

地質調査

'06 第2号

[小特集] 自然由来の重金属問題

編集 / 社団法人全国地質調査業協会連合会



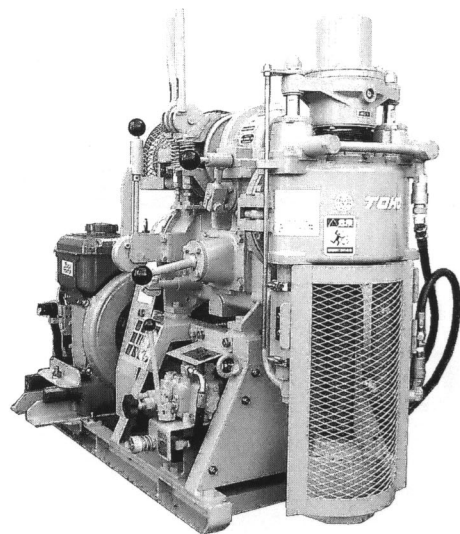
発行 土木春秋社



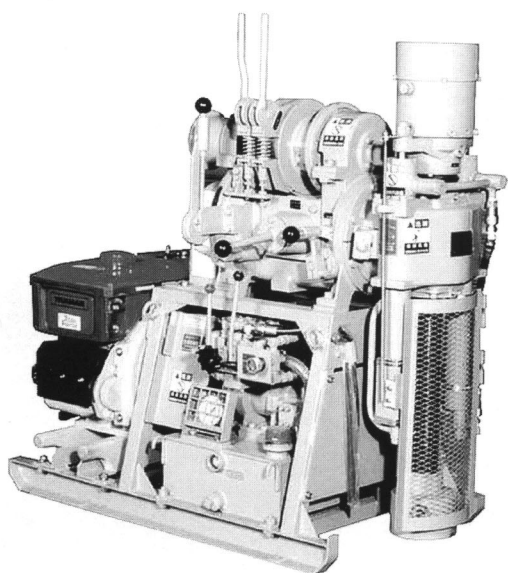
TOHO
DRILLING EQUIPMENT

小型ボーリングマシン

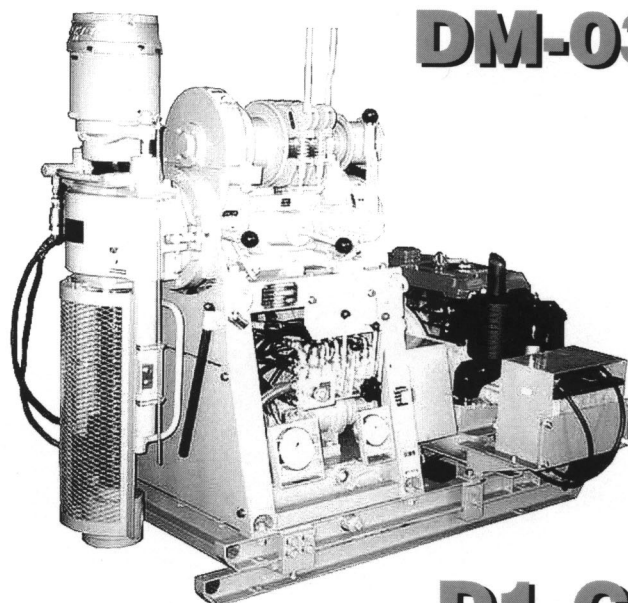
- ニーズに合わせて、ホイストドラムを取外し
コーンプリータイプに変更することができます。
- ブーリの交換で地質にあったスピンドル回転数
が選択できます。
- 試錐ポンプが内蔵でき、しかも原動機は1台で
すみます。



DM-03



D0-D



D1-C

仕 様

右操作・左操作をご用意致しております。

機 種 名		DM-03	D0-D	D1-C
穿孔能力	m	30	100	280
スピンドル回転数	rpm	65、125、370	(A) 60、170、330 (B) 110、320、625	(A) 65、130、250、370 ※2 (B) 90、170、320、490
スピンドル内径	mm	47	43	48 ※2 58
スピンドルストローク	mm	300	400	500
ホイスト巻揚げ能力	KN (kgf) 400	3.9 (400)	5.9 (600)	10.8 (1,100)
フレームスライド	mm		※1 油圧式 300	油圧式 300
動 力	kW/HP	3.7/5	3.7/5	5.5/8
質 量	kg	180(本体)	315(本体)	550(本体)
寸 法 H×W×L	mm	960×500×1,115	1,200×660×1,180	1,390×735×1,580

※1 オプション

※2 スピンドル内径58の場合

東邦地下工機株式会社

東京都品川区東品川4-4-7 TEL 03 (3474) 4141

福岡市博多区西月隈5-19-53 TEL 092 (581) 3031

URL: <http://www.tohochikakoki.com>

福 岡 ☎ 092 (581) 3031
 札 幌 ☎ 011 (785) 6651
 仙 台 ☎ 022 (235) 0821
 新 潟 ☎ 025 (284) 5164
 名 古屋 ☎ 052 (798) 6667
 大 阪 ☎ 0729 (24) 5022

松 山 ☎ 089 (953) 2301
 広 島 ☎ 082 (291) 2777
 山 口 ☎ 083 (973) 0161
 北九州 ☎ 093 (331) 1461
 熊 本 ☎ 096 (232) 4763

巻頭言	地球科学分野の土木工事への貢献	秋田大学名誉教授 石川洋平	1
小特集	自然由来の重金属問題		
	自然由来の重金属に起因する 土壌汚染問題の現状と対策	丸茂克美	2
	土木分野における自然由来の 重金属問題への対応	佐々木靖人 阿南修司 伊藤政美 他	8
	溶出条件の違いによる岩石からの重金属類の 溶出特性について	宮口新治 他	14
	緩衝鉱物による黄鉄鉱起因酸性水の中和現象	五十嵐敏文	20
	自然由来のヒ素含有地下水の起源と その形成要因について—大阪北摂地域を例として—	伊藤浩子 益田晴恵	25
	重金属汚染土壌の対策工法の現状と問題点	和田信彦	30
教養読本	アスベストとそれを取り巻く諸問題	榊原正幸	37
やさしい知識	RBCA：リスク評価に基づいた修復措置 —“環境リスクの低減”という考え方—	西田道夫	43
車窓から見る 地形・地質	由布院盆地	冷川久敏	46
各地の博物館巡り	金沢城を探る「石垣の博物館」その技と意匠	宮田隆志	48
投 稿	地すべりと地下水との関係例	新関敦生 高綱安一 織田敬司郎 他	50
現場からの報告	国立公園内の美術館建設のための岩盤調査	西垣好彦	58
私の経験した現場	岩盤すべりにおける横ボーリング工の設計と 水位降下測定	葭谷武司	62
	新潟県中越地震で発生した小規模地すべり について	渡部 俊	66
会 告	平成17年度地質調査事業量は831億円 —全地連受注動向調査		69
	地質調査技士資格検定試験 受験申込者数1,363名 —第41回地質調査技士資格検定試験		74
	発表論文は123編 —全地連「技術e-フォーラム2006」(名古屋)		74
	全地連「技術e-フォーラム2006」名古屋		75

小特集 メンテナンス工学

社会資本ストックとしてのメンテナンス工学
ジオリスクマネジメントとアセットマネジメント
道路および鉄道斜面の維持・管理
トンネルを対象とした最新の調査・診断技術
河川堤防を対象とした最新の診断・保全技術
宅地地盤に関わる保全・管理対策技術

やさしい知識 アセットマネジメント

各地の博物館巡り
大地の恵み
車窓から見る地形・地質

地球科学分野の土木工事への貢献

秋田大学名誉教授 石川 洋平

近年、鉄道トンネル工事、高速自動車道等の建設に先立ち、地域の環境汚染防止を目的とした地質調査、とりわけグリーンタフ地域に顕著な金属鉱化作用による岩石の重金属汚染の事前調査が不可欠となっている。

地球科学分野の鉱床学は、さまざまな特徴をもつ鉱物資源について、地球史との関係、鉱床関連岩石の状況、鉱石構成鉱物の種類、金属濃集の物理・化学的条件などを明らかにする。鉱床の生成機構の解明には、現地の調査資料と各種室内実験に至る地球科学分野の全般にわたる探求を行う。また、理学と工学分野を融合して地下資源の探査に貢献することを目的とした応用地球科学的な分野を担っている。更には本編で述べるように、土木工事等への情報提供と地球科学的解析手法の提供が重要な課題となろう。

ユーラシア大陸東縁に位置する日本列島は弧状列島を形成し、太平洋プレートの沈み込み地帯のアルプス造山帯に位置する。日本列島は数億年前から各種の造構造運動や火成活動を繰り返しており、これと関連した多種類の形式の金属鉱床が存在する。東北日本で見れば、日本列島は2400万年前の新第三紀に大きな変動の場となり、それまでの日本の古い骨格を破壊して新しい島弧を生み出した陥没を伴う大きな構造運動（グリーンタフ変動）により、日本列島の海陸分布の様相は一変し、東北日本は大小の陸地とその間を浸入した海域に分離した。本海域は東北日本の日本海側から北海道の西半分部分、フォッサマグナから南下して伊豆・小笠原地域および西南日本の日本海側である。これらの地域では約2300万年～1000万年前の新第三紀の活発な海底火山活動による噴出物が厚く発達し、岩石は一般に変質して緑色を呈し、総称してグリーンタフ（緑色凝灰岩）と呼ばれ、これが分布する地域をグリーンタフ地域と呼んでいる。同地域は、火山活動に伴う熱水により広域的な変質（グリーンタフ変質）と、これに重複する鉱化作用をもたらす熱水により数多くの鉱脈鉱床と黒鉱鉱床が賦存している。

鉱床付近の岩石は、広範囲にわたって鉱床生成に伴う熱水変質作用を受けており、日本で最も金属鉱床が密集する秋田県北東部の北鹿地域では、西黒沢期の石英安山岩が卓越し、本岩の海底での噴出とともに多くの金属元素およびKやMgに富む熱水が上昇し、海水に冷却されて黒鉱鉱床を生成するとともに周辺岩石には広い範囲にわたり絹雲

母、緑泥石あるいはモンモリロン石などの変質鉱物が認められる。また、地域に数多く分布する鉱脈鉱床は後黒鉱鉱化期以降に形成され、付近の岩石は鉱化・変質を受けている。

金属鉱床の大部分は、地殻の表層部から数km内の岩石圏にある元素が採掘される。大陸部分の地殻を構成する85元素の中で、一番多いのは酸素の46.6%、珪素、アルミニウムが続く、鉄は5%で第4位を占める。亜鉛は0.007%で24位、銅は0.006%で第25位、鉛は0.0013%で27位、銀は36位、金に至っては0.000004%で38位を占めるにすぎない。平均的にみて鉱石の採掘限界品位を銅2%、鉛4%、亜鉛4%、金10g/トンとすれば、これらの金属が鉱石として採掘されるには、数百倍から数千倍に濃集されている。このように希薄な金属元素の異常な濃集は、熱水（高温の温泉水）中に溶解し運搬された金属元素が鉱物として地殻の浅所に沈澱したものである。

鉱山活動により採掘される鉱石の採掘限界品位以上の範囲はあくまで人為的なものであり、鉱床周辺は通常は鉱床の数倍にわたる範囲に熱水変質帯が鉱床を包んで存在し、黄鉄鉱を始めとする各種の硫化鉱物が認められ、銅0.3%（地殻平均含有量に対し50倍）に及ぶことが普通であり、地球科学見地からは鉱床と見なされる。このように金属鉱山地帯の岩石は広範囲に自然由来の重金属汚染を蒙っており、工事の設計と施工に先だって当該地域の地質・岩石ならびに鉱床学的調査が不可欠となる。

平成12年より着工した八戸市と青森市を結ぶ東北新幹線の八甲田トンネル付近は数多くの鉱脈鉱床が分布し、周辺には鉱化作用時の熱水変質作用により黄鉄鉱に富む「鉱化変質岩」が分布し、周辺環境への悪影響が懸念された。トンネル掘削発生岩石の処分には独自の判定基準を設け、重金属汚染岩石を適切かつ迅速な分別・処理を行い環境保全に努めてきた。この成果は鉱化変質岩のずり処理技術と環境対策を確立したと高く評価され平成16年度土木環境賞を受賞した。また、日本海沿岸東北自動車道の秋田県大館市から小坂町に至る区間では金属鉱山が数多く位置し、着工に先立ち、地質鉱床資料の検討を実施、鉱山・鉱化地帯を避けた北部ルートが選定された。トンネル掘削に先行した試錐岩石の化学分析を実施、掘削岩石処理のマニュアルに基づいたずり処理を行っている。

自然由来の重金属に起因する土壤汚染問題 の現状と対策

まるも かつみ
丸茂 克美*

1. はじめに

土壤汚染対策法は、土壤汚染の状況の把握に関する措置（土壤汚染状況調査）や汚染による人の健康被害の防止に関する措置（浄化対策など）を定めたものである。法での「土壤汚染」とは、環境基本法第2条第3項に規定する、人の活動に伴って生じる土壤の汚染に限定されるため、“自然由来の原因による土壤汚染”は土壤汚染対策法の対象にはならない。

ただし、“自然由来の原因による土壤汚染”でも健康に影響する場合があるため、汚染された土砂は適切に管理されることが望ましい。したがって、土木工事などで自然由来の汚染に接する可能性がある場合には、汚染の実態を把握するとともに、その汚染が健康に影響を与える可能性を評価し、必要に応じて浄化処理などの対策を講じることが求められる。

2. 自然由来の汚染とは

火山岩を構成するケイ酸塩鉱物には銅や鉛などの重金属が微量しか含まれないため、火山岩の銅や鉛含有量はいずれも数 mg/kg～数 10 mg/kg 程度であることが多い。しかし、山師と呼ばれた昔の鉱山技術者たちは、一部の岩石に銅や鉛が異常に濃縮していることを知っていて、それらを採掘した。山師が活躍した戦国時代や江戸時代は金属の経済価値が人件費のに比べて相対的に高かったため、こうした銅や鉛が濃縮した岩石は鉱石としての価値を有していたが、現在の経済環境では鉱石にはならず“自然由来の原因による汚染源”と見なされてしまう。では銅や鉛が濃縮する岩石、すなわち“自然由来の原因による汚染源”は、どのようなメカニズムでできるのだろうか。

たとえば富士山や岩手山などの火山の地下深部のマグマが冷えつつあると仮定しよう（図1）。ケイ酸塩鉱物に取り込まれにくい重金属元素は硫黄とともにマグマに溶存しているが、ケイ酸塩鉱物の結晶化が進行してマグマの量が少なくなると、重金属元素や硫黄の多くはマグマに溶存でき

なくなり、塩濃度の高い高温熱水とともに外部の岩石中に放出され、硫化鉱物となって沈殿すると考えられる。こうした硫化鉱物の沈殿物が経済価値を持てば鉱石であり、持たなければ“自然由来の原因による汚染源”である。

図1は Henley and Ellis や Fournier の火山直下の熱水系のモデル^{1),2)}を参考にして著者が想像力を働かせて描いたものである。重金属元素や硫黄を運ぶ高温熱水はマグマから固まったばかりの岩石や周囲の岩石と反応して変質させる。またマグマの周辺の岩石は高温となっているため、その中に浸透した地下水は加熱され、熱水卓越系や蒸気卓越系の地熱系が形成されて岩石の変質が加速される。特に高温蒸気が溶岩直下の地下水脈と接触する場では溶岩が蒸し焼き状態になって粘土化する（写真1）。こうした粘土化は岩手県と秋田県に跨る八幡平地熱地帯や、鹿児島県の霧

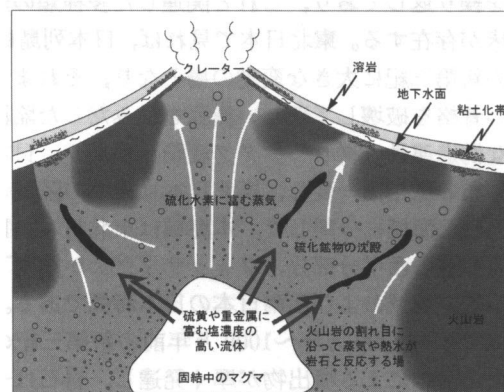


図1 火山下部のマグマの冷却に伴って生成される硫化鉱物や粘土化帯



写真1 溶岩が蒸し焼き状態になって粘土化した状態

* 独立行政法人産業技術総合研究所地質情報研究部門 主任研究員



写真2 硫化鉱物が酸化してできた“焼け”

島地熱地帯，神奈川県箱根の地熱地帯などで観察することができる。

変質帯は物理的に脆く，特に粘土化を伴う場合には地すべりなどを発生させやすい。もし地すべりが発生すると，硫化鉱物が地表に露出して空気や雨水に曝されて酸化して硫酸酸性水が発生するとともに，硫化物中のヒ素や鉛もこの酸性水に溶解して“自然由来の原因による汚染”が拡散する。またこの硫酸が岩石と反応すると粘土化を加速させてしまう。現代の鉱床探査技術を持たなかった昔の“山師”が金属鉱床を発見できたのも，鉱床地帯には硫化鉱物が酸化して形成される，“焼け”と呼ばれる独特の地質(写真2)が存在したためであろう。また“自然由来の原因による汚染”地帯の酸性土壌でのみ成長する植物もあるが，そうした指標植物の存在に昔の“山師”は着目したかもしれない。

こうして考えると，マグマ活動が“自然由来の原因による汚染”を作ったことになる。現在のマグマ活動に伴われる地熱地帯や温泉地帯では，熱水や温泉水からヒ素や鉛を含む鉱物が沈殿しているが，これらはマグマ活動に伴われる重金属元素や硫黄を運ぶ高温熱水の片鱗である。恐らく数百万年前のマグマ活動も，“自然由来の原因による汚染”を作ったと考えられる。

数百万年前の火山を作ったマグマ活動がどのようなものであったかという点に関しては専門家に委ねるとして，我々が注意しなくてはならない点は，古い火山は削剝が進んでいるため，図1の火山体深部が地表に露出している可能性が高いことである。我が国の金属鉱床の生成年代には数百万年前のものが多いが，こうした年代値は金属鉱床を作った古い火山の年代である可能性が高い。例えこうした古い火山に採掘コストに見合う品位のヒ素や鉛鉱石が伴われず，鉱山開発履歴がない場合でも，火山岩には硫化物や粘土を伴う変質帯が発達する場合がある。

3. 自然由来の汚染に関する情報整備の重要性

現在の火山や数百万年前の火山は山間部にあるため，金属鉱床に伴われる自然由来の重金属汚染の多くは山間部で見られるはずである。しかし，数千万年前の火山ともなると削剝が著しく進み，丘陵地などを形成している場合が多い。特に古くから鉱山開発が進められた近畿地方では，丘

陵部での都市化が進み，金属鉱床と市街地が近接する可能性がある。

たとえば兵庫県猪名川町を中心に川西市，大阪府能勢町などにまたがる約10 km四方の地域には，天平時代に奈良東大寺の大仏の鑄造のための銅が採掘され，豊臣時代に鉱山として栄えた多田鉱山がある。この鉱山跡地はすでに史跡となっており，周辺域はすでに市街地となっている。ちなみに多田鉱山は白亜紀後期の酸性大規模火山岩類に貫入した花崗斑岩に伴われる銀・銅・鉛・亜鉛鉱床であり³⁾，白亜紀後期の火山崩壊で形成されたカルデラ内部で生成されたものであろう。

鉱山跡地の土壌を2地点で採取して平成15年度環境省告示第19号による含有量試験を実施すると，鉛含有量が296 mg/kgと3,176 mg/kgであり，いずれも高い値である。またこれらの試料の銅(187 mg/kgと2,266 mg/kg)や亜鉛(236 mg/kgと1,270 mg/kg)，カドミウム(2 mg/kgと10 mg/kg)含有量も高い値である⁴⁾。

環境省は都道府県知事や政令市長宛の「土壌汚染対策法の施行について」(環水土第20号)の別紙1で「土壌中の特定有害物質が自然的原因によるものかどうかの判定方法」を公表し，自然的原因による土壌汚染におけるヒ素，カドミウム，鉛の含有量の上限値の目安をそれぞれ39 mg/kg，1.4 mg/kg，140 mg/kgに設定した。多田鉱山跡地の土壌中の鉛含有量は環水土第20号の別紙1の鉛の含有量の上限値を超過しており，自然的原因による土壌汚染とは判定できないことになる。多田鉱山跡地の土壌中の鉛は歴史時代の鉱山開発に起因するため人為汚染には相違ないが，汚染原因者の特定は困難である。

多田鉱山跡地の土壌中の鉛汚染は，まだ市街地に及んでいないと考えられるが，市街地が拡大し続けると両者が遭遇する可能性もありうる。したがって都市開発の際には歴史時代の鉱山跡地の情報整備が必要である。なお，我が国に先駆けて土壌環境保全のための法整備を実施してきた欧州では，紀元前から鉱山開発が盛んであったため歴史的鉱山跡地が多い。そのため鉱山起源の歴史汚染に関する情報を公共財と位置づけて整備するとともに，情報をインターネットなどによって公表している。

4. 地球化学図と土壌・地質汚染評価基本図

我が国でも自然由来の汚染に関する情報整備が進められている。その例が独立行政法人産業技術総合研究所によって出版されている“日本の地球化学図”と“土壌・地質汚染評価基本図”である。

“日本の地球化学図”は，河川堆積物試料(河川の現・旧河床に堆積している粘土質～砂質の碎屑物)が上流域に分布する地質を代表すると仮定し，河川の本支流の合流付近において支流の河床にある河川堆積物試料を採取して分析値を求め，支流の上流域の地質の分析値と仮定するものである。試料採取密度は10×10 kmに1試料とし，総数3,024試料の分析値に基づいて日本全土の主成分および微量元素濃度マップを作成している⁵⁾。

分析のための試料前処理方法は平成 15 年度環境省告示第 19 号による含有量試験のものではなく、試料に硝酸、過塩素酸、フッ化水素を加えて 200°C 以下で加熱して分解し、蒸発乾固後に硝酸を加えて溶解する全量分析法を採用し、ICP 発光分析法や ICP 質量分析法、原子吸光分析法（ヒ素と水銀）で分析を行っている。また農用地の土壤の汚染防止に関する法律で銅とカドミウム分析に採用されている 0.1 M 塩酸処理による溶出試験も実施している。

地球化学図は河川の後背地にある鉱床地帯や地熱地帯に関する情報を反映すると考えられる。たとえばヒ素は北海道の恵山周辺や定山溪周辺、オロフレ峠周辺、屈斜路湖周辺地域で 50～856 ppm の高濃度となっているが、これらはいずれも後背地に地熱地帯や硫黄鉱山が分布することで説明できる。また関東地方の日立周辺や足尾周辺でもヒ素が 50～288 ppm となっているが、これらの異常値も銅鉱山の分布に対応している。しかし北陸地方の小松～金沢周辺や能登半島で鉛が 150～1590 ppm となっている理由については不明である。この地域には大きな鉛鉱山の存在は確認されておらず、また地熱地帯も存在しない。あるいは後背地に採掘コストに見合う品位のヒ素や鉛鉱石が伴わず、鉱山開発履歴がないものの、火山岩には硫化物や粘土を伴う変質帯が発達するのかも知れない。

なお、北海道のヒ素、関東地方のヒ素、北陸地域の鉛の各図は、それぞれ以下で閲覧できるので参照されたい。

<http://www.aist.go.jp/RIODB/geochemmap/Hokkaido/gazou/hokkaidoAs-s.jpg>

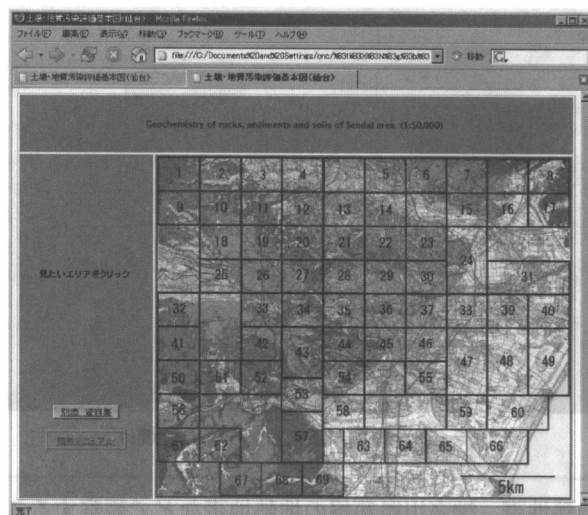
<http://www.aist.go.jp/RIODB/geochemmap/kanto/gazou/kantoAs-s.jpg>

<http://www.aist.go.jp/RIODB/geochemmap/hokuriku/gazou/hokurikuPb-s.jpg>

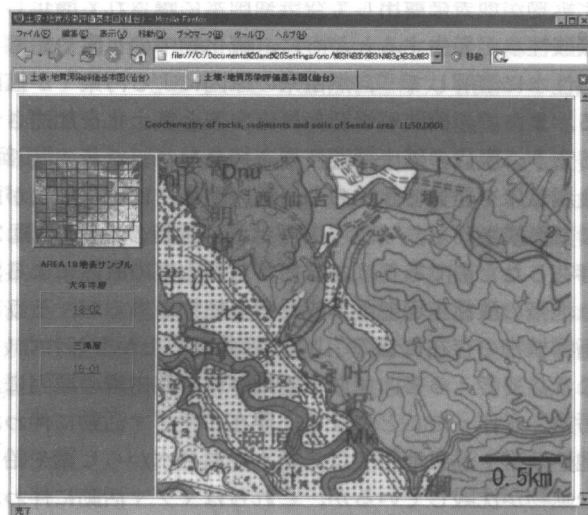
産業技術総合研究所では自然由来の原因に起因する土壤汚染に関する情報整備を目的として、“土壤・地質汚染評価基本図「5万分の1 姉崎」”⁶⁾と“土壤・地質汚染評価基本図「5万分の1 仙台地域」”⁷⁾を製作・出版した。これらは土壤試料や堆積物のヒ素や鉛などの特定有害物質の含有量や溶出量のバックグラウンド値に関する情報を 5 万分の 1 地質図に加え、HTML 形式のデータ集として整備したもので、“日本の地球化学図”よりかなり高密度に試料採取を行っている。

最新版である土壤・地質汚染評価基本図「5万分の1 仙台地域」は、5万分の1の地質図幅「仙台地域の地質」に記載された地質情報を有効活用し、仙台地域を構成する各時代の土壤や堆積物、岩石を採取した。また広範囲に分布する堆積物などの試料については、採取地点を増やし、仙台地域全域で 4 km² に最低 1 点の地表試料を採取し、地表での試料採取が困難な市街地での試料採取を行うため、4～8 km² に対して 1 点の割合でボーリング調査を実施し、深度別に複数の試料を採取した（図 2）。

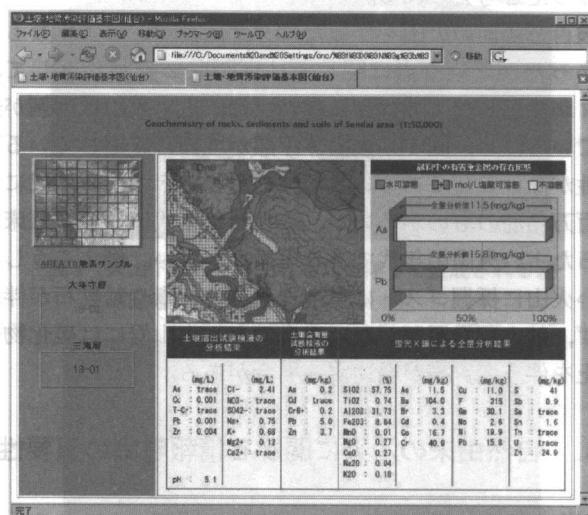
採取された試料に対しては鉱物同定、蛍光 X 線分析における含有量分析（全量分析）、塩酸等との反応による溶出量分析（有害重金属類の体内移行量を評価するための、平成



5 万分の 1 地質図幅「仙台地域の地質」を 69 のエリアに分け、各エリアごとに地表試料やボーリングコア試料を採取。



18 番エリアを選択すると、地質情報と試料番号が表示される。



画面左上には 18 番エリアの試料の地質情報、画面右上にはヒ素や鉛の存在形態、画面下の表には左より環境省告示 18 号に基づく溶出量試験値、環境省告示 19 号に基づく含有量試験値、蛍光 X 線分析値（全量値）が表示される。

図 2 土壤・地質汚染評価基本図の画面

15年度環境省告示第19号に基づく含有量試験)、水との反応による溶出量分析(有害重金属類の地下水移行量を評価するため、平成15年度環境省告示第18号に基づく溶出量試験)を行い、また透過型分析電子顕微鏡を用いて土壌や堆積物、岩石試料を調べ、試料がどの程度風化作用を受けているか、試料中にヒ素や鉛などの有害重金属類の吸着能が高い粘土鉱物などが含まれるかを把握した。さらにヒ素や鉛などの有害重金属類の溶出量や含有量が、地質学で使われている層序区分とどのように関係するかを解明した。またこれらの有害重金属類の溶出量や含有量と、他の元素含有量との相関を調べ、有害重金属類の溶出量や含有量に関与している元素を明らかにするとともに、土壌や堆積物から水への有害重金属類移行メカニズムを解明するため、土壌溶出試験の検液中に含まれる主成分元素のイオン濃度を分析した。

さらに、土壌汚染対策法で指定された特定有害物質(フッ素、六価クロム、ヒ素、セレン、カドミウム、鉛。分析が困難であったホウ素と水銀は除く)のみならず、水質汚濁に係る生活環境の保全に関する環境基準項目となっている亜鉛と、水質汚濁に係る人の健康の保護に関する要監視項目となっているニッケル、モリブデン、アンチモン、マンガン、ウラン、それに農用地の土壌の汚染防止等に関する法律で特定有害物質に指定されている銅も分析対象とした。また岩石の風化状況や鉄の沈殿の影響がこれらの元素の挙動にどのような影響を与えるかを把握するため、ナトリウムやアルミニウム、鉄などの主成分元素の含有量も蛍

光X線分析法で把握した。

仙台地域の地層や堆積物には土壌汚染対策法の含有量基準値を超過した有害元素がないものの、丘陵部や平野部に広域的に分布する鮮新統の竜の口層の中には、ヒ素やカドミウム含有量がバックグラウンド値の数倍から10倍程度に達する自然由来の汚染が見つかった。したがって仙台市丘陵部の宅地開発や、平野部での都市再開発で竜の口層を掘削する際には注意が必要である。

また、竜の口層などの堆積物に硫黄が数%含まれるため、平成15年環境省告示第18号による公定法の溶出量試験を行うと、堆積物中の硫黄が溶解して硫酸イオンが生成し、水が酸性化して土壌や堆積物から環境基準を超過するヒ素やカドミウムが溶出し、水質汚濁に係る生活環境の保全に関する環境基準項目に指定された亜鉛も相当量溶出することが判明した(図3)。

5. 自然由来の汚染を現場で把握するための簡易分析手法

“土壌・地質汚染評価基本図「5万分の1仙台地域」”は、自然由来の汚染が山間部の鉱床地帯のみならず、都市域にも存在することを明らかにしている。こうした自然由来の汚染を伴う土砂は土壌汚染対策法の適用対象とはならないものの、人や周辺環境の曝露のリスクは人為的原因による汚染と同じであるため都道府県に報告することが望ましく、土壌汚染対策法に準じて適切に処分を行う必要がある。

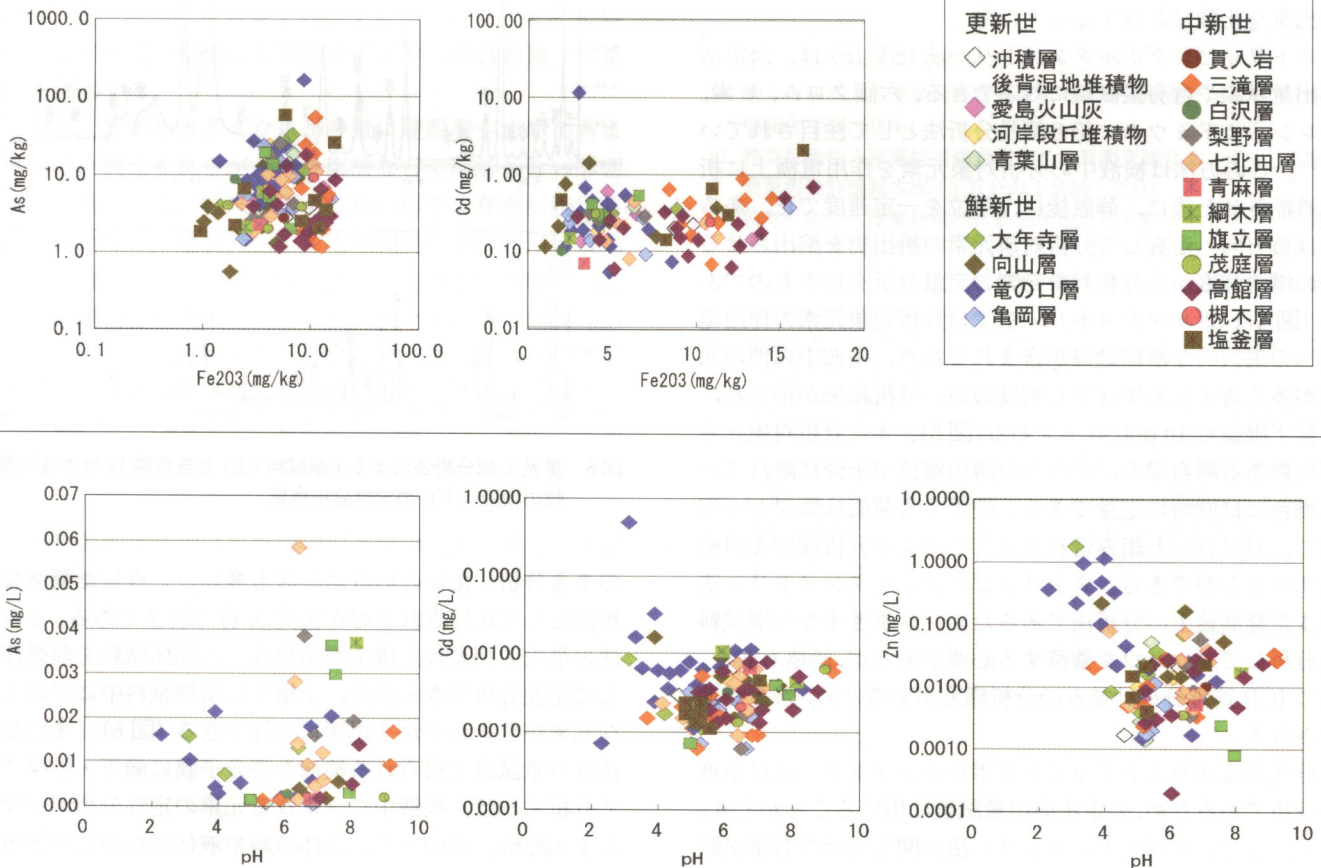


図3 蛍光X線分析による地表試料の重金属含有量と鉄含有量の相関(上)
平成15年環境省告示第18号による公定法の溶出量試験による重金属溶出量とpHの相関(下)

また、自然由来の汚染を伴う土砂を掘削して当該土地の外に持ち出した場合は、搬出行為により汚染原因者となる恐れがある（建設工事に遭遇する地盤汚染対応マニュアル暫定版⁹⁾より引用）。自然由来の汚染が存在する可能性のある地域の建設工事において、有害重金属が建設発生土にどの程度含まれ、そのうちのどの程度が溶出するかを現場で迅速に把握することができれば、汚染された土砂を宅地造成などに用いるリスクを回避できる。そのためには現場で有害重金属の溶出量や含有量を評価できる簡易分析法の活用が重要である。

溶出量を調べるための簡易分析法としては、簡便でコストの安い簡易比色法や分光光度法が普及している。これらの方法は検液に試薬を加えて分析対象元素と反応させ、この反応物が特定の波長の光を吸収、あるいは発光する特性を応用したものである。さまざまな波長の光の吸収量や発光量を目視で評価する方法が簡易比色法であり、光センサーを通して特定の波長の光の吸収量・発光量を電気信号に変換し、分析対象元素の濃度を測定する方法が分光光度法である⁹⁾。簡易比色法や分光光度法の欠点は妨害物質が共存すると発色してしまうことである。たとえばヒ素の分析をする場合、燐や鉄が検液に含まれると分析精度は阻害される。また六価クロム、カドミウム、鉛分析に関しても、溶出試験の検液にはさまざまな妨害物質が共存する可能性があるため、発色処理などの複雑な操作が必要で分析時間を要する場合が多い。そのため簡易比色法では定量分析は困難であり、分光光度法でも 10 ppb 以下の低濃度のヒ素や鉛溶出量を正確に評価することは難しい。

ストリッピングボルタンメトリー法（SV 法）は、公定法溶出量試験や含有量試験に対応できる、六価クロム、ヒ素、セレン、カドミウム、鉛の簡易分析法として注目されている¹⁰⁾。この方法は検液中の分析対象元素を作用電極上に析出濃縮させた後に、静置後に、電位を一定速度で正、あるいは負方向へ走査して分析対象元素の析出物を溶出させる際の電流強度から分析対象元素の定量分析を行うものである（図 4）。ボルタンメトリー法では分析対象元素の作用電極への選択的な濃縮過程が含まれるため、検液中に他の元素が多く含まれる場合でも精度の高い分析結果が得られ、定量下限値も 10 ppb 以下である（図 5）。また分析対象元素が複数ある場合でも、それらの溶出電位が十分に離れている場合には同時に定量できる。使用する装置は簡単かつ安価で、パソコンと組み合わせることにより分析操作を自動化することができる。ストリッピングボルタンメトリー法はまだ発展途上の分析法であるため、さまざまな土壌試料を分析してノウハウを蓄積する必要があるが、価格も安く、かつ ICP 質量分析計並みの分析感度があるため、普及が期待される。

分光光度法やストリッピングボルタンメトリー法は溶液の分析であるため、公定法溶出量試験に用いることができ、ストリッピングボルタンメトリー法に関しては含有量試験にも対応可能である。しかし公定法溶出量試験や含有量試験を現場で行うことは大変であり、できれば土壌試料をそ

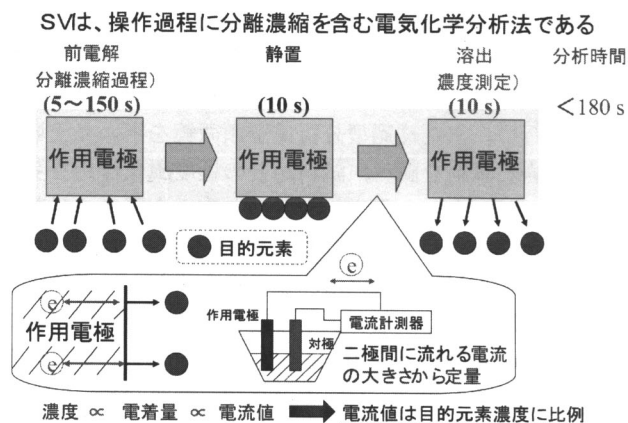


図 4 ストリッピングボルタンメトリー（SV）の原理

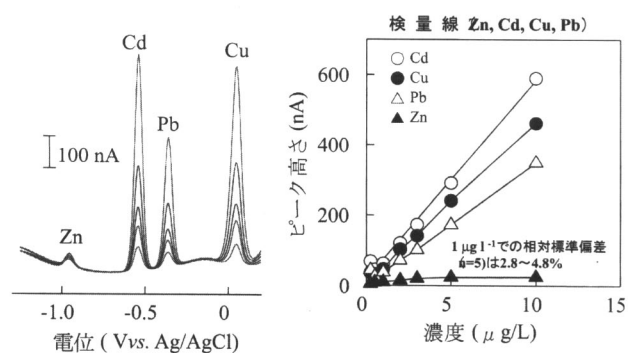


図 5 ストリッピングボルタンメトリーで検出される亜鉛、カドミウム、鉛、銅のシグナルと、各シグナル強度を用いて作成した検量線

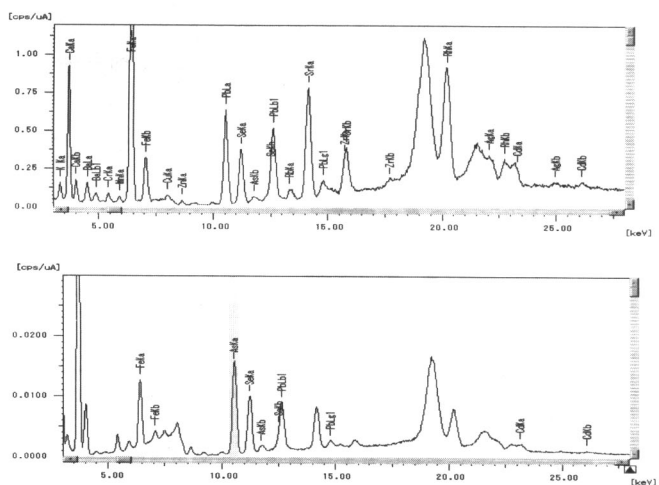


図 6 蛍光 X 線分析法による土壌試料（上）と告示第 19 号の含有量試験の検液（下）の定性分析結果

のまま分析したいというニーズも多い。こうした簡便な分析法として注目されるのが蛍光 X 線分析法である。この方法の最大の利点は土壌や堆積物などの固体試料を前処理なしに定性分析できる点で、土壌や堆積物試料中にどのような元素が含まれるかを迅速に把握できる（図 6）。また公定法含有量試験で得られる検液を高分子膜に滴下・乾燥させて分析すれば、検液中に含まれる元素の定性分析が可能である（図 6）。そのため、固体試料や液体試料中に有害重金属があるかどうかの判別が可能であり、汚染土壌のスクリーニングには最適である。

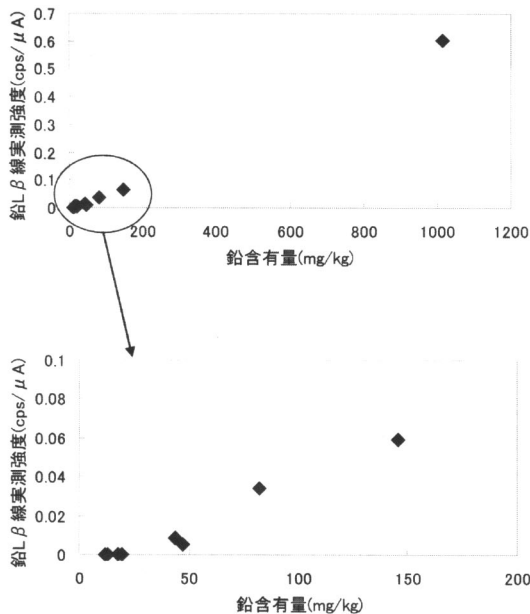


図7 標準試料を用いて作成した蛍光X線分析用の鉛検量線

ただし高精度の定量分析をするためには試料の粒径を十分に小さくし、標準試料を用いて作成した検量線(図7)を使って分析する必要がある¹¹⁾。また、蛍光X線分析法で得られる含有量は、土壤汚染対策法の含有量(平成15年環境省告示第19号による公定法の含有量試験で得られる含有量)より必ず高めとなるため、定量分析値の解釈には注意が必要である。汚染土壤中に含まれるヒ素やカドミウムのうち、公定法は1モル塩酸などで溶解する吸着態やイオン交換態、炭酸塩態の含有量を評価するのに対し、蛍光X線分析ではすべての形態のヒ素やカドミウムの含有量(全量値)を評価する。

しかし、ヒ素やカドミウムが多量に建設発生土中に含まれる場合、例えばそれらが1モル塩酸などで溶解しない形態のものであっても、将来も溶解しない形態で存在し続ける保障はないため、建設発生土を宅地開発などに利用する場合には、自然由来の汚染が住民にとって潜在的環境リスクとなる。環境管理を厳格にする目的のためにも、建設発生土を宅地開発などに利用する場合には、蛍光X線分析してヒ素やカドミウムの全量値を把握することは重要である。

6. おわりに

土壤汚染対策法では土壤汚染の有無の判断基準となる溶出量や含有量は土地の利用形態にかかわらず一律である。

しかし欧米の場合には土壤汚染の有無の判断基準が一律ではなく、土地の利用形態別に基準値が設定され、サイトごとにリスク評価を行う。つまり当初から特定の有害元素のみを分析対象として、その元素の公定法試験結果が環境基準値以下ならば機械的に非汚染土壤、環境基準値以上ならば汚染土壤と機械的に判断するのではなく、汚染の実態を正確に把握することに主眼が置かれている。たとえば土壤中の鉛含有量が低くても、異常に高濃度の銅やニッケルが検出された場合には、そうした元素のリスク評価も必要となる。

そのため、欧米では可能な限り多くの試料を効率的に、かつ分析対象元素も限定せずに分析を行うため、土壤や堆積物中に潜む未知の有害重金属を迅速に同定し分析する簡易分析法として蛍光X線分析法が普及している。またこうしたリスク管理手法は我が国も学ぶ必要がある。多田銀山跡地の土壤中の鉛汚染や、仙台地域の竜の口層の自然由来の汚染は、土壤汚染のリスクが予期されない場所にも潜んでいることを示唆している。しかし、こうした汚染の実態を正確に把握できれば、リスク管理が行えるはずである。

参考文献

- 1) Henley, R. W. and Ellis, A. J.: Geothermal systems Ancient and Modern, a geochemical review, Earth Science Reviews, 19, 1-50, 1983.
- 2) Fournier, R. O.: Hydrothermal processes related to movement of fluid from plastic into brittle rock in the magmatic-epithermal environment, Econ. Geol., 94, 1193-1211, 1999.
- 3) 独立行政法人産業技術総合研究所地質調査総合センター, 広根地域の地質, 1995.
- 4) 丸茂克美・江橋俊臣・氏家 亨: 日本各地の土壤中の重金属含有量と鉛同位体組成, 資源地質, 53巻, 2003.
- 5) 独立行政法人産業技術総合研究所地質調査総合センター, 日本の地球化学図, 2004.
- 6) 独立行政法人産業技術総合研究所地質調査総合センター, 土壤・地質汚染評価基本図「5万分の1 姉崎」, 2003.
- 7) 独立行政法人産業技術総合研究所地質調査総合センター, 土壤・地質汚染評価基本図「5万分の1 仙台地域」, 2006.
- 8) 独立行政法人土木研究所材料地盤研究グループ, 建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル(暫定版), 2003.
- 9) 丸茂克美・江橋俊臣・氏家 亨・武島俊達: 土壤汚染調査のための簡易分析技術, 地質ニュース, 第598号, 2003.
- 10) 石山 高・高橋基之・鈴木幸治・古庄義明: 水銀膜微小電極を用いたストリッピングボルタマンメトリーによる土壤中亜鉛, カドミウム, 銅及び鉛の簡易迅速定量, 水環境学会誌, 27巻, 2004.
- 11) 丸茂克美・氏家 亨・江橋俊臣: エネルギー分散型蛍光X線分析装置(EDXRF)による土壤中の砒素・鉛含有量評価, X線分析の進歩, 36週, 2005.

