放射性廃棄物の地中処分問題

(京都大学工学部) 井上頼輝, 森沢真輔

諸外国における放射性廃棄物地中処分の実施例, 廃棄物処分の考え方, 廃棄物処分の方法等の紹介と, 経済性の比較について述べ, わが国における地中処分の見通し, 地中処分を実施するため今後研究すべき必要事項, およびすでに明らかになっている事項を整理して示した。

廃棄物の地中処分は, 放射性廃棄物を最終処分するための有効で安全な方法といわれているが, わが国において同方法を実施するためには, なお多くの研究, とくに野外での実験資料を収集する必要があることを述べる。

I. はじめに

放射性廃棄物をめぐる問題を考える場合には, 廃棄物処理の概念と廃棄物処分の概念とを明らかにしておく必要がある。処理(treatment)とは, 廃棄物を高濃度で体積の小さい部分と, 低濃度で大量の部分とに分ける作業を指す。処分(disposal)とは, 食物連鎖*を考へてなるべく自然や人間に危害の少ないようにこれを始末する過程をいう。通常, 問題となるのは処理により生じた高濃度で体積の小さい部分の始末であるので, ただ単に処分というこの過程を指すことが多い。いまでもその技術的困難さから, 処理の問題が中心となって研究が進められてきたが, 最近では地球規模での放射能汚染が論ぜられるようになり, 放射性廃棄物処分の問題および処分によって生ずると考えられる人間の生活環境の汚染, 起こりうる障害の予測と評価などが大きくクローズアップされてきた。いままでの処理は, 発生した廃棄物を無害化すればよいという考え方から, 単に高い除去率を追求するだけで, 発生した高濃度の廃棄物の処分までは考慮に入れない場合が多かった。これに対する反省として, 処分を考えに入れた処理が考えられるようになり, 今日ではさらに進んで処理と処分とを一貫して考えること**の必要性が説かれるようになってきた。

ここでは, まず放射性廃棄物処分の問題について一般的な考察を行い, ついでわが国における放射性廃棄物の地中処分をめぐる問題についての検討を解説する。

II. 放射性廃棄物処分の方法

1. 放射性廃棄物処分の考え方

放射性廃棄物を環境に処分すると, そのうちのいくらかは何年後**に再び人間の生活環境に戻ってくる。したがって, 放射性廃棄物を処分する場合には, 処分によって生ずる障害から防護されるべきものが将来の世代であることから, 現代の原子力エネルギーの利用が将来の人類社会に対する悪影響という犠牲のもとに行われるべきではない, との考え方が出発点となっている⁽¹⁾。

放射性廃棄物処分は原子力の他の分野, 例えば炉物理・再処理技術などとは非常に異った特性を有している。わが国においては放射性廃棄物を空気中・水中に放出する場合の排出基準は, 敷地境界において空気中・水中放射性核種最大許容濃度の1/10に定められているが, 一律の環境基準は定められていない。個々の環境に対して食物連鎖を考へて人体に対する放射線の許容限度から環境基準を定めねばならない⁽²⁾。つまり

Ground Disposal of Radioactive Wastes:
Yoriteru INOUE, Shinsuke MORISAWA.

* 高位の栄養段階にある生物が低位の栄養段階にある生物をつぎつぎと補食する一連のプロセス。例えば, プランクトンを食べた魚を鳥が食べ, その鳥を人間が食べるようなプロセスをいう。このプロセスにより生体内の放射性核種はつぎつぎと濃縮されていくと考えられている。

** いわゆる放射性廃棄物管理(Management)の概念である。

** 海洋処分・地中処分の場合は, 通常数10年～数100年を要すると考えられている。

第1表 低レベル廃液処理処分系の比較 (阪田貞弘より)⁽⁵⁾

方 式	イギリス方式	フランス方式	ドイツ方式
採 用 国	イギリス, ベルギー, スウェーデン	フランス (アメリカ)	ドイツ, オーストリア, デンマーク (ソビエト, 日本)
外部放出の規制	放出後移行して人間に至る所で, 人間の受ける被曝を考慮した放射エネルギーで制限する weighted curie を用いる。	場所に応じて放射エネルギーで制限するが, その規準は放出後の希釈を考慮した後で ICRP の核種未知に対する勧告値とする。	ICRP 勧告の核種未知の値を放流する前で運用し, 濃度だけで制限する。
廃液系統の分離	重視しない。管理区域から出るものはまとめて1系統とする。	重視する。	厳密に行なって, 管理区域からは非放射性液体系統を含む複数の系統。
最 終 処 分	海洋投棄 (深海, 浅海)	海洋投棄 (深海), 土中埋没	長期陸上保管
特 性	廃液量大 所要除染係数小 処理単価小 減容重視しない。		廃液量小 所要除染係数大 処理単価大 減容重視する。
処理プロセス	廃液中の有害度の高い核種 (weight factor の大きいもの) から選択的に除去する。 多段化学処理 補助的にカチオン交換	蒸発, 化学処理	廃液から純水を作り, また減容を大きくするという考え方 混床式イオン交換 蒸発 (特に単効用) 補助的に化学処理

放射性廃棄物処分の問題を考える場合には, 世界的に共通の最善あるいは最良の方法は本質的に存在しないと考えるのが妥当である。いずれにしても, 放射性廃棄物の処分を実施する場合には, 廃棄物を処分することによって生ずると考えられる障害の程度, あるいはその上限値を予測・評価することが必要になる。その方法を整理するとほぼ次の3つを得ることができる。

(1) 決定経路法 (Critical pathway approach)

と呼ばれる方法である。1種または2種の決定核種*が1つまたはそれ以上の決定経路*を経て, 決定グループ*に摂取される場合について, 決定グループに属する個人が受ける障害を推定する方法である⁽³⁾。空気中あるいは水中での放射性核種許容濃度から出発し, 決定核種の濃縮係数等を用いて食物の許容摂取量および被曝線量を推定し, ついで放射性物質の環境への許容放出量を得る⁽⁴⁾。

(2) 比放射能法 (Specific activity approach) と

と呼ばれる方法である。体内における放射性核種の安定元素に対する比放射能値は, 水中での同比放射能値を上回ることがないという仮定を前提とする。放射性核種の体内あるいは臓器の許容負荷量から出発し, 核種の環境での許容濃度を推定して放射性物質の環境への許容放出率を得る⁽⁴⁾。

(3) 放出点規制 (Point of discharge control) と呼ばれる方法である。放射性物質の環境への放出点において放射性物質の濃度の許容限度を定め, それ以上の濃度の放射性物質は環境に放出しないという考え方に基いている⁽⁴⁾。

(4) ヨーロッパの原子力施設について調査し, 廃棄物処理処分の考え方について整理した報告⁽⁶⁾を第1表に示す。第1表では上述の3方法がイギリス方式, フランス方式, ドイツ方式として整理されている。

2. 放射性廃棄物処分の方法

放射性廃棄物の処分方法としては現在のところ, (1) 海洋処分, (2) 地中処分, (3) 宇宙処分, (4) 原子炉による消滅処分が考えられている**。

(1) 海洋処分

海洋処分は, 放射性廃棄物処理により発生した使用

* 個人の主要な被曝機構として, 第1に考えるべき核種を決定核種, 食物の種類および摂取経路を決定経路, また被曝集団内のグループで最も高度に被曝した人々の被曝を代表するようなグループを決定グループという。

