



Title	土壌・地下水汚染対策のための数値シミュレーション技術の開発に関する研究
Author(s)	石井, 一英
Citation	北海道大学. 博士(工学) 乙第6203号
Issue Date	2004-03-25
DOI	10.14943/doctoral.r6203
Doc URL	<a href="http://hdl.handle.net/2115/32695">http://hdl.handle.net/2115/32695</a>
Type	theses (doctoral)
File Information	6203.pdf



[Instructions for use](#)

土壌・地下水汚染対策のための  
数値シミュレーション技術の開発  
に関する研究

平成16年3月

石井 一英

# 目 次

第1章 序論	1
1.1 研究背景	1
1.1.1 土壌・地下水汚染問題の背景	1
(1) 土壌・地下水汚染問題の発端	1
(2) 土壌・地下水汚染問題の変遷	1
1.1.2 国内における土壌・地下水汚染の現状	3
(1) 土壌・地下水汚染	3
(2) 廃棄物の不法投棄の現状	5
(3) VOC等の溶剤の生産量と廃棄量	6
(4) 汚染修復の現状	8
1.1.3 土壌・地下水汚染問題の整理	10
(1) 土壌・地下水汚染の問題構造	10
(2) 事業系と廃棄物起因の土壌・地下水汚染の違い	11
(3) 技術的課題	12
(4) 社会的課題	14
1.2 本研究の着目点	15
1.3 研究目的	16
1.4 本研究の構成	16
第2章 土壌・地下水汚染対策における数値シミュレーション技術の課題	20
2.1 概説	20
2.2 VOCによる土壌・地下水の汚染機構	20
2.2.1 VOCによる汚染原因	20
2.2.2 VOCの土壌・地下水層内での挙動	20
2.2.3 ミクロ的視点とマクロ的視点の関係	22
(1) REVの考え方	22
(2) 本研究におけるミクロとマクロ的視点	23
2.3 数値シミュレーション技術の課題	23
2.3.1 モデル化とシミュレーション	23
2.3.2 ミクロ的視点での解析が必要な理由	24
2.3.3 マクロ的視点での解析が必要な理由	25
2.3.4 ミクロ的、マクロ的視点での数値シミュレーション技術の課題	26
2.4 土壌・地下水汚染診断システムと数値シミュレーション技術の役割	28
2.4.1 土壌・地下水汚染診断システム	28
2.4.2 土壌・地下水汚染対策における数値シミュレーション技術の役割	30
2.5 要約	32
第3章 ガラスビーズ層内におけるNAPL原液の浸透挙動の解明に関する研究	35
3.1 概説	35
3.2 NAPL原液挙動に関する課題の整理	35
3.2.1 NAPL原液挙動の影響因子に関する基礎的研究のレビュー	35

(1)	NAPL原液挙動に及ぼす影響因子	35
(2)	濡れ性	36
(3)	毛管力	37
(4)	多相流れの運動方程式	39
(5)	相対浸透係数	39
(6)	残余 NAPL 飽和度	40
(7)	溶解現象	40
(8)	揮発現象	44
3. 2. 2	NAPL原液挙動実験に関する研究のレビュー	44
3. 2. 3	NAPL原液浸透挙動を表現する数学モデルに関する研究のレビュー	45
3. 2. 4	NAPL原液挙動に関する課題	46
(1)	NAPL 浸透挙動現象	46
(2)	NAPL原液浸透数学モデル	47
(3)	NAPLの物質収支	47
3. 3	NAPL原液の一次元浸透挙動に関する実験的研究	47
3. 3. 1	目的	47
3. 3. 2	実験方法	48
(1)	NAPL	48
(2)	ガラスビーズ	48
(3)	実験装置及び実験手順	48
3. 3. 3	トリクロロエチレン原液の鉛直一次元浸透挙動の把握	50
(1)	実験条件	50
(2)	実験結果と考察	51
3. 3. 4	特性の異なる NAPL 原液の鉛直一次元浸透挙動の把握	59
(1)	実験条件	59
(2)	実験結果と考察	60
3. 3. 5	まとめ	67
3. 4	TCAとトルエンを対象とした場合の二次元浸透挙動に関する実験的研究	68
3. 4. 1	目的	68
3. 4. 2	実験方法と実験条件	68
(1)	NAPL	68
(2)	ガラスビーズ	68
(3)	実験装置及び実験手順	68
(4)	実験条件	70
3. 4. 3	地下水流れの無い場合の二次元浸透挙動	71
(1)	不飽和帯での NAPL の浸透挙動	71
(2)	毛管不飽和帯及び毛管飽和帯、飽和帯での NAPL の浸透挙動	76
3. 4. 5	地下水流れのある場合の二次元浸透挙動	78
3. 4. 6	地下水面が変動する場合の二次元浸透挙動	78
3. 4. 7	NAPLの物質収支	81
3. 4. 8	まとめ	81
3. 5	数学モデルの検証のために必要な諸データ	82
3. 5. 1	飽和度と毛管圧力の関係	82



(1) 目的	82
(2) 測定方法	82
(3) 空気-NAPLの2相系での特性曲線	83
(4) 空気-NAPL-水の3相系の特性曲線 (全液体飽和度と毛管圧力の関係)と考察	84
3.5.2 残余NAPL飽和度	86
(1) 残余NAPL飽和度の定義と本研究の着目点	86
(2) 懸垂帯における残余NAPL飽和度	86
(3) 不飽和帯における残余NAPL飽和度	88
3.6 要約	89
第4章 NAPL原液浸透数学モデルの提案と適用性の評価	96
4.1 概説	96
4.2 NAPL原液浸透数学モデルの提案	96
(1) 物質収支式	96
(2) 飽和度-毛管圧力の関係(特性曲線)	97
(3) 相対浸透係数	97
(4) 揮発	98
(5) 残余NAPL飽和度	98
(6) 数値モデル化	98
4.3 一次元浸透モデルの適用性の評価	100
4.3.1 初期条件と境界条件	100
4.3.2 計算条件	100
4.3.3 実験値と計算値との比較	101
(1) NAPLと水の鉛直分布	101
(2) 実験期間中における揮発量	108
(3) NAPL原液の先端部の経時変化	109
4.3.4 まとめ	111
4.4 二次元浸透モデルの適用性の評価	113
4.4.1 初期条件と境界条件	113
4.4.2 計算条件	114
4.4.3 実験値と計算値の比較	115
(1) NAPL注入24時間後のNAPL二次元分布と揮発量の比較	115
(2) 1時間後のビデオ画像結果と計算値との比較	119
4.4.4 まとめ	125
4.5 NAPL原液浸透数学モデルの課題	125
4.6 要約	126
第5章 実汚染現場への数値シミュレーション技術の適用方法の提案	128
5.1 概説	128
5.2 I市汚染現場への数値シミュレーション適用による問題点の提起	128
5.2.1 I市汚染現場の概要	128
5.2.2 本サイトにおける数値シミュレーションの目的	129

(1) 修復対策の考え方	129
(2) 数値シミュレーションの目的	130
5. 2. 3 シミュレーションモデルの概要	130
5. 2. 4 汚染現場のモデル化	131
(1) 地質構造の推定	131
(2) 地下水流れ場の推定	133
(3) 汚染濃度場の推定	134
5. 2. 5 修復効果予測による汚染拡散防止代替案の検討	135
(1) 計算条件	135
(2) 計算結果及び考察	136
5. 2. 6 本サイトへ数値シミュレーション技術を適用した際の問題点	137
(1) 調査データの充足性	137
(2) モデルの仮定	138
(3) パラメータの妥当性	138
5. 3 実汚染現場への数値シミュレーション技術の適用方法の提案	139
5. 3. 1 数値シミュレーションに必要なデータ	139
5. 3. 2 数値シミュレーション技術の適用手順	143
5. 4 要約	147
第6章 K市実汚染現場への数値シミュレーション技術の適用と評価	148
6. 1 概説	148
6. 2 汚染現場の概要と数値シミュレーションの目的	148
6. 2. 1 汚染現場の概要	148
6. 2. 2 本汚染現場の問題点とシミュレーションの目的	148
6. 3 比抵抗法について	151
6. 3. 1 比抵抗法とは	151
(1) 分極法	151
(2) 電位法	151
6. 3. 2 比抵抗法の基本原理	151
6. 3. 3 見かけ比抵抗値の定義と電極配置係数	152
6. 3. 4 感度分布の基礎概念	154
(1) ウェナー配置	155
(2) エルトラン配置	155
6. 3. 5 比抵抗法の土壌・地下水汚染調査への適用例	155
6. 3. 6 本研究における比抵抗法の適用	155
6. 4 準三次元解析による汚染拡散解析	155
6. 4. 1 地形・地質モデルの構築	155
6. 4. 2 地下水流れ場の推定	157
6. 4. 3 汚染拡散場の推定	159
(1) 汚染物質の選定	159
(2) 汚染源の設定及びその他の計算条件の設定	159
(3) 解析結果	159
(4) 準三次元解析結果と比抵抗法の測定結果との比較	161

6. 5	三次元解析による地下水汚染分布の推測	161
6. 5. 1	解析の目的	161
6. 5. 2	計算領域と境界条件	163
6. 5. 3	透水係数の推定	164
6. 5. 4	汚染濃度場の推定	165
6. 5. 5	見かけの比抵抗分布との比較	167
6. 5. 6	三次元解析による第2帯水層の汚染状況の評価	167
6. 6	数値シミュレーションと比抵抗法の位置づけ	169
6. 7	修復効果予測	170
6. 7. 1	汚染修復代替案	170
6. 7. 2	各計算条件	170
6. 7. 3	解析結果	172
6. 8	マクロ的視点の数値シミュレーション技術の課題	174
6. 9	要約	175
第7章	結論	178
	記号説明	181
	謝辞	185

## 第1章 序論

### 1. 1 研究背景

#### 1. 1. 1 土壌・地下水汚染問題の背景

##### (1) 土壌・地下水汚染問題の発端

公害問題が、1970年代に大きな社会的な問題になった。主に造船や鉄鋼、石油化学等の重工業の発展による環境汚染物質の排出量の増加によるものである。この公害問題への対策として汚染物質の排出規制や大気や表流水の環境基準が設けられ、一定の成果をあげてきた。その一方で、コンピュータの半導体製造へと日本の産業構造が変わるにつれ、公害問題では注目されてこなかった汚染物質による環境汚染も生じるようになった。また、汚染の場も、従来の大気、表流水から、土壌や地下水といった場へ変化してきた。

このような汚染の主たる物質は、トリクロロエチレンやテトラクロロエチレンに代表される有機塩素化合物である。これらの物質は、脱脂洗浄能力を示すことから、金属部品やIC基盤の洗浄、クリーニング等に幅広く使用されてきた。これらの物質は、発ガン性の疑いがあったものの、未規制の物質であった。また、1970年後半は、環境汚染物質としての廃溶剤や廃油といった廃棄物に対する認識もそれほど大きくはなかった。特に未規制物質に関しては、有害物質の使用過程や最終処分について、適正な管理が十分であったとは言い難い状況にあった。このような背景により、1981年、米国ではシリコンバレーで1,1,1-トリクロロエタンによる地下水汚染が発覚<sup>1)</sup>し、また国内においても千葉県君津市<sup>2)</sup>、熊本県<sup>2)</sup>、兵庫県<sup>1)</sup>及び高槻市<sup>3)</sup>などで有機塩素化合物による汚染が発覚した。

また、廃溶剤や廃油の委託処理先である産業廃棄物処理業者は零細な事業者が多かった。そのため、過剰なコスト競争も相まって、不適正処理、不適正保管、不法投棄といった行為を行う事業者も少なくなかった。このような背景により、代表的な事例として例を挙げると、豊島の不法投棄<sup>4)</sup>、いわき市の不適正保管<sup>5)</sup>、青森・岩手県境<sup>6)</sup>の不法投棄等の廃棄物に起因する土壌・地下水汚染が生じた。

それから、昨今、老朽化や景気の低迷等により工場や事業所が相次いで閉鎖され、工場跡地の再開発や土地の取引が盛んに行われるようになった。また、2003年に土壌汚染対策法が施行され、このような事業活動の停止や変更の際に発見された土壌・地下水汚染に対しても汚染対策が義務付けられることになった。また、不動産の取引、都市の再開発時にも土壌汚染が問題視されるようになった。以上のように、古くて新しい問題として、近年、土壌・地下水汚染に対する社会の関心は、ますます高まっていると言える。

##### (2) 土壌・地下水汚染問題の変遷

土壌・地下水汚染問題に係わる代表事例や法規制についての変遷を表1.1-1に整理した。

#### 1) 米国

米国ラブキャナル<sup>7)</sup>では、1942年～1952年までに200種類の化学物質、総量21,800tの廃棄物が運河跡に埋め立てられた。埋め立てた跡は、覆土が施され外見上は普通の土地と変わらなくなった。しかし、1978年の豪雨により地中の化学物質が地表面へしみ出した。調査の結果、健康に直接影響があることが判明し、約788家族が避難する事態へと発展した。これを契機に汚染対

策に関するスーパーファンド法が制定された。また、1981年サンノゼ市サンタクララバレー（通称シリコンバレー）にあるIC（集積回路）工場の地下タンクから廃溶剤が漏出し、地下水汚染が生じた<sup>1)</sup>。クリーンなイメージのある先端企業による有機塩素化合物による汚染は大きな社会問題へと発展した。

## 2) 日本

国内でも古くから土壌・地下水汚染問題は存在していた。1877年、重金属による土壌汚染のため農作物の被害が発生した足尾鉍毒事件が有名である。昭和30年代に入って、富山県神通川流域のカドウムによる土壌汚染とイタイタイ病の発生、さらに熊本県水俣地域と新潟県阿賀野川における有機水銀による水質汚濁と水俣病の発生などが大きな公害問題として起こった。さらに昭和30年代後半から40年代にかけての高度経済成長とともに、日本の産業は急激な発展を遂げ

表 1.1-1 土壌・地下水汚染の代表事例と法規制等に関する年表

年	代表事例	法規制等
1877年	明治10年 足尾鉍毒事件	
1955年	昭和30年 富山県イタイタイ病	
1956年	昭和31年 熊本県水俣病公式発見	
1964年	昭和39年 新潟県第2水俣病発生	
1967年	昭和42年	公害対策基本法
1968年	昭和43年 富山イタイタイ病の原因がカドミウムであることが判明	
1970年	昭和45年	農用地の土壌の汚染防止等に関する法律
1975年	昭和50年 東京都江東区、江戸川区六価クロム汚染発覚	
1976年	昭和51年 セベソ事件(ダイオキシン汚染)(イタリア)	廃棄物処理及び清掃に関する法律改正 資源保護回復法(RCRA)制定(米国)
1977年	昭和52年	
1978年	昭和53年 ラブキャナル事件発生(米国)	
1979年	昭和54年	
1980年	昭和55年	スーパーファンド法(CERCLA)制定(米国)
1981年	昭和56年 シリコンバレーの地下水汚染発覚(米国) 高槻市地下水汚染発覚	
1982年	昭和57年	地下水汚染実態調査の実施(環境庁)
1983年	昭和58年	追跡調査の実施(環境庁)
1984年	昭和59年 兵庫県の東芝太子町工場による地下水汚染	地下水調査が毎年実施される(環境庁取りまとめ)
1985年	昭和60年	
1986年	昭和61年	市街地土壌汚染に関わる暫定対策指針 スーパーファンド法修正及び再授權法(SARA)制定(米国)
1987年	昭和62年 熊本県地下水汚染発覚 いわき市不適正保管現場(ドラム缶の保管始まる)	
1988年	昭和63年 千葉県君津市の地下水汚染発覚(東芝コンポーネンツ)	
1989年	平成元年 いわき市沼部町廃坑への不法投棄始まる	水質汚濁防止法の改正
1990年	平成2年 香川県豊島不法投棄、兵庫県警により摘発	CERCLA/SARA改正(米国)
1991年	平成3年	土壌環境基準の設定 廃棄物処理及び清掃に関する法律改正
1992年	平成4年	国有地に係わる土壌汚染対策指針の設定
1993年	平成5年	環境基本法
1994年	平成6年	土壌環境基準の項目追加 重金属に係わる土壌汚染調査・対策暫定指針及び有機塩素系化合物等に係る土壌・地下水汚染調査・対策暫定指針
1995年	平成7年	
1996年	平成8年	水質汚濁防止法の改正
1997年	平成9年 大阪府能勢町ダイオキシン汚染発覚	地下水の水質汚濁にかかわる環境基準の設定 廃棄物処理及び清掃に関する法律改正
1998年	平成10年	
1999年	平成11年 青森・岩手県境不法投棄現場、摘発	土壌・地下水汚染に係る調査対策指針運用基準 ダイオキシン類対策特別措置法
2000年	平成12年	廃棄物処理及び清掃に関する法律改正
2001年	平成13年	土壌の汚染に係る環境基準についての一部改正
2002年	平成14年	
2003年	平成15年	土壌汚染対策法施行 廃棄物処理及び清掃に関する法律改正

た一方で環境汚染が進行し、全国に公害を拡大させた。このような状況を背景に、1967年に公害対策基本法が制定され、水質汚濁防止法の制定と水質環境基準値が設定された。1968年には、イタイイタイ病が、土壌のカドミウム汚染に起因することが明らかになり、改めて土壌汚染の深刻さが認識され、1970年には公害対策基本法に土壌汚染が追加され、同年農用地の土壌の汚染防止等に関する法律が制定された<sup>8)</sup>。一方、市街地の土壌・地下水汚染が顕在化した事例としては、東京都江東区の六価クロム鉍滓埋立による汚染が代表的である。この当時は、工場などで発生する廃棄物の不適切な処分が土壌汚染の原因の一つであったことを踏まえ、昭和52年には廃棄物の処理及び清掃に関する法律が改正され、最終処分基準が重金属を中心に8項目設定された<sup>8)</sup>。

また米国のシリコンバレーでの先端企業による有機塩素化合物による汚染状況を受けて、国内でも有機塩素化合物による地下水汚染が懸念されたため、1982年に全国主要都市における地下水汚染実態調査を行った<sup>1)</sup>。検体数1,360本のうち、テトラクロロエチレンは53本(4%)、トリクロロエチレンでは40本(3%)の井戸水から、WHOの暫定基準を越える汚染が見つかった。さらに翌年、1983年には、暫定基準を超える井戸水について追跡調査が行われた。その結果、継続して汚染が存在していることが明らかになった。国内の有機塩素化合物による土壌・地下水汚染事例としては、高槻市<sup>3)</sup>、兵庫県東芝太子町工場<sup>1)</sup>、熊本県<sup>2)</sup>、千葉県君津市<sup>2)</sup>がある。そして、平成3年には、土壌環境基準が設定され、平成6年には、有機塩素化合物等15項目が追加された。また同年、重金属に係わる土壌汚染調査・対策暫定指針及び有機塩素化合物等に係る土壌・地下水汚染調査・対策暫定指針が策定され、現行の対策の基礎が形成された。平成14年には、土壌汚染対策法が制定され、平成15年2月15日に施行された。

一方、昭和62年頃から平成2年にかけて、廃棄物の大規模の不法投棄、不適正保管による土壌・地下水汚染が発生した。例えば、豊島の事例<sup>4)</sup>では、シュレグダーダストや製紙かす等の産業廃棄物の野焼や不法な埋立が10年以上にわたって行われた。廃棄物量は約50万m<sup>3</sup>であり、大量の重金属や有機塩素化合物、ダイオキシン類によって汚染された。また、いわき市の事例<sup>5)</sup>では、有機塩素化合物や廃油類が入ったドラム缶、約55,000本が野積み状態で保管されていた。腐食によりドラム缶から内容物が流出し、有機塩素化合物により、表流水、地下水及び土壌が汚染された。このような廃棄物の不法投棄等による環境汚染への対策として、平成3年、平成9年、平成12年、平成15年に廃棄物処理及び清掃に関する法律が改正されてきた。特に、平成12年の改正では、措置命令の対象者を大幅に拡大し、ある条件に該当する排出事業者にも責任が追求できるようになった。

また、大阪府能勢町では、一般廃棄物焼却工場から不適正に排出されたダイオキシン類によって、周辺土壌が高濃度に汚染された。また、この頃、廃棄物の焼却処理によって発生するダイオキシン類が大きな社会問題になった。このような背景から、1999年ダイオキシン類対策特別措置法が制定され、ダイオキシンの発生抑制、環境基準の設定が行われた。

## 1. 1. 2 国内における土壌・地下水汚染の現状

### (1) 土壌・地下水汚染

環境省による平成12年度土壌汚染調査・対策事例及び対応状況に関する調査結果の概要<sup>9)</sup>によれば、表1.1-2に示すように、平成12年度に判明した事例について、総事例は359件、調査事例(総事例のうち、溶出基準項目又はその他物質の土壌中の濃度について、何らかの測定を行った

事例)は179件、超過事例(土壤環境基準に適合しないことが判明した事例)は134件であった。また、平成13年3月31日までに都道府県が把握した累積の調査・対策事例数をみると、総事例は1903

表 1.1-2 土壤汚染調査・対策事例数<sup>9)</sup>

	件数	
	平成12年度判明	～平成12年度累積
総事例数	359	1,903
調査事例数	179	1,097
超過事例数	134	574

件、調査事例は1097件、超過事例は574件であった。年度別の土壤汚染判明事例を図1.1-1に示すが、平成3年に土壤環境基準が設定されてから、判明事例が少しずつ増加し、平成10年以降に急激に事例数、及び超過事例数が増加している。特に、平成10年以降の急激な増大は、その年度に汚染が発生したのではなく、それ以前の過去に存在していた汚染が、そのころから急激に判明したと捉えるのが普通である。

また、図1.1-2に物質別の超過事例数(累積)を示すが、重金属類では、鉛、ヒ素、六価クロムが多く、有機塩素化合物を含むVOC(Volatile Organic Compounds:揮発性有機化合物)では、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、及びそれらの分解物であるシス-1,2-ジクロロエチレンによる事例が多数を占めている。

また、超過事例全574件についての原因行為については、表1.1-3に示すように、「汚染原因物質の不適切な取り扱いによる漏洩」が最も多い。「廃棄物の埋立処分」や「廃棄物の不法投棄」に関しては少ない。これは、後述するが、廃棄物の埋立処分や不法投棄に関する実態は必ずしも全てが把握されている訳ではないことが原因であると考えられる。

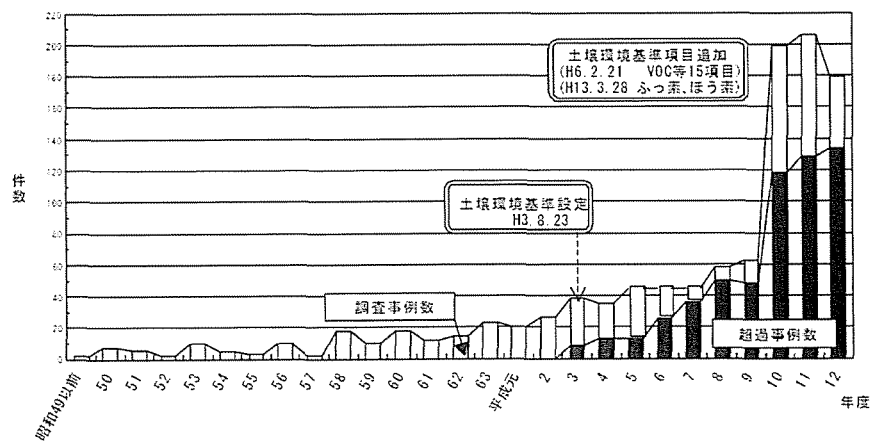


図 1.1-1 年度別の土壤汚染判明事例<sup>9)</sup>

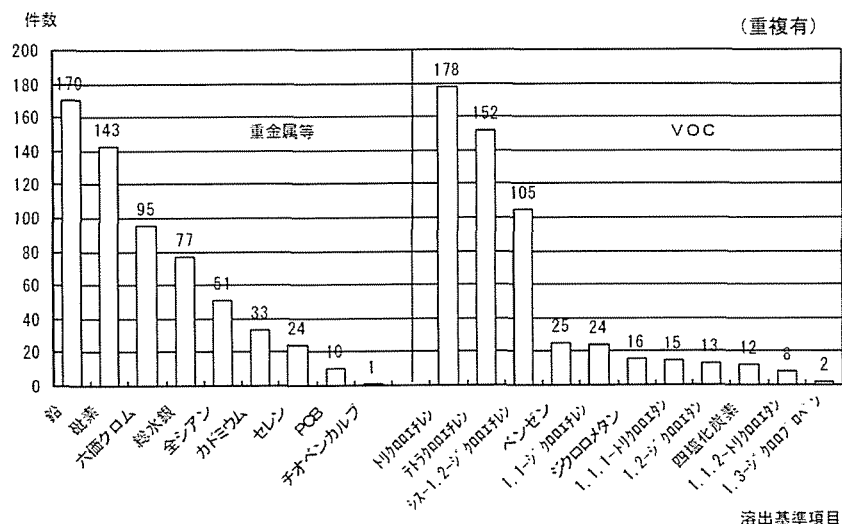


図 1.1-2 物質別の超過事例数(累積)<sup>9)</sup>

また、環境省は平成 13 年度地下水質測定結果の取りまとめにあわせて、平成 13 年度以前に発見された汚染事例について、地方公共団体が平成 13 年度末時点で把握している状況を取りまとめた<sup>10)</sup>。その結果、平成 13 年度末までに地下水汚染が判明した事例は、全国で 3,401 件あり、そのうち、平成 13

表 1.1-3 原因行為<sup>9)</sup>

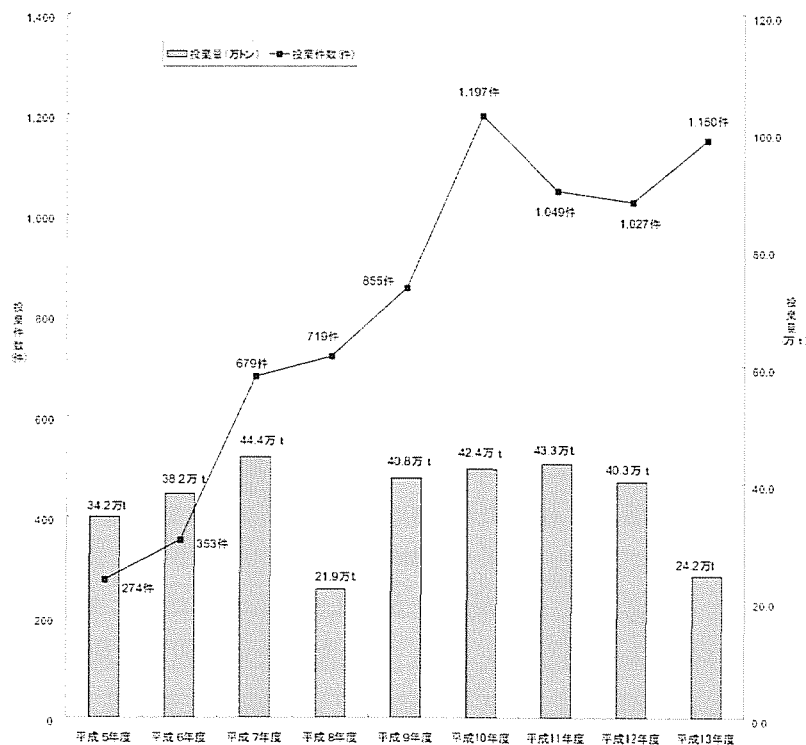
	件数			
	超過事例（累積）	重金塩等超過事例	VOC 超過事例	複合汚染事例
施設破損等による汚染原因物質の漏洩事故	56	25	29	2
汚染原因物質の不適切な取扱による漏洩	260	86	150	24
汚染原因物質を含む排水の地下浸透	39	16	23	0
廃棄物の埋立処分	29	23	3	3
廃棄物の不法投棄	18	7	7	4
残土の埋立処分	6	6	0	0
その他	42	31	5	6
不明	165	98	49	18
延べ回答数	615	292	266	57
無回答	28	25	2	1
合計	574	293	232	49

年度末時点において、環境基準を超過する井戸の事例数は 2,330 件であった。原因物質では、硝酸性窒素及び亜硝酸窒素が 865 事例で最も多く、続いてテトラクロロエチレンの 629 事例、トリクロロエチレンの 429 事例であった。

## (2) 廃棄物の不法投棄の現状

環境省が取りまとめた産業廃棄物の不法投棄の状況<sup>11)</sup>（平成 13 年度）によれば、図 1.1-3 に示すように平成 5 年度から平成 10 年度にかけて、不法投棄件数は 4 倍強に増加しており、それ以降、一度減少傾向を示したが、平成 13 年度は一転して 1150 件と増加した。一方、投棄量については、平成 8 年度を除いて、40 万 t で横ばい傾向であったが、平成 13 年度は 24.2 万 t と減少した。投棄件数が増加しているのに、投棄量に変化が少ないのは、不法投棄一件当たりの投棄量が少なくなっている、すなわち発見される不法投棄の規模が小さくなっているのが原因である。

投棄された廃棄物の内訳は、図 1.1-4 に示すように、がれき類、木くず、建設廃棄物で約 70% 程度占めている。一方、前節で問題となった土壌・地下水汚染の主な原因物質である廃油や特別産業廃棄物による寄与は、数値上で見ると限り小さい。これは、がれき類などの建設廃棄物の投棄量が突出して多いことが原因であり、廃油等の VOC を含んだ廃棄物が不法投棄されていないということではない。また、不法投棄が山間の人目に付かないところで行われるという特徴上の問題、あるいは、不適正処理や不適

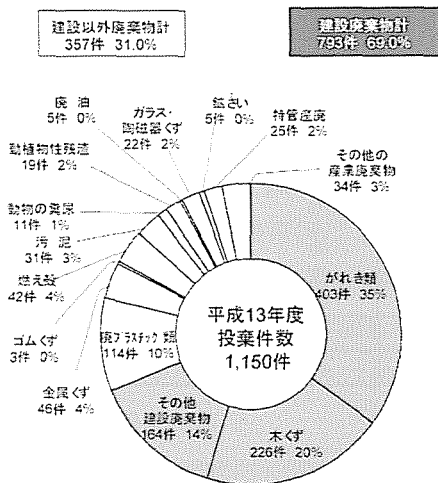


注1 投棄件数及び投棄量は、都道府県及び保健所設置市が把握した産業廃棄物の不法投棄のうち、1件当たりの投棄量が10以上の事業を調査対象とした。  
 ただし特別管理産業廃棄物を含む事業については、投棄量10 未満を含め全ての事業を調査対象とした。  
 2 平成5～7年度の状況は平成8年度調査、平成8～10年度の状況は平成11年4月調査、平成11年度の状況は平成12年6月調査、平成12年度の状況は平成13年8月調査、平成13年度の状況は平成14年8月調査。

図 1.1-3 不法投棄件数及び投棄量の推移<sup>11)</sup>



① 投案件数



② 投棄量

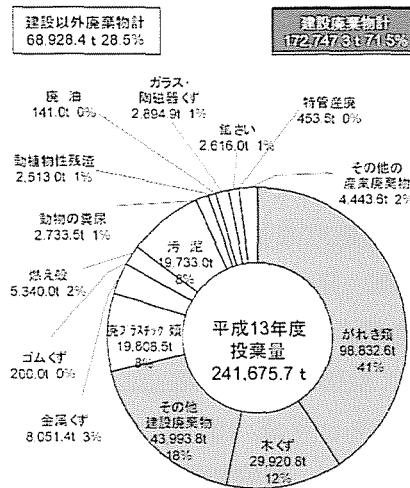


図 1.1-4 不法投棄廃棄物の種類<sup>11)</sup>

正保管の事例がカウントされていないという問題があることから、VOC等を含む廃棄物による汚染実態を把握するには、現在公表されているデータは不十分であると言わざるを得ない状況にある。

国内では、前述したように、豊島、いわき市の事例の他に、青森・岩手県境の不法投棄が存在する。今後とも、同様の汚染事例が発覚する可能性があり、不法投棄の未然防止対策と共に、既存の不法投棄の実態調査が望まれている。

(3) VOC等の溶剤の生産量と廃棄量

国内における有機塩素化合物等の生産量を表 1.1-4 にまとめた。国内生産が一番多いものは、1,2-ジクロロエタンであり、300 万 t 以上生産されている。塩化ビニルモノマーなどの合成原料や洗浄剤、溶剤として使用されている。次に多いのは、トリクロロエチレンであり毎年 8 万 t 程度生産されている。大手半導体メーカーでは、トリクロロエチレンの使用を全面的に中止しているところも多いが、代替物質である 1,1,1-トリクロロエタンが温室効果ガスとして規制されたため、再び使用を開始したメーカーも少なくない。四塩化炭素も合成原料として年間 5 万 t 程度生産されてきたが、1,1,1-トリクロロエタン同様に温室効果ガスとして規制されたため、現在では国内の生産はほとんどない。ジクロロメタンは、主に洗浄剤として年間 7~8 万 t 生産されている。そして、ドライクリーニング溶剤として使用されているテトラクロロエチレンは、近年減少傾向にあり、2.5 万 t 程度生産されている。

表 1.1-4 有機塩素化合物の生産量の推移<sup>12-20)</sup>

	1980	1983	1984	1985	1986	1987	1989	1991	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
ジクロロメタン	35			54		57	73	82	93	89	97	100	101	97	85	80	70
四塩化炭素	43			48		51	58	51	53	37	20	5	4	5	0	0.1	0
1,2-ジクロロエタン	2060			1900		2051	2463	2642	2734	2792	2932	3116	3491	3491	3502	3431	3274
1,1,1-トリクロロエタン	-	96	111	120	128	131	164	177	78	55	81	45	48	41	0	0	0
トリクロロエチレン	82	67	74	73	71	64	65	52	68	77	83	90	79	68	76	80	75
テトラクロロエチレン	64	61	63	72	70	84	91	67	64	58	60	46	41	33	30	29	25

一方、VOC等の溶剤の排出量等について、平成13年度PRTRデータの概要—化学物質の排出量・移動量の集計結果<sup>2)</sup>に基づいて、表1.1-5にまとめた。有機塩素化合物ではないが、排出量が多いトルエンやキシレン、そして環境基準項目となっているベンゼンについてもまとめた。

これより、環境への排出量(表1.1-5(a))は、揮発性物質であるので使用の際に大気へ排出してしまう量が多いことが分かる。また、廃棄物として移動する量は、ジクロロメタン、トルエンおよびキシレンが圧倒的に多く、次いでトリクロロエチレンや1,2-ジクロロエタンが多い。

また、届出外排出量(表1.1-5(b))のトリクロロエチレンやテトラクロロエチレンに着目すると、従業員数や取扱量が少なく要件を満たさない事業所からの排出量が、届出排出量よりも1オーダー大きくなっている。これは、このような溶剤を扱っている業者は、従業員数の少ない小規模の事業所が多いことを示している。トリクロロエチレンやテトラクロロエチレンの届出外の廃棄物量を把握する必要がある。

表1.1-5(a) 届出排出量と届出移動量<sup>2)</sup>

	届出排出量 (t/年)(注1)					届出移動量(t/年)(注2)		
	大気	公共用水域	土壌	埋立	合計	廃棄物移動	下水道への移動	合計
ジクロロメタン	27,116	19	0	0	27,135	10,032	1	10,033
四塩化炭素	72	1	0	0	73	151	0	151
1,2-ジクロロエタン	915	4	0	0	919	1,534	0	1,534
1,1-ジクロロエチレン	333	4	0	0	337	100	0	100
シス-1,2-ジクロロエチレン	2	7	0	0	9	83	0	83
1,1,1-トリクロロエタン	49	35	0	0	84	1	0	1
1,1,2-トリクロロエタン	16	8	0	0	24	78	0	78
トリクロロエチレン	6,317	6	0	0	6,323	1,813	1	1,814
テトラクロロエチレン	2,332	2	0	0	2,334	796	0	796
トルエン	131,669	115	0	12	131,826	44,906	65	44,971
キシレン	52,384	42	0	0	52,426	13,046	53	13,099
ベンゼン	2,416	15	0	1	2,432	829	10	839

表1.1-5(b) 届出外排出量<sup>2)</sup>

	届出外排出量 (t/年)(注3)				
	1)対象業種を営む事業所	2)非対称業種を営む事業所	3)家庭	4)移動体	小計
ジクロロメタン	56,634	0	0	0	56,634
四塩化炭素	0	0	0	0	0
1,2-ジクロロエタン	10	0	0	0	10
1,1-ジクロロエチレン	1	0	0	0	1
シス-1,2-ジクロロエチレン	0	0	0	0	0
1,1,1-トリクロロエタン	1	0	0	0	1
1,1,2-トリクロロエタン	309	0	0	0	309
トリクロロエチレン	52,527	0	0	0	52,527
テトラクロロエチレン	35,743	0	0	0	35,743
トルエン	51,379	21,138	221	16,080	88,818
キシレン	17,958	24,719	1,742	14,206	58,625
ベンゼン	563	0	0	9694	10257

注1:届出排出量: 対象事業者(注4)によって届出のあった環境への排出量

注2:届出移動量: 対象事業者(注4)によって届出のあった廃棄物に含まれての移動量

注3:届出外排出量: 1)対象業種に属する事業を営む事業者からの排出量であるが、従業員数、取扱量その他の要件を満たさなため届出対象とならないもの  
2)対象業種以外の業種に属する事業のみを営む事業者からの排出量  
3)家庭からの排出量  
4)移動体(自動車、二輪車等)からの排出量

注4:対象事業者: 対象化学物質を製造したり、原材料として使用しているなど、対象化学物質を取り扱う事業者や、環境へ排出することが見込まれる事業者のうち、従業員数21人以上であって、製造業など政令で定める23の業種に属する事業を営み、かつ、対象化学物質の取扱量が1トン以上(平成14年度までは5トン以上)の事業所を有している等の一定の要件に該当するもの

例えば、表 1.1-4 で示したトリクロロエチレンの生産量は年間約 8 万 t であるが、廃棄物として移動したと届出のあった量は 2,000t 弱と、2.5%でしかない。同様にテトラクロロエチレンは 3.2%、比較的届出の多いジクロロメタンでも 14.3%である。一方、トルエンとキシレンに関しては、平成 13 年度の生産量はそれぞれ約 140 万 t、480 万 t なので、廃棄物として移動したと届出のあった量は、3.2%と 0.3%となる。届出外移動量（廃棄物となっている）や、事業所の再利用率、保管量など整理されてはいないので実態はこのデータからは把握できないが、規模の小さな事業所からの VOC 類の廃棄物量は相当あるものと推察できる。

#### (4) 汚染修復の現状

土壌汚染対策の進捗状況を表 1.1-6 に示す<sup>9)</sup>が、重金属等による汚染が恒久対策完了の事例が 293 件中 184 件(62.8%)であるのに対して、VOC による汚染は恒久対策を実施中あるいは検討中としているのが、232 件中 148 件 (63.8%) となっており、あまり進んでいない。

表 1.1-6 土壌汚染対策の進捗状況<sup>9)</sup>

	件 数							
	重金属等 超過事例		VOC 超過事例		複合汚染事例		超過事例 (累積)	
	昨年度 結果	昨年度 結果	昨年度 結果	昨年度 結果	昨年度 結果	昨年度 結果	昨年度 結果	
恒久対策完了 (注 1)	184	140	62	44	25	17	271	201
恒久対策実施中	41	31	105	89	11	7	157	127
恒久対策を検討中	35	22	43	37	9	3	87	62
小計 (対策に係る取組み実施)	260	193	210	170	45	27	515	390
自然由来 (注 2)	2	1	0	0	0	0	2	1
対策不能	2	1	8	8	0	0	10	9
その他	16	17	10	9	2	2	28	28
無回答	13	2	4	1	2	0	19	3
合 計	293	214	232	188	49	29	574	431

(注 1) 自然由来の事例のうち恒久対策を完了した事例も含まれる。  
(注 2) 自然由来の事例のうち対策を実施していない事例である。

次に、表 1.1-7 と 1.1-8 に、判明した汚染に対する応急対策と恒久対策の実施状況をまとめた<sup>9)</sup>。VOC の事例に着目すれば、応急対策としては、バリア井戸の設置や地下水質のモニタリングを実施しているケースが多く、恒久対策としては土壌ガス吸引や地下水揚水等の原位置抽出技術、そして掘削除去が採用されているケースが多い。また、熱脱着・揮発法や化学的分解等の分離・分解技術も採用されている。一方、重金属の事例では、掘削処理が中心ではあるが、その他多種多様な技術が採用されている様子がうかがわれる。

表 1.1-7 応急対策の実施状況<sup>9)</sup>

	件 数					
	重金属等超過事例		VOC 超過事例		複合汚染事例	
	昨年度結果	昨年度結果	昨年度結果	昨年度結果	昨年度結果	
人による摂取防止対策	20	15	74	62	7	4
立入禁止柵・立て札の設置	12	9	6	5	3	3
地下水飲用指導、水源転換	8	6	69	57	4	1
汚染拡散防止対策	37	27	32	29	11	7
集水渠、沈砂池等の設置	5	2	0	0	0	0
舗装工	10	9	3	2	4	3
植栽工	3	3	0	0	1	0
シート等による被覆	23	17	3	2	6	4
防風ネットの設置	2	2	0	0	2	0
バリア井戸の設置	3	1	26	25	2	0
地下水質のモニタリング	24	13	123	97	16	6
その他	12	8	7	3	2	1
合計回答事例数	65	45	138	111	25	13

(複数回答有)

表 1.1-8 恒久対策の実施状況<sup>9)</sup>

(複数回答有)

	件 数					
	重金属等超過事例		VOC超過事例		複合汚染事例	
		昨年度結果		昨年度結果		昨年度結果
原位置分解	2	3	4	3	3	1
バイオレメディエーション	0	0	3	2	1	1
化学的分解	1	2	1	1	2	0
その他	1	1	0	0	0	0
原位置抽出	13	11	145	125	21	11
土壌ガス吸引	2	1	105	87	12	8
地下水揚水	12	10	107	94	18	8
その他	1	1	0	0	2	0
掘削除去	131	74	64	46	26	14
処理	14	8	35	21	10	5
分離	11	6	14	10	7	4
熱脱着・揮発法	3	1	6	3	5	3
土壌洗浄法	5	3	3	3	0	0
その他	3	2	5	4	2	1
分解	4	3	21	11	3	1
バイオレメディエーション	0	0	3	1	0	0
化学的分解	2	0	7	3	0	0
熱分解	1	2	8	6	3	1
その他	1	1	3	1	0	0
封じ込め	38	37	3	1	7	5
遮断工	23	21	1	0	2	2
遮水工	20	20	2	1	6	4
不透水シート	8	6	1	1	2	1
鋼矢板	7	9	1	0	4	3
連続地中壁	6	6	0	0	1	1
粘土層	4	4	0	0	0	0
固型化・不溶化	93	82	2	1	15	14
固型化	31	28	2	1	4	4
不溶化	60	54	0	0	11	10
その他の不溶化処理	8	5	0	0	2	1
飛散防止	49	45	5	4	4	4
覆土工	33	32	3	3	3	3
植栽工	3	3	0	0	1	1
舗装工	24	20	3	2	2	2
その他	161	127	26	22	22	16
最終処分場に埋立処分	138	101	14	10	21	15
その他	29	31	12	12	2	1
合計回答事例数	255	196	204	168	42	27

一般に、VOC は、重金属よりも土壌・地下水層内で移動しやすい。さらに、VOC による汚染は、例えばトリクロロエチレン原液が貯蔵タンクから漏出したり、ドラム缶の腐食により漏出するなど、原液が地中に浸透し生じる場合が多い。トリクロロエチレン等の原液は、水にほとんど溶けず、土壌間隙中で水や空気と独立した相を形成することから、難水溶性液体(Non-Aqueous Phase Liquid、以下 NAPL と呼ぶ)と呼ばれている。NAPL の土壌・地下水層内での挙動は複雑で、従来のボーリング調査のみでは NAPL 原液の分布を把握することは困難である。さらに、NAPL の水への溶解速度は極めて小さいため、揚水処理等を行っても効率的に NAPL を回収することは困難で、修復対策が長期化するケースが多くなっている。このような理由から、VOC による汚染の恒久対策は、実施中あるいは検討中としている事例が重金属による汚染よりも多くなっていると推察される。

一方、不法投棄に対する原状回復の状況<sup>10)</sup>は、図 1.1-5 に示すように投棄件数で言えば、回答のあった 1150 件の内、783 件 (68.1%) が着手しており、残りの 367 件 (31.9%) が未着手であった。また、図 1.1-6 に示すように未着手 367 件の内、245 件は建設廃棄物が占めている。しかしながら、建設以外の廃棄物による不法投棄に関しても未着手が 122 件(33.2%)と、決して無視できる数値ではなく、その中でも汚泥や燃え殻、鉍滓、特別産業廃棄物などは複合物質が混入されている可能性もあり、局所的に重大な環境汚染を引き起こしていることも推測される。現実的に

未着手計 367件 31.9%

回復着手計 783件 68.1%

建設以外廃棄物計 122件 33.2%

建設廃棄物計 245件 66.8%

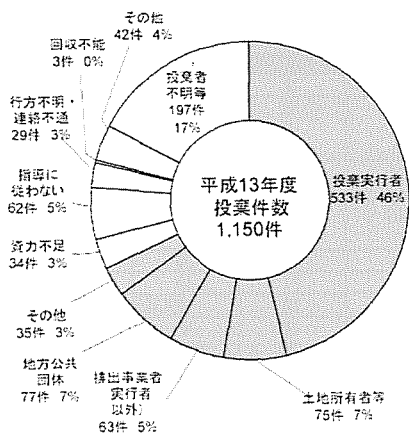


図 1.1-5 原状回復の状況 (投棄件数) <sup>1)</sup>

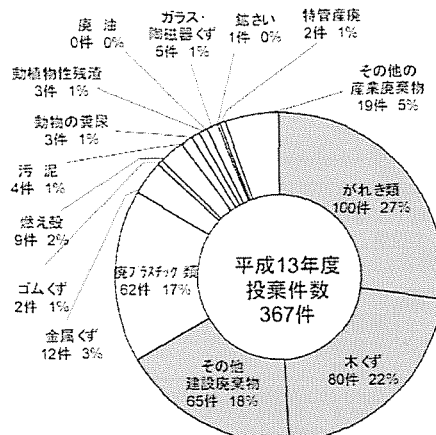


図 1.1-6 原状未回復の廃棄物の種類 (投棄件数) <sup>1)</sup>

は、豊島やいわき市、最近では青森・岩手県境の土壌・地下水汚染問題では、VOC 等と重金属による複合物質による汚染が存在し、重大な環境汚染を引き起こしている。また、汚染者に金銭的な汚染浄化能力が無い場合が多いので、行政による代執行になってしまうケースも少なくなく、不法投棄等による土壌・地下水汚染の修復対策が進まない原因の一つとなっている。

### 1. 1. 3 土壌・地下水汚染問題の整理

#### (1) 土壌・地下水汚染問題の構造

これまで述べてきたように、ここ数年、土壌・地下水汚染は調査事例で 180 件程度報告され、そのうち環境基準値を超えた事例も、130 件強と年々増加傾向にある。土壌汚染対策法も施行され、また土地評価に土壌汚染項目が加わるなど、社会的にも大きな注目を集めている。また、主な汚染物質である VOC についても、その社会的有用性から当面は生産・使用する必要がある。近年の環境に対する企業の取り組みの向上により、環境への放出量は少なくなることが予測されるが、中小企業の取り組みは、決して十分であるとは言えない。また、産業廃棄物として排出された廃溶剤等が不適正に処理されたり、不法投棄された事例も存在する。以上のような問題に対する国レベルの対策としては、法整備やマニフェストの徹底、監視強化等の不法投棄未然防止対策が強化されつつあるものの、不法投棄によって汚染された環境を修復する作業はあまり進んでいないのが現状である。

そこで、図 1.1-7 に土壌・地下水汚染問題構造を整理した。土壌・地下水汚染対策がなかなか進まないのは、調査や修復対策にかかるコスト負担が大きく、修復作業が長期間かかってしまう、またそのような事態が懸念されるからである。さらにこのような問題は、これまで過去の調査・修復事例に関する情報が、公になる場合が少なく、過去の経験の蓄積が十分でなかったことや、調査から修復までの一連の流れが一つのシステムとして体系化されてこなかったのが原因であると考えられる。また、後述するが、事業系と廃棄物起因の汚染のそれぞれの特徴が、これら問題の発生に関与している。すなわち、情報量とコスト負担者の問題である。さらに、以上のような

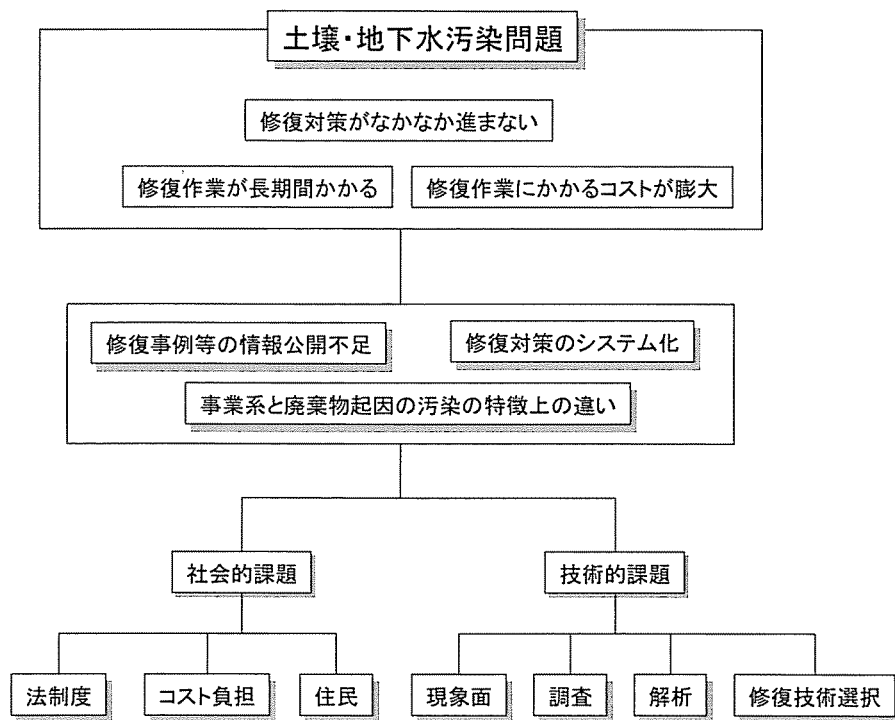


図 1.1-7 土壌・地下水汚染の問題構造の整理

問題が起きてしまう原因として、社会的課題と技術的課題に分けて整理した。以下に、事業系と廃棄物起因の土壌・地下水汚染の違い、技術的課題、そして社会的課題について詳細に述べる。

## (2) 事業系と廃棄物起因の土壌・地下水汚染の違い

本研究では、土壌・地下水汚染に関わる問題構造を明確にするために、事業系の土壌・地下水汚染と廃棄物に起因する（不法投棄、不適正保管、不適正処理）による土壌・地下水汚染を分けて考えている。それぞれの汚染の特徴を表 1.1-9 にまとめた<sup>22)</sup>。

表 1.1-9 事業系と廃棄物起因の土壌・地下水汚染の違い<sup>22)</sup>

事業系の土壌・地下水汚染	廃棄物起因の土壌・地下水汚染
単一化学物質による汚染 平野部が多い 汚染に関する情報は比較的ある 汚染原因企業による調査・修復	複数化学物質による汚染 山間、谷部等の地質構造が複雑な場所が多い 汚染に関する情報が非常に限られている 汚染原因者に調査・修復コスト負担能力が乏しい場合が多い

事業系の汚染の場合は、工場や事業所で管理されている化学物質によって汚染が引き起こされる場合が多い（最近では、工場や事業所の閉鎖時に、記録のない過去の作業や廃棄物によって汚染が発覚する場合も多いが）。従って、汚染物質の種類や漏出量、漏出した時期など、比較的汚染状況を把握するための情報が存在する場合が多い。また、企業イメージを損ねないために、企業がトップダウンで汚染修復に取り組むケースが多く、比較的スムーズに調査・対策が取られる場合が多い。しかし、廃棄物起因の土壌・地下水汚染は、人目に見えない山間や谷部に不法にありと

由の一つとなっている。

このような現象を踏まえた上で技術的課題について図 1.1-9 に「現象面」、「調査」、「解析」、「修復技術選択」に分けて整理した。これは、一般に、土壌・汚染対策が、その汚染の現象面での特徴をベースに調査→解析→修復技術選択の順で行われるからである。特に、本研究で扱うことにしている、汚染修復作業がなかなか進まない VOC による汚染について整理した。

### <技術的課題>

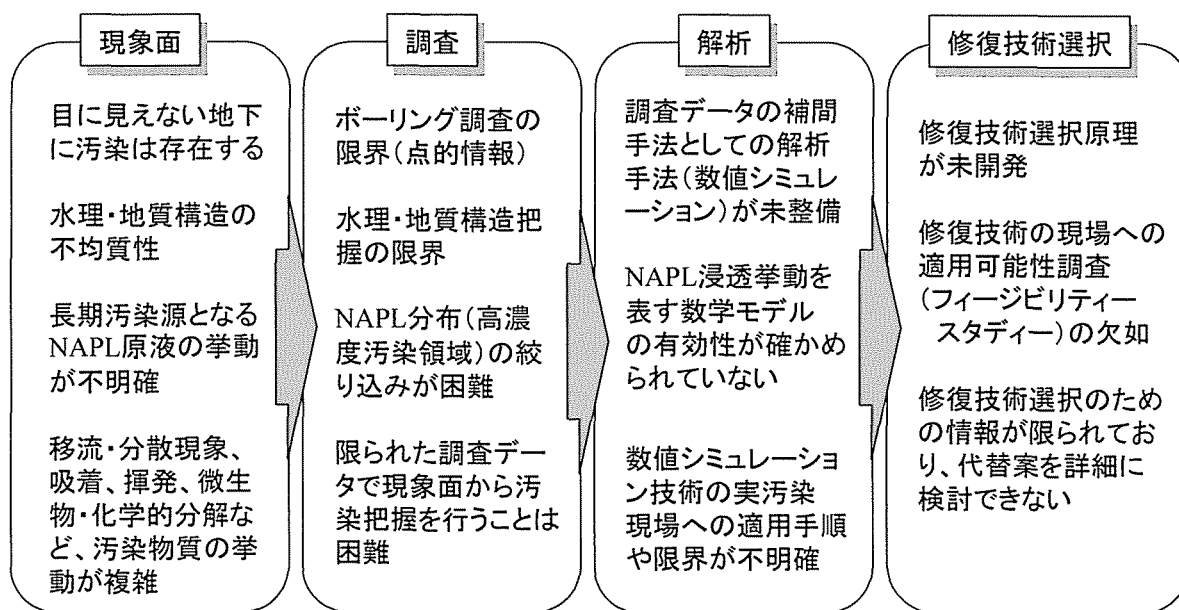


図 1.1-9 土壌・地下水汚染の技術的課題の整理 (VOC による汚染の視点)

まず、現象面では、土壌・地下水汚染が、表流水や大気など目に見えない地下に存在すること、また、地下の水理・地質構造が不均質であり、地下水と共に移動する汚染物質の移動現象の把握が困難であるという問題が存在する。また、先ほど述べたように地下水汚染の汚染源を特徴づける NAPL 原液の挙動や溶解速度といった、現象そのものについても不明な点が数多く存在することが問題である。そして調査面では、これまでの調査はボーリングによる調査が主流であったが、三次元的な汚染分布を点的な調査で補間するには限界があること、また分析誤差や季節変動など様々な要因が存在する調査データから、汚染現場の把握を系統的に行うことが困難である。さらに、高濃度で長期間の汚染源となる NAPL 原液の分布を、ボーリング調査のみで把握するのは非常に困難であることが挙げられる。そのような理由から、一般的には、調査データを補間するために解析が行われる。調査データを解析するための一つの手法として、数値シミュレーション技術を用いることによって、調査データの空間的、時間的補間をするのが有効であると考えられる。しかしながら、実汚染現場への数値シミュレーション技術の適用方法や限界、そして用いるべきパラメータ等に関する知見はほとんどなく、解析者の専門的な知見と経験に頼らざるを得ないのが実状である。また数値シミュレーションによって得られた解がどの程度妥当性があるのか、どのように対策に反映させたら良いのかといった、数値シミュレーション結果と測定データの整合性の問題も存在する。また、溶存物質の移流・分散コードは開発されて実用レベルにあるが、

由の一つとなっている。

このような現象を踏まえた上で技術的課題について図 1.1-9 に「現象面」、「調査」、「解析」、「修復技術選択」に分けて整理した。これは、一般に、土壌・汚染対策が、その汚染の現象面での特徴をベースに調査→解析→修復技術選択の順で行われるからである。特に、本研究で扱うことにしている、汚染修復作業がなかなか進まない VOC による汚染について整理した。

### <技術的課題>

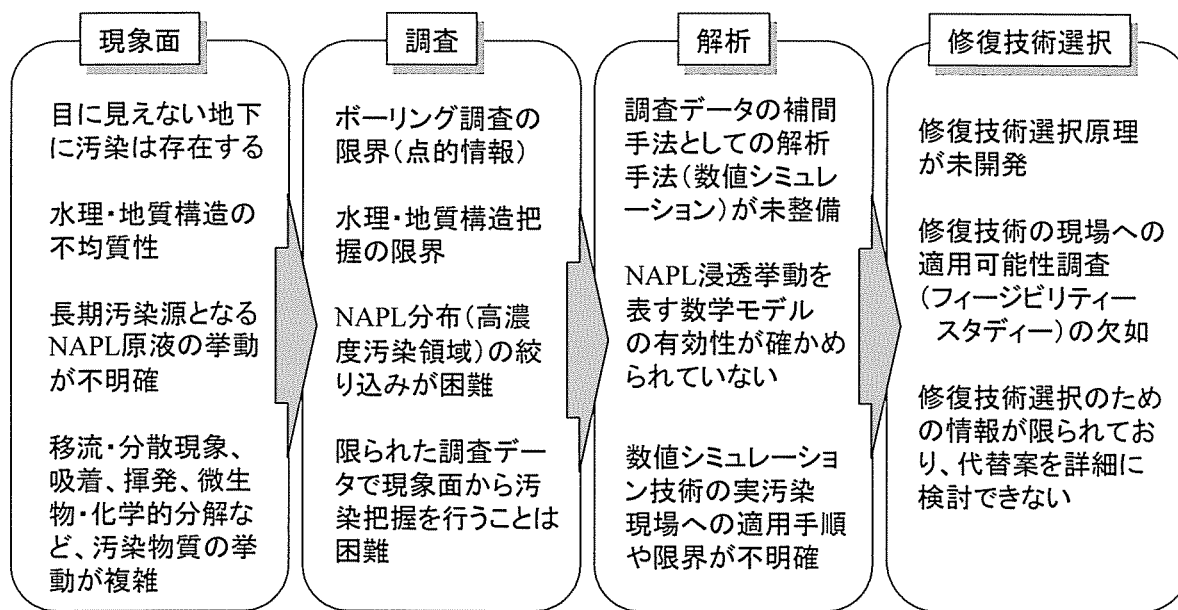


図 1.1-9 土壌・地下水汚染の技術的課題の整理 (VOC による汚染の視点)

まず、現象面では、土壌・地下水汚染が、表流水や大気など目に見えない地下に存在すること、また、地下の水理・地質構造が不均質であり、地下水と共に移動する汚染物質の移動現象の把握が困難であるという問題が存在する。また、先ほど述べたように地下水汚染の汚染源を特徴づける NAPL 原液の挙動や溶解速度といった、現象そのものについても不明な点が数多く存在することが問題である。そして調査面では、これまでの調査はボーリングによる調査が主流であったが、三次元的な汚染分布を点的な調査で補間するには限界があること、また分析誤差や季節変動など様々な要因が存在する調査データから、汚染現場の把握を系統的に行うことが困難である。さらに、高濃度で長期間の汚染源となる NAPL 原液の分布を、ボーリング調査のみで把握するのは非常に困難であることが挙げられる。そのような理由から、一般的には、調査データを補間するために解析が行われる。調査データを解析するための一つの手法として、数値シミュレーション技術を用いることによって、調査データの空間的、時間的補間をするのが有効であると考えられる。しかしながら、実汚染現場への数値シミュレーション技術の適用方法や限界、そして用いるべきパラメータ等に関する知見はほとんどなく、解析者の専門的な知見と経験に頼らざるを得ないのが実状である。また数値シミュレーションによって得られた解がどの程度妥当性があるのか、どのように対策に反映させたら良いのかといった、数値シミュレーション結果と測定データの整合性の問題も存在する。また、溶存物質の移流・分散コードは開発されて実用レベルにあるが、



NAPL 原液の挙動を表すモデルの有効性はまだ確かめられてはおらず、未だ、数学モデルの基礎構築段階であると言ってもよい。

修復技術の選択に関しては、実用化され実績のある修復技術から、実証段階にある修復技術まで様々あり、また媒体別、物質別、濃度レベル別と修復技術には適用条件が存在し、さらに修復期間やコストも適用する修復技術によって異なる。このような理由により、サイトに対して、統一的に修復対策を選択する原理については未だ開発されていない。また、修復技術を選択する際に、使用できる情報（例えば、修復効果の予測、トータルコストや修復期間の概算など）が非常に限られており、このことが修復技術の選択を困難にしている。

#### (4) 社会的課題

社会的課題について、図 1.1-10 に示すように、「法制度」、「コスト負担」、「住民」に分けて整理した。法制度としては、表 1.1-1 で述べたように、法整備が土壌・地下水汚染問題の顕在化した後に、行われたこともあり、制度・基準がこれまで不十分だったことは否定できない。また、土壌汚染対策法の以前は、具体的な環境影響が生じない限り、調査など対策が行われることはほとんどなく、調査の動機付けや修復の発動基準が明確ではなかったことも問題である。また、廃棄物起因の汚染で、汚染負担者に浄化能力が無い場合、行政代執行による修復が行われる場合があるが、その場合、措置命令者の範囲が限定されており、代執行にかかる費用の回収が困難であったこと、またその費用を補助するような法制度の仕組みが無かったことも、問題であった。これらに関しては、最近の数回にわたる廃棄物処理法の改正により改善しつつある。

コスト負担に関しては、コストが膨大になってしまうことから、汚染対策に着手できない場合がある。また、初期の調査に関しては、土壌汚染対策法では、土地所有者が行うことになっているが、それ以前は、調査の主体が不明確であった。また不法投棄などの場合は、行政が調査主体とならざるを得ない状況である。

住民に関しては、近年、土壌・地下水汚染に関する住民の関心は高く、調査・修復対策を行う

##### <社会的課題>

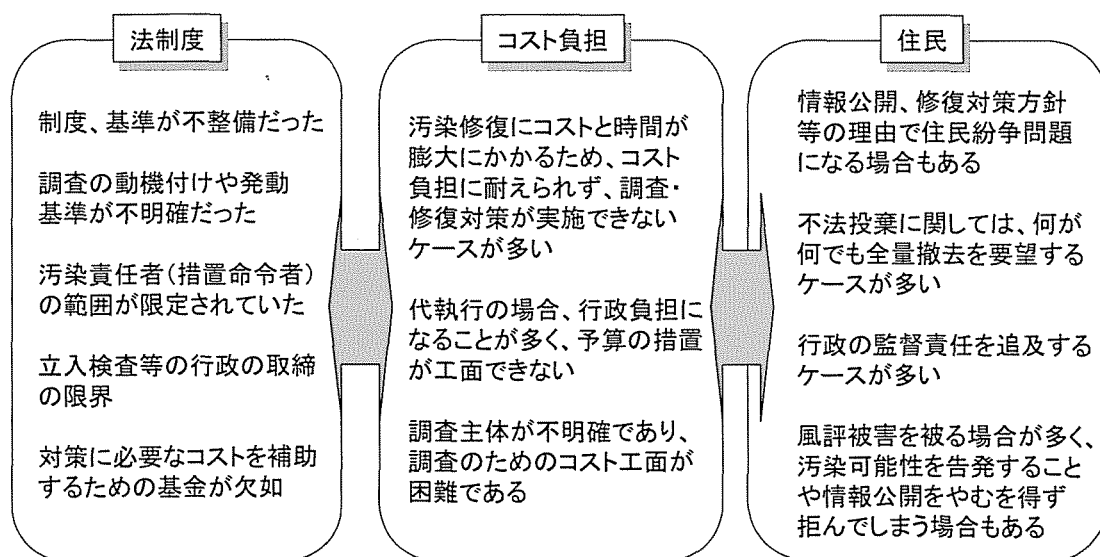


図 1.1-10 土壌・地下水汚染の社会的課題の整理

際には、周辺住民は無視できない存在となっている。また、不法投棄に対しても、全量撤去や行政責任を追及し、住民紛争にまで至ってしまった例も存在する。また、汚染による風評被害を懸念して、汚染の告発や公表を拒んでしまう場合があるなど、複雑な問題が存在している。

## 1. 2 本研究の着目点

本研究では、技術的課題を数値シミュレーション技術の開発を通して解決することを目的とする。数値シミュレーション技術を開発することにより、汚染状況や修復技術選択やコストに関わる基本的な情報を形成することができる。また、そのような正しい情報を積極的に公開することが、社会的課題を解決する上で、特に住民合意を得ながら対策を進める上で、極めて重要であるからである。

技術的課題の研究状況について補足すると、国内外で、図 1.1-9 の各要素（例えば現象解明のための研究、調査手法の開発、数値シミュレータの開発、修復技術の実証実験など）のみに注目すれば、活発に研究が行われているのが現状である。しかし、調査から修復技術選択まで、一つの流れとしてシステムとして捉え研究を行った事例は無い。そこで、本研究では、土壌・地下水汚染の現象面に基づいた上で、調査から修復技術選択までのプロセスを一つの流れとしてシステム化することが、土壌・地下水汚染問題の解決のためには必要であることとした。このシステムを、土壌・地下水汚染診断・修復支援システム<sup>5)</sup>（略して診断システム）と本研究では呼ぶことにする（第2章で詳細は説明する）。診断システムは、「調査」、「汚染データ管理」、「解析」、そして「修復方法の設計」の要素から成る。その中でも特に、汚染状況を把握し、対策案を講ずるためには、「解析」の部分が最も重要であると考えられる。よって、解析手法の一つである物理化学的現象論に基づいた数値シミュレーション技術の開発に注目することにした。

これまでの議論をまとめ、土壌・地下水汚染対策における数値シミュレーション技術の課題についてまとめると以下ようになる。

- ・土壌・地下水層内における NAPL 原液の浸透挙動が不明であり、その予測手法としての数学モデルの開発が望まれていること。
- ・広域的な VOC による地下水汚染拡散解析では、数学モデルはすでに応用レベルにまで開発されているにもかかわらず、実汚染現場への数値シミュレーション技術の適用方法が不明であり、特に、数値シミュレーション結果と測定データとの整合性について問題になる場合が多いこと。

上記課題を解決するための本論文の着目点を以下に整理する。

- ・本研究では、VOC による土壌・地下水汚染を対象とした数値シミュレーション技術の開発を行う。
- ・VOC による汚染は、NAPL 原液が地中に浸透し、不飽和帯から飽和帯にまで広く汚染源を連続的に形成する。そして、NAPL 原液の溶解に伴い汚染源の分布や質が時間的に変化し、さらに地下水中にゆっくりと溶けだした成分が地下水流れと共に輸送される。従来のマクロ的な移流分散解析での汚染源は、定常敵かつ均質な点源として扱われてきた。従って、汚染源が不飽和から飽和帯にまで広く分布し、かつ溶解によりその汚染源の分布や質が経時的に変化してしまうような土壌・地下水汚染を従来のマクロ的な移流分散解析で一元的に扱うことには限界がある。つまり、図 1.1-8 に示すように、従来の汚染拡散解析手法であるマクロ的な移流分散解析に

加えて、NAPL 原液による汚染源の形成過程とその汚染源の拡散が土壤・地下水汚染に及ぼす影響を、ミクロ的な視点から新たに考慮する必要がある。

- ・特に、ミクロ的視点においては、土壤・地下水層内の NAPL 浸透速度や分布といった基本的特性を実験的に明らかにし、数学モデルの開発とその適用性の評価を行う。この NAPL 原液の浸透挙動の数学モデル化は、いまだ開発途上段階であり、本研究では、NAPL 原液浸透挙動を表現することが可能な基礎モデルの開発を行う。
- ・一方、マクロ的視点においては、既に数値シミュレーションを行うためのソフトウェアは存在し応用段階にあると考えられるが、上記課題として述べたように実際の汚染現場への数値シミュレーション技術の実際の汚染現場への適用例は極めて乏しく、普及が進んでいるとはいえない。これは、データの取得が困難なこともさることながら、数値シミュレーション結果と測定値との整合性を評価するプロセスが不明確であり、一部の専門家の経験的知識に頼らざるを得ない部分が多く存在するからである。つまり、社会的技術的要請として、数値シミュレーション技術の実汚染現場への適用方法を標準化する必要がある。
- ・以上の点から、本研究では、目には見えない土壤・地下水汚染の物理・化学的現象を、必然的に限られた点でしか得られない調査データを基に、空間的に“(内挿)補間”する技術、あるいは、将来を予測するという観点で言えば、時間的に“(外挿)補間”することのできる数値シミュレーション技術を、ミクロ的な視点(汚染源)を基礎的なレベルで、そしてマクロ的な視点(汚染の広域的な広がり)を応用的なレベルで、それぞれ開発することにした。

### 1. 3 研究目的

従って、本研究の目的は、土壤・地下水汚染対策における汚染拡散の速度と範囲の予測、及び修復対策選択のための数値シミュレーション技術を開発することである。具体的には、以下の課題をそれぞれ基礎的レベルと応用的レベルから検討を行うこととする。

- ①土壤・地下水汚染の長期に滞留する汚染源となる NAPL 原液の土壤・地下水層内での挙動を、ミクロの視点から実験的に明らかにするとともに、数学モデルの基礎的開発及びその適用性の評価を行う。
- ②実汚染現場での土壤・地下水汚染問題を解決するために、マクロ的な視点から、数値シミュレーション技術(移流分散解析)を実汚染現場へ適用し拡散速度と範囲を予測する方法を、応用的な視点から標準化する。

### 1. 4 本研究の構成

図 1.4-1 に本研究の構成を示す。すでに本章では、研究背景、研究目的について述べた。次に 2 章では、本研究で開発すべき数値シミュレーション技術の課題や土壤・地下水汚染対策における数値シミュレーション技術の位置づけや役割についてまとめる。そのために、VOC による土壤・地下水汚染原因や汚染機構を踏まえ、本研究で扱うミクロとマクロ的視点の関係を示した。本研究では、マクロ的視点での従来の土壤・地下水汚染の移流分散解析に対して、その汚染源である NAPL 原液挙動をミクロ的視点として位置づけた。次に、数値シミュレーション技術の現状と課

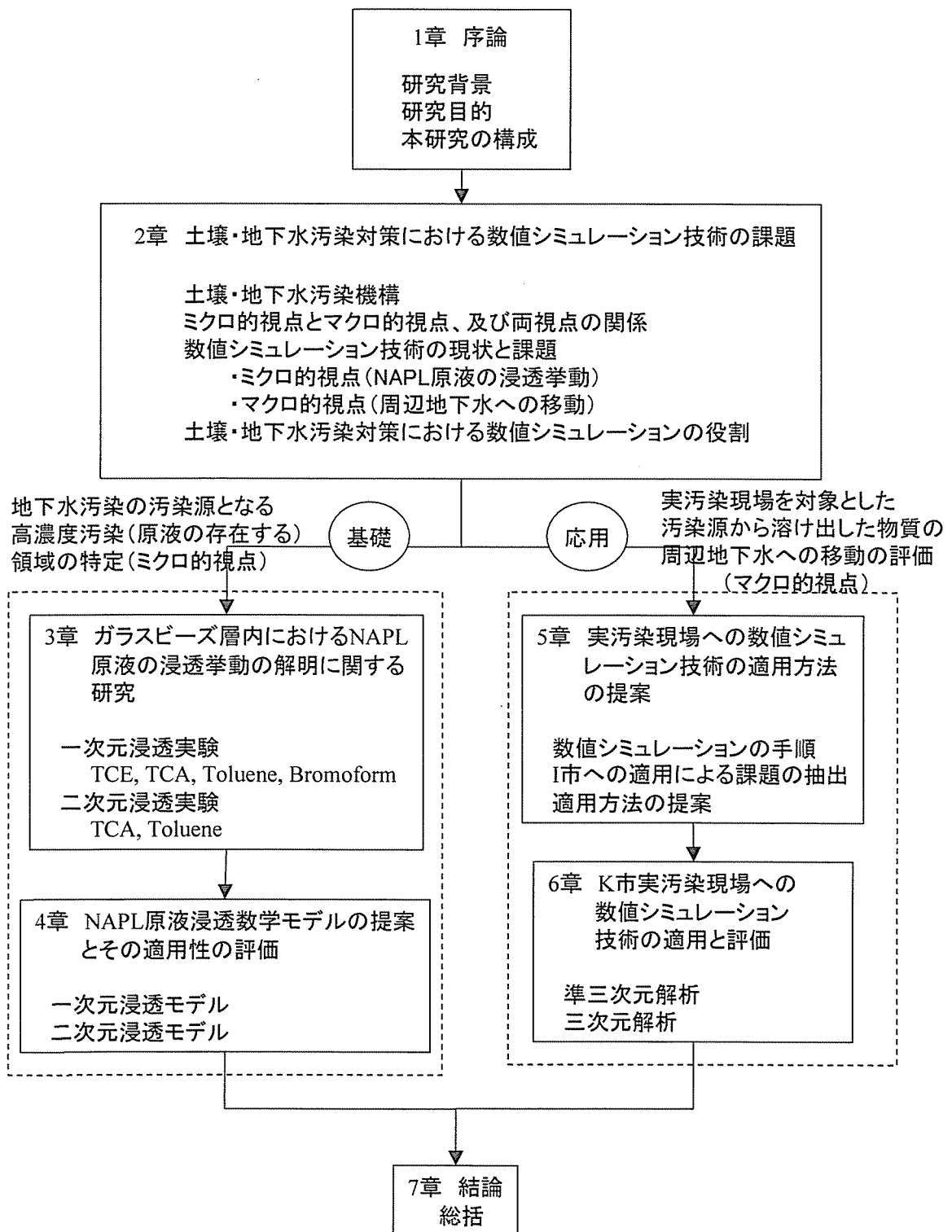


図 1.4-1 本研究の構成

題について整理し、本研究で開発すべき数値シミュレーション技術の内容を、ミクロ的視点とマクロ的視点の両方の関係を踏まえた上で、双方の視点からそれぞれ明らかにし、次章以降でそれぞれ具体的な検討を行うこととした。

3章と4章では、長期地下水汚染の汚染源となる NAPL 原液挙動をミクロ的な視点から検討する。3章では、NAPL 原液の一次元及び二次元浸透挙動を把握し、また数学モデルの適用性を評価するための実験値を得るために、ガラスビーズ層を用いた浸透実験を行った。この際、不飽和・飽和領域を模擬した複数の粒径のガラスビーズ層を用意し、さらにトリクロロエチレン(TCE)、1,1,1-トリクロロエタン(TCA)、トルエン、ブromホルムmの特性の異なる NAPL 原液を用いて実験を行い、浸透速度、浸透停止後の鉛直一次元、あるいは二次元分布、そして揮発量を測定した。これより、土壌・地下水層内における NAPL 原液の浸透挙動を実験的に明確にした。

4章では、3章で得られた実験値と本研究で開発した NAPL 浸透挙動数学モデルによる計算値の比較を行った。特に、密度、粘性、表面張力の異なる NAPL に対して、数学モデルがどの程度適用性があるのかを検討した。また、これまでの研究は、不飽和帯のみ、あるいは飽和帯のみといったように、いずれかの領域のみでの実験や数学モデルの評価であった。本研究では、不飽和・飽和領域での数学モデルの評価を行うことにより、土壌・地下水層内での NAPL 原液の分布をより精度良く表現することを確認した。

5章と6章では、実汚染現場を対象として、マクロ的視点での移流分散方程式を基礎とした数値シミュレーション技術の実汚染現場への適用方法を提案し、その有効性の評価を行った。まず、5章では、I市不適正保管現場への数値シミュレーション技術の適用を通じて、数値シミュレーション技術を実汚染現場へ適用する際の課題を整理した。特に、数値シミュレーションのために必要なデータ、モデルの仮定やパラメータの妥当性に関する課題を抽出した。そして、それらの課題を解決し、一般化することにより、実汚染現場への数値シミュレーション技術の適用方法を標準化し、その手順を提案した。

6章では、その提案された数値シミュレーション技術の適用方法を、K市汚染現場へ応用することによって、本適用方法の有効性を検証した。特に、数値シミュレーション結果と測定値との整合性にの評価として、点的なモニタリング井戸の地下水濃度の観測値と比較するだけではなく、物理探査手法の一つである比抵抗分布（主に地下水中の塩類等溶存物質の面的な分布）の測定データとの比較を行うことにより、より効率的に実汚染現場の汚染把握が行えることを示した。さらに、点的な汚染物質濃度の測定データと面的な比抵抗分布の測定データ及び数値シミュレーション結果の関係について明らかにした。そして、当該汚染現場の特徴であった第1と第2帯水層の地下水流れの違いを反映した3次元数値シミュレーションも行うことにより、より詳細に汚染把握ができることを示した。さらに、汚染の現状を踏まえた上で、遮水壁や揚水井戸を設置した場合の修復効果予測を行い、汚染現場の修復代替案を提案した。

7章は、本論文の総括である。

## 参考文献

- 1) 地下水問題研究会：地下水汚染論—その基礎と応用，共立出版株式会社，1991
- 2) 吉田文和：ハイテク汚染，株式会社岩波書店，1989
- 3) 環境庁水質保全局水質管理課・土壌農薬課監修，平田健正編著：土壌・地下水汚染と対策，社

団法人日本環境測定分析協会, 1996

- 4) 花嶋正孝, 高月紘, 中杉修身: 廃棄物の不法投棄による環境汚染—豊島の事例—, 廃棄物学会誌, Vol.7, No.3, pp.208-219, 1996
- 5) 古市 徹, 石井一英, 寺尾康, 森下兼年: 土壌・地下水汚染の診断修復システムの開発と不適正保管現場への適用例, 廃棄物学会論文誌, Vol.11, No1, pp.38-47, 2000
- 6) 青森・岩手県境不法投棄事案に係る取組  
<http://www.pref.aomori.jp/kenkyo/index.htm>, 2003 現在
- 7) 東京海上火災保険株式会社編: 環境リスクと環境法 米国編, 有斐閣, 1992
- 8) 木暮敬二: 地盤環境の汚染と浄化修復システム, 技法堂出版株式会社, 2000
- 9) 環境省環境管理局水環境部: 平成 12 年度土壌汚染調査・対策事例及び対応状況に関する調査結果の概要, 2002
- 10) 環境省環境管理局水環境部: 平成 13 年度地下水質測定結果  
[http://www.env.go.jp/water/chikasui/chikasui\\_h13/index.html](http://www.env.go.jp/water/chikasui/chikasui_h13/index.html), 2003 現在
- 11) 環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部産業廃棄物課: 産業廃棄物の不法投棄の状況(平成 13 年度)について, <http://www.env.go.jp/press/press.php3?serial=3848>, 2002
- 12) 12695 の化学商品, 化学工業日報社, 1995
- 13) 12996 の化学商品, 化学工業日報社, 1996
- 14) 13197 の化学商品, 化学工業日報社, 1997
- 15) 13398 の化学商品, 化学工業日報社, 1998
- 16) 13599 の化学商品, 化学工業日報社, 1999
- 17) 13700 の化学商品, 化学工業日報社, 2000
- 18) 13901 の化学商品, 化学工業日報社, 2001
- 19) 14102 の化学商品, 化学工業日報社, 2002
- 20) 14303 の化学商品, 化学工業日報社, 2003
- 21) 経済産業省製造産業局化学物質管理課 環境省総合環境政策局環境保健部環境安全課: 平成 13 年度 PRTR データの概要—化学物質の排出量・移動量の集計結果—, 2003
- 22) 古市 徹 監修/CDR 研究会編: 有害廃棄物による土壌・地下水汚染の診断, (株) 環境産業新聞社, 2002

## 第2章 土壌・地下水汚染対策における数値シミュレーション技術の課題

### 2. 1 概説

本章では、土壌・地下水汚染対策を進める上での数値シミュレーション技術の課題を明確にし、本研究で扱う問題の範囲と内容を明確にする。そのために、2. 2節において、本研究で対象とする VOC による土壌・地下水汚染の汚染機構（汚染原因や汚染物質の挙動）についてまとめ、本研究におけるミクロ的視点とマクロ的視点の考え方の整理を行う。2. 3節では、そのミクロ的視点とマクロ的視点のそれぞれの視点から解析を行う必要性を述べた上で、数値シミュレーション技術の課題を、ミクロ的、マクロ的の両視点から整理する。それから、本研究で取り扱う問題点の絞り込みを行い、それぞれの視点から問題設定を行う。そして、2. 4節では、実際の土壌・地下水汚染対策における、本研究で開発を行う数値シミュレーション技術の役割について言及する。

### 2. 2 VOC による土壌・地下水の汚染機構

#### 2. 2. 1 VOC による汚染原因

VOC による汚染は、ほとんどの物質が人工的に製造された物質であるので、自然起因の汚染は無い。VOC による汚染機構は、①工場等での排水の地下浸透、②貯蔵タンクの漏出や廃液の入ったドラム缶等の管理の不徹底による漏出、③VOC を含む廃棄物による汚染があげられる。

VOC は水への溶解度はそれほど大きくはない。しかし、わずかな量が溶けるだけで、環境基準を大きく超えてしまうという特徴がある。例えば、トリクロロエチレンの水の溶解度は、1,100mg/L であるが、これは環境基準（0.03mg/L）のおおよそ 36,000 倍に相当する。従って、①の場合のように、工場や事業所敷地内において、VOC を含む排水が地中に浸透することによって、容易に地下水汚染は生じてしまう。②については、VOC による汚染原因としては最も多く報告されている。また、VOC の内でもトリクロロエチレンやテトラクロロエチレンのような NAPL 原液が直接地中に浸透するので、極めて高濃度の汚染が生じることになる。IC 工場による汚染として有名な、君津市東芝コンポーネンツ工場、兵庫県太子町の東芝太子工場、熊本県の汚染は、NAPL 原液が地下浸透することにより、汚染が生じてしまった。一方、③については、液体廃棄物を最終処分場に投棄してきた欧米諸国とは異なり、日本では中間処理してから処分されてきた背景もあり、VOC を高濃度に含む廃棄物が最終処分され、それが原因で地下水汚染を引き起こした例は少ない。しかし、不法に埋立基準値以上の VOC を含む廃棄物が投棄されたり、あるいは不法に液体廃棄物として NAPL 原液状の廃液が投棄された例も存在する。この場合も、極めて高濃度の VOC 汚染を引き起こしてしまう。国内では、例えば、桑名市や青森・岩手県境の不法投棄の例がある。

#### 2. 2. 2 VOC の土壌・地下水層内での挙動

図 2.2-1 は、土壌層内での VOC の挙動を、ドラム缶から NAPL 原液が浸透した場合を想定してまとめたものである。地中に浸透した NAPL 原液は、間隙中で水と独立した NAPL 相を形成し、地中下方に浸透する。密度が水よりも小さい LNAPL(Light NAPL)は、地下水面上に停滞し、さらに地下水流れ方向に移動する。一方、水よりも密度が大きい DNAPL(Dense NAPL)は、地下

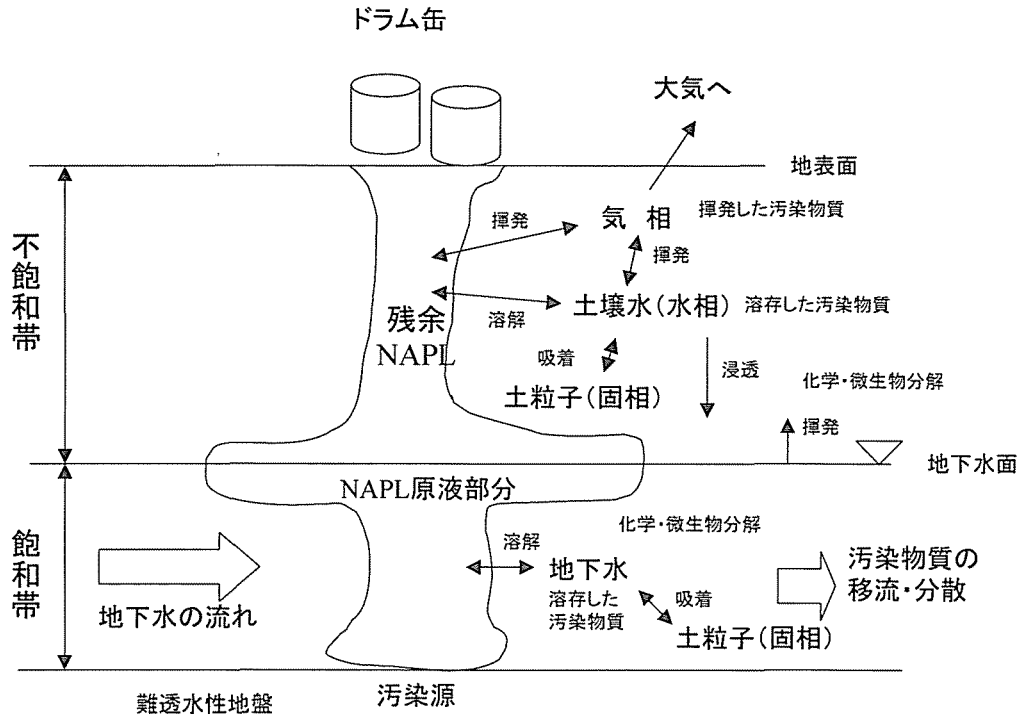


図 2.2-1 土壌層内における NAPL の挙動 (DNAPL の場合)

表 2.2-1 NAPL の特性

流体	密度 [g/cm <sup>3</sup> ](20°C)	粘性係数 [kg/m/s](20°C)	動粘性係数 [m <sup>2</sup> /s]	表面張力 [N/m](20°C)	界面張力 [N/m](20°C)	濡れ定数 [N/m]	溶解度 [mg/L]	蒸気圧 (20°C)[mmHg]
水	0.9982 <sup>7)</sup>	1.002×10 <sup>-3</sup> <sup>7)</sup>	1.004×10 <sup>-6</sup>	72.8×10 <sup>-3</sup> <sup>7)</sup>	—	—	—	17.5
ジクロロメタン	1.3255 <sup>1)</sup>	4.42×10 <sup>-7</sup> <sup>7)</sup>	3.335×10 <sup>-7</sup>	27.84×10 <sup>-3</sup> <sup>7)</sup>	28.3×10 <sup>-3</sup> <sup>10)</sup>	16.66×10 <sup>-3</sup>	20000, 15400 <sup>3)</sup>	349, 438 <sup>4)</sup>
四塩化炭素	1.5941 <sup>7)</sup>	9.7×10 <sup>-7</sup> <sup>7)</sup>	6.085×10 <sup>-7</sup>	27.04×10 <sup>-3</sup> <sup>7)</sup>	45.0×10 <sup>-3</sup> <sup>7)</sup>	-0.76×10 <sup>-3</sup>	7400, 762 <sup>4)</sup>	192, 113 <sup>4)</sup>
1,2-ジクロロエタン	1.2600(15°C) <sup>10)</sup>	8.32×10 <sup>-7</sup> <sup>7)</sup>	6.603×10 <sup>-7</sup>	32.57×10 <sup>-3</sup> <sup>7)</sup>	30.0×10 <sup>-3</sup> (20°C) <sup>10)</sup>	10.23×10 <sup>-3</sup>	8450, 8690 <sup>4)</sup>	82, 80 <sup>4)</sup>
1,1,1-トリクロロエタン(TCA)	1.3376 <sup>1)</sup>	7.95×10 <sup>-8</sup> <sup>8)</sup>	5.943×10 <sup>-7</sup>	25.56×10 <sup>-3</sup> <sup>8)</sup>	45.0×10 <sup>-3</sup> <sup>9)</sup>	2.24×10 <sup>-3</sup>	1260 <sup>4)</sup>	100, 123 <sup>4)</sup>
トリクロロエチレン(TCE)	1.4649 <sup>1)</sup>	5.8×10 <sup>-7</sup> <sup>7)</sup>	3.959×10 <sup>-7</sup>	29.5×10 <sup>-3</sup> <sup>8)</sup>	35.0×10 <sup>-3</sup> <sup>9)</sup>	8.3×10 <sup>-3</sup>	1100, 1000 <sup>6)</sup>	60, 58 <sup>6)</sup>
テトラクロロエチレン(PCE)	1.623 <sup>1)</sup>	8.8×10 <sup>-7</sup> <sup>7)</sup>	5.422×10 <sup>-7</sup>	32.86×10 <sup>-3</sup> <sup>8)</sup>	44.4×10 <sup>-3</sup> <sup>10)</sup>	-4.46×10 <sup>-3</sup>	140, 143 <sup>7)</sup>	18.6, 19.0 <sup>1)</sup>
ブromホルム	2.9035(15°C) <sup>1)</sup>	2.11×10 <sup>-3</sup>	7.267×10 <sup>-7</sup>	45.52×10 <sup>-3</sup> <sup>7)</sup>	40.9×10 <sup>-3</sup> <sup>7)</sup>	-13.62×10 <sup>-2</sup>	—	—
ベンゼン	0.8788 <sup>7)</sup>	6.52×10 <sup>-7</sup> <sup>7)</sup>	7.419×10 <sup>-7</sup>	28.90×10 <sup>-3</sup> <sup>7)</sup>	35.0×10 <sup>-3</sup> <sup>7)</sup>	8.9×10 <sup>-2</sup>	1780, 1750 <sup>2)</sup>	84.03, 95.2 <sup>4)</sup>
トルエン	0.8658 <sup>7)</sup>	5.86×10 <sup>-7</sup> <sup>7)</sup>	6.768×10 <sup>-7</sup>	28.4×10 <sup>-3</sup> <sup>7)</sup>	36.25×10 <sup>-3</sup> <sup>7)</sup>	8.15×10 <sup>-3</sup>	515 <sup>3)</sup>	22, 30.0 <sup>4)</sup>
(o-)キシレン	0.8801 <sup>1)</sup>	8.30×10 <sup>-7</sup> <sup>7)</sup>	9.431×10 <sup>-7</sup>	30.31×10 <sup>-3</sup> <sup>7)</sup>	36.1×10 <sup>-3</sup> <sup>7)</sup>	6.39×10 <sup>-3</sup>	175 <sup>3)</sup>	4.97, 7.0 <sup>4)</sup>

水面を貫き、下方の難透水層まで容易に到達してしまう。また、表 2.2-1 は、主な NAPL 原液の物性値を示しているが、動粘性係数が水よりも小さいために、その NAPL 原液の浸透速度は、水よりも速いのが大きな特徴である。そして、その浸透過程で間隙中に NAPL を取り残してしまう。この取り残された NAPL は、残余 NAPL と呼ばれており、移動中の NAPL と区別して扱われることが多い。

土壌・地下水層内に浸透した NAPL は、不飽和帯では、NAPL は揮発し気相へ移動し、大気へ拡散放出される。一方、土壌水と呼ばれる水相へも溶解し、その溶存した汚染物質が降雨と共に下方浸透する。その過程で、土粒子への吸着や、化学的・微生物分解現象が生じることもある。また、飽和帯においては、NAPL 原液から地下水へ溶解し、溶存した汚染物質が地下水と共に広域的に移動する。その際、不飽和帯と同様に、吸着現象や化学・微生物分解現象の影響を受けることになる。

