

地質-0264

平成13年度研究委員会活動

大阪平野地下水シミュレーションモデル解析
(中間活動報告)

平成14年 1 月

地下水地盤環境に関する研究協議会
地下水涵養研究委員会

平成 13 年度研究委員会活動

大阪平野地下水シミュレーションモデル解析
(中間活動報告)

平成 14 年 1 月

地下水地盤環境に関する研究協議会
地下水涵養研究委員会

は し が き

本中間活動報告「大阪平野地下水シミュレーションモデル解析」は、地下水地盤環境に関する研究協議会(代表 柴田 徹)に設置されている研究委員会の一つとして平成 11 年 11 月に発足した地下水涵養研究委員会の活動において、平成 13 年度の研究作業を中間的にまとめたものである。

大阪平野の地下水シミュレーションモデル解析を行う必要性は、地盤沈下が沈静化した今日、地下水位の回復等新たな地下水環境に係る防災、資源、社会基盤整備等今後の諸課題に取り組むための最も基本的知識である地下水涵養機構の情報を最新化することにある。これまでの類似のモデルは、地盤沈下の防止のため「工業用水法(昭和 31 年制定、37 年改正)」「建築物用地下水の採取に関する法律(ビル用水法)(昭和 37 年)」の二法に基づく具体的対策のために作成された大阪府の「地盤沈下広域予測モデル(昭和 58 年)」である。われわれはこの先駆的なモデルに改めて学ぶと共に、阪神・淡路大震災の体験や大型事業に係って集積された多くの地盤・地層・地下水の観測情報ならびに学術的知識に基づき、より精緻なモデルを構築して将来の適正な地下水利用・管理に役立てようとするものである。

本モデル解析の完成は一応平成 14 年度末を予定している。現段階では文字通り中間的で未完成の部分も多いが、完成に向けての段階的な成果も見られると判断し、これをまとめたものである。関係各位の忌憚のないご批判を賜り、本作業を進める一層の励みにさせていただければと願っている次第である。

平成 14 年 1 月

地下水地盤環境に関する研究協議会
地下水涵養研究委員会
代表 村岡 浩 爾

平成 13 年度地下水涵養研究委員会 中間活動報告

目 次

委員紹介

I. 発表論文集

1. 研究課題・総説

- 1.1 わが国の地下水保全と地下水利用の変遷 1-1

(社)地下水技術「地下水技術」第 42 巻, 第 4 号, 2000

村岡浩爾

- 1.2 都市域地下水涵養に関する課題について 1-15

地下水地盤環境に関するシンポジウム'00 発表論文集, 2000

村岡浩爾

- 1.3 土壌・地下水汚染とその環境保全の現状と対策 1-27

地下水地盤環境に関するシンポジウム'98 発表論文集, 1998

村岡浩爾

2. モデル構築

- 2.1 大阪平野における広域地下水涵養シミュレーションのための

モデル化について 2-1

地下水地盤環境に関するシンポジウム'01 発表論文集, 2001

阿部信晴

三田村宗樹

中屋眞司 他

- 2.2 トンネル近接交差部における地下水挙動の解析事例 2-11

地下空間シンポジウム論文・報告集第5巻, 2000

田中 誠

大西有三 他

3. 地下水特性・機構

ー涵養(降雨浸透、河水交流)・流出・貯留(帯水層)・揚水、地下水位分布ー

- 3.1 大阪平野の地下水位変動の特徴とその影響要因 3-1

地下水地盤環境に関するシンポジウム'00 発表論文集, 2000

宇野尚雄

神谷浩二

橋本 正

飯田智之

- 3.2 大阪平野の地下水位回復から読み取れること 3-15

地下水地盤環境に関するシンポジウム'01 発表論文集, 2001

神谷浩二

宇野尚雄 他

- 3.3 ヒステリシスを考慮した不飽和浸透特性の推定手法に関する研究 . . . 3-21

第3回環境地盤工学シンポジウム論文集, 1999

青木一男

- 3.4 感潮河川における地下水の塩水化のメカニズムの研究 3-25

第33回地盤工学研究発表論文集, 1998

青木一男

- 3.5 種々な岩石の比抵抗値に及ぼす飽和度、間隙率の影響と

それを利用した岩盤物性の評価手法 3-27

亀裂性岩盤の浸透問題に関するシンポジウム論文集, 2001

楠見晴重 他

4. 対象空間、地盤・地層構造

- 4.1 大阪平野の第四系帯水層の分布特性 4-1
地下水地盤環境に関するシンポジウム'01, 2001

三田村宗樹 他

- 4.2 大阪平野第四系の海成粘土層基底深度分布の統計的検討 4-13
応用地質, 第40巻, 第3号, 1999

三田村宗樹 他

5. 事例研究・レビュー他（地下水汚染）

- 5.1 オランダの水環境と地下水制御 5-1
地下水地盤環境に関するシンポジウム'00 発表論文集, 2000

田中 勉

- 5.2 廃棄物処分場の汚染物質による地下水・土壌汚染の
物質移行連成圧密有限要素解析 5-29
地下水地盤環境に関するシンポジウム'01, 2001

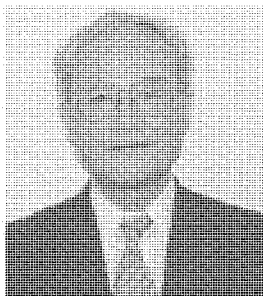
阿部信晴 他

II. 委員会活動－話題提供テーマ

地下水地盤環境に関する研究協議会

地下水涵養研究委員会 委員紹介

委員長



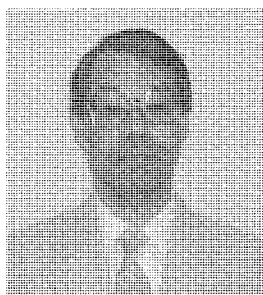
村岡 浩爾（むらおか こうじ）

大阪産業大学人間環境学部 教授 工博，大阪大学 名誉教授

専門：環境水理学

分担：研究総括，都市域水収支・水循環の変遷過程とその評価

幹事



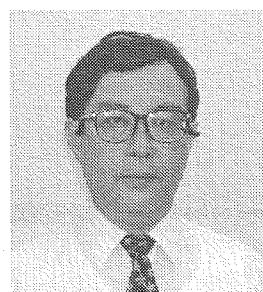
阿部 信晴（あべ のぶはる）

大阪大学大学院工学研究科 助教授，工博

専門：地盤工学

分担：大阪平野の水循環モデルにおける地下水涵養・流動シミュレーション

委員



青木 一男（あおき かずお）

大阪工業大学工学部 教授，工博

専門：地盤工学

分担：降水浸透・河川水からの自然水による涵養機構のモデル化

委員



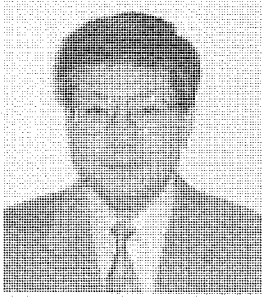
神谷 浩二（かみや こうじ）

岐阜大学工学部 助手，工博

専門：地盤工学

分担：大阪平野の帯水層構造と地下水涵養量の分析

委員



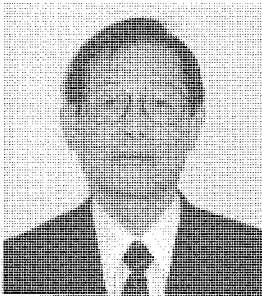
田中 勉 (たなか つとむ)

神戸大学農学部 助教授, 農博

専門: 水利施設工学

分担: 地下水涵養機構の素過程と復水工法検討による現況地下水流実体把握

委員



陳 活雄 (ちん いくお)

(株)ニュージェック 西日本事業本部 技師長 (研究者), 工博

専門: 海岸/水文水資源工学

分担: 大阪平野・泉州地区地形形成と沿岸部地下水塩水化の地層・流動構造

委員



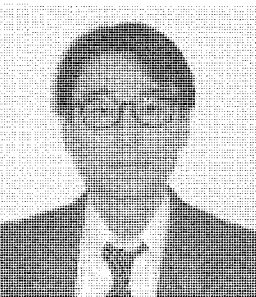
三田村 宗樹 (みたむら むねき)

大阪市立大学大学院理学研究科 助教授, 理博

専門: 都市地質学

分担: 大阪平野地下の第四紀層からなる帯水層の地質構造把握

委員



中屋 眞司 (なかや しんじ)

信州大学工学部 助教授, 工博

専門: 岩盤水理学

分担: 大阪平野の地下水流動における断層の水理学的役割の解明

委員



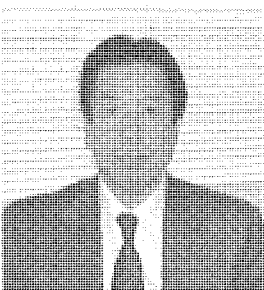
與田 敏昭 (よでん としあき)

(株)ニュージェック 河川・海岸部 (研究員)

専門：地下水工学

分担：大阪平野の水循環モデルにおける地下水涵養・流動シミュレーション

委員



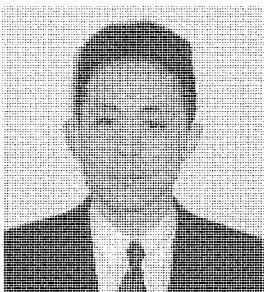
楠見 晴重 (くすみ はるしげ)

関西大学工学部 助教授, 工博

専門：地盤工学

分担：水資源としての被圧地下水の有効利用と適正管理に関する研究

委員



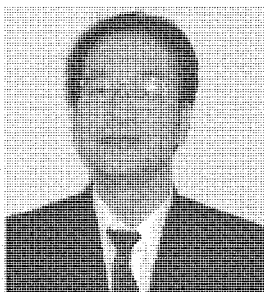
田中 誠 (たなか まこと)

(財)地域地盤環境研究所 技術コンサルタント部 (研究員), 工博

専門：地盤/地下水工学

分担：地下社会基盤施設、特にトンネル掘削に伴う地下水涵養形態の変化

委員



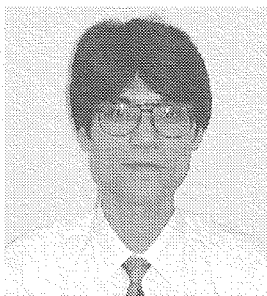
飯田 智之 (いいだ ともゆき)

(財)地域地盤環境研究所 特別技術研究室 (主任研究員), 理博

専門：水文地形学

分担：大阪平野の地下水データの収集・分析と地盤データと連動のデータベース化

委 員



荒井 敦（あらい あつし）

大阪府環境農林水産部環境指導室保全課

専門：

分担：大阪平野の地下水データの収集

（財）日本地下水理化学研究所コーナー

我が国の地下水保全と地下水利用の変遷および最近の問題点

村岡浩爾*

1. 地下水、土壌の利用と価値(序にかえて)

1.1 地下水の利用と障害^{1~5)}

地下水の資源的価値は良好な水質、恒温性、安定した水量の3点にある⁶⁾。古来、湧水の利用によって地下水は人々の生活に密着した存在であった。井戸も江戸中期に「上総掘り」という掘り抜き井戸工法が生み出され、明治以降の揚水方式はつ

るべ式から手押しポンプに、井戸壁も石積みや木枠からレンガ、コンクリート、鉄管に変わる。大正2年(1913)、米国製ロータリー工法によるはじめての近代さく井技術が用いられ、パーカッション工法などが普及し、揚水技術もエアリフト型、ピストン式ポンプ、ボアホールポンプなどを経て、昭和29年(1954)、西独製水中モーターポンプが輸

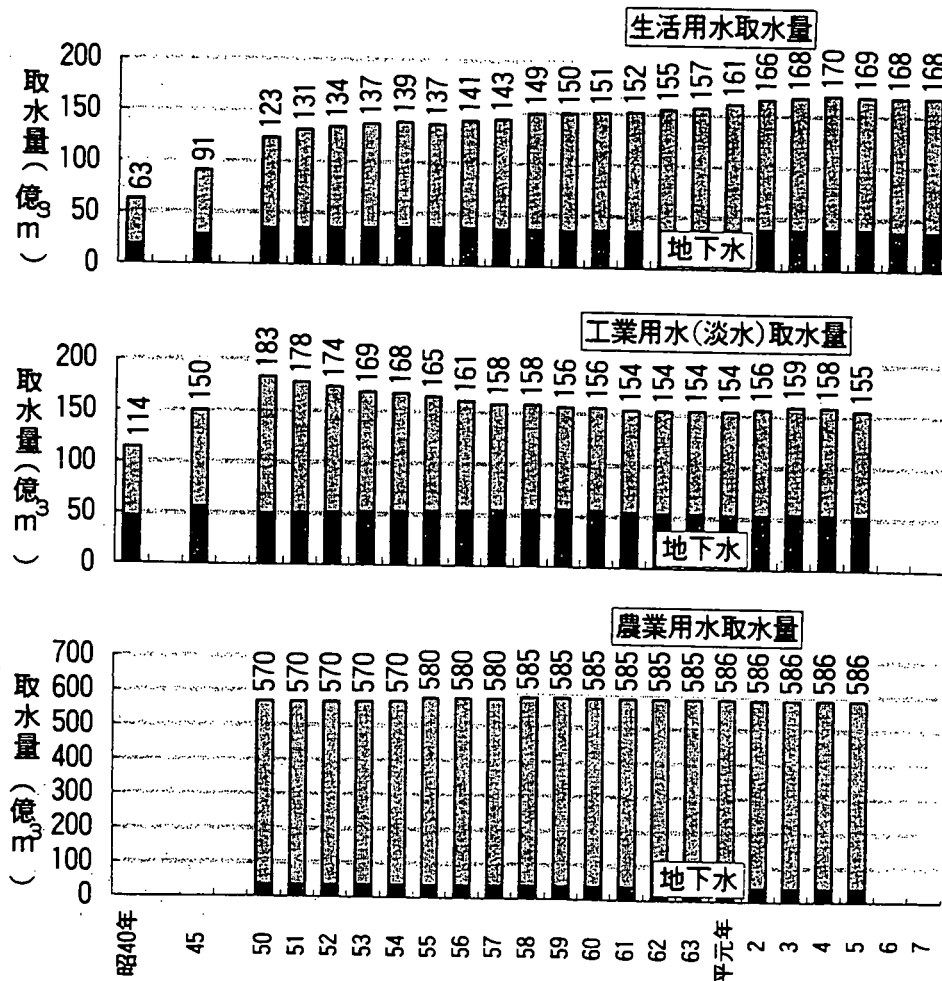


図-1 水資源に占める地下水利用の変遷

*むらおか こうじ・大阪産業大学人間環境学部(準備室)教授

入され、大量の地下揚水が可能になった。

図-1 はここ数10年の間で地下水の量的利用の変遷を示したものである。この間、水道の普及率は昭40: 69.4%、昭45: 80.8%、昭50: 87.6%、昭55~平5: 91.5~95.5%と推移している。この伸びは生活用水の増加パターンと同類である。昭和50年以降、地下水利用量はほぼ一定で推移しており、全国量でみる限り、この量は今後も大きく変動することはないであろう。その一方で後節に述べるような地下水環境を損なう状態があるのをどう問題整理すればよいのであろうか。以下はその意識整理の手順である。

- 1) 水循環系の中で涵養域、流動域、滞留域(狭義の地下水盆、地下水プールともいわれる)としてまとまった領域を「地下水マクロ環境領域」と呼ぶことにする。
- 2) 地下水マクロ環境領域の中の一部で、そこでの水温、水質、水量の変貌の影響が基本的に地下水マクロ環境領域全域に及ばない領域を「地下水ミクロ環境領域」と呼ぶことにする。影響の及ぶ時間スケールは、地下水の更新時間規模とする。
- 3) 水温、水質、水量の変化が地下水環境を阻害する状態は地下水障害と呼ばれるが、地下水マクロ環境領域に及ぶ障害を「地下水マクロ障害」とする。これには、大量の地下水揚水によって生じた地下水位低下により広域的な地盤沈下が生ずる例、沿岸地下水の汲み上げによって生ずる地下水の塩水化の例、地下水の豊富な地域で多量の都市用水に用い地下水の収支が変化する例などがある。
- 4) 同様に地下水ミクロ環境領域に及ぶ障害を「地下水ミクロ障害」とする。これには、地下構造物により地下水流動が変化する例、工場敷地や跡地、廃棄物処分場等で生ずる水質汚濁の例、地中に有害物質が浸透して地下水汚染が生ずる例、不適切な農業管理によって生ずる肥料等による地下水汚染の例などがある。

以上のように考えてくると、地下水障害は必ずしも地下水圏だけの問題でなく、国土、土地、土壤圏の概念から規定される空間領域の状態や機能とその利用にも大きなかわりがあることが知ら

れる。

1.2 土壌の利用と機能⁷⁾

後節で扱うような地下水汚染は、地上で産業上扱うような有害物質が土壌を経由して起こる場合が多いことから、土壌と地下水を不可分な関係として扱われるが、これは前述の地下水ミクロ障害の考え方に立つものである。地下水マクロ障害に関係する土壌とは、もっと広域的で国土の空間の中で考えるべき圏域であって、その故に高所からみた土地利用、土壌の機能を理解しておく必要がある。地下水を重要な資源として位置づけるのと同様、土壌を人間活動と生物の共存体として位置づけ、土壌の持つ機能を評価して土壌を重要な資源とする考え方が広がっている。

土壌の機能と活用技術は、大略以下のように考えられる。

- 1) 作物生育の媒体: いうまでもなく、森林、水田、畑地、草地などで林産物、食糧、飼料等の生産の場となる。
- 2) 水質浄化機能: ろ過、微生物による有機物分解の場。
- 3) 空気浄化機能: 土の活性による微量物質の吸着や微生物作用による窒素固定、脱窒その他の化学変化に起因する現象の場。
- 4) バイオ・リアクター、バイオレメディエーション: 各種の有機物の分解による清浄化、無害化の場。
- 5) 気候安定化機能: 大地(緑地)の気温・湿度の調整の場。
- 6) 保水、貯水、浸透機能: 地下水涵養のほか、土壌水分にかかわるあらゆる生物的、化学的現象をつくる場。
- 7) 文化の培地: 土着文化の発祥、発展の場。

しかしながらこのような多様な機能をもつ土壌の価値が損なわれる現象が目立つようになってきた。これは「土の劣化」と呼ぶべきものであって、「土の汚染」とは厳然として区別すべきものである。土の汚染はいわゆる「公害」と格付けされる現象であるが、土の劣化はいわば地球規模で起こる環境問題とみてよい。1974年来、国連食糧農業機関、UNESCO、UNEPが土の劣化を評価するため、潜在的な劣化に与える現象要因として「風食」「水

食」「塩類化」「アルカリ化」をあげ、調査を展開している。そして土の劣化を促す行動原因として①森林の伐採、②過放牧、③農業開発と不適切管理、④植生の過剰利用、⑤工業活動があるとしている。これは地球環境問題そのものであり、アジア、アフリカ、中南米はもちろん、北米、欧州、オーストラリアにおいてもこれらが原因で劣化したと認められる面積が統計資料に示されている。

日本国土における土の劣化現象の推移は直接的には調査されていない。もし、これを間接的にも評価しようとするなら、まず土地利用の変化を見るべきであり、それは表-1に示す通りであり、基本的には大きな変動はない。

土地利用形態のうち、特に地下水涵養に深い影響を及ぼす森林と水田の面積変化に着目する必要がある。図-2に示す通り、「緑のダム」と称される森林の総面積は微増の状態にあるが、スギ、ヒノキに代表される人工針葉樹林が増加し、自然広葉樹林の減少が目立つ。高齢化による林業従事者の激減と森林経済の低迷という国情を踏まえ、今後の森林のあり方が問われている。図-3に示すように水田面積の減少が著しく、ここ25年に20%強の減少率を示す。特に山間地域の水田は、地下水涵養だけでなく土砂流出を防ぐ機能を有しているが、米の生産調整による水田面積の今後の変貌が憂慮される。

表-1 日本国土の土地利用の変遷(単位：千km²)⁸⁾

	農・牧地	森林・原野	水面・河川・水路	宅地・工業用地	道路・その他
昭55年	56.1	255.9	11.5	14.0	40.2
56	55.8	255.7	11.4	14.2	40.5
57	55.7	255.7	11.6	14.5	40.2
58	55.5	255.6	11.6	14.6	40.5
59	55.1	256.1	13.2	14.9	38.6
60	54.9	255.9	13.2	15.1	38.7
61	54.7	255.8	13.2	15.3	38.9
62	54.4	255.7	13.2	15.4	39.0
63	54.2	255.5	13.2	15.6	39.1
平元年	53.8	255.4	13.2	15.8	39.4
2	53.4	255.1	13.2	16.0	39.9
3	53.0	255.0	13.2	16.1	40.3
4	52.5	254.7	13.2	16.2	40.8
5	52.5	254.3	13.2	16.2	41.2
6	51.7	254.2	13.2	16.6	41.9
7	51.3	254.0	13.2	16.8	42.4

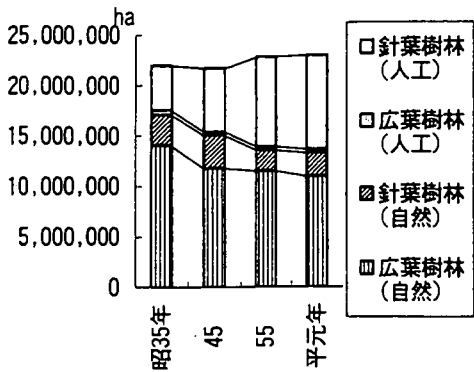


図-2 樹種別森林面積の変化⁹⁾

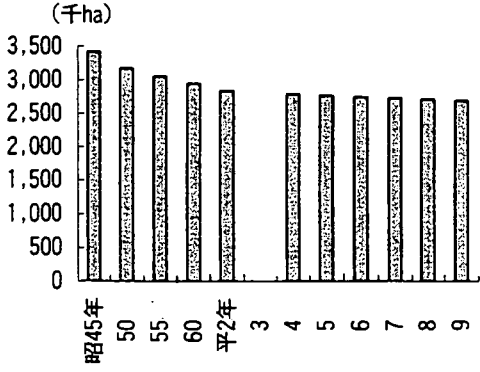


図-3 水田面積の変化¹⁰⁾

2. 地下水汚染、土壌汚染の経緯

昭和42年、公害対策基本法(現在の環境基本法)の制定により、大気質、水質、土壌等に環境基準が設けられることになった。水質の環境基準は公共用水域に対して設定されている。すなわち、河川、湖沼、海域に対してであって、地下水は対象とされていない。公共用水域の環境基準は「生活環境の保全に関する環境基準(通称、生活項目)」と「人の健康の保護に関する環境基準(通称、健康項目)」に分かれているが、有害化学物質の観点からは健康項目のあり方が問われてきた。健康項目の種類と制定の経緯は以下の通りである。

- 1967 カドミウム、PCBなど9項目制定
- 1993 トリクロロエチレンなど15項目追加、1項目(有機リン)削除、計23項目
- 同 要監視項目25項目を制定
- 1999 要監視項目のうち13項目を見直し、そのうち硝酸性窒素および亜硝酸性窒素、フッ素、ホウ素の3項目追加、計26項目(ただし、フッ素、ホウ素は海域に適用しない)、要監視項目22項目

一方、土壌汚染に係わる環境基準は、当初、農用地のみに適用された。その後、市街地土壌や工場跡地などの土壌汚染が顕在化し、以下に述べるような経緯で環境基準が決まっている。特に最近では埋立地の再利用やゴミ焼却場からのダイオキシンによる土壌汚染などが問題となり、未だ行政的な対応は十分ではない。

- 1970 農用地に対しカドミウム(玄米中)、銅、ヒ素の3項目制定
- 1986 「市街地土壌汚染に係わる暫定対策指針」を国有地を対象に設定
- 1990 「有害物質等が蓄積した市街地土壌を処理する際の処理目標」設定(9項目)
- 1991 「土壌環境基準」設定(カドミウム等10項目)
- 1994 「土壌環境基準」改定、トリクロロエチレン等15項目を追加、計25項目
- 1996 「土壌汚濁防止法」改定、地下水汚染原因者に浄化措置命令、油流出の事故時処置

地下水の汚染は、古くから病原菌、重金属等の

汚染が取りざたされてきたが、日本では地下水が公水と認められていない点もあり、汚染に関する地下水独自の法的規制をかけるに十分な機構解釈と技術的対応が遅れていた。もちろん、地下水の過剰な揚水による地盤沈下という公害の防止のために、地域を限った「工業用水法」「建築物用地下水の採取の規制に関する法律」の二法によって一定の効果を上げ、現在に至っている。その後、1982年環境庁の調査によって、全国10都市の地下水の有機塩素化合物による汚染が公表され、地下水保全に関して大きな転機を迎えることになった。その後の調査でこの汚染実態は広がるばかりで、主たる汚染物質、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、1,1,1トリクロロエタン等について使用上の管理を適正にするとともに、そのような有害物質を地下に浸透させないなど、暫定的ともいえる行政処置がとられてきた。前述の通り、地下水が取水や利用の点で完全に公水と認められない現状であるが、地下水を豊かで清澄な水資源とするための保全は万人に共通する義務とされることから、1997年にその環境基準が制定されるに至った。汚染の過程で、地下水汚染は土壌帯を経て起こることが一般的であることを踏まえ、常に土壌汚染と一体的に機構説明を行い、かつ保全対策を練るという姿勢がとられている。

- 1983 有機塩素化合物による全国都市地下水調査結果の公表
- 1984 トリクロロエチレン(TCE)、テトラクロロエチレン(PCE)の水道水暫定水質基準制定
- 1989 「水質汚濁防止法」改正、(1)都道府県知事による地下水質の常時監視、(2)有害物質を含む水の地下浸透の禁止、(3)事故時の措置を規定
- 1997 地下水質環境基準の設定、公共用水域と同じ23項目
- 1999 3項目追加され、計26項目

3. 土壌・地下水汚染の現状

3.1 土壌汚染の現状

農用地の土壌汚染は最近では新たに汚染地域として追加される地域はなく、平成9年10月までで

汚染検出面積7,140haのうち、約76%が客土入れ換えなどの措置がとられたとみられる。

土壤環境基準の設定(平成3年、平成6年改定)に伴い、基準項目についての汚染実態は以前から調査がなされているが、平成9年度の環境庁のアンケート調査¹⁾では総合的な調査結果のまとめがなされているので、それに従って述べる。

基準項目は性状と汚染動態の類似性から以下の2グループに分けて定義される。

1) 重金属等

カドミウム、全シアン、有機リン、鉛、六価クロム、ヒ素、総水銀、アルキル水銀、PCB、チウラム、シマジン、チオベンカルブ、セレン

2) 揮発性有機化合物VOC(Volatile Organic Compounds)、ジクロロメタン、四塩化炭素、1,2-ジクロロエタン、1,1-ジクロロエチレン、シス-1,2-ジクロロエチレン、1,1,1-トリクロロエタン、1,1,2-トリクロロエタン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、ベンゼン、1,3-ジクロロプロペン

土壤汚染の事例および対策事例の結果数は次のようにまとめられる。

1) 総事例：訴訟、新聞、議会等で取り上げられたもの、およびその他土壤汚染の恐れのある事例(累積数：872件、平成9年度判明数：46件)

2) 調査事例：1)の中で、環境基準設定以前のもの、環境基準適合のもの、環境基準項目以外の物質による汚染(累積数：467件、平成9年度判明数：44件)

3) 超過事例：2)の中で、公定法による測定の結果、環境基準を超過した事例(累積数：171件、平成9年度判明数：39件)

この結果を経年変化でみたものが図-4である。

土壤環境基準が設定されて以来、特にここ数年の超過事例数が著しいが、近年地下水汚染とともに土壤汚染に対する意識が高まっていること、現実汚染された土壤の利用に際し汚染対策を講ずる必要があること、などによる。土壤が汚染されている状態は①どのような物質によって汚染されているか、②汚染土壤層はどれ位か、③汚染土壤量はどれ位か、によって汚染の構造と規模を知り、対策に取りかかることになる。図-5は基準超過事例についての汚染深度、図-6は汚染土壤量をまとめたものである。重金属(前述のように農薬も含む)は一般に土壤の表層に蓄積することが多いとされるが、この調査結果では数mを超えても汚染事例も多く、汚染土量も大きいことがわかる。VOCについては地下水位の位置にもよるが、地下水への溶解を伴う土壤汚染と認識する必要がある。

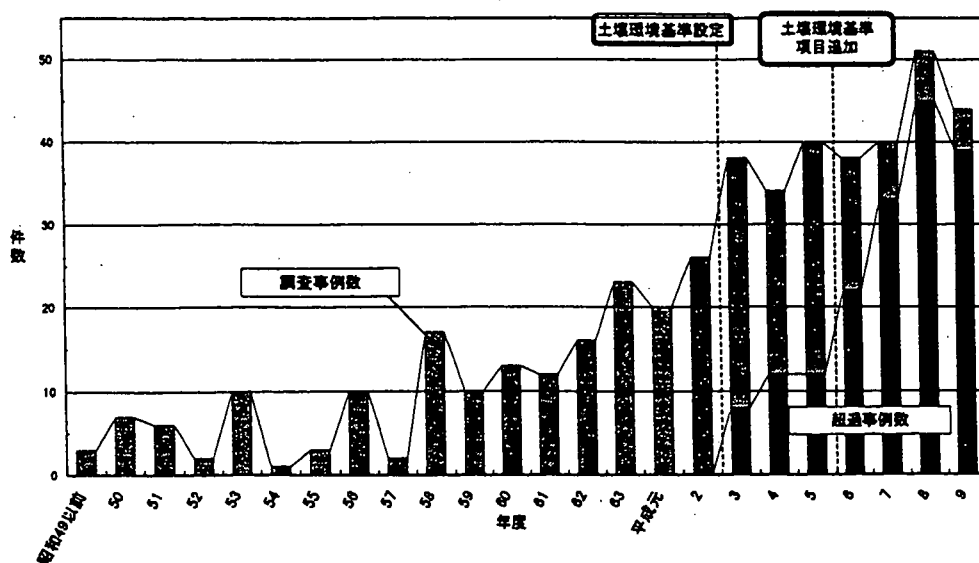


図-4 年度別判明事例数¹⁾

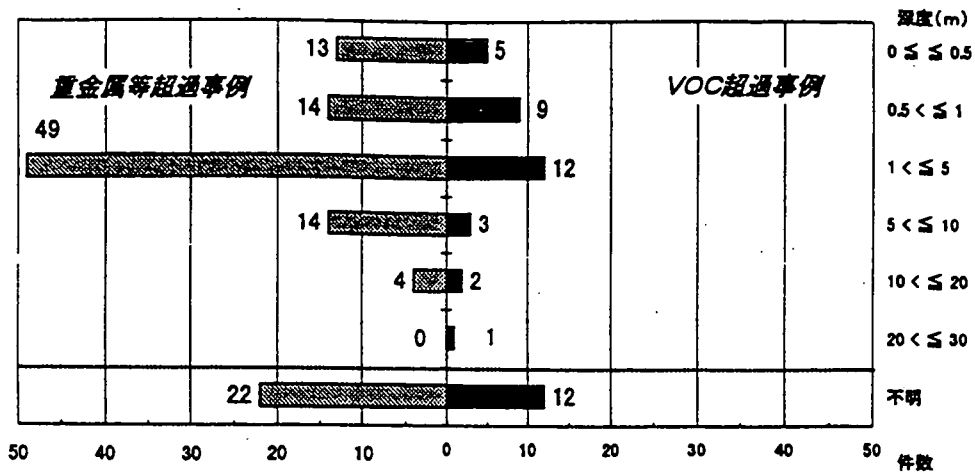


図-5 土壌汚染の深度別分布¹⁾

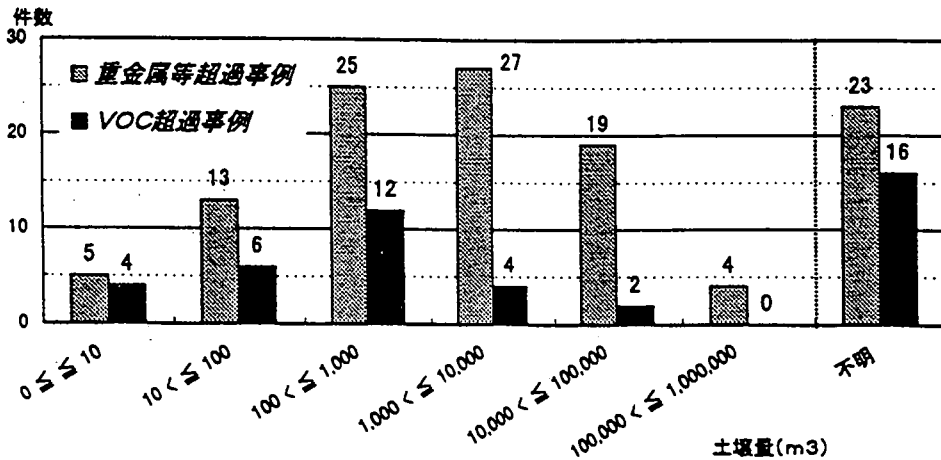


図-6 汚染土壌量別分布¹⁾

3.2 地下水汚染の現状

地下水の環境基準が決められたのは平成9年であるから、基準の達成状況をみるには平成9年度調査結果からになるが、基準項目の全てはそれ以前には汚染程度をみる評価項目とされていたので以前からの調査資料と連続して評価ができる。平成9年度の調査¹⁾によると、23項目のうち環境基準を超過している物質の状況は表-2の通りである。また、当時の要監視項目である25項目のうち、その指針値を超過したものは表-3のごとく示される。なお、前述のごとく、硝酸性窒素および亜硝酸性窒素、フッ素、ホウ素の3項目は平成11年2月に環境基準項目に格上げになっている。このことから今後の地下水保全対策にこの新たな3項

目に係わることによる課題が生まれる可能性が大きい。

一方、VOCのうち従来から汚染が取りざたされていたテトラクロロエチレン、トリクロロエチレン、1,1,1-トリクロロエタン、四塩化炭素の超過率の推移を図-7にみる事ができる。超過率は減少の傾向にあるが、調査母数が大きい点を考えると汚染の回数は遅々として進まないとも見られる。また、この調査で汚染物質が高濃度で検出したものの状況や対策等をトリクロロエチレン、テトラクロロエチレンを事例としてまとめたのが表-4である。

表-2 基準値を超過した物質の状況(平成9年度)

物 質	調査井戸数	超過井戸数	超過率(%)	環境基準
鉛	2,456	8	0.3	0.01 mg/ℓ 以下
六価クロム	2,290	1	0.04	0.05
砒素	2,564	52	2.0	0.01
総水銀	2,102	1	0.05	0.0005
四塩化炭素	2,828	2	0.1	0.002
ジクロロメタン	2,805	2	0.1	0.02
1,2-ジクロロエタン	2,762	1	0.04	0.004
シス-1,2-ジクロロエチレン	2,867	3	0.1	0.04
トリクロロエチレン	3,692	5	0.1	0.03
テトラクロロエチレン	3,692	8	0.2	0.01

表-3 指針値を超過した要監視項目の状況(平成8年度調査)

物 質	調査井戸数	超過井戸数	超過率(%)	指 針 値
ホウ素	192	10	5.2	0.2 mg/ℓ
フッ素	567	7	1.2	0.8
ニッケル	190	1	0.5	0.01
アンチモン	191	2	1.0	0.002
硝酸性窒素および亜硝酸性窒素	1,918	103	5.4	10

(註1) 平成6・7年度調査では上記物質のほかに、フタル酸ジエチルヘキシルが超過している(超過率 0.3%)。

(註2) 平成11年2月以降、ホウ素、フッ素、硝酸性窒素および亜硝酸性窒素の3項目は環境基準項目となり、基準値はそれぞれ 1mg/ℓ, 0.8mg/ℓ, 10 mg/ℓ である。

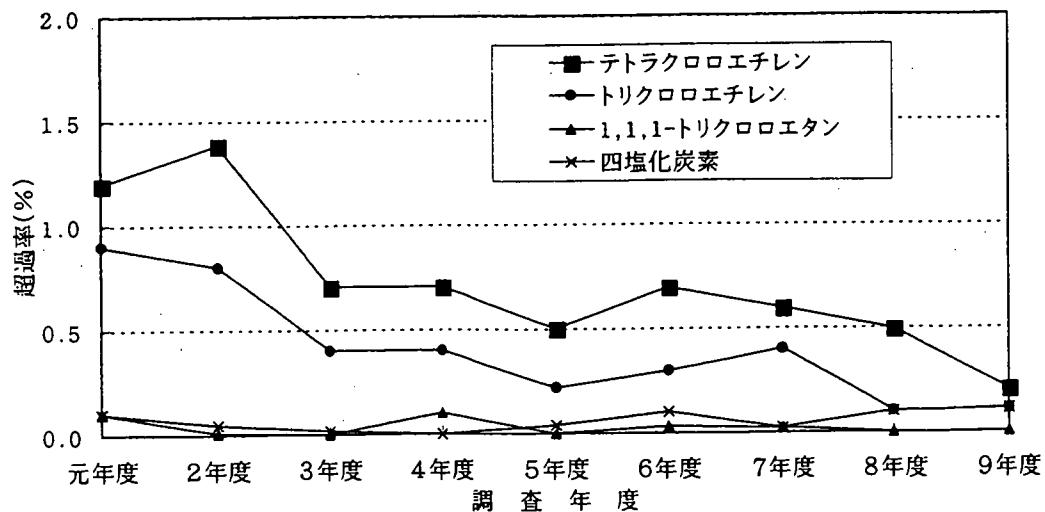


図-7 主な有機塩素系化合物の超過率の推移

表ー4 高濃度検出井戸の状況(トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン)

物 質	調査区分	濃 度 (mg/l)	都道府県等	飲用の 有 無	汚 染 原 因	対 策 等
トリクロロ エチレン	概況調査	0.24	兵庫県 西宮市	無	不明。	周辺地区調査、飲用指導を実施済み。汚染状況の監視を継続。
	汚染井戸周辺地区調査	50	福岡県 福岡市	無	不明。	周辺地区調査を実施済み。井戸所有者に対する使用方法、飲用停止等の指導を実施済み。記者発表により周辺住民の注意を喚起。学識経験者を含む検討会に諮り、土壌ガス調査、地歴調査等の原因究明調査を実施済み。汚染状況の監視を継続。
	定期モニタリング調査	2.9	栃木県 大平町	無	不明。	周辺地区調査を実施済み。自治会を対象に汚染の周知を行うとともに、町の広報でも周知を行った。上水道への切り替えを原則として応急的な飲用方法の指導を実施済み。汚染状況の監視を継続。
テトラクロ ロエチレン	概況調査	0.059	高知県 高知市	無	不明。	周辺地区調査、飲用等の指導を実施済み。周辺に一部飲用井戸があるがテトラクロロエチレンは不検出。周辺地区追加調査および汚染状況の監視を継続。
	汚染井戸周辺地区調査	3.3	福岡県 福岡市	無	不明。	周辺地区調査を実施済み。井戸所有者に対する使用方法、飲用停止等の指導を実施済み。記者発表により周辺住民の注意を喚起。学識経験者を含む検討会に諮り、土壌ガス調査、地歴調査等の原因究明調査を実施済み。汚染状況の監視を継続。
	定期モニタリング調査	8.6	山口県 周東町	無	テトラクロロエチレン使用事業場の過去における溶剤の不適切な管理によるものと考えられる。	周辺地区調査を実施済み。基準超過井戸所有者には飲用停止を勧告し、町で健康調査を実施済み。上水道への切り替えを実施済み。汚染原因者は既に操業を廃止しており、その後当該工場を引き継いだ事業者に対し地下水浄化対策を指導し、4年4月から揚水曝気処理を開始し、9年3月から処理対策を強化した。濃度に低下傾向がみられる。汚染状況の監視を継続。

4. 土壌・地下水汚染に係わる調査・対策指針

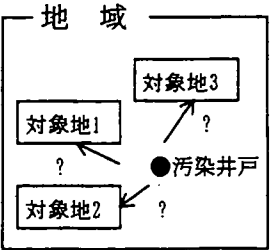
4.1 指針改訂の経緯

平成6年に「重金属等に係わる土壌汚染調査・対策指針および有機塩素化合物に係わる土壌・地下水汚染調査・対策暫定指針」が策定されたが、その後、浄化技術の進展や地下水環境基準の設定などがあり、新たな知見を組み込んだ指針として標記の調査・対策指針が策定された(平成11年1月)¹³⁾。主な改訂の概要は以下の通りである¹⁴⁾。

- 1) 「重金属等」も地下水汚染の法的対象になったため、調査・対策指針に組み込まれている。
- 2) 調査の契機、目的に応じた場合分けを以下のように設定し、調査・対象の考え方や汚染対策手法を導くようにした。

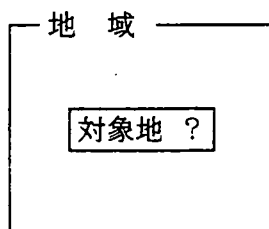
①地下水汚染契機型

- (契機) 水質汚濁防止法の常時監視等による地下水汚染の判明
- (汚染) 汚染井戸が存在
- (目的) 地下水汚染源の究明および対策の実施
- (主体) 都道府県等または都道府県等の指導を受けた事業者等
- (対応) まず、関係地域を設定し、地下水汚染源推定を実施



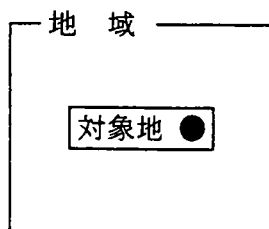
②現況把握型

- (契機) 事業活動の状況からみて汚染のおそれがある場合に、事業場の移転、跡地の再利用等の土地改変の機会等に実施
- (汚染) 対象地内の汚染の有無は未知
- (目的) 土壌地下水の汚染の状況(有無)の把握
- (主体) 公有地管理者または事業者等
- (対応) 基本的に対象地全体について対象地概況調査を実施汚染が判明した場合には都道府県等に連絡、所要の対策を実施



③汚染発見型

- (契機) 対象地内の土壌・地下水汚染の発見
- (汚染) 土壌または地下水汚染が存在
- (目的) 汚染原因の究明および対策の実施
- (主体) 汚染を発見した公有地等管理者または事業者等
- (対応) 汚染を発見した旨を都道府県等に連絡、発見した汚染の周辺を重点的に調査



- 3) 複合汚染に関する留意事項の記述
- 4) 重金属等による土壌汚染の対策技術の拡充
(封じ込めに加えて有害物質を除去する技術を追加)
- 5) 自然的原因かどうかの判断の基本的考え方
- 6) 汚染状態の測定方法の拡充
- 7) 揮発性有機化合物の対策実施フローの詳細化
- 8) 応急対策の進め方(摂取防止・汚染拡大防止

対策)

- 9) 恒久対策の進め方(原位置浄化、掘削・除去)

4.2 土地の再利用

昭和40年代、国有地跡地における土壌汚染が問題となり、土地の適切な移管や売買のあり方が問われるようになった。有害物質を使用していた事業所の土地、埋立て処分場の廃止に伴う土地の再利用に際し、安全で有効な利用が保証される必要が生じてきた。企業の所有する土地に不適切な汚染が隠されてはいけなし、環境管理が適切であることのISO認証取得に関しても健全な環境状態が求められる。

前節の調査契機の分類では①は従来の監視の延長であるが、②はISO14001取得などに際して各事業者が自主的に調査を行うケースである。③も事業者が自ら汚染を発見し対処するケースであり、それぞれの結果の届け出から自主的に環境改善が求められる時代になった。平成10年には各地で大企業による新たな地下水汚染が報じられたのもこのような背景があつてのことだろう。

4.3 自然的原因の取扱い

表-2、表-3に見られる地下水汚染物質、あるいは河川等の表流水、海水において環境基準の対象物質において、その汚染源が自然起因であると見られるような物質や汚染状態があり得る。六価クロムは蛇紋岩から、砒素は金、銀、銅を含む地層から検出されることがある。また、わが国は火山列島であり、多くの熱水鉱床の分布によって重金属類が湧出する例も多い¹⁵⁾。

平成3年の土壌汚染に係わる環境基準についての告示においては、自然的要因による土壌汚染については基準が適用されないこととされている。また平成8年の地下水の水質の浄化に係わる措置命令に関する通知においては、地中に自然的に有害物質が含まれていることにより地下水が汚染されている場合には、原則として措置命令の対象とならないとされている。従って汚染が自然的原因によるものかどうかの判断が重要になるが、現在は成文化された判断基準はなく、次の①②③のいずれも該当する場合には自然的原因である可能性が高いとされている程度である。

- ①有害物質が人工化合物でない場合。すなわち、

土壌・地下水の環境基準設定項目の中ではカドミウム、鉛、六価クロム、砒素、総水銀、セレンをいう。

②当該物質の使用履歴が見当たらない場合。すなわち、その物質を取り扱う、または過去に取り扱った事業所が見当たらないこと、廃棄物等の保管場所、処分場所、および不法投棄の可能性のある場所でないことである。

③既存の地誌、地質関係資料、鉱山関係資料等によって自然的原因として有害物質の存在が確認されている場合。

しかしながら地下の物質の存在状態を明確に捉えることは極めて困難なことである。ボーリング試料も数が限られていることが多く、地下水流は面的に広範囲で挙動するものであるから、自然的原因物質と断定するには、場合によってはさらに高度な専門的知識を要するとみられる。

4.4 複合汚染について

参考文献11)においては「複合汚染」は「重金属等」について環境基準を超過しており、かつVOCについても基準を超過している汚染事例を掲げている。複合汚染の正確な定義にこだわらず、ここでは複数の汚染物質による地下水汚染があった場合の留意事項を考える。例えば、重金属類と揮発性有機化合物が同時に存在する場合、いずれかの物質のみを対象とした対策を施すと二次汚染の可能性が生ずることがある。

[移動性の高い物質の共存]

揮発性有機物、シアン、六価クロムなどはボーリング調査などによって汚染が拡散する可能性がある。

[油分の存在]

油分と重金属が共存すると油分に重金属が溶解していることがあり、重金属が油分の移動に依存していることになる。従って重金属対応の対策で、重金属汚染が解決するわけではない。

[化学特性の異なる重金属類の共存]

六価クロムと砒素が共存している場合、六価クロムの還元処理を行うと、砒素が亜砒素になり溶出しやすくなる。また、重金属に対してpHが変わるような処理を施すと、対象とする重金属以外の重金属が溶出しやすくなる場合が

ある。

5. 水循環と土壌・地下水環境

5.1 水環境の概念

環境基本計画(1994)に、環境政策の基本的考え方を踏まえた長期計画を目的として「循環」「共生」「参加」「国際」が掲げられている。またその文中に、「大気、水、土壌および生物等の間を物質が循環し……」とあり、水と水が運び得る物質の移動経路として水循環系(hydrological cycle)が浮かび上がってくる。特にその水循環過程(hydrological process)のうち地球表面での部分について着目すると、図-8に見られるように、流域の上流から下流まで、水は単に河川のような表流水としての流れだけでなく、土壌浸透・地下水流を繰り返し水循環経路を形成している。この過程で水は水自体と水に溶けた物質を生物生産のために運び、不要な有機物をろ過し浄化して生物の生息に都合のよい水を供給しているが、この自然の状態を永続的に創る水の循環が健全な水循環である。

一方、これからの社会における生産活動は、大気環境、水環境、土壌環境への負荷を限りなく小さくし、自然的な物質循環を損なうことなく、生産、流通、消費、廃棄を行っていくことが基調とされている。すなわち循環型社会の形成を実現していくことであり、その物質循環過程のイメージは次のようである。

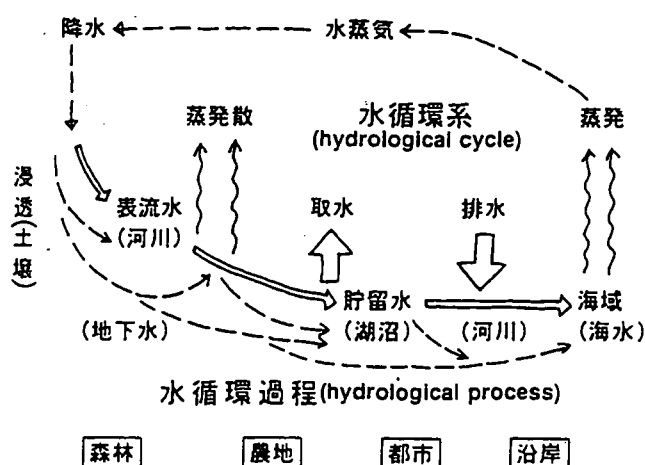
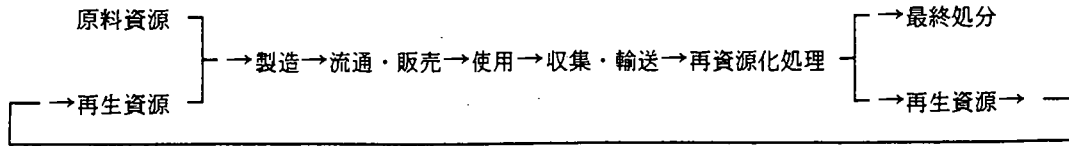


図-8 水循環のイメージ図¹⁰⁾



従ってこのシステムと水循環過程での水の動きとは決して独立ではなく、概念上では循環型社会の形成と健全な水循環とは両立させなければならないと考える。

5.2 循環系としての地下水

田中¹⁰⁾(1997)によると、地下水の流れを単に地中の水の流れとして捉えるのではなく、地下水流動系として流域循環水の概念を把握することが環境保全上重要とされる。地下水の存在する流域空間においては、涵養域と流出域が存在し、それを結ぶ経路として局地的、中間的、地域的な規模の流動系が存在する。涵養域および流出域は流域空間のinput領域およびoutput領域であるといえる。この領域は決してスポット的な空間でなく涵養域においては通常森林域が、流出域は河道に沿う河川域や湧水の多い扇状地の規模を持つ。その間で井戸水の利用があり、そこは水平流動の卓越する面空間である。

このように循環系としての地下水を考えるならば、地下水環境に与える負荷の機構だけでなく、地下水そのものを保全する機構も合わせて配慮することにより、健全な循環系が確保されとみなければならない。

5.3 水循環に対する政府の取組み

健全な水循環に向けての保全計画の検討が各界で進んでいる。

国土庁は水資源基本問題研究会報告「21世紀の持続的水活用社会形成に向けて」の提言(平成10年2月)を行い、新しい全国総合開発と整合をとりつつ策定する全国総合水資源計画(ウォータープラン21)に基づき、健全な水循環の実現に向けてのプログラムを推進することになった。

建設省は河川法の改正(平成9年)によって河川事業に環境保全事業を組み込む方針を明らかにし、河川審議会において「流域における水循環はいかにあるべきか(中間報告)」(平成10年7月)を提言、「新たな水循環・国土管理に向けた総合行政のあ

り方について」(平成11年3月)をまとめた。

環境庁は健全な水循環の確保に関する懇談会報告「流域の健全な水循環の確保に向けて(中間報告)」(平成9年)を示した。また、環境基本計画の第3回点検において「環境保全上健全な水環境」を報告(平成10年12月)、中央環境審議会でも「環境保全上健全な水循環に関する基本認識および施策の展開について」(平成11年4月)をまとめた。

このように、21世紀の新しい水意識と水政策に向けて、関連省庁が共通の認識に立って、「水(循環)基本法」を作成して行こうという動きのあることは大変好ましい。

5.4 流域での連携による地下水保全

地下水が流域を単位とする水循環の重要な一要素を担っているとすれば、流域の上流と下流とが共通の認識に立って水の恩恵を平等に得、水の配分にかかわる不均衡を上下流の間で支援し合うことが肝要である。古くは「矢作川方式」として名高い「流域は一つ、運命共同体」を合い言葉とする独自の河川管理システムを築いた例がある。地下水についても同様の考え方が当てはまる。特に飲料水をはじめとする水資源の大半を地下水に依存する地域では、徐々にその資源が劣化したり枯渇したりする傾向を、地域に属する各主体が公平な役割分担を以て保全する取り組みが必要となろう。

以下はその例である⁹⁾。

(1) 熊本県熊本市の事例：

①熊本地下水基金——水源涵養林の保全、確保に必要な費用を競輪事業の収益還元策(均てん化事業)として出捐

1) 概要

①熊本地域の地下水保全について県、関係市町村、民間が一体となって広域的・長期的取り組みを行うことを目的に、平成2年度から競輪事業の収益還元策(均てん化措置)として出捐し、水源涵養林の造成・整備に関する女性ならびに確保、地下水涵養に関する女性事業

等を行う。

- ②財源は、基本財産5千万円、運用財産5.5億円(平成2年度以降熊本市競輪事業会計から収益の均てん化措置として出捐、平成8年4月現在)。

- ③対象地域は、熊本市を除く熊本地域15市町村

2) 使途

- ①水源涵養林の造成・整備に関する助成ならびに確保事業(平成8年10月に阿蘇郡西原村で約34haの私有林(人工林)を取得し現在、維持管理を実施)

- ②地下水涵養に関する助成事業

- ③地下水保全に関する普及・啓発事業

- (2) 神奈川県事例：都道府県レベルではじめて、水源林整備の費用の一部を水道料金で負担

1) 概要

- ①水源林保全や水源涵養機能を高めることを目的に平成9年度から水道料金の一部を森林整備に充当する。

- ②「水源の森林(もり)づくり」に必要な、20年間で3,200億円の事業費について、一般財源や国庫支出金その他、水道事業会計、県民からの寄付などを資金を充当。

2) 使途

- ①同県の水源地域内の私有林の約7割に相当する25,300haを対象とした水源分収林・買い取り(公有化)・借り上げ等。このうち、水道事業会計の負担金は、水源涵養に効果をもたらすダム上流域において実施され、水源涵養機能を高めることに直接結びつく事業に充当。

- ②人工林の維持・管理(間伐、枝打ち等)、樹種の拡大(複層林、混交林化)、巨木林の保護等。

- (3) 愛知県豊田市の例：水道水源保全事業の財源として水道料金の一部を原資とする基金を創設

1) 概要

- ①平成6年4月、水源林の保護・育成を目的として水源地域の整備支援資金を水道料金により、負担する。「豊田市水道水保全基金」を創設した。

- ②水源保全事業の受益者負担として、水道料金1㎡当たり1円相当額(標準的な家庭で月約

24円)を、平成6年4月実施の水道料金引上げ分(平均24.1%、標準的な家庭で月約400円の引上げ)に含んで徴収。水道水源保全事業負担金特別会計に受け入れたうえ、「水道水源基金」への積み立てを実施している。

- ③基金設置初年度の平成6年度は39,281千円、平成8年度以降では、45,000千円程度の積み立てを見込んでいる。

- ④水道料金からの徴収に対し、一世帯当たりの負担金が少なかったこと、受益者負担分が料金引上げに含まれあまり目立たなかったことなどの理由から市民には格別の反対もなく、概ね行為的に受けとめられている。

2) 使途

当初10年間で5億円積み立てを目処に基金をプールしておく方針で、具体的な使途は、その間に「水道事業審議会」において検討するものとしている。

(4) その他

- 1) 神奈川県秦野市の例：大口地下水採取事業所から地下水保全のための協力金を徴収
2) 京都府長岡京市の例：一般地下水採取者から、地下水保全のための負担金を徴収

5.5 汚染回復の制度面の課題

平成11年度の環境事業団の予算に6千万円が計上され、各地の土壌・地下水汚染対策を支援することにつながったが、現実はこの程度の予算で全国の汚染回復が望めるわけではない。これまでの汚染事例からみて、以下の点が検討されなければならない課題と考えられる。

- 1) 情報通報、情報収集、情報開示のあり方
- 2) 調査結果により判断された事項についての指導および措置命令のあり方
- 3) 浄化責任と浄化費用負担
- 4) 技術開発、技術選択、技術指導
- 5) 対策支援のあり方、すなわち資金融資、技術機器の貸与、基金制度、保険制度、国の補助制度等

6. 共有物としての地下水

「コモンズの悲劇」という言葉がある^{18) 19)}。コモン(common)は共有地、すなわち共同利用資源の

意である。ローマ・クラブが1972年に発表した「成長の限界」の4年前、カリフォルニア大学(サンタバーバラ校)人類生態学科教授ギャレット・ハーディンが「コモンズの悲劇」と題する論文を発表し、大論争を引き起こした。ハーディンは環境に限界があることを一つの比喻で述べている。村共有の放牧地で一人の放牧者が家畜の数を増やすことで利益を得た。しかし共有地は牧草の成長量以上に家畜を飼うので終には悲劇的な結末になるというものである。自由にアクセスできる共同利用資源は、各人が何の負担をすることなく我勝手に自分の利益を最大限に追求すれば、完全に荒廃するまで利用され、結果的には全ての人が利益を失ってしまうという論理である。共同利用資源は必ずしも自由アクセスのものだけでなく、ある種のルールによって管理されているものもあるが、地球環境問題としての温室効果ガス、あるいはオゾン層破壊物質による大気劣化・汚染はコモンズの悲劇と呼ぶにふさわしい例である。

化石燃料や鉱物資源のような非再生資源は使用すれば終には枯渇するが、人口増に対応する食料を生産するに必要な水が不足すれば²⁰⁾、水→食料を通じて再生可能なはずの人類の持続性が危ぶまれる。また、水、土壌、水産物、森林資源といった再生可能資源においても急激な劣化を招いている例は前述したが、これはまさにコモンズの悲劇である。地下水の豊富な地域で地下水の適正な保護、適正な利用を逸脱して劣化を招いている例が現実存在している。すなわち適正な保全と利用というルールは何かということになる。

地下水は「公水」という法的格付けは我が国ではまだ十分になされていない。しかし地下水を豊富に持ち、有用に使っている地域では、地下水はみんなのものという意識は十分に育っているとみられる。そんな地域で「コモンズの悲劇」が起こりつつあるというのであれば、それを起こさせないルールとは何か、自治体は住民のためにどこまで地下水を利用させるか、森林や水田を不用意に転換させることが共有物をどう破損することになるのか、地下水を得ている人たちはどのような代償を払うことが適当なのか、といったコモンズにかかわる各主体がとるべき手段の枠組みがなされるべきで

はないかと考えられる。

7. おわりに

本論の標題に対して十分に応え得る記述はできなかった。現在の土壌・地下水汚染に対する保全のあり方は極めて多面的な対応が求められる。単なる汚染機構の解明や対策技術開発のみで対応できるものでなく、自治体、企業、住民、NGO、科学者の各層が互いに理解を深め、協調し合えるような手法で対処せねばならない問題が多い。これらについては平成10年1月に東京で開催された第1回国際土壌・地下水環境ワークショップでのパネルディスカッションの概要²¹⁾としてまとめられている中で、次のような課題事項が掲げられているので、参考になるかと思う。

- ①行政上の浄化対策と法制度
- ②リスク評価、リスク管理、リスクコミュニケーション等
- ③パブリックコミュニケーション
- ④浄化責任と浄化費用負担
- ⑤技術開発・革新と技術の選択
- ⑥浄化土壌・浄化土地の再利用
- ⑦浄化対策体制と協力体制
- ⑧経済的、技術的、生態学のおよび再利用目的に合った浄化目標
- ⑨土壌・地下水環境情報のデータベース化と全国マップ化
- ⑩行政機関(国、自治体等)と研究機関、汚染者、浄化者および市民との協力

参考文献

- 1) 地下水ハンドブック編集委員会：地下水ハンドブック、建設産業調査会、昭和54年9月
- 2) 地下水要覧編集委員会：地下水要覧、山海堂、昭和63年12月
- 3) 国土庁水資源部：日本の水資源、平成10年
- 4) 水資源協会編：'96水資源便覧、山海堂、平成8年
- 5) 国土開発調査会刊：河川便覧1998、平成10年
- 6) 新藤静夫：地下水資源の価値・機能とそのあるべき姿、日本学術会議・水資源学専門委員会他主催：1999年水資源学シンポジウム資料、pp.21-23、平成11年3月

- 7) 岩田進午・喜田大三監修：土の環境圏、フジ・テクノシステム、平成9年5月
- 8) 総務庁統計局編：第33～34回日本統計年鑑、1984～1999
- 9) 環境庁：日本の環境対策は進んでいるかⅢ、「環境基本計画」の第3回点検報告、中央環境審議会、pp. 97-222、平成10年12月
- 10) 農林水産省統計情報部：ポケット農林水産統計・平成10年版、平成10年6月
- 11) 環境庁水質保全局：平成9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、平成11年3月
- 12) 環境庁水質保全局：平成9年度地下水質測定結果について、平成10年12月
- 13) 環境庁水質保全局：土壌・地下水汚染に係わる調査対策指針—運用基準—、平成11年1月
- 14) エネルギーと環境、3rd Report：土壌・地下水指針を5年ぶり改訂へ、実態把握が課題、No.1531, pp.5-7, 1999
- 15) 平田健正：地下水質をめぐる環境問題、かんきょう、Vol.22, No.5, pp.12-14, 1997
- 16) 村岡浩爾：水循環の現状と環境、かんきょう、Vol. 22, No.7, 1998
- 17) 田中 正：地下水の循環と環境、かんきょう、Vol. 22, No.5, 1997
- 18) 天野明弘：COP3後の社会経済システム変革のあり方、土木学会地球環境委員会主催・一般公開シンポジウム：COP3後の土木界の地球環境への取り組み、資料集、pp.1-8、平成10年7月
- 19) 石 弘之：地球環境報告Ⅱ、岩波新書592、平成10年12月
- 20) 高橋 裕・河田恵昭編：水循環と流域環境、岩波講座・地球環境学7、岩波新書、平成10年9月
- 21) 加藤益雄・向井常雄：セッション1・パネルディスカッションの概要、第1回国際土壌・地下水環境ワークショップ講演集、土壌環境センター(編集)、pp.316-319、平成10年1月



都市域地下水涵養に関する課題について

大阪産業大学人間環境学部(準備室) 村岡浩爾

1. 前言

「地下水土壌地盤環境に関する研究協議会」における研究委員会の一つとして、「地下水涵養委員会」が平成 11 年 11 月に発足した。その委員会活動の目的は

- (1) 対象域(大阪市域を中心とする周辺都市域)の広域的な地下水涵養機構を明らかにすること
- (2) 地下水涵養および流動機構に影響ないしは障害をもたらす社会基盤施設およびそのシステム、さらには社会経済の構造を明らかにすること
- (3) 都市域の新たな水利用のあり方を提案すること

としているが、これら三つに対し同時に研究作業を進めていくことは困難であるため、当面は(1)に関する作業を押し進め、委員個人の興味も含め(2)(3)に関する課題も展開していくこととしている。

委員構成は当初 11 名で発足し、筆者が委員長の任に当たっているが、本研究委員会は今後数年ないしはそれ以上続くものと予想され、委員もこれを固定せず、必要に応じて拡大の方向で研究の活性をねらっている。これまですでに 3 回の委員会を開催し、委員各自が行おうとする研究課題の集約と、研究作業上必要とされる関西地域における地盤や地下水に関するデータベースの整備状況とその利用についての認識がなされた段階であるが、研究成果そのものは未だ提示できるものではない。このような状況にありながら本シンポジウムで委員長として話題提供をするのは、本研究委員会の任務が現在の関西地域が持つ地下水問題を将来に向かって発展的に解明しなければならない段階に来ていることを踏まえ、関連する周辺の課題をいくつか紹介するとともに関係各位の興味の高揚と支援を期待するためである。

2. 都市域と水問題

都市は社会基盤と人間活動の集積する場所であるから、抱える問題は多岐にわたり、かつその問題解決も容易でない場合が多い。水問題もその一部であり複雑である。これをいくつかの視点からまとめてみよう。

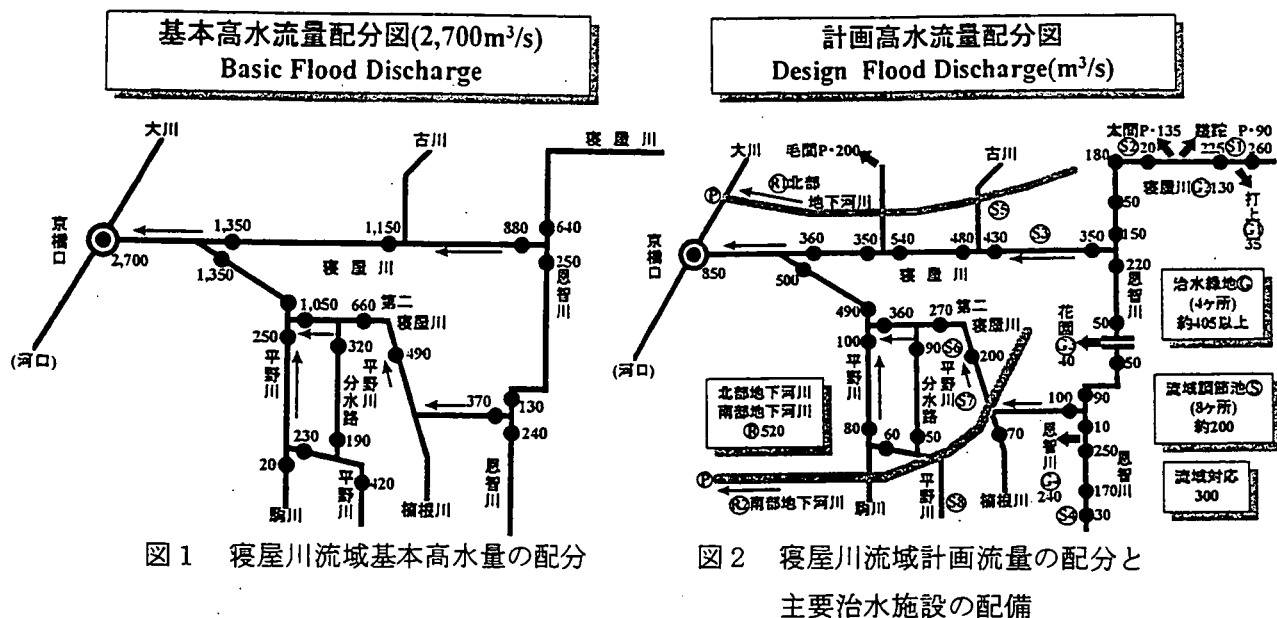
(1) 治水の視点から

市街地化が進むと緑地や農地が失われ、不浸透面積の増加によって雨水の保水機能と浸透機能が劣化する。その結果流出係数が増大し、同じ規模の雨でも市街地の流出量は大きく水災害が起こりやすくなることが分かっている。¹⁾ 寝屋川流域においてもこの特性に対応す

る治水事業が進められ、時代と共に京橋口の基本高水量が以下のように変遷している。²⁾

- ・ 第一次計画 (1954) 基本高水量: 536 m³/s
- ・ 第二次計画 (1972) 基本高水量: 1650 m³/s
- ・ 第三次計画 (1988) 基本高水量: 2400 m³/s
- ・ 同 上 流域基本高水量: 2700 m³/s

また、現在の基本高水量2700 m³/sの河道配分は図1に示す通りであり、これに対する計画高水量850 m³/sの配分と主たる治水施設として ①治水緑地 ②地下河川 ③地下貯水池の配備を図2に示している。²⁾



(2) 利水の視点から

これに関しては 3. で述べる。

(3) 下水の視点から

大阪市域での下水道普及率はほぼ 100%であるが、寝屋川流域では 80%程度であろう。特に恩智川流域の普及率は低い。しかし下水道の普及率によって、京橋地点における水質は BOD 環境基準 10mg/l を十分下回っており、水質改善には効果をもたらしている。

(4) 河川流量の視点から

流域の都市化が進むと同時に下水道が普及していくと、降雨流出の特性が二つの点で変化する。一つは雨水浸透がなくなるので地下水への涵養が減少することである。この点について、地下水位が都市化の進展と共にどのような変貌を示すかは、極めて実証しにくい。そのための観測井が整備されているわけでもなく、地下水揚水が広域的な地下水位にどの

ような変化をもたらすか、不明瞭である。

もう一点は平常時の流量が減少することである。雨が降っても河川に直接流出する水量が減少するためである。図3は恩智川の低水位（および濁水位）が年間降雨量とかかわりなく減少していることを示している。³⁾

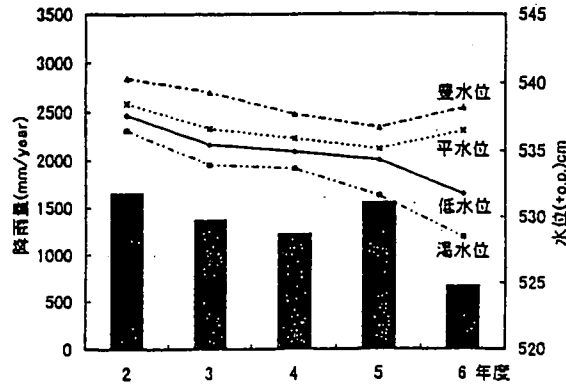


図3 恩智川低水位の低下

3. 大阪市域、寝屋川流域の水収支

都市の水需要に応えるため、水道による給水施設は十分に整備された。その結果飲用水をはじめ用水型の諸産業は大いに発展した。大阪を中心とする都市域は、特に琵琶湖総合開発事業により、渇水年でも潤沢な水供給を受ける恵まれた地域となった。図4は大阪市域および寝屋川流域の年間水収支を示すものである。1990年は豊水年、1992年は平水年、1994年は渇水年である。大阪市域においては年間2000～2500mm、寝屋川流域においては年間1600～1700mmの給水を受けており、これらは大阪地方の年平均降雨量1300mmに比べて相当に多い。すなわち、都市では他流域からの水を受け、下水道を経て河川、海域に放流される。放流点は通常感潮域であるため、河川の浄化用水としての役目は少ない。

また図より、地下水と河道、下水道との水の行き来が不明瞭であり、流量の減った河川、多量の都市用水が地下水にどんな影響を及ぼしているのか不明である。

4. 大阪地区の沈下

大阪地区の地盤沈下については、これまで多くの人々が観測資料を分析し、その特性を論じてきた。^{4)、5)、6)} 従ってここでは最早多くを論ずる必要はない。概括的なまとめ方をすれば次の通りである。

- 1) 地盤沈下の地域は西大阪地区、東大阪地区、泉州地区にまとめられる。
- 2) 西大阪地区では1928年に沈下が確認され、1970年頃から沈静化する。最大累積沈下量は260cm、1mを超える地区の面積は約62平方キロ（参考：大阪市面積220平方キロ）である。地下水位は中之島付近で最低OP-28m（1960）、現在OP-2m

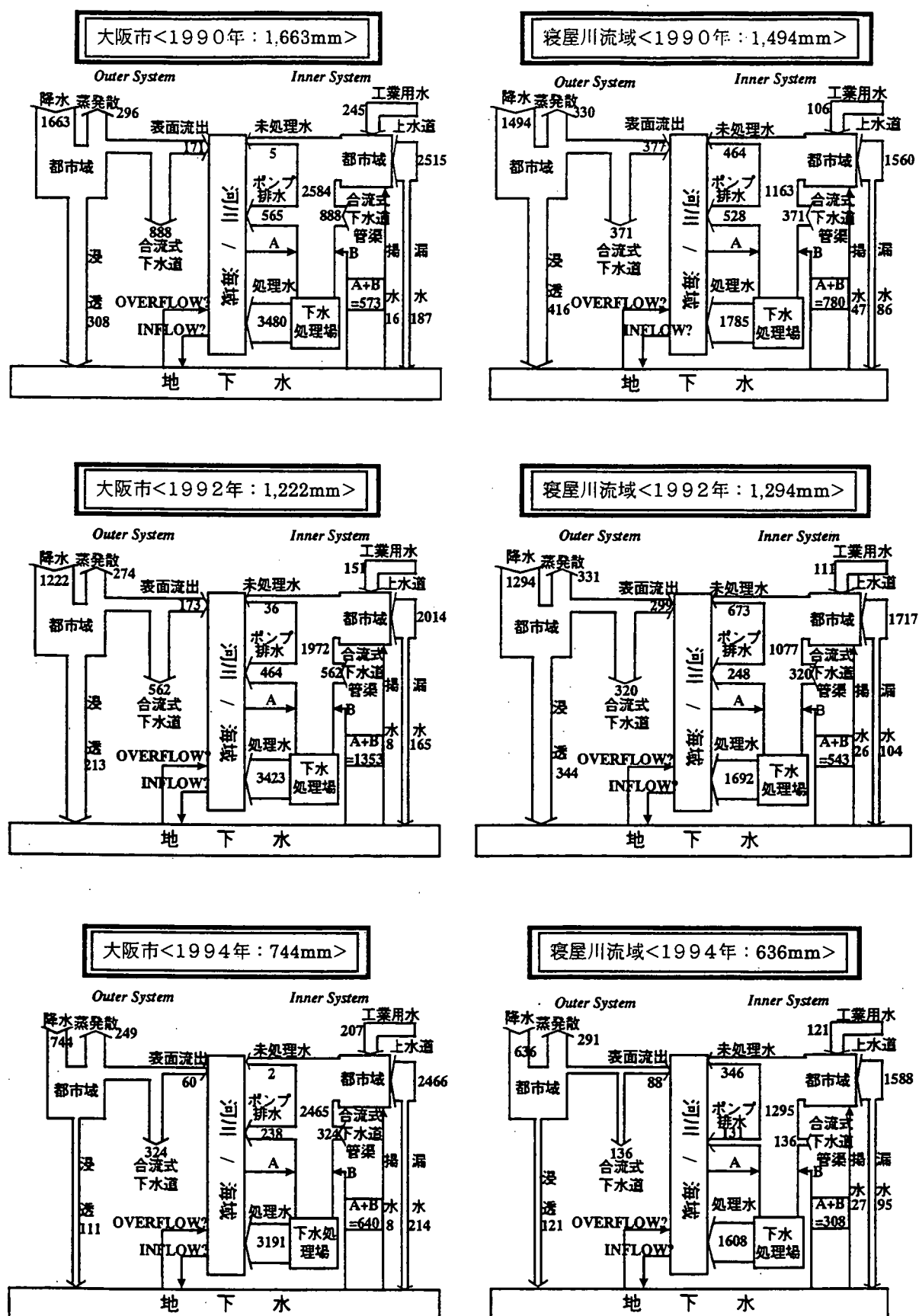


図4 大阪市域、寝屋川流域の年間水収支(村岡原図)

(1990年: 豊水年、1992年: 平水年、1994年: 渇水年)

である。

- 3) 大阪市内の揚水量は 1.4 億 m^3 /年(1960)をピークに 6 百万 m^3 /年(1968)に減じている。大阪府下では 3.1 億 m^3 /年(1968)をピークに減少している。
- 4) 昭和 37 年(1962)「工業用水法の一部を改正する法律」および「建築物用地下水の採取の規制に関する法律」が制定され、沈下の地区は東大阪地区に移り、そこでの最大沈下量は 80 cm(1964～1969)を示した。泉州地区でも 30 cm(1967～1972)を示した。

以上のように地盤沈下は地盤の沈下そのもののほかに、地下水理に種々の影響を及ぼしている。従って本・地下水涵養研究委員会では取り上げる地下水涵養機構の解析とその地下水の資源的価値を考察するに当たって、地盤沈下は次の事項と関連して検討することが必要である。

- ・ これまでの地盤沈下によって地下水流動機構のどのような点で変貌を来したかあるいは影響がなかったと言えるのか。
- ・ 地下水位の低下に次ぐ回復といった過程で、地下水流動機構に何らかの影響を及ぼしたということはないか。またこのことが涵養機構を解明するに当たって新たな情報を与えていないか。
- ・ 揚水量のこれまでの記録によって、総合的な涵養量を検討する要因が存在しないか。また将来の新たな水資源を地下水に求めるに当たって適正な揚水量を検討する情報が含まれていないか。
- ・ 地盤沈下という現象を通じて、地下水帯構造において相関が高いあるいは低い関係にある帯水層特性を区分する情報はなかったか。
- ・ 周辺山地あるいは大阪湾海域との流動関連で何らかの新しい知見は得られたか。
- ・ 水質情報からの新しい知見はないか。

5. 涵養構造解明の取り組み

(1) 解明の意義・必要性

本・地下水涵養研究委員会の活動展開の主軸となるのは、大阪地域を対象として数々の地下水障害を経験してきたことをふまえ、涵養、流動、流出の過程を一連のものとして取り組むことのできる地下水流動モデルを構築することにある。この空間のシステムは

- ・ 地下水系統(groundwater flow system)：ある特定の涵養地帯を有し、上流から下流へ連続的に伸びる地下水の流動系統
- ・ 地下水区 (groundwater province)：地下水の産出状況の一般的類似性によって特徴付けられる地区
- ・ 地下水盆 (groundwater basin)：水の補給にかかわりをもつ地下貯留を含む地域から成り立っている。旧来の地下水は個々の井戸問題から始まり、その後群井系として捉えられてきたが、最早そのレベルではない。上記のシステムを理解した上で、地下水盆の構造、

帯水層構造、涵養・流出などの境界条件を設定した上、広域地下水流動シミュレーション解析あるいは地下水盆水収支シミュレーション解析を行う必要がある。

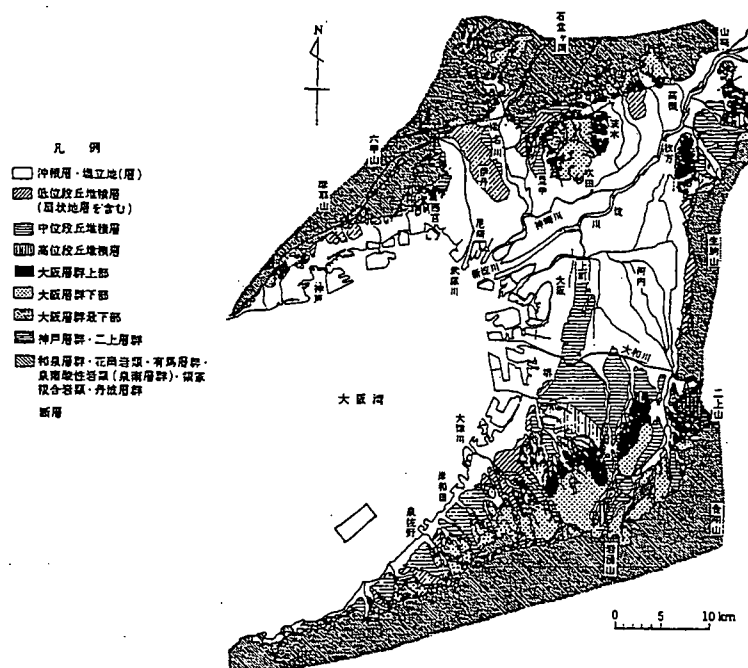


図5 大阪湾周辺の地質図（「地盤工学ハンドブック」より）

（2）空間設定等について

大阪平野は淀川、大和川、武庫川のデルタとして形成されており、北部は六甲山地、東部は生駒山地、南部は金剛・和泉山地に、そして西部は大阪湾に接している。このような地形特性から、対象とする空間規模はおよその推定がつくが、地層構造の特性も踏まえなければならない。図5にはよく知られた地質図を示したが、最近では更に地層構造について新しい知見がでてきており（本・地下水涵養研究委員会でも論議中である）、これらの情報を見逃すわけにはいかない。

