2. 解析調查

1) はじめに

解析調査は「1.海洋放射能調査海域周辺での調査」を補完するための調査項目であり、 原子力発電所等、核燃料(原子燃料)サイクル施設沖合及び東電福島第一原発事故の影響 が少ないと考えられる海域における海洋放射能調査、放射性核種の変動要因・移行挙動調 査及び関係機関が実施した海洋環境に関する調査報告書等の収集を行い、「1.海洋放射能 調査海域周辺での調査」で得られた結果と比較することにより、測定値の信頼性等を検証 し、その結果をとりまとめることで、放射性核種の海洋環境における移行や拡散に関する 基礎的な知見を得るための調査解析を行うことを目的としている。

本調査の実施に当たっては、これまでに実施してきた調査との継続性を考慮しつつ、対 象となる海域や試料及び分析を行う対象となる放射性核種を選定したうえで、海洋学や環 境学をはじめ、海洋物理学、海洋生物学、放射化学、放射線計測学などに基づき計画的に 調査を実施することとしている。

2) 対照海域放射能調查

(1) 対照海域における海水・海底土試料の放射能調査

① はじめに

本調査は海洋放射能調査を補完するために、原子力発電所等、核燃料(原子燃料)サイ クル施設及び東電福島第一原発事故の影響が少ないと考えられる海域を対照海域として設 定した。この対照海域における海洋環境試料に含まれる人工放射性核種の放射能濃度を把 握することは、海洋放射能調査等で得られた調査結果との対比などを行ってそれらの信頼 性を検証するとともに、結果についての科学的考察を交えたとりまとめに資するためのも のである。

② 対照海域の設定

我が国をとりまく海洋環境は規模の異なる暖流と寒流が入り組んで周囲を流れている ため、複雑である。例えば、黒潮(暖流)は、東シナ海を北上しトカラ海峡から太平洋に 入り日本列島の南側を沿うように流れ、房総半島沖を東に流れる。対馬海流(暖流)は、 九州西方沖に分布する黒潮系の水塊と東シナ海の沿岸水が互いに混合することで形成され、 対馬海峡を通って日本海に流入する。親潮(寒流)は、千島列島を南下して日本の東側ま で流れ込む。リマン海流(寒流)は間宮海峡(タタール海峡)からユーラシア大陸に沿っ て日本海を南下する。

これらの海流を考慮すると、我が国の領海内において大和堆海域、四国沖海域、襟裳沖 海域(核燃沖及び釧路沖の海域を含む)の3海域はそれぞれ海流の上流に位置するところに 原子力施設等がなく、当該海域の海水や海底土に含まれる放射性核種については、原子力 施設等の影響を受けていないと考えられる。すなわち、大和堆海域は日本海中央部に位置 し、対馬海流やリマン海流の支流に当たり、四国沖海域は黒潮の流れ込みがあり、襟裳沖 海域は津軽海峡を経由した対馬海流の支流と親潮の流れ込みがある。そこで、海洋放射能 調査で定めた測点での調査結果等を比較するための対照として、これらの3海域を対照海 域として設定した。

③ 試料採取場所及び放射能分析の方法

(試料採取の場所及びその方法)

対照海域の調査測点を図 I -2-1-1-1に示す。また、海水試料及び海底土試料を採取した 測点の水深、採取深度及び分析対象核種を表 I -2-1-1-1~2に示す。なお、試料採取の方法 は「1.海洋放射能調査海域周辺での調査」と同様である。

海域	測 点	-ル 沙理*1		分析対象核種				
		小休	が水川	¹³⁴ C s	¹³⁷ C s	⁹⁰ S r	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	
襟裳沖	E11	2,081m(5~6 月期) 2,135m(10 月期)	表層水、250m、750m、 1,000m、1,250m、下層水	0	0	0	0	
	K2	1,670m(5~6 月期のみ)	表層水、250m、750m、 1,000m、1,250m、下層水	0	0	0	0	
	T2	245m(5~6 月期) 254m(10 月期)	表層水	0	0	0	—	
四 国 沖	KC1	1,701m(5~6 月期のみ)	表層水、250m、500m、 750m、1,000m、下層水	0	0	0	0	
大 和 堆	YR1	3,592m(5~6 月期のみ)	表層水、250m、500m、 750m、1,000m、下層水	0	0	0	0	
	YR4	1,207m(5~6 月期のみ)	表層水、250m、500m、 下層水	0	0	0	0	

表 I-2-1-1-1 海水試料を採取した測点の水深、採取層及び分析対象核種

*1 当該測点において表層水の採取時の水深を記載した。採取位置については資料 4-1を参照のこと。

表 I-2-1-1-2 海底土試料を採取した測点の水深、採取深度及び分析対象核種

流击) 三 王	-1× \7C*1	切取涩度	分析対象核種				
伊坞	四只	小休	休以休及	¹³⁴ C s	¹³⁷ C s	⁹⁰ S r	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	
四国沖	KC1	l,693m(5~6 月期のみ)	0~3cm	0	0	0	0	
大和堆	YR4	1,208m(5~6 月期のみ)	0~3cm	0	0	0	0	

*1 当該測点において海底土の採取時の水深を記載した。採取位置については資料 4-2 を参照のこと。



(KC1)

(放射能分析の方法)

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の実施に当たっては、「1.海洋 放射能調査」の場合と同様に、放射能測定法シリーズに準じた方法により実施することと した。ベータ線計測の際には、Eckert & Ziegler Isotope Products 社で製造・校正された 放射能標準溶液を用いて計数効率を実施し、測定結果のトレーサビリティーを確保した。 また、アルファ線スペクトロメトリーの際には、ウラン標準線源を用いてエネルギー校正 及び効率校正を実施したうえで、アメリカ国立標準技術研究所で製造・校正された放射能 標準溶液を用いて回収率を確認し、測定結果のトレーサビリティーを確保した。さらに、 ガンマ線スペクトロメトリーの際には、Eckert & Ziegler Isotope Products 社で製造・校 正された放射能標準線源を用いてエネルギー校正及び効率校正を実施し、測定結果のトレ ーサビリティーを確保した。 なお、1,000mよりも深いところで採取した海水試料に含まれる放射性セシウムや⁹⁰Sr に ついては、その放射能濃度が極めて低く、容易に定量できないと予想されたため、例えば 海水試料に対しては放射性セシウムについては約40Lを、⁹⁰Sr については約55L~約100L を供することとし、併せて放射線計測の時間をより長くするなどの工夫をして、分析目標 レベルを達成しつつ、より低い放射能濃度まで定量できるよう考慮した。

