

資料

009 放射性固体廃棄物の深海投棄処分における諸問題

本田 嘉秀*, 木村 雄一郎*, 阿尾 隆 司*
西 脇 安**

Some Problems on the Deep Ocean Disposal of Radioactive Solid Waste

Yoshihide HONDA*, Yuichiro KIMURA*, Takashi AO*
and Yasushi NISHIWAKI**

(Received Sept. 10, 1975)

1. はじめに

本年8月の通産省総合エネルギー調査会の中間報告によるわが国の原子力開発の長期見通しとしての原子力発電規模は、従来の長期計画¹⁾ 1985年600万KWに比べ若干圧縮されているが、1975年660万KW、1980年1660万KW、1985年4900万KWとなっている。このように原子力開発が進むにつれて、放射性廃棄物の量も年年増加し、その発生量は第1表に示すように推

定され、これら廃棄物を安全に処理処分することは、原子力開発利用の健全な発展をはかるうえで重要かつ緊急な課題の一つとなっている。

現在、原子力施設から生じる放射性固体廃棄物は、使用済イオン交換樹脂、スラッジ、濃縮廃液固化体、その他の雑廃棄物などであり、これらの処分は、その放射能レベルによって異なる。すなわち、高レベル固体廃棄物は、中低レベル廃棄物に比べて、その量が比較的少なく、いわゆる保管廃棄（陸地保管）される。

第1表 原子力施設からの放射性廃棄物*

施設名	50年度 発電容量 700万KW		55年度 発電容量 3200万KW		60年度 発電容量 6000万KW	
	発生量 (m ³)	放射能 (Ci)	発生量 (m ³)	放射能 (Ci)	発生量 (m ³)	放射能 (Ci)
原子力発電所	6,300	4,200	20,000	16,000	44,000	41,000
核燃料工場	4,400	—	7,100	—	12,000	—
大型研究施設	2,300	44,000	2,900	56,000	3,700	72,000
R I 使用事業所	600	300	800	400	1,000	500
以上小計	13,600m ³	~49,000Ci	30,800m ³	~73,000Ci	60,700m ³	~114,000Ci
再処理施設**			1,600m ³	130,000,000Ci	1,600m ³	130,000,000Ci
計	13,600m ³	~49,000Ci	32,400m ³	~130,000,000Ci	62,300m ³	~130,000,000Ci

* 科学技術庁の資料による（村越駿一，放射性廃棄物処分センター設立に関する試案）

** 高レベル

— 無視量

* 理工学部原子炉工学科

** 国際原子力機関 (IAEA)

中低レベル固体廃棄物の場合には、可燃物は、主として焼却によって、不燃物は、圧縮によって減容処理され、地中または海洋に処分される。

これら固体廃棄物の地中処分には、地下放出、地下収容および地下埋藏などがある。しかし欧州諸国やわが国のように土地の地質学的性質、土地利用状況、人工分布などの自然的社会的条件からみて地中処分が困難であるような国々では、固体廃棄物を容器に梱包して、水深2000m以上の深海底に処分する方法が検討されてきた。

このような深海底処分を考える場合、海洋は次のような特長をもっている。

1)、大洋の深さは、廃棄物を人間から隔離し、2)、莫大な海水の量および海水中の多くの無機安定元素は、放射能を十分に稀釈する、3)、海洋自体がもつ自然放射能は処分しようとする廃棄物の放射能に比べて十分に大きい。また反面、海洋は次のような問題点ももっている。

1)、深海の水圧は、梱包容器を破壊し、放射能を水中に放出させる、2)、深海における海洋学的知見が乏しい、3)、人間は海洋を広範囲に利用するため、放出された放射能を取り込む恐れがあるなどの点である。

現在、放射性廃棄物の深海底処分については、容器の改良、基準化、海水中における放射性核種の物理的、化学的ならびに生物学的挙動、処分率などに関して、研究、調査検討が進められているが、特にわが国においては、国民の主要な蛋白源として海産食品への依存度が大きく、漁業が発達していることなどから一層慎重な態度が要求されてきた。

本報においては、このような深海底への放射性固体廃棄物の処分に関して、内外におけるその経緯とともに関連する諸問題について、国際原子力機関(IAEA)の勧告²⁾およびその参考レポートとなった Webb および Morley の評価モデル³⁾を中心に紹介する。

