海洋放射能汚染の防護

市川 竜 資*

(1968年8月12日受理)

Protection Against Radioactive Contamination of Sea

By Ryushi ICHIKAWA

In view of the rapid increase of nuclear energy facilities such as power plants, fuel-reprocessing plants and so forth, the safe control of the disposal of radioactive wastes into the sea has been and will be of great concern in the world. The present paper deals with the following matters; (1) historical background information of radioactive contamination of the sea due to the past military use of atomic energy, (2) natural and artificial radioactivity in the sea, (3) general features of the behaviour of radioactive nuclides in marine environment, (4) safe management of coastal discharge of radioactive liquid wastes, (5) disposal of solid radioactive wastes into deep sea bottom, and (6) problem on international control of radioactivity release in marine environment.

1. 歴 史 的 回 顧

海洋の人工放射能汚染がはじめて我々の注目を集めたのは、1954年3月1日マーシャル群島ビキニ環礁の東方約150 km のところで死の灰に被災したマグロ延縄漁船「第5福竜丸」の事件である。これは同日ビキニ環礁上で行なわれた米国の15メガトン水爆実験により生じた核分裂生成物が環礁の破片に附着し、白い灰状のものとなって降下したものに被曝した為に起った。放射性核分裂片は勿論広い水域に散布され、日本の漁港に陸揚げされるマグロ、カジキ等に放射能の検知されるものが続出した。そのため、同年5月政府は調査船「俊龍丸」をマーシャル群島一帯の水域に派遣して海水、海産生物等の放射能汚染状況を調査したが、海洋の放射能汚染は相当に高くかつ広範囲に亘っており、6月21日、ビキニ西方450 km にて採取した海水に91,000 dpm/l のベータ放射能を観測した。海水汚染は当時でもマリアナ群島附近にまで及んでおり、漁場としては、北赤道海流（メバチの棲息域）が汚染が最も高く、次いで赤道反流（キワダ、クロカジキの棲息域）が汚染していることが判明した。翌1955年に行なわれた米国巡視船ターナー号の調査によればこの汚染は3月頃すでにフィリピン沖の海域に移動しており、同年夏の日・米・加協同の北太平

洋調査の際行なわれた海水、プランクトンの放射能測定からこの汚染はその頃日本の太平洋岸沖合にまで移動していることがわかった。

しかしながら、核実験による海の汚染は実は小規模ながらこの時より8年前にすでに始まっていた。すなわち1946年（昭和21年、終戦の翌年にあたる）ビキニ時間で7月1日早朝、B29から投下された原爆（約20キロトン）はビキニ環礁内に集結した標的艦隊の上空180 m でさく裂した。22隻の艦船には戦艦ネバダがその中心にあり、その傍らに戦艦長門、軽巡洋艦酒匂がいた。酒匂はこのとき炎上し、翌朝沈んだといわれ、長門は大破したが沈まず、ついで行なわれた25日の水中実験（海面下30 m で爆発）において沈んだ。この2度の核実験は、その前年7月ニューメキシコ州 Alamogordo で行なわれた最初の実験、同8月軍事目的に使用された広島、長崎への投下に次ぐ4度目の核爆発であって、主目的は艦隊攻撃に用いた場合の攻撃効果を知る為に計画されたものである。この時病院船に乗って参加したワシントン大学の放射線生態学研究所（当時は応用水産学研究所と称していた）のグループはビキニ環礁内及び周

* 放射線医学総合研究所 National Institute of Radiological Sciences

辺水域で魚貝類、ナマコ、サンゴ、海藻などのぼろ大な数にのぼる試料を採取し、その放射能測定に従事した。これは人工放射能による海洋生物汚染の調査研究の最初のものであるといえる。

その後、太平洋水域における米国の核爆発実験は、冒頭に述べた1954年のビキニ水爆実験にいたるまで、ビキニ西方約300 kmにあるエニエトック環礁において1948年3回、1951年4回、1952年2回、と繰返し行われた。これらはいずれも高空爆発ではないから、生成した放射性の核分裂生成物は殆んどその海域に散布され、海水や生物を汚染したことが前出のワシントン大学のグループにより、詳しく調査報告されている。

このように人工放射能による海の汚染が、何らの国際的規制や管理のなされないまま、軍事的使用目的で起ったことは、人類が益々海洋をその福祉の為に利用する方向に向っている際に甚だ不幸なことと云わざるを得ない。海洋はその巨大な水量によって莫大な希釈力を有するとは言え、増大する核エネルギーの利用により必然的にもたらされる放射性廃物を無制限に収容する程の能力をもつわけではなく、人類の将来における海洋資源の有効な利用の為に適正な規制と管理が求められることは当然である。以下章を追って現在の海洋放射能の水準や沿岸での放射性廃液の放出、深海への固体廃棄物の投棄等に関する現況や問題点などを整理し、海洋の放射能汚染の防護について考えてみよう。

