

JAERI-Research

94-009



放射性核種野外移行試験
—日中協力研究—
(共同研究)

1994年7月

神山秀雄*・山本忠利・下岡謙司・武部慎一・小川弘道
田中忠夫・向井雅之・古宮友和・李 書紳** 王 志明**
郭 擇徳** 李 穎堂** 趙 英杰** 李 盛芳**

日本原子力研究所
Japan Atomic Energy Research Institute

本レポートは、日本原子力研究所が不定期に公刊している研究報告書です。
入手の問合せは、日本原子力研究所技術情報部情報資料課（〒319-11 茨城県那珂郡東海村）あて、お申し越しください。なお、このほかに財団法人原子力弘済会資料センター（〒319-11 茨城県那珂郡東海村日本原子力研究所内）で複写による実費頒布をおこなっております。

This report is issued irregularly.
Inquiries about availability of the reports should be addressed to Information Division,
Department of Technical Information, Japan Atomic Energy Research Institute, Tokaimura,
Naka-gun, Ibaraki-ken 319-11, Japan.

© Japan Atomic Energy Research Institute, 1994

編集兼発行 日本原子力研究所
印 刷 いばらき印刷株

放射性核種野外移行試験

－日中協力研究－

日本原子力研究所東海研究所環境安全研究部

神山 秀雄*・山本 忠利・下岡 謙司+・武部 慎一
小川 弘道・田中 忠夫・向井 雅之・古宮 友和
李 書紳**・王 志明**・郭 指徳**・李 祯堂**
趙 英杰**・李 盛芳**

(1994年7月1日受理)

低レベル放射性廃棄物の浅地層中処分に係る安全評価手法を確立することを目的として、中国輻射防護研究院との協力研究を5年間にわたって実施した。黄土層から成る野外試験場において³H、⁶⁰Co、⁸⁵Sr及び¹³⁴Csの移行試験を自然条件及び人工降雨による促進条件の下で2年にわたり実施するとともに、実験室実験及びサイト特性調査により移行パラメータ等のデータ及び種々の情報を得た。

水の流動状況が定常であると考えられる人工降雨条件下でのこれら核種の移行挙動は、大型カラム移行試験及び分配係数測定実験等の実験室内実験結果から得られた移行パラメータを用いて予測される移行挙動をよく反映したものであった。野外試験では、人工降雨条件下において⁸⁵Srは10cm程度深部に移行したが、⁶⁰Co及び¹³⁴Csは移行が観察されなかった。また、自然降雨条件下ではいずれの核種についても移行は見られず、黄土層はこれら核種に対して大きな移行阻止能力を有することが分かった。人工降雨条件下における⁸⁵Srの移行は分配係数を用いる局所吸着平衡モデルを定義することによって、移行現象を十分解析評価できることが分かった。⁶⁰Coと¹³⁴Csの移行については速度論的吸着モデルの適用の優位性が示唆された。自然降雨条件下での水の流動状況は、降水量及び蒸発量の測定結果を解析することによって把握することができた。自然条件下における⁶⁰Co、⁸⁵Sr及び¹³⁴Csの移行現象は、人工降雨条件下の試験、実験室実験、サイト特性調査等の結果を総合的に解析することにより得た移行パラメータと吸着・移行モデルを組み合わせることにより評価できることが実証された。

本研究は、日本原子力研究所と中国輻射防護研究院との共同研究により実施された。

東海研究所：〒319-11 茨城県那珂郡東海村白方字白根2-4

+ バックエンド技術部

* (株)ソシオ・エナジー・システム

** 中国輻射防護研究院

Field Test of Radionuclide Migration
—Cooperative Research between JAERI and CIRP—

Hideo KAMIYAMA * , Tadatoshi YAMAMOTO, Kenji SHIMOOKA + , Shinichi TAKEBE
Horomichi OGAWA, Tadao TANAKA, Masayuki MUKAI, Tomokazu KOMIYA
Shushen LI**, Zhiming WANG**, Zede GUO**, Zhengtang LI**
Yingjie ZHAO** and Shengfang LI**

Department of Environmental Safety Research
Tokai Research Establishment
Japan Atomic Energy Research Institute
Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken

(Received July 1, 1994)

To establish a safety evaluation methodology for shallow land disposal of low level radioactive waste, cooperative research had been undertaken for five years between Japan Atomic Energy Research Institute (JAERI) and China Institute for Radiation Protection(CIRP). Field tests on migration of ^3H , ^{60}Co , ^{134}Cs and ^{85}Sr were conducted during two years under both artificial and natural rain conditions at the field test site of loess layer in Shanxi, and laboratory experiments and site characteristics investigations were conducted to obtain information on migration parameters for evaluation of the radionuclide migration.

Migration behavior of the radionuclides under the artificial rain condition, in which behavior of infiltrating water was kept at a constant, agreed well with that estimated by migration parameters obtained in the laboratory experiments. Under artificial rain condition, the peak position of ^{85}Sr distribution moved to 10 cm downward from the starttrra cing position, while the almost part of ^{60}Co and ^{134}Cs did not move. Under the

The study was carried out under a cooperative research between Japan Atomic Energy Research Institute and China Institute for Radiation Protection.

+ Department of Decommissioning and Waste Management

* Socio Energy System Co., Ltd.

** China Institute for Radiation Protection

natural rain condition, all the peak positions of three radionuclides did not move. These results suggested that the migration of ^{60}Co , ^{134}Cs and ^{85}Sr was significantly retarded by the loess medium. The ^{85}Sr migration under artificial rain condition was well described by the equilibrium sorption model using distribution coefficient. As to the ^{60}Co and ^{134}Cs migration, the kinetic sorption model indicated better explanation. Infiltration of soilwater under natural rain condition was analyzed by using the amounts of precipitation and evaporation obtained from the investigation of site characteristics. Migration of these radionuclides under natural rain condition could be evaluated by the combination of migration parameter and sorption-migration model obtained from the analysis of the test under artificial rain condition, the laboratory experiments, and the investigation of site characteristics.

Keywords: Field Test, Radionuclide Migration, Radioactive Waste, Equilibrium Sorption Model, Kinetic Sorption Model, Artificial Rain Condition, Natural Rain Condition, ^3H , ^{60}Co , ^{85}Sr , ^{134}Cs .

目 次

1.はじめに	1
2.実験室実験	1
2.1 土壌の物理化学的性質	1
2.2 地下水の物理化学的性質	1
2.3 分配係数の測定	2
2.4 大型カラム試験	2
3.サイト特性調査	3
3.1 水文調査	3
3.2 気象調査	4
4.核種移行野外試験	5
4.1 人工降雨条件下の試験	5
4.2 自然降雨条件下の試験	6
4.3 点源トレーサ移行試験	7
5.核種移行評価モデルの検討	7
6.まとめ	10
謝辞	10
参考文献	11

Contents

1. Introduction	1
2. Laboratory Experiment	1
2.1 Physical and Chemical Property of Soil	1
2.2 Physical and Chemical Property of Groundwater	1
2.3 Measurement of Distribution Coefficient	2
2.4 Large Column Migration Test	2
3. Investigation of Site Characteristics	3
3.1 Hydrological Investigation	3
3.2 Meteorological Investigation	4
4. Field Test of Radionuclide Migration	5
4.1 Test under Artificial Rain Condition	5
4.2 Test under Natural Rain Condition	6
4.3 Migration Test of Point Source Tracer	7
5. Discussions on Evaluation Model for Radionuclide Migration	7
6. Conclusive Remarks	10
Acknowledgment	10
References	11

1. はじめに

日本原子力研究所では、中国核工業総公司との協力協定の下で、低レベル放射性廃棄物の陸地処分の安全性を実証する評価手法の確立に資することを目的として、1988年1月より1993年1月までの5年計画で中国輻射防護研究院との間で協力研究を実施した。中国輻射防護研究院は中国核工業総公司に所属する研究施設で、北京の南西約400 Km、山西省の省都太原にある（Fig.1）。この協力研究では、より現実的な処分状況における核種移行を解析評価することをめざして、山西省にある同研究院の野外試験場において、放射性同位元素（ ^3H 、 ^{60}Co 、 ^{134}Cs 及び ^{85}Sr ）を用いた野外核種移行試験を1989年5月末より2年間にわたり実施した。並行して行った実験室実験及びサイト特性調査から得られた情報と野外試験の結果とを総合的に解析することにより、試験場における核種移行モデルの構築並びに適切な移行評価式の作成について検討を行った。さらに、中国側は上記野外試験場を模擬処分場と仮定した安全評価を実施した。

ここでは、日本側が主として担当した分野、研究員派遣で協力した項目について報告する。

2. 実験室実験

実験室実験では、野外試験場から採取した土壤及び地下水の物理化学的性質を測定するとともに、土壤と地下水との間における試験対象放射性核種（ ^{60}Co 、 ^{134}Cs 及び ^{85}Sr ）の分配係数を測定した。また、これら3核種の土壤中移行特性を把握するため、直径28cmの未搅乱土壤試料を用いた大型カラム試験を実施した。

2.1 土壤の物理化学的性質

土壤試料はFig. 2に示す野外試験場内の7地点において採取した。A-1～6の各地点においては、地表より0.5、1.0、1.5、2.0mの4深度からそれぞれ採取した。B-1地点からは、地表より2.4、3.6、4.8、6.0、7.2、8.4及び9.1mの6深度において採取した。各々の試料について、鉱物組成、化学組成、元素組成、密度、含水率、空隙率、透水係数、陽イオン交換容量（CEC）、pH及び粒度分布の測定を行った。分析結果をTable 1～Table 7にそれぞれ示す。

野外試験場の土壤は、主として砂及びシルトから成り、少量の礫及び粘土分を含んでいた。主たる鉱物組成は、石英及び長石であるが、雲母、緑泥石、その他の粘土鉱物を少量含有していた。pHは8程度で弱塩基性を示し、CECは11.5～28.3meq/10gであった。また、空隙率は50%、透水係数は $6.3 \times 10^{-5} \sim 8.4 \times 10^{-4}$ cm/sの範囲の値であり、深部では僅かに小さくなる傾向を示した。

2.2 地下水の物理化学的性質

地下水はFig. 2に示す野外試験場内のCJ-11地点において、地表より40mの深度から採取した。地下水の採取は、物理化学的性質の季節変動を考慮して、1988年6月から1989年10月の間に6回実施した。分析結果は、野外試験場周辺から採取した地下水の分析値とともにTable 8に示す。CJ-11の分

1. はじめに

日本原子力研究所では、中国核工業総公司との協力協定の下で、低レベル放射性廃棄物の陸地処分の安全性を実証する評価手法の確立に資することを目的として、1988年1月より1993年1月までの5年計画で中国輻射防護研究院との間で協力研究を実施した。中国輻射防護研究院は中国核工業総公司に所属する研究施設で、北京の南西約400 Km、山西省の省都太原にある（Fig.1）。この協力研究では、より現実的な処分状況における核種移行を解析評価することをめざして、山西省にある同研究院の野外試験場において、放射性同位元素（ ^3H 、 ^{60}Co 、 ^{134}Cs 及び ^{85}Sr ）を用いた野外核種移行試験を1989年5月末より2年間にわたり実施した。並行して行った実験室実験及びサイト特性調査から得られた情報と野外試験の結果とを総合的に解析することにより、試験場における核種移行モデルの構築並びに適切な移行評価式の作成について検討を行った。さらに、中国側は上記野外試験場を模擬処分場と仮定した安全評価を実施した。

ここでは、日本側が主として担当した分野、研究員派遣で協力した項目について報告する。

2. 実験室実験

実験室実験では、野外試験場から採取した土壤及び地下水の物理化学的性質を測定するとともに、土壤と地下水との間における試験対象放射性核種（ ^{60}Co 、 ^{134}Cs 及び ^{85}Sr ）の分配係数を測定した。また、これら3核種の土壤中移行特性を把握するため、直径28cmの未搅乱土壤試料を用いた大型カラム試験を実施した。

2.1 土壤の物理化学的性質

土壤試料はFig. 2に示す野外試験場内の7地点において採取した。A-1～6の各地点においては、地表より0.5、1.0、1.5、2.0mの4深度からそれぞれ採取した。B-1地点からは、地表より2.4、3.6、4.8、6.0、7.2、8.4及び9.1mの6深度において採取した。各々の試料について、鉱物組成、化学組成、元素組成、密度、含水率、空隙率、透水係数、陽イオン交換容量（CEC）、pH及び粒度分布の測定を行った。分析結果をTable 1～Table 7にそれぞれ示す。

野外試験場の土壤は、主として砂及びシルトから成り、少量の礫及び粘土分を含んでいた。主たる鉱物組成は、石英及び長石であるが、雲母、緑泥石、その他の粘土鉱物を少量含有していた。pHは8程度で弱塩基性を示し、CECは11.5～28.3meq/10gであった。また、空隙率は50%、透水係数は $6.3 \times 10^{-5} \sim 8.4 \times 10^{-4}$ cm/sの範囲の値であり、深部では僅かに小さくなる傾向を示した。

2.2 地下水の物理化学的性質

地下水はFig. 2に示す野外試験場内のCJ-11地点において、地表より40mの深度から採取した。地下水の採取は、物理化学的性質の季節変動を考慮して、1988年6月から1989年10月の間に6回実施した。分析結果は、野外試験場周辺から採取した地下水の分析値とともにTable 8に示す。CJ-11の分

析値を地下水採取時期で比較した結果、全ての分析値について特に顕著な季節変動はみられなかった。

2.3 分配係数の測定

分配係数の測定に用いた土壌試料は、野外試験場内のA-1、A-2、A-3及びA-4の地点において、地表より0.5、1.0、1.5、2.0mの4深度からそれぞれ採取した16試料を12mesh以下に調整したものである。地下水は、CJ-11から採取したもの用いた。

分配係数はRelyea等によって提案された以下に示す方法に従って測定した¹⁾。地下水で3回洗浄した土壌試料を1g含む25mlポリカーボネート・チューブに⁶⁰Co、⁸⁵Sr又は¹³⁴Csを添加した地下水10mlを加え、25℃に保った恒温ボックス内で時々振とう操作を行った。7日間吸着反応を行った後、6,000rpm、20minの遠心分離操作により固液相を分離し、上澄み液の放射能をNaI(Tl)シンチレーション検出器で測定した。

分配係数Kdは次式から得た。

$$Kd = \frac{V}{W} \left(\frac{B}{E} - 1 \right) - \frac{X}{W} \quad (1)$$

ここで、Vは標識地下水の体積(ml)、Bはプランク試験での放射能(count)、Xは洗浄操作による残留地下水(ml)、Wは土壌量(g)、Eは7日後の放射能(count)である。

16試料について測定したKd値をTable 9に与えた。全ての核種に関して、土壌試料採取地点及び採取深度の違いによる分配係数の大きな差異は見い出されなかった。分配係数の平均値は、⁶⁰Coが5,400、⁸⁵Srが82、及び¹³⁴Csが7,500ml/gであった。野外試験場における分配係数がほぼ一定であることから、野外試験場は放射性核種についての吸着親和性の観点から均一の黄土層と見なすことができ、当該野外試験場は野外核種移行試験を実施するのに適していると言える。

⁸⁵Srの分配係数は、⁶⁰Co及び¹³⁴Csに比べ著しく小さな値が得られた。これは、野外試験場の土壌はTable 3に示されるように、安定同位元素としてのストロンチウムを多く含有していることに起因しているものと考えられる。さらに、⁸⁵Srの分配係数は、カルシウムやマグネシウムイオンの影響を強く受け、これらの共存濃度の増加に伴って減少することが知られている²⁾。Table 2及び地下水分析結果から明らかなように、野外試験場の土壌並びに地下水はカルシウム成分やカルシウムイオンを多く含有していることも、⁸⁵Srの分配係数が小さいことの一因であるものと考えられる。

2.4 大型カラム試験

大型カラム試験装置の概略図をFig. 3に示す。試験に用いた土壌試料は、野外試験場内の地表より1.2~2.3mの深度から未搅乱状態でアクリル樹脂製チューブの中に採取した直径28cmの円柱状試料である。この円柱状試料は710mmの高さに調整し、その下部に砂を充填した後、直径20mmのガラスビーズを充填した流出カラム部の上に設置した。試料上部には放射性同位元素を保持させた汚染層を3mm厚に敷き詰め、その上を搅乱土壌、砂及びガラスビーズで被覆した。汚染層には、60~80meshの石英砂に⁶⁰Co、⁸⁵Sr及び¹³⁷Csを保持させたものを用いた。調製した土壌カラムの上部には散水器を備えている。散水はマリオネットタンクによる水頭差を利用する方式であり、CJ-11から採取した地下水を散水液として用いた。汚染層から溶離した放射性核種の円柱状土壌試料中移行を調べるため、

散水器を用いてカラム上部から地下水を毎日30又は60分間流下する操作を1991年3月31日から1992年3月7日までの341日間実施した。

地下水の流下操作終了後、円柱状土壤試料中における核種の分布を測定するため、カラム断面に対して垂直にコアサンプリングを行った。コアサンプルをカラムの高さ方向に分割し、それらの放射能を測定した。

円柱状試料中における⁶⁰Co、⁸⁵Sr及び¹³⁷Csの濃度分布をFig. 4に示す。⁶⁰Coの濃度ピークの位置は汚染層の位置付近に留まつたままであり、拡散によるものと考えられる極低濃度のテーリングが汚染層の上下両方向に見られた。ほとんど全ての⁶⁰Coが移行しないと言う事実から、野外試験場の土壤試料に対する⁶⁰Coの吸着現象は非可逆的な反応の関与の可能性が示唆された。一方、⁸⁵Srの濃度ピークの位置は、下流側に7cmほど移行しており、ピークの位置を中心線に分布形状はほぼ対称であった。対称形のピークの移行現象が発生していることから、野外試験場の土壤試料に対する⁸⁵Srの吸着現象はイオン交換的な可逆反応に基づいているものと考えられる。¹³⁷Csは⁶⁰Coとほとんど同じ分布傾向が得られた。

3. サイト特性調査

3.1 水文調査

広域の放射性核種移行を評価するためのデータとして、野外試験場における地下水の流向流速は重要な因子である。移行評価のデータとしての地下水の流向流速を求める手法を確立する目的で、広域水文地質学的調査、周辺地域一帯の井戸の水位観測を行うとともに、帶水層の地下水流動について、電導度法を用いた単一孔流向流速計による測定を行った。

1)広域水文地質学的調査

野外試験場周辺の広域水文地質学的調査は、他の機関、大学等より報告された地質調査報告書等の文献調査を行うとともに、野外試験場内に掘削した観測井より採取した土壤試料の分析により行った。野外試験場内に深度270mの観測井を掘削し、採取した土壤試料の分析を行い、土質の深度分布結果を求めた。地質調査報告書等より求めた地域的な地質構造³⁾とあわせて検討した野外試験場における地質の概略をFig. 5に示す。地表から深度30mまで黄土が堆積した下に5~10mの厚さの粘土層があり、粘土層から深度50mまでの間に複数の帶水層が存在することが確認された。50m以深では、基底岩盤層がある深度270mまでに少なくとも5層の比較的厚い帶水層が存在していることが確認された。

野外試験場における地下水位は深度約28mの位置にあり、地質図等より求めた地域的な地質構造とあわせて検討した結果不圧地下水であり、宙水である可能性もあることが推察された。厚い粘土層以下の帶水層は被圧地下水であるものの、深度270mの観測井の掘削時における地下水位の変化状況から、被圧地下水の水位は不圧地下水とほぼ同じであると考えられる。

2)野外試験場周辺の地下水位調査

水文地質の調査により、現場の地下水は数層の被圧帶水層及び宙水に成りうる不圧帶水層中に存在

散水器を用いてカラム上部から地下水を毎日30又は60分間流下する操作を1991年3月31日から1992年3月7日までの341日間実施した。

地下水の流下操作終了後、円柱状土壤試料中における核種の分布を測定するため、カラム断面に対して垂直にコアサンプリングを行った。コアサンプルをカラムの高さ方向に分割し、それらの放射能を測定した。

円柱状試料中における⁶⁰Co、⁸⁵Sr及び¹³⁷Csの濃度分布をFig. 4に示す。⁶⁰Coの濃度ピークの位置は汚染層の位置付近に留まつたままであり、拡散によるものと考えられる極低濃度のテーリングが汚染層の上下両方向に見られた。ほとんど全ての⁶⁰Coが移行しないと言う事実から、野外試験場の土壤試料に対する⁶⁰Coの吸着現象は非可逆的な反応の関与の可能性が示唆された。一方、⁸⁵Srの濃度ピークの位置は、下流側に7cmほど移行しており、ピークの位置を中心線に分布形状はほぼ対称であった。対称形のピークの移行現象が発生していることから、野外試験場の土壤試料に対する⁸⁵Srの吸着現象はイオン交換的な可逆反応に基づいているものと考えられる。¹³⁷Csは⁶⁰Coとほとんど同じ分布傾向が得られた。

3. サイト特性調査

3.1 水文調査

広域の放射性核種移行を評価するためのデータとして、野外試験場における地下水の流向流速は重要な因子である。移行評価のデータとしての地下水の流向流速を求める手法を確立する目的で、広域水文地質学的調査、周辺地域一帯の井戸の水位観測を行うとともに、帶水層の地下水流動について、電導度法を用いた単一孔流向流速計による測定を行った。

1)広域水文地質学的調査

野外試験場周辺の広域水文地質学的調査は、他の機関、大学等より報告された地質調査報告書等の文献調査を行うとともに、野外試験場内に掘削した観測井より採取した土壤試料の分析により行った。野外試験場内に深度270mの観測井を掘削し、採取した土壤試料の分析を行い、土質の深度分布結果を求めた。地質調査報告書等より求めた地域的な地質構造³⁾とあわせて検討した野外試験場における地質の概略をFig. 5に示す。地表から深度30mまで黄土が堆積した下に5~10mの厚さの粘土層があり、粘土層から深度50mまでの間に複数の帶水層が存在することが確認された。50m以深では、基底岩盤層がある深度270mまでに少なくとも5層の比較的厚い帶水層が存在していることが確認された。