このように、VOC による土壌・地下水汚染を現象面から把握し、解析を行うためには、①NAPL



原液が地中に浸透し高濃度汚染領域（汚染源）が形成される過程（ミクロ的な視点）と②移動中の NAPL 原液、あるいは土壌間隙中に取り残された NAPL 原液から、溶解した汚染物質が、地下水と共に広域的に広がっていく過程（マクロ的な視点）に分けて考えることが極めて重要である。さらに、③VOC の特徴である揮発現象によって土壌空気内に移動した汚染物質も考慮する必要がある。つまり、汚染源の分布や質が時間的に変化してしまうということである。

## 2. 2. 3 ミクロ的視点とマクロ的視点の関係

### (1) REV の考え方<sup>11)</sup>

土壌・地下水層内での種々の物質輸送問題を扱う際に考慮しなくてはならないのが、スケールの概念である。土壌・地下水層内での物質輸送は、主に間隙空間を移動する流体（地下水や NAPL）によって引き起こされる。従って、VOC による土壌・地下水汚染問題をモデル化するには、間隙構造のとらえ方が極めて重要である。すなわち、対象とするスケールの大きさとその空間平均化の考え方を整理しておく必要がある。

図 2.2-2 に、REV の概念を示す<sup>12)</sup>。間隙率が、平均化する体積の変化によって一定と見なせるスケールが存在し、その最小を REV(Representative Elemental Volume)、その最大を MEV(Maximum Elemental Volume)という。REV より小さいスケールでは、サンプリングする体積によって間隙率が大きく変動してしまう。従って、間隙空間をサンプリングした際には、間隙率は 1 になってしまう。また、MEV 以上のスケールでは、粒径分布等の特性の全く異なった層も空間平均化の操作の際に考慮してしまうので、平均化された間隙率は変動することになる。

また、移流分散方程式を扱う際には、場の不均質性が問題となる。移流分散方程式は、実験室内における均質な多孔体中のトレーサは、良く表現できても、フィールドにおけるマクロスケールでは適用が困難になることもある。マクロなスケールの不均質性を移流分散方程式で取り扱うために、図 2.2-3 に示すように、層化の影響を考慮したメガスケールの概念が導入される。これはフィールドスケールでの大きな分散現象を概念的に説明している。このように、対象とするスケールのとらえ方が、土壌・地下水汚染をモデル化するには、重要である。

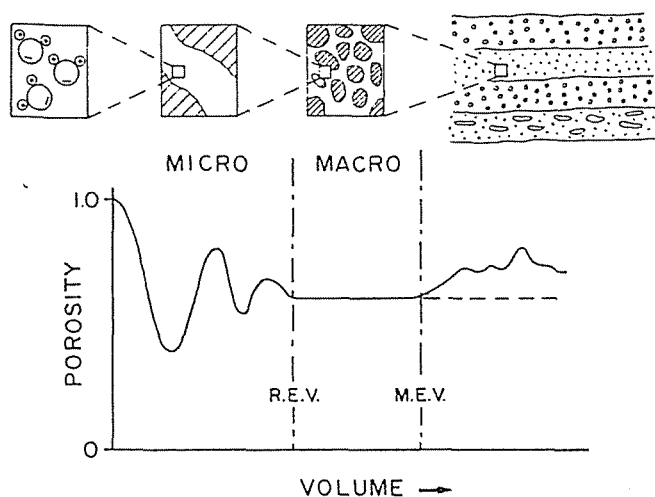


図 2.2-2 REV の考え方

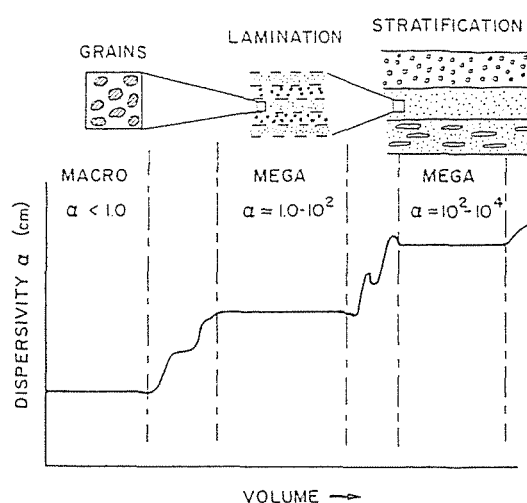


図 2.2-3 層化の影響とメガスケール

## (2) 本研究におけるマイクロとマクロ的視点

本研究におけるマイクロとマクロ的視点について言及する。まず本研究では、現在問題となっている VOC による土壌・地下水汚染のスケールは、マクロからメガスケールでの現象と捉えている。従って、図 2.2-2 のマクロスケール及び図 2.2-3 でのマクロからメガスケールに相当する視点を、本研究ではマクロ的視点と定義し、従来通り、マクロ的視点で移流分散現象を扱うことにする。

一方、本研究でマイクロ的視点と位置づけている NAPL 原液の土壌・地下水層内における挙動は、マクロ的な視点における土壌・地下水汚染の汚染源を表現する。従来は、マクロ的な視点における汚染源は、点として捉えられ、モデル化されてきた。すなわち、汚染源は、均質であり時間的に変化しないものとしてモデル化される場合が多かった。しかし、土壌・地下水層内での長期汚染源となる NAPL 原液を対象とした場合には、その土壌層内での浸透量や NAPL の性質によっては、NAPL 原液の存在分布の範囲が大きくなる可能性がある。すなわち、マクロ的な視点における点的な汚染源として扱うことに限界が生じるとものと推測される。また、汚染源は点的であれば必然的に均質であるとして捉えられてきたが、NAPL 原液挙動を考慮した際には、もはや均質な汚染源として捉えることができない。また、NAPL の揮発、溶解現象により、汚染源の質の時間的変化も生じる。つまり、NAPL 原液を考慮した土壌・地下水汚染現象をモデル化するためには、汚染源の分布や質の経時変化を考慮する必要がある。汚染源の分布や質的变化が、マクロ的な土壌・地下水汚染分布に影響を与えると考えるのは当然であり、従来のマクロ的な移流分散解析で、VOC による土壌・地下水汚染を一元的に扱うことには限界がある。

このような考え方により、本研究では、土壌・地下水汚染の汚染源の形成に大きく関与する NAPL 原液挙動を、マイクロ的視点からとらえ、解析を試みることとし、マイクロとマクロ的視点を区別して考えることにした。

## 2. 3 数値シミュレーション技術の課題

### 2. 3. 1 モデル化とシミュレーション

まず、本研究で使用する「モデル化」と「シミュレーション」という言葉と性質について整理しておく。Mary P. Anderson と William W. Woessner<sup>13)</sup>は、“モデルとは現地の状況を近似させる何らかの装置である。実験室の砂箱のような物理モデルでは地下水流れを直接的にシミュレートする。数学モデルではシステムで発生している物理的過程を表現していると考えられる支配方程式と、モデルの境界での水頭や流量を記述する方程式（境界条件）とを用いて、地下水流れを間接的にシミュレートする。”と述べている。また、数学モデルという言葉に関して近藤次郎<sup>14)</sup>は、“数学モデルは、現象の特徴または本質を数学的に表現したものである。これは模型（モデル）の一種である。しかし、数学で表される事柄には限りがあるから、多くの場合には現象に完全に一致した数学的表現はできない。そこで、数式化する以前に現象の単純化や抽象化が行われている。このような理由で数学モデルは、数式で表された仮定であると言われる。”と述べている。

つまり、モデルとは、現象の特徴を踏まえた状況を近似させる何らかの装置や模型のことであり、数学モデルと言った場合には、その系で生じている現象を数学的に表現された方程式群であると言うことができる。その点で、数学モデル化とは、対象とする現象を表現するために、何ら

かの簡単化や抽象化を行うことにより数学モデルを構築することであると言える。一方、シミュレーションとは、その構築されたモデルを用いて、その現象を模擬すること、すなわち、数学モデルの場合は、コンピュータによって方程式群を数値的に解き、現象を模擬することである。ここで注意したいことは、シミュレーションによりある現象を模擬する場合、その前提となる数学モデルの構築には、何らかの簡単化や抽象化が含まれているということである。そして、その簡単化や抽象化は、シミュレートしたい現象やそのシミュレーション結果から得たい目的に応じて行われる。その点で、モデル化やシミュレーションを行う際には、まずその目的を明確にすべきである。

### 2. 3. 2 ミクロ的視点での解析が必要な理由

#### ①原液存在範囲の推測

土壌・地下水汚染を最も効果的に修復する方法は、最も高濃度に汚染されている汚染源に対して措置を施すことである。しかしながら、実際には、地中における NAPL 原液の分布を把握することは、通常のボーリング間隔（現場にもよるが、概略的な調査では 10m～20m 間隔、詳細調査においても 5m～10m）では極めて困難であることが、これまでの調査事例等から分かってきた。すなわち、NAPL 原液の浸透挙動をミクロ的な視点から解析することによって、この高濃度汚染された領域を予測することが重要になると考えられる。

また、その予測された高濃度汚染領域の推定結果を捕捉する現場調査手法としては、地中のある領域の平均的な NAPL 原液量を把握することが可能な PITT(Partitioning Interwell Tracer Tests)が注目されている<sup>15)</sup>。図 2.3-1 に示すように PITT は、NAPL に対して親和性の異なる 2 つのトレーサーを投入し、その応答の違いからその領域内の NAPL 原液の平均量を求めるものである。すなわち、NAPL 原液の浸透数値モデルと PITT 手法を併用することにより、高濃度汚染領域（NAPL 原液が存在する領域）を推測することが可能になる。

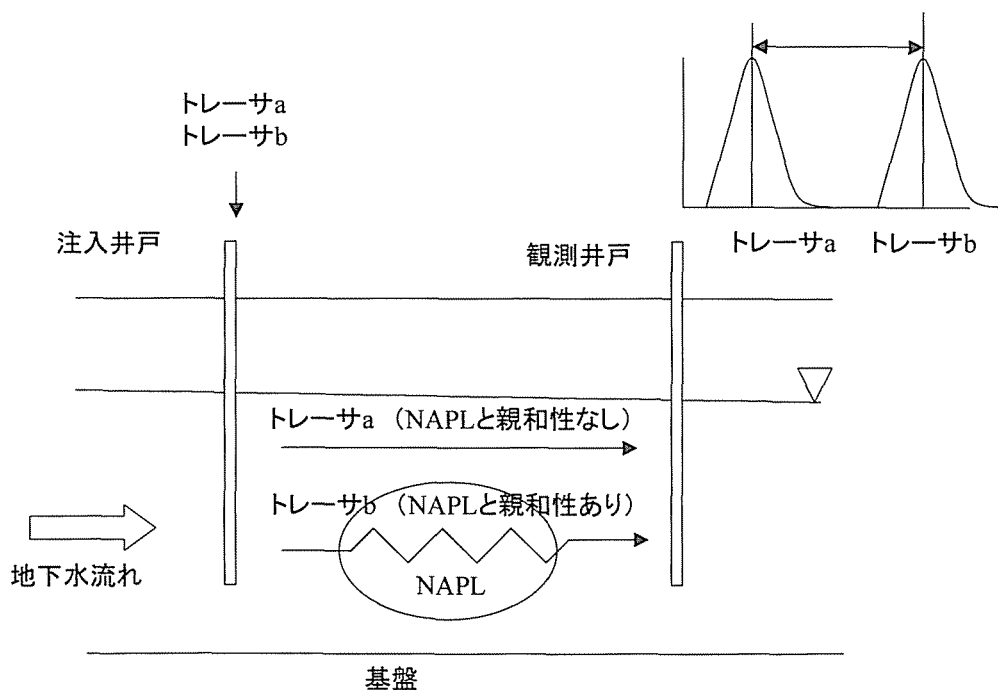


図 2.3-1 PITT の概念

## ②高濃度汚染範囲の推定による効果的な汚染除去

NAPL 原液が存在する高濃度汚染範囲の予測が可能になると、その範囲をできるだけ効率的に除去する必要がある。特に、揚水処理を採用する際、その領域を囲い込み、その囲い込まれた部分に対して、原位置処理を施す方が有効であると考えられる。

一般に、揚水処理やガス抽出等の原位置処理は、修復開始時期は高濃度の汚染地下水やガスを回収することができるが、時間が経過するにつれその汚染修復の効率は著しく低下してしまう。これは、NAPL 原液からの溶解速度が律速因子であるばかりが原因ではなく、汚染されていない地下水や土壌ガスを無駄に抽出している可能性を示唆している。よって、NAPL 原液の平均的な分布に関する情報をベースに、囲い込みを行って、その境界内の汚染物質に対して徹底的に措置を施すことが有効であると考えられる。

## ③NAPL の物質収支

揮発・溶解現象によって汚染源として存在する NAPL 原液量は、時間の経過と共に減少していく。すなわち、地中に浸透してしまった NAPL 総量に対して、①不飽和帯にトラップされた NAPL 量、②揮発量、③その結果飽和帯にまで移動し、結果として溶解して地下水汚染に影響を与える NAPL 量を把握することが重要である。先に述べたように、従来のマクロ的な移流分散解析に、NAPL 特性に応じた汚染源特性を組み込むことによって、広域的な地下水汚染評価がより精度の高いものになると考えられる。さらに、ミクロ的な視点での解析による物質収支に基づき、修復期間の予測や、修復技術の変更などを検討する必要もある。

### 2. 3. 3 マクロ的視点での解析が必要な理由

#### ①調査データの空間的内挿

汚染現場で得られるマクロ的視点に関する調査データは、点的な離散データである。従って、空間的に調査データを内挿する技術が必要である。すなわち、的確に地下水汚染を推測するためには、広域的に散在する調査データをマクロ的な視点でとらえ、解析する必要がある。

#### ②将来予測（調査データの時間的外挿）

汚染現場の物理化学的現象論に基づいたモデルを構築することにより、時間的なデータの外挿、すなわち将来予測が可能となる。マクロ的な視点での将来予測を行うことは、汚染の緊急度（汚染対策の必要性）を判断するのに不可欠である。

#### ③修復技術の選択

汚染対策の選択過程での選択基準としては、修復効果、コスト、施工性、住民合意等、多くの要因が考慮されて決定される。特に、ある対策を講じた場合の修復効果を予測することが極めて重要である。マクロ的な視点から修復効果予測を行うことにより、①修復対策を行った際の修復効果、②修復技術の設計因子の検討（例えば、遮水壁の範囲、揚水量等）が行うことができる。

### 2. 3. 4 ミクロ的、マクロ的視点での数値シミュレーション技術の課題

数値シミュレーション技術は、土壌・地下水汚染対策において非常に有用な技術である。しかし、実際には、汚染対策において数値シミュレーション技術を用いた事例は非常に限られている。本節では、数値シミュレーション技術の抱える技術的課題について整理する。

まず、数値シミュレーション技術が実際の場面で使用されない理由として考えられるのが、汚染対策を検討するに当たって、①目的を満足する数学モデルやシミュレーター（数学モデルを数値的に解くアルゴリズムやソフトウェア）が無いことである。次に、数学モデルが存在しかつシミュレーターも存在するが、②実際の汚染現場に適用する段階にまで成熟していないことである。②の問題は、さらに②-1 コンピュータの速度やメモリ等の物理的な問題、②-2 モデル化に必要なパラメータが多い、あるいは実際の汚染現場では得ることが非常に困難なパラメータを含んでいる、②-3 数値シミュレーション技術の実際の汚染現場への適用方法や手順について不明確な部分が多い、すなわち科学的・客観的な手順が確立されていないために生じる問題とに分けられると考える。つまり、②の問題は、②-1 を除くと、実際の汚染現場を対象とした場合に、数値シミュレーションにどのような目的を設定し、そしてどの程度の精度のモデル化を行い、シミュレーションを行うかといった、実汚染現場への数値シミュレーション技術の適用方法に関する問題であると言える。

以上、①、②-2 及び②-3 の3つの視点から、現状の数値シミュレーション技術について、既往の研究を踏まえ、詳細に課題を整理することにする。

これまで、広域的な地下水管理のために地下水流動モデルを用いた数値シミュレーションの例は数多くみられた<sup>16)</sup>。また、地下水汚染モデルについて、表 2.3-1 のように藤崎<sup>17)</sup>が整理を行ったものに筆者が加筆し、整理した。水溶性汚染物質とは、塩類などの水溶性の物質あるいは、NAPL 原液から溶け出した NAPL 成分を表したものであり、本研究でのマクロ的な視点での解析に相当する。一方、難水溶性汚染物質とは、NAPL 原液そのものが汚染物質であり、その原液挙動のモデル化を意味し、本研究でのミクロ的な解析に相当する。水溶性物質は、さらに水の密度が一定の場合と濃度が高く密度が変化してしまう場合に分けられている。また、難水溶性汚染物質は、揮発・溶解現象によって気相や液相に移動するものと、移動しないものに分けられる。そして、水溶性・難水溶性物質と共に、化学分解や微生物分解、吸着現象を考慮する非保存系と考慮しない保存系とに分けられている。また、解析の場として大きく、不飽和帯と飽和帯に分けることが

表 2.3-1 地下水汚染モデルの区分と開発段階（参考文献 17）に加筆）

地下水		汚染物質		難水溶性汚染物質(ミクロ的視点)				水溶性汚染物質(マクロ的視点)			
				非揮発性・不溶性		揮発性・溶解性		低濃度(水密度一定)		高濃度(水密度変化)	
		保存系	非保存系	保存系	非保存系	保存系	非保存系	保存系	非保存系		
不飽和帯	空気のみ	◎									
	水・空気	△	△	△	△	○	○	○	○		
飽和帯	定常	移流のみ				◎					
		移流分散	□	□	△	△	◎	◎	◎	□	
	非定常	移流分散					○	○	□	□	
不飽和-飽和帯	定常・非定常	移流分散	△	△	△	△	○	○	□	□	

注)モデルの発展段階 実用化段階(実施例多)◎ 実用化段階(実施例少)○ 開発段階 □ 研究段階 △

できる。また、不飽和-飽和帯の両方の領域をカバーするモデルも存在する。このような区分に基づき、モデルの発展段階を、実用段階にあり実施例が多く存在するものを◎、実用段階にあるが実施例が限られているものを○、研究段階を経てシミュレーターの開発段階にあるものを□、まだ研究段階にあるものを△と標記した。

ミクロ的な視点について、難水溶性汚染物質に関する数学モデルは、ほとんどが開発段階あるいは研究段階であり、これは上記の問題①の NAPL 原液の挙動を表現するモデル化が不十分であり、かつアルゴリズムやソフトウェアが十分に存在しないことが原因であると考えられる。また、その問題は、モデル化を行うための基礎的情報である NAPL 原液の挙動そのものが十分に把握されていないこと、また計算値と実験値との比較を通じたモデルの適用性に関する検討が行われていないことが原因である。すなわち、基礎的なレベルでの NAPL 原液浸透モデルの開発が望まれている。

一方、マクロ的な視点について、水溶性汚染物質の場合は、一部は実用化段階にあり実施例も多い。特に、飽和帯における移流分散解析は、実施例が多く存在する。また、不飽和-飽和領域での移流分散解析も実施例は少ないが、実用段階にある。このような状況下において、再度汚染対策の際に、溶解性汚染物質の場合の数値シミュレーションがあまり利用されていないという現状を省みると、シミュレーター自体は存在するので、上記に②-2 と②-3 がその原因であると考えることができる。すなわち、調査データの取得が困難なこともさることながら、数値シミュレーション結果と測定値との整合性を評価するプロセスが不明確であり、一部の専門家の経験的知識に頼らざるを得ない部分が多く存在する。つまり、社会的技術的要請として、数値シミュレーション技術の実汚染現場への適用方法を標準化する必要がある。

また、実施例の多い飽和帯の移流分散解析では、様々な最適問題と組み合わせて適用される場合が多い。例えば、モニタリング井戸群の適正配置問題、揚水井戸の最適配置や最適揚水量問題である<sup>18-21)</sup>。また、汚染の現状把握を目的とした、透水係数の逆推定、分散係数の推定など、実現場において、解析に必要なパラメータを求めるために数値シミュレーションを多く利用した例も多く存在する<sup>22,23)</sup>。数値シミュレーションを実施する目的は、汚染の現状把握や将来予測のみならず、修復対策を検討するための修復効果予測や組合せ技術の検討を行いながら、修復代替案の比較を行う目的も存在する(2.4 節の図 2.4-1 参照)。このような意味で、修復代替案の比較のために数値シミュレーションが適用された事例は限られている<sup>24)</sup>。

これまでの議論を踏まえて、数値シミュレーション技術の課題を以下にまとめる。

### ① ミクロ的な視点

土壌・地下水汚染の長期汚染源となる NAPL 原液の浸透挙動を表現する数学モデルの開発が不十分であり、その基礎的開発が望まれている。特に、数学モデル開発の前提となる、土壌・地下水層内での NAPL 原液挙動の把握、計算値と比較検証するための実験データの取得、そしてその比較検証を踏まえた数学モデルの適用性を評価する必要がある。

### ② マクロ的な視点

水溶性物質の移流分散解析は、実汚染現場への適用方法を明らかにする必要がある。つまり、実汚染現場を修復するという視点から、調査-解析-修復方法の設計を一つの流れと捉えた上で、

数値シミュレーション技術の科学的・客観的な適用方法や手順を明らかにし、標準化する必要がある。

なお、これまで述べてきた通り、マクロ的視点での解析における汚染源に相当するミクロ的視点の解析については、最終的にはミクロとマクロの両視点を組み合わせてモデル化する必要がある。しかし、上記で述べたように、ミクロ的な視点では、基礎的な数学モデルの構築を行う必要がある一方で、マクロ的な視点では、移流分散方程式を基礎とした数値シミュレーション技術の実汚染現場への適用方法について検討を行う必要がある。すなわち、現時点では、両者の開発レベルが異なっている。以上の理由から、本論文では、これ以降、ミクロ的視点とマクロ的視点を、分けて検討することにする。

## 2. 4 土壌・地下水汚染診断システムと数値シミュレーション技術の役割

### 2. 4. 1 土壌・地下水汚染診断システム（診断システム）

次に、これまで述べてきた数値シミュレーション技術の土壌・地下水汚染対策における役割について述べる。まず、土壌・地下水汚染対策を効率的に進めるためには、

- ①汚染現場にあった調査手法を選択し、かつ適切に得られた調査データに基づいて、汚染状況を的確に把握すること、
- ②汚染状況の推測結果に基づいて、緊急度に応じた対策を実施すること、
- ③修復技術の選択にあたっては、汚染物質、地形・地質条件を踏まえ、効果、コスト、修復時間、施工性、周辺住民を考慮することが重要である。

しかし、現実の問題として、多くの汚染修復対策を行う担当者は、上記の3つの原則が分かっても、調査手法の選択や調査の程度、調査データの扱い方とその解釈、そしてより効果的で、汚染現場にふさわしい修復技術の選択に、困難さを感じているのが現実である。このような問題が生じるのは、現状の指針や運用基準が、最低限行わなくてはならない調査項目、適用しうる調査手法のカタログ、適用できる修復技術集となってしまっていることにある。また、汚染という負のイメージを有する土壌・地下水汚染が事例として公にされることがあまりないため、各担当者や技術者らが、汚染物質や地形・地質条件の異なる汚染現場毎に、場当たりの対処せざるを得なかったことも大きな理由である。そのため、調査技術、解析技術、修復技術のそれぞれが独立した要素技術として開発され、現在の運用基準となっているのである。

特に、廃棄物による土壌・地下水汚染に関しては、法律上の強化はされたものの、現実には原状回復するための調査手法や修復技術に関してまとめられた技術書は存在しない。

このような問題を解決するためには、汚染現場毎に適用しうる調査、解析、修復技術を組み合わせることが重要である。すなわち、汚染発覚後の調査、解析、修復技術の選択までを一連の流れとして捉え、システム化する必要がある。これらのことを背景に、「土壌・地下水汚染診断・修復支援システム」（以下、診断システムと呼ぶ）の開発が行われている<sup>25)</sup>。図2.4-1に、土壌汚染対策事業の流れと、診断システムの関係を示す。

診断システムでは、汚染発覚後、調査～対策の検討を行う過程で、汚染現場の概略的な状況を技術的な側面だけではなく、社会的な側面も含め全体的な視点から眺める「スコーピング」により、調査～対策の基本方針にあたる構想計画を構築する。その基本方針に基づいて、資料調査や現場踏査を含む「初期調査」、汚染状況を的確に把握するための「汚染調査」、そして修復技術の

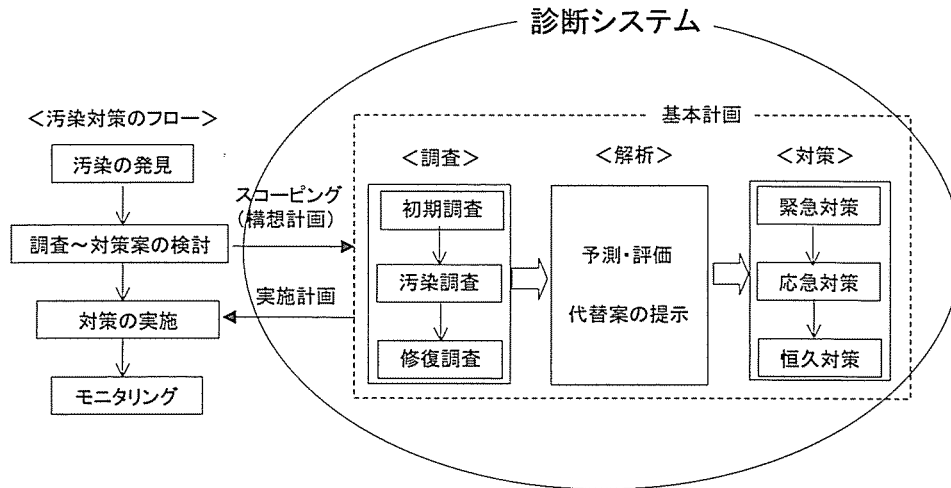


図 2.4-1 汚染修復事業の概略的な流れと診断システム<sup>25)</sup>

トリータビリティ試験を含む修復技術選択のための「修復調査」と段階的に調査を進めていく。また、各調査毎に、断片的な調査データを総合化するための解析が行われる。単に統計的なデータ補間を行う場合もあるし、数値シミュレーション技術により、汚染の推測を行う場合もある。また、トリータビリティ試験の結果、修復技術の設計や修復期間の予測のために数値シミュレーション技術が用いられる場合もある。そして、その段階毎に、調査データを総合化するための解析を行い、汚染の緊急度に応じて、住民避難や地下水飲料禁止などの緊急対策、汚染拡散防止対策等の応急対策、そして原位置浄化等の恒久対策を実施するための、実施計画を作成する。

このように、汚染対策の調査・解析・修復技術選択までを一連の流れとしてシステム化して考えることの利点は、以下のようにまとめられる。

- ①例えば、汚染拡散防止対策の必要性を得るための調査など、調査や解析を行う目的が明確になり、無駄な調査や調査の後戻りといった事態を防ぐことができる。また、予め解析のために必要なデータを得ることができるように調査計画を構築することになるので、解析の精度も上がる。
- ②調査・解析・修復作業において、常に全体的な視点から、計画を構築することが可能となる。すなわち、各作業の全体の位置づけや目的が明確になることから、必然的に対策の効率化につながる。
- ③周辺住民や議会などへの情報公開の際に、分かりやすい情報として伝達することが可能となる。
- ④汚染対策は、長期間にわたって継続されることも多く、情報管理が困難な場合も多い。調査から修復技術までを一つの流れとして行い、記録しておくことで、情報管理を徹底することが可能となる。

診断システムは、具体的には、図 2.4-2 のように、汚染現場毎の特性に応じた必要な調査の項目や調査・対策履歴を情報として格納する「診断カルテ」、調査により得られたあらゆるデータ(数値、地図、写真、等)を一元的に保管し、必要なときに取り出し、視覚的に簡単に図示できる「データ管理システム」(地理情報システム(GIS)を利用)、そして空間的にまばらな調査データを補間し、さらに将来の推測も可能とする数値シミュレーションを行う「解析/評価」、最後に調査デー



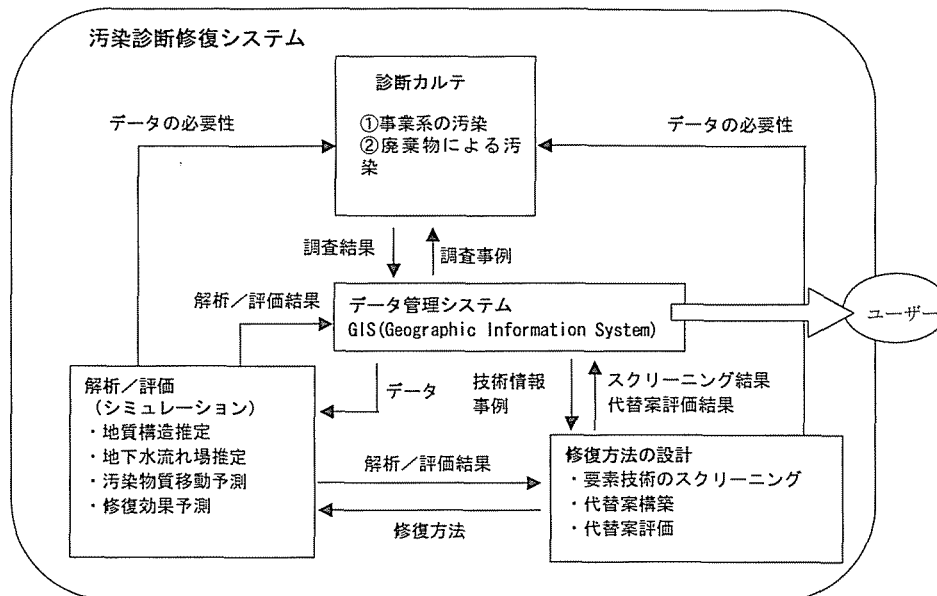


図 2.4-2 診断システムの内容<sup>25)</sup>

タや解析結果を参考に、汚染現場の修復に最も適した修復技術を選択し組み合わせる「修復方法の設計」の4つのパートからなる。

いずれも土壌・地下水汚染対策を円滑に進めるためには重要な要素である。しかし、地下の目には見えないところで生じている汚染を、ボーリング調査等の限られた情報から、全体的、かつ総合的に把握する「解析/評価」の技術は、現状では十分に開発されているわけではない。すなわち、この「解析/評価」部分の構築が、この診断システムの開発に大きく寄与する部分であり、本研究で開発する数値シミュレーション技術は、この「解析/評価」部分の開発に寄与することになる。

## 2.4.2 土壌・地下水汚染対策における数値シミュレーション技術の役割

次に、実際の土壌・地下水汚染対策における、本研究で開発する数値シミュレーション技術の役割について述べる。土壌・地下水汚染における数値シミュレーションの目的、役割について図2.4-3に整理した。シミュレーションを行う目的は、地下という目には見えない空間における汚染現象に対して、

- ①汚染の進行度の視覚化
- ②汚染（修復）範囲の決定
- ③高暴露集団の分布の視覚化（手遅れによる費用増大の評価）
- ④対策設計のための基礎情報の提示
- ⑤観測網の設計（観測点、配置）
- ⑥詳細調査すべき項目の抽出（次段階の調査項目の抽出）

があげられる。これは、診断システムの初期調査と汚染調査段階の目的に相当する。また、調査が進行するに従い、

- ⑦修復効果の視覚化と情報公開による合意形成促進

⑧対策技術の組合せ評価

⑨修復代替案の比較

という目的も加わることになる。つまり、意思決定者は汚染現場で得られた1つの事実である調査結果（必ずしも、汚染の真実であるとは限らないが、調査結果を今、汚染状況を表す事実として考える）と、シミュレーションによって得られた現状の推測（空間的な補間結果）と将来予測（時間的な補間結果）の両方に基づいて（シミュレーション結果が現状の汚染を表現できたと仮定して）、あるいは参考として、現時点で講ずるべき対策の選択に対して意思決定を行う。すなわち、シミュレーションは、図2.4-3で示したように、「調査」と「対策」の仲立ちする重要な役割を担っていると言える。

次に、図2.4-4にシミュレーションの概略的な手順と照らし合わせた場合の具体的な効果についてまとめた。まず調査段階では、(1)シミュレーションを行う上で予め必要となるデータの収集を行う必要がある。例えば、汚染現場の水収支に関するデータ、水理・地質構造（地下水、透水

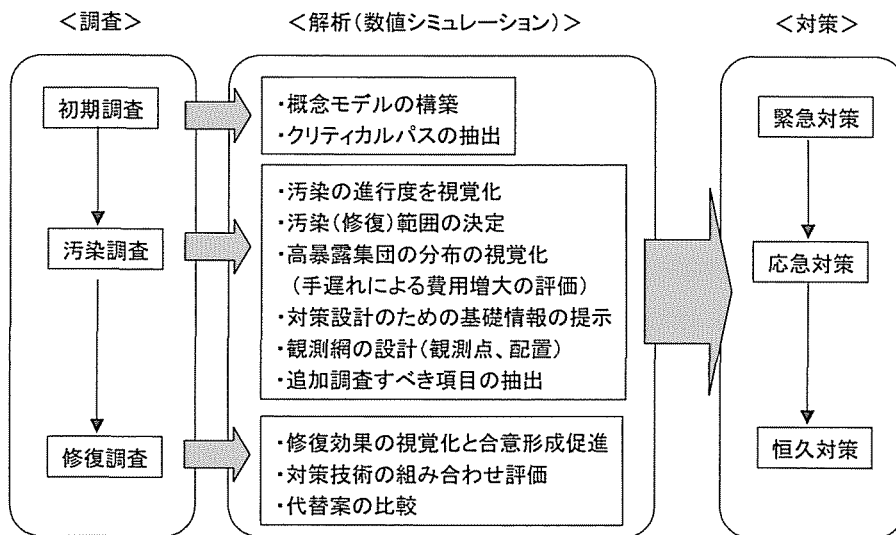


図 2.4-3 土壌・地下水汚染対策における解析（数値シミュレーション）の役割

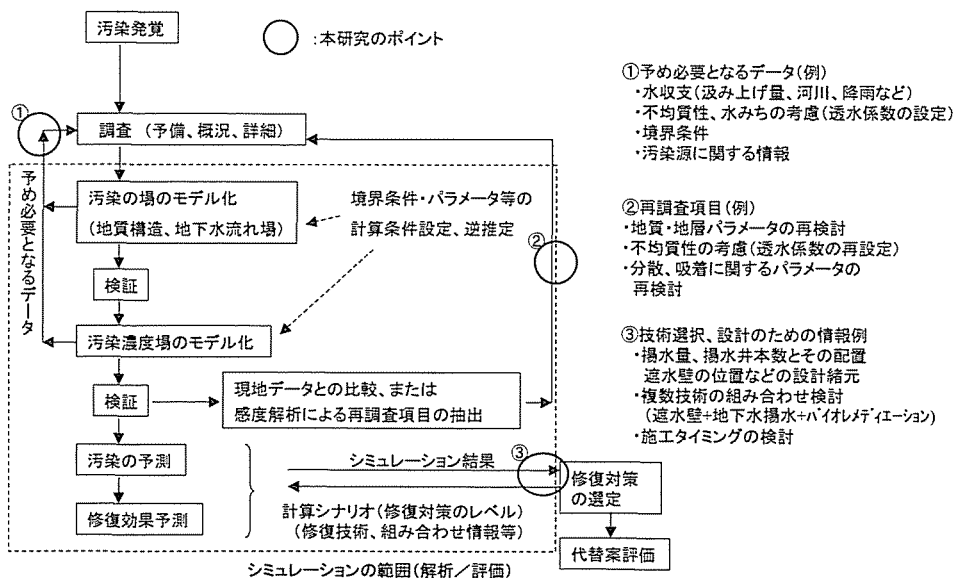


図 2.4-4 土壌・地下水汚染対策における数値シミュレーションの効果

係数)に関するデータ、そして汚染源(NAPL 原液が存在する高濃度汚染領域)に関するデータが必要である。それから、目的に応じて数学的モデルの構築が行われ、必要なパラメータが、汚染現場の状況を表現できるように選定される。この場合、観測値と比較を行いながら逆推定を行う場合もある。この際、(2)精度の高いモデル化のために必要となったデータを得るために再調査を行う必要がある場合がある。また、誤差が大きい所に関しても再調査が必要な場合がある。例えば、地質構造の詳細把握や、透水係数の確認のためのボーリング調査等があげられる。このように、モデル化を行うことは、調査データの総合化を行うことである。次に、(3)汚染の現況予測、将来予測を行うことにより、修復対策の必要性を検討したり、具体的な修復技術を施行したときに得られる修復効果を数値実験的に試行錯誤的に、試すことができる。具体的に、揚水井戸の配置や揚水量、遮水壁の形状を、机上で模擬し、試験することができる。また、修復対策を施工するタイミングも検討することが可能となる。

## 2. 5 要約

本章では、土壌・地下水汚染対策における数値シミュレーション技術の課題について、ミクロ的視点とマクロ的視点から明確にした。長期汚染源となる NAPL 原液を考慮した土壌・地下水汚染問題を扱う際には、そのスケールの取り扱い方が問題となる。溶存した汚染物質が地下水流れと一緒に広域に広がる現象は、フィールドスケールでのマクロ的な視点で捉える必要がある一方、汚染源となる NAPL 原液挙動は、マクロ的な視点に対してミクロ的な視点で捉える必要がある。これは、マクロ的な視点における汚染源の大きさや質的变化が、NAPL 原液の土壌浸透量や NAPL 特性、時間に大きく依存し、マクロ的な視点での汚染分布にも影響を与えるため、従来のマクロ的視点での移流分散解析で、このような汚染を一次元的に扱うことに限界があるからである。

このような観点から、現行の数値シミュレーション技術の開発状況や普及状況の調査を行ったところ、長期汚染源となる NAPL 原液挙動については、数学モデルが未だ開発段階であり、その前提となる NAPL 原液の挙動そのものが十分に把握されていないことを示した。さらに、NAPL 原液挙動の基礎的な実験値と数学モデルによる計算値の比較を通じた、モデルの適用性が必要なことを示した。すなわち、基礎的レベルから数学モデルの開発を行う必要がある。

一方、NAPL 原液から溶け出した溶存物質を対象とした数値シミュレーション技術については、シミュレーターも存在し、実汚染現場への適用が可能な段階であると考えられたが、実際の汚染対策に用いられた事例は少ない。その理由としては、調査データの取得が困難であることもさることながら、汚染現場に数値シミュレーション技術を適用する手順が必ずしも明確ではなく、数値シミュレーション結果と測定値との整合性や用いたパラメータの妥当性の評価が、一部の専門家の経験に頼らざるを得ない場合が多いことが分かった。すなわち、社会的技術的要請として、実汚染現場への数値シミュレーション技術の客観的な適用方法を応用・実用的レベルから開発する必要があることを示した。本論文では、本研究でのアプローチであるミクロ的視点とマクロ的視点の両方について、その両者の開発レベルが異なることから、これ以降分けて検討することとした。

そして、土壌・地下水汚染対策における数値シミュレーション技術の役割について言及した。特に、地下に存在する汚染状況を、現場データ等との比較・検証を行いながら、数値シミュレーション技術により調査データを補間し、汚染状況を視覚化する役割は、土壌・汚染対策計画を構

築する上では極めて重要である。また、汚染修復技術の基礎的情報の提供やモニタリング位置に関する情報の提供の役割は、特に汚染対策技術を選択する上では極めて重要なウエイトを占める。この点で、数値シミュレーション技術を用いた解析は、土壌・地下水汚染対策においては、調査と修復対策を仲立ちする重要な役割があることを示した。

#### 参考文献

- 1) The Merck Index, An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals, Eleventh Edition, Merck & Co., Inc. (USA), 1989
- 2) Emergency Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Releases Sites, ASTM, ES38-94, 1995
- 3) John H. Montgomery: Groundwater Chemicals Desk Reference, Lewis Publishers, Chelsea, MI, 1990
- 4) USEPA: Hazardous Waste Treatment, Storage, and Disposal Facilities (TDSF)-USEPA, OAQPS, Air Emission Models, EPA-450/3-87-026
- 5) Todd H. Wiedmeier, Hanadi S. Rifai, Charles J. Newell and John T. Wilson: Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface, John Wiley & Sons, Inc. (USA), 1999
- 6) NIOSH, Pocket Guide to Chemical Hazards, U.S. Dept. of Health & Human Services, Public Health Service. Centers for Disease Control, National Institute for Occupational Safety and Health, 1990
- 7) 日本化学会：化学便覧 改訂4版, 丸善, 1993
- 8) 村岡浩爾：最近の地下水汚染について, 土木学会論文集, 第405号/II-11, pp.25-41, 1989
- 9) James R. Hunt and Nicholas Sitar, Nonaqueous Phase Liquid Transport and Cleanup 1. Analysis of Mechanisms, Wat. Resour. Res., Vol.24, No.8, pp1247-1258, 1988
- 10) James W. Mercer and Robert M. Cohen: A Review of Immiscible Fluids in the Subsurface: Properties, Models, Characterization and Remediation, J. Contam. Hydrol., Vol.6, pp.107-163, 1990
- 11) 古市 徹：環境移流拡散現象の解析手法と数値シミュレーションに関する研究—有限要素法を軸として—, 1984
- 12) Bear, J.: Dynamics of Fluids in Porous Media, American Elsevier Publishing Company Inc., 1972
- 13) Mary P. Anderson and William W. Woessner 著, 藤縄克之監訳：地下水モデル 実践的シミュレーションの基礎, 共立出版(株), 1994
- 14) 近藤次郎著：数学モデル 現象の数式化, 丸善, 1976
- 15) 例えば, Minquan Jin, Mojdeh Delshad, Varadarajan Dwarakanath, Daene C. Mckinney, Gary A. Pope, Kamy Sepchroori, Charles E. Tilburg and Richard E. Jackson: Partitioning Tracer Test for Detection, Estimation, and Remediation Performance Assessment of Subsurface Nonaqueous Phase Liquids, Water Resour. Res., Vol.31, No.5, pp.1201-1211, 1995

- 16) 水収支研究グループ編：地下水資源・環境論—その理論と実践—，共立出版株式会社，1993
- 17) 藤崎克博：地下水汚染の数値シミュレーション，環境と測定技術，Vol.22, No.2, pp.26-47, 1995
- 18) D.P Ahlfeld and A. Zafirakou: An Algorithm for Approximate Solution of the Groundwater Contaminant Remediation Problem, *Comput. Methods Water Resour*, Vol.2, pp.833-840, 1994
- 19) X. Xiang, J.F. Sykes, N.R. Thomson: Optimal Pumping Design for the Remediation of a Groundwater Contamination Site, *Comput., Methods Water Resour.*, Vol.2, pp.891-898, 1994
- 20) Donna M. Rizoo and David E. Dougherty: Design Optimization for Multiple Management Period Groundwater Remediation, *Wat. Resour. Res.*, Vol.32, No.8, pp.2549-2561, 1996
- 21) Liang-Cheng Chang, Chistine A. Shoemaker and Philip L. -F. Liu: Optimal Time-Varying Pumping Rates for Groundwater Remediation: Application of a Canstrained Optimal Control Algorithm, *Wat. Resour. Res.*, Vol.28, No.12, pp.3157-3173, 1992
- 22) Paris Honglay Chen and Chih-Yuan Wang: A Study on Mathematical Transport Model of Leachate Plume and Parameter Identification, *Water Wastewater Treat.*, Vol.1, pp.383-392, 1994
- 23) 藤崎克博：地下水汚染パラメータの自動解法，*Proceeding of the 5 th Symposium on Geo-Environments and Geo-technics*, pp.223-228, 1995
- 24) Habib Amin, Melih Ozbilgin, Joe LeClair, Mike Kavanaugh, Ernie Wong, and Walter Hoye: Groundwater Remediation: Risks and Alternatives, *Water Environment & Technology*, pp.74-48, 1991
- 25) 古市 徹 監修／CDR 研究会編：有害廃棄物による土壌・地下水汚染の診断，(株) 環境産業新聞社，2002

### 第3章 ガラスビーズ層内における NAPL 原液の浸透挙動の解明に関する研究

#### 3. 1 概説

本章と続く4章では、土壌・地下水汚染の長期汚染源となる土壌・地下水層内での NAPL 原液の挙動を、ミクロな視点から明らかにし、土壌・地下水層内での NAPL 原液浸透挙動を表現する数学モデルの開発を行う。そのために、3. 2節では、NAPL 原液挙動に関するこれまでの研究をレビューし、課題を抽出する。そして、これらの課題を踏まえ、NAPL 挙動の現象を把握するための実験的研究を本章では主に取り扱う。3. 3節では、不飽和・飽和領域を対象とした一次元浸透実験を行い、特に毛管帯での NAPL の挙動を明確にする。具体的には、特性の異なる数種の NAPL を用いて、各種粒径のガラスビーズ層における浸透速度や浸透停止後の水と NAPL の鉛直分布、そして揮発量の測定を行った。続いて、3. 4節では、一次元浸透実験を踏まえて、二次元浸透実験を二種類の NAPL を対象に行った。特に、毛管帯での NAPL の横方向への広がりに着目して実験を行うとともに、毛管帯に停滞した NAPL が地下水流れや地下水変動によって、どの程度影響を受けるのか視覚的に確認した。以上、3. 3節と3. 4節で得られた実験値である、浸透速度、NAPL 原液の存在分布、揮発量に関しては、4章で行う数学モデルの適用性評価に使用される。また、数学モデルの構築に不可欠なパラメータである毛管圧力と飽和度の関係、及び残余 NAPL 量について、3. 5節で実験的な検討を行った。

#### 3. 2 NAPL 原液挙動に関する課題の整理

##### 3. 2. 1 NAPL 原液挙動の影響因子に関する基礎的研究のレビュー

###### (1) NAPL 原液挙動に及ぼす影響因子

NAPL が地中に浸透すると、水相や気相と独立した NAPL 相を形成し、下方へと浸透していく。このとき、図 3.2-1 に示すように、水よりも比重の小さい LNAPL (Light NAPL) は、地下水面上に停滞し、地下水方向に流れる。一方、水よりも比重の大きい DNAPL (Dense NAPL)

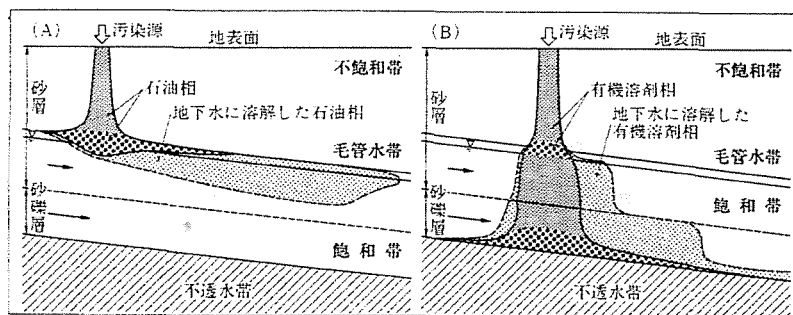


図 3.2-1 土壌・地下水層内における NAPL の挙動<sup>4)</sup>

(A) LNAPL、(B) DNAPL

は、地下水面を貫き、さらに下方の難透水性の地盤にまで到達することもある<sup>1-3)</sup>。NAPL が土壌層内を浸透する間、毛管力により、一部の NAPL は間隙中に取り残される。この取り残された NAPL は、残余 NAPL (residual NAPL) と呼ばれており、移動中の NAPL (continuous NAPL) と区別されている。また、図 3.2-2 に

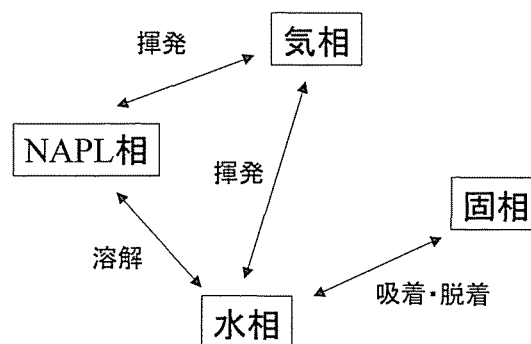


図 3.2-2 土壌・地下水層内での NAPL の挙動

示すように、NAPL 相が土壌・地下水相内を浸透する際には、揮発や溶解現象により気相や水相に移動する。また、水相に移動した NAPL 成分は、土壌粒子に吸着する。このような観点から、土壌・地下水層内での NAPL 原液挙動の支配要因は、1)NAPL の特性 (密度、粘性、表面 (界面) 張力、蒸気圧、溶解度など)、2)土壌層内への NAPL の浸透強度と総浸透量、3)多孔体の特性 (粒径分布、透水係数、濡れ性など)、4)地下水の状態 (地下水位、流向、流速など) であるといえることができる。

## (2) 濡れ性

まず、NAPL 原液の土壌・地下水層内での挙動の大前提となる濡れ性  $\theta$  について述べる。ある系に気体、液体、固体がお互いに接触して存在するとき、その接触角と表面張力は、図 3.2-3 のようにつり合っている。 $\sigma$  は表面張力であり、 $a$ 、 $l$ 、 $s$  はそれぞれ気体、液体、固体である。 $\theta$  は接触角である。もし、図 3.2-3 の液体のように  $\theta < 90^\circ$  ならば、この流体のことを固体に対して潤す流体と呼び、気体のように  $\theta > 90^\circ$  であれば、潤さない流体となる。そこで、濡れ性とは、固体を潤す度合いと考えてもよい。一般的に土壌・地下水層内の間隙中には、土粒子である固相、水相、NAPL 相及び気相が存在する。土壌粒子表面の親水性や疎水性の特性にも依存するが、一般的に、水相が最も土粒子に対して潤す流体となり、その次に NAPL 相、気相となる。すなわち、図 3.2-4 に示すような順序で、水相、NAPL 相、気相は存在する。

また、ある液体が他の液体上への広がりやすさを表す指標として濡れ定数  $S$  がある。例えば、ある液体 B が、他の液体 A と接するとき、その広がり方が大きければ、液体 B は液体 A 上に極めて薄く、膜状に存在し、一方、広がり方が小さければ、液体 B は液体 A 上に球状の滴となって存在する。もし、図 3.2-5 のように、液体 A の上に液体 B をそっと垂らした時、薄膜状となって広がるか、滴となるかは、濡れ定数で表現できる。

$$S_{B/A} = \sigma_A - \sigma_B - \sigma_{AB} \quad (3.2.1)$$

ここで、 $S_{B/A}$  は濡れ定数、 $\sigma_A$  と  $\sigma_B$  はそれぞれ液体 A と B の表面張力、 $\sigma_{AB}$  は液体 A と B 間に働く界面張力である。濡れ定数が正の時、液体 B は液体 A 上で薄い膜として存在することになる。一方、濡れ定数が負の時、液体 B は液体 A 上で、滴あるいは、レンズ状に存在することとなる。また液体 B の成分が、液体 A に溶存することにより、液体 A の表面張力が低下することがある。この場合は、初期状態での濡れ定数が正であっても、時間が経過することにより濡れ定数が負に

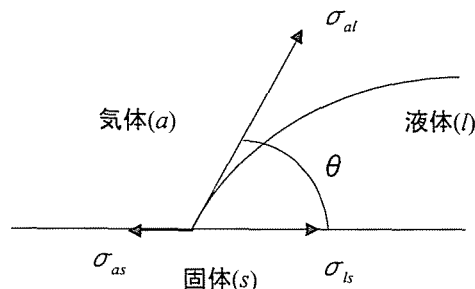


図 3.2-3 気体、液体、固体のなす接触角と表面張力の関係

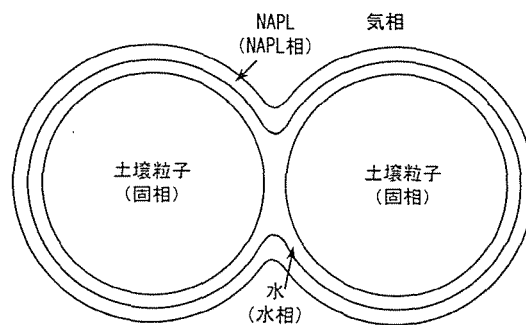


図 3.2-4 間隙中の固相、水相、NAPL 相、及び気相の関係

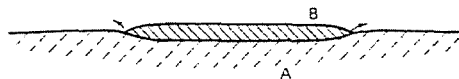


図 3.2-5 液体 (B) の液体 (A) 上での広がり

なってしまう、結果的に液体 B が液体 A 上に広がらずに滴として存在することになる。

### (3) 毛管力

土壌・地下水層内での NAPL の挙動は、不飽和領域における水の挙動と類似した部分が多く、液体界面で生じる毛管力が一つのポイントとなる。例えば、不飽和間隙中に、2 つの流体（水と空気）が存在するとき、図 3.2-6 に示すように水と空気の界面はある曲率をもったメニスカスとなる。いま、その曲率半径を  $R_1$  と  $R_2$  とするとき、水と空気間の毛管圧力  $h_{aw}$  は、以下のように表される<sup>6)</sup>。

$$h_{aw} = h_a - h_w = \sigma_{aw} \left( \frac{1}{R_1} + \frac{1}{R_2} \right) \quad (3.2.2)$$

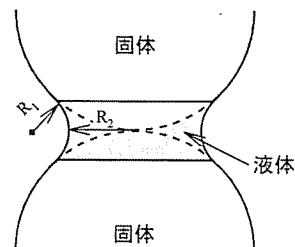


図3.2-6 不飽和間隙中の液体の曲率

ここで、 $\sigma_{aw}$  は水相(w)と空気相(a)間の表面張力である。この式から分かるように、毛管圧力の大きさは、メニスカスの曲率半径に反比例する。水と空気界面の曲率半径は、間隙中に存在する水の飽和度の大きさに依存するので、水と空気間の毛管圧力は、水の飽和度に依存する。以上の考えを、水・NAPL・空気の 3 相に拡大して考えると、図 3.2-4 で示したように系内には、水と NAPL の界面及び NAPL と空気の界面が存在し、それぞれの界面で毛管圧力が生じる。その関係を下記に示す。

$$h_{mw} = h_n - h_w \quad (3.2.3)$$

$$h_{an} = h_a - h_n \quad (3.2.4)$$

ここで、 $h_{ij}$  は  $i$  相と  $j$  相間の毛管圧力の水頭換算値を表す。また、各毛管圧力の大きさは、それぞれの界面の曲率半径に依存する。水・NAPL 界面の曲率半径は、水の飽和度の大きさによって決定されるので、以下の関係が成り立つ。

$$h_{mw} = \text{func}(S_w) \quad (3.2.5)$$

また、NAPL・空気界面の曲率半径は、水飽和度に NAPL 飽和度を加えたものに依存することが分かる。今、全液体飽和度  $S_t (= S_w + S_n)$  を定義すると、以下の関係が成り立つ。

$$h_{an} = \text{func}(S_t) \quad (3.2.6)$$

水・空気、水・NAPL、NAPL・空気の各 2 相が存在するときの、毛管圧力と飽和度の関係は実験により求めることが可能であるが、水・NAPL・空気の 3 相が存在するときの各毛管圧力と対応する飽和度の関係を求めることは容易ではない。このような背景から、Leverett<sup>6)</sup>は、以下の仮定が成り立つと提案した。



①水・NAPL・空気の3相が存在するときの水・NAPL間の界面張力は、水・NAPLの2相系で測定された毛管圧力と水飽和度の関数関係に等しい。言い換えると、3相が存在するときの水の飽和度は、水・NAPL間の界面張力で決定され、その関数関係は水・NAPLの2相のみが存在するときの関数関係に等しい。

②同様に3相が存在するときのNAPL・空気の界面張力は、NAPL・空気の2相系で測定された毛管圧力と水飽和度の関係に等しい。言い換えると、3相が存在するときの全液体飽和度は、NAPL・空気間の界面張力で決定され、その関数関係は、NAPL・空気の2相のみが存在するときの関数関係に等しい。

これらのことを、定式化すると以下のようになる。

$$S_w(h_{mw}) = S_w^{n-w}(h_{mw}) \quad (3.2.7)$$

$$S_t(h_{an}) = S_n^{a-n}(h_{an}) \quad (3.2.8)$$

ここで、上付文字の  $n-w$  と  $a-n$  は、それぞれ NAPL・水、空気・NAPL の 2 相系を表す。これらの仮定については、NAPL として Soltrol を用いた場合については、上記 2 つの仮定が有効であるが示されている<sup>7)</sup>。

また、水・空気の 2 相系での特性曲線が既知である場合には、スケーリングにより NAPL・空気の 2 相系及び水・NAPL 系の特性曲線 (式(3.2.7)、(3.2.8)の右辺部分) が推測される。今、水・空気の 2 相系での特性曲線が、van Genuchten 式<sup>8)</sup>で与えられる場合には、以下のように定式化される。

水・空気系の特性曲線

$$S_{we} = \frac{S_w - S_{rw}}{1 - S_{rw}} = \left\{ 1 + (\alpha h_w)^n \right\}^{-m} \quad (3.2.9)$$

NAPL・空気系の特性曲線

$$S_{ne} = \frac{S_n - S_m}{1 - S_m} = \left\{ 1 + \left( \alpha \frac{\sigma_{an}}{\sigma_{aw}} h_w \right)^n \right\}^{-m} \quad (3.2.10)$$

水・NAPL 系の特性曲線

$$S_{we} = \frac{S_w - S_{rw}}{1 - S_{rw}} = \left\{ 1 + \left( \alpha \frac{\sigma_{nw}}{\sigma_{aw}} h_w \right)^n \right\}^{-m} \quad (3.2.11)$$

ここで、 $S_{ie}$  :  $i$  相の有効飽和度、 $S_{ri}$  :  $i$  相の残余飽和度、 $\sigma_{ij}$  :  $i$  相と  $j$  相間の界面張力 [N/m]、 $\alpha$ 、 $n$  : van Genuchten 式のパラメータ、 $m=1-1/n$  である。

#### (4) 多相流れの運動方程式

土壌・地下水層内における水の運動方程式は、ダルシーの法則を適用して表現する 경우가多いが、NAPL 原液についても同様である。つまり、土壌・地下水相内を移動する複数の流体個々について、ダルシー法則が適用できると仮定する。NAPL 原液の移動についてダルシーの法則が厳密に適用できるかということについては、まだ十分確かめられていない部分も存在すると思われる。この点に関し、Bear<sup>9)</sup>や Scheidegger<sup>10)</sup>は、ダルシーの法則を適用することは、実用的であると言っている。NAPL 原液も含めた各流体の一般化されたダルシーの法則を式(3.2.12)に示す。

$$q_i = -\frac{k_s k_{ri}}{\mu_i} \rho_w g \left( \frac{\partial h_i}{\partial x} - \frac{\rho_i}{\rho_w} \right) \quad (3.2.12)$$

ここで、 $q_i$ :  $i$ 相のダルシー流速（フラックス）（ $i = w, n, a$ 、 $w$ : 水相、 $n$ : NAPL 相、 $a$ : 気相）、 $k_s$ : 固有浸透係数[m<sup>2</sup>]、 $k_{ri}$ :  $i$ 相の相対浸透係数[-]、 $\mu_i$ :  $i$ 相の粘性係数[kg/m/s]、 $\rho_i$ :  $i$ 相の密度[kg/m<sup>3</sup>]、 $h_i$ :  $i$ 相の圧力水頭（水頭換算）[m]、 $x$ : 座標（下向きを正）である。

#### (5) 相対浸透係数

水相、NAPL 相、水相の 3 相系での各相の相対浸透係数については、その測定が困難なことから、2 相系（水-空気、水-NAPL、NAPL-空気）の測定値から推定する手法の開発が進められた。Leverett と Lewis<sup>11)</sup>は、水-NAPL-空気の 3 相系において水の相対浸透係数が水飽和度のみの関数であり、一方、空気の相対浸透係数は空気の飽和度のみの関数であることを見いだした。これは、水と空気の相対浸透係数は、2 相系の実験結果から推測できることを示唆している。一方、彼らの実験によれば、NAPL の相対浸透係数は、水と空気両方の飽和度に依存していた。3 相系での相対浸透係数の推定法には、2 つある。1 つは、石油工学の分野で広く用いられている Stone<sup>12)</sup>によって、提案された式であり、それぞれ 2 相系における各流体の相対浸透係数の測定値から、経験的な定式化により、3 相系での NAPL の相対浸透係数を求める方法である。もう 1 つは、飽和度と毛管圧の関係から理論的に、空気-NAPL-水の 3 相系での NAPL の相対浸透係数を求める方法である。この方法は、van Genuchten<sup>8)</sup>の定式化の拡張として、Parker らが提案している<sup>13)</sup>。以下に、この 2 つの方法について簡単に記述する。

##### 1) Stone の方法<sup>12)</sup>

Stone は、水-NAPL、NAPL-空気のそれぞれ 2 相系で求められた各流体の相対浸透係数から、水-NAPL-空気の 3 相系における NAPL の相対浸透係数を求めるため、経験的に次のような定式化を行った。

$$k_m = k_m^{a-n^*} \left[ \left( \frac{k_m^{n-w}}{k_m^{a-n^*}} + k_{rw}^{n-w} \right) \left( \frac{k_m^{a-n}}{k_m^{a-n^*}} + k_{ra}^{a-n} \right) - \left( k_{rw}^{n-w} + k_{ra}^{a-n} \right) \right] \quad (3.2.13)$$

ここで、上付文字の  $n-w$  と  $a-n$  は、それぞれ NAPL-水、空気-NAPL の 2 相系を表す。よって、 $k_m^{n-w}$  は、NAPL-水の 2 相系で測定された NAPL の相対浸透係数を表す。一方、 $k_m^{a-n}$  は、NAPL-空気系で、不動水しか存在しない場合の NAPL の相対浸透係数を表す。

## 2) Parker らの方法<sup>13)</sup>

Parker らは、水・NAPL・空気の 3 相系における水の相対浸透係数は水飽和度のみ依存し、空気の相対浸透係数は、空気の飽和度のみ関数、そして NAPL の相対浸透係数は、水と空気両方の飽和度の関数であるとして、各流体の相対浸透係数を定式化した。この際、用いている手法は、van Genuchten<sup>8)</sup>が Mualem<sup>14)</sup>の飽和度と毛管圧力の関係から有効水力学的半径を求めるモデルを用いて水の不飽和浸透係数を求めた方法を、NAPL を加えた 3 相系に拡張したものである。以下に、水と NAPL の相対浸透係数を表現する式を示す。

$$k_{rw} = S_{we}^{1/2} \left[ 1 - \left( S_{we}^{1/m} \right)^m \right]^2 \quad (3.2.14)$$

$$k_m = S_{ne}^{1/2} \left[ \left( 1 - S_{we}^{1/m} \right)^m - \left( 1 - S_{te}^{1/m} \right)^m \right]^2 \quad (3.2.15)$$

## (6) 残余 NAPL 飽和度

NAPL が、土壌・地下水層内を浸透する間、間隙中に取り残される NAPL が存在する。ここで、これまでの残余 NAPL に関する研究より、残余 NAPL 飽和度に及ぼす影響因子の整理を行う。

まず NAPL が間隙中にトラップされる機構としては、個々に独立した滴となり不連続状態になるとトラップされると報告されている<sup>15-17)</sup>。残余 NAPL 飽和度の大きさに関する定性的な関係として、Mercer と Cohen<sup>18)</sup>は、媒体の間隙分布、濡れ性、流体の粘性比と密度比、界面張力、重力と浮力、水力学的勾配によって支配されると述べている。これらに関して具体的には①間隙率が小さいと残余飽和度は大きくなる傾向にある<sup>17)</sup>。②水分を含んだ土壌の方が、残余飽和度は大きい傾向にある<sup>3,18)</sup>。但し、完全に乾燥した土壌では、水分を含んだ土壌よりも残余飽和度は大きい<sup>19)</sup>。③飽和帯では、粘土やシルトの含有量により大きく異なる<sup>20)</sup>。④粘性と毛管力の比を表す無次元数である毛管定数が  $10^{-4}$  以上の時、残余 NAPL は移動する<sup>16)</sup>。⑤重力と毛管力の比を表す Bond 数と飽和領域における残余 NAPL 飽和度に相関関係がある<sup>21,22)</sup>。一方、NAPL のトラップがヒステリシスによって生じるとして、特性曲線の排水曲線と湿潤曲線を用いて、水と NAPL の飽和度の履歴により、残余飽和度を計算する手法も提案されている<sup>23)</sup>。

## (7) 溶解現象

NAPL は、難水溶性ではあるが、水相へも移動する。これまでの NAPL の溶解現象を表現する考え方として、平衡濃度を用いる考え方と、総括物質移動係数を用いた非平衡関係を用いた考え方がある。

### 1) 平衡濃度（飽和溶解度）で近似する考え方

地下水中の NAPL の溶解現象（NAPL 原液から水相への NAPL の移動）に関しては、従来、

NAPL を含む土壌層を通過する水中の NAPL 濃度は飽和溶解度に達しており、熱力学的に平衡状態にあると仮定され解析されていた<sup>24,25)</sup>。実験室レベルでの研究においても、NAPL を含む砂層に 0.1~1m/day の流速で通水したとき、水相中の NAPL 濃度は飽和溶解度付近に達したと報告されている<sup>3)</sup>。また平田と村岡<sup>26)</sup>もカラム内に TCE 原液を注入しておき、カラム内への通水実験を行った結果、浸出開始時の水中の TCE 濃度が飽和溶解度にほぼ近い、1000mg/L であったと報告している。

しかし、Mackay ら<sup>27)</sup>によれば、地下水中で実際に観測される有機物質濃度は、NAPL 原液が存在することが既知の場合でさえも、溶解度の 10%以下の場合が多い。このような実験室での実験と、フィールドの測定の相違の理由として、不均質な地下水流れ、NAPL 存在分布、そしてサンプリング井戸における混合希釈などのようなフィールドの不均質性が挙げられている<sup>27)</sup>。また Powers ら<sup>28)</sup>は、

- (1) NAPL 相と水相間の物質移動が律速である。
- (2) 相対浸透係数の影響や帯水層の不均質性により汚染された領域 (NAPL が存在している領域) の周りを水が物理的に通過してしまう。
- (3) 平衡溶解度が NAPL の組成に依存している。

とまとめている。つまり、NAPL 原液からの溶解現象を支配している因子は、NAPL の溶解度、地下水流速、NAPL と水の接触面積、混合 NAPL 中の対象 NAPL 成分のモル分率であるとしている。

## 2) 物質移動係数 (溶解律速) を用いる考え方

NAPL 原液から水相への溶解現象が、溶解律速であるという考えに基づいた実験的、理論的考察について述べる。Hunt ら<sup>29)</sup>は、多孔体中に取り残された NAPL からの溶出フラックスを溶出初期 (残余 NAPL の滴の大きさが一定と見なせる期間)、と溶解に伴い滴の大きさ、つまり表面積が小さくなる非定常状態両方について考察し、溶出に関する関係式を提案している。彼らの試算によれば、NAPL 原液が存在する場合には、溶解律速になるので地下水揚水処理は適当ではないことを明らかにしている。同様に通常の地下水流速では、数百 L の溶剤が全て溶けて無くなってしまいう期間は、おおよそ 100 年から 200 年かかることが示されている<sup>30)</sup>。

また Powers ら<sup>28)</sup>は、残余状態での NAPL から水相への溶けだしに関するモデルの計算例として、平衡分配を仮定した場合と非平衡分配 (溶解律速) を仮定した両方を行っている。その結果、平衡分配の仮定は短期間の溶解現象では有効ではあり、長期的な視点からは物質移動速度は大きく時間変化することを確かめた。これは、NAPL の滴が溶解が進行にするにつれ、滴の大きさが小さくなる、つまり表面積 (接触面積) が小さくなることが原因である。また感度解析の結果、小規模 (空間的な広がりという意味での) 汚染、ダルシー流速が大きく、NAPL の滴が大きい (例えば不均質層における NAPL の滴は大きい)、そして残余飽和度が小さいときに、非平衡状態 (溶解律速) になると述べている。

また Conrad ら<sup>15)</sup>は、視覚的に残余 NAPL の滴を観察することにより、NAPL 原液から水相への物質移動は、平衡分配ではないこと、そして残余 NAPL の飽和度分布に大きく依存することを確かめているし、Geller と Hunt<sup>31)</sup>は実験的に NAPL の溶解現象を確かめ、溶解と共に NAPL 滴が小さくなり、溶出速度も同時に小さくなることを確かめている。

以上のような実験的、理論的な考察より、溶解現象における平衡、又は非平衡の仮定の与え方、また物質移動速度の与え方によって、水相中の NAPL 濃度の分布の予測が大きく異なり、また揚水処理を講じた場合の揚水量、必要な修復期間の見積もりに非常に大きな影響を与えていることが分かる。

Powers ら<sup>28)</sup>は、定常状態、つまり NAPL の溶出の間 NAPL の滴の大きさの変化が無視できる状態における NAPL の溶出特性を表現するモデルを実際に測定できるパラメータで表現しようと試みた。

NAPL 原液相から水相への多孔体単位体積当たりの物質輸送速度  $J$  は、

$$J_n^w = -k_f^w \cdot a^w (C_n^w - C_{sn}^w) \quad (3.2.16)$$

ここで、 $k_f^w$ : 物質輸送係数、 $a^w$ : NAPL と水の接触面積、 $C_{sn}^w$ : 飽和濃度、 $C_n^w$ : 水中濃度であるが、NAPL と水の接触面積は実際に測定することが困難なので、 $k_f^w$  と  $a^w$  をまとめて、

$$k_{dis} = k_f^w \cdot a^w \quad (3.2.17)$$

とし、 $k_{dis}$  を総括物質輸送係数と定義し、 $k_{dis}$  を実際に測定できるパラメータで表現しようとした。

Miller ら<sup>32)</sup>は、固体又は液体からの物質輸送に関する基礎的な研究をレビューし、物質輸送係数に関する経験的な相関式をまとめている。相関式中のパラメータは、以下のような無次元数で表記されている。

$$\text{Sherwood 数} \quad Sh = k_{dis} \cdot l_c / D_L \quad (3.2.18)$$

$$\text{Schmidt 数} \quad Sc = \mu_w / (D_L \cdot \rho_w) \quad (3.2.19)$$

$$\text{Reynolds 数} \quad Re = \rho_w \cdot q_w \cdot l_c / \mu_w \quad (3.2.20)$$

ここで、 $l_c$ : 代表長さ、 $D_L$ : 水中の NAPL 分子の拡散係数、 $\mu_w$ : 水の粘性係数、 $\rho_w$ : 水の密度、 $q_w$ : ダルシー流速 (水相) である。Sherwood 数は、流体の運動に伴い物質伝達により移動する量と静止した同じ流体で分子拡散により移動する量の比を表す。Schmidt 数は、速度境界層と濃度境界層に関係のある無次元数である。Reynolds 数は、流体の慣性力と粘性力の比である。

表面積が既知であるシステムでは、Gilland-Sherwood の関係がある<sup>28)</sup>。

$$Sh = a + b Re^o \cdot Sc^p \quad (3.2.21)$$

ここで、 $a$ 、 $b$ 、 $o$ 、 $p$  は経験的に求められる定数である。

そこで、Powers ら<sup>28)</sup>は、この Gilland-Sherwood の関係に NAPL と水の接触面積に関する情報を追加するために、次のような修正 Sherwood 数  $Sh'$  を提案した。

$$Sh' = k_{dis} (d_{50})^2 / D_L \quad (3.2.22)$$

ここで、 $d_{50}$ : 累積通過粒径 50% の粒径である。それからトリクロロエチレン、スチレンを用いた実験結果より、以下の定常状態における NAPL 原液から水相への物質移動係数に関する関係を以下のように求めた。

$$Sh' = 57.7 Re^{0.61} d_{50}^{0.64} U_i^{0.41} \quad (3.2.23)$$

ここで、 $U_i (= d_{50}/d_{30})$ : 均等係数である。

また Miller ら<sup>32)</sup>は、関係式を

$$Sh = \beta_0 Re^{\beta_1} \theta_n^{\beta_2} Sc^{1/2} \quad (3.2.24)$$

として解析を行い、 $\beta_0 = 12 \pm 2$ 、 $\beta_1 = 0.75 \pm 0.08$ 、 $\beta_2 = 0.60 \pm 0.21$  として求めている。ただし、Re 数中の速度は間隙流速を用いている。

次に NAPL の溶解と共に NAPL の滴が小さくなることを考慮した非定常モデルについて検討する。NAPL の滴が小さくなることによって、NAPL と水の接触面積が小さくなるので、上述の(3.2.23)式の関係に接触面積の変化に関する情報を付加すれば良い。一般に複雑な間隙構造を有する土壌層内での NAPL と水の接触面積を測定することは困難であるので、NAPL の体積含有率又は飽和度の変化と関連づけられている<sup>33,34)</sup>。

Imhoff ら<sup>34)</sup>は、トリクロロエチレンを用いた溶出実験を行い、溶出濃度と同時にカラム内のトリクロロエチレン飽和度の変化を測定し、以下のような関係式を導いている。ただし Re 数中の流速はダルシー流速である。

$$Sh = 340 \theta_n^{0.87} Re^{0.71} (x'/d_p)^{-0.31} \quad (3.2.25)$$

また Powers ら<sup>33)</sup>は、修正 Sherwood 数を用いて、

$$Sh' = 4.13 Re'^{0.598} \delta^{0.673} U_i^{0.369} (\theta_n/\theta_{n0})^{\beta_4} \quad (3.2.26)$$

$$\beta_4 = 0.518 + 0.114\delta + 0.10U_i \quad (3.2.27)$$

ここで、 $x'$  はカラム注入口からの距離、 $d_p$  は平均粒子径、 $Re' (= q_w \rho_w d_{50} / \mu_w)$ ; 修正レイノルズ数、 $\theta_{n0}$ ; 初期体積 NAPL 含有率である。また、 $\delta (= d_{50}/d_M)$  であり、 $d_M$  は 0.05cm である。

なお、(3.2.23)式～(3.2.27)式までのそれぞれの関係は、実験条件などの相違からレイノルズ数や、体積 NAPL 含有率などのパラメータに適用条件がある。表 3.2-1 にそれらの条件及び実験に

表 3.2-1 残余 NAPL から水相への物質輸送係数を測定した研究事例

提案式	定常or 非定常	Re数中の 流速	適用条件	多孔体の種類及び特性	NAPL	著者
$Sh = 12 Re^{0.75} \theta_n^{0.6} Sc^{1/2}$	定常	間隙	0.25 < v < 15.6 m/day 0.026 < S <sub>0</sub> < 0.215	ガラスビーズ 0.2mm(0.15-0.25) ε = 0.41 0.4mm(0.351-0.495mm) ε = 0.42 0.65mm(0.595-0.71mm) ε = 0.39	トルエン	Miller <sup>32)</sup>
$Sh' = 57.7 Re^{0.61} d_{50}^{0.64} U_i^{0.41}$	定常	ダルシー	0.1 < v < 6 cm/h 0.084 < S <sub>0</sub> < 0.185 0.015 < Re < 0.2	砂 0.045 < d < 0.12 cm 1.19 < U <sub>i</sub> < 3.46 0.327 < ε < 0.392	TCE スチレン	Powers <sup>33)</sup>
$Sh = 340 \theta_n^{0.87} Re^{0.71} (x'/d_p)^{-0.31}$	非定常	ダルシー	0 < θ <sub>n</sub> < 0.04 0.0012 < Re < 0.021 1.4 < x/d <sub>p</sub> < 180	砂 0.3-0.42mm 平均0.36mm	TCE	Imhoff <sup>34)</sup>
$Sh' = 4.13 Re'^{0.598} \delta^{0.673} U_i^{0.369} (\theta_n/\theta_{n0})^{\beta_4}$ $\beta_4 = 0.518 + 0.114\delta + 0.10U_i$	非定常	間隙	3.84 < darcy· v < 15.2 m/day 0.37 < ε < 0.4 0.039 < θ <sub>n</sub> < 0.065	砂 0.045 < d < 0.12 cm 1.19 < U <sub>i</sub> < 2.46	TCE スチレン	Powers <sup>33)</sup>

用いた試料などをまとめる。

### (8) 揮発現象

揮発現象も溶解現象と同様に、平衡状態を仮定する考え方と非平衡状態を仮定する考え方がある。VOC の揮発速度の測定は、VOC によって汚染された土壌や地下水を土壌ガス吸引法によって浄化する際の、ガス中 VOC 濃度の予測や、修復期間の推定を行うために行われてきた。従来は、溶解現象とともに平衡濃度で揮発現象を捉えてきたが、土壌ガス吸引法を実際に汚染現場で適用してみると、吸引開始後すぐに吸引ガス中の VOC 濃度が低下する現象がみられた。そして一定期間ガス吸引を停止し、再度吸引を開始すると、初期吸引ガス濃度が上昇するという現象がみられた<sup>35)</sup>。つまり、間隙中に存在する残余 NAPL から気相への物質輸送速度が律速であることを示している。Wilkins ら<sup>36)</sup>は、実験的に数種の粒径の土とスチレン、トルエン、テトラクロロエチレンを用いて、NAPL 原液から気相への揮発速度を求めた。

溶解現象同様に、定式化を試みると、NAPL 原液相から気相への揮発フラックスは、

$$J_n^a = -k_f^a a^a (C_n^a - C_{sn}^a) = -k_{vol} (C_n^a - C_{sn}^a) \quad (3.2.28)$$

ここで、 $J_n^a$ は多孔体単位体積当たりの物質輸送速度、 $k_f^a$ は物質輸送係数、 $C_{ns}^a$ は気相中 VOC 飽和濃度、そして  $C_n^a$ は気相中 VOC 濃度である。溶解現象同様に、相間の物質輸送プロセスは、経験的な相関関係や次元解析によって定量化される。相間の物質輸送の抵抗は、(3.2.22)式のように修正 Sherwood 数と関連づけられる。

$$Sh' = k_{vol} (d_{50})^2 / D_m \quad (3.2.29)$$

ここで、 $D_m$ は気相中の分子拡散係数である。Wilkins ら<sup>36)</sup>は、最終的に(3.2.30)式のように関係式を求めた。

$$k_{vol} = 10^{-0.42} D_m^{0.38} v_g^{0.62} d_{50}^{0.44} \quad (0.1 < v_g < 1.5 \text{ cm/s}) \quad (3.2.30)$$

ここで、 $v_g$ は空気の間隙流速である。

### 3. 2. 2 NAPL 原液挙動実験に関する研究のレビュー

NAPL の土壌・地下水層内における鉛直移動について、Schwille<sup>1-3)</sup>は、DNAPL は、前述したように地下水面を貫き下方へ浸透すると報告している (図 3.2-1 参照)。しかし、平田と村岡<sup>37)</sup>は、一次元のガラスビーズ実験により、DNAPL であるトリクロロエチレン TCE であっても、地下水面上に一部は取り残されて停滞することを確認した。さらに、水平方向の広がりについて Schwille<sup>3)</sup>は、NAPL プリュームの浸透幅は、地表面の漏出部分の浸透幅にほとんど等しいことを示唆している。つまり、NAPL プリュームは、不飽和帯、飽和帯領域においてあまり横方向には広がらないことを意味している。しかし、難透水性の粘土レンズがある場合など、不均質な地質条件の場合には、NAPL の横方向への移動は顕著であると報告がある<sup>38-40)</sup>。Schwille<sup>3)</sup>は、テトラクロロエチレンのプリュームは、透水係数  $k = 3 \times 10^{-5} \text{ cm/s}$ 、水位勾配  $i = 0.005$  の場合、地下水の流れの影響をほとんど受けないと報告している。さらに、Hunt ら<sup>29)</sup>は、理論的な考察より、間隙中の残余 NAPL は通常の地下水流れの条件下では移動しないだろうと述べている。

一方、LNAPL の挙動については、Schwille<sup>1,2)</sup>は、地下水面上に存在する LNAPL が水位勾配に沿って移動すると述べているし、Illangasekare と Yates<sup>41)</sup>は、具体的に LNAPL の地下水面上での移動に関するデータを得ている。

地下水面が低下した際、LNAPL は地下水面の低下と共に移動し再分布する。しかし、地下水面が上昇した際には、LNAPL の一部は地下水面と共に上昇するが、間隙中に取り残される LNAPL も存在する<sup>2)</sup>。Pantazidou と Sitar<sup>39)</sup>は、地下水面が上昇したときには、LNAPL は、横方向に広がることもあると述べている。一方、DNAPL の場合、八木ら<sup>42)</sup>は、粒径 1mm と 3mm のガラスビーズを用いた一次元実験により、地下水面が低下したときに、地下水面上に一時停滞していた TCE がさらに下方に浸透するという現象を確かめている。しかし、地下水面を上昇させた場合には、TCE は移動しなかった。

これまで述べてきたように、NAPL の鉛直移動に関しては、DNAPL は地下水面にも一部取り残され、地下水面の低下と共にさらに下方へ浸透すること、一方水平方向の移動に関しては、地質条件にもよるが、不飽和・飽和領域のいずれでも、ほとんど横方向への広がりが無いこと、そして通常の地下水水流れの影響はほとんど受けないことが分かっている。しかし、DNAPL の不飽和領域と飽和領域の中間部分にあたる毛管帯での挙動は十分には明らかになっていない。また地中へ浸透する浸透量や浸透強度によっては、毛管帯に全ての NAPL が溜まってしまうことも考えられる。すなわち、DNAPL が浸透する際に、毛管帯や地下水面は、一種のバリアとして機能し、その領域で下方への浸透速度が著しく遅くなる。その場合、横方向への程度 DNAPL が広がるのかは十分明らかにはなっていない。さらに、地下水面が変動する際の NAPL の鉛直方向の移動に関する研究は既になされているが、水平方向の移動に関しては、必ずしも明らかにはされていないことが分かる。

以上より、NAPL の挙動解明の一つのポイントは、不飽和と飽和帯の境界である毛管帯での NAPL の挙動を明確にすることであると言える。

### 3. 2. 3 NAPL 原液浸透挙動を表現する数学モデルに関する研究のレビュー

土壌層内の NAPL の浸透挙動を表現する数学モデルは数多く提案されている。それらのモデルは、1)キャピラリーモデル(capillary model)と 2)成分モデル(compositional model)に分類される。キャピラリーモデルは、水相-NAPL 相および気相-NAPL 相の各相間での物質移動が無視される。つまり、揮発・溶解現象を考慮しないモデルである。一方、成分モデルは、各相間での物質移動が考慮される。本質的には、一種類の NAPL のみを扱う場合には、キャピラリーモデルに溶解項と揮発項が付け加わると、成分モデルと同等になる。

初期の NAPL のモデリングは、毛管力を無視したピストンフローを仮定していた。Brutsaert<sup>43)</sup>は、毛管力を考慮した有限差分法を用いた多相流れモデルを検討し、Guwasa<sup>44)</sup>が鉛直一次元有限差分の 2 相流れのシミュレータを開発した。現在、提案されているキャピラリーモデルの原型は、Faust<sup>45)</sup>によって構築された。それは 2 次元不飽和・飽和の 3 相 (水、NAPL、空気) 流れのモデルである。続いて、Abriola & Pinder は、揮発項と溶解項を取り入れ、成分モデルを構築した<sup>46,47)</sup>。しかし、その当時は、モデルの有用性は示唆されたものの、実験値やその他のパラメータに関するデータの蓄積が無かったため、モデルを検証することができなかった。

モデルの計算値と実験値との比較に関するこれまでの研究について、表 3.2-2 に整理した。こ



表 3.2-2 キャピラリーモデルと実験値の比較に関する既存の研究

分類	次元	NAPL	媒体	系	評価項目	著者
LNAPL	1次元	Soltrol C	ガラスビーズ	water - NAPL - air	平衡時点での鉛直分布	Eckberg and Sunada <sup>48)</sup>
		Soltrol 170	砂質土	water - NAPL - air	飽和度と圧力の時間変化	Lenhardら <sup>49)</sup>
		mineral oil and Soltrol 220	砂、ローム砂、シルトローム	water - NAPL - air	先端部の移動速度	Caryら <sup>50)</sup>
		22H oil, kerosene and hexane	砂	water - NAPL	水の排出量とNAPL飽和度の時間変化	Thomsonら <sup>51)</sup>
		Soltrol 220	砂	water - NAPL - air	飽和度の時間変化	Oostrom and Lenhard <sup>52)</sup>
	2次元	3種類のoil	砂質土	water - NAPL - air	飽和度の時間変化	Host-Madsen and Jensen <sup>53)</sup>
		Soltrol 220	シリカ砂	water - NAPL - air	先端部の移動速度	Schrothら <sup>54)</sup>
		deisel oil	砂	water - NAPL - air	NAPL原液の分布形状	Thiez and Ducreux <sup>55)</sup>
		n-heptane	シリカ砂	water - NAPL - air	飽和度と圧力の時間変化	Geel and Sykes <sup>56)</sup>
	実現場	diesel 1-D	シルト混じり砂	water - NAPL - air	炭化水素の飽和度	Huntleyら <sup>57)</sup>
		oil	砂混じり礫、礫混じり砂、砂	water - NAPL - air	油の飽和度	Essaidら <sup>58)</sup>
DNAPL	1次元	TCE	砂質土	water - NAPL	水の排出量の時間変化	Parkerら <sup>59)</sup>
	2次元	PCE	シリカ砂	water - NAPL	NAPL原液の分布形状	Kueper and Frind <sup>60,61)</sup>
		TCE	砂	water - NAPL	NAPL飽和度の時間変化	Oostromら <sup>62)</sup>

れらは、いずれもキャピラリーモデルを対象としたものである。表 3.2-2 から分かるように、LNAPL に関しては、多くの研究が行われている。モデルの検証に用いられた項目は、飽和度や圧力の経時変化及び浸透する NAPL プリュームの先端速度や形状であった。

一方、DNAPL の挙動に対するモデルの検証に関する研究は、非常に限られている。また、いずれの場合も水-NAPL の 2 相モデルの検証であった。これは、DNAPL は水よりも比重が大きいため、地下水面を貫き飽和帯にまで浸透するケースが多いと考えられるからである。しかし、これまでの DNAPL の実験的検討から、浸透する強度や総量によっては DNAPL でも地下水面に到達せずに不飽和帯に留まったり、あるいは、地下水面を貫いても一部の DNAPL は地下水面上に停滞する現象が確かめられている<sup>37)</sup>。よって、DNAPL の地下水面上の停滞を表現できるような不飽和・飽和帯の両領域におけるモデルの検証が必要である。

一方、揮発や溶解現象を考慮した成分モデルに関しては、これまで述べてきたように揮発現象や溶解現象を単独で扱った研究は数多く存在するが、NAPL の浸透挙動と同時に揮発や溶解現象を検証した研究は無い。すなわち、NAPL 全体の物質収支を考慮して、数学モデルの検証を行う必要があると考えられる。

### 3. 2. 4 NAPL 原液挙動に関する課題

これまで述べてきたように、NAPL 原液挙動の課題をまとめると以下のようになる。

#### (1) NAPL 浸透挙動現象

DNAPL、LNAPL とともに、不飽和帯と飽和帯の移動に関する研究は行われているが、その境界領域である毛管帯の挙動が必ずしも明確になっていない。比重が水よりも大きい DNAPL であっても、地下水面上の毛管帯に停滞するなど、土壌・地下水層内での DNAPL の挙動を解明するためには、毛管帯での停滞する量や浸透速度、そして横方向への広がりに関して定量的な評価を行う必要がある。また、LNAPL についても、比重が水よりも小さいために地下水面上に停滞されていると考えられるが、地下水面の変動により、鉛直方向に移動したり、あるいは、横方向への

移動も考えられる。これら毛管帯での LNAPL の挙動も現象論的に確かめる必要がある。

## (2) NAPL 原液浸透数学モデル

NAPL による土壌・地下水汚染を効率的に修復するためには、的確に汚染状況の把握を行った上で、適切なタイミングで、適切な修復技術を選択することが重要である。そのためには、長期の汚染源である NAPL 原液の存在場所や量を特定することが重要である。しかし、汚染規模にもよるが、DNAPL の場合、水平方向にはあまり広がらないと言われているため、ボーリング間隔を密にしなければ、地下の DNAPL 分布を把握することができない。このような背景から、最近では PITT(Partitioning Interwell Tracer Tests)が注目されている<sup>63)</sup>。PITT では、注入井戸から異なる 2 つのトレーサを注入し、観測井戸でその 2 つのトレーサの遅れを解析することにより、井戸間の平均的な NAPL の存在量を把握しようというものである。

一方、地中への NAPL 原液の浸透位置や量に関するデータがある場合には、NAPL 原液浸透数学モデルにより、地中の NAPL の存在量や分布を推定することが可能であると考えられる。一般に、場の地質構造の不均質性やフィンガリング現象等により、数学モデルによる正確な推測は困難であると言われている。しかしながら、数学モデルにより、浸透地点からの平均的な浸透深さや水平・鉛直分布を推定することは可能であると考えられる。このような調査結果や解析結果を有効に用いて、総合的に汚染状況を推測し、対策を検討することが重要であり、このためにも数学モデルの開発が必要である。

数学モデルに関する研究状況は、前節で述べたとおりであり、決して十分ではない。特に DNAPL に関しては、モデルの適用性に関する評価は、ほとんど行われてはいない。その理由は、モデルを評価するための実験値が非常に限られていることがあげられる。また、DNAPL に対するモデルの適用性は、飽和帯における、いわゆる NAPL-水の 2 相系のモデルの評価であり、不飽和-飽和領域の DNAPL の挙動に関しては、必ずしもモデルの適用性は評価されていない。

## (3) NAPL の物質収支

また、これまでのモデルの評価では、揮発や溶解項は無視され、あるいは無視できる NAPL を用いた実験とモデルの検証に限られてきた。一方で、溶解、揮発現象は、個別に現象が解明され、モデル化されてきた。しかしながら、NAPL による土壌・地下水汚染対策を考える際には、揮発現象や溶解現象を考慮する必要がある。

### 3. 3 NAPL 原液の一次元浸透挙動に関する実験的研究

#### 3. 3. 1 目的

土壌・地下水層内における NAPL 原液の挙動の課題を踏まえ、本節では数種の特性の異なる NAPL を用いて、一次元浸透挙動に関して実験的検討を行う。特に、不飽和帯と飽和帯の中間領域である毛管帯での NAPL 原液挙動を明らかにする。具体的には、NAPL の不飽和-飽和領域における浸透速度を把握すると共に、NAPL 浸透停止後の水と NAPL の鉛直分布を測定する。さらに、物質収支の観点から、実験期間における総揮発量も測定した。また、これらの実験結果は、4 章で行う NAPL 原液浸透数学モデルの評価のための基礎データとなる。

### 3. 3. 2 実験方法

#### (1) NAPL

実験に用いた NAPL は、DNAPL として 1,1,1-トリクロロエタン(TCA)、TCE、プロモホルム、LNAPL としてトルエンを用いた。各 NAPL の物性値を表 3.3-1 (表 2.2-1 から抜粋した) に示す。NAPL は無色なので、視覚的確認ができるようにズダン IV で赤色に着色した(濃度 0.001g/mL)。なお着色操作による NAPL の物性に変化のないことは予め確かめた。