このような空間設定が設定されたとしてもシミュレーション解析を起動させるには、

- ・ 地層断面（帯水層と加圧層の層区分、層厚）の決定
- ・ 土質定数（透水係数、比貯留係数等）の設定
- ・ 境界条件の設定
- ・ 初期条件の設定
- ・ 揚水データ、気象水文データ等の入手、整理、入力

について明らかでなければならない。これがまた困難な課題である。関係する情報は年月を追って整備されているが、未知の点が多く容易にモデル化をすることははばまれている。しかもモデル化そのものの技術も必要である。

(3) 解析モデル

空間設定や各種の定数ならびに境界条件の設定が容易でないがために、地下水流動解析のモデルも多様であり、①平面2次元モデル ②鉛直2次元モデル ③準3次元モデル ④3次元モデルのような各種のモデルが構築されてきている。これらのモデルはそれぞれに適用対象と解析容量をもっており、一概に甲乙をつけ難い。ある種の情報だけ突出して豊富であるということもモデル構築の障害になることがあり、いかに適切なものを構築するかだけでも大きな研究課題である。

6. 多面的な観点からの課題

(1) 社会基盤システムとの関連

都市を含む広域的な地下水涵養機構を論ずるとき、都市の社会基盤システムの構造を視野に入れる必要がある。どのような問題点があげられるだろうか。

社会基盤として地下水もしくは地盤に関連すると思われるものには各種構造物の基礎、地下鉄・地下道路・上下水道・情報通信管網など地下空間を線状に、そして網状に横断する施設があげられる。また河川そのものが都市河川として人工的に整備されている現状もある。これらに対して既に道路等の地下構造物が地下水流動を阻害する事例やその対策についての研究も多く行われている。⁷⁾ 一般にこの種の研究は浅層地下水の流動障害とその対策が対象であるが、本・地下水涵養研究委員会が関係すると思われる要点は以下の通りであらう。

- ・ 線状構造物の普及は都市の開発や整備とともに進んできているが、涵養機構に及ぼす要因は何だろうか。
- ・ このような線状構造物の平面的な形成過程を時代を追ってとらえた場合、地形、地盤との関連で課題はないだろうか。
- ・ 特に水に関連する構造物において、整備された都市河川や下水路も含め、漏水や浸透・浸出現象と地下水涵養に係わる問題を考える必要がある。
- ・ 「大深度地下の公共的使用に関する特別措置法」の制定(平成12年5月)に伴い、今後都市域の大深度地下利用が盛んになることによる課題を検討する必要がある。

(2) 水資源との関連

水資源というとき一般には上水、工水、農水と分ける。都市域では上水、工水が主であり、これを合わせて都市用水とする。大阪市域のように地下水揚水が禁じられた地域ではシステム用水としての都市用水はすべて流域外の表流水の供給を受けていることは既に3.で述べた。

ここで考えるべきことは、このような都市域の用水源としては従来の都市用水のみを対象とするのではなく、つぎのものも都市域の水源になり得るということである。

- ・ 治水のための各種貯留施設における貯留水

- ・ 都市で最も安定した水量を有するといわれる下水
- ・ 雨水貯留施設によって集水される水
- ・ 各種地下構造物空間における漏水や湧水
- ・ 地下水位の回復にともなう水量
- ・ 各種の再利用水

こういった水源の開発可能性はあるとはいえ、これとは別に地下水涵養機構を解明しようとする立場からみて、どのような水源と係わり合いを持ち、かつ開発の価値があるのかを見極めることが肝要である。

(3) 環境用水など水の用途について

都市活動が要求する水は都市用水システムによって供給されるのが普通であるが、このようなシステムによる給水形態だけが今後も続けられるべき水関連社会基盤ではない。水の利用をもっと柔軟に考えると同時に、地域の特性、更にはもっと細分化した局地的な特性を踏まえて、水を使う人々の要望に即応した対応を検討しておくべきである。具体的には環境用水と危機管理用水である。

環境用水とは、飲用水や産業（レクリエーション産業を含む）用水が直接の目的でないような用水を言う。すなわち、洗車や掃除に使う水、散水、トイレの洗浄水など日常生活にしばしば利用する水と、川やせせらぎ、噴水、水遊び、景観としての水で「水と接する」という感じの水とがある。危機管理の用水には非常用の防火・消火用水、災害時の飲用水や洗浄水、災害防止のための水などが考えられる。いずれもシステムとしての水というより即応的な水であり、地下水が面的な広がりをもつことと関連した課題が生じてくることは十分に考えられることである。

(4) 法制度との関連

地下水が公水か私水かという問題は論議の多いところである。水文的循環に関する法律は、我が国では旧・河川法（1896）の制定以降その概念すらなかったが、1961年の「水法」（有斐閣法律全集）に金沢良雄が初めてそれを論じたという。⁸⁾ その後も地下水の私権に関する法的問題は多いが、地下の水脈は互に通じており、地下水汚染はその下流の水権にも影響を及ぼすことから、最近では環境空間の水圏の一つとして公水的権利が保障されているかに思える。すなわち、1997年の地下水質環境基準の制定により地下水の質的な面での保全が制定化されたこと、2000年の大深度地下利用の法制化においては少なくとも私権が及ばない地下水域があり得ることなどがそれを裏付けている。

ひるがえって大阪地区において、回復した地下水位に守られる地下水に対しての利水要望は、地盤沈下関連2法の存在とあいまって必ずしも簡単には利用が制度化されるとは思われない。しかし前項にも述べた通り、都市域における水の利用の仕方は実に多様であり、水供給システムによってのみ水の利用が許されるという概念は最早21世紀には通用しな

いのではないかと考えるべきである。従って運用を柔軟にして多彩な地下水の利用を考案していくことが必要である。

7. 個別課題の展開（研究構想の事例）

本・地下水涵養研究委員会では委員会の目的とする研究課題の細分化を検討し、細分課題のもとで参加する委員が行おうとする研究テーマを調査しこれを次のようにまとめた。

課題1－1 地層構造からみた広域的な涵養および流動機構の解明

- ・ 大阪平野の帯水層構造と地下水涵養量の分布（神谷浩二：岐阜大学工学部土木工学科）
- ・ 大阪平野の断層の水理学的役割に関する研究（中屋真司：信州大学工学部社会開発工学科）
- ・ 大阪平野地下の第4系の地下水帯水層における地質構造把握（三田村宗樹：大阪市立大学理学部地球学教室）
- ・ 海岸漂砂からみた大阪平野・泉州地区の地形形成と沿岸部地下水流動の地層構造・流動機構（陳 活雄：㈱ニュージェック、土木本部）

課題1－2 降水の浸透および河川水（淀川、大和川）からの涵養等、対象域規模の自然水による涵養機構の解明

- ・ 地下水涵養機構のモデル化（青木一男：大阪工業大学工学部土木工学科）

課題1－3 自然水ならびに都市用水を含めた都市域の水収支、水循環の解明

- ・ 大阪市街地域の水収支と水循環形成過程の解明（村岡浩爾：大阪産業大学人間環境学部都市環境学科（準備室））

課題2－1 都市域における地下水利用の実態と、地下水位等地下水文特性の変化に関する検討

課題2－2 社会基盤施設およびシステム（主として地下構造物：上下水道システム、情報網システム、地下鉄、高速鉄道等の基礎、高層ビルの基礎、各種沿岸構造物の基礎、等）の分布調査ならびに地下流動特性への影響の検討

- ・ トンネル掘削に伴う地下涵養形態の変化（田中誠：（財）地域地盤環境研究所）

課題2－3 地下水利用およびその管理に係わる制度面での課題整理と改善対応の検討

課題3－1 危機管理のための地下水制御および地下水利用の在り方の検討

- ・ 大阪平野における地下水位変動による地盤挙動予測（阿部信晴：大阪大学大学院工学研究科土木工学専攻）

課題 3-2 地下水位の安定化を考慮した新たな水資源確保に関する地下水利用の在り方の検討

- ・ 水資源としての被圧地下水の有効利用と適正管理に関する研究（楠見晴重：関西大学工学部土木工学科）

課題 3-3 地下構造物施工の円滑化のための地下水位制御とそれに伴う地下水利用の在り方の研究

- ・ 地下水の涵養機構に関する素過程と復土工法に関わる問題点 — 現況地下水流れの把握（手法と解析） — （田中勉：神戸大学農学部生産環境情報学科）

課題 3-4 環境用水（散水、洗浄水、水路浄化用水、観光用水、等）への活用を考えた地下水利用の在り方の検討）

以上の課題は各委員が当面考えたものであってその後の取り組みから研究方向に軌道修正があり得ることを断っておく。また、この一連の課題の中にも具体的な研究テーマと研究者の対応が未定であるものもあるし、これら以外の課題も今後必要となる可能性もある。

更に、これらの研究が個々に推進されるのと同時に、全体を見通し、先行させるべき研究業務のあることを記しておく。それは対象域の地下水涵養モデルの構築を総合課題として、

- ・ 対象空間の設定に関する早急のとりまとめ
- ・ 関連するデータベースの構築に向けての作業
- ・ モデル化に向けてのモデル選定技術に係わる検討

が挙げられ、本・地下水涵養研究委員会の共通業務として論議を重ねているところである。

8. 結言と謝辞

本報文で主張したいことは、大阪地域の地盤情報が阪神大震災（1995）以来飛躍的に整備されたことと、これからの水資源の利用に関する取り組み方に地球環境問題も踏まえた新しい考え方を導入する風潮にあることに鑑み、地下水の涵養問題もそこに立脚した研究が不可欠であるということである。「地下水地盤環境に関する研究協議会」が新たに「地下水涵養研究委員会」を発足させたことを機会に、この方面に専門的な知識を持つ研究者が力を合わせ、この背景を理解した上で新たな研究が推進できることを願う次第である。

本文を作製するに当たり、本・地下水涵養研究委員会で論議した貴重な意見を参考にさせて頂いたが、とりわけ4.の地盤沈下と、5.の涵養構造解明に関する記述に関しては、

委員メンバーである（株）ニュージェックの陳 活雄氏と大阪大学大学院 阿部信晴氏には関連する資料の提供と課題に関する貴重な知見を頂いたことに深甚の謝意を表する次第である。合わせて本委員会の活動が理解され、興味を持って頂く多くの研究者、技術者の参加を心から願っている。

参考文献

- 1) 虫明功臣：都市と水循環、特集／アーバン・エコロジー、環境情報科学、19-2, pp.28-34, 1990
- 2) 寝屋川流域総合治水対策協議会：寝屋川流域西部計画、1990
- 3) 村岡浩爾：21世紀における環境創造を目指して－都市水環境の立場から、第12回環境工学連合講演会講演論文集、pp.53-56, 1997
- 4) 西垣好彦：第2章 地盤災害／地盤沈下、「土と基礎」特集号 No53, pp.27-32, 1998.8
- 5) 村山朔郎 他：第9章 地盤沈下、大阪の洪積層にする研究委員会「大阪地盤－特に洪積層の研究とその応用」、pp.337-415, 1977.11
- 6) 貝戸俊一：[誌面講座] 地盤沈下（7）、地盤沈下と行政（主として大阪市付近における）、地下水学会誌、第31巻第2号、pp.91-94, 1989
- 7) （例えば）地下水流動保全工法に関する研究委員会：地下水流動保全工法の現状、地下水地盤環境に関するシンポジウム'98、発表論文集、pp.13-18, 1998.10
- 8) 三本木健治：判例水法の形成とその理念、山海道、pp.101-128, 1999.2

土壌・地下水汚染とその環境保全の 現状と対策

大阪大学大学院工学研究科 村岡浩爾

1. 最近の土壌・地下水汚染

1. 1 はじめに

1982年の全国調査で有機塩素化合物の地下水汚染が社会問題となって以来、今日に至っても未だその汚染が鎮静する様子がない。最近、一流企業の事業場において汚染の実態が次々に報道されたが、小領域の汚染はなくなったわけでもなく、かつての汚染も然るべき対策によって回復し終えたという事例は極めて少ない。合わせて考えると土壌・地下水を未然に防ぎ得なかったものについて当分汚染とのおつき合いは続くだろうし、対策技術をいかに効果的に駆使してもその効果はすぐには現れない。

今回の企業の汚染は、いずれもトリクロロエチレン等の有機溶剤が法的に有害性が設定された年（1993：「水質環境基準」改正、1994：「土壌環境基準」改正）以前に自主的に代替品に切り替えており、公表された汚染はその頃の漏えい等によるものであるとされている。しかし、汚染実態が企業自身で把握されたのは数年も前で、関係行政機関への法的届け出の義務はないものの、早急な通報と対応がなされたとは言えない。その理由として改善・回復の技術的見通しが立たなかったことを掲げる例が多い。

このような事例を見るだけでも土壌・地下水汚染の実態が市街地で広く存在することが予想されるだけでなく、保全対策を機敏に行うことが困難な状態にあることが判る。加えて、後述するような新たな問題が生じてくると、汚染を生じさせないという基本理念は理解できても、汚染からどのように身を守りかつクリーンな環境を取り戻すかという課題をいかに具体的に実現させるかについては簡単なことではないと言わざるを得ない。

1. 2 最新の地下水汚染状況

平成元年度から実施されている水質汚濁防止法に基づく地下水質の常時監視に従い、平成8年度に行われた測定結果は環境庁により次の通り報告されている。すなわち、23項目のうち評価基準を超過したのは鉛、砒素、総水銀、四塩化炭素、1,1-ジクロロエチレン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンの7物質であり、その状況は表-1の通りである。

表-1 評価基準を超過した物質の状況（平成8年度調査）

物 質	調査井戸数	超過井戸数	超過率(%)	評価基準 ^(a)
鉛	2,483	7	0.3	0.01 mg/L以下
砒素	2,648	43	1.6	0.01
総水銀	2,082	1	0.05	0.0005
四塩化炭素	2,920	3	0.1	0.002
1,1-ジクロロエチレン	2,907	1	0.03	0.02
トリクロロエチレン	3,867	5	0.1	0.03
テトラクロロエチレン	3,864	18	0.5	0.01

(註) 平成9年3月13日に地下水環境基準が定まった。なお、環境基準と評価基準の項目および基準値は同じである。

また、平成5年3月には公共用水域に対して要監視項目25物質が定められたが、平成8年度の測定結果では、ホウ素、フッ素、ニッケル、アンチモン、硝酸性窒素および亜硝酸性窒素の5項目が指針値を超過しており、その状況は表－2の通りである。

表－2 指針値を超過した要監視項目の状況（平成8年度調査）

物 質	調査井戸数	超過井戸数	超過率(%)	指 針 値
ホウ素	192	10	5.2	0.2 mg/L
フッ素	567	7	1.2	0.8
ニッケル	190	1	0.5	0.01
アンチモン	191	2	1.0	0.002
硝酸性窒素および 亜硝酸性窒素	1,918	103	5.4	10

（註）平成6・7年度調査では上記物質のほかに、フタル酸ジエチルヘキシルが超過している（超過率 0.3％）。

なお、環境庁では現在、人の健康の保護に係わる環境基準の追加を検討しており、表－2に掲げた要監視項目のほか、フタル酸ジエチルヘキシル、モリブデン、アルミニウム、自然由来のウラン、新たな農薬などが対象となっている。このほか、発泡の観点から非イオン界面活性剤が水道水対応で検討されているし、ミクロキスティスの毒性成分：ミクロキスティン-LR、クリプトスポリジウムなど微生物関連物質、環境ホルモン（外因性内分泌攪乱化学物質）なども関心の高い物質である。

2. 汚染物質に関する動向

2. 1 土壌・地下水経路の汚染物質^{1)・2)}

人の健康に影響を与える化学物質には、土壌汚染を起点とするものが多い。このうち、土壌から飛散・揮散によって大気に移動したあと人体に吸入される場合、土壌から直接皮膚吸収される場合、および水産物や農畜産物に蓄積されたあと食品を通じて経口摂取される場合を除けば、土壌から地下水に至って主として飲料水として飲用摂取される経路がここでは重要である。この経路に関わる汚染物質は次の4種に分類される。

(1) 重金属類

カドミウム、水銀、クローム等の工場排水によって表流水を汚染するケースはしばしば起こるが、漏えい事故や高濃度汚染土壌からの浸出水による地下水汚染もある。しかし、一般には重金属類は土壌に残留し、土壌汚染にとどまる例が多い。また、砒素、水銀、ホウ素などが揮発性有機化合物より高い超過率で地下水から検出されているが、これらの物質は自然起因の汚染とみられる場合が多く、それはそれとして問題となっている。

(2) 揮発性有機化合物

これにはトリクロロエチレンなどのハロカーボン、ベンゼンなどの低分子炭化水素がある。共に揮発性が高く粘性が低いので土壌などを容易に浸透する。しかしハロカーボンは水より重く微生物分解が悪いが、低分子炭化水素は水に浮き分解性はよい。また、高分子炭化水素は土壌粒子に対して付着性がよいが低分子炭化水素などと共存すると容易に浸透する。揮発性が低く、分解もしにくいので土壌に長期に残留する可能性が高い。

(3) 水溶性化学物質

硝酸性窒素および亜硝酸性窒素は水によく溶けて広範な地下水汚染として観測されている。施肥が主な汚

染と考えられるが、発生源対策を行うにしても、汚染の浄化対策を行うにしても、農業活動との関わりが大きく容易なことではない。今後新しい型の汚染物質として注目されるのは1,4-ジオキサンなど水溶性の高い有機化合物である。水溶性であるため直接地下水汚染となり易い。通常1,1,1-トリクロロエタンの地下水汚染に伴って水に溶解されることになる。また揮発性があまり高くないので揚水ばっ気のような除去法は効果的でない。

(4) 残留性有機化合物

PCBやダイオキシンは粘性や吸着性が高かったり固体であるため、そのまま土壌を浸透することはない。従って比較的土壌の表層に汚染が止まるため、土壌汚染として評価する測定と浄化対策技術に留意しなければならない。残留性が高いという点では重金属類も類似の物質といえる。

2.2 自然起因の物質

表-1、表-2に見られる地下水汚染物質、あるいは河川等の表流水、海水において環境基準の対象物質において、その汚染源が自然起因であると見られるような物質や汚染状態があり得る。六価クロムは蛇紋岩から、砒素は金、銀、銅を含む地層から検出されることがある。また、わが国は火山列島であり、多くの熱水鉱床の分布によって重金属類が湧出する例も多い³⁾。

平成3年の土壌汚染に係わる環境基準についての告示においては、自然的要因による土壌汚染については基準が適用されないこととされている。また平成8年の地下水の水質の浄化に係わる措置命令に関する通知においては、地中に自然的に有害物質が含まれていることにより地下水が汚染されている場合には、原則として措置命令の対象とならないとされている。従って汚染が自然的な原因によるものかどうかの判断が重要になるが、現在は成文化された判断基準はなく、次の①②③のいずれも該当する場合には自然的原因である可能性が高いとされている程度である⁴⁾。

- ① 有害物質が人工化合物でない場合。すなわち、土壌・地下水の環境基準設定項目の中ではカドミウム、鉛、六価クロム、砒素、総水銀、セレンをいう。
- ② 当該物質の使履歴が見当たらない場合。すなわち、その物質を取り扱う、または過去に取り扱った事業所が見当たらないこと、廃棄物等の保管場所、処分場所、および不法投棄の可能性のある場所でないことである。
- ③ 既存の地誌、地質関係資料、鉱山関係資料等によって自然的原因として有害物質の存在が確認されている場合。

しかしながら地下の物質の存在状態を明確に捉えることは極めて困難なことである。ボーリング試料も数が限られていることが多く、地下水流は面的に広範囲で挙動するものであるから、自然的原因物質と断定するには、場合によっては高度な専門的知識を要するとみられる。

2.3 複合汚染⁴⁾

複合汚染の正確な定義にこだわらず、ここでは複数の汚染物質による地下水汚染があった場合の留意事項を考える。例えば、重金属類と揮発性有機化合物が同時に存在する場合、いずれかの物質のみを対象とした対策を施すと二次汚染の可能性が生ずることがある。

〔移動性の高い物質の共存〕

揮発性有機物、シアン、六価クロムなどはボーリング調査などによって汚染が拡散する可能性がある。

〔油分の存在〕

油分と重金属が共存すると油分に重金属が溶解していることがあり、重金属が油分の移動に依存することになる。従って重金属対応の対策で、重金属汚染が解決するわけではない。

〔化学特性の異なる重金属類の共存〕

六価クロムと砒素が共存している場合、六価クロムの還元処理を行うと、砒素が亜砒素になり溶出しやすくなる。また、重金属に対してpHが変わるような処理を施すと、対象とする重金属以外の重金属が溶出しやすくなる場合がある。

3. 行政の保全対策と課題

3. 1 保全政策の経緯5)

1958(昭33)制定の「工場排水規制法」「水質保全法」の二法が当時の水質汚濁の防止と保全に対する規制法であったが、大気汚染など7種の公害が全国的に拡大するに至って、1967(昭42)に「公害対策基本法」が制定された。この基本法に基づき、水に関しては「水質汚濁防止法」の制定(1970(昭45))により公共用水域の環境基準が決まり、水質監視体制も整備された。また、「農用地の土壤汚染の防止等に関する法律」の制定(1970(昭45))により農用地を対象としてカドミウム(玄米中)、銅、砒素の環境基準も定まった。しかし、土壤の環境基準および地下水の環境基準が定められるまでにはまだ暫くの時間が必要であった。その動きが烈しくなりだした1982年(昭57)以降の土壤・地下水の保全行政の経緯は以下のように3期に分けることができる。

〔第1期(1982～1989)〕

トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン等の未規制物質による環境汚染が顕在化し、汚染事例の続出、汚染機構の未説明の中、汚染の未然防止を目的として手が打たれた時代であった。次のようにまとめることができる。

1983(昭58) 環境庁 有機塩素化合物による全国地下水汚染調査(昭和57年度)

1984(昭59) 厚生省 トリクロロエチレン(TCE)、テトラクロロエチレン(PCE)の水道水暫定水質基準設定

同 環境庁 TCE、PCEの地下浸透防止管理目標および公共用水域排水抑制管理目標の暫定指導指針設定

1986(昭61) 環境庁 「市街地土壤汚染に係わる暫定対策指針」国有地を対象に設定

同 「化審法」改正、指定化学物質、第2種特定化学物質の制度新設

1989(平1) 通産省・厚生省 TCE、PCE、四塩化炭素を「化審法」第2種特定化学物質に指定

同 「水質汚濁防止法」改正、(1)都道府県知事による地下水質の常時監視、
(2)有害物質を含む水の地下浸透の禁止、(3)事故時の措置、有害物質11項目

〔第2期(1990～1997)〕

この時代は有害物質の規制基準が強化され、規制対象物質が拡大した時代である。そして土壤環境基準が決まり、念願の地下水環境基準が決まって地下水が公共用水域の仲間入りを果たしたわけである。このように規制行政が整備されたのも、浄化対策の技術的裏づけが確立してきたという背景がある。

1990(平2) 「有害物質等が蓄積した市街地土壤を処理する際の処理目標」設定(9項目)

1991(平3) 「土壤環境基準」設定(カドミウム等10項目)

1992(平4) 「国有地に係る土壤汚染対策指針」策定

1993(平5) 「水質環境基準」改正; TCEなど15項目を追加 計 23 項目、鉛・砒素の基準値強化、要監視項目として25項目設定

- 同 土壤・地下水汚染浄化のための新技術実証調査開始（平成5～9年度）
- 1994(平6) 「土壤環境基準」改正；TCEなど15項目を追加 計 25 項目、鉛・砒素の基準値強化、
- 同 「有機塩素系化合物等に係わる土壤・地下水汚染調査・対策指針」「重金属等に係わる
土壤汚染調査・対策指針」策定、調査・対策の的確な手順・手法を実施
- 1995(平7) 要監視項目・硝酸性窒素による地下水汚染対策のための調査・検討を実施
- 同 「土壤環境保全対策懇談会」中間報告、市街地土壤汚染の課題と当面の対応
- 同 「水環境ビジョン」報告書「これからの水環境のあり方」
- 1996(平8) 「土壤汚濁防止法」改正、地下水汚染の汚染原因者に浄化措置命令、油流出の事故時措置
- 1997(平9) 「地下水質環境基準」設定、公共用水域と同じ23項目
- 同 建設省 「河川法」改正、治水・利水・環境の総合的な河川整備

〔第3期（1997以降）〕

1997年(平9)以降、環境保全は局所的な対応から広域的な対応へ、固有問題から総合的課題へと視点が広がってきたように思える。土壤と地下水はその環境保全上関連する機構が多いし、多種多様な化学物質への対応、健全な水循環過程での土壤圏、地下水圏の意義などが論議を生むようになり、今日に至っている。この時期の動きをまとめると次のようになる。

- ・環境庁長官諮問（平成9年6月、中央環境審議会水質部会に付託）
 - (1) 水質汚濁に係わる人の健康の保護に関する環境基準の項目の追加等について
 - (2) 有明海の全窒素および全リンに係わる環境基準の水域類型の指定について
 - (3) 水質汚濁に係わる生活環境の保全に関する環境基準の水域類型の指定の見直しについて
 - (4) 水質汚濁防止法の特定施設の追加等について
- ・「環境基準健康項目専門委員会」上記諮問(1)により設置、要監視項目のうち特にホウ素、フッ素、ニッケル、モリブデン、アンチモン、硝酸性窒素および亜硝酸性窒素、フタル酸ジエチルヘキシル、一部農薬（フェニトロチオン、イプロベンホス等）の環境基準化について検討中
- ・地下水汚染対策調査の一環として、簡易・経済的浄化技術の実証試験開始（平成9～11年度）
- ・国土庁「臨時大深度地下利用調査会」中間取りまとめを行う（平成9年6月）。① 地下室として利用可の深さ、② 建物支持力をもつ地盤深さ（①、②のうち深い方より下の空間）
- ・「水環境に係わる有害物質懇談会」中間報告書をまとめる（平成9年8月）、多種多様な化学物質、非意図的生成物質の水環境での有害物質対策を技術的、制度的に検討
- ・「健全な水循環の確保に関する懇談会」の中間まとめ「流域における健全な水循環の確保に向けて」（平成9年8月）、地下水を中心とした自然循環系のもつ持続的な機能による水循環の総合的回復を目指す
- ・重金属、有機塩素化合物、農薬の土壤・地下水の調査指針（平成6年策定の改訂）検討（平成9年9月より、平成10年度改訂を目処）
- ・中央環境審議会廃棄物部会「廃棄物に係わる環境負荷対策の在り方について（第1次報告）」（平成9年11月）、最終処分基準の改訂、総合的なリサイクル対策など

3. 2 地盤、土壤の再利用

再利用の対象となるものには二つの視点がある。一つは現場の土地として再利用する場合、もう一つは材として土壤等を利用する場合である。

前者については、第一に、重金属や揮発性有機化合物によって汚染された土地で原位置での浄化作業を行った結果、土壤環境基準を満たす状態になっておれば利用は可能である。第二は、最終処分場が廃止された

場合である。この件については、近年、廃棄物の量の増大に伴い最終処分場の残余容量が逼迫するとともに、廃棄物の質の多様化等に伴い、安定型最終処分場の浸出水から有害物質が検出されるなど、各地で最終処分場についてのトラブルが頻発し、廃棄物処理に対して根強い不信感が生じているところであるが、次のような行政的経緯があった。

平成9年6月「廃棄物の処理及び清掃に関する法律」の一部改正に伴い、「一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める命令の一部を改正する命令」（総理府・厚生省）が平成10年6月17日より施行された。この命令改正によって（1）構造基準及び維持管理基準の強化・明確化、（2）廃止基準の設定、がなされ、今後新しい命令で対応することとなった。しかしそれ以前に廃止の確認がなされた最終処分場については、引き続き一般環境から区別されているものについては土壤環境基準は適用されない。しかしその跡地が利用されることになって掘削等により遮水工の破損や埋め立てされた廃棄物の攪乱等が生ずる可能性の場合には土壤環境基準が適用されるようになる。

次に材として土壤の再利用が可能かどうかの判断については、はじめの汚染状態についてどのような技術を用いて汚染が浄化されたかによって対応が異なってくる。すなわち、汚染浄化の技術内容として分解、分離、溶融、固化、不溶化等が考えられるが、その結果、処理土壤がどのような性状で汚染物質を変えて行くかを把握しておかねば再利用の確証が得られない。この点については今後検討の余地がある。

3. 3 法制面の課題

わが国の法制度では、土壤に関しては「農用地の汚染防止等に関する法律」が長らく適用されてきたが、市街地土壤等、多様な有害物質によって汚染される可能性の高い地域については直接の規制はなかった。また、既述の通り、土壤・地下水についての環境基準が決められたものの、外国に比べて規制物質の種類が少ないこと、油分に関して明確な規定がないなど、わが国では土壤・地下水についての関心度が薄いようである。このことは国土・保全に対する土壤・地下水の機能や価値の認識が低いということにもつながる⁶⁾。

汚染対策の技術指針としては「重金属等に係わる土壤汚染調査・対策指針」、「有機塩素化合物等に係わる土壤・地下水汚染対策指針」があるが、これらはまだ十分に整備されているとは言い難く、自治体レベルで独自の条例や要綱を定めて指導に当たっている場合が多い。このように汚染現象の多様化と汚染の長期化に対して少しでも迅速かつ効果的な対策を推進するため、環境庁では上記の指針を平成10年中に見直す予定である。

汚染回復事業の主体および経費は、原則として汚染原因者と規定されているが、有機塩素化合物等の有害物質を地下浸透させることを禁じた1989年以前の汚染行為については誰がどんな経費で行うのかという点、汚染原因者が事実上経費負担能力がない場合は行政の指導や対応も含めてどうすればいいのかという点など、規制および指導上の問題は多い。これらについての課題をまとめれば次のようになる。

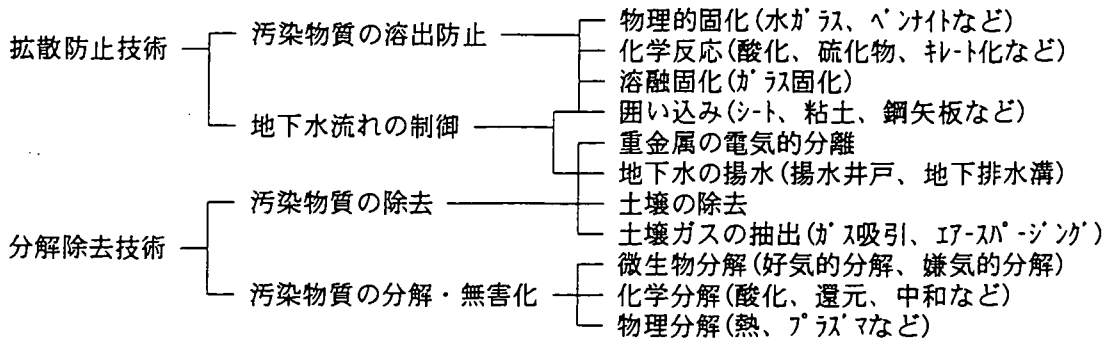
- 1) 情報通報、情報収集、情報開示のあり方
- 2) 調査結果により判断された事項についての指導および措置命令のあり方
- 3) 対策技術に関する助言および対策効果の把握のあり方
- 4) 対策支援策のあり方、すなわち資金融資、技術機器の貸与、基金制度、保険制度、国の補助制度等
- 5) 未然防止と管理のあり方

4. 保全対策技術と課題^{7), 8)}

4. 1 浄化対策技術の概要

わが国では汚染の実態が公開されることが少なく、対策技術の対象を明確に把握することが難しい。しかしこれまでの汚染が既述の指針に沿って行われてきた経緯から、一般的には、重金属と農薬類では遮断工法、

不溶化法、覆土・植栽法、分解除去法がよく用いられ、揮発性有機化合物では土壌ガス吸引法、地下水揚水法、土壌掘削法、分解除去法、遮水壁による拡散防止法が用いられる。これらを拡散防止技術と分解除去技術に大別し、再分類すると次のようになる。



技術開発については法規制を守るための支援として汎用性があり低コストで簡便かつ高効率の浄化対策技術が望まれる。環境庁では既に1993年(平5)から新技術の実証調査が開始されているが、もともと対策の進んでいる欧米から導入された技術にわが国の実情を考慮に加え、現場実証や実験レベルで浄化の有効性が一段と高まってきていると言える。これらの技術は、以下に記すように、大きくは汚染物質の拡散を防止する技術と、地下から汚染物質を取り出し無害化する技術に分類できる。

環境庁がとりおこなった調査実施技術(平成5～9年度)は以下のように32件にのぼっている。

- ・BCD法による汚染土壌の浄化(ラボ実証+現場実証) [(株)荏原製作所]
- ・バイオレメディエーションによる土壌・地下水汚染の浄化法(ラボ実証+現場実証) [(株)日本総合研究所]
- ・有機塩素系化合物の触媒分解処理技術(現場実証) [オルガノ(株)]
- ・簡易土壌調査法(現場実証) [(株)住友海上リスク総合研究所]
- ・重金属加熱処理法(現場実証) [清水建設(株)、同和鉱業]
- ・土壌ガス調査法の比較実験(現場実証) [山形県]
- ・土壌ガスのライン調査による汚染源と地下水流れの探査(現場実証) [熊本県益城町]
- ・ガラス固化による汚染土壌の浄化(ラボ実証) [(株)間組、(株)日本総合研究所]
- ・汚染土壌の分級洗浄法(現場実証) [同和鉱業(株)]
- ・揮発性有機塩素系化合物の紫外線処理(現場実証) [日本電気環境エンジニアリング(株)]
- ・揮発性有機塩素系化合物の触媒分解処理(ラボ実証) [住友金属鉱山(株)]
- ・高圧噴射攪拌置換固化法(現場実証) [中特ジオロジー(株)]
- ・揮発性有機塩素系化合物の還元無害化処理法(現場実証) [栗田工業(株)]
- ・原位置電気浸透浄化法(現場実証) [新日本製鐵(株)]
- ・電気化学的土壌修復技術(ラボ実証) [(株)大林組]
- ・空気圧入による不飽和汚染土壌の浄化(現場実証) [(株)明治コンサルタント]
- ・空気圧入による汚染地下水の浄化(現場実証) [前澤工業(株)]
- ・土壌ガス吸引と繊維活性炭吸着を組み合わせた簡易土壌浄化(現場実証) [オルガノ(株)]
- ・テラスチーム法による汚染土壌浄化(ラボ実証+現場パイロット) [(株)荏原製作所]
- ・ATNL式重金属分析法(現場実証) [(株)日本総合研究所]
- ・塩化揮発法(ラボ実証) [同和鉱業(株)]
- ・原位置ガラス固化法(現場実証) [(株)アイエスブイ・ジャパン]

- ・ 土壌汚染ガス地中原位置採取・分析技術（現場実証）〔(株)住友海上リスク総合研究所〕
- ・ 油汚染土壌のガス吸引・生物分解併用法による処理技術（現場実証）〔同和鉱業(株)〕
- ・ 気泡連行を利用した油汚染土壌の処理技術（ラボ実証）〔鹿島建設(株)〕
- ・ 微生物を活用するTCE汚染土壌・地下水の浄化技術（ラボ実証）〔キャノン(株)〕
- ・ 電気移動法による原位置重金属汚染土壌の浄化（ラボ実証）〔栗田工業(株)〕
- ・ 油汚染土壌の熱処理技術（実証プラント）〔住友重機械工業(株)〕
- ・ 土壌浄化への泡沫浮上法の適用（実証プラント）〔同和鉱業(株)〕
- ・ 紫外線ランプを用いた不飽和有機塩素系化合物による汚染地下水の処理技術（ラボ実証＋現場実証）〔三井東圧機工(株)〕
- ・ 水平井戸による建屋下の土壌・地下水浄化技術（現場実証）〔国際航業(株)〕
- ・ 希釈インジェクター付き可搬型イオンクロマトグラフによる無機イオン分析法（ラボ実証＋現場実証）〔(株)島津製作所〕

4. 2 重金属類の対策技術

重金属は化学形態によって水溶解度が異なるため、酸化・還元や中和処理を行って不溶化する技術がある。例えば、カドミウム・鉛・水銀化合物などには硫化ナトリウムを加え、水溶解度の低い硫化物にする技術、六価クロムには還元剤として硫酸第一鉄（速効性）・亜炭（遅効性）・鶏糞などを用いて三価クロムに還元する技術、シアン化合物には次亜塩素酸ソーダを用いた酸化分解技術、などである。いずれの場合も効果の持続性が問題であり、化学処理後は土壌の溶出試験を行い、基準を上回る場合には遮水工、遮断工による封じ込め措置がとられる。ただしカドミウムと砒素などの対策は全く逆であり、多様な汚染物質が共存している場合には、化学反応を利用した汚染土壌の処理は難しい。

封じ込め対策や化学的不溶化対策では、原位置に汚染物質は依然として残っており、東京都の6価クロム事例を見るまでもなく、汚染が再び生じる恐れがある。恒久対策として重金属や放射性物質を対象に、米国では地中に高電流を流し、土壌を熔融固化し、固化体に汚染物質を封じ込めるガラス固化技術も開発・実用化されている。汚染土壌を分級・洗浄すれば、高濃度部分を取り出せる可能性があり、処理後土壌は溶出試験をクリアすれば原位置に埋め戻すこともできる。さらに土壌中に水と電流を流し、イオン化した汚染物質を抽出する技術なども、現在わが国で現場実証試験が行われている。

4. 3 揮発性有機塩素化合物の浄化技術

(a) 汚染土壌排除

汚染土壌を掘削排除すると、その直後に地下水質は急激に回復する。ところが深い土壌や地下水中の汚染物質までは除去できないため、汚染土壌除去後には地下水の揚水も実施する必要があり、継続して地下水を汲み上げ、十数トンのトリクロロエチレンを回収して水道水質基準近くまで地下水を浄化した事例がある。

(b) 土壌ガス吸引法および地下水揚水法

土壌ガス吸引技術は、不飽和間隙中の土壌ガスに気化した汚染物質を土壌ガスとともに吸引除去する技術であり、数カ月から1年の対策で数百kgから1トンのトリクロロエチレンが除去されている。この土壌ガス吸引技術は、不飽和土壌を対象とした浄化技術であり、地下水までは修復できないこと、更に減圧吸引によって地下水位が上昇するため、土壌ガス吸引技術では大量の地下水の汲み上げも必要となる。土壌ガスも地下水も除去した対策事例によると、対策初期には土壌ガス吸引による汚染物質除去率は地下水揚水を1桁上回っていたが、対策の進捗とともに除去率が低下し、両者の除去率は逆転することも明らかにされている。この事例では、対策開始7000時間から地下水揚水量を2トン/時間から30トン/時間にまで強化したため、この揚水量増加も寄与して土壌ガス吸引と地下水揚水の除去率は逆転している。このように水に溶けにくい

汚染物質を地下水揚水で除去するには時間がかかるが、長年の揚水で汚染土壌除去や土壌ガス吸引技術より多くの汚染物質を回収できる可能性があり、地下水揚水は地下水浄化には欠かすことのできない基本的な技術であることが分かる。

土壌ガス吸引とは逆に、空気や蒸気を不飽和土壌や地下水中に吹き込み、ガス流れや地下水流れを攪乱して浄化するエアースパージング技術も米国では開発されている。空気を注入することによって微生物分解も期待できるとされているが、流れ場を攪乱することによって汚染範囲を拡大する恐れもあり、わが国ではまだ現場実証試験の段階にある。

土壌ガスの吸引や地下水揚水などの物理的な浄化技術は、手法に違いはあっても、最終的には汚染物質を気化させ活性炭で回収している。低沸点化合物の除去技術として理にかなっていても、活性炭から着脱した溶液や活性炭そのものを焼却することになり、これが不十分であると非意図的な汚染物質を生成する恐れもある。対策に時間がかかったり、物理的な限界もある。これに対し、微生物分解は、原位置で汚染物質を炭酸ガスにまで完全分解できる可能性がある。

(c) 微生物分解

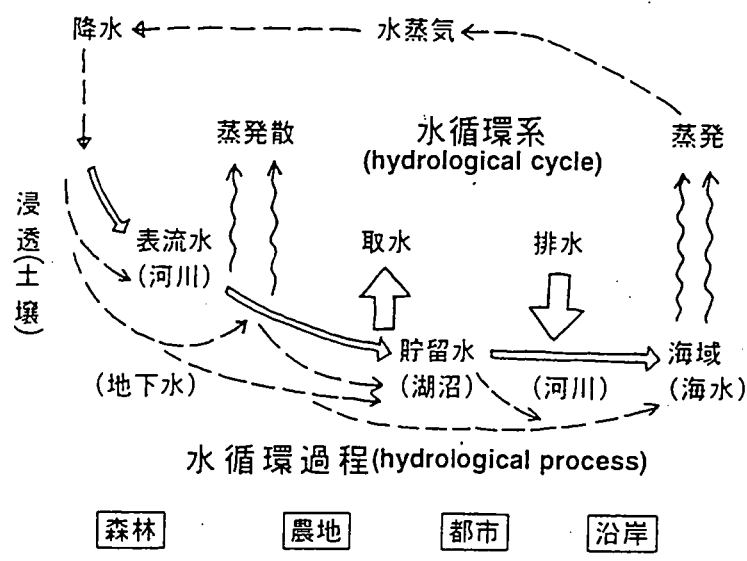
微生物分解は、ガソリンなど比較的分解されやすい炭化水素の浄化技術として、欧米では既に実用化されている。一方、トリクロロエチレンなどは、もともと微生物分解されにくい物質であるが、それでも嫌気的な条件下ではかなり効率よく分解する微生物が発見されている。実用化を目指して米国では既に現場実証試験が進められており、現場から抽出した分解生物を栄養物質とともに地下水中に注入してトリクロロエチレン濃度で3mg/lの地下水を浄化した実績もある。わが国でも汚染地下水中にメタン、栄養塩類や酸素を吹き込み、地下水中に生息する微生物活性を上げる浄化技術の実証試験が行われている。注入を停止した後も地下水のトリクロロエチレン濃度は低い状態が続き、40日間の対策で約1.2kgのトリクロロエチレンが無害化されたと報告されている。ただ好氣的雰囲気での微生物分解は、トリクロロエチレンについては現状では数十mg/lが限界であることも事実である。従って最初に物理的な除去技術を施し、高濃度汚染を取り除いた後でなければ適用できないのが現状である。ところが汚染源中心には飽和溶解度の汚染地下水が滞留しており、浄化対策技術として微生物分解技術を定着させるには、この程度の汚染まで無害化できる必要がある。一方、還元的脱塩素反応では、テトラクロロエチレンからトリクロロエチレン、ジクロロエチレンを経て、塩化ビニルの生成することが指摘されており、分解生成物の毒性が問題となる。化学的に塩素で飽和したテトラクロロエチレンの分解については還元的雰囲気の維持管理手法や好氣的分解を組み合わせた技術の開発も必要となろう。

5. 水循環からみた土壌・地下水環境

5.1 水環境の概念⁹⁾

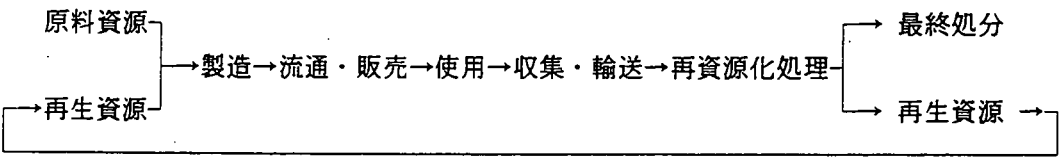
環境基本計画(1994)に、環境政策の基本的考え方を踏まえた長期計画を目的として「循環」「共生」「参加」「国際」が掲げられている。またその文中に、「大気、水、土壌および生物等の間を物質が循環し………」とあり、水と水が運び得る物質の移動経路として水循環系(hydrological cycle)が浮かび上がってくる。特にその水循環過程(hydrological process)のうち地球表面での部分について着目すると、図-1に見られるように、流域の上流から下流まで、水は単に河川のような表流水としての流れだけでなく、土壌浸透・地下水流を繰り返し水循環経路を形成している。この過程で水は水自体と水に溶けた物質を生物生産のために運び、不要な有機物をろ過し浄化して生物の生息に都合のよい水を供給しているが、この自然の状態を永続的に創る水の循環が健全な水循環である。

一方、これからの社会における生産活動は、大気環境、水環境、土壌環境への負荷を限りなく小さくし、



図－１ 水循環のイメージ図

自然的な物質循環を損なうことなく、生産、流通、消費、廃棄を行っていくことが基調とされている。すなわち循環型社会の形成を実現していくことであり、その物質循環過程のイメージは次のようである。



従ってこのシステムと水循環過程での水の動きとは決して独立ではなく、概念上では循環型社会の形成と健全な水循環とは両立させなければならないと考える。

5. 2 循環系としての地下水¹⁰⁾

田中（1997）によると、地下水の流れを単に地中の水の流れとして捉えるのではなく、地下水流動系として流域循環水の概念を把握することが環境保全上重要とされる。地下水の存在する流域空間においては、涵養域と流出域が存在し、それを結ぶ経路として局地的、中間的、地域的な規模の流動系が存在する。涵養域および流出域は流域空間のinput 領域および output 領域であるといえる。この領域は決してスポット的な空間でなく涵養域においては通常森林域が、流出域は河道に沿う河川域や湧水の多い扇状地の規模を持つ。その間で井戸水の利用があり、そこは水平流動の卓越する面空間である。

このように循環系としての地下水を考えるならば、地下水環境に与える負荷の機構だけでなく、地下水そのものを保全する機構も合わせて配慮することにより、健全な循環系が確保されるとみなければならない。

5. 3 総合的な地下水の環境保全

概念上で健全な水循環の創造に対する理解ができたとしても、現実の流域でその問題点を明らかにし、地下水保全に対して総合的な取り組みを行う具体的な行動を起こすことが必要である。流域に人間活動がおよ

ぶということは、流域の状態が自然の状態から変革をきたすということであり、それを空間的区分によって考察するときには、森林域、農地、都市域とするのがよからう。また総合的な取り組みを行う場合に生ずる各組織の連携や各層の参加もこれからの時代には欠かせないポイントと思われる。そういった点を以下に簡潔にまとめる。

(1) 森林域と地下水

森林域が流域の上流で広大な地下水涵養域になっていることは、よく知られている。わが国では先進国の中でも高い森林面積率を誇っているが、現実には人工林面積は微増傾向にあるものの、保水能力の高い天然林は減少している。すなわち、現在、国土面積の65%、24,588千haが森林であるが、1960年にはその66%が天然林であったのが、近年では58%に減少している。一方、人工林は昭和30年代からの輸入材の増加と林業従事者の減少・高齢化によって森林が劣化し林業生産活動の停滞が問題となっている。その結果、森林がもつ保水性および地下水涵養能力が低下するだけでなく、山地の土砂災害および水害の可能性を高めていることになる。

熊本市を含む周辺地域は大量の飲料水を100%地下水に依存していることで有名であるが、最近、需要量の増加と涵養域の劣化により需給の間で水収支が合わなくなってきた。この問題を解決する施策を講ずるだけでも、地下水の循環水としての価値の認識が基本となる。

(2) 農地と地下水

古来、わが国では平地と里地に水田を発達させ、農耕文化の基礎を築いてきた。その農地面積が1970年から25年の間に、畑地は238万haから4.7%減に、水田は242万haから20.2%減になった。その主原因は都市近郊の開発の拡大によるほか、米の生産調整による減反、農業収益の低迷による後継者不足にある。水田は地域の水循環に溶け込んだ存在であるのが本来の姿であるが、水田からの地下浸透が地下水涵養の重要な一過程であるにも拘わらず、森林劣化と同様水田面積の減少は地下水保全のために大変憂慮すべき問題である。

(3) 都市域と地下水

都市の形成は、当然のことながらその地域の自然的水循環の様相を変えてしまう。都市活動を維持するには水は特に必須資源であるが、大量の水を季節や天候の如何にかかわらず供給し続ける仕組みになってしまっている。その結果、利便性とはうらはらに都市域は降雨災害に対して脆弱となり、いわゆる都市型水害が起りやすくなる。このように都市域にはその地域の降水ではなく、人為起源の水が川でない所に多量に存在し、上下水道システムによる人為的水循環系が幅を利かしている。

寝屋川流域（大阪府）では流域面積270km²のうち、8%の山地、10%の農地を残してこの数十年ですべて市街地化された。人口280万人の生活および都市活動のために年降水量（平均約1300mm）の1.35倍の都市用水が淀川から導水されている。このように都市域では自然の水循環とかけ離れた水循環をもつことを容認せざるを得ず、その上で将来の水循環のあり方を考えねばならないだろう。従って都市域の地下水環境は土壌環境と並んで特殊であり、工場跡地、埋立地等にみられる有害物質による汚染や、地盤沈下関連で生ずる地下水位の動向、治水施設としての地下調節池、地下河川や災害緊急時の用水確保など、地下空間を利用した水貯留施設などが将来の課題となって来よう。

(4) 施策の連携と各層の参加

健全な水循環を実現するには、各主体や組織の連携が不可欠である。そのためには主体や組織間の壁を低くかつ薄くして、透明性を高めることである。情報システムの整備と情報の共有はその基本的な手段であり、このことによって流域の住民段階まで課題を共有することができる。また課題を共通のレベルで評価するため、指標・評価基準の確立が急がれる。評価項目の設定には水循環の地域的価値の認識が見逃せない。例えば、流域の一地域での水資源賦存量、あるいは水資源不足量、林業・農業・漁業の生産性、観光資源、文化・民族資源等々である。河川の上下流域の経済的取引も重要な課題であろう。流域のどの地域においても、

健全な水循環から地域に応じた恵みを等しく享受できることが目標である。

6. おわりに

1998年1月に東京で開催された第1回国際土壌・地下水ワークショップでのパネルディスカッションの概要としてまとめられたものの中に、土壌・地下水浄化対策に関わる課題として次のような事項が掲げられている¹¹⁾。

- 1) 行政上の浄化対策と法制度
- 2) リスク評価、リスク管理、リスクコミュニケーション 等
- 3) パブリックコミュニケーション
- 4) 浄化責任と浄化費用負担
- 5) 技術開発・革新と技術の選択
- 6) 浄化土壌、浄化土地の再利用
- 7) 浄化対策体制と協力体制
- 8) 経済的、技術的、生態学的および再利用目的に合った浄化目標
- 9) 土壌・地下水環境情報のデータベース化と全国マップ化
- 10) 行政機関（国、自治体 等）と研究機関、汚染者、浄化者および市民との協力

このうちでいくつかに関連する事項について本報告でも取り上げた。しかしそれで十分ではないし、解決する手法等を提案し得たわけではない。多くは未解決、未検討のままであるが、特に日本では汚染実態の情報開示が遅れているようであり、そのためリスクコミュニケーションも十分でなくせつかくの技術開発も十分に活かせないという点がある。土壌・地下水の保全はまだまだ遠い道のりを覚悟せねばなるまい。

【参考文献】

- 1) 環境庁：土壌・地下水汚染対策事例調査（対策要件検討調査）―土壌汚染の環境リスクと対策要件の考え方―，平成9年度環境庁委託業務結果報告書，平成10年3月
- 2) 中杉修身：汚染に適した浄化対策の選択，土壌環境ニュース第4号，pp.3-4，1997年7月
- 3) 平田健正：地下水質をめぐる環境問題，かんきょう，Vol.22，No.5，pp.12-14，1997年5月
- 4) 環境庁：土壌・地下水汚染対策技術検討会資料（内部資料），平成10年8月
- 5) 村岡浩爾：土壌・地下水環境保全対策の現状と課題について（基調講演），第1回国際土壌・地下水環境ワークショップ講演集，土壌環境センター（編集），pp.1-39，1998年1月
- 6) 尾形 潤：日本における技術選択に関する現状と課題，第1回国際土壌・地下水環境ワークショップ講演集，土壌環境センター（編集），pp.321-352，1998年1月
- 7) 平田健正・今村 聡：日本における汚染浄化対策技術の現状，土と基礎，Vol.42，No.12，pp.63-70，1994
- 8) 特別企画／地下水・土壌汚染対策技術の最前線，資源環境対策，Vol.33，No.10，pp.1-36，1997年8月
- 9) 村岡浩爾：水循環の現状と課題，かんきょう，Vol.23，No.7，pp.4-7，1998年7月
- 10) 田中 正：地下水の循環と環境，かんきょう，Vol.22，No.5，pp.9-11，1997年5月
- 11) 加藤益雄・向井常雄：セッション-1・パネルディスカッションの概要，第1回国際土壌・地下水環境ワークショップ講演集，土壌環境センター（編集），pp.316-319，1998年1月

大阪平野における広域地下水涵養シミュレーションの ためのモデル化について

大阪大学大学院 阿部 信晴
 大阪市立大学大学院 三田村宗樹
 信州大学工学部 中屋 信司
 (財)地域地盤環境研究所 飯田 智之
 (株)ニュージェック 奥田 敏昭

1. はじめに

平成 11 年 11 月に「大阪市域を中心とする周辺都市域の広域的な地下水涵養機構を明らかにすること」を研究活動の目的とする「地下水涵養研究委員会」が「地下水地盤環境に関する研究協議会」の下に発足した。そして、大阪地域では数々の地下水障害を経験してきたことをふまえ、委員会活動の主軸を涵養・流動・流出の過程を一連のものとして取り組むことのできる地下水流動（涵養）モデルを構築することに決めた。以来、委員会では、シミュレーション解析の実施にむけての準備を進めているが、ここでは、1983 年（昭和 58 年）に大阪府によって行なわれた大阪平野の水収支シミュレーションと関連させて広域地下水涵養シミュレーションのための地下水盆のモデル化について検討している。

2. 広域地下水シミュレーション研究の経緯

1950 年代後半からの高度経済成長時代に無秩序な地下水開発が行なわれ、その結果として、日本各地で深刻な地下水障害が発生した。これらの対策には広域での地下水流動の場を考えることが不可欠があり、1960 年代に「地下水盆管理」という考え方が生まれた。そして、1970～1980 年代にかけて各地の地下水問題に適用されて、次第に定着していった。地下水盆内で時々刻々と変化する地下水の流れを具体的に予測する手法として、数値シミュレーションは地下水盆管理の中で重要な役割を占めている。これまでに、各地で広域地下水シミュレーションが実施され、これに基づく具体的な地下水問題の解決策が行政機関から提案・実施され、成果をあげている。大阪においては 1983 年（昭和 58 年）に大阪府によって大阪平野を対象とした広域地下水シミュレーションが行なわれている。大阪地下水盆を対象とする数値シミュレーションとして、報告書等で確認できる唯一のものと思われるので、以下でその概要について述べる。

大阪府の広域地下水シミュレーション（大阪府地盤沈下広域予測モデル）は環境影響評価審査準備事業として将来の地下水利用状況および土地利用状況の変化に対応する地下水位、地盤沈下の変化を広域的に予測する汎用モデルの構築と将来の予測を行なうために実施されたものである。

1) 解析モデル

有限要素法（ガレルキン法）による準 3 次元モデル（準 3 次元多層帯水層モデル）である。このモデルは、帯水層内の流動を水平方向の 2 次元流とし、加圧層（難透水層・粘土層）では垂直 1 次元流として取り扱うものである。複数の帯水層を考えると、 i 番目の被圧帯水層の支配方程式は次式で与えられる。

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(T_x \frac{\partial h_i}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T_y \frac{\partial h_i}{\partial y} \right) + W_i - Q_d = S_i \frac{\partial h_i}{\partial t} \quad (1)$$

$$W_i = L_i - L_{i+1} \quad (2), \quad L_i = \frac{k'_i}{b'_i} (h_{i-1} - h_i) \quad (3), \quad L_{i+1} = \frac{k'_{i+1}}{b'_{i+1}} (h_i - h_{i+1}) \quad (4)$$

ここに、 h_i ：被圧水頭、 T_x, T_y ：透水量係数、 S_i ：貯留係数、 W_i ：付加量、 Q_d ：揚水量、 L_i ：上位の加圧層からの地下水流量、 L_{i+1} ：下位の加圧層への地下水流量、 k'_i, b'_i ：加圧層の透水係数と層厚

2) モデルの平面形状

モデルの平面形状は、図-1に示すように基盤岩山地との境界および海岸から約10km離れた地点に囲まれた領域であり、この解析領域を南北方向に71個、東西方向に53個、合計約3500個の長方形要素（長辺1,140m、短辺920m）に分割している。シミュレーションの対象領域としては地下水盆の全域をとるのが一般的であるが、地下水盆の一部に限定することもある。このような場合は帯水層の連続性を再現するために境界条件を適切に設定する。

3) 帯水層区分

帯水層は表-1に示すように、下大阪層群(OD-1ボーリングで深度約700m)を不透水性基盤としてその上部地質構造を4つ帯水層に区分している。帯水層と加圧層は対をなしているが、第1帯水層は不圧層であり、沖積層が第2帯水層の、上部洪積粘土層が第3帯水層の、大阪層群上部層粘土層が第4帯水層の、加圧層となっている。この区分は大まかなものであり、実際の地下水はこの中の砂層や砂礫層に含まれており、帯水層深度も地域によって異なっている。

4) 境界条件

大阪平野全域を対象とした広域水収支モデルの境界条件は、水文地質構造にもとづき次のように設定している。

(西側)

大阪湾の海底下にも沖積層～大阪層群が分布しており、帯水層は平野から連続している。よって、海岸から10キロメートル前後離れた地点で各帯水層の水頭は海面標高として、一定値に固定している。したがって、内陸に向かって大阪湾海底下から地下水が流入する条件となる。

(東側, 南側, 北側)

大阪平野は海側を除き、周囲のほとんどを基盤岩山地に囲まれている。このため、帯水層を通しての地下水流入はないものとして、不透水境界条件とした。ただし、平野の東北部にあたる地域は京都盆地へつながり、その南側の丘陵には大阪層群が分布しているので、地下水が流入すると考え、これらの外側の要素では地下水位を固定している。

5) 地表からの不圧帯水層への涵養

地表からの不圧帯水層への涵養には、降水の地下浸透、水田・ため池からの地下浸透、河川への地下水流出、河川からの地下水涵養、境界からの地下水流入が考慮されている。また、降水の直接流出成分と地下浸透成分の分離に補給能モデルが用いられている。

6) 地下水盆パラメータ

シミュレーションを実施するためには、帯水層の透水係数（透水量係数）、比貯留係数（貯留係数）、加圧層の透水係数（漏水係数）、初期条件としての地下水位、負荷条件としての揚水量、不圧帯水層への涵養量等、が必要である。

7) 内挿検定

広域地下水シミュレーションでは、モデルによる計算水位が実測地下水位と適合するまで試行錯

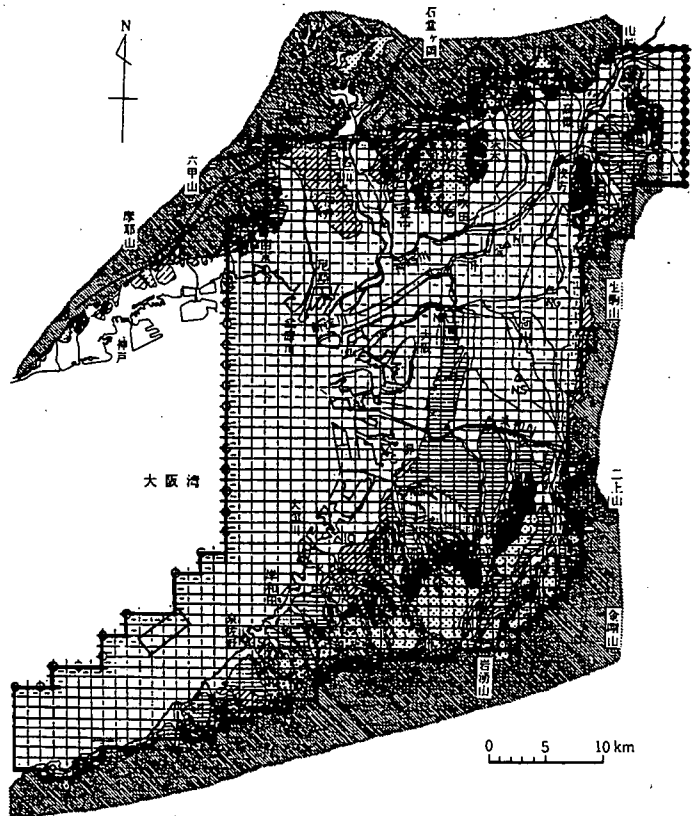


図-1 解析領域と要素分割

誤的に計算を繰返し、信頼性の低いパラメータを補正することが必要である。この作業は内挿検定と呼ばれている。このシミュレーションでは昭和50～55年までの6年間を内挿検定期間とし、両者が適合するまで主として透水量係数と漏水係数を修正して多数回の試行計算をおこなっている。計算時間単位は1カ月である。図-2はモデルの適合度について、8箇所の観測井の実測水位と計算水位を比較したものである。初期水位の設定に問題のあるものもあるが、モデルが実測水位を良く再現できていることがわかる。

8) 将来予測

将来における地下水需要予測や土地利用形態を長期計画の基本フレームにそって10ケースに設定し、各ケース毎の予測計算をおこなっている。計算単位時間は1カ月として、昭和56年～65年の10年間の土地利用変化、雨量変化、揚水量変化による地下水位の変動と地盤沈下の変化を予測している。図-3は予測案1（基本案：55年揚水量、53年土地利用、平年雨量）の昭和56年8月のモデル全域での水収支状況を示したものである。地下水涵養は、大半が垂直方向からのものとなっており、水平方向からの涵養は、大阪湾側および淀川・大和川の平野への流入口付近に限られるという結果になっている。図-4は各地域境界線を横切る水平方向流量を帯水層毎に示したものである。第1帯水層では地形に沿った流動になっており、第2帯水層以下では地下水位の低下している地域への流動が見られる。また、特に泉州地域への海からの流入量に注目すると第4帯水層で最も大きい。

表-1 帯水層区分

モデル区分	層序	
第1帯水層	沖積層	梅田層
第2帯水層	上部洪積層	低位段丘層 中位段丘層 高位段丘層
第3帯水層	大阪層群	上部
第4帯水層		下部 最下部
不透水基盤	下大阪層群	
	神戸層群 二上層群（中新世） 先新第三系基盤岩類	

3. 大阪平野における広域地下水涵養シミュレーション

1) 地盤構成と地質構造の設定

大阪堆積盆地は先第三紀の丹波層群・泉南層群・和泉層群・花崗岩などを基盤として、鮮新・更新統を主とする半固結の堆積層から構成されている。シミュレーションモデルの設定範囲としては、北西を六甲山地、北を北摂山地、東を生駒山地、南東を金剛・和泉山地に囲まれ、西側は大阪湾に面して東西約35km、南北約50kmの範囲である。

ここで扱う帯水層としては、堆積盆地に埋積する鮮新・更新統および完新統を対象としている。大阪堆積盆地のこれらの堆積層は、周辺丘陵部に露出する大阪層群、台地・段丘を構成する段丘構成層、平野を構成する沖積層に従来区分されている。大阪層群や段丘構成層は、その相当層が平野地下にも広く分布することが知られていて、大阪平野主要部ではその全層厚は1500m前後、大阪湾西部では3000mを上回るとみられる。モデル設定においては、従来から蓄積されてきた地下地質情報を有効に活用するように努めた。

沖積層からMa12層については、関西地盤情報活用協議会の「関西地層分布図・大阪平野」（1998）および土質工学会関西支部の「海底地盤・大阪湾を例として」（1995）をもとにして、沖積上部砂層（層厚5～10m）、沖積粘土層（Ma13層、層厚10～15m）、沖積下部層（5～10m）、第一洪積砂礫層（天満層、10～15m）、Ma12層（5～10m）の区分を行った。Ma12層の下位では、比較的厚く側方連続性が良く確認地点も比較的多いMa9層について、ODボーリングをはじめとする深層ボーリング資料や反射法地震探査断面などを用いて分布図を作成した。また、基盤岩上面深度に関しては、重力探査から基盤深度を見積もった関西地盤情報活用協議会の「新関西地盤—神戸および阪神間」（1998）の資料をもとにした。したがって、Ma12層からMa9層までを洪積第二砂礫層上部（80～120m）として区分し、Ma9層より下位を洪積第二砂礫層下部（数100m～1000m以上）としている。Ma9層以下の層区分が上位の層区分に対して、非常に大きくなっているため、現在、より下位のの地層境界と

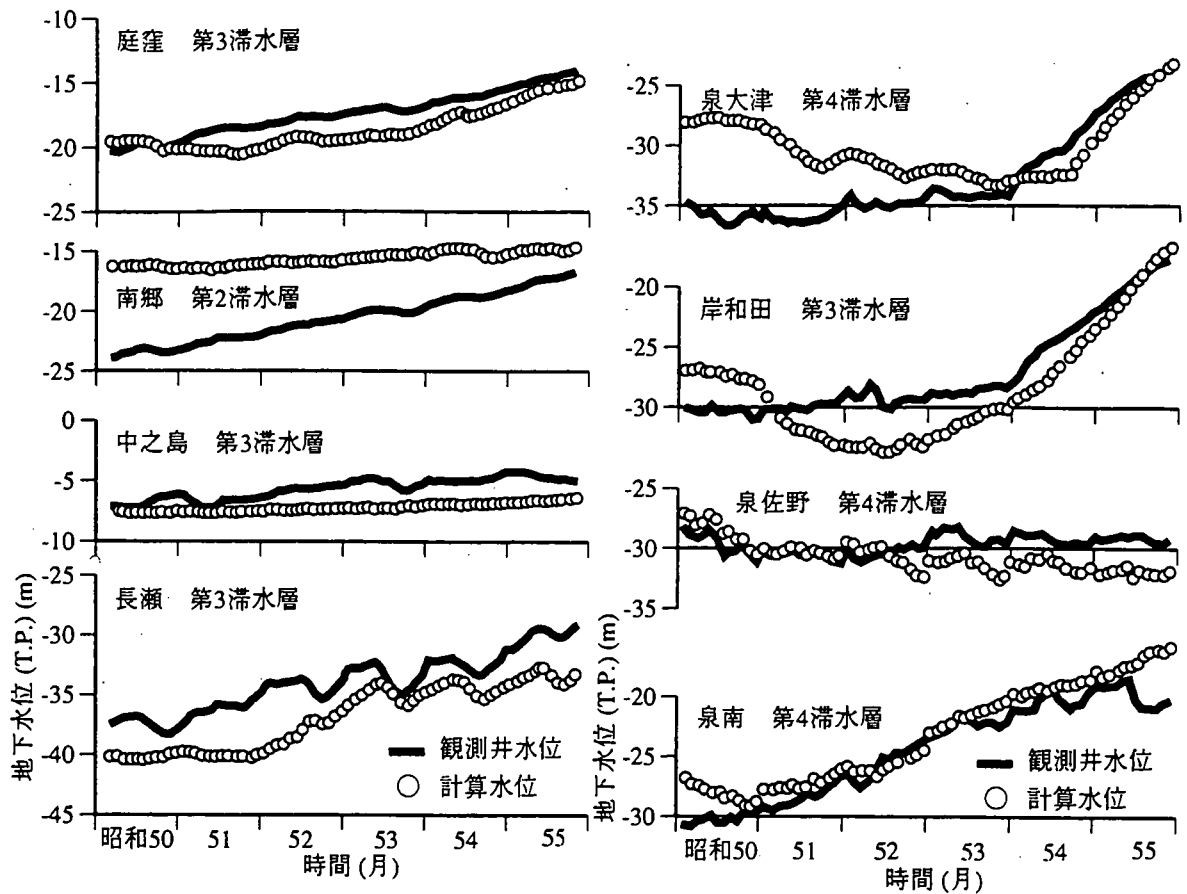


図-2 計算水位と実測水位の比較¹⁾

して、Ma6, Ma3, Ma-1 層の分布図の作成を進めている。

沖積層（難波累層）の分布は、大阪平野および大阪湾の東部に広く分布し、東大阪では標高-20m 前後、西大阪地域で、標高-30m 前後、大阪湾内で、標高-30m 以下にその下限をもつほか、河川に沿う沖積低地にも厚さ 5m 前後で分布する。第一洪積砂礫層（天満層）は、東大阪で標高-30m、西大阪で、標高-40m、大阪湾で標高-50m 以下にその下限深度をもち、大阪平野や大阪湾の地下に広く分布する。Ma12 層は、地殻変動の影響を受けていて、東大阪の基盤ブロックの上町台地側（西部）が隆起し、生駒縁辺側（東部）が沈降する傾動運動によって傾斜し、上町台地の東側では削剥されて分布が途切れる。このため、東大阪地域と西大阪地域・大阪湾の 2 地域に分かれて分布する。Ma9 層は、さらに地殻変動の影響を強く受けていて、東大阪地域の東部や大阪湾では-180m 前後に分布するが、上町台地およびその北方では削剥されて分布しない。

分布図から約 3 万地点での地層境界の標高

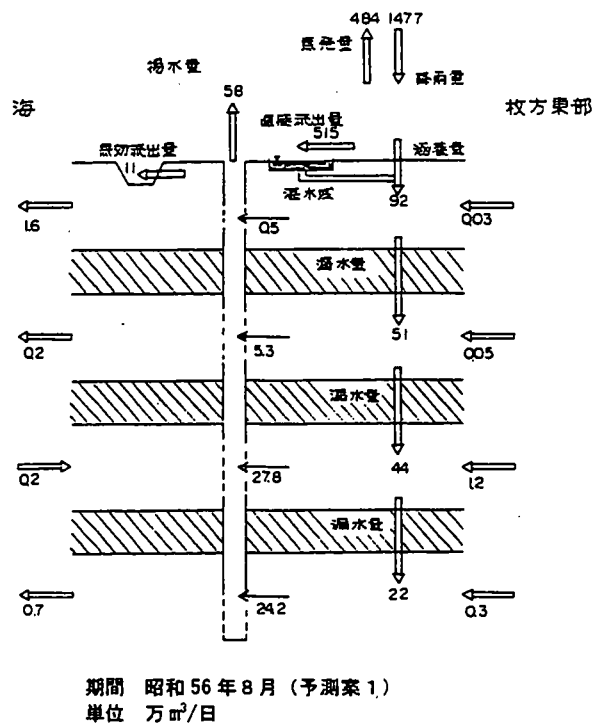
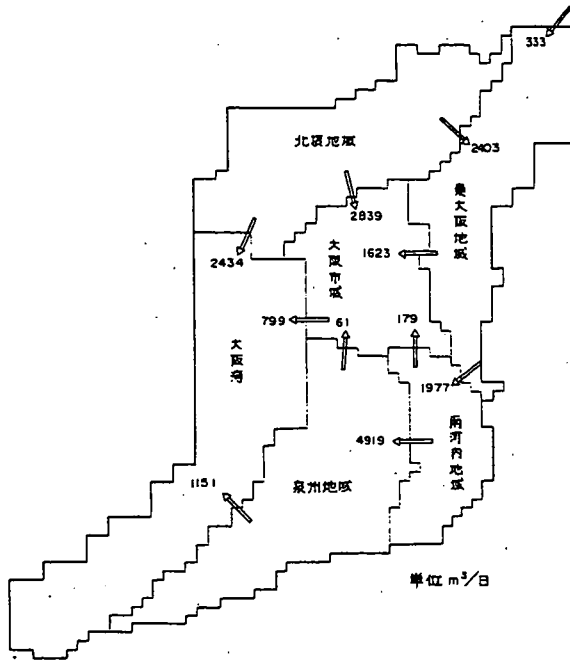
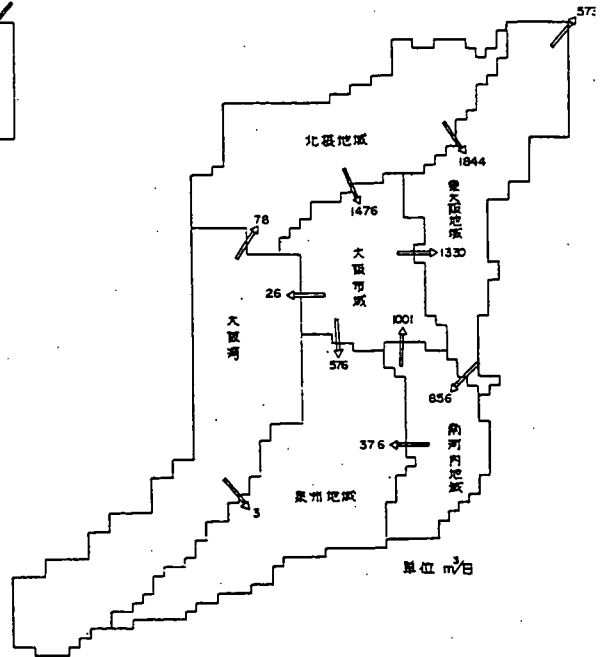


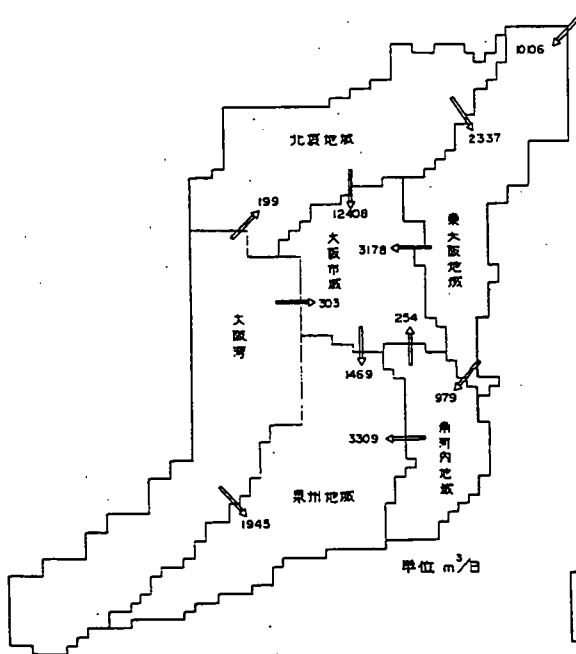
図-3 大阪平野全域での水収支状況¹⁾



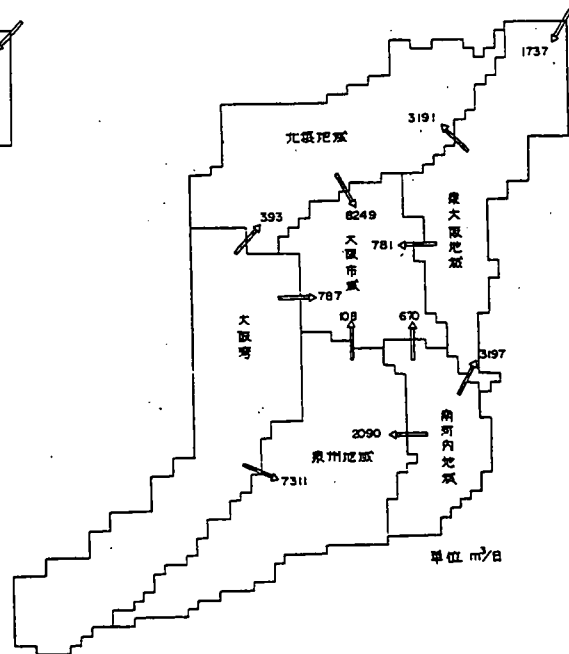
(1)水収支状況 (第1帯水層/沖積層)



(2)水収支状況 (第2帯水層/上部洪積層)

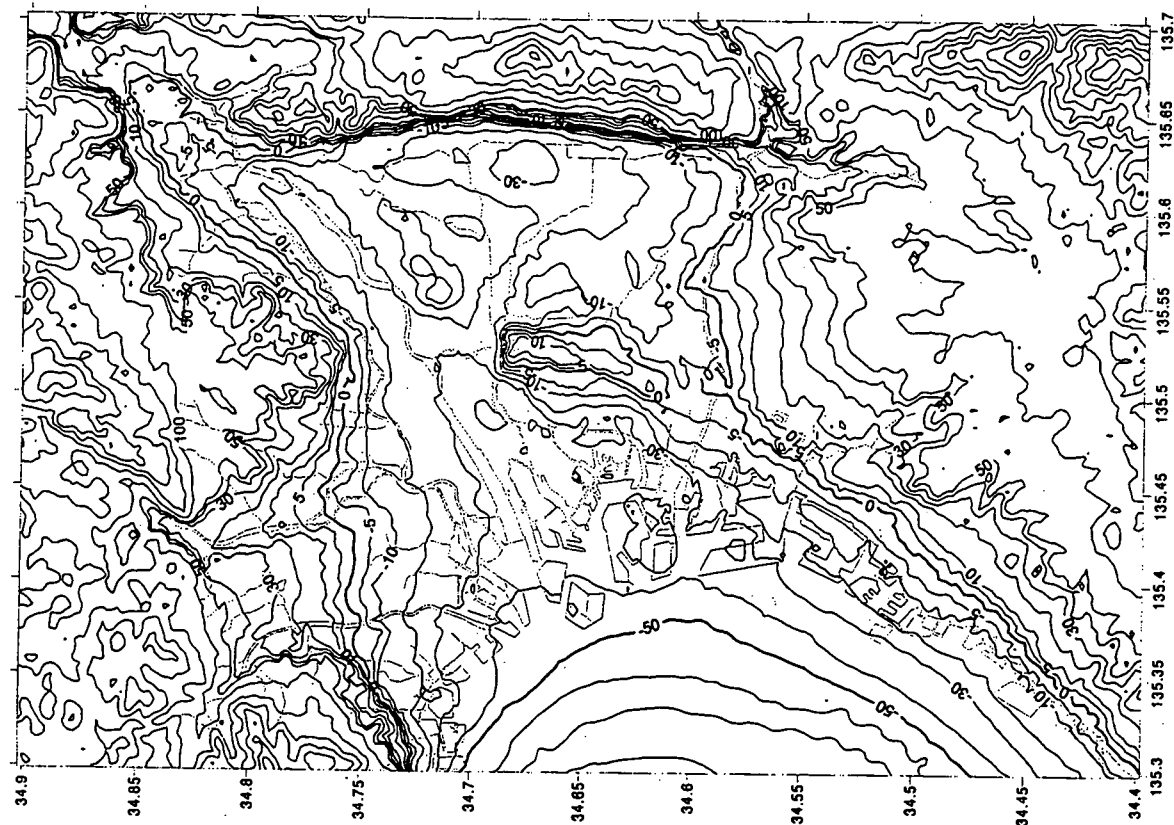


(3)水収支状況 (第3帯水層/大阪層群上部)