2 海の放射能とその起源

現在、海の中に存在する放射性物質は、その起源から、自然放射性物質、核実験からもたらされるフォールアウト、および局所的ではあるが原子力施設から放出される放射性廃液や固体廃棄物の投棄により海中に入った人工放射性物質などに分けて考えることができる。

海水の自然放射能は主として ^{40}K によるもので、約300 pCi/l含まれている。 ^{87}Rb とウラン系列は共に夫々3 pCi/lで、大洋表層水の自然の ^3H は0.6~3 pCi/lくらいあり、トリウム系列を含むその他のもの全体で0.2 pCi/l以下というのが大体の水準である。海洋生物に含まれる自然放射能も同様にその殆どが ^{40}K であり、海藻で1~15 pCi/g、魚肉で0.15~3.4 pCi/g

(共に生重量当り)という値が得られている。

これに対し、人工放射能としてすべての海域に検出されるものに ^{90}Sr 、 ^{137}Cs がある。核実験が大型化し、かつ高空で行なわれるようになって、その核分裂生成物は大部分成層圏に注入されてきた。そしてそれが1~5

年の成層圏内半減滞留期間をもって漸次地球上に降下してくる。降下の遅速は実験の場所と高度によって相違する。こうして人工放射性核種が全海域にもたらされたのであるが、半減期の短い核種は検出不能にまで減衰したので現在検知されるのは ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の2核種が殆どの場合である。これらフォールアウトに由来する核種の海水中濃度は北半球に高く南半球に低い。これは従来の核爆発実験が主に北半球で行なわれ ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の降下率が大いからである。なお、バルチック海や黒海のように大陸に囲まれた海は外洋より数倍高いが、これは河川によって陸上に降下した ^{90}Sr などを運搬し流入するからである。この現象は河川の流入する沿岸や湾でも見られ、沖合にへだたるに従って ^{90}Sr の濃度が低くなることが観察されている。また、海洋表層に降下した ^{90}Sr 、 ^{137}Cs はゆるやかではあるが漸次深層へも拡散移動しており、数千mの深層海水にもこれらの核種が検知される。第1図に日本近海における最近の海水中の濃度の垂直分布を示す。

第1図 1963, 1964年における日本近海の海水中 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度の垂直分布(長屋他1965)

このように広く海水中に含まれる ^{90}Sr 、 ^{137}Cs は当然食用海産生物にとり入れられて人間の食事から摂取さ

れるものとなる。日本における最近の食事1日分に含まれる ^{90}Sr は10～20 pCiほどであり、 ^{137}Cs は20～30 pCi程度である。そのうち海産魚介類からとり入れられる核種の量が食事全体のうちのどれくらいを占めているかを示したのが第2図である。この値は1966年

第2図 ^{90}Sr , ^{137}Cs の1日当りの摂取量の食品別内訳, 1966年6月東京試料の例(佐伯他1967)

6月東京における分析値であり、穀類422g, いも類85g, 豆類35g, 牛乳180g, 卵30g, 肉30g, 魚介類75g, 葉菜類144g, 根菜類96gを1日分とした場合のもので、個人個人の食性や経日変化は勿論ある。しかし大ざっぱには、 ^{90}Sr , ^{137}Cs 共に全摂取量の数パーセントの寄与が海産物に由来するものといえる。一般に陸産物の方が海産物よりフォールアウトによる汚染を受け易い。池や河のフナやコイの ^{90}Sr , ^{137}Cs は海の魚よりずっと高い濃度を示す。これは海の莫大な希釈力とその濃厚な塩分がこれら核種の魚体内への転移を相当程度防いでいるからである。

以上は全世界規模の汚染であるが、局所的なものとして次に最近問題となった原子力艦船による放射性物質放出について少しふれてみよう。米国海軍の原子力艦は1966年1月現在で59隻が運航しており、そのうち56隻が潜水艦である。炉の一次冷却水中に出現する放射性物質はいわゆる corrosion products と称し、パイプから水中に溶出した微量の物質が炉の中性子により放射化されたもので、 ^{61}Cr , ^{60}Co , ^{59}Fe , ^{54}Mn , ^{65}Ni , ^{64}Cu , ^{182}Tl などがみられる。これらは炉を運転温度に上昇させた時、膨脹した分だけ冷却水を捨てることによって外界に出る。外に出す場合は浄化系を通すことはもちろんである。米海軍では冷却水中のこれら放射性核種の組成、半減期の長短、許容レベルの上下などの関係

から、 ^{60}Co をもっとも問題となる核種とし、廃液中の長半減期核種を全部 ^{60}Co とみなして管理する方式をとっている。そしてこれら原子力艦艇のオーバーホールを行ったり操業基地になっている多数の港において海水、海底土を定期的に採取測定している。第1表に示したのは、原子力艦艇から港内へ放出した長半減期核種の量と、

