

特集 海洋環境・水産物の放射能の推移—事故後5年を経過して—

海洋における放射性核種の分布と変遷

日下部正志*§

Distributions of Radionuclides in the Ocean and Their Temporal Changes

Masashi Kusakabe*§

要約: 海洋環境には天然放射性核種と人工放射性核種の2種類の放射性核種が存在する。前者は地球ができて以来存在する一方、後者は1945年に初めて海洋にもたらされた。以来、大気圏核実験（最大の供給源）、原子力関連施設での事故、同施設からの計画的な放出が人工放射性核種の供給源である。本稿では、海洋における天然および人工放射性核種のレベルを紹介するとともに、人工放射性核種の時空間的な変動を紹介する。

キーワード: 天然放射性核種, 人工放射性核種, 海洋

まえがき

われわれを取り巻く環境には多種多様な放射性核種が存在する。それらは人類が地球上に出現する以前から存在する天然放射性核種と第2次世界大戦後急激に増加した人工放射性核種に分けられる。後者は大気圏核実験と原子力発電所および再処理工場等の施設からの排出等に起因する。本稿は両者の海洋環境における分布および東京電力株式会社福島第一原子力発電所（以下、東電福島第一原発と略す）事故までの変遷について紹介する。

天然放射性核種

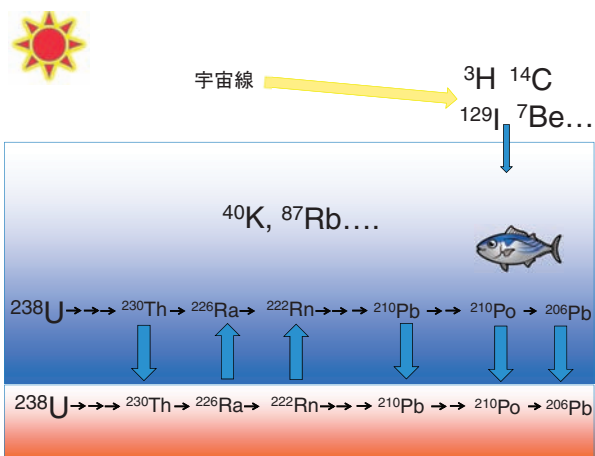
地球上に存在する種々の天然放射性核種は大きく分けて2つの起源を持つ。すなわち、地球の誕生時から地殻に存在する原始放射性核種と宇宙線生成核種である。原始放射性核種は壊変系列を持つものと持たないものがある。したがって、海洋環境に存在する天然放射性核種も、以下の3つのカテゴリーに分けられる。

- 壊変系列を持つ核種
- 壊変系列を持たない核種
- 宇宙線生成核種

(2016年8月2日受付, 2016年10月18日受理)

* 公益財団法人海洋生物環境研究所 中央研究所 (〒299-5105 千葉県夷隅郡御宿町岩和田300)

§ E-mail: kusakabe@kaiseiken.or.jp



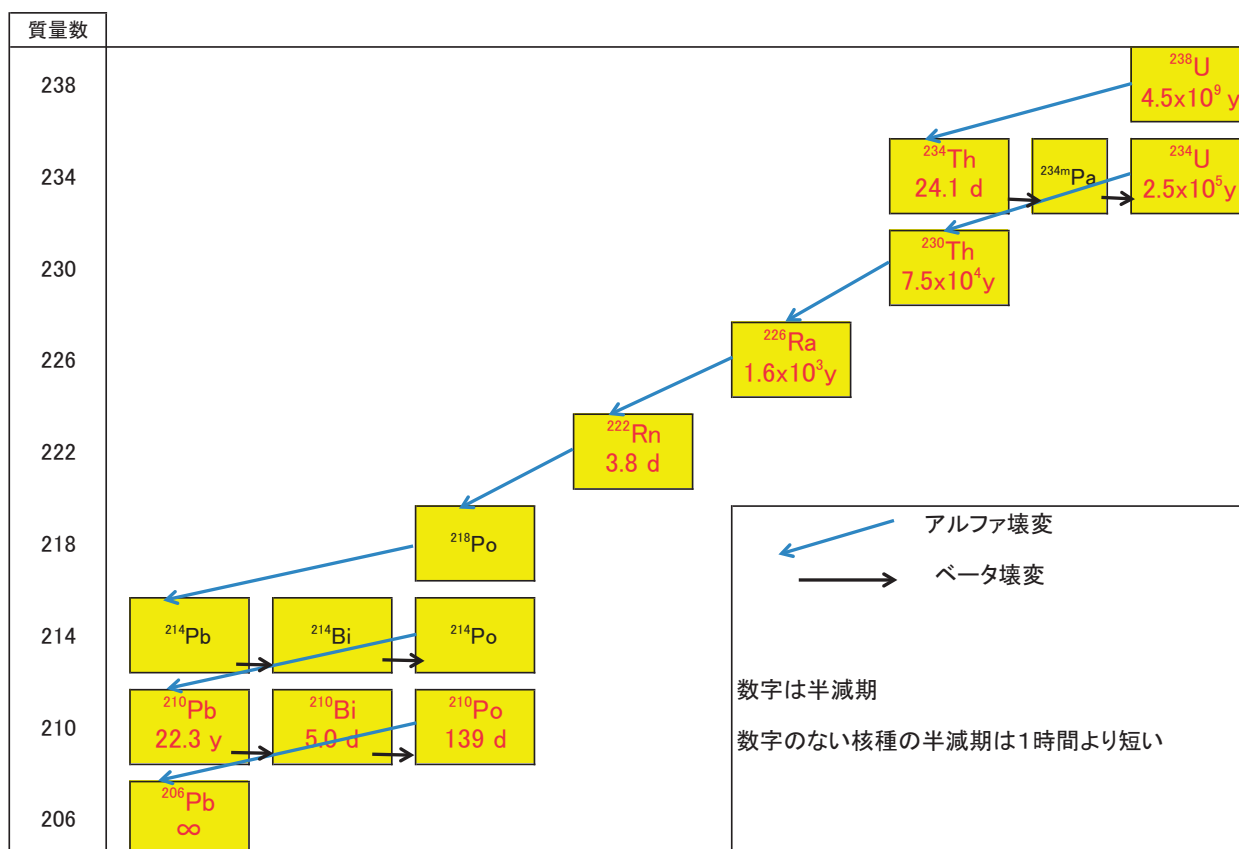
第1図 海洋における天然放射性核種の分布の模式図。示されている核種は主なもの。図中上向きの太い矢印は、核種が海底土からの溶出する傾向を示し、下向きは海水から除去される傾向を示す。

1. 壊変系列を持つ核種

ウランは海水中では主に炭酸ウラニルイオン ($\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$) として存在し、極めて溶けやすく、全海洋にほぼ均一に分布している。3つの同位体 (^{234}U , ^{235}U , ^{238}U) が存在しており、ウラン (^{238}U) (半減期 $[t_{1/2}] = 4.5 \times 10^9$ 年) の濃度が約 $3 \mu\text{g/L}$ (0.04

Bq/L) と最大である。 ^{235}U と ^{234}U の濃度は各々 0.002 と 0.04 Bq/L である。第1,2図に示すように ^{238}U は壊変して ^{234}Th に変わり、それはさらに他の核種に変わり最後は安定の ^{206}Pb になる。これはウラン系列と言われるものである。ちなみに、壊変してできた核種を子孫核種、壊変する前の核種を親核種と呼ぶ。海水中には他に ^{235}U ($t_{1/2} = 7.0 \times 10^8$ 年) から壊変が始まるアクチニウム系列、 ^{232}Th ($t_{1/2} = 1.4 \times 10^{10}$ 年) から始まるトリウム系列がある。放射能の総量で比べると、海水中ではウラン系列の核種が他の2つ系列を一桁以上上回っている。

