

報告会

海洋環境・水産物の放射能の推移—事故後5年を経過して—より

海洋における放射性核種の分布と変遷

はじめに

われわれを取り巻く環境には、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人類が作り出した人工放射性核種が存在する。本稿は両者の海洋環境における分布と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

海洋に存在する天然放射性核種は、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がある。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。

(1) 壊変系列を持つ核種

ウランは海水中では極めて溶けやすく、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、 ^{238}U の濃度が約 $3\mu\text{g/L}$ (0.04 Bq/L)と最大である。 ^{238}U は壊変してトリウムの同位体、 ^{234}Th に変わり、それはさらに他の核種に変わり最後は鉛の安定同位体の ^{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娘核種、壊変する前の核種を親核種と呼ぶ。海水中には他に ^{235}U から壊変が始まるアクチニウム系列、 ^{232}Th 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1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。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 ^{222}Rn が壊変して ^{210}Pb 、 ^{210}Bi 、 ^{210}Po 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(^{40}K)がある。壊変して安定核種のアルゴンまたはカルシウムの安定同位体(^{40}Ar 、 ^{40}Ca)になる。海水中の天然放射性核種では最も高い放射能($11\sim 12\text{ Bq/L}$)を持っている。他には、ルビジウム-87(^{87}Rb)があるが、その放射能は ^{40}K の約100分

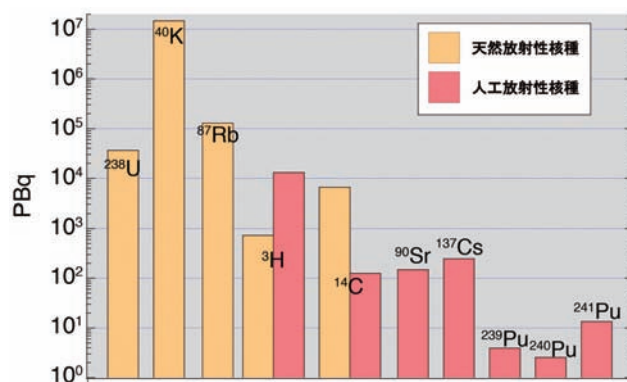


図1 2000年の海洋における主な人工放射性核種の存在量の比較。Aarkrog(2003)のデータの一部加筆。

の1である。カリウムとルビジウムは周期表ではナトリウム(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。主なものに、トリチウム(^3H)、ベリリウム-7(^7Be)、炭素-14(^{14}C)、ヨウ素-129(^{129}I)等がある。

天然放射性核種の海洋における存在量は ^{40}K が最も多く存在しており 10^7 PBqを超えている(1 PBq = 10^{15} Bq)(図1)。 ^{87}Rb に続き、 ^{238}U は3番目の存在量ではあるが、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。

人工放射性核種

海洋に存在する人工放射性核種は大気圏核実験、原子力関連施設の事故、原子力関連施設からの放出によりもたらされた。

(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(表1)。また、核実験による汚染が最も著しい海域は、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(表2)。1963年以来海洋に存在する核実験起源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ている。例えば、核実験により海洋に放出された約600 PBqの ^{137}Cs

表1 環境中に放出された主な放射性核種の放出量

核種	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	117,000	~115	-
^{90}Sr	622	~10	0.09~0.9(海水)
^{131}I	675,000	~1,760	200(大気) 11.1(海水)
^{134}Cs	~0	~54	15~20(大気) 3.6(海水)
^{137}Cs	948	~85	15~20(大気) 3.6(海水)
^{239}Pu	6.52	0.03	~0
^{240}Pu	4.35	0.042	~0
^{241}Pu	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)

表2 核実験による ^{137}Cs の海洋への放出(PBq)

	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

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 ^3H は天然のそれを依然として超えている(図1)。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混合し減少する。北太平洋の表層の ^{137}Cs 濃度は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。日本近海での詳細な観測例として、海生研による福島県沖海域における観測結果を図2に示す。1986年に起こったチェルノブイリ事故の影響が太平洋の表層水に一時現れているものの、観測開始以来海水中の ^{137}Cs 濃度は減少