野外試験場における地下水位は深度約28mの位置にあり、地質図等より求めた地域的な地質構造とあわせて検討した結果不圧地下水であり、宙水である可能性もあることが推察された。厚い粘土層以下の帶水層は被圧地下水であるものの、深度270mの観測井の掘削時における地下水位の変化状況から、被圧地下水の水位は不圧地下水とほぼ同じであると考えられる。

2)野外試験場周辺の地下水位調査

水文地質の調査により、現場の地下水は数層の被圧帶水層及び宙水に成りうる不圧帶水層中に存在

することが明らかになった。このような水文地質の場合、地下水位は各帶水層で異なる場合があるため、地下水位を観測するための井戸は地下水がどの深度の帶水層から取水されたものか明らかにできる構造でなければならない。しかしながら、野外試験場周辺で観測に用いることのできた井戸は、農業用水の取水用に掘削されたものであるため、観測された地下水位がどの帶水層のものであるかを明確にすることはできなかった。

乾季が終了した1988年5月と雨季が終了した1988年11月に行った地下水位観測結果を、等地下水位線図（地下水表面図）にまとめたものをFig. 6及びFig. 7にそれぞれ示す。等水位線のパターンは2つの時期で野外試験場周辺に関してはほとんど変化がなかったが、全体的に水位が上昇していた。水位の勾配及びその方位はそれぞれ0.047と南東方向であった。揚水試験から得た野外試験場における帶水層の総合的な透水係数 ($1.4 \times 10^{-3} \text{ cm/sec}$)⁴⁾から、野外試験場における地下水の流速は $6.6 \times 10^{-5} \text{ cm/sec}$ と推定できた。

3) 流向流速計による測定

従来複数の観測井が必要とされた地下水の流向流速測定を、単一の観測井で繰り返し測定できる電気伝導度法で行った。この方法は、測定器の電極部内の蒸留水放出口を兼ねた中心電極より蒸留水を静かに放出し、円周上に12本配置した電極間との電気抵抗変化を測定することで、低伝導度の蒸留水の移動速度と方向を求めるものである。電極部内には多孔質媒体である帶水層の流動状態を模擬するためガラスビーズが充填され、微流速時の安定性を向上させている。ストレーナを設置した測定孔内に電極部を降ろし、測定対象の帶水層と同深度で電極部の上下をエアパッカで遮水することにより、目的とする深度で流向流速を測定することができる^{5),6)}。測定器の概略をFig. 8にそれぞれ示す。

野外試験場から移行した放射性核種の帶水層における重要な移行経路として、上記した不圧帶水層（第一帶水層）及び被圧帶水層の最も浅い層（第二帶水層）の2層を対象として地下水の流向流速測定を行った。第一帶水層に対しては深度30.55m、第二帶水層に対しては深度47.20mの深度に測定器の電極部を設置して測定を行った。

乾季が明けた6月に行った測定では、第一帶水層の地下水は流速 $1.6 \times 10^{-5} \text{ cm/s}$ 、流向N60°E、第二帶水層の地下水は流速 $2.2 \times 10^{-5} \text{ cm/s}$ 、流向N60°Eであった。一方、雨季明けの11月に行った第二帶水層の地下水に対する測定では、流速 $1.1 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$ 、流向N30°Eであった。6月の測定結果と比較して流向がほとんど同じであるのに対し、流速は5倍大きな値が測定されており、雨季の降水が浸透し地下水の動水勾配を増加させたためと考えられる。

地下水表面図から推定した流速は流向流速計で測定した流速よりも季節変動が少なく、流向は両者でかなり異なっていた。広域の水文地質調査の結果等から、地下水表面図から求めた流向が広域の地下水の流向を表しているのに対し、流向流速計で求めた流向は局所的な地質及び地形の影響を受け易い浅い地下水の性質を反映したものとすると推察できる。

3.2 気象調査

野外試験のうち、自然条件で行う試験では、地表面から浸透した水が埋設した放射性トレーサを移行させる媒体となる。このため、浸透水の挙動を求めるため降水量及び蒸発量の観測を行った。

野外試験場においては、地表面に供給される水のほとんど全ては降水により供給され、表面流出の

発生は確認されていない。また、野外試験場の気候は、雨季と乾季とに分けられるため、雨季に関しては詳細なデータを得るために1時間毎、乾期に関しては12時間毎に降水量の観測を行った。観測結果を日降水量に変換してまとめたものをFig.9に示す。雨季と乾季の降水量がかなり違うことが確認された。

野外試験場における地表面からの蒸発量は熱収支・渦相関法によって測定した。この方法は、地表面における熱の収支項目（Fig.10中のR:正味放射量、G:地中熱流量、QH:顕熱流量、QE:潜熱流量）のうち、水蒸気により運ばれる熱量である潜熱流量以外の項目を測定器で測ることにより蒸発量を求める方法で、特に、顕熱流量を超音波風速温度計による渦相関法で測定することから、熱収支・渦相関法と呼ばれる測定法である⁷⁾。これら3項目は、10分間隔で測定され、パソコンのフロッピーディスクにデータが自動的に集録される。約1ヵ月分のデータが集録されたディスクは、データ解析プログラムにより気象項目が計算され、それらのデータを使用して蒸発量等を求める。解析により求めた蒸発量を日蒸発量に変換してまとめたものをFig.11に示す。降水量の季節変化に同調し蒸発量も雨季と乾季でかなり異なることが確認された。これらのデータを使用して水流速の土壤中鉛直分布の経時変化の解析を行った。

4. 核種移行野外試験

核種移行野外試験場の全景をPhoto.1に示す。核種移行試験は、野外試験場に掘削した200cm×200cmの面積からなるピットA、B、C、D、E及びFの6つのピット内で実施した（Fig.12参照）。ピットA、B及びCは自然降雨条件下での試験に、D、E及びFは人工降雨条件下での試験に用いた。各ピットにおける放射性核種及び測定機器の設定状態をFig.13に示す。³H (700MBq)、⁶⁰Co (ピットAとB: 20MBq、DとE: 2~9MBq)、¹³⁴Cs (ピットAとB: 60MBq、DとE: 80MBq) 及び⁸⁵Sr (ピットAとB: 50MBq、DとE: 40MBq) をトレーサとして保持させた黄土（トレーサ土壤）をピットAとDでは深度30cm、BとEでは1mの位置に150cm×150cmの薄いシート状（約1cmの厚さ）にそれぞれ埋設した。3ヵ月毎に土壤コア試料を採取し、土壤水中の³H及び土壤に吸着した⁶⁰Co、¹³⁴Cs、⁸⁵Srの濃度分布の変化を測定する方法により約2年間核種移行の観測を実施した⁸⁾。

4.1 人工降雨条件下の試験

人工降雨条件下での試験は、実験室実験で求めた各核種に関する移行パラメータの野外試験への適応性を検討することを主眼として実施した。人工降雨条件下の試験では、CJ-11から採取した地下水を15mm/日の散水条件で743日間、合計11,145mmの浸透水量を各ピット上面に供給することにより、³H、⁶⁰Co、¹³⁴Cs及び⁸⁵Srの移行を促進させた。試験終了時には、トレーサ土壤を埋設した際の不均一性及び水平方向への拡散効果の確認のため、各ピットからピット内3本、ピット外2本の計5本づつ土壤コア試料を採取した。

³Hの濃度分布の経時変化は、ピットD及びEから採取して鉛直方向にスライスした土壤試料中に含まれる土壤水を蒸留法で抽出し、液体シンチレーションカウンタにより測定した⁷⁾。また、ピット内に

発生は確認されていない。また、野外試験場の気候は、雨季と乾季とに分けられるため、雨季に関しては詳細なデータを得るために1時間毎、乾期に関しては12時間毎に降水量の観測を行った。観測結果を日降水量に変換してまとめたものをFig.9に示す。雨季と乾季の降水量がかなり違うことが確認された。

野外試験場における地表面からの蒸発量は熱収支・渦相関法によって測定した。この方法は、地表面における熱の収支項目（Fig.10中のR:正味放射量、G:地中熱流量、QH:顯熱流量、QE:潜熱流量）のうち、水蒸気により運ばれる熱量である潜熱流量以外の項目を測定器で測ることにより蒸発量を求める方法で、特に、顯熱流量を超音波風速温度計による渦相関法で測定することから、熱収支・渦相関法と呼ばれる測定法である⁷⁾。これら3項目は、10分間隔で測定され、パソコンのフロッピーディスクにデータが自動的に集録される。約1ヵ月分のデータが集録されたディスクは、データ解析プログラムにより気象項目が計算され、それらのデータを使用して蒸発量等を求める。解析により求めた蒸発量を日蒸発量に変換してまとめたものをFig.11に示す。降水量の季節変化に同調し蒸発量も雨季と乾季でかなり異なることが確認された。これらのデータを使用して水流速の土壤中鉛直分布の経時変化の解析を行った。

4. 核種移行野外試験

核種移行野外試験場の全景をPhoto.1に示す。核種移行試験は、野外試験場に掘削した200cm×200cmの面積からなるピットA、B、C、D、E及びFの6つのピット内で実施した（Fig.12参照）。ピットA、B及びCは自然降雨条件下での試験に、D、E及びFは人工降雨条件下での試験に用いた。各ピットにおける放射性核種及び測定機器の設定状態をFig.13に示す。³H (700MBq)、⁶⁰Co (ピットAとB: 20MBq、DとE: 2~9MBq)、¹³⁴Cs (ピットAとB: 60MBq、DとE: 80MBq) 及び⁸⁵Sr (ピットAとB: 50MBq、DとE: 40MBq) をトレーサとして保持させた黄土（トレーサ土壤）をピットAとDでは深度30cm、BとEでは1mの位置に150cm×150cmの薄いシート状（約1cmの厚さ）にそれぞれ埋設した。3ヵ月毎に土壤コア試料を採取し、土壤水中の³H及び土壤に吸着した⁶⁰Co、¹³⁴Cs、⁸⁵Srの濃度分布の変化を測定する方法により約2年間核種移行の観測を実施した⁸⁾。

4.1 人工降雨条件下の試験

人工降雨条件下での試験は、実験室実験で求めた各核種に関する移行パラメータの野外試験への適応性を検討することを主眼として実施した。人工降雨条件下の試験では、CJ-11から採取した地下水を15mm/日の散水条件で743日間、合計11,145mmの浸透水量を各ピット上面に供給することにより、³H、⁶⁰Co、¹³⁴Cs及び⁸⁵Srの移行を促進させた。試験終了時には、トレーサ土壤を埋設した際の不均一性及び水平方向への拡散効果の確認のため、各ピットからピット内3本、ピット外2本の計5本づつ土壤コア試料を採取した。

³Hの濃度分布の経時変化は、ピットD及びEから採取して鉛直方向にスライスした土壤試料中に含まれる土壤水を蒸留法で抽出し、液体シンチレーションカウンタにより測定した⁹⁾。また、ピット内に

埋設した土壤水分抽出器（Sucker）により、土壤水分を一定深度から定期的に吸引し、抽出した水の濃度も測定した。これらの測定結果をFig.14及びFig.15にそれぞれ示す。人工降雨により土壤水の浸透速度を促進したため、比較的早い時期に³Hが測定範囲外に移行したことが示されている。濃度分布のピーク位置の移動速度から土壤水の浸透速度を求めた結果、平均浸透速度として3.3cm/dを得た。

⁶⁰Co、¹³⁴Cs及び⁸⁵Srの濃度分布の経時変化は、採取した試料を深度ごとに切断しGe半導体γ線スペクトロメータにより測定した。ピットDにおける測定結果をFig.16～Fig.18の(a)に示す。⁸⁵Srについては、核種濃度分布のピーク位置が試験期間とともに下方に移動し、743日後の試験終了時には初期の埋設位置から約10cm下方に移動したことが観察された。⁶⁰Co及び¹³⁴Csについては拡散による上下方向への低い濃度の拡がりが観測されたが、ほとんどが埋設位置に留まつたままであり、⁶⁰Co及び¹³⁴Csに対する黄土の移行阻止能力が非常に大きいことを示した。この事実は実験室実験で測定された⁶⁰Co及び¹³⁴Csの大きな分配係数値を反映したものである。また、人工降雨条件下におけるこれら核種の野外での移行傾向は、Fig.4に示した実験室実験で実施した大型カラム試験から得られた結果と非常によく一致している。

なお、トレーサ土壤を埋設した際の不均一性に関する情報として、ピット内の各位置から採取した土壤コア試料中の⁶⁰Co及び¹³⁴Csの回収率は初期の埋設量に比較して-30～+70%の間でバラツキがみられたが、これら核種の分布傾向はサンプリング位置によらず同じであった。また、水平方向への拡散効果によるピット外への核種の有意な移行はなかった。

4.2 自然降雨条件下の試験

自然降雨条件下での試験は、自然の降雨量及び蒸発量の測定結果並びに³Hの移行結果から、核種移行解析に適応可能な土壤水の移行挙動を求める手法を検討するとともに、人工降雨条件下の試験で求めた移行パラメータを用いて、自然降雨条件下での核種移行試験結果を解析する手法について検討することを主眼として実施した。試験終了時には、人工降雨条件下の試験と同様に、各ピットからピット内3本、ピット周辺2本の計5本づつ採取し、埋設時の不均一性及び水平方向への拡散効果の確認を行った。

³H水の濃度分布の経時変化は人工降雨条件下の試験と同様に、3カ月ごとに採取した土壤試料中に含まれる土壤水を抽出し、液体シンチレーションカウンタにより測定した。ピットA及びピットBの測定結果をまとめてFig.19に示す。³Hの埋設深度の浅いピットAでは埋設深度の深いピットBよりも濃度分布の鉛直方向の移動が不規則で、濃度ピークの高さも短期間のうちに減少する傾向が観測された。これは、埋設深度の浅いピットAの方が埋設深度の深いピットBよりも、降水及び蒸発の変動（日変化、季節変化等）の影響をより強く受けたためと考えられる。また、埋設深度の浅いピットAでは、蒸発により土壤水が大気中に散逸される程度が大きいため、³Hの減少が大きかったものと考えられる。

人工降雨条件下の試験と同様な手法で得た⁶⁰Co、¹³⁴Cs及び⁸⁵SrのピットAにおける濃度分布の経時変化の測定結果をFig.20～Fig.22の(a)に示す。いずれの核種についても、濃度分布の形状は人工降雨条件下での結果と同じ傾向であった。しかしながら、人工降雨条件に比べ浸透水量が少ないため、濃度分布の拡がりは観測されたものの濃度ピークの明瞭な移行は観察できなかった。また、³Hと比較してこれらの核種は土壤による吸着が大きいため、人工降雨条件で比較的移動量の大きかった⁸⁵Srでも、

埋設土壤深度の違いによる移行状況の差は観測されなかった。

4.3 点源トレーサ移行試験

野外において土壤サンプリング等の攪乱法に依らず、繰り返し土壤中を移行した放射性核種の濃度分布を攪乱せずに測定する手法を開発するため、点源トレーサ移行試験を実施した。放射性核種を添加した黄土を点線源に近い状態でピットC及びピットFの深度1mの位置に埋設し、それぞれ自然降雨条件及び人工降雨量15mm/日の促進条件下において移行試験を行った。埋設したトレーサのごく近くにあらかじめ掘削し塩化ビニール管を挿入しておいた縦坑内に、鉛コリメータ付きNaI(Tl)シンチレーション検出器を懸垂降下させ、核種分布の直接測定を繰り返し行い移行状況を観測した(Fig.23)。試験終了後、両ピットを解体し採取した点源トレーサ周辺土壤の濃度分析測定結果(Fig.24)と直接測定データの解析結果(Fig.25)との比較検討を実施した。土壤水の浸透速度を促進させた人工降雨条件下では、⁸⁵Srの核種濃度分布のピーク位置が初期の埋設位置から10cm程度下方に拡散しながら移動しているのが見出された(Fig.24)。

5. 核種移行評価モデルの検討

2年間にわたる核種移行野外試験の結果並びに実験室実験及びサイト特性調査の結果等から得た情報を総合的に解析し、核種の移行を適切に評価するための解析手法及び移行モデルについて検討した。

人工降雨条件下での試験におけるピット内の水の挙動を解析するため、試験から得た³Hの深度分布の経時変化に対して一般的に用いられている移流拡散方程式⁹⁾

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - V \frac{\partial C}{\partial t} \quad (2)$$

を適応させることによって、核種の移行媒体となる土壤浸透水の流動状況に関するパラメータを求めた。その結果、土壤水の分散長として野外における試験結果としては比較的小さい0.7cmが求められた。この値と³H濃度分布のピーク位置の移動速度から求めた土壤水の浸透速度(3.3cm/d)とを用いて、人工降雨条件下での⁶⁰Co、¹³⁴Cs及び⁸⁵Srの移行挙動を解析した。水と土壤の間で生じる核種の土壤との相互作用として、従来から用いられている核種と土壤の瞬時平衡を仮定した分配係数Kdを用いる局所吸着平衡モデル

$$Q = K_d \cdot C \quad (3)$$

と、吸着及び脱離速度(k_1 及び k_2)を考慮した1次の速度論的吸着反応モデル

$$\frac{\partial Q}{\partial t} = k_1 \cdot C - k_2 \cdot Q \quad (4)$$

とを導入し、解析結果を検討した。

ピットD中における⁶⁰Co、¹³⁴Cs及び⁸⁵Srの分布を局所吸着平衡モデルに基づき、以下の初期条件及び境界条件の下で算出した結果をFig.16～Fig.18の(b)に示す。

埋設土壤深度の違いによる移行状況の差は観測されなかった。

4.3 点源トレーサ移行試験

野外において土壤サンプリング等の攪乱法に依らず、繰り返し土壤中を移行した放射性核種の濃度分布を攪乱せずに測定する手法を開発するため、点源トレーサ移行試験を実施した。放射性核種を添加した黄土を点線源に近い状態でピットC及びピットFの深度1mの位置に埋設し、それぞれ自然降雨条件及び人工降雨量15mm/日の促進条件下において移行試験を行った。埋設したトレーサのごく近くにあらかじめ掘削し塩化ビニール管を挿入しておいた縦坑内に、鉛コリメータ付きNaI(Tl)シンチレーション検出器を懸垂下降させ、核種分布の直接測定を繰り返し行い移行状況を観測した(Fig.23)。試験終了後、両ピットを解体し採取した点源トレーサ周辺土壤の濃度分析測定結果(Fig.24)と直接測定データの解析結果(Fig.25)との比較検討を実施した。土壤水の浸透速度を促進させた人工降雨条件下では、⁸⁵Srの核種濃度分布のピーク位置が初期の埋設位置から10cm程度下方に拡散しながら移動しているのが見出された(Fig.24)。

5. 核種移行評価モデルの検討

2年間にわたる核種移行野外試験の結果並びに実験室実験及びサイト特性調査の結果等から得た情報を総合的に解析し、核種の移行を適切に評価するための解析手法及び移行モデルについて検討した。

人工降雨条件下での試験におけるピット内の水の挙動を解析するため、試験から得た³Hの深度分布の経時変化に対して一般的に用いられている移流拡散方程式⁹⁾

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - V \frac{\partial C}{\partial t} \quad (2)$$

を適応させることによって、核種の移行媒体となる土壤浸透水の流動状況に関するパラメータを求めた。その結果、土壤水の分散長として野外における試験結果としては比較的小さい0.7cmが求められた。この値と³H濃度分布のピーク位置の移動速度から求めた土壤水の浸透速度(3.3cm/d)とを用いて、人工降雨条件下での⁶⁰Co、¹³⁴Cs及び⁸⁵Srの移行挙動を解析した。水と土壤の間で生じる核種の土壤との相互作用として、従来から用いられている核種と土壤の瞬時平衡を仮定した分配係数Kdを用いる局所吸着平衡モデル

$$Q = K_d \cdot C \quad (3)$$

と、吸着及び脱離速度(k_1 及び k_2)を考慮した1次の速度論的吸着反応モデル

$$\frac{\partial Q}{\partial t} = k_1 \cdot C - k_2 \cdot Q \quad (4)$$

とを導入し、解析結果を検討した。

ピットD中における⁶⁰Co、¹³⁴Cs及び⁸⁵Srの分布を局所吸着平衡モデルに基づき、以下の初期条件及び境界条件の下で算出した結果をFig.16～Fig.18の(b)に示す。

$$\begin{aligned}
 Q(z_a \leq z \leq z_b) + \frac{\theta}{(1-f)\rho} C(z_a \leq z \leq z_b) &= Q_0 & (t=0) \\
 Q(z < z_a) = Q(z_b < z) = C(z < z_a) = C(z_b < z) &= 0 & (t=0) \\
 Q(z < 0) = C(z < 0) &= 0 & (t>0) \\
 D \frac{\partial C}{\partial z} \Big|_{z=0} &= 0 & (t>0)
 \end{aligned}$$

ここで、 Q_0 は埋設時のトレーサ土壤中の核種濃度、 z_a 及び z_b はトレーサ土壤の上面及び下面をそれぞれ表す。

^{85}Sr については局所吸着平衡モデルで土壤中の移行を十分説明可能な濃度分布が得られるKd値を求めることができたが、 ^{60}Co や ^{134}Cs のようにテーリングを伴う非対称な分布については、Kd値を大幅に変化させても局所吸着平衡モデルでは低濃度部分の移行現象を再現できなかった。このため、速度論的吸着モデルに基づき ^{60}Co 及び ^{134}Cs の分布を算出した結果を野外試験の実測値の図（前掲のFig.16及びFig.17の(a))と並べてFig.26及びFig.27にそれぞれ示す。このモデルを導入することにより、 ^{60}Co や ^{134}Cs のようにテーリングを伴う移行現象を概ね説明でき、 ^{60}Co や ^{134}Cs の移行解析における速度論的吸着モデルの優位性が確認された。

以上の解析に用いた移行パラメータ、すなわち分配係数及び吸着・脱離速度係数の値は以下のとおりである。

^{60}Co	$k_1 = 0.15$	(ml/g)/day	$k_2 = 0.00003$	1/day
^{134}Cs	$k_1 = 0.15$	(ml/g)/day	$k_2 = 0.00003$	1/day
^{85}Sr	$Kd = 40$	ml/g		