仮に、同じ系列に属する核種が同じ化学的性質を持ち、かつ十分な時間が経過しているならば、同じ放射能を持つはずであるが (放射平衡と呼ぶ)、実際には、これら一連の壊変で生じる核種は多様な化学的性質を持っているため、海洋では各々異なった挙動を示し、放射能も異なる。例えば、トリウム (Th)、鉛 (Pb)、ポロニウム (Po) は海水には溶けにくく粒子として海水から除かれやすく、各々は親核種よりその濃度が少なくなる (第1図参照)。一方、ウランやラジウム (Ra) は比較的海水に溶けやすく、海水中に長くとどまると同時に、海底土から溶け出すため、海水中では親核



第2図 ウラン系列。ウラン系列に含まれる主な核種。親核種からの生成率が小さいものは除いてある。

種よりも高い放射能を示す。さらに気体のラドン(Rn)は一部海水から大気に移動する。陸から大気を経由してきた²²²Rnが壊変して²¹⁰Pb, ²¹⁰Bi, ²¹⁰Poを生み、それらが海洋環境に入ってくることもある。

2. 壊変系列を持たない核種

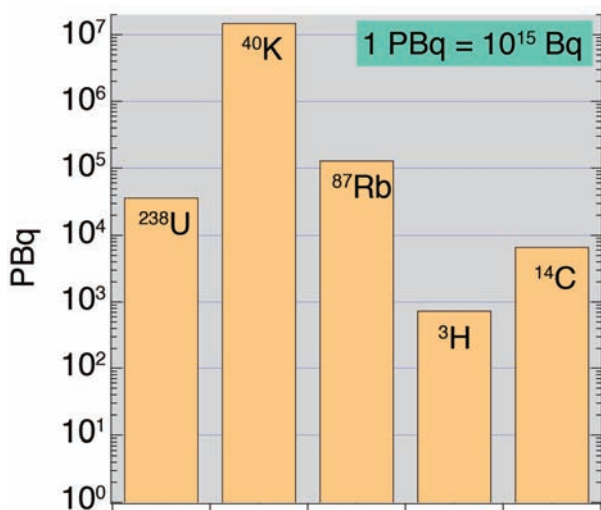
このカテゴリに入る代表的な核種にカリウム-40(⁴⁰K, $t_{1/2} = 1.3 \times 10^9$ 年)がある。壊変して安定核種の⁴⁰Arか⁴⁰Caになる。海水中の天然放射性核種では最も高い放射能(11-12 Bq/L)を持っている。他には、ルビジウム-87(⁸⁷Rb, $t_{1/2} = 475$ 億年)があるが、その濃度は⁴⁰Kの約100分の1である(0.11 Bq/L)。KとRbは周期表ではNaとともにアルカリ金属に属し、極めて海水に溶けやすい。そのためその分布は塩分と同じで、ほぼ均一に全海洋に分布している。他にも幾つか壊変系列を持たない核種が知られているが、その濃度は極めて低い。

3. 宇宙線生成核種

地球外から来る宇宙線は地球の高層大気中の元素と核反応を起こし、多くの放射性核種を作っている。これらは、地球表面に絶えず降り注いでいる。主なものを以下に示す。

- ・トリチウム(³H, $t_{1/2} = 12.3$ 年)
- ・ベリリウム-7(⁷Be, $t_{1/2} = 53$ 日)
- ・炭素-14(¹⁴C, $t_{1/2} = 5,730$ 年)
- ・ヨウ素-129(¹²⁹I, $t_{1/2} = 1.6 \times 10^7$ 年)

例えば、¹⁴Cは大気中で¹⁴CO₂ (二酸化炭素) となって海水に溶け、一部は光合成により有機化さ



第3図 海洋における主な天然放射性核種の存在量。

第1表 食品中の⁴⁰Kのおおよその放射能

食品名	放射能(Bq/kg)
干し昆布	2,000
干し椎茸	700
お茶	600
ドライミルク	200
生わかめ	200
ハウレンソウ	200
牛肉	100
魚	100
牛乳	50
米	30
食パン	30
ワイン	30
ビール	10
清酒	1

出典:今井ら(1999)

第2表 主な天然放射性核種の食品中の標準的な濃度

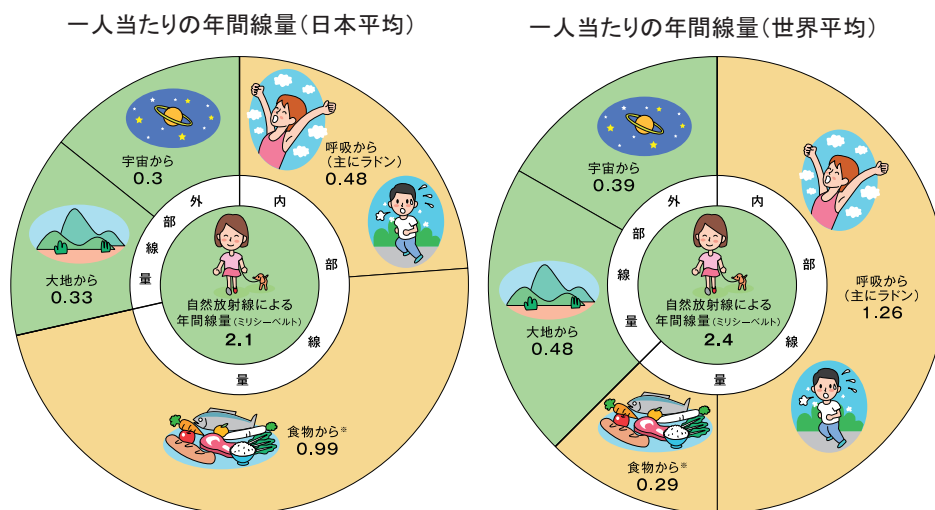
食品	生の食品の放射能濃度(mBq/kg)					
	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th	²²⁸ Ra	²²⁸ Th
牛乳製品	5	40	60	0.3	5	0.3
肉製品	15	80	60	1	10	1
穀物製品	80	100	100	3	60	3
葉菜	50	30	30	15	40	15
根菜および果実	30	25	30	0.5	20	0.5
魚製品	100	200	2,000	-	-	-

出典:放射線医学総合研究所(1995)

れると同時に、残りは大部分がH¹⁴CO₃⁻として海水の移動に伴い、海洋を循環する。そのため海洋の¹⁴Cの分布を調べることにより海水の循環過程を定量的に捉えることができる。

主な天然放射性核種の海洋における存在量を第3図に示す。上で述べたように⁴⁰Kが最も多く存在しており10⁷ PBqを超えている(1 PBq = 10¹⁵ Bq)。⁸⁷Rbの存在も無視できない。²³⁸Uは三番目の存在量ではあるが、それに続く一連のウラン系列核種(図に示されていない)の存在を忘れてはならない。

これらの多様な天然放射性核種はその生物・化学的な性質に従って海洋環境をめぐり一部は海産生物に取り込まれる。同時に陸の土壌や大気中の天然放射性核種も農産物に取り込まれ最終的にはわれわれの食卓にのぼる。食品に含まれる天然放射性核種の代表例を第1表と第2表に示す。⁴⁰Kが数十から数百Bq/kgと他の核種と比べると圧倒的



第4図 天然放射性核種から受ける線量。引用：電気事業連合会「原子力・エネルギー図面集2015」

に高い濃度を示す。第2表に示されている核種のうち左の3つはウラン系列、右の3つはトリウム系列の核種である。注目すべきは、魚類中の²¹⁰Po濃度(2,000 mBq/kg)が際立って高いことである。これはPoが生体に留まりやすい生物・化学的性質をもつためである。海水と魚に含まれる元素の濃度比は濃縮係数と呼ばれるが、Poの濃縮係数の推奨値は 2×10^3 L/kgであり、比較的高いグループに入る (IAEA, 2004)。

