

京都大学工学部 正員 ○森 澤 真 輔
京都大学工学部 正員 井 上 頼 輝

地下水汚染の事例について調査すると、地下水の汚染には他の形態の汚染、例えば大気圏の汚染や湖沼・河川・海域汚染とは異なる特色があることがわかる。すなわち、(1)汚染が比較的狭い範囲に限られること、(2)汚染原因物質の移動速度が遅いこと、それゆえ影響が出現するまでに時には数十年、数百年といった長時間を要すること、(3)一度汚染するとその継続時間がきわめて長いこと、(4)汚染源の数が通常は単数であること、(5)汚染の質(汚染原因物質)が時間と共に変りうること、(6)一度汚染した地下水を浄化するための有効な工学的方法が現在では皆無に近く、地下水の利用を中止して水道水に切換えることにより問題を回避する例が多いこと、等である。また、地下水は直接人の目にふれることはなく、汚染した地下水を浄化することに比べると、上水道の配備を企てる方が多くの場合はあるかに経済的でもあるため、地下水汚染に有効な対策が講じられない例は少なくないようである。

ここでは、地下水汚染源の一つである固体廃棄物埋立処分場を対象にして、工学的手段によって地下水汚染域を制御することの技術的可能性を、その制御効果の面から予備的に検討することにする。地下水汚染を防止・制御するための最も効果的な方法は、処分対象の固体廃棄物を適切に処理し、かつ処分用構造物を合理的に設計・施工することにより、汚染原因物質が処分場から漏出しないようにすることである。ここでは、事前安全評価（環境影響評価）等によって、十分な対策が講じられ、廃棄物埋立処分が実施された後に、環境モニタリング等によって当初予測した限度以上の地下水汚染が検知あるいは、将来発生すると予測された場合に講じるべき対策、すなわち事故対策の可能性について検討する。このような事故は、事前の安全評価が不十分である場合、事前安全評価では予期し得ない事態（例えば、土地利用形態の大幅変化等）が生じた場合に現実のものとなる。地下水層管理における工学的事故対策の位置づけの概念を図-1⁽¹⁾に示す。

汚染原因物質の地下水層中での移動機構、移動経路およびそれらに影響を及ぼす環境因子を特定すれば、それらの各々について地下水汚染の制御工法を考案することができる。地下水汚染の制御工法として実用されているもの、あるいは検討されているものに注目して、それらを分類・整理すると表-1のようになる。

地中に連続壁を構築して、汚染原因物質の輸送媒体となる地下水の流動を遮断するために止水壁⁽²⁾、地中ダム⁽³⁾を用いたり、地下水の流向や流速を変化させるために導水壁や部分止水壁を構築する方法⁽⁴⁾が考えられる。また、地中にある種の薬剤を注入して地層が汚染原因物質を収着する能力を向上させる方法⁽⁵⁾、廃棄物層の上部を粘土層で覆って雨水浸透水と廃棄物との接触を断つ方法⁽⁶⁾、さらには汚染した地下水を集水して人工的に処理する方法⁽⁷⁾等がある。これらの対策の効果が期待できない場合には、処分の中止、廃棄物の撤去等の発生源対策がとられることになる。

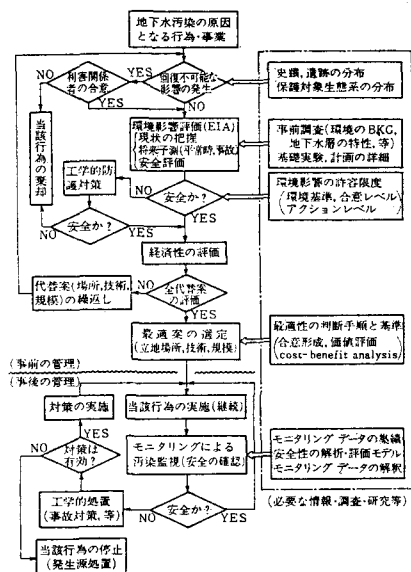


図-1 地下水層管理の枠組

表－１ 地下水汚染域制御工法の考え方と例

基本的考え方	例
1.移動機構（移動経路）に関するもの	
1.1 移動経路の遮断……………	止水壁，地下水の集水処理，地層の固化，地下ダム
1.2 移動方向の規制……………	導水壁
1.3 移動速度の規制……………	部分止水壁
2.環境因子に関するもの	
2.1 土壌の汚染物質収着能の改良…	土壌の置換，土壌の化学処理，高収着ゾーンの設置
2.2 汚染物質の浸出率の低減………	地下傘

