# 放射性廃棄物の処理・処分

井　上　頼　輝*

## 1. 前　　言

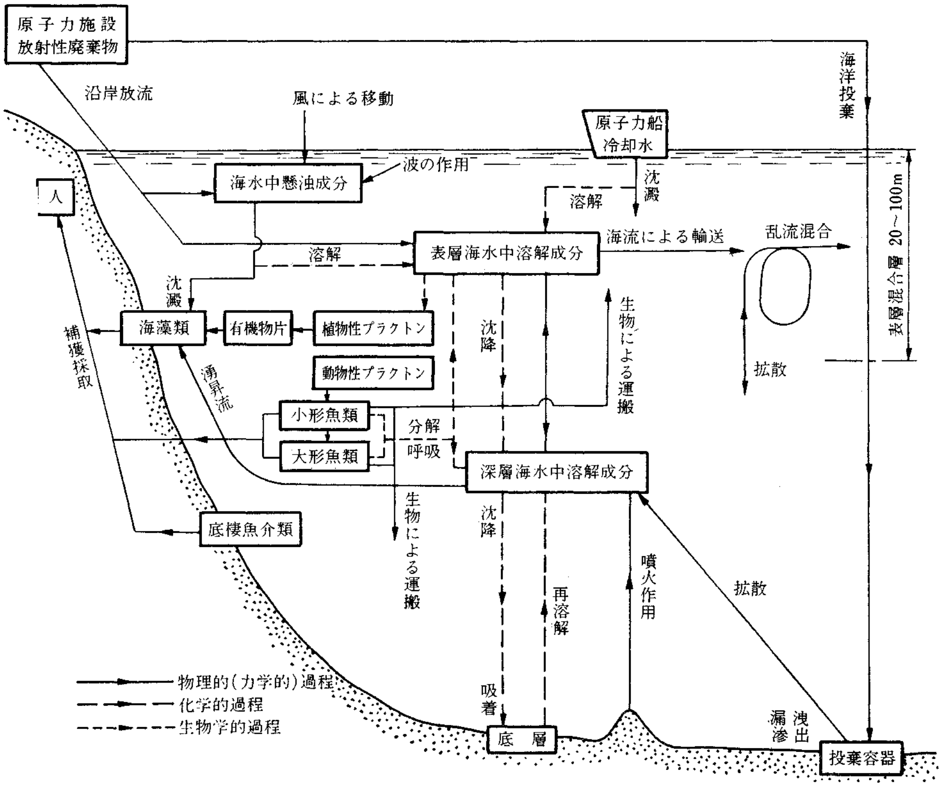
本文をはじめるにあたって最初に処理と処分の概念を明らかにしておきたい。処理 (treatment) とは，廃棄物を高濃度の体積の小さい部分と，大量の，低濃度の部分に分ける作業をさし，処分 (disposal) とは，食物連鎖を考えて，なるべく自然や人間に危害の少ないようにこれを始末する過程をさす。通常問題となるのは，処理により生じた，体積の小さい高濃度の部分の始末であるので，ただ単に処分というと，この過程をさすことが多い。たとえば，放射性廃棄物中に含まれる粒子状の物質 (aerosol) をフィルターでろ過して除去したり，放射性廃水中の放射性物質を蒸発法やイオン交換法によって除去するのは処理であるが，処理後の廃気や廃水を気圏や水圏に放出したり，使用済みのフィルターや蒸発缶スラッジ，イオン交換樹脂をコンクリート固化あるいはアスファルト固化して深海に投棄するのは，処分と考えられる。最近まで，その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，環境の汚染を考える場合，処分が重要であり，地球規模で放射能汚染が論ぜられるに及んで，この問題が大きくクローズアップされてきた。また，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のみで，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が，これに対する反省として，処分を考えに入れた処理が検討されるようになり，さらに進んで処理と処分を一貫して考える放射性物質の管理 (management) なる言葉も現われてきた。放射性物質の処理処分は，他の公害や環境汚染問題に比して最も研究が進んでおり，したがって，その考え方・手法は，重金属や毒物による汚染などに対して，参考となるものが多い。筆者は放射性廃棄物の処分を専攻するものであり，ここに処分の考え方と，その問題点を，他の型の汚染と対比しながら述べてゆきたい。

