

汚染土処分地の環境影響評価について

嘉門雅史・遠藤和人*・勝見 武**・土居 亮*

* 京都大学大学院工学研究科

** 立命館大学理工学部

要 旨

有害物質を含有する底泥を処分した処分地からの物質の移流拡散挙動を二次元移流分散解析プログラム「Dtransu-2D-EL」を用いて解析を実施し、周辺環境に与えるインパクト評価を実施した。処分場の底部構造は海底粘土地盤であり、側部は二重矢板による締切り工によって遮蔽されている海面埋立処分場を想定した。鋼矢板の透水係数と締切り矢板中詰砂の透水性をパラメーターとして解析し、濃度、フラックス、全水頭によって、それぞれの影響を評価した。透水性地盤改良の施工では、処分場のサービスライフを考慮することで改良幅に最適解が存在することが確認された。その最適幅は改良地盤の透水係数の設計値によって変化するものであり、透水係数が設計において最も大切なファクターとなる。本研究は適切な処分場の設計方法に対する一提案を行うものである。

キーワード：処分場、移流拡散、透水係数、地盤改良、サービスライフ

1. はじめに

河川、湖沼、海洋などの水底を形成する表層土もしくは堆積物は底質と呼ばれている。この底質を構成する物質は、浸食、運搬された鉱物質粒子、動植物の遺骸、カルシウムやマグネシウムなどの不溶性塩類等が自然に堆積したものである。さらには生活排水や工場排水に含有される有機物質や有害化学物質などの堆積物も混在している。これら底質浚渫土の発生量は全国で約 3,000 万 m^3 と報告され、毎年膨大な量が発生している。我が国では 1970 年代から、有機水銀含有汚泥が原因とされる水俣病、硫化水素を発生し、PCB（ポリ塩化ビフェニル）を含有する田子の浦港のバルブスラッジなど、底質に含有される有害物質が人体に及ぼす影響が顕在化し、各種の規制が設けられ、公害防止事業の一環として処理・処分が実施された。その処分方法は、水域から有害汚染土を除去し、周辺環境への漏出や飛散がないように遮断して埋め立てる方法である。

この有害化学物質のうち、PCB は利用性が高く、様々な分野で幅広く使用されていた。カミネ油事件後の 1972 年春に国内生産が中止され、使用規制、回収が進められた。その結果、平成 9 年度に 2,464 地点で実施された全国公共用水域水質測定結果では、環境基準を超過するサイトは無く、地下水測定結果においても 1,096 地点すべてが環境基準内であった（環境庁, 1999）。しかしながら、底質においては暫定基準を超過して除去対策が講じられたサイトは平成 7 年 3 月時点で 88 地点に及んでおり、約 680 万 m^3 が処理処分されたとの報告が成されている。このような有害汚染物質を含有する底質を浚渫・埋立する際には、周辺環境への流出防止等に努めなければならない、環境影響評価が必須項目となる。

本研究では、PCB を含有した底質の浚渫・埋立処分地として、底部構造を海底粘土地盤、側部は Fig.1 に示すような二重矢板による締切り工によって遮蔽されている海面埋立処分場を対象として、周辺環境へ及ぼす影響を評価した。処分地の想定断面図を Fig. 2 に示す。この処

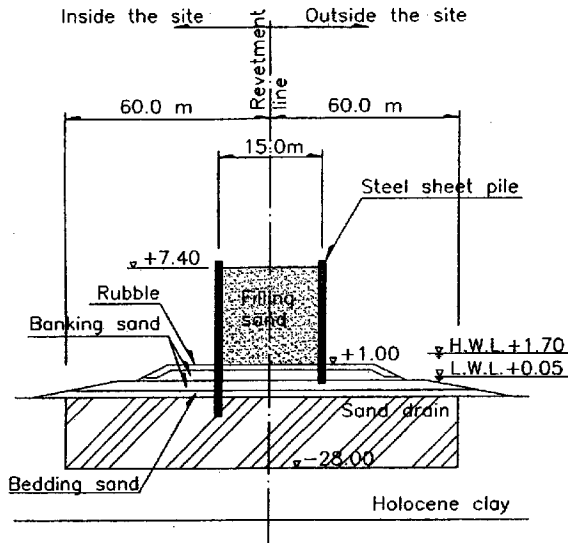


Fig. 1 Cross-section of the vertical cutoff

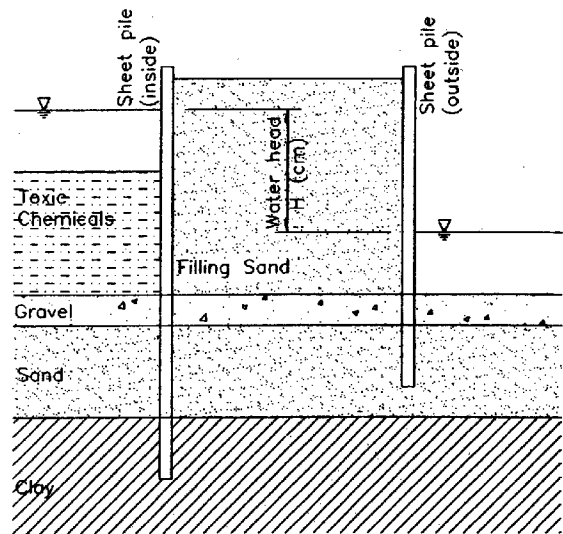


Fig. 2 Cross-section for analysis

分場の断面を用いてPCBが水へ溶解した場合を想定し、二次元移流・分散解析プログラム「DTransu-2D-EL」を用いて解析を行った。鋼矢板の透水性、締切り矢板中詰砂の透水性地盤改良をパラメーターとして解析している。濃度とフラックスによりそれぞれの影響を評価し、適切な処分場の設計に対する一提案を行うものである。

2. 解析方法

2.1 溶質移動の基礎理論

(1) 水移動の連続式

土中水の移動は、そのポテンシャルエネルギーの高いところから低いところへ向かって発生する。一般的に、このポテンシャルエネルギーとは、マトリックポテンシャル φ_m と重力ポテンシャル φ_g である。土の単位体積当たり、単位時間に水が微小要素の各断面を通過する量、フラックス q_w ($\text{cm}^3/\text{cm}^2\text{s}$)を、ダルシー則で表すと

$$q_w = -k \text{grad } \varphi \quad (1)$$

であるので、

$$q_x = -k_x \frac{\partial \varphi_m}{\partial x} \quad (2)$$

$$q_y = -k_y \frac{\partial \varphi_m}{\partial y} \quad (3)$$

$$q_z = -k_z \frac{\partial}{\partial z} (\varphi_m + \varphi_g) \quad (4)$$

となる。ここで、 k_x , k_y , k_z はおおの x , y , z 方向の不飽和透水係数である。

土の微小要素 $dx dy dz$ の中において、貯留などによって dt 時間に発生する水分量の変化量 dM は

$$dM = d(nS_w) dx dy dz \quad (5)$$

である。ここで、 n = 間隙率、 S_w = 飽和度を表している。この変化量は、 x , y , z 方向それぞれの流入と流出の差であるので、

$$dM = - \frac{\partial q_x}{\partial x} dx dy dz dt - \frac{\partial q_y}{\partial y} dx dy dz dt - \frac{\partial q_z}{\partial z} dx dy dz dt \quad (6)$$

となる。 nS_w は体積含水率 θ であるので、式(5)、(6)より

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \left(\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} \right) \quad (7)$$

を得ることができる。

(2) 溶質移動の連続式

単位体積当たりの媒体(間隙水)に含有される溶質の濃度を c とすると、単位体積当たりの土に含まれる溶質の量は θc である。したがって溶質移動の連続式は以下で定義される(中野, 1991)。

$$\frac{\partial (\theta c)}{\partial t} = - \left(\frac{\partial J_x}{\partial x} + \frac{\partial J_y}{\partial y} + \frac{\partial J_z}{\partial z} \right) \quad (8)$$

ここで、 J_x , J_y , J_z はそれぞれ x , y , z 方向の溶質のフラックスを示し、一般的に J_i は以下の式で示される。

$$J_i = -L \cdot \text{grad } \Phi + q_w \cdot c \quad (9)$$

L は移動係数で、移動にさいして、土が示す抵抗を表している。 Φ はいわゆる物質の駆動力であり、水の移動ならば水のポテンシャルエネルギー、水に溶解した物質ならば濃度がこれに値する。 c はその溶質の濃度である。

(3) 拡散方程式

物質は土の間隙を通過して土中を移動する。このとき、土への化学反応を考慮せずに理想的なトレーサーを想定すると、その駆動力には二つの基本的な輸送過程がある

に過ぎない。すなわち、水の流れに基づく移流輸送と分子拡散である。土の単位体積当たり、単位時間にその物質が土の微小要素断面を通過する量、フラックス (flux) を用いて、自由水中での拡散方程式 Fick's 1st law を表すと、次式となる。

$$J_0 = -D_0 \text{grad} c \quad (10)$$

ここで、 D_0 = 自由水中での拡散係数 (cm^2/s)、 c = 溶質の濃度を示している。地盤は、土粒子と間隙から構成される。物質は土粒子内を移動しないので、間隙体積中を移動することになる。想定する地盤が完全飽和条件だと仮定すると、地盤の単位体積当たりの水容量は体積含水率 θ で求められる。したがって物質が移動できる範囲は θ の中に限定される。式 (10) の拡散方程式を地盤のような多孔質体に適用し、拡散によるフラックスを J_D とすると以下のように変形される。

$$J_D = -D^* \theta \text{grad} c \quad (11)$$

ここで、 D^* = 有効拡散係数 (cm^2/s) とする。

土の間隙ルートはジグザグに屈曲している。溶質の通過ルートは、この間隙に沿って移動する。見かけの長さを ℓ 、実際の有効長さを ℓ_e とすると ℓ_e/ℓ 倍の距離を移動していることになる。この比は屈曲度 (tortuosity) と呼ばれている。また、拡散可能な領域は水で占有された部分のみであるため、 $\theta/(\ell_e/\ell)$ の間隙面積で拡散する。したがって、

$$D_0 \frac{\theta}{(\ell_e/\ell)^2} = \theta D'_{cm} \quad (12)$$

となる。ここで、 D'_{cm} は分子拡散係数 (molecular diffusion coefficient) を表し、 D'_{cm} は D_0 の $(\ell/\ell_e)^2$ 倍となる。また、電気拡散二重層 (DDL) が形成されると、土粒子表面に直角方向にイオンの濃度分布が発生する。これもまた、拡散係数を低下させる要因である。最終的に、 D_{cm} は、水中のイオンと土粒子表面負電荷との相互作用係数を $\gamma (< 1)$ 、水の粘性を考慮した補正係数を α とし、以下のように定義される。

$$D_{cm} = \alpha \cdot \gamma \cdot \left(\frac{\ell}{\ell_e}\right)^2 \cdot D_0 \quad (13)$$