第 2 表 廃棄物処理20年の歩み*

昭和年	事 項	昭和年	事 項
(25)	(戦後初めてアメリカよりラジオアイソトープが輸入される。)	44~46	原子力局放射性固体廃棄物処理処分検討会で廃棄物処理処分の具体的方策が検討され、600余ページの報告書がまとめられる。
32	原研で第1回燃料再処理および廃棄物処理委員会開かれ、廃棄物処理計画の議論はじまる。	45	原研大洗研究所の廃棄物処理施設が一部完成し業務をはじめめる。
33	原子炉等規制法、障害防止法が成立する。	46~48	日本原子力産業会議の核分裂生成物等総合対策懇談会で放射能クロージドシステム構想につき調査検討が行なわれる。
35	原研東海研に廃棄物処理場が建設され試運転をはじめめる。	46~48	通産省鉱山石炭局の核燃料研究委員会(第2期)で再処理事業および再処理廃棄物の調査検討が行なわれる。
36~39	日本学術会議・日本放射性同位元素協会共催のラジオアイソトープの廃棄処理に関するシンポジウムが開かれる。	47~49	原子力委員会環境・安全専門部会およびその下の放射性固体廃棄物分科会において海洋処分その他の具体的計画について検討審議が行なわれる。
40	障害防止法が改正され、廃棄の業が新設され、地中埋没の条文が削除される。	47	海洋投棄規制に関するロンドン条約が調印される。
41	日本放射性同位元素協会が政府補助のもとに廃棄物の集荷貯蔵の業をはじめめる。	49	認可法人放射性廃棄物処理処分センター構想がまとめられる。
42	原子力委員会廃棄物処理専門部会で廃棄物処理の基本方針が審議される。	50	原子力委員会に放射性廃棄物対策技術専門部会が設けられる。
43	IAEA主催の廃棄物処理に関する第1回訓練セミナーが東海でひらかれる。	50	IEAの長期研究開発協力テーマ放射性廃棄物管理の推進のため OECD-NEA に放射性廃棄物管理委員会が設けられる。
44	原研が廃棄業者の認可をうけ放射性同位元素協会の集荷貯蔵廃棄物の処理をはじめめる。		
45	ENEACが第1回大西洋海洋投棄作業を行なう。		
46	原子力安全研究協会の固体廃棄物処理処分専門委員会が発足する。		

* 石原, 原子工工業, 21, (10), 62 (1975)

2. 内外における深海処分の経緯

深海処分も含めて、わが国における放射性廃棄物処理処分検討の動きは、石原⁴⁾により第2表のようにまとめられている。

これによれば昭和35年(1960年)に日本放射性同位元素協会(現在、日本アイソトープ協会)が政府補助のもととにかく廃棄物の集荷貯蔵事業をはじめたが、昭和36年から昭和39年には原子力委員会廃棄物処理専門部会で基本方針が審議され、それにもとづいて、具体的な方策の検討がすすめられ、昭和46年にはその報告書⁵⁾がまとめられた。さらに原子力施設をめぐる環境の保全と安全に関する諸問題を検討するため、昭和47年には原子力委員会に環境、安全専門部会が設けられ、総合、安全研究、環境放射能、低線量、温排水の5分科会とともに放射性固体廃棄物分科会で深海投棄の検討がすすめられ、昭和48年には同分科会の報告書⁶⁾とともに同分科会ワーキンググループの海洋処

分用固化体暫定指針、保管施設指針、海洋および陸地処分の安全評価の考え方がまとめられた。そして、わが国での海洋投棄処分は、日本放射性同位元素協会(現在、日本アイソトープ協会)が、線源調製配分等に際し出る廃棄物のセメント固化体を計1661ドラム、407Ciを東京湾外の水深約3000mの海域に投棄した実績があるが、昭和44年に放射性固体廃棄物処理処分検討会が発足して以来中断されている。しかし、上記の環境、安全専門部会の放射性固体廃棄物分科会では第3表に示すような手順にしたがって、昭和52年から試験的海洋投棄を行ない、所要の準備をおえては昭和55年から本格的な海洋投棄にはいることを考えている⁶⁾。

一方海外においては、米国では原子力開発の初期(1946年頃)に、民間会社が米国原子力委員会(US. AEC)の許可を得て大太平洋と大西洋の深海に投棄を行なったが、AECが放射性廃棄物の最終処分を地中に埋没する方針と決定した1960年以降行なわれなくなった。しかしヨーロッパでは、米国と異なり地中処分がかなり困難であるため、廃棄物の最終処分の場所として、大洋の深海底を考慮してきた。特に英国は、米国とほぼ同じ時期に深海処分を開始しており、現在までかなりの処分実績をもっている。またOECD原子力機関(NEA)(もとヨーロッパ原子力機関 ENEA)では、その加盟国からの要望をうけて、北東太平洋の水深5,000mの深海に、1967年以来これまでに計5回にわたり、約9万個、3万トンに含まれる約80,000Ciの投棄処分を行なった⁷⁾。

そして、また一方、1972年のストックホルムでの国連人間環境会議の討議をうけて、同年、“廃棄物その他の投棄による海洋汚染の防止に関する条約”(通称海洋投棄規制ロンドン条約)⁸⁾により、廃棄物(放射性廃棄物に限らない)の海洋への故意の投棄が制限されることになったが、放射性廃棄物について、その量と濃度が第4表に示すように制限された。

第3表 海洋投棄への手順*

昭和年	実施事項
44~50	セメント固化体の試験研究(耐圧性、浸出性など)。
47~49	海上保安庁、気象庁および水産庁による候補海域の海洋環境調査。
50~51	専門家委員会(評価機関)による安全評価。この結果は公表して、国内的および国際的理解をもとめる。
52~(54)	試験的海洋投棄 処分後の調査、評価検討のくりかえしと経験の公表、深海調査技術の開発と法令の整備をはかる。
(55)~	本格的海洋投棄 もちろん、低レベル固体廃棄物に限る。

