

遺伝的アルゴリズムを用いた有機塩素化合物地下水汚染源の推定法とその適用

風間基樹¹・朴 燦燦²・柳澤栄司³・内藤秀信⁴

¹正会員 博士(工学) 東北大学助教授 大学院工学研究科土木工学専攻 (☎980-8579 仙台市青葉区荒巻字青葉06)

²正会員 工修 東北大学助手 東北大学大学院工学研究科土木工学専攻 (同上)

³正会員 工博 東北大学教授 大学院工学研究科土木工学専攻 (同上)

⁴正会員 工修 応用地質株式会社東北支社 (☎980-0043 仙台市宮城野区荻野町3-21-2)

揮発性有機塩素化合物による地下水汚染を効率良く修復するためには、汚染源を特定することが重要となる。しかし、必ずしも汚染源が地表から特定されるとは限らないのが現状である。本研究は、数箇所の観測井の濃度観測データから、汚染源位置を推定する方法について検討したものである。地下水汚染の広がりには、2次元の移流・拡散現象に基づき非定常に変化するものとした。また、推定の対象とした未知量は汚染源位置、地下水の流向・流速、汚染源濃度、汚染開始時期、汚染継続時間である。観測データを最も説明できる最適なこれら未知数のセットを推定するため、遺伝的アルゴリズム (GA) を用いた。手法の妥当性を数値解析により確認するとともに、実際の汚染サイトへの適用を試みた。

Key Words : genetic algorithm, ground water contamination, pollutant source, chlorinated organic compounds, advection, diffusion, numerical analysis

1. 研究の背景と目的

我が国において地下水は生活用水・工業用水・農業用水として重要な役割を果たしてきた。特に1960年代以降の高度経済成長期には地下水の需要は著しく増加した。それに伴い、過度の地下水開発による弊害が現れてきた¹⁾²⁾。地下水位の異常な低下・塩水化、地盤沈下等がそれである。その後、地下水は利用制限されているが、現在でも生活用水・工業用水、農業用水の地下水依存度は約4-5割と言う状況である³⁾。

地下水の汚染は、人間の生産活動と都市生活によって発生してきたが、高い地下水利用率と近年のハイテク産業の発達でさまざまな有害物質による地下水汚染が深刻化している。このことは、最近、新たな環境問題として地球温暖化、成層圏オゾン層の破壊など、地球の物理・化学的構造の破壊と並んで注目を集めている。一般に、地下水汚染の特徴としては次のことが挙げられる。

- 1) 汚染が比較的狭い範囲に限られる。
- 2) 汚染源である汚染土壌を除去あるいは浄化しない限り地下水汚染が継続する。
- 3) 地下水の流れの把握が難しい
- 4) 汚染原因物質を使用している事業場が数多くあり、汚染原因となる行為が行われた時期がまちまちであるため汚染源を特定するのが難しい。

地下水汚染の原因物質の中に、テトラクロロエチレン (PCE)、トリクロロエチレン (TCE) といった揮発性有機塩素化合物がある。我が国の地下水汚染の原因物質の実に8割以上がこの有機塩素化合物であり⁴⁾、人為的に製造された化学物質である。TCE・PCEはドライクリーニング施設やメッキ工場等で脱脂洗浄剤として使われてきた。使用済みのTCE・PCEはオイルやグリースを含んでおり固体や液体の形で廃棄されてきた。現在は、水質汚濁防止法の改正によりこれらの物質の地下浸透は規制されているものの、平成4年当時、判明していた土壌汚染のうち対策が完了していたのは60%強にすぎないとされている⁴⁾。本研究では、この有機塩素化合物による地下水汚染を対象としている。

(1) 我が国の地下水汚染状況とその取組みの概況⁴⁾⁵⁾

TCE・PCE等の揮発性有機塩素化合物による地下水汚染は、昭和56年に発生した米国のシリコンバレーにおける有機塩素化合物による地下水汚染問題を発端とするが、我が国においても昭和50年代後半よりTCE・PCE等による広範な地下水汚染が全国的に確認されている。昭和57年度に環境庁が全国の井戸を対象に行った地下水の実態調査の結果によると、TCE・PCEは、調査全体の3割近くで検出されており、WHOの飲料水水質暫定ガイドライン値 (TCE

0.03ppm, PCE 0.01ppm) を超過する井戸も3%以上あった。このような地下水汚染に対し我が国では、平成元年に水質汚濁防止法の改正を行い、有害物質を含む水の地下浸透規制、地下水の汚濁状況の常時監視、地下水の評価基準の設定等の対策を講じた。さらに、平成5年12月にはジクロロメタン等13物質を有害物質に追加するなど規制を強化している。土壌汚染に対しても、平成3年8月に、環境基本法に基づき、カドミウム等10項目について土壌の汚染に係る環境基準を設定するとともに、平成6年2月には、水質汚濁防止法に有機塩素系化合物等15項目について項目追加を行ってきた。

(2)有機塩素化合物地下水汚染のメカニズム⁹⁾¹³⁾

代表的な有機塩素化合物の物理性状を表-1に示す。化合物の特徴的な物理性状として、比重が水よりも大きく、表面張力や粘性が水よりも小さい、また水に難溶性で揮発性を有する等がある。但し、水に難溶性といってもTCEならば最大1100ppmまで溶解し、環境基準値に比較して4、5桁高い濃度が出現しうる。吸着は、有機物の多い土壌へは吸着されるが、その程度は低く一般に低吸着性と評価されている。

TCE・PCEといった揮発性有機塩素化合物による土壌・地下水汚染の一般的なメカニズムの概要は、図-1のとおりである。地表に曝露された原液に近い化合物は、地下水面上では揮発により地下空気に分配しながら鉛直方向に容易に地中に浸透していく。このとき土壌に化合物が残留し、後に地下水面が上昇したときの地下水汚染の原因となる。地下水面に浸透すると、地下水の流速方向に移動しながら難透水性の地層まで沈降していく。そして、地下水に溶け出した化合物は、地下水流により移流、拡散を繰り返して汚染土壌を高濃度汚染源とした汚染プルームを形成していく。また、微生物分解、非微生物分解によりPCE→TCE→DCE(ジクロロエチレン)と分解され姿を変えていく¹⁴⁾¹⁵⁾。汚染プルームからの溶出は長期に渡るため地下水汚染は汚染土壌を除去しないかぎり長期間続くことになる。

(3)汚染源位置の特定の一必要性

地下水汚染が一度確認された場合には、汚染の継続的な監視等を目的に周辺の井戸の水質の定期モニタリングが行われることになる。しかしながら、根本的に汚染の拡大を防ぎその水質を回復するためには、何らかの汚染修復作業をしなければならない。現在、TCE・PCE地下水汚染に対する修復技術¹⁶⁾¹⁹⁾としては汚染土壌を除去する方法、地下水を揚水後、曝

表-1 有機塩素化合物の主な物理特性¹³⁾

	水	TCE	PCE
分子量(g/mol)	18.015	131.40	165.85
密度(g/cm ³)	0.99910 ^a	1.4762 ^a	1.6311 ^a
蒸気圧(mmHg)	12.788 ^a	47.31 ^c	18.47 ^c
溶解度(mg/ℓ)	---	1,100 ^c	150 ^c
粘性係数	1.137 ^a	0.566 ^b	0.932 ^b
動粘性係数	1.138 ^a	0.38557 ^a	0.57140 ^a
表面張力(N/m)	0.07335 ^a	0.02950 ^b	0.03286 ^a