土の間隙は、大きさがそれぞれ異なるため、間隙ごとの流速も異なる。つまり、間隙径の太いものほど流速が大きく、細いものほど遅くなる。また、この間隙は x , y , z 方向にランダムに連結している。間隙によって流速が異なり、間隙の経路が複雑であるので、土の中をランダムに拡散する性格となる。これは分散と呼ばれている。したがって分散は土の単位面積当たりの平均流速に関わる問題となり、流速 u の関数となる。また、溶質の間隙内経路にも依存する。微小長さ $\Delta \ell$ で、平均的に合

流すると仮定すると分散は $\Delta \ell$ の関数ともなる。溶質の濃度勾配は $-(\partial c/\partial x)$ であるので、 $\Delta \ell$ 隔てた変化量は $-(\partial c/\partial x) \cdot \Delta \ell$ である。流速の分散を Δu とすると、分散フラックスは $J_p = -\Delta u \cdot \Delta \ell (\partial c/\partial x)$ となる。つまり、物理的分散係数 (mechanical dispersive coefficient) D_{cp} は $D_{cp} = \Delta u \cdot \Delta \ell$ となる。 $\Delta \ell$ が一定とすると、 D_{cp} は Δu に比例する。また、 Δu が一定である場合、距離 Δu は Δu に比例するため、 D_{cp} は Δu^2 に比例する。どちらか一方が一定である条件は、極端なケースであるため、一般的には次式で定義される。

$$D_{cp} = \ell \cdot u^n \quad (14)$$

ここで、 n = 定数であり 1~2 の間を取る。このときの ℓ は、土の間隙の構造を表す長さの指標で分散度 (dispersivity) と言われている。実際に分散と拡散を別々に観察し、実測する事は難しい。そのため、総合的な拡散現象として式 (11) における有効拡散係数 D^* を

$$D^* = D_{cm} + D_{cp} \quad (15)$$

として定義し、 D^* の値が分散・拡散現象の主要なパラメーターとして扱っている。

(4) 移流方程式

溶質の移動は拡散運動以外に、移流による運搬によっても移動する。移流による溶質のフラックスを J_v とする。溶質濃度 c は体積含水率 θ の領域を平均流速 u で流れることになる。水のフラックス q_w は $q_w = u \cdot \theta$ であるので

$$J_v = u \theta c = q_w \cdot c \quad (16)$$

として表される。

(5) 吸着方程式

土中水では溶質は解離してイオンとなっている。一方、土粒子表面は一般的に負に帯電している。この負電荷は粘土鉱物粒子の表面に並んでいる。この表面電荷は永久荷電と呼ばれ、周辺環境によって容易に変化しない性格を有している。そのため、粘土粒子表面の近傍には陽イオンが多く存在し、陰イオンは殆ど存在しない。また、粘土鉱物の種類によって陽イオンの吸着能力が異なり、それは陽イオン交換容量 (CEC: Cation Exchange Capacity) によって判断される。この陽イオン交換はホフマイスター系列と呼ばれる選択制が存在し、対象となる溶質の電荷が大きいかほど優先的に吸着し、同電荷の場合は水和イオン半径の小さいものほど優先的に吸着する。このような溶質の吸着は移流、拡散現象に対して遅延の効果を与えるので、遅延係数 (R_d : retardation factor) と呼ばれ、以下の式で定義される (Shackelford et al., 1997)。

$$R_d = 1 + \frac{(1-n)}{n} \rho_s K_d \quad (17)$$

ここで、 n ：空隙率、 ρ_s ：土粒子密度、 K_d ：分配係数である。この分配係数 K_d は吸着等温曲線によって求められるものであり、 $(\partial S/\partial c)$ より求められる。 S = 土粒子に吸着される溶質の平衡濃度、 c = 溶液中の溶質の平衡濃度である。

(6) 移流拡散吸着方程式

移流、拡散による溶質の全フラックス J_c は

$$J_c = J_D + J_v$$

$$= -D^* \text{grad } c + q_w \cdot c \quad (18)$$

となる。これは式 (9) を表している。式 (18) を連続の式 (8) に代入し、吸着による遅延効果を加味すると、

$$R_d \frac{\partial}{\partial t}(\theta c) = \frac{\partial}{\partial x} \left(\theta D^* \frac{\partial c}{\partial x} \right) + u \frac{\partial}{\partial x}(\theta c) \quad (19)$$

となり、1次元の移流拡散吸着方程式を得ることができる。

2.2 DTransu-2D-EL

移流拡散問題の解析時には、移流と拡散といった全く異なる問題を同時に解くことになり、解析手法によっては解の振動や数値分散が起こる可能性がある。適切な解析解を得るためには、解析モデルの特性に合致した解析手法を利用することが必要となる。従来の解析手法である差分法、有限要素法はオイラー的解法であり、分散卓越問題に有効である。一方、ラグランジュ的解法である特性曲線法は移流問題に有効である。実際の解析では、地盤の不均質性により移流卓越であるのか、拡散卓越であるのかを広範囲に渡って判断することは不可能である。そのため、拡散と移流卓越の両問題に対して有効な、オイラー法とラグランジュ法を併用するオイラリアン-ラグランジアン法：EL法 (Eulerian-Lagrangian Numerical Method) が Neuman によって提唱されている (藤波, 1991)。この EL 法を二次元に拡張した、二次元飽和・不飽和浸透流、移流分散解析プログラム「DTransu-2D-EL」(西垣ら, 1995) が開発された。このプログラムは高ベクレから低ベクレ数の問題において安定した解析解を得ることのできるものであり、本研究の解析はすべて「DTransu-2D-EL」を用いて実施している。

本解析コードの移流拡散方程式の基礎方程式を以下に示す。

$$R\theta\rho\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta\rho D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta\rho v_i c) - \theta\rho\lambda R c - Q_c \quad (20)$$

ここで、 R ：遅延係数、 D_{ij} 分散テンソル、 v_i ：実流速、 Q_c ：湧出・吸込項、 λ ：減衰定数を表している。また、分散テンソルは次式で表される。

$$D_{ij} = \alpha_T \|V\| \delta_{ij} + (\alpha_L + \alpha_T) \frac{V_i V_j}{\|V\|} + \alpha_m \tau \delta_{ij} \quad (21)$$

ここで、 α_T ：横分散係数、 α_L ：縦分散係数、 V_i ：実流速ベクトル、 $\|V\|$ ：実流速のノルム、 α_m ：分子拡散係数、 τ ：屈曲率、 δ_{ij} ：クロネッカのデルタ。式 (20) において、飽和条件、かつ実流速と拡散係数が一定と仮定すると、式 (19) に相当する形となっている。

2.3 解析断面と条件

本研究では、処分地の下部からのみに着目して解析を実施した。処分地下部にはれき層、砂層、粘土層がそれぞれ 1 m、6 m、22 m の厚さで堆積している断面を想定した。内側の鋼矢板は粘土層に 2 m 貫入し、外側矢板は砂層に 3 m 貫入している。解析メッシュを Fig. 3 に示す。汚染物質である PCB 濃度は図中の X 座標 0 m～10 m、Y 座標 0 m～1 m の部分に濃度 100 として与え、汚染源の時間の経過による濃度変化は無し条件、つまり濃度固定条件で解析を実施した。解析に用いた材料のパラメーターを Table 1 に示す。

解析条件を Table 2 に示す。全ケースともに、Fig. 2 における水頭差は $H = 390$ cm を与え、定常条件にて解析を実施している。N-シリーズ (N-L00) は地盤改良など、解析断面に対して何の処理も実施しないケースであり、鋼矢板や砂層の透水係数などのパラメーターは Table 1 に示す通りである。

SP-シリーズは鋼矢板の透水係数を変化させたケースの解析である。SP の後の数字が鋼矢板の透水係数を示し、-5 ならば $k = 10^{-5}$ cm/s を表している。L の次に示されている数字が厚みを示している。02 ならば 2 cm で、20 は 20 cm である。実際に矢板厚さが 20 cm であることはないが、解析においては矢板の透水係数と厚さを組み合わせ、想定粘土地盤と鋼矢板の透水性パラメーターが等価であるとしてパラメーターを与える手法が常套手段として用いられている。移流拡散解析において、矢板部のパラメーターは非常に重要な要因となり得るため、この手法が解析結果に及ぼす影響は大きいと考えられ、その影響を評価するために解析を実施した。

GI-シリーズ (GI-7-L01～L15) は、矢板間砂層に透水係数を減少させる目的で地盤改良を加えたものである。改良方法は粘土層での置換工法や薬液注入などの混合処理工法を想定している。GI のあとの数字は改良地盤の透水係数を表し、-7 は $k = 10^{-7}$ を、-8 ならば $k = 10^{-8}$ cm/s を想定している。L** は地盤改良幅を示し、矢板内側からの改良水平距離を示している。すべての条件において解析時間は、30 日、1、10、50、100、150 年後の 6 ステップで解析を実施している。