* 原子力委員会、環境安全専門部会放射性固体廃棄物分科会報告書(1973)

第4表 ロンドン条約で海洋投棄が禁止される放射能の量と濃度*

放射性物質	海洋投棄可能量 (これ以上は禁止)	海洋投棄禁止濃度 (これ以上のものが高レベル)
β 核種	10^8 Ci/y	10^3 Ci/t
長寿命 α 核種 (半減期 100日以上のもの)	10^6	10
^3H	10^{11}	[10^6]

* 石原、原子力工業、20, (1), 11 (1974)

そこでIAEAは、このロンドン条約にこたえて、“ロンドン条約にもとづくIAEAの責任に関するパネル”において、海洋投棄に適しない高いレベルの放射性廃棄物、またはその他の高レベル放射性物質の定義およびこれら以外の放射性物質の海洋投棄に必要とされる特別許可に関する勧告²⁾をまとめた。この勧告は、英国のWebbおよびMorleyら³⁾の北東太平洋に関して行なわれた“放射性廃棄物の深海処分の評価に関するモデル”にもとづくOECD原子力機関による評価結果を参考とし、これを他海域へも一般化したものである。

3. 放射性廃棄物の深海処分の評価

OECDのヨーロッパ原子力機関(ENEA)の専門家グループは、1967年に行なわれた第1回の国際的深海処分の事前障害評価において、ベータ、ガンマおよびアルファ放射核種の混合で約10000Ciを含む固体廃棄物の深海投棄の安全性について検討した⁷⁾。その結論は年間10000Ciのオーダの割合で大西洋の海底に処分した場合に人間が摂取する放射能の大きさはICRPによる現行の勧告値より十分に低いであろうということであった。かつ、その評価においては安全係数を導入しており、全体として十分なオーダの安全性があることを強調した。しかし、海底投棄を続行するためには、より現実的な仮定と理論的な限度を確立するための最新データにもとづいた新たな評価をすることが望まれ、この再評価⁸⁾にあたっては、決定経路法による被曝線量算定の要求とも合致することが必要であり、特にもの評価⁷⁾においてはトリチウムは考慮されていないこと、また連続処分よりはむしろ単一処分にもとづいていることなどが指摘されている。

3.1 海洋処分で使用される容器

海洋投棄をしようとする放射性廃棄物を収容する容器の設計の評価については、多くの報告⁹⁾⁻¹⁵⁾があるが、1967年にヨーロッパ原子力機関(ENEA)によって行なわれた第1回の海洋投棄に際して考慮された条件⁷⁾は

- a) 容器は海底に降下中、その内容物が容器中に保持されるよう設計されなければならない。
- b) 容器が海底に確実に到着するように、各々の容器の比重は1.2以上でなければならない。
- c) 永久に浮揚性の物質、例えば、ポリエチレンは、それが薄いシートあるいは破片状である場合以外は容

器に入れてはならない。ポリエチレンの容器はその内容物を例えばセメントで固化して浮揚性でなくした場合以外は特に除外される。

内容物の梱包は一般に金属性ドラム缶中でコンクリート、あるいはアスファルトで行なわれるが、コンクリートは強度と、容器が海底に確実に沈むための適当な重さがあり、さらに放射線しゃへい物としても作用をするので他の物質よりも利点がある。

廃棄物をドラム缶容器に入れる場合、主な方法は次の2つである。第1の方法はドラム缶内で廃棄物をコンクリートあるいはアスファルトで均一に固化するもの(均一固化型)であり、第2の方法はドラム缶の内壁、底部をコンクリートで内張りして造ったコンクリート円柱の中に廃棄物を入れ、コンクリートで補強した蓋で閉じるもの(多重型)である。

次にこれらの容器を海中に処分する場合、問題となるのは水深1m毎に約 10^4 N/m^2 の割合で水圧の増加を受け、従って水深5000mではその水圧は約 $5 \times 10^7 \text{ N/m}^2$ あるいは500バール(8000 p. s. i.)となることである。そして水圧の増加速度は容器の落下速度に依存し、これはまた容器の比重と形状、大きさに関連する。落下速度は少くとも 1.5 m/sec. で 3 m/sec. 以上となるかも知れないから、容器が落下中に受ける水圧の増加は $3 \times 10^4 \text{ N/m}^2 \cdot \text{sec.}$ 以上となるであろう。このような水圧の増加に耐える容器を造ることは実際的でないので、容器内に水が浸透して外圧と内圧を等しくするための均圧装置が施される。この均圧装置はコンクリート蓋とコンクリート内張りの間に通水路を設けるか、または特別の通水管を組み入れて、圧力がコンクリートの破砕圧力 $1.5 \times 10^6 \text{ N/m}^2$ になる前に均圧化が起こるように設計される³⁾。

