

(13) 廃棄物埋立処分場周辺の地下水汚染モニタリング井戸の最適配置

OPTIMUM ALLOCATION OF ENVIRONMENTAL MONITORING WELLS FOR DETECTING GROUNDWATER POLLUTION AROUND AN ASSUMED SOLID WASTE BURIAL SITE

森 澤 真 輔*, 林 伸 行*, 井 上 頼 輝*
Shinsuke MORISAWA*, Nobuyuki HAYASHI* & Yoriteru INOUE*

ABSTRACT: Optimum allocation method was proposed and simulation studies were executed for allocating monitoring wells around an assumed municipal solid waste burial site by use of a computer. The problem to allocate monitoring wells was formulated as a multi-objective design problem and was tried to solve based on utility assessment techniques.

Environmental monitoring system should detect the release and transportation of hazardous materials through groundwater zone infallibly, rapidly and redundantly as well as economically. The objective function was described with a total utility function which was to be determined by adding up each three attribute (e.g. rapidness, redundancy & economical superiority) utility functions, and the optimum alternative was selected as one with maximum total utility.

Two dimensional convective dispersion equation was solved numerically to get travel time distribution of a hazardous material, which should be used for determining utility value of each attribute under appropriate conditions. Some examples of optimum allocation of wells were shown and the characteristics of the optimum alternatives and the proposed allocation method were examined.

KEYWORDS: Environmental monitoring, Groundwater pollution, Monitoring well, Optimum design, Utility function, Multi-objective problem, Solid waste disposal.

1. 緒 言

一般廃棄物の埋立処分場については管理型、遮断型、安定型等の構造基準が策定されるほか、浸出水の集水・処理が励行されるようになり、地下水層（土壌・地下水）が有害物質により汚染される可能性は少なくなってきた。しかしながら、既に閉鎖された処分場にはこれらの基準を満たしていない例もあり、またこれらの基準を満たしている処分場であっても、一度汚染した地下水層の浄化・回復は事実上不可能であること等の地下水汚染の特色⁽¹⁾を考慮すると、地下水層を合理的に管理するためには地下水層の保全状況を実データに基づいて確認する作業が不可欠である。すなわち、(1)地下水層への有害物質の漏出の有無を確認し、(2)処分の実施に先立って設定する環境の保全目標が維持されているか否かを将来に渡って推定し、(3)必要に応じて汚染防除対策を講じる⁽²⁾と共に、(4)汚染防除対策の効果を判定するほか、(5)処分場跡地の管理密度や管理期間を策定するための情報を得る、等を目標とする環境モニタリングシステムを配備する必要がある。

上記の目標を合理的に達成するためには、有害物質の地下水層への漏出を、(1)できるだけ速く、(2)確実に、(3)信頼度高く、しかも(4)経済的に監視（モニター）できるシステムをまず設計する必要がある。ここでは地下水層汚染監視システムを多目的システムの最適設計問題として定式化し、システムを構成する地下水汚染監視用井戸群を最適配置する問題として解くことにする。対象場として地下水流況が明らかな一般廃棄物埋立処分場を想定した。地下水層管理に不可欠な要素である環境モニタリングの位置づけをFig.1⁽³⁾に示す。本研究の目的は地下水汚染監視用井戸群の最適配置手法を提示すると共にその適用例を示すことにある。

* 京都大学工学部衛生工学教室 Dept. of Sanitary Engineering, Kyoto University

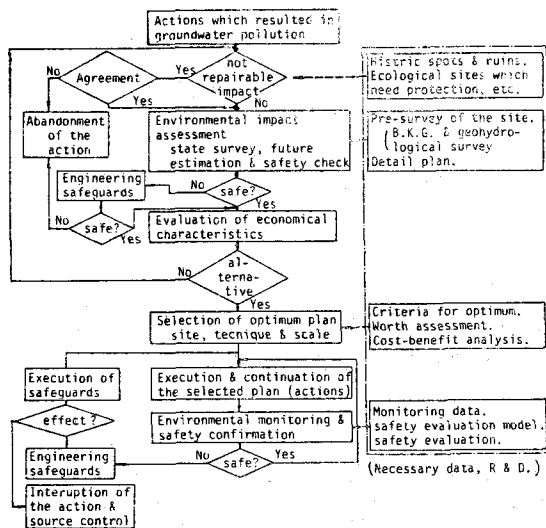


Fig. 1 Framework of Groundwater Zone Management

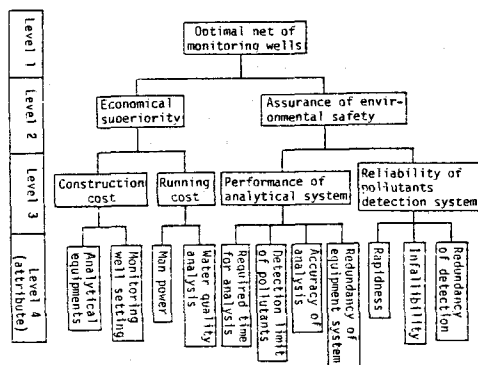


Fig. 2 Structural Model of Utility Used for Determining Optimum Monitoring Well Allocation

2. 最適配置手法

2.1 最適配置の考え方

本研究において設定する多目的設計問題の解，すなわち決定すべき設計変数はモニタリング井戸の数と位置である。これらの設計変数を決定するための最適性の判断基準すなわち最適性を判断するための計画問題の属性の階層構造モデルとしてFig. 2⁽⁴⁾を想定し，最適案の選定に際しては，(1)できるだけ速く（迅速性），(2)確実に（確実性），(3)モニタリング井戸に故障が生じても余裕をもって（冗長性），かつ(4)少数のモニタリング井戸で（経済性），汚染を監視できる井戸配置を得ることとした。すなわち，Fig. 2において「経済的有利性」を一括して経済性として評価し，「分析システムの機能」の内の分析時間はモニタリング時間間隔（1ヶ月程度を想定）に比べて小さいとして無視し，有害物質の分析精度，定量限界値は重金属等の有害物質の分析技術を参照して設定し，また機械系冗長度は無視することとしている。

採用した4属性（目的）の計量尺度は同一ではないので，これらを直接加法的あるいは乗法的に結合して一つの目的関数を得ることには無理がある。そこで，代替案の各属性の尺度値の効用（価値）を評価して属性効用値（価値）とし，これを加法的に結合して代替案の総合効用（価値）を設定することにする。総合効用が最大の代替案を最適案とする。

2.2 最適配置問題の設定

モニタリング井戸最適配置問題の代替案の属性を以下のように定義する。

迅速性 (X_1)；各漏出位置から漏出する有害物質が，代替案を構成するモニタリング井戸のいずれかによって検知されるのに要する最小時間の，全漏出点についての平均値。

冗長性 (X_2)；代替案を構成するモニタリング井戸のいずれかが故障した場合になを確実探知の要件が満たされる確率，すなわち井戸の故障に対するシステムの安全余裕（信頼度）。

経済性 (X_3)；モニタリングシステムの建設・運用に要する費用。モニタリング井戸の数に規模の経済効果を考慮して後述のように設定する。

確実性 (X_4)；有害物質の漏出を探知する機能（確率）。モニタリング井戸での地下水中有害物質濃度が定量限界を越えると探知できるものとする。

確実性の尺度値 (X_4) が1以上のときのみ確実探知の要件は満たされ，1未満の場合には確実探知は不可能になる。従って，確実探知の要件は絶対制約条件（代替案が必ず満たすことを要する条件）とするのが妥当である。結局，ここでは任意の代替案の特性は3個の属性によって特定されることになる。ところで，Keeneyによると意志決定者の選好構造が選好独立でかつ効用独立である（ように属性を選定する）場合には効用関数は加法的かまたは乗法的である⁽⁵⁾という。ここで，