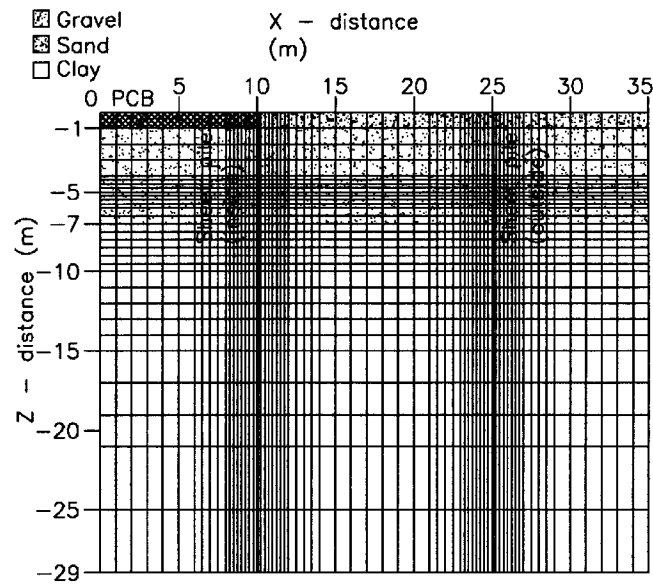


Fig. 3 Cross-section and mesh for analysis

Table 1 Materials properties used for analysis

			Sand	Gravel	Sheet pile	Clay
Material No.			1	2	3	4
Hydraulic Conductivity	k	cm/s	1.0×10^{-3}	1.0×10^0	1.0×10^{-5}	1.0×10^{-7}
Density	ρ_t	t/m ³	1.7	2.0	—	1.6
Porosity	θ		0.44	0.44	0.002	0.65
Dispersion coefficient	A	cm ² /s	1.0×10^{-7}	1.0×10^{-7}	1.0×10^{-7}	1.0×10^{-7}
Molecular diffusion coefficient	D_m	cm ² /s	1.0×10^{-5}	1.0×10^{-5}	1.0×10^{-5}	1.0×10^{-5}
Retardation factor	R_d		1	1	1	10

Table 2 Cases for analysis

CASE	Ground Improvement	Hydraulic conductivity (cm/s)		Length (m)	
		Filling sand	Sheet pile	Improvement	Sheet pile
N-L00	No	1×10^{-2}	1×10^{-5}	0	0.02
SP-5-L20	No	1×10^{-2}	1×10^{-5}	0	0.2
SP-7-L02	No	1×10^{-2}	1×10^{-7}	0	0.02
GI-5-L**	Yes	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1 ~ 15	0.02
GI-6-L**	Yes	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1 ~ 15	0.02
GI-7-L**	Yes	1×10^{-7}	1×10^{-5}	1 ~ 15	0.02
GI-8-L**	Yes	1×10^{-8}	1×10^{-5}	1 ~ 15	0.02

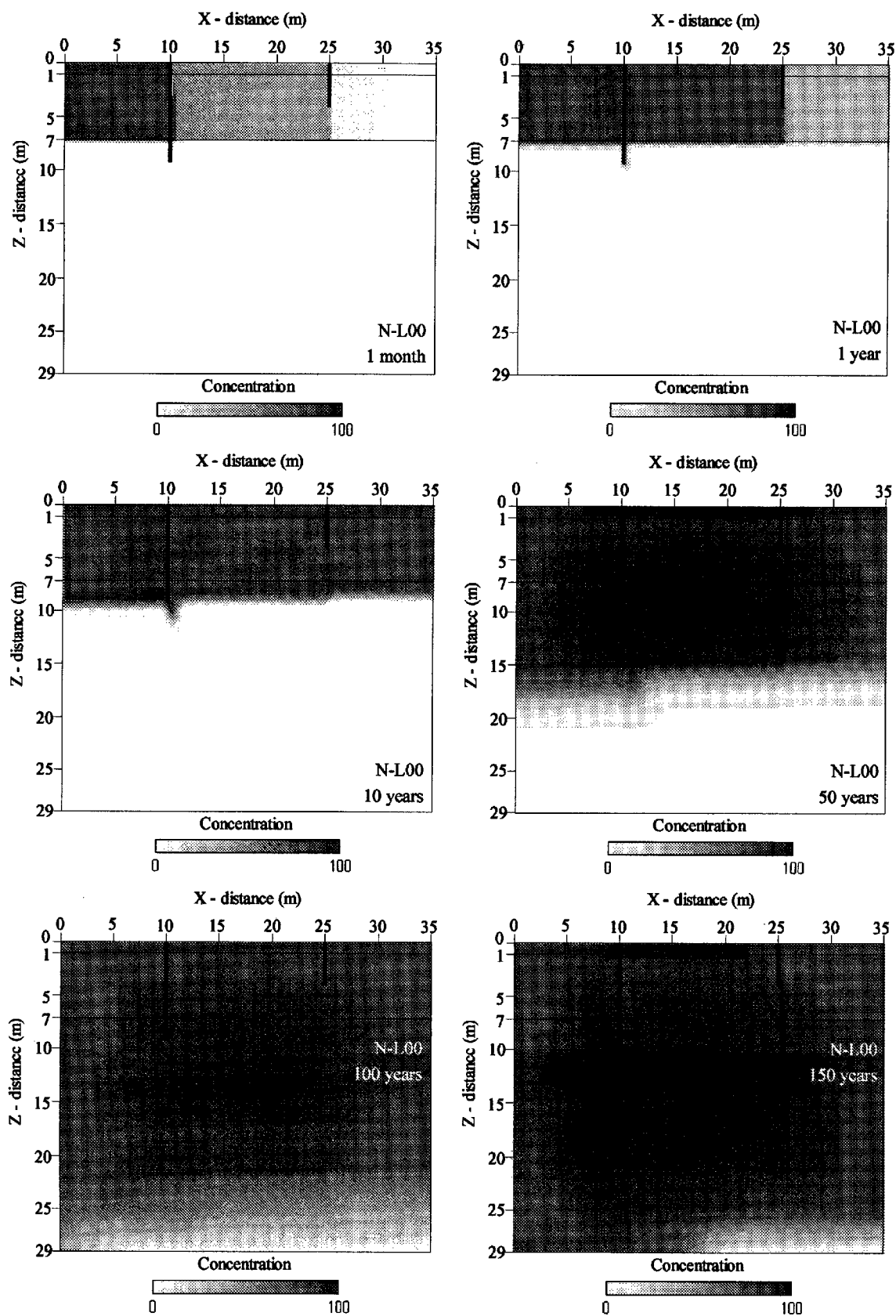


Fig. 4 Distribution of chemical concentration for the case of no ground improvement (N-L00)

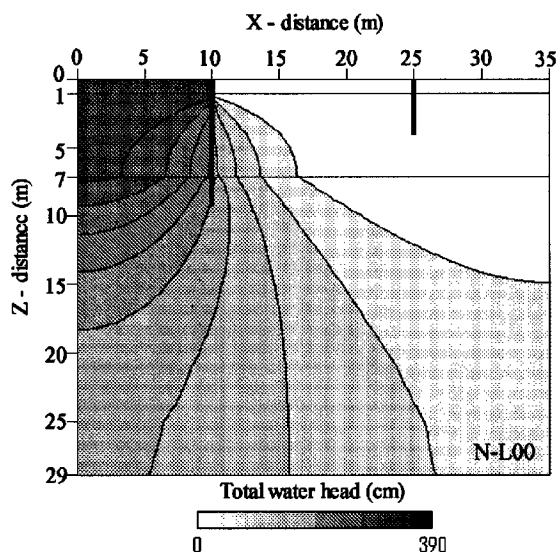


Fig. 5 Total water head for case N-L00

3. 結果と考察

3.1 一般的な護岸構造における解析結果

想定断面の矢板間砂層に地盤改良を施さない場合、つまりケースN-L00の場合についての TIME STEP 毎の解析結果をFig. 4に示す。1ヶ月後の結果では、内側矢板を通り抜け、中詰め砂の PCB 汚染濃度は約 60 程度まで上昇し、外側矢板より海側には殆ど漏出していない状態であることが確認される。この時点で、粘土層に対して汚染物質の漏出は確認することはできない。これは、粘土層の透水係数が、解析結果に有効に働いているものと考えられる。

粘土の透水係数はTable 1で示す通り 10^{-7} で、間隙率が 0.65 である。それに比較して、矢板は 10^{-5} 、間隙率は 0.002 である。式 (20) で示されるように、透水係数は移流項の実流速のみに作用し、間隙率は移流項ばかりでなく拡散項にも影響している。本解析条件では拡散係数は同一であるので、間隙率のみが大きく影響を及ぼすと考えられる。この観点から考慮すると、鋼矢板の間隙率が粘土に比較して 2 オーダー程度小さいため、物質通過に対する抵抗が大きいと考えられるが、実際の解析結果は鋼矢板の部位からのみ漏出している。このような現象は大きな動水勾配に起因するものと考えられる。Fig.5 に本条件における全水頭分布図を示す。この図からも確認できるように、内側矢板部での等ポテンシャル線の間隔は非常に狭く、矢板の厚みのみで全水頭のすべてが消化されたと言っても過言ではなく、大きな流速が存在することがわかる。粘土層と鋼矢板での漏出機構の違いは拡散項によるものでなく、移流項による移動が卓越してい

る。本解析断面は拡散ではなく、移流卓越問題として汚染物質が移動したと判断される。本断面において汚染物質の流出を抑制するためには、矢板部での動水勾配の集中を解消することにより、鋼矢板の部材寸法を厚くするか、砂層よりも透水係数の低い材料を矢板間に設置して流線網の最適化を検討する方法が考えられる。しかしながら鋼矢板の厚みを大きく変化させることは現実的な手段ではないため、後者の手段が有効と考えられる。以上より、矢板間砂層に対する地盤改良を施さない場合は、わずか数ヶ月で外洋まで汚染物質が到達する結果となり、遮水壁としての性能も要求される廃棄物処分地の護岸として、最も一般的な二重締切り矢板の護岸構造では遮断されず、到底適用し得ないといえる。