さらに問題となるのは、容器が海底に到着してから壊れるまでの寿命であるが、高圧下で海水が長期間にわたってコンクリート構造にどのような影響を及ぼすかについては知られていない。しかし容器は数10年間は物理的にそのまま保たれ、数100年ないし数1000年で壊れるであろうとするのが最も確かであろうとされているが、Webb and Morleyの評価モデル³⁾では海底投棄後10年間で全ての放射能が放出されると仮定している。

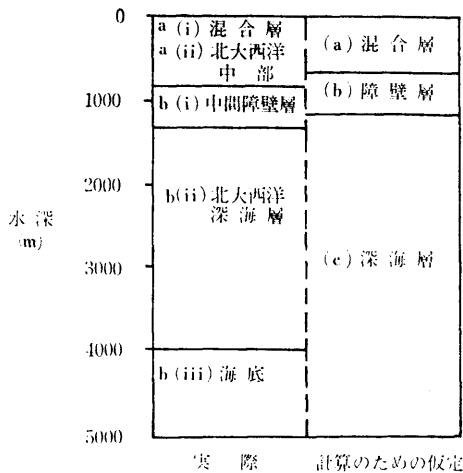
3.2 投棄場所の選択

ENEAの専門家グループ⁷⁾は、海洋投棄場所の選択を考える場合の条件として、(a)投棄物がトロール漁業などで再回収される可能性のないこと。その場所は

少くとも 2000 m の水深を有し、大陸棚から十分離れていること。(b) 投棄場所に海底電線の敷設されていないこと。(c) 実際の投棄作業の遂行の便利を考えて、不必要に遠距離でなく、気象、海況などによる投棄作業の困難さのないこと。(d) 乱流の可能性を考慮すべきであることを示し、北東大西洋の水深 5000 m 以上の水域を勧告した。

3.3 投棄海域の海洋学的要因

海洋の鉛直構造について、評価モデル³⁾における計算のための仮定を第 1 図に示した。



第 1 図 北大西洋の投棄海域における海水の鉛直構造*

* Webb and Morley, NRPB-R14 (1973)

これによると、海洋は次の 3 つの領域に区分される。

(a) 混合層、水深 500 m までの表層水で、ここでは急速な混合が起こる。

(b) 障壁層、水深 500 m から 1000 m までの領域で、高い密度勾配が物質の鉛直移行に対して障壁となる領域である。

(c) 深海層、水深 1000 m から 5000 m までの領域で、塩分、密度、温度に関して、均一な構造をもっており、ここでの鉛直移行は主として拡散によるものである。

このような海洋の構造は物質の鉛直移行に大きな関連をもっている。

3.4 容器からの放射能放出

以前の障害評価⁷⁾においては、全ての容器の内容は

10 年間そのまま保持され、それから一斉に放出されると仮定した。しかしトリチウムの溶解性が高いことから、この仮定は十分安全側であるとは考えられない。そこで現在の評価モデル³⁾においては、全てのトリチウムは容器が海底に到着後、直ちに放出されると仮定する。トリチウム以外は長い期間保持されるであろうが、高圧下においては、海水中への漏出速度がより速い可能性^{16) 17)}を考慮して、処分後 10 年間にわたって、連続的に放出されるものと仮定する。実際の放出の期間は多分 100 年近くに及ぶから、この仮定は、いくつかの核種に対してはかなりの安全係数を保つことになる。さらに全てのいわゆる不溶性の成分は可溶性の形で海水中に放出されると仮定する。この仮定も一つの安全係数である。また、沈積物および沈積性の粒子への海水中の放射性核種の収着（これは一つの除去機構であるが）も無視する。これもさらに一つの安全係数となる。

3.5 海水中における物理的移行と稀釈

Webb と Morley の評価モデル³⁾においては、深海層における全ての移行は拡散によるものであり、障壁層直下の濃度は連続処分の場合、処分開始後の時間の関数として計算される。この濃度は投棄の割合と領域外部への拡散および放射能減衰による損失の割合が釣り合えば、定常状態になり、短半減期核種ではより速やかに定常状態に達する。

混合層と深海層は障壁層によって分離された二つのコンパートメントとみなし、障壁層を横切る交換係数は、一次拡散モデルに基づいた計算によって求められる。

3.5.1 深海層における拡散³⁾

一回放出に対しての拡散式の基本解¹⁸⁾は、

$$Ct = \frac{Q}{8(\pi t)^{3/2}(D_x D_y D_z)^{1/2}} \exp \left[- \left(\frac{X^2}{4D_x t} + \frac{Y^2}{4D_y t} + \frac{Z^2}{4D_z t} \right) \right] \dots \dots (1)$$