土木分野における自然由来の重金属問題への対応

さ さ き やすひと
 佐 々 木 靖 人 *
 阿 南 修 司 **
 伊 藤 政 美 ***

岩石由来の環境汚染対策研究グループ

1. はじめに

岩石には、まれに自然の状態では重金属類を高い濃度で含有しているものがある。このような岩石は、掘削等によって生じる環境の変化、特に酸素や水との接触によって重金属類を溶出することがある。

土地の利用において、このような岩石の分布する地域への対応は次の3つである。

- ① まず、このような土地の利用を「避ける」こと
- ② やむを得ず利用せざるを得ない場合は、「対策を行う」ことで、重金属類の溶出による人の健康、生態系等への影響を許容できるレベルまで下げること
- ③ 必要に応じ、「長期的に監視・管理する」こと

とりわけ筆者らが関係している土木分野では、山岳道路等の建設において、斜面やトンネルの掘削を大規模に行うことも多く、実際に汚染の対応を行う事例も散見される。このため、上記のリスクに対して、早急かつ確に対応していく責務がある。

現在、土壤汚染など人為的な重金属汚染に対する調査や試験の方法については、土壤汚染対策法の整備がなされ、基準や指針がまとめられている。しかし同法では、自然由来の汚染については対象外としている。また、土壤汚染の試験方法は土に浸透した汚染物質を対象とするもので、岩石中の重金属類のように固相からの拡散や化学反応は考慮されていない。このように、現状では岩石に含まれる自然由来の有害物質に対する調査、試験、対策の方法は確立されていない。

一方、トンネル工事に伴う自然由来の重金属類の溶出や酸性水の発生に対して、現場ごとに対応が迫られている現状がある^{1),2)}など。

そこで筆者らは、土木分野における自然由来の重金属汚染に的確に対応するためのマニュアルを作成することを目的とした共同研究組織を立ち上げ、いくつかの検討を行っている。ここでは、独立行政法人土木研究所と応用地質

(株)、三信建設工業(株)、住鉱コンサルタント(株)、大成建設(株)、日本工営(株)で構成する「岩石由来の環境汚染対策研究グループ」が行ってきた検討の内容ならびに状況を概括する。

2. 自然由来の重金属の存在状況

2.1 鉱山に関連する重金属汚染リスク箇所の分布

土地利用において、事前に環境リスク箇所を把握しておくことは基本である。しかし実際には、リスク箇所に関する情報の所在がわかりにくいことなどから、これが行われていないことがある。そこで筆者らは、重金属が存在しやすい箇所の一つとして、鉱山のデータベース化を行った。

データベース化は、文献³⁾をもとに、鉱山の位置と鉱床の成因、産出鉱物、重金属の品位等について行った。また、このデータベースをGISソフトウェア上で、1/100万の地質図⁴⁾と重ね合わせて、それぞれの鉱山が位置する地質区分の読みとりを行ったうえで、対象となる重金属ごとに、地質区分と鉱床の成因、重金属汚染のリスクが高い岩石の種別と地質の要因等について検討した。

重金属を産出した鉱山等の分布を図1に示す。銅・鉛・亜鉛は、それぞれの鉱石が組み合わさって一体として産出することが多く、また鉱山としても複数の金属を稼行対象としていることが多いため一括して図示した。

(1) 銅・鉛・亜鉛(カドミウム)

関東平野などの沖積平野や北海道中央部を除くと、国内のほぼ全域に分布している。地質区分との対応をみると、東北日本の中央から日本海側を中心とする地域では、グリーンタフの火山岩類の分布域に重なっており、この地域の鉱山は黒鉱鉱床がほとんどを占める。四国山地付近の分布は、三波川変成岩の分布域と重なり、この地域の鉱山は変成岩中の含銅硫化鉄鉱床(キースラーガー)を主としている。これ以外にも東北、中部・北陸、中国山地などに散在しているが、これらは火山岩類、深成岩類の小岩体に起因する鉱脈鉱床やスカルン鉱床である。

図示した鉱山が産出する鉱石の平均的品位は銅1.5%前後、鉛1%強、亜鉛5%程度である。これらの鉱石は同時にカドミウム、ヒ素、水銀等を高濃度で含むものが多いので

* (独)土木研究所

** 国土交通省 近畿地方整備局 大戸川ダム工事事務所

*** 国土交通省 関東地方整備局 関東技術事務所

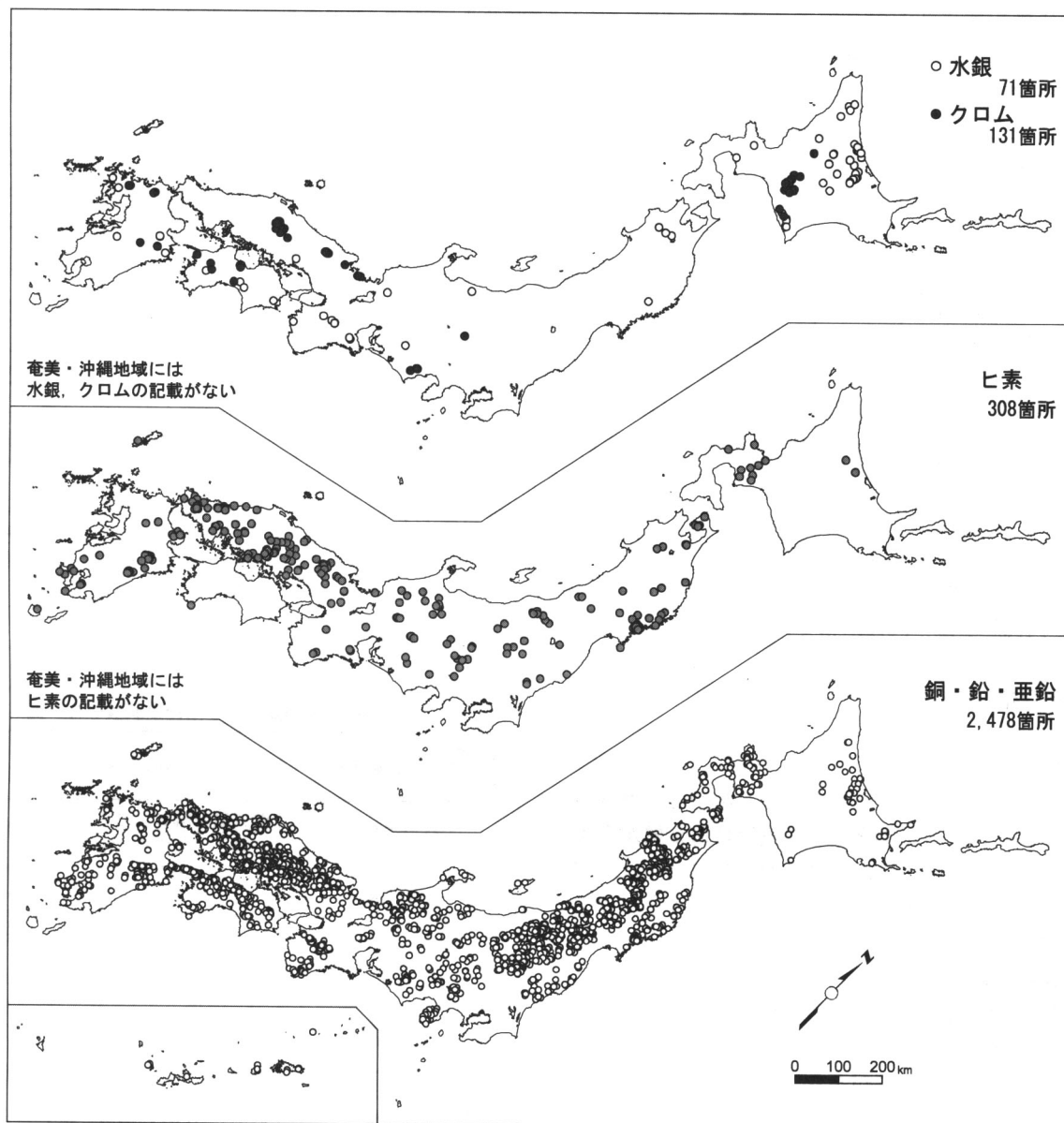


図1 重金属を産出した記録のある鉱山の分布（重金属リスクマップ⁵⁾）を加筆修正

注意が必要である。

(2) ヒ素

ヒ素鉱物産出鉱山は、四国を除くほぼ全国に散らばって存在している。地質区分で見ると火山岩や花崗岩の分布域に点在しており、銅・鉛・亜鉛鉱山の分布の内、キースラー鉱床を除いた分布にほぼ一致し、ヒ素鉱山の鉱床のタイプも同様である。ヒ素鉱山が産出する鉱石の平均的品位は2~3%程度である。

(3) 水銀

北海道の北東部、西南日本の付加体分布域に点在しており、いずれも火山岩の付近に分布している。水銀鉱山が産出する鉱石の平均的品位は0.3%程度である。

(4) クロム

クロム鉱山は北海道南部と中国山地中央部、四国山地から九州山地にかけて地域に帯状に点在しているが、これらはいずれも蛇紋岩やカンラン岩などの超塩基性岩体の分布域であり、クロム鉱山もこれらの岩体中にある。クロムは

多種類の鉱物中に出現することはなく、超塩基性岩の母岩中にクロム鉄鉱が濃集して産出するため、鉱石の品位はおおむね40%である。

2.2 鉱石中の重金属含有量と各種基準値との比較

表1は、重金属にかかわる環境基準値、規制基準値である。鉱石中の含有量と比較してみると、鉱石の方が2~3桁大きい。このことから、鉱山付近で工事を行う場合には、掘削ずりや掘削面からの重金属溶出について慎重に検討する必要があることが分かる。なお、重金属が含まれる地層は、上記のような鉱山に関連するもの以外にも、堆積岩や堆積物起源のものがあるので、重金属リスクマップについては今後さらに調査・充実する必要がある。

表1 重金属にかかわる環境基準, 規制等の基準

項目	対象	指標	カドミウム	鉛	六価クロム	ヒ素	総水銀	銅	セレン	亜鉛	クロム
環境上の条件	公共水域の水質*1	濃度	0.01 mg/l	0.01 mg/l	0.05 mg/l	0.01 mg/l	0.0005 mg/l	—	0.01 mg/l	—	—
	地下水の水質*1										
	土壌汚染**2,*3	溶出量	含有量*1	1 mg/kg	—	—	15 mg/kg	—	125 mg/kg	—	—
含有量*1											
土壌汚染の範囲特定の基準	範囲調査の目安*4	含有量	9 mg/kg	600 mg/kg	—	50 mg/kg	3 mg/kg	—	—	—	—
	汚染範囲確定(地下水)の基準*5	濃度	0.01 mg/l	0.01 mg/l	0.05 mg/l	0.01 mg/l	0.0005 mg/l	—	0.01 mg/l	—	—
		土壌汚染区域指定の基準*5	溶出量	含有量	150 mg/kg	150 mg/kg	250 mg/kg	150 mg/kg	15 mg/kg	—	150 mg/kg
含有量											
処理の基準	施設からの排水*1	濃度	0.1 mg/l	0.1 mg/l	0.5 mg/l	0.1 mg/l	0.005 mg/l	3 mg/l ^{#2}	0.1 mg/l	5 mg/l ^{#2}	2 mg/l ^{#2}
	汚染土壌封じ込め*2	溶出量	0.3 mg/l	0.3 mg/l	1.5 mg/l	0.3 mg/l	0.005 mg/l	—	0.3 mg/l	—	—
	土壌の汚染除去*5										
	鉱山廃棄物の処理*6										
	鉱さいの埋立て*7										
汚泥の海洋投棄*7	0.01 mg/l	0.01 mg/l	0.05 mg/l	0.01 mg/l	0.0005 mg/l	0.14 mg/l	0.01 mg/l	0.8 mg/l	—		

* 1-7: 法令等に基づく。(* 1: 水質汚濁防止法 * 2: 土壌の汚染に係る環境基準について(平成3年環境庁告示第46号) * 3: 農用地の土壌の汚染防止等に関する法律 * 4: 土壌・地下水汚染に係わる調査・対策指針および運用基準(平成11年環水企30号・環水土12号) * 5: 土壌汚染対策法 * 6: 鉱山保安法 * 7: 廃棄物の処理及び清掃に関する法律)

#1: カドミウムは米, ヒ素および銅は田の土壌を対象。#2: 平均的な排出量が50 m³/日以上の場合。

3. 溶出機構の把握

3.1 含有量と溶出量

前章で述べたようなリスクが想定される箇所で、掘削等の行為を行う場合、含有量を測定して実際に重金属が含まれるかどうか確認したうえで、リスクがある場合には溶出量を予測することが必要となる。しかしこのときに、以下の2つの課題がある。

① 含有量の問題

重金属の含有量は岩質によりばらつきが大きいため、簡易な試験で数多く含有量を把握し、ばらつきに対応した調査を行う必要があること

② 溶出量の問題

重金属の溶出量は、現場ごとの材料特性、粒度特性、地盤条件、地下水条件、構造物や施工条件等により大きく異なるだけでなく、長期を経てから溶出する場合もあるため、適切な溶出量予測方法を確立する必要があること

そこで筆者らは、いくつかの岩石について、重金属の含有量の簡易判定法や、条件による溶出特性の違いについて検討している。表2は検討している試験の一部である。

3.2 含有量の簡易判定法の検討

土壌汚染対策法では、含有量は環告19号試験によって行われるが、概略的なリスク評価においては、岩質のばらつきをカバーできるように、より簡易な試験を多数行うことが望ましい。そこで蛍光X線分析の適用性について検討した。

検討に用いた試料は国内15箇所から採取した岩石である。試料SK1, SK2は花崗岩体中の鉱脈を採掘した際のずり、試料CH1, CH2は三波川帯のキースラーガー型鉱床の採掘した際のずり、試料TRは黒鉛鉱石、MGはスカン鉱石、GF1, GF2, GF3, YB1およびYB2は微細な黄

表2 含有量および溶出量試験等の一覧

試験内容	試験名称	溶出条件	試料の最大粒径
含有量	全岩分析	湿式酸分解およびアルカリ溶融による完全溶体化	—
	19号試験*	固液比3:100, 2時間振とう 1 mol/l HCl 溶液	2 mm
溶出量	46号溶出試験	固液比1:10, 6時間振とう	2, 0.3, 0.075 mm
	硫酸溶出試験	固液比1:10, 6時間振とう pH 2 H ₂ SO ₄ 溶液	2, 0.3, 0.075 mm
	水酸化カルシウム溶出試験	固液比1:10, 6時間振とう 飽和 Ca(OH) ₂ 溶液	2, 0.3, 0.075 mm
	炭酸カルシウム溶出試験	固液比1:10, 6時間振とう 飽和 CaCO ₃ 溶液	2, 0.3, 0.075 mm
	塩酸溶出試験	固液比1:10, 6時間振とう 1 mol/l HCl 溶液	2 mm
pH	pH(H ₂ O ₂)試験	固液比1:10, 30% H ₂ O ₂ 溶液	2, 0.3, 0.075 mm

*19号試験の結果は含有量(mg/kg)に換算

鉄鉱を含む黒色泥岩, MT, HK, SSはそれぞれ新第三紀以降の火山岩および火山砕屑岩, YNは輝石安山岩, DMは火山礫凝灰岩, NKは泥岩, SPは砂岩である。これらの原岩をハンマーで粗粉碎し岩種ごとにジョークラッシャーおよびステンレス製の鉄鉢で2mm以下となるよう粉碎し、さらに0.075mm以下に粉碎し、分析した。

表3は蛍光X線分析の試験条件、図2は蛍光X線分析と全岩分析によって得られたFe, S, Pb, Asの含有量である。今回の試料では蛍光X線によってCdの含有量を測定することはできなかった。Asはやや相関が悪いが、その他の元素については相関が高い。一方, Sは分析値が系統的に低くなっているものの相関は高い。

表3 蛍光 X 線分析の条件

分析条件	測定方法	管球	分析方法	試料	分析機器
条件1	波長分散方式	Rh	FP法	圧縮成型	S社製
条件2	エネルギー分散方式	Rh	FP法	圧縮成型	J社製
条件3	エネルギー分散方式	Rh	FP法	圧縮成型	J社製
条件4	エネルギー分散方式	Mo	内標準法	粉末	O社製

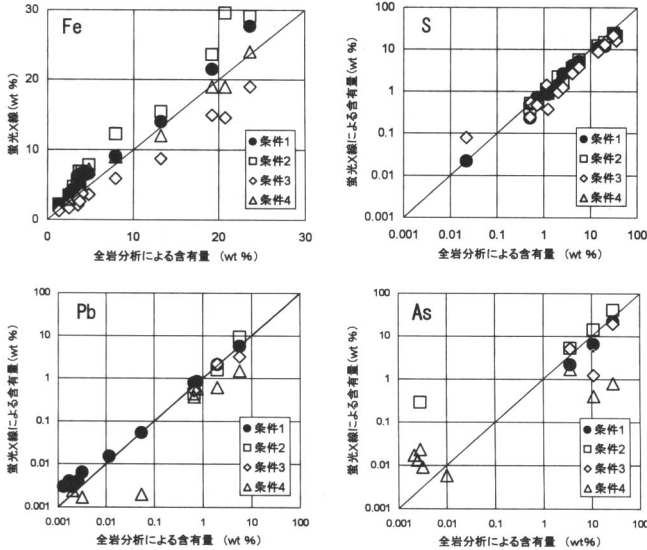


図2 全岩分析と蛍光 X 線分析の比較⁶⁾を加筆修正

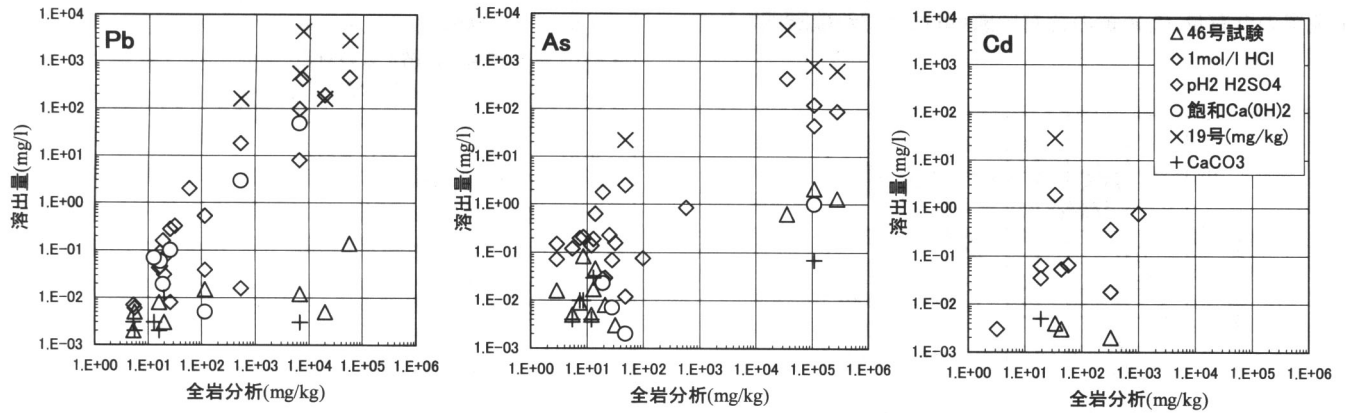


図3 溶媒の違いによる全岩分析含有量と溶出量との関係⁷⁾を加筆修正

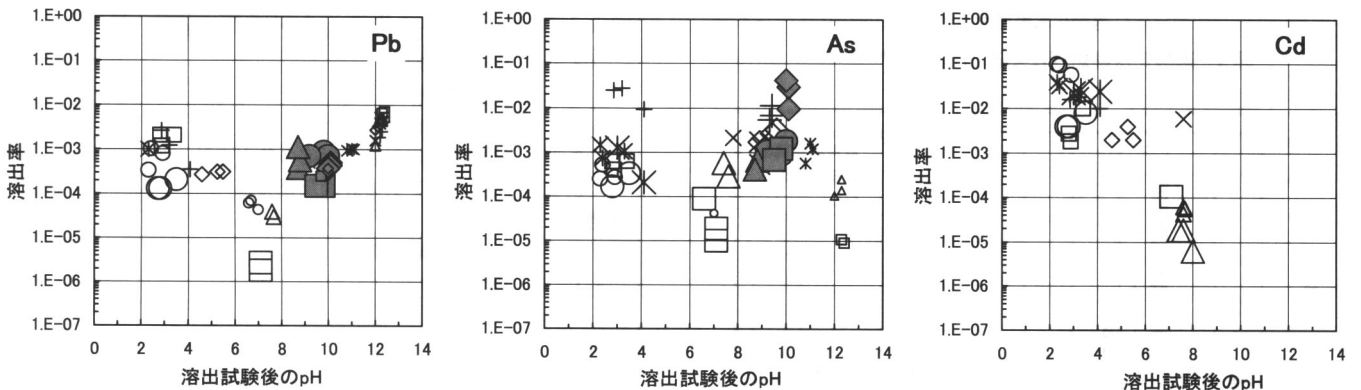


図4 溶出試験後の溶出液の pH と溶出率の関係⁷⁾を加筆修正



図3は全岩分析と各種試験による溶出量の関係である(実験条件は表2参照)。図中の19号試験で求められる溶出量(=土壤汚染対策法の含有量; 図中の×印)は、全岩分析値に比べ1~2桁低い値となっていることがわかる。このため、サイトごとに19号試験と蛍光 X 線分析の相関を把握すれば、含有量基準の簡易判定として利用可能であることがわかった。

次に、分析条件による違いをみると、EDS(エネルギー分散)方式に比べて精度が高いといわれているWDS(波長分散)方式の間には大きな違いはなく、他の条件についても精度の上では大きな違いはなかった。これらのことから、重金属の含有量の簡易判定において、岩石の化学組成分析に用いられる分析条件をそのまま使用しても実用上問題がないと思われる。

3.3 溶出特性の検討

岩石中の重金属の溶出について適切な評価をするために、さまざまな岩石を用いて、粒径、溶媒条件を変えた溶出試験を行った(実験条件は表2参照)。

(1) 溶媒の違いによる溶出特性

図3に溶媒の違いによる溶出量の違いを示した。水溶出(46号試験)では全岩分析による含有量との相関が全く見られず、10%以上のAsを含むものでも溶出量は1ppm前後である。酸性溶液のうち塩酸にはPb, As, Cdとも含有

量に比例して溶出がみられる一方、硫酸では溶出量がまちまちである。水酸化カルシウム溶液では、元素によって溶出量が異なっているが、酸と同程度の溶出量を示す場合もある。炭酸カルシウム溶液では、相関がみられず、溶出量は水溶出と同じかそれ以下である。

図4には、反応後の溶液のpHと溶出率(溶出量を含有量で除した値)を試料別に示した。詳しくは本号別稿⁹⁾を参照されたいが、元素によって異なる溶出特性を持つことがわかる。とくにCdは酸性領域で溶出率が大きく、含有量が少なくても溶出に注意が必要であることを示している。

以上のように溶出状況は、溶媒の種類、酸の種類、溶液のpH、元素の種類によって異なっており、溶媒と岩石の反応および溶液中の反応を考慮しないと溶出量の予測ができないことを示している。

(2) 岩石の酸化ポテンシャルと長期溶出リスク

次に、長期的な溶出のリスクについて検討するため、過酸化水素処理後のpH(長期的に酸性水を発生するかどうかの指標)と46号試験によるpH(短期的な溶出の指標)の比較を行った(図5)。

また同一の岩石試料について、黄鉄鉱態Sと硫酸態Sおよび中和に寄与するCaの含有量を示した(図6)。

詳しくは本号別稿⁹⁾を参照されたいが、Caの存在は酸性物質を中和し、溶出の抑制に寄与すること、硫黄の形態によって溶出の特徴が異なることがわかる。

以上の実験結果より、長期的な溶出の予測を行ううえで、①硫黄の含有量、②硫黄の含有形態(黄鉄鉱態か硫酸態か)、

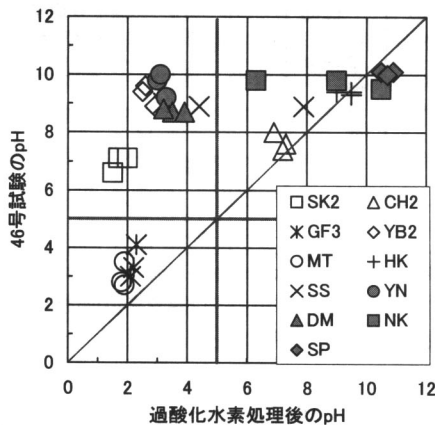


図5 過酸化水素処理によるpH変化⁷⁾を加筆修正

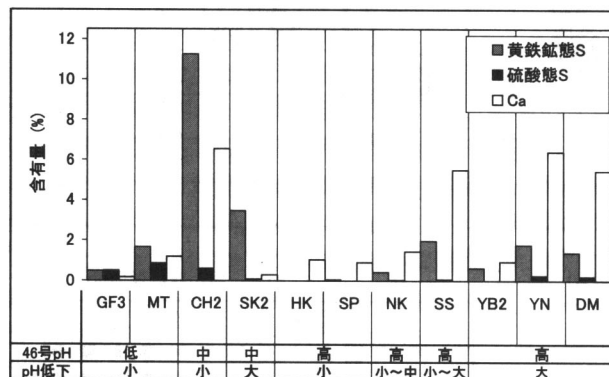


図6 SおよびCa含有量とpH変化⁷⁾を加筆修正

③Caの含有量(酸性化の緩和)、などに着目することが重要であることが明らかとなった。これらは経験的にある程度わかっていたことではあるが、実際の試料によって実証的に整理された。

(3) 曝露試験による長期溶出試験方法の検討

現場における岩石からの重金属の溶出特性は非常に複雑で、予測の不確実性も相当程度予想される。室内試験の限られた測定項目で長期的な予測を行う困難さもある。そこで筆者らは、実際の現場条件に近い曝露試験によって、直接に長期溶出特性を把握する手法の開発も試みている。本試験については現在実施中であるが、その特徴は、実際の岩石なりに近い粗い粒度の試料を曝露し、その浸出水を経時的に分析することにある。土壌汚染対策法による試験では、粒径を2mm以下とする必要があり、また、酸化の影響があまり考慮されないのに対し、上記試験はその両方が

表4 マニュアル(暫定案)の目次構成(案)

1.	総説
1.1.	本マニュアルの目的
1.2.	適用範囲
1.3.	用語の定義
2.	自然的原因による環境汚染 —環境汚染源となる物質の種類と地質的、化学的特徴—
2.1.	自然界における有害物質
2.2.	汚染リスクの分布状況
2.3.	汚染現象の種類
2.4.	環境に係わる各種法制度と基準値
2.5.	自然的原因による汚染かどうかの判定
3.	事業の段階ごとの対応
3.1.	対応の基本的な流れ
3.1.1.	調査・施工段階毎の対応の流れ
3.2.	調査段階における対応
3.2.1.	広域調査
3.2.2.	広域リスク調査
3.3.	精査段階における対応
3.3.1.	詳細調査
3.3.2.	サイト・路線のリスク調査
3.4.	対策の設計
3.4.1.	対策の基本方針
3.4.2.	対策の選定と設計
3.4.3.	対策の設計に必要な調査
3.4.4.	浸出水等の環境保全対策と必要な調査
3.5.	施工段階における対応
3.5.1.	施工段階における掘削ズリ等の管理
3.5.2.	緊急時の対応
3.5.3.	記録の保存
3.6.	管理段階における対応
3.6.1.	管理段階における対応の基本方針
3.6.2.	モニタリングの計画及び実施
参考	
4.	調査・試験の方法
4.1.	調査手法
4.1.1.	環境調査
4.2.	分析手法
4.2.1.	試料の調整方法
4.2.2.	簡易分析
5.	対策技術
5.1.	処理技術
5.2.	モニタリング技術

実際の現場の条件に近い場合、より現実的な値が得られるものと考えられる。

4. 調査から対策までのマニュアル化

上記のような検討を行い、岩石による自然由来の重金属汚染への調査から対応までのマニュアル化を進めている(表4)。検討にあたっては、以下の3つの点を柱としている。

- 岩石に由来する汚染は事前の地質調査によりある程度予測可能であることから、計画段階での調査によりリスクを低減する(「避ける」)手法を整理する。
- 岩石に由来する汚染は土壌汚染対策法の対象外であり、現象そのものも土壌汚染とは異なることから、一義的な評価ではなく岩石の成因および岩石特有の溶出機構を考慮した調査・評価方法を選定する。
- 岩石に由来する汚染は、含まれる有害物質の種類や溶出機構が多岐にわたり、一義的な試験方法や判断基準を確立することは難しいため、リスク判定の基本的な手順の構築方法を提案する。

また、事業の進捗によってリスク調査および評価の考え方が異なるため、事業の段階に応じた調査および評価の手順についても検討した。

5. まとめ

本研究で実施した、文献調査および岩石の重金属の含有量と溶出特性に関する試験を行った結果の概要は以下のとおりである。

- 1) 日本全国の、鉱山等に関連する自然由来の重金属汚染リスク箇所をデータベース化するとともに、GISを用いて汚染リスクマップを作成した。本データベースならびにマップは、事業者が事業実施予定地域において自然由来の重金属汚染リスクの有無をあらかじめ把握する際に参考になる。
- 2) 重金属の含有量の簡易判定において、蛍光X線分析が適用可能であることを明らかにした。
- 3) 重金属の溶出特性は、溶媒の種類、酸の種類、溶液のpH、元素の種類によって異なることを、多くの試

料を用いて実証的に明らかにした。

- 4) 岩石に含まれる硫酸態硫黄、黄鉄鉱態硫黄、カルシウムの量によって、酸性水の発生がおおむね予測できることを明らかにした。
- 5) 実際の現場の条件に近い溶出試験として曝露試験による長期溶出試験を検討中である。
- 6) 岩石による自然由来の重金属汚染の対応マニュアル(暫定案)を検討中である。

自然由来の重金属の問題は、山深い鉱山などでの話と軽視されがちであるが、土木工事において遭遇する可能性は高い。東京・大阪・名古屋などの、都市の直下である大深度地下開発などにおいても、重金属の問題は潜在しており、国土交通省では大深度地下開発に伴う化学反応に関する検討を進めているところである。自然由来の重金属汚染は、非常に身近な問題と捉えるべきである。そしてわれわれ地質を専門とするものは、このような地質のリスクを適切に国民一般に伝え、研究・調査・評価し、対応していく責務を負っている。

参考文献

- 1) 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研究—鉱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, 第43号, 第6号, pp. 359-371, 2003.
- 2) 木賀一美：甲子トンネル下郷工区工事(福島県)有害な掘削岩を道路に封じ込める, 日経コンストラクション, 2005.2.11号, pp. 62-67, 2005.
- 3) 地質調査所編：日本鉱産誌 B I a, B I b, B I c, B I I, 東京地学協会, 1951-1956.
- 4) 地質調査所編：100万分の1日本地質図 第3版 CD-ROM版, 数値地質図 G-1, 地質調査所, 1995.
- 5) 阿南修司：岩石に由来する土壌・地下水汚染に関する研究, 土木技術資料, 第47巻, 第1号, pp. 9-10, 2005.
- 6) 伊藤政美・阿南修司・佐々木靖人・岩石由来の環境汚染対策研究グループ：岩石に由来する重金属の蛍光X線を用いた含有量の簡易判定, 平成17年度研究発表会講演論文集, pp. 411-414, 日本応用地質学会, 2005.
- 7) 宮口新治・岩石由来の環境汚染対策研究グループ：溶出条件の違いによる重金属の溶出特性, 平成17年度研究発表会講演論文集, pp. 407-410, 日本応用地質学会, 2005.
- 8) 宮口新治・岩石由来の環境汚染対策研究グループ：溶出条件の違いによる重金属類の溶出特性について, 地質と調査, '06第2号, pp. 14-19, 2006.

溶出条件の違いによる岩石からの 重金属類の溶出特性について

みやぐち しんじ
宮口 新治*

岩石由来の環境汚染対策研究グループ

1. はじめに

岩石には、自然の状態では重金属類を高い濃度で含有しているものや、変質作用や鉱化作用によって重金属類が染み込んだものがある。日本国内には、このような岩石が山間地を中心として広く分布している¹⁾。このような地域でトンネルや切土等の工事を行う場合、掘削に伴う環境の変化(酸素や水との接触)によって、掘削により生じる岩塊、細片あるいは粉体(以下、これらを総称して「掘削ずり」という)から重金属類が溶出することがある。また、以上のような地域や海成の堆積岩層には、黄鉄鉱等の硫化鉱物が多量に含まれることがある。このような岩盤を掘削した場合もまた、含まれる黄鉄鉱が、掘削に伴う酸素および水との接触による化学反応によって硫酸酸性水を生成し、周辺環境に影響を及ぼすことがあり、さらに、生成した硫酸酸性水が岩石中の重金属類の溶出を促進する場合もある²⁾。

現在、重金属類による人為的な「土壌」の汚染に対しては、平成15年2月から施行されている「土壌汚染対策法」(平成14年法律第53号、以下、「法」という)に準じて、その状況調査や人の健康被害の防止に関する措置等が行われているが、自然的原因により重金属類が含まれている土壌については、そのままの状態では法の適用対象外とされている。しかし、自然的原因によるものであっても指定基準を超過している場合には、人や周辺環境への曝露のリスクは人為的原因によるものと同じであるため、建設工事においてそのような土壌に遭遇した場合には、その処分は法に準じて適切な処分を図ることが望まれている³⁾。

土壌中に存在する重金属類が、法の定めによる指定基準を超過して溶出するか否かの判断は、平成15年環境省告示第18号の測定方法に基づいて行うこととされている。この方法は、平成3年環境庁告示第46号(土壌の汚染に係る環境基準について)の付表に掲げる方法により作成した検液中の重金属類の濃度を測定する溶出試験である(以下、この溶出試験方法を「46号試験」という)。46号試験は、試料として中小礫、木片等を除いた2mm以下の粒径の土壌を対象とし、水を溶媒として、固液比1:10の割合で6時

間連続振とうすることによって重金属類を土壌中から溶出させる方法である。この方法を掘削ずりのような「岩石」に適用する場合、次のような課題があり、道路等の計画、調査・設計において重金属類の溶出の危険性があるかどうかの判断が困難となっている。

- ・山間地においてトンネルや切土工事等によって排出される掘削ずりの粒径は、どちらかといえば2mm以上のものが占める割合が多い。
- ・46号試験は、土壌に浸透した重金属類の溶出の程度を把握しようとするもので、岩石中に含まれる重金属類の溶出や岩石と水との反応については考慮されていない。

以上の事柄を踏まえ、一般の土壌汚染とは異なる岩石に含まれる重金属類や黄鉄鉱等による環境汚染リスクの評価に向けて、試料の粒径や溶媒、溶出方法等について検討を加えた試験を、独立行政法人土木研究所と応用地質(株)、三信建設工業(株)、住鉱コンサルタント(株)、大成建設(株)、日本工営(株)で構成する「岩石由来の環境汚染対策研究グループ」の共同研究として実施してきた^{4),5)}。ここでは、岩石に由来する重金属類の溶出や酸性水の発生による環境汚染リスクを適切に評価するための試験方法を検討する上での参考として、その内容の一部を紹介する。

2. 対象試料

表1 試料の種類

記号	産地	産状・岩石
SK1	山梨	鉱脈
SK2	山梨	鉱脈
CH1	愛媛	キースラーガー
CH2	愛媛	キースラーガー
TR	岩手	塊状鉱石
MG	福島	塊状鉱石
GF1	岐阜	泥岩
GF2	岐阜	泥岩
GF3	岐阜	泥岩
YB	北海道	泥岩
YB2	北海道	泥岩
MT	北海道	火山礫凝灰岩
HK	北海道	火山礫凝灰岩
SS	北海道	角閃石安山岩

試験検討を実施するにあたり、その対象となる試料を国内各地から収集した。試料の種類を表1に示す⁶⁾。

SKは鉱脈を採取した際のずり、CHは三波川帯のキースラーガー型鉱床を採掘した際のずり、GFおよびYBは微細な黄鉄鉱を含む黒色

* 応用地質(株)

表2 各試料の化学組成

試料名	SK1	SK2	CH1	CH2	GF1	GF2	GF3	YB	YB2	MT	HK	SS	TR	MG
Si %	31.92	32.15	25.74	15.63	32.75	31.72	34.05	29.66	29.2	25.63	34.92	27.63	8.84	7.99
Ti %	0.18	0.003	0.21	0.13	0.36	0.2	0.3	0.43	0.31	0.68	0.12	0.36	0.004	0.049
Al %	6.18	0.33	3.93	1.7	7.78	6.71	5.44	7.47	8.5	7.92	5.52	7.57	0.21	0.93
T-Fe %	4.85	7.94	20.72	19.20	3.74	2.55	3.07	4.07	3.51	3.59	1.37	3.81	13.21	23.62
Mn %	0.064	0.002	0.008	0.15	0.041	0.043	0.029	0.061	0.022	0.011	0.039	0.17	0.2	0.077
Mg %	0.63	0.021	0.20	1.04	1.23	0.65	1.06	1.36	0.90	1.10	0.22	1.00	1.14	1.05
Ca %	1.50	0.28	0.32	6.56	0.67	2.63	0.16	1.97	0.94	1.20	1.04	5.49	1.12	1.42
Na %	0.42	0.007	0.35	0.082	1.19	1.71	0.29	2.00	1.17	0.26	2.68	1.77	0.047	0.011
K %	1.99	0.061	1.66	0.28	2.24	1.91	2.2	1.83	2.65	0.61	2.31	1.51	0.13	0.19
P %	0.024	0.0009	0.015	0.035	0.068	0.037	0.093	0.068	0.029	0.032	0.015	0.055	0.007	0.026
CO ₂ %	0.90	0.081	<0.05	6.6	<0.05	<0.05	5.17	<0.05	2.91	0.49	0.17	3.83	<0.05	<0.05
H ₂ O+ %	5.05	11.99	16.75	12.82	4.07	0.58	6.33	2.11	5.29	17.94	1.34	4.84	8.62	35.96
H ₂ O- %	1.22	0.13	0.26	0.40	0.72	0.35	1.34	1.00	3.01	10.01	0.92	2.38	0.26	0.26
T-C %	0.36	0.043	0.079	2.03	1.24	0.15	1.39	0.43	0.77	0.12	0.047	1.02	0.45	0.031
T-S %	2.02	5.71	35.8	20.3	0.51	1.22	1.16	0.52	0.720	4.07	0.022	2.56	31.2	14.5
T-O %	40.8	36.4	6.42	25.3	41.9	43.1	48.5	42.1	41.3	53.3	48.0	41.5	8.43	8.98
Cd ppm	34	19	44	320	<2	3.2	<0.5	2.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.000	58
Pb ppm	7,600	6,700	59	540	32	20	19	<20	26	116	17	13	57,000	20,000
Cr ppm	13	<10	<10	20	58	32	41	50	32	20	<10	18	<10	<10
As ppm	36,000	110,000	99	28	32	21	19	25	14	48	2.9	13	580	280,000
Hg ppm	0.51	0.30	7.1	48.0	0.022	2.0	0.076	0.092	0.041	9.5	0.015	0.14	1.3	0.026
Cu ppm	1,000	1,600	3,300	9,700	48	110	38	31	22	32	5.5	17	9,000	110
Zn ppm	1,400	670	11,000	65,000	100	550	48	120	83	44	44	78	280,000	18,000
単体 S %	0.003	0.057	0.069	<0.002	0.008	<0.002	0.039	0.006	0.008	0.146	0.001	0.001	0.002	0.023
硫酸態 S %	0.28	0.076	0.033	0.608	0.012	0.017	0.511	0.031	0.005	0.859	0.004	0.064	1.647	0.249
酸揮発態 S %	0.027	0.066	0.408	1.81	0.004	0.653	0.006	0.006	0.003	0.005	<0.001	0.003	11.641	0.891
黄鉄鉱態 S %	1.736	3.459	21.519	11.263	0.187	0.215	0.486	0.392	0.619	1.663	0.003	1.967	18.366	12.376

泥岩, MT, HK, SS は新第三紀以降の火山岩および火山碎屑岩, TR は黒鉱鉛石, MG はスカム鉛石である。

これら試料については、偏光顕微鏡および反射顕微鏡による含有鉱物の観察と、主要元素および重金属類元素等の化学組成の分析を全岩分析によって行い、岩石としての特徴を把握した。なお、化学組成のうち、硫黄については存在形態ごとの含有量まで分析した。表2に全岩分析による化学組成を示す。

3. 試料粒径についての検討

ここでは、岩石を粉砕し各種粒径に調整した試料を用いて46号試験を行い、粉砕粒径と重金属類の溶出濃度等の関係について検討した。なお、本検討には、表1に示す試料のうち8種の試料を用いた。

3.1 粉砕粒径の調整

前述したように、岩石からの重金属類の溶出性については、一般の土壤汚染とは異なり岩石と水との反応を考慮する必要がある。その点からすると、試料の粒径が微細であるほど比表面積が大きくなり反応性が富むものと予想される。そこで、研究では、表3に示すように、岩石を粉砕し、2mm目の篩を全量通過させて得た試料を最も大きな粒径を持つ試料とし、それをさらに細かく粉砕して、2mm目より小さい5種の篩を全量通過させ最大粒径で6段階となるよう調整した試料を用いて試験検討を行った。

表3 試料の粒径段階とその最大粒径

粒径段階	I	II	III	IV	V	VI
最大粒径(mm)	2	1.18	0.6	0.3	0.15	0.075

粉砕した試料に対しては、粒度分析と比表面積測定を実施し、その性状を把握した。

3.2 溶出試験の実施

調整した各粒径段階ごとの試料に対し、46号試験に準拠して溶出操作を行い、日本工業規格に準拠して、得られた溶出液のpHおよび電気伝導率(EC)の測定と、溶出液中のCd, Pb, As, Cu, Zn, Ca²⁺, SO₄²⁻の分析を行った。

3.3 試験の結果と検討

各粒径段階ごとの試料を最大粒径で区分し、各試料ごとの比表面積との関係を図1に示した。

溶出試験結果については、ここでは、CdおよびAsの溶出濃度と溶出液のECの測定結果を取り上げ、各試料ごとの最大粒径との関係を図2(1)~(3)に示した。

図1に示したように、岩石を粉砕し、最大粒径で6段階に区分した試料の比表面積をみると、細粒側(粒径段階IV~VI)では最大粒径が小さくなるほど比表面積が大きくなっているが、粗粒側の粒径段階I~IIIの試料については最大粒径の大小と比表面積の大小に余り差の現れない結果となった。岩石を粉砕し2mm篩を通過させるという条件では、粒度分布の再現性が悪く、溶出条件の均一性が確保できない可能性がある。

図2に示した結果について、以上の点を考慮して試料の最大粒径と溶出濃度との関係を概括すると、各試料ともECは最大粒径の小さい試料ほど高い値を示す傾向をおおむね示している。岩石試料からのさまざまな溶出成分総量の溶出程度は最大粒径に依存するといえる。

一方、粒径段階に対する各試料ごとの重金属類(ここでは、CdおよびAsについて)の溶出傾向は、岩種ごと、元

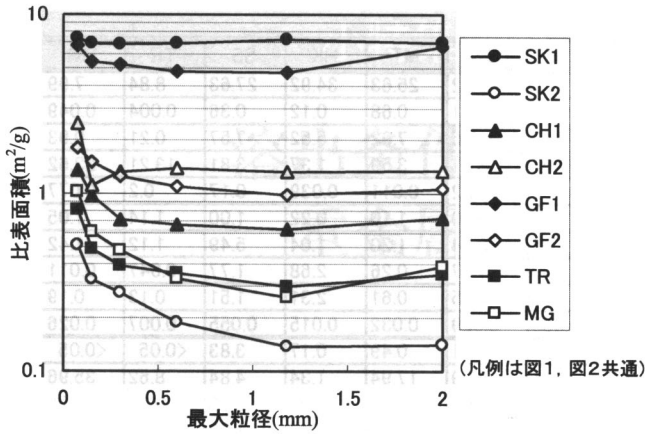


図1 調整試料の最大粒径と比表面積との関係

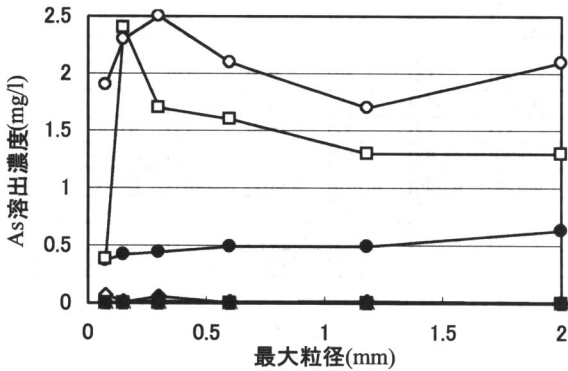


図2(2) 試料の最大粒径とAs溶出濃度との関係(定量下限値未満の溶出濃度は0 mg/lとした。)