すでに述べたように，ここでは事故対策としての地下水汚染域制御工法について検討する。それ故，対策の実施後は長期に渡って特別の維持管理をしなくても，その効果が持続する工法であることが制御工法としては望ましいことになる。ここでは，上述の各制御工法の内から，土壌置換等の方法により特定の場所の汚染原因物質の収着能を大きくする方法（高収着ゾーンを設置する方法）と止水壁を用いて汚染原因物質の輸送媒体である地下水の流況を変化させる方法とについて検討することにする。

3.地下水汚染の予測モデル

汚染原因物質の地下水層中での挙動を定式化することにより，地下水汚染の将来を予測するための数学モデルを構成することができる。汚染原因物質の地下水層中での挙動は，その物質が地下水層を構成する土壌と反応しつつ，地下水によって輸送・拡散される現象として把握することができるから，数学モデルは(1)汚染原因物質の輸送媒体である地下水の流動を記述する式，(2)汚染原因物質の地下水層中での収支式，および(3)汚染原因物質の土壌と地下水との間の交換（収着）反応を記述する式，で構成される。

3.1 地下水の流動を記述する式

対象地下水は，地表面近くの自由水面を有する浅層地下水であるとする，基礎式は次式で与えられる。

$$\frac{\partial}{\partial t}(fh) = \frac{\partial}{\partial x}(fhv_x) + \frac{\partial}{\partial y}(fhv_y) + r_e \quad \dots\dots\dots (1)$$

ただし，地下水の流速は Darcy の方法(2)で与えられるものとする。

$$v_x = -\frac{k}{f} \frac{\partial h}{\partial x}, \quad v_y = -\frac{k}{f} \frac{\partial h}{\partial y} \quad \dots\dots\dots (2)$$

ここに， f ：地下水層の間隙率，位置 (x, y) の関数
 h ：地下水位（ピエゾ水頭），位置 (x, y) および時間 t の関数
 k ：地下水層の透水係数，位置の関数
 r_e ：有効浸透水量，浸透水を正とする定数

3.2 汚染原因物質の物質収支式

汚染原因物質の移動を支配する機構が流速による移流と分散であるとする，基礎式は輸送方程式となる。汚染物質の挙動を輸送方程式で記述できるような地層が実際に存在することは実験的にも確かめられている。⁽⁸⁾

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t} \{fhc + (1-f)h\rho q\} &= \frac{\partial}{\partial x}(fhD_x \frac{\partial c}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(fhD_y \frac{\partial c}{\partial y}) \\ &\quad - \frac{\partial}{\partial x}(fhv_x c) - \frac{\partial}{\partial y}(fhv_y c) \\ &\quad - \lambda \{fhc + (1-f)h\rho q\} \end{aligned} \quad \dots\dots\dots (3)$$

ここに， q, c ：土壌中および地下水中の汚染原因物質濃度，位置 (x, y) および時間の関数
 ρ ：地層を構成する土壌の真密度，定数
 λ ：汚染原因物質の分解速度係数，定数

3.3 汚染原因物質の反応式

地下水の流速が遅く地下水と土壌との接触時間が長く、また汚染原因物質濃度が土壌の陽（陰）イオン交換容量に比べて小さい等の条件が成立するとき、土壌中および地下水中の汚染原因物質濃度の間に近似的に次の関係式（ヘンリー型の等温吸着式）が成立する。

$$q = kd \cdot c \quad \dots\dots\dots (4)$$

ここに、 kd は分配係数と呼ばれ、位置 (x, y) の関数である。
汚染原因物質の交換吸着反応が瞬時に平衡に達するとみなせない場合には(4)式の代りに反応速度式を、また q と c との等温吸着式がLangmuir式あるいはFreundlich式で与えられる場合には(4)式の代りにそれらの式を用いなければならない。例えば、(4)式の代りにLangmuir型の吸着式を用いると、地下水汚染の予測モデルは濃度 c に対して非線型なモデルになるが、その解析は不可能ではない。ここでは、実験室規模および野外規模の実験で(4)式の近似が比較的良好であること⁽⁹⁾⁽¹⁰⁾ および地下水汚染の予測が簡単になるため反応式として(4)式を用いることにする。

種々の条件下で式(1)～(4)を連立して解くことにより、地下水汚染の将来を推定することができる。このモデルでは汚染原因物質の種類は kd により、またそれが分解性であるか否かは λ により識別されることになる。