** 放射性廃棄物から有効成分を回収して, 放射能電池・照射用線源などとして再利用することを, 処分の中に含める場合がある。

済みフィルタ、イオン交換樹脂、フィルタ・スラジ、雑固体等をセメント、アスファルト等の固化剤で固化し、これを2,000m以上の水深を有する深海に投棄したり、低レベルの放射性廃液を沿岸から放流したりする方法である。海洋の鉛直方向の拡散は極めて遅いから、固化体から浸出した核種が海面に達するまでに自然崩壊によりかなり減少する⁽⁷⁾。海水の体積が $1.37 \times 10^{18} \text{ m}^3$ と非常に大きいので、大量の放射性廃棄物を処分できる利点があるが、水深が大きいために処分後の安全を確かめることができないことや、重要な蛋白源である海産物を放射性物質で汚染させてしまうおそれがある、などに加えて海洋処分に関する国際法上の問題がある。アメリカは大西洋岸、太平洋岸、メキシコ湾に1961年までに約60,000Ciの廃棄物を処分したが、最近では処分法を地中処分に転換している⁽⁸⁾。ヨーロッパ原子力機関(ENEA)*はイギリス、西ドイツ、オランダ、ベルギー、フランスの5ヶ国の参加を得て、1967年にスペイン沖水深5,000mの海域に総計7,636Ciを、1969年にアイルランド沖に22,070Ciを⁽⁹⁾、1971年には11,000Ciを処分しており、1972年度実施された投棄処分を含めるとすでに4回の処分経験を有している。わが国では1955年から15年間に日本放射性同位元素協会(現アイソトープ協会)が伊豆諸島沖に試験投棄を実施してきたがその処分量は総計407Ciである。海洋処分の影響評価については、いくつかの試算例^{(7)(9)~(11)}がすでに報告されているので参照されたい**。

(2) 地中処分

放射性廃棄物を地中に処分すると、放射性物質が地下水中に溶け出して非常に危険なように考えられる。しかし実際は、土の持つ大きな交換容量*により土に吸着されてあまり地中を移動しない⁽¹²⁾。例えば、カナダのChalk River研究所では、原子炉暴走事故で発生した10,000Ciの放射性廃水を地中に注入したが、15年経過しても250m離れた観測井から放射能は検出されていない⁽¹³⁾。また、アメリカのHanford研究所では、いまだ20年間に300,000Ciの放射性物質を含む2,300,000m³の廃液を地中浸透処分しているが、近くを流れるコロンビア河の放射能は増加しておらず⁽¹⁴⁾⁽¹⁵⁾、Savannah River地中処分場では1,500,000Ciの放射性廃棄物を埋設処分したが、放射性物質が地中を移動して敷地境界にまで達する可能性はほとんどないものと考えられている⁽¹⁶⁾。これらの処分量は海洋処分の場合に比べて1~2桁高く、海洋処分の場合には湧昇流によって処分した廃棄物が人間の生活環境に現れた例があるが、地中処分の場合にはそのような報告は

いまだない。欧米においては、地中処分はごく一般的な廃棄物の処分方法であり多くの国で採用されている⁽¹⁷⁾⁽¹⁸⁾。わが国においては、法律制定時点において線量評価に必要な資料が不足していたため、安全を考えて現在も廃棄物を地中に直接処分することは許されていない。しかし、地中処分の安全評価に必要な基礎資料は精力的に収集されており、後述するように、わが国においても十分に廃棄物を地中処分できると考えられるようになってきた⁽¹⁹⁾⁽²⁰⁾。地中処分の影響評価については試算例がすでいくつか報告されており⁽²¹⁾⁽²²⁾、特にわが国においては地中処分場を沿岸に立地させる場合について、決定核種が⁹⁰Sr、^{110m}Agであること、決定経路が農産物の経路であること等について述べた拙稿を本誌に発表しているの、参照されたい⁽²³⁾。

(3) 宇宙処分

宇宙処分は、廃棄物をロケットに積んで地球の外へ捨てようとするものである。ロケットを用いて地球の引力圏外へ物質を運ぶことは、姿勢制御さえしなければ常識をはずれるほど高価ではないので、燃料再処理の際発生する核分裂生成物を含む極高レベル廃液などは、ロケット工学が進歩すればこの方法が可能であるとして一部で検討が始められている。

(4) 原子炉による消滅処分

消滅処分は、放射性物質による人間の生活環境の汚染を考える場合に重要な長寿命放射性核種を、原子炉で照射して短寿命核種に変えて減衰を早めたり、あるいは安定な核種に変える方法である。消滅処分の対象になる核種は、半減期の長さおよび核分裂収率の大きさから⁸⁵Kr、⁹⁰Sr、¹³⁷Cs、⁹⁹Tc、¹²⁹I等が選ばれている⁽²⁴⁾。この方法を実施するためには、処分対象核種を廃棄物から分離する必要があること、中性子束密度の大きな原子炉を必要とすることなど、将来の技術革新に期待するところが大きいと考えられるが、すでに一部において検討が始められている^{(25)~(27)}。

(5) 経済性の比較

これらの処分方法のうち現在の技術で経済的に実用

* 1972年4月20日、日本の正式加盟を得てNEAと改称した。

** 試算者により試算条件その他に差が認められるが、いずれの場合でも、人体の受ける被曝線量はICRPの勧告した線量限度より数桁小さくなることの結論が得られている。

** 単位量の土が放射性核種を交換吸着する最大量、すなわち単位容積あるいは単位重量の土が持つ交換基の数をいう。普通は $\mu\text{eq/g}$ 、 meq/ml などの単位で表わされる。

第2表 各処分法の経済性比較

処 分 法	場 所	廃 棄 物	費 用 (円/m ³)†††	文 献
地 中 処 分	Oak Ridge, Idaho (米)	固体(低レベル)	2,600~ 10,000	(30)
	Savannah River (米)	固体(低レベル)	4,000~ 13,000	(16), (29)
海 洋 処 分	ENEA	固 体	50,000~100,000†	(9)より計算
	日 本 (試算)	固 体	160,000~180,000††	(30)より計算
原子炉による 消 滅 処 分	ア メ リ カ (試算)	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, ⁸⁵ Kr	75.6~2.5 〔百万円/kW _t 〕††††	(26)
宇 宙 処 分	日 本 (試算)	固 体	10 ¹³	人工衛星打上げ に要する費用

†固化費用を含まない。††固化費用を含み、陸上輸送費含まない。†††費用の換算は1 \$ = 360円。††††発電所単位熱出力当りの経費。

可能な方法は海洋処分と地中処分とである。一般に放射性廃棄物を処分するに要する経費は、廃棄物の発生場所において処分する場合に最も安価であり、この場合には、さらに廃棄物の輸送に関する安全上の諸問題を考慮する必要がないなど有利な点が多い。アメリカにおいて廃棄物の処分方法が海洋処分から地中処分に転換された主な理由に、地中処分の経済的優位が挙げられている⁽¹⁸⁾。廃棄物の形態・放射能レベル、処分場所などのほか、算定費目をどの範囲まで含めるかによって大きく変化する。各処分法の経済性の大略の比較を第2表に示す。

