験だが、改良土のような粒状物試料について試験する場合は、求める溶出フラックスに応じて、試料と溶液の接触を工夫する必要がある。本検討では、盛土表面からの溶出計算に適し

た溶出フラックスを測定可能な試験方法を設定した。この溶出フラックスを用いて、表面流への溶出は以下の式(4)により定義した。

$$C = \frac{J(x) \cdot 60t \cdot a}{Q} \quad (4)$$

C (mg/L) : 溶出濃度

J(x) (mg/m²/s) : 時間xにおける溶出フラックス

t (min) : 接触時間

a (m²) : 接触面積

Q (L) : 流量

なお上記の溶出は、降雨が流入した最初のメッシュでのみ生じるものとした。降雨が1メッシュ移動する時間内に表面流のカルシウム濃度は増加するので、濃度勾配を推進力とする拡散溶出は、次のメッシュ以降では発生しないと想定したためである。また、バッチ試験等から経験的に得たカルシウムの飽和濃度に近いと考えられる1000 mg/Lを、表面流濃度の最大値とした。流末におけるカルシウム濃度は、1時間の平均値とした。

また、降雨の盛土流下にかかる時間は、以下のW. S. Kerbyの式(5)で定義した⁶⁾。

$$t = 1.445 \cdot \left(\frac{N \cdot L}{\sqrt{S}} \right)^{0.467} \quad (5)$$

t (min) : 接触時間

L (m) : 路長

S : 勾配

N : Kerbyの粗度係数

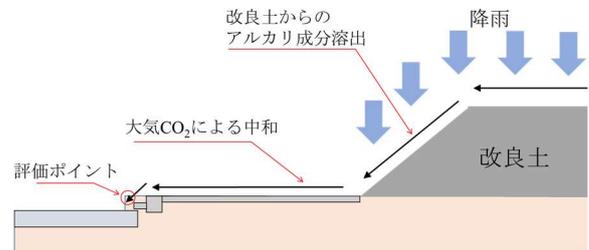


Fig. 6 評価モデル(表面流)

Model for Evaluation of Risk Caused Surface Flow

Table 4 簡易モデル計算に用いたモデルの条件

Condition of Model (Surface Flow)

条件	単位	数値
降雨強度	mm/h	1, 10, 100
天端		
勾配	%	3
路長	m	5
粗度係数	-	0.1
法面		
勾配	%	67
路長	m	9
粗度係数	-	0.1
排水工		
路長	m	0, 100, 1000
幅	m	0.3
流下速度	m/s	1.0

次に、排水工での中和を計算するために必要なパラメータについて述べる。アルカリ性の水のpHは大気から供給されるCO₂の影響を受けて低下することが知られている。水谷ら⁷⁾は、都市ごみの焼却灰について、その溶出液のpHが一定になるまでの時間と溶媒体積と空気の接触面積の逆数の関係性を評価しており、式(6)の関係を整理している。

$$T = \alpha \cdot \frac{V}{A} \quad (6)$$

T (h) : pHが一定になるまでの時間

α : 定数(以下、水谷定数と呼ぶ)

V (cm³) : 溶媒体積

A (cm²) : 溶媒と空気との接触面積

本研究では、この考え方を改良土に適用し、改良土の水谷定数を用いて、排水工における表面流の中和を評価した。

3.3 計算パラメータの取得

3.3.1 溶出フラックス ここでは溶出フラックスの取得方法およびその結果について述べる。

(1) 取得方法 母材や改良土の作製方法は液固比バッチ試験と同様である。添加率は50 kg/tの1ケースで、養生日数は1日、粒径9.5 mm以下を試料とした。

試験は、US EPA Method 1315 Compacted Granular Leach Test (CGLT)に準じ実施した⁸⁾。試験装置の模式図をFig. 7に示す。具体的な手順を以下に示す。

- 1) 改良土の9.5 mm以下を試料とする。
- 2) 最大乾燥密度の95%で締固めて、試料高さが5 cmとなるように調整する。
- 3) 試料表面にナイロンネットとガラスビーズを敷き、脱塩水を試料表面から9 cmの高さまで入れる。

- 4) 20 rpmで緩やかに攪拌し、試料の懸濁物質が発生しないようにする。
- 5) 攪拌開始から所定時間後に試料表面より上部の溶液をすべて採取し、新たに同量の脱塩水を入れる。所定時間は短期と長期の2ケース設定した。