表 3.3-1 NAPL の特性

流体	密度 [g/cm <sup>3</sup> ](20°C)	粘性係数 [kg/m/s](20°C)	動粘性係数 [m <sup>2</sup> /s]	表面張力 [N/m](20°C)	界面張力 [N/m](20°C)	濡れ定数 [N/m]	溶解度 [mg/L]	蒸気圧 (20°C)[mmHg]
水	0.9982 <sup>(63)</sup>	1.002×10 <sup>-3</sup> <sup>(68)</sup>	1.004×10 <sup>-6</sup>	72.8×10 <sup>-3</sup> <sup>(68)</sup>	—	—	—	17.5
1,1,1-トリクロロエタン(TCA)	1.3376 <sup>(64)</sup>	7.95×10 <sup>-4</sup> <sup>(68)</sup>	5.943×10 <sup>-7</sup>	25.56×10 <sup>-3</sup> <sup>(69)</sup>	45.0×10 <sup>-3</sup> <sup>(70)</sup>	2.24×10 <sup>-3</sup>	1260 <sup>(66)</sup>	100, 123 <sup>(66)</sup>
トリクロロエチレン(TCE)	1.4649 <sup>(64)</sup>	5.8×10 <sup>-4</sup> <sup>(68)</sup>	3.959×10 <sup>-7</sup>	29.5×10 <sup>-3</sup> <sup>(69)</sup>	35.0×10 <sup>-3</sup> <sup>(70)</sup>	8.3×10 <sup>-3</sup>	1100, 1000 <sup>(67)</sup>	60, 58 <sup>(67)</sup>
プロモホルム	2.9035(15°C) <sup>(64)</sup>	2.11×10 <sup>-3</sup>	7.267×10 <sup>-7</sup>	45.52×10 <sup>-3</sup> <sup>(68)</sup>	40.9×10 <sup>-3</sup> <sup>(68)</sup>	-13.62×10 <sup>-2</sup>	—	—
トルエン	0.8658 <sup>(63)</sup>	5.86×10 <sup>-4</sup> <sup>(68)</sup>	6.768×10 <sup>-7</sup>	28.4×10 <sup>-3</sup> <sup>(68)</sup>	36.25×10 <sup>-3</sup> <sup>(68)</sup>	8.15×10 <sup>-3</sup>	515 <sup>(65)</sup>	22, 30.0 <sup>(66)</sup>

#### (2) ガラスビーズ

本研究では、多孔体としてガラスビーズを用いた。使用したガラスビーズの特性を表 3.3-2 に示す。また各ガラスビーズの、水-空気系の毛管圧力と水飽和度の関係を表す水分特性曲線を図 3.3-1 に示す。beads A から E までは、比較的均質なガラスビーズであるが、beads F のみが、比較的粒径分布が広いガラスビーズである。また、ガラスビーズ表面の汚れが実験に影響を及ぼすのを防ぐために、予めアルカリ洗剤で洗浄したガラスビーズを用いた。

表 3.3-2 ガラスビーズ層の特性

	beads A	beads B	beads C	beads D	beads E	beads F
粒径 [mm]	1.0	0.5-0.6	0.5-0.6	0.18-0.212	0.074-0.125	0.074-1.0
透水係数 [cm/s]	0.16	0.156	0.081	0.025	-	0.008
固有浸透係数 [m <sup>2</sup> ]	1.64×10 <sup>-10</sup>	1.59×10 <sup>-10</sup>	8.26×10 <sup>-11</sup>	2.55×10 <sup>-11</sup>	-	8.16×10 <sup>-12</sup>
van Genuchtenのパラメータ						
α [1/cm]	0.52	0.081	0.055	0.026	0.028	0.023
n [-]	3.08	9.99	9.49	13.88	10.93	5.02
間隙率 [-]	0.35	0.37	0.36	0.38	0.39	0.28
残余水飽和度 [-]	0	0.07	0.03	0.04	0.06	0.07

#### (3) 実験装置及び実験手順

##### 1) ガラスカラム実験

まず NAPL の鉛直方向の浸透挙動を視覚的に確認するために、内径 47mm、長さ 500mm のガラス製のカラム (図 3.3-2) を用いて実験を行った (なお、粒径 0.74-1.0mm の beads F を用いる時は、二つのカラムを連結して長さ 1000mm とした)。またカラムの側面も同時に観察できるように、鏡を設置した。本実験装置の特徴は、ガラスカラム内に地下水面 (水圧=0) が模擬されており、NAPL の浸透によって水が排出される仕組みになっていることである。実験手順は、

①カラムにガラスビーズを充填する (充填高さ

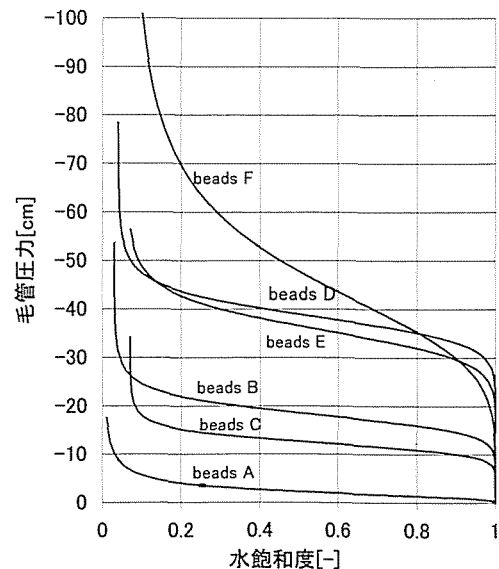


図 3.3-1 水分特性曲線

50cm)。充填方法はビーズを 5cm 程充填し振動を与える操作を繰り返し行った。それから水タンクに水を注入し、水タンクからカラム下方へと水をゆっくりと流れ込ませ、ガラスビーズ層を水飽和状態にする（所要時間約 12h～24h）。但し粒径 0.074-1.0mm の場合、均質に充填するのが困難だったため、カラム内に水を予め注入し、そこにビーズを少しずつ充填し、棒で締め固めるという操作を繰り返し替えし充填した（充填高さ 1m）。

②カラム内が水で飽和された後、三方コックを切り替え、水タンク及びカラム内の水を排水口から排水する。

③排水が終了（約 1 日～1 日半）した後、NAPL 原液をカラム上部から注入し、同時に NAPL の浸透挙動をビデオ撮影し、また排水口からの排水量を測定する。

また NAPL の注入方法には、ビーカーを用いてカラム断面になるべく均一になるように一気に注入する方法(注入方法 A)と、NAPL の入った 50mL のバイアルに空気を送り込むことによってステンレス管よりカラム断面の中央一点で TCE を注入する方法(注入方法 B, 図 3.3-3)の 2 通りとした。注入方法 A は NAPL が一気に土中に投棄された場合を想定し、注入方法 B は NAPL 貯蔵容器からゆっくりと土中に浸透する場合を想定している。なお注入方法 B の注入流量は、すべての実験を通して約 1mL/min である。

ここで NAPL 注入前のカラム内の水分分布に関して、量と存在形

態に着目していくつかの領域に分けて考えることにする(図 3.3-4)。水の飽和度を  $S_w$  とすると、ビーズ層最下端から地下水面までを飽和帯( $S_w=1$ )、毛管上昇により水面が上昇して見えるのでその水面を見かけの水面(飽和毛管帯上縁)と定義し、地下水面から見かけの水面までを毛管飽和帯( $S_w=1$ )と呼び、それから上方を不飽和帯とした。さらに不飽和帯を水分が急激に減少する部分を毛管不飽和帯( $S_{rw} < S_w \leq 1$ )、水分量が少なく一定の領域を懸垂水帯(懸垂帯、 $S_w \approx S_{rw}$ )と定義する。但し  $S_{rw}$  は、残余水飽和度である。

なお見かけの水面(飽和毛管帯上縁)に

ついては、本実験で使用した比較的均質な粒径のビーズの場合 (beads A~E)、視覚的に明確に判断できる。Pantazidou と Sitar<sup>39)</sup> や Schroth<sup>71)</sup> も、毛管帯の上縁を”visible wet-dry boundary”と定義し用いている。

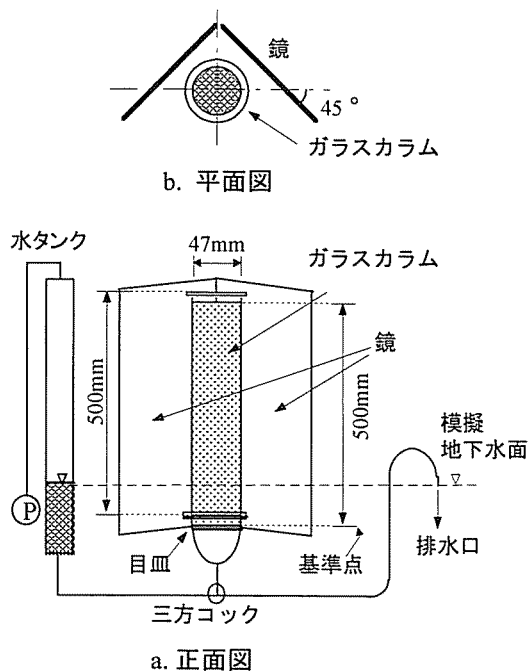


図 3.3-2 実験装置図 (ガラスカラム)

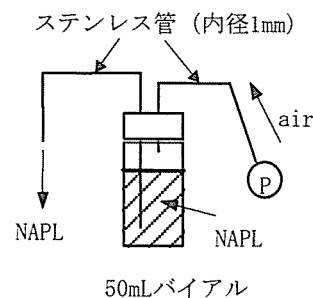


図 3.3-3 注入方法 B

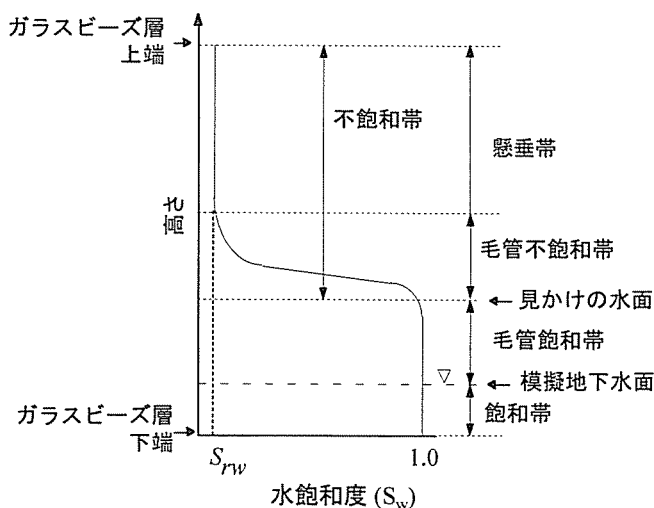


図 3.3-4 水飽和度に着目した領域の定義

## 2) ステンレスカラム

水と NAPL の鉛直分布を測定するために、ステンレスカラムを用いて実験を行った (図 3.3-5)。実験の手順としては、先のガラスカラム実験と同様に、カラムを組み立てた後、ガラスビーズを充填し、カラム内を下方から水で飽和する。排水口の高さを設定した後、水を排出し、排出終了後 NAPL を注入する。そして NAPL の注入による水の排出がなくなったことと、ガラスカラム実験での NAPL が動かなくなるまでの時間を参考に、カラム内の NAPL の動きが停止したと判断し、カラムを上方から分解し水と NAPL の鉛直分布を測定した。水と NAPL 量の測定方法を次に示す。

- ①カラムを輪切りに分解し、カラム内のビーズ、水及び TCE がこぼれないように気を付けて磁皿に取り出す。
- ②カラムも含めたサンプルの重量を測定した後、NAPL 量を測定するためにサンプルの一部を代表試料として取り出し、容量 43.4mL の茶色ガラス製のバイアルに入れ、そして n-ヘキサンを 30mL を加え、蓋をかぶせ、手で上下左右に攪拌した後、さらに超音波を 30 分～60 分照射する。
- ③n-ヘキサン相の NAPL 濃度を測定し、バイアル内の n-ヘキサンを回収した後、代表試料を乾燥しガラスビーズ量を求め、単位ビーズ量当たりの NAPL 量を求める。
- ④残った磁皿のサンプル中の NAPL を揮発させ回収した後、乾燥し、単位ビーズ量当たりの(水+NAPL)量を求める。
- ⑤磁皿のビーズ量と代表試料のビーズ量の和より、輪切りのカラム毎のガラスビーズ量を求め、カラム毎に(水+NAPL)量及び NAPL 量を算出する。
- ⑥(水+NAPL)量から NAPL 量を差し引くことにより、カラム毎の水量を決定する。

なお NAPL の測定には、TCE、TCA 及びプロモホルムについては ECD が装備されたガスクロマトグラフを、一方トルエンに関しては FID が装備されたガスクロマトグラフを用いた。

またガス相を通してのカラム外への NAPL の揮発量を評価するために NAPL 浸透実験期間内に、図 3.3-6 のようにカラム上部に蓋をし、蓋とカラムの間の空間中の NAPL ガス濃度の経時変化を測定することによりフラックス量として求め(1回の測定は2分間隔のサンプリングで計 4～5 回)、そのフラックスの経時変化よりカラム上部から揮発する NAPL 量を求めた。

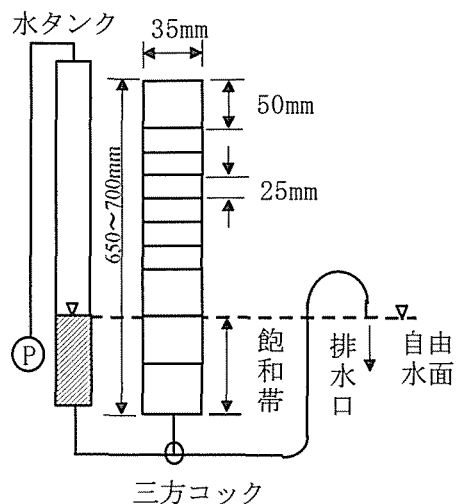


図 3.3-5 実験装置図  
(ステンレスカラム)

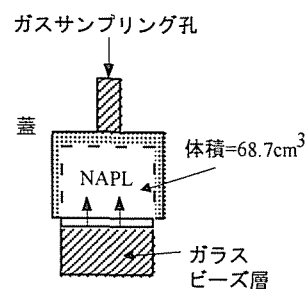


図 3.3-6 NAPL 揮発量の測定のための装置

### 3. 3. 3 トリクロロエチレン原液の鉛直一次元浸透挙動の把握

#### (1) 実験条件

まず、NAPL としてトリクロロエチレンを用いた場合の鉛直一次元浸透挙動の把握を行う。特に、ガラスビーズ粒径による浸透挙動の違い、そして注入強度や注入量に変化を与えた場合の浸

表 3.3-3 トリクロロエチレン(TCE)を用いた場合のガラスカラム実験条件

Run No.	ガラスビーズ	注入TCE量(mL)	注入方法	注入時間(s)	模擬地下水面高さ(cm)	見かけの水面の高さ(cm)	実験終了時間(h)
G1	A	20	A	2	5.0	9.5	18
G2	A	10	A	2	20.8	25.0	92.5
G3	B	20	A	4	9.0	23.0	90
G4	B	20	A	4	10.0	26.0	60.5
G5	D	20	A	180	9.5	40.0	177
G6	E	20	A	3000	14.0	確認できず	188
G7	A	9.5	B	660	20.0	25.0	37
G8	B	38	B	2303	9.5	24.0	120
G9	D	47	B	2635.5	7.5	36.0	188

注1: 高さは充填層下端からの距離

表 3.3-4 トリクロロエチレン(TCE)を用いた場合のステンレスカラム実験条件

Run No.	ガラスビーズ	注入TCE量(mL)	注入方法	注入時間(s)	ビーズ層高さ(cm)	模擬地下水面高さ(cm)	実験終了時間(h)
S1	A	10	A	2	67.5	30	108
S2	B	20	A	8	65	20	68
S3	D	20	A	60	65	15	99
S4	D	20	A	60	70	15	94
S5	B	29.1	B	1800	65	15	85
S6	D	33.9	B	2097	65	15	94

透挙動の違いを把握することとした。表 3.3-3 にガラスカラム実験条件を示す。Run G1 から G6 までは、注入方法と注入量 (G2 を除く) を同一として、ガラスビーズ粒径を変えて実験を行った。なお、注入時間が Run G5 と G6 で比較的大きくなっているのは、ガラスビーズ層表面にトリクロロエチレン原液が溜まったからである。Run G7 から G9 は、注入方法 B の場合であり、Run G8 と G9 では注入量も多くなっている。

表 3.3-4 には、TCE と水の鉛直分布を求めるために行ったステンレスカラム実験条件を示す。ガラスカラム実験同様、各ガラスビーズで注入方法に変化を与えて実験を行った。

## (2) 実験結果と考察

### 1) ガラスカラム実験による TCE 浸透挙動の視覚的把握

まず、得られたビデオ画像の一例を図 3.3-7~図 3.3-10 に示す。また TCE 先端部の位置の経時変化を図 3.3-11~図 3.3-19 に示した。縦軸は、ガラスビーズ層下端から高さであり、横軸は時間を対数で示している。図にはそれぞれカラム正面、左右側面においてビデオで確認された TCE 先端部の位置をプロットしてある。RunG2(図 3.3-12)のみプロット点を線で結ぶことにより、浸透する TCE がカラムの後方又は側面を通ったためビデオで観察されなかった軌跡を区別した。その他の図はビデオ画像図から分かるように、TCE の浸透がほぼ連続して観察されたのでプロット点間の線は省略してある。また設定した模擬地下水面、観察された見かけの水面と見かけの水面の低下の大きさ、及び別に土柱法により求めた毛管不飽和帯、懸垂帯も示した。なお見かけの水面の低下の大きさとは、TCE が見かけの水面を貫くまでの間に、TCE と水との境界線が移動する距離と定義した。



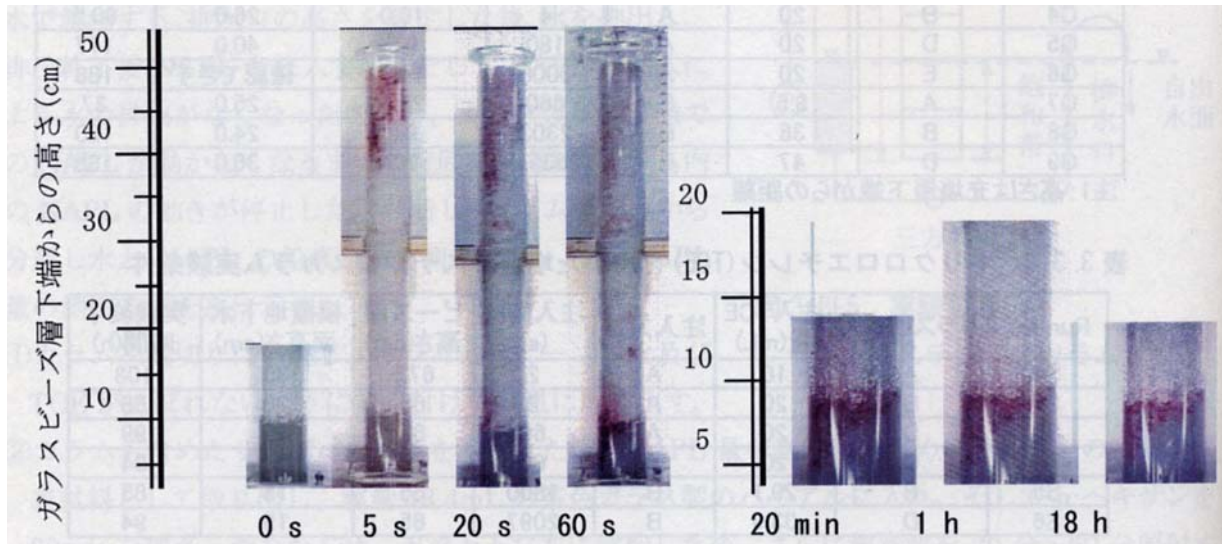


図3.3-7 ガラスカラム実験結果 (Run G1 TCE, 20mL, beads A)

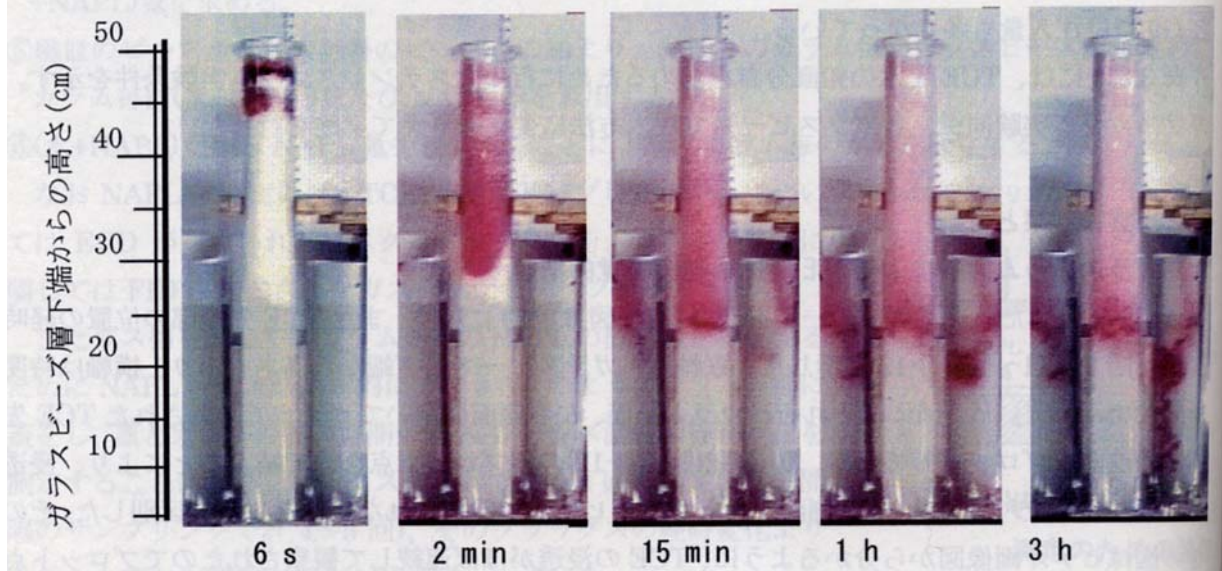


図3.3-8 ガラスカラム実験結果 (Run G4 TCE, 20mL, beads B)

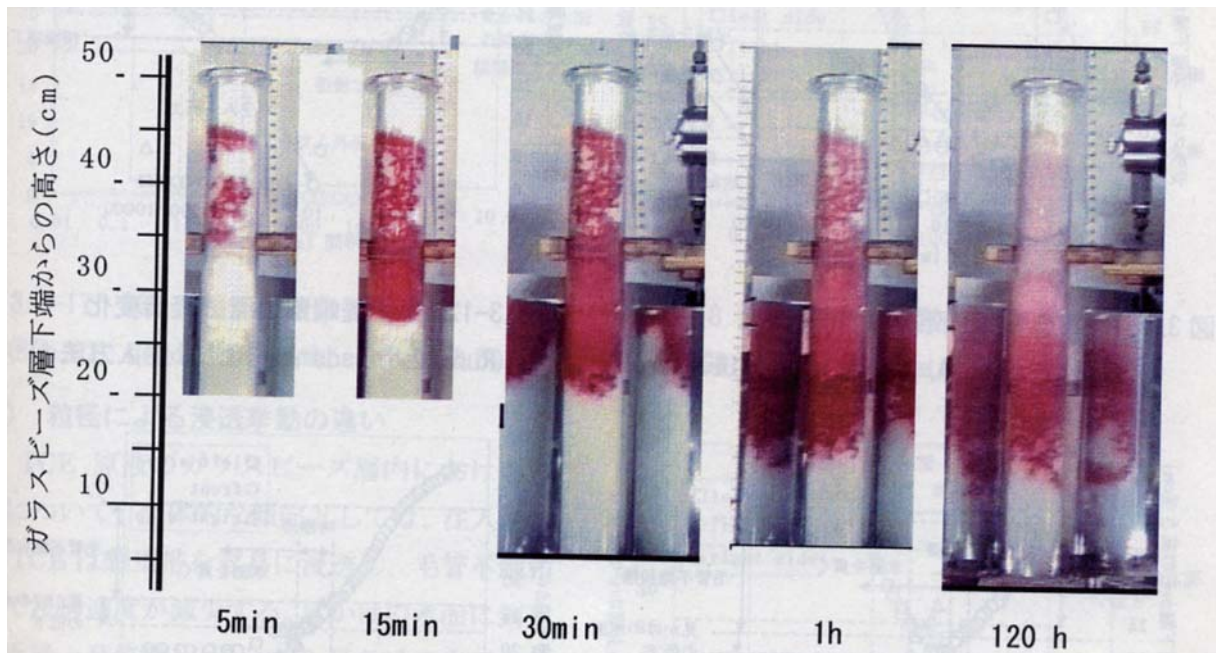


図3.3-9 ガラスカラム実験結果 (Run G8 TCE, 38mL, beads B)

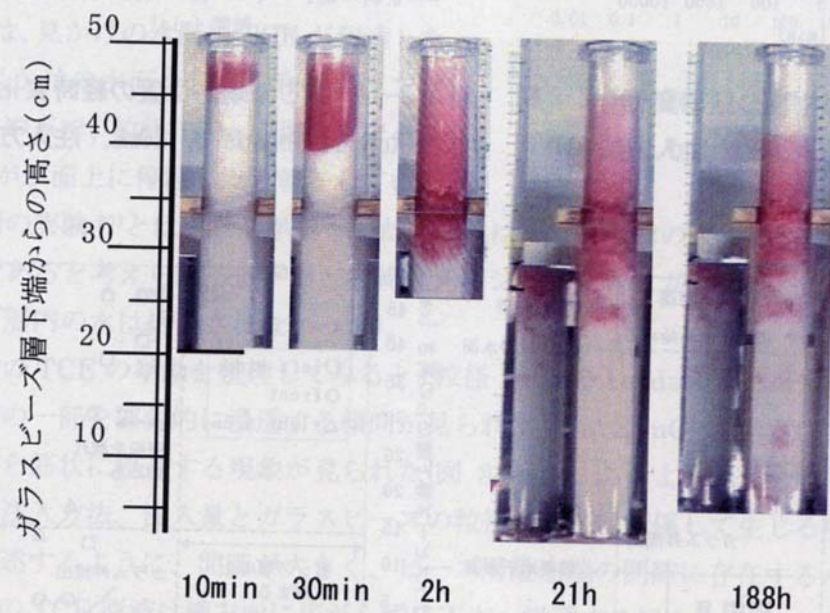


図3.3-10 ガラスカラム実験結果 (Run G9 TCE, 47mL, beads D)



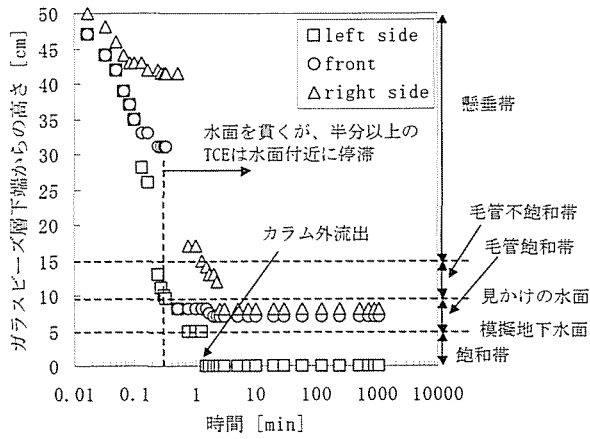


図 3.3-11 TCE 先端部位置の経時変化  
(Run G1, beads A, 20mL, 注入方法 A)

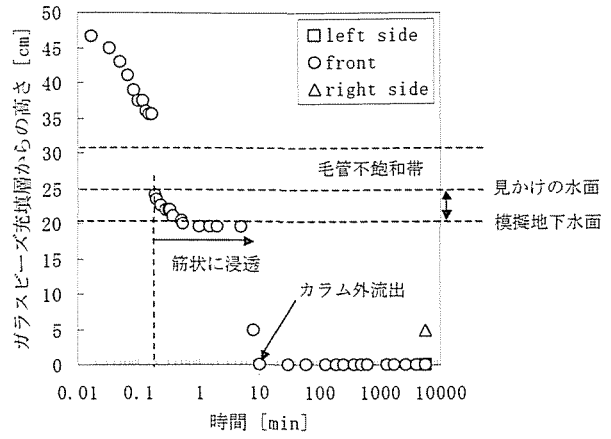


図 3.3-12 TCE 先端部位置の経時変化  
(Run G2, beads A, 10mL, 注入方法 A)

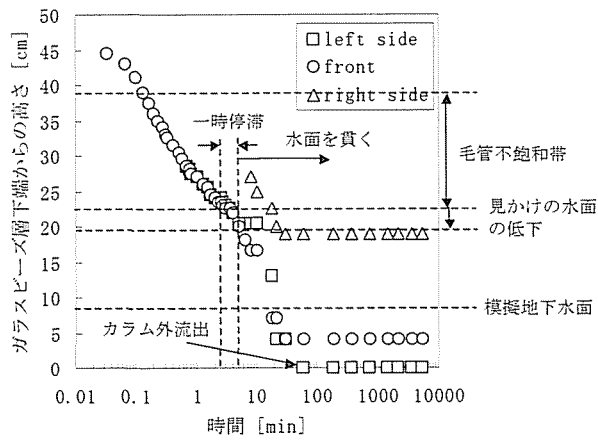


図 3.3-13 TCE 先端部位置の経時変化  
(Run G3, beads B, 20mL, 注入方法 A)

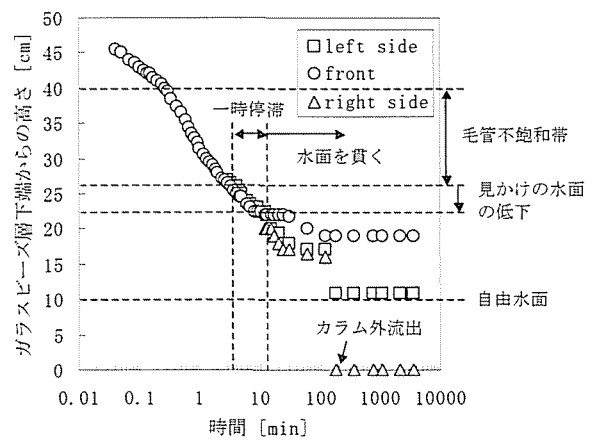


図 3.3-14 TCE 先端部位置の経時変化  
(Run G4, beads B, 20mL, 注入方法 A)

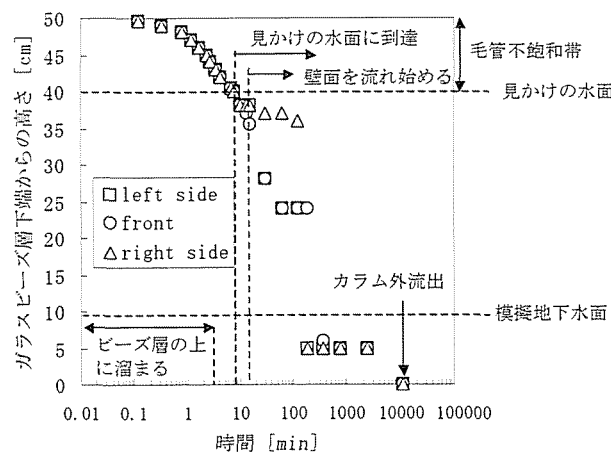


図 3.3-15 TCE 先端部位置の経時変化  
(Run G5, beads D, 20mL, 注入方法 A)

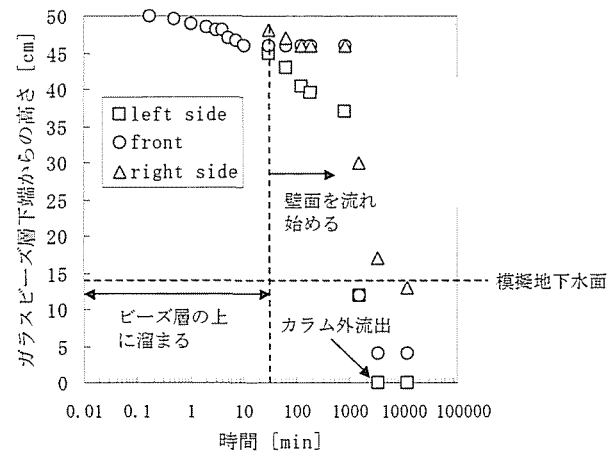


図 3.3-16 TCE 先端部位置の経時変化  
(Run G6, beads E, 20mL, 注入方法 A)

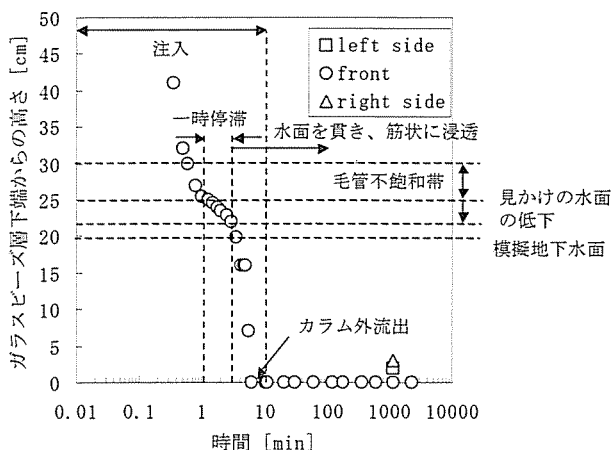


図 3.3-17 TCE 先端部位置の経時変化  
(Run G7, beads A, 9.5mL, 注入方法 B)

(a) 粒径による浸透挙動の違い

TCE 原液のガラスビーズ層内における挙動について、全体的な傾向としては、注入された TCE は懸垂帯を容易に浸透し、毛管不飽和帯で浸透速度が減少する。見かけの水面に到達した後一旦停滞し、それから見かけの水面を貫き毛管飽和帯、飽和帯へと浸透することが分かった。しかし粒径 1mm の beads A、注入方法 A の場合(Run G1:図 3.3-7 と図 3.3-11; Run G2: 図 3.3.12)は、見かけの水面に TCE が到達した後すぐに見かけの水面を貫き飽和帯にまで浸透した。この点で、粒径 1mm の場合にほとんどの TCE が水面上に停滞したと報告している平田と村岡の実験<sup>37)</sup>とは異なる挙動をした。これは、カラム内の水に移動可能な条件を与えたことが一因であると考えられる(平田と村岡はメスシリンダーにガラスビーズを充填したので、ガラスビーズ層内の水は排出されなかった)。

懸垂帯での TCE の挙動を整理してみると、粒径 1mm の beads A(図 3.3-7)の場合ではガラスビーズ層断面の一部を部分的に浸透する傾向が見られた。特に RunG2(注入 TCE 量 10mL)では TCE 注入直後から筋状に浸透する現象が見られた(図 3.3-12)。このように部分的に又は筋状に浸透する現象は、注入方法、注入量とガラスビーズの粒径が密接に関係して生じる現象であると思われる。また後述するように、間隙が大きく、ビーズ層最上端の間隙に存在する水分が少ないと注入された直後の TCE 原液は横方向に広がらずに下方へ浸透する傾向を示す。一方その他の粒径では、ガラスビーズ層断面に対してほぼ均一に浸透した。特に粒径が 0.18-0.212mm の beads D、及び 0.074-0.125mm の beads E で注入方法 A の場合 (RunG5, G6) は、注入された TCE が、ガラスビーズ層の上に一旦溜まり、それから下方に浸透する現象が見られた(図 3.3-15、図 3.3-16)。これらの現象は単に粒径の違いから生ずるだけではなく、間隙中に存在する水分も大きな影響を与

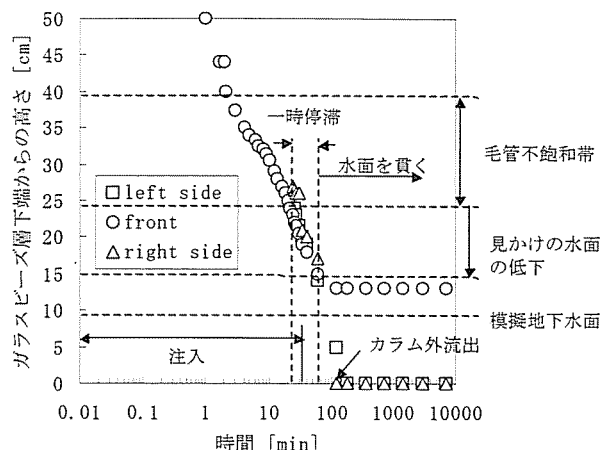


図 3.3-18 TCE 先端部位置の経時変化  
(Run G8, beads B, 38mL, 注入方法 B)

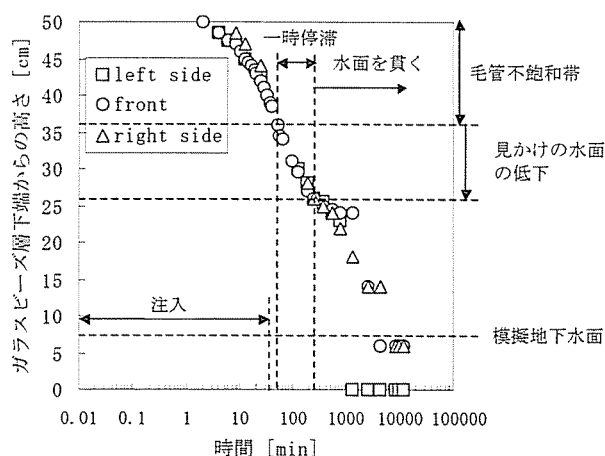


図 3.3-19 TCE 先端部位置の経時変化  
(Run G9, beads D, 47mL, 注入方法 B)

えていると考えられる。例えば粒径 0.18-0.212mm の beads D の場合、ガラスビーズ層最上端も毛管不飽和帯にあり(例えば、図 3.3-15)、ガラスビーズ層最上端でもかなりの水分が存在することになる(土柱法で測定した結果、水飽和度で約 0.4~0.5 であることが確認されている)。

次に毛管飽和帯、飽和帯内では、どの粒径の場合も、ガラスビーズ層を部分的、選択的に浸透する傾向が見られた。また粒径 0.18-0.212mm の beads D(Run G5)や 0.074-0.125mm の beads E(Run G6)では、ガラスカラム壁面間隙を浸透する現象が見られた。

#### (b) 注入方法による浸透挙動の違い

見かけの水面付近の TCE の挙動は、注入方法の違いにより異なった。それは TCE が見かけの水面上に停滞している時間、すなわち TCE が見かけの水面に到達してから貫くまでの時間は、注入強度の小さい注入方法 B の方が A よりも長かった。例えば、粒径 1mm の beads A の場合で注入方法 A が 1 分以下(Run G1, 図 3.3-11、Run G2, 図 3.3-12)、注入方法 B が 2 分弱(Run G7, 図 3.3-17)、粒径 0.5-0.6mm の beads B の場合で注入方法 A が約 2~10 分(Run G3, 図 3.3-13, Run G4, 図 3.3-14)、注入方法 B が 40 分程度(Run G8, 図 3.3-18)であった。またこの停滞期には、見かけの水面の高さが下方に移動しており、注入方法 B のほうがより下方に移動していることも分かる。例えば、粒径 0.5-0.6mm の場合で注入方法 A で約 3cm(図 3.3-13 と図 3.3-14)、注入方法 B で 9cm(図 3.3-18)である。

## 2) ステンレスカラムによる NAPL 原液と水の鉛直分布の把握

ステンレスカラム実験の結果を、図 3.3-20~図 3.3-25 に示す。縦軸にはガラスビーズ層下端を基準としたときの高さを上向きに正としてとり、横軸には飽和度をとった。また図中の□印は(水+TCE)の飽和度、○印は水の飽和度を示している。従って、それらの差が TCE 飽和度を表すことになる。また TCE 注入前の水分分布も示しておく。それぞれの図の右横には、実験終了後に回収された不飽和帯、毛管飽和帯、飽和帯に存在する TCE 量を、注入 TCE 量に対する割合として示した。なお合計が 100%にならないのは、カラム外への揮発、カラム最下端からの流出のためであり、後述する物質収支で詳しく述べることにする。

#### (a) 水と TCE の鉛直分布とその影響因子

まず、Run S1 (図 3.3-20) は、粒径が 1mm であり比較的大きく、ガラスカラム実験でも述べたように、カラム断面に部分的に流れる傾向が強いため、正確に TCE 量と水の量を測定することが困難であった。従って、飽和帯において、全液体飽和度が 0.9 程度であり、中には 0.6 程度にまで下がってしまう測定値もあった。ただ、参考であるが、TCE 注入前の水の分布と注入後の水の分布がほとんど変わらないのは、ガラスカラム実験で得られたのと同じ傾向であり、見かけの水面に到達してすぐに下方へ TCE が浸透したものと考えられる。下記に比較的、カラム断面に均一に流れた傾向にある実験結果より、得られた知見をまとめる。

第一に、Run S2 (図 3.3-21) と Run S3 (図 3.3-22) 及び S4 (図 3.3-23) を比較することにより、注入 TCE 量が同じならば粒径の小さい方が生じる毛管力が大きいので、TCE の自由水面下への浸透が毛管飽和帯で止まることが分かる。

第二に注入条件に関して Run S2 (図 3.3-21) と Run S5 (図 3.3-24) を比較すると、注入方法

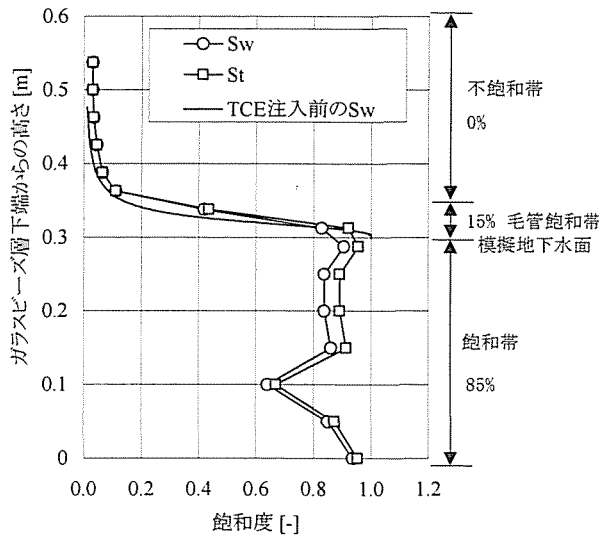


図 3.3-20 TCE と水の鉛直分布  
(Run S1, beads A, 10mL, 注入方法 A)

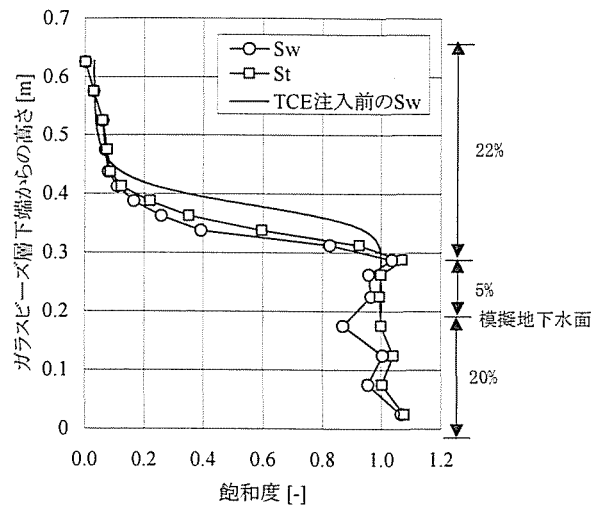


図 3.3-21 TCE と水の鉛直分布  
(Run S2, beads B, 20mL, 注入方法 A)

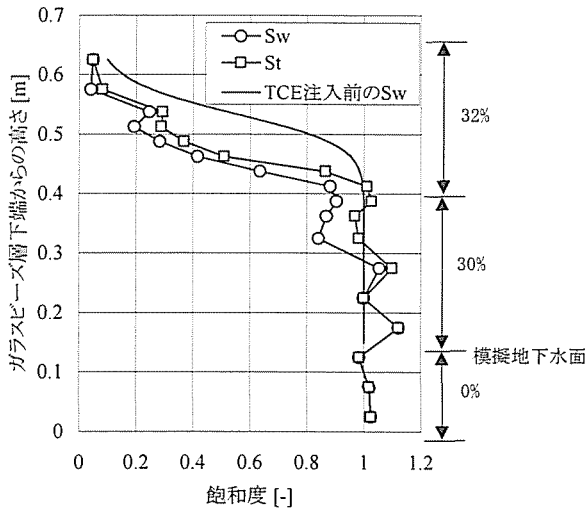


図 3.3-22 TCE と水の鉛直分布  
(Run S3, beads D, 20mL, 注入方法 A)

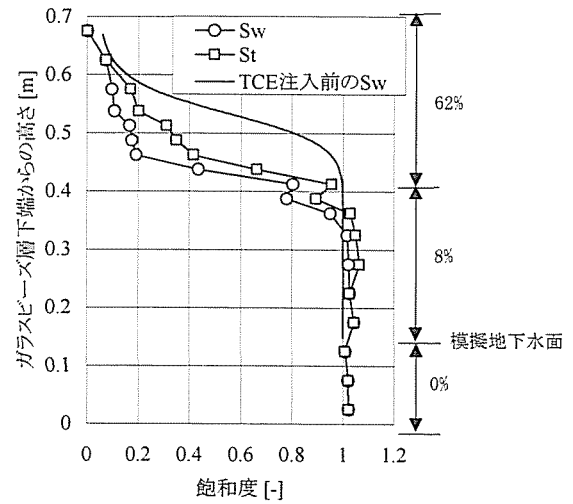


図 3.3-23 TCE と水の鉛直分布  
(Run S4, beads D, 20mL, 注入方法 A)

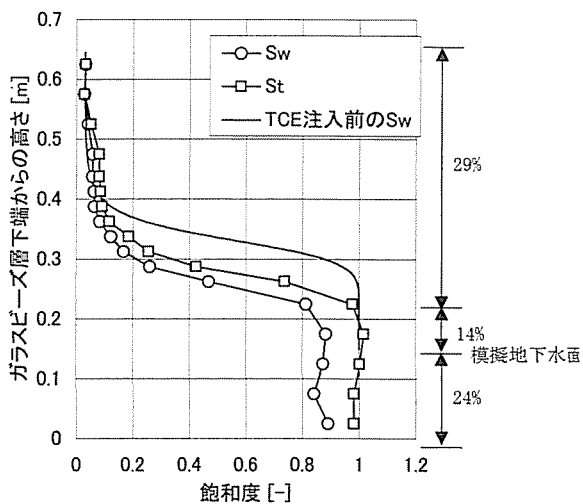


図 3.3-24 TCE と水の鉛直分布  
(Run S5, beads B, 29.1mL, 注入方法 B)

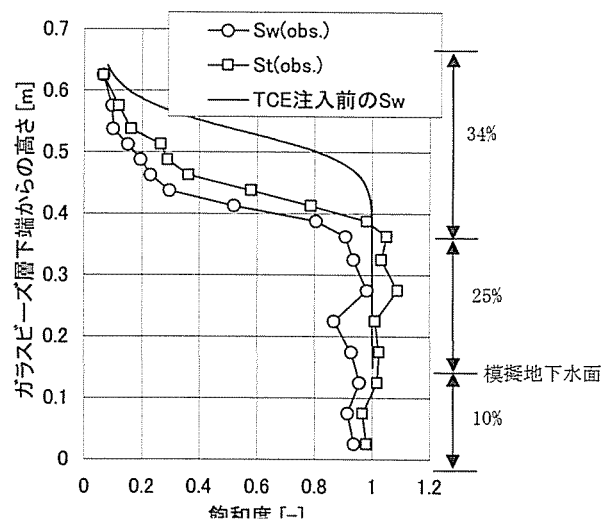


図 3.3-25 TCE と水の鉛直分布  
(Run S6, beads D, 33.9mL, 注入方法 B)

が A である Run S2 の場合で、不飽和帯、毛管飽和帯に存在する量の和が 27% であるのに対して、注入方法が B である Run S5 の場合は 43% も同部分に存在する。つまり TCE をポンプで注入した注入方法 B の方が自由水面よりも上方に多く TCE が存在することが分かる。

第三に Run S3 (図 3.3-22) と S4 (図 3.3-23) は注入条件は同じであるが、不飽和帯の長さが Run S4 の方が 5cm 長い(表 3.3-4)。そこで TCE が多く存在する場所に注目してみると、Run S3 の場合が毛管飽和帯(30-45cm)に多く存在しているのに対し、Run S4 は不飽和帯(40-60cm)に多く存在している。つまり、TCE の浸透する経路の長い方がそれだけ途中の経路に TCE が多く残存するため、毛管飽和帯にまで浸透できないことが分かる。

第四に、注入方法 B の Run S6 (図 3.3-25) の場合は、水の分布が Run S3 (図 3.3-22) や S4 (図 3.3-23) に比べて下方に移動していることが分かる。これはポンプで注入した方は、見かけの水面に到達するときの浸透速度が小さく、そのため毛管帯上部に停滞している時間が長く、その分だけ水が排出されるためである。逆に、一気に注入した Run S3 と S4 は、TCE の見かけの水面に到達するときの浸透速度が大きく見かけの水面を速く貫くので、水の分布がそれほど下方に移動しないと思われる。このことから RunS3、S4 と RunS6 の分布の違いは、単なる注入された TCE 量の違いだけから生じるのではなく、注入条件の違いも大きく影響していることが分かる。すなわち、以上の現象は、毛管帯での DNAPL による圧力の増加速度と間隙水の排出速度のバランスで説明できる。

#### (b) 物質収支

次に TCE の物質収支に関する結果を表 3.3-5 に示す。カラム外流出量はカラム最下端から流出した TCE 量である。Run S3 と S4 では、収支は不完全であった。Run S3 と S4 は、ステンレスカラムのつなぎ目(特に毛管帯付近の TCE が停滞する部分)から TCE が漏出しているのが確認されたことから、Run S5 と S6 でカラム漏出量を確認した結果、1.67mL(RunS5)、1.35mL(RunS6) の TCE が漏出していることが分かった。そこでこの 2 つの値の平均値である 1.5mL を Run S3、S4 での漏出量と仮定すると約 8 割の TCE が回収されたこととなり、TCE の収支はおおよそとれていると判断した。

また、実験期間中のガラスビーズ層間隙から揮発した TCE 量は、注入した TCE 量の 3~9% となった。

表 3.3-5 TCE の物質収支

Run No.	注入 TCE量	ステンレスカラム内			カラム外流出量	揮発量	カラム漏出	回収TCE量	回収率 [-]
		不飽和帯	毛管飽和帯	飽和帯					
S1	10	0.0	0.9	4.9	0.0	測定なし	測定なし	5.80	0.58
S2	20	4.4	1.1	4.0	9.0	1.03	測定なし	19.53	0.98
S3	20	6.4	6.0	0.0	0.0	1.79	(1.5)	14.19(15.69)	0.71(0.78)
S4	20	12.3	1.7	0.0	0.0	0.95	(1.5)	14.95(16.45)	0.75(0.82)
S5	29.1	8.4	3.9	7.1	7.0	0.90	1.67	28.97	1.00
S6	33.9	11.5	8.6	3.2	6.5	1.29	1.35	32.44	0.96

注1:単位 mL  
注2:( )は推定値

### 3. 3. 4 特性の異なる NAPL 原液の鉛直一次元浸透挙動の把握

#### (1) 実験条件

次に、TCE 以外の NAPL を実験対象とすることで、NAPL の流体特性（比重、粘性、表面（界面）張力）の違いによる浸透挙動の違いを明確にすることにした。用いた NAPL は、TCE の他に、TCE と特性の類似した 1,1,1-トリクロロエタン(TCA)、特に密度が大きいブromoホルム、それから、密度の小さいトルエンを採用することにした。

実験条件を表 3.3-6 に示す。地下水面高さ及び見かけの水面高さはビーズ層最下端基準の高さである。ほぼ同じ条件である Run G10～G12 により実験の再現性があることをまず確認した（先端部の軌跡がほぼ一致したことから判断した）。また beads D を用いた場合（Run G16～G20）では、毛管上昇高さが高く、懸垂帯の領域をカラム内に模擬することができなかつたため、水分調整することにより懸垂帯領域のみを模擬して実験を行った(Run G21～G24)。この水分調整手順は、ビーズを充填する際に、予め粒径約 3mm のビーズを 2.5cm、そして粒径 0.8～1.0mm のビーズを 2.5cm 充填する。それから粒径 0.18～0.212mm のビーズを充填し水飽和する。それから自由脱水後カラム層内の空気をカラム下部からポンプで吸引（2.0L/min で 1h、さらに 5.0L/min で 1.5h）した。その結果、高さ 10～50cm の領域でほぼ残余水飽和度程度( $S_w \approx 0.08$ )の水分量に調整することができた。但し、この実験条件の場合は、カラムの底を大気に開放して実験を行った。また、NAPL を注入することにより、カラム内の水は排出されずに NAPL のみ浸透した。また、

表 3.3-6 特性の異なる NAPL に対するガラスカラム実験条件

Run No.	NAPL	ガラスビーズ	注入TCE量(mL)	注入方法	注入時間(s)	模擬地下水面高さ(cm)	見かけの水面の高さ(cm)	実験終了時間(h)
G10	TCA	C	20	A	4	10	23	109
G11	TCA	C	20	A	4	10	23	92
G12	TCA	C	20	A	4	10.5	21.5	96
G13	TCE	C	20	A	4	11	24	123
G14	Bromoform	C	20	A	4	11	23	112
G15	Toluene	C	20	A	4	10	24.5	140
G16	TCA	D	20	A	180	5	38.5	120
G17	TCA	D	20	A	180	11	43	134
G18	TCE	D	20	A	180	5	39	120
G19	Bromoform	D	20	A	60	5.5	37	119
G20	Toluene	D	20	A	180	5	40	134
G21	TCA	D	20	A	180	懸垂帯のみ		106
G22	TCE	D	20	A	180	懸垂帯のみ		9
G23	Bromoform	D	20	A	180	懸垂帯のみ		24
G24	Toluene	D	20	A	180	懸垂帯のみ		102
G25	TCA	F	20	A	測定値なし	5		174
G26	TCE	F	20	A	測定値なし	12.5		236
G27	Bromoform	F	20	A	測定値なし	5		72
G28	Toluene	F	20	A	測定値なし	5		336

注1:高さは充填層下端からの距離

表 3.3-7 特性の異なる NAPL に対するステンレスカラム実験条件

Run No.	NAPL	ガラスビーズ	注入TCE量(mL)	注入方法	注入時間(s)	ビーズ層高さ(cm)	模擬地下水面高さ(cm)	実験終了時間(h)
S7	TCA	beads C	20	A	8	70	30	121
S8	Bromoform	beads C	20	A	8	70	30	143
S9	Toluene	beads C	20	A	8	70	30	120
S10	TCA	beads C	11.1	A	4	50	10	116
S11	TCA	beads D	11.1	A	4	70	15	120
S12	Bromoform	beads D	20	A	4	70	15	120
S13	Toluene	beads D	11.1	A	4	70	15	120

beads F を用いる際には、充填層高さを 1m にして実験を行った。

また、NAPL と水の鉛直分布を求めるためのステンレスカラム実験条件を表 3.3-7 に示す。TCA で注入量が 11.1mL の場合(S10)は、ガラスカラム実験と単位断面積当たりの TCA 注入量が等しく、カラム径によって浸透挙動が異なるかどうか確かめるために実験を行った。これよりガラスカラム実験及びステンレスカラム実験両者の NAPL の鉛直分布が最大である位置を比較したところ、両者の位置はほぼ一致した(但しガラスカラムにおける最大部分は、画像解析をして求めた)。

## (2) 実験結果と考察

### 1) ガラスカラム実験による各 NAPL 浸透挙動の視覚的把握

各実験のビデオ画像の一例を図 3.3-26～図 3.3-34 に示す。各ビデオ画像図において、中央のカラム両脇に映っているカラムは、鏡による像である。また各 NAPL、各粒径の浸透の様子を表 3.3-8 にまとめた。全体的な傾向としては、DNAPL、LNAPL 共に毛管不飽和帯で浸透速度が減少し、見かけの水面付近で一時停滞する(プロモホルムのみ一時停滞しなかった)。それから DNAPL はその領域での保持量(主に毛管力に起因)を存在量が上回ると、見かけの水面を貫きさらに下方へと浸透する(beads C, 粒径 0.5–0.6mm)。またその逆にすべてが毛管不飽和帯に停滞する現象も見られた(beads F, 粒径 0.074–1.0mm)。一方 LNAPL に関しては、すべてが地下水面よりも上方に停滞することが確かめられた。

NAPL の特性による浸透速度の違いを比較するために、浸透時の各 NAPL の先端部の経時変化を図 3.3-35～図 3.3-38 にまとめた。先端部は、目で識別可能な赤色に着色された NAPL の最下端部分と定義した。横軸は時間を対数でとり、縦軸に関して、beads C の実験(Run G10～G15)及び beads D の実験(Run G16～G20)は NAPL 注入前の見かけの水面基準にとり、beads D の懸垂帯のみを模擬した実験(Run G21～24)では、ビーズ層最下端を基準にプロットした。NAPL の浸透挙動は、NAPL 注入前の水分分布によって影響されることが分かっている<sup>40)</sup>ので、NAPL 注入前の見かけの水面をそろえることで各実験を比較することができると考えた。また図 3.3-35 と図 3.3-36 の場合のみ参考として水の浸透結果もつけ加えておく。これより他の実験も含めたすべての実験において、先端部の浸透速度はプロモホルム>TCE>(≒)TCA>トルエン>水となることを確かめた。

表 3.3-8 各 NAPL の浸透挙動のまとめ

NAPL	beads C (0.5–0.6mm) (G-10～G-15)		beads D (0.18–0.212mm)		beads F (0.074–1.0mm)
	不飽和帯	見かけの水面以下	懸垂帯 (G16～G20)	全ての領域 (G21～G24)	全ての領域 (G25～G28)
TCA	懸垂帯では、部分的に浸透する場合もあるが、毛管不飽和帯では均一に浸透する	見かけの水面で一時停滞した後、飽和帯に浸透する。	均一に浸透する。	見かけの水面に一時停滞したのち、カラム側面を流れ、下方に浸透する傾向がある(TCA, TCE, Toluene)。	均質に流れる(全ての NAPL)。毛管不飽和帯で停滞する(全ての NAPL)。
TCE					
Bromoform	部分的に浸透	見かけの水面に停滞せずに、飽和帯に浸透する。	*部分的に浸透する。	*飽和帯にまで浸透する(Bromoform)。	*
Toluene	懸垂帯では、部分的に浸透する場合もあるが、毛管不飽和帯では均一に浸透する	地下水面上に停滞する。	均一に浸透する。		トルエンのみ、カラム側面を下方に浸透した。

\* 注入された NAPL は、一度ガラスビーズ層上端に一度溜まってから浸透する。



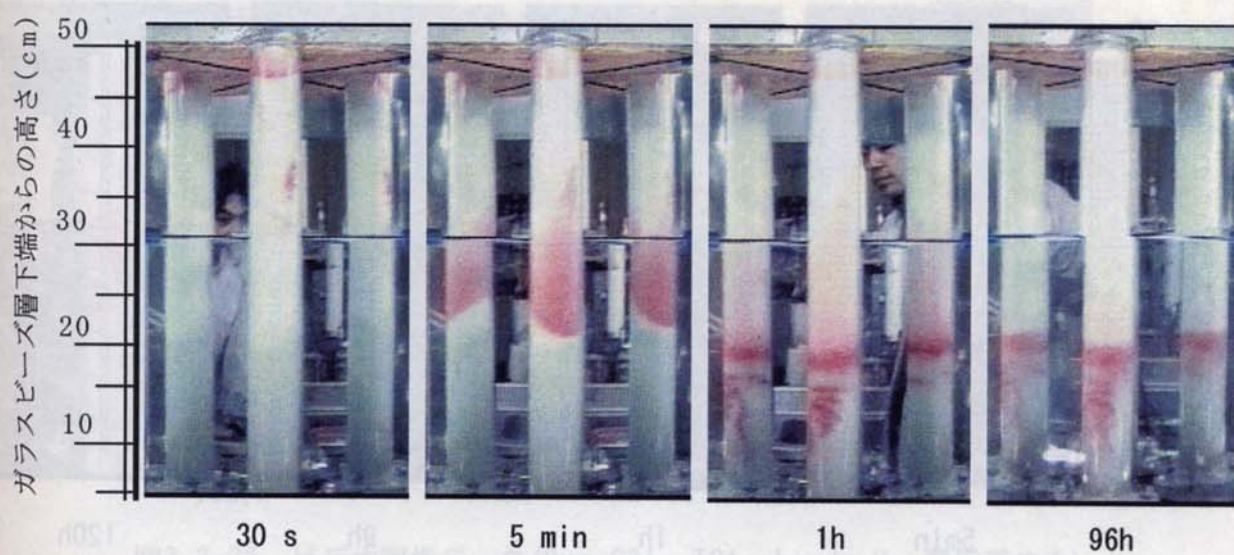


図3.3-26 ビデオ画像データ (Run G12, TCA, beads C)

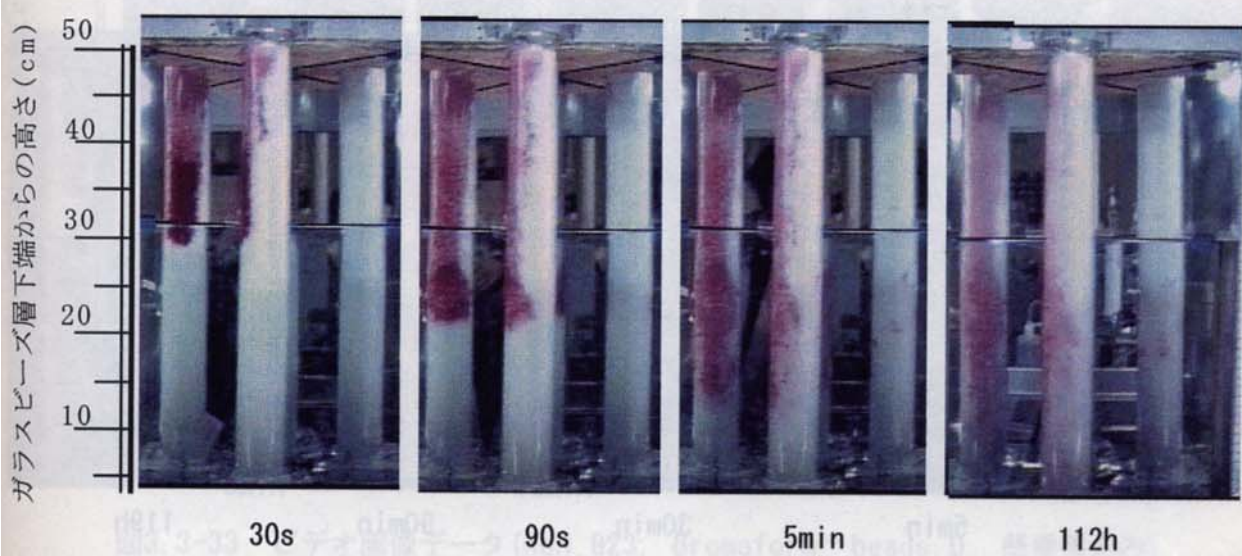


図3.3-27 ビデオ画像データ (Run G14, Bromoform, beads C)

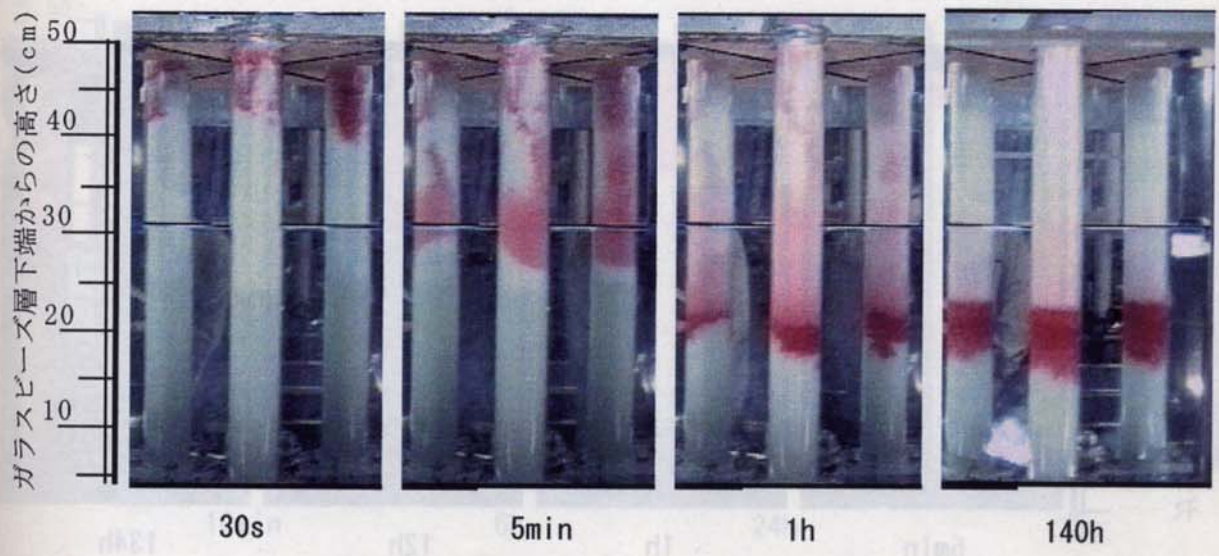


図3.3-28 ビデオ画像データ (Run G15, Toluene, beads C)



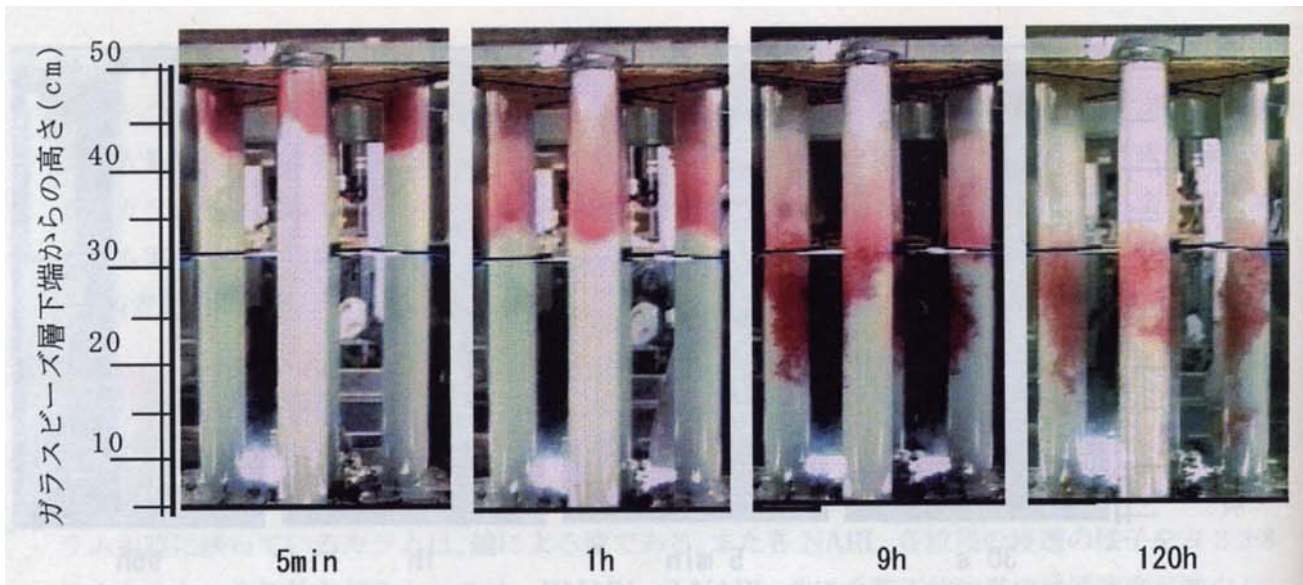


図3.3-29 ビデオ画像データ (Run G16, TCA, beads D)

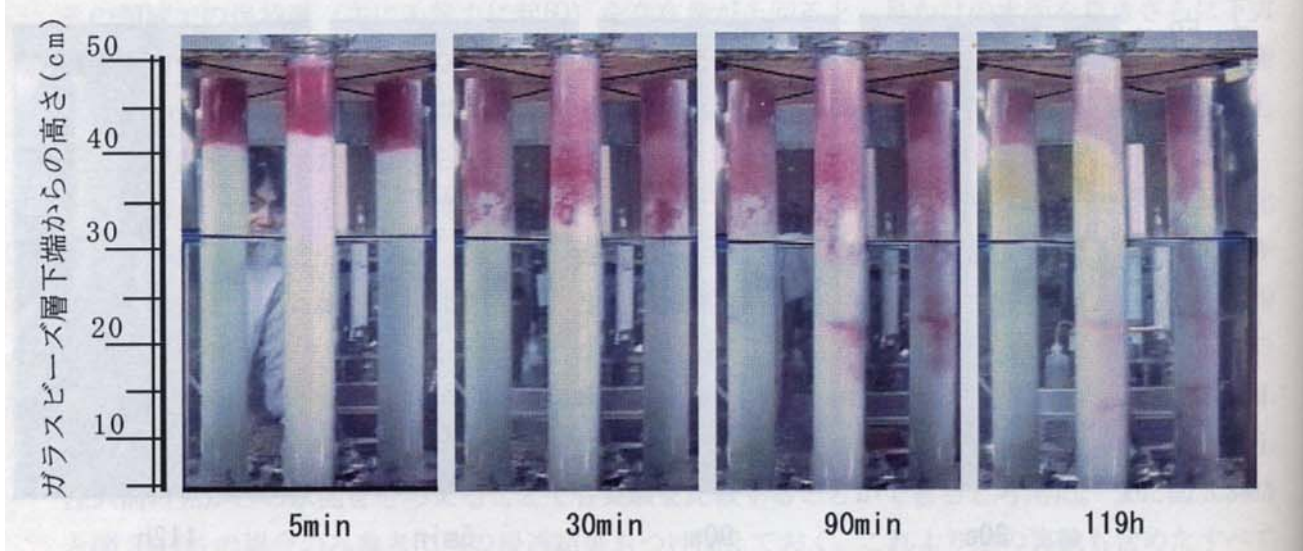


図3.3-30 ビデオ画像データ (Run G19, Bromoform, beads D)

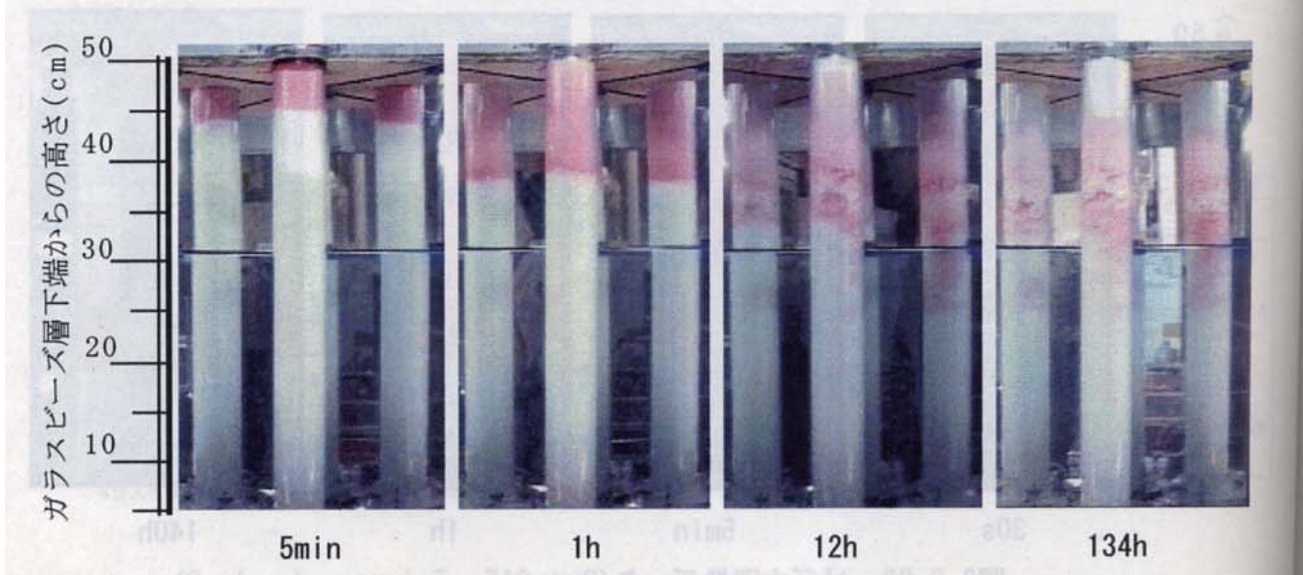


図3.3-31 ビデオ画像データ (Run G20, Toluene, beads D)



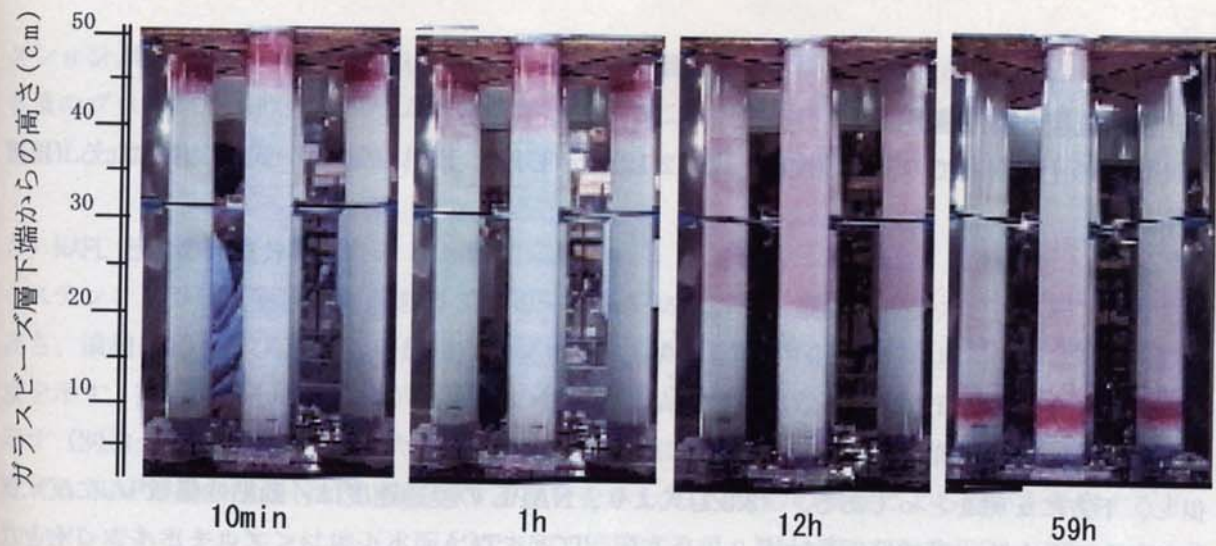


図3.3-32 ビデオ画像データ (Run G21, TCA, beads D, 懸垂帯のみ)

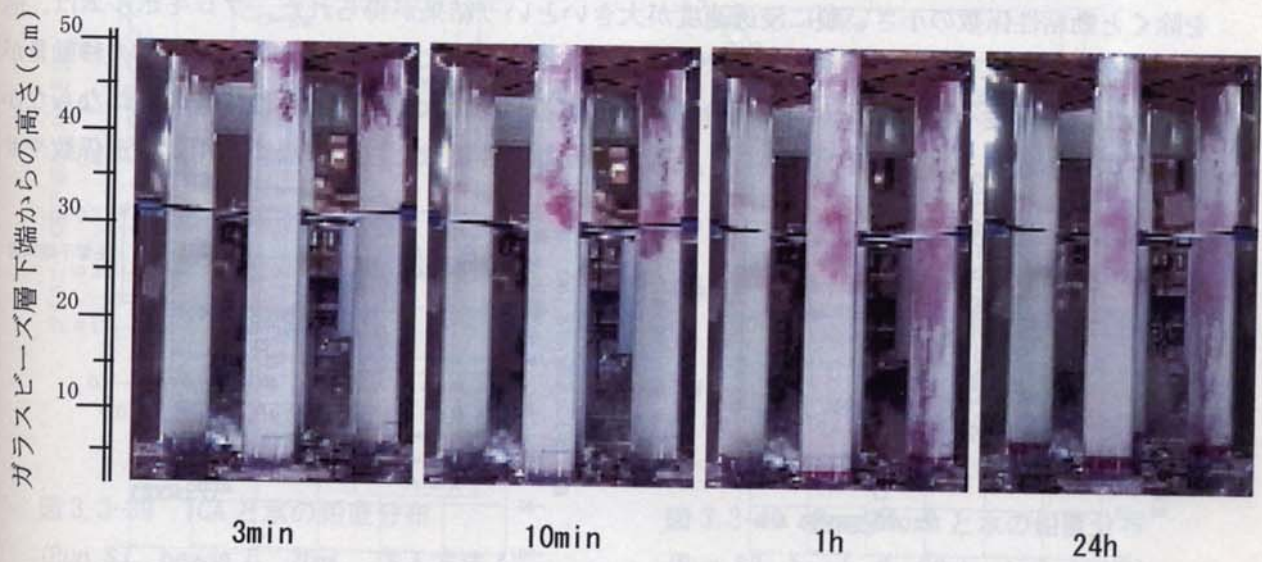


図3.3-33 ビデオ画像データ (Run G23, Bromoform, beads D, 懸垂帯のみ)

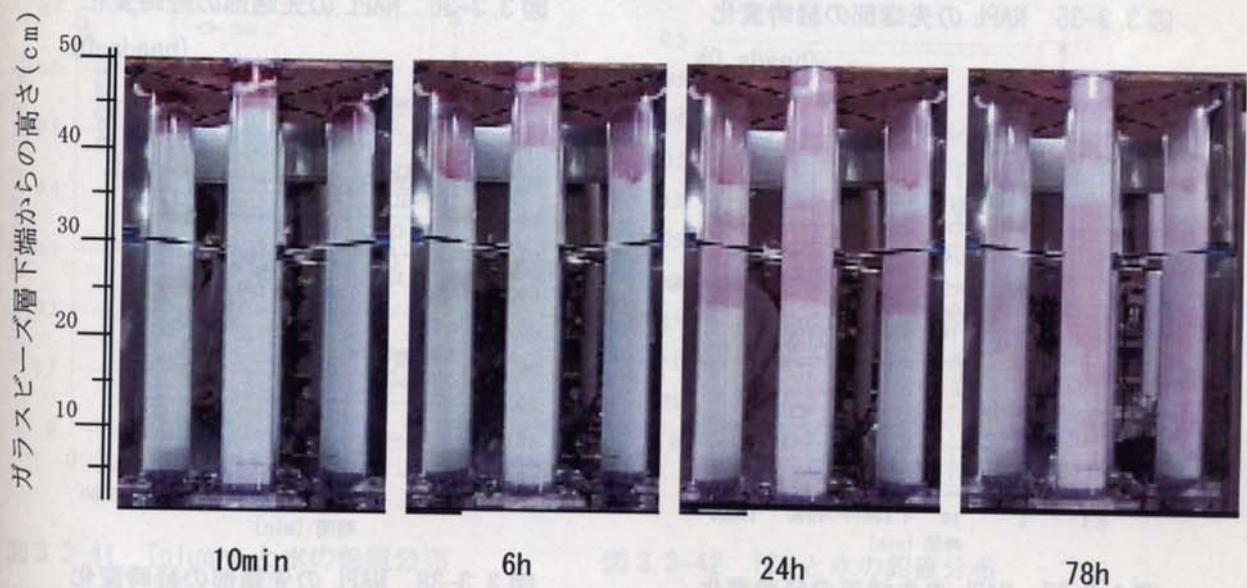


図3.3-34 ビデオ画像データ (Run G24, Toluene, beads D, 懸垂帯のみ)

## 2) 浸透速度と物性値の関係

NAPL の土壌層内での浸透速度は、式(3.2.12)で示したように、ダルシー式で表現される（再度示す）。

$$q_n = -\frac{\rho_n g k k_m}{\mu_n} \left( \frac{\partial h_n}{\partial z} - \frac{\rho_n}{\rho_w} \right) = -\frac{g k k_m}{\nu_n} \left( \frac{\partial h_n}{\partial z} - \frac{\rho_n}{\rho_w} \right) \quad (3.3.1)$$

但し、下方に  $z$  軸をとってある。(3.3.1)式より、NAPL の浸透速度は、動粘性係数  $\nu_n$  に反比例することが分かる。動粘性係数は表 3.3-1 より、TCE < TCA < トルエン < ブロモホルム < 水となっており、カラム断面に均質に流れたと判断できる図 3.3-37(Run G21~24)より、ブロモホルムを除くと動粘性係数の小さい順に浸透速度が大きいという結果が得られた。ブロモホルムは、他の NAPL に比べて、特に比重が大きいため、カラム断面方向に広がるよりも、下方への移動量が卓越していた。従って、カラム内を部分的に浸透する傾向が大きく、動粘性係数の順にならなかったと考えられる。また(3.3.1)式から、浸透速度は動粘性係数だけではなく、相対浸透係数やサ

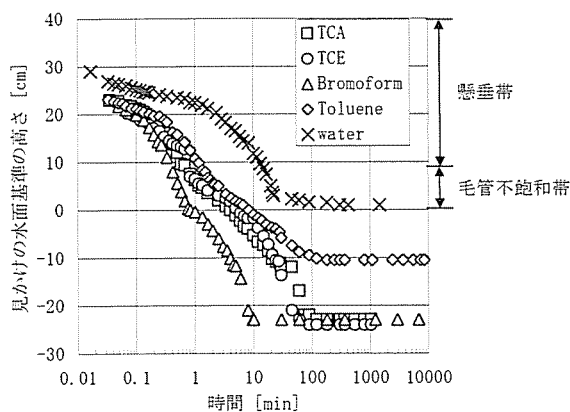


図 3.3-35 NAPL の先端部の経時変化  
(beads C)

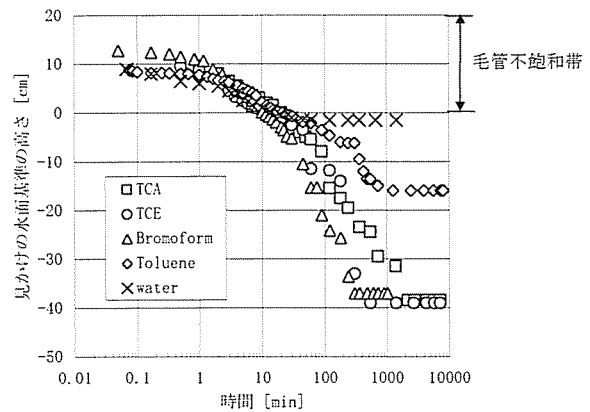


図 3.3-36 NAPL の先端部の経時変化  
(beads D)

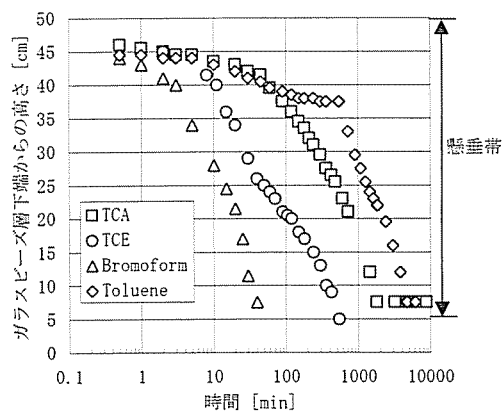


図 3.3-37 NAPL の先端部の経時変化  
(beads D, 懸垂帯のみ)

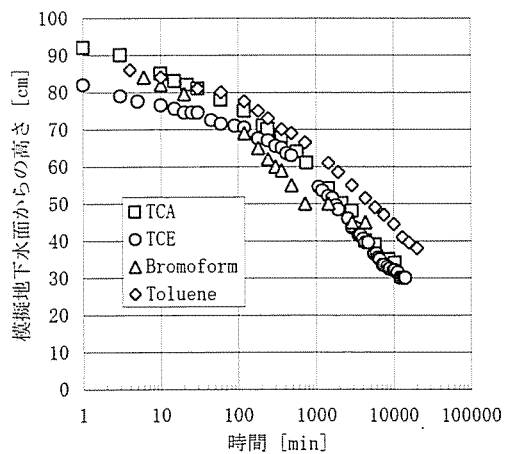


図 3.3-38 NAPL の先端部の経時変化  
(beads F)

クシオンポテンシャルにも依存し、それらも含めて議論する必要がある。さらに浸透後、かなり多量のブロモホルム原液がカラム内に残存していることが確認され、間隙内での存在形態が他のNAPLとは異なることが示唆された。

### 3) NAPL と水の鉛直分布

ステンレスカラム実験の結果を図 3.3-39～図 3.3-45 に示す。縦軸にガラスビーズ層下端からの高さ、横軸には水及び NAPL の飽和度をプロットした。図の○印は水飽和度、□印は全液体飽和度を示す。従って、その間の差が NAPL の飽和度を表すことになる。NAPL 注入前の水分分布も示す（別途土柱法により測定した）。さらに、図の右には、不飽和帯、毛管飽和帯及び飽和帯に存在する NAPL 量の注入 NAPL 量に対する割合を示した。NAPL の物性による違いを考察すると、LNAPL であるトルエンは地下水面上にすべて停滞するが、DNAPL である TCA、ブロモホルム

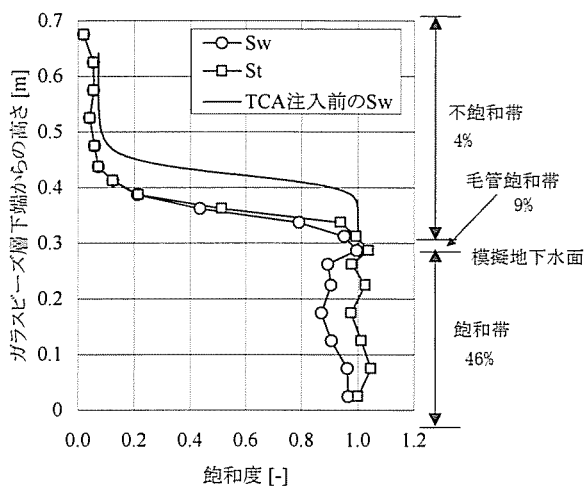


図 3.3-39 TCA と水の鉛直分布  
(Run S7, beads C, 20mL, 注入方法 A)

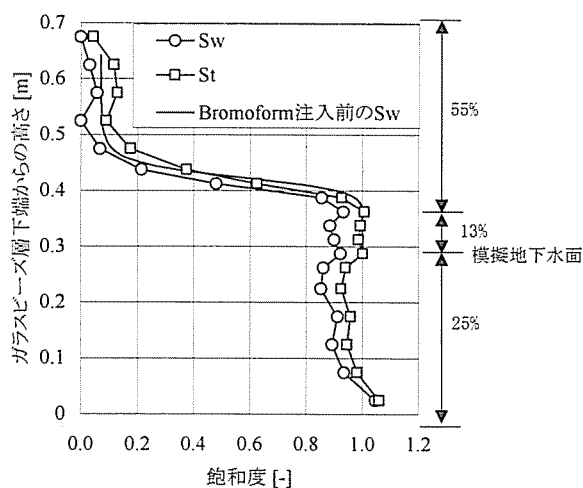


図 3.3-40 Bromoform と水の鉛直分布  
(Run S8, beads C, 20mL, 注入方法 A)

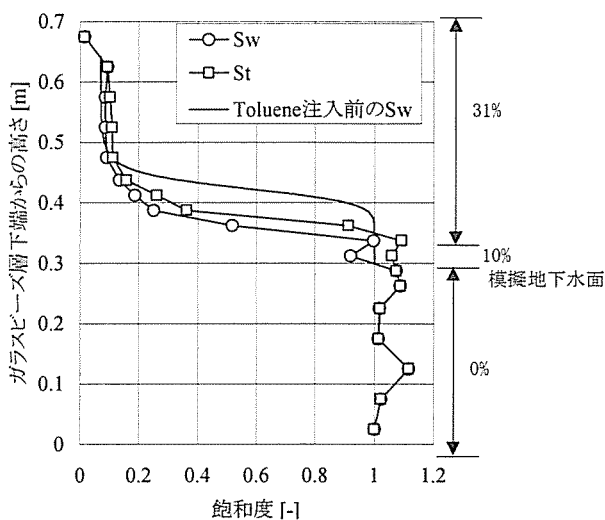


図 3.3-41 Toluene と水の鉛直分布  
(Run S9, beads C, 20mL, 注入方法 A)

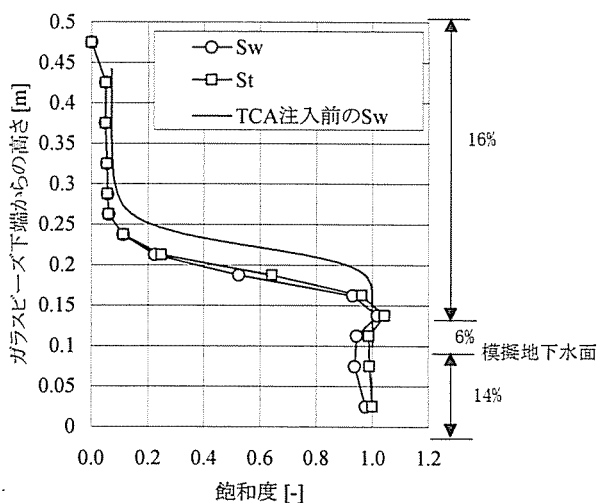


図 3.3-42 TCA と水の鉛直分布  
(Run S10, beads C, 11.1mL, 注入方法 A)

は地下水面より下方にも存在する。しかし前節の TCE の実験同様、地下水面よりも上方にも DNAPL は存在していることが確かめられた。またブロモホルムは比重が水の約 3 倍であるにもかかわらず、ガラスカラム実験で得られた傾向通り、カラム全体にわたってブロモホルムが存在していることが確かめられた。ブロモホルムについては、後で考察する。

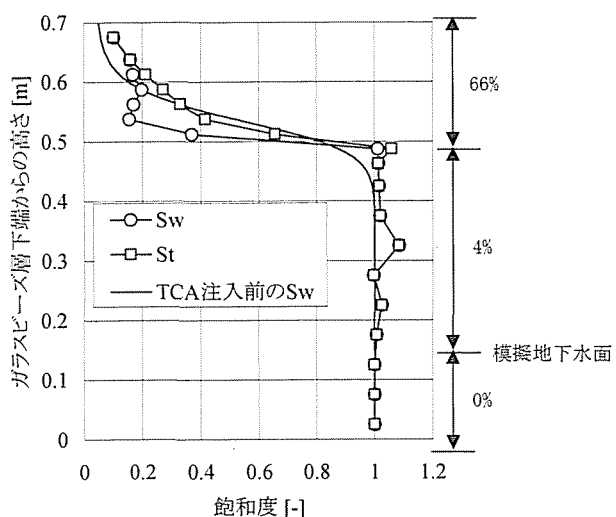


図 3.3-43 TCA と水の鉛直分布  
(Run S11, beads D, 11.1mL, 注入方法 A)

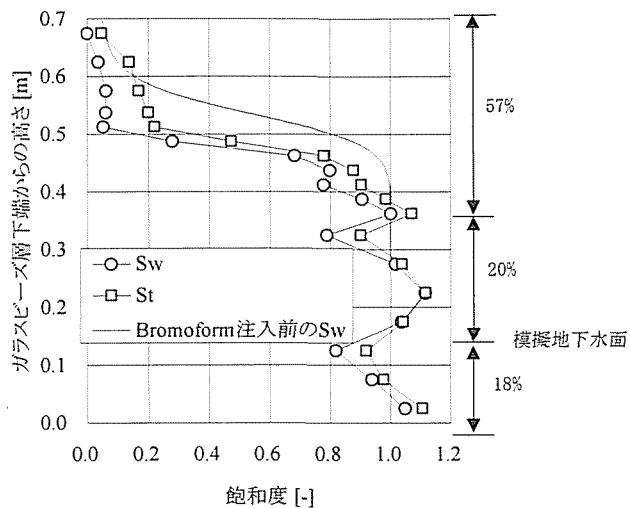


図 3.3-44 Bromoform と水の鉛直分布  
(Run S12, beads D, 20mL, 注入方法 A)