素ごとに一様ではなく、明確な関係がみられないか、あるいは、上記 EC とは逆の傾向を示す試料や元素がみられた。この要因として、次のようなことが考えられた。

- 46号試験に準拠した溶出試験方法を岩石に用いた場合の岩石からの重金属類の溶出特性は、試料表面での岩石と水との反応性(速度)によって決まるものと考えられる。その反応性は、試料の粒径(比表面積)による要因と、重金属類元素を含む鉱物の生成要因を含めた岩石の成因や風化の程度等試料としての岩石そのものの性質による要因の両方の影響を受けるものと考えられるが、試験結果からみると、後者の要因による影響のほうが大きい可能性がある。
- 試験方法からみると、固液比が一定で出入りのない溶出液中に存在する各元素の相互作用(沈殿の生成等)による影響が考えられる。
- 試料調整からみると、岩石を粉碎することによって新たに現れた試料表面が、試験を実施するまでの間に大気にさらされて変化し、水との反応性に影響を及ぼす可能性がある。この点については、最大粒径の小さい(すなわち比表面積の大きい)試料ほど受ける影響は大きいものと考えられる。

以上は、粉碎粒径が2 mm以下となる岩石試料を最も大きな粒径の試料とし、最大粒径がそれより小さい粒径となるよう段階的に調整した粉碎試料を用いて実施した溶出試験結果についての検討であるが、逆に、2 mmより大きな粒径の試料を用いた場合にはどのような結果が得られるか。

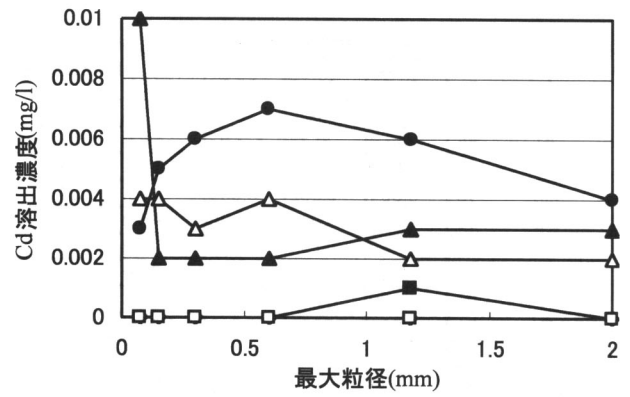


図2(1) 試料の最大粒径とCd溶出濃度との関係(定量下限値未満の溶出濃度は0 mg/lとした。)

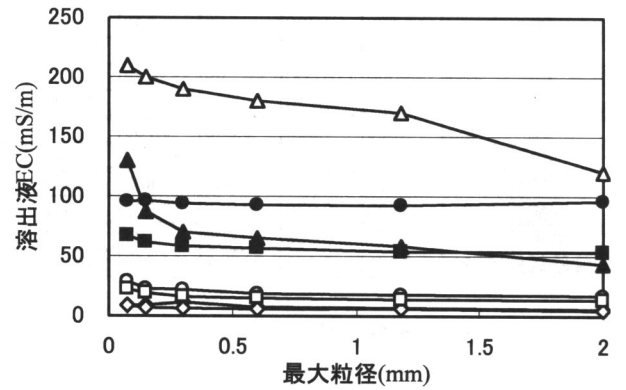


図2(3) 試料の最大粒径と溶出液のECとの関係

これについては、田本ほかによる検討事例がある⁷⁾。

田本ほかは、北海道に分布する火山礫凝灰岩、角閃石安山岩、泥岩等の2 mm、10 mm および 40 mm 篩通過分の岩石試料を用いて46号試験に準拠した溶出試験を行い、岩石試料の最大粒径と重金属類(ここでは、As、Se、Pb)の溶出量の関係を求めた。その結果、重金属類は、岩種によりばらつきはあるが、おおむね粒径に反比例して溶出することが認められると報告している。

4. 溶出方法についての検討

ここでは、46号試験に対し、溶媒や振とう条件等を考慮した溶出試験を実施し、岩石中に含まれる重金属類の溶出や黄鉄鉱の酸化に伴う硫酸酸性水の発生の予測の可能性について検討した。

なお、本検討には、表1に示す試料のうち7種の試料を用い、また、岩石の粉碎は、「3. 試料粒径についての検討」で得られた結果等を参考に、それぞれ40、2、0.3、0.075 mmの篩を全量通過するまで行うこととして、最大粒径で4段階に区分されるよう試料の粒径を調整した。

4.1 試験条件の設定

本検討のために設定した試験条件を、表4に示す。

各々の試験条件は、大きく次に示す3つの内容の把握のために設定した。

表4 試験条件

試験名称	溶出方法	試料の最大粒径
46号試験	水, 固液比 1:10, 6時間連続振とう	2, 0.3, 0.075mm
硫酸溶出試験	pH2 H ₂ SO ₄ 酸性水, 固液比 1:10, 6時間連続振とう	2, 0.3, 0.075mm
水酸化カルシウム溶出試験	飽和Ca(OH) ₂ 水溶液, 固液比 1:10, 6時間連続振とう	2, 0.3, 0.075mm
pH(H ₂ O ₂)試験	30% H ₂ O ₂ 水溶液, 固液比 1:10, 強制酸化	2, 0.3, 0.075mm
タンク溶出試験	水, 固液比 1:10, 室内で静置	40mm
連続攪拌試験	水, 固液比 1:10, 攪拌子による連続攪拌	0.075mm

溶出試験には、表1に示す試料のうち4種の試料を用いた。

4.2 試験の結果と検討

各条件における溶出試験結果について以下に検討した。

(1) 溶媒の違い

図3は、Pb, As, Cdについて、溶出試験後の溶出液のpHと溶出率（溶出量を全岩分析含有量（化学組成）で除した値）の関係を試料別に示したものである。両性元素であるPbは酸性およびアルカリ性の両領域ともに溶出率が大きく、中性付近の溶出率が最低である。Asの溶出傾向もPbに似るが、弱アルカリ性領域での溶出率が大きく、強アルカリ性領域では試料によって溶出率に差がでる点がPbとは異なっている。Cdは酸性領域で溶出率が大きく、Pb, Asに比べ10~100倍の溶出率となっている。このことは、Cdについては含有量が低くても特に酸性領域での溶出に注意が必要であることを示している。

以上のように溶出状況は、溶媒の種類、溶出液のpH、元素の種類によって異なっており、溶媒と岩石の反応および溶出液中の反応を考慮しないと、溶出量の予測ができないことを示している。

(2) 岩石の酸化ポテンシャル

図4に過酸化水素処理後のpHと46号試験によるpHを示した。図に示すように、46号試験すなわち水溶出のpHが低いもの、46号試験と過酸化水素処理後ともpHが高いもの、過酸化水素処理によるpH低下が大きいものの3つのタイプがみられる。

図5には黄鉄鉱態Sと硫酸態Sおよび中和に寄与するCaの含有量を示した。水溶出においてpHが低いものは硫酸態Sの量が多く、Caの含有量は少ない。46号試験と過酸化水素処理後ともpHが高いものはSをほとんど含まないか、Sに対するCaの割合が大きい。過酸化水素処理でpH低下の大きなものは、Caに比べ黄鉄鉱態Sの割合が大きい。

これらのことから、46号試験と過酸化水素処理による溶液のpHの差は、硫酸態Sによる酸性化、黄鉄鉱態Sの酸化による酸性化、Caによる中和の3つの作用によるもので

(1) 溶媒の違い

溶媒の違いによる溶出特性の把握のため、水、酸（pH2硫酸酸性水）およびアルカリ（飽和水酸化カルシウム水溶液）をそれぞれ溶媒として46号試験に準拠した溶出試験を行い、日本工業規格に準拠して、得られた溶出液のpHおよびECの測定と、溶出液中のCd, Pb, As, Cu, Zn, Fe, Ca²⁺, SO₄²⁻の分析を行った。

(2) 岩石の酸化ポテンシャル

黄鉄鉱の酸化による硫酸酸性水の発生の可能性（ここでは、これを「岩石の酸化ポテンシャル」と呼ぶ）について検討するため、『土質試験の方法と解説—第一回改訂版—』（社）地盤工学会）に準拠した「過酸化水素水を用いるpH試験方法」によってpHとECの測定を行った。

(3) 長期溶出

溶出時間や振とう条件の違いによる溶出特性の把握のため、最大粒径40mmの試料を水中に静置するタンク溶出試験と、最大粒径0.075mmの試料を入れた水を攪拌子で長期間攪拌を続ける連続攪拌試験を行い、日本工業規格に準拠して、溶出液のpHおよびECの経時的な測定と、Cd, Pb, As, Cu, Zn, Fe, Ca²⁺, SO₄²⁻の分析をタンク溶出試験では1日、7日、28日、126日、191日経過後に、連続攪拌試験では70日経過後にそれぞれ行った。なお、タンク

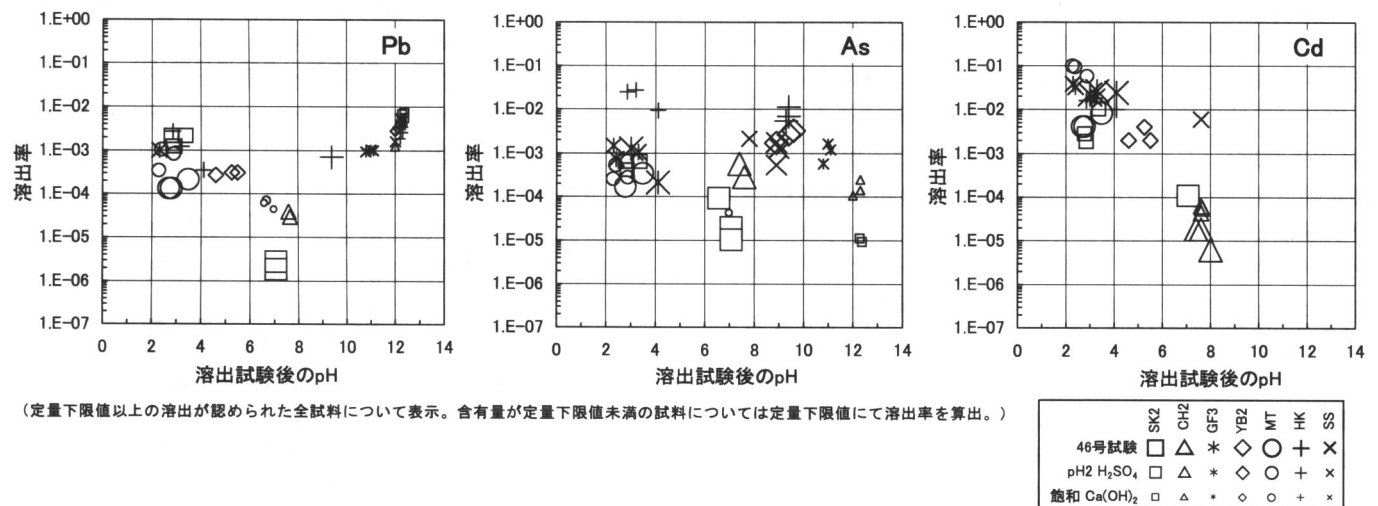


図3 溶出試験後の溶出液のpHと溶出率の関係

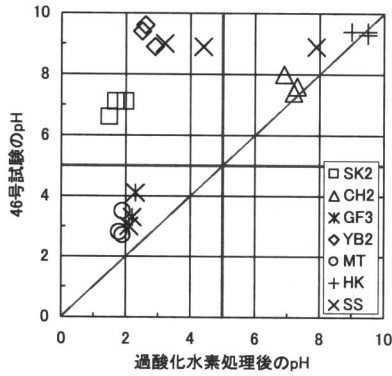


図4 過酸化水素処理による pH 変化

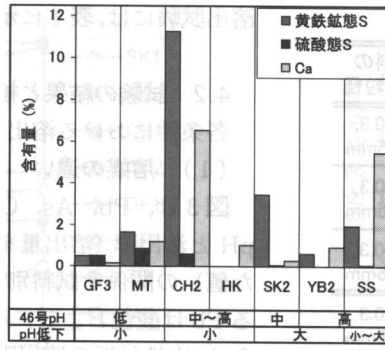


図5 SおよびCa含有量とpH変化

あり、短期的および長期的な酸性水発生予測において、これらの含有量が目安となるものと考えられる。

(3) 長期溶出

図6にタンク溶出試験の溶出液のpH、ECおよびPb、As、Cdの各濃度の経時変化を示した。

pHについては、Caに比べ硫酸態Sが多く溶出初期から低pHを示すGF3は徐々に低下し、それ以外の試料は7程度に収斂してゆく傾向がみられる。しかし、黄鉄鉱態Sの酸化による低下現象はみられない。ECについては、いずれの試料も時間経過とともに増加している。

Pb、As、Cdについてみると、Pbの溶出はSK2でのみ認められたが、その濃度は浸漬初期の7日経過後まで高く、その後28日経過後には1/10程度の濃度にまで低下し、以降同程度の濃度で推移した。この濃度は、46号試験で得られた溶出濃度と同程度の濃度である。Asは、SK2についてはPbと同様7日経過後の濃度が28日経過後に1/10程度の濃度に低下するが、その後再び上昇していく。YB2については濃度の継続的な増加傾向が認められる。しかし、いずれの試料においても46号試験での溶出濃度には至っていない。Cdは、SK2、CH2、GF3に溶出が認められ、濃度はいずれも28日経過時点まで増加した後、減少あるいは横ばい状態で推移するが、46号試験での溶出濃度との整合はみられない。

以上のように、タンク溶出試験におけるPb、As、Cdの溶出濃度は、ECのような様な増加現象は示さない。この要因として、溶出液の液性の変化や他の溶出イオンとの相互作用（沈殿の生成等）による影響が考えられる。

図7は、溶出液のpHおよびECと溶出液中のPb、As、Cdの各濃度について、長期溶出試験における値（タンク溶出試験は126日経過後、連続攪拌試験は70日経過後）と46号試験における値との関係を示したものである。pHやECについてみると、タンク溶出試験の値は46号試験と同程度の値となっており、概していえば46号試験は掘削ずりの100日程度までの溶出現象を捉えていると考えられる。連続攪拌試験では、ECとPb、As、Cdの溶出量がタンク溶出試験の数倍～10倍程度の値であり、タンク溶出試験の数年程度の溶出量に相当すると考えられる。その一方で、YB2でpHの低下現象が確認されるものの、過酸化水素処理に相当するレベルの酸化現象はみられなかった。

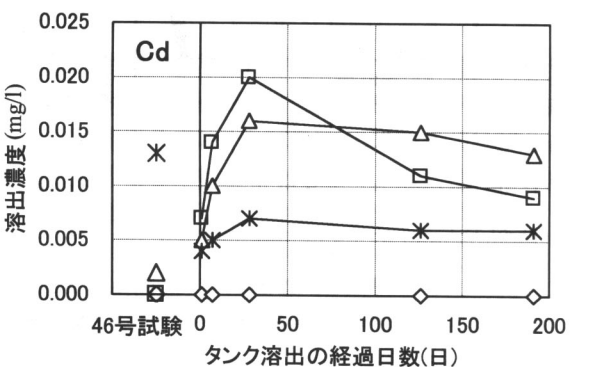
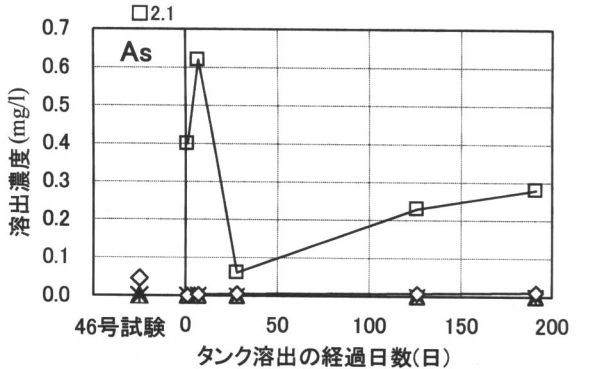
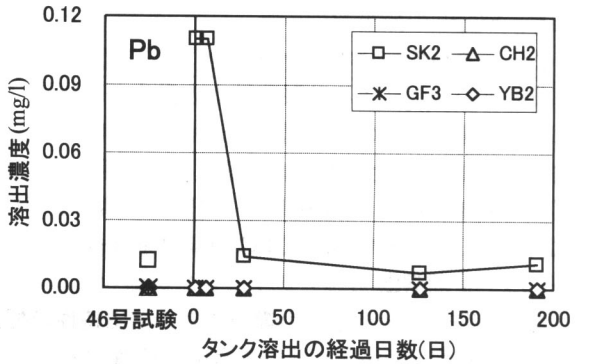
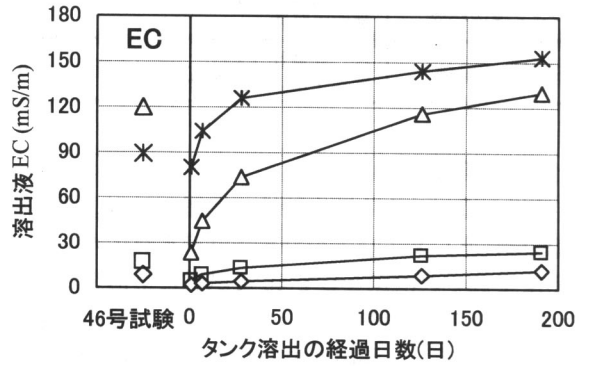
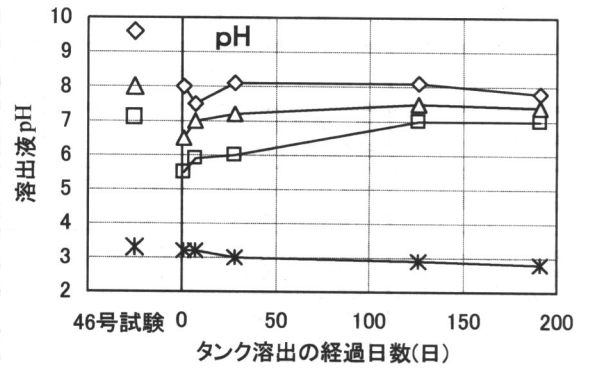


図6 タンク溶出試験経過（定量下限値未満の溶出濃度は0 mg/lとした。）

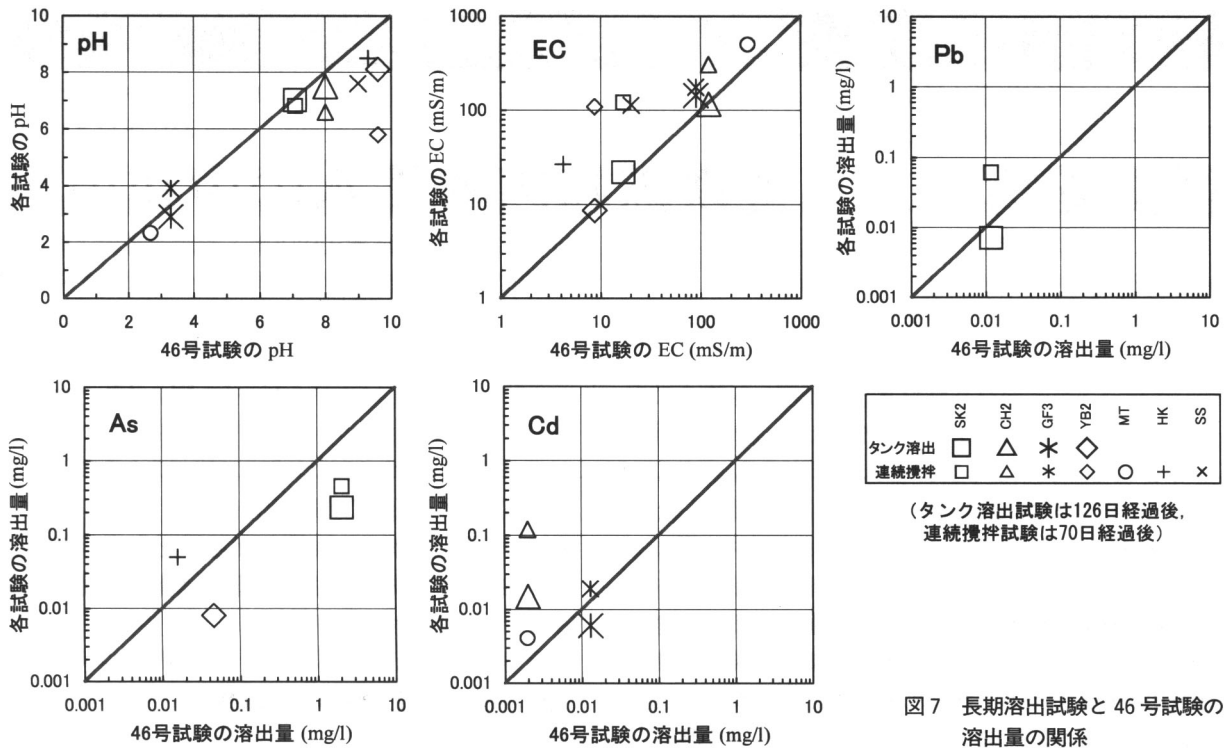


図7 長期溶出試験と46号試験の溶出量の関係

長期溶出に関しては、服部ほかによる、八甲田トンネルに分布する2千余りの岩石試料を10 mm以下の粒径に粉碎し、試料100 gと蒸留水500 mlを容器に入れて3分間振とうさせた後56日間静置させた簡易溶出試験事例がある²⁾。この中で、経時的に測定されている溶出水のpHが56日経過後に6.0以下となった試料の層準および岩種ごとの割合が報告されており、岩石の酸性化に関する指標の一つとされている。

5. まとめ

岩石に含まれる重金属類の溶出の程度や黄鉄鉱の酸化に伴う酸性水の生成状況を把握するために、試料粒径や溶出方法に検討を加えた溶出試験の内容について紹介した。結果に示すとおり、その状況は、粉碎粒径等の試料の状態、溶出溶媒の種類や試験条件等によってさまざまであったが、おおむね把握できた事項と課題を挙げれば以下のようである。

掘削ずりの将来の酸性化とそれに伴う重金属類溶出の可能性についての予測には、全硫黄、形態別の硫黄、カルシウム等の全岩含有量の分析、過酸化水素水等酸化剤を用いたpH試験等が有効であり、長期の溶出試験も目安になるものと考えられる。また、酸性化が予測される場合には、酸性溶媒での溶出試験が、将来の重金属類の溶出の程度を予測する目安になるものと考えられる。

一方、試料の粒径に関しては、対象とする掘削ずりに2 mm以上の粒径の岩石が占める割合が多いという状況を

踏まえた試験検討も加えていくことで、より適切な評価につなげることができるものと期待される。

なお、各種の試験結果の評価は、地域ごとの岩石の特徴を考慮して行う必要がある。そのためは、化学組成や鉱物組成、重金属類元素を含む鉱物の生成要因を含めた成因や風化の程度等、対象とする岩石の性状をしっかりと把握しておくことが重要である。

引用文献

- 1) 阿南修司・岩石由来の環境汚染対策研究グループ：岩石に由来する重金属汚染リスクの分布調査，日本応用地質学会平成16年度研究発表会講演論文集，pp. 329-332 2004.
- 2) 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—鉱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，第43巻，第6号，pp. 359-371，2003.
- 3) 独立行政法人土木研究所編：建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル [暫定版]，鹿島出版会，pp. 71，2004.
- 4) 宮口新治・岩石由来の環境汚染対策研究グループ：粒径の違いによる重金属の溶出特性，日本応用地質学会平成16年度研究発表会講演論文集，pp. 333-336，2004.
- 5) 宮口新治・岩石由来の環境汚染対策研究グループ：溶出条件の違いによる重金属の溶出特性，日本応用地質学会平成17年度研究発表会講演論文集，pp. 407-410，2005.
- 6) 伊藤政美・阿南修司・佐々木靖人・岩石由来の環境汚染対策研究グループ：岩石に由来する重金属の蛍光X線を用いた含有量の簡易判定，日本応用地質学会平成17年度研究発表会講演論文集，pp. 411-414，2005.
- 7) 田本修一・伊東佳彦・日下部祐基：岩石の有害物質溶出に関する考察（その2），日本応用地質学会平成17年度研究発表会講演論文集，pp. 169-172，2005.

緩衝鉱物による黄鉄鉱起因酸性水の中和現象

いがらし とし ふみ
五十嵐 敏文*

1. はじめに

日本は火山、温泉、鉱山などが多く、熱水変質した岩盤が広く分布している。そのような熱水変質域の火成岩には黄鉄鉱 (pyrite, FeS_2) が多く含まれる。また、日本は周辺を海に囲まれているが、硫酸イオンが豊富な海水中で形成される堆積岩にも黄鉄鉱が多く含まれる。このような黄鉄鉱を含む岩石が酸化雰囲気曝されると、還元環境で安定に存在していた黄鉄鉱が酸化・溶解する。この現象が顕著に発現する事例は、金属鉱山や炭鉱などの操業時や閉鎖後の酸性坑廃水 (acid mine drainage, AMD) である。国内にほとんど鉱山がなくなりつつある近年は、東北新幹線八甲田トンネル工事で代表されるように¹⁾²⁾、鉱化変質地域における長大トンネルの掘削などの大規模土木工事の際に発現することが予想されている。すなわち、黄鉄鉱を豊富に含む岩盤の掘削ずりが大量に発生する場合、その埋立地 (通称土捨場) を通して水が浸透すると、浸出水が酸性化することが懸念される。さらに、酸性浸出水の影響によって、ずり中に含まれる重金属類や周辺土壤中に含まれる重金属類を溶出することが懸念されている。

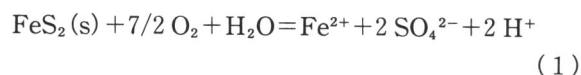
土壌や地下水に対しては、平成3年に土壌環境基準、平成9年に地下水環境基準が設定され、その後もいくつかの基準項目が追加されている。平成15年2月には土壌汚染対策法が施行され、土壌汚染によって人への健康被害が生ずるおそれのある場合に、必要な措置を講じることが定められている。しかし、地下水や浸出水の酸性度、すなわち pH に対する規制はない。これまでは、農用地を中心とする酸性硫酸塩土壌に対する判定が唯一行われてきた³⁾。近年は農用地だけでなく、盛土などに対する植生や地下構造物に対する長期健全性のための判断基準として酸性硫酸塩土壌に対する判定試験が実施されている⁴⁾。この試験は、過酸化水素水を用いて黄鉄鉱などの硫化物をすべて強制的にかつ急速に酸化させるため、一挙に pH を低下させる。したがって、保守側の評価が可能となるが、炭酸塩などの緩衝能が十分発揮されないため、実際の現象とは異なってくる。

本報では、これまで実施されてきた酸性化の機構とその

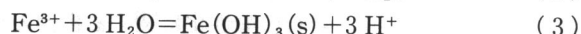
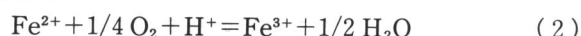
測定法・評価法について記述するとともに、酸性化を抑制する pH 緩衝能の測定法・評価法を概観し、酸性水の中和対策について考察する。

2. 酸性化とその中和機構

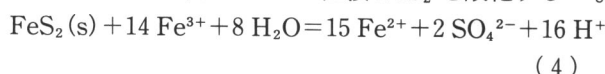
黄鉄鉱を含む岩盤は、下記の反応によって硫酸を発生する^{5)~7)}。



ここで、(s) は固相を示す。さらに、酸化が進み Fe^{3+} の形態となると、



となり、水酸化第二鉄の沈殿を生ずる。さらに、中性付近では、下記の反応に従い Fe^{3+} が直接 FeS_2 を酸化する⁸⁾⁹⁾。



化学量論性を考慮すると、式(1)だけが起こる場合は1モルの黄鉄鉱から2モルの水素イオンが発生する。式(1)~(3)が起こる場合は1モルの黄鉄鉱から4モルの水素イオンが発生する。さらに、式(1)~(4)が起こる場合はさらなる水素イオンが発生することになる。一方、反応速度については、たとえば、式(2)は微生物が作用しない場合に律速となるが、微生物が作用する場合はその酸化速度は大幅に上昇することが知られている⁶⁾⁷⁾。これらの反応速度についてはこれまでバッチ法などを用いた多数の室内試験を通して多くのことが明らかにされてきた^{8)10)~20)}。しかし、黄鉄鉱を含有する岩盤掘削ずり埋立地に対してそのまま適用できる条件での速度式はほとんど見当たらない。すなわち、ずりの性状、埋立条件、埋立環境などが各現場によって異なるため汎用的な評価式などは存在していない。

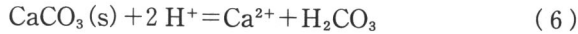
一方、酸性化を抑制するための酸緩衝能を有する鉱物も知られている。その中でも Banwart と Malmstrom²¹⁾ が解説しているように、方解石 (calcite) や苦灰石 (dolomite) などの炭酸塩鉱物の溶解速度は黄鉄鉱やアルミニウムケイ酸塩の溶解速度よりもはるかに大きい^{21)~24)}。したがって、炭酸塩鉱物は黄鉄鉱などの酸化・溶解反応に起因する酸性

* 北海道大学大学院助教授 工学研究科環境フィールド工学専攻

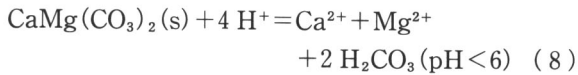
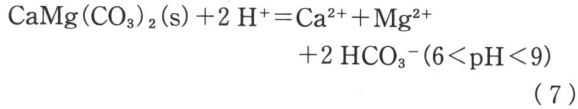
化の抑制に大きく寄与する。すなわち、方解石に対しては pH が 6~9 では



また、pH が 6 以下では



となり、黄鉄鉱の酸化・溶解が式(1)で進行する $6 < \text{pH} < 9$ の場合 1モルの黄鉄鉱は 2モルの方解石で、 $\text{pH} < 6$ では 1モルの黄鉄鉱は 1モルの方解石で中和できる。苦灰石に対しても同様に、以下の式に従い中和される。



炭酸塩鉱物よりも溶解速度は遅いが、 H^+ と反応し緩衝能を示す黒雲母²⁵⁾、長石類^{1),26)}、緑泥石⁹⁾ による中和反応あるいは換言すると風化作用も知られている。これら一連の反応に関しては、文献(21), (27), (28)に詳述されている。

実際の埋立地のように黄鉄鉱と炭酸イオン^{29),30)} あるいは炭酸塩鉱物^{10),11),31)} とが共存する場合の黄鉄鉱や炭酸塩鉱物の溶解速度を測定するためのバッチ試験も行われている。さらに、共存系でのカラム試験も最近行われている^{9),27),32),33)}。基本的には、式(1)~(4)および式(5)~(8)で表現される反応が同時に起こることになる。これらの結果の概要を含め、黄鉄鉱の酸化・溶解の生成物である硫酸に対する pH 緩衝鉱物による中和機構を評価するうえでの留意点を次章以降に記述する。

3. 溶出水 pH

岩石に対する pH 試験では、土壌に対する pH 試験と同様に、粒径を 2 mm 以下に粉砕しその一定量を蒸留水あるいは脱イオン水と混合し懸濁水を作製する。その懸濁水の pH を測定することによって、固相である粉砕岩石試料の pH とするものである。土壌に対しては、固液接触時間、固液相の質量比、土壌試料の乾湿の状態などには pH はあまり依存しないことが報告されている⁴⁾。しかし、岩石試料に対する pH に関してはあまり検討されてこなかった。

1990 年代に入り泥岩に酸性を呈する試料が認められることがわかってきた。これは、海成泥岩の pH が泥岩中の硫黄含有量に依存するためである³⁴⁾。さらに、硫黄含有量、とりわけ黄鉄鉱に起因する酸性化現象は、土木建築工事に影響することが徐々に明らかにされ、局所的な酸性水の発生にとどまらず^{35),36)}、住宅基礎の盤膨れ³⁷⁾、基礎コンクリートの崩壊³⁸⁾、貯水池の酸性化³⁹⁾ などをもたらすことが明らかにされた。

このような状況下で、どのような岩石が酸性を呈するかについてより詳細な検討が始まった。これまで黄鉄鉱含有量が酸性化に起因することはある程度明らかにされていたため、国内各地から硫黄含有量が異なる種々の岩石を採取し、その粉砕試料懸濁水の pH を測定した^{10),11)}。

代表的な試料の pH の経時変化を図 1 に示す¹⁰⁾。土壌の

場合は、水や大気との接触が十分であり測定時間によって pH はほとんど変化しない。しかし、粉砕岩石に対しては pH がほとんど一定の試料と経過時間とともに pH が低下する試料もある。八甲田トンネル掘削試料でも数千にも及ぶ試料の測定を行っている¹⁾。その結果、試験開始、すなわち固液接触の開始から 10 分後の pH や 1 時間後の pH よりも 56 日後の pH が低下する試料が認められている¹⁾。これは、時間の経過とともに、黄鉄鉱の酸化が進行することが原因の一つであると考えられている。

種々の粉砕岩石試料に対する溶出水 pH の値は、黄鉄鉱の含有量の増加とともに徐々に低下するわけではなく、堆積岩に対しては図 2 に示すように¹⁰⁾、黄鉄鉱含有量の指標となる硫化物態硫黄含有量が 0.5% 程度になると溶出水 pH が低くなる試料が現れる。硫化物態硫黄含有量が 0.5% を超えても、28 日間振とうしても酸性化しない試料もある。変質火成岩に対しても同様であった¹¹⁾。一方、同一試料に対する、方解石含有量の指標となる炭酸態炭素含有量と溶出水 pH との関係は図 3 となる¹⁰⁾。この図から、炭酸態炭素含有量の増加とともに溶出水 pH は上昇するが、必ずしも炭酸態炭素含有量が低いからといって溶出水 pH は酸性を呈しない。

そこで、両方の影響を考慮するために、方解石含有量の

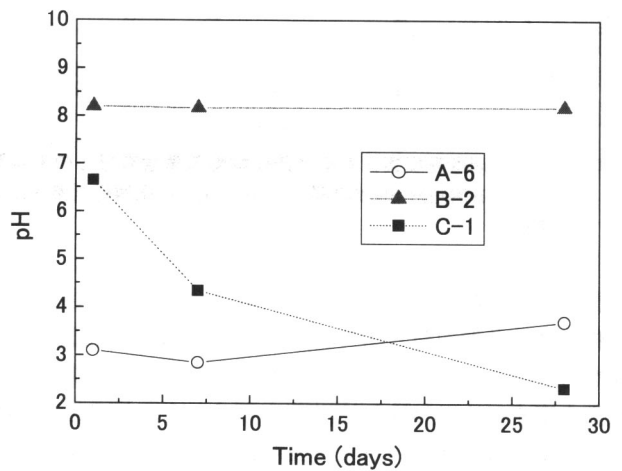


図 1 粉砕堆積岩に対する溶出時間と溶出水 pH との関係¹⁰⁾
(A-6, B-2 はシルト質泥岩, C-1 は泥岩)

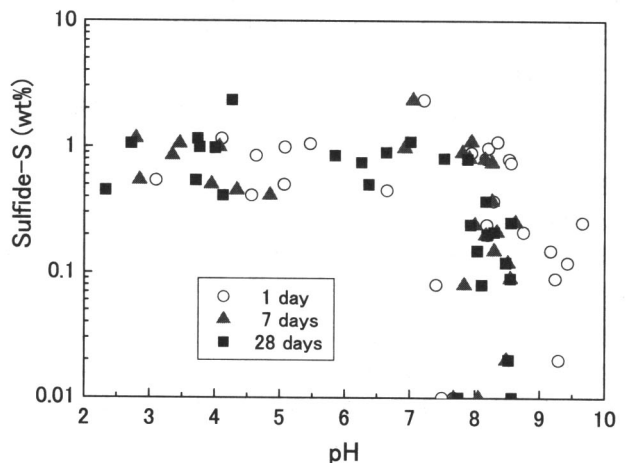


図 2 岩石中の硫化物態硫黄含有量と溶出水 pH との関係¹⁰⁾
(凡例は振とう時間で、図 3, 4 も同様)

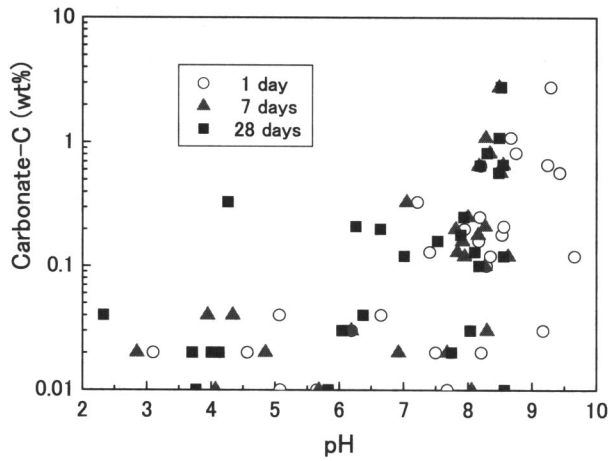


図3 岩石中の炭酸態炭素含有量と溶出水 pH との関係

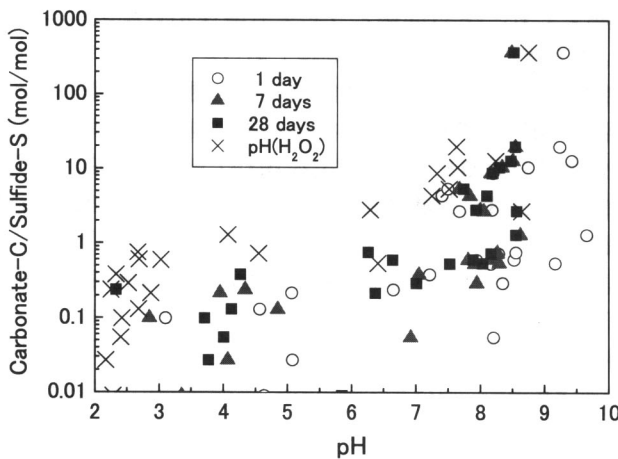


図4 岩石中の炭酸態炭素含有量と硫化物態硫黄含有量とのモル濃度比による溶出水 pH の相違¹⁰⁾ (pH(H₂O₂)は過酸化水素水による溶出)

指標となる炭酸態炭素含有量と黄鉄鉱含有量の指標となる硫化物態硫黄含有量とのモル比 (C/S) と溶出水 pH との関係のプロットした。その結果を図 4 に示す¹⁰⁾。図中には、過酸化水素水による pH 測定結果も示す。この図から、C/S が 1 以上では弱アルカリ性を呈し、C/S が 0.1 以下では酸性、C/S が 0.1~1 付近では酸性から弱アルカリ性まで広範囲に分布することがわかる。とくに、C/S が低い試料では振とう時間の増加にともなう pH 低下が顕著に認められる。このことは、十分な炭酸態炭素が存在しない場合、振とう初期はある程度の緩衝能を発揮するが、炭酸態炭素を消費しつくした後は pH が低下することを示唆する。また、C/S が 0.1 以上の試料では振とう時間が 1 日の場合は pH 9~10 の試料が多く、振とう時間が 7 日以上では 8.5 程度の試料が多いことがわかる。このことは、岩石試料はもともと大気との接触は十分ではなかったことから、二酸化炭素とも十分接触していないと考えられる。そのため、大気閉鎖系の二酸化炭素が存在しない場合の方解石の溶解度平衡時の pH である 10 に振とう初期の pH が近く、大気開放系の大気中の二酸化炭素が十分溶液中に溶け込む場合の方解石の溶解度平衡時の pH である 8.4 に振とう開始後 7~28 日の pH が接近する。

岩盤掘削ずり埋立地などに対しては、黄鉄鉱だけでなく、

黄鉄鉱の酸化にともない発生する酸性水を中和する能力を有する炭酸塩などの緩衝鉱物を共存する系が一般的である。したがって、そのような共存系での酸性水の発生とその中和現象を評価することが重要である。

黄鉄鉱と方解石などの炭酸塩との共存系における pH 変化を評価する場合、炭酸塩の溶解抑制も重要な因子となる。すなわち、黄鉄鉱と緩衝鉱物である方解石が共存する場合は、方解石の溶解反応の進行にともない溶液中のカルシウム (Ca²⁺) 濃度が増加するとともに、黄鉄鉱の酸化に起因して硫酸イオン (SO₄²⁻) 濃度も上昇する。両方の溶存濃度が上昇し石膏 (CaSO₄·2H₂O) が生成することも想定される。下記のようにいったん石膏が生成すると方解石の溶解反応が抑制される^{31),32)}。



図 4 中の一部の試料で振とう時間とともに pH が低下する原因の一つとして石膏の生成が考えられる。

異なる岩種を任意に混合し黄鉄鉱含有量と方解石含有量とを変化させた試料に対するバッチ試験³¹⁾や黄鉄鉱と方解石の両方を含む試料に対するカラム試験³²⁾では、溶液中

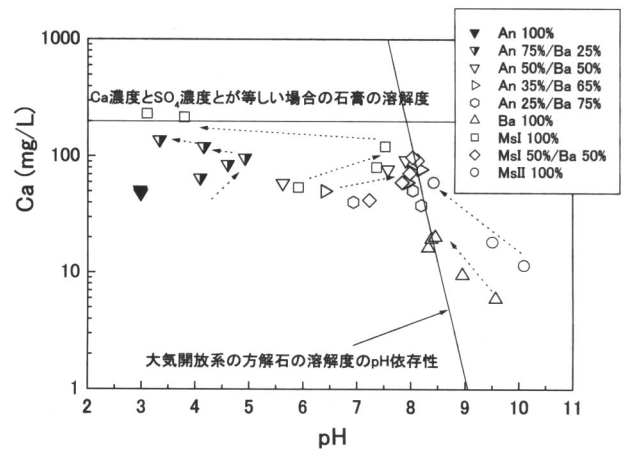


図5 バッチ試験における異種岩石混合による溶出水 pH 変化とカルシウム濃度との関係³¹⁾

(An は黄鉄鉱を含む安山岩, Ba は方解石を含む玄武岩, MsI および MsII は黄鉄鉱と方解石の両方を含む泥岩で%は混合率を示す。図中の直線は大気開放系の方解石の溶解度と Ca²⁺ 濃度と SO₄²⁻ 濃度とが等しい場合の石膏の溶解度で、矢印は溶出時間経過を表示。)

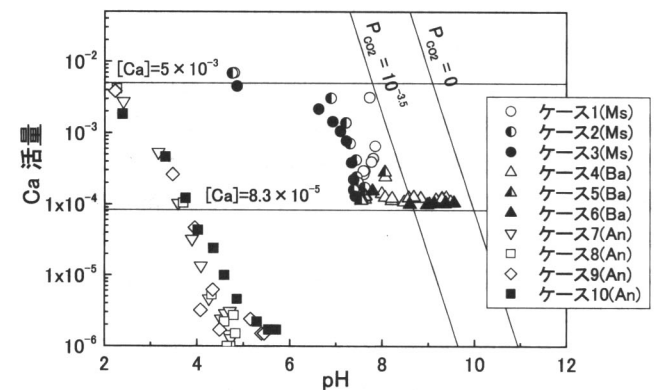


図6 カラム試験における溶出水の pH と Ca 活量との関係³²⁾

(Ms は泥岩, Ba は玄武岩, An は安山岩で、ケースごとに流速条件が異なる。P_{CO2} は CO₂ 分圧を示し、0 は大気閉鎖系、10^{-3.5} は大気開放系に相当する。5 × 10⁻³ は大気開放系の方解石溶解度平衡時の Ca 活量、8.3 × 10⁻⁵ は大気閉鎖系の方解石溶解度平衡時の Ca 活量である。)

の Ca^{2+} 濃度と SO_4^{2-} 濃度とがほぼ等しくなったことから、石膏の溶解度積 (solubility product, K_{sp}) は 2.5×10^{-5} であることを踏まえ、飽和濃度を算出すると、

$$[\text{Ca}^{2+}] = [\text{SO}_4^{2-}] = 5 \times 10^{-3} \text{ M}$$

ここで、[] はモル濃度を意味する。実際、バッチ試験では図5に示すように、黄鉄鉱を含有する安山岩と方解石を含有する玄武岩との混合によって、 Ca^{2+} 濃度が低い場合には玄武岩混合率の増加すなわち方解石含有量の増加とともに pH は上昇するが、 Ca^{2+} 濃度が上昇し石膏生成の飽和状態に接近すると pH は低下する³¹⁾。また、黄鉄鉱と方解石の両方を含む泥岩試料のカラム試験でも、図6に示すようにカラム試験開始初期の Ca^{2+} 濃度が高い場合には方解石の pH 緩衝能が作用せず、低い pH を呈する³²⁾。なお、図中の Ca^{2+} 濃度はここでは活量に換算している。このように、石膏が生成するような条件では、方解石の溶解が抑制され pH 緩衝機能を発揮できなくなる。したがって、酸性水中和のために過剰な石灰などを加えても、硫酸酸性の場合は効果があまり期待できないことに留意する必要がある。

4. 酸緩衝容量

酸性度を表現する pH のほかに、酸性度の変化のしにくさを表現する必要も指摘されている⁴⁰⁾。これは、水に対するアルカリ度 (酸消費量) や酸度 (アルカリ消費量) に相当する。Weber 他⁹⁾ が精力的に研究しているが、その一部を以下に紹介する。なお、日本ではこのような概念はまだ十分に検討されていない。

正味の酸生成ポテンシャル (net acid production potential, NAPP) は最大酸度ポテンシャル (maximum potential acidity, MPA) から酸中和容量 (acid neutralization capacity, ANC) を減じた量である。すなわち、

$$\text{NAPP} = \text{MPA} - \text{ANC} \quad (10)$$

ここで、MPA は硫化物態硫黄含有量に相当し、ANC は炭酸塩などの酸中和機能を有する鉱物の全量に相当する。硫化物態硫黄の酸化・溶解速度と炭酸塩などの酸中和機能を有する鉱物の溶解速度が等しい場合、NAPP の数値が負になると酸中和機能を有する鉱物が枯渇した時点で酸性化するが、NAPP が正では先に硫化物態硫黄が枯渇することになる。図4では C/S が 1 以下で NAPP が負値になる。ここで、ANC の測定にいくつかの方法が提案されている。代表的な方法として、炭酸塩鉱物の含有量から算出する方法、いったん過剰量の塩酸で炭酸塩をすべて溶解・気散させた後、水酸化ナトリウムで逆滴定し、正味の消費された酸量を算出する方法などである。その他にもいくつかの変法が提案されている。

この酸緩衝容量という考え方は、溶出水 pH よりも将来的な pH の変化傾向を重要視した概念であり、酸性坑廃水の長期的な影響を評価する上で用いられている。

5. 黄鉄鉱含有岩石の埋立合理化

これまでの研究成果を踏まえ、八甲田トンネルのような

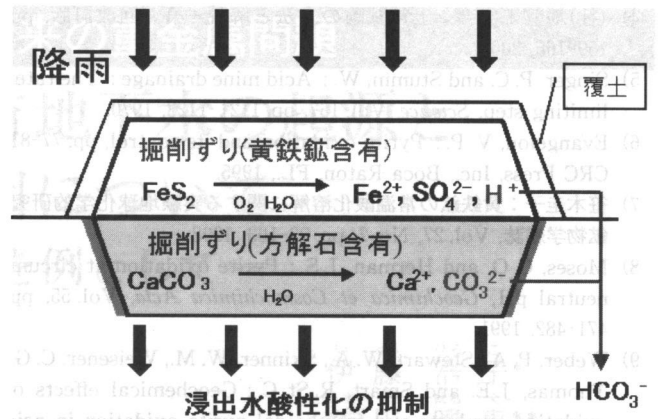


図7 方解石含有掘削ずりを活用した黄鉄鉱含有掘削ずりの埋立概念図³³⁾

(黄鉄鉱および方解石の含有量に応じて混合率を変化させる。ただし、下部には方解石含有掘削ずりを埋め立てる。)

鉱化変質帯から発生する黄鉄鉱含有量が高い岩盤掘削ずりを合理的に埋め立てるためには、石灰石のような溶解速度が大きな酸緩衝材を使用するよりも、石膏の生成を抑制しつつ中和機能を着実に発揮する方解石などの炭酸塩鉱物を含有する岩石を使用することが有効であると考えられる。実際、八甲田トンネルでも方解石を含む岩石が存在し、それを鉱化変質岩とともに埋立することを提案した³³⁾。その場合でも、緩衝効果を最大限発揮できる埋立仕様とするには、図7に示すように方解石を含む岩盤掘削ずりを鉱化変質岩の下部に埋め立てることが望ましい。そして、C/S が全層の平均値として 1 以上とするような比率にすると将来的にも浸出水の pH 低下は起こらないと考えられる。

6. おわりに

酸性浸出水を発生する可能性のある黄鉄鉱含有量の高い鉱化変質岩や泥岩などの掘削ずり処理の合理化のために、酸緩衝鉱物を含有する岩盤掘削ずりを活用することを提案した。しかし、土壤汚染対策法が施行されてからは、含有量基準や溶出量基準が設定されている重金属類の対策に重要性が移ってきているように感じられる。もちろん重金属類の対策は必要であるが、ヒ素などの溶出挙動は pH 依存性が高く、また黄鉄鉱などとの相関性が強いことが徐々に明らかにされてきている。重金属類の挙動を評価する上でも、黄鉄鉱や酸緩衝鉱物の挙動を明らかにしていくことが重要であると思われる。

参考文献

- 1) 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—鉱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.
- 2) 佐々木幹夫・木村裕俊・赤澤正彦・長谷川利晴：八甲田トンネルで発生する鉱化変質岩の環境対策, 土と基礎, Vo. 53, No. 5, pp. 8-10, 2005.
- 3) 土壤環境分析法編集委員会編：土壤環境分析法, pp. 297-301, 博友社, 1997.

