

報 告

気象庁による海水の全ベータ放射能観測について*

宮尾 孝**, 平山 篤志***, 田中 秀和****, 北川 隆洋****

要 旨

気象庁は1956年から2006年までの間、鉄-バリウム共沈法で海水中の放射性物質を回収し、そのベータ線を計数する手法によって、海水の全ベータ放射能の観測を実施してきた。表面海水の全ベータ放射能測定値を用いた解析により、大気圏内核実験が繰り返されていたころには、全ベータ放射能に海域による差があったことが見出された。しかし、大気圏内核実験が行われなくなると、海域によらず常にほぼ一定の値が観測されるようになった。これは、天然の放射性核種に由来するベータ線の一部を測定していたためと推定できる。また、共沈法では原子力関連施設の事故等で放出される核種は回収できないので、1986年に発生したチェルノブイル原子力発電所の事故の影響も検出できなかった。

1. 気象庁による海水の全ベータ放射能観測の歴史

1945年7月、アメリカ合衆国による人類史上初の核爆発実験が行われた。その翌月には広島、長崎に相次いで原子爆弾が投下された。1952年には、イギリスも初めての核実験を実施した。1950年代以降、核兵器の開発競争は過熱する一方で、大気圏内での核爆発実験が繰り返されていた。大量の人工放射性核種が環境中に放出される時代が到来したのである。

1954年3月から5月にかけて、アメリカ合衆

国はビキニ環礁において数回にわたる水爆実験を実施した。3月1日の実験では、日本の遠洋マグロ延縄漁船・第五福竜丸が核爆発に伴う生成物を含む「死の灰」を浴びた。同年5月、政府の企画により海洋、気象、漁業、食品衛生、環境衛生、放射能測定等の専門家が乗り組んだ「俊鷗丸」が派遣され、ビキニを中心とする海域の調査が行われた(浦久保, 1954)。一連の核実験による大気放射能汚染は地球規模であり、海洋及び漁獲物(マグロ)の放射能汚染も北太平洋全域に及んだとされる(三宅ら, 1975; 高度情報科学技術研究機

* JMA Observation of the Total-Beta Radioactivity in the Sea Water

** Takashi Miyao

Oceanographical Division, Hakodate Marine Observatory (函館海洋気象台海洋課)

*** Atsushi Hirayama

Oceanographical Division, Maizuru Marine Observatory (舞鶴海洋気象台海洋課)

**** Hidekazu Tanaka, Takahiro Kitagawa

Marine Division, Global Environment and Marine Department, JMA (気象庁地球環境・海洋部海洋気象課)

構, 2006). こうした時代背景のもとで, 1955年, 中央気象台定点観測部は核実験に伴う放射能汚染のモニタリングを目的として, 南方定点における表面海水及び降下塵の全ベータ (以下, 「ベータ」を「 β 」と表記する) 放射能観測を開始したのである。

その当時, 大気圏内における核爆発実験が繰り返され, 放射能汚染の影響が我が国に及ぶことが危惧されていたため, 国, 自治体, 大学等の様々な機関が独自の放射能調査を実施していた。これらの調査を効果的に行うため, 1956年に発足した科学技術庁が我が国の放射能調査を統括することとなり, 気象庁海洋課は放射能調査研究費による調査の一環として南方定点の全 β 放射能観測を継続した。1959年からは四つの海洋気象台もこれに加わった。また, 気象研究所も1957年に核種分析による海洋及び降水・降下塵の放射能を対象とする研究を開始した。こうして, 気象庁の放射能調査研究費による調査・研究では, 本庁海洋課及び海洋気象台が全 β 放射能観測を, 気象研究所が核種分析による研究を担当する体制が整えられていた。

1960年代以降, 国際情勢の変化によって核兵器の開発競争は減速に向かい, 核実験もその回数, 規模ともに縮小する傾向となった。このため, 放射能汚染のレベルは低下の一途をたどり, 環境放射能の調査も原子力関連施設周辺のモニタリングなど, 原子力の平和利用との関連を意識したものが中心になっていった。1972年には, 気象庁海洋課により, 海水の全 β 放射能観測に加えて, 放射性廃棄物の海洋投棄候補地点における底層流調査が開始された。この調査は, 放射性廃棄物の海洋投棄を行わないことが決定されたために, 1991年に取りやめとなったが, 海水の全 β 放射能観測は「日本近海」と「旧南方定点」の二本立てでその後も継続された。しかし, 気象庁以外の機関による放射能モニタリング体制の整備が進んだことなど, 近年の環境放射能観測をとりまく情勢の変化により, 気象庁による海水の全 β 放射能観測は2006年3月末でその歴史を閉じることとなった。