短期ケース...5, 10, 15, 30, 45, 60分後

長期ケース...1, 2, 4, 8, 16日後

- 6) 液固比バッチ試験と同様の項目を測定する。

(2) 結果 Table 5に拡散溶出試験の結果として、溶液中のカルシウムイオン濃度の分析結果とpHを示す。pHはすべてのケースで10.3以上とアルカリ性であった。傾向としては、セメント改良土より石灰改良土の方が、短期ケースより長期ケースの方が、pHが高かった。それぞれのケースごとに見ると、時間の増加によるpHの傾向は顕著にはみられなかった。溶出成分としては、液固比バッチ試験と同様でカルシウムの溶出量が大きかった。

カルシウムについて、すべてのケースの溶出フラックスと時間の関係を両対数軸で表したグラフをFig. 8に示

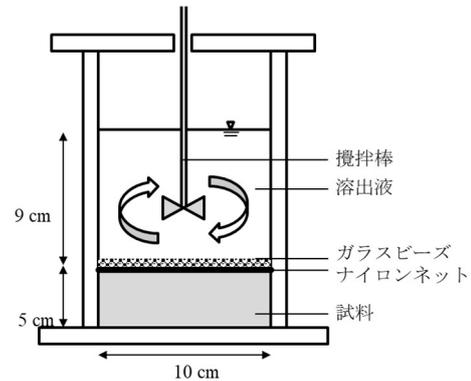


Fig. 7 試験装置模式図
Schematic View of Test Apparatus

Table 5 拡散溶出試験の結果
Result of Dispersion Test

改良土	項目	単位	短期ケース						長期ケース				
			5min	10min	15min	30min	45min	60min	1day	2day	4day	8day	16day
石灰改良土	pH	-	10.5	10.7	10.7	10.8	10.7	10.7	12.3	12.0	12.1	12.2	12.0
	Ca	mg/L	7.3	9.1	9.1	11	11	10	230	120	170	190	160
	Mg	mg/L	0.28	0.05	0.03	0.04	0.03	0.03	0.03	0.03	0.02	0.03	0.02
	Na	mg/L	0.10	0.06	0.03	0.04	0.04	0.02	0.7	0.5	0.8	1.3	2.4
	K	mg/L	0.09	0.09	0.08	0.07	0.07	0.05	1.5	0.8	1.2	1.8	2.8
	Cl	mg/L	0.03	0.04	0.03	0.03	0.03	0.02	0.26	0.10	0.14	0.18	0.21
	SO ₄ ²⁻	mg/L	0.06	0.07	0.03	0.06	0.03	0.03	0.31	0.17	0.24	0.42	0.49
	CO ₃ ²⁻	mg/L	1.4	1.1	1.1	2.4	1.5	1.1	2.8	2.8	3.1	4.7	3.4
HCO ₃ ⁻	mg/L	1.1	0.85	0.91	0.51	1.2	0.89	0.02	0.06	0.07	0.10	0.07	
セメント改良土	pH	-	10.3	10.3	10.3	10.4	10.4	10.4	11.8	11.6	11.6	11.6	11.0
	Ca	mg/L	4.0	4.7	4.2	5.2	5.6	5.4	64	36	39	31	8
	Mg	mg/L	0.28	0.06	0.04	0.05	0.04	0.04	0.04	0.06	0.06	0.07	0.05
	Na	mg/L	0.38	0.32	0.20	0.22	0.24	0.20	9.3	4.6	6.0	9.4	13
	K	mg/L	0.26	0.25	0.19	0.22	0.24	0.20	5.8	3.0	3.7	5.1	7.0
	Cl	mg/L	0.04	0.03	0.02	0.03	0.03	0.02	0.18	<0.1	0.11	0.16	0.20
	SO ₄ ²⁻	mg/L	0.08	0.05	0.03	0.04	0.03	0.05	0.67	0.74	0.98	1.3	1.8
	CO ₃ ²⁻	mg/L	1.5	1.2	1.0	1.1	1.0	1.0	3.6	2.9	3.0	3.6	8.8
HCO ₃ ⁻	mg/L	1.2	0.96	0.83	0.91	0.83	0.83	0.08	0.20	0.21	0.25	1.91	

