

揮発性有機塩素化合物の汚染形態と 土中存在量算定方法に関する研究

長藤 哲夫¹・今村 聡²・日下部 治³・平田 健正⁴

¹正会員 大成建設株式会社 エンジニアリング部 (〒163-0606 東京都新宿区西新宿1-25-1)

²正会員 工博 大成建設株式会社 技術研究所 (〒245-0051 神奈川県横浜市戸塚区名瀬町344-1)

³正会員 工博 東京工業大学 工学部土木工学科 (〒152-0033 東京都目黒区大岡山2-12-1)

⁴正会員 工博 和歌山大学 システム工学部環境システム学科 (〒640-8441 和歌山県和歌山市栄谷930)

国内の21件の調査事例の汚染状況から汚染分布の特徴と汚染形態を検討した。汚染分布の特徴では、汚染サイトにおける汚染の水平および鉛直方向の拡がりに与える影響の分析と土壌ガス濃度と土壌濃度の相関性を検討した。最大土壌ガス濃度は最大土壌濃度と明確な相関性が認められないが、表層土壌濃度との間に強い相関性があることがわかった。地盤中の汚染形態は、地層構成別の土壌濃度分布の特徴から分類し汚染形態のモデル化を行い、関東地方のローム台地・九州北海道の火山灰台地・沖積低地等に類型化できることがわかった。たま、水平方向のガス濃度分布と3地点ほどの小本数のボーリング調査を用いて、汚染分布の特徴を踏まえた汚染物質存在存在量推定手法を提案した。

Key Words : *volatile organic compounds, pollution form, surface gas concentration, soil pollution estimation method of pollution deposits.*

1.はじめに

揮発性有機塩素化合物（以後、VOCsと記す）による土壌・地下水汚染が全国各地で顕在化してきたことから、汚染の実態を把握する調査が実施されている。環境庁は平成6年にVOCsの土壌・地下水汚染調査・対策暫定指針¹⁾を策定し、その普及に努めている。汚染調査は従来、飲用地下水の保全を目的としていたが近年、土地売買時の事前調査、企業の環境監査用の実態調査と適用範囲が広がってきた。調査方法は土壌ガス濃度調査で汚染の平面範囲を特定し、ボーリング調査による深度方向土壌濃度分布から、三次元的な汚染状況の把握をする手段で行っている。VOCsは液体で、比重が水より重く(1.4~1.7)、粘性が低いことから不飽和帯であり拡がらずに沈降し、地下水面に到達すると地下水面上に一時滞留し、地下水に微量に溶解しながら飽和帯を沈降する。この沈降過程は漏出量、地層構成、地下水位等の影響を受け汚染の平面範囲、深さや濃度分布が相違するため土中の汚染状況を正確に把握するには多本数のボーリング調査が必要になるが、費用と時間の制約から十分な調査がしえないのが実情である。汚染調査を効率的に実施するには、過去の調査事例が参考になるが現場の汚染実態の報告はあるものの、複数の現場での汚染の拡がり、濃度分布について地下水面の位置や土質の影響を要因分析した

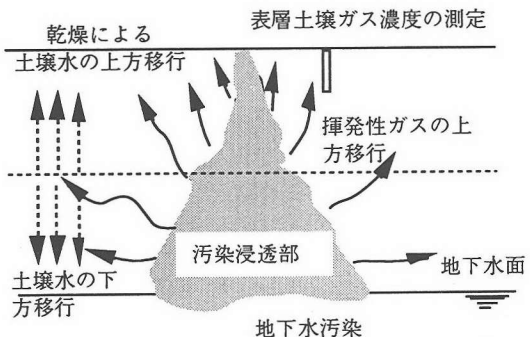


図-1 表層土壌ガス濃度と土壌濃度²⁾

ものはない。そのため、汚染調査計画を立案する場合に、土壌ガス濃度の測定範囲、ボーリング本数や深度を決定するのに苦慮している。

また、汚染調査を行っても土中の情報が少ないためとサンプリング時の揮発の影響により、汚染状況は定性的には把握出来るが、土中のVOCs存在量を定量的に算定出来ないのが実情である。そのため、浄化対策を実施すると、調査時に推定した存在量より数倍のVOCsを回収することもある。汚染調査時のデータ不足を補完するには、比較的簡単に行える表層の土壌ガス濃度とボーリング調査から得られる土壌濃度との相関性を把握することが必要になる。図-1に、表層土壌ガス濃度と土壌濃度の関連を示した。また、調査地点の土質構成によって汚染形態を