1 年後の解析結果では、外洋までの汚染物質の流出が確認され、10 年後には、粘土層以外の解析断面の PCB 濃度が 100 に達している。先に述べたように、深度方向に 7 m の砂層が施工され、その下に自然堆積粘土層が存在している。対象汚染物質の粘土層までの到達時間をゼロとして、100 年後の解析結果を見ると、鉛直下向きの移動距離が深度 25 m 程度にまで達している。つまり、透水係数 10^{-7} オーダーの粘土層 18 m のトラベルタイムは 100 年であるといえる。日本の処分場の底部遮水工の基準は、透水係数 10^{-5} 以下の地盤が 5 m 以上と規定され、 10^{-6} ならば 50 cm 以上であり、トラベルタイムのみでの計算により決定されている。そのため本研究で用いた粘土の透水係数 10^{-7} であるならば、5 cm の厚さで対応することになるが、5 cm の厚さで遮水構造とするのは不可能であると断言せざるを得ない。本解析の結果から考

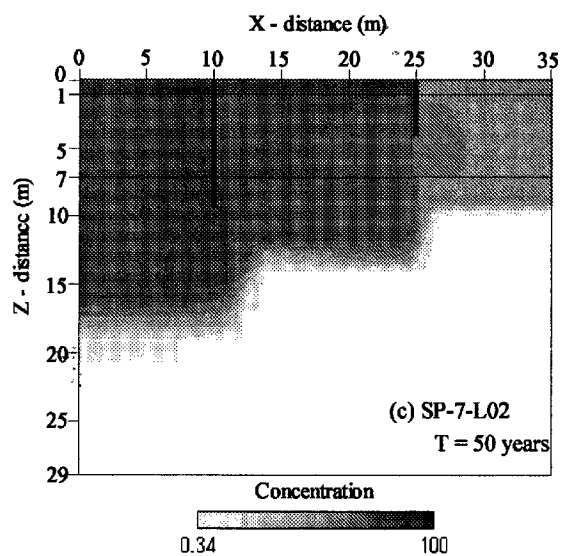
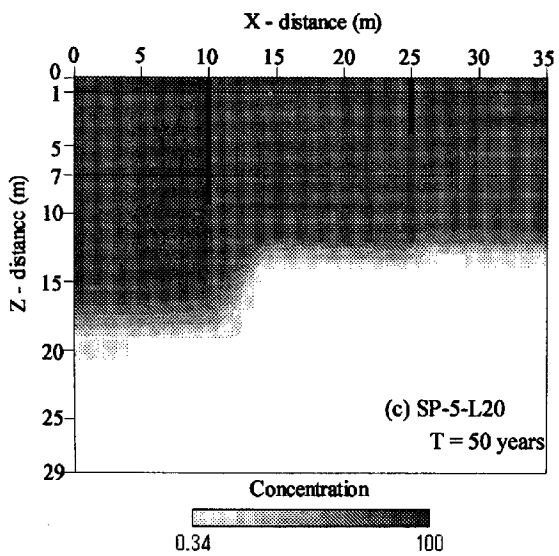
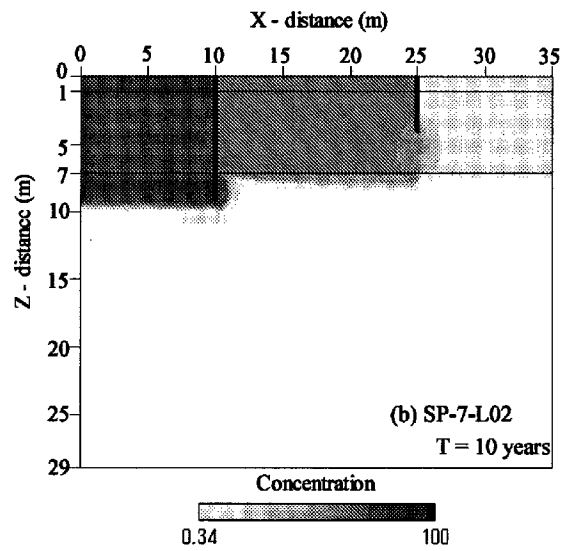
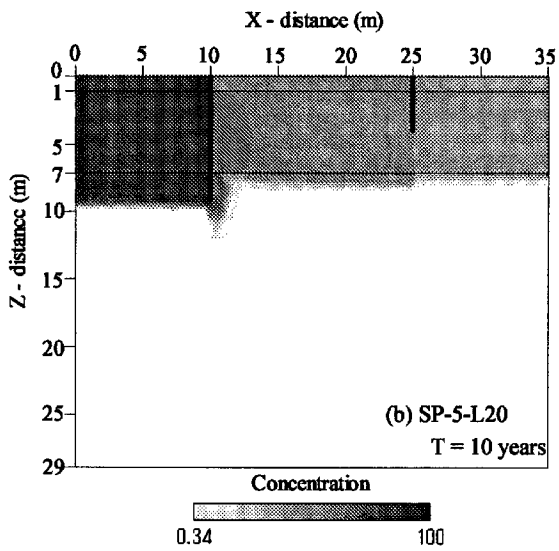
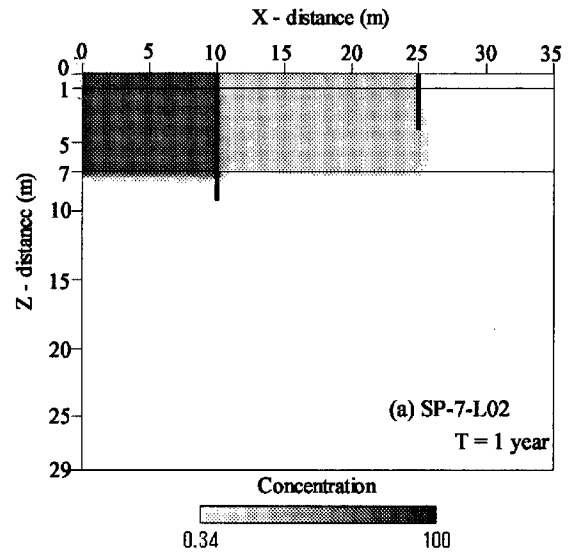
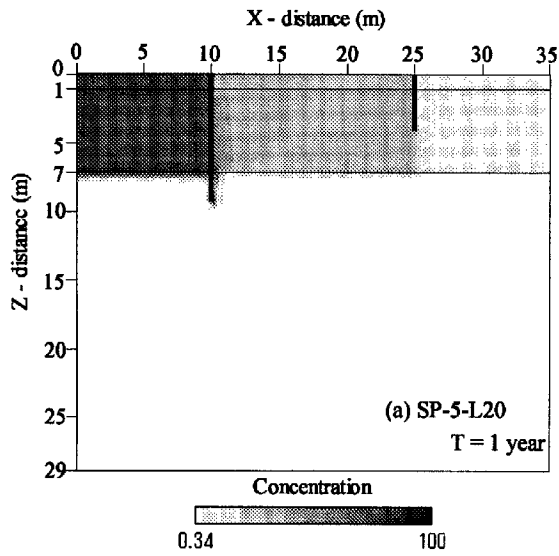


Fig. 6 Distribution chart of chemical concentration for SP-5-L20

Fig. 7 Total water head for SP-7-L02

察すると、上記の基準ではわずかな数年で汚染物質が系外に漏出する結果となり、日本の遮水工の構造基準では遮水という機能を果たさない危険性を示唆している。

3.2 鋼矢板の透水係数による影響評価

鋼矢板の透水性ならびに厚さは、移流拡散解析における重要なパラメーターの一つである。SP-5-L20では、矢板の透水係数を 10^{-5} (cm/s)、矢板厚さを 2 cm ではなく 20 cm と想定して解析を実施した。解析結果を Fig. 6 に示す。トラベルタイムという観点から計算すると、通過距離が 10 倍になり透水係数が同一であるので、幅 2 cm、透水係数が 10^{-6} の矢板と等価であるといえる。また、矢板の透水性パラメーターを、粘土のパラメーターとして置換し解析することが妥当な手法であるとの報告もあり、幅 20 cm、透水係数 10^{-5} の粘性土が存在するとして解析を実施した。結果は解析年数に関わらず、N-L00 に比較して汚染物質の漏出が抑制されていることが確認される。1 年後の結果では外洋までも汚染物質が到達していない。10 年後の結果でも、N-L00 に比較すると明らかに濃度が低くなっている。

Fig. 8(a) に全水頭分布を示す。N-L00 の分布に比べて、矢板部に動水勾配が集中している。この等ポテンシャル線からみると内側矢板下部での流線は上向きになる。このことから、矢板下部の濃度分布に大きな段差が生じたと考えられる。50 年後の鉛直方向の汚染物質の到達距離は若干ではあるが抑制効果が認められる。これについても全水頭分布が大きく変化し、下向き、もしくは横方向へ流線が向いている時間が減少し、上方向への流線が増加したためと考えられる。

SP-7-L02 のケースでは矢板の厚さは 2 cm で透水係数を 10^{-7} に変化させた場合の解析結果である。鋼矢板の透水係数 10^{-7} cm/s は、継ぎ手部の止水性を向上させて得ることのできる最小のオーダーであると考えられる。解析結果を Fig. 7 に示す。前述のケースと比較すると、更に汚染物質の流出が抑制され、1 年後の結果の外洋部での汚染濃度は環境基準値以内である。10 年後の結果でも、外洋へ達した汚染物質濃度が減少していることが確認できる。全水頭分布を Fig. 8(b) に示す。水頭のすべてが矢板部に集中し、矢板間砂層では大きな動水勾配は見られない。そのため、砂層内での移流運動が抑制され、汚染物質の移動が抑制されたと考えられる。

以上のことから、全水頭分布をどのようにして変化させるかによって汚染物質の移動機構が大きく変化することが確認された。この時点では、動水勾配を矢板部に集中させればさせるほど汚染物質の移動が抑制される結果となっている。これは、矢板間砂層の透水係数が大きい

