

資 料

海生研報告会2019 海洋環境・水産物の放射能の推移 －事故後8年を経過して－

開催にあたって

香川謙二*§

公益財団法人海洋生物環境研究所（海生研）は、国の委託を受け漁場の安全性評価に資する知見の蓄積を目的に1983年から36年以上に渡り、全国の原子力施設等の沖合で海産生物、海底土及び海水の放射能モニタリングを実施しデータを蓄積してきた。また、2011年3月の東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故の発生以降は、同原発周辺海域において海底土及び海水の調査を追加実施するとともに、食品としての安全性を確認するため新たに福島県を除く東日本太平洋側の水産物を対象とした放射性物質のモニタリング調査を実施してきた。なお、東電福島第一原発事故による影響を評価する上で重要となったのは、事故以前のモニタリングデータである。36年以上に及ぶ長年のモニタリングデータを解析・評価することで、チェルノブイリや東電福島第一原発事故が我が国の沖合海域における放射能レベルに与えた影響を明らかにすることができたと考えている。事故後8年が経過し、海水や海産物の放射能レベルは着実に低下しており、福島県を除く東太平洋の水産物でも、食品安全基準である100Bq/kgを超える値は4年以上検出されていない。

一方で、日本産水産物に対する風評被害が無くなったとは言いがたく、依然として輸入を禁止している諸外国は存在している。今後も、着実なモニタリング調査を継続的に実施し、事故以前のレベルに戻ることの確認が重要だと認識している。

今回、長年のモニタリングデータを参考にしつつ、東電福島第一原発事故後の8年間で明らかになった海洋環境における放射能の実態について報告会を開催した。

基調講演として、百島則幸 九州大学名誉教授から「放射能と地球環境」と題し、放射能の基礎的な知識についてお話いただいた。次に、水産研究・教育機構の帰山秀樹主任研究員より「東電福島第一原発事故以降の海洋生態系における放射性物質の動態」と題し、事故以降の海水の放射性物質濃度の推移と、餌生物であるプランクトンやベントス、魚類中の放射性物質濃度を食物連鎖の観点からお話いただいた。当所からは、「海生研による全国の海洋環境における放射性物質の推移」と題し、海水と海底土の放射性物質濃度の推移について及川真司主任研究員が、また、水産物については横田瑞郎総括研究員が発表した。海生研の2題では、事故以前の1983年より36年間継続しているモニタリング調査の結果を参照しつつ、東電福島第一原発事故の影響について解説した。

海生研としては、これからも継続的に海洋環境放射能調査を実施し、科学的に正確なデータを積み上げ、風評被害払拭の一助となる事を目指している。

* 公益財団法人海洋生物環境研究所 事務局（〒162-0801 東京都新宿区山吹町347番地 藤和江戸川橋ビル7階）
§ E-mail: kikaku@kaiseiken.or.jp

プログラム

日時：2019年7月25日（木）13：00－17：05

場所：御茶ノ水ソラシティ カンファレンスセンター2階 Hall West

開会挨拶 （公財）海洋生物環境研究所 理事長 香川謙二

I．基調講演「放射能と地球環境」

九州大学 名誉教授 百島則幸（一般財団法人九州環境管理協会 理事長）

II．東電福島第一原発事故以降の海洋生態系における放射性物質の動態

（国研）水産研究・教育機構 中央水産研究所 主任研究員 埴山秀樹

III．全国の海洋環境における放射性物質の推移

1．海水・海底土について

海洋環境グループ 主任研究員 及川真司

2．海産生物全般について

海洋環境グループ 総括研究員 横田瑞郎

IV．総合質疑応答

閉会挨拶 （公財）海洋生物環境研究所 業務執行理事 菊池弘太郎



基調講演「放射能と地球環境」

百島則幸^{*§}

1. はじめに

福島第一原子力発電所事故は人々に放射能への関心や不安を抱かせる出来事となったが、もともと放射能が自然界に存在していることや放射線を利用する医療行為で私たちは被ばくをしていることなどを改めて知るきっかけとなった。その意味では放射能や放射線を理解する手助けとなった事故ではあったが、社会的損失や風評被害は大きく、影響は今もって続いている。

現代社会において放射能は原子力利用に関連した側面から捉えられることが多いが、放射能は普遍的に宇宙に存在し、太陽系の誕生に端を発する地球史にも最初から登場する。地球表層は自然放射能に満ちた環境であり、表層に生成した海のなかに生命は誕生し、やがて陸に上がり人類に続く進化の道をたどってきた。

2. 地球の誕生と放射能の濃縮

46億年前に地球は誕生したと考えられている。星間ガスが重力で凝集し、その中心に原始太陽が誕生した。恒星である太陽のエネルギー源は水素からヘリウムが生まれる核融合反応であり、核融合により膨大なエネルギーを宇宙空間へ放出し続けている。太陽の放射エネルギーがなければ地球は誕生しなかったし、生命の発生もなかった。地球や木星などの惑星は原始太陽の赤道面に生まれて散らばっていた微惑星が合体・集合することで誕生したが、岩石や金属などの高融点の材料を取込んだ地球型惑星は太陽に近い所に、水素やヘリウムなどのガス成分を主体とする惑星は遠い所に生まれた。太陽の核融合反応では鉄より重い元素は生成しないことが原子核の結合エネルギーの解析からわかっている。しかし地球には鉄より重い元素が存在しているし、ウラン等の放射性元素も存在している。これらの重い元素は恒星が最後に起こす超新星爆発で生成して、宇宙空間に微粒子としてばらまかれたものと考えられている(田近, 2009)。最近では中性子星同士の衝突で重い元素

が生成した可能性が議論されているが、いずれにしても地球になぜ放射能があるのかに対する答えは、地球の材料となった星間ガスに放射能をもった固体微粒子が最初から含まれていたからとなる。

微惑星が合体・集合して誕生した直後の地球は岩石や金属が均一に分布する星であったが、微惑星の衝突エネルギーで地球は加熱されるとともに脱ガスが進行し、地球表面を覆ったガスの温室効果により地球はさらに熱くなっていった。やがて岩石は熔融しマグマオーシャンが誕生し、地球全体が熔融した状態になったと考えられている。マグマオーシャンが輻射熱を宇宙に放出して地球が冷却されていくと表層に融点が高い鉄が析出してきたと考えられる。鉄は重いのでマグマオーシャンを沈降し地球の中心に集まり核を形成したと考えられている。さらに冷却が進むとマントルが生成してくるが、このような分化の進行は加熱と冷却が関係していることから、微惑星が衝突した場所はその周辺で熔融が進行、大きな惑星が衝突すると全体が熔融するなどを繰り返したと思われる。微惑星の衝突が減り冷却が進むと最後に地殻が形成された。分化の過程でマントルに取込まれ難く最後まで残っていた元素のうち、ウランやトリウムやカリウムなどの放射能の多い元素は大陸地殻の花こう岩に多く取込まれた。従って私たちが生活している大地は地球で最も放射能が濃縮された場所となった。

3. 放射性同位体と放射壊変

まばゆい輝きをもつ金の価値は昔も今も変わらない。中世ヨーロッパの錬金術師は金を作ろうと大変な努力をしたが、夢物語であり決して鉄が金に変わることはなかった。そのため長らく元素は不変であると考えられてきた。しかし1895年のレントゲン博士によるX線の発見以降、放射能や放射線の研究が進み、放射性元素は放射壊変すると別の元素になることが明らかになった。ラザフォードは天然のα線を用いた原子の散乱実験から、質量の大部分を占める重い原子核が原子の中心に位置し、原子核の周りを電子がまわる原子模型を提案した。原子核は陽子と中性子からできて

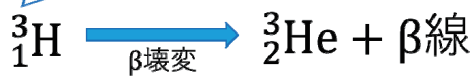
* 一般財団法人九州環境管理協会（〒813-0004 福岡県福岡市東区松香台1丁目10番1号）

§ E-mail: momoshima@keea.or.jp

いるが、これらの核子は非常に近い距離で作用する強い力で結び付けられることで原子核は安定化している。周期表は元素を順番に並べたもので、その順番は原子核に含まれている陽子の数である。放射壊変が起こると原子核を構成する陽子と中性子の数の関係が変わる。すなわち元素が変わることになる。周期表の83番目に位置するビスマス（Bi）以降はすべて放射性の元素である。元素は化学結合して多様な化合物を作ることができるが、化学結合を担うのは原子核の周りをまわる電子であり、化学結合しても元素は変わらない。

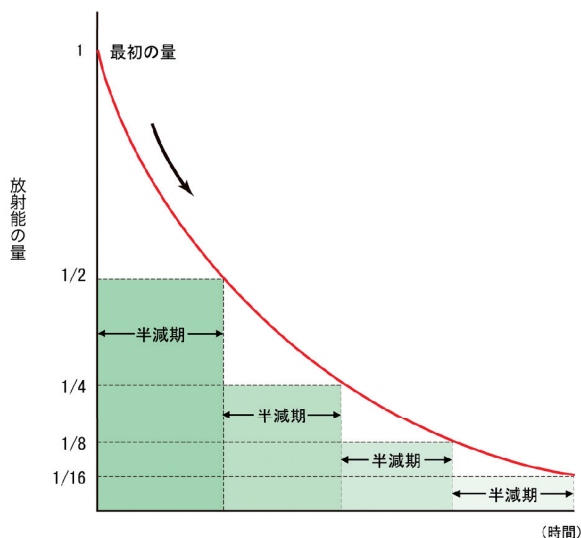
水素は原子核に含まれている陽子の数が一つであることから周期表の最初に位置する。水素には中性子の数が異なる同位体が3つ存在し、そのうちの一つであるトリチウム（H-3）は放射性で、 β 壊変（ベータ線を放出）して安定なヘリウム（He-3）に変わる（第1図）。放射壊変にともない放射線が放出されるが、我々は放射線を放出でき

質量数（陽子+中性子の数）



原子番号（陽子の数）

第1図 水素の放射性同位体であるトリチウムは β 壊変を行い質量数3のヘリウムになる。放出される β 線の最大エネルギーは18.6keVである。質量数は元素記号の左肩上に書く。原子番号は省略されることが多い。



第2図 放射能と半減期の関係。

る能力のことを放射能と呼んでいる。放射壊変する確率はそれぞれの放射性同位体に固有であり、直感的に理解しやすい指標である半減期で表現することが多い。ちなみにトリチウムの半減期は12.3年である。トリチウムの放射能が高いあるいは強いという場合は、物質に含まれるトリチウムの数が相対的に多いことを意味する。放射能の強弱は物質に含まれる放射性同位体の数の多少であり、その単位としてベクレル（Bq）を用いる。ベクレルは1秒間に放射壊変する放射性同位体の数である。放射能の特徴として半減期の時間が経過すると放射能は半分になることが挙げられる。すなわち放射性同位体の数は半減期で半分になる（第2図）。半減期の10倍の時間が経過すると放射能は1024分の1になるので、120年前の地下水にはほとんどトリチウムは含まれていないことになる。

4. 放射線被ばくの実態

放射線はエネルギーをもった粒子あるいは電磁波である。 α 壊変で放出される α 線はヘリウムの原子核そのものであるが、高いエネルギーをもっていることが特徴である。一方、空気中に存在しているヘリウムガスは低エネルギーであり α 線とは呼ばない。放射線は物質に入射すると持っているエネルギーを物質に与える。物質は放射線エネルギーを吸収すると物質を構成している原子や分子に電離や励起が起こる。電離はイオン化であり、物質中の放射線の飛跡に沿って正負のイオン対が生成する。これらのイオン対は物質と様々な相互作用を引き起こす。励起は原子や分子のエネルギー状態が高くなることであり、通常は熱や輻射により脱励起して元のエネルギー状態に戻るが、分子の化学結合が切れる場合もある。物質が受取ったエネルギーを吸収線量というが、人が放射線エネルギーを受取ることを被ばくという。放射線被ばくの特徴は放射線エネルギーが体を構成する細胞のいくつかに集中的に与えられることであり、放射線の飛跡に沿って起こった電離や励起が分子レベルでの生命活動を担っている代謝機能に影響を与えることである。被ばく線量は、吸収線量、放射線の種類とそのエネルギーに対して定められた係数、そして人の組織や臓器毎に求められた影響の大きさを表す係数から求められる。被ばく線量の単位はシーベルト（Sv）である。ここで忘れてはいけないことは、放射線に限らず体に取り込まれた