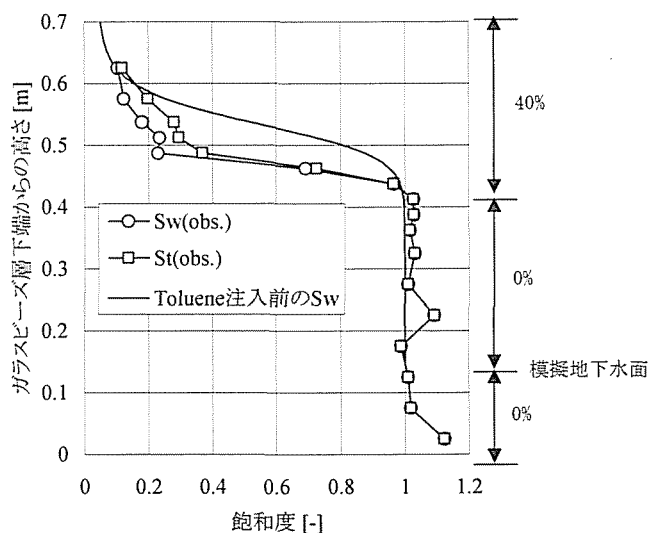


図 3.3-45 Toluene と水の鉛直分布  
(Run S13, beads D, 11.1mL, 注入方法 A)

#### 4) NAPL の物質収支

NAPL の物質収支を表 3.3-9 に示す。カラム内存在量は、それぞれの領域で回収された NAPL 量を示し、カラム外流出量はカラム下部から排出された NAPL 量を表す。またカラム外漏出量は、カラムとカラムの継ぎ目から漏出した量であり、継ぎ目に巻いてあったテフロンテープ及びビニールテープの使用量と実験後の回収量を測定することにより求めた。揮発量は、実験期間内に揮発した総量である。これより、トルエンを除いておおよそ物質収支はとれている。トルエンに関しては、特にカラム外漏出量が多く、回収できない部分もあったと考えられる。また実験誤差については、揮発性の物質を扱っているため多少の損失があり、又は NAPL の分析結果にガラスビーズ量を掛け合わせて総 NAPL 量を求めていることから、10%程度の誤差はさけられないと考えられる。表 3.3-9 及び図 3.3-39～図 3.3-45 より懸垂帯、毛管不飽和帯に存在する量は、表面張力の小さな NAPL ほど、少ない傾向にあることが推測される。また TCA は、他の NAPL に比べて揮発量が多く、最大で注入量の 24%を占めた (Run S4, S5)。このように、短い実験期間ではあるが、NAPL の鉛直分布の決定に対して、揮発量は無視できない量であることが分かった。

表 3.3-9 NAPL の物質収支

Run No.	NAPL	注入量 (mL)	カラム内に存在する NAPL 量 [mL]					カラム外流出量 (mL)	カラム漏出量 (mL)	揮発量 (mL)	回収 NAPL 量 (mL)	回収率 (-)
			懸垂帯	毛管不飽和帯	毛管飽和帯	飽和帯	小計					
S1	TCA	20	0.0014	0.75	1.74	9.12	11.60	6.5	1.30	1.44	20.84	1.04
S2	Bromoform	20	3.56	7.52	2.53	4.94	18.55	1.0	0.45	0.36	20.36	1.02
S3	Toluene	20	1.02	5.13	2.07	0.00	8.22	0.0	2.53	0.64	11.39	0.57
S4	TCA	11.1	0.0015	1.60	0.62	1.44	3.66	3.5	0.65	2.40	10.21	0.92
S5	TCA	11.1	-	7.24	0.40	0.00	7.64	0.0	0.80	2.70	11.14	1.00
S6	Bromoform	20	-	11.31	3.97	3.66	18.90	3.5	0.00	0.31	22.71	1.14
S7	Toluene	11.1	-	4.40	0.00	0.00	4.40	0.0	1.48	1.16	7.04	0.63

#### 3. 3. 5 まとめ

まず NAPL として TCE に着目し、多孔体として 4 種のガラスビーズを用いて、浸透現象を定量的に把握するために行った実験について、新たに得られた知見をまとめると次のようになる。

①本実験ではカラム内の水に移動できるような条件を与えることにより、より実際の地下水面に近い地下水面を模擬した。その結果、地下水面が移動できない条件で行われた研究<sup>37)</sup>と異なり、粒径 1mm のガラスビーズの場合、注入された TCE は容易に見かけの水面を貫き、毛管飽和帯、飽和帯に浸透する現象が見られた。またさらに粒径の小さい場合も、一旦見かけの水面に停滞するが、その後見かけの水面を貫き、毛管飽和帯、飽和帯にまで浸透することが分かった。またその浸透現象は、粒径、TCE 注入量、注入方法によって異なることを確認した。特に、地下水面よりも上方の毛管帯での停滞量は、毛管帯での DNAPL による圧力の増加速度と間隙水の排出速度のバランスで説明できる。

②Parker ら<sup>39)</sup>は、水より比重の小さい物質に対して研究されてきたモデルを用い、地下水面に到達した TCE が地下水を難透水層上部にまで浸透し、そこに溜まって地下水流れの方向に TCE が移動するという結果を得ているが、本研究では実験期間が 1 週間程度ではあるが、自由水面付近(毛管飽和帯、毛管不飽和帯)にも相当の TCE が停滞することを確認した。

次に、特性の異なる 4 種類の NAPL のガラスビーズ層内での挙動を把握することにより、物性による挙動の違いについて検討した。その結果として得られた知見を以下にまとめる。

③特性の異なる各 NAPL の浸透の様子を実験的に確認することができ、特に先端部の浸透速度に

関して、プロモホルムを除いてダルシー則の示す動粘性係数の小さい順になることを確かめることができた。

④各 NAPL の鉛直方向の存在量分布や揮発量に関して、従来の定性的な知見に比べ、より定量的な実験データを得ることができた。その結果、表面張力の大きい物質ほど、不飽和帯に取り残される量が多いことが分かった。

以上より、各ガラスビーズ粒径に対する特性の異なる NAPL 原液のガラスビーズ層内における浸透速度、NAPL 原液の運動が停止した後の、水と NAPL の鉛直分布、そして実験期間内の揮発量に関する基礎的な知見を得ることができた。

### 3. 4 TCA とトルエンを対象とした場合の二次元浸透挙動に関する実験的研究

#### 3. 4. 1 目的

前節では、4 種類の NAPL を対象に不飽和-飽和領域における鉛直一次元浸透挙動の把握を目的としていた。本節では、TCA とトルエンのみを用いて、二次元浸透挙動の把握を行う。NAPL 原液が不飽和帯、毛管飽和帯、飽和帯の各領域において、どの程度横方向への広がるのかを把握するとともに、地下水流れや地下水位変動がある場合の NAPL 原液の挙動を二次元的に把握することが目的である。そのために、地下水流れがない条件（ケース A）、地下水流れがある条件（ケース B）、地下水流れがあり、かつ季節変動等により地下水位が変動する条件（ケース C）を想定して実験を行った。また、実験期間中を通じての揮発量や溶解量を測定し、鉛直一次元浸透実験同様に物質収支をとることを目的としている。

#### 3. 4. 2 実験方法と実験条件

##### (1) NAPL

本節では、NAPL 原液の二次元的な挙動を確かめると共に、揮発量や溶解量を測定することを目的としている。そのため、比較的溶解度や蒸気圧が大きい DNAPL として TCA を選択した。一方、LNAPL としてトルエンを用いた。各 NAPL 原液の特性は、表 3.3-1 に示した通りである。また、これまで同様にズダンIVにより赤色に染色して用いた（濃度 1mg/mL）。

##### (2) ガラスビーズ

使用したガラスビーズは、粒径 0.5-0.7mm であり、充填時の間隙率は約 0.36、飽和透水係数は、0.25cm/s である。また、土柱法によって測定した水分特性曲線を図 3.4-1 に示す。

##### (3) 実験装置及び実験手順

実験装置を図 3.4-2 に示す。NAPL の浸透挙動が視覚的に確認できるように、装置の前面と背面はガラス製であり、その他の部分はステンレス製である。実験

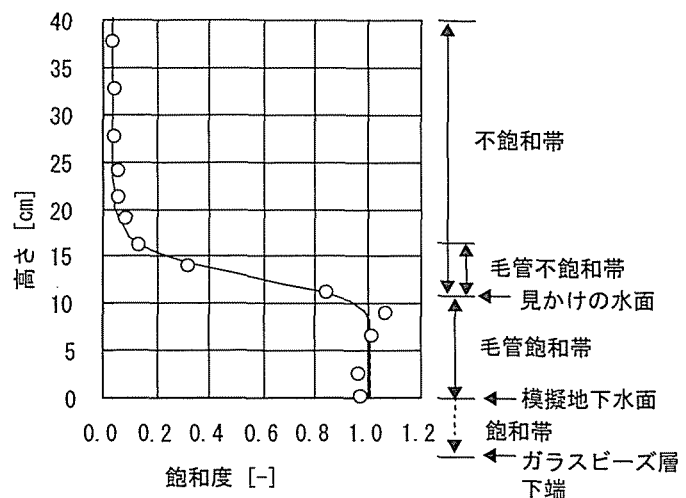


図 3.4-1 水分特性曲線



手順を以下に示す。

- ①アルカリ洗剤で洗浄したガラスビーズを実験装置の仕切の間に 5cm 程充填する。それから、下方からビーズ層を飽和状態にし、間隙中の空気を抜くために棒で締め固めた。その後、ガラスビーズをさらに 5cm 程充填するという作業を繰り返して、完全に飽和状態のガラスビーズ層を作成した。
- ②地下水流れは、装置内の水を循環することによって模擬した。まず、左右の水タンクの地下水位を調整し、流量計で循環水量を測定した。地下水流れの無い実験条件では、水の循環は行っていない。
- ③1 日又は 1 日半後、NAPL がガラスビーズ層上端中央部より注入した。注入方法は、先の鉛直一次元実験と同様に 2 つある。一つは、図 3.4-3 に示すように矩形の漏斗を用いて、一気に 20～100mL の NAPL を注入する方法である（注入方法 C）。一方は、図 3.3-3 で示したように、直径 2mm のステンレス製チューブより、流量 1mL/min でゆっくりと注入する方法である（注入方法 B）。NAPL の浸透挙動は、ビデオで撮影した。
- ④揮発量を測定するために、装置に蓋をし、装置中の空気をゆっくりと吸引した。そしてその空気を実験装置図に示すメタノールでトラップした。このトラップは、TCA の場合は 1 時間毎、トルエンの場合は 2～4 時間毎に交換をした。それから、メタノール中の TCA 濃度及びトルエン濃度を、それぞれ ECD または FID を装着したガスクロマトグラフィーで分析し、揮発速度を算出した。実験期間中の総揮発量は、算出された揮発速度を積分することによって求めた。なお、予備実験により、メタノールトラップで、ほぼ 100% の TCA 及びトルエン蒸気を回収できることは確かめた。
- ⑤地下水位を変動させる実験では、NAPL 注入後 12 時間～23 時間にかけて、1cm/h の速度で地下水を上昇、あるいは下降させた。
- ⑥NAPL 原液の移動は、NAPL 注入後 24 時間経過した段階で、ほとんどみられなかったので、

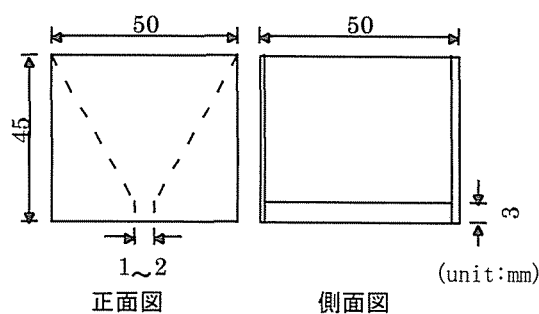


図 3.4-3 NAPL 注入のための矩形漏斗

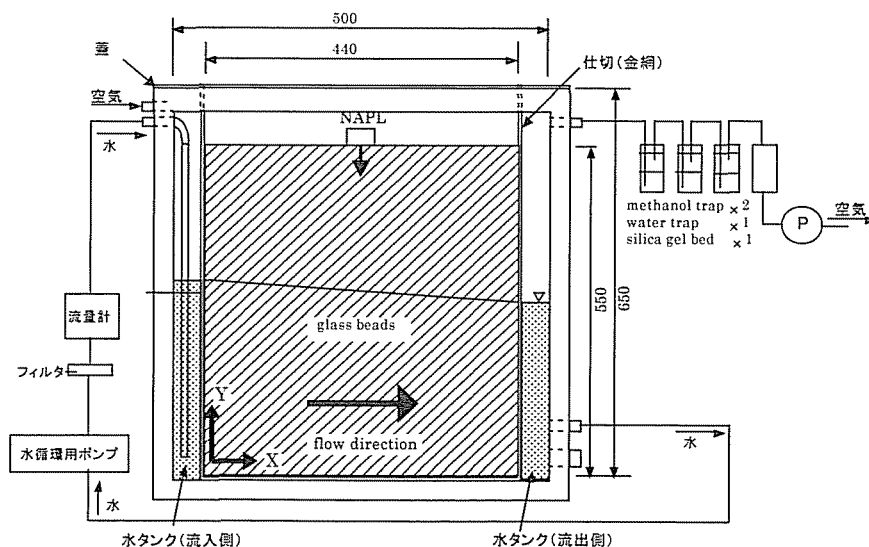


図 3.4-2 二次元浸透実験装置図



装置内の NAPL 原液の分布を測定し、また水タンク中の NAPL 濃度を測定した。

サンプリング方法と分析方法を以下に示す。まず、水のサンプルは、流入側、流出側両方の水タンクから採取した。次に、ガラスビーズ層を縦 5cm 又は 2.5cm、横 4cm の格子状に区画分けし、それぞれから、10~20g の混合サンプル（ガラスビーズ、水、NAPL の混合物）を採取した。飽和帯では、地下水位を 1~2cm 低下させてから混合サンプルを採取した。その際、NAPL が移動しないことを確かめながら行った。

混合サンプルは、68.4mL 又は 43.4mL の茶褐色のバイアルに入れ重量を測定した後、10~20mL の n-ヘキサンを加えた。そして、テフロンシールのついた蓋をし、手で攪拌した。さらに、超音波を 30 分間照射したあとで、n-ヘキサン中の TCA とトルエン濃度を測定した。バイアルから完全に n-ヘキサンに取り除いた後、混合サンプルを乾燥し、乾燥重量から全液体重量を算出した。全液体重量から、TCA 又はトルエン重量を差し引くことで、混合サンプル中の水の量を求めた。なお、混合サンプル中の水の量は、0.02~0.26g/g-glass beads であり、NAPL 量は 0.00~100mg/g-glass beads の範囲であった。

ガラスビーズ層中の水に溶存した NAPL 濃度は、NAPL 原液から溶け出すことを考慮すると、均一ではないと考えられるが、一時近似的な値として、総溶存 NAPL 量を水タンク中の NAPL 濃度と装置内の水の量の積により算出した。

#### (4) 実験条件

表 3.4-1~表 3.4-3 に実験条件の詳細を示す。ケース A では、地下水流れが無い場合の NAPL の横方向への広がりを与える注入量や注入方法の違いを確認した。特に、Run T8~T10 では不飽和帯のみを模擬して実験を行った。一方、Run T11 と T12 では、毛管飽和帯及び飽和帯を模擬して実験を行った。他の条件は、不飽和-飽和領域の実験である。ケース B と C は、それぞれ地下

表 3.4-1 地下水流れの無い場合の実験条件（ケース A）

Run No.	NAPL	注入量 (mL)	注入方法	注入時間	地下水位 (cm)
T1	TCA	20	C	3s	20.0
T2	TCA	50	C	7s	21.7
T3	TCA	100	C	14s	21.5
T4	TCA	51.8	B	50min	20.0
T5	Toluene	20	C	3s	20.0
T6	Toluene	50	C	10s	20.6
T7	Toluene	50	B	45min	20.2
T8*	TCA	20	C	3s	0.0
T9*	TCA	50	C	7s	0.0
T10*	TCA	100	C	11s	0.0
T11	TCA	100	C	30s	45.4
T12	TCA	104	B	20min	45.1

\* ガラスビーズ層の高さは59cm。その他の実験では55cm。

水流れがある場合と地下水流れがあり、かつ地下水位が変動する場合である。

表 3.4-2 地下水流れのある場合の実験条件（ケース B）

Run No.	NAPL	注入量(mL)	注入方法	注入時間	地下水位		水位勾配 (-)	ダルシー流速(m/day)
					上流側	下流側		
T13	TCA	50	C	7s	21.0	20.7	0.007	2.5
T14	TCA	20	C	3s	22.0	20.5	0.03	11.0
T15	TCA	50	C	7s	21.8	19.9	0.04	12.0
T16	Toluene	50	C	7s	21.0	20.7	0.007	2.5

表 3.4-3 地下水流れがあり、かつ地下水位変動がある場合（ケース C）

Run No.	NAPL	注入量(mL)	注入方法	注入時間	初期地下水位(cm)		水位勾配 (-)	ダルシー流速 (m/day)	最終地下水位(cm)	
					上流側	下流側			上流側	下流側
17	TCA	20	C	3s	20.8	20.3	0.01	2.8	11.5	11.0
18	TCA	20	C	3s	20.8	20.5	0.01	2.7	30.8	30.4
19	Toluene	50	C	7s	20.3	19.9	0.009	2.5	12.0	11.5
20	Toluene	50	C	7s	20.2	19.8	0.009	2.6	31.5	31.1

### 3. 4. 3 地下水流れの無い場合の二次元浸透挙動（ケース A）

#### （1）不飽和帯での NAPL の浸透挙動

##### 1) NAPL 原液の横方向の広がり

ビデオ画像結果を、図 3.4-4～図 3.4-13 に示す。画像中の格子の大きさは、縦 5cm、横 4cm である。さらに、NAPL 原液の移動速度や浸透時の形状を考察するために、NAPL 浸透時の最下端、最右端及び最左端の座標をビデオ画像から読みとりプロットした。図 3.4-14 と 3.4-15 に、それぞれ TCA 原液とトルエン原液の下方への移動と横方向への広がりを示した。点線で示すように左図の各点の経過時間は、右図の経過時間に対応している。

まず、NAPL 注入強度の違いに着目して、NAPL 原液の挙動を比較してみる。図 3.4-14 より、注入方法 C の Run T3 の場合、TCA 原液は注入時間の間（14 秒間）、横方向へ広がり、それから、その幅が一定に保たれたまま（6.6cm）、下方に浸透した。一方、注入方法 B の Run T4 の場合、ビデオ画像では TCA 原液を捉えることができなかつたため、TCA 原液の広がりはとても小さいと推測された。Run T5～T7 のトルエン（図 3.4-15）も TCA と同様の傾向であり、トルエンが注入し終わった直後のトルエン原液の広がりが、一定に保たれて下方に浸透する現象がみられた。さらに、不飽和帯における TCA の横方向の広がりを詳細にみるために、不飽和帯を約 40cm にまで延長して実験を行った（Run T8～T10）。その結果、注入し終わった直後の TCA 原液の広がりは、Run T8 が 3cm（図 3.4-11）、Run T9 が 4cm（図 3.4-12）、Run T10 が 6.7cm（図 3.4-13）であり、下方浸透最中は、先端部を除いて、その広がりはほぼ一定だった。従って、不飽和帯での NAPL の広がりは、注入強度と注入時間に依存していることが分かった。

##### 2) NAPL 特性による浸透挙動の違い

NAPL の特性の違いに着目すると、トルエンの方が TCA よりも下方へ浸透する速度が遅かった。これは、前節で示したようにトルエンの方が動粘性係数が大きいからである。Run T2（図 3.4-5）と Run T6（図 3.4-9）を比較すると、注入強度は同じなので、下方浸透速度の小さいトルエンの法が、不飽和帯での横の広がりが TCA よりも若干大きいことが分かる。過去に Schwille<sup>3)</sup>は、テトラクロロエチレン（PCE）の動粘性係数は  $0.54\text{mm}^2/\text{s}$  であり、ジクロロメタン(DCM)の  $0.32\text{mm}^2/\text{s}$  よりも大きいにもかかわらず、PCE 原液がジクロロメタン原液よりも、早く下方に浸透したことを観測している。さらに、PCE 原液の横方向の広がりがジクロロメタンよりも、かなり小さかったと報告している。前節では、プロモホルムが一次元浸透最中に、カラム断面に部分的に、筋状に流れてしまう傾向があり、必ずしも浸透速度が動粘性係数の順序になっていないことを示した。

このように、NAPL が間隙中を浸透する時に、必ずしも動粘性係数の大きさだけでは説明できない。そこで、NAPL の特性で重要な濡れ性について考えてみる。3.2.1(2)節で示したように、濡

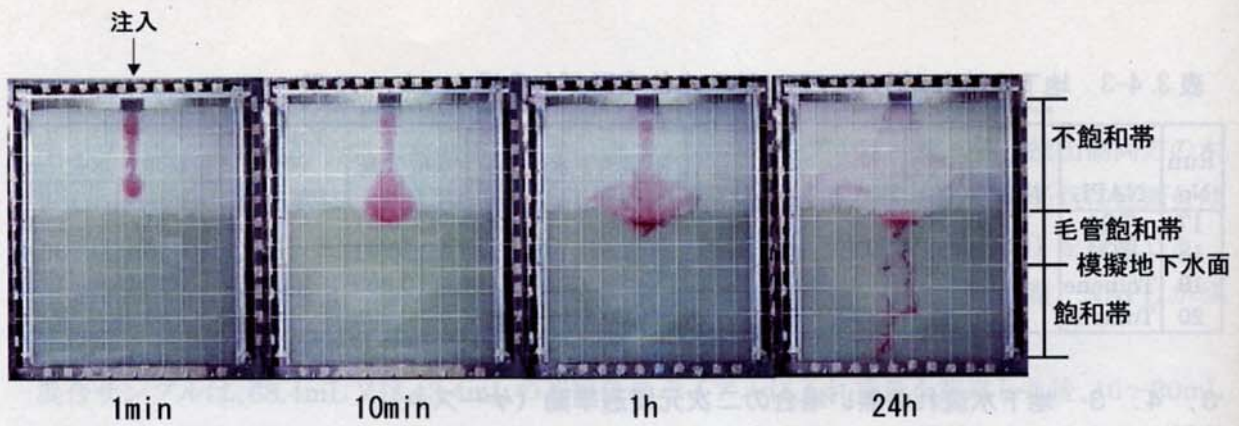


図 3.4-4 ビデオ画像結果 (Run T1, TCA, 20mL, 注入方法 C)

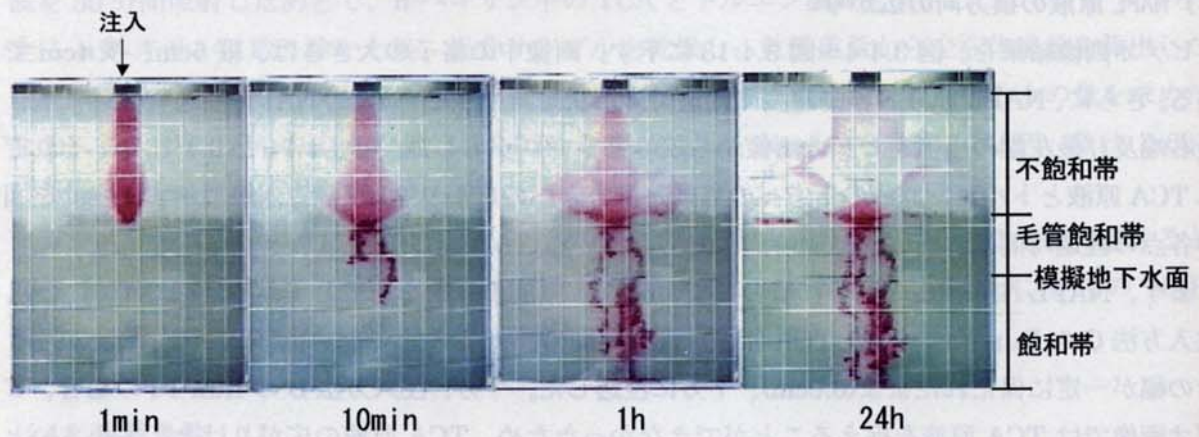


図 3.4-5 ビデオ画像結果 (Run T2, TCA, 50mL, 注入方法 C)

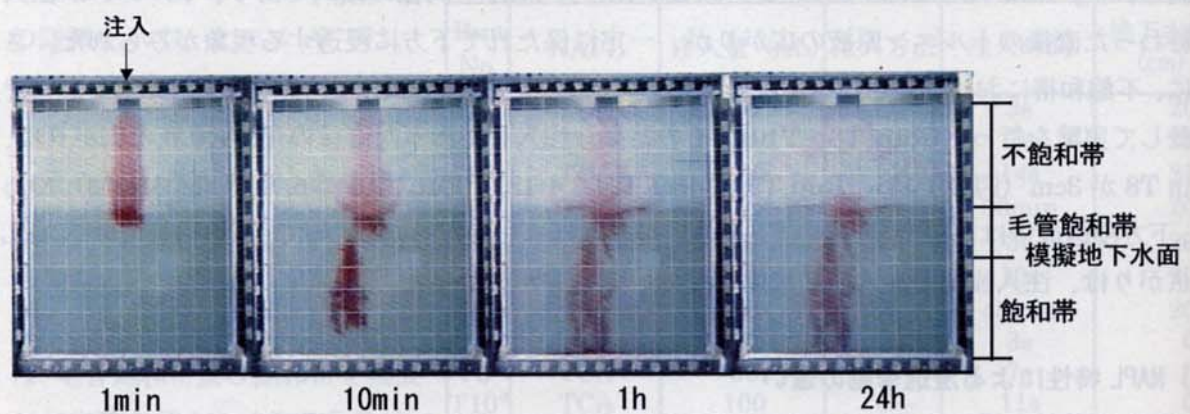


図 3.4-6 ビデオ画像結果 (Run T3, TCA, 100mL, 注入方法 C)

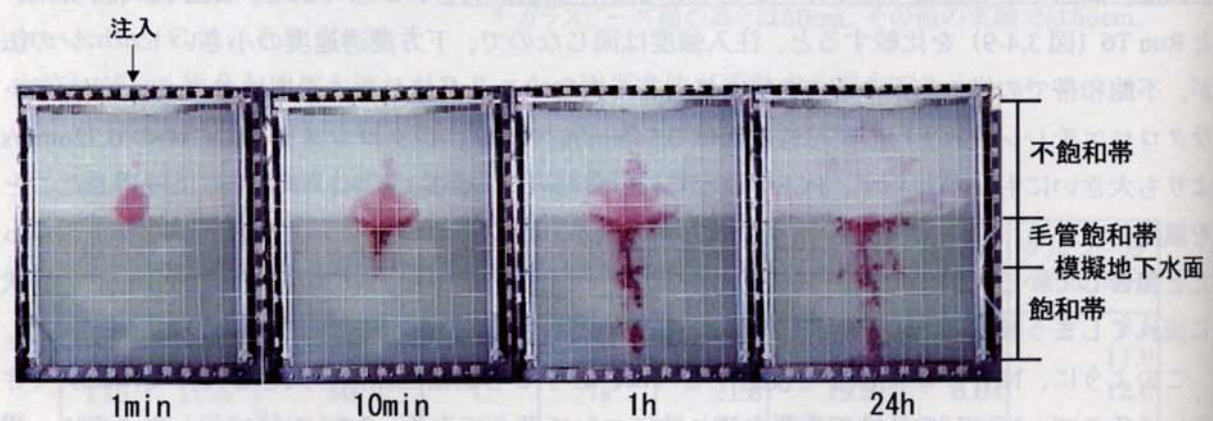


図 3.4-7 ビデオ画像結果 (Run T4, TCA, 51.8mL, 注入方法 B)



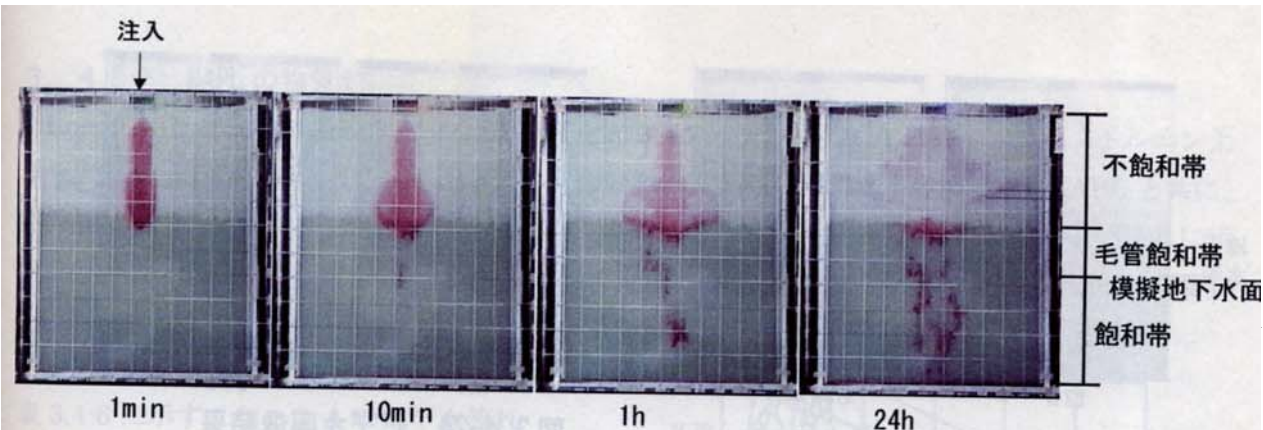


図 3.4-19 ビデオ画像結果 (Run T13, TCA, 50mL, 注入方法 C),  $v=2.5\text{m/day}$

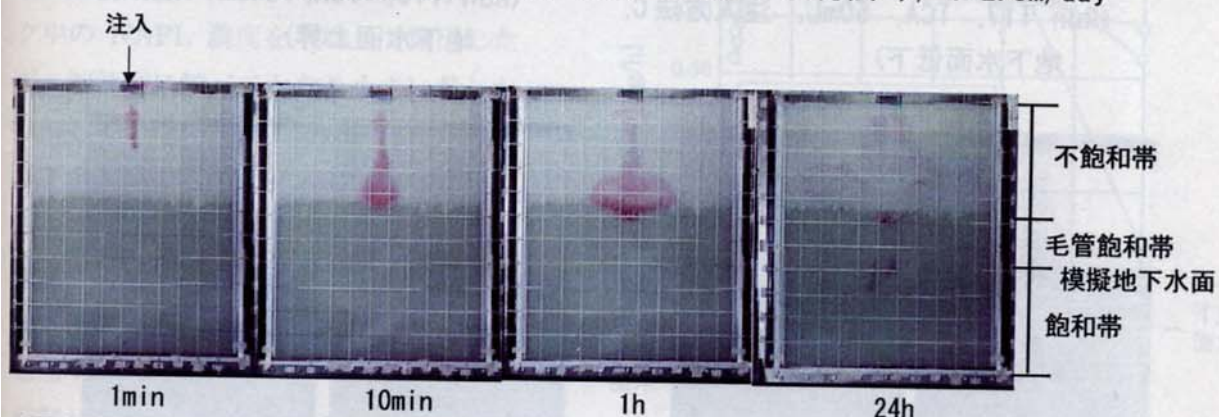


図 3.4-20 ビデオ画像結果 (Run T14, TCA, 20mL, 注入方法 C,  $v=11\text{m/day}$ )

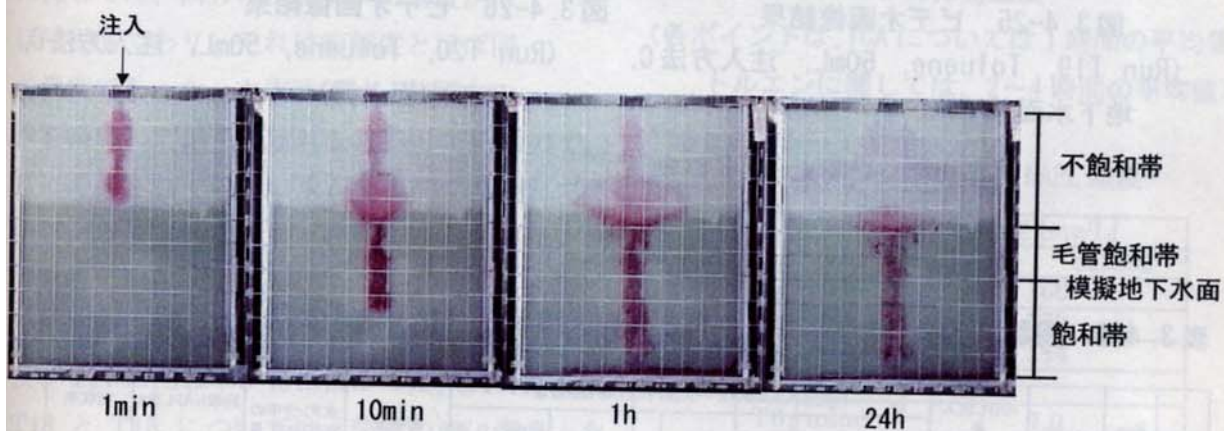


図 3.4-21 ビデオ画像結果 (Run T15, TCA, 50mL, 注入方法 C,  $v=12\text{m/day}$ )

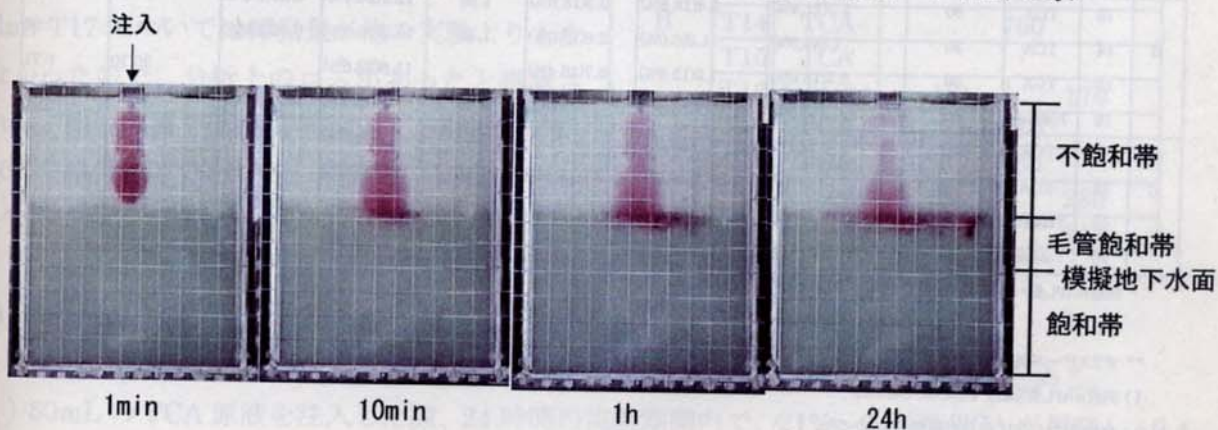


図 3.4-22 ビデオ画像結果 (Run T16, Toluene, 50mL, 注入方法 C,  $v=2.5\text{m/day}$ )

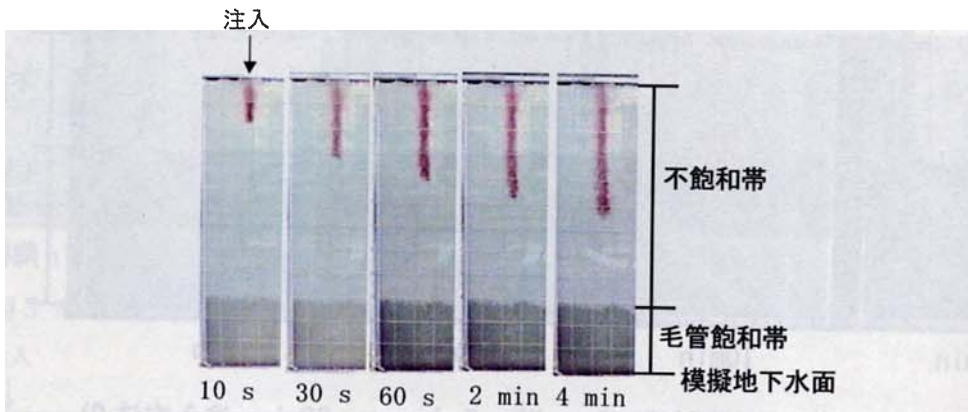


図 3.4-11 ビデオ画像結果 (Run T8, TCA, 20mL, 注入方法 C)

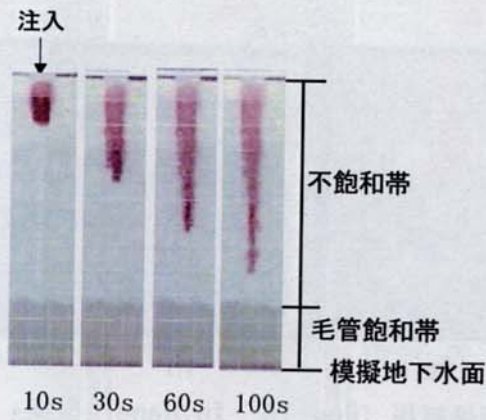


図 3.4-12 ビデオ画像結果 (Run T9, TCA, 50mL, 注入方法 C)

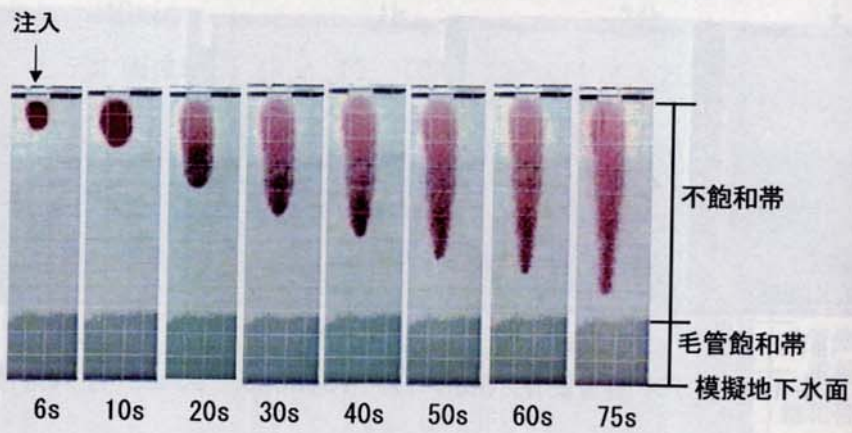


図 3.4-13 ビデオ画像結果 (Run T10, TCA, 100mL, 注入方法 C)

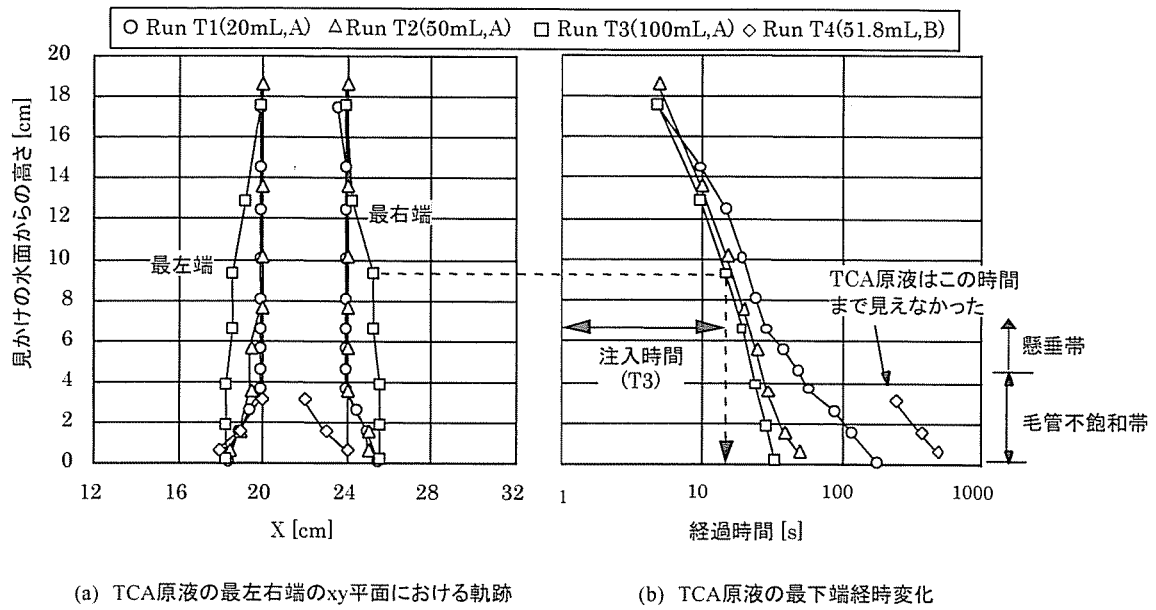


図 3.4-14 不飽和帯における TCA 原液の下方への移動と横方向への広がり (Run T1~T4)

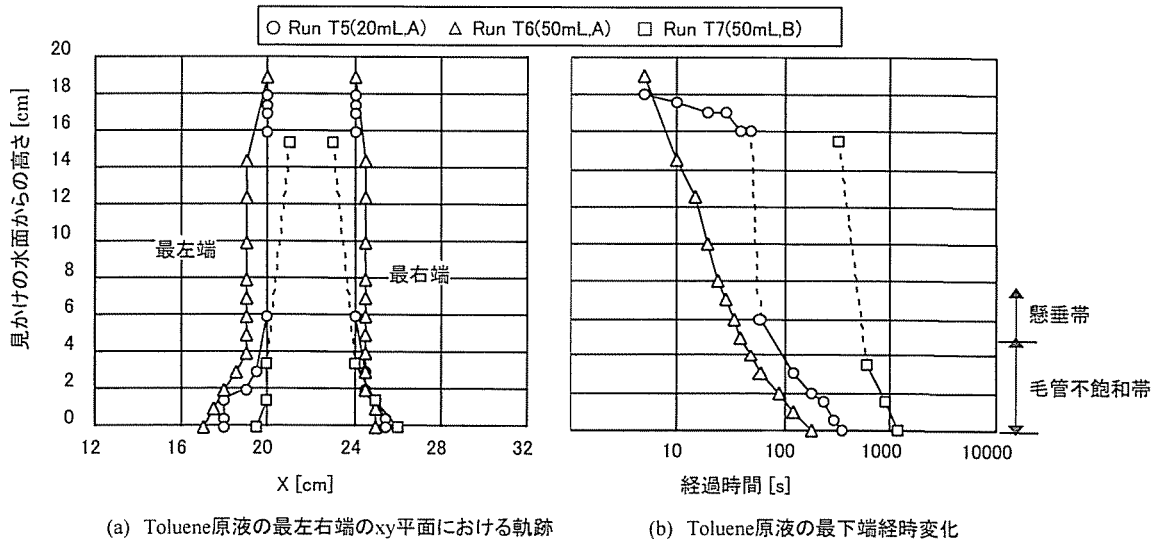


図 3.4-15 不飽和帯における Toluene 原液の下方への移動と横方向への広がり (Run T5~T7)

れ定数が正の液体は、水上に薄く油膜のように広がる。一方、濡れ定数が負の場合は、NAPL は水上で粒や滴状になってしまい、広がらない<sup>5)</sup>。本研究で用いたプロモホルムや Schuille が用いた PCE は濡れ定数が負であり、DCM や TCA、トルエンは正である。これより、PCE やプロモホルムが不飽和帯で横方向に広がらないのは、間隙中でこれら液体が滴状に存在する傾向が強いことが原因であると考えられる。また、Hofstee ら<sup>72)</sup>は、PCE の毛管圧力と飽和度の関係を選定したが、NAPL の密度と表面張力の関係で複数の NAPL の特性曲線の関係を表した Leverett 関数<sup>6)</sup>は、限られた飽和度領域でしか成立しなかったと結論づけている。これは、PCE が、濡れ定数が正である他の NAPL と異なる特性を持っていることを示唆している。以上より、プロモホルムや PCE のように濡れ定数が負である NAPL については、不飽和領域における下方への浸透速度が、必ずしも動粘性係数の順序にならないことを示した。



## (2) 毛管不飽和帯及び毛管飽和帯、飽和帯での NAPL の浸透挙動

TCA とトルエン原液は共に毛管不飽和帯に到達すると、間隙中に存在する水分の影響で、下方への浸透速度が遅くなり、横方向へ広がり鐘型になる (図 3.4-4~図 3.4-10 のビデオ画像参照)。さらに、見かけの水面に到達すると、さらに横方向へ広がる。そして、トルエンは地下水面上に浮いたように存在するのに対して、TCA は地下水面を貫いて、さらに飽和帯に浸透する。しかしながら、DNAPL である TCA でも、地下水面上に停滞するのが確認された。表 3.4-4 は、TCA とトルエンの物質収支及びガラスビーズ層の鉛直分布、揮発量、そして溶解量を示している。(Run T1, T2, T4~T7 のみ)。これより、注入 TCA 量の 36~48% の TCA が不飽和帯と毛管飽和帯に停滞していることが分かる。3.3.4 節で述べた TCA の一次元実験による鉛直分布では、注入量に対して 13%~22% 程度しか、地下水面上には停滞していなかった。すなわち、一次元から二次元挙動に変化することにより、地下水面上の TCA の下方へ浸透しようとする圧力が横方向に分散されて、結果的に二次元実験の方が、注入量に対してより多くの TCA が停滞したものと思われる。

表 3.4-4 実験終了後の NAPL 原液分布と揮発・溶解量 (ケース A)

ケース	Run No.	NAPL	NAPL 注入量 (B)	回収されたガラスビーズ層内の NAPL 原液量				揮発量	水タンク中の溶存 NAPL 量	回収 NAPL 量* (A)	回収率 (A/B)
				不飽和帯	毛管飽和帯	飽和帯	溶存 NAPL 量**				
A	1	TCA	20	1.2(6.0%)	6.7(33.5%)	1.7(8.5%)	0.32	12.3(61.5%)	0.08(0.4%)	21.98	1.10
	2	TCA	50	10.2(20.4%)	13.8(27.6%)	13.7(27.4%)	0.33	10.7(21.4%)	0.09(0.2%)	48.49	0.97
	4	TCA	50	4.8(9.6%)	13.1(26.2%)	19.5(39.0%)	0.34	10.9(21.8%)	0.09(0.2%)	48.39	0.93
	5	Toluene	20	9.7(48.5%)	5.8(29.0%)	N.O.	-	2.2(11.0%)	-	17.70	0.89
	6	Toluene	50	27.6(55.2%)	25.2(50.4%)	N.O.	0.02	2.7(5.4%)	0.01(0.02%)	55.51	1.11
	7	Toluene	50	26.5(53.0%)	23.4(46.8%)	N.O.	0.04	2.2(4.4%)	0.01(0.02%)	52.11	1.04

\* 回収 NAPL 量 = (不飽和帯、毛管飽和帯及び飽和帯中の NAPL 量) + (揮発量) + (水タンク中の溶存 NAPL 量)

\*\* ガラスビーズ層内の溶存 NAPL 量は、水タンク中の NAPL 濃度より算出

( ) 回収 NAPL 量 (mL) / 注入 NAPL 量 (mL)

N.O.: 飽和帯には NAPL 原液が観察されなかった。

-: 測定値無し

図 3.4-16 は、TCA とトルエンの見かけの水面付近 (見かけの水面から鉛直方向に ±2.5cm と定義) での横方向の広がりを示したものである。TCA 原液の横方向への広がりが、トルエンよりも大きくなっているように一見伺える。しかしながら、図 3.4-17 の TCA 原液とトルエン原液の二次元分布より、トルエンの方が横方向に大きく広がっていることが確認できた。TCA では、毛管飽和帯及び毛管不飽和帯に存在する TCA 原液のうち 64%~97% が、注入点の鉛直ラインから左右に 6cm 以内の領域に分布していた。従って、TCA 原液の

○ Run T1(20mL, A) △ Run T2(50mL, A) □ Run T3(100mL, A) ◇ Run T4(51.8mL, A)  
● Run T5(20mL, A) ▲ Run T6(50mL, A) ■ Run T7(50mL, B)

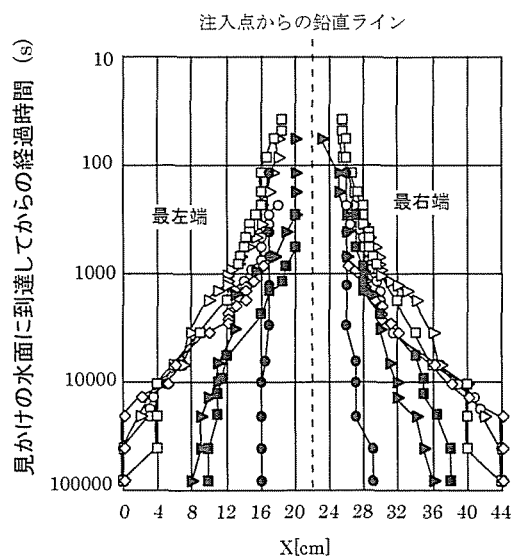


図 3.4-16 TCA (○△□◇) とトルエン (●▲■) の見かけの水面付近の横方向への広がり

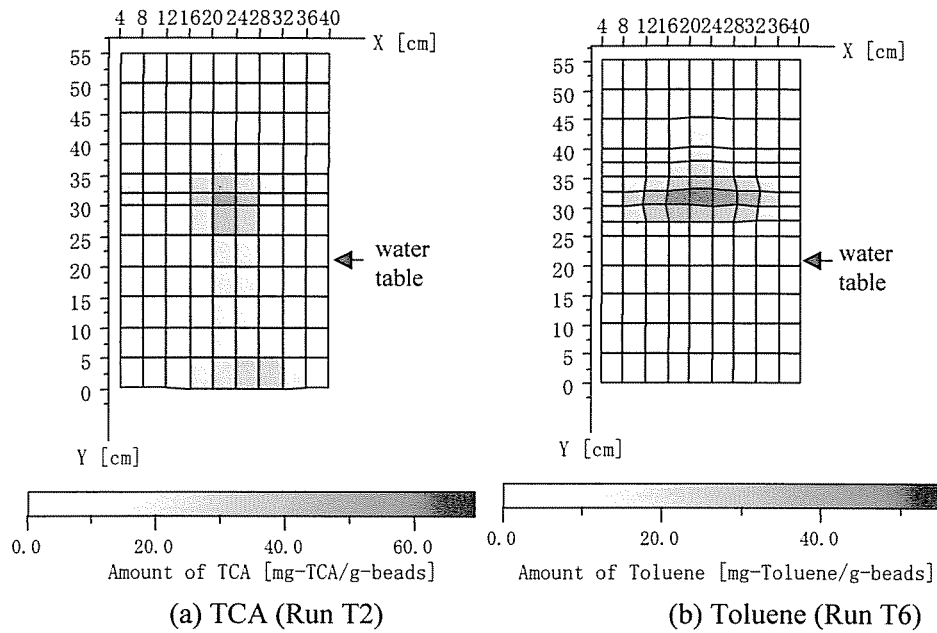


図 3.4-17 ガラスビーズ層内中の TCA とトルエン原液の二次元分布

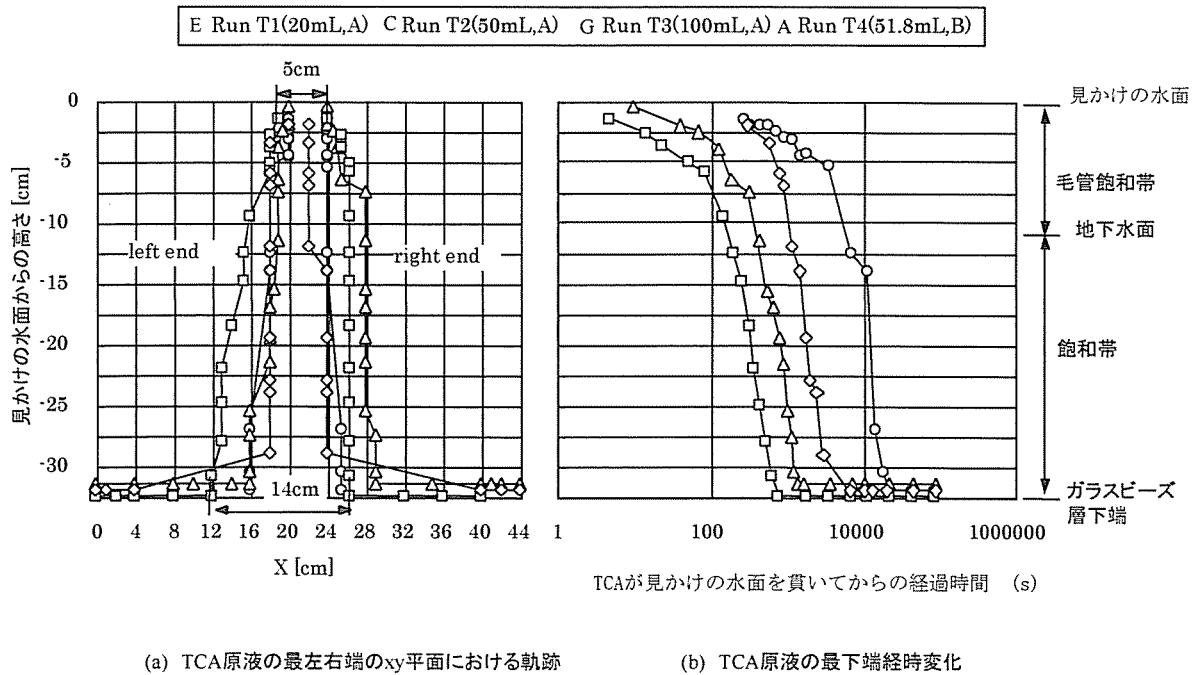


図 3.4-18 飽和帯における TCA 原液の下方への移動と横方向への広がり (Run T1~T4)

見かけの水面付近の広がり、実際には非常に小さいことが分かった。

また、図 3.4-16 では、TCA の横方向への広がり、注入方法や注入量に依存していない。一方、トルエンは注入量のみ、横方向への広がりには依存している。これは、トルエン原液が全て地下水面上に停滞するからである。TCA に関しては、横方向への広がりが小さいので詳細には議論できないが、サンプリング時やビデオ画像から見る限り、TCA 原液は見かけの水面の上縁に薄く沿って広がっていることが観察された。一方、トルエンは、毛管飽和帯中を横に広がっていた（正確には、見かけの水面のすぐ下方）。従って、TCA 原液は、間隙中の水を排出させて横方



向へ広がっているのではないと推察される。このような理由で、TCA は注入方法や注入量に関係なく、横方向への広がりが見られなかったものとする。

飽和帯では、図 3.4-18 に示すように TCA の横方向への広がりも小さかった。トルエンは、水よりも比重が小さいため、飽和帯には到達しなかった。

### 3. 4. 5 地下水流れのある場合の二次元浸透挙動

ケース B の実験結果として図 3.4-19～図 3.4-22 にビデオ画像結果を示す。前節と同様に TCA とトルエンの物質収支を表 3.4-5 に示す。TCA 原液は、過去に報告されている流速<sup>3)</sup>よりも大きいダルシー流速 12m/day (水位勾配 0.04) でもほとんど影響を受けなかった。一方、トルエン原液の場合は、ダルシー流速 2.5m/day (水位勾配 0.007) の地下水の影響を受け移動した。

Larson ら<sup>16)</sup>は、残余油飽和度と毛管定数( $Ca = \mu_w v_w / \sigma_{ow}$ )の関係を実験的に求めた。毛管定数とは、2相流れにおける粘性と毛管圧力の重要な関係を決定づける指標である。Larson は、膨大な量の実験データを集積し、以下のように報告している。間隙中に不連続に存在している NAPL は、 $Ca > 10^{-4}$  の時に動き始める。一方、間隙中に連続して存在する NAPL は、 $Ca$  が  $10^{-6} \sim 10^{-5}$  程度になると動き始める。本研究では、Run T13 と T15 の毛管定数は、それぞれ  $2.5 \times 10^{-6}$  と  $6.3 \times 10^{-7}$  であった。従って、TCA 原液は、間隙中で不連続な状態で存在していると考えられた。それは、もし連続して間隙中に存在していたなら、TCA は移動していたはずだからである。一方、同様の理由で、Run T16 のような実験条件下でトルエンが移動したということは、トルエンは見かけ上、横方向に動いた、すなわち地下水の流れに押し出されるようにトルエンが流れたのではなく、系内全体のポテンシャル (この場合、圧力水頭) の勾配によって、トルエン自身が移動したものと推察される。

### 3. 4. 6 地下水面が変動する場合の二次元浸透挙動

ケース C の地下水面が変動する場合のビデオ画像結果を図 3.4-23～図 3.4-26 に示す。それぞれ、地下水面を変動する前と変動後の結果を示してある。地下水面が低下するときは、TCA もトルエンも地下水面と一緒に低下する (Run T17、図 3.4-23)。これは、過去の研究でもみられた現象である。しかし、トルエン原液は、注入点鉛直ラインよりもさらに下流側に広がっていた (Run T19、図 3.4-25)。これは、トルエンの移動が地下水面上で一度停止しても、地下水位の変動により、さらに下流側に移動する可能性のあることを示唆している。

一方、地下水面が上昇する際には、TCA はほとんど動かなかった (Run T18、図 3.4-24)。これは、間隙中に TCA が既にトラップされているからだと推測される。しかし、地下水面が上昇する際には、トルエンも一緒に上昇する。その際、全てのトルエンが上昇するのではなく、一部のトルエンはその場に残されていた (Run T20、図 3.4-26)。Run T20 では、地下水面が上昇する際の毛管定数は、 $3.7 \times 10^{-4}$  と計算された。Larson ら<sup>16)</sup>によると、この毛管定数の条件下では、最大残余飽和度の約半分の NAPL がトラップされる。つまり、半分の NAPL は移動する可能性があることを示している。このような機構で、トルエンは、地下水面の上昇と共に、移動したものと推測される。また、逆に LNAPL であっても、地下水面の変動により地下水面よりも下方に存在することが示され、それは残余 LNAPL を考慮することで説明できる。

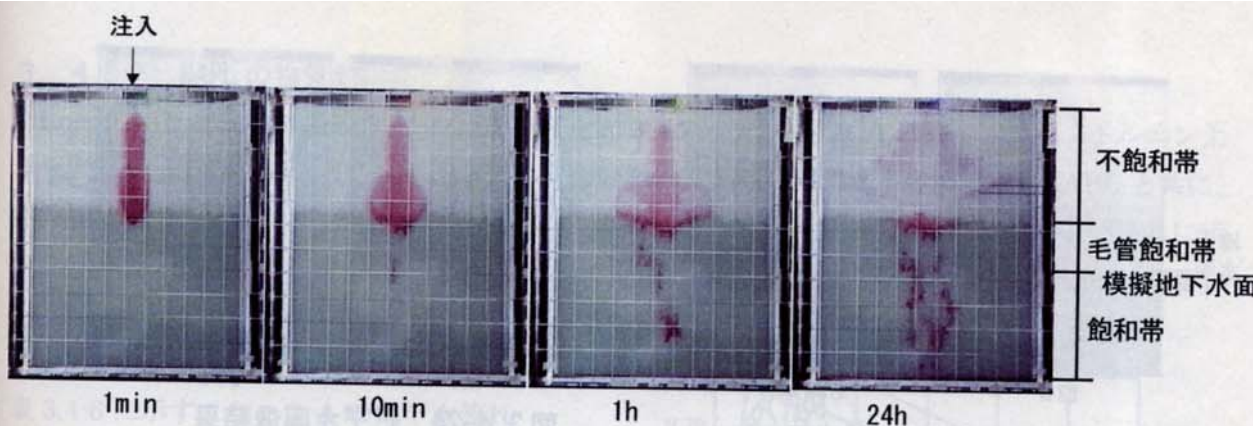


図 3.4-19 ビデオ画像結果 (Run T13, TCA, 50mL, 注入方法 C),  $v=2.5\text{m/day}$

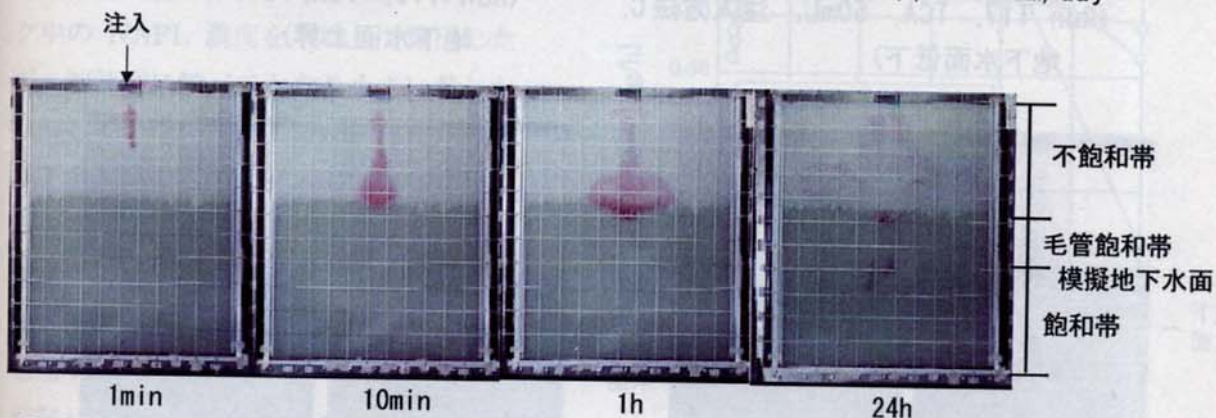


図 3.4-20 ビデオ画像結果 (Run T14, TCA, 20mL, 注入方法 C,  $v=11\text{m/day}$ )

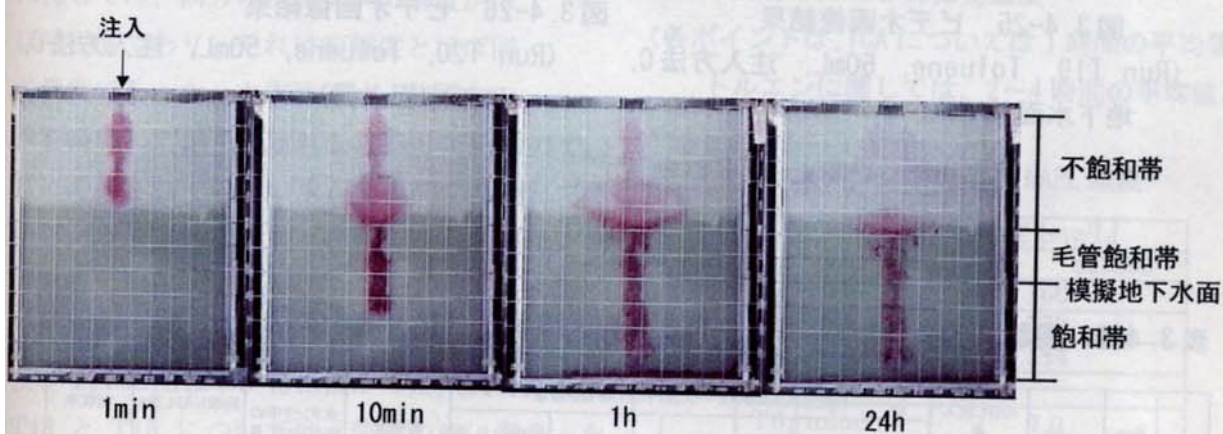


図 3.4-21 ビデオ画像結果 (Run T15, TCA, 50mL, 注入方法 C,  $v=12\text{m/day}$ )

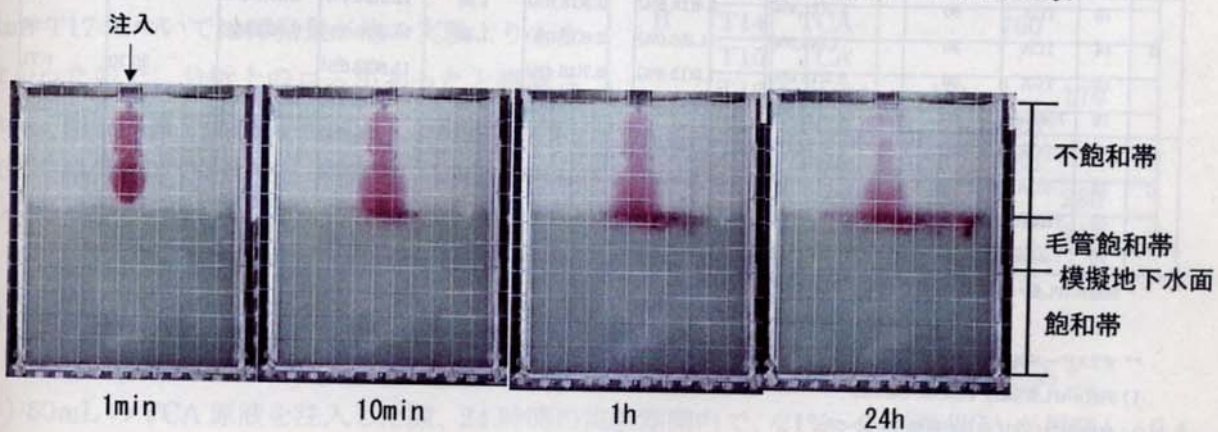


図 3.4-22 ビデオ画像結果 (Run T16, Toluene, 50mL, 注入方法 C,  $v=2.5\text{m/day}$ )



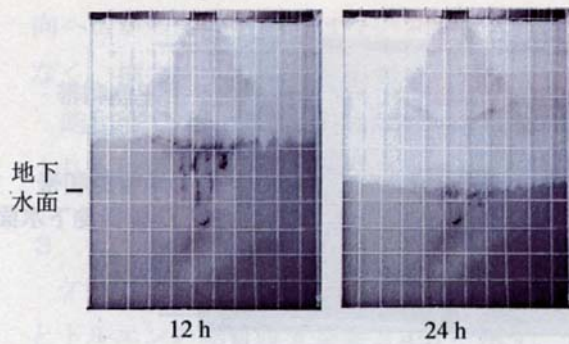


図 3.4-23 ビデオ画像結果  
(Run T17, TCA, 50mL, 注入方法 C,  
地下水面低下)

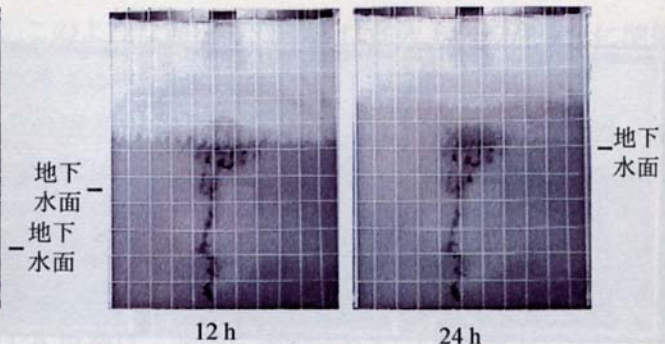


図 3.4-24 ビデオ画像結果  
(Run T18, TCA, 50mL, 注入方法 C,  
地下水面上昇)

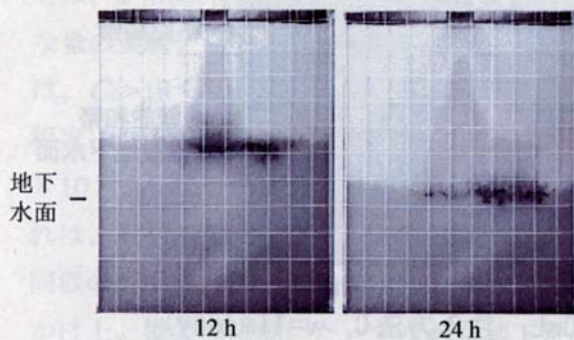


図 3.4-25 ビデオ画像結果  
(Run T19, Toluene, 50mL, 注入方法 C,  
地下水面低下)

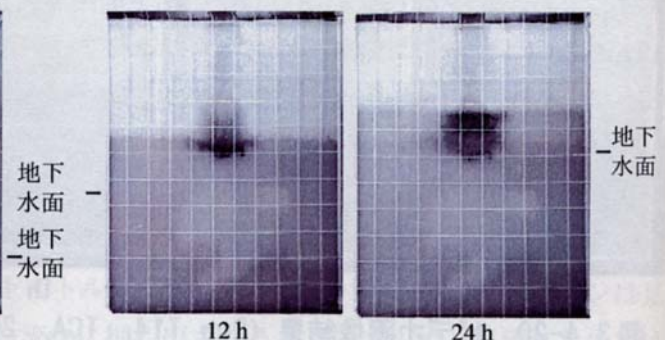


図 3.4-26 ビデオ画像結果  
(Run T20, Toluene, 50mL, 注入方法 C,  
地下水面上昇)

表 3.4-5 実験終了後の NAPL 原液分布と揮発・溶解量 (ケース B と C)

ケース	Run No.	NAPL	NAPL 注入量 (B)	回収されたガラスビーズ層内の NAPL 原液量				揮発量	水タンク中の溶存 NAPL 量	回収 NAPL 量* (A)	回収率 (A/B)
				不飽和帯	毛管飽和帯	飽和帯	溶存 NAPL 量**				
B	13	TCA	50	5.7(11.4%)	9.4(18.8%)	9.3(18.6%)	1.89	12.2(24.4%)	0.51(1.0%)	37.11	0.74
	14	TCA	20	1.9(9.5%)	1.2(6.0%)	2.6(13.0%)	1.42	15.2(76.0%)	0.38(1.9%)	21.28	1.06
	15	TCA	50	9.3(18.6%)	7.9(15.8%)	6.7(13.4%)	-	11.8(23.6%)	-	35.70	0.71
	16	Toluene	50	29.4(58.8%)	17.7(35.4%)	N.O.	0.28	2.7(5.4%)	0.07(0.1%)	49.87	1.00
C	17	TCA	20	0.42(2.1%)	4.5(22.5%)	N.O.	0.65	9.0(45.0%)	0.1(0.5%)	14.02	0.70
	18	TCA	20	0.0	5.2(26.0%)	2.9(14.5%)	1.75	11.3(56.5%)	0.5(2.5%)	19.90	1.00
	19	Toluene	50	23.8(47.6%)	28.3(56.6%)	N.O.	0.78	2.7(5.4%)	0.05(0.1%)	54.85	1.10
	20	Toluene	50	10.5(21.0%)	30.1(60.2%)	N.O.	0.92	2.6(5.2%)	0.1(0.2%)	43.30	0.87

\* 回収 NAPL 量 = (不飽和帯、毛管飽和帯及び飽和帯中の NAPL 量)  
+ (揮発量) + (水タンク中の溶存 NAPL 量)

\*\* ガラスビーズ層内の溶存 NAPL 量は、水タンク中の NAPL 濃度より算出

( ) 回収 NAPL 量 (mL) / 注入 NAPL 量 (mL)

N.O.: 飽和帯には NAPL 原液が観察されなかった。

∴ 測定値無し

### 3. 4. 7 NAPL の物質収支

Run T1, T2, T5, T15 及び T16 の揮発速度を図 3.4-27 に示す。TCA の揮発速度は、トルエンよりも大きかった。これは TCA の蒸気圧が大きいからである (表 3.3-1 参照)。両 NAPL と共に、揮発速度のピークは 4~5 時間にあり、それ以降は、ゆっくりと低下する。表 3.4-4 や 3.4-5 に示すように、50mL の注入量に対して、24 時間で、TCA は 21%~24%、トルエンは、約 5%揮発した。

水タンク中に溶存した NAPL 濃度を表 3.4-6 に示す。ケース A の地下水流れの無い場合は、上流側と下流側の水タンク中の NAPL 濃度を平均して算出したが、溶解度に比べてかなり小さい量しか溶解していないことが分かった。一方、地下水流れのあるケース B や C の場合、トルエンについては上流側のトルエン濃度よりも、下流側のトルエン濃度が 1 オーダー大きく、トルエン原液付近を水が通過することにより、徐々にトルエンが溶解していることが確かめられた。TCA に関しては、両方の水タンクの濃度がほぼ同程度であり、それは溶解度とほぼ同じ濃度であった。本実験では、装置内の水を循環して地下水流れを模擬しているので、常に汚染されていない水が上流側から流れてくるという理想的な状態が模擬できなかったためである。

また、表 3.4-4 と表 3.4-5 より、Run T13, T15 及び T17 の回収率が特に低かった。これは、Run T13 と T15 については、装置の底に溜まった TCA を完全に回収できなかったためである。Run T17 については揮発量が他の実験よりも少なかったため、分析上のロスがあったと推測される。他の実験では回収率がほぼ 100%であり、10%の誤差範囲であった。誤差は、NAPL のサンプリングや分析誤差である。

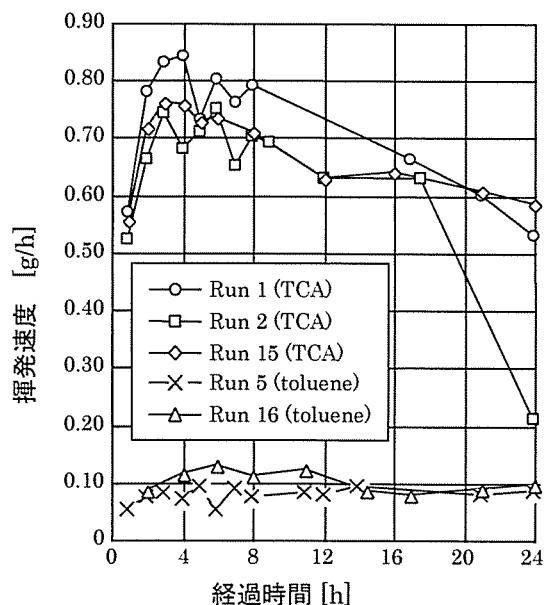


図 3.4-27 TCA とトルエンの揮発速度

(各ポイントは、TCA については 1 時間の平均値、トルエンに関しては、2~4 時間の平均値)

表 3.4-6 水タンク中の溶存 NAPL 濃度

ケース	Run	NAPL	濃度 [mg/L]	
			流入側	流出側
A	T1	TCA	169	
	T2	TCA	179	
	T4	TCA	184	
	T5	toluene	-	
	T6	toluene	7.0	
	T7	toluene	12.5	
	B	T13	TCA	1000
T14		TCA	750	
T15		TCA	-	
T16		toluene	18	170
C	T17	TCA	460	
	T18	TCA	780	
	T19	toluene	32	230
	T20	toluene	39	147

- : not measured

### 3. 4. 8 まとめ

TCA とトルエンを用いた二次元浸透実験より、新たに得られた知見を以下にまとめる。

1) 50mL の TCA 原液を注入した際、24 時間の実験期間内で、21%~24%の TCA が揮発し、0.4~2%が溶解した。そして、75%がガラスビーズ層内に原液として存在していた。地下水面上 (不

飽和帯と毛管飽和帯)に存在する TCA の量は、注入量の 30%~48%に達した。水よりも比重の大きい DNAPL であっても、地下水面上に相当量、停滞することを確かめた。一方、トルエンを 50mL 注入した際、同じ 24 時間の実験期間内で、5%が揮発し、0.02~0.2%が溶解した。そして 95%がガラスビーズ層内に原液として存在していた。

- 2) 注入強度や注入時間によって、不飽和帯を移動する NAPL 原液の幅は決定され、注入終了時の幅が保たれながら、下方に浸透する傾向が見られた。さらに、不飽和帯を浸透する NAPL は、特に濡れ定数が負である NAPL に対しては、必ずしもダルシー則から予測される動粘性係数の順序に一致しないことを確かめた。
- 3) 見かけの水面上の TCA の横方向への広がり、見かけ上トルエンの広がりよりも大きいと観察された。しかし、TCA の二次元分布の測定結果より、毛管飽和帯及び毛管不飽和帯に存在する TCA の内、64~97%は注入ラインから左右に 6cm 以内の所に集中して存在していた。つまり、地下水面上での TCA の横方向への広がり、極めて小さいことが示唆された。さらに、TCA が見かけの水面付近で広がる現象については、水を排出させながら横方向へ広がるトルエンとは異なり、見かけの水面の上面に沿って広がっていることが観察された。
- 4) 地下水流れや地下水位変動については、地下水位が低下する際に一度停止していたトルエンでも、再び横方向に移動する現象がみられた。また、LNAPL でも季節的な地下水面の変動により地下水面よりも下方に存在する現象がみられた。

### 3. 5 数学モデルの検証のために必要な諸データ

#### 3. 5. 1 飽和度と毛管圧力の関係

##### (1) 目的

水・NAPL・空気の 3 相系の多相流れの解析にあたっては、飽和度と毛管圧力の関数関係(特性曲線)が必要である。また、その関係から相対浸透速度と飽和度の関係も導くことも可能である。特性曲線は、本来、土壌と関連する流体毎に実験的に求められるべきであるが、各 NAPL の解析毎に特性曲線を求めるのは困難であることから、何らかの推定方法が必要となる。そのような観点で、既に 3.2.1(3)節で述べたように、水-空気系特性曲線、いわゆる水分特性曲線から、水-NAPL 系、あるいは NAPL-水のそれぞれ 2 相系の特性曲線が推定可能である。しかし、特性の異なる NAPL に対して、どの程度その推定が有効かは明らかになっていない。

そこで、各 NAPL に対して水-空気の特性曲線から空気-NAPL の 2 相系の特性曲線を推定できるかどうかを確かめ、それから実際に 3 相が存在する場合の特性曲線を実験的に測定することにした。推定方法の原理については、既に 3.2.1(3)で述べた。

##### (2) 測定方法

各 NAPL を対象にした場合の特性曲線の推定法を確認・検討するために空気-NAPL の 2 相及び空気-NAPL-水の 3 相の特性曲線を測定した。実験装置はステンレスカラムを用いた(図 3.3-5 参照)。ガラスビーズを充填後、カラム下方から水飽和状態にし、自由脱水後、カラム層内の空気をポンプで吸引(2.0L/min で 1h、さらに 5.0L/min で 1.5 時間)し、水分調整を行う(但し空気-NAPL の 2 相の場合は、水飽和せず乾燥したビーズ層をそのまま用いる)。それから水タンクの代わりにビュレットにつなぎ換え、ビュレットに NAPL をゆっくりと注入することによりカラム

内を NAPL で再飽和する。その後排出口の高さ（自由 NAPL 面）を調整し、カラム内の NAPL を排出させる。それから約 1 日から 1 日半経過した後、カラムを分解、3.3.2(3)の 2)で示した方法で NAPL 及び水量を測定する。なお 2 相の場合は、カラム分解後、n-ヘキサンで NAPL を回収し、乾燥し NAPL 量を測定した。

なお、用いたガラスビーズの特性を表 3.5-1 に示す。前節で用いたものと若干異なるものもある。

表 3.5-1 ガラスビーズ特性

	beads F	beads G	beads H
粒径 [mm]	0.074-1.0	0.5-0.6	0.18-0.212
透水係数 [cm/s]	0.008	0.156	0.025
固有浸透係数 [m <sup>2</sup> ]	$8.16 \times 10^{-12}$	$1.59 \times 10^{-10}$	$2.55 \times 10^{-11}$
van Genuchtenのパラメータ			
α [1/cm]	0.023	0.072	0.0246
n [-]	5.02	10.08	13.21
間隙率 [-]	0.28	0.36	0.38
残余水飽和度 [-]	0.07	0.06	0.08

### (3) 空気-NAPL の 2 相系での特性曲線

まず TCE を対象に beads G と H を用いて実験を行った。その結果を図 3.5-1 と 3.5-2 に示す。丸印が観測値であり実線が推定曲線（計算値）である。点線は、水-空気系の水分特性曲線である。次に粒径 0.074-1.0mm の beads F の場合で各 NAPL について実験を行った。その結果を、図 3.5-3 ~ 図 3.5-6 に示す。これらについてもほぼ測定値と推定曲線は一致した。これより各 NAPL について、空気-水の特性曲線より、空気-NAPL の 2 相での特性曲線は推定できることが分かった。

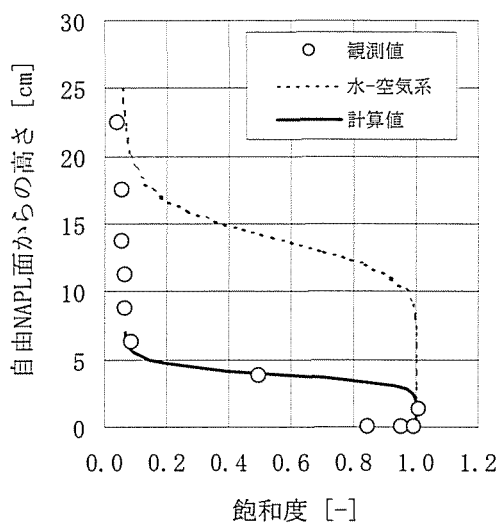


図 3.5-1 空気-TCE 系の特性曲線  
(beads G)

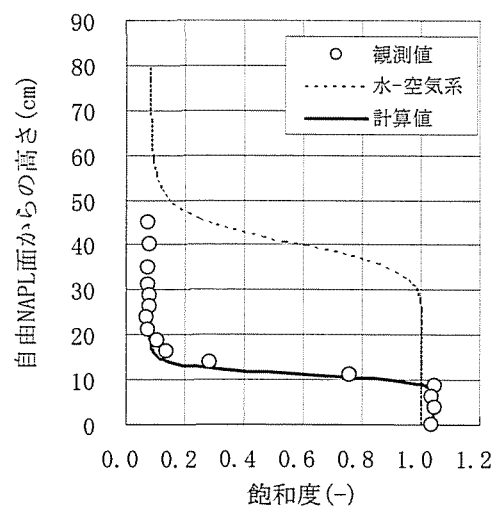


図 3.5-2 空気-TCE 系の特性曲線  
(beads H)

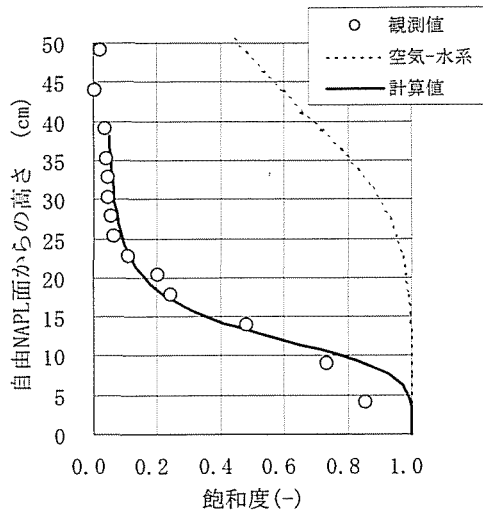


図 3.5-3 空気-TCE 系の特性曲線  
(beads F)

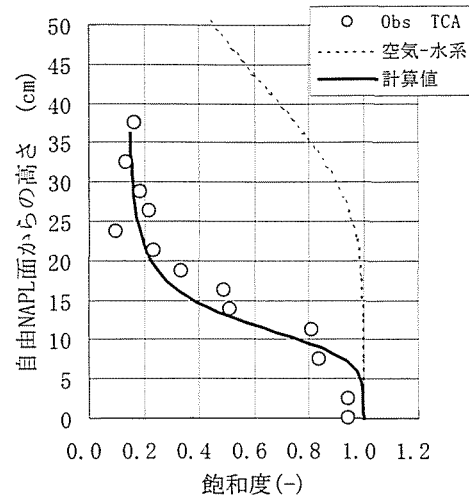


図 3.5-4 空気-TCA 系の特性曲線  
(beads F)

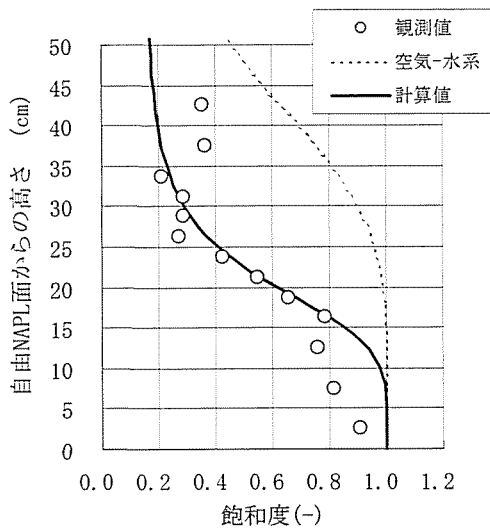


図 3.5-5 空気-Toluene 系の特性曲線  
(beads F)

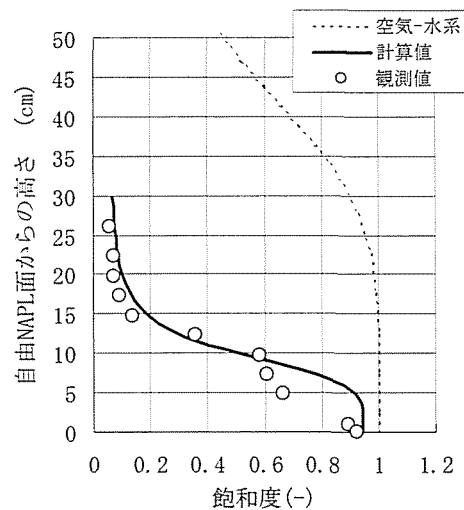


図 3.5-6 空気-Bromofrom 系の特性曲線  
(beads F)

#### (4) 空気-NAPL-水の3相系の特性曲線(全液体飽和度と毛管圧力の関係)と考察

beads Hのみ用いて、TCE、TCA、トルエン、ブROMホルムを用いて実験を行った。その結果を図 3.5-7~3.5-10 に示す。三角印が全液体飽和度を、丸印が水飽和度を示す。なお、計算値では、毛管圧力が大きく(飽和度が小さく)、かつ飽和度が一定になっている領域での水飽和度と NAPL 飽和度を既知量として与える必要がある(両者をそれぞれ、懸垂帯における残余水飽和度  $S_{rw}$  と残余 NAPL 飽和度  $S_m$  と呼ぶ)ので、その値も示した。TCE と TCA の結果より Lenhard と Parker<sup>7)</sup> が確認したように、空気-水の特性曲線から推測された計算値と全液体飽和度の観測値は、全液体飽和度の 0.4 以上の部分では良く一致している。一方、トルエンについては、観測値の分析誤差であると思われるが、飽和度が 0.8 程度と低くなってしまったが、その他の領域では良く一致している。さらに、ブROMホルムに関しては、計算値と観測値の一致はみられなかった。

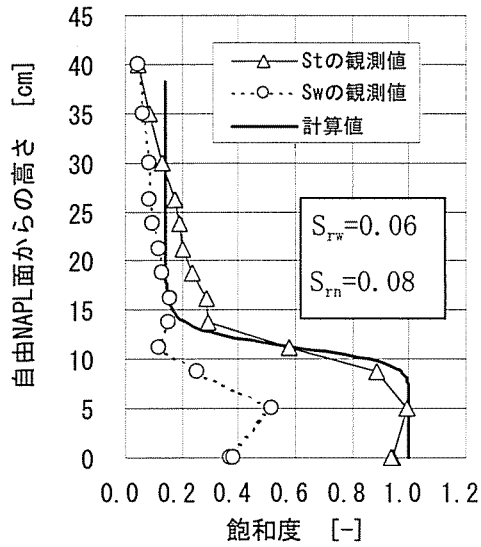


図 3.5-7 3相系での特性曲線  
(TCE, beads H)

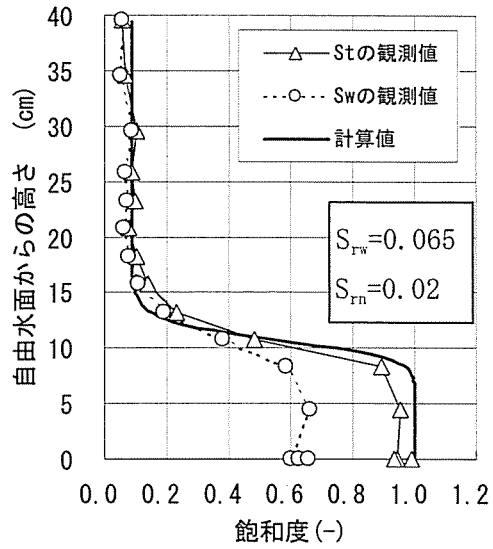


図 3.5-8 3相系での特性曲線  
(TCA, beads H)

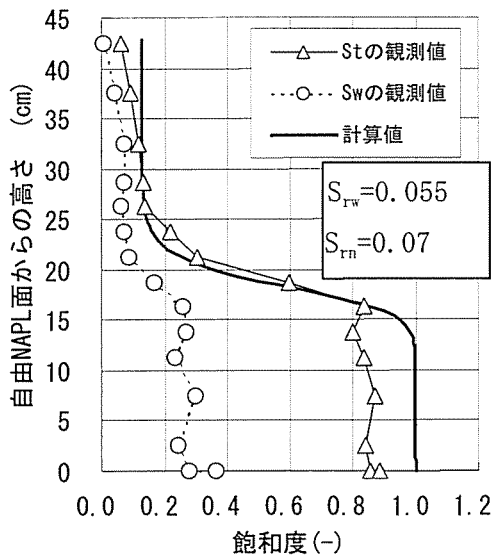


図 3.5-9 3相系での特性曲線  
(Toluene, beads H)

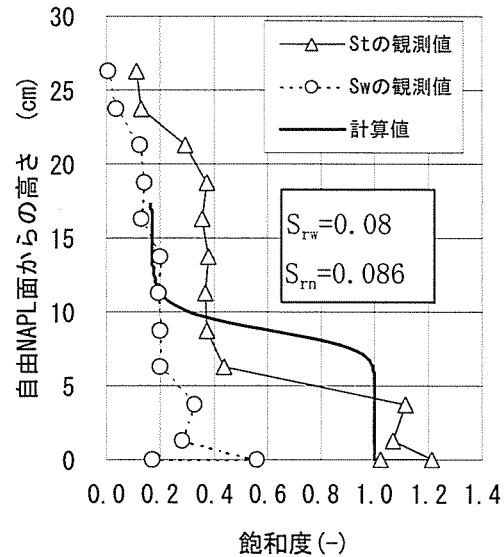


図 3.5-10 3相系での特性曲線  
(Bromoform, beads H)

これより、ブロモホルム以外の NAPL に対しては、空気-NAPL の 2 相の特性曲線は前節より推測可能なので、飽和度の大きな領域の特性曲線は推測できることが分かった。しかし、飽和度の小さい懸垂帯における残余 NAPL 飽和度は別に与える必要がある。これは、間隙内に水が存在しても NAPL が多く存在する領域では、NAPL は連続して存在できるが、NAPL が少なくなるに従い TCE は不連続になり、結果として間隙中に取り残されてしまうことが考えられる。Hayden と Voice<sup>73)</sup> も X 線を用いた分析により、飽和度の大きい領域では、NAPL の連続性が保たれるが、飽和度が小さい領域では、NAPL が不連続になって存在していることを確かめている。つまり水の存在により飽和度の小さな領域までは、特性曲線の推測はできないことを意味している。



### 3. 5. 2 残余 NAPL 飽和度

#### (1) 残余 NAPL 飽和度の定義と本研究の着目点

本研究では、NAPL がガラスビーズ層内を浸透する際に、NAPL が不連続となり間隙中に取り残された NAPL を残余 NAPL と定義し、その残余 NAPL が間隙中に占める割合を残余 NAPL 飽和度としている。前節の 3.5.1 節では、懸垂帯の残余飽和度を定義したが、実際には、毛管不飽和帯、毛管飽和帯、そして飽和帯においても残余 NAPL は存在しており、各領域での評価が必要となる。残余飽和度に関してこれまで得られた知見は、3.2.1(6)節で述べられているように、定量的な知見は極めて限られているのが実状である。また、排水曲線と湿潤曲線から残余 NAPL 飽和度を求めようとする研究<sup>23)</sup>もあるが、NAPL・水の 2 相系に対する研究は存在するが、本研究で注目している、地下水面よりも上方の懸垂帯、毛管不飽和帯及び毛管飽和帯での残余 NAPL に関する知見は十分ではないと考えられる。

