

8.4 土壌・地下水汚染の管理・制御技術に関する研究

研究予算：運営費交付金（一般勘定）

研究期間：平 18～平 22

担当チーム：材料地盤研究グループ（土質・振動）

研究担当者：佐々木哲也、森啓年、稲垣由紀子、山木正彦

【要旨】

本研究は、公共事業において土壌・地下水汚染に遭遇した際、それらを管理・制御し、適切に建設工事を進める手法の確立を目指すものである。本研究では、自然由来の重金属を含む土壌の溶出特性や土壌の有害物質の吸着特性の把握、公定法の補完的な役割を果たす簡易分析法の適用性の検証、サイト概念モデルを用いた有害物質の周辺環境への影響評価手法の提案を行った。また、科学的自然減衰によるダイオキシン類汚染土壌の浄化に関する検討、科学的減衰を用いた土壌浄化の際の栄養塩の拡散に関する検討を実施した。これらの成果を「建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル（改訂版）」にも反映させた。

キーワード：土壌・地下水汚染、吸着特性、簡易分析、サイト概念モデル、科学的自然減衰

1. はじめに

1.1 背景

平成3年8月の土壌環境基準の設定、平成15年2月の土壌汚染対策法（以下、「土対法」）の施行を経て、平成22年4月には改正土対法が施行された。また、東京都や大阪府、千葉県などの地方自治体においても、土壌汚染に関する条例が数多く制定されてきている。

土壌環境基準および法令の歩みに歩調を合わせるかのように、平成3年にはわずか40件だった土壌汚染の調査は、土対法施行直後の平成15年度にはおよそ20倍の762件、平成21年度にはさらにその倍近くの1,253件が実施され、世の中の土壌汚染に対する関心の高まりが伺える。実際に、これらの土壌汚染の調査が実施されたもののうち、平成21年度は半数近い575件で基準を超過する土壌汚染が顕在化している¹⁾。また、平成22年4月の改正土対法施行に伴い、自然由来により重金属等が基準を超えて含まれる土についても法の対象として扱うこととなり、今後、建設工事において土壌・地下水汚染に対応すべき状況に遭遇することが一層多くなると予想される。

特に建設工事における土壌・地下水汚染はその掘削面積が大きく、対応が必要となる土の量が多い。この大量の土を処分場へ搬出処分することについては処分場の逼迫により困難である。そこで、建設工事において現場毎に想定される土壌・地下水汚染の影響を把握し、必要に応じて封じ込め等の汚染拡散防止措置を実施するとともに、モニタリングにより周辺への影響が顕在化していないことを確認する影響検討手法や、原位置での効率的な

浄化処理技術が必要となっている。

1.2 目的

本研究は、公共事業において土壌・地下水汚染に遭遇した際、それらを管理・制御し、適切に建設工事を進める手法の確立を目指して実施した。

有害物質の含有量や溶出量が環境基準を超過する場合、コスト面等から、掘削除去ではなく、敷土や覆土による封じ込め、浄化といった、原位置での処理が求められる。封じ込めでは、有害物質の土壌からの溶出特性や土への吸着特性に応じた対策が求められるため、これらの特性について把握した。浄化については、科学的自然減衰（MNA）を用いる方法に着目し、ダイオキシン類汚染土壌への適用や、バイオレメディエーション時に効率的に栄養塩を供給する方法について検討した。

特に建設工事では、大量の発生土について短時間で汚染の有無を調べ、基準値を超える土を適切に処理して汚染の拡散を防止することが求められる。公定法は汚染の有無の最終的な判断に用いられるが、所要時間がかかるため、公定法の補完的に用いることができる簡易分析手法を開発し、その適用性を確認した。

有害物質との遭遇契機の増加、リスクコミュニケーションの重要性の高まりなどから、有害物質について、発生源での含有量や溶出量のみならず、周辺環境への影響についても定量的に評価することが求められる。そこで、サイト概念モデルによる影響評価方法について検討し、パラメータの入力により1次元の移流分散解析が可能なソフトウェアを整備した。

2. 自然的原因により環境基準を超過する土壌の溶出特性の把握

全国に分布する自然由来で環境基準を超える重金属を含む土壌（以下、「自然由来土」という。）の溶出特性に関して、総括的に評価した事例はほとんどない。そこで、ヒ素と鉛を含む自然由来土を全国から採取し、その溶出特性について評価した。

自然由来土が存在する可能性が高いとされる地域において、ヒ素対象試料を19地域から92試料、鉛対象試料を14地域から75試料採取し、公定法による溶出試験、平成15年環境省告示19号による含有量試験を実施した。採取試料のうち粒径が2mm以上のものについては粉碎し、2mm以下に粒度調整して試験を実施した。

含有量基準を超えた試料は、ヒ素試料で92試料中1試料（1%）、鉛試料で75試料中29試料（39%）であった。溶出量基準を超えた試料は、ヒ素試料で92試料中31試料（34%）、鉛試料は75試料中14試料（19%）であった。

図1にヒ素および鉛の含有量と溶出量の関係を示す。ヒ素と鉛のそれぞれの含有量と溶出量には、ほとんど相関がみられなかった。この原因として、土壌試料ごとのヒ素や鉛の吸着状態や化合物の形態の違いが考えられる。

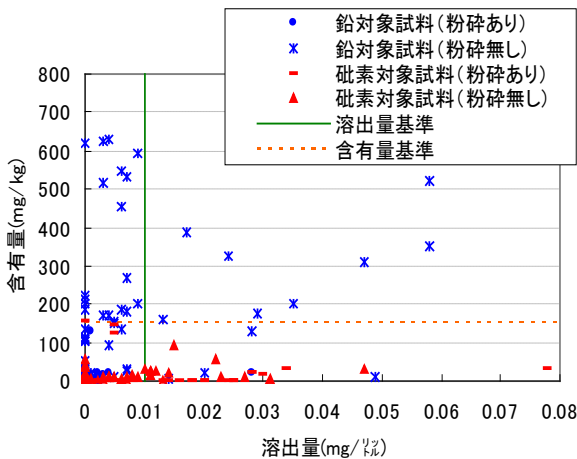


図1 含有量と溶出量の関係

3. 土の有害物質吸着特性の把握

3.1 土のヒ素吸着特性の検討

自然由来で基準を超過する事例が最も多いヒ素は、土への吸着効果が大きく、敷土を行うことで汚染の拡散対策をすることが可能であると期待される。しかし、土のヒ素吸着効果の検討については、標準液を用いて検討したものがほとんどであり、自然由来で環境基準を超過し

た試料からヒ素を溶出させて作成した溶液（以下、「自然由来溶液」という）を用いて検討した事例は少ない。そこで、自然由来溶液を用いてヒ素の吸着特性について検討するため、以下に示す方法で実験を行った。

- 1) 環境庁告示46号に準じ、自然由来によりヒ素を含む土からヒ素を溶出させ、実験溶液を作製した（一部試料は固液比を変更して行った）。また、由来の違いによるヒ素の吸着効果を検討するために、標準液（ KH_2AsO_4 ）で溶液（以下「人工溶液」という）を作製した。
- 2) 作製した溶液500mlに吸着土を50g入れ、振とう機で24時間振とうした（振とう回数:200回/分、振とう幅:4~5cm）。
- 3) 振とう終了後、遠心分離（3000rpm、20分）を行い、 $0.45\mu\text{m}$ のメンブレンフィルターで溶液をろ過し、各種物質の濃度（平衡液相濃度）を測定し、吸着土への吸着率を求めた。

ヒ素を含む土試料の由来とヒ素の溶出条件は表1、吸着土の特性は表2に示すとおりである。

平衡液相濃度と土へのヒ素吸着量の関係を図2に示す。併せて、各試料におけるヒ素吸着率の関係を図3に示す。ここで、吸着率は、初期（検液作製時）のヒ素濃

表1 試料の由来ならびに溶出試験条件

	試料番号	産地	産状	固液比
自然 溶液	A	北海道	溶結凝灰岩	1:5
	B	山梨	鉾脈	1:10
	C	群馬	山土（表土）	1:10
	D	北海道	トンネル掘削ずり	1:10
	E	北海道	トンネル掘削ずり	1:10
	F	北海道	トンネル掘削ずり	1:10
	G	北海道	トンネル掘削ずり	1:10
	H	北海道	トンネル掘削ずり	1:10
	I	北海道	トンネル掘削ずり	①1:5②1:10③1:15
	J	北海道	トンネル掘削ずり	1:10
	K	北海道	トンネル掘削ずり	1:10
	L	北海道	砂岩	1:10
人口 溶液	M	KH_2AsO_4	-	-
	N	KH_2AsO_4	-	-
	O	KH_2AsO_4	-	-