少々本題からそれるが、われわれがこれらの天然放射性核種から受ける線量を見てみよう(第4図)。世界平均と日本平均を比べてみると、2つの点で異なる。日本人はラドンによる被ばくが少ないということ、食物を通じての被ばくが多いという点である。ラドン(²²²Rn, $t_{1/2} = 3.8$ 日)はウラン系列の一員で、親核種のラジウム(²²⁶Ra, $t_{1/2} = 1602$ 年)からアルファ壊変して生成する放射性核種で、ヘリウムやネオンなどと同様に化学的に安定な希ガス元素の一種である。トリウム系列からもラジウム(²²⁸Ra, ²²⁴Ra)から生成するラドンの同位体²²⁰Rn(トロンと呼ばれる。 $t_{1/2} = 54.5$ 秒)が生成する。これらのラドン・トロンは順次、連鎖的に壊変を繰り返し、それぞれ最終的に安定な²⁰⁶Pb, ²⁰⁸Pbとなる。ガス状のラドン・トロンを吸入すると、それらの短寿命アルファ崩壊核種である子孫核種は呼吸器経路を構成する器官・組織に沈着し、沈着部位に高エネルギーの線量を付与し

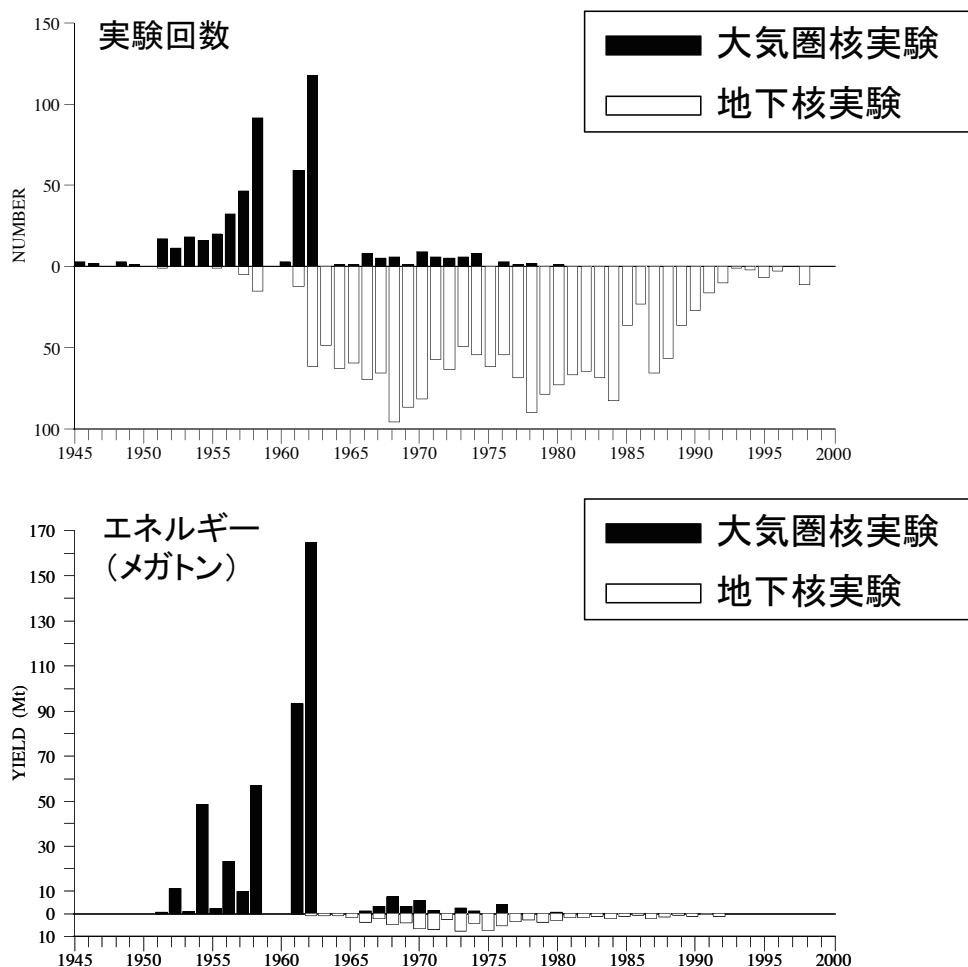
生物学的影響を発現すると考えられている。第4図に示されたラドンの影響の違いは住環境の差異によるものと思われる。すなわち²³⁸Uをあまり含まない木造家屋はラドンを発生しないばかりではなく、風通しの良さと相まって、気体のラドンが住居内にとどまりにくい。食物からの被ばくが多いのは、第2表に示した魚類に含まれる²¹⁰Poの影響である。これは、²¹⁰Poはアルファ放射体で胃腸管特に小腸粘膜に対する線量が大きく、摂取量線量換算係数は 1.2×10^{-6} Sv/Bqと¹³⁷Csのそれが

第3表 環境中に放出された主な放射性核種の放出量

核種	半減期	放出量(PBq)*		
		核実験	チェルノブイリ事故	東電福島第一原発事故
⁸⁹ Sr	50.5日	117,000	~115	-
⁹⁰ Sr	28.8年	622	~10	0.09~0.9(海水)
¹³¹ I	8.02日	675,000	~1,760	200(大気) 11.1(海水)
¹³⁴ Cs	2.06年	~0	~54	15~20(大気) 3.6(海水)
¹³⁷ Cs	30.2年	948	~85	15~20(大気) 3.6(海水)
²³⁹ Pu	24.1年	6.52	0.03	~0
²⁴⁰ Pu	6.56年	4.35	0.042	~0
²⁴¹ Pu	14.3年	142	~6	~0

出典: UNSCEAR(2000), Casacuberta *et al.* (2013), Kobayashi *et al.* (2013), Tsumune *et al.* (2013), Aoyama *et al.* (2016), Bu *et al.* (2014)

* 1PBq = 10^{15} Bq



第5図 核実験の推移。UNSCEAR 2000 Reportに一部加筆。

1.3×10^{-8} に比べるとおよそ100倍大きな値となっているためである。

人工放射性核種

海洋に存在する人工放射性核種の起源は以下の3つである。

- ・大気圏核実験
- ・原子力関連施設の事故
- ・原子力関連施設からの放出

以下これらについて概要を説明する。

1. 大気圏核実験

1945年から1963年までの間に大気圏で核実験が500回以上行われた。海洋へ放出された人工放射性核種の総量は上記3つの供給源の中では最大である。例えば、 ^{137}Cs に関して言えば、核実験によるものは、チェルノブイリ事故の10倍以上、東電

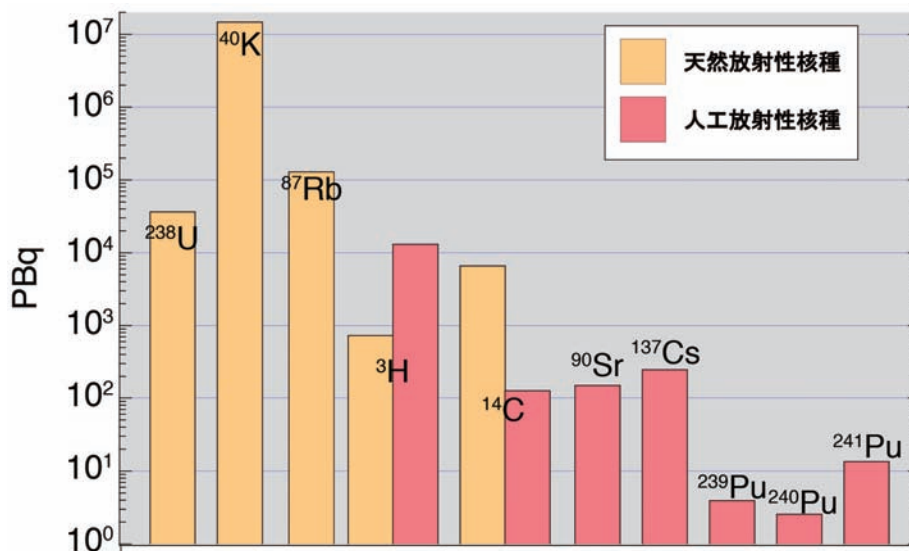
福島第一原発事故の40倍以上になる(第3表)。大気圏核実験は1963年に部分的核実験禁止条約が締結されるまで続いた。一部の非締結国が実験を続行したものの放出された放射性核種の量はそれ以前に比べると非常に少ない(第5図)。したがって、海洋における人工放射性核種の汚染は1960年代初頭が最も深刻であった。 ^{137}Cs を例にとると、核実験で最も汚染が著しい海域は、太平洋であり、海洋に放出されたものの約半分は太平洋に存在した(第4表)。1963年以来海洋に存在する核実験起源