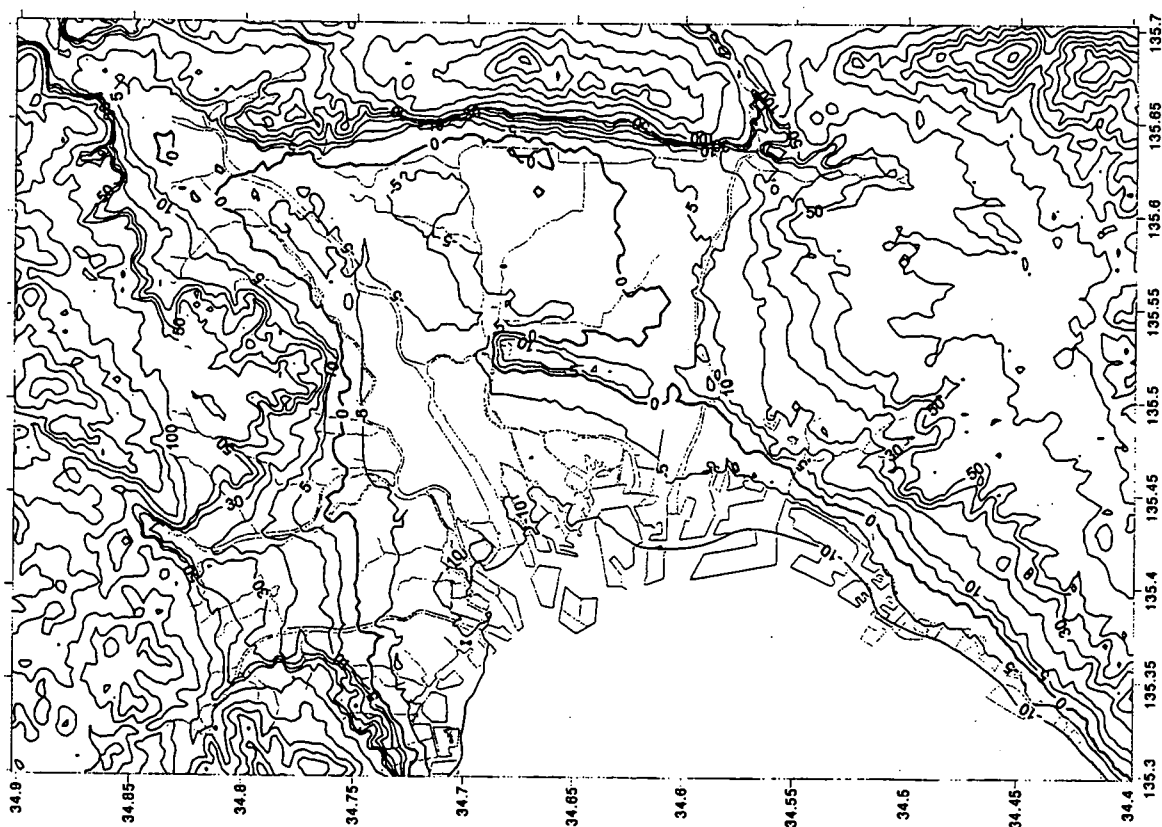


(4)水収支状況 (第4帯水層/大阪層群下部・最下部)

図-4 帯水層別の水収支状況¹⁾



图—5 冲积层上部层基底面等高线图



图—6 天満層基底面等高线图

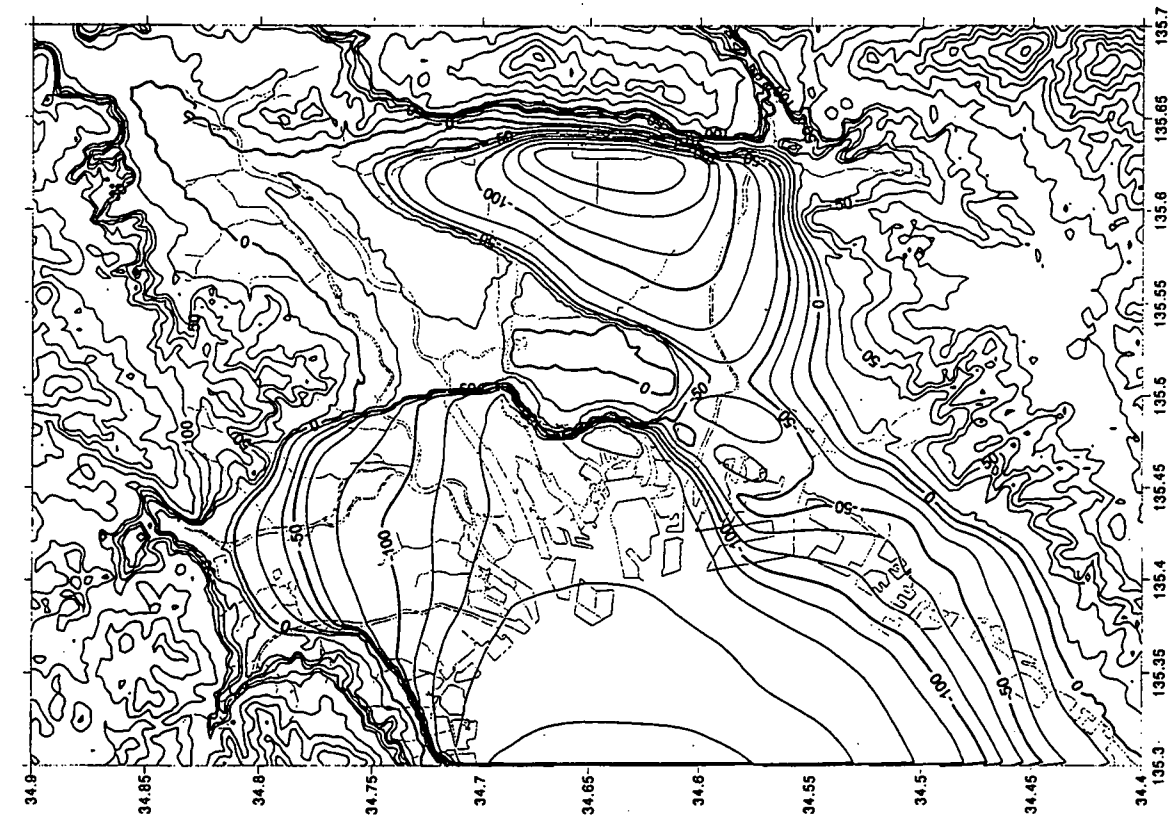


图-7 Ma 9 上面等高线图

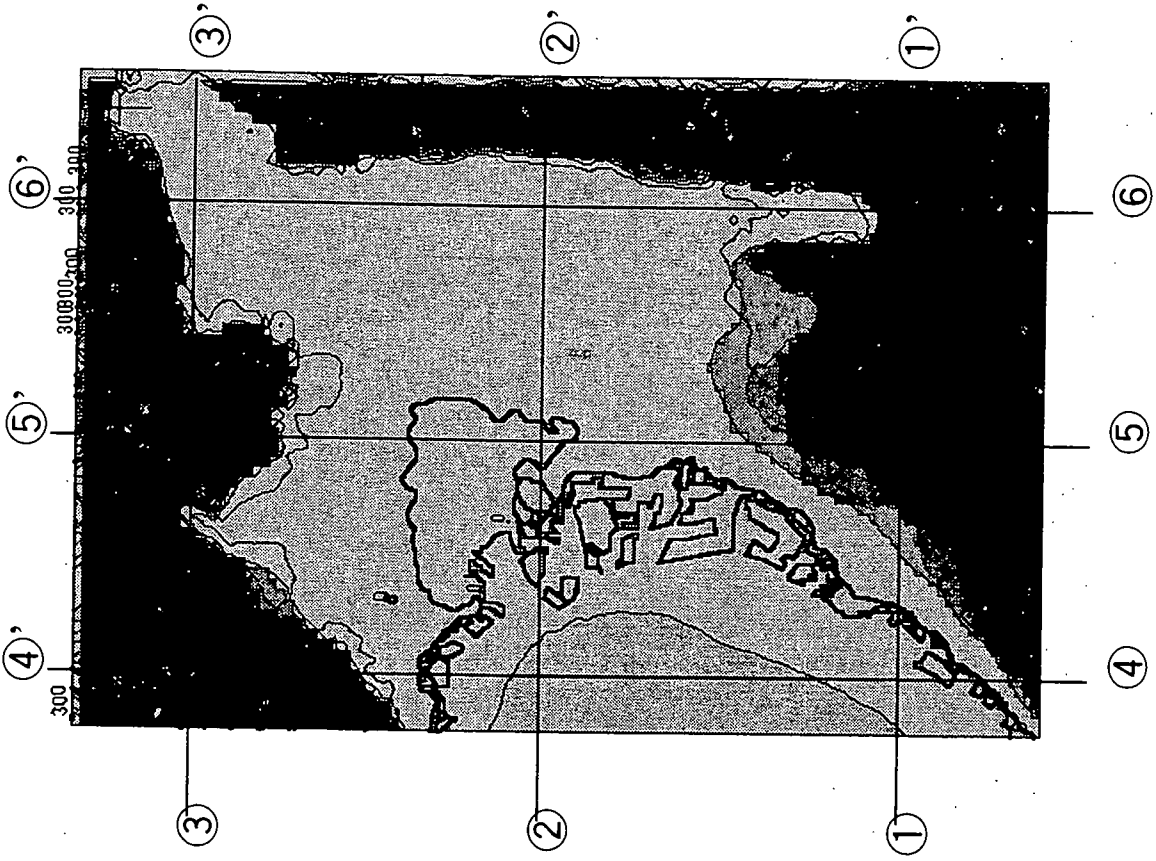
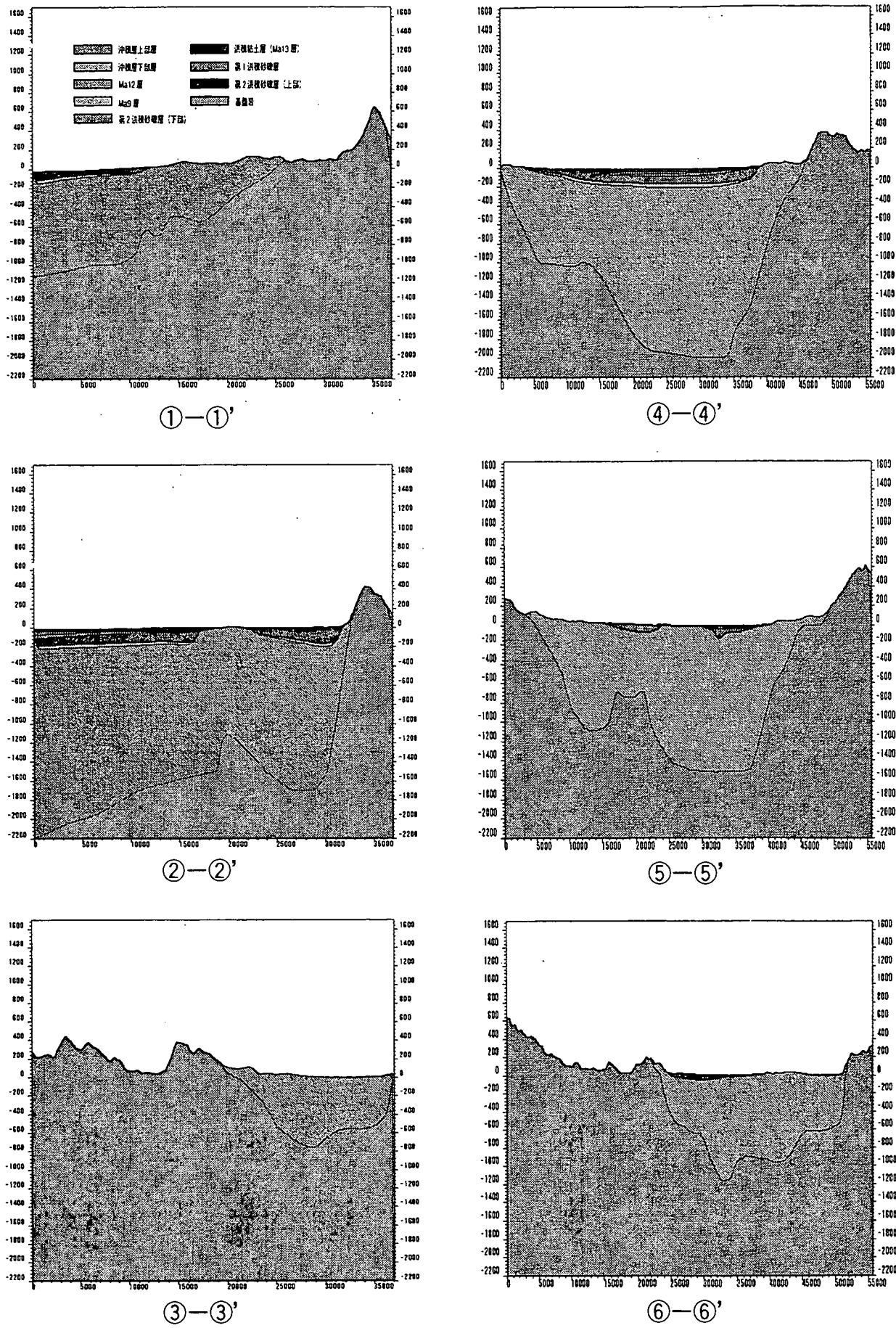


图-8 表層地質图



图—9 地质断面图 (1)

を読み取り、これらを重ね合わせるにより大阪堆積盆地の3次元数値データを作成した。この数値データを用いて堆積盆地の任意断面の表示と有限要素分割を行うことができる。図-5～7は標高データから作成した沖積層上部層基底面、天満層基底面およびMa9層上面の等高線図である。また、図-8は表層地質図である。図-9、10は3次元数値データから作成した地質断面図である。

2) 3次元モデル化について

3次元地下水涵養シミュレーションのためのモデル化についての検討結果を以下に示す。

1) 3次元シミュレーションのための解析モデルとして、準3次元モデル、飽和3次元モデル、不飽和（飽和・不飽和）3次元モデルを用いることができる。準3次元モデルは、これまでに見てきたように広域での地下水流動問題に対して効率的であるが、基本的に成層地盤を対象としたものであり、帯水層が途中で欠層となる場合の取り扱いが複雑である。この点で3次元モデルは有利であり、鉛直方向の地下水の流れを自然な形で扱うことができる。

2) しかし、モデルの平面形状（解析領域と要素分割）を大阪府のシミュレーションモデルと同じ程度に設定して、EWS（ワーク・ステーション）での計算を考えると3次元モデルの深さ方向の要素分割数は10～20層程度となる。大阪地下水盆の断面構成は複雑であり、砂礫層、粘土層を実際の地質断面図どおりに1層ずつ忠実にモデル化することは計算時間・容量の点から困難である。

3) したがって、どの地層までをモデル化の対象とするかによって地層の区分・評価を変えなければならない。基盤面までをモデル化する場合、表層の数層が1層の要素で表現されることになる。因みに、大阪府のシミュレーションでは沖積層～大阪層群を4つの帯水層と3つの加圧層（難透水層・粘土層）に区分している。

4) 地表からの不圧帯水層への涵養は複雑であり、また、その評価が結果に大きく影響する。地下水涵養量の評価には、主として二つ方法が用いられている。ひとつは、全域の水収支から、あるいは涵養機構を別途モデル化し、降水量および土地利用状況に応じた地下水涵養量を求める方法であり、他方は地表からの涵養を不飽和帯での浸透過程として計算する方法である。後者では、解析モデルとして不飽和（飽和・不飽和）3次元モデルを用いることに対応している。この解析モデルは地下水面の変動を考慮することができる点で魅力的であるが、このためには不飽和帯を細かく要素分割することが必要であり、不圧帯水層が1～2層程度の分割となるような広域地下水シミュレーションへの適用には問題がある。

4. おわりに

1983年（昭和58年）に大阪府によって実施された広域地下水シミュレーションは準3次元モデルによるものであるが、基本的なモデル化に関して妥当な設定がなされている。今回、新たな地盤情報にもとづいて3次元モデルによるシミュレーションを実施するうえで、基本的なモデル化について大阪府のシミュレーションを参考にしている。

5. 参考文献

- 1) 大阪府生活環境部水質課：大阪府地盤沈下広域予測モデル作成調査報告書，1983（昭和58年）。
- 2) 関西地盤情報活用協議会：関西地層分布図・大阪平野，6葉，1998。
- 3) 土質工学会関西支部：海底地盤・大阪湾を例として，406p，1995。
- 4) 関西地盤情報活用協議会：新関西地盤—神戸および阪神間—，270p，1995。

トンネル近接交差部における地下水挙動の解析事例

ANALYSIS OF GROUNDWATER BEHAVIOR AROUND THE CROSSINGS OF ADJACENT TUNNELS

田中 誠*・大西有三**・安田 亨***・高橋健二***

Makoto TANAKA, Yuzo OHNISHI, Toru YASUDA and Kenji TAKAHASHI

Abstract: This study deals with the groundwater problem in excavating a road tunnel near an existing tunnel for water supply which is located beneath the former almost orthogonally. There are many uncertainties such as excavation-disturbed zone and deterioration of lining concrete of the latter, the existence of highly permeable faults, and so on. Therefore, it is important to investigate the flow rate from the tunnel face during excavation and to discuss about the drainage method. The authors have carried out the three-dimensional analysis considering the very complex geometry of tunnels, faults, and alternation sediments to evaluate the groundwater behavior. The results are very important for planning countermeasures to keep the supplied water.

Key words: Groundwater, Tunnel, Faults, Groundwater Level, Finite Element Method

1. まえがき

道路延長にトンネル区間の占める割合は、近年着実に増加してきており、この傾向は今後一層鮮明になってくるものと考えられる。道路における山岳トンネルは、地形の制約を受けてますます長大化していくことが予想されるし、山岳地帯のみならず、近年の生活圏の平地から郊外丘陵地への拡大に伴って、生活圏に隣接してのトンネル工事も多くなってきている。これらトンネルの施工とともに、トンネル工事に起因した地下水位低下や渇水の問題も増加の兆しを見せてきている。

地下水は表面流水と異なり水温、水質が一定であり、水資源として極めて利用しやすい資源である。地下水位の高い我が国では、古くより浅い地下水を生活用水、農業用水、さらには産業用水、工業用水として利用するケースが多く、簡単な井戸掘削により良質の水を得ている。トンネル工事により地下水位低下等の影響が生じた場合、これらの地下水利用者に与える被害は図り知れないものがあり、これらには一歩その対応を誤れば大きな社会問題へ発展しかねない要素が潜在している。故に、トンネル工事において、事前に渇水の規模等の影響を検討しておくことは、工事自体の影響予測の中でも重要なことである。

トンネル工事による地下水位低下や渇水は多分に自然現象に支配されるために、これを事前に正確に予測することは至難の業である。最近では、地盤や境界条件の複雑さへの対処のしやすさから、有限要素法によ

キーワード：地下水、トンネル、断層、地下水位、有限要素法

*正会員 京都大学大学院助手 工学研究科土木システム工学専攻

**フェロー Ph. D.・工博 京都大学大学院教授 工学研究科土木システム工学専攻

***正会員 パシフィックコンサルタンツ（株）大阪本社第四技術部トンネル技術課

る数値解析が一般的に用いられてきている²²⁾²³⁾。その解析方法としては、地下水の経時的な変動を知るために、非定常浸透流解析の利用が多くなってきている。また、地盤の深さ方向への帯水層の変化や地下水の動きを解明する目的で、2次元平面解析から準3次元、そして3次元解析へと発展している。さらには、自由水面を有する不圧帯水層をも加味した3次元解析も開発され、飽和領域のみを対象としていた研究から不飽和領域をも考慮した解析方法が開発されている。

しかしながら、3次元解析を実施するには、必要となる莫大な記憶容量や演算時間が物理的にも経済的にも制約を受けるのみならず、モデル作成に多大な労力を要することが多い。ゆえに、トンネル工事に伴う湧水量、地表水量、地下水位の時系列を3次元的に捉え、かつ水利用に与えるトンネル工事の影響を判断できる資料を提供しうる解析例は、まだ数少ない。

本研究では、鉛直に近い複数の破碎帯と交わり、既設の導水路トンネルの下方に近接して交差するように計画されている新設の道路トンネルの掘削が、導水路トンネル内の供給水や周辺地盤の地下水に及ぼす影響を、3次元飽和-不飽和非定常浸透流解析手法によって定量的に解析した例を示す。

2. 対象地区

2.1 概説

本研究で対象とした地区は、中生代・古生代の砂岩と粘板岩の互層からなる丘陵地である。対象地区の概形をFig. 1に示す。ここには、山岳道路トンネルが計画されており、計画ルートの上位28mという小さい離隔で導水路トンネルがほぼ直角に交差している。この導水路トンネルは、建設後約30年程度経過しており、常時12,000～13,000m³/hrにのぼる飲料水を供給するライフラインである。加えて、導水路トンネル掘削時の緩み領域の存在や、覆工コンクリートの老朽化状態などの不確実要素が多く認められている。

このような近接施工においては、次のような事項が問題となる。

- 道路トンネル施工時における、切羽部の集中湧水の有無や、トンネル内の排水規模
- 道路トンネルを安全に施工するための地下水対策工の必要性
- 周辺地下水環境への損傷や周辺住居地域の井戸水の枯渇などに代表される、既設水源に及ぼす渇水影響の検討や保全対策
- 既設の導水路トンネルへの影響

トンネル掘削に際しては、施工時に発生する切羽集中湧水を低減するために水抜き工を行うことが重要な課題である。しかし、本地区における最も重要な課題は、導水路トンネルの多量の通水に影響を与えないで、いかに道路トンネルの近接部を施工するか、ということである。また、事前の地質調査によると、この交差部の地山の透水係数が10⁻²cm/sec程度であることが判明し、トンネル切羽の交差部への近接とともに多量の湧水が発生することも想定されている。

2.2 地形、地質

本研究で対象とした地区は、風化浸食の進んだ緩やかな傾斜を持つ山地であり、山裾部には丘陵地や扇状地などが分布する。地質は、粘板岩と砂岩の互層及び崖錐堆積物である。砂岩と粘板岩の互層を北東から南西に縦断する断層破碎帯が数箇所に分布する。地層の走向は北西～東南方向、傾斜は全体的にはやや南傾斜である。道路トンネルは、山裾から山間部に向けて、この互層及び断層破碎帯に掘削される計画である。道路トンネルと交差する導水路トンネルの施工時には、断層破碎等の亀裂密集部からの集中湧水が発生した経緯も記録されている。

2.3 地山の透水性

交差部の透水性は、鉛直ボーリング孔によるルジオン試験結果によれば、亀裂の少ない堅硬部での透水係数は $10^{-5} \sim 10^{-4} \text{cm/sec}$ であり、トンネルと導水路トンネル交差部近傍の断層破碎帯部での透水係数は $10^{-3} \sim 10^{-2} \text{cm/sec}$ である。また、ボーリングコアからみると、破碎部は2～5m毎に認められ、全体として破碎を受けていることが予測された。地下水位は、Fig. 2に示す通り、導水路トンネル内の水面レベルに近いGL-60m程度の位置に認められている。

2.4 道路トンネルの概要

道路トンネルは、東行きと西行きを別々のトンネルとするように計画されている。掘削断面積は、おのの約 80m^2 である。施工方式は、上半ショートベンチ方式による機械掘削である。導水路トンネル交差部では、トンネル掘削に先立って水平先進ボーリングを実施し、地山の透水性や湧水量を事前に調査する。

2.5 導水路トンネルの現況

計画されている道路トンネルと交差する導水路トンネルにおいては、覆工の破損によって地山が露出している箇所があり、かなり老朽化している。トンネル直上に位置している沢水の枯渇の状況から考えると、導水路トンネルは周辺地山の地下水を引水していることが想定されている。また、近傍のボーリング孔の水位と導水路トンネルの水位がほぼ等しいことから、地山と導水路トンネル間で地下水の受け渡しが行われているものと推定されている。1997年に実施された水収支調査の結果によれば、導水路トンネルに流入、または導水路トンネルから流出する地下水の量は、導水路トンネルの全通水量（ $12,000 \sim 13,000 \text{m}^3/\text{hr}$ ）の3～4%に相当している。ここに、マイナスは流入、プラスは流出を意味する。なお、導水路トンネル内の水位は天端より低く、開水路となっている。

3. 地下水解析手法

3.1 地下水解析モデルの構築

従来用いられてきた断面2次元解析では、対象地区の導水路トンネルからの道路トンネルの引水量を評価するためには、モデルの奥行き（道路トンネルの区間距離）を設定しなければならない。実際の地山では、導水路トンネルから道路トンネルに向かう地下水の流れは、奥行方向に一様にはならない。そのため、断面2次元解析モデルの奥行きを正当な根拠をもって正確に設定することは難しく、断面2次元解析による引水量の定量的な評価には問題がある。

3次元地質モデルは、地山の破碎帯の透水性が大きいことから、Fig. 3に示すように、破碎帯部に透水性の大きい要素を配置することができるようメッシュ分割した。モデルの規模は、116,200節点、107,502要素である。地山の主体となっている砂岩と粘板岩の互層、破碎帯、低地の一部に見られる砂礫層の透水係数は、それぞれルジオン試験で得られた 10^{-5} 、 10^{-3} 、 10^{-4}cm/sec を採用した。なお、初期の地下水面は、沢水流量や、ボーリング孔における孔内の水位を参考にして求めた（3.4参照）。

3.2 有限要素法による3次元飽和－不飽和非常浸透流解析

本研究で対象とした道路トンネルのように、水路や湖沼などの水位下のトンネル施工の場合、トンネル坑内では水抜き・排水を行いながら施工されることが一般的である。トンネル切羽が固定水面（水路、湖沼）などに近接することに比例して坑内湧水量の増加が予測される。さらに、トンネル切羽が固定水面に最も接近する段階では、水路等からトンネルに向かう地下水供給量に応じて、多量の地下水が坑内に流れるため、供給量の多少によっては直上の水面と坑内との間に不飽和域が発生することが予測される。特に、水面から

X: 南向き、Y: 東向き、Z: 鉛直上向き
単位: m

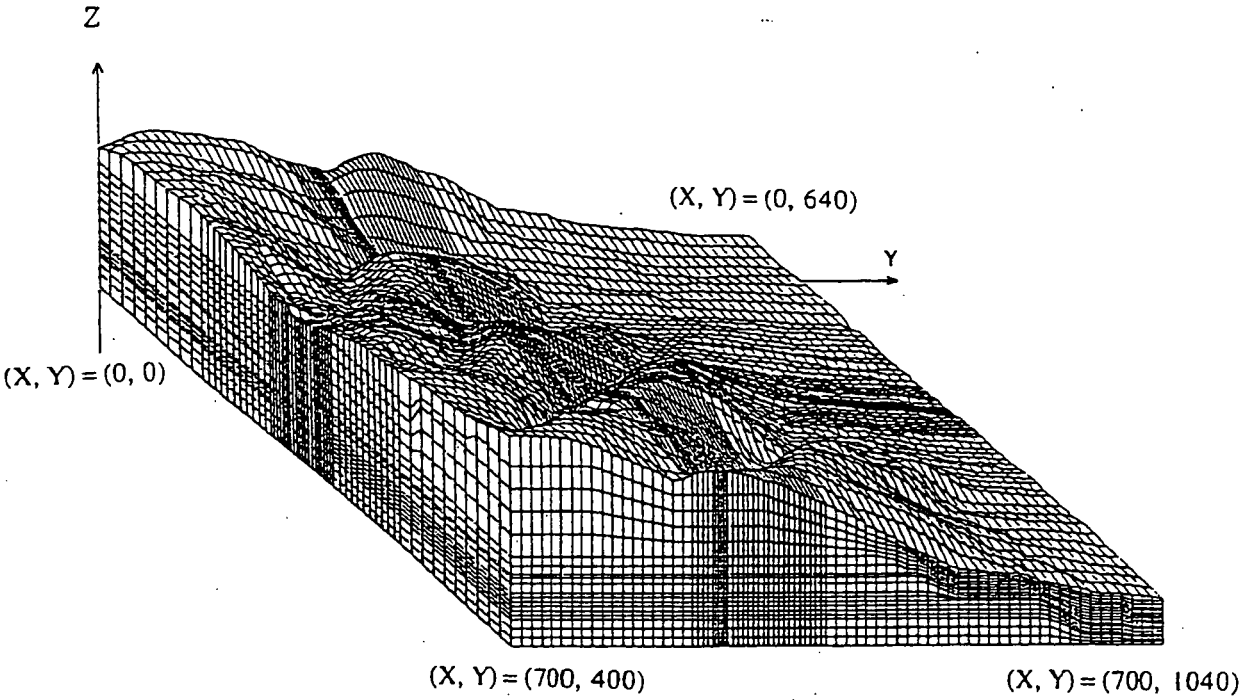


Fig. 1 対象地区の概形

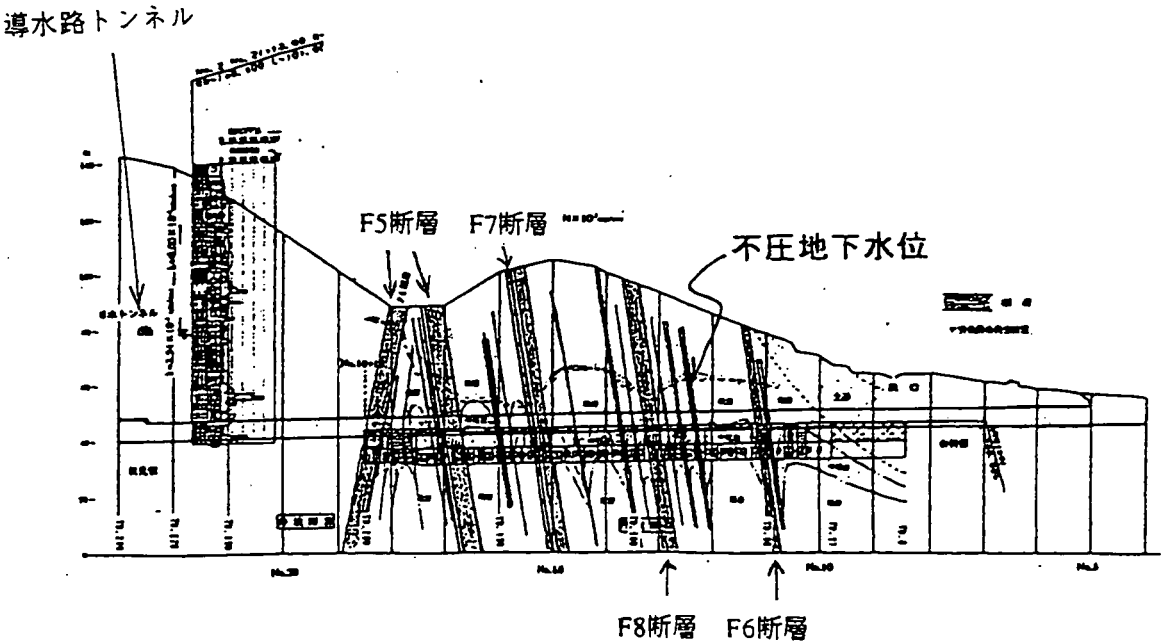
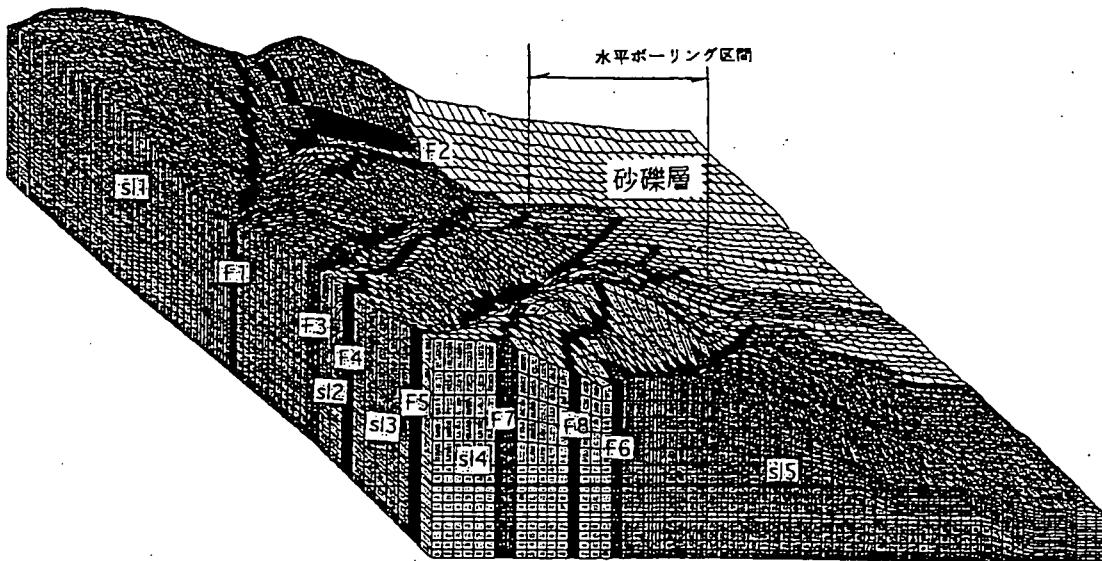
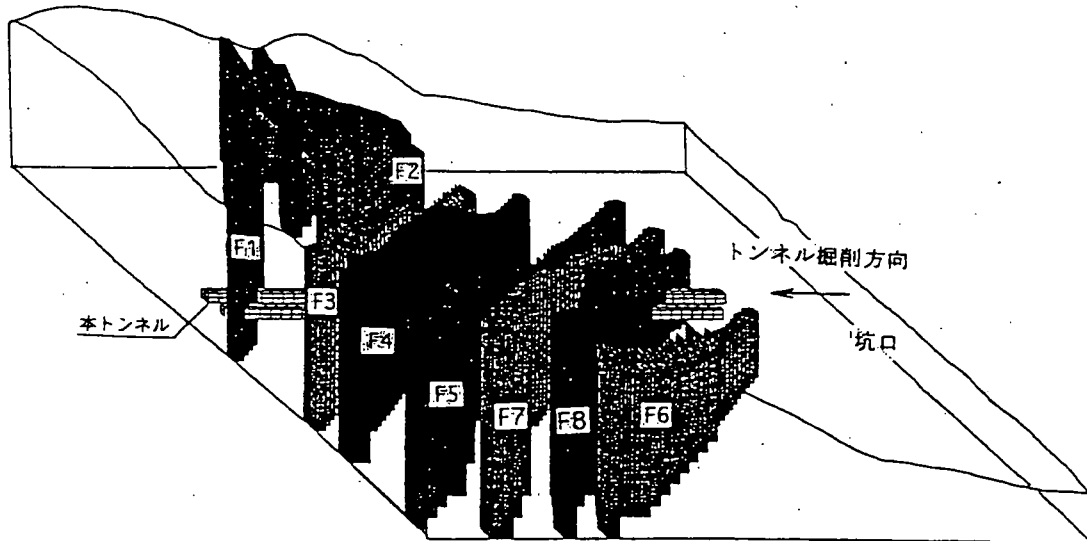


Fig. 2 地下水位

地山の3D地質区分



トンネルルートと破砕帯分布



砂岩・粘板岩互層(s11~s15) : $k = 10^{-5} \text{cm/sec}$
 断層・破砕帯(F1~F8) : $k = 10^{-2} \text{cm/sec}$
 砂礫層 : $k = 10^{-4} \text{cm/sec}$

Fig. 3 3次元地質モデル

岩盤部を介して地下水が引水される場合、水面との接近度合や経過時間に応じて、飽和領域と不飽和領域の複雑な発生過程が予測される。

このような地下水挙動を3次元的に評価するためには、飽和領域と不飽和領域を一括して扱える解析手法が不可欠である。このため、本研究では、赤井ら⁹⁾によって誘導された飽和-不飽和領域内の浸透の支配方程式を用い、これを有限要素法によって離散化し、地層構造や断層を考慮した要素分割を行い、導水路トンネルは、内壁の遮水性を無視して、覆工部分を表現する低透水性の要素は使用せず、壁面を圧力0の水頭固定境界とすること、道路トンネルは施工ステップに応じて切羽や壁面に相当する節点に圧力0の水頭固定条件を与えていくことでモデル化した。このことは、トンネル切羽や壁面の覆工が地山の地下水の壁面からの浸出になんら影響せず、またトンネル掘削によって周辺地山の透水性は変化しないと考えていることを意味する。

なお、有限要素離散化した支配方程式の解法には、計算速度の点から、SSOR-PCG法⁶⁾を採用した。

3.3 支配方程式

ここに示す支配方程式の誘導は、赤井らによる誘導を再整理したものである。

水の密度が時間的、空間的に不変であると仮定すると、連続式

$$-v_{ij} = \frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (1)$$

及び飽和-不飽和領域におけるDarcy流れの式(運動方程式)

$$v_i = -K_r(\psi) K_{ij} h_{,j} \quad (2)$$

$$h = \psi + x_3 \quad (3)$$

より、次式を得る。

$$\{K_r(\psi) K_{ij} h_{,j}\}_{,i} = \frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (4)$$

ここに、 v_i は流速の x_i 成分、 θ は体積含水率、 $K_r(\psi)$ は比透水係数(ある体積含水率における地盤の透水係数の飽和状態における透水係数に対する比で、直接には体積含水率によって決まるが、ここでは毛管ポテンシャルの関数として与える)、 K_{ij} は飽和透水係数テンソル、 h は全水頭、 ψ は圧力水頭(不飽和状態では毛管ポテンシャル)である。

地盤の間隙率を n 、飽和度を S_w とすると、

$$\theta = n S_w \quad (5)$$

であるから、

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial t} (n S_w) = \frac{d}{d\psi} (n S_w) \frac{\partial \psi}{\partial t} = \left\{ S_w \frac{dn}{d\psi} + n \frac{dS_w}{d\psi} \right\} \frac{\partial \psi}{\partial t} \quad (6)$$

となる。不飽和領域においては圧力水頭変化による間隙率の変化が生じないものと仮定すると、式(6)及び式(3)を式(4)に代入して次式を得る。

$$\{K_r(\psi) K_{ij} (\psi + x_3)_{,j}\}_{,i} = \{\alpha S_w + c(\psi)\} \frac{\partial \psi}{\partial t} \quad (7)$$

ここに、 $S_w = dn/d\psi$ は比貯留係数、 $c(\psi) = d\theta/d\psi$ は比水分容量であり、 α は、飽和領域($\psi \geq 0$)においては1、不飽和領域($\psi < 0$)においては0となる係数である。式(7)が飽和-不飽和領域内の浸透の支配方程式である。

なお、 K_r は直接には θ の関数であるが、ここでは定式化を簡単にするため ψ の関数として取り扱う。不飽和領域($\psi < 0$)においては、 θ と ψ とは水分特性曲線によって1対1に対応付けられ、飽和領域($\psi \geq 0$)においては ψ の値に関わらず常に $\theta = n$ である。当然ながら、飽和領域($\psi \geq 0$)においては $K_r = 1$ である。一般には、水分特性曲線は浸透過程と排水過程では異なった経路を通る、すなわちヒステリシスを示すが、本研究では、簡単のため水分特性曲線は浸透過程と排水過程で同一の経路を通るとした。

以上の詳細は、文献⁹⁾を参照されたい。

3.4 地山の物性

地山の物性は次の通りである。透水係数は、砂岩と粘板岩の互層部は 10^5cm/sec 、断層破碎部 (F1~F8) は 10^3cm/sec とした。また、孔内載荷試験の結果によれば、各層とも変形係数は 10^3kgf/cm^2 程度であり、これをもとに比貯留係数を 10^{-4} と設定した。

3.5 解析手順と境界条件

450日間にわたる地下水の挙動を解析するためには、降雨の影響を考慮しなければならない。原位置での降雨量の詳細な記録が存在しないことから、降雨強度は当該地域のおおよその年間降雨量 (1,500mmとした) を1年 (31,536,000秒) で除したものとし、タンクモデルを用いた簡単な水文学的検討により、降雨浸透率 (降雨のうち地盤に浸透する量の割合) を0.17とした。降雨強度と降雨浸透率の積を地表面からの流入量とし、モデルの地表面の各節点に流量境界条件を与え、要素の表面積に応じて配分された流入量を指定した。ただし、地下水面が地表面上にある場合 (地表面の節点の節点圧力水頭が0または正となる場合) は、その節点の条件を圧力0の水頭固定境界として収束計算を行った。計算収束時に圧力0の水頭固定境界条件が与えられていた節点の流出量は、沢水流量に相当すると考えられる。

既設トンネルである導水路トンネルが対象地区をほぼ南北に貫き、道路トンネルが東の低地から西の山岳部へと掘削される計画であるため、道路トンネル掘削時の地下水の流れは、広域的には南と北から道路トンネルに向かうことが予想される。

道路トンネルが掘削されると、その地下水に対する影響がトンネルから南と北へ向かって伝わっていき、ついにはモデルの南と北の境界に到達する。このため、南と北の境界の取り扱いには注意を要する。

まず、対象地区内に点在する井戸において観測された地下水位をもとに水位のコンター図を描き、これをもとにモデルの東西南北の周囲における水位を求め、この水位固定境界として定常解析を行う。この解析結果と先のコンター図とを比較して最大の差が1cm以内であることを確認した上で、東西南北の周囲の境界上の節点流量を求める。東の境界を水位固定としたまま、西、南、北の境界を流量固定として定常解析を行う。この結果が先の解析結果とほぼ等しいことを確認し、トンネルを掘削しない状態で10日間程度の非定常解析を行って、地下水位に変動が生じないことを確認する。このことは、道路トンネルがモデルの南と北の境界を越えて横断方向に地下水を引き込まないということであり、地下水涵養量を低く見積もることになる。

これ以後、モデルに、導水路トンネルを瞬時に、先進ボーリングと道路トンネルを段階的に、それぞれ掘削していく。先進ボーリングの掘削は、掘削予定線上の節点に圧力0の水頭固定条件を与えることによって表現する。実際の道路トンネル施工の速度が月進40m程度であると想定し、1か月に1度、道路トンネルに相当する要素を40mにわたって除去し、切羽と側壁を水圧0の水頭固定境界に変更することによって掘削を表現する。このことは、先にも述べたように、トンネル切羽や壁面の覆工が地山の地下水の壁面からの浸出になんら影響しないと考えていることを意味する。なお、道路トンネルは、東行き、西行きとも、高さ10m、幅10mの矩形断面であり、導水路トンネルは、高さ3m、幅3mの矩形断面である。また、道路トンネルの東行きと西行きの切羽は同時に進行するものとする。

以上の境界条件処理をTable 1に示す。

このモデルの妥当性は、沢水流量 (基底流量) とボーリング孔水位から検証している。すなわち、地山の物性や降雨強度、降雨浸透率といったパラメータが現実のものと大きく食い違っていれば、沢水流量やボーリング孔水位の実測値と解析値も異なるはずであり、実測値と解析値がよく一致していれば、パラメータがほぼ妥当であると判断できる。

Table 1 非定常解析における境界条件処理

時刻 (H)	事項	備考
0	初期定常状態の解析	東西南北とも水位固定境界
0	初期定常状態の解析	東は水位固定、西南北は流量固定
0	非定常解析開始	
0~10	条件不変	水位が変動しないことを確認
10	導水路トンネル全長掘削	
30	東溝ボーリング40m延長掘削	
60	東溝ボーリング70m延長掘削	
90	東溝ボーリング40m延長掘削	
120	東溝ボーリング30m延長掘削	
150	道路トンネル40m掘削	
180	道路トンネル40m掘削	
210	道路トンネル40m掘削	
240	道路トンネル40m掘削	
270	道路トンネル40m掘削	
300	道路トンネル40m掘削	
330	道路トンネル40m掘削	
360	道路トンネル40m掘削	
390	道路トンネル40m掘削	
420	道路トンネル40m掘削	
450	解析終了	

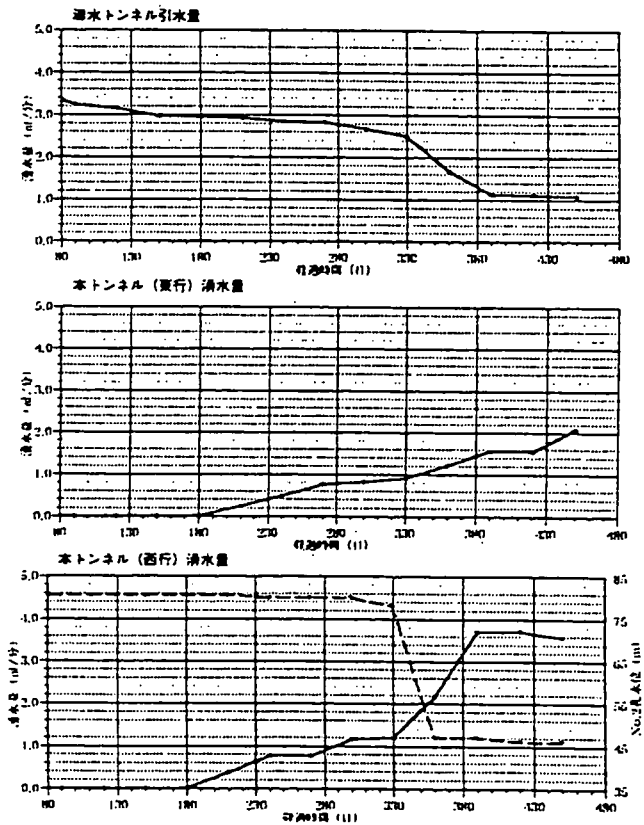


Fig. 4 導水路トンネルから引水される量と、道路トンネルの湧水量の経時変化

4. 解析結果

導水路トンネルから引水される量と、道路トンネルの湧水量の経時変化をFig. 4に示す。ここに、F5、F4およびF3通過時は、それぞれ計算開始後270日、330日および390日に相当する。

道路トンネルの東行き、西行きとも、F5断層通過時に650～720l/min程度の湧水量が発生する。一方、導水路トンネルから引水される量は253l/min程度である。このことから、道路トンネルが掘削される以前は、地下水が導水路トンネルに流入していたことが想定される。F4、F3断層通過時には、トンネル湧水量の増加とともに、道路トンネルが導水路トンネルから1.0m³/min程度を引水することが予測される。これは、導水路トンネル通水量(12,000～13,000m³/hr)の0.7%程度に相当する。この割合は小さなものであり、道路トンネル施工時に、トンネル交差部に特に止水対策を施さなくてもよいと判断することができる。

また、代表的な時間ステップにおける水圧分布と全水頭分布をFig. 5に示す。道路トンネルの掘削の進行に伴って、地下水面が低下している状況や、導水路トンネル付近の水圧分布が変化している状況が図から理解できる。

5. 結語

本研究は、山岳施工方式の道路トンネルにおいて、ほぼ直角に交差する導水路トンネルとの近接施工区間における地下水問題を扱った。解析モデルでは、地下水涵養量を低く見積もり、道路トンネル、導水路トンネルとも覆工の遮水性を考慮しないという安全側の仮定のもとに3次元飽和-不飽和非定常浸透流解析を行って、止水対策を施すことなく道路トンネル掘削が可能であるという予測結果を得た。

今回は、事前調査及び計測結果を用いて、モデルの同定計算を行う過程は報告できなかった。今後は、調査ボーリングや施工中のデータを参考にしながら、モデルの精度を向上させる必要がある。

参考文献

- 1) 大西有三・田中 誠・安田 亨・高橋健二・山田耕嗣：トンネル掘削の周辺地盤地下水に及ぼす影響の評価、第31回地盤工学研究発表会講演概要集、pp. 2137～2138, 1996.7.
- 2) 大西有三・田中 誠・安田 亨・高橋健二：トンネル掘削の周辺地盤地下水に及ぼす影響の評価(その2)、第32回地盤工学研究発表会講演概要集、pp. 1997～1998, 1997.7.
- 3) 大西有三・大津宏康・田中 誠・安田 亨・高橋健二：トンネル掘削の周辺地盤地下水に及ぼす影響の評価(その3)、第33回地盤工学研究発表会講演概要集、pp. 1805～1806, 1998.7.
- 4) 大西有三・大津宏康・田中 誠・安田 亨・高橋健二：トンネル掘削の周辺地盤地下水に及ぼす影響の評価(その4)、第34回地盤工学研究発表会講演概要集、pp. 1319～1320, 1999.7.
- 5) 赤井浩一・大西有三・西垣 誠：有限要素法による飽和-不飽和浸透流の解析、土木学会論文報告集第264号、pp. 87-96, 1977.
- 6) 西垣 誠・中屋眞司・河野伊一郎：前処理付き共役勾配(SSOR-PCG)法を用いた飽和-不飽和多孔質媒体中の3次元浸透解析法、土木学会論文集第448号/III-19, pp. 101-110, 1992.

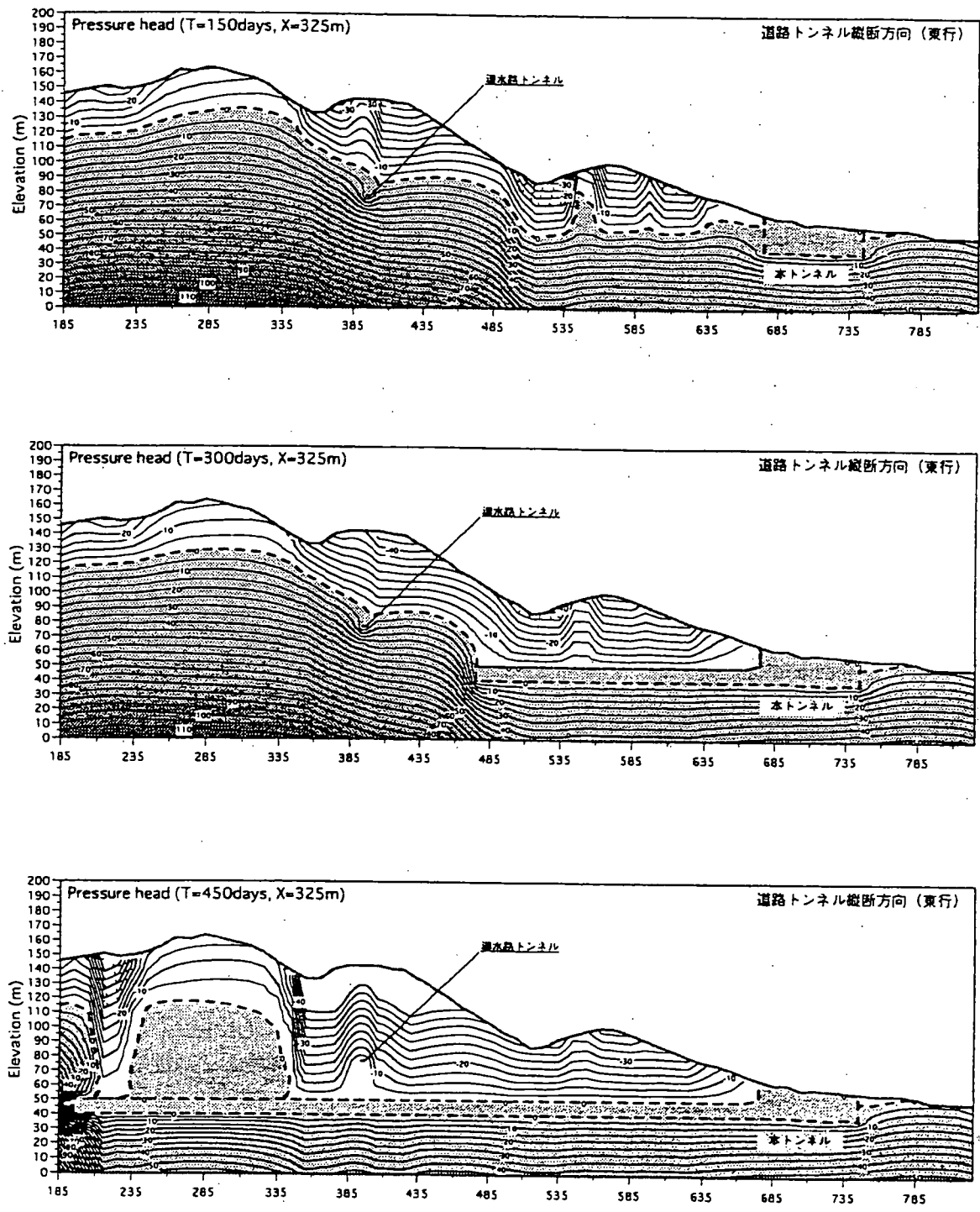


Fig. 5 水圧分布

大阪平野の地下水位変動の特徴とその影響要因

(財) 地域地盤環境研究所 橋本 正・飯田智之
岐阜大学工学部 宇野尚雄・神谷浩二

1 はじめに

大阪平野でも関東平野や濃尾平野と同様に、図1¹⁾に示すように1955～1965年(昭和30年台)前後の大規模な工業用揚水によって、大幅な地下水位低下とそれに伴う激しい地盤沈下が進行したが、揚水規制が功を奏してそれ以降は地下水位も上昇し、地盤沈下もほとんど見られなくなっている。最近では逆に、地下構造物の建設工事に際して、高い地下水位(水圧)が障害となっているケースも多く、その対策のひとつとして大阪市内でも揚水による地下水位低下工法が実施されてきた。1990年台の地下水位低下はそれに対応するものと推定される。このような工事に伴う揚水は一種の揚水試験とみなすことができる。

「地下水地盤環境に関する研究協議会」では、会員の協力のもと地下水位など最近の地下水関連情報を収集しているが、これらの情報を元に、大阪平野部における地下水の諸問題、すなわち帯水層ごとの地下水位変動要因(降水・河川・海・揚水)、帯水層の連続性および影響圏半径など帯水層の水理特性に関して検討を加えた。これらは地下水の涵養問題を考える際にも重要である。

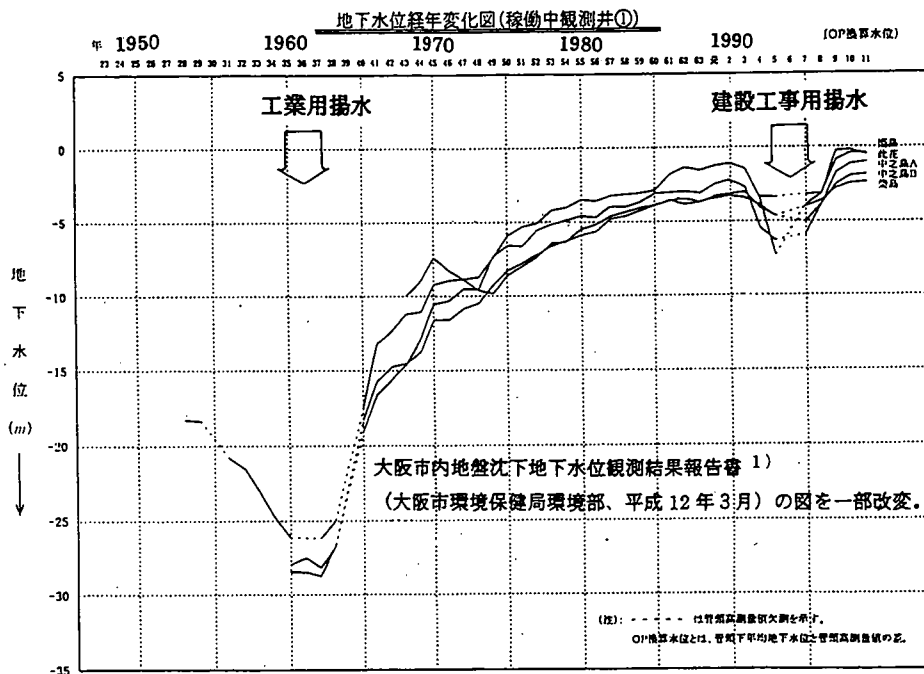


図1 大阪市内における長期的地下水位変動状況

2 大阪平野の地層構造

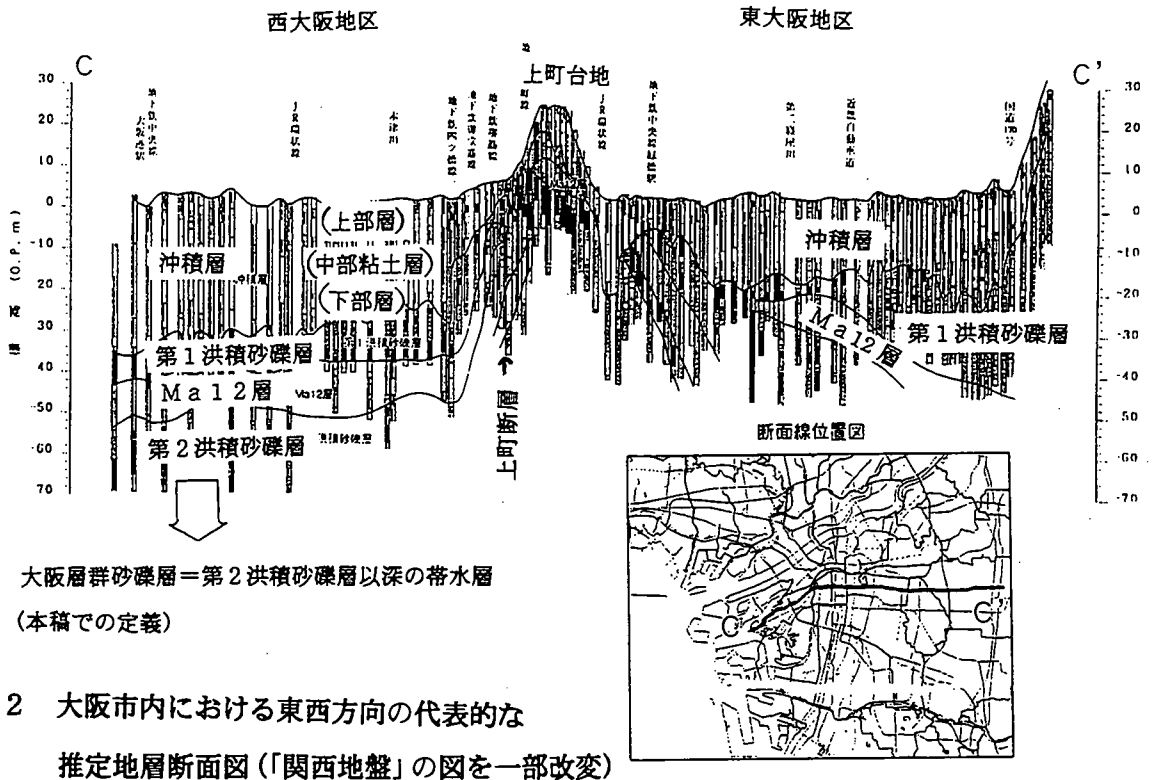
まず、大阪平野における地盤構造を「関西地盤」(1992)²⁾をもとに概観する。

大阪市域における東西方向の代表的な地層断面図は図2に示すとおりであるが、地盤構造の特徴は以下のようにまとめられる。

- ① 南北方向に伸びる上町台地により大阪平野が大きく東西に分断されている。
- ② 西大阪地区では中部粘土層を含む沖積層の下部に第1洪積砂礫層が分布し、さらにその下に

Ma12層を挟んで第2洪積砂礫層が広がっているが、上町断層付近を除けば、いずれの地層も比較的水平である。

- ③ 一方、東大阪地区では、沖積層以外は上町断層の断層運動の影響を強く受けて地層が大きく傾斜したり分断されたりして、相対的に複雑な地盤構造となっている。



後述の表1に示す観測井ごとの推定帯水層は、ストレーナ深度と「関西地盤」に掲載されている地質断面図をもとに推定したものであるが、上部より沖積層（上部層；以下省略）、第1洪積砂礫層（ほぼ従来の天満砂礫層に相当）および大阪層群砂礫層の3層とした。なお、大阪層群砂礫層とは、第2洪積砂礫層以深の地盤情報が少なく、また観測井のストレーナ深度もまちまちであるために、それ以深の複数の帯水層を本稿で便宜的に一括したものである。

3 大阪平野における最近の地下水位変動と帯水層の連続性

3.1 沖積層の自由（不圧）地下水と河川（海）水との連続性

沖積層は図2に示すように、上部層・中部粘土層・下部層の3層から構成されるが、地表面直下の上部層の地下水は自由地下水と考えられる。まず、これらの地下水と河川水との関係を見てみよう。河川水位の3観測地点（▲印）と沖積層の地下水位の5観測地点（No.2, 3, 4, 5, 8の○印）の位置を図3に示す（地下水観測井の諸元は表1参照）。また、河川水位観測地点ごとの日最高・最低水位を図4で比較しているが、淀川の河口から10kmほど遡った毛馬排水機場やさらに内陸部の平野川剣橋においても、海に面した安治川水門と同様に潮汐の影響を強く受けて、いずれも日最低水位はO.P.+0.5～1m程度、日最高水位はO.P.+2m前後、日平均水位O.P.+1.43～1.53mとほぼ同様の変動状況を示している。すなわち、これらの河川はいわゆる感潮河川である。

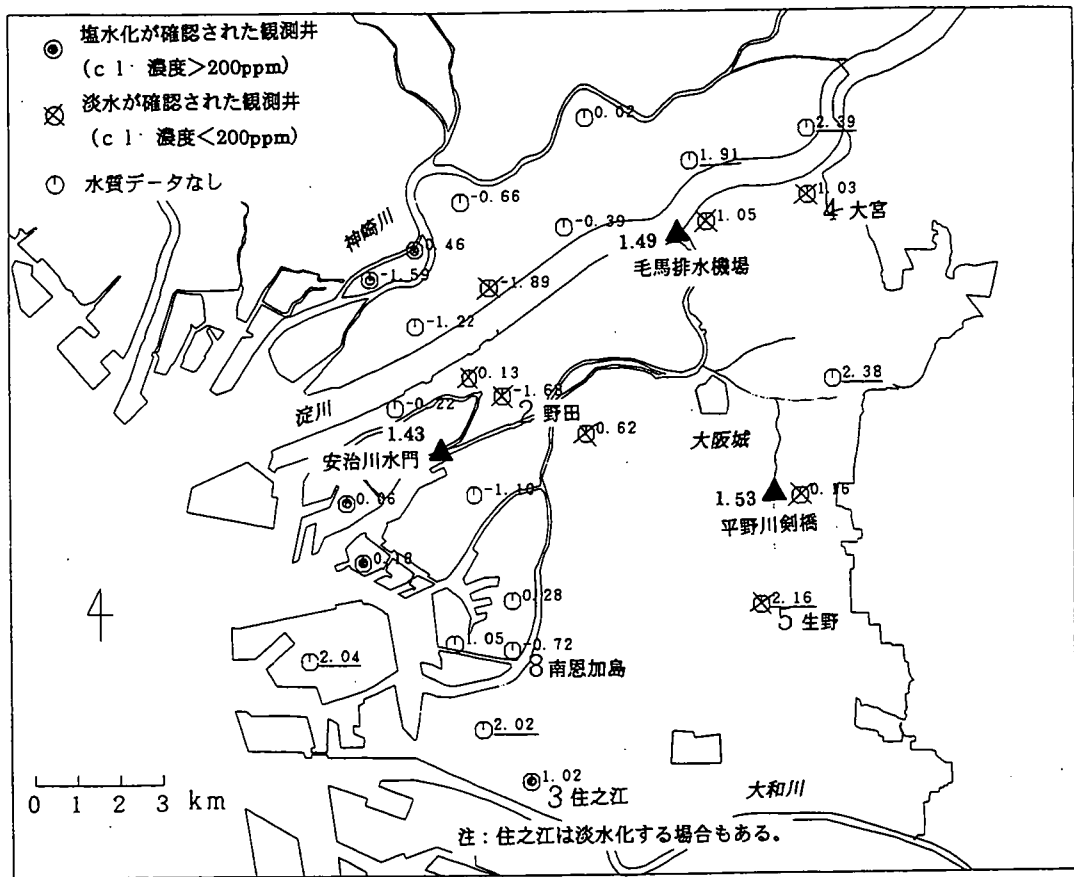


図3 河川水位観測地点(▲)と沖積層の自由(不圧)地下水位観測地点(●・⊗・○)の位置図と年平均水位(実数。下線：河川水位よりも高い。)(O. P. m) 分布図

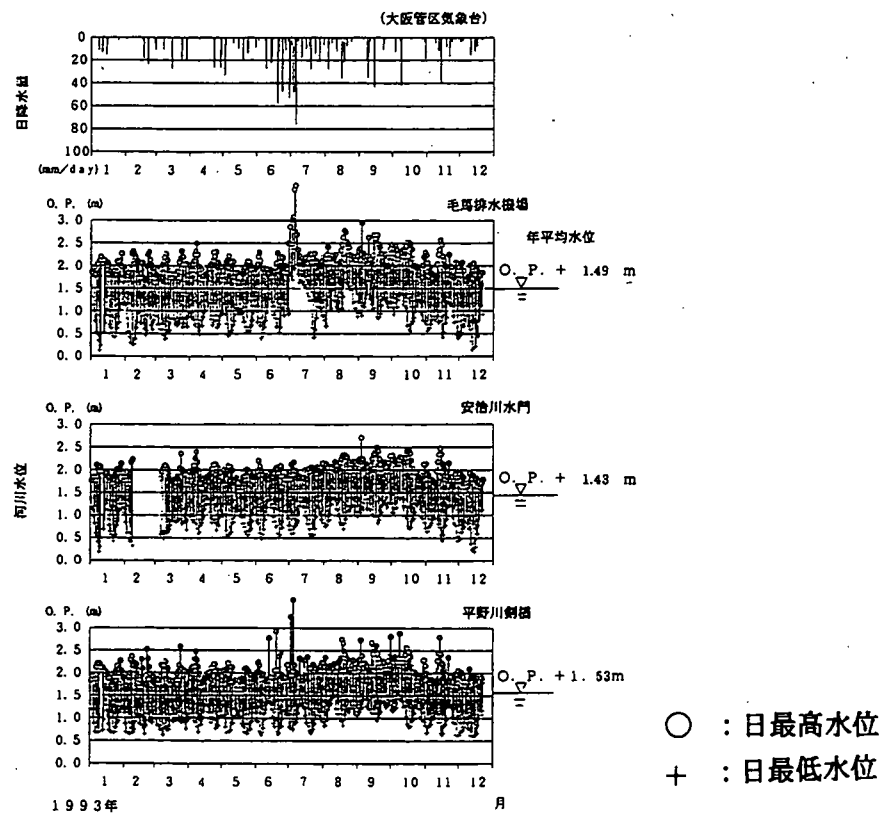


図4 大阪市内における河川(海)水位日変動範囲の経時変化例
(大阪府土木部河川課提供データによる)

そこで、毛馬排水機場の河川水位を代表として、それぞれの観測地点における沖積層の（日平均）地下水位との比較を図5に示す。生野以外では全体的に地下水位の方が河川水位よりも低く、特に野田と南恩加島では0.P. -2mおよび0.P. -1mと、河川水位の平均値よりも常時2m以上低い値を保っている。

さらに、全体的傾向を見るため、図3に河川水位と沖積層の地下水位の1993年平均値平面分布を示す。なお、観測井番号と観測井名のないデータは、最近観測をはじめた沖積層観測井における1999年平均地下水位である。平均的な河川水位が0.P.+1.5m程度であるのに対して、それより高い沖積層の地下水位（下線で示す）は内陸部など一部のみで全体的に地下水位は河川水位よりも低い。従って、もし両者が連続していれば、河川水といっても海水に近い表流水が沖積層の地下水の方へ流入して大規模な塩水化が発生する可能性が高い。

一方、本協議会の報告書（平成9,10,11年度地下水情報に関する報告書^{3), 4), 5)}の水質分析データにより、大阪市域の地下水の塩水化状況が明らかにされている。

仮に塩素イオン
(Cl^{-1}) 濃度
200ppm 以下を
淡水、それ以上
を塩水化と定義
すると、沖積層
での分布状況は
図3に示すとおりとなる。

自由地下水の
塩水化現象が見
られるのは、神
崎川周辺と埋立
地の海岸付近に
限定され、東大
阪地区はもちろん、西大阪地区
でも自由地下水
はほとんどが淡
水である。

以上のことよ
り、大阪平野に
おける沖積層の
自由地下水と河
川（海）水とは、
全面的には連続
していない側面
を有している。

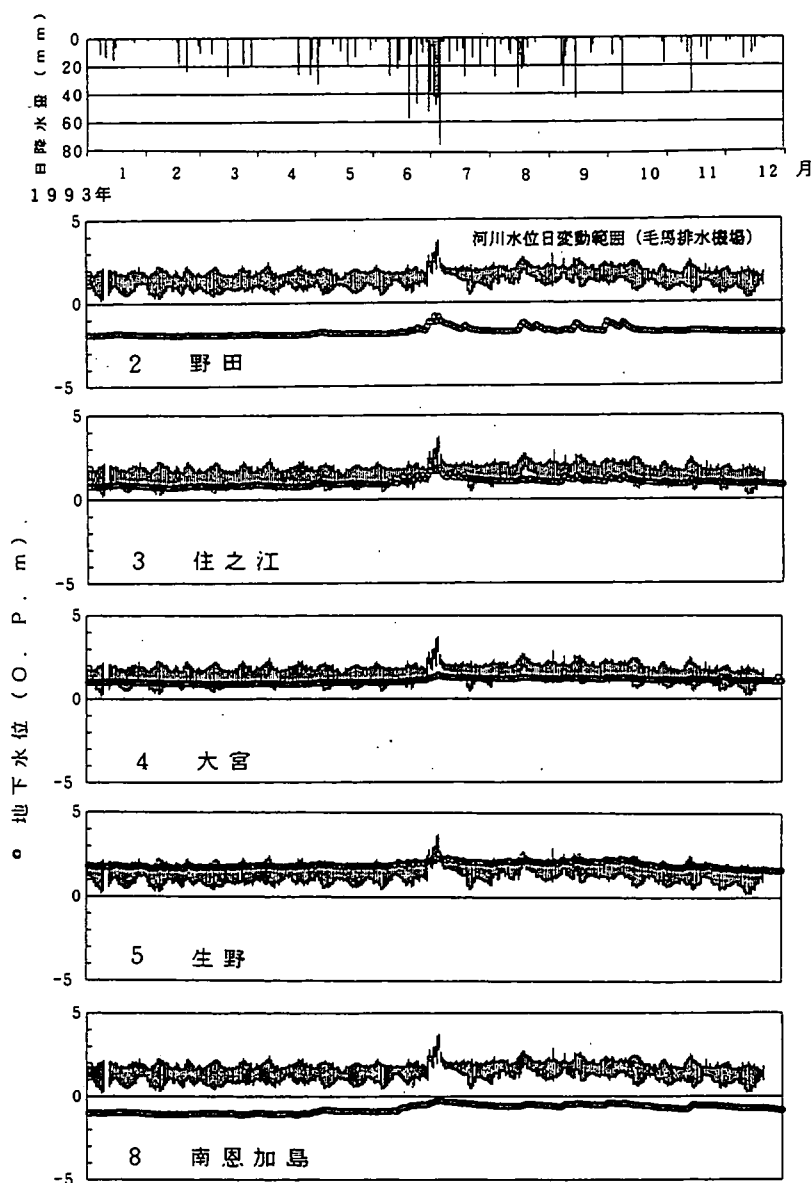


図5 沖積層（上部層）の自由地下水位と河川水位（毛馬排水機場）の経時変化比較図

表1 地下水位観測井諸元一覧表

グループ名	番号	観測井	管理者	地盤高 (O.P.m)	スクリーン深度 (G.L.-m)	推定帯水層
沖積層 (上部層)	2	野田	建設省	0.46	2.2~10.2	沖積層
	3	住之江	"	3.69	2.9~10.5	"
	4	大宮	"	3.79	2.7~8.7	"
	5	生野	"	5.49	2.2~18.2	"
	8	南恩加島	"	2.12	2.9~6.9	"
西大阪地区第一 洪積砂礫層	27	鶴町B	大阪市	3.70	25.0~30.0	第1洪積砂礫層
	28	此花	"	1.35	23.0~28.0	"
西大阪地区 大阪層群砂礫層	9	大和田	建設省	-0.24	40.1~48.6	大阪層群砂礫層
	11	豊中	大阪府	3.85	24.9~47.0	"
	26	天保山B	大阪市	3.58	96.0~100.5	"
	29	姫島	"	1.47	63.0~68.0	"
	30	十三	"	4.34	96.6~100.0	"
	31	中之島A	"	4.02	91.0~96.0	"
	32	" B	"	3.99	178.0~183.0	"
	34	港A	"	2.51	348.0~353.0	"
	36	" C	"	2.51	183.0~188.0	"
	39	柴島	"	4.85	170.0~175.0	"
東大阪地区 大阪層群砂礫層	6	新森小路	建設省	2.66	51.2~68.2	大阪層群砂礫層
	7	嶋野	"	2.49	23.2~27.2	"
	22	鴻池2	大阪府	4.22	170.0~191.0	"
	33	蒲生	大阪市	2.44	91.0~96.0	"
その他	1	長居	建設省	7.37	2.2~20.2	大阪層群砂礫層
	10	加美東	"	8.26	32.6~45.4	"
	12	吹田	大阪府	5.56	19.1~32.9	"
	13	庭窪1-1	"	4.73	34.0~49.5	"
	14	" 1-2	"	4.71	60.0~85.0	"
	15	" 1-3	"	4.74	208.0~238.5	"
	16	" 2-1	"	4.84	31.5~45.0	"
	17	" 2-2	"	4.86	59.0~101.0	"
	18	" 2-3	"	4.86	208.0~238.5	"
	19	南郷	"	3.53	37.7~50.0	"
	20	長瀬	"	9.76	129.8~140.0	"
	21	鴻池1	"	4.12	92.0~97.0	"
	23	堺5-1	"	5.09	25.3~50.0	第1洪積砂礫層
	24	" 5-2	"	5.20	68.0~132.0	大阪層群砂礫層
	25	" 5-3	"	5.20	160.5~299.1	"
	35	港B	大阪市	2.50	441.0~446.0	"
	37	生野A	"	5.90	13.5~16.5	大阪層群砂礫層
	38	" B	"	6.00	170.0~180.0	大阪層群砂礫層
	40	馬場町	"	25.31	144.7~149.7	"

3.2 帯水層のグループ分けと帯水層グループごとの連続性

観測井ごとの長期的な地下水位変動パターンとともに、それぞれの観測井の分布範囲やストレートナ深度と地層断面図等を比較検討することにより、帯水層のグループ分けや帯水層ごとの連続性の推定が可能である。

3.2.1 最近の地下水位変動状況と変動要因

表1の諸元を示す観測井のグループ（その他グループ除く）ごとにまとめた最近の地下水位（水頭）経時変化を月降水量の経時変化とともに図6に示す。なお、グループごとの観測井位置は図7に示すとおりである。また、下記の沖積層は不圧帯水層、第1洪積砂礫層および大阪層群砂礫層はいずれも被圧帯水層である。