表2 吸着土の特性

試料名		山砂	関東ローム	珪砂	黒土
産地		鉾田市	成田市	豊浦珪砂	園芸用
土の 粒度 分布	礫分(%)	0.4	0	0	1
	砂分(%)	83.9	11.5	99.9	10.2
	シルト分(%)	9.2	54.1	0.1	52.6
	粘土分(%)	6.5	34.4	-	36.2
含水比(%)		15	48	<0.1	58
強熱減量(%)		3.0	12	0.3	34
土粒子密度(g/cm^3)		2.687	2.770	2.640	2.303
有機物含有量(%)		0.01	0.51	0.01	10

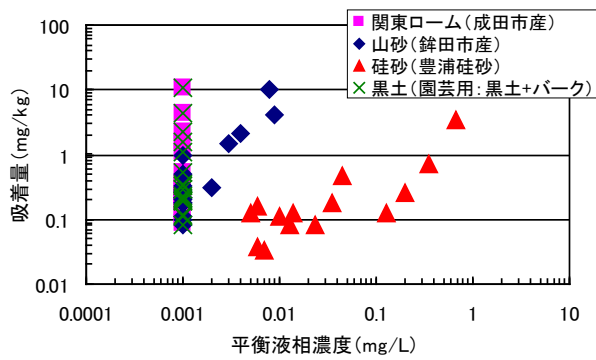


図 2 各吸着土におけるバッチ吸着曲線

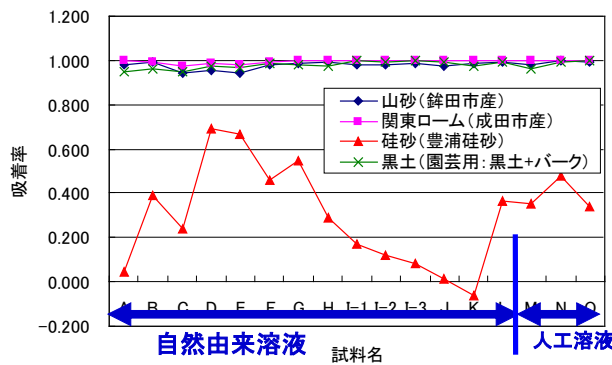


図 3 各吸着土におけるヒ素吸着率

度に対する吸着されたヒ素の量の割合を示したものである。吸着率は、(初期の検液濃度－平衡液相濃度) / (初期濃度) として定義している。

図 2 より、山砂、関東ロームでは、吸着量が 100 倍でも平衡液相濃度が変わらない結果となった。黒土では、吸着量の増加に伴って平衡液相濃度も増えたが、吸着量の増加に比べて平衡液相濃度の増加の割合は少なかった。珪砂では、黒土よりも吸着量の増加に伴う平衡液相濃度の増加が顕著に見られた。

また、図 3 より、山砂、関東ローム、黒土ではヒ素の由来や固液比によらず吸着率がほぼ 1 に達し、溶出したヒ素のほとんどが吸着されたといえる。一方で、珪砂ではヒ素の吸着率が低く、ほとんど吸着されないケースもあった。珪砂のヒ素吸着率が低い原因として、粒子が大きく、有機物や粘土鉱物が非常に少ない土であることが考えられる。また、砂質である珪砂は多孔質にはなっておらず、表面積が小さいため、吸着能が低いことが考えられる。さらに、振とう、ろ過終了後の溶液中には、他の吸着土の場合に比べてアルミニウムや鉄の濃度が多く、陰イオンの濃度が低い傾向があった。このことから、珪砂中には他の金属イオンが高濃度に存在し、電気的吸着ではこれらが先に土に吸着し、ヒ素は吸着せずに溶液中

に存在したことも考えられる。

自然由来溶液と人工溶液の吸着率の違いは、山砂、関東ローム、黒土では確認できず、珪砂においては自然由来溶液が人工溶液よりも吸着率が低い傾向がみられた。

以上より、山砂、関東ローム、黒土では、ヒ素の吸着が良く、覆土・敷土としての適用性を期待できる結果であったといえる。

3. 2 バッチ吸着試験による有害物質の遅延性の推定

土の吸着特性を検討する際、通常は現地の状態に近いカラム吸着試験によって有害物質の遅延性を推定する。しかし、カラム吸着試験は透水性の低い土壌では実施することが困難であるといった欠点がある。そこで、バッチ吸着試験²⁾から有害物質の遅延性を推定することの可能性について検討した。

実験は、人工溶液を用いて、バッチ吸着試験、カラム吸着試験を実施した。吸着土は、表 3 に示す山砂、川砂を用いた。

バッチ吸着試験とカラム吸着試験から求めた遅延係数について比較した結果を表 4 に示す。バッチ吸着試験による遅延係数は、初期濃度と平衡液相濃度を推定し、Freundlich 型吸着等温式に代入することにより求めた。バッチ吸着試験から求めた遅延係数はカラム吸着試験による遅延係数とほぼ同程度の値となった。

表 3 吸着土 (山砂および川砂) の特性

試料名		山砂	川砂
土粒子の密度 ρ_s (g/cm ³)		2.686	2.701
土の含水比 w (%)		16.5	6.9
土の 粒度 分布	礫分 (%)	1.6	3.5
	砂分 (%)	75.8	83.0
	シルト分 (%)	17.6	10.3
	粘土分 (%)	5.0	3.2
	最大粒径	8.1	8.5
土の pH		2.8	1.4
強熱減量 (%)		<0.1	<0.1
有機物含有量 (%)		8.5	4.8

表 4 バッチ吸着試験とカラム吸着試験の結果

試験種類	バッチ吸着試験			
土壌	山砂			
固液比	1:5	1:10	1:20	1:50
遅延係数	13.04	7.04	6.34	6.37
試験種類	バッチ吸着試験			
土壌	川砂			
固液比	1:5	1:10	1:20	1:50
遅延係数	9.77	5.97	5.93	4.29
試験種類	カラム吸着試験			
土壌	山砂		川砂	
固液比	1:5.3	1:5.3	1:5.5	1:5.5
遅延係数	8.57	10.6	5.38	6.16

また、川砂を吸着材とした場合については、 KH_2AsO_4 を関東ロームに吸着させた模擬汚染土からヒ素を溶出させた模擬溶液および溶液自然由来溶液でもバッチ吸着試験を行い、人工溶液での結果と比較した(図 4)。人工溶液、模擬溶液、自然由来溶液共に、平衡液相濃度と吸着量の間には、線形の関係が見られた。自然由来溶液の吸着量は、人工溶液から得られる吸着等温線から推定される吸着ヒ素吸着量は、模擬溶液、自然由来溶液共に、人工溶液と同程度または若干低い傾向が確認された。

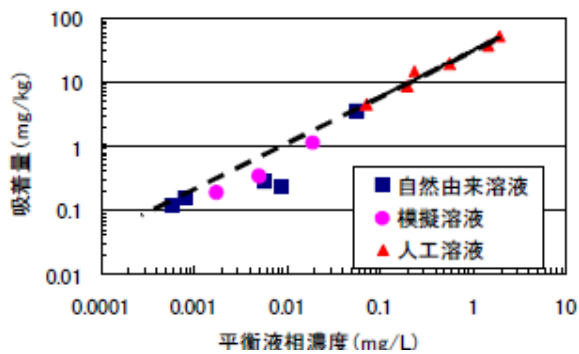


図 4 ヒ素の由来による吸着特性の違い (川砂)

3.3 まとめ

バッチ吸着試験を行い、ヒ素の吸着特性を調べた結果、山砂、関東ローム、黒土では溶出しているヒ素のほとんどが吸着し、これらの土はヒ素に対して敷土・覆土としての適用性が期待されることが示唆された。

自然由来溶液、人工溶液、模擬溶液と、ヒ素の由来を変え、川砂を吸着土としてバッチ吸着試験を行った結果、いずれも、平衡液相濃度と吸着量の間には線形の関係が見られた。人工溶液での平衡液相濃度と吸着量から推測される吸着量に比べて自然由来溶液や模擬溶液からのヒ素の吸着量は同等あるいは若干少ない傾向であった。

川砂にヒ素を吸着させる場合についてバッチ吸着試験とカラム吸着試験を行い、両者から得られる遅延係数を比較したところ、ほぼ同程度の値となった。有害物質の遅延性を求める際のバッチ吸着試験の適用性が示唆された。

4. 簡易分析手法の開発

4.1 土研式簡易前処理法

建設発生土の工事間の直接利用が困難な場合、ストックヤードで一時的に集積・保管される。ストックヤードには、各工事現場より大量の建設発生土が搬入されるが、受入れの際に土壌汚染の可能性は必ずしも調査されてい