- 4) (社)地盤工学会：土質試験の方法と解説—第一回改訂版, pp. 159-165, 2000.
- 5) Singer, P. C. and Stumm, W.: Acid mine drainage: The rate-limiting step, *Science*, Vol. 167, pp. 1121-1123, 1970.
- 6) Evangelou, V. P.: Pyrite oxidation and its control, pp. 77-81, CRC Press, Inc., Boca Raton, FL., 1995.
- 7) 笹木圭子：黄鉄鉱の常温酸化溶解に関する実験地球化学的研究, 鉱物学雑誌, Vol. 27, No. 2, pp. 93-103, 1998.
- 8) Moses, C. O. and Herman, J. S.: Pyrite oxidation at circum-neutral pH, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 55, pp. 471-482, 1991.
- 9) Weber, P. A., Stewart, W. A., Skinner, W. M., Weisener, C. G., Thomas, J. E. and Smart, R. St. C.: Geochemical effects of oxidation products and framboidal pyrite oxidation in acid mine drainage prediction techniques, *Applied Geochemistry*, Vol. 19, pp. 1953-1974, 2004.
- 10) 五十嵐敏文・大山隆弘・斎藤典之：黄鉄鉱を含む堆積岩の溶出水酸性化ポテンシャルに関する実験的検討, 応用地質, Vol. 42, No. 4, pp. 214-221, 2001.
- 11) 五十嵐敏文・大山隆弘・幡谷竜太：火成岩変質帯に含まれる黄鉄鉱による溶出水酸性化ポテンシャル, 第11回岩の力学国内シンポジウム講演論文集, D 02, 2002.
- 12) 五十嵐敏文・井筒崇文・岡泰道：2段階溶出モデルによる黄鉄鉱の酸化・溶解速度の評価, 応用地質, Vol. 43, No. 4, pp. 208-215, 2002.
- 13) Kamei, G. and Ohmoto, H.: The kinetics of reactions between pyrite and O₂-bearing water revealed from in situ monitoring of DO, Eh and pH in a closed system, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 64, No. 15, pp. 2585-2601, 2000.
- 14) Lowson, R. T.: Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen, *Chemical Reviews*, Vol. 82, No. 5, pp. 461-497, 1982.
- 15) McKibben, M. A. and Barnes, H. L.: Oxidation of pyrite in low temperature acidic solutions: Rate laws and surface textures, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 50, pp. 1509-1520, 1986.
- 16) Moses, C. O., Nordstrom, D. K., Herman, J. S. and Mills, A. L.: Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 51, pp. 1561-1571, 1987.
- 17) Sasaki, K.: Effect of grinding on the rate of oxidation of pyrite by oxygen in acid solutions, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 58, No. 21, pp. 4649-4655, 1994.
- 18) Strömberg, B. and Banwart, S. A.: Experimental study of acidity-consuming processes in mining waste rock: Some influences of mineralogy and particle size, *Applied Geochemistry*, Vol. 14, pp. 1-16, 1999.
- 19) Wiersma, C. L. and Rimstidt, J. D.: Rates of reaction of pyrite and marcasite with ferric iron at pH 2, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 48, pp. 85-92, 1984.
- 20) Williamson, M. A. and Rimstidt, J. D.: The kinetics and electrochemical rate-determining step of aqueous pyrite oxidation, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 58, No. 24, pp. 5443-5454, 1994.
- 21) Banwart, S. A. and Malmström, M. E.: Hydrochemical modeling for preliminary assessment of minewater pollution, *Journal of Geochemical Exploration*, Vol. 74, pp. 73-97, 2001.
- 22) Alkattan, M., Oelkers, E. H., Dandurand, J.-L. and Schott, J.: An experimental study of calcite and dolomite dissolution rates as a function of pH from -1 to 3 and temperature from 25 to 80°C, *Chemical Geology*, Vol. 151, pp. 199-214, 1998.
- 23) Chou, L., Garrels, R. M. and Wollast, R.: Comparative study of the kinetics and mechanisms of dissolution of carbonate minerals, *Chemical Geology*, Vol. 78, pp. 269-282, 1989.
- 24) Gautelier, M., Oelkers, E. H. and Schott, J.: An experimental study of dolomite dissolution rates as a function of pH from -0.5 to 5 and temperature from 25 to 80°C, *Chemical Geology*, Vol. 157, pp. 13-26, 1999.
- 25) Marmstrom, M. and Banwart, S.: Biotite dissolution at 25°C: The pH dependence of dissolution rate and stoichiometry, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 61, No. 14, pp. 2779-2799, 1997.
- 26) Sherlock, E. J., Lawrence, R. W. and Poulin, R.: On the neutralization of acid rock drainage by carbonate and silicate minerals, *Environmental Geology*, Vol. 25, pp. 43-54, 1995.
- 27) Strömberg, B. and Banwart, S.: Weathering kinetics of waste rock from the Aitik copper mine, Sweden: Scale dependent rate factors and pH controls in large column experiments, *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 39, pp. 59-89, 1999.
- 28) Appelo, C. A. J. and Postma, D.: Geochemistry, groundwater and pollution, pp. 202-238, Balkema, Rotterdam, 1996.
- 29) Nicholson, R. V., Gillham, R. W. and Reardon, E. J.: Pyrite oxidation in carbonate-buffer solutions: 1. Experimental kinetics, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 52, pp. 1077-1085, 1988.
- 30) Nicholson, R. V., Gillham, R. W. and Reardon, E. J.: Pyrite oxidation in carbonate-buffer solutions: 2. Rate control by oxide coatings, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 54, pp. 395-402, 1990.
- 31) 五十嵐敏文・丸山悠・朝倉國臣・服部修一：黄鉄鉱起因酸性水の抑制のための方解石含有岩石の利用に関する実験的研究, 応用地質, Vol. 44, No. 4, pp. 234-242, 2003.
- 32) 五十嵐敏文・斉藤綾佑・長澤俊輔・朝倉國臣・木村裕俊：カラム溶出試験による緩衝鉱物の酸性水中和現象の解明, 応用地質, Vol. 46, No. 5, pp. 256-264, 2005.
- 33) 長澤俊輔・五十嵐敏文・朝倉國臣・木村裕俊：黄鉄鉱含有岩盤掘削ずりの合理的埋立処分法の検討—黄鉄鉱含有岩石と方解石含有岩石から構成されるカラム溶出試験, 環境工学研究論文集, Vol. 42, pp. 231-236, 2005.
- 34) 桜本勇治：海成泥質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.
- 35) 下垣久・大山隆弘・中川加明一郎：堆積性泥岩からの強酸性水の生成に関する実験的検討, 水環境学会誌, Vol. 20, No. 6, pp. 419-423, 1997.
- 36) 尾崎哲二・下垣久・塩月隆久・吉田恒夫：堆積性泥岩に起因する強酸性水の発生とその対策について, 土木学会論文集, No. 624/III-47, pp. 283-291, 1999.
- 37) 大山隆弘・千木良雅弘・大村直也・渡部良朋：泥岩の化学的風化による住宅基礎の盤膨れ, 応用地質, Vol. 39, No. 3, pp. 261-272, 1998.
- 38) 大山隆弘・志田原巧：堆積岩の化学的風化作用の土木構造物への影響, 電力土木, No. 272, pp. 92-97, 1997.
- 39) Igarashi, T. and Oyama, T.: Deterioration of water quality in a reservoir receiving pyrite-bearing rock drainage and its geochemical modeling, *Engineering Geology*, Vol. 55, pp. 45-55, 1999.
- 40) Paktunc, A. D.: Mineralogical constraints on the determination of neutralization potential and prediction of acid mine drainage, *Environmental Geology*, Vol. 39, No. 2, pp. 103-112, 1999.

自然由来のヒ素含有地下水の起源と その形成要因について —大阪北摂地域を例として—

伊藤 浩子*
益田 晴恵**

1. はじめに

ヒ素は、微量であっても長期にわたって摂取し続けると慢性毒性をもつことから、環境中での濃度が厳しく規制されている。我が国では1989年に水質汚濁防止法の有害物質に規定され、全国の地下水質のヒ素による汚濁状況が監視されるようになった。平成16年度に各都道府県が実施した地下水質測定結果では、全国の調査井戸3,666本のうち、2.0%にあたる74本の井戸において、環境基準値(0.01 mg/l)を超過するヒ素が検出された¹⁾。

飲料水中のヒ素による健康被害は古くから知られていたが、大規模な出現が1980年代から世界各国で報告されはじめ、注目を集めるようになった。汚染された地下水の水質を改善し、良好に保つためには、汚染源と汚染経路を明らかにすることが必要である。しかし、ヒ素は直接的な人為汚染源を持たないことが多く、土壌を含む地質体中に微量に含まれる自然由来物質から汚染が引き起こされることがしばしばある。被害地域に関しては、Smedley and Kiniburgh (2002)²⁾や横田 (2003)³⁾などに詳しい報告がある。特に深刻な被害は、たとえば、西ベンガル州^{2),4),5)}、バングラデシュ^{2),6),7)}、メコンデルタ²⁾、内モンゴル自治区^{8),9)}、パキスタンのパンジャブ地方¹⁰⁾など、新生代堆積物中に帯水する地下水を利用している地域で顕著であり、堆積物中に微量に含まれるヒ素が原因だと推定されている。日本でも仙台¹¹⁾、大阪平野^{12),13)}、熊本平野¹⁴⁾、福岡県¹⁵⁾で報告がある。このような自然由来のヒ素汚染については、汚染源や汚染拡大のメカニズムが不明瞭な場合も多い。

本稿では、まず天然におけるヒ素の存在量や化学形態を概説し、自然由来の地下水中のヒ素の主な起源について述べる。次に自然由来のヒ素含有地下水の形成事例として、大阪府北摂地域で、私たちが行った研究結果(伊藤ほか, 2003)¹⁶⁾を紹介する。

2. 天然におけるヒ素の存在量とその形態

図1に天然における表層付近でのヒ素の循環過程を示す。ヒ素の存在状態や含有量、地下水中への溶出メカニズムについては、これまでに多数の優れた総説が報告されている(たとえば、Smedly et al., 2002²⁾; Boyle and Jonasson, 1973¹⁷⁾; 益田, 2000¹⁸⁾; 吉村・赤井, 2003¹⁹⁾など)ので、詳しくはそれらを参考にされたい。

ヒ素を主成分とする鉱物は200種以上知られており¹⁸⁾、代表的なものとして雄黄や鶏冠石、硫砒鉄鋼、硫砒銅鉱などがある。これらはヒ素の一次供給源として重要で、鉱床や熱水地帯などで産出する。それ以外の地域でも、ヒ素は微量ではあるが地質体の構成成分として普遍的に存在する。岩石や堆積物中での濃度は数~数十ppmであることが普通であり、多いものでは数百~数千ppmである(表1)。また、ヒ素は微量成分としてさまざまな鉱物中に含まれるが、特に黄鉄鉱・方鉛鉱・閃亜鉛鉱・黄銅鉱などでは数千~数万ppm含有することがある(表2)。ヒ素を主成分とする鉱物が存在しない地域では、これらの鉱物が地下水中のヒ素の一次供給源となり得る。特に黄鉄鉱はヒ素を高濃度に含有し、さまざまな岩石や堆積物中に産することが多い鉱物であるため、地下水中のヒ素の起源物質として重要である。

岩石や堆積物中に固定されているヒ素は、酸化還元状態やpHなどに依存して、地下水中に溶出する。地下水中でヒ素は、酸化的な環境下では主にヒ酸(As(V))として、還元的环境下では主に亜ヒ酸(As(III))として溶存する。

また、ヒ素は鉄やアルミニウムなどの水酸化物や粘土粒子に吸着されやすい性質があり^{20)~22)}、その吸着量はpHに大きく依存する^{21),22)}。堆積物中でこれらの鉱物粒子に吸着され固定されたヒ素は、pHや酸化還元状態の変化に伴って再び地下水中に溶出し、ヒ素汚染の原因となることがある。たとえば福岡県やガンジスデルタでは、このような還元的环境下での鉄酸化物からの脱着・分解が原因であると考えられている^{6),15)}。

以上のようなヒ素の化学的性質から、特に顕著な人為汚染を受けておらず、付近に鉱床や火山が存在しないような地域では、

* (財)地域地盤環境研究所

** 大阪市立大学大学院理学研究科

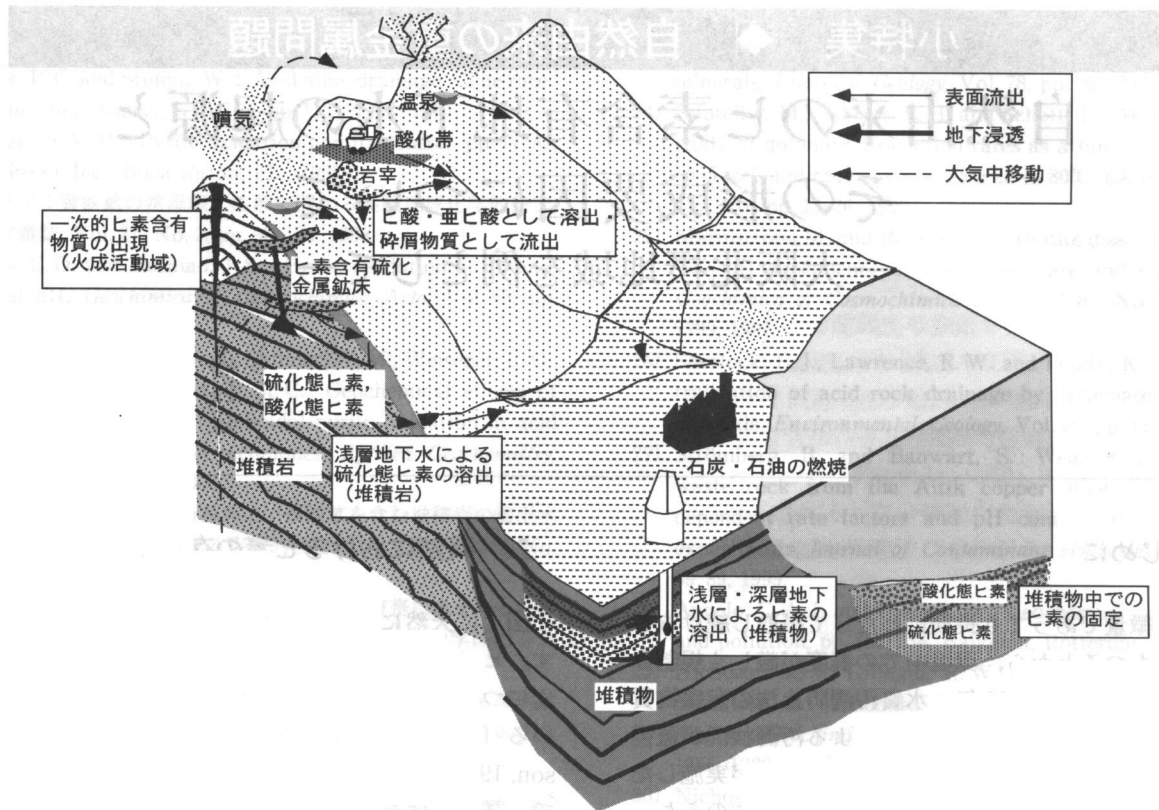


図1 表層付近におけるヒ素の循環過程 (益田, 2000)¹⁸⁾

表1 岩石中のヒ素含有量 (益田, 2000)¹⁸⁾

岩石名	含有量(ppm)
(堆積岩・堆積物)	
砂質岩	0.6~120
泥質岩	0.3~500
炭酸塩岩	0.1~20
富鉄質堆積岩	1~2,900
蒸発岩	0.1~100
河川・湖沼堆積物	<1~13,000
海底堆積物	<0.4~455
土壌	0.4~100
(変成岩)	0~140
(火成岩)	2~140

表2 不純物としての鉱物中のヒ素含有量 (益田, 2000)¹⁸⁾

鉱物名	含有量(ppm)
石英	0.4~1.3
長石	0.7~2.1
黒雲母	1.4
角閃石	1.1; 2.3
輝石類	0.1~0.8
カンラン石	0.075~0.17
磁鉄鉱-イルメナイト	2.7~41
方鉛鉱	0~10,000
閃亜鉛鉱	0~10,000
黄銅鉱	<80~5,000
黄鉄鉱	0~20,000
リン灰石	10~1,000
ジャロサイト	>1,000
含水アンチモン鉱	100~1,000

- ① 黄鉄鉱に微量成分として含まれるヒ素
- ② 水酸化鉄や粘土粒子に吸着しているヒ素

が、地下水中のヒ素の主な起源であると考えられる。①のヒ素は、酸化性的な地下水との接触により黄鉄鉱が分解されることで、地下水中に溶出する。②のヒ素は、pHの変化や地下水の還元化に伴う脱着作用により地下水中に溶出するほか、還元的環境下では水酸化物の分解に伴って地下水中に溶出する。いったん地下水中に溶出したヒ素は、流路で再び堆積物に吸着され、地下水から除去されることもある。人為的作用による急激な環境変化や生物活動などは、ヒ素の移動に関わる地下水のpHや酸化還元状態を規制する要因であると考えられる。また、生物体内に吸収さ

れることで地下水から除去されたヒ素は、その遺骸とともに再び堆積物中に固定される。

以上、地下水を中心とした天然におけるヒ素の移動について概説した。次に、ヒ素含有地下水の形成過程を考察した大阪府北部の北摂地域での事例を紹介する。

3. 大阪北摂地域における事例

大阪府北部の北摂地域では以前から自然由来のヒ素含有地下水の存在が知られており、利用井戸112本のうち19本で環境基準値を超過するヒ素が検出されている¹³⁾。

研究地域である大阪府箕面市と池田市伏尾では、地下水

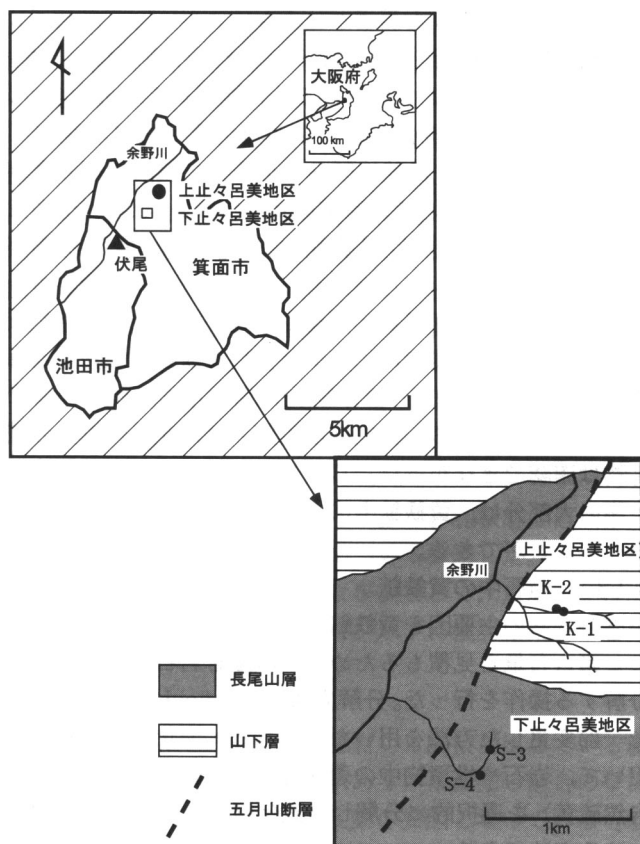


図2 試料採取地点と周辺の地質（地質図は松浦ほか，1995²⁴⁾を元に作成）

の主溶存成分とヒ素濃度との関係から、ヒ素含有地下水の原因として堆積岩中の黄鉄鉱からの溶出が推定されていた²³⁾。これをふまえて、私たちは、特に水-岩石相互作用に着目して、溶存ヒ素濃度の季節変化を追跡し、岩石中のヒ素を化学形態別に定量した。これらの結果から、岩石の黄鉄鉱中のヒ素濃度を間接的に見積もり、また、ヒ素含有水形成過程とヒ素濃度の規制要因について考察した。

3.1 試料採取地点

研究地域は、大阪府箕面市の北部に位置する上止々呂美地区・下止々呂美地区で、試料採取地点は簡易水道源として利用されている溪流の河床である。図2に調査地域の位置と周辺の地質²⁴⁾、試料採取地点を示す。

上止々呂美地区では、被覆土壌はないか、崩落性堆積物や腐植質土が薄く基盤岩を覆っている程度である。採取した湧水は緑色岩の割れ目から湧出していた。一方、下止々呂美地区では被覆土壌は比較的厚い。基盤岩は頁岩で、湧水は河道に沿った厚い被覆土壌から湧出していた。

本研究では、湧水点から水を、その近傍から岩石を採取した。湧水試料は1999年5月から2000年12月まで毎月1回定期的に採取した。また比較のため池田市伏尾でも水・岩石の採取を行った。

3.2 分析方法および結果

(1) 溶存ヒ素

「沿岸環境調査マニュアル」[水質・微生物篇]²⁵⁾に記載の方法を用いて、本研究で分析した湧水中には有機態溶存ヒ

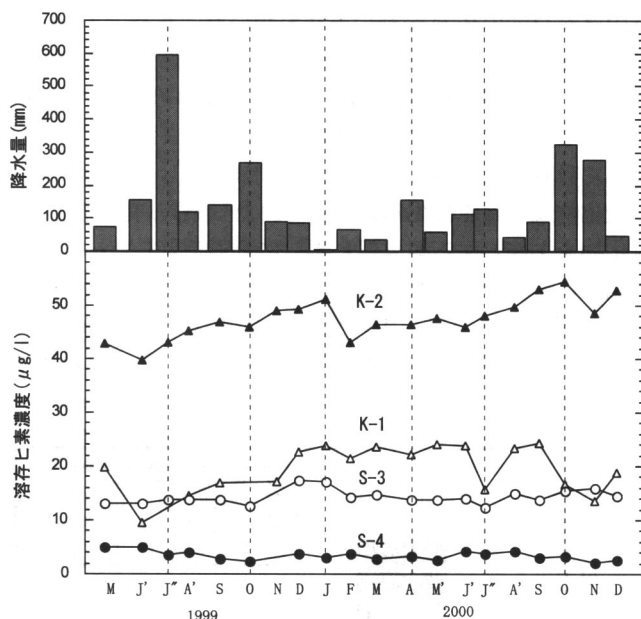


図3 溶存ヒ素濃度の季節変動と箕面市の降水量変化

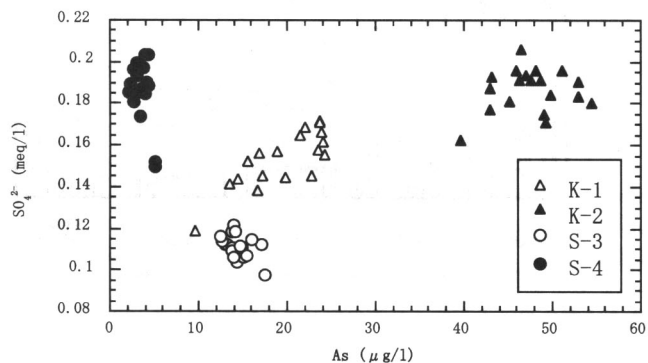


図4 溶存ヒ素濃度とSO₄²⁻の関係

素はほとんど存在しないことを確認した後、「上水試験方法」²⁶⁾に記載の水素化物発生-原子吸光光度法（加熱吸収セル方式）を簡略化した方法²³⁾を用いて、無機態ヒ素のみ定量し、その値を総溶存ヒ素濃度とした。

分析結果を図3に示す。また降水による希釈の効果を考察するため、気象庁の観測による箕面市の降水量データを合わせて示した。湧水中の溶存ヒ素濃度は、上止々呂美地区のK-2で最も高く約40~50 μg/l、下止々呂美地区のS-4で最も低く約2~5 μg/lであった。上止々呂美地区K-1では、降水量が多いほど溶存ヒ素濃度が低い傾向はあるが、あまり明瞭な関係は見られない。下止々呂美地区では溶存ヒ素濃度の変動は上止々呂美地区と比較して小さく、降水量の影響はほとんどないと言える。

図4に溶存ヒ素濃度とSO₄²⁻濃度¹⁶⁾の関係を示す。上止々呂美地区K-1では両者の間に正の相関がみられたが、K-2では明瞭な関係はみられなかった。下止々呂美地区の2点では両者の関係は明瞭でないが、SO₄²⁻の増加に伴ってヒ素濃度が減少する傾向がみられる。

(2) 岩石中のヒ素の化学形態

岩石中の全化学態ヒ素（無機態+有機態）の定量には、

益田ほか(1999)²³⁾に記載の方法を用いた。また、Thomas et al. (1994)²⁷⁾と王ほか(1997)²⁸⁾の方法を部分的に変更した「逐次分別溶解法」を用いて、ヒ素を4つの化学形態〔酸可溶性ヒ素(炭酸塩に固定されているヒ素または土粒子にゆるく吸着したヒ素)、酸化形態ヒ素(主として鉄やマンガン酸化物または水酸化物に固定されたヒ素)、有機態ヒ素、硫化物を主体とする難溶態ヒ素〕に分別定量した。

図5に母岩の全ヒ素濃度と、化学形態別相対ヒ素濃度を示す。調査地域の岩石中の全ヒ素濃度は4~16 ppmである。上止々呂美地区の緑色岩のヒ素濃度は、下止々呂美

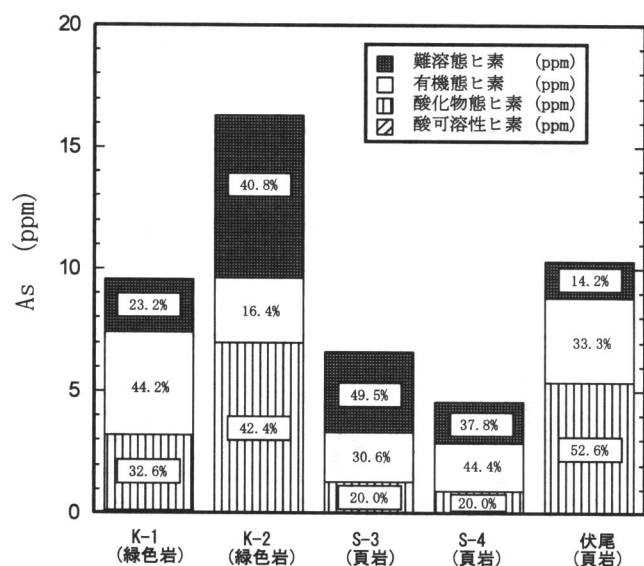


図5 岩石中のヒ素含有量とその化学形態

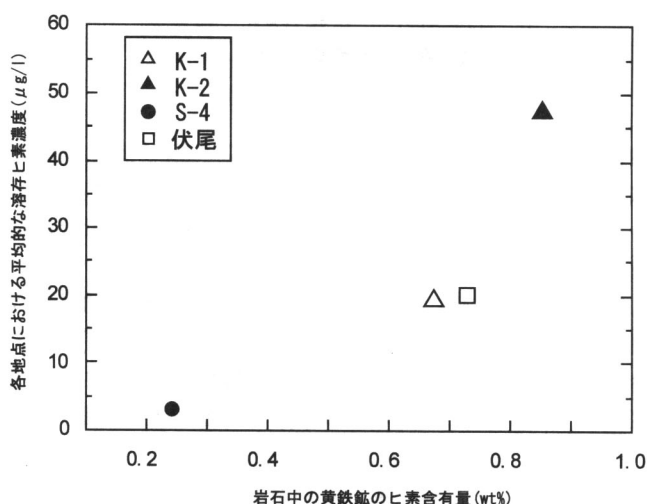


図6 岩石中の黄鉄鉱のヒ素含有量と溶存ヒ素濃度の対比

表3 岩石の黄鉄鉱含有量と黄鉄鉱中のヒ素濃度

Sample No.	K-1	K-2	S-4	伏尾
Rock type	緑色岩	緑色岩	頁岩	頁岩
岩石中の黄鉄鉱含有量 (wt%)	3.3×10^{-2}	7.8×10^{-2}	7.2×10^{-2}	2.1×10^{-2}
岩石中の難溶態ヒ素濃度 (ppm)	2.2	3.9	1.7	1.5
黄鉄鉱中のヒ素含有量 (wt%)	6.8	8.5	2.4	7.3

区や伏尾の頁岩よりもわずかに大きい。

岩石中には、酸可溶性ヒ素はほとんど検出されなかった。上止々呂美地区 K-1 の緑色岩では有機態ヒ素が最も多く、K-2 の緑色岩では酸化形態ヒ素と難溶態ヒ素に卓越していた。また、下止々呂美地区 S-3 の頁岩では難溶態ヒ素が最も多く、S-4 の頁岩では有機態ヒ素が最も多かった。池田市伏尾の頁岩中の全ヒ素濃度は 10 ppm で、酸化形態が 50%以上を占めていた。

本地域のように付近にヒ素を主成分とする金属鉱床や火山が存在しない地域では、ヒ素は主に黄鉄鉱中に固定されていると考えられる^{7,17)}。本研究に用いた岩石試料の薄片観察を行ったところ、黄鉄鉱は観察されたがそれ以外の硫化物は確認できなかった。したがって図5に示した難溶態ヒ素の大部分は、黄鉄鉱中に固定されているヒ素であるとみなすことができる。

(3) 岩石中の黄鉄鉱

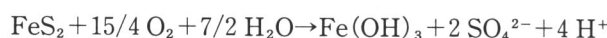
溶存ヒ素の主要因を黄鉄鉱であると仮定して、黄鉄鉱中のヒ素含有量を見積もるため、黄鉄鉱を岩石から選択的に分解する操作を行った。分解方法は Canfield et al. (1986)²⁹⁾を一部変更した方法を用いた。これは、塩化第一クロムを用いて、岩石や堆積物中の還元性の無機態硫黄(黄鉄鉱+自然硫黄)を選択的に分解し、硫化銀(Ag₂S)として沈殿させる方法である。

表3に上止々呂美地区 K-1, K-2 の緑色岩、下止々呂美地区 S-4 の頁岩、伏尾の頁岩の黄鉄鉱含有量を示す。いずれの試料についても、黄鉄鉱含有量は 0.1%以下であった。

図5で示した難溶態ヒ素として定量されたヒ素が全て黄鉄鉱中に固定されていたと仮定して、黄鉄鉱中のヒ素含有量を算出し、表3に示した。金属鉱床地帯を除く岩石中の黄鉄鉱に含まれるヒ素濃度は 100~1600 ppm の範囲にあるが¹⁷⁾、本研究地域の岩石中の黄鉄鉱は、著しく高濃度のヒ素を含有している。また、各々の地点における平均溶存ヒ素濃度との関係を図6に示した。図6より、黄鉄鉱中のヒ素含有量が大きい母岩からの湧水ほど、溶存ヒ素濃度も高いことが明らかである。

4. 考察

黄鉄鉱は酸化的な環境下では容易に酸化され、以下の反応により SO₄²⁻を生じる。



益田ほか(1999)¹⁸⁾は、上止々呂美地区では SO₄²⁻と溶存ヒ素が明瞭な正の相関関係を示すことから、これらの成分はいずれも岩石中の硫化物(主として黄鉄鉱と推定される)に由来しており、湧出経路での黄鉄鉱の溶解反応過程を経て地下水中に溶存したと推定している。本研究でも、被覆土のない K-1 において、湧水の中の溶存ヒ素濃度が高い試料で SO₄²⁻も高濃度であった(図4)。さらに、基盤岩の黄鉄鉱中のヒ素含有量が多いほど湧水の中の溶存ヒ素濃度も大きくなる傾向(図6)が見られた。これ

らの結果から、湧水中の SO_4^{2-} は岩石からの溶出という無機反応に支配されており、かつ溶出経路における基盤岩の黄鉄鉱中からヒ素が溶出している可能性が高い。

しかし下止々呂美地区では、溶存ヒ素と SO_4^{2-} の間に明瞭な関係は認められず、 SO_4^{2-} の増加に伴ってヒ素濃度が減少するようにもみえる挙動を示した(図4)。下止々呂美地区でも黄鉄鉱からの溶出が溶存ヒ素の原因物質である可能性は高いが、被覆土壌が厚いため、土粒子や土壌中の生物活動が、湧水の主成分組成や溶存ヒ素濃度に影響を与えている可能性がある。

5. まとめ

本稿では、まず天然におけるヒ素の存在状態と自然由来のヒ素汚染地下水の形成要因について概説した。次に、自然由来ヒ素による汚染が確実な事例として、大阪府北摂地域における研究結果を紹介した。以下に検討結果をまとめて記す。

1) 止々呂美地区では、緑色岩から直接湧出している湧水(K-1)では、降水による希釈あるいは濃縮の割合の季節変動が、溶存ヒ素濃度の季節変動の要因となっている可能性がある。また溶存ヒ素濃度が高い試料で SO_4^{2-} も高濃度となる傾向がある。これらのことから上止々呂美地区では、溶存ヒ素濃度は主に岩石の化学的風化作用に支配されると推定される。

2) 下止々呂美地区では水は土壌を通過して湧出している。溶存ヒ素濃度の変動は上止々呂美地区と比較して小さく、降水の影響も明瞭でない。 SO_4^{2-} と溶存ヒ素濃度の間には明瞭な相関関係はみられなかった。被覆土壌が厚いため、たとえば土壌中の生物活動など、基盤岩中の黄鉄鉱からの溶出以外にも溶存ヒ素や SO_4^{2-} 濃度に影響を与える要因が存在するのかもしれない。

3) 基盤岩中の黄鉄鉱含有量は、緑色岩と頁岩ともに0.1%以下であった。また黄鉄鉱中のヒ素含有量は2.4~8.5%と推定される。岩石の黄鉄鉱中のヒ素含有量が大きく見積られる地点ほど、溶存ヒ素濃度も高くなる。このことから流路の基盤岩中の黄鉄鉱に含有されるヒ素濃度は、地下水中の溶存ヒ素濃度を支配する主要因である可能性が高い。

参考文献

- 1) 環境省 水・大気環境局：平成16年度地下水質測定結果, pp. 44, 2005.
- 2) Smedley, P. L. and Kinniburgh, D. G.: A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters, *Applied Geochemistry*, 17, 517-568, 2002.
- 3) 横田漢：地下水・土壌汚染 11. 海外におけるヒ素汚染, *地下水学会誌*, 45, 4, 449-462, 2003.
- 4) Mandal, B. K. et al.: Arsenic in groundwater in seven districts of West Bengal, India-The biggest arsenic calamity in

the world, *Current Science*, 70, 976-986, 1996.

- 5) Acharyya, S. K. et al.: Arsenic poisoning in the Ganges delta Brief communications in *Nature*, 401, 545, 2000.
- 6) Nickson, R. J. et al.: Arsenic poisoning of Bangladesh groundwater, *Nature*, 395, 338, 1998.
- 7) 応用地質研究会ヒ素汚染研究グループ・宮崎大学ヒ素汚染研究グループ：バングラデシュ西部シャムタ村における地下水ヒ素汚染と水文地質学的背景, *地球科学*, 54, 105-126, 2000.
- 8) 高存栄・応用地質研究会内モンゴル地下水調査班：内モンゴル河套地域における地下水ヒ素汚染, *地球科学*, 53, 434-451, 1999.
- 9) Smedley, P. L. et al.: Mobilisation of arsenic and other trace elements in fluviolacustrine aquifers of the Huhhot Basin, Inner Mongolia, *Applied Geochemistry*, 18, 1453-1477, 2003.
- 10) Farroqi, A. et al.: Fluoride and Arsenic Poisoning in Ground Water of Kalalanwala Area near Lahore, Pakistan, *Abstract Volume of Goldschmidt Conference 2003 Kurashiki*, A 90, 2003.
- 11) 金子恵美子：仙台市における地下水中のヒ素濃度, *地球科学*, 13, 1-6, 1979.
- 12) 殿界和夫・三田村宗樹：大阪府北部における湧水・地下水中のヒ素とその地質的背景, *地下水汚染シンポジウム*, 砒素をはじめとした有害自然物質, 28-35, 1996.
- 13) 大阪府環境保健部環境局水質課：大阪府砒素含有地下水調査検討委員会報告書, pp. 28, 1997.
- 14) 熊本県：熊本県における砒素検出に係る原因究明, 平成4年熊本県環境白書, 513-522, 1993.
- 15) 福岡県南地域地下水汚染原因等検討委員会：福岡県南地域地下水汚染原因等調査報告書, pp. 106, 1995.
- 16) 伊藤浩子ほか：大阪北摂地域における地下水のヒ素含有量変動とその要因, *地下水学会誌*, 45, 1, 3-18, 2003.
- 17) Boyle, R. W. and Jonasson, I. R.: The geochemistry of arsenic and its use as an indicator element in geochemical prospecting, *Journal of Geochemical Exploration*, 2, 251-296, 1973.
- 18) 益田晴恵：地殻表層付近のヒ素の挙動と地下水汚染の拡大機構, *地下水学会誌*, 42, 4, 295-313, 2000.
- 19) 吉村尚久・赤井純治：土壌および堆積物中のヒ素の挙動と地下水汚染—総説—, *地球科学*, 57, 3, 137-154, 2003.
- 20) Frost, R. R. and Griffin, R. A.: Effect of pH on adsorption of arsenic and selenium from landfill leachate by clay minerals, *Soil Science Society of America Journal*, 41, 53-57, 1977.
- 21) Pierce, M. L. and Moore, C. B.: Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron hydroxide, *Water Research*, 16, 1247-1253, 1982.
- 22) Bowell, R. J.: Sorption of arsenic by iron oxides and oxyhydroxides in soils, *Applied Geochemistry*, 9, 279-286, 1994.
- 23) 益田晴恵ほか：大阪府北摂地域浅層地下水の天然由来ヒ素による汚染メカニズム, *地下水学会誌*, 41, 3, 133-146, 1999.
- 24) 松浦浩久ほか：広根地域の地質 地域地質研究報告(5万分の1地質図幅), 地質調査所, 14-17, 1995.
- 25) 日本海洋学会編：沿岸環境調査マニュアル [水質・微生物篇], 恒星社厚生閣, 119-123, 1990.
- 26) 日本水道協会：上水試験方法, p. 795, 1993.
- 27) Thomas, R. P. et al.: Three-stage sequential extraction procedure for the determination of metals in river sediments, *Analytica Chimica Acta*, 286, 423-429, 1994.
- 28) 王寧ほか：千葉県内における土壌中のヒ素の化学形態, *環境と技術*, 24, 11, 7-11, 1997.
- 29) Canfield, D. E. et al.: The use of chromium reduction in the analysis of reduced inorganic sulfur in sediments and shales, *Chemical Geology*, 54, 149-155, 1986.

