

7.3 環境安全性に配慮した建設発生土の有効利用技術に関する研究（2）

研究予算：運営費交付金（一般勘定）

研究期間：平 23～平 27

担当チーム：寒地基礎技術研究グループ（防災地質）

研究担当者：倉橋稔幸、田本修一、山崎秀策

【要旨】

本報告では、環境安全性を確保しながら建設発生土の有効利用を進めていく技術の提案や低環境負荷を実現することを目的として、連続溶出試験、逐次抽出試験、地球化学コードによる解析、二次元移流分散解析、バッチ吸着試験および飽和・不飽和カラム試験等を実施した。その結果、岩石からのヒ素の溶出総量評価方法を提案した。また、S/Ca モル比による酸性水発生予測指標を提案した。その他、リスク評価技術については、解析に必要なパラメータの取得に関するリスク評価モデル作成マニュアル（試案）および吸着層工法設計法（試案）を作成した。

キーワード：重金属、溶出総量、酸性水、リスク評価、吸着層

1. はじめに

土木建設工事で自然由来重金属等含有岩石・土壌や人為汚染土壌、廃棄物混じり土（以下、「要対策土」）に遭遇する事例が顕在化している。平成 22 年 4 月に土壤汚染対策法の一部を改正した法律が施行され、自然由来の重金属類を含有した土も規制の対象となり、対策することが必要となった。これらを背景として、自然・人為の由来を問わず要対策土への安全性評価と対策の有無が求められており、工事区域内における要対策土の有効利用に対するニーズは大きい。

一方、国土交通省は、土壤汚染対策法の一部を改正する法律の施行前の平成 22 年 4 月「建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル(暫定版)」¹⁾を公開した。このマニュアルでは、土壤汚染対策法の適用対象外である岩石についての発生源評価方法や汚染への新たな対応の枠組みとしてのサイト概念モデルに基づくリスク評価による設計手法が示された。しかし、岩石の発生源評価方法は、長期的な重金属の溶出現象を定量評価する試験方法の詳細が不明確であり、酸性水発生の予測評価方法では過大に評価する可能性があるため、自然由来重金属等含有岩石の長期的なハザード評価技術の検討が必要である。また、サイト概念モデルに基づくリスク評価手法では、現場での適用が開始されたばかりで、入力パラメータ、地盤条件の設定、対策の解析モデルの設定方法など手法の詳細な手順が不明確であるため、解析精度を向上させるための入力パラメータの取得方法やモデルの作

成方法など精度の高いリスク評価技術の開発が求められている。

また、土木工事に伴い発生する自然由来重金属類を含む掘削ずりの処理対策には、より高い安全性を担保しつつ経済的な手法が求められている。処理対策工法の一つである吸着層工法は、遮水シートによる封じ込め措置と比較して経済的である。そして、市販の吸着材を用いるよりも吸着性能を有する天然の発生土や購入土を利用することで、より経済的な処理対策を行える可能性があるため、天然材料を用いた吸着層工法の設計・施工・維持管理技術の開発が求められている。

そこで本研究では、連続溶出試験と逐次抽出試験、地球化学コードによる解析および土研式雨水曝露試験と試料中の成分分析との比較検証を実施し、自然由来重金属等含有岩石の長期的なハザード評価技術を提案した。また、盛土モニタリング実験によるケーススタディと解析パラメータの取得を行い、建設発生土の高精度なリスク評価技術を提案した。その他、天然材料を用いたバッチ吸着試験と飽和・不飽和カラム試験、天然材料の成分分析と吸着現象のモデル化を実施し、要対策土への対策の設計・施工・維持管理技術を提案した。

2. 自然由来重金属等含有岩石の長期的なハザード評価技術の提案

2.1 重金属等含有岩石の発生源濃度評価技術の開発

2.1.1 連続溶出試験方法と逐次抽出試験方法

連続溶出試験と逐次抽出試験を行い、岩石からのヒ素 (以下、As という) の溶出総量評価方法に関する検討を行った。

1) 試料

試験に用いた試料は、北海道内のトンネル建設現場および既存道路沿いの露頭から採取した岩石試料 9 試料および土研式曝露試験を実施中の 6 試料の合計 15 試料である。底質調査法による As 等の全含有量試験結果および pH 試験結果を表-1 に示す。全含有量試験結果から、LT4 が As を最も多く含有している。

試験前処理として、各試料を風乾後、ジョークラッシュャーを用いて粉碎し、2mm ふるいを通過したものを連続溶出試験に供した。また、メノウ乳鉢を用いて微粉碎し、150μm ふるいを通過したものを逐次抽出試験に供した。

表-1 各試料の含有量等試験結果

項目	ヒ素	鉄	カルシウム	総硫黄	含水率	強熱減量	pH(H ₂ O)	pH(H ₂ O ₂)
試料名	mg/kg	%	%	S%	%	%		
溶結凝灰岩 (WT)	3.0	1.22	0.353	0.014	0.4	0.5	9.6	7.2
火山燼凝灰岩2 (LT2)	55.7	3.33	2.62	2.69	9.8	8.3	2.4	1.9
火山燼凝灰岩4 (LT4)	112	23.3	0.0014	28.2	7.9	28.6	1.6	1.2
ワケ貫中粒砂岩 (WS)	11.9	1.68	0.641	0.068	0.1	0.9	10	8.8
粘板岩 (SL)	19.8	3.86	1.83	0.175	0.8	2.4	9.4	8.3
泥岩1 (MS1)	16.9	3.62	0.693	0.681	3.6	4.3	9.5	2.9
泥岩2 (MS2)	9.2	3.6	1.44	0.293	6.1	3.5	11.1	6.1
泥岩3 (MS3)	18.3	3.86	2.02	0.33	2.8	5.8		8.4
泥岩4 (MS4)	8.4	4.29	1.22	0.074	3.2	4.3	11.1	9.6
泥岩 (KB5)	8.3				2.5			
泥岩 (KR)	7.2				3.1			
安山岩 (YN)	11.8				5.5			
砂岩 (SP)	10.6				1.9			
火山燼凝灰岩 (DM)	14.9				6.1			
泥岩 (NK)	9.6				2.3			

2) 連続溶出試験

溶媒に蒸留水を用いた環境庁告示第 46 号の付表で示される方法を準用し、連続溶出試験を実施した。試験後の残渣を用いて複数回実施した。As が基準値以下、ないしは最大値を示したあと減少傾向を示すまで、溶出試験を繰り返し行った。試料により異なるが、最大で 10 回溶出試験を行った。各試験後溶液の水質分析に ICP-MS を用い、pH をガラス電極法により測定した。

3) 逐次抽出試験

逐次抽出試験では、イオン交換態、炭酸塩態、鉄・マンガン酸化物態、有機態/硫化物態および難溶性鉍物態の 5 形態の抽出処理を行った²⁾、各抽出処理方法を表-2 に示す。また、抽出後の検液の As の分析に ICP-MS を用いた。

表-2 抽出処理方法

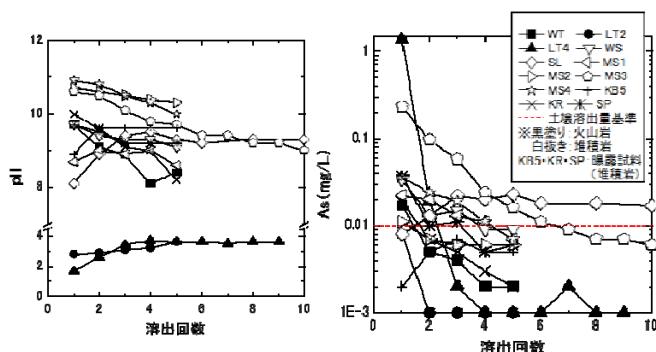
抽出段階	抽出溶媒	試験条件(振とう・温度)	液/固比	重金類の存在形態
step1	1mol/l リン酸二水素ナトリウム	密閉、常温 (23±2°C)、1h 振とう (200rpm)	20ml/1g	吸着態(イオン交換態)
step2	1mol/l 酢酸ナトリウム	密閉、常温 (23±2°C)、5h 振とう (200rpm)	20ml/残渣	炭酸塩態
step3	0.04mol/l 塩酸ヒドロキシルアミン、25% 酢酸	開放、5h 加熱 (85±2°C)、手動攪拌	20ml/残渣	鉄・マンガン酸化物態
step4	0.02mol/l 硝酸、30% 過酸化水素水、step3混合液	開放、5h 加熱 (85±2°C)、30min 振とう (200rpm)	30ml/残渣	有機物態
step5	20ml濃硝酸	開放、1h 煮沸、振とう操作なし	20ml/残渣	難溶性鉍物態

2.1.2 結果

1) 連続溶出試験結果

連続溶出試験における溶出回数と pH、As 溶出量との関係を図-1 に示す。同図において定量下限値未満のものは、便宜上、定量下限値としてプロットした。pH は 4.5 以下の酸性または 8 以上のアルカリ性を示し、すべての試料で As が溶出しやすい環境³⁾であった。pH は、SL を除き溶出回数が増加するほどアルカリ性のものは低下する傾向を示し、酸性のものは高くなる傾向を示した。

一方、As は SL を除き 1 回目の溶出で最大値を示し、その後減少した。また、SL および MS3 を除く他の試料では、溶出回数が 5 回目までに基準値を下回った。一方、SL では、1 回目の溶出量が基準値以下であったが、5 回目の溶出で最大値を示し、その後、10 回目まで基準値を超過しながら徐々に減少した。



(1) pH (2) As
図-1 溶出回数と pH、As 溶出量の関係

2) 逐次抽出試験結果

As の逐次抽出試験結果および連続溶出試験において基準値超過分の As 基準値超過総量を表-3 に示す。また、試料毎の各形態で抽出された As の割合を図-2 に示す。なお、表-3 に示す LT2 の As 基準値超過総量は、溶出量基準値を超過してなかったため、便宜上、溶出回数 1 回目の溶出量とした。

逐次抽出試験を行ったすべての試料で各形態の As が検出された。図-2 から、イオン交換態は 6.1%~39.0%、炭酸塩態は 0.8%~7.4%、鉄・マンガン酸化物態は 2.1%~18.9%、有機態/硫化物態は 4.4%~43.2%および難溶性鉍物態は 19.2%~50.2%であった。

表-3 逐次抽出試験結果および基準値超過総量

試料名	As逐次抽出試験結果 (mg/kg)					As抽出量合計	As基準値超過総量 (mg/kg)
	イオン交換態	炭酸塩態	鉄・マンガン酸化物態	有機物態/硫化物態	難溶性鉱物態		
WT	0.978	0.14	0.563	0.580	0.717	2.98	0.151
LT2	19.7	1.41	2.94	2.29	25.2	51.5	0.0744
LT4	25.0	0.867	2.21	30.7	45.3	104	13.8
WS	2.38	0.980	1.64	5.74	2.55	13.3	0.541
SL	4.20	0.956	1.23	6.61	7.25	20.2	1.20
MS1	3.66	0.541	1.09	6.24	6.21	17.7	0.585
MS2	1.75	0.149	0.222	1.87	4.02	8.01	0.102
MS3	8.61	1.34	2.44	4.59	5.09	22.1	3.568
MS4	1.76	0.29	0.232	2.15	4.38	8.81	0.781
KB5	1.87	0.127	0.633	5.47	1.5	9.60	
KR	1.11	0.224	0.709	2.97	3.21	8.22	0.181
YN	0.738	0.0773	0.277	6.05	4.33	11.5	
SP	1.61	0.279	2.41	4.75	2.26	11.3	0.558
DM	0.829	0.114	0.339	7.09	5.82	14.2	
NK	0.617	0.0943	0.448	4.77	4.12	10.1	

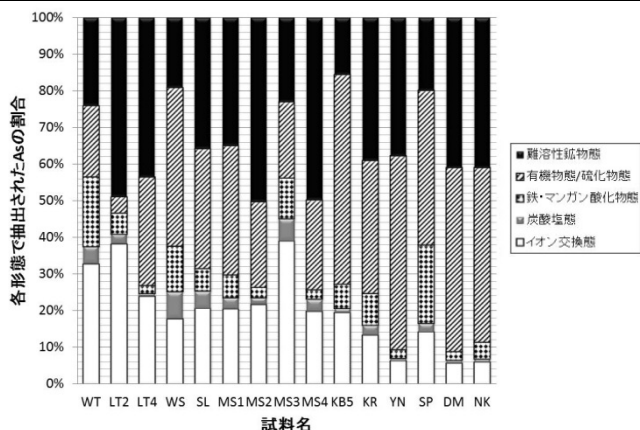


図-2 試料毎の各形態で抽出されたAsの割合

表-1 および表-3 から、As 累積溶出量は、全含有量の0.13%~19%であった。また、累積溶出量の最も少ないLT2に着目すると、水に溶けやすいイオン交換態の抽出量がLT4と比較してもほぼ同程度であることから、酸性環境下で硫酸カルシウム(石膏)の析出と、これにともなうAsの共沈・吸着によると考えられる。これは、表-1に示す総硫黄含有量とカルシウム含有量のLT4との大小関係および既報⁴⁾におけるLT2とLT4の硫酸イオンとカルシウムの溶出傾向から推察される。