表1 米国の原子力潜水艦基地における放射能調査結果(米海軍省1966)

軍 港	1961～1965年 の間に港内 放出した量 (キュリー)	1965年7月の港湾底堆積物の放射能調査結果	
		検出可能域 での ^{60}Co 平均濃度 (ピコキュ リー/cm ²)	港湾底 ^{60}Co 全量の推定値 (キュリー)
ボーツマス (ニューハンプ シャー)	0.48	検出不能	同 左
グロトン・ ニューロンドン (コネクチ カット)	7.18	190	0.19
ニューポート ニューズ (ヴァージニア)	2.31	検出不能	同 左
チャールストン (サウス カロライナ)	1.19	検出不能	同 左
ノーフォーク (ヴァージニア)	1.17	検出不能	同 左
サンディエゴ (カリフォル ニア)	0.99	30	0.003
Vallejo (カリフォル ニア)	0.03	10	0.001
パールハーバー (ハ ワ イ)	3.20	10	0.03
アブラハマー (ガ ム 島)	0.01	検出不能	同 左

船の投錨位置一帯の海底堆積物の表層 1 cm をとって ^{60}Co を定量した結果をまとめたものである。これらの港は原潜の基地になっているところであって、外国の港の場合を同じように考えるわけにはゆかないが、米原潜の外国基地であるスコットランドの Holy Loch で ^{60}Co が湾底土に検出されたことがある。

一方、原子力の平和利用に伴って生ずる放射性廃物は次第にその量を増加しつつあり、その安全な処分は非常に大きな問題となっている。我が国でも多くの原子力発電所が着々と建設または計画されつつあり、核燃料再処理工場もその建設が決定されている。従ってそれらから生ずる液体および固体の放射性廃物の処理処分については我が国の自然的および社会的諸条件を考慮に入れて適切な方法がとられ、かつ最も安全な規制と管理がなされねばならない。一般に放射性廃物を処分する時の原理は、これを濃縮して人間から隔離してしまうか又は正反対に出来る限り希釈して安全な水準にまで薄めてしまうかという 2 つの方法からなっている。岩塩採掘の廃坑に投入する方法は前者に属し、沿岸海域への放出は後者に属する。密閉容器に封入して深海底に投棄する方法は一応前者に属するが、年月の経過によって腐蝕が避けられないから、その溶出を考慮に入れているため、その後の拡散については後者の原理をも組合せているものと言いうことができる。

英国における再処理工場からの低レベル放射性廃液の沿海放出は 1952 年からはじまっており、米国での固体放射性廃物（密封容器入）の海底への投棄も 1951 年頃すではじまっている。我が国でも放射性同位元素を使用する事業所等は数多くあり、それらの廃物は日本放射性同位元素協会が一括して集荷貯蔵し、小規模ではあるが東京湾外に投棄したものもある。

3. 海中における放射性核種の挙動

フォールアウトや放射性廃液の形で海中に入った放射性核種は海水による希釈、拡散、運搬がなされるほか、物理化学的の反応によって沈澱したり、砂や微細砂に吸着して沈下堆積されるものもある。従って長寿命の核種の海域での地域的拡がりを検知する為には、海底堆積物を採取測定する方法が屢々行なわれる。

一方、数千 m の深海底に投棄する固体廃棄物は、年月と共に容器が腐蝕され、内容物の溶出を考えないわけにはゆかない。たとし深海底の海水が表層に到達するには長い年月を要し、数 10 年ないし数 100 年の期間を見込むことができるから、その間の放射性核種の物理的減衰と希釈により、表層への影響を極めて小さくすることができる。

放射性物質が海水中に存在するとき、生物の放射能汚染が起る。生物体への放射性核種の蓄積される程度は生物の種類、体の部位および核種の種類などによって相違するが、海水中核種濃度とその中に長期間生息する生物体の核種濃度との間には或程度定量的関係を求めることができ、これを濃縮係数（生物体核種濃度／海水中核種濃度）をもってあらわす。第 2 表はそれを取りまとめて示したものである。この係数は、海水中核種濃度が与えられたとき、各食用水産物の汚染度を推算するのに便利なので、放射性廃液放出の影響評価や放出規制を設定する場合などによく用いられる。たとしこれらの値は、汚染海水中に生物が長期間生息し、外界濃度と生体内濃度とが平衡に達した時のレベルを表わすものであって、短期間の海水汚染で、生物汚染度がこの水準になるのではないことに注意が肝要である。濃縮係数の求め方には 3 法あり、飼育実験による法、非放射性元素濃度を海水