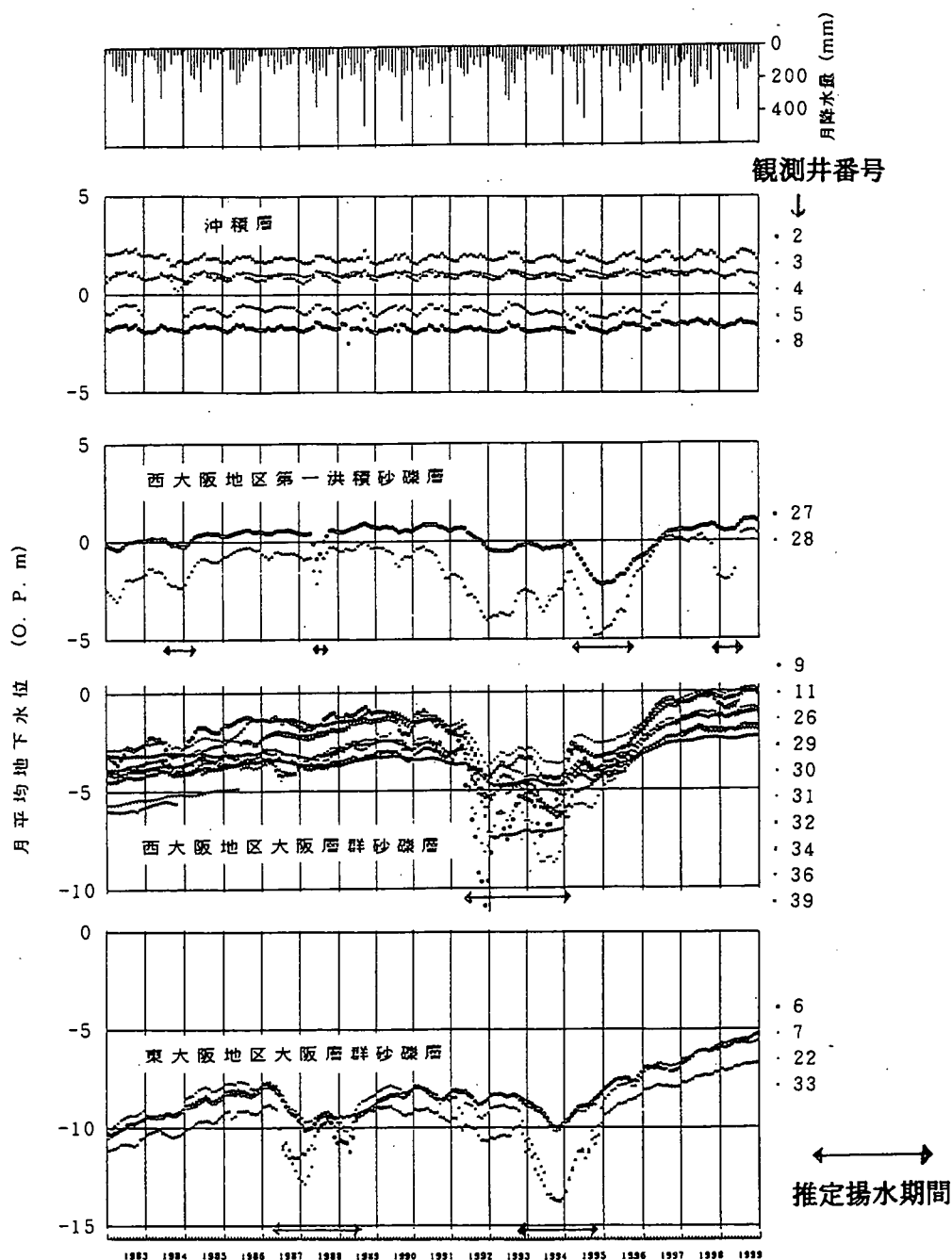


図6 大阪市内における最近の地下水位（水頭）経時変化図（帯水層グループ別）

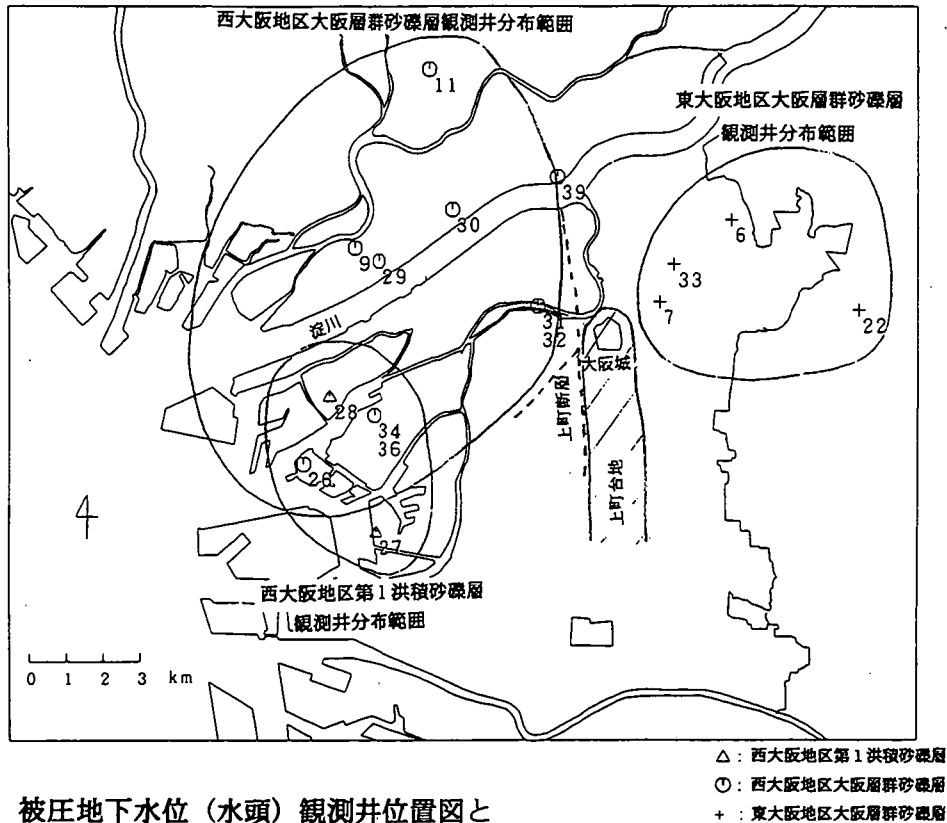


図7 被圧地下水位（水頭）観測井位置図とグループ別帯水層の観測井分布範囲

それぞれの地下水位変動の特徴は以下のとおりである。

沖積層の地下水位

図6に示すように、降水が多い夏季に高くなり冬季に低くなるという季節変動がわずかに（数10 cm程度）見られる他は、平均的な地下水位はほとんど一定の値を保っている。

西大阪地区第1洪積砂礫層の地下水位

特徴的な地下水位（水頭）低下時期は、1988年5月～9月、1995年3月～1997年6月、1998年11月～1999年5月である。長期的にみた場合には全体的に地下水位の上昇傾向が見られる。

西大阪地区大阪層群砂礫層の地下水位

地下水位は1992～1996年に大幅に低下していたが、1997年後半には地下水位低下以前の水位よりも若干高い水位にまで回復（上昇）し、それ以降はほぼ定常状態を示している。また、長期的にみた場合には全体的に地下水位の上昇傾向が見られる。

東大阪地区大阪層群砂礫層の地下水位

1987～1990年と1994～1995年の2回大きな地下水位低下がみられるが、1995年以降は一方的に上昇し、その傾向は1999年も継続している。また1999年時点でも地下水位がO.P.-5m以下となっており、他の帯水層の地下水位と比較して全体的に低い。

西大阪地区第1洪積砂礫層・同大阪層群砂礫層・東大阪地区大阪層群砂礫層の被圧地下水位（水頭）にはいずれも長期的な上昇傾向が見られるが、これは図1に示す1955～1965年（昭和30年台）の地盤沈下最盛期以降の揚水規制によるものである。また、これら3つのグループの地下水位は、多少重なるがそれぞれ異なる時期に一時的に大きく低下しており、これは各種地下工事（地下水位低下工法）に伴う大規模揚水の影響と考えられる。

3.2.2 帯水層の連続性の検討

(1) 沖積層と被圧帯水層の連続性

他の被圧帯水層の地下水位が長期的な上昇傾向と共に数m以上もの大幅な変動を示しているのに対して、沖積層の地下水位は長期的にはほとんど変化しないことから、沖積層と第1洪積砂礫層や大阪層群砂礫層の被圧帯水層とは、水理的にはほとんど完全に不連続となっているように見える。これは、沖積層における中部粘土層の遮水能力の高さによるものと考えられる。ただし、ここでは便宜的に沖積層をひとつのグループとしてまとめたが、観測地点ごとの平均地下水位は必ずしも一致せず、沖積層の地下水が互いに面的に連続しているかどうか、疑問が残る。

(2) 被圧帯水層どおしの連続性

3つの被圧帯水層グループの観測井分布範囲は図7に示すとおりである。言うまでもなく各帯水層は実際にはより広範囲に広がっているが、その正確な分布範囲を知るためには、地層分布だけでなく揚水の影響範囲などに関しての全体的でかつ詳細な検討が必要であるため、今後の課題としたい。図6により西大阪地区第1洪積砂礫層と同大阪層群砂礫層の両グループの地下水位経時変化と両グループの揚水時期との関係（特に、1992～1994年の後者揚水時期と1995～1996年の前者揚水時期）を詳細に比較すると、お互いに他のグループの揚水による地下水位低下の影響が見てとれる。この2つの帯水層は、同じ西大阪地区でMa12の粘土層を挟んで上下に分布しており、揚水井のストレーナ・パッカーの遮水性など検討の余地はあるが、両帯水層は何らかの経路（粘土層の不連続部・ボーリング孔跡・観測井自体などが推定される。）で連続している可能性が高い。さらに、観測井ごとの地下水位の関連性を定量的に比較するために、地下水位変動の大きな1987～1999年の期間におけるそれぞれの水位どおしの相関係数一覧を表2に示す。なお、降水量および河川水位と地下水位の相関については宇野ほか（1997）⁶⁾ 参照。

表2 観測井どおしの地下水位相関係数（1987年1月～1999年12月）

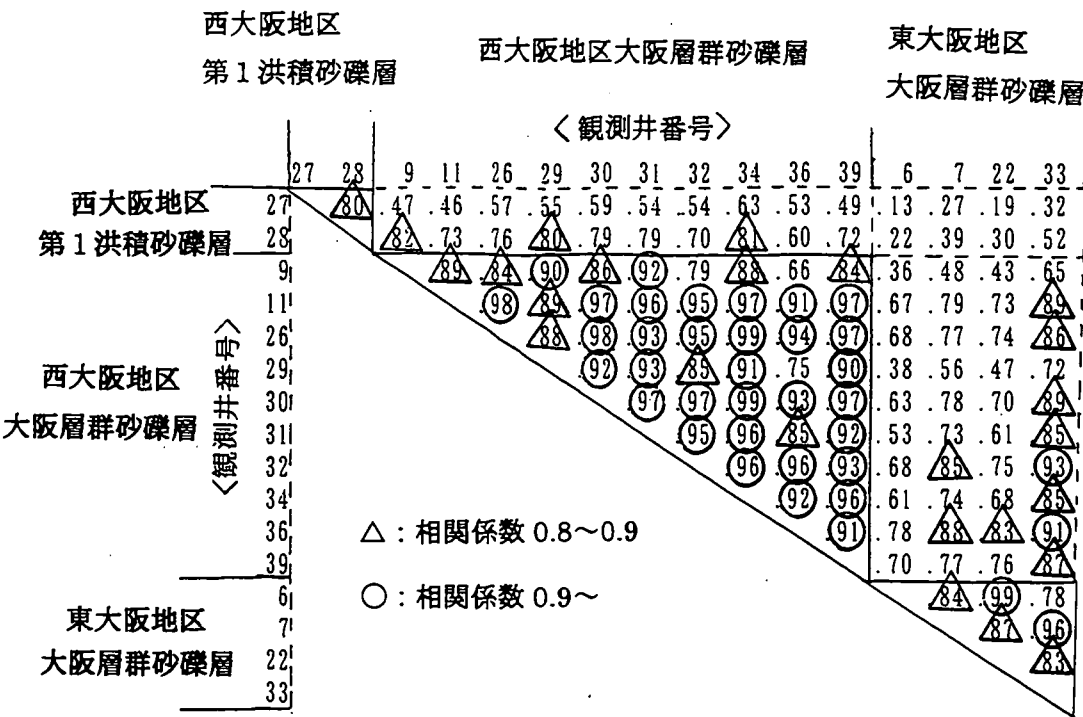


図6に示すように、各グループとも工事に伴う揚水が1992～1996年と集中し、地下水位低下の時期が多少重なったために、どの組み合わせの相関係数も全体的に大きい。同じグループの観測井どおしの相関係数は、当然ながらそのほとんどが0.8以上とさらに高くなっている。また、東大阪地区大阪層群砂礫層グループの中でも西大阪地区に近い観測井番号33（蒲生）や7（鳴野）は、西大阪地区大阪層群砂礫層の各観測井とも相関が高く、両者は間接的に連続している可能性が高い。従って、西大阪地区の第1洪積砂礫層と大阪層群砂礫層が連続しているという、前述のことと合わせて考えると、被圧帯水層の3グループはそれぞれ何らかの形で部分的あるいは間接的に連続しているようである。相関が非常に良い2ケース（同じグループの観測井どおしで、相関係数0.98以上）と、相関が良くない1ケース（別のグループの観測井どおし）の合計3ケースについて、実際の地下水位の相関図を図8に示す。

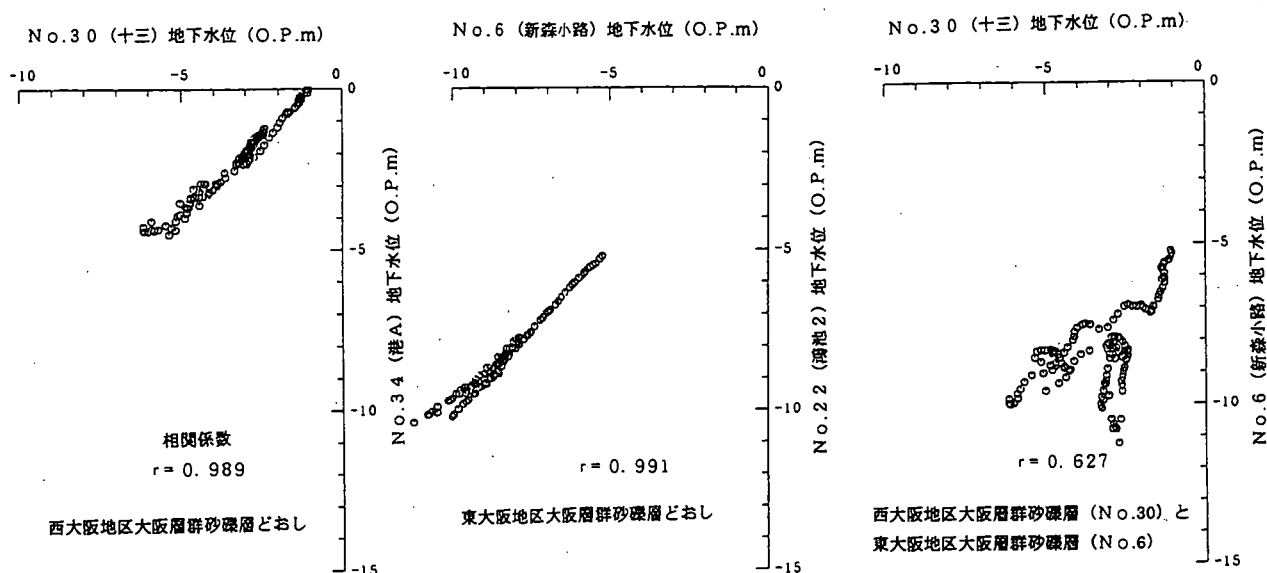


図8 観測井ごとの地下水位相関例（1987年1月～1999年12月）

図7および表1に示すように、西大阪地区大阪層群砂礫層のグループのNo.30とNo.34の水平距離は約5kmでストレナの深度差は約250m、また東大阪地区大阪層群砂礫層グループのNo.6とNo.22の水平距離は約4kmでストレナの深度差は100m以上とそれぞれ相当離れているにもかかわらず、地下水位変動に関してほとんど1:1の線形関係があることから、これらはほとんど直接的に連続した同一帯水層のように見えることは興味深い。一方、別のグループのNo.30とNo.6では、相関係数0.627と相対的に相関が悪い。

4 西大阪地区第2洪積砂礫層の水理定数と揚水による地下水位低下の影響

西大阪地区大阪層群砂礫層のグループにおける1992～1996年の地下水位低下（図6）は、梅田付近での工事に伴う第1および第2洪積砂礫層の揚水に対応していると推定されるが、特に初期の1992年の揚水対象層は第2洪積砂礫層のみということであった⁷⁾。そこで、地下水位が最低となる1992年11月のデータを用い、定常状態を仮定して若干の解析を試みた。

図 9 は工事用観測井（間隙水圧計）と沖積層を除く全グループの観測井の位置図である。揚水による地下水位低下に対して上町断層が何らかの形で影響を及ぼすことが推定されるため、併せて揚水中心位置と上町断層の位置も示している。

工事用観測井 a ～ e は、いずれも揚水中心の西側にほぼ東西方向に並んで位置し、揚水対象層と同じ第 2 洪積砂礫層を対象としている。また、工事用観測井 f ・ g^{8)・9)} は、揚水中心の東側に位置し、しかも多数のボーリング調査により詳細な位置が確認された上町断層をはさんでその両側に設置されたものであり、間隙水圧計の設置深度は a ～ e と同程度であるが、地層が複雑なために測定対象の帯水層は不明である。工事用以外の観測井（ほとんどが、揚水対象層ではない。）は、揚水時における地下水位低下の影響度合いによって、マーク（○・△・×）を変えている。

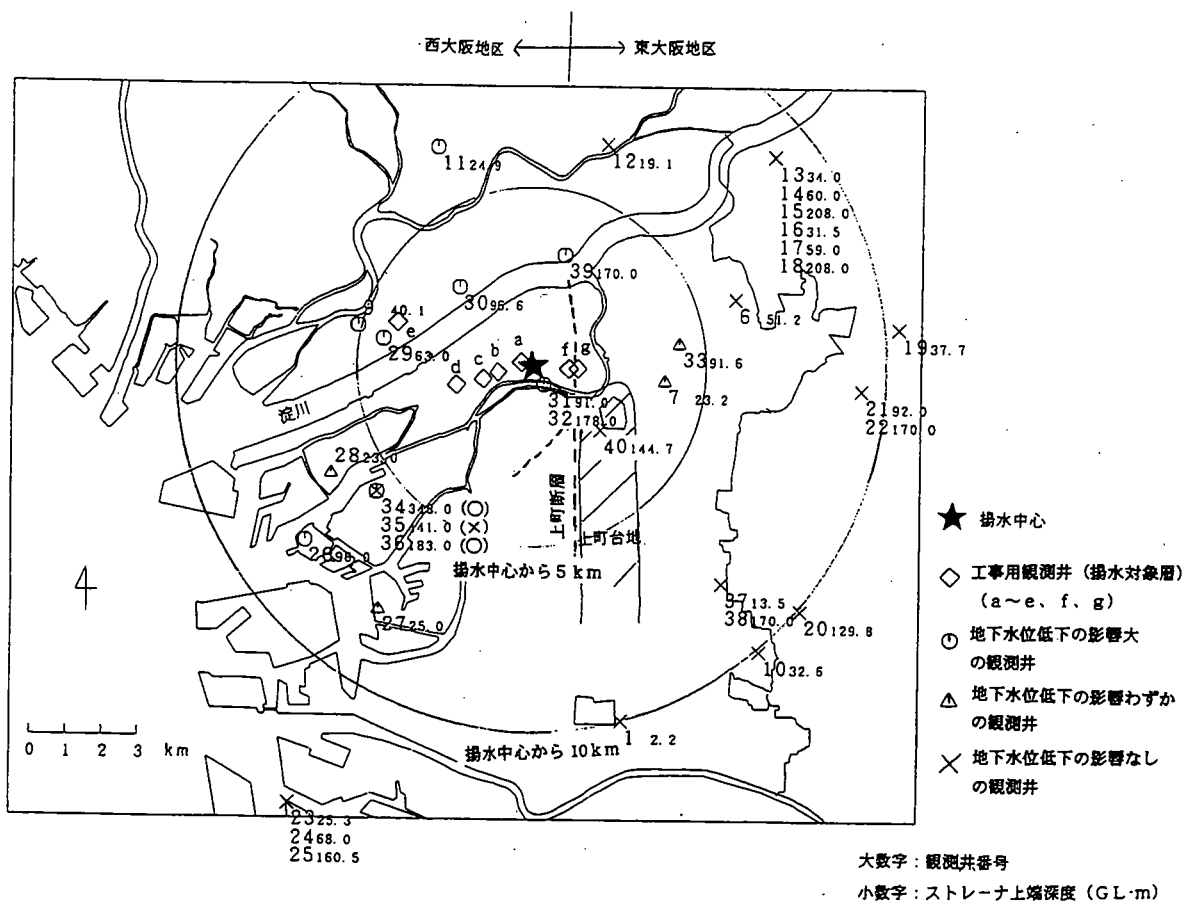


図 9 西大阪地区第 2 洪積砂礫層揚水時の地下水位低下影響範囲

4.1 第 2 洪積砂礫層の水理定数

図 10 は揚水中心からの距離の対数と地下水位低下量の関係を示したものであるが、揚水中心からみて西側の工事用観測井 a ～ e のデータはほとんど一直線上にプロットされ（◇印）、理想的な定常井戸理論（Tiem 式）が適用できる。そこで直線勾配をもとめ、そのときの推定総揚水量 $Q = 50\text{m}^3/\text{min}$ をあてはめて計算すると、透水量係数 T は $2\text{m}^2/\text{min}$ と非常に大きな値（大阪市内の揚水試験結果によると、透水量係数 T (m^2/min) は、 10^{-1} 乗オーダーが多い。）となる。また、図 10 より影響圏半径 R は 23.5km である。

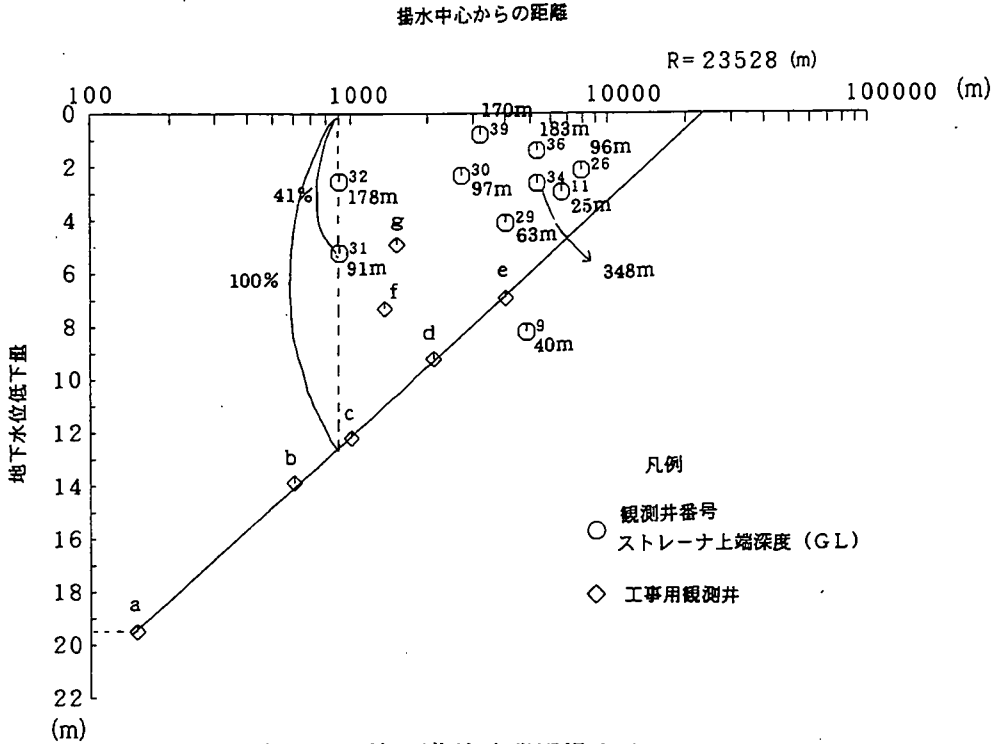


図 10 西大阪地区第 2 洪積砂礫層揚水時の地下水位低下量

4.2 揚水による地下水位低下の影響

4.2.1 水平方向の影響

図 9 に示すように、上町断層以西の西大阪地区では、揚水対象層以外の深部にまで地下水位低下の影響が明白に及んでいるのに対し、上町断層以東の東大阪地区では、観測井 N o. 7 および N o. 33 (東大阪地区大阪層群砂礫層グループ) でわずかに揚水の影響が見られる他は、深度にかかわらずほとんど揚水の影響がない。また、図 10 により上町断層をはさんで設置された工事用観測井 f・g のデータをみると、いずれの地下水位低下量も理論式 (直線) で予測される値よりも小さく、また両者を比較すると断層の東側の g の値が西側の f の値よりもさらに小さい。従って、西大阪地区での揚水による地下水位低下の影響に対して、上町断層あるいは上町台地がある程度遮断効果をもつのは間違いない。ただし、見方を変えると、上町断層自体は遮水壁として完全には機能していないようであり、これは、先に述べた東西両大阪地区の大阪層群砂礫層の連続性とも調和する。また、図 9 に示すように、大阪市南部に位置する N o. 23, 24, 25 (堺 5-1, 5-2, 5-3; 図中のストレーナ上端深度参照) でも、深度にかかわらず地下水位低下の影響がみられない。

以上により、西大阪地区の第 2 洪積砂礫層で揚水した場合の東部方向と南部方向の実際の影響圏半径 R は、西大阪地区での値 (23.5 km) よりも小さい (東部で 5 km 程度、南部で 10 km 程度) と言えよう。

4.2.2 鉛直深度方向の影響

図 10 には工事用観測井のデータ (◇) とともに、西大阪地区大阪層群砂礫層のグループのデータ (○) もプロットしているが、N o. 9 以外の水位低下量はすべて理論式 (直線) よりも小さい。西大阪地区大阪層群砂礫層のデータについては、観測井のストレーナの上端深度を図 10 中に併記しているが、N o. 9 以外は揚水対象層 (第 2 洪積砂礫層) よりもさらに深い帯水層が対象となっており、揚水対象層からの鉛直方向の深度差 (厳密には、土質を考慮した深度差が重要) の影響も大きいと考えられる。

地下水位低下に対する深度の影響と上町断層との位置関係の影響の両影響を分離することは困難であるが、西大阪地区の第2洪積砂礫層での観測井位置における地下水位低下量が、理論式(図10の直線)に一致すると仮定して、深度の影響を検討してみた。すなわち、各観測井と揚水中心との水平距離から理論式によって推定される第2洪積砂礫層での地下水位低下量を100%として、深度差(鉛直方向の距離)による地下水位低下率の違いをみた(図10のNo.31地点における計算例参照)。結果を、南北方向と東西方向の地層断面図、図11(1)・(2)に示す。揚水対象層との深度差が約30mのNo.11における地下水位低下率は58%、同じく揚水対象層との深度差が約30mと120mとなるNo.31、32での地下水位低下率はそれぞれ41%と20%である。また、揚水対象層との深度差が約40mのNo.26における地下水位低下率は50%と、いずれも深度方向に地下水位低下率が減少している。しかしながら、同じ位置で深度の異なるNo.36とNo.34における地下水位低下率を比較すると、揚水対象層との深度差が約300mのNo.34の値が46%であり、同じく深度差が約120mのNo.36の値25%よりも大きくなっている場合もある。これについては、観測井のストレーナにおける遮水性の問題など検討の余地もあるが、3次元的に複雑な経路で帯水層どおしが連続している可能性がある。因みに、同じ平面位置でより深部のNo.35地点(港B、揚水対象層とストレーナ上端との深度差約400m)では、地下水位低下率はほぼ0で、地下水位低下の影響はみられない。

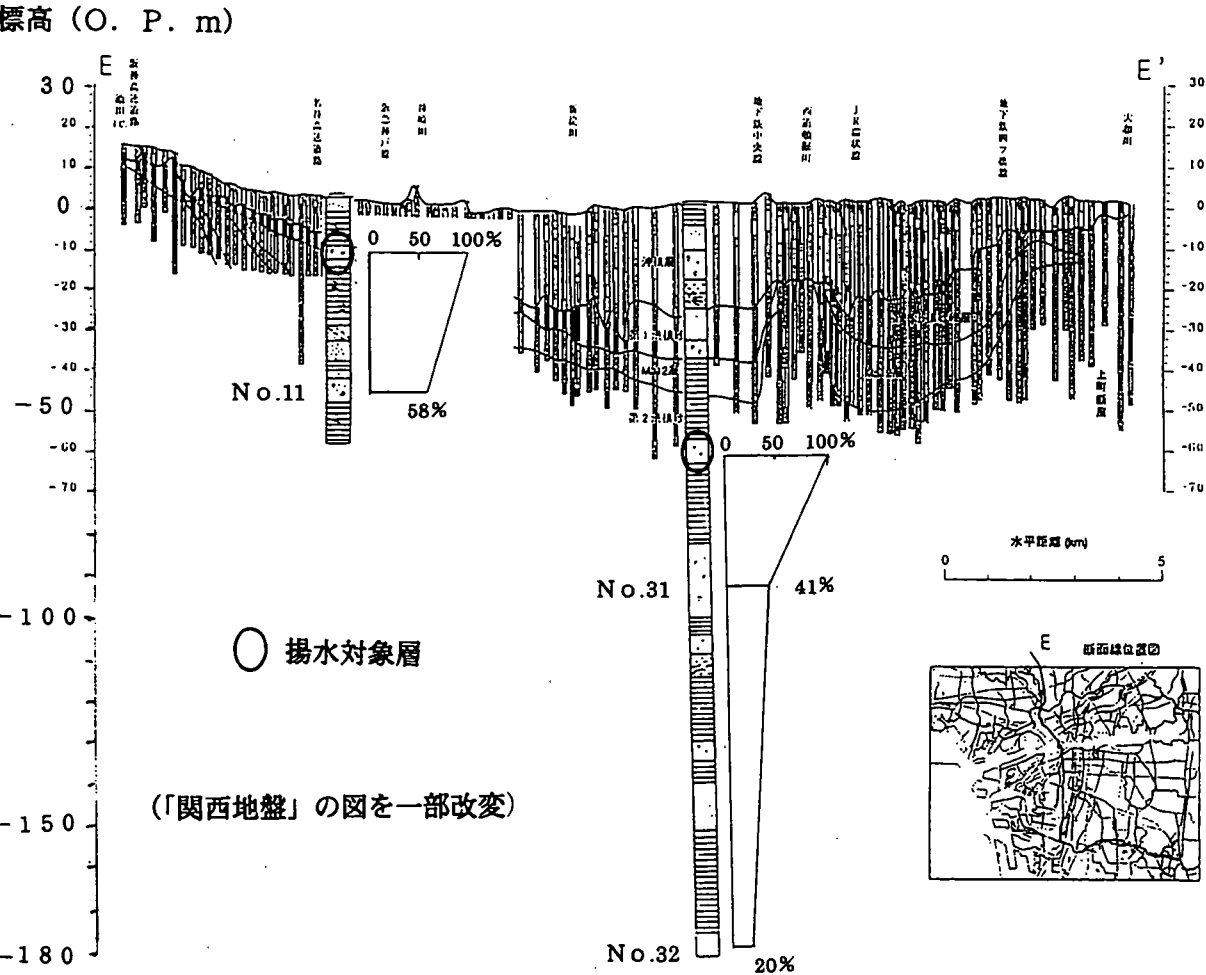


図11 (1) 鉛直方向の地下水位低下率変化図(南北方向地層断面図)
(図10より、各観測地点の揚水対象層における理論的地下水位低下量を100%として、求める。)

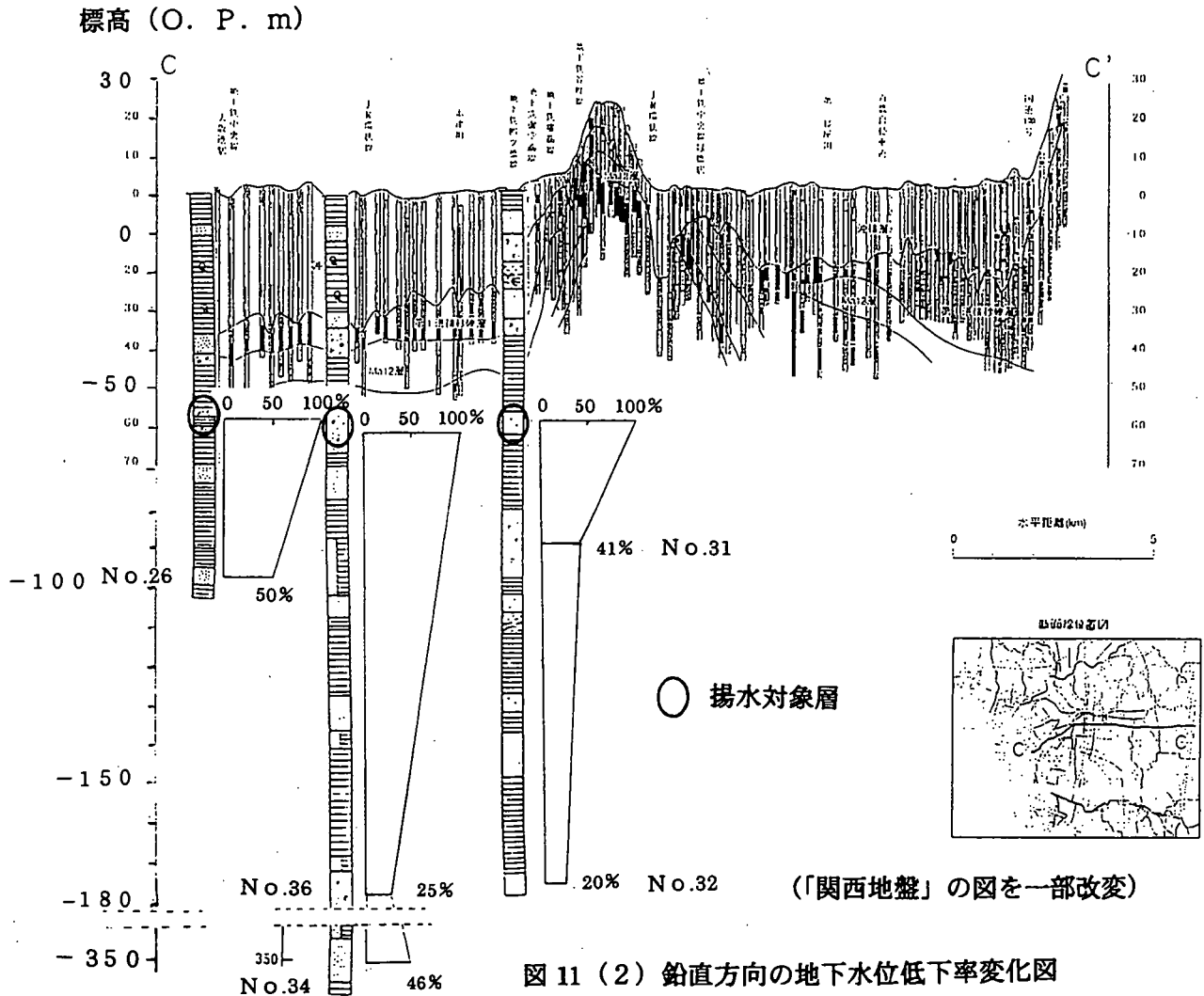


図 11 (2) 鉛直方向の地下水位低下率変化図

(東西方向地層断面図)

(図 10 より、各観測地点の揚水対象層における理論的地下水位低下量を 100% として、求める。)

5 おわりに

以上の結果をまとめると以下ようになる。

- (1) 河川水の水位が自由地下水の水位より常時高いにもかかわらず、地下水の塩水化が一部に限られることから、河川水と沖積層（上部層）の自由地下水とは全面的には連続していないようである。
- (2) 被圧地下水の地下水位が経年的に大きく変動するのに対し、沖積層（上部層）の自由地下水位がほとんど変化しないことから、自由地下水は第 1 洪積砂礫層以深の被圧地下水とも連続していないようである。
- (3) 地下水位変動パターンや地層分布により、被圧地下水の帯水層は、第 1 洪積砂礫層（ほぼ従来の天満砂礫層に相当）および西大阪地区と東大阪地区の大阪層群砂礫層の 3 層にグループ分けができる。
- (4) 西大阪地区第 2 洪積砂礫層での揚水による地下水位低下状況からみて、上町断層自体は遮水壁として充分機能していないようである。
- (5) 工事による地下水位低下を揚水試験とみなして試算すると、西大阪地区における第 2 洪積砂礫層の西部方向の影響圏半径 R は約 23.5 km、透水量係数 T は $2 \text{ m}^2/\text{min}$ と、いずれも非常に大きな値となる。

- (6) 第2洪積砂礫層で揚水した場合、深度方向の地下水位低下率は水平方向の低下率よりも大きいケースが多いことをデータに基づいて示した。

謝辞

本研究を実施するに際して、貴重なデータを提供していただいた地下水地盤環境に関する研究協議会の会員各位、および沖積層自由地下水における塩水化状況についてご教示いただいた日本地下水理化学研究所の鶴巻道二氏に対して心より感謝申し上げます。

引用文献

- 1) 大阪市内地盤沈下・地下水位観測結果報告書(2000); 大阪市環境保健局環境部.
- 2) 「関西地盤」(1992); ((社) 土質工学会関西支部・関西の大深度地盤の地質構造とその特性の研究委員会・地下空間の活用と技術に関する研究協議会編) .
- 3) 平成9年度地下水情報に関する報告書(1998)、地下水地盤環境に関する研究協議会.
- 4) 平成10年度地下水情報に関する報告書(1999)、同上.
- 5) 平成11年度地下水情報に関する報告書(2000)、同上.
- 6) 宇野尚雄・飯田智之・神谷浩二(1997): 大阪平野の地下水位に及ぼす降水量と河川水位の影響、地下水地盤環境に関するシンポジウム'97発表論文集.
- 7) 片福連絡線シールド地盤変状計測結果の総合分析および揚水に伴う地下水位と地盤変状分析業務(開削編) 報告書(1996) .
- 8) 片福連絡線南森町駅及び西線路建設受託工事(1工区) 計測工報告書(1996) .
- 9) 片福連絡線南森町駅及び西線路建設受託工事(2工区) 計測工報告書(1997) .

大阪平野の地下水位回復から読みとれること

岐阜大学工学部

神谷浩二 宇野尚雄

西濃コンサルタント(株) 柘植良吾

1. まえがき

大阪平野の地下水位は、地盤沈下の抑制のために'60年代前半に揚水規制されてから、最大で30mほど回復している(後述の図-1参照)。近年、微量ながら水位上昇が継続しているために、地盤災害や地下工事への悪影響が懸念されている。

本報告は、規制による地下水位の回復性状を二つの視点からマクロ的に考察したものであり、将来の地下水位の適正なあり方を検討する際の資料になるよう期するものである。一つ目は、「単純モデル」手法に基づいて¹⁾、地下水位変動に対して揚水量と降雨量の2要因の影響関係をそれぞれ分析して特定化したものである。二つ目は、30年余の期間における地下水位の回復と'90年代における大規模な工事揚水後の水位回復のそれぞれについて、井戸揚水理論に基づき、帯水層定数の試算や揚水度の推定を行ったものである。

2. 地下水位と揚水量・降雨量の経年変化

(1)地下水位： 図-1は、大阪市における年平均地下水位の経年変化の例を示したものである²⁾。図中に代表的傾向を示した○印のように、地下水位は'63年の揚水規制以降の十数年間で20m程度の回復をして、最近20年間では、'90年代前半の大規模な工事揚水の影響で水位低下がみられるけれども、毎年0.1~0.2mで水位が上昇する傾向にある。

(2)揚水量： 図-2は、公表されている各市の日平均揚水量データ('63~'98年、工事揚水を含まない)を用いて³⁾、大阪市とその周辺11市のそれぞれにおける揚水量の年代的变化を示したものである。また、大阪市、その北部地域(豊中市、吹田市)、東部(摂津市、寝屋川市、守口市、門真市、大東市、東大阪市)、南部(堺市、松原市、八尾市)のそれぞれに大別して、揚水量の経年変化を示したものが図-3である。大阪市での揚水量は、'63年に約260千($\text{m}^3/\text{日}$)であり、周辺地域に較べるとかなり多い。そして、それ以降は大幅に減少して、約5千($\text{m}^3/\text{日}$)の横ばい傾向が続いている。

一方で、揚水量公表データの'76年以降では揚水量が深度別に示されており³⁾、大阪市とその周辺

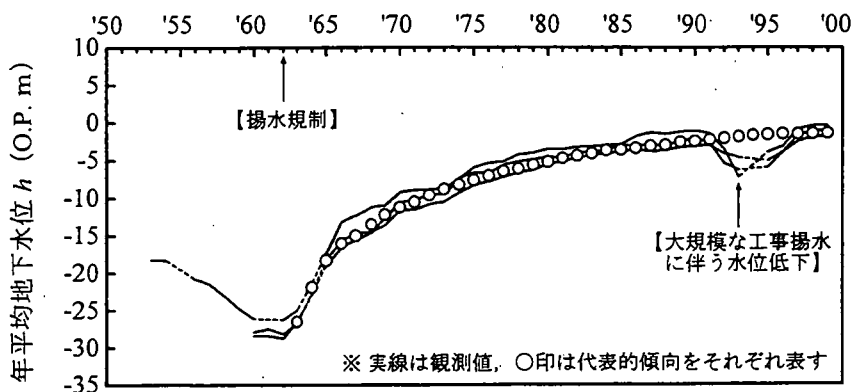


図-1 大阪平野における地下水位の経年変化の例

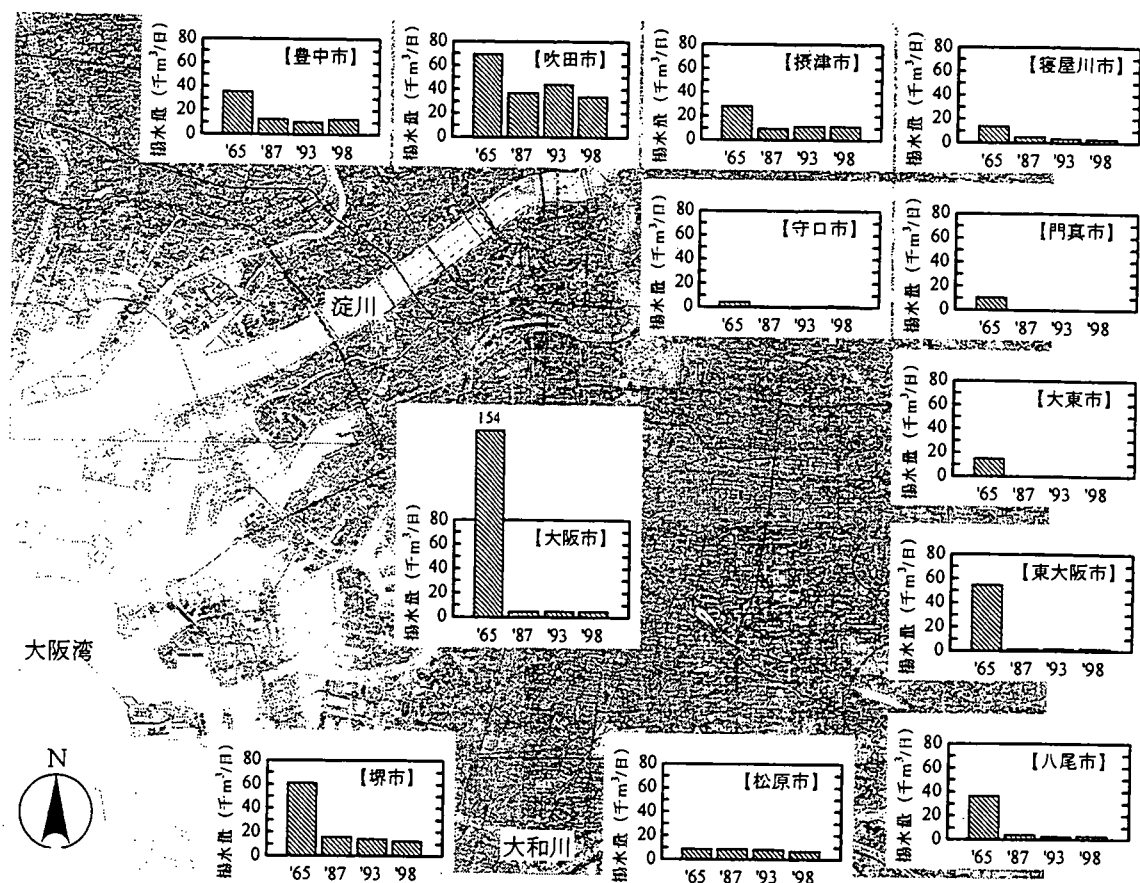


図-2 大阪平野・12市における日平均揚水量の年代的变化

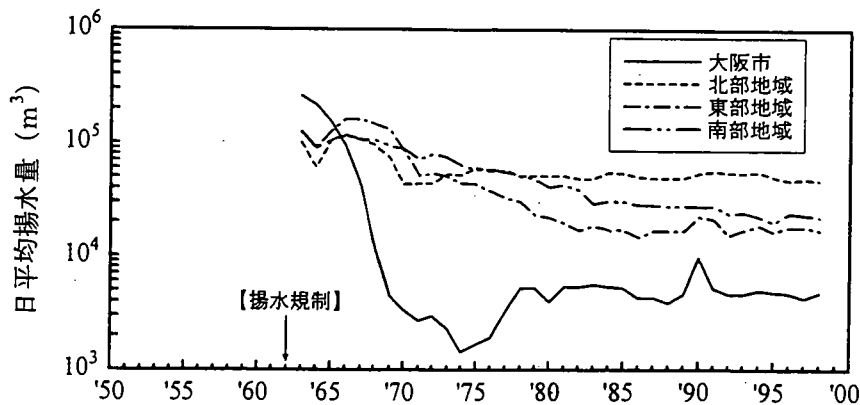


図-3 市地域別揚水量の経年変化

11市における深度別揚水量の例を図-4に示す。更に、その公表データに基づき、図-5の実線は、大阪市とその北部・東部・南部地域のそれぞれに大別して、深度が100m以浅と以深に区分したときの揚水量の経年変化を示したものである。なお、図-5には、図-3の市地域別の揚水量と図-4のような深度別変化の傾向とから、'63～'75年の期間の深度別揚水量を推算し整理したものを破線で併記した。図-4や図-5によれば、大阪市では深度0～100m範囲の帯水層で揚水量が多いのに対して、周辺地域では100m以深で揚水量が多いことが認められる。

(3)降雨量： 図-6は、大阪管区气象台・大阪観測所による'63年から'99年までの年総降雨量の経年変化を示したものである。豊水年と渇水年の間には降雨量に最大で1000mm程度の差があるが、この期間での平均値は約1300mmである。

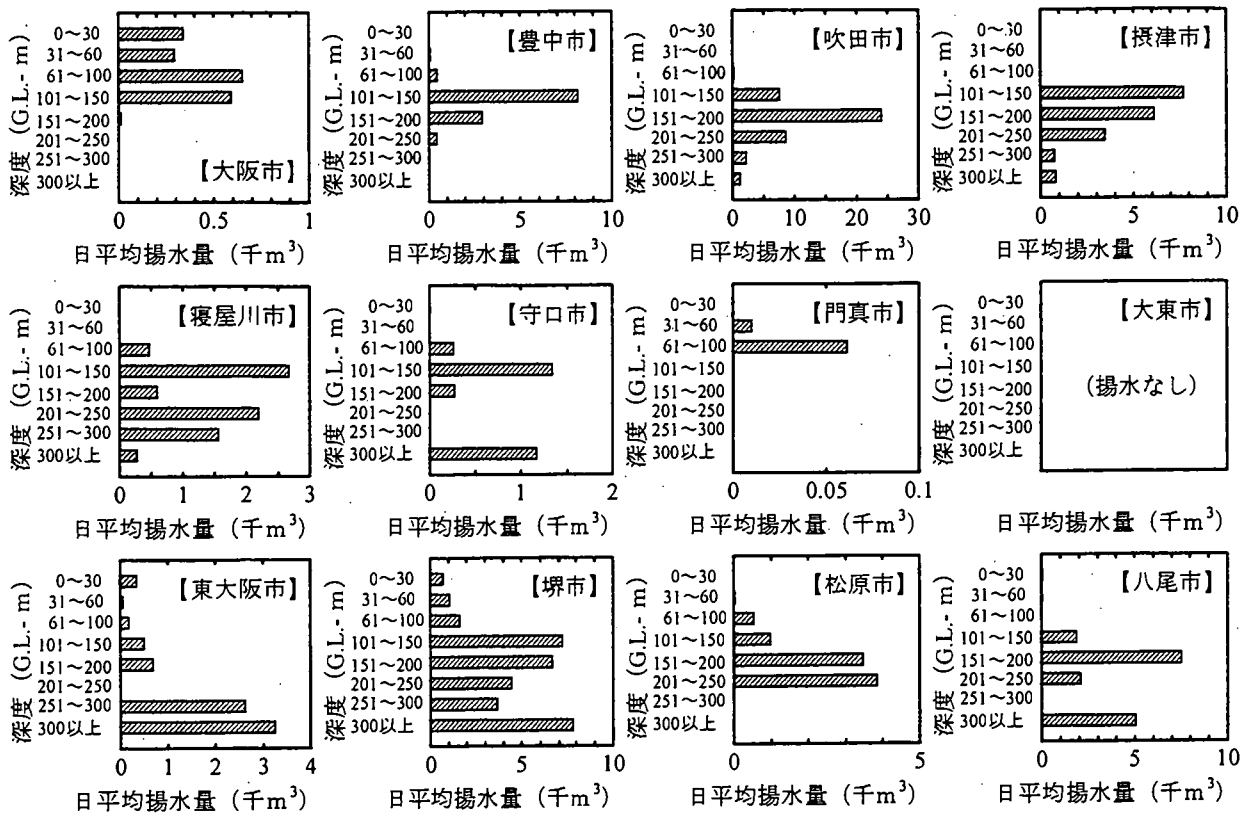


図-4 大阪平野・12市における深度別日平均揚水量('76年)

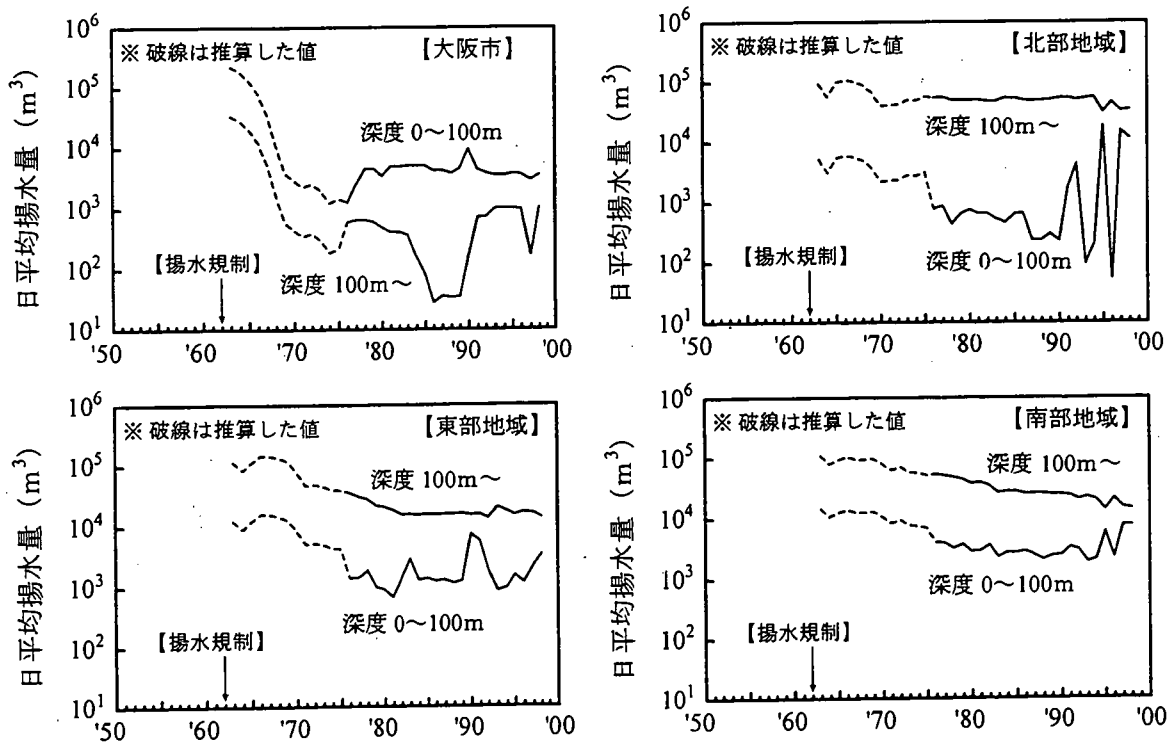


図-5 深度100m以浅と以深のそれぞれでの日平均揚水量の経年変化

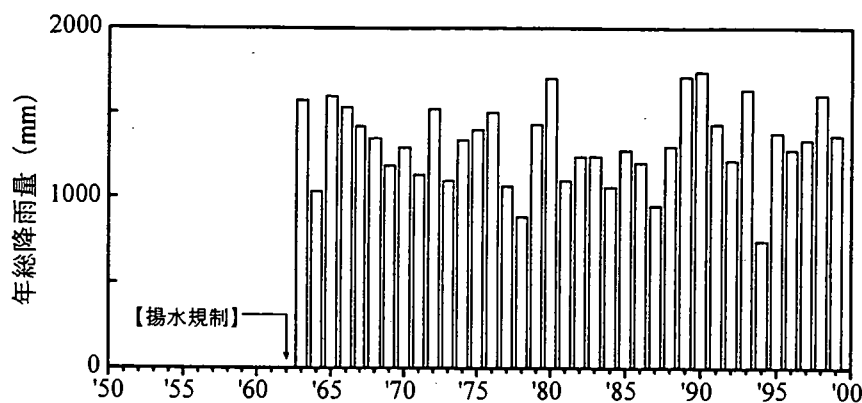


図-6 大阪市における年総降雨量の経年変化('63～'99年)

3. 「単純モデル」による降雨量・揚水量の影響分析

(1) 単純モデル式と重回帰分析： 地下水位は降雨等の影響要因との関係で線形重回帰式によって表現する「単純モデル」手法に基づく¹⁾、大阪市の年平均地下水位 h (m (O.P.)) は、年総降雨量 R_F (mm)、大阪市での日平均揚水量 Y (m³)、周辺地域での日平均揚水量 y_i (m³) を用いて、次式で表される。

$$A_0 h = a R_F - b Y - \sum (c_i y_i) + d \quad (1)$$

ここに、 A_0 (m²) は大阪市の面積、 a (m³/mm) は降雨量影響係数で有効涵養面積に相当するもの、 b は大阪市での揚水量影響係数、 c_i は周辺地域での揚水量影響係数、 d (m³) は定数である。なお、地下水は河川から涵養されることが考えられるが、河川水位と降雨量は相関が強いので降雨量のみを用いる。

さて、'63～'98年の期間を対象に、図-1に○印で示した地下水位 h 、図-5に示した大阪市における深度100m以浅と以深での揚水量 Y および北部・東部・南部地域のそれぞれにおける深度100m以浅と以深での揚水量 y_i 、図-6に示した降雨量 R_F の値をそれぞれ用いて、単純モデル式(1)に従い最小二乗法によって重回帰分析する。そして、各回帰係数 (a , b , c_i , d) の信頼度 (t 値) が低い場合には、その説明変数 (R_F , Y , y_i) を取り除いたときの単純モデル式に書き改める。更に、その書き改めた式を用いて再び回帰分析する手順を繰り返した。一方で、“降雨があれば地下水位は上昇して、揚水があれば地下水位は低下する”という単純モデルでの条件を各回帰係数が満たさない場合について、その説明変数を取り除いて回帰分析した。

上述の手順で得られた回帰係数(降雨量影響係数、揚水量影響係数、定数)を表-1に示し、表中の各回帰係数値に添えた括弧内の数値は t 値を表す。この表中のⅠ～Ⅴの段階では t 値が小さい回帰係数から順にその説明変数を取り除き、Ⅵは t 値が小さいものと上記の単純モデル条件を満たさない説明変数をそれぞれ取り除いたときの結果である。そして、表-1のⅥで示されるように、大阪市の地下水位 h は、降雨量 R_F 、大阪市での深度100m以浅の揚水量 Y_s 、南部地域での深度100m以深の揚水量 y_{sd} の3要因に支配的に影響されることが分析され、先の式(1)に対比して次の関係式(2)を得た。

$$h = (a/A_0) R_F - (b_s/A_0) Y_s - (c_{sd}/A_0) y_{sd} + d/A_0 \quad (2)$$

なお、式(2)による重相関係数は0.992であり、図-7には地下水位の観測値と式(2)による再現値とを対比して示すが、良好な精度で水位変動は再現される。

(2) 降雨量・揚水量の影響： 表-1の段階Ⅵによれば、式(2)の係数 $a/A_0 = 8.9 \times 10^{-4}$ である。これは、先述した図-6の平均降雨量1300mmに対しては、年平均地下水位が1.16m上昇することを表す。また、この係数値は、 a (m³/mm) を $1000a$ (m³/m) に置き換えると、大阪市の面積 A_0 に対して降雨量の効く浸透面積 $1000a$ が89%であることを意味する。しかしながら、貯留係数 $S=0.2$ を仮定すると、

表-1 回帰係数(降雨量影響係数, 揚水量影響係数, 定数)

段階	降雨量 影響係数	大阪市・ 揚水量影響係数		北部地域・ 揚水量影響係数		東部地域・ 揚水量影響係数		南部地域・ 揚水量影響係数		定数
	a/A_0 (m^3/mm)	100m以浅 $-b_s/A_0$	100m以深 $-b_d/A_0$	100m以浅 $-c_{ns}/A_0$	100m以深 $-c_{nd}/A_0$	100m以浅 $-c_{es}/A_0$	100m以深 $-c_{ed}/A_0$	100m以浅 $-c_{ss}/A_0$	100m以深 $-c_{sd}/A_0$	d/A_0 (m^3)
I	5.2×10^{-4} (0.92)	-1.0×10^{-4} (-2.69)	5.2×10^{-4} (1.33)	-5.5×10^{-6} (-0.07)	3.5×10^{-5} (1.99)	6.7×10^{-5} (0.61)	-5.4×10^{-6} (-0.30)	-9.5×10^{-6} (-0.04)	-1.5×10^{-4} (-6.85)	-1.4 (-1.28)
II	5.2×10^{-4} (0.94)	-1.0×10^{-4} (-2.78)	5.1×10^{-4} (1.38)	-8.1×10^{-6} (-0.18)	3.5×10^{-5} (2.14)	6.6×10^{-5} (0.64)	-5.5×10^{-6} (-0.31)		-1.5×10^{-4} (-8.65)	-1.4 (-1.35)
III	4.9×10^{-4} (0.95)	-1.0×10^{-4} (-2.98)	4.9×10^{-4} (1.45)		3.6×10^{-5} (2.82)	6.5×10^{-5} (0.65)	-7.0×10^{-6} (-0.46)		-1.5×10^{-4} (-10.51)	-1.5 (-1.63)
IV	5.3×10^{-4} (1.06)	-9.2×10^{-5} (-3.19)	4.2×10^{-4} (1.42)		3.3×10^{-5} (3.17)	3.3×10^{-5} (0.47)			-1.5×10^{-4} (-21.30)	-1.3 (-1.64)
V	6.0×10^{-4} (1.24)	-9.2×10^{-5} (-3.22)	4.1×10^{-4} (1.42)		3.5×10^{-5} (3.80)				-1.5×10^{-4} (-24.71)	-1.5 (-2.11)
VI	8.9×10^{-4} (1.57)	-4.9×10^{-5} (-16.10)							-1.4×10^{-4} (-25.10)	-0.5 (-0.67)

※ 表中の括弧内の値は t 値である。

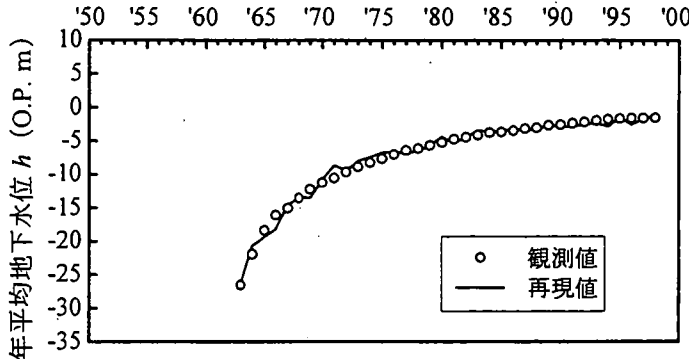


図-7 単純モデルによる大阪市・地下水位の再現性

実際の浸透面積は A_0 の 18% であることが推定される。

一方, 式(2)の係数 $-b_s/A_0 = -4.9 \times 10^{-5} = -0.49 \times 10^{-4} \text{ (1/m}^2\text{)}$ である。これは, 大阪市浅層で日平均 10 千 (m^3) の揚水があれば, 大阪市の地下水位は年平均で 0.49m の低下を生じることを意味している。また, 式(2)の係数 $-c_{sd}/A_0 = -1.4 \times 10^{-4} \text{ (1/m}^2\text{)}$ であり, 南部地域深層で 10 千 (m^3) の揚水があれば 1.4m の低下を生じる。従って, 大阪市の地下水位変動は, 大阪市内での揚水に較べると, 南部地域でのものに影響され易いと解釈された。

4. 井戸理論からみた揚水量の影響

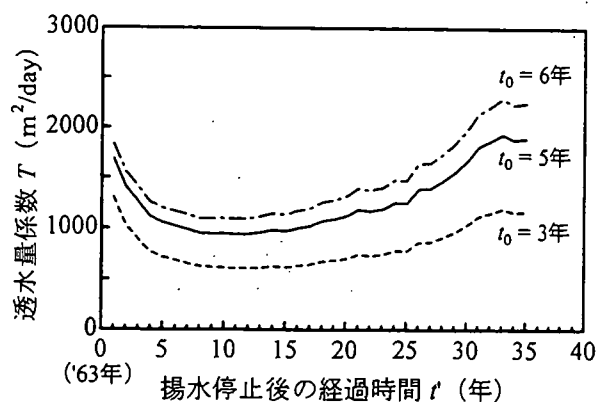
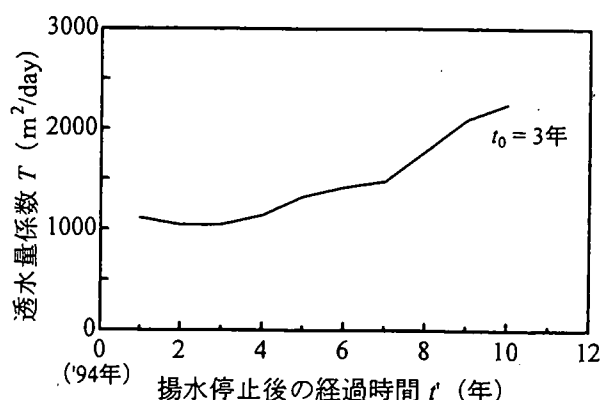
(1) Jacob 式による水位低下量: 大阪市での揚水が一本の大きな井戸によるものと仮定して, 井戸理論を用いて揚水と地下水位変動の関係を分析する。被圧地下水について, Jacob による非定常井戸理論式に基づくと, 揚水開始後の経過時間 t_0 で揚水を停止した後に, t_0 からの経過時間 t' のときに地下水位は次の関係で回復する。

$$s(t_0 + t') - s(t') = \frac{2.30Q}{4\pi T} \log_{10} (1 + t_0/t') \quad (3)$$

ここに, $s(\text{m})$ は地下水位低下量, $Q(\text{m}^3/\text{day})$ は井戸揚水量, $T(\text{m}^2/\text{day})$ は透水量係数である。一方で, 定常井戸理論式によれば, 経過時間 t_0 のときの揚水井水位低下量 $s_0(\text{m})$ は次式で表される。

$$s_0 = \frac{2.30Q}{4\pi T} \log_{10} (R/r_0) \quad (4)$$

ここに, $R(\text{m})$ は影響半径, $r_0(\text{m})$ は揚水井半径である。

図-8 経過時間 t' における透水量係数(揚水規制)図-9 経過時間 t' における透水量係数(工事揚水)

(2) 揚水規制以降の水位回復： '63～'98 年の期間での大阪市の地下水位(図-1 の○印)と揚水量(図-3 の実線)のそれぞれを用いる。式(3)で、'63 年からの経過時間を t' (年)として、揚水量を'63 年の $Q=259671(\text{m}^3/\text{day})$ とする。揚水開始後の経過時間を $t_0=3, 5, 6$ 年とそれぞれ仮定し、式(3)により算出した透水量係数 T を t' に対して示したのが図-8 である。 $t_0=5$ 年のとき、 $t'=1\sim 18$ 年の期間での T の平均値は $1073(\text{m}^2/\text{day})$ であり、帯水層厚を 50m とすると透水係数 $k=2.5\times 10^{-2}(\text{cm/s})$ と試算される。更に、式(4)を用いて、'63 年の地下水位により $s_0=26.5\text{m}$ とすると、 $R/r_0=3.97$ である。そのときの平均水位低下量は 9.63m であって、 s_0 の 36% に相当する。これは、揚水に伴う平均水位低下量は井戸水位低下量の約 $1/20=5\%$ という単井からの揚水理論に較べると、非常に大きい。

(3) 工事揚水後の水位回復： 図-1 に示したように大規模な工事揚水後の期間('94～'99 年)における地下水位変動を対象として、上述と同様の手順で試算する。 $Q=36000(\text{m}^3/\text{day})$ 、 $t_0=3$ 年として、式(3)により算出した透水量係数 T を t' に対して示したのが図-9 である。透水量係数 T の平均値は $1467(\text{m}^2/\text{day})$ が得られ、透水係数 $k=3.4\times 10^{-2}(\text{cm/s})$ である。更に、 $s_0=6.0\text{m}$ とすると $R/r_0=21.68$ である。そのときの平均水位低下量は 0.98m であり s_0 の 16% であった。

5. あとがき

本報告では、大阪平野の地下水揚水の規制以降における水位回復を、降雨量や揚水量との関係で、単純モデル手法と井戸理論からそれぞれマクロ的に検討した。その結果、次述する事項が得られた。

- (1) 単純モデル手法によって、大阪市における地下水位には、降雨量、大阪市の浅層での揚水量、南部地域(堺市、松原市、八尾市)の深層での揚水量の3要因が支配的に影響することが分析された。
- (2) 上記の結果、降雨量の効く浸透面積は大阪市の面積の 18% であることが推定された。また、地下水位変動は、大阪市での揚水に較べると、南部地域でのものに影響され易いことが認められた。
- (3) 大阪市における揚水が1本の大きな井戸によると仮定して、井戸理論に基づき地下水位変動と揚水の関係を分析した。揚水規制以降の水位回復に関して、透水量係数、影響半径と井戸半径の比を試算した結果、平均水位低下量は最大水位低下量の 36% に相当することを得た。これは、単井からの揚水理論では 5% になることに較べると非常に大きく興味深い。
- (4) 一方、大規模工事に伴う揚水後の期間では、平均水位低下量は最大水位低下量の 16% であった。

謝辞：揚水量データの入手にあたり、(財)地域地盤環境研究所の飯田智之氏のご協力を頂いた。ここに謝意を表する。

参考文献： 1) 宇野尚雄：岐阜・大垣における地下水位変動を表現する「単純モデル」、地下水技術、Vol. 35, No. 2, pp. 38-46, 1993. 2) 大阪市環境保険局環境部：大阪市内地盤沈下・地下水位観測結果報告書、2000. 3) 大阪府環境農林水産部環境指導室：地下水採取量総括報告書、2000.

[V-1]

ヒステリシスを考慮した不飽和浸透特性の推定手法に関する研究

大阪工業大学 工学部 青木 一男, 福田 護, 大学院 *藤田 仁

1. はじめに

不飽和浸透領域における浸透現象は、アースダムの上流側水位上昇に起因するダム内部の浸透水の挙動、降雨浸透による斜面崩壊、地下水における汚染物質の移動などの種々の問題を検討する場合に必要である。

このような不飽和浸透現象を明らかにするため、有限要素法を用いた不飽和浸透解析手法が開発され、飽和-不飽和を区別なく解析することが可能となっている。この浸透解析には、不飽和浸透特性を表現する圧力水頭-体積含水率の関係（水分特性曲線）が必須である。また、図-1 に示す水分特性曲線には、排水過程と湿潤過程間にヒステリシが存在し、その定量的決定手法はきわめて複雑なものである。このような水分特性曲線を室内実験から求める場合、定常 pF 試験などを用いて長時間の測定が必要となる。

そこで、本論文では従来の定常 pF 試験を改良し非定常 pF 試験機¹⁾を作成し、得られた測定値からヒステリシスを考慮した水分特性曲線を推定する手法を提案する。

2. 水分特性曲線のモデル化

(1) 主曲線

水分特性曲線は、飽和状態から排水を行った排水主曲線と、乾燥から湿潤を行った湿潤主曲線の間に走査曲線がある。本論文では、水分特性曲線の主曲線としてつぎに示すような van Genuchten²⁾ モデルを用いる。

$$Se = \left(\frac{1}{1 + |\alpha\psi|^n} \right)^m \quad (1)$$

$$c(\psi) = \alpha(n-1)(\theta_{sat} - \theta_r) Se^{1/m} (1 - Se^{1/m})^m \quad (2)$$

ここで、 Se : 有効飽和度、 ψ : サクシオン（圧力水頭）、 θ_{sat} : 飽和体積含水率、 θ_r : 最小容水量、 $c(\psi)$: 比水分容量、 α, n : パラメータ、 $m = 1 - 1/n$ である。

(2) 走査曲線

水分特性曲線の走査曲線としてつぎに示すような Slope Method³⁾ を用いる。

a) 湿潤走査曲線

主曲線から走査曲線への移行点の圧力水頭を ψ_r とする。 ψ_r から 0 までの区間で圧力水頭の値 ψ_n をいくつかとる

とき、それに対する体積含水率 θ_{n+1} をつぎの2つの式で帰納的に決定する。

$$\theta_{n+1} = \theta_n + c(\psi)(\psi_{n+1} - \psi_n) \quad (3)$$

$$c(\psi) = \frac{\theta_d(\psi_n) - \theta_n}{\theta_d(\psi_n) - \theta_w(\psi_n)} \left| \frac{d\theta_w}{d\psi} \right|_{\psi=\psi_n} \quad (4)$$

ここで、 θ_d, θ_w : 排水主曲線、湿潤主曲線上の体積含水率である。

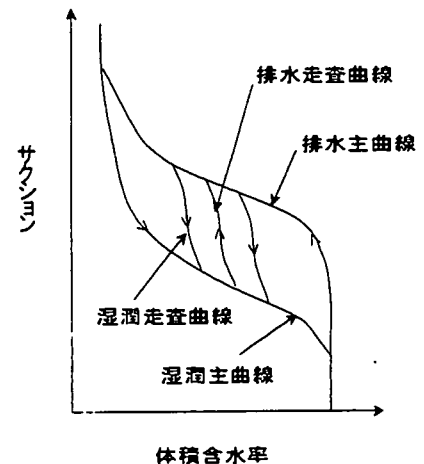


図-1 水分特性曲線

ANALYSIS OF INVERSE PROBLEM FOR WATER RETENTION CURVE OF UNSTEADY PF TEST

Kazuo Aoki, Mamoru Fukuda and Hitoshi Fujita (Osaka Institute of Technology)

b)排水走査曲線

a)と同様にして、式 (3) と次式から θ_{n+1} を算定する。

$$c(\psi) = \frac{\theta_n - \theta_w(\psi_n)}{\theta_d(\psi_n) - \theta_w(\psi_n)} \left| \frac{d\theta_d}{d\psi} \right|_{\psi=\psi_n} \quad (5)$$

ここで、Jaynes により特に $\psi_n \geq 1.5\psi_{cr}$ (限界毛管水頭) の場合に限り、 c には式 (5) と式 (6) により求められる大きい値のほうを用いる⁴⁾。

$$c(\psi) = \left| \frac{d\theta_d}{d\psi} \right|_{\psi=\psi_n} + \frac{\theta_{sat} - \theta_n}{0.1\theta_{sat}} \left| \frac{d\theta_w}{d\psi} \right|_{\psi=\psi_n} \quad (6)$$

3. 推定手法と実験装置

前述したように、Slope Method による走査曲線は、排水主曲線および湿潤主曲線により規定される。従って、両主曲線のパラメータが規定されれば、すべての走査曲線が明らかになる。

排水主曲線は、飽和状態から排水過程であるため、観測上容易にその過程を再現あるいは確認することができる。しかし、湿潤主曲線は、乾燥状態からの湿潤過程であり、その過程を再現あるいは確認し、厳密な観測値を得ることは難しい。そのため、得られた湿潤主曲線が実際には湿潤走査曲線でしかあり得ないことが多々みられる。

そこで本論文では、主曲線を推定してから走査曲線を推定するといった従来の発想とは逆に、排水主曲線を排水過程のサクシヨンの経時変化データから短時間で推定し、次に、走査曲線のモデルとして用いた Slope Method が主曲線の van Genuchten モデルに依存することから、湿潤過程（走査曲線上）のサクシヨンの時変化データと、推定された排水主曲線とから湿潤主曲線を推定しようとするものである。従って、水分特性曲線を規定する未知パラメータとしては、排水主曲線の α_d, n_d 、湿潤主

線の α_w, n_w の 4 個となる。

4. 試験結果

試料に任意のサクシヨンを作用させ、供試体中央部でのサクシヨンの経時変化を示す。図-3 の左図は測定開始から 30 分間（変化の大きい部分）、右図は測定開始から 1440 分間である。図-4 は $-60\text{cmH}_2\text{O}$ を作用させ 24 時間後から給水を行った時のサクシヨンの経時変化である。

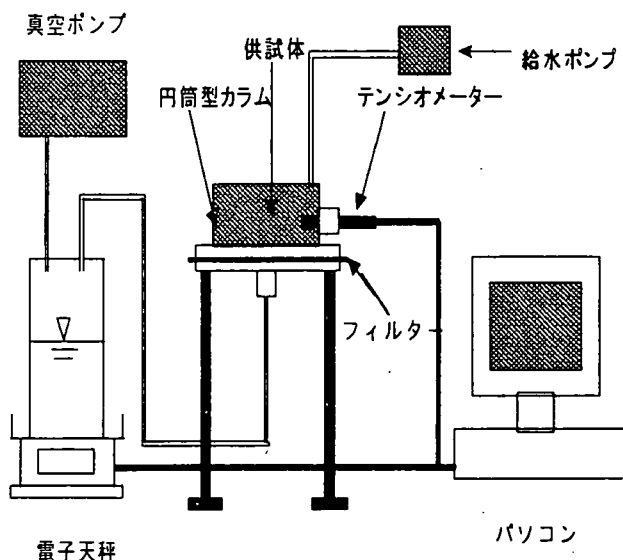
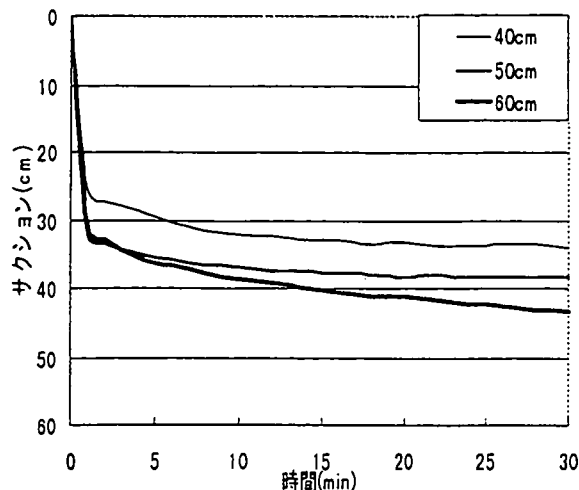


図-2 実験装置

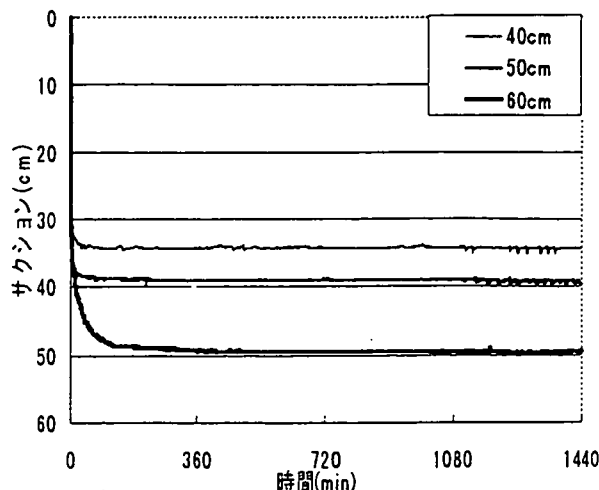


図-3 サクシヨンの経時変化

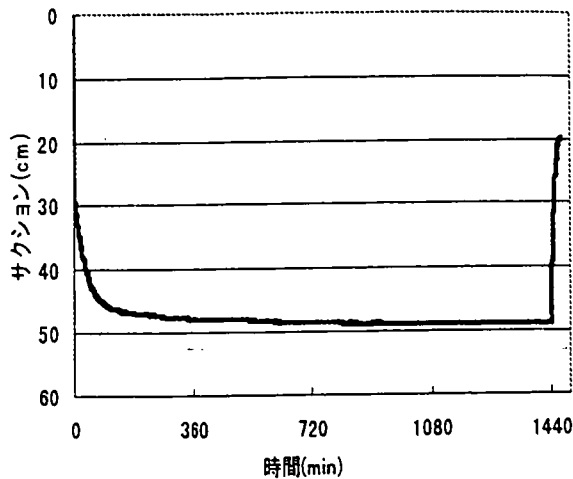


図-4 サクションの経時変化(給水過程)

5. 推定結果

(1)排水主曲線

3. で示す非定常 pF 試験機のサクション 40, 50, 60cmH₂O の経時変化データを用い推定を行った。推定して得られたパラメータに基づく排水主曲線と定常 pF 試験から得られた結果を図-5 に示す。これらによると、50、60cmH₂O のサクションを作用させた場合、推定値による排水主曲線と定常 pF 試験結果は良く一致しているが、40 cmH₂O のサクションを作用させた場合では十分な精度では推定できなかった。

表-1 推定結果 (排水主曲線)

サクション(cm)	α	n
40	5.08E-02	6.33E+01
50	2.71E-02	1.93E+01
60	3.16E-02	8.24E+00

表-2 定常 pF 結果

サクション(cm)	体積含水率
20.25	0.446
20.5	0.386
39.5	0.17
35.25	0.142
48.75	0.089
54.5	0.082
74.25	0.072

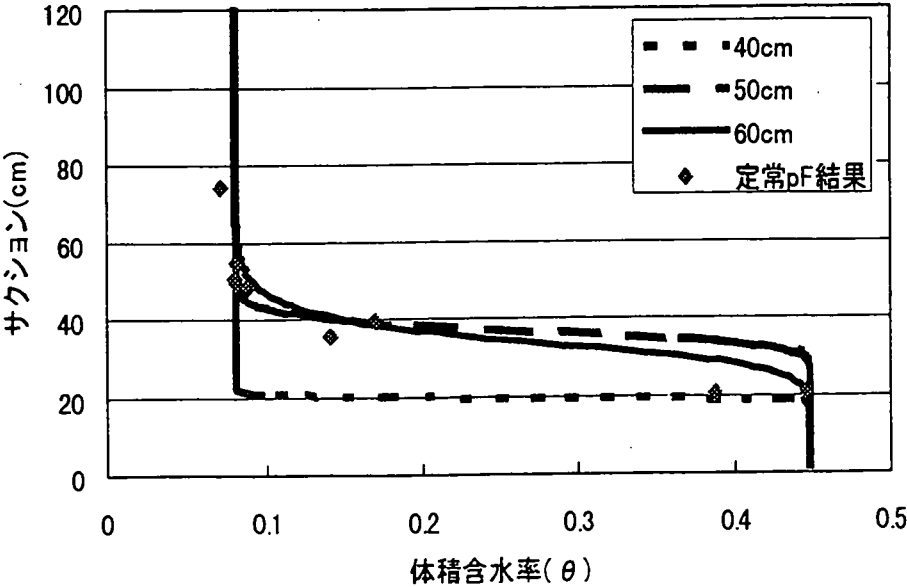


図-5 推定値による水分特性曲線

(2) 湿潤主曲線

排水主曲線の推定において、60cmH₂O でサクシオンを作用させた時の経時変化データを用いた推定結果が最も精度が高いと考えられる。そこで、湿潤主曲線の推定においても 60cmH₂O でサクシオンを作用させ、24 時間後から給水量 185.0ml/h で給水した。その時のサクシオンの経時変化である図-4 の測定値に基づき推定した結果を表-3 に示す。推定されたパラメータに基づく湿潤主曲線と排水主曲線を図-6 に示す。