で示される。ここで

t は放出後の時間、

Ct は時間 t において、ある点 (X, Y, Z) での瞬間濃度、

Q は放出された放射能の量、

D_x, y, z は X, Y, Z 方向における拡散係数である。

放射能減衰を含んだ式は、明白に積分することができないから、トリチウムの濃度は次式から求めることができる。

$$C_t = \sum_{t'=0}^t C_{t'} e^{-\lambda t'} \dots\dots\dots (2)$$

ここで、 λ は崩壊定数、 C_t は連続処分開始後時間 t におけるある点 (X, Y, Z) における瞬間濃度である。(2)式の加算は定常状態に達するまで行なう。また、 Q は連続処分では C_i/Year で表われる放射能の放出率である。

トリチウム以外の核種については、投棄処分直後から10年にわたって連続的に放出されると仮定すると、一回投棄後 t 年において、ある点 (X, Y, Z) での濃度 a_t は、

$$a_t = \sum_{t'=0}^t C_{t'} \dots\dots\dots (3)$$

ここで、 C_t は(1)式によって、 Q を一回投棄で処分された全放射能の1/10として計算される³⁾。

連続投棄の場合の濃度は、(2)式と同様にして、

$$A_t = \sum_{t'=0}^t a_{t'} e^{-\lambda t'} \dots\dots\dots (4)$$

で与えられる。

計算のために問題となる放射性核種は、その半減期に従って、第5表のように分類される。

第5表 核種の半減期による分類と計算で用いた崩壊定数*

代表的半減期	核種	仮定の平均 $t_{1/2}$ (年)	λ (年当り)
短期 (1年以下)	減衰のため無視する		
約 1 年	⁵⁴ Mn ⁶⁵ Zn ¹⁰⁶ Ru ¹⁴⁴ Ce	1	0.7
数年	⁵⁵ Fe ⁶⁰ Co	4	0.2
約 10 年	³ H	12	0.06
約 30 年	⁹⁰ Sr ¹³⁷ Cs	30	0.02
長期	²²⁶ Ra ²³⁹ Pu	∞	0

* Webb and Morley, NRPB-R14 (1973)

これらの核種は海洋投棄される廃棄物中に有意な量で存在し、特に有害とされるものであるが、プルトニウムは最も制限的な超ウラン元素と考えられる。

計算における主な仮定は拡散係数の数値である。もとの仮定に従って10年で障壁層まで移行するとすれ

ば、鉛直拡散係数は $24\text{cm}^2/\text{sec}$ のオーダとなるが、これはオーダとして高すぎるといわれる¹⁹⁾。同様に10年で水平方向の拡がりか 100km を越えないとすれば、水平方向の拡散係数は $10^4\text{cm}^2/\text{sec}$ となるが、これは全体として低すぎるといわれる¹⁹⁾。

長寿命アルファ核種の場合には、拡散係数を実際にどのように選ぶかは最終的な定常状態の濃度値に及ぼす影響は比較的少ない。

このことは(1)式を時間について積分して得られる(5)式から示される。

$$C_t = \frac{Q}{1.2 \times 10^8 (\pi) (D_x D_y D_z)^{1/2} \left(\frac{X^2}{D_x} + \frac{Y^2}{D_y} + \frac{Z^2}{D_z} \right)^{1/2}} \text{erfc} \left[\frac{X^2}{4D_x t} + \frac{Y^2}{4D_y t} + \frac{Z^2}{4D_z t} \right]^{1/2} \dots\dots\dots (5)$$

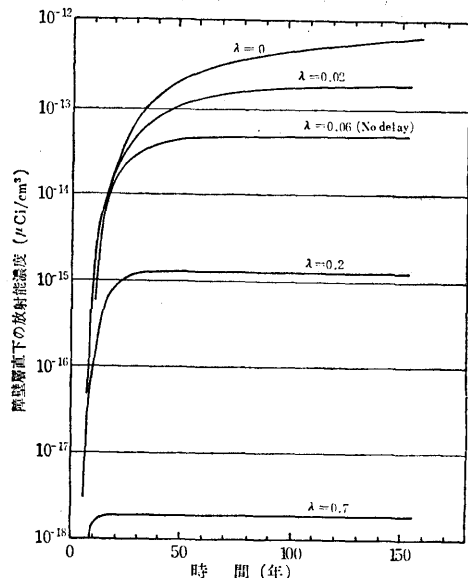
(5)式は連続投棄の結果として、ある点 (X, Y, Z) における濃度を表わしている。

ここで、 $X=Y=0$ として、投棄場所の上の点において、時間 t を $4D_z t \gg Z^2$ の値とすれば(5)式は

$$C_t = 1.2 \times 10^8 (\pi) (D_x D_y)^{1/2} (Z) \dots\dots\dots (6)$$

に約され、鉛直拡散係数 D_z に無関係となり、水平拡散係数 $D_x (=D_y)$ に逆比例する。

崩壊定数 $\lambda \neq 0$ の核種に対しては、拡散係数の選択は最終解により大きな影響がある。特にその半減期が障壁層までの拡散時間に匹敵する場合に影響が大



第2図 1Ci/yの連続投棄の場合における障壁層直下の放射能濃度の時間的変化*

* Webb and Morley, NRPB-R14 (1973)