④ 結果

(海水試料)

令和 4 年度に実施した対照海域における放射性核種の放射能濃度の鉛直分布について、 海域毎にまとめた結果を資料 4-1 に、東電福島第一原発事故前の平成 18~22 年度の放射 性核種の結果も併せて図 I -2-1-1-2~4 にそれぞれ示す。

なお、東電福島第一原発事故前における放射性セシウムの分析については、¹³⁷Cs を対象 として実施したものであり、放射能測定法シリーズ 3「放射性セシウム分析法」(昭和 51 年 改訂)の方法に従った放射化学分析によりセシウムを化学分離・精製したのち、塩化白金酸 セシウムとし、ベータ線計測により定量する方法を適用しているため、¹³⁴Cs の存在を考慮 したものではない。東電福島第一原発事故前の平成 22 年度までは ¹³⁴Cs は周辺海域を含め て検出された事例はなく、ベータ線計測によって定量された放射性セシウムは全て ¹³⁷Cs と 見なせる。このようなことから、本調査では東電福島第一原発事故前に環境中で検出され ていた放射性セシウムを ¹³⁷Cs として、令和 4 年度の結果との比較に用いることとした。

(放射性セシウム)

襟裳沖海域において、いずれの測点からも¹³⁴Cs は検出されなかった。時期毎にみると、 5~6 月期における¹³⁷Cs の放射能濃度は、

Ell: ND~l.lmBq/L

T2:1.2mBq/L (表層のみ)

 $K2: 0.026 \sim 0.98 mBq/L$

の範囲にあった。一方、10月期における¹³⁷Csの放射能濃度は、

 $E11: ND \sim 1.2 mBq/L$

T2:1.3mBq/L (表層のみ)

の範囲にあった。また、測点 Ell 及び K2 における各層で検出された¹³⁷Cs の放射能濃度に ついて、その鉛直分布は後述の大和堆海域と同様に 5~6 月期及び 10 月期ともに深さが増 すにつれて減少していた。

襟裳沖海域での 5~6 月期における各層で検出された¹³⁷Cs の放射能濃度を測点間で比較 したところ、表層の 3 測点では 0.98~1.2mBq/L であり、0.22mBq/L の差が見られた。一方、 250m を超える採取層の放射能濃度は両測点で同程度であった。さらに、それぞれの調査時 期で¹³⁷Csの放射能濃度を比較すると、表層において

- E11:1.1mBq/L (5~6月期)
 - 1.2mBq/L(10 月期)
- T2 : 1.2mBq/L (5~6月期)
 - 1.3mBq/L(10 月期)

と概ね同程度であり、測点 Ell において 250m を超える採取層での各層の差はほぼ無かった。

四国沖海域の測点 KC1 において、¹³⁴Cs は全ての層で検出されなかった。一方、¹³⁷Cs は全ての層で検出され、その放射能濃度は

KC1: 0.036~1.9mBq/L

の範囲にあった。測点 KC1 の各層における¹³⁷Cs の放射能濃度の鉛直分布は、250m で極大 値(1.9mBq/L)を示し、250m を超える採取層で減少した。なお、このように 250m で極大 値を示す現象は、直近の令和3年度に実施した調査でも確認されている。

大和堆海域において、いずれの測点でも¹³⁴Cs は検出されなかった。一方、¹³⁷Cs については全ての測点で検出され、その放射能濃度は

YR1: 0.23~1.3mBq/L

 $YR4: 0.48 \sim 1.4mBq/L$

の範囲にあった。両測点において¹³⁷Csの放射能濃度の鉛直分布は表層で最大値を取った後、海底直上の深度まで減少する傾向が見られた。

両測点における各深度での¹³⁷Csの放射能濃度を比較したところ、

 $<\!250{\rm m}>$

YR4:1.2mBq/L

 $<\!500\mathrm{m}>$

と同程度であった。これらのことから、大和堆海域では測点間の¹³⁷Csの放射能濃度の差は 確認されなかった。

(⁹⁰Sr)

襟裳沖海域において、5~6月期の調査で検出された⁹⁰Srの放射能濃度は、

 $E11: ND \sim 0.71 mBq/L$

T2:0.61mBq/L (表層のみ)

YR1:1.2mBq/L

YR1:1.OmBq/L

YR4: 1.0mBq/L

 $K2: 0.043 \sim 0.61 \text{mBq/L}$

の範囲にあった。また、10月期における調査で検出された⁹⁰Srの放射能濃度は、

 $E11: 0.040 \sim 0.69 \text{mBq/L}$

T2 : 0.80mBq/L (表層のみ)

の範囲にあった。なお、測点 E11 及び K2 において検出された ⁹⁰Sr の放射能濃度の鉛直分 布は 5~6 月期及び 10 月期ともに深さが増すにつれて減少し、¹³⁷Cs の鉛直分布と同様の傾 向がみられた。この要因としてストロンチウムはセシウムと同様に海水中では比較的溶け やすい性質を持つことから、両者が同様な海洋循環過程を有する¹⁾ためと考えられる。

襟裳沖海域において 5~6 月期に調査した 3 測点での各層の放射能濃度を比較したとこ ろ、表層では 0.61~0.71mBq/L であった。一方、250m を超える採取層の放射能濃度は概ね 同程度であった。さらに、調査時期での放射能濃度を比較すると、表層において

E11:0.71mBq/L (5~6月期)

0.69mBq/L(10 月期)

T2 : 0.61mBq/L (5~6 月期)

0.80mBq/L(10 月期)