効用関数は加法的であると仮定するとモニタリング井戸の最適配置問題は次式のように定式化することができる。

$$Max. U_l \equiv Max. \left[\sum_{m=1}^3 k_m u_{m,l}(X_{m,l}) \right] \quad \dots\dots\dots (1)$$

$$\text{但し, } X_{4,l} \geq 1 \quad \dots\dots\dots (2)$$

ここに、 U_l 、 $u_{m,l}$ 、 $X_{m,l}$ は第 l 代替案のそれぞれ総合効用、第 m 属性効用、第 m 属性尺度値、 k_m は第 m 属性の重みである ($\sum k_m = 1$)。 l, m はそれぞれ代替案および属性を識別する添字で $m = 1$ は迅速性を、 $m = 2$ は冗長性を、 $m = 3$ は経済性を、 $m = 4$ は確実性を意味する。条件 (2) の下に、式 (1) の総合効用を最大にする代替案が本報で定義する意味での最適案として選定されることになる。

2.3 最適配置問題の解法手順

モニタリング計画は少なくとも廃棄物の処分作業が実施される以前に策定しておく必要があるので、有害物質の輸送媒体である地下水の流況（流れ場）に関する情報は得られても、物質の流動（濃度場）に関する実データは得られていないのが普通である。従って、地下水汚染監視のためのモニタリング井戸を配置するためには、まず有害物質の挙動を推定する必要がある。あるいは、汚染が現に進行している場所やその恐れのある場所のモニタリングを強化する場合には、濃度場に関する実測データによる条件づけを行ったシミュレーションを実行することにより濃度場推定の不確定性を減少させ得るものと考えられる⁽⁶⁾。後述するように、この推定の直接の目的は想定漏出位置から漏出した有害物質がモニタリング井戸に達するまでに要する時間（トラベルタイム；TVLT）を得ることである。このTVLTの分布が得られれば、次節で詳述する手順により式(1)を満足する最適案を選定することができる。すなわち、モニタリング井戸の最適配置手順は有害物質の非定常挙動を推定する段階⁽²⁾と、最適案を選定する段階とから構成されることになる。本報では主として後者について検討することにする。

3. 最適配置のケーススタディ

3.1 想定した一般廃棄物埋立処分場

想定した廃棄物埋立処分場敷地をFig.3に示す。図中の実線は地下水位の想定分布を、破線は透水係数の想定分布からKozenyの関係式(後述)を用いて算定した間隙率の分布を示している。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する。

3.2 有害物質挙動の数値シミュレーション

(A) 数学モデル 対象地下水は自由水面を有する浅層地下水であり、その流動は次式で与えられるとする。

$$\frac{\partial}{\partial t}(fh) = \frac{\partial}{\partial x}(fhv_x) + \frac{\partial}{\partial y}(fhv_y) + r_e \quad \dots\dots\dots (3)$$

また、地下水の流速はDarcy則(4)により与えられるとする。

$$v_x = -\frac{k}{f} \cdot \frac{\partial h}{\partial x}, \quad v_y = -\frac{k}{f} \cdot \frac{\partial h}{\partial y} \quad \dots\dots\dots (4)$$

ここに、 f, k は地下水層の間隙率および透水係数、 h は地下水位(ピエゾ水頭)、 r_e は有効降水量、 v_x, v_y は地下水の間隙平均流速である。一方、非分解性有害物質の挙動は次の移流分散方程式で記述できるものとする。ただし、 ρ は地層を構成する土壌の真密度である。

$$\frac{\partial}{\partial t}\{fhC + (1-f)\rho q\} = \frac{\partial}{\partial x}\{fhD_{xx}\frac{\partial C}{\partial x} + fhD_{xy}\frac{\partial C}{\partial y}\} + \frac{\partial}{\partial y}\{fhD_{yx}\frac{\partial C}{\partial x} + fhD_{yy}\frac{\partial C}{\partial y}\} - \frac{\partial}{\partial x}\{fhv_xC\} - \frac{\partial}{\partial y}\{fhv_yC\} \quad \dots\dots\dots (5)$$

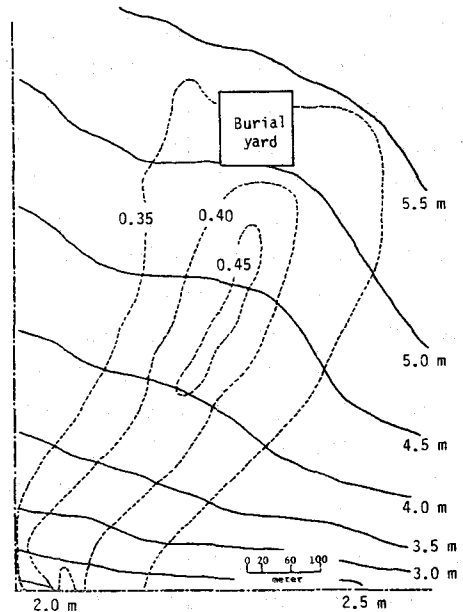


Fig. 3 Assumed Municipal Solid Waste Burial Site
Solid line is for contour of groundwater, brokenline is for porosity distribution and dotted line is for site boundary.

また、通常は地下水の流速は遅く、希薄な有害物質の土壌と地下水との間の反応は平衡状態にあると考えられるので、地下水および土壌中の有害物質濃度 C, q の間には次の関係式が成立するものとする。

$$q = kd \cdot C \quad \dots\dots\dots (6)$$

ここに、 kd は有害物質の分配係数である。

結局、式(3)～(6)で与えられる基礎式を適切な境界・初期条件の下で解くことにより、有害物質の対象地下水層内での挙動を解析することができる。なお、基礎式群の計算にあたっては透水係数 k と間隙率 f との間に Kozeny の関係式(7)を用い、また分散係数は式(8)で与えられるものとした。⁽⁷⁾

$$k = \text{Const.} \cdot f^3 / (1-f)^2 \quad \dots\dots\dots (7)$$

但し、 $\text{Const.} = 0.4 \text{ cm/sec}$

$$\begin{cases} D_{xx} = \alpha_L \cdot v_x^2 / v + \alpha_T \cdot v_y^2 / v + D_d \\ D_{yy} = \alpha_T \cdot v_x^2 / v + \alpha_L \cdot v_y^2 / v + D_d \\ D_{xy} = D_{yx} = (\alpha_L - \alpha_T) v_x v_y / v \end{cases} \quad \dots\dots\dots (8)$$

ここに、 D は分散係数(2階のテンソル)、

α_L, α_T はそれぞれ流れ方向及び流れと直交方向の分散能、 D_d は分子拡散係数、 v は間隙流速($=\sqrt{v_x^2 + v_y^2}$)である。

(B) シミュレーション手法と結果 Fig.3に示す敷地を1辺10mの正方形格子網で覆い、その格子網に対して式(3)～(6)を Crank-Nicolson 法により差分近似した。得られた差分近似式をFig.4に示す境界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有害物質の非定常濃度分布およびトラベルタイム分布を2000日までについて得た。各格子点における濃度の修正量が漏出濃度 C_0 の 10^{-7} 倍を下廻るとき、計算が収束したとみなした。Fig.4では止水壁および高収着ゾーンを設置する場合の境界条件を併せて示している。止水壁、高収着ゾーンの概念をFig.5、Fig.6に示す。一方、廃棄物埋立区域からの有害物質の漏出はFig.7に示す25ヶ所の格子点において生じるものとし、その漏出濃度は常に C_0 で一定であるとした。また初期条件は、全領域において土壌中および地下水中の有害物質濃度が0であるとした。

すでに述べた以外の計算条件および環境パラメータ等の値(単位は cm-gr-day 系)は下記の通り設定した。 $\Delta x = \Delta y = 1000$ (差分の空間ステップ)、 $\Delta t = 20$ (差分の時間ステップ)、 $\alpha_L = 1.0$ 、 $\alpha_T = 0.2$ 、 $D_d = 8.64 \times 10^{-2}$ 、 $\rho = 2.65$ 、 $k_d = 5.0$ 、高収着ゾーンを設置する場合はゾーン内の分配係数は100としている。以後特記しない限り、環境パラメータ等の設定値は既述の通りである。なお、有害物質の定量限界濃度は漏出濃度 C_0 の 10^{-4} 倍であるとしている。また、他のパラメータは変えず、 α_L, α_T を上述の値の10