表 2. 海産生物の放射性核種濃縮係数（市川，ブライアン，ポリカルポフ）

生物 \ 核種	^{90}Sr	^{137}Cs	^{65}Zn	^{60}Co	^{54}Mn	^{55}Fe
魚 類	0.1~0.3	10~20	3,000~40,000	20~80	100~300	500~3,000
うに、なまこ	1~2	10	1,000	200	200	10,000~80,000
えび、かに	0.1~1	10~30	1,000~40,000	4,000	800	1,000~4,000
貝 類	0.1~0.2	10	10,000~40,000	100~200	1,000~10,000	8,000~15,000
海 藻	1~10	1~10	100~1,000	30~60	1,000~20,000	2,000~5,000

注：値は可食部生重量に対するもの。

と生物との間で比較する法、およびフォールアウトや原子力施設から放出された放射性廃液によって現実に汚染されている水域の海水と生物とを比較する方法とが用いられている。これらの方法で求められた濃縮係数は必ずしも一致せず、屢々かなりの相違が観察されるが、その原因には種々あり、例えば亜鉛、鉄、コバルトなどにて飼育実験による値が非放射性元素濃度で得られた値より相当下廻るのは、海水と生物との間の平衡状態が達成されるまでの期間が長く、飼育実験がその期間を十分カバーし難いことに由来している。また、表にはあげていないが、 ^{106}Ru 、 ^{90}Sr - ^{90}Y 、 ^{144}Ce などのように海水中の微細砂やプランクトンによく附着する核種では、貝類や甲殻類の消化管中にこれらの汚染された餌料が滞留し、その為に全身としての濃縮係数がかなり大きく（例えば 10^3 くらい）観察されることが現場つまりウィンズケル工場沿岸域等から報告されているのに対し、飼育実験ではそのような自然の食物連鎖関係が再現し難いので、汚染餌料の消化管内滞留の寄与がなく、従って得られる濃縮係数ははるかに低くなるのがふつうである。このような観点から、筋肉部だけを食用とするか全身を食用とするかによっても濃縮係数の用い方に大きく相違が生れることも注意せねばならない。

次に、このような生物体内への放射性核種の蓄積がどのような経路から行なわれるかという問題がある。一般に海水→プランクトン→魚介類というフードチェーン経路と、海水から直接魚介類にエラや体表から吸収される経路とがあって、常に両者の寄与があり、そのいずれが大きいかは、核種、生物、環境条件によって左右されるが、くわしい定量的情報は未だ不足である。この問題についてはストロンチウムについて最も多く情報があり、エラその他からの所謂直接吸収が餌に由来する寄与より大きいことを示すデータが屢々得られているが、条件によっては餌からの寄与が直接吸収によるものをしのぐこともあり得るという情報も報告されている。

放射性ストロンチウムを取扱う場合には、濃縮係数よりも Sr - Ca 差別比 (Sr - Ca Observed Ratio) を用いる方が便利の場合が屢々ある。魚の場合のそれは、(魚体の Sr/Ca 比) : (海水中 Sr/Ca 比) の比で求められ、海産魚で 0.2 ~ 0.5 くらいの値が観察されている。この現象は、外界の Sr と Ca が生物体にとり込まれるとき、Sr が Ca に対して差別されることを意味しており、従ってふつう Sr - Ca 差別比は 1 より小さい。この比を用いると、海水中の ^{90}Sr 濃度 ($^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ の値) から魚その他の生物の ^{90}Sr 濃度が推算でき、これ

を食する人の骨中濃度については骨および骨髄の濃率まで連結して考察することが可能である。海産生物の Sr - Ca 差別比に例外的な値をもつものにはアカンサリア (Acantharia) と褐藻類がある。前者はプランクトン性の原生生物で、硫酸ストロンチウムでできている骨片を有し、Ca を多量に含む海水中に生存していて Sr のみで骨格をつくるこの特異な性質については未だ説明されていない。後者は 2 ~ 3 くらいの Sr - Ca 差別比を有し、海水中から Sr を Ca の 2 ~ 3 倍の率で摂取することになるが、その原因は、この藻類が多量に含有する多糖類であるアルギン酸が、Sr にかなりの親和性を持つことによっている。従って褐藻類の ^{90}Sr 蓄積度は他の藻類よりかなり高いが、アルギン酸に結合したストロンチウムは人体の消化管内での消化吸収が悪いことが確かめられている。