放射性廃棄物の処分には，地中処分，海洋処分および宇宙処分がある。地中処分は地層の持つ大きな交換能を利用するもので，土壌の交換容量はイオン交換樹脂に比して小さいが，体積が大きいので，海岸から 1 km 離れた地層中に放射性廃棄物を埋設するとき 3 000 t のイオン交換樹脂に相当する土の交換容量が利用できるといわれる[1]。放射性物質は土に吸着されて移動速度がきわめて小さくなり，その間に自然崩壊により消滅する。この方法は欧米では広く利用されているが，わが国では法律設定時点において安全評価上のデータ収集が不十分であったため，安全を考えて，法律的には現在も禁止されている。しかし，地中処分の安全評価の基礎資料は精力的に収集され，後述するようにわが国土についても，安全性は必ずしも劣るとは限らないといえるようになっている。海洋処分は，放射性廃棄物処理により発生した使用済みフィルター，イオン交換樹脂，蒸発缶スラッジ，雑固体等をセメントあるいはアスファルト固化して，これを 2 000 m 以上の水深を有する深海に投棄するもので，海洋の鉛直方向の拡散はきわめて遅いから，固化体から溶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。ヨーロッパで主として行なわれている方法で，わが国でも将来はこの方法が中心になるものとみられる。宇宙処分は，原子炉燃料の再処理時に発生する核分裂生成物，いわゆる死の灰を宇宙ロケットに積んで地球外に捨てる方法で，姿勢制御をせずに，ただ地球の引力外に廃棄物を積んだロケットを飛行させるのは実現不可能なほど高価ではなく，また環境の放射能汚染を地球規模で考えたとき，この方法が最も有効なので，未来の処分法として一部で真剣に検討が始められている。

## 2. 放射性廃棄物処分の考え方

放射性廃水または廃気を水中・空気中に放出する場合の排出基準は，敷地境界において水中あるいは空気中放射性核種許容濃度の 1/10 に定められている。しかし，一律の環境基準は定められず，個々の環境に対して，食物連鎖を考えて人体に対する放射線許容被曝量から環境基準を求めなければならない。たとえば，海洋に放射性廃棄物固化体を投棄した場合，その中の放射性物質により，人間が被曝するに至る経路は実に多くのものがあるが，千秋[2]はその一例として 図—1 をあげている。これによると，放射性物質は，魚類・底棲魚類・貝類・海藻

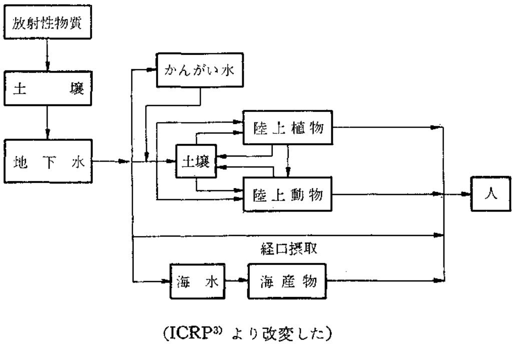
* 正会員　工博　京都大学教授　工学部衛生工学科




(千秋[2]による)