重金属汚染土壌の対策工法の現状と問題点

和田 信彦*

1. 重金属の指定基準

重金属は比重が4を越える金属類の総称で、土壌汚染対

策法ではカドミウム・鉛・六価クロム・ヒ素・総水銀・セレンが、シアン・ふっ素・ほう素などとともに第二種特定有害物質と区分されている。同法では重金属等について、

表1 重金属等の指定基準と対策基準

区分	特定有害物質	土壌汚染対策法の指定基準		対策基準
		土壌含有量基準	土壌溶出量基準	第二溶出量基準
第二種特定有害物質 (重金属等)	カドミウム	150 mg/kg 以下	0.01 mg/l 以下	0.3 mg/l 以下
	六価クロム	250 mg/kg 以下	0.05 mg/l 以下	1.5 mg/l 以下
	全シアン	遊離シアンとして 50 mg/kg 以下	検出されないこと	1 mg/l 以下
	総水銀	15 mg/kg 以下	0.0005 mg/l 以下	0.005 mg/l 以下
	アルキル水銀		検出されないこと	検出されないこと
	セレン	150 mg/kg 以下	0.01 mg/l 以下	0.3 mg/l 以下
	鉛	150 mg/kg 以下	0.01 mg/l 以下	0.3 mg/l 以下
	ヒ素	150 mg/kg 以下	0.01 mg/l 以下	0.3 mg/l 以下
	ふっ素	4,000 mg/kg 以下	0.8 mg/l 以下	24 mg/l 以下
	ほう素	4,000 mg/kg 以下	1 mg/l 以下	30 mg/l 以下

直接摂取によるリスクと地下水等の摂取によるリスクの観点から二つの基準概念を導入し、前者を土壌含有量基準、後者を土壌溶出量基準と定義した(表1)。

特定有害物質の区分と含有量基準・溶出量基準および第二溶出量基準に適合か不適合かによって、適用できる措置対策と完了までの手順概要を図1に示す。

2. 重金属汚染土壌の措置対策

重金属等には二つの基準があるため、特定有害物質の含有量と溶出量の濃度分布状況や対象土量に基づいた、適切な措置対策の選択や有効な組合せと総合的なコスト評価が必要である。おもにとられている措置対策は、工法的に大きく区分すると掘削除去工法、封じ込め工法、浄化工法および不溶化・固定化工法である。

十分商品化されている重金属汚染土壌のおもな措置対策について概要を述べる。

(1) 掘削除去工法

濃度によって中間処理を経る場合と経ない場合があるが処分場への廃棄で、措置対策としては短期間で完了しもっとも確かである。しかし、コストが高いうえに今日では最終処分場の残容量が少なく新規建設が限られているため、受け入れ自体が大変困難になっている現実問題がある。また、場外搬

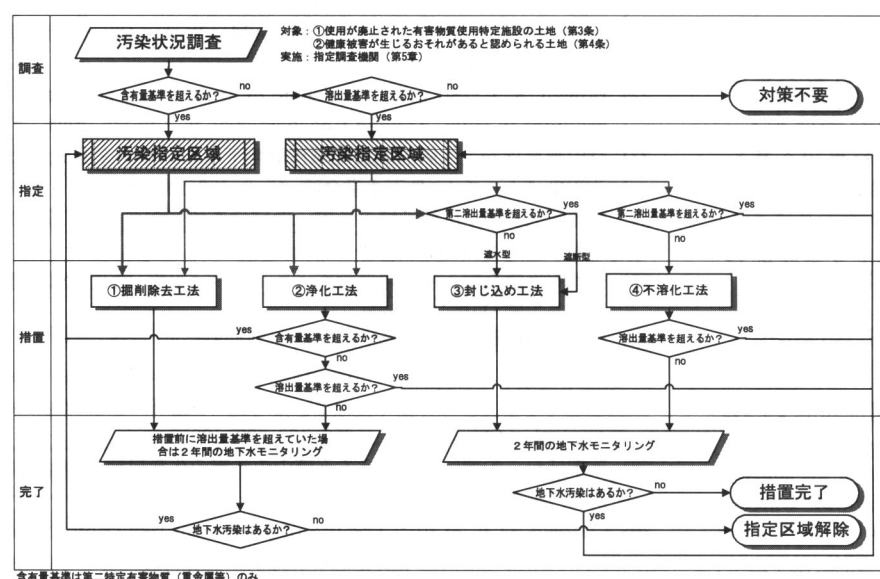


図1 土壌汚染の調査から対策フロー

* 和田技術士事務所 ((株)アステック技術顧問)

出した汚染土壌の不法投棄による汚染拡散や、入れ替えた自然地層から特定有害物質が検出されるなどの問題も発生している。

セメント原料の一部として原料化する工法は比較的安価であるが、セメントの品質を維持するため受け入れ可能な汚染物質や濃度に制限がある。

土壌汚染対策法の施行後にとられた措置の7割程度は場外搬出・処分場処理である。しかしながら汚染土壌の安易な移動は、全国各地の不法投棄につながった産業廃棄物の二の舞となる可能性が懸念され、排出者責任が厳しく問われることになる。また、騒音振動や交通障害等の近隣環境問題を引き起こすため行政や警察指導により、一日のダンプトラック稼働台数がきわめて制限され必ずしも工期的に有利と限らない事例もある。

(2) 封じ込め工法

遮水型あるいは遮断型の構造物による汚染土壌の密封である。含有量および土量ともに変化のない汚染土壌が存在するために、近隣住民の理解と協力を得ることが難しい。また、地下に構造物があるため土地の利用はきわめて制限される。

当初から設計基礎を高くして、基礎床下部に汚染土壌を封じ込めている建築物もある。

(3) 浄化工法

土壌・地層中から重金属等そのものを分離除去あるいは分解する方法で、洗浄法、熱処理法、電気分解法などがある。

ヒ素汚染サイトにおける地層の粒度組成と含有量の相関

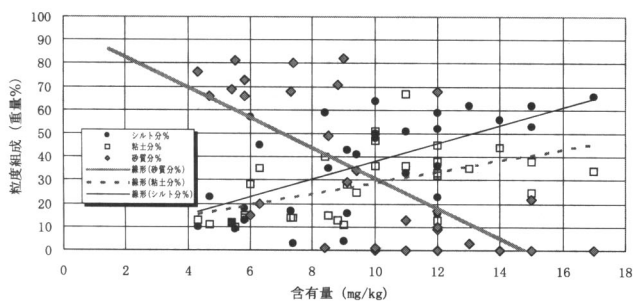


図2 粒度組成とヒ素含有量の相関例

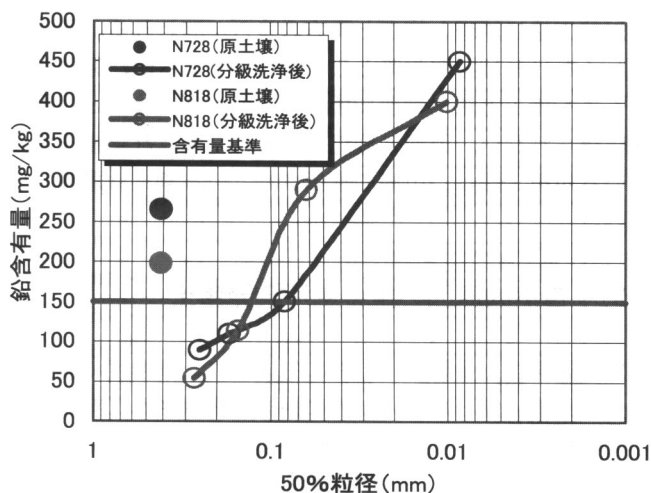


図3 オンサイト洗浄工における粒度と鉛含有量例

例を示す²⁾(図2)。ヒ素の含有量は粘土分・シルト分の重量が増加するとともに増加し、砂質分が増加すると減少する。溶出量もほぼ同じ相関傾向を示し、このことから重金属はおもに細粒堆積物と結合し挙動していることが言える。

浄化工法の一つである洗浄工法はこの特性を利用し、汚染土壌・地層を掘削後に洗浄分級あるいは原位置にて高圧洗浄し、細粒堆積物とともに重金属を除去し含有量と溶出量を減少させる原理である。

洗浄分級された土壌試料について、各段階の粒度を50%粒径(D_{50} mm)で表し含有量との相関をグラフで示す²⁾(図3)。この結果は原土壌の鉛含有量が、細粒部に濃集していることが顕著である。

重金属汚染土壌をシルト・粘土の細粒分と砂質分に分級した例では、12%の細粒分にヒ素含有量の50%と鉛含有量の40%が濃集した。一方、細粒分が6%しかない試料では26%と32%に留まった。

このように洗浄工法による重金属の除去率は粒度組成に大きく支配され、細粒分が少ないと低下する。細粒分が増加すると重金属の除去率は高くなるが、場外搬出する廃棄物量が増えて工事費が上昇するため非効率的となる³⁾。

重金属と土粒子は膠結・吸着・イオン交換・化合物など、物理化学的に比較的強固に結合している。このため、上記例のように洗浄等の浄化工法では、含有量の最大でも70%程度までしか除去できない。したがって、基準の4~5倍以上の含有量をもつ高濃度汚染土壌や、粘土・シルトの細粒分が30~40%程度を越える地層では適用が困難である。さ

表2 高濃度鉛汚染土壌の不溶化公開試験結果

工法区分	剤品名・商標名	添加量 (重量%)	溶出量 (mg/l)
液体キレート系	E	0.01	0.67
		0.05	0.99
		0.10	1.12
		0.2	1.3
		0.5	2.2
		2.0	2.5
液体キレート系	O	1.0	1.2
		5.0	0.2
		10.0	0.24
液体キレート+化学的不溶化系	E+塩化第二鉄	0.10	310.00
		0.20	260.00
		0.50	200.00
化学的不溶化系	硫化ナトリウム	0.1	3.2
		0.5	14
		1.0	26
化学的不溶化系	G	A	<0.005
		B	0.023
		C	<0.005
地化学的固定化系	S	A	<0.005
		B	<0.005
		C	<0.005

表3 重金属汚染土壌の措置対策概要

工法区分	封じ込め		不溶化・固定化			浄化				掘削除去
処理場所	原位置・掘削後		原位置・掘削後			原位置	原位置・掘削後			処分場
工法名	遮水工	遮断工	化学的不溶化	セメント固化	地化学的固定化	揚水抽出	電気分解	加熱処理	掘削洗浄法 原位置洗浄法	掘削除去
工法の概要	第二溶出量基準適合の汚染土壌を遮水壁で封じ込め	厚さ35cm以上の鉄筋コンクリート遮断壁で汚染土壌を封じ込め	塩化第二鉄等の薬剤を利用して、化学的に無害化	セメントによる物理的固定化	鉱物反応により有害物質を固定化	ポーリング孔利用の水の強制循環抽出	電流により電気分解させ金属イオンを回収	加熱して揮発あるいは燃焼させ、回収または空中放散	掘削後分級洗浄、原位置にて超高压洗浄水により特定有害物質を除去	中間処理を経て処分場処理、一部セメント原料化処理
適用	△第二溶出量基準適合のみ	○	△第二溶出量基準適合のみ △第二溶出量基準量不適合は封じ込めと併用 ×含有量基準を超える場合は不適			○	○	△揮発性のものに限る	○	○
長期的な安定性	△封じ込め構造物の劣化監視が必要		△再溶出の可能性あり	△再溶出の可能性あり	○地化学的に安定	○特定有害物質が減少する △結合度の高い重金属等は適用が難しい	○特定有害物質が減少する	○特定有害物質が減少する	○特定有害物質が減少する ×粘土質の場合は廃棄物が多くなる	◎特定有害物質が除去される
工期 (3,000 m ³)	○数カ月		◎1カ月以内	◎1カ月以内	◎1カ月程度	×数カ月～1年			△1～数カ月	◎1カ月以内
工費 1m ² 当たり	△比較的高い 2～5万円		◎安い 1万円以下	◎安い 1万円以下	○比較的低い 1.5万円前後	△比較的高い 2.0～4万円			×高い 3～6万円	
総合的特徴	△土地の再利用がきわめて制限される ×近隣住民の理解が得難い		△長期的な安定に疑問 △複合汚染では薬剤が複数	△長期的な安定に疑問	○長期的に安定 ○第二溶出量以下や自然的原因の汚染土壌改良に最適	△重金属含有量の除去率は30～70%で、数10%以上残留する ×浄化後に残留した重金属が再溶出し、溶出量基準を超える事例がある △各工法の完成度の吟味と対象物質による適応条件の慎重検討が必要 △工法によっては非常に長期間を要する			×汚染土壌の受け入れ施設が少ない ×不法投棄等による汚染拡散の可能性	

らに残留した重金属が、地下水の pH や酸化還元電位等の影響で再溶出する事例もある。

(4) 不溶化・固定化工法

重金属の溶出を抑制ないし停止する技術であるため、含有量基準を越えた汚染土壌については不適である。しかしながら重金属汚染土壌の中でも大半を占める、含有量基準適合でかつ第二溶出量基準適合の低濃度汚染土壌や、土壌汚染対策法適用外の自然的原因の汚染土壌に対して、本工法はコスト的にも優位でかつ有効な措置である。

県営C射撃場の鉛汚染土壌の対策にかかわり、不溶化工法の効果検証のため実施された公開試験結果を表2に示す¹⁾。均質に調整された鉛汚染土壌(含有量4,900 mg/kg, 溶出量1.60 mg/l)が分配され、各工法の技術者が衆目の前で改良材を添加混合し、県が公定法分析を行った結果である。溶出量が原汚染土壌より低下したものでも、溶出量基準(0.01 mg/l)に適合したのはわずかに2工法4改良試料であった。原汚染土壌よりも溶出量が増加した試料もあり、中にはむしろ溶出を促進させ100倍以上も増加した驚愕の工法まであった。この公開試験の結果は不溶化工法の中には全く未成熟な技術がある一方で、完成度がきわめて高い工法が存在することを示している。

現状では、不溶化工法の中には品質が疑わしいものや適用条件で効果が大きくバラつくもの、不溶化が不完全で再溶出の懸念があるもの、環境に大きな負荷を新たに与える

ものなどがある。適用にあたっては技術の完成度や実績、適用条件等について充分吟味することが重要である。

重金属汚染土壌のおもな措置対策工法の概要を比較整理しておく(表3)。

長年にわたり確かな施工実績を重ねている工法があるほか、研究開発による新規技術が国内外から最近も盛んに発表されている。中には実証試験段階で十分商業ベースに成り得ていない技術、開発された国でもすでに陳腐となっている技術、原理や施工方法が未確立の技術などが、市場には結構多く存在する。

対策工法は原理と施工と両方の良否が問われる。原理が正しくなければ措置対策として問題外であるが、原理が正しくても施工方法や管理技術の完成度が高くないと目標品質は得られない。原理と施工とともに完成され実績を積んでいる対策工法は、市場で宣伝されている割には意外と少ない。

3. 自然的原因の重金属汚染発生土

重金属を含む金属類は自然に生成され、高濃度に濃集した金属鉱物(鉱石)は人為的に採掘・精錬され工業原料として利用されている。鉱石に至らないまでも周辺の鉱染帯や温泉変質帯の岩石・地層は重金属等を多く含む。河川によって浸食・運搬・堆積された結果、都市圏の地下を構成

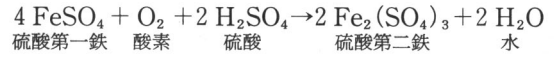
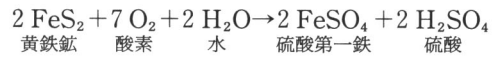
する平野の自然地層や湾岸の底質にも重金属等はごく普通に存在する。また、全国各地にある温泉水は一般的にヒ素など重金属等を含んでいて河川に流出している。

重金属汚染は資源サイクルの一部である⁴⁾(図4)。したがって、自然的原因の重金属汚染発生土は、道路・トンネル・ダム・橋梁・地下道路・ビルなどの建設工事や浚渫などともない全国至るところで出現する現象である。

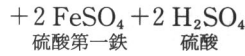
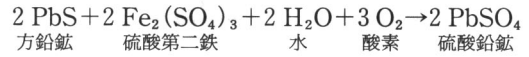
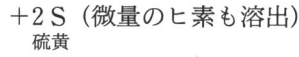
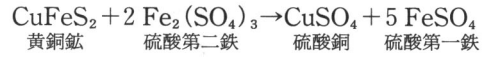
微細な金属鉱物を含む岩石や地層は掘削や浚渫工事により、地表の酸素と接触機会が増えることによって化学反応が促進する。

①微細な黄鉄鉱が酸化して硫酸第一鉄と硫酸を形成、硫酸は周辺岩盤のpH値を下げて発生土や滲出水を酸性化する。

る。



②酸性環境下において、黄鉄鉱・黄銅鉱中に微量に含有するヒ素(多量にヒ素を含むと硫砒鉄鉱・硫砒銅鉱を形成)や方鉛鉱中の鉛が溶解しやすくなり、特定有害物質の重金属等の溶出が促進される。



③当初は溶出量基準適合であっても、微細な金属鉱物を多く含む発生土は数カ月～数年の間には、鉄硫黄酸化バクテリアの働きによって①②の化学反応が促進されpH値が低下(酸性化)する。やがて、重金属等の溶出量が増加して基準不適合となり、周辺環境への汚染源となることがある⁵⁾(図5)。

我が国の地質分布からみると、自然的原因の重金属汚染発生土は全国各地で出現する可能性がある。なかでも、次のような場所での建設工事に際しては土壤汚染対策法の公定法分析に加えて、長期的に重金属汚染をもたらす可能性がある金属鉱物を含む岩石・地層の分布、金属鉱物の種類と量など、事前の地質調査と鉱物分析が大変重要である。

- ① 鉱山・休廃止鉱山および温泉変質帯と周辺の道路・トンネル・ダム等の建設
- ② 中新世～更新世の泥岩・シルト岩分布域の道路・トンネル・ダムおよび宅地造成等の建設
- ③ 鉱山・休廃止鉱山の流域の河川改修・橋脚工事およびダム堆砂の浚渫事業
- ④ 沖積平野および洪積台地の掘削(地下鉄・地下道・下水道・河川切り替え・地下街・地下室・ビル)工事
- ⑤ 河川・湖沼・および湾岸の粘土・シルトなど細粒堆積物(底質)の浚渫・埋土工事

4. 重金属汚染発生土の措置対策例

通達「土壤汚染対策法の施行について」(環水土第20号、平成15年2月4日)の(別紙1)「土壤中の特定有害物質が自然的原因によるものかどうかの判定方法」2項では、自然的原因の汚染土壌の取り扱いについて次のように指導している。

「自然的原因によるものであると判断され、法の適用対象とならない場合にも、指定基準に適合しない状態にある土壌が当該土地の外に搬出され、不適切に処分等されることは適当ではなく、法にもとづく措置とは別に、当該土壌にかかわる適切な対応が図られることが望ましい。(中略)また、土壌含有量基準に適合しない場合には、自然的原因に

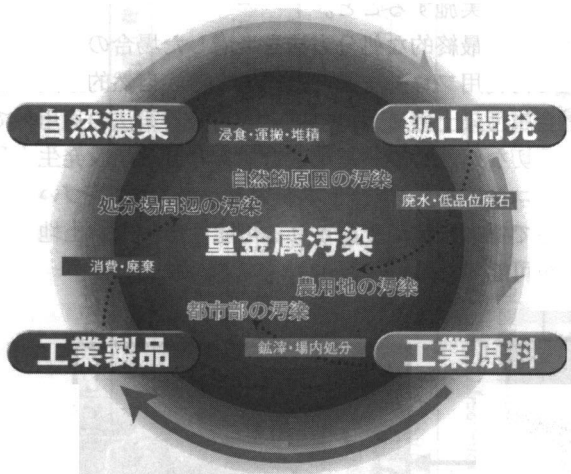
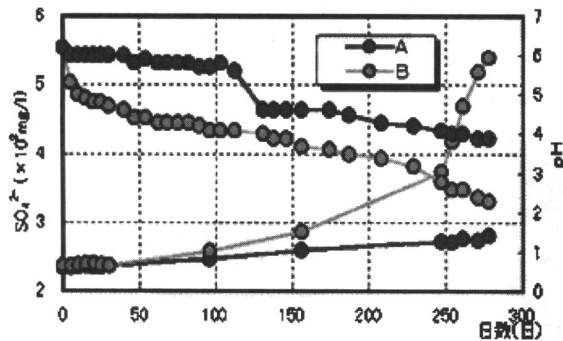
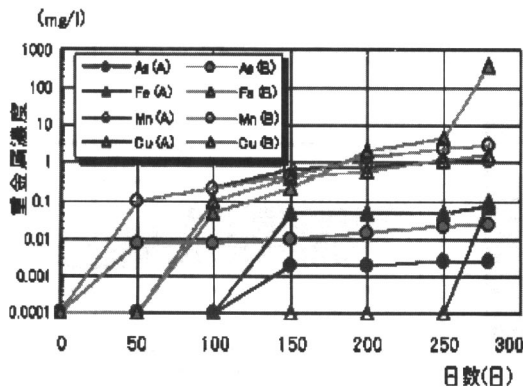


図4 重金属汚染と資源サイクル



(a) pHと硫酸イオンの経時変化



(b) 重金属溶出量の変化

A: 石英安山岩 B: 凝灰岩(黄鉄鉱・黄銅鉱含有)

図5 発生土の酸性化と重金属の溶出

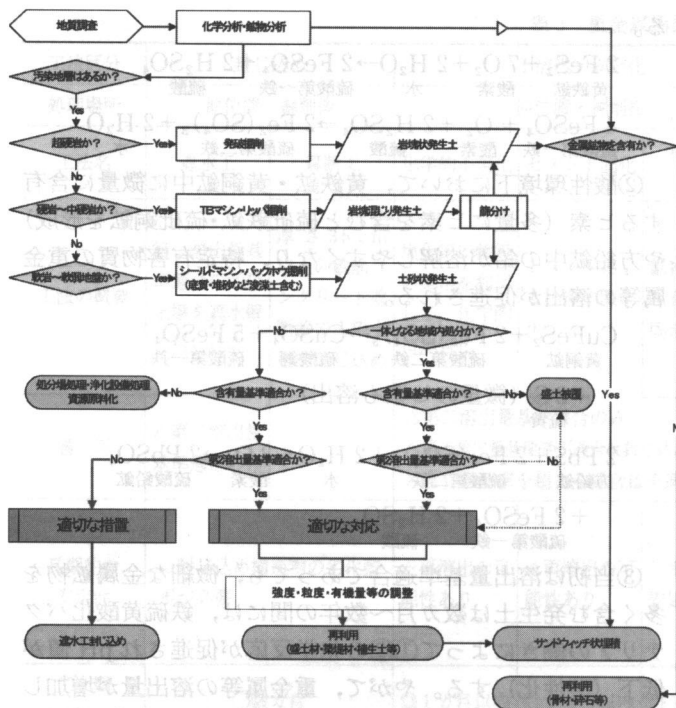


図6 重金属汚染発生土の措置対策

よるものであっても、都道府県においてその情報を記録して整理しておくとともに、現状のままでは人の健康にかかわる被害が生ずるおそれがある場合には、都道府県は必要に応じ、自らの負担で盛土等の法に規定する直接摂取の観点からの措置を参考にして、適切な措置を実施することとされたい。」

通達を要約すれば下記の3点である。

- ① 建設工事に伴う自然的原因の重金属汚染発生土（ずり）は、土壌汚染対策法の適用外である。
- ② 土壌汚染対策法に基づく措置とは別に、適切な対応が図られることが望ましい。
- ③ 土壌含有量基準に適合しない場合には、法に規定する直接摂取の観点からの措置を参考にして適切な措置を実施すること。

発生土の最終的な処分方法を考慮した場合の適法適切な措置と再利用フローを図6に提案する。自然的原因の低濃度重金属汚染土壌については土壌汚染対策法の適用外であり、適切な処理を施し基準適合であれば「建設発生土利用技術マニュアル」（財）土木研究センター）に基づいて、公共用地で将来形質が変更される可能性が少ない土地での再利用が可能である。

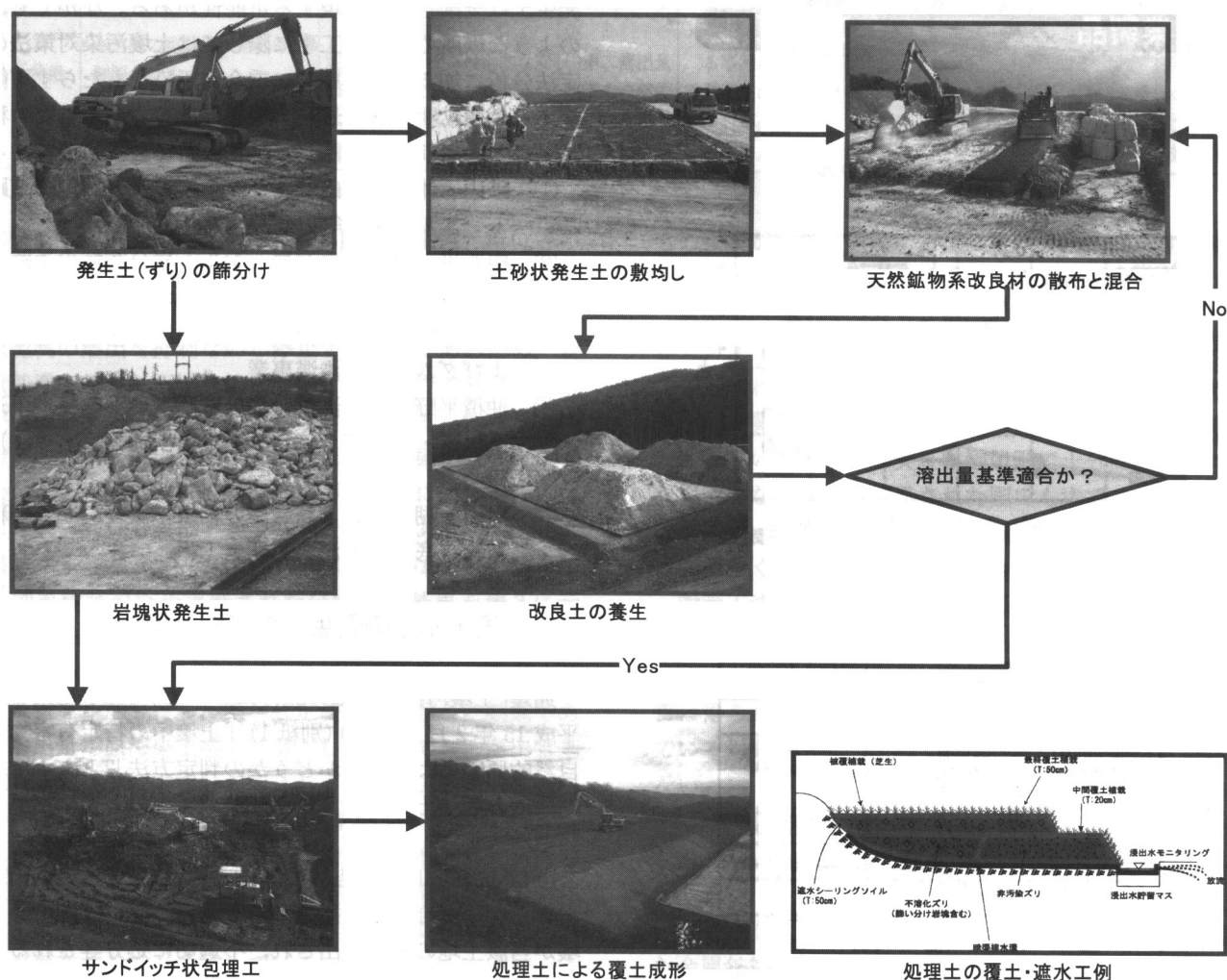
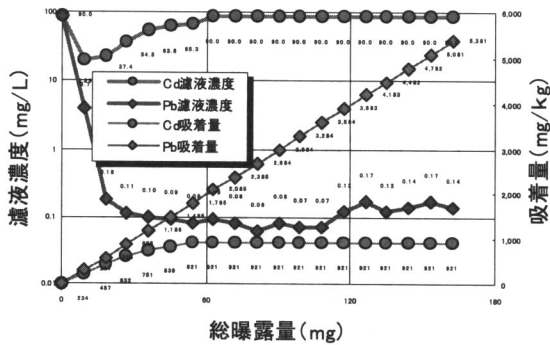


図7 重金属汚染発生土の措置施工例

表4 重金属等の不溶化・固定化工法の比較

工法区分	工法名・使用物質	対象物質	原理・効果	特徴	概算工費	総合評価
物理的固定化	セメント固合法 (高炉セメント)	重金属一般	セメント固化に伴う物理的固定化	普通ポルトランドセメントより安価だが、改良後の初期強度が低い	安価 1万円以下/m ³	①高アルカリ土となり植栽が制限される ②pH値が10を超えるとヒ素・鉛など再溶出する ③強度が上がりにくく重機作業が困難
	セメント固合法 (普通セメント)			高炉セメントと比較してpH値が高い		
	ガラス固合法	重金属類, ダイオキシン類, PCB, 放射性廃棄物等	超高電圧流で汚染土壌を熔融・ガラス固化体にする	①有機・無機の汚染物質が混在する複合汚染にも対応可能 ②処理後はガラス固化体となり減容効果が高い(約65%)	高い 5万円以上/m ³	①高エネルギーを要しながら溶融固化効果は局部的で、実績さわめて少ない ②実証試験段階で十分に商業実用化していない ③固化すると土地の再利用が制限される
地化学的固定化	水熱反応固合法	重金属一般	ケイ酸カルシウム結晶中に固定化	中温度(120~250°C)および中高压で、ケイ酸カルシウム結晶中に固定化	比較的安価 1~1.5万円/m ³	①土壌形状が粒状個体に変化する ②常設処理装置までの移動運搬費が必要 ③オンサイト処理は装置小型化が課題 土壌の固化効果とあわせて不溶化効果を発揮する
	酸化マグネシウム工法		吸着機能により固定化	吸着機能のみで固定化効果は比較的小さい		
	シーリングソイル工法	吸着・イオン交換反応により強固に固定化	①各地で産する天然ゼオライトを利用 ②珪酸塩鉱物が形成されれば長期安定的	①10年の施工歴と各地公共事業の実績をもつ ②処理後も物理的・化学的に土壌の特性を有するため再利用可能		
	シュベルトマナイト工法	シュベルトマナイト中に固定化	添加量が微量で不溶化効果が大きい	①公共事業の実績をもつ ②シュベルトマナイトの安定的な供給と価格が今後の課題		
化学的不溶化	硫化ナトリウム	カドミウム, 鉛, 水銀	難溶性の硫化物を生成	悪臭を伴う硫化水素が発生する	安価 1万円以下/m ³	①複合汚染の場合、複数の薬品による相互反応に十分留意する ②他の物質の溶解性を増加させる場合がある ③化学反応により、分離・分解などほかの浄化工法が利用できない場合がある ④化学反応が可逆的に進行して再溶出する場合がある
	硫酸第一鉄	六価クロム	無毒性の三価クロムに還元	酸化反応により六価クロムに戻る場合がある		
	次亜塩素酸ナトリウム	シアン	難溶性塩を生成	重金属との錯塩を形成している場合は適用が困難	安価 1万円以下/m ³	
	硫酸第二鉄	シアン	酸化分解	砒酸鉄生成後に硫酸イオンが大量に残留する		
	塩化第二鉄	ヒ素	難溶性の砒酸鉄を生成	砒酸鉄生成後に塩素イオンが大量に残留する	高い 3万円程度/m ³	①薬剤が高価なため処理費が高くなる ②効果のパラッキが大きい
キレート剤	重金属一般	キレート化合物を形成し不溶化	化学反応が瞬時に起こり、取り扱いが難しい			

※概算工費は3,000 m³程度を対象としているがサイト条件や汚染度合いによって異なる。



アスベストとそれを取り巻く諸問題

さかき ばら まさき ゆき
榊原 正幸*

1. はじめに

アスベスト（石綿）は綿のような天然の鉱物繊維で、耐熱性・耐薬品性・絶縁性などの優れた性質を持っているため、世界中で建設資材、電気製品、自動車や家庭用品など約3,000種を超える形態・用途で利用され、「奇跡の鉱物」や「魔法の鉱物」などと呼ばれてきた（Ross, 1981; Zoltai, 1981; Cossette, 1984; Ross *et al.*, 1984; Skinner *et al.*, 1988）。ところが、近年、人間がこのアスベスト繊維を肺に吸引すると、数十年後にアスベスト肺、肺ガンや中皮腫などの健康障害を発症させる「恐ろしい鉱物」であることが医学的に明らかになってきた。このような状況を踏まえ、昨年9月に日本岩石鉱物鉱床学会および日本鉱物学会は愛媛大学と合同で公開シンポジウム「アスベスト問題を考える」を開催し（会場：愛媛大学）、その後、両学会の学術誌・岩石鉱物科学誌上で「アスベストおよびそれを取り巻く問題」という特集号を発刊した。本稿では、上記の特集号の内容のうち、アスベストの定義、種類・形状的特徴・物理化学的性質、検出・同定方法、生産国・生産量の歴史、用途および健康への有害性に関して、簡潔にまとめた。

2. アスベストの定義

アスベストは、鉱物学上、工業上および環境待機中とい

う観点から、それぞれ以下のように定義されている（東京都環境局, 2006）。

① 鉱物学上の定義

いわゆるアスベストは、天然に産する鉱物群のうちで、高い抗張力と柔軟性をもつ繊維状鉱物の集合（asbestiform）をなすものの“俗称”である。アスベストは、後述するように「蛇紋石グループ」および「角閃石グループ」の2つに区分される（図1）。また、世界保健機関（World Health Organization）では、形状として、長さが5 μm以上、幅が3 μm以下で、長さとの幅の比が3対1以上のもの、と定義している。

② 工業上の定義

一般的には、繊維状に集合した鉱物を採掘・加工して得られた工業原料を指して言う。

③ 環境大気中の定義

微小な繊維または繊維束の状態状態で空気中に浮遊するクリソタイル、直閃石、アモサイト、トレモラ閃石—アクチノ閃石およびクロシドライトを指して言う。

3. アスベストの種類、形状的特徴および成因

アスベストに含まれる鉱物・鉱物グループは、蛇紋石グループのクリソタイル、角閃石系の直閃石、アモサイト（茶石綿）、トレモラ閃石—アクチノ閃石およびクロシドライト

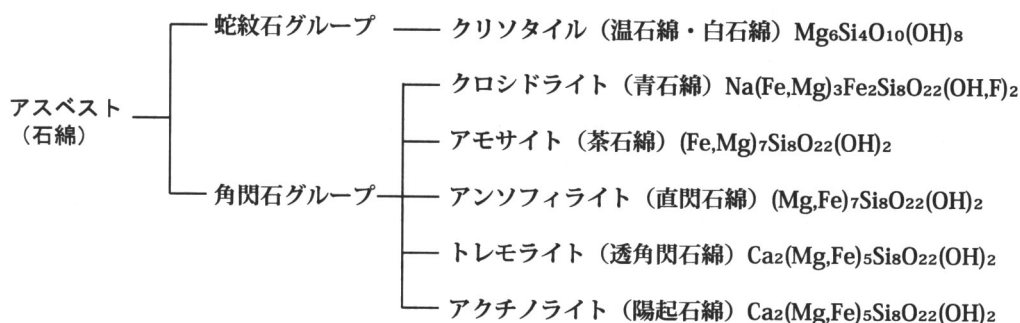


図1 アスベストの分類

* 愛媛大学教授 理工学研究科数理物質科学専攻地球進化学講座

(青石綿)がある。

蛇紋石はアンチゴライト、リザルダイトおよびクリソタイルの3種類の鉱物に分けられ、そのうちクリソタイルが石綿(温石綿, 白石綿)に相当する(図1)。ただし、蛇紋石系のアスベストは、クリソタイルが単独で存在することは少なく、アンチゴライトあるいはリザルダイトが混ざって存在する場合が普通である。

クリソタイルは、カンラン岩が変成して蛇紋岩化する際、生じた岩体の割れ目に霜柱のように繊維軸が直交する状態で結晶成長して形成される。主なクリソタイル鉱山はほとんどこのタイプである。後述するクリソタイルの柔軟性、優れた断熱性および絶縁性は、木の年輪のような層状の壁に囲まれた中空の管状構造(軸中央が中空のストロー状の構造)によっている。この特徴的な構造は、未だ人造繊維では製造されていない。

角閃石グループはアモサイト、クロシドライト、アンソフィライト、トレモライトおよびアクチノライトからなる(図1)。その他の角閃石系アスベストでは、ウィンチ閃石、リヒター閃石およびエデン閃石などが知られている(Gianfagna and Oberti, 2001; Gianfagna *et al.*, 2003)。クロシドライトはリーベック閃石の、アモサイトはグリユネル閃石のそれぞれ繊維状変種である。

4. アスベスト利用の歴史と生産の現状

4.1 世界のアスベスト生産の推移

アスベストの人類による世界初の利用は、紀元前約

2,500年以前のフィンランドであると言われている(Europaeus-Äyräpää, 1930)。また、紀元前のエジプトではミイラをつつむ布に、そして古代ローマやギリシャではランプの芯などにも利用された(Ross and Nolan, 2003)。マルコポーロの『東方見聞録』では、ヨーロッパで火に焼けないサラマンダーの皮と知られているものが鉱物である旨の記述があり、これが石綿ではないかと言われている。中国では、周の時代に征服した西戎からの貢ぎ物として石綿の布が入ってきて、火に投げると汚れだけが燃えてきれいになることから火浣布(火で洗える布)と呼ばれ珍重されていた。

さて、近年、世界の主要なアスベスト生産国は旧ソ連のウラル地方、カナダのケベック地方、南アフリカ南端部(南アフリカ共和国、ジンバブエ)が世界の三大産地で(Bowles, 1946)、ほぼ世界総生産量の約80%を占めている。このほかに中国、ブラジル、アメリカやギリシャ等の国々からも産出している(Virta, 2002)。

今日までのアスベスト全生産量のうち、クリソタイルがその約90%以上を占め、ついでアモサイトが数%、クロシドライトがほんの僅かとなっている。現在では、クリソタイルが世界のアスベスト総生産量の99%以上を占めている(Ross and Vitra, 2001; Vitra, 2002)。たとえば、クリソタイルの2,000年世界総生産量は約197万tで、最大の生産国はロシア連合(C. I. S.) (98万t)で、中国(37万t)、カナダ(32万t)、ブラジル(17万t)そしてジンバブエ(14万5千t)と続いている(Vitra, 2002)。

図2に1986~1988年の各国におけるアスベストの年間

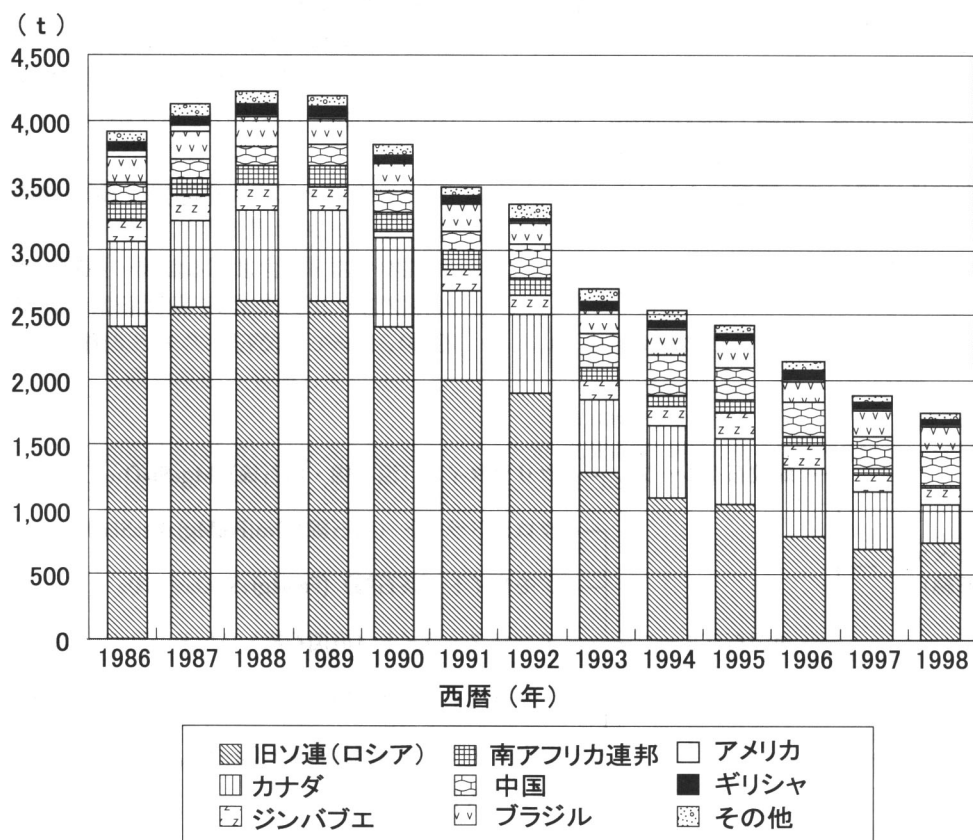


図2 1986年から1998年までの国別アスベスト生産量(榊原・上原(2006)のFig. 3を一部改作)

産出量の変遷を示す(アスベストについて考える会,1997; 日本石綿協会,1996)。世界の石綿産出量は1945年頃から急速に産出量が増加し,1970~80年頃には年間の産出量が約500万tのピークに達する。その後1990年頃まで漸減し,それ以降急激な減少の一途を辿っている。

主要なアスベスト産地の南アフリカ共和国では,1880年代に採掘が始まり,1950年代には世界のクロシドライトの97%を生産していた。同国のクロシドライト生産量は,1960~70年代のピーク後,輸入各国でアスベストによる健康被害が明らかとなるにつれて激減した(Virta,2002)。そして,1990年代には最後のブルーアスベスト鉱山も閉山した。

カナダはロシアと並ぶ大アスベスト生産国である。クリソタイル埋蔵量は世界でも最大級と言われ,ケベックのアスベスト町から東ブロートン(East Broughton)に及ぶ地域では,世界最大級(幅100km以上)のクリソタイル鉱脈が存在する(石油天然ガス・鉱物金属資源機構,2004)。

4.2 日本におけるアスベストの利用と生産の推移

日本では,1764年(明和元年)に平賀源内が秩父山中で発見した石綿で火浣布を作り,江戸幕府に献上したのが石綿の利用の始まりと言われている(秩父郡大滝村中津川の幸島家に残る古文書「鉱山記録」(埼玉県立自然史博物館,1985)。この火浣布は京都大学の図書館に保存されている。それ以来,各地(新潟,長崎および熊本県下)で小規模ながら石綿が採取され,石綿布等が作られてきた。明治20年代になって石綿製品の輸入に続いて,はじめて保温材等の製品が生産されるようになり,その後富国産業振興政策のもとに工業の発展が図られた。石綿セメントや石綿ジョイントシートの各製品も明治末期から昭和の初期にかけて国産化されはじめ,石綿は産業の発展を支えるかけがえのない材料の一つとして重要な役割を果たしてきた。

日本のアスベスト鉱床は蛇紋岩と密接に関係しており,北海道日高山脈,北上山地,阿武隈山地,秩父山地および静岡から九州中部に至る中央構造線沿いにおける産出が知られている。昭和19年(1944)には,国内で8,000t/年ほど生産されていた。

国内鉱山では,北海道中軸部・神居古潭帯の富良野市の布部,野沢および山部の各鉱山の生産量が圧倒的に大きく,1984年までに約32万tのアスベストが生産された。この地域では,アスベストの網状脈を含む蛇紋岩(アスベスト含有率1~3%)を露天採掘し,乾燥-破碎-真空吸引によって蛇紋岩とアスベスト繊維を分離し,製品としていた。最近でも,北海道・富良野市の野沢鉱山では,ボタ山の廃石からわずかな量のアスベスト繊維を取り出している(五十嵐ほか,1986)。

日本は1890年代にアスベストの輸入を開始した。その当時,日本で使用したアスベストの多くは,カナダ,南アフリカや旧ソ連などの諸外国から輸入されていた。第2次世界大戦中にはアスベストの輸入が中止されたため,政府は国内のアスベスト鉱山の開発を奨励した。その後,日本のアスベスト輸入量は1960年頃から増加し,1974年の35万tを最高に年間約30万t前後で推移し,1988年に再びピーク(約32万t)を迎えた後,以後不況およびアスベスト使用に関する規制のために年々減少し,2004年のアスベスト輸入量は約8,000tと大幅に減少している。1930年から2004年までのアスベスト輸入総量は約990万tで,そのうち1974年の輸入ピークから2004年までのそれは約670万t(約67%)に達する。このアスベストの輸入ピークの年代は,たとえばイギリスと比較すると,約10~15年遅れている(図3)。

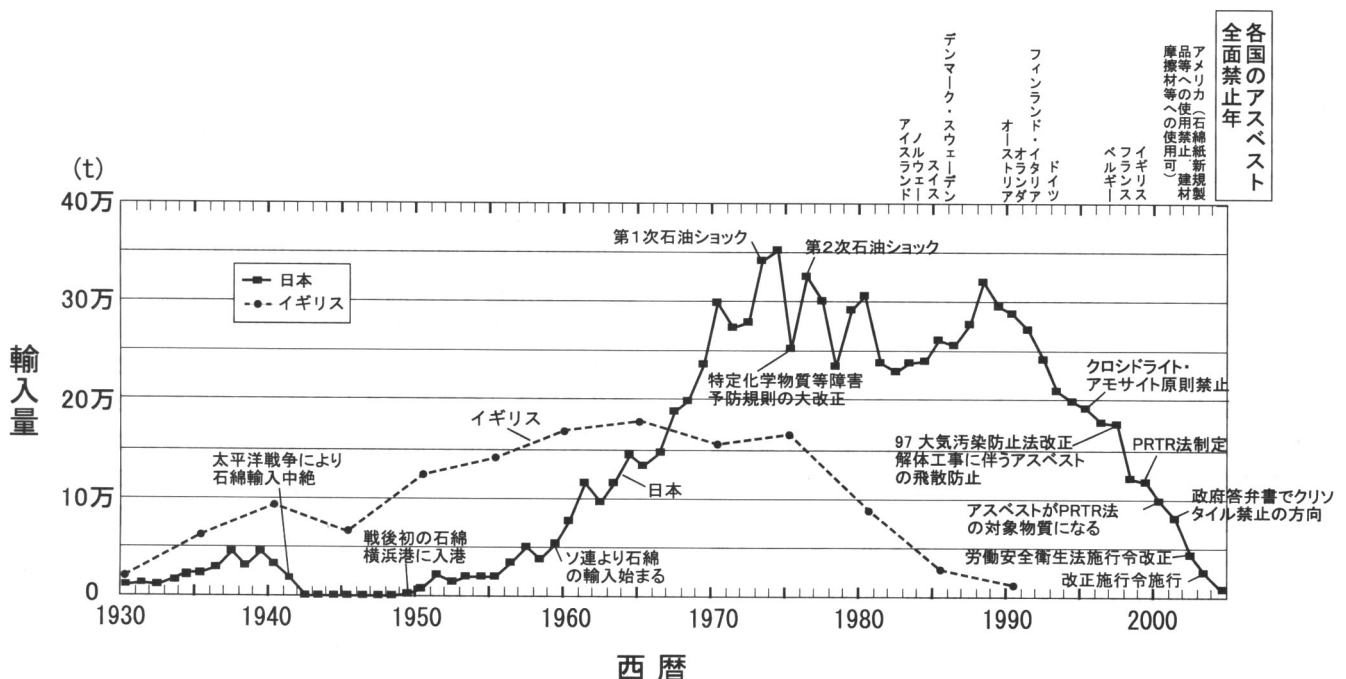


図3 日本およびイギリスのアスベスト輸入量の変遷 (榎原・上原 (2660) の Fig. 4 を一部改作)