海産生物の放射能汚染に関し食物として人体に摂取される事柄と全く異なった分野がもう一つある。すなわち、魚卵が放射線被曝を受け、その発生に何等かの悪影響を受けるかどうかという問題である。ソ連邦における研究によれば、ボラ、カレイ、カタクチイワシ、アジなどの卵や孵化直後の稚魚につき ^{90}Sr 、 ^{90}Y 、 ^{144}Ce 、 ^{132}Cs 、 ^{90}Zr 、 ^{106}Ru の濃縮を調べた結果、特に ^{90}Y と ^{144}Ce がよく卵に濃縮される (濃縮率 100 ~ 300) という。これは恐らく表面への附着による汚染と考えられるが、それにより卵が放射線照射を受け、かなりの低濃度の ^{90}Sr - ^{90}Y 海水でも卵発生に影響が検知されるという。すなわち、 $10^{-7}\text{Ci}/\ell$ 以上の濃度で胚発生の遅滞が、 $10^{-8}\text{Ci}/\ell$ 以上で胚の死亡率の上昇と前期稚魚の体長の小型化が、 $10^{-9}\text{Ci}/\ell$ 以上で囊胚期での細胞分裂能力の低下や染色体異常の増加および摂餌開始期での稚魚死亡率の増加が看取されるという。更に 10^{-10} ~ $10^{-11}\text{Ci}/\ell$ のレベルですでに畸型の発生率が対照群より大きくなり、濃度の高くなるに従って畸型発生率も高くなることがみられたと報告されている。しかしながら、英国における ^{90}Sr - ^{90}Y 海水での魚卵の発生実験や低レベルの放射線照射実験ではそのような低いレベルの被曝での孵化率、死亡率、畸型発生率の上昇は観察されておらず、未だ明確な定量的情報は不十分と言うことができる。ただし水産資源としての漁獲対象群は産出された卵数に比して極めて小さいものであり、特に卵、稚魚の期間に多くの環境要因が関与して、或程度の数量しか漁獲対象群に成長しないものであるから、放射線被曝による影響は相当に大きいものでなければ現実の水産資源量にはひびかないであろう。

4. 放射性廃液沿岸放出の規制と管理

原子力施設の操業による放射性廃液の沿岸海域への放出処分に際し、一般住民の放射線被曝の防護のための施策は、大きく分けて、廃液放出の規制とその影響を受ける環境の安全管理という互に密着した両面から考えることができる。第3図にその一般的方式を規制および管理の両面を対応させて示す。まず規制面では、個々の施設（核燃料再処理工場、原子力発電所等）に対し、廃液放出に制限を課さねばならない。これには、与えられた線量限度の範囲内で、その地域の種々の条件下でどの程度の放出が可能であるかの推算を行ない、これに十分な安全率をみこむことと、その施設の操業のために最低必要な放出率に抑える処置が必要である。この場合に最も大きく支配する因子は、放出率－被曝線量の関係についての定量的情報であって、放出核種組成、その海域中での拡散希釈過程、食用海産生物や漁具・砂等の汚染度、住民のそれら食用生物摂取量、漁具操作時間、海浜作業時間等のパラメータによってきまるものである。従って施設の設置にあたって十分にこれらの情報を検討しておくなければならない。これに対応して管理面では、当然、当該環境のモニタリングが行なわれ、環境の放射能水準ひいては住民の被曝線量が十分安全側に保たれていることを確認せねばならない。環境放射能レベルの定常的監

視にあたっては、環境物質の放射性核種濃度などに対する尺度として、環境放射能管理指標（Derived Working Limit, 略してDWLという）とでも言えるものを用いると便利であろう。なぜならば、環境放射能汚染による人体の被曝の防護のもとになっているものは決定臓器に対する線量限度であって、直接に環境の放射性核種濃度で示されるものではない。一方、環境モニタリングのデータは後者の形で求められ、それを人体防護の立場から評価するには線量限度とサーベイデータとの仲立ちをするものが必要であり、このために作られたのがこのDWLである。DWLは特定の場所と条件のもとにおいて、空気、食用生物、無生物等の放射性核種濃度（時にはそれからの線量率）であらわされ、ある物質の核種濃度がその場合のDWL値以下であれば、それによる線量が、きめてとなる被曝集団のうち最大に被曝する人に対しても与えられた線量限度を決して越えないことを保証するという性質のものである。要するにモニタリングデータをこれとつき合せて、住民の被曝の安全度の確認を行なうためのものである。モニタリング結果は放出実績と組合せて解析し、操業前に行なった影響評価に対する再評価を行ない、放出率－被曝線量の定量的関係をより正しく把握することに資するべきである。そのような観点から、英仏などは、新しい施設に対し最初数年間は安全をとって暫定的な放出制限量を許可し、操業後得られ

第3図 海域への放射性廃液放出の規制と環境安全管理の一般的方式

た調査結果の解析を十分に行ない、必要あれば許可放出量の改訂が可能であるような方式をとっている。

放出規制と環境管理の基本になる線量限度は国自身で定めるものであり、ICRPの勧告内容が広く採用されている。ただし、環境の放射能汚染による公衆の放射線被曝の可能性は単に海域への低レベル放射性廃液放出によるもののみとは限らない。原子力産業の開発進展に伴ない、公衆への可能な放射線源は陸（施設からの空中、淡水への放出、地中埋没等）と海（沿岸放出、深海投棄、原子力船など）とにわたって種々の場合が考え得る。従って、海域放出の規制を行なうにあたっては、与えられた線量限度のうちから海域放出の分として幾らかの部分（例えば $1/3$ とか $1/10$ とか）をあらかじめさいてもらい、その範囲内で放出を考えるという方法をとるか、もしくは、線量限度をすべての線源からの全被曝量として一括して考え、海域放出を規制するに当って与えられた線量限度を決定して越えないような最大放出率を十分下廻る（例えば $1/3$ とか $1/10$ とか）放出率以下しか許可しないという方法とが考えられる。インドのBhaba 原子力センターからのボンベイ湾への放出率設定にあたっては前者の方式がとられ、ICRPの線量限度の $1/3$ を基本にとって規制を行なっている。後者の方式に対しては、英国のやり方がほぼそれに近いと考えられる。