表-3 推定結果（湿潤主曲線）

サクシオン(cm)	α	n
60	4.06E-02	8.21E+00

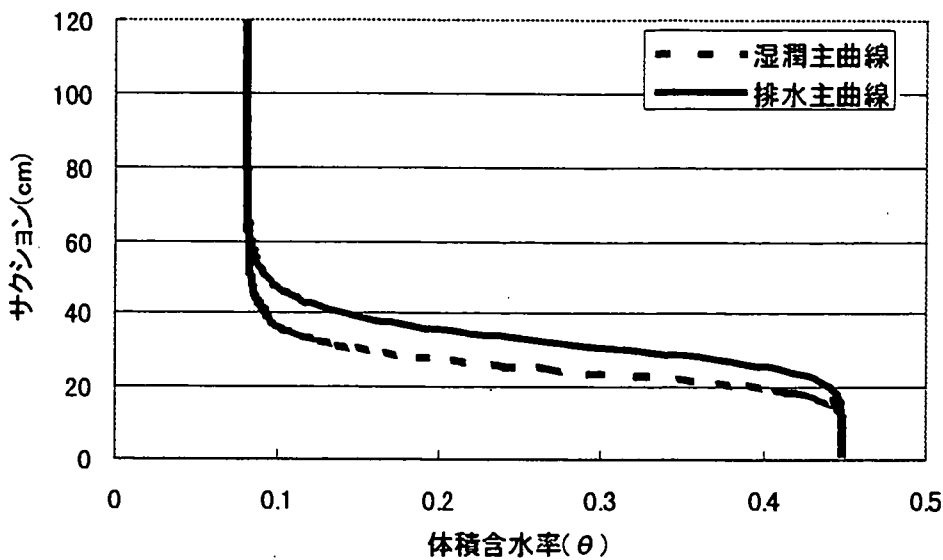


図-6 推定値によるヒステリシスを考慮した水分特性曲線

6. おわりに

長時間の測定が必要であった従来からよく行われていた吸引法による定常 pF 試験に変わり、吸引法による非定常 pF 試験を行うことにより大幅な時間短縮に成功したといえる。また、ヒステリシスを考慮した水分特性曲線を推定するにあたり、排水主曲線の推定および、湿潤走査曲線上の観測値から湿潤主曲線を推定することに成功したといえる。

<<参考文献>>

- 1) 青木 一男・福田 護・喜多羅 隆介：非定常法による水分特性曲線の推定手法について、第 32 回地盤工学研究発表会論文集、pp.1969～1970、1997
- 2) van Genuchten, M.Th. : A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soil, Soil Sci. Soc. Am. J., Vol.144, pp.892～898, 1980.
- 3) 青木 一男、嘉門 雅史：不飽和浸透特性の逆問題的考察、土木学会論文集、第 412 号、pp.127～135、1989.
- 4) Jayes, D.B. : Comparison of soil-water hysteresis models, J. of Hydrology, Vol.75, pp.287～299, 1989

939

感潮河川における地下水の塩水化メカニズムの研究

大阪工業大学工学部 正会員 青木一男
大阪工業大学工学部 正会員 福田 護
大阪土質試験所 正会員 今西 肇
○大阪工業大学大学院 学生会員 中川 進

1. はじめに

近郊に適切な取水可能な河川が存在しない場合、水資源開発において、地下水は有効な水資源である。しかし、河川の感潮部においては、海からの塩水や、河川からの塩水が、どのように地下水に影響を与えているかのメカニズムを解明する事が、その施工計画および取水計画において、重要なポイントとなってくる。本研究では、河川の感潮部における地下水塩水化のメカニズムを解明する目的から、感潮河川近傍の観測孔(井戸)に新しく開発したゾンテを挿入し、その抵抗値により、水中のイオン濃度と温度を計測した。また、同時に、両者に間隙水圧計を設けその水位の変化を計測し、その河川が流れ注ぐ海の潮位や、その地域の降水量などの気象要因などと、どのように相互関係しているかを考察した。

2. 観測装置の説明

実際に観測孔に設置したゾンテは、特殊な金属端子を加工して作ったもので、ある程度の腐食にも耐えられるように作られている。この両端にスイッチボックスから、一定の電流を与えると、その端子特有の抵抗値が発生し、その値が約一時間ピッチでデータログに記録されるようになっている。(図1参照)

室内実験で、ある一定容量の水にある一定量の塩を加塩することで、そのゾンテの抵抗値と、電気伝導度($\mu\text{s/cm}$)の相関関係をキャリブレーションし、次に電気伝導度の値をその加塩量の値から算出した ppm 値との相関関係をキャリブレーションし、現場生データから、電気伝導度および ppm への単位変換作業を行った。

なお、電気伝導度は、温度変化に依存して変化するため、基準温度を 25°C として温度補正を行い、キャリブレーションもこれらの値を使用して行った。現場計測システムを図1に示した。

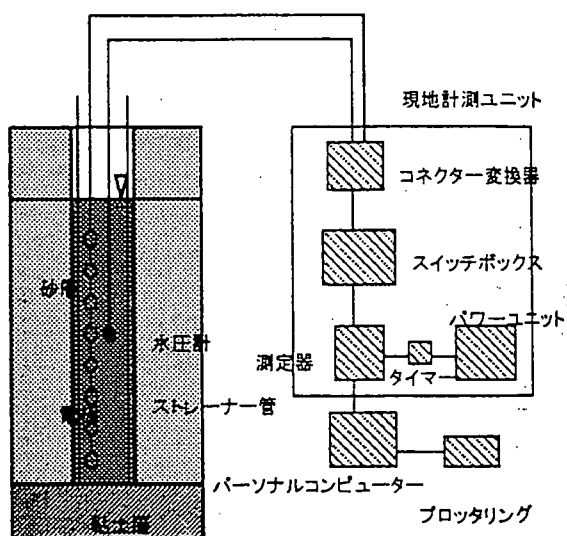


図1 計測システム図

3. 観測結果

図2にゾンテ No.5、No.7、No.11、No.16、No.19、No.20、および潮位の観測結果を記した。図2には、左縦軸に ppm 値、右縦軸に潮位(CM)、横軸に時刻を記している。

本データの計測期間は1995年9月1日から10月19日までである。なお、途中データ回収のため9月25日から27日までのデータが欠落している。

図2を見れば、ppm 濃度は No.19、No.20 の低濃度層(グループA)、No.11、No.16 の中濃度層(グループB)、No.5、No.7 の高濃度層(グループC)の3パターンと置くことができる。

また、降雨の影響が現れていると思われる9月24日の7:59の深度方向の濃度分布を図5に、大潮の満潮時

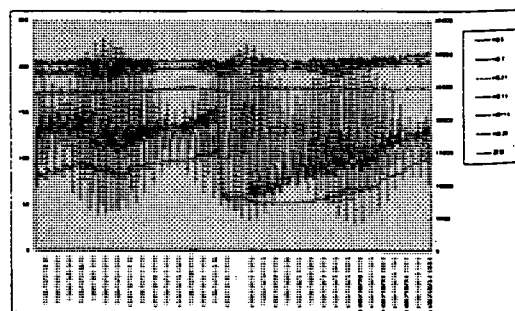


図2 濃度の時経変化

Researching on Mechanism of salt water wedge into ground water

Kazuo Aoki, Mamoru Fukuda(Osaka Institute of Technology), Hajime Imanishi(Geo Research Institute, Osaka),
Susumu Nakagawa(Osaka Institute of Technology)

に近い9月11日の9:59の深度方向の濃度分布を図3に、またその干潮時に近い16:59の深度方向分布を図4に記した。これらの図は縦軸に ppm 値、横軸にゾンテ No. を記しており、横軸 No.20 が T.P-1.79 の位置であり、ゾンテ No. が1小さくなるごとに深度も1m ずつ小さくなっている。

4. 考察

図2を見てわかるように、各ゾンテの濃度の時経変化は、潮位に影響されて変動している事に気づくことができ、この河川は感潮河川であるといえる。

図3、図4、図5において、どの図についても No.10、No.12 で、濃度は大幅に小さくなっている。これらの付近の地層は腐植土まじりの細砂であり、その影響を受けての結果だと思われる。

1995年9月23日に、この地方では92mmの日降雨量を記録している。この影響によりグループAのゾンテは図5と図3、図4を比較してわかるように急激に濃度が小さくなっている。また、図2を見ると、No.16のあたりでも、多少降雨による影響があると考えられる。これにより、地表面から約8mあたりまで降雨の影響があるといえる。

5. まとめ

感潮河川近傍の地下水は、潮位および、その河川水位と孔内水位との水頭差などにより、濃度変動をしているがその機構は複雑である。そして、降雨の浸透の影響をあまり受けない層では、ある一定濃度領域で、潮位変動の動きにあわせて変動している。(グループB、グループC) また、降雨の影響を受ける層でも、一旦は濃度が急激に下がるが、また、元の濃度方向へ振幅しながら、回復してゆくことが分かる。

本研究では、約1ヶ月の期間計測により、感潮河川の地下水への塩水化機構へを、潮位変化、降雨による影響の観点からのアプローチを行った。

しかし、実際の現場では、その他にも、季節的挙動変化の特徴や、現場近くにある水門等の影響なども考慮すべきである。これからは、過去のデータと比較などをして、長期的にどのような濃度変化をするかどうかを計測し、多方面から塩水化のメカニズムを考えていきたい。

最後に、さまざまな方面でご協力を頂いた東京測器の端野氏に感謝いたします。

<参考文献>

- 1) 今西 肇、青木 一男、福田 護：海岸砂丘における塩水化の現場計測、第1回環境地盤シンポジウム
1994年4月
- 2) 今西 肇、岩崎 好規、青木 一男、福田 護：感潮河川からの塩水化の現場計測、
第29回土質工学研究発表会
1994年6月
- 3) 今西 肇、岩崎 好規、青木 一男、福田 護：海岸砂丘部における鉛直塩水分布の変動
土木学会第49回年次学術講演会
1994年9月

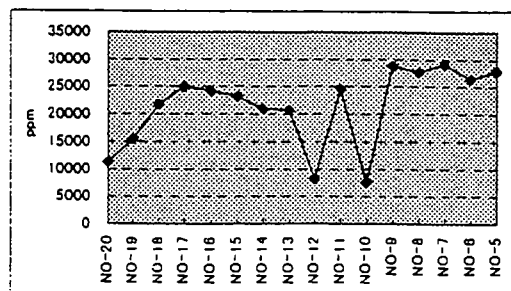


図3 濃度の深度方向分布 (9.11 9:59)

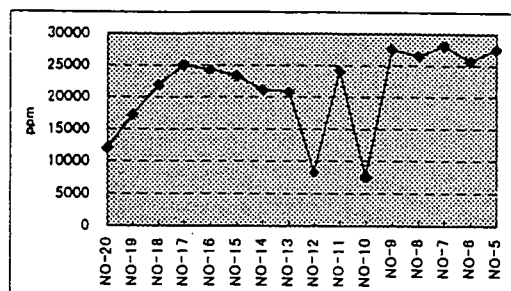


図4 濃度の深度方向分布 (9.11 16:59)

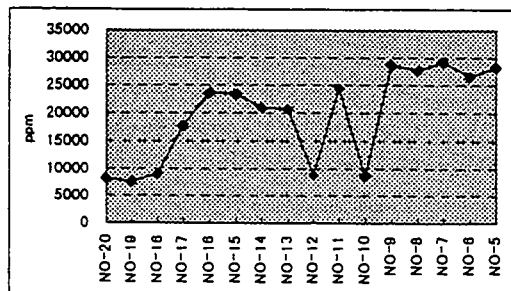


図5 濃度の深度方向分布 (9.24 7:59)

種々な岩石の比抵抗値に及ぼす飽和度、間隙率の影響とそれを利用した岩盤物性の評価手法

関西大学工学部
キンキ地質センター
関西電力
ニュージェック
関西大学大学院

正会員

○楠見 晴重
畠中 与一
西方卯佐男
中村 真
奥田 善之

1. 緒言

物理探査の中でも電気探査比抵抗法は、最近では、地下水の調査だけではなく、トンネル、大規模地下空洞や斜面の地質調査に用いられている。これは、地盤や、岩盤に直流電流を流して、電位応答を測定し地下の比抵抗値の分布を求めるものである。

岩石の比抵抗値は頁岩などの示す、1Ωm程度から、新鮮な火成岩類の示す 10⁶Ωm程度まで非常に幅広い範囲の中にあり、同じ岩相、同じ等級のものであっても比抵抗値が、10 倍程度違うことは珍しいことではない。このため、岩石の比抵抗値のみから地質を定量的に評価することは一般的に難しいと言える。しかし、岩石の比抵抗は、岩石の変質の度合いや、含水率などの僅かな差異を反映するため、比抵抗値の分布が土質性状や岩盤状態に関する有用な情報となる¹⁾。そこで、比抵抗探査結果から岩盤の評価を行うためには、岩盤の比抵抗と、間隙水の比抵抗値や飽和度との関係、岩種ごとの比抵抗と力学的性質との関係、風化や破碎による岩石の比抵抗と力学的性質との関係等について把握する必要がある。

従来の研究では、関根ら^{2),3),4)}は、種々の岩石供試体の比抵抗値と、その力学的性質の関係から岩石の比抵抗値と弾性波伝播速度、一軸圧縮強度との関係には比較的良好な相関性があり、岩種によって固有の傾向があることを示した。人工的に作成した亀裂供試体では、比抵抗値と弾性波伝播速度との間に良好な相関性があると述べられ、また、岩石の電気伝導における過剰導電現象は、固体と液体の界面における表面伝導によって説明できることを述べている。さらに、不連続面の割れ目方向、および、不連続面の挟在物の比抵抗値に及ぼす影響について述べている。松井ら^{5),6)}は、泥岩及び、頁岩などや、岩石が変質・風化して粘土鉱物などを含んでいる場合において、岩石の比抵抗値は間隙水の比抵抗より岩石構成物質の比抵抗に大きく影響されるが、新鮮な岩石の場合においては、岩石の構成物質の比抵抗が大きい場合、岩石の比抵抗値は間隙水の比抵抗に大きく影響すると述べている。また、岩石供試体の比抵抗測定を行い、間隙水の比抵抗値が岩石の比抵抗値に及ぼす影響、岩石構成物質の比抵抗値、および、膠結係数などを調べるとともに、岩石の比抵抗と弾性波速度がそれぞれ間隙率と一義的な関係にあることを用いて、岩石の比抵抗値を弾性波速度に換算でき

る理論式を確立したことを述べている。千葉ら⁷⁾は、花崗岩と凝灰岩の間隙水の比抵抗変化による供試体の比抵抗測定により、高比抵抗間隙水では、花崗岩及び凝灰岩供試体の比抵抗は、比表面積や間隙幅と密接な関係があると述べている。松原ら⁸⁾は、関根らの考察と同様に、岩石の比抵抗値と一軸圧縮強度、超音波伝播速度、および有効間隙率の相関関係は比較的良好である結果が得られ、供試体の比抵抗値は、水分飽和度が減少するにしたがって指数関数的に増加すると述べている。

以上のように岩石供試体の比抵抗特性に関しては、多くの研究者が取り組んでおり、それなりの知見が得られている。しかし、岩種によって、これらの特性がどのように変わるのか、あるいは、不連続面の存在が比抵抗値にどう影響するのかに関しては、まだ不十分なようである。

表一 インタクト供試体

	岩種	本数	有効間隙率
深成岩	花崗岩Ⅰ	21	0.009～0.034
	細粒花崗岩	4	0.009～0.012
	中粒花崗岩	19	0.008～0.023
	閃緑花崗岩	12	0.009～0.018
	斑レイ岩	14	0.004～0.037
半深成岩	輝緑岩	24	0.002～0.124
	ひん岩Ⅰ	19	0.001～0.010
	ひん岩Ⅱ	7	0.029～0.063
火山	流紋岩Ⅰ	13	0.010～0.030
	流紋岩Ⅱ	10	0.005～0.011
堆積岩	頁岩	25	0.005～0.022
	塊状頁岩	11	0.002～0.010
	砂岩	12	0.001～0.006
	輝緑凝灰岩Ⅰ	26	0.001～0.035
	輝緑凝灰岩Ⅱ	10	0.029～0.051
	粘板岩	20	0.001～0.009
	チャート	18	0.002～0.033

Characterization of resistivities for various rocks affected by saturation and porosity and its application for rockmass estimation
method : H.Kusumi (Kansai-Univ. Assoc. Prof.), Y.Hatakenaka (Kinki Geological Center Co.Ltd.), U.Nishikata
(Kansai Electric Power Co.Ltd.), M.Nakamura (New Jeck Co.Ltd.), Y.Okuda (Graduate School of Kansai-Univ.)

本研究では、17種類の硬岩の部類に属する岩石供試体（インタクト供試体）と、単一の不連続面を有する3種類の岩石供試体を用いて、室内において比抵抗値を測定して、比抵抗値と飽和度、間隙率の関係について検討した。また、単一不連続面を有する供試体では、不連続面に湿潤させた濾紙を挟み、インタクト供試体と同様な実験を行った。このとき、不連続面に挟んだ濾紙の枚数を変化させて比抵抗値の測定を行った。これらのことから、岩石の比抵抗値に及ぼす飽和度、間隙率、不連続面の開口幅、不連続面の傾斜の影響について考察を行うとともに、岩石の地質学的分類と比抵抗値変化特性との関連性について検討した。また、岩石の飽和度、間隙率を含んだ岩石の比抵抗値を与える実験式を提案し、あるトンネル坑内の岩盤壁面で簡易比抵抗法によって計測された比抵抗値を提案した実験式に適用し、本実験式から実岩盤の物性値を評価できる可能性について検討した。

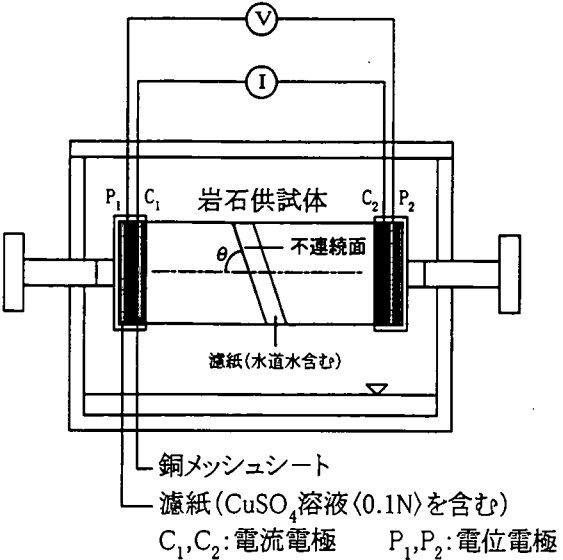


図-1 比抵抗測定装置

2. インタクト供試体の比抵抗特性

2.1 実験概要

実験に用いた岩石供試体は、表-1に示す17種類の硬岩を用いた。それぞれの岩石の有効間隙率はこの表に示すとおりであり、各岩石の一軸圧縮強度は、19.6MPa以上であり⁹⁾、いわゆる硬岩の部類に属するものである。

インタクト供試体とは、ボーリングによって採取したコアをダイヤモンドカッターを用いて、直径50mm、高さ100mmの円柱に成形したものを用い、不連続面供試体とは、岩石供試体に単一の不連続面を有したもので、分離したコアを合わせて、直径50mm、高さ100mmの円柱に成形したものである。

図-1は比抵抗値の測定方法を示したものである。比抵抗測定はGS法¹⁰⁾を採用している。GS法とは、図-1に示すように、電流電極、電位電極とも80メッシュの銅網を用い、電極や供試体に挟む濾紙に含ませる溶液は0.1NのCuSO₄溶液を用いた。実験は、同種類の岩石供試体すべてを水中に入れて同時に96時間真空脱気法を行い、強制湿潤させた状態、すなわち飽和度1.0の状態から室内に放置し、自然乾燥により異なった含水状態下における比抵抗値の測定を行った。なお比抵抗は式(1)によって求めた。

$$\rho = V/I \cdot A/L \tag{1}$$

ただし、 ρ :比抵抗値、A:供試体の断面積
I:電流、V:電圧、L:電位電極間隔

2.2 比抵抗と飽和度、間隙率の関係

図-2、3は、有効間隙率がほぼ同じ各岩石供試体の比抵抗値と飽和度との関係について示したものである。図-2は有効間隙率が約0.011であり、図-3は有効間隙率が約0.006の各岩石供試体を示している。これらの図より、各岩石供試体の比抵抗値と飽和度との関係は飽和度が減少

すると比抵抗値は大きくなっており、飽和度に対する比抵抗値の増加割合は、ほぼ同じ有効間隙率を示す岩石でも各岩種によって異なっている。特に有効間隙率が小さい岩石供試体ほど、飽和度に対する比抵抗の変化は大きいことが認められる。また、この両者の関係は、この実験結果より非線形性を呈し、次式に示す指数関数で表すことを試みた。

$$\rho = A \cdot Sr^{-B} \tag{2}$$

ただし、 ρ :比抵抗値、Sr:飽和度
A: Sr=1.0時の比抵抗値(ρ_s)、B:指数

図-4は、ひん岩I、チャートおよび粘板岩における有効間隙率 ϕ と式(2)中のA値との関係について示したものである。ここで、A値とは完全飽和状態(Sr=1.0)の比抵抗値を表している。この図より、各岩石とも有効間隙率が大きくなるとA値は小さくなっており、特に有効間隙率の値が小さいところでは、A値の増加は著しい。そして有効間隙率が大きくなるにつれて、A値の減少の程度は低くなる傾向がみられる。また、他の岩種においても、同じ傾向がみられた。これらの関係より、有効間隙率とA値の関係を次式によって近似することが可能である。

$$A = \rho_s = m \cdot \phi^{-n} \tag{3}$$

ただし、 ϕ :有効間隙率、m:係数、n:指数

図-5は、ひん岩と輝緑凝灰岩の有効間隙率とA値の関係について示したものである。これより、ひん岩I、ひん岩IIは、採取地が異なるにもかかわらず、飽和度Sr=1.0時の比抵抗値と有効間隙率 ϕ との関係は、一つの式(4)で表されることが認められた。

$$A = 0.06 \cdot \phi^{-2.31} \tag{4}$$

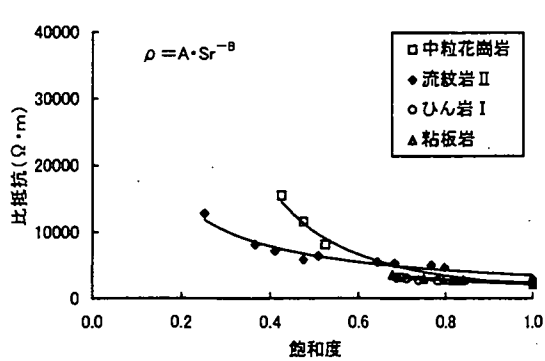


図-2 飽和度と比抵抗値の関係 (φ=0.011)

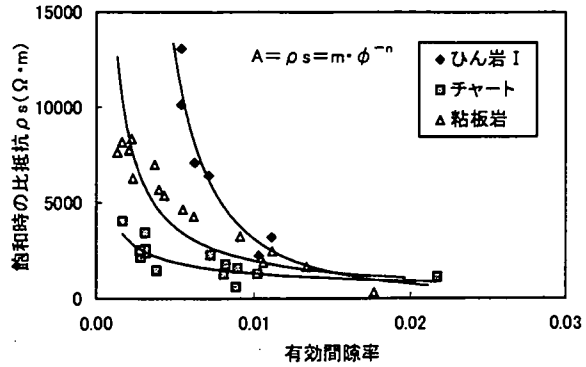


図-4 飽和時の比抵抗 ρs と有効間隙率の関係

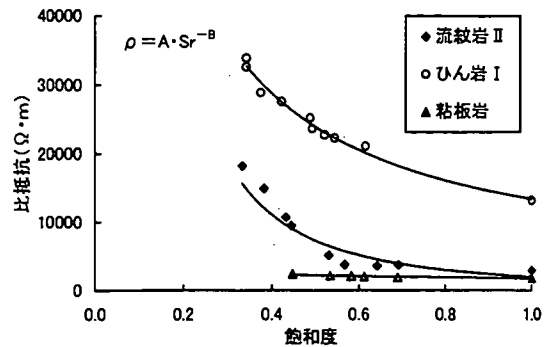


図-3 飽和度と比抵抗値の関係 (φ=0.006)

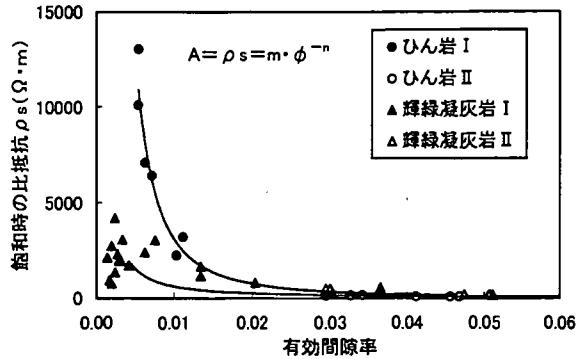


図-5 飽和時の比抵抗 ρs と有効間隙率の関係

また、輝緑凝灰岩 I、II についても、多少ばらついているが、ひん岩と同様な傾向がみられる。飽和度 $Sr=1.0$ 時の比抵抗値と有効間隙率 ϕ との関係は、一つの式(5)で表されることが認められた。

$$A=41.02 \cdot \phi^{-0.66} \quad (5)$$

これより、採取地が異なっても岩種が同じであると、飽和度 $Sr=1.0$ 時の比抵抗値と有効間隙率 ϕ との関係は、一つの関係式で表されることが判明した。この傾向は、さらに花崗岩類、流紋岩類に関しても、同様の傾向が得られた。

2.3 地質学的分類による比抵抗値の比較

図-4、5 で示したように岩石の比抵抗値は有効間隙率に依存していることが明らかとなったが、同じ有効間隙率であるにもかかわらず、岩種によって比抵抗値は大きく異なる。そこで、 $Sr=1.0$ 時の岩石の比抵抗値と有効間隙率の関係を地質学的分類で比較したものを図-6 に示した。この図より、有効間隙率が小さくなるにつれて、岩種による差が顕著に表れている。このことより、有効間隙率が大きい場合は、間隙水の影響が大きく、小さい場合は、間隙水の影響は小さく、岩石の鉱物組成が岩石の比抵抗値に大きな影響を与えているものと考えられる。そこで、岩石の鉱物組成について検討を行う。

堆積岩は火成岩に比べ、比抵抗値が低いことは図-6 を見ても明らかである。堆積岩は地層に含まれている微量の粘土分などが導電性となり⁸⁾、低い比抵抗値を示したと考えられる。また、含まれる粘土鉱物の量が多いほど比抵抗

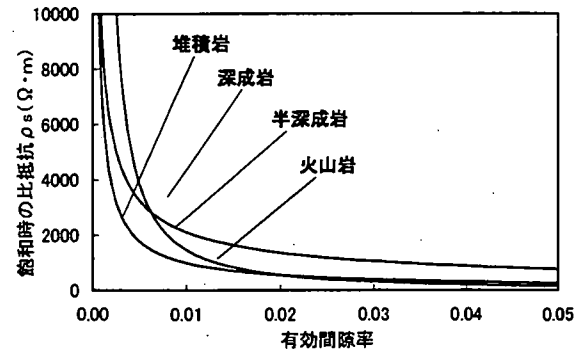


図-6 地質学的分類による比抵抗値と有効間隙率の関係

表-2 岩石の比表面積測定結果

岩種	比表面積 (m ² /g)
細粒花崗岩	0
流紋岩	0.14
チャート	0.49
粘板岩	0.35
頁岩	0.80

表-3 単一不連続面を有する供試

岩種	角度(°)	有効間隙率
花崗岩 I	0	0.012
	35	0.012
	45	0.013
	60	0.012
	90	0.012
中粒花崗岩	90	0.020
流紋岩 II	90	0.017

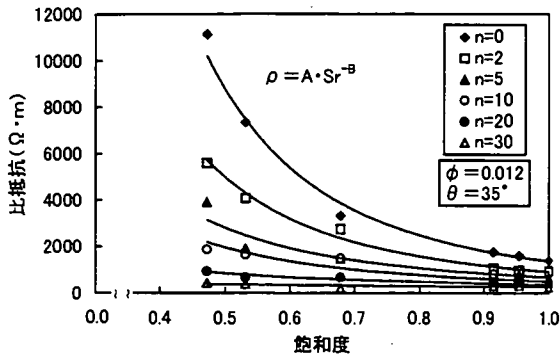


図-7 飽和度と比抵抗値の関係（花崗岩 I）

値が低下する。

表-2は岩石の比表面積測定結果である。比表面積の測定は、ガス吸着によって表面積を求める BET 法を用いた¹¹⁾。前処理として、200℃で真空脱気 2 時間行い、吸着温度は 77K、吸着ガスはアルゴンを用いた。この表より、深成岩である花崗岩には、ガスの吸着量は、ほとんど 0m²/g であり、火山岩である流紋岩の比表面積は、0.14m²/g であった。また、堆積岩であるチャート、粘板岩、頁岩は、火成岩よりも比表面積は大きな値を示した。このことより、比表面積が岩石の比抵抗値に何らかの影響を及ぼすと考えられるが、その詳細については、十分明らかにすることはできなかった。すなわち、このような微小領域での測定が多くの困難を伴うために、定性的に終始せざるを得ないことに起因している。

また、火成岩では深成岩、半深成岩、火山岩と比抵抗値が大きく異なる。深成岩である花崗岩は、石英を多く含み、石英は風化作用に安定な鉱物であり、比抵抗値も高く、非導電性鉱物であることから¹²⁾、同じ火成岩でもっとも比抵抗値が高いことが認められた。

以上、飽和度 Sr=1.0 時の比抵抗値と有効間隙率 φ との関係は岩石の地質学的分類から考察したが、これらは、本実験で用いた岩種から得られた結果である。岩種の数については、多少の問題があると思われるが、ほぼ比抵抗値と有効間隙率との関係は、地質学的分類によって、それぞれ特徴的な変化を示すことが認められた。

3. 単一不連続面を有する供試体の比抵抗特性

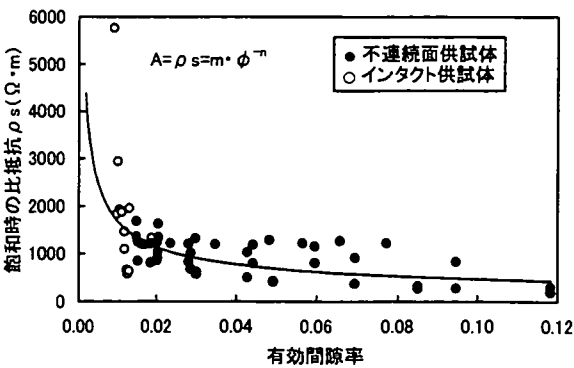


図-8 飽和時の比抵抗と有効間隙率の関係（花崗岩 I）

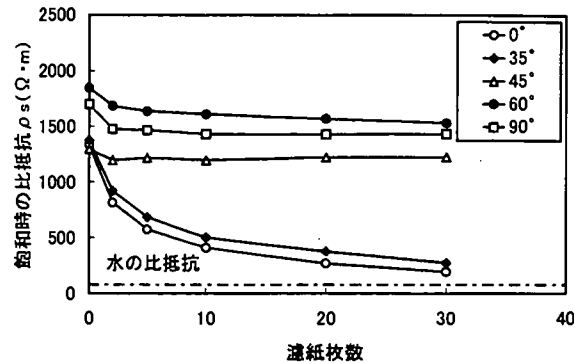


図-9 飽和時の比抵抗と不連続面の濾紙枚数

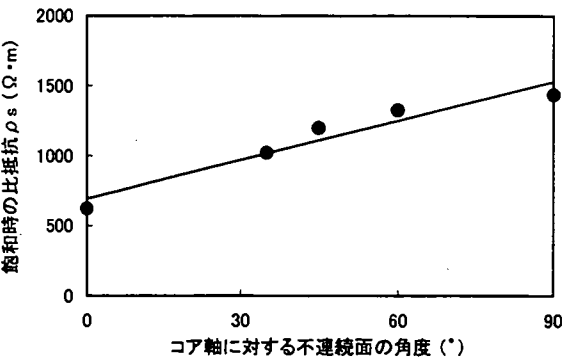


図-10 飽和時の比抵抗とコア軸に対する不連続面角度の関係

3.1 実験概要

実験に用いた岩石供試体は花崗岩 I、中粒花崗岩、および、流紋岩 II で直径 50mm、高さ 100mm の円柱に成形したものを用いた。ただし、この中には、供試体を完全に分断させている単一不連続面を含んでいる。各岩石供試体の有効間隙率、不連続面の角度を表-3 に示す。また、実験方法は、インタクト供試体と同様で、岩石供試体の不連続部分には水を保有するために水を含んだ濾紙を 5 通りの枚数 (n=2, 5, 10, 20, 30) で比抵抗測定を行った。なお、比抵抗値は測定した電位差、電流値に断面積、高さをを用いてインタクト供試体と同様に、式(1)によって求めた。また、水を含んだ濾紙の比抵抗値は、ほぼ水の比抵抗値と同じ値であった。

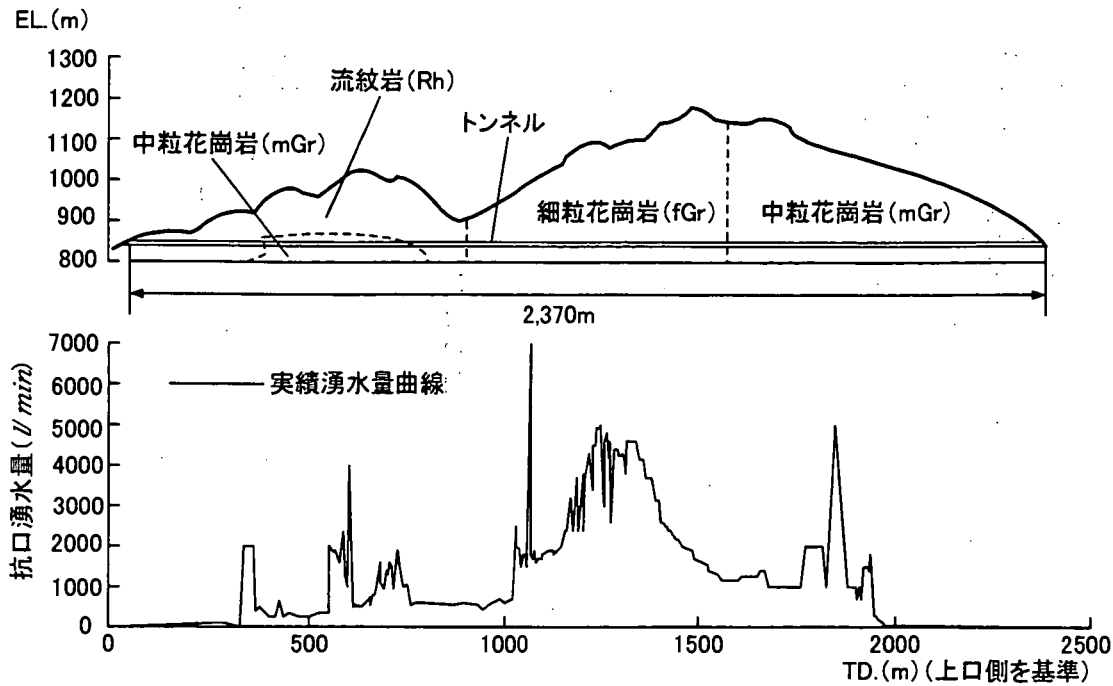


図-11 既設トンネル地質縦断面図および実質湧水量曲線

表-4 湧水評価

滴水・にじみ出る程度	2
湧水程度	3
少量連続して流れ落ちる状態	4
特定の割れ目から集中的に湧水がある状態	5

表-5 各手法による地山の区分対比

岩盤の良好度	間隙率
0～20	0.14以上
20～40	0.07～0.14
40～60	0.035～0.07
60～80	0.035以下
80～100	

表-6 岩盤評価と簡易比抵抗測定結果

岩種	TD (m)	岩級区分	岩盤の良好度	$\rho \min (\Omega \cdot m)$
Rh	上口トンネル			
	44.4	C _L	35	288
	46.2	C _L	43	731
	48.9	C _L	37	748
	232.4	C _L	58	429
	253.5	C _L	60	356
	325.0	C _L	25	225
	347.0	D	18	58
mGr	372.5	C _L	20	20
	424.4	D	18	94
	452.0	C _L	27	194
	546.0	C _L	52	179
	569.9	C _L	36	67
	596.8	C _M	76	756
	624.0	C _M	67	720
	653.0	C _L	57	217
	1710.5	C _L	61	53
	1814.6	C _L	63	392
	1854.9	C _M	64	56

図-7 は、岩石実質部分の有効間隙率 0.012、不連続面の角度 $\theta = 35^\circ$ の不連続面を有する花崗岩 I の比抵抗値と飽和度の関係を濾紙の枚数をパラメータとして示したものである。この図より飽和度が減少するにつれて、比抵抗値は増加する傾向がみられ、不連続面に挟んだ濾紙の枚数が少ないほど、飽和度の変化に対する比抵抗値の変化は、大きくなっている。また、不連続面が存在する岩石供試体の比抵抗値と飽和度の関係は、指数関数的であり、インタクト供試体と同様に、式(2)に示す指数関数に近似できた。また、中粒花崗岩、流紋岩 II とも、花崗岩 I と同様の傾向を示した。

図-8 は、花崗岩 I における飽和度 $S_r=1.0$ 時の比抵抗値である A 値と有効間隙率の関係を示したものである。ここで、不連続面を有する岩石供試体の有効間隙率 ϕ は、次式で求めた。

$$\phi = (W_2 - W_1 + W_4) / (W_2 - W_3 + W_4) \quad (6)$$

ただし、 W_1 : 岩石実質部分の乾燥重量

W_2 : 岩石実質部分の湿潤重量

W_3 : 岩石実質部分の水中重量

W_4 : 不連続面内の水の重量

また、図中にはインタクト供試体の A 値もプロットした。この図から、不連続面を有する供試体とインタクト供試体の A 値と、式(6)で示した有効間隙率との関係は、式(3)のような 1 つの関数として表すことが認められた。

3.3 不連続面角度と比抵抗値の関係

図-9 は、花崗岩 I の飽和度 $S_r=1.0$ 時の比抵抗値と不連続面に挟んだ濾紙の枚数、つまり、開口幅との関係を示したものである。ここで、開口幅とは、濾紙を不連続面間に挟んだ状態で比抵抗値の計測を行っている状態下における、不連続面間の幅である。この図から、コア軸に対する不連続面の角度 θ が小さい 0° 、 30° の供試体は、不連続面に挟んだ濾紙の枚数の増加に伴って比抵抗値が水の比抵抗値に近づいていることがわかる。ここで、本研究で用いた水の比抵抗値は約 $80 \Omega \cdot m$ である。また、コア軸に対して $\theta = 45^\circ$ 、 60° 、 90° の不連続面を有する供試体の比抵抗値は、不連続面に挟んだ濾紙の枚数の増加に伴って、一定値に近づいている。このことから、コア軸に対して大きな角度の不連続面を有する供試体の比抵抗値は、不連続面に挟んだ濾紙の枚数よりも岩石供試体の岩石実質部分の比抵抗値に支配されていることがわかる。図-10 は、花崗岩 I の飽和度 $S_r=1.0$ 時の各供試体の比抵抗値とコア軸に対する不連続面の角度の関係を示したものである。岩石の比抵抗値は、有効間隙率に大きく支配されているが、式(6)で示した有効間隙率が約 0.030 の岩石供試体では、供試体内に存在する単一の不連続面の角度が大きくなるにしたがって、比抵抗値は増加する傾向がみられた。

4. 原位置岩盤への適用

現場の概要¹³⁾は、高さ 2.2m、幅 2.0、全長が約 2400m の既設トンネルで、周辺地質は流紋岩およびこれと同じく中生代白亜紀に生成された花崗岩が主体となる。花崗岩は中粒及び細粒花崗岩から構成されている。既設トンネル地質縦断面図、および、実績湧水量を図-11 に示す。実績湧水量は、トンネル施工時に切羽の進行に伴って、上口側で測定した湧水の積算量を示している。

原位置岩盤への適用を検討するために、岩石採取地点の既設トンネルにおいて、切羽から湧水が認められ、飽和状態に近いと思われる測点での簡易比抵抗測定結果と岩級区分の関係を検討した。

トンネル掘削現場の比抵抗は、掘削切羽で電極間隔 20cm、4 極法の Wenner 配置の簡易比抵抗測定器を用いて測定した。岩盤良好度は電中研式岩級区分⁹⁾と、Q 値による評価法^{14),15)}を改良した地山評価手法を用いて判定した。湧水評価は、表-4 に示すように、「滴水・にじみ出る程度を 2」、「湧水程度を 3」、「少量連続して流れ落ちる状態を 4」、「特定の割れ目から集中的に湧水がある状態を 5」とした。

表-5 は、岩盤良好度と間隙率の関係を示したものである¹⁶⁾。これを用いて、現場で判定した岩級区分と岩盤の良好度から有効間隙率の推定を行った。

表-6 は、実際にトンネル坑内の壁面で簡易比抵抗法によって計測した比抵抗値と岩盤を評価したものである。

図-12 は流紋岩における室内試験結果と簡易比抵抗測定結果を示したものである。ここで、簡易比抵抗測定によって得られた比抵抗は、表-5 により内挿法によって間隙率を求める。この図より、室内試験で得られたインタクト供試体と不連続面供試体の飽和度 $S_r=1.0$ 時の比抵抗値 ρ_s と有効間隙率 ϕ から求めた近似曲線に簡易比抵抗測定結果によく一致していることがわかる。これは、室内試験で得られた比抵抗は、真の比抵抗であり、原位置での比抵抗は見かけの比抵抗との違いがある。しかし、同一岩種でかつ岩盤の亀裂状況が室内試験結果で得られた特性から、原位置岩盤の状況を把握できることが可能であることを示している。また、図中の近似曲線は次式のように表される。

$$\rho_s = 111.19 \cdot \phi^{-0.63} \quad (7)$$

また、トンネル現場の流紋岩は表-1 に示す流紋岩 II である。

図-13 に示す中粒花崗岩においても、簡易比抵抗測定結果は、室内試験結果より小さい値を示すものの、ほぼ室内試験で求めた近似曲線に簡易比抵抗測定結果がよく一致していることがわかる。この中粒花崗岩は、表-1 に示す同じ花崗岩であり、図中の近似曲線は次式のように表される。

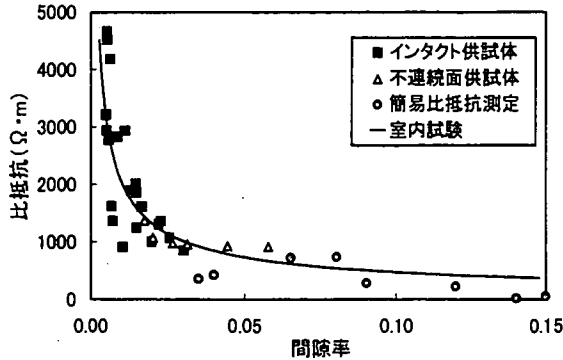


図-12 比抵抗と間隙率の関係（流紋岩）

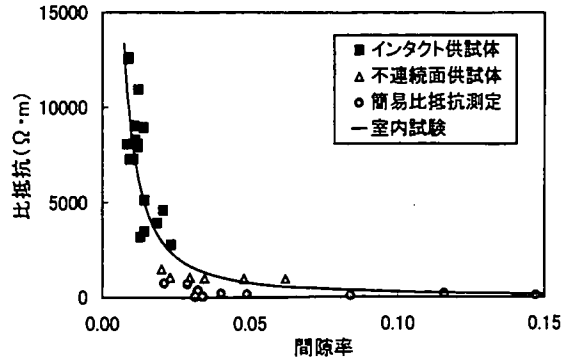


図-13 比抵抗と間隙率の関係（中粒花崗岩）

$$\rho_s = 9.06 \cdot \phi^{-1.48} \quad (8)$$

以上より、2種類の岩種について検討し、岩盤良好度から推定した有効間隙率に対しての簡易比抵抗測定結果は室内試験で求めた近似曲線とよく一致することが認められた。したがって、このことより、室内試験で求めた各岩種の式(3)から、原位置岩盤の見かけ比抵抗値を測定することによって、岩盤の物性値を評価できることが認められた。

5. 結言

本研究は、インタクト岩石供試体と単一の不連続面を有する岩石供試体の比抵抗特性について、主に実験的検討を行った。また、室内試験で得られた結果から提案した実験式を現場での簡易比抵抗結果に適用し、本実験式から実岩盤の物性値を評価できる可能性について検討した。本研究で得られた結果を要約すれば次のようになる。

(1)不連続面を含まないインタクト岩石供試体は、飽和度の変化に対して比抵抗値は、岩種によらず、これらの変化傾向は指数関数として表された。また、有効間隙率に対する完全飽和状態での比抵抗値は、採取地が異なっても、同じ岩種の岩石は、一つの指数関数として表すことができた。さらに、有効間隙率に対する完全飽和状態での比抵抗値は、有効間隙率が小さいところでは、地質学的分類によって顕著な差が認められ、この差は岩石の比表面積に起因していることが認められた。

(2)単一の不連続面を有する岩石供試体もインタクト岩石供試体と同様に、岩石実質部分の飽和度の変化に対して比抵抗値は、岩種によらず、これらの変化傾向は指数関数として表され、インタクト供試体と不連続面供試体のA値と有効間隙率との関係は1つの指数関数として表すことが認められた。また、単一の不連続面を有する岩石供試体の比抵抗値は、不連続面の影響が大きく、岩石実質部分の飽和度が減少するにつれて、不連続面の開口幅の影響が大きくなっている。さらに、同じ有効間隙率の不連続面供試体の比抵抗値は、コア軸に対する不連続面の角

度に起因していることが認められた。

(3)簡易比抵抗測定結果は、室内試験で求めたインタクト岩石供試体と、単一の不連続面を有する岩石供試体の比抵抗値と有効間隙率の提案式への適合性が認められ、本実験式から実岩盤の物性値を評価できる手法を示した。

参考文献

- 1) 島 祐雅・梶間和彦・神谷英樹：比抵抗映像法，古今書院，1995。
- 2) 関根一郎・西牧 均・石垣和明・原 敏昭・斉藤章：岩石の比抵抗特性とその力学的性質との関係，土木学会論文集，No.541/Ⅲ-35，pp.75-86，1996。
- 3) 関根一郎・西牧 均・石垣和明・原 敏昭・斉藤章：岩石比抵抗における表面伝導の影響とそれを考慮した比抵抗と弾性波速度との関係，土木学会論文集 No.568/Ⅲ-39，pp.209-219，1997。
- 4) 関根一郎・西牧 均・石垣 和明・原 敏昭・斉藤章：岩石の比抵抗に対する割れ目とその挟在物の影響，応用地質，Vol.38，No.4，pp.213-223，1997。
- 5) 朴 三奎・松井 保：岩石比抵抗に関する基礎的研究，物理探査，Vol.51，No.3，pp.201-209，1998。
- 6) 松井 保・朴 三奎：比抵抗と弾性波速度による山岳トンネル地山の定量的評価手法とその適用性，土木学会論文集，No.547/Ⅲ-36，pp.117-125，1996。
- 7) 千葉昭彦・熊田雅弘：花崗岩及び凝灰岩試料の比抵抗測定，物理探査，Vol.47，No.3，pp.161-172，1994。
- 8) 松原哲也・真下英人：岩石の比抵抗に関する基礎的実験，第27回岩盤力学に関するシンポジウム講演論文集，pp.386-390，1996。
- 9) 吉中龍之進・桜井春輔・菊池宏吉：岩盤分類とその適用，土木工学社，1989。
- 10) 勝部照雄：岩石・鉱石の電気化学的過渡現象(Ⅱ)，物理探査，Vol.22 No.1，pp.21-33，1969。
- 11) 日本粘土学会編：粘土ハンドブック第二版，技報堂出版，1987。
- 12) 山下明夫：堆積層の比抵抗に関する研究，物理探査，Vol.4 No.3，pp.14-23，1971。

- 13) 岸本修治・谷内信久・庄司 功: 荒谷水力発電所の設計と施工, 電力土木, pp.39-44, 1998.
- 14) Barton N: "Recent Experiences with the Q-System of Tunnel Support Design." Exploration for Rock Engineering, ed. Z.T. Bieniawski, A.A. Balkema, Johannesburg, pp.107-115, 1976.
- 15) Barton N: "Rock mass Classification and Tunnel Reinforcement Selection using the Q-System. " Proc.Symp.Rock Class.Eng.Purp., ASTM Special Technical Publication 984, Philadelphia, pp.59-88, 1988.
- 16) 土質工学会編: 土質基礎工学ライブラリー16, 風化花崗岩とまさ土の工学的性質とその応用, 土質工学会, 1979.

大阪平野地下の第四系帯水層の分布特性

大阪市立大学理学部 三田村宗樹 内山美恵子 吉川周作

1. はじめに

大阪平野は、東を生駒山地、北を北摂・六甲山地といった基盤山地に境され、その南側には台地・丘陵地が広がり、西側は大阪湾に面した低平地である。平野中央部には、南北方向に延びる標高 20～15m の上町台地が存在する。

大阪平野は、また、大阪堆積盆地の北東部に位置している。大阪堆積盆地は、第三紀鮮新世末から現在にかけて、継続的に構造的な沈降盆地を形成し、その中に厚い第四紀層を中心とする地層を堆積させている。大阪堆積盆地の中心は、現在の大阪湾最新部付近とみられ、反射法海上音波探査¹⁾の結果から、その基盤岩上面深度は 3000m を上回るとみられている。したがって、そこを埋積している堆積物の厚さは、最大 3000m 前後に達するものとなる。この中心部より、徐々に基盤岩上面深度は東～東北東に向けて徐々に浅くなり、大阪平野の大阪湾沿岸部付近では、深度 1500m 前後となることが、陸上部の反射法地震探査・温泉ボーリングの着岩深度などから明らかとなっている。

大阪平野域では、厚いところで 1500m 前後の第四紀層を主とする堆積物が地下に埋没して存在し、大阪堆積盆地の大きな单元での地下水盆の北東部の一郭をなしている。従来、この第四紀層に伏存する地下水利用が行われ、それに伴う地盤沈下をはじめとする障害が生じてきた経緯がある。

大阪平野の地下地質に関しては、戦後の天然ガスの伏存調査から始まった。500m 深の 2 本のボーリング調査が実施され、平野地下に 500m を上回る未固結堆積層が存在し、周辺丘陵地・台地に露出する鮮新・更新統に相当するものであることが判明した²⁾。その後、地下水の過剰揚水に伴って生じた地盤沈下の対策調査のために OD-1～OD-9 の深層ボーリングが実施された(図 1)³⁾。これによって、大阪港湾部で 900m 以上、上町台地部で約 650m の堆積層が確認された。このときに

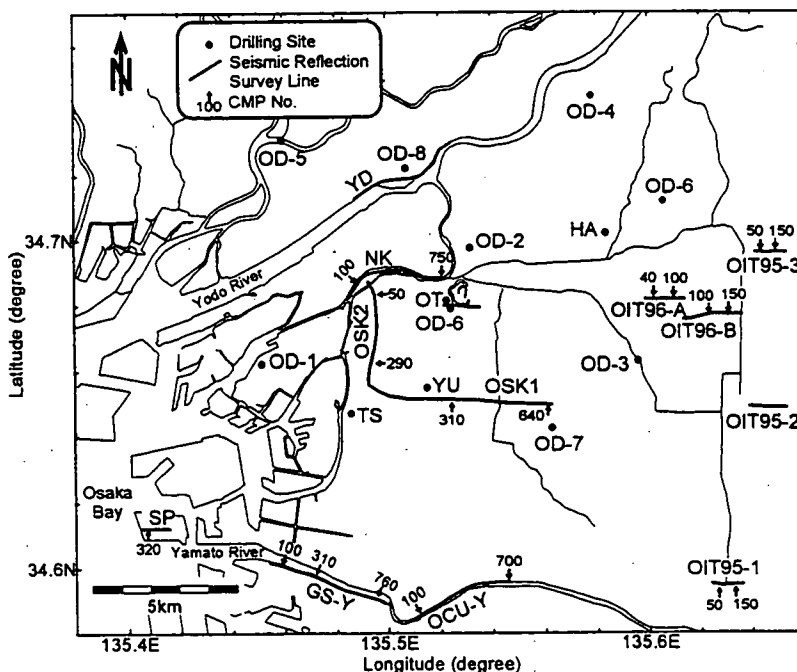


図 1 大阪平野での深層ボーリング・反射法地震探査の位置図

掘削されたOD-1ボーリングは現在でも大阪平野で最も深くまで資料採取を行ったボーリングであり、その試資料は、大阪平野地下の標準層序を与えるものとなっている。この結果、大阪平野地下で基盤岩を覆う堆積層は、下位から神戸層群、先大阪層群・大阪層群・上部洪積層(段丘構成層相当層)・沖積層(難波累層)に区分された³⁾。しかし、その後、保存されていたOD-1、OD-2のボーリングコアの再検討が行われ、神戸層群・先大阪層群とされていた地層は大阪層群の含まれるものとさ

れた⁴⁾。この地盤沈下対策調査以降、1995年兵庫県南部地震後の活断層調査まで、大深度の試料採取を目的とするボーリング調査はしばらく行われなかった。この地震以降に、大阪市が3箇所(TS,OT,HA)、地質調査所が1箇所(YU)のボーリング調査を実施している(図1)^{5),6)}。また、各種機関によって、1980年代後半から反射法地震探査や重力探査の資料収集と解析が進められ、平野地下構造に関する資料が蓄積されてきた。

ここでは、これらの資料を用いて平野地下に分布する第四紀層の分布の特徴をまとめて紹介する。上記のように、大阪平野地下の第四紀層は、帯水層として大量の地下水を貯留している。

2. 基盤岩深度の分布

大阪平野で基盤岩にとどくボーリング調査としては、これまで公表されているものは、上町台地北側で掘削されたOD-2ボーリング(656.2mで着岩)のみである³⁾。このほか、温泉ボーリングとして試料採取はほとんどされていないが、基盤岩上面深度の判明している地点が公表されている⁷⁾。また、反射法地震探査によって、基盤岩上面からの反射とみられる明瞭な反射面のから、その深度がわかる場合もある。これらは、地点あるいは探査測線上の資料であるので、これらを平面的に広げるため、重力探査からの基盤岩深度分布図が作成されている⁸⁾。これは、ブーゲ異常図を用いてその傾向から、実際に得られている基盤深度資料との相関を取るとともに、広域の重力異常を取り去ったあと、基盤深度に換算されたものである。

図2を見ると、地形的には南側から大阪城まで南北に延びる上町台地の地域は地下で、基盤岩の上昇帯とみなせる。しかし、この上昇帯は、南からというよりむしろ、千里丘陵から徐々にその基盤深度を深めながら、南に張り出したものであることがわかる。また上町地域の西側は基盤

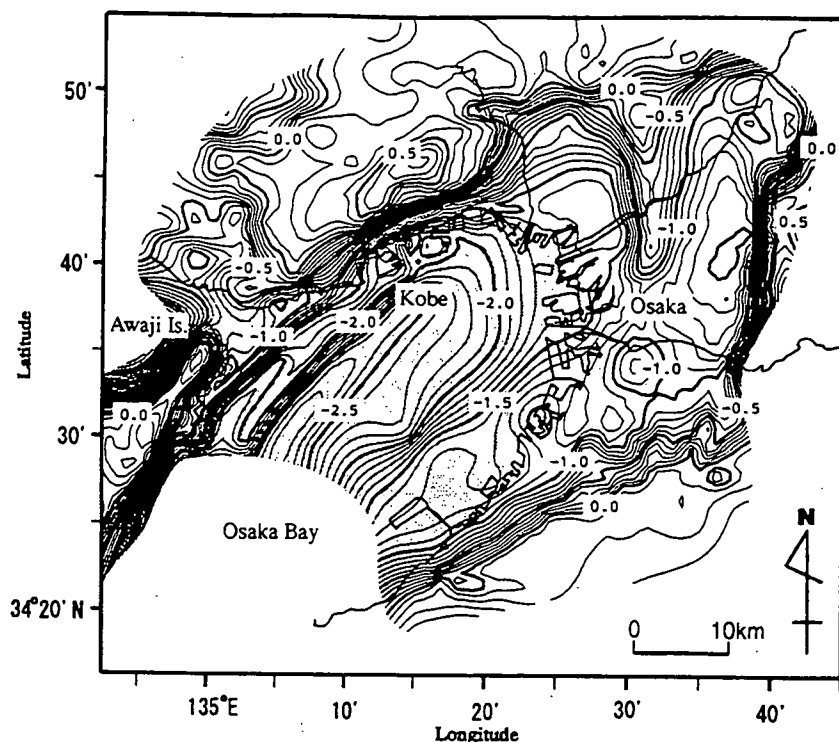


図2 重力探査資料から算定された基盤岩深度分布(単位は km)⁸⁾

岩等深度線が密になっていて、急激に西方にその深度が増加する傾向にある。これは、上町断層による基盤岩の垂直的なずれによるものである。これに対して、東側へは比較的緩やかに基盤深度は増加し生駒山地西縁まで急激な変化はみられない。

この重力探査から導かれる基盤深度の傾向からみると、大阪平野は、上町断層を挟んで東側にあたる東大阪地域と西大阪地域の2つの基盤ブロックに区分することができる。東大阪地域は、西を上町断層、東を生駒断層、北を有馬一高槻構造線によって(南側はあまり明瞭でないが大和川構造線に相当するとみられる)境された東あるいは南東方向が沈降する傾動基盤ブロックからなっている。最深部が東大阪付近で基盤深度は1500mを上回るとみられる。一方、西大阪地域は、東を上町断層、北を有馬一高槻構造線に境され、大阪湾岸域付近までを境界とする基盤ブロックで、南側が沈降する傾動傾向が認められ、基盤深度は大阪湾岸部で1500m前後となる。

この図から見ると上町断層は大阪平野北部では、その垂直変位が明確で、1000m前後に達するが、南に垂直変位量は小さくなる傾向があることがわかる。例えば、大阪中之島や淀川沿いで行われた反射法地震探査断面で、断層構造が1箇所を確認される^{9),10)}。これに対して、大和川沿いでは、2箇所の断層構造が読みとれる¹¹⁾。つまり、大阪平野南部では断層構造が分岐しながら、その垂直変位が分散しているとみられる。

3. 大阪平野地下の第四系層序

大阪平野地下に埋没して存在する第四紀層の岩相層序は、OD-1、OD-2 ボーリングと1995年兵庫県南部地震のあと新たに掘削されたボーリング結果をふまえて区分されている(図3)。採取されたボーリングコアの岩相の特徴から、大阪平野地下の第四系は、下半部の淡水成層と、上半部の海成堆積物と淡水成堆積物との互層とに区分されている¹²⁾。下半部の淡水成層は、都島累層とよばれる。また、上半部の海成・淡水成堆積物の互層は田中累層とよばれている。平野表層部をなす難波累層(沖積層)は田中累層を不整合に覆う。

都島累層の岩相は、淡水成のシルト・砂・礫の互層からなり、下部はシルト優勢、中部は砂優勢、上部は砂礫優勢で、全体として上方に粗粒化の傾向が認められる。

田中累層の岩相は、厚さ数m~10数mの海成粘土層と砂礫層の互層で特徴づけられる。田中累層には、海成粘土層がMa-1からMa12層まで20層挟まれている。Ma3層より下位の田中累層下部では、比較的層厚の薄い海成粘土層と砂層との互層となっているのに対して、Ma3層以上の田中累層上部では、砂礫層と比較的厚い海成粘土層との互層となる。

丘陵地・台地を構成する地層とは、都島累層が大阪層群最下部から下部の下半部に、田中累層が大阪層群下部の上半部から大阪層群上部および段丘構成層に対比される。田中累層の海成粘土層は、深海底酸素同位体比層序の奇数ステージ(海水の温暖期を示す低 $\delta^{18}O$ の時期)のステージ37~ステージ5に相当し、Ma3はステージ21、Ma6はステージ15、Ma9はステージ11、Ma12はステージ5にそれぞれ対比される¹²⁾。つまり、汎地球規模の気候変動に応じた海水準変化に対応して、大阪平野地下の第四紀層上半部は、その岩相変化を繰り返してきた。

4. 深層部の地層の分布特性

上記のような第四系の分布深度にも規則性があることがわかってきた。図4は、各層準の海成粘土層基底面の深度についてOD-1ボーリングと他のボーリングとの比較をした結果である。ど

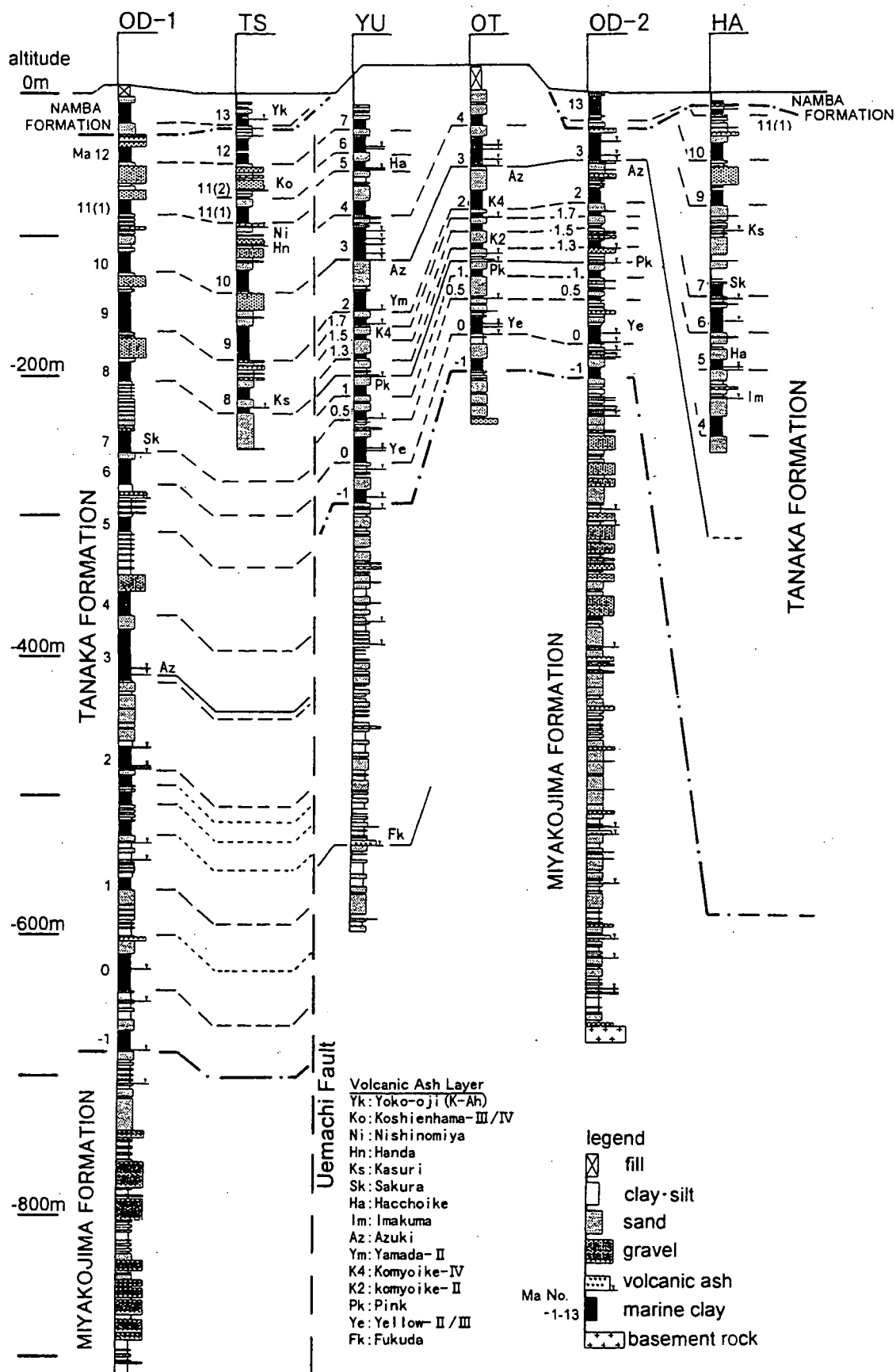
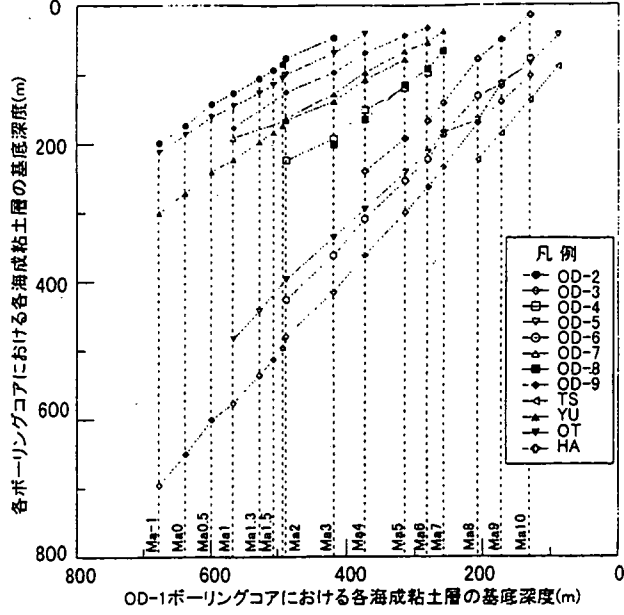


図3 大阪平野の主要なボーリング柱状図 12)

の地点をとっても各層準の海成粘土層基底面の分布深度は、OD-1 地点を基準にかなり直線性の高い正の相関をもち、その傾向に顕著な折れ曲がり認められない¹³⁾。西大阪に位置する OD-5 や TS ボーリング、東大阪に位置する OD-3, OD-6, HA ボーリングでは、OD-1 と同様の深度に各層準の海成粘土層基底面が分布するため、ほぼ傾きが 1 の直線となっている。これに対し、上町台地上に位置する、OD-2,



OD-9, OT, YU ボーリングなど 図4 OD-1と他の深層ボーリングの海成粘土層基底深度との相関¹³⁾では、その直線の傾きは緩やかで、全体に地層は薄く、より浅い深度に各層準の海成粘土層基底面が分布する。このように、OD-1 ボーリングの各海成粘土層の深度分布に対して他地点のそれらが直線的な関係を示すことは、大阪平野付近の盆地の沈降現象と堆積現象とが規則的な関係を保ちながら、地層を形成してきたことを示すものである。

OD-1 と他のボーリングとの関係を定量的に表すため、一次式 $y=aX+b$ (a :層厚係数, b :垂直変位係数)で最小二乗法による直線回帰を行うと表 1 のようになる。計算の結果、各地点と OD-1 地点との相関係数は 0.99 以上の値となって、直線性が高いことを示している。西大阪地域や東大阪地域では層厚係数は 1 に近いのに対して、上町台地周辺のもの、0.5 前後となっていて、OD-1 に比べて地層の厚さがほぼ半分程度であることがわかる。上町台地のボーリングでは、垂直変位

表 1 海成粘土層基底深度分布に関する OD-1 と各ボーリング間の層厚係数(a), 垂直変位係数(b)相関係数(R)¹³⁾

	a	b (m)	R
OD-2	0.59	208	0.997
OD-3	1.09	46	0.999
OD-4	0.63	80	0.995
OD-5	0.88	33	0.999
OD-6	1.00	63	0.998
OD-7	0.52	85	0.990
OD-8	0.83	146	0.999
OD-9	0.47	101	0.996
TS	1.14	11	0.999
YU	0.62	129	0.998
OT	0.55	166	0.998
HA	0.96	112	0.997

係数は低地部のものに比べて大きくなり、上町台地域が相対的に隆起傾向にあることをうかがわせる。

そこで、各ボーリング地点の係数を用いて、各海成粘土層の基底面深度を OD-1 地点に換算し、各海成粘土層ごとにとりまとめて平均化し、さらに各層準の基底面深度のばらつきが正規分布するとして、それらの平均値と標準偏差から確率分布曲線を作成した(図 5)¹³⁾。

これは、OD-1 地点を基準として、Ma-1 から Ma10 層までの各海成粘土層基底面の分布深度を示す標準的な確率分布曲線とみなせる。この曲線を層厚係数と垂直変位係数で深度方向に調整することで大阪平野の

海成粘土層の分布が説明できる。

これを応用することによって、反射法地震探査断面に現れている反射面と各海成粘土層の基底面を対比できる(図 6)14)。

このような、地層分布の規則性を考慮して、深層ボーリング資料や反射断面と合わせて、大阪平野の中央部を横切る東西の地質断面の作成を試みた(図 7) 15)。

この図では、下半部の都島累層に関しては具体的な調査資料が少なく細分できなかったが、上半分の田中累層については、海成粘土層の層厚なども考慮に入れて断面作成を行った。

前述したように、基盤ブロックとしては、上町断層を境にして、西大阪地域と東大阪地域の 2 つに区分できる。西大阪地域は、大阪平野中央部では、基盤深度が 1500m でほぼ平坦な構造をなし、上位に分布する地層もほぼ水平層として単調な分布形態となっている。これに対して、東大阪地域では、基盤岸上面は東に向かって深くなる傾向を全体として示し、上位に分布する地層も東に徐々に厚くなる。層厚の増加傾向は都島累層では上町台地付近と東大阪中央部付近ではそれほど大きな差はないが、田中累層では、その差が約 2 倍となる。図 7 にみられるように層厚変化に大きく関与しているのは、海成粘土層の層厚よりも、海成粘土層間に挟まれる粗粒層部分の層厚である。それは、東大阪中央部では上町台地付近で 3 倍以上の厚さの変化として現れている。

田中累層については具体的な検討資料も比較的多く断面にそれらを表現することができたが、下位の都島累層については、今後その検討の余地が残されている。

5. 浅層部の地層の分布

浅層部の地層については、建設基礎ボーリング調査によって大阪地盤図をはじめとする膨大な資料がある 16),17),18)。その検討対象となる地層は、調査資料の掘削深とデータ密度などから判断して、沖積層(難波累層)から Ma12 層までである。ここでは Ma12 層、Ma13 層の 2 層の海成粘土層と西大阪地域の天満層相当層の状況についてまとめる。図 8, 9 に Ma13 層・Ma12 層の基底面等高線図を示した 19)。

5.1 Ma13 層

Ma13 層は、大阪平野及び大阪湾地域に広く分布し、大阪平野では、その中央部を南北にのびる上町台地によって、西大阪地域と東大阪地域に分かれて分布する(図 8)。阪神間(神戸～尼崎西部の間)の沿岸部では、明治期の海岸線に沿って、その北側へ急激に薄くなるとともに、粗粒化する。その基底面等高線は、大阪湾地域で現在の海岸線と調和的な分布を示し、北西に片寄って深い部分が存在し、その深度は、大阪湾北西部で 60m 以上となる。大阪平野西大阪地域では、30m

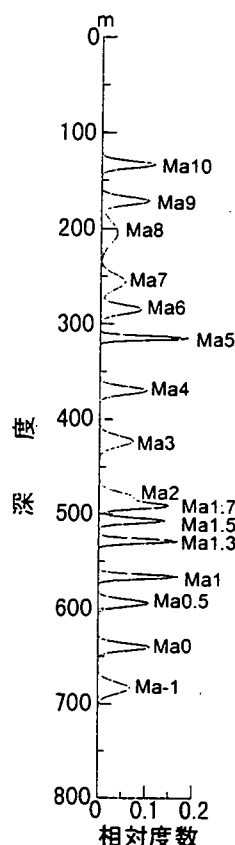


図 5 OD-1 地点を基準として標準化された各海成粘土層基底深度の確率分布曲線 13)

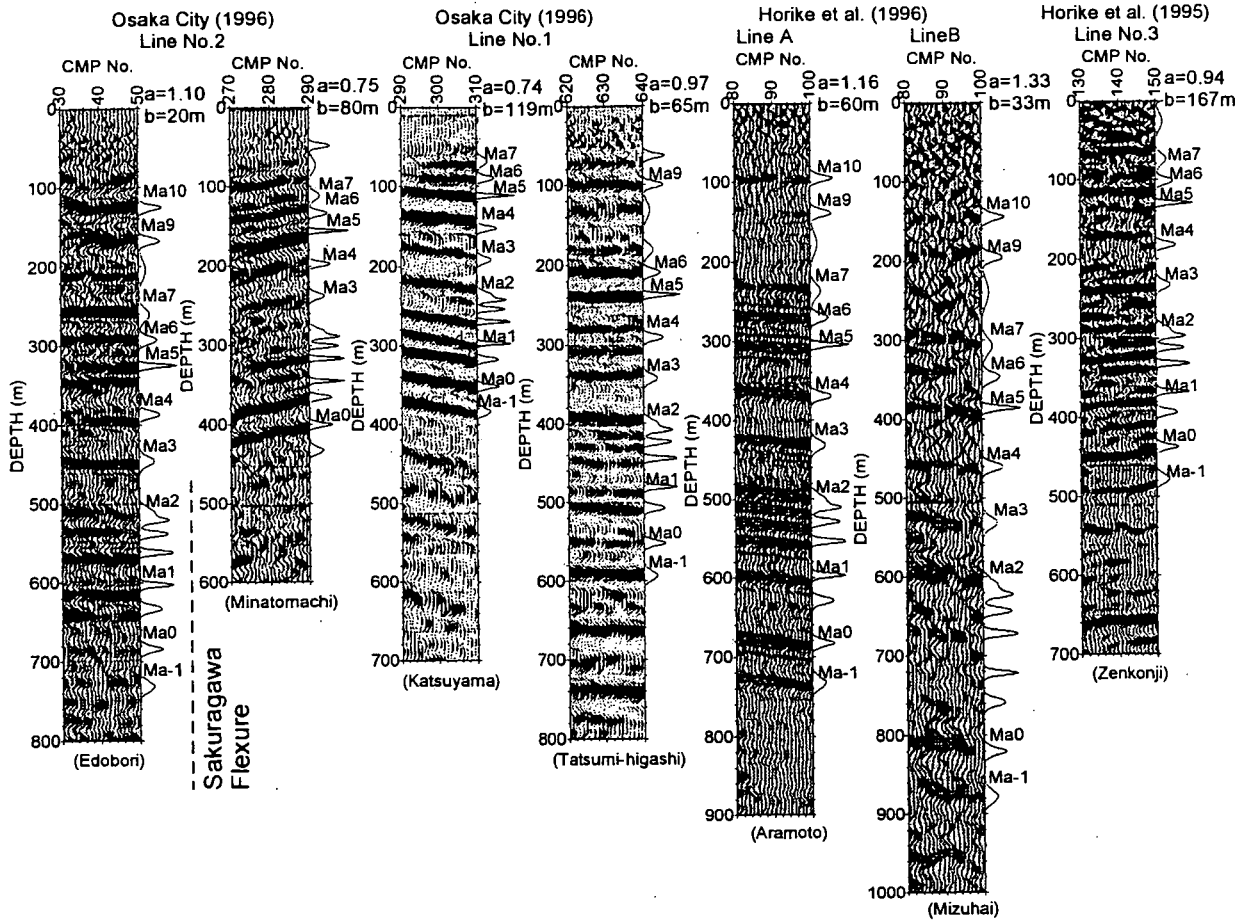


図6 大阪平野中央部における反射法地震探査の深度断面と海成粘土層基底面との対比 14)

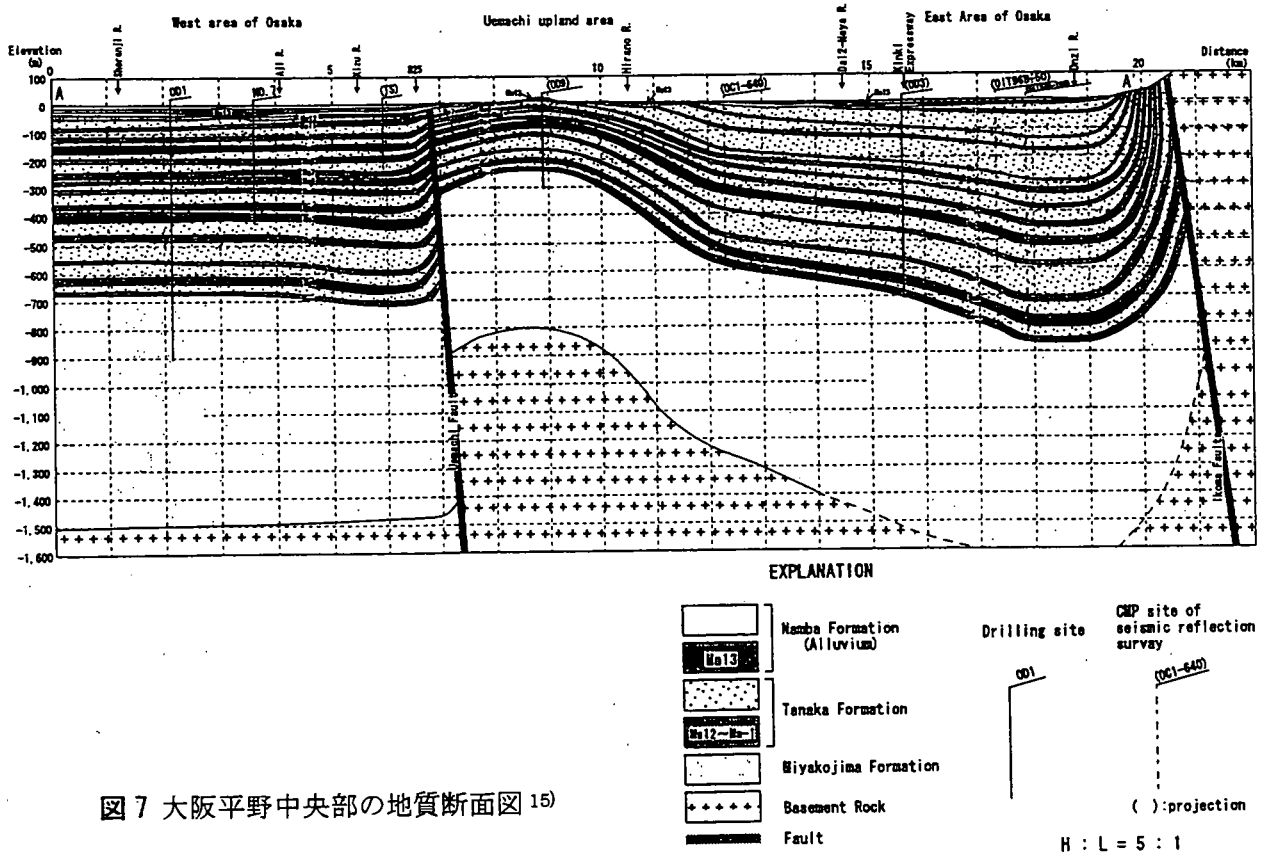


図7 大阪平野中央部の地質断面図 15)