第4表 核実験による ^{137}Cs の海洋への放出

	北極海	大西洋	インド洋	太平洋	合計
北半球	7	157	21	222	407
南半球	0	44	63	89	196
合計	7	201	84	311	603

IAEA(2005)をもとに作成。

単位:PBq



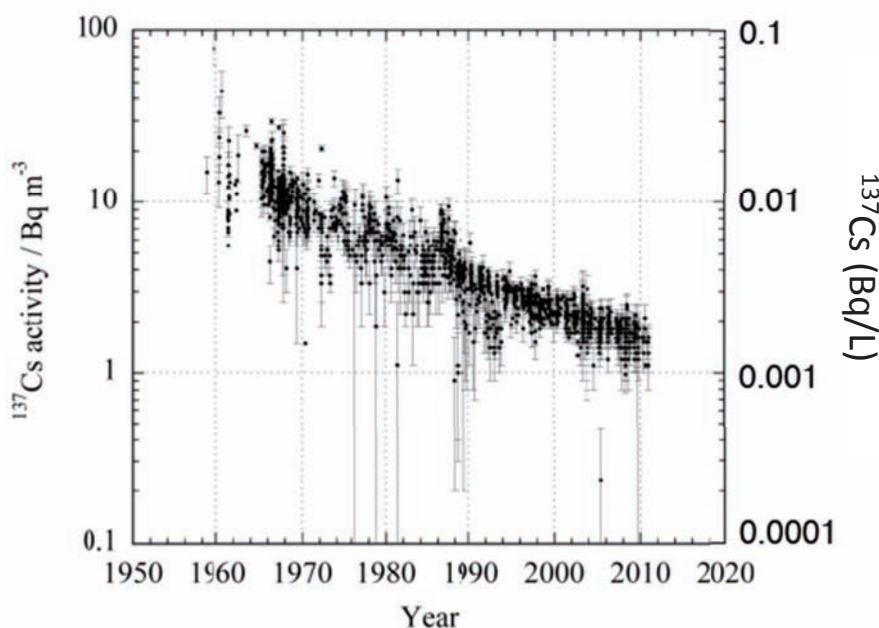
第6図 2000年の海洋における主な人工放射性核種と天然放射性核種の存在量の比較。第3図とAarkrog (2003)より作成。

の核種は放射壊変とともに減少しているが、未だにそれらは海洋に存在し続けている。主な人工放射性核種の海洋における2000年現在の存在量を天然放射性核種とともに第6図に示す。約600 PBq放出された ^{137}Cs は2000年には3分の1に減少している。同時に核実験の終了から40年近く経った2000年においても、人工のトリチウム ($t_{1/2} = 12$ 年) は天然のそれを依然として超えている。

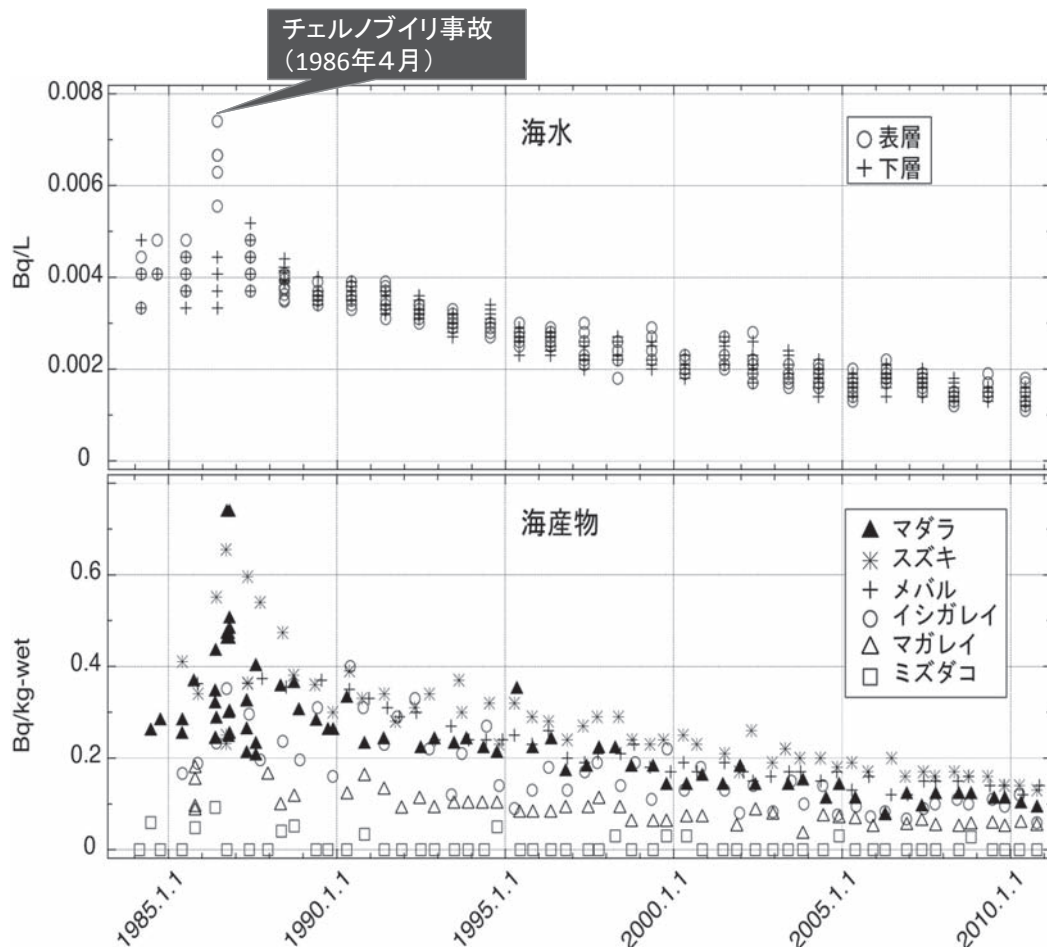
海洋表層の核実験起源の ^{137}Cs の濃度は放射壊変および比較的汚染が少ない他の海域の海水との混合により減少する。北太平洋の ^{137}Cs の時系列変化

は(第7図)、1960年代初頭には数十mBq/Lに達し、以後指数関数的に減少していることを示している。日本近海での詳細な放射能調査は海生研により1984年度からわが国の原子力発電所等の沖合海域で行われている。一例として、福島県沖海域における観測結果を第8図に示す。1986年に起こったチェルノブイリ事故の影響(後述)が太平洋まで及んでいることや、東電福島第一原発事故前でも、1-2 mBq/Lの ^{137}Cs が存在していたことがわかる。

核実験由来の放射性核種は放出直後海洋表層に



第7図 北西部北太平洋表層の ^{137}Cs 濃度の推移。Povinec *et al.* (2013) に一部加筆。



第8図 福島県沖海域の海水および海産物中の¹³⁷Cs濃度の変遷（1984-2010）。海洋生物環境研究所による調査の結果をもとに作成。

存在しているが、時間とともに下層の海水と混合し下方に運ばれる。北太平洋における⁹⁰Srと¹³⁷Csの鉛直分布（第9図）を見ると1963年から約30年を経て深度500 mまでに達していることがわかる。しかし、同時に放出された²³⁹⁺²⁴⁰Puはさらに深層まで運ばれている。海洋表層におけるこれら核種の存在量の見かけの半減期は太平洋全域でも観測されている（第5表）。海洋表層における⁹⁰Srと¹³⁷Csの見かけの半減期はばらつきはあるものの、13-14年である。一方、²³⁹⁺²⁴⁰Puのそれはその約半分である。これらの際立った鉛直分布パターンや見かけの半減期の差はその化学的な特徴に起因する。海水中の元素の下方移動は、海水自身の拡散の他に、粒子の沈降と密接に結びついている。定性的には海水中で溶存（または懸濁した微小粒子態の）元素が沈降粒子に取り込まれやすければ、半減期は短くなる。海水中の溶存態の元素と粒子の反応は、多様なサイズを持つ粒子間の反応を含む動的なもので（例えば、Bacon, 2004）、