この間報告された海水の全 β 放射能観測のデータは, 「放射能観測報告」等によって公表されて

きた。本稿では, 北西太平洋及び日本周辺海域における表面海水の全 β 放射能データの変動について述べる。

2. 海水の全 β 放射能の測定法

天然及び人工放射性核種の多くは壊変するとき β 線を放出する。 β 線の正体は電子であり, 壊変する核種によってそのエネルギーは異なる。全 β 放射能とは, 試料から放出される β 線をエネルギー区分なしに計数し, 既知の放射能をもつ標準線源が放出する β 線の計数値と比較して得られる情報である。一般に, 試料中に存在する放射性核種の種類と割合は不明であるから, 全 β 放射能のデータから試料に含まれる放射性核種それぞれの壊変率を厳密に求めることはできない。しかし, 試料に含まれる放射性核種が核実験起源と分かっているならば, 核反応で生成する放射性核種の割合(核分裂収率)はよく知られている(日本アイソトープ協会, 1996)ので, 全 β 放射能のデータから放出された放射能総量, ひいては核爆発の規模をある程度推定することができる。

気象庁が実施してきた海水の全 β 放射能観測では, まず「鉄-バリウム共沈法」によって試料海水の放射性物質を沈殿物とともに集め, 測定用試料として調製した後にガイガー=ミュラー計数管(GM計数管: Geiger-Muller counter tube)等を用いた計数装置でエネルギー区分なしに β 線を測定する手法が用いられた(気象庁, 1970)。

以下, 鉄-バリウム共沈法とGM計数管の原理を簡単に説明する。

2.1 鉄-バリウム共沈法

鉄-バリウム共沈法は, 海水試料にバリウムイオン(Ba^{2+})を添加して, 海水に含まれる硫酸イオンとの反応で硫酸バリウム(BaSO_4)の沈殿を生じさせ, さらに第二鉄イオン(Fe^{3+})を添加して液性をアルカリ性にしたときに生じる水酸化第二鉄($\text{Fe}(\text{OH})_3$)の沈殿に, 微細な粒子やイオンなどを吸着させたり包み込ませたりして放射性物質を集める手法である。海水中に含まれる物質のうち, 陰イオン43%, ジルコニウム(Zr)及びニオブ(Nb)91%, 希土類元素99%, アルカリ土

類元素 28% が集められ、その結果、人工核分裂生成物質の約 80% を回収することができるとされている (杉浦, 1955; 気象庁, 1970; 文部科学省, 1976)。したがって、Zr, Nb 等のほかにもランタノイドやアクチノイドに属するウラン (U), トリウム (Th), セリウム (Ce), ネオジウム (Nd) などの大半が捕捉され、それらと娘核種がもたらす β 線の全体が測定されるものと考えられる。全 β 放射能の観測が始まった昭和 30 年代には、核種分析における化学的な分離操作が非常に煩雑であったので、この手法の簡便性に大きな魅力があったことは想像に難くない。

なお、海水中には天然の β 線放出核種カリウム 40 (^{40}K , 半減期 1.277×10^9 年) が大量に存在するが、アルカリ金属は沈殿を塩化アンモニウム溶液で洗浄することにより除去されるので、全 β 放射能の測定には影響しない。代表的な核反応生成物であるセシウム 137 (^{137}Cs , 半減期 30.07 年) も、アルカリ金属なので同様に除去される。アルカリ土類に属する人工放射性核種ストロンチウム 90 (^{90}Sr , 半減期 28.78 年) や天然放射性核種のラジウム 226 (^{226}Ra , 半減期 1,600 年) の影響も小さい。

2.2 ガイガー=ミュラー計数管

GM 計数管は、1928 年にガイガーとミュラーによって開発された簡単な構造の放射線測定器で、おもに β 線の測定に用いられる。円筒状の電極の中に細い中心電極を張った二極管に、アルゴン (Ar) のような不活性気体と少量のアルコールなどが封入されている。両極間に高電圧をかけると、管内に入射した β 線で生成するイオン対が引き金になって電子雪崩が発生し、 β 線のエネルギーによらずほぼ一定の強さのパルス放電が生じる。したがって、一定時間内に生じたパルス数を計数することで全 β 放射能が測定できる (気象庁, 1970)。しかし、 β 線のエネルギーは分からないので、どのような核種から放出された放射線かを区別することはできない。

なお、1990 年代後半に気象庁、函館及び舞鶴海洋气象台に相次いでガスフロー式の測定装置が導入されたが、測定原理自体は GM 計数管と同じである。

3. 全 β 放射能データの誤差評価と単位の変換

放射性核種の崩壊はランダムに生じる現象であり、一定時間内の崩壊数はポアソン分布に従うことが知られている。したがって、放射能の測定値には統計理論に基づく誤差を付して、「 1.23 ± 0.04 」のように表すのがふつうである。しかし、全 β 放射能観測業務で用いてきた報告様式 (放射能観測表 [第六号]) には、誤差を記入する欄が設けられていなかった。また、測定値を表示する単位も、法改正のあった 1989 年を境に、ラジウムの放射能を基準とする「マイクロマイクログリ毎リットル: $\mu\mu\text{Ci/l}$ 」又は「ピコキュリー毎リットル: pCi/l 」 (いずれも 10^{-12}Ci/l のこと) から、単位時間あたりの放射性壊変数を表す「ベクレル毎リットル: Bq/l 」に変更された。そこで、本稿の執筆に先立ち、すべての過去データについて測定時の記録にさかのぼって誤差をあらためて評価するとともに、その単位を $1\text{Ci} = 3.7 \times 10^{10} \text{Bq}$ の関係から Bq/l に換算した。