以上は、きめてとなる被曝集団 (critical group) に対して、ICRPの公衆の構成員に対する線量限度を適用する場合であって、もし、沿岸海域放出による被曝集団が相当に大きいときは、遺伝線量を考慮せねばならないことも有り得るし、さらにそれに伴って、放射性廃液放出についての遺伝線量限度の割当てをどのくらい見込むかという問題がでてくる。現実の例としては、インドのBhaba 原子力センターからの沿岸放出規制において、生殖腺、全身を決定臓器とする核種について遺伝線量限度を用いている例がある。これはボンベイ地域の全住民の70%が魚食人口と考えられることによっている。他に遺伝線量がきめてとなる被曝のケースとして、海域ではないが、英国のアルダマストン、ハーウエル、アマーシャムの3施設がテムズ河に放出しているケースがあり、ロンドン住民の飲料水に由来する生殖腺線量をクリティカルとしている。

外国における沿岸海域への放射性物質の処分についてみるに、まず最も豊富な経験をもつのは英国である。この国における環境への放射性廃棄物の放出は放射性物質法 (Radioactive Substance Act) によって規制されており、同法によれば、「放射性廃棄物の放出は、建設・自治省と農水産食糧省とが地方自治体当局に諮問した上

で発給する認可条項にしたがってのみ可能である」とされている。海域放出の場合は農水産食糧省が認可母体となり、その認可放出量設定にあたって基本となる考え方は、「放射性廃棄物の管理に関する白書1959」に示されている次の3項目がその要点である。

(1)経費のいかににかかわらず、公衆のうちのだれ1人としてICRPの公衆の構成員に対する勧告値をこえないことを保証する（身体的影響にもとづく制限）

(2)経費のいかににかかわらず、国民全人口が平均被曝線量として1人30年1ラドをこえないことを保証する（遺伝的影響にもとづく制限）

(3)上記は絶対越えられないレベルであって現実に可能な限り実際の線量はそれよりはるかに低く保つようにする。

したがって英国の原子力公社各施設や中央発電庁の原子力発電所等の認可されている放出制限値は施設毎に相違し、ウィンズケール核燃料再処理工場が全β放射能で75,000 Ci/3ヶ月であるのに対し多くの発電所にては200 Ci/年という大差を生んでいるのは、主として当該施設の操業のための最低放出必要度が大きく異なることに起因している。ウィンズケール工場の放出制限値は3ヶ月あたり全β 75,000 Ci, ^{106}Ru 15,000 Ci, ^{90}Sr 7,500 Ci, 全α 450 Ci (1965年改訂発効) で、ポルフィラ（紅藻）の ^{106}Ru 汚染が放出制限のきめてとなっているが、その様子は第3、4表に示す1966年の放出実績と海藻測定データとから観取できる。これに対し、中央発電所 (CEGB) と南スコットランド電力庁 (SSEB) に所属する原子力発電所の放出制限とそのきめてとなる被曝形式は第5表のようになっており、実際に放出している量はそれら制限値よりはるかに小さいといわれる。

第3表 ウィンズケール工場からアイルランド海に放出された放射性物質
(1966年実績)

(英原子力公社1967)

放射能の種類	3ヶ月当りの放出量 実績 (平均) (キュリー)	放出制限量に対 する割合 (%)
全ベータ放射能	16,392	21.9
^{106}Ru	6,231	41.5
^{90}Sr	228	3.0
^{144}Ce	1,713	—
全アルファ放射能	146	32.5

第4表 ウィンズケール工場のある沿岸域の海藻の放射能(1966年)

(英原子力公社 1967)

試 料	放射能の種類	D. W. L (pCi/g)	平均放射能 (pCi/g)	DWLに対する割合(%)
廃液放出管近傍の 4地点で採取した 海藻	^{106}Ru	300	134.0	44.7
	^{95}Zr	1800	10.1	0.56
	^{95}Nb	3000	7.1	0.24
	^{90}Sr	12	0.14	1.2
	^{144}Ce	300	6.4	2.1
放出管より遠い4 地点の海藻	^{106}Ru	300	56.8	18.9
	^{95}Zr	1800	6.3	0.35
	^{95}Nb	3000	4.0	0.13
	^{90}Sr	12	0.11	0.92
	^{144}Ce	300	3.4	1.1