4. 地下水汚染域制御の可能性

4.1 想定した廃棄物埋立処分場

想定した廃棄物埋立処分場の敷地を図-2に示す。図中の実線は想定した地下水位分布を、また破線は地下水層の間隙率分布を示している。他の環境パラメータについても、十分な調査によりその分布特性が把握されているものと仮定する。

すでに述べたように、ここでは止水壁および高収着ゾーンによる地下水汚染域制御の可能性について検討する。両工法の概念をそれぞれ図-3および図-4に示す。

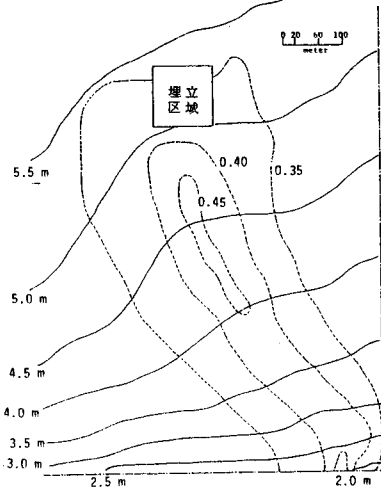


図-2 想定した廃棄物埋立処分場敷地
(実線：地下水位、破線：間隙率分布)

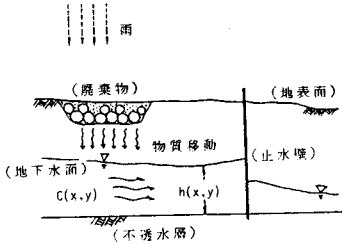


図-3 止水壁の概念

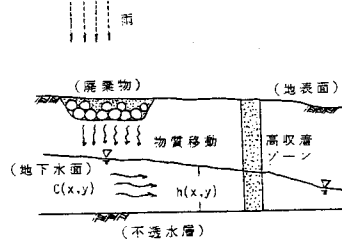


図-4 高収着ゾーンの概念

4.2 地下水汚染の数値シミュレーション（定常解析）

すでに述べたように、ここでは地下水汚染域制御工法の技術的有効性を、その制御効果が

半永久的に持続するか否かで判断することにする。従って、シミュレーションは定常状態を対象にして実施すれば十分である。

4.2.1 基礎式の差分近似：図-2に示す敷地を1辺20mの正方形格子網で覆い、この格子網に対して式(1)～(4)を差分近似した。得られた差分近似式を、以下に述べる環境条件および環境パラメータの下に、S.O.R法により数値的に解くことにより、汚染原因物質の定常濃度分布を推定した。

4.2.2 境界条件：採用した境界条件を整理して図-5に示す。高収着ゾーンについては境界条件は変化せず

汚染原因物質の分配係数のみが増加する。
 廃棄物埋立区域の地下水中汚染原因物質濃度 C_0 [unit/cm³] は次のようにして定めた。すなわち、廃棄物と接触する水（ゴミ層浸出液）中の汚染原因物質濃度を C^* [unit/cm³] (一定) とし、これが浸透水量 r_e [cm³/yr] によって地下水層へ運ばれ、埋立区域へ流入する汚染物質を含まない地下水量 VOL [cm³/yr] によって完全混合されるものとした。参考のため、一般廃棄物埋立処分場の浸出液の分析結果の一例を表-2⁽¹¹⁾に示す。

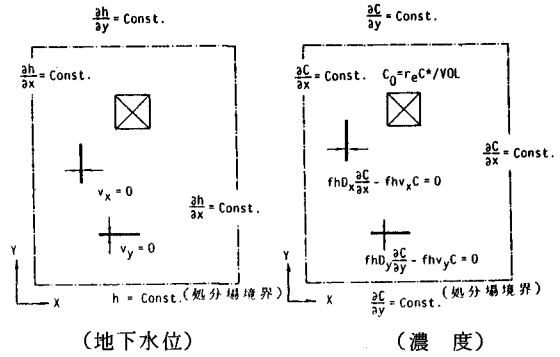


図-5 採用した境界条件

表-2 埋立地浸出水等の分析例

採取試料	Cd (ppm)	Pb (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)	Ni (ppm)	T-Cr (ppm)	Fe (ppm)	Mn (ppm)
浸出水	0.002>	0.05	0.489	550	0.053	0.074	48.1	—
浸出水	0.002>	0.015	0.115	0.178	0.088	0.005>	1.9	—
埋立地内 たまり水	0.002>	0.029	0.492	0.785	0.016	0.011	7.5	—
浸出水	0.002>	0.085	0.033	0.408	0.023	0.005>	24.2	—
焼却場排水 (ヒューム管出口)	0.003	0.007	0.010	0.190	0.014	0.005>	12.8	—
焼却場排水 (ゴミ層横通過後)	0.005	0.042	0.010	0.198	0.020	0.005>	12.1	—
谷水、浸出水、焼却場排水混合水	0.002	0.007	0.001	0.057	0.019	0.005>	41.5	—
たまり水 (ゴミ層前面)	0.002>	0.034	0.004	0.338	0.013	0.005>	22.7	—