化学物質や細胞活動で発生した活性酸素など生命活動に影響を与えるものはたくさん存在していることと、それらの影響を低減し、代謝機能に生じた障害を修復するメカニズムを私たちは持っていることである。私たちは体の中で営まれている代謝活動を常に監視し、障害を修復しながら生きているといえる。

5. 自然放射線による被ばく

自然放射線による被ばく線量は世界平均で2.4mSv/年（放射線医学総合研究所, 2011）であり、日本平均で2.09mSv/年（原子力安全研究協会, 2011）である（第1表）。私たちは、環境中の四つの放射線源から被ばくを受けているが、宇宙線と大地は外部被ばく、食べ物と呼吸は内部被ばくである。大地からの線量は大地に含まれる放射性物質の量の大小に依存し、中国やインドにはウランやトリウムが多く含まれているために線量が高い場所があることが知られている。食べ物からの線量に関して世界より日本が高いのは放射能を多く含んだ海産物をたくさん食べているためとされている。呼吸からの線量は、空気中に含まれる希ガスであるラドンとその子孫核種の量と住宅の構造などの要因によると考えられている。ラドン源は石やコンクリートなどの建材や地面にあるので、密閉性の高い地下室や居室は被ばく線量が高くなる傾向がある。わが国が低いのは木造建築が主体であることと海に囲まれているためにラドン濃度の低い空気の影響を受けやすいことが関係していると思われる。

高い線量を受けるとがんによる死亡リスクが高くなることが知られている。広島・長崎の原爆被ばく者に関する膨大な追跡調査から線量に比例的にリスクが増加していることが明らかになっている。一方で、私たちは普通の生活をしていてもがんを発症している。生活習慣により生涯がんて死亡する確率は2017年度の統計では男性25%、女性15%である。実に男性の4人に一人はがんて亡くなっている。付加的な放射線被ばくは生活習慣によるがんの死亡リスクに上乗せされることになる。広島・長崎の調査では高い線量域で線量とがんリスクの比例性が確認されているので、低線量域でもこの直線性が成り立つと仮定すると、低線量の被ばくを受けた場合の付加的ながんリスクを計算できる。それによると100mSvを受けた場合のがんの死亡リスクは0.5%と計算されるので（神

第1表 自然放射線による被ばく

線源	被ばく線量 (mSv/年)	
	世界平均	日本平均
宇宙線	0.39	0.3
大地	0.48	0.33
食べ物	0.29	0.98
呼吸	1.26	0.48
合計	2.4	2.09

田, 2012), 男性のがんリスクは25%から25.5%となる。このリスク増加を許容するかどうかは私たちの個人の問題となる。ちなみに世界には平均よりも高い被ばく線量を受けながら生活している集団があるが、このような集団についてがんリスクに関する疫学調査がなされている。調査されたいずれの集団についてもがんリスクの増加は見つかっていない (Tao *et al.*, 1997)。

6. 時計として利用される放射能

長い半減期をもつウラン-238は α 壊変や β 壊変でつながるウラン系列と呼ばれる壊変系列を作っている。 α 壊変では質量数が4つ減り、原子番号が2つ減る。 β 壊変では質量数の変化はなく、原子番号が1つ増えるので、ウラン系列に属する放射性同位体の質量数の変化は $4n+2$ で表される。同様にウラン-235で始まるアクチニウム系列($4n+3$)とトリウム-232から始まるトリウム系列($4n$)がある。これらの系列の最後は安定な鉛同位体になって終わる。第2表に示すように鉛には4つの安定な同位体があるが、壊変系列に由来する鉛同位

第2表 壊変系列を形成する放射性同位体と最終的に生成する鉛同位体

放射性同位体	半減期 (億年)	放射性同位体の存在割合 (%)	生成する鉛同位体	鉛同位体の存在割合 (%)
U-238 ($4n+2$)	44.68	99.275	Pb-206	24.1
U-235 ($4n+3$)	7.038	0.720	Pb-207	22.1
Th-232 ($4n$)	140.5	100	Pb-208	52.4
—	—	—	Pb-204	1.4

体の数は地球誕生からの時間経過とともに増加していることになる。一方、鉛-204は壊変系列に由来しないので数は変わっていない。鉛同位体の数は地球の年齢のような長い時間を知るための時計として使える。マグマから岩石や鉱物が生成するときすべての鉛同位体は同じように挙動する。すなわち熔融マグマ中の鉛同位体の組成は生成した岩石や鉱物にそのまま移行する。一方、ウランやトリウムと鉛の化学的挙動は異なるため、岩石や鉱物が生成するときは分別によりそれぞれの含有量は異なってくる。現在の岩石や鉱物中の鉛同位体の数は元々の鉛同位体と時間経過で生まれた鉛同位体の数の合計である。異なる壊変系列の鉛同位体のデータを組み合わせて解析することでマグマから岩石が生成した時間を知ることができる (Manhes *et al.*, 1980)。地球の年齢を求めるには地球が誕生したときの最初の鉛同位体の組成に関する情報が必要である。この情報はウラン含有量が極めて低い鉄隕石の鉛同位体の分析から得られている (Patterson, 1956)。隕石は太陽系が生まれたときに地球と同時に生成したものと考えられている。地球の年齢はカリウム-アルゴン法と呼ばれる方法でも求められているが鉛同位体法とほぼ同じ年齢が得られている。

7. おわりに

地球環境の自然放射能は元から地球にあったものなので、地球が誕生した46億年前は今よりも高い放射能レベルであった。地球上に生命が発生した時期は確定されていないが30数億年前ともいわれており、最古の真核生物の化石は19億年前の地層から見つかっている。現在と比べると19億年前のカリウム-40の放射能は3倍、ウラン-238は1.3倍、ウラン-235は6.5倍、トリウム-232は1.1倍であった。ウラン-238、ウラン-235、トリウム-232は壊変系列をなしているので、各系列に属するすべての放射性同位体も同じように高かった。私たちは地球環境の放射能が高かったところに発生し進

化してきた生命の遺伝子を受継いでいると思われる。国際宇宙ステーション滞在中の宇宙飛行士は、強烈な宇宙線に曝されるため被ばく線量が高くなり、半年の滞在期間中に受ける線量は、地上で一生涯に受ける線量に相当するとされている。想像ではあるが、宇宙ステーション滞在中は発生する放射線障害を修復するための遺伝子の発現が活性化されていたのではないだろうか。

引用文献

- 田近英一(2009). 地球環境46億年の大変動史. 化学同人, 京都, 1-226.
- 放射線医学総合研究所(2011). 放射線の線源と影響. 国連科学委員会2008年報告書 I, 4.
- 原子力安全研究協会(2011). 新版 生活環境放射線(国民線量の算定). 原子力安全研究協会, 東京, 73.
- 神田玲子(2012). 疫学研究から見た低線量放射線の影響—専門家によって説明が異なるのはなぜか—. *Isotope News*, **No.693**, 19-23.
- Tao, Z.F., Kato, H., Zha, Y.R., Akiba, S., Sun, Q. F., He, W.H., Lin, Z.X., Zou, J.M., Zhang, S.Z., Liu, Y.S., Sugahara, T. and Wei, L.X. (1997). Study on cancer mortality among the residents in high background radiation area of Yangjiang, China. In "High levels of natural radiation 1996: radiation dose and health effects" (eds. Wei, L.X., Sugahara, T. and Tao, Z.F.), Elsevier, Amsterdam, 249-254.
- Manhes, G., Allegre, C. J., Dupre, B., and Hamelin, B. (1980). Lead isotope study of basic-ultrabasic layered complexes - speculations about the age of the earth and primitive mantle characteristics. *Earth Planet. Sc. Lett.*, **47**, 370-382.
- Patterson, C. (1956). Age of meteorites and the earth. *Geochim. Cosmochim. Ac.*, **10**, 230-237.

東電福島第一原発事故以降の海洋生態系 における放射性物質の動態

帰山秀樹^{* §}

1. はじめに

2011年3月11日の東北地方太平洋沖地震および津波の影響により発生した東京電力株式会社福島第一原子力発電所（以降、福島第一原発）事故は環境へ大量の人工放射性核種を放出する事態となった。当該事故により放出された人工放射性核種のうち、放出量が多く、半減期が数年以上と比較的長い放射性セシウム（ ^{134}Cs および ^{137}Cs ）は当該事故の環境影響を評価する上で最も重要な核種である。海洋環境においては、福島県沿岸部を中心に福島第一原発事故由来の放射性セシウム濃度の上昇が認められた。特に海産生物の放射性セシウム濃度は、食品中の放射性物質の基準値を超過する事態となり、我が国の水産業へ大きな影響を及ぼす事態となった。国立研究開発法人水産研究・教育機構では2011年3月23日より海産生物の緊急生物調査（放射性セシウムおよび放射性ヨウ素を対象）を開始、筆者は翌日の3月24日よりこの緊急生物調査に従事した。さらに当該事故が海洋環境へ及ぼす影響の科学的評価を目的に、生態系を網羅した放射性セシウムの調査を行ってきた。海洋生態系を対象とした研究調査は2011年4月の当機構所管の漁業調査船を用いた海水、餌料生物（動物プランクトン）採集、放射能分析に始まり、これまで様々な観測調査を継続してきた。本稿では我々の調査結果を中心に福島第一原発事故以降の海洋生態系における放射性セシウムの動態について既往の知見をレビューする。

2. 海洋への放出量および広域拡散状況

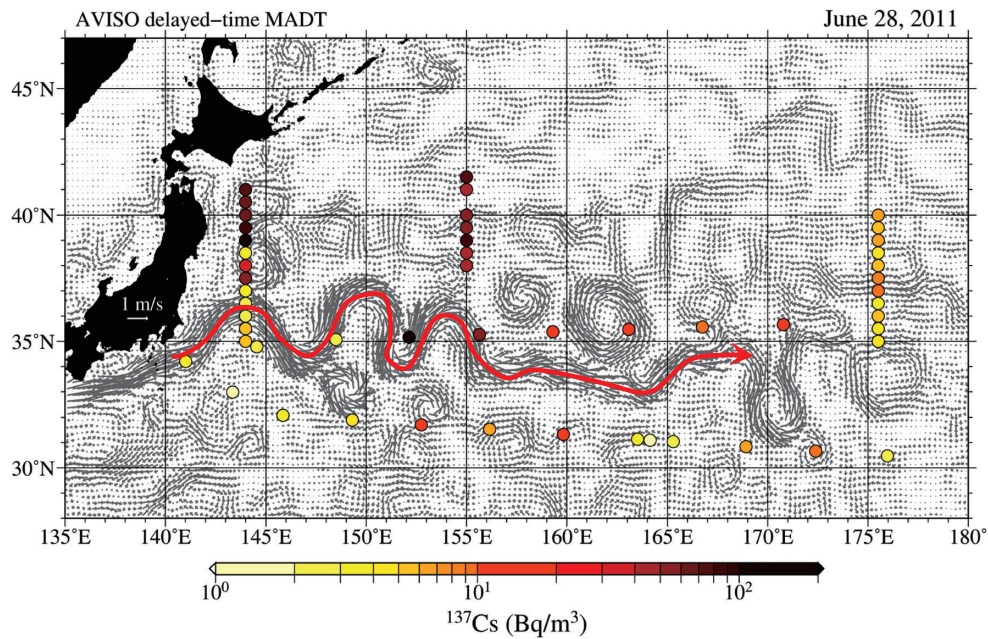
福島第一原発事故により環境へ放出された主要な放射性セシウムは ^{134}Cs （半減期約2年）および ^{137}Cs （半減期約30年）の2種である。様々な媒体において事故時に減衰補正したこれら2核種の放射能比は約1.0となっており、 ^{134}Cs と ^{137}Cs は事故時において同量が放出されたと考えられている。海洋への主な放出ルートは大気降下による海面沈

着と、高濃度汚染水の直接漏洩であり、その ^{137}Cs 放出量は事故直後2011年4月までの期間の推計で前者は12-15 PBq (PBq: 10^{15} Bq)、後者は 3.5 ± 0.7 PBqと見積もられている (Aoyama *et al.*, 2016; Tsumune *et al.*, 2012)。大気経路で海面に沈着した放射性セシウムは北太平洋の広域に沈着した後、移流拡散に伴い速やかに希釈されたと考えられる。一方、直接漏洩により海洋へもたらされた放射性セシウムは表層の海水の動き、すなわち福島第一原発前面の海域においては南向き、その下流では黒潮続流という東向きの強い流れにより北太平洋へ広く拡散した（第1図）。この表層において東方へと拡がった放射性セシウムは2014年には北太平洋を横断しカナダ西方沖に到達している。一方、水深300m付近の亜表層においては表層とは異なる水塊（亜熱帯モード水）に当該事故由来の放射性セシウムが取り込まれ海洋内部へと輸送された (Kaeriyama, 2017)。その輸送方向は表層とは異なり日本列島の南方へと輸送されているものの、その濃度は極めて低く海産生物の放射性セシウム濃度の顕著な上昇は認められていない。

