

## 戦-71 自然由来重金属対策のためのリスク評価手法に関する研究

研究予算：運営費交付金

研究期間：平 22～平 26

担当チーム：防災地質チーム

研究担当者：伊東佳彦、阿南修司、井上豊基、  
田本修一、宍戸政仁

### 【要旨】

自然由来の重金属のリスク評価を行う場合、評価モデルの精度が低いと、過剰に安全側な対応を行って対策コストの増大を招いたり、逆に危険側の評価となって環境に被害を与えることが懸念される。

本研究では、高精度化したリスク評価モデルの提案、リスク評価・対策選定マニュアルの作成を目的に、平成 22 年度は、溶出リスク決定要因の検討を行うため、北海道内の道路建設現場をモデルケースとして、重金属リスク評価モデルを構築し、既存解析コードを用いて入力パラメータの感度解析を実施した。この検討結果について報告する。

キーワード：掘削ずり、重金属、リスク評価、サイト概念モデル、移流分散解析

### 1. はじめに

土壤汚染対策法が施行された平成 15 年以降、現場において地盤汚染の浄化目標値として、環境基準値を採用する「基準設計」的な対応がとられてきた。しかしながら、対策のコスト高や都市部における掘削除去に見られるような特定の対策手法への偏重など多くの課題が生じた。これらの課題を受けて、平成 22 年 4 月に土壤汚染対策法の一部を改正する法律（以下、改正土対法）が施行され、改正前は対象外とされていた「自然的原因」により有害物質が含まれる土壤についても対象となることとなった。

一方、国土交通省などでは、土壤汚染対策法の施行に伴い「建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル（暫定版）」<sup>1)</sup>を発刊し、改正土対法の施行前に「建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壤への対応マニュアル（暫定版）」<sup>2)</sup>（以下、マニュアル）を公開した。このマニュアルには、汚染への新たな対応の枠組みとして、米国における RBCA（Risk-Based Corrective Action）<sup>3)</sup>に代表される様な「性能設計」的な考え方による対応を行い、人の健康及び環境への負の影響がどの程度解消されるのかを定量化するサイト概念モデルに基づくリスク評価による設計手法が示された。この手法を導入することにより、対策の効果をリスクの低減という観点で評価できるため、対策の妥当性が明らかにできるとともに、最も効率的な対策の方法を選択することができるように

なるものである。

マニュアルの公開以前には、国内においてもリスク評価に関する既往の研究例がある。例えば、マニュアルで紹介されている包括的地圏環境評価モデル GERAS の構築に携わった川辺ら<sup>4)</sup>は、日本における土壤・地下水中の無機態ヒ素のヒトへの平均的暴露量を推定するとともにそのリスクについて検討した。また、土壤や地下水のヒ素濃度が環境基準を超過する地域を想定し、その場合の暴露量とリスクについても推定した。嘉門ら<sup>5)</sup>は、汚染サイトで実施された地盤汚染対策の妥当性をリスク低減量の観点から検討した事例を紹介した。

しかし、改正土対法の施行により建設工事等で遭遇する自然的原因による重金属汚染の対策にあたって、より精度の高い合理的なリスク評価モデルを作成することが求められている。マニュアルでは、リスク評価の考え方や入力パラメータの与え方について示されているが、例えば、John A.Connor, et al.<sup>6)</sup>によって提供された RBCA の各解析モデルへの入力パラメータの実務的ガイドラインの整備や奥村ら<sup>8)</sup>が述べるように掘削岩からの重金属類の長期溶出性の評価法の確立など、なお多くの課題が残されている。

本研究では、高精度化したリスク評価モデルの提案、リスク評価・対策選定マニュアルの作成を目的に、平成 22 年度から 26 年度までの 5 年間で研究を実施するものである。