**図—1 海洋における放射性物質の挙動の模式図**

等に濃縮されて，人間に摂取される。また，地中処分の場合には，図—2 のように地下水の直接飲用・農作物・海産物の摂取の 3 つの主たる経路が考えられる[3]。海洋処分を例にとって考えると，図—3 のように，放出された廃水中の放射性物質が物理的な拡散，生物への濃縮を経て人に摂取され，内部被曝により人体に影響をもたらす程度を，定量的に求める。その被曝線量が部分許容量以内であれば，その処分は可能であるが，これを越せば発生源での対策，すなわち一段と高度の処理を考える必要が生ずる。部分許容量の考え方については次節で述べる。たとえば，$^{90}$Sr を $3\times10^{-9}\mu$Ci/m$l$ 含む廃水を海中に放流するとき，前面海域で 10 倍に希釈され，さらに海産物により 100 倍に濃縮されるとすると，海産物中の $^{90}$Sr 濃度は $3\times10^{-8}\mu$Ci/g となる。われわれの摂取するたん白質がすべて海産物によるものとすると 1 日約 200 g の海産物をとるから，$^{90}$Sr は 1 日 1 人あたり $6\times10^{-6}$ $\mu$Ci 体内に取り込まれる。これに基づく内部被曝は，約 0.01 mrem/日であり，許容量の約 1/20 であるから，この処分は一応可能といえる。しかし，このような解析は，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，大きな誤りをおかす場合が多い。以下に各段階について，問題点を明らかにしながら定量的な解析方法を示す。順序として伝達過程としての拡散，生物への濃縮，人体の許容線量を述べるべきであるが，出発点として許容線量が定まり，そこから逆算が行なわれるので，まず許容線量から論述する。

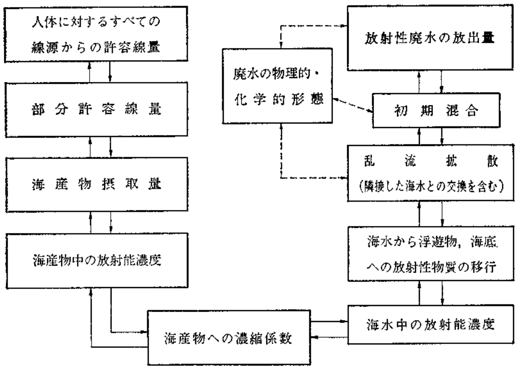



(ICRP[3] より改変した)

**図—2 地中における放射性物質の挙動の模式図**

### (1) 許容線量

放射線の人間に対する影響は，急性効果，慢性効果，遺伝効果の 3 つが考えられるが，放射線をあびた本人に発現する急性・慢性効果よりは，子孫において影響の現われる遺伝的効果のほうが許容量が低いので，一般人に対する許容線量の基準は遺伝的効果を考える。自然に発生する突然変異率を 2 倍にするような放射線量（Doub-




図―3 廃棄物海洋処分の評価手順

ling Dose, 倍加線量と呼ぶ）がほぼ 50 rem[a] であると考えられるところから，その 1/10の 5 rem を許容線量を定める場合の重要な参考要素としている。ただし，国際放射線防護委員会[4]も，「放射線は人間に悪い害を与えるかもしれないので，放射線にはできるだけ当らないようにするほうがよい」と述べているように，許容値の範囲内であれば，どれだけ放射線をあびてもよいわけではなく，できるだけ小さいほうがよいが，一応の目安として基準値を定めているにすぎない。なお，アメリカ合衆国では，この考え方を as low as practicable（実現可能な範囲でなるべく低く）と表現しており[5]，as low as possible（できる限り低く）とはいっていないのは興味深い。as low as practicable とは，たとえ被曝線量が許容値の 1/100 であっても，それをさらに 1/10 に減少させるのが技術的・経済的に容易であれば，実行することを要求する思想である。なお，最近アメリカ合衆国では[6]軽水型原子炉による環境に対する放射線量の設計値として，基準量の 1/100，すなわち年間 1 人につき 5～10 mrem[b] を提案している。

さて，放射線に対する遺伝的影響を突然変異率で現わすとき，50 rem 以下の少線量では，その影響が突然変異の自然発生の変動幅に入ってしまって，突然変異率を増すものかどうか判定がつかなくなるが，一応安全側をとって，被曝線量と変異率との間に比例関係が成立するとすると，遺伝的効果はどれだけ微弱な放射線に対しても現われるものであり，また個人の被曝量のかたよりには関係せず，国民全体が受ける線量の平均値に大きく関係してくる。ところで，国民の中には職業として放射線作業に従事する者があり，それらの人々は一般人より多くの被曝を受けるものと考えられるから，ここに被曝量の割当てという巧妙な手段を採用する。この割当ては，各国自由になすべきであるが，国際放射線防護委員会[7]は，一例として次のような例示を行なっている。

| | |
|---|---|
| 職業上の被曝 | 1.0 rem |
| 特殊グループの被曝 | 0.5 rem |
| 集団全般の被曝 | 2.0 rem |
| 保　留　分 | 1.5 rem |
| 計 | 5.0 rem |