3. 福島第一原発近傍海域の海水

北太平洋を広域に見ると、海水の放射性セシウム濃度は移流・拡散の希釈効果により比較的速やかに低下したのに対し、福島第一原発近傍海域では、海水の放射性セシウム濃度が比較的高い状況が継続した。事故直後は直接漏洩の影響を強く受け、極めて高い ^{137}Cs 濃度 (10^7 Bq m^{-3}) を記録したが、高濃度汚染水の直接漏洩の影響が認められなくなった2011年4月以降の半年間で約4桁の濃度低下が認められた。2012年以降も海水の ^{137}Cs 濃度は緩やかに低下しており、2018年には事故前の濃度 (1.5 Bq m^{-3}) と同程度まで低下した。空間分布の特徴として海流の影響を受け、浅海域の同一水深帯では福島第一原発の北側に比べ南側で ^{137}Cs 濃度が高い傾向が認められたが、2015年以降このような空間的不均一は解消されつつある。一方で東西方向には潮汐の影響と考えられるが、東側（沖側）で ^{137}Cs 濃度が低い傾向が顕著である。すなわち、放射性セシウムは福島第一原発近傍海域にお

* 国立研究開発法人水産研究・教育機構中央水産研究所（〒236-8646 神奈川県横浜市金沢区福浦2丁目12番4号）
§ E-mail: kaeriyama@affrc.go.jp



第1図 2011年6月の表層海水の ^{137}Cs 濃度。グレー矢印は表層の流れの方角と速さ、赤矢印は黒潮続流の位置、丸は観測点、色は ^{137}Cs 濃度。データはKaeriyama *et al.* (2013)およびKaeriyama (2017)より引用。

いて沖方向への拡がりは小さく、浅海域で福島第一原発の南側へと輸送されたことが観測により明らかにされている（山田ら, 2018）。

4. 海底堆積物の放射性セシウム

福島第一原発近傍海域においては、直接漏洩の影響が強く海水の放射性セシウム濃度が大きく変動したが、海底堆積物の放射性セシウム濃度も大きく変動した。しかしながら、海水の放射性セシウムの分布とは異なり、海底堆積物の放射性セシウム濃度は極めて不均一な水平分布を形成した。海底堆積物の放射性セシウム空間分布を決定した主な要因は2つ考えられている。すなわち直接漏洩により底層水へ供給され、海底堆積物に接触した放射性セシウムの通過履歴と海底堆積物の粒度組成の水平分布の組み合わせである。空間的不均一性が大きいものの、海底堆積物の放射性セシウム濃度は経年的に徐々に低下している。千葉県、茨城県、福島県、宮城県沖の陸棚海域の表層堆積物(0-3cm)に存在する ^{137}Cs 総量について時系列変動を整理すると2.3年で半減する速度で減少していると推定されている（Kusakabe *et al.*, 2017）。その減少要因は主に、①堆積物粒子の再懸濁・輸送による系外への輸送、②堆積物から溶存態への溶出、③堆積物深部への下方移動が考えられるが、

それぞれの重要度を評価することが今後の課題である。

5. 餌料生物の放射性セシウム

福島第一原発事故により放出された放射性セシウムは上述の海水および海底堆積物のみならず、海洋生態系を構成する様々な生物からも検出されている。これら生物の放射性セシウム濃度は、海水および餌生物からの取り込みと排泄のバランスにより決定される。そのため、海産生物、特に漁業対象種である高次栄養段階生物の放射性セシウム濃度の推移を把握するためには、餌生物の放射性セシウム濃度を把握することが重要である。

水産研究・教育機構では福島県沖太平洋および仙台湾において、主に浮魚類の餌生物を想定し、動物プランクトンの放射性セシウム濃度について2011年6月からモニタリングを継続している。両海域における動物プランクトンの ^{137}Cs 濃度は事故前に比べ最大で 10^2 - 10^3 倍まで上昇し、その後緩やかに低下した。動物プランクトンの ^{137}Cs 濃度の低下速度は海域によらず海水の低下速度の約2倍遅いが、時間の経過とともに緩やかな低下を継続している（Kaeriyama *et al.*, 2015）。2017年の観測結果では海水の ^{137}Cs 濃度が事故前の 10^0 倍であったのに対し、動物プランクトンの ^{137}Cs 濃度は 10^0 -

10¹倍であった。

底魚、根魚の餌生物であるマクロベントスについても放射性セシウム濃度の測定が行われている。Sohtome *et al.* (2014) により福島県沖の様々なベントスについて種類別に放射性セシウム濃度が報告されており、いずれのベントスも時間の経過とともに¹³⁷Cs濃度の低下が確認されている。ベントスの¹³⁷Cs濃度の低下速度は底層の海水よりも、海底堆積物の¹³⁷Cs濃度の低下速度と同程度であった。しかしながらベントスの¹³⁷Cs濃度については体表面もしくは消化管内に存在する海底堆積物粒子などの混入の影響が強く示唆されるなど、ベントスそのものの¹³⁷Cs濃度を正しく評価することが技術的に困難であり、底生生態系における放射性セシウムの移行を評価する上で、ベントスの扱いが今後の課題である。

6. 食物網構造と放射性セシウム濃度

これまで海水、海底堆積物、動物プランクトン、ベントスについて、要素ごとに放射性セシウム濃度の時空間変動をまとめたが、「生態系」という観点からこれらに加え、魚類を含めた放射性セシウムの状況を把握する試みを最後に紹介する。動物プランクトンの項目で述べた仙台湾における調査では海水から魚類まで生態系を構成する様々なコンパートメントの放射性セシウム濃度を把握すると同時に、炭素・窒素安定同位体比および消化管内容物調査に基づく食物網構造解析を実施している。炭素・窒素安定同位体比データを用いたベイズ推定に基づき仙台湾における食物網構造を推定すると、ヒラメ、スズキなどを頂点とするプランクトン食系列とマガレイなどを頂点とするベントス食系列が存在することが明らかとなった(Togashi *et al.*, 2019)。一般に栄養段階の高い生物ほど放射性セシウム濃度が高くなることが知られている。仙台湾において栄養段階と放射性セシウム濃度の関係を見ると、事故から1年ほどの期間においては栄養段階と放射性セシウム濃度の関係が認められなかったのに対し、事故から3年後にはその関係性が認められるようになった。これは「生態系」として事故前の状況に近づきつつあることを意味している。一方で、福島県沖において同様の解析を行ったところ、事故から3年後において放射性セシウム濃度は低下していたものの、栄養段階と放射性セシウム濃度の関係は不明瞭であった。これは仙台湾と福島県沖の「生態系」

における放射性セシウムの状況の違いを反映していると考えられる。今後、福島県沖においても栄養段階と放射性セシウム濃度の関係が明確になってくるものと期待され、引き続きデータの蓄積が期待される。

引用文献

- Aoyama, M., Kajino, M., Tanaka, T., Sekiyama, T., Tsumune, D., Tsubono, T., Hamajima, Y., Inomata, Y. and Gamo, T. (2016). ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in the North Pacific Ocean derived from the March 2011 TEPCO Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan. Part two: estimation of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs inventories in the North Pacific Ocean. *J. Oceanogr.*, **72**, 67–76.
- Kaeriyama, H. (2017). Oceanic dispersion of Fukushima-derived radioactive cesium: a review. *Fish. Oceanogr.*, **26**, 99–113.
- Kaeriyama, H., Ambe, D., Shimizu, Y., Fujimoto, K., Ono, T., Yonezaki, S., Kato, Y., Matsunaga, H., Minami, H., Nakatsuka, S. and Watanabe, T. (2013). Direct observation of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in surface seawater in the western and central North Pacific after the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. *Biogeosciences*, **10**, 4287–4295.
- Kaeriyama, H., Fujimoto, K., Ambe, D., Shigenobu, Y., Ono, T., Tadokoro, K., Okazaki, Y., Kakehi, S., Ito, S., Narimatsu, Y., Nakata, K., Morita, T. and Watanabe, T. (2015). Fukushima-derived radionuclides ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in zooplankton and seawater samples collected off the Joban–Sanriku coast, in Sendai Bay, and in the Oyashio region. *Fish. Sci.*, **81**, 139–153.
- Kusakabe, M., Inatomi, N., Takata, H. and Ikenoue, T. (2017). Decline in radiocesium in seafloor sediments off Fukushima and nearby prefectures. *J. Oceanogr.*, **73**, 529–545.
- Sohtome, T., Wada, T., Mizuno, T., Nemoto, Y., Igarashi, S., Nishimune, A., Aono, T., Ito, Y., Kanda, J. and Ishimaru, T. (2014). Radiological impact of TEPCO's Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident on invertebrates in the coastal benthic food web. *J. Environ. Radioact.*, **138**, 106–115.

- Togashi, H., Nakane, Y., Amano, Y. and Kurita, Y. (2019). Estimating the diets of fish using stomach contents analysis and a Bayesian stable isotope mixing models in Sendai Bay. *In* “Oceanography challenges to future Earth: human and natural impacts on our seas” (eds. Komatsu, T., Ceccaldi, H-J., Yoshida, J., Prouzet, P. and Henocque, Y.), Springer, Switzerland, 235-245.
- Tsumune, D., Tsubono, T., Aoyama, M. and Hirose, K. (2012). Distribution of oceanic ^{137}Cs from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant simulated numerically a regional ocean model. *J. Environ. Radioact.*, **111**, 100-108.
- 山田 学・森口隆大・帰山秀樹・青野辰雄 (2018). 福島県沿岸域における海水のセシウム 137 濃度の水平分布について（短報）. 福島水試研報, **No.18**, 59-63.

海洋環境における放射性物質の推移 「海水・海底土について」

及川真司^{*1§}

1. はじめに

海洋環境における放射能調査を主体とする日本周辺海域での海水や海底土を対象としたモニタリング調査事業は、国のエネルギー政策の一環として原子力発電所が我が国沿岸域に立地されていく過程で、沿岸域が水産資源の重要供給場であることから、原子力発電所周辺漁場の環境放射能調査を実施するよう、漁業界からの要請を受けて始まった。

この事業は、1983（昭和58）年度に開始され、当初「我が国原子力発電所等周辺の海域における主要な漁場等の放射能調査の実施及び我が国周辺海域に関する既存の放射能調査資料の収集・整理並びにこれらの調査資料の総合的な検討評価等を行うことにより我が国周辺海域における海洋環境放射能水準、その海洋環境への影響等を総合的に把握し、もって我が国の原子力開発利用に対する国民の理解の増進に資する。（科学技術庁原子力安全局）」とされた^{*2}が、現在では我が国の原子力施設沖合に位置する主要漁場等を調査の対象海域として海産生物、海底土及び海水の放射能調査を実施して現状を把握するとともに、調査海域における海洋中の放射能の移行挙動を定性・定量的に把握・評価を行うことにより、漁場の安全の確認等に資することを目的として継続した調査が実施されている。

調査対象海域や調査項目などは事業継続とともに見直しや拡充が図られ、最新の事業では、原子力発電所等周辺海域として15海域、核燃料（原子燃料）サイクル施設沖合海域として1海域の計16海域が主たる調査対象海域として定められ、海産生物、海底土及び海水を対象とした調査内容となって今日に至っている。

これまで1983（昭和58）年度から2018（平成30）年度まで継続して公益財団法人海洋生物環境研究所（以下、「海生研」という）が調査を36年間にわたって実施してきた。全国の海洋環境における放射性核種の放射能濃度推移としては、過去に及川ら（2013）として、また、2011（平成23）年3月の東京電力福島第一原子力発電所事故以降については及川・高田（2014）として福島県沖合を中心とした海洋環境放射能の推移を報告する機会を得てきた。本報では、主として最新の調査報告書^{*3}から引用する形で海底土と海水に焦点を当て、その概略について全体を俯瞰した内容を報告する。

2. 対象とした調査海域と放射性核種等

1) 対象とした調査海域

調査海域として、第1図に示す全国の原子力発電所等周辺海域（以下、「発電所海域」という）及び第2図に示す青森県と岩手県の太平洋側に核燃料（原子燃料）サイクル施設沖合海域（以下、「核燃海域」という）を対象とした。