単位：粘性係数×10³Pa・s、動粘性係数×10⁻⁶m²/s

； a:15℃, b:20℃, c:25℃

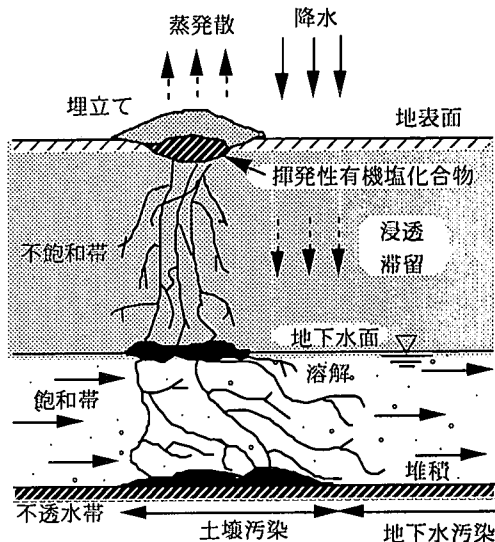


図-1 有機塩素化合物による地下水汚染の機構概念図¹³⁾

気する方法、真空により土中ガスを回収する方法^{20) 21)}、生石灰混合により発生した水と熱を利用して浄化する方法²²⁾、バクテリアを用いて生物化学的に分解する方法²³⁾²⁵⁾等の実施および研究開発が行われている。いずれの方法を選択するにしても、効率良く修復するためには地盤中の高濃度の地下水汚染源の位置を調査・把握する²⁶⁾²⁹⁾ことが重要となる。この汚染源位置の推定作業は、現在、君津式表層汚染簡易調査法³⁰⁾³¹⁾やフィンガー・プリント等により土中ガス汚染を調べ、その下の地下水汚染の状況を推定した後、ボーリング調査等により土壌・地下水汚染の状況を調査するのが通例になっている。しかしながら、地下のガス検知による方法はあらかじめ、曝露された場所の見当がついている場合で、しかも土壌が露出した適地がある場合のみ有効である。これは、ガス検知によって検知される領域が限られているためである。実際に、現在は汚染源と思われる対象事業所が無いにも関わらず、井戸水が汚染されている例が多い。

本研究では、以上のような事情を考慮して、土中

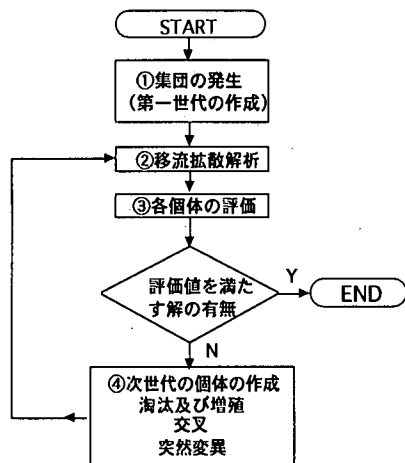


図-2 使用した遺伝アルゴリズムの概要

ガスによる汚染源位置探査方法の代わりに、現場に元々存在する数箇所のモニタリング井戸の不定期なとびとびの濃度のデータを用いて、地下水汚染源の位置を遺伝的アルゴリズム（以後GA）により、推定する方法を提案する。また、実際の汚染サイトにおける観測データにこれを適用した事例を報告するものである。

今回の推定に利用した遺伝的アルゴリズムは、地盤工学に関連する分野においても、様々な最適組合せ探索問題に適用されている³²⁾。千々岩ら³³⁾は交配個体選択GAを用いて杭基礎構造の杭の最適配置の推定を行った。本多ら³⁴⁾は単純GAを用いて基礎地盤面調査において追加ボーリング調査の最適計画を推定した。佐藤ら³⁵⁾は、単純GAを用いてライフライン網の最適復旧計画探索法を研究した。GAによる土の物性値推定は、安井ら³⁶⁾により透水係数と比貯留係数の推定が行われている。GAの適用には、この様に対象とする問題を問わず、様々な応用例がある。本研究で用いた推定法の特徴は、不特定の汚染開始時期、およびその継続時間を考慮して、実際に知り得るデータセットのみから、汚染源の推定を試みていく点である。

2. 汚染源位置推定方法

(1) 推定の前提条件

一般に、有機塩素化合物の地中・地下水での挙動を検討する場合には、気相・低濃度に溶解した液相・原液を主体とする液相の三次元的な存在形態が問題となる。また、本来汚染物質の収支を精緻にシミュレーションする場合^{37),38)}には、TCEやPCEの土壌

への吸着・溶脱の影響^{39),41)}や微生物分解・非微生物分解の影響³⁹⁾などを考慮する必要がある。しかし、本研究対象である汚染原位置の推定に関しては、これらの影響を精緻に考慮する必要はないと考えた。なぜなら、有機塩素化合物の土への吸着はそれほど大きくないと考えられること⁴⁰⁾、深さ方向の濃度変化は汚染源に局所的にある特性と考えられるからである。したがって、ここでは汚染の広がりは物理的な移流・拡散のみに支配されるような場を考えることとした。また、地下の地盤構造によっては、複数の帯水層を考慮したり、深さ方向の溶質移動も考慮する必要もあるが、ここでは対象とする帯水層は1層のみとし、深さ方向の溶質移動は考慮しないものとし、平面2次元の問題とした。また、原液相は移動しないものと考えた。これは、先にも述べたように有機塩素化合物の汚染形態としては、あるポイントにスポット的に原液溜まりを形成し、その状態から少しずつ汚染物質が地下水中に溶出し、汚染が広がっていく形態が想定されるからである。したがって、二液の混相流や相間の相互作用は考慮していない。

(2) GAによる推定方法

本研究では任意に与えられた汚染物質濃度の観測値の時系列を最もよく説明できる未知数の組合せをGAを用いて探索する問題を対象としている。このとき、推定する未知量としては、汚染源の位置の他に、地下水の流向・流速、汚染の継続した時間、汚染源の濃度、汚染の始まった時期の5項目を考慮することとした。図-2は、その具体的な手順の概要を示したものである。以下にそれぞれの項目について詳細を述べる。なお、一般に土中での値の推定が困難な拡散係数を未知データとしなかったのは、移流を支配する流速ベクトルと拡散を支配する拡散係数を同時に未知パラメータとした場合には、非常に多くの解が存在するような問題になると考えられたからであり、実際、そのような設定には無理があることが確かめられたからである。すなわち、ここでは移流現象が卓越する場を主に対象としている。計算においては拡散係数が必要となるが、後述するように、仮に拡散係数の値を実際と異なる値に設定しても、ここでの主眼である汚染源位置の推定には大きな影響がないことが確かめられている。

a) 集団の発生

まず、初期値として複数のデータセットの組合せ（集団）を作成する必要があるが、これには乱数を用いて発生させた。ここで、推定すべき未知初期データが取りうる値は、その上限値と下限値およびその分割数を設定し、離散的な値として与えるもの