いま，全人口の 1% が職業として放射線作業に従事するとすると，その許容線量は，人間の可妊期間 30 年について 1 人あたり 1.0 rem/0.01=100 rem となる。また，ときどき放射線の被曝を受ける特殊グループが 5 % を占めるとすると 0.5 rem/0.05=10 rem/人・30 年 がこのグループに対する許容量である。残りの 94% が一般大衆であるから，その許容線量は 2.0 rem/0.94 ≒ 2.0 rem/人・30 年=0.0667 rem/年・人 となる。国民全体を平均するとき，1 人あたり 30 年間で 3.5 rem の被曝量となり，あとの 1.5 rem は不測の事態に備えての長期保留分として残しておく。

このようにして，一般大衆の許容線量が定まると，それを目的別にさらに分割する。たとえば，原子力の平和利用によって，気圏・水圏・地圏が汚染することが考えられるから，水圏に対する許容線量を全体の 1/2.5 割当てる。さらに，水圏の放射能汚染は，廃棄物の海洋処分ばかりでなく，原子力船や，気圏に放出されたガスが降雨とともに加わる分などがあるから，海洋処分に，その 1/2 を割当てる。また，日本の太平洋岸に処分するとき，日本に割当てられる許容線量をたとえば 1/2 とすると，全体として許容線量の約 1/10 が，海洋処分に割当てられる許容線量となる。これを部分許容線量（partial permissible dose）と呼び，最終的な設計目標となる重要な数値である。

大気汚染や水質汚濁に関連して，「拡散によって環境の濃度を求めるのは誤りであった。排出源が今日のように多くなると，在来の拡散方程式は，もはや利用できない」という声をよく聞くが，これは許容量を 1 人じめにして，自己の排出源からの環境汚染が，許容濃度以下であればよいとし，他の汚染源を考慮しない点に問題があるのであって，部分許容量の考え方を導入し，また次節以降で述べる点に注意を払えば，拡散方程式は十分使用に耐えるものと考える。

### （2） 生物による濃縮

生物は，環境の中のある種の元素を濃縮して体内に取り込んだり，あるいはある種の元素が体内に入ることを制限する。たとえば，海産魚が塩辛くないのは魚がナトリウム塩の体内摂取を制限しているからであり，陸地のない海に住むカモメは海水を飲んで，淡水だけ体内に取り込む滲透膜を喉に持っている。元素の生物体内濃度は環境濃度が高いほど高くなるが，必ずしも両者の間に比

a) レム：レントゲンと同じものと考えてよい．
b) ミリレム：1/1 000 レントゲンと考えてよい．

**表—1　海産生物中の放射性物質の濃縮係数**

| 区分 | | Cs | Sr | I | Co | Zn | Cd | Fe | Ru | Ce |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 藻類 | 緑藻 | 1.2 | 6.7 | 160~300 | 20~400 | 290 | 11 | — | 30~400 | >100 |
| | 褐藻 | 2.0 (1~3) | 6.5 | 140~270 | 400 | — | — | — | 200~280 | >200 |
| | 紅藻 | 1.6 | 5.3 | 200 | — | — | — | >110 | 60~160 | >100 |
| 軟体動物 | 筋肉 | 8~9 | 0.4~1 | 1 | | 70 | 8 | >70 | 5.5 | > 5 |
| | 内臓 | 8~9 (7~8) | | | 9 | | 50~60 | | 10~15 | >40 |
| | 殻 | 0.1 | >1.5 | 1~3 | | > 10 | >3 | — | 11 | >10 |
| 甲殻類 | 筋肉 | 15 (10~20) | 0.2 | | | > 40 | 0.4 | — | 5 | 25 |
| | 内臓 | (10~30) | 1.3 | >30 | > 8 | >500 | >250 | — | >30 | 200 |
| | 殻 | 14 (2~16) | 15 | | | >150 | 25 | — | 10 | 2 |
| 棘皮動物 | 生殖巣 | 2 | 0.6 | > 8 | >20 | 25 | > 8 | 0.7 | 1~3 | >250 |
| | 消化管 | 9 | 0.3 | >90 | >60 | >200 | 100 | >30 | 5.3 | > 25 |
| | 殻 | 0.4 | 0.9 | — | — | > 15 | >10 | — | 4 | 15 |
| 魚類 | 筋肉 | 25(>14) | 0.03~0.08 | | | 260 | 0.2 | | | 0.3 |
| | 内臓 | 6~12(>26) | 0.05~1.7 | 3~9 | 3~5 | 20 | >10~60 | 6 | 0.5~10 | >20 |
| | 鰓 | 3 | 0.4~2.4 | | | 15 | 10 | | | >70 |
| | 硬組織 | 3 | >1~10 | | | 400~600 | 0.2~1 | — | | > 4 |