第5表 中央発電庁(CEGB)と南スコットランド電力庁(SSEB)の原子力発電
の放出規制 (英国農水産食糧省 1967)

設 置 場 所	出力(MW)	完 成 年	排水放出場所	放射能放出制限値	被曝線量計算の対象
バークレイ	275	1962年	汽水域	200 Ci/年	微細砂からの漁夫の 外部被曝, サケ肉の摂取
ブラドウェル	300	1962年	汽水域	$\begin{cases} 50 \text{ Ci/年} \\ {}^{65}\text{Zn } 5\text{Ci/年} \end{cases}$	カキ肉の摂取
ヒンクレイ ポイント	500	1965年	沿岸	200 Ci/年	微細砂からの漁夫の 外部被曝, 魚の摂取
ダンジェネス	550	1966年	沿岸	200 Ci/年	魚の摂取
サイズウェル	580	1966年	沿岸	200 Ci/年	魚の摂取
＊ハンターストン	300	1964年	沿岸	200 Ci/年	魚の摂取

＊SSEB

したがって放出水域に汚染の検知されることは殆どなく、よく観察されている。

ブラドウェル原子力発電所が燃料冷却池を浄化するのに用いるイオン交換樹脂の再生廃液に由来する ^{65}Zn が附近のカキに検知されていることが例外的なケースである。これは河口水域であって、第4図に示すように放出口からの距離によってカキ肉中の ^{65}Zn 濃度の変化が

1967年試験操業に入ったフランスの La Hague 核燃料再処理工場は主として仏電力庁の発電所の使用済燃料の処理を引受けることになっており、海中に5 km にわたって突出する放出管をもっている。この施設の放射性廃液放出に対する暫定認可放出制限値は年間45,000 Ci

第4図 ブラドウェル原子力発電所附近のカキ肉中⁶⁵Zn濃度と放出口からの距離による変化 (Prestn 1966)
米放出口

で、この地方の漁村に住む漁夫とその家族について年間1人30Kgの魚の消費をみこむと、上記制限値にて被曝線量は10ミリラド以下に推算されるという。たゞし当分の間は4500Ciの放出で操業することが可能であるとしている。

以上は2, 3の例にすぎないが、ひるがえって我が国の現状をみるに、英国と同様国土の狭い島国であると同時に古くから全国の沿岸に漁業活動が行なわれ、漁村の発達していることは他国に類例をみない程である。このような社会条件下で放射性廃液の沿岸海域放出を行なうには、本章に述べたような合理的かつ現実的な放出規制と安全管理がなされ、さらにきめのこまかい行政的処置が考えられねばならないし、また、その実行のためにはこれらのもとなる科学的情報の十分な蓄積が必要である。

5. 放射性固体廃棄物の深海投棄処分

原子力発電の操業によって出される使用済のイオン交換樹脂、スラッジその他の雑廃棄物等の最終処分方法としてドラム型鋼製容器内にアスファルト、セメント等で固化を行ったのち、深海底に投棄することが我が国でも検討されている。固体廃棄物の深海投棄処分は米国が大西、太平両洋に、英国が大西洋にそれぞれ投棄の経験が

ある。しかし米国は広大な国土をもち、地中処分による人間から隔離が比較的容易であるから、経費と手数のかかる海中投棄処分は余り重視されていないようである。これに対し我が国や欧州諸国のように国土の自然のおよび社会的条件によって地中処分の困難ないくつかの国々では、深海投棄処分に期待をしなければならぬという勢にある。そのあらわれとして、フランス、西独、英国、ベルギーおよびオランダの5ヶ国はE.N.E.A(欧州原子力機関)の共同事業として固体廃棄物を大西洋に投棄処分することを企画し、1967年秋その第1回投棄(試験投棄と称する)を行った。深海投棄した廃棄物については沿岸放出のような行届いた管理をすることが事実上困難であるから、その事前の影響解析は十分に安全側に行なわれねばならない。このような観点から、E.N.E.Aの編成した専門家グループはこの投棄について次のような方式で事前試算を行なった。すなわち、(1)廃棄物収納容器は破壊されずに海底に到達する、(2)容器はおそらく数十年後に腐蝕が始まりその後ゆっくりと数十年の間にわたって放射能が外部へ溶出するものと推定されるが、試算では全容器が投棄後十年で完全に壊れ全放射能が直ちに溶出するものとする、(3)深層水中に溶出した放射能は一部は底質に固定されるであろうが、定量的情報が得られないから試算ではこれがゼロであるとする、(4)深海底の放射能が表層に到達する時間はかなりの長年月がかかるとされているが、こゝでは生物による移動その他の影響を考えて十分安全側にとり、10年という値を用いる、(5)表層近くなると乱流や海流によって更に希釈されるであろうが、こゝではそれが無いものとする、(6)海水から海産食用生物への放射性核種の濃縮係数は種類によって相違するが、最も大きい値を用いる、(7)公衆が食べる海産生物は放射能の影響のない水域のものととの混合になる筈であるが、こゝでは蛋白必要量を全部この影響海域からの生物でまかなえる値として1日300gの摂取を考えている。