ないのが現状である。

土壌汚染の存在を調査する際、土壌に含まれる重金属類は、平成3年環境庁告示46号(以下、「公定法」という。)を用いるのが標準である。本手法は、土壌を風乾し、2mmふるいを通す処理をした後、重金属類の溶出操作において6時間振とうが求められるなど、検液の作成に多大な時間を要する。このため、各現場より大量に搬入され、長期にわたる仮置きが困難である建設発生土について実施することは困難である。

そこで、短時間で重金属類を溶出する簡易前処理方法について検討し、以下に示すような土研式簡易前処理法を開発した。この結果、検液作製の所要時間を20分程度に短縮することが可能となった。

- (1) 2mmふるいを通させ、風乾させた土壌と蒸留水を固液比1:4の割合でシリンジに入れ、1分間手振りする。
- (2) 1分間の手振り振とう後、シリンジの先に $0.45\mu\text{m}$ のフィルターを付けてろ過し、検液を抽出する。

土研式簡易前処理法の精度を確認するため、同一ロットより採取した自然由来土(ヒ素、鉛)に対し、公定法による溶出操作と溶出量分析を2回、土研式簡易前処理法による溶出操作と公定法による溶出量分析を10回実

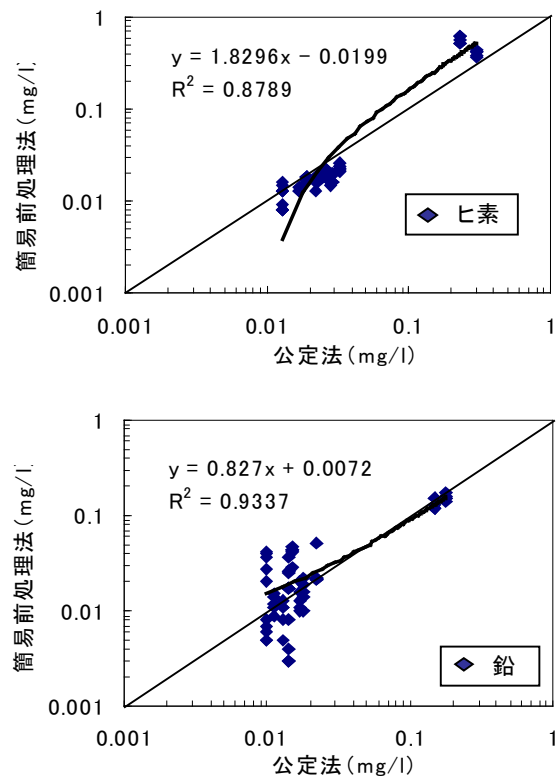


図 5 土研式簡易前処理法と公定法による溶出量の相関 (ヒ素、鉛)

施した。土研式簡易前処理法による溶出操作を行った場合の溶出量と公定法による溶出操作を行った場合の溶出量を比較した結果を示す。ヒ素、鉛ともに土研式簡易前処理法と公定法の間に強い相関が確認された（相関係数でヒ素 0.937 鉛 0.966）。

4.2 簡易分析法の現地適用性の検証

公定法の補完的に、例えばストックヤードに大量に搬入される建設発生土の汚染の可能性を短時間で把握するなどの役割を期待し、簡易分析法の現地適用性について、公定法との比較により検証した。

今回は、自然由来の重金属等を含む岩石・土砂等や、ストックヤードに搬入された建設発生土（以下、搬入土）および同じストックヤード内で搬入土に石灰を混合して改良した土（以下、改良土）を対象とした。搬入土および改良土は3箇所のストックヤードからのものである。

土研式簡易前処理方法により抽出した検液に対し、フッ素については簡易比色計、ヒ素については検知管を用いて溶出量を調べた³⁾。

フッ素溶出濃度における公定法と簡易分析法の比較を図6に示す。公定法と簡易分析法は比較的良好な相関が得られていると考えられる。簡易分析法を適用した土のフッ素溶出濃度は、公定法で 0.08mg/L 未満～1.3mg/L であり、概ね用いた簡易比色計の測定範囲である 0.1～1.5mg/L の中に分布していた。

一方、ヒ素（図7）では、溶出濃度が簡易分析法で環境基準値未満であると評価されても、公定法では環境基準値を超える場合があった。簡易分析法の適用には、各種手法の適用範囲を考慮し、現場の土壌を用いて迅速判定法と公定法の相関を取るなど、十分な留意が必要と考えられる。

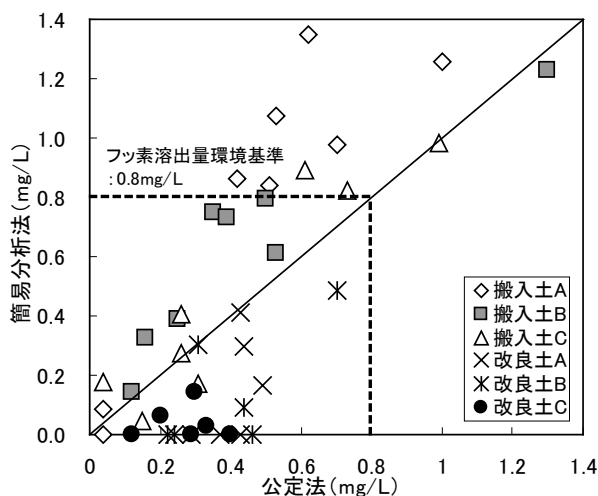


図6 公定法との比較（フッ素溶出量）

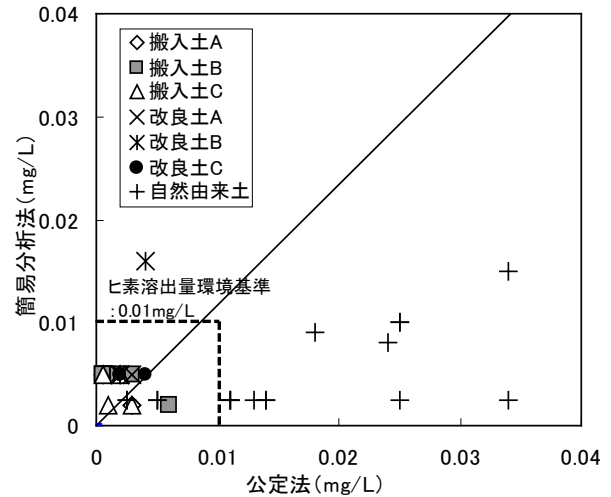


図7 公定法との比較（ヒ素溶出量）

4.3 まとめ

汚染の可能性を調べる際、公定法では検液作製時間を要するため、土研式簡易前処理法を開発し、検液作製の所要時間を短縮した。

土研式簡易前処理法と検知管や簡易比色計による分析を組み合わせることで調べた溶出量と公定法による溶出量の相関を比較した結果、簡易分析法の適用に当たっては、各種手法の適用範囲を考慮し、現場の土壌を用いて公定法との相関を取るなど、十分な留意が必要と考えられた。

こうした注意喚起は「建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル（改訂版）」にも示した。

5. サイト概念モデルに基づく影響評価手法の提案

5.1 地盤汚染対応における影響評価

建設工事においては、現場毎に想定される土壌・地下水汚染の影響を把握し、必要に応じて封じ込め等の汚染拡散防止措置を実施するとともに、モニタリングにより周辺への影響が顕在化していないことを確認する影響検討手法が求められる。

建設工事において土壌汚染に遭遇した場合の対応としては、一般的に図8に示すような対応をとる。本研究の対象とした影響検討は、「サイト概念モデルの構築」と「影響評価の実施」により構成されるものとした。以下に、それぞれの過程における詳細について記す。

5.2 サイト概念モデル

サイト概念モデルとは、建設工事において現場毎に想定される土壌・地下水汚染の影響を明確にし、対応方針、現地調査計画の立案、影響評価の実施、対策の選定・設計を、効果的かつ効率的に実施するために構築するモデ