Ⅲ. 地中処分法の実際

地中処分の対象には液体廃棄物・固体廃棄物があり、また気体廃棄物の処分も考えられている。人口稠密で地下水も井戸水としてよく利用されているわが国と、広大な敷地を有し降雨量の少ない場所を自由に選べる外国とは全く条件が異なるため、諸外国の例をそのままわが国にあてはめることはできないが、以下に諸外国で実施されている地中処分の方法を概説する。

1. 液体廃棄物の地中処分

(1) 低レベル廃液処分

Hanford 研究所(米)は 1,550km² の広大な敷地をもつ研究所で、コロンビア川から 11~16km 離れたところに地中処分のための区画を作り、ここに総水面積 3×10⁶m² に及ぶ池を掘り、5×10⁻⁵μCi/ml 以下の低レベル廃液を 1 日に約 30,000m³ 供給して地下に浸透させる。20年間に 3×10⁶m³、β放射能で 20,000Ci をこの方法で処分した⁽¹⁴⁾⁽²⁸⁾⁽³¹⁾⁽³²⁾。同じ方法が Savannah River 研究所(米)でも採用されている⁽¹⁶⁾⁽³³⁾⁽³⁴⁾。Chalk River 研究所(カナダ)では、長さ 70m、幅 37m、深さ 2.5m の池を作り、これに玉石を詰めて廃液を浸透させている。1966年までに処分した廃液は 12,330Ci

でこのうち 2,500Ci は ⁹⁰Sr であった⁽¹³⁾⁽³⁵⁾⁽³⁶⁾。

(2) 中レベル廃液の処分

Hanford 研究所は、再処理溶剤の洗浄水や汚染した蒸気凝縮水などで 5×10⁻⁵~100μCi/ml の中レベル廃液を Crib と呼ばれる装置で地下に浸透させる(第1図)。底の幅 3m の溝を掘り、礫を途中まで詰め、上はプラスチックシートで覆い土をかける。パイプを通じての廃液の浸透速度は 400l/m²・day で、Crib の耐用年限は 3~5 年である。現在までにこの方法で 3×10⁵Ci の放射能を含む 2.3×10⁶m³ の廃液を処分したが、土に吸着されて自己崩壊したものもあり、現在は約 5×10⁴Ci の放射性物質が地中に存在するといわれている。

第1図 Cribによる中レベル廃水の地下処分⁽³⁸⁾

Oak Ridge 研究所(米)では、Hydrofracture 法と呼ばれる特殊な方法で中レベル廃液を処分している^{(37)~(42)}。廃液を濃縮処理することにより生じた汚泥にセメントその他を加えてセメントペーストとした後、これを地表面下約 300m の頁岩層に圧入する。圧入されたペーストは固化して頁岩の一部になってしまう。同研究所では年間約 600m³ をこの方法で処分していた。

(3) 高レベル廃液の処分

高レベル廃液になると地中処分はあまり使われないが、Hanford 研究所で再処理のとき用いた溶剤を地中処分した例がある。長さ 60m, 幅 6 m, 深さ 1.2m の溝を掘り、溝の底と地下水面との間の土の体積の10%に相当する廃液を入れて土をかける。この方法で1957年までに 10^5 m^3 , $6.6 \times 10^5 \text{ Ci}$ を処分したが、その後中止している。

2. 固体廃棄物の地中処分

(1) 低レベル固体廃棄物の処分

低レベル固体廃棄物は管理区域から発生するありとあらゆる雑固体であり、放射能の有無を入念に検査する訳にはいかない。そこで管理区域から出た雑固体はすべて低レベル廃棄物とみなすことが多い。これらの雑固体は通常ポリエチレン袋に入れて集められ、これを段ボール箱に入れて処理場に造った素掘りの溝に持っていき、溝が廃棄物で一杯になると上から土をかけて埋め戻す。通常の都市ゴミと同じく可燃物と不可燃物とを分類して可燃物は焼却したり、あるいは減容するために圧搾器で圧搾したりしたこともあるが、いずれも操作が厄介なので最近では行われなくなることが多い。これらの固体廃棄物は何もせずに地中に埋めるのが最も安全で、かつ経済的であると考えられている。廃棄溝の大きさは、例えば Windscale (英)⁽⁴³⁾ では長さ 640 m, 幅 27m, 深さ 4.5m, 容積 $78,000 \text{ m}^3$, Los Alamos (米)⁽⁴⁴⁾ では長さ 150m, 幅 30m, 深さ 9 m, 容積 $40,000 \text{ m}^3$ のものを用いている。安全性を確認するために、Windscale のように浸透水を採取して放射能を測定したり、Savannah River⁽¹⁶⁾⁽³³⁾⁽³⁴⁾ のように埋め戻しの土にベントナイト(粘土鉱物の一種)を用いて透水性を悪くし、雨水が処分された廃棄物と接触しないようにしているところもある。

(2) 中レベル固化体廃棄物の処分

中レベル固化体廃棄物は遮蔽を要するため、底に穴のあいた輸送容器に吊り下げて運び、コンクリート管あるいは鉄管を縦方向に埋めて作った穴に落とし込む。Los Alamos では直径 60cm, 長さ 6 m のコンクリート管を用いており、Chalk River ではコンクリート管の内側を鉄板で覆って使用済燃料の貯蔵庫にしている。さらに、コンクリート製の箱に廃棄物を入れて上からコンクリートを流して固めたり(写真1)⁽³⁵⁾、ケーソンに入れて貯蔵したり (Hanford⁽²⁸⁾)、トンネルを掘って鉄道の引込み線を作り、貨車ごとトンネル内に捨てる(Hanford⁽³¹⁾) などの方法もとられる。西ドイツでは Asse-II 岩塩坑を利用して2000年までに生ず

写真1 廃棄物のコンクリート固化体をさらにコンクリートで固めているところ (Chalk River⁽¹³⁾)

るすべての廃棄物を処分しようとしている⁽⁴⁵⁾。

(3) 高レベル固体廃棄物の処分

燃料再処理から生じた廃液は、遮蔽が必要だけでなく自己の放射能で発熱するため、冷却する必要がある。Idaho 再処理工場(米)^{(46)~(48)} では、再処理廃液を粘土と共に仮焼して粘土粒をつくり、これをステンレス鋼製円筒容器内に貯蔵している。仮焼粘土粒は 0.13 Ci/g の核分裂物質を含み、 $170 \sim 430 \text{ kcal/hr} \cdot \text{m}^2$ の発熱をするので、タンクを地下 6 m のところに埋め、除熱のために空気を送っている。粘土粒は放射能が高いため直接地中に埋めることはできず、地中処分の利点は土の持つ遮蔽効果を利用するだけである。なお、冷却を効果よくするため、粘土粒をステンレス鋼缶に詰めて水中に貯蔵する方法も考えられている。

3. 気体廃棄物の地中処分

地層の空隙率は通常10~40%であるから、地下水面上の土の体積の1/3は空隙である。これを放射性気体の貯蔵庫にして、半減期の短い核種はここで消滅させようとする試みが1950年頃から、主として再処理工場から発生する気体廃棄物の処分、原子炉の地下立地等と関連して研究されている。Clebsch⁽⁴⁹⁾ は原子炉の最大仮想事故時に発生する ^{131}I や ^{85}Kr を含む廃気を有効空隙率10%, 地下30~150mにある厚さ12mの礫層で処分する場合について試算し、地下での廃気の滞留時間が250日になるとの結論を得ている。この方法はまだ試算の段階であるが、原子炉の近くによほど理想的な土地がないと実行は難しいであろう。