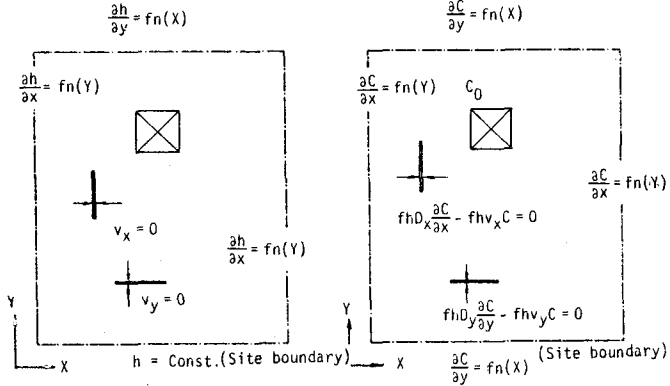


Fig. 4 Boundary Conditions Used in Numerical Simulations of Hazardous Material Transportation through the Groundwater Zone

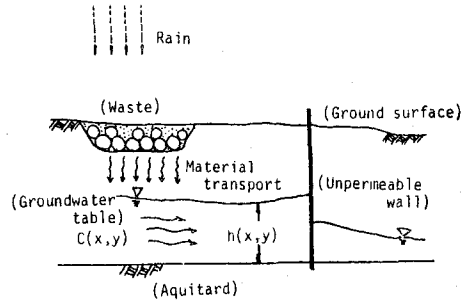


Fig. 5 Conceptual Illustration of an Underground Impermeable Wall

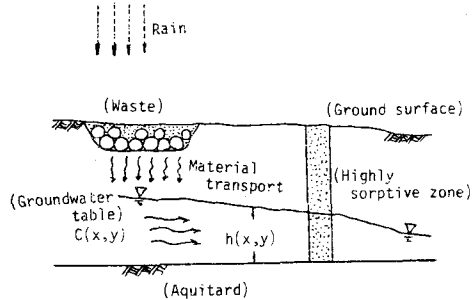


Fig. 6 Conceptual Illustration of a Highly Sorptive Zone of Hazardous Material

倍とした場合、
1/10倍とした
場合の各々に
ついてトラベ
ルタイム分布
を算定したと
ころその算定
値に有意な差
異は認められ
なかった。

既述のパラ
メータ値を用
いて、第13漏
出位置(Fig.7
参照)から漏出
した有害物質

のトラベルタイムの計算結果をFig.8に示す。

3.3 属性尺度値の設定

有害物質挙動の数値シミュレーションにより第 k 漏出点($k=1,2,\dots,25$)から漏出した有害物質の任意の格子点(i,j)($i=1,2,\dots,59$; $j=1,2,\dots,95$)における濃度が定量限界濃度に達するまでに要する時間、すなわちトラベルタイム $TVLT(i,j,k)$ を得ることができる。このトラベルタイムを用いてモニタリングシステムの代替案の属性尺度値 $X_{1,l} \sim X_{4,l}$ を定める。迅速性、冗長性、経済性および確実性の定義により各属性の尺度値はそれぞれ式(9)~(12)で与えられる。

$$X_{1,l} = \frac{1}{KEND} \sum_{k=1}^{KEND} \left\{ \frac{M_{i,j,k}}{(i,j)_l} \{ TVLT(i,j,k) \} \right\} \quad \dots\dots\dots (9)$$

$$X_{2,l} = 1.0 - \frac{NOMP_l}{\sum_{i=1}^{NOMP_l} C_i \cdot P_i} (1.0 - P)^{NOMP_l - i} \quad \dots\dots\dots (10)$$

$$X_{3,l} = (NOMP_l)^S \quad \dots\dots\dots (11)$$

$$X_{4,l} = M_{i,j,k} \left\{ \begin{array}{l} \text{第} l \text{代替案を構成する } NOMP_l \text{ 個のモニタリング井戸}(i,j) \text{ の内} \\ TVLT(i,j,k) \leq 2000 \text{ 日を満す井戸の数} \end{array} \right\} \quad \dots\dots\dots (12)$$

ここに、 $KEND$ は想定漏出点数(=25)、 $(i,j)_l$ 、 $NOMP_l$ はそれぞれ第 l 代替案を構成するモニタリング井戸の位置(座標)および井戸の数である。 P は1個のモニタリング井戸の故障確率(故障は独立事象で P は0.1で一定とする)。 S は規模の経済効果を表す定数で0.9とする。また、式(10)の Σ は i 個の故障があったときにモニタリングシステムの確実探知要件(式(2)参照)が損なわれる場合にのみ実行するものとする。式(10)の C は組み合わせ(Combination)を意味する。

3.4 属性効用関数の設定

属性効用関数は属性が最も望ましい値をとるときに1.0、最も望ましくない値をとるときに0.0となるように設定する必要がある。有害物質挙動の数値シミュレーションは時間ステップ幅20日で100ステップ後、即ち2000日後まで実施しているので $X_{1,l}$ の変域は式(13)で与えられる。冗長性については井戸の故障確率にもよるがその変域はほぼ式(14)で与えられる。また、経済性についてはモニタリング井戸数の上限を10に制限しているので $X_{3,l}$ の変域は式(15)で与えられる。

$$20 \leq X_{1,l} \leq 2000 \quad \dots\dots\dots (13)$$

$$0.7 \leq X_{2,l} < 1.0 \quad \dots\dots\dots (14)$$

$$1.0 \leq X_{3,l} \leq 7.94 \quad \dots\dots\dots (15)$$

属性効用関数は意志決定者の価値判断構造を反映するものであるが、ここでは簡単のため平方根関数で与えられるものと

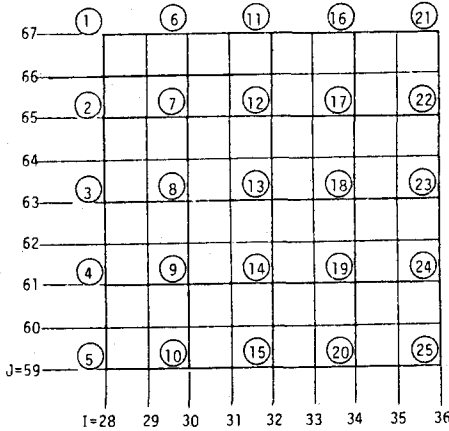


Fig. 7 Assumed Allocation of Release Points of Hazardous Material

Numerical value in the circle means identification number of each release point

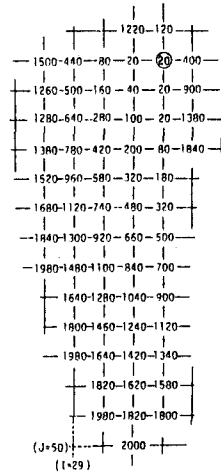


Fig. 8 An Example of the Travel Time Distribution of Hazardous Material Computed for the 13th Release Point

仮定する。条件(13)～(15)により、各属性関数は式(16)～(18)で与えられる。

$$\begin{cases} u_{1,l} = 1.11 - 2.48 \times 10^{-2} \sqrt{X_{1,l}} & \dots\dots\dots (16) \\ u_{2,l} = 1.83 \sqrt{X_{2,l}} - 0.7 & \dots\dots\dots (17) \\ u_{3,l} = 1.55 - 0.54 \sqrt{X_{3,l}} & \dots\dots\dots (18) \end{cases}$$

3.5 重みの設定

本報ではZelenyの改良重み法を適用して各属性効用の重みを設定することにする。この重みの決定法は、代替案により大きな変動をする属性効用に大きな重みを、逆に小さな変動をする属性効用には小さな重みを、それぞれ客観的に与える方法である。すなわち、代替案の変動特性を反映した重みを決定することができるためバランスの良い最適解が得られることになる。