であった。なお、250mを超える採取層においても各層での差はほぼ無かった。

四国沖海域において各層で検出された⁹⁰Sr の放射能濃度は

KC1: 0.063~0.87mBq/L

の範囲であり、表層から 250m にかけて同程度の放射能濃度が観測された一方で、¹³⁷Cs の 鉛直分布でみられた 250m での極大層が確認されなかった。東電福島第一原発事故による 海洋への ⁹⁰Sr の放出量が (90~900) ×10¹²Bq であると推定されていること ²⁾を考慮する と、この量は ¹³⁷Cs の放出量に比べて 2 桁以上低いことから、¹³⁷Cs と ⁹⁰Sr の放射能の比を 用いることで同事故の影響を推定することができる。令和 4 年度に四国沖海域で採取した 海水の ¹³⁷Cs /⁹⁰Sr 放射能比は 0.57~2.2 の範囲内にあり、¹³⁷Cs の放射能濃度の極大値が確 認された 250m における ¹³⁷Cs /⁹⁰Sr 放射能比は 2.2 であった。東電福島第一原発事故前に発 電所海域の 100m 以浅で採取した海水試料の ¹³⁷Cs と ⁹⁰Sr の放射能比(約 1.4) ¹⁾や同事故 前 5 年間に四国沖海域の 250m 付近 (242~252m) で採取した海水の ¹³⁷Cs /⁹⁰Sr 放射能比の 範囲 (1.0~1.5) と比較すると明らかに大きいことから、250m で確認された ¹³⁷Cs は東電 福島第一原発事故による影響を受けていると考えられる。

大和堆海域において、いずれの測点(各層)からも⁹⁰Sr が検出され、その放射能濃度は、

YR1 : 0.26 ~ 0.90mBq/L

 $YR4: 0.58 \sim 0.93 mBq/L$

の範囲にあった。また、両測点の各層で検出された⁹⁰Sr の放射能濃度を比較したところ、 概ね大和堆海域では測点間の違いは確認されなかった。

(²³⁹⁺²⁴⁰Pu)

襟裳沖海域において、5~6月期の調査で検出された²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度は、

 $E11 : ND \sim 0.025 mBq/L$

 $K2 : ND \sim 0.027 mBq/L$

の範囲にあった。また、10月期の調査で検出された²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度は、

 $E11: ND \sim 0.025 mBq/L$

の範囲であった。

襟裳沖海域の両測点における²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度の鉛直分布は、750~1,250mで極大 値を示し、750~1,250mを超えると減少した。さらに、調査時期で比較すると、表層にお いて測点 E11 が 5~6 月期及び 10 月期ともに ND であった。表層より深い採取層では各深 度での測点間差は 0.01mBq/L 以下であったことから、襟裳沖海域において、²³⁹⁺²⁴⁰Pu 放射能 濃度の測点間及び調査時期の違いは確認できなかった。

四国沖及び大和堆海域において各層で検出された²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度は、

 $KC1: ND \sim 0.027 mBq/L$

YR1: 0.0064~0.032mBq/L

YR4: 0.0041~0.031mBq/L

の範囲であった。放射能濃度の鉛直分布を確認したところ、表層から下層にかけて増加し、 750~1,250mで極大値を示した後に減少する傾向が見られた。

²³⁹⁺²⁴⁰Pu の鉛直分布は、深さが増すにつれて増加する傾向が見られた。海洋ではプルトニ ウムはセシウムやストロンチウムとは異なる振る舞いをすることが分かっている³⁾。すな わち、プルトニウムは海水中の粒子に吸着しやすく、沈降粒子とともに下層へと運ばれる 性質がある。そのため、表層から深度方向に対して放射能濃度が増す傾向が見られ、概ね 500~1,000m 層で極大値を示したのち、徐々に減少する。襟裳沖、四国沖及び大和堆海域 についても同じ傾向が認められた。



図 I -2-1-1-2 対照海域で採取した海水試料に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度の鉛直分布 (誤差棒は計数誤差を示す。また、ND は検出下限値以下を示す。)



図 I -2-1-1-3 対照海域で採取した海水試料に含まれる⁹⁰Sr の放射能濃度の鉛直分布 (誤差棒は計数誤差を示す。また、ND は検出下限値以下を示す。)



図 I -2-1-1-4 対照海域で採取した海水試料に含まれる²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度の鉛直分布 (誤差棒は計数誤差を示す。また、ND は検出下限値以下を示す。)

(海水試料における海洋放射能調査との比較)

令和4年度に実施した海洋放射能調査(発電所海域(5~6月)及び核燃海域(5~6、10月))で得られた海水試料に含まれる¹³⁷Cs及び⁹⁰Srの放射能濃度の範囲について、各対照 海域の結果と比較した。その際、対照海域では、表層と表層よりも深い層(250mを超える 採取層)の2つに分けたほか、海洋放射能調査での調査海域を次に示すように区別した;

- ・親潮の影響がある海域として東日本海域(襟裳沖海域との比較)
- 青森、宮城、福島第一、福島第二、茨城及び核燃海域
- ・日本海側に位置する海域として日本海海域(大和堆海域との比較)
 北海道、新潟、石川、福井第一、福井第二及び島根海域
- ・黒潮の影響がある海域として西日本海域(四国沖海域との比較)
- 静岡、愛媛、佐賀及び鹿児島海域

また、海水試料に含まれる²³⁹⁺²⁴⁰Pu については核燃海域でのみ観測を行っているため、 全ての対照海域と比較を行った。海域毎にまとめた結果について、¹³⁷Cs 及び⁹⁰Sr について は表 I -2-1-1-3 に、²³⁹⁺²⁴⁰Pu については表 I -2-1-1-4 にそれぞれ示した。