注：桧山[8]による．

例関係が存在するわけではない。しかし，近似的に比例関係が成立する場合が多いので，生物体の湿潤単位重量あたりのある元素の濃度を，その生物をとりまく環境中でのその元素の濃度で除した濃縮係数（Concentration Factor）が使われる。しかし，この濃縮係数は，水温，pH，元素の化学的形態などの環境条件ばかりでなく，生物の種類，部位，年令等の条件の微妙な変化により大きく変化する。たとえば，海産魚の濃縮係数を求めるとき，給餌するかどうかで係数値は異なり，さらに，水槽中と自然の海水中とでは，その数値は大いに異なる。また，特定の元素以外の水中の共存塩濃度にも関係し，比較的成分の一定な海水中の水産物に対する濃縮係数は安定しているが，淡水魚の係数は水質の変化に大きく左右される。さらに，拡散によって環境中の放射能濃度は急速に変化するが，生物の元素取込みの速度はそれよりも遅いので，環境水の濃度変化に追随できず，きわめて複雑な変化を示す。環境水中の濃度が指数関数的に変化するときの生物体内の濃度の変化については，桧山[8]，筆者[9],[10]らの研究がある。水産物の濃縮係数を桧山がまとめたものを**表—1**に示す。また，農産物がまわりの土壌の元素を濃縮する状態を**表—2**に示す[11]。

**表—2　植物による濃縮係数**

| 強く濃縮されるもの | 濃縮されるもの | 濃縮されないもの | 希釈されるもの | 強く希釈されるもの |
|---|---|---|---|---|
| 10~1000 | 1~100 | 0.1~10 | 0.01~1 | >0.01 |
| K | Mg | Ba | Cs | Sc |
| Rb | Ca | Ra | Be | Y |
| N | Sr | Si | Fe | Zr |
| P | B | F | Ru | Ta |
| S | Se | I | — | W |
| Cl | Te | Co | — | Ce |
| Br | Mn | Ni | — | Pm |
| Na | Zn | Cu | — | Pb |
| Li | Mo | — | — | Pu |
| — | — | — | — | Sb |

注：Menzel[11]による．

ところで，濃縮係数は，個人の被曝量を考えるときはきわめて重要であるが，集団の遺伝線量を考えるときには，国民１人あたりの平均の被曝量が問題になるから，国民全体に取り込まれた放射性物質の総量が問題になってくるので，濃縮係数の意義は変ってくる。いま，池にある量の放射性物質が放出され，その池からとれる水産物を繰り返し食用に供していると，滲透・流出等による損失がないものとすれば，放射性物質はいずれは放出された全量が国民に摂取されてしまい，水産物の種類や濃縮係数は問題にならない。このような理想的な環境は自然界には存在しないであろうが，内湾はこれに近い状態にあり，濃縮係数の適用は，この点によほど注意する必要がある。