表-1 調査事例一覧表

事例	VOCs	平面的拡がり (m×m)	最大土壌 ガス濃度 (ppm)	汚染深度 (GL-m)	最大 土壌濃度 (mg/kg)	地下水位 (GL-m)	土質
A	TCE	40×40	275	8.4	16.86	1.2	ローム・粘土・砂礫
B	TCE	35×15	519	7.8	765.94	1.5	砂礫・粘土
C	TCE	14×10	105	3.4	5.34	3.2	ローム・粘土・砂
D	PCE	35×45	780	20.0	3277.00	7.3	ローム・砂礫・泥岩
E	TCE	50×30	454	18.3	103.00	16.0	ローム・砂
F	TCE	40×40	400	44.0	42.72	38.1	しらす
G	PCE	45×30	2984	38.4	894.10	2.7	ローム・粘土・砂礫
H	PCE	90×100	3500	5.6	151.44	4.6	砂
I	PCE	17×34	630	24.4	757.00	7.5	火山灰質砂質土
J	TCE	80×40	200	8.0	59.00	4.5	ローム・泥岩
K	MC	15×25	2100	5.9	320.00	1.7	粘土・砂
L	PCE	10×15	500	1.2	23.00	3.6	砂礫・泥岩
M	MC	15×55	3315	6.6	18.17	8.2	砂・シルト
N	PCE	30×60	57	9.0	0.47	4.0	砂・粘土・砂礫
O	TCE	24×24	676	18.5	7068.00	5.5	ローム・砂礫
P	MC	22×27	1140	2.5	1.93	1.8	砂
Q	TCE	69×90	420	13.2	3.37	5.1	砂
R	TCE	25×35	2000	32.3	38.99	22.5	火山灰質砂質土
S	TCE	22×30	160	28.2	2.98	70.5	火山灰質砂質土
T	TCE	12×36	420	13.6	150.00	1.3	粘土・砂
U	TCE	20×15	450	12.0	1.59	12.0	ローム・砂礫
V	PCE	20×35	228	5.3	112.00	2.3	ローム・砂
W	PCE	15×30	450	5.8	3.93	1.9	砂・砂礫

分類し、土壌濃度分布を想定出来れば土中存在量の算定の有効な手段となり得る。

そこで、筆者らは国内の21件の調査事例の汚染状況から汚染分布の特徴と汚染形態を検討した。汚染分布の特徴では、土壌ガス濃度と土壌濃度が水平的拡がりや鉛直的拡がりに与える影響の分析と土壌ガス濃度と土壌濃度の相関性を検討した。次に、汚染形態は火山灰土層や砂礫の単一地層と、ローム台地や沖積低地の複合地層について土壌濃度分布の特徴から分類し、モデル化を行った。また、最後に汚染形態のモデル化に土壌ガス濃度と土壌濃度の相関性と濃度の距離減衰率を利用したVOCsの土中存在量の算定方法を検討した。

2.調査事例の汚染状況

調査事例はいずれも表層土壌ガス調査とボーリング調査を行い汚染機構を解明し浄化対策の必要性を判定したものである。調査事例は既に広域の地下水汚染を引き起こしているものから、事業所内の土壌汚染の有無を確認するものまで様々である。調査事例の汚染状況を表-1に示す。VOCsには複合汚染時では主要汚染物質名を記した。物質名は通称略号として、トリクロロエチレンをTCE、テトラクロロエチレンをPCE、1,1,1-トリクロロエタンをMCと記した。平面的拡がりは、検知管またはPID-

GC法（光イオン分析法）で行った表層土壌ガス濃度分布から算定した。すなわち、表層土壌ガス調査からガス濃度分布を作成し、10ppmで包含される範囲とした。なお、ガス濃度の単位は、容積ガス濃度である。最大土壌濃度は最大ガス濃度地点で行ったボーリング調査での土壌濃度分布の最大値とし、汚染が検出された最深深さを汚染深度とした。

土壌濃度はいずれもPID-GC法で分析した。PID-GC法による土壌濃度の検出限界は0.02mg/kg乾土である。土壌濃度は土壌環境基準に合わせて溶出値で表示するのが一般的であるが、基準制定前の調査があることと、土中存在量の算定を後述する理由から含有量で表示した。土質は主要な土質を上位層より順に記した。

3.汚染分布の特徴

(1) 水平方向の拡がり

水平方向の拡がりは土壌ガス濃度分布で10ppmエリア内面積の平方根で表している。汚染エリアの最大土壌ガス濃度と水平方向の拡がりの関係を図-2に示す。

水平方向の拡がりは土壌ガス濃度が非常に高いと約100m近くになる場合もあるが、ほとんどの事例では40m以内の狭い範囲に限定される。40m以上の広範囲の汚染分布を詳査すると複数の汚染源が近傍