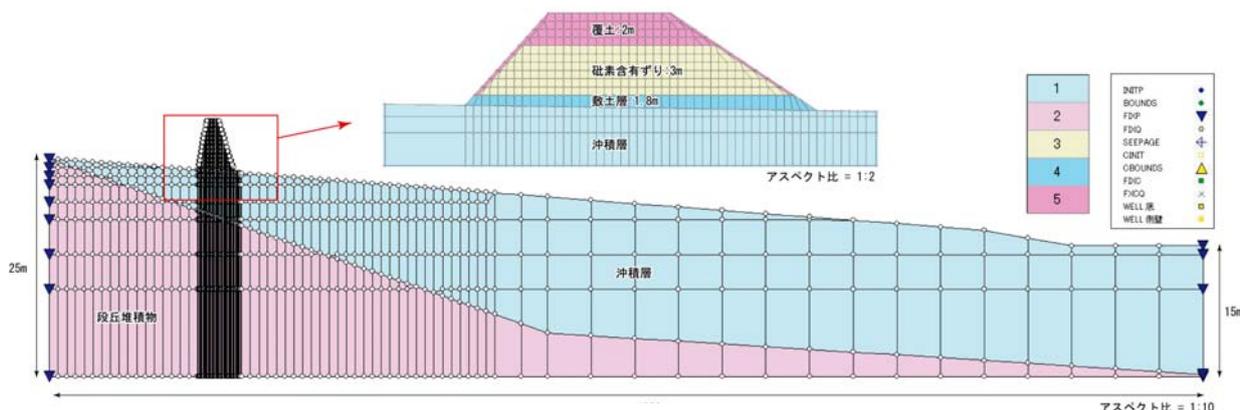


図-1 モデル現場の要素分割及び材質区分図

## 2. 検討方法

### 2.1 モデル現場とリスク評価モデル

本検討で対象とした道路建設現場は、北海道内の一般国道をバイパスする地域高規格道路であり、工事区間のトンネル掘削ずりを本線道路盛土材として利用する計画となっている。

トンネル掘削ずりは、トンネル起点側に新第三紀の硬質泥岩と破碎質泥岩、終点側に第四紀の火砕流堆積物が分布している。過年度に現場で実施した調査結果によれば、トンネル起点側に分布する泥岩からは土壌環境基準(0.01mg/L)を超過するヒ素が検出されており、確認されたヒ素溶出量は最大で0.063mg/Lであった。モデル現場の要素分割及び材質区分図を図-1に、リスク評価モデルを構築するに当たりモデル化に用いた入力パラメータ及び境界条件を表-1に、それぞれ示す。

表-1 モデル化に用いた入力パラメータ及び境界条件

<物性値> 設定区分 <sup>1)</sup>	透水係数 (cm/s)	有効間隙率 (%)	比時留係数 (1/m)	備考
沖積層	$5 \times 10^{-3}$	15	$1 \times 10^{-4}$	透水係数はキャリプレート値
段丘堆積物	$3 \times 10^{-4}$	35	$1 \times 10^{-4}$	
砒素含有ずり	$1 \times 10^{-2}$	15	$1 \times 10^{-4}$	
敷土	$1 \times 10^{-3}$	15	$1 \times 10^{-4}$	
覆土	$1 \times 10^{-3}$	15	$1 \times 10^{-4}$	
<境界条件> 設定位置	設定値			備考
河川側方境界	固定水頭 T.P. +178m			
地表部	降雨浸透量 43mm/year			キャリプレート値 (年平均降水量の5%)
モデル下部	不透水境界			
山地側側方境界	固定水頭 T.P. +185m			

### 2.2 解析条件

2.1 で構築したリスク評価モデルを用いて移流分散解析による入力パラメータの感度解析を行った。移流分散解析には、Dtransu-2D/ELを用いた。表-2に解析条件一覧を示す。感度解析を進める上で以下の4点に着目して入力パラメータを変化させた。

- ・汚染源からの重金属の溶出傾向 (CASE1~4)
  - ・汚染源下部原地盤の吸着性能 (CASE5~10)
  - ・汚染源下部及び原地盤不飽和帯の透水係数の範囲 (CASE11・12)
  - ・飽和帯中の物質輸送に係わる地盤特性 (CASE13~16)
- ただし、地盤の吸着効果を考慮することで、リスク評価地点における汚染物質の応答が困難となる可能性があるため、CASE5~10を除き遅延係数を1とした。