	्रमान्			¹³⁷ Cs (mBq/L)			⁹⁰ Sr (mBq/L)			
	前主	主 () () () () () () () () () () () () () (採取僧	最小值	最大値	平均值*1	最小值	最大値	平均值	
	発電所海域 及び	青森、 宮城、 福島第一、 福島第二、 茨城、核燃	表層	0.90	3.0	1.7	0.34	0.85	0.58	
	核燃海域 (5~6月)		下層	ND*2	2.1	1.3	ND	0.78	0.51	
	対照	襟裳沖	表層	0.98	1.2	1.1	0.61	0.61 0.71	0.64	
東日本	海域	(5~6 月)	表層より 深い層	ND	0.91	0.27	ND	0.54	0.19	
平海域	标牌	気味 (10 日)	表層	1.2	2.1	1.6	0.51	0.96	0.73	
	12861	Ģ-攻(10 万)	下層	ND	2.1	1.2	ND	0.61 0.71 0.64 ND 0.54 0.19 0.51 0.96 0.73 ND 0.86 0.49 0.69 0.80 0.75 0.040 0.55 0.20 0.49 0.89 0.70 0.46 0.78 0.63 0.72 0.83 0.78		
	対照 海域	襟裳沖	表層	1.2	1.3	1.3	0.69	0.80	0.75	
		(10月)	表層より 深い層	ND	0.99	0.30	0.040	0.55	0.20	
	発電所 海域	北海道、 新潟、石川、 福井第一、 福井第二、 島根	表層	1.2	2.0	1.6	0.49	0.89	0.70	
日本海			下層	0.97	2.0	1.5	0.46	0.78	0.63	
海域	対照	大和堆	表層	1.3	1.4	1.4	0.72	0.83	0.78	
	海域		表層より 深い層	0.23	1.2	0.84	0.26	0.93	0.71	
	発電所	静岡、 愛媛、 佐賀、 鹿児島	表層	1.2	2.0	1.6	0.44	0.75	0.58	
西日	海域		下層	1.2	2.1	1.6	0.45	0.74	0.61	
千海域	学品学生	四国沖	表層*3		1.2		0.79			
	27.7757443		表層より 深い層	0.036	1.9	0.68	0.063	0.87	0.39	

表 I-2-1-1-3 令和 4 年度に発電所海域、核燃海域及び対照海域で採取した海水試料に含 まれる¹³⁷Cs 及び⁹⁰Sr の放射能濃度の範囲及びその平均値

*1 「平均値」は算術平均値を示す。なお、NDの試料は検出下限値を用いて平均値を算出した。 *2 「ND」は検出下限値以下を示す。なお、おおよその検出下限値については、表 I-1-5-5 と表 I-1-5-6の脚注を併せ て参照のこと。 *3 測点 KC1の表層のみの結果であるため、最小、最大及び平均値は求めなかった。

細木	治 1-1:	松田屋	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu (mBq/L)					
词宜	伊坞	採取層	最小值	最大値	平均值*1			
核燃	海域	表層	ND^{*2}	0.0040	0.0031			
(5~)	6月)	下層	0.0032	0.024	0.011			
核燃	海域	表層	ND 0.0058		0.0031			
(10月)		下層	ND 0.023		0.011			
	襟裳沖 (5 月)	表層	ND					
		表層より 深い層	0.010	0.027	0.018			
	襟裳沖 (10月)	表層	ND					
対昭海域		表層より 深い層	0.0097	0.025	0.017			
入] 积 一	十旬世	表層	0.0041	0.0064	0.0053			
	大和唯	表層より 深い層	0.011 0.032 0.		0.023			
		表層	ND					
	四国产	表層より 深い層	0.0081	0.027	0.020			

表 I -2-1-1-4 令和4年度に核燃海域及び対照海域で採取した海水試料に含 まれる²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度の範囲及びその平均値

*1 「平均値」は算術平均値を示す。なお、NDの試料は検出下限値を用いて平均値を算出した。 *2 「ND」は検出下限値以下を示す。なお、おおよその検出下限値の値については、表 1-1-5-5 と表 1-1-5-6の脚注を併せて参照のこと。

(放射性セシウム)

東日本海域の表層で採取した海水試料に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度の範囲及び平均値 と標準偏差は、

発電所海域(核燃海域も含む):

0.90~3.0mBq/L(平均:1.7±0.40mBq/L)(5~6月)

1.2~2.1mBq/L(平均:1.6±0.22mBq/L)(10 月:核燃海域のみ)

対照海域(襟裳沖):0.98~1.2mBq/L(平均:1.1±0.090mBq/L)(5~6月)

1.2~1.3mBq/L (平均:1.3±0.050mBq/L) (10月)

であり、発電所海域での調査結果が比較的高い傾向が見られた(図I-2-1-1-5)。

発電所海域において東電福島第一原発事故以前の平均的な放射能濃度より高い¹³⁷Cs が 得られたのは福島第一、福島第二及び茨城海域であり、これらの場所は東電福島第一原発 周辺の海域であることから、同原発事故に由来する¹³⁷Csによる影響を含むと推測される。

日本海海域及び西日本海域の表層で採取した海水試料に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度の 範囲及び平均値と標準偏差は、

発電所海域:1.2~2.0mBq/L(平均:1.6±0.20mBq/L)(日本海海域)

1.2~2.0mBq/L(平均:1.6±0.22mBq/L)(西日本海域)

対照海域:1.3~1.4mBq/L(平均:1.4±0.050mBq/L)(大和堆)

1.2mBq/L (四国沖)

であり、発電所海域での調査結果が比較的高い傾向が見られた(図I-2-1-1-6)。

なお、大和堆海域の表層においては、東電福島第一原発事故に起因する¹³⁴Cs が平成 29 年度の調査で検出され、日本海において同事故の影響が及ぶ海域の広がりが確認されたも のの、平成 30 年度以降の調査では確認されていない。

東日本海域の下層あるいは表層より深い層で採取した海水試料に含まれる¹³⁷Csの放射 能濃度の範囲及び平均値と標準偏差は、

発電所海域(核燃海域も含む):

ND~2.1mBq/L (平均:1.3±0.45mBq/L) (5~6月) (42 測点中、4 測点で ND)

ND~2.1mBq/L (平均:1.2±0.46mBq/L) (10月:核燃海域のみ)

(22 測点中、6 測点で ND)

対照海域(襟裳沖):