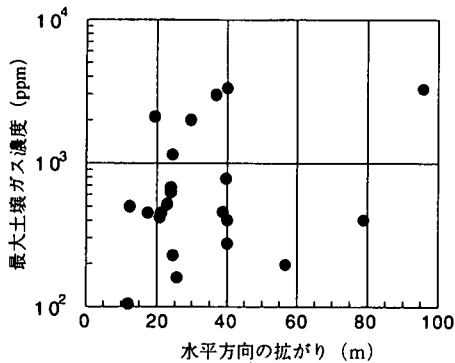


図-2 水平方向の拡がり と 土壤ガス濃度

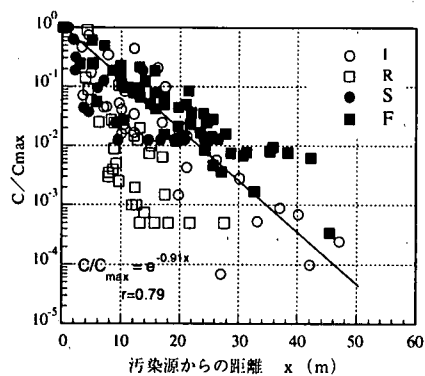


図-4 表層ガス濃度の平均距離減衰 (砂質地盤)

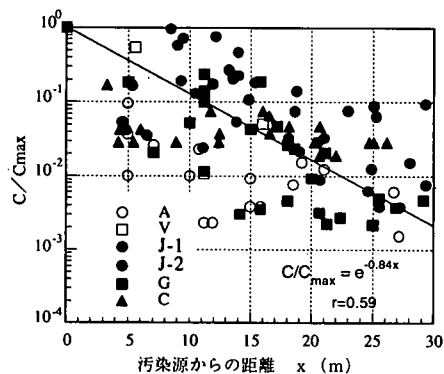


図-3 表層ガス濃度の平均距離減衰 (ローム地盤)

に存在する。水平的拡がりには最大土壤ガス濃度と明確な相関性が認められないが、水平的拡がりは土壤濃度が200ppmから3,000ppmと15倍に増加しても20mから40mと小さい。地表付近のVOCsは水平方向に拡散せずに沈降することを示す。

表層ガス分布は汚染源が単一の場合、一般的には汚染源で最も高い濃度を持ち、汚染源から離れるに従って、同心円上に減衰していく。どの程度の割合で減衰していくかは、地盤中の汚染分布・土質に大きく影響される。また、表層ガス濃度の汚染源からの距離減衰は、汚染源が複数ある場合には、当然複雑な形態を示し、汚染源の拡がりが少ない場合には、2~3mで濃度が急激(1/10程度)に減少する例もよくみられる。ローム地盤と砂質地盤について、汚染源が複数あるものについては除き、平均的な距離減衰を算出したものを、図-3、図-4に示した。間隙が大きく、保水性の高いローム地盤と間隙が小さく保水性の低い砂質地盤では、複雑な間隙形状を持つローム地盤の方が減衰率は小さいと考えたが、両者の間では大きな差はみられなかった。平均的な距離減衰は、汚染源からの距離に比例して減少していき、その傾きは0.85~0.90程度であった。特にローム地盤において、相関係数が $r=0.59$ と小さいものの、

一般的な傾向を把握するためあえて回帰式も示した。実際の汚染物存在量推定には図-14に示すようにサイト毎の測定結果を使用して距離減衰を求めることになるが、表層ガス濃度分布の信頼性のチェックには回帰式は使用できると考える。

(2) 鉛直方向の拡がり

VOCsは比重が水より重く粘性が低い液体であるため、土中に深く浸透する性質がある。汚染深度が地表からどの程度の深さまで達するか現状を把握し、その要因を分析することが重要である。VOCsは土中で通過域の土粒子のマイクロポアや有機物に吸着しつつ、水平方向と鉛直方向に拡散しながら沈降する。そのため、汚染深度は漏出量、漏出からの経過時間、土質、地下水等の要因の影響を受ける。これらの要因のうち漏出量が多く、最大土壤濃度が高い程、汚染深度が深くなると考えられるが、表-1に示すように汚染深度は1.2m~44.0mまで様々に最大土壤濃度が高くても汚染深度が深くなるとは限らない。

最大土壤濃度が最も高い事例-Oはローム台地上の汚染で深度13.0mに介在する層厚5cmの砂層(リモナイト濃集部)上面にVOCsが原液状で存在し、汚染はその下5mの砂礫層で止まり汚染深度は18mである。それに対し、事例-Fは最大土壤濃度が42.72mg/kg乾土とあまり高濃度でないが、均質なしらす台地で地下水位が38.1mと深いため汚染深度は44.0mと深くなっている。

これらの事例でみるように、汚染深度は調査地点の土質構成による要因に大きく影響を受ける。鉛直方向の拡がりの特徴を把握するため、汚染深度と最大土壤濃度の関係を土質別に整理したのが図-5である。ただし、基盤に不透水層の岩盤がある事例については、鉛直方向の浸透が妨げられているために除外した。図-5には汚染深度と最大土壤濃度に大きな相関は無いことがわかる。その要因として漏出から