解析の評価は、敷地境界、ないしはリスク評価地点におけるヒ素濃度の応答により行った。

表-2 解析条件一覧

case	入力パラメータの設定条件	解析条件概要	
1	・0-56日:0.023~0.035mg/L(直線的に増加) ・56-36500日:0.035mg/L	発生源濃度	56日溶出試験
2	0.063mg/Lを100年間一定		公定法の最大濃度
3	ずり100m3あたり102.08g	発生源負荷量 (溶質量)	連続パッチ試験
4	・0-24,000日:累積溶質負荷量約5g ・24001-36500日:累積溶質負荷量約2g		カラム試験
5	R=4100	敷土・覆土及び原地盤 の遅延係数	4100
6	R=1000		1000
7	R=270		270
8	R=100		100
9	R=50		50
10	R=10	10	
11	岩ずり: $1 \times 10^{-3}$ 敷土: $1 \times 10^{-4}$ 覆土: $1 \times 10^{-4}$	敷土・覆土の透水係数	1/10倍
12	岩ずり: $2 \times 10^{-4}$ 敷土: $2 \times 10^{-5}$ 覆土: $2 \times 10^{-5}$		1/50倍
13	縦方向分散長:12m 横方向分散長:1.2m	原地盤の分散長	2倍
14	縦方向分散長:3m 横方向分散長:0.3m		1/2倍
15	有効間隙率 沖積層:0.25 段丘堆積物:0.45	原地盤の有効間隙率	0.1
16	有効間隙率 沖積層:0.05 段丘堆積物:0.25		-0.1

### 3. 検討結果

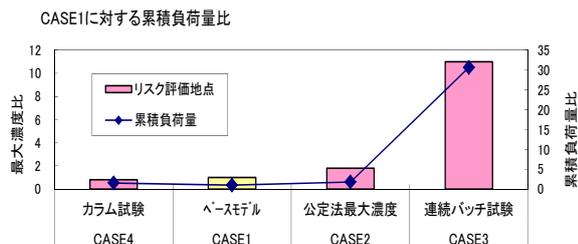
#### 3.1 発生源濃度と発生負荷量（評価方法の影響）

計算結果を表-3 に示す。汚染物質が検出されたのは全ケースとも敷地境界で1年後、評価地点で5年後であり、検出までの時間にケース毎の差異は認められない。また、100年以内ではケース1～3では敷地境界で基準値を超過し、ケース1～2では評価地点で基準値が超過し、ケース4では敷地境界、評価地点とも100年以内では基準値は超過しなかった。本モデルでは、ケース3(連続バッチ試験)、2(公定法最大濃度)、1(56日溶出試験)、4(カラム試験)の順で、安全側から危険側に評価していることとなり、評価地点における対策が必要となるのはケース2と3の評価法による場合である。重金属をどの分析法で評価するかにより、対策の有無や内容が異なってくる可能性があることが判明した。

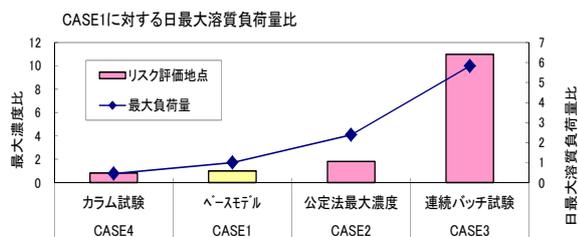
溶出負荷量比とリスク評価地点における濃度比（CASE1との相対比）を図-2 に示す。ヒ素濃度が最も低いのはCASE4(カラム試験)であり、以下、CASE1、CASE2、CASE3の順となる。この傾向はピーク負荷量比の傾向とも一致した。

表-3 計算結果一覧

CASE No.	試験	ピーク時のヒ素濃度 [mg/L]		汚染物質が検出された時間*1 [年]		時間差 [年]	基準値超過となる時間 [年]	
		評価地点	敷地境界	評価地点	敷地境界		評価地点	敷地境界
1	56日溶出試験	0.008	0.011	5	1	4	-	10
2	公定法最大濃度	0.015	0.020	5	1	4	20	2
3	連続バッチ試験	0.091	0.124	5	1	4	5	1
4	カラム試験	0.007	0.009	5	1	4	-	-