そこで、本研究では、懸垂帯と毛管不飽和帯の領域に絞って、残余 NAPL 特性について考察することとした。

#### (2) 懸垂帯における残余 NAPL 飽和度

##### 1) 測定方法

測定装置及び手順は、3.3.2(3)節のステンレスカラム実験と同じであり、ビーズを充填した後、水飽和し、自由脱水後、ポンプでカラム内の空気を吸引しカラムの水分分布を調整した(吸引条件も同じ、但し粒径 0.074–1.0mm の場合、吸引時間を倍にした)。その後 NAPL を注入量及び注入流量を調整し注入し、約二日後カラムを分解し、NAPL と水の量を測定した。

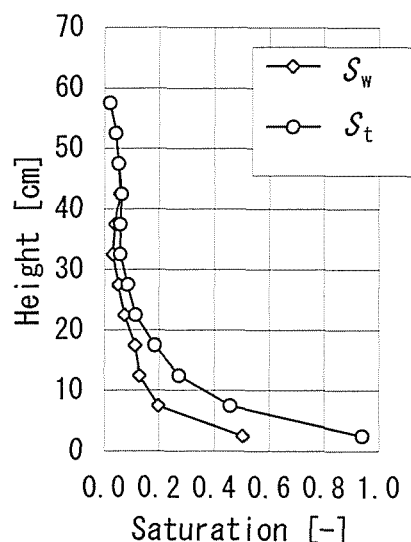


図 3.5-11 NAPL と水の鉛直分布  
(TCA, beads D)

##### 2) 実験結果及び考察

###### a) 残余 NAPL 飽和度と残余水飽和度

表 3.5-2 に残余 NAPL 飽和度と残余水飽和度の測定結果を示す。粒径 0.5–0.6mm に関しては、3.3 節のステンレスカラム実験結果を用いた。また一例として、Run R8 の水と全液体の鉛直分布を図 3.5-11 に示す。ここで、高さ 20~40cm 付近の水及び TCA の飽和度が比較的一定の領域での NAPL 飽和度を残余 NAPL 飽和度、水の飽和度を残余水飽和度と定義した。

表 3.5-2 より残余水飽和度は、beads D、TCA の場合で 0.04~0.085 の範囲にあり、平均値 0.062、標準偏差 0.018 となった(データ数=5)。NAPL 注入前の残余水飽和度が 0.08 であることを考慮すると、NAPL が通過することにより水の飽和度が減少したと言える。しかし水と NAPL 混合試料の分析誤差があることや、NAPL 注入前の水分分布を各実験ごとに測定できないことを考慮に入れると、さらに検討する必要があると思われる。

表 3.5-2 懸垂帯における残余 NAPL 飽和度の測定

Run No.	NAPL	ガラスビーズ	注入量 [mL]	注入時間	実験期間 [h]	残余飽和度	
						NAPL [-]	水 [-]
R1	TCA	beads D	11.1	1s	44	0.027	0.074
R2	TCA	beads D	22.2	2s	44	0.023	0.085
R3	TCA	beads D	65.5	4min	141	0.027	0.04
R4	TCA	beads D	279.7	79min	47	0.025	0.05
R5	TCA	beads F	22.2	1min	117	0.046	0.067
R6	TCA	beads F	51.9	10min	116	0.034	0.048
R7	TCA	beads F	21.1	20min	116	0.046	0.087
R8	TCA	beads D	66	4min	45	0.025	0.062
R9	PCE	beads D	11.1	1s	44	0.04	0.095
R10	Bromoform	beads D	22.2	2s	24	0.072	0.055
R11	Toluene	beads D	11.1	1s	70	0.02	0.075
R12	Toluene	beads D	11.1	1s	69	0.028	0.072
R13	TCE	beads F	23.5	20min	114	0.057	0.066
R14	PCE	beads F	20.6	20min	116	0.045	0.066
R15	Bromoform	beads F	21	5min	90	0.079	0.077
R16	Toluene	beads F	20.9	20min	162	0.045	0.087
R17	TCA**	beads C	11	1s	111	1.60E-05	0.1
R18	TCA**	beads C	20	2s	121	1.50E-05	0.05
R19	TCE**	beads B	20	2s	68	0.006	0.074
R20	TCE**	beads B	29.07	29min	85	0.022	0.061
R21	Bromoform**	beads C	20	2s	143	0.076	0.04
R22	Toluene**	beads C	20	2s	120	0.01	0.09

\*\* 3.3節の結果を引用

b) 残余 NAPL 飽和度と NAPL の物性値及び媒体特性との関係

残余 NAPL 飽和度は、表面張力などの NAPL の物性値と間隙孔径分布などの媒体の特性の関数になると考えられる<sup>9)</sup>。そこで残余 NAPL 飽和度と固有浸透係数  $k_s$ 、及び表面張力それぞれとの関連づけを試みたが、傾向は得られるものの有意な関係は見いだせなかった。そこで、次式の Bond 定数<sup>21,22)</sup>を導入することにした。Bond 数は、流体の比重による下方へ働く力と表面張力によるその場に停滞しようとする上向きへ働く力の比を表している。

$$Bo = \frac{\Delta \rho g k_s}{\sigma_{an}} \quad (3.5.1)$$

ここで、 $\Delta \rho$ は空気と NAPL の密度差である。Bond 定数と残余 NAPL 飽和度の関係を図 3.5-12 に示す。ブロモホルムを除くと、多少ばらつきはあるものの、Bond 定数が増加すると、残余 NAPL 飽和度が減少するという関係のあることが分かった。つまり、今後さらに検討が必要ではあるが、NAPL の比重、空気との表面張力及びガラスビーズ層の固有浸透係数を把握す

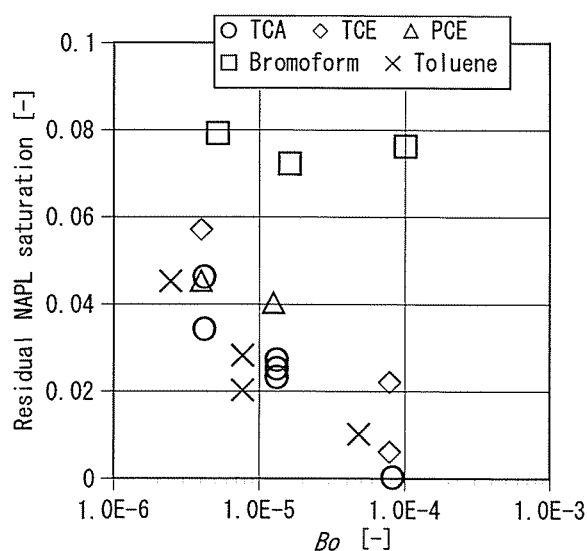


図 3.5-12 懸垂帯における残余 NAPL 飽和度と Bond 数の関係

ることによって、懸垂水帯における残余 NAPL 飽和度を、推測できる可能性がある。

### (3) 不飽和帯における残余 NAPL 飽和度

3.2.1(6)節で、残余飽和度について現状を述べたが、残余飽和度を定量的に設定することは、既往の研究で得られた知見のみでは困難であることが伺われる。繰り返しになるが、再度述べる。残余飽和度の大きさに関する定性的な関係として、媒体の間隙分布、濡れ性、流体の粘性比と密度比、界面張力、重力と浮力、水力学的勾配によって支配されると述べている<sup>9)</sup>。これらに関して具体的には①間隙率が小さいと残余飽和度は大きくなる傾向にある<sup>17)</sup>。②水分を含んだ土壌の方が、残余飽和度は大きい傾向にある<sup>3,9)</sup>。但し、完全に乾燥した土壌では、水分を含んだ土壌よりも残余飽和度は大きい<sup>20)</sup>。③飽和帯では、粘土やシルトの含有量により大きく異なる<sup>21)</sup>。④粘性と毛管力の比を表す無次元数である毛管定数が  $10^{-4}$  以上の時、残余 NAPL は移動する<sup>16)</sup>。⑤重力と毛管力の比を表す Bond 数と飽和領域における残余 NAPL 飽和度に相関関係がある<sup>21,22)</sup>。

そこで、上記①～⑤までの定性的な関係のうち、媒体と NAPL の種類を固定して考えると、間隙中の水分量が残余飽和度の一つの影響因子であることが分かる。したがって、本研究では、間隙中の水飽和度と残余飽和度の関係を考察することを試みた。

そこで、これまで行ってきた実験より得られた鉛直方向の NAPL と水の鉛直分布の結果を用いて、残余 NAPL 飽和度  $S_m$  と水飽和度  $S_w$  の関係をまとめた。その一例として、図 3.5-13～図 3.5-14 に示す。例えば、図 3.5-13 に表せなかった部分について、 $S_w$  がプロットのある点よりも大きい領域では、 $S_w$  が 0.8 程度 ( $S_r$

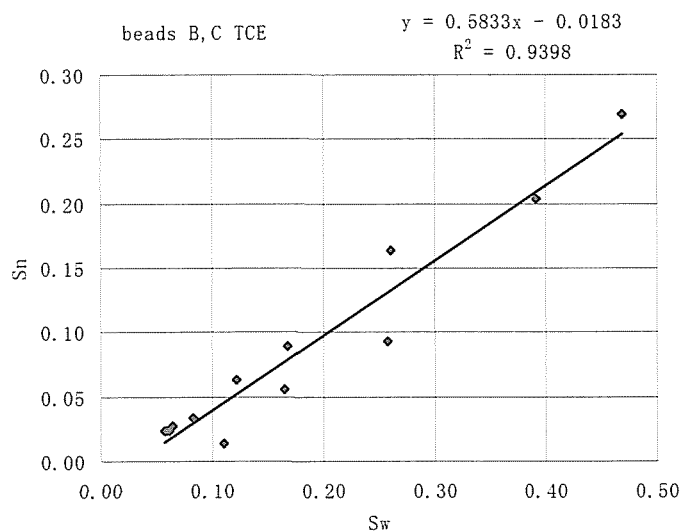


図 3.5-13 不飽和帯における残余 NAPL 飽和度と水飽和度の関係

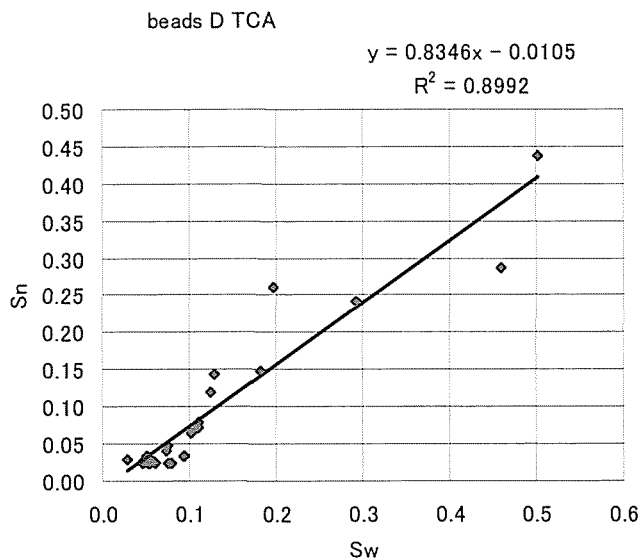


図 3.5-14 不飽和帯における残余 NAPL 飽和度と水飽和度の関係

がほぼ 1 であり、毛管飽和帯であると推測される) になるまでは、プロット値が存在しなかった。すなわち、用いたガラスビーズの粒径が均一だったため、実験的に求めることができなかった領域であると言える。また、 $S_w$  がさらに大きくなり、1 に近づくにつれ、 $S_m$  は低下する傾向にあり、飽和帯領域( $S_r=1$ )での  $S_m$  は、例えば図 3.5-13 の場合は 0.05~0.1 であり、図 3.5-14 では、ほぼ 0.1 であった。これより、その水飽和度よりも大きい値の場合には、実験値である飽和帯での残余 NAPL 飽和度を割り当てた。以上の関係をガラスビーズ毎、NAPL 毎にまとめたものが、表 3.5-3 である。プロモホルムに関しては、水飽和度との関係が見られず、不飽和・飽和領域でほぼ一定値となった。これは、プロモホルムの濡れ定数が負であり、他の NAPL とは特性が異なることが原因であると考えられる。

表 3.5-3 残余 NAPL 飽和度と水飽和度の関係

NAPL	beads	関係式	相関係数 ( $R^2$ )	データ数
TCA	C	$S_m = 1.55e-5 (S_w < 0.075)$	-	-
		$S_m = 0.27 * S_w - 0.034 (0.075 < S_w < 0.52)$	0.9391	6
		$S_m = 0.05 (S_w > 0.52)$	-	-
TCA	D	$S_m = 0.025 (S_w < 0.062)$	-	-
		$S_m = 0.835 * S_w - 0.011 (0.062 < S_w < 0.502)$	0.8992	25
		$S_m = 0.1 (S_w > 0.502)$	-	-
TCE	B,C	$S_m = 0.014 (S_w < 0.068)$	-	-
		$S_m = 0.583 * S_w - 0.018 (0.068 < S_w < 0.468)$	0.9398	13
		$S_m = 0.05 (S_w > 0.468)$	-	-
TCE	D	$S_m = 0.023 (S_w < 0.096)$	-	-
		$S_m = 0.992 * S_w - 0.033 (0.096 < S_w < 0.296)$	0.7002	11
		$S_m = 0.1 (S_w > 0.296)$	-	-
Toluene	C	$S_m = 0.01 (S_w < 0.09)$	-	-
		$S_m = 0.573 * S_w - 0.035 (0.09 < S_w < 0.25)$	0.9427	6
		$S_m = 0.05 (S_w > 0.25)$	-	-
Toluene	D	$S_m = 0.024 (S_w < 0.074)$	-	-
		$S_m = 0.617 * S_w + 0.005 (0.074 < S_w < 0.23)$	0.9724	3
		$S_m = 0.05 (S_w > 0.23)$	-	-
Bromoform	C	$S_m = 0.080$	-	-
Bromoform	D	$S_m = 0.086$	-	-

### 3. 6 要約

土壌・地下水汚染の長期汚染源となる NAPL 原液の挙動を解明するために、本章では実験的な検討を行った。本章で得られた知見をまとめる。

①注入された DNAPL は容易に見かけの水面を貫き、毛管飽和帯、飽和帯に浸透する現象が見られた。またさらに粒径の小さい場合も、一旦見かけの水面に停滞するが、その後見かけの水面を貫き、毛管飽和帯、飽和帯にまで浸透することが分かった。またその浸透現象は、粒径、注入強度、注入方法によって異なることを確認した。特に、地下水面よりも上方の毛管帯での停滞量は、毛管帯での DNAPL による圧力の増加速度と間隙水の排出速度のバランスで説明でき

ることを示した。

- ②二次元浸透実験より、注入強度や注入時間によって、不飽和帯を移動する NAPL 原液の幅は決定され、注入終了時の幅が保たれながら、下方に浸透する傾向が見られた。さらに、不飽和帯を浸透する NAPL は、特に濡れ定数が負である NAPL に対しては、必ずしもダルシー則から予測される動粘性係数の順序に一致しないことを確かめた。これは、一次元浸透実験でプロモホルムが他の NAPL と異なった挙動を示したことの説明である。
- ③DNAPL であっても、地下水面よりも上方(毛管飽和帯、毛管不飽和帯)にかなりの量の DNAPL が停滞することを確認した。特に、二次元実験では、地下水面上（不飽和帯と毛管飽和帯）に存在する TCA の量は、注入量の 30%～48%に達した。
- ④見かけの水面上の TCA の横方向への広がり、見かけ上トルエンの広がりよりも大きいと観察された。しかし、TCA の二次元分布の測定結果より、地下水面上での TCA の横方向への広がり、トルエンの広がりよりも小さいことを確かめた。これは、DNAPL の地下水面付近での水平方向の広がり、トルエンの広がりよりも小さいことを示している。
- ⑤地下水流れや地下水位変動については、DNAPL はほとんど影響を受けない。しかし、地下水位が低下する際に一度停止していたトルエンでも、再び横方向に移動する現象がみられた。これは、トルエン原液が存在する高濃度汚染領域が、季節的地下水位変動により、下流側に移動する可能性を示唆している。また、その地下水面変動によっては、地下水面よりも下方に存在することを示した。これは飽和間隙中の LNAPL 残余量を考慮すると説明できるとしている。
- ⑥数学モデルに必要な実験値を得ただけではなく、計算に必要な重要な要素である毛管圧力-飽和度の関係が、プロモホルム以外の流体について、Leverett の仮定が、飽和度の大きい領域で成立することを確認した。さらに、間隙中にトラップされる残余 NAPL 量について、懸垂帯においては Bond 数で説明ができる可能性のあること、そして毛管不飽和帯については、水飽和度と関係があることを示した。

#### 参考文献

- 1) Schuille, F.: Groundwater Pollution by Mineral Oil Products, IAHS-AISH Publ, Vol.103, pp.226-240, 1975
- 2) Schuille, F.: Groundwater Pollution in Porous Media by Fluids Immiscible with Water, The Science of the Total Environment, Vol.21, pp.173-185, 1981
- 3) Schuille, F., translated by Pankow, J.F.: Dence Chlorinated Solvents in Porous and Fracutured Media, Lewis Publisheres, USA, 1988
- 4) 地下水問題研究会：地下水汚染論—その基礎と応用, 共立出版株式会社, 1991
- 5) Adamson, W. : Physical Chemistry of Surfaces Fifth Edition, John Wiley & Sons, Inc., pp.106-116, 1990
- 6) Leverett, M.C.: Capillary Behavior in Porous Solids, Trans A.I.M.E., Vol.133, pp.152-168, 1940.
- 7) Lenhard R.J. and Parker J.C.: Experimental Validation of the Theory of Extending Two-Phase Saturation-Pressure Relations to Three-Fluid Phase Systems for Monotonic Drainage Paths, Wat. Resour. Res., Vol.24, No.3, pp.373-380, 1988

- 8) van Genuchten, M.T.H.: A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils, *Soil. Sci. Am. J.*, Vol.44, pp.892-898, 1980
- 9) Bear, J. : Dynamics of Fluids in Porous Media, American Elsevier Publishing Company Inc., pp.457-459, 1972
- 10) Scheidegger, A.E.: The Physics of Flow Through Porous Media Third Edition, University of Tronto Press, USA, pp.248, 1974.
- 11) Leverett.M.C. and W.B. Lewis: Steady Flow of Gas-oil-water Mixtures Through Unconsolidated Sands, *Trans. A.I.M.E.*, Vol.142, pp.107-116, 1941
- 12) Stone H.L.: Probability Model for Estimating Three-Phase Relative Permeability, *J. Pet. Technol.*, Vol.22, pp.214-218, 1970
- 13) Parker, J.C., Lenhard, R.J. and Kuppusamy, T.: A Parametric Model for Constitutive Properties Governing Multiphase Flow in Porous Media, *Wat. Resour. Res.*, Vol.23, No.4, pp.618-624, 1987
- 14) Mualem. Y: A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media, *Wat. Resour. Res.*, Vol.12, No.3, pp.513-522, 1976
- 15) Conrad, S.H., Wilson, J.L., Mason, W.R. and Peplinski,W.J.: Visualization of Residual Organic Liquid Trapped in Aquifers, *Wat. Resour. Res.*, Vol.28, No.2, pp.467-478, 1992
- 16) Larson, R.G., Davis, H.T. and Scriven L.E.: Displacement of Residual Nonwetting Fluid from Porous Media, *Chemical Engineering Science*, Vol.36, pp.75-85, 1981
- 17) Chatzis, I., Morrow, N.R. and Lim, H.T.: Magnitude and Detailed Structure of Residual Oil Saturation, *Society of Petroleum Engineers Journal*, Vol.4, pp.311-326, 1983
- 18) Mercer, J.W and Cohen, R.M.: A Review of Immiscible Fluids in the Subsurface: Properties, Models, Characterization and Remediation, *J. Contam. Hydrol.*, Vol.6, pp.107-163, 1990
- 19) Jarsjo, J., Destouni, G. and Yaron, B.: Retention and Volatilization of Kerosene: Laboratory experiments on glacial and post-glacial Soils, *J. Contam. Hydrol.*, Vol.17, pp.167-185, 1994
- 20) Wilson, J.L., Conrad, S.H., Mason, W.R., Peplinski, W. and hagan, E.: Laboratory Investigation of Residual Liquid Organics from Spills, Leaks and the Disposal of Hazardous Wastes in Groundwater, EPA/600/S6-90/004, 1990
- 21) Ryan, R.G. and Dhir, V.K.: The Effect of Soil-Particle Size on Hydrocarbon Entrapment Near a Dynamic Water Table, *J. Soil Contam.*, Vol.2, No.1, pp.59-92, 1993
- 22) Ryan, R.G. and Dhir, V.K.: The Effect of Interfacial Tension on Hydrocarbon Entrapment and Mobilization Near a Dynamic Water Table, *J. Soil Contam.*, Vol.5, No.1, pp.9-34, 1996
- 23) Kaluarachchi, J.J. and Parker, J.C.: Multiphase Flow with a Simplified Model for Oil Entrapment, *Transport in Porous Media*, Vol.7, pp.1-14, 1992
- 24) Pinder, G.F. and Abriola, L.M.: On the Simulation of Nonaqueous Phase Organic Compounds in the Subsurface, *Wat. Resour. Res.*, Vol.22, No.9, pp.109S-119S, 1986
- 25) Corapcioglu, M.Y. and Baehr, A.L.: A Compositional Multiphase Model for Groundwater

- Contamination by Petroleum Products 1. Theoretical Considerations, *Wat. Resour. Res.*, Vol.23, No.1, pp.191-200, 1987
- 26) 平田建正, 村岡浩爾:降雨浸透による土壌からのトリクロロエチレンの溶出について, 環境科学シンポジウム 1987, p150, 1987
- 27) Mackay, D.M. Roberts, P.V. and Cherry, J.A.: Transport of Organic Contaminants in ground water, *Environ. Sci. Technol.*, Vol.19, No.5, pp.384-392, 1985
- 28) Powers, S.E., Abiola, L.M. and Weber, W.J.Jr.: An Experimental Investigation of Nonaqueous Phase Liquid Dissolution in Saturated Subsurface Systems: Steady State Mass Transfer Rates, *Wat. Resour. Res.*, Vol.28, No.10, pp.2691-2705, 1992
- 29) Hunt, J.R., Sitar, N. and Udel, K.S.: Nonaqueous Phase Liquid Transport and Cleanup 1. Analysis of Mechanisms, *Wat. Resour. Res.*, Vol.24, No.8, pp.1247-1258, 1988
- 30) Anderson, M.R., Johnson, R.L. and Pankow, J.F: Dissolution of Dense Chlorinated Solvents into Groundwater 3. Modeling Contaminant Plumes from Fingers and Pools of Solvent, *Environ. Sci. Technol.*, Vol.26, No.5, pp. 901-908, 1992
- 31) Geller, J.T. and Hunt, J.R.: Mass Transfer From Nonaqueous Phase Organic Liquids in Water-Saturated Porous Media, *Wat. Resour. Res.*, Vol.29, No.4, pp.833-845, 1993
- 32) Miller C.T., Poirier-McNeill, M.M. and Mayer, A.S.: Dissolution of Trapped Nonaqueous Phase Liquids: Mass Transfer Characteristics, *Wat. Resour. Res.*, Vol.26, No.11, pp.2783-2796, 1990
- 33) Powers, S.E., Abiola, L.M., Dunkin, J.S, and Weber, W.J.Jr.: Phenomenological Models for Transient NAPL-water mass-transfer processes, *J. Contam. Hydrol.*, Vol.16, pp.1-33, 1994
- 34) Imhoff, P.T., Jaffe, P.R. and Pinder, G.F.: An Experimental Study of Complete Dissolution of a Nonaqueous Phase Liquid in Saturated Porous Media, *Wat. Resour. Res.*, Vol.30, No.3, pp.307-320, 1993
- 35) 石坂信也, 村上陸子:熊本市における地下水汚染とその対策について, 環境と測定技術, Vol.21, No.5, pp.57-67, 1994
- 36) Wilkins, A.D., Abiola, L.M. and Pennell, K.D.: An Experimental Investigation of Rate-limited Nonaqueous Phase Liquid Volatilization in Unsaturated Porous Media: Steady State Mass Transfer, *Wat. Resour. Res.*, Vol.31, No.9, pp.2159-2172, 1995
- 37) Hirata, T. and Muraoka, K.: Vertical Migration of Chlorinated Organic Compounds in Porous Media, *Wat. Res.*, Vol.22, No.4, pp.481-484, 1988
- 38) Kueper, B.H., Abbott, W. and Farquhar, G. : Experimental Observation of Multiphase Flow in Heterogeneous Porous Media, *J. Contam. Hydrol.*, Vol.5, pp.83-95, 1989
- 39) Pantazidou, M. and Sitar, N.: Emplacement of Nonaqueous Liquids in the Vadose Zone, *Wat. Resour. Res.*, Vol.29, No.3, pp.705-722, 1993
- 40) Illangasekare, T.H., Ramsey, J. L. Jr., Jensen, K.H. and Butts, M.B. : Experimental Study of Movement and Distribution of Dense Organic Contaminants in Heterogeneous Aquifers, *J. Contam. Hydrol.*, Vol. 16, 109-130, 1995

- 41) Illangasekare, T.H. and Yates, D.N.: Non-aqueous-phase Fluids in Heterogeneous Aquifers – Experimental Study, *J. Environ. Eng.*, Vol.121, No.8, pp.571-579, 1995
- 42) 八木誠吾, 石井義裕, 村岡浩爾: 地下水位変動による汚染物質鉛直挙動の可視化実験, 日本環境学会関西支部第1回研究発表会講演集, pp.65-66, 1996
- 43) Brutsaert, W.: Numerical Solution of Multiphase Well Flow, *Proc. Am. Soc. Civ. Eng., J. Hydraul. Div.*, 99, pp.1981-2001, 1973
- 44) Guswa, J.H.: Application of Multi-phase Flow Theory at a Chemical Waste Landfill, Niagara Falls, New York, *Proceeding of the Second International Conference on Groundwater Quality Research Natl. Cent. Ground Water Res., Stillwater, Okla.*, pp.108-111, 1985
- 45) Faust, C.R.: Transport of Immiscible Fluids Within and Below the Unsaturated Zone: A Numerical Model, *Wat. Resour. Res.*, Vol.21, No.4, pp.587-596, 1985
- 46) Abriola, L.M. and Pinder, G.F.: A Multiphase Approach to the Modeling of Porous Media Contaminated by Organic Compounds 1.Equation Development, *Wat. Resour. Res.*, Vol.21, No.1, pp.11-18, 1985
- 47) Abriola, L.M. and Pinder, G.F.: A Multiphase Approach to the Modeling of Porous Media Contaminated by Organic Compounds 2.Numerical Simulation, *Wat. Resour. Res.*, Vol.21, No.1, pp.19-26, 1985
- 48) Eckberg, D.K. and Sunada D.K.: Nonsteady Three-Phase Immiscible Fluid Distribution in Porous Media, *Wat. Resour. Res.*, Vol.20, No.12, pp.1891-1897, 1984
- 49) Lenhard, R.J., Dane, J.H., Parker, J.C. and Kaluarachchi, J.J.: Measurement and Simulation of One-Dimensional Transient Three-Phase Flow for Monotonic Liquid Drainage, *Wat. Resour. Res.*, Vol.24, No.6, pp.853-863, 1988
- 50) Cary, J.W., McBride, J.F. and Simmons, C.S.: Observations of Water and Oil Infiltration Into Soil: Some Simulation Challenges, *Wat. Resour. Res.*, Vol.25, No.1, pp.73-80, 1989
- 51) Thomson, N.R., Graham D.N. and Farquhar G.J.: One-dimensional Immiscible Displacement Experiments, *J. Contam. Hydrol.*, Vol.10, pp.197-223, 1992
- 52) Oostrom M. and Lenhard R.J.: Comparison of Relative Permeability-Saturation-Pressure Parametric Models for Infiltration and Redistribution of a Light Nonaqueous-phase Liquid in Sandy Porous Media, *Adv. Wat. Resour.*, Vol.21, No.2, 145-157, 1998
- 53) Host-Madsen, J. and Høgh Jensen, K.: Laboratory and Numerical Investigations of Immiscible Multiphase Flow in Soil, *J. Hydrol.*, Vol.135, pp.13-52, 1992
- 54) Schroth, M.H., Istok, J.D., Selker, J.S., Oostrom M. and White, M.D.: Multifluid Flow in Bedded Porous Media: Laboratory Experiments and Numerical Simulations, *Adv. Wat. Resour.*, Vol.22, No.2, pp.169-183, 1998
- 55) Thiez, P. Le. and Ducreux J.: A 3-D Numerical Model for Analyzing Hydrocarbon Migration into Soils and Aquifers, *Computer Methods and Advances in Geomechanics, Siriwardane & Zaman(eds)*, pp.1165-1170, 1994
- 56) Van Geel, P.J. and Sykes J.F.: The Importance of Fluid Entrapment, Saturation hysteresis



- and Residual Saturations on the Distribution of a Light-than-water Non-aqueous Phase Liquid in a Variably Saturated Sand Medium, *J. Contam. Hydrol.*, Vol.25, pp.249-270, 1997
- 57) Huntley, D., Hawk, R.N. and Corley, H.P.: Nonaqueous Phase Hydrocarbon in a Fine-Grained Sandstone 1. Comparison Between measured and Predicted Saturations and Mobility, *Ground Water*, Vol.32, No.4, pp.626-634, 1993
- 58) Essaid H.I., Herkelrath, W.N. and Hess, K.M.: Simulation of Fluid Distributions Observed at a Crude Oil Spill Site Incorporating Hysteresis, Oil Entrapment, and Spatial Variability of Hydraulic Properties, *Wat. Resour. Res.*, Vol.29, No.6, pp.1753-1770, 1993
- 59) Parker, J.C., Lenhard R.J., and Kuppusamy T.: Modeling Multiphase Contaminant Transport in Ground Water and Vadose Zones, *Proc. NWWA/API Conf. Pet. Hydrocarb. Org. Chem. Ground Water Prev. Defect. Restor.* 1986, pp.189-208, 1986
- 60) Kueper B.H. and Frind E.O.: Two-Phase Flow in Heterogeneous Porous Media 1. Model Development, *Wat. Resour. Res.*, Vol.27, No.6, pp.1049-1057, 1991
- 61) Kueper B.H. and Frind E.O.: Two-Phase Flow in Heterogeneous Porous Media 2. Model Application, *Wat. Resour. Res.*, Vol.27, No.6, pp.1059-1070, 1991
- 62) Oostrom M., Hofstee, C., Walker R.C. and Dane, J.H.: Movement and Remediation of Trichloroethylene in a Saturated Heterogeneous Porous Medium 1. Spill behavior and initial dissolution, *J. Contam. Hydrol.*, Vol.37, pp.159-178, 1999
- 63) 例えば, Minquan Jin, Mojdeh Delshad, Varadarajan Dwarakanath, Daene C. McKinney, Gary A. Pope, Kamy Sepchrnouri, Charles E. Tilburg and Richard E. Jackson: Partitioning Tracer Test for Detection, Estimation, and Remediation Performance Assessment of Subsurface Nonaqueous Phase Liquids, *Water Resour. Res.*, Vol.31, No.5, pp.1201-1211, 1995
- 64) The Merck Index, An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals, Eleventh Edition, Merck & Co., Inc. (USA), 1989
- 65) John H. Montgomery: Groundwater Chemicals Desk Reference, Lewis Publishers, Chelsea, MI, 1990
- 66) USEPA: Hazardous Waste Treatment, Storage, and Disposal Facilities (TDSF)-USEPA, OAQPS, Air Emission Models, EPA-450/3-87-026
- 67) NIOSH, Pocket Guide to Chemical Hazards, U.S. Dept. of Health & Human Services, Public Health Service. Centers for Disease Control, National Institute for Occupational Safety and Health, 1990
- 68) 日本化学会 : 化学便覧 改訂 4 版, 丸善, 1993
- 69) 村岡浩爾 : 最近の地下水汚染について, 土木学会論文集, 第 405 号 / II-11, pp.25-41, 1989
- 70) James W. Mercer and Robert M. Cohen: A Review of Immiscible Fluids in the Subsurface: Properties, Models, Characterization and Remediation, *J. Contam. Hydrol.*, Vol.6, pp.107-163, 1990
- 71) Schroth, M.H, Istok, J.D., Ahearn, S.J. and Selker, J.S.: Geometry and Position of Light Nonaqueous Phase Liquid Lenses in Water-wetted Porous Media, *J. Contam. Hydrol.*,

Vol.19, pp.269-287, 1995

- 72) Hofstee, C., Dane, J.H. and Hill, W.E. : Three-fluid Retention in Porous Media Involving Water, PCE, and Air, *J. Contam. Hydrol.*, Vol.25, pp.235-247, 1997
- 73) Hayden, N.J. and Voice, T.C: Microscopic Observation of a NAPL in a Three-Fluid-Phase Soil System, *J. Contam. Hydrol.*, Vol.12, pp.217-226, 1993

## 第4章 NAPL 原液浸透数学モデルの提案とその適用性の評価

### 4. 1 概説

本章では、3章で得られた NAPL 原液のガラスビーズ層内での一次元、及び二次元浸透挙動の実験値、特に先端部の軌跡の経時変化、NAPL 浸透停止後の NAPL 分布、そして実験期間中の揮発量を表現する数学モデルの提案と実験値との比較を通じた適用性の評価を行う。そこで、4. 2節では、従来の NAPL 原液浸透モデルに、毛管帯で停滞する NAPL 量を表現するために残余 NAPL 飽和度と揮発量項を新たに導入し、数学モデルを提案した。それから、4. 3節では、一次元浸透挙動について、3章で得られた実験値と数学モデルの比較検討を行い、4. 4節において二次元浸透挙動について数学モデルの評価を行った。

### 4. 2 NAPL 原液浸透数学モデルの提案

#### (1) 物質収支式

本研究で適用する数学モデルは、3章でレビューした従来の三相流れモデルに対して、新たに間隙中に停滞する NAPL 量を表現するために残余 NAPL 量を考慮すると共に、相間移動を表現するために揮発項を考慮したものである。溶解量の実験値は3章の二次元浸透実験で得ているが、今回行った実験が短期間であり、また装置内の水を循環させていたこともあり、溶解量が注入 NAPL 量に比べて少なかった。また、溶解量を評価するためには、飽和帯の NAPL 分布がモデルで正しく再現できることが前提となる。従って、本研究ではまず NAPL 原液の分布の評価を優先し、溶解項は無視して計算を行った。以下に、基本方程式を示す。水-NAPL-空気の3相系では、各相の運動方程式は、式(4.2.1)と式(4.2.2)のようなダルシーの法則に基づいて定式化される<sup>1,2)</sup>。さらに、各相での一次元又は二次元の物質収支式を式(4.2.3)~(4.2.5)に示す。

$$q_{i,x} = -\frac{k_s k_{ri}}{\mu_i} \rho_w g \left( \frac{\partial h_i}{\partial x} \right) \quad (i=a,n,w) \quad (4.2.1)$$

$$q_{i,z} = -\frac{k_s k_{ri}}{\mu_i} \rho_w g \left( \frac{\partial h_i}{\partial z} - \frac{\rho_i}{\rho_w} \right) \quad (i=a,n,w) \quad (4.2.2)$$

$$\varepsilon \frac{\partial S_w}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} (q_{w,x}) - \frac{\partial}{\partial z} (q_{w,z}) + Q_w \quad (4.2.3)$$

$$\varepsilon \frac{\partial S_n}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} (q_{n,x}) - \frac{\partial}{\partial z} (q_{n,z}) + \frac{1}{\rho_n} k_{vol} (C_n^a - C_{ns}^a) + Q_n \quad (4.2.4)$$

$$\varepsilon \frac{\partial S_a}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} (q_{a,x}) - \frac{\partial}{\partial z} (q_{a,z}) + Q_a \quad (4.2.5)$$

ここで、 $q_{i,j}$  方向 ( $j=x, z$ ) の  $i$  相のダルシー流速 (フラックス) ( $i=w, n, a$ 、 $w$ : 水相、 $n$ : NAPL相、 $a$ : 気相)、 $S_i$ :  $i$  相の飽和度[-]、 $\varepsilon$ : 間隙率[-]、 $t$ : 時間[s]、 $k_s$ : 固有浸透係数[m<sup>2</sup>]、 $k_{ri}$ :  $i$  相の相対浸透係数[-]、 $\mu_i$ :  $i$  相の粘性係数[kg/m/s]、 $\rho_i$ :  $i$  相の密度[kg/m<sup>3</sup>]、 $h_i$ :  $i$  相の圧力水頭 (水頭換算) [m]、 $x, z$ : 座標 ( $z$ は下向きを正)、 $k_{vol}$ : NAPL相から気相への総括物質移動係数[1/s]、

$C_n^a$ : 気相中のNAPL濃度[kg/m<sup>3</sup>]、 $C_{ns}^a$ : 気相中のNAPL飽和濃度[kg/m<sup>3</sup>]、 $Q_i$ :  $i$ 相の湧き出し項である。一般に、気相の圧力は大気圧で一定であり、 $S_w+S_n+S_a=1$ が成立するので、気相に関する式(4.2.5)は解かない。また、気相中におけるNAPLの物質収支式は、次のようになる。拡散のみで輸送されると仮定した。

$$\varepsilon S_a \frac{\partial C_n^a}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{\varepsilon S_a}{\xi} D_a \frac{\partial C_n^a}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( \frac{\varepsilon S_a}{\xi} D_a \frac{\partial C_n^a}{\partial z} \right) - k_{vol} (C_n^a - C_{ns}^a) \quad (4.2.6)$$

ここで、 $\xi$ : 屈曲率[-]、 $D_a$ : 空気中におけるNAPLの拡散係数[m<sup>2</sup>/s]である。

## (2) 飽和度-毛管圧力の関係 (特性曲線)

3章で述べた仮定を用いて、次式の関係を用いることにする<sup>3)</sup>。

水-空気系の特性曲線

$$S_{we} = \frac{S_w - S_{rw}}{1 - S_{rw}} = \left\{ 1 + (\alpha h_w)^n \right\}^{-m} \quad (4.2.7)$$

NAPL-空気系の特性曲線

$$S_{ne} = \frac{S_n - S_m}{1 - S_m} = \left\{ 1 + \left( \alpha \frac{\sigma_{an}}{\sigma_{aw}} h_w \right)^n \right\}^{-m} \quad (4.2.8)$$

水-NAPL系の特性曲線

$$S_{we} = \frac{S_w - S_{rw}}{1 - S_{rw}} = \left\{ 1 + \left( \alpha \frac{\sigma_{mw}}{\sigma_{aw}} h_w \right)^n \right\}^{-m} \quad (4.2.9)$$

ここで、 $S_{ie}$ :  $i$ 相の有効飽和度、 $S_{ri}$ :  $i$ 相の残余飽和度、 $\sigma_{ij}$ :  $i$ 相と $j$ 相間の界面張力[N/m]、 $\alpha$ 、 $n$ : van Genuchten式のパラメータ、 $m=1-1/n$ である。

## (3) 相対浸透係数

3相系での $i$ 相における相対浸透係数 $k_{ri}$ に関しては、Parkerら<sup>4)</sup>の定式化を利用する。

$$k_{rw} = S_{we}^{1/2} \left[ 1 - (S_{we}^{1/m})^m \right]^2 \quad (4.2.10)$$

$$k_m = S_{ne}^{1/2} \left[ (1 - S_{we}^{1/m})^m - (1 - S_{te}^{1/m})^m \right]^2 \quad (4.2.11)$$

ただし、

$$S_{ie} = S_{we} + S_{ne} \quad (4.2.12)$$

#### (4) 揮発

NAPL 原液から気相への揮発項の計算には、平衡関係ではなく、物質移動係数を用いた非平衡関係式を用いている。物質移動係数である  $k_{vol}$  に関する実験値に関しては、Wilkins ら<sup>5)</sup>が求めた式を用いた。

$$Sh' = 10^{-2.79} Pe^{0.62} \delta^{1.82} \quad (4.2.13)$$

$$Sh' = k_{vol} d_{50}^2 / D_g \quad (4.2.14)$$

$$Pe = v'_a d_{50} / D_a^* \quad (4.2.15)$$

ここで、 $Pe$ ：ペクレ数、 $v'_a$ ：気相の間隙流速、 $D_a^*$ ：気相中の拡散係数である。なお、気相の間隙流速については、 $0.1\text{cm/s} < v'_a < 1.5\text{cm/s}$  の範囲で有効であることから、本研究では、特にガス吸引を行っているわけではないが、近似として最小値である  $0.1\text{cm}$  を間隙流速として設定して用いることにした。

#### (5) 残余飽和度

残余飽和度については、3章で求めた実験値である表 3.5-3 を用いることにした。

#### (6) 数値モデル化

上記(4.2.3)と(4.2.4)式を数値的に解くために、主変数を選択する必要がある。Kueper と Frind<sup>6,7)</sup>は、水・NAPL(テトラクロロエチレン)の2相系の場合、計算領域内での NAPL の有無に関係なく、水が必ず存在することに着目して、 $S_w$  と  $h_w$  を主変数として計算を行っている。一方、本研究で扱う3相系の場合は、NAPL が存在していない領域は、水-空気の2相系になるので、NAPL の有無に応じて、主変数を変更する必要がある。本研究では、NAPL が存在しない領域では主変数として  $h_w$ 、NAPL が存在する領域については  $h_{mw}$  と  $h_{an}$  を選択した。これは、水-空気の2相系での不飽和・飽和浸透流解析の際には、圧力水頭  $h_w$  を変数として解いた方が、不飽和と飽和領域の場合分けを考慮せずに統一的に解くことができる<sup>8)</sup>ということ、水・NAPL・空気の3相系に拡張したと解釈することができる。以上より、(4.2.3)と(4.2.4)式は以下のように変形される。

<NAPL が存在する場合>

$$\begin{aligned} \varepsilon \frac{\partial S_w}{\partial h_{mw}} \frac{\partial h_{mw}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left\{ \frac{k_s k_{rw}}{\mu_w} \rho_w g \left( \frac{\partial (h_{an} - h_{mw})}{\partial x} \right) \right\} \\ + \frac{\partial}{\partial z} \left\{ \frac{k_s k_{rw}}{\mu_w} \rho_w g \left( \frac{\partial (h_{an} - h_{mw})}{\partial z} - 1 \right) \right\} + Q_w \end{aligned} \quad (4.2.16)$$

$$\begin{aligned} \varepsilon \left( \frac{\partial S_t}{\partial h_{an}} \frac{\partial h_{an}}{\partial t} - \frac{\partial S_w}{\partial h_{mw}} \frac{\partial h_{mw}}{\partial t} \right) &= \frac{\partial}{\partial x} \left\{ \frac{k_s k_m}{\mu_n} \rho_w g \left( \frac{\partial h_{an}}{\partial x} \right) \right\} \\ &+ \frac{\partial}{\partial z} \left\{ \frac{k_s k_m}{\mu_n} \rho_w g \left( \frac{\partial h_{an}}{\partial z} - \frac{\rho_n}{\rho_w} \right) \right\} \\ &+ \frac{1}{\rho_n} k_{vol} (C_n^a - C_{ns}^a) + Q_n \end{aligned} \quad (4.2.17)$$

<NAPL が存在しない場合>

$$\varepsilon \frac{\partial S_w}{\partial h_w} \frac{\partial h_w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left\{ \frac{k_s k_{rw}}{\mu_w} \rho_w g \left( \frac{\partial h_w}{\partial x} \right) \right\} + \frac{\partial}{\partial z} \left\{ \frac{k_s k_{rw}}{\mu_w} \rho_w g \left( \frac{\partial h_w}{\partial z} - 1 \right) \right\} + Q_w \quad (4.2.18)$$

結局、(4.2.16)、(4.2.17)、(4.2.18)及び(4.2.6)式を  $h_{mw}$ 、 $h_{an}$ 、 $h_w$ 、 $C_n^a$  について、解くことになる。

まず、空間離散については、計算領域に関して差分法を用いて近似を行った。本研究では、前節で述べたように、NAPL の有無によって解くべき方程式が異なること、そして残余 NAPL 飽和度によって各点からの NAPL フラックス量が異なることから、各接点からの NAPL と水のフラックス量を求めた後に、各節点で物質収支式を解くことにした。そのため、時間離散化に関しても、多くの研究が陰解法を用いているのに対して、本研究では陽解法を用いることにした。

本研究で陽解法を用いた理由について、補足する。陽解法も陰解法も計算条件の設定が適切であれば、数値解はほぼ同じになる。先に示したように、本モデルでは NAPL の有無により解く方程式が異なる。例えば、一次元解析の場合を想定すると、図 4.2-1 (a)に示すように陽解法で解く場合には、 $i-1$  番目のボックスで  $S_n > 0$  の時は式(4.2.16)と式(4.2.17)を解く。また  $i$  番目のボックスも  $i-1$  番目のボックスからの NAPL のフラックスが存在するので、NAPL が存在する場合と同様に式(4.2.16)と式(4.2.17)を解く。一方、陽解法では  $\Delta t$  の間に、クーラン数の条件を満たす場合には、 $\Delta t \times q_{n,z}^{i-1} < dz$  であるから、 $i$  番目からの NAPL のフラックス( $q_{n,z}^i$ )は必ずゼロになる。よって、 $i+1$  番目のボックスでは、式(4.2.18)のみを解けば良いことになる。一方、図 4.2-1(b)の陰解法では、 $\Delta t$  時間後の  $i$  番目からの NAPL のフラックスは、 $\Delta t$  と  $i-1$  番目のボックスからのフラックスの大きさによって決定

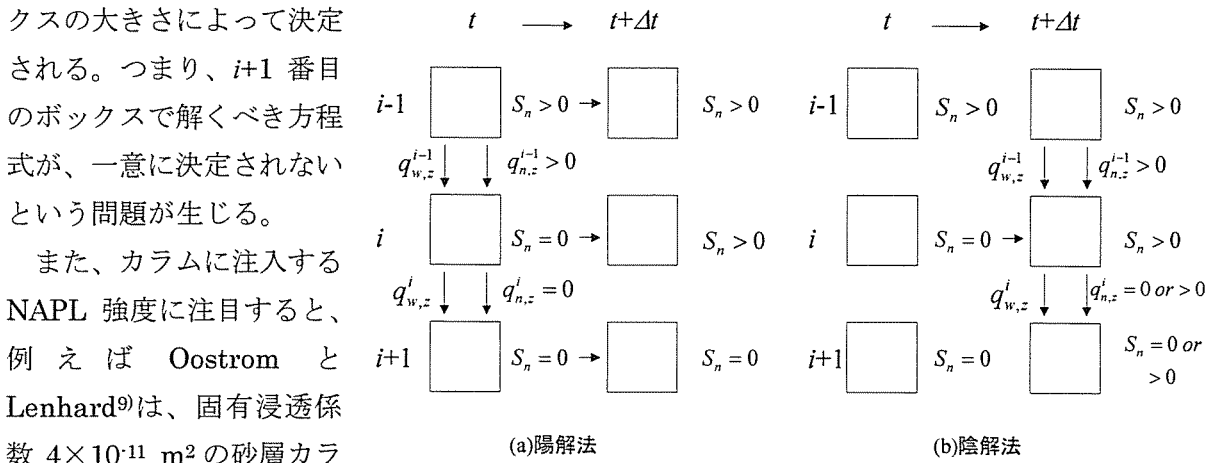


図 4.2-1 陽解法と陰解法

ム (断面積 45.34 cm<sup>2</sup>) に 2 mL/min の流量で 100 mL 注入した。つまり、NAPL 注入強度は 0.044 cm/min となる。一方、本研究における NAPL 注入強度は、0.39~17.34 cm/min であり、過去の事例と較べて大きな値である。つまり、非常に短時間に先端部が、水-空気の 2 相系から水-NAPL-空気の 3 相系に変化する状況を模擬しなくてはならない。一般に、陰解法は、静的あるいは低速な問題に、陽解法は動的あるいは高速な問題に適していると言われている<sup>10)</sup>。衝撃解析の分野では、極めて短時間に過渡的な現象を扱う必要のあること、そして非線形性を考慮しつつ高い時間分解能で解析を行う必要があることから、陽解法の方がむしろ多く用いられている<sup>10)</sup>。このような理由から、本研究では、比較対象である実験結果との比較を行うために陽解法を採用した。なお、一次元解析の際には  $dz$  は 2.5~5.0 cm であり、 $dt$  は  $1 \times 10^{-3} \sim 1 \times 10^{-4}$  s で行った。一方、二次元解析の際には、 $dx$  は 1.1~2.2cm、 $dz$  は 2.5~5.0cm であり、 $dt=1 \times 10^{-4}$  s である。なお、NAPL 注入量に対する計算結果の物質収支を確認したところ、数値誤差は 0.1%~2.1%であった。

#### 4. 3 一次元浸透モデルの適用性の評価

##### 4. 3. 1 初期条件と境界条件

本一次元浸透モデルの評価の対象となる実験値は、3 章で述べた一次元のガラスカラム実験の先端部の経時変化とステンレスカラム実験の実験終了後の水と NAPL の鉛直分布及び実験期間中の総揮発量である。両カラム実験を模擬するために、図 4.3-1 に示すような初期条件と境界条件を与えて計算を行った。 $h_{an}$  及び  $h_{nw}$  に関しては、NAPL が存在しない初期状態では定義されないが、計算上、定義する必要がある。 $h$  は水頭であり、 $h=0$  は模擬地下水面を表す。 $h < 0$  の領域では、ごくわずかな NAPL が存在すると仮定し、特性曲線より  $h_{an}$  と  $h_{nw}$  を定義した。一方、 $h > 0$  の領域では、 $h_{nw}$  は  $h < 0$  の領域と同じ考え方で定義したが、 $h_{an}$  については、全液体の飽和度の関数となることから、 $h_w$  と初期条件は等しいとした。また、 $C_n^a$  については、 $h > 0$  の飽和帯では  $S_a=0$  であるので、定義されない。また、 $h < 0$  の領域であっても  $S_a=0$  となる場合には、定義しなかった。

##### 4. 3. 2 計算条件

表 4.3-1 と 4.3-2 に計算条件を示す。計算対象とした実験値としては、実験値が比較的そろっている beads B, C 及び D 中での各 NAPL 浸透時の先端部の経時変化、NAPL の浸透停止後の NAPL と水の鉛直分布、そして実験期間中の揮発量である。

まず表 4.3-1 では、水と NAPL の鉛直分布及び揮発量の評価を行うが、Run 1~5 では主に、ガラスビーズの違いや TCE の注入方法 (A と B の 2 種類) の違い

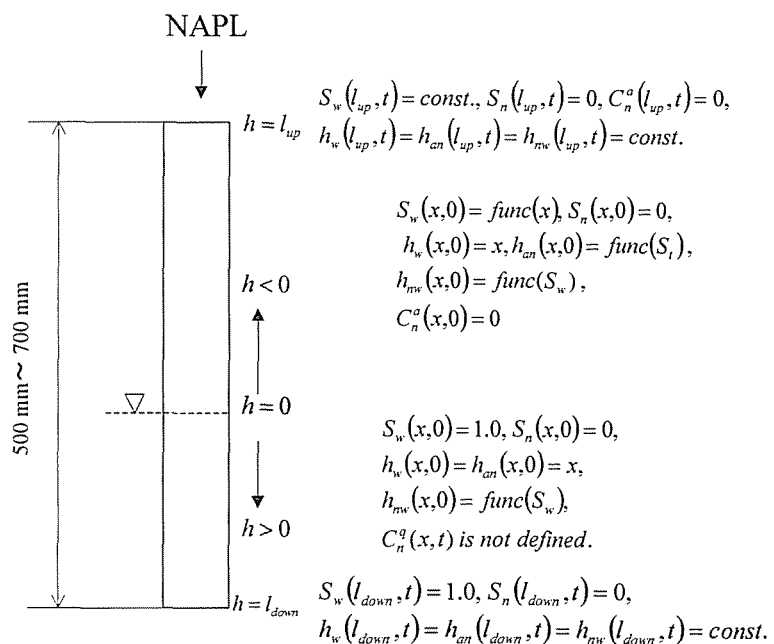


図 4.3-1 初期条件と境界条件



表 4.3-1 計算条件—鉛直分布の比較—

Run No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
(3章でのRun No.)	S2	S5	S3	S4	S6	S7	S10	S11	S9	S13	S8	S12
NAPL	TCE	TCE	TCE	TCE	TCE	TCA	TCA	TCA	toluene	toluene	Bromform	Bromform
ビーズ種類	B	B	D	D	D	C	C	D	C	D	C	D
ガラスビーズ層の高さ [cm]	65	65	65	70	65	50	50	50	50	50	50	50
地下水面の高さ [cm]	20	15	15	15	15	10	10.5	5	10	5	11	5.5
注入TCE体積 [mL]	20	29.1	20	20	33.9	20	20	20	20	20	20	20
注入時間 [s]	8	1800	60	60	2097	4	4	180	4	180	4	60
平均注入フラックス [cm/min]	15.59	0.10	2.08	2.08	0.10	17.34	17.34	0.39	17.34	0.39	17.34	1.16
実験時間 [h]	68	85	99	94	94	108	96	120	140	134	112	119

表 4.3-2 計算条件—NAPL 先端部の経時変化—

Run No.	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
(3章でのRun No.)	G3	G4	G8	G5	G9	G10	G12	G16	G15	G20	G14	G19
NAPL	TCE	TCE	TCE	TCE	TCE	TCA	TCA	TCA	toluene	toluene	Bromform	Bromform
ビーズ種類	B	B	B	D	D	C	C	D	C	D	C	D
地下水面の高さ [cm]	9	10	9.5	9.5	7.5	10	10.5	5	10	5	11	5.5
注入TCE体積 [mL]	20	20	38	20	47	20	20	20	20	20	20	20
注入時間 [s]	4	4	2303	180	2635.5	4	4	180	4	180	4	60
平均注入フラックス [cm/min]	17.34	17.34	0.057	0.39	0.062	17.34	17.34	0.39	17.34	0.39	17.34	1.16
実験時間 [h]	90	60.5	120	177	188	108	96	120	140	134	112	119

表 4.3-3 NAPL の揮発と拡散移動に関するパラメータ

	TCA		TCE		Toluene	
	beads C	beads D	beads B	beads D	beads C	beads D
総括物質移動係数 $k_{vol}$ [1/s]	$9.07 \times 10^{-3}$	$5.76 \times 10^{-3}$	$9.07 \times 10^{-3}$	$5.76 \times 10^{-3}$	$8.91 \times 10^{-3}$	$5.66 \times 10^{-3}$
気相中のTCE濃度 $C_{ns}^a$ [g/m <sup>3</sup> -air]	716	716	431	431	111	111
屈曲度 $\xi$ [-]	1.35	1.35	1.35	1.35	1.35	1.35
気相中の拡散係数 $D^a$ [m <sup>2</sup> /s]	$6.70 \times 10^{-6}$	$6.70 \times 10^{-6}$	$6.70 \times 10^{-6}$	$6.70 \times 10^{-6}$	$6.4 \times 10^{-6}$	$6.4 \times 10^{-6}$

によって生じた、水と NAPL の鉛直分布の違いを数学モデルが再現できるかどうか確かめた。次に、Run 6~12 では、NAPL の特性、特に比重、粘性、表面（界面）張力による影響を、数学モデルが再現できるかどうか確かめた。さらに、プロモホルムを除く Run 1~10 では揮発量に関して、モデルで妥当性について確かめることにした。

次に、表 4.3-2 でも同様に、Run 13~17 までは、ガラスビーズ粒径や注入方法による影響を数学モデルが再現できるかどうかを確かめた。Run 18~24 は、特性の異なる NAPL による浸透速度の違いを表現できるかどうか確かめた。

さらに、3.5 節で述べた残余 NAPL 飽和度を考慮する必要性があることを示すために、Run 1~5 及び 13~17 について、残余 NAPL 飽和度を考慮した場合と考慮しない場合を計算し、その比較を行った。

なお、揮発項に関するパラメータを表 4.3-3 に示す。総括物質移動係数  $k_{vol}$  は、(4.2.13)~(4.2.15) 式を用いた。

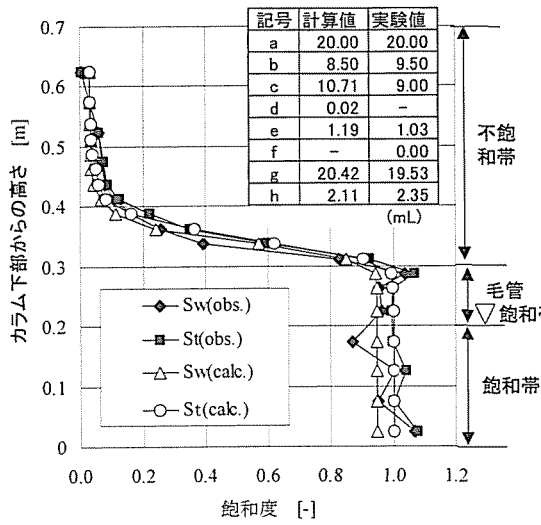
### 4. 3. 3 実験値と計算値との比較

#### (1) NAPL と水の鉛直分布

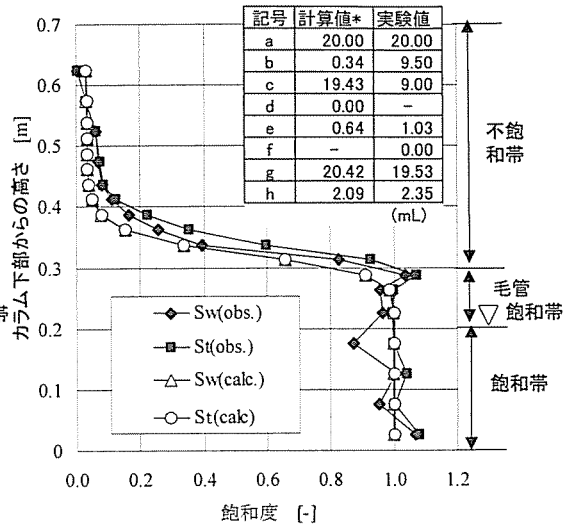
##### 1) TCE を対象とした場合の注入方法による影響

Run 1~5 について、浸透実験により求めた水と TCE の鉛直分布の測定結果(obs.)と計算結果(calc.)の比較を図 4.3.2~図 4.3.6 に示す。各図には、a)残余飽和度を考慮した場合と b)残余飽和

項目	記号	項目	記号	項目	記号	項目	記号
注入NAPL量	a	カラム下部流出量	c	カラムからの揮発量	e	合計	g
カラム中存在量	b	気相中存在量	d	カラム継ぎ目漏出量	f	誤差(%)	h



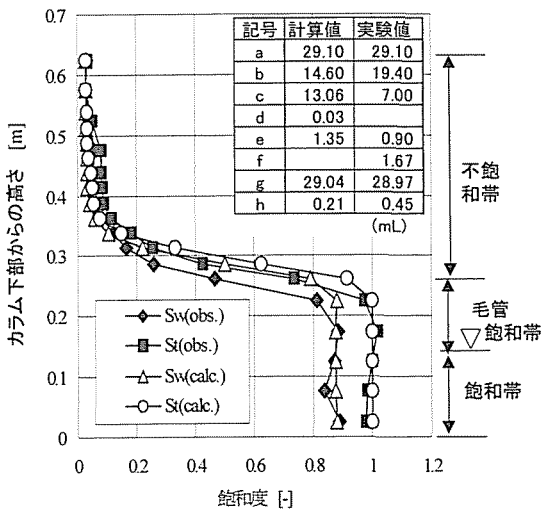
a) 残余NAPL飽和度を考慮した場合



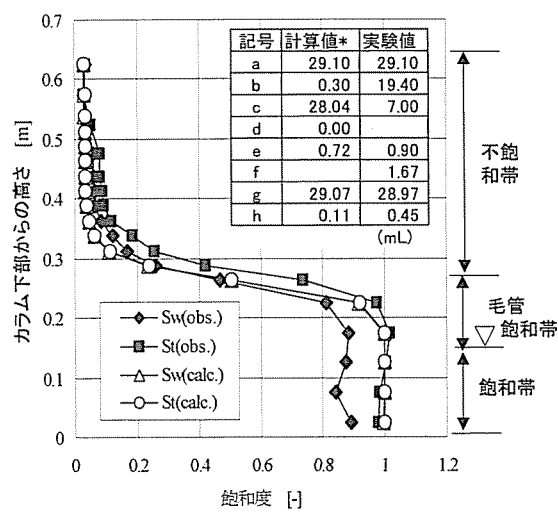
b) 残余NAPL飽和度を考慮しない場合

図 4.3-2 水と TCE の鉛直分布

(Run 1 (S2), beads B, 注入量 20mL, 注入方法 A)



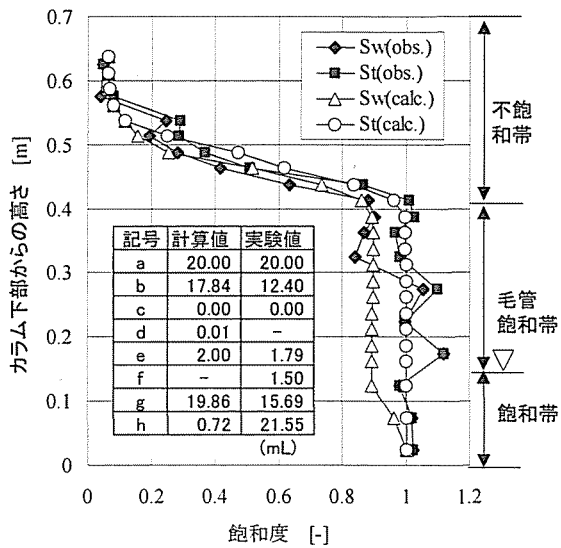
a) 残余NAPL飽和度を考慮した場合



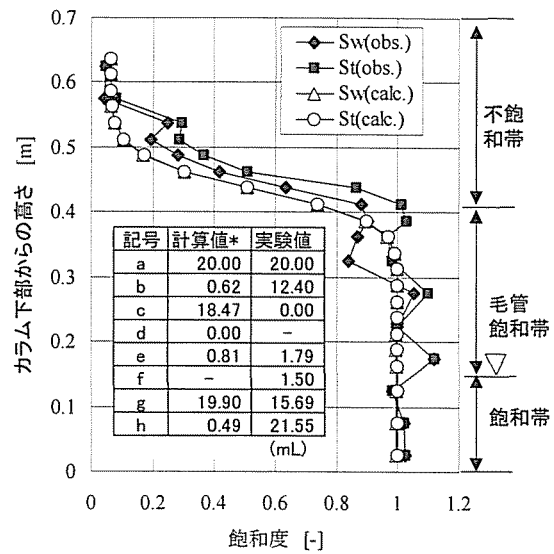
b) 残余NAPL飽和度を考慮しない場合

図 4.3-3 水と TCE の鉛直分布

(Run 2 (S5), beads B, 注入量 29.1mL, 注入方法 B)



a) 残余NAPL飽和度を考慮した場合

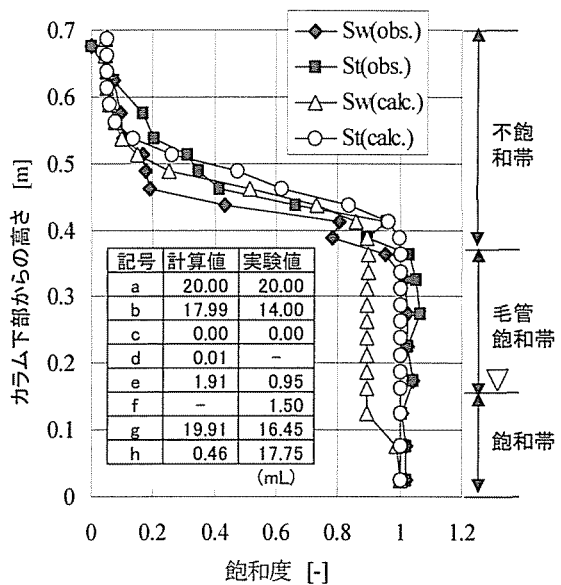


b) 残余NAPL飽和度を考慮しない場合

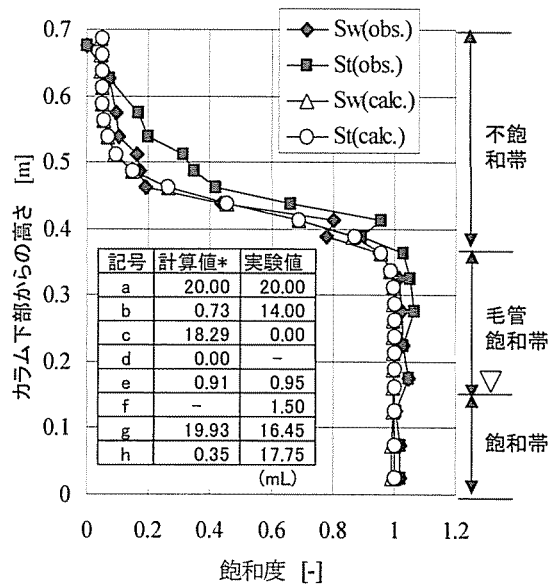
図 4.3-4 水と TCE の鉛直分布

(Run 3(S3), beads D, 注入量 20mL, 注入方法 A,

ガラスビーズ層高さ 65cm)



a) 残余NAPL飽和度を考慮した場合



b) 残余NAPL飽和度を考慮しない場合

図 4.3-5 水と TCE の鉛直分布

(Run 4(S4), beads D, 注入量 20 mL, 注入方法 B,

ガラスビーズ層高さ 70cm)

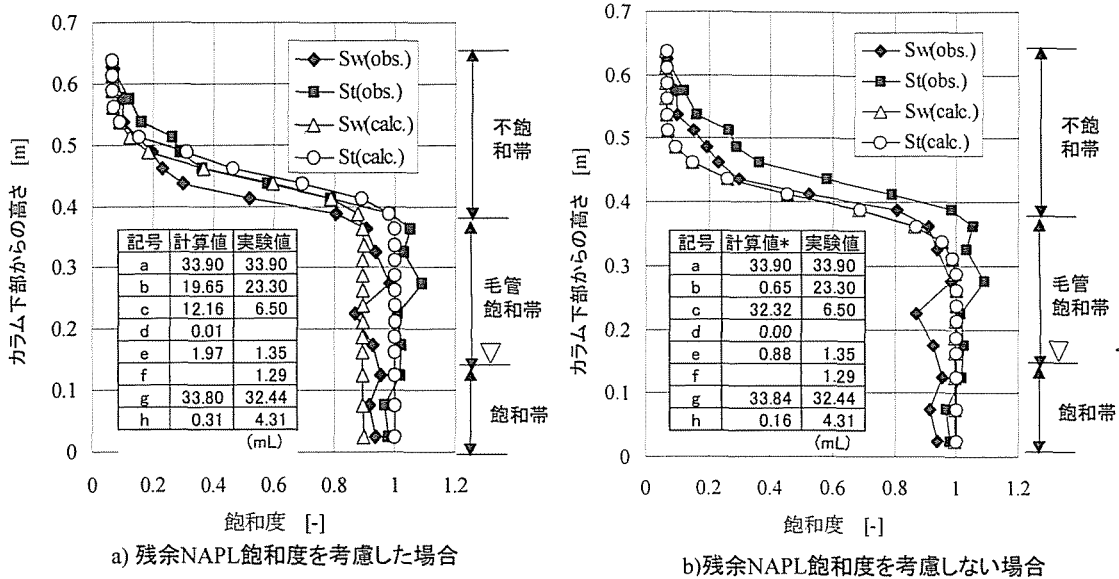


図 4.3-6 水と TCE の鉛直分布

(Run 5(S6), beads D, 注入量 33.9 mL, 注入方法 B)

度を考慮しない場合の結果を示した。横軸は飽和度であり、縦軸にはガラスビーズ層の最下端をゼロとした高さを示した。プロットは、水の飽和度と全液体飽和度を示している。すなわち、各高さにおいて、全液体飽和度と水飽和度の差が、TCE の飽和度ということになる。また、TCE の物質収支として、注入量(a)、実験終了後カラム内に存在していた TCE 量(b)、カラム下部から流出した TCE 量(c)、カラム内の間隙中の気相に存在する TCE 量(d)、カラム上端から揮発した TCE 量(e)とそれらの総和(g)についても各図に示す。総和について、実験値及び計算値が注入量と必ずしも等しくはならない。実験値については、実験上の測定誤差であり、特に Run 3 と 4 では、カラムの継ぎ目から TCE が漏出してしまい (各図では、カラム継ぎ目漏出量(f)として推定値を示している)、漏出量を考慮しても 8 割程度の回収率となってしまった。一方、計算値に関しては、数値誤差(%)を表わしている。これらの数値誤差に関しては、水と NAPL の 2 相系の場合で、陰解法と Newton-Raphson 法を用いた例では、0.059%<sup>12)</sup>であり、これに較べて本研究の誤差は大きなものになった。これは、陽解法を用いたことと、不飽和・飽和領域の解析を行ったため、 $\partial S_l / \partial h_{am}$  の非線形性が影響したものと考えられる。特に、Run 1 で大きくなったのは、 $dt$  が  $10^{-4}$  s であり、他の Run より 1 オーダー小さく、繰り返し計算回数が多くなったことが原因であると思われる。

実験値と計算値との比較を行う。

①3 章で述べたように実験結果からは DNAPL は必ずしも全量が地下水面を貫いて下方に浸透する訳ではなく、不飽和毛管帯や毛管飽和帯にも存在していた。一方、図 4.3.2～図 4.3.6 の全ての結果から分かるように、残余飽和度を考慮しない場合 (図 4.3.2～図 4.3.6 の b)) では、TCE の飽和度は  $1 \times 10^{-3} \sim 1 \times 10^{-4}$  のオーダーであり、水飽和度と全液体飽和度がほぼ同じになった。そのことは、物質収支からも明らかであり、残余飽和度を考慮しなかった場合には、ほとんどの TCE がカラム下部から流出してしまい、計算終了後カラム内に存在する TCE 量が極めて少ない値になっていた。一方、残余飽和度を考慮した場合は、毛管不飽和帯や飽和毛管帯に

も TCE が存在する様子が表現できている。

- ②beads D の Run 3 (図 4.3.4 の a)) と Run 4 (図 4.3.5 の a)) は、ガラスビーズ層の高さ以外は同じ条件である。これらでは、計算値において TCE が下方にまで浸透しており、飽和帯における測定値と計算値の違いが生じていた。これは前述したように、この Run 3 と 4 の実験では、TCE が水面に一時停滞して、飽和帯に浸透する最中で、カラム継ぎ目から TCE が漏出してしまい、実験上、TCE が下方にまでそれほど浸透しなかったものと考えられる。
- ③注入強度と時間の違いに着目し、Run 1 (図 4.3.2 の a)) と Run 2 (図 4.3.3 の a)) 及び Run 3 (図 4.3.4 の a)) と Run 5 (図 4.3.6 の a)) の比較を行う。それぞれの実験値では、注入強度が小さく、注入時間が長いほど、カラム中の水が多く排出されるため TCE が下方に分布する傾向が見られた。これに対して、Run 2 (図 4.3.3 の a)) と Run 5 (図 4.3.6 の a)) で示すように、本モデルはその傾向も表現できることが分かった。よって、本実験範囲内で、注入条件を変更した場合の、本数学モデルの追随性を確かめることができた。

## 2) NAPL の特性による影響

Run 6~12 についての計算結果と実験結果の比較を図 4.3.7~図 4.3.13 に示す。プロットの仕方は、前節と同様である。以下に、実験値と計算値の比較に関して得られた知見を述べる。

- ④まず TCE とほぼ同様の特性を有する TCA の場合、図 4.3.7 の Run 6 と図 4.3.8 の Run 7 では、毛管不飽和帯の部分において、実験値と計算値の間に若干違いが見られた。Run 6 と 7 の実験条件の違いは、ガラスビーズ充填高さと同様地下水面の高さの設定のみである。つまり、TCA が浸透する不飽和帯の長さは同じ条件である。しかし、この両者の実験値の間においても、TCA の分布の違いが見られる。例えば、両者の毛管飽和帯(sc)の長さが異なる。これより、同様の実験条件でも、充填条件などの違いにより、高さにして 2~3cm 程度の分布の違いは見られる。このような違いが生じる一つの要因として、計算に用いた空気-水の特性曲線 (図 3.3-1) と実際に充填した時の特性曲線が異なっていたことが挙げられる。もし仮に、特性曲線に関するパラメータが適切に設定されたならば、実験値と計算値は一致したと考えられる。このことから、前節の結果も踏まえると、TCE や TCA については、本モデルが適用可能であることが分かる。
- ⑤また、beads D の場合の図 4.3.9 に着目すると、毛管不飽和帯の高さがほぼ一致していること、高さ 0.5-0.6m に TCA が停滞していること、そして地下水面まで TCA が到達せず毛管飽和帯にとどまっていると言う点で、計算値が実験値に良く一致していると言える。また、前節の図 4.3.5 の TCE と比較してみると、注入量に差があるが、比重の大きな TCE の方がより下方に浸透するという傾向が得られている。
- ⑥次に、LNAPL であるトルエンに関しては、図 4.3.10 と図 4.3.11 に示すように beads C と D 両方に対して、計算値の方が若干下方にまで浸透する結果になった。また、その分布形状も異なっていた。その原因としては、二つ考えられる。一つは実験値であり、地下水面付近でカラムとカラムの間からトルエンが漏出するという現象が見られた。従って、その漏出が無ければトルエンはさらに下方にまで浸透した可能性もあるということである。もう一つは、解析上の問題でトルエンと水の界面張力と水飽和度の関係を表す特性曲線に van Genuchten 型<sup>12)</sup>の曲線を用いたことが考えられる。Oostrom ら<sup>9)</sup>は、van Genuchten 型の曲線よりも Brooks-Corey 型の曲線を用いた方が、LNAPL の鉛直分布は実験値と良く一致することを確かめている。分布

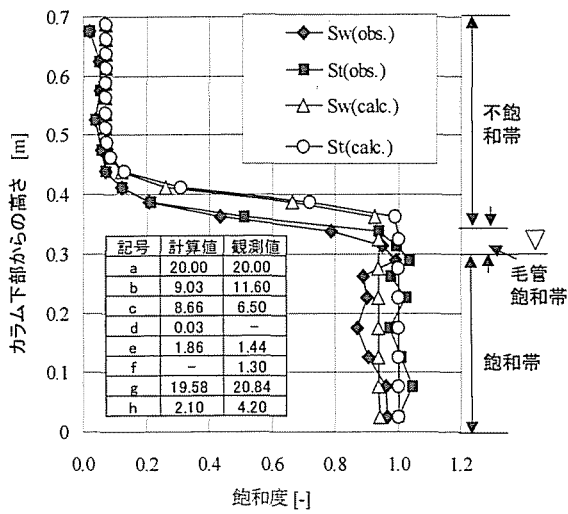


図 4.3-7 水と TCA の鉛直分布  
(Run6(S7), beads C, 注入量 20mL)

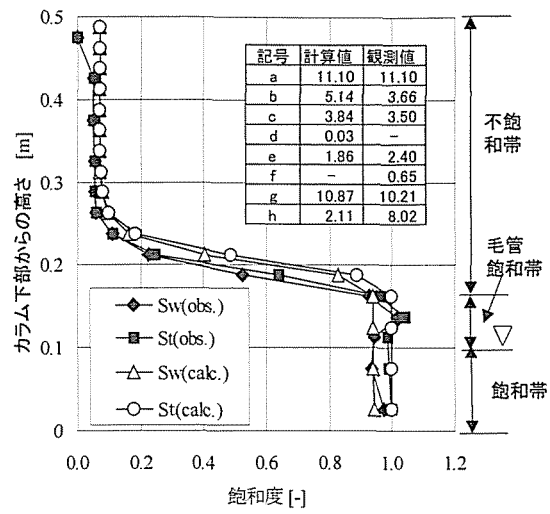


図 4.3-8 水と TCA の鉛直分布  
(Run7(S10), beads C, 注入量 11.1mL)

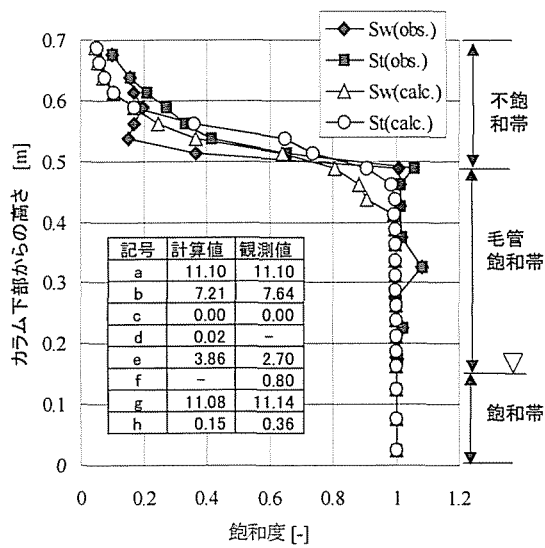


図 4.3-9 水と TCA の鉛直分布  
(Run8(S11), beads D, 注入量 11.1mL)

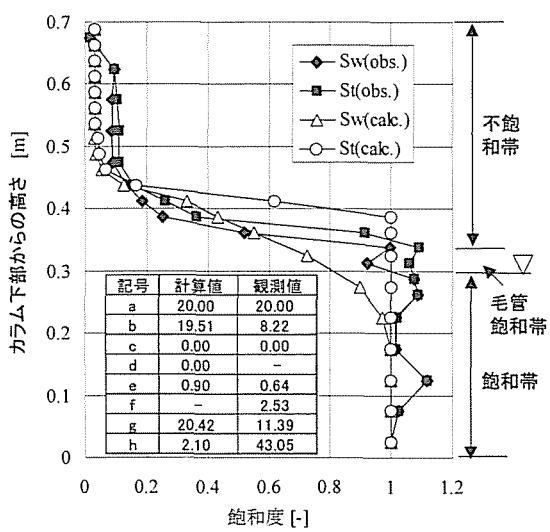


図 4.3-10 水とトルエンの鉛直分布  
(Run9(S9), beads C, 注入量 20mL)

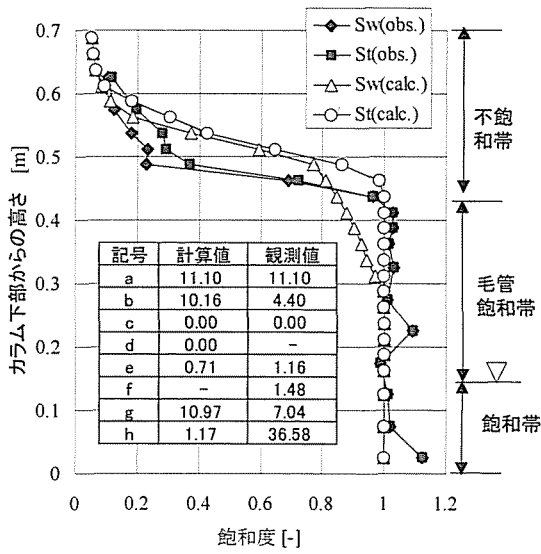


図 4.3-11 水とトルエンの鉛直分布  
(Run10(S13), beads C, 注入量 11.1mL)

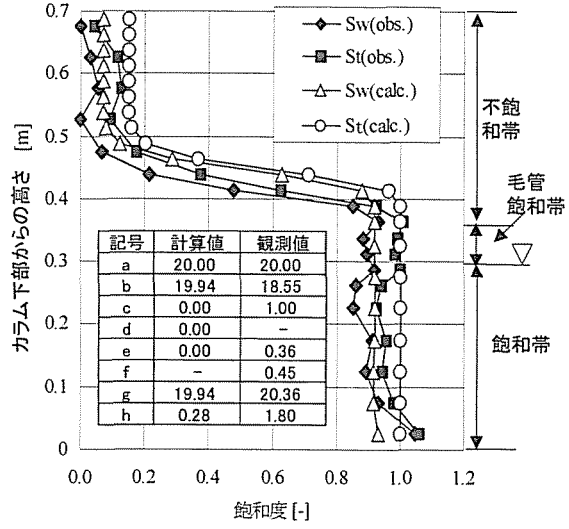


図 4.3-12 水とブロモホルムの鉛直分布  
(Run11(S8), beads C, 注入量 20mL)

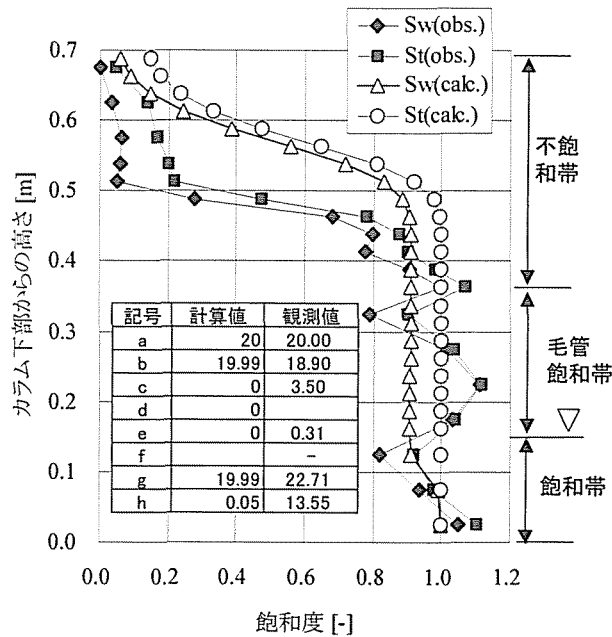


図 4.3-13 水とブロモホルムの鉛直分布  
(Run12(S12), beads D, 注入量 20mL)



形状が異なっていたのは、特性曲線の選択が影響したと思われる。結局、本モデルでによる LNAPL の鉛直分布の推定に関しては、地下水面付近に停滞するという LNAPL の基本的な特性は定性的には表現できたものの、定量的な評価に関しては十分であるとは言えず、特性曲線の選択など工夫が必要であることが分かった。

⑦次に、比重が大きく濡れ定数が負であるプロモホルムに関しては、3章で述べたように実験値より TCE や TCA とは異なる挙動を示した。それは、不飽和・飽和領域にかかわらず残余飽和度が一定量分布していることである。そのため、計算においても残余プロモホルム飽和度を水飽和度に関係なく一定値（表 3.5-3 に示すように beads C の場合は 0.08、beads D の場合は 0.086）と設定して計算した。そこで、図 4.3-12 と図 4.3-13 に示すように計算値と実験値の比較をしてみると、beads C では一致する傾向にあるが、beads D に対しては、毛管不飽和帯の部分が一致しない。実際の実験では、前述したように、プロモホルムはカラム断面に対して均質に流れるのではなく、部分的に流れる傾向にあった。それは、濡れ定数と比重の大きさを説明できる。前述したように TCE と TCA 及びトルエンの濡れ係数は正であるのに対して、プロモホルムの濡れ係数は負である。つまり、プロモホルムはガラスビーズ間隙内では水膜状に広がって移動しているわけではなく、注入直後から流体粒を形成しながら浸透していると考えられる。すなわち、濡れ性の影響と比重が他の NAPL よりも大きいことを反映して、プロモホルムがカラム断面に広がらずに、部分的に下方に早く浸透したと考えられる。また、3章で示したように、3相系での特性曲線に関して、プロモホルムのみ表面張力から予測される曲線と一致しなかった。これは、濡れ定数が負である液体に関しては毛管理論をベースにした理論そのものが成立しないことを示唆している。つまり、図 4.3-12 では、一見、計算値と実験値は一致していると思われるが、実際の現象では、プロモホルムは毛管理論、すなわち空気・プロモホルム・水の 3 相系の特性曲線の関係が成立しない可能性がある。従って、本研究で提案するモデルがプロモホルムに適用できるとは言えない。よって、濡れ定数が負であるような NAPL に関しては、本研究で提案する NAPL 一次元浸透モデルは適用できないことが分かった。

## (2) 実験期間中における揮発量

揮発量に関しては、図 4.3.2~4.3.13 に物質収支として記載されているが、改めて表 4.3-4 に整理した。これより、実験値と計算値はほぼ一致していると言うことができる。蒸気圧の大きさは、TCA>TCE>トルエンの順であり、実験値、計算値ともにその順序通りであった。また、NAPL 層から気相への揮発フラックスの算出には、平衡関係ではなく、非平衡関係を用いた。本研究では、実験期間が 3 日~5 日程度と短く、長期的な観点からの揮発量に関するモデル式の選定やパラメータの設定などの考察を行うことができなかったが、揮発量に関しては、一次近似的に本研究で用いたパラメータで、各 NAPL の揮発量を推

表 4.3-4 揮発量の比較

Run No.	NAPL	beads	実験期間(h)	実験値(mL)	計算値(mL)
1	TCE	B	68	1.03	1.19
2	TCE	B	85	0.90	1.35
3	TCE	D	99	1.79	2.00
4	TCE	D	94	0.95	1.91
5	TCE	D	94	1.35	1.97
6	TCA	C	108	1.44	1.86
7	TCA	C	96	2.40	1.86
8	TCA	D	120	2.70	3.86
9	Toluene	C	140	0.64	0.90
10	Toluene	D	134	1.16	0.71

測できることを示した。

### (3) NAPL 原液の先端部の経時変化

これまでは、NAPL のカラム層中での移動が停止した状態についてモデルの評価を行ってきた。しかし、モデルの適用性を評価するためには、非定常状態での NAPL の浸透挙動についても検討する必要がある。しかし、本実験では、NAPL 浸透最中の飽和度分布データは取得しておらず、飽和度の比較による検討は不可能である。そのため、本研究では、ガラスカラム実験で得られた NAPL 原液の浸透先端部の軌跡をデータとして、本モデルの検討を行うことを試みた。

#### 1) TCE を対象とした場合の注入方法による影響

まず、TCE プリュームの先端部の移動速度についての比較を図 4.3.14～図 4.3.18 に示す。実験値は、TCE の浸透する様子を撮影したビデオ画像より、目視によりプロットした (3 章で示した先端部の経時変化と同様である)。この場合、必ずしもカラムの断面に対して均一に TCE が浸透しなかったため、正面(Obs.front)、左側面(Obs.left)、右側面(Obs.right)のそれぞれの方向から観察された先端部の軌跡をプロットした。横軸は時間を対数で示しており、縦軸はガラスビーズ層の最下端からの高さである。

一方、計算値では、TCE プリュームの先端部の定義を目視によって行うことができないので、計算格子上的 TCE 飽和度が  $10^{-3}$  になった時、TCE のプリュームの先端がその地点を通過したものと定義してプロットした(Calc.)。なお、飽和度が  $10^{-2}$  となる点のプロットも行ったが、大きな変化はみられなかった。これは、先端部の飽和度の変化は非常に早いことを意味している。前節の鉛直分と同様に、残余飽和度を考慮した場合(with residual)と考慮しなかった場合(with no residual)をプロットした。

①Run 13 (図 4.3.14) と Run 14 (図 4.3.15) を較べると、この両者は模擬地下水面の高さが 1cm 異なるのみで、ほとんど同様条件の実験であるが、実験での TCE 原液の先端部の軌跡は異なっていた。これは、ガラスビーズの充填の状態や、注入時のわずかな誤差によって生じた実験上の誤差であると考えられる。残余飽和度を考慮した場合と考慮しなかった場合の計算値を較べると、毛管不飽和帯に達したところから両者の違いが大きくなり、カラム底に (高さ=0) に到達する時間は 1 時間ほど異なっていた。しかし、前述したように実験値の誤差が比較的大きかったために、残余飽和度を考慮しなかった場合とした場合ではどちらがより測定値を表現できていたかは判断できなかった。

②一方、Run 16 である図 4.3.17 に示すように、beads D の場合には、残余飽和度を考慮しなかった場合が、カラム底にまで到達しているのに対し、残余飽和度を考慮した場合は、毛管飽和帯の途中で停滞していた。実験値では、最終的にはカラムの底にまで到達しているが、実際にビデオ画像をみると、ガラスカラムの壁面を沿って流れてしまった様子が伺えた。よって、前節同様に、残余飽和度を考慮することによって、水より比重の大きい DNAPL でも、注入した NAPL が毛管飽和帯の途中で停滞するという現象が表現することができたと言える。

③また、注入条件の違いに関しては、bead B の Run 15 の場合 (図 4.3.16) は、実験値と一致する

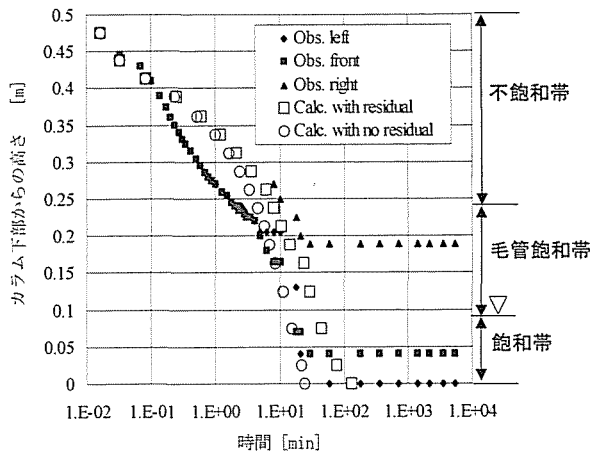


図 4.3-14 TCE 原液の先端部の軌跡  
(Run 13 (G3), beads B)

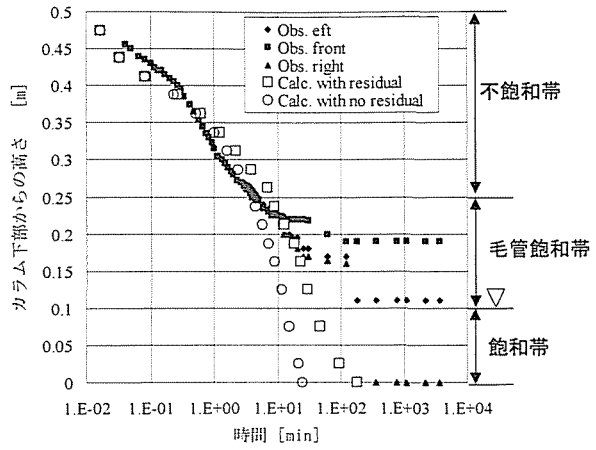


図 4.3-15 TCE 原液の先端部の軌跡  
(Run 14 (G4), beads B)

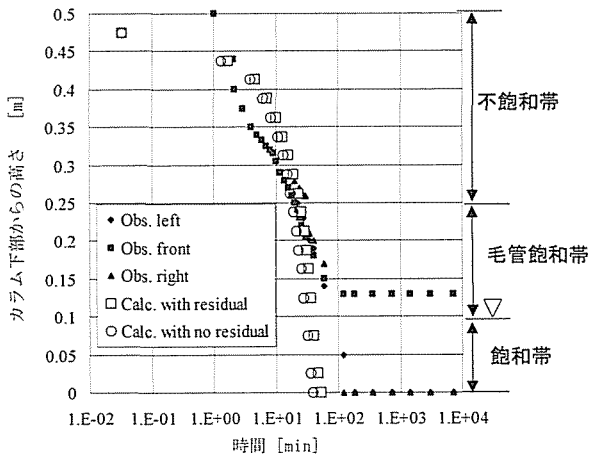


図 4.3-16 TCE 原液の先端部の軌跡  
(Run 15 (G8), beads B)

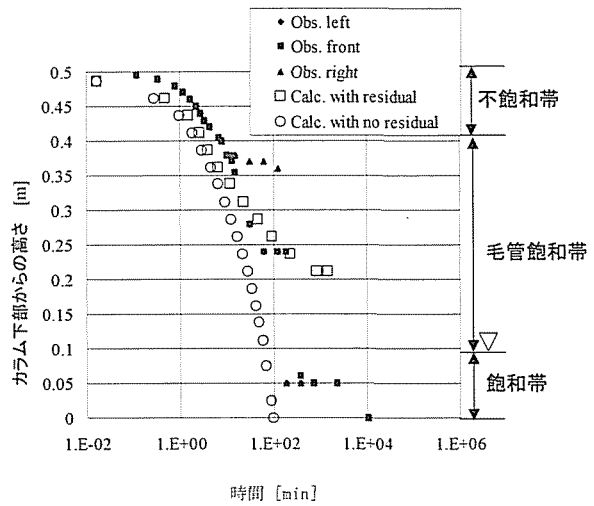


図 4.3-17 TCE 原液の先端部の軌跡  
(Run 16 (G5), beads D)