観測が行われた 1955 年から 2006 年までの間に、3,789 試料の測定値が報告されている。観測点の総数は 3,226 点で、海面下も含めた複数の試料を採取した観測点は 374 点である。本稿においては 1955 年から 2006 年までの間に得られた表面海水の全 β 放射能データを用いて解析を実施し、若干の議論を試みる。

4. 解析結果と議論

ウランやプルトニウムの核分裂収率はよく知られている。一例として、ウラン 235 (^{235}U) が熱中性子で核分裂を起こした場合に生じる放射性核種のうち、収率が 4.5% 以上のものを第 1 表に示す。質量数が 95 あるいは 135 に近い核種が多く、放射性のヨウ素 (I) と希ガス (キセノン: Xe) 以外は金属元素であることが分かる。したがって、中緯度の海洋の表面に落ちる放射性物質の多くは海水中に溶け込んでイオンとして存在し、それぞれの半減期に応じた時間スケールで混合層の内部にとどまり、海流によって輸送され、希釈されるものと考えられる。例えば、三宅ら (1975) は、ビキニ環礁における水爆実験以降の北太平洋表層における ^{137}Cs 及び ^{90}Sr の分布から、実験から約

10 年の間に海洋表層の混合によって東西方向で濃度がほぼ均一になったとする一方で、実験の1年後にフィリピン海で観測された鉛直分布から、混合層から躍層よりも深いところへは拡散しにく

いとしている。

また、大気圏内あるいは地上での核実験を起源とする放射性物質のうち、大きな粒子に含まれているものは速やかに地表に落ちるが、ガス状の物質や細かな塵の場合は大気中を浮遊しながら長距離にわたって輸送される。地球規模で見た大気の流れは、南北方向に比べると東西方向の運動が卓越しているため、核実験が多く実施された北半球の中緯度地域で放射性降下物が多くなると期待される。

第 1 表 核分裂収率の大きい放射性核種

ウラン 235 が熱中性子で核分裂を起こしたときに生成する放射性核種で収率が 4.5% 以上のものを示した。半減期の単位：年 [y]，日 [d]，時間 [h]，分 [m]。

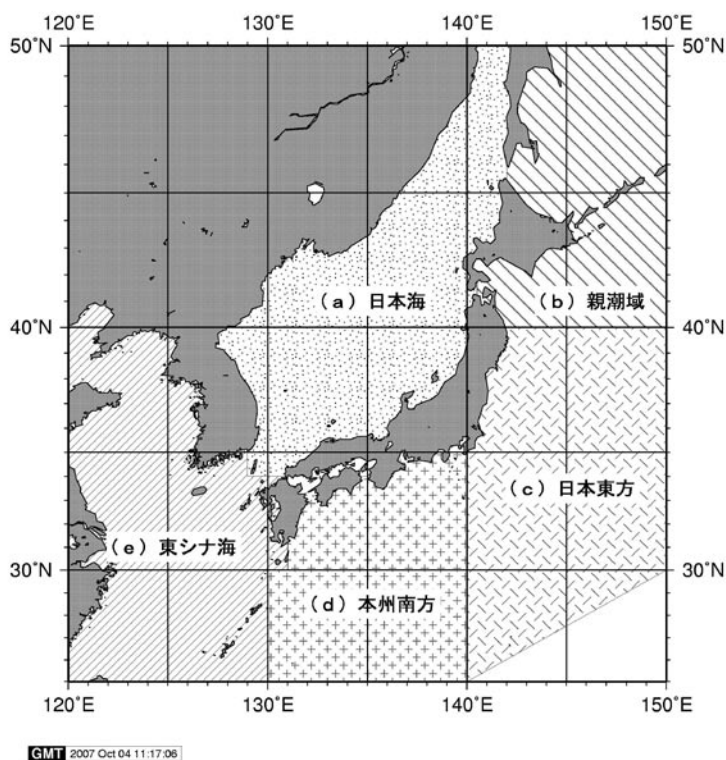
核種	半減期	核種	半減期
⁸⁹ Sr	50.53 [d]	¹³³ I	20.8 [h]
⁹⁰ Sr	28.78 [y]	¹³³ Xe	5.243 [d]
⁹¹ Sr	9.63 [h]	¹³⁴ I	52.5 [m]
⁹³ Zr	1.53 × 10 ⁶ [y]	¹³⁵ I	6.57 [h]
⁹⁵ Zr	64.02 [d]	¹³⁵ Cs	2.3 × 10 ⁶ [y]
⁹⁷ Zr	16.90 [h]	¹³⁷ Cs	30.07 [y]
⁹⁹ Mo	65.94 [h]	¹³⁹ Ba	83.06 [m]
		¹⁴⁰ Ba	12.75 [d]
		¹⁴¹ Ce	32.50 [d]
		¹⁴³ Ce	33.04 [h]
		¹⁴⁴ Ce	284.9 [d]
		¹⁴⁴ Nd	2.29 × 10 ¹⁵ [y]

