

平成 21 年 6 月 16 日現在

研究種目：若手研究（スタートアップ）
 研究期間：平成 19 年度～平成 20 年度
 課題番号：19810027
 研究課題名（和文）油汚染土壌・地下水の原位置浄化法を用いた健康リスク管理に関する研究
 研究課題名（英文）Risk Management Methodology of Oil Contaminated Soil/Groundwater by in-situ Remediation
 研究代表者 藤長 愛一郎（FUJINAGA AIICHIRO）
 大阪府立工業高等専門学校・総合工学システム学科・准教授
 研究者番号：40455150

研究成果の概要：土壌汚染が原因で放置される土地問題を解決するため、リスク管理手法を用いて土地を管理しながら、自然の浄化機構による浄化を試みた。対象としたのは、現在問題となっている油汚染で、汚染された土地のリスク管理濃度を土地の使用条件ごとに設定した。また、土壌汚染を模擬した実験装置を製作して実験し、ベンゼンの濃度変化を予測し、リスク管理手法を検討した。

交付額

(金額単位：円)

	直接経費	間接経費	合計
2007 年度	1,360,000	0	1,360,000
2008 年度	1,320,000	396,000	1,716,000
年度			
年度			
年度			
総計	2,680,000	396,000	3,076,000

研究分野：工学

科研費の分科・細目：環境技術・環境材料

キーワード：環境技術、土壌地下水汚染、原位置浄化、健康リスク、リスク管理

1. 研究開始当初の背景

土壌・地下水汚染の問題が、欧米では 1980 年代から、日本では 1990 年代から問題となっており、日本では汚染された土地は完全浄化しなければ売買できないのが現状で、このため、工場跡地で汚染が見つかった場合は、浄化費用が高額なことから利用されずに放置されるケースが環境省の調査で 5 割以上ある。この様な放置されている土地に対して有効であると考えられるのが、土壌を掘削せずに地下水の流れを利用する原位置浄化法であり、酸化剤や還元剤を用いた方法もあるが、費用の観点からすると微生物を用いた処理が有効であると考えられている。しかし、

原位置浄化法は、環境基準まで浄化するまでの処理期間とコストが現場で実施してみるまでは分からず、環境基準まで浄化できないこともあり、採用されないケースも多い。原位置浄化法については、トリクロロエチレン(TCE)などの有機塩素化合物について、実験室レベルでの培養実験や有用微生物の同定が盛んに行われており、現場での原位置浄化実施事例も多数ある。しかし、実験室レベルの実験結果が、実際の現場の処理の操作因子として利用されるまでには至っていないのが現状である。さらに、油汚染については、環境省がガイドラインを公表したのは平成 18 年 3 月であり、これに基づく対策は始まっ

たばかりである。

一方、土壌・地下水汚染の健康リスクアセスメントは、北米では汚染された土地(サイト)の管理手法として研究が進んでおり、リスク評価モデルも作成されており、汚染サイトに適用されているが、日本のサイトの特徴(汚染状況、地理、土質、地下水など)や日本人の特徴を考慮したリスク評価モデルは研究されつつあるが、未だ開発途上である。

2. 研究の目的

- (1) 汚染された土地を売買する際には、完全浄化が求められることが多いが、汚染が発見された土地の多くが放置されている。この問題を解決するために、掘削を伴わず、井戸などから酸素源や栄養源を供給して微生物分解を促進する方法や揚水により汚染物質を回収して希釈する方法である、原位置浄化法および油成分濃度の低減予測手法を研究する。具体的には、地盤を模擬した円筒状のカラムを用いて、ベンゼン等の油成分を分解する実験を実施し、その処理因子を把握し、原位置浄化法の制御手法および油成分濃度の低減予測手法を研究する。
- (2) 健康リスクアセスメントの概念に基づいて、原位置浄化法を実施した際のリスク管理手法を開発し、現場での原位置浄化法の適用性を広げることを目的とする。

3. 研究の方法

目的に沿った研究内容は2つあり、まず原位置浄化法の制御手法および油成分濃度の低減予測手法を、汚染サイトを模擬したカラム実験により研究した。同時に、健康リスクアセスメントの概念に基づいて、原位置浄化法を実施した際のリスク管理手法を考案した。

(1) 土壌カラム実験によるベンゼンの挙動解析

実際の汚染サイトを模擬した実験をできるだけ簡単な装置で迅速に結果を得るために、透水試験を応用した汚染物質の移流拡散の実験ができるカラム実験装置を製作して実験し、その挙動を移流拡散モデルを用いて解析した。