^{85}Sr の分配係数40ml/g、並びに ^{60}Co 及び ^{134}Cs の分配係数に相当する k_1 と k_2 の比5,000ml/gは、Table 9に与えたバッチ実験で測定された分配係数値とオーダーで一致した。

自然降雨条件下での試験における浸透水の流動状況は、人工降雨条件下と比較して浸透水の速度及び方向が不規則である。このような流動状況における核種の移行を解析するため、水のトレーサとして試験を行った ^3H の移行について、気象観測による降水量測定及び渦相関熱収支法に基づく蒸発散測定結果を用い、土壤水の浸透速度が土壤深度に応じて減少する効果を考慮した以下のモデルにより検討を行った。

土壤水の浸透フラックスの鉛直分布($I(z,t)$)は、土壤水分分布が定常であることを仮定することにより以下の式で表現される。

$$I(z,t) = R(t) \cdot R_R(z) - E(t) \cdot R_E(z) \cdot R_W(z) \quad (5)$$

ここで、 $R(t)$ と $E(t)$ は地表面における降水量と蒸発量の観測値であり、 $R_R(z)$ と $R_E(z)$ は深度 z における降水及び蒸発フラックスと地表面におけるそれぞれの値との比率を表している。 $R_W(z)$ は蒸発フラックスの内、液状水の状態で移動している割合を表している。降水及び蒸発フラックスは地表面における値が最も大きく、深度が深くなるにつれて土壤中の各フラックスはそれぞれ減少するものと考えられる。また、観測結果から1年間の浸透水量は年降水量の5%であり、各深度における降水フラックスの年合計値と蒸発フラックスの年合計値の差は地表面における浸透フラックスの年合計値と等しいことが満足される必要がある。これらのことから、各フラックスの土壤深度による減少が1次式で表せるものと仮定し、観測結果を満足できる以下の式で各フラックスを表した。

$$\begin{aligned} R_R(z) &= 1 - \frac{0.95}{D_p} z && (0 \leq z < D_p) \\ &= 0.05 && (D_p \leq z) \end{aligned} \quad (6)$$

$$\begin{aligned} R_E(z) &= 1 - \frac{1.00}{D_p} z && (0 \leq z < D_p) \\ &= 0.00 && (D_p \leq z) \end{aligned} \quad (7)$$

ここで、 D_p は蒸発フラックスが無視できると考えられる土壌深度を表しており、試験場の土壌及び気候条件等を考慮して1.5mを与えた。この深度より下では水の流れは定的に下向きになる。この式により、地表面に与えられる降水と蒸発の変動の影響を残しながら量的保存を満足する土壌内の浸透フラックスを計算することができる。 ${}^3\text{H}$ の移行を計算するについては他の核種と異なり、蒸発による土壌水分の減少に伴い、蒸気として土壌より大気中へ ${}^3\text{H}$ が失われることを考慮する必要がある。しかしながら、(2)式は土壌中の水分率が一定の条件で計算を行うモデルのため、蒸発による土壌水分の減少による ${}^3\text{H}$ 核種量の減少を表現することができない。このため、モデルでは ${}^3\text{H}$ の濃度が蒸発フラックス強度に比例して減少する以下の式で表現できるものとした。

$$C(t+dt) = C(t) \cdot \exp(-\alpha \cdot E(t) \cdot R_E(z) \cdot (1 - R_W(z)) \cdot dt) \quad (8)$$

ここで α は減少の程度を表す係数である。

以上のモデルにより ${}^3\text{H}$ の移行解析を行い、 ${}^3\text{H}$ の移行を適切に表現できる値として、 $R_W(z) = 0.9$ 、 $\alpha = 0.03$ を得た。これらの値を用い、ピットA及びピットBの ${}^3\text{H}$ の移行を解析して求めた分布をFig.28に示す。

上記のようにして得た自然条件下におけるピット内の土壌水の流動状況と人工降雨条件下の試験から得た各核種に対応した吸着パラメータを用いて、 ${}^{85}\text{Sr}$ については局所吸着平衡モデル、 ${}^{60}\text{Co}$ 及び ${}^{134}\text{Cs}$ については速度論的吸着モデルを適応した解析を行った。ピットA内における ${}^{60}\text{Co}$ 、 ${}^{134}\text{Cs}$ 及び ${}^{85}\text{Sr}$ の分布を計算した結果をFig.20～Fig.22の(b)に示す。Fig.20(a)の470及び515日、Fig.21(a)の294、470及び515日において深度45cm以深で観測された合計5つの測定点以外については、深さ方向の移行の傾向を概ね説明することができ、人工降雨条件から得られたパラメータと ${}^3\text{H}$ の移行解析に適応したモデルとを組み合わせることにより、浸透水の挙動が複雑な自然条件下の核種移行を解析できることが明らかになった。なお、移行の傾向から外れたこれらの5点が観測された原因として、植物の根等のマクロな間隙による核種の移行などが考えられる。また、地表方向への移行が解析において実測値よりも濃度が高く計算された理由は、解析モデルでは核種の移行を伴わない水蒸気による水の上向きの流れを完全には再現できないためである。これらは今後の課題となるものと考えられる。

以上の試験結果の解析から得られた移行パラメータを用い、 ${}^{60}\text{Co}$ の移行現象について速度論的吸着反応モデル及び局所吸着平衡モデルの両方による長期予測計算を実施した(Fig.29)。局所吸着平衡モデルのKd値は、速度論的吸着反応モデルに使用した k_1 と k_2 の比を使用した。両モデルで予測した ${}^{60}\text{Co}$ の分布結果を比較すると、土壌深部へテーリングした低濃度部分について顕著な差異が認められ、 ${}^{60}\text{Co}$ 等の長期移行評価における速度論的移行モデルの適用の重要性が示唆された。

6. ま と め

日中協力研究として放射性同位元素を使用した野外での核種移行試験を自然降雨条件及び人工降雨条件の下で2年間にわたり実施した。

- 1) 水の流動状況が定常であると考えられる人工降雨条件下における ^{60}Co 、 ^{85}Sr 及び ^{134}Cs の移行挙動は、実験室内大型カラム試験において得られた移行傾向と一致した。
- 2) 2年にわたる野外試験を通して、人工降雨条件下では ^{85}Sr が10cm程度深部に移行したが、 ^{60}Co 及び ^{134}Cs は移行が観察されなかった。また、自然降雨条件下ではいずれの核種についても移行現象は見られず、試験場土壤層はこれら核種に対して大きな移行阻止能力を有することが分かった。これらの結果は、 ^{60}Co で5,400、 ^{85}Sr で80、 ^{134}Cs で7,500ml/gという分配係数から予測される移行挙動をよく反映したものであった。
- 3) ^{85}Sr の移行は、土壤との相互作用として従来から適応されている分配係数を用いる局所吸着平衡モデルを定義することによって、移行現象を十分解析評価できることが分かった。一方、 ^{60}Co や ^{134}Cs の移行は、局所吸着平衡モデルでは移行現象を十分に評価できず、速度論的吸着モデルの適用の優位性が示唆された。
- 4) サイト特性調査による降水量及び蒸発量の測定結果を用いて土壤水の挙動解析を行った結果、土壤水の浸透速度が土壤深度に応じて減少する効果を考慮したモデルを導入することにより自然降雨条件下の ^3H の移行を説明できた。
- 5) 自然条件下における ^{60}Co 、 ^{85}Sr 及び ^{134}Cs の移行現象は、人工降雨条件下の試験結果の解析から得た吸着モデル及び移行パラメータを用いることにより評価できた。

本協力研究を通して、野外核種移行試験、実験室実験、サイト特性調査等の結果を総合的に解析することにより得られた吸着・移行モデルや移行パラメータを組み合わせることにより、放射性核種の黄土における移行評価手法を確立できることができた。

謝 辞

本協力研究を実施するにあたり多大なご尽力を頂きました（財）日本分析センターの平野見明氏、（財）エネルギー総合工学研究所の和達嘉樹氏、（株）日本放射線エンジニアリングの岸田昌美氏、並びに原研東海研究所の市川達生副所長に深く感謝の意を表します。また、本報をまとめるにあたり貴重なご助言を頂きました環境安全研究部の妹尾宗明天然バリア研究室長、並びに坂本義昭研究員に感謝いたします。

6. ま と め

日中協力研究として放射性同位元素を使用した野外での核種移行試験を自然降雨条件及び人工降雨条件の下で2年間にわたり実施した。

- 1) 水の流動状況が定常であると考えられる人工降雨条件下における ^{60}Co 、 ^{85}Sr 及び ^{134}Cs の移行挙動は、実験室内大型カラム試験において得られた移行傾向と一致した。
- 2) 2年にわたる野外試験を通して、人工降雨条件下では ^{85}Sr が10cm程度深部に移行したが、 ^{60}Co 及び ^{134}Cs は移行が観察されなかった。また、自然降雨条件下ではいずれの核種についても移行現象は見られず、試験場土壤層はこれら核種に対して大きな移行阻止能力を有することが分かった。これらの結果は、 ^{60}Co で5,400、 ^{85}Sr で80、 ^{134}Cs で7,500ml/gという分配係数から予測される移行挙動をよく反映したものであった。
- 3) ^{85}Sr の移行は、土壤との相互作用として従来から適応されている分配係数を用いる局所吸着平衡モデルを定義することによって、移行現象を十分解析評価できることが分かった。一方、 ^{60}Co や ^{134}Cs の移行は、局所吸着平衡モデルでは移行現象を十分に評価できず、速度論的吸着モデルの適用の優位性が示唆された。
- 4) サイト特性調査による降水量及び蒸発量の測定結果を用いて土壤水の挙動解析を行った結果、土壤水の浸透速度が土壤深度に応じて減少する効果を考慮したモデルを導入することにより自然降雨条件下の ^3H の移行を説明できた。
- 5) 自然条件下における ^{60}Co 、 ^{85}Sr 及び ^{134}Cs の移行現象は、人工降雨条件下の試験結果の解析から得た吸着モデル及び移行パラメータを用いることにより評価できた。

本協力研究を通して、野外核種移行試験、実験室実験、サイト特性調査等の結果を総合的に解析することにより得られた吸着・移行モデルや移行パラメータを組み合わせることにより、放射性核種の黄土における移行評価手法を確立できることが実証できた。

謝 辞

本協力研究を実施するにあたり多大なご尽力を頂きました（財）日本分析センターの平野見明氏、（財）エネルギー総合工学研究所の和達嘉樹氏、（株）日本放射線エンジニアリングの岸田昌美氏、並びに原研東海研究所の市川達生副所長に深く感謝の意を表します。また、本報をまとめるにあたり貴重なご助言を頂きました環境安全研究部の妹尾宗明天然バリア研究室長、並びに坂本義昭研究員に感謝いたします。

参考文献

- 1) J.F.RELYEA, R.J.SERNE and D.RAI; *PNL-3349*, (1980).
- 2) T.TANAKA, et al.: *J. At. Energy Soc. Japan*, **33**, 373 (1991).
- 3) 周子榮 他: "榆次庫址区地質与水文地質条件"、中国輻射防護研究院、(1990).
- 4) Du Zhongde: "Single Well Pumping Test Report on CJ-11 Well in Yuci Site", CIRP, (1988).
- 5) 平田洋一 他: 原位置透水試験法および地下水調査に関するシンポジウム論文集、p.115-122、土質工学会、(1985).
- 6) 建設技術評価書、建技評第83401号、建設省、(1984).
- 7) W.C.SWINBANK: *J. Meteorol.*, **8**, 135 (1951).
- 8) T.TANAKA, et al.: *JAERI-M 93-235* (1993).
- 9) Y.INOUE and W.J.KAUFMAN: *Health Phys.*, **9**, 705 (1963).

Table 1 Mineral composition of soil samples (%).

Sample number	quartz	Feldspar		Carbo-natite (calcite)		Clay mineral		Biotite	Horn-blende	Ferruginous oxides	Titanium	Epidote-zoisite etc.	Heavy mineral
		alkali-feldspar	plagio-clase	chlorite	other clay								
A-2-0.5	30	15-20	25	6-7	5	5	-2	1-2	2	≥1	<1	little	
A-2-1.0	25	15-20	20-25	10	5-10	10	-2	-1	1-2	<1	<1	little	
A-2-1.5	-30	15-20	20	10	5	10	2	2	2	<1	<1	little	
A-2-2.0	20-25	15-20	20	10	5-10	10	2	1	2	1	<1	little	
A-4-0.5	30	15	25	5	10-15	1-2	1	-2	1	<1	<1	little	
A-4-1.0	25	15	25	10	5	15	2	1	1-2	<1	1	little	
A-4-1.5	25-30	15	25	7-8	5	10	2	2	2	<1	<1	little	
A-4-2.0	25-30	15	25	7-8	5	10-15	2	1	2	<1	<1	little	
A-8-0.5	30	15	25	5	5-10	10	1-2	1-2	2	<1	<1	little	
A-8-1.0	30	15-20	20-25	7-8	5-10	-10	1-2	2	1-2	<1	<1	little	
A-8-1.5	25-30	15	25-30	6-7	5	10-15	1	1-2	2	≥1	little	little	
A-8-2.0	25	-15	25	7-8	5	15-20	1-2	1-2	2	<1	little	little	
B-1-2.4	30	15-20	20-25	6	>5	7-8	3	2	2	2-3	<1	1	1
B-1-3.6	30	15-20	20-25	7	5	7-8	2	2	2	2	<1	1	1
B-1-4.8	25-30	15-20	20-25	10	>5	7-8	2-3	1-2	2-3	<1	1	1	
B-1-6.0	30	15-20	20-25	6-7	10	5	3	1-2	1-2	<1	1	1	
B-1-7.2	30	20	25	5	>5	5	2-3	2	1-2	<1	1-2	<1	
B-1-8.4	25	15-20	15	12-13	10	10-15	<2	1	2-3	<1	1	<1	
B-1-9.1	25-30	10-15	15	-10	5-10	15-20	3-4	1	2-3	<1	1-2	<1	

Table 2 Chemical composition of soil samples.

Sample number	Results (%)								MnO	P_2O_5
	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	FeO	TiO ₂	CaO	MgO	K ₂ O		
A-1-0.5	66.04	11.41	3.61	1.02	0.70	7.52	1.71	2.26	1.70	0.071
A-1-1.0	59.06	11.02	3.02	1.36	0.65	9.09	1.64	2.20	1.65	0.068
A-1-1.5	59.24	11.18	3.07	1.01	0.65	8.89	1.92	2.24	1.65	0.071
A-1-2.0	60.25	11.25	3.31	1.02	0.65	7.91	2.06	2.26	1.73	0.074
A-2-0.5	61.25	11.28	3.23	0.98	0.64	7.23	1.92	2.20	1.73	0.068
A-2-1.0	58.90	10.99	2.99	1.04	0.65	8.89	1.64	2.17	1.73	0.068
A-2-1.5	60.64	11.15	3.31	0.86	0.70	7.96	2.03	2.20	1.75	0.068
A-2-2.0	59.48	11.47	3.40	0.98	0.70	8.21	1.71	2.26	1.80	0.068
A-3-0.5	58.24	10.91	3.15	0.92	0.68	9.57	1.78	2.11	1.70	0.065
A-3-1.0	59.44	11.01	3.11	0.89	0.63	8.55	1.89	2.17	1.80	0.071
A-3-1.5	60.08	11.27	3.14	0.98	0.65	8.11	1.99	2.05	1.93	0.071
A-3-2.0	59.56	11.05	3.48	0.98	0.65	7.52	1.52	2.15	2.00	0.077
A-4-0.5	62.82	11.33	3.14	0.98	0.68	6.25	1.78	2.12	2.00	0.071
A-4-1.0	58.92	11.00	3.07	0.97	0.64	8.89	1.85	2.00	1.88	0.068
A-4-1.5	59.32	11.27	3.15	1.01	0.63	8.30	1.92	2.05	1.93	0.074
A-4-2.0	59.54	11.35	3.37	1.01	0.68	7.52	1.99	2.18	1.80	0.078
A-5-0.5	62.10	11.27	3.09	1.03	0.63	6.55	1.71	2.05	1.85	0.068
A-5-1.0	58.30	11.11	3.11	0.97	0.62	9.18	1.78	1.87	1.75	0.074
A-5-1.5	59.62	11.25	3.10	0.98	0.68	8.01	1.92	1.93	1.88	0.077
A-5-2.0	58.84	11.50	3.24	1.01	0.65	8.50	1.82	1.96	1.85	0.080
A-6-0.5	63.34	11.22	3.18	0.87	0.70	6.35	1.92	2.14	1.85	0.068
A-6-1.0	62.48	11.21	3.05	1.03	0.65	7.03	1.96	2.25	1.88	0.068
A-6-1.5	65.92	11.19	3.27	0.83	0.68	6.99	1.74	2.10	2.00	0.077
A-6-2.0	58.78	11.91	3.28	0.89	0.62	7.23	1.71	2.14	1.88	0.074
B-1-2.4	60.86	11.91	3.12	1.15	0.71	7.25	2.24	2.24	1.86	0.070
B-1-3.6	59.40	11.74	3.22	0.97	0.69	8.01	2.13	2.18	1.78	0.070
B-1-4.8	57.74	11.53	3.13	0.94	0.68	9.39	2.20	2.20	1.64	0.060
B-1-6.0	60.66	11.31	2.96	0.93	0.67	7.58	2.39	2.18	1.67	0.070
B-1-7.2	63.34	11.80	2.76	1.16	0.68	6.18	2.24	2.18	2.04	0.070
B-1-8.4	55.60	11.10	3.09	0.88	0.66	10.85	2.02	1.98	1.64	0.050
B-1-9.1	56.72	11.44	3.29	0.87	0.68	8.70	2.10	2.08	1.90	0.060

Table 3 Results of spectrometric analysis of soil samples (%).

Samples number	Cu	V	Zr	Co	Sr	Cr	Ni	Mn	Ga	Ti	R	Re	Ba	Y	Yb	Pb
A-1-0.5	0.002	0.008	0.02	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.06	0.002	0.0002	0.0002	0.0002
A-1-1.0	0.002	0.008	0.02	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-1-1.5	0.002	0.008	0.03	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-1-2.0	0.002	0.008	0.02	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-2-0.5	0.002	0.008	0.04	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-2-1.0	0.002	0.008	0.03	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-2-1.5	0.002	0.008	0.04	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-2-2.0	0.002	0.008	0.02	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-3-0.5	0.002	0.008	0.04	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-3-1.0	0.002	0.008	0.04	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-3-1.5	0.002	0.008	0.03	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-3-2.0	0.002	0.008	0.03	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-4-0.5	0.002	0.008	0.04	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-4-1.0	0.002	0.008	0.04	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-4-1.5	0.002	0.008	0.04	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-4-2.0	0.002	0.008	0.04	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-5-0.5	0.002	0.008	0.03	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-5-1.0	0.002	0.008	0.04	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-5-1.5	0.002	0.008	0.03	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.05	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-5-2.0	0.002	0.008	0.04	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-6-0.5	0.002	0.008	0.02	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.04	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-6-1.0	0.002	0.008	0.04	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.05	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-6-1.5	0.002	0.008	0.04	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.05	0.002	0.0002	0.0002	0.002
A-6-2.0	0.002	0.008	0.03	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.003	0.5	0.0002	0.05	0.002	0.0002	0.0002	0.002
B-1-2.4	0.003	0.008	0.02	0.002	0.03	0.007	0.002	0.07	0.001	0.3	0.003	0.0001	0.04	0.003	0.0003	0.002
B-1-3.6	0.003	0.008	0.01	0.002	0.03	0.007	0.002	0.07	0.001	0.3	0.003	0.0001	0.04	0.003	0.0003	0.002
B-1-4.8	0.003	0.008	0.02	0.002	0.04	0.007	0.002	0.07	0.001	0.3	0.003	0.0001	0.04	0.002	0.0002	0.002
B-1-6.0	0.003	0.008	0.02	0.002	0.04	0.007	0.002	0.07	0.001	0.3	0.003	0.0001	0.04	0.003	0.0003	0.002
B-1-7.2	0.003	0.008	0.02	0.002	0.04	0.007	0.002	0.07	0.001	0.3	0.003	0.0001	0.04	0.002	0.0002	0.002
B-1-8.4	0.003	0.008	0.02	0.002	0.04	0.007	0.002	0.07	0.001	0.3	0.003	0.0001	0.04	0.002	0.0002	0.002
B-1-9.1	0.003	0.008	0.01	0.002	0.03	0.008	0.002	0.08	0.001	0.3	0.003	0.0002	0.04	0.001	0.0002	0.002

Table 4 Results of density, water content, total porosity and effective porosity of soil samples.