表-2 未知データの取りうる範囲の一覧表 (例題の場合)

項目	下限値	上限値	分割数	分解能
地下水の流速(x方向)	0	0.01	51	0.0002
(y方向: m/hr)	0	-0.01	51	0.0002
汚染源濃度(ppm)	0	1100(飽和)	1101	1
汚染継続時間(月)	1 ~ 120(=10year)	120	1	1
汚染源位置	計算領域内のどこか1点		50×50	---

とした。この方法は、通常遺伝アルゴリズムのプログラムで用いられるような、ある長さのビット数から成る遺伝子の二進法によるコーディングとは異なるが、操作内容は同じである。例えば、次の章に示す例題に対しては、表-2に示すような条件を考えた。地下水の流速はx,y方向ともにゼロから0.01m/hr程度、また濃度は0~1100ppm (TCEの飽和濃度)、汚染源位置は対象とした計算領域メッシュ上のどこかの1点、汚染継続時間は1~120ヶ月まで等である。汚染源濃度を0~飽和濃度まで幅を持たせたのは、汚染源液が大量に暴露される場合と、ある溶媒とともに定期的に廃棄処理される場合を考えたためである。また、解析メッシュの中で、汚染源を1カ所と考えているが、このポイントの値は、数mから数十m四方のある領域を代表した値と考えられ、原液を暴露した場合でも必ずしも物理的な飽和濃度と一致する必要はないと判断したためである。なお、この例では、地下水の流速としてはx方向は正の値、y方向は負の値しか取らないので、流向としては360度のうち90度の範囲しか変動しない。実際の現場でも付近の地形や付近を流れる川の流れから、この程度の範囲の絞り込みが可能と考えたためである。

この例で継続時間を120通り、計算メッシュを50×50=2500とすれば、単純には上記データの組合せの総数は 8.6×10^{11} 組が存在することになる。

b) 移流拡散解析

汚染物質の土への吸着や発生・消滅を無視した場合、定常な地下水流れのある2次元の移流拡散方程式は、式(1)ようになる。

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} = D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} \quad (1)$$

ここに、cは汚染物質濃度、(u,v)はx,y方向の地下水流速、 D_x, D_y はXおよびY方向の拡散係数である。この式は、吸着を考慮する場合にしばしば導入される遅延係数を1にした場合に相当する。なお、吸着や発生・消滅を考慮するような解析方法は他の文献^{(13),(41),(43)-(45)}に述べられている。

この基礎方程式をクランク・ニコルソン法を用いて差分化する。すなわち、上式の時間による偏微分

項を前進差分で、場所による偏微分項を中心差分で差分化すると式(2)となる。

$$\frac{c_{i,j}^{n+1} - c_{i,j}^n}{\Delta t} = D_x \frac{c_{i+1,j}^n - 2c_{i,j}^n + c_{i-1,j}^n}{h^2} + D_y \frac{c_{i,j+1}^n - 2c_{i,j}^n + c_{i,j-1}^n}{h^2} - u \frac{c_{i+1,j}^n - c_{i-1,j}^n}{2h} - v \frac{c_{i,j+1}^n - c_{i,j-1}^n}{2h} \quad (2)$$

ここで、hは差分メッシュの節点間隔、上添字nは時間ステップ、下添字ijは差分のメッシュのそれぞれx,y方向の節点番号である。さらに、場所による偏微分項を、n番目の時間ステップと、n+1番目の時間ステップの平均とすると式(3)が得られる。

$$\begin{aligned} \frac{c_{i,j}^{n+1} - c_{i,j}^n}{\Delta t} = & \frac{1}{2} D_x \left(\frac{c_{i+1,j}^{n+1} - 2c_{i,j}^{n+1} + c_{i-1,j}^{n+1}}{h^2} + \frac{c_{i+1,j}^n - 2c_{i,j}^n + c_{i-1,j}^n}{h^2} \right) \\ & + \frac{1}{2} D_y \left(\frac{c_{i,j+1}^{n+1} - 2c_{i,j}^{n+1} + c_{i,j-1}^{n+1}}{h^2} + \frac{c_{i,j+1}^n - 2c_{i,j}^n + c_{i,j-1}^n}{h^2} \right) \\ & - \frac{1}{2} u \left(\frac{c_{i+1,j}^{n+1} - c_{i-1,j}^{n+1}}{2h} + \frac{c_{i+1,j}^n - c_{i-1,j}^n}{2h} \right) \\ & - \frac{1}{2} v \left(\frac{c_{i,j+1}^{n+1} - c_{i,j-1}^{n+1}}{2h} + \frac{c_{i,j+1}^n - c_{i,j-1}^n}{2h} \right) \end{aligned} \quad (3)$$

この式を整理すると、n+1番目のある節点(i,j)の濃度が、式(4)で求められる。

$$c_{i,j}^{n+1} = \left[(\alpha_{x1} - \alpha_{x2}) c_{i+1,j}^{n+1} + (\alpha_{x1} + \alpha_{x2}) c_{i-1,j}^{n+1} + (\alpha_{y1} - \alpha_{y2}) c_{i,j+1}^{n+1} + (\alpha_{y1} + \alpha_{y2}) c_{i,j-1}^{n+1} + \beta \right] / (1 + 2\alpha_{x1} + 2\alpha_{y1}) \quad (4)$$

$$\text{ここに } \alpha_{x1} = \frac{D_x}{2h^2} \Delta t, \alpha_{y1} = \frac{D_y}{2h^2} \Delta t, \alpha_{x2} = \frac{u}{4h} \Delta t, \alpha_{y2} = \frac{v}{4h} \Delta t$$

であり、 β はnステップ目の既知濃度項をまとめたもので、式(5)のように表される。

$$\begin{aligned} \beta = & \alpha_{x1} (c_{i+1,j}^n - 2c_{i,j}^n + c_{i-1,j}^n) + \alpha_{y1} (c_{i,j+1}^n - 2c_{i,j}^n + c_{i,j-1}^n) \\ & - \alpha_{x2} (c_{i+1,j}^n - c_{i-1,j}^n) - \alpha_{y2} (c_{i,j+1}^n - c_{i,j-1}^n) + c_{i,j}^n \end{aligned} \quad (5)$$