ND~0.91mBq/L (平均:0.27±0.32mBq/L) (5月) (2 測点(計10層)中、1層でND)

ND~0.99mBq/L (平均:0.30±0.36mBq/L) (10月) (1測点 (5層) 中、1層で ND)

であり、発電所海域において比較的高い結果が得られた。なお、比較的高い¹³⁷Csの放射能 濃度が観測されたのは表層と同様に福島第一、福島第二及び茨城海域であったことから東 電福島第一原発事故に由来する¹³⁷Csによる影響を含むと推測される。

日本海海域及び西日本海域の下層あるいは表層より深い層で採取した海水試料に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度の範囲及び平均値と標準偏差は、

発電所海域: 0.97~2.0mBq/L(平均: 1.5±0.29mBq/L)(日本海海域)

1.2~2.1mBq/L(平均:1.6±0.27mBq/L)(西日本海域)

対照海域:0.23~1.2mBq/L(平均:0.84±0.32mBq/L)(大和堆)

0.036~1.9mBq/L(平均:0.68±0.69mBq/L)(四国沖)

であり、発電所海域での調査結果が比較的高い傾向が見られた。

対照海域においてやや低い放射能濃度が見られたのは、深さが増すにつれて¹³⁷Csの放

射能濃度が減少することも要因の一つとして挙げられる。これは、発電所海域は下層の大 半の深度が 200m に満たない状況である一方、対照海域では表層よりも深い層の採取層が 250m よりも深い状況にあり、これらの深い採取層での¹³⁷Cs の放射能濃度が比較的低いこ とから、両海域での¹³⁷Cs の放射能濃度に違いが見られたと考えられる。

(⁹⁰Sr)

東日本海域の表層で採取した海水試料に含まれる⁹⁰Srの放射能濃度の範囲及び平均値と 標準偏差は、

発電所海域(核燃海域も含む):

0.34~0.85mBq/L (平均:0.58±0.13mBq/L) (5~6月)

0.51~0.96mBq/L (平均:0.73±0.12mBq/L) (10月:核燃海域のみ)

対照海域(襟裳沖):0.61~0.71mBq/L(平均:0.64±0.047mBq/L)(5~6月)

0.69~0.80mBq/L (平均:0.75±0.055mBq/L) (10月)

であり、両海域での⁹⁰Srの放射能濃度は同程度であった(図 I-2-1-1-5)。

日本海海域及び西日本海域の表層で採取した海水試料に含まれる⁹⁰Srの放射能濃度の範 囲及び平均値と標準偏差は、

発電所海域: 0.49~0.89mBq/L(平均: 0.70±0.10mBq/L)(日本海海域)

0.44~0.75mBq/L(平均:0.58±0.096mBq/L)(西日本海域)

対照海域: 0.72~0.83mBq/L(平均: 0.78±0.055mBq/L)(大和堆)

0.79mBq/L (四国沖)

であり、発電所海域及び対照海域での⁹⁰Srの放射能濃度の範囲は同程度であった。対照海 域の表層で採取した海水試料に含まれる⁹⁰Srの放射能濃度の平均値は、東電福島第一原発 事故前の5年間(平成18~22年度)及び同事故後の5年間(平成23~27年度)にかけて、 漸減傾向を示すほか、平成29年度から令和4年度にかけても同様の濃度範囲内にあった (図I-2-1-1-6)。さらに、発電所海域も同様な結果を示すことから、発電所海域及び対照 海域における表層水に含まれる⁹⁰Srの放射能濃度の違いは自然変動の範囲内にあるものと

考えられる。

東日本海域の下層あるいは表層より深い層で採取した海水試料に含まれる⁹⁰Srの放射能 濃度の範囲及び平均値と標準偏差は、

発電所海域(核燃海域も含む):

ND~0.78mBq/L (平均:0.51±0.13mBq/L) (5~6月) (42 測点中、5 測点で ND) ND~0.86mBq/L (平均:0.49±0.19mBq/L) (10月:核燃海域のみ) (22 測点中、5 測点で ND) 対照海域 (襟裳沖):

ND~0.54mBq/L(平均:0.19±0.17mBq/L)(5~6月)(2測点(計10層)中1層でND) 0.040~0.55mBq/L(平均:0.20±0.18mBq/L)(10月)

で、発電所海域が対照海域に比べて比較的高い結果であった。

日本海海域及び西日本海域の下層あるいは表層より深い層で採取した海水試料に含まれる⁹⁰Srの放射能濃度の範囲及び平均値と標準偏差は、

発電所海域: 0.46~0.78mBq/L(平均: 0.63±0.099mBq/L)(日本海海域)

0.45~0.74mBq/L(平均:0.61±0.084mBq/L)(西日本海域)

対照海域: 0.26~0.93mBq/L (平均: 0.71±0.21mBq/L) (大和堆)

0.063~0.87mBq/L (平均:0.39±0.31mBq/L) (四国沖)

であり、西日本海域と四国沖を比較すると西日本海域で比較的高い結果が得られた。

対照海域においてやや低い放射能濃度が見られたのは、⁹⁰Sr の放射能濃度が¹³⁷Cs と同様 に深さが増すにつれて減少する濃度分布を示すことが要因の一つとして挙げられる。深い 採取層における⁹⁰Sr の放射能濃度が比較的低いことから、両海域での⁹⁰Sr の放射能濃度に 違いが見られたと考えられる。

以上のことから、発電所及び核燃海域で検出された⁹⁰Srの放射能濃度は対照海域より比較的高い傾向が見られるが、⁹⁰Srの放射能濃度の水平分布は東電福島第一原発事故前と同程度である¹⁾ことから、両海域で検出される⁹⁰Srは過去の大気圏核爆発実験に由来する⁹⁰Srであり、同原発事故に由来するものではないと考えられる。



図 I -2-1-1-5 発電所海域(東日本海域)及び対照海域(襟裳沖海域)で採取 した表層海水試料に含まれる¹³⁷Cs と⁹⁰Sr の放射能濃度の平均 値の経年変化(誤差棒は各年度の標準偏差を示す。ただし、標 準偏差が平均値を超えたものについては誤差棒を記載していな い。)