① 実験方法

図1に製作した土壌カラム実験装置を示す。土壌カラムは清涼飲料のPETボトル(1.5ℓ, 直径7.85cm)を利用し、そこに土浦標準砂を厚さ29cm詰め、水道水を上方から流し、余剰水を排水することで水位差(31.8cm)を一定にした。そして、ベンゼン水溶液(1.8g/ℓ, 100cm³)をカラムの上部から注入し、実験を開始した。ベンゼンの分析にはガスクロマトグラフィー・ヘッドスペース法で用いた。

見かけの流速(比流量) u は 0.0470cm/s

であり、ダルシーの法則より、透水係数 k は 0.0429cm/s と算定される。また、実流速 v は見かけの流速 u を間隙率 n (測定値 0.47) で除し、0.100cm/s と算出される。

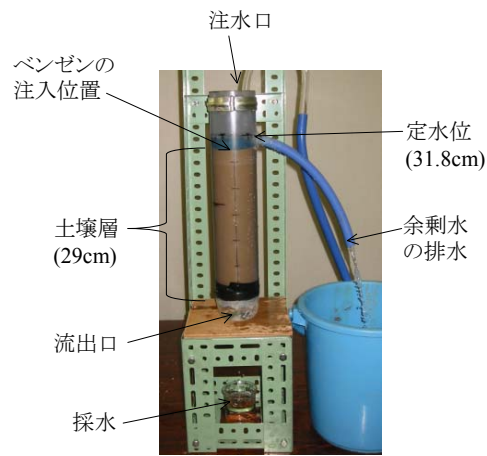


図1 土壌カラム実験装置

② 解析方法

移流・分散によるベンゼン濃度変化を予測するために、一次元の移流に三次元の拡散を考慮した解析解である下の式(1)を使用した。

$$C(x,t) = \frac{C_0 \cdot V_0}{8 \cdot (\pi \cdot t)^{\frac{3}{2}} \cdot (D_x \cdot D_y \cdot D_z)^{\frac{1}{2}}} \cdot \exp\left[-\frac{(x-v \cdot t)^2}{4 \cdot D_x \cdot t}\right] \quad (1)$$

ここで、

C_0 : ベンゼンの初期濃度 (1,800 mg/ℓ)

V_0 : ベンゼンの初期容量 (100 cm³)

t : ベンゼン投入後の時間 (s)

D_x, D_y, D_z : x, y, z 方向の分散係数 (x を流れ方向、 y と z を x に直角な方向、 D_y と D_z はともに D_x の1/10の値とした)

x : 砂層の表面からの距離

v : ベンゼンの流速 (cm/s)

(2) 原位置浄化法に適用するリスク管理手法 (リスク管理濃度の設定: 図2参照)

健康リスクに基づいて、汚染サイトの土地利用に応じた、油成分であるベンゼンのリスク管理濃度を設定する。リスク管理濃度は、まずリスク許容値として、発がんの場合 $Risk=10^{-5}$ 、発がん以外の場合 $HI=1$ から、汚染サイト由来以外(大気由来など)の $Risk$ と HI リスクを差し引く、そして曝露ケースと摂取量計算式を設定する。次に、リスク許容値に対応する土壤中と地下水中濃度の算出、最後のがんとがん以外の計算結果の内、値の小さい方をリスク管理濃度に採用した。

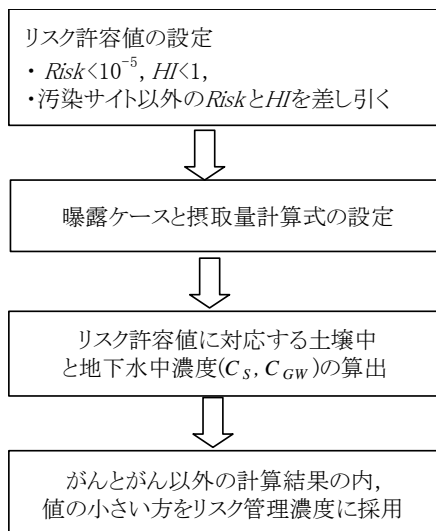


図2 汚染サイトのリスク管理濃度の設定手順

4. 研究成果

(1) 原位置浄化のための基礎実験

① 土壌カラム実験の結果および解析結果

カラム流出口で採水した流出水中のベンゼン濃度の実測値と濃度予測式を用いて計算した予測値を図3に示す。分散係数 Dx とベンゼンの流速 v を未知数として、実験結果の値を用いて最小自乗法により求めた。その結果、 Dx は $0.015 \text{ cm}^2/\text{s}$ となり、ベンゼンの分子拡散係数の文献値 $9.8 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ の約1500倍となり、移流を伴う拡散（分散）の場合には、分子拡散係数が使用できないことを示している。また、 v は 0.052 cm/s となった。この値は実流速 0.100 cm/s より小さい値となっており、この遅れは土壌への吸着が主であると考えられる。