なお、発電所海域とは北海道、青森、宮城、福島第一、福島第二、茨城、静岡、新潟、石川、福井第一、福井第二、島根、愛媛、佐賀及び鹿児島海域の計15海域を指し、各海域に4測点を設けた。核燃海域には22測点を設けた。

これとは別に、2011（平成23）年3月の東京電力（株）福島第一原子力発電所事故を契機に始まった福島県沖合を中心とした海洋放射能モニタリングについては、新たに章を設けてその概要を記載することとした。

2) 海底土試料及び海水試料の採取方法等

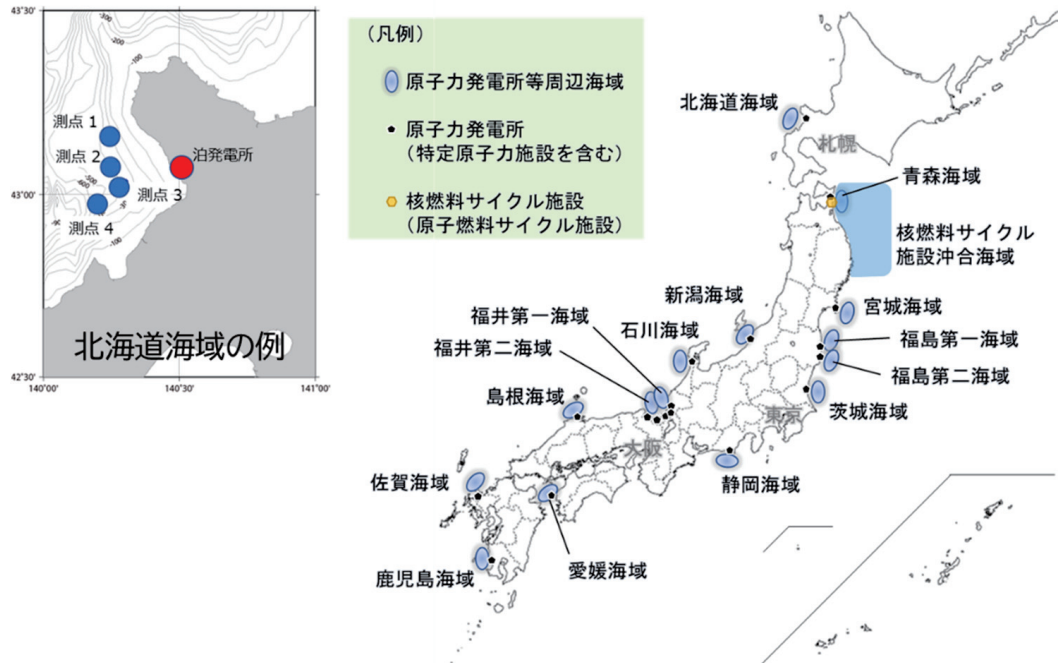
海水試料は、発電所海域ではそれぞれの海域に設定した測点（海底土を採取した測点も同じ）で年1回、核燃海域では年2回、表層（海面から1m下）と下層（海底面から概ね10～40m上）の2層（それぞれ、表層水、下層水とする）から、大型バン

*1 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番地）

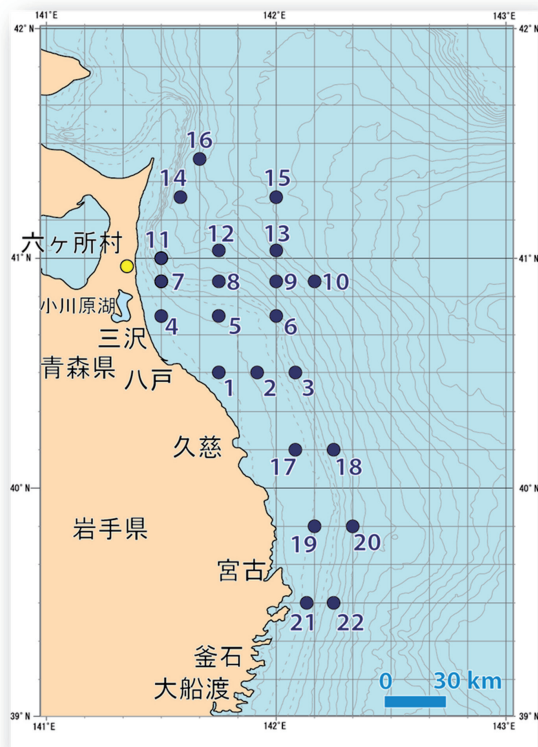
§ E-mail: oikawa@kaiseiken.or.jp

*2 事業開始当初、「昭和58年度海洋環境放射能操業評価事業」として開始された。以後、継続して事業は実施され、平成30年度においては、「平成30年度原子力施設等防災対策等委託費（海洋環境における放射能調査及び総合評価）事業」として実施された。

*3 平成30年度原子力施設等防災対策等委託費（海洋環境における放射能調査及び総合評価）事業 調査報告書（公益財団法人海洋生物環境研究所ホームページ（<http://www.kaiseiken.or.jp/>）で閲覧可能）



第1図 海洋環境における放射能調査事業で対象とした原子力発電所等周辺海域（発電所海域）。（平成30年度原子力施設等防災対策等委託費（海洋環境における放射能調査）事業調査報告書より引用）（図中、「核燃料サイクル施設沖合」とした海域は第2図に詳細を示した）



第2図 海洋環境における放射能調査事業で対象とした核燃料（原子燃料）サイクル施設沖合海域（核燃海域）。（平成30年度原子力施設等防災対策等委託費（海洋環境における放射能調査）事業調査報告書より引用）

ドン採水器等を用いて発電所海域では約100L、核燃海域では約300L採取した。採取した海水試料はろ過をせず、容量20Lのプラスチック製容器（ロンテナ）に分取した。分取した海水試料は分析に供するまで適切に保管管理を行う観点で、主として海水に含まれる目的とする放射性核種を含む元素等の吸着を防ぐため、海水1L当たり1mLの濃硝酸を添加して硝酸酸性とした。一方、核燃海域で調査の対象としているトリチウムを分析するための海水試料は、別途用意した容量2Lのプラスチック製容器に分取した（トリチウム分析に支障が生じるため、酸の添加はなし）。

海底土試料は、調査の対象とした海域に設定した測点で年1回、大型ボックス型採泥器（例えばスペード型採泥器等）を用いて海底土の表面から深さ3cmまでの層を湿重量で約2kgを目安として採取した。採取した海底土については、色調や硬さ等を基に泥質を確認したのちビニール袋に入れ、プラスチック製容器（いわゆるタッパー）に収納し、冷凍保管とした。

3) 対象とした放射性核種と放射能分析方法

対象とした放射性核種は、発電所海域で採取した試料について、

海水：ストロンチウム-90 (^{90}Sr) 及びセシウム-137 (^{137}Cs)

海底土：ガンマ線放出核種（主に、 ^{137}Cs ）

とし、核燃海域において採取した試料について、

海水：トリチウム、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 及びプルトニウム-239+240 ($^{239+240}\text{Pu}$)

海底土： ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 及び $^{239+240}\text{Pu}$

とした。

海水及び海底土試料に含まれる放射性核種の放射能分析は、放射能測定法シリーズに準じた方法^{*1}で行った。これら放射能分析方法の概略は次のとおりである：

- ・トリチウム：蒸留・電解濃縮のち、液体シンチレーションカウンタによるベータ線計測
- ・ ^{90}Sr ：陽イオン交換法等による分離・精製のち、スカベンジ及びミルキングを経た ^{90}Y (^{90}Sr) のベータ線計測
- ・ ^{137}Cs ：ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー（海水試料についてはリンモリブデン酸アンモニウム共沈分離後、海底土試料については乾燥・粉碎・混合のち、ガンマ線計測）
- ・ $^{239+240}\text{Pu}$ ：陰イオン交換樹脂カラム法による分離・精製のち、シリコン半導体検出器によるアルファ線スペクトロメトリー

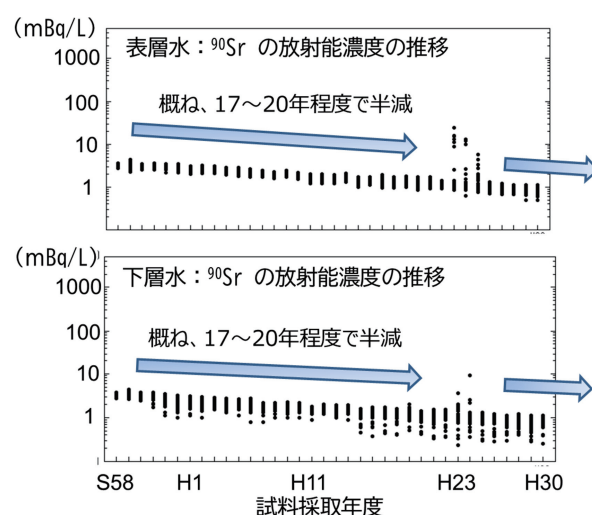
3. 発電所海域における放射性核種の放射能濃度の推移

調査の対象とした海域で採取した海水や海底土試料に含まれる放射性核種の放射能濃度の推移は、調査が終わるたび（年度毎）に海域毎にその結果を取りまとめた^{*2}。詳しくはこれらの調査報告書に委ね、本稿では日本全体を俯瞰した海

水や海底土に含まれる放射性核種の放射能濃度の推移に着目して報告する。

1) 海水

発電所海域で採取した海水試料について、表層水及び下層水に含まれる ^{90}Sr の放射能濃度推移を第3図に示した。調査結果は1983（昭和58）年度から平成30年度までの36年間を通して欠測することなく得ることができ、その放射能濃度の推移を明確に示すことができた。調査を開始した1983（昭和58）年度にはすでに ^{90}Sr を各海域で採取した海水試料から見出しているが、これは1945（昭和20）年以降に北半球を中心に盛んに実施された大気圏核爆発実験に起因するものである。海水に含まれる ^{90}Sr の放射能濃度は表層と下層において明確な差は認められず、概ね同じような放射能濃度



第3図 原子力発電所等周辺海域（発電所海域）で採取した海水試料（表層水及び下層水）に含まれる ^{90}Sr の放射能濃度の推移（測点毎に得られたデータをすべてプロットしてある）。（平成30年度原子力施設等防災対策等委託費（海洋環境における放射能調査）事業調査報告書より引用・加筆修正）

*1 放射能測定法シリーズ（全32集あり、下記はそのうちの一部である）

- ・2「放射性ストロンチウム分析法」（平成15年，4訂）
- ・3「放射性セシウム分析法」（昭和51年，1訂）
- ・7「ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー」（平成4年，3訂）
- ・9「トリチウム分析法」（平成14年，2訂）
- ・12「プルトニウム分析法」（平成2年，1訂）
- ・16「環境試料採取法」（昭和58年）

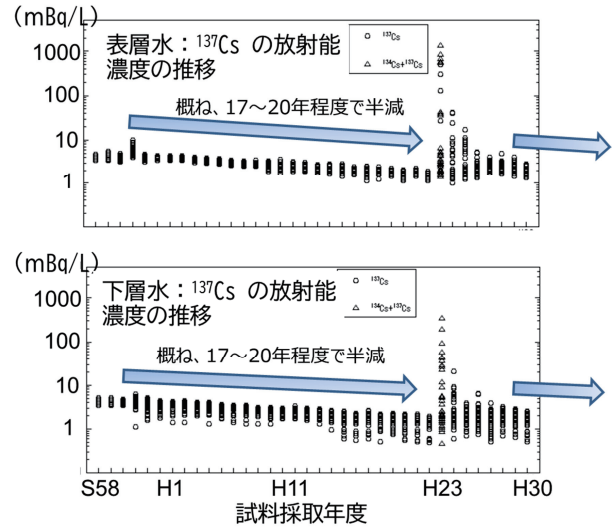
*2 この調査は、年度毎の委託事業として実施され、その調査結果についても年度末に国に調査結果を報告してきた。直近では平成30年度原子力施設等防災対策等委託費（海洋環境における放射能調査及び総合評価）事業調査報告書として平成30年度に実施した事業内容を報告した（公益財団法人海洋生物環境研究所ホームページ（<http://www.kaiseiken.or.jp/>）で閲覧可能）

の推移であることも読み取ることができる。この36年の間には1986（昭和61）年4月のチェルノブイリ原子力発電所事故や2011（平成23）年3月の東電福島第一原発事故も含まれ、とりわけ後者の影響については、この図から明確に放射能濃度の上昇を読み取ることができる。