4.2.3 環境パラメータ：地下水層の透水係数 k と間隙 f との間には Kozeny の関係式

$$k = \text{Const.} \cdot f^3 / (1-f)^2 \quad \dots\dots\dots (5)$$

が成立し、分散係数 D_x, D_y は次式で定まる⁽¹²⁾のものとした。ここに、 $\text{Const.} = 0.2$ [cm/sec]
 ($f = 0.35$ のとき $k = 2 \times 10^{-2}$ cm/sec に相当とした。)

$$\begin{cases} D_x = D_m | v_x | + D_d \\ D_y = D_m | v_y | + D_d \end{cases} \quad \dots\dots\dots (6)$$

ここに、 D_m は標準分散係数 (1 cm), D_d は分子拡散係数 (10^{-5} cm²/sec) である。
 浸透水量 r_e は年降雨量 1500 [mm/yr] の 1/3 (埋立区域の面積は 10^4 m²)、地層を構成する土壌の密度 ρ は 2.65 [gr/cm³]、分配係数 k_d は特記しない限り 20 [ml/gr] とした。地下水汚染原因物質の地下水と土壌との間の分配係数の実測例⁽¹³⁾を表-3に示す。

4.3 シミュレーション結果

止水壁および高収着ゾーンによる地下水汚染域制御効果を検討するために、それぞれ汚染原因物質が分解性の場合 ($\lambda \neq 0$) および非分解性の場合 ($\lambda = 0$) について、推定した汚染原因物質の定常濃度分布を図-6～図-16に示す。図中の濃度はいずれも相対濃度で、単位は [unit/ml] である。推定条件と推定結果との対応を表-4に示す。図-6および図-9は、それぞれ制御工法を用いない場合の分解性、非分

表-3 分配係数の測定例

金属	分配係数值 (ml/g)	備 考
Cd	~ 200 50 ~ 80 300 ~ 500	
Pb	~ 1,000 200 ~ 300	
Cr ⁶⁺	0.2 ~ 4 2 ~ 10	CrO ₄ ²⁻ による実験値
Cu	40 ~ 60 55	
As	1 ~ 3 100 ~ 200 1,500 ~ 2,700	HAsO ₄ ²⁻ による実験値
Hg	5 ~ 40	HgCl ₂ による実験値
Mn	~ 500	粘土をほとんど含まない砂についての実験値
Fe	~ 5	
Ag	~ 10	
Zn	~ 500	
Mo	~ 5	
CN ⁻	0.2 ~ 0.4 0.3 ~ 2.4	