4. 地中処分の経済性

経済性の問題を論ずるとき関連する要素が極めて多いので、これを各施設間で正確に比較することは困難な場合が多い。経費を標準化する作業は IAEA で進

められているが、地中処分についてはまだ数値が発表されていない。いままでに報告された資料を整理すると液体廃棄物について第3表、固体廃棄物について第4表のようになる。低レベル廃液の処分費は0.5円/m³と極めて安価であるが、中レベルでは250~540円/m³、高レベルでは2,700円/m³に達する。固体廃棄物の場合低レベルの雑固体を素掘りの溝の中に埋める場合は2,000~10,000円/m³ですむが、中レベルのものをトン

ネル内に処分すると200,000円/m³、ケーソンに入れる場合は100,000円/m³、高レベル廃液の仮焼体を地中埋蔵するときは3,000,000円/m³を要する。低レベルの雑固体を地中埋設する場合は、その費用の12%が放射線からの防護に、12%が埋立に、16%が輸送に、28%が廃棄物のパッケージに、そして残り32%が人件費に用いられている⁽⁴⁴⁾。

第3表 液体廃棄物地中処分の費用

(費用の換算は1\$=360円)

レベル	場 所	国名	処 分 法	費 用 (円/m ³)	備 考	文献
低レベル	Hanford	米	浸透面積3×10 ⁶ m ² の池	0.5	建設費7,200万円, 操業費144万円/年	(28)
中レベル	Hanford	米	180m ² の Crib	250	建設費1,440万円, 操業費290万円/年	(28)
	Oak Ridge	米	セメントベーストにして地下注入	540		
高レベル	Hanford	米	浸透面積680m ² の溝	2,660	再処理溶剤 建設費540万円, 操業費250万円/年	(28)

第4表 固体廃棄物地中処分の費用

(費用の換算は1\$=360円)

レベル	場 所	国名	処 分 法	費用(円/m ³)	備 考	文献
低レベル	Windscale	英	溝に埋める	1,870~2,570	溝は640m×18m×3.5~4.5m	(43)
	Los Alamos	米	//	7,200	溝は150m×30m×9m	(44)
	Savannah River	米	//	12,600		(16)
	Asse-II	西独	岩塩坑利用	5,800		(63)
中レベル	Hanford	米	ケーソン	1,080,000	ケーソン容積3 m ³	(28)
	//		トンネル	198,000	貨車(110m ³)が36輛はいる	(28)
高レベル	//		コンクリート管	1,080,000		(28)
	Oak Ridge	米	ステレス管に貯蔵	3,384,000	再処理固化体	(37)

Ⅳ. 放射性廃棄物地中処分場の立地条件

1. 立地条件と処分の条件

放射性廃棄物地中処分場の合理的な立地条件は、地中処分された廃棄物中に含まれる放射性物質が、どのような経路を経て人間に摂取され、かつその影響がどの程度になるかを推定することによって^{(50)~(52)}、明らかにすることができる。IAEA は地中処分の立地条件として第5表を考えている⁽⁵³⁾。地中処分した廃棄物からの放射性核種の漏出を考えれば、液体やスラッジより固体を処分の方が安全性が高く、一度漏出した核種の地中移動を考えると、土は交換容量が大きく透水性が低いことが望ましい。また、地下水と地表面との間が広いほど移動距離が長く有利であるから、降雨が少ないことも条件の1つになる。ところで、廃棄

物地中処分場の立地をより具体的に検討しようとする場合には、これらの条件のいずれをまず第1に優先させるべきかという問題が生ずる。筆者らは、そのような場合を想定し、感度解析*の手法を用いて、地中処分場の立地条件をより定量的に検討した(第6表)⁽⁵⁴⁾。第6表は、廃棄物の地中処分場が海岸に立地し、処分された廃棄物中の核種が人間に摂取されるに至る経路(第2図)のうちでは、地下水を直接飲用する経路、農産物を摂取する経路、および海産物を摂取する経路が特に重要な経路であるとの前提等により導かれている。各カテゴリーにおいては番号の若い条件ほど重要視さ

* システムを構成するある因子の変動が全システムにどのような影響を及ぼすかを解析する数学的方法である。ここでは感度の大きい因子ほど地中処分場の立地条件として重要である。

第5表 地下処分の立地条件 (IAEA⁽⁵³⁾より)

要素	好条件	悪条件
廃棄物の物理的性状	固体	液体, 汚泥
廃棄物の化学的性状	アルカリ, 中性, 低塩分濃度	酸, 高塩分濃度
放射性物質の性状	短寿命の核種	長寿命の核種, 陰イオン性の核種
地理的条件	降雨量少 河川湖沼より遠い 人口密集地より遠い	降雨量大 河川湖沼より近い 人口密集地より近い
地質(地球化学)	砂質で締め固められていない土で, 溶解性カルシウム塩を多く含まぬこと	亀裂のある岩, 変換容量のない土, カルシウムや溶解性の塩を多く含む土
水文学的要素	地下水位が深い 地下水の流速小 地表水に出るまでの距離が大	地下水位が浅い 地下水の流速大 地下水はすぐ川に出る

第6表 地中処分場の立地条件

これらの立地条件は, 番号の若い順に優先されるべきである。

A. 地理的条件

1. 処分場から灌漑用地下水採取井戸までの距離が大きい。
2. 処分場から飲料用地下水採取井戸までの距離が大きい。
3. 公共水域(海, 湖, 川等)までの距離が大きい。
4. 地下水位が深い。

B. 物理化学的条件

1. 地下水の流速が小さい。
2. 放射性核種の分配係数値が大きい。
(地下水中の陽イオン濃度が小さい)
3. 地層の空隙率が小さい。
4. 帯水層の厚さが大きい。
5. 土壌の密度が大きい。

C. その他の条件

1. 降雨量が少ない。
2. 海での平均混合深さが大きい。

れるべきである。例えば, 飲料用地下水採取位置までの距離が長いことよりも灌漑用地下水採取位置までの距離が長いことの方が, また核種の土壌への吸着能が大きいことよりも地下水の移動速度が遅いことの方が, 地中処分場の安全性を検討する上で重要であることを意味している。

もっともこれらの条件は個々の処分場に対して検討すべきであって, 優先順位の高い好条件とされているものが必ずしも特定の場所にとって有利な条件とならないことがある⁽⁵⁴⁾。廃液を処理する場合には透水性の低い土は地下水の流速を低下させるが, 一方では廃

第2図 地中または表面水(海洋を含む)に放出された⁽⁵³⁾放射性物質と人との間の簡略化された経路

液の地中への浸透率を悪くし, そのために大きな処分場が必要になる。粘土は不透水性で交換容量も大きいから処分場所としては適当であるように思えるが, 不透水性であるために放射性核種を含む地下水が粘土と接触せず高い交換容量も利用できない。さらに, 粘土層に固体廃棄物を処分すると雨水が排除されず, ついには地表に溢れ出ることも考えられる。個々の処分場においても, これらの条件は人工的に改善することが可能であり, 化学薬品を地中に注入して土の交換容量の増加をはかったり, 土を固めて地下水を遮断したり, 地下ダム, 止水壁, 地下傘を構築して地下水の流動状態を変える工法もある^{(55)~(58)}。