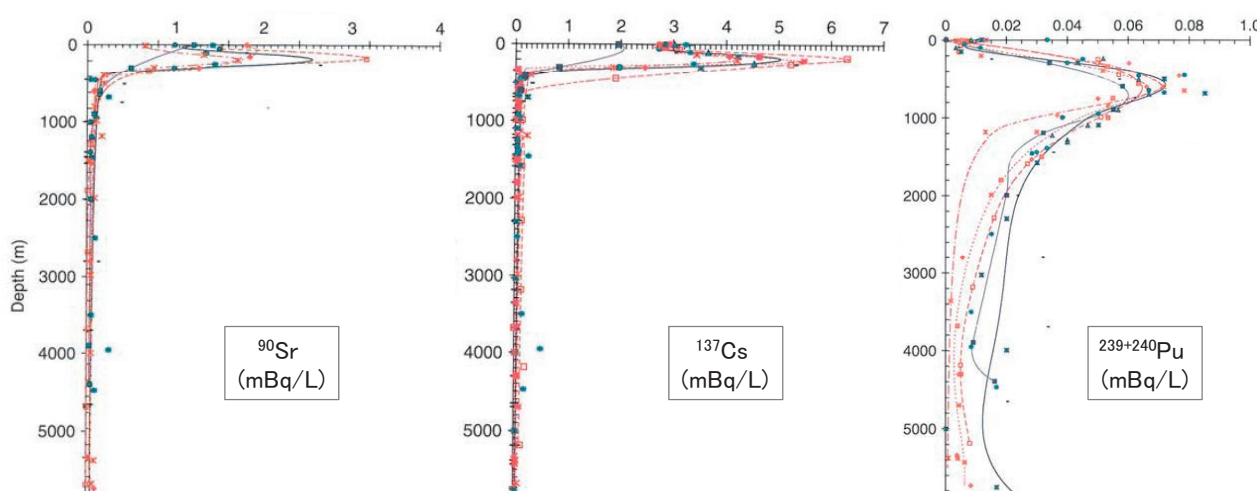
それを速度論的に正確に記述することは容易ではない。ここでは、第一近似として、元素の粒子への取り込みやすさの指標として、粒状物中の核種濃度と海水中の核種濃度の比、すなわち分配係数（ K_d ）を用いる。 K_d は以下の式で求める。

$$K_d = \frac{\text{粒状物中の核種濃度}}{\text{海水中の核種濃度}}$$

IAEAによる K_d の推奨値を第6表に示す。 K_d はSr < Cs < Puの順に増加している。Puが最も海洋から除かれやすく、Srは最も除かれにくいということがわかる。事実、沈降粒子がPuの海洋における下方移動に重要な役割を果たしているということは沈降粒子捕集装置（セジメントトラップ）による実験でも確かめられている（Livingston and Anderson, 1983）。このように核種の生物・化学的な性質を把握することにより、海洋における人工放射性核種の今後の分布が予測される。

核実験の影響は海底土（とくに浅海域）にも記

目下：海洋における放射性核種



第9図 北太平洋における海水中の⁹⁰Sr、¹³⁷Cs、および²³⁹⁺²⁴⁰Pu濃度の鉛直分布 (1973-1997)。Aoyama (2010)に一部加筆。

第5表 太平洋表層水における人工放射性核種の見かけの半減期

海域	半減期(年)		
	⁸⁹ Sr	¹³⁴ Cs	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
北太平洋	12±1	13±1	7±1
赤道太平洋	21±2	23±1	10±1
南太平洋	18±1	22±1	12±4
太平洋全域	13±1	14±1	7±1

出典:Povinec *et al.* (2005)

第6表 外洋と沿岸における主なK_d値

元素	K _d (推奨値)	
	外洋	沿岸
Sr	2×10 ²	8×10 ⁰
I	2×10 ²	7×10 ¹
Cs	2×10 ³	4×10 ³
Pu	1×10 ⁵	1×10 ⁵

出典:IAEA(2004)

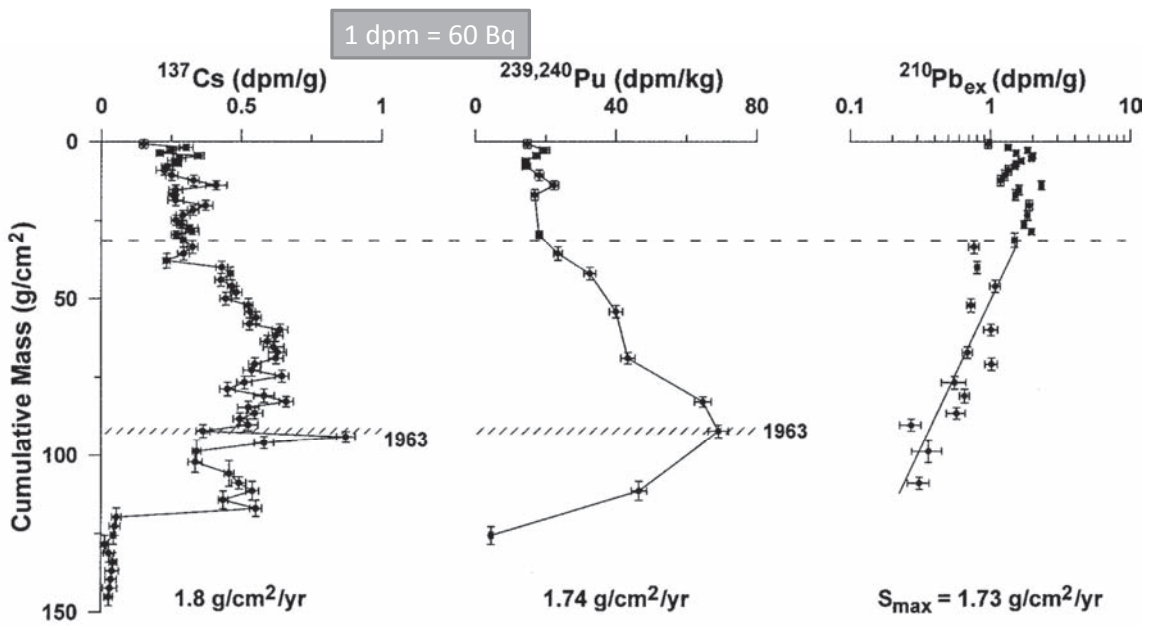
録されている。東シナ海の海底土中には、天然放射性核種から推定される1963年の堆積層に核実験由来の²³⁹⁺²⁴⁰Puや¹³⁷Csの濃度ピークが出現している(第10図)。深海の海底土は堆積速度が遅いため、十分な時間分解能が得られずこのような鉛直分布