式(4)を、反復法の一つであるヤコビ法により収束させた。なお、計算領域を十分広く取ることににより、境界の影響を無くした。

c) 各個体の評価方法

問題の対象となる領域のメッシュ分割が行われ、

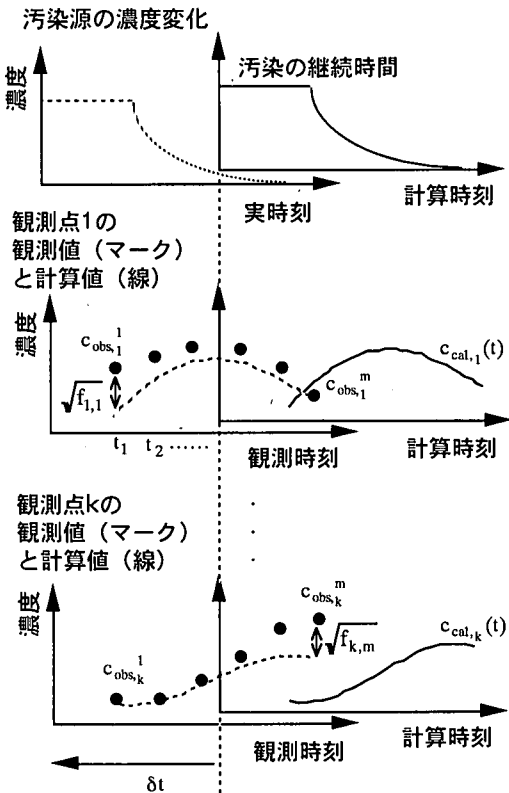


図-3 汚染開始時刻の推定方法の模式図

汚染源の位置、地下水の流向・流速、汚染源濃度、汚染源濃度の継続時間が1つの計算条件のデータセット（各個体）として与えられると非定常の移流拡散解析ができる。この解析では、汚染が始まった時期を $t=0$ として、観測データのある期間の2倍程度以上の期間の解析を行う。これは、解析の前段階では、汚染の始まった時期が未知だからである。この解析により、ある個体 l の任意の k 番目の観測点 (x_k, y_k) における汚染物質濃度の経時変化 $c_{cal,k}(t)$ が求められる。これと実際の k 番目の観測点の m 番目の観測値 $c_{obs,k}^m$ との適合度を検討する場合、計算値の時間軸を δt だけ移動させた場合の誤差（計算値と観測値の残差の二乗和）

$$F_l = \sum_{k=1}^K \sum_{m=1}^M f_{k,m}(\delta t) = \sum_{k=1}^K \sum_{m=1}^M \left\{ c_{obs,k}^m - c_{cal,k}(t_m - \delta t) \right\}^2 \quad (6)$$

が計算できる。式(6)において δt を変化させたときに得られる最小の誤差をその個体の誤差とする。 δt の変化幅は、移流拡散計算で使用する Δt を最小移動単位とすることもできるが、ここでは汚染源継続時間の分解能（表-2参照）と同一とした。以上から、汚染が始まった時期は、その個体の最小の誤差を与え

る時間移動量と観測時期の差からわかることになる。ここに、 K は観測井の総数、 M は計測時間の総数である。図-3にこの方法の模式図を示した。

なお、森澤⁴⁹が報告しているように、観測井戸の配置に偏りがある場合には、観測値を積み付きで評価していることになる。この点については、GAのアルゴリズムを左右する重要な問題と考えられるが、本研究では観測井が平均的に分布していることを想定し、この重みについては考慮しないこととした。将来的にこの問題を解決するためには、クリッキング等を使って、重みを考慮しなくてよい観測値のデータセットを使う等の工夫が必要と考えられる。

d) 次世代のデータセット（個体）の作成方法

こうして、 L 個の個体に対する移流拡散解析を行い、観測値との誤差を評価すると、 L 個の個体を誤差の小さい順にソートすることができる。GAではこの結果を基に、複数の個体を淘汰・増殖・交差・突然変異させたりするが、これには様々な方法がある。GAの基本的操作としては、

- i) 選択：各データの組の適応度を評価し、適応度の高い個体は増殖、適応度の低い個体は淘汰する。
- ii) 交叉：各個体間のデータの入れ換えが行われる。代表的な交叉の方法として、1点交叉、2点交叉等がある。
- iii) 突然変異：ある確率に応じて、個体のデータの一部を変化させる。

がある。本研究で用いた方法は、次のとおりである。まず、選択の方法としては、二つの選択方法を比較検討した。

一つは、評価値が最も高い個体のみ1つを評価値の最も低いものの代わりに増殖させる選択方法である。新たにできた個体のうち、上から2つずつを選んで1点交叉させた。すなわち、個体1と2、個体3と4という組合せで1点交叉させた。但し、交叉の位置は乱数により毎回変化させた。この方法をアルゴリズム1[A1]と称する。

他方は、全個体のうち、評価値の高い方から半数の個体を基にして、隣り合う個体同士を1点交叉させ、新たに2倍の個体を生成する方法である。すなわち、個体1と2、個体2と3と言うように交叉させる。但し、A1と同様に交叉の位置は乱数により毎回変化させ、既に計算された個体と同じ個体が生じていないかどうかをチェックし、同じ個体が生じた場合には、乱数によりどれかのデータを突然変異させた。この方法をアルゴリズム2[A2]と称する。