地中処分場の立地条件を安全性の面から考えたこれらの条件のほかにも, 例えば管理・運搬の面, 社会的・経済的な面その他から検討した報告がある^{(59)~(61)}。

2. 立地条件の比較と処分場の立地選定

放射性廃棄物の地中処分候補地がいくつかある場合には、どの候補地を採用するか判断するために、これらの候補地の安全性を比較する必要がある。このような比較を定量的に行うことは容易ではない。IAEA は地下水面までの距離、土の性質、浸透性、地下水面の勾配等を考えて立地条件を採点する方法を提案している⁽⁵³⁾、筆者らはこの考え方をさらに進めて感度解析の手法を用い、より正確で定量的な採点法を提案している。筆者らの提案している評価図表(一部)を第3図*に示す。これは地中処分場の立地を考える場合に重要な役割を果たす多くの因子について検討し、各因子にその重要度に応じて評価点数を与えたものである。例えば、処分のために掘った溝と地下水面との間の距離が1 m(0.13点)、処分場から灌漑用地下水採取井戸までの距離が2 km(-0.50点)、地下水流速が30 cm/day(0点)、雨水の浸透速度が20 cm/day(0.24点)、放射性核種の土による交換吸着能の大きさを表わす分配係数が70 ml/g(0.51点)であれば、全部で-0.64点となる。この総点数が負であれば候補地の安全性が基準位置に優り、正であれば劣ることを意味し、総点数の絶対値が基準位置からのズレの大きさを表わす。各因子に与えられる評価点数の大きさは他の因子に与えられる評価点数によっても変わるため、地中処分場の候補地が内陸にある場合、沿岸にある場合などに応じて評価図表を使い分ける必要がある。評価図表作製の理論的背景が明らかになっているため、場合によっては新たな図表を準備することも容易で、かつ新旧両図

各因子に対する評価点は上側の目盛で与えられる。
第3図 地中処分場安全性の評価図表(一部)
(飲料水、農産物、海産物の経路を考慮)

表の関係を定量的に明らかにすることも容易である。

これらの方法を用いると、いくつかの候補地の優劣の大略を判定することができるが、さらに精密な判定を行うためには、候補地に関してより詳しい調査を行なって必要な資料を得て候補地毎に安全評価を行う必要がある。このような安全評価を行うには細部においてなお多くの研究の成果に待つところが多いが、かなりの精度で試算を行えるまでに研究は進展しているといえる。また所与の敷地内において安全性が最大になる地中処分位置を求める問題については、すでに筆者らによって計算機を用いる方法が有効であることが示されている⁽⁶²⁾。

V. わが国における地中処分の見通し

放射性廃棄物の地中処分を実施するには、廃棄物を処分することによって決定グループに属する個人が受ける身体的影響が許容限度以下であると同時に、国民全体に対する遺伝的影響が有意なレベル以下でなければならない。

合計出力 2,000,000 kWe 規模の BWR 発電所が沿岸に立地し、同発電所で発生するすべての廃棄物を同敷地内で管理保管する場合について、仮定の決定グループに属する個人がどの程度の内部被曝を受けるかを試算した結果⁽¹⁹⁾を第7表に示す。同表より、試算条件下においては地中処分の決定核種が⁹⁰Sr および^{110m}Ag であること、決定経路が放射性核種を濃縮した農産物を摂取する経路であることがわかる。表に示された試算値は多くの安全側の仮定を採用して得られたものであるが、いずれも ICRP が公衆の構成員に対して勧告した線量限度に比べると十分に小さい値であり、自然放射線によって受ける被曝線量と比べても数桁低い値である。

一方、ICRP は遺伝的障害の制限に関して、全集団に対する遺伝線量として1世代(30年)当り1人5 rem という限度を勧告し、この被曝量を職業上の被曝、特殊グループの被曝、集団全体の被曝および保留分に割り当てる例示を行なっている⁽⁶⁴⁾。しかし、この遺伝線量限度を集団の被曝源となる各種の線源にどのように割り当てるべきかについては何ら勧告していない。また遺伝的影響を防護することに関する国際的な同意も

* 第3図は、地中処分場の安全性を考える場合にどの因子が重要な役割を果たすかを検討することによって得られる。理論的背景については、多少の数学的取扱いを要するので、拙稿⁽⁶²⁾を参照されたい。

第 7 表 廃棄物を地中処分(保管廃棄)することにより受ける内部被曝線量の増分⁽¹⁹⁾

核 種	決 定 臓 器	内 部 被 曝 線 量 (mrem/yr)		
		飲 料 水 摂 取	海 産 物 摂 取	農 産 物 摂 取
¹³⁷ Cs	全身・肝臓・脾臓・筋肉	5.1×10^{-50}	3.4×10^{-156}	2.9×10^{-47}
⁹⁰ Sr	骨・消化管	2.4×10^{-7}	3.1×10^{-30}	2.3×10^{-4}
⁵⁸ Co	全 身	5.9×10^{-2016}	5.2×10^{-6045}	8.6×10^{-2014}
⁶⁰ Co	全 身	1.5×10^{-77}	7.3×10^{-229}	2.0×10^{-25}
⁵⁴ Mn	消化管・肝臓	3.2×10^{-150}	8.2×10^{-451}	1.4×10^{-147}
⁵⁹ Fe	消化管・脾臓	1.8×10^{-9}	1.2×10^{-24}	2.7×10^{-9}
^{110m} Ag	消化管	2.5×10^{-5}	1.1×10^{-10}	5.8×10^{-2}
⁶⁵ Zn	全身・前立腺・肝臓・消化管	2.3×10^{-641}	7.4×10^{-1906}	3.6×10^{-637}
⁹⁹ Mo	腎臓・消化管	6.5×10^{-124}	1.1×10^{-370}	8.8×10^{-120}
¹³¹ I	甲 状 腺	3.2×10^{-39}	1.2×10^{-123}	4.4×10^{-40}

200万kW規模のBWR発電所(沿岸立地)から出る廃棄物20年分を、同敷地内で全部保管廃棄する場合。
ただし、固化体の1%が事故による破壊を受けるとして事故解析。

いまだ得られていない⁽¹⁷⁾。放射性廃棄物の処分は単に1つの被曝源にすぎず、現在のところこれに関する制限値は各国で設定されている。例えば、イギリスでは廃棄物処分によって全国民の受ける平均線量は1世代当り1remを越えてはならないと考えられている。西ドイツでは原子力産業に起因する遺伝線量は1世代当り2remを越えてはならないと提案されており、イタリア、スウェーデンではその考え方を示す方法として原子力発電単位容量当りのman・remで表わした集団線量を用いることが検討されている⁽¹⁷⁾。

いま、かりに放射性廃棄物処分によって全国民の受ける平均線量が1人1世代(30年)当り1remを越えてはならないものと規制し、この線量を気圏・水圏・地圏に等しく割り当てれば、地中処分に割り当てられる許容線量は $1/90$ rem/yr($1/90$ rem, 30年間)となる。他方、1990年度までに開発される原子力発電規模を1億kWとし、これを2,000,000kWの発電所50個所で分担し、生ずる廃棄物をすべて敷地内に地中処分するものとする。地中処分の影響(第7表)が半径15km以内の住民に及ぶものとして、日本全体の国民線量を計算すると約220man・rem/yr*、国民1人当りの平均被曝線量は 2.2×10^{-3} mrem/yrとなる。これは自然放射能からの被曝線量103mrem/yrおよび上述の $1/90$ rem/yrに比較して極めて少ない値である。このような試算にはよほど問題の本質をわきまえないと、単なる計算に陥って大きな誤りを犯す危険性がひそんでいるが、地中処分の実施が国民全体に対しどの程度の影響を及ぼすかを推定するための目安にはなり得る。