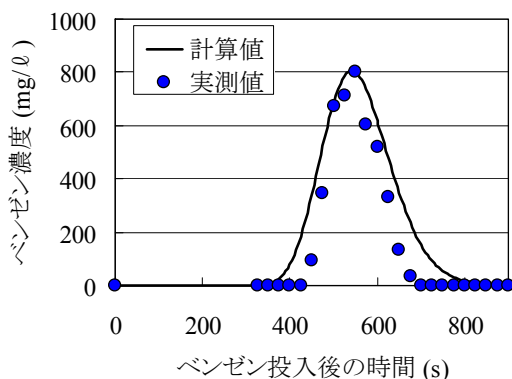


図3 カラム流出口におけるベンゼン濃度の経時変化

② ベンゼン分解菌の分離

また、大阪府にある寝屋川市の河川水中から分離したベンゼン分解菌により、ベンゼン

濃度 0.88 mg/L および 8.8 mg/L を2週間でほぼ100%を消失することができ、一次反応速度定数を求めた。この値を使用することにより、原位置バイオレメディエーションの浄化期間、浄化効率を推定することができる。

(2) 汚染サイトのリスク管理

① リスク管理濃度の設定

汚染媒体ごとに汚染現場の条件に対応した曝露経路を設定し(図4)、曝露ケースごとに摂取量 I を計算した。そして、選択した曝露経路の組み合わせにより、可能な曝露ケースを設定した(表1)。

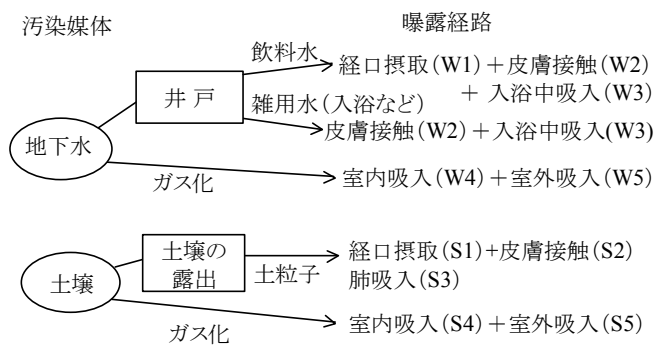


図4 汚染サイトで考えられる曝露経路

表1 曝露ケースの設定

用途	井戸の使用状況	土壌の露出の有無	曝露ケース No.
住宅	飲料水として使用: • W1+W2+W3 +W4+W5	有:+S1+S2 +S3+S4+S5	1
		無:+S4+S5	2
	雑用水(入浴)として使用: • W2+W3 +W4+W5	有:+S1+S2 +S3+S4+S5	3
		無:+S4+S5	4
	使用しない: • W4+W5	有:+S1+S2 +S3+S4+S5	5
		無:+S4+S5	6
工場	飲料水として使用: • W1+W4+W5	有:+S1+S2 +S3+S4+S5	7
		無:+S4+S5	8
	使用しない: • W4+W5	有:+S1+S2 +S3+S4+S5	9
		無:+S4+S5	10

住宅地においては、地下水の使用状況、表層土壌の露出の有無によって、曝露経路の組み合わせをNo.1~6の6ケース設定した。また、工場または商用地においては、曝露経路の組み合わせをNo.7~10の4ケースで算出し、合計で10通りの曝露ケースを設定した。

摂取量は、地下水経路による摂取量 (W1~W5)、および土壌経路による摂取量 (S1~S5) を式(1)と同様の各計算式により算定した。それらの計算式には、有害物質の性質、表層・土壌、人の体や生活様式などに関するパラメーターが使用されている。人の体や生活様式に関するパラメーターの内、体重、寿命については、日本人に特有の値を使用した。そして、曝露経路ごとに算定した摂取量を曝露ケースに応じて加算し、摂取量とした。