3.6 総合効用関数の設定

既に述べた通り、総合効用関数は属性効用関数を加法的に結合することにより与えられると仮定する。それ故、第*l*代替案の総合効用 U_l は次式で与えられる。

$$U_l = \sum_{m=1}^3 k_m \cdot u_{m,l}(X_{m,l}) \quad \dots\dots\dots (19)$$

但し、 $\sum k_m = 1.0$

3.7 最適配置

想定した廃棄物処分場敷地(Fig.3 参照)は580m×940mの広さを有し、この敷地を一边10mの正方形格子網で覆ったときに生じる59×95=5605個の格子点は全てモニタリング井戸の候補位置となる。2000日のシミュレーションによっては有害物質の濃度が定量限界を越えない格子点も多く存在するため、実際に候補位置となる格子点数は350程度にまで減少する。しかしながら、350個の候補地から最大10個のモニタリング位置を選定する組み合わせ(代替案数)は 8.7×10^{10} を越えるため、計算機といえども記憶容量・計算時間の両面から処理できる計算量ではない。特別な処置を講じないで処理できる計算量は記憶容量の制約から、13の候補位置から最大10個のモニタリング位置を選定する8159の代替案の優劣を比較する場合に限られるので、ここではまず13個の候補地を主観的に選抜し、その内から最適案を得る手順(フローチャートをFig.9に示す)を繰り返す方法を採用した。迅速性の要件からモニタリング位置は有害物質の漏出位置に近い程好適であり、また冗長性の要件からは多くの漏出位置からの有害物質の流達を感知できる位置である程好適であるため、これらの条件を満たす位置から候補地を選抜することにより、最適案を得るのに要する上記手順の繰り返し回数は高々4～5程度である。

最適案の選定において設定する制約条件は式(2)の确实探知要件のみである。属性効用関数を設定するために採用した条件(13)～(15)は最適案が満たすことを要する絶対制約条件ではなく、最適案選定の過程で必要な便宜的な条件(相対制約条件)である。それ故、選ばれた最適案が(13)～(15)の制約に結果的に支配される場合には、それらの制約を緩和して最適計算をやり直すことにする。勿論、式(13)～(15)の条件が絶対制約条件として課されるケースは現実には稀ではないと考えられるが、その場合の最適案の選定はそれらが相対制約条件である場合に比較するとより簡単である。

既述のパラメータ値を有する場合(標準状態と呼ぶ)について選定したモニタリング井戸の最適配置案をFig.10(A)に、また最適案の特性値をTable 1に示す。最適案の総合効用は0.645、第1(迅速性)、第2(冗長性)および第3(経済性)の属性効用および属性尺度値はそれぞれ、0.594, 0.311, 0.648; 433日, 0.73, 2.69である(Table 1 参照)。Zelenyの改良重み法による各属性効用の重みは第1,2,3属性効用に対しそれぞれ、0.011, 0.008, 0.981である。経済性に対して特に大きな重みが与えられているのは、経済性の効用の代替案による変動幅(0.03～0.66)が迅速性(0.51～0.82)および冗長性(0.31～0.80)に比べて大きいからである。Fig.10.(A)に示す位置に3個のモニタリング井戸を配置すれば本論文で設定する

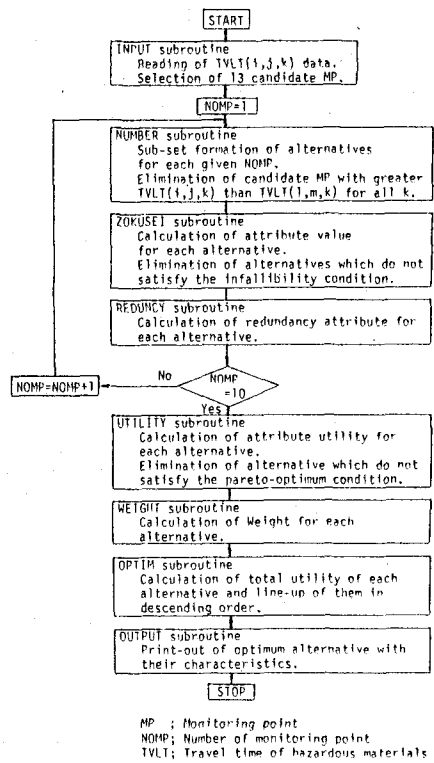


Fig.9 Flow Chart Used for Determining Optimum Monitoring Well Allocation

意味, すなわち式(1)の意味において最適なモニタリング網を構成することができる。

4. 考 察

4.1 最適案に関する因子とその影響

地下水汚染監視用井戸の最適配置案に影響を及ぼす種々の因子の内, ここでは代替案の効用評価に関する因子として属性効用関数と重みに, 有害物質のトラベルタイム算定に関する因子として有害物質の定量限界濃度, 漏出濃度および分配係数に, それぞれ注目する。

(A) 属性効用関数

効用関数の標準形として平方根関数を採用した。ここでは, 効用関数を対数関数に置き換えた場合に最適案がどのように変化するかを検討する。相対制約条件(13)~(15)を用いて対数型の効用関数を設定すると式(20)~(22)を得る。

$$u_{1,l} = 1.65 - 0.22 \ln X_{1,l}$$
..... (20)

$$u_{2,l} = 1.00 + 2.80 \ln X_{2,l}$$
..... (21)

$$u_{3,l} = 1.00 - 0.48 \ln X_{3,l}$$
..... (22)

平方根関数(16)~(18)では効用の変化率(限界効用)が $1/(2\sqrt{x_i})$ で与えられるのに対し, 対数関数(20)~(22)では $1/x_i$ で与えられる。いずれの効用関数を用いても属性尺度値が望ましい方向に変化するのに従って限界効用が漸減する点は同じである。

属性効用関数のみを式(20)~(22)に変更した場合に得られるモニタリング井戸の最適配置をFig.10(A)に, またその特性をTable 1に示す。効用関数が異なるために効用値は異っているが全く同じ代替案が選定されて