が出現しない。

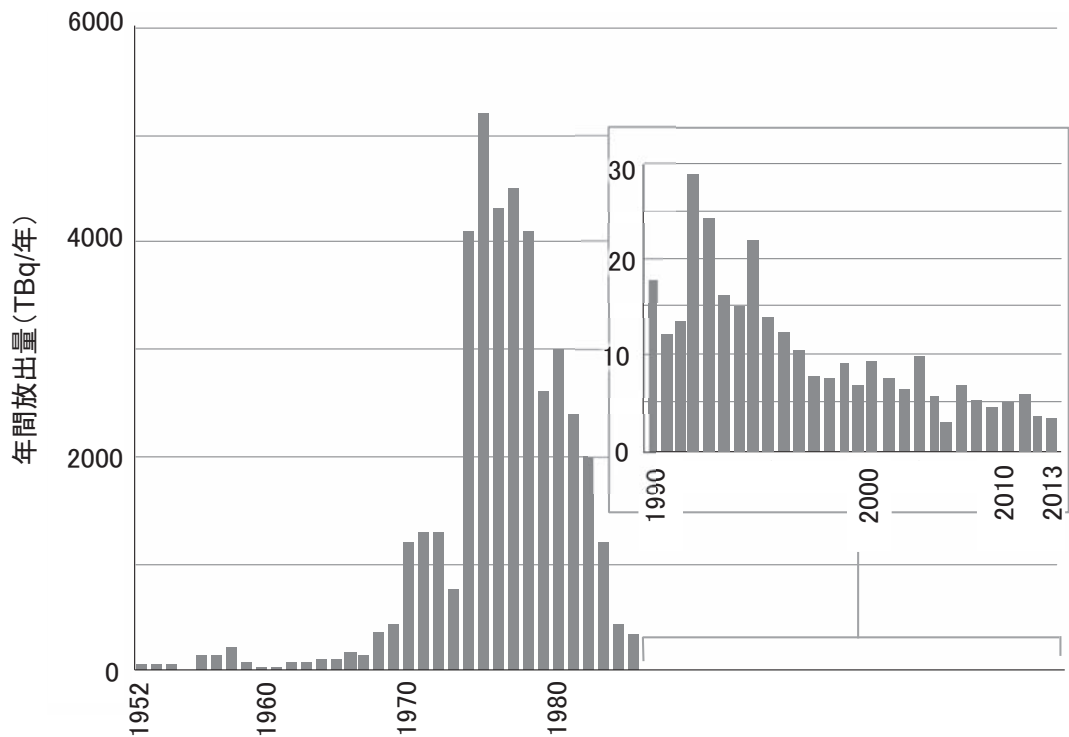
2. 原子力関連施設の事故

原子力発電所や核燃料処理関連施設の事故により大量の人工放射性核種が環境に放出された。放出された核種が事故により異なるので、一概に比較は難しいが、やはり核種の総量および影響の広がりを見れば、1986年の旧ソ連のチェルノブイリ発電所の事故が最大であろう(第7表)。¹³⁷Csの放出量で比べると(第3表)、チェルノブイリ事故は約85 PBqに対し、東電福島第一原発事故は19-24 PBqでそれに次ぐ。チェルノブイリ事故の他の事故との際立った差異は、その影響が地球規模で広がったことである。第8図上図に見られるように、地球の裏側とも言えるところから大気を経由した¹³⁷Csが福島沖の海域の表面水に出現している。底層水にはその影響は見られず、かつ翌年の調査ではその影響は消えていることから、日本近海での海域への環境影響は大きくなかったとみてよい。一つ注目すべきは、一部の海産生物中の¹³⁷Cs濃度の上昇が見られ、それが翌年にも見られたことである(第8図下図)。濃度上昇は絶対値としては、われわれの健康を脅かすレベルではないが、海洋生態系におけるCsの挙動を考察するうえで、興味深い事実である。

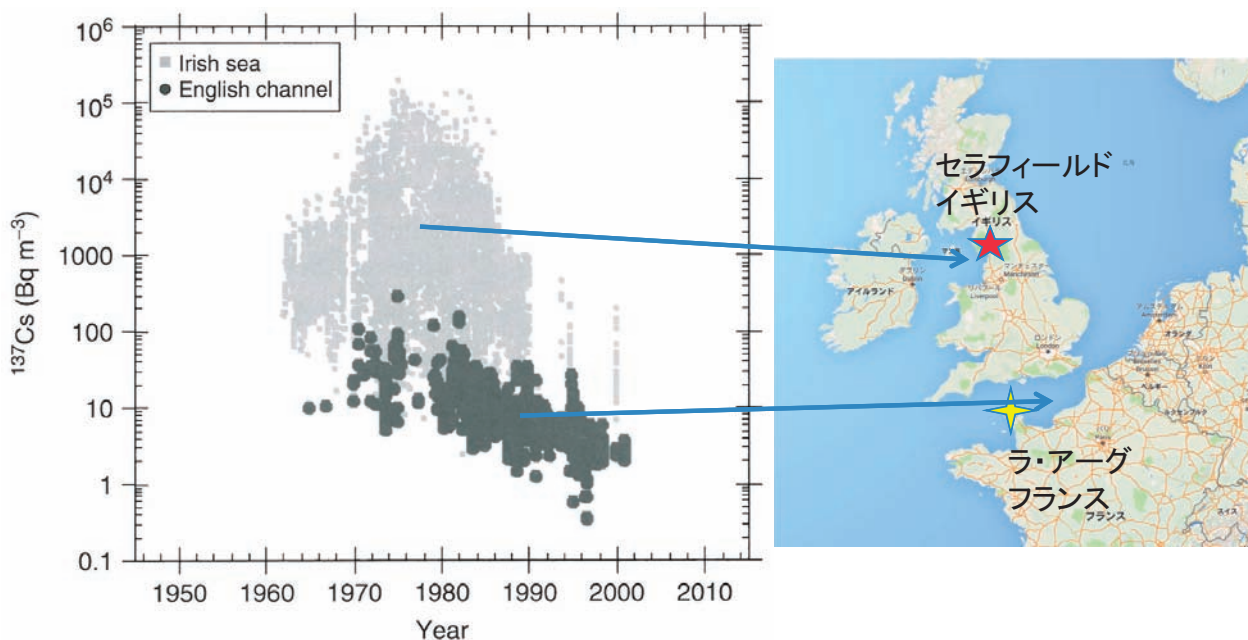
Kusakabe *et al.* (1988) は北太平洋の中層水中



第10図 東シナ海海底土中の¹³⁷Cs、²³⁹⁺²⁴⁰Pu、および²¹⁰Pb濃度の鉛直分布。縦軸は深度ではなく含水率等を考慮した海底土の累積質量で表示。引用：Su and Huh (2002)



第11図 セラフィールドにおける¹³⁷Csの一年あたりの放出量の推移。引用：Environmental Protection Agency (2015)



第12図 アイリッシュ海とイギリス海峡の表層水中の¹³⁷Cs濃度の推移。地図は2つの核燃料再処理工場（本文参照）およびアイリッシュ海とイギリス海峡の位置を示す。データはInomata (2010)より引用。濃度はBq/m³で示されているが、これはmBq/Lと同値。

でも沈降粒子中にチェルノブイリ事故起源の¹³⁷Csを見つけている。事故は、1986年4月26日に発生、大量の放射性核種が大気中に放出された。それは、同年5月7日頃北西部北太平洋上空に到達、一部は海面に降下した。設置した沈降粒子捕集装置（セジメントトラップ）のデータの解析によると、遅くとも1-2ヶ月で深度約780 mに到達し、その沈降速度は60-190 m/dayであることが分かった。Csは基本的に上に書いたように比較的海水に溶けや

すい元素でありながら、このような沈降速度をもつということは、事故によりもたらされた¹³⁷Csは比較的溶けにくい化学形のものか、さもなくば、プランクトン等に取り込まれたものが沈降粒子として運ばれたものであろう。

わが国にとって最も重要な事故は東電福島第一原子力発電所で起こった事故であることに異論はないだろう。その海洋環境および海産生物への影響は本特集号の高田らおよび横田らの資料に詳し

第7表 原子力関連施設における事故により放出された放射性核種

核種	場所	チェリャビンスク州	ウインズケール	スリーマイル島	チェルノブイリ	福島
	国	ソ連	イギリス	アメリカ	ソ連	日本
	年	1957	1957	1979	1986	2011
⁹⁰ Sr		4	7×10 ⁻⁵		~10	0.09~0.9(海水)
¹³¹ I			0.74	5.55×10 ⁻⁴	~1,760	200(大気) 11.1(海水)
¹³⁷ Cs		0.03	0.022		~85	15~20(大気) 3.6(海水)
²³⁹ Pu			1.6×10 ⁻⁶		0.03	~0
²⁴⁰ Pu					0.042	~0
²⁴¹ Pu					~6	~0
	ウラル核惨事、内陸地のため海洋への影響はほとんどなし		影響は内陸側	主な核種: ⁸⁵ Kr, ¹³³ Xe	¹³⁷ Csの海洋への流入:15~20PBq	大気経由で海洋に入った ¹³⁷ Cs:12~15PBq