海水試料に含まれる ^{90}Sr の放射能濃度の推移は、2011（平成23）年から一時的な上昇が認められるものの、全体を俯瞰すれば着実に低下しており、昭和58年度から平成22年度までの結果を用いた単回帰分析から求めた ^{90}Sr の放射能濃度のいわゆる環境半減期は概ね17から20年であり、 ^{90}Sr の物理的半減期（29年）よりも短い（速い）（及川ら（2013））。これは、 ^{90}Sr の物理壊変に加えて海水の移流や拡散の要因が加わり、このような結果になったと推測される。

また同様に、表層水及び下層水に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度推移を第4図に示した。調査結果は ^{90}Sr と同様に1983（昭和58）年度から平成30年度までの36年間を通して欠測することなく得ることができ、その放射能濃度の推移を明確に示すことができた。また、 ^{90}Sr と同様に調査を開始した1983（昭和58）年度にはすでに各海域で採取した海水試料から ^{137}Cs を見出しているが、これもまた前述の大気圏核爆発実験に起因するものである。海水に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度は表層と下層において若干異なるようで、例えばチェルノブイリ原子力発電所事故が起こった1986（昭和61）年には、表層水に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度は明らかに上昇したことが認められるが、下層については概ね影響が出ていない。さらに、2011（平成23）年3月の東電福島第一原発事故の際の影響については、 ^{90}Sr の場合よりも明らかな放射能濃度の上昇を読み取ることができる。

海水試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の推移は、2011（平成23）年から一時的ではあるものの大幅な上昇が認められるが、全体を俯瞰すれば着実に低下しており、昭和58年度から平成22年度までの結果を用いた単回帰分析から求めた ^{137}Cs の放射能濃度のいわゆる環境半減期は概ね17から20年であり、 ^{137}Cs の物理的半減期（30年）よりも短い（速い）（及川ら（2013））。これは、 ^{90}Sr と場合と同様に ^{137}Cs の物理壊変に加えて海水の移流や拡散の要因が加わり、このような結果になったと推測される。



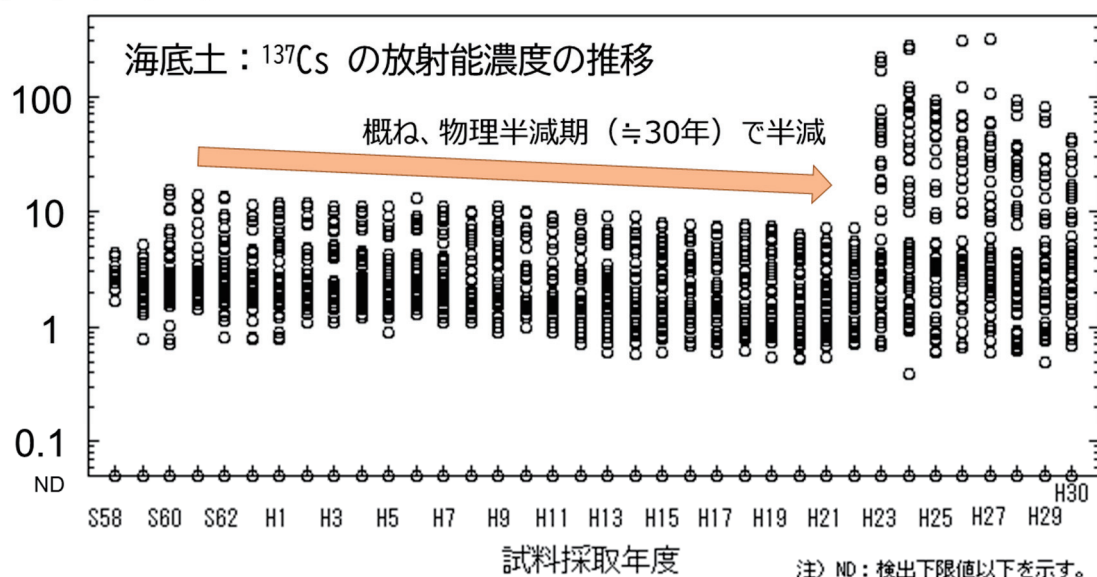
第4図 原子力発電所等周辺海域（発電所海域）で採取した海水試料（表層水及び下層水）に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の推移（測点毎に得られたデータをすべてプロットしてある）。（平成30年度原子力施設等防災対策等委託費（海洋環境における放射能調査）事業調査報告書より引用・加筆修正）

なお、海水試料については、従来、各海域に設けた4つの測点のうち測点1の表層についてのみ、 ^{134}Cs と ^{137}Cs を区別できるガンマ線計測によって分析し、測点1の下層、測点2～4の表層及び下層の試料については、事実上、平成22年度までの試料中に ^{134}Cs が含まれていなかったことから、より低い検出下限値を達成できうるベータ線計測により分析されてきた。ベータ線計測では ^{134}Cs と ^{137}Cs を弁別して測定できないことから、同様の方法で実施された平成23年度の測点1の表層以外の分析結果は、事故由来の ^{134}Cs と ^{137}Cs を合わせた放射性セシウムの値になっている。そのため、経年変化図にはそれらの和「 $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ 」として「△」で図示している（ただし、平成23年度のベータ線計測においては、 ^{137}Cs 測定のための計数効率を使用しているため、 ^{134}Cs の値がやや低めにでており、厳密な意味での ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計値ではない）。なお、平成24年度からは、すべての測点の表層及び下層において高純度ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリによって ^{137}Cs を定量している。

2) 海底土

発電所海域で採取した海底土試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度推移を第5図に示した。調査結果は海水同様に1983（昭和58）年度から2018（平成30）年度までの36年間を通して欠測することなく得ることができ、その放射能濃度の推移を明確に示すことができた。また、調査を開始した1983（昭和58）年度にはすでに各海域で採取した海底土試料から ^{137}Cs を見出しているが、これもまた前

(Bq/kg-乾燥土)



昭和60年度以降、新潟、福井第一及び福井第二海域において採取点を変更した。

第5図 原子力発電所等周辺海域（発電所海域）で採取した海底土試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の推移（測点毎に得られたデータをすべてプロットしてある）。（平成30年度原子力施設等防災対策等委託費（海洋環境における放射能調査）事業調査報告書より引用・加筆修正）

述の大気圏核爆発実験に起因するものである。1985（昭和60）年度には放射能濃度の上昇が読み取れるが、これは新潟、福井第一及び福井第二海域において測点を変更したことによる（のちの調査で ^{137}Cs は泥質で高くなる傾向があることが判明し、測点の変更前と変更後で概ねこの理由に合致するもの）。また、海底土に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度は海水の場合と比較して幅があることが明確に読み取ることができる。

海底土試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の推移は、2011（平成23）年から一時的ではあるものの大幅な上昇が認められる。2011（昭和58）年度から2010（平成22）年度までの結果を用いた単回帰分析から求めた ^{137}Cs の放射能濃度のいわゆる環境半減期は概ね30年であり、 ^{137}Cs の物理的半減期（30年）とほぼ同じである（及川ら（2013））。これは、海底土に含まれる ^{137}Cs は移流や拡散の影響はほぼ受けず、放射能濃度の低下は概ね ^{137}Cs の物理壊変によると推測される。しかしながら、2011（平成23）年以降には一旦放射能濃度が上昇したものの、2016（平成28）年以降は明らかに物理半減期よりも速い低下が認められる。これは、大気圏核爆発実験に由来する ^{137}Cs のように大気経路で広域に拡散・分布したものと異なり、短い時間に局所的

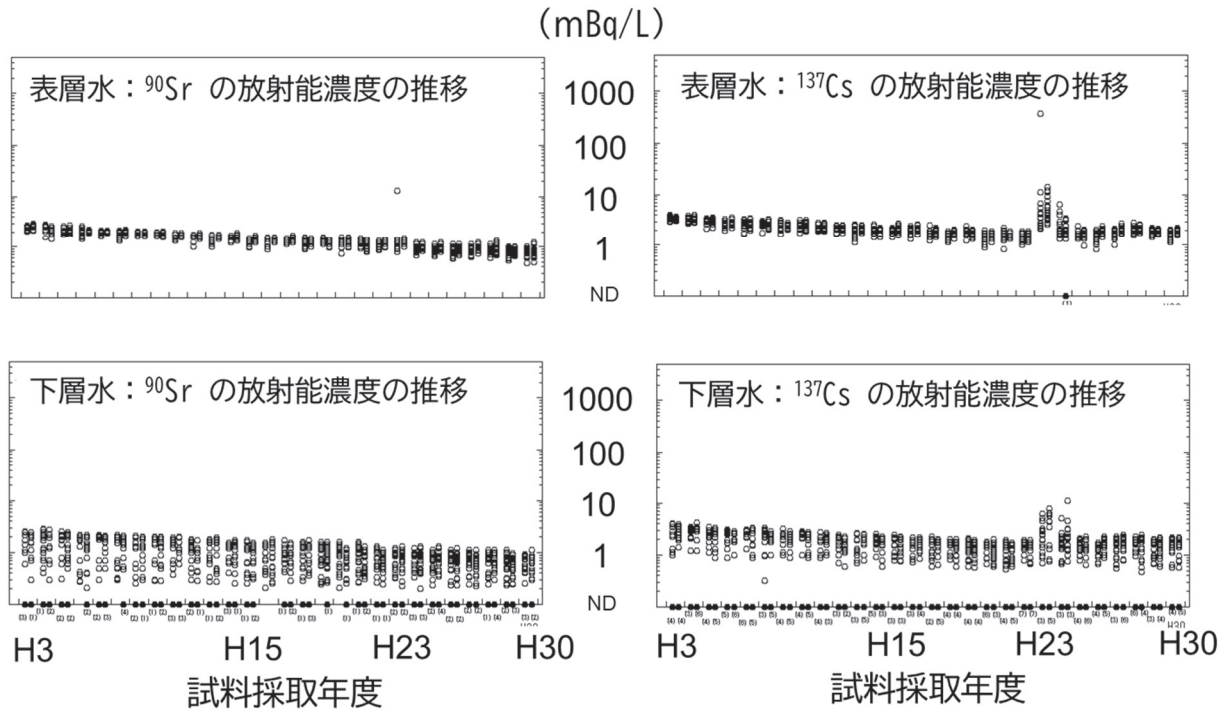
に付加されたあと、海底堆積物の沈着や移流・拡散の影響を受けたことによると推測される。

4. 核燃海域における放射性核種の放射能濃度の推移

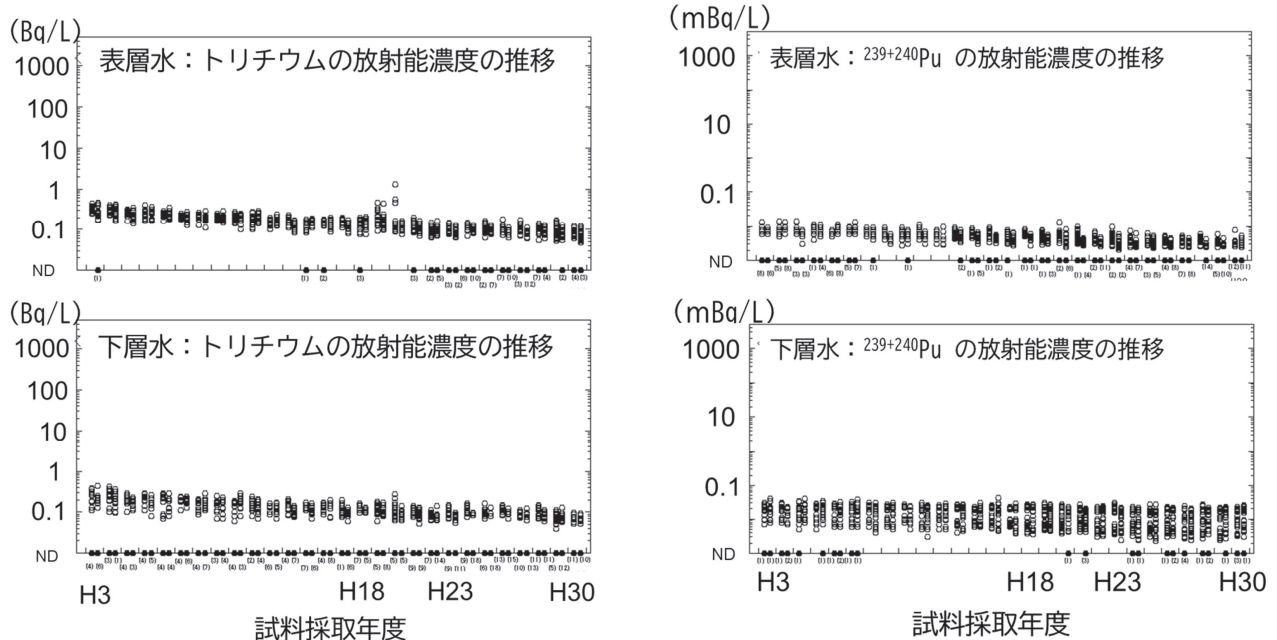
1) 海水

核燃海域で採取した海水試料について、表層水及び下層水に含まれる ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の放射能濃度推移を第6図に示した。調査結果は1991（平成3）年度から2018（平成30）年度までの28年間を通して欠測することなく得ることができ、その放射能濃度の推移を明確に示すことができた。これら放射能濃度の推移はいずれも前章で示した発電所海域で得られた結果と比較し、放射能濃度及びそれらの推移から得られる環境半減期において相違は認められない。