す。なお、この横軸にとっての時間 x は以下の式(7)で定義されるものであり、時間 $x_1 \sim x_2$ における瞬時値である。

$$x = \frac{\sqrt{x_1^2 + x_2^2}}{2} \quad (7)$$

それぞれの改良土において、短期ケースに比べて、長期ケースでは溶出フラックスが減少していることがわかる。また肴倉⁹⁾は溶出フラックスの傾きの負の値 a を用いて溶出機構を分類しており、 a が $0.35 \sim 0.65$ の範囲に存在する場合は、その成分の溶出は拡散律速である。本検討におけるカルシウムの溶出機構は、短期ケースにおける拡散律速から、長期ケースにおける枯渇状態に溶出機構が変化している。ここから、長期ケースと比べて、短期ケースで設定した1時間程度の時間スケールの方が、それぞれの改良土のアルカリリスクが高いとわかる。本検討では、リスクが高いケースである1時間の降雨によるアルカリ拡散を評価するので、石灰改良土は式(8)、セメント改良土は式(9)で表される短期ケースの溶出フラックスを用いる。

$$J(x) = 4.24 \cdot x^{-0.39} \quad (8)$$

$$J(x) = 2.20 \cdot x^{-0.40} \quad (9)$$

3.3.2 水谷定数 ここでは溶出フラックスの取得方法およびその結果について述べる。

(1) 取得方法 使用した改良土は拡散溶出試験と同様で、添加率は50 kg/tの1ケース、養生日数は1日であ

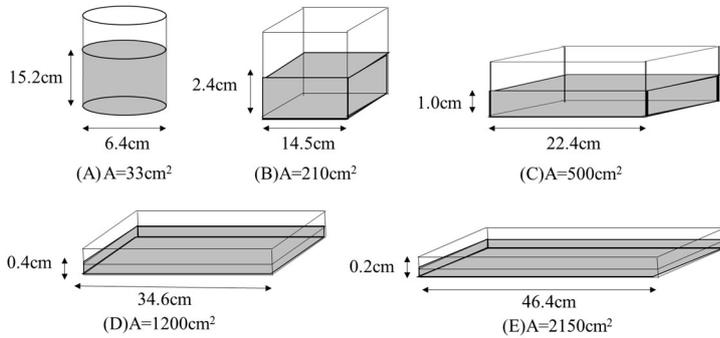


Fig. 9 中和試験に用いた容器
Containers Used in Neutralization Test

る。溶出液の作製方法は液固比バッチ試験と同様である。添加率と養生日数は拡散溶出試験と条件として、液固比条件は2, 10の2ケースである。

Fig. 9に示す空気との接触面積の異なる5種の容器A～Eを用意し、それぞれに溶出液を500 mL入れ、室内に静置する。各容器の接触効率は V/A で表される。pH8.6に達するまで、経時的に溶液のpHを測定する。蒸発した分は、脱塩水を加える。

(2) 結果 大気中和試験の結果の例として、石灰改良土の液固比条件2における接触時間とpHの関係

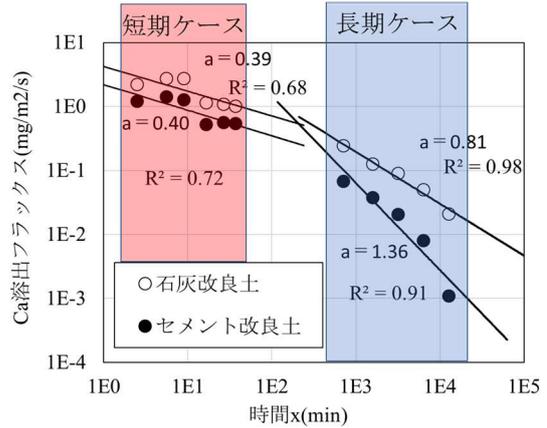


Fig. 8 溶出フラックスの経時変化
Changing of Flux of Dissolution

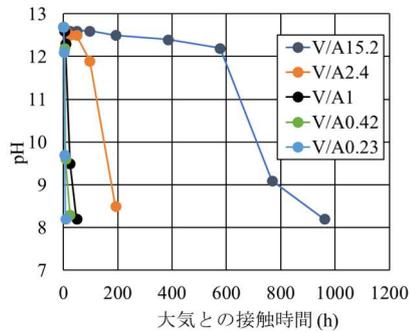


Fig. 10 接触時間とpHの関係
Relation of pH and Expose Time in Air

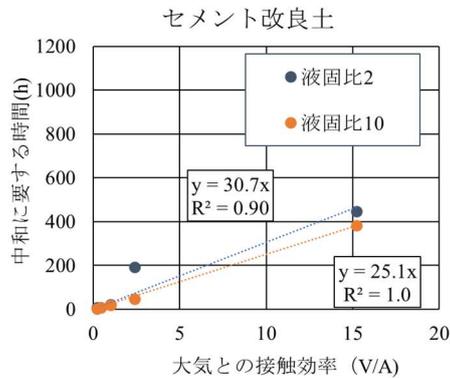
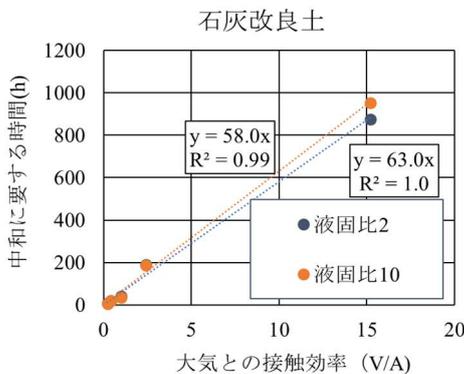