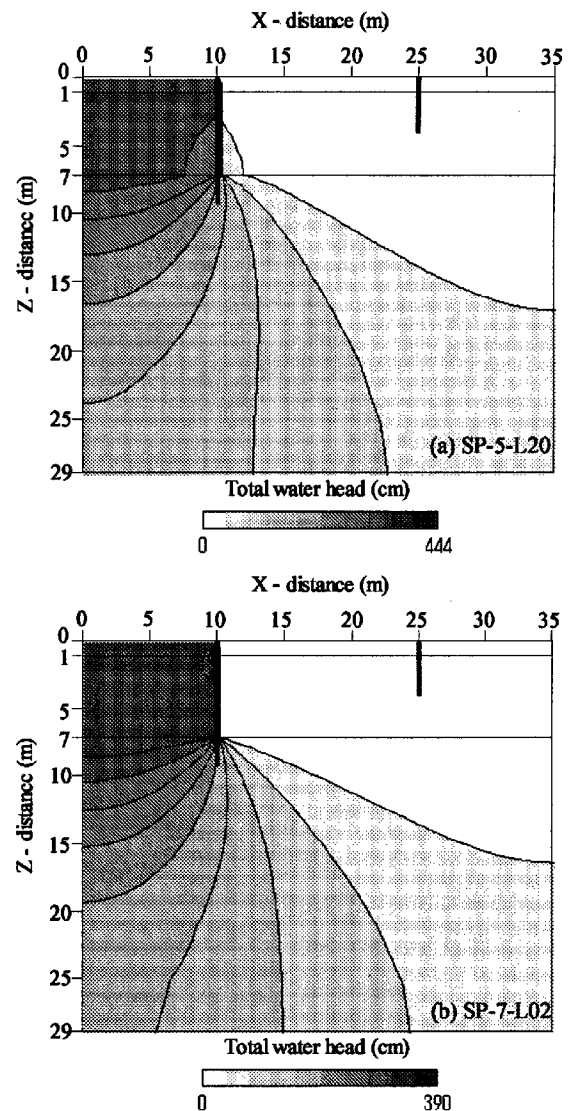


Fig. 8 Total water head for SP-series

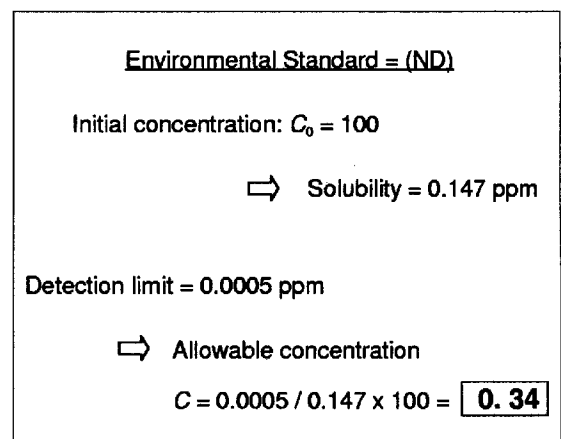


Fig. 9 Definition of allowable concentration

ため、砂層における移流運動を可能な限り減少させ、拡散問題にすることが必要な手法であることを示している。

3.3 透水性地盤改良による影響評価

透水性地盤改良を矢板間に施工した際に、外洋側の周辺環境に及ぼす影響を、解析により得られた濃度分布によって評価する。評価手法の基準値をFig. 9に示す。PCBの環境基準値(土壤環境センター, 1999)は「検出されないこと」とあるが、分析機器の制限によって検出限界が存在する。この検出限界が0.0005 ppmである。PCBの水への溶解度は0.147 ppmであるので、本解析における想定初期濃度100に対しては「0.34」が環境基準であると算出される。これ以降の解析は、この0.34という値を環境基準として評価を実施する。

(1) 改良幅が及ぼす影響

締切り矢板間の砂層に透水性を低下させる目的の地盤改良を施したケースとして、GI-7-L**シリーズの解析結果を示す。つまり、矢板間の領域に粘土層と同じ透水係数 $k = 10^{-7}$ (cm/s)を有する地盤改良体を施工した際に、その改良幅が汚染物質の漏出抑制に及ぼす影響について言及するものである。

改良幅2, 7, 15 mの50年経過後の解析結果をFig. 10に示す。何も改良を施さないN-シリーズと比較すると、汚染物質の移動が大きく抑制されていることが確認できる。N-シリーズでの50年経過後の結果では、外洋の濃度は100であるのに対して、改良幅7 mの場合では環境基準内に収まっている。改良幅2 mの時に、僅かに環境基準を超過する結果となったが、透水性地盤改良の抑制効果の有用性が確認される。Fig. 11にGI-7-L07の改良幅7 m時の全水頭分布を示す。N-シリーズと比較すると、矢板部での動水勾配の集中が緩和され、改良部の幅全域を利用するかたちで水頭が消費されていることが確認できる。ポテンシャル線間の距離が長くなり、矢板の透水係数が 10^{-5} 、改良部は 10^{-7} のように透水係数も減少することで漏出抑制に効果を発揮したと考えられる。改良無しの場合では、動水勾配を矢板部に集中させることが汚染物質移動の遅延策として有効であったが、改良する場合は動水勾配を改良部すべてに分散させることが遅延策となっている。一見すると矛盾しているように思えるが、透水係数の低い領域、つまりは改良無しの場合の矢板部、改良ありの場合は改良部の領域において動水勾配の殆どを消化することが、トラベルタイムを最も減少させ、汚染物質移動の遅延策となり得るのである。改良した領域を越えてしまい砂層に入ると、動水勾配は小さく

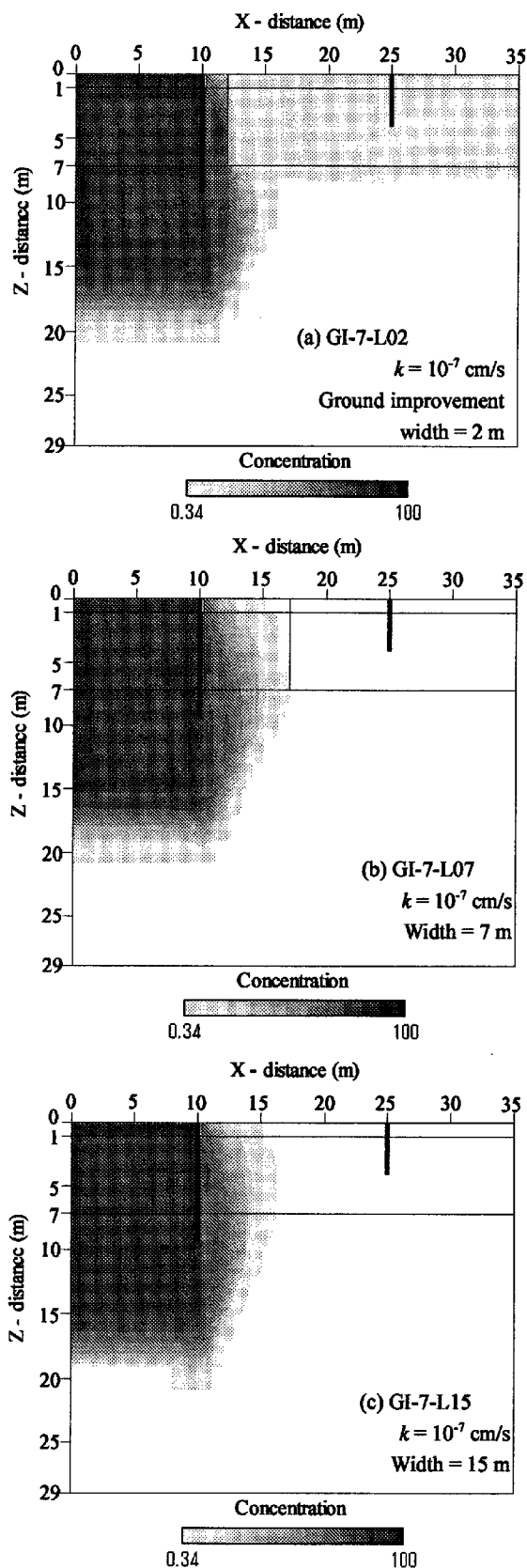


Fig. 10 Distribution chemical concentrations for GI-7-Series 50 years later

でも大きな透水係数を有するため、拡散係数と透水係数のオーダーの違いから、拡散卓越問題に移行させることが困難になる。

繰り返しになるが透水係数の低い領域内で、できるだけ多くのトラベルタイムを稼ぐことが汚染物質漏出抑制の手段となり得る。これは、流速を有効拡散係数と同じ、もしくは小さくすることで拡散卓越の問題へと移行することに起因するものである。

等ポテンシャル線の間隔を長くすることでトラベルタイムが長くなると考えられるが、改良幅 7 m 時の解析断面における濃度分布は、15 m 改良時の濃度分布図とほぼ同じ濃度分布であり、7 m 以上の改良を実施しても濃度分布に大きな変化が見られない。全水頭分布の大きな違いを比較すると、非常に小さい差異である。改良部では移流ではなく拡散卓越の問題へと移行したことを示しているが、極端な拡散問題へと移行するとトラベルタイムが著しく長くなり、オーダーが年単位ではなく世紀単位となる。したがって、ある幅以上の地盤改良を施しても、100 年や 150 年というオーダーを適用年数として考慮した設計では実質的な有効性が得られないと考えられる。

以上のように透水性地盤改良の施工幅は、ある程度以上に増加させても効果がなく、最適解が存在することが確認された。つまり、ある想定断面においてサービスライフ（適用年数）を決定すれば、自ずと施工幅が決定されることになる。透水性地盤改良の施工幅に対する汚染物質の移動距離の関係を、想定年数ごとにプロットした図が Fig. 12 である。汚染物質の到達距離に改良幅が及ぼす影響は、改良幅が小さいときには鋭敏であるが、大きくなると漸近的に収束値が存在している。例えば、100 年後の断面における汚染物質の到達距離は内側矢板から 8 m であり、そのときの改良幅は 9 m である。改良幅が増加しても、到達距離には大きな変化は見られない。