解性汚染原因物質の推定定常濃度分布である。個々の制御対策の効果は、それぞれ図-6、図-9に比較して論じられることになる。

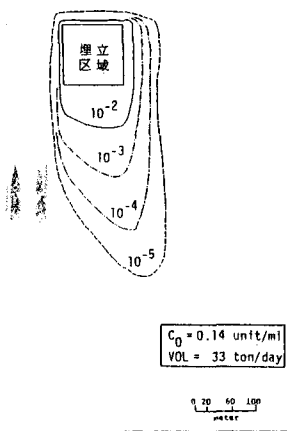


図-6 非制御の場合の分解性物質の推定定常濃度分布

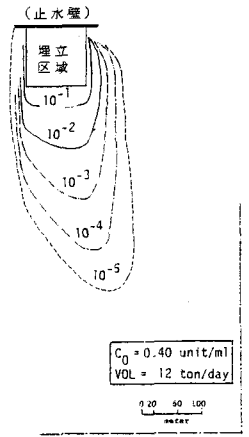


図-7 止水壁設定時の分解性物質の推定定常濃度分布

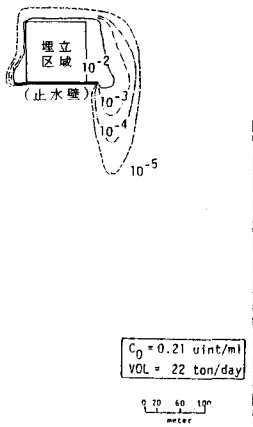


図-8 止水壁設定時の分解性物質の推定定常濃度分布

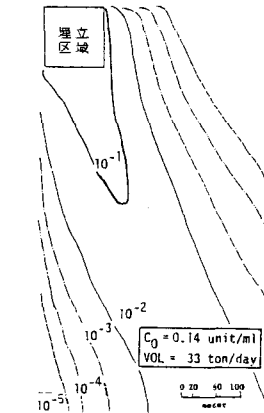


図-9 非制御の場合の非分解性物質の推定定常濃度分布

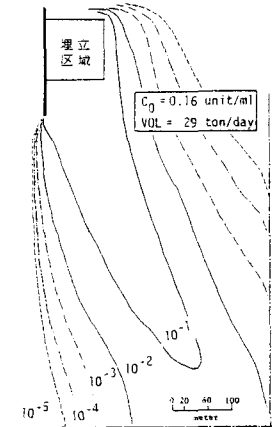


図-10 止水壁設定時の非分解性物質の推定定常濃度分布

5. 考察

5.1 止水壁による地下水汚染域制御

5.1.1 分解性の汚染原因物質：分解性汚染物質 ($\lambda = 6.93 \times 10^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ：分解により汚染物質は10年ごとに1/2に減少することに相当する) の、止水壁がない場合およびある場合の推定定常濃度分布を図-6、図-7、図-8に示す。同じ長さ(140 m)の止水壁を埋立区域の上側境界に作る場合(図-7)は、図-6に比較してあまり汚染域の制御効果は期待できないが、下側境界に作る(図-8)と汚染域の制御効果はかなり期待できる。