2.1.2 イオン交換態抽出量によるヒ素の発生源評価

基準値を超過するAs基準値超過総量は、pHが酸性を示すLT4においても、イオン交換態抽出量の51%であることから、連続溶出試験の初期段階は酸化生成物の溶脱現象を再現していることが考えられる。酸化生成物に起因する成分であるイオン交換態抽出量と基準値超過総量との関係を図-3に示す。イオン交換態抽出量と基準値超過総量との関係は、LT2を除けば相関性が高く、Asの基準値超過総量は、イオン交換態抽出量の0.35%~51%であった。このことから、イオン交換態抽出量を求めることにより、Asの基準値超過総量、すなわち溶出総量評価の目安となると考えられる。ただし、累積溶出量が最も少ないLT2のように、硫酸カルシウムの影響により基準値を超過する溶出量が小さ

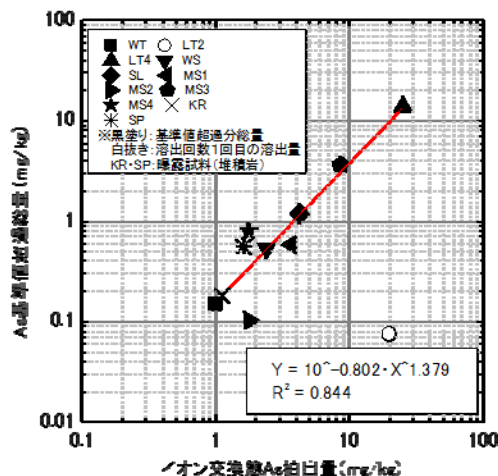


図-3 Asのイオン交換態抽出量と基準値超過総量の関係

く、過大評価となる可能性もある。

以上から、イオン交換態抽出試験方法のフローを図-4に示す。イオン交換態抽出量と基準値超過総量との関係からイオン交換態抽出量を求めることにより、対策すべきヒ素の総量(発生源評価)を簡易に求めることができる。

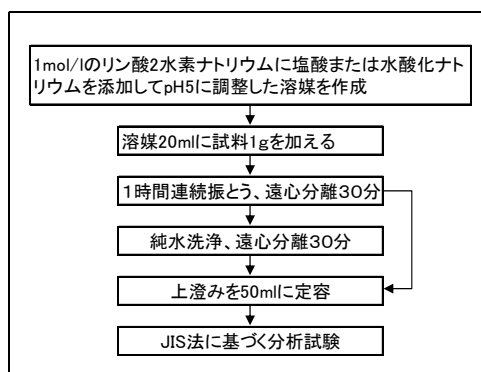


図-4 イオン交換態抽出試験方法のフロー

2.2 酸性水発生予測技術の開発

2.2.1 地球化学コードによる解析

自然由来重金属等含有岩石の長期的な酸性水発生の予測判定において、多様な岩石種における酸性化可能性解析を目的として、岩石-水反応におけるpH変化を地球化学コードによりモデル化し、土研式雨水曝露試験結果を基に酸性化可能性試験、試料中の酸性水の発生に寄与する硫黄分および酸性水の緩衝効果に寄与するカルシウム分に着目して分析し、酸性水発生予測指標の適用性を検証した。

1) 試料と解析条件

北海道各地から酸性水を生じる変質火山岩試料4種と比較用の弱変質の火山岩試料1種を採取した。試料

の採取地、岩種、溶出試験結果を表-4に示す。採取試料は蒸留水 10L との固液比 1:10 として、180 日間のタンクリーチング試験を行い、1、7、28、56、100、180、(200) 日に溶液を採取し各種測定を行った。試験結果から pH、電気伝導度、酸化還元電位、各種イオン濃度の測定結果を用いて、地球化学コードによる元素溶出速度の推定による pH 変化の再現、および鉱物飽和度の計算による酸性化可能性の推定を試みた。硫酸イオン濃度などに認められる時間変化は、180 日間の試験期間において溶出量が徐々に減少し、各試験結果とともに 200 日程度で平衡状態に達する結果が得られている⁵⁾(表-4、図-5)。したがって、岩石-水反応における中～長期的な酸性化可能性を検証するに当たり、180 日間の溶出試験結果は適当であると考えられる。

また、変質火山岩類を用いた 180 日タンクリーチング試験の pH・イオン濃度変化において、酸性水の発生は岩石中に含まれる硫化鉱物や硫酸塩鉱物などの分解により生じる硫酸イオン濃度が支配的要因として反応水の pH を低下していることが読み取れる(表-4、図-5)。

表-4 180 日間タンクリーチング試験の結果と地球化学コードによる鉱物飽和度の計算結果一覧

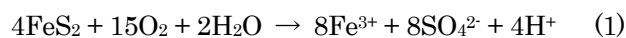
試料名及び岩種	日数	pH	SiO ₂ mg/l	Fe ²⁺ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	鉱物飽和度: log(Q/K)			
						石膏	方解石	菱鉄鉱	鉄明礬石
岩尾(Iwao)	1	3.7	0.2	4.63	32.5	-4.6	-9.9	-6.7	-3.9
安山岩質	7	3.2	8.3	11.1	76.1	-4.1	-10.8	-7.8	0.7
凝灰角礫岩	28	3.1	19.5	9.68	123	-3.7	-10.7	-9.6	1.0
	56	2.8	43.0	17.3	180	-3.4	-11.1	-9.8	0.6
	100	2.7	62.7	20.4	200	-3.4	-11.1	-9.2	0.4
	180	2.7	112.5	16.6	230	-3.2	-11.0	-9.8	0.3
室蘭(Muro)	1	3.9	0.2	4.68	35.5	-4.9	-9.6	-6.0	-6.2
安山岩溶岩	7	3.3	6.2	18.8	119	-4.1	-10.5	-6.7	-2.0
	28	3.2	17.5	37.9	240	-3.6	-10.4	-6.8	1.3
	56	2.9	38.9	44.5	358	-3.3	-10.8	-7.5	1.3
	100	2.7	65.3	44.9	409	-3.3	-11.2	-8.4	1.3
	180	2.7	112.1	35.4	457	-3.2	-11.2	-9.0	1.5
豊浦(Toyo)	1	4.9	0.2	0.02	5.2	-4.7	-6.6	-6.4	-8.9
凝灰角礫岩	7	4.5	4.9	0.03	15	-3.7	-6.9	-8.0	-5.3
	28	4.3	13.3	0.03	32.4	-3.1	-7.0	-8.9	-4.4
	56	3.8	20.1	0.03	46.9	-2.8	-7.8	-9.3	-4.6
	100	3.7	27.0	0.04	63.9	-2.6	-7.9	-9.6	-4.0
	180	3.4	49.2	0.09	112	-2.2	-8.3	-10.6	-3.3
雲石(Kumo)	1	5.3	0.2	0.21	6.6	-4.8	-6.0	-4.8	-4.8
安山岩溶岩	7	5.1	1.1	2.37	36.1	-3.4	-5.8	-4.1	-0.5
	28	5.1	1.3	4.54	62.3	-3.0	-5.5	-3.7	-2.8
	56	4.8	2.1	7.89	89.2	-2.7	-6.0	-4.0	-8.7
	100	5.0	3.0	9.56	101	-2.7	-5.6	-3.6	-2.2
	180	6.0	2.6	0.01	102	-2.6	-3.7	-6.0	-5.4
下白滝(Shim)	1	8.4	5.8	0.01	16.1	-3.6	-1.0	NA	NA
角閃石安山岩	7	7.2	7.5	0.01	46	-2.9	-2.1	NA	NA
	28	7.1	10.7	0.01	74	-2.4	-1.8	NA	NA
	56	7.6	13.5	0.01	82.9	-2.3	-1.3	NA	NA
	100	7.1	16.7	0.01	96.6	-2.2	-1.7	NA	NA
	200	7.9	20.1	0.01	121	-1.9	-0.6	NA	NA

2) 地球化学コードによる解析方法

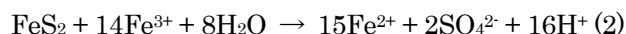
近年、盛土環境における建設発生土と浸透水との反応を解析には、地球化学コードによる岩石-水反応のモデル解析が用いられるようになった⁶⁾。そこで本研究では、岩石-水反応のモデル計算を行うための地球化

学コードを内包したソフトウェア環境である Geochemist's Workbench version 8.0 (以下、GWB) の React (version 8.0.10) ソフトウェアを用いて、酸性化試料 4 種の 180 日タンクリーチング試験結果を解析した。

通常、酸性水を発生させる岩石は、硫化鉱物の一種である黄鉄鉱の酸化分解が主要因であると考えられている^{5), 6)}。また、反応溶液の pH は、共存鉱物による水素イオンの緩衝効果により決定され、一般に長石や粘土鉱物などの珪酸塩鉱物に比べて水溶液への溶解速度が高い炭酸塩鉱物による pH 緩衝効果が支配的であり、代表的な鉱物は方解石である。したがって、地表部における岩石-水反応における酸性水の発生-経過プロセスを考察するにあたり、反応水の pH 変化に支配的に関与すると考えられる黄鉄鉱と方解石を用いた試験結果について、地球化学コードを使用した岩石-水反応をモデル化した。まず、鉱物の溶解速度およびその反応比表面積を仮定した。鉱物の溶出速度については、表-4 の試験値から算出した。黄鉄鉱の溶出速度は溶存酸素存在下において、(1)式で示される反応により、硫酸イオンの生成と pH の低下をもたらす。



さらに生成された Fe³⁺が黄鉄鉱と反応することで、(2)式で示されるように、酸素を消費せずに反応が進行する。



通常、3 価鉄による反応速度は溶存酸素による反応に比べて遅い。上記(1)、(2)式によって支配される黄鉄鉱の分解反応は、溶液の溶存酸素濃度および水素イオン濃度により反応速度則 r (mol・m⁻²・s⁻¹) を求める下記の近似式(3)が提案されており⁷⁾、これを GWB に入力した。

$$r = 10^{-8.19} \times (\text{O}_2)^{0.5} / (\text{H}^+)^{0.11} \quad (3)$$

ここで、O₂ および H⁺ は、ともにモル濃度である。大気平衡にある pH2-10 の溶出試験液における黄鉄鉱の溶解速度は(3)式から 1.74e-14~1.32e-13 mol・m⁻²・s⁻¹ となった。

一方で、pH 緩衝鉱物としてモデル計算に使用した方解石の反応速度は、速度定数を 1.12e-15 mol・m⁻²・s⁻¹

と仮定し⁸⁾、GWB 内蔵の溶解速度則による反応速度を求めた。

上記の速度定数に加えて、鉱物-水反応における各鉱物の反応比表面積と含有量をパラメータとして入力することで、GWB 上で溶出反応の時間変化を計算した。盛土表層付近での掘削土と降雨との反応を仮定し、試験中の反応水の溶存酸素量および炭酸イオン濃度を常に大気平衡として設定した。また、反応溶液の初期値として pH を 5.5 に、硫酸イオン、カルシウムイオン、鉄イオンの各濃度を 10^{-6} mg/L とした。

岩石-水反応モデルにおいて溶出イオン濃度を計算するためには、反応鉱物の比表面積と含有量の積である反応総質量を求める必要がある。しかしながら、岩石中の各鉱物粒子の反応比表面積を計測することは極めて困難である。また溶出試験に用いた岩石試料は 2mm 以下に粉碎されているが、黄鉄鉱は 0.1 mm 以下の微少な結晶として含まれており、岩片での表面反応が支配的となる溶出試験結果の解析に、全岩鉱物含有量をそのまま使用することはできず、岩片表面付近での溶出反応に関与する黄鉄鉱の総含有量を計測および見積もることは難しい。したがって、各種イオン濃度の時間変化に対してそのイオン種の溶出源となった鉱物の比表面積と反応重量を任意に変化させ、溶出試験結果とのフィッティングにより溶解量と比表面積の推定を行った。

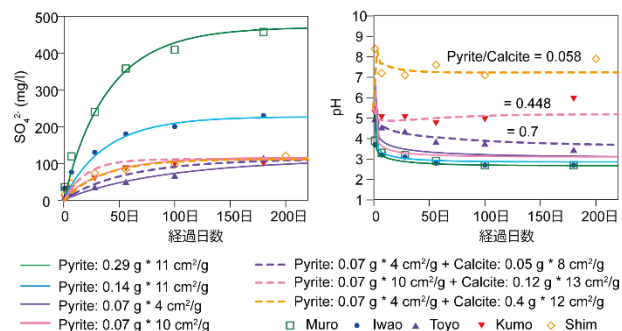


図-5 180日間タンクリーチング試験(プロット)とモデル計算(実線・破線)における硫酸イオン濃度と pH の経時変化

3) 地球化学モデルによる解析結果

各試験水の硫酸イオン濃度の時間変化を上記の黄鉄鉱の溶出速度を用いてモデル化した結果、溶液 1 L 中の岩石試料 100 g において、180 日間での黄鉄鉱の総反応面積は $0.28 \sim 3.19$ cm²、反応に関与した含有量は $0.07 \sim 0.29$ g ($0.07 \sim 0.29$ wt%) と見積もられた(図-5)。フィッティングにより得られた黄鉄鉱の反応比表面積は $4 \sim 11$ cm²/g となり、既存文献での溶出実験に用いられた 400 μ m 以下に粉碎された黄鉄鉱粉末の