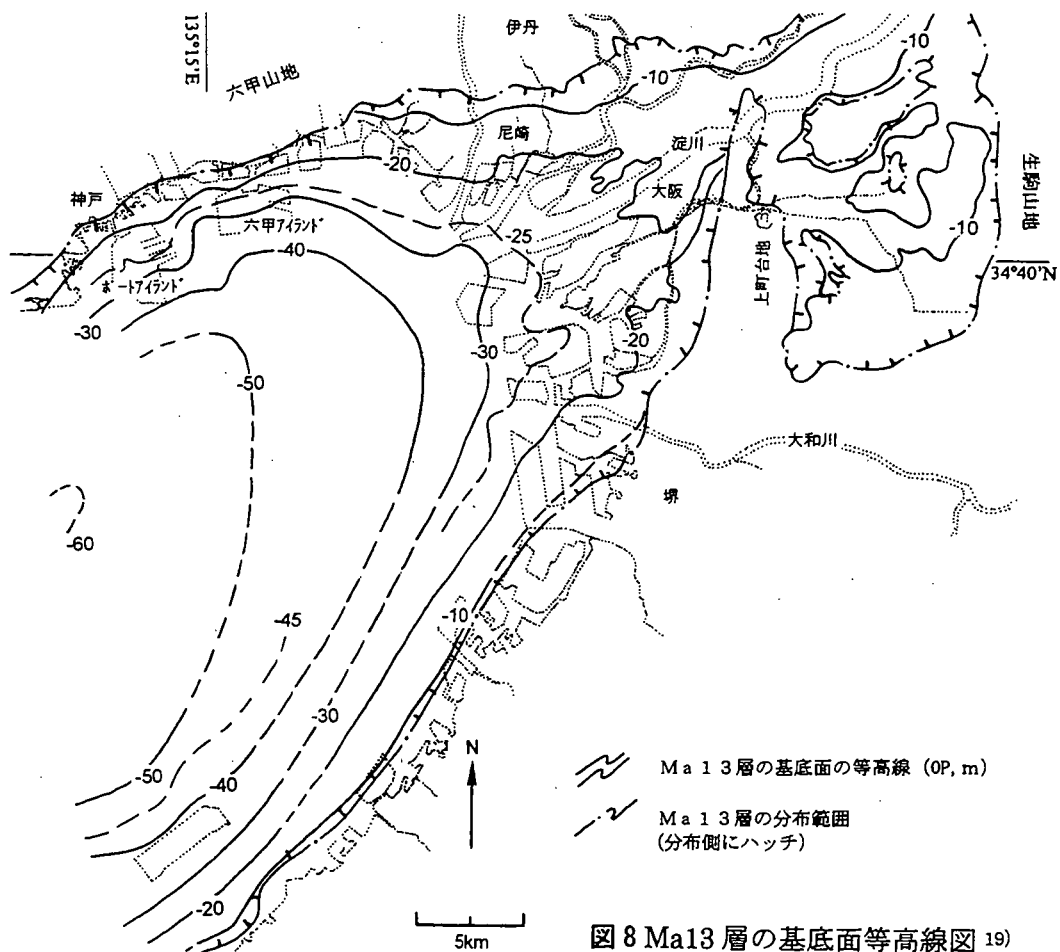


図8 Ma13層の基底面等高線図 19)

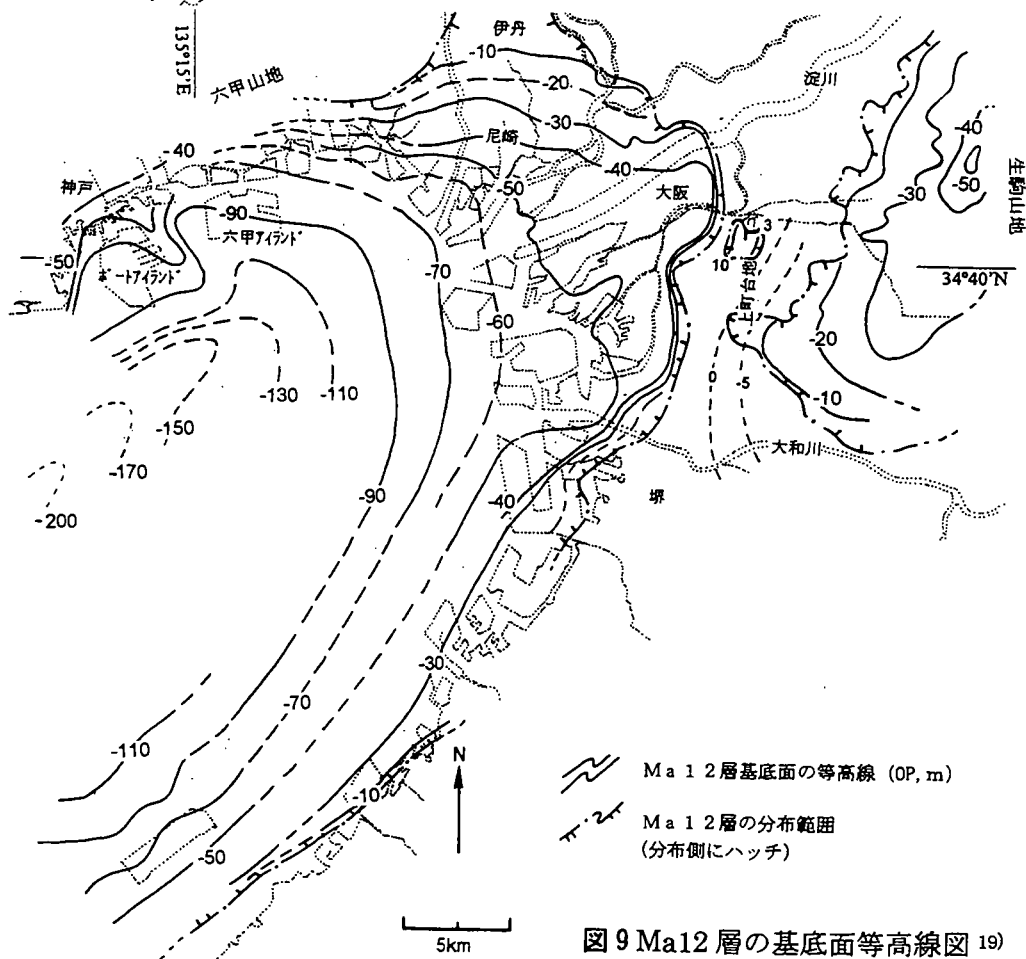


図9 Ma12層の基底面等高線図 19)

～20m 前後の深度で比較的緩やかな南西に開いた舟底状をなし、淀川河口付近では谷状の起伏を持つ。また、大阪平野東大阪地域でその基底面は、起伏をもって10m 前後の深さに存在する。

5.2 Ma12 層

Ma12 層は、図 9 によると Ma13 層の分布範囲より広がりがあり、上町台地・伊丹地域にも分布する。図 9 に示されるように、その基底面深度は Ma13 層に比べて地域差がより顕著になる。その最深部は、大阪湾反射断面¹⁾ から想定すると大阪湾北西部では200m に達すると見られる。Ma12 層基底面深度の傾向は、大阪湾沿岸に調和的で神戸沖に北東-南西方向の軸を持つやや長い盆状凹地の大阪湾地域、東西方向の等高線を示して北方へ浅くなる西大阪地域、北北東-南南西の軸を持ち東へ徐々に深くなり生駒山地山麓部で50m の深さに至る東大阪地域とそれぞれやや異なっている。

5.3 天満層

天満層は、沖積層下位に存在する顕著な砂礫層と考えられがちである。たしかに大阪平野西部の平野地下では、沖積層直下に厚さ数 m～10m の礫層が広く分布し、その直下に Ma12 層が存在する。しかし、周辺地域に範囲を広げて Ma12 層から Ma13 層までの地層を比較すると、どの地域も共通して礫層だけからなるわけではない。図 10 は、神戸地域から東大阪地域までのいくつかの地点で得られているボーリング柱状図を比較したものである²⁰⁾。

OD-1 地点では、Ma12 層の直上に厚さ約 13m の礫層が挟まれている。この礫層が天満層とされる地層である。この顕著な礫層は、大阪平野西部の淀川に沿う低地部で広い範囲に追跡できる。

これに対して、大阪平野の東大阪鴻池や大阪南港では、砂礫層とシルト・粘土層との互層状を呈している。Ma12 層と Ma13

層とに挟まれる地層の厚さも OD-1 地点に比べ 1.5～2 倍となっている。神戸沖の同層準の地層もまた同様の岩相を呈し、その厚さは、OD-1 ボーリングのそれに対して 3～6 倍もある。これらの地域は、いずれも地質構造線を挟んで相対的に沈降域となっている箇所となっている。沈降の顕著な地域では、中位段丘堆積層から沖積層までの地層が保存されていることがわかる。

Ma12～Ma13 間の地層を比べると、OD-1 地点を中心とする大阪平野西部の地域で厚さが薄く、Ma12 層直上に顕著な礫層が発達するという沈降地域とは異なる岩相を示すことがわかる。Ma12 層のコンシステンシー特性、層厚や上面・下面標高などをもとに検討すると、旧淀川の河谷に沿うように Ma12 層を削り込んだ埋没谷が存在することがわかる。そしてこの礫層は、その埋没谷を充填するように分布していることが明らかとなっている（図 11）。この礫層中から得られた材

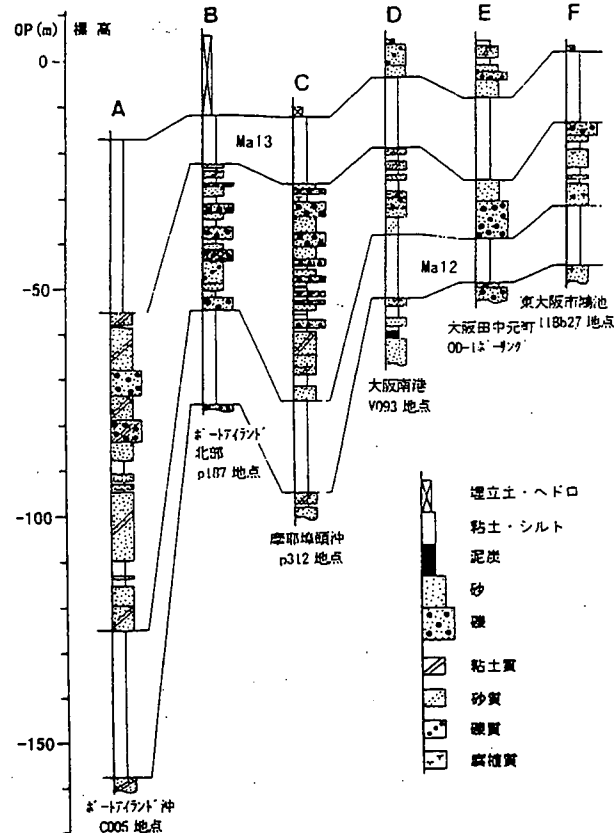


図 10 大阪平野および神戸沖の代表的な Ma12 層～Ma13 層間の柱状図²⁰⁾

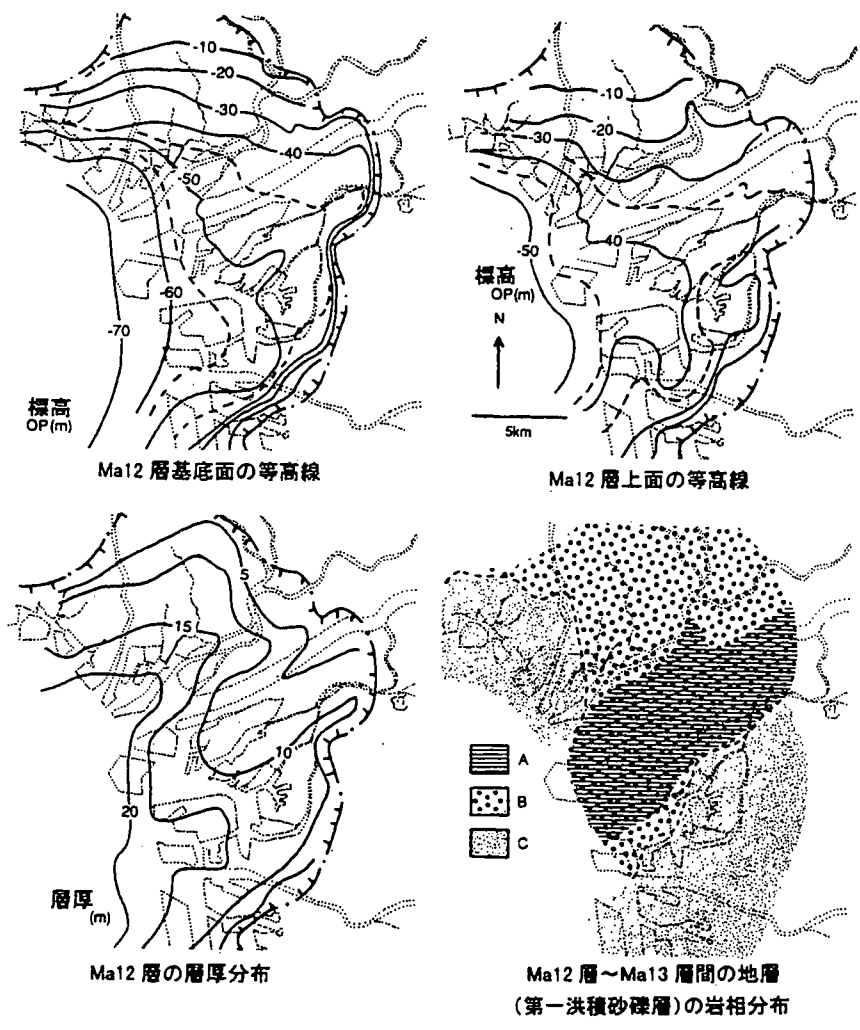


図 11 西大阪地域の Ma12 層の分布と Ma12 層～Ma13 層間の地層の岩相 20)
ハッチをつけた一点破線はMa12層の分布範囲を示す。A：Ma12層上位の侵食谷を埋積している範囲、B：礫層を主とする範囲、C：腐植質シルト・砂礫の互層からなる範囲

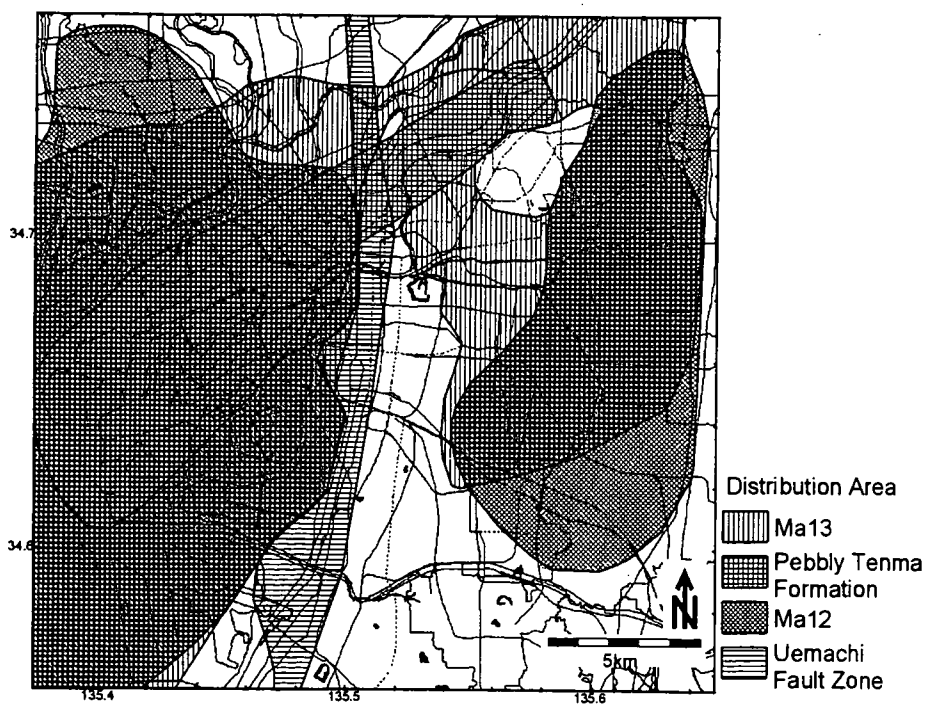


図 12 大阪平野における Ma12～Ma13 層間の地層分布域の概要

化石の ^{14}C 年代は 10,900yrs.BP の値を示し、沖積層(難波累層)に含まれる可能性がある²⁰⁾。この礫層の分布に沿うように、第一被圧帯水層の塩水化傾向が認められる²¹⁾。

6. まとめ

大阪平野部での Ma12 層・Ma13 層の分布域を重ね合わせて示すと図 12 のようになる。また、図 12 には天満層相当層の礫質部の分布域と上町断層による地層変形の著しい地帯を示した。先に示したように、大阪平野は、上町断層を境にして西大阪地域と東大阪地域に 2 分できる。

図 12 からわかるように、西大阪地域は、Ma12 層・Ma13 層がいずれも広く分布し、ほぼ水平に広がっていると言える。西大阪地域の中で顕著に地域性が生じているのは、天満層相当層の礫質層の分布であろう。これは、浅層部の帯水層の分布に大きな影響を与えているとみられる。それは、その層準の帯水層の塩水化の分布範囲にも影響している。西大阪地域の深層部については図 7 に示したように浅層部と同様、ほぼ水平な多層構造として単調な構造としてとらえることができる。

これに対して、東大阪地域は、Ma13 層は比較的広い範囲に水平に分布するが、Ma12 層は、東あるいは南東方向に緩やかに傾き、東大阪地域の西部にはほとんど分布しない。これは図 7 の断面からもわかるように、Ma12 層以下の地層は、東大阪地域の基盤ブロックの傾動運動による影響を受け、全体として東あるいは南東方向に傾斜傾向にある。したがって、東大阪地域の西部から北西部では Ma13 層を挟む沖積層の下位には、薄い天満層相当層を挟んで、Ma12 層より下位の地層が直接分布している。また、Ma12 層以下の田中累層は、東あるいは南東方向に厚さを増す傾向にあり、特に粗粒層においてその傾向は顕著である。

引用文献

- 1) 岩崎好規・香川敬生・沢田純男・松山紀香・大志万和也・井川 猛・大西正純：エアガン反射法地震探査による大阪湾の基盤構造，地震，2 輯，Vol.46, pp.39-98, 1994.
- 2) 大阪府商工部「大阪天然瓦斯調査報告書(昭和 24 年度)」：97p, 大阪府, 1950.
- 3) Ikebe, N., Iwatsu, J. and Takenaka, J.: Quaternary geology of Osaka with special reference to land subsidence. Jour. Geosci. Osaka City Univ., Vol.13, pp.39-98, 1970.
- 4) 吉川周作・中川康一・川邊孝幸・古谷正和・大四雅弘：大阪市深層 ボーリング, OD-2・OD-1 コアの再検討, 地質学雑誌, Vol.93, pp.653-665, 1987.
- 5) 吉川周作・三田村宗樹・中川康一・長橋良隆・岩崎好規・越後智雄・辻江賢治・北田奈緒子：大阪市津守・大手前・浜ボーリングコアの岩相・火山灰層序. 地質雑, Vol.104, pp.462-476, 1998.
- 6) 吉川周作・佃 栄吉・三田村宗樹・中川康一・水野清秀・東脇愛子・片岡香子：大阪市天王寺区夕陽丘 600m ボーリングコアの岩相・火山灰層序. 地調月報, Vol.48, pp.661-672, 1997.
- 7) 市原 実・吉川周作・三田村宗樹・水野清秀・林 隆夫：12 万 5 千分の 1「大阪とその周辺地域の第四紀地質図」. アーバンクボタ, No.30, 1991.
- 8) 中川康一・井上直人・領木邦浩：大阪盆地の基盤構造. 京都大学防災研究所都市耐震センター研究報告, 別冊 No.18, pp.11-25, 1996.
- 9) 吉川宗治・町田善之・寺本光雄・横田 裕・長尾英孝・梶原正章：大阪市内における反射法地

震探査. 物理探査学会第 77 回春期大会講演論文集, pp.114-117, 1987.

- 10) 山本栄作・中川康一・三田村宗樹・戸田 茂・西田智彦・寺田祐司・宇田英雄・横田 裕：大阪平野中央部における反射法地震探査 I・淀川(十三～柴島)測線. 日本応用地質学会平成 4 年度研究発表会講演論文集, pp.185-188, 1992.
- 11) 杉山雄一：上町断層系の反射法弾性波探査. 平成 8 年度活断層研究調査概要報告書, 工業技術院地質調査所, pp.105-113, 1997.
- 12) 吉川周作・三田村宗樹：大阪平野第四系層序と深海底の酸素同位体比層序との対比. 地質雑, Vol.105, pp.332-340, 1999.
- 13) 三田村宗樹・吉川周作：大阪平野第四系の海成粘土層基底深度分布の統計的検討. 応用地質, Vol.40, pp.149-158, 1999.
- 14) 三田村宗樹・吉川周作・内山美恵子：大阪平野における第四系海成粘土層の分布深度の規則性と反射法地震探査断面との対比への応用. 地下水技術, Vol.42, No.6, pp.14-24, 2000.
- 15) 内山美恵子・三田村宗樹・吉川周作：大阪平野における基盤ブロックの運動と上町断層の変位速度. 地質学雑誌, 投稿中.
- 16) 日本建築学会近畿支部・土質工学会関西支部「大阪地盤図」：コロナ社, 171p, 東京, 1966.
- 17) 土質工学会関西支部・関西地質調査業協会「新編大阪地盤図」：コロナ社, 285p, 東京, 1987.
- 18) 土質工学会関西支部「関西地盤」：土質工学会関西支部, 212p, 1992.
- 19) 三田村宗樹・吉川周作：堆積速度の差異からみた大阪堆積盆地における後期更新世の基盤ブロックの運動, 地球科学, Vol.51, pp.8-14, 1997.
- 20) 三田村宗樹：大阪平野西部の天満層に関わる問題. 地下水技術, Vol.40, No.6, pp.41-50, 1998.
- 21) 鶴巻道二：大阪平野西部の地下水の水質, 地下水地盤環境に関するシンポジウム発表論文集, 日本地下水理化学研究所・大阪土質試験所, pp.53-62, 1993.

大阪平野第四系の海成粘土層基底深度分布の統計的検討

三田村宗樹*・吉川周作*

要 旨

大阪平野地下の第四紀層に挟まれる16層の海成粘土層(Ma-1層~Ma10層)基底面の深度分布について, 13本の深層ボーリング資料を基に統計的手法を用いてその特徴を検討した。

その結果, 大阪平野地下の標準層序とされるOD-1ボーリングを基準とすると, その他のボーリングの海成粘土層の基底深度分布は二つの係数(層厚係数・垂直変位係数)で一次の線形近似ができることを明らかにした。これらの線形関係をもとにOD-1ボーリングを基準にした各海成粘土層の基底深度に関する確率分布を求め, 大阪平野地下における標準的な確率分布曲線を作成した。この曲線は層厚係数・垂直変位係数を用いて適当な深度補正を施すことで大阪平野地下の海成粘土層の分布や地質構造を表しえるものである。

そこで, この曲線を利用して, 反射法地震探査で得られる深度断面の解釈への応用を予察的に検討した。深度断面に示される反射面と層厚係数・垂直変位係数で深度補正した確率分布曲線との相関をとり, 相関係数の変化から反射面と海成粘土層基底面との対比を試みた。その結果, この手法は, 深度断面に表された断層の活動度や海成粘土層の3次元的広がりを押さえるのに有効であることが示された。

Key words: 大阪平野 Osaka Plain, 第四系 Quaternary, 海成粘土層 marine clay bed, 深度断面 depth section

1. は じ め に

大阪平野とその周辺地域に露出する第四紀層については, 主として平野周辺の丘陵地域に露出する地層の地表地質調査による研究が行われた^{1),2)}。数十層の火山灰層, 十数層の海成粘土層を鍵層としてその詳細な岩相層序が調べられ, 大阪層群, 段丘層などの層序区分が行われた。さらに, その岩相層序の研究に加えて, 古地磁気層序や生層序学的研究が追加され, 総合的な標準層序が示されている³⁾。

一方, 直接地層が露出しない大阪平野の地下を構成する第四紀層については, ボーリング調査や物理探査などの調査を中心にして岩相層序や地質構造の検討がなされてきた。大阪平野の地下地質研究は, 古くは大阪市内の土木掘削工事にかかわる事業を契機に行われ, 平野地下を構成する地層として下位より, 大阪基盤層, 天満層, 梅田層に区分された⁴⁾。また, 天然ガス開発の可能性を探るためのボーリング調査によって平野地下に厚い第四紀層の存在が明らかにされ, 大阪基盤層に相当する厚い堆積層が周辺丘陵地に露出する大阪層群にほぼ相当することが示された⁵⁾。

その後, 地盤沈下対策にかかわる調査では, OD-1~OD-9まで9地点で深層ボーリング掘削が行われた。その結果,

大阪平野の地下の第四紀層の層序の概要が明らかにされた。そのうちOD-1ボーリング(掘進長907m)は大阪平野地下の第四紀層の標準層序として位置づけられている^{6)~8)}。

さらに, 1995年兵庫県南部地震のあと大阪市内の活断層調査の一環として大阪市が3か所(津守・大手前・浜)で, 地質調査所が1か所(夕陽丘)で, 新たな深層ボーリング調査を実施し, それらのコアの層序学的検討がなされている^{9),10)}。これらのボーリングは, 大阪平野地下における大阪堆積盆地の層序・構造運動の検討をするうえでの基準となっている。

一方, 大阪平野では反射法地震探査が早くから実施され, 多くの反射断面が得られている^{11)~14)}。反射法地震探査は, ボーリング調査では確認しにくい地層の側方への連続性や平野地下に伏在する断層や撓曲構造の確認, 地下の弾性波伝播速度構造の把握などを目的として実施されてきた。

弾性波の反射現象は, 側方へよく連続し, 音響インピーダンスの大きく異なる境界面で顕著に生じる¹⁵⁾。そして, 成層構造をなす地層の層界面がこのような境界面に対応する場合が多い。すなわち, 反射断面中でよく連続する顕著な反射面は, 側方への連続のよい地層面に対応する可能性が高い。

大阪平野地下の地層の場合, 海成粘土層の基底面は, このような反射面として捉えられるとみられ, これまでも反射面と深層ボーリング柱状図との対比が試みられてい

* 大阪市立大学理学部地球学教室 Department of Geosciences,
Faculty of Science, Osaka City University(会員)

る^{11),12)}。これらの対比の試みは、大阪平野の標準層序を示すOD-1ボーリング柱状図との対比が主となっている。しかし、断層や撓曲構造によって反射面が不連続となる場合、両側での反射面の対応関係や地層との対比が詳細には行われていない。

深層ボーリングから得られる層序関係は一地点での資料であるから、ボーリング地点間や平野内での地層の広がり
の検討のためには、これらの反射断面は補間資料として重要である。したがって、平野地下の地層分布を正確に捉え、地下構造の3次元把握を行ううえで、反射断面の反射面と地層面とのより正確な対比が必要である。

そこで、地下の地質層序と反射断面の正確な対比を行うため、13本の深層ボーリングコアで確認されている各海成粘土層の基底深度に着目し、大阪平野地下における各海成粘土層基底深度分布の特徴を統計的に検証した。その結果、各海成粘土層の基底深度分布はOD-1ボーリングを基準に線形近似が可能であり、OD-1地点を代表地点として標準化できることが判明した。さらに、この標準化した海成粘土層基底深度分布を用いて反射断面の反射面と海成粘土層基底面との統計的な対比手法の可能性についての予察的な検討を行ったので報告する。

2. 大阪平野の深層ボーリング

大阪平野の地下地質を調査する目的で行われ、層序学的検討が詳しくなされている資料は、大阪府が昭和30年代後半～40年代にかけて実施した大阪平野地盤沈下調査のためのボーリング(ODボーリング)^{9)~8)}、1995年兵庫県南部地震のあと上町断層調査の一環として地質調査所が実施した

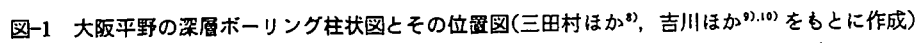
夕陽丘ボーリング⁹⁾と大阪府が実施した大阪市活断層調査ボーリング¹⁰⁾である。これらのボーリングは、いずれも詳しい地質記載が行われ、鍵層となる火山灰層の特徴や海成粘土層との相互関係などをもとに層序が明確に示されている。本研究では、これらの層序が明確に示されたボーリングの海成粘土層の深度資料をもとに検討を行った(図-1、表-1)。

大阪平野地盤沈下調査ボーリングは、大阪平野の地下地質層序を明らかにする目的で大阪府や大阪府が昭和30年代後半に地盤沈下対策の調査の一環として実施した9本のボーリングである⁹⁾。これらは、OD-1～OD-9と呼ばれ、大阪平野地下の地質層序を知るうえでの重要な資料とされている。大阪市港区で掘削されたOD-1ボーリング(掘削長907.3m)は、現在でも大阪平野域で最も深いボーリングであり、大阪平野地下の標準的な層序を与える基準ボーリングとなっている。また、大阪市都島区で掘削されたOD-2ボーリング(掘削長667.5m)は、深度656.2mで基盤岩に着岩し、その資料は、平野地下の基盤岩直上の堆積層の情報を与える基準として位置づけられる。

これら9本のボーリングの地質記載は当初、海成粘土層や主な火山灰層の位置関係から層序区分の概要として、下位より神戸層群、先大阪層群、大阪層群、上部洪積層、沖積層から構成されることが報告された⁹⁾。その後、OD-1、OD-2ボーリングの細かな地質記載と層序学的再検討がなされ、これらは、大阪層群以上の第三紀後半～第四紀にかけての堆積層からなることが明らかにされた⁷⁾。OD-1、OD-2以外の7本のボーリングについても再整理がなされ、その細かな岩相記載が行われている⁸⁾。

表-1 各ボーリングコアの各海成粘土層基底深度(単位：m)

	OD-1	OD-2	OD-3	OD-4	OD-5	OD-6	OD-7	OD-8	OD-9	TS	YU	OT	HA
Ma13	26.4	19.0	17.6	19.9	16.6	9.9	26.3	18.6		21.2			11.0
Ma12	53.4		37.1		25.3	31.6	43.4			47.7			
Ma11	89.2				44.1					89.2			
Ma10	130.0		102.0		84.0	76.9				136.9			15.0
Ma9	172.0		139.5		113.5	115.2				185.2			50.2
Ma8	207.0		169.6		165.4	130.6				222.8			77.9
Ma7	257.5		233.6		183.2	186.0		65.8			36.7		140.9
Ma6	281.0		263.3	97.3	212.8	222.5		91.3	32.2		53.0		166.6
Ma5	314.5		300.9	119.0	242.2	254.2	78.0	115.4	43.5		66.0		192.8
Ma4	373.1		361.9	151.6	295.4	309.4	107.5	165.0	68.7		96.7	40.9	240.3
Ma3	418.0	47.2	415.3	193.1	336.3	362.1	139.3	201.6	97.1		128.3	69.4	
Ma2	487.5	76.3	480.1	224.8	397.6	426.8	166.5		125.7		163.6	99.4	
Ma1.7	492.5	85.0	496.5								173.8	105.1	
Ma1.5	506.4	93.5	513.6								183.8	114.4	
Ma1.3	528.1	106.2	536.1		443.1						197.4	126.6	
Ma1	567.0	127.2	576.8		483.3		192.0		177.5		223.1	146.0	
Ma0.5	599.3	143.2	600.6								241.0	161.5	
Ma0	638.3	174.2	650.2								271.7	187.0	
Ma-1	677.2	199.2	695.8								300.5	212.6	



また、地質調査所夕陽丘ボーリング(YU)は、大阪市天王寺区夕陽丘の上町台地上から深度600mまで掘削されて、コア採取率も85%に達する。夕陽丘ボーリングコアは、Ma7層以下、大阪層群下部/最下部境界に位置する福田火山灰層の下位約60mまでの層準に相当する⁹⁾。

さらに、大阪市活断層調査ボーリングは、大阪市が上町断層の活動度の評価を行う目的で大阪市津守、大手前、浜の3か所で実施したオールコアボーリングである。これら3本のボーリング(津守(TS)、大手前(OT)、浜(HA))はいずれもコア採取率が85%以上に達し、その詳細な岩相記載と層序対比が行われた¹⁰⁾。その結果、Ma0/Ma1層間にMa0.5層が、Ma1/Ma2層間にMa1.3, Ma1.5, Ma1.7層が新たに発見され、これらに対比可能なOD-1, OD-2, 夕陽丘ボーリングの海成層の層準が示された。

図-1は、これら13本のボーリングを東西方向に並べて整理して示したものである。図の中央部は上町台地地域に相当している。上町台地の東西両側の低地に位置するボーリング(OD-1, OD-3, OD-5, OD-6, TS, HA)のうち、深度の浅いものを除いてMa-1からMa13層までの海成粘土層がほぼ欠如なく挟まれているのが確認され、同一層準間の地層の厚さが上町台地に位置するものに比べ相対的に厚くなっていることがわかる。一方、上町台地に位置するボーリング(OD-2, OD-8, OD-9, YU, OT)は、上部に挟まれる海成粘土層が削剥され欠如している。これらの海成粘土層の欠如は、上町台地周辺部のボーリング(OD-4, OD-7)でもみられる。同一層準の海成粘土層の深度は、全体的に上町台地の東西両側の低地部へ向かって規則的に深くなり、OD-1(西大阪地域の沿岸部)とOD-3(東大阪地域の中央部)では、類似した深度に位置している。

これらのボーリングのうち、地質学的に詳しく記載されたOD-1, OD-2, OD-3, TS, OT, YU, HAの7本から、平野地下の第四系の岩相層序の特徴が明らかにされ、下位より淡水成層からなる都島累層(大阪層群最下部から下部下半部に相当)、海成・淡水成互層からなる田中累層(大阪層群下部上半部、大阪層群上部および段丘構成層に相当)およびこれらを不整合に覆う難波累層(沖積層)に区分された。さらに、田中累層中に挟まれる海成粘土層が、深海底コアから得られる酸素同位体比層序の奇数ステージ(ステージ37~5)に一致することから、海成粘土層基底の年代は、対応する酸素同位体比の奇数ステージの基底境界の年代(約125万~13万年前)にほぼ相当する¹⁶⁾。

3. 海成粘土層基底深度の相関性

各ボーリングの海成粘土層の深度分布に規則性があるかどうかを確認するため、OD-1ボーリングを基準として、他のボーリングの海成粘土層基底深度の関係を検討した。

OD-1ボーリングの各海成粘土層の基底深度分布とその

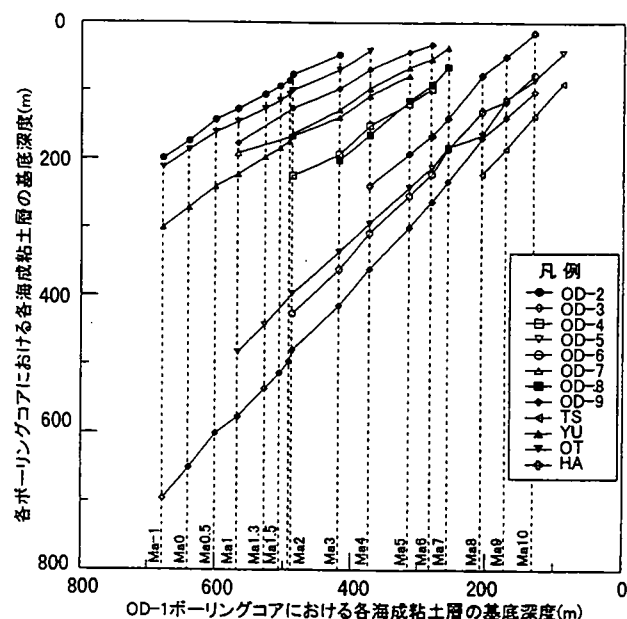


図-2 OD-1とその他の深層ボーリングの海成粘土層基底深度の相関

他のボーリングでの基底深度分布の相関を示したものが図-2である。OD-1ボーリングの海成粘土層の基底深度分布と、その他の地点のそれとの間には、非常に高い直線性が認められ、顕著な折れ曲がり認めにくい。

図-2のグラフの傾向をみると、上町台地の西側にあたる西大阪地域の低地部に位置するOD-5, TSボーリング、上町台地の東側にあたる東大阪地域の低地部に位置するOD-3, OD-6, HAボーリングの各海成粘土層の基底深度分布は、OD-1ボーリングでのそれとよく類似しているとみられ、ほぼ傾きが1の直線に近い傾向にある。これに対して、上町台地近傍に位置するOD-2, OD-9, OT, YUボーリングの各海成粘土層の基底深度分布は、OD-1ボーリングに比べ全体に浅い深度に位置し、地層の厚さが薄いため、グラフの傾きは緩やかとなっている。

図-2から、各海成粘土層基底深度分布は、OD-1と各ボーリングとの間で直線近似して表せることがわかる。そこで、OD-1ボーリングの各海成粘土層の基底深度を $x(m)$ 、各ボーリングの各海成粘土層の基底深度を $y(m)$ とし、一次式

$$y = ax - b$$

で最小二乗法による直線近似を試みた。

この一次式の係数 a は、OD-1ボーリングに対する各ボーリングの同一層準間の地層の厚さの比を示すものとして位置づけられるので、ここでは層厚係数と呼ぶことにする。また、係数 b はOD-1ボーリングの基底深度分布に対する各ボーリングの基底深度分布の相対的な垂直変位量に相当する値であるので、ここでは垂直変位係数(単位m)と呼ぶことにする。なお、一次式の垂直変位係数の前の符号をマイナスとしてあるので、 b が大きくなるとOD-1地点に比べて相対的に隆起量が大きいかを意味する。

表-2 海成粘土層基底深度の分布に関するOD-1と各ボーリングコア間の回帰係数(a, b) と相関係数(R)

	a	b (m)	R
OD-2	0.59	208	0.997
OD-3	1.09	46	0.999
OD-4	0.63	80	0.995
OD-5	0.88	33	0.999
OD-6	1.00	63	0.998
OD-7	0.52	85	0.990
OD-8	0.83	146	0.999
OD-9	0.47	101	0.996
TS	1.14	11	0.999
YU	0.62	129	0.998
OT	0.55	166	0.998
HA	0.96	112	0.997

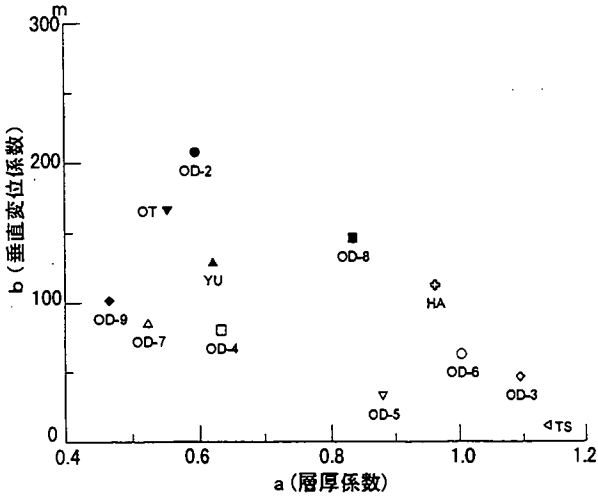


図-3 OD-1と各ボーリングとの海成粘土層基底深度の分布に関する回帰係数の傾向

このようにして最小二乗法によって得られた各ボーリングのOD-1を基準とした基底深度分布の傾向を示す層厚係数 a 、垂直変位係数 b 、相関係数 R は、表-2のようになる。相関係数 R の値をみると、いずれの地点のボーリングも 0.99以上の値となり、直線性が高いことを示している。

得られた各ボーリングの層厚係数と垂直変位係数との関係をみると図-3のようになる。西大阪地域のOD-5、TS、東大阪地域のOD-3、OD-6、HAボーリングの層厚係数の値は、0.9～1.1前後にあり、上述のようにOD-1ボーリングと類似した層厚の傾向を示している。これに対し、上町台地やその周辺に位置するOD-2、OD-9、OT、YUボーリングの層厚係数は、0.5～0.6となり、OD-1ボーリングでの同一層準間での厚さに比べ約半分の厚さとなっていることがわかる。なお、OD-8ボーリングは、上町断層近傍で掘削されたもので、層理面が約50度傾いていると記載されていて⁶⁾、見かけの層厚となっている。そこで、真の層厚に補正するために $\cos 50^\circ$ を乗じて評価すると、層厚係数の値は、0.53となり上町台地周辺のボーリングと類似した層厚係数となる。

また、層厚係数と垂直変位係数の関係は、ばらつきはあるものの、負の相関がみられる。つまり、OD-1ボーリングに比べて、層厚が相対的に薄い地域では、相対的な垂直変位量が大きくなる(OD-1地点に比べて相対的に隆起している)ことを示している。

以上の結果から、まず、OD-1と他のボーリングの海成粘土層基底深度分布の高い直線性は、これらの地層が、大阪平野域では、規則的な沈降運動と堆積作用のもとに形成されてきたことを示すものと言える。そして、大阪平野の地下におけるMa-1～Ma10層までの海成粘土層の分布深度は、標準的な海成粘土層の深度分布を与えることによって、上記の式の層厚係数 a と垂直変位係数 b の二つの値で深度調整することによって、各地点の海成粘土層の深度分布を表現できることを意味している。

4. 海成粘土層基底深度の確率分布

ここでは、OD-1地点を基準にした各海成粘土層基底深度の確率分布の作成を試みる。

上記のように、OD-1と各ボーリングの海成粘土層基底深度の分布は直線近似が可能であることから、各ボーリングの各海成粘土層の基底深度を表-2の係数を用いてOD-1地点での深度に換算することができる。OD-1ボーリングでの基底深度資料も含め、それらの換算基底深度を各海成粘土層ごとに取りまとめて、その平均値と標準偏差を求めると、表-3のようになる。Ma-1層からMa10層までの各海成粘土層の換算基底深度が正規分布をなすと仮定して、平均値と標準偏差から基底深度の確率分布曲線をそれぞれ作成し、それらを合わせて示したものが図-4である。この確率分布曲線は、OD-1地点を基準とした大阪平野地下のMa-1層からMa10層までの海成粘土層基底深度の標準的な確率

表-3 OD-1地点を基準とした各海成粘土層の平均基底深度 d とその標準偏差 σ

	OD-1(m)	$d(m)$	$\sigma(m)$
Ma10	130.0	133.4	3.5
Ma9	172.0	171.2	3.9
Ma8	207.0	204.4	11.6
Ma7	257.5	255.9	7.6
Ma6	281.0	284.7	4.6
Ma5	314.5	314.3	2.1
Ma4	373.1	369.7	4.0
Ma3	418.0	423.3	5.6
Ma2	487.5	482.5	5.6
Ma1.7	492.5	491.8	3.1
Ma1.5	506.4	507.1	2.8
Ma1.3	528.1	528.7	2.4
Ma1	567.0	566.2	2.4
Ma0.5	599.3	593.8	3.7
Ma0	638.3	640.2	3.6
Ma-1	677.2	683.3	5.9

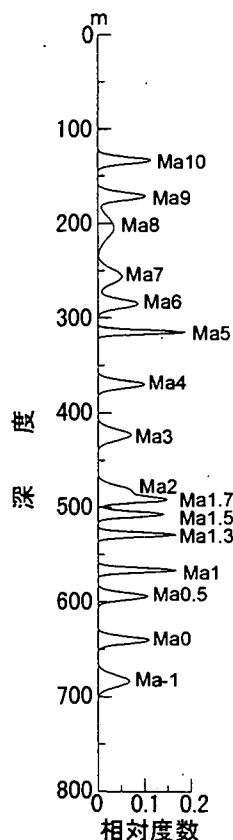


図-4 OD-1地点を基準点として標準化された各海成粘土層基底深度の確率分布曲線

分布を表している。この曲線は、大阪平野地下での海成粘土層の分布を把握するうえでの基準曲線とみなせる。そして、この確率分布曲線を利用して上述の層厚係数 a と垂直変位係数 b を各地点でもとめ、この二つの係数の平面分布を把握すると、大阪平野地下でのMa-1層～Ma10層までの三次元的な地質構造のモデル化を行うことができる。

5. 海成粘土層基底深度の確率分布と反射法地震探査深度断面との対比の試み

主要なボーリングから、海成粘土層基底深度分布は、大阪平野域では一つの標準的な基底深度の確率分布をもとにして取り扱えることがわかった。この基底深度の確率分布の応用の一つとして、反射法地震探査深度断面の反射面との対比について検討する。

反射法地震探査の深度断面は、各共通反射点直下でのゼロオフセット記録に編集・重合し、深度変換されたトレースを集めたものである。一般的に共通反射点でのトレースは、上位の低音響インピーダンスの層と下位の高音響インピーダンスとからなる境界面で反射してきた位相を黒く塗りつぶして示されている。海成粘土層基底面上位に存在する厚い海成粘土層は、近傍の層準の粗粒層に比べて弾性波速度が相対的に遅く、密度も同様に相対的に小さいので、音響インピーダンスは相対的に低い。これに対して海成粘

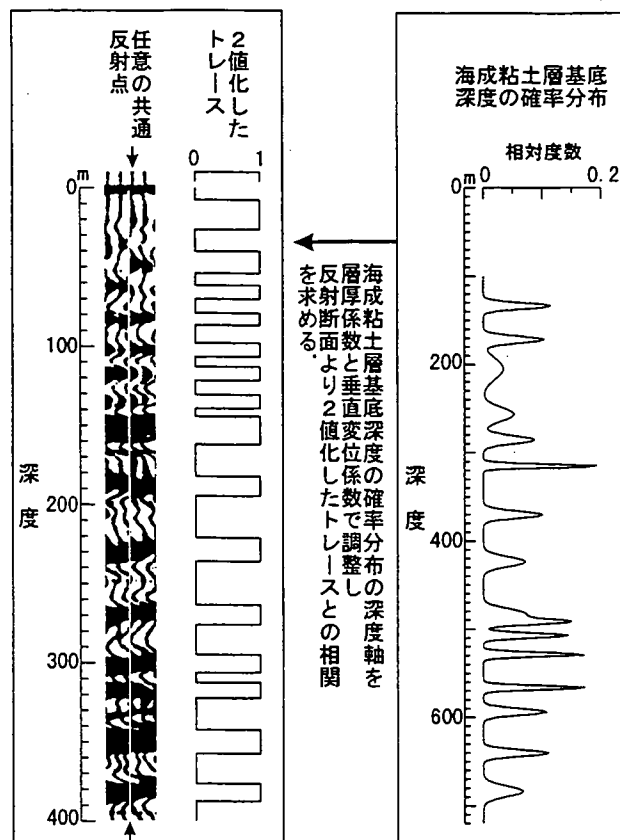


図-5 深度断面のトレースと確率分布曲線との対比手法の説明図

土層基底面直下には、粗粒層が位置することが多く、上位の粘土層に比べると音響インピーダンスは相対的に高くなっている。つまり海成粘土層基底面が形成する境界面の音響インピーダンス比は大きな値となり、反射現象が生じやすい状況にある。また、水河性海水準変動を主要因とする海進に伴って形成された海成粘土層の基底面は、側方へよく連続する。大阪周辺部で行われた反射法地震探査の断面の上半部では、下半部に比べて連続のよい反射面がいくつも現れている場合が多い。このことは、田中累層が、海成粘土層と砂礫層との互層で構成されるという岩相の特徴とも一致している。したがって、反射法地震探査の深度断面で、黒く塗りつぶされて示され、側方へ連続のよい反射面は、海成粘土層の基底面をとらえたものである場合が多いと考えられる。

今回は、上記で得られた標準化された確率分布曲線との対比の可能性について予想的な検討を行うこととした。ここでは、深度断面図を二値化して白黒の模様として確率分布曲線との相関をとる簡易な方法を試みた。

まず、深度断面図の任意の共通反射点のトレースの黒く塗りつぶされた位相部分を1とし他を0として二値化する。この処理によって、その共通反射点での二値化された深度方向へのトレースが得られる。すでに述べたように、標準化された確率分布曲線に層厚係数と垂直変位係数を与えることによって大阪平野内の任意の地点の海成粘土層基底深

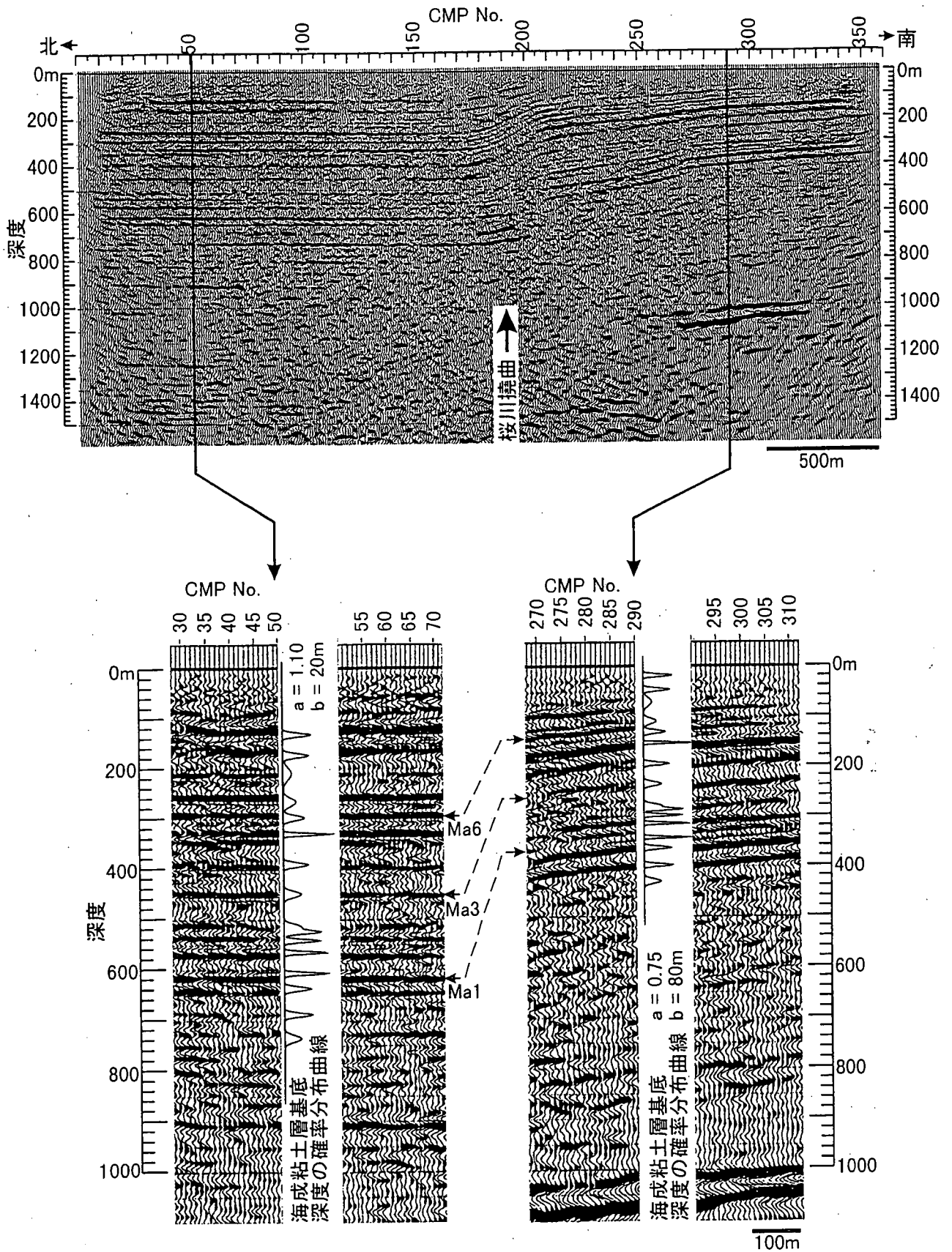


図-6 海成粘土層基底深度の確率分布と反射断面との対比の一例(反射断面は大阪府大阪市¹⁰⁾を引用)

度を示すことが可能である。そこで、この標準化された確率分布曲線に層厚係数・垂直変位係数を任意に与えて、深度断面から二値化したトレースとの相関を求める。二つの係数を変化させたときの相関係数の変化をみて、最も適合する二つの係数組み合わせを求めることによって、その対比を行うことができる(図-5)。

試みとして、大阪市が活断層調査のために実施した反射法地震探査で得られた深度断面¹⁴⁾を例にして、その対比結果について以下に示す。

使用した深度断面は、大阪市内を南北に伸びるなにわ筋に沿って行われた反射法地震探査で得られたものである。深度断面の700m以浅には連続のよい反射面が多数認められる。測線中央部には見かけ北傾斜の反射面の撓みが生じていて、従来から浅層ボーリング資料から指摘されていた桜川撓曲¹⁷⁾が反射断面でも確認された(図-6上段)。今回は、予察的にこの桜川撓曲の北側と南側で反射面が比較的明確に現れているCMP50とCMP290の二つの地点の反射面と海成粘土層基底深度の確率分布との対比を行った。

層厚係数と垂直変位係数を変化させながら深度調整した確率分布曲線とそれぞれの地点で二値化した曲線との相関係数を求めた。図-7はCMP50地点の層厚係数と垂直変位係数を変化させた場合の相関係数の相違を示している。図-7の層厚係数 a が1.1, 垂直変位係数 b が20mで相関係数 R は最大となり0.68をとる。

この相関係数 R が最大となる係数組み合わせのうち、層厚係数 a を1.1に固定して垂直変位係数 b を少し変化させてみる。これは、確率分布曲線を上下に少しずつずらすことを意味している。この場合、海成粘土層基底深度の確率分布曲線の各ピークが、二値化した反射トレースの0部分と重なるため、相関係数は極端に低下する。この例では10~20m程度上下にずらしたところで0.3未満となる。

つまり、係数組み合わせ($a=1.1$, $b=20m$)のとき最も良く反射面とそれぞれの海成粘土層基底の位置が対応していることになる。相関係数の高い係数組み合わせは、ほかに2か所認められるが、垂直変位係数の変化に対して上記の係数組み合わせほど大きな相関係数の変化が認められない。

このようにして、反射面と海成粘土層基底深度の相関が良くなる係数組み合わせを求め、それをもとに海成粘土層基底深度の確率分布を深度調整し、深度断面と対比したものが図-6下段である。

大阪市¹⁴⁾は、図-6上段の断面図の桜川撓曲より北側で反射面と海成粘土層との対比をOD-1ボーリングをもとに試みている。その結果と今回のものでは、Ma2層以上の対比については、同じ結果が得られている。しかし、大阪市¹⁴⁾はMa1層基底面を深度約570mの反射面に、Ma0層基底面を深度約620mの反射面に対比しているのに対して、今回の結果は、Ma1層下限が約620m、Ma0層下限が約680mの

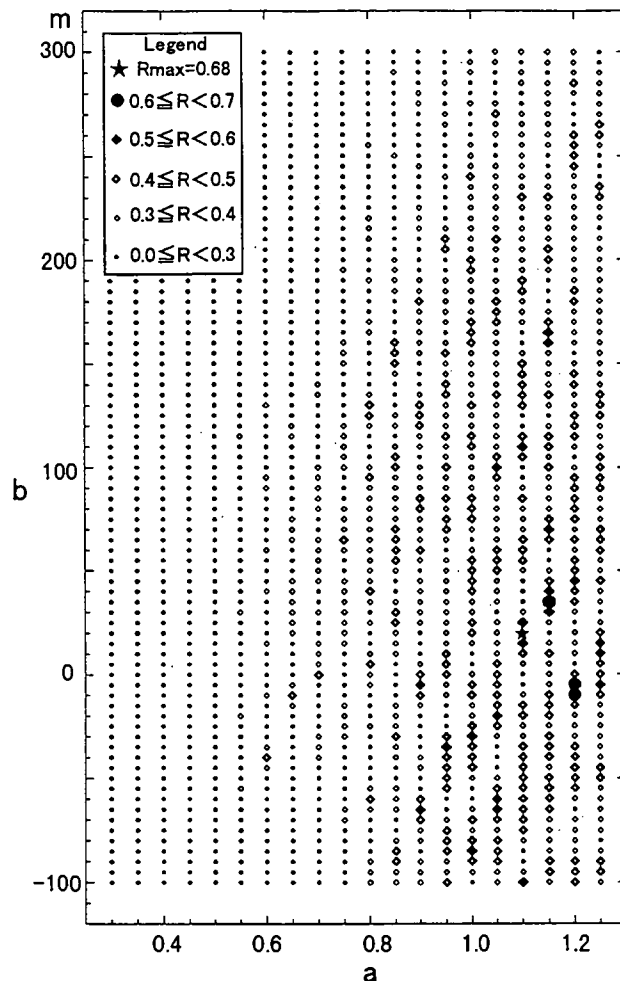


図-7 a , b の係数変化にともなう確率分布曲線と反射断面との相関係数(R)の変化の例

反射面に対比され、異なる結果となった。この相違は、OD-1ボーリングのMa2層より下位層準でMa0.5, Ma1.3, Ma1.5, Ma1.7層といった海成粘土層が新たに認定され、OD-1ボーリングのMa1, Ma0層の従来の対比の誤りが指摘されたこと¹⁰⁾を大阪市¹⁴⁾の対比ではふまえていないためである。今回これらの知見を加えて統計的に検討した結果、より正確な対比を行うことができた。

また、図-6上段の断面中央の桜川撓曲では反射面が不連続になっていて、撓曲構造を境にして反射面の追跡が困難になる。大阪市¹⁴⁾の対比でも、この部分に関しては明確に示されていない。しかし、この手法で桜川撓曲の南側にあたるCMP290でCMP50と同様の対比を行った結果は、明瞭な反射面に対して海成粘土層基底深度の確率分布のピークがよく対応し、海成粘土層基底面と各反射面との対比が明確となった。

その結果、例えば、Ma1, Ma3, Ma6層の基底面分布深度の垂直的な差は、それぞれ約260m, 約210m, 約160mとなり、桜川撓曲に伴って生じている垂直落差が明らかとなった。また、各海成粘土層と深海底コアの酸素同位体比層序の奇数ステージとの対比が行われていて¹⁶⁾、各海成粘土層

基底面の形成年代も1万年以下の精度で見積もられることから、このような地質構造の活動度の評価ができるようになるとともに、反射断面に同時断面の評価を加えることが可能になる。

6. ま と め

大阪平野の地下に分布する第四紀層のうち海成・淡水成互層からなる田中累層を中心にそこに挟まれる海成粘土層の基底深度の分布に関して、OD-1地点を基準として各ボーリング地点の海成粘土層の基底深度が線形近似できることが明らかになった。そこで、13地点のボーリング柱状図をもとにOD-1地点を基準とした海成粘土層基底深度の確率分布曲線を作成した。この曲線は、大阪平野の海成粘土層の基底深度分布を示す標準曲線としての意味を持つ。この曲線と二値化された反射法地震探査の深度断面のトレースとの相関をとることによって、深度断面図に示された反射面と海成粘土層基底面との対比が統計的処理により可能であることが判明した。これは、詳細な層序の判明している各深層ボーリング地点だけでなく、大阪平野の広い範囲に各海成粘土層を正確に追跡し、その分布を明らかにすることが可能であることを示すものである。今回は、予察的に反射法地震探査の深度断面図の任意地点のトレースを二値化・簡略化して相関をとり、統計的手法による反射面と海成粘土層基底面との対比の可能性を探ることを行った。

今後は、より精度良く相関をとり、正確な対比を行うため、深度断面のトレース波形の数値データをもとに断面全体での対比を行い、大阪平野地域の各海成粘土層の分布や地質構造を明らかにしてゆく必要があろう。

引 用 文 献

- 1) 市原 実・藤田和夫・森下 晶・中世古幸次郎(1955): 千里山丘陵, 地質学雑誌, Vol.61, pp.433-441.
- 2) 市原 実・吉川周作・林 隆夫(1977): 泉南・泉北地域の大阪層群と大阪層群の標準層序, 地質学論集, No.14, pp.209-220.
- 3) ITIHARA, M., KAMEI, T., YOSHIKAWA, S. and NASU, T.(1987): Late Neogene and Quaternary stratigraphy of Kinki District, Japan, *Proceedings of first International colloquium on Quaternary stratigraphy of Asia and Pacific Area, Osaka, 1986*, ITIHARA, M. and KAMEI, T. ed., INQUA Commission on Quaternary Stratigraphy, pp.74-83.
- 4) 山根新次(1930): 大阪市地質概観, 小川博士還暦記念地学論叢, pp.187-203.
- 5) 大阪府商工部(1950): 大阪天然ガス調査報告書, 大阪府, 86p.
- 6) IKEBE, N., IWATSU, J., and TAKENAKA, J.(1970): Quaternary geology of Osaka with special reference to land subsidence, *Jour. Geosci. Osaka City Univ.*, Vol.13, pp.39-98.
- 7) 吉川周作・中川康一・川邊孝幸・古谷正和・大西雅弘(1987): 大阪市深層ボーリング, OD-2・OD-1コアの再検討, 地質学雑誌, Vol.93, pp.653-665.
- 8) 三田村宗樹・吉川周作・石井陽子・貝戸俊一・長橋良隆(1998): 大阪平野ODボーリングコアの岩相, 大阪市立自然史博物館研究報告, No.52, pp.1-20.
- 9) 吉川周作・佃 栄吉・三田村宗樹・中川康一・水野清秀・東脇愛子・片岡香子(1997): 大阪市天王寺区夕陽丘600mボーリングコアの岩相・火山灰層序, 地質調査所月報, Vol.48, pp.661-672.
- 10) 吉川周作・三田村宗樹・中川康一・長橋良隆・岩崎好規・越後智雄・辻江賢治・北田奈緒子(1998): 大阪市津守・大手前・浜ボーリングコアの岩相・火山灰層序, 地質学雑誌, Vol.104, pp.462-476.
- 11) 吉川宗治・町田善之・寺本光雄・横田 裕・長尾英孝・梶原正章(1987): 大阪市内における反射法地震探査, 物理探査学会第77回学術講演会講演論文集, pp.114-117.
- 12) 山本栄作・中川康一・三田村宗樹・戸田 茂・西田智彦・寺田祐司・宇田英雄・横田 裕 (1992): 大阪平野中央部における反射法地震探査I-淀川(十三~柴島)測線一, 日本応用地質学会平成4年度研究発表会講演論文集, pp.185-188.
- 13) 杉山雄一(1997): 上町断層系の反射法弾性波探査, 平成8年度活断層研究調査概要報告書, 地質調査所研究資料集, No.303, pp.105-113.
- 14) 大阪府大阪市(1996): 平成7年度地震調査研究交付金「上町断層に関する調査成果報告書」, 大阪市, 224p.
- 15) 佐々宏一・芦田 譲・菅野 強(1993): 建設・防災技術者のための物理探査, 森北出版, 219p.
- 16) 吉川周作・三田村宗樹(1999): 大阪平野第四系層序と深海底の酸素同位体比層序との対比, 地質学雑誌, Vol.105, pp.332-340.
- 17) MITAMURA, M., MATSUYAMA, N., NAKAGAWA, K., YAMAMOTO, K. and SUWA, S.(1994): Stratigraphy and Subsurface of Holocene Deposits around Uemachi Upland in the Central Osaka Plain, *Jour. Geosci. Osaka City Univ.*, Vol.37, pp.183-212.

(1999年3月26日受付, 1999年5月12日受理)

Statistics on Base Depth of Quaternary Marine Clay Beds in Osaka Plain

Muneki MITAMURA and Shusakau YOSHIKAWA

Abstract

The base depth distributions of 16 Quaternary marine clay beds (Ma-1 bed ~ Ma10 bed) in Osaka Plain were investigated statistically with 13 deep core drilling data.

The result of the investigation was that the base depth distribution of marine clay beds at these drilling site is explained by one-dimensional linear approximation with two coefficients, such as coefficients on thickness and vertical displacement, based on the OD-1 drilling data which is used as the standard stratigraphy in Osaka Plain. The standard probability curve on base depth of marine clay beds was created from probability distribution of each marine clay bed based on the OD-1 site with the linear relation. The standard curve revised appropriately with the two coefficients can represent the distribution of marine clay bed and geological structure in Osaka Plain.

This standard curve was preliminarily applied to the interpretation of a depth section of seismic reflection survey. The correlation of reflectors with basis of marine clay beds was attempted by analysis of the interrelation between reflectors and the standard curve revised with the two coefficients. The result of this attempt shows that this method is effective to investigate the activity of faults and three-dimensional distribution of marine clay beds.

Key words : Osaka Plain, Quaternary, marine clay bed, depth section

オランダの水環境と地下水位制御

神戸大学農学部 田中 勉

はじめに

1998年7月1日から1999年2月28日の8ヶ月間、オランダのデルフト工科大学にて文部省在外研究員として「水と土の力学的相互作用に関する研究」にたずさわった。最初の1ヶ月は8km離れたデ・リア (De Lier) という田舎町からデルフトまでバスで通った。途中で広がる牛の放牧場、水路の水位の高さ、水辺の多さが印象的であった。「なぜ水路の水位がこんなに高く設定されているのだろうか？」

129番のバスに乗ってデルフトから南へ約10km離れたロッテルダムへゆく途中、大きな運河 (Delfse Schie) と並行して走る Rotterdamseweg (ロッテルダムへの道) を通ってゆく。左に広がる広大な牛の放牧場、水路の水位の高さや水辺の多さ、右に見える滔々と水をたたえた運河や地盤表面より高い水面、そこを行き交う大きな船舶や浚渫船と、水にまつわる景色が印象的であった。「運河の水面はなんて高いところにあるのだろうか？」

電車でデルフトからアムステルダムまで行く途中 Haarlem の近くまで来たときであろうか、Arnold Verruijt 教授は、このあたりには水の会社があって水を海岸砂丘を使って浄化し地下から汲み上げており大変上質であること、アムステルダムの水道水もこの地下水を使っており大変美味しいこと、またライン川の水が涵養されていることなどを教えて下さった。「海岸砂丘の地下水涵養システムは一体どのようなになっているのだろうか？」

オランダのガイドブックによると、フィンケフェーン (Vinkeveen) という土地では、15世紀の頃から表層の泥炭が掘削または浚渫され燃料として利用されていたが、その後商業用に下層の砂が採取され大変深い湖沼ができていているという。「オランダはなんてひどいことをしたのだろうか？本当のことなんだろうか？」

疑問が解けないまま最初の4ヶ月が経過した。これらの事柄を詳しく調べるとともに、オランダにおいて水路の水位や地下水位が高く設定されている理由を知りたいと思った。後半4ヶ月の週末を使って調べることにした。

1. 序論

低地の国オランダに到着するとまず目につくのは水路や運河など水辺が多いことであり特に地方へ出かけるとその多さに驚かされる (写真 1, 2)。それとともに水路の水位が高く設定されていることに疑問をもつ。このことは地盤中の地下水位を高く保つことを意味し、地盤が洪水や高潮、地震などに対して抵抗力が小さいことを意味する。オランダでは、大きな地震が起こらないので地震に配慮する必要はないが、洪水や高潮被害を受けやすいのではないかと懸念される。

オランダにおいて水路の水位や地下水位が高く保たれる理由について考えてみた。日本人の一人としてすぐに次の4つの理由を思いつく。

- (1) 経済的コストの低減 (ポンプアップ費用の低減)
- (2) 水辺環境の保全
- (3) 土木技術者の自信
- (4) 技術的に不可能

まず、水位を高く設定した地域に豪雨などで水が入ってきても、オランダの技術者はその水を安全に吐き出す自信があるのではないかと考えた。しかし、オランダにいと 110mm/day 程度の降雨が

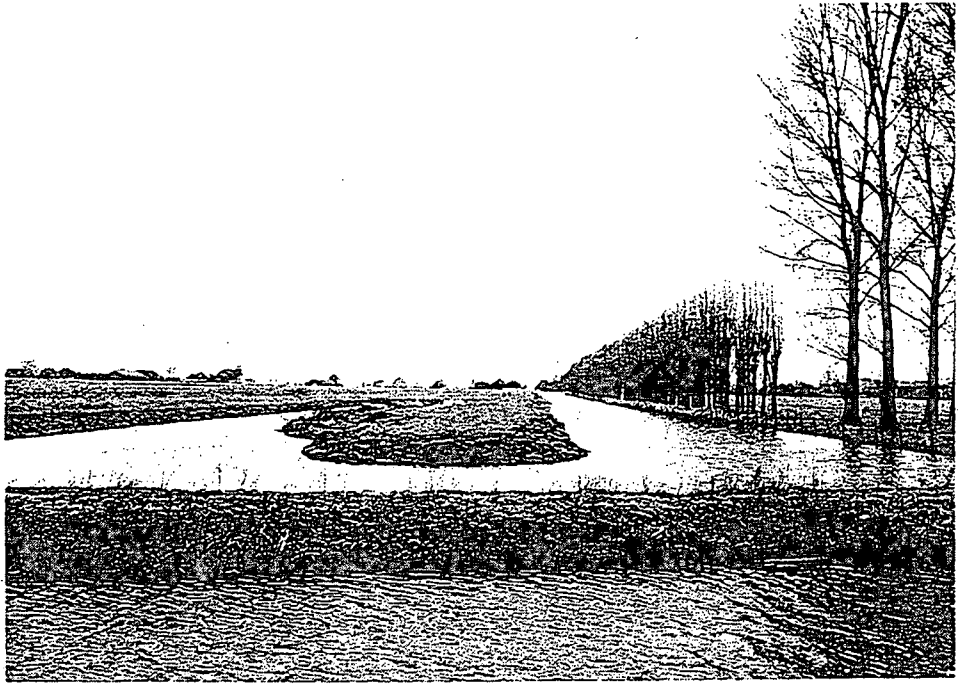


写真1 牛の放牧場と高く設定された水位 (Gouda)



写真2 民家と高く設定された水位 (Den Hoon)

あっても、湛水被害が都市部や農村部を問わずあちこちで発生するのに出くわす。したがって、(3)ではないことがわかる。さらにオランダでは各地で優れた独創的な土木構造物が築造されており(4)であるとも考えられない。

オランダ人に運河の水位が高く保たれている理由を尋ねると、「オランダでは地表面が低いので水を汲み出す必要があるが、水を汲み上げるエネルギーすなわちコストを下げるためである」と返事が返ってきた。確かに風を利用して風車を使って干拓・排水を行ってきたオランダにおいて、第一番目に考えられる理由の一つである。しかし、オランダは現在、天然ガス、北海油田、石炭などエネルギー資源に恵まれ自給ができるほどであり経済が活況を呈している。より有効なエネルギーを利用し

て効率よく排水が可能となった今日にあっては、「地下水位を下げた方がいろいろな点からみて得策ではないか？」と考えられる。このように、(1)に関しては理由の一つとして挙げることができるが、理由はこれだけではないと予想される。

高い水面と運河や風車はオランダ独特の風景であり、水辺環境（景観）を保全するためには水路の水位や地下水位を高く設定しておくことが必要である。しかし、「景観や環境保全のためだけにいろいろな危険をおかしてまで水位を高く設定していると考えるのは早計ではないか？」(2)に関しても理由の一つとして挙げられるが、理由はこれだけではないと予想される。

このように、(1)、(2)が理由として残るが、これらの理由だけで水位を高く設定しているとはどうしても考えられない。他にまだ本質的な理由があるのではないかと考えた。

ここでは、8つの項目：

- (1) オランダの土地と水面 (Land and Water in the Netherlands)
- (2) 洪水・高潮被害と巨大プロジェクト (Floods and Storm Surges, and Big Projects)
- (3) 風車による干拓 (Impoldering Projects using Windmills)
- (4) 泥炭地における農業 (Farmers on Peat)
- (5) ヴェーリッペン国立公園 (De Weerribben National Park)
- (6) ロースドレヒツェ・プラッセン、フィンケフェーンセ・プラッセン (Loosdrechtse Plassen and Vinkeveense Plassen)
- (7) アムステルダム水供給砂丘 (Amsterdamse Waterleidingduinen –AWD-, Amsterdam Water Supply Dunes)
- (8) 塩水の侵入 (Salt Water Intrusion)

について考察し、オランダにおいて水路の水位や地下水位が高く設定されている理由について考えてみる。

2. オランダの土地と水面 (Land and Water in the Netherlands)

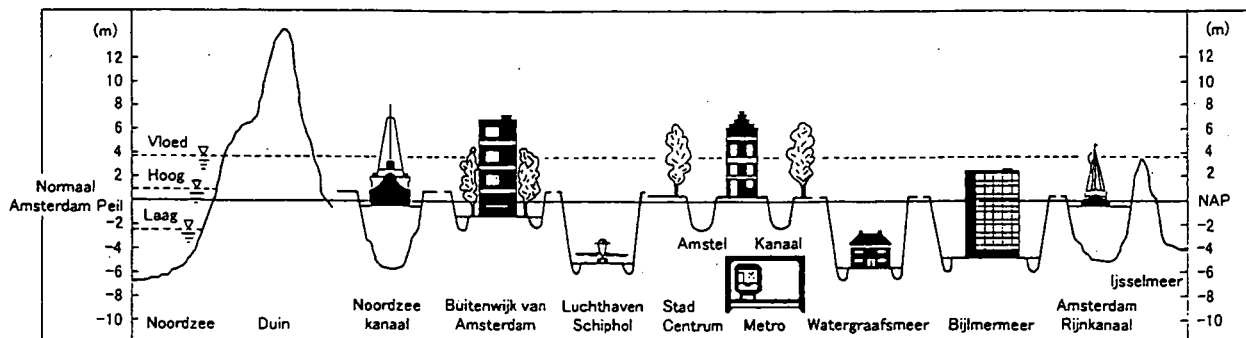
2.1 オランダの土地

オランダは正式な国名を「ネーデルランド王国」という。ネーデルランドはオランダ語で「低い土地」という意味がある。国土は北海に面し、ライン川、マース川、スヘルデ川の河口に発達した三角州にあたる。オランダはもともと低湿地でありローマ時代には砂浜海岸沿いの沼地であった。ローマの有名な歴史家プリニウスはA.D.60年にオランダについて次のように記述している¹⁾。

“With gigantic waves the ocean hurls itself over the large stretch of land interrupted twice every night and day, so that there are doubts whether, in the eternal struggle in the forces of nature, the land belongs to the face of the earth or to the sea. There, on the high hills, lives a sorry bunch, ... sailors when the water is around, but shipwrecked when the water has withdrawn and around their hovels they catch the fish trying to escape with the water.” (Plinius around 60 A.D.)