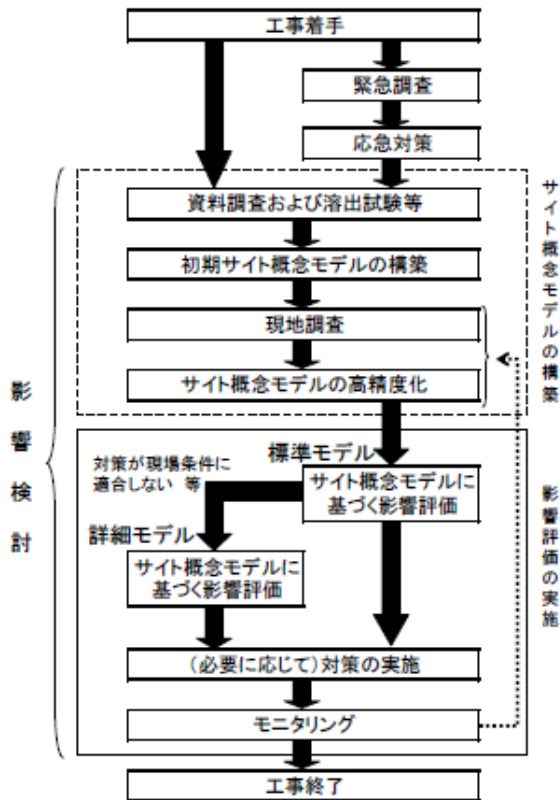


図8 土壌汚染への対応フロー

ルである。具体的には土壌・地下水汚染の発生源から敷地境界や保全対象までの距離・摂取経路（周辺状況）、周辺地盤における有害物質の吸着特性・地下水の流れ（周辺地盤）などの現場毎の特性を考慮し、構築する。サイト概念モデルには、対応方針、現地調査計画の立案に活用される「初期サイト概念モデル（図9）」と、影響評価の実施、対策の選定・設計に活用される「サイト概念モデル（図10）」の二種類がある。初期サイト概念モデルは既存の資料調査などによる対象地域の地形・地質、水理特性・水質、土地利用履歴や発生源の有害物質の含有量・溶出試験結果等の情報をもとに、周辺環境への影響を想定し、現地調査計画の立案に活用される。サイト概念モデルは、さらに現地調査などによる発生源および摂取経路における有害物質の土壌への吸着特性、表流水や地下水の詳細な情報を加え、想定される周辺環境への影響を明確にし、影響評価の実施、対策の選定・設計に活用される。

5.3 サイト概念モデルを用いた影響評価手法の整備

サイト概念モデルを用いて、有害物質が敷地境界や保全対象近傍に達する場合の地下水の有害物質濃度を移流分散解析等により求め、判定基準と比較することで、定

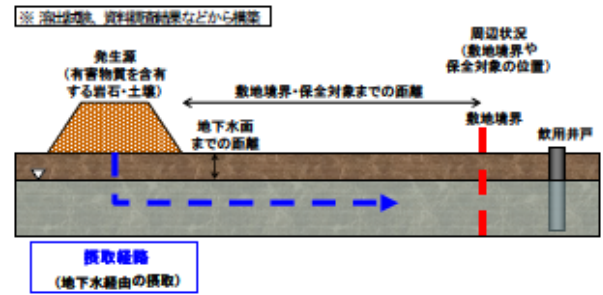


図9 初期サイト概念モデルの例

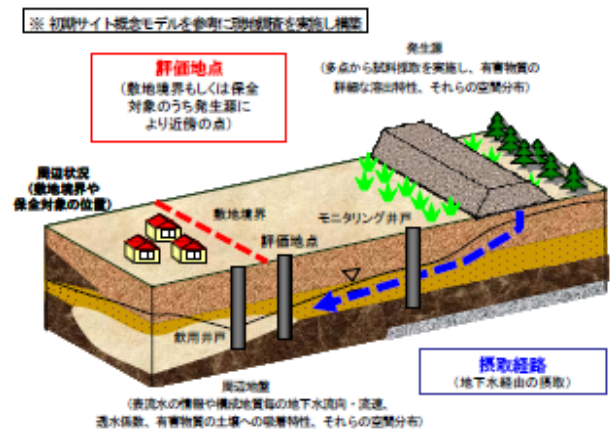


図10 サイト概念モデルの例

量的な影響評価を実施する。この際、評価期間は100年間を目安とする⁴⁾。なお、この定量的な影響評価の実施は、リスクコミュニケーションの際に使用するツールとしても期待される。

現地調査によって取得した現地のパラメータを利用し、一次元の移流分散解析等を実施する。解析を実施する測線の選定にあたっては現場毎の地下水流況、保全対象位置、想定される影響等を考慮することが必要となる。

本研究では、西垣らが提案した手法⁵⁾に基づき、かつ現場で事務所職員が使うことを前提とした簡易な影響予測ソフトウェア1DTRANSUの整備を行った。移流分散解析は、理論解自体はエクセルのような表計算シートを使って計算することができるが、地下水の実流速、遅延係数、分散係数など、幅広い専門分野の知識が必要なパラメータを設定する必要がある。式(1)にその一次元移流分散方程式を示す。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - kC \quad (1)$$

C: 地下水への溶出濃度 [mg/L]、D: 拡散係数 [cm²/秒]、

k :一次減衰係数 [1/秒]、 v :間隙内地下水平均流速 [cm/秒]、 x :発生源からの距離 [cm]、 t :時間 [秒]

1DTRANSU の整備にあたっては、有害物質移行のシナリオを単純化してイメージを分かり易くすること、計算量を少なくして計算時間を短くすること、データ入力の手間や少ない調査で概略の計算ができることを主眼とした。

有害物質は一次元の移流分散方程式に従い、地表からの降雨浸透に伴い地下水面まで不飽和帯を鉛直下降し、地下水に達した後は帯水層を水平方向に移動する、といった仮定を設定している。

また、発生源の条件設定に関しては、常に発生源から濃度一定で溶出するという安全側の設定が基本となる。1DTRANSU の計算手順を図 11 に示す。ここで、入力するデータは①汚染物質の種類、②汚染土総量、③汚染土範囲の面積、④発生源からの溶出量、⑤帯水層のパラメータ(透水係数、間隙率、乾燥密度、分配係数、遅延係数)、⑥発生源から敷地境界までの距離、⑦発生源の地下水位、⑧敷地境界の地下水位、⑨年間降水量、⑩降雨浸透率、⑪地表から地下水面までの距離、となる。また計算時に遅延係数による影響を考慮する、しないも選択可能である。なお、⑤の値が調査結果として得られていない場合

は、帯水層の種類(砂、シルト等)を入力することで参考値が自動的に設定され、概略の計算ができるようになっている。表 5、表 6 にその参考値を示す。

表 5 帯水層関連参考値²⁾

帯水層種類	透水係数(cm/sec)	乾燥密度(g/cm ³)	間隙率(-)
礫	5×10^{-1}	1.6	0.3
砂	5×10^{-2}	1.6	0.4
シルト質砂	5×10^{-3}	1.6	0.4
関東ローム	5×10^{-3}	0.74	0.5
シルト	5×10^{-4}	1.3	0.5
粘土	5×10^{-5}	1.6	0.5

表 6 分配係数参考値(L/kg)^{6)、7)、8)}

汚染物質	礫	砂	シルト質砂	関東ローム	シルト	粘土
カドミウム	180	180	180	180	180	180
クロム(VI)	8.4	8.4	8.4	8.4	8.4	8.4
セレン(VI)	1.47	1.47	4.1	4.1	4.1	4.1
鉛	347	347	347	6,462	581	581
亜鉛(V)	2	2	2	2	2	2
ふっ素	0	0	0	0	0	0
ほう素	0	0	0	0	0	0

5. 4 まとめ

地盤汚染の影響評価手法として、サイト概念モデルを用い、周辺への影響を考慮した評価手法として、一次元移流分散解析ソフト 1DTRANSU を整備した。

1DTRANSU は土木研究所ホームページからも配布中であるが、適用に当たっては、モニタリングを併用し、その不確実性を担保することが必須となる。また、モニタリングの結果に応じて調査の追加やパラメータの再設定を含むサイト概念モデルの修正等を適宜行い、影響検討の不確実性を可能な限り排除する必要がある。その結果新たな対策の必要性が生じた場合は、適切な対応を検討する。

6. 科学的自然減衰を用いた浄化処理技術に関する検討

6. 1 科学的自然減衰を用いたダイオキシン類汚染土壌浄化に関する検討

公共事業において土壌・地下水汚染に遭遇した際の対策の 1 つに原位置での浄化がある。原位置浄化のうち科学的自然減衰を用いた浄化は、バイオレメディエーション技術として用いられているが、揮発性有機化合物による汚染土の浄化が中心である。