さい。

第5表に示した核種を1Ci/yearの率で連続投棄した場合、投棄場所の直上で障壁層(b)の直下における放射能濃度の計算結果を第2図に示した³⁾。

上記の計算においては、水平対流や海流による大水塊の移動は考慮されていない。それ以上の希釈がほとんど行なわれないで水塊が漁場へ移動する可能性は安全係数の評価において、その値を0.1として考慮する³⁾。

3.5.2 障壁層(b)を通して混合層(a)への移行と混合層における希釈³⁾

混合層(a)への直接の放射能放出がないとして、混合層における定常状態は、次式で示される。

$$E_b(C_c - C_a) - E_o(C_a - C_o) - V_a C_a \lambda = 0 \dots\dots (7)$$

ここで、

C_a は混合層(a)における放射能濃度

C_c は深海層(c)における放射能濃度

C_o は外洋域における放射能濃度

V_a は混合層の容積

E_b は障壁層(b)を通過する年間容積交換係数

E_o は混合層(a)と外洋域の年間容積交換係数

λ は崩壊定数である。

外洋域については、その放射能濃度 $C_o = 0$ と考えよく、 V_a は分散面積に対応する。混合層においては、全ての水は年間数回は交換されるであろうと考えられるが、 E_o の数値としては、控え目に年一回、或いは $E_o/V_a = 1\text{yr}^{-1}$ とする。

E_b の値は線型拡散式¹⁸⁾を用いて、放射能減衰がないとして障壁を横切る移行率F、

$$F = D_z \frac{(C_c - C_a)}{l} \dots\dots\dots (8)$$

から得られる。

ここで、

D_z は拡散係数

l は障壁の幅である。

C_a は C_c にくらべて小さいから $(C_c - C_a) \approx C_c$

障壁の幅 l は約 500 m (第1図)、 D_z は典型的な海洋障壁¹⁹⁾に対しては $1\text{cm}^2/\text{sec}$ であり、海底投棄海域における中間障壁では、この値より小さいであろうと思われるが、安全値として $1\text{cm}^2/\text{sec}$ をとる。

得られた値を代入し、混合層における濃度を計算すれば、 $C_a/C_c \approx 0.01$ となる。

(7)式において、 $\lambda = 0$ 、 $(C_c - C_a) \approx C_c$ とし $C_o = 0$ と考えれば、

$$\frac{C_a}{C_c} \approx \frac{E_b}{E_o}$$

となり、さらに北東大西洋の海洋学的情報から得られる値、 $E_b/V_a = 0.01\text{yr}^{-1}$ を与えて、これらの値を(7)式に代入すれば、放射能減衰を含んだ障壁移行は

$$\frac{C_a}{C_c} = \frac{0.01}{1 + \lambda} \dots\dots\dots (9)$$

で得られる。

第6表に1Ci/yearの割合で投棄を開始後のいろいろな時間における各群の核種の混合層および深海層での濃度計算の結果を示した。

3.6 海産生物による放射性核種の濃縮と生物学的移行

海水中の多くの放射性核種が海産生物によって濃縮されることはよく知られているが、その径路は海水からの直接の移行と食物連鎖を通じての間接の移行があり、それらは放射性核種の種類、その物理化学的狀態、生物種とその組織、臓器、海洋環境要因など多くの要因によって変化する。そして、これらの海産食品の摂取を通じて人への被ばくをもたらすが、この点については後節で紹介する。また一方海産生物による放射性核種の摂取、蓄積は海洋における放射性核種の生物学的移行に関連する。ある試算²⁰⁾によれば、極端な場合を想定しても、生物学的移行は物理学的移行の

第6表 1Ci/yの連続投棄の場合における障壁層直下および表層水中の放射能濃度の時間的変化*

核種	崩壊定数 $\lambda(\text{y}^{-1})$	障壁移行係 数	連続投棄後の障壁層直下の濃度 ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)			連続投棄後の表層水中の濃度 ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)		
			30年	100年	無限年	30年	100年	無限年
Mn, Zn, Ru, Ce	0.7	0.006	2.0×10^{-18}	2.0×10^{-18}	2.0×10^{-18}	1.2×10^{-20}	1.2×10^{-20}	1.2×10^{-20}
Fe, Co	0.2	0.008	1.2×10^{-15}	1.3×10^{-15}	1.3×10^{-15}	0.9×10^{-17}	1.0×10^{-17}	1.0×10^{-17}
H	0.06	0.009	2.9×10^{-14}	4.7×10^{-14}	4.7×10^{-14}	2.6×10^{-16}	4.2×10^{-16}	4.2×10^{-16}
Sr, Cs	0.02	0.01	0.5×10^{-13}	1.7×10^{-13}	1.9×10^{-13}	0.5×10^{-15}	1.7×10^{-15}	1.9×10^{-15}
Ra, Pu	0	0.01	0.1×10^{-12}	0.5×10^{-12}	1.5×10^{-12}	0.1×10^{-14}	0.5×10^{-14}	1.5×10^{-14}

* Webb and Morley, NRPB-R14 (1973)