BET 比表面積測定値 $200 \sim 4000$ cm²/g^{9), 10)} に対して非常に小さい値となった。これは、非変質の鉱物単種を粉末化し行う実験系と天然環境および岩石試料を用いた実験の差として考えられ、溶出試験が試料岩片の表面付近のみで反応が生じていることで説明できる。その他の要因として、岩石中の鉱物は様々な程度で変質しており、鉱物の溶出速度は変質の程度に依存することや¹¹⁾、また、溶出反応の進行に伴い 2 次鉱物相の沈着などの影響で徐々に反応比表面積が小さくなることなどが影響すると考えられる。しかし、現状のモデル結果からその影響を見積もることは難しい。

硫酸イオン濃度のフィッティングにより推定された黄鉄鉱の溶解モデルを元に計算した反応溶液の pH を図-5 に実線で示す。黄鉄鉱の分解によるモデル曲線は、室蘭および岩尾の変質火山岩の試験結果における低 pH 酸性水の経時変化とよく一致し、長期的に pH が 3 を下回る強酸性水を発生させる岩石に関しては、単純な黄鉄鉱の分解モデルにより pH の経時変化を説明できる。

一方、30 日経過時において pH が 4 以上、硫酸イオン濃度が 100 mg/L を超えない変質火山岩 2 試料(豊浦、雲石)と非変質火山岩試料(下白滝)の pH 変化は、モデル曲線が実測値に対して低い pH を示した。硫酸イオン濃度のみの解析では、pH3.5 以下の酸性水を生じさせる岩石であると評価される。そこで、低硫酸イオン濃度を示す試験結果 3 種における pH の変化傾向を再現するため、黄鉄鉱反応重量 0.07 g のモデル 2 種に、任意の割合(0.05~0.4 g、比表面積 8~13 cm²/g)で方解石を加えた黄鉄鉱+方解石モデルの分解反応曲線 3 モデルを計算した。図-5 の破線で示すように、総反応面積の黄鉄鉱/方解石比 0.7 および 0.448 のモデルでは、豊浦および雲石の pH 経時変化を比較的良好に一致した。また、黄鉄鉱/方解石比 0.058 のモデル結果から、下白滝の非変質角閃閃石安山岩が示す pH8.4~pH7.1 の弱アルカリ性の試験結果を再現できた。

天水と岩石中の黄鉄鉱+方解石の反応で仮定される地球化学モデル計算により、タンクリーチング試験結果の pH 変化を 200 日程度の期間において再現することができた。これは、試験溶液における pH 変化の支配要因を解析することで、中~長期的な酸性化可能性の指標を設定できる可能性を示唆している。

そこで次節では、酸性水(硫酸イオン濃度)に対する pH 緩衝能(≒酸性化可能性)の評価として、溶出試験結果およびモデル計算結果を元に GWB を用いて、鉱物飽和指数を計算した。

4) 鉱物飽和指数による pH 緩衝能評価の解析

溶液中の鉱物飽和指数は、鉱物組成に関わるイオン濃度の活動度積 Q を溶液と鉱物との平衡定数 K の比で表され、 Q/K が 1 を超えると過飽和にあることを意味する。また、方解石を始めとする炭酸塩鉱物の飽和指数を計算するためには、溶液中の炭酸塩イオン濃度が既知である必要があるが、本研究で使用したタンクリーチング試験では測定されていない。そこで、各試験水がカルシウム-硫酸型の地下水に分類されること、天然におけるカルシウム-硫酸性地下水の大部分において炭酸塩イオン濃度が 100 mg/L 以下を示すこと¹²⁾ などから、試験水中の炭酸塩イオン濃度を 10 mg/L と仮定し、鉱物飽和指数を計算した。なお、GWB において各試験水の炭酸塩イオン濃度を 0-100 mg/L に変化させた場合、計算される方解石や菱鉄鉱など炭酸塩鉱物の飽和指数の変化は Q/K の桁を変えるほどの変化をもたらさないことから、この仮定は妥当であると考えられる。

タンクリーチング試験結果およびモデル計算結果における方解石と菱鉄鉱の飽和指数の経時変化を図-6 に示す。タンクリーチング試験および反応モデル曲線から計算された方解石の飽和指数は、pH 変化とよい相関が認められた。飽和指数 10^{-7} 付近を境界として長期的に酸性化する岩石と中性~弱アルカリ性に変化し平衡する岩石とに区別され、pH 緩衝能力の指標となる可能性を示している。しかしながら、岩石中に含まれる炭酸塩鉱物は方解石 (CaCO_3) 以外に、アラゴナイト (CaCO_3)、ドロマイト (MgCO_3)、菱鉄鉱 (FeCO_3) などが含まれる場合もある。これらの炭酸塩鉱物は方解石に比べて反応速度・pH 緩衝能が小さいため、短期的には酸性水を発生させるが長期的に pH 緩衝能を發揮し、中性側へ向かう変化を引き起こす可能性が考えられる。

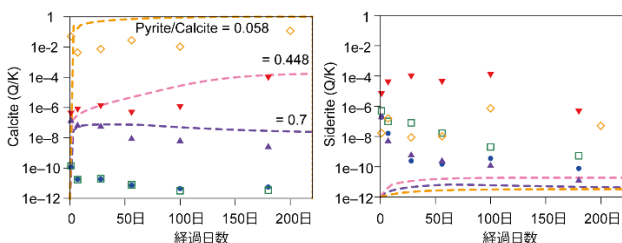


図-6 タンクリーチング試験結果とモデル計算結果における、地球化学コードにより計算された方解石と菱鉄鉱の飽和指数 (Q/K : Q : 活動度積, K : 平衡定数) の変化

5) 酸性水発生予測判定に関する考察

方解石やアラゴナイトなどの Ca 系炭酸塩鉱物以外の菱鉄鉱やドロマイトなどの炭酸塩鉱物が pH 緩衝能

を發揮する岩石では、全岩および短期溶出試験における S/Ca の酸性化指標による評価において酸性側に過評価される可能性があることを示唆している。

また、天然環境において pH 緩衝能を示す鉱物としては、炭酸塩鉱物に加えて、長石類および粘土鉱物の融解、イオン交換反応などが影響する¹³⁾。

したがって、今後の課題として、岩石中の炭酸塩鉱物に加えて各種珪酸塩炭酸塩鉱物による pH 緩衝能の評価を行い、黄鉄鉱を主体とする酸性化要因鉱物の含有量、溶出量に対する pH 緩衝能の影響を鉱物飽和指数などの解析から酸性化可能性の指標を設定していくことが必要である。

地球化学コードによるモデル化の結果 S/Ca の酸性化指標の評価において酸性側に過評価される可能性があることを示唆された。次節では、土研式雨水曝露試験結果を基に酸性化可能性試験、試料中の酸性水の発生に寄与する硫黄分および酸性水の緩衝効果に寄与するカルシウム分に着目して分析し、酸性水発生予測指標の適用性を検証した。

2.2.2 酸性水発生予測指標の適用性の検証

1) 試料、土研式雨水曝露試験、酸性化可能性試験方法

国内各地から火山性と非火山性の 22 試料の岩石を採取した。試験に供した試料の一覧を表-5 に示す。硫黄 (S)、カルシウム (Ca) の全含有量を ICP-AES 法により分析した。また、一部試料について、S は鉱石中の硫黄定量方法、Ca は底質調査方法により分析し、S/Ca モル比を算定した。

土研式雨水曝露試験と酸性化可能性試験の試験方法の概要を表-6 に示す。試料をハンマーで粗粉碎し、ジョークラッシャーおよびメノウ乳鉢などで試験に適する粒径に粉碎した。土研式雨水曝露試験では、屋外に設置した作物栽培用のワグネルポット (1/2000 アール) に試料を充填し、ポット内を通過した雨水を試験装置の底部に設置したポリタンク内に貯留、定期的に採水し分析に供した。酸性化可能性試験は、過酸化水素水を用いる pH 試験¹⁴⁾ に準拠した。

各試験で得られた検液の pH をガラス電極法により測定した。試験期間中の最低 pH、経過日数と pH との関係进行分析し、酸性水の有無を判定した。ここで、酸性水とは、検液の pH が水質汚濁防止法に定める一般排水基準の最低値である 5.8 を下回るものと定義し、継続的に酸性水を発生させる試料を、酸性水を発生させる試料として取り扱った。

以上の各分析値を、曝露試験の最低 pH との相関を

表-5 試験に供した試料の一覧表

分類	試料名	岩種	曝露日数 (日)	S含有量 (%)	Ca含有量 (%)	S/Caモル比	曝露試験 最低pH	酸性化可能性試験 pH
火山性	AB	火山礫凝灰岩(変質粘土)	1,064	23.19	0.02	1770.65	1.0	1.0
	SE	凝灰岩	2,044	0.16	1.64	0.12	7.2	8.0
	DM	火山礫凝灰岩	2,919	1.69	5.45	0.39	4.2	3.2
	YN	安山岩	2,919	2.17	6.40	0.42	3.6	2.7
	MB4	凝灰岩	2,072	0.03	2.25	0.02	6.7	8.7
	SK2	硫砒鉄鉱含有鉱脈	2,919	5.71	0.28	25.49	2.6	1.6
	MR	安山岩(変質)	1,988	2.06	0.06	45.03	2.2	2.2
	US	安山岩(変質)	1,988	0.35	0.19	2.37	4.4	4.6
	AI	凝灰角礫岩(変質)	1,988	2.52	0.04	88.14	2.1	2.3
	TU	凝灰角礫岩(変質)	1,988	0.83	0.09	12.04	2.1	2.3
非火山性	TK	泥質片岩	2,072	0.41	0.03	17.08	2.4	2.2
	NK	泥岩	2,919	0.58	1.44	0.50	6.7	7.6
	SP	砂岩	2,919	0.06	0.91	0.08	6.5	8.0
	MB1	泥岩	2,072	1.20	2.96	0.51	6.4	7.6
	MB2	泥質細粒砂岩	2,044	0.25	0.71	0.44	5.6	7.6
	MB3	泥岩	2,072	0.28	1.36	0.26	6.7	8.0
	MB5	泥質砂岩	2,072	0.37	2.48	0.19	7.1	8.6
	KB1	頁岩	1,288	0.43	0.87	0.62	3.4	6.5
	KB2	砂岩	1,288	0.19	1.05	0.23	6.4	8.5
	KB3	頁岩	1,288	0.25	1.08	0.29	6.6	7.9
	KB4	砂岩・泥岩	1,288	0.21	0.91	0.29	6.9	8.5
	KS	砂質泥岩	2,072	0.45	2.44	0.23	6.8	7.3

表-6 試験方法の概要

試験名称	溶出条件	試料粒径
土研式雨水曝露試験	屋外で試料を通過した雨水を定期的に貯留	40~10mm
酸性化可能性試験	固液比1:10、30% H_2O_2 溶液を用いて反応が収束するまで静置	<2mm

分析し、酸性水発生予測判定指標としての適用性を検証した。

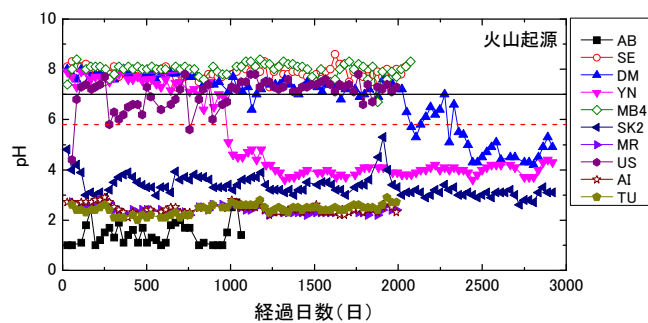
2) 試験分析結果

表-5 に土研式雨水曝露試験に供した日数、土壤環境分析法に基づく硫黄 (S)、カルシウム (Ca) の全含有量分析値 (ICP-AES 法)、S/Ca モル比、試験期間中の最低 pH および酸性化可能性試験結果を示す。火山起源の試料では、曝露試験の最低 pH は 1.0~7.2 を示した。また、酸性可能性試験では pH は 1.0~8.7 を示した。特に、試料 AB では S 含有量が 23.19% と最も多く、酸性化可能性試験による pH も 1.0 と非常に低い値を示した。