図 I -2-1-1-6 発電所海域(西日本及び日本海海域)及び対照海域(大和堆海 域及び四国沖海域)で採取した表層海水試料に含まれる¹³⁷Csと ⁹⁰Sr の放射能濃度の平均値の経年変化(誤差棒は各年度の標準 偏差を示す。)

 $(^{239+240}Pu)$

表層の海水試料に含まれる²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度とNDを除く平均値と標準偏差は、 核燃海域:ND~0.0040mBq/L(平均:0.0031±0.00047mBq/L)(5~6月)

(22 測点中、10 測点で ND)

ND~0.0058mBq/L (平均:0.0031±0.00075mBq/L) (10月)

(22 測点中、11 測点で ND)

対照海域:ND(襟裳沖:5月)(2測点中、2測点でND)

ND(襟裳沖:10月)

0.0041~0.0064mBq/L(平均:0.0053±0.0012mBq/L)(大和堆)

ND (四国沖)

であった。

下層あるいは表層より深い層で採取した海水試料に含まれる²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度とND を除く平均値と標準偏差は、

核燃海域:0.0032~0.024mBq/L(平均:0.011±0.0054mBq/L)(5月)

ND~0.023mBq/L (平均:0.011±0.0062mBq/L) (10月)

(22 測点中、3 測点で ND)

対照海域: 0.010~0.027mBq/L(平均: 0.018±0.0056mBq/L)(襟裳沖: 5~6月)

0.0097~0.025mBq/L(平均:0.017±0.0058mBq/L)(襟裳沖:10月)

0.011~0.032mBq/L (平均:0.023±0.0080mBq/L) (大和堆)

0.0081~0.027mBq/L (平均:0.020±0.0073mBq/L) (四国沖)

であり、対照海域が核燃海域に比べてやや高い傾向が見られた。

対照海域においてやや高い放射能濃度が見られたのは、²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度が概ね 500 ~1,000m以深にピークを持つ濃度分布を示すことも要因の一つとして挙げられる。これは、 核燃海域では全 22 測点のうち、下層の大半の深度が 200m に満たない状況である一方、対 照海域では核燃海域に比べて表層よりも深い層の採取層が 250m よりも深い状況にあり、 これらの深い採取層での ²³⁹⁺²⁴⁰Pu の放射能濃度が比較的高いことから、両海域での ²³⁹⁺²⁴⁰Pu の放射能濃度に違いが見られたと考えられる。ただし、核燃海域及び全ての対照海域にお ける下層あるいは表層よりも深い層における ²³⁹⁺²⁴⁰Pu の放射能濃度分布は東電福島第一原 発事故前と同程度である ^{3,4)}ことから、両海域で検出された ²³⁹⁺²⁴⁰Pu は過去の大気圏核爆発 実験に由来するものであり、同事故に起因するものではないと考えられる。 (海底土試料)

対照海域の大和堆及び四国沖海域で採取した表層海底土試料に含まれる¹³⁷Cs、⁹⁰Sr 及び ²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度を資料 4-2 及び図 I -2-1-1-7 に示す。

大和堆海域及び四国沖海域のいずれからも¹³⁴Cs は検出されなかった。

両海域で採取した海底土試料に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度は 0.8Bq/kg-乾燥土の差が、²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度では約 1.7Bq/kg-乾燥土の違いが見られたが、これは測点の水深や海 底土の性状が異なることに起因すると考えられる。

平成18年度の調査においては、四国沖海域の測点(KC2、KC4及びKC6)で²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度が1.2~3.2Bq/kg-乾燥土⁵⁾と、本調査での測点KC1における²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度と同程度であった。一方、平成20~22年度における測点KC1と同じ西日本海域に位置する静岡、愛媛及び鹿児島海域で採取した海底土試料に含まれる²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度が0.8Bq/kg-乾燥土未満^{6~8)}であることから、採取場所により²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度に大きな差があることが分かった。なお、調査を開始した平成15年度以降、両海域において検出された¹³⁷Cs、⁹⁰Sr及び²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度の大きな変化は認められなかった。

これらのことから、大和堆海域及び四国沖海域は海底土試料についても核燃料(原子燃料)サイクル施設及び東電福島第一原発事故の影響は及んでいないと解釈できる。



図 I -2-1-1-7 対照海域で採取した海底土試料に含まれる¹³⁷Cs、⁹⁰Sr 及び ²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度の経年変化(誤差棒は計数誤差を示す。)

(海底土における海洋放射能調査との比較)

令和4年度の調査で得られた海底土試料に含まれる¹³⁴Cs 及び¹³⁷Cs の放射能濃度の範囲 について、発電所海域及び核燃海域の結果を海水同様に東日本海域、日本海海域及び西日 本海域に区分して、大和堆海域及び四国沖海域と比較した。また、⁹⁰Sr 及び²³⁹⁺²⁴⁰Pu につ いては、核燃海域でのみ観測を行っているため、両対照海域と比較した。海域毎にまとめ た結果として、¹³⁴Cs 及び¹³⁷Cs について表 I -2-1-1-5 に、⁹⁰Sr 及び²³⁹⁺²⁴⁰Pu について表 I -2-1-1-6 に示した。

東電福島第一原発事故以降、東日本海域及び日本海海域の一部(新潟海域)で採取した 海底土試料から¹³⁴Cs が検出され(後述「【I】2.2)(3)②海底土に含まれる放射性セシウム の分布とその変動要因に関わる詳細調査」)、また、対照海域に比べて比較的高い¹³⁷Cs の放 射能濃度の範囲及びそれらの平均値が得られていることから、当該海域で採取した海底土 試料には事故直後に比べれば十分低いものの、東電福島第一原発事故に起因する影響がい まだ存在するものと考えられる。

西日本海域においては、対照海域の値に比べて比較的低い結果が得られた。西日本海域 の海底土の多くは砂質であり放射性セシウムを含みにくい性質である一方、対照海域は泥 質であり放射性セシウムを含みやすい性質⁴⁾であることから、海底土の性状の違いにより ¹³⁷Csの放射能濃度に差が生じたと考えられる。