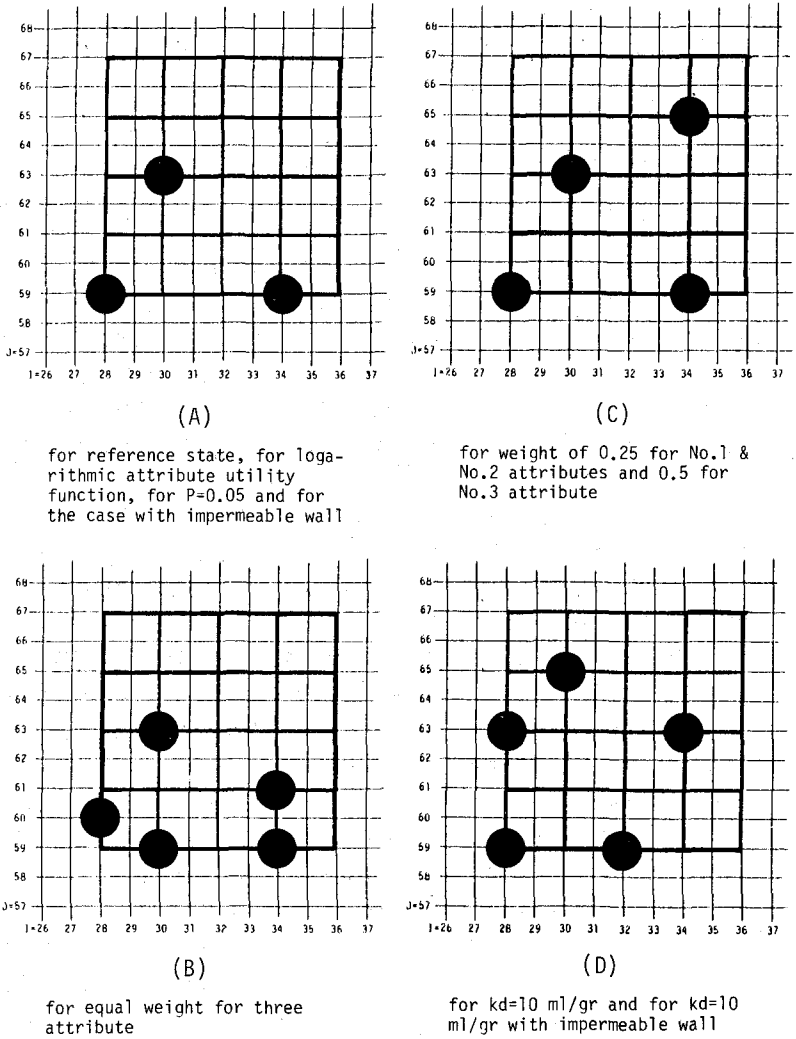


Fig. 10 Examples of Optimum Monitoring Well Allocation

Table 1 Characteristics of Each Determined Optimum Monitoring Well Allocation

Item Design conditions	Total utility	Attribute utility			Weight			Attribute value			Fig.
	U	U ₁	U ₂	U ₃	W ₁	W ₂	W ₃	X ₁	X ₂	X ₃	
Reference state	0.645	0.594	0.311	0.648	0.011	0.008	0.981	433	0.73	2.69	Fig.10.(A)
W ₁ =W ₂ =W ₃ =1/3	0.637	0.731	0.763	0.415	0.333	0.333	0.333	234	0.88	4.26	Fig.10.(B)
W ₁ =W ₂ =1/4, W ₃ =1/2	0.583	0.700	0.583	0.524	0.250	0.250	0.500	274	0.80	3.48	Fig.10.(C)
Logarithmic U. F.	0.511	0.334	0.114	0.523	0.029	0.018	0.954	433	0.73	2.69	Fig.10.(A)
P=0.05	0.648	0.594	0.724	0.648	0.011	0.008	0.981	433	0.73	2.69	Fig.10.(A)
kd=10	0.418	0.679	0.425	0.415	0.008	0.074	0.918	303	0.59	4.26	Fig.10.(D)
kd=10 & 0.1C ₀	0.320	0.627	0.468	0.318	0.003	0.004	0.993	380	0.53	5.02	Fig.11
W ₁ kd= 5	0.626	0.594	0.311	0.648	0.012	0.065	0.923	433	0.73	2.69	Fig.10.(A)
1 kd=10	0.419	0.679	0.425	0.415	0.010	0.112	0.878	303	0.59	4.26	Fig.10.(D)
1 kd=10 & 0.1C ₀	0.321	0.632	0.468	0.318	0.003	0.014	0.983	372	0.53	5.02	Fig.14
Highly sorptive zone	0.314	0.636	0.251	0.318	0.009	0.111	0.879	365	0.53	5.02	Fig.16
Pattern burial & kd=10	0.315	0.691	0.251	0.318	0.004	0.061	0.935	286	0.53	5.02	Fig.18

(Note)₁ No.1, 2 & 3 attribute stand for rapidness, redundancy and economical superiority, respectively.
(Note)₂ Reference state means Zeleny's weighting method, root-square type attribute utility function, P=0.1, kd= ml/gr, 0.001C₀ detection limit, no impermeable wall and no sorptive zone.
(Note)₃ Conditions different from the referent state are only listed in each condition column.
(Note)₄ Unit for kd is ml/gr and U. F. stands for utility function.

いることは明らかである (Table 1 参照)

(B) 重み Table 1 に示すようにZelenyの改良重み法を適用すると、代替案による変動が最も大きい経済性の重みが極めて大きくなり、逆に迅速性に対する重みは非常に小さくなる。そこで、主観的に重みを設定する場合を想定して、3つの属性に等しい重みを与える場合および経済性と環境保全 (Fig.2参照) に等しい重みを与えた後、環境保全の重みを更に迅速性と冗長性に等分する場合について最適案を選定した。結果をFig.10 (B)・(C)およびTable 1 に示す。

Fig.10(B) は3属性効用に等しい重みが与えられ、Zelenyの改良重みに比較すると結果的に経済性の重みが減少し、環境保全の重みが増加した場合の最適配置案であり、結果としてモニタリング井戸の数が5個に増加している。Fig.10(C) はこれら2つのケースの中間に位置する重みが与えられた場合の最適配置案である。

Zelenyの改良重み法は、意志決定者が主観的に設定する重み(本報では3属性に等しく1/3を与えている)を代替案による属性効用の変動特性によって修正する方法であるが、現実には代替案による効用の変動特性によって重みがほぼ客観的に決定される傾向が顕著である。このような客観的な重み決定法とは別に、意志決定者の価値構造によって重みが主観的に決定される(例えば等しく1/3)場合もあり得る。Fig.10 (A)～(C)は重みにより選ばれる最適案が異なることを如実に示している。Table 1 では、これらの最適案の総合効用に明らかな差異が認められるが、これらの数値を直接比較しても意味がないことは重みが異なることから明らかである。

(C) モニタリング井戸の故障確率 Fig.10 (A)ではモニタリング井戸の故障確率を0.1に設定した。この確率を0.05にした場合の最適案は、0.1の場合と同じくFig.10 (A)で与えられる。故障確率を1/2にすることにより最適案の冗長性尺度値(X_2)は改善されるが、同時にその尺度値に従って属性効用の変動幅が小さくなり、重みが小さくなるために総合効用の向上は著しくはない (Table 1 参照)。

(D) 有害物質の分配係数 有害物質の地下水層中での分布域に大きな影響を及ぼす環境パラメータの1つとして、有害物質の土壌と地下水との間の分配係数を挙げることができる。分配係数が大きい場合は有害物質の分布域は狭くなる。ここでは、分配係数が10ml/gr、すなわち、Fig.10 (A)の最適案の場合の2倍になった場合を想定する。選ばれた最適配置をFig.10 (D)に、その特性をTable 1 に示す。

有害物質の分布域が狭くなる特性を反映してモニタリング井戸は5個必要になる。ただし、その配置パターンはFig.10 (B)の配置パターンとは異っている。Fig.10 (D)のモニタリング井戸配置は分配係数が5ml/grの場合にも確実探知の要件(2)を満たしている。分配係数にある程度の変動が見込まれる場合には、大きめの値を用いてモニタリング位置を決定しより小さい分配係数に対しても確実探知の要件を満たすことを確認しておく必要があると考えられる。分配係数が大きくなると有害物質の分布域が狭く、したがって1個のモニタリング井戸がモニターできる漏出点数は少なくなる。経済性に高い重みが与えられる条件下での最適案は確実探知の要件がcaろうじて満たされる、すなわちモニタリング井戸数の小さな案となるため、結果的に冗長性の尺度値は小さくなる。分配係数が10ml/grの場合には相対制約条件(14)の下限は0.5としている。

(E) 有害物質の漏出濃度 有害物質の漏出濃度が大きくなるとその分布域が広くなることから、その影響は絶対制約条件である確実探知要件に関して安全側の誤差を生じることになる。ここでは、有害物質の漏出濃度 C_0 のみが1/10倍に減少した場合を想定し、分配係数が10ml/grである場合について最適モニタリング位置を選定した。結果をFig.11およびTable 1 に示す。

Fig.10 (D)とFig.11とを比較すると、漏出濃度が減少することにより必要なモニタリング井戸の数が増加することがわかる。ただし、モニタリング井戸の配置パターンはよく似ており、全井戸の内4つの井戸が全く同じ位置に配置されている。ただし、迅速性尺度値は漏出濃度が減少することによって井戸の数が1個増加しても380日にまで増加している (Table 1 参照)。これは、井戸増加による迅速性改善効果が漏出濃度減少 (有害物質の分布域減少) による迅速性劣化効果に劣るためである。