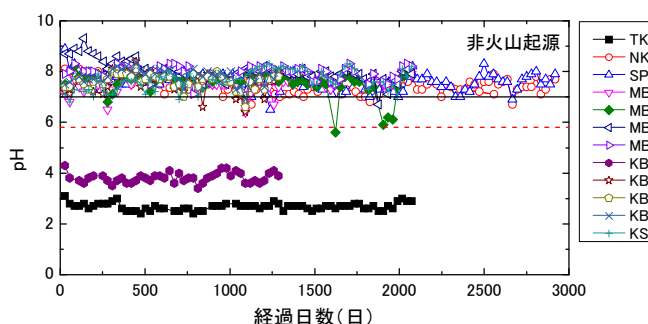
図-7 に土研式雨水曝露試験における経過日数と pH との関係を示す。図-7(a) に示すように火山起源の試料では、10 試料中 7 試料が酸性水を発生させた。このうち、YN と DM は、当初酸性水を発生しなかったが、YN では 987 日目から、DM では 2,079 日目からそれぞれ酸性水を発生させた。岩石中の黄鉄鉱をはじめとする硫化鉱物が酸素を含んだ雨水と接触し酸化・分解することにより酸性水を発生させたが、曝露試験当初では、炭酸塩鉱物や粘土鉱物を溶解させ中和したことで pH が低下したと推察される。一方、他の 3 試料は、酸性水を発生させなかった。ただし、US 試料では、試験開始から 56 日目に最低の pH4.4 を示したものの、84 日後から 756 日目まで pH5.6~7.8 で推移し、812

日目から 1,988 日目まで pH7 前後と概ね中性であった。酸性化可能性試験でも pH3.2 を示した。ゆえに、長期的に酸性水を発生させない試料とみなした。

一方、非火山起源の試料では、図-7(b) に示すように火山起源の試料と同様に 12 試料のうち 2 試料が酸性水を発生させ、10 試料が酸性水を発生させなかった。ただし MB2 は、当初酸性水を発生させなかったが、試験開始から 1,624 日目に一時的に pH5.6 に低下した。その後、pH は変動したものの、以後 1 年間 pH5.8 を下回らず酸性を示さなかった。



(a) 火山起源の試料



(b) 非火山起源の試料

図-7 土研式雨水曝露試験における経過日数と pH との関係

また、酸性化可能性試験による pH と土研式雨水曝露試験による試験期間中の最低 pH との関係を図-8 に示す。酸性化可能性試験の pH が低くなるほど曝露試験の pH も低くなる傾向を示した。8 試料が pH3.5 を下回り、品川ら (2012) ¹⁵⁾ の報告と同様に概ね酸性水の発生を評価できた。しかし、図-7 で長期的に酸性水を発生させないとみなした US、MB2 を除けば、非火山起源の試料 KB1 を見逃す判定結果となった。

試料中の S 含有量と土研式雨水曝露試験の最低 pH との関係を図-9 に示す。S 含有量は 0.03%~23.19% までの値を示し、S 含有量が多くなるほど曝露試験の pH も低くなる傾向を示した。桜本 (1994) ¹⁶⁾ は、海成泥質岩では、S 含有量が 0.4%以上であれば酸性化すると報告している。そのため、酸性化可能性試験で見逃し判定となった KB1 は S 含有量 0.43% を含み、酸性化を判定できた。しかし、他の非火山起源の試料のうち NK、KB1 および KS は、酸性水を発生させなかったにもかかわらず、酸性化すると判定してしまった。ゆえに、S 含有量単独では、酸性水発生予測判定指標として用いることは難しい。

一方、図-10 に Ca 含有量と土研式雨水曝露試験の最低 pH との関係を示す。Ca 含有量は 0.02%~6.40% までの値を示し、大局的には Ca 含有量が少なくなるほど、曝露試験の pH も低下する傾向を示した。概ね Ca 含有量が 0.9%以下で非火山性試料は酸性水を発生させた。しかし、服部ら (2003) ¹⁷⁾ は、方解石に由来する Ca の溶解速度が速いことから、全岩 S 含有量が高い場合は Ca 含有量が大きくても将来的に酸性水を発生させる可能性があるとして指摘し、泥岩からの溶出水の pH を S/Ca モル比により評価できると報告している。

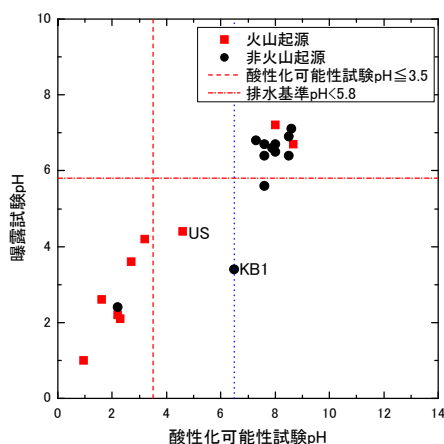


図-8 酸性化可能性試験 pH と土研式雨水曝露試験 pH との関係

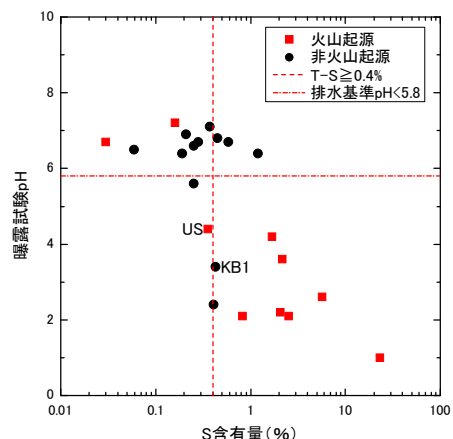


図-9 S 含有量と土研式雨水曝露試験 pH との関係

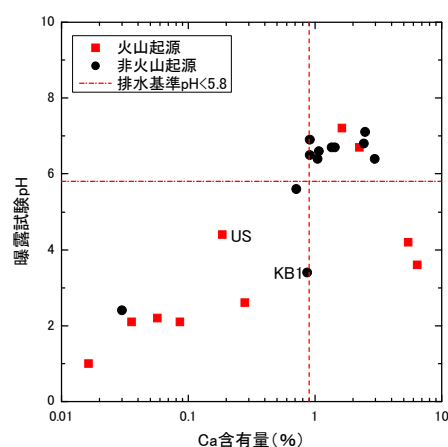


図-10 Ca 含有量と土研式雨水曝露試験 pH との関係

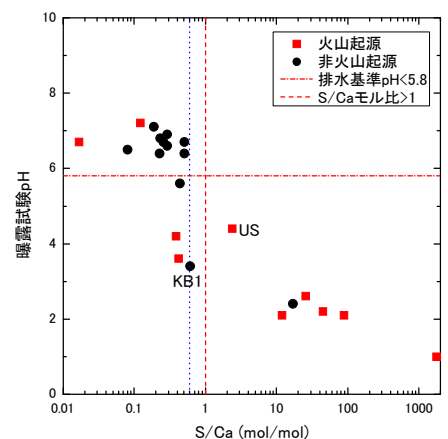


図-11 S/Ca モル比と土研式雨水曝露試験 pH との関係

S/Ca モル比と土研式雨水曝露試験による試験期間中の最低 pH との関係を図-11 に示す。S/Ca モル比が多くなるほど、曝露試験の pH が低下する傾向を示した。見逃し判定となった KB1 では、S/Ca モル比が 0.62 を示し、酸性化を判定できた。しかし、S/Ca モル比が 0.6 以下では、各試料の pH が大きくばらつくため、酸性水の発生を判定できなかった。

以上の結果から S/Ca モル比が概ね 0.6 を超えた非火山起源の試料では、酸性水発生予測判定指標として有効であると考えられる。

3. 建設発生土の高精度なリスク評価技術の提案

3.1 盛土モニタリング実験によるケーススタディ

3.1.1 盛土モニタリング実験における浸出水の水質分析

1) 分析方法

建設発生土の高精度なリスク評価技術を提案するため、北海道内の道路建設現場において、自然由来のヒ素(以下、As という)を含有する掘削ずりを対象に、吸着層による汚染対策を施した道路盛土のモニタリング実験を実施し、汚染対策工の効果の検証や二次元移流分散解析による汚染物質の影響評価を行った。

実験現場は、北海道内の地域高規格道路の建設現場であり、As を含有するトンネル掘削ずり(泥岩)を本線道路盛土材として利用した道路盛土である。観測期間は、2011年12月から2014年11月までの2年11ヶ月間である。幅約67m、高さ約10mの道路盛土内および盛土下の地盤内に、温度、体積含水率、土中酸素濃度を測定するための計測機器および間隙水を採取するための土壌溶液採取器を埋設した(図-12)。また、地下水の水位および水質を把握するため、盛土法尻に地下水観測孔を設置した。土壌溶液採取器から負圧吸引により間隙水を採取し、使い捨てのペーラーを用いて地下水を採水した。採水後、0.45 μm メンブランフィルターを用いて固液分離を行い、表-7に示す項目を分析した。採水月日と分析項目との関係を整理し、時間経過に伴うSO₄イオンおよびNaイオンの増減を比較した。pH、As、SO₄イオンおよびNaイオンと採水月日との関係を整理した。ここで、定量下限値未満の濃度は、便宜上、各グラフの最低値をプロットした。

2) 盛土内浸出水および地下水の水質分析結果

(1) pH

盛土層のほぼ中心部に位置するNo.1のpH値は当初8.1であったが、2012年10月30日まで変動しながら9.8まで上昇し、2013年4月24日以降、8.2~8.7の間で推移した(図-13(1))。吸着層直上部(盛土層内)のNo.2では初期値11.3であったのが、時間の経過とともに低下し、実験終了時には10.1になった。吸着層直下部(地盤中)にあるNo.3のpH値もアルカリ性を示し、7.5~8.5の間で推移した。地下水中のpH値は、盛土内浸出水とは異なり、採水期間を通して7.0~7.7の間で推移した。

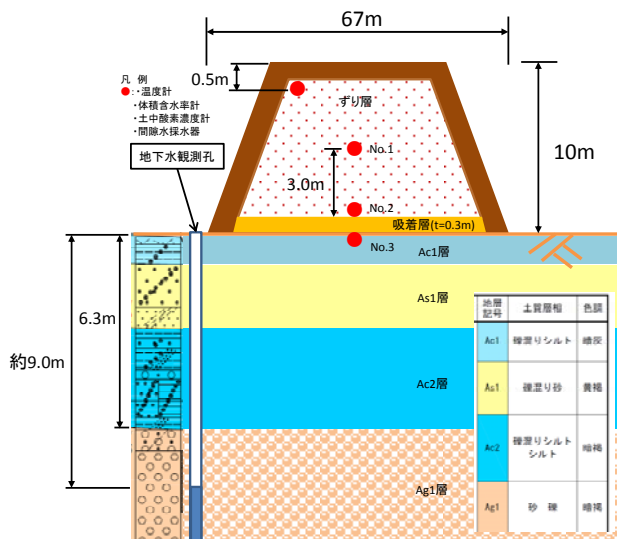


図-12 盛土モニタリング実験の模式図

表-7 分析項目および分析手法

分析項目	分析手法
pH(at25°C)	ガラス電極法 (JIS K0102 12.1)
ヒ素(As)	ICP質量分析法 (JIS K0102 61.4)
硫酸イオン(SO ₄ イオン)	イオンクロマトグラフ法 (JIS K0102 41.3)
ナトリウムイオン(Naイオン)	フ列ーム原子吸光法 (JIS K0102 48.2)

(2) As

盛土内のAsは、No.1、No.2でいずれも0.009 mg/L~0.089 mg/Lを示し、時間の経過とともに概ね減少した(図-13(2))。No.1とNo.2のAs溶出濃度を比較すると、深いNo.2が大きい傾向を示した。一見するとAs溶出濃度の濃い中心が吸着層直上に既に移行しているように見えるが、これは図-13(1)で示すように盛土内深部がアルカリ性であることから、Asが溶出しやすいための一時的な状況と考えられる。実際、No.2におけるpHの低下とともにAsの溶出濃度も低下し、採水最終日にNo.1の溶出濃度はNo.2のそれより高くなった。No.1とNo.2の溶出濃度は、今後はほぼ同じか、No.1のほうが高い可能性がある。すなわち、濃度の濃い中心は依然盛土中心部のNo.1付近にあると考えられる。

No.2でAsは、土壌溶出量基準値を超過していたが、吸着層直下部のNo.3で定量下限値未満(Asの場合、0.001 mg/L)~0.003 mg/Lに減少していた。これは、吸着層がAsを吸着しAsの溶出濃度を減少させたためと考えられる。なお、地下水中のAs溶出量は、定量下限値未満であった。

(3) SO₄イオン

まず、SO₄イオンの濃度は、No.1において採水開始時の2012年5月15日の1,390 mg/Lから増加傾向を

示し、2012年9月18日に最大濃度2,570 mg/Lを示した。その後、2013年5月7日に623 mg/Lまで減少し、その後は755 mg/Lまで増減しつつも2014年8月14日以降に減少傾向を示し、採水最終時の2014年11月18日に262 mg/Lとなった。