Fig. 11 接触効率と中和に要する時間の関係
Relation of Neutralization Time and Efficiency of Expose

をFig. 10に示す。さらにここから得られる、大気との接触効率と中和に要する時間との関係をFig. 11に示す。水谷らの式(6)から、このグラフの傾きが水谷定数となる。水谷定数の結果をTable 6に整理した。液固比による水谷定数への影響はみられなかったが、これは液固比2, 10の条件では、溶出液中のイオン濃度がほぼ同一であったためと考えられる。

3.4 計算結果

結果として、それぞれのケースにおける、流末での表面流のカルシウム濃度およびpHをTable 7に示す。pHは溶液中のカルシウムと水酸化物イオンのイオンバランスが釣り合っていると仮定して計算した。中和が完了した場合は、カルシウム濃度を0mg/L、pHを7とした。またFig. 12には、石灰改良土の流末カルシウム濃度を抜粋して示している。

まず、降雨強度の影響について述べる。降雨強度のカルシウム濃度への影響を評価するため、Fig. 12中のケース1, 4, 7をみると、降雨強度が大きいほど、流末でのカルシウム濃度は小さくなる。また、降雨強度の中和効果への影響を評価するため、ケース1と3の差、4と6の差、7と9の差を比較すると、降雨強度が大きいほど、中和によるカルシウム濃度の減少量は小さい。

ここで、降雨強度によるリスクの違いを検討する。降雨強度が小さいケース1では、流末のカルシウム濃度は大きいですが、中和の影響が大きいので、ケース2, 3では、カルシウム濃度の減少が確認できる。そのため、適切な排水工路長を確保することにより、公共用水へのアルカリ水流入リスクを低減できるとわかった。

さらに、本検討における中和計算では、それぞれの改良土の水谷定数(式(6)の中和効率を表す定数)として、液固比2, 10の平均値を用いており、カルシウム濃度としては700~800 mg/Lである。しかしTable 7およびFig. 12をみると、カルシウム濃度が最も大きいケース1でも、161.0 mg/Lである。よって実際には、中和に要する時間はより短く、流末のカルシウム濃度は小さく、pHも中性側になることが考えられる。

4. まとめ

改良土を盛土利用した際に考えらえるアルカリリスクとして、浸透流によるカルシウムの移流拡散に伴うアルカリ水の地下水流入と、表面流によるカルシウムの溶出に伴う公共水域へのアルカリ水の流入の2つのケースを想定した。前者は、液固比バッチ試験から取得した関与総量および分配係数を用いた移流分散解析により評価した。後者は、拡散溶出試験から取得した溶出フラックスを用いた溶出計算、および大気中和試験から取得した水谷定数を用いた中和計算により評価した。以下に得られた知見を示す。

1) 浸透流によるアルカリ拡散リスクには、改良土の

分配係数 K_d が大きく影響する。 K_d が小さい場合にリスクは高くなるが、それでも地盤の吸着効果により拡散は大きく制限され、地下水位がある程度高いケースでも、そのリスクは小さい。

2) 表面流によるリスクとしては、降雨強度が小さい場合は、表面流のアルカリ濃度は大きくなるが、中和の影響が大きいいため、適切な排水工路長を確

Table 6 水谷定数
Mizutani Constant

改良土	液固比2	液固比10	平均値
石灰改良土	58	63	60.5
セメント改良土	25.1	30.7	27.9

Table 7 簡易モデル計算結果
Result of Calculation of Surface Flow

改良土	ケース	降雨条件	排水工路長	カルシウム濃度	pH		
		mm/h	m	mg/L	-		
石灰改良土	1	1	0	161.0	11.9		
			100	97.1	11.7		
			1000	0.0	7.0		
	10	4	10	0	102.0	11.7	
				100	98.0	11.7	
				1000	61.5	11.5	
		7	100	1000	0	11.0	10.7
					100	11.0	10.7
					1000	10.6	10.7
セメント改良土	10	1	0	161.0	11.9		
			100	22.5	11.1		
			1000	0	7.0		
	10	13	10	0	67.0	11.5	
				100	61.2	11.5	
				1000	9.4	10.7	
		16	100	1000	0	7.0	10.5
					100	6.9	10.5
					1000	6.4	10.5