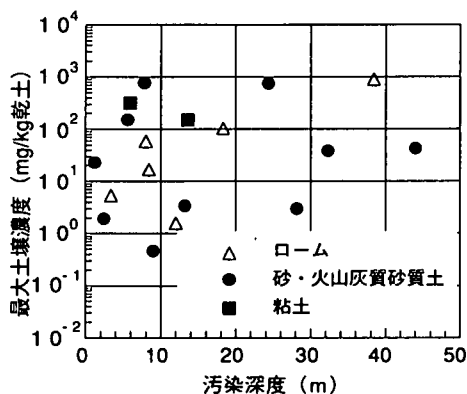


図-5 汚染深度と最大土壌濃度

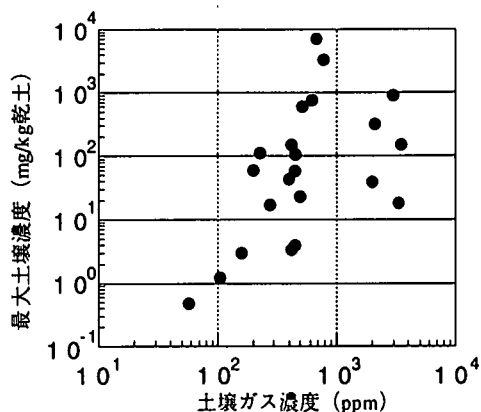


図-7 最大土壌ガス濃度と最大土壌濃度

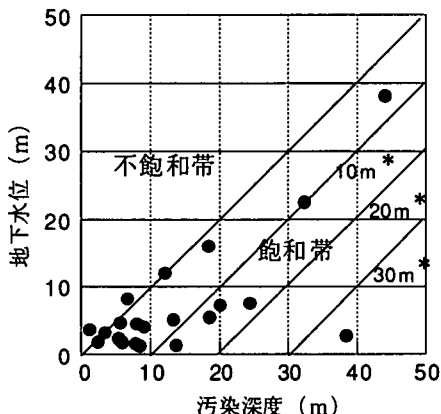


図-6 汚染深度と地下水位

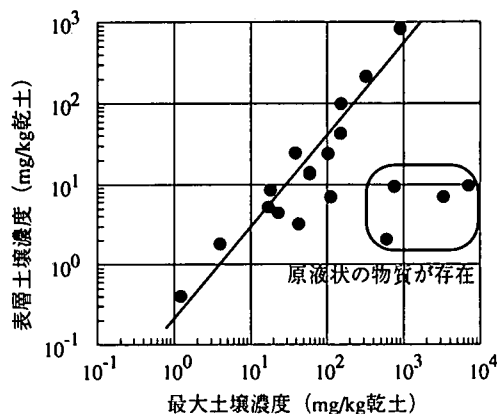


図-8 最大土壌濃度と表層土壌濃度

の経過時間や、漏出の形態（事故のような一過性の場合と継続的な場合）の違いが考えられる。

次に、汚染深度と地下水位の関係を図-6に示す。図中の*は飽和帯の汚染深度を示す。汚染深度は地下水位の深度に係わらず地下水位以深に達しているものが多い。地下水位から汚染深度までの飽和帯の汚染深度は10m以下が多いものの40m程度まで達するものがある。

地下水中に原液状で侵入するには、帯水層の間隙径によって定まる毛管圧を上回るだけのVOCsが、地下水面上に滞留する必要がある。しかし、地下水面の変動により、原液状のVOCsが土の間隙にトラップされる現象は、良く知られている³⁾。多くのサイトの透水係数は、砂層で $10^3 \sim 10^4$ cm/s、火山灰質砂質土で $10^4 \sim 10^3$ cm/sと比較的小さな事例が多く、原液状のVOCsが直接侵入したとは考えにくい。従って、地下水中の汚染は帯水層中にトラップされた原液から、地下水に溶出したものと考えられる。また、各事例の土壌濃度分布を調査しても、地下水位付近の不飽和帯と飽和帯で土壌濃度がほとんど相違しない。これは、地下水流速が遅いため、汚染源付近では希釈の程度が非常に小さいことによる

考えられる。

(3) 土壌ガス濃度と土壌濃度の相関性

測定方法が比較的簡便な表層土壌ガス濃度とボーリング調査による土壌濃度の相関性を見出し、土中の汚染状況を推定することは実務上重要な課題である。表-1の調査事例の最大土壌ガス濃度と最大土壌濃度の関係を図-7に示す。土壌ガスは通常のボーリングバーで窄孔しガスを0.8mで孔採取しているのに対し、最大土壌濃度は事例別に発生深度が相違し、発生位置が地下水以深にあるものもあり、両者には明確な相関性が認められない。次に、土壌ガス濃度を測定する表層部の土壌濃度と深部の最大土壌濃度の関係を検討した。表層部の土壌濃度は土壌ガス濃度を測定する深度0.8mが最適であるが、ボーリングは通常1m毎にサンプルするが、深度1mではサンプル数が少ないため土壌濃度のバラツキを考慮して地表下2mまでの平均濃度（以後、表層土壌濃度と記す）とした。最大土壌濃度と表層土壌濃度の関係を図-8に示す。