出典:第3表参照

単位:PBq(=10¹⁵Bq)

い。ここでは、深く言及せず、核実験との比較でその規模を述べるととどめる。東電福島第一原発事故の海洋環境への影響は基本的には、北太平洋に限定されている。事故前（2010年時点）、北太平洋には核実験起源の¹³⁷Csが69 PBq存在していた。これに直接漏えいで3.5 PBq、大気経由で12-15 PBqが加わった。結果として、事故により北太平洋の海水中の¹³⁷Cs存在量は22-27 %上昇した (Aoyama *et al.*, 2016)。以後他海域への移流、海底土への移行、放射壊変により濃度は、第5表に示されている十数年の半減期で減少していくことが予想される。

3. 原子力関連施設からの放出

原子力関連施設（特に核燃料処理関連施設）からは多少の放射性核種は放出されている。基本的には周りの生態系には有意の影響はないよう配慮されているが、過去の放出量は現在受容されつつある水準を超える場合もあったかもしれない。中でも、ヨーロッパにある2つの再処理工場（イギリスにあるセラフィールドとフランスのラ・アーグ）が最大の供給源である。なお、第7表のウインズケールは後のセラフィールドである。第8表に両再処理工場から放出された¹³⁷Csと⁹⁰Srの時系列変化（1970-1998年）を示している。積算すると28年間にセラフィールドからは約40 PBqの¹³⁷Csが海洋に放出されている。放射壊変を考慮して2000年の値に補正するとそれは23 PBqになる。

1970年代中盤にかけて年間放出量は最大5.2 PBq/yrに達したが、1998年には0.008 PBq/yrにまで減少している。2000年以降はさらに年間放出量は減少しており、2013年には0.005PBq/yr以下まで下がっている（第11図）。ラ・アーグからの放出量は、¹³⁷Csの放出総量で比べると、セラフィールドの3%に満たない。

セラフィールドが面しているアイリッシュ海は、福島県沖ほど外洋との海水混合は活発ではない。同時に1980年代中盤まで続いた高濃度廃液の排出により、海水中の¹³⁷Cs濃度も高濃度を保った（第12図）。ラ・アーグの影響を受けているイギリス海峡の海水はアイリッシュ海のその3桁ほど低い値を示す。排出量と海水の混合の違いが濃度の違いに現れていると思われる。

セラフィールド起源の¹³⁷Csは海流に乗り北上し、北海に入った。第13図に、その移動の様子が示されている。1986年以降の図では、バルト海で濃度の上昇が見られるが、これはチェルノブイリ事故起源の¹³⁷Csが主に大気経由で運ばれてきたものである。

セラフィールドからの放出の影響は近隣の海底土に記録されている。1992年のデータであるが、表面では約400 Bq/kg-dryほどの濃度であり、下層では1,000 Bq/kg-dryを超えるものもある（第14図, MacKenzie *et al.*, 1998）。これらの鉛直分布パターンは海生研が規制庁の委託事業で行っている東電福島第一原発より30km圏外の調査では見

第8表 セラフィールド（イギリス）とラ・アーグ（フランス）より放出された¹³⁷Csの経年変化

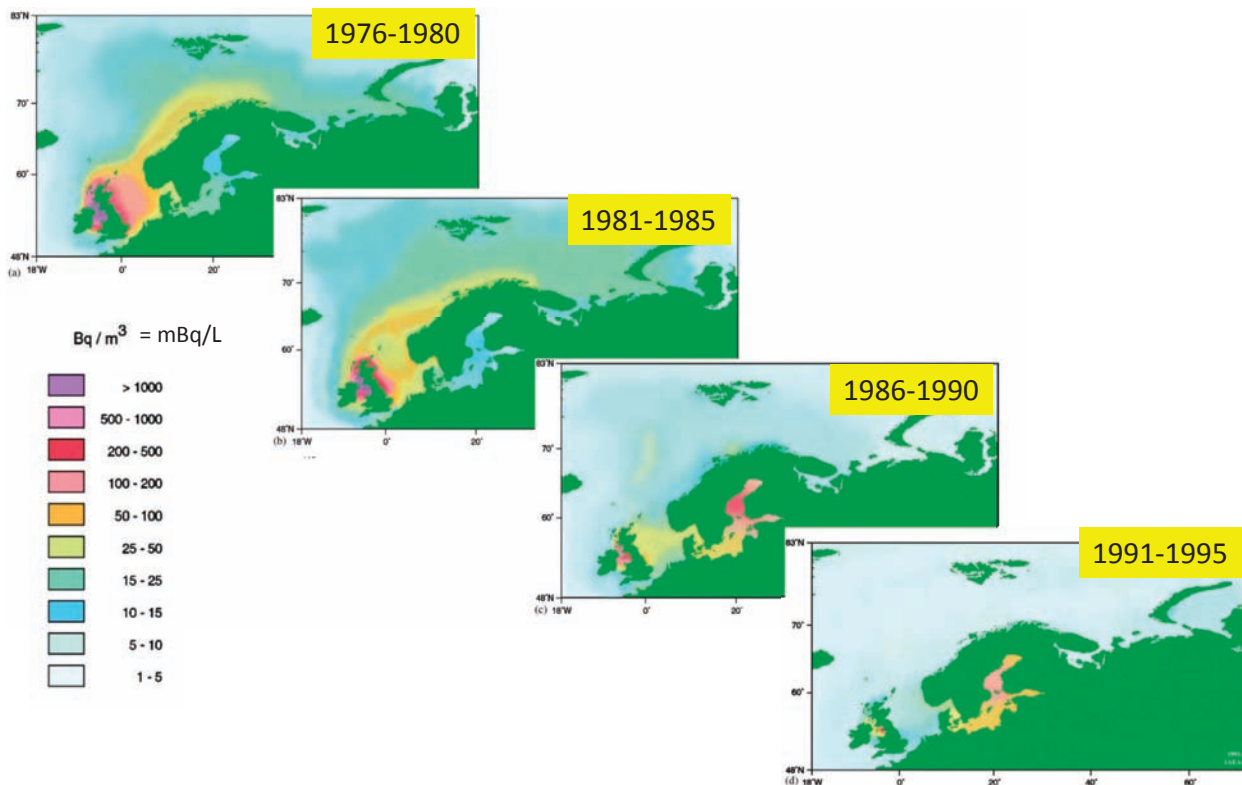
年	セラフィールド(イギリス)				ラ・アーグ(フランス)			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs ac*	⁹⁰ Sr ac*	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs ac*	⁹⁰ Sr ac*
1970	1,200	230	600	112	89	2	45	1
1975	5,230	466	2,936	255	34	38	19	21
1980	2,970	352	1,871	217	27	29	17	18
1985	325	52	230	36	29	47	21	33
1990	24	4	19	3	13	16	10	13
1995	12	28	11	25	5	30	4	27
1998	8	18	7	17	3	3	3	3
合計	38,837	5,528	22,912	3,193	961	1,106	566	746