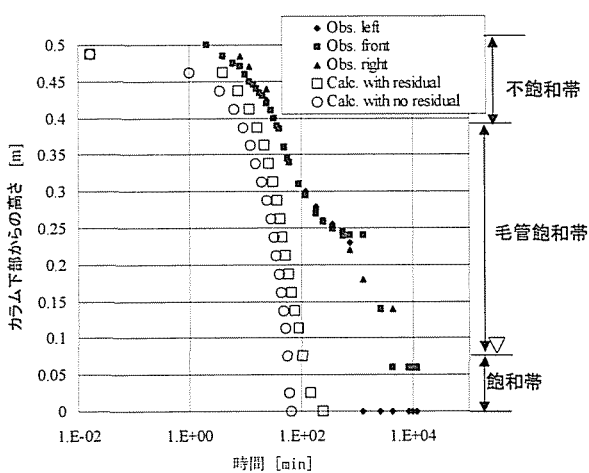


図 4.3-18 TCE 原液の先端部の軌跡  
(Run 17 (G9), beads D)

傾向にあったが、beads D の Run 17 の場合（図 4.3-18）は計算値の方が TCE 浸透速度が大きい傾向があった。おそらく、先述したように、同様の実験条件でも浸透速度がかなり異なる可能性もあることから、Run 17 の場合は、検証データとして実験値に問題があったことも、実験値と測定値の差の要因であると推察される。

## 2) NAPL の特性による影響

次に、特性の異なる NAPL 原液の先端部の移動速度についての比較を図 4.3-19～図 4.3-25 に示す。いずれも、表 3.5-3 に示した残余飽和度を考慮した結果である。以下に、実験値と計算値の比較により得られた知見を述べる。

- ①図 4.3-19～図 4.3-21 に示すように TCA については、NAPL プリュームの先端部の浸透に関する計算値と実験値が、良く一致していることが分かる。
- ②一方、図 4.3-22 と図 4.3-23 に示すようにトルエンに関しては、前節の鉛直分布同様に、計算値の方が若干下方に浸透してしまうことが分かった。これは、前節同様の理由であると考えられる。先端部の移動速度という点からも、本研究で提案するモデルは、LNAPL への適用は不飽和帯での解析に限定されてしまう。しかし、先ほど示したように、特性曲線を Brooks-Corey 型の関数で表現するなど、改良の余地があると思われ、今後の課題である。
- ③図 4.3-24 と図 4.3-25 には、プロモホルムに関するプリューム先端部の浸透速度に関する比較を示す。これより、鉛直分布同様に、計算値と観測値が良く一致していると思われる。しかし、前節で述べたように濡れ定数が負であることが理由で、実際の浸透挙動は、ビデオ画像で確認する限り、カラム断面に対して部分的にプロモホルムが浸透していることが、他の NAPL よりも顕著であると確認された。3 章で述べたように、密度と粘性の比（動粘性係数）は NAPL の浸透速度を決定する一つの要因であるが、プロモホルムは粘性が大きいため、その動粘性係数が他の NAPL よりも大きな値となる（表 3.3-1 参照）。しかしながら、プロモホルムの先端部の移動速度は、他の NAPL よりも大きかった。つまり、プロモホルムの場合は必ずしも比重、粘性などの流体特性のみでは浸透速度は説明することができない。よって、NAPL の浸透挙動を考える際には、比重、粘性に加えて濡れ定数が決定要因の一つとして加わることになる。すなわち、本研究で提案を行った毛管理論に基づいた三相流れモデルは、濡れ定数が負であるプロモホルムのような NAPL には適用はできないことが分かった。

## 4. 3. 4 まとめ

本節では、キャピラリーモデルに揮発項を導入した NAPL 一次元浸透モデルを構築し、不飽和・飽和領域における NAPL 原液の先端部の移動速度と移動が停止した段階での NAPL と水の鉛直分布、さらに揮発量に関して得られた実験値との比較を行った。これより得られた知見を以下にまとめる。

- 1) 本研究により、TCE と水の鉛直分布、揮発量、さらに TCE の浸透速度を表現するためには、残余 NAPL 飽和度を考慮する必要性のあることが示された。
- 2) 実験値では、注入強度が小さい場合、カラム中の水がより多く排水されるために、TCE の分布が下方に存在する傾向にあったが、本モデルはその傾向も表現できることが分かった。つまり、注入強度や時間に対して、モデルの追従性が示された。

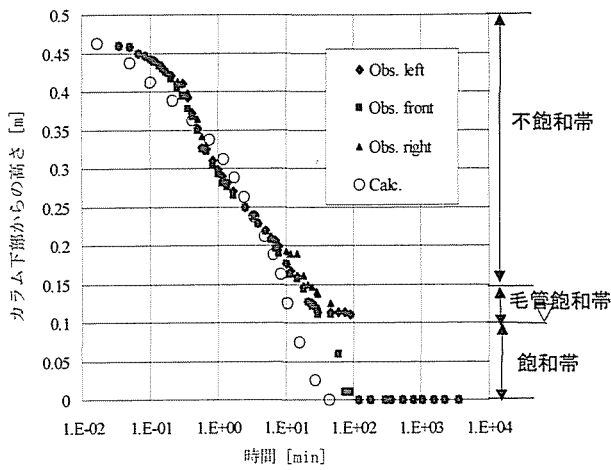


図 4.3-19 TCA 原液の先端部の軌跡  
(Run 18 (G10), beads C)

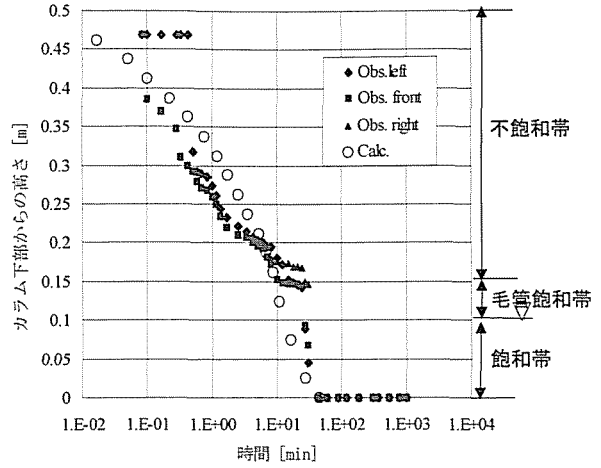


図 4.3-20 TCA 原液の先端部の軌跡  
(Run 19 (G12), beads C)

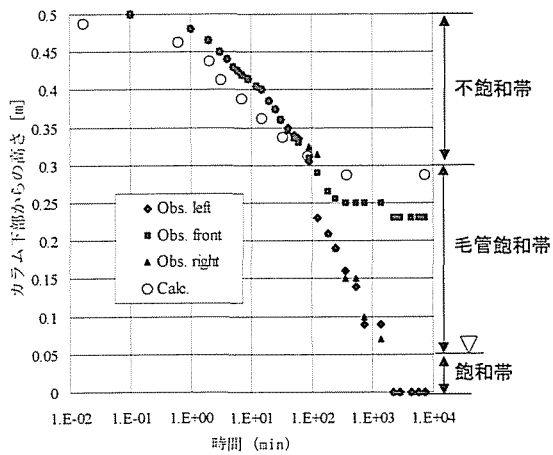


図 4.3-21 TCA 原液の先端部の軌跡  
(Run 20 (G16), beads D)

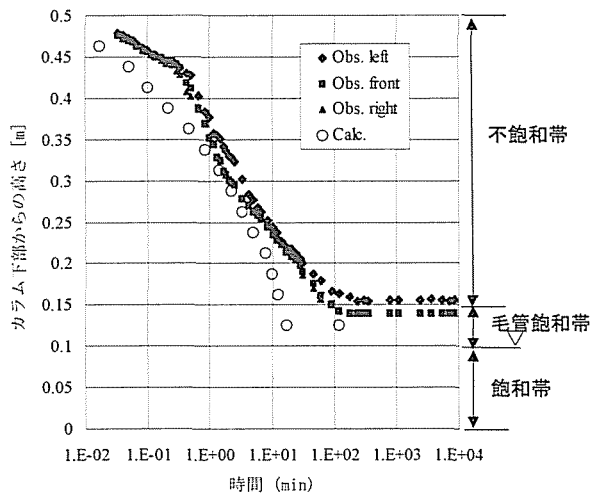


図 4.3-22 トルエン原液の先端部の軌跡  
(Run 21 (G15), beads C)

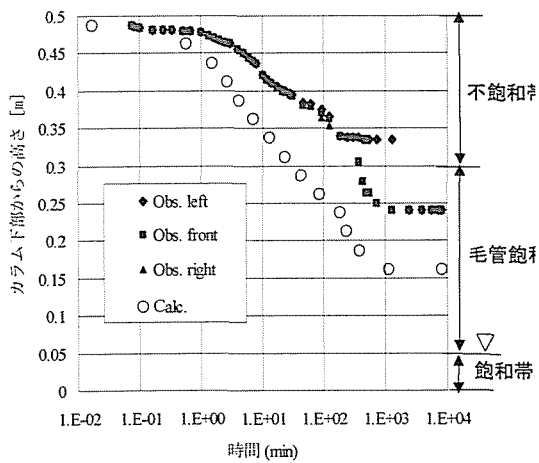


図 4.3-23 トルエン原液の先端部の軌跡  
(Run 22 (G20), beads D)

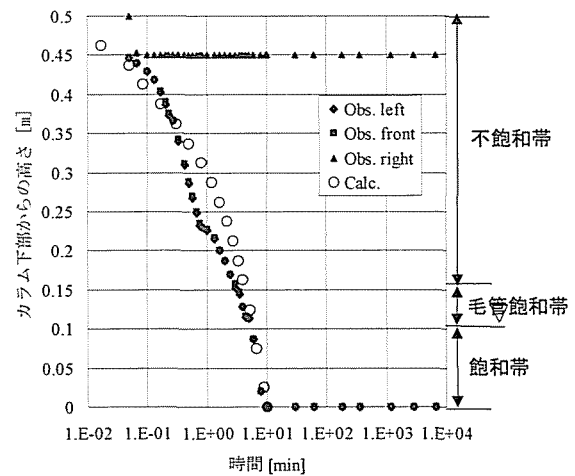


図 4.3-24 ブロモホルム原液の先端部の軌跡  
(Run 23 (G14), beads C)

3)特性の異なる NAPL に対して、本モデルの適用性を検討したところ、TCE とほぼ同様の特性を有する TCA の不飽和・飽和領域における浸透挙動に関しては、その鉛直分布、浸透速度、揮発量共に、良く表現できることを確かめた。

4)トルエンに関する検討結果により、本モデルを LNAPL に関して適用した場合には、下方方向への浸透に関して若干過大評価してしまう可能性が指摘された。すなわち、このモデルは、LNAPL への適用に関しては十分ではなく、特性曲線を Brooks-Corey 型に変更するなど改良の余地のあることが分かった。一方、揮発量に関しては、推測可能であることを示した。

5)プロモホルムに関しては、計算値と実験値の比較に関して、一部の条件で、その両者は一致していた。しかし、本研究で提案するモデルの前提条件である毛管理論が成立しない可能性が指摘された。すなわち、濡れ定数が負である NAPL に関しては、毛管理論を前提としたモデルは適用できないことを示唆した。

4) 以上より、毛管理論を前提とした本研究で提案する一次元 NAPL 浸透モデルは、濡れ定数が正である DNAPL に関しては、適用可能であることが、TCE と TCA の 2 つの NAPL による検討結果により示すことができた。

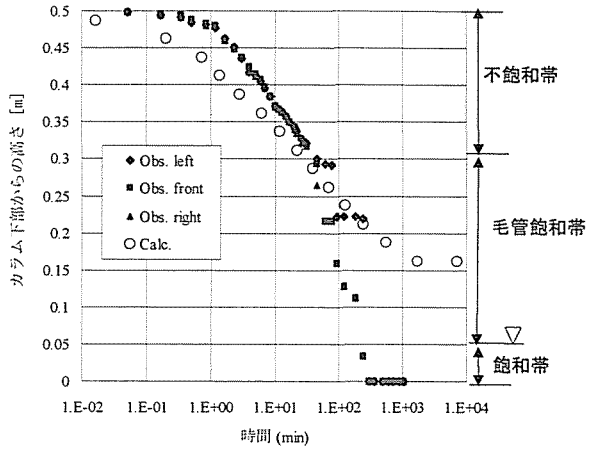


図 4.3-25 プロモホルム原液の先端部の軌跡 (Run 24 (G19), beads D)

#### 4. 4 二次元浸透モデルの適用性の評価

##### 4. 4. 1 初期条件と境界条件

まず、計算メッシュを図 4.4-1 に示す。Δx は 1.1cm 又は 2.2cm であり、Δz は 2.5cm 又は 5cm である。これらのメッシュの大きさは前節の 1 次元浸透計算で得られたメッシュを参考に決定した。また、初期条件及び境界条件を図 4.4-2 に示す。初期条件については、一次元浸透計算と同様に、 $h_{an}$  及び  $h_{mw}$  に関しては、NAPL が存在しない初期状態では定義されないが、計算上、定義する必要がある。地下水水面より上は、ごくわずかな NAPL が存在すると仮定し、特性

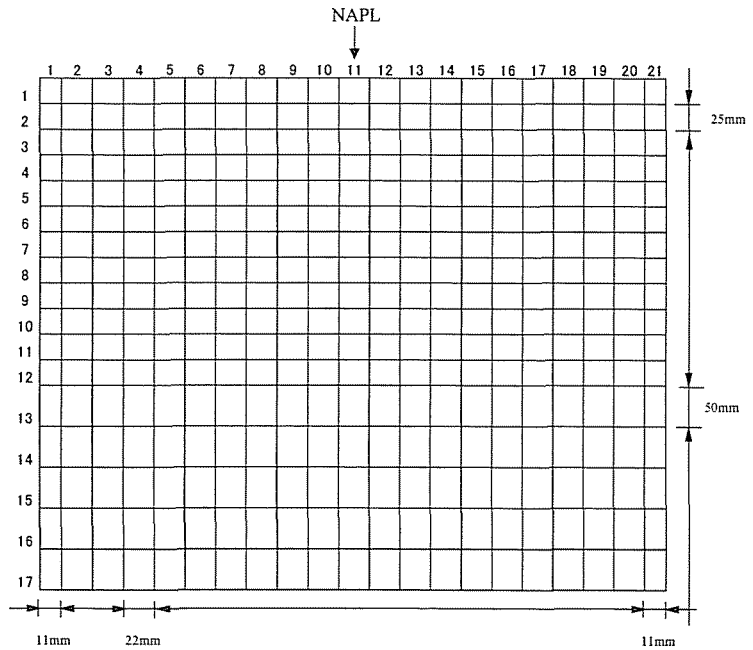


図 4.4-1 二次元浸透モデルの計算格子

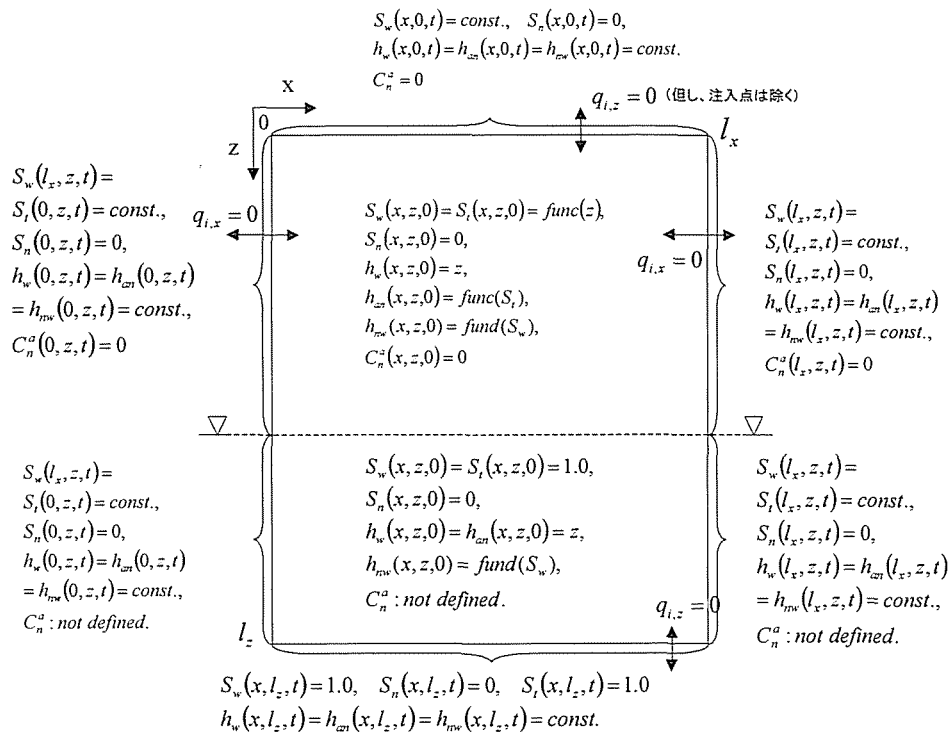


図 4.4-2 境界条件と初期条件

曲線より  $h_{an}$  と  $h_{mw}$  を定義した。一方、地下水面よりも下の領域では、 $h_{mw}$  は地下水面よりも上の領域と同じ考え方で定義したが、 $h_{an}$  については、全液体の飽和度の関数となることから、 $h_w$  と初期条件は等しいとした。

また、境界条件については、地下水流れがある場合には、左右境界の地下水面の位置を任意に設定することで模擬することにした。また、地下水面よりも上の領域の左右の境界では、水及び NAPL 相の移動が無いものとした。

#### 4.4.2 計算条件

二次元浸透数学モデルの検証を行うために行った計算条件について説明する。まず、TCA 及びトルエン原液の二次元分布を評価するために表 4.4-1 に示す計算を行った。Run 25~30 までは、

表 4.4-1 二次元浸透計算条件

Run No.	4章の Run No.	NAPL	注入量 (mL)	注入方法	注入時間	地下水位	
						上流側	下流側
25	T1	TCA	20	A	3s	20.0	20.0
26	T2	TCA	50	A	7s	21.7	21.7
27	T4	TCA	51.8	B	50min	20.0	20.0
28	T5	Toluene	20	A	3s	20.0	20.0
29	T6	Toluene	50	A	10s	20.6	20.6
30	T7	Toluene	50	B	45min	20.2	20.2
31	T13	TCA	50	A	7s	21.0	20.7
32	T14	TCA	20	A	3s	22.0	20.5
33	T15	TCA	50	A	7s	21.8	19.9
34	T16	Toluene	50	A	7s	21.0	20.7



地下水流れの無い条件であり、注入量や注入強度が異なっている。一方、Run31～34に関しては、地下水流れのある条件である。また、NAPL 注入後 24 時間経過した後の NAPL 原液の二次元分布を実験値として用いたので、本来ならば、計算値も 24 時間後のデータを用いるべきであるが、二次元に次元を増やしたことによる計算時間等の制約から、Run 2 と 6 のみ 24 時間後のデータで比較することにした。残りの Run については、ビデオ画像で得られた 1 時間後の NAPL 原液分布との定性的な比較を行うことにした。以上の理由により、揮発項は考慮して計算してはいるが、実験期間中の揮発量の評価は、Run 2 と 6 のみで行うことにした。

また、溶解項については、前述したように、今回行った実験が短期間であり、また装置内の水を循環させていたこともあり、溶解量が注入 NAPL 量に比べて少なかった。例えば、TCA で 0.2～0.4%（地下水流れ無しの場合）、0.5～2.0%（地下水流れのある場合）であり、トルエンでは TCA より 1 オーダーさらに低かった。また、溶解量を評価するためには、飽和帯の NAPL 分布がモデルで正しく再現できることが前提となる。従って、本研究ではまず NAPL 原液の分布の評価を優先し、溶解項は無視して計算を行った。

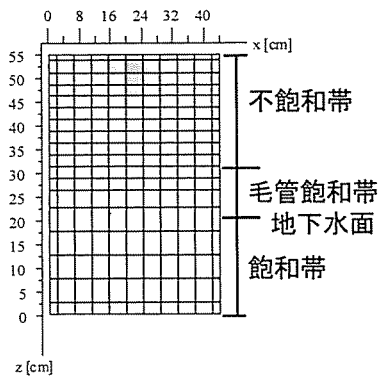
#### 4. 4. 3 実験値と計算値の比較

##### (1) NAPL 注入 24 時間後の NAPL 二次元分布と揮発量の比較

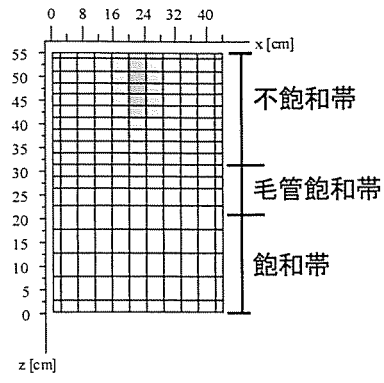
飽和度分布の経時変化の一つの例として、TCA (Run26) の場合を図 4.4-3 に、トルエン (Run29) の場合を図 4.4-4 に、NAPL 注入後 10 秒、30 秒、3 分、10 分、20 分、1 時間、12 時間そして 24 時間後の二次元分布をそれぞれ示す（表示されているメッシュの大きさは、計算格子とは異なる）。なお、計算結果は装置左上を原点として示している。また、これらの図では、メッシュ中の色の濃度が飽和度を表すが、各図において飽和度の最大値が異なるため、最大飽和度を参考のために記載した。

- ①これらの図より両 NAPL に共通して言えることが、不飽和帯では、注入直後で決定された横方向の広がり維持されて下方へ浸透することが確かめられた。これは実験で確認された現象と同傾向である。実験値では、両 NAPL ともに、注入ライン ( $x=22\text{cm}$ ) から 6cm ほど広がっていたが、計算値では、平均的なメッシュ中の飽和度を示しているため、厳密な比較はできないが、1つのメッシュの横の長さが 4cm なので、横方向に 6cm 程度ずつ広がっていることになり一致していた。
- ②さらに、下方への浸透速度も、ビデオ画像結果（図 3.4-5 と図 3.4-9）ともおおよそ一致している。例えば、TCA の場合、30 秒と 3 分の計算値を図示してあるが、実験値では 1 分経過した時の TCA 原液の先端部は、ガラスビーズ底から 30cm の所に位置していた。トルエン原液の先端部の位置は、35cm であった。
- ③本研究で注目している毛管飽和帯では、DNAPL であっても地下水面よりも上方にもかなりの量の TCA が停滞していることが確かめられ、トルエンの場合も、地下水面よりも上方に全てが停滞し、横方向へ広がっていることが、定性的ではあるが確認できた。

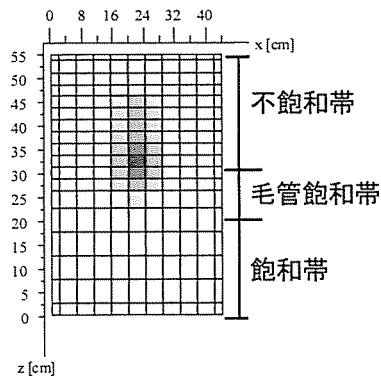
そこで、飽和度の定量的な評価を行うために、24 時間後の NAPL 原液二次元分布の比較を行う。図 4.4-5 には TCA、図 4.4-6 にはトルエンの比較を示す。実験値は、3 章で得られたものであり、ビデオ画像図も比較のために示す。



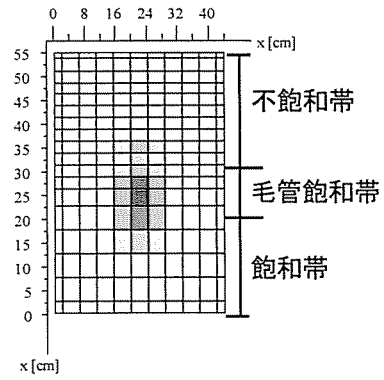
10 s (最大飽和度 0.751)



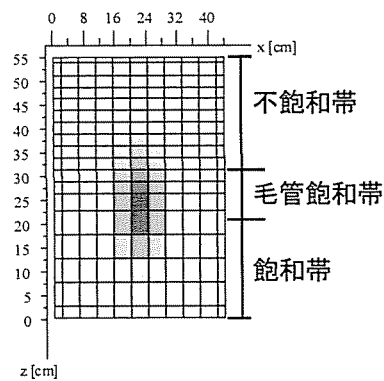
30 s (最大飽和度 0.467)



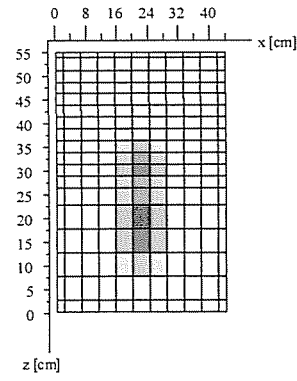
3 min (最大飽和度 0.242)



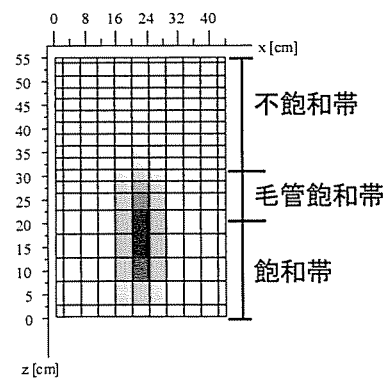
10 min (最大飽和度 0.196)



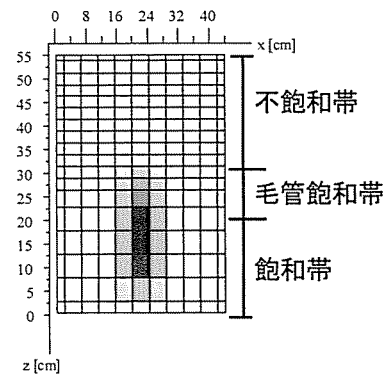
20 min (最大飽和度 0.162)



1 h (最大飽和度 0.138)

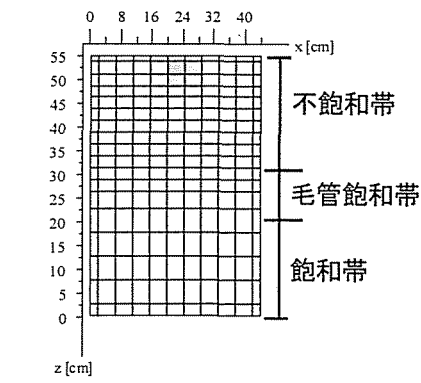


12 h (最大飽和度 0.107)

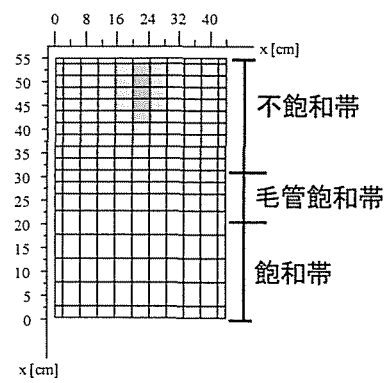


24 h (最大飽和度 0.104)

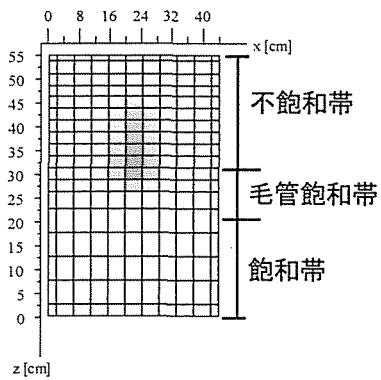
図 4.4-3 TCA の二次元浸透計算の例 (Run 26, 注入量 50 mL, 注入方法 A)



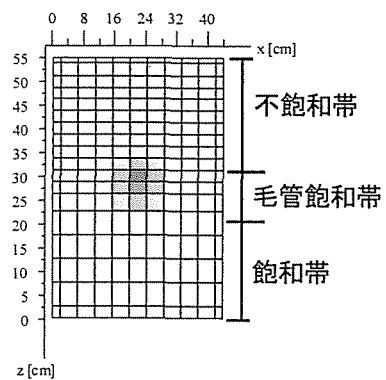
10 s (最大飽和度 0.926)



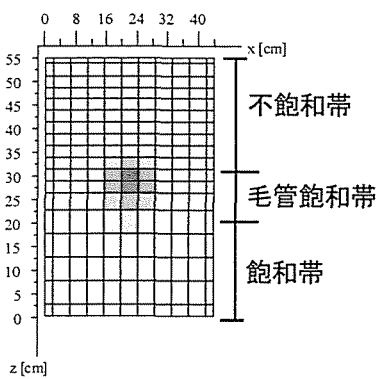
30 s (最大飽和度 0.440)



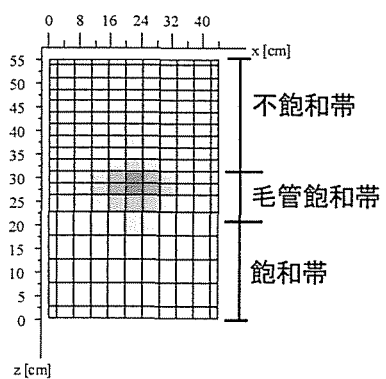
3 min (最大飽和度 0.376)



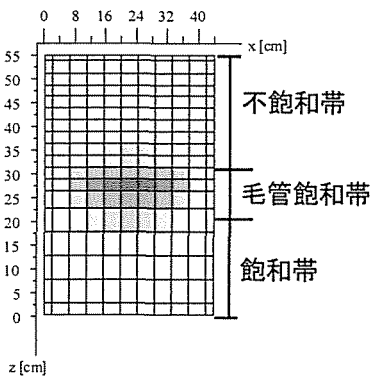
10 min (最大飽和度 0.315)



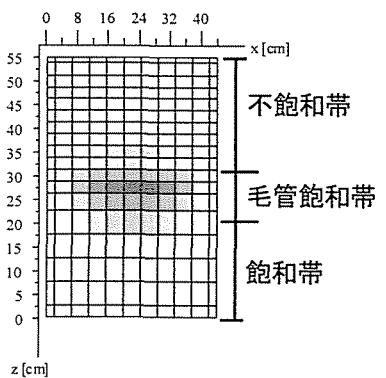
20 min (最大飽和度 0.276)



1 h (最大飽和度 0.251)



12 h (最大飽和度 0.146)



24 h (最大飽和度 0.143)

図 4.4-4 トルエンの二次元浸透計算の例 (Run 29, 注入量 50 mL, 注入方法 A)

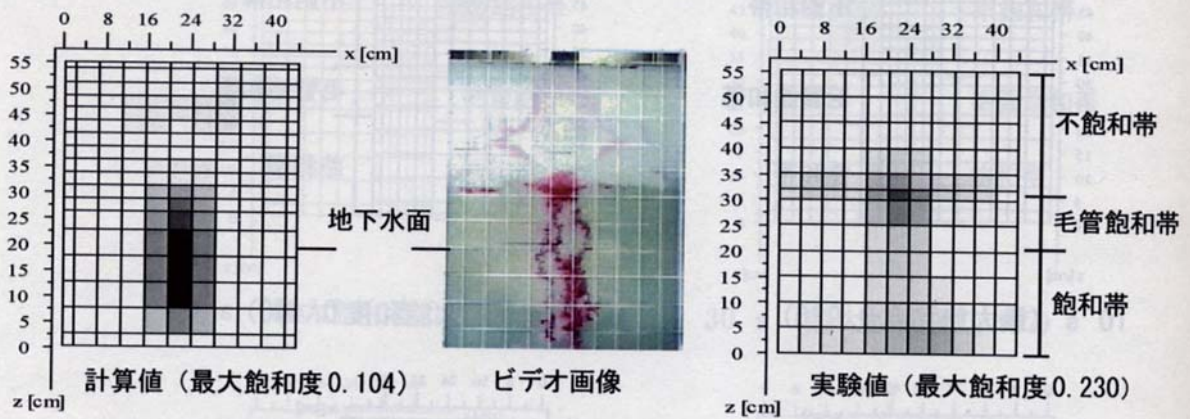


図 4. 4-5 TGA 注入後 24 時間経過後の飽和度分布の比較  
(Run 26, 注入量 50mL)

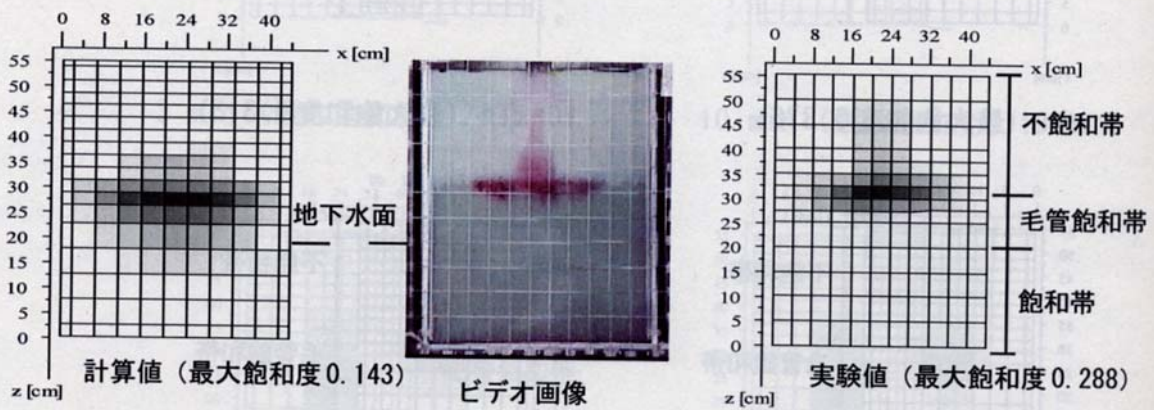


図 4. 4-6 TGA 注入後 24 時間経過後の飽和度分布の比較  
(Run 29, 注入量 50mL)

- ④TCA の場合、地下水面よりも上方に停滞していることと、その横方向の広がり小さいことに関しては、計算値は、先に示したように、実験値と同様の傾向が見られた。しかし、地下水面よりも上方の飽和度を確認すると、実験値では、最大値で 0.230 であるのに対して、実験値での同じ場所では、0.1 程度と小さかった。
- ⑤また、飽和帯での挙動は、TCA が飽和帯にも取り残される傾向は同様であり、横方向への広がりも同様だった。飽和帯の飽和度の比較については、実験値はビデオ画像からも分かるように、筋状に浸透するため、メッシュ中の平均飽和度で表現すると実験値の飽和度分布のように、飽和度は小さくなってしまう。すなわち、筋状に浸透する現象と、平均的な分布を表している計算値の飽和度分布とは、必ずしも同等の条件で比較できない。また、実験値では、ガラスビーズ層の底にまで到達して横方向へ広がっていることが確認されていたが、計算値ではガラスビーズ層底にまで到達しなかった。これは、計算値が平均的に残余飽和度を定義しているからである。以上より、筋状に浸透してしまう TCA の浸透深さや浸透速度を、今回提案したモデルでは、少なめに推測してしまう傾向にあることが分かった。
- ⑥トルエンの場合は、注入したトルエンが全て地下水面よりも上方に停滞することについては、計算値は表現することができたが、一次元浸透計算と同様に、トルエンが地下水面付近にまで量は少ないが浸透していることが計算より確かめられた。そのため、最大飽和度も計算値の方が小さい値となった。一方、横方向への広がりには、一致する傾向を示した。鉛直方向のトルエンの分布の違いについては、前述したように特性曲線の与え方を工夫する必要がある。
- ⑦次に、24 時間の間に装置のガラスビーズ表面から揮発した TCA 量とトルエン量の比較を行う。実験値では、注入量が 50mL の場合 TCA は約 10.7~10.9mL、トルエンは 2.2~2.4mL 揮発している。これに対して、計算値では、TCA は 11.6mL、トルエンは、2.25mL であり、実験値を良く表現していることが確かめられた。

## (2) 1 時間後のビデオ画像結果と計算値との比較

### 1) 地下水流れの無い場合の TCA の分布

上述したように、計算時間の制約等があったため、NAPL 注入後 1 時間後のビデオ画像と計算値の飽和度分布を比較することにした。特に、注入方法や注入量に変化があった時に NAPL の二次元分布の違いについて、考察した。図 4.4-7~図 4.4-16 にその結果を示す。各図において、左が計算結果、右がビデオ画像となっている。比較のポイントは、NAPL 原液が多く停滞している部分、毛管飽和帯での NAPL 原液の広がりであり、TCA の場合のみ模擬地下水面下へ移動した TCA の分布も評価した。

図 4.4-7~図 4.4-9 の TCA について、全体的な傾向としては、前述した Run2 と同様に、いずれの図においても毛管不飽和帯に NAPL 原液が停滞している様子が表現できていると考えられる。また、模擬地下水面下の飽和帯に着目すると、実験値においては、ガラスビーズ層内を筋状に下方に浸透する傾向が見られたため、ある領域の平均的な飽和度を算出した計算結果と直接比較することが困難であると考えられた。しかしながら、注入量の違いや、注入方法による分布の違いの傾向は、以下の点で計算値では表現できたと考えられる。

- ⑧注入量の違いに着目すると、注入量の多い Run 2 (図 4.4-8) では、模擬地下水面を貫いて飽和

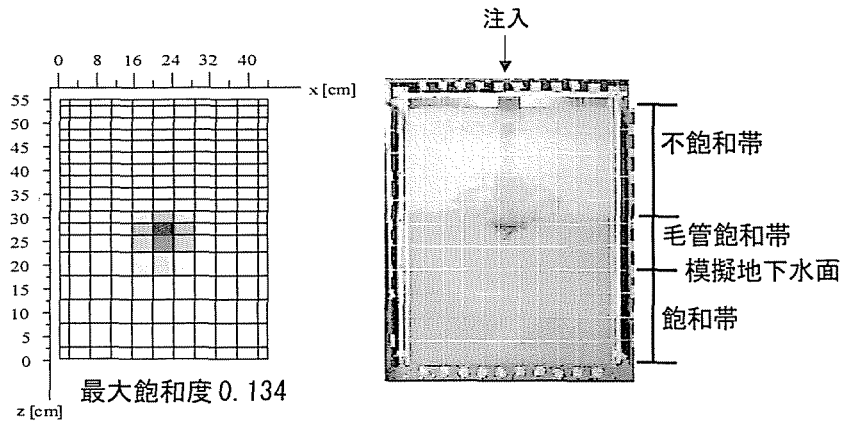


図4.4-7 1時間後の計算値とビデオ画像の比較

(Run 25, TCA, 20mL, 注入方法C)

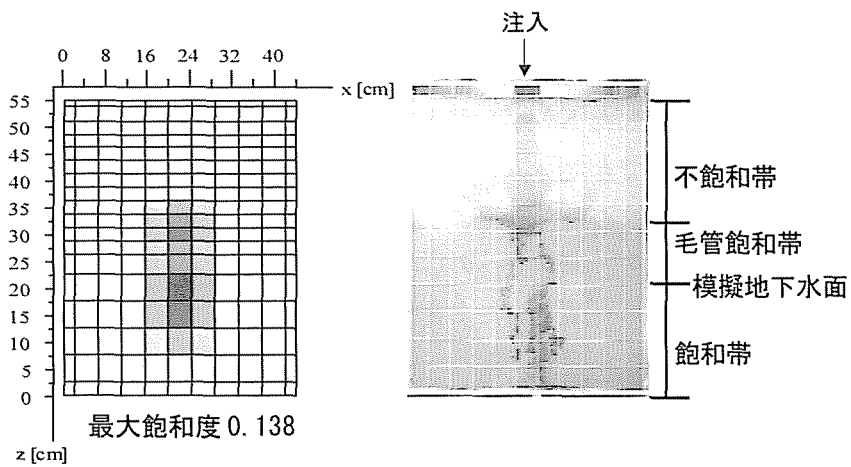


図4.4-8 1時間後の計算値とビデオ画像の比較

(Run 26, TCA, 50mL, 注入方法C)

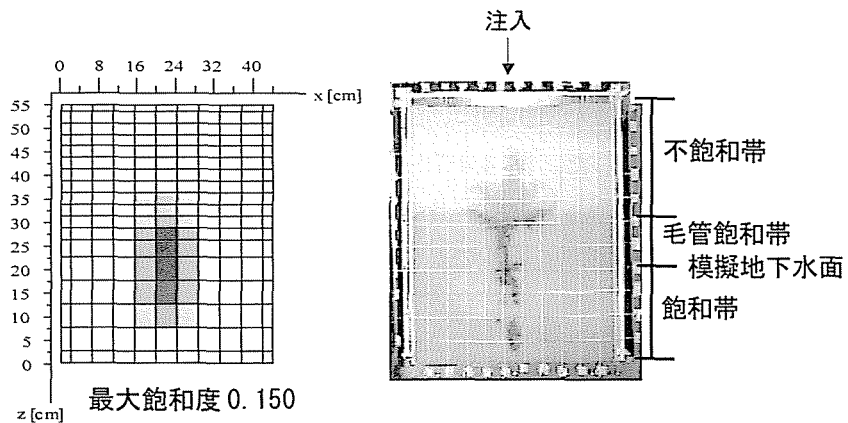


図4.4-9 1時間後の計算値とビデオ画像の比較

(Run 27, TCA, 51.8mL, 注入方法B)

帯に浸透しているのに対して、注入量の少ない Run 1 (図 4.4-7) では、模擬地下水面よりも上に TCA はまだ停滞している現象が、計算値では表現できている。

⑨一方、注入方法の違いに関しては、ポンプで注入した注入方法 B の方が、漏斗で一気に注入した C よりも、飽和帯にまで浸透する TCA 量が多かった (表 3.4-4 参照) が、計算値より、図 4.4-8 よりも図 4.4-9 の方がより下方へ TCA が分布していることが分かる。

## 2) 地下水流れの無い場合のトルエンの分布

次に、図 4.4-10～図 4.4-12 に、トルエンについての比較を示す。LNAPL であるので、毛管飽和帯での横方向への広がり とトルエン原液分布の厚さを評価ポイントとした。トルエンの場合は、注入量によって横方向への広がりが決定すると考えられるので、その点に着目してみると、

⑩注入量 20mL の Run 5 (図 4.4-10) よりも流入量 50mL の Run 6 (図 4.4-11) の方が、毛管飽和帯での横方向への広がりが大きくなっているが、計算値ではその傾向を表現しており、また、横方向への広がりもほぼ一致していた。例えば、Run 5 では、注入点から左右に 6cm、Run 6 では左右に 10cm ほどである。但し、トルエン原液が停滞している部分の厚さに関して言えば、計算値の方が厚い。すなわち、計算値の方が、より下方にまでトルエンが分布する結果となった。これは、前節で述べたように、トルエンの場合は特性曲線の選択が重要であることを示唆している。

⑪注入方法の違いに着目すると、ポンプで注入した注入方法 B の Run 7 (図 4.4-12) 方が、漏斗で一気に注入した注入方法 A の Run 6 (図 4.4-11) よりも、トルエン原液が停滞している部分の厚さが大きかった。計算値では、以上のような、現象も定性的ではあるが模擬できていると考えられる。

## 3) 地下水流れのある場合の NAPL の挙動

地下水流れのある場合の計算結果とビデオ画像結果の比較について、図 4.4-13～図 4.4-16 に示す。

⑫3 章で述べたように、TCA の場合は地下水流れの影響をほとんど受けなかった。本数学モデルにおいても、その影響はほとんどみられなかった (図 4.4-13～図 4.4-15)。これは、本研究で仮定して与えた残余 TCA 量の与え方が、地下水流れの有無に寄らず一定としているからである。本来ならば、3 章で議論したように、地下水流れが大きくなり毛管定数が一定値以上になると停滞していた TCA も移動する可能性がある。本研究で行った実験では、停滞した TCA が移動するような条件では実験を行っておらず、その結果、計算値とビデオ画像の結果が比較的一致していた。逆に、本研究で行った地下水流速 (ダルシー流速) 11m/day 程度までなら、本研究で仮定した残余 NAPL 飽和度の関係が適用可能であると言える。

⑬トルエンに関しては、ダルシー流速 2.5/day で著しく影響を受けたことが実験では確かめられている。しかし、図 4.4-16 に示すように計算値ではその傾向は表現できなかった。これは、残余トルエン飽和度の与え方に問題があると考えられた。そこで、残余トルエン飽和度を無視して再度解析を行った。その結果を図 4.4-17 に示す。これより、傾向としては、地下水流れの影響を受けてトルエンが下流側にシフトしており、図 4.4-16 のビデオ画像結果と同様の傾向が得られた。すなわち、トルエンの場合、地下水流れの影響を考慮するためには次元浸透実験で

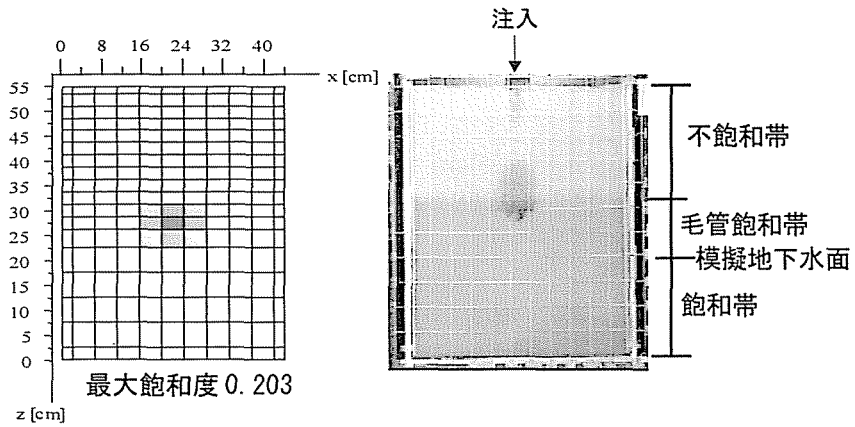


図 4. 4-10 1 時間後の計算値とビデオ画像の比較  
(Run 28, トルエン, 20mL, 注入方法 C)

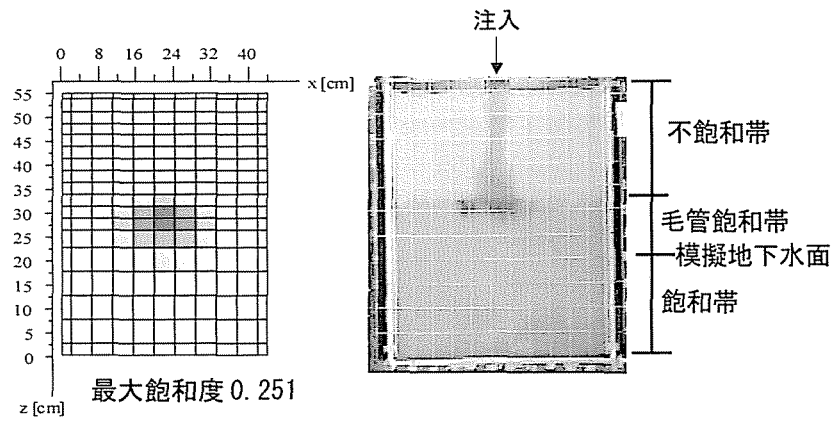


図 4. 4-11 1 時間後の計算値とビデオ画像の比較  
(Run 29, トルエン, 50mL, 注入方法 C)

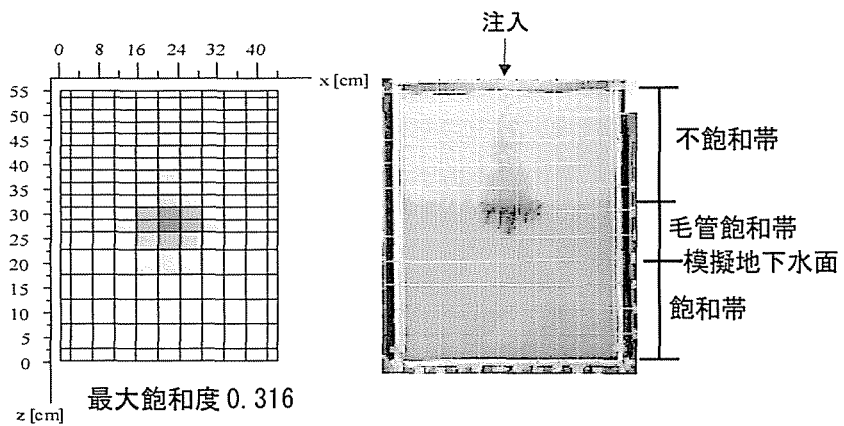


図 4. 4-12 1 時間後の計算値とビデオ画像の比較  
(Run 30, トルエン, 50mL, 注入方法 B)



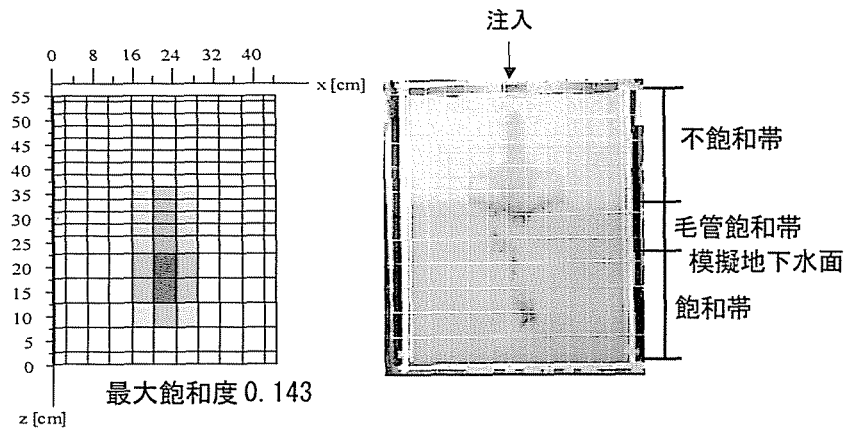


図4.4-13 1時間後の計算値とビデオ画像の比較  
(Run 31, TCA, 50mL, 注入方法 C,  $v=2.5\text{m/day}$ )

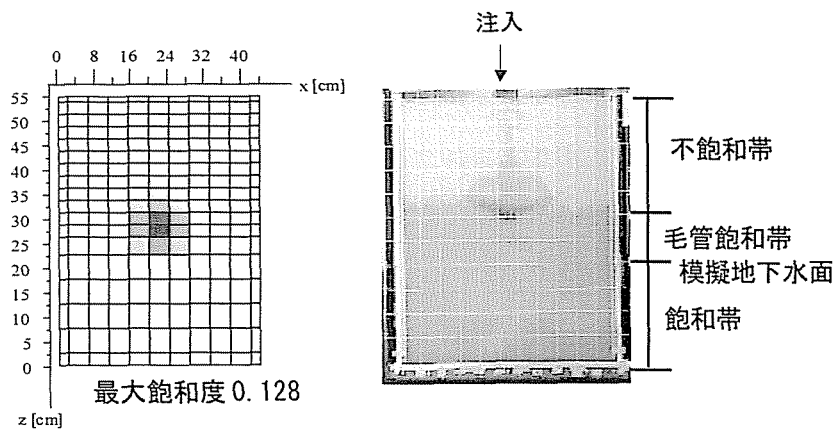


図4.4-14 1時間後の計算値とビデオ画像の比較  
(Run 32, TCA, 20mL, 注入方法 C,  $v=11\text{m/day}$ )

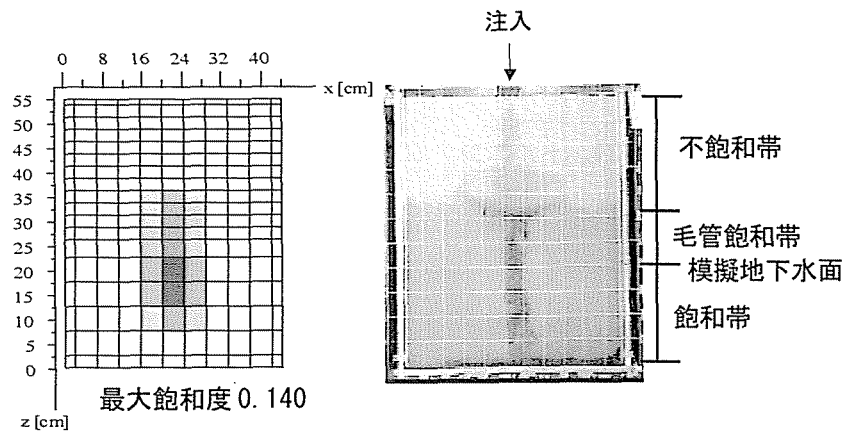


図4.4-15 1時間後の計算値とビデオ画像の比較  
(Run 33, TCA, 50mL, 注入方法 C,  $v=12\text{m/day}$ )

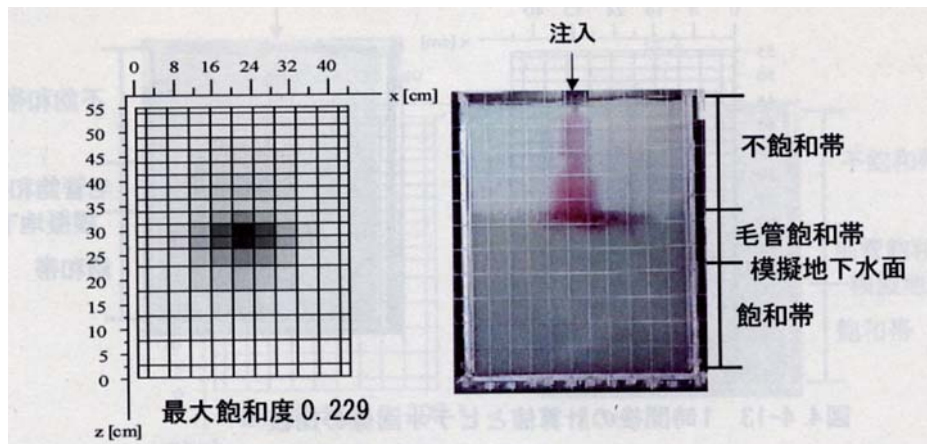


図4.4-16 1時間後の計算値とビデオ画像の比較  
(Run 34, トルエン, 50mL, 注入方法C,  $v=2.5\text{m/day}$ )

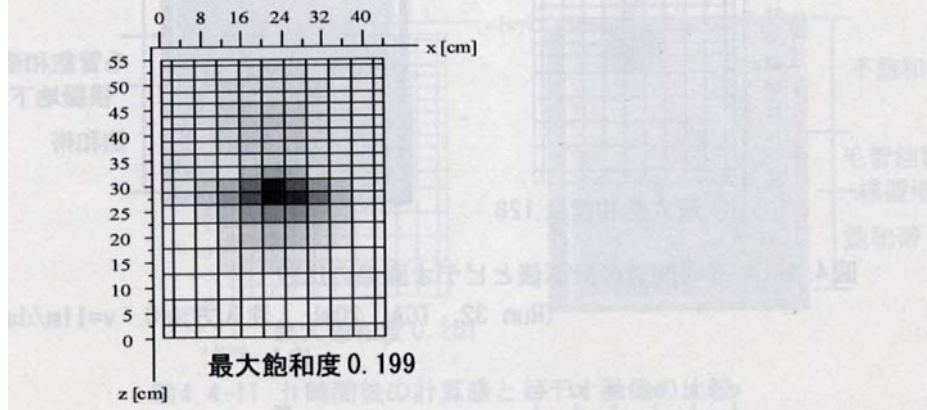


図4.4-17 2時間後の計算値とビデオ画像の比較 (残余 NAPL 量を無視)  
(Run 34, トルエン, 50mL, 注入方法C,  $v=2.5\text{m/day}$ )

得られた水飽和度と残余飽和度を用いるのは必ずしも適当ではなく、むしろ残余飽和度を無視した方が、実験値と同じ傾向の結果が得られることが分かった。

#### 4. 4. 4 まとめ

以上より、二次元浸透数学モデルについて、実験値との比較を通じてその適用性を評価した。以下に、得られた知見をまとめる。

- 1) TCA 及びトルエンの両 NAPL に対して、地下水面よりも上方の不飽和帯、毛管飽和帯における浸透速度、横方向への広がりについて、実験値と計算値が比較的良く一致することが確かめられた。しかし、毛管飽和帯に残存する飽和度の定量的な評価としては、計算値の方が小さめに推測してしまう傾向が見られた。
- 2) TCA の地下水面よりも下方の浸透挙動に関しては、実験値では筋状に流れる傾向にあるため、平均的な飽和度分布を算出する計算値とは厳密な比較はできない。しかし、飽和帯での横方向の広がりについては、計算値により表現できることが分かった。一方、飽和帯での下方浸透深さについては、実験値の方が筋状に部分的に浸透するためにより下方へ速く浸透する傾向が見られ、本数学モデルによる飽和帯での TCA の下方浸透速度と深さの予測が不十分であることが分かった。
- 3) 1 時間後のビデオ画像と計算値との比較により、注入方法や注入量の違いによって生じる TCA やトルエンの挙動の違いの傾向を、本数学モデルが追従できることを示唆した。
- 4) 地下水流れの影響としては、TCA の場合、実験値と同様に計算値においても、地下水流れの影響をほとんど受けなかった。これは、本研究での残余飽和度の与え方が、本研究で対象とした地下水流速の範囲では有効であることを示唆している。一方、トルエンの場合、残余飽和度を無視した方が、実験値と計算値が一致する傾向が見られた。すなわち、一次元浸透実験で得られた残余飽和度の関係が、二次元には適用できないことが分かった。
- 4) 実験期間中の揮発量に関しては、TCA 及びトルエン共に、本数学モデルで良く推測できることが確かめられた。
- 5) 以上より、本研究で提案する NAPL 浸透数学モデルは、二次元解析においては、飽和度の定量的な評価及び、TCA の飽和帯での浸透速度や深さの評価に関しては、必ずしも完全に一致したとは言えなかったが、ビデオ画像結果等の比較においては、不飽和帯、飽和帯での横方向の広がりや地下水面付近に TCA が停滞するという NAPL 挙動の全体的な傾向は十分に表現できることが分かった。よって、NAPL の存在領域の概略を推測する手段として有効であることが示唆された。

#### 4. 5 NAPL 原液浸透数学モデルの課題

##### ① 物質収支を考慮した修復期間の予測

本研究では、NAPL 原液の地下水への溶解現象をモデル化し検証することはできなかった。また、揮発を促進させて不飽和帯の NAPL 原液を蒸気として回収するガス抽出法のモデル化も行わなかった。この代表的な修復技術に対して、後述するマクロ的視点での数値シミュレーションと合わせて適用することにより、修復に必要な修復時間の概算を行うことが、今後の課題となる。

## ② 複合汚染への対応

廃棄物の不法投棄等による土壌・地下水汚染では、複数の NAPL によって汚染されている事例がほとんどである。また、事業系における汚染でも、複数の VOC や重金属による複合汚染事例が存在する。NAPL 成分の水の溶解度は、NAPL 成分が疎水性であるため、地下水中の共存成分の影響を大きく受けることが予測される。例えば、NAPL ではないが最も疎水性の大きいダイオキシン類でも、共存するフミン質等の有機物が多くなれば、見かけ上溶存するダイオキシン類量が増加するという報告もある<sup>13)</sup>。このように、NAPL 成分の溶解性は、地下水中に共存する成分、例えば廃棄物層であるならば、BOD や COD 成分、共存する油類などの影響で、純水中の水溶解度よりも遙かに高い濃度で溶存する可能性もある。

このように、各 NAPL 成分の水溶解度やその土壌・地下水層内での挙動が、他の共存成分によってどの程度影響を受けるのか確かめる必要があると思われる。

さらに、複数の NAPL 原液が混合して存在する場合、エマルジョンを形成する等、本研究で想定しない状況になることも考えられる。なお、本研究で提案する NAPL 原液浸透モデルは、NAPL 原液が混合した場合でも、混合液体としての比重、表面（界面張力）等のパラメータが分かれば解析することは可能であると考えられる。

## 4. 6 要約

本章では、3章で得られた NAPL の一次元、二次元浸透実験結果（先端部の経時変化、水と NAPL の一次元及び二次元分布）及び揮発量を用いて、本研究で提案する NAPL 浸透数学モデルの評価を試みた。本モデルの特徴は、不飽和帯－毛管飽和帯に停滞する NAPL 量を評価できる点と揮発量を評価できる点にある。以上の検討から、新たに得られた知見を整理する。

- 1)一次元浸透数学モデルの評価により、NAPL の鉛直一次元浸透速度や NAPL 停止後の水と NAPL の鉛直分布を表現するためには、残余 NAPL 飽和度を考慮する必要があることが分かった。これは、DNAPL を対象とした二次元解析の時でも同様である。
- 2)一次元浸透数学モデル、二次元浸透数学モデル共に、注入強度や注入時間の違いによって生じる NAPL 原液の浸透挙動の違いの傾向を良く表現できることが分かった。つまり、注入強度や注入時間に対するモデルの追随性を確かめることができた。
- 3)TCA 等の DNAPL の飽和帯における浸透挙動は、筋状に浸透することから、平均的な分布を算出する本数学モデルの適用には限界があることが分かった。具体的には、飽和帯における浸透速度や浸透深さを小さめに見積もってしまうことが示唆された。
- 4)トルエンに関しては、全てが地下水面上に停滞する現象を、本数学モデルは表現することができた。特に二次元解析において、毛管飽和帯のトルエンの横方向への広がりは良く表現することができた。しかし、鉛直方向の分布に関しては、特性曲線等の与え方に工夫が必要であることが分かった。
- 5)地下水流れの影響については、TCA はほとんど影響を受けないということが計算値でも確かめられた。一方、トルエンは残余 NAPL 飽和度を考慮しない方が、実験値の傾向を表現できることが分かった。
- 6)揮発量に関しては、一次元及び二次元解析において、実験値と計算値が比較的良い一致がみられ、本数学モデルが地中に浸透した NAPL の揮発量を表現できることが分かった。

7)また、特性の異なる NAPL に対して、本数学モデルの適用を考えた場合、濡れ定数が正である NAPL に関しては、上記 1)~4)までの内容が成立すると考えられるが、濡れ定数が負であるような NAPL、例えばプロモホルムに対しては、毛管理論そのものが成立しないため、本数学モデルの適用は困難であることを確かめた。すなわち本モデルの適用限界を示した。

以上より、ミクロ的な視点において、土壌・地下水層内における NAPL 原液の鉛直一次元、及び二次元浸透実験に基づいた挙動を数学モデルの開発により説明できた。

#### 参考文献

- 1) Bear, J. : Dynamics of Fluids in Porous Media, American Elsevier Publishing Company Inc., pp.457-459, 1972
- 2) Scheidegger, A.E.: The Physics of Flow Through Porous Media Third Edition, University of Toronto Press, USA, pp.248, 1974
- 3) Lenhard R.J. and Parker J.C.: Experimental Validation of the Theory of Extending Two-Phase Saturation-Pressure Relations to Three-Fluid Phase Systems for Monotonic Drainage Paths, Wat. Resour. Res., Vol.24, No.3, pp.373-380, 1988
- 4) Parker, J.C., Lenhard, R.J. and Kuppasamy, T.: A Parametric Model for Constitutive Properties Governing Multiphase Flow in Porous Media, Wat. Resour. Res., Vol.23, No.4, pp.618-624, 1987
- 5) Wilkins, A.D., Abriola, L.M. and Pennell, K.D.: An Experimental Investigation of Rate-limited Nonaqueous Phase Liquid Volatilization in Unsaturated Porous Media; Steady State Mass Transfer, Wat. Resour. Res., Vol.31, No.9, pp.2159-2172, 1995
- 6) Kueper B.H. and Frind E.O.: Two-Phase Flow in Heterogeneous Porous Media 1.Model Development, Wat. Resour. Res., Vol.27, No.6, pp.1049-1057, 1991
- 7) Kueper B.H. and Frind E.O.: Two-Phase Flow in Heterogeneous Porous Media 2.Model Application, Wat. Resour. Res., Vol.27, No.6, pp.1059-1070, 1991
- 8) 赤井浩一, 大西有三, 西垣誠: 有限要素による飽和-不飽和浸透流の解析, 土木学会論文報告集, Vol.264, pp.87-96, 1977
- 9) Oostrom M. and Lenhard R.J.: Comparison of Relative Permeability-Saturation- Pressure Parametric Models for Infiltration and Redistribution of a Light Nonaqueous-phase Liquid in Sandy Porous Media, Adv. Wat. Resour., Vol.21, No.2, 145-157, 1998
- 10) 田井秀人: 衝撃解析プログラム RADIOSS について-陽解法コードの最近の話題と事例紹介-, 日本機械学会機械力学・計測制御講演論文集, Vol.A, pp.170-173, 1992
- 11) Kueper B.H. and Frind E.O.: Two-Phase Flow in Heterogeneous Porous Media 1.Model Development, Wat. Resour. Res., Vol.27, No.6, pp.1049-1057, 1991
- 12) van Genuchten, M.TH.: A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils, Soil. Sci. Am. J., Vol.44, pp.892-898, 1980
- 13) 金容珍, 大迫政浩, 李東勲: 溶存性フミン物質の共存下における PCDDs/DFs の水溶解度に関する考察, 廃棄物学会論文誌, Vol. 10, No.4, pp.214-223, 1999



## 第5章 実汚染現場への数値シミュレーション技術の適用方法の提案

### 5.1 概説

本章と続く6章では、汚染源から溶け出した溶存物質のマクロ的な視点での移動に着目して、特に、実汚染現場へ移流分散方程式を基礎とする数値シミュレーション技術を適用する方法について議論する。そこで、5章では、産業廃棄物の不適正保管により生じた土壌・地下水汚染現場に数値シミュレーション技術を適用することによって、その適用の際の問題点や課題を抽出した。そしてこれら課題を解決し、一般化した上で、数値シミュレーション技術の実汚染現場への適用方法を標準化し、その手順を提案することとした。

5.2節では、実汚染現場への数値シミュレーション技術の適用を試み、その適用の際の問題点を、調査データの充足性、モデルの仮定及びパラメータの妥当性という観点から抽出した。5.3節では、それぞれの課題を分析することによって、実汚染現場への数値シミュレーション技術の適用方法を提案した。

### 5.2 I市不適正保管現場への数値シミュレーション適用による問題点の提起

#### 5.2.1 I市汚染現場の概要

I市に存在する不適正保管現場には、有機塩素化合物、廃油類が入ったドラム缶が約55,000本、不適正に保管されている。昭和60年頃より事業者所有の敷地内に、ドラム缶の保管が始まり、最大で7段まで積み上げられている。多くのドラム缶は腐食しており、廃油や廃溶剤等の内容物が漏出し、地下に浸透している形跡が見られた。敷地内の表層土壌は、トリクロロエチレン等の有機塩素化合物により高濃度に汚染されており、表流水も排水基準値を越えて6種の有機塩素化合物が検出されている。またボーリング調査により敷地内の地下水をサンプリングした結果、4種の有機塩素化合物が地下水基準値を越えて検出されている。汚染現場周辺の地図とドラム缶が保管されている領域の区画(1~12)を図5.2-1に示す。また保管ドラム缶の状況の写真を図5.2-2に示す。数値シミュレーションの前提となる、平成8年に実施された調査の概要を図5.2-3に示す。現場調査により判明したことを以下にまとめる<sup>1)</sup>。

#### ①汚染源

- ・ドラム缶の保管量が絶対的に多い(約55,000本)。
- ・不適正に保管されているドラム缶の内容物は、多種の重金属類及び有機塩素系化合物が溶出試験より確認された。



図 5.2-1 廃棄物保管区画図



図 5.2-2 ドラム缶の保管状況

- ・保管されているドラム缶は、ほとんどが腐食又は孔食し、あるいは座屈し、崩落したりして、内容物が大気中に揮発するとともに、表面流出、地下浸透し、周辺環境への汚染源となっており、調査時点において、それが防止されずに進行していた。
- ・一部の地区では、ドラム缶の埋め込みが行われていた。

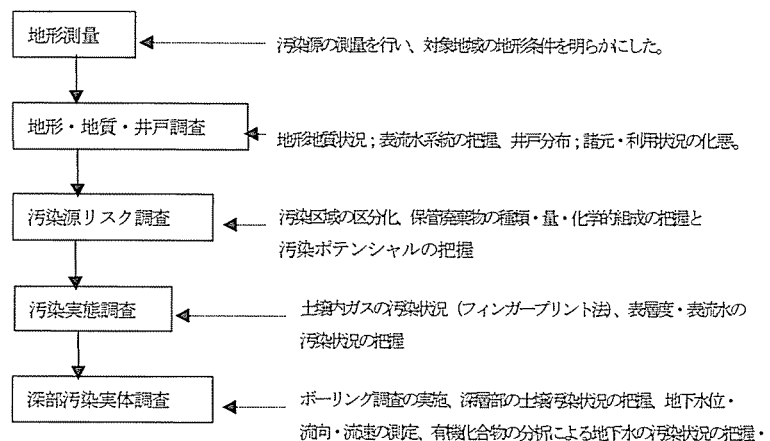


図 5.2-3 平成 8 年度に実施された調査の概要<sup>1)</sup>

②表層土壌（深度 0m～1m の範囲）

の汚染に関する問題点

- ・土壌汚染調査により、保管敷地内の土壌は、広範囲かつ高濃度に汚染していた（テトラクロロエチレン、ジクロロメタン、トリクロロエチレン、1,1,1-トリクロロエタン等が特に高濃度で検出された）。
- ・保管敷地内土壌は、一部で鉛が土壌環境基準を超過していた。
- ・汚染源物質や既に汚染された土壌が埋められており、表面上汚染が隠されている部分もある。

③表流水

- ・保管敷地内の浸出水集水溝の 6 地点で、最高 6 物質の有機塩素系化合物が排水基準を超過していた。

④深層土壌（深度 2m 以深）

- ・土壌調査により、保管敷地内の土壌は、一部の地点で 7m の深度まで連続して、多種類の有機塩素系化合物が高濃度に汚染していることが確認された。
- ・但し、これはドラム缶を土砂で埋め込んだ部分であり、ドラム缶の内容物の可能性が高い。

⑤地下水

- ・表層土壌及び深層土壌の汚染が確認された部分の地下水は、多種の有機塩素系化合物により高濃度に汚染していた。
- ・地下水は、第三紀層の上に堆積する第四紀層に存在する不圧地下水と考えられ、その流向は一部を除き、地形に沿って河川方向へ流れていると考えられ、その流れに沿って汚染物質は容易に敷地外へ流出する条件を備えていると考えられる。

5. 2. 2 本サイトにおける数値シミュレーションの目的

(1) 修復対策の考え方

このような汚染現場に対して、どのような方針で汚染修復対策を進めるかを述べる。その上で、数値シミュレーションの目的について述べることにする。まず本サイトの修復を行う場合、

- ①複合的物質により汚染されていること。
- ②恒久的な対策を実施した場合、かなりの期間が必要と考えられ、この間にも汚染は着実に進行している状態であること。
- ③廃棄物中には有害物質が多く含まれており、ドラム缶毎に中味の物性が異なっていること。

- ④ドラム缶の数で約 55,000 本と推定され、腐食が著しく、破れて廃棄物が流出したのもも多数存在していること
  - ⑤保管場所が傾斜地を造成したもので、雨水や汚染水の排水管理が難しいこと。
  - ⑥既に隣接民家の井戸の汚染が認められており、その対策は緊急を要すること。
- 等の問題が存在し、それらを一時に解決していくことは、経済的にも、時間的にも、物理的にも限界がある。このような汚染状況では、緊急度の高い部分から段階的に対策を講ずることが重要である。そこで、以下に示すように 3 段階に分けて対策を講ずることにした。

第一段階：最緊急で対策が必要とされるもの（最緊急対策）

- 1)表流水の敷地外への流出防止対策
- 2)作業者や近隣住民の生活環境に係わる指導

第二段階：応急的な対策として位置づけられるもの（応急対策）

- 1)汚染源であるドラム缶の撤去、一時保管、処理（主に運搬可能なドラム缶を対象）
- 2)場内表流水、地下水の遮断による流出拡散防止対策

第三段階：恒久的な対策として位置づけられるもの（恒久対策）

- 1)第二段階で運搬できなかったドラム缶の処理及び汚染土壌の浄化
- 2)汚染地下水の浄化
- 3)跡地の利用対策

## （2）数値シミュレーションの目的

上記第二段階の、地下水の遮断による汚染拡散防止対策を行うためには、土壌・地下水汚染（汚染物質の空間分布、濃度）を把握した上で、その汚染の拡散を確実に防止できるような修復技術や工法を選択する必要がある。その際、数値シミュレーション手法を用い、汚染の広がり、修復効果の検討を行うことが有効である。具体的に本研究では、下記の項目を検討した。

- ①地下水汚染状況を推測し、地下水汚染拡散防止対策の必要性を評価すること
- ②地下水汚染拡散防止対策に最も効果的な技術を代替的に提案すること

### 5. 2. 3 シミュレーションモデルの概要

地下水流れ場と汚染濃度場の推定には、それぞれ PC UNISSF、TRANSFLOW（(株) CRC ソリューションズ）を用いた。地下水流れと汚染物質輸送を表現する基礎方程式について説明する。本研究では、浸透流の方向が主に水平面上にあり流れの鉛直成分が微少であるという Dupit の仮定に基づいた準 3 次元地下水流れ方程式を用いた。

$$S \frac{\partial h_t}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( T(h_t) \frac{\partial h_t}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( T(h_t) \frac{\partial h_t}{\partial y} \right) \quad (5.2.1)$$



$$T = \sum_{l=0}^f k_l c_l \quad (5.2.2)$$

$$T(h_t) = k_0 c_0 + k_1 c_1 + k_2 c_2 + k_3 h' \quad (5.2.3)$$

ここで、 $S$ ：貯留係数  $h_t$ ：全水頭、 $T$ ：透水量係数、 $k_l$ ： $l$ 層の透水係数、 $b_l$ ： $l$ 層の層厚、 $f$ ：層数である。ただし、 $l=0$ は基盤を示す。透水量係数に関しては、被圧帯水層の場合は(5.2.2)式のように表現されるが、不圧帯水層の場合は、全水頭の関数となる。例えば、自由地下水面が、 $l=3$ の層中に存在する ( $l=2$ の層上端から  $h'$ の位置に存在する) 時は、透水量係数は(5.2.3)式のように表現される。次に、二次元の移流・分散の基礎方程式は、以下のように表現される (総和規則による表示。i=1,2)。

$$R_d \frac{\partial \theta_w C_n^w}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x_i} (q_i C_n^w) + \frac{\partial}{\partial x_i} \left( \theta_w D_{ij} \frac{\partial C_n^w}{\partial x_j} \right) - \lambda C_n^w \quad (5.2.4)$$

$$\theta_w D_{xx} = a_T \frac{v_y^2}{V} + a_L \frac{v_x^2}{V} + a_m \tau \quad (5.2.5)$$

$$\theta_w D_{yy} = a_T \frac{v_x^2}{V} + a_L \frac{v_y^2}{V} + D_L \tau \quad (5.2.6)$$

$$\theta_w D_{xy} = \theta_w D_{yx} = (a_T - a_L) \frac{v_x v_y}{V} \quad (5.2.7)$$

$$V_{x,y} = \sqrt{v_x^2 + v_y^2} \quad (5.2.8)$$

$$R_d = 1 + \frac{\rho_b K_d}{\varepsilon} \quad (5.2.9)$$

ここで、 $C_n^w$ ：溶解汚染物質濃度、 $\theta_w$ ：体積含水率、 $q_i$ ：ダルシー流速の  $i$ 成分、 $t$ ：時間、 $D_{ij}$ ：水力的分散係数、 $\lambda$ ：減衰係数 (微生物分解等を表す)、 $a_T$ ：横分散係数、 $a_L$ ：縦分散係数、 $D_L$ ：分子拡散係数、 $\tau$ ：屈曲率、 $R_d$ ：遅延係数、 $\rho_b$ ：土壌の体積重量、 $\varepsilon$ ：間隙率、 $K_d$ ：分配係数 ( $=K_{oc} \times f_{oc}$ )、 $K_{oc}$ ：有機物含有量で正規化された分配係数、 $f_{oc}$ ：有機物含有量である。

## 5. 2. 4 汚染現場のモデル化

### (1) 地質構造の推定

これまで得られている 9本のボーリング調査による柱状図を基に地質構造の推定を行った (ボーリング位置は、図 5.2-8 参照)。推定に用いたソフトは、Georama ((株) CRC 総合研究所) である。測量等のデータを基に作成した平面図を図 5.2-4 に示す。また推定された地質構造の各断面図を図 5.2-5 に示す。そして、地質構造の模式図を図 5.2-6

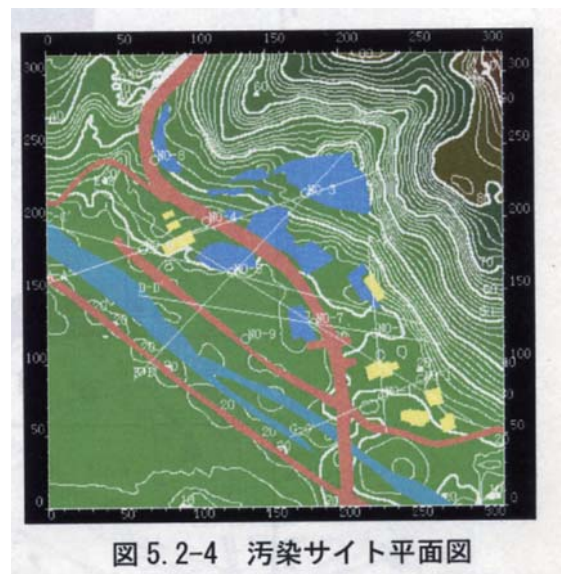


図 5.2-4 汚染サイト平面図

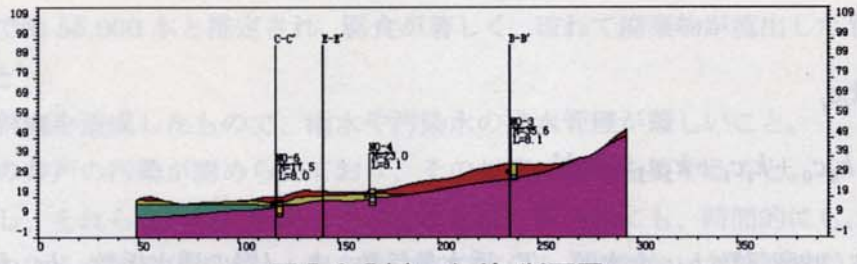


图 5.2-5(a) A-A' 断面图

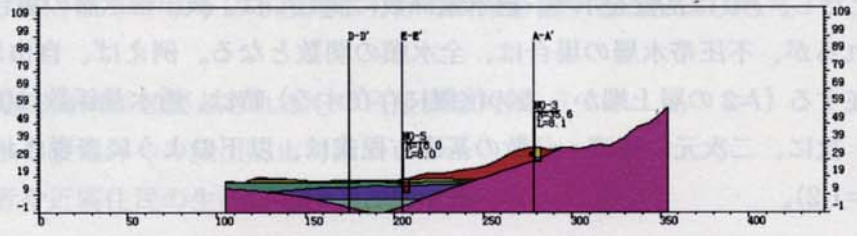


图 5.2-5(b) B-B' 断面图

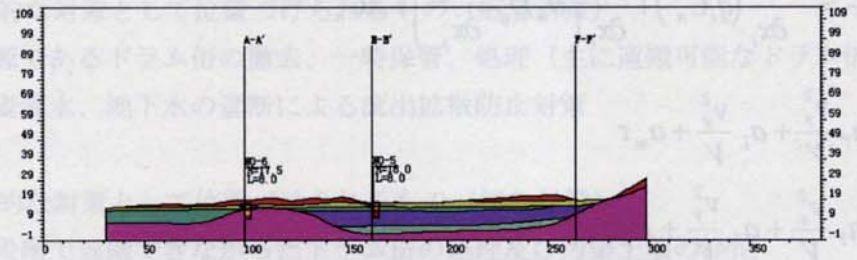


图 5.2-5(c) C-C' 断面图

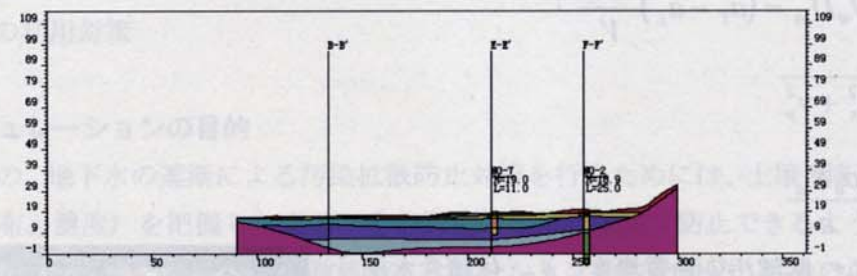


图 5.2-5(d) D-D' 断面图

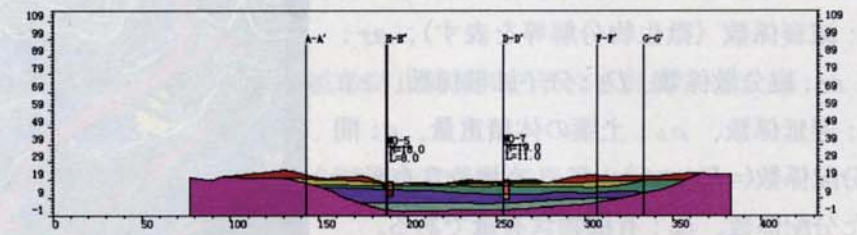


图 5.2-5(e) E-E' 断面图

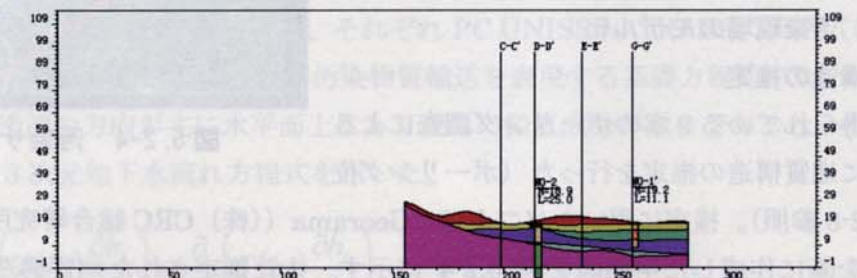


图 5.2-5(f) F-F' 断面图



に示す。

本サイトは、主に第三紀の堆積岩からなるゆるやかな丘陵地地形と谷底平野が接する部分であり、河川が隣接している。表層に薄く盛土が存在し、その下部には砂層(Ag)と粘土層(Ac)が交互に存在する。河川付近の一番深い部分の基盤(km)は、地下約 13.7mの所に存在していた。また、地下水位は全体的に高く、例えば、ボーリング No.3 では地表面基準で -2.9m、No.5 では-2.5m、そして No.6 では-2.8mであった。

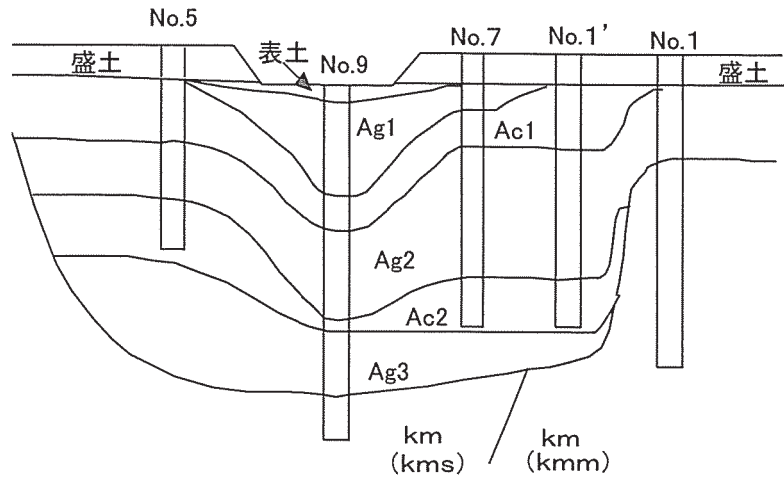


図 5.2-6 汚染現場の地質構造の模式図

## (2) 地下水流れ場の推定

次に地下水流れ場の推定を行う。まず計算格子の作成を行った結果を図 5.2-7 に示す。計算領域は、ボーリング調査結果が不適正保管現場に偏っており、山側や、河川を越えた領域のデータが無く、また山の部分を含めて計算領域にしてしまうと、境界水位を与えることができないため、不適正保管地の敷地を含んだ領域に設定した。また遮水壁を講ずることを想定して、川に沿って大きめに計算領域を設定した。

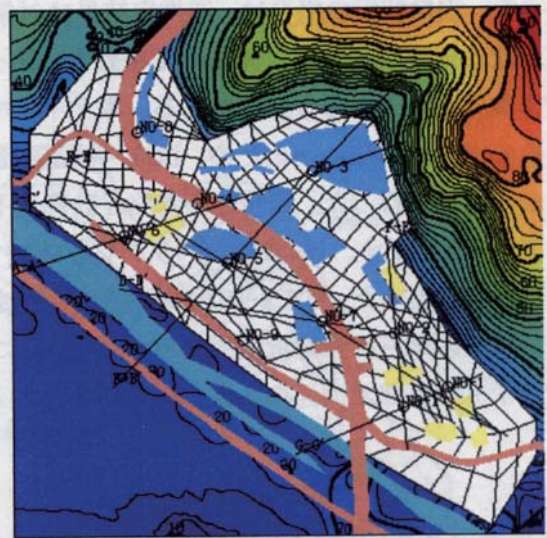


図 5.2-7 計算領域及び有限要素格子

次に計算に用いる初期地下水位の推定を Georama を用いて行った。推定に用いた地下水位データは一斉観測のデータを用いる必要があるため平成 8 年度の調査結果を用いた。ボーリングの位置と地下水位観測結果を図 5.2-8 に示す(標高で示した)。また河川水位は標高 16.47m とし、河川付近の地下水位は河川水位と同じになると仮定した。

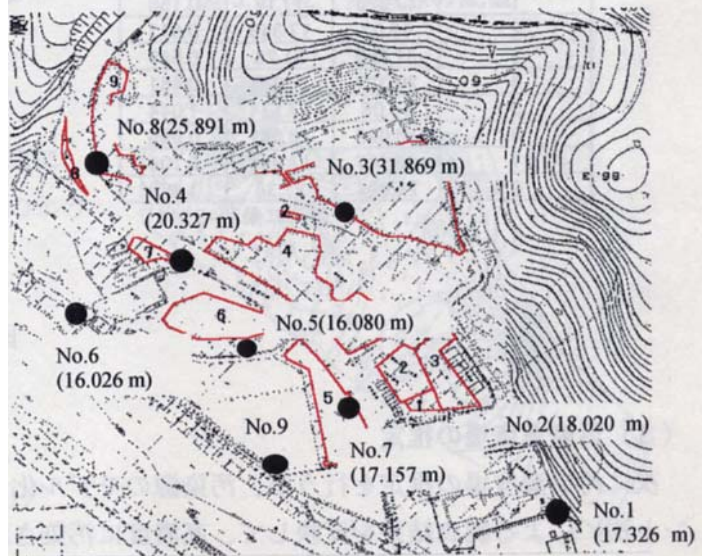


図 5.2-8 地下水位観測位置と観測結果(標高表示)

次に、透水係数を逆推定により求める。境界条件は、図 5.2-9 に示すように山側の地下水位は推定された地下水位で一定、河川側の水位も一定条件にした。そ

他の境界は不透水境界にした。求める透水係数の空間分布については、Georama で推定された地質構造において、同一地層ならば透水係数は同じと仮定した。逆推定には、修正マルカート法を用いた<sup>3)</sup>。表 5.2-1 に逆推定結果を示す。このうち、盛土と表土に関しては地下水流れ関与する影響の度合いは少ないとして逆推定の対象から除外した。また粘土層に関しては、同じような透水係数値を示す可能性が示唆されたので、Ac1 層と Ac2 層の透水係数が同じになるように条件を与えた。定常解析の場合は、逆推定結果は対象となる複数地層の透水係数の比を表す。従って、実測値を参考に補正を行う必要がある。本サイトでは、透水係数の実測値がなかったため、流向・流速調査による結果から補正を行った。観測地下水位と計算地下水位の差を表 5.2-2 に示す。No.8 のボーリングを除いて、1m 程度の違いであった。図 5.2-10 に推定された透水係数を用いた場合の準三次元解析結果を示す。大局的には山側から河川方向へ地下水流れが存在しているが、サイト中央部で流速の大きい領域があることが分かった。

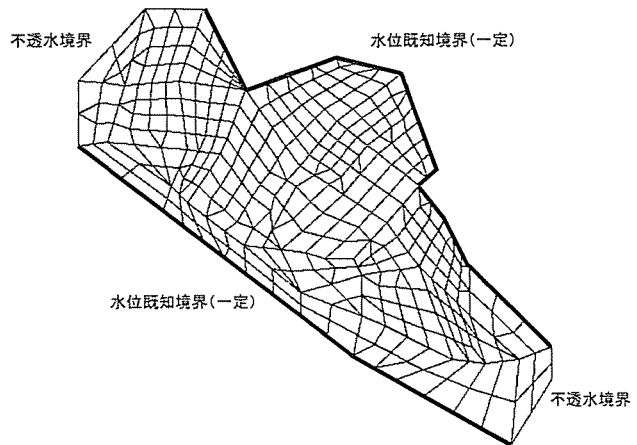


図 5.2-9 境界条件の設定

表 5.2-1 透水係数の推定結果

layer	K (cm/s)
Bn(fill)	$1.00 \times 10^{-4}$
SUR(surface soil)	$1.00 \times 10^{-4}$
Ag1	$3.75 \times 10^0$
Ac1	$1.00 \times 10^{-5}$
Ag2	$2.66 \times 10^{-1}$
Ac2	$1.00 \times 10^{-5}$
Ag3	$5.61 \times 10^{-1}$
km(bedrock)	$8.15 \times 10^{-3}$

表 5.2-2 地下水位の観測値と計算値の比較

ボーリングNo.	観測値(m)	計算値(m)	水位差(m)
1	17.326	17.17	0.156
2	18.02	17.343	0.677
3	31.869	31.28	0.589
4	20.327	19.866	0.461
5	16.08	17.124	1.044
6	16.026	16.981	0.955
7	17.157	17.054	0.103
8	25.891	27.36	1.469

差の二乗和=5.2111

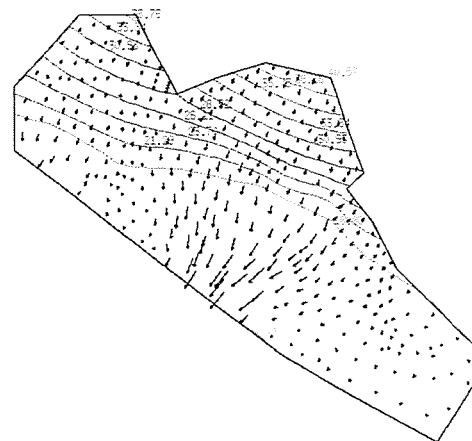


図 5.2-10 準 3 次元解析浸透流解析結果

### (3) 汚染濃度場の推定

次に汚染濃度場の推定を行うが、汚染源のモデル化としては、土壌ガス調査（フィンガープリント法）による調査結果を反映して、高濃度に汚染されている領域に汚染源が存在すると仮定した。平成 8 年度に行われた土壌ガス調査におけるテトラクロロエリレン（PCE）のイオンカウンタコンターを図 5.2-11 に示す。このコンターを反映するように汚染源を与えることにした。図 5.2-12 に計算領域の有限要素格子と境界条件、汚染源の位置を示す。但し汚染源には、相対濃度