表層土壌濃度は最大土壌濃度が非常に高くVOCs

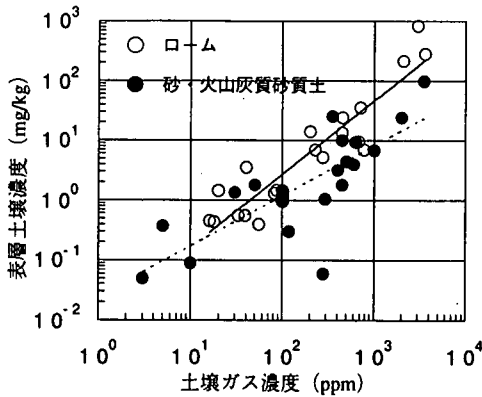


図-9 土壤ガス濃度と表層土壤濃度

の原液が存在している事例を除き、最大土壤濃度の発生深度、土質や地下水位が相違するにも係わらず最大土壤濃度と表層土壤濃度との間には、式(1)で示される明確な相関性がある。これはVOCsが深部へ沈降する過程で最大土壤濃度が高い程表層部に残存する量が多いことを示す。

$$y = 0.89 x^{1.18} \quad (1)$$

相関係数 $r=0.91$

ここに、y: 表層土壤濃度 (mg/kg 乾土)
x: 最大土壤濃度 (mg/kg 乾土) である。

表層土壤濃度と土壤ガス濃度の関係を検討した。土壤濃度はサンプル土を水中で十分攪拌して土中のVOCsの含有量を分析しているのに対し、土壤ガス濃度は観測孔から瞬時に気化ガス濃度を分析するため、土壤ガス濃度は原液からの気化ガス、溶解した間隙水からの気化ガス、空隙中のガスを合わせて測定されるため、VOCsがトラップされている土の組織構成や相構成に影響を受けると考えられる。調査事例のボーリングデータを表層の土質別に土壤ガス濃度と表層土壤濃度の関係を整理したのが図-9である。ロームは砂・火山灰質砂質土に比べて土壤ガス濃度の高濃度域で表層土壤濃度が大きくなる傾向が見受けられた。ロームと砂・火山灰質砂質土の回帰式は式(2)、式(3)のようになる。ローム土と砂・火山灰質砂質土の間に統計的に有意な差があるとはいえないが、実用的には表層土壤濃度の差は、汚染物質存在量の推定にとって重要なファクターであるので個別に求めた。

$$y = 9.65 \times 10^{-3} x^{1.22} \quad (2)$$

相関係数 $r=0.92$

$$y = 2.53 \times 10^{-2} x^{0.84} \quad (3)$$

相関係数 $r=0.78$

ここに、y: 表層土壤濃度 (mg/kg 乾土)
x: 土壤ガス濃度 (ppm) である。

4. 地盤中の汚染形態

汚染調査では、調査地域の地層構成でどのような汚染形態になるか事前に推定できることは重要である。我国の事業所が立地することが多い地域を調査事例より①関東地方のローム台地 ②九州・北海道地方の火山灰台地 ③沖積低地に大別し、汚染形態を分類した。地域・地質別の汚染形態と土質構成を図-10に示す。

(1) ローム台地の汚染形態

関東地方に多いローム台地の土質は上層よりローム層、シルト粘土層、砂礫層の順で構成されていることが多い。地下水はローム層と砂礫層が存在するが、ローム層が雨水の滞留する宙水で、砂礫層は涵養源をもつ滞水層で自由水面を持つことが多い。汚染形態は、ローム層では含水比と飽和度が高いにも関わらず、太孔の間隙が発達していることから透過性がよいため、あまり高濃度に残留せずシルト粘土層に浸透する。シルト粘土層は非常に遅く沈降するため高濃度が残留する。シルト粘土層を通過し砂礫層を浸透すると濃度を減衰させながら地下水面深く沈降する傾向にある。上層のローム層とシルト粘土層は通過性が相違するにも関わらずシルト粘土層の上面に高濃度にあまり滞留しないのは、砂礫内にある自由水面が季節変動することでシルト粘土層への浸透を促進することに原因があると考えられる。また、砂礫層内では、シルト粘土層が薄い透過性がよく沈降量が多い場合には自由水面上に滞留する傾向が見られる。図-12には、それぞれの層厚が異なる実際の汚染分布において、図-10の汚染形態に割り当てたものを示した。具体的には、各ボーリング地点において、ローム層、粘土層、砂層の層厚が異なるので、それぞれの層の調査結果は、それぞれの層にプロット出来るように、実際のデータを任意の縮尺で縮小または拡大し、プロットしたものである。今後この深度を正規化深度と呼ぶこととする。正規化深度の変換方法を図-11に示す。図-12のA-1、A-2は表-1の事例Aのボーリング番号を示し、A-1とA-2の水平距離は約15mである。ボーリング位置が異なっても、同じサイトであれば、ほぼ同様の形態をとることがわかる。