また同様に、表層水及び下層水に含まれるトリチウムの放射能濃度の推移を第7図に示した。ここで見出されたトリチウムは、原子力施設や大気圏核爆発実験などに由来するいわゆる人工放射性核種である ^{90}Sr や ^{137}Cs と同様の起源を持つものに加え、高層大気と宇宙線の相互作用で供給される天然由来のものが含まれており、現状ではこれらを見分ける（区別する）ことはできない。調査開



第6図 核燃料（原子燃料）サイクル施設沖合海域（核燃海域）で採取した海水試料（表層水及び下層水）に含まれる ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の放射能濃度の推移（測点毎に得られたデータをすべてプロットしてある）。（平成30年度原子力施設等防災対策等委託費（海洋環境における放射能調査）事業調査報告書より引用・加筆修正）



第7図 核燃料（原子燃料）サイクル施設沖合海域（核燃海域）で採取した海水試料（表層水及び下層水）に含まれるトリチウムの放射能濃度の推移（測点毎に得られたデータをすべてプロットしてある）。（平成30年度原子力施設等防災対策等委託費（海洋環境における放射能調査）事業調査報告書より引用・加筆修正）

第8図 核燃料（原子燃料）サイクル施設沖合海域（核燃海域）で採取した海水試料（表層水及び下層水）に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度の推移（測点毎に得られたデータをすべてプロットしてある）。（平成30年度原子力施設等防災対策等委託費（海洋環境における放射能調査）事業調査報告書より引用・加筆修正）

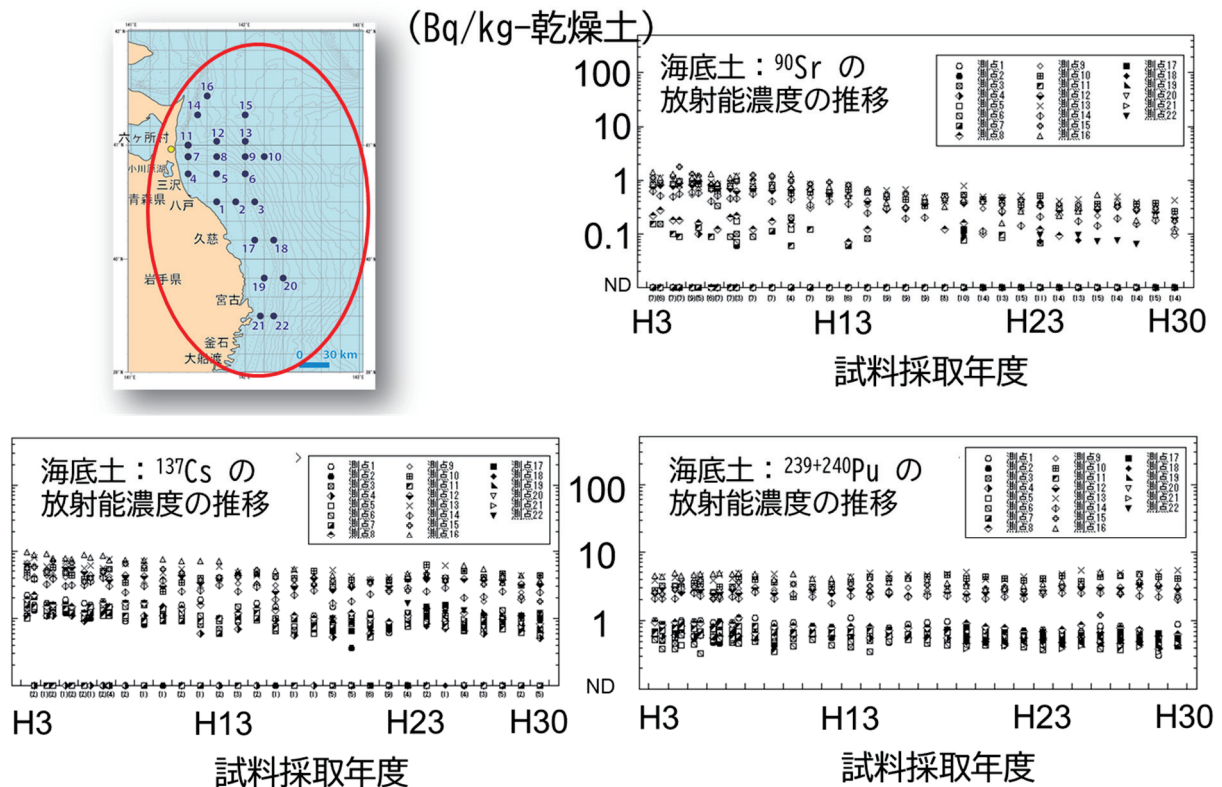
始以降、海水試料に含まれるトリチウムは表層水及び下層水ともに減少してきたが、とりわけ2007（平成19）年度から2008（平成20）年度に表層水で観測された一時的なトリチウムの放射能濃度の上昇は、青森県六ヶ所村の使用済核燃料再処理施設で行われたアクティブ試験により管理放出されたトリチウムの影響によるものと推測される。なお、現時点において、海水に含まれるトリチウムの放射能濃度は概ね0.1Bq/L程度である。

続いて、表層水及び下層水に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度推移を第8図に示した。調査開始以降、海水試料から見出された $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度は表層水及び下層ともに明確な濃度変動は観測されていない。表層水に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度の推移については、 ^{90}Sr や ^{137}Cs に比べるとより緩やかではあるが減少している傾向が読み取れる。一方、下層水についてはほぼ変動はなく、調査開始当初から一定の濃度範囲にあることが読み取れる。また、表層水に比べて放射能濃度の差が大きいのは、海水に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能

濃度の鉛直分布として、表層から深くなるにつれて濃度が増し、概ね深度1000m程度で極大となり、それ以降は減少するため、海水試料を採取した深度が異なることにより $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度に差が生じたものと推測される。なお、この推移から分かるとおり、調査期間中に $^{239+240}\text{Pu}$ の付加があったことは認められない。現時点において、海水に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度は概ね0.1mBq/L以下である。

2) 海底土

核燃海域で採取した海底土試料に含まれる ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 及び $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度推移を第9図に示した。調査結果は海水同様に1991（平成3）年度から2018（平成30）年度までの28年間を通して欠測することなく得ることができ、それら放射能濃度の推移を明確に示すことができた。海底土試料に含まれる ^{90}Sr と ^{137}Cs については、調査開始当初から若干の濃度変動は認められるものの、それら放射能濃度は着実に低下している。また、 ^{90}Sr に比べると ^{137}Cs の放射能濃度の低下は緩やかで、その



第9図 核燃料（原子燃料）サイクル施設沖合海域（核燃海域）で採取した海底土試料に含まれる ^{90}Sr 、 ^{137}Cs および $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度の推移（測点毎に得られたデータをすべてプロットしてある）。（平成30年度原子力施設等防災対策等委託費（海洋環境における放射能調査）事業調査報告書より引用・加筆修正）

同年度内の変動範囲は大きいことが読み取れる。これは、発電所海域での調査結果と同様に、海底土の泥質に起因するとみられ、砂質よりも泥質の方が ^{137}Cs の放射能濃度が高くなる傾向に一致する（概ね、水深が深くなるとより泥質になる傾向がある）。また、 $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度は海水試料の場合と同様にほぼ変動がなく、調査開始当初からの推移を継続している。なお、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 及び $^{239+240}\text{Pu}$ のいずれも放射能濃度が二分されていることが読み取れ、とりわけ ^{137}Cs 及び $^{239+240}\text{Pu}$ で顕著である。これは海底土を採取した水深が500mを境に二分されるようで、より深いところで高い ^{137}Cs 及び $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度が観測されており、泥分を多く含む海底土の性状に一致した結果である。

5. 福島第一原子力発電所周辺の海域モニタリング

1) 経緯

2011（平成23）年3月の東北地方太平洋沖地震による災害及びこれに伴う東電福島第一原子力発電所事故による環境中への放射性物質の放出に伴い、同3月23日から文部科学省の指示を受けて、海生研は緊急的な海洋放射能モニタリングを開始した。その後、福島県沖合における海洋放射能モ

ニタリングについて、同5月9日から定められた測点における本格的なモニタリング調査を開始した。調査の対象とした測点は東電福島第一原発事故以降、時間の経過とともに拡充されてきた（Oikawa *et al.*, 2013）。

最新の調査内容として、調査対象とする測点数や対象試料及び試料採取頻度は第10図に示すとおり、

近傍・沿岸海域：7測点（海水、毎月）

沖合海域：32測点（海水及び海底土、年4回）

外洋海域：10測点（海水、年2回）

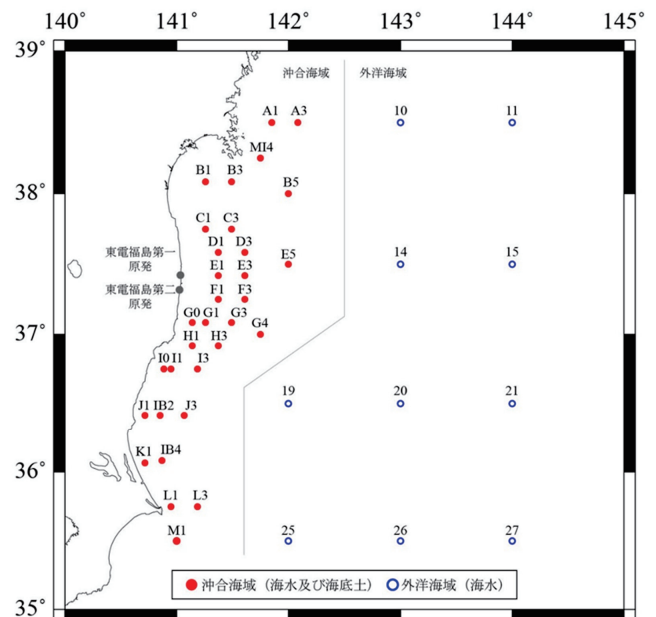
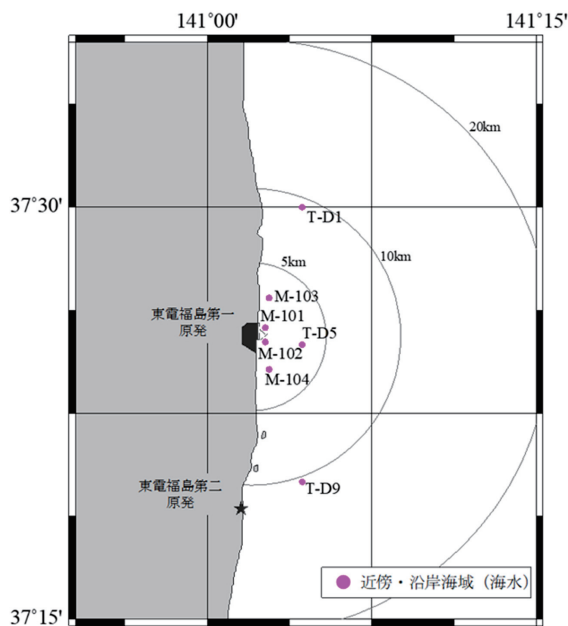
である。

2) 海水・海底土に含まれる放射性核種の放射能濃度の推移

海水試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の推移を俯瞰するため、福島第一原子力発電所からの距離として概ね10km圏内に位置する「近傍・沿岸海域」、概ね30km圏外に位置する「沖合海域」及び「外洋海域」で得られた結果について、