第 7 表 1 Ci/year の連続海底投棄後の定常状態における決定グループの算定放射能摂取量と ICRP の一般公衆構成員に対する勧告値*

核種	表層水中濃度 μCi/cm ³	生物濃縮 係 数	算定摂取量 (I) μCi/day	I. C. R. P 勧告値 (M. P. I.) μCi/day	I/M. P. I.	環境受容限度 Ci/y
⁵⁴ Mn	1.2 × 10 ⁻²⁰	300	2.2 × 10 ⁻¹⁷	2 × 10 ⁻¹	1 × 10 ⁻¹⁶	1 × 10 ¹⁶
⁶⁵ Zn		4,000	2.9 × 10 ⁻¹⁶	2 × 10 ⁻¹	1.5 × 10 ⁻¹⁵	6 × 10 ¹⁴
¹⁰⁶ Ru		0.05	3.6 × 10 ⁻²¹	2 × 10 ⁻²	2 × 10 ⁻¹⁹	5 × 10 ¹⁸
¹⁴⁴ Ce		0.3	2.2 × 10 ⁻²⁰	2 × 10 ⁻²	1 × 10 ⁻¹⁸	1 × 10 ¹⁸
⁵⁵ Fe	1.0 × 10 ⁻¹⁷	3,000	1.8 × 10 ⁻¹³	2	1 × 10 ⁻¹³	1 × 10 ¹³
⁶⁰ Co		80	4.8 × 10 ⁻¹⁵	1 × 10 ⁻¹	5 × 10 ⁻¹⁴	2 × 10 ¹³
³ H	4.2 × 10 ⁻¹⁶	1	2.5 × 10 ⁻¹⁵	10	3 × 10 ⁻¹⁶	3 × 10 ¹⁵
⁹⁰ Sr	1.9 × 10 ⁻¹⁵	0.2	2.3 × 10 ⁻¹⁵	8 × 10 ⁻⁴	3 × 10 ⁻¹²	3 × 10 ¹¹
¹³⁷ Cs		40	4.6 × 10 ⁻¹³	4 × 10 ⁻²	1 × 10 ⁻¹¹	1 × 10 ¹¹
²²⁶ Ra	1.5 × 10 ⁻¹⁴	200	1.8 × 10 ⁻¹¹	2 × 10 ⁻⁵	1 × 10 ⁻⁶	1 × 10 ⁶
²³⁹ Pu		10	9.0 × 10 ⁻¹³	1 × 10 ⁻²	1 × 10 ⁻¹⁰	1 × 10 ¹⁰

* Webb and Morley, NRPB-R 14 (1973)

約 0.1%程度であろうとされ、かつその移行は主として表層の生産域から、太平洋底へ向うものであると思われる。

3.7 人間への影響と深海投棄処分限度

深海投棄処分に関連して人間の被曝レベルを推定するには、漁業対象となる深さ(0~1000 m)までの放射性核種濃度をもとにして、海産生物体の放射性核種濃度をきめ、人によるその摂取量を想定し、これをとってつづけた場合の人体組織の被曝線量を算出する²¹⁾。そして、このような被曝線量を推定する場合、最も高い被曝レベルにあるであろうと思われるグループ(決定グループ)について考える場合と、それよりは低い被曝レベルにあるより大きな集団について考える場合があるが、評価のためには通常、前者(決定径路による決定グループの被曝)がとられる。この決定径路法から次のような試算が行なわれている。すなわち、深海投棄海域における表層海水中の放射性核種濃度を Ca、投棄海域から漁場までの距離による、海水中放射性核種濃度の稀釈係数を d、海産生物への濃縮係数を F、1日当りの海産生物の摂取量を 300 g とすれば、決定グループに属する人々の1日の摂取放射能 I は、 $I = Ca \times d \times F \times 300$ (μCi/day) で示される。

この摂取量 I は、国際放射線防護委員会(ICRP)勧告による一般公衆構成員(成人)に対する飲料水からの放射性核種の1日当りの摂取限度、maximum

permissible daily intake (MPI) と比較して評価される。ただし

$$M. P. I = \frac{1}{10} \times M. P. C_w \times 2200 \quad \text{とする。}$$

ここで、

M. P. C_w は1週168時間における職業被曝に対する ICRP の飲料水最大許容濃度(μCi/ml)
2200 は1日当りの飲料水の摂取量(g)、

第7表に1Ci/yの海底投棄後の定常状態における決定グループに対する上記の I と M. P. I 試算結果³⁾を示す。

そして、深海投棄処分率の限度³⁾、limiting rates of disposal (L. R. D) は、 $L. R. D = \frac{M. P. I}{I}$ Ci/year で与えられる(第7表)。

ここで示した深海投棄処分率の限度は環境受容限度、limiting environmental capacity²²⁾と同じ意味を持っている。実際に深海投棄処分率の限度を決める場合には、廃棄物をアルファ放射性、ベータ、ガンマ放射性およびトリチウムの3つのクラスに分けて、前二者についてはそれぞれの中で最も制限的な核種についての限度をとればよいことになる。