各有害物質の Risk は、 C_s と C_{GW} を変数として、まとめた係数をそれぞれ k_{GW} 、 k_s として表すと、式(2)で表される。

$$Risk = k_{GW} \times C_{GW} + k_s \times C_s \quad (2)$$

◎ 土壌中濃度と地下水中濃度の関係式

リスク管理濃度を算出するためには各曝露ケースについて、式(3)中の土壌中濃度および地下水中濃度の2種の変数を1つにする必要がある。そこで、土壌中濃度は、有害物質の土壌への吸着・脱着を考慮して、地下水中濃度、有機炭素-水分配係数、土壌の有機炭素含有率(f)のそれぞれの積で表される式(3)を用いて計算した。

$$C_s(\text{mg/kg}) = K_{oc} \times f \times C_{GW} \quad (3)$$

ここで、

C_{GW} : 地下水中濃度 (mg/l)

K_{oc} : 有機炭素-水分配係数 (l/kg)
(ベンゼン 59)

f : 土壌の有機炭素含有率 (0.01 を使用)

式(2)を式(3)に代入すると、式(4)が得られる。

$$4.7 \times 10^{-6} = (k_{GW} + k_s \times K_{oc} \times 0.01) \times C_{GW} \quad (4)$$

この式より各有害物質の C_{GW} が算出でき、その値が発がんの許容できるリスクに対応する濃度になる。がん以外の病気に関しても同様に HI の許容リスク (0.927) に対応する濃度を算出する。そして、がんとがん以外の値を比較して、小さい方をリスク管理濃度とする。

◎ リスク管理濃度の算出

算出された各ケースのリスク管理濃度を表2に示す。地下水を飲用する場合、リスク管理濃度は 0.005 mg/l となる。大気由来分を考慮しないと 0.01 mg/l となり、環境基準や水道水質基準と同じ値になる。

また、地下水を雑用水にのみ使用し、飲用しない場合は、土壌の露出の有無によらず 0.1 mg/l で、飲用する場合の20倍であり (No. 3, No. 4)、地下水を利用しない場合は、土壌の露出の有無でわずかな差はあるが、どちらも 2~3 mg/l で飲用する場合の500倍程度とな

る (No. 5, No. 6)。また、土地用途が工場で、地下水を飲用する場合のリスク管理濃度は 0.01 mg/l と、住宅地の2倍となり (No. 7, No. 8)、地下水を利用しない場合は、土壌の露出に係わらず 10 mg/l で住宅地の5倍程度となった (No. 9, No. 10)。

表2 曝露ケースごとのリスク管理濃度

No	曝露ケース	がん以外	がん
1	住宅地+地下水飲用 +土壌露出	0.07	0.005
2	住宅地+地下水飲用 +土壌露出なし	0.07	0.005
3	住宅地+地下水(雑用水) +土壌露出	1	0.1
4	住宅地+地下水(雑用水) +土壌露出なし	1	0.1
5	住宅地+地下水利用なし +土壌露出	40	2
6	住宅地+地下水利用なし +土壌露出なし	50	3
7	工場+地下水飲用 +土壌露出	0.1	0.01
8	工場+地下水飲用 +土壌露出なし	0.1	0.01
9	工場+地下水利用なし +土壌露出	100	10
10	工場+地下水利用なし +土壌露出なし	100	10

有効数字1桁. 2桁目を切り捨て. **太字**の値を採用.

*) Risk の許容値は, $10^{-5} - 5.3 \times 10^{-6} = 4.7 \times 10^{-6}$

**) HI の許容値は, $1 - 0.063 = 0.927$

◎ 汚染サイトへのリスク管理濃度の適用

リスク管理手法については、現場の条件を考慮したリスク管理濃度を設定するために、土地用途や井戸の有無など、現場に特有の条件をフロー図から選択することによって、リスク管理濃度を設定する手法を、複合汚染や、汚染現場以外の不特定汚染源由来の大気中有機物濃度も考慮して考案し、リスク管理について検討した。

土壌カラム実験により得られた解析結果をモデル汚染サイトに適用する。モデル汚染サイトは、ガソリンスタンドの地下タンクからガソリンが漏洩し、地下水中ベンゼン濃度が 1000mg/l、存在容量が 1m³と想定した。汚染リスク管理の対象として、観測井A, B, C が汚染源から 10m, 50m, 100m の地点にあり、これらの地点での地下水中ベンゼン濃度を対象とする (図5参照)。