地中処分に関する研究・技術上の問題については次章で検討する。また、地中処分場の立地・処分作業の実

施については、これらの安全上・技術上の問題のほか、社会的な影響を抜きにしては考えることができない。地中処分にに関する認識を広く国民のものとし、正しい理解と協力を得る必要がある。

Ⅶ. 地中処分を実施するに必要な研究課題および成果

地中処分を採用する場合には、まず安全性が確保されるべきであることはすでに述べた。しかしながら、処分を実施するにはそのほかにも解決すべき問題は多い。ここでは、発電用原子炉から発生する固体廃棄物を処分するに必要と考えられる研究項目について述べる。

1. 研究項目と内容

(1) 管理保管の方法

地上あるいは半地下・地下保管庫に廃棄物を管理保管する場合の保管庫の構造、特にモニタリングの方法、保管庫への廃棄物の積み込み・積み出しの荷役法、固化体積み重ねの高さ、床耐圧など、主として構造的な研究が必要である。

(2) 地中埋設の研究

固体廃棄物を直接地中に処分する方法で、コンクリートで固めて床板を作り駐車場にしたり建造物の基礎にする方法も含まれる。これには固化体の製造法や雨水浸透水・地下水と接触して固化体から漏洩する放射性核種の質と量、およびそれをなるべく少なくするための工学的方法を研究する。具体的な研究項目として

* 半径15km以内の居住人口として、日本の建設中を含む10原子力発電所についての平均値75,000人を採用する。

次が考えられる。

- (1) 固化体の製造法：固化剤の検討，固化容器の検討
- (2) 固化体からの放射性核種の浸出：浸出速度・拡散係数の算定，特に固化体が間欠的に水と接する場合，水と接しない場合
- (3) 浸出を少なくするための工学的検討
- (4) 固化体を輸送する場合の安全性の検討

(3) 地中処分場の立地選定

廃棄物の運搬の便，地耐力，地震，地下水の利用状況と地質などが地中処分の立地選定に関係する。そこで，安全に地中処分のできる立地選定の方法を検討する。

- (1) 地層・地質の検討：地下水の流況・水質，土壌の物理化学的性質，地耐力など
- (2) 地下水利用状態の調査(食習慣の調査)
- (3) 地中処分場・保管場と居住区域との位置関係
- (4) 固化体輸送の方法と安全性

(4) 放射性核種の地中移動に関する研究

地中処分の最も重要で困難な問題は，放射性物質が地中に漏出した場合の地中移動の推定とその検出法を確立することである。放射性物質の地中移動は帯水層(地下水面上の地層)と通気層(地下水面上の地層)とに分けて検討する必要がある。

- (1) 地下水の流動状態の調査および推定
- (2) 固化体から浸出した核種の通気層での挙動
- (3) 固化体から浸出した核種の帯水層での挙動
- (4) 放射性核種の地中での存在形態

(5) 水みちの研究

地層は決して均質等方性のもではなく地質，空隙率，透水係数等が場所により変化する。特に地下に存在する透水係数の高い，いわゆる水みちには地下水が集り，速い流速で思わぬ方向へ流出する。放射性廃棄物の地中処分に際して水みちの発見は重要な意義を有するので，その確実な発見法を研究する必要がある。

(6) モニタリング法

海洋処分と異なり地中処分の場合は，環境の意味のあるモニタリングがある程度可能である。環境の汚染，人類への影響をより確実に把握できる有効確実な観測井の配置，サンプリング頻度などについて研究する。

(7) 植物の汚染

地層が放射性物質で汚染されるとそれが植物に移行し，農産物・畜産物に放射性物質が濃縮されるおそれがある。ここでは，地下水位がどの程度であれば地下水中の放射性核種が植物中に移行しないかを研究する。また，植物による核種の濃縮係数を測定する。

(8) 経済性の検討

種々の地中処分の方法について，廃棄物の前処理から処分作業に至る全過程にわたり，経済性を比較検討する。

(9) 放射線影響の研究

地中に漏出した核種は，土に吸着され極めて遅い速度で地層中を移動する間に多くは自己崩壊によって消滅するが，最終的には地下水と共に公共水域へ流入する。この場合，放射性核種は水産物により濃縮されて人類に放射線被曝をもたらす。そこで，その被曝量がどの程度であるかを地中処分の各方法について検討する。

2. 従来の研究と成果

放射性廃棄物の地中処分をめぐる研究は，ここ数年来わが国においても着実に行われ，地中処分の安全性を総合的に評価するに必要な資料も精力的に収集されている。全般的にいえば，地中処分に関する実験室規模での基礎的研究は一部を除いてかなりの程度まで進展しているといえる。地中処分の場合は，地中処分場立地地点の地域特性の影響を強く受けるため，現地での野外事前実験ぬきには処分の実施は考えられない。

以下に従来の研究と今日までに明らかになっている事項とについて述べる。

(1) 管理保管の方法

諸外国における実績・経験・考え方については，例えばIAEAのシンポジウム報告集⁽¹⁸⁾，その他⁽¹⁵⁾に詳しく紹介されているが，設計基準を示したものはない。わが国においては日本原子力研究所東海研究所における経験⁽⁶⁶⁾が貴重である。

(2) 地中埋設の研究

各国での実施例はIAEA，USAECのシンポジウム報告集⁽⁶⁵⁾⁽⁶⁷⁾に詳しく紹介されている。固化体の製造法として，浸出の少ないゲルの使用⁽⁶⁸⁾などが提案されているが実用に至ってはいない。浸出速度については現在までに多くの報告があるが，間欠的に水と接する場合の核種の浸出現象についてはあまり研究されていない。

(3) 地中処分場の立地選定

IAEAの報告⁽⁵³⁾，筆者らの研究⁽⁵⁴⁾⁽⁶²⁾がある。このほか都市ゴミ・産業廃棄物埋立地の選定技術を応用することも考えられる。

(4) 放射性核種の地中移動に関する研究

放射性核種の地中移動に関しては，Thomas⁽⁶⁹⁾，Vermeulen & Hiester⁽⁷⁰⁾，Sillén⁽⁷¹⁾ および筆者の理論⁽⁷²⁾などがある。放射性核種の移動を地下水の流

動と関連づけて予測する筆者の理論は、不均一な実際の地層についてもよく適用できるといわれている。共存無機イオンの影響、放射性核種の地中での存在状態と挙動との関係、通気層における核種の挙動などについての研究がなお必要である^{(73)~(77)}。

(5) 水みちの研究

水みちを発見する方法の1つに、1個所の観測井にトレーサを投入し、その周囲の観測井から揚水してトレーサ濃度を測定し、投入トレーサ量の何%がどの方向に移動したかを知る方法がある。他方、止水壁、地中ダム等の工学的手法を用いれば、地下水の流動をコントロールすることも可能である。

(6) モニタリング法

モニタリング井はHanford研究所の数100本を利用した例から、わずかに数本を利用した例までである。土のコア・サンプルをとって放射能を測定する方法もあるが、1, 2の例を除きあまり実施されていない。地中処分に関するモニタリング法については、わが国でも具体的な検討が始められている⁽⁷⁸⁾。