### （3）拡　　散

すでに指摘したことであるが[12]，濃縮係数と同様，拡散をあまり重視することは問題がある。いま，大量の放射性物質を広い海域に放出したとする。放出点での海水の濃度は高く，濃縮係数を考えれば，かなり放射能濃度の高い魚が存在するはずであるが，汚染された魚の数そのものはきわめて少ない。さて，拡散が進んで汚水が広い範囲にひろがったとき，個々の魚の放射能濃度は低いが，汚染された魚の総数は飛躍的に増大する。もし，対象海域の魚の分布が一様で，全面にわたり漁場として使用されているならば，国民の摂取する放射性物質量は常に一定で，放射線影響は拡散には全く関係しない（高濃度の魚を摂取した個人の被曝を考えるときは，拡散は大きな意義を持つ）。しかし，放出された放射性物質が，地球上の海水($1.4\times10^9\,km^3$)によって常に均一に希釈されるとすると，ほとんどの場合，海洋処分は安全であるとの結論に達してしまう。そこで，拡散に要する時間をどのようにとるかがきわめて重要になってくる。アメリ

カ合衆国学術会議[13]は，この時間 $T$ として人間の一生よりは短く，放射性物質が自己崩壊により消失する時間よりは長く取り，海洋処分した点がその中で random に位置するような海の面積 $A$ を考え，$A$ の水が時間 $T$ の間にどれだけ外洋の水によって置きかえられるかを知って，拡散希釈を評価する方法を提案しているが，よく問題の本質を見きわめた方策といわなければならない。

以上述べたように，処分の安全性を定量的に認識するには，許容線量，生物濃縮，拡散のそれぞれに問題点が多く残されており，衛生工学，土木工学，放射生態学 (Radioecology)，放射線生物学，放射線医学等，関連分野のいっそうの進歩が待たれる。なお，海洋処分・地中処分の影響評価については，いくつかの試算例がすでに発表されているので参照されたい[13),14),15)]。

## 3. 海洋処分

海洋処分は，放射性廃棄物をドラム缶の中にコンクリート固化し，これを輸送船に積んで 2 000 m 以上の水深を有する深海に投棄するもので，アメリカ合衆国は大西洋岸，太平洋岸，メキシコ湾に，1961 年までに約 60 000 Ci の投棄を行なったが，地中処分に適した広大な土地があるので，最近は地中処分にとってかわられた[16)]。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 か国の参加を得て，1967 年にスペイン沖・水深 5 000 m の海域に総計 7 636 Ci を，1969 年にもアイルランド沖に 22 070 Ci を投棄処分している[15)]。わが国では，昭和 30 年から 15 年間に日本放射性同位元素協会が試験投棄を実施してきたが，その処分量は総計 407 Ci である。

海洋投棄についての問題点としては，投棄容器，固化体作成法，固化体輸送法，投棄方法，投棄容器が海底着底時に受ける衝撃，安全性の試算，モニタリング，および海洋処分に関する国際法上の問題などがある。固化体作成法としては，なるべく放射性物質を強固に内部に保持できるように，セメント固化・アスファルト セメント固化・アスファルト固化・ゲル化などが考えられているが，操作の容易なコンクリート固化が主として行なわれ，一部でアスファルト固化が進められているにすぎない。コンクリート固化は，強度・密度・耐蝕性に加えて，経済的で製作が容易であることなど，投棄体としてのすぐれた性質を持っているが[17)]，アスファルト固化などに比較すると，内部の放射性物質が溶出しやすい欠点がある。保健物理学上問題になる $^{137}$Cs, $^{90}$Sr, $^{60}$Co の溶出性について見ると[18),19),20)]，$^{137}$Cs は，高い pH 域でもイオン状で存在し，セメント水和物への交換・吸着性がないため，固化体から拡散溶出し易い。$^{90}$Sr は，その一部がセメント水和物結晶生成の段階で固相に移行し，結晶内に固定され溶出しなくなる。残りの部分は間隙水中に存在し，内部拡散によって溶出してくる。$^{60}$Co はセメント ミルク中で水酸化物のコロイドを形成し，セメント水和物結晶に強固に結びつく核種であり，セメント固体化中では移動性に乏しく，溶出は主として固化体表面のセメントの溶解や破壊によって起こると考えられる。$^{137}$Cs の溶出拡散係数は $10^{-3}$cm$^2$/日，$^{90}$Sr はその約 1/10，$^{60}$Co は 1/200～1/500 にとどまる。このように，溶出は固化体内における放射性核種の存在状態によって大きく支配される。したがって，$^{137}$Cs のような溶出性の高い核種に対しては，固化体表面のコーティング等，核種の溶出性を減少させるためのくふうが必要である。