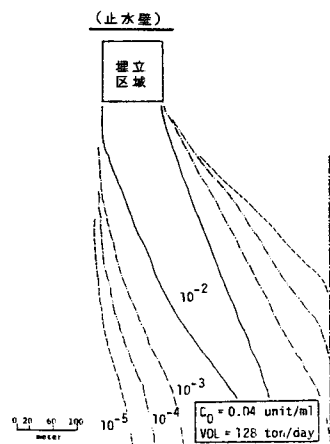


図-11 止水壁設定時の非分解性物質の推定定常濃度分布

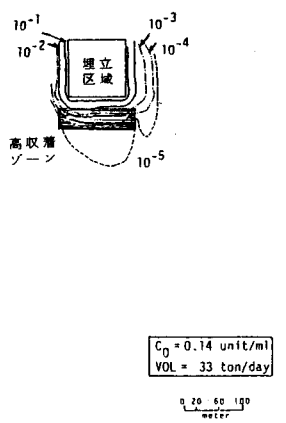


図-12 高吸着ゾーン設定時の分解性物質の推定定常濃度分布

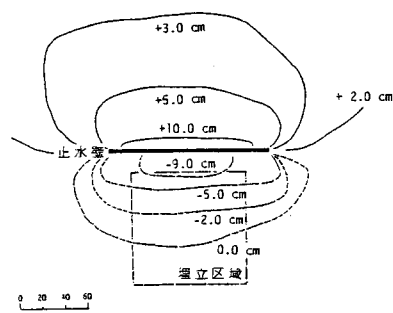


図-13 図-11の型の止水壁周辺での地下水位変化（定常状態）

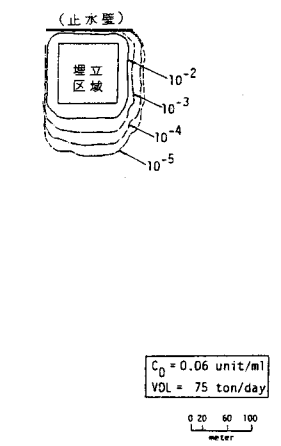


図-14 止水壁設定時の非分解性物質の推定濃度分布（2000日後）

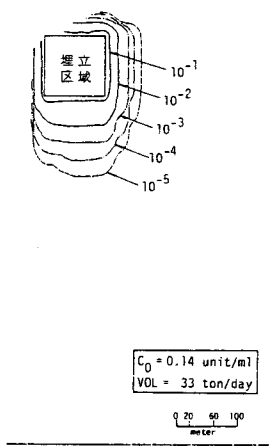


図-15 非制御の場合の非分解性物質の推定濃度分布（4500日後）

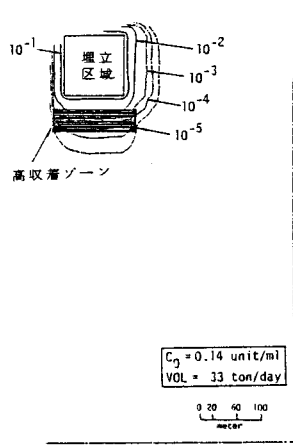


図-16 高吸着ゾーン設定時の非分解性物質の推定濃度分布（4500日後）

表-4 地下水汚染域制御効果の解析条件一覧

汚染物質	地下水汚染域制御工法		解析結果	
	工 法	解 析 条 件	定 常	非 定 常
分 解 性	非 制 御	（制御効果の比較の基準）	図-6	
	止 水 壁	埋立区域の上側境界に長さ 140 m の止水壁	図-7	
		埋立区域の下側境界に長さ 140 m の止水壁	図-8	
	高吸着域	埋立区域の下方に長さ 140 m の高吸着ゾーン	図-12	
非分解性	非 制 御	（制御効果の比較の基準）	図-9	図-15
	止 水 壁	埋立区域の左側端界に長さ 160 m の止水壁	図-10	
		埋立区域の上方に長さ 140 m の止水壁	図-11	図-14
	高吸着域	埋立区域の下方に長さ 140 m の高吸着ゾーン		図-16

図-6と比較すると、図-7の型の止水壁では埋立区域に流入する地下水量（VOL）が小さくなり、地下水中の有害物質濃度（ C_0 ）も大きくなっている。図-8の型の止水壁ではVOLは小さくなり、従って C_0 もやや大きくなるが、埋立区域周辺での地下水流速が遅くなり、この間に有害物質が分解するために汚染域はかなり狭くなる。つまり、分解性汚染原因物質の場合は、埋立区域周辺の地下水流速を遅くできるような止水壁を構築すると、地下水汚染域を限定できる可能性がある。

- 5.1.2 非分解性の汚染原因物質：止水壁がある場合およびない場合についての非分解性汚染原因物質の推定定常濃度分布をそれぞれ、図-9および図-10、図-11に示す。止水壁を構築すると地下水の流況が変化するためVOL、従って埋立区域地下水中汚染質濃度 C_0 が変化する。図-10、図-11を図-9と比較すると、地下水汚染域の制御効果はあまり期待できないことが明らかである。図-9と比較すると、図-11の型の止水壁では相対濃度 10^{-1} unit/mlの濃度域は見られなくなっている等若干の効果は期待できるが、図-10の型の止水壁は逆に地下水汚染域を拡大することになる。

図-10の型の止水壁では $VOL = 29 \text{ m}^3/\text{day}$ 、 $C_0 = 0.16 \text{ unit/ml}$ 、図-11の型の止水壁では $VOL = 128 \text{ m}^3/\text{day}$ 、 $C_0 = 0.036 \text{ unit/ml}$ 、図-9では $VOL = 33 \text{ m}^3/\text{day}$ 、 $C_0 = 0.41 \text{ unit/ml}$ であるから、非分解性物質に対する止水壁の効果は、地下水を埋立区域集水して汚染物質を希釈する効果に限られることになる。図-10のように、集水（導水）効果の悪い止水壁を構築すると汚染域は拡大される。

止水壁を構築することにより、地下水位がどのように変化するかを図-11の型の止水壁について解析した結果を図-13に示す。図-13は地下水位の変化が著しくないことを示している。これは、対象地層の透水性を大きく仮定したことの結果である。それゆえ、解析条件下での止水壁による地下水流況の変化は主として流向の変化として現われることになる。この意味で、解析対象の止水壁は導水壁としての特性を強く有しているといえる。

5.2 高収着ゾーンによる地下水汚染制御

- 5.2.1 分解性の汚染原因物質：埋立区域の下方に、高収着ゾーン（分配係数 $k_d = 500 \text{ ml/gr}$ ）を構築する場合の分解性物質の推定定常濃度分布を図-12に示す。分解速度係数は前節で同じく $\lambda = 6.9 \times 10^{-2} \text{ yr}^{-1}$ を採用した。図-12を図-6と比較すると、高収着ゾーンによる汚染域制御効果がある程度期待できることがわかる。

高収着ゾーンの構築によって地下水流況が乱されることはないとは仮定しているので、高収着ゾーンの効果は、収着された汚染原因物質が収着期間中に分解することによるものと考えられる。