(1) 累積負荷量比



(2) 日最大溶質負荷量比

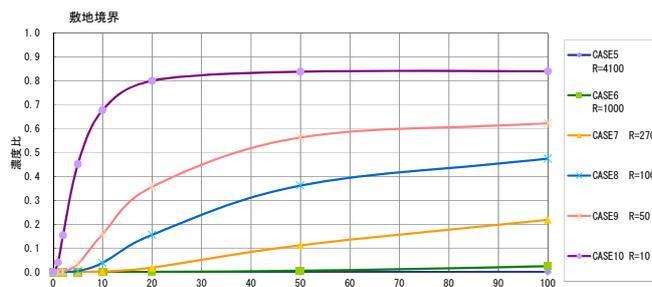
図-2 溶出負荷量比とリスク評価地点における濃度比 (CASE1との相対比)

#### 3.2 敷土・覆土及び原地盤の遅延係数（吸着性能の影響）

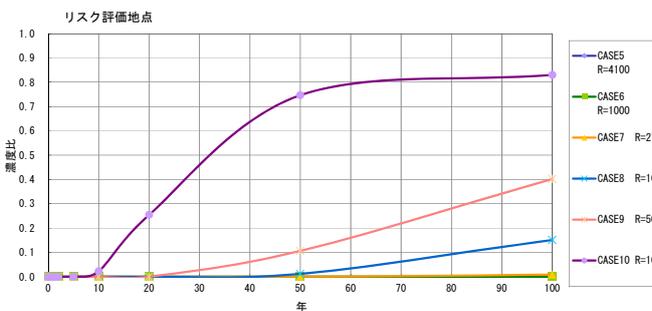
敷土・覆土及び原地盤の遅延係数を変化させた場合の計算結果の一覧を表-4 に、CASE1 との濃度比の時系列変化を図-3 に、それぞれ示す。汚染物質がリスク評価地点に到達するのは遅延係数が100以下の場合、敷地境界に到達するのは遅延係数が270以下の場合となっている。最も遅延係数の小さい場合 (R=10) は、およそ20年後にはベースモデルとの濃度比が0.8～0.9の間でほぼ一定の濃度となっている。

表-4 計算結果一覧

CASE No.	遅延係数	ピーク時のヒ素濃度 [mg/L]		汚染物質が検出された時間 [年]*1		時間差 [年]	基準値超過となる時間 [年]	
		評価地点	敷地境界	評価地点	敷地境界		評価地点	敷地境界
5	R=4100	<0.001	<0.001	-	-	-	-	-
6	R=1000	<0.001	<0.001	-	-	-	-	-
7	R=270	<0.001	0.002	-	50	-	-	-
8	R=100	0.001	0.005	80	15	65	-	-
9	R=50	0.003	0.007	50	10	40	-	-
10	R=10	0.007	0.009	15	2	13	-	-
1 (基本ケース)	R=1	0.008	0.011	-	-	-	-	10



(1) 敷地境界



(2) リスク評価地点

図-3 CASE1 との濃度比の時系列変化

当地域の試験値で得られた最小の遅延係数 (270) を想定しても、汚染物質はリスク評価地点には100年以内には到達しないと評価される。また、敷地境界の地下水中への到達にもおよそ50年程度かかると予想される。すなわち、適切な現地発生土を用いた敷土、覆土による遅延の効果は大きく、汚染物質の到達時間を遅らせるとともに濃度低減も期待できる。

### 3.3 敷土・覆土の透水係数

CASE1 との濃度比の時系列変化を図-4 に示す。同図に示すように、盛土部の透水性を小さくすることで初期の10年程度はヒ素濃度が低くできるが、100年スパンでのヒ素濃度を見た場合には明瞭な差異は認められない。