を 1 として一定とした。また、縦分散能は 100m、横分散能を 10m として、有効間隙率を 0.2、比貯留係数は  $0.0008\text{m}^{-1}$  として計算を行った。計算結果を図 5.2-13 に示す。これは現時点から 10 前に汚染が発生したと仮定した場合の濃度コンターである。また地下水流れ場は定常で、濃度場の計算は非定常で行っているが、計算の結果、汚染が発生してから 3 年程度で濃度場もほぼ定常になっていた(つまり 7 年前に定常になっていた)。これより、敷地境界付近では、汚染源濃度の約 50~60%の濃度で地下水が汚染されていることが分かった。ボーリング No.3 の TCE 濃度は環境基準の 10 倍程度であることから、敷地境界では環境基準を超えて汚染が存在し、さらにその汚染水が敷地外へ流出していることが推測された。つまり、現状の地下水汚染状況から、汚染拡散防止対策が必要であることが示された。

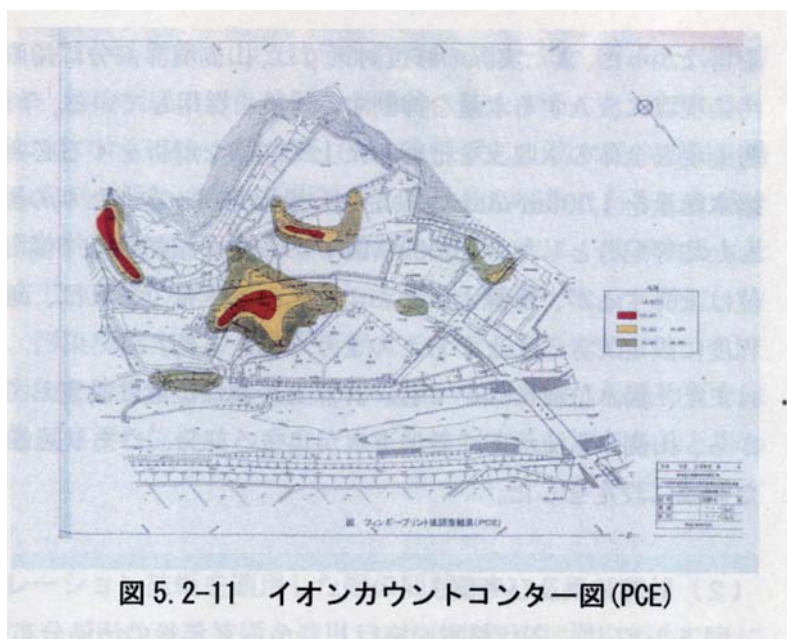


図 5.2-11 イオンカウントコンター図 (PCE)

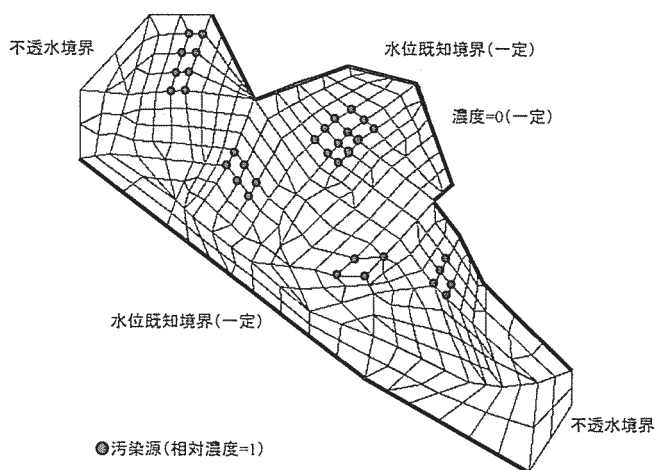


図 5.2-12 汚染源の配置

### 5.2.5 修復効果予測による汚染拡散防止代替案の検討

#### (1) 計算条件

汚染拡散防止対策を検討することを目的に、下記の代替案を検討し、() 内に示した図のような条件で計算を行った。

(A)バリア井戸を設ける (図 5.2-14)。

(B)遮水壁と揚水井戸を設ける。

(B1:遮水壁 (小) の場合 (図 5.2-15)、

B2: 遮水壁 (大) の場合 (図 5.2-16))

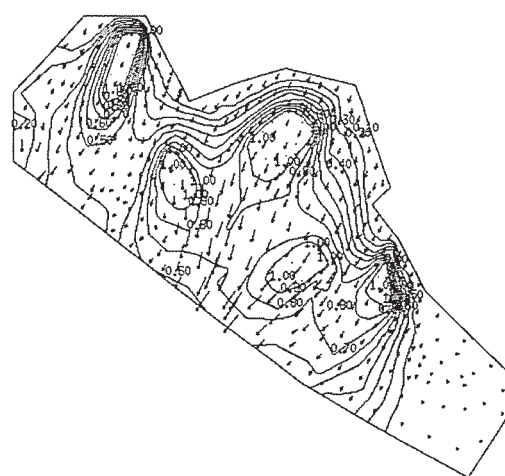


図 5.2-13 汚染拡散場の推測結果

また揚水量に関しては、計算領域の山側及び河川側の境界を水位一定条件にしているため、地下水を汲み上げた分だけ山側境界、あるいは川側の境界から水が流入することになる。従って、今回は揚水量に関しては、大きめに設定せざる



を得なかった。また実際の修復対策では、山側境界部分に鉛直遮水工や表面水排水溝を施すなど、汚染現場に流入する水量を抑制する対策を採用している。今後は、山側からの流入流量を実測し、汚染現場全体の水収支を把握した上で詳細な解析をする必要がある。このような理由で今回は、揚水総量を  $1,000\text{m}^3/\text{day}$  と設定し、揚水井戸一本あたりの揚水量は、揚水総量を揚水井戸数で除した均等配分とした。 $1,000\text{m}^3/\text{day}$  の設定の根拠は、予備計算により遮水壁を施工すると地下水位は上昇するが、計算上、およそこの揚水量であれば、地下水位が地表面よりも高くない程度に設定できることからこのような値とした。

また、揚水位置についても、計算上最適な位置に設定しているわけではなく、地形・地質条件から、山側から流れてくる地下水が集まる部分、つまり図 5.2-10 において地下水流速が大きかった領域に設定をした。

## (2) 計算結果及び考察

図 5.2-17 に、各代替案を施行してから 3 年後の汚染分布を示す。図 5.2-17(A)より、A の揚水井戸付近の汚染の拡散防止には効果があるが、この 3 つの揚水井戸だけでは汚染拡散防止対策としては不十分であることが分かる。また、B の遮水壁 (小) の場合では、図 5.2-17(B1) に示すよ

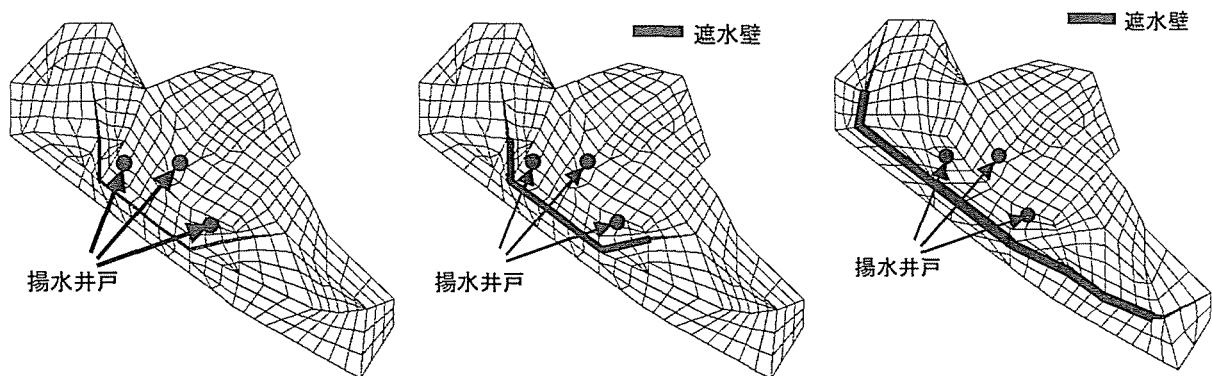
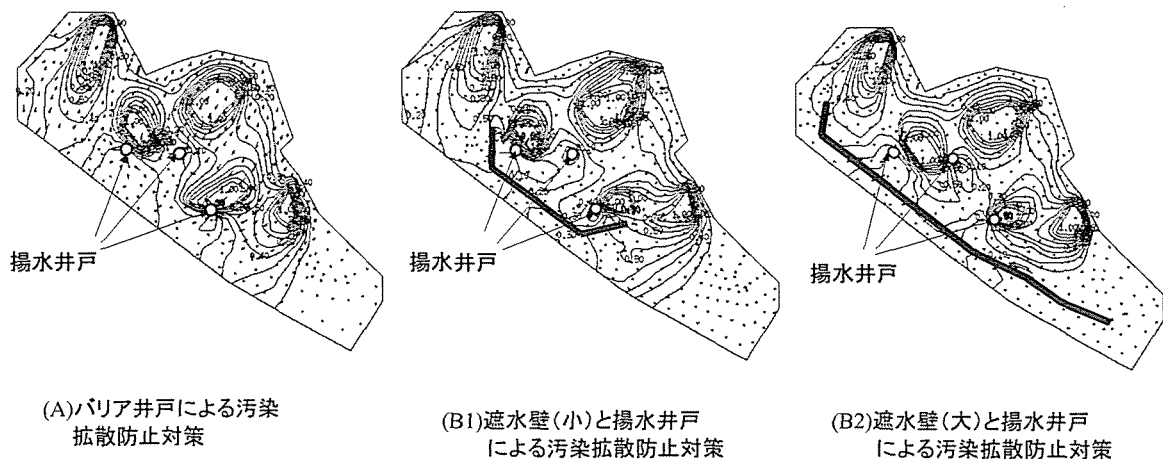


図 5.2-14 バリア井戸による汚染拡散防止対策 (A)

図 5.2-15 遮水壁 (小) と揚水井戸による汚染拡散防止対策 (B1)

図 5.2-16 遮水壁 (大) と揚水井戸による汚染拡散防止対策 (B2)



(A)バリア井戸による汚染拡散防止対策

(B1)遮水壁(小)と揚水井戸による汚染拡散防止対策

(B2)遮水壁(大)と揚水井戸による汚染拡散防止対策

図 5.2-17 修復効果の比較

うに、遮水壁外側から汚染が拡散してしまい、対策としては不十分である。一方、図 5.2-17(B2)に示すように、遮水壁（大）の場合は、汚染現場の汚染拡散を効果的に防止することができる。従って、A、B1、B2 の 3 つの代替案の中では、B2 の遮水壁（大）を設置し、遮水壁の内側を揚水井戸で地下水位をコントロールする案が、汚染拡散防止対策としては最も有効であることが分かる。次のステップとしては、より具体的な修復計画の構築、設計を行うために、地下水揚水量を決定するための揚水試験や遮水壁施工のための詳細なボーリング調査が必要となる。特に、山側境界の地下水位を確認することが、汚染現場全体の収支を捉える上で必要となる。

さらに、サイト内の土壌・地下水汚染を修復するためには、汚染源から効率的に汚染物質を除去する必要がある。そのためには、揚水井戸の位置について、さらに検討する必要があると思われる。

## 5. 2. 6 本サイトへ数値シミュレーション技術を適用した際の問題点

以上、I 市不適正保管現場へ数値シミュレーション技術を適用し、汚染状況の把握を行うことによって汚染拡散防止対策が必要か否かを判断し、さらに汚染拡散防止対策として 3 つの代替案の比較検討を行うことにより、遮水壁（大）と揚水井戸を施工することにより、汚染拡散防止が可能であることを示した。しかし、数値シミュレーション技術を実際の汚染現場へ適用した際に、いくつかの問題点がある。

### （1）調査データの充足性

- ・溶解性の汚染物質は、地下水流れと共に移動する。従って、汚染の現状を把握するポイントは汚染現場の地下水流れ場をしっかりと把握することである。さらに、地下水流れを把握するためには、その器となる地形・地質構造について、サイト全体を網羅する形で的確に把握する必要がある。その点で、今回用いた調査データは、計算対象領域の上流側及び下流側の基盤の深さが把握されていなかった。その点で数値シミュレーションに用いたデータは十分であったとは言えない。
- ・また今回行われたボーリング調査は、ドラム缶が敷地一杯に保管されていたため、ボーリング位置の選定には限界があった。さらに、汚染の程度を把握するという目的が重視されたために、各ポイントでの地質構造の解釈など十分ではなかった。また、サイト全体の地下水位のコンターを描くことができず、結局、ボーリング調査からは、水理地質学的な知見を十分得ることができなかった。
- ・また、数値シミュレーションで用いられている方程式を解く際には、境界条件が必要である。つまり、解析領域をどのようにとるか、そしてどのような境界条件を用い、その具体的な値をどのように決定するかが極めて重要となる。その点で、ボーリング調査地点のある点に沿って、解析領域を設定するのが理想である。このような観点から言っても、今回の調査データは不足していると言わざるを得ない。

すなわち、実汚染現場で数値シミュレーションを適用した場合のその結果は、調査の精度以上のものが得られることはない。後述するが、汚染現場をモデル化するには、その時点で得られている調査データを最大限に利用し、そのモデルがどの程度、調査データを再現できるかが一つの大きなポイントとなる。

## (2) モデルの仮定

- ・数値シミュレーションは、既存データの空間的・時間的な補間を行うことが目的である。従って、観測値での観測データと数値シミュレーション結果は、適合している必要がある。その点で、今回の数値シミュレーションは、地下水位については観測値に合うように透水係数を求めていることから十分であると言える。しかし、汚染濃度コンターについて、ボーリング地点での汚染濃度と数値シミュレーション結果の濃度の適合性については評価していない。その点で、地下水位だけではなく、濃度場についても観測データとの適合性を確かめるべきである。さらに、濃度場については、汚染現場の概略的な汚染の二次元的、三次元的分布が他の手法により明らかになれば、その結果と数値シミュレーション結果とを比較し、整合性を検討することも必要である。
- ・また、今回は汚染源の設定については、土壌ガス濃度の相対的な分布と、地下水濃度の分析結果を参考にしながら行った。しかし、計算を行うためには、汚染源の位置、濃度が極めて重要な情報となる。この2点については、汚染源を仮定するための調査データとして必要である。
- ・また、定常解析で透水係数を逆推定によって求める場合、各透水係数の比が解として求まることから、数地点での現場透水試験などによる透水係数の実測値が必要となる。今回の調査では、流向・流速調査で得られた流速を用いて、透水係数の補正を行ったが、一般に流向・流速調査データの精度はあまり高くない。よって、汚染現場の数カ所で、各層毎に透水係数のオーダーを把握しておく必要がある。また、準三次元解析を行う際には、透水係数が大きい、あるいは層厚が大きい地層の影響を大きく受けることになるので、そのような地層の透水係数をできるだけ正確に捉えることが重要となってくる。

## (3) パラメータの妥当性

- ・今回は汚染物質として、非吸着性、非分解性である塩素イオンを想定して解析を行った。しかし、汚染物質によっては、強く土壌粒子に吸着したり、微生物分解などの作用を大きく受ける物質も存在する。このように、通常の汚染把握のための調査のみでは十分に把握することのできないパラメータの設定については、どのように行ったらよいか整理されていない。
- ・また、現場揚水試験やトレーサ試験などの調査により、実際の地下水流速、分散能、有効間隙率などを推定することが可能であるが、一般にこのような調査は、汚染把握を目的とした段階で行われることは少なく、むしろ修復対策の具体的な設計時に行われているのが実状である。従って、今回用いた数値シミュレーションの段階では、これらのデータは、仮定値として与える必要がある。このようなパラメータの取り扱いについても、何らかの指針が必要である。

以上より、I市へ数値シミュレーションを適用することによって、適用時の問題点を、(1)調査データの充足性、(2)モデル仮定及び(3)パラメータの妥当性、に整理して述べた。さらに、今求められているのは、上記の問題解決を踏まえた、数値シミュレーション技術の実汚染現場への適用方法である。客観的な適用方法を明確にし、提案することができれば、汚染対策を、より科学的根拠をベースに、進めることが可能となると考えられる。



## 5. 3 実汚染現場への数値シミュレーション技術の適用方法の提案

### 5. 3. 1 数値シミュレーションに必要なデータ

数値シミュレーションを行うためには、調査データが不可欠である。ここで、シミュレーションを行う上での調査項目を整理する。ただし、調査の目的はシミュレーションを行ってパラメータを求めることのみになってはいけない。汚染状況を把握し、汚染修復を行うことを目的としている。表 5.3-1 に地下水流れ場の推定、汚染物質濃度場の推定に必要な調査データを、既存情報として得られるデータと現場調査によって得られるデータとを分けて、整理した。

ポイントは、地下水流れ場の推定は、水みちのような局所的な流れと広域的な地下水流れ両方を常に把握する必要がある。これは、数値シミュレーションを行う上でも極めて重要である。数値シミュレーションは、その現場の概略的な平均的な地下水流れをモデル化するためには極めて有効な手段であるが、水みちのような局所的な流れを再現することは困難だからである。そのためには、既存情報よりサイト周辺の航空写真や過去のボーリング調査によって得られた地質柱状図や地下水位データの収集が不可欠である。また既存井戸の分布を把握し、地下水位などのデータを効率よく利用することが重要である。現場調査では、上流側と下流側にボーリングを行うことと、できれば各ポイントでの基盤深さを把握し、基本となる地質構造を捉える必要がある。そして観測データの信頼性といった観点から、地下水位を測定する際には一斉モニタリングを行う必要がある。さらに季節変動、降雨との関連、河川との関連も把握する必要がある。また地下水流れをシミュレーションする上で重要なのが境界条件の設定の仕方で、計算領域の設定と共に、現場での地形・地質条件を考慮して決定すべきである。一つの計算領域の設定の考え方は、分水嶺（山の尾根など）や河川を境界として与えることであり、これらの境界は、水位一定として与えて計算を行える場合が多い。

汚染濃度場の推定に関しては、その汚染形態によって大きく異なる。基本的には汚染物質の種類、性状、物質名が必要であるが、どのような経路で地下に浸透したかといった汚染機構が明らかにならなければ汚染源のモデル化を行うことはできない。特に汚染物質が水に溶けて地下に浸透しているのか、難水溶性の汚染物質原液が地下に浸透したのか、既に埋められている廃棄物と地下水が接触して汚染が生じたのかによって、大きく汚染源のモデル化が異なると考えられる。図 5.3-1 に汚染源と地下水汚染の関係を図示した。

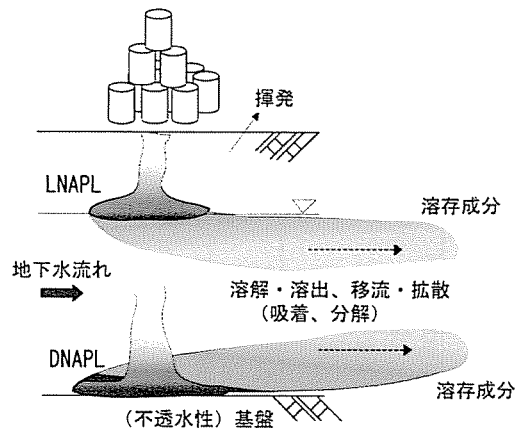
例えば、(a)の廃溶剤（DNAPL の場合が多い）や油類（LNAPL の場合が多い）が地中に直接浸透した場合には、浸透した原液から地下水への溶解により地下水汚染は広がる。これは、3 章と 4 章で述べてきた知見が活かされる。また(b)の場合は、埋立廃棄物からの溶出量、溶出水のフラックス、そして希釈等について考慮する必要がある。(a)と(b)の場合の解析を行う上での研究上の課題は多く、NAPL からの溶出量や埋立地からの漏水フラックスや汚染物質濃度については、直接調査データから得ることができないので、正確にパラメータを設定できない。実際の計算では、汚染源近傍地下水の高濃度部分の水中濃度を近似的に汚染源濃度と設定して汚染拡散を行うことは可能である。一方、(c)の場合は、廃棄物層中に地下水面が存在するので、廃棄物層内水中の汚染物質濃度を汚染源濃度として評価することが可能である。

前述した I 市の場合は、廃油や有機溶剤が原液として地中に浸透したと考えられるので、a)のパターンである。しかし、様々な油や溶剤が混合して浸透していること、また 4 章で述べたように原液の浸透挙動のシミュレーションは必ずしも現場で適用できるものではないこ

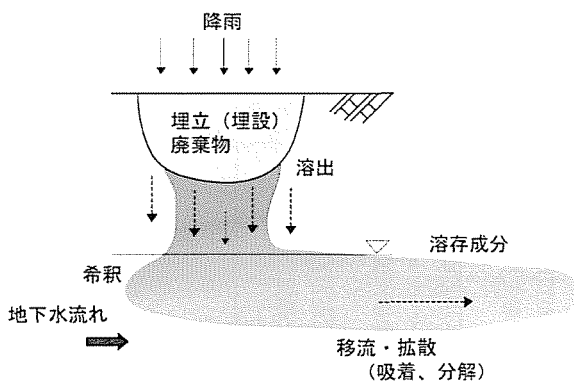
表5.3-1 シミュレーションを行うための調査項目

優先順位	項目	既存情報		目的	項目	調査方法	現地調査	
		資料					目的	備考
地下水流れ場	1	地形・地質	地形図 地質図 水系図 流域図 (航空写真)	対象現場周辺環境の把握 解析領域の設定 水文境界の設定 { 境界条件の確認 旧河川・水みちの把握 }	地形 地質調査 地下水調査 地下水位の変動 (日変動、季節変動)	現地視察 測量 ボーリング調査 地下水位のモニタリング (一斉観測が望ましい) (可能な場合は複数の地層の地下水位の変動を把握する)	対象現場周辺環境の確認 地形図作成 地質構造推定 地下水コンター図作成	場合によっては、水文収支をとるための現地調査が必要。  ボーリングの数はサイトによって異なる。地下水流れ場の解析のためには、対象現場の上流側、下流側の地下水水位データが必ず必要である。 また場合によっては、境界条件となりうる地点にボーリング調査を行う必要がある。 ボーリング深さは、汚染状況にもよるが、基底深度が把握できるまでが望ましい。 水みちと境界水位や地下水分布を把握するためには、広範囲における地下水調査が必要である。  ボーリングは、汚染物質のモニタリング井戸としても使用可能である。
		気象条件	降雨データ  気温データ (風向き)					
		周辺井戸	周辺井戸利用データ 井戸台帳 建設省地下水観測所データ	水文収支の把握 揚水採取位置、最近の利用状況 地下水位、揚水量の把握				
	河川等水位	河川水位観測所データ	境界条件の把握	周辺河川・湖などの水位	水位調査	境界条件の設定		
2					流れ場モデル パラメータの設定	揚水試験	透水係数 貯留係数 漏れデータ	各ボーリング孔を利用して行うことができる

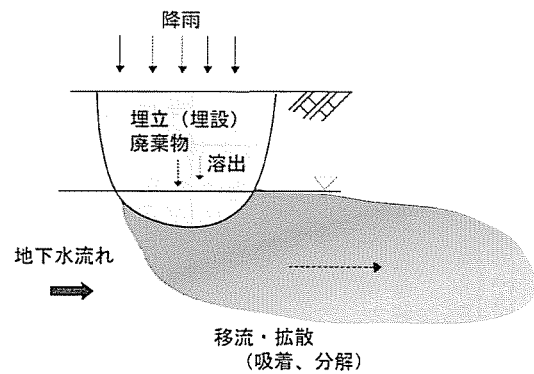
優先順位	要素	種類	既存情報		目的	項目	調査方法	現地調査			
			分類	項目				目的	備考		
汚染物質濃度場	1	不法投棄	汚染現場に関する基礎情報	規模(投棄面積) 立地場所	対象汚染現場の概略的把握	既存情報の確認・補足 廃棄物の種類・性状 投棄(保管)状況	目視等 汚染物質の採取・成分分析	汚染源リスクの評価 (汚染物質の同定 汚染負荷量の推定 汚染現場内の汚染状況の把握)	原液状のオイル、有機塩素系の溶剤が発見された場合には、地下浸透場所及び鉛直方向のボーリング調査により汚染深度を確認する必要がある。  地質推定、及び地下水測定用のボーリングと汚染物質濃度測定用のボーリングは兼用できる。		
			廃棄物	種類 性状 数・量 浸出水の有無							
		不適正保管	汚染現場に関する基礎情報	立地場所 敷地面積 他の処理・処分施設の有無		汚染源リスク予備評価 (汚染物質、量、汚染媒体の推定)	浸出水の有無・濃度分布 表流水の有無・濃度分布			目視等 汚染物質の採取・成分分析 表流水の水質分析 表流水の水質分析	表層土壌サンプリング 土壌ガス調査(フィンガープリント法) ボーリング調査による土壌・地下水の分析 (その際、鉛直方向の含水率分布のデータが得られることが望ましい)
			廃棄物	種類・内容物・量 保管状態 搬入時期 搬入元・搬入量 廃棄物の発生プロセス							
		埋立地	埋立地に関する基礎情報	立地場所 規模・埋立深さ 基礎地盤・遮水システムの有無とその構造 掘削の有無 ガス抜き管の有無 表流水の有無 他の処理・処分施設の有無		汚染源リスク予備評価 (汚染物質、量、汚染媒体の推定)	浸出水の有無・濃度分布 表流水の有無・濃度分布			目視等 汚染物質の採取・成分分析 表流水の水質調査 表流水の水質調査	ボーリング調査による土壌・地下水の分析 (その際、鉛直方向の含水率分布のデータが得られることが望ましい)
			廃棄物	種類・内容物・量 搬入元・搬入量 廃棄物の発生プロセス 過去の調査記録の有無 溶出試験記録 浸出水の量・水質 地下水位・地下水質							
	3	周辺環境・土地利用	住民	人口分布、世帯数等 飲料水として利用している 取水口、または井戸の分布	リスク評価という観点から必要なデータ	周辺地下水の濃度分布	モニタリング井戸がある場合にはそれだけで代用する。 無い場合もしくは位置が不適切な場合は、井戸を掘る 水質分析	敷地外への汚染の拡散状況を把握する			
				産業その他	農業、畜産、漁業、製造等の産業分布 公園等のレクリエーション施設の有無 希少動植物の有無	周辺表流水の濃度分布	トレーサー試験	定期的なモニタリングを行う			
						汚染物質輸送パラメータの推定	トレーサー試験	分散能 間隙率 遅延係数	これらのパラメータよりは、揚水試験を優先すべきである。 また間隙率は、ボーリング調査より推定可能		



(a) 廃溶剤・油類原液が地中に直接浸透した場合



(b) 汚染水が地下浸透又は埋立廃棄物からの溶出水が地下浸透した場合



(c) 埋立廃棄物層内に地下水が存在する場合

図 5.3-1 汚染機構と地下水汚染の関係

とから地下水調査の分析値を用いて解析を行った。このように、汚染現場の汚染機構を考慮したモデル化が必要である。

次に、シミュレーションに必要な調査の程度に関して考察を行う。調査データが多ければ多いほど正確なシミュレーションを行うことができると考えられがちであるが、100%正確なシミュレーションを行うことを最優先するならば、無限に調査を行わなくてはならず現実的には無理である。また正確な調査データが得られたとしても、モデル化の段階で汚染現場の単純化、抽象化を既に行っており、シミュレーションにより汚染現場を 100%模擬することは不可能である。本研究では、このような問題に対して調査の段階とその段階で必要とされるシミュレーションの目的、内容を整理することによって必要とされる調査の質を、(例えばボーリング数といった) 数という定量的な議論ではなく、最低限必要となる調査という定性的な議論としてまとめることを試みた。

各調査や対策が段階毎に行われるのと同じように、数値シミュレーションの目的も段階的に設定すると考えるのが妥当である。表 5.3-2 では、初期調査、汚染調査(初期とそれ以降に分割)、修復調査、対策施行後のモニタリング段階に分けて、調査内容、調査のポイント、シミュレーションの目的、シミュレーション結果の利用法についてまとめた。これより、数値シミュレーションを汚染対策において有効に活用するためには、初期調査結果や汚染調査の初期段階から、数値

表5.3-2 調査データと数値シミュレーションの対応関係

調査段階	調査内容 (情報)	調査のポイント	シミュレーションの目的	シミュレーション結果の利用先
初期調査	<p>既存情報や目視データが主</p> <p>○現場に関する情報</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・地形地質情報</li> <li>・気象条件の情報</li> <li>・周辺井戸情報</li> <li>・河川水位等の情報</li> </ul> <p>○汚染に関する情報</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・現場に関する情報</li> <li>・汚染物質の情報</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・現場踏査による地形・地質的特徴の把握</li> <li>・表流水の流れ方向の確認</li> <li>・汚染物質、汚染機構等の推測</li> </ul>	<p>数値シミュレーションは行うことではなく、</p> <p>汚染源→経路→受容者の概念モデルを構築すること。</p>	<p>概念モデルを基本に、汚染現場に対し、シミュレーションを用いるという前提の下で、調査計画を構築し、実施する必要がある。</p>
汚染調査 (初期)	<p>○現場・汚染に関する情報</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ボーリング調査</li> <li>・測量</li> <li>・水位調査</li> <li>・地下水汚染濃度分布</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・地形・地質構造の概略的把握</li> <li>・地下水位分布の把握</li> <li>・地下水濃度の把握</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・3次元地質構造の推定</li> <li>・境界条件、汚染の広がりを設定した計算領域の設定</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・地形・地質構造の推定結果や計算領域、境界条件、汚染の広がりを考慮し、追加的に必要な調査項目を抽出し、追加調査を行う。</li> </ul>
汚染調査	<p>○現場・汚染に関する追加的 情報</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・追加ボーリング調査</li> <li>・地下水位の変動</li> <li>・汚染物質濃度分布</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・地下水流れの上流と下流の地質構造（特に基盤深さ）、及び地下水位の確認</li> <li>・計算領域を網羅する地下水位分布の確認</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・汚染現場の地下水流れ場の推定</li> <li>・汚染源を仮定した場合の、汚染分布</li> <li>・以上より、汚染が広がる速度、程度に関する情報を得る。</li> <li>・修復効果予測</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・汚染の緊急度を評価することができ、修復対策の必要性が判断できる。</li> <li>・修復対策を計画するための基礎的情報として利用可能である。</li> <li>・モニタリング計画や追加調査計画の抽出に利用可能である。</li> </ul>
修復調査	<p>○修復計画構築のための定量的な情報</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・追加ボーリング調査</li> <li>・揚水試験など</li> </ul>	<p>例えば</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・必要な水処理量</li> <li>・遮水壁の深さ、範囲</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・感度解析による汚染現場の詳細なシミュレーション</li> <li>・複数代替案の詳細比較</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・修復対策の実施設計に利用する。</li> </ul>
モニタリング	<p>○修復効果に関する情報</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・地下水位のモニタリング</li> <li>・地下水質のモニタリング</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・修復対策後の経時変化</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・モデルを修正しながら、修復に必要な期間を推定</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・修復対策の運転管理。</li> <li>・修復対策の再検討</li> <li>・修復期間予測</li> </ul>

シミュレーションを行うことを前提として、調査計画を構築することが極めて重要であることが分かる。

一つの例として説明すると、第3段階目の汚染調査段階での数値シミュレーションは、汚染分布を明確にし、対策の必要性等を検討するために行われるが、このような目的の数値シミュレーションを行うためには、

- 1)対象領域の上流、下流側の地層、地下水位を把握していること
- 2)計算上の境界条件となるポイントでの観測値が存在すること
- 3)不透水層となる基盤までの深さが確認されていること
- 4)サイト周辺の地層、地下水位も含めた広範囲な測定データを基にしていること

が必要である。この要件がクリアされていればそのシミュレーション結果は、汚染対策を検討する上で、緊急度を評価したり、修復対策の基礎的な情報として利用することが可能であると考えられる。先の、I市の事例では、この汚染調査段階の解析を目的としていたが、上記1)~4)の項目を必ずしも満足していなかったと考えられる。

### 5.3.2 数値シミュレーション技術の適用手順

ここで、I市へ数値シミュレーションを適用した際の問題点、それを踏まえた調査項目や調査段階と数値シミュレーションの目的の関係を踏まえて、数値シミュレーションを実際の汚染現場へ適用する際の手順について図5.3-2に提案する。

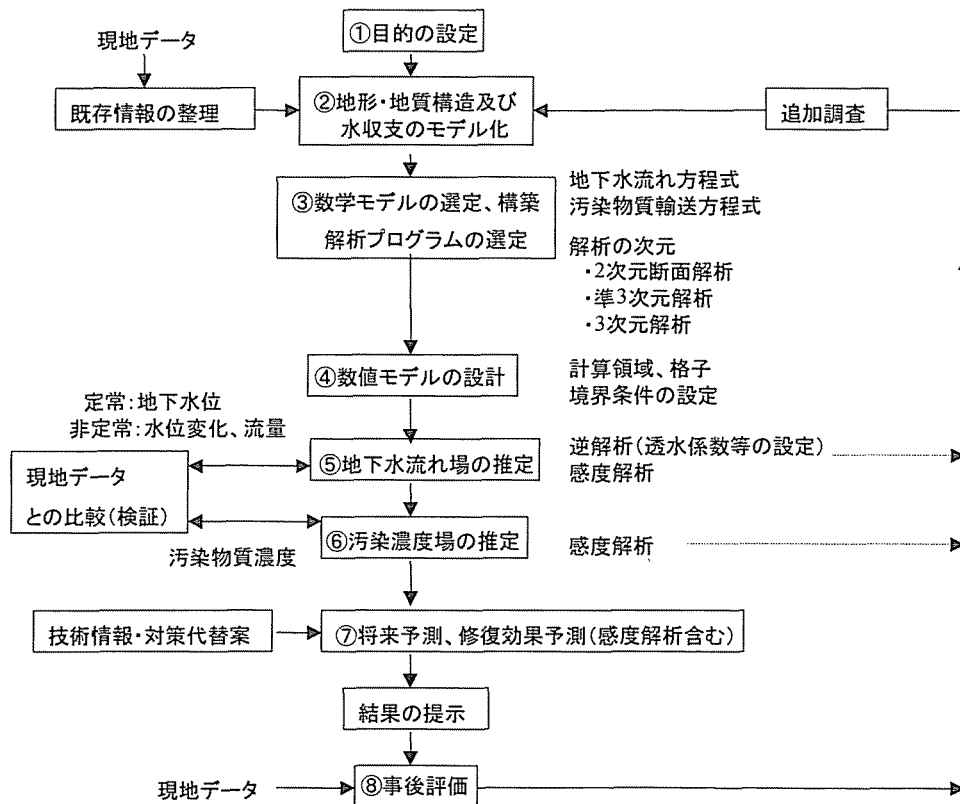


図 5.3-2 汚染現場への数値シミュレーションの適用手順

### ①目的の設定

汚染拡散の現状予測や将来予測、及び汚染現場に適した修復技術の選択や修復効果の予測などである。この作業を曖昧にすると、その後のモデルの設計や設定するパラメータの選定も曖昧なものになってしまい、数値シミュレーションを行うことの効果が薄くなってしまう。数値シミュレーションは、そのモデル化の際に必ず何らかの単純化、抽象化が行われている。また、局所的な現象よりも、場全体の平均的な現象を表現する性質が強いことから、イ) 平均的な地下水流れ場の推定、ロ) その地下水流れ場での汚染物質が広がる方向と速度を推定することが、数値シミュレーションの主な目的となる。そして、数値シミュレーションは、唯一将来予測を定量的に行うことができる手法であるから、ハ) 修復効果予測を行うことも重要な目的の一つである。また、表 5.3-2 で示したように次段階への調査項目の抽出も目的になりうる。

### ②地形・地質構造及び水収支のモデル化

汚染現場に関する既存情報や現地踏査・ボーリングデータにより得られた現地データを整理し、現場の地質構造、水文収支、汚染源、汚染物質輸送経路、受容者などを明らかにする。そして、汚染現場の測量結果や既存地形図、柱状図を基に地形・地質構造をモデル化する。地下水汚染数値シミュレーションを行う際の地形・地質構造のモデル化のポイントは、まず基盤の分布をできるだけ正確に推測することである。I 市では、当初基盤の深さが正確には分からなかった。そのため、追加ボーリングによって、基盤深さを確認した。次に重要なのは、透水係数が大きいと思われる層の分布や難透水性地盤の分布を捉えることにより、サイト全体の地質構造分布の概略を捉えることである。以上のような要件を満足するようなモデル化を行うためには、その前提となるボーリング調査を行う点や数が重要となる。必要な調査数や位置については一般論は存在せず、サイトの規模や地形・地質条件に大きく左右されると言わざるを得ない。しかし、例えば、サイト全体の基盤分布を把握するためには、少なくともサイトの上流側と下流側境界付近にボーリング調査が必要となる。場合によっては、サイトの四方境界に最低 1 カ所はボーリング調査が必要となる場合もある。

### ③数学モデルの選定、構築と解析プログラムの選択

解析領域(不飽和帯、飽和帯)、汚染物質(水溶性、難水溶性)等により支配方程式を選定する。また、2次元断面、準3次元、3次元といった解析の次元などの選択を行う。また対象とする汚染物質や考慮する物理・化学・生物現象によっては、選択するプログラムが異なってくる。これは、上述した数値シミュレーションの目的設定に寄るところが大きい。

数値シミュレーションの目的を、サイト全体の平均的な地下水流れの把握とした場合は、最初から三次元解析を行うよりは、平面二次元あるいは準三次元解析を行うべきである。それは、土壌・地下水汚染対策の際に得られる調査データに限界があるからである。三次元解析を行う必要性について十分検討し、必要性がある場合には十分に調査を行うことが重要である。また、対象汚染物質に対しても、ほとんどの移流・分散解析プログラムは、水に可溶性の物質を対象としたものである。また、吸着現象や分解現象はほとんどのプログラムで扱うことができる。一方、NAPL による汚染では、3章や4章で述べた原液挙動が問題となる。

#### ④数値モデルの設計

現地データや数値シミュレーションの目的などを考慮して解析範囲を決定する。その範囲内の地質構造を推定し、計算領域の格子の作成、そして境界条件の設定を行う。さらに汚染源に関する情報もまとめる必要がある。

このモデルの設計に関する作業が、解析を行う上では最も重要である。この段階で行った仮定や設定が、数値シミュレーション結果を解釈する上での前提条件となるからである。この段階での主な作業は、汚染現場に対してイ) 解析領域を設定し、ロ) メッシュを作成し、ハ) 境界条件、ニ) 初期条件を設定することである。しかし、現段階では、汚染現場の状況に応じて、機械的に解析領域を設定する手法や自動的にメッシュや境界条件、初期条件を設定する手法は無い。I市の事例を参考にして、一つの考え方を以下に示す。

##### イ) 解析領域の設定

解析領域を決定するために考慮すべきことは、

- a) 現場調査により得られた地下水位コンターを基にした概略的な地下水流れ方向
- b) 調査データの存在（地形標高、地質構造、地下水位など）
- c) 分水嶺となりうる線（尾根、地下水位コンターから得られた分水嶺など）
- d) 河川と地下水が連続している場合にはその河川

である。

##### ロ) メッシュの作成

メッシュの大きさを決定するために考慮すべきことは、

- a) 概略的な地下水流れ速度と解析時間刻み（クーラン数を満足）
- b) ボーリング調査点（計算結果を検証するときに必要）
- c) 汚染源となる領域（例えば、廃棄物層ライン）
- d) 修復対策（想定される遮水壁のライン、揚水井戸の位置）

である。

##### ハ) 境界条件

境界条件を設定するために考慮すべきことは、解析領域を決定する際に考慮したことと同様である。つまり、解析領域を設定するときには境界条件も一緒に考える必要がある。また、有限要素法を採用する際には、不透水境界は設定する必要がない。また流量一定境界は、現場調査から境界での地下水流量の測定はまず行われることなく、また測定も困難である。以上の理由から、境界条件の設定は、水位一定境界をどのように設定するかということに問題に帰着する。水位一定と見なされうる境界は、現場調査により得られた地下水位コンターを参考に地下水が解析領域内に流入している線を選択するのが妥当であると考えられる。

##### ニ) 初期条件

初期条件は、一般に、現場調査より得られた地下水位コンターを用いる。

#### ⑤地下水流れ場の推定

現地調査によって得られた観測値（例えば地下水位コンター）と合うように透水係数、境界条件などのパラメータの逆推定を行う。また、感度解析を行いながら、現場調査では得られなかった領域を把握すると共に、必要に応じて再調査を行い、観測データを補う必要も生じる。



## ⑥汚染濃度場の推定

汚染拡散解析では、汚染物質の選定、汚染源の大きさ、分布、濃度レベルの与え方が問題となる。廃棄物に起因する土壌・地下水汚染では、汚染源となる廃棄物層の範囲が不明瞭である場合や、汚染源の濃度レベルも不均一な場合が多く存在する。また、汚染物質や汚染機構によっても汚染源の設定の仕方が異なる。これら汚染源の考え方については、図 5.3-1 で既に述べた。以下に、汚染物質の選定と計算された汚染濃度分布と観測値との比較の考え方について述べる。

### イ) 汚染物質の選定

汚染物質の選定の考え方は、汚染現場で最も頻繁にかつ高濃度で検出される物質を選ぶべきである。また、安全側の解析を行うのであれば、吸着・分解の無い塩素イオンを想定して計算することも考えられる。しかし、このシミュレーションによって、環境基準を超えた領域を設定した場合や対策領域を検討したい場合は、安全側の解析は、過度に対策が必要な領域を広げてしまう恐れがある。I市の場合は、安全側を想定して塩素イオンを対象として解析を行ったが、吸着現象を考慮して行う必要もあった。また、必ずしも環境基準物質にはなっていない物質でも、最も広く分布している物質を対象にモデルの妥当性を評価する方が、良いと考えられる。

### ロ) 観測値との比較

数値シミュレーション結果は、定量的な二次元的、三次元的な情報を提供することが可能である。しかし、その妥当性を評価するために必要なデータとしては、限られた点的なボーリング地点での地下水濃度しか存在しない。従って、調査が行われた点では数値シミュレーション結果と観測値は一致しても、調査が行われていない他の点での妥当性については、必ずしも評価したとは言えない。そこで、数値シミュレーションにより得られた分布形状と、物理探手法から得られる相対的な汚染分布のモデルを比較することが有効かもしれない。6章で詳細は検討するが、このように数値シミュレーション結果の妥当性を示す手法が求められている。

## ⑦将来予測、修復効果予測

汚染の拡散を予測し、修復対策の必要性を検討する。また修復対策を早急に行う必要があるのか、それとも猶予があるのかといった修復を行うタイミングを検討することも可能である。さらに、修復技術に関する情報を設定することで、それによる修復効果が予測できる。したがって、その現場にとって最適な修復技術の提示が可能となる。

また、感度解析を行うことが非常に重要である。単にこれまで求めたパラメータのみを用いて行うだけでは不十分であり、どのようなパラメータが将来予測に大きく寄与するのかといったことも明らかにする必要がある。すなわち、パラメータの推定により将来の状況にある幅をもって説明する必要がある。また、感度の大きなパラメータに関しては、必要に応じて追加調査を行い、将来の予測精度を向上させることも重要である。

## ⑧事後評価

継続調査、修復時のモニタリング結果を通して、予測結果との比較を行うことでモデルやパラメータの事後評価をする。もし必要であれば地形・地質構造の推定やモデルの設定などの再検討を行うこともある。

#### 5. 4 要約

本章では、実汚染現場に数値シミュレーション技術を適用して、適用の際の課題を抽出した。当該汚染サイトでの現場調査データは、地質構造の把握や、地下水位の調査について、決して十分な調査であるとは言えなかった。また、数値シミュレーション結果と測定値との整合性の評価が問題である場合が多いとの状況も踏まえて、当該汚染現場への数値シミュレーションを適用した際の課題として、主に、調査データの充足性、モデル化の際の仮定、そして直接現場調査データからは得られない関連パラメータの妥当性について問題があることを示した。

上記の問題に対して本章では、表 5.3-1 に示したように実汚染現場での解析作業に耐えうる数値シミュレーションに必要なデータ項目を明確にした。これに基づいて調査計画を構築することが重要となる。また、表 5.3-1 に示した項目のみをただ調査すれば良いわけではない。調査の内容や質も問題となることから、表 5.3-2 には、概念的ではあるが、調査の質と数値シミュレーションの目的を整理した。これは、調査や対策が段階的に実施されるのと同様に、数値シミュレーションも段階的に実施すべきであることを示している。

そして、本章のまとめとして、実汚染現場への数値シミュレーション技術の適用方法を提案した(図 5.3-2)。この①～⑧までの手順は、本章で提起した課題の解決を踏まえた、標準化された手順であると考えている。そして、この手順に従えば、実汚染現場での数値シミュレーションを行い、汚染拡散解析を行うことが可能であると考えている。次章で本章で提案した数値シミュレーション技術の適用方法を、異なる汚染現場へ適用し、その有効性を検証する。

#### 参考文献

- 1) 財団法人廃棄物研究財団：I 市内産業廃棄物不適正保管地土壤汚染調査報告書, 1997
- 2) 古市 徹, 石井一英, 寺尾康, 森下兼年： 土壤・地下水汚染の診断修復システムの開発と不適正保管現場への適用例, 廃棄物学会論文誌, Vol.11, No1, pp.38-47, 2000
- 3) 中川 徹, 小柳義夫：最小二乗法による実験データ解析 プログラム SALS, 東京大学出版会, pp.95-120, 1982

## 第6章 K市実汚染現場への数値シミュレーション技術の適用と評価

### 6.1 概説

本章では、5章で提案した数値シミュレーション技術の実汚染現場への適用方法を、他の汚染現場に応用することにより、本適用方法の効果を検証する。そのために、図5.3-2に示した適用手順を確かめるとともに、数値シミュレーション結果と測定値との整合性を評価するために、点的なボーリング地点での地下水汚染濃度と計算値を比較するだけでなく、二次元的、あるいは三次元的な汚染現場の概略的な汚染の形状を相対的に知る手法である物理探査手法により得られた見かけ比抵抗値の面的な分布との比較を行う。これより、数値シミュレーション結果と測定値との整合性を評価するプロセスの標準化を試みる。

6.2節では、本手法の適用を行う汚染現場の概要を説明すると共に、数値シミュレーションを行う目的を明確にする。6.3節では、物理探査手法の一つである比抵抗法について概略を説明し、汚染現場への適用性について述べる。そして、6.4節では、準三次元解析により、汚染現場の地下水流れ場、及び汚染濃度場を推測した。その際、地下水濃度の実測値及び、比抵抗値分布との比較を行うことにより、数値シミュレーション結果と測定値との整合性を評価した。次に、6.5節では、準三次元解析では評価できなかった当該汚染現場の第2帯水層の汚染の広がりの評価を行った。6.6節では、本研究で提案する数値シミュレーション技術の適用方法の一つのポイントである比抵抗分布と数値シミュレーション結果の、土壌・地下水汚染解析における位置づけを明確にした。そして、6.7節では、当該汚染現場の修復対策を検討するために、数値シミュレーションを適用し、修復効果を予測すると共に、適用可能な修復対策を提案した。以上より、5章で提案した汚染現場への数値シミュレーション技術の適用方法の検証をした。

### 6.2 汚染現場の概要と数値シミュレーションの目的

#### 6.2.1 汚染現場の概要

図6.2-1に汚染現場の平面図を示す。当該汚染現場は、安定型最終処分場に不法に燃えがら、金属くず、汚泥、廃油等が埋め立てられていた。廃棄物層内に地下水面が存在するので、廃棄物層内の汚水により周辺地下水の汚染が生じていた。廃棄物層内水からは、ジクロロメタン(DCM)、1,2-ジクロロエタン、シス-1,2-ジクロロエチレン、トリクロロエチレン(TCE)、テトラクロロエチレン(PCE)、1,3-ジクロロプロペン、ベンゼンが検出されていた。その他トルエン、キシレンも高濃度で検出されていた。周辺地下水は、廃棄物層の近傍であるNo.3、No.7の井戸(図6.2-1参照)でジクロロメタン、1,2-ジクロロエタン、1,3-ジクロロプロペン、ベンゼンが環境基準を超過し、TCEやPCEも検出されていた。また廃棄物層内水濃度が特に高いトルエン、キシレンについては、河川付近のNo.4、No.5の地下水で検出されており、広い範囲に地下水汚染が進行しているものと推測された。

#### 6.2.2 本汚染現場の問題点とシミュレーションの目的(図5.2-3の手順①と③)

図6.2-2は、この現場の典型的な地質断面図を示している。汚染現場は段丘面に存在しており、彫り込むように廃棄物層は存在していた。廃棄物層は、第二帯水層にまで達しており、第二帯水層の汚染も確認されている。また、広域的な地形(図6.2-3参照)より、広域的には、東側のKR

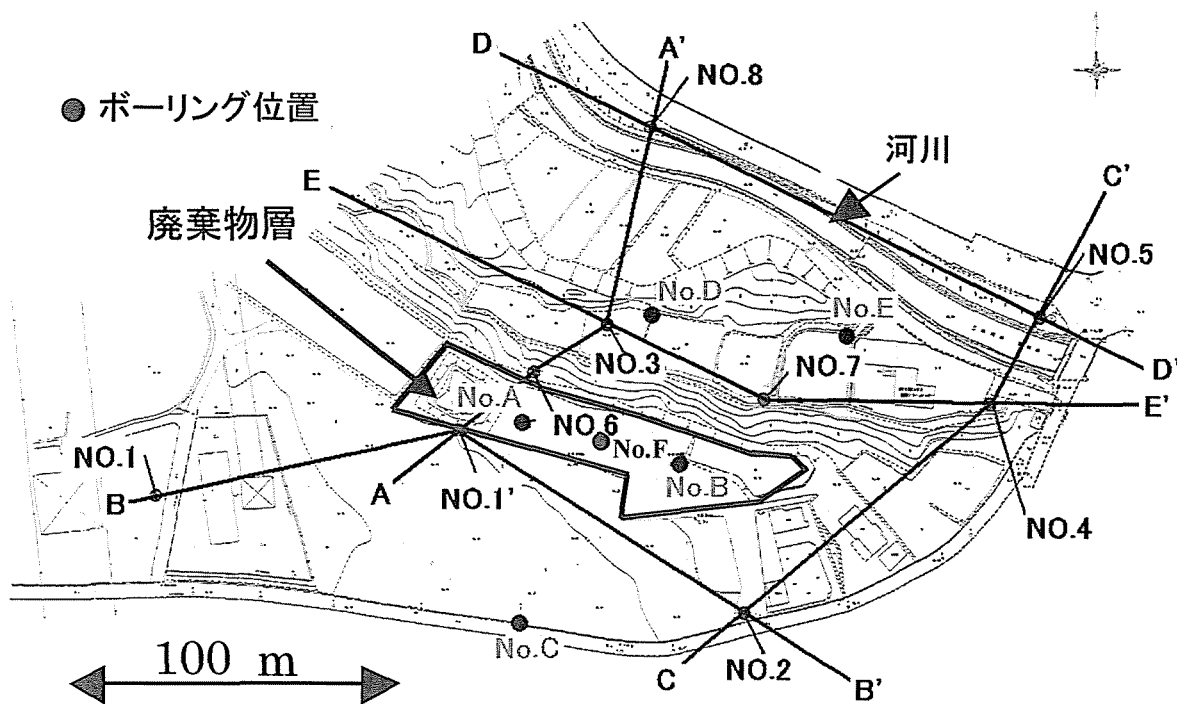


図 6.2-1 汚染サイトの平面図及びボーリング位置図

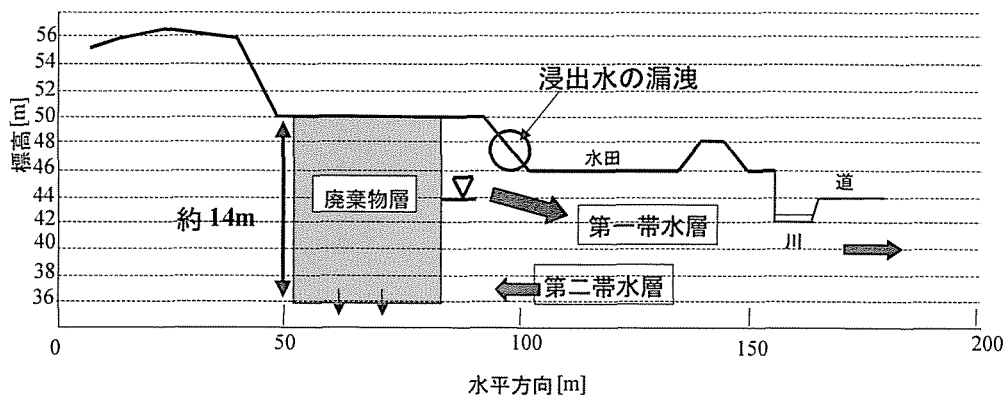


図 6.2-2 廃棄物層と地下水の関係

川の方に傾斜あるいは、さらに広域的に捉えると IB 川の方に傾斜していると考えられる。一般的に、地下から深い地下水流れは、広域的な地形・地質構造によって支配される。従って、第一帯水層は北側の KR 川方向、そして第二帯水層の地下水流れが、東あるいは南方向へと流れている可能性があり、第一帯水層と異なる場合も考えられる。このような問題が存在することから、本研究では、①第一帯水層を対象とした場合の準三次元汚染拡散解析を行うこと、そして②三次元解析による第二帯水層の汚染拡散解析を分けて行うこととした。

また、上述したようにこれらの結果とボーリング地点の地下水汚染濃度と比較を行うだけでなく、比抵抗法によって得られた比抵抗分布との比較を試み、汚染現場のモデル化を行うことを目的とした。さらに、それらの結果を踏まえた上で、修復対策の代替案を検討することとした。



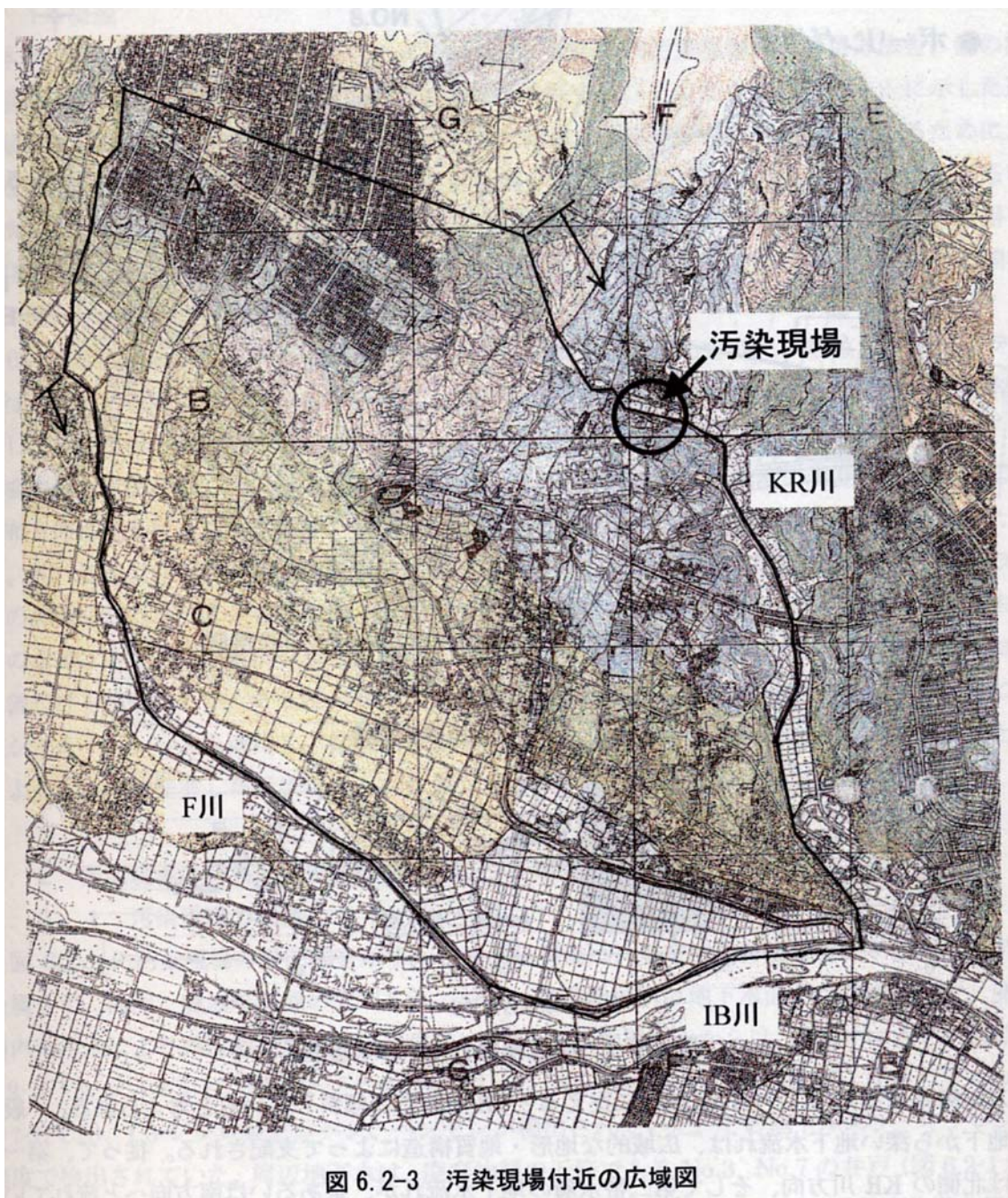


図 6.2-3 汚染現場付近の広域図

## 6.3 比抵抗法について<sup>1)</sup>

### 6.3.1 比抵抗法とは

比抵抗法は、電気探査法の一つである。電気探査手法は、図 6.3-1 に示すように電位法と分極法が存在する。分極法とは、地下の構造の一部に何らかの分極状態があり、それが源となって自然に発生する電流を測定する手法である。一方、電位法とは地質構造外から流れてくる人工的な電流が、地質構造によって擾乱を受けて、その影響を地表で測定する手法である。

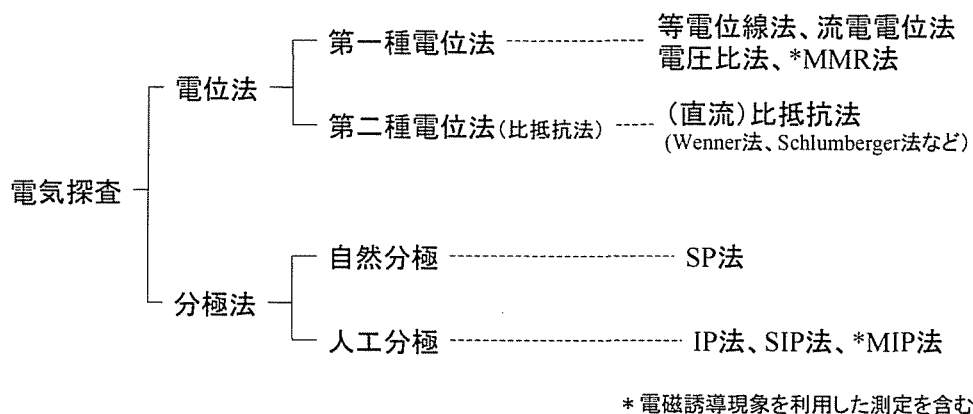


図 6.3-1 電気探査法の分類

#### (1) 分極法

この方法の一つは SP 法と呼ばれ、地表における自然電位の分布を測定することによって地下の情報を得る。また、IP 法と呼ばれる方法は、原理的には大地に直流電流を流して地下構造に強制的に分極状態を起こし、電流を切った直後の残留し減衰していく分極状態を観測して、地下の分極状態すなわち地質構造を探索しようとする方法である。IP 法には、さらに多くの周波数でインピーダンス測定を行う SIP 法や、磁場を測定する MIP 法がある。

#### (2) 電位法

電位法において、電流の流れ方は、電極の数、形、大きさ、配置、電流値などの流電条件と大地の地質構造に支配される。従って電位は電流の流れている状態を示す一つの情報にすぎない。電位の分布をそのまま表現するか(等電位線法、流電電位法)、電位傾度の比で表すか(電圧比法)、電位傾度から求めた見かけ比抵抗で示す(比抵抗法)など古くから色々の方式がとられてきている。比抵抗法では、2 点間の電位差を直接測定し、見かけ比抵抗を算出し、それを基に地下の比抵抗構造を解析する。この方法は、電極間隔を選ぶことによって対象とする地下構造を最も効果的に調査することができる。

### 6.3.2 比抵抗法の基本原理

内部に電流源が無い任意の閉局面に対して、定常電流における電荷の保存則は、オームの法則を利用して、

$$\frac{\partial}{\partial r} \left( -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \phi}{\partial r} \right) = 0 \quad (6.3.1)$$

で表される。比抵抗  $\rho$  からなる等方性均質の無限媒質においては、 $\rho$  が一定であるため簡略化され、電位  $\phi$  に関して次の等プラス方程式が導かれる。

$$\frac{\partial^2 \phi}{\partial r^2} = 0 \quad (6.3.2)$$

ここで、等方性均質で比抵抗  $\rho$  の無限媒質中に存在している点電流源によって生じる電位について考える。点電流源の位置を減点する極座標に対して、 $r$  方向の電場  $E_r$  は、電流密度  $i_r$ 、電位を  $\phi$  とすれば、

$$E_r = -\frac{\partial \phi}{\partial r} = \rho \cdot i_r \quad (6.3.3)$$

なる関係、すなわちオームの法則の微分形で表される。点電流源  $C(I)$  ( $I$ : 電流値) から  $r$  だけ離れた位置における電流密度  $i_r$  は、半径  $r$  の球の表面積が  $4\pi r^2$  であることから、

$$i_r = \frac{I}{4\pi r^2} \quad (6.3.4)$$

であり、式(6.3.3)と合わせて、

$$E_r = -\left( \frac{\partial \phi}{\partial r} \right) = \rho \frac{I}{4\pi r^2} \quad (6.3.5)$$

という関係が得られる。この式を無限の遠方から  $r$  まで定積分すると、その間の電位差  $V$  が求められ、

$$V = -\int_{\infty}^r E_r dr = -\left( \frac{\rho I}{4\pi} \right) \int_{\infty}^r \left( \frac{1}{r^2} \right) dr = \frac{\rho I}{4\pi r} \quad (6.3.6)$$

となるが、無限遠方の電位を 0 と考えれば、この値は電流源からの距離  $r$  における電位  $\phi$  として与えられる。すなわち、

$$\phi = \frac{\rho I}{4\pi r} \quad (6.3.7)$$

である。均質大地の地表に置いた電流源による電位を考える場合には、比抵抗  $\rho$  の半無限等方性均質媒質を想定し、電流が半球面上から流れ出ることを考慮すれば、同様に、

$$\phi = \frac{\rho I}{2\pi r} \quad (6.3.8)$$

が導かれる。

### 6. 3. 3 見かけ比抵抗値の定義と電極配置係数

一般に図 6.3-2 のように、地表に設置された二つの電流電極  $C_1$ 、 $C_2$  と、二つの電位電極  $P_1$ 、 $P_2$  からなる地表 4 局電極配置において、 $P_1$  における電位  $\phi_1$  は、



$$\phi_1 = \frac{\rho I}{2\pi} \left( \frac{1}{C_1 P_1} - \frac{1}{C_2 P_1} \right) \quad (6.3.9)$$

となり、 $P_2$ における電位 $\phi_2$ を加味すれば、最終的に電位電極 $P_1-P_2$ 間での電位差 $V$ は、

$$V = \phi_1 - \phi_2 = \frac{\rho I}{2\pi} \left( \frac{1}{C_1 P_1} + \frac{1}{C_2 P_2} - \frac{1}{C_2 P_1} - \frac{1}{C_1 P_2} \right) \quad (6.3.10)$$

で与えられる。

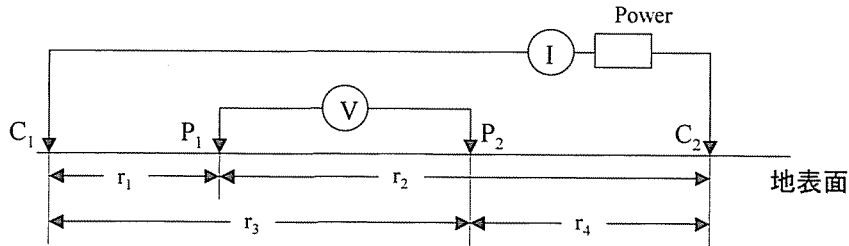
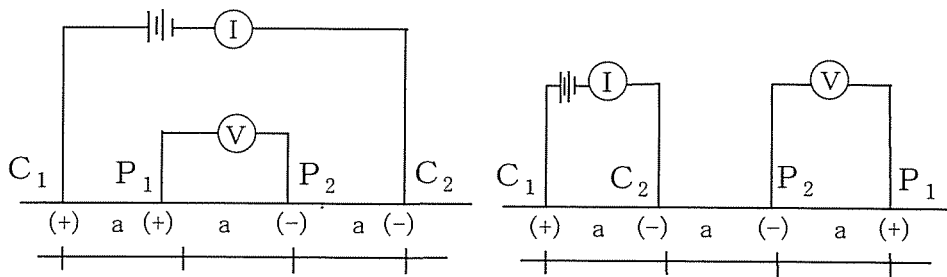


図 6.3-2  $C_1$ 、 $P_1$ 、 $P_2$  及び  $C_2$  による地表 4 電極配置の例題



(1) ウェナー法

(2) エルトラン法

P: 電圧電極 C: 電流電極  
V: 電圧 I: 電流  
a: 電極間隔

図 6.3-3 比抵抗法の電極配置図

図 6.3-3 (左) は、図 6.3-2 において  $r_1=r_2=a$ ,  $r_3=r_4=2a$  すなわち等間隔 4 局 CPPC 配置 (ウェナー法) とした場合であり、このときの電位差は、

$$V = \frac{\rho I}{2\pi a} \quad (6.3.11)$$

と簡単になる。この式から

$$\rho = 2\pi a \frac{V}{I} \quad (6.3.12)$$

という、ウェナー式が求められる。一般的には、

$$\rho = G \left( \frac{V}{I} \right) \quad (6.3.13)$$

$$G = \left( \frac{1}{C_1 P_1} + \frac{1}{C_2 P_2} - \frac{1}{C_2 P_1} - \frac{1}{C_1 P_2} \right) \quad (6.3.14)$$

を表され、Gは電極配置係数（ジオメトリックファクター）と呼ばれる。

式(6.3.13)は、あくまでも比抵抗 $\rho$ の均質な媒質における関係である。一般的に大地は不均質であり、従って式(6.3.13)から得られる値は大地の真の比抵抗とならない。しかしながら、その値は、地下媒質を構成する全ての物質の影響を含み、それら物質の比抵抗と何らかの関数関係をもつ物理量であることには違いない。そこで、式(6.3.13)から得られる値を真の比抵抗と区別して見かけの比抵抗と呼び、 $\rho_a$ と記して、

$$\rho_a = G \left( \frac{V}{I} \right) \quad (6.3.15)$$

と定義する。

### 6. 3. 4 感度分布の基礎概念

ある任意の電極系において地下構造を構成するセル、すなわち比抵抗 $\rho_k$ の単位体積要素(単位長さ $u$ を一辺とし、 $u$ は単位電極間隔 $a$ に等しいものとする)を考え、それが比抵抗 $\rho_N$ の周辺媒質中に存在する場合に、この電極系に及ぼす電位差あるいは見かけの比抵抗の変化の割合を感度と定義し、図6.3-4のような、その体積要素の中心Qに表示して作画した分布図によって、当該電極配置の感度分布を表現する。すなわち、感度の定義式を

$$S_k = \frac{\rho_{ak} - \rho_{aN}}{\rho_{aN}} \times 100(\%) \quad (6.3.16)$$

で表す。つまり、感度が大きい点ほど、比抵抗の差を大きく検出できることを意味する。このとき、比抵抗 $\rho_k < \rho_N$ の時、感度 $S_k < 0$ となる $S_k$ を順感度、 $S_k > 0$ となる感度を逆感度、さらに比抵抗 $\rho_k$ の変化に関係なく $S_k = 0$ となる感度を零感度と呼ぶ。

図6.3-5に、比抵抗 $\rho_k = 0$ 、 $\rho_N = 100$ の場合について、各種電極配置の感度分布とその特徴を示す。

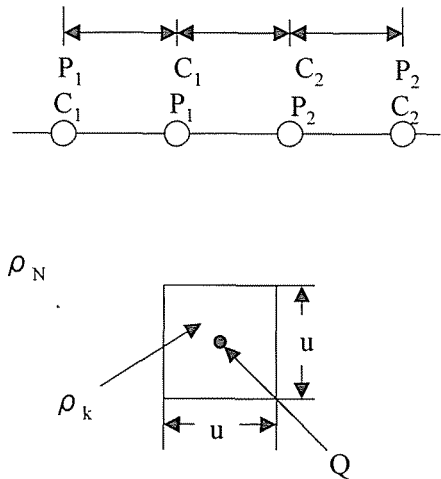
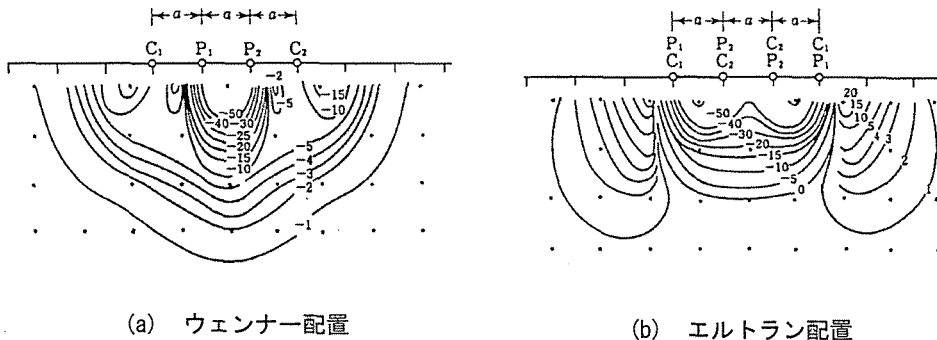


図6.3-4 電極系と地下構造における体積要素



(a) ウェンナー配置

(b) エルトラン配置

図6.3-5 各電極配置の感度分布

#### (1) ウェンナー配置 (電極配置は、図 6.3-3(a))

図 6.3-5(a)に示すように電極系の中央部に順感度の大きい領域を示し、電極 CP 間は逆感度の表れる傾向を示し、電極系の外側では順感度を示す。電極中央部で水平方向に密に感度が変化するので、水平構造の抽出に優れている。

#### (2) エルトラン配置 (電極配置は、図 6.3-3(b))

図 6.3-5(b)に示すように、電極 CC 間及び PP 間に順感度の大きい領域が現れ、電極系の外側では逆感度が現れる。鉛直方向に密に感度が変化するので、鉛直構造の抽出に優れている。

### 6. 3. 5 比抵抗法の土壌・地下水汚染調査への適用例

比抵抗法は、その土壌・地下水の電気伝導度の 2 次元、あるいは 3 次元的な分布を表現することが可能である。特に、不法投棄された廃棄物中に多くの塩素や硫酸イオン等の電解質が多く含まれている場合の地下水汚染の把握には適している。有機物含有量の多い汚染水に対する比抵抗法の適用性に関して感度が低くなる<sup>2)</sup>、また油汚染の現場では微生物活動により電解質物質が地下水へ溶出することによって抵抗値が変化する<sup>3)</sup>など、いくつかの問題点が指摘されているが必ずしも明確にはなっていない。汚染現場への適用例としては、埋立地の境界や盛土の厚さ、そして廃棄物の浸出水による地下水汚染の広がり の推定に用いられた事例がある<sup>4)6)</sup>。また、比抵抗法と IP (強制分極) 法の併用により、廃棄物埋立地とその周辺の汚染状況を把握した事例もある<sup>2)</sup>。これら既往の研究により、特に廃棄物と周辺土壌の境界の把握や多くの電解質が含まれている地下水汚染の広がり の推定に対する比抵抗法の汚染現場への適用性はあるものと判断される。しかし、比抵抗法はあくまでも相対的な抵抗値等の分布を示したものであるため、実際の汚染分布との関連づけを行うためには、地下水中の汚染物質濃度の実測値が必要である。

### 6. 3. 6 本研究における比抵抗法の適用

本研究では、図 6.3-6 に示すように測線を設け、上記ウェンナー配置、エルトラン配置により見かけの比抵抗値を測定した。廃棄物層の東西を横切るライン及び、北側の河川付近と南側のライン、さらに廃棄物層を南北に横切るラインをおおよそ 20m 間隔で調査を行った。電極間隔は、2.5~5.0m で行った。また、探査データの解析には、各測線について断面 2 次元の有限要素メッシュを作成し、得られた地表面電位を用いて各メッシュの見かけ比抵抗値を有限要素法<sup>7)</sup>により算出した。そして、計算値と観測値の誤差が最小になるまで繰り返し計算を行い、見かけの比抵抗値を決定した。

## 6. 4 準三次元解析による汚染拡散解析

### 6. 4. 1 地形・地質モデルの構築 (図 5.3-2 の手順②)

図 6.2-1 に示した汚染現場周辺の地形・地質に関する既存情報及びボーリング調査によって得られた柱状図を用いて、地形・地質構造の 3 次元モデルの構築を行った。用いたソフトウェアは、ある地層断面をそのデータを満足する曲線のうち最も滑らかなものを選ぶという原理に基づいて

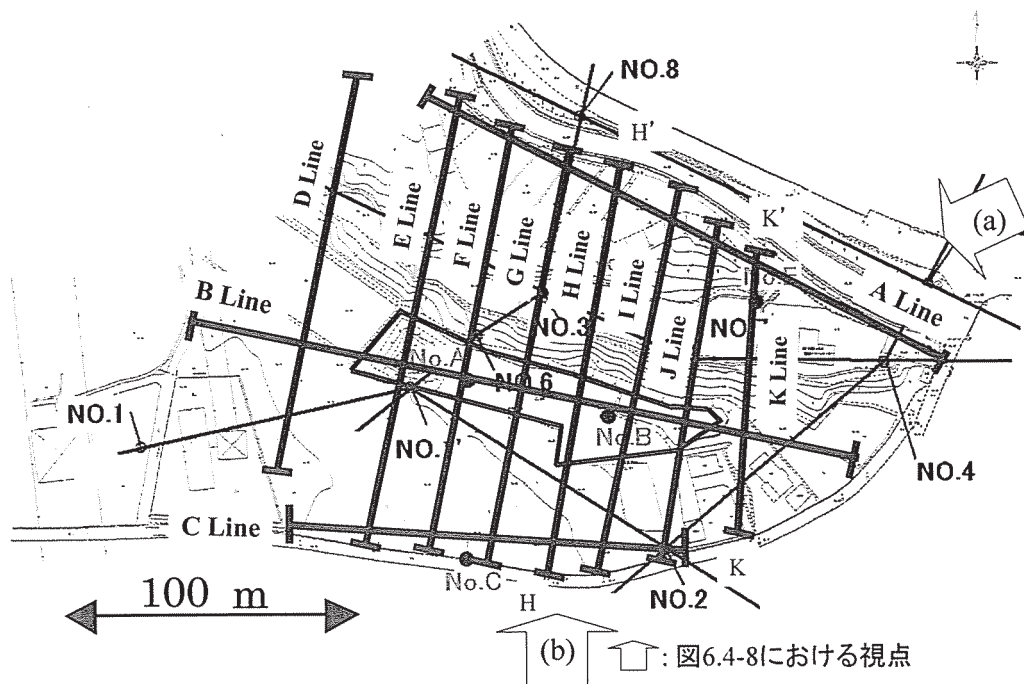


図 6.3-6 比抵抗法における測線図

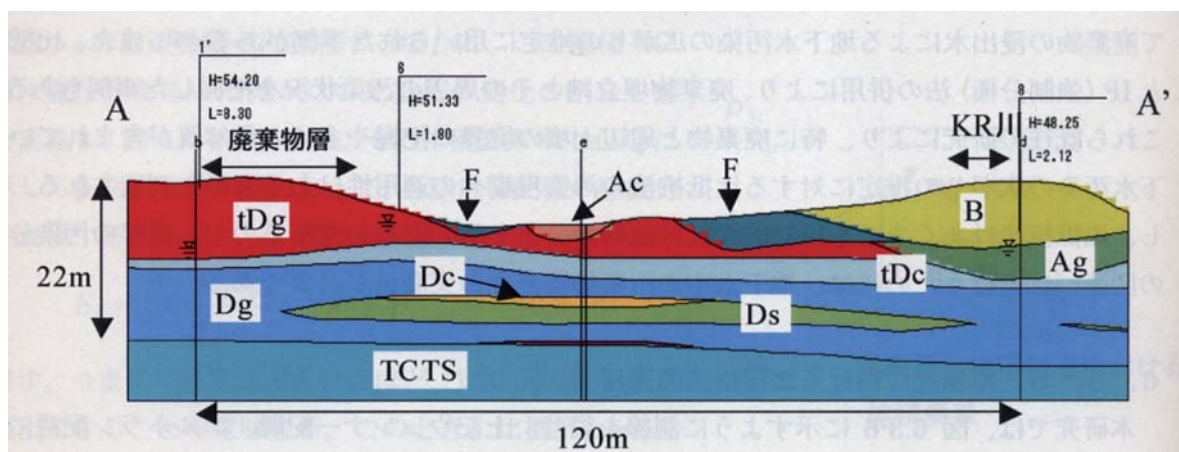


図 6.4-1(a) A-A' 断面図 (記号の意味は表 6.4-1 参照)

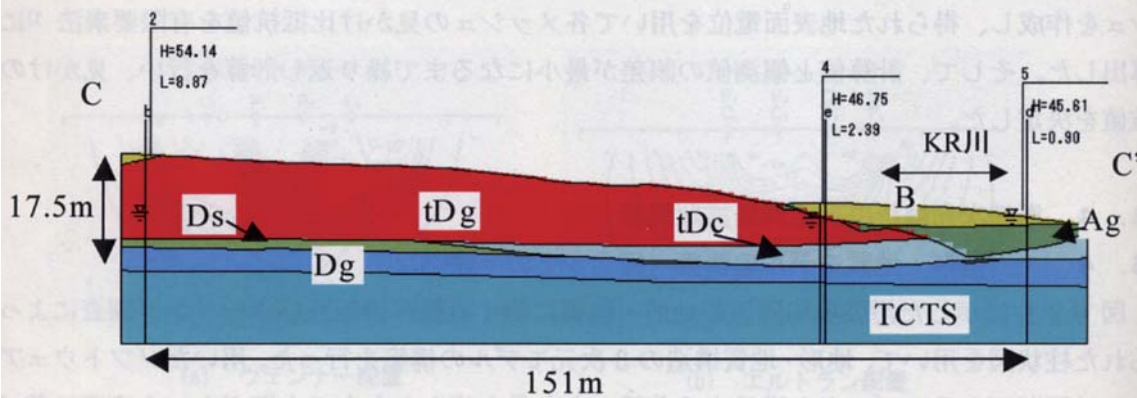


図 6.4-1(b) C-C' 断面図 (記号の意味は表 6.4-1 参照)

地質と地質の境界面を推測することが可能な GEORAMA ((株) CRC ソリューションズ) である。まず、元地形・地質構造の推定を行った (三面張りである河川断面と人工的に掘削された廃棄物層を除いて推定を行った)。その結果の一部として A-A'断面と C-C'断面を図 6.4-1 に示す。

汚染現場はこの付近一帯に広がる段丘面に存在し北側に河川が存在する。基盤岩(TCTS)は第三紀層であり、半固結状を呈す砂質シルト及び未固結の砂質土層より成る。その上位には、礫(Dg)、砂(Ds)よりなる第四紀層が分布しており、特に礫層(Dg)が優勢であった。また部分的にシルト分を多く含む層(Dc)が見られた。さらにその上位には、粘土層(tDc)を挟んで、礫層(tDg)よりなる第四紀層が分布していた。なお、図 6.4-1 の B は盛土、F は表土を表す。

次に、人工的に掘削された廃棄物層については、廃棄物層の存在が汚染現場周辺の地下水流れ場や汚染濃度場に大きな影響を及ぼすと想定されたので、廃棄物層へのボーリング調査結果と不法投棄される前の処分場の写真を参考に推定を行い(図 6.4-2)、上記地形・地質モデルに反映させた。一方、河川断面については、三面張りであるため地下水流れに対する影響はほとんどないと想定されたことから、河川断面の推定は行わなかった (図 6.4-1 に河川の位置のみ示す)。

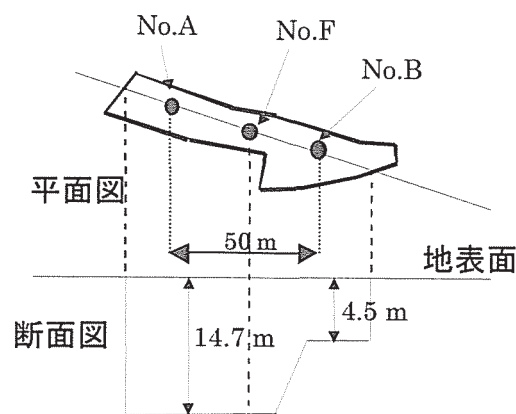


図 6.4-2 廃棄物層の推定

また、広域的な地形・地質構造も併せて検討を行ったところ、地表面からおおよそ 10m 地下に存在する粘土層(tDc)により帯水層が 2 つに分けられていると推測された (上部を第一帯水層、下部を第二帯水層と呼ぶ)。各帯水層の地下水流れは、第一帯水層は北方向、第二帯水層は南方向に流れており、方向が異なっていると推測された。ちなみに、廃棄物層は第二帯水層まで達している。

#### 6.4.2 地下水流れ場の推定 (図 5.3-2 の手順④と⑤)

地下水流れ場の推定を行うために透水係数の逆推定を行った。上述したように、廃棄物層が第二帯水層にまで達しているため、第二帯水層の汚染把握も行う必要があるが、ここでは第一帯水層の汚染分布の解析を行うこととした (第二帯水層の解析は後述する)。第一帯水層の地下水流れのみを対象にしたので、準 3 次元モデルが採用できると考えた。そこで、図 6.4-3 に示すような計算領

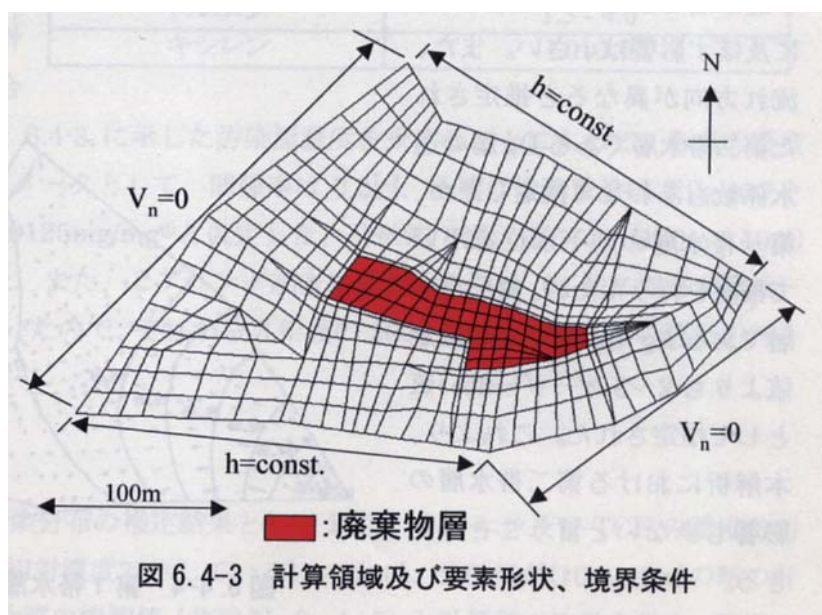


図 6.4-3 計算領域及び要素形状、境界条件



域を設定した（測量データがこの範囲でのみ入手可能だった）。そして、図 6.2-1 で示したボーリング位置における第一帯水層における地下水位の値を用いて、地下水位コンターを推定した（図には示していない）。これより、大局的な地下水流れが南側境界から北側境界へ存在すると仮定されたので、南北境界を水位一定と仮定し、残りの境界は不透水境界と仮定した。境界値は、推定された地下水位を用いることとした。ただし、北側境界の一部（河川上流側）の境界値については、図 6.4-1 で示した A-A'断面の河川付近に存在する地形の隆起部分は周辺状況から分水嶺であると想定されるため、周辺地形表面の高さを考慮し、かつ滑らかな地下水位になるように、北側境界値を設定した。

次に、廃棄物層(W)、3つの砂礫層 (Ag : 砂礫層, tDg : 第一帯水層, Dg : 第二帯水層) を対象に透水係数の推定を行った。他の層は、表層に近いため地下水流れに関与しない、あるいは粘土層のため不透水層と判断し、準三次元解析の際の結果には大きく寄与しないことを理由に極めて小さな値を代入して解析を行った。逆推定は、第一帯水層の地下水位の観測値と推定値の差の二乗和が最小になるように修正マルカート法<sup>8)</sup>を用いた反復法により行った（観測値として用いたのは、ボーリング No. 1,1', 2, 3, 4, 6, 7 の7地点である。No.8 は境界付近の値なので使用しなかった）。推定された透水係数値は定常解析の場合、各透水係数の比となるので、第一帯水層の透水係数の現場測定値に基づき補正を行った。以上の作業により得られた透水係数の結果を表 6.4-1 に示す。粘土層の透水係数については、不透水性であることと計算の収束性を考慮したため小さな値を設定した。先に述べた通り、準3次元解析の場合は、粘土層等の不透水層と設定される層の全体の地下水流れに及ぼす影響は小さい。また、流れ方向が異なると推定された第二帯水層である Dg 層の透水係数もあわせて推定したが、第一帯水層の地下水位を用いて推定を行ったため、第一帯水層である Ag 層、tDg 層の推定値よりも2~3 オーダー低い値として推定された。これより、本解析における第二帯水層の影響も少ないと言えることができる。

表 6.4-1 第1帯水層を対象とした解析における透水係数の推定値

地層	記号	透水係数 (cm/s)	推定対象
廃棄物層	W	$8.1 \times 10^{-3}$	○
盛土	B	$5.0 \times 10^{-10}$	
表土	F	$5.0 \times 10^{-10}$	
粘土層	Ac	$5.0 \times 10^{-24}$	
砂質層	Ag	$5.8 \times 10^{-2}$	○
礫層	tDg	$3.6 \times 10^{-3}$	○
粘土層	tDc	$5.0 \times 10^{-24}$	
砂質層	Ds	$5.0 \times 10^{-24}$	
粘土層	Dc	$5.0 \times 10^{-24}$	
礫層	Dg	$4.5 \times 10^{-5}$	○
基盤	TCTS	$5.0 \times 10^{-24}$	

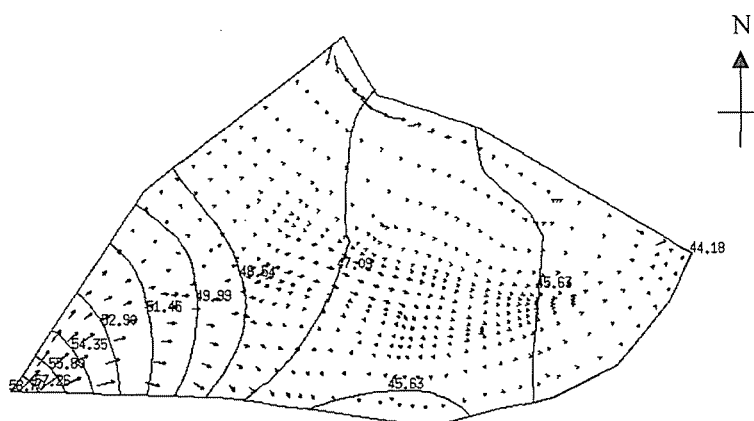


図 6.4-4 に表 6.4-1 の透水係数値を用いた時の地下水流れ場の推定結果を示す。汚染現場の南西方向から流入した地下水は、廃棄物層を通り北東の方向へ流れていると推定された。汚染現場南側の流れも若干認められた。

### 6. 4. 3 汚染拡散場の推定 (図 5.3-2 の手順⑥と⑦)

#### (1) 汚染物質の選定

廃棄物層内水から検出されている有機塩素系化合物を代表して、TCE、PCE、DCM、芳香族系炭化水素を代表してトルエン、キシレン (実測では *o*-キシレンが主であった) を対象にして計算を行った。各物質の吸着特性のみ考慮して計算を行うこととした。表 6.4-2 に各物質の  $K_{oc}$

表 6.4-2 汚染物質の  $K_{oc}$

汚染物質	log( $K_{oc}$ )
トルエン	2.13
キシレン	2.11
ジクロロメタン(DCM)	1.23
テトラクロロエチレン(PCE)	2.43
トリクロロエチレン(TCE)	1.26

(有機物含有量で正規化された分配係数)を示す<sup>9)</sup>。これより TCE と DCM、及び *o*-キシレンとトルエンの吸着特性はほぼ同じであると考えられたので、TCE、PCE、トルエンの 3 物質を対象に解析を行った。なお、遅延係数  $R_d$  は、(6.3.17) 式により算出した。

$$R_d = 1 + \frac{\rho_b K_d}{\varepsilon} \quad (6.3.17)$$

ここで、 $\rho_b$ : 土壌のかさ密度、 $\varepsilon$ : 間隙率、 $K_d$ : 分配係数(= $K_{oc} \times f_{oc}$ )、 $K_{oc}$ : 有機物含有量で正規化された分配係数、 $f_{oc}$ : 有機物含有量である。

#### (2) 汚染源の設定及びその他の計算条件の設定

汚染源は、図 6.4-3 に示したように廃棄物層 (塗りつぶした領域) であるとした。廃棄物層中に地下水が存在することから、廃棄物層中の浸出水濃度を汚染源濃度として与えた (表 6.4-3)。実際の計算は、汚染源濃度を 1 とした場合

表 6.4-3 廃棄物層内の地下水濃度

汚染物質	濃度 (最小-最大) (mg/L)
ジクロロメタン(DCM)	2.0 - 9.0
トリクロロエチレン(TCE)	0.2 - 0.7
テトラクロロエチレン(PCE)	0.1 - 0.7
トルエン	1.5 - 4.0
キシレン	1.0 - 3.0

の相対濃度で計算されるので、表 6.4-3 に示した汚染源濃度を乗ずることによって、各点の濃度を算出した。また、その他のパラメータとして、間隙率は 0.2[-]、土壌の体積重量は 2.0g/cm<sup>3</sup> とした。また、有機物含有量は 0.00125mg/mg<sup>9)</sup>と仮定した。分散能 (縦、横) は、(100m、10m) と(10m、1m)の 2 ケース設定した。また、ヒアリング調査により汚染開始 (不法に埋立が開始) は 1997 年であることが分かっていたので、それから 3 年後の 2000 年時点での汚染の評価を行うこととした。

#### (3) 解析結果

図 6.4-5 に汚染発生 3 年後の汚染分布の推定結果として PCE、トルエン及び TCE の濃度分布を示す (汚染源を 1 とした場合の相対濃度で示している)。これは、分散能が(10m、1m)の時の計算結果である。表 6.4-4 に各汚染物質の観測値 (井戸 No.3、4、7) と計算値の比較を示す。TCE、