(F) 有害物質の定量限界濃度 地下水層中での有害物質挙

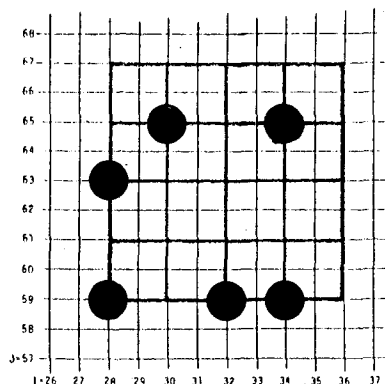


Fig. 11 Examples of Optimum Monitoring Well Allocation for $kd=10$ ml/gr with $0.1C_0$ Release Concentration and for $kd=10$ ml/gr with $0.001C_0$ Detection Limit Concentration of Hazardous Material

動を解析するために用いる数学モデルが有害物質濃度 C に関して線型であるため、定量限界濃度の増加（減少）と漏出位置濃度の減少（増加）とはモニタリング井戸の最適配置に全く同じ影響を及ぼすことになる。例えば Fig.11 の最適配置は、分配係数 10 ml/gr 、漏出位置濃度 C_0 、定量限界濃度 $10^{-3} C_0$ の場合の最適配置と全く同じになる。

4.2 工学的対策による最適配置の変化

(A) 止水壁によるモニタリング位置変化の可能性

止水壁によって地下水汚染域を制御することの技術的可能性については既に報告した。⁽²⁾ ここでは、止水壁によってモニタリング網の特性を改善することの技術的可能性についてのみ検討する。ただし止水壁は Fig.12 に示す位置に設置するものとする。

止水壁がある場合のモニタリング井戸の最適配置は、分配係数が 5 ml/gr の場合は Fig.10 (A) で、

分配係数が 10 ml/gr の場合は Fig.10 (D) で与えられ、止水壁が無い場合と全く同じ案が選定されている。最適案で比較すると止水壁の存在はモニタリング井戸配置に影響を及ぼさないが、より多くの代替案を比較すると止水壁の影響は今少し明らかになる。例えば、分配係数が 5 ml/gr であり、止水壁がある場合および無い場合の2番目に望ましい配置例を Fig.13(A), (B) に示す。この例では

第2、第3属性の改善は認められないが第1属性（迅速性）の改善があることは明らかである。3属性に等しい重みを与える場合の最適案を止水壁が無い場合 (Fig.10(B), Table 1 参照) とある場合（結果は示していない）とで比較すると、止水壁がない場合の第1属性尺度値は234日 (Table 1 参照) であるのに、止水壁がある場合にはこの値は79日に改善され、総合効用も 0.637 から 0.685 へと改善される。ただし、モニタリング井戸の数は止水壁がある場合には7個に増加する。想定した止水壁は主として迅速性の改善に効果があるようである。

分配係数が 10 ml/gr で、定量限界濃度が $10^{-3} C_0$ の場合または漏出位置濃度が $1/10 C_0$ の場合の最適配置を Fig.14 に示す。Fig. 14 と Fig.11 とを比較すると定量限界濃度又は漏出位置濃度が標準状態から変化したときに止水壁の存在がどのような影響を及ぼすかを知ることができる。井戸の数は変わらないがその配置パターンはやや変化する。Fig.14の配置の迅速性尺度値は372日であり、Fig.11の尺度値380日 (Table 1 参照) に比べてわずかであるが小さ

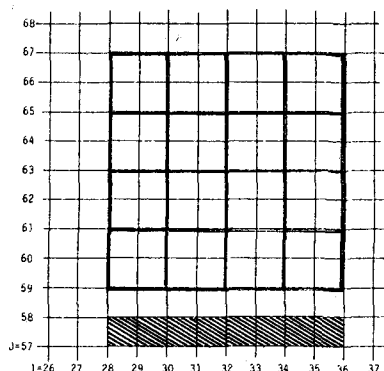
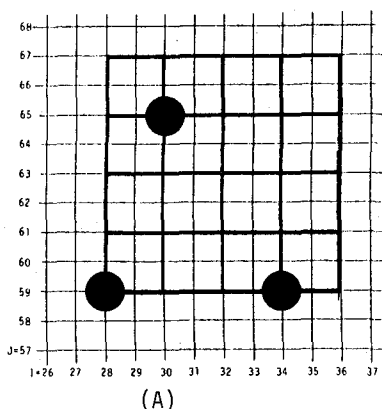
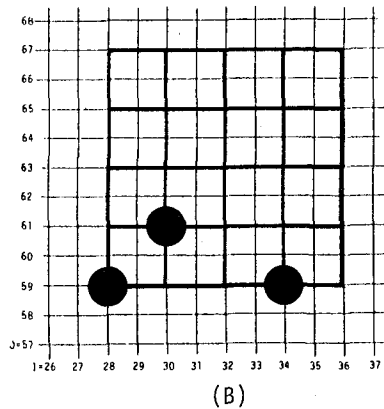


Fig. 12 Assumed Location of Impermeable wall

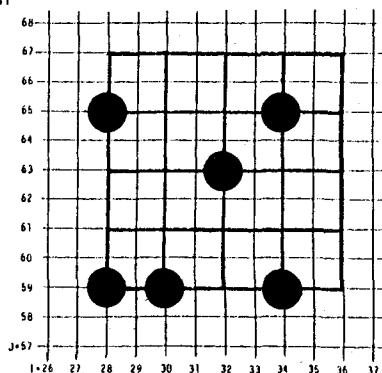


for the case without impermeable wall
($X_1=480$, $X_2=0.73$, $X_3=2.69$)



for the case with impermeable wall
($X_1=447$, $X_2=0.73$, $X_3=2.69$)

Fig. 13 Examples of Secondly Optimum Monitoring Well Allocation



Example of Optimum Monitoring Well Allocation for the Case of $kd=10 \text{ ml/gr}$ with Impermeable Wall and $0.001C_0$ Detection Limit and for the Case of $kd=10 \text{ ml/gr}$ with Impermeable Wall and $0.1C_0$ Release Concentration of Material

くなっている。このことも止水壁の存在が迅速性の改善に寄与していることを示している。

(B) 高収着ゾーンによるモニタリング位置変化の可能性

Fig.15に示す位置に分配係数が100 ml/grの有害物質高収着ゾーンを設置する場合のモニタリング井戸最適配置例をFig.16およびTable 1に示す。ここでは、イオン交換、物理吸着、付着、吸収、化学反応等種々の機構により有害物質が土壤に保持される現象

を総称して収着と呼ぶ。有害物質は高収着ゾーンに収着保持されるために分布域が狭くなり、結果として収着ゾーンが無い場合(Fig.10 (A)参照)に比べてより多くのモニタリング井戸が必要になる。なお高収着ゾーンの設置によって地下水の流況は変化しないと仮定している。Fig.16の配置ではモニタリング井戸数が増すために、迅速性尺度値がFig.10 (A)の配置の433日から365日にまで改善されている。ただし、重みの値が異なるために直接比較することには注意を要するが、総合効用値はかなりの低下を呈している(Table 1参照)。

(C) 廃棄物埋立(有害物質漏出)パターンの変更 廃棄物の区分埋立を実施し、地下水汚染の上流側に有害物質の漏出濃度の大きい廃棄物を下流側に小さい廃棄物を埋立てする場合(Fig.17参照)を想定する。この場合の最適配置をFig.18およびTable 1に示す。Fig.17の漏出パターンはFig.10 (D)の漏出パターンとFig.11の漏出パターンの折衷パターンに相当する。選定された最適配置(Fig.18)も、Fig.10 (D)およびFig.11の最適配置の折衷配置となっている。すなわち、高濃度漏出位置に対してはFig.10 (D)の相当域に配置されたモニタリング井戸が、また低濃度漏出位置に対してはFig.11の相当域に配置されたモニタリング井戸が、それぞれ選定されている。このことは、区分埋立を実施する場合のモニタリング井戸配は、区分埋立をしない場合の井戸配置からある程度推定しうることを示唆している。