3.8 水産生物への影響

海底投棄処分現場、あるいはその近くでは、海産生物が何らかの放射線影響をうけるような放射線レベルに達する可能性があるが、そのような個体は数少ないと思われるので、生物集団レベルでは問題とならない

ものと思われる。漁業対象の表層海水中の生物はずっと低い線量をうけるに過ぎないものと思われる。評価モデル³⁾から計算した表層水中の最大濃度では、アルファ放射体については 10^6 ci/year. ベータ, ガンマ放射体については 10^8 ci/year の投棄処分率を越えなければ, その海産生物が自然バックグラウンド放射線による線量率を越えないであろうと思われる。また, 処分率が 10^6 あるいは 10^8 Ci/year をたとえ越えても, 評価モデル³⁾には多くの安全係数が含まれているから, 実際には自然放射線レベルを越えて被曝することはないであろうと思われる。

3.9 安全係数の評価

放射性廃棄物の深海投棄処分に関して事前障害評価を行なう場合, そこには多くの不確定さがあるから, 当然多くのしかも大きな安全係数を導入する必要がある。そこで評価モデル³⁾で使った仮定と, 現実に最も起こり得るであろうと思われる過程とを比較し安全係数が定められている。それによると, アルファ放射性および一般のベータ, ガンマ放射性廃棄物では全体として, 10^4 桁, トリチウムに対しては, 10^2 桁の安全係数となっている³⁾。

4. おわりに

原子力開発の進展に伴って, 今後ますます放射性廃棄物が累積的に発生していくことはさげられず, その管理は, 最終処分まで考えた場合, 決して容易な問題ではない。それは主要な核分裂生成物はほぼ 10^3 年間, アルファ放射体の超ウラン元素は 10^5 年間以上にわたり適切な管理を必要とすること⁴⁾からも明らかである。それらの放射性廃棄物の中で, 量的に最も多い低レベル固体廃棄物の最終処分の方法として数千mの深海底に投棄処分する方法が現在のところ最も現実的の可能性のある方法の一つであるといえる。しかし, このような処分の方法については, わが国における海洋利用の特殊性を十分考慮するとともに国際的な見地からの配慮も必要である。わが国においても既に海底投棄に関する予備的調査が進められているが, 今後, なお解明すべき点も少なくない。本稿においては Webb および Morley の北東大西洋領域の海底投棄に関する評価モデル³⁾を中心にして現状を紹介したが, このような拡散モデル, 海産生物による放射性核種の濃縮過程および人間への影響など, さらに今後いろいろな角度から考察評価する必要があるものと思われる。

参考文献

- 1) 原子力委員会, 発電用原子炉開発のための長期計画 (第4次) (昭和47年)
- 2) IAEA, IAEA Panel Reports GOV/1622, Recommendations, Vienna (1973)
- 3) G. A. M. Webb and F. Morley, NRPB-R 14, Harwell, Didcot, Berks (1973)
- 4) 石原健彦, 原子力工業, 21, No. 10, 61 (1975)
- 5) 原子力局, 放射性固体廃棄物処理処分検討会報告書, 上巻, 下巻, 実業公報社, 東京 (1972)
- 6) 原子力委員会, 環境, 安全専門部会放射性固体廃棄物分科会報告書 (1973)
- 7) OECD/ENEA, Radioactive Waste Disposal Operation into the Atlantic 1967 (1968)
- 8) Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter, November 1972.
- 9) IAEA, Radioactive Waste Disposal into the Sea, IAEA Safety Series No. 5, Vienna (1961)
- 10) MAFF, Report of a Working Party on Sea Disposal Containers, (1966)
- 11) USAEC, Study of Design Requirements for Sea Disposal Containers (Pohlman and Pickett), TID-15431 (1962)
- 12) USAEC, Sea Disposal Container Test and Evaluation (ASD-4652f), TID-13226 (1961)
- 13) USAEC, Strength Tests of Prototype Sea Disposal Containers for Radioactive Waste (Pohlman and Lemcoe), TID-13942 (1961)
- 14) 佐々木忠義, 原子力工業, 13, No. 9, 20 (1967)
- 15) 町田忠司, NEA の放封性廃棄物の海洋処分状況とパッケージ規格, 保健物理, 9, 33 (1974)
- 16) Sverdrup, H. V., Johnson, M. W. and Fleming, R. H., The Ocean, Prentice-Hall (1942)
- 17) Fukai, R., Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans and Surface Waters, IAEA, Vienna (1966)
- 18) Crank, Mathematics of Diffusion, Oxford Clarendon. Press (1956)
- 19) NAS, Radioactivity in the Marine Environment (1971)
- 20) Feld, W., The Transport, Dilution and

- Reconcentration of Radioactivity by Marine Biological Mechanisms, OECD/ENEA Seminar, Lisbon (1967)
- 21) 市川竜資, 原子力工業, 16, No. 7, 20 (1970)
- 22) Slansky, C.M. (eds), Principles for limiting the introduction of radioactive waste into the sea, Atomic Energy Review, 9, No. 4, 853 (1971)