A1, A2のアルゴリズムに係わらず、こうして出来上がった新たなデータセットのうち、30%の個体には、どれか一つのデータ要素に突然変異がおこるも

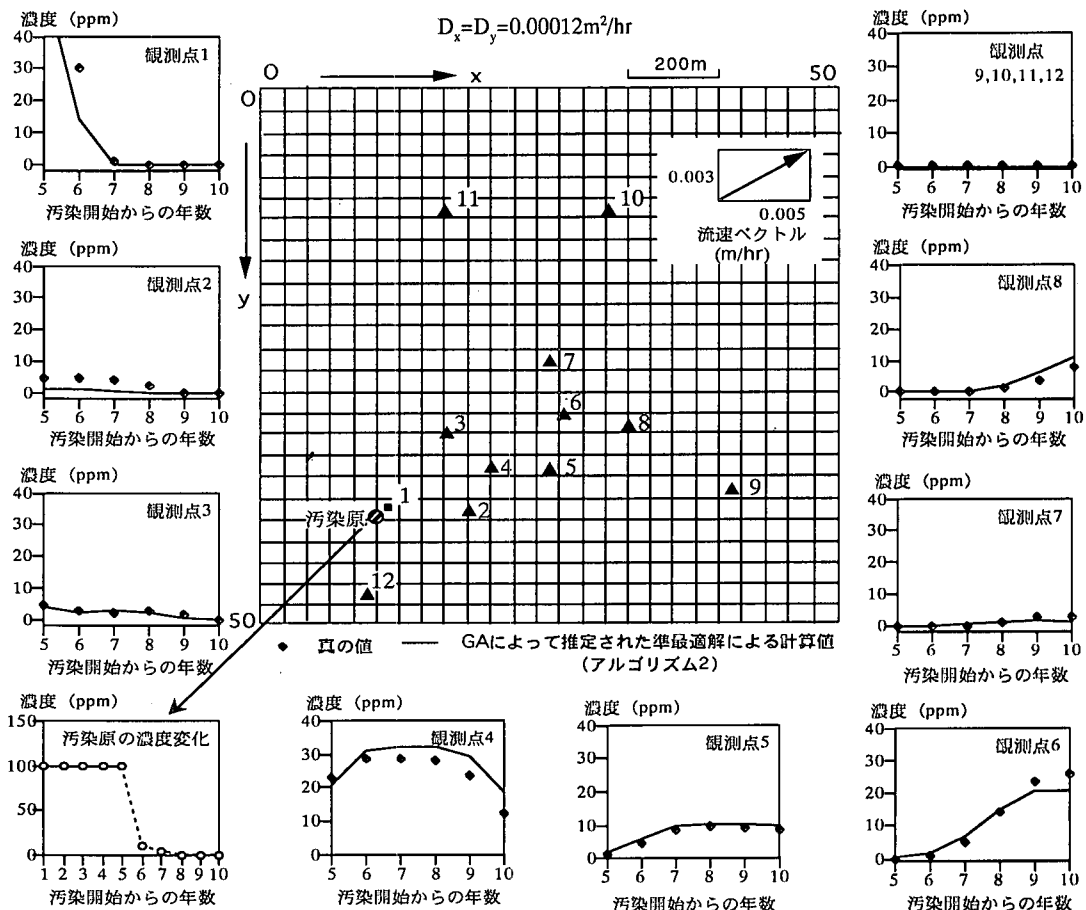


図-4 推定法の検証に用いたメッシュ, および計算条件, 推定結果

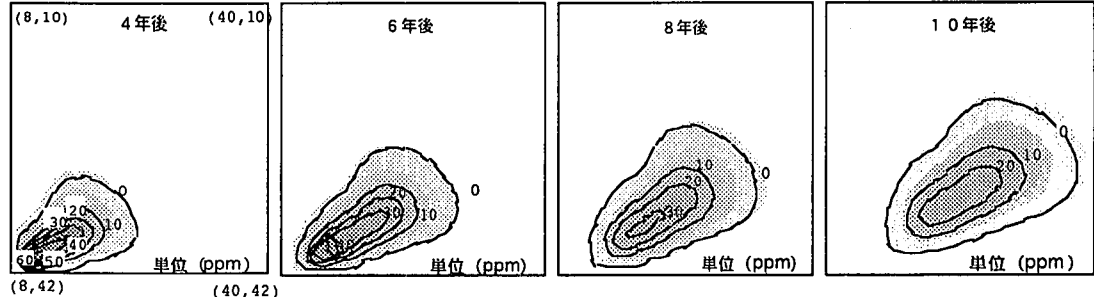


図-5 推定法の検証に用いた計算条件による4年後, 6年後, 8年後, 10年後の汚染状況

のとした。

3. 推定手法の妥当性の検証

先に説明した推定方法によって, GAにより期待する範囲内に収まる準最適組合せが推定できるかどうかを検証するための解析を行った。まず, ある初期データを用いて移流拡散解析を行い, 任意に選択した観測点について仮定の観測値を計算する。この観

測値を用いて, GAの解析を行い, 先の解析で設定した真の地下水の流向・流速, 汚染源位置などの値を推定できるかどうかを検討した。

図-4は, 検証に用いた50×50の差分のメッシュを示したものである。また, 同図には, 計算で仮定した初期条件も示した。すなわち, 汚染源位置が(10,40)地点, 汚染源濃度が100ppmが5年継続, 地下水の流速が $u=0.01$ m/hr, $v=-0.005$ m/hrである。この計算から得られる4年後, 6年後, 8年後, 10年後の汚染の拡がる様子を図-5に示す。

表-3 準最適推定値と真値の比較

項目	真値	アルゴリズム1	アルゴリズム2
地下水の流速x方向 (m/hr)	0.005	0.0008	0.0052
y方向	0.003	0.001	0.0026
汚染源濃度(ppm)	100	646	90
汚染継続時間(月)	60	114	60
汚染源位置	(10,40)	(19,34)	(10,39)
汚染開始時期	10年前	8年7箇月	10年2箇月
より真値に近い組合せ数		1.7×10^{10}	945

仮定の観測値は図-4に示すように、12個の観測井における汚染開始から5年目から10年目までの1年おきの濃度のデータ6個であり、合計72個である。なお、ここでは同図の観測井の平面位置分布を平均的に分布している状態と見なしている。分布の偏りを適切な重み付けによって補正することも考えられるが、この点に関しては、重みづけが恣意的に行われることから、情報処理の分野でも未だに解決されない問題である。したがって、実用上はなるべく多くのデータセットを利用することが、唯一の解決策と考えられるが、ここで示した例題は、後述する実際の汚染サイトのデータセットと同程度の情報となるよう設定したものである。

さて、この値を用いて、先に説明したGAにより、真値を探索できるかどうかを検討するわけであるが、先に述べたように各初期値は、離散的な値を取ることとし、表-2に示した値を用いている。したがって、選択可能な総組合せ数は、 8.6×10^{11} 通りである。一方、推定計算では、1世代あたりの個体数を40とし、これを150世代まで計算したので、実際に計算した組合せは6000データである。

表-3に、2つのアルゴリズムに対して150世代の間で最も小さな誤差を与えた組合せの推定値を真値とともに示した。最終的な誤差の値はA2で240程度となった。また、図-6は各世代における最もよい個体の誤差の変化を示したものである。なお、二つのアルゴリズムの第一世代のデータセットは同じものを用いている。これによると、A2の方がA1よりも真値に近い推定結果を与えている。また、A1は50世代で最も評価の高い推定結果を示したあと、その後の世代では、これに優る推定値が得られていないことがわかる。このアルゴリズムでは、推定値が局所的なところに偏るためと思われる。

図-4にA2を用いた場合の準最適組合せで計算された12個の観測井の汚染濃度の経年変化を示す。同図中のマーカーは推定に用いた仮定の観測値（真値）を示す。おおよそ、満足の行く計算結果が得られていることがわかるが、ちなみに、総数6000個のデータセットを用いたこの計算では、パソコン（Gateway

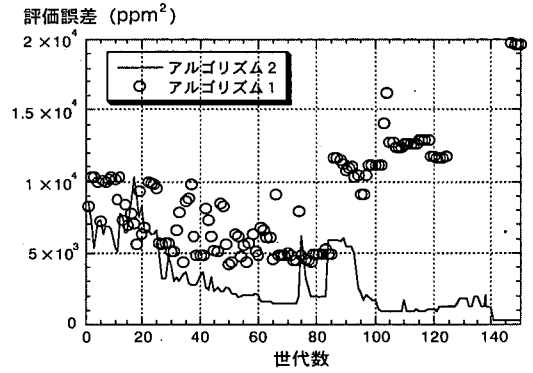


図-6 アルゴリズムの違いによる誤差の収束状況の違い

GP6-450MHz, Windows98, コンパイラはVisual Fortran Ver.7.0)で約6時間を要した。なお、仮に全くランダムにデータセットを作成し、6000個の個体の計算を行うことを考えた場合、GAで推定された個体より真値に近い個体が選択される確率は、 6.6×10^{-6} 程度であり、GAによる推定方法に優位性があると結論づけられる。表-3中のより真値に近い組み合わせ数とは、今回推定された準最適組み合わせを構成する各遺伝子より、遺伝子レベルで真値に近くなる場合の数を乗じて求めたものである。

また、拡散係数を真値の1/2~10倍にした推定を行ったところ、長期間の汚染の広がりには差が見られるものの、汚染の広がりパターンは同じであり、汚染源位置の推定結果には影響が見られなかった。