Sample number	Natural bulk density (g/cm ³)	Dry bulk density (g/cm ³)	Specific gravity	Natural water content (%)	Air-dried water content (%)	Tri phase			Total porosity (%)	Effective porosity (%)
						Solid phase (%)	Liquid phase (%)	Vapor phase (%)		
A-1-0.5	1.63	1.44	2.64	13.15	2.05	54.50	18.92	26.58	45.45	22.59
A-1-1.0	1.49	1.38	2.68	7.91	2.01	51.39	8.69	39.92	48.51	26.71
A-1-1.5	1.41	1.30	2.64	7.23	2.00	49.88	9.52	40.60	50.94	24.92
A-1-2.0	1.37	1.27	2.69	8.06	2.02	47.23	10.24	42.53	52.60	24.22
A-2-0.5	1.45	1.35	2.72	8.45	1.48	49.09	11.28	39.63	50.73	20.72
A-2-1.0	1.45	1.33	2.73	10.17	1.51	48.21	13.38	38.41	52.01	28.10
A-2-1.5	1.45	1.34	2.74	8.80	1.49	48.71	11.74	39.55	51.45	28.11
A-2-2.0	1.43	1.29	2.74	11.43	1.61	46.61	14.48	38.91	53.11	22.62
A-3-0.5	1.51	1.37	2.66	11.44	2.0	50.91	14.86	34.23	45.86	21.31
A-3-1.0	1.41	1.32	2.68	6.39	2.0	49.28	8.44	42.28	50.18	23.24
A-3-1.5	1.44	1.35	2.69	7.4	2.0	49.95	9.94	40.11	50.18	19.00
A-3-2.0	1.42	1.32	2.69	8.39	2.0	48.63	10.98	40.39	50.92	15.96
A-4-0.5	1.61	1.43	2.64	12.12	1.88	54.26	17.36	28.38	45.45	20.70
A-4-1.0	1.48	1.39	2.69	7.45	2.13	51.27	10.20	38.45	48.78	22.72
A-4-1.5	1.42	1.32	2.69	6.67	1.90	49.47	8.99	41.54	50.27	21.30
A-4-2.0	1.41	1.30	2.69	8.69	2.11	48.33	11.30	40.37	51.39	20.17
A-5-0.5	1.58	1.40	2.66	14.02	2.0	52.16	19.45	28.39	47.64	21.62
A-5-1.0	1.49	1.38	2.68	7.54	2.0	51.78	10.45	38.73	48.72	25.85
A-5-1.5	1.38	1.29	2.67	7.75	2.0	46.86	9.7	38.48	52.14	21.44
A-5-2.0	1.45	1.33	2.70	9.12	2.0	49.15	12.10	30.18	50.46	18.35
A-6-0.5	1.57	1.45	2.61	12.95	1.77	53.36	18.03	28.61	47.74	25.39
A-6-1.0	1.45	1.32	2.67	8.10	1.86	50.38	10.89	38.37	49.81	26.34
A-6-1.5	1.41	1.32	2.67	9.43	2.05	49.15	12.37	38.48	50.46	25.27
A-6-2.0	1.56	1.40	2.67	13.45	2.08	51.37	18.45	30.18	48.31	18.48
B-1-2.4	1.44	1.29	2.73	12.32	1.97	46.99	15.81	37.20	52.57	23.94
B-1-3.6	1.42	1.27	2.71	12.22	2.02	46.82	15.51	37.67	53.81	21.57
B-1-4.8	1.46	1.27	2.64	14.45	2.12	48.39	18.46	33.15	53.62	19.35
B-1-6.0	1.44	1.35	2.69	10.44	1.55	48.37	13.58	38.05	52.53	19.87
B-1-7.2	1.47	1.34	2.69	10.89	1.61	48.78	14.40	37.13	51.55	20.02
B-1-8.4	1.61	1.36	2.64	18.44	2.78	51.55	25.10	23.35	50.99	18.24
B-1-9.1	1.68	1.48	2.69	13.18	2.48	55.18	19.56	25.26	45.22	18.93

Table 5 Results of specific retention, specific yield and permeability coefficient of soil samples.

Sample number	Ratio of saturation	Specific retention	Specific yield	Permeability coefficient ($\times 10^{-4}$ m/s)
A-1-0.5	0.45	0.39	0.06	2.18
A-1-1.0	0.47	0.40	0.07	3.93
A-1-1.5	0.79	0.42	0.07	6.01
A-1-2.0	0.51	0.43	0.08	6.93
A-2-0.5	0.50	0.37	0.13	2.10
A-2-1.0	0.50	0.38	0.12	2.85
A-2-1.5	0.51	0.41	0.10	1.60
A-2-2.0	0.52	0.42	0.10	1.21
A-3-0.5	0.47	0.39	0.08	4.61
A-3-1.0	0.49	0.42	0.08	5.27
A-3-1.5	0.49	0.42	0.07	5.20
A-3-2.0	0.51	0.44	0.08	3.14
A-4-0.5	0.45	0.39	0.06	0.64
A-4-1.0	0.48	0.40	0.08	1.21
A-4-1.5	0.51	0.42	0.09	1.79
A-4-2.0	0.52	0.44	0.07	1.06
A-5-0.5	0.46	0.39	0.07	1.89
A-5-1.0	0.48	0.40	0.08	4.60
A-5-1.5	0.51	0.42	0.09	8.41
A-5-2.0	0.49	0.42	0.07	2.61
A-6-0.5	0.45	0.39	0.06	1.51
A-6-1.0	0.48	0.42	0.06	2.73
A-6-1.5	0.47	0.40	0.07	0.85
A-6-2.0	0.45	0.38	0.07	0.84
B-1-2.4	0.49	0.43	0.06	0.78
B-1-3.6	0.51	0.47	0.04	1.25
B-1-4.8	0.52	0.48	0.04	1.17
B-1-6.0	0.53	0.46	0.07	2.16
B-1-7.2	0.50	0.44	0.06	1.36
B-1-8.4	0.49	0.46	0.03	0.63
B-1-9.1	0.45	0.41	0.04	0.94

Table 6 Results of ion exchange capacity and pH of soil samples.

Sample Number	Ion-exchange capacity (meq/100g)	pH
A-1-0.5	16.09	7.84
A-1-1.0	21.30	7.85
A-1-1.5	14.57	7.85
A-1-2.0	18.26	7.86
A-2-0.5	12.39	
A-2-1.0	13.37	
A-2-1.5	12.01	
A-2-2.0	12.61	
A-3-0.5	13.91	7.84
A-3-1.0	17.17	7.86
A-3-1.5	17.39	7.85
A-3-2.0	11.74	7.87
A-4-0.5	12.84	7.84
A-4-1.0	14.24	7.83
A-4-1.5	13.26	7.85
A-4-2.0	12.50	7.86
A-5-0.5	12.83	7.83
A-5-1.0	11.96	7.85
A-5-1.5	12.17	7.86
A-5-2.0	12.17	7.86
A-6-0.5	12.93	7.83
A-6-1.0	17.61	7.84
A-6-1.5	11.85	7.85
A-6-2.0	15.11	7.82
B-1-2.4	18.91	8.05
B-1-3.6	19.35	8.08
B-1-4.8	12.17	8.12
B-1-6.0	16.96	8.15
B-1-7.2	18.70	8.20
B-1-8.4	22.39	8.14
B-1-9.1	28.26	8.15

Table 7 Results of particle size analysis and typical name.

Sample Number	Depth of Sample Drawing (m)	Percentage (%)				typical name
		2 -0.2 mm	0.2 -0.02 mm	0.02 -0.002 mm	<0.002 mm	
A-1-0.5	0.5	0.83	63.33	18.79	17.05	sandy clay loam
A-1-1.0	1.0	0.44	65.81	17.32	16.43	sandy clay loam
A-1-1.5	1.5	0.05	67.80	16.34	15.81	sandy clay loam
A-1-2.0	2.0	/	66.03	20.53	13.44	sandy loam
A-2-0.5	0.5	0.77	69.49	14.45	15.29	sandy clay loam
A-2-1.0	1.0	0.05	67.46	15.89	16.60	sandy clay loam
A-2-1.5	1.5	/	71.07	14.78	14.15	sandy loam
A-2-2.0	2.0	/	60.13	25.14	14.73	sandy loam
A-3-0.5	0.5	0.10	62.94	15.52	21.44	sandy clay loam
A-3-1.0	1.0	0.04	67.62	14.84	17.50	sandy clay loam
A-3-1.5	1.5	0.01	72.21	10.53	17.25	sandy clay loam
A-3-2.0	2.0	/	65.46	18.23	16.31	sandy clay loam
A-4-0.5	0.5	0.06	68.30	15.68	15.96	sandy clay loam
A-4-1.0	1.0	0.15	68.60	16.70	14.55	sandy loam
A-4-1.5	1.5	0.01	68.41	18.80	12.78	sandy loam
A-4-2.0	2.0	/	63.66	22.76	13.58	sandy loam
A-5-0.5	0.5	1.06	66.98	17.65	14.37	sandy loam
A-5-1.0	1.0	0.30	68.22	20.58	10.90	sandy loam
A-5-1.5	1.5	0.10	68.36	21.24	10.30	sandy loam
A-5-2.0	2.0	0.05	60.93	25.69	13.33	sandy loam
A-6-0.5	0.5	1.21	72.86	8.55	17.38	sandy clay loam
A-6-1.0	1.0	0.49	71.27	21.51	6.73	sandy loam
A-6-1.5	1.5	0.35	70.51	11.08	18.06	sandy clay loam
A-6-2.0	2.0	0.38	56.60	22.35	20.67	sandy clay loam
B-1-2.4	2.4	/	59.40	26.13	14.47	sandy loam
B-1-3.6	3.6	/	57.19	26.85	15.36	sandy clay loam
B-1-4.8	4.8	/	48.95	26.39	24.66	clay loam
B-1-6.0	6.0	/	64.09	20.18	15.73	sandy clay loam
B-1-7.2	7.2	/	69.51	15.48	15.01	sandy clay loam
B-1-8.4	8.4	/	46.68	29.09	24.23	clay loam
B-1-9.1	9.1	/	55.52	20.16	21.32	sandy clay loam

Table 8 Measurement results of groundwater sampled from CJ-11.

Content	Units	Results of determination				
		Jun. 1988	Aug. 1988	Oct. 1988	May 1989	Sep. 1989
pH		8.21	8.07	8.03	8.036	7.96
Eh	mV	310.8	396.8	451.6	330.7	451.5
Conductance	$\mu\text{S}/\text{cm} \times 10^3$	0.46	0.56	0.46	0.51	0.46
K	mg/L	2.1	0.45	0.40	0.32	0.40
Na	mg/L	82.0	121	78.8	71.5	127.5
Ca	mg/L	12.22	29.07	28.96	29.87	29.23
Mg	mg/L	17.23	20.78	21.16	19.74	19.64
CO_3^{2-}	mg/L CaCO_3	0.0	15.6	15.4	22.5	9.55
HCO_3^-	mg/L CaCO_3	238.2	214.0	197.1	204.5	197.4
Alkalinity	mg/L CaCO_3	238.2	229.6	212.4	227.0	222.3
C1	mg/L	57.97	17.20	12.65	15.93	14.19
$\text{NH}_3\text{-N}$	mg/L	5.80	4.24	2.88	1.77	2.88
$\text{NO}_3\text{-N}$	mg/L	4.80	3.72	4.59	5.51	16.71
$\text{NO}_2\text{-N}$	mg/L	0.155	0.032	0.006	0.002	0.006
SiO_2	mg/L SiO_2	3.54	21.75	21.69	12.94	14.5
Co	mg/L $\times 10^{-3}$	5	5	5	5	5
Sr	mg/L	0.46	0.55	5	0.68	0.60
Cs	mg/L $\times 10^{-5}$	5	5	0.67	5	5
COD	mg/L	9.20	5.62	0.37	3.51	8.35
BOD ₅		2.50	1.92	0.93	0.21	0.65
D0	mg/L	2.29	6.9	1.76	4.66	4.24
Hardness	mg/L CaCO_3	101.0	158.3	158.7	155.8	153.8
Acidity	mg/L CaCO_3	0.00	0.54	0.00	0.00	0.00
Bacteria	Bacteria/ml	44000	1300	1100	130	840
Coliform	Coliform ml	1000	120	27	22	3

Table 9 Distribution of Kd in field test site.

Sample Number	Sampling position	Sampling Depth(m)	Kd(ml/g)		
			^{60}Co	^{85}Sr	^{134}Cs
A-1-0.5	A-1	0.5	5.0×10^3	7.7×10	7.6×10^3
A-1-1.0	A-1	1.0	5.3×10^3	8.5×10	7.9×10^3
A-1-1.5	A-1	1.5	5.7×10^3	8.1×10	1.0×10^3
A-1-2.0	A-1	2.0	5.7×10^3	7.7×10	9.7×10^3
A-2-0.5	A-2	0.5	4.9×10^3	7.5×10	7.2×10^3
A-2-1.0	A-2	1.0	5.5×10^3	9.8×10	9.2×10^3
A-2-1.5	A-2	1.5	5.4×10^3	8.0×10	6.5×10^3
A-2-2.0	A-2	2.0	5.7×10^3	8.0×10	7.3×10^3
A-3-0.5	A-3	0.5	5.2×10^3	8.8×10	6.9×10^3
A-3-1.0	A-3	1.0	5.4×10^3	7.5×10	5.8×10^3
A-3-1.5	A-3	1.5	5.7×10^3	8.2×10	6.6×10^3
A-3-2.0	A-3	2.0	5.5×10^3	9.1×10	8.6×10^3
A-4-0.5	A-4	0.5	5.2×10^3	7.4×10	6.8×10^3
A-4-1.0	A-4	1.0	5.1×10^3	8.1×10	5.6×10^3
A-4-1.5	A-4	1.5	5.6×10^3	7.8×10	7.5×10^3
A-4-2.0	A-4	2.0	5.8×10^3	8.6×10	7.5×10^3
Average			5.4×10^3	8.2×10	7.5×10^3
σ_n			2.7×10^2	6.3	1.2×10^3

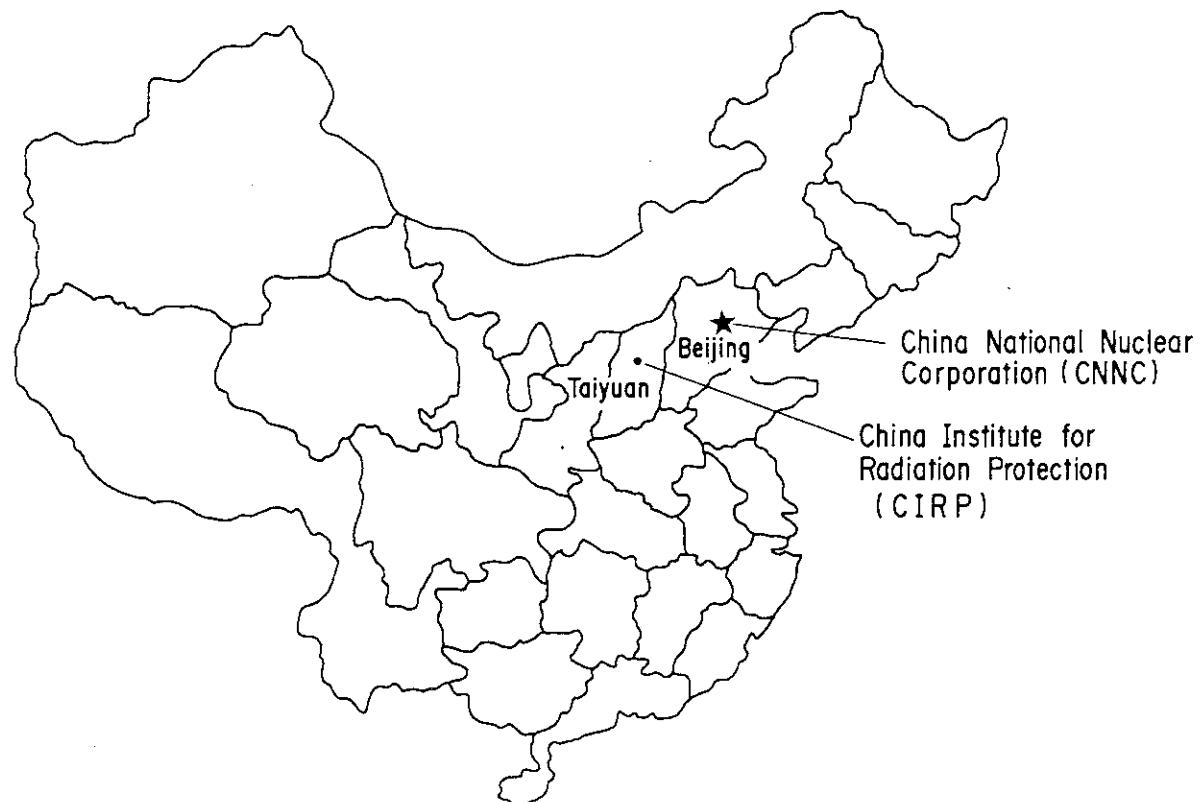


Fig. 1 Organization connected with cooperative research between JAERI and CIRP.

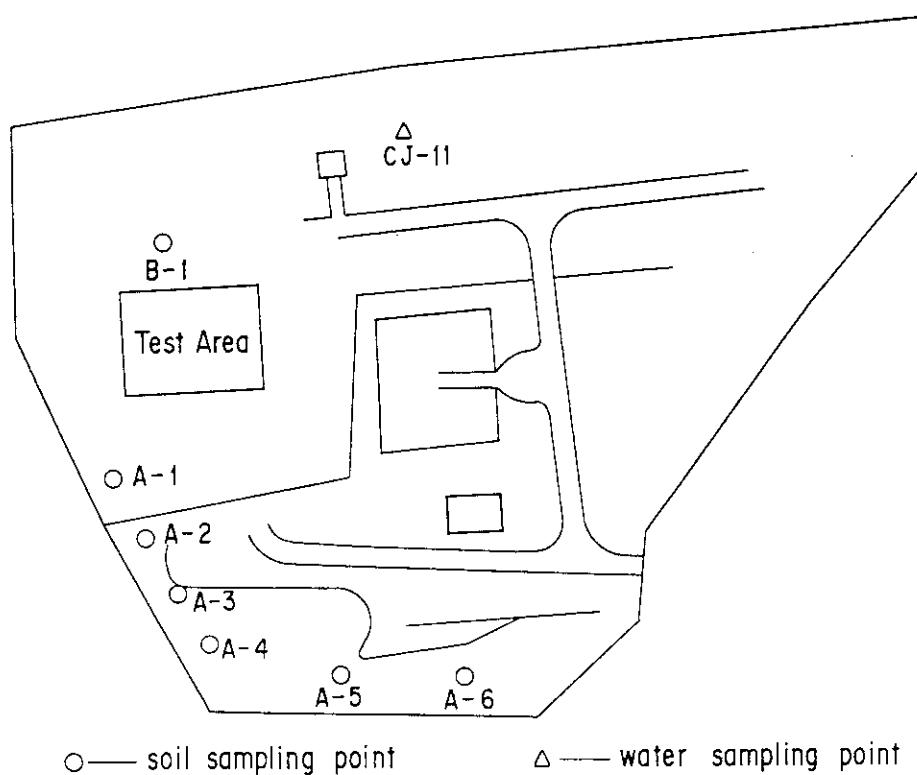


Fig. 2 Sampling points of soil and groundwater in test site.

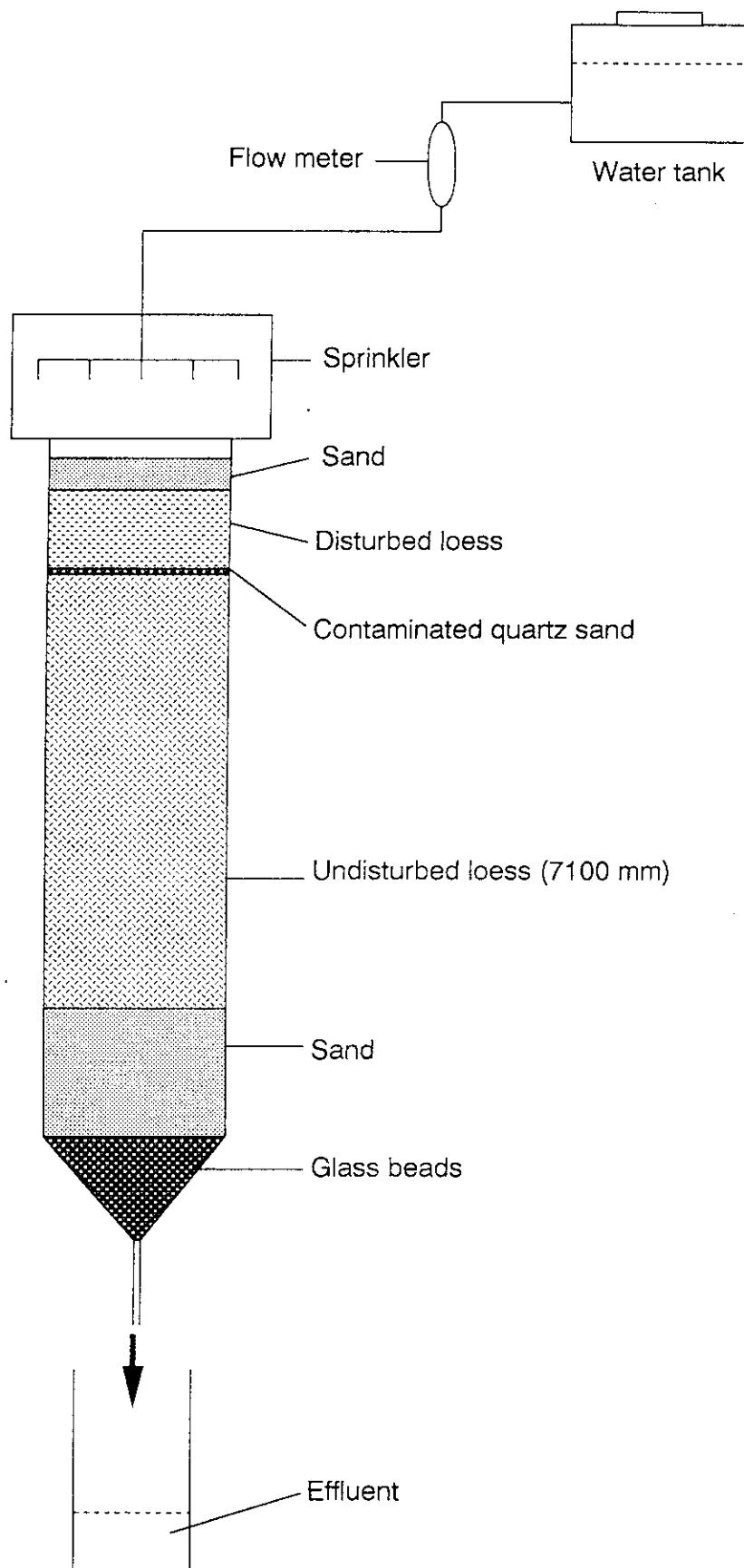


Fig. 3 Schematic diagram for migration test using large scale column.