一方、No.2では、採水開始時の濃度は481 mg/LとNo.1より低い値を示し、採水開始から増加傾向となり、2012年10月20日に1,670 mg/Lの最大濃度を示した。その後、2013年4月24日にかけて714 mg/Lまで減少し、No.1と類似した挙動を示した。しかし、その後は、時間の経過とともに増加傾向を示し、No.1と傾向が異なった。2013年9月27日以降は、つねにNo.1の濃度より高く、採水最終時に1,450 mg/Lとなった。No.3では、採水開始時の濃度は403 mg/Lであった。No.1およびNo.2よりも低い値であったが、採水終了時までほぼ一貫して溶出濃度が増加した。2013年10月28日にNo.1の濃度より高くなり、採水最終時に902 mg/Lとなった。なお、地下水中のSO₄イオンは、盛土内の溶出濃度と比較して2012年8月31日を除き極めて低濃度である。盛土内の水質組成は非炭酸ナトリウム型 (NaSO₄・NaCl) であり、地下水は炭酸カルシウム型 (Ca(HCO₃)₂) であることから、異なる組成を示していた。

(4) Na イオン

Na イオンの濃度は、No.1においては採水開始時の2012年5月15日(714 mg/L)から増加傾向を示し、2012年9月6日に最大濃度(1,060 mg/L)を示した。その後、2013年5月7日までは減少し、更にその後は増減しつつも減少傾向を示し、採水最終時の2014年11月18日には192 mg/Lとなった。

No.2では、採水開始時の濃度は396 mg/LとNo.1より低い値を示し、採水開始から増加傾向となり、2012年10月20日に818 mg/Lの最大濃度を示した。その後、2013年4月24日にかけて438 mg/Lまで減少し、No.1と類似した挙動を示した。しかし、その後は、時間の経過とともに増加傾向を示し、No.1と傾向が異なった。2013年11月25日以降は、つねにNo.1の濃度より高く、採水最終時に698 mg/Lとなった。

No.3では、採水開始時の濃度は125 mg/LとNo.1およびNo.2よりも低い値であったが、採水終了時までほぼ一貫して溶出濃度が増加し、途中、No.1の濃度より高くなり、採水最終時に348 mg/Lとなった。

地下水中のNaイオンは、盛土内の溶出濃度と比較して2012年8月31日を除き極めて低濃度であった。なお、SO₄イオンでも述べたとおり、盛土内の水質と

地下水の水質は異なる組成を示していた。

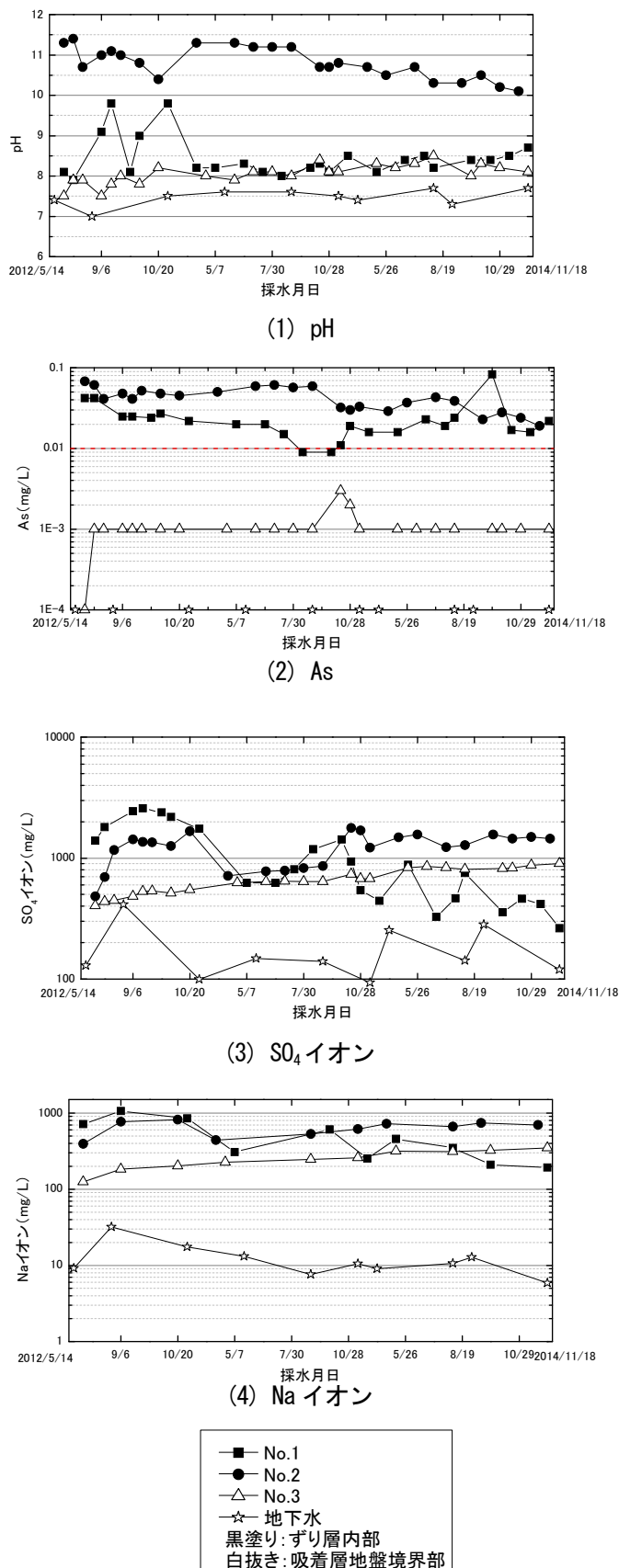


図-13 pH、As、SO₄イオンおよびNaイオンと採水月日との関係

3) 考察

吸着層内を通過するSO₄イオンについて考察すると、実験開始から2013年4月26日頃までの溶出濃度は、No.1 > No.2 > No.3となっていた。すなわち、この期間は、SO₄イオンの流れは、No.1 → No.2 → No.3と上から下へと向かっていたと考えられる。

これに対し2013年4月26日頃以降から2014年11月18日の実験終了まで(以下、後期)の溶出濃度は、No.2 > No.3 > No.1となっていた。これは、盛土中心部のNo.1における濃度が低下し、濃度中心がより下方のNo.2近くへと移行し、No.3に浸透しつつあると解釈される。

また、SO₄イオンの溶出濃度が採水開始直後から緩やかではあるが、一貫して上昇していることも注目される。これは、盛土完了後の初期の段階から、SO₄イオンの一部が吸着層を既に通過していたと解釈される。

SO₄イオンは盛土内の高いpH環境下においてはゲータイトや水和鉄酸化物にほとんど吸着されず¹⁸⁾、吸着層内ではAl(アルミニウム)やCa(カルシウム)などの共存イオンとの反応によりSO₄イオンが難溶性塩として沈殿する¹⁹⁾と予想される。しかし、観測当初からのSO₄イオン濃度の一連の上昇は、盛土後かなり早い段階に、SO₄イオンが難溶性塩となり吸着層内で飽和し、溶出源として豊富にある掘削ずりからSO₄イオンが次々と供給され、吸着層を通過しSO₄イオンが漏出したと考えられる。

以上のことは、時期や溶出濃度の値は異なるもののNaイオンも同様の挙動を示したと考えられる。すなわち、Naイオンの溶出濃度は、SO₄イオンと同様、採水開始直後から一貫して上昇した。イオン化傾向の強いNaイオンは、吸着層で交換性陽イオンとして粘土鉱物のハロイサイト¹⁹⁾に吸着されたと予想されるが、このような吸着は盛土後かなり早い段階に飽和し、Naイオンは吸着層を通過したと考えられる。

Asについては盛土深部のpHが高いためNo.2の溶出濃度が高めに推移していることを考慮する必要があるが、吸着層においてpHが低くなり、吸着層内に含まれるハロイサイトなどの粘土鉱物や共存する水酸化鉄に吸着されたことによりNo.3のAsの溶出濃度を減少させたと考えられる²⁰⁾。

以上のようにSO₄イオンとNaイオンの溶出挙動からは、盛土中心部から盛土下部の吸着層直上部への濃度中心の移行、吸着層下部への浸透と濃度の漸増、地下水へはまだ到達していないか、あるいは到達していても希釈されて観測値としては表れないレベルである

ことなどが読み取れる。これらはいずれもAsの溶出挙動を先行したものと考えられる。すなわち、SO₄イオンとNaイオンは、ともにAsの挙動をモニタリングする上での天然のトレーサーとして有効であると考えられる。

ただし、吸着層から漏出したSO₄イオンは、地盤内のAlやCaなどとさらに共沈する可能性がある。一方、Naイオンは地盤中の主要な陽イオンの中ではコロイドの表面荷電との吸着力が弱い¹⁸⁾ため、陽イオン交換反応により放出されやすい。ゆえに、SO₄イオンと比較して拡散性の高いNaイオンが、Asの影響予測を検証する天然のトレーサーとして、より適していると考えられる。

3.1.2 二次元移流分散解析

1) 解析方法

モニタリング実験現場におけるNaイオンの二次元移流分散解析を実施し、盛土の浸出水中のAsの分析値と比較し、Naイオンのトレーサーとしての適用性を評価した。解析には、Dtransu-2D/EL²¹⁾を用いた。モデル現場の材質区分図および要素分割を図-13に、サイト概念モデルを構築するにあたりモデル化に用いた入力パラメータ及び境界条件を表-8にそれぞれ示す。入力パラメータおよび側方境界条件は、周辺地盤で実施した地質調査結果、アメダスおよびモデル現場周辺で観測している地下水位観測孔から求めた想定地下水位により設定した。有効間隙率および比貯留係数は文献値²²⁾を用いた。地表面に浸透する降雨の境界条件は、国土交通省北海道開発局で設置されている道路テレメータの観測期間の雨量データと覆土層下部に設置された体積含水率計の観測データより式(1)、(2)の米澤²³⁾による方法で算定した。また、ずり層内部のNaイオンとSO₄イオンの濃度は、別途実施した固液比1:10によるバッチ溶出試験結果の10倍濃度をそれぞれ固定濃度として設定した。分子拡散係数には、文献値²⁴⁾を用いたほか、吸着層の遅延係数に1を用いた。これは、トレーサー成分として考慮したため、吸着しないものとして設定したことを意味する。

$$S_{i,t} = L \cdot \theta_{i,t} \quad (4)$$

$$Q_{0,t} = \sum_{i=1}^n (S_{i,t+1} - S_{i,t}) \quad (5)$$

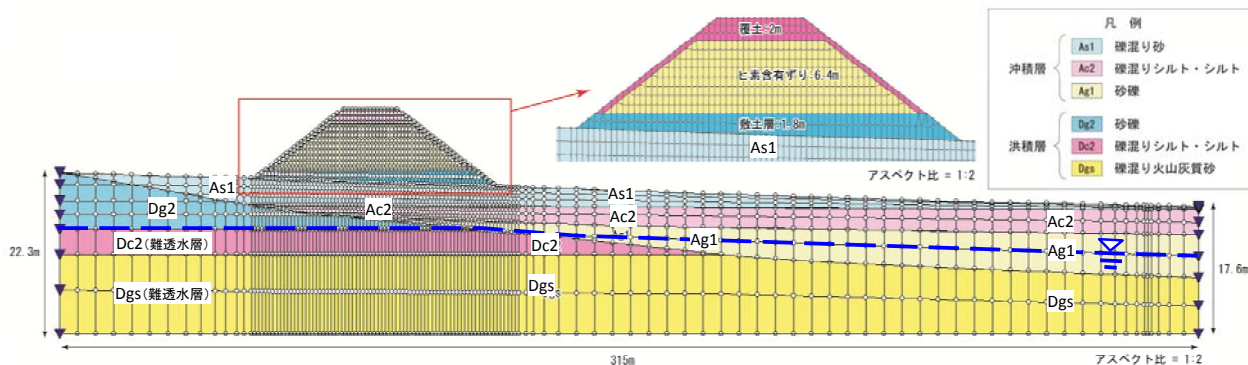


図-14 モデル現場の材質区分図および要素分割

表-8 入力パラメータおよび境界条件

水理パラメータ					
地質区分		記号	有効間隙率 (%)	比貯留係数 (1/m)	透水係数 (m/s)
沖積層	礫混じり砂	As1	15	1×10^{-4}	3.3×10^{-6}
	礫混じりシルト・シルト	Ac2			8.1×10^{-7}
	砂礫	Ag1			3.1×10^{-5}
洪積層	砂礫	Dg2			3.1×10^{-5}
	礫混じりシルト・シルト	Dc2			3.1×10^{-6}
	礫混じり火山灰質砂	Dgs			5.1×10^{-7}
盛土部	覆土	-		1.0×10^{-5}	
	ヒ素含有すり	-		1.7×10^{-5}	
	敷土	-		1.5×10^{-6}	
移流分散解析の入力パラメータ					
発生源濃度 (固定値)		$SO_4: 618 \text{ mg/L}, Na: 891 \text{ mg/L}$			
分散長		$\alpha = 0.82 (\log_{10} Lp)^{2.446}$			
遅延係数		$SO_4: 1$ (吸着層、地盤内) $Na: 1$ (吸着層、地盤内)			
境界条件					
設定位置		設定値			
上流側側方		固定水頭EL185.6m			
地表面		降雨浸透量0.19mm/日 (年間降水量の10%)			
モデル下部		地下水面下-10m程度			
下流側側方		固定水頭EL181.7m			