ダイオキシン類汚染土についても土中の微生物の還元的脱塩素作用を利用し、ダイオキシン類を分解、毒性低

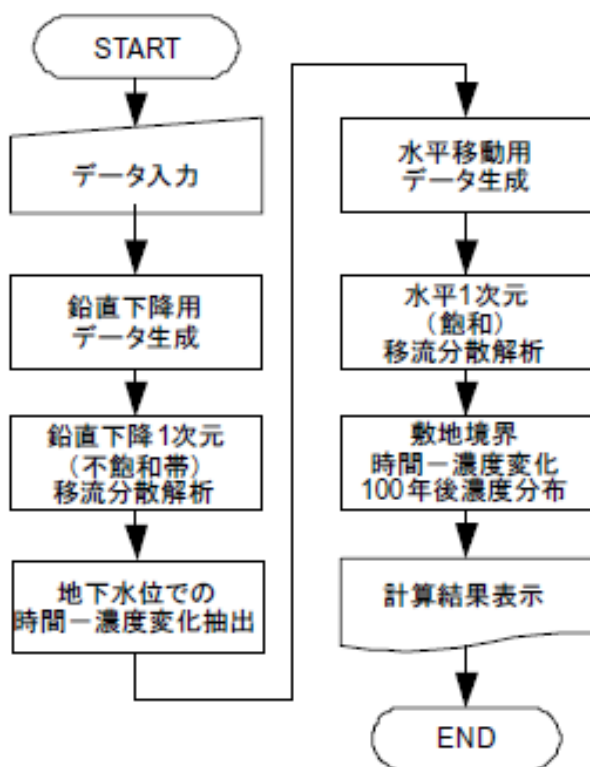


図 11 1DTRANSU の計算手順

下させる方法について実験により検討した。

国内の実汚染現場で採取したダイオキシン類汚染土（含水比 32.4%）をガラス製バイアル瓶に密封、バイアル瓶の気相中 20%を二酸化炭素で置換、暗所、30℃において振とうを行った。

この試験を開始した日（0 日目）、試験開始から1ヶ月後、3ヶ月後にダイオキシン類の濃度を測定した。ダイオキシン類濃度の測定は、バイアル瓶に汚染土中の微生物を活性化させる栄養塩を密封した供試体（栄養塩添加あり）、栄養塩ではなく同量の蒸留水とした供試体（栄養塩添加なし）のそれぞれについて行った。

ダイオキシン類濃度の測定では、ダイオキシン類のうち、1、2、3、7、8-PeCDD（5塩素化のダイオキシン類であり、最も毒性が高い）と、その脱塩素反応により生成する2、3、7、8-TeCDD（4塩素化のダイオキシン類であり、最も毒性が高い）に着目した。

実験結果を図12、図13、図14に示す。図12は酸化還元電位（ORP）の経日変化を示したものである。栄養塩を添加した場合と添加しない場合のいずれも、経過日数とともにORPの低下が見られ、還元状態になっていった。同じ経過日数であれば、栄養塩を添加した供試体の方がORPの値が低く、還元状態であった。

図13より、1、2、3、7、8-PeCDDの濃度については、栄養塩を添加した供試体と添加しない供試体のいずれにおいても、実験開始日から3ヶ月後には1割程度減少する結果となった。1、2、3、7、8-PeCDDの濃度の変化に、栄養塩添加の有無による違いはほとんど見られなかった。

図14より、2、3、7、8-TeCDDの濃度については、栄養塩を添加した供試体と添加しない供試体のいずれにおいても数pg/pg-wet程度の変化で、1、2、3、7、8-PeCDD濃度の

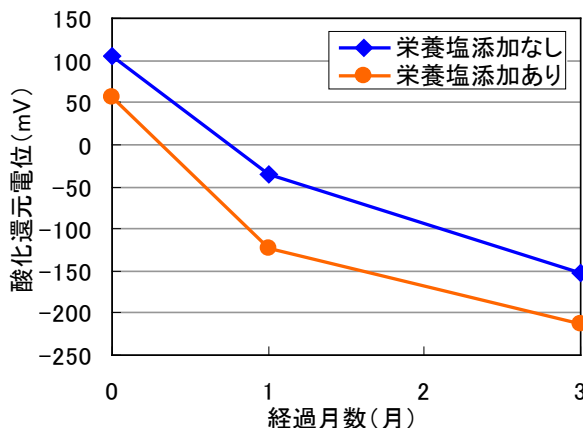


図12 酸化還元電位（ORP）の経日変化

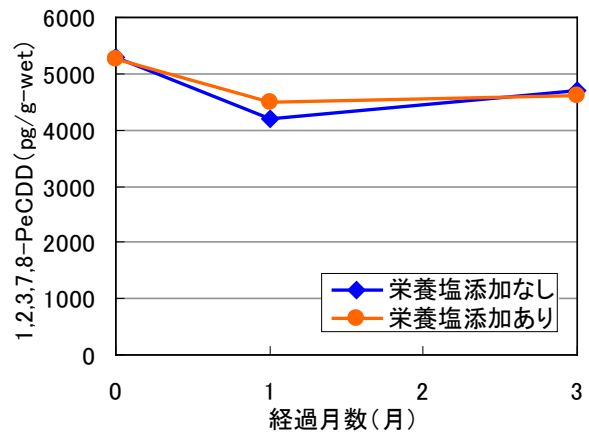


図13 1、2、3、7、8-PeCDD 濃度の経日変化

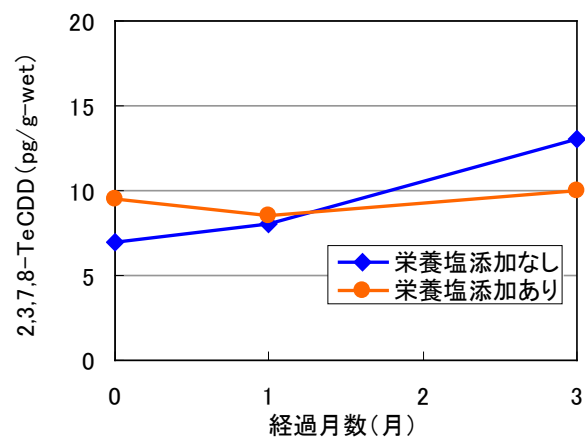


図14 2、3、7、8-TeCDD 濃度の経日変化

減少に比べるとわずかな変化であった。2、3、7、8-TeCDDの濃度についても、栄養塩添加の有無による違いはほとんど見られなかった。

以上より、1、2、3、7、8-PeCDDの分解や全体としての毒性の低下は確認された。栄養塩の種類や与え方等によって土中の微生物をより活性化させることで、脱塩素による1、2、3、7、8-PeCDDの濃度低下や全体としての毒性低下の効果は高まると考えられる。

6.2 バイオレメディエーション時の栄養塩供給方法に関する検討

6.2.1 定常的な地下水流がない場合

バイオレメディエーションのような微生物を用いた原位浄化技術においては、微生物を活性化させるための栄養塩が注入される。この際、栄養塩を目的の範囲に到達させることが重要であるが、その拡散状況については未解明な部分が多い。そこで、本研究では土槽実験により栄養塩の拡散状況を調べ、効率的な栄養塩の注入条件について検討した。

(1) 実験方法

表 7 に示すような物性を有する工業用珪砂 5 号、茨城県美浦町で採取された山砂（以下、美浦砂と称する）を用い、水締めにより、図 15 に示すような飽和地盤を作製した。この模型地盤の中央に設けた注入孔より、模型地盤表面との水頭差を 1cm に保ちながら、栄養塩 200ml を注入した。栄養塩注入後は乾燥対策をして 21 日間観測し、模型地盤内に設けた 3 箇所の採水孔より合計 7 回の採水と採水された水の水質分析（全有機炭素 TOC、pH、酸化還元電位 ORP の測定）を行った。

表 7 模型地盤材料の物性値

試験項目	単位	試料名	
		珪砂5号	美浦砂
土粒子の密度	g/cm ³	2.651	2.705
均等係数	—	1.802	19.938
50%粒径	mm	0.506	0.138
液性限界	%	N.P.	N.P.
塑性限界	%	N.P.	N.P.
懸濁液のpH	—	6.56	6.95
懸濁液のEC(電気伝導率)	mS/m	1.77	10.5
TOC(全有機炭素)	%	0.003	0.016
懸濁液のORP(酸化還元電位)	mV	236	220
透水係数*	m/s	3.9×10^{-4}	6.9×10^{-6}