収束後に改良幅の増加に伴って汚染物質の到達距離が増加している結果が見られるが、これは汚染物質が砂層と粘土層の境界位置で優先的に移動していることによるものである。この理由は確かではないが、粘土境界への進入抵抗が大きいため汚染物質が蓄積し水平方向に移動したように考えられる。しかしながら、本解析ではその現象を説明することができないので推測の域を脱しない。

Fig. 12 において収束傾向を示す変化点、つまりは折れ点を想定年数毎にまとめてプロットした図が Fig. 13 である。この図を利用することにより、処分場のサービスライフを決定することで改良幅の選定を行うことが可能である。例えば、処分場のサービスライフを 70 年とすると、その最適改良幅は 8 m と読み取られる。

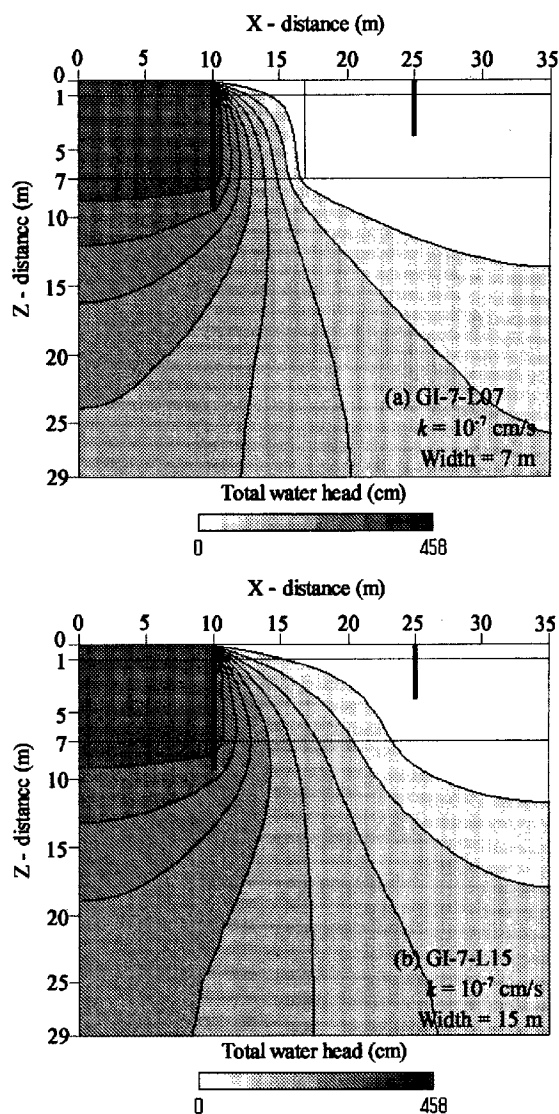


Fig. 11 Total water head for GI-7-L07 and GI-7-L15

(2) 改良部透水係数が及ぼす影響

改良体の透水係数 10^{-7} が、 10^{-5} 、 10^{-6} 、 10^{-8} に変化した場合についても解析を実施した。すなわち、GI-5 から GI-8-シリーズである。透水係数 10^{-7} の改良体を一様に得ることは難しく、透水係数を高くしたほうが施工コストも安価になり、品質管理も容易になる。処分場からの汚染物質漏出に及ぼす影響を改良体の透水係数をパラメーターとして設定し、その影響評価を実施したものである。

50 年後の解析結果を Figs. 14, 15, 16 に示す。改良幅が 2 m のとき、透水係数が 10^{-5} の場合、外側矢板を通過して外洋へ到達した汚染物質は比較的高濃度である。