表1 アスベスト繊維の物理・化学的性質

物理化学的性質	クリソタイル	アモサイト	クロシドライト	直閃石	トレモラ閃石	アクチノ閃石
色	白～灰緑色	黄灰色～暗褐色	暗青色～青紫色	黄褐色，緑褐色， 緑色	灰白色，緑色， 黄色，青色	緑色，白色，灰色
光 沢	光沢あり	ガラス質～ 真珠光沢	光沢ありもしくは なし	光沢ありもしくは なし	光沢あり	ガラス質
硬 度	2.5～4.0	5.5～6.0	4	5.5～6.0	5.5	6
比 重	2.4～2.6	3.1～3.25	3.2～3.3	2.85～3.1	2.9～3.2	3.0～3.2
抗張力 (kg/cm ²)	31,000	25,000	35,000	24,000	<5,000	<5,000
比抵抗 (MΩcm)	0.003～0.15	<500	0.2～0.5	2.5～7.5	—	—
柔軟性	優	良	優	良～不良	良～不良	良～不良
耐酸性	劣	良	優	優	優	良
耐アルカリ性	優	優	優	優	優	優
脱構造水温度 (°C)*	600～850	600～900	400～900	600～850	950～1,040	450～1,080
耐熱性	良 450°C位から 脆くなる	クリソタイルより やや良	クリソタイルと 同様	アモサイトと 同様	クリソタイルより 良	不良
紡糸性	良好	良	良	不良	不良	不良

注) *空气中

5. アスベストの物理化学的特性

さて、アスベストは、その物質的特性および経済性のため、さまざまな工業製品に使用されてきた。その物理化学的特性は表1のとおりである (Virta, 2002)。

① 紡織繊維性

工業的に利用されているアスベスト繊維は単結晶の束状集合体で、工学的に解綿できる最も細い繊維束の径はおおよそ1～2 μm程度である。一般に、アスベストは、それ以外の無機または有機繊維に比べ著しく細い。たとえば、クリソタイルの単結晶は一般に太さが約200～400 Åで、長さが約1～20 μmの中空管状をなしている (たとえば、Yada, 1971)。これはアスベスト繊維のなかで最も細い。また、アスベスト繊維は「しなやかさ」も有しており、クリソタイルのそれが最も優れている。そのため、加工しやすい。

② 耐熱性

クリソタイルは約600°C程度までは安定であり、この温度以上で脱水し、約850°Cで完全に脱水酸化する。

③ 抗張力

アスベスト単結晶の抗張力は珪酸塩鎖のSi-O-Siの結合の強さによっている (Orowan, 1948-1949)。クリソタイル繊維での抗張力は31,000 kg/cm²で、アモサイトやクロシドライトのそれも同様な値を示す。

④ 耐薬品性

耐酸性および耐アルカリ性は、アスベスト繊維の種類によって異なるが、酸・アルカリ以外の薬品に対しても比較的抵抗力が強いとされている。中でもトレモライトが最も優れているのに対し、クリソタイルが最も劣っている。他はこれらの中間的性質を示す (Hodgson, 1979)。

⑤ 絶縁性・耐摩耗性・防音性

アスベストは一般に熱絶縁性にすぐれている。クリソタイルの絶縁性は0.003～0.15 MΩ/cmで、一方角閃石類の

それは0.2～500 MΩ/cmを示す (Virta, 2002)。耐摩耗性は、グラスファイバーも含めて比較すると、クリソタイル、角閃石類およびグラスファイバーの順に低くなる (Virta, 2002)。また、防音性は極めて高い。

⑥ 経済性

他の材料に対して、経済的に安価である。

6. アスベストの分析方法

アスベストは、微細な結晶の集合体であるため、それらを検出・同定するためには、微小領域を観察・分析する手段が必要となる (榎並, 2006)。以下、榎並 (2006) で述べられている同定方法の概要をまとめる。

6.1 分散染色法

鉱物がそれぞれ固有の屈折率をもつことを利用した同定法である。顕微鏡の下で鉱物をそれとほぼ等しい屈折率を持つ浸液に浸し、分散染色型対物レンズを通して観察すると鉱物が発色する。これを分散染色という (宇野, 1992)。この発色は色素吸着などの化学的染色ではなく、物理的方法による染色である点に特徴がある。分散染色法を用いると、浸液との屈折率のわずかな差が色調の違いとして観察できる。したがって、浸液の屈折率が既知であれば、分散染色法によってアスベストの種類を推定できる。また、アスベスト類に応じて使用する浸液を変えることにより、対象とするアスベストを発色させることができるため、不純物を含む場合でもそれらを識別することが可能である。

6.2 粉末X線回折法

粉末試料にX線を照射すると、結晶の格子面によりX線が散乱し、ブラッグの条件式を満足するとき、強い回折ピーク (回折スペクトル) が観測される。X線回折スペク

トルは、鉱物種ごとに固有であるため、鉱物の同定に利用される。この方法では、蛇紋石族鉱物は角閃石族鉱物と容易に区別できる。ただし、簡便な粉末 X 線回折法では、カオリナイトが混入していた場合、それをクリソタイルと誤認する可能性がある。

6.3 EPMA (電子線プローブマイクロアナライザ) 化学分析法

物質に電子線を照射すると、それを構成している原子の軌道電子がはじき飛ばされ空孔が発生することがある。そこに、よりエネルギー準位の高い外側の軌道から電子が遷移すると、原子ごとに特有のエネルギーを持つ X 線 (特性 X 線) が発生する。したがって、この X 線のエネルギーもしくは波長を測定することによって、鉱物がどのような化学組成をもっているかを知ることができる (定性組成分析)。EPMA は、走査型電子顕微鏡に X 線検出器を組み合わせたもので、アスベストの形態を観察できるとともに、粒子ごとの化学組成を測定することができる。なお、透過型電子顕微鏡を用いた分析装置もアスベスト研究に利用されている。

6.4 顕微レーザー・ラマン分光法

固有振動数 V_i の原子に、振動数 V_0 の単色光を照射すると、入射光の大部分は振動数が変化せずに散乱するが、極めて弱いながら一部は振動数 $V_0 \pm V_i$ の光となって散乱する。後者をラマン効果といい、それを測定したものがラマン・スペクトルである。ラマン・スペクトルは、レーザー光源の実用化と光学顕微鏡装置の組込みにより、局所分析法として特に物質・材料科学分野で広く使用されている。ラマン・スペクトルは、物質ごとに固有であるため、鉱物の同定に利用できる。ラマン分光法を利用したアスベストの同定に関しては、いくつかの報告がある (Bard *et al.*, 1997; Rinaudo *et al.*, 2003; Auzende *et al.*, 2004)。

6.5 建材中のアスベスト含有率測定方法

現在、アスベストを含む建築物を解体する際のアスベスト含有率測定方法は、平成 17 年に厚生労働省によって定められている (基安化発第 0622001 号, 平成 17 年 6 月 22 日)。その手順の概要は以下のとおりである。まず、分析対象の建材から適切な量の試料を採取し、粉碎・加熱などの処理を行った後、分析用試料を調整する。次に、位相差顕微鏡を使用して分散染色分析法による定性分析および粉末 X 線回折法による定性分析を行い、アスベストの含有を確認する。含有が確認された試料は、ギ酸で処理して定量分析用の試料を調整し、基底標準吸収補正法による粉末 X 線回折法により定量分析を行い、アスベスト含有量を算出する。詳細は、厚生労働省のホームページを参照されたい。

7. アスベストの用途

現在、アスベスト製品は石綿を全重量の「1%以上」含むものと定義されている。しかしながら、この含有率は 2005

年 9 月に労働安全衛生法など関係法令が改正されたことに伴って見直され、0.1%以上の石綿を含む建材などがすべてその対象となり、今年中に実施される見通しである。

現在、アスベストの利用形態は 3,000 種以上あるといわれているが、日本では建材関係 (アスベストセメント材一壁材や屋根材等) が約 80%、摩擦材 (ブレーキやクラッチフェーシング) が約 7%、そして石綿ジョイントシート関係が約 3%となっている。特に、アスベストは強度を備えた微細な繊維構造を持つため、住宅屋根用化粧スレートや繊維強化セメント板などに加工され、建築物の壁・屋根・外装・内装の材料などの建築資材の繊維素材として使用されてきた。建築材以外では、ジョイントシートやシーリング材に加工され、化学プラント等の配管や機器のガスケット、漏洩防止用のグランドパッキンに広範に使用されているほか、耐熱・電気絶縁板やエスカレーターのブレーキ、自動車のブレーキ・ライニングやクラッチ・フェーシング等の産業用磨耗材などに使用されている (日本環境衛生センター, 1989)。

8. アスベストの有害性

アスベスト粉塵を吸入することによって起こる健康影響としては、アスベスト肺、肺がん、悪性中皮腫 (胸膜、腹膜、心膜および精巣しょう膜)、びまん性胸膜肥厚、良性アスベスト胸水 (アスベスト胸膜炎) がある。特に、中皮腫はアスベストとの関係が非常に深いとされている。

村井 (2006) は、剖検例の検索によって、アスベスト関連疾患患者数の増加傾向およびアスベストによる健康被害が進行状況を明らかにした。アスベスト小体の検索から、アスベスト汚染がほとんどの住民に及んでいること、また、肺がんの約 1 割、悪性中皮腫の約半数が職業的な曝露を受けていることも明らかになった。アスベスト関連疾患患者の肺内からは主にアモサイトおよびクロシドライトが検出されている。両繊維とも縦横比が大きい繊維で、特にアモサイトは長い繊維が多く、クロシドライトは短い繊維が多いとされている。村井 (2006) はこのような形状が両繊維の有害性の強い理由であると指摘している。このことは動物実験によっても証明されている (Stanton *et al.*, 1981)。

一方、工業的に多く使用されたクリソタイルはあまり多く検出されていない。このことは、短い繊維で多く存在している可能性も否定できないが、少なくとも長い繊維としてはそれほど多く肺内に存在していないことを示している。また、トレモラ閃石およびアクチノ閃石が背景人口で多く見られたが、クリソタイルやタルクに混入していた可能性が考えられる。アスベスト小体は、縦横比が大きな長い繊維で形成されやすく、比較的害の強い繊維を評価しているという意味で、有効なアスベスト曝露の指標であるとされている (村井, 2006)。

9. おわりに

現在、問題となっているアスベストを使用した建築物は

解体・処分され、アスベスト健康被害の原因は近い将来ほぼ取り除かれると予想される。しかしながら、その潜伏期間を考えると、アスベストによる健康被害者は今後数十年間増加しつづけるであろう。また、アスベストによる健康被害を経験した国として、現在も使用を続けている国々に対してそのリスクを伝えていく道義的責任があると思われる。

謝辞：城前恭子氏には、図面を作成していただいた。記して謝意を表する。

参考文献

- 1) アスベストについて考える会：アスベストについて考えるホームページ、<http://park3.wakwak.com/~hepafil/index.html>, 1997.
- 2) Auzende, A.-L., Daniel, I., Reynard, B., Lemaire, C. and Guyot, F.: High-pressure behavior of serpentine a Raman spectroscopic study, *Phys.Chem.Mineral.*, 31, 269-277, 2004.
- 3) Bard, D., Yarwood, J. and Tylee, B.: Asbestos fibre identification by Raman microspectroscopy, *J. Raman Spectrosc.*, 28, 803-809, 1997.
- 4) Bowles, O.: Asbestos-The silk of the mineral kingdom, The Ruberoid Co., New York, pp.13-22, 1946.
- 5) Cossette, M.: Defining asbestos particulates for monitoring purposes. In Levadie, Benjamin, ed., *Definitions for asbestos and other health-related silicates*: Philadelphia, Penn., American Society for Testing and Materials, *ASTM Special Technical Publication*, 834, 5-50, 1984.
- 6) 榎並正樹：造岩鉱物学からみるアスベスト同定法とその問題点, 岩石鉱物科学, 35, 11-21, 2006.
- 7) Europaeus-Äyräpää, A.: Die Relative Chronologie der Steinzeitlichen Keramik in Finnland. I-II, *Acta Archaeologica I. Fasc. 2 & 3*. Köbenhavn, 1930.
- 8) Gianfagna, A., Ballirano, P., Bellatreccia, F., Bruni, B., Paoletti, L. and Oberti, R.: Characterization of amphibole fibres linked to mesothelioma in the area of Biancavilla, eastern Sicily, Italy. *Mineralogical Magazine*, 67, 1221-1229, 2003.
- 9) Gianfagna, A. and Oberti, R.: Fluoro-edenite from Biancavilla (Catania, Sicily, Italy)-Crystal chemistry of a new amphibole end-member, *American Mineralogist*, 86, 1489-1493, 2001.
- 10) Hodgson, A. A.: Chemistry and Physics of Asbestos, In *Asbestos: Properties, Applications and Hazards*, edited by L. M. a. S. S. Chissick. New York: John Wiley & Sons, 1979.
- 11) 五十嵐俊雄・土居繁雄・藤原哲夫・庄谷幸夫・矢島淳吉：非金属鉱床（第8章の2），日本の地質「北海道地方」, pp 183-186, 1986.
- 12) 日本環境衛生センター：アスベスト代替品のすべて, 協立印刷, pp. 474, 1989.
- 13) 日本石綿協会：THE ASBESTOS/せきめん読本, WS & H Asbestos Database, <http://wsh.med.uoeh-u.ac.jp/asbestos/index.html>, 1996.
- 14) 村井嘉寛：肺内石綿繊維からみた石綿関連疾患, 岩石鉱物科学,

- 35, 34-39, 2006.
- 15) Orowan, E.: Fracture and strength of solids, *Rep. Prog. Phys.*, 12, 185-232, 1948-1949.
- 16) Rinaudo, C., Gastaldi, D. and Belluso, E.: Characterization of chrysotile, antigorite and lizardite by FT-Raman spectroscopy, *Can. Mineral.*, 41, 883-890, 2003.
- 17) Ross, M.: The geologic occurrences and health hazards of amphibole and serpentine asbestos, Chapter 6. In *Amphiboles and other hydrous pyriboles-Mineralogy, Reviews in Mineralogy*, vol.9A (Veblen, D. R., Ed.), 279-323, Mineralogical Society of America, 1981.
- 18) Ross, M. and Nolan, R. P.: History of asbestos discovery and use and asbestos-related disease in context with the occurrence of asbestos within ophiolite complexes, in Dilek, Yildirim, and Newcomb, Sally, eds., *Ophiolite concept and the evolution of geological thought, Geological Society of America Special Paper 373*, 447-470, 2003.
- 19) Ross, M., Kuntze, R. A. and Clifton, R. A.: A definition for asbestos, In Levadie, Benjamin, ed., *Definitions for asbestos and other health-related silicates*. Philadelphia, Penn., American Society for Testing and Materials, *ASTM Special Technical Publication*, 834, 139-147, 1984.
- 20) Ross, M. and Virta, R. L.: Occurrence, production and uses of asbestos, in Nolan, R. P., Langer, A. M., Ross, Malcolm, Wicks, F. J., and Martin, R. F., eds., *The health effects of chrysotile asbestos-Contribution of science to risk-management decisions, The Canadian Mineralogist, Special Publication 5*, 79-88, 2001.
- 21) 埼玉県立自然史博物館：自然史だより, 1, <http://www.kumagaya.or.jp/~sizensi/print/dayori/dayori.html>, 1985.
- 22) 榊原正幸・上原誠一郎：アスベストとは何か?, 岩石鉱物科学, 35, 3-10, 2006.
- 23) 石油天然ガス・鉱物金属資源機構：資源開発環境調査カナダ, JOGMEC 金属資源レポート 2004, pp. 93, 2004.
- 24) Skinner, H. C. W., Ross, M. and Frondel, C.: Asbestos and other fibrous materials-Mineralogy, crystal chemistry, and health effects, New York, Oxford University Press, pp. 204, 1988.
- 25) Stanton, M. F., Layard, M., Tegeris, A., Miller, E., May, M., Morgan, E. and Smith, A.: Relation of particle dimension to carcinogenicity in amphibole asbestoses and other fibrous minerals, *J. Natl. Cancer Inst.*, 67, 965-975, 1981.
- 26) 東京都環境局：建築物の解体等に係るアスベスト飛散防止対策マニュアル(改訂版), <http://www2.kankyo.metro.tokyo.jp/kazizen/kisei/taiki/asbest/index.htm>, 2006.
- 27) 宇野泰章：分散染色法によるアスベストの光学的同定, 粘土科学, 32, 42-52, 1992.
- 28) Virta, R. L.: Asbestos: Geology, Mineralogy, Mining, and Uses, *U. S. Geological Survey Open-File Report 02-149*, 35, 2002.
- 29) Yada, K.: Study of microstructure of chrysotile asbestos by high resolution electron microscopy, *Acta Cryst.*, A 27, 659-664, 1971.
- 30) Zoltai, T.: Amphibole asbestos mineralogy (chapter 5), In Veblen, D. R., ed., *Amphiboles and other hydrous pyriboles-Mineralogy. Reviews in Mineralogy*, 9 A, pp. 237-278, 1981.

RBCA：リスク評価に基づいた修復措置 —“環境リスクの低減”という考え方—

にしだみちお*
西田道夫*

はじめに

平成15年2月に土壤汚染対策法が施行され、土壤汚染への取り組みが評価される時代を迎えている。法では人の健康被害が生じるまたは生じるおそれがある場合に措置の対象となると定めている。人の健康被害が生じるまたは生じるおそれがある場合とは、表に示す3ケースである。

	土壤汚染	地下水汚染	飲用	立入り
ケース：①	有	有,または可能性	有	—
ケース：②	可能性	有	有	—
ケース：③	有,または可能性	—	—	有

すなわち、土壤汚染対策法は、土壤汚染があった場合に浄化を義務づけるものではなく、健康被害の発生があるまたは可能性があると思われる場合に、リスクの低減措置を行うこと、としている。つまり、土壤汚染が存在しても人への暴露の可能性がない場合は、健康被害の発生があるまたは可能性がある場合には相当せず、法による措置の対象とはならない。「人への暴露の可能性の評価」が措置命令のポイントになっている。

我が国の現状

土壤汚染対策法の実績は、法の施行後3カ年で調査対象件数が約2100件、調査実施件数が約450件、指定区域に指定された件数（土壤汚染に該当すると判定された件数）104件で、指定区域の指定が解除された件数（浄化が実施され土壤汚染が除去された件数）が約60件である。しかし、現実の土壤汚染ビジネス市場は年間で約8,000件を上回り、その受注額は約1,000億円に達すると考えられる。これらの大部分は不動産売買に伴う調査・対策であり、資産価値の保全の観点からの取り組みが中心となっている。

土壤汚染は無いに越したことはない。しかし、土壤汚染がもたらすリスクは、ほとんどの場合早急に対策が必要なほど重大な影響（高いレベルのリスク）をもたらすものではない。それは現実が証明している。つまり、指定区域に

指定された104件において健康被害の報告は無い。土壤汚染の大部分は調査が行われて初めて発覚するものである。調査が行われなければわからないのである。しかしながら現実には調査の結果土壤汚染があると判定される、つまり指定基準を超過しているということだけで浄化が実行されている。すなわち、土壤汚染を排除することに重点が置かれている。そこには土壤汚染とどう付き合うか、いかに管理するかという観点はない。具体的には土壤汚染の実態を把握し、それがもたらす健康被害の発生を含めた環境へのリスクを評価して適切な管理を行い、場合によっては浄化を含む対策を行う、という観点欠缺している。

RBCAとはなにか？

RBCAは、Risk-Based Corrective Actionの略であり、日本語では『リスク評価に基づいた修復措置』と翻訳されている。RBCAは米国の土壤汚染対策の考え方で、土壤汚染による環境リスクを定量的に評価して、その結果に基づいて現実的で経済的な対策措置を実施して、リスクの低減を目的とする。このようなリスク評価に基づく対策は、欧州でも開発され、一般的に利用されており、我が国でも独立行政法人産業技術総合研究所・地圏資源環境研究部門・地圏環境評価研究グループ：駒井武研究グループ長を中心として、地圏環境リスク評価システム（GERAS：Geo-Environmental Risk Assessment System）が開発された。

RBCAの特徴は、一律の基準に従って汚染対策を行うのではなく、リスクアセスメントに基づいて現実的で経済性の高い汚染対策を実施する手順を示したものである。つまり、サイトのリスク評価を行い、これに措置と管理の一定の水準を適用することで、合理的かつ妥当な修復措置を行う戦略的な用語である。RBCAの正式な定義は「適性かつコスト効果が高い修復を選択すること、限定された資源を適切に配分することを確実にするための既存の修復措置プロセスと、暴露とリスク評価の実務が統合された、一連の流れによるアプローチ」である。

たとえば、RBCAにおいて修復措置の選択を行ううえで、現在の土地利用および将来の土地利用を検討することはきわめて重要な位置を占めている。土地利用の選択によっては土壤汚染がもたらすリスクに差異があるために、リ

* 協同組合地盤環境技術研究センター 理事

スクに基づいた修復措置を行うためには土地利用の決定が前提となる。

RBCA が目指すゴールには以下のことが要求されている。

- ・人の健康と環境の保護を護ること。
- ・矛盾がなくかつ技術的に評価できる方法であること。
- ・現実的でコスト効果の高い調査と修復を行うこと（コストがかかっては長続きしない）。
- ・修復と再開発が併行で実施されること（再開発が本来の目的であり、ビジネスとしても成立すること）。

RBCA はステークホルダー（利害関係者）間のコンセンサス（合意）を基準とした一連のプロセスであり、以下の特徴を持っている。

- ☆サイトアセスメントと修復措置に、リスクアセスメント理論を標準的に適用する。
- ☆自由度のない浄化基準を押し付けるのではなく、人の健康と環境および地下水のリスクの低減と排除に重点を置いて、さまざまなアプローチを許容している。
- ☆土地利用、暴露経路および地下水への影響について、そのサイト特有の条件を踏まえた検討を行う。
- ☆自然減衰法の広い利用を許容する。

なぜ RBCA には 3 階層があるのか？

RBCA は階層 1 (Tier 1) から階層 3 (Tier 3) までの 3 つの階層からなる。これは RBCA の目指すゴールが環境基準の達成を唯一の目標としたプロセスだけではなく、修復措置の本来の目的に立ち戻った人の健康と環境の保護、すなわち環境リスク低減を目指すアプローチも取り入れ、リスク評価に基づいて一定のリスクレベルを達成することを目標とする考えに基づくものである。階層 1 では安全側の修復措置が選択されるが、階層 3 ではサイト特有の修復措置の選択が可能となる代わりに、より詳細なデータを収集し、より高度な解析が要求される。

陸上競技の走り高跳びを例にとれば、以下のように説明される。

バーをクリアする場合に、より大きなエネルギーを使ってバーの遥か高く飛ぶほど安全性が高く、手加減してギリギリで低く飛ぶことは安全性が低くなる。低く飛ぶ場合でもバーをクリアすることを確実にするためには、より高いレベルの技術が必要である。

すなわち、より高い階層（1 より 2、あるいは 2 より 3）へ向かうに従い、当事者はデータ収集やその解析に当たって、より大きな労力を必要とするということである。

次に、RBCA の対策事例を紹介する。

●サイトの状況：鉛汚染のあるサイトであり、汚染物質による住民の暴露可能性が指摘されている。

① 階層 1 の検討

このサイトにおいて、土壌・地下水汚染に対し全てを安全側にする考え方、たとえば 24 時間子供がいるという想定に基づき、リスクを高く評価し、地下水規制値を飲料水レベルにする高い目標を設定し、浄化を検討する。

RBCA による検討の結果、階層 1 を実施する場合、達成

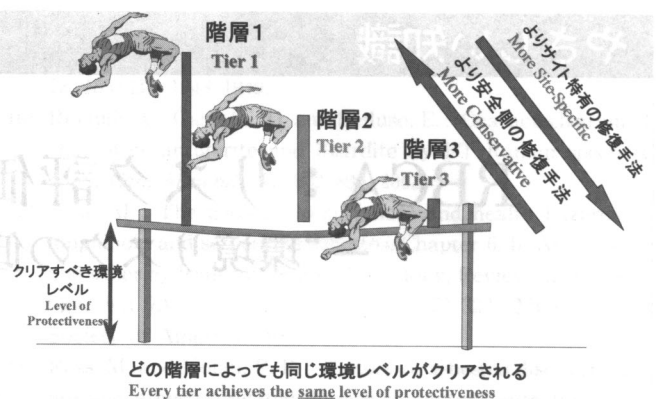


図 1 RBCA における浄化措置の階層

すべき浄化目標が非常に高く、高度の技術が必要で経済的にも非常に高いコストが必要であり、現実的に困難で達成できない。

② 階層 2 の検討

実現可能な浄化措置を、より詳細な分析に基づき実施する。

階層 1 では最も汚染の影響を受けやすい子供がいると想定したが、検討の結果、対象地は工業地帯であり子供は居らず、将来にわたっても大人のみが滞在すると想定できるため、汚染の影響も非常に低いことが判明した。この結果、汚染物質を全て浄化する必要がなく、浄化規模を小さくすることが可能となった。経済面も考慮し、この規模の浄化の実施の可能性を検討する。

③ 階層 3 の検討

階層 2 も実現不可能であれば、階層 3 へ移行する。より詳細な調査を行い、リスクを高い精度で評価する。対象となる工場地帯には女子従業員がいることがわかったため、妊婦の胎児への影響を考慮し、妊婦が出入りする範囲に対して安全なレベルまでの浄化を検討する。汚染物質の残留量は多くなるが、より具体性があり現実的な対策として、対象地域では将来にわたり幼稚園・学校の建設制限、地下水利用の制限などの厳しい条件が付けられる。また、実施に当たっては、行政機関やすべての関係者の同意も必要となる。

RBCA のまとめ

各階層の概要は以下のとおりである。

① 階層 1

- ・予備的なサイトアセスメント
- ・サイトを安全側のリスクに基づくスクリーニングレベル (RBSL) と比較する。
- ・初期対応措置の必要緊急度を等級づけする。もし RBSL を超過していれば階層 2 へ進む。

② 階層 2

- ・リスクに基づくサイト特有の目標レベル (SST) を策定する。
- ・SST を満足するための修復方法を選択する。
- ・あるいはもっと詳細な階層 3 評価を実施する。

③ 階層3

- ・もっとサイトデータを収集し、もっと詳細な評価を行う。

階層1から階層3に進むにつれて

- ▶それぞれのレベルはより一般的でなくなる。(サイト特有のものになる)
- ▶それぞれのレベルはより安全側でなくなる。(修復可能範囲が限定される)
- ▶それぞれの階層の目的は同じである。(許容できるリスクレベルを守ること)
- ▶それぞれの階層は、同一の健康保護レベルを実現する。

すなわち、RBCAでは階層1から階層3までのいずれのアセスメントから修復対策に進んでも、対策後の環境リスクは同等の大きさであることが原則である。データ収集のレベルと解析のレベルは階層が高次になるほど複雑にな

り、経済効果の高い修復対策の選定が可能になる。そのかわり、階層が高次になるほど要求されるデータが多くなり、アセスメントの費用と時間が多く要求される。

通常の汚染対策では、地下における汚染物質の濃度を環境基準に適合するレベルまで低下させることを目的とするが、RBCAでは汚染によって引き起こされる環境リスクを低減することを目的としている。また、環境リスクを低減するための実現可能な手法を合理的に決定するために、階層別の検討を行うという点がRBCAの大きな特徴である。すなわち、RBCAプロセスは、修復措置の中にリスク管理を導入することを目的としており、より効果的な修復措置を実行するためにも、対策を指導する行政機関やコンサルタント等の関係者が、対策方法の検討に際してRBCAプロセスを実施することを期待する。

《第10回 風土工学シンポジウム》 美しい日本の国土の復権を！ —“国土づくり”と“人づくり”—

主催：学校法人常葉学園 富士常葉大学、特定非営利活動法人 風土工学デザイン研究所

日時：2006年9月22日(金) 10:00~17:00

会場：中央大学駿河台記念館370号室 (JR御茶ノ水駅から徒歩3分)

後援：国土交通省、土木学会、水資源機構、河川環境管理財団、アジア民族造形学会、日本感性工学会、日本感性教育学会、富士学会、中部地名文化研究会、日本土木工業協会、全国測量設計業協会連合会、全国地質調査業協会連合会、建設コンサルタンツ協会、日刊工業新聞社、日刊建設工業新聞社、日刊建設通信新聞社 (交渉中を含む)

《シンポジウム次第》

10:00~10:10 開会挨拶 田村喜子 (特定非営利活動法人 風土工学デザイン研究所 理事長)

【第1部 講演】

10:10~11:05 中村英夫 (武蔵工業大学学長) 「日本の都市の再生へ向けて」

11:05~12:00 青山俊樹 (水資源機構理事長) 「美しい国土形成を目指して」

12:00~13:00 昼食

13:00~13:55 加藤尚武 (鳥取環境大学名誉学長) 「風景は誰のものか—所有権のない公共財—」

13:55~14:50 松尾 稔 (科学技術交流財団理事長) 「教育と国土づくり—大人に対する“ひろ—い意味”での教育—」

14:50~15:50 沢田敏男 (京都大学名誉教授) 「特別講演」

15:50~16:00 休憩

【第2部 パネルディスカッション】

パネルディスカッション：「美しい日本の国土の復権を！—“国土づくり”と“人づくり”—」

16:00~17:00 コーディネーター：竹林征三 (富士常葉大学環境防災学部教授・附属風土工学研究所所長)

パネラー：沢田敏男、松尾稔、加藤尚武、青山俊樹、中村英夫

17:00~17:10 閉会挨拶 木宮和彦 (学校法人 常葉学園 学園長)

17:30~ 懇親会 (中央大学駿河台記念館330号室。会費制)

◆特定非営利活動法人 風土工学デザイン研究所：TEL 03-5283-5711 FAX 03-3296-9231

〒101-0054 東京都千代田区神田錦町1-23 宗保第2ビル7階 E-mail: design@npo-fuudo.or.jp

車窓から見る地形・地質

由布院盆地

大分県 湯布市

JR 久大本線

はじめに

JR 久大本線は、福岡県久留米市から大分県大分市を結んで、九州島の北拗り 1/3 をほぼ東西に湯布院・玖珠・日田の3盆地を縫って走っている。沿線は松山～伊万里構造線の影響を受けていると思われ、別府～熊本地溝帯とも重複している部分もある。

今回紹介する由布院盆地は、大分川と筑後川の分水嶺東側に位置し、大分川水系源流部の水を集める盆地である。盆地一帯の特徴は、第四紀の火山活動が盛んだった地域で、盆地平坦面と周囲の山々との標高差が大きく、地形・地質が変化に富んでいることにある。

由布院盆地およびその周辺の案内は、大分駅から久留米駅に向かう下り線方向の車窓からとする。

由布院盆地

由布院盆地への唯一の入り口は、大分川と国道 210 号線、久大本線が並行してやっと通れる狭窄部であるが、此处は、津々良断層と 90 度で交わる由布院断層である (図 1, 写真 1)。

盆地は、東西約 3.2 km, 南北約 2.4 km の楕円形をしている。伝説では、この盆地はかつて湖であったが、前出の狭窄部が切れて水が引き、現在の美田になったとされ、古い集落は周囲の一段高い山麓に存在している。

私は、昭和 30 年代の終わり頃、盆地内を流れる大分川の護岸工事に携わったことがあるが、河床は泥質土・腐植土・火山灰等の軟弱土で構成されていた。当時「底なし」と言われ、粗朶沈床や木杭等を基礎にして築堤を行った経験がある。

狭窄部を抜けた電車は、由布院断層沿いに北に向きを変えて進むと間もなく南由布院駅に着く。当駅の進行方向

正面に、突然、盆地との比高約 1,100 m の由布山 (標高 1,583.5 m) がその全容を表す。一瞬、息を呑む光景である。

朝の NHK 連続ドラマ「風のハルカ」でも、タイトルバックに流しているあの景観である。

しかし、威容を誇る由布山も、車窓からは見えない裏側北斜面では崩壊が続いており、山容の変わることが懸念さ



写真 1 由布院断層の狭窄部

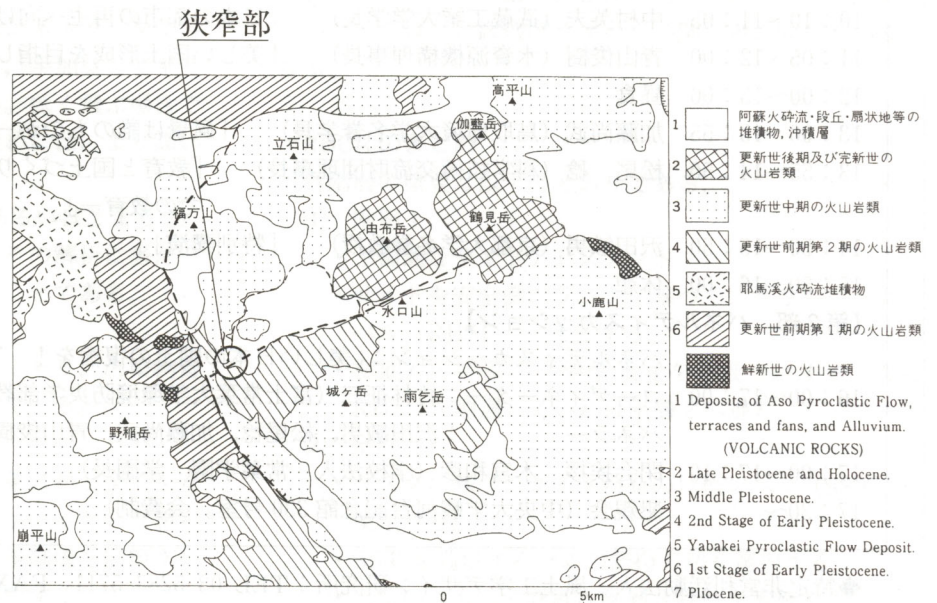


図 1 時代区分された火山岩類の分布



写真2 南由布院駅より

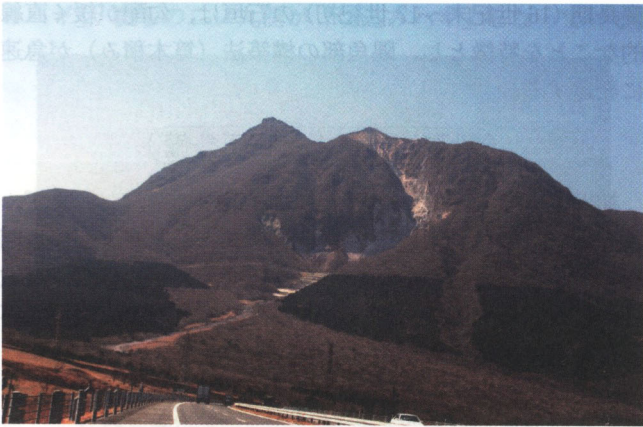


写真3 由布山の大崩壊

れている。当崩壊の歴史は古く、かつては富士山の大沢崩れ、島原の眉山崩れと並ぶ、豊後の由布山崩れとして、日本三大崩壊に数えられていた(写真2, 3)。

電車は、南由布院駅を出ると由布山の懐目指して進み、U字形の頂点由布院駅に着く。

由布院盆地を取り囲む山々は、いずれも盆地平坦面(約4~450m)との標高差が大きいのが特徴で、盆地入り口右から城ヶ岳、倉木山、水口山、由布岳、飛岳・池の台、福万山、カルト山の順に1,000m前後(由布山を除く)の山がぐるりと連なっている。

城ヶ岳の地質は、更新世中期の小鹿山~雨乞岳火山群に属し、輝石安山岩溶岩である。

飛岳~福万山は、更新世後期の福万山~立石山火山群に属し輝石安山岩溶岩で飛岳は輝石角閃石デサイト溶岩である。由布山は隣の鶴見山とともに更新世後期および完新世の由布~鶴見火山群に属し、山体は、主火山体噴出物の溶岩および火砕物(輝石角閃安山岩)、山頂溶岩および側火山溶岩で構成されている。

別府から湯布院へ通じるR216号線が、由布院盆地に下り始める高台に盆地が一望できる「狭霧台」がある。この

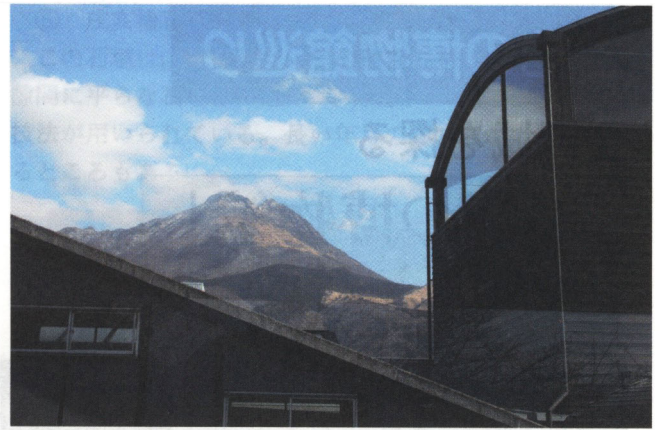


写真4 由布院駅

狭霧台と倉木山裾の由布院断層との間の斜面に1,596年「津江岩屑なだれ」と呼ばれる大規模な地すべりが発生、下方の2集落を壊滅させている。

現在でも急斜面の滑落跡の地形は明瞭に残っているが、車窓からその全容は見られない。

湯布院の街は、現在、全国から訪れる観光客で賑わいを見せているが、ここは、大分県が展開して世界的な運動にまで発展した「一村一品」運動の先進モデルとなった町である。

湯布院町の「まちおこし」は、優れたリーダーの元、地域が従来から持っていた温泉(湧出量全国5位以内)・人情・景観・自然等の資源に「何も加えない、何も変えない、開発しない」を理念としながら、唯一、積極的に導入したのが「文化・芸術」である。

映画館が1軒もない町で「全国映画祭」が盛大に行われ、有名な監督や俳優が喜んで参加している。音楽祭も同様に音楽ホール一つ無い町で、これも毎年盛大に行われている。

湯布院町のシンボルである由布山と絶妙のマッチングを見せる黒塗りの駅舎は、国際的な建築家磯崎新の作品で、停車中の車窓からも駅舎の丸いドームの向こうに由布山の上半分が見られる(写真4)。

由布院駅(標高453m)を出発すると電車は、徐々に高度を上げながらUターンする形で進行するので、左側車窓から通過してきた由布院盆地を見下ろすことができる。やがて列車は、盆地入り口の対面山腹で由布院盆地と別れ、大分川と筑後川の分水嶺の長いトンネルに入る。

おわりに

当初は、久大本線の大大分県内の地形地質を紹介する予定で取材しましたが、今回は紙面の都合で由布院盆地とその周辺に限定しました。

文中の地質、表記、名称等々についてはできるだけ最新のものを引用させて頂いたつもりですが、日進月歩の研究の成果は多く、古い表現等が混じっていることをご容赦ください。

[冷川久敏(日本地研(株)大分支店 支店長)]

各地の博物館巡り

金沢城を探る

「石垣の博物館」 その技と意匠



金沢城公園： 五十間長屋

菱櫓

はじめに

平成8年に、「お城の中の大学」として親しまれた金沢大学が郊外へ移転したのを機に、城地は城址公園として整備公開され、平成13年7月には、二ノ丸の菱櫓・五十間長屋・橋爪門続櫓が江戸後期の姿で復元された。伝統技法による復元は平成の築城とうたわれ、これに伴う石垣等の解体修理によって多くの知見が得られ、その後の金沢城研究の基礎が固まったといわれている。また、同時期に石川県教育委員会に金沢城研究調査室が設置され、金沢城の学術的価値を総合的に解明しようと、絵図・文献、埋蔵文化財、建造物、石垣構築技術などの調査研究が展開されている。

研究成果の一部が、平成17年3月に「金沢城調査研究パンフレット No.3 金沢城を探る「石垣の博物館」その技と意匠」として発行されており、金沢城の石垣は技法や意匠の多様性に特色があり、「石垣の博物館」とも称されると報告されている。今回、「各地の博物館巡り」の執筆の機会を得たので、主にパンフレットの内容に基づいて、「石垣の博物館」としての金沢城を紹介する。

戸室石切丁場

金沢城の石垣は、ほとんどすべてが戸室石で築かれている。戸室石は、城の南東約8kmにある戸室山(標高548m)周辺から産出する角閃石安山岩の通称であり、青みを帯びた石が「青戸室」、赤みを帯びた石が「赤戸室」と呼ばれ、青戸室の方が赤戸室より石質が緻密で堅く少し重い。二つの石の配色が独特のやわらかい石垣の雰囲気醸し出している。石切丁場で採掘された石材は、現地で石垣石に加工され、約12km離れた城内の普請場まで運ばれたが、運搬作業(石引)は重労働であり、多くの人足が動員された。現地には、当時の石切丁場や石引道が今も残っている。

初期金沢城の石垣普請

金沢城の石垣普請は文禄元年(1592)に始まる。石材は当初から戸室石を用い、不揃いな自然石や割り石を巧みに

積み上げて石垣を構築した(「野面積」：代表例⑦)。文禄・慶長期(16世紀末～17世紀初)の石垣は、勾配が緩く直線的なことを特徴とし、隅角部の構築法(算木積み)が急速に発達する。

段階的に進んだ石垣整備

初期金沢城の石垣整備は大きく3段階で進んだ。まず、本丸東、次いで、本丸南の高石垣や三ノ丸北および尾坂門周辺、さらに附段や外堀の整備を経て、大手筋の要所と城の中枢が石垣で固められた。その後、寛永期の大規模な再整備を経て、城の形が確定する。

二の丸整備と切石積石垣の登場

寛永大火(寛永8年1631)後、二ノ丸を中心に本丸や三ノ丸の一部を含めた広い範囲で、石垣普請を伴う大規模な再整備が行われた。この頃の石垣は、勾配が増して曲線的な反りがつく。石積様式は割石積の系譜につながる粗加工石積(「打込みハギ積」：代表例①②③⑤)に加え、新たに規格的な石材を隙間なく密着させて積み上げた切石積(「切込みハギ積」：代表例①④⑥)が登場し、場の性格に応じて使い分けられた。

繰り返された石垣修理

その後も、災害復旧や施設整備を目的に、石垣修理が幕末まで続いた。中でも、寛文(17世紀後半)、宝暦(18世紀後半)、文化(18世紀末～19世紀初)の修復は規模が大きく、城内各所でその痕跡を見いだすことができる。石垣修理は旧状に復するのが原則であったが、修理に伴って新たな様式が創出され、金沢城の石垣を多様なものとした。

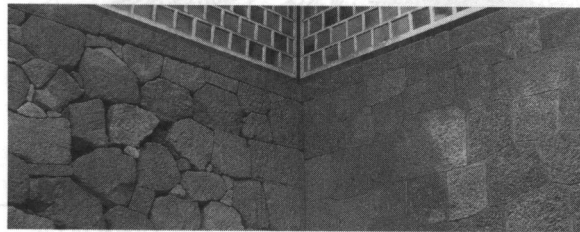
金沢城の石垣めぐり

金沢城公園には「石垣めぐり」の散策ルートと解説板が設置されており、案内板に従って散策すれば以下に紹介するような各時代のさまざまな技法による石垣を見ることができる。また、途中には石積技法の模型があり、表面から

だけではわからない石垣の積方や内部構造を見ることができる。

① 石川門石垣

この石垣は、右と左で積み方が違う。右側は「切込みハギ」、左側は「打込みハギ」の技法となっている。同じ場所で違う積み方をした珍しい例で、明和2年（1765）の改修時のものと考えられている。



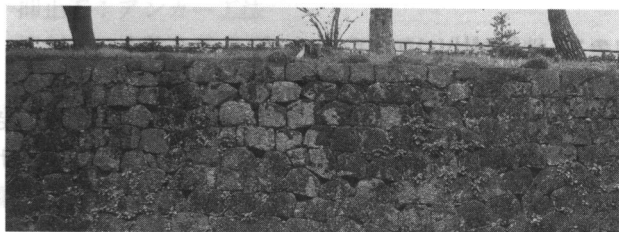
② 菱櫓・五十間長屋・橋爪門続櫓石垣

菱櫓・五十間長屋などの土台になっている石垣で、平成10年から12年にかけて、菱櫓などの復元に伴って、いったん解体された後、積み直しされた。写真の三ノ丸側が「打込みハギ」、裏手の二ノ丸側が「切込みハギ」となっている。



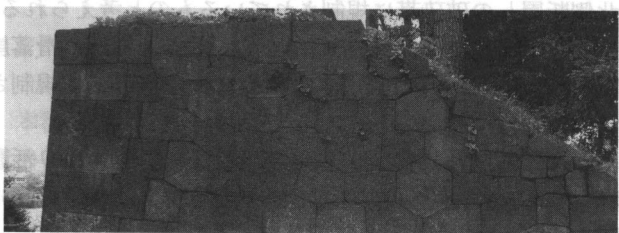
③ 二の丸北面石垣

「打込みハギ」の中でも、最も完成されたものといわれており、加賀藩の石垣技術者、後藤彦三郎は「城内屈指の石垣」と賞賛している。石垣の上には、二の丸表能舞台の楽屋に使われていた長屋が建てられていた。



④ 土橋門石垣

この石垣は「切込みハギ」の技法が用いられ、土橋門の土台になっていた。石垣に組み込まれた六角形（亀甲石）は、水に親しむ亀を表したもので、防火の願いが込められている。文化年間の大火でも、この石垣のおかげで土橋門の焼失が免れたとも伝えられている。