4. 実際の地下水汚染への適用と推定結果

(1) GAを適用する地下水汚染現場

今回、適用する現場はM県T町の現場であり、図-7に現場の平面図と観測井の分布を示す。また、同図に各観測井における観測値（マーカー）の経年変化を示す。現場は、比較的フラットな地形を形成し、極端な谷地形、丘などがなく、地下水の流れは付近を流れる川の流れの方向と同様であると考えられる（図の左から右の方向）。また、現場付近の土質柱状図によれば、地表面下5.6mまで砂礫層があり、そのしたには不透水層が存在する。井戸は、720m×720mの範囲に計8個の井戸が密集しており、家庭用簡易井戸であるため、おおむねこの浅層の地下水を利用しているものである。観測値の最大値は、平成5年には11ppmが検出された井戸もあるが、その後徐々に減少している。このことから、現在、高濃度に汚染された土壌はすでに存在しないかもしくは、

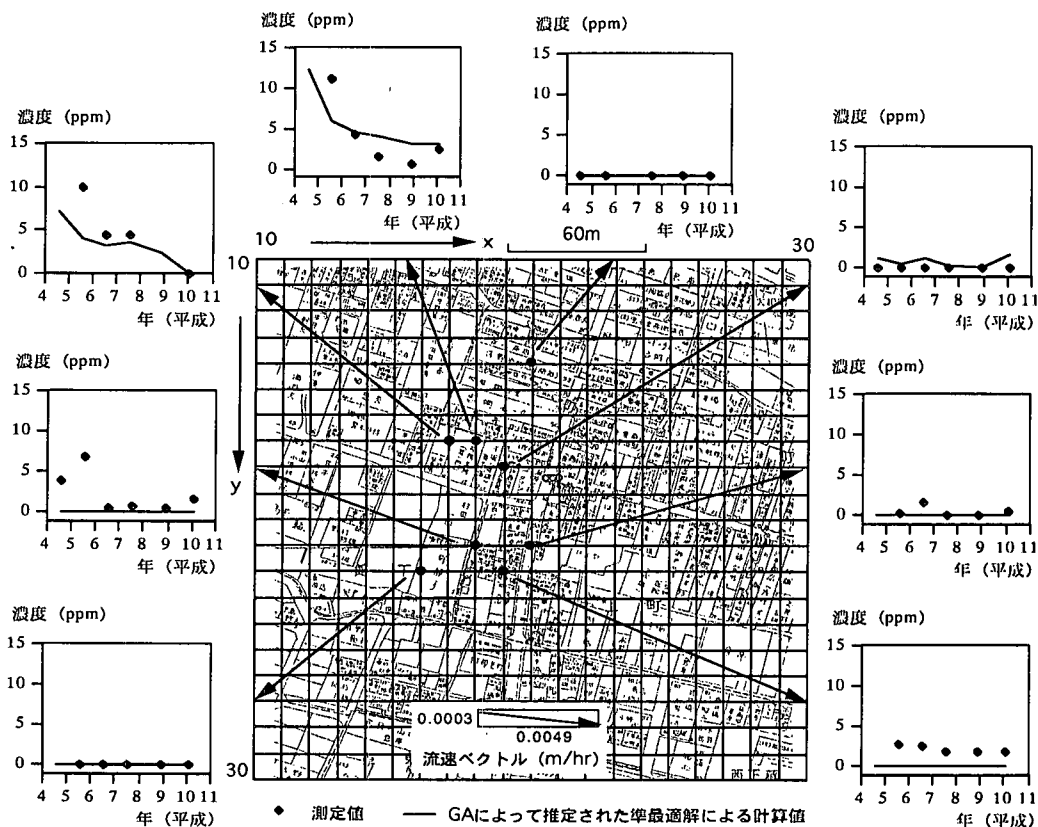


図-7 実際の汚染現場の推定結果 (M県T町の場合)

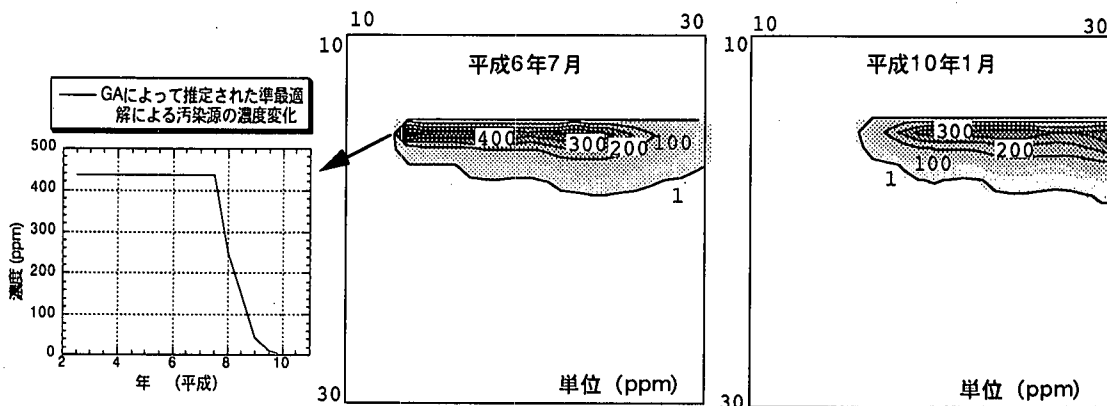


図-8 推定された汚染濃度の分布

観測井が汚染の広がりを中心から少しはずれた位置にあるためと考えられる。この現場では、汚染ブリュームから低濃度で地下水中に溶出し、地下水流によって移流拡散していると考えられる。

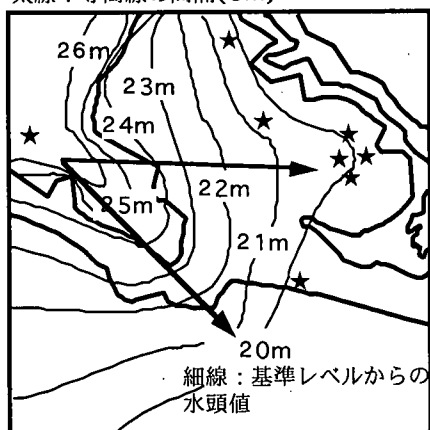
なお、計算に用いたTCEの拡散係数は、宗像ら⁴⁷⁾のカラム実験結果を参考にして、 $0.00012 \text{ m}^2/\text{hr}$ の値を用いた。この値は、ガラスビーズを詰めたカラムにおける実験結果であり、実験による誤差や実際の地盤

との違いが懸念されたため、拡散係数を1/2倍～10倍にした計算も実施した。その結果、汚染源位置の推定結果には影響が見られなかった。これは、ここで対象とした問題が、移流現象の卓越する問題であったためと考えられる。

(2) GAによる推定結果

アルゴリズムは先の検証で収束のよかったA2を採

太線：等高線の間隔(5m)



★：水頭コンターを描くのに使用した井戸

図-9 実際の汚染現場の地形および井戸水位に基づく地下水水位の推定コンター図(四角の領域はGAの計算領域)

用した。計算した世代数は100, 1世代あたりの組み合わせ個体数は30とした。世代数および個体数を例題の場合より少なくしたのは、計算時間の制約によるものである。すなわち、観測井が密集しているため、場所的な差分メッシュが小さくなったことから、計算のスキームが安定となる条件が厳しくなったためである。なお、計算の対象とした時間は12年間である。

図-7に、求められた準最適解と各観測井の実測値との対応関係を示した。この推定結果によれば、地下水流速は、 $u=0.0049\text{m/hr}$, $v=0.0003\text{m/hr}$ であり、汚染はメッシュ座標(13,15)点において平成2年6月から、約5年間、438ppmで続き現在(平成10年1月)に至っている。