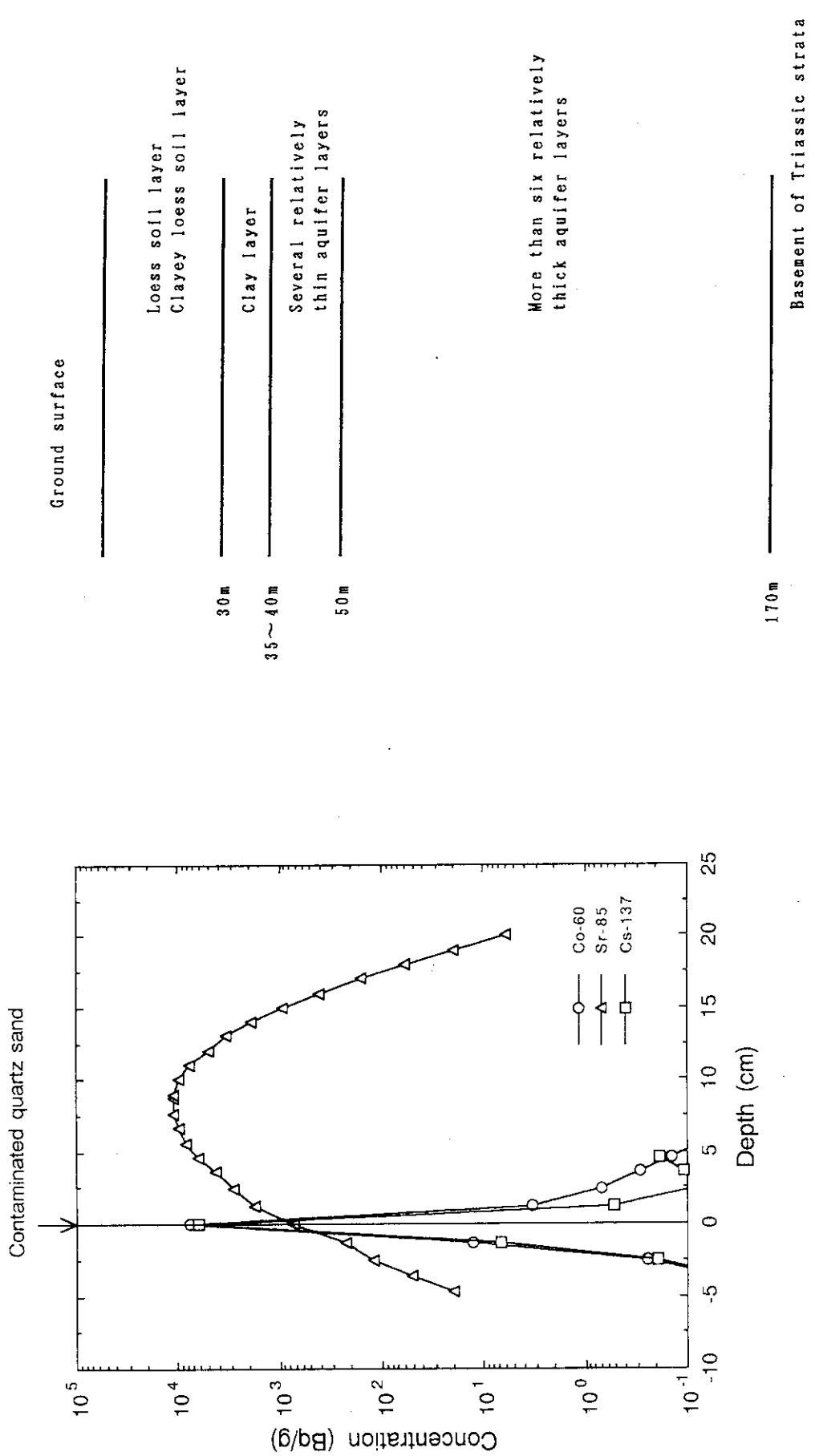


Fig. 4 Concentration profile of radionuclides in column.

Fig. 5 Schematic hydrology at test site.

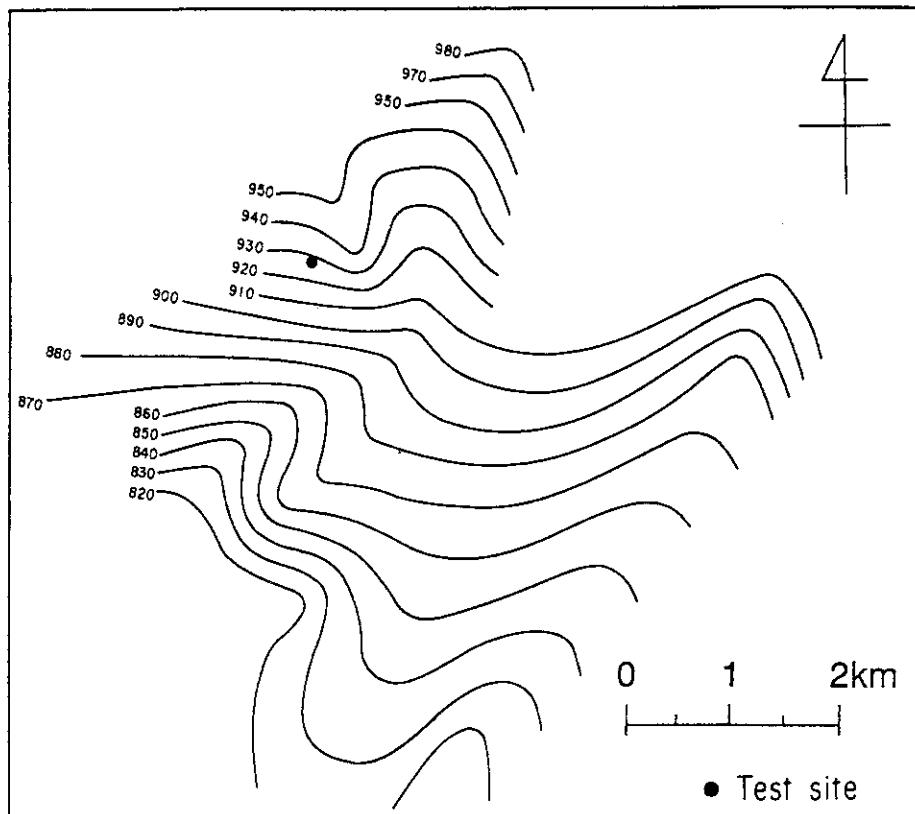


Fig. 6 Regional distribution of groundwater level around site. (May, 1988)

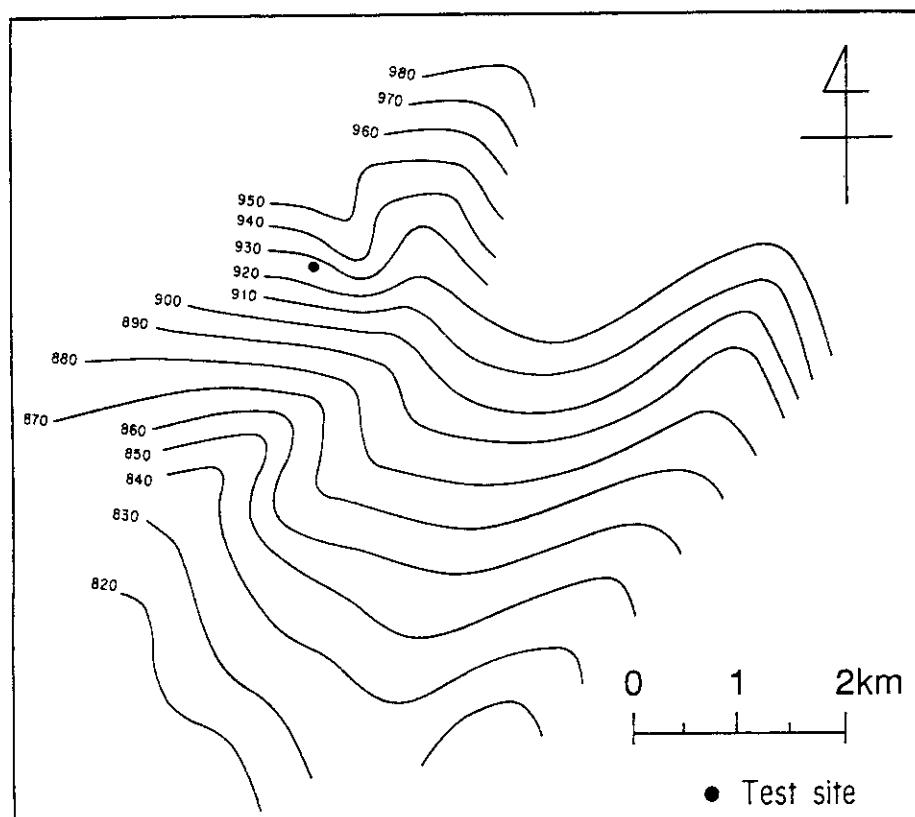


Fig. 7 Regional distribution of groundwater level around site. (Nov., 1988)

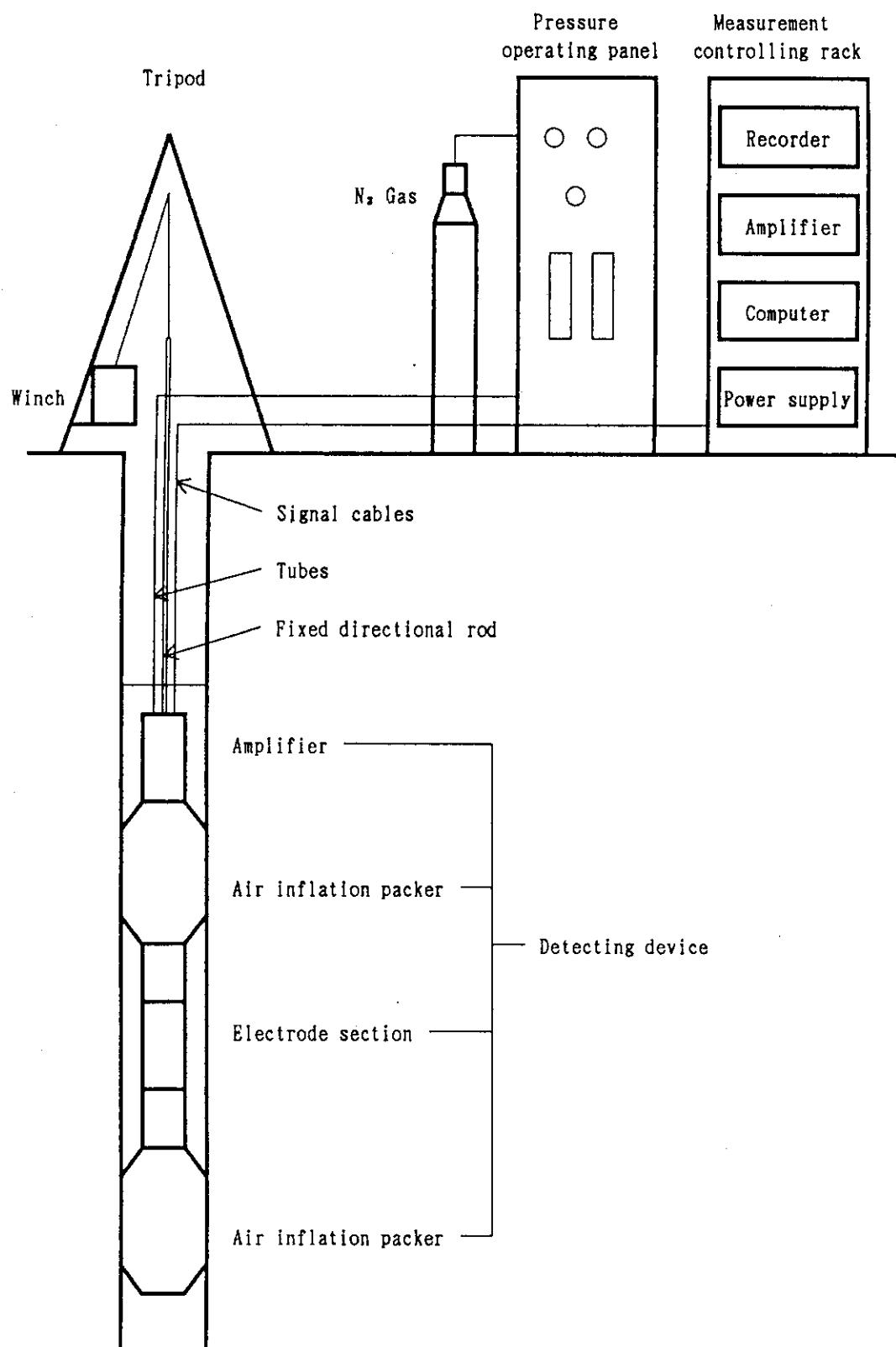


Fig. 8 Schematic diagram of measuring apparatus for velocity and direction of groundwater flow.

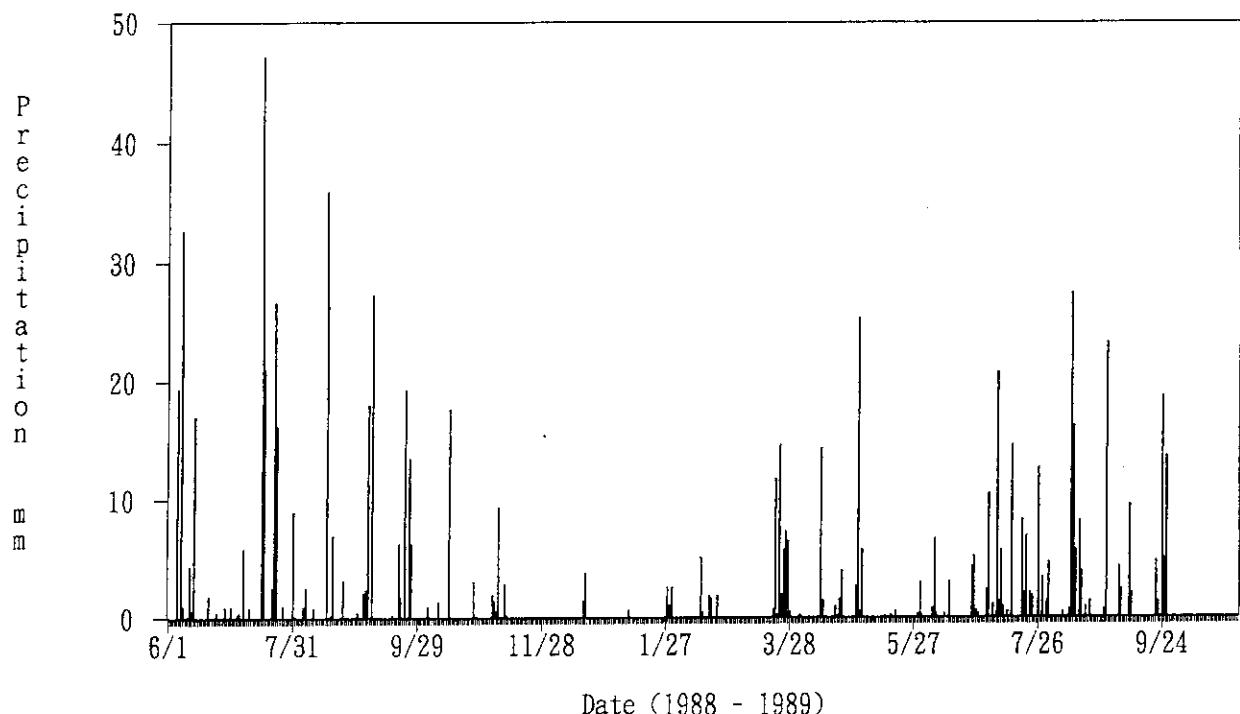
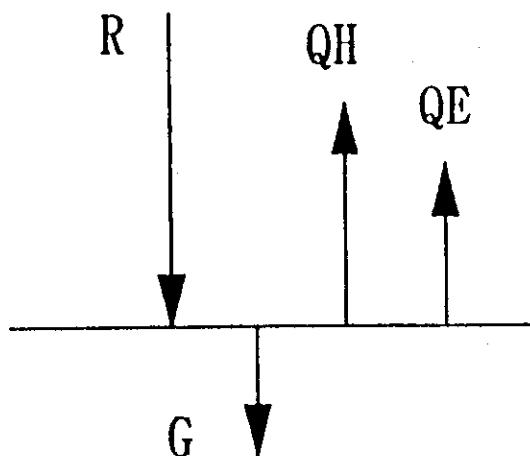


Fig. 9 Seasonal change of daily amount of precipitation.



$$R = QH + QE + G$$

$$QE = R - QH - G$$

Fig. 10 Conceptual illustration of heat balance method.

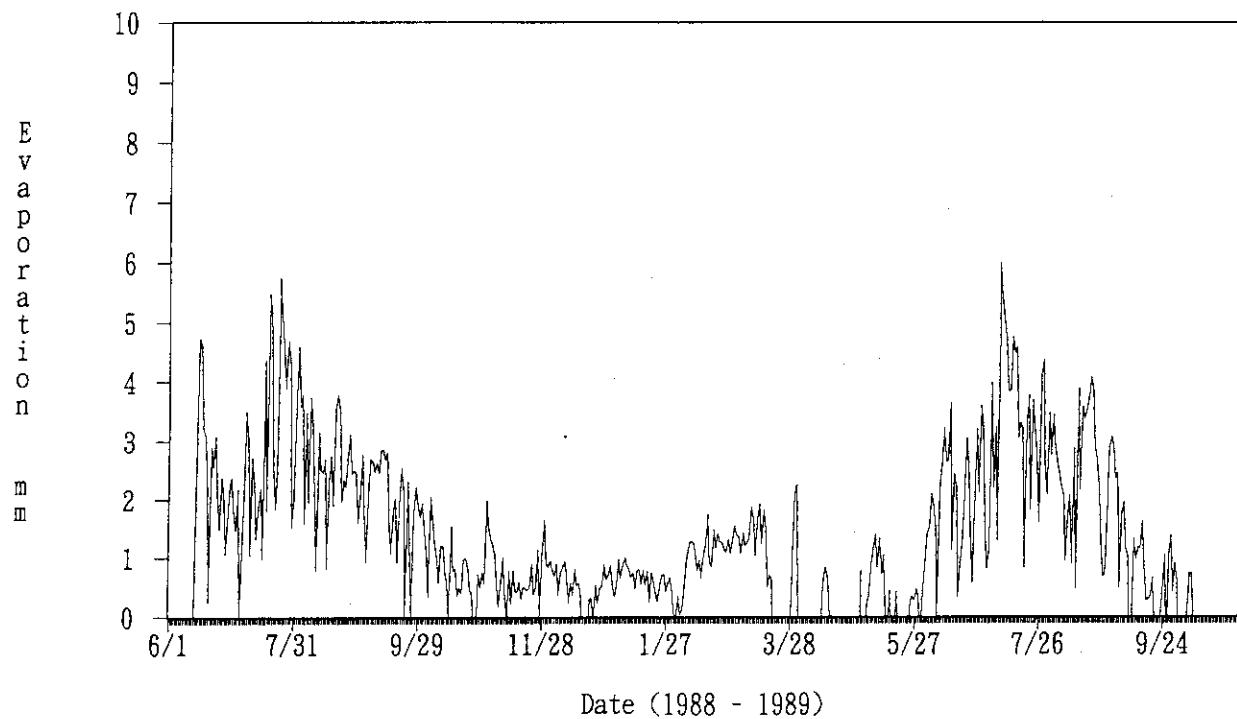


Fig. 11 Seasonal change of daily amount of evaporation.

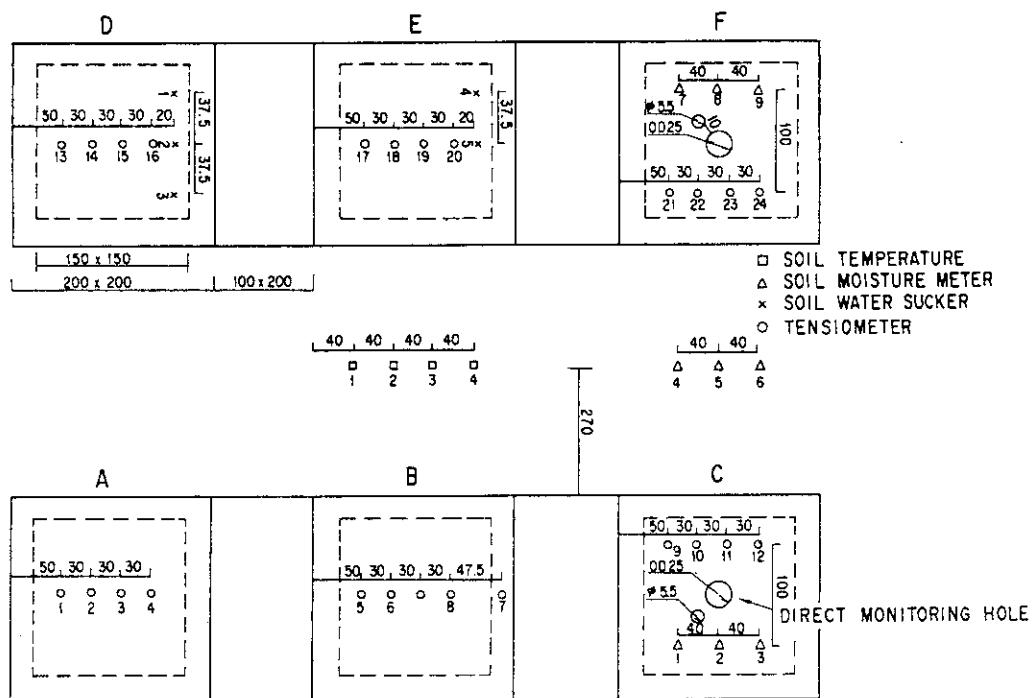


Fig. 12 Arrangement of test pits.