※模型地盤内の流量と水頭差より、ダルシー則に従い算出

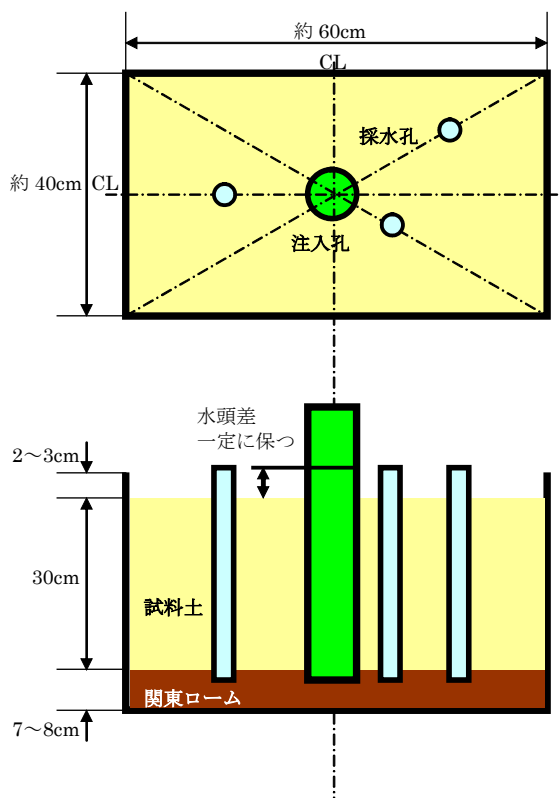


図 15 模型地盤

表 8 実験ケース

No.	試料土	栄養塩	その他条件等
1	工業用珪砂 5号	A(液体・10w%)	—
1'	工業用珪砂 5号	A(液体・10w%)	ケース1終了後再注入
2	工業用珪砂 5号	A(液体・10w%)	注入孔の水頭差を1cmに保つよう、注入孔に水を注入
3	美浦砂	A(液体・10w%)	—
4	工業用珪砂 5号	B(液体・50w%)	—
5	工業用珪砂 5号	C(ゲル・原液)	—

今回注入した栄養塩は全て有機物であり、間隙水中の栄養塩の濃度が増えると TOC が上昇し、栄養塩の分解が進み、水素が発生して間隙水中に水素イオンとして溶出すると pH や ORP が低下したと考えられる。

この実験は、注入方法、土の種類、栄養塩の種類を変え、に示すようなケースで行った。(2)～(4)に示す実験結果は、注入孔からの中心間距離で 6cm の位置のものである。

(2) 実験結果（注入条件による違い）

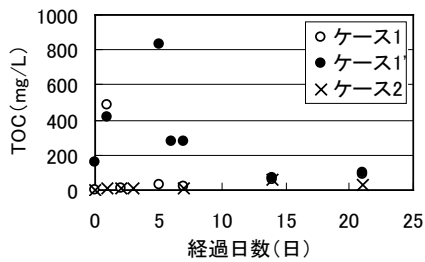
ケース 1（初期の栄養塩注入のみ）、ケース 1'（ケース 1 終了後の模型地盤にケース 1 と同条件で栄養塩を再注入）、ケース 2（初期の栄養塩注入の他、観測期間中、注入孔と模型地盤の水頭差を 1cm を保つために適宜水を注入）の結果を図 16 に示す。

ケース 1 とケース 2 の比較では、TOC の推移に顕著な差は見られなかったが、ケース 2 ではケース 1 に比べて観測期間中の pH および ORP の変化が少ない結果となった。今回は、いずれのケースも定常的な間隙水流を発生させておらず、栄養塩の注入時、採水時、ケース 2 の水の注入時以外では、間隙水の移動はほとんど発生していないと考えられる。そのため、ケース 2 では水の注入により栄養塩の濃度が薄められ、栄養塩注入による影響が緩やかに現れたと考えられる。

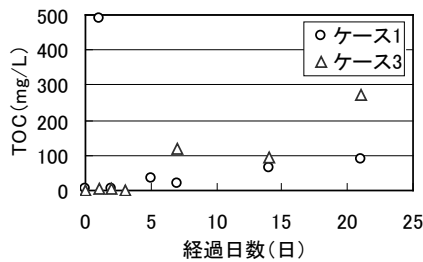
ケース 1' は、栄養塩の再注入後 2～6 日程度で、栄養塩の分解によると考えられる TOC の上昇、pH、ORP の低下が見られた。ケース 1 により栄養塩を分解しやすい状態（pH や ORP の低下した状態）となった模型地盤へ栄養塩が再注入され、短時間で栄養塩の分解が始まったことによると考えられる。

(3) 実験結果（土の種類による違い）

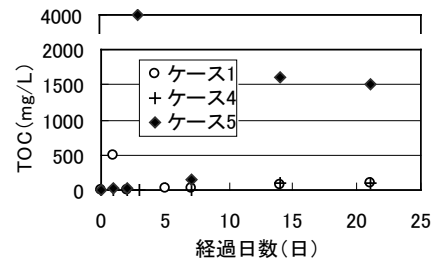
ケース 1（工業用珪砂 5 号）およびケース 3（美浦砂）の比較では、両ケースの pH、TOC、ORP に大きな違いは見られなかった（図 167）。両ケース共、14 日経過後に栄



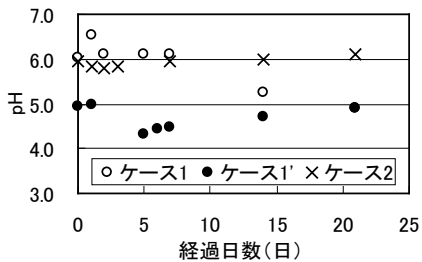
(a) 全有機炭素 (TOC) の推移



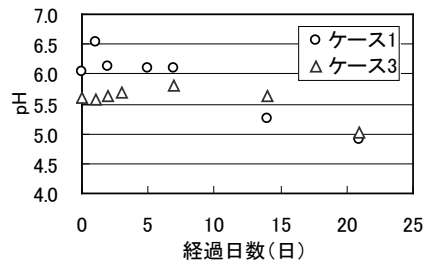
(a) 全有機炭素 (TOC) の推移



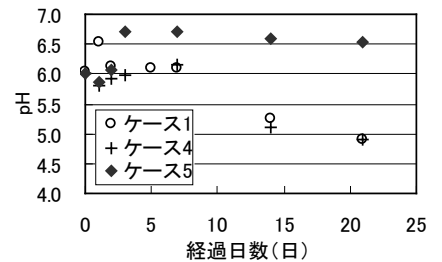
(a) 全有機炭素 (TOC) の推移



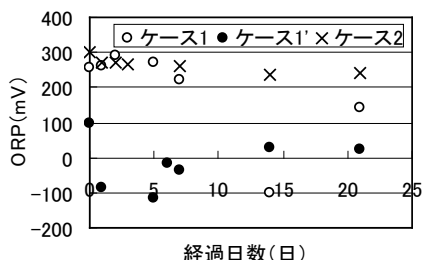
(b) pH の推移



(b) pH の推移

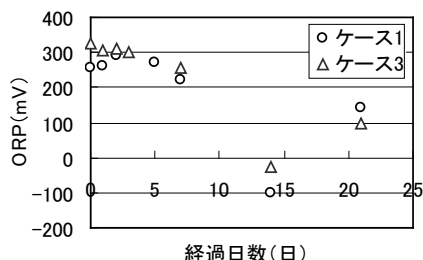


(b) pH の推移



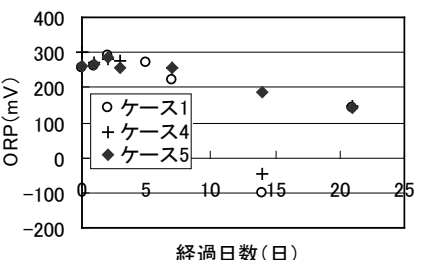
(c) 酸化還元電位 (ORP) の推移

図 16 注入方法による違い



(c) 酸化還元電位 (ORP) の推移

図 17 土の種類による違い



(c) 酸化還元電位 (ORP) の推移

図 18 栄養塩による違い

養塩の分解によると考えられる TOC の上昇、pH、ORP の低下が見られた。

なお、栄養塩の拡散状況に影響を与える要因の 1 つに、栄養塩の土壌への吸着が考えられる。そこで、模型地盤材料に対してバッチ吸着試験²⁾を行い、着目した物質の土壌への吸着の程度を示す指標となる遅延係数を求めた。液体タイプの栄養塩と模型地盤材料の組合せの場合、いずれのケースも遅延係数は 1 となり、栄養塩の吸着はほとんどなかったと考えられた。

(4) 実験結果 (栄養塩の種類による違い)

ケース 1 (栄養塩: A (液体タイプ))、ケース 4 (栄養塩: B (液体タイプ)) およびケース 5 (栄養塩: C (ゲルタイプ)) の結果を比較した (図 168)。液体タイプの栄養塩を注入したケース 1 とケース 4 では、TOC、pH、ORP の

推移に大きな違いは見られなかった。栄養塩の種類は異なるが、ケース 4 でもケース 1 と同様、栄養塩の分解が起こったと考えられる。液体タイプの栄養塩を注入したケース 1、ケース 4 とゲルタイプの栄養塩を注入したケ