「そこでは、毎日、昼と夜の二回、大洋が大きな波とともに広く横たわる土地をめがけて押し寄せてくる。だから、自然の力との果てしない戦いの中で、果たして、その地が地表に属するのか、それとも海に属するのかの、疑問をみる。あの高台にすむみじめな一団、...水がくると水夫となり、水がひくと難破し、納屋のまわりでその水とともに逃げようとする魚を捕らえる。」

このように、オランダの国土は水との戦いの中で生まれてきた。「神が海をつくり賜い、バタウィ人が海岸線を築いた」という諺はオランダの地理的状况をよく表している。ここに、バタウィ人は古代ローマ時代におけるオランダ地方の住民をいう。またフランスの諺に「神は世界を造ったが、オランダはオランダ人がつくった」とあるように、オランダの国土は干拓という海との果てしない戦いによって守られてきた。面積は 41,574 km² で日本の九州と同じくらいの広さである。そのうち約 25% は海面より低い土地となっている。そして、人口の 60%がその低地地帯に集中して暮らしている。

図1 オランダの土地と水面²⁾

さらに、砂丘や堤防の保護なしではこの国の約 65%が嵐と高潮のとき海水によって、また大河川の洪水によって氾濫すると考えられている。

図1にオランダの土地と水面の関係を示す²⁾。オランダでは平均海水面を NAP (Normaal Amsterdam Peil)と呼ぶが、オランダ西部の沿岸地域の地表面は NAP と同じかそれ以下のレベルにある。ヨーロッパ最大のスキポール空港は海面下 4.5m の位置にある。このように、国土はほとんどが平らであり、最も低い地点はロッテルダム近傍の Prins Alexanderpolder にありマイナス 6.7m、最も高い地点は南東端のベルギーとドイツとの国境地帯で標高 321m (ファールセルベルフ丘陵) である³⁾。

2.2 ダイクとポルダー

このように、オランダの国土は水との戦いの中で生まれてきた⁴⁾。紀元 250 年頃、多くの地域が洪水にあいオランダ西部の住民は土地を立ち去った。6 世紀頃からまた人が戻ってくるようになった。しかし、1200 年頃再度始まった洪水期が約 200 年続き、土地の大部分が沼地にかわり一日に二度水が溢れた。この洪水問題に最初に対処したのは修道士であった。彼らは砂州に満潮時の海面よりも高い環状堤防を築いた。このような堤防をダイク(Dijk)と呼ぶ。このようにダイクで囲まれた沼地は干上がり陸地が開かれた。ダイクで囲まれた土地をポルダー(Polder)と呼ぶ。一度堤防が築かれると海水により新たに砂や粘土が堆積し徐々に新しい砂州が形成された。これが十分な大きさになるとまたダイクを築きポルダーを形成していった。さらにポルダーとポルダーがダイクで結ばれ陸続きとなり本土と一体となる大きな土地になった。このようにして、内陸部の至る所に現在では使われていない古い堤防が存在することとなった。

2.3 アムステルダムの土質

オランダの高地部分(東部と南部)の土壌は、更新世すなわち約一万年前に終わった後期氷河期(Weichselian)に形成されたもので主に砂と砂利からなっている。一方、オランダの低地部分(西部と北部)の土壌はこれより若く、今から約一万年以後の完新世に堆積したもので粘土と泥炭が主である。

ここでアムステルダムの地質(図2)についてみる⁵⁾。図2に示すように、アムステルダムでは地下約 400m のところに数百万年前の堅固な岩盤がある。この上に、氷河期にスカンジナビアからの氷河によってもたらされた厚い砂層がある。氷河が後退したとき、ツンドラが形成されその上を約 10,000 年前までマンモスが移動した。膨大な氷河がとけたことにより、氷河期の最後には海水面が約 180,000 年のうちに 50m 上昇した。海は貝殻を含んだ粘土と砂層を堆積した。過去 10,000 年の間に、沼が出来上がり泥炭が形成された。泥炭には多くの木が生え、定常的な水面の上昇でなぎ倒された。この状態はこの数世紀の間よく保存されてきたが、ときおり基礎杭の打込みによって破られた。アムステルダムの下の第一砂層は最終氷河期に形成されたものであり、約 2.5m の厚さがある。この層は地表面から約 12~13m 下にあり基礎の荷重を支持することができる。

このようにして、アムステルダムの土質は上部から泥炭層(5m)、泥炭粘土層(7.5m)、第一砂層(2.5m)、粘土層を挟んだ細砂層(4m)、第二砂層(6m)、粘土層(28m)、第三砂層(氷河起源)となってい

る。ここで、近年建築されるアムステルダム建築物の基礎について考えてみる。例えばフレデリスク広場のオランダ銀行 (Nederlandsche Bank) の場合、この地点における初期の建物の基礎は杭基礎であり、13m の杭が第一砂層を支持層として打たれていた。現在の 74m の高さの建物 (1967) は 21m のコンクリート杭によって第二砂層に支持されている。また、いわゆる 65m のサテライト (1989) は 63m のコンクリート杭によって第三砂層に支持されている。このように、アムステルダムでは、比較的小さな構造物は第一砂層に基礎をおき、構造物が大きくなるにつれて支持層が深くなっている。そして、現在最も深い支持層は地表面下 63m の第三砂層ということになっている。

3. 洪水・高潮被害と巨大プロジェクト (Floods and Storm Surges, and Big Projects)

第2章で述べたように、オランダの国土は北海に面し、ライン川、マース川、スヘルデ川の河口に発達した三角州にあたる。北海から吹き付ける強風によって引き起こされる高潮被害、3つの大河川によって引き起こされる洪水被害を受けてきた。とくに、秋冬期には、これらの現象が重なりオランダ各地に大きな爪痕を残してきた。そして、オランダにおいては大きな洪水や高潮被害を契機に大きなプロジェクトが行われてきた経緯がある。ここでは、これら災害と巨大プロジェクトの関係について考えてみる。

3.1 眠れる堤防⁴⁾

1287年、オランダ北部にある西フリースランド (West Friesland) で洪水が起こった。公爵フロリス五世は粘土や海草を使って全長 126km の環状堤防を建設することを計画した。この堤防は、Hoom から Enkhuizen, Medemblik, Kolhorn, Schagen, Alkmaar を経て Hoom に至るものである (図3)。この堤防の建設には、当時にあって高度な技術が導入された。Hoom から Enkhuizen を通り Medemblik にかけての堤防は現在もアイセル湖岸に沿っている。Kolhorn ではこの堤防は「眠れる堤防」と呼ばれており、フィールドをまっすぐに横切っている。「眠れる堤防」は、その後外側に本堤防が築造されたので現在使われていないが、本堤防が崩壊するようなことになると目を覚まし背後の土地を守ることから、この名前がつけられている。この環状堤防は、オランダにおける大規模な堤防工事計画の最初のものであると考えられている。

3.2 St. Elisabeth's Day Floods とピースボッシュ⁶⁾

1421年10月18日、大嵐が襲いピースボッシュ (Biesbosch) の土地 40,000ha を浸水し 72 の町村と 10 万の人間を呑み込んだと言われている。過去 5 世紀半にわたってこの地域でなされた重要な堤防工事は浸水地域を 6,000ha だけに縮小した。デルタ・プロジェクト (3.6 節参照) において Haringvlied

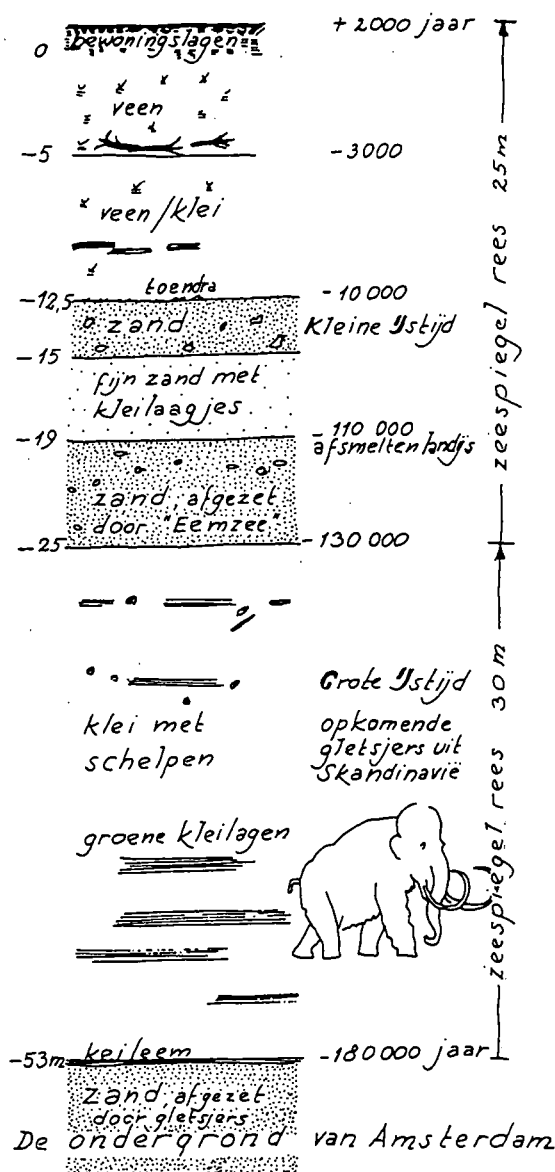


図2 アムステルダムの地質⁵⁾

の河口が閉め切られて、ピースボッシュはもはや潮の影響を受けなくなり、柳が新しいエコシステムとして繁茂し始めた。ピースボッシュは1994年国立公園に指定され、新しい管理体制のもとに「いくつかのレクリエーション地域」、「野鳥の聖域」及び「ロッテルダム・ドルドレヒト地域への3つの水供給用貯水池」が保全されている。

3.3 フローニンゲンの強化堤防⁴⁾⁶⁾

1717年12月24日の夜から25日にかけて、大きな高潮が押し寄せ、特にフローニンゲン (Groningen) 州の海岸堤防に長い距離にわたって大きな被害をもたらした。フローニンゲン州で被害を受けた堤防は大部分が修復不可能であった。その結果、フローニンゲンでは新しい強化堤防が旧堤防の北側の Summer dike の場所に建設された。この Summer dike は干拓造成を刺激するために1637～1655年の間に建設されたものであったが、1717年災害がきっかけとなって実際にこの地域の沿岸干拓がスタートした。これとは別に修理可能なフローニンゲンの堤防は規模が拡張され強度が強化された。

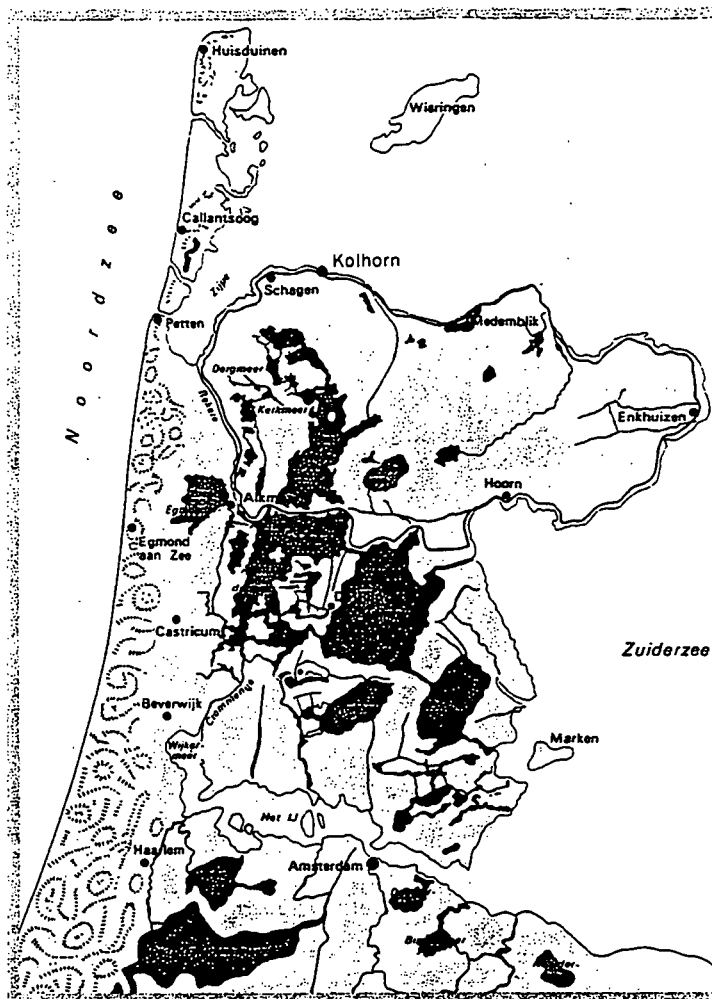


図3 1300年頃のノールド・ホランド州の地図 (West Friesland)⁴⁾

3.4 ハーレム湖の干拓⁶⁾⁷⁾

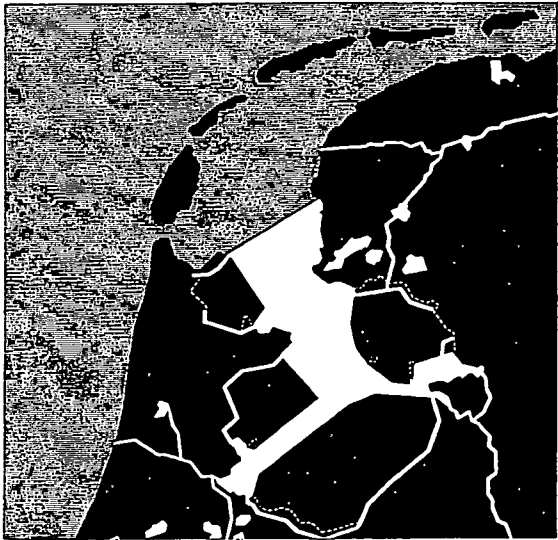
ハーレム湖は、3つの都市アムステルダム、ハーレム及びライデンに囲まれるように横たわる大きな湖であった。ハーレム湖はもともと多くの小さな湖からなっていたが、泥炭掘削や堤防の侵食が原因となって一つの大きな湖になっていた。水深2.5～4.5m、面積18,300haの湖は厳しい秋の嵐によってその規模をさらに拡大していった。1836年に起こった厳しい秋の嵐は、ハーレム湖の水を最初アムステルダムまで押しやり、その後ライデンが脅威にさらされた。この出来事の直後、すぐにハーレム湖の干拓が決定された(1952年完成)。その主な理由は主要道路が完全に破壊されたことであった。また、この当時は干拓によって大きな土地が得られるということも利点として喜ばれた。ハーレム湖の干拓については4.3節で詳しく取り上げられる。

3.5 大堤防とゾイデルゼー・プロジェクト⁴⁾⁷⁾

ゾイデル海 (Zuiderzee) は北海の一部でありアムステルダムまで続く大きな湾であった。17世紀以来、ゾイデル海をせき止めて干拓する計画が立てられたが技術上の問題で実現しなかった (Hendrik Stevin 案⁸⁾, 1667, 図4(a))。ゾイデル海が実際に閉め切られるまでに、それから約265年が経過し、その間およそ8つの計画案が立てられた。1916年2月13日フォーレンダムとマルケン島付近の堤防が嵐で決壊しアムステルダムまで水が押しよせてきた。これが、大堤防構築の直接のきっかけになったといわれている。北海からゾイデル海をせき止めてその大部分を干拓することになった。Dr. Cornelis Lely の計画案⁸⁾ (1891, 図4(b)) が採用され1918年 The Act of June 14 for closing off and reclaim-



(a) Hendrik Stevin 案 (1667)



(b) Cornelis Lely 案 (1891)

図 4 大堤防の計画案⁸⁾

ing the Zuiderzee が議会を通過した。

5 年をかけてフリースランド州とノールドホルランド州の間に 30km の大堤防が建設された。1932 年 5 月 28 日午後 1 時 2 分に Last gap が閉じられ堤防が完成した。このプロジェクトで、ゾイデル海は内海となり海水が遮断され徐々に淡水化し現在ではアイセル湖と呼ばれる淡水湖となった。アイセル湖は 5 年の間に淡水化した。アイセル湖に 4 つのポルダーが建設され国土が 1,650km² 拡張された (表 1 参照)。図 5 に干拓地の使用種目を示す。最初の二つの干拓地ウィーリンガーメーア・ポルダー (Wieringermeer polder) と ノールドオースト・ポルダー (Noordoost Polder) は典型的な農業用地となり、四番目の干拓地ザイドフレーボランド・ポルダー (Zuidelijk Flevoland Polder) は住宅地、事業所用地、レクリエーション用地として利用されている。三番目の干拓地オーストフレーボランド・ポルダー (Oostelijk Flevoland Polder) はその中間的な利用形態となっている。1986 年 1 月 1 日、ノールドオースト、オーストフレーボランド及び

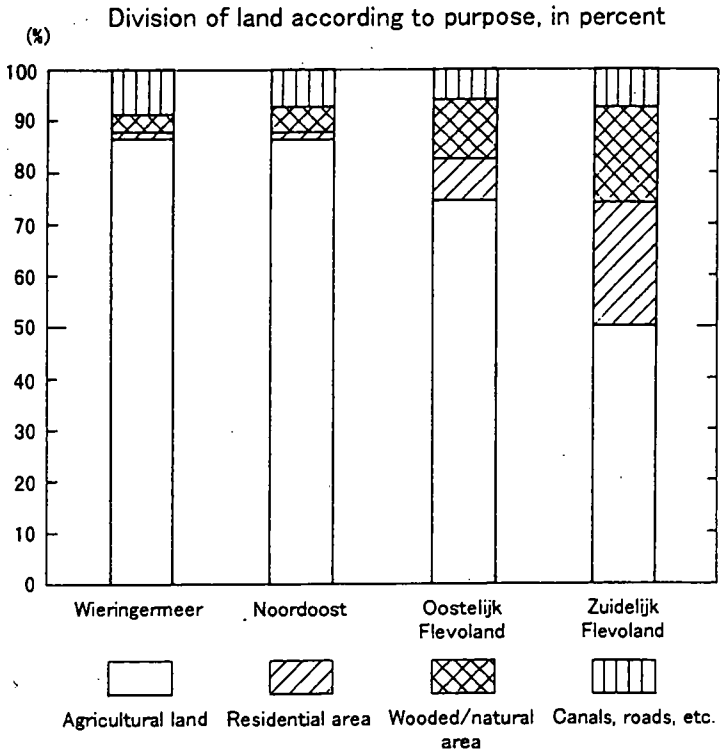


図 5 干拓地の使用種目⁹⁾

表 1 ゾイデルゼー・プロジェクトの干拓地⁹⁾

ポルダー名	面積 (ha)	堤防の建設	干拓地の造成
Wieringermeer	20,000	1927-1929	1930-1940
Noordoost	48,000	1936-1940	1942-1962
Oostelijk Flevoland	54,000	1950-1956	1957-1976
Zuidelijk Flevoland	43,000	1959-1967	1968-1996
Markerwaard	41,000	1941-1956 1963-1975	

ザイドフレーボランドの 3 つのポルダーから成るフレーボランド州が新しく誕生しレーリースタットに州都が置かれた。5 番目に計画されていたマーカーワールド・ポルダーは 1986 年に財政問題と環境保護の側面から中止が決定された。

3.6 デルタ計画⁴⁾

1953 年 1 月 31 日の夜中、オランダで過去最大の洪水がゼーランドを襲った。北西から吹き付ける嵐が数日間吹き荒れ、大雨や極度の高潮と重なり大洪水となり 200 ヶ所以上の堤防が崩壊した。1,835 人の犠牲者を出し、10,000 人が家と財産を失った。200,000ha の土地が浸水し、スホーウェン・ドイフェランド (Schouwen Duiveland) 島付近は水浸しになった。外側の第一堤防 (オースタースヘルド堤防) と内側の第二堤防で洪水を防いでいた。この二つの堤防が崩壊しカウダケルク村 (Koudekerke Village) が消え去り教会の塔だけが残った(写真 3)。このとき崩壊した Ouwerkerk の堤防で Last gap がケーソンを用いて閉じられたのは 1953 年 11 月であった。スホーウェン・ドイフェランド島の南海岸線は 1400 年以降 4km 内陸側に移動している。

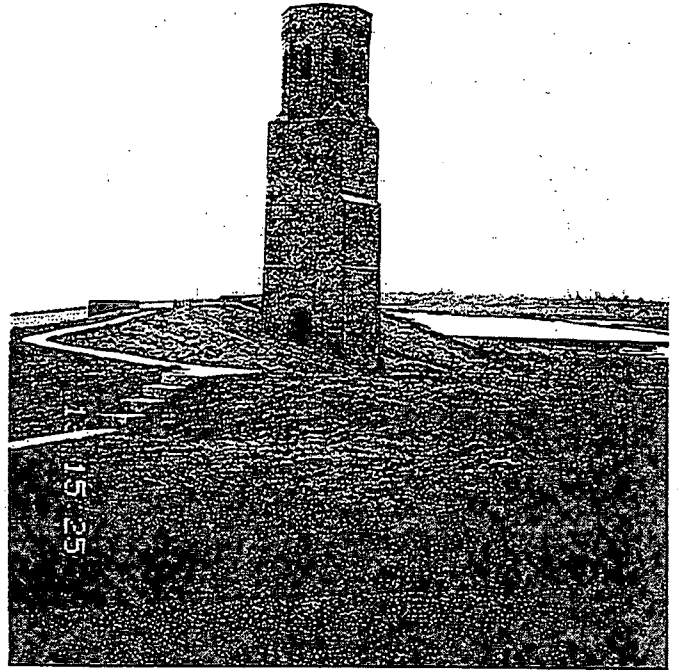


写真 3 残った教会の塔 (Plomp Toren)

この洪水被害が、デルタ・プロジェクトを進める契機になったと言われている。デルタ計画では、アントワープ港 (ベルギー) への入り口であるウェストスヘルド川 (Westerschelde) を除いて、南西部の入り江がすべてせき止められた (図 6, 表 2 参照)。まず、最初にザンドクリークが 1960 年に、続いてフェールスガットが 1961 年にせき止められた。北から一番目の支流ハーリングフリートは今は淡水湖(Fresh)で、二番目のグレベリンゲンは海水湖(Saline with no tide)である。三番目の支流オースタースヘルドは海水湖(Saline with reduced tide)であり巨大ダムを挟んで海と開通している。

オーストスヘルデ (Oosterschelde) の河口には、3 つの水路 Hammen, Schaar van Roggenplaat 及び Roompot を通して、全部で 3km にわたって高さ 30~40m の 65 個のコンクリート柱 (Prefabricated concrete piers)を海底に定着させ、その柱の間に 62 個のスチールゲート (高さ 5.9m~11.9m, 幅 40m)が上下するタイプのダムが建設された。これは通常開いているが、嵐の際には

表 2 デルタ工事の詳細⁴⁾

番号	構 造 物	完成年
1	ハーリングフリートダム (Haringvliet Dam)	1971
2	ブラウースダム (Brouwers Dam)	1971
3	オースタースヘルドダム (Oosterscheld Dam)	1986
4	フェールスガットダム (Veerse Gat Dam)	1961
5	ザンドクリークダム (Zandkreek Dam)	1960
6	フォルカラックダム (Volkerak Dam)	1969
7	グレベリンゲンダム (Grevelingen Dam)	1965
8	フィリップスダム (Philips Dam)	1986
9	ゼーランド橋 (Zeeland Brug)	1965
10	ウスターダム (Oester Dam)	1986

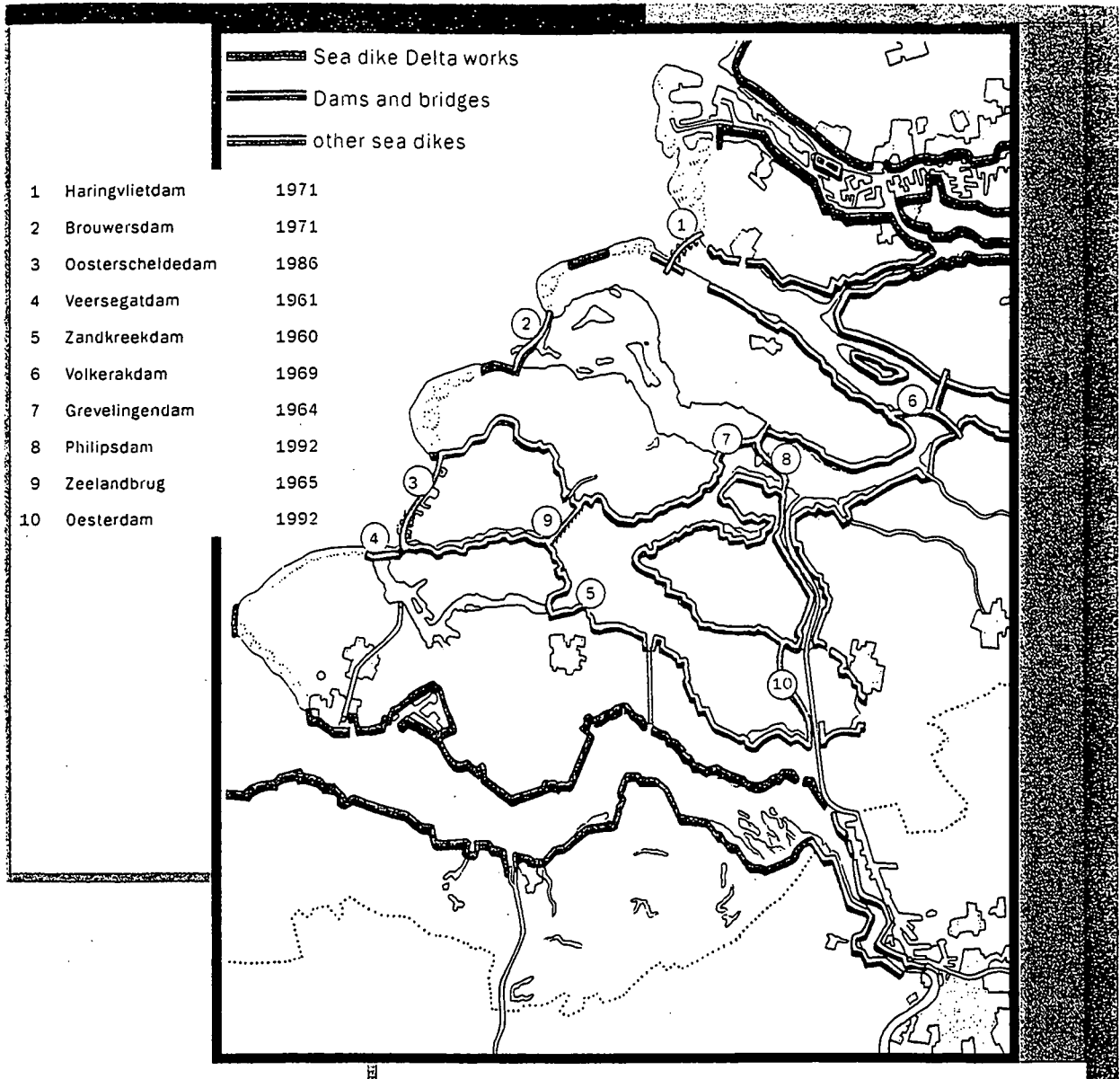


図6 デルタ・プロジェクト⁴⁾

扉が下がり海からの危険を遮ることになる。さて、オースターズヘルドの入り江には北海の魚介類の養殖場がある。カキやカラス貝の養殖産業を保護するため、部分的に海と開通していなければならない。潮流に依存したこの地域の貝類漁業と貴重な自然地帯保護を考慮した防波施設である。1986年10月4日にデルタプロジェクトの公式完工を記念して、ベアトリクス女王による開門式が行われた。

デルタプロジェクトで誕生した新しい堤防の内側は一部分内陸湖となり、水の塩分は徐々に薄くなり肥沃な農地の土壌塩分が増すのを防ぐとともに自然地帯やレクリエーション地帯としても重要な意味をもっている。

また、デルタ計画を締めくくる新水路(Nieuwe Waterweg)の防波堤(Stormloedkering)が1997年に完成した。この防波堤は嵐の際に開閉式の扉で幅360mの新水路をせき止め、ロッテルダムとその周辺の住民およそ100万人を水害から守っている。

3.7 大河川デルタ計画¹⁰⁾

1993、1995年、マース川の氾濫でリンブルフ州が大きな洪水被害に遭い大勢の人々が避難を強いられた。また、オランダ中部と東部の河川沿岸地域も、1995年2月に洪水の危機に瀕した。長期にわた

って高水状態が続き堤防の安定性が問題となった。予防措置として、20 万人以上の住民の避難、農家の家畜の安全地帯への移動が必要となった。これが契機となり、この直後大河川デルタ計画がスタートした。このプランでは、既存の河川堤防補強のスピードアップとリンブルフ州築堤への全力投球とマース川の掘下げと拡張が謳われている。1995 年 3 月には大河川デルタ計画法が施行され、風向、自然、文化的な歴史を配慮しつつ計画実行に必要な手続きが大幅に短縮する事が約束された。この計画は 2000 年に完了の予定である。

オランダは有史以前からライン川、マース川、スヘルデ川などの大河川による洪水被害、北海の高潮被害に悩まされてきた。また現在も悩まされ続けている。このような点からみると、オランダにおいては水路の水位や地下水位を高く保っておくことは洪水被害や高潮被害をより大きくする原因となると考えられる。にもかかわらずオランダではこれらの水位が高く設定されている。「水位を下げる事が出来ない大きな理由が何かあるのではないか？」

4. 風車による干拓 (Impoldering Projects using Windmills)

オランダは風の強い国である。北海から吹きつける風は年平均で風速 7.5m/s である。オランダでは 14 世紀から小麦をひいたりするのに風車 (Molens, Windmills) が使われだした。15 世紀のはじめから風車による排水が行われるようになったが、これが干拓と風車というオランダ独特の風景を創り出す要因となった。風車は、最も盛んな 19 世紀には全国で 10,000 基程あったが現在残っているのは 980 基ほどである。世界中のどこにも海と戦うために風車がこのように大規模に使用された例はない。

低地の国オランダは古^{NELA}からたびたび洪水や浸水に見舞われてきた。その歴史は水との戦いともいえる。人々は洪水を防ぐため土を盛ってダイク(Dijk, 堤防)を築き自分たちの住む土地を守ってきた。さらに沼や湖、海辺などにダイクをつくり、水を囲い込み、初期は潮の干満を利用して水門の操作のみで水位の調整を行い、次に風車、蒸気動力、ディーゼル、または、電気力で水をかい出し運河などの水路を通して海に流した。このようにして、ダイクで囲まれた沼地は干上がり陸地が開かれた。これをポルダー (Polder, 堤防に囲まれた土地) という。時代の経過につれてポルダーがお互いに陸続きとなり次第に土地が拡大して本土と一体となる大きな土地になった。

前述のようにポルダーは初期のころ海の満干と水門操作を利用して排水が行われていた (原始期干拓)。15 世紀のはじめ (1408) から風車によって排水する方法が発明されたと言われている。この発明により水の排水が大変容易になり、それ以来干拓に風車が使われるようになった。しかしながら、風車によって大規模の干拓・排水がなされたのはこれより約 200 年後の 17 世紀前半である。

4.1 ベームスター湖の干拓⁶⁷⁾

大きな湖で初めて干拓に成功したのはノールドホルランド州のベームスター湖(Beemster Lake)である (1612 年完成)。Jan Adriaanszoon Leeghwater の指揮の下、1610 年に始められた。41 基の風車を使って 2 年がかりで 7,020ha の湖の水が汲み出された。この工事にはアムステルダムの大富豪商人 123 人が投機の目的で資金を出し合い工事が可能となった。干拓後、この地に夏の別荘用にすばらしい農家が立てられた。

4.2 スヘルマー湖の干拓⁶⁷⁾

スヘルマー湖 (Schermer Lake) は 4m 以上の深さがあるが、1631~1635 年の 5 年をかけて 52 基の風車で干拓がなされた。図 7 にスヘルマー湖の干拓地と風車の配置図を示す。

4.3 ハーレム湖の干拓⁶⁷⁾

ハーレム湖 (Haalem Lake, 18,300ha, 水深 2.5~4.5m) の干拓も 1640 年 Leeghwater によって計画された。Leeghwater の試算によるとハーレム湖の干拓は 160 基の風車で可能であるとされた。実際に干拓が行われたのはこれより約 200 年後の 1848 年である。この 2 世紀の間に、部分的または完全排水

による干拓計画が 200 以上立案された。Nicolaas Kruik (1678～1754)は測量技師であり技術者であったが、1750 年にハーレム湖を排水するプロジェクトを教唆した (Kruik をラテン語風に表記すると Cruquius となる)。Baron van Lijnden は、1821 年、排水にもっぱら蒸気動力を利用することを提案した。1813 年～1840 年統治したオランダ国王ウィレム一世は「技術王」とも呼ばれていたが、ハーレム湖の干拓を行うために、風力と蒸気動力についてコストと利点の比較を評価する委員会を発足させた。そして、1838 年 3 月ハーレム湖の水を蒸気動力を使用して干拓排水することを決定した。オランダで

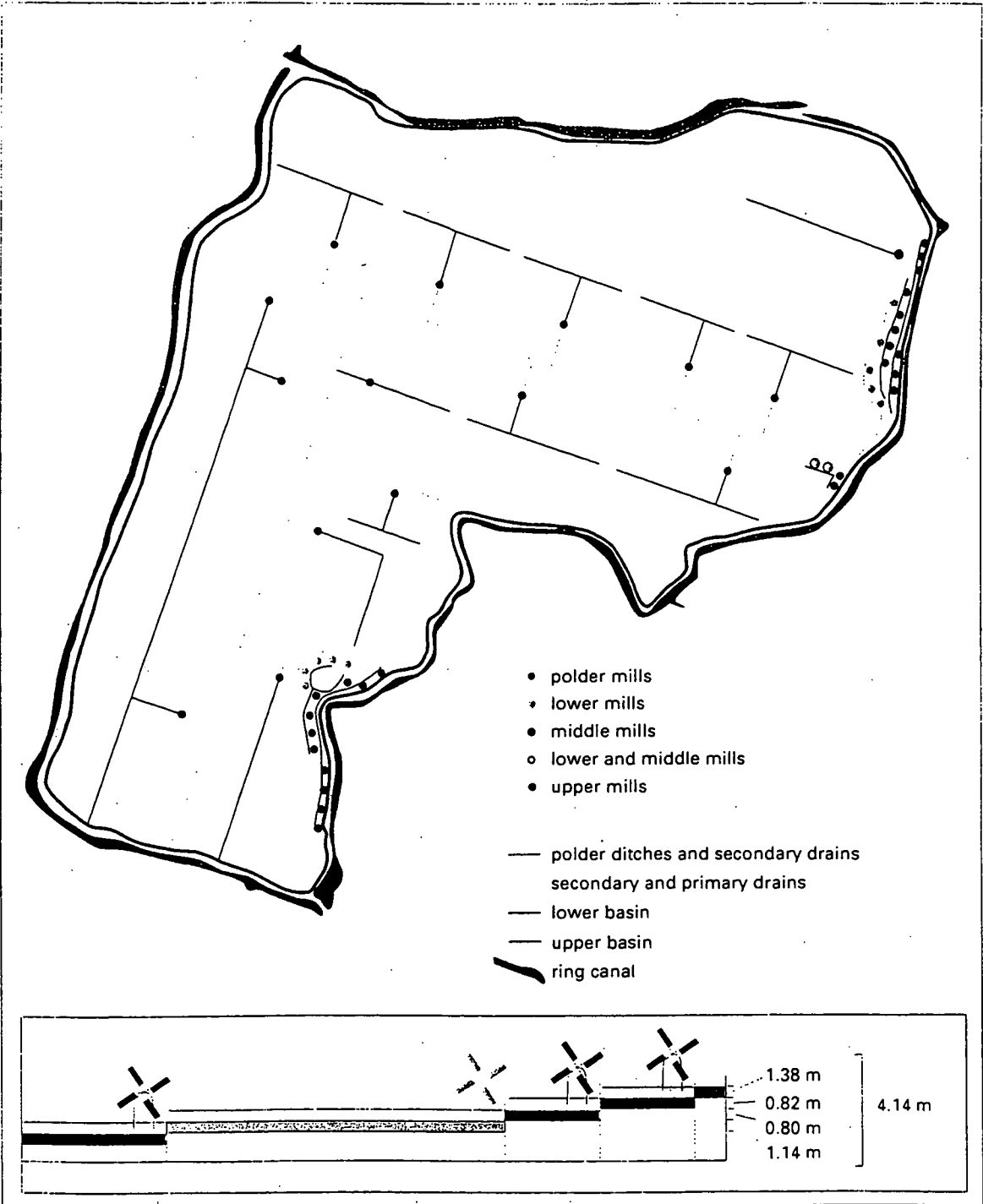


図 7 Schermer 湖の干拓⁶⁾

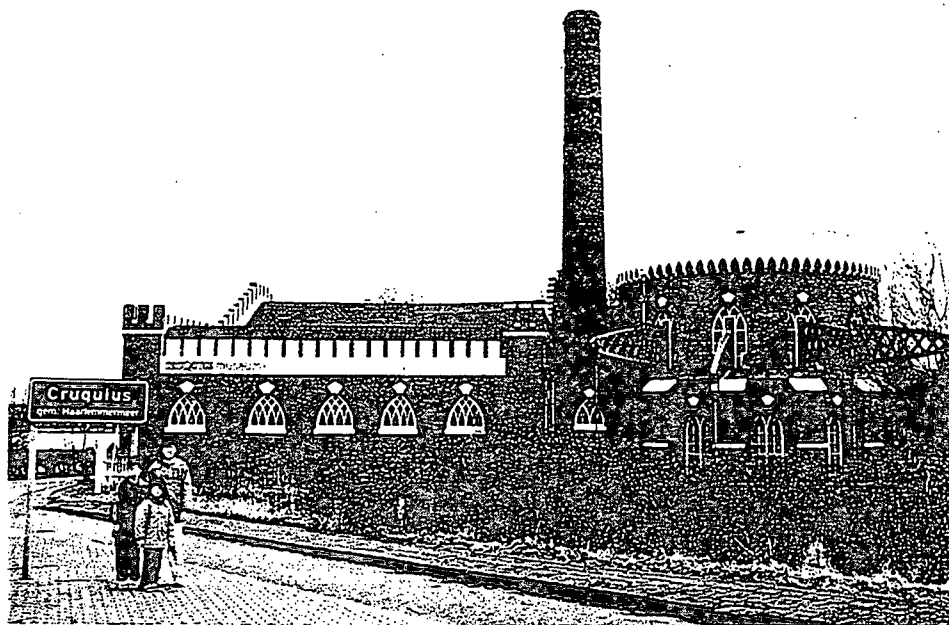


写真4 Cruquius

初めて蒸気動力がポルダーの水を排水するのに使われたのは 1774 年であった。蒸気は当時としては真新しいエネルギーであったが、ハーレム湖はオランダで蒸気ポンプのみですべての水を排出した最初の干拓地となった。1848 年から 1952 年まで、蒸気動力を用いた 3 つのポンプ場で 831,000,000m³ の水が排出され干拓が完了した。3 つのポンプ場には、それぞれ、3 人の技術者の名前：Leeghwater, Cruquius 及び Lijnden が付けられている。前述のように、Leeghwater, Cruquius 及び Lijnden は 17, 18 及び 19 世紀の各時代においてハーレム湖の干拓に対して広大な計画を立案した人たちである。ここでは、現在ディーゼルポンプで排水が行われているが、3 つのポンプ場のうちのひとつクルキウス^(11~14) (Cruquius, 写真 4)は、1848 年に建設された蒸気動力による Sucking Pump を用いた大変ユニークな形状の排水機場である。クルキウスは 1932 年にその使命を終え、1933 年オランダで最初の産業記念構造物(Industrial monument)の一つに選ばれ、1936 年以来博物館として保存されている。ネオゴシック調の建物は Jan Anne Beijerinck のデザインによる。この干拓は政府によってなされたが、新地における耕地と地域の開発は民間に帰された。全部の土地が売却されて、はじめて、その 86%が直接の利用者でない投機家により入手されたことが明らかとなった。蒸気動力利用によるハーレム湖の干拓を契機に、風車だけによる新規の大規模干拓・排水は終焉を迎えた。

4.4 連列風車⁽¹⁵⁾

風車は一基で約 1.5~2.0m の高さまで水を汲みあげることができると言われている。水位差がこの限界を超えると、写真 5 に示すように風車を何基も並べて建設し水を隣のより高い貯水池に次から次へと汲みあげてゆくことによって排水が可能となる。この方法は連列風車 (Molengang, Millrows) と呼ばれる。連列風車として有名なもので現在も残っているのは、

- ① Leidschendam (Den Haag) … 3 連風車 (Driegang)
- ② Schermer … 4 連風車 (Viergang)
- ③ Alphen ad Rijn (Aarlanderveen) … 4 連風車
- ④ Zeevenhuizen … 4 連風車

などである。③は現在も現役である。一例として、スヘルマー湖の干拓事例 (図 7)についてみる。図 7 に示すように干拓地全面にわたって Polder mills (干拓風車)が配置されている。大きな水位差を克服するため第二段目及び第三段目の風車が連なって配置され、それぞれがより高い位置の貯水池

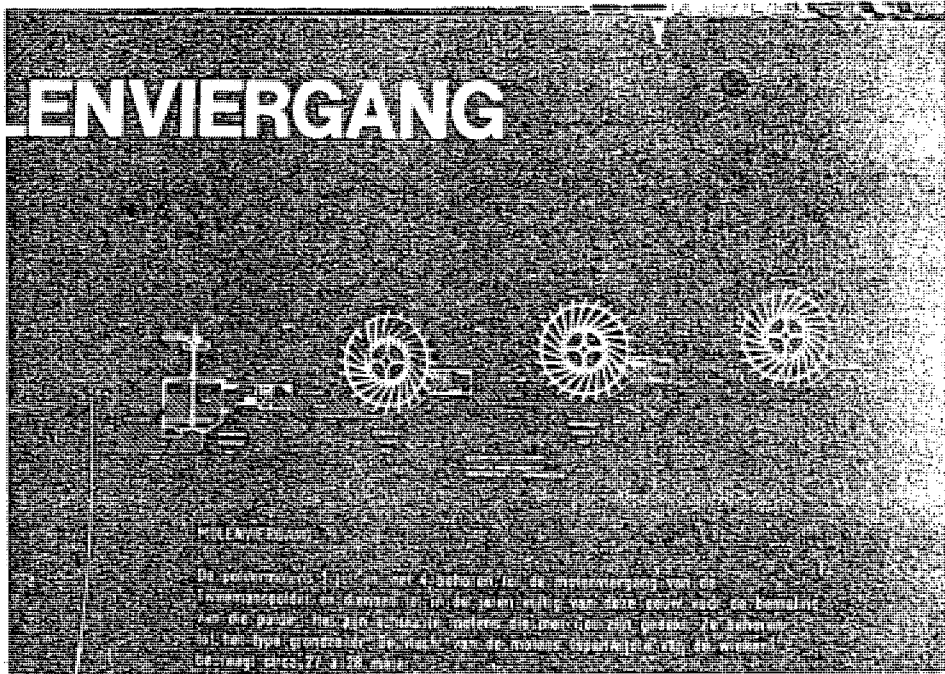


写真5 連列風車 (Zevenhuizen)

(Basin)へと水を汲みあげてゆく。水は最終的に北側の Jacob Kaesse Sluice 及び南側の Shipping Lock Nauerna から外側の環状運河 (Ring canal)へと排出される。Zevenhuizen の 4 連風車のうち一列に並んだ第一、二、三段目の風車風景を写真6に示す。

オランダでは、初期のころ海の満干と水門操作を利用して原始期干拓が行われ、その後 17 世紀には風車を利用して大規模な干拓が行われた。海との戦いにおいて風車がこのように大規模に用いられた例は世界中のどこにもない。風車は実際オランダを象徴するものとなった。そこでは、水路の水位や地下水位を地表ぎりぎりに設定することが、エネルギーと経費の点から有利であったと考えられる。したがって、水位を高く保つことが行われてきたように考えられる。そして、風車と運河というオランダの独特の景観を形成した。

5. 泥炭地における農業 (Farmers on Peat)

5.1 泥炭と農業¹⁶⁾

昔、オランダは広範囲の低地が泥炭で覆われていた。泥炭は葉、枝、ときには木その



写真6 第一、二、三段目の風車 (Zevenhuizen)



図8 ハンドドラッグを用いた水面下の泥炭掘削風景⁶⁾

ものなどの植物が枯れたものからできている。これら植物の死骸は水の中では腐らないので、しばらくして新しい植物がその上に育ったり死んだりする過程を繰り返した。このようにして泥炭は次第に高く積み上がっていった。泥炭の高さはときに平均海面上5~6mに達する。約1,000年前、初期の農民は耕作のため泥炭地へ移り住んできた。この目的のため、水が泥炭の上層から河川へと抜けるように川や道路に沿って長くまっすぐな溝が掘られた。排水は泥炭の腐敗を引き起こし、腐敗した物質は窒素を含んでいたの、土地を肥やし耕作に好都合となった。このように、土地は自然に肥えた。

しかし、この方法には大きな欠点があった。泥炭の腐敗によって泥炭地は年間1cm程度の地盤沈下を引き起こした。泥炭地の表面と溝の水面の高さが同一のレベルになり、土地は湿潤になった。しかし、耕作は放牧より有益であったので、農民は溝をもっと深くし同じ過程が最初から繰り返された。しかしながら、これはいつまでも続かなかった。結局、泥炭地は河川水面より低いレベルに沈下した。風車によって水が排水され牛の放牧だけが可能性として残った。今日多くの泥炭干拓地は平均海面より数m低くなっている。実際これらの地域ではすべての輸送は運河や湖上の船によって行われた。運河をわたる橋は牧草を高く積んだ船の行き来を可能にするため中央部分が高くなっている。

16, 17 世紀、町が急激に成長し、安い燃料の需要が急増した。その結果、泥炭が燃料のために掘られ、人々はそれをストーブにくべて燃やし家を暖房した。煉瓦工場、ウィスキーやビールなどの醸造所からも、泥炭の需要があった。

5.2 ヒートホールン (Giethoorn)¹⁶⁾

16 世紀までヒートホールンの人々は泥炭沼地で農業に携わった。地表面が沈下したとき、彼らは燃料として輸出するため大規模な泥炭掘りに従事した。ハンドドラッグ (Hand drag, 人力で水底をさうもの)を用いることによって泥炭をさらに水面下から引き抜くことを可能にした (図8)。この底からさらった泥炭が土地の上に広げられ乾燥させられた。この方法は多くの土地を消滅させ、De Wieden や De Giethoornse Meer などの大きな湖が出来上がった。18 世紀の終わり、泥炭がなくなり、大変な貧困をもたらした。それゆえ、多くの人々はこの地を離れ、他の泥炭地、例えばフリースランド地方などへ移っていった。

底さらえしたものが敷き延べられたところ、すなわち Zetwallen はまだ牧場や牧草地として利用可能であった。これら後背地で牛を飼いお金を儲けることができた。泥炭掘りでできた湖では魚が捕れた。その水際では、さらに数え切れないアシの土地があった。植えられたアシは屋根葺きの材料に

用いられたり、冬に球根畑を覆うのに使われた。アシの栽培はヒートホールンの人々にとって有益なお金儲けの手段の一つとなった。湖からは砂が同様に採取され、木靴、食器類や調理皿を研磨するのに用いられた。

5.3 スタップホルスト(Staphorst)¹⁶⁾

スタップホルストの人々は、ちょうどヒートホールンの人々と同じように、最初泥炭地へ耕作に入ってきた。彼らは、地表面の沈下問題を沼地でもより高いところに位置する地域に移動することで解決した。この移動は少なくとも3度にわたった。これが、スタップホルストがときおり The walking village と呼ばれるゆえんである。耕作が不可能となったより低い泥炭地では、牛が飼われた。スタップホルストではヒートホールンほど大きな規模で泥炭が掘られなかったが、ここでも少しの泥炭しか残らなかった。人々は、収入を得るために色々な方法に頼らねばならなかった。スタップホルストの人々は交易に従事し、この地域の市場やオークションに出かけていった。さらに、馬の飼育や馬の売買が重要な収入源となった。スタップホルストでは土地は遺産相続によって縦方向に長く分割され、これは数世紀の後に、大変長くて狭い短冊状の土地となり、ときには4つの農家が一行に並び横方向には余地のないこともあった。

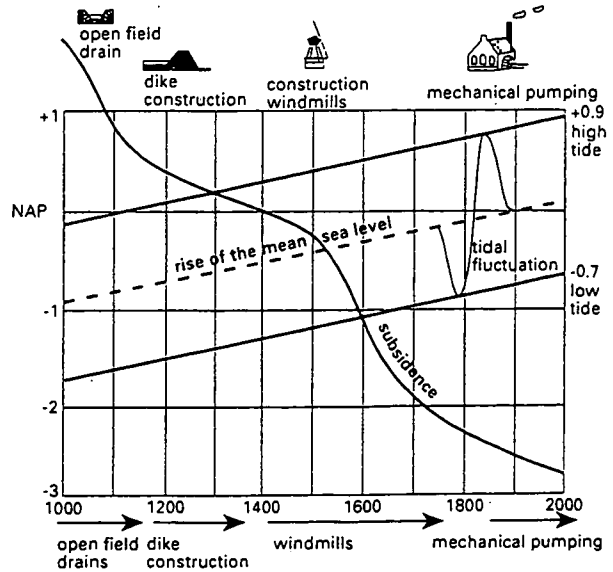


図9 干拓や排水による泥炭地域の地盤沈下⁶⁾

5.4 地盤沈下

泥炭地に溝を掘って水を排水すると地下水位が下がり、泥炭が空気と触れ腐敗分解して地盤が沈下した。オランダでは長い年月にわたってこのような現象が繰り返されてきた。図9は干拓や排水による泥炭地域の地盤沈下の様子を示している⁶⁾。ここ1,000年の間に約4mの沈下を生じている。これは平均的に年間4mmの沈下が生じていることを意味している。オランダの低地地帯においては、地盤は広範囲にわたって泥炭で覆われていた。このような場所において地下水位を高く保つことは沈下の防止と深く関係しているものと考えられる。

6. ヴェーリッペン国立公園 (De Weerribben National Park)^{17) 18)}

6.1 De Weerribben

De Weerribbenはオーバーアイセル州の北西に位置し、ステーンバイク(Steenwijk)という町の近くにある自然保護区域である(図10)。水と沼地が優勢な景観を示す。近くにあるDe Wiedenと呼ばれる自然保護地域とともに、北西ヨーロッパの最も重要な沼地を形成する。De Weerribbenの現在の景観は泥炭の掘削から生じたものである(図8参照)。この語源は「De Weerribbenの景観」と「この地域の名前」の中に見つけられる。Ribbenは掘削された泥炭が乾燥のため敷き並べられた小さな短冊状の土地であり、Werenは掘り出された部分であり泥炭孔(Peat-holes)とも呼ばれる。その土地が泥炭地に発展したあと、アシの栽培がその景観の特徴的な性質を決定するものとなった。科学的な観点から、De Weerribbenは、オープンウォーターから低地高木林地(Carr woodlands)まで自然的に発展してゆく各種段階が存在し、とりもなおさず大変重要な地域である。この地域は、オープンウォーターから、アシ原、牧草地、そして低地高木林地へと変化してゆく環境の広い多様性を持っている。それぞれの環境はそれ自身の特別な植生の型を持っている。この環境の多様性は変化に富んだ野生動物(ほ乳類、鳥

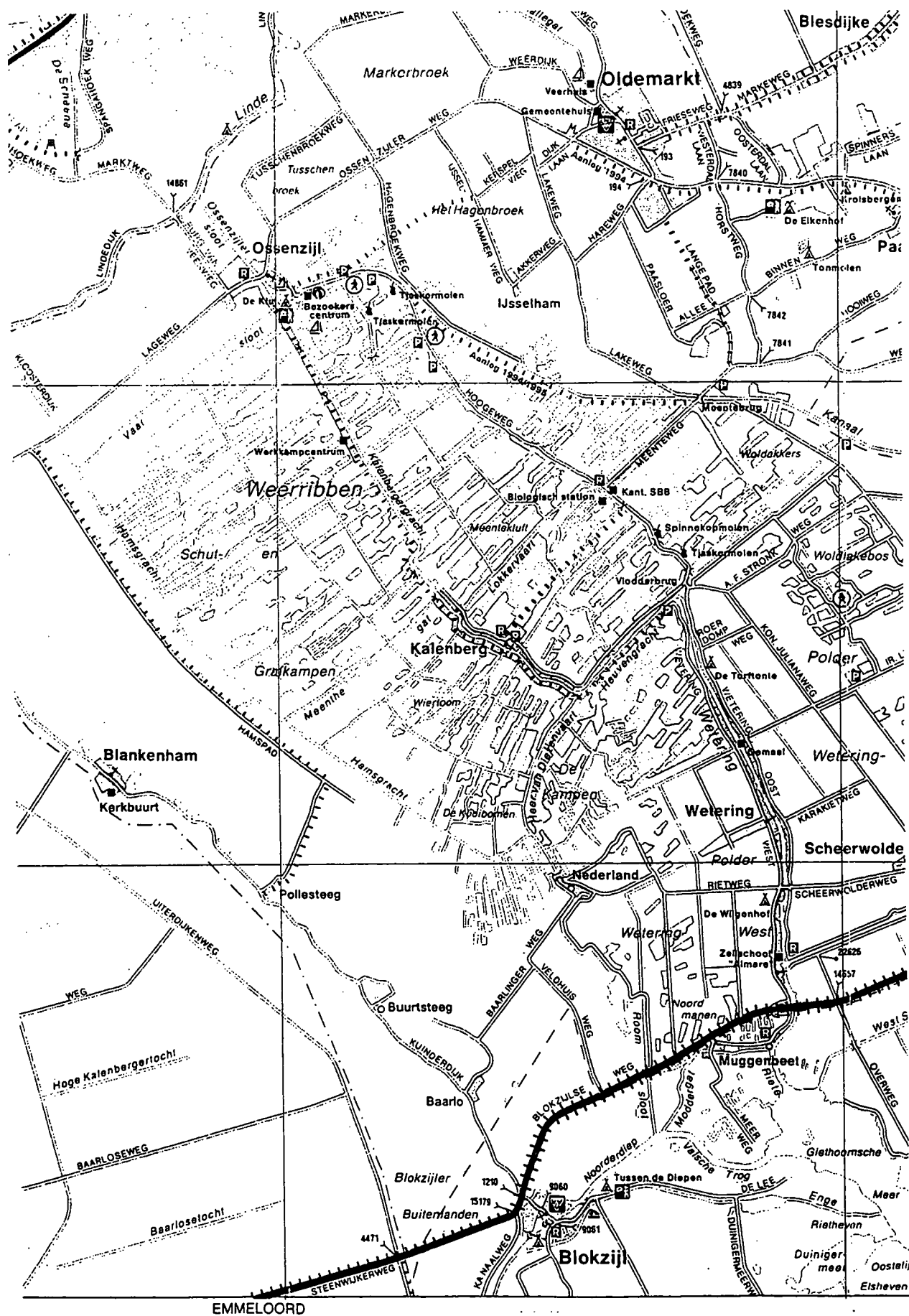


図 10 ヴェーリッペン国立公園¹⁹⁾

類や昆虫)の適切なすみかを提供する。水がこの自然公園を支配する要素である。全ての優勢な植物群落とそれに関連する野生動物はいろいろな仕方で豊富な水の存在とかがわっている。環境の豊富さと保護区の大きさはこの地域を全く独特のものとしている。それはまた大変価値のある自然保護区である。鉱物栄養分をあまり多く含まない良質で豊富な水は低地の湿地帯にとって特に重要である。したがって、この地域の地下水位の低下や空気・水汚染は、この地域の性質に大きなダメージを与えることになる。De Weerribben は 1992 年に自然公園に認定された。約 3,500ha の地域をカバーしほとんど全て National Forestry Department の管轄下にある。

6.2 泥炭の掘削とアシの栽培

(1) 泥炭の掘削 De Weerribben National Park は掘削された泥炭地からなっている。この地域における泥炭の堆積は最終氷河時代に始まる。地球表面の温度が次第に上昇したとき、氷河は解け低地は水で溢れた。これらの沼地や湖の中やまわりでは、水生植物や湿原植物が生育し始めた。これらの植物の分解分が水の底に沈み水中の酸素の欠乏のため保存された。これらの沼や湖の底は次第に上昇し、このように厚い層の泥炭となった。中世の初め、人々は泥炭を浚渫して乾燥することによって燃料として利用できることを発見した。長い世代にわたって、泥炭の採取がこの地域の最も重要な収入源となった。泥炭は、長い短冊状に掘られ、これに沿って残された Ribben と呼ばれる細長い枕地 (Headlands) の上に敷き並べられ乾燥された。泥炭採取の初期には、これらの枕地は幅が大変狭かったので激しい嵐のときにしばしば洗い流された。これはこの地域に見られるように大きな水面となった。もともとの泥炭開発のパターンがこの地域ではまだはっきりとみられる。枕地の幅は 3m~30m である。古い木製のチャスカー (Tjasker mills) は、そのうちの 2 つがまだカレンベルフ (Kalenberg) に残っているが、かつて小規模な泥炭地開発が始まったときに泥炭孔の水を排水するのに利用された (写真 7)。これは泥炭を採取しやすくした。

(2) アシの伐採 1920 年まで、この地方の人々にとっては泥炭掘削が本質的に経済的に主要なものであった。掘削可能な泥炭の供給量は次第に枯渇し、価値のないものとなった。この地方の人々は次第にアシの栽培に切り替えた。泥炭掘削で生じた浅い池では昔泥炭地へと発展していったときと同じプロセスが繰り返された。水生植物がよく育ち、水辺に沿ってアシの繁茂が起こった。そしてアシの伐採が主な収入源となった。De Weerribben でとれたアシの質は大変よくヨーロッパ中の広い人

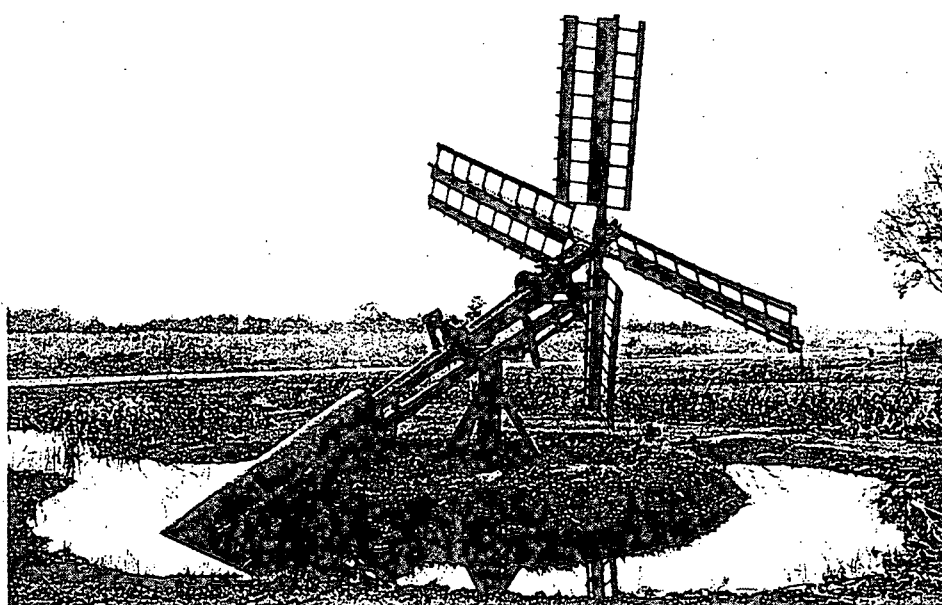


写真7 パールチャスカー (Paaltjasker)

気を得た。しかしながら、1919 年、Overijssel 州の北西で地表水及び地下水を調節するために、Blokzijl という町の近くにポンプステーションが建設された。その結果、これらのアシ原はほとんど乾燥し、乾燥地植生への移行が加速され、雑草と棘の多い牧草の侵入が起こった。Noordoost Polder の干拓（3.5 節参照）もこの効果に拍車をかけた。アシの伐採は次第に重要性をなくした。この地域の住民は他の収入源を探した、例えば農業である。それでもやはり、アシの伐採は、この地域に生活するいくらかの人々にとっては最も重要な収入源として残った。アシ原の景観上・生態学上の重要性から、とりわけ、1,200ha のアシ原の継続的な保全と補助が必要となった。

6.3 集中的な管理

De Weerribben National Park の景観は人間によって形成されてきた。オープンウォーターから低地高木林地に至る発展の各段階は生態学的かつ科学的観点からとりわけ重要である。なにも対策がなされず、景観が自然の成り行きのままに発展が任されるとすると、泥炭溝と萎縮性の牧草地は一つの大きな低地高木林地へと発展するであろう。これは自然的な発展ではあるけれども、植生と野生動物の多様性は次第に衰え全領域として生態学的に損失となる。結果としてほとんどの植物と野生動物は消滅するであろう。これが、この地域のある部分で現れる景観のタイプが原型のまま自然の状態で残されなければならない理由である。このようにして各段階の自然発展段階が残されることになる。これには、定期的な草刈り、牧草地やアシの伐採を必要とする。また、溝は常時浚渫され適切に維持されねばならない。De Weerribben National Park の残り約 1/3 は人の干渉なしに自然の低地高木林地へと発展するように残されている。

6.4 水と水質

生態学的な意義が高い領域では、すべてのものが多かれ少なかれ水の存在によっているが、水の量と質がその保全には極めて重要である。1919 年に Blokzijl の町の近くにポンプステーションが建設され、その後、大変広い範囲にわたって、Noordoost Polder で干拓がなされたが、これらはこの地域における水の制御や管理に大きな影響を与えた。Noordoost Polder の水位はこの地域の水位よりも約 4m 低いところにある。De Weerribben National Park において十分な水を維持するために、水がライン川からこの地域へひいてこられた。しかし、この水は汚染されていて（第 9 章参照）、De Weerribben の野生動物と植生に深刻な脅威を与えた。De Weerribben のある部分の乾燥はアシの成長に重大な影響を与えた。この結果アシの質は落ち、1950～1960 年にかけてアシ原の大規模減少を促した。幸運にも、アシの価格の上昇やいわゆるアシ伐採助成金のため、現在もアシの伐採が続けられている。アシの伐採はアシ原を保全するための必須条件である。水質は、過去 30 年にわたって、ひどく悪化した。これは、カワウソの消滅、紫サギ、チョウヒや大型のヨシキリの減少などをはじめとして、この地域の植生や野生動物の数の大きな減少を引き起こした。特に地表水は、この地域において水の汚染によって大きな影響を受けた。水質の浄化がこの地域における課題となっている。

6.5 情報・教育・レクリエーションの提供

当地域では教育活動やレクリエーションが重要視されている。ビジターセンター (Bezoekerscentrum) が Ossenzijl に設けられており、De Weerribben に関する各種の情報が入手できる。自然小道に沿ったウォーキングやサイクリング、張り巡らされた水路に沿ったカヌーやボート航行によるエクスカージョンのほかガイドツアーなどが可能である。

De Weerribben はいわば「人の手の入った野生の聖域」であり、多様性に富んだ植物や野生動物を維持するためには、それらを育てている環境の多様性を保全し維持することが大事である。水が重要な因子の一つであり、水路の水位が低くなったりそれに伴って地下水位が低くなると 6.2 節で述べたように土地が乾燥し植生や野生動物に悪い影響を与えることになる。また、水質の悪化も水辺の動植物に悪影響を及ぼすことになる。それらを防ぐためには、地下水位を常に地表面近くに高く設定しておくこと、また良質で豊富な水を確保することが必要となる。

7. ロースドレヒツェ・プラッセン、フィンケフェーンセ・プラッセン (Loosdrechtse Plassen and Vinkeveense Plassen)¹⁷⁾

多くの自然区域における沼沢地や湖は泥炭掘削の副産物として生じた。これらの例として中央オランダのロースドレヒツェ・プラッセンやフィンケフェーンセ・プラッセン (図 11)がある。ロースドレヒツェでは 14 世紀頃、フィンケフェーンでは 15 世紀頃に、泥炭が燃料用として掘られた。また、これらの湖の多くは、近隣都市の建設用の砂や土の欠乏から、商業的に有用な砂を求めてさらに掘削された。フィンケフェーンセ・プラッセンはバキュームドレヅジャーを用いて掘削され、20km 離れたアムステルダムまで管輸送されたと言われている。フィンケフェーンセ・プラッセンでは、掘削深さは櫛状のところで 2~5m、湖の最深部で 40~50m となっている。また、ロースドレヒツェ・プラッセンでは櫛状のところで 2~5m、湖の最深部で 22m となっている。フィンケフェーンやロースドレヒツェはアムステルダムの南東約 20km に位置するがその地質はアムステルダムと同じように泥炭層、砂層、粘土層の互層から成っているものと考えられる (図 2 参照)。上部 5~6m の泥炭層がまず掘りとられ、その後その下の砂層が掘削されたと考えられる。

これらの地域は現在別荘地、カヌーやボート遊びなどの一大保養地となっている。フィンケフェーンの湖の北には、この国で最も美しくよく保全された自然保護区であるボツホル (Botshol)がある。

歴史的には Loosdrechtse Plassen や Vinkeveense Plassen は泥炭が燃料として掘削され、またさらに下層の砂が商業用に採取されて環境や景観上、自然破壊として問題になった時期があるように考えられる。オランダは、現在その問題を見事に克服し、逆に、これらの地域を自然保護地域や保養地として保全し活用している。これらの地域は優れた湖沼風景を創出しておりその景観は大変印象深い (写真 8 参照)。キーワードは豊富な水である。

8. アムステルダム水供給砂丘 (Amsterdamse Waterleidingduinen -AWD-, Amsterdam Water Supply Dunes)¹⁷⁾

Amsterdam Water Supply は年間 94 百万 m³ の水を洗練されたテクノロジーを用いて家庭や企業のために生産している。概略的にいうと、65%がライン川の水、25%が Utrecht 近くの Bethune Polder の



写真 8 フィンケフェーンセ・プラッセンの水辺の風景

水、残りの 10%が砂丘に降った雨水である。これらの原水は最終的に Vogelenzang の Leiduin プラントと Amsterdam Zuidoost の Weesperkarspel プラントでメイン処理が加えられて各家庭に送られている。アムステルダムにおける水供給の状況を示すと表 3 のようになる。

表 3 アムステルダムの水供給 (94 million m ³ /year)		
Raw material (Sources)	Locates	Amsterdam Water Supply
Surface water	Bethune Polder	Production Department West
River and dune water	Amsterdam Water Supply Dunes	Production Department East
(66 million m ³ /year)		

まず、Bethune Polder からの浸透水の源は地表水である。水は Production Department East によって、次の二段階で処理されている。

- ・ Loenderveen プラントにおける前処理
(湖水貯留池での約 100 日間の自然自己浄化過程を含む)
- ・ Weesperkarspel プラントにおけるメイン処理

Bethune Polder からの浸透水と Amsterdam-Rhine Canal からの河川水がミックスされ、Loenderveen プラントへ運ばれた水道原水は、塩化第二鉄によるフロック処理の後、自然浄化のため 130ha の湖水貯留池へ導かれる。ここで、水は平均的に約 100 日間湖にとどまる。こののち、湖水貯留池からの水は塩化水素水処理及び急速濾過され約 10km 離れた Weesperkarspel プラントへ導かれる。ここで、メイン処理が加えられ飲料水が生産される。

次に、Amsterdam Water Supply Dunes でとられる水道原水は、ライン川の水（人工涵養）と砂丘の水（降雨による自然涵養）から成っている。それゆえ、システムは River-Dune Water Supply System と呼ばれている。Amsterdam Water Supply Dunes からの水は Leiduin プラントにおいて Production Department West によってメイン処理が加えられる。全体的には、水は次の三段階で処理され、年間の供給量は 66 百万 m³ (70.2%)となる。

- ・ Nieuwegein における前処理
- ・ Amsterdam Water Supply Dunes における浸透と抽出
- ・ Leiduin プラントにおけるメイン処理

Amsterdam Water Supply Dunes の管理にあたっては、生態学的な価値を最上に保護し保全するために、自然保全省と密接な協力関係が保たれている。以下では、Amsterdam Water Supply Dunes について詳しくみている。

8.1 River-Dune Water の取水と前処理

ライン川からレック運河を通して引かれてきた水をユトレヒト近くの Nieuwegein でポンプアップし、水質が悪い場合 120m の深さから汲み上げられた地下水と混合し、塩化第二鉄で汚染粒子がフロック処理されスラッジ、リン酸塩、有機物、バクテリア、ウィルス及び重金属が除去される。急速砂濾過で最終的な浮遊物質（有機物、鉄、マンガン、バクテリア、藻類及びアンモニウム）が取り除かれる。そして、適度の PH に調整するために NaOH 処理がなされる。

8.2 砂丘透過システム (Infiltration system)

Nieuwegein からの水は 55km 離れた Amsterdam Water Supply Dunes (3,600ha)の東側の 2 つの池に運ばれる (図 12 参照)。水はここから 5 つの浸透域 (975ha)に総延長 10km のコンクリート水路を通して流される。その水は 40 の浸透性水路に分散される。これらの水路は、合わせると延長 25km、平均幅 35m となる。ここで水はゆっくりと砂質土層中に浸透する。

この人工的な地下水の涵養は常にアムステルダムの約 2 ヶ月間の飲料水を保証するものである。土中に保持されている間に水質が改良される。例えば、硝酸塩は分解され、微小有機混合物は取り除

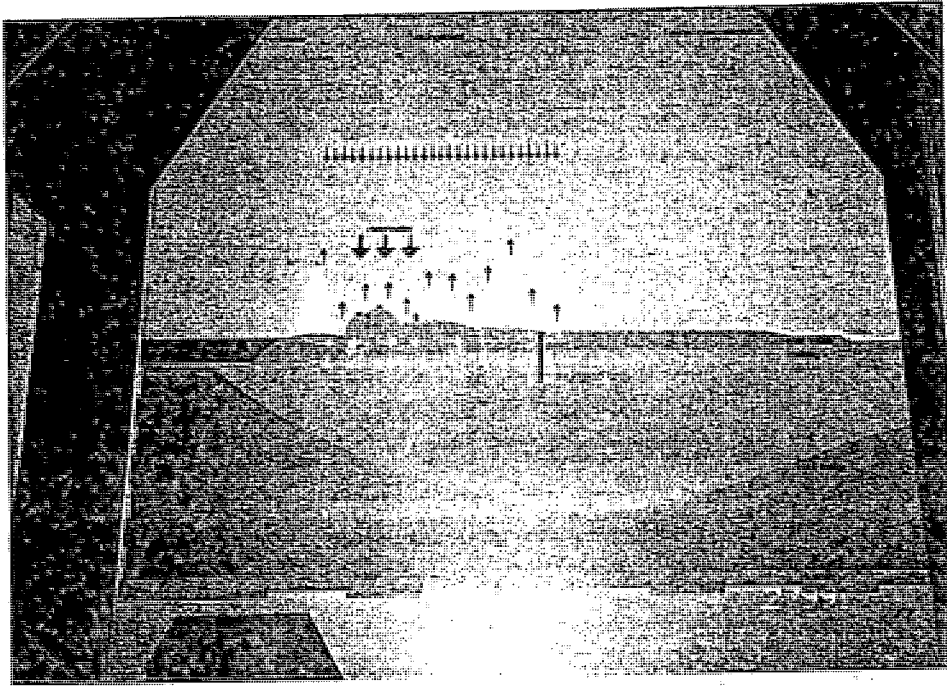


写真 9 アムステルダム水供給砂丘システム

かれ細菌が死滅する。水は、再び汲み上げられるまでに土中に 60～400 日滞在する。保持期間の延長は、いろいろな性質の浸透水が再び最適な状態で上がってくることを保証するものである。

浸透水は一部浸透域で深く敷設した排水管で集められる。排水管の延長は 9km であり、12 ケの出口を通して水を水路へ流出させる。

8.3 抽水システム (Abstraction systems)

通例、水は浸透域から総延長 33km の水路で集められる。地下水は堤防や上述の流出池から水路に流れてくる。この地下水は主に砂中を透過して水路に入ってきた水からなる。約 10～15%は降雨起源のものである。

上述の地表水の抽出とは別に、地表面から 35～50m の深さから地下水を抽出することが可能である。この目的のために、全部で 240 ケの深井戸が利用できる。深層地下水の水質は優れている。これは必要なときだけ使用される。というのは、これには問題があり、過剰な吸引を行うと塩水が深所から井戸へ侵入してくることになるからである。

抽出水は水路を通して Amsterdam Water Supply Dunes の東端の Oranjekom の集水井戸に流れる。少しの例外を除いて、システムは重力のもとに自然に動くようになっている。調整堰のシステムが水の流れを制御し水が抽出される場所を選ぶことができる。これは価値のある自然地域において水質をコントロールし地下水位をコントロールするのに重要である。

Oranjekom 池のポンプ場は 4 つの大きなポンプを有しており水を Leiduin の処理プラントへ送ることができる。このあと水は通常の方法で処理されパイプラインでアムステルダムへ輸送される。

Amsterdam Water Supply Dunes システムの目的は、上述のように飲料水の浄化ということが第一であるが、もう一つ忘れてはならないものは海水の侵入防止である。このシステムも最初の頃は深井戸からの水の汲上げ過剰のため塩水がポンプに侵入するという問題が起こった。水道用水の汲上げ量が降雨による地下水涵養量よりも大きくなり塩水が井戸に侵入してきて問題となった。以来、水がライン川から引かれ浸透性水路から砂質土層中に注入されるようになった (写真 9)。このように、砂丘は海岸線にあって直接オランダを海の脅威から守っているが、その下に貯留される淡水地下水は背後の陸地への塩水の侵入を間接的に防ぐ役割、すなわち保護クッションとしての役割をもっている。

9. 塩水の侵入 (Salt Water Intrusion)

低地の河川、集水・送水システムやポルダー運河の水の塩分含有量が高すぎたり、オランダの低地における更新世の土層中の水の塩分含有量が高すぎていろいろな目的に使用できない現象は、塩水の侵入と呼ばれる。4つの異なった塩分源があり、それぞれ独自の方法で黒みがかった水または塩水が表層までやってくる⁶⁾。

- (1) 海に開いた河口
- (2) 黒みがかったまたは塩分を含んだ地下水の浸透
- (3) 海辺に位置する閘門 (Shipping lock)
- (4) ライン川

また、土の一時的な塩水化は、例えば 1944 年の Walcheren の氾濫や 1953 年の嵐と高潮の災害など、海水の氾濫によっても起こる。塩水化の現象はオランダの水管理が直面する主要な問題の一つでありここ二世紀の間に増加した。

まず、(1)の海に開いた河口では、塩水と淡水の重量の差によって、海水が淡水の河川水の下に侵入したり混ぜ合わされることによって問題が生じる。Nieuwe Waterweg の拡張や掘下げ及びロッテルダム近辺の大きな港の建設によって、塩水は 1950 年以来ロッテルダムの上流まで侵入してきた。Nieuwe Waterweg からもはや淡水をひくことができなくなった。さて、17 世紀初頭すでにオランダの低地における塩水侵入現象が重大な問題として認識されていた。1667 年、Henrik Stevin は (3)の閘門操作による塩水化の進行を指摘した。これは、閘門が多数存在するオランダにおいて大変重要な課題である。次に、(4)のライン川の塩水化は、上流に位置するフランスやドイツにおける鉱山または鉱業による塩分流出が第一番目の問題である。この問題に関連して、1976 年 The Agreement of the protection of the Rhine against pollution by chlorides が策定された。さらに、化学物質や重金属によるライン川の高度汚染がもう一つの問題である。最終的には源において汚染を減少することが重要であると考えられている。以下では、特に (2)について詳しくみる。

9.1 オランダの地下地質と地下水

オランダは水を豊富に賦与されており、地下水は実際的にはどこでも地表面から数 m のところに見つけれられる。この国の低地部では深さ 1m 以内のところにさえしばしばある。地下水は緩い堆積物の間隙内に見つけれられる。これらの緩い堆積物の多くは更新世の河川堆積物であり、帯水層を形成している。更新世の帯水層は半透水層によって中断されている。最大深さ 20m の完新世の層も半透水性である。この国の東では更新世の帯水層はない。幸いにも、ここでは大陸性の後期第三紀の適度の帯水層に地下水が見つけれられる。しかしながら、東の境界では、海洋性の後期第三紀層が地表面まできており、長い距離にわたって帯水層が全くみられない。

地下水面と難透水性の第三紀層に囲まれた地下水の量は巨大である (約 3 billion m^3 ($=3 \times 10^{12} \text{m}^3$)). この水の全てが淡水であるわけではない。淡水と塩水の地下水の境界面を塩素濃度 (Cl^-) が 150g/m^3 の面であるとしてオランダの中央部東西方向の状況を示すと図 13 となる⁶⁾。特にオランダの低地部分で淡塩境界面は地表面に大変近くなっている。いくつかの領域で、私たちは淡水の地下水の上部に黒みがかった地下水のゾーンを見つけることができる。

9.2 地下水の流動

地下水は一定の運動状態にある。地下水流れは、一般的に、ある領域から次の領域へ水平方向に流れる。しかし、例えば降雨が地面にしみこむときなどのように鉛直方向下方に向くこともある、また地下水が小川、水たまりや溝へわき出るときにはその逆になる。オランダの高いところでは、余分な降雨が土中にしみ込み期間の長短にかかわらずすでに存在する地下水に付加されるとき、淡水の地下水の涵養が起こる。ここでは、地下水の平均年間涵養量は 6 billion m^3 ($=3 \times 10^{12} \text{m}^3$) に達するといわれている。この涵養は、河川、湖や水たまりなどの表面水への同量の流出によって相殺される。または、

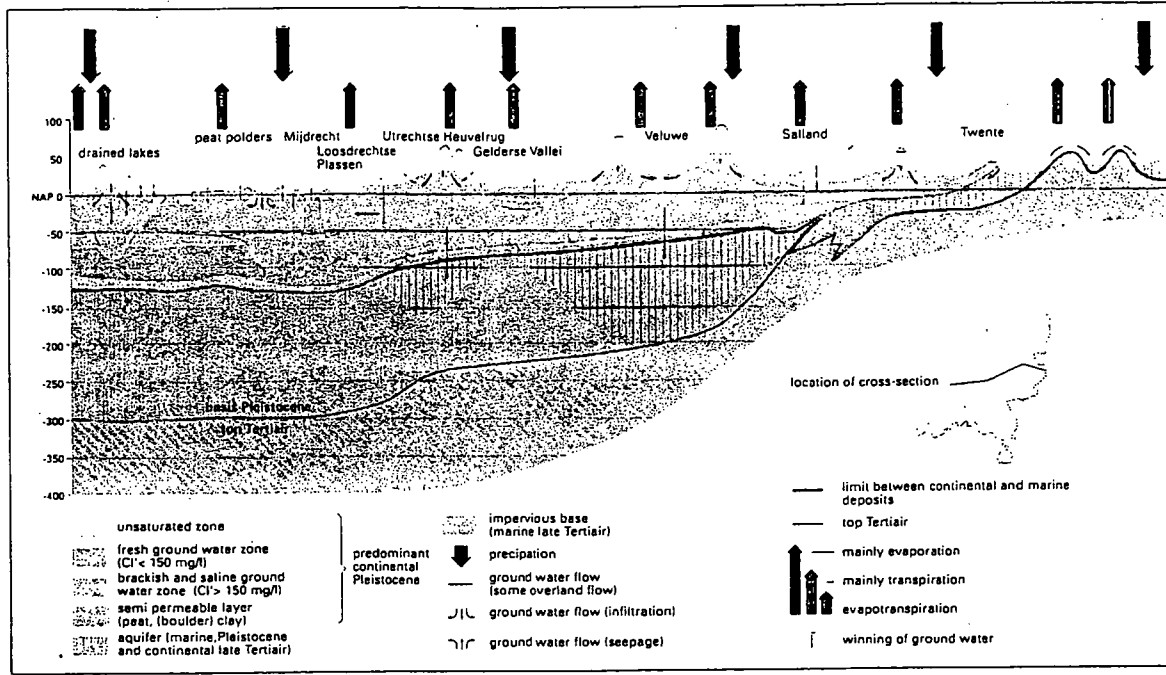


図 13 オランダの代表的な地質断面図と塩水・淡水の境界⁶⁾

それは植物被覆やその他による蒸発散を通して地盤から離れてゆく。オランダの低地における地下水の涵養は、降雨の他に、主に高位の境界からの地下水の流入を通しておこる。余分の水が排水されるポルダーの領域では、地下水の流れはほとんど完全に人工的である。それは、いろいろなポルダー間の高さの違いによって決定される。大変低いポルダー、すなわち排水された池では、下層土からの黒みがかった浸透水の浸出の危険が常に存在する。

9.3 地下水の塩水化の問題

閉じた海岸砂丘の背後では、塩水の浸透が同様に起こる。海水は砂丘の下に淡水の下に侵入し、砂丘背後のポルダーへ入ってくる。しかしながら、ここでは淡水で飽和したゾーンが大変薄い（図 13）。特に、深いポルダーでは、ポルダーの水（淡水）と塩水地下水の間に大変薄い分離層が存在するのみである。これらのポルダーが造られたとき、淡水地下水とその下にある塩水の間に存在した釣合いが破れた。排水により淡水が排出されると、塩水が溝の方へしみ出してきて、続いて排出され、最終的に集水・送水システムへと入ることになる。このバランスは、Haarlemmermeerpolder のような大変深いポルダーがより集中的に排水されねばならなかったため、この二世紀のうちにさらに壊された。Haarlemmermeerpolder の排水だけで 75,000tons の塩が Rijnland の集水・送水システムへ排出されたといわれている。砂丘における飲み水の抽出が砂丘の下に保護クッションの役割を減少したので、砂丘の背後への塩水の浸透はさらに増加した（第 8 章参照）。さらに、半透水性の土層は天然ガスとか冷却水の汲上げのために貫通された。

海からの塩水の浸透は、レック運河から海岸砂丘へ水を引き浸透させ砂丘の下に淡水のクッション (Fresh water cushion) を増加することによって、減少されてきた。ポルダーにあっては、溝における人工的な淡水の水位を高く保つことが塩水の浸透を防止することになる。夏期には、この人工的な淡水の水位はライン川からの水の補給によって維持されている。多くの予防的な方法にもかかわらず侵入してきた塩水処理するため、集水・送水システム及びポルダーの水をフラッシュする（水で洗い流す）方法を用いることが必要となった。この目的のために、ライン川の水が直接、または、アイセル湖を経由して、または北部デルタの水を経由して利用される。集水・送水システムは、この水を分散してポルダーへ運ぶために用いられる。水を排出するのと同じのポンプステーションで、水は引き

入れられたり汲み入れられる。黒みがかった水を汲み出し淡水を引き入れるこの一連のプロセスは、ポルダーと集水・送水システムを「フラッシングする (Flushing)」と呼ばれる。

図 13 から、Loosdrechtse Plassen, Vinkeveense Plassen のあたりでも塩水が地表面近くまで上昇していることがわかる。14, 15 世紀頃から始まった泥炭掘削, それに続く砂の掘削において地下水位が長期間にわたって下げられたため, あるいはこのあたりで現在地下水が多量に汲み上げられているため, 釣合いが破れ塩水・淡水面境界が上昇したものと考えられる。

10. 結論

オランダの西部や北部の低地地帯では、ダイクを築き、もともと自然の潮の満干を利用して水門操作のみで水位の調節を行いポルダーを作り土地を獲得してきた。次に風を利用して風車を用いて、場合によっては連列風車によって順次高い位置に水を汲み上げ排水することによって平均海水面よりも低い広大な土地を獲得してきた。エネルギーやコストの点からみて、水位は自然に近い状態、すなわちなるべく高く設定することが有利であった。この事柄が、逆に、地盤沈下や地下水の塩水化現象を低く抑えてきたといえる。しかし、近代的な技術の導入によって、大きくて深い海や湖が干拓・排水され、また水道用原水が深井戸から汲み上げられ、地盤沈下問題や塩水の地下水への侵入問題が加速的にクローズアップされることになった。ここまでの考察から、水路の水位や地下水位が高く設定されている理由を列挙すると次のようになる。

- (1) 水を汲み上げるエネルギーすなわちコストの減少
- (2) オランダ独特の景観（高い水面と運河や風車）の形成
- (3) 生態学的に価値の高い自然公園としての Wetland の確保と保全
- (4) 地盤沈下の防止
- (5) 泥炭の腐敗分解の防止
- (6) 淡水地下水への塩水の侵入防止
- (7) 内陸の低位ポルダーへの塩水の浸出防止
- (8) 下層土からの黒みがかった水または塩水の Flushing
- (9) 水道原水の貯留（AWD ではアムステルダム市の 2 ヶ月分の水道原水に相当する）

AWD (Amsterdamse Waterleidingduinen) では、砂丘の地下に貯まった水は水道原水として利用されているが、淡水地下水塊への塩水の侵入防止、ひいては内陸の低位ポルダーへの塩水の浸出防止のためライン川の水が延々 55km 離れた Nieuwegein から引かれ涵養されている。この砂丘における水の貯留量は、アムステルダム市の人口に対して約 2 ヶ月分に相当する水道原水の量であるといわれている。このようにしても内陸の低い干拓地へ塩水が侵入し浸出してくる。一部の地域では、ライン川から運河へ水を導き入れ下層土から浸出してきた塩水を排除すること(Flushing)が行われている。

水路の水位や地下水位を高く設定する理由は、当初は一元的なものであったかもしれないが、時代が経過するにつれて上述したようないくつかの理由が複雑に絡み合ったものとなってきた。いろいろな理由を総合して考えてみるとオランダの低地地帯では水位を高く設定しておくことが重要であると結論づけられる。このようにして、特に西部や北部では、高い水面と運河や風車というオランダ独特の景観が形成されることになった。オランダは、逆にこの悪条件を利用して生態学的に価値の高い自然公園（人の手が加わった野生の聖域）としての Wetland を確保し保全しようと試みている。また、干拓地を一部もとの海や湖に戻すことさえも考え実際に実行に移している。

おわりに

オランダは有史以前からライン川、マース川、スヘルデ川などの大河川による洪水被害、北海の高潮被害に悩まされてきた。また現在も悩まされ続けている。その結果としてオランダ国内のいたるところに建設されてきた大規模土木構造物、そのスケールの大きさとプロジェクトの先見性・長期的

展望には畏敬と驚異の念を抱かざるを得ない。

オランダでは、初期のころ海の満干と水門操作を利用して原始期干拓が行われ、その後 17 世紀には風車を利用して大規模な干拓が行われた。海との戦いにおいて風車がこのように大規模に用いられた例は世界中のどこにもない。風車は実際オランダを象徴するものとなった。そこでは、水路の水位や地下水位を地表ぎりぎりに設定することが、エネルギーと経費の点から有利であったと考えられる。したがって、水位を高く保つことが行われてきたように考えられる。そして、風車と運河というオランダの独特の景観を形成した。このように、なるべく自然に近い形で行われてきた干拓一すなわち地下水位が高く設定されてきたこと一は結果的にみるとオランダにとって幸運であったと考えられる。近年における地下水位の過度の低下は、泥炭地の沈下、淡水地下水への中水の侵入や上昇、汲上げ井戸への中水の侵入、自然環境への悪影響などを引き起こすこととなった。これらの現象は実は過去にもあったといわれているが、近年の大規模工事に伴う急激な境界条件の変化は自然環境ひいては人間社会に大きな影響を及ぼすこととなった。

オランダの地理（地質、歴史）を考えると、ライン川の氾濫と北大西洋海流の高波を念頭におかなければならない。これらは洪水被害、高潮被害をもたらすとともに、ライン川の氾濫は肥沃なシルトを運びオランダの土地を肥やし、また、北大西洋海流の運ぶ砂は海岸線に高さ 20m 幅 8km に及ぶ砂丘を形成しオランダを海の脅威から守ってきたといえる²⁾。この砂丘は北海の嵐と高潮を直接的に防ぐだけでなく、内部にアムステルダム³⁾の 2 ヶ月分に相当する水道用原水を貯留し、その貯留された水が Fresh water cushion となり海から地下を通して塩水が入ってくるのを防ぐという役目を果たしている。

歴史的には De Weerribben 及び Loosdrechtse Plassen や Vinkeveense Plassen は泥炭が燃料として掘削され、また後者の二つはさらに下層の砂が商業用に採取されて環境や景観上、自然破壊として問題となった時期があるように考えられる。オランダは、現在その問題を見事に克服し、逆に、これらの地域を自然保護地域に指定して活用したり、保養地として利用している。これらの地域は、大変印象深く、著者が最も魅せられた湖沼風景を創り出している。「災い転じて福となる」という諺があるが、人の力（理性）でこのようなことがやってくるオランダという国に敬意の念を感じる。

オランダにおいて地下水にまつわる話題は、他にもまだまだたくさんあるものと考えられる。調査の時間が限られていたこともあり、もっと重要な事柄を見落としている可能性もある。今後さらに、資料の収集を進め考察を深めたいと考えている。

参考文献

- 1) NieuwLand Polder Museum (1998): Living with and struggling against water, Stichting NieuwLand, Casparie Almere.
- 2) 在オランダ日本商工会議所編 (1996): オランダ暮らしの便利帖, 在オランダ日本商工会議所.
- 3) Michelin (1997): Michelin Green Guide to the Netherlands, Michelin Tyre PLC.
- 4) Johan van Rekom (1998): Holland and Amsterdam, Uitgeverij Peter Suurland, Amsterdam (in English).
- 5) Herman Janse (1996): Amsterdam gebouwd op palen, De Brink, Amsterdam.
- 6) G.P. van de Ven, ed. (1996): Man-Made Lowlands: History of water management and land reclamation in the Netherlands, Uitgeverij Matrijs, Den Haag.
- 7) D. van Koten, Ridderkerk (1998): Holland, Land of Water, Van Maastricht en Verhoeven, Duiven.
- 8) Stichting NieuwLand, editor (1998): Afsluitdijk, Stichting NieuwLand, Lelystad.
- 9) Province Flevoland (1998): Facts and figures of the Zuiderzee project, Province of Flevoland, Lelystad.
- 10) オランダ外務省広報部外国広報課編 (1997): 小さな大国 オランダ, Sdu Uitgevers, ハーグ.
- 11) K. van der Pols (1990): Description of the engine of the Cruquius Steam Pumping station, Museum-Pumping Station "De Cruquius", Cruquius.