以下、全β放射能データを整理して、上述の観点からの解釈を試みる。

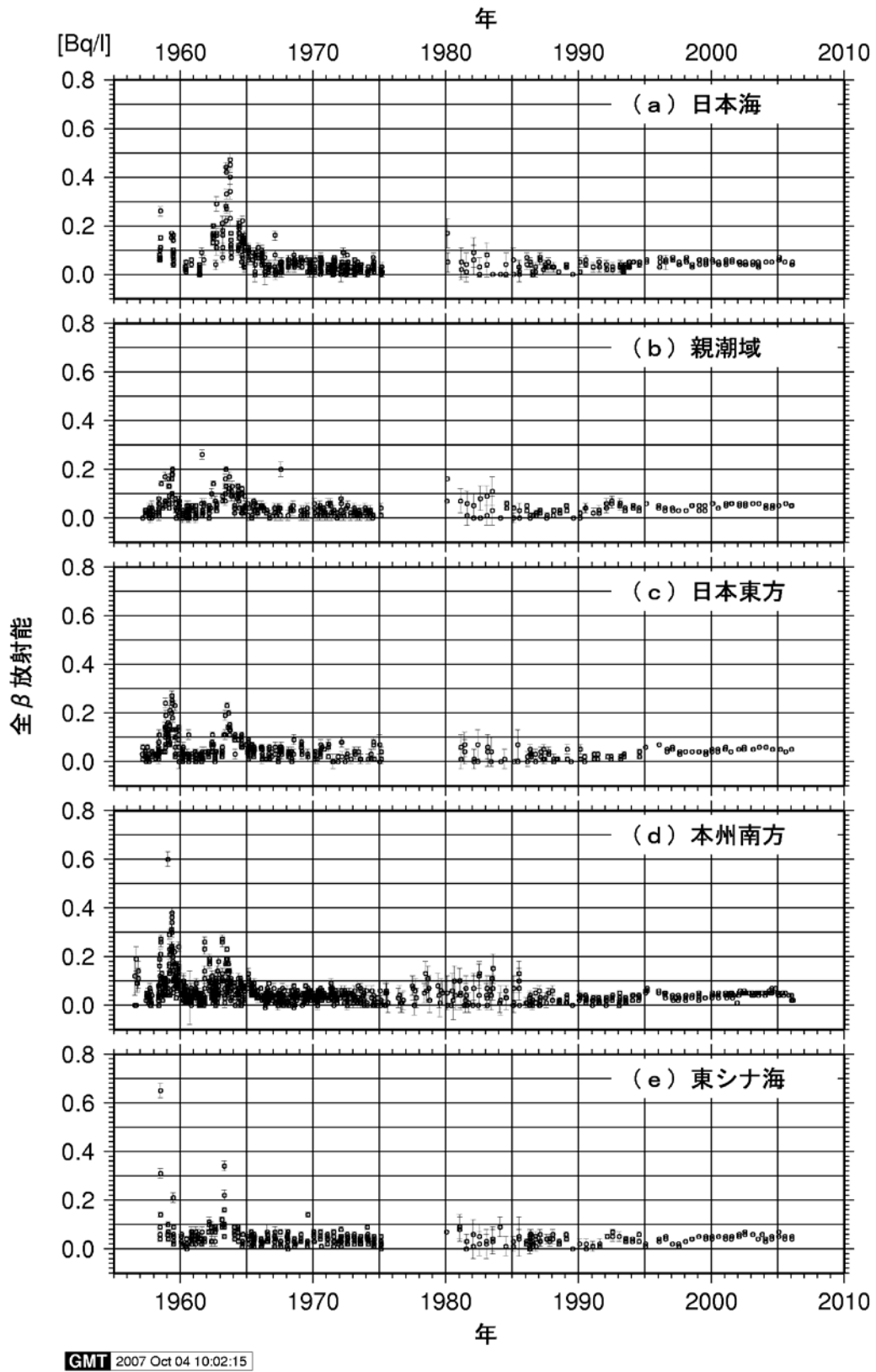
4.1 日本周辺海域における表面海水中の全β放射能

第 1 図に示す日本周辺の 5 つの海域それぞれの表面海水中の全β放射能の時系列を第 2 図 (a) ~ (e) に示す。また、各海域における観測データの統計量(データ数, 最大値, 最小値及び平均値)を、おおよそ 10 年ごとに区切って第 2 表に示す。