ース 5 を比較すると、ケース 5 の方が、TOC の変化は大きい、pH や ORP の変化は小さくなった。これは、ゲルタイプの栄養塩 C は液体タイプの栄養塩 A や栄養塩 B よりも注入濃度が濃いため、TOC は大きくなったが、粘度が液体タイプに比べて高く、間隙水中に溶解出す速度が遅いため、液体タイプに比べて分解が遅く進んだことによると考えられる。

6.2.2 定常的な地下水流がある場合

6.2.1 で間隙水の流動がほとんどない条件の下、飽和地盤に栄養塩を注入した際の拡散状況を調べたが、注入孔より離れた採水孔では栄養塩の到達を示すような水質変化が見られなかったなど、栄養塩の到達範囲は限られていたことが考えられる。そこで、地盤内で常時に水の注入・揚水を行って微弱水流を与えた条件や地盤内に水頭差による水流がある条件で栄養塩の拡散状況を把握する実験を実施した。

(1) 実験方法

表 7 に示す物性を有する工業用珪砂 5 号、美浦砂を用い、水締めにより、模型地盤を作製した。図 20 は注入・

揚水による微弱水流を想定した模型地盤で、注入孔寄りの土槽の壁際からの水の注入と揚水孔からの揚水を常時行った。この模型地盤は美浦砂を材料としたもののみ作

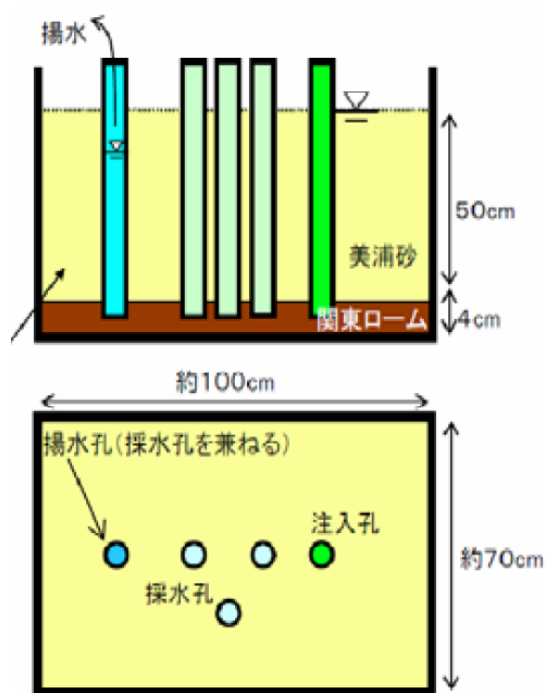


図 19 注入・揚水による微弱水流を想定した模型地盤

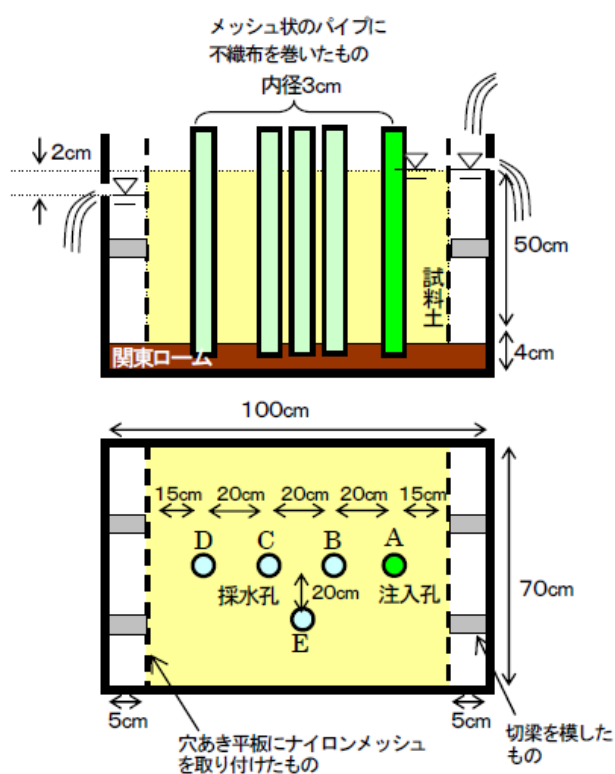


図 20 地下水流を想定した模型地盤

製した。図 20 は水頭差による地下水流を想定した模型地盤である。水頭差は 2cm とし、工業用珪砂 5 号を材料としたものと、美浦砂を材料としたものの両方を作製した。いずれの模型地盤へも栄養塩供給は、模型地盤に設けた注入孔（図中 A）を遮水した上で注入孔内の水（約 350ml）を抜き取り、栄養塩（約 350ml）で置換する方法で行った。栄養塩は、6.2.1 の実験でいう栄養塩 A（液体・10w%）と同じものである。栄養塩注入後は、所定時間経過後に、模型地盤内に設けた 4 箇所（図中 B）の採水孔および注入孔の計 5 箇所にて電気伝導率（EC）、pH、酸化還元電位（ORP）を各電極を挿入することで測定し、同時に全有機炭素（TOC）分析用検液を各孔より 20ml ずつ採水し分析に供した。なお計測深さ、採水深さは 25cm で統一した。

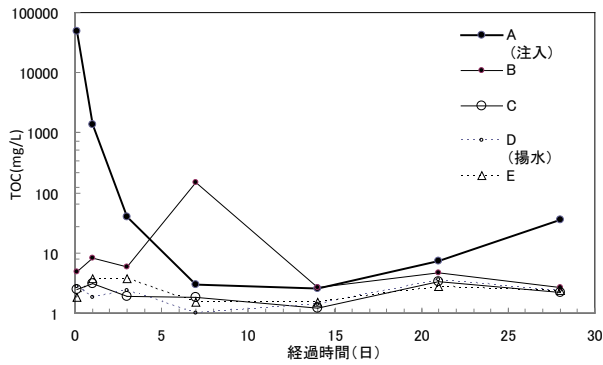
(2) 実験結果

表 9 は 5 種の栄養塩濃度に対して実施した各測定項目の値を整理したものである。これより各々栄養塩濃度に対して相関が見られるが、TOC が一番良い相関があったため、ここでは TOC を栄養塩濃度の代表指標とした。

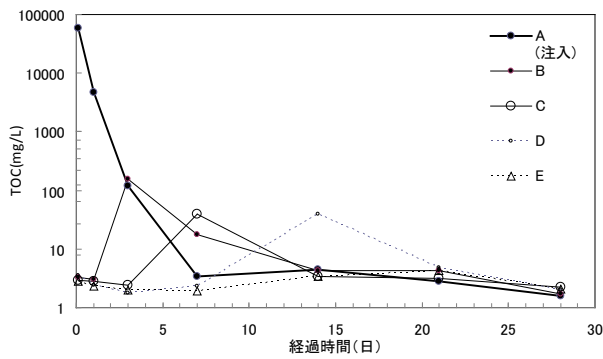
図 21 は模型地盤別に各孔における経過時間と TOC の関係を示したものである。図 21(a) より、美浦砂で注入・揚水により微弱水流を与えた地盤では、注入孔で濃度が低下し、隣の採水孔 B で栄養塩が検出された。採水孔 C、D、E では濃度の変化が少なく、実験期間内では栄養塩は注入孔 B に残存したと考えられる。図 21(b) より、美浦砂で水頭差により地下水流を与えた模型地盤では経過時間とともに注入孔の栄養塩濃度が低下していき、それに応じて注入孔に近い採水孔からピーク濃度が現れていたことがわかる。図 21(c) より、珪砂 5 号で水頭差により地下水流を与えた模型地盤では、1 日後には注入孔に栄養塩は残っておらず、採水孔 B、C、D でも時間が経過しても栄養塩はほぼ検出されないという結果となった。しかし、水の流れる方向に対して法線方向にずれた位置に存在する採水孔 E で 3 日後に栄養塩が検出されている。注入孔との位置関係、栄養塩の流れの方向との関係から、栄養塩の伝達が遅れたことによるものと考えられる。

表 9 栄養塩濃度と各測定値

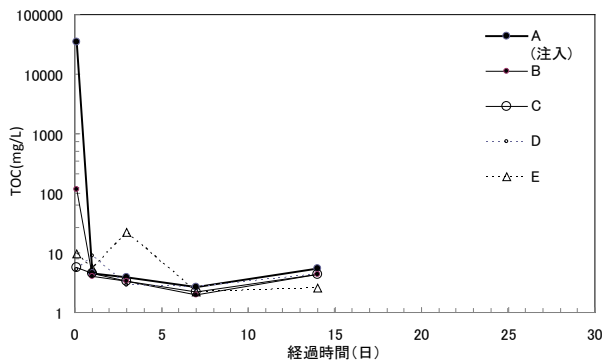
栄養塩濃度	TOC	EC	pH	ORP
%	mg/L	mS/m	-	mV
10	37000	3980	7.26	137
1	3700	592	7.14	199
0.1	320	63.4	6.32	242
0.01	31	8.77	6.17	285
0.001	4	2.47	6.31	312