⑤ 戌亥櫓石垣

この石垣は、「打込みハギ」の積み方をしているが、石の隙間に平らな石をはめ込み、「切込みハギ」のように見せる技法が用いられている。長い年月の間に石が抜け落ちているところもある。



⑥ 三十間長屋石垣

この石垣は、「切込みハギ」の積み方をしているが、表面の縁取りだけをきれいにそろえ、内側を粗いままにしておく「金場取り残し積み」という技法が用いられている。緻密な細工をしながらも、わざとあらあらしく見えるように工夫されており、当時の文書でも、「いきおいのある積み方」と表現されている。



⑦ 二の丸北面石垣

文禄元年（1592）に前田利家は、急ごしらえの平山城であった金沢城の石垣改修にのりだした。この石垣は城内で最も古い技法が用いられており、金沢城の初期の姿を伝える数少ない貴重なものである。自然石や粗割しただけの石を緩い勾配で積み上げた「野面積み」になっている。



おわりに

金沢城の美しさの秘密は、鉛瓦と海鼠塀^{なまこ}、そして戸室石垣にあるといわれている。石垣めぐりの途中、二ノ丸にある菱櫓・五十間長屋・橋爪門続櫓に立ち寄れば、木造軸組工法で復元された建物自体の他、鉛瓦と海鼠塀など各種模型も楽しむことができる。（宮田隆志（株）ホクコク地水）

住所：石川県金沢市

金沢城公園（入園料：無料）

菱櫓・五十間長屋・橋爪門続櫓（入館料/大人 300 円）

石垣めぐりコース 1.5~2 km

所要時間 80~120 分

地すべりと地下水との関係例

にい げき あつ を たか つな やす いち お だ けい しろう
 新 関 敦 生* 高 綱 安 一** 織 田 敬 司 郎**
 村 尾 お はる まさ 祐* 山 やま だ かず 一 幸* 南 波 なんば ままき 真 希 子*

1. 位置・地形概要

当調査地は、新潟県村上市南町地内に位置している。

村上市は新潟県北に位置する市で、西流して日本海に注ぐ三面川と門前川との合流点南部の台地上に広がる街である。

旧市街地南側には、北北東から南南西の方向に村上丘陵が延びている。村上丘陵中で最も高い山は、村上城跡のある臥牛山であり、標高 135 m である。調査対象の中心である山居山は、臥牛山の南西に位置し、標高 94.4 m である。

村上丘陵が断層に規制された地形であることは、地質踏査の結果からも明瞭である。

山居山の北向き斜面に分布している地すべりブロックは、明確な地すべり地形を呈しているため、その確認は容易である。

2. 地質概要

地表踏査によって確認された地質状況について説明する。図 1 を参照されたい。

2.1 断層について

村上丘陵の北側には仮称「北側断層」があり、南側には仮称「南側断層」が分布している。方向性は、両者ともに北東から南西方向である。南側断層は、落差 50 cm 以上の正断層が 4 本並んでいるものである。この北側・南側両断層を結ぶ状態で、仮称「中央断層」が分布している。その方向性は約東西方向である。代表的な断層地形の一つであるケルンバット・ケルンコルの存在も複数認められる。

「山居山地すべり」は、後述するように、仮称「北側断層」に強く規制されて発生した地すべりであると考えられる。断層と地すべりとの相互関係の密接度は、地表踏査と調査ボーリングとの結果からしても明白である。

2.2 地質構成について

当該地区の基盤をなすのは白亜紀の花崗岩である。

基盤の上に、最下部層と呼称される中新世の流紋岩質熔結凝灰岩が分布している。分布範囲は臥牛山北東部一帯である。

その上に、下部層と呼称される泥岩が分布している。これは 4 種類に分類される。①厚さ 5 cm の凝灰岩を伴う泥岩、②風化泥岩、③強風化泥岩、④破碎泥岩、である。これらの分布範囲は広く、山居山地区も当地層分布域内に位置している。

下部層の上位に中部層が分布している。中部層の岩質は、泥岩・砂岩・凝灰岩・礫岩互層からなっている。分布は、県道村上・神林線周辺に限定される。

さらにその上に上部層が分布している。岩質は凝灰岩、砂質泥岩である。分布範囲は、国道 7 号と山居山周辺に限られる。

最上部には、段丘堆積物や地すべり土塊が分布している。

2.3 地層対比について

最下部層は、中新世の蒲萄層に対比される。

下部層と中部層は、中新世の釜杭層から下関層に対比される。上部層は、鮮新世の内須川層から歙江層に対比される。

2.4 褶曲構造について

当調査地の中央部に、略南～北の方向性をもつ背斜構造が考えられる。

2.5 地すべりと断層の関係

地表踏査と調査ボーリングの結果より、地すべりは仮称「北側断層」の破碎帯に規制されているものと考えられる。

地すべり末端部付近は断層からの距離があるが、滑落崖周辺を含む地すべり上部は、まさしく断層破碎帯に規制されている。

さらに調査や抑制工の結果を総合すると、地すべり活動にきわめて大きな影響力を有する地下水は、断層破碎帯に規制された脈状地下水であると考えられる。

* (株)村尾技建

** 新潟県土木部

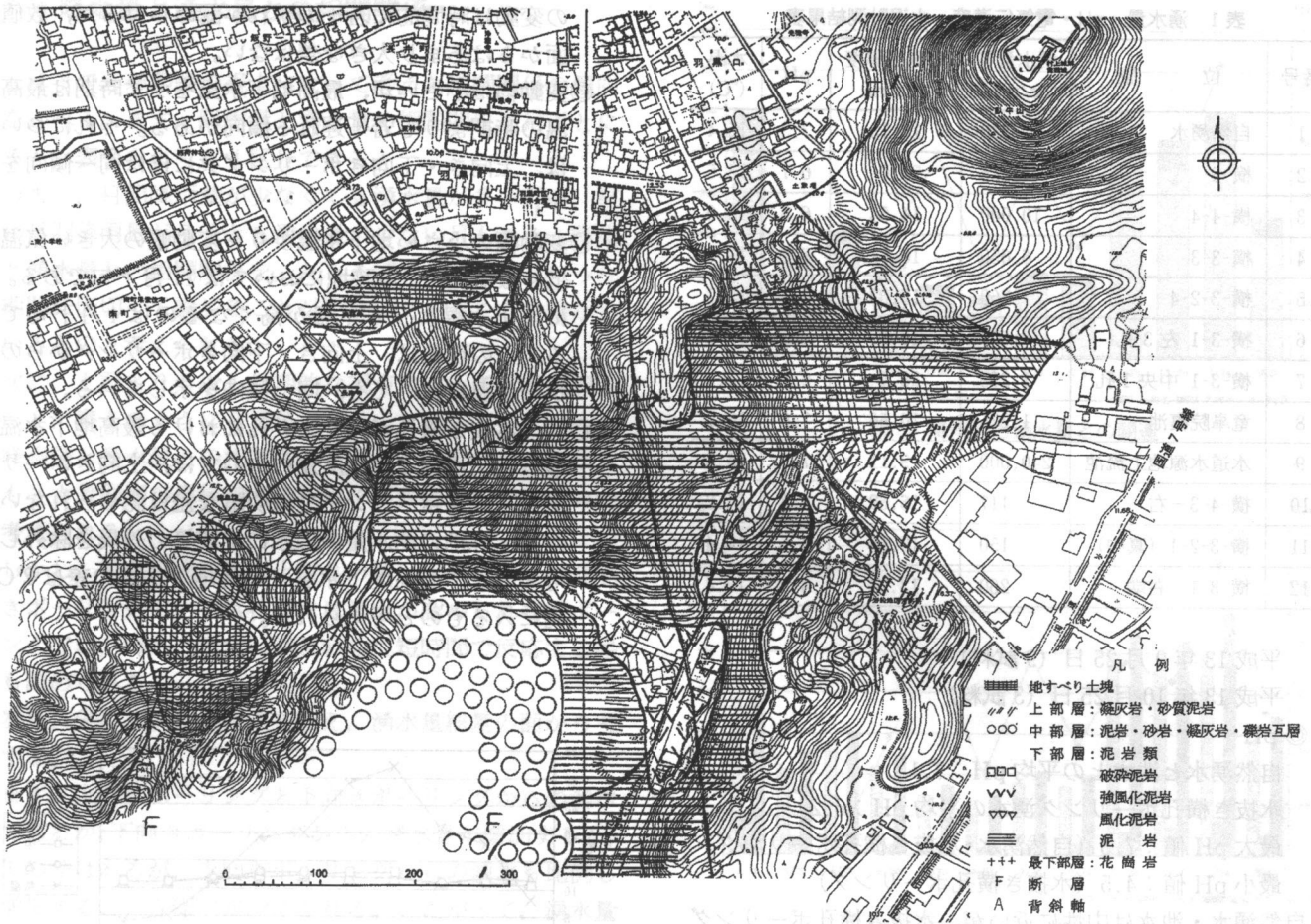


図1 地質踏査図

3. 地すべり防止工法と調査業務の目的

当該地すべりの活動発生後、調査に着手し、その結果に基づいて抑止工と抑制工を実施してきた。

抑止工：アンカー工法

抑制工：水抜き横孔ボーリング工法（ボーリング角度 $+3^{\circ}$, -25° , -10° ）

承水路工法

その結果、少なくとも当該地すべりブロックは、その変動においては安定化していると考えられる。

その状況の中にあって、抑制工のひとつである水抜き横孔ボーリング工の効果、とりわけ上向き水抜きボーリングと下向き水抜きボーリングとの効果の程度に差があるのか否か、そして脈状地下水の水質の実態はどうか、さらに湧水量と降雨との相関関係はどうか、また降雨と地下水位変動との関係はどうか等について検討することが目的である。

4. 地下水分類について

本稿は、地下水に重点をおいている。よって、まず地下水の一般的な定義を述べたい。

地下水分類には、いくつかの視点がある。一般的な分類は以下ようになる。

a) 成因による分類：処女水・化石水・循環水

b) 循環の程度による分類：循環・半循環・非循環性地下水

c) 帯水層の深度による分類：浅層・深層地下水

d) 被圧の有無による分類：不圧・被圧地下水

e) 賦存形態による分類：層状・脈状地下水、空洞水

本稿では、被圧の有無という概念も考慮しているが、賦存形態を最重要視している。また、上記概念以外に領域別地下水と水塊という考え方を重要視している。それらの概念を簡単に説明する。

- 1) 層状地下水：層状を呈する透水層中に、難透水層・不透水層に規制されて存在する地下水
- 2) 脈状地下水：断層破碎帯や亀裂等に規制されて存在する地下水
- 3) 領域別地下水：層内で、ある特定の範囲をもって分布している地下水
- 4) 水塊：ある範囲内に特有の塊として胚胎されている状態の地下水

5. pH と電気伝導度について

自然湧水・池水・横孔水抜きボーリングからの湧水等の12試料(化学分析試料と同一)について、pHと電気伝導度と水温等を計測した。その結果は、表1 湧水量・pH・電気伝導度・水温計測結果表に示したとおりである。

◎測定年月日

表1 湧水量・pH・電気伝導度・水温計測結果表

番号	位置	湧水量等 (cc/min)	電気伝導度 (ms/m)	pH	水温 (°C)
1	自然湧水	340	16.13	7.3	15.4
2	横-5	4,225	23.0	6.7	13.5
3	横-4-4	10,000	14.54	6.5	13.0
4	横-3-3	6,650	10.51	6.7	13.4
5	横-3-2-4	260	15.03	6.7	13.7
6	横-3-1 左3孔	8,550	16.35	6.5	12.4
7	横-3-1 中央1孔	1,275	28.4	6.3	12.4
8	竜阜院裏池	1,275	16.56	7.0	16.1
9	水道水源地上流池	240,000	9.11	7.0	15.3
10	横-4-3-右	117	16.69	7.3	14.2
11	横-3-2-1 (真中)	150	15.68	4.5	14.4
12	横-3-1-右端	260	13.94	4.8	13.4

平成13年9月25日 (9試料)

平成13年10月25日 (3試料)

◎ pH

自然湧水と池水との平均pH: 7.1

水抜き横孔ボーリング湧水の平均pH: 6.2

最大pH値: 7.3 (自然湧水・水抜き横孔ボーリング)

最小pH値: 4.5 (水抜き横孔ボーリング)

自然湧水・池水は中性に近いが、水抜き横孔ボーリングからの湧水は、若干酸性側である傾向がある。

◎電気伝導度

自然湧水と池水の平均電気伝導度: 13.9 ms/m

水抜き横孔ボーリングからの湧水の平均電気伝導度: 17.1 ms/m

最大電気伝導度: 28.4 ms/m (水抜き横孔ボーリング)

最小電気伝導度: 9.1 ms/m (池)

電気伝導度は数値のばらつきが大きい。

池水等と比較すると、水抜き横孔ボーリングからの湧水の方が、若干ではあるが値が大きいという傾向がみられる。平均値だけでは明確な結論は出し得ないが、長時間かけて地中を流動してくる脈状地下水の方が、降雨が単純に地表面を流下し短時間で集水される池水等と比較して、含有成分が多い傾向にあるということは、巨視的には理解できる。

これについては、後章においても述べる。

6. 水温について

湧水量測定の際、水温・気温の測定も同時に実施した。

地下水温は、その土地の平均気温に類似しており、かつ水温の季節変動はあまり大きくはないと考えられている。

横孔水抜きボーリングの湧水温度の計測に際しての正確度は、湧水量と放水口位置とによって左右される場合が多い。

当該地区の地下水温から判明することは次のとおりである。図2を参照のこと。

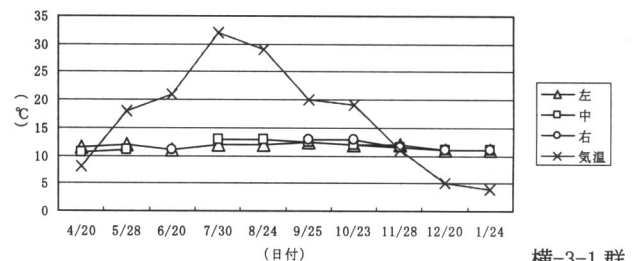
◎当該地区の地下水温は、ほぼ13°C±であり、季節ごと

の変動は時間的に若干のずれが認められるが、数値の面からはあまり大きな差はない。

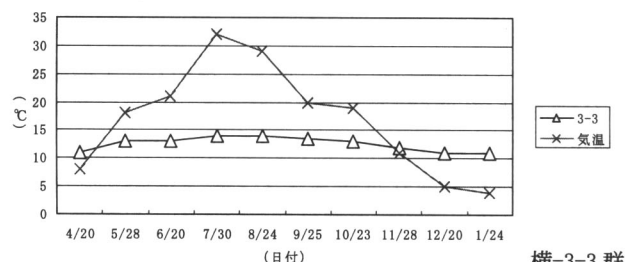
◎変動幅は小さいが、最高地下水温を示す時期は最高気温の時期よりも若干遅れる傾向がある。それについては、上向き・下向きボーリング共にほぼ同一傾向を示す。

◎変動幅の小さい地下水温よりも変動幅の大きい気温が低くなるのは、当該地においては11月下旬である。逆に地下水温よりも気温が高くなるのは4月下旬である。この現象は、上向き・下向きボーリングからの湧水の水温においても、同一傾向を示している。

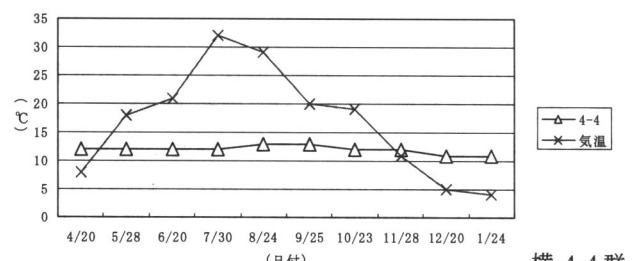
◎同一水抜き横孔ボーリングにおける最高地下水温と最低地下水温との温度差については、上向きボーリングと下向きボーリングでは明瞭な差は認められない。群別・孔別の湧水量や放水口位置等の差異を除外して考えると、最高地下水温と最低地下水温の差は2°C以内に入るものと考えられる。



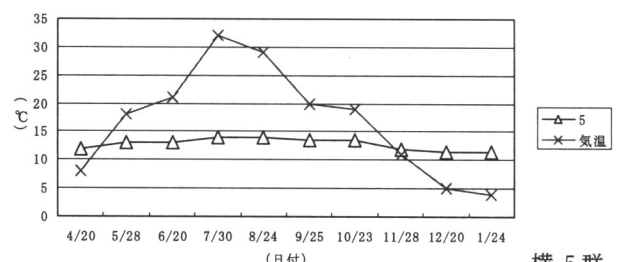
横-3-1群



横-3-3群



横-4-4群



横-5群

図2 水温の変化

7. 降雨量と湧水量との相関関係

あくまでも現象論の視点に立って考えた相関関係の傾向性を述べる。まず、降雨量と湧水量の相関関係を月ごとに見ると、表2のように4区分できる。

つまり、月間降雨量が少なくても湧水量が多い月や、反対に月間降雨量が多くと湧水量が少ない月もある。降雨量と湧水量との相関関係を、たとえば1カ月以内といった短期間に区切って論じることが不適切であることを暗示しているものと考えられる。

次に、上記よりも少し長期的な視点に立って変動状況を見ると、表3のように2区分できる。

降雨量と湧水量との相関関係を考える場合には、少なくとも2カ月程度の単位で考えたほうが妥当なのではないかと考えられる。

しかし、滑落崖近辺等の土被りの薄い場所にある横孔水抜きボーリングで、平常状態には湧水が認められないボーリングでは、降水と湧水とがきわめて短時間で反応する場合も認められる。

次に、先の2例とは視点を変え、湧水量総量の面から考察する。

まず、上向きボーリングと下向きボーリングからの湧水量であるが、下向きボーリングからの湧水量が増加すると、若干の差はあるが、上向きボーリングからの湧水も比例して増加するという傾向が認められる。したがって、湧水量の総和が増加することになる。

降雨量の多い月と降雨量の少ない月が交互になっている場合は、湧水量の総量は増大しない。

当該地では晩秋になると降雨日が多くなり、それがやがてみぞれ混じりに変化し、最後には雪になるが、あたかも連続降雨のような状態を示すにいたる。その状態になると、湧水量の総量が増加する傾向を示す。図3から図6を参照のこと。

これら一連のことについては、今後さらに資料を増やし、より正確な結論を出したいと考えている。

表2

降雨量区分	湧水量区分	該 当 月
小 (100 mm 以下)	小 (25 l/min 以下)	8月
小 (100 mm 以下)	大 (35 l/min 以上)	4月, 5月
大 (170 mm 以上)	大 (80 l/min 以上)	3月, 11月, 12月, 1月
大 (240 mm 以上)	小 (32 l/min 以下)	7月, 9月

表3

降雨量 (月間降雨量)	現象等
150 mm 以上の場合 (湧水量増大)	中1カ月において2カ月目に湧水量が増大する。 3月→5月, 7月→9月, 9月→11月, 11月→1月
100 mm 以下の場合 (湧水量減少)	中1カ月において2カ月目もしくは3カ月目に湧水量が減少する。 4月→6月, 5月→7・8月, 8月→10月

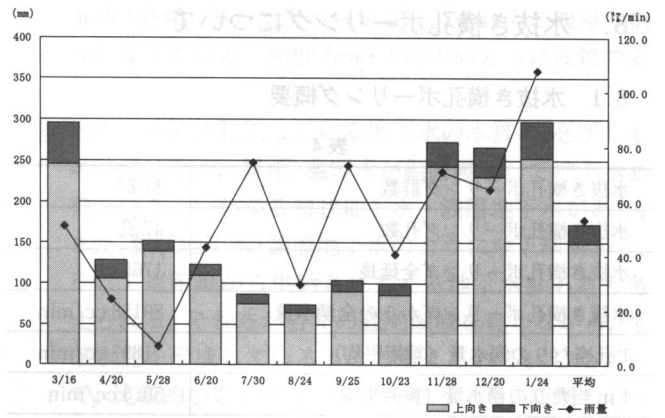


図3 降雨量と湧水量との関連

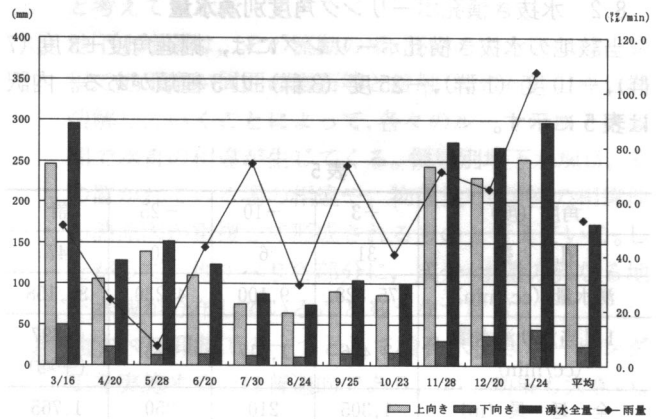


図4 降雨量と湧水量との関連

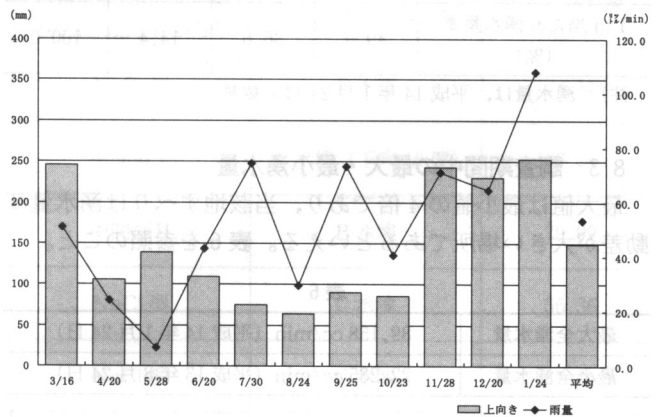


図5 降雨量と湧水量との関連

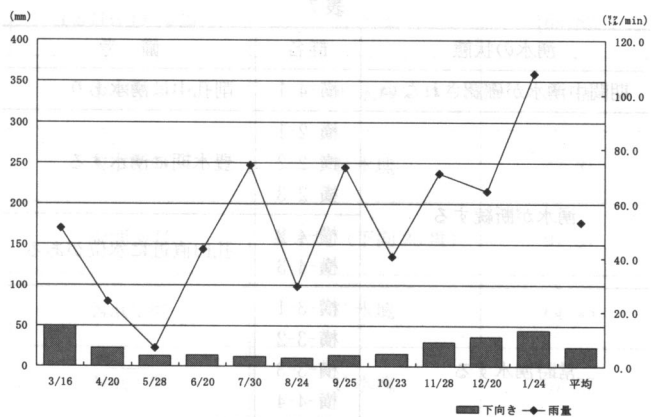


図6 降雨量と湧水量との関連

8. 水抜き横孔ボーリングについて

8.1 水抜き横孔ボーリング概要

表4

水抜き横孔ボーリング群数	11 群
水抜き横孔ボーリング孔数	47 孔
水抜き横孔ボーリング全延長	1765 m
水抜き横孔ボーリングからの全湧水量	89158 cc/min
1 孔当たりの湧水量 (算術平均)	1897 cc/min
1 m 当たりの湧水量 (算術平均)	50.5 cc/min

注) 湧水量は、平成 14 年 1 月 24 日の数量

8.2 水抜き横孔ボーリング角度別湧水量

当該地の水抜き横孔ボーリングには、掘進角度+3 度 (7 群)、-10 度 (1 群)、-25 度 (3 群) の 3 種類がある。内訳は表 5 に示す。

表5

角度 (度)	+3	-10	-25	計
孔 数	31	6	10	47
湧水量 (cc/min)	75,828	9,100	4,230	89,158
1 孔当たり湧水量 (cc/min)	2,446	1,517	423	1,897 (平均)
全 延 長 (m)	1,305	210	250	1,765
1 m 当たり湧水量 (cc/min)	58.1	43.3	17	50.5 (平均)
1 m 当たり湧水量率 (%)	49.0	36.6	14.4	100.0

注) 湧水量は、平成 14 年 1 月 24 日の数量

8.3 調査期間中の最大・最小湧水量

最大値は最小値の 4 倍であり、当該地すべりは湧水量変動差が大きい場所であるといえる。表 6 を参照のこと。

表6

最大全湧水量	89,158 cc/min (平成 14 年 1 月 24 日)
最小全湧水量	22,235 cc/min (平成 13 年 8 月 24 日)

8.4 群別湧水の有無

表7

湧水の状態	群名	備 考
期間中湧水が確認されない	横-4-1	削孔中は湧水あり
湧水が断続する	横-2-1 横-2-2 横-2-3	豊水期に湧水する
	横-4-2 横-4-3	孔口直近に水位がある
	横-3-1 横-3-2 横-3-3 横-4-4 横-5	—

8.5 上向き・下向き別の湧水量差

◎ボーリング全長に対する上向き・下向きボーリング延長の割合

上向きボーリング率 74%

下向きボーリング率 26% (-10 度:12%, -25 度:14%)

◎上向き・下向きボーリング湧水量率 (平成 14 年 1 月 24 日)

上向きボーリング湧水量率 85%

下向きボーリング湧水量率 15% (-10 度:10.3%, -25 度:4.7%)

上向き・下向きボーリングを比較すると、上向きボーリングのほうが若干効率が良いことになるが、上向きボーリングでは効果を得ることができない深部にある脈状地下水等に対して、下向きボーリングは、アップリフトの除去等も含めてきわめて有効であると考えている。

8.6 脈状地下水に対する下向きボーリングの有効性

地すべり面または地すべり土塊に向かって、脈状を呈する地下水供給の場・地下水流動の場から、地下水が供給される事例が少なくはない。本件もその例である。その事例の場合には、上向きボーリングよりも下向きボーリングのほうが、地下水処理の面からは有効である場合が多い。

殊に水抜き横孔ボーリング位置が滑落崖周辺か末端部周辺かによって、効果に格段の相違が生ずるのも経験的事実である。

9. 水質分析・解析について

水抜き横孔ボーリングから 9 試料、自然湧水や池から 3 試料、合計 12 試料の採水をして水質分析を実施した (平成 13 年 9 月 25 日、平成 13 年 10 月 25 日に採水)。その結果を、「Stiffdiagram (Hexadiagram)」と「Keydiagram (Trilinear diagram)」によって整理した。前者は成分多角形を作成し、溶存成分の消長を明確にし、水塊区分を行うものである。後者は菱形座標図を作成し、型分類を行うものである。今回はこれら 2 者を総合して領域別地下水水塊を推定した。

具体的には、Keydiagram での型分類が同一型であっても、Stiffdiagram での型分類が異なっている場合は、領域別地下水水塊を別種のものと考えた。

さらには両ダイアグラムを構成する基本の 9 成分含有量の絶対値をも考えに置いて独自に 6 分類を行った。

Stiffdiagram の型分類では、基本的な水質型分類は中間型を入れると 5 種になる。当該地区の特徴として、中間型をさらに I・II に細分する必要性も感じている。ちなみに、当該地区の Stiffdiagram の型分類は、NaCl 型 (6 試料)、Ca(HCO₃)₂ 型 (1 試料)、中間型 (5 試料) である。

Keydiagram の型分類では、基本的な水質型分類は 5 種である。当該地区での型分類は、非炭酸ナトリウム型 (塩化アルカリ型、硫酸アルカリ型) (10 試料)、非炭酸カルシウム型 (硫酸カルシウム型) (1 試料)、炭酸カルシウム型 (重

炭酸カルシウム型、重炭酸マグネシウム型) (1 試料) である。

これら両者の型分類を単純に考えることなく、中間型 I・II 等も加味し、前述した如き条件をも加えてそれらを総合して領域別地下水塊として区分した。表 8 で、三者の関係を明確にした。それにより 6 タイプに水塊を分類した。A 領域別地下水塊 (2 試料)、B 領域別地下水塊 (2 試料)、C 領域別地下水塊 (4 試料)、D 領域別地下水塊 (1 試料)、E 領域別地下水塊 (1 試料)、F 領域別地下水塊 (2 試料) である。

断層に沿った脈状地下水の下部域には A・B が分布し、中部域には C が分布し、上部域には D・E が各々の水塊を構成して分布しているものと考えられる。

平面的にも分布の特徴があり、また、断面的にも分布の特徴がある。図 7、図 8 を参照していただきたい。

10. まとめ

以上述べてきた中から、代表的な事項についての概要を記したい。

① 当該地内に分布するいくつかの地すべりブロックの中で、調査対象にしたブロックの規模は、東西方向 $W=150\text{ m}$ 、南北方向 $L=200\text{ m}$ という狭いものである。しかし、地下水胚胎状況、地下水流動状況、地下

水塊 (分類) 等の視点からすると、きわめて複雑な構成になっている。深度方向・平面方向ともに複雑である。

- ② 地すべり地に胚胎している地下水の水質は、必ずしも単純ではなく、降雨・融雪水が鉛直浸透して地下水涵養を行う、いわゆる層状地下水・浅層地下水があり、また、脈状地下水・深層地下水のように地下深所から、そして遠距離から供給されてくる地下水もあると考えられる。それらが各々の胚胎領域を有しながら、地下水塊を形成しているものと考えられる。したがって、比較的小型の地すべり地であっても、抑制工の一つである横孔水抜きボーリングを実施すると、水質の異なった複数の地下水塊を抜き出すこともあり得ると考えている。
- ③ 地下水水質は、その流動の場・胚胎の場を経ていく過程で地下水が周囲の岩石等と接触し、岩石等の成分を溶解していくことによって、各々のルートの水塊間で水質の相違が生じてくる。領域別地下水塊は、その置かれている場の相違や、物理性・化学性の相違他の諸原因が重複して形成されるものと考えている。したがって、地すべり各部分に、成分・水量の異なる地下水塊が分布していることもうなずける。
- ④ 地すべり抑制工の一つとして横孔水抜きボーリング工を実施するのは普遍的であり、かつ効果も大きい。

表 8 型分類および領域別地下水塊分類表

試料名	Keydiagram 型分類	Stiffdiagram 型分類 (Hexadiagram 型分類)	領域別地下水塊分類	9 成分含有量 (mg/l)
① 自然湧水	非炭酸ナトリウム型 (塩化アルカリ型, 硫酸アルカリ型)	NaCl 型	F 水塊	74.11
② 横-5	非炭酸ナトリウム型 (塩化アルカリ型, 硫酸アルカリ型)	中間型 I	A 水塊 (下向 10 度)	116.24
③ 横-4-4	非炭酸ナトリウム型 (塩化アルカリ型, 硫酸アルカリ型)	中間型 II	B 水塊	79.99
④ 横-3-3	非炭酸ナトリウム型 (塩化アルカリ型, 硫酸アルカリ型)	NaCl 型	C 水塊	56.36
⑤ 横-3-2-4	非炭酸ナトリウム型 (塩化アルカリ型, 硫酸アルカリ型)	NaCl 型	C 水塊	67.25
⑥ 横-3-1 左 3 孔	非炭酸カルシウム型 (硫酸カルシウム型)	中間型 I	E 水塊	95.46
⑦ 横-3-1 中央 1 孔	非炭酸カルシウム型 (重炭酸カルシウム型, 重炭酸マグネシウム型)	$\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ 型	D 水塊	169.82
⑧ 竜泉院裏地	非炭酸ナトリウム型 (塩化アルカリ型, 硫酸アルカリ型)	中間型 I	A 水塊	80.58
⑨ 水道水源地上流他	非炭酸ナトリウム型 (塩化アルカリ型, 硫酸アルカリ型)	NaCl 型	F 水塊	47.31
⑩ 横-4-3-右	非炭酸ナトリウム型 (塩化アルカリ型, 硫酸アルカリ型)	中間型 II	B 水塊 (下向 25 度)	91.57
⑪ 横-3-3-1 (中央)	非炭酸ナトリウム型 (塩化アルカリ型, 硫酸アルカリ型)	NaCl 型	C 水塊	64.45
⑫ 横-3-1-右	非炭酸ナトリウム型 (塩化アルカリ型, 硫酸アルカリ型)	NaCl 型	C 水塊	57.57

中間型 I : $\text{Ca}^{3+} + \text{Mg}^{2+}$ 高 中間型 II : HCO_3^- 高

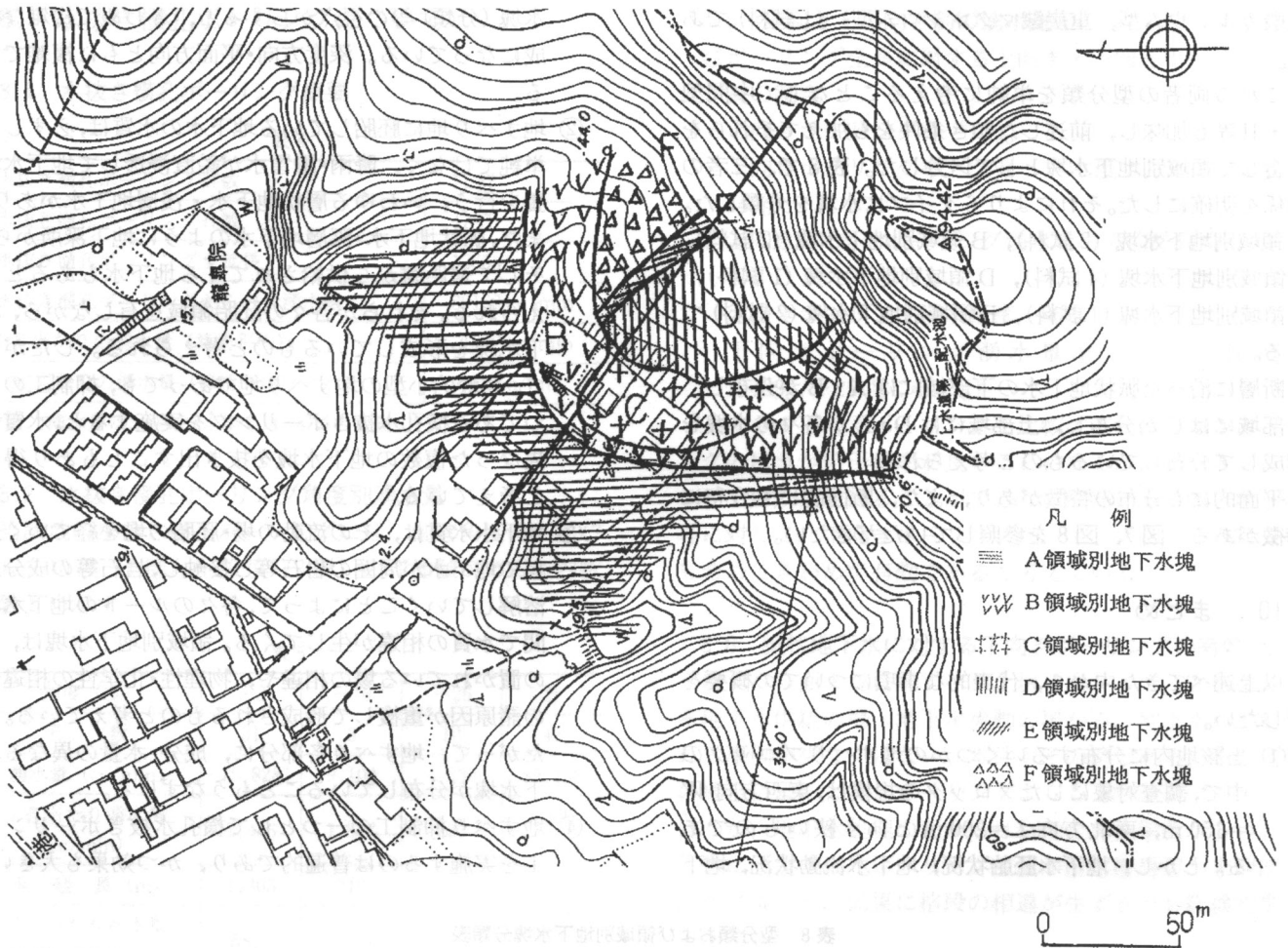


図7 領域別地下水塊分類平面図

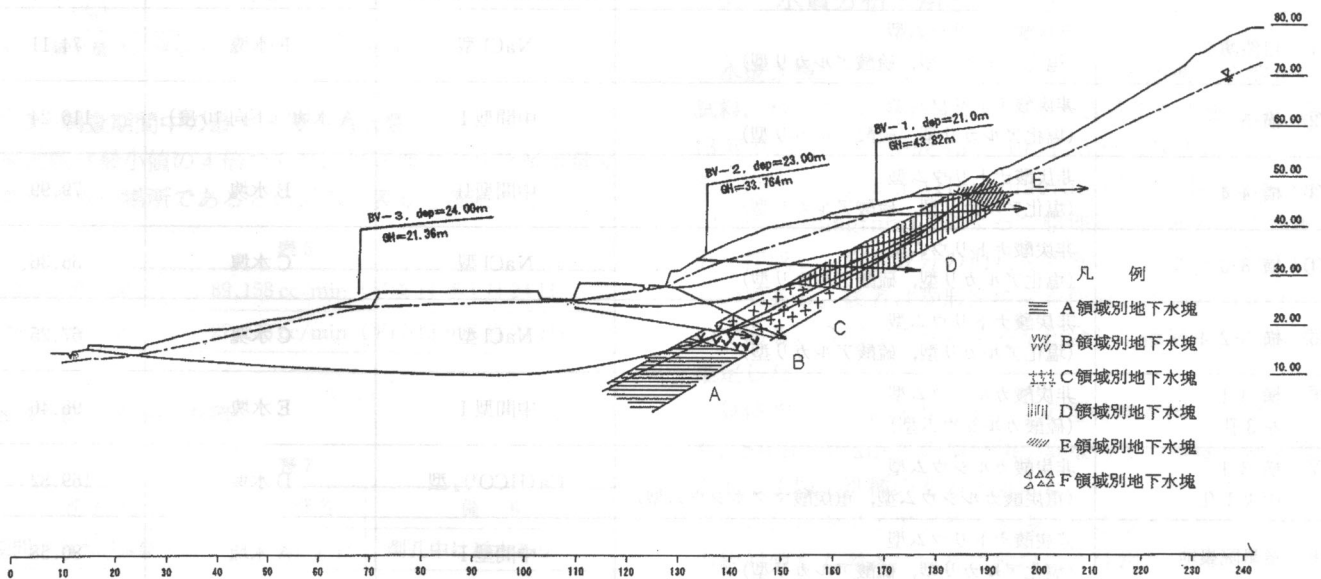


図8 領域別地下水塊分類断面図

しかし、内容的にはゆるく上向きで実施するのが一般的である。地形条件、地質条件、地下水条件、地すべり形態等によっては、ゆるく下向きに掘削することもきわめて有効な場合が多い。たとえば、地下深部から地すべり地へ供給されてくる脈状地下水の場合がある。効果ある抑制工たらしめるために、今後下向き掘削の更なる活用を考えるべきである。

⑤ 降雨量と横孔水抜きボーリングからの湧水量増減との間には、相関関係がみられる。降雨量の多寡によっても異なってくるが、その相関関係は、日単位というよりも月単位で影響が発生すると考えたほうが良い場合が多い。浅層地下水は別にして、断層によって規制される脈状地下水や深層地下水の場合には、殊にその傾向が強いものと考えている。

- ⑥ 電気伝導度や pH について、自然湧水・池水と水抜き横孔ボーリングからの水を比較すると、各々の値に若干の傾向性が認められる。
- ⑦ 当該地の地下水や地表水等の水質は Na-Cl 型が多い。Na-Cl 型は、「応用地質、第 45 巻、第 6 号、2005」281～290 頁によれば、起源は化石海水であると考えられている。ちなみに、この考え方の地下水流動形式は本稿でいうところの脈状地下水の考え方である。

参考（引用）文献

- 1) 山本荘毅：新版地下水調査法，(株)古今書院，1983.
- 2) 中沢式仁（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，1998.

- 3) 土木学会水理委員会：水理公式集 [平成 11 年版]，(社)土木学会，2001.
- 4) 竹内篤雄：温度を計って地下水を診断する，古今書院，2001.
- 5) 新井正：水環境調査の基礎改訂版，古今書院，2003.
- 6) 鈴木将之他：水質からみた福島県滝坂地すべり地における排水機構，日本地すべり学会誌，vol. 40，No. 2，2003.
- 7) 相楽渉：大規模地すべりの地下水流動特性，日本地すべり学会誌，vol. 45，No. 2，2003.
- 8) 古谷元他：新潟県東頸城地域の地すべり土塊内における高濃度 Na-Cl 型地下水の分布とその起源，応用地質，vol. 45，No. 6，2005.
- 9) 新潟県村上土木事務所：山居山地区地すべり対策（その他）調査委託報告書，2002.