1960 年代中葉まで、東シナ海、日本海及び日



第 1 図 日本周辺の海域区分



第2図 日本周辺の5つの海域における表面海水の全β放射能の時系列測定値に誤差幅を付けて示してある。

第 2 表 日本周辺海域における表面海水全β放射能の海域別統計値。
放射能の単位は [Bq/l]。 (a) ~ (e) の区分は第 1 図に示されたもの。

観測期間 (年)	1956~1964	1965~1975	1976~1985	1986~1995	1996~2006	
日本周辺 海域全体	データ数	975	1,069	148	301	305
	最大値	0.65	0.20	0.17	0.07	0.07
	最小値	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
	平均値	0.08	0.04	0.04	0.03	0.05
(a) 日本海	データ数	116	247	22	61	83
	最大値	0.47	0.16	0.17	0.07	0.07
	最小値	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03
	平均値	0.13	0.04	0.04	0.03	0.05
(b) 親潮域	データ数	165	128	20	43	43
	最大値	0.26	0.20	0.16	0.07	0.06
	最小値	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03
	平均値	0.05	0.03	0.05	0.03	0.05
(c) 日本東方	データ数	190	128	17	46	35
	最大値	0.27	0.09	0.07	0.06	0.07
	最小値	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03
	平均値	0.07	0.04	0.03	0.02	0.05
(d) 本州南方	データ数	411	405	68	95	101
	最大値	0.60	0.13	0.15	0.07	0.07
	最小値	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
	平均値	0.08	0.04	0.05	0.02	0.04
(e) 東シナ海	データ数	93	161	21	56	43
	最大値	0.65	0.14	0.09	0.07	0.07
	最小値	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	平均値	0.07	0.04	0.04	0.03	0.04

本南方海域において、しばしば 0.2Bq/l を超える全β放射能が観測されている。第 2 表に示した 1964 年以前の各海域における全β放射能の最大値と平均値に着目すると、東側の親潮域と日本東方で低い。同期間の表面海水全β放射能を、観測点の緯度に係わりなく東経 120 度～135 度、135 度～145 度、145 度以東に分けてみても、最大値、平均値とも西から東に向かって低くなる傾向がある (第 3 表)。

日本周辺海域における主な海流を考えると、太平洋側では黒潮が本州南方から日本東方へと流れ ((d) → (c))、日本海側では対馬暖流が東シナ海から日本海を通過して親潮域へと流れている ((e) → (a) → (b))。つまり、この二つの海流系のいずれについても、上流側から下流側に向かって全β放射能が低くなっていることになるが、単にアジア大陸から東方へと離れるほど全β放射能が低くなっているともみることができる。

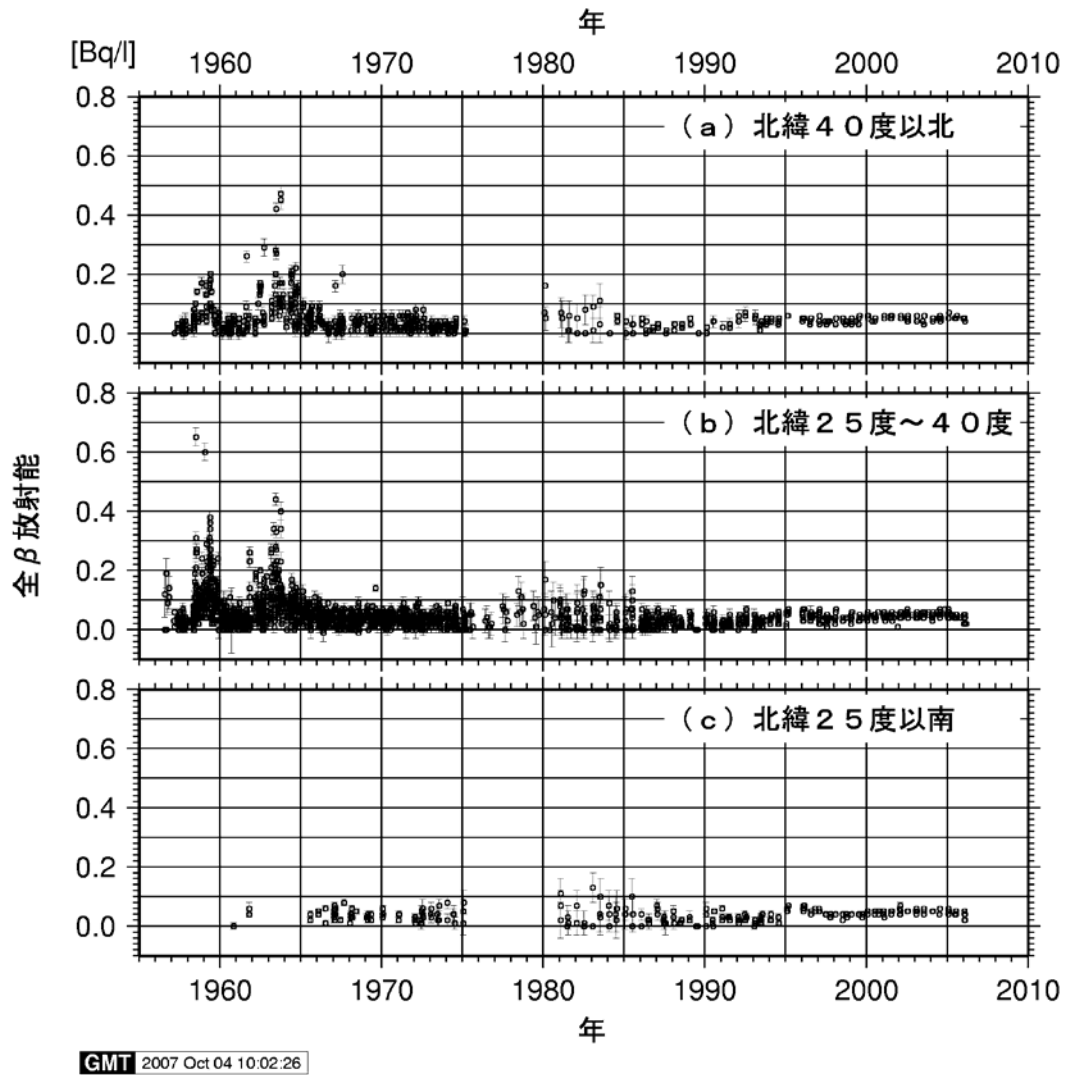
一般に、全β放射能が低下する要因としては、放射性壊変による減少や海洋表層における拡散・希釈及び深層への拡散などが考えられる。逆に、全β放射能を増大させる要因としては、1960 年代の初頭、アジア大陸でも大気圏内核実験が繰り返