一方、核燃海域で得られた⁹⁰Sr 及び²³⁹⁺²⁴⁰Pu の放射能濃度範囲及び平均値は対照海域と 同程度だった。

調査海域			¹³⁴ C s		¹³⁷ C s				
		(Bq/kg-乾燥土)							
		最小值	最大値	平均值*1	最小值	最大值	平均值		
東日本 海域	青森、宮城、 福島第一、 福島第二、 茨城、核燃	ND * 2	1.2	0.70	ND	39	6.3		
日本海 海域	 北海道、新潟、 石川、 福井第一、 福井第二、島根 	ND			0.40	5.7	2.2		
西日本 海域	静岡、愛媛、 佐賀、鹿児島	ND			ND	1.9	0.81		
対照 海域	大和堆*3	ND 2.2							
	四国沖*4	ND				3.0			

表 I-2-1-1-5 令和 4 年度に発電所海域、核燃海域及び対照海域で採取した海底土試料に 含まれる¹³⁴Cs 及び¹³⁷Cs の放射能濃度の範囲及びその平均値

*1

「平均値」は算術平均値を示す。なお、平均値には ND は含まない。 「ND」は検出下限値以下を示す。なお、おおよその ND の値については、表 I-1-5-3 と表 I-1-5-4 の脚注を併 せて参照のこと。 *2 *3 測点 YR4 のみの結果であるため、最小、最大及び平均値は求めなかった。 *4 測点 KC1 のみの結果であるため、最小、最大及び平均値は求めなかった。

表 I-2-1-1-6 令和 4 年度に発電所海域、核燃海域及び対照海域で採取した海底 土試料に含まれる 90Sr 及び 239+240Pu の放射能濃度の範囲及びその 亚均值

	1 - 5							
		⁹⁰ S r			²³⁹⁺²⁴⁰ Pu			
調査	海域	(Bq/kg-乾燥土)						
		最小值	最大値	平均值*1	最小值	最大値	平均值	
東日本 海域	核燃	ND * ²	0.37	0.23	0.31	3.6	1.2	
対照海域	大和堆*3	0.39			0.84			
	四国沖*4		0.37		2.5			

*1 「平均値」は算術平均値を示す。なお、平均値には ND は含まない。 *2 「ND」は検出下限値以下を示す。なお、核燃海域のおおよその ND の値については、表 I-1-5-4 の 脚注を併せて参照のこと。

*3 測点 YR4 のみの結果であるため、最小、最大及び平均値は求めなかった。 *4 測点 KC1 のみの結果であるため、最小、最大及び平均値は求めなかった。

⑤ まとめ

海洋放射能調査を補完するために、原子力発電所等、核燃料(原子燃料)サイクル施設 及び東電福島第一原発事故の影響が及んでいないと考えられる海域として、大和堆、四国 沖及び襟裳沖を対照海域に設定した。これらの海域で採取した海水試料に加え、大和堆及 び四国沖海域で採取した海底土試料について、¹³⁴Cs、¹³⁷Cs、⁹⁰Sr 及び²³⁹⁺²⁴⁰Pu について放射 能濃度を分析した。その結果から、発電所海域及び核燃海域における当該海域のバックグ ラウンドと考えられる放射能濃度を把握した。

対照海域における海水試料に含まれる¹³⁷Cs 及び⁹⁰Sr の放射能濃度は、同海域における 東電福島第一原発事故前の5年間(平成18~22年度)の範囲内にあり、また、平均値は発 電所海域及び核燃海域の調査結果と大きく異ならなかった。対照海域において海水に含ま れる²³⁹⁺²⁴⁰Pu の放射能濃度は、表層で核燃海域の値と同程度かそれよりも低く、表層より 深い層で核燃海域の値よりも高い傾向が見られた。これらの放射能濃度は、同事故前5年 間の範囲内にあることから、過去の大気圏核爆発実験に由来するプルトニウムであると考 えられる。対照海域における海底土に含まれる放射性核種の放射能濃度は、同事故前5年 間の範囲内にあった。

これらのことから、本調査で設定した対照海域は、発電所海域及び核燃海域における海 水及び海底土に含まれる放射性核種の放射能濃度について、そのバックグラウンドを把握 するうえで有効であると解釈できる。

また、発電所海域及び核燃海域における海水試料に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度を比較 した結果から、東電福島第一原発事故による影響のあった海域においても対照海域と同じ 放射能濃度レベルに近づきつつあることが分かった。海水試料に含まれる⁹⁰Sr及び²³⁹⁺²⁴⁰Pu の放射能濃度については、全ての海域において対照海域と同程度であった。

このほか、海底土において、福島第一、福島第二及び茨城海域で東電福島第一原発事故 の影響による¹³⁴Cs 及び¹³⁷Cs が検出されており、対照海域に比べて比較的高い結果が得ら れた。しかし、それ以外の海域や核燃海域の海底土試料に含まれる⁹⁰Sr 及び²³⁹⁺²⁴⁰Pu の放 射能濃度は対照海域と同じ放射能濃度の範囲にあったことから、東電福島第一原発事故の 影響が及んでいないものと考えられる。 引用文献

- 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⁹⁰Sr 及び¹³⁷Cs 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.
- Casacuberta, N., Masqué, P., Garcia-Orellana, J., Garcia-Tenorio, R. and Buesseler.
 K.O. (2013). ⁹⁰Sr and ⁸⁹Sr in seawater off Japan as a consequence of the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. Biogeosciences, 10, 3649-3659.
- 3) Zheng, J., and Yamada, M. (2005). Vertical distributions of ²³⁹⁺²⁴⁰Pu activities and ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu atom ratios in sediment cores: implications for the sources of Pu in the Japan Sea. Science of the Total Environment, **340**, 199–211.
- 4) Oikawa, S., Watabe, T. and Takata, H. (2015). Distributions of Pu isotopes in seawater and bottom sediments in the coast of the Japanese archipelago before and soon after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station accident. Journal of Environmental Radioactivity, 142, 113-123.
- 5) 財団法人海洋生物環境研究所(2007). 平成18年度海洋環境放射能総合評価事業 成果報告 書
- 6) 財団法人海洋生物環境研究所(2009). 平成 20 年度海洋環境放射能総合評価事業 成果報告書
- 7) 財団法人海洋生物環境研究所(2010). 平成 21 年度海洋環境放射能総合評価事業 成果報告書
- 8) 財団法人海洋生物環境研究所(2011). 平成22年度海洋環境放射能総合評価事業 成果報告