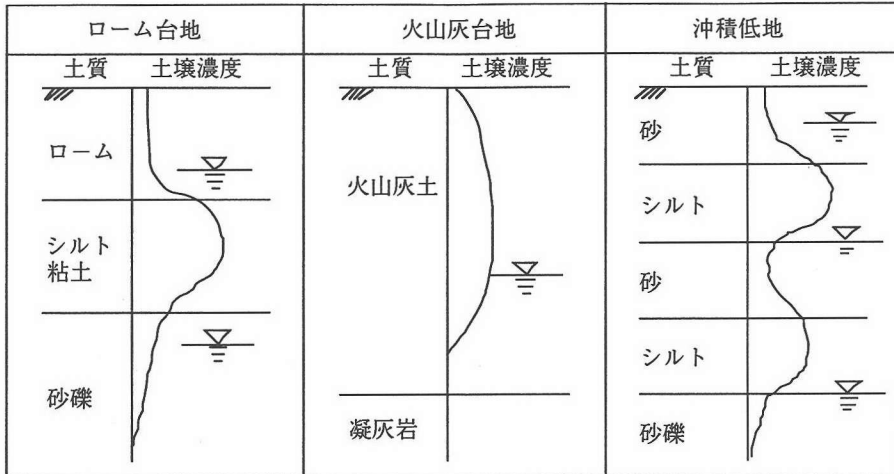


図-10 汚染形態と土質構成

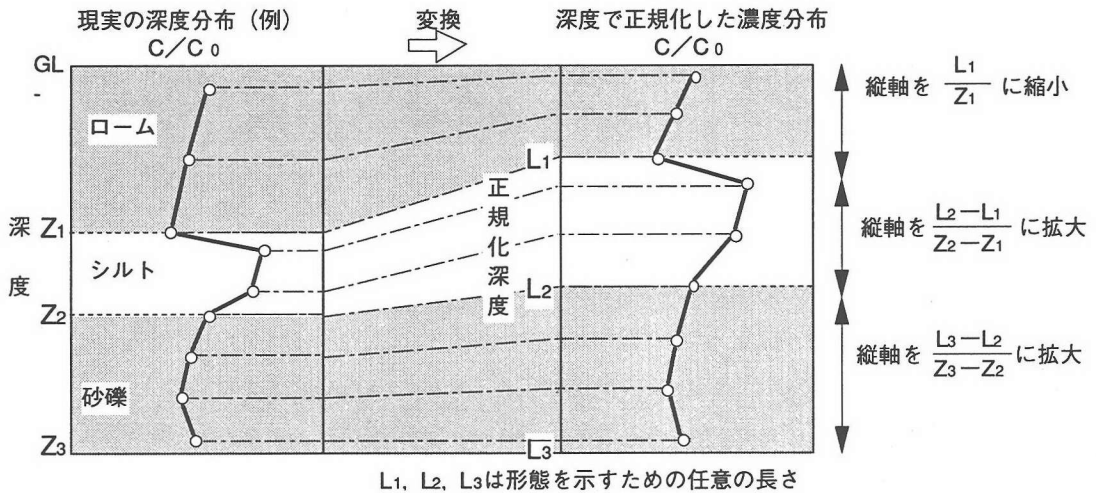


図-11 現実の濃度分布から正規化した濃度分布への変換

(2) 火山灰台地

九州や北海道地方に見られる火山灰台地は単一の厚い火山灰層で地下水位が深いことが多い。汚染形態は比較的単純な弓状の形態を示す。VOCsは沈降中に水平方向に広がっていき、地下水に浸透してからも希釈されながら深く沈降することが多い。図-13には、火山灰台地の実際の汚染分布を、図-12と同様に変換したものを示した。図-13のF-1、F-2は事例Fのボーリング番号を示し、F-1とF-2の水平距離は約30mである。ローム台地と同様に同じサイトであれば、ほぼ同様の形態をとることがわかる。

(3) 沖積低地

土質構成は砂層とシルト層の互層が数層続き、その下層に深い砂礫層が存在することが多い。土壤濃

度は砂層よりシルト層に高濃度に残留する。この事例の特徴は砂層、砂礫層が被圧滞水層のためシルト層内の沈降が遅く、シルト層の上面に滞留する傾向が見られる。

5. 汚染物質存在量の推定

既往のデータの評価から得られた知見をもとにして、図-14に汚染物質存在量の推定フローを示した。土壤ガス濃度調査は、簡便でかつコストも安いことから、多くのサイトでは平面分布を知るに十分なデータが得られる。しかし、漏出後に盛土等の地表部の改変を行なった場合、地中の存在状況と大きく異なる平面分布が得られることがある。そのような間違ったガス濃度分布の評価を行わないようにするには、図-3、図-4に示した地盤毎の平均距離減衰