第 3 表 1957 ~ 1964 年に観測された表面海水全β放射能の経度別の統計値。
放射能の単位は [Bq/l]。

経度	120°E-135°E	135°E-145°E	145°E 以東
データ数	287	526	216
最大値	0.65	0.47	0.27
平均値	0.084	0.077	0.064

返されて、しばしば放射性降下物の供給源になっていたことがあげられる。こうしたことから、日本付近で海流系の上流側から下流側に向かって、あるいは、アジア大陸から東方に向かって全β放射能が低くなっている理由としては、(1) 移流中の放射性壊変による減少、(2) 海洋表層の拡散、希釈、深層への拡散等の諸過程、(3) 海洋表面に入る放射性降下物の供給源からの距離、の三つがあげられる。

一方、1960 年代後半からは、日本周辺のいずれの海域においても全β放射能は徐々に低下し、1996 年以降の最大値及び平均値はそれぞれ 0.06-0.07Bq/l、0.04-0.05Bq/l と、全海域でほぼ一定の値を示すようになってきている。これは、上述の(1)、



第3図 緯度帯ごとの表面海水の全β放射能の時系列測定値に誤差幅を付けて示してある。

(2) の要因に加え、1963年に米、英、ソの三か国が部分的核実験停止条約に調印して以来、大気圏内での核実験がほとんど行われなかったため、人工放射性核種の環境中への放出が激減したことによると考えられる。

4.2 緯度帯別に見た表面海水中の全β放射能

第3図に、表面海水中の全β放射能の時系列を(a)北緯40度以北、(b)北緯25～40度、(c)北緯25度以南に分けて示す。大気圏内核実験がしばしば行われていた1960年代半ばまでは、北緯25度以北で0.2Bq/lを超える値が多数現れているが、北緯25度以南の低緯度域では、データのばらつきの大きい1980年代を除いてほぼ0.05Bq/l

のレベルを保っている。中国が最後の(地下)核爆発実験を実施した1996年以降は、いずれの緯度帯でも全β放射能はほぼ0.05Bq/lのレベルである。

ビキニ実験のケースでは放射性物質が低緯度域で海洋表層に入ったが、それを中緯度域へと輸送したのは、北太平洋西部の北赤道海流～黒潮という強い流れである。一方、中緯度域から低緯度域に向かう北太平洋東部の流れはそれに比して弱い。したがって、1960年代中葉までに放出された核爆発起源の放射性物質は主に中緯度以北の海洋表層に入ったが、三宅ら(1975)が述べたように、太平洋の表層循環によって低緯度域へと輸送

されるうちに、放射性壊変や移流・拡散に伴う希釈によって濃度が低下し、結果として北緯 25 度以南の表面海水の全β放射能は上昇しなかったものと推定できる。

4.3 チェルノブイル原子力発電所の事故の影響

1986 年 4 月 26 日、旧ソ連のチェルノブイル原子力発電所において炉心溶融事故が発生した。気象研究所地球化学研究部は、この事故で舞上がった放射性物質が上空の気流で地球を周回する様子をとらえている (Aoyama *et al.*, 1986)。同年 5 月に気象研究所で観測された ^{137}Cs の月間降水量は、前月の値よりもほぼ 4 けた高い値となり、頻繁に大気圏内核実験が行われていた 1960 年代前半と同程度であった (Igarashi *et al.*, 2003)。