- ・10km圏内（表層；0.5m）
- ・30km圏外（表層；0～9m）
- ・30km圏外（中層・深層；10m以深）

と分け、その経年変化について第11図に示した。

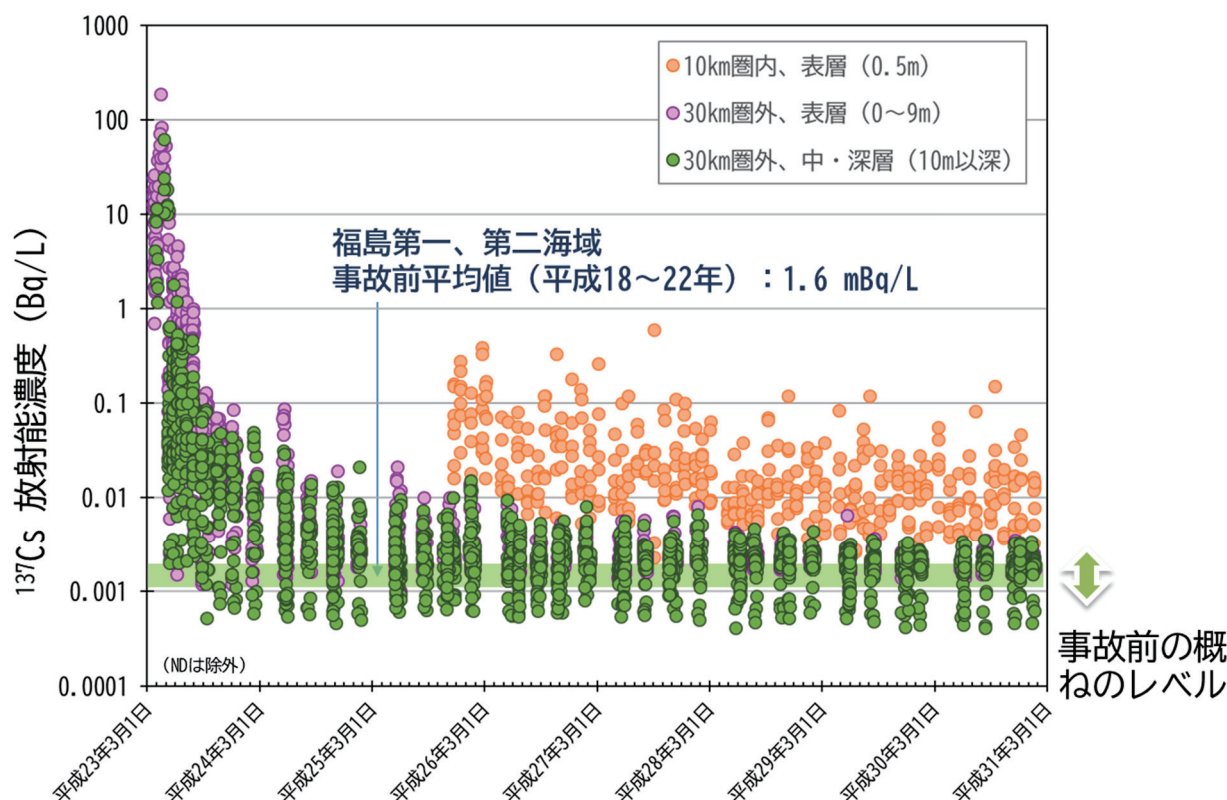


第10図 東電福島第一原子力発電所周辺の海域モニタリングの対象とした測点位置。

(A) 近傍・沿岸（7測点、毎月）

(B) 沖合（32測点、年4回）及び外洋海域（10測点、年2回）

（平成30年度原子力施設等防災対策等委託費（海洋環境における放射能調査）事業調査報告書より引用）



第11図 東電福島第一原子力発電所周辺の海域モニタリングの結果（海水に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の経年変化で測点毎に得られたデータをすべてプロットしてある）。（平成30年度原子力施設等防災対策等委託費（海洋環境における放射能調査）事業調査報告書より引用・加筆修正）

これら結果のうち、10km圏内の測点で採取した海水試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度は、同海域の調査を開始した2013（平成25）年以降緩やかに減少をしているが、2018（平成30）年度に得られた調査結果では30km圏外に比べておよそ一桁高い放射能濃度が観測されている。

その一方、30km圏外の測点で採取した海水試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度は、事故直後の2011（平成23）年4月に表層で最大の186Bq/Lを観測したが、その後、各深度（表層・中層・深層）ともに急激な放射能濃度の減少が認められ、2012（平成24）年以降は緩やかな減少傾向にある。

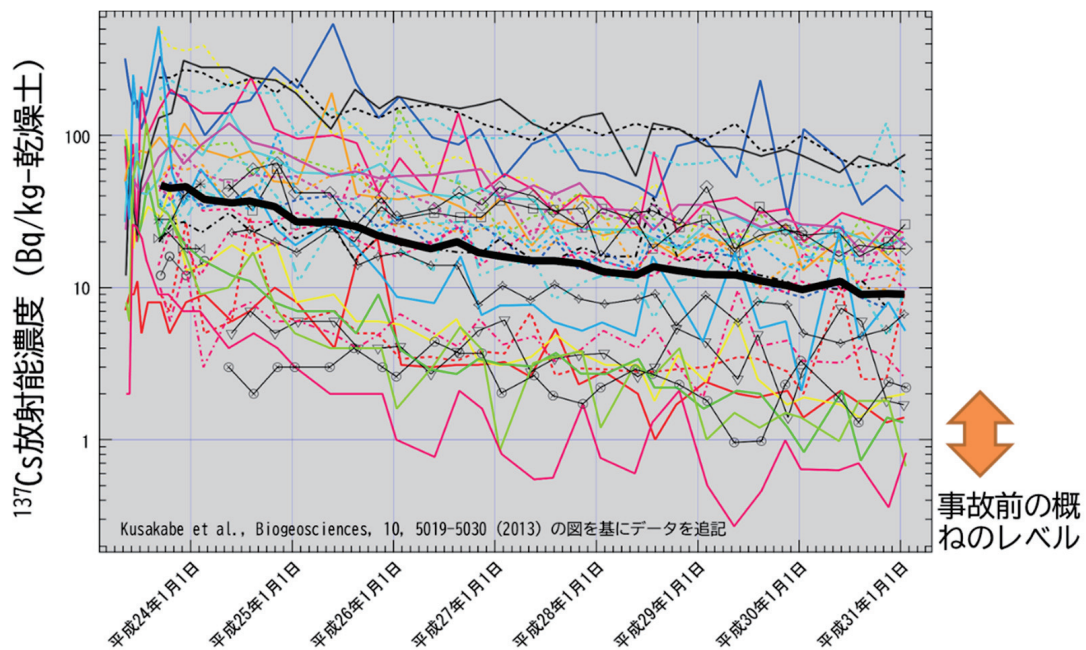
2018（平成30）年度の観測結果では、事故前5年間に実施した調査結果で得た放射能濃度範囲まで低下している測点が多く見られた。なお、中・深層水において事故前の5年間に実施した調査結果で得た放射能濃度の範囲よりも低いレベルに数値がある（プロットがある）のは、事故の影響を調査・把握するために極めて低い濃度の ^{137}Cs を検出・定量することを目的に、検出下限値を下げた分析・測定方法の採用などにより、極めて低い放

射能濃度の ^{137}Cs が検出されたことによる。

同様に、海底土試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の推移を第12図に示した。

東電福島第一原発事故以降、沖合海域で採取した海底土試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度は100Bq/kg（乾燥土）を超える測点があったものの、放射能濃度については全体的に低下していることが読み取れる。

沖合海域に設定した全ての測点で得られた ^{137}Cs の放射能濃度の平均値は、2011（平成23）年10月に47Bq/kg（乾燥土）だったが、2019（平成31）年1月には9.0 Bq/kg（乾燥土）となり、調査開始当初と比較して概ね5分の1まで減少している。なお、東電福島第一原発事故前の5年間に宮城、福島第一、福島第二及び茨城の各発電所海域において採取した海底土試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度は、検出下限値以下から1.7Bq/kg（乾燥土）の範囲にあったことから、今後もモニタリングを継続してその放射能濃度の推移を把握していく必要がある。



第12図 東電福島第一原子力発電所周辺の海域モニタリングの結果（海底土に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の経年変化で測点毎に得られたデータをすべてプロットし、折れ線グラフとして示した。また、黒太線はそれらの幾何平均値を同様に示したもの）。（平成30年度原子力施設等防災対策等委託費（海洋環境における放射能調査）事業調査報告書より引用・加筆修正）

6. まとめ

本稿では、1983（昭和58）年度から2018（平成30）年度までの36年間にわたり国の委託事業として海生研が実施してきた全国の原子力発電所周辺海域を対象とする海洋環境放射能調査の結果を俯瞰してとりまとめた。この事業では、平時における海洋環境放射能の実態を把握するとともに、チェルノブイリ原子力発電所事故（1986（昭和61）年4月）や東電福島第一原子力発電所事故（2011（平成23）年3月）などの予期しない事態において、基礎的な海洋放射能データに資することなど、信頼できかつ継続した調査結果であるがゆえに利活用がなされてきた。現時点においては明確に言えることは、それら海洋環境における人工放射性核種の放射能濃度は着実に低下しているということである。今後も継続した調査を実施することにより、この事業の目的のひとつである漁場を見守るということに併せて、信頼できるデータを蓄積していく必要がある。

謝 辞

この事業を遂行するに当たって、関係省庁や地方自治体はもとより、魚試料の収集について全国漁業協同組合連合会、各地の漁業協同組合連合会、漁業協同組合、ひいては漁業関係の皆様にも多大なご理解とご協力を頂いた。また、船舶関係者、放射能分析機関、そしてデータの評価等で助言や指導を賜った先生方、放射能分析の技能試験では国際原子力機関（IAEA）の皆様にも多大なご指導とご協力を頂いた。併せて深謝いたします。

引用文献

Oikawa, S., Takata, H., Watabe, T., Misonoo, J., and Kusakabe, M. (2013). Distribution of the Fukushima-derived radionuclides in seawater in the Pacific off the coast of Miyagi, Fukushima, and Ibaraki Prefectures, Japan. *Biogeosciences*, **10**, 5031–5047.

及川真司・渡部輝久・高田兵衛・鈴木千吉・中原元和・御園生 淳（2013）. 日本周辺の海水、海底土、海産生物に含まれる ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃

度の長期的推移～チェルノブイリ事故前から福島第一原子力発電所事故後まで～．分析化学, **62**, 455-474.

及川真司・高田兵衛・磯山直彦・稲富直彦・渡部輝久・鈴木千吉・御園生 淳・森菌繁光・日下部正志 (2014)．日本周辺海域環境での⁹⁰Sr

及び¹³⁷Cs濃度の長期的推移－昭和58年度～平成24年度までの調査結果－．海生研研報, **No.19**, 1-16.

及川真司・高田兵衛 (2014)．福島県沖合を中心とした太平洋側海域での海水中の⁹⁰Sr及び¹³⁷Csの濃度変遷．ぶんせき, **63**, 539-542.