4.3 最適配置手法の特性

本報において採用したモニタリング井戸群の最適配置手法の特性を整理する。本報では、重みの決定法としてZelenyの改良重み法を主として採用した。この方法は、既に述べたように、代替案特性に応じて各属性の重みを客観的に定めうる点に特色がある。Table 1からも明らかなように、Zelenyの改良重み法による設定重みは経済性すなわちモニタリング井戸の数に偏重している。地下水の流れ場や有害物質の濃度場をシミュレートする数学モデルや対象場の特性として特に特異な状況を設定している訳ではないので、本報のように代替案属性を設定すると、代替案による属性の変動はモニタリング井戸の数(経済性)において最も著しいというのが一

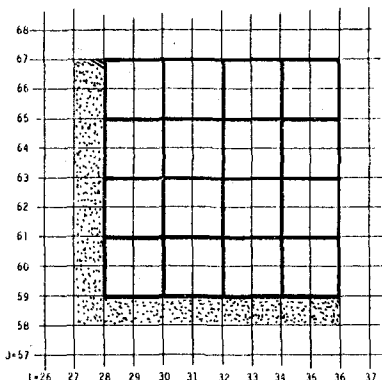


Fig.15
Assumed Location of Highly Sorptive Zone of Hazardous Material

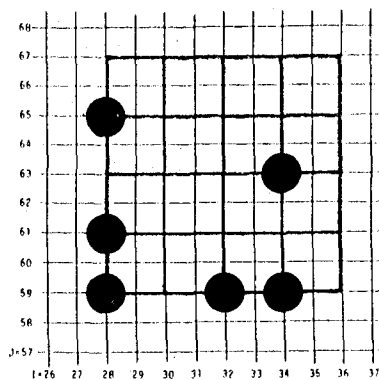


Fig.16
Example of Optimum Monitoring Well Allocation for the case with Highly Sorptive Zone

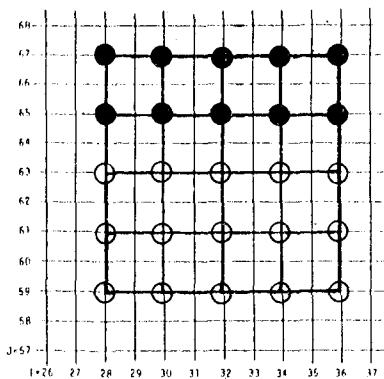


Fig.17
Assumed Burial Pattern of Solid Waste

● : C_0 concentration release point
○ : $0.1 C_0$ concentration release point

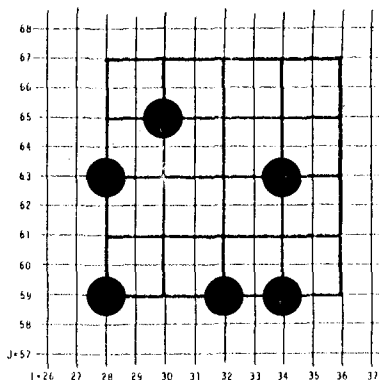


Fig.18
Example of Optimum Monitoring well Allocation for the Case of Solid Waste Burial Pattern Assumed in

般的な傾向であろうと推定される。

本報では代替案の性質を4つの属性に注目して把握し、代替案の優劣は迅速性、冗長性、および経済性の3属性を用いて比較した。これらの3属性相互の関係を明らかにするために、環境パラメータ等が標準状態（Table 1 参照）にある場合に、モニタリング井戸の数を3個、4個、5個と指定して得られた最適案をその特性と共にTable 2に示す。ただし、モニタリング井戸の候補位置はTable 2の欄外に示す13位置に特定している。井戸の数を2個以下に指定すると確実に探知要件を満たす代替案はなくなる。Table 2より明らかなように、モニタリング井戸の数が増加すると、定義式(11),(18)から容易に推定されるように、経済性の効用(U_3)は小さくなり、一方迅速性(U_1)および冗長性(U_2)の効用は大きくなる。このことは、モニタリング井戸の数つまり経済性と迅速性および冗長性との間にトレードオフの関係があることを意味している。

Fig.10(A)に示す標準状態での最適井戸配置は4回の試行の後に選定された。4回の試行において主観的に選定した井戸の候補位置をFig.19に示す。好適候補位置は各試行において重複して採用されるために候補位置の総数は34である。Fig.19より明らかなように、井戸の候補位置には廃棄物埋立区域外の格子点や、埋立区域内であっても想定漏出位置ではない格子点も含まれているが、井戸の最適位置は有害物質の漏出位置の内から選ばれている。これは漏出位置に近づく程有害物質の必要探知日数が小さく、また廃棄物埋立区域に近づく程探知可能な漏出位置の数が増す傾向があるためである。このことは、有害物質の漏出位置が汚染監視用井戸の設置位置として好ましい性質を有することを意味している。

この性質の故に最適位置が多くの場合に漏出位置の内から選ばれるのは当然であるが、漏出位置は有害物質挙動のシミュレーションに先立ちアプリオリに設定するところから、最適井戸の位置が漏出位置の設定により一義的に定まるようであれば、漏出位置設定の妥当性について検討する必要がある。ここでは諸パラメータが標準値をとる場合に、有害物質が廃棄物埋立区域内のFig.7に示す漏出位置以外の格子点から漏出しても、Fig.10(A)に示す最適位置によって有害物質の漏出を探知できるか否かを検討し、常に探知可能であるとの結論を得た。また、最適な配置の内のいくつかのモニタリング井戸は廃棄物の埋立区域境界上の格子点、特に地下水流れの下流側境界の格子点に置かれる場合が一般的である。

標準状態において選定される上位10代替案の特性を整理してTable 3に示す。総合効用で比較するとこれら代替案による差異は極めて小さく、実質上の順位は属性効用や属性尺度値を参照することによって明確になっている。Zelenyの改良重み法による設定重みは第1,2,3の各属性効用に対してそれぞれ0.011,0.008,0.981である（Table 1参照）。選定されるモニタリング井戸の位置も、位置(5,16)付近、(11,16)がほぼ固定しており、残り1個が(7,20)の周辺から選定される傾向を示している。即ち、これらの上位案はモニタリング位置の面からはほぼ同じカテゴリーに属する最適代替案群として類型化することも可能である。

本報では、計算機記憶容量の制約から13個のモニタリング井戸候補地を主観的に選定し、この内から最大10個のモニタ

Table 2 Example and Characteristics of Optimum Monitoring Well Allocation When the Number of Monitoring Well is fixed at three, four and five

Number of well	Total utility	Attribute utility			Attribute value			Optimum location of monitoring wells
	U	U_1	U_2	U_3	X_1	X_2	X_3	
3	0.645	0.594	0.311	0.648	433	0.73	2.69	(5,16)(11,16)(7,20)
4	0.524	0.700	0.311	0.524	274	0.73	3.48	(5,16)(11,16)(11,22)(7,20)
5	0.420	0.778	0.603	0.415	180	0.81	4.26	(5,16)(11,16)(11,22)(7,16)(7,22)

(Note)₁ Candidate well location is (5,16)(5,18)(5,20)(7,16)(7,18)(7,20)(7,22)(9,18)(9,20)(9,22)(11,16)(11,18)(11,22).
(Note)₂ Reference state of design conditions is assumed (refer to Table 1).