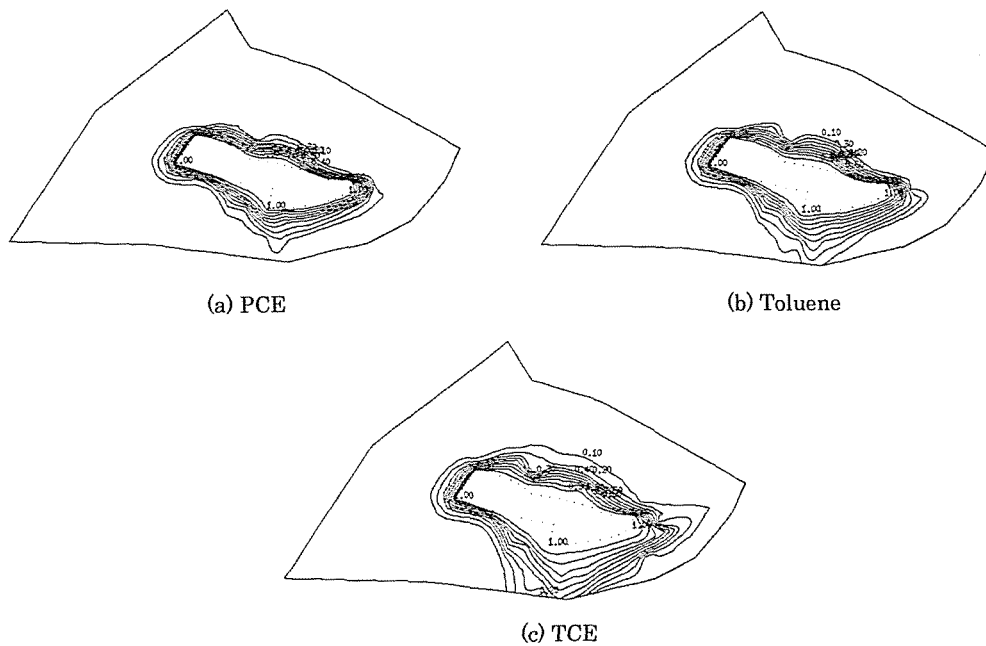


図 6.4-5 第 1 帯水層の汚染濃度場の推定結果

DCM (TCE と吸着特性が同等なので、TCE の分布から推定した) 及び PCE に関しては、定量限界以下の井戸もあり比較が困難ではあるが、井戸 No.7 に関して言えば、TCE と DCM は推定値の方が 1 オーダー程度大きく、PCE については 1 オーダー小さく推定された。一方、すでに広範囲に広がっているトルエン、オキシレンに関しては、いずれの井戸に対しても、観測値と計算値の差はおおよそ 1 オーダー以内であった。以上より、点

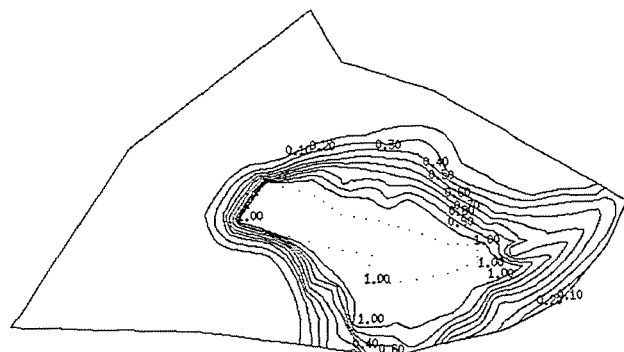


図 6.4-6 不法投棄開始から 10 年後の汚染予測 (TCE)

的な情報であるモニタリング井戸の汚染濃度をある程度表現するようなモデルの構築ができた。また、結果は示していないが、分散能 (100m、10m) の場合及び吸着特性を考慮しない場合 (塩素イオンを想定) の計算結果から各井戸の地下水汚染濃度を同様に算出して観測値との比較も行ったが、図 6.4-5 で示した分布の方が現状の汚染分布をよく表していた。このことから、吸着特性を考慮することによって、各汚染物質の汚染分布を表すモデルが改善されることが分かった。

また、さらに 7 年経過した TCE の分布を図 6.4-6 に示す。汚染は着実に広がることがわかる。No.4 の井戸では現在のところ TCE は定量限界以下ではあるが、7 年後には環境基準値である 0.03mg/L 付近にまで濃度が上昇する可能性が示唆された。もしこれらの数値シミュレーションの妥当性が評価されたならば、何らかの汚染修復対策を行う必要があると判断できる。

表 6.4-4 地下水濃度の観測値と計算値の比較

		(mg/L)						比抵抗値 (ohm·m)				
		DCM		TCE		PCE			トルエン		キシレン	
No.3	相対濃度	0.2120		0.2120		0.0150		0.0548		0.0548		104.5
	計算値(min/max)	0.4240	1.9080	0.0424	0.1484	0.0015	0.0105	0.0822	0.2192	0.0548	0.1644	
	観測値	<0.002		<0.002		<0.0005		0.0650		0.0110		
No.4	相対濃度	0.0560		0.0560		0.0002		0.0035		0.0035		no data
	計算値(min/max)	0.1120	0.5040	0.0112	0.0392	2.E-05	0.0002	0.0052	0.0140	0.0035	0.0105	
	観測値	<0.002		<0.002		<0.0005		0.0010		0.0240		
No.7	相対濃度	0.2230		0.2230		0.0038		0.0300		0.0300		23.3
	計算値(min/max)	0.4460	2.0070	0.0446	0.1561	0.0004	0.0026	0.0450	0.1200	0.0300	0.0900	
	観測値	0.0990		0.0110		0.0076		0.3500		0.4200		

#### (4) 準三次元解析結果と比抵抗法の測定結果との比較

比抵抗法の測定結果の一例として、測線 H と K の結果を図 6.4-7 に示す。また、それらのデータを総合化した 3 次元分布を図 6.4-8 に示す。3 次元表示の視点は、図 6.3-6 に示してある。図の赤色の部分は見かけの比抵抗値が小さい、つまり電解質が多く含まれている水が存在していることを示している。一方、緑、青、紫になるに従って、見かけの比抵抗値は大きくなり、電解質が少ない水が存在している地層であること示している（つまり、汚染されている可能性が少ない）。また、1つのメッシュは、水平、深さ方向共に 1.5m(測線 H)、1.25m(測線 K)である。

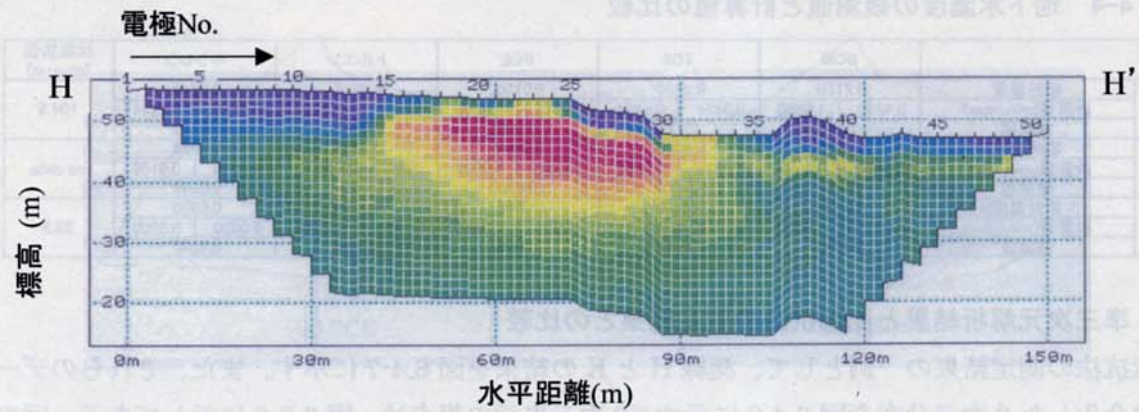
図 6.4-7(a)において、測線 H における廃棄物層の深さはおよそ 14.7m であることが分かっているので、電極ナンバー 20 から 25 までの範囲の赤色で示された部分は廃棄物層であり、ボーリング調査より明らかになった廃棄物層の深さと比抵抗法により求めた廃棄物層深さは一致していた。また、電極ナンバー 25 から 30 までに存在する低抵抗値の部分は、その廃棄物層から流出した電解質成分を反映していると思われる。一方、図 6.4-7(b)の測線 K に関しては、測線 K 上には廃棄物層は存在していないと考えられるので、赤色で示されている低抵抗値の部分は、廃棄物層からの電解質成分の流出を示していると考えられる。つまり、図 6.4-7(b)と図 6.4-8(a)より、廃棄物層から広がった汚染水が北東及び、東方向に流れていることが示唆された。数値シミュレーション結果からも、地下水流れに沿って北東及び、東方向に汚染物質が広がっていると推定されている。数値シミュレーションは準 3 次元（鉛直方向に平均化されている）であり、一方比抵抗法は断面 2 次元情報の集まりなので次元的に性質は異なっているものの、全体的な汚染の広がり傾向は類似していると言える。しかし、数値シミュレーションで見られた第一帯水層南側への汚染は、比抵抗法でははっきりとは確かめることはできなかった。これは、地下水流れ場の推定におけるモデル化（地下水位の設定、計算領域や境界条件）の問題、あるいは比抵抗法により検知できなかった可能性もあり、南側への汚染の有無を再調査により確認する必要がある。

また、廃棄物層ではない周辺地下水の比抵抗値と汚染濃度との相関関係については、比抵抗値が塩素イオンなどの電解質を対象にしていることから、有機塩素化合物の汚染濃度と直接結びつけることはできないが、表 6.4-4 に示すように地下水中に汚染物質が検出された地点での比抵抗値はバックグラウンド（300ohm·m 以上）に比べて相対的に小さくなっていることは確かめた。

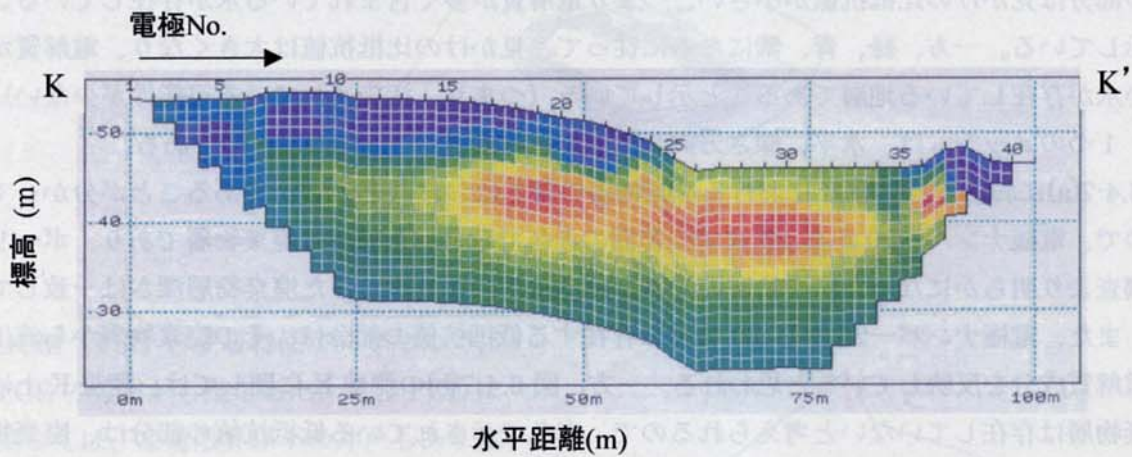
## 6. 5 三次元解析による地下水汚染分布の推測

### 6. 5. 1 解析の目的（図 5.3-2 の手順①）

当該汚染現場は、図 6.2-2 で示したように、廃棄物層が第 2 帯水層にまで廃棄物層が存在しており、第 2 帯水層も前節で解析した第 1 帯水層同様に汚染されている可能性がある。準三次元解析では、鉛直方向に平均された地下水流を用いて、移流・分散方程式を解くので、第 1 帯水層と



(a) H Line



(b) K Line

図 6.4-7 見かけ比抵抗値の分布

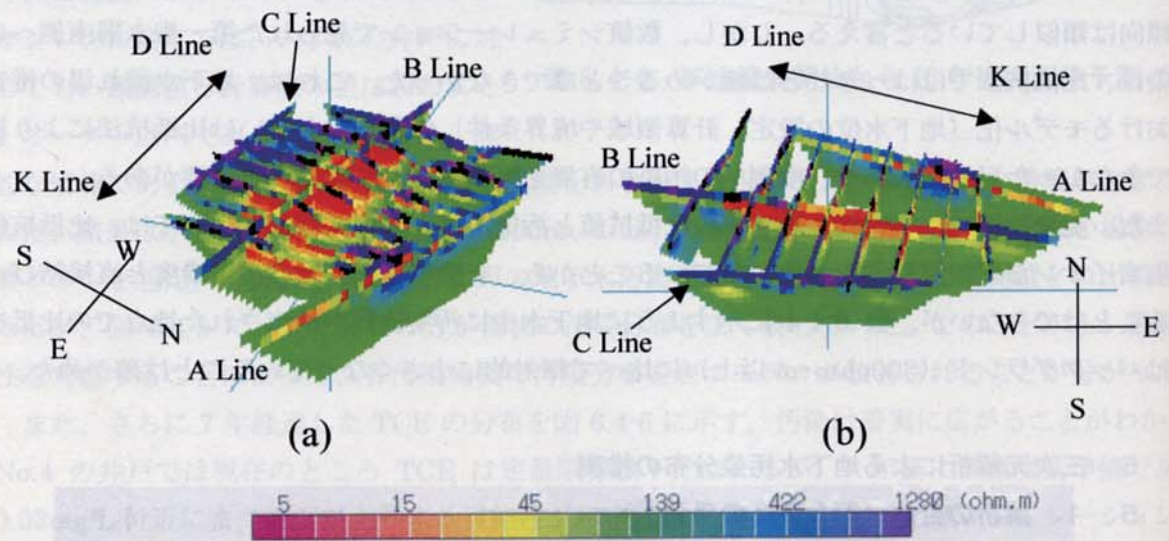


図 6.4-8 見かけ比抵抗値分布の3次元表示



第2帯水層の流れの違いを反映できない。よって、本節では、特に第2帯水層の地下水流れと、汚染拡散状況を把握するために、三次元解析を行うことにした。

### 6. 5. 2 計算領域と境界条件 (図 5.3-2 の手順②~④)

地質構造は、前節で作成した3次元地形・地質モデルを用いた。計算領域も前節と同様であるが、節点、要素の形状や数が異なる。計算領域及び計算メッシュを図 6.5-1 に示す。鉛直方向には、地表面から標高 25m までを 25 等分した。節点は 25870、要素数 23,375 であった。

境界条件を設定するために、調査で得られた地下水位から地下水位コンターをそれぞれの帯水

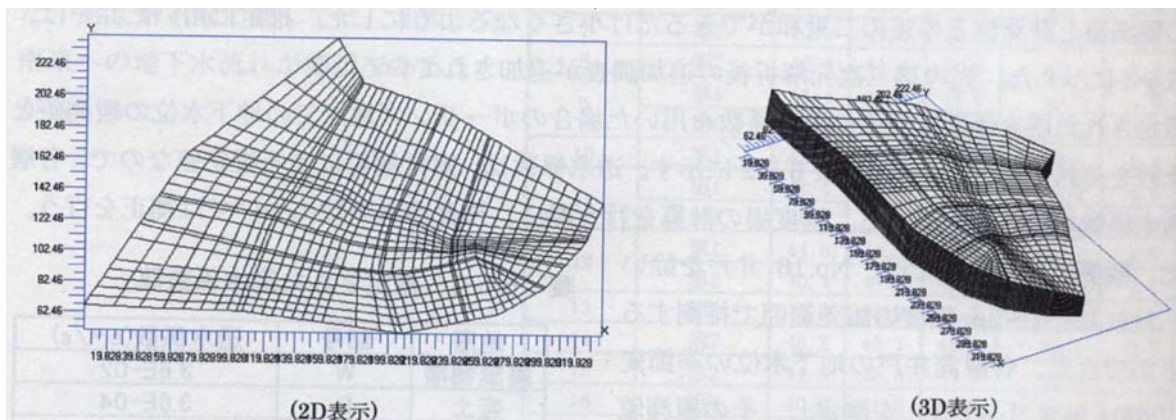


図 6.5-1 三次元有限要素メッシュ

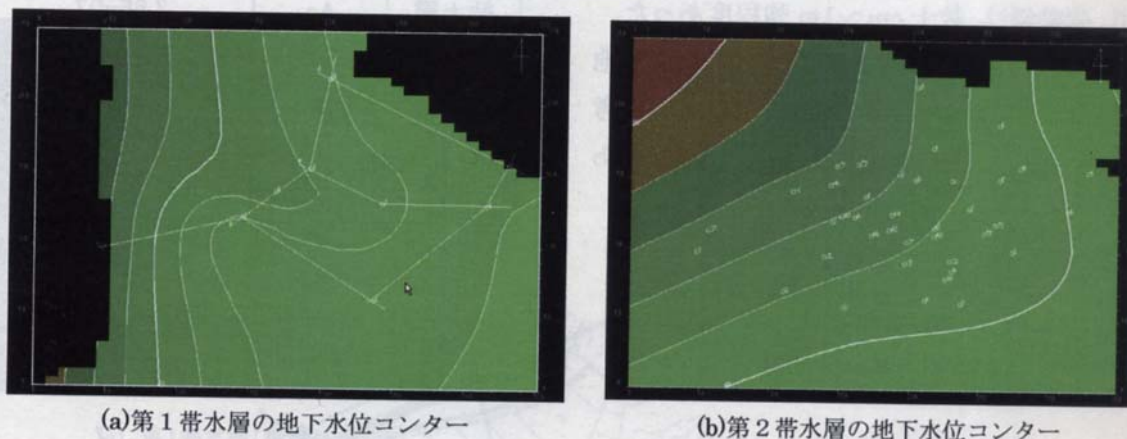


図 6.5-2 地下水位コンター (調査結果より作成)

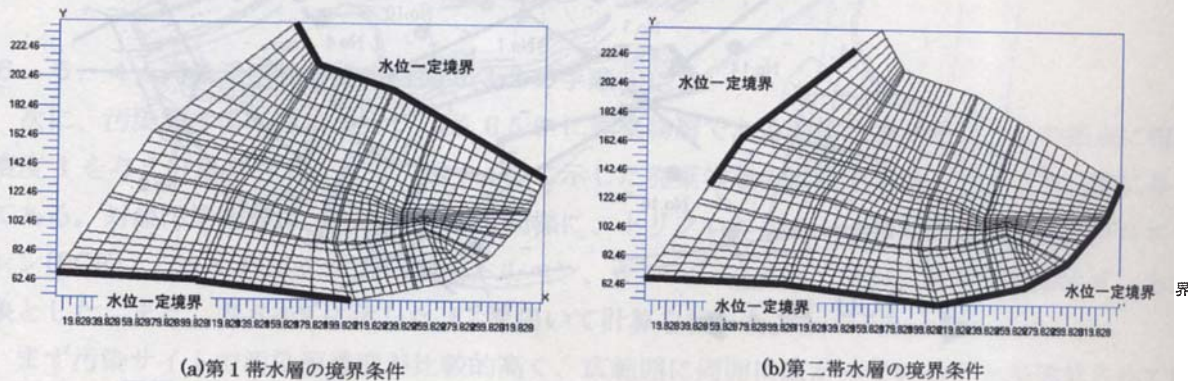


図 6.5-3 境界条件の設定

層毎に、図 6.5-2 のように作成した。これより、第 1 帯水層は廃棄物層から北に存在する河川方向（前節で説明図済み）、第 2 帯水層は、北西から南東方向へ地下水が流れていることが分かる。これより、図 6.5-3 に示すように第 1 帯水層と第 2 帯水層別々に境界条件を与えた。なお、第 1 帯水層と第 2 帯水層の境界層である粘土層は第 1 帯水層として扱った。

### 6. 5. 3 透水係数の推定（図 5.3-2 の手順⑤）

次に、透水係数を地下水観測データと一致するように推測する。準三次元解析の際に用いた透水係数を参考にし、試行錯誤的に透水係数を与えることによって推定を行った。その際、地下水位の観測値と計算値との差の二乗和ができるだけ小さくなるようにした。推定に用いた井戸は、図 6.5-4 に示した。先の準三次元解析後の追加調査が追加されている。

推定された透水係数及びその透水係数を用いた場合のボーリング地点での地下水位の観測値との比較をそれぞれ、表 6.5-1 と表 6.5-2 に示す。透水係数は、定常解析による推定値なので、各層の透水係数の比となっている。濃度場の計算を行う際に、再度透水係数については補正を行う。また、観測値との比較では、No.16 井戸を除いて、おおよそ 1~2m 程度の誤差範囲で推測することができた。各観測井戸の地下水位の季節変動（2001 年 3 月~7 月）を測定し、その観測値の最小値と最大値も一緒に表 6.5-2 に示した。これより、変動幅は、数十 cm~1m 強程度あった。このことから、今回の推定結果は、おおよそ地下水変動幅よりもやや大きいか同定であると考えられた。また、地下水位は、降雨の影響をあまり受けないことも同時に確かめられた。

表 6.5-1 推定された透水係数値

地層	記号	透水係数(cm/s)
廃棄物層	W	3.6E-02
盛土	B	3.6E-04
表土	F	3.6E-04
砂質層	Ag	3.6E-04
粘土層	Ac	3.6E-07
礫層	tDg	3.6E-03
粘土層	tDc	3.6E-07
粘土層	Dc	3.6E-07
砂質層	Ds	3.6E-07
礫層	Dg	3.6E-05
基盤	TCTS	3.6E-07

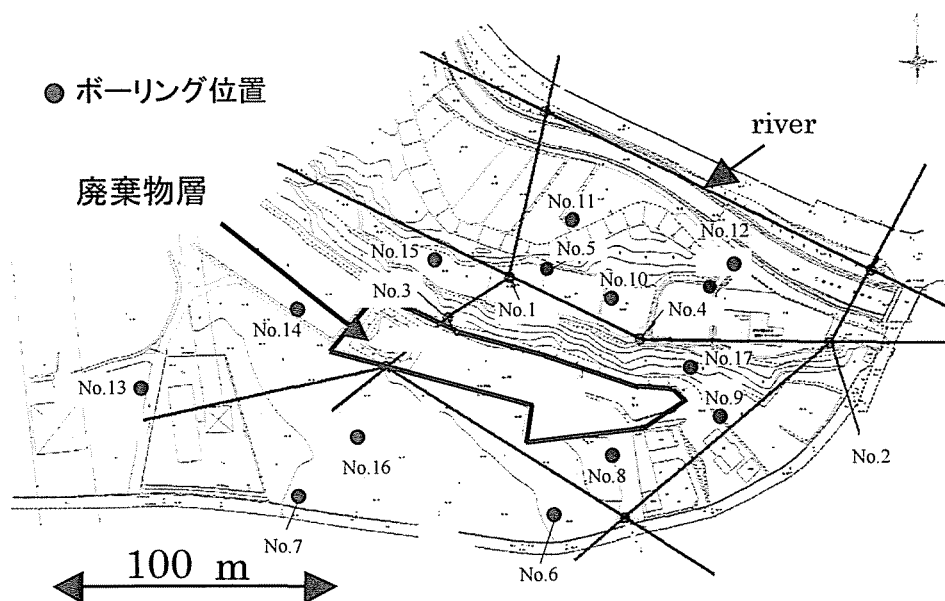


図 6.5-4 三次元解析の地下水位評価のためのボーリング位置図

図 6.5-5 に、推定された透水係数を用いた場合の地下水位コンター図を示す。(a)は第1帯水層に相当し標高46mの断面、(b)は第2帯水層に相当し標高38mの断面の全水頭を表したものである。これより、第1帯水層に関しては、準三次元解析で得られた地下水位コンターとほぼ同様のものが得られた。また、第2帯水層に関しては、北西から南東への地下水流れが優越であることが分かった。

表 6.5-2 地下水位の観測値と計算値との比較

地点名	対象帯水層	観測地下水位			計算値	差
		min	max	ave		
1	第1	46.7	47.1	46.8	44.9	1.9
	第2	46.0	46.4	46.2	45.1	1.1
2	第1	44.5	44.7	44.6	42.6	2.0
3	第2	45.6	46.2	45.9	45.3	0.6
4	第1	46.2	46.5	46.3	44.5	1.8
	第2	45.6	46.0	45.7	43.2	2.5
5	第1	44.3	45.0	44.6	44.9	-0.3
6	第2	40.3	41.5	40.8	42.1	-1.3
7	第2	40.2	41.6	40.7	42.6	-1.9
8	第2	40.4	41.5	40.8	42.4	-1.6
9	第1	44.4	44.8	44.6	43.5	1.0
	第2	40.3	41.6	40.7	41.2	-0.5
10	第1	46.1	46.6	46.3	43.9	2.4
11	第1	46.1	46.9	46.6	44.7	1.9
	第2	46.1	46.5	46.3	44.3	2.0
12	第1	44.5	44.7	44.6	42.7	1.9
	第2	40.4	41.5	40.8	42.5	-1.6
13	第2	45.3	45.8	45.5	45.6	-0.1
14	第2	45.2	45.7	45.4	46.1	-0.7
15	第2	44.5	45.8	45.3	45.8	-0.6
16	第2	40.3	41.6	40.8	45.4	-4.6
17	第2	40.5	41.6	40.9	42.1	-1.2

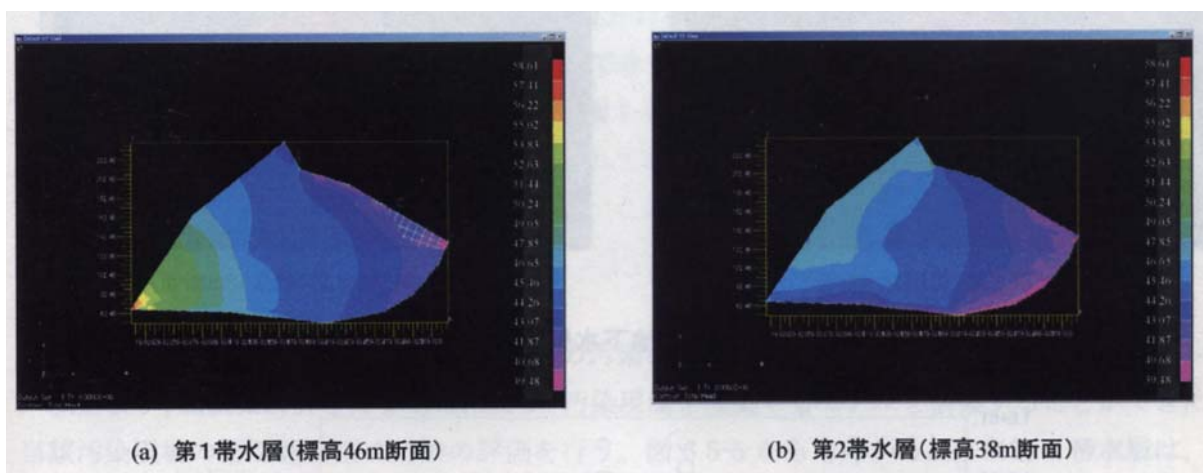


図 6.5-5 三次元地下水位推定結果

#### 6.5.4 汚染濃度場の推定 (図 5.3-2 の手順⑥)

次に、汚染濃度場の推定を行う。図 6.5-6 に廃棄物層である汚染源を示した。この節点に相対濃度 1 を与え計算を行う。なお、図 6.4-2 に示した廃棄物層の形状を考慮して、三次元的に与えてある。対象汚染物質は、準三次元解析同様に、トリクロロエチレン(TCE)、テトラクロロエチレン(PCE)、ジクロロメタン(DCM)、トルエン、キシレンである。なお、参考に塩素イオンも対象とした。また、表 6.4-2 に示した  $K_{oc}$  を用いて計算を行った。

まず汚染サイトで汚染源濃度が比較的高く、広範囲に周囲に広がっていることが確認されているトルエン指標に汚染濃度場の解析を行い、透水係数等のパラメータを補正する。そこで、準三



次元解析で得られたパラメータを基礎として、間隙率は 0.2[-]、土壌の体積重量は  $2.0\text{g/cm}^3$  とした。また、有機物含有量は  $0.00125\text{mg/mg}^{\text{9}}$  と仮定した。分散能（縦、横）は、(10m、1m)を用いた。また、準三次元解析同様に汚染開始（不法に埋立が開始）は 1997 年であることが分かっていたので、それから 3 年後の 2000 年時点での汚染の評価を行うこととした。また、透水係数は、表 6.5-1 を用いた場合、また、

1 オーダー小さく設定した場合、さらに廃棄物層のみ透水係数を 1 オーダー大きい場合の 3 通りを計算した。その結果、最も観測値である地下水濃度と一致した結果として、3 年後の汚染濃度推測場を図 6.5-7 に示す（第 1 帯水層相当の標高 46m と第 2 帯水層相当の標高 38m を示した）。また、このときのトルエンが検出された井戸の地下

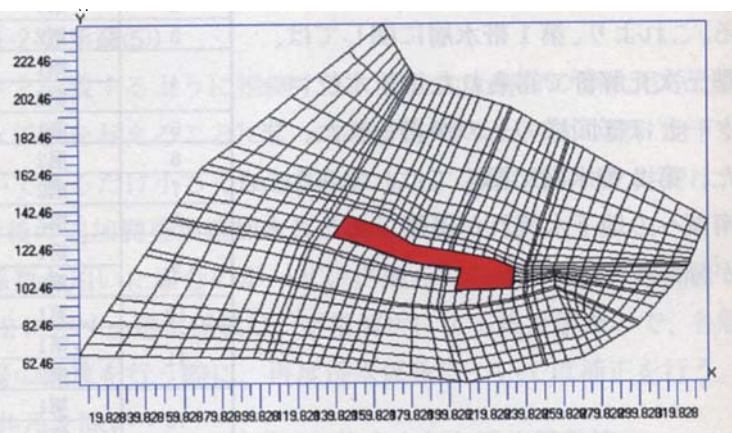
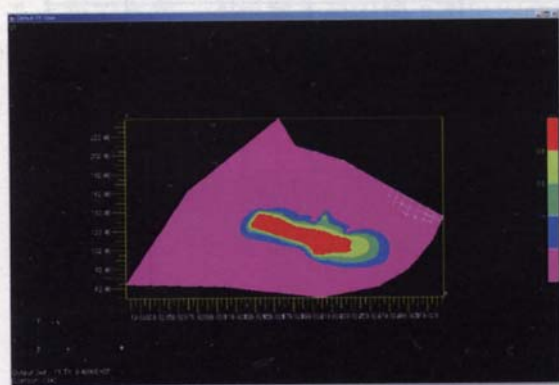
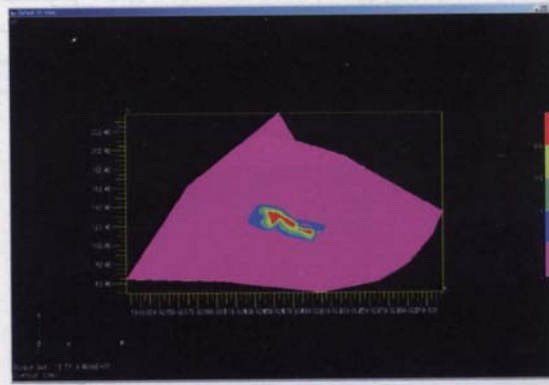


図 6.5-6 汚染源の位置の設定



(a) 第1帯水層(標高46m断面)



(b) 第2帯水層(標高38m断面)

図 6.5-7 三次元地下水位推定結果

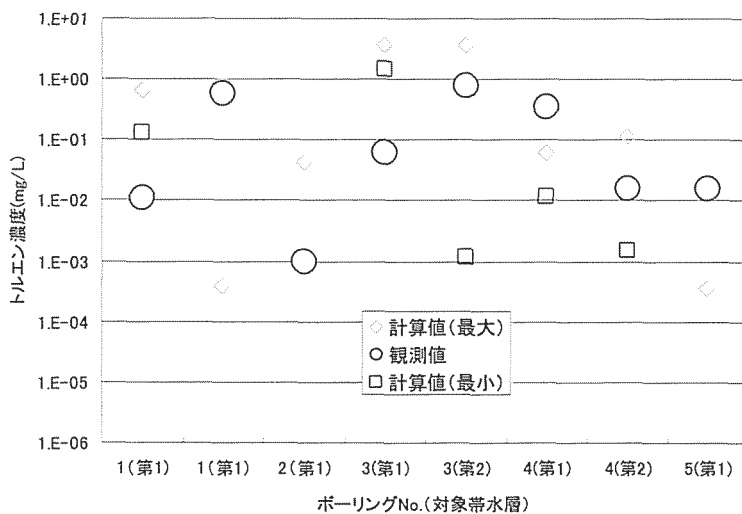


図 6.5-8 地下水中のトルエン濃度の観測値と計算値の比較



水濃度の実測値との比較を図 6.5-8 に示す。表 6.5-1 の透水係数より 1 オーダー小さい場合であり、これ以後の計算では、この値を用いることにした。これより、ボーリング No.1 の第 2 帯水層が大きく観測値と計算値が異なるが、それ以外の点では、汚染源である廃棄物層内水のトルエン濃度の最大値と最小値とおおよそ 1 オーダー程度の違いで、あるいは最大値と最小値の間に実測値が存在した。必ずしも、観測値と計算値が一致したとは言えない結果であるが、三次元解析を行うことにより、第 1 及び第 2 帯水層の汚染拡散状況が把握ができた。

#### 6. 5. 5 見かけの比抵抗分布との比較

準三次元解析同様に、三次元の濃度分布と高密度電気探査によって得られた見かけの比抵抗分布との比較を行うこととした。見かけの比抵抗分布と最も相関のあると考えられる塩素イオンを対象とした場合の各断面の結果の比較を行う。その一例として、B 測線と H 測線に比較を図 6.5-9 と図 6.5-10 に示す（測線の位置は、図 6.3-6 を参照）。それぞれ、上部が見かけ比抵抗分布であり、見かけ比抵抗値の低い部分、すなわち廃棄物層あるいは汚染地下水を表す。メッシュの大きさは、B 測線が 2.5m であり、H 測線は 1.5m である。図 6.5-9 の B 測線に着目すると、電極 No.15～35 までに地下 5m 付近から 15m 付近まで低比抵抗部分があり、この部分は廃棄物層である。その廃棄物層から B' 方向に（電極 No.40 の方向に）に低比抵抗部が延びていることが分かる。これは、汚染水と推測される。一方、下方の数値シミュレーション結果からも同様の傾向が得られている。

また、図 6.5-10 の H 測線に着目すると、見かけ比抵抗値の電極 No.20～25 までは廃棄物層であり、No.25～30 までは汚染水であると解釈できる。下図の数値シミュレーションも同様の傾向が認められる。また、比抵抗値では、廃棄物層から電極 No.15 の方にも低比抵抗値が存在し、数値シミュレーションからも同様の傾向が得られている。すなわち、三次元解析の結果と見かけ比抵抗値の分布が類似していることを確かめた。これは、準三次元解析で得られた傾向と同様である。

#### 6. 5. 6 三次元解析による第 2 帯水層の汚染状況の評価

以上より、三次元解析を行うことにより、汚染現場を模擬するモデルを構築することができた。当該汚染現場の第 2 帯水層の汚染の評価を行う。図 6.5-5 から分かるように第 2 帯水層は、大局的には北東から南西への地下水流れが認められたが、図 6.5-7 から分かるように、第 2 帯水層の汚染の広がり、第 1 帯水層に比べて小さかった。それは、透水係数を決定する時に、感度解析を行ったが、第 1 帯水層よりも第 2 帯水層の透水係数を 2 オーダー程度小さくしないと、実測値に合うような地下水位コンターが得られなかった。すなわち、第 2 帯水層の透水係数が小さかったため、汚染がそれほど広がっていなかったと解釈される。また、図 6.5-10 にみられたように、H 側線の廃棄物層の南側では、第 1 帯水層の深部にまで汚染が存在する可能性が示唆された。図 6.5-4 の平面図から分かるようにボーリング No.8 や No.6 で再調査等を行い、汚染の有無を確認する必要があると思われる（No.6 では、汚染物質がわずかに検出されていた）。以上、三次元解析を当該汚染現場に適用することにより、準三次元解析では分からなかった第 2 帯水層の汚染状況を明らかにすることができたと共に、廃棄物南側の汚染拡散について新たな知見を得ることができた。

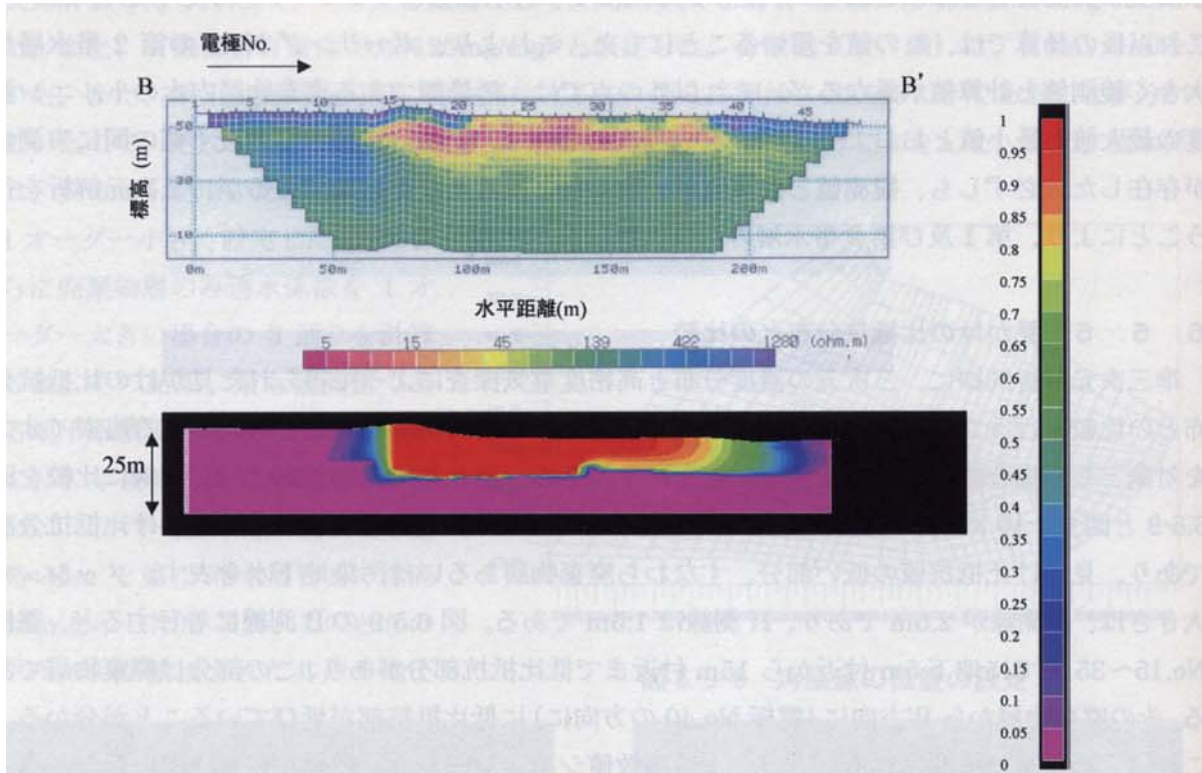


図 6.5-9 見かけの比抵抗分布と計算値との比較 (B 測線)

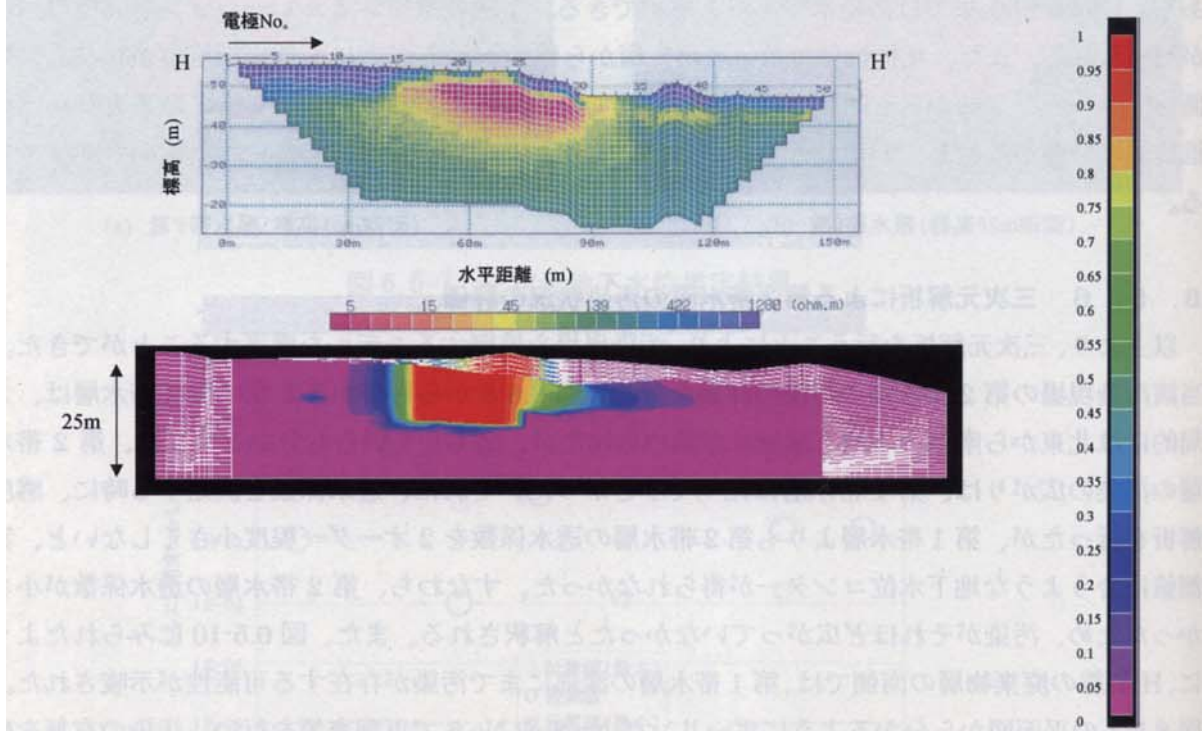


図 6.5-10 見かけの比抵抗分布と計算値との比較 (H 測線)

## 6. 6 数値シミュレーションと比抵抗法の位置づけ

地下水汚染の現状分布を把握するための情報として本研究で採用したのは、

- ①ボーリング地点における地下水汚染物質濃度の測定値
- ②数値シミュレーションによる地下水流れ場と汚染濃度場の推定結果
- ③比抵抗法による土壌・地下水層内の見かけの比抵抗分布の測定結果

である。この3つの手法の関係を図6.6-1に示す。

これらの手法はそれぞれ単独で用いても、地下水汚染分布全体を把握し予測するという点では十分ではない。しかし、これら3つの手法を組み合わせることによって、汚染現場の地下水汚染分布を推定することは可能であると考えられる。先に示したように、準3次元解析及び3次元解析による推定結果がおおよそ地下水中の汚染物質濃度と一致することを確認した。地下水汚染分布に及ぼす影響が最も大きなパラメータは透水係数であり、透水係数はオーダーでその測定値が変化することを考慮すれば、今回のシミュレーションによる推定結果は妥当であると考えられる。しかし、この段階ではボーリング地点以外の領域での汚染分布を表現できているかどうかは評価できない。

一方、比抵抗法による見かけ比抵抗分布は、汚染水中の電解質物質により見かけの比抵抗値が減少することを前提としているが、比抵抗値分布結果の解釈は一般的には難しい。地層の比抵抗は、間隙水の比抵抗のみならず、間隙率、水飽和度、粘土鉱物の含有量と種類など多くの要因によって支配され、比抵抗値の分布と廃棄物層や汚染水の分布と必ずしも一対一で対応するとは限らないからである<sup>10)</sup>。従って、比抵抗分布結果を解釈するにあたっては他の情報が不可欠であり、それらの既存情報を用いることによって、比抵抗分布結果に基づく解釈が可能になる。

本研究では、比抵抗分布結果の解釈のために、ボーリング地点における地下水汚染物質濃度の測定値と数値シミュレーションによる汚染分布の推定結果を用いた。また、既存情報としての廃

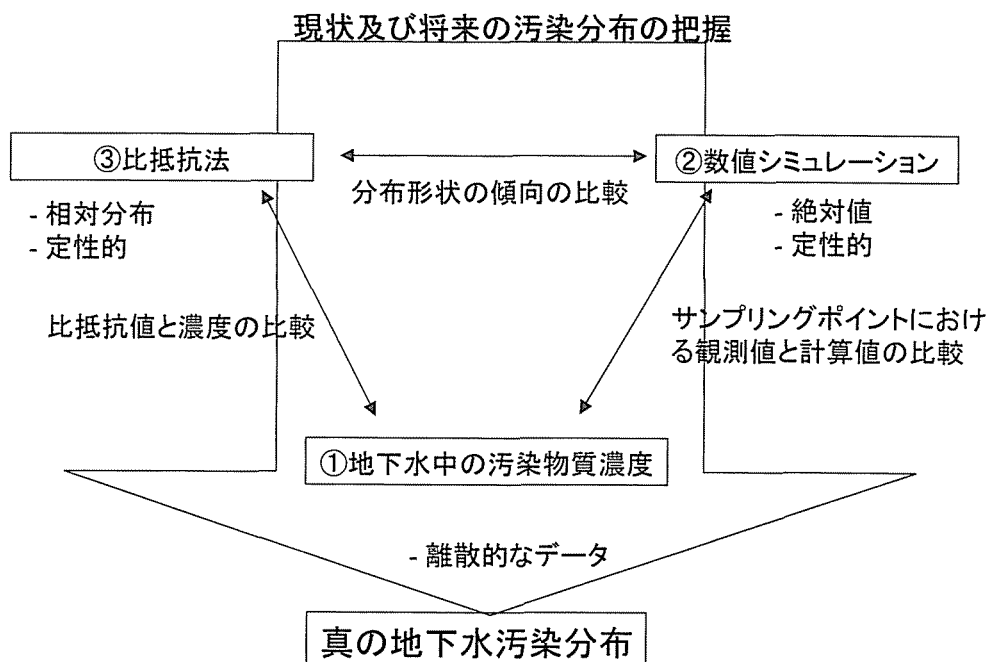


図 6.6-1 数値シミュレーションと比抵抗法の位置づけ

棄物層の形状も用いた。これらの情報により比抵抗分布結果は、廃棄物層と周辺土壌の境界を検出することができることを確かめた。また比抵抗分布は、廃棄物層から流れる汚染水を反映していることが示唆された。

また、数値シミュレーションによる汚染分布の推定結果と廃棄物層から流れる汚染水の広がり表現していると考えられる比抵抗分布の形状が同様の傾向であったことから、数値シミュレーションによる推定結果が、現時点での汚染分布をよく表現できていることが示唆された。これより、前述した将来予測により、当該汚染現場に対する修復対策の必要性を示すことができたと言える。以上により、汚染現場の地下水汚染の推定に、ボーリング地点における地下水汚染調査に加えて、数値シミュレーションと比抵抗法を組み合わせることで適用することにより、これまでよりも効果的に地下水汚染分布の推定を行うことが可能となることを示すことができた。

本研究における、数値シミュレーションと比抵抗法の組合せ手法による地下水汚染分布の推定は、先に述べたように、汚染評価段階のものであり、汚染分布の全体的傾向や汚染分布の将来予測には適用可能であると考えられるが、修復対策の設計や運転パラメータの決定を行うためには、本解析結果を踏まえた追加調査を行い、再度、モデルやパラメータの検討を行う必要がある。

さらに本研究で①、②、③の情報を用いることによって汚染分布の把握が効果的に行うことができた要因としては、以下のことが考えられる。

- 1) 地形・地質構造が比較的単純な互層構造であったこと。
- 2) 廃棄物層の形状に関する情報があり、また地下水面が廃棄物層内に存在していたため、汚染源濃度の設定が容易に行えたこと。
- 3) 比抵抗法の調査に関しては、不飽和領域が狭かったため、感度の良い測定が行えたこと。またその結果の解釈において、廃棄物層に関する事前情報があったこと。

また、比抵抗法の調査ラインの密度に関しては、本研究では非常に密に調査を行っている。すべての汚染現場に対して統一的な調査ライン密度の考え方については現時点では標準化されたものは無いのが現状であり、比抵抗法手法における今後の課題と考えている。

## 6. 7 修復効果予測（図 5.3-2 の手順⑦）

### 6. 7. 1 汚染修復代替案

次に、汚染修復対策効果予測を行った。当該汚染現場は安定化最終処分場に不法に有害物質を含んだ廃棄物が投棄された現場である。従って、まず廃棄物が撤去され適正に処理・処分される、あるいは廃棄物層内の浄化を行わなくてはならない。廃棄物層を全て撤去すると約 30,000～40,000m<sup>3</sup>の廃棄物を撤去することになり、密度を 1t/m<sup>3</sup>として処理・処分に 1tあたり 10 万円かかるとすると、30 億～40 億円もかかることとなり現実的ではない。そこで、まず汚染拡散防止を行いその上で廃棄物層内の浄化も試みることにし、本研究の解析目的を、汚染拡散防止を行うためには、バリア井戸のみで対応可能かどうか、それとも遮水壁を施工する必要があるかどうかをシミュレーションにより確かめることとした。なお、第 2 帯水層の汚染拡散が比較的小さいことが予測されたので、準三次元解析により詳細を行うこととし、三次元解析は補助的に用いた。

### 6. 7. 2 各計算条件



図 6.7-1、6.7-2 にバリア井戸で汚染拡散防止対策を行う場合の井戸の配置と揚水量を示す。揚水位置に関して3パターン (case A、B、C) の解析を行った (なお、case A は廃棄物層から揚水を行わない場合であり、case B は廃棄物層の2ヶ所から揚水を行う場合である)。また図 6.7-3～6.7-5 に遮水壁を施工し、同時に揚水井戸も設置する場合の遮水壁位置と揚水井戸の位置、揚水量を示す (case D,E,F)。なお、遮水壁の深さは地表面から 25 m とし、透水係数を  $1 \times 10^{-7}$  cm/sec とした。

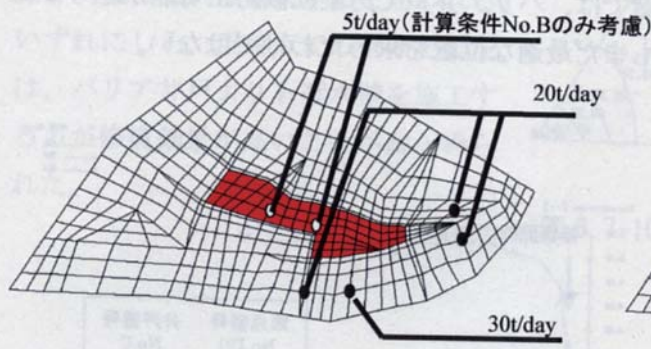


図 6.7-1 バリア井戸を施工する場合 (case A, B)

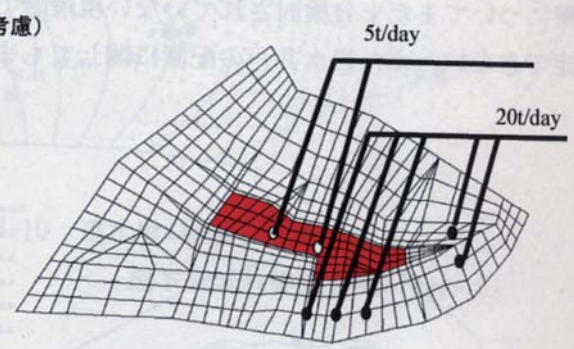


図 6.7-2 バリア井戸を施工する場合 (case C)

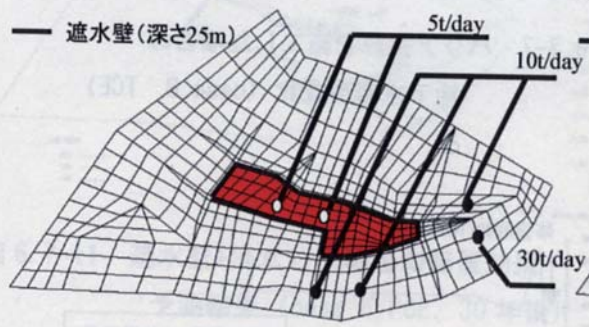


図 6.7-3 遮水壁と揚水井戸を施工する場合 (case D)

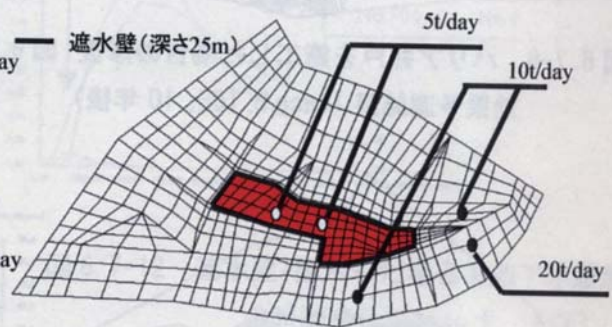


図 6.7-4 遮水壁と揚水井戸を施工する場合 (case E)

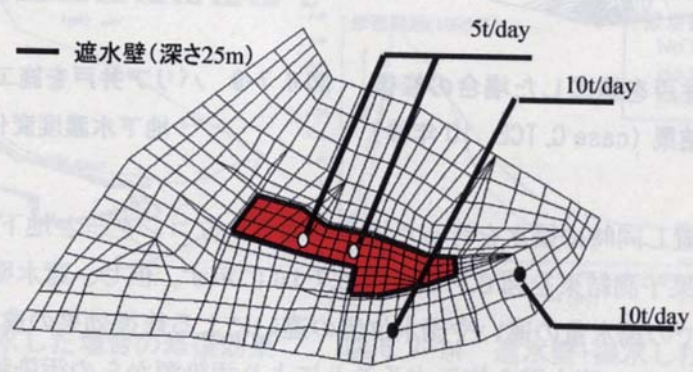


図 6.7-5 遮水壁と揚水井戸を施工する場合 (case F)

### 6. 7. 3 解析結果

バリア井戸による修復効果の推定結果を図6.7-6～図6.7-9に示す(井戸番号は、図6.2-1参照)。廃棄物層から揚水を行わない case A と揚水を行った case B では結果的に大きな違いが見られなかったため case B、case C のみ示した。また、TCE のみの結果を示す。例えば図6.7-7に示すように井戸 No.C、No.4 ではバリア井戸により汚染濃度が減少し汚染拡散防止効果が確認できるが、井戸 No.2 では汚染拡散防止が期待できない。また No.2 の井戸方向への汚染拡散防止を期待して case C の計算を行ったが、効果は小さかった。ただし、汚染源から南向きの方向への汚染拡散の有無についてまだ十分検討されていない現段階では、バリア井戸で汚染拡散防止可能かどうかは断定できない。また揚水井戸の配置に関してもまだ最適な位置を求めたわけではない。

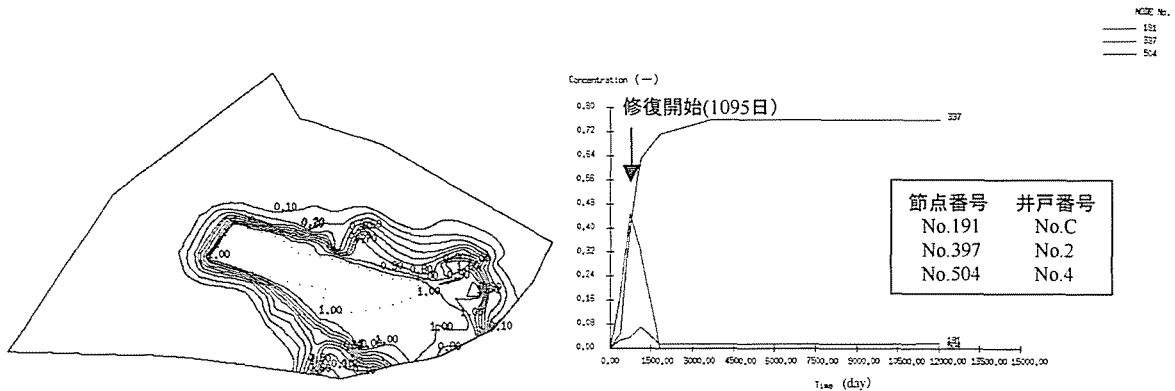


図 6.7-6 バリア井戸を施工した場合の修復効果予測結果 (case B, TCE、10 年後)

図 6.7-7 バリア井戸を施工した場合の地下水濃度変化 (case B, TCE)

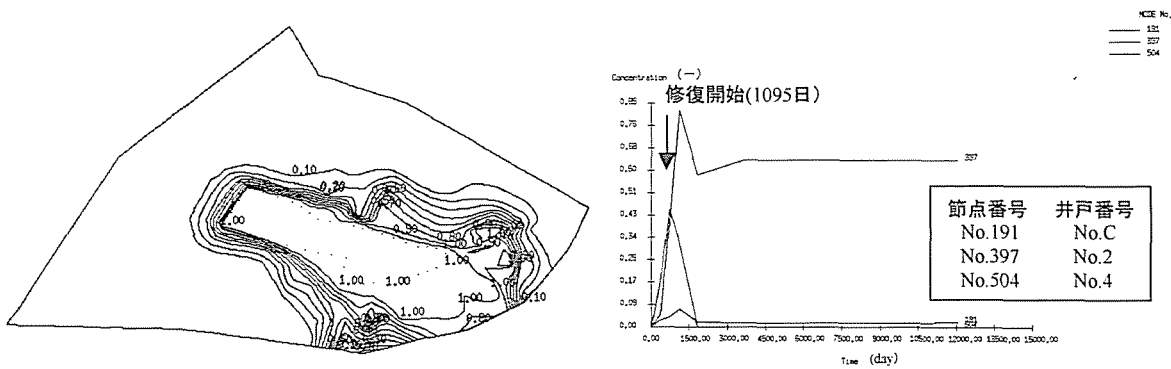


図 6.7-8 バリア井戸を施工した場合の修復効果予測結果 (case C, TCE、10 年後)

図 6.7-9 バリア井戸を施工した場合の地下水濃度変化 (case C, TCE)

次に、遮水壁を設置し同時に揚水を行った場合の地下水位コンターと地下水流れを図6.7-10に示す。次に、修復効果予測結果を図6.7-11～図6.7-16に示す。但し、遮水壁さえ施工してしまえば、case D～case F での揚水量の違いや揚水位置の違いによる修復効果の違いは小さかったので、case F の場合のみ示した。遮水壁を施工することにより汚染源からの汚染物質の流出が抑制された効果が確認できる。物質別にみると、吸着性が高い PCE の濃度減少が遅いという結果が得られた。吸着性の低い TCE においても遮水壁の外側に広がってしまった汚染に関してはなかなか揚水井戸のみでは修復できないことが予想される。また、case D～case F での揚水量、揚水位置での

解析にあまり違いが見られなかった原因として、汚染源東側の解析領域が少し狭く、その影響を受けていること（不透水境界からは水は流入してこない）、また全水頭分布からみれば、揚水位置での水頭の減少が少ない（図には明確に現れていない）ため、計算上もっと揚水量を増やさなければ影響が顕著に現れないことが考えられた。これらの問題は、汚染現場の水収支が明確になれば解決すると思われる。いずれにしろ、現時点での判断としては、バリア井戸よりも遮水壁を施工する方が修復効果が高いことが確かめられた。

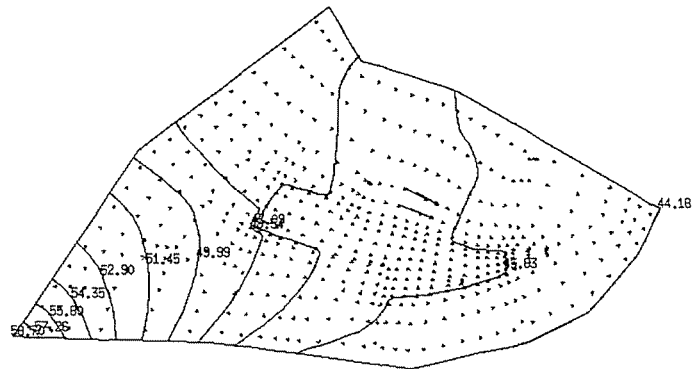


図 6.7-10 遮水壁+揚水した場合の  
地下水流れ推定結果 (case F)

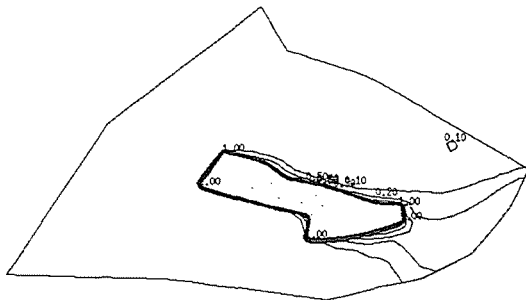


図 6.7-11 遮水壁+揚水した場合の修復効果  
予測結果 (case F, PCE、30年後)

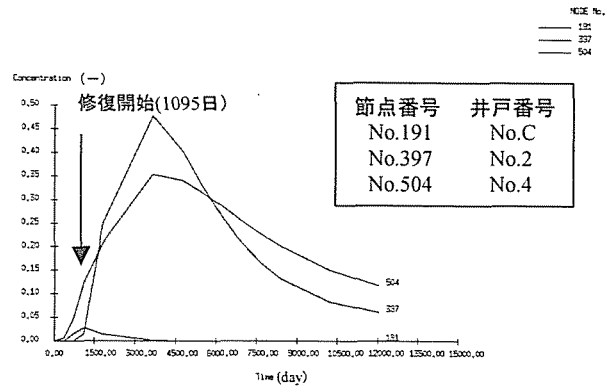


図 6.7-12 遮水壁+揚水した場合の地下水濃度  
の時間変化 (case F, PCE)

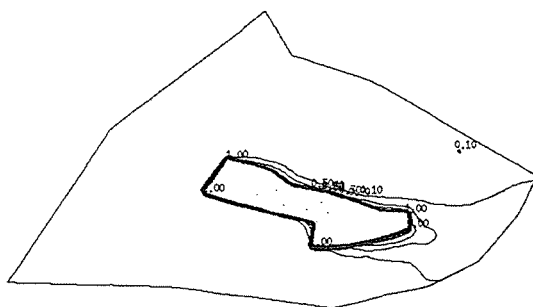


図 6.7-13 遮水壁+揚水した場合の修復効果  
予測結果 (case F, トルエン、30年後)

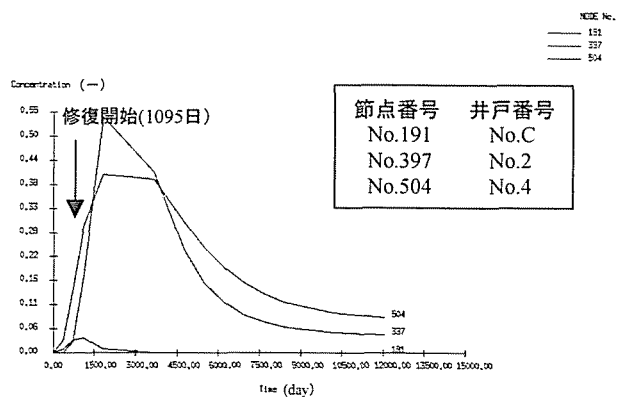


図 6.7-14 遮水壁+揚水した場合の地下水濃度  
の時間変化 (case F, トルエン)



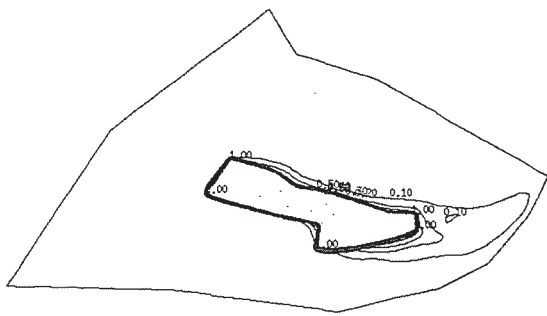


図 6.7-15 遮水壁+揚水した場合の修復効果予測結果 (case F, TCE、30年後)

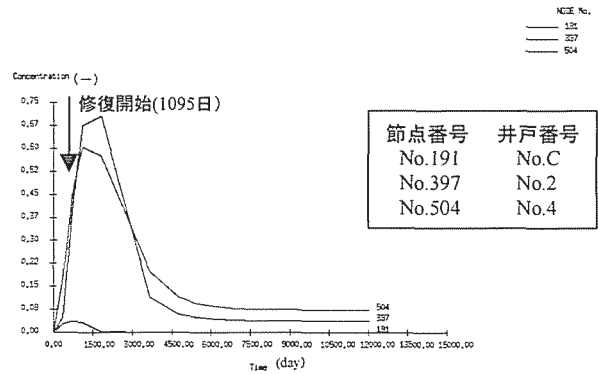


図 6.7-16 遮水壁+揚水した場合の地下水濃度の時間変化 (case F, TCE)

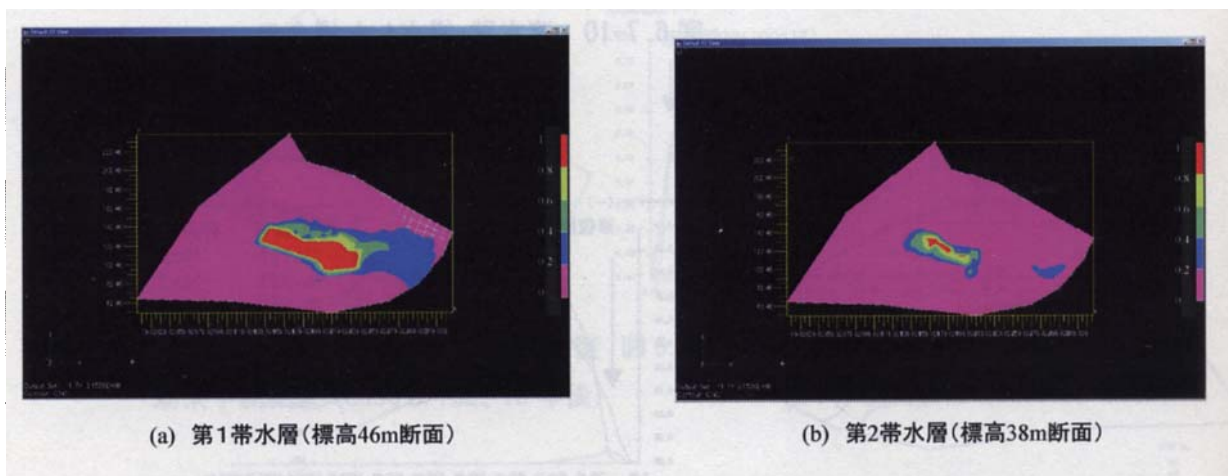


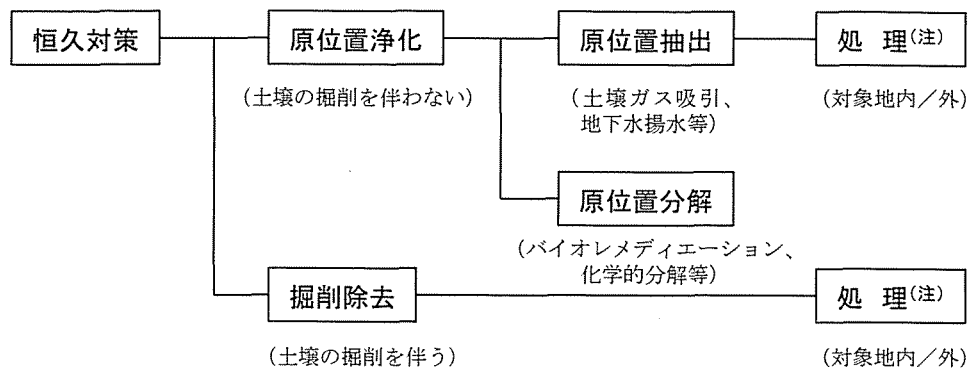
図 6.7-17 三次元解析による修復効果予測 (遮水壁)

また、遮水壁による修復効果を三次元解析でも確かめた。揚水処理の影響が少なかったため、遮水壁のみ模擬して計算を行った。遮水壁を設置してから10年後の汚染濃度コンターを図6.7-17に示す。第1帯水層において、遮水壁の外に汚染が残ってしまうのは、準三次元解析と同様の傾向である。また、第2帯水層については、汚染拡散防止対策の効果が表れているといえる。また、東部に汚染が若干あるのは、上部の第1帯水層から拡散してきたものと推測される。

## 6.8 マクロ的視点の数値シミュレーション技術の課題

### ① 計算対象となる修復技術の拡張

本研究の数値シミュレーションで対象とした修復技術は、遮水壁と揚水井戸であるが、実際の土壌・地下水汚染現場での修復では、それ以外の修復技術が適用されることの方が多い。例えば、VOCによる土壌・地下水汚染を例にすると、図6.8-1に示すように、バイオレメディエーションや化学的分解技術等の原位置浄化技術も存在する。原位置抽出法にも、地下水と土壌ガスを一緒に吸引する二重抽出法や、原位置で空気を土壌内に高圧で給気することにより揮発速度を高めるエアスパージング法、また高温の蒸気をスパージングする方法も提案されており、これらの修復技術の効果予測や、組合せ技術としての修復効果予測を行うことが望まれている。



(注) ここでいう「処理」とは、掘削除去した土壌や揚水・抽出された地下水・土壌ガスから、さらに対象物質を分離・分解することをいう。

図 6.8-1 揮発性有機化合物による土壌汚染に対する恒久対策の分類<sup>10)</sup>

## ② MNA を目的とした手法への展開

最近、VOC による土壌・地下水汚染の修復がなかなか進まず、環境基準の短期達成が困難な事例が多くなっている。このような問題に対して、周辺住民とのリスクを十分にコミュニケーションした上で、地下水の希釈や微生物分解、土壌への吸着作用など自然の物理・化学・生物現象を期待して、あえて修復措置は行わず、モニタリングのみを行う手法が提案されている。MNA (Monitored Natural Attenuation)、日本語訳では科学的自然減衰と訳されている。

現在は、MNA により、本当に修復が可能か、どのような調査項目により、MNA が起きていると判断するのかなど、モニタリングのあり方、評価のあり方が問われている。この際、本研究で提案する数値シミュレーション技術が大きく貢献すると思われる。数値シミュレーションにより、物理・化学・生物学的現象論に基づいたモデルにより、調査データに基づいた将来予測することができれば、リスクコミュニケーションに必要な情報を提供することが可能となる。

## 6.9 要約

5 章で提案した実汚染現場への数値シミュレーション技術を、K 市汚染現場に応用することによって得られた知見を以下にまとめる。

- 1) 現場調査データを基に 3 次元地形・地質構造モデルを作成し、そのモデルに基づき第 1 帯水層を対象とした準 3 次元解析により地下水流れ場の推定、汚染濃度場の推定を行った。その結果、推定結果と第一帯水層における点的な地下水汚染調査結果は、おおよそ 1 オーダー内で一致することを確かめた。特に、汚染物質の汚染源濃度と吸着特性を考慮することによって、現状の汚染濃度をよりよく表現できることが確かめられた。
- 2) 比抵抗法により得られた見かけの比抵抗分布が、廃棄物層と周辺土壌の境界をよく表現することが明らかとなった。また、廃棄物層から流れる汚染水の広がり傾向を表すと考えられる見かけの比抵抗分布の面的形状が、準 3 次元解析によって推定された汚染分布の形状と同様の傾向を示すことが確かめられた。
- 3) 汚染現場の第 2 帯水層の汚染状況を詳細に検討するために、三次元解析を汚染現場へ適用し

た。その適用過程で、地下水濃度の実測値との比較や見かけ比抵抗値の分布との比較を通じて、実汚染現場の汚染状況を表現する三次元モデルを構築することができた。

- 4) すなわち、地形・地質・水理構造や汚染物質輸送の物理化学的な因果関係に基づく数値シミュレーション結果と汚染の広がり傾向を表現していると考えられる面的な見かけの比抵抗分布を、通常行われている点的なボーリング調査による地下水汚染濃度の測定値と合わせて用いることにより地下水汚染分布の推定をより効果的に行うことが可能なことを示した。
- 5) さらに上記、1)～4)より、点的な汚染物質濃度の測定データと面的な比抵抗分布の測定データをつなぐ補間手法として、数値シミュレーションを位置づけることができた。
- 6) 準三次元解析、及び三次元解析を用いて、遮水壁や揚水井戸による汚染拡散防止対策を検討し、数値シミュレーション手法が修復効果予測に適用できるかどうか確かめた。揚水量の定量的な評価は、境界条件などの問題もあり課題が残されたものの、遮水壁による汚染拡散防止対策を検討するために、数値シミュレーション技術が適用できることが分かった。

以上より、数値シミュレーション結果と測定値との整合性を評価するプロセスを標準化でき、結果として、5章で提案した汚染現場への数値シミュレーション技術の適用方法が有効であることを示すことができた。さらに修復効果予測もでき、遮水壁による汚染拡散防止対策の提案ができることを示した。

#### 参考文献

- 1) 物理探査学会：物理探査ハンドブック手法編，物理探査学会，pp241-292，1998
- 2) E. Aristodemou and A. Thomas-Betts: DC Resistivity and Induced Polarisation Investigations at a Waste Disposal Site and its Environments, Journal of Applied Geophysics, 44, pp.275-302, 2000
- 3) E.A. Atekwana, W.A. Sauck and D.D. Werkema Jr.: Investigation of Geoelectrical Signatures at a Hydrocarbon Contaminated Site, Journal of Applied Geophysics, 44, pp.167-180, 2000
- 4) R.D. Barker: Investigation of Groundwater Salinity by Geophysical Methods, Geotechnical and Environmental Geophysics, Vol.II. Environmental and Groundwater, pp.201-211, 1990
- 5) G.Buselli, G.B. Davis, C. Barber, M.I. Height and S.H.D. Howard: The Application of Electromagnetic and Electrical Methods to Groundwater Problems in Urban Environments, Exploration Geophysics, Vol.23, pp.543-555, 1992
- 6) C. Bernstone and T. Dahlin: DC Resistivity Mapping of Old Landfills: Two Case Studies, European Journal of Environmental and Engineering Geophysics, Vol.2, pp.121-136, 1998
- 7) 塩野清治、弘原海清、升本眞二：最適化原理による地層面の推定－不等式データや傾斜データを用いた局面の推定－，情報地質，Vol. 12, pp.299-328, 1987
- 8) 中川 徹、小柳義夫：最小二乗法による実験データ解析 プログラム SALS, 東京大学出版会, pp.95-120, 1982
- 9) Wiedemeier, T.H., Rifai, H.S., Newell, C.J., and Wilson J.T.: Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface, John Wiley & Sons, Inc., 1999

10) 環境庁水質保全局編：土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針運用基準，財務省印刷局，1999

## 第7章 結論

本研究では、VOCによる土壌・地下水汚染対策のための数値シミュレーション技術の開発を行った。本研究の総括を以下に述べる。

第1章では、土壌・地下水汚染問題の背景や経緯、これまでの取組、そして修復状況について整理を行い、特に、VOCによる土壌・地下水汚染対策の進行状況が遅く、多くの汚染現場で汚染修復対策が長期化していることを示した。また、廃棄物による土壌・地下水汚染も深刻な問題を抱えており、調査～解析～修復技術選択までの一連のシステム化が行われていないために、汚染対策が進んでいない現状を示した。このような汚染を効率的に修復するためには、汚染機構に基づいた拡散解析を行った上で、その汚染評価と特徴に応じた対策を講じることが極めて重要であり、その一連の流れをシステムティックに整理しておく必要がある。従って、本研究では、その汚染拡散解析手法の一つである数値シミュレーション技術の開発を行うこととした。

VOCによる土壌・地下水汚染では、トリクロロエチレン(TCE)等の原液である難水溶性液体(NAPL: Non-Aqueous Phase Liquid)が、地表面から地下へ原液のまま浸透し、不飽和帯から飽和帯にまで広く地中に原液状の汚染源を連続的に形成する。そして、NAPL原液の溶解に伴い、汚染源の分布や質が経時的に変化し、さらに地下水中にゆっくりと溶けだしたNAPL成分が地下水流れと共に輸送される。従来のマクロ的な移流分散解析での汚染源は、定常的かつ均質な点源として扱われてきた。従って、汚染源が不飽和帯から飽和帯にまで広く分布し、かつ溶解によりその汚染源の分布や質が経時的に変化してしまうような土壌・地下水汚染を、従来のマクロ的な移流分散解析で一元的に扱うことには限界がある。つまり、従来のマクロ的な視点に加えて、NAPL原液による汚染源の形成過程とその汚染源の拡散が土壌・地下水汚染に及ぼす影響を、ミクロ的な視点から新たに考慮する必要がある。よって、本研究ではミクロ的な視点とマクロ的な視点とに分けて、VOCによる土壌・地下水汚染のモデル化を行うこととし、現状の研究状況を踏まえミクロ的視点及びマクロ的視点、それぞれに対して問題設定を行った。

第2章では、土壌・地下水汚染対策における数値シミュレーション技術の課題について、前節で述べたミクロとマクロの関係についてさらに明確にした上で、本研究で開発すべき数値シミュレーション技術の内容をさらに絞り込んだ。まず、NAPL原液が関与する土壌・地下水汚染機構を整理し、本研究で開発すべき数値シミュレーション技術について、ミクロ的視点、マクロ的視点の双方から検討を行ったところ、ミクロ的な視点については、NAPL原液の土壌・地下水層内の数値シミュレーション技術は、基礎・開発段階であり、その前提となるNAPL原液の浸透挙動そのものが十分に把握されていないこと、そしてその基礎的な実験値と数学モデルの比較による検証が行われていないことを明らかにし、この問題を解決することが先決であるとした。一方、マクロ的な移流分散解析については、実際の汚染現場への適用例が極めて乏しく、普及が進んでいるとは言えない状況であった。これは、調査データの取得が困難なこともさることながら、数値シミュレーション結果と測定値との整合性を評価するプロセスが不明確であり、一部の専門家の経験的な知識に頼らざるを得ない部分が多く存在するからである。つまり、社会的技術的要請として、数値シミュレーション技術の実汚染現場への適用方法を標準化する必要があることを示した。

よって、本研究では、1)ミクロ的な視点から、長期に滞留する汚染源となるNAPL原液浸透挙

動を表現する数学モデルの基礎的開発を実験的、理論的に行うこと（3、4章）、2)マクロ的な視点において、移流分散方程式を基礎とした数値シミュレーション技術を実汚染現場へ適用し拡散速度と範囲を予測する方法を、応用的な観点から標準化すること（5、6章）を目的とした。

第3章と4章では、ミクロ的な視点から NAPL 原液の土壌・地下水層内での浸透挙動を表現するための基礎的実験及び数学モデルの提案、実験値との比較・検証を行った。まず第3章では、4種の特性の異なる NAPL 原液と5種類のガラスビーズ層を用いて、一次元及び二次元浸透実験を行うことにより、NAPL の鉛直、水平の浸透速度とその分布、実験期間中の揮発量の測定を行った。既存の研究では、不飽和帯、飽和帯、それぞれ別々領域での実験や数値モデルの構築例が多かったため、本研究では、特に不飽和-飽和の連続領域で検討を行い、特に毛管帯における NAPL 原液の挙動に注目した。その結果、①ガラスビーズ層内を NAPL は、水よりも遙かに速い浸透速度で、下方に浸透し、毛管帯で一度停滞し、そして DNAPL（水よりも比重の大きい NAPL；Dense NAPL）は、さらに下方へ浸透する現象がみられた。②しかし、DNAPL であっても、全てが下方に浸透するのではなく、地下水面よりも上方にもかなりの量の DNAPL が停滞することが確かめられた。また、その浸透挙動は、注入強度や注入時間によって異なることを確かめた。これは、毛管帯での DNAPL による圧力の増加速度と間隙水の排出速度のバランスで説明できることを示した。③二次元浸透実験により、TCA の不飽和帯～飽和帯への浸透過程において、横方向への広がり極めて小さいことを、実験的に確かめた。一方、LNAPL（水よりも比重の小さい NAPL；Light NAPL）は、全てが地下水面上に停滞するため、注入総量で毛管帯における横方向への広がりが決定されることが分かった。④地下水流れによる影響について確認を行ったところ、DNAPL は本研究の地下水流速範囲（～12m/day）では、ほとんど影響を受けなかったが、トルエンは、2.5m/day で下流に流される等の影響があった。また、地下水面の季節的変動によって、トルエンであっても地下水面よりも下方に存在することを示した。これは飽和間隙中の LNAPL 残余量を考慮すると説明できる。以上、数学モデルを開発するための、特に不飽和-飽和領域における NAPL 原液挙動の基礎的な実験データを得ることができた。

第4章では、3章で得られた実験値をベースに NAPL 原液浸透一次元及び二次元数学モデルの開発と検証を行った。これより、①地下水面よりも上方に DNAPL が停滞する現象を模擬するためには、不飽和帯における残余飽和度を考慮する必要があることを示した。②また、本数学モデルが、注入強度や注入時間の違いによって生じた NAPL 原液挙動の違いの傾向を表現できることを示した。但し、DNAPL の飽和帯における一次元分布及び二次元分布は、DNAPL が飽和帯では筋状に浸透するために、平均的な分布を算出する本数学モデルの推測には限界があることが示された。③LNAPL であるトルエンに関しては、毛管帯における横方向への広がりについては、本数学モデルによって評価することが可能であるが、若干数学モデルの方が下方に過大評価してしまう傾向があることが分かった。④濡れ定数が負であるプロモホルムのような NAPL に対しては、本モデルの前提条件である毛管理論が成立しないために、適用が不可能であることを示した。⑤実験期間中の揮発量に関しては、実験値と計算値は良く一致することを確認した。以上より、ミクロ的な視点において、土壌・地下水層内における NAPL 原液の鉛直一次元、及び二次元浸透実験に基づいた挙動を、数学モデルにより説明することができた。

第5章と第6章では、マクロ的な視点から、汚染現場への移流分散解析を基礎とした数値シミュレーション技術の適用方法について検討を行った。第5章では、数値シミュレーション技術の

適用上の課題を、I市汚染現場のVOCによる地下水汚染解析を通じて、抽出を行った。その結果、数値シミュレーションを汚染現場に有効的に活用するためには、調査データの充足性、モデルの仮定、そしてパラメータの妥当性について課題があることが分かった。そこで、上記の課題を解決し、一般化した上で、実汚染現場の解析作業に耐えうる数値シミュレーションに必要な調査データ項目を整理し、そして調査の質と量を数値シミュレーションの目的と対応づけて整理した。そして、実汚染現場への数値シミュレーション技術の適法方法の提案を行った。

第6章では、5章で提案された数値シミュレーション技術の適用方法を、K市汚染現場に適用し、その有効性を検証した。特に、数値シミュレーション結果の測定値との整合性の評価として、現行のモニタリング井戸の地下水中の点的な汚染物質濃度データだけではなくて、さらにその整合性を高めるために、二次元あるいは三次元的な概略的な汚染の広がりを把握できる物理探査手法の一つである比抵抗法による比抵抗分布（主に地下水中の塩類等溶存物質の面的な分布）との比較も検討した。その結果、①準三次元解析による汚染拡散解析結果、及び三次元解析の結果と、点的な地下水中の汚染物質濃度の測定値の比較したところ、良好な一致が見られた。②次に、数値シミュレーション結果と面的な比抵抗分布との比較により、比抵抗分布の形状が本解析結果と同じ傾向にあることが確かめられ、数値シミュレーション結果と測定値の整合性を高めることができた。③つまり、地形・地質・水理構造や汚染物質輸送に関する物理化学的な因果関係に基づく数値シミュレーション結果と汚染の広がりの傾向を表す比抵抗分布を、通常行われているモニタリング井戸の地下水汚染濃度の測定値と組み合わせて用いることにより、地下水汚染分布の推測を効率的に行えることを示した。④また、点的な汚染物質濃度の測定データと面的な比抵抗分布の測定データをつなぐ補間手法として、数値シミュレーションを位置づけることができた。以上より、数値シミュレーション結果と測定値との整合性を評価するプロセスを標準化でき、結果として、5章で提案した汚染現場への数値シミュレーション技術の適用方法が有効であることを示すことができた。さらに修復効果の予測もでき、遮水壁による汚染拡散防止対策の提案ができることを示した。

以上より、汚染源としてのNAPL原液の挙動を表現する数学モデルの開発と、測定データに対する数値シミュレーション結果の整合性を評価するプロセスの標準化により、汚染機構が極めて特徴的であるため従来の解析手法では困難であったVOCによる土壌・地下水汚染の汚染拡散解析を行うための数値シミュレーション技術の開発を行うことができた。



## 記号説明

$a^i$	: $i$ 相と NAPL 原液の接触面積	[L <sup>2</sup> ]
$a$	: Gilland-Sherwood の関係のパラメータ	[-]
$a_T$	: 横分散係数	[L]
$a_L$	: 縦分散係数	[L]
$Bo$	: Bond 定数	[-]
$b$	: Gilland-Sherwood の関係のパラメータ	[-]
$c_i$	: $i$ 層の層厚	[L]
$Ca$	: 毛管定数	[-]
$C_j^i$	: $i$ 相における $j$ 成分の濃度	[ML <sup>-3</sup> ]
$C_{js}^i$	: $i$ 相における $j$ 成分の飽和濃度	[ML <sup>-3</sup> ]
$D_L$	: 液相中の分子拡散係数	[M <sup>2</sup> T <sup>-1</sup> ]
$D_m$	: 気相中の分子拡散係数	[M <sup>2</sup> T <sup>-1</sup> ]
$D_{ij}$	: 水力学的分散係数	[M <sup>2</sup> T <sup>-1</sup> ]
$d_{30}$	: 30%通過粒子径	[L]
$d_{50}$	: 50%通過粒子径	[L]
$d_{60}$	: 60%通過粒子径	[L]
$d_p$	: 平均粒子径	[L]
$E_r$	: 電場	[ΩAL <sup>-1</sup> ]
$f$	: 層数	[-]
$f_{oc}$	: 有機物含有量	[-]
$g$	: 重力加速度	[L <sup>2</sup> T <sup>-1</sup> ]
$h_i$	: 全水頭	[L]
$h_i$	: $i$ 相の圧力 (水頭換算値)	[L]
$h_{ij}$	: $i$ 相と $j$ 相間の毛管圧力 (水頭換算値)	[L]
$I$	: 電流	[A]
$i_r$	: 電流密度	[AL <sup>-2</sup> ]
$J_j^i$	: $i$ 相における $j$ 成分のフラックス	[ML <sup>-2</sup> T <sup>-1</sup> ]
$K_d$	: 分配係数	[-]
$K_{oc}$	: 有機物含有量で正規化された分配係数	[-]
$k_{dis}$	: NAPL 原液の水相への溶解に関する総括物質輸送係数	[T <sup>-1</sup> ]
$k_s$	: 固有浸透係数	[L <sup>2</sup> ]
$k_{ri}$	: $i$ 相の相対浸透係数	[-]
$k_f^i$	: $i$ 相における物質輸送係数	[T <sup>-1</sup> ]
$l_c$	: シャーウッド数の代表長さ	[L]
$n$	: van Genuchten のパラメータ	[-]
$m$	: van Genuchten のパラメータ	[-]
$o$	: Gilland-Sherwood の関係のパラメータ	[-]

$p$	: Gilland-Sherwood の関係のパラメータ	[-]
$Q_i$	: $i$ 相の湧き出し項	[ML <sup>3</sup> T <sup>-1</sup> ]
$q_i$	: $i$ 相のフラックス	[LT <sup>-1</sup> ]
$R_d$	: 遅延係数	[-]
$r$	: 極座標	[L]
$S$	: 貯留係数	[-]
$Sc$	: シュミット数	[-]
$S_i$	: $i$ 相の飽和度	[-]
$S_{ie}$	: $i$ 相の有効飽和度	[-]
$S_{ri}$	: $i$ 相の残余飽和度	[-]
$S_{ij}$	: 液体 $i$ が液体 $j$ に接するときの濡れ定数	[ML <sup>-3</sup> ]
$Sh$	: シャーウッド数	[-]
$Sh'$	: 修正シャーウッド数	[-]
$T$	: 透水量係数	[L <sup>2</sup> T <sup>-1</sup> ]
$R$	: 曲率半径	[L]
$Re$	: レイノルズ数	[-]
$Re'$	: 修正レイノルズ数	[-]
$U_i$	: 均質係数	[-]
$V$	: 電位差	[V]
$v_i$	: $i$ 相の間隙流速	[LT <sup>-1</sup> ]
$x$	: 座標	[L]
$x'$	: カラム注入口からの距離	[L]
$z$	: 座標 (下向きに正)	[L]
$\alpha$	: van Genuchten のパラメータ	[-]
$\beta_0, \beta_1, \beta_2, \beta_4$	: NAPL 原液からの溶出量を求める際のパラメータ	[-]
$\varepsilon$	: 間隙率	[-]
$\phi$	: 電位	[V]
$\lambda$	: 減衰係数 (微生物分解等を表す)	[T <sup>-1</sup> ]
$\mu_i$	: $i$ 相の粘性係数	[ML <sup>-1</sup> T <sup>-1</sup> ]
$\nu_i$	: $i$ 相の動粘性係数	[L <sup>2</sup> T <sup>-1</sup> ]
$\theta$	: 接触角	[rad]
$\theta_i$	: $i$ 相の体積含有率	[-]
$\rho$	: 比抵抗値	[ΩL]
$\rho_a$	: 見かけの比抵抗値	[ΩL]
$\rho_b$	: かさ密度	[ML <sup>3</sup> ]
$\rho_i$	: $i$ 相の密度	[ML <sup>3</sup> ]
$\sigma_{ij}$	: $i$ 相と $j$ 相間の表面 (界面) 張力	[ML <sup>-3</sup> ]
$\tau$	: 屈曲率	[-]

添字

*a* : 気相

*l* : 液相

*s* : 固相

*w* : 水相

*n* : NAPL 相

*n-w* : NAPL-水の 2 相

*a-n* : 空気-NAPL の 2 相

## 謝 辞

本論文をとりまとめるにあたり、大局的な視点から、終始一貫して懇切かつ適切なご指導賜りました北海道大学大学院工学研究科 廃棄物管理工学分野 古市 徹教授に、深甚の謝意を表します。

そして、学部・大学院時代を通じて、ご指導を頂いた北海道大学大学院工学研究科 廃棄物処分工学分野 田中信壽教授に、心より感謝申し上げます。また、本論文の構成上、有益なご助言を賜りました北海道大学大学院工学研究科 資源再生工学分野 恒川昌美教授に感謝申し上げます。

また、本論文の取りまとめる際に、研究面のみならず、日常の仕事の面でも大変お世話になりました北海道大学大学院工学研究科 廃棄物管理工学分野 谷川 昇助教授に感謝申し上げます。

さらに、北海道大学大学院工学研究科 バイオリサイクル（クボタ）講座 小松敏宏助教授、稲葉陸太助手には、お忙しいにもかかわらず公開論文説明会の準備で、多くのアドバイスを頂きました。改めて感謝申し上げます。

また、本研究の遂行にあたり、短い期間ではございましたが、多くのアドバイスを頂いた独立行政法人 産業技術総合研究所 化学物質リスク管理研究センター 東海明宏先生（元廃棄物管理工学分野助教授）に感謝致します。

私が学生時代に、本研究の実験面でサポートして頂いた北海道大学大学院工学研究科 廃棄物処分工学分野 松藤敏彦助教授、東條安匡助手、松尾孝之技官に感謝致します。

本研究を進めるにあたって、汚染現場の調査や解析面でサポートしていただき、また論文の共著者でもある（株）建設技術研究所 和田卓也氏、（有）アイジオル 今井紀和氏に感謝を申し上げますと共に、CDR 研究会のメンバーの皆様方には、共同研究者として多くの刺激を受け、また多くのことを教えて頂きました。心から御礼申し上げます。

また、本研究の一部は、廃棄物研究財団の研究プロジェクトとしても行われました。プロジェクトメンバー及び関係各位に感謝申し上げます。

最後に、本論文の作成に対して多大なるご協力を頂いた北海道大学大学院工学研究科 清掃工学講座（現廃棄物処分工学分野）の池田氏、清野氏、廃棄物管理工学分野の山本氏、石井氏、小林氏、南部氏に感謝致します。