図-8に推定した準最適組み合わせによる平成7年7月と平成10年1月の汚染濃度の分布形態を示す。これを見ると、汚染は観測井戸群の左上側から右に向かって広がっているが、移流による影響が大きいことがわかる。また、推定結果では図-7の中央付近の井戸群には汚染が広がっていない結果となった。

この推定結果の是非を判断するため、本解析後に付加的な調査を行った。まず、解析対象領域の地形図を入手するとともに、標高および水位の計測可能な井戸の水位データを集め、おおよそその水位の推定コンターを描いたところ、図-9のようになった。この図から、GAの対象領域の流速ベクトルを描けば、おおよそ図中の2つの矢印の間の向きになり、GAで推定された流速ベクトルの向きと調和的である。一方、解析領域のこのコンターから、その動水勾配を推定したところ、おおよそ0.015となった。ここで、

現地の第一帯水層であるきれいな砂礫層の透水係数を一般的な値として 10^{-2}cm/s と仮定すれば、地下水の流速は $1.5 \times 10^{-4}\text{cm/s} = 0.0054\text{m/hr}$ となる。この値は、推定された流速値とオーダー的にはほぼ等しい。さらに、具体的にそのあたりに汚染源となる事業所があったかどうかを、1985年版の同地区の地図を参照し調べたところ、やや計算推定値と異なるものの計算領域座標(15,13)に汚染源と思われるクリーニング店が存在していることを確認することができた。

5. 結論および今後の課題

本研究では数点の観測井からの濃度の経年変化から単純GAを用いて、有機塩素化合物による地下水汚染源位置を推定する方法を検討した。実際の汚染サイトでの推定の予備段階として、地下水汚染問題に適用するアルゴリズムの妥当性の検証を行った。その結果、設定した初期値を概ね良好に推定することができた。次に、M県T町の実際の汚染データを用いてGAによる汚染源位置の推定を試みた。本研究の結論を要約すると、以下のとおりである。

- 1) 地下水の流向・流速、汚染源位置、汚染源濃度、汚染源継続時間、汚染開始時期が未知である汚染源を推定するための方法論を示した。
- 2) 検証で収束の良かったアルゴリズムは、良い推定結果を与える個体の半数を交叉によって世代更新するアルゴリズムであり、概ね1世代あたり40の組み合わせ数で150世代計算することによって、汚染源の未知量を推定することができた。
- 3) 現場へ適用に関しては、井戸群の配置や、現場の状況の不確定要素などから、すべての観測井のデータをうまく説明できる解が得られなかったが、流速ベクトルの向き長さとも現地での解析後推定結果と調和的であり、有為な推定が行える可能性を示すものであったと考える。

本推定手法の実効性を左右するのは、現場条件によるところが大きいと考えられるが、いくつかを今後の課題としてまとめると以下のとおりである。

- 1) 本研究の対象とした現場の井戸深度の最大差は6.5mであった。現場によっては、同一の滞水層の中でも深さ方向に濃度の違いがある可能性もあり、深さ方向に変化が無いとした二次元の仮定の妥当性を検討する必要がある。
- 2) 今回の計算の仮定では、汚染物質は分解されず、かつ汚染物質と土壌の間で吸着・溶脱・分解は起こらないとした。有機質土のように吸着が大きいと思われる地盤では、この影響を検討しなければ

ならない。なお、複数の分解した物質の濃度を計測することによって汚染の形態をより詳細に推定することができる可能性もあると思われる。

- 3) 本研究では、既存の監視井戸のモニタリングデータをそのまま使う場合を対象にした。しかしながら、観測井が推定を行うのに理想的な配置であることはないのが普通である。その場合には、新たに適当な位置での濃度データを追加するか、観測井の配置に応じて適切な重み付けを行って観測値と推定値の一致度を評価する必要がある。
- 4) 本研究では、汚染濃度の観測値以外のほとんどのパラメータを未知数として取り扱っているが、このパラメータの数や推定範囲を縮めることができるような付加的な調査（地下水の流向流速など）を行うことが必要と考えられる。これによって、計算時間の問題をクリアできれば将来的には地下水の流れの非均一性や複数の汚染源を対象とした推定も可能になると考えられる。

謝辞：本研究を行うに当たり、山形大学農学部名誉教授東山勇先生には、有機塩素化合物などの土壌汚染の実態や解析などについて御教示いただきました。千葉県水質研究所の楡井久博士からは、千葉県の事例研究の文献を多数頂きました。関係各位に、お礼を申し上げます。なお、本学卒業生の宗像恵子さん（現・首都高速道路公団）には、文献調査から基礎的なカラム実験までを、笠原薫君（現・運輸省）にはGAの計算をしていただきました。両君の努力に謝意を表します。また、実汚染サイト井戸群の調査には、応用地質（株）東北支店の門間聖子さんにお世話になりました。ここに、謝意を表します。

参考文献

- 1) 土質工学会編：環境地盤工学入門，278p., 1994.
- 2) 地下水地盤環境に関する研究協議会編：地下水地盤環境に関するシンポジウム'96発表論文集，1996.
- 3) 水収支研究グループ編：地下水資源・環境論，共立出版株式会社，1993.
- 4) 環境庁水質保全局水質管理課・土壌農薬課監修：土壌・地下水汚染対策ハンドブック，公害研究対策センター，1995.
- 5) 川村和彦，森田弘昭：土壌・地下水汚染の現状と対策の今後，資源環境対策，Vol.30, No.9, pp.3-10, 1994.
- 6) 酒井伸一：欧米の地盤環境汚染と未然防止体系，土と基礎講座「地盤環境汚染の現状とその対策」，Vol.42, No.5, pp.71-78, 1994.
- 7) 鶴戸口昭彦：日本における環境基準，土と基礎講座「地盤環境汚染の現状とその対策」，Vol.42, No.10, pp.59-65, 1994.