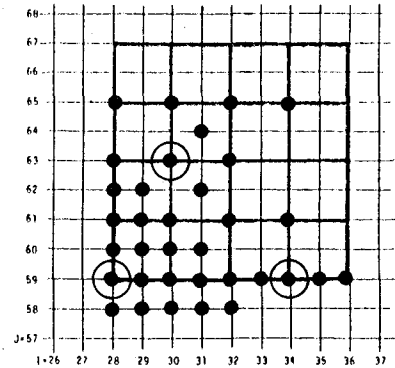


Fig.19 Candidate Location and Optimum Location of Monitoring Wells

- : Candidate location selected subjectively in four times trial computation
- : Determined optimum location (refer to Fig.10(A))

Table 3 Superior Top Ten Alternatives of Monitoring Well Allocation, in descending order of superiority

order	Total utility	Attribute utility			Attribute value			Monitoring well location
	U	U_1	U_2	U_3	X_1	X_2	X_3	
1	0.645	0.594	0.311	0.648	433	0.73	2.69	(5,16)(11,16)(7,20)
2	0.645	0.586	0.311	0.648	447	0.73	2.69	(5,16)(11,16)(7,18)
3	0.644	0.567	0.311	0.648	480	0.73	2.69	(5,16)(11,16)(7,22)
4	0.644	0.564	0.311	0.648	485	0.73	2.69	(5,17)(11,16)(7,16)
5	0.644	0.560	0.311	0.648	492	0.73	2.69	(5,16)(11,16)(9,20)
6	0.644	0.558	0.311	0.648	495	0.73	2.69	(5,17)(11,16)(8,16)
7	0.644	0.554	0.311	0.648	503	0.73	2.69	(5,16)(11,16)(7,16)
8	0.644	0.551	0.311	0.648	508	0.73	2.69	(5,16)(11,16)(9,22)
9	0.644	0.551	0.311	0.648	509	0.73	2.69	(5,16)(11,16)(9,18)
10	0.644	0.549	0.311	0.649	512	0.73	2.69	(5,16)(11,16)(9,16)

(Note) Reference state of design conditions is assumed (refer to Table 1).

リング井戸配置を選抜する試行を繰り返して、最終的に最適代替案を選定する手順を採用している。ところで、Zeleny の改良重み法を採用すると検討対象の13個の井戸が各試行ごとに変わるため、設定される重みも各試行によって異なることになる。その重みの変動による影響は、例えば1回目の試行によって選定されるいくつかのモニタリング井戸を共有するように、2回目の試行の13個の候補地を選抜する等の工夫をすることによってある程度回避することができる。しかしながら、総合効用の差が小さい場合に代替案の優劣を比較する場合には、各試行に対して共通の重み（例えば、各試行ごとの重みの平均値）を用いて総合効用を計算し直す等の手続きが必要になることがある。勿論、Zeleny の改良重み法を用いず各属性の重みを主観的に設定する場合にはこのような手続きは不用である。

廃棄物の埋立状況や地層特性等の設定条件下で数学モデルによって推定した有害物質挙動にはある程度の推定誤差を避け得ないので、可能であれば実測データを用いてモニタリングシステムを設計することが望ましい。しかしながら、有害物質が実測されるようになるということは何らかのモニタリングシステムが配備されていない限り不可能である。大気汚染等のモニタリングシステムが実測データに基いて設計されうるのは、汚染物質の環境内挙動が速く、汚染源を処置すれば大気汚染も解消するという汚染特性に強く依拠している。地下水層汚染の場合は有害物質の移動速度が極めて遅く、一度地下水層が汚染されると汚染源処置を講じても地下水層汚染は事実上解消することがない。それ故、地下水汚染を事前に探知するためのモニタリングシステムを実測データに依存して設計することはできない。ただし、モニタリングによって地下水汚染が検知された場合に汚染の将来を予測し、漏出位置の推定や汚染域制御等の対策を合理的に立案するためには有害物質の実測データが必要になる。本報で示した手順により事前に配置したモニタリングシステムが、これら汚染探知後の事後対策の立案に必要な情報を得るためにも最適なシステムであるとの保証はないので、実測データに基いてモニタリングシステムの最適性を診断し、必要に応じてシステムを改良することになる。この課題についての検討成果については別の機会に報告する。

本報では、モニタリングシステムの運用によって得られる実測データから有害物質の漏出位置を推定する方法については検討しなかった。本報で示した最適配置手法は、漏出位置を逆推定するためのモニタリング井戸配置を定めることを目的にはしていないが、配置した井戸での実測データから有害物質の漏出位置を推定することはある程度可能である。本報ではすでに述べた通り、廃棄物埋立処分場の操業に先立ち、地下水汚染の監視用井戸を最適配置する方法を検討するため、井戸配置の基礎となる有害物質のトラベルタイム分布はシミュレーションによって得た。シミュレーションの実施に際しては地下水位の季節変動や、分配係数や透水係数等諸パラメータの空間的確立的変動による影響は考慮していない。これらの影響を考慮した場合には本報で選定した最適配置であるといえども确实探知の要求が満たされなくなる可能性は否定できない。すなわち、最適設計において採用したパラメータ値等が正しい値から剩離している場合や、1つの代表値（平均値）では表わされない場合でもモニタリングシステムがなお所定の機能を発揮する可能性に関するシステムの信頼度解析や故障解析については述べなかった。これらの解析については次の機会に報告することにする。

5. 結 論

設定条件下で得られた主要な結論を要約すると下記ようになる。

1. 計算機の記憶容量の制約から、まず13個の候補位置を主観的に選抜する必要がある等の点に改良の余地は残されているが、モニタリング井戸配置の最適案を選定するための手法としての実用的価値は大きいといえる。
2. 選定される井戸の最適配置は、廃棄物埋立区域の下流側境界上の有害物質想定漏出位置に一致する傾向がある。これは、設定条件下では、多くの漏出位置からの有害物質漏出をモニターできる位置ほど、また有害物質の漏出位置に近い位置ほど、モニタリング井戸設置場所として望ましい性質を有するからである。
3. 設定条件下では、代替案による属性値の変動は経済性尺度が最も大きく、迅速性および冗長性の変動域は小さい。重みの設定方法を変更すると選ばれる最適案も変化する。経済性の重みを小さくすると、迅速性および冗長性に優る代替案（必然的にモニタリング井戸数は多い）が選ばれることになる。この意味で迅速性、冗長性と経済性との間にはトレードオフ関係が成立するといえる。
4. 属性効用関数の関数形を平方根関数から対数関数に変更しても、1個の井戸の故障確率 P を0.1から0.05に変更しても選定される最適案は同じであった。
5. 有害物質の土壌と地下水との間の分配係数が大きく、また有害物質の漏出位置濃度が小さく（定量限界濃度が大きく）なると、モニタリング井戸数の多い代替案が選定される。

6. 検討した型式の止水壁・高収着ゾーンでは、モニタリングシステムの機能を著るしく向上することはできなかった。但し、迅速性要件の改良には効果が認められた。止水壁・収着ゾーン等による地下水汚染モニタリング環境の改善効果については、他の型式、位置の止水壁・高収着ゾーンを含めて更に検討する必要がある。
7. 廃棄物の埋立パターンを変更する、例えば区分埋立を実施する場合等のモニタリング井戸配置は、区分埋立を実施しない場合の井戸配置からある程度推定することができる。

本研究は一部昭和57・58年度文部省科学研究費の援助を得て実施した。また、本研究の計算には京都大学大型計算機センターのFACOM M370を使用した。

〔参考文献〕

- (1) 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, pp.919～930,(1974)
- (2) 森澤真輔・井上頼輝；止水壁等による地下水汚染域制御の技術的可能性について，土木学会衛生工学研究討論会講演論文集，No.18, pp.130～138,(1982)
- (3) 森澤真輔；土壌・地下水，「環境保全(Ⅱ)」，新体系土木工学第87巻，pp.87, 技報堂，(1980)
- (4) 森澤真輔・井上頼輝・菊池昭二美；廃棄物地中処分場周辺の Monitoring Point の最適配置，京都大学環境衛生工学研究会シンポジウム講演論文集，No.3, pp.85～90,(1981)
- (5) 吉川和広；土木工学のシステム分析，新体系土木工学第52巻，pp.259, 技報堂，(1980)
- (6) 米田 稔・古市 徹・井上頼輝；不均質帯水層における物質移動予測への確率論的アプローチ，土木学会衛生工学研究論文集，Vol.19, pp.50～59,(1983)
- (7) J. Bear; Hydraulics of Groundwater, pp.235, McGraw-Hill Inc., (1979)