- 12) K. van der Pols and G.J. de Borst (1991): Haarlemmermeer Cruquius, International Historic Mechanical Engineering Landmark, June 19, 1991, Planeta B.V. Haarlem.
- 13) Stichting de Cruquius: A brief History of the Haarlemmermeer Drainage, Cruquius Museum, Cruquius.
- 14) Stichting de Cruquius: English Captions for the exhibit, Cruquius Museum.
- 15) C. P. Brassy (1994): Windmills of Holland, Kooijman International Trade bv, Koog a/d Zaan.
- 16) Bert Ockers ed. (1996): Nederlands Openluchtmuseum Guide, Nederlands Openluchtmuseum, Arnhem.
- 17) Kosmos-Z&K Uitgevers BV ed. (1997): Nederland Brug naar de wereld, Kosmos-Z&K Uitgevers BV, Utrecht.
- 18) Ministry of Agriculture, Nature Preservation and Fisheries: National Park De Weerribben, Board of National Parks.
- 19) VVV Weststellingwerf (1995): Recreatie-Kaart, Weststellingwerf en omgeving met plattegrond van Wolvega en Noordwolde, VVV Weststellingwerf.
- 20) Suurland Falkplan BV (1998): De Ronde Venen, Plattergrond met komkaarten en Volledig Straatnamenregister, Amstelhoek-De Hoef-Mijdsrecht-Vinkeveen-Waverveen-Wilnis, Suurland Falkplan BV.
- 21) VVV Zuid-Kennemerland: Kaart voor vakantie en vrije tijd, Haarlem en omstreken, VVV Zuid-Kennemerland.
- 22) Reinier H. Hesselink (2000): 日蘭交流 400 周年 デ・レイケ記念シンポジウム「文明を支えるもの - 日蘭の厳しい国土条件と社会基盤 -」（アジア太平洋トレードセンター O's 南館(ATC)にて）より, 2000.4.21.

廃棄物処分場の汚染物質による地下水・土壌汚染の 物質移行連成圧密有限要素解析

大阪大学大学院 阿部信晴

大阪大学大学院 加藤智章

1. はじめに

廃棄物の処分場は、廃棄物処理法によると遮断型、安定型、管理型の3種類の最終処分場に区分されている。このなかで、管理型最終処分場は産業廃棄物や家庭などから排出される一般廃棄物を処分する処分場であるが、地下水や河川を汚染する恐れがある排水基準に満たない浸出水を発生する。このため、浸出水を処理する施設とその浸出水を周辺地盤に漏出させないために埋立地の底部および側面に遮水構造の構築が義務づけられている。しかし、管理型最終処分場は基本的に難透水性の粘土層を用いた囲い込み（封じ込め）構造であり地盤工学的にみて以下のような問題点を指摘することができる。

- 1) 1998年（平成10年）6月に「一般廃棄物および産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準」（厚生省令）が改正されて遮水工の断面構造が示され、汚染物質の封じ込めの基準として層厚5m以上、透水係数 10^{-5} cm/sec以下の粘土層（またはルジオン値1以下の岩盤層）が全面に確保されていることが基準となっている。これは、我が国の海面埋め立てにおける沖積粘土層の実情を考慮したものと思われるが、この程度の透水係数では動水勾配が大きくなると層厚に関わらず漏水量が増加する。このため欧米各国の基準では透水係数 10^{-7} cm/secが採用されている。
- 2) 多くの管理型最終処分場では表面遮水が不十分であり、雨水の浸透によって廃棄物中の浸出水水位が上昇する。このため、粘土層の動水勾配が大きくなり、浸出水が早期に漏出する。これを防ぐためには、浸出水水位を厳しく管理する必要がある。
- 3) 処分場の鉛直遮水壁の設置幅や根入れ位置を適切に設定することにより、汚染物質が漏出するまでの時間を長くすることができ、十分な封じ込め効果が得られる。したがって、鉛直遮水壁の合理的な設計方法を確立する必要がある。
- 4) 汚染物質は粘土層内を移動中に土粒子の表面に吸着され、土に貯留される。この吸着反応の影響を受けた場合、汚染物質の移動速度は地下水の平均流速よりも遅くなる。遅延現象とよばれているこの現象によって、汚染物質の漏出時間が長くなる。汚染物質と粘土の吸着特性を的確に評価して、正確な漏出時間を把握する必要がある。
- 5) 粘土は化学物質によって圧縮変形を生じ、強度が変化する。また、化学物質によっては粘土の透水性が著しく劣化する（透水係数が大きくなる）ことが報告されている。遮水のための粘土ライナー・粘土層の変形・強度・透水特性の化学依存性を評価し、解析・設計に導入することが必要である。
- 6) 管理型最終処分場の跡地利用については、遮水工を阻害しないようにするためには相当期間構造物などは立てられない。どのような状態になれば、他の利用用途に変更できるかについては明確な指標は示されていない。今後は、将来の跡地利用を想定した形での最終処分場の構造・埋め立て計画の検討が必要である。
- 7) 平成10年6月の「遮水工構造基準」は新規埋め立て地に適用されるものであり、この基準を満足しない既存の処分場の汚染予測・モニタリング・修復等には莫大な時間と費用を要する。

本報告は、提案する粘土の化学弾粘塑性モデルと物質移行連成圧密有限要素解析法を用いて鉛直遮水壁を有する海面埋立方式の廃棄物処分場における浸出水の浸透解析を行い、上述した管理型最終処分場の問題点に関連した汚染物質の移流拡散過程、海底粘土地盤の圧密沈下挙動、鉛直遮水壁の汚染物質の封じ込め効果について検討している。

2. 粘土の化学弾粘塑性モデル

粘土の化学弾粘塑性モデル(chemo-elasto-viscoplastic model)は流動曲面履歴変数モデルに化学物質によって生じる可逆ひずみおよび不可逆ひずみを導入し、力学的負荷による弾粘塑性挙動に加えて化学物質による粘土の変形挙動も表現するものである。その概要は以下のとおりである。

- 1) 粘土の間隙水中に単一の水溶性化学物質のみが存在し、その影響は濃度によって評価できると仮定する。そして、化学的負荷（濃度変化）によって等方的なひずみが発生するが、化学ひずみは有効応力に、力学ひず

みは化学物質の濃度に依存しないものと仮定する。

2) 化学弾粘塑性モデルの全ひずみ速度 $\dot{\epsilon}_{ij}$ は弾性ひずみ速度 $\dot{\epsilon}_{ij}^e$ 、可逆化学ひずみ速度 $\dot{\epsilon}_{ij}^{ch}$ および粘塑性ひずみ速度 $\dot{\epsilon}_{ij}^{vp}$ の和で与えられる。

$$\dot{\epsilon}_{ij} = \dot{\epsilon}_{ij}^e + \dot{\epsilon}_{ij}^{ch} + \dot{\epsilon}_{ij}^{vp} = C_{ijkl} \dot{\sigma}_{kl} - \phi \delta_{ij} \dot{c} + \Lambda \frac{\partial F}{\partial \sigma_{ij}} = C_{ijkl} \dot{\sigma}_{kl} - \frac{\beta \xi}{3(1+e_0)} \exp[-\xi(c-c_0)] \delta_{ij} \dot{c} + \Lambda \frac{\partial F}{\partial \sigma_{ij}} \quad (1)$$

ここに、 $\dot{\sigma}_{ij}$ ：有効応力速度、 \dot{c} ：濃度速度、 C_{ijkl} ：弾性構成マトリックス、 $\phi \delta_{ij}$ ：可逆化学ひずみ関数、 F ：流動関数、 Λ ：非負のスカラーパラメータ、 β ：化学膨潤係数、 ξ ：可逆化学ひずみパラメータ、 e_0 ：初期間隙比、 δ_{ij} ：クロネッカーのデルタ

3) 流動曲面履歴変数モデルの流動関数 F および履歴変数 h は以下のように導かれている。

$$F = \mu \ln \left[\frac{1}{\delta} \left\{ 1 - \exp \left(-\frac{\delta}{\mu} \dot{v}_r^v t \right) \right\} \exp \left(\frac{f - h_0}{\mu} \right) + \delta \exp \left(-\frac{\delta}{\mu} \dot{v}_r^v t \right) \right] - v^{vp} = 0 \quad (2)$$

$$h = \mu \ln \left[\frac{1}{\delta} \left\{ 1 - \left\{ 1 - \delta \exp \left(\frac{-f + h_0}{\mu} \right) \right\} \exp \left(-\frac{\delta}{\mu} \dot{v}_r^v t \right) \right\} \right] + H_{ch}(c) \quad (3)$$

ここに、 μ ：二次圧縮係数、 δ ：内部拘束ひずみ速度、 \dot{v}_r^v ：基準ひずみ速度、 t ：時間、 v^{vp} ：粘塑性体積ひずみ、 $H_{ch}(c)$ ：化学影響関数（ひずみに依らない化学物質の影響を表す）

4) ひずみ関数 f は塑性体積ひずみ v^p と不可逆化学体積ひずみ v_{ch}^{ir} の和で与えられ、異方圧密粘土のひずみ関数は次式で与えられる。

$$\text{主働領域} \quad f = v^p + v_{ch}^{ir} = \frac{\lambda - \kappa}{1 + e_0} \left[\ln \left(\frac{p}{p_0} \right) + \frac{\alpha_a}{\alpha_a - 1} \ln \left[\frac{M_a + (\alpha_a - 1)\eta}{M_a + (\alpha_a - 1)\eta_0} \right] \right] + \frac{\alpha}{1 + e_0} (c - c_0), \quad \eta \geq \eta_0 \quad (4-1)$$

$$\text{受働領域} \quad f = v^p + v_{ch}^{ir} = \frac{\lambda - \kappa}{1 + e_0} \left[\ln \left(\frac{p}{p_0} \right) + \frac{\alpha_p}{1 - \alpha_p} \ln \left[\frac{M_p + (1 - \alpha_p)\eta_0}{M_p + (1 - \alpha_p)\eta} \right] \right] + \frac{\alpha}{1 + e_0} (c - c_0), \quad \eta < \eta_0 \quad (4-2)$$

ここに、 λ ：圧縮指数、 κ ：膨潤指数、 p ：平均有効応力、 η ：応力比、 h ：履歴変数、 α ：化学圧縮係数、 α_a 、 α_p ：主働および受働塑性ひずみ増分比パラメータ、 M_a 、 M_p ：主働および受働破壊応力比

5) 応力速度－ひずみ速度関係は流動曲面理論から次のように求められる。

$$\dot{\sigma}_{ij} = \left[D_{ijkl} - \frac{D_{ijmn} \frac{\partial F}{\partial \sigma_{mn}} \frac{\partial F}{\partial \sigma_{op}} D_{opkl}}{H + \frac{\partial F}{\partial \sigma_{qr}} D_{qrst} \frac{\partial F}{\partial \sigma_{st}}} \right] \dot{\epsilon}_{kl} - \left(\phi \delta_{kl} + \frac{\partial F}{\partial c} \frac{\partial F}{\partial \sigma_{kl}} \right) \dot{c} - \frac{\partial F}{\partial t} \frac{\partial F}{\partial \sigma_{ij}} \quad (5)$$

$$\dot{\sigma} = \bar{D}(\dot{\epsilon} - \dot{\epsilon}_{ch} - \dot{\epsilon}_{cr}) = \bar{D}(\dot{\epsilon} - P\dot{c} - S) \quad (6)$$

$$H = - \left[\frac{\partial F}{\partial \epsilon_{ij}^{vp}} \frac{\partial F}{\partial \sigma_{kl}} + \frac{\partial F}{\partial v^{vp}} \frac{\partial F}{\partial p} \right] \quad (7)$$

ここに、 \bar{D} ：弾粘塑性構成マトリックス、 $\dot{\epsilon}_{ch}$ ：化学ひずみ速度、 $\dot{\epsilon}_{cr}$ ：クリープひずみ速度

6) 化学物質によって粘土の透水性が劣化する (Fernandez and Quigley, 1991)。次式により透水係数の化学依存性を評価している。

$$k = k_r \exp \left(\frac{e - e_r}{C_t} \right) \left[1 + C_p (\bar{c} - \bar{c}_0) \right] \quad (8)$$

ここに、 k_r ：基準透水係数、 e_r ：基準間隙比、 C_t ：透水性変化指数、 C_p ：化学透水性変化指数、 \bar{c} ：化学物質相対濃度、 \bar{c}_0 ：初期相対濃度

3. 物質移行連成圧密有限要素法

1) 物質移行連成場の支配方程式

物質移行連成圧密場の支配方程式は、土粒子・間隙水混合体の平衡方程式、間隙水の質量保存則、化学物質の移流拡散方程式である。平面ひずみ条件での支配方程式を以下に示す。

(1) 土粒子・間隙水混合体の平衡方程式（つり合い方程式）

$$\frac{\partial(\dot{\sigma}_x + \dot{u})}{\partial x} + \frac{\partial \dot{\tau}_{xy}}{\partial y} + \rho \dot{G}_y = 0 \quad (9-1) \quad , \quad \frac{\partial \dot{\tau}_{yx}}{\partial x} + \frac{\partial(\dot{\sigma}_y + \dot{u})}{\partial y} + \rho \dot{G}_x = 0 \quad (9-2)$$

ここに、 $\dot{\sigma}_i$ ：有効応力速度、 \dot{u} ：間隙水圧速度、 ρ ：密度、 \dot{G}_i ：物体力速度

(2) 間隙水の質量保存則（連続方程式）

$$-\frac{1}{\gamma_w} \left[k_x \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + k_y \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right] + \dot{\varepsilon}_v = 0 \quad (10)$$

ここに、 k_i ：透水係数、 u ：間隙水圧、 γ_w ：間隙水の単位体積重量、 $\dot{\varepsilon}_v$ ：土粒子骨格の体積ひずみ速度

(3) 化学物質の移流拡散方程式

$$R \dot{c} + v_x \frac{\partial c}{\partial x} + v_y \frac{\partial c}{\partial y} - \left[D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} \right] = 0 \quad (11)$$

R は遅延係数であり、線形の Freundlich 型吸着等温式を仮定すれば次式で与えられる。

$$R = 1 + \frac{\rho_s K}{n} \quad (12)$$

ここに、 v_i ：間隙水の流速、 D_i ：土粒子・間隙水混合体の拡散係数、 ρ_s ：土の密度、 K ：分配係数、 n ：間隙率

2) 物質移行連成圧密有限要素法

物質移行連成圧密有限要素法の定式化は Hybrid 法によっており、平衡方程式には仮想仕事の原理を、連続方程式・移流拡散方程式には差分法を適用して離散化をおこなっている。

(1) 平衡方程式の離散化

仮想仕事の原理式は、平衡方程式およびその境界条件と等価であり、有限要素を考慮して物体力を考慮しない場合、仮想仕事の原理式は次のように表される。

$$\Delta F - \int_V B^T \Delta \bar{\sigma} dv = 0 \quad (13)$$

ここで ΔF は等価節点力増分ベクトルであり、境界面に作用する表面力と等価である。全応力増分ベクトル $\Delta \bar{\sigma}$ は有効応力増分ベクトル $\Delta \sigma$ と間隙水圧増分ベクトル $L \Delta u$ を用いて次のように与えられる。

$$\Delta \bar{\sigma} = \Delta \sigma + L \Delta u \quad (14)$$

従って式(13)は次式のように表される。

$$\Delta F - \int_V B^T (\Delta \sigma + L \Delta u) dv = 0 \quad (15)$$

ところで、弾粘塑性応力速度－ひずみ速度関係は(6)式で与えられるので、これを増分関係に書き直して(15)式に代入すれば、平面ひずみ問題の平衡方程式の離散化方程式が次式のように求められる。

$$K \Delta U + K_B u_{i+\Delta t} - K_D c_{i+\Delta t} = \Delta F + G + K_B u_i - K_D c_i \quad (16)$$

$$K = \int_V B^T \bar{D} B dv, \quad K_B = \int_V B^T L dv, \quad K_D = \int_V B^T \bar{D} P dv, \quad G = \int_V B^T \bar{D} S dv \quad (17-1 \sim 4)$$

ここに、 B ：変位－ひずみ変換マトリックス、 $L^T = (1 \ 1 \ 0)$ 、 ΔU ：節点変位増分ベクトル

(2) 連続方程式・移流拡散方程式の離散化

平面ひずみ問題において、内部の間隙水圧値と濃度値が一定であるような有限要素 i を考え、局所座標系を用いて間隙水圧と濃度のそれぞれの局所空間分布を次式のように仮定する。

$$u = \alpha_1 + \alpha_2 x' + \alpha_3 y' + \alpha_4 x'^2 + \alpha_5 y'^2 \quad (18)$$

$$c = \beta_1 + \beta_2 x' + \beta_3 y' + \beta_4 x'^2 + \beta_5 y'^2 \quad (19)$$

係数 $\alpha_1 \sim \alpha_5$ 、係数 $\beta_1 \sim \beta_5$ は局所座標系の原点を四角形要素 i の中心にとり、要素 i 自身とその周辺を取り囲む4つの要素の間隙水圧値および濃度値を用いて決定される。間隙水圧と濃度のそれぞれの局所空間分布から連続方程式・移流拡散方程式の離散化方程式が次式のように求められる。

$$K_B^T \Delta U + C^T u_{i+\Delta t} = -C^T u_i \quad (20)$$

$$c_{i+\Delta t} + Q^T c_{i+\Delta t} = c_i - Q^T c_i \quad (21)$$

離散化方程式(16)、(20)、(21)式をすべての要素について assemble することにより、応力・浸透・物質移動連成問題としての圧密有限要素解析のための全体剛性マトリックスが得られる。なお、移流拡散方程式の離散化に際して、解の安定性を確保するため、上流法と呼ばれる重み付き差分法を導入している。

4. 浸透圧密試験の解析

化学物質が粘土の圧密挙動に及ぼす影響を検討するために浸透圧密試験（カオリン粘土、供試体高さ 6 cm、上面排水・下面非排水）が実施されている（Santamarina and Fam, 1995）。この実験は初期圧密圧力 305kPa で正規圧密状態にあるカオリン粘土供試体にさらに 305kPa の荷重を載荷して圧密を行い、一次圧密が終了した後に載荷板に設けられた溶液溜から塩化カリウム溶液(4.0M)を浸透させるというものである。また、比較のためにそのまま二次圧密を継続させる実験も行っている。図-1 はこの実験での間隙比-時間関係を示したものである。塩化カリウム溶液の浸透によって圧縮ひずみが生じることがわかる。図中の解析結果は提案する化学弾粘塑性モデルによるものであり、化学膨張係数 $\beta=0$ として推定した材料パラメータを表-1 に示している。化学圧縮係数、拡散係数ともほぼ妥当な値となっている。図-2、-3 は供試体内部における濃度と間隙水圧の経時変化（解析結果）を示したものである。要素 1 が排水面、要素 20 が非排水面の要素である。浸透圧密過程では微小な間隙水圧が残留している。

表-1 材料パラメータ

圧縮指数 λ	0.142
膨潤指数 κ	0.017
初期間隙比 e_0	1.04
二次圧縮係数 μ	1.7×10^3
基準ひずみ速度 $\dot{\epsilon}_v^*$ (1/min)	8.0×10^4
内部拘束ひずみ速度 δ	1.0×10^5
基準透水係数 k_0 (cm/sec)	1.67×10^{-7}
透水性変化指数 C_k	0.8
化学透水性変化係数 C_p	0.0
初期履歴変数 h_0	0.001
化学圧縮係数 α	0.10
化学膨張係数 β	0.0
可逆化学ひずみパラメータ ξ	4.0
分配係数 K	0.0
拡散係数 D (cm ² /sec)	5.0×10^{-6}
初期間隙率 n	0.510

5. 鉛直遮水壁を有する廃棄物処分場の物質移行連成圧密解析

海面埋め立て方式の管理型廃棄物処分場を想定して粘土地盤の物質移行連成平面ひずみ圧密解析を行い、汚染物質の移流拡散挙動および浸透圧密挙動、またそれらの挙動に影響を及ぼす透水係数や浸出水水位の影響、鉛直遮水壁の汚染物質の封じ込め効果について検討する。

1) 解析条件と解析ケース

図-4 に示すように解析は海面埋立て方式の管理型廃棄物処分場を想定しており、処分場中心から 40m の地点に設置された鉛直遮水壁と海底粘土地層により汚染物質を封じ込めている。解析対象とした海底地盤は異方応力状態 ($K_0=0.5$) にある正規圧密飽和粘土地盤であり、対称性から幅 105m、深さ 30m の解析対象領域

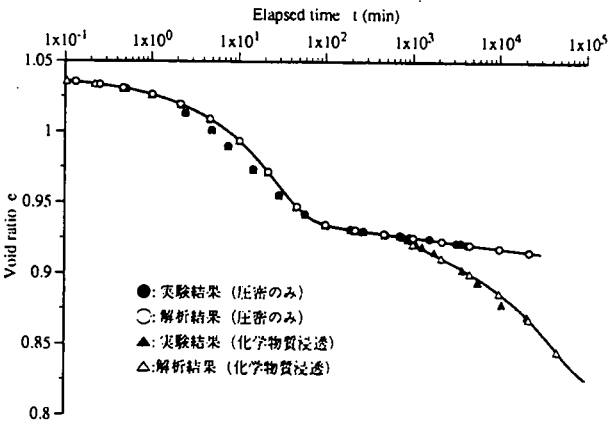


図-1 間隙比-時間関係

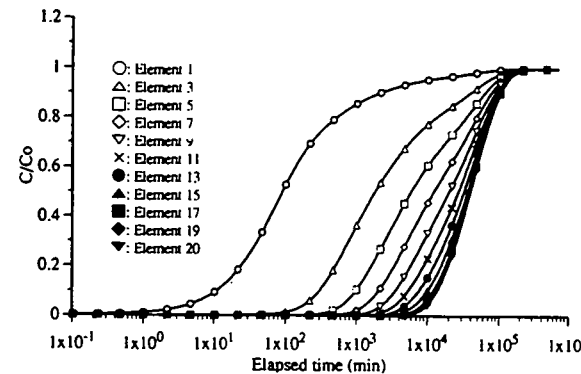


図-2 濃度経時変化

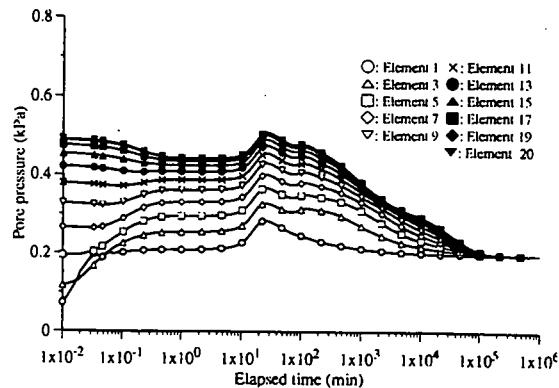


図-3 間隙水圧経時変化

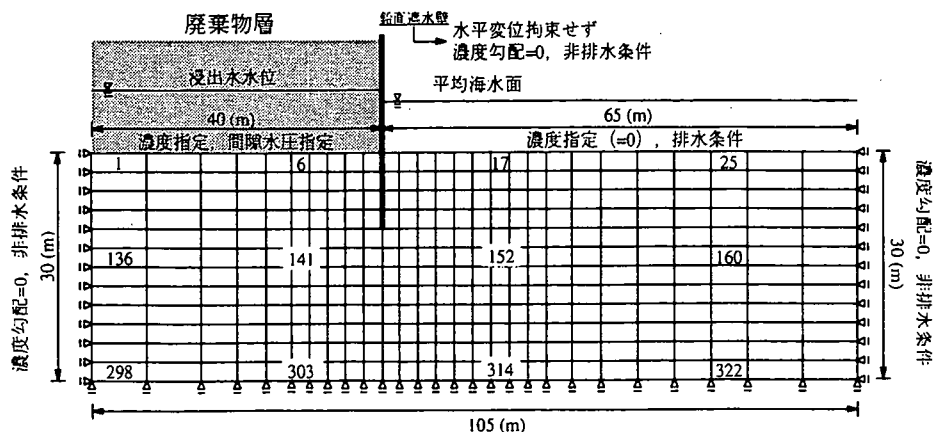


図-4 解析概要図

域を 324 個の有限要素に分割している。海底地盤は均質であると仮定しており、初期応力状態は中心深さの有効土被り圧をもって代表させている。また鉛直遮水壁は不透水性（汚染物質の透過も許さない）とし、根入れ深さは汚染物質の封じ込めに大きな影響を及ぼすと考えられるので、実例を参考として 10m、20m と設定して廃棄物処分場の汚染物質が漏出する過程を解析している。

濃度境界条件は、処分場内の海底地盤面を飽和濃度まで上昇させる濃度指定境界とし、処分場外の海底地盤面を濃度=0 の濃度指定境界、それ以外を濃度勾配=0 境界としている。また、圧力・排水境界条件として、処分場内の海底地盤面に廃棄物層内の浸出水水位に相当する浸透水圧を与え、処分場外の海底地盤面を排水条件、それ以外を非排水条件としている。

移流拡散挙動および浸透圧密挙動に対する透水係数、浸出水水位、鉛直遮水壁の根入長、吸着特性、透水性の劣化の影響を検討するために表-2 に示す 8 ケースの解析を行った。

材料パラメータを表-3 に示しているが、弾粘塑性パラメータについては有明粘土のものをを用い、基準透水係数は遮水工構造基準にもとづいて 1×10^5 、 1×10^6 、 $1 \times 10^7 \text{ cm/sec}$ とした。粘土の化学依存性変形特性を表現する化学圧縮係数および化学膨潤係数は、化学物質が粘土の透水性におよぼす影響を調べるために行われた透水試験結果（Fernandez and Quigley, 1991）にもとづいて Hueckel (1997)が推定したパラメータを参考に決定した。汚染物質の吸着特性を示す遅延係数 R は、吸着による影響を考慮したケース 7 では無機物質を想定して $R=5$ 、それ以外のケースでは吸着を無視して $R=1$ とした。土中における無機化学物質の拡散係数は概ね $8 \times 10^7 \sim 6 \times 10^6 \text{ cm}^2/\text{sec}$ の範囲にあるとされているので、拡散係数としては $1.67 \times 10^6 \text{ cm}^2/\text{sec}$ という値を採用している。

表-3 材料パラメータ

圧縮指数 λ	0.2
膨潤指数 κ	0.026
ボアソン比 ν	0.33
初期間隙比 e_0	1.44
二次圧縮係数 μ	2.3×10^{-3}
基準ひずみ速度 $\dot{\epsilon}_v$ (1/min)	1.0×10^{-4}
内部拘束ひずみ速度 δ	1.0×10^{-5}
基準透水係数(水平方向) k_{x0} (cm/sec)	$1.0 \times 10^{-5} \sim 1.0 \times 10^{-7}$
基準透水係数(鉛直方向) k_{y0} (cm/sec)	$1.0 \times 10^{-5} \sim 1.0 \times 10^{-7}$
透水性変化指数(水平方向) C_{kx}	0.8
透水性変化指数(鉛直方向) C_{ky}	0.8
初期履歴変数 h_0	0.001
土の湿潤密度 ρ_s (kg/cm ³)	1.80×10^3
化学透水性変化係数 C_p	9.0
化学圧縮係数 α	0.054
化学膨潤係数 β	0.0
可逆化学ひずみパラメータ ξ	4.0
分配係数 K	0.0
拡散係数(水平方向) D_x (cm ² /sec)	1.67×10^6
拡散係数(鉛直方向) D_y (cm ² /sec)	1.67×10^6

表-2 解析ケース

解析ケース	透水係数 (cm/sec)	拡散係数 (cm ² /sec)	遅延係数	透水性の劣化 $\alpha_r k_{rmax}/k_0$	浸出水水位 (m)	遮水壁根入長 (m)
ケース 1	1.0×10^7	1.67×10^6	1	10	0.2	10
ケース 2	1.0×10^6	1.67×10^6	1	10	0.2	10
ケース 3	1.0×10^5	1.67×10^6	1	10	0.2	10
ケース 4	1.0×10^5	1.67×10^6	1	10	1	10
ケース 5	1.0×10^5	1.67×10^6	1	10	2	10
ケース 6	1.0×10^5	1.67×10^6	1	10	2	20
ケース 7	1.0×10^5	1.67×10^6	5	10	2	10
ケース 8	1.0×10^5	1.67×10^6	1	30	2	20

2) 汚染物質の移流拡散挙動

(1) 透水係数の影響

図-5 は海底粘土地盤内の汚染物質の濃度分布経時変化を示したものである。図中の直線は鉛直遮水壁を表している。図-5(1)はケース 1 の濃度分布経時変化である。汚染物質は移流・拡散によって粘土地盤下方へと徐々に浸透し始める。浸透した汚染物質はやがて鉛直遮水壁下端を通過して処分場外へと漏出していく。ケース 1 では透水係数が 1×10^{-7} cm/sec と小さく拡散が支配的であるため、深さ方向に一樣に汚染物質が広がっていくことがわかる。漏出時間は汚染物質が処分場外へ漏出し始める時間であるが、ここでは汚染物質の負荷開始から鉛直遮水壁直下での濃度が飽和濃度の 1% に達する時間と定義すると、このケースの漏出時間は 4020 年と極めて長いものとなる。しかし、透水係数が 1×10^{-6} cm/sec であるケース 2 では漏出時間は約 1125 年となる。さらに透水係数が 1×10^{-5} cm/sec というケース 3 では 148 年となり、早期に漏出がはじまる (図-5(3))。透水係数が大きくなると移流が支配的となるために、汚染物質が鉛直遮水壁を回り込むようにして広がり、拡散が支配的であるケース 1 とは異なった挙動を示す。このように透水係数は移流拡散挙動および漏出時間に大きく影響する。

(2) 浸出水水位の影響

図-5(3)、5(4)、5(5)は廃棄物層内の浸出水水位が 0.2m、1m、2m の場合(ケース 3、4、5)の海底粘土地盤内の汚染物質の濃度分布経時変化である。透水係数が 1×10^{-5} cm/sec のケースでは移流が支配的であり汚染物質は鉛直遮水壁を回り込むようにして広がるが、浸出水水位が高くなるほど粘土層内の動水勾配が大きくなり、より早期に処分場外へと広がっていく。各ケースの漏出時間を求めると、浸出水水位が 0.2 m では 148 年、1m では 30 年、2m では 14 年となる。廃棄物層内の浸出水水位が汚染物質の移流拡散挙動に大きく影響することから、管理型最終処分場では表面遮水を行い、浸出水水位を厳しく管理することが必要である。

(3) 鉛直遮水壁の根入長の影響

図-5(6)は鉛直遮水壁の根入長を 20m としたケース 6 の海底粘土地盤内の汚染物質の濃度分布経時変化を示したものである。図-5(5)との比較から明かなように、根入長が 10m では 14 年であった漏出時間が 20m では 54 年となっている。汚染物質の封じ込め対策工として鉛直遮水壁の根入れを深くすることの効果は大きい。

(4) 吸着の影響

図-5(7)は吸着を考慮して遅延係数 $R=5$ としたケース 7 の濃度分布経時変化を示している。汚染物質の移流拡散過程はケース 5 (遅延係数 $R=1$) と同様の傾向を示すが、汚染物質が土粒子に吸着されるために移流拡散が遅れる。その結果、ケース 7 では漏出時間が 111 年となり、吸着を考慮しないケース 5 の 14 年に比べて大幅に漏出時間が長くなる。したがって、吸着を考慮すれば早期に周辺環境が汚染されるというリスクは低下する。ただ、土の吸着特性は土の種類、対象とする汚染物質の種類や共存イオンなどによって異なるために、その評価に当たっては十分な注意が必要である。

(5) 透水性劣化の影響

図-5(8)は透水性の劣化の程度を大きくしたケース 8 の濃度分布経時変化を示している。飽和濃度に達したとき、透水係数が初期透水係数の 30 倍になるケース 8 の漏出時間は 45 年で、10 倍になるケース 6 のそれは 54 年である。ここでは透水性劣化の程度を 10~30 倍としたが、もっと大きなケースがあるとの報告もなされており、化学物質と粘土の相性ともいえるべき透水性の劣化特性を的確に評価することが必要である。

3) 浸透圧密挙動

(1) 間隙水圧挙動

図-6(1)はケース 1 における間隙水圧経時変化を示している。このケースでは粘土地盤の透水性が低いためにクリープによって正の間隙水圧が発生する。また、排水面である海底面に近い要素ほど排水距離が短くなるために発生量は小さくなる。このクリープによって発生する正の間隙水圧は時間とともに消散し、やがて廃棄物層内の浸出水水位に相当する浸透水圧値で定常状態となる。そして、透水係数が大きくなるほどクリープによって発生する間隙水圧量が減少し、ピークが生じるまでの時間が短くなる (ケース 3、図-6(2))。

図-6(3)はケース 6 の間隙水圧経時変化を示している。浸透水圧が大きいために定常状態での間隙水圧値が大きくなり、また、いったん定常状態に達した後に間隙水圧が微増し再び定常状態に戻るような挙動を示す。これは汚染物質の浸透が早期化するために圧縮性の化学ひずみが発生することによるものである。

(2) 有効応力経路

有効応力経路挙動は地盤全体が K_c 圧密条件を満たすことから間隙水圧の発生に伴って K_c 線に沿って左下へ移動した後、消散に伴って再び K_c 線に沿って右上へ移動する。そして汚染物質による等方ひずみの発生に

より K_0 線から外れる挙動を示す。

透水係数が大きくなるにつれて、発生する間隙水圧が減少するために、 K_0 線に沿った移動量が減少する（ケース 3、図-7(2)）。ケース 6 では浸出水水位が大きいと大きな間隙水圧が発生し、 K_0 線に沿った左下への移動量も大きくなっており、平均有効応力、せん断応力ともに減少する（図-7(3)）。

（3）鉛直ひずみ挙動

図-8(1)はケース 1 における鉛直ひずみの経時変化を示している。粘土地盤ではまずクリープによって圧縮ひずみが生じて沈下が始まる。そして汚染物質の移流拡散にかなりの時間を要するが、汚染物質が到達し濃度上昇が始まる要素から圧縮性の化学ひずみが生じてさらに沈下が進行して最終的に約 5% の沈下が発生する。

図-8 (2)はケース 3 についての結果であるが、最終的な変形量自体はほぼ同様となるが、透水係数が大きくなるほどクリープ変形時の変形の遅れが小さくなり、また化学的負荷による変形挙動が早期化する。従って地盤の透水係数や浸出水水位が大きい場合は跡地利用に際して化学的負荷による沈下挙動が問題となる可能性がある。ケース 6（図-8(3)）では、浸出水水位が高くなると浸透水圧によって平均有効応力が減少するためにまず膨張ひずみが発生する。その後、時間の経過とともにクリープによる圧縮ひずみが生じて沈下が始まり、さらに汚染物質が到達し濃度が上昇することによって圧縮性の化学ひずみが発生し、さらに沈下が生じる。したがって、浸出水水位が高いほど汚染物質の到達時間が早まるために化学ひずみの発生が早まり、沈下が早期化する。

（4）海底面沈下

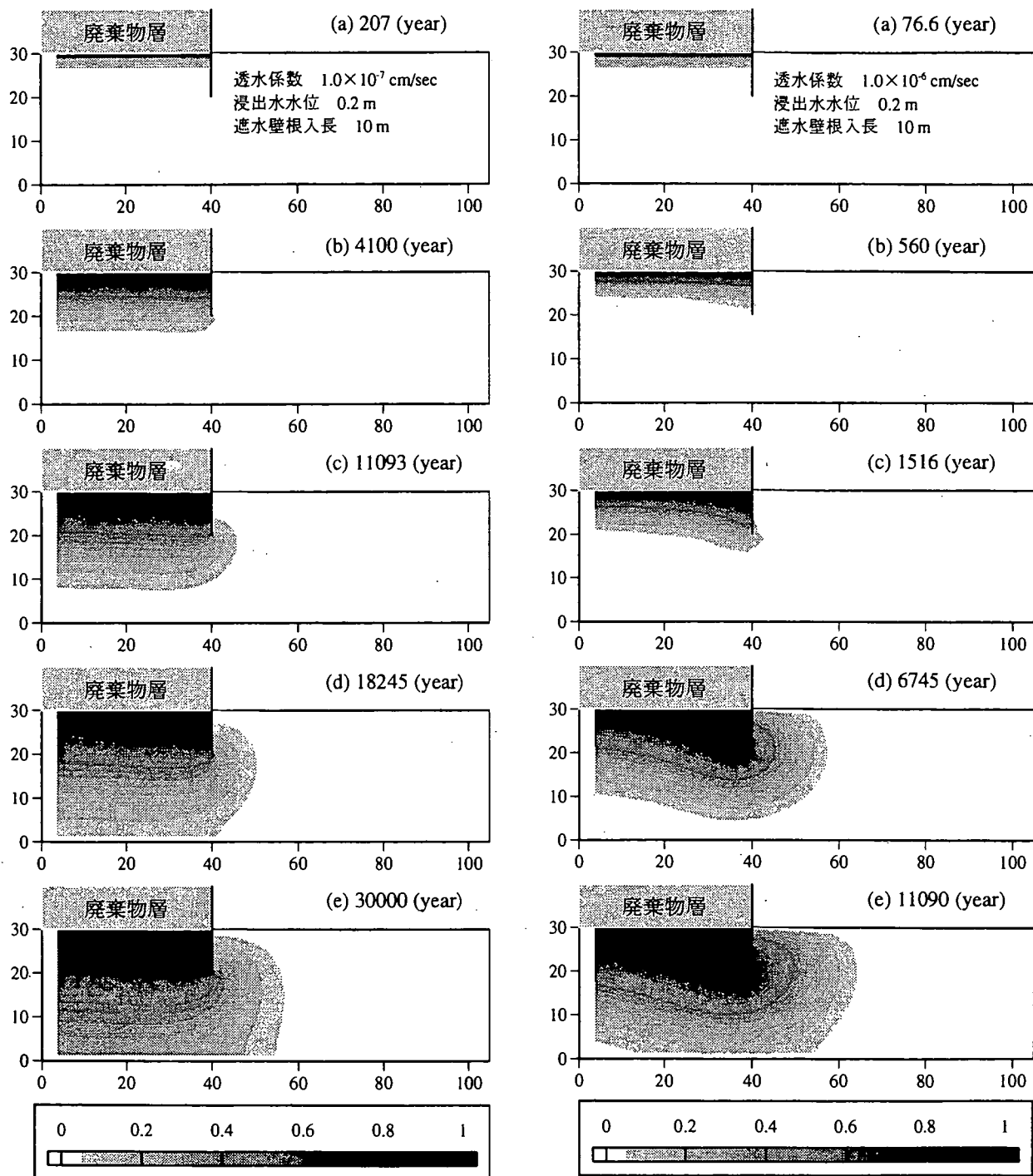
拡散が支配的であるケース 1（図-9(1)）では汚染物質が深さ方向にほぼ一様に広がっていくために化学的負荷により地盤はほぼ一様に沈下するが、ケース 3（図-9(2)）では移流が支配的になるにつれて汚染物質が鉛直遮水壁を回り込むようにして広がっていくために鉛直遮水壁まわりが大きく沈下して不等沈下が生じる。また移流が支配的であるほど沈下が早期化する。

図-9(3)はケース 6 の地表面沈下経時変化を示している。移流が支配的であるために汚染物質が鉛直遮水壁を回り込むようにして広がっていき、圧縮性の化学ひずみの発生にともなって鉛直遮水壁まわりが大きく沈下して不等沈下が生じる。その後、時間とともに処分場直下の地盤が飽和濃度に近づくため化学ひずみの発生によって処分場直下が大きく沈下するような傾向を示す。また浸出水水位が高いケースでは浸透水圧によって平均有効応力が減少するために、除荷によって主に処分場直下の沈下が抑制されている。

6. まとめ

提案する粘土の化学弾粘塑性モデルおよび物質移行連成圧密解析法により海面埋立て方式の管理型廃棄物処分場を想定して粘土地盤での浸出水の浸透解析を行った。その結果は以下のように要約することができる。

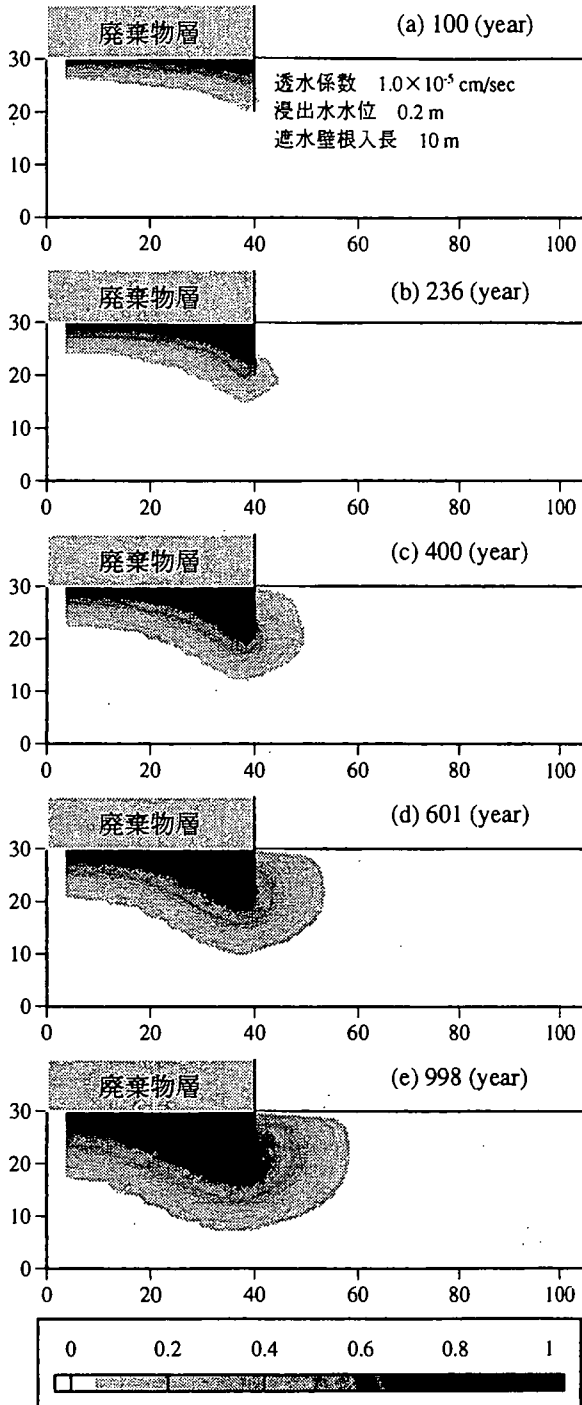
- 1) 粘土地盤内の汚染物質の移流拡散挙動は透水係数および浸出水水位の影響を大きく受ける。解析の結果、廃棄物処分場に関する遮水工構造基準（層厚 5m 以上、透水係数 1×10^{-5} cm/sec 以下）を満足しているようなケースにおいても、浸出水水位が大きいと早期に汚染物質の周辺地盤への漏出が見られた。
- 2) 鉛直遮水壁の根入れを深くすることにより汚染物質の処分場外への漏出を遅らせることができる。
- 3) 汚染物質の土への吸着特性を考慮すると、考慮しない場合に比べて処分場外への漏出に時間を要するという結果が得られる。しかし、土の吸着特性は土壌の種類、対象とする汚染物質の種類や共存イオンなどによって異なるために、その評価に当たっては十分な注意が必要である。
- 4) 粘土は化学的負荷によって変形が生じるために、廃棄物処分場直下の粘土地盤において沈下が発生する。また透水係数や浸出水水位が大きく移流が支配的となるようなケースでは沈下が早期化し、鉛直遮水壁近辺が大きく沈下する。このように廃棄物処分場等の化学的負荷を受けることが想定される地盤においては、それらを十分に検討する必要がある。
- 5) 提案モデルおよび連成解析手法は、化学物質の移流拡散挙動だけでなく化学的負荷による地盤の変形挙動を考慮しようという点で有用である。



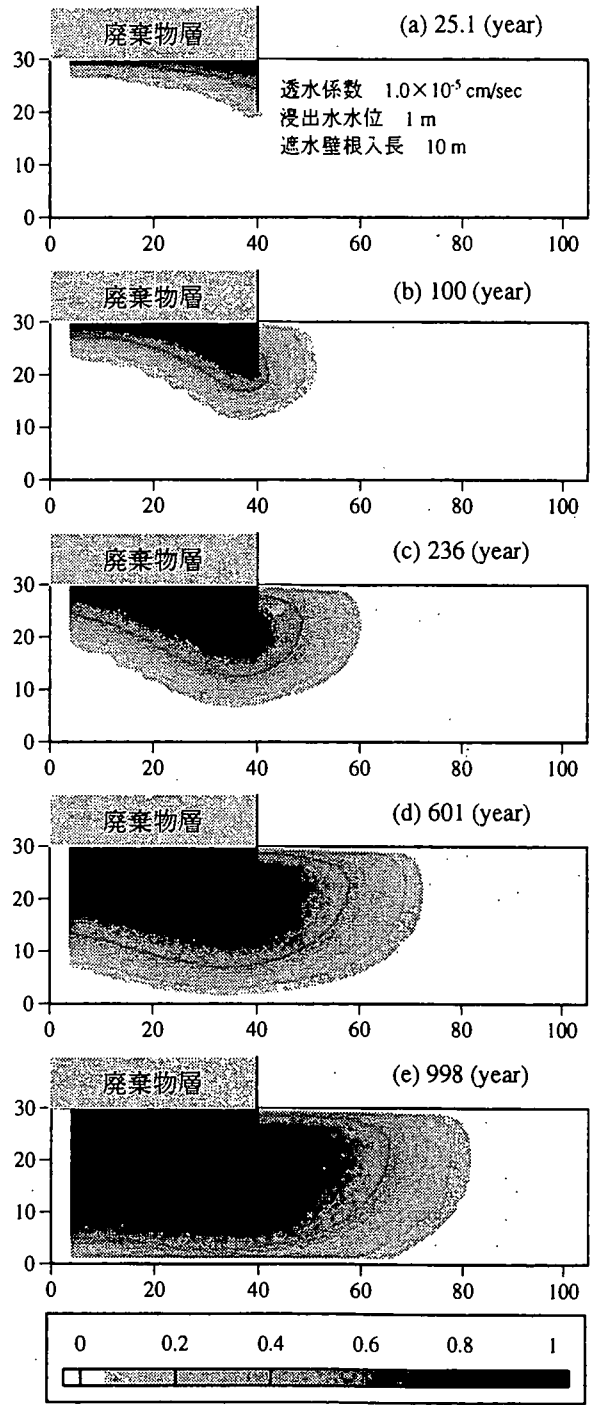
(1) ケース 1 (漏出時間 4020 年)

(2) ケース 2 (漏出時間 1125 年)

図-5 濃度分布経時変化

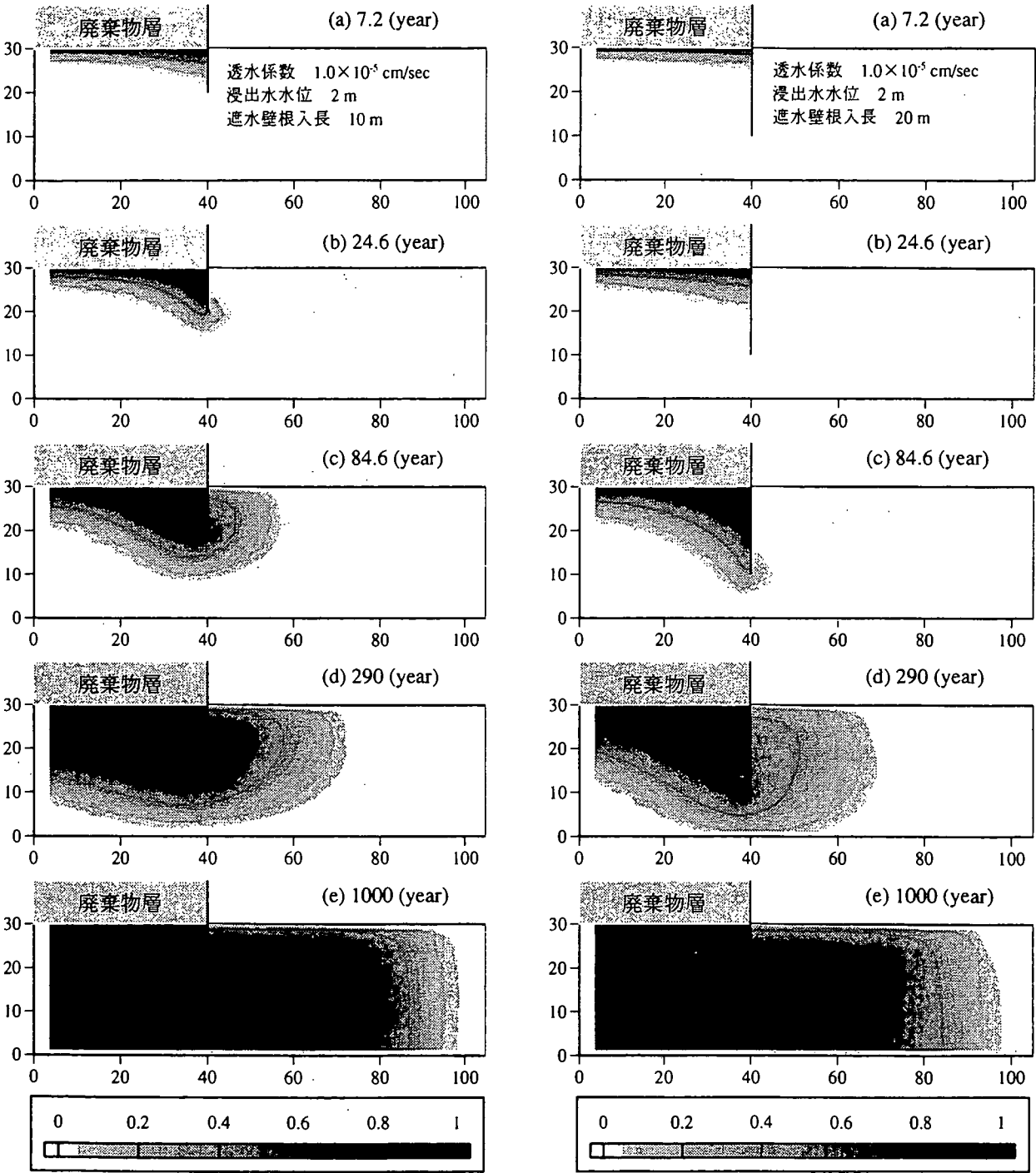


(3) ケース 3 (漏出時間 148 年)



(4) ケース 4 (漏出時間 30 年)

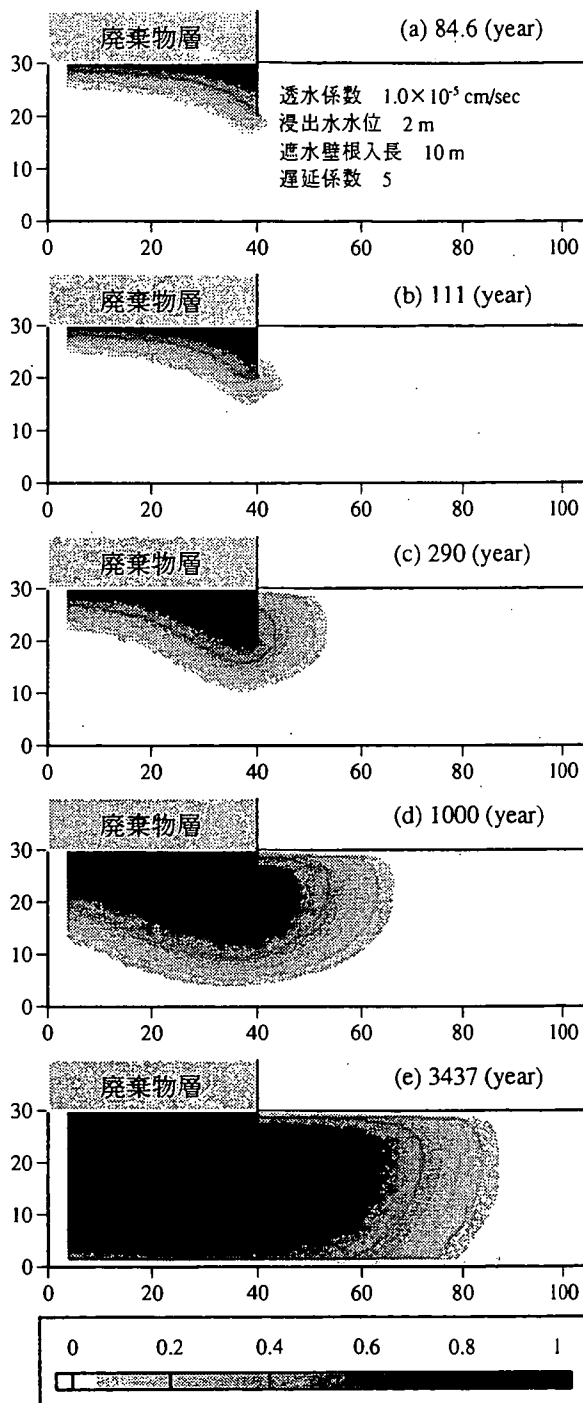
図-5 濃度分布経時変化 (つづき)



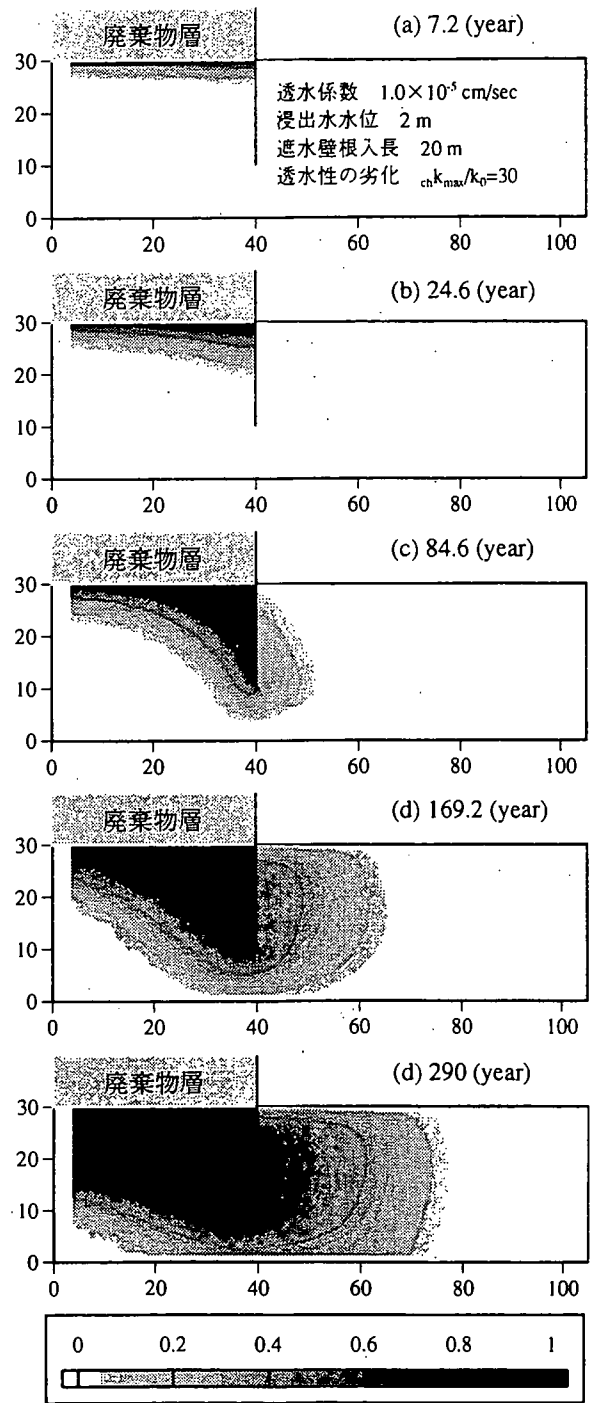
(5) ケース 5 (漏出時間 14 年)

(6) ケース 6 (漏出時間 54 年)

図ー 5 濃度分布経時変化 (つづき)



(7) ケース 7 (漏出時間 111 年)



(8) ケース 8 (漏出時間 45 年)

図一5 濃度分布経時変化 (つづき)

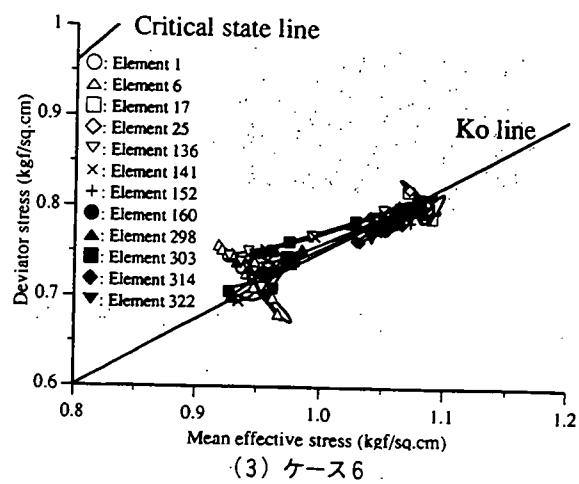
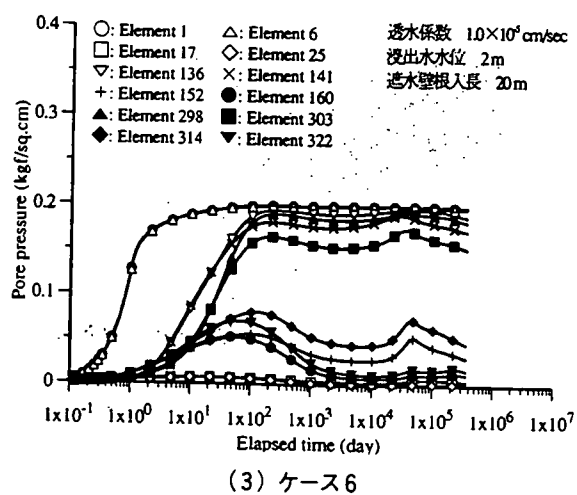
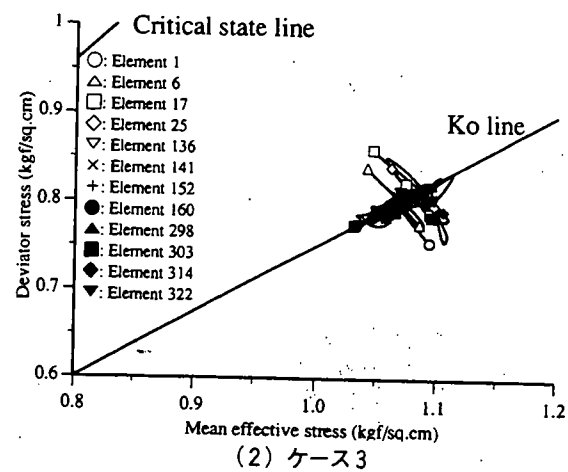
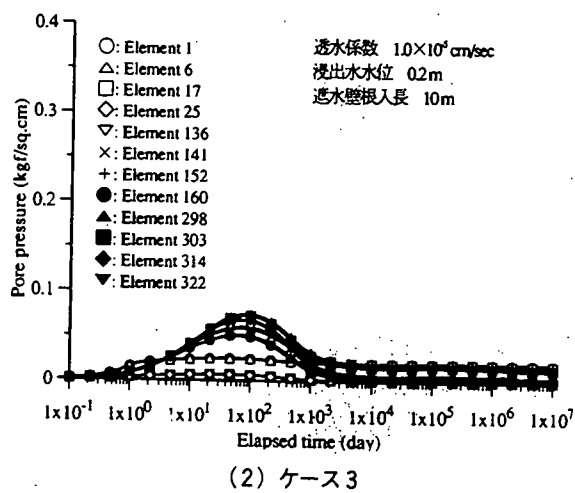
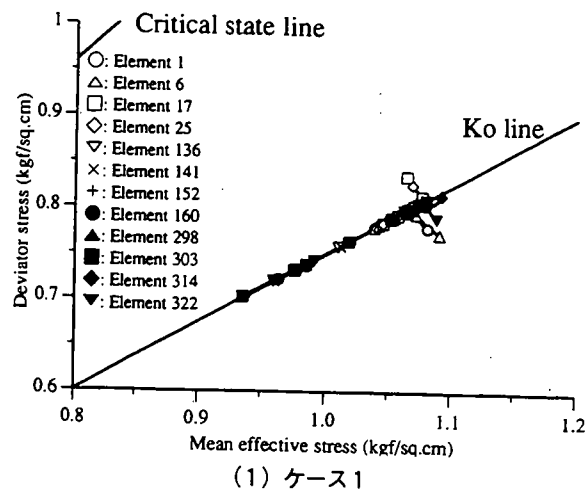
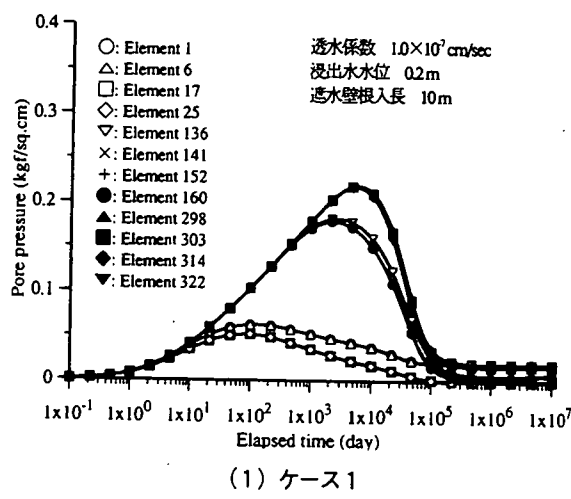
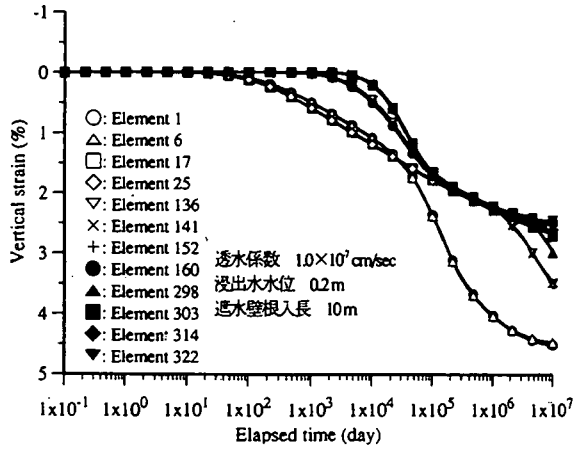
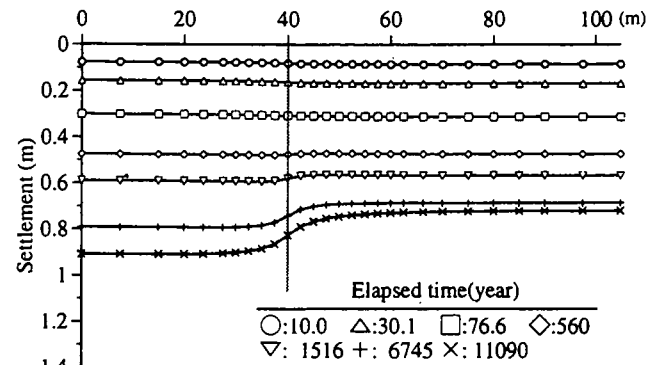


図-6 間隙水圧経時変化

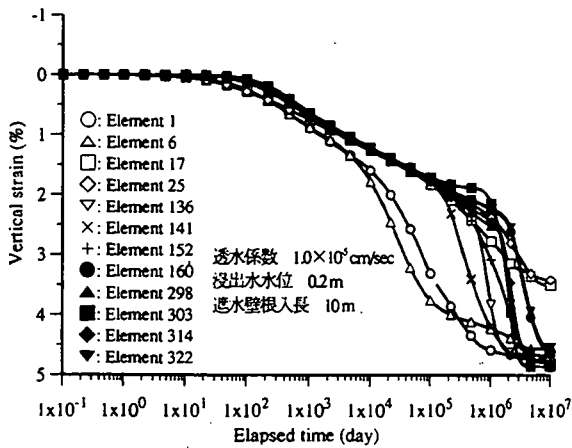
図-7 有効応力経路



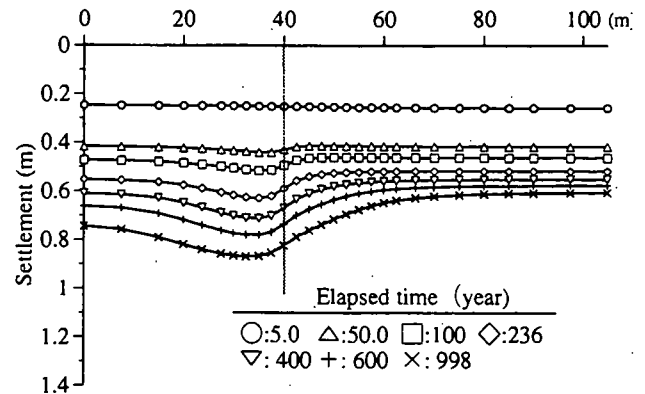
(1) ケース 1



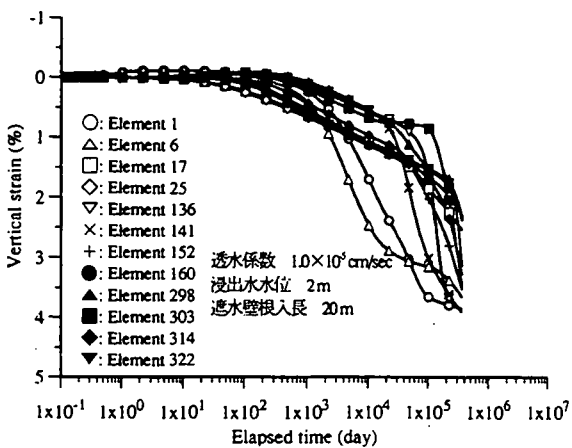
(1) ケース 1



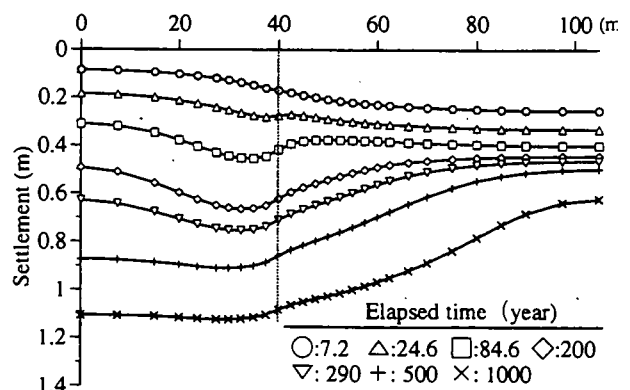
(2) ケース 3



(2) ケース 3



(3) ケース 6



(3) ケース 6

図-8 鉛直ひずみ経時変化

図-9 海底面沈下経時変化

7. 参考文献

- 1) F. Fernandez and R. M. Quigley : Hydraulic conductivity of natural clays permeated with simple liquid hydrocarbons, Can. Geotech. Jour. , Vol.22 , pp.205-214 , 1985.
- 2) R. Rowe , C.J. Caers and F. Barone : Laboratory determination of diffusion and distribution coefficients of contaminants using undisturbed clayey soil , Can. Geotech. Jour. , Vol.25 , pp.108-118 , 1988.
- 3) F. Fernandez and R. M. Quigley : Controlling the destructive effects of clay - organic liquid interactions by application of effective stresses , Can. Geotech. Jour. , Vol.28 , pp.388-398 , 1991.
- 4) J.C. Santamarina and M. Farn : Changes in dielectric permittivity and shear wave velocity during concentration diffusion , Can. Geotech. Jour. , Vol.32 , pp.647-659 , 1995.
- 5) 森岡泰裕：我が国における地下水汚染の現状と対策，環境研究，No.104，pp.4-16，1996.
- 6) 中杉修身：土壌・地下水中での有害物質の挙動，環境研究，No.104，pp.37-44，1996.
- 7) T. Hueckel : Chemo-plasticity of clays subjected to stress and flow of a single contaminant, Int. Jour. For Num. And Anal. Methods in Geomech., Vol.21, pp.43-73, 1997.
- 8) 嘉門雅史：廃棄物処分場と地下水環境への影響，地下水地盤環境に関するシンポジウム発表論文集，pp.1-10, 1999.
- 9) 勝見 武, C.H. Benson, G.J. Foose, 嘉門雅史：廃棄物処分場遮水ライナーの性能評価について 廃棄物学会誌, Vol.10, No.1, pp.75-85, 1999.

Ⅱ. 委員会活動－話題提供テーマ（提供者）

1. 研究課題・総説

- ・地下水涵養研究委員会の目的と課題 (村岡浩爾)
- ・適正利用のための地下水管理に関する一考察 (中屋眞司)

2. モデル構築

- ・広域地下水流動シミュレーション解析 (阿部信晴)
- ・大阪平野地下水シミュレーションモデル (阿部信晴)
- ・大阪平野地下構造 3 次元モデル構築 (三田村宗樹、與田敏昭)
- ・大阪平野における広域地下水涵養シミュレーションのためのモデル化について (阿部信晴)

3. 地下水特性・機構

－涵養(降雨浸透、河水交流)・流出・貯留(帯水層)・揚水、地下水位分布－

- ・涵養機構と涵養機能の評価－モデル化に向けての検討－ (田中 勉)
- ・地下水と河川水間の相互流動 (青木一男)
- ・降水量や河川水位との関係で診た大阪平野の地下水流動の考察 (神谷浩二、飯田智之)
- ・大阪平野の地下水位、揚水量と降雨量の関係 (神谷浩二)

4. 対象空間、地盤・地層構造

- ・大阪平野での研究対象となる空間区分について (三田村宗樹)

5. データベース

- ・データ収集状況と提供方法 (飯田智之)
- ・利用可能なデータベースの報告 (飯田智之)

6. 事例研究・レビュー他

- ・大阪平野地下水シミュレーションモデルの構築について
 - －既存モデル・コードの紹介 (その1) 実務における解析事例－ (與田敏昭)
- ・三次元浸透流解析コード SEEPAGE-3D (理論編) (中屋眞司)
- ・海岸地下水塩水化問題の二, 三のレビュー (陳 活雄)
- ・海岸地下水塩水化問題の二, 三のレビュー (2) (陳 活雄)
- ・海岸地下水解析モデルと計算手法のレビュー (陳 活雄)