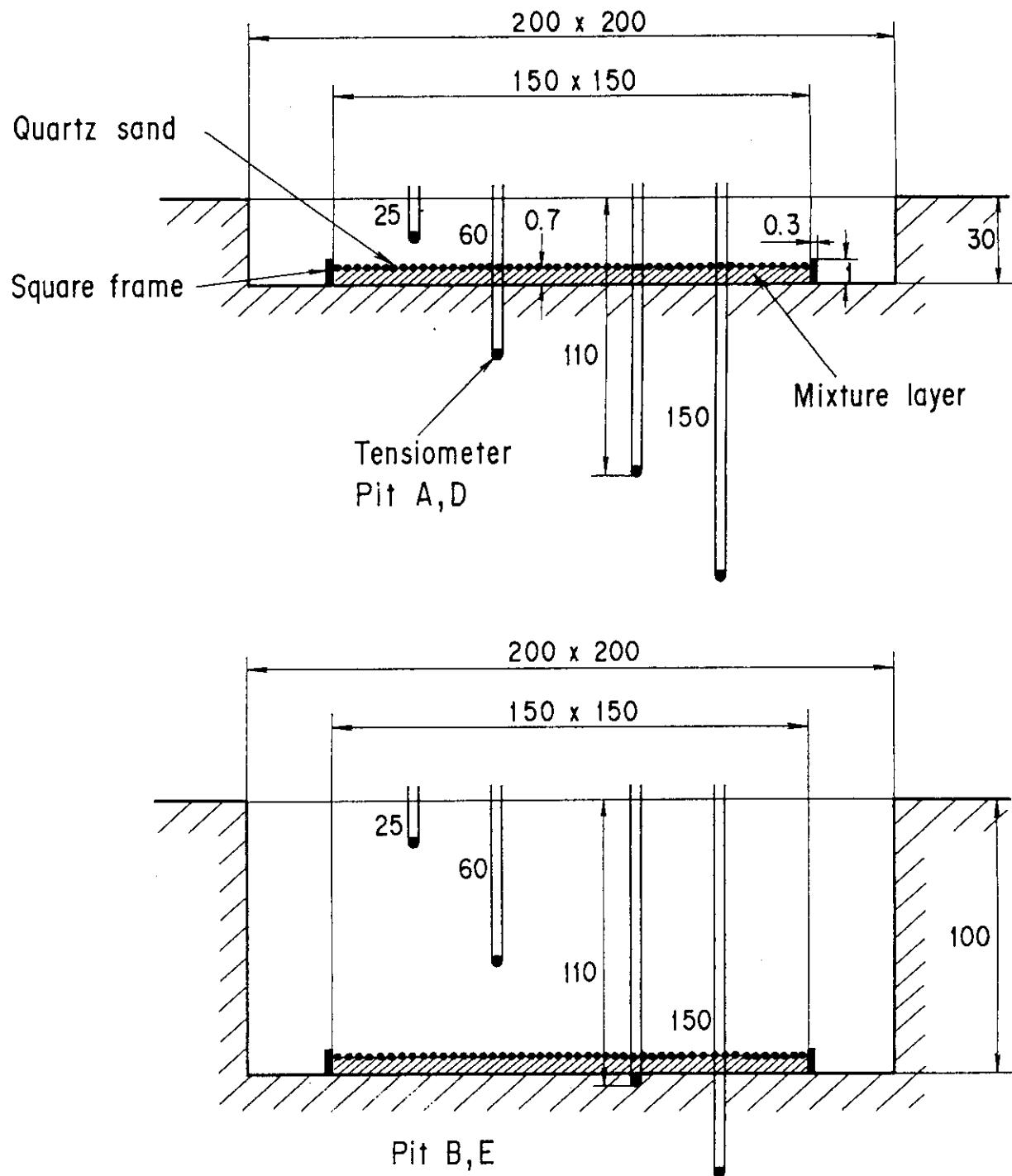


Fig. 13 Sectional view of test pits A, B, D and E.

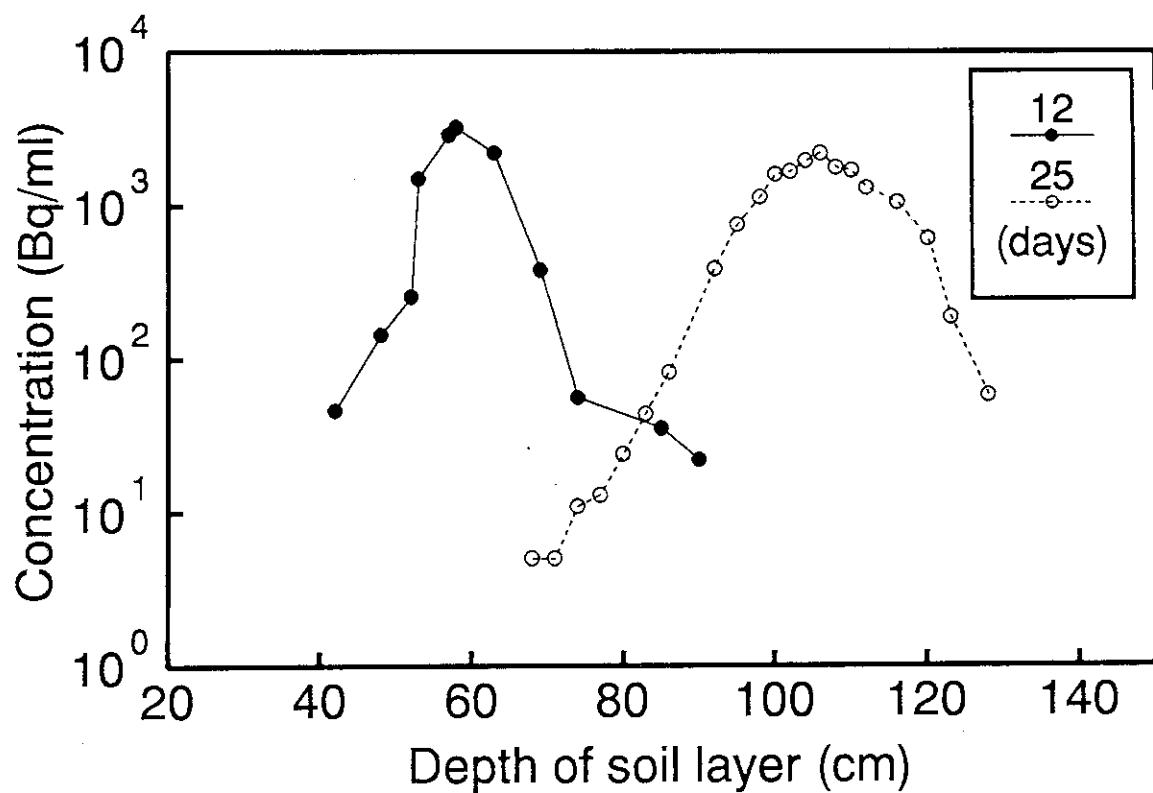


Fig. 14 Periodical change of concentration profile of ${}^3\text{H}$ in Pit-D.

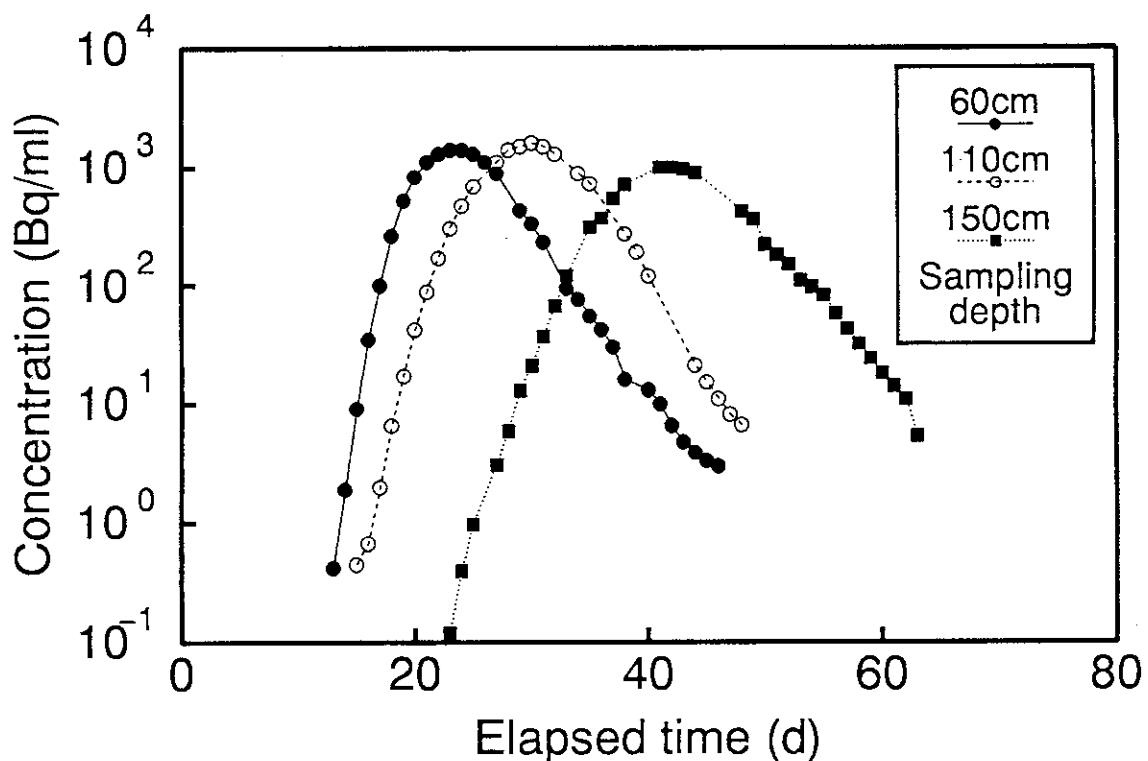
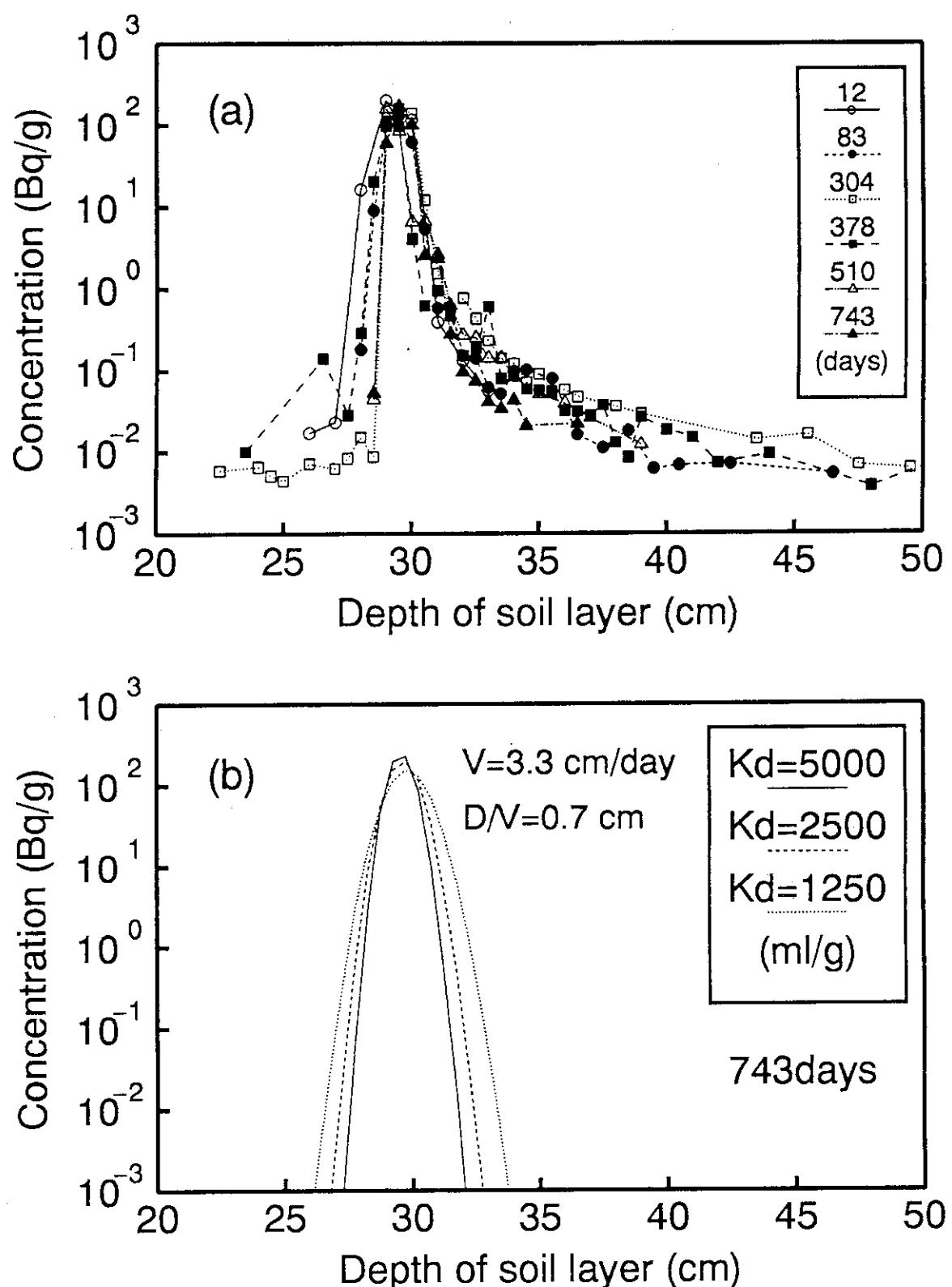


Fig. 15 Concentration profile of ${}^3\text{H}$ in sucked water taken from Pit-D.

Fig. 16 Periodical change of concentration profile of ^{60}Co in Pit-D.

(a): Results obtained from field test

(b): Calculation results by equilibrium sorption model

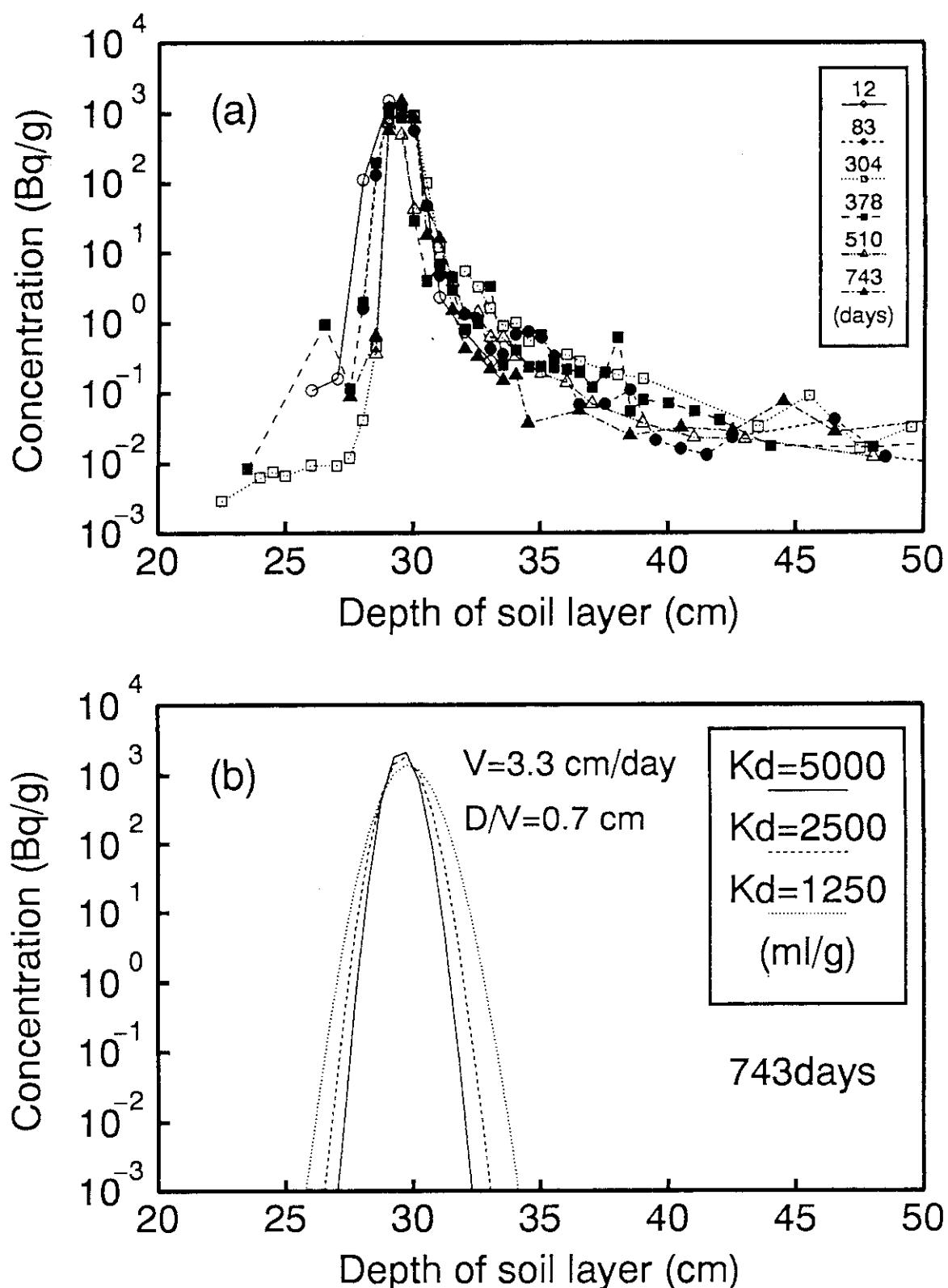


Fig. 17 Periodical change of concentration profile of ^{134}Cs in Pit-D.
 (a): Results obtained from field test
 (b): Calculation results by equilibrium sorption model

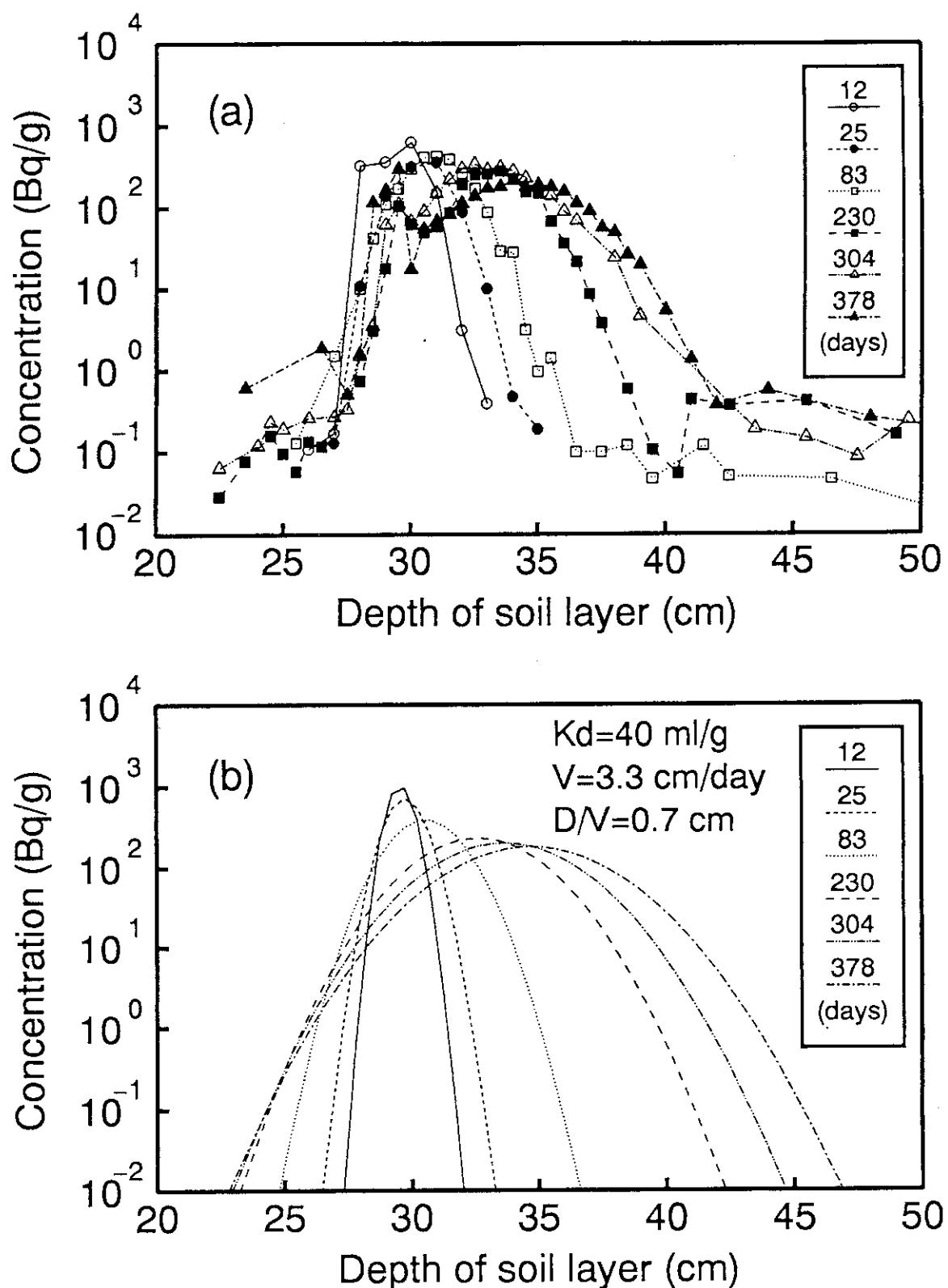


Fig. 18 Periodical change of concentration profile of ^{85}Sr in Pit-D.
 (a): Results obtained from field test
 (b): Calculation results by equilibrium sorption model

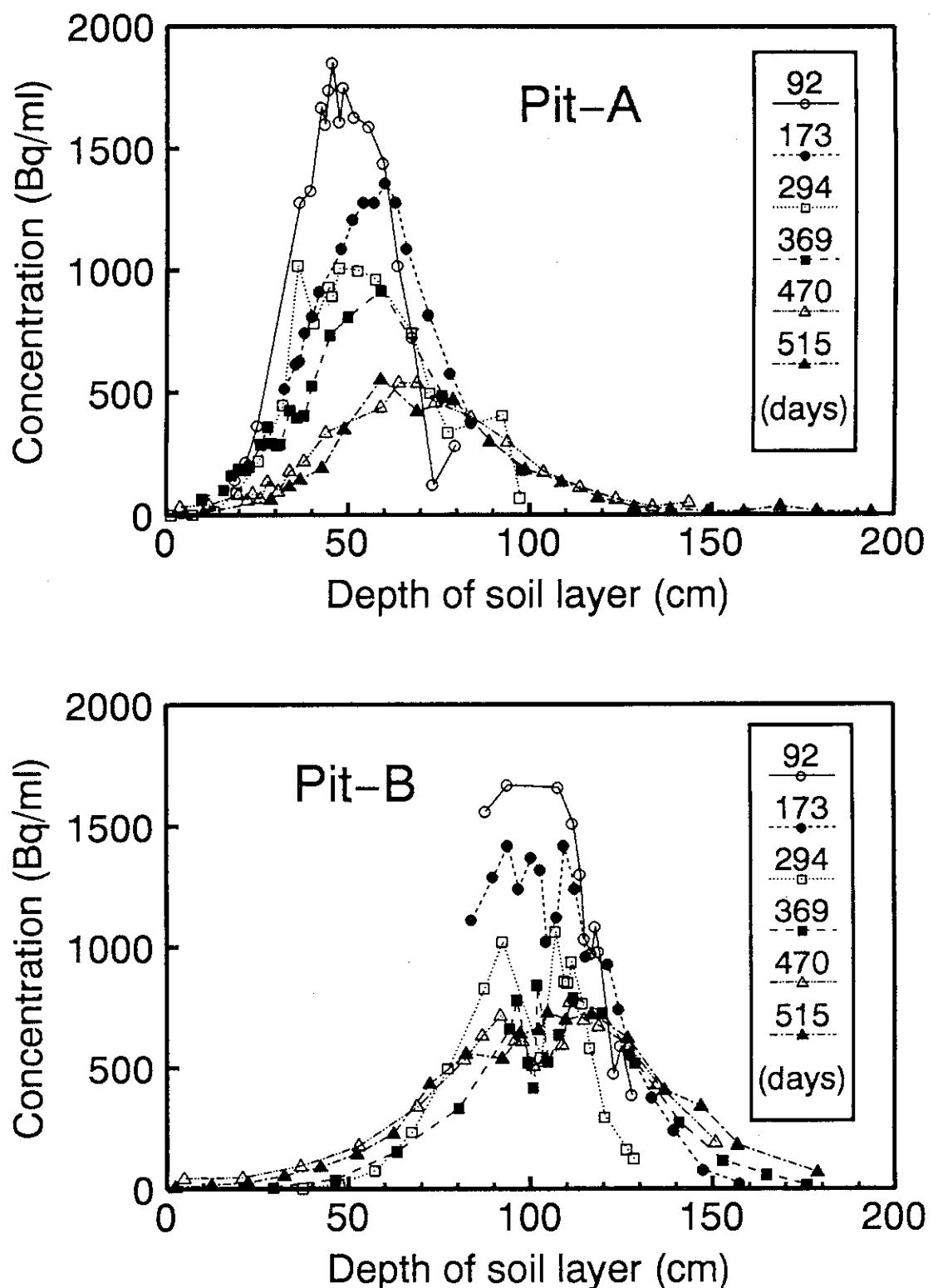


Fig. 19 Periodical change of concentration profile of ${}^3\text{H}$ in Pit-A and Pit-B.