- 5.2.2 非分解性の汚染原因物質：高収着ゾーンの構築によって地下水の流況は変化せず、また汚染物質は非分解性（ $\lambda = 0$ ）であるから、汚染物質の定常濃度分布を推定するための基礎式(3)は、次のように変形できる。

$$\frac{\partial}{\partial x}(f h D_x \frac{\partial c}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(f h D_y \frac{\partial c}{\partial y}) - \frac{\partial}{\partial x}(f h v_x c) - \frac{\partial}{\partial y}(f h v_y c) = 0$$

この式中には、高収着ゾーンの効果を検討する場合の指標である分配係数 k_d は現われない。このことは汚染物質の種類（分配係数）によらず、その定常濃度分布は不変であること、すなわち、高収着ゾーンによる地下水汚染域の定常状態での制御効果は期待できないことを意味している。

5.3 非分解性汚染原因物質に対する制御効果—非定常解析—

汚染原因物質が非分解性である場合には、止水壁、高収着ゾーンとも地下水の定常汚染域を制御する効果は期待できないことが明らかになった。ここでは、非定常解析を実行して、地下水汚染域が拡大していく速さについて検討する。

基礎式(1)～(4)をCrank-Nicolson型の差分で近似し（空間ステップ幅20m、時間ステップ幅10日）、S.O.R法で解くことにより汚染物質の非定常濃度分布を推定した。境界条件は図-5を用い、初期条件としては $t = 0$ のとき廃棄物埋立区域の地下水中で $C = C_0$ 、その他の廃棄物埋立処分場敷地内の全ての地下水において $C = 0$ とした。

5.3.1 止水壁による制御効果：図-11と同じ型の止水壁を設置した場合の、2000日後の地下水中汚染原因物質の推定濃度分布を図-14に示す。図-14の濃度分布は無限時間後に図-11の濃度分布に一致する。すでに述べたように、ここでは汚染原因物質の土壌と地下水との間の分配係数を20 ml/grに設定している。図-14は汚染原因物質の地中移動がかなり遅いことを示している。汚染原因物質の地中移動速度 v_A は、分配係数が小さい程大きくなる。地層の平均空隙率を $\bar{f}$ 、密度を $\bar{\rho}$ 、分配係数を $\bar{k}d$ とすると、 $\bar{v}_A$ は次式で与えられることが知られている。⁽¹⁰⁾ $\bar{v}$ は地下水の平均流速である。

$$\bar{v}_A = \bar{v} / \left\{ 1 + \frac{1-\bar{f}}{\bar{f}} \bar{\rho} \bar{k}d \right\}$$

一方、止水壁、高収着ゾーン共に構築しない場合の、4500日後の地下水中汚染原因物質の推定濃度分布を図-15に示す。図-15は、止水壁を構築しない場合でも汚染原因物質の移動速度は遅いことを示している。それゆえ、一般的には止水壁を構築することにより地下水汚染域の拡がりを遅らせる効果はあまり大きくないといえる。ただし、廃棄物埋立区域の近くに地下水管理上重要な地点（例えば、地下水の取水地点）がある場合等については更に詳しい具体的検討が必要である。

5.3.2 高収着ゾーンによる制御効果：図-12と同じ型の高収着ゾーン（ただし、分配係数は500 ml/grに設定）を構築した場合の、4500日後の地下水中汚染物質の推定濃度分布を図-16に示す。汚染原因物質は非分解性であるから、その定常濃度分布は分配係数に依存せず、図-16の濃度分布は無限時間後に図-9の濃度分布に一致することになる。

図-16と図-15を比較すると高収着ゾーンの設置によって、若干ではあるが汚染域が低減されることがわかる。ただし、その効果は永久的なものではなく、効果が一般的に顕著であるとも判定し難い状態である。先に述べたように、埋立区域の近くに地下水管理上重要な地点があり、この地点の地下水を他の有効な対策を講じるまでの一定期間、汚染から護る等の目的を設定する場合には、高収着ゾーンの設置が有効であることもあろう。これは止水壁についても同様である。いずれにしても、より詳細で具体的な検討が必要である。