海洋環境における放射性物質の推移 「海産生物全般について」

横田瑞郎* §

1. はじめに

我が国の原子力発電所が水産資源の重要供給場である沿岸域に立地されているため、漁業界が原子力発電所周辺漁場の環境放射能調査を国に要請したことを受けて、海産生物の放射能モニタリングが昭和58年度から国の事業として開始された。海洋生物環境研究所は昭和58年度から平成31年度まで事業を継続して実施している。この事業では、「全国沿岸の漁場を見守る」ための海産生物放射能モニタリングとして、全国の原子力発電所及び核燃料サイクル施設の周辺海域を調査対象として、海産生物の放射能濃度の推移を把握している。

また、平成23年3月の東京電力（株）（現：東京電力ホールディングス（株））福島第一原子力発電所の事故に伴い、東日本太平洋側への放射性物質降下や放射性物質を含む汚染水の流出により、一部の海産生物から事故影響の放射性物質が検出されたことから、「食品としての海産生物の安全性」に対する国民の信頼が大きく揺らぐこととなった。このような状況に鑑み、国の事業として海産生物の放射能モニタリングが開始され、海洋生物環境研究所が平成23年度から平成31年度まで継続して実施してきた。この事業では、福島第一原子力発電所事故後の「食の安全性を速やかに確認する」ための海産生物放射能モニタリングとして、主に東日本太平洋側で漁獲された海産生物の放射能分析を実施し、関係機関に速やかな結果報告を行っている。

本報告では、海洋生物環境研究所が実施してきた上記2つの海産生物放射能モニタリングの結果について紹介する。

2. 全国沿岸の海産生物放射能モニタリング

1) 事業の実施概要

全国沿岸の漁場を対象とした海産生物の放射能モニタリングは、昭和58年度から平成24年度には科学技術庁、文部科学省の「海洋環境放射能総合

評価事業」として実施され、また、平成25年度から平成31年度には原子力規制庁の「海洋環境における放射能調査及び総合評価事業」として実施された。

これらのモニタリング事業では、全国15海域の原子力発電所等周辺海域及び核燃料サイクル施設沖合海域が、調査対象海域として選定された（第1図）。分析対象核種としては、核実験や原子力発電所等により生成する人工放射性核種のうち、半減期が長く、海産生物への取り込みが懸念される ^{90}Sr 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{239}Pu 、 ^{240}Pu が選定され、特に可食部である筋肉部に取り込まれやすい放射性セシウム（ ^{134}Cs 、 ^{137}Cs ）に重点が置かれた。

対象生物は、調査対象海域において漁獲量が多く、生活期間の長い漁業重要種とし、各年度に1海域あたり3種を準備した。ただし、核燃料サイクル施設沖では各年度に10種～16種（平均15種）を準備した。各海域とも1年に2回調査を行い、1種あたり20kg程度を採取したが、核燃料サイクル施設沖では30kg程度を採取した。採取した海産生物は、可食部を回収した後、電気炉で灰化して減容化した。灰化した約80gの試料を用い、ゲルマニウム半導体検出器により、約20時間測定した。 ^{134}Cs は0.03Bq/kg、 ^{137}Cs は0.02Bq/kgを検出目標レベルとした。これは、一般食品中の放射性セシ



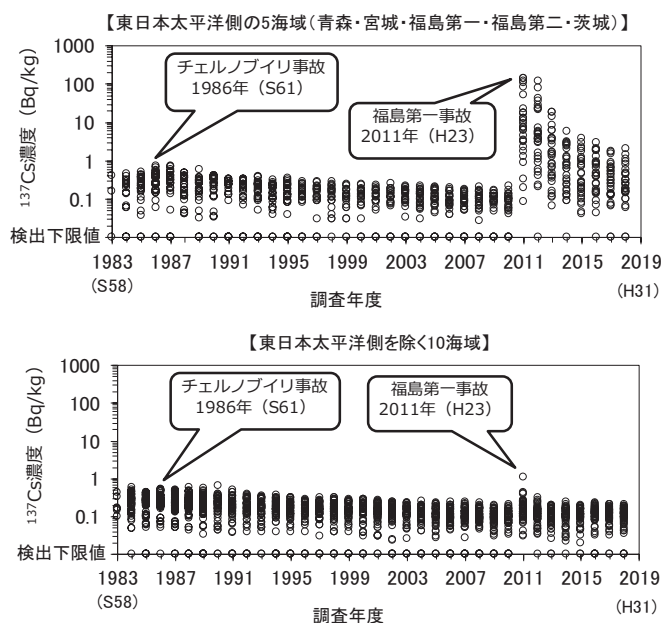
第1図 調査の対象とした原子力発電所周辺の15海域。

* 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番地）
§ E-mail: yokota@kaiseiken.or.jp

ウム ($^{134+137}\text{Cs}$) 濃度基準値 (100Bq/kg) の 1/3000~1/5000レベルであり、極めて高感度な分析となる。

2) 結果の概要

この事業が開始された昭和58年度から平成31年度までの期間、国外では昭和61年にチェルノブイリ原子力発電所の事故が、国内では平成23年に福島第一原子力発電所の事故があり、海産生物の放射性セシウム濃度は、これらの事故の影響による変化がみられた（第2図）。いずれの場合も、海産生物の放射性セシウム濃度は一時的に上昇したものの、時間の経過とともに速やかに低下した。福島第一原子力発電所の事故後に濃度上昇がみられた海域は、青森海域から茨城海域までの東日本太平洋側海域に限定され、西日本太平洋側、瀬戸内海、東シナ海、日本海側の海域では、事故前後の濃度変化はほとんどみられなかった。福島第一原子力発電所の事故後に海洋流出した放射性セシウムは、表層では東日本太平洋沖に向かって拡散し、北海道沖や西日本太平洋側にはほとんど移行しなかった（升本，2011）。事故後の海産生物の ^{137}Cs 濃度上昇が東日本太平洋側を除いてほとんどみられなかったことは、海洋放出された放射性セシウムの東日本太平洋沖の拡散を反映したと考えられる。



第2図 原子力発電所周辺海域における福島第一原子力発電所事故前からの海産生物の放射性セシウム (^{137}Cs) 濃度推移。

3. 福島第一原子力発電所事故後の食の安全性を速やかに確認する海産生物放射能モニタリング

1) 実施概要

福島第一原子力発電所事故後の海産生物の放射能モニタリングは、水産庁事業として平成23年9月から開始されて平成31年度まで継続しており、平成23年度は「水産物の放射性物質調査事業」、平成24年度～26年度は「放射性物質影響調査推進委託事業」、平成27年度～31年度は「放射性物質影響調査事業」として実施された。

事故後に放出された放射性物質のうち、放射性セシウム (^{134}Cs , ^{137}Cs) は、 ^{133}Xe , ^{132}Te , ^{131}I , ^{133}I の次に放出量が多いこと（原子力安全・保安院，2011）、半減期が長いこと (^{134}Cs 2.1年, ^{137}Cs 30.1年)、動物体内に入ると可食部（筋肉部等）に移行しやすいことを踏まえ、食の安全面から ^{134}Cs と ^{137}Cs に重点を置いた放射能分析が行われた。

放射能分析を行う海産生物は、水産庁事業では福島県を除く都道府県及び漁業関係団体の計画に基づいて採取された。福島県沖の海産生物については、福島県が独自にモニタリングを実施している。採取された海産生物は海洋生物環境研究所に送付され、種の同定、分析前処理（可食部のミンチ調製）の後、放射能分析を行った。なお、調製する可食部は筋肉、肝臓、生殖腺、生物全体等、魚種や地域性によって異なる。分析方法は文部科学省（1992）に従い、ゲルマニウム半導体検出器により、 ^{134}Cs , ^{137}Cs を分析し、湿重量1kg当たりの放射能濃度（Bq/kg）を求めた。乾燥ノリについては乾重量1kg当たりの放射能濃度（Bq/kg）を求めた。分析用試料を収納する容器は、マリネリ容器（2L）またはU-8容器（100mL）とし、1時間の測定を行った。ただし、厚生労働省が事故後、食品中の放射性セシウムの検出下限値を基準値（100Bq/kg）の1/5の以下とするように通知したことを踏まえ（厚生労働省，2012）、検出下限値が20Bq/kgを超えた場合には測定時間を延長して20Bq/kg以下となるようにした。分析結果は、原則として海産生物を受け取った日から3日目に報告した。

2) 結果概要

平成23年度から平成30年度までの8カ年で分析した海産生物の検体数は42,986検体、生物種数は321種であった。そのうち、一般食品中の放射性

セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) 濃度の基準値である100Bq/kgを超えた検体の数は62検体、生物種数は魚類15種であり、検出部位はすべて筋肉部であった（第1表）。100Bq/kg超を検出した魚類15種はすべて東日本太平洋側で採取された試料であり、回遊性のブリとギンザケ、深海性のマダラを除いた12種は沿岸性の強い魚種であった（第2表）。1,000Bq/kg超を検出したクロダイとスズキの2種は、汽水域にも生息する特に沿岸性の強い魚種であった。

100Bq/kg超の放射性セシウム濃度が検出された検体数の総検査検体数に対する割合は、事故後

から速やかに低下し、平成26年9月以降は0%となった（第3図）。このように、福島県沖を除く東日本太平洋側では、基準値超の放射性セシウムが検出されない状況が継続している。また、福島県沖でも近年、基準値超の検体の検出割合は極めて低く、平成27年4月から平成31年12月までの基準値超の検出はなく、平成31年1月に1検体のみ基準値超が検出された（水産庁、2019）。

この事業での海産物の放射能モニタリングは、放射能濃度の低減を示す重要なモニタリングであり、輸入規制を続ける国への働きかけに不可

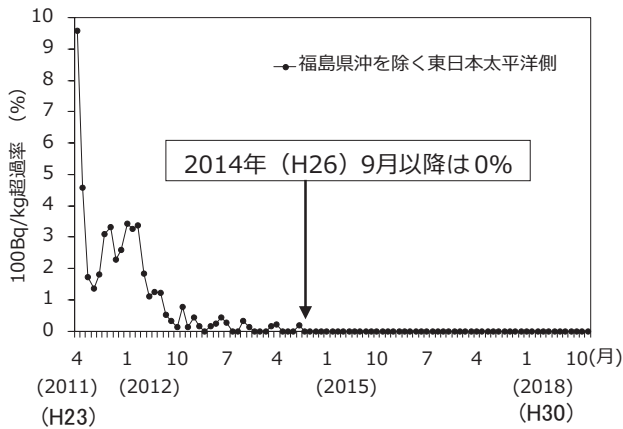
第1表 福島県沖を除く海域で100Bq/kg超の放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) 濃度を検出した海産物の生物分類群別、分析部位別の検体数。2011年(H23)9月～2019年(H31)3月の合計値。検査検体数の合計値は42,986、生物種数の合計値は321。

生物分類群	分析部位	100Bq/kg超検体数	8カ年間の検査検体数	生物分類群	分析部位	100Bq/kg超検体数	8カ年間の検査検体数
魚類	筋肉	62	33,376	シヤコ類	筋肉	－	16
	全体	－	1,574	貝類	筋肉	－	377
	肝臓	－	1,248		軟体部	－	668
	精巣	－	258	ナマコ類	筋肉	－	68
	卵巣	－	602	ウニ類	生殖腺	－	43
	心臓	－	3	ホヤ類	筋肉	－	853
	混合	－	57	オキナギ類	全体	－	112
イカ類	筋肉	－	1,425	海藻	全体	－	552
	全体	－	5	クジラ類	筋肉	－	144
	肝臓	－	93	その他	魚粉	－	6
タコ類	筋肉	－	982		魚油	－	2
エビ類	筋肉	－	195		煮汁	－	2
カニ類	全体	－	34				
	混合	－	291				

第2表 福島県沖を除く海域で100Bq/kg超の放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) 濃度を検出した海産物の魚種別、海域別の検体数。2011年(H23)9月～2019年(H31)3月の合計値。

魚種名	青森県沖	岩手県沖	宮城県沖	茨城県沖	千葉県沖	魚種合計(検査数)	最高値(Bq/kg)
クロダイ	－	－	16	－	－	16 (402)	3,300
スズキ	－	－	7	7	1	15 (2,152)	1,000
コモンカスベ	－	－	－	3	－	3 (443)	520
ヒラメ	－	－	5	2	－	7 (2,673)	400
クロソイ	－	1	－	－	－	1 (312)	400
ババガレイ	－	－	－	1	－	1 (918)	260
マコガレイ	－	－	－	2	－	2 (1,258)	180
アイナメ	－	－	－	1	－	1 (896)	170
シロメバル	－	－	－	1	－	1 (205)	170
マダラ	1	－	4	3	－	8 (6,916)	160
ヒガンフグ	－	－	1	－	－	1 (183)	140
ニベ	－	－	－	3	－	3 (160)	130
ウスメバル	－	－	－	1	－	1 (206)	120
ブリ	－	1	－	－	－	1 (47)	110
ギンザケ	－	－	1	－	－	1 (956)	110
海域合計	1	2	34	24	1	62 (17,727)	

欠なデータとなっていることから（水産庁，2019），我が国の海産生物の安全性をアピールするため，これまでと同頻度での検査の継続が必須である。



第3図 100Bq/kg超の放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) 濃度を検出した海産生物の超過率の推移。超過率(%) = 【100Bq/kg超検体数】 / 【検査検体数】 × 100。水産庁ウェブサイト公表データ（水産庁，2019）より作成。

引用文献

- 厚生労働省（2012）．食安発0315第4号 食品中の放射性物質の試験法について．
- 原子力安全・保安院（2011）．東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に係る1号機，2号機及び3号機の炉心の状態に関する評価のクロスチェック解析．<http://www.kantei.go.jp/jp/topics/2011/pdf/app-chap04-2.pdf>（2019年8月1日に閲覧）
- 升本順夫（2011）．福島第一原子力発電所からの放射性物質の海洋拡散シミュレーション．https://www.spf.org/opri/newsletter/267_2.html（2019年8月1日に閲覧）
- 文部科学省（1992）．放射能測定法シリーズ，ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー，平成4年改訂．文部科学省，東京，1-362．
- 水産庁（2019）．水産物の放射性物質調査の結果について．<http://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html>（2019年8月1日に閲覧）