を続けている。東電福島第一原発事故前、その濃度は1~2 mBq/L (0.001~0.002 Bq/L) のレベルであった。

核実験由来の放射性核種は放出直後海洋表層に存在しているが、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の鉛直分布は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観測されている。また、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。よって、定性的には海水中で溶存する(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。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(Su and Huh, 2002)。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。上記海生研のモニタリングでも核実験起源の¹³⁷Csが原発沖合海域の海底土で観測されており、その濃度は海底土の粒径に依存してばらつきは大きいものの、概ね0.5~1.5 Bq/kgの範囲に入る。

(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勘案すると、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。¹³⁷Csの放出量で比べると(表1)、チェルノブイリ事故が約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。例えば、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(図2)。しかし、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。一つ注目すべき点は、一部の海産物中の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。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。

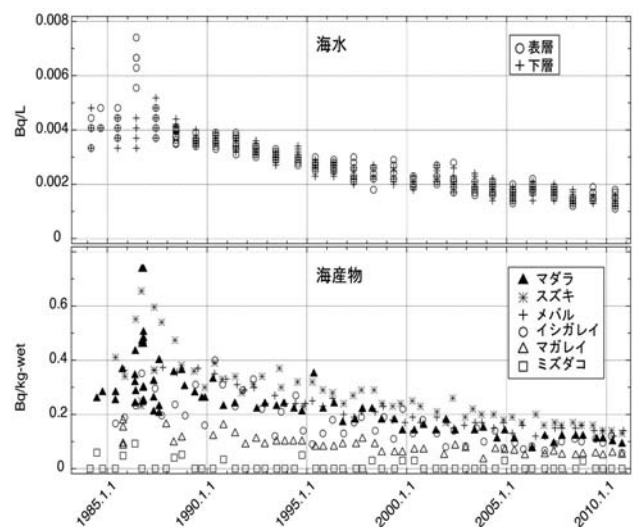


図2 福島県沖海域の海水及び海産物中の¹³⁷Cs濃度の変遷(1984~2010)。海生研(2016)より。

チェルノブイリ事故起源の ^{137}Cs は北太平洋の中層水中の沈降粒子でも見つかった(Kusakabe et al., 1988)。沈降粒子中 ^{137}Cs は、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 ^{137}Cs は比較的溶けにくい化学形のものか、または、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、東電福島第一原発で起こった事故であることに異論はないだろう。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、北太平洋に限定している。事故前(2010年時点)、北太平洋には核実験起源の ^{137}Cs が69 PBqあった。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 ^{137}Cs 存在量は22~27%上昇した(Aoyama et al., 2016)。 ^{137}Cs 濃度は今後、他海域への移流、海底土への移行、放射壊変により、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はずであるが、過去には現在の基準から見ると高い放出量のところもあった。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。積算すると28年間にセラフィールドからは約40 PBqの ^{137}Cs 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(図3)。ラ・アーグからの放出量は、 ^{137}Cs の放出総量で比べると、セラフィールドの3%に満たない。

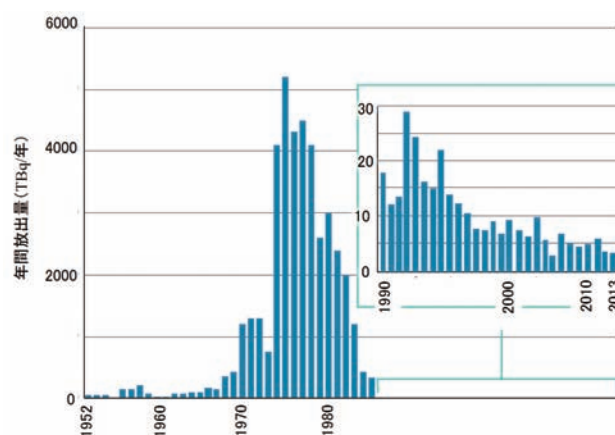


図3 セラフィールドにおける ^{137}Cs の一年あたりの放出量の推移。TBq = 10^{12} Bq。Environmental Protection Agency(2015)より。

セラフィールドはアイリッシュ海に面しており、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の排出により、海水中の ^{137}Cs 濃度も高濃度を保った。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。

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。
- ・海洋環境における放射能汚染の最大のもは、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。

(中央研究所 海洋環境グループ 日下部 正志)