や、吸着層での Na イオンの吸着をどう評価するかなど、改善の余地はあるが、実測値と概ね調和的に推移していると考えられる。今後は、Na イオンの吸着試験を実施することで、より精度の高いパラメータを設定し、計算値を観測値に近づけることができると考えられる。

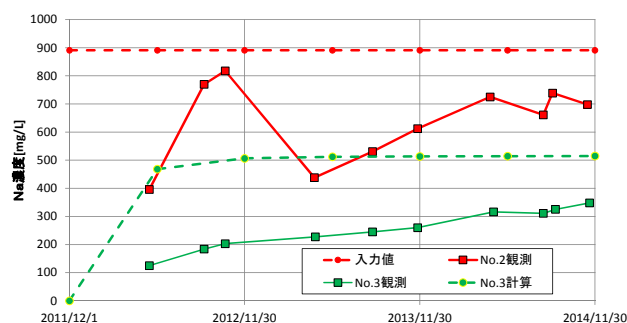


図-15 吸着層の直上部と直下部における Na イオンの観測値と解析結果との関係

ここで、 $S_{i,t}$ は地盤内水分貯留量 (mm)、 L は体積含水率計の埋設深度 (mm)、 $\theta_{i,t}$ は体積含水率 (%)、 $Q_{0,t}$ は地表からの降雨浸透量 (mm) を示す。

2) Na イオンによる汚染物質拡散の影響評価

モニタリング実験現場における Na イオンの二次元移流分散解析を実施し、計算値と観測値とを比較した。吸着層の直上部と直下部における Na イオンの観測値と解析結果との関係を図-15 に示す。

計算の結果、Na イオン濃度の計算値は、2011年12月1日から半年程度で 500mg/L まで急増し、その後はほぼ平衡に達した。解析値が一貫して緩やかに増加しているのに対し、実際の No.2 観測値は増減を繰り返しつつ増加傾向にある実測値が異なる結果となったのは、入力値を固定値とし、解析では吸着層が Na イオンを吸着しないと仮定したため、実際とは異なり遅延効果が生じなかったためと考えられる。すなわち、Na イオンの濃度分布は、吸着層上部の初期値の設定

1095 日後の試験終了時における Na イオンの濃度分布図を図-16 に示す。Na イオンは吸着層直下部の As1 層で相当濃度が高くなったが、その下部の透水性の小さい Ac2 では濃度が減衰していた。また、Ag1 層まで達すると下流側への移流がみられた。As の解析値と Na イオンの濃度分布とを比較すると、Na イオンの濃度分布は As よりも高い。

このように、Na イオン濃度を計測することで、As の拡散や移動を先行して評価することができると考えられ、Na イオンは井戸等でのモニタリング観測により、対策効果の検証や As の影響の程度、範囲等を評価するのに有効な指標であると考えられる。

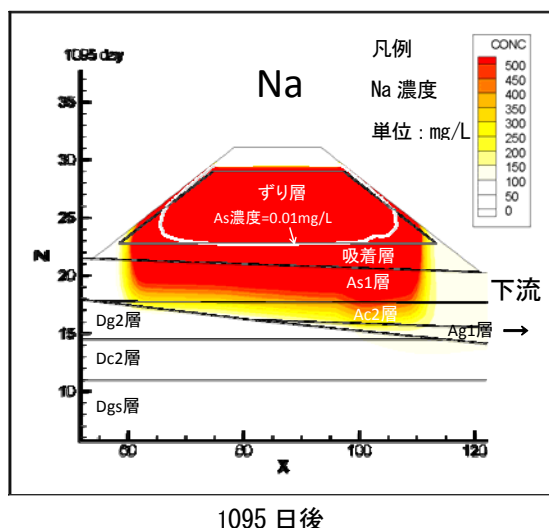


図-16 二次元移流分散解析による試験終了時のNaイオンの濃度分布図

3.2 「リスク評価モデル作成マニュアル（試案）」の作成

現場モニタリング実験により得られた研究成果を基に、「リスク評価モデル作成マニュアル（試案）」を作成した。以下にその概要を示す。

サイト概念モデルによるリスク評価の調査からモニタリング計画の策定までのフローを図-17 に示す。サイト概念モデルによるリスク評価は、①発生源の評価、②評価サイトとリスク評価地点の選定、③リスク評価範囲の設定、④評価サイト周辺の地盤特性評価、

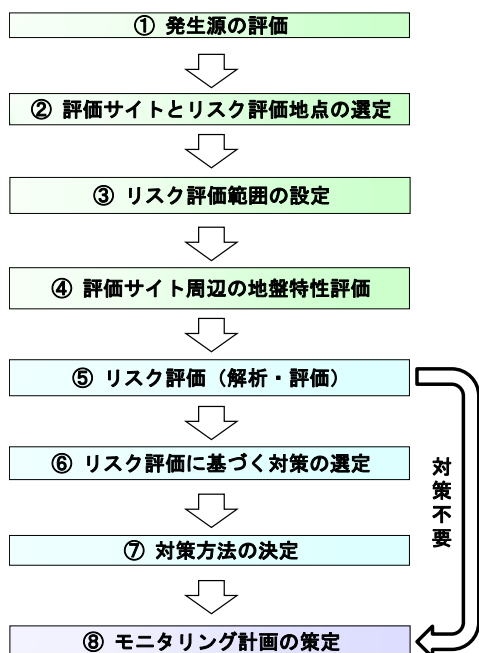


図-17 サイト概念モデルによるリスク評価の調査から対策工検討までのフロー

⑤リスク評価（解析・評価）、⑥リスク評価に基づく対策の選定、⑦対策方法の決定、⑧モニタリング計画の策定という流れで行う。

リスク評価の結果、対策が必要と判断された場合は、対策方法を選定しモニタリング計画を立案する。対策が不要と判断された場合にも、盛土による影響が生じていないことを確認するためにモニタリング計画を立案する。

4. 要対策土への対策の設計・施工・維持管理技術の提案

4.1 室内環境での天然材料のヒ素吸着効果に関する検討

4.1.1 バッチ吸着試験と飽和カラム吸着試験方法

1) 試料

新たな対策技術の評価・施工管理技術の提案に向けて、処理対策工法の一つである吸着層工法について、市販の吸着材を用いるよりも吸着性能を有する天然の発生土や購入土を利用することで、より経済的な処理対策が行える。そこで、室内で天然材料を用いたバッチ吸着試験、飽和カラム吸着試験を行い、ヒ素（As）吸着材としての天然材料の有効性について検討した。

そこで、試料を北海道土壌図²⁵⁾で火山性土が分布する土取り場5箇所から採取した。表-9に試験に供した試料の一覧を示す。また、同表中には平成13年底質調査方法に基づく含有量試験結果と平成15年環境省告示18号に基づく溶出量試験結果を示す。表-9に示すように土壌含有量基準値、土壌溶出量基準値を超過する試料はなかった。

表-9 試験に供した試料一覧

試料名	地層区分	As含有量 (mg/kg)	As溶出量 (mg/L)
KH-1	火山灰層	3.3	0.001
SH-1	段丘堆積層	3.5	0.001
KF-1	火山灰層	1.0	0.001
OM-1	段丘堆積層	2.2	<0.001
NS-1	礫層	8.2	<0.001

※As: 土壌含有量基準値: 150 mg/kg
土壌溶出量基準値: 0.01 mg/L

2) バッチ吸着試験

バッチ吸着試験は、As₂O₃標準液を用いてNaOH水溶液(40 g/L)で中和処理後、溶媒濃度を段階的に100、10、1、0.1 mg/Lとなるよう蒸留水で希釈し溶媒を調整した。調整した溶媒300 mlにあらかじめ粒径2mm以下に調整した風乾状態の試料30 gを投入し、室温20±2℃で振とう回数毎分200回、振とう幅4~5 cmで4時間振とうした。振とう後の懸濁液を3000 rpm、

20分で遠心分離し、0.45 μm メンブランフィルターで固液分離を行った。溶液をICP-MS法によりAsを定量し、各試験前後の濃度差からAs吸着量を算定した。算定したAs吸着量と飽和カラム吸着試験の設定濃度0.1mg/Lを平衡液相濃度としてフロイントリッヒ型吸着等温式に代入して分配係数を算出した。

3) 飽和カラム吸着試験

飽和カラム吸着試験は、図-18に示すφ2cm×H6.2cmの亚克力製カラム内に、あらかじめ粒径2mm以下に調整した試料を厚さ5cm、最大乾燥密度の85%となるように充填した後、カラム底面よりマイクロポンプで試験溶媒を2.4 m/dayの速度で15日間通水した。カラム上面より一定時間毎に採水し、0.45 μmメンブランフィルターで固液分離を行った。ICP-MS法によりAsを定量した。一次元移流分散方程式から遅延係数および分散係数を最小二乗法により同定し、試料への吸着反応を線形吸着反応と仮定して分配係数を算定した²⁶⁾。なお、試験溶媒は、As₂O₃の理化学試験用標準液を用いてNaOH水溶液で中和し、溶媒濃度0.1mg/Lとなるよう蒸留水で希釈したものを用いた。

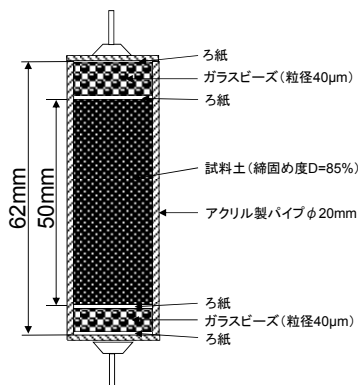


図-18 試験に用いたカラム

4.1.2 試験結果

Asの飽和カラム吸着試験結果について、経過時間とAs濃度との関係を図-19に示す。この図より、KH-1、SH-1、KF-1およびOM-1は時間の経過とともにAsの濃度が上昇し15日後で0.084~0.095 mg/Lとなり破過した。一方、NS-1は溶媒通水直後に0.026 mg/Lと高い値を示し、他と異なる濃度変化が見られ破過に至っていない。

Asのバッチ吸着試験結果について、平衡液相濃度とAs吸着量との関係を図-20に示す。また、同図中にはフロイントリッヒ型吸着等温式による近似直線を示す。この図より、いずれの試料においてもAsの吸着性能

を有し、平衡液相濃度0.1mg/LではKH-1が低い値を示した。一方、NS-1は高いAs吸着性能を示した。また、各試料ともフロイントリッヒ型吸着等温式に近似され高い相関性が見られた。

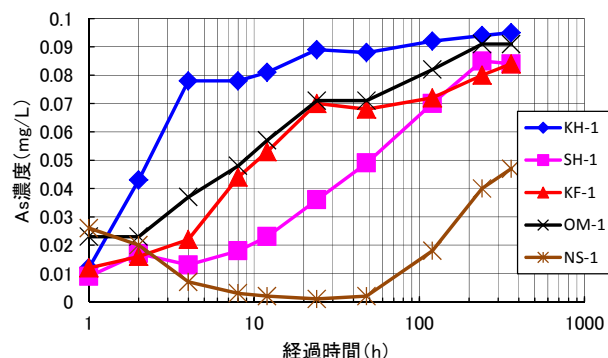


図-19 経過時間とAs濃度との関係

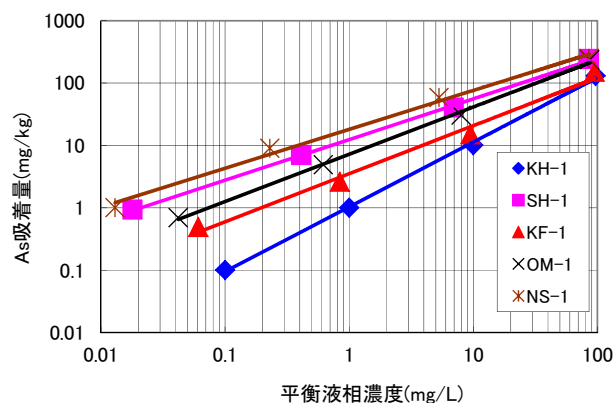


図-20 平衡液相濃度とAs吸着量との関係

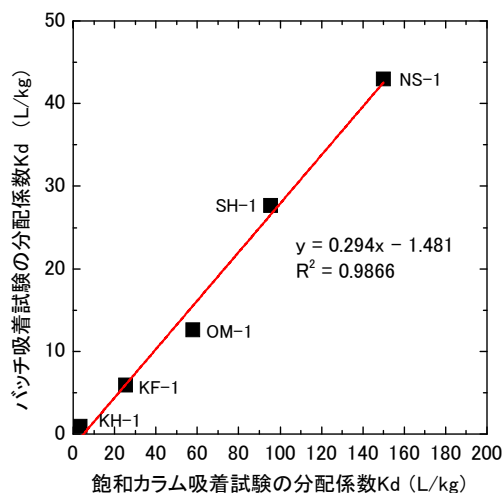


図-21 飽和カラム吸着試験とバッチ吸着試験の分配係数の比較

4.1.3 吸着試験結果の比較

飽和カラム吸着試験とバッチ吸着試験の分配係数の比較を図-21に示す。この図より、両試験から算定したAsの分配係数は高い相関性を示し、本試験条件

表-10 カラム試験条件

ケース	カラムサイズ (mm)	ずり層試料 (略称)	吸着層試料 (略称)	ずり層厚 (cm)	吸着層厚 (cm)	ずり層充填密度 (g/cm ³)	吸着層充填密度 (g/cm ³)	試験期間 (weeks)
S-1	D298 × H730 × t5	泥岩ずり1 (MS1)	-	60	0	1.58	1.72	82
S-2			火山灰 (VA)	60	2	1.58	1.72	78
S-3			-	60	6	1.58	1.72	74
O-1	D104 × H600 × t5	泥岩ずり2 (MS2)	-	20	0	1.44	-	27
O-2			河川掘削土1 (RDS1)	20	2	1.44	1.24	26
O-3			-	20	4	1.44	1.24	27
O-4			河川掘削土2 (RDS2)	20	2	1.44	1.28	26
O-5		-	20	4	1.44	1.28	26	
ON-1		泥岩ずり3 (MS3)	-	20	0	1.35	-	28
ON-2			河川掘削土3 (RDS3)	20	2	1.35	1.33	28
ON-3			-	20	4	1.35	1.42	28
OT-1		泥岩ずり4 (MS4)	-	20	0	1.29	-	27
OT-2			河川掘削土4 (RDS4)	20	4	1.29	1.25	27
OS-1	泥岩ずり5 (MS5)	-	20	0	1.44	-	27	
OS-2		河川掘削土4 (RDS4)	20	4	1.44	1.25	27	
HK-1	泥岩ずり6 (MS6)	-	20	0	1.07	-	13	
HK-2		段丘堆積物 (TD)	20	4	1.07	1.31	13	