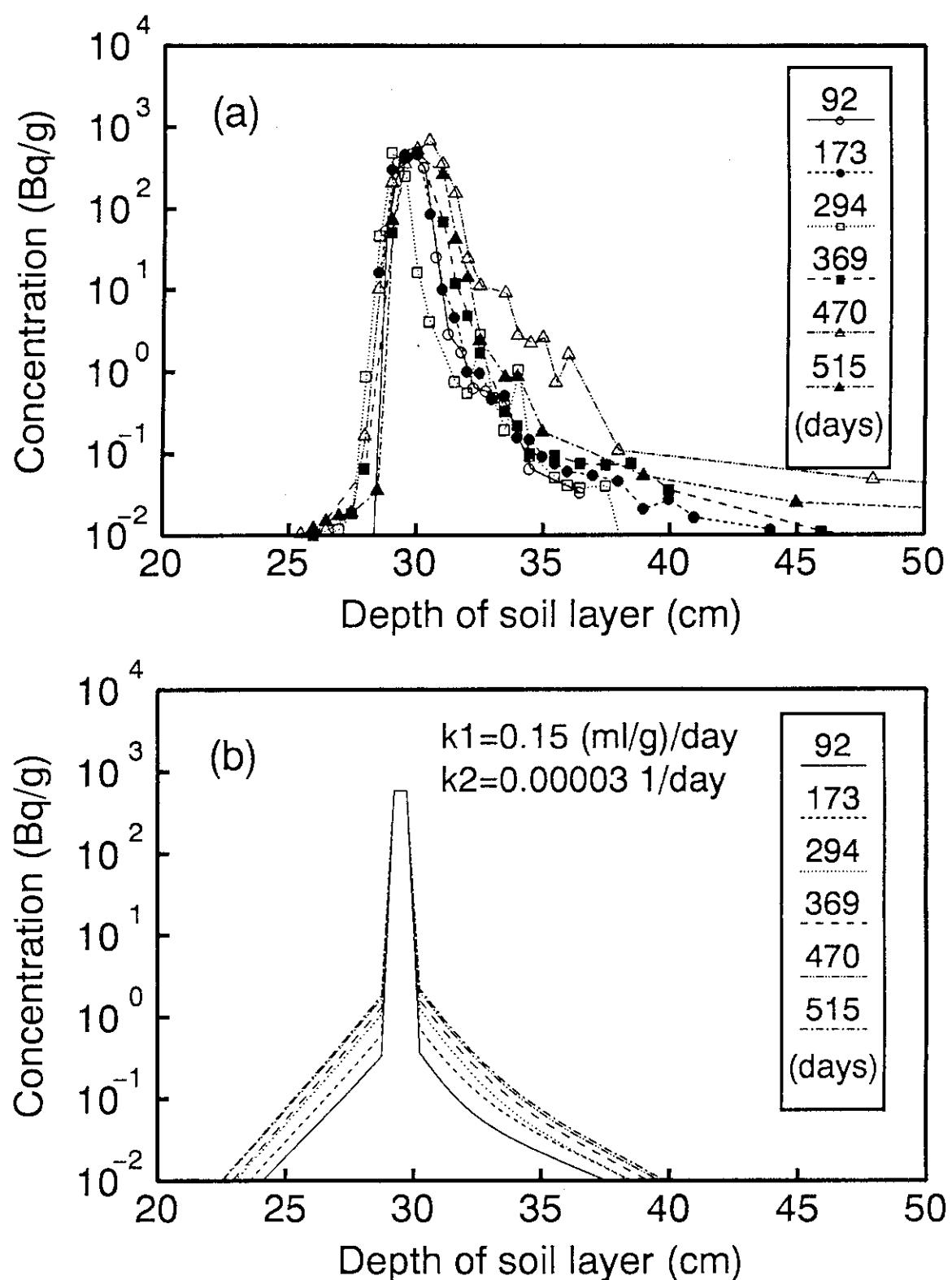


Fig. 20 Periodical change of concentration profile of ^{60}Co in Pit-A.
 (a): Results obtained from field test
 (b): Calculation results by kinetic sorption model

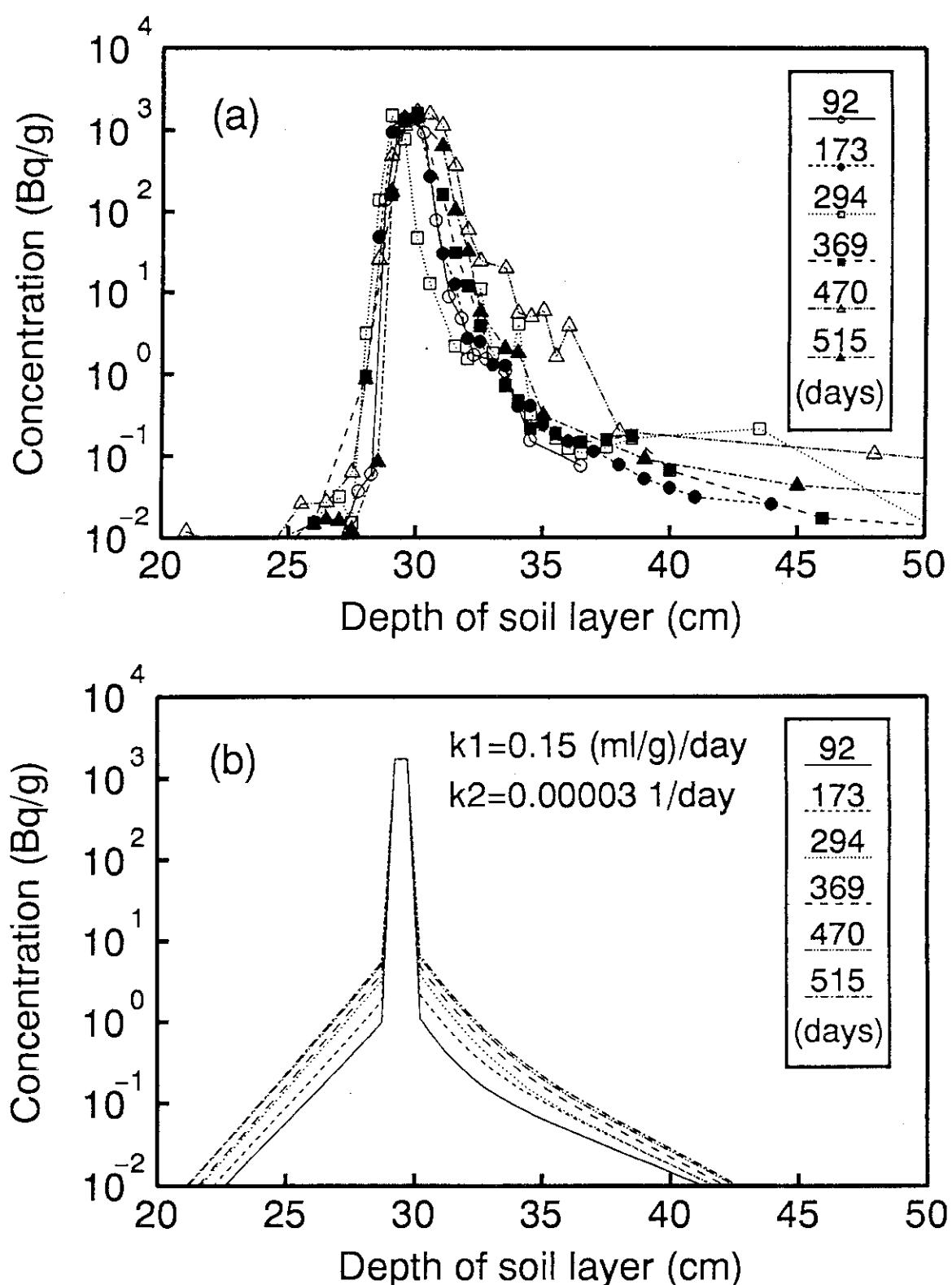
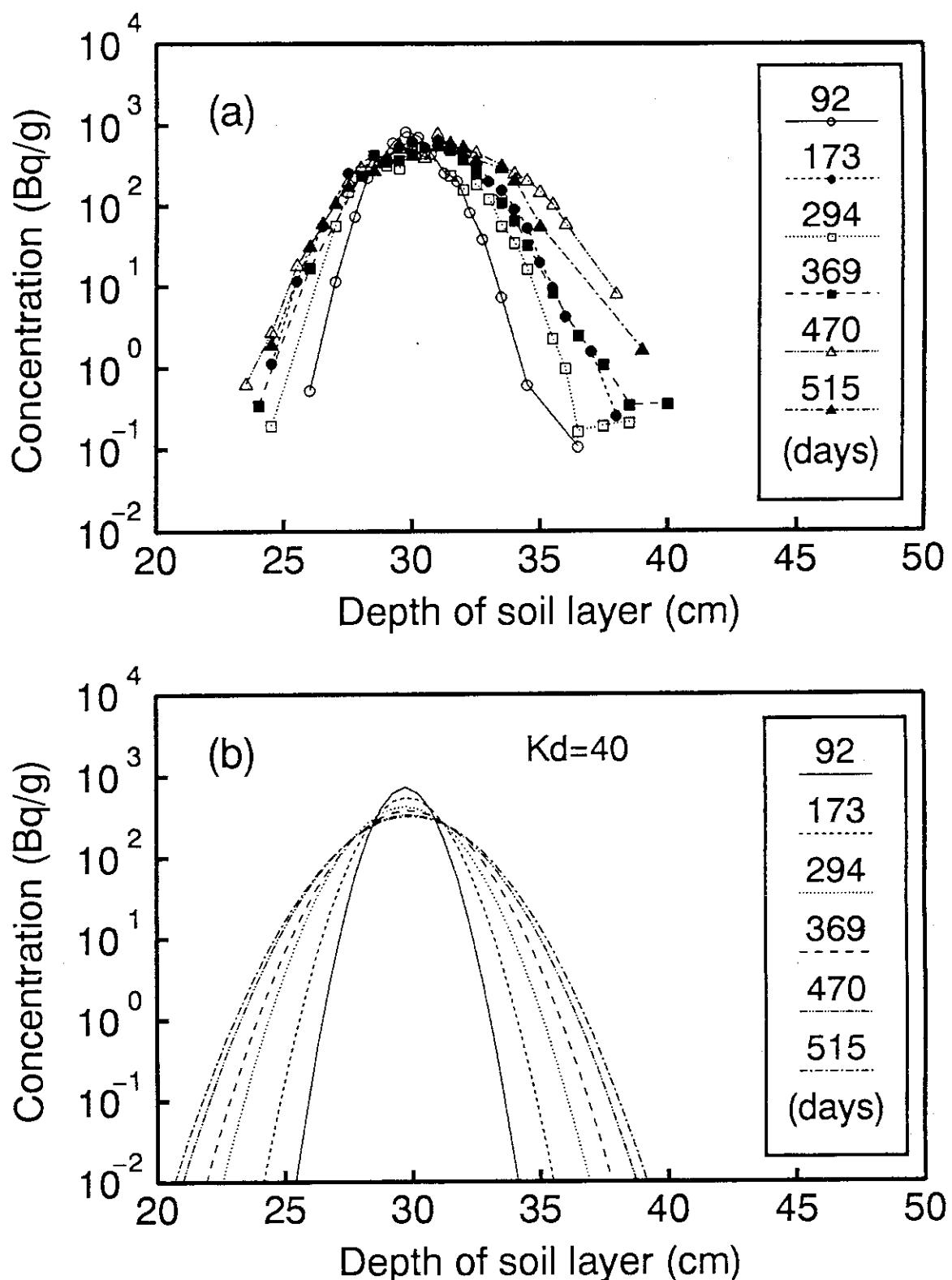


Fig. 21 Periodical change of concentration profile of ^{134}Cs in Pit-A.
 (a): Results obtained from field test
 (b): Calculation results by kinetic sorption model

Fig. 22 Periodical change of concentration profile of ^{85}Sr in Pit-A.

(a): Results obtained from field test

(b): Calculation results by equilibrium sorption model

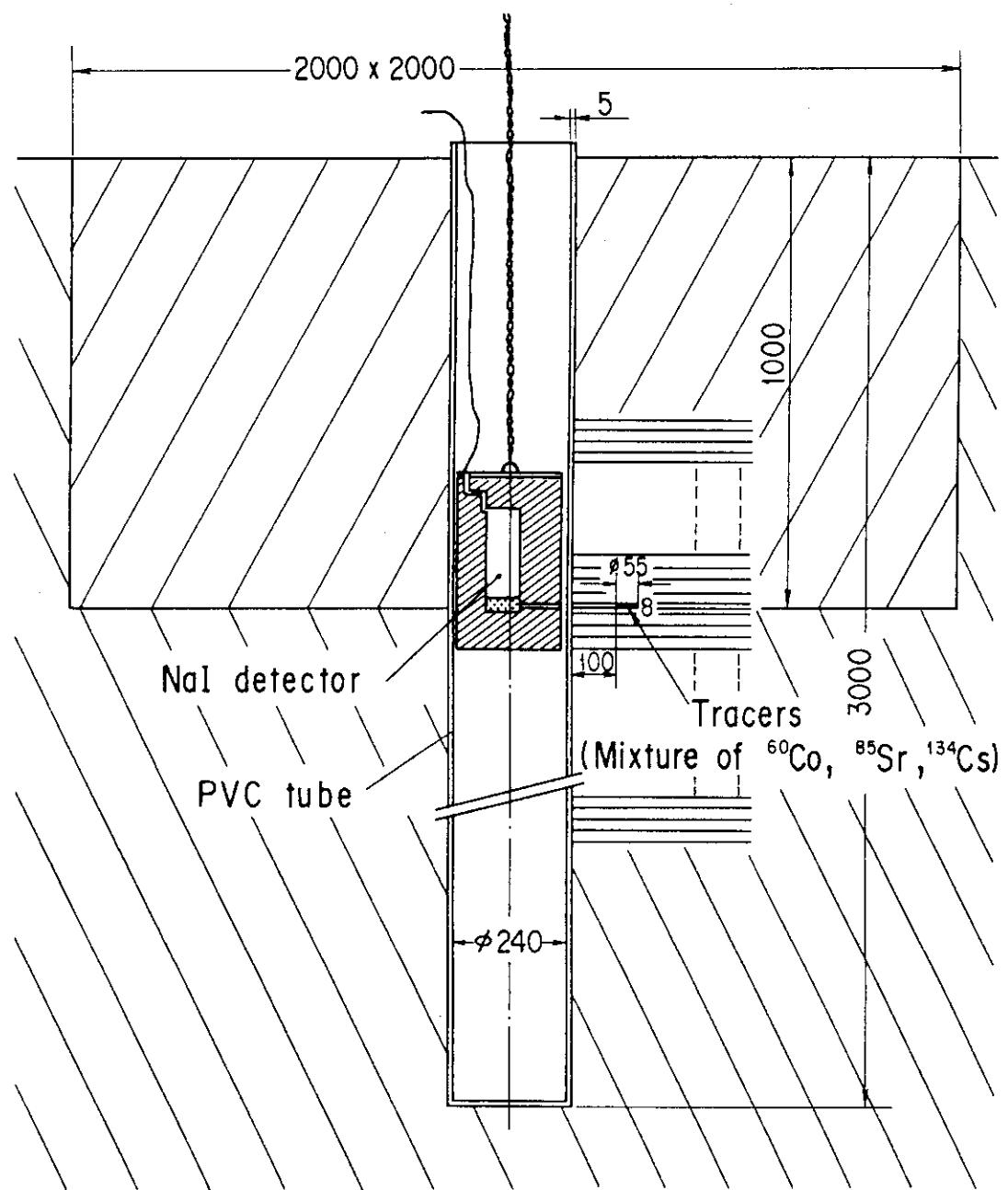
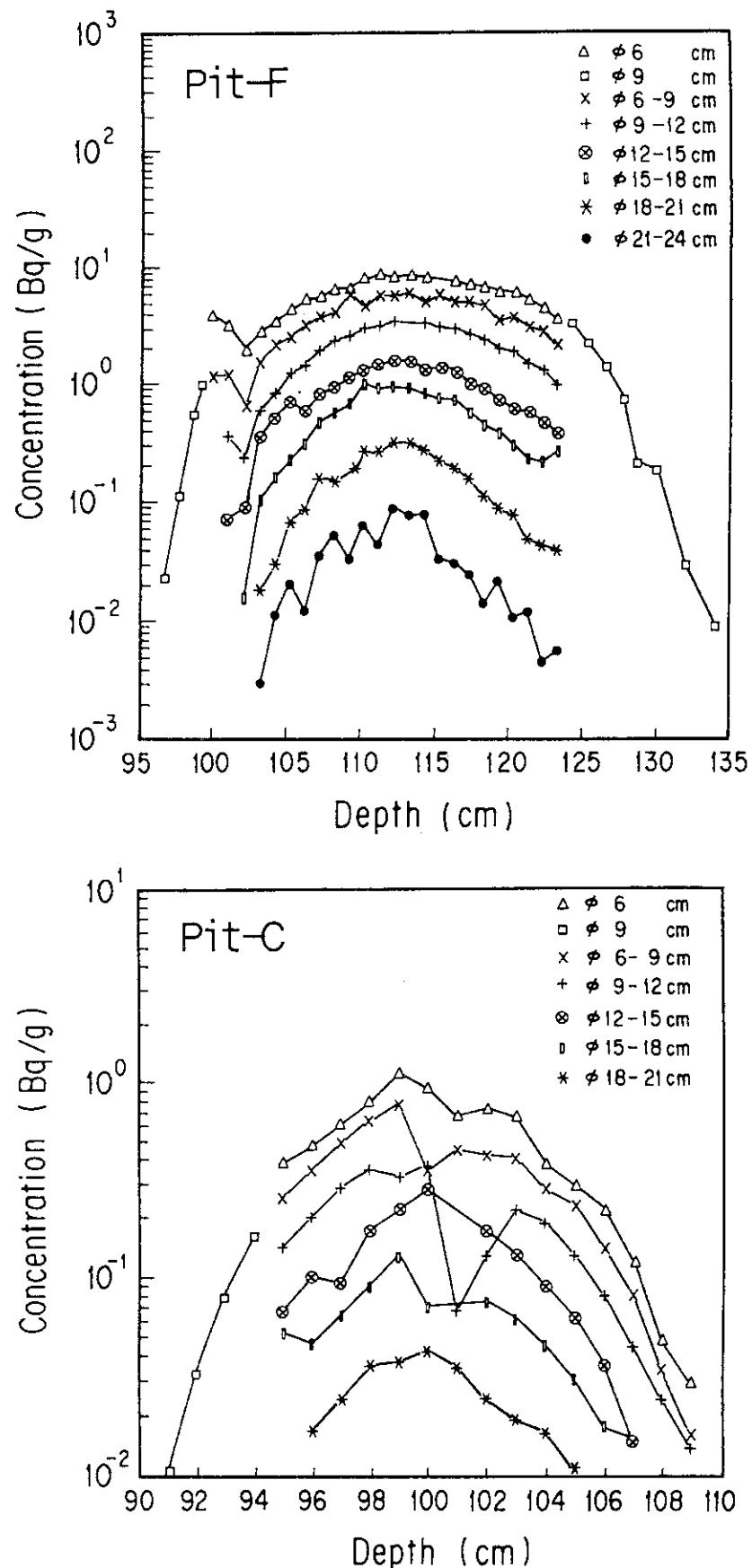
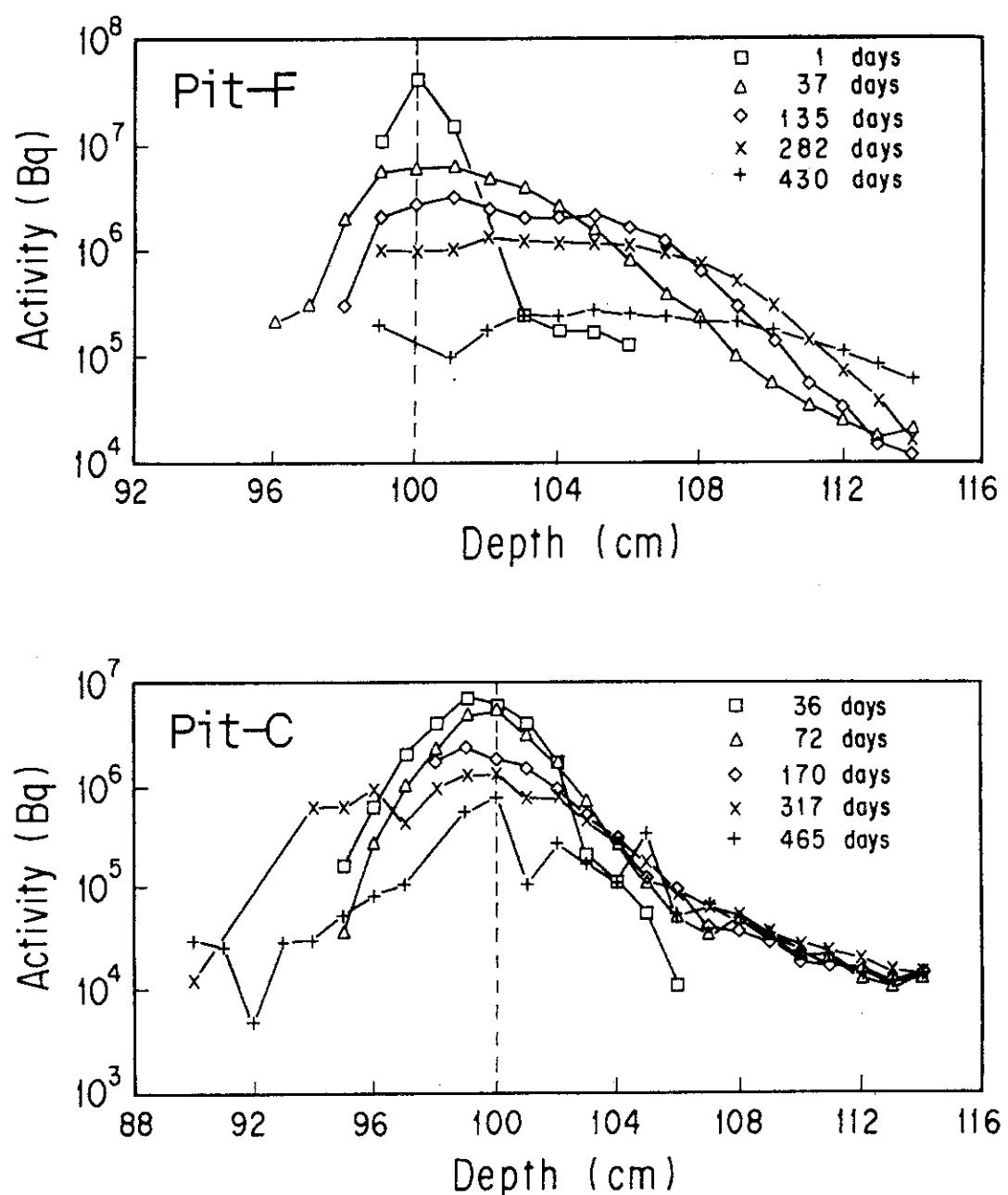