(a) 注入・揚水による微弱水流・美浦砂



(b) 水頭差による地下水流・美浦砂

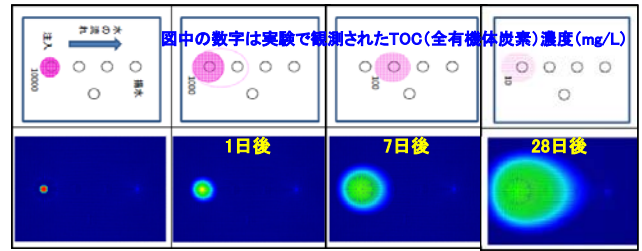


(c) 水頭差による地下水流・珪砂5号

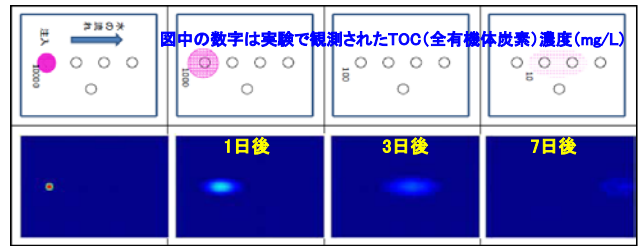
図 21 各採水孔における TOC の経時変化
(水頭差による水流がある条件)

図 22 は注入孔からの栄養塩の広がりを視覚的に捉えるために、先の結果を基に濃度変化をコンタ図で示すとともに、移流拡散解析ソフトウェアの DTRANSU を用いて栄養塩の拡散状況について解析した結果を示したものである。

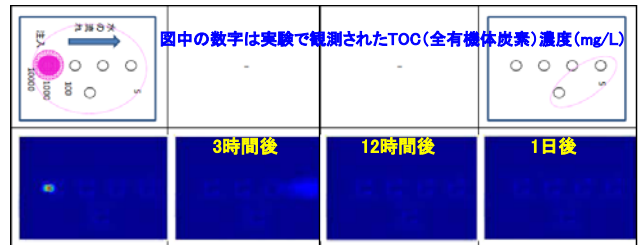
図 22 (a) より、注入・揚水による微弱水流のある美浦砂の模型地盤では、注入孔周辺で時間と共に相対的に栄養塩の濃度が高い領域が広がる傾向で、時間に伴う栄養



(a) 注入・揚水による微弱水流・美浦砂



(b) 水頭差による地下水流・美浦砂



(c) 水頭差による地下水流・珪砂5号

図 22 模型地盤内での栄養塩拡散の様子
(a)、(b)、(c) 各上段は実験結果、各下段は解析結果)

塩の拡散が期待できると考えられる。

図 22 (b)、図 22 (c) より、水頭差による地下水流がある地盤では、美浦砂、珪砂 5 号共に、栄養塩が薄まりながら水流方向に進んでいるが、両試料の透水係数の違い (美浦砂: $6.9 \times 10^{-6} \text{m/s}$ 、珪砂 5 号: $3.9 \times 10^{-4} \text{m/s}$) によると考えられるが、栄養塩の流れる速度が明らかに異なる様相が確認できた。地下水流がある場合で透水係数も高い地盤では、栄養塩の早期流出、地下水での濃度低下を考慮した、高濃度や複数回での注入が有効と考えられた。

6.2.3 まとめ

バイオレディエーション時に微生物を活性化させるための栄養塩を、対象とする範囲に到達させるために有効な方法について検討した。

地下水流の状況や土の透水係数に応じ、拡散を期待する方法、高濃度や複数回の注入が有効と考えられた。

7. まとめ

土壌・地下水汚染に対する社会の関心の高まりや平成22年4月の改正土壌汚染対策法の施行を踏まえ、本研究で取り組んだ内容と得られた成果は以下のとおりである。

これらの研究成果は、「建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル（改訂版）」にも反映させており、今後一層の普及を図るとともに、現場で生じる課題に対するフォローアップを行っていく。

(1) 汚染土の原位置での処理について

公共工事において地盤汚染に遭遇する事例は増えているが、処分場の逼迫やコスト面から、原位置での処理（敷土・覆土による封じ込めやバイオレメディエーションのような原位置浄化等）が求められる。

ヒ素の土への吸着状況を調べた結果、山砂や関東ローム、黒土は吸着が良く、敷土や覆土の材料としての適用性が期待された。ヒ素については、自然由来と人工由来で吸着状況に大きな違いは見られなかった。

科学的自然減衰を用いたバイオレメディエーションのような手法について、ダイオキシン類汚染土の浄化への適用性を確認した。

バイオレメディエーション時に、土中の微生物を活性化させる栄養塩を効率よく対象範囲全体に到達させる方法を検討し、地下水流や土の透水係数に応じた方法を示した。

(2) 簡易分析法について

大量の建設発生土について、仮置き場の制約等から、短時間で汚染の可能性を把握する必要がある。公定法では検液作製に時間を要するため、短時間で汚染の可能性を判断可能な方法が求められる。

土研式簡易前処理法を開発し、公定法では検液作製に6時間を要していたところを、20分程度まで短縮させた。

土研式簡易前処理法で作製した検液中のヒ素やフッ素の濃度を検知管や簡易比色計で測定し、全ての工程を公定法で行った場合の溶出量と比較した。

その結果、簡易分析法の適用には、各種手法の適用範囲を考慮し、現場の土壌を用いて迅速判定法と公定法の相関を取るなど、十分な留意が必要と考えられた。

こうした注意喚起や、簡易分析法を適用する意義につ

いて「建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル（改訂版）」にも示した。

(3) 影響評価手法の提案

有害物質との遭遇契機の増加、リスクコミュニケーションの重要性の高まりなどから、定量的な影響評価手法について検討した。

サイト概念モデルを用い、必要なパラメータを表計算シートから入力することで一次元の移流分散解析を行い、有害物質が周辺環境に与える影響を評価することのできる「1DTRANSU」を整備した。

「1DTRANSU」は土木研究所のホームページからも配布しており、現場で利用され始めている。

参考文献

- 1) 環境省水・大気局環境局：平成21年度土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例等に関する調査結果、環境省HP、2010.3.
- 2) 独立行政法人土木研究所：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.123-128、2004.5
- 3) 独立行政法人土木研究所：簡易分析技術を用いた重金属類を含む土砂を判定する手法の開発に関する共同研究報告書、共同研究報告書第375号、2007.3
- 4) 社団法人土壌環境センター：土壌汚染対策法に基づく調査及び措置の技術的手法の解説、2003.9
- 5) 西垣誠、菱谷智幸、橋本学、河野伊一郎：飽和・不飽和領域における物質移動を伴う密度依存地下水流の数値解析手法に関する研究、土木学会論文集、No.511/III-30、pp.135-144、1995.
- 6) K. J. Cantrell, R. J. Serne, G. V. Last : Hanford Contaminant Distribution Coefficient Database and Users Guide, U. S. Department of Energy under Contract, DE-AC06-76rL91830, pp.68-70, 2003.
- 7) 化学物質安全性（ハザード）評価シート（フッ化水素）、財団法人化学物質評価研究機構、pp.1-13、2001.
- 8) 西尾高好：土壌中における重金属の挙動、産業公害、Vol.26, No.4, pp.289-295, 1990.

MANAGEMENT METHOD FOR SOIL AND GROUND WATER CONTAMINATION

Budgeted : Grants for operating expenses

General account

Research Period : FY2006-2010

Research Team : Material and Geotechnical
Engineering Research Group (Soil
Mechanics and Dynamics)

Author : SASAKI Tetsuya

MORI Hirotooshi

INAGAKI Yukiko

YAMAKI Masahiko

Abstract : The main goal of this research is to establish the management method for soil and ground water contamination in the construction site.

Key words : Soil and Ground Water Contamination, Characteristic of adsorption, Simplified Leaching Test, Site Conceptual Model, Natural Attenuation

Abstract : The main goal of this research is to establish the management method for soil and ground water contamination in the construction site. Investigations into the adsorption of heavy metals to soil, simplified leaching tests, the evaluation method for soil and ground water contamination at the construction site using the site conceptual model and applications of natural attenuation for the purification of soil were conducted. These results were reflected in the revised edition of “Manual for soil contaminants in construction site” .