アスファルト固化は，放射性廃棄物のうち，スラッジ状のものをアスファルトとともに約 150°C で熱して水分を蒸発させ，ドラム缶につめるもので，内部の放射性物質の溶出拡散係数が，約 $10^{-10}$ cm$^2$/日 でセメント固化体よりはるかに低く，それだけ溶出は少ないが，比重の調整を要すること，処理時に廃ガスの処理が必要なこと，高価であることなどの欠点がある[21)]。アスファルトにセメントをまぜたアスファルト セメントを利用して固化する方法は，セメント固化とアスファルト固化の中間的な性質を示す。なお最近は，新しい固化体としてゲル剤が注目され，含水硬化樹脂などの使用が提案されている。比較的安価で，溶出率も低いので，今後の研究の進展が待たれる[22)]。投棄容器を水深 2 000 m 以上の深海に投棄するとき，200 気圧以上の水圧がかかるので，海水を少量容器の中に入れて，圧力の均衡を保つよう均圧弁をつけることが多い。それでも，投棄容器は，海面に投棄してから着底までにかかる水圧と，着底時の衝撃とで，かなりの容器が破壊されるという。

国際法上より見ると，放射性廃棄物の海洋処分を規制するように海洋法の改正はまだ行なわれていない。

## 4. 地中処分

放射性物質を地下に埋設すると，核種が地下水に溶け出し，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，あまり土中を移動しない。たとえば，カナダの Chalk River 研究所では，原子炉爆発事故で発生した 1 万 Ci の放射性廃水を地中に注入したが，15 年経過しても 250 m 離れた観測井から放射能は検出されていない[23)]。また，アメリカ合衆国 Hanford 研究所は，いままでの 20 年間に，30 万 Ci の放射性物質を含む 230 万 m$^3$ の廃水を地中浸透処分しているが，近くを流れる Columbia 河の放射能は増加していない[24)]。この処分量は，海洋処分の場合に

比して1桁高く，海洋処分の場合は湧昇流によって投棄した放射性物質が人間の生活圏に現われた例があるが，地中処分の場合は，そのような報告はまだない。欧米においては，地中処分はごく一般的な廃棄物の処分法であり，セメント固化体を倉庫の壁に利用したり，処分場を駐車場として使用したりしている。

地中処分を実施するには，まだ多くの研究を必要とするが，固化の方法や，溶出の問題，輸送法など，海洋処分と共通する問題が多い。地中処分の位置決定法は，地下水面までの距離，土の性質，浸透性，地下水の勾配等を考えて，立地条件を採点する方法が IAEA[25] によって提案されているが，筆者ら[26]は，要因分析によるより正確で定量的な立地選定法を提案している。

地中処分につきまとう不安は，地中に処分した放射性物質が，どのように地下を移動するかが正確に推定できない点にある。観測井を多数設置して，地下水の放射能監視をしても，観測できるのはせいぜい処分量の 50% である。地下水中の放射性核種の移動に関しては，H.C. Thomas[27]，Vermeulen and Hiester[28] などの理論があるが，筆者[29]の地下水流動と関連づけた方法は，不均一な実際の地層に対しても，よく適合するといわれる。

地中処分に伴うモニタリングは，海洋処分のように実施不可能ではないが，安全性を確保するに十分な方法はまだ確立されていない。

地中処分の総合的な安全性を検討する試算は，すでにいくつか発表されているが，土の物理化学的性状，植物による濃縮性などの点で，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り，この方面の研究の進展が待たれる。

以上，放射性廃棄物の処分について概説したが，問題の緊急性に比して，あまりにも知識の集積が少ないことを痛感する。今後いっそうこの方面の研究が進展することを望んでやまない。