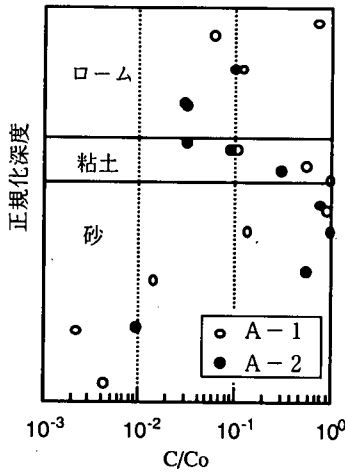


図-12 ローム台地の汚染形態層

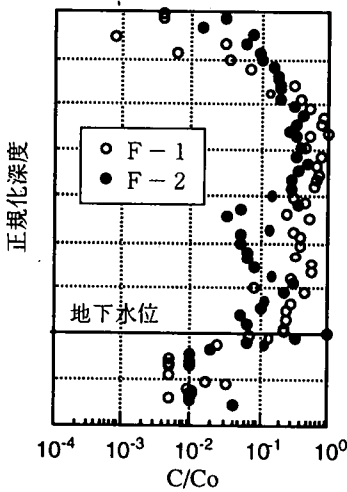


図-13 火山灰台地の汚染形態

と比較検討し、チェックすることが重要である。比較検討の結果、大きく既往の傾向と異なる場合には、地表改変の有無・調査方法の再検討が必要である。妥当な平面ガス濃度分布が得られた後は、深度方向の汚染調査を行なう事になる。一般的には、深度方向の汚染調査は、汚染分布を統計的に評価できるレベルの量の調査が行われることは少ない。その調査本数の不足を補うためには、地表ガス濃度分布の情報を利用して、土壌ガス濃度分布を推定することが重要である。図-9に示したように、ガス濃度は表層土壌濃度との相関が強く、この相関関係を利用し、実施されたボーリング調査（地表ガス最大濃度地点・中濃度地点・低濃度地点の最低3本程度）の表層土壌濃度とその地点のガス濃度の相関を、式(2)および式(3)のように求めることができる。この関係を用いれば、表層土壌濃度の平面分布が求められることになる。

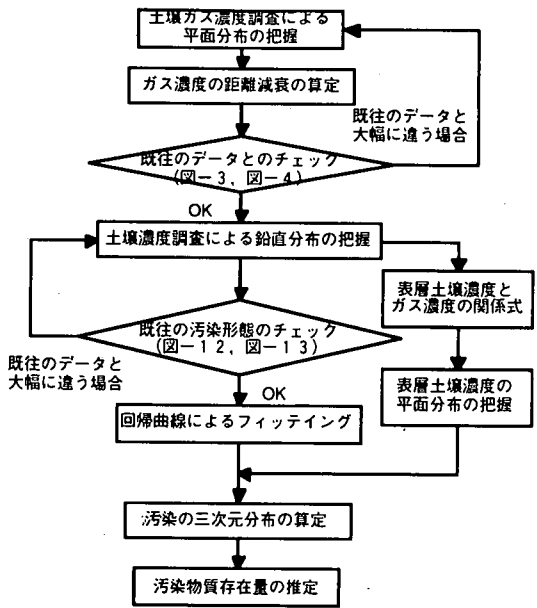


図-14 汚染物質存在量の推定フロー

4章で述べたように、地盤中での汚染形態は、地形・地質別に3タイプに類型化することができる。したがって、深度方向の汚染分布を得た場合には、どのタイプに属するかを検討し、汚染物質の浸透メカニズムの仮説を立てることが重要である。深度方向の汚染分布は、ひとつの汚染源から広がっていった場合には、図-12および図-13に示すように、どの地点でも同様の汚染形態を示すことが多い。深度方向の汚染分布が得られた場合、式(4)のように地表ガス最大濃度地点 $(x-x_0, y-y_0)$ における深度方向分布 $C_{x_0, y_0, z}$ を回帰曲線 $f(z)$: 深度 z によってフィッティングを行い、表層土壌濃度 ($Z=2.0\text{m}$) $C_{x_0, y_0, z=2.0}$ で除することにより、汚染の三次元分布 $C_{x, y, z}$ が求められる事になる。

$$C_{x_0, y_0, z} = f(z)_{x_0, y_0} \quad (4)$$

$$C_{x, y, z} = \left(\frac{C_{x, y, z=2.0}}{C_{x_0, y_0, z=2.0}} \right) f(z)_{x_0, y_0} \quad (5)$$

回帰曲線 $f(z)$ の関数形は、物理的意味は無いので、例えば多項式による回帰が挙げられる。図-15、図-16には、関東地方のローム台地および九州・北海道地方の火山灰台地の汚染分布の5次の多項式による回帰の例をあげた。汚染の三次元分布が求められれば積分を行い、汚染物質存在量 W が求められる。