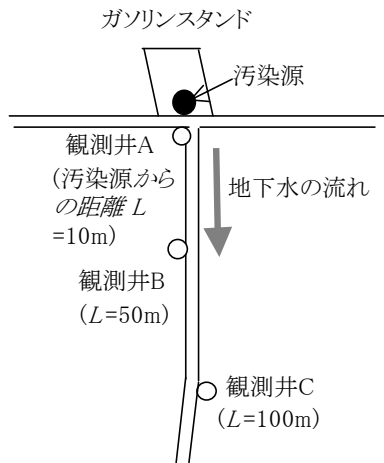


図5 モデル汚染サイト

モデル汚染サイトの地盤の土質が、カラムに使ったものと同様の砂質である場合、透水係数が同じであるとし、間隙率 n を0.2、動水勾配 i ($\Delta H / L$) を0.004と設定すると、地下水の実流速は計算でき、 8.4×10^{-4} cm/secとなる。

この流速を移流・拡散の式(1)に代入して、各観測井での濃度変化を計算すると図-6のようになった。L=10mの観測井では13日後に最大濃度 97 mg/lとなり、L=50mでは68日後に8.5 mg/l、L=100mでは136日後に3.0 mg/lとなった。

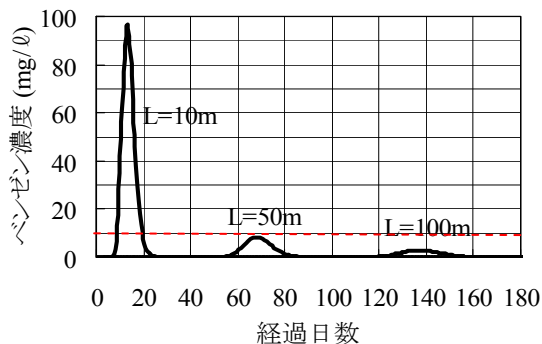


図6 汚染源から10m, 50m, および100m地点でのベンゼン濃度予測値の経時変化

L=100mの地点では、地下水中ベンゼン濃度が最高で3mg/lと予測された。地下水を利用せず、土壌が露出していない場合のリスク管理濃度は、住宅地で3mg/l、工場で10mg/lであるので、100mより離れた地点では住宅や工場として利用してもリスクレベルとしては許容できることになる。一方で、地下水を飲料水や入浴に利用する場合は対策が必要となる。

本研究で実施した解析を用いれば、どのような対策をどの地点で行えばよいかをシミュレートすることができる。今回は微生物分解を考慮しなかったが、ベンゼンは比較的微

生物分解しやすいことが知られているので、今回の予測結果はかなり安全側ということになる。

このカラム実験とリスク評価を組み合わせた方法を取り入れ、原位置浄化の適用範囲が広がれば、放置されている汚染サイトが減少すると考えられる。

(3) 成果のまとめ

本研究では、汚染サイトを土地用途や利用条件に応じてリスクを管理するために、リスク管理濃度の設定手法を提案し、ベンゼン汚染に適用した。そして、有効な対策方法として、原位置浄化法を適用するために必要な汚染物質の挙動を簡単なカラム実験を実施し、移流・拡散モデル式を用いることによって解析して、リスク管理する方法を示した。

この方法を使うと、モニタリングや詳細調査の計画、さらに原位置浄化法の設計を行なうためのデータが取得でき、リスク管理とセットで実施すれば、汚染で放置されたサイトをリスク管理により解決する手段になり得ると考えている。

5. 主な発表論文等

(研究代表者、研究分担者及び連携研究者には下線)

[雑誌論文] (計 0 件)

[学会発表] (計 3 件)

- ① 藤長愛一郎、佐々木靖治、透水試験を応用した油汚染の挙動解析、土木学会関西支部年次講演会、2008年5月24日、大阪 近畿大学
- ② Fujinaga, A., Uchiyama, I., Morisawa, S., Yoneda, M., Sasamoto, Y., Proposal of risk management methodology to contaminated sites in Japan, ConSoil 2008, 2008年6月4日、イタリア ミラノ
- ③ 藤長愛一郎、佐々木靖浩、ベンゼン汚染土壌のリスク管理手法の検討、日本リスク研究学会 第21回年次大会 講演集論文集VII、2008年11月30日、大阪 関西大学

[図書] (計 0 件)

[産業財産権]

- 出願状況 (計 0 件)
- 取得状況 (計 0 件)

[その他]

6. 研究組織

(1) 研究代表者

藤長 愛一郎 (FUJINAGA AIICHIRO)

大阪府立工業高等専門学校・総合工学システ

ム学科・准教授

研究者番号：40455150