6. 結論

本検討によって得られた結論を要約すると以下ようになる。

- (1) 汚染原因物質が分解性である場合には、止水壁、高収着ゾーンともに地下水汚染域を有効に低減できる可能性がある。止水壁は廃棄物埋立区域周辺での地下水の流速を低減させることにより汚染物質の移動所要時間を増加させて、また、高収着ゾーンは汚染物質を収着することによりその移動所要時間を増加させて、それぞれ汚染物質の分解に必要な時間を確保することが地下水汚染域低減の主たる機構である。
- (2) 汚染原因物質が非分解性である場合には、止水壁、高収着ゾーンともにさしたる効果は期待できない。特に、高収着ゾーンの場合は、恒久的な汚染域は高収着ゾーンを設置しても変化しない。止水壁の場合は、希釈用の地下水を多量に集めることができるような止水壁（導水壁）を設けることにより汚染原因物質濃度を低下できる可能性がある。ただし、集水効果のない止水壁を設けると地下水汚染は悪化する。以上の結論を要約して表-5に示す。

表-5 工学的対策による地下水汚染域の恒久的制御効果の要約

工法 汚染物質	止 水 壁		高 収 着 ゾ ー ン	
	分 解 性 ($\lambda \neq 0$)	非 分 解 性 ($\lambda = 0$)	分 解 性 ($\lambda \neq 0$)	非 分 解 性 ($\lambda = 0$)
効 果	効果あり (地下水の移動速度を遅くすることによる)	効果なし(小) (効果は、地下水集水による希釈効果が主)	効果あり (汚染物質の移動速度を遅くすることによる)	効果なし
参照図	図-6～図-8	図-9～図-11 図-14～図-15	図-6、図-12	図-9 図-15～16

- (3)汚染原因物質が非分解性（例えば、重金属等）である場合には、それらが廃棄物埋立区域から漏出してしまった後では、止水壁（導水壁）や高収着ゾーンでは地下水汚染域を恒久的に制御することはできない。埋立処分施設あるいは廃棄物処理をより厳密にして、汚染質を漏出させないような対策を事前に講じる必要がある。
- (4)表-3に示した分配係数値からも容易に推定できるように、重金属等の地下水中での移動速度は遅い。止水壁、高収着ゾーンを設置すると、汚染原因物質の移動速度を更に遅らせることはできるが、設定条件下ではその効果は著るしくはない。効果の判定には更に具体的な検討が必要である。
- (5)本報告では止水壁等の地下水汚染域制御効果について予備的に検討したにすぎない。その実施に際しては埋立処分場周辺の水文地質特性等を把握する他、十分な基礎的実験・調査を実施して、より具体的に検討する必要がある。
- 本研究は一部、昭和55年度文部省科学研究費の援助を得て実施しました。記して感謝致します。

参考文献

- 1) 森澤真輔：土壤・地下水，「環境保全(Ⅱ)」，新体系土木工学第87巻，pp.87，技報堂（1980）
- 2) 松尾新一郎・河野伊一郎：地下止水壁による地下水規制に関する実験的研究，土木学会論文集，No.178，pp.53～62，（1970）
- 3) 松尾新一郎・河野伊一郎：地下水規制のための地中ダムの構想，土木学会誌，Vol.53，No.3，pp.9～13，（1968）
- 4) 森澤真輔：重金属の生態圏からの隔離の安全性について，文部省科研費環境科学特別研究，R-33領域班シンポジウム要旨集，pp.9～14，（1979）
- 5) L.H. Baetsle et al.：Installation of chemical barrier in aquifers and their significance in accidental contamination, Proc. Symp. Vienna, IAEA-SM-93/17, pp.229～239, (1967)
- 6) R.H. Hawkin et al.：Bentonite as a protective cover for buried radioactive waste, Health physics, Vol.13, pp.287～292，（1976）
- 7) 日本環境衛生センター：廃棄物の埋立処分に関する技術の開発研究報告書，pp.195～240，（1974）
- 8) 井上頼輝・他：廃棄物の陸上埋立に起因する地下水汚染の現状と将来，土木学会第11回衛生工学研究討論会講演論文集，pp.47～52，（1975）
- 9) 筒井天尊，西牧研壯：放射性核種の帯水砂層中での挙動に関する基礎的研究，土木学会論文報告集，No.200，p.25～29，（1972）
- 10) Y. Inoue and W.J. Kaufman：Prediction of movement of radionuclides in solution through porous media, Health Physics, Vol.9, pp.705～715，（1963）
- 11) 京都府衛生研究所：一般廃棄物埋立による環境汚染に関する調査研究（1976）
- 12) S.W. Ahlstron et al.：Methods for estimating transport model parameters for regional groundwater system, BNWL-1717，（1974）
- 13) 井上頼輝・森澤真輔：地下水の汚染—その現状と傾向—，公害と対策，Vol.10，No.9，p.919～930，（1974）