Fig. 23 Sectional view of test pits for migration test of point source tracer.

Fig. 24 Concentration profile of ^{85}Sr obtained by sampling of soil.

Fig. 25 Activity distribution of ^{85}Sr measured by nondestructive method.

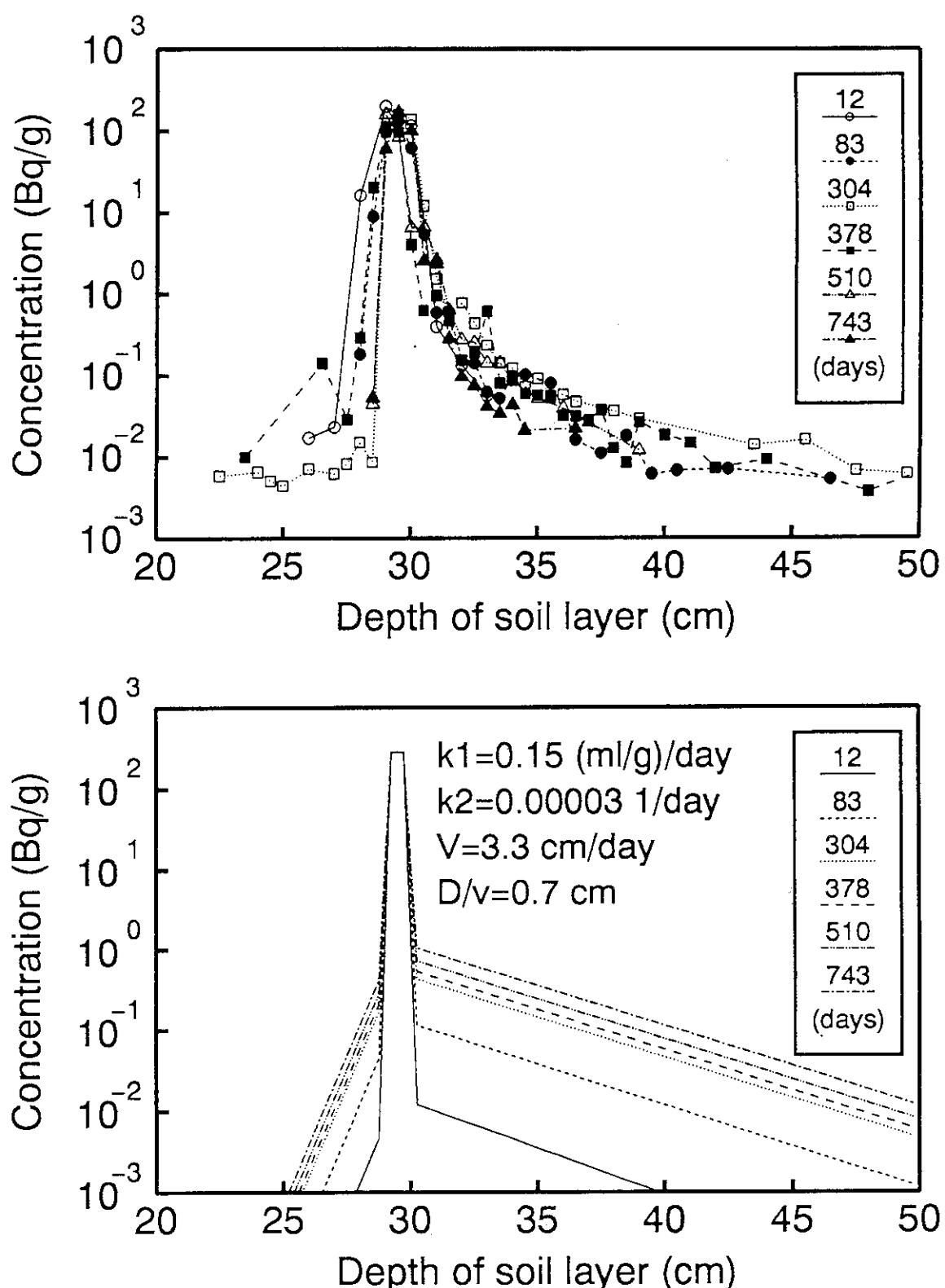


Fig. 26 Periodical change of concentration profile of ^{60}Co calculated by kinetic sorption model in Pit-D.

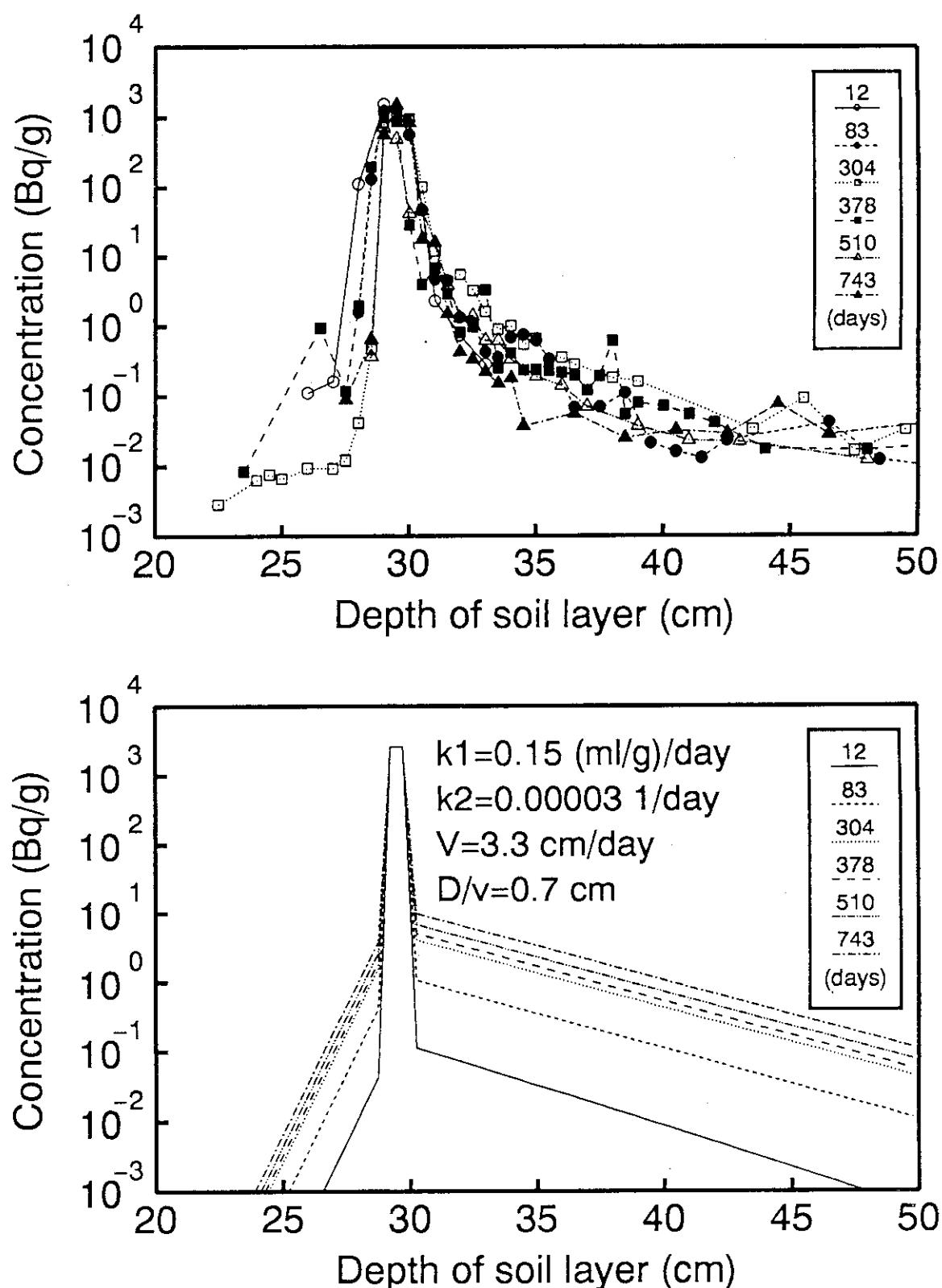


Fig. 27 Periodical change of concentration profile of ^{134}Cs calculated by kinetic sorption model in Pit-D.

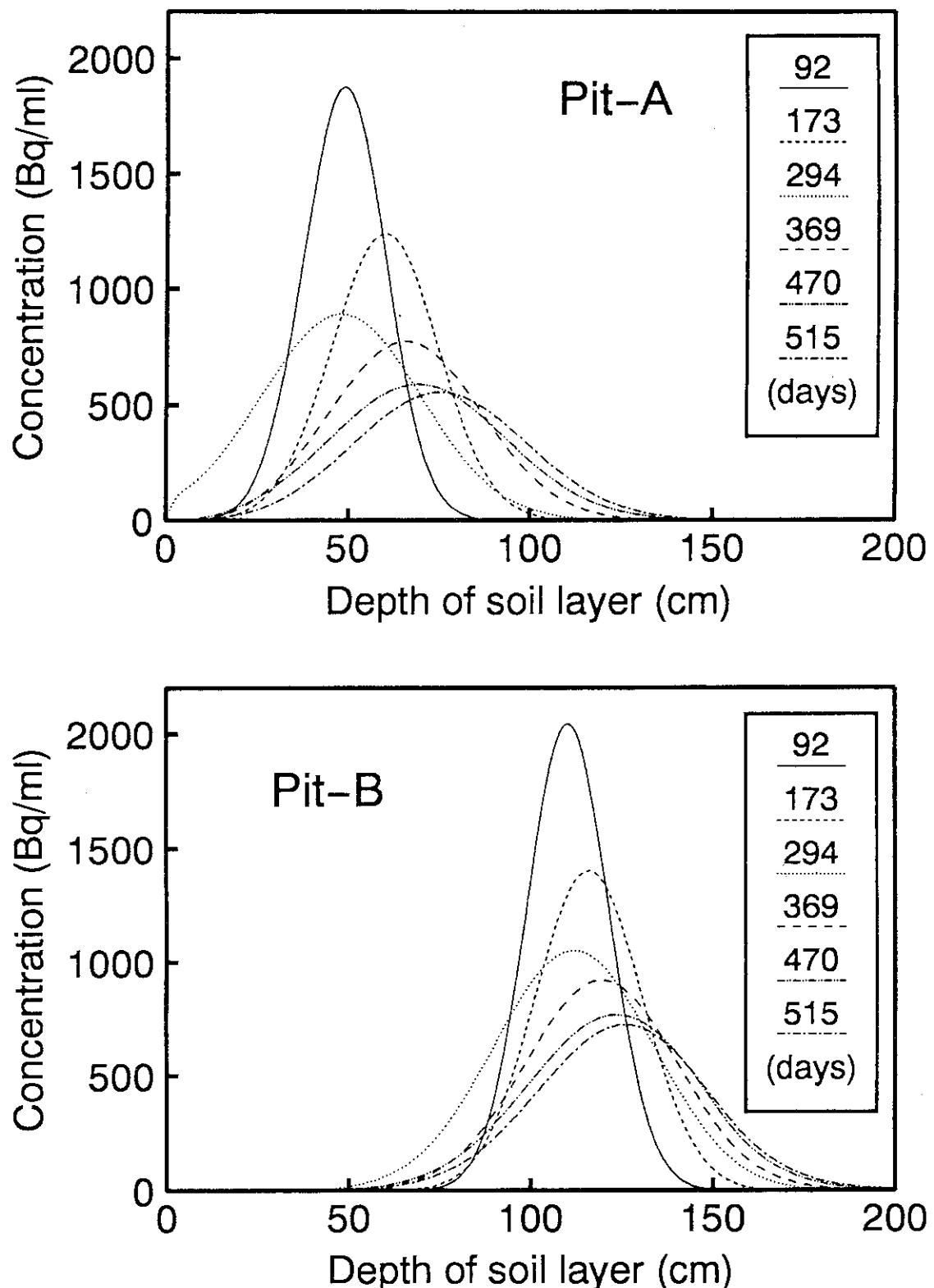


Fig. 28 Periodical change of concentration profile of ${}^3\text{H}$ calculated by variable infiltration flux model in Pit-A and Pit-B.

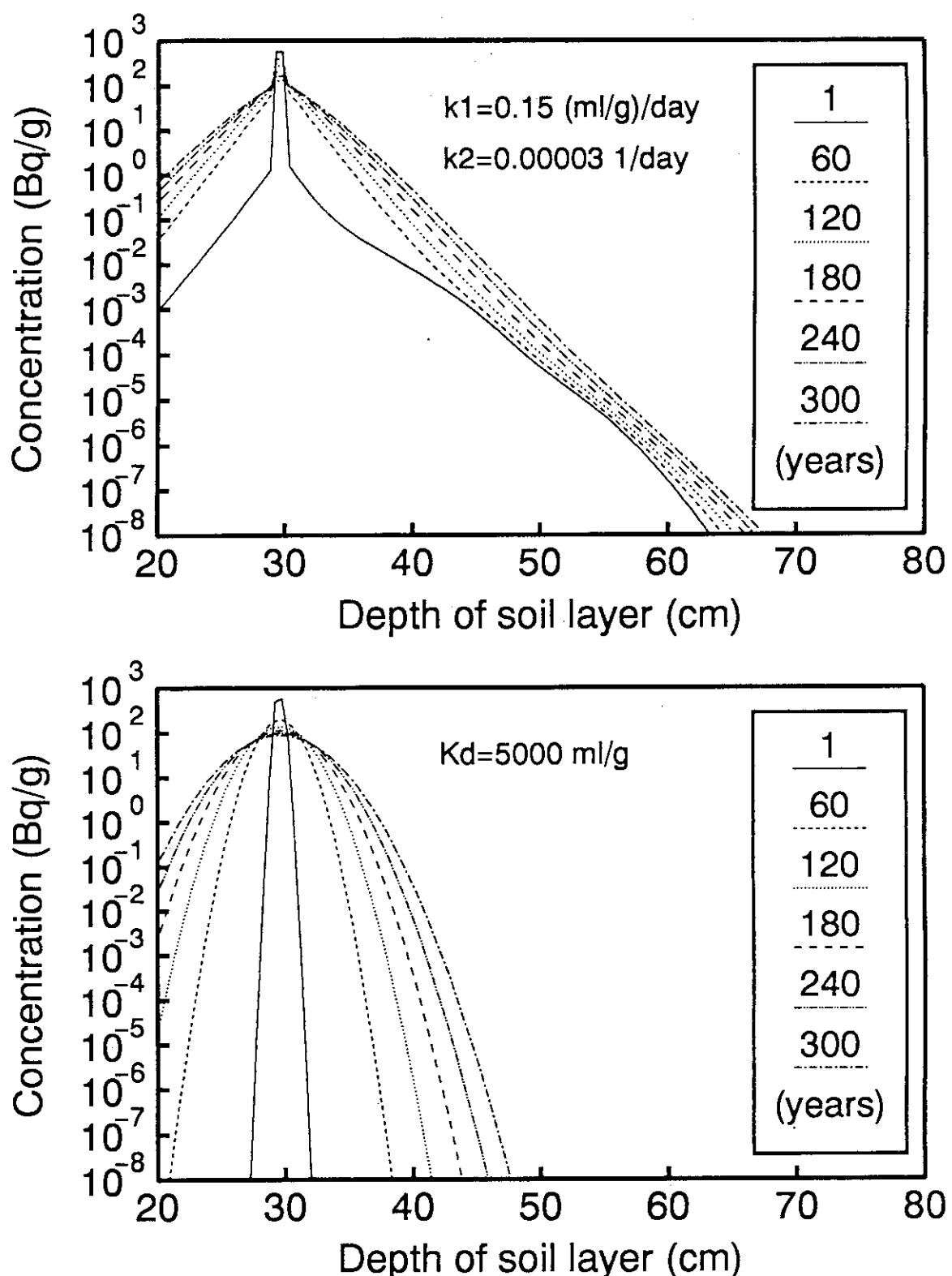


Fig. 29 Long-termed change of concentration profile of ^{60}Co evaluated by kinetic sorption model and equilibrium sorption model.

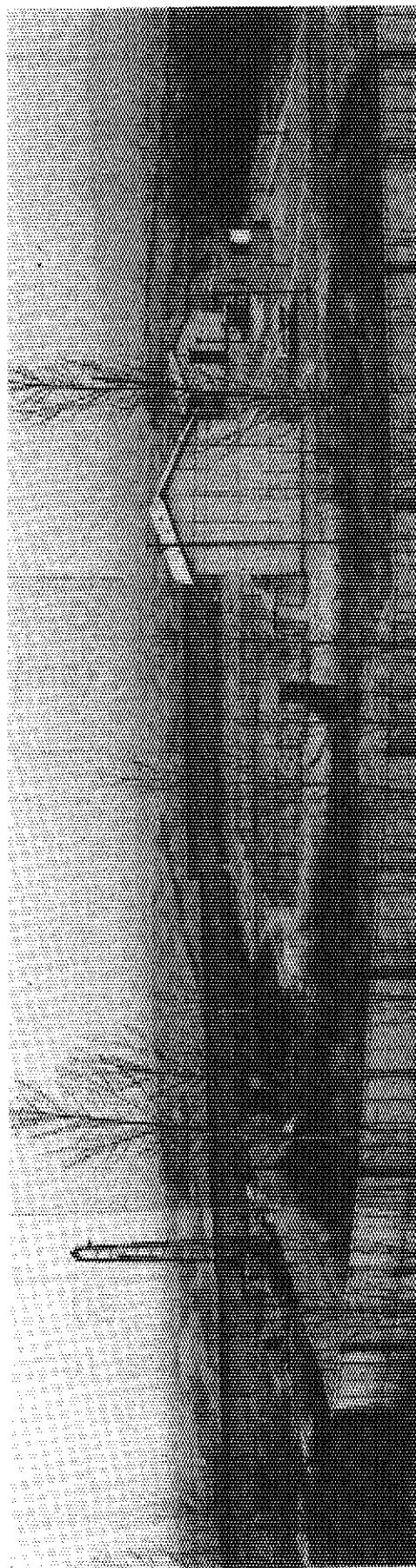


Photo. 1 Inside scene of test site.