国立公園内の美術館建設のための岩盤調査

にし がき よし ひこ
西垣 好彦*

1. はじめに

大塚製薬グループは創立75周年を記念して徳島県最北西端にある鳴門海峡の景勝地(図1)に、大塚国際美術館の建設を計画し、1998年3月に竣工した。この計画地は瀬戸内海国立公園内にあり、既往調査や現地踏査から中生代白亜紀の和泉層群の砂岩泥岩互層で、亀裂の多い不連続岩盤である。建設に当っては自然環境維持の観点から多くの制約がある。自然環境維持のために建物はできるだけ地下化し、地下5階・地上3階の設計で、また掘削残土を削減するために、掘削のり面をできるだけ鉛直とし、掘削面を支保工で施工することとした。かつ、近隣を通る本州四国連絡橋建設時にすべりを起こしていることから、岩盤掘削は慎重に進め、その成果を反映させて施工することとなった。掘削面積約100m×100m、最大掘削深度約27m、掘削土量約18.3万m³である。本論文はその工事の基礎となった岩盤調査と掘削工事中ののり面観察を主に以下に述べる。

2. 岩盤調査結果と予想崩壊パターン

支保工施工時の観測に当っては、挿入型傾斜計を用いて掘削面の変形を測定するので、傾斜計用ボーリング孔を掘

削後、その孔を用いて岩盤の亀裂測定を実施した。計測実施位置は図2に示すB-1～B-3の3孔で、予定掘削面から5m離れた位置に削孔した。ボーリング孔での亀裂測定結果のうち、最大掘削深度の付近となるB-1孔のコアと亀裂状況を図3に示した。全体的には深度約12m程度までに開口亀裂が多く、それ以深では亀裂は少なかった。また、2mm以上の亀裂をステレオネット¹⁾で各孔ごとに全深度で図4に示した。B-2孔(南面)の傾向は他と異なるように見えるが、最も集中するのはいずれの孔においても層理方向で、層理面は北東-南西方向の南傾斜(N43E50SE)となる。この掘削現場の岩盤状況を走向直角方向断面図で示すと図5のようになる。図中にボーリング位置を投影して示したが、各ボーリング孔ごとの岩盤はそれぞれ異なった岩盤となっており、図4のステレオネットではその岩盤の違いはわからないことに注意する必要があるが、いずれにしても地表面に近いほど亀裂が多く、深部ほど亀裂が少なくなっていた。亀裂測定の結果から各掘削面ごとの予想崩壊パターンは図6のようになり、その岩盤状況に対し各面での対策工の提案が可能となり、それを図の最右欄に示した。



図1 位置図

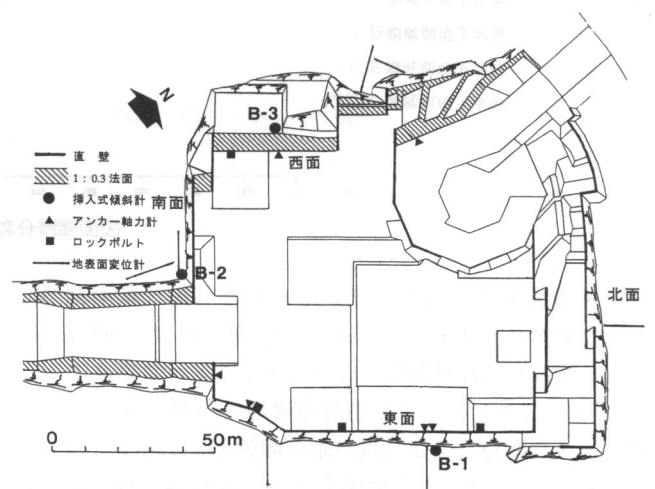
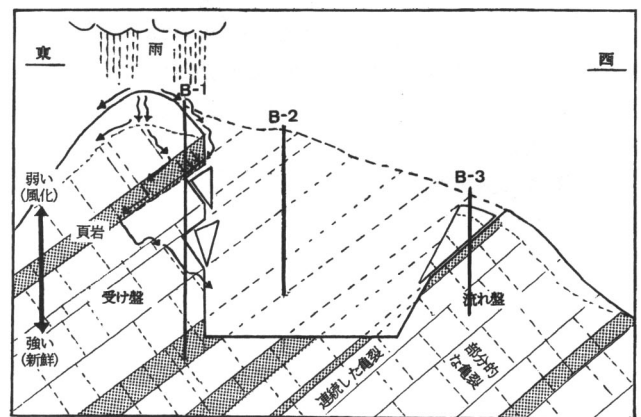
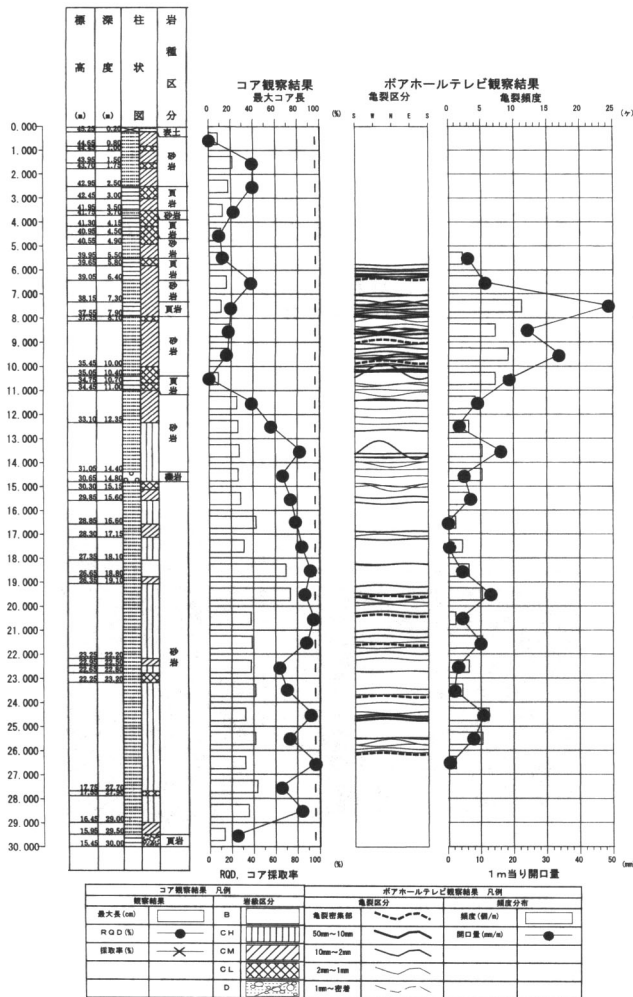
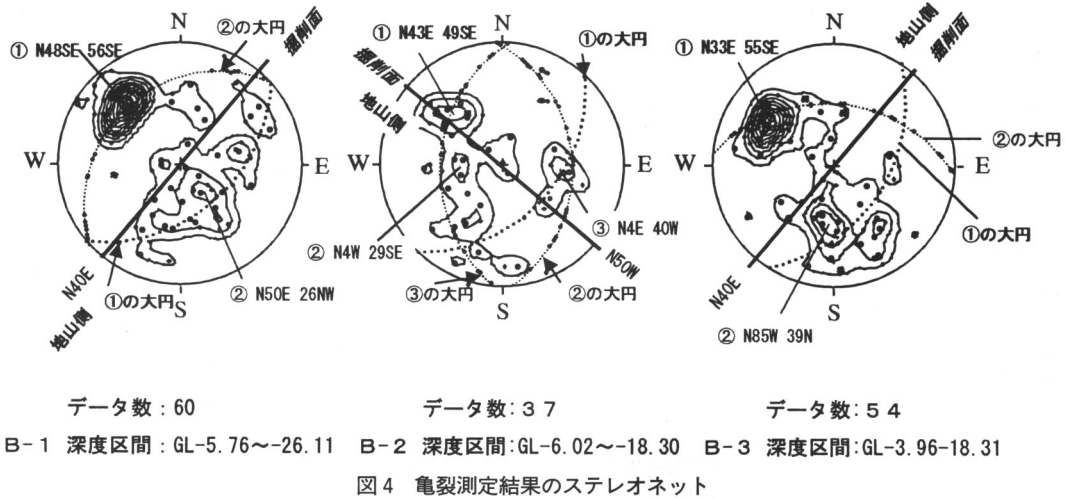


図2 現地平面図

* (株)竹本工務店 (元基礎地盤コンサルタンツ(株))



掘削面	岩種	崩壊パターン	対策工
東面 《B-1》	表層風化岩 上位砂岩~ 頁岩互層	ブロック崩壊 上層に多い	モルタル吹付け工法
西面 《B-3》	上位頁岩 (互層)	平面すべり	アンカー工法
南西隅角部 《B-2, B-3》	風化部~ 上位頁岩	くさびおよび ブロック崩壊	ロックボルト工法

図6 各掘削面の崩壊パターンと対策工

3. 支保工の基本方針と施工管理方針

概略地盤断面図を図5に示したが、掘削面に対する支保工は次のようになった。地表面付近の表土および風化土は円弧すべりが予想されるので、掘削勾配を1:1とし、モルタル吹付けとした。流れ盤(以後西面と呼ぶ)に対しては平面すべりが予想されるので、掘削勾配を1:0.3とし、ロックアンカーによる支保工とした。これに対し受け盤(以

後東面と呼ぶ)およびこの面に直交する盤(以後南面、北面と呼ぶ)に対しては基本的には鉛直掘削とし、掘削表面の風化による崩落に対しモルタル吹付けとし、くさびおよ

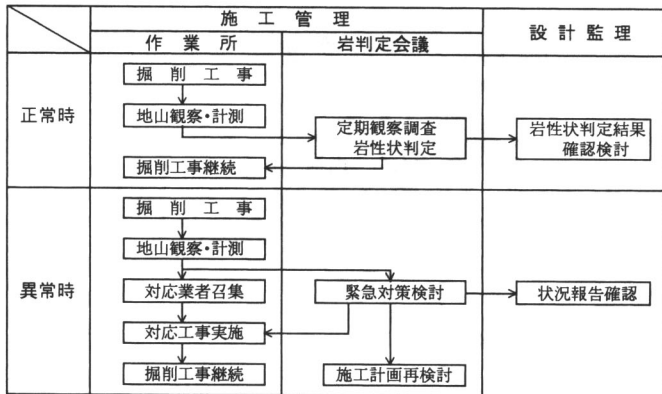


図7 施工管理体制

びブロック崩壊に対してはロックボルトの縫合せ効果およびロックアンカーによる岩盤の一体化を岩盤支保工の基本方針とした。なお、これらの掘削面の施工箇所は図2に示した。観測施工にはアンカー軸力、ロックボルト歪、地盤側方変位、地表面変位および岩盤表面観察を実施した。掘削工事を安全に進めるために、この掘削工事の施工管理方針として次のようにした。

- ① 現地地盤のタイムリーな観察評価を実施する。
- ② 地盤挙動の早期発見と迅速な対応を行う。
- ③ 現地地盤の観察情報を遅滞なく設計者に伝達する。
- ④ 頁岩に関しては早急な表面保護（モルタル吹付け）を行う。

また、この管理方針を実施する一環として関係部署で構成する岩判定会議を設置し、図7に示すように正常時・異常時の施工管理体制を明確にした。

4. 観測施工

以上のような管理方針に基づき掘削工事を約6カ月間施工した。その間、岩判定会議は約1カ月に2回開催し、のり面観察結果、計測結果、施工結果などの報告により各担当者が全体傾向をつかむことに努めた。その結果を施工法の検討に生かし、4次掘削までの約4カ月間に8回開催された。その後は総合的に見て岩盤は良好であったことから、開催の必要はなかった。このことは図3に示したB-1孔の結果でも明らかのように、深度11m以深は砂岩が主で、コア観察結果のRQDは60%以上、亀裂頻度は5個/m以下となり、亀裂が上部に比べて非常に少なくなっている。他のボーリング孔ではこれほど顕著ではないが類似の傾向が見られることでも明らかであった。その間に発生した代表的崩壊パターンを図8に示した。これらは当初予想した崩壊パターン（図4）の具体的事例である。

岩判定会議で議論された主なものを以下に記す。

南面では東側斜路に対し流れ盤となる小断層が確認されたので、アンカー増打ちで対応し、その後は問題にはならなかった。このような小断層に対し、アンカー増打ちが効果的であったことは大きな自信となり、結果的には東面掘削時の対応に非常に大きな経験となった。

西面は当初から流れ盤と予想されていた。結果的には大きな砂岩ブロックの崩壊が多く（図8(a)）、場所によって

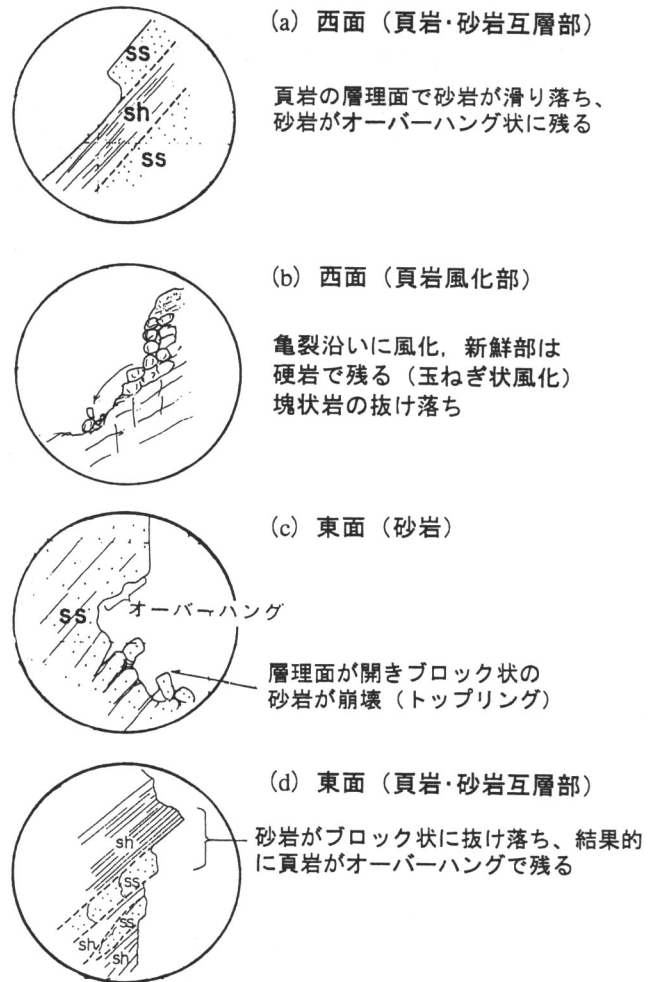


図8 代表的な崩壊パターン

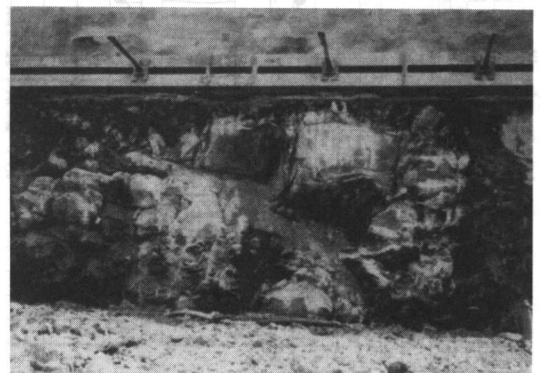


写真1 東面1段張下部に確認された破碎帯（NS 44 W、幅 20 cm）

は掘削高さを計画高さの半分の1.5mとし、早期に支保することで対応した。

東面は受け盤となるので、掘削表面の小崩壊を予想していたが、多くの小崩壊のために、切ばりの背面が空洞状となるケースが多く（図8(c)）、この間をコンクリートで補強して対応した。また、東面ではかなり早期から破碎帯が観察され、掘削が進むにつれ写真1のように小崩壊を生じ、すべり面が明らかとなった。その後も破碎帯は連続し、4次掘削直後にアンカー軸力が管理値をオーバーし、図9に示すように4次掘削段階で傾斜計の変位が深度10mのRQDが0%の個所で不連続の変位が観測された。掘削面で観察された不連続面I（NS 44 W）、II（N 5 W 35 S）は掘

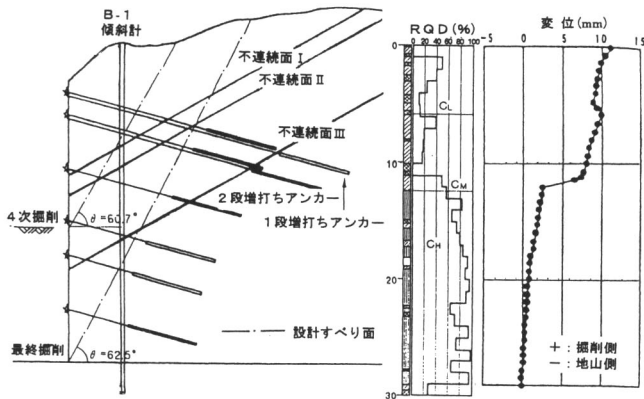


図9 掘削面の変位分布図

削面の直角断面での見かけ角は約 30° となり、図9に示したように傾斜計のずれの位置に相当する。これらの不連続面でのずれが、このような現象の直接的原因であると判断された。事前に実施したボーリング孔での亀裂観察結果では、写真2に示したように、亀裂密集帯と判断して、最も注意を要する個所であるとしていた。しかし、写真では10.12 mでN 12 W 41 W, 10.17 mでN 14 W 39 Wの亀裂があり、掘削面観察と類似の走向傾斜の亀裂は観察されていた。実際には掘削が進むにつれて不連続面より上部で緩みが生じ、不連続面で強度低下が生じたと仮定し、不連続面の摩擦角を逆算すると $\phi=18^\circ$ となった。この摩擦角を用いた場合のアンカー軸力は計測と同等の結果となった。これらの変形に対し、不連続面の変形を止めるために図9に示したように1, 2段のアンカー増打ちで対応した。図10に東面の最終的観察図を示した。図で分かるように不連続面IIは東面のり面の最深部まで連続的に観察された。

5. あとがき

国立公園内という法的規制と同時に、自然環境を最大限維持しながら、最大27 mの岩盤鉛直掘削をするという所期の目的を達成することができた。これは事前調査の十分な検討と、掘削工事施工管理方針の徹底により、現場で適

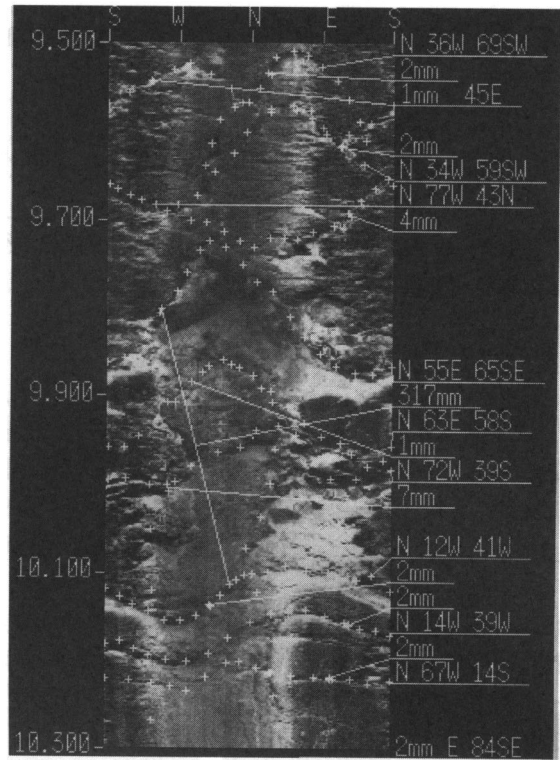


写真2 B-1孔GL-9.5~10.3 mの亀裂状況

宜判断して対処した結果である。本掘削工事で最も問題となったことは頁岩内の破碎帯の存在であった。当初設計では頁岩の摩擦角を $\phi=35^\circ$ としたが、これは破碎帯を予想していない場合であり、破碎帯が確認されたことにより、逆算の結果は予想値よりはるかに小さく、地すべりに採用される値に近かった。岩盤掘削において岩盤性状を完全に事前把握することは不可能であり、それを補うために岩盤観察、観測施工により迅速に、かつ効果的対策で対処できたことは、これらが重要であることをご理解いただければ幸いです。

最後に、岩盤調査に対しご理解をいただき、この調査の機会を与えて頂いた方々、および多大なご協力をいただいた多くの関係者に心から感謝致します。

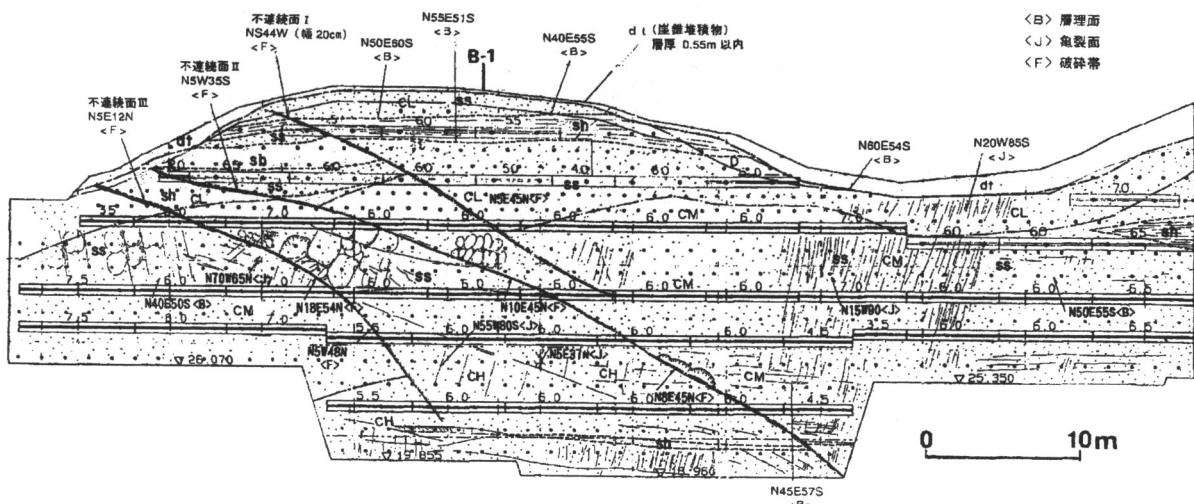


図10 東面掘削面観察図

岩盤すべりにおける横ボーリング工の設計と水位降下測定

よし たに たけ し
葭 谷 武 司*

1. はじめに

対馬島北部に位置する佐護湊地区において急傾斜地崩壊対策事業が進められている。地区内のほとんどの斜面は $40^{\circ}\sim 50^{\circ}$ の急傾斜地であるが、それらに挟まれて傾斜角 30° の比較的緩やかな斜面がある。急傾斜地の中でこのような緩傾斜地が突然出現しているのは異様に映る。

当初（平成14年度）この緩傾斜地についても、通常の急傾斜地のボーリング調査という感覚だったので、すぐに終わると考えていた。ところが、高部のボーリングは20mをこえ、急傾斜地のボーリングとしてはかなり長くなってしまった。なぜ、不動土塊の深度がこれだけ深いのか、気にも留めなかったが翌平成15年の集中豪雨でそれが明らかになった。実はこの緩傾斜地、岩盤すべりによるものであった。

本論は岩盤すべりとその地すべり機構に基づいた横ボーリング工の設計と効果をとりとまとめたものである。

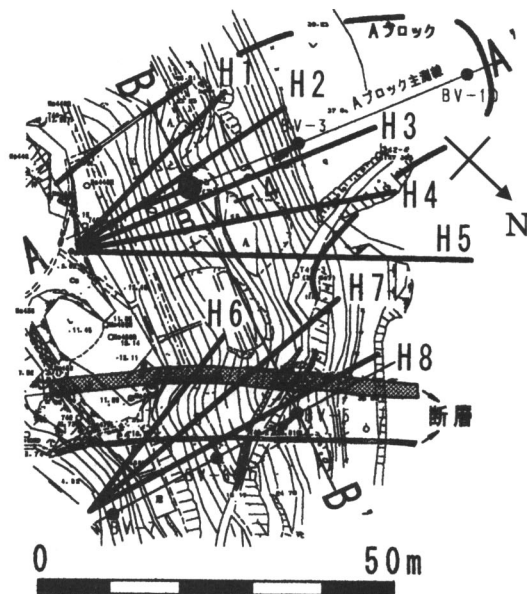


図1 調査平面図（断層を境に山地が後退している。）



写真1 地すべりブロック（三方を急傾斜地に囲まれた緩傾斜地。地表水が集まりやすい。）

* (株)親和テクノ 技術部調査設計課 主幹技師

2. 地質構造

基礎地質は古第三紀層対州層群の砂岩頁岩互層である。下位より砂岩(Ss1), 頁岩(Sh1), 砂岩(Ss2), 頁岩(Sh2)の堆積サイクルがある。すべり面はSh2の風化粘性土, 海に向かって6°傾斜している。この一連の層序はBV-10で鉛直方向に4mずれており岩盤すべりの頭部破砕帯を確認することができた。

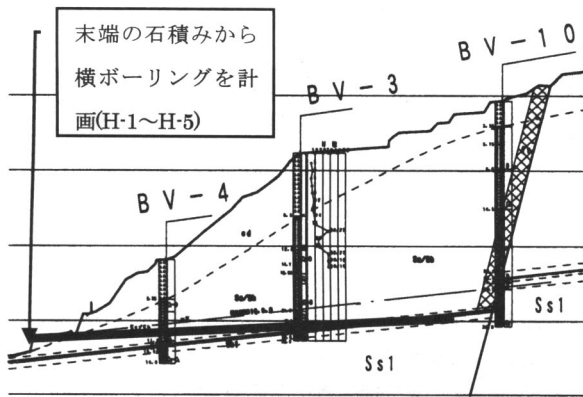


図2 A-A'断面図(典型的な岩盤すべり)

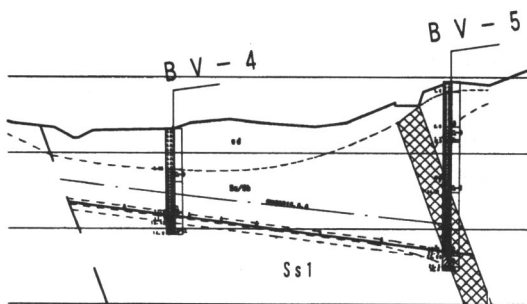


図3 B-B'断面図

横断方向でもBV-5に厚い断層破砕帯が確認できた。断層は地形図上明瞭(図1)であり, 断層を境にして山地が後退している。また, 断層上には湧水が散見される。

一方, 横断南(左)サイドの地すべりブロックの境界は判然としない。横断方向にすべり面が北(右)に8°傾斜しているのはBV-5の断層の変位量が南サイドの断層(または亀裂)より大きいことが考えられる。

3. 地すべりの概要

- ① 位置: 長崎県対馬市上県町
- ② すべり面: 頁岩(Sh2)の風化した粘性土
- ③ 地すべりブロックの大きさ: 最大長さ60m×最大幅40m×最大深さ25mの岩盤すべり
- ④ 活動状況: 集中豪雨後に数10~数cm活動し, 降雨がない場合は停止している

4. 地すべり機構

4.1 素因

- ① 集水地形(全景写真1)
- ② 割れ目の発達した厚さ20~30cmのSs2の上下に不透水層のSh1とSh2がある。
- ③ Sh2に広く連続する粘性土がある(すべり面)。
- ④ BV-5やBV-10で確認された断層破砕帯が地下水の供給路になっている。

4.2 誘因

Ss2には破砕帯を通じて地下水が供給されている。Ss2の透水性は大きい, 層厚が薄く, 不透水層であるSh1とSh2によって挟まれているため, Ss2内に地下水が胚胎し間隙水圧が発生する。

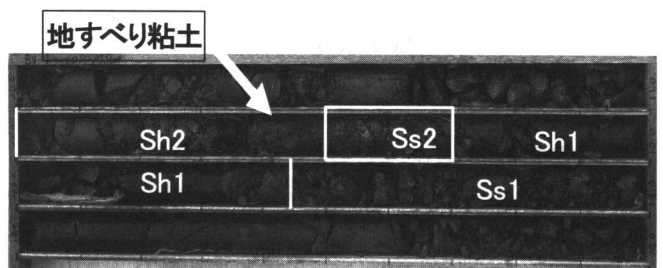


図4 すべり面付近のコア(Ss2に間隙水圧が発生する)

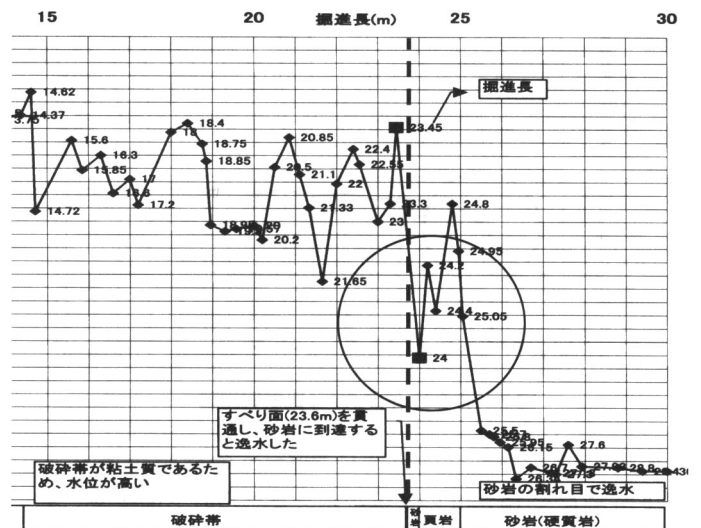


図5 地すべり頭部BV-10掘進中の孔内水位変動

(コアを採取するごとに水位を測定, x軸が掘進長, y軸が水位(GL-m)。破線はすべり面。すべり面を貫通し一旦, 逸水するが, その直後に急激な水位上昇がある。⇒Ss2の間隙水圧は孔内の被圧地下水として把握できる。)

5. 動態観測

5.1 観測体制

- ① 孔内傾斜計観測 (1回/週)
- ② 自記水位観測：Ss2に発生する間隙水圧を測定するためBV-4の1m横(図3, BV-4の左)にBV-4'を設置した(なおBV-4の水位は合成水位)

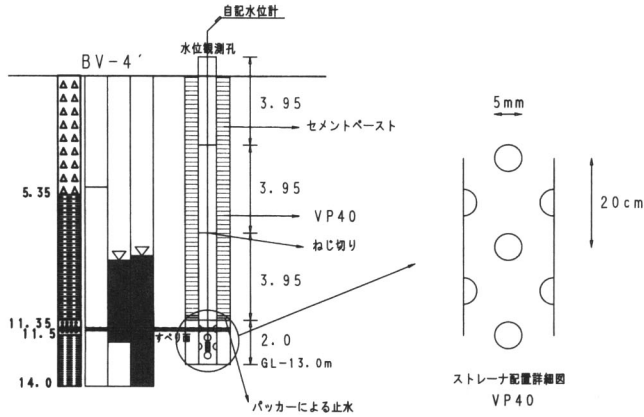


図6 BV-4' 孔内閉塞図(すべり面より上部をシール)

5.2 動態観測 (BV-4とBV-4')

平成15年度とBV-4'の水位を併記した平成17年度の観測記録を示す。

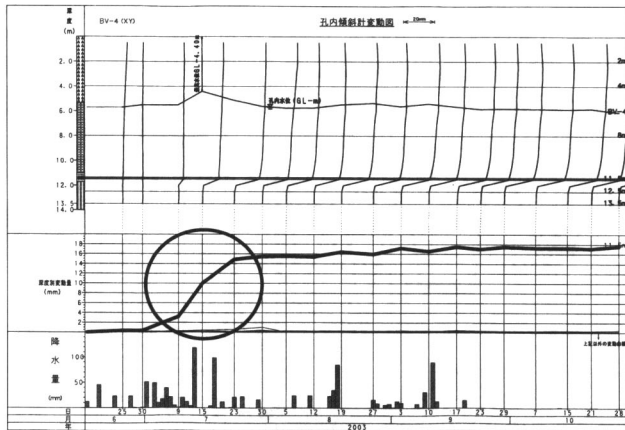


図7 平成15年度BV-4動態観測図

平成15年6/16~7/23日に590mmの豪雨があり、11.5m地点で15mmの変位が観測された。水位はBV-4の合成水位であり観測が1回/週のため降水量と水位の相関性が乏しい。

平成17年6/26~7/15日に343mmの豪雨があり、11.5m地点で2mmの変位が観測された。これらの観測結果から、豪雨⇒間隙水圧の発生⇒地すべり(孔内傾斜計の変位)という関係があり、それぞれに時間のずれがあることがわかった。

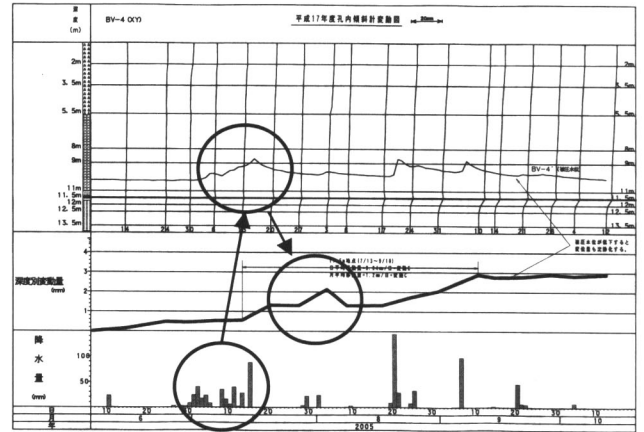


図8 平成17年度BV-4動態観測図(水位はBV-4)

6. 横ボーリング工

6.1 横ボーリングの角度, 長さ

動態観測により想定した地すべり機構に確信をもつことができた。したがって、すべり面下のSs2に発生する間隙水圧を消散させれば地すべりを抑制することができる。すべり面は北(右)に約8°傾斜している。そのため地すべりブロックの右サイドに向かうほど、すべり面の位置(標高)が低くなるので1カ所から横ボーリングを同じ角度, 同じ延長で施工することができない。横ボーリングは2カ所で計画し, それぞれの角度と延長を求めた。

横ボーリングの角度は施工位置とすべり面の関係から2°~3°とし, 長さはSs2を抜いて5~10mとする(表1, 図9)。

表1 横ボーリング一覧表(図1参照)

孔番号	長さ(m)	角度
H-1	30	3°上向き
H-2	35	3°上向き
H-3	45	3°上向き
H-4	45	2°上向き
H-5	55	2°上向き
H-6	30	3°上向き
H-7	45	3°上向き
H-8	45	2°上向き

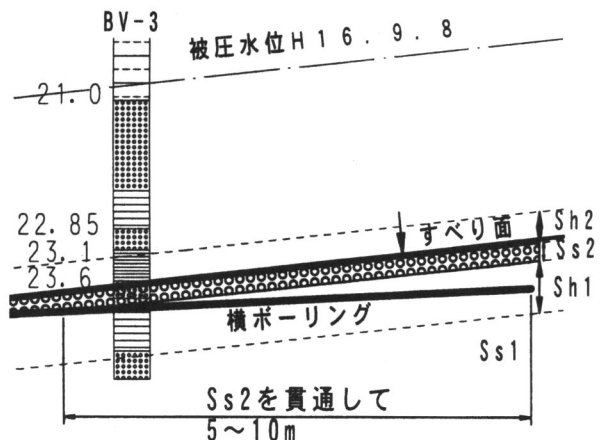


図9 横ボーリングの延長の考え方

6.2 施工状況

横ボーリングは平成18年1月～2月までの2カ月間で施工した。施工時期としては雨が少なく水位変動も少ない冬なので絶好のタイミングだったと考えている。

施工中、Ss2 予定地点になると口元から多量の湧水があったので、横ボーリングの設計角度と施工角度の誤差を間接的に確認できた。これはSs2に胚胎している地下水が流出したものと考えられる。

写真2は流末処理前の湧水状況を示している。晴天が続いてもこれだけの水量がある。

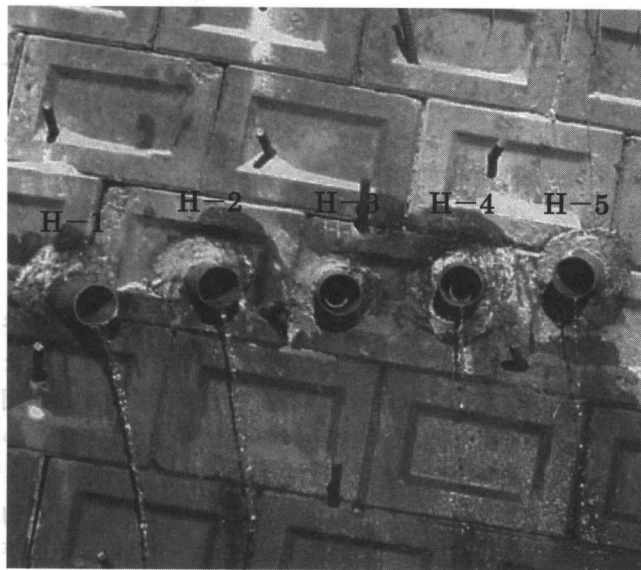


写真2 流末処理前の湧水状況（ブロック積みの位置を図2に示す）

1月24日にBV-4'の水位が一気に1m低下した。そして3月には施工前の水位と比較して2m近く低下している。これは施工中のSs2に到達したときの口元からの多量の湧水と一致する。さらに低下した水位はすべり面より低くなり、30mm程度の雨があってもすべり面には到達しない。したがって、本工事は地すべりに対してかなりの抑制効果があったと考えられる。しかしながら、すべり面下の間隙水圧が一樣に消散したかどうかは不明であるため、その結論は今後の観測結果を待ちたいと思う。

一方、BV-3の水位は横ボーリングが最も近いボーリング孔であるにもかかわらず（図9）、全く変化がない。これは孔内閉塞の有無が原因だと考える。このことから今後は間隙水圧測定孔を増やすことによって地すべりを評価するのがよいと思われる。

7. おわりに

平成15年度梅雨の孔内傾斜計観測で想定していない深度で動きがあったときは何かの間違いかと思った。ところがその動いた地点が地質縦横断面図で一直線に並び、そこには擦か痕を有する粘土があった。

「間違いではない！」

急いでコアを見直したところ上述した地質構造を発見。最初のコア観察でこの地質構造や地すべり機構を見逃していたことになる。年度末の業務で時間もなかったが

「こんなところですべるはずはない」

という思い込みがすべてである。

科学とは仮説をたてて、それを実証していくものと解釈している。仮説は思い込みではない。今回の業務でその違いを十分に勉強させて頂いた。このようなことは二度としないと肝に銘じたい。

6.3 水位降下

次に横ボーリング工前後のBV-4'とBV-3の水位観測結果を示す（BV-3は合成水位観測孔、自記水位計設置）。

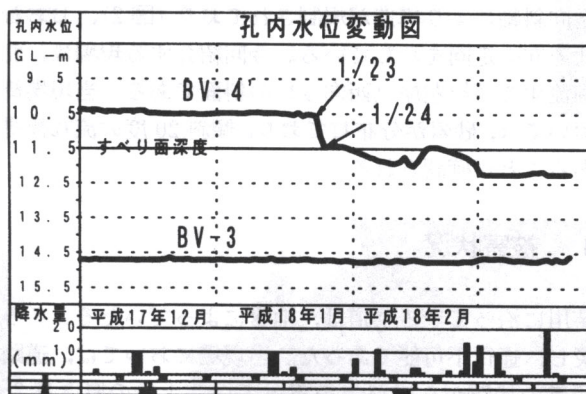


図10 横ボーリング施工前後の水位変化図

新潟県中越地震で発生した 小規模地すべりについて

わた べ しゅん
渡 部 俊*

1. はじめに

平成16年10月23日に発生した新潟県中越地震は、中越地方を中心に大きな被害を与えた。私も地質調査に従事するひとりとして、多くの被災現場へ出向いた。

被災現場の中で、硬質な砂岩内の亜炭層が不連続面となり、層すべりが発生した事例について紹介する。地震が発

生しなければ発生しなかったであろう岩盤の層すべりであり強く印象に残っている。

2. 地形・地質状況

現場は、信濃川支流の芋川中流域にあたる新潟県小千谷市十二平地区である。十二平地区は、震度7が観測された震源地の川口町から北東へ約5kmの場所に位置する(図1)。十二平地区の地震時の揺れは震源地近傍であることから、非常に大きく震度7程度であったと推定される。

周辺の地形は、標高250~400mで斜面傾斜30°程度の山地から構成されている。これらの山地は、信濃川支流の芋川等による河川に浸食され、深い谷地形が形成されている。谷地形の斜面は急勾配であるため、地震により無数の斜面崩壊や地すべりが発生した。

周辺に分布する地層は、下位より新第三紀鮮新世白岩層、和南津層、第四紀更新世魚沼層である。現場では、下位に砂質泥岩主体の白岩層、上位に砂岩主体の和南津層が分布している。これらの地質は、東側の小松倉背斜軸、西側の梶金向斜軸により構造が規制されており(図2)、おおむね南北方向の走向を示している。今回紹介する現場は、北から南流する芋川左岸(西向き)の斜面である。当現場周辺においては、砂岩が分布しており、傾斜20度の流れ盤構造であることが確認される。

3. 被害状況

芋川に沿って走る県道は、地震によっていたるところで被災し、通行不可能であった。当現場においては、道路交通標識の状態から道路上を覆っている土砂の厚さは3~4mであると推測される(写真1)。道路は崩積土上を整形し、かろうじて車両が通行できるように仮復旧されている。仮復旧された道路は、延長2kmにわたる。応急処置のため、梅雨期の降雨により路肩や路体が崩壊するなど、調査期間中には通行止めに幾度か遭遇した。現場に行くたびに、今日は帰れるのだろうかという不安もあった。

写真2は、地すべりの全景である。現地調査は6月上旬から行った。地震発生から半年以上が経過していたが、倒



図1 位置図



図2 周辺の地質図

* (株)村尾技建

壊した家屋や車が、崩壊土砂とともに芋川に散乱したままの状態で見られる。悲惨な光景であった。

当地すべり地は、尾根状地形であったが地震により尾根先端部で地すべりが発生し、斜面下部に存在する県道を巻き込んで芋川まで達している。このため、芋川では崩積土により河道が閉塞され、河道確保のために掘削が行われた。

地すべり頭部には高さ10mの滑落崖が生じたが、直線的な形状を呈している特徴がある(写真3)。また、地すべり頭部における移動量は、滑落した杉の位置から、20mに達している。このように大きな移動量であるにもかかわらず、斜面上部から滑落した雪崩予防柵の基礎は全く破損が見られず、配置も整然としている。一見すると、あたかもこの場所にもともと設置されていたかのように見える。このような状況から、比較的硬質な岩盤がブロック状に移動した形態が推察される。

滑落崖背後には、複数の開口した引張り亀裂が発生しており、隣接斜面にまで連続している。このため、豪雨や融雪水により地すべりが拡大する危険性が高い。

一方、地すべりの上位は河岸段丘と考えられる平坦面が分布している。この平坦面には、養鯉池が点在していたが、地震によりすべてが決壊している。決壊した水は土石流状となって、周囲を浸食しつつ流下していったようである。斜面上部につながる道は、ほとんどが流出して徒歩で登るのも非常に困難であった(写真4)。

4. 地質状況

地すべりの北側の沢においては、硬質な砂岩が露頭しており、亜炭の薄層を挟んでいる。地層の傾斜は20度であり、斜面に対しての流れ盤であった。

県道を挟み2孔のボーリング調査を実施した結果、上位より砂質土、砂岩が確認された。移動土塊の上端付近にあたる県道山側では砂質土が比較的厚く分布するが、県道谷側の末端付近においては、浅部より硬質な砂岩が分布している。

また、いずれのボーリングコアからも亜炭の薄層が確認された。2孔の亜炭層を結ぶと約20度の傾斜を示し、露頭で確認された亜炭層の傾斜と一致する。このことから、ボーリングで確認された亜炭層は連続性を有していると判断された。



写真1 応急道路の状況



写真2 被災現場全景

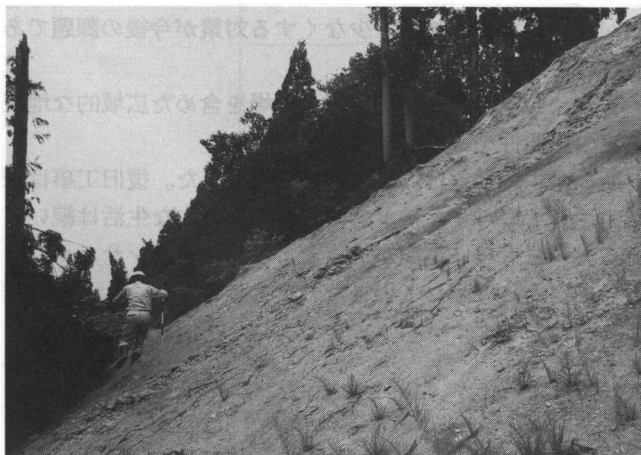


写真3 滑落崖の状況



写真4 河岸段丘面に通じる道(池からの流水により道下の土砂の大部分が流出し、道の一部が落下している)

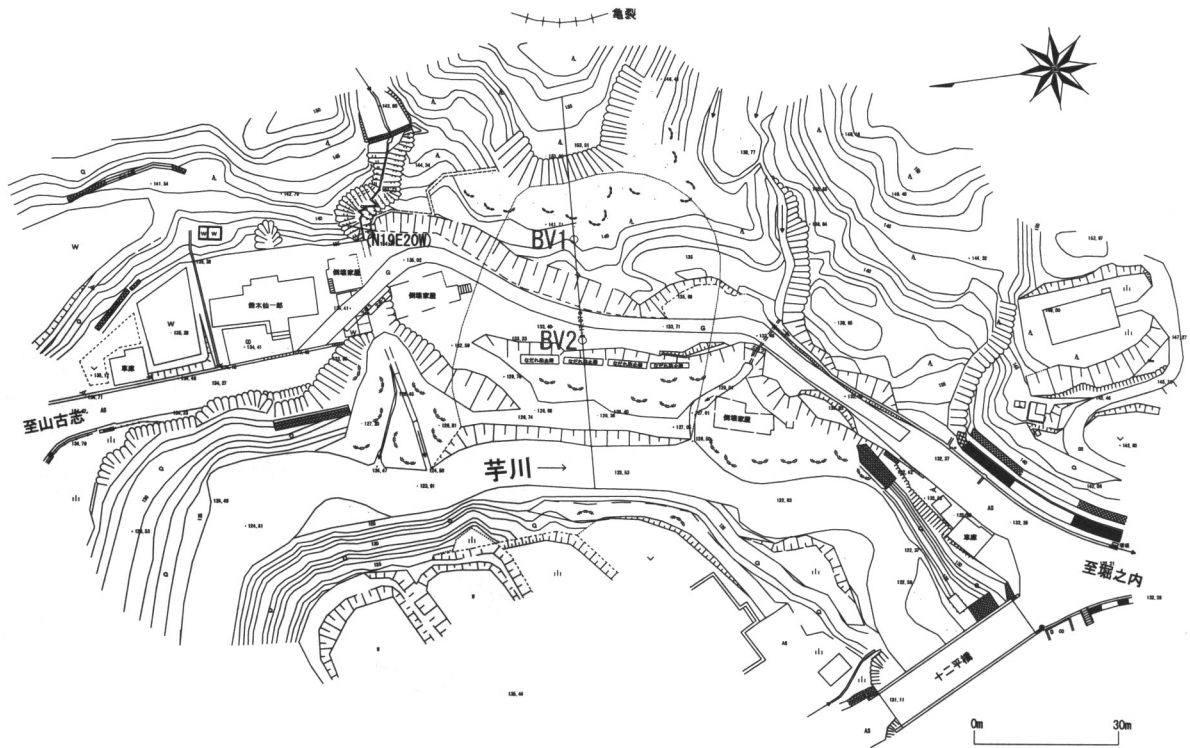


図3 平面図

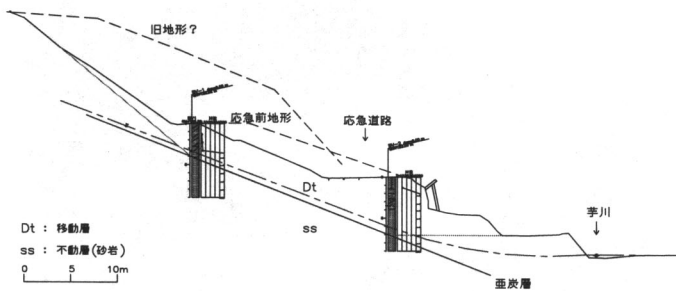


図4 地質断面図

5. 地すべり機構

当地すべり地においては、比較的硬質な砂岩が分布しているものの、亜炭の薄層が連続的に挟在している。この亜炭層が、強度的な不連続面を形成している。亜炭層上位のコアは下位と比較して乱れており、なおかつ亀裂が発達している。亜炭層の強度的な不連続面と岩の状態の相違面が一致することからすべり面と判断した。

地層の傾斜は斜面に対して流れ盤であり、かつ、斜面末端部は芋川により浸食された状態にあったと推定される。このように地質構造や地形的な地すべりの素因が存在している斜面であった。

このような状態で、最大震度7を記録する新潟県中越地震が発生し、滑動力が増加したことで層すべりが発生したと考えられる。

また、地すべり発生には、地震発生直前までの総雨量125mmも間接的に影響していると考えられる。

今回発生した箇所の特徴は、

- ・硬質な砂岩を主とするが、強度的に不連続な亜炭の薄層を挟在すること

- ・地層の傾斜が斜面に対して流れ盤であること
- ・尾根地形であり、今回の地すべりが初成すべりであること

である。

硬質な岩盤が分布する斜面においても、弱層が存在し、かつ地層が流れ盤構造である場合、地震による滑動力の増加により、地すべりが発生する危険性が高い。

6. おわりに

硬質な岩盤から構成された斜面は、通常の状態では不安定化しないと考えるのが一般的である。しかし、今回の地震では多くの斜面で崩壊や地すべりが発生した。

硬質な岩盤における斜面崩壊や層すべりは、その発生が突発的であり発生箇所や発生時期の予知は困難であるが、発生した場合の被害は甚大である。弱層の存在や地層の走向傾斜と斜面の関連から、危険性のある斜面を判断し、地震が発生した際の被害を少なくする対策が今後の課題であると思った。

また、今回の調査を通して、現場を含めた広域的な地表踏査の重要性を改めて感じた。

新潟県中越地震は、多くの被害を出した。復旧工事は未だ完了しておらず、被災者の方々の不自由な生活は続いている。一日も早い復興ができるよう、地質コンサルタントとして努力し貢献していきたいと考えている。