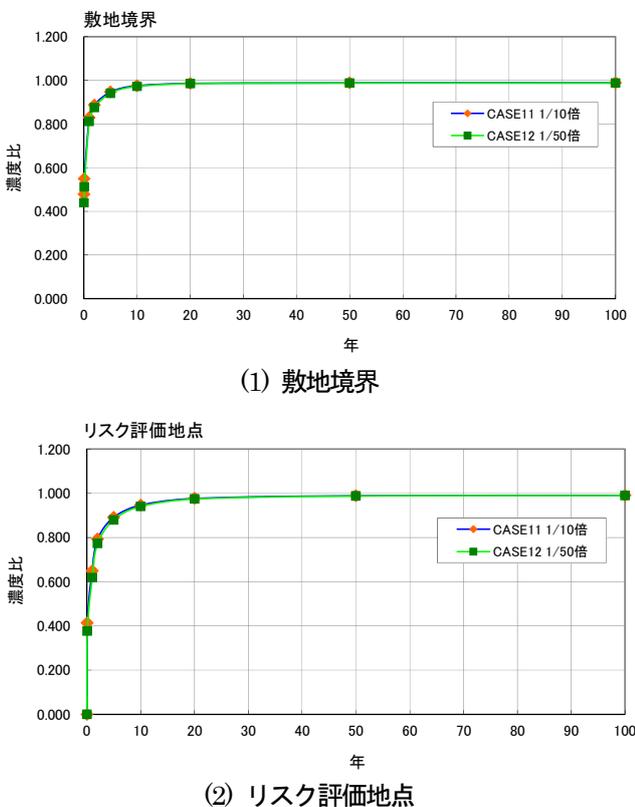


図-4 CASE1 との濃度比の時系列変化

### 3.4 原地盤の分散長 (飽和帯中の地盤特性の影響)

分散長を変化させたときのリスク評価地点の濃度変化を図-5、有効間隙率を変化させたときのリスク評価地点の濃度変化を図-6 に、100年後のヒ素濃度分布比較図を図-7 に、それぞれ示す。

図-5 を見ると、分散長を小さくするとリスク評価地点での濃度がやや高くなり、大きくすると濃度がやや低くなる傾向が見られる。図-7 より 100 年後の濃度分布を CASE1 と低分散長の CASE14 で比べると、低分散長ケースのほうが下流側には溶質プルームが延びているが、鉛直方向への広がりはやや小さくなっている。

一方、図-6 を見ると、有効間隙率を小さくするとリスク評価地点での濃度がやや高くなり、大きくするとやや低くなる傾向が認められる。また、小さくすると溶質の到達時間がやや早くなる。100 年後の濃度分布を CASE1 と低有効間隙率の CASE16 で比べると、CASE1 よりも地下水の下流側に溶質プルームが延びている。

以上より、分散長や有効間隙率を変化させることによって、リスク評価地点における地下水中のヒ素濃度も変化するが、その変化幅は小さい。

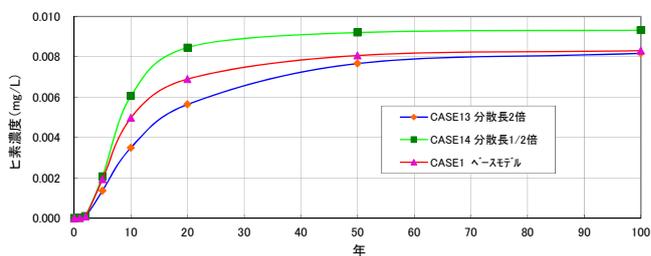


図-5 リスク評価地点の濃度変化 (分散長変化)

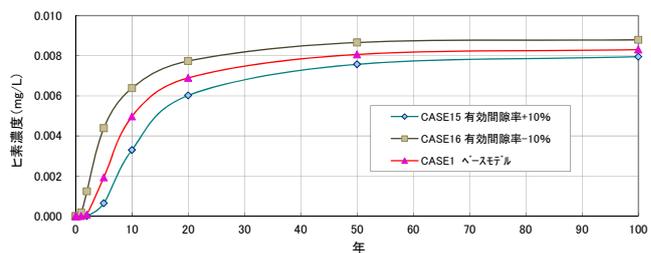


図-6 リスク評価地点の濃度変化 (有効間隙率変化)