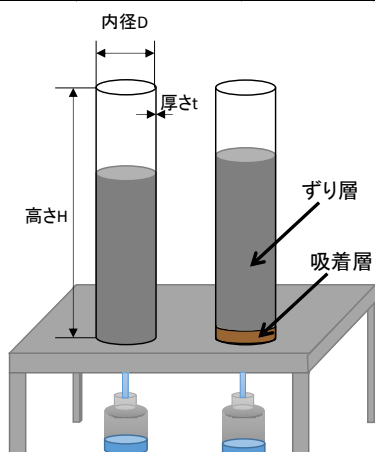


図-22 不飽和カラム試験装置の模式図

においては飽和カラム吸着試験の分配係数に対してバッチ吸着試験の分配係数は、概ね3割程度であった。これらのことから、本試験条件において吸着試験としては、バッチ吸着試験が飽和カラム吸着試験と比較して安全側の評価を与え、かつ簡便に建設発生土の吸着性能を把握する方法であると考えられる。

4.2 現場環境での天然材料のヒ素吸着効果に関する検討

4.2.1 試料および不飽和カラム試験方法

ヒ素 (As) を含む泥岩ずりとずり層の下部に吸着層として現地発生土を用いて不飽和カラム試験を実施し、現場環境でのヒ素吸着効果を確認した。試験に供した試料は、いずれも北海道内のトンネル建設現場、近傍の土取り場および河川から採取した。不飽和カラム試験は、試料を採取した北海道内の道路トンネル建設現

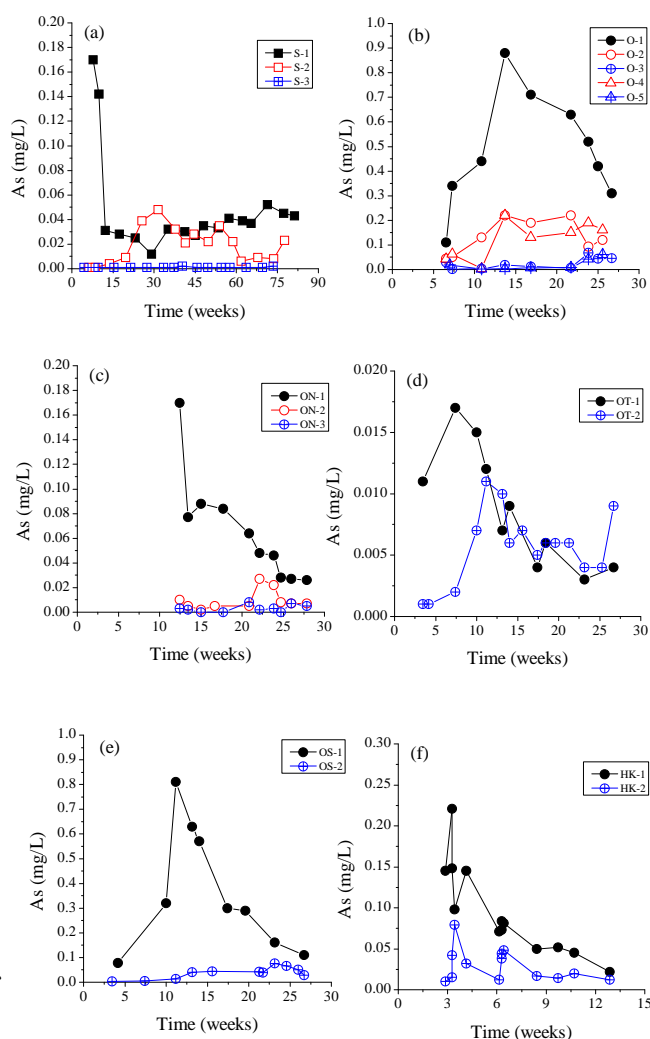


図-23 As 溶出濃度の変化

場周辺で実施した。不飽和カラム試験装置の模式図を図-22 に示す。試験ケースによりカラムサイズは異なるが、塩化ビニル製のカラムに表-10 に示す試験条件でずり層試料および吸着層試料を充填した。カラム上部から自然降雨を流下させ、浸出水をカラム底部のポリ容器で回収した。カラムからの浸出水の採取重量を測定し、0.45 μm のメンブランフィルターを用いて固液分離を行った。ICP-MS 法により As を定量した。

4.2.2 試験結果

不飽和カラム試験の As の溶出濃度の変化を図-23 に示す。As の溶出濃度の変化は、ずり層のみのケースで概ね溶出の初期段階において最大値を示し、その後、減少傾向を示した。一方、吸着層のあるケースでは、吸着層の層厚が厚くなるほど最大溶出濃度の低減と遅延効果が大きいことを確認した。

4.3 吸着層工法設計法に用いるパラメータの検討

4.3.1 天然材料に含まれる成分分析およびバッチ吸着試験

1) 天然材料に含まれる成分分析方法

天然材料に含まれる成分分析とバッチ吸着試験および屋外カラム試験結果による As 吸着現象のモデル化を行い、移流分散解析評価に基づく吸着層工法設計法に用いるパラメータについて検討した。

天然材料に含まれる重金属類との吸着に関係性の深い非晶質アルミニウム含有量 (非晶質 Al) と非晶質鉄含有量 (非晶質 Fe) ²⁷⁾ を酸性シュウ酸塩により抽出した。0.23mol シュウ酸アンモニウム溶液と 0.28mol シュウ酸溶液を 1:0.75 の割合で混合し、シュウ酸で pH3.0 に調整した酸性シュウ酸塩溶液を作成した。あらかじめ 2 mm 以下の粒径に調整した風乾状態の試料 1g に酸性シュウ酸塩溶液を 100 ml 加え、室温で 4 時間振とう後、固液分離を行った。ICP-AES 法により Al と Fe を定量した。

2) バッチ吸着試験方法

バッチ吸着試験では、ずり溶出液を吸着試験用溶媒とした。不飽和カラム試験に用いた各ずり層試料を 2mm 以下の粒径に粉砕し、溶媒に蒸留水を用いた環境庁告示第 46 号の付表で示される溶出試験を準用し溶媒を作成した。吸着試験用溶媒にあらかじめ 2 mm 以下の粒径に調整した風乾状態の吸着層試料を投入し、室温 $20 \pm 2^\circ\text{C}$ で振とう回数毎分 200 回、振とう幅 4~5 cm で 24 時間振とうした。振とう後の懸濁液を遠心分離 (3000 rpm、20 分) し、0.45 μm メンブランフィルターで固液分離を行った。ICP-MS 法により As を

定量した。バッチ吸着試験を固液比 1:100、5:100、10:100、50:100 の割合で行い、それぞれの試験前後の濃度差から As 吸着量を算定した。試料への吸着反応を線形吸着反応としたヘンリー型吸着等温式を用いて As 平衡液相濃度および As 吸着量から最小二乗法により分配係数を同定した。

3) As 吸着現象のモデル化による解析方法

天然材料による As の吸着を再現するために吸着現象をモデル化し解析した。吸着現象の評価に際しては、1 次元移流分散方程式において As 濃度を C_0 としたステップ状の一定入力に対し、吸着層による遅延の効果を考慮し、遅延係数、分配係数をそれぞれ R_f 、 K_d とすると、As 濃度 (x , t) の解析解は次式となる。

$$\frac{C(x,t)}{C_0} = \frac{1}{2} \left\{ \operatorname{erfc} \left(\frac{R_f x - \bar{v} t}{2\sqrt{R_f D t}} \right) + \exp \left(\frac{\bar{v} x}{D} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{R_f x - \bar{v} t}{2\sqrt{R_f D t}} \right) \right\} \quad (6)$$

$$R_f = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} K_d \quad (7)$$

ここで、 C : 濃度、 t : 時間、 \bar{v} : 間隙平均流速、 x : 移行距離、 D : 分散係数、 R_f : 遅延係数、 ρ_b : みかけ密度、 θ : 体積含水率、 K_d : 分配係数 (固相と液相が平衡状態において物質の移行性を表す指標)

(6)式を利用して、ずり層のみのケース 1 の結果に基づき流入濃度の変化を入力し、吸着層のあるケース 2 の試料中の As の移行現象を解析し、分配係数を求めた。

4.3.2 結果と考察

1) 天然材料の成分分析結果

分析結果の一覧を表-11 に示す。同表中には、表-9 に示す試料の結果を合わせて示す。表-11 より火山灰である試料 VA が非晶質 Al で 14,700 mg/kg、非晶質 Fe で 10,700 mg/kg と最も多量に含んでいた。

表-11 分析結果の一覧

項目	非晶質Al	非晶質Fe	Al + Fe
試料名	mg/kg	mg/kg	mmol/kg
VA	14,700	10,700	736
RDS1	6,000	6,200	333
RDS2	4,400	5,700	265
RDS3	2,800	7,100	230
RDS4	1,900	5,600	170
TD	603	1580	51
KH-1	<50	360	6
SH-1	1,100	3,100	96
KF-1	<50	430	8
OM-1	400	1,500	42
NS-1	1,400	2,200	91

2) バッチ吸着試験結果

As のバッチ吸着試験結果について、As 平衡液相濃度と As 吸着量との関係を図-24 に示す。この図より、いずれの試料においても As の吸着性能を有し、平衡液相濃度が高くなるほど As 吸着量との傾きが緩くなる傾向を示した。これは、低濃度領域では線形吸着すると仮定したヘンリー型吸着等温式では、平衡液相濃度が高くなるほど分配係数が低くなることを示している。

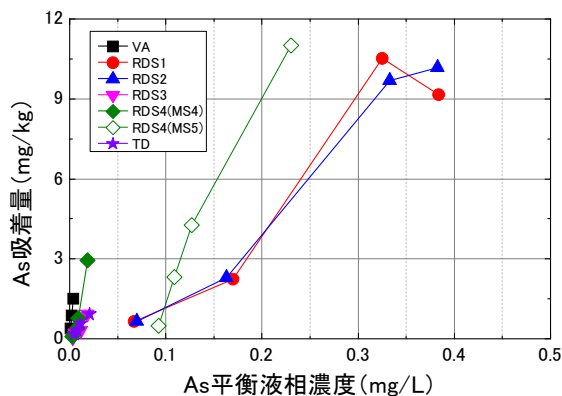


図-24 As 平衡液相濃度と As 吸着量との関係

3) As 吸着現象のモデル化と分配係数の同定結果

As 吸着現象のモデル化と K_d の同定方法の例として、不飽和カラム試験ケース S の浸出水中の As 濃度に対する実験結果と解析結果を図-25 に示す。As の K_d を 50 mL/g から 100 mL/g の間で 10 mL/g 間隔で計算した結果、As の K_d を 70 mL/g とした時に、最も実測値と一致させることができた。

このようにして求めた K_d の一覧を表-12 に示す。また、同表中にはバッチ吸着試験および図-21 に示す K_d を合わせて示す。バッチ吸着試験の K_d と比較して、不飽和カラム試験の K_d は試料により一致しない。一方、飽和カラム吸着試験の K_d は、一律にバッチ吸着試験よりも大きい値を示した。これは、原位置試験である不飽和カラム試験では気象条件の違いによりカラムに浸透する雨水の量や浸透速度が異なること、ずり層から溶出した共存イオンがバッチ吸着試験と異なる