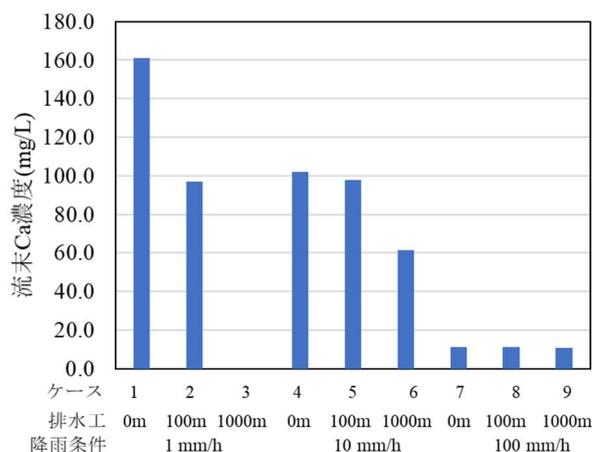


Fig. 12 石灰改良土の流末Ca濃度
Concentration of Calcium in case of lime improved soil

保することにより、リスクを低減できる。

- 3) 一方、降雨強度が大きい場合は、中和の影響は大きくないが、アルカリ濃度が小さいので、公共水域にアルカリ水が流入するリスクは小さい。

今後の課題は、固化進行によるアルカリ成分の難溶化を考慮した長期的なアルカリ拡散評価モデルの考案である。また本研究で予測したアルカリ拡散を用いて、地下水にアルカリ水が流入した場合には、その影響が評価点ではどのように現れるのかも検討課題である。さらにカルシウム濃度が小さい溶出液の水谷定数を把握することによる排水工における中和影響の評価精度向上も課題である。

また本研究では、pHをカルシウム濃度のみから換算している。実際は、カルシウム濃度が小さい場合、他の溶存イオンの影響が無視できなくなり、その結果pHは中性付近になると考えられる。しかし上記の換算方法では、カルシウム濃度が小さい結果となってもpHは高い値となる。公共水域へのアルカリ水の流入リスクが小さいことをより効果的に提示するためにも、カルシウム濃度が小さい場合のpHの算出方法も今後の展望である。

謝辞

本研究の実施にあたり、国立環境研究所の肴倉博士より貴重なご意見を賜りました。ここにお礼を申し上げます。

参考文献

- 1) 嘉門雅史, 勝見武, 大山将: セメント安定処理土のアルカリ溶出特性とその制御, 京都大学防災研究所年報, 第38号, pp. 55-65, 1995
- 2) 肴倉宏史, 伊藤健一: 「液固比バッチ試験」による汚染物質を保有する材料の吸脱着パラメーター取得法, 第53回地盤工学研究発表会, pp. 2167-2168, 2018
- 3) Simunek, J., M. Sejna, and M. Th. van Genuchten: The Hydrus-2D software package for simulating two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Version 2.0, IGWMC - TPS - 53, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, pp. 251, 1999
- 4) 五十嵐敏文, 下垣久: 石炭灰中微量物質の土壌への吸着特性, 電力中央研究所報告, pp. 18, 1991.5
- 5) 地盤工学会: 土壌・地下水汚染の調査・予測・対策, 地盤工学会, pp. 106-107, 2002.5
- 6) 近畿地方整備局, “設計便覧, 第3編 道路編, 第4章 排水, pp. 6-10”, 国土交通省, 2018-07, https://www.kkr.mlit.go.jp/plan/jigyousya/technical_information/consultant/binran/etsuran/ggl8vl0000005ecr-att/sekkei03_04.pdf, (参照 2020-06-04)
- 7) Satoshi Mizutani, Shin-ichi Sakai, Hiroshi Takatsuki: Leaching behaviours of heavy metals from MSWI residues and Pb adsorption onto the residues under alkaline condition, Waste Management Series, Vol. 1, pp. 726-732, 2000
- 8) United States Environmental Protection Agency, “Mass Transfer Rates of Constituents in Monolithic or Compacted Granular Materials using a Semi-dynamic Tank Leaching Procedure”, United States Environmental Protection Agency Method 1315, https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-10/documents/method_1315_-_final_8-3-17.pdf, (accessed 2020-06-04)
- 9) 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熔融スラグの長期溶出量評価, 廃棄物学会論文集, Vol.14, No.4, pp. 200-209, 2003