海洋処分の項については，金沢大学 寺島泰・助教授，京都大学 青山勲助手の助言を得たので，謝意を表する。

## 参考文献


1) 固体廃棄物処理処分専門委員会 中間報告書，原子力安全研究協会，昭和44年5月
2) 千秋信一：海洋の汚染，土木学会誌，[54 巻1号，p. 53，昭和44年1月
3) International commission on radiological protection : Principles of Environmental Monitoring Related to the Handling of Radioactive Materials, ICRP Publication 7, Pergamon Press, Oxford, 1966
4) ICRP Publication 2, Pergamon Press, 1960
5) AEC Regulations, 10-CFR-50, USAEC, 1970
6) AEC Regulations, 10-CFR-50, Appendix I, USAEC, 1971
7) ICRP Publication 6, Pergamon Press, 1964
8) Hiyama, Y. and M. Shimizu : Uptake of radioactive nuclides by aquatic organisms, in Agricultural and Public Health Aspects of Environmental Contamination by Radioactive Materials, IAEA, Vienna, 1969
9) 岩井重久・井上頼輝・寺島　泰：水産生物の放射能汚染に関する基礎的研究，土木学会論文集，No. 154, pp. 23～39, 1968-6
10) 青山　勲・吉川　進・井上頼輝・岩井重久：放射性物質の水産生物への濃縮過程，保健物理，5巻3号，pp. 135～140, 1970-9
11) Menzel, R.G. : Soil-plant relationsship of radioactive elements, Health Physics, Vol. 11, No. 12, pp. 1325-1332, 1965-12
12) 井上頼輝：海洋拡散，土木学会誌，55巻2号，pp. 72～74, 1970-2
13) National Academy of Science : Considerations on the Disposal of Radioactive Wastes from Nuclear Powered Ships, NAS Publication 658, 1959
14) 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，原子力安全研究協会訳，1968-9
15) 井上頼輝・森沢真輔：放射性廃棄物の地中処分に関する一試算，保健物理，5巻2号，pp. 75～88, 1970-6
16) 原子動力研究会：放射性廃棄物処理総説，日本原子力産業会議，1964
17) 岩井重久・井上頼輝・寺島　泰・青山　勲：高放射性廃液のセメント固化に関する研究，保健物理，1巻1号，pp. 12～19, 1966-8
18) 寺島　泰・青山　勲・井上頼輝・岩井重久：セメント固化体中の $^{137}Cs$, $^{90}Sr$, $^{60}Co$ の溶出について，土木学会論文報告集（投稿中）
19) 岩井重久・井上頼輝・寺島　泰：固化体中放射性核種の溶出に関する研究，保健物理，3巻2号，pp. 261～272, 1968-6
20) 寺島　泰・岩井重久・井上頼輝・福井正美：放射性廃棄物固化体中の放射性核種の溶出に関する研究―モルタルその他の多孔体中におけるイオンの有効拡散係数，保健物理，5巻1号，pp. 13～23, 1970-4
21) Dejonghe, P. et al. : Asphalt conditioning and underground storage of concentrates of medium activity, Proc. of the Third Int. Conf. on the Peaceful Uses of Atomic Energy, Vol. 14, p. 343, 1965
22) 寺島　泰：液状放射性廃棄物のゲル化について，保健物理，6巻2号，pp. 74～84, 1971-6
23) Beard, S.J. and W.L. Godfrey : Waste disposal into the ground at Hanford, in Disposal of Radioactive Wastes into the Ground, SM-93/9 IAEA, pp. 123-132, 1967
24) Pearce, D.W. et al. : A review of radioactive waste disposal to the ground at Hanford, Proc. Scientific Conference on the Disposal of Radioactive Wates, IAEA, p. 345, 1959
25) Radioactive Waste Disposal into the Ground, IAEA Safety Series No. 15, 1965
26) 井上頼輝・森沢真輔：放射性廃棄物地中処分場の立地選定，昭和46年原子力学会保健物理分科会予稿集，pp. 34～35, 1971-10
27) Thomas, H.C. : Heterogeneous ion exchange in a flowing system, Jour. American Chemical Soc. Vol. 66, p. 1664, 1944
28) Hiester, N.K. et al. : Ion exchange of trace components, Ind. Eng. Chem. Vol. 45, p. 2402, 1953
29) Inoue, Y. and W.J. Kaufman : Prediction of movement of radionuclides in solution through porous media, Health Physics, Vol. 9, pp. 705～715, 1963