表-12 各試験の K_d の一覧

項目	試験溶媒	Kd バッチ吸着試験 L/kg	Kd 不飽和カラム試験 L/kg	Kd 飽和カラム吸着試験 L/kg
VA	MS1 溶出水	389	70	
RDS1	MS2 溶出水	25.7	35	
RDS2	MS2 溶出水	26.1	35	
RDS3	MS3 溶出水	42.9	41.9	
RDS4	MS4 溶出水	29.4	8.5	
	MS5 溶出水	5.4	10.7	
TD	MS6 溶出水	44	75	
KH-1	As ₂ O ₃ 標準液	0.95		3.4
SH-1		27.6		95.5
KF-1		5.95		25.2
OM-1		12.6		58
NS-1		43		150

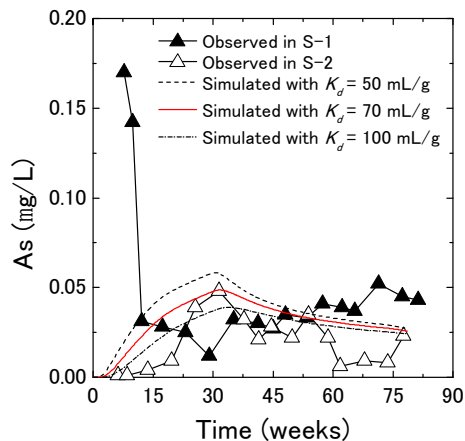


図-25 浸出水中の As 濃度に対する実験結果と解析結果

ことなどによると考えられる。他方、飽和カラム吸着試験は溶媒と通水条件が同一であることにより K_d の再現性が確保されたと考えられる。

4.3.3 非晶質 Al+Fe 含有量と分配係数との関係

移流分散解析に基づく吸着層工法設計法に用いるパラメータとして、吸着層に用いる天然材料の As に関する K_d と成分分析で得られる非晶質 Al+Fe 含有量との関係を図-26 に示す。また、同図中には試験毎に線形近似した近似式を示す。この図より、天然材料に含まれる非晶質 Al+Fe 含有量を求めることにより、この近似式を用いて簡便に天然材料の As に関する K_d を推定することができる。また、不飽和カラム試験の推定式は、地表面に敷設される吸着層や地下水面より上部の不飽和地盤の K_d を推定する場合に用いられ、飽和カラム吸着試験の推定式は地下水面下の飽和地盤の K_d を推定する場合に用いられることが考えられる。ただし、バッチ吸着試験のばらつきが大きいいため、バッチ試験の近似式については、精度に課題が残ることから、更なるデータの蓄積が必要である。

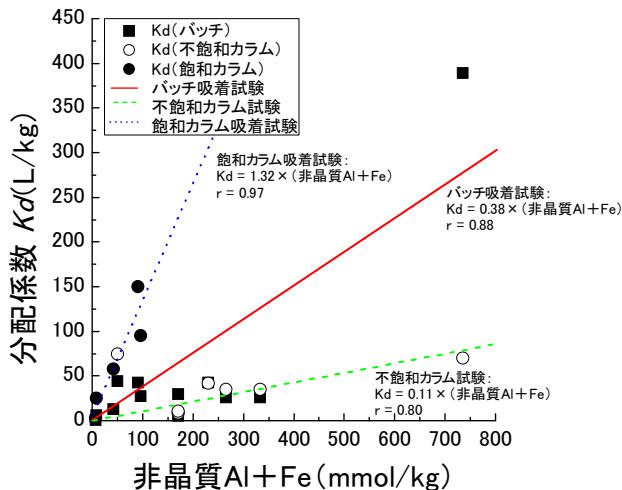


図-26 K_d と非晶質 Al+Fe 含有量との関係

4. 4 吸着層工法設計法（試案）の提案

不飽和カラム試験等の実施により得られた研究成果を基に、吸着層工法設計法（試案）を構築した。以下にその概要を示す。吸着層工法の設計フローを図-27に示す。吸着層工法の設計の流れは、①発生源の評価、②リスク評価地点の選定、③現地盤の評価、④吸着材の性能評価、⑤設計方針の確認、⑥詳細設計および施工方法の検討、⑦モニタリング計画という流れで行う。

特に、設計方針の確認において、地盤の吸着性能を考慮する場合、天然材料および地盤中に含まれる非晶質アルミニウム含有量と非晶質鉄含有量を把握することで各々の吸着性能の把握に有効である。

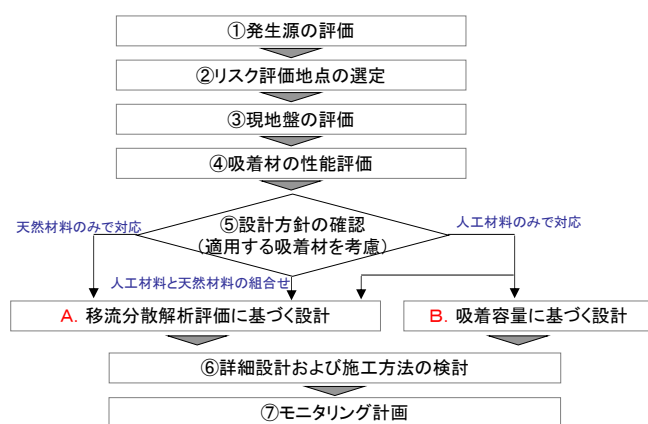


図-27 吸着層工法の設計フロー

5. まとめと今後の課題

本研究から得られた成果は、以下の通りである。

- 1) 岩石からの重金属等の溶出総量評価方法について、連続溶出試験と逐次抽出試験を行い、イオン交換態含有量を求めることで簡便にヒ素の溶出総量を評価できることがわかった。また、土研式雨水曝露試験結果より非火山起源の試料では、酸性水発生予測指標として S/Ca モル比 ≥ 0.6 が有効である。
- 2) 現地モニタリング実験によるトレーサー成分の数値解析の結果、 Na イオン濃度を計測することで、 As の拡散や移動を先行して評価することができる。この結果を基に、リスク評価の実施に必要な解析パラメータの取得に関する「リスク評価モデル作成マニュアル（試案）」を作成した。
- 3) 吸着層工法に関する不飽和カラム試験等を実施し、ヒ素吸着材として非晶質 Al 含有量と非晶質 Fe 含有量が多く含まれる現地発生土の有効性を明らかにした。これらの試験結果から非晶質 $Al+Fe$ 含有量と As の分配係数との近似式を提案した。以上を基に、吸着層工法の設計法（試案）に関する提案を行った。

今後の課題として、岩石からの重金属等の溶出総量評価方法については、他の重金属等についても試験分析を進める必要がある。また、要対策土への対策の設計・施工・維持管理技術については、提案した分配係数を求める近似式に対して、バッチ吸着試験のばらつきが大きいため、精度に課題が残ることから、データを蓄積していく必要がある。

参考文献

- 1) 建設工事における自然由来重金属等含有土砂への対応マニュアル検討委員会：建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル(暫定版)，国土交通省 HP，
<http://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/region/recycle/recyclehou/manual/index.htm>，2010。
- 2) 丸茂克美，江橋俊臣，氏家亨：日本各地の土壌中の重金属含有量と鉛同位体組成，資源地質，Vol. 53, No. 2, pp. 125-146, 2003。
- 3) 鈴木哲也，竹花大介，榊原正幸，板谷利久：重金属を含有する掘削土砂の処理判定と対策，土と基礎，Vol. 52, No. 9, pp.13-15, 2004。
- 4) 田本修一，伊東佳彦，倉橋稔幸，阿南修司，五十嵐敏文：岩石の有害物質溶出に関する考察（その8）－水質組成と溶出源評価に関する検討一，（社）日本応用地質学会平成23年度研究発表会講演論文集，（社）日本応用地質学会，pp. 159-160, 2011。
- 5) 土木研究所：7. 北海道に特徴的な自然由来重金属汚染の対策技術の開発，土木研究所報告，No. 221, pp. 127-143, 2014。
- 6) 三好悟，三浦俊彦，田島孝敏，木村志照：浸透－地球化学連成解析の地盤環境問題への適用，大林組技術研究所，Vol. 73, pp. 1-8, 2009。
- 7) Williamson, M. A. and Rimstidt, J. D. : The kinetics and electrochemical rate-determining step of aqueous pyrite oxidation, *Geochemica et Cosmochimica Acta*, Vol. 58, pp. 5443-5454, 1994。
- 8) Arvidson, R. S., Ertan, I. E., Amonette, J. E. and Luttge, A. : Variation in calcite dissolution rates: A fundamental problem, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 67, No. 9, pp. 1623-1634, 2003。
- 9) Sasaki, K., Tsunekawa, M., Tanaka, S. and Konno, H. : Confirmation of a sulfur-rich layer on pyrite after oxidative dissolution by $Fe(III)$ ions around pH 2, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 59, pp. 3155-3158, 1995。

- 10) Descostes, M., Vitorge, P. and Beaucaire, C. : Pyrite dissolution in acidic media, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 68, No. 22, pp. 4559-4569, 2004.
- 11) White, A. F. and Brantley, S. L. : The effect of time on the weathering of silicate minerals: why do weathering rates differ in the laboratory and field?, *Chemical Geology*, Vol. 202, pp. 479-506, 2003.
- 12) 尾山洋一, 高橋正明, 塚本斉, 風早康平, 安原正也, 高橋浩, 森川徳敏, 大和田道子, 芝原暁彦, 稲村明彦: 日本列島の非火山地域における深層地下水水質と地質との関係について, *原子力バックエンド研究* 18(1), pp. 25-34, 2011.
- 13) Hutcheon, I., Shevalier, E. and Abercrombie, H. J. : pH buffering by metastable mineral-fluid equilibria and evolution of carbon dioxide fugacity during burial diagenesis, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 57, pp. 1017-1027, 1993.
- 14) 地盤工学会: 地盤材料試験の方法と解説-二分冊の 1-, pp. 314-315, 2009.
- 15) 品川俊介, 安元和己, 阿南修司, 佐々木靖人: 岩石からの重金属等の長期溶出特性評価, 第 47 回地盤工学研究発表会講演集, pp. 1859-1860, 2012.
- 16) 桜本勇治: 海成泥岩が酸性水を発生させる可能性について, *地下水技術*, Vol. 36, No. 4, pp. 29-33, 1994.
- 17) 服部修一, 太田岳洋, 木谷日出男: 酸性水発生に関わる掘削残土の応用地質学的検討-鉾山に近接して施工される八甲田トンネルにおける岩石特性評価法-, 応用地質, Vol.43, No.6, pp. 359-371, 2003.
- 18) 福土圭介: 酸化物による無機陰イオンの吸着-吸着実験による巨視的吸着挙動とその場分光分析による微視的表面錯体構造-, *粘土科学*, Vol. 47, No. 3, pp. 121-158, 2008.
- 19) 地下水ハンドブック編集委員会: 改訂地下水ハンドブック、建設産業調査会, pp. 212-215, 1998.
- 20) 島田允堯: 自然由来重金属と環境汚染-応用地質学・地球科学的データバンクー, 愛智出版, pp. 77-115, 2014.
- 21) 西垣誠, 菱谷智幸, 橋本学, 河野伊一郎: 飽和・不飽和領域における物質移動を伴う密度依存地下水流の数値解析手法に関する研究, *土木学会論文集*, No.511, III-30, pp. 135-144, 1995.
- 22) 最上武雄, 久保田敬一, 河野伊一郎, 宇野尚雄: 透水設計へのアプローチ, 鹿島出版会, p.13, 1976.
- 23) 米澤裕之: 原位置計測に基づく熱帯性豪雨に対する斜面浅層部の流出浸透特性に関する研究, 京都大学大学院工学研究科都市社会工学専攻修士論文, pp. 37-40, 2011.
- 24) 日本地下水学会地下水流動解析基礎理論のとりまとめに関する研究グループ編: 地下水シミュレーション, 技報堂出版, p. 97, 2010.
- 25) 北海道農業試験場: 北海道土壌図 農牧地および農牧適地 60 万分の 1, 1985.
- 26) 中野政詩, 宮崎毅, 塩沢昌, 西村拓: 土壌物理環境測定法, 東京大学出版会, pp. 160-164, 1995.
- 27) 坂田昌弘: 土壌へのヒ素とホウ素の吸着特性, *電力中央研究所報告*, No. 285049, pp. 10-20, 1986.

UTILIZATION TECHNIQUES OF EXCAVATED WASTE FOR THE SAKE OF ENVIRONMENTAL CONSERVATION (2)

Budget : Grants for operating expenses

General account

Research Period : FY2011-2015

Research Team : Cold-region Construction Engineering
Research Group (Geological Hazards)

Author : KURAHASHI Toshiyuki

TAMOTO Shuichi

YAMAZAKI Shusaku

Abstract : In order to develop effective recycling technology for surplus soil and mitigated impacts to the environment, we studied about hazard evaluations of waste rocks, the risk assessment for human health, and the contamination countermeasure technique of toxic heavy metals from FY2011 to 2015. As the results, we proposed the arsenic leachate total evaluation method for waste rocks and the acidic drainage water prediction determination method for the hazard evaluations. Moreover, we developed the design method of adsorption layer systems using natural materials.

Key words : heavy metal, leachate total value, acidic drainage water, risk assessment, adsorption layer