E.N.E.Aではこのような試算方式で、毎年10,000Ciの投棄の場合そしてその内容に20%の⁶⁰Co, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Csを含むとして、公衆の放射能摂取はICRPの勧告した公衆の構成員に対する線量限度の $10^{-5} \sim 10^{-6}$ のレベルに匹敵するものにしか過ぎないという結果を得たという。

我が国は四面海にかこまれているが、同時に漁場としての利用度も高く、深海投棄場所の選定には事前の十分な現地調査(深海からの垂直拡散、生物の棲息状況等)が必要であると共に、投棄用容器の耐破壊、耐腐蝕、難溶出性等の工学的試験研究が切に望まれる所以である。

6. 海洋放射能汚染に関する国際的規制の問題

海洋への放射性物質の処分による海域汚染の可能性については国際機関によっても古くより注目されており、“原子放射線の影響に関する国連科学委員会”はすでに1956年からこの問題を取りあげ、1958年報告の中に、現在のレベルの海洋処分が公衆に危害を与えるということはないが、将来には重要な問題となり得るし、国際的な協力と同意が必要であり、また常にこの問題についての検討と、環境汚染を防禦する方法についての努力がなされねばならないと述べている。

また、1958年4月にジュネヴで開かれた“海洋法に関する国連会議” United Nations Conference on the Law of the Sea は、元来廃油による海洋汚染問題からおこったものであるが、放射性物質による海洋汚染問題をもとりあげ、同会議で採択された“公海に関する協約” Convention on the High Seas (1958) の第25条に次のように述べた。

(1)どの国も、適切な国際機関の設定する基準や規定を考慮して、放射性廃物の投棄による海洋の汚染を防止する方策をとるべきこと。

(2)すべての国が、放射性物質や他の有害物による海洋とその上の空間の汚染を防止する方策をとることにおいて適切な国際機関と協力すべきであること。

また、同会議は、放射性物質による公海の汚染についての決議を採択し、その公式記録の中に次のように述べている。

「国際原子力機関（IAEA）は、放射線防護の分野で権威あるグループや機関に諮問しつつ、人類と海洋資源に不利な影響を与える量の放射性物質による海洋汚染を防止する為の、基準を公布したり国際的に受入れられる規定をつくることにより、各国における海への放射性物質の処分の規制を援助するために必要なあらゆる検討と事業を行うべきこと。」

IAEAは、1958年、放射性廃物の海洋処分に関するパネルを開催し、科学的に影響評価を行なった。これがブリニールソン報告である。IAEAはついで、海洋

処分に関して国際的に適用しうる規範を立法化する可能性を検討するため、放射性物質の海洋処分に、関する法律パネルを1961年1月より1963年1月まで4回にわたって開催した。これがルソーパネルである。このパネル報告書（案）の内容は、名称の定義、高レベル廃棄物の処分禁止条項（未処理使用済核燃料とその化学処理の分離の第1段階から生ずる廃物の処分を禁止する）、沿岸水域での処分条項、各国の処分情報をIAEAに通告する条項、処分に関する他国との紛争処理に関する条項、処分に関する国内法規のIAEAへの通告、海洋処分禁止についての条項などを含んでいる。しかしながら、このパネルにおける各国専門家の間で種々の問題点にて意見が一致せず、紛争条項については、当事国間交渉もしくは拘束力を持たない中立仲介者のもとに交渉を行なう方式と、かなりの拘束力をもつ中立仲介者もしくは委員会を通じて交渉を行なう方式とが対立して調整ができず、2案を並記することになった。また、放射性物質の海洋処分は人類および海洋資源に対して有害であり、したがってすべての処分を禁止するという条項案が少数国から出され、これも併せ採録されているという状況である。

このように各国間の意見対立が強く反映されている性質のものであるため、IAEA理事会の勧告という形で公布されようとした当初の考えはついに実現されることが出来ず、パネルの討論や提案の内容はいまだ陽の目をみていないのが実情である。

IAEAはその後、各加盟国の放射性物質海洋処分の定量的データを定期的にIAEAに通告し登録するという制度を計画し、各国の協力を求めて発足したが、満足すべき情報の提供がなされず、その為に自然消滅の形となっている。

以上のように、海洋の放射能汚染防護に関する国際的協調を実現する努力は未だ実を結んでおらず、各国の国情や国際政治事情が複雑に関連してくる厄介な問題である。しかし、今後も海洋処分の対象となるものが増加の一途をたどることは明白であり、何等かの国際的規制の方策がとられるよう国連およびその専門機関の努力が続けられることが強く望まれる。