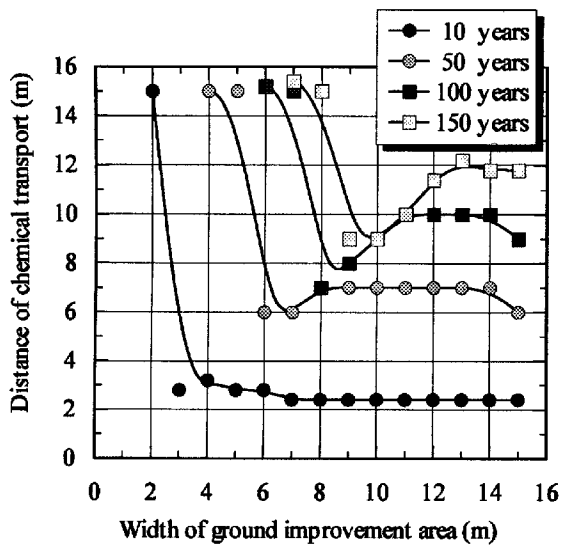


Fig. 12 Distance of chemical transport in filling sand

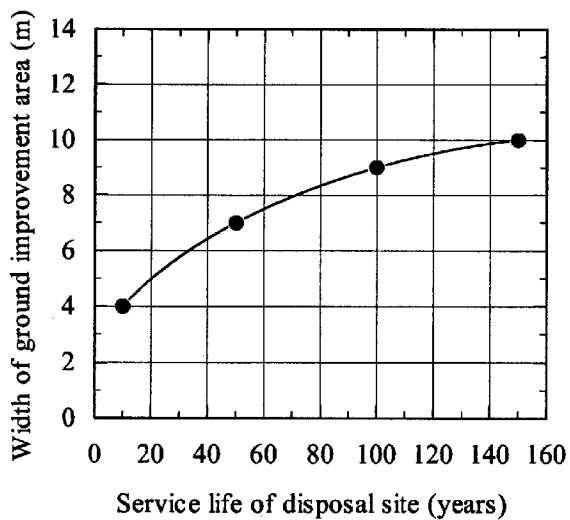


Fig. 13 Determination of improvement area considering service life

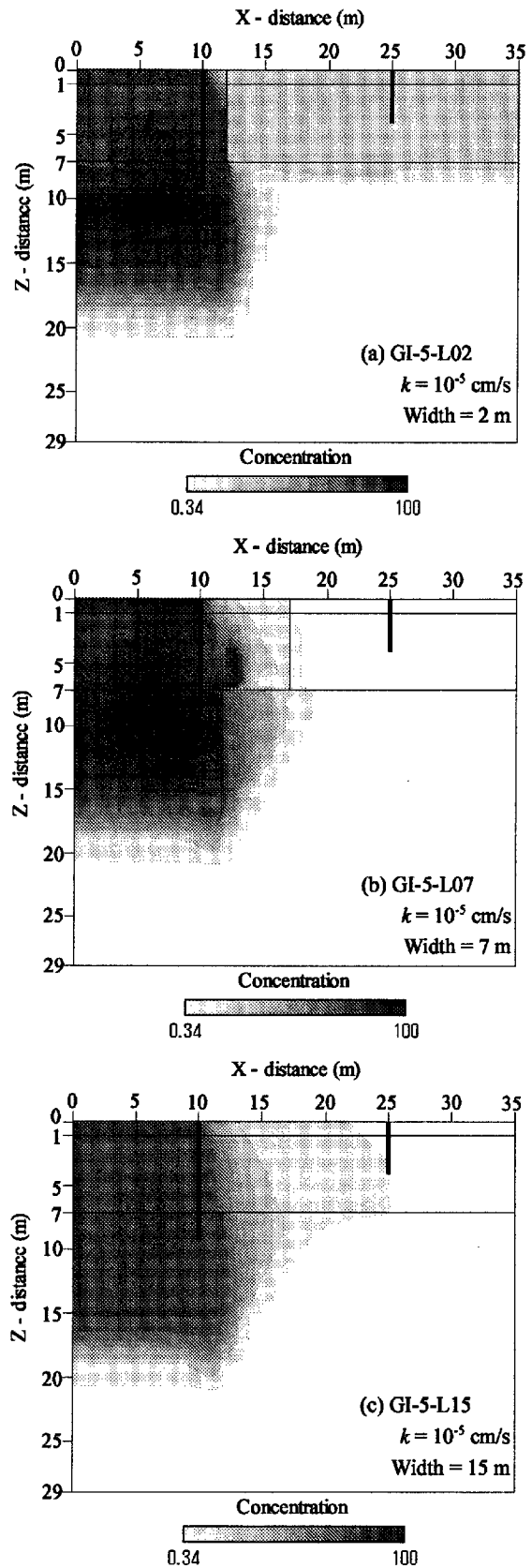


Fig. 14 Distribution chemical concentrations for GI-5-Series 50 years later

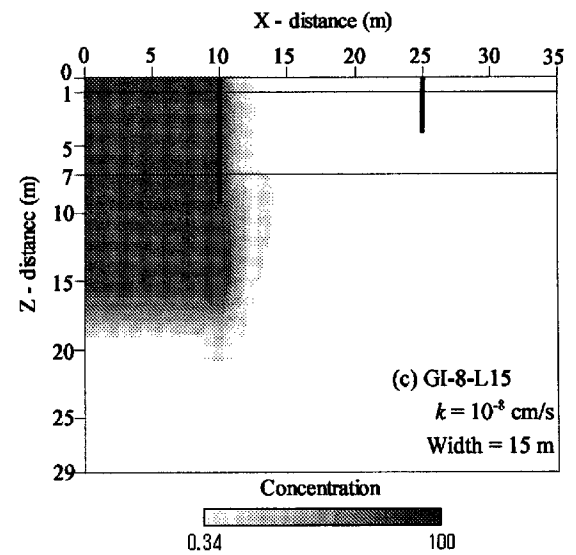
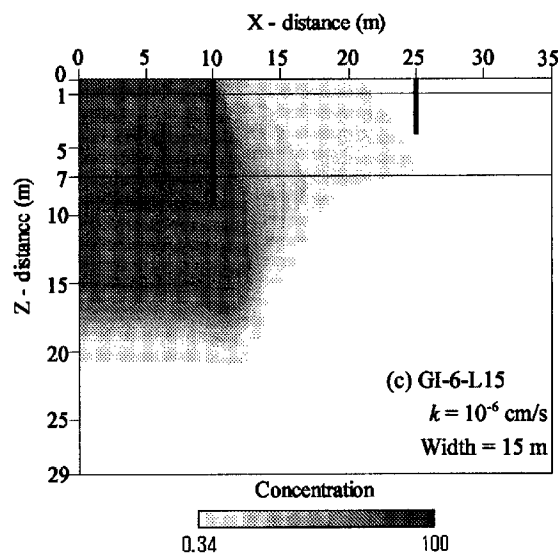
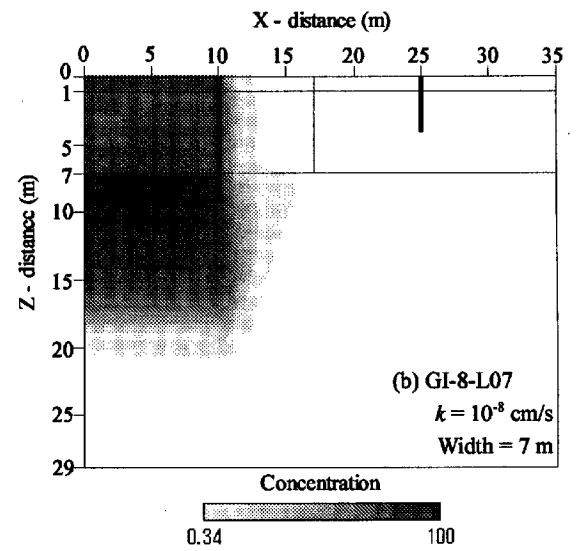
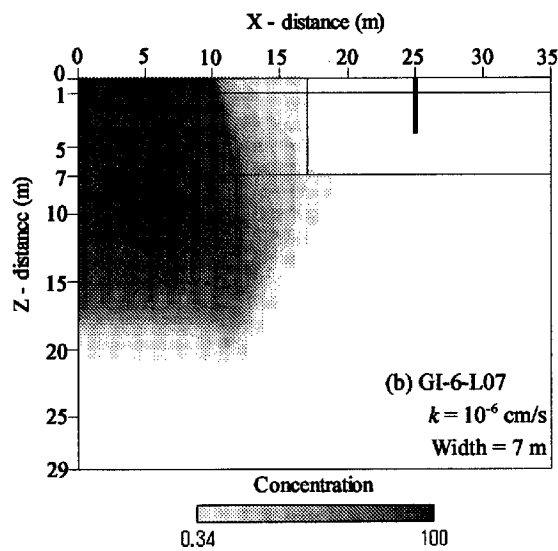
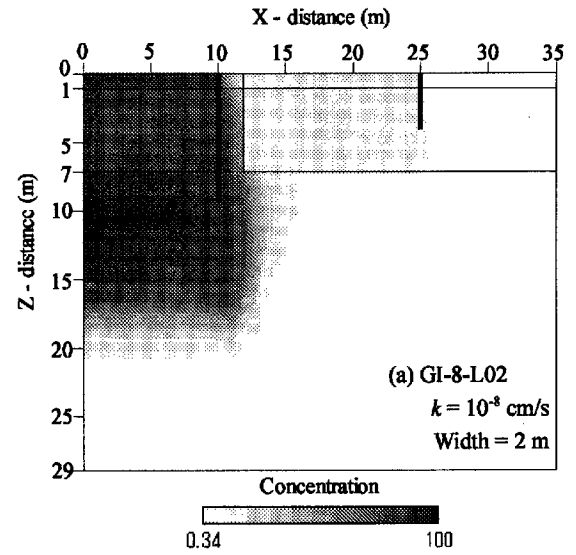
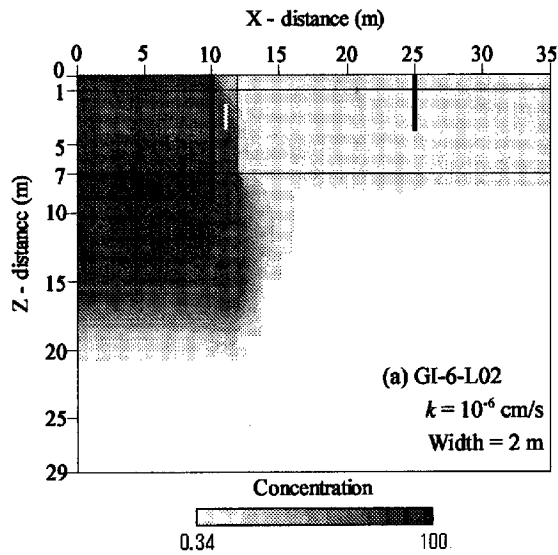


Fig. 15 Distribution chart of GI-6-Series at 50 years later

Fig. 16 Distribution chart of GI-8-Series at 50 years later

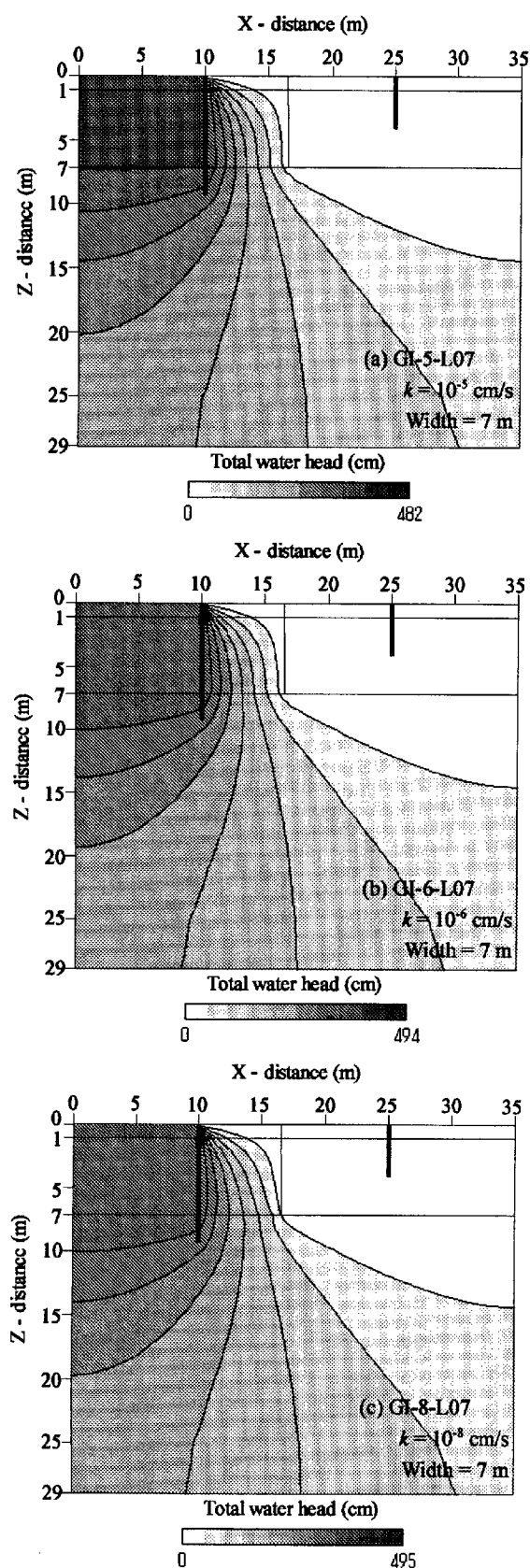


Fig. 17 Influence of hydraulic conductivity on total water head at $L = 7$ m

10^{-6} の場合はFig. 10の場合と比較すると、汚染濃度は薄いものの、環境基準を超過する汚染物質の漏出が外洋まで達しているのが認められる。 10^{-8} の解析結果では外洋までの汚染物質の漏出は確認できない。したがって、改良部の透水係数を 10^{-8} のオーダーまで低下させることが可能ならば、改良幅 2 m にてサービスライフ 50 年を確保した処分場を施工することが可能であるといえる。 10^{-5} のケースにおいては、改良幅が 7 m に変化すると汚染物質の到達距離は内側矢板から 8 m の位置へと変化している。改良幅を全幅とした 15 m のときの汚染物質の到達距離は 15 m であり、7 m のときよりも到達距離が増加している。これは 10^{-7} の解析時にも認められた現象であり、その理由については明確な答えを用意していない。

透水係数が 10^{-6} の場合では、 10^{-7} の場合と比較して汚染物質の濃度分布がほぼ同じである。しかし改良幅が 15 m 時のみ、 10^{-6} のほうが汚染物質の流出が多く見られる。したがって、地盤改良の目標値を 10^{-7} ではなく、 10^{-6} のオーダーにしても濃度分布としては同様な効果を発揮することになる。容易に想像がつくことであるが、施工幅を 1 m 変化させるコストよりも、全体の設計透水係数を 1 オーダー下げる技術に対するコストのほうが莫大になり、品質管理の観点から、施工の容易さも段違いに変化する。透水係数の目標値を許容できる範囲内で上げことはコストの削減に対する有効な手段である。

10^{-8} になると汚染物質の移動に対する抑制効果が大きく働くことがわかる。改良幅 2 m では環境基準値の境界が外側矢板まで到達しているが、7 m 時では到達距離が 3 m に満たない。したがって改良幅を最小限に抑制することが可能であるが、透水係数が 10^{-8} のオーダーを広範囲に渡って管理、維持することは容易ではない。立地条件等の制約から、矢板間の距離を 15 m 確保することができない場合などには透水係数を 10^{-8} のオーダーまで減少させることで対処可能である。改良技術とコストの観点から、設計に使用する透水係数の値の決定には注意が必要である。

透水係数の変化が濃度分布に大きく影響することが確認されたが、そのメカニズムは定かではない。Fig. 17 に改良幅 7 m 時、改良部の透水係数が 10^{-5} 、 10^{-6} 、 10^{-8} の全水頭分布をそれぞれ示す。 10^{-8} のときに等ポテンシャル線の間隔が若干広がっているが、全水頭分布に大きな差異は確認できない。流線網に大きな変化はなく、同じ流線網を汚染物質が通過したことになる。したがって透水係数の違いによるトラベルタイムの変化がFigs. 14~16の濃度分布の差異に影響したことになる。