この事故に伴う海洋表層における ^{137}Cs の増加は明りょうであった (Miyao *et al.*, 1998)。しかも、 ^{137}Cs は 1g あたり $3.21 \times 10^{12}\text{Bq}$ の放射能をもつ強いβ線放出核種である (日本アイソトープ協会, 1996)。しかし、第 2 図、第 3 図に示すように、全β放射能の測定値には事故の影響は現れていない。これは、2-1 節で述べたとおり、鉄-バリウム共沈法の操作によってアルカリ金属であるセシウムがカリウムとともに除去され、測定用の試料中に残らないためと考えられる。

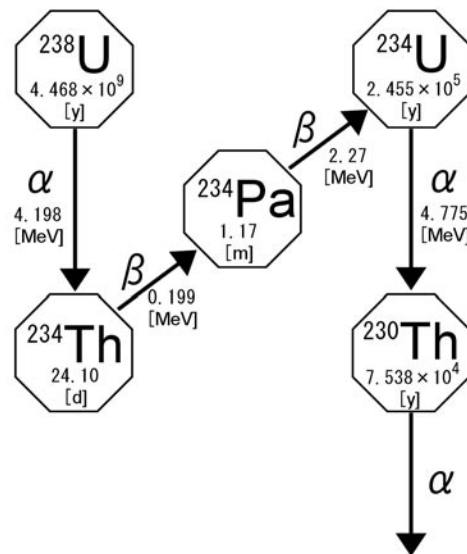
5. 全β放射能の測定値が示していたもの

核分裂反応に伴って生成される人工放射性核種の ^{137}Cs やヨウ素 131 (^{131}I) は、生体への影響評価にも用いられる重要な核種である。ところが、全β放射能の測定用試料の作製に用いられる鉄-バリウム共沈法は、アルカリ金属を除去する操作を含むため、測定対象とされるべき核種である ^{137}Cs までも除去してしまう。さらに、沈殿を熟成させる際には試料水を長時間にわたって沸騰直前の状態に保つため、昇華性のあるヨウ素は揮発し、 ^{131}I も大半が失われる。実際、チェルノブイル原子力発電所の事故では、炉心が高温であることから、揮発性の高い放射性のヨウ素やセシウムが大量に放出されたはずだが、表面海水の全β放射能には何らのシグナルも現れはしなかった。鉄

-バリウム共沈法を用いた全β放射能測定は、核爆発による放射能汚染を想定したモニタリングには有効であっても、原子力関連施設における事故等を想定した緊急時に重要となる情報を得るには不適切な手法であったと言わざるを得ない。

大気圏内核実験がほとんど行われなくなった 1960 年代後半以降、放射能レベルは徐々に低下し、近年の北西太平洋及びその縁辺海域における表面海水の全β放射能は、海域によらず 0.04-0.05Bq/l のレベルで一定となっている。したがって、これは表面海水中の天然放射性核種がもたらす全β放射能レベルの観測値であると考えられる。以下、その妥当性を検討する。

海水中の天然放射性核種の中で最も存在比率が大きいものはウランであり、その同位体の中では、ウラン 238 (^{238}U , 半減期約 45 億年) が 99.2745%, ウラン 235 (^{235}U , 半減期約 7 億年) が 0.7200%, ウラン 234 (^{234}U , 半減期約 25 万年) が 0.0055% をそれぞれ占める (日本アイソトープ協会, 1996)。放射性核種の放射能は原子数に比例し、半減期に反比例するので、 ^{235}U の放射能は ^{238}U よりも 1 けた以上小さく、 ^{234}U は ^{238}U とほぼ同レベルの放射能をもつと考えられる。



第 4 図 ウラン 238 (^{238}U) から始まる放射性壊変系列 (ウラン系列) の一部

α崩壊を下向き、β崩壊を右上向きの矢印で示し、それぞれの核種の半減期と放射線のエネルギーを併せて示した。

第 4 図に ^{238}U から始まる放射性壊変系列 (ウラン系列) の一部を示す。図中, α 崩壊 (質量数が 4 減り, 原子番号が 2 減る) は下向き, β 崩壊 (質量数是不変で, 原子番号が 1 増える) を右上向きの矢印で示し, それぞれの核種の半減期と放射線のエネルギー (β 線については最大エネルギー) を併せて示してある。

^{238}U の半減期に比べて娘のトリウム 234 (^{234}Th) の半減期ははるかに短く, さらにその娘のプロトアクチニウム 234 (^{234}Pa) の半減期はさらに短いので, これら親, 娘, 孫娘の間に放射平衡が成立しており, それぞれの放射能は等しい。したがって, ^{238}U は 1g あたり 12.4kBq の放射能をもつが (日本アイソトープ協会, 1996), β 線としてはその 2 倍の 24.8kBq/g ということになる。