- 8) 鈴木喜計：急がれるソフト面の対応，地方行政第8713・8714合併号，時事通信社，pp.2-8, 1994.
- 9) 国立環境研究所：土壌および地下水圏における有害化学物質の挙動に関する研究，国立環境研究所特別研究報告書，SR-6-'91, 89p., 1991.
- 10) 国立環境研究所：トリクロロエチレン等の地下水汚染の防止に関する研究，国立環境研究所特別研究報告書，SR-15-'94, 50p., 1994.
- 11) 中杉修身：土壌・地下水汚染の現状と対策，廃棄物学会誌，Vol.5, No.2, pp.164-173, 1994.
- 12) 中杉修身：土壌・地下水における汚染物質の挙動，水環境学会誌，Vol.17, No.2, pp.10-14, 1994.
- 13) 村岡浩爾：研究展望・最近の地下水汚染について，土木学会論文集 No.405 / II-11, pp.25-41, 1989.
- 14) 鈴木喜計，江沢克己，岩本広志，生野 朗，佐藤賢司，楡井 久：地下水汚染現場における地層中のジクロロエチレン三異性体の挙動について，第1回環境地質学シンポジウム講演論文集，日本地質学会環境地質研究委員会，pp.77-82, 1991.
- 15) 楡井 久，小林亜也，上砂正一，佐藤賢司，日野 淳，鈴木喜計，酒井 豊，森崎正昭：地下水汚染ブリュームからみた1.1.1-トリクロロエタン・トリクロロエチレン両物質からジクロロエチレン異性体への変遷，第2回環境地質学シンポジウム講演論文集，日本地質学会環境地質研究委員会，pp.55-60, 1992.
- 16) 中杉修身：土壌・地下水汚染の実態と対策技術の動向，資源環境対策，Vol.30, No.9, pp.11-17, 1994.
- 17) 平田健正：土壌・地下水汚染の浄化技術の現状と課題，水環境学会誌，Vol.17, No.2, pp.20-24, 1994.
- 18) 菊池亮一：有機塩素化合物で汚染された地下水の修復技術，用水と廃水，Vol.36, No.8, pp.23-31, 1994.
- 19) 高田 士：土壌汚染修復技術の実態と課題，資源環境対策，Vol.30, No.9, pp.28-38, 1994.
- 20) 今村 聡，末岡 徹，長藤哲夫，金子伯男，藪田英俊：土壌浄化方法（SVE工法）の適用性について，第26回土質工学研究発表会，pp.1697-1698, 1991.
- 21) 奥村興平，大洞輝雄：有機塩素化合物汚染に対する土壌ガス吸引法の浄化効果，応用地質技術年報，No.18, pp.1-17, 1997.
- 22) 楡垣賢司，藪田英俊，氏家正人，岩崎孝夫：揮発性有機塩素化合物による汚染粘性土の浄化法に関する基礎的研究，第30回土質工学研究発表会，pp.223-224, 1995.
- 23) 矢口久美子：有機塩素化合物の微生物による分解除去，用水と廃水，Vol.33, No.8, pp.38-43, 1991.
- 24) 稲森悠平，西村 修，林 紀男，須藤隆一：有用微生物を活用した環境修復，用水と廃水，Vol.36, No.8, pp.5-10, 1994.
- 25) 土路生修三，門倉伸行：バイオレメディエーションによる土壌・地下水汚染修復実証実験，熊谷組技術研究報告第55号，pp.51-57, 1996.
- 26) 浦野紘平：土壌・地下水汚染の調査・測定方法，水環境学会誌，Vol.17, No.2, pp.15-19, 1994.
- 27) 細見正明，奥村興平：地盤環境汚染の調査とモニタリ

- グとその問題点, 土と基礎講座「地盤環境汚染の現状とその対策」, Vol.42, No.7, pp.73-80, 1994.
- 28) 大郷 勲: 土壌汚染の調査・測定技術の現状と課題, 資源環境対策, Vol.30, No.9, pp.39-52, 1994.
- 29) 楡井 久, 上砂正一: 揮発性有機塩素化合物による土壌・地下水汚染を始めとした地質汚染の調査と対策, 資源環境対策, Vol.30, No.9, pp.19-27, 1994.
- 30) 鈴木喜計, 磯部光一, 渡辺達男, 矢野 勝, 村田順一, 佐藤賢司, 楡井 久: 有機塩素化合物による地質汚染簡易調査法, 公害と対策, Vol.25, No.15, pp.17-24, 1989.
- 31) 日本地質学会環境地質研究委員会編: 地質汚染の責任, 東海大学出版会, 1995.
- 32) 古田 均, 杉本博之: 遺伝アルゴリズムの構造工学への適用, 森北出版, 1997.
- 33) 千々岩浩巳, 三原徹治, 太田俊昭: GAによる鋼管杭基礎構造の最適配置決定法に関する研究, 土木学会論文集, No.549/I-37, pp.97-105, 1996.
- 34) 本多 眞, 鈴木 誠, 上田 稔: GAによる杭基礎地盤面調査のための追加ボーリング計画, 土木学会第51回年次学術講演会, pp.722-723, 1996.
- 35) 佐藤忠信, 一井康二: 遺伝的アルゴリズムを用いたライフライン網の最適復旧過程に関する研究, 土木学会論文集 No.537/I-35, pp.245-256, 1996.
- 36) 安井克豊, 竹下祐二, 河野伊一朗: 遺伝的アルゴリズムを用いた揚水試験データの解析例, 土木学会第51回年次学術講演会, pp. 610-611, 1996.
- 37) 村岡浩爾: 有機ハロゲン物質の地下水中の流動特性について, 水質汚濁研究, Vol.8, No.5, pp.12-19, 1985.
- 38) Yong, Mohamed and Warkentin (福江正治, 加藤義久, 小松田精吉訳): 地盤と地下水汚染の原理, 東海大学出版会, 1995.
- 39) 森澤眞輔: 有機ハロゲン物質の土壌との吸脱着について, 水質汚濁研究, Vol.8, No.5, pp.20-26, 1985.
- 40) 成瀬洋児, 渡辺正敏, 土山秀樹, 伊藤英一, 矢木修身: トリクロロエチレンの土壌への収・脱着について, 水環境学会誌, Vol.16, No.5, pp.346-353, 1993.
- 41) 今立文雄, 川端淳一: 界面活性剤による有機塩素化合物の脱着について, 第31回地盤研究発表会, pp.353-354, 1996.
- 42) 下村雅則, 今村 聡: 移流拡散解析における汚染物質分解の影響, 第29回土質工学研究発表会, pp.1931-1932, 1994.
- 43) 嘉門雅史, 青木一男, 内山雄一郎: 塩分の移流・拡散・吸着現象の数値解析, 第18回土質工学研究発表会, pp.1325-1326, 1983.
- 44) 西田憲司, 西林清茂, 上野孝之: 地盤内の移流拡散現象について, 第29回土質工学研究発表会, pp.1929-1930, 1994.
- 45) 藤縄克之: 地盤環境汚染の解析手法, 土と基礎講座「地盤環境汚染の現状とその対策」, Vol.42, No.8, pp.71-78, 1994.
- 46) 森澤眞輔: 地下水汚染モニタリング井戸群の適正配置, 環境と測定技術, Vol.22, No.2, pp.26-47, 1995.
- 47) 宗像恵子, 風間基樹, 朴 燦燦, 柳澤栄司: 低濃度テトラクロロエチレンの地盤中の挙動に関する研究, 土木学会第51回年次学術講演会概要集, pp.778-779, 1996.

(1998. 5.1 受付)

POLLUTANT SOURCE DETECTION OF GROUND WATER CONTAMINATED BY CHLORINATED ORGANIC COMPOUNDS USING GENETIC ALGORITHM

Motoki KAZAMA, Chan Hoon PARK, Eiji YANAGISAWA and Hidenobu NAITO

It is important for recovering the ground water contaminated by chlorinated organic compounds to search the point of pollutant source. The authors study the methods to detect the point of pollutant source by GA (genetic algorithm) using existing concentration data obtained from monitoring wells. We assume that pollution proceeds by advection and diffusion in two-dimensionally without absorption. Unknown factors detected are a source point, the direction and the velocity of ground water, the concentration of source point, the beginning time of pollution and the continued period of pollution. The method proposed is verified by the virtual numerical simulation and is applied to the actual polluted site.