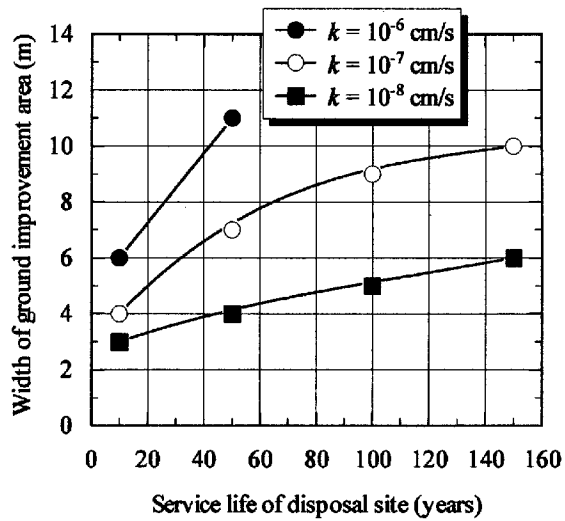


Fig. 18 The variations of optimum improvement area by hydraulic conductivity

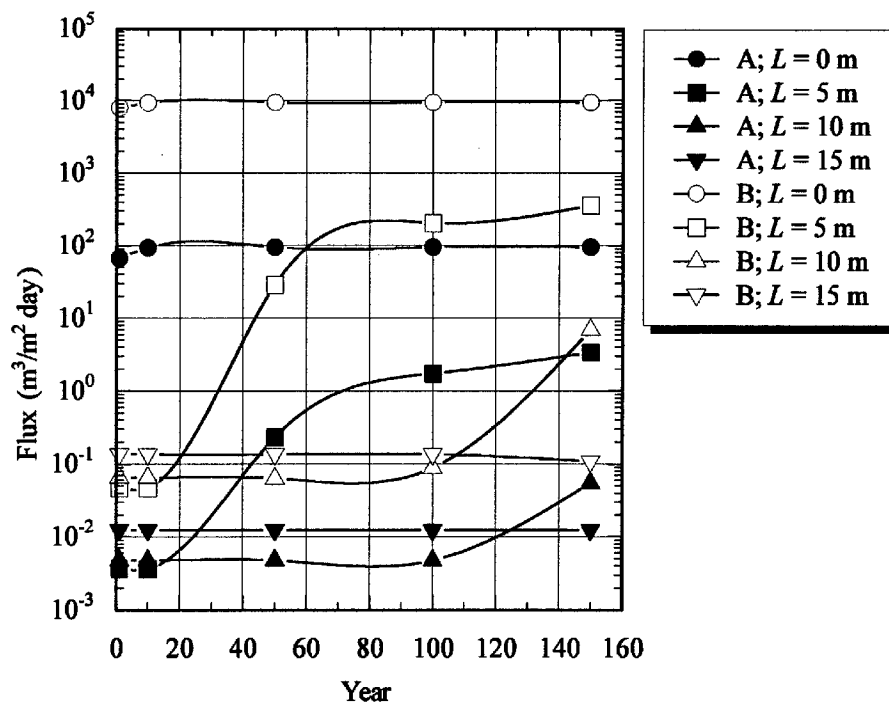


Fig. 19 Mass flux of the chemical at sections A and B of the outside sheet pile

この結果から推測すると、流線に沿って内側矢板下部から廻り込んだ汚染物質による影響は皆無であることも確認される。なぜなら粘土層の条件はどの解析においても同条件であり、かつ流線網も同じ形状が得られると、矢板下部からの汚染物質の移動では濃度分布が変化し得ないからである。したがって本解析における汚染物質の漏出のすべては、鋼矢板を通過し、矢板間砂層を経路としたものであると断定される。

透水係数の変化がサービスタイムと最適地盤改良幅の関係に及ぼす影響についてまとめた図がFig. 18である。設計透水係数が 10^{-5} のときは、最適幅が存在しない。つまり、何も改良しないN-LOOのケースと同様の結果となり、 10^{-5} のオーダーで地盤改良を実施しても効果がないことを示している。 10^{-6} ではサービスライフを100年とするなど、長く設定すると最適幅が存在しない。廃棄物などの長期安定性を求められる処分場では、 10^{-6} オーダーの改良工法では長期に渡って安全が確保されるとは言い難い。 10^{-7} のケースでは、150年程度までの想定であれば十分に対応できる改良幅が存在している。また、 10^{-8} のケースではサービスライフに対する汚染物質の到達距離の変動が小さくなっている。つまり、図中におけるフィットカーブの傾きが小さくなっている。この場合サービスライフを200年と仮定しても、恐らく最適幅が存在することが想像され、大きな安全率に対しても、十分に耐えるだけの改良幅が存在すると考えられる。

3.4 フラックスによる影響評価

フラックス解析を実施した断面において、外側矢板の矢板部を「A」、矢板下部の砂層部分を「B」として、この二カ所でのフラックスの経時変化を求めた。解析結果をFig. 19に示す。地盤改良幅0, 5, 10, 15 m毎に示した図である。黒印が矢板部：Aを示し、白抜き印が矢板下部の砂層：Bを示している。矢板部のフラックスは、矢板下部の砂層のフラックスに比較して1~2オーダー程度低い値を示している。これは、矢板と砂層の透水係数が2オーダー違うこと、間隙率も考慮すると更にオーダーが異なることや、汚染物質が矢板下部に潜り込んで流出していることが考えられる。改良幅が10 m以上になると、外側矢板よりも外洋側での濃度分布は確認できないが、Fig. 19では微量のフラックスが存在していることが確認できる。つまり、低濃度であるが外洋まで汚染物質は到達していること認めざるを得ない。この微量のフラックスをゼロにすることは現実的に不可能であり、このフラックスの変動を最小限に押さえることが必要とされ、将来的に安全な処分場を管理する上で重要なポイントとなる。

4. まとめ

本研究により得られた結果を以下に示す。

- (1) 一般的な二重矢板護岸用いた想定断面においては、汚染物質の流出がわずか数ヶ月で確認された。これは、矢板部に動水勾配が集中するためであり、この集中を解消する必要があることが確認された。
- (2) 鋼矢板の透水係数を変化させることで、解析断面における全水頭分布に大きく変化が現れることが確認された。しかしながら、汚染物質の濃度分布には大きな変化は見られず、鋼矢板のみでは遮水効果を得ることができない。
- (3) 矢板間砂層に透水性地盤改良を施工すると、汚染物質の輸送に対して非常に大きな効果が確認された。これは、改良部の全幅で動水勾配を解消する水頭分布に変化したためである。
- (4) 地盤改良の施工幅は、長ければ長いほど有効ではなく、最適の施工幅が存在することが確認された。すなわち、処分場のサービスライフを設定することで、地盤改良の施工幅を決定することが可能である。
- (5) 改良部の透水係数の設計目標値によって、汚染物質の移動機構は一変する。したがって、設計値および施工には十分な注意と管理が必要である。
- (6) フラックス解析によって、濃度解析では環境基準内であっても極微量の汚染物質の移動が確認された。このフラックスをゼロにすることは不可能であるので、このフラックスを激変させない注意が必要である。

本研究では、ある想定断面にのみ着目して解析を実施したので、断面形状が異なれば当然ながら再び解析を実施しなければならず、一般性を持った結論を得ることができなかった。しかしながら、パラメトリック解析によって処分断面を決定する手法の提言はできたと考えられ、パラメーターとしては透水係数が最も大きな問題であり、移流卓越を拡散卓越問題に移行させることが処分場設計における最も有効な手段であることが再確認された。

謝 辞

本研究を実施するにあたり、オイラリアン・ラグラジアン、二次元飽和・不飽和浸透流・移流・分散解析プログラム「Dtarnsu-2D-EL」を快く提供していただいた株式会社ダイヤコンサルタント菱谷智幸博士には、多大な

ご助言をいただき、ここに深謝の意を表します。

参考文献

環境庁（編）（1999）：環境白書，各論，平成 11 年度版。
（社）土壤環境センター（1999）：土壤・地下水汚染に係
る調査・対策指針および運用基準。
中野 政詩（1991）：土の物質移動学，東京大学出版，189
pp.

西垣 誠・菱谷 智幸・橋本 学・河野伊一郎（1995）：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，Vol.
511/III-30，pp. 135-144。
藤縄 克之（1991）：地下水数値計算法（12），2-3. 有限要
素法と特性曲線法による物質輸送解析，地下水学会誌，
Vol. 33，No. 3，pp. 185-193。
Shackelford, C. D. and D. E. Daniel（1997）：Diffusion
in saturated soil. I: Background, J. Geotech. Eng.,
Vol. 117, No. 3, pp. 467-484.

Environmental Impact from Disposal Site Containing Toxic Chemicals

Masahi KAMON, Kazuto ENDO*, Takeshi KATSUMI**, Akira DOI*

* Graduate School of Engineering, Kyoto University

** Department of Civil Engineering, Ritsumeikan University

Synopsis

Transport of toxic chemicals from a sludge disposal site is evaluated using two-dimensional advection-dispersion program "DTransu-2D-EL." The site analyzed is a coastal disposal site using natural clay layer as bottom liner and double steel sheet piles having a distance of 15 m for preventing the lateral movement of chemicals. Hydraulic conductivity values of the sheet piles and filling material between piles were parametrically changed to discuss the effect on ground improvement. The analyzed results were discussed from the distribution of chemical concentration around the area, mass flux across the outer sheet piles, and service life of the disposal site. The main results are (1) hydraulic conductivity of filling material has a significant effect on reducing the chemical transport, (2) chemical transport is decreased with the increase in the width of the ground improvement area between the sheet piles if the area is smaller than 7 m. Based on this analytical study, a method of appropriate design of disposal site has been suggested.

Keywords : disposal site; advection-dispersion; hydraulic conductivity; ground improvement; service life