(7) 植物の汚染

廃棄物を地中処分する場合には、放射性物質を濃縮した農産物を摂取する経路が決定経路となる場合が多い。植物による核種の濃縮係数に関する研究^{(52) (79)}は精力的に行われているが、水稻による核種の濃縮、植物の汚染を問題にしないでよい通気層の厚さなどについての報告はまれである。

(8) 経済性の検討

地中処分の全過程について総合的に経済性を検討した例はごくまれである。

(9) 放射線影響の研究

地中処分の総合的な安全性を検討した報告には、国連原子力平和利用会議(第3回ジュネーブ会議)におけるベルギーの研究⁽²²⁾、筆者らの試算⁽²³⁾などいくつか発表されているが、まだいくつかの仮定をおかねば計算ができない現状である。この方面の研究の進展が待たれる。

以上、放射性廃棄物の地中処分の現状と将来の見通し、および研究課題をなるべく数式を使わずにわかりやすく概説した。また、これから本問題と取り組もうとされる方のためになるべく文献を多く挙げておいた。放射性廃棄物処分の問題は緊急性を持ちながら、わが国独自の資料はまだ充分には集められておらず、研究層も厚いとはいえない。今後この方面の研究者の努力がさらに集中されんことを望んでやまない。

— 参 考 文 献 —

- (1) 原安協: “固体廃棄物処理処分専門委昭44報告書”, (1970).
- (2) 放射線審議会答申, (1971).
- (3) ICRP: 放射性物質の取扱いに関連する環境モニタリングの一般原則, *ICRP-Publ. 12*, (1965), Pergamon Press, アイトーブ協訳.
- (4) PRESTON, A.: Aquatic monitoring programmes, *Proc. Sem., Vienna, FAO/IAEA/WHO*, pp. 309~324 (1969).
- (5) ICRP: 放射性物質の取扱いに関連する環境モニタリングの諸原則, *ICRP-Publ. 7*, (1967), 日本アイトーブ協訳.
- (6) 阪田貞弘: ヨーロッパにおける放射性廃棄物処理, その報告と考察, *JAERI-レポート 4021*, (1962).
- (7) 原安協: 固体廃棄物処理処分専門委中間報告書, 原安協報告-15, (1969).
- (8) 原産原動研: “放射性廃棄物処理総説”, (1964).
- (9) ENEA: 大西洋における放射性廃棄物の海洋投棄に関する報告, *NSRA-memo*, 10, (1969), 原安協訳.
- (10) National Academy of Science: Considerations on the disposal of radioactive wastes from nuclear powered ships, *NAS-NRC Publ. 658* (1959).
- (11) 放射線審議会: 海域放出特別部会報告書, (1968).
- (12) REICHERT, S.O.: Geology plays an important role in radioactive waste management, *Mining Eng.*, 98~103 (Sep. 1968).
- (13) MERRITT, M.F., MAWSON, C.A.: Experiences with ground disposal at Chalk River, *Proc. Symp. Vienna, IAEA/ENEA*, pp. 79~92 (1967).
- (14) PEARCE, D.W., et al.: A review of radioactive waste disposal to the ground at Hanford, *Proc. Sci. Conf. Disposal Radioactive Wastes, IAEA*, pp. 345 (1959).
- (15) BROWN, D.J.: Migration characteristics of radionuclides through sediments underlying the Hanford reservation, *Proc. Symp. Vienna, IAEA/ENEA*, pp. 215~225 (1967).
- (16) MARTER, W.L.: Ground waste disposal practices at the Savannah River Plant, *ibid.*, pp. 95~106.
- (17) ENEA: 西ヨーロッパにおける放射性廃棄物管理の実例, *NSRA-memo* 19, (1972), 原安協訳.
- (18) 原安協: 放射性固体廃棄物調査グループ報告書, 原安協報告-28, (1971).
- (19) 同上: “固体廃棄物処理処分専門委昭45成果報告書”, (1972).
- (20) INOUE, Y.: Prediction of radionuclide migration in water at JAERI, *Proc. Symp. Vienna, IAEA/ENEA*, pp. 199~211 (1967).

- (21) MERRITT, W.J., PARSONS, P.J.: The safe burial of high level fission-product solutions incorporated into glass, *Health Phys.*, **10**, 655~664 (1964), Pergamon Press.
- (22) DEJONGHE, P., BAETSLÉ, L., *et al.*: Asphalt conditioning and underground storage of concentrates of medium activity, *Proc. 3rd. Geneva Conf.*, Vol. 14, pp.343~351 (1964).
- (23) 井上頼輝, 森沢真輔: 放射性廃棄物地中処分場の立地選定, (I), 本誌, **14**[10], 522~530 (1972).
- (24) 石原健彦, 他: 放射性廃棄物の処理処分, 本誌, **14**[4], 20~39 (1972).
- (25) 品川睦明: 放射性廃棄物の利用と無害化, 1972年4月大阪科学技術センターで催された講演での配布資料.
- (26) STEINBERG, M., *et al.*: Neutron burning of long-lived fission products for waste disposal, *BNL-6558*, (1964).
- (27) GREGORY, M.V., STEINBERG, M.: A nuclear transformation system for disposal of long-lived fission product waste in an expanding nuclear power economy, *BNL-11915*, (1967).
- (28) BEARD, S.J., GODFREY, W.L.: Waste disposal into the ground at Hanford, *Proc. Symp. Vienna, IAEA/ENEA*, pp.123~132 (1967).
- (29) LENNEMANN, W.L.: U.S.AEC interim radioactive waste burial program, *Proc. Symp. Vienna, IAEA/ENEA*, pp.261~300 (1967).
- (30) 原子力局: “放射性固体廃棄物処理処分検討会報告書”, 下巻, pp.123, 313 (1972), 実業公報社.
- (31) BROWN, R.E., *et al.*: Disposal of liquids wastes to the ground, *Proc. 2nd Geneva Conf.*, Vol. 9, pp.669~692 (1956).
- (32) BROWN, R.E., *et al.*: Experience in the disposal of radioactive wastes to the ground at two production sites, *A/Conf.*, **15/P/1**, 767 (1958).
- (33) PROUT, W.E.: Adsorption of fission products by Savannah River Plant soil, *DP-394*, (1959).
- (34) FENIMORE, J.W.: Land burial of solid radioactive waste during a 10-year period, *Health Phys.*, **10**, 229~236 (1964).
- (35) MAWSON, C.A.: Nuclear waste management in Canada, *J. Water Pollution Control Federation*, **35**, 1055 (1963).
- (36) PARSONS, P.J.: Migration from a disposal of radioactive liquid in sand, *Health Phys.*, **9**, 333 (1963).
- (37) MCCLAIN, W.C.: Hydraulic fracturing as a waste disposal method, *Proc. Symp. Vienna, IAEA/ENEA*, pp.135~147 (1967).
- (38) DELAGUNA, W.: Disposal of radioactive wastes by hydraulic fracturing, (I), *Nucl. Eng. Design*, **3**, 338~352 (1966).
- (39) DELAGUNA, W.: Disposal of radioactive wastes by hydraulic fracturing, (II), *ibid.*, **3**, 432~438 (1966).
- (40) WEEREN, H.O.: Disposal of radioactive wastes by hydraulic fracturing, (III), *ibid.*, **4**, 108~117 (1966).
- (41) TAMURA, T.: Disposal of radioactive wastes by hydraulic fracturing, (IV), *ibid.*, **5**, 477~485 (1967).
- (42) MCCLAIN, W.C.: Surface uplifts associated with the hydraulic fracturing disposal technique, *ORNL-CF-5-48*, (1966).
- (43) HOWELLS, H.: Trench disposal of solid radioactive waste from the Windscale and Colder Works of the UKAEA, *Proc. Symp. Vienna, IAEA/ENEA*, pp.3~15 (1967).
- (44) ENDERS, J.W.: Solid radioactive waste disposal at the Los Alamos Scientific Laboratory, *ibid.*, pp.17~32 (1967).
- (45) SCHWIBACH, J.: Research on the permanent disposal of radioactive wastes in salt formations in the Federal Republic of Germany, *ibid.*, pp.465~478 (1967).
- (46) WHEELER, B.R.: Storage of radioactive solids in underground facilities, current ICPP practices and future concepts, *ibid.*, pp.421~440 (1967).
- (47) COMMANDO, R.E.: Operation of the waste calcining facility with highly radioactive aqueous waste, *IDO-14662*, (1966).
- (48) LAKEY, L.T., BOWER, J.R.: ICPP waste calcining facility safety analysis report, *IDO-14620*, (1963).
- (49) CLEBSCH, A., BALTZ, E.H.: Progress in the United States of America toward deep-well disposal of liquid and gaseous radioactive wastes, *Proc. Symp. Vienna, IAEA/ENEA*, pp.591~603 (1967).
- (50) FREKE, A.M.: Some aspects of the public health hazard associated with the storage of disposal of glasses incorporating highly active fission products wastes, *Health Phys.*, **12**, 1077~1086 (1966).
- (51) KAMATH, P.R., BHAT, I.S.: Field monitoring and investigations for the evaluation of public health hazards through contamination of water sources, *Proc. Sem. Vienna, FAO/IAEA/WHO*, pp.381~391 (1969).
- (52) MENZEL, R.G.: Soil-plant relationships of radioactive elements, *ibid.*, **11**, 1325~1332 (1965).
- (53) IAEA: Radioactive waste disposal into the ground, IAEA Safety Ser. No. 15, (1965).
- (54) 井上頼輝, 森沢真輔: 放射性廃棄物地中処分場の立地選定, (II), 本誌, **14**[12], 652~660 (1972).