出典:Aarkrog (2003)を一部改変。

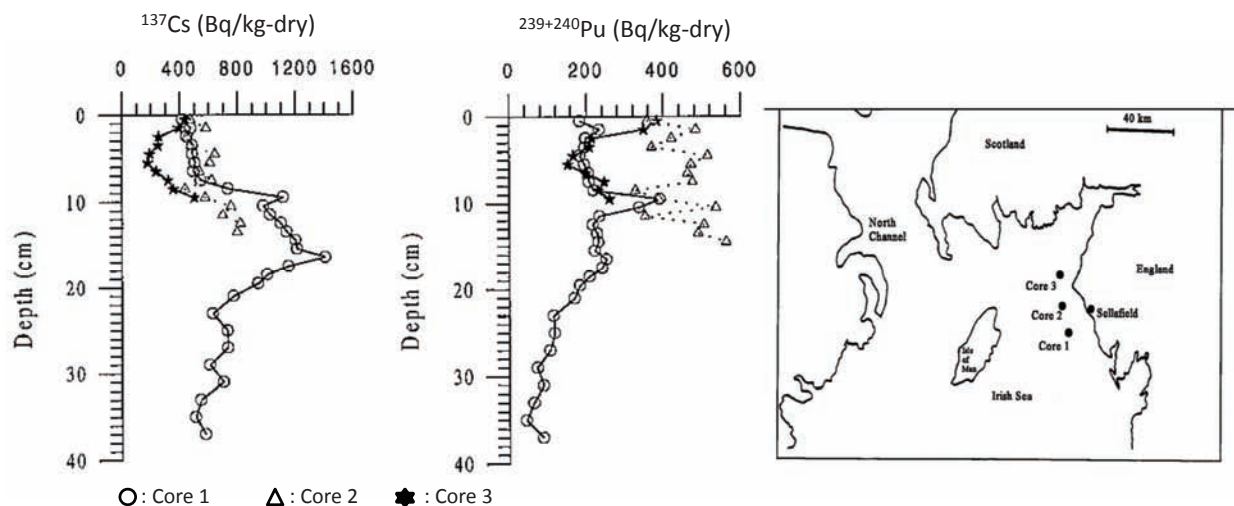
合計は1970年より1998年までの毎年の測定値の合計

単位:10¹²Bq

* 2000年の放射能に補正した値を示す。



第13図 北東大西洋表層水中の ^{137}Cs 濃度の推移。引用：Povinec *et al.* (2003)



第14図 海底土におけるセラフィールド起源の ^{137}Cs の分布。1992年1月試料採取。引用：MacKenzie *et al.* (1998)

られない特徴である（詳細は本特集号の高田らの資料を参照）。外洋に直接接している福島沿岸と、より閉鎖的なセラフィールド沖海域における物質循環の違いが海底土中の分布に現れていると思われる。今後、両海域の比較検討を行うことにより、福島海域の今後の現状回復の予測がより精緻化されるであろう。

まとめ

- ・ 人類はその発生以来、多様な天然放射性核種に囲まれて生きてきた。同時に体内にも一定量の放射性物質を蓄積している。
- ・ 海洋環境における放射能汚染の最大のものは大

気圏核実験である。

- ・最大規模の原子力関連施設における事故はチェルノブイリ原子力発電所で起きた。
- ・核燃料処理関連施設による日常運転における計画的放出は量的には上記2つと比べると現在は極めて少ない。

引用文献

- Aarkrog, A. (2003). Input of anthropogenic radionuclides into the World Ocean. *Deep-Sea Res. II*, **50**, 2597–2606.
- Aoyama, M. (2010). Pacific Ocean. In “Radionuclides in the environments” (ed. Atwood, D.A.), Wiley, 347–359.
- Aoyama, M., Kajino, M., Tanaka, T.Y., Sekiyama, T. T., Tsumune, D., Tsubono, T., Hamajima, Y., Inomata, Y. and Gamo, T. (2016). ^{134}Cs and ^{137}Cs in the North Pacific Ocean derived from the March 2011 TEPCO Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan. Part two : estimation of ^{134}Cs and ^{137}Cs inventories in the North Pacific Ocean. *J. Oceanogr.*, **72**, 67–76.
- Bacon, M.P., (2004). Reactive radionuclides as tracers of oceanic particle flux. In “Marine Radioactivity” (ed. Livingston, H.D.), Elsevier, 139–165.
- Bu, W., Fukuda, M., Zheng, J., Aono, T., Ishimaru, T., Kanda, J., Yang, G., Tagami, K., Uchida, S., Guo, Q. and Yamada, M. (2014). Release of Pu isotopes from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident to the marine environment was negligible. *Environ. Sci. Technol.* **48**, 9070–9078.
- Casacuberta, N., Masqué, P., Garcia-Orellana, J., Garcia-Tenorio, R. and Buesseler, K.O. (2013). ^{90}Sr and ^{89}Sr in seawater off Japan as a consequence of the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. *Biogeosciences*, **10**, 3649–3659.
- 電気事業連合会(2015). 「原子力・エネルギー図面集2015」.
- Environmental Protection Agency (2015). “Radioactivity monitoring of the Irish environment 2012–2013”.
- 放射線医学総合研究所 (監訳) (1995). 放射線の線源と影響, 国連科学委員会1993年報告書. 実業公報社, 東京, 1–929.
- IAEA (2004). Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment. *Technical Report Series* no. 422.
- IAEA (2005). Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS): Radionuclide levels in oceans and seas. *IAEA-TECDOC-1429*.
- 今井靖子・村松康行・西村義一・明石真言 (1999). 放射能と人体—くらしの中の放射線. (渡辺一夫, 稲葉次郎編), 研究社, 東京, 45.
- Inomata, Y. (2010). Global trends in cesium distribution. In “Radionuclides in the environments” (ed. Atwood, D.A.), Wiley, 453–466.
- Kobayashi, T., Nagai, H., Chino, M. and Kawamura, H. (2013). Source term estimation of atmospheric release due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident by atmospheric and oceanic dispersion simulations. *J. Nucl. Sci. Technol.*, **50**, 255–264.
- Kusakabe, M., Ku, T.L., Harada, K., Taguchi, K. and Tsunogai, S. (1988). Chernobyl radioactivity found in mid-water sediment trap interceptors in the N. Pacific and Bering Sea. *Geophys. Res. Lett.*, **15**, 44–47.
- Livingston, H. D. and Anderson, R. F. (1983). Large particle transport of plutonium and other fallout radionuclides to the deep ocean. *Nature*, **303**, 228 – 231.
- MacKenzie, A.B., Cook, G.T., McDonald, P. and Jones, S.R. (1998). The influence of mixing timescales and re-dissolution processes on the distribution of radionuclides in the northeast Irish Sea sediments. *J. Environ. Radioact.*, **39**, 35–53.
- Povinec, P. P., Aarkrog, A., Buesseler, K. O., Delfanti, R., Hirose, K., Hong, G. H., Ito, T., Livingston, H. D., Nies, H., Noshkin, V. E., Shima, S. and Togawa, O. (2005). ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ concentration surface water time series in the Pacific and Indian Oceans – WOMARS results. *J. Environ. Radioact.*, **81**, 63–87.
- Povinec, P. P., Aoyama, M., Biddulph, D., Breier,

- R., Buessler, K., Chang, C. C., Golser, R., Hou, X.L., Jeřkovský, M., Jull, A.J.T., Kaizer, J., Nakano, M., Nies, H., Palcsu, L., Papp, L., Pham, M. K., Steier, P. and Zhang, L. Y. (2013). Cesium, iodine and tritium in NW Pacific waters – a comparison of the Fukushima impact with global fallout. *Biogeosciences*, **10**, 5481–5496.
- Povinec, P. P., Bailly du Bois, P., Kershaw, P. J., Nies, H. and Scotto, P. (2003). Temporal and spatial trends in the distribution of ^{137}Cs in surface waters of Northern European Seas—a record of 40 years of investigations. *Deep-Sea Res. II*, **50**, 2785–2801.
- Runde, W., Neu, M.P. and Goff, G.S. (2010). Civilian nuclear accidents. In “Radionuclides in the environments” (ed. Atwood, D.A.), Wiley, 467–480.
- Su, C.-C. and Huh, C.-A. (2002). ^{210}Pb , ^{137}Cs and $^{239, 240}\text{Pu}$ in East China Sea sediments: sources, pathways and budgets of sediments and radionuclides. *Mar. Geol.*, **183**, 163–178.
- Tsumune D., Tsubono, T., Aoyama, M., Uematsu, M., Misumi, K., Maeda, Y., Yoshida, Y. and Hayami, H. (2013). One-year, regional-scale simulation of ^{137}Cs radioactivity in the ocean following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Biogeosciences*, **10**, 5601–5617.
- UNSCEAR (2000). Sources and effects of ionizing radiation. *The UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly*.