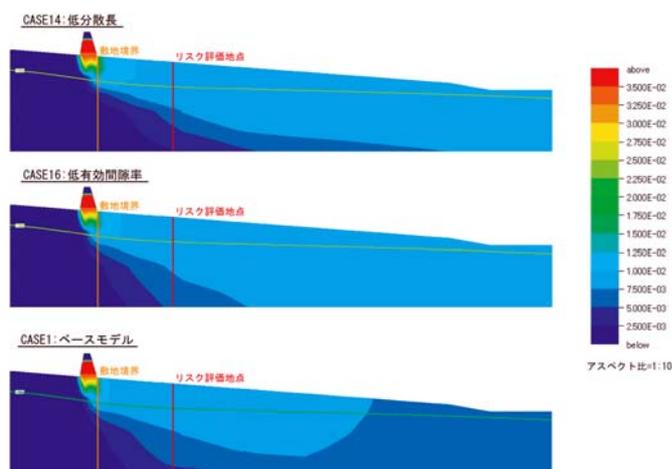


図-7 100 年後のヒ素濃度分布比較図

## 4. まとめと今後の課題

北海道内の道路建設現場をモデルケースとして、リスク評価モデルを構築し、既存解析コードを用いて入力パラメータの感度解析を実施した結果、以下のことが明らかとなった。

- ・本モデルの検討により、ずり中の重金属をどのような分析法で評価するかにより、対策の有無や内容が異なってくる可能性があることが半明した。具体的には、ケース3(連続バッチ試験)、2(公定法最大濃度)、1(56日溶出試験)、4(カラム試験)の順で安全側から危険側に推移し、評価地点における対策が必要となるのはケース2と3の

評価法による場合である。

・当地域の試験値で得られた最小の遅延係数（270）を想定しても、汚染物質はリスク評価地点には100年以内には到達しないと評価される。また、敷地境界の地下水中への到達にもおよそ50年程度かかると予想される。すなわち、適切な現地発生土を用いた敷土、覆土による遅延の効果は大きく、汚染物質の到達時間を遅らせるとともに濃度低減も期待できる。

・汚染源下部及び原地盤不飽和帯の透水係数については、長期スパンで見ると、リスク評価地点及び発生源付近での地下水濃度に明瞭な違いが見られない。

・飽和帯中の物質輸送に係わる地盤特性については、分散長や有効間隙率を変化させることによって、リスク評価地点における濃度も変化するが、その変化幅は小さい。

今後の課題として、当該地における個別要素の影響度について検討を行い、モデル現場での実験によりリスク評価精度の向上に向けて検討していきたい。

## 参考文献

- 1) (独) 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）、土木研究所資料第3903号2003.7.
- 2) 建設工事における自然由来重金属等含有土砂への対応マニュアル検討委員会：国土交通省HP、2010.3.  
<http://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/region/recycle/recyclehou/manual/index.htm>
- 3) American Society for Testing and Materials：Standard Guide for Risk-based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites, ASTM Designation：E 1739-95, 1996.
- 4) 川辺能成、駒井武、坂本靖英：わが国における土壤中重金属類の暴露量推定、資源と素材、Vol.119、pp.427-433、2003.
- 5) 川辺能成、駒井武、坂本靖英：わが国におけるヒ素を含む土壌・地下水からの暴露とリスクの推定、資源と素材、Vol.119、pp.489-493、2003.
- 6) 嘉門雅史、乾徹：地盤汚染とそのリスク、廃棄物学会誌、Vol.14、No.2、pp.105-113、2003.
- 7) John A.Connor, et al.：Parameter Estimation Guidelines for Risk-Based Corrective Action(RBCA) Modeling, NGWA Petroleum Hydrocarbons Conference, Houston, Texas, 1996.
- 8) 奥村興平、桜井國幸、中村直器、森本幸男：自然起源の重金属等による環境への影響と対策、地学雑誌、116(6)、pp.892-905、2007.