- (55) BAETSLÉ, L.H., SOUFFRIAU, J.: Installation of chemical barrier in aquifers and their significance in accidental contamination, *Proc. Symp., Vienna, IAEA/ENEA*, pp. 229~239 (1967).
- (56) 材料学会土質安定材料委: “薬液注入工法”, 233 (1968).
- (57) 松尾新一郎, 河野伊一郎: 地下水規制のための地中ダムの構想, 土木誌, 53[3], 9~13 (1968).
- (58) 松尾新一郎, 河野伊一郎: 地下止水壁による地下水規制に関する実験的研究, 土木学会論文集, No. 178, 53~62 (1970).
- (59) GRAF, P., ROTTENBERG, W.: Plans for long-term storage of low- and medium-level radioactive wastes in Switzerland, *Proc. Symp. Vienna, IAEA/ENEA*, pp. 329~341 (1967).
- (60) GIANNOTTI, G.P., *et al.*: Selection criteria for ground disposal sites for solid radioactive waste in highly populated areas, *Proc. Symp. Vienna, IAEA/ENEA*, pp. 319~328 (1967).
- (61) 小林健三郎: わが国における原子力発電所適地の展望, 土木誌, 57[2], 5~12 (1972).
- (62) 井上頼輝, 森沢真輔: 放射性廃棄物地中処分場の立地選定, (Ⅲ), 本誌, 投稿中.
- (63) KRAUSE, H., *et al.*: Experimental storage of radioactive wastes in the Asse II salt mine, *Proc. Symp. Vienna, IAEA/ENEA*, pp. 519~531 (1967).
- (64) ICRP: 国際放射線防護委員会勧告 *ICRP Publ.* 6, (1964), フイトープ協訳.
- (65) IAEA: *Proc. Symp. Disposal Radioactive Waste into the Ground*, Vienna, IAEA/ENEA, (1967).
- (66) 原研: 東海研究所における放射性廃棄物処理関係設備の概要, *JAERI-memo* 4049, (1969).
- (67) USAEC: Symposium on ground disposal of radioactive waste, *TID-7621*, (1961).
- (68) 寺島 泰: 液状放射性廃棄物のゲル化について, 保健物理, 6[2], 75~84 (1971).
- (69) THOMAS, H.C.: Heterogeneous ion exchange in a flowing system, *J. Amer. Chem. Soc.*, 66, 1664 (1944).
- (70) HESTER, N.K., VERMEULEN, T.: Saturation performance of ion exchange and adsorption columns, *Chem. Eng. Progr.*, 48[10], 505~516, (1962).
- (71) SILLÉN, L.G.: On filtration through a solvent layer, *Ark. Kem.*, 2[34], 477~512 (1950).
- (72) 井上頼輝: 放射性廃棄物の地中処分に関する基礎的研究, 京都大学学位論文, (1970).
- (73) 岩井重久, 井上頼輝, 西牧研社: 再処理廃液中核種の地下移動, 本誌, 10[8], 435~440 (1968).
- (74) 森沢真輔: 放射性廃棄物地中処分場の立地選定, (Ⅳ), 本誌, 投稿中.
- (75) 井上頼輝, 森沢真輔: 放射性核種の分配係数値の変化について, 保物協第7回研究発表会要旨集, pp. 37 (1972).
- (76) 井上頼輝, 赤木文行: 地下通気層における放射性核種の挙動について, 土木学会第26回年次学術講演会要旨集 (Ⅱ), 633~634 (1971).
- (77) 井上頼輝, 赤木文行, 森沢真輔: 山東町・伊吹町における地下水のフッ素汚染について, 土木学会第27回年次学術講演会要旨集 (Ⅱ), 599~600 (1972).
- (78) 原安協: “固体廃棄物処理分専門委昭46報告書”, (1972).
- (79) FEDROV, E.A., *et al.*: Biological effects and behaviour of radioactive fission products in the agriculture claims, *A/Conf.*, 49/P/686, (1971).

昭和48年度
(第4回)「三菱財団自然科学研究助成金」

趣 旨 自然科学の基礎分野における重要かつ独創的な研究に対して助成を行う。

助 成 金 総額1億円(1件3,000万円以内とし, 今年度は15件以内)

応募期限 所定用紙で5月31日までに下記宛へ。

申 込 先 〒100 千代田区丸ノ内2-6-2 (丸ノ内八重洲ビル)

財団法人 三菱財団

仁科記念財団(昭和48年度)海外派遣
研究者募集

募集対象分野 1. 原子物理学(素粒子から物性まで含めて)

2. その他の分野において上記の原子物理学に深い関連のあるもの

応募資格 大学卒業後若干の研究歴のあるもの, あるいはこれと同等と認められるもの(年齢35才以下)

応募期限 所定用紙で2月15日まで(派遣人数2名)

問合せ・申込先 〒113 文京区本駒込2-28-45 (Tel. 03-942-1718)

仁科記念財団