一方, ^{234}U が α 崩壊してできるトリウム 230 (^{230}Th) の半減期はおよそ 7 万 5000 年と長いので, 単に ^{234}U が α 崩壊するだけで, β 線は放出しないと考えられる。また, 海水中のウラン濃度は 14×10^{-9} mol/l 程度であると報告されている (Sarmiento and Gruber, 2006)。これらから, 海水中の天然ウランの娘核種に由来する β 線を計算すれば,

$$14 \times 10^{-9} [\text{mol/l}] \times 238 [\text{g/mol}] \times 24.8 \times 10^3 [\text{Bq/g}] = 0.083 [\text{Bq/l}]$$

となる。ただし, 寄与の小さい ^{235}U を無視している。また, 山縣 (1985) の示した表層海水中の ^{238}U 濃度 1.2[pCi/l] を用いても,

$$1.2 \times 10^{-12} [\text{Ci/l}] \times 2 \times 37 \times 10^9 [\text{Bq/Ci}] = 0.089 [\text{Bq/l}]$$

となり, おおむね一致している。

したがって, 天然の放射性核種のみ由来する表面海水の全 β 放射能は, 0.08-0.09[Bq/l] であると推定される。しかし, 最近の表面海水の全 β 放射能の観測値は 0.04-0.05[Bq/l] であり, 推定値の約半分でしかない。その原因としては, 次の 2 点が考えられる:

(1) 鉄-バリウム共沈法は核分裂生成物の 80% を回収できるとされているが (杉浦, 1955; 気象庁, 1970; 文部科学省, 1976), 実際の回収率は

それよりも低い。

(2) GM 計数管は, 理論上入射した β 線を 100% 計数できるはずであるが, 実際には ^{234}Th が放出する低エネルギーの β 線 (最大 0.199[MeV]) をすべて計数することはできない。

しかしながら, 共沈法の第一の特長は, 複雑な化学的操作を含まないその簡便性にある。放射性物質の回収率が担当者の技量などによって大きく変わるとは考えにくい。一方, ^{234}Th と ^{234}Pa の β 線の最大エネルギーには 1 けた強の差がある。よって, 低エネルギーの β 線が計数できていないという (2) が主要因と推測する。

以上のように, 大気圏内核実験がほとんど行われなくなった 1960 年代後半以降の表面海水の全 β 放射能は, 天然放射性核種である ^{238}U に由来する放射能で説明できるレベルといえる。

鉄-バリウム共沈法による全 β 放射能測定法は, 核実験に伴って生成する放射性物質の簡易的なモニタリングには適していた。しかし, 原子力関連施設における事故等による放射能汚染のモニタリングには向かない手法であり, チェルノブイル原子力発電所の事故に際してもその影響を検出することができなかった。長期にわたって同一手法による観測値を集積した意義は評価すべきであるが, 大気圏内核実験が行われなくなってしばらくしてからは, 天然の放射性核種に由来する β 線の一部 (おそらくウラン系列の ^{234}Pa が放出したもの) を測定していたと推定できる。

謝辞

本稿をまとめるにあたり, 気象研究所・地球化学研究部の廣瀬部長, 青山主任研究官, 五十嵐主任研究官から有益な助言をいただいた。この場をお借りして深謝します。

参 考 文 献

- Aoyama, M., K. Hirose, Y. Suzuki and Y. Sugimura (1986): High level radioactive nuclides in Japan in May, *Nature*, 321, 819-820.
 高度情報科学技術研究機構 (2006): 第五福竜丸。原

- 子力百科事典 ATOMICA. (<http://www.atomin.gr.jp/atomica/>, 2007年9月24日参照)
- Igarashi, Y., M. Aoyama, K. Hirose, T. Miyao, K. Nemoto, M. Tomita and T. Fujikawa (2003) : Resuspension : Decadal monitoring time series of the anthropogenic radioactivity deposition in Japan, *J. Radiat. Res.*, **44**, 319-328.
- 気象庁(1970):第10章 海洋の放射能. 海洋観測指針, 269-303.
- 三宅泰雄, 猿橋勝子, 杉村行勇 (1975) : 4章 海洋における放射性核種. 海洋学講座6 海洋無機化学, 東京大学出版会, 109-170.
- Miyao, T., K. Hirose, M. Aoyama and Y. Igarashi (1998) : Temporal variation of ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ in the Sea of Japan, *J. Environ. Radio-activity*, **40** (3) , 239-250.
- 文部科学省 (1976) : 放射能測定法シリーズ1「全ベータ放射能観測法」. p.19.
- Sarmiento, G. L. and N. Gruber (2006) : *Ocean biochemical dynamics*, Princeton Univ. Press, Princeton and Oxford, p.3.
- 日本アイソトープ協会 (1996) : アイソトープ手帳 (改訂第9版), 丸善, p.13, 88, 94.
- 杉浦吉雄 (1955) : 海水の人工放射能について. 測候時報, **22-3**, 66-73.
- 浦久保五郎 (1954) : ビキニ調査船俊鷗丸の調査結果について. 公衆衛生年報, **2-1**, 5-10.
- 山縣 登 (1985) : 環境放射線ハンドブック. 情報センター出版会, p. 25