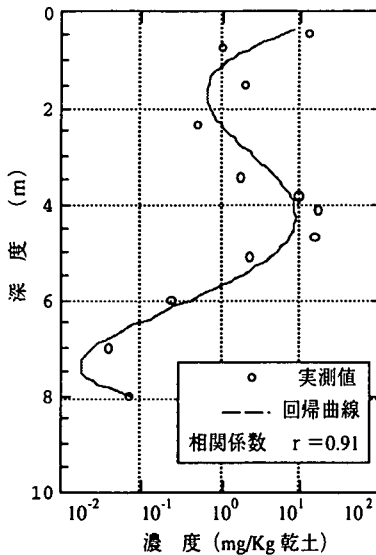


図-15 汚染分布のフィッティング (ローム台地)

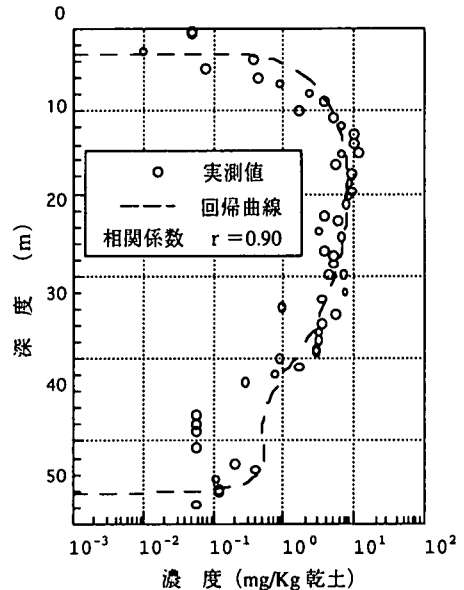


図-16 汚染分布のフィッティング (火山灰台地)

6.まとめ

国内の21件の調査事例の汚染状況から汚染分布の特徴と汚染形態を調査した。その結果以下のよう
なことが明らかになった。

- (1) 汚染源が単一の場合、汚染の水平方向の拡がりは、100m程度広がる場合もあるが、ほとんど40m以内の範囲に限定される。
- (2) 表層ガス濃度は、汚染源からの距離に比例して指数関数的に減少していき、その傾きはローム地盤、砂質地盤ともに大きな差はなく、その傾きは0.85~0.90程度である。
- (3) 汚染の到達深度は、汚染開始から年月によるが、我が国の汚染サイトでは10年以上経過しているものが多く、地下水位以下に達しているものが多い。地下水位以下10m程度まで達しているものが多いが、40mまで達している場合もある。
- (4) 比較的簡便にデータが得られる土壌ガス濃度と土壌濃度との相関は、汚染物質存在量の推定に重要であるが、表層土壌濃度(深度2m)と土壌ガス濃度の相関は良く、存在量の推定に有用であることがわかった。
- (5) 地形・地質別の汚染形態は、汚染物質の移動に重要な役割を果たす粘土層、地下水の深度を正

規化すれば、関東地方のローム台地・九州北海道の火山灰台地・沖積低地等に類型化できることがわかった。また、汚染源が単一であれば、汚染源直下の濃度分布も、汚染源から離れた地点の深度方向濃度分布も同様の形態を示していることがわかった。

- (6) 水平方向のガス濃度分布と3地点ほどの少本数のボーリング調査を用いて、汚染分布の特徴を踏まえた汚染物質存在量推定手法を提案した。

参考文献

- 1) 環境庁：重金属等に係わる土壌汚染調査・対策指針および有機塩素化合物等に係わる土壌・地下水汚染調査・対策指針，1994。
- 2) 今村 聡，下村雅則，末岡 徹，長藤哲夫，萩田英俊：揮発性有機化合物汚染における地表ガス濃度分布の地盤統計構造について，第29回土質工学研究発表会講演集，pp.79-80，1994。
- 3) Land, C.S.: "Calculation of imbibition relative permeability for two and three phase flow from rock properties, Trans. Am. Inst. Min. Metall, Petroleum Engineering, 243, pp.149-156, 1968.

(1998. 1. 23受付)

A STUDY ON POLLUTION DISTRIBUTION AND SUBSTANCE VOLUME ESTIMATION OF VOLATILE ORGANIC CHLORINATED COMPOUNDS

Tetsuo NAGATOU, Satoshi IMAMURA, Osamu KUSAKABE and Tatemasa HIRATA

Characteristics of pollution distribution and enlargement of pollution source are investigated using the real pollution records of twenty one pollution sites. Horizontal and vertical pollution enlargement are analyzed with various parameters such as soil profile and groundwater level, and the relationships between surface gas concentration and soil pollution are clarified. Modeling of pollution forms are conducted, and categorized to three forms ; Loam plateau in Kanto area, Volcanic ash plateau in Kyushu and Hokkaido area and alluvial lowlands. A simple estimation method of pollution deposits , which needs only surface gas concentration distribution and a few boring investigation results, are proposed.