(2) 対照海域における海産生物試料の放射能調査

① はじめに

海洋放射能調査を補完するために、対照海域において海産生物試料を収集して、それら に含まれる放射性核種の放射能濃度等を調査するとともに、海産生物試料を対象とした海 洋放射能調査で得られた結果との比較を行った。

令和4年度の調査では、

大和堆海域:スルメイカ、ホッコクアカエビ

四国沖海域:スルメイカ、チダイ(ゴマサバの代替)

襟裳沖海域:マダラ(スルメイカの代替)、シロザケ(雄)

をそれぞれ収集して分析試料とした。

2 方法

海産生物試料の前処理は、「1.海洋放射能調査海域周辺での調査」と同様である。なお、 スルメイカについては漁獲された時期が4~9月の試料を前期、10~12月の試料を後期と 区分し、以降の文中で記載した。

海産生物試料に含まれる放射性核種の放射能分析の実施に当たっては、「1.海洋放射能 調査海域周辺での調査」と同様に、放射能測定法シリーズに準じた方法により実施するこ ととした。なお、アルファ線スペクトロメトリーの際には、ウラン標準線源を用いてエネ ルギー校正及び効率校正を実施したうえで、アメリカ国立標準技術研究所で製造・校正さ れた放射能標準溶液を用いて回収率を確認し、測定結果のトレーサビリティーを確保した。 さらに、ガンマ線スペクトロメトリーの際には、公益社団法人日本アイソトープ協会で製 造・校正された放射能標準線源を用いて、エネルギー校正及び効率校正を実施し、測定結果 のトレーサビリティーを確保した。

③ 結果

海産生物試料に含まれる放射性核種の放射能濃度のほか、一連の試料分析に関する記録 について資料 5-1 に示す。

(スルメイカ)

大和堆海域及び四国沖海域で採取したスルメイカに含まれる¹³⁷Csの放射能濃度は、それ ぞれ検出下限値以下及び0.044±0.010Bq/kg-生鮮物であった。対照海域、海洋放射能調査 の対象とした福井第一海域及び核燃海域で採取したスルメイカに含まれる¹³⁷Csの放射能 濃度の経年変化を図 I-2-1-2-1 に示す。

過去の調査では、平成23年度に東電福島第一原発事故の影響を受けて、全ての海域において同事故前の最大値を超える¹³⁷Csが検出されたが、対照海域においては同事故前後に

検出された最大値が同程度であり、大きな変化は認められなかった。

平成 15 年度から東電福島第一原発事故前までの期間に実施してきた調査で得られた ¹³⁷Cs に係る結果のうちで最も高い放射能濃度は、それぞれ、

四国沖海域:0.045±0.011Bq/kg-生鮮物

大和堆海域: 0.065±0.012Bq/kg-生鮮物

福井第一海域:0.058±0.011q/kg-生鮮物

核燃海域:0.041±0.011Bq/kg-生鮮物

であり、襟裳沖海域では全ての試料で検出下限値以下であった。また、海洋放射能調査の 調査海域である福井第一海域及び核燃海域では同事故後に 0.1Bq/kg-生鮮物を超える値が 検出された。

対照海域及び核燃海域で採取したスルメイカに含まれる²³⁹⁺²⁴⁰Pu の放射能濃度の経年変 化を図 I-2-1-2-2 に示す。対照海域では、平成 31(令和元)年度から令和 2 年度にかけて は全ての海域で採取したスルメイカから²³⁹⁺²⁴⁰Pu は検出されなかったが、令和 3 年度にお いては大和堆海域で採取したスルメイカから²³⁹⁺²⁴⁰Pu が検出された。なお、核燃海域では、 平成 31(令和元)年度に採取したスルメイカからは²³⁹⁺²⁴⁰Pu は検出されなかったものの、 令和 2~4 年度に採取したスルメイカから²³⁹⁺²⁴⁰Pu が検出されており、対照海域で採取した 前述のスルメイカの結果と近年の放射能濃度とほぼ同水準であった。



図 I -2-1-2-1 対照海域、福井第一海域及び核燃海域で採取したスルメイカに含まれ る¹³⁷Csの放射能濃度の経年変化



図 I -2-1-2-2 対照海域と核燃海域で採取したスルメイカに含まれる ²³⁹⁺²⁴⁰Pu の放 射能濃度の経年変化

(ホッコクアカエビ)

大和堆海域で採取したホッコクアカエビに含まれる¹³⁷Csの放射能濃度は 0.052±0.011Bq/kg-生鮮物、²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度は 0.00052±0.00011Bq/kg-生鮮物であ り、令和3年度と同程度であった。石川海域で採取したホッコクアカエビに含まれる¹³⁷Cs の放射能濃度は 0.039±0.0076Bq/kg-生鮮物(前期)、0.044±0.011Bq/kg-生鮮物(後期) であり、大和堆海域で採取されたものと同程度の放射能濃度であった。また、大和堆海域 で採取したホッコクアカエビに含まれる¹³⁷Csの放射能濃度は、令和3年度以前において 石川海域で採取したものや東電福島第一原発事故前に大和堆海域や石川海域で採取したも のと同程度であった(図 I-2-1-2-3及び図 I-2-1-2-4 参照)。



図 I -2-1-2-3 対照海域(大和堆海域)と石川海域で採取したホッコクアカエビに含 まれる¹³⁷Csの放射能濃度の経年変化



図 I -2-1-2-4 対照海域(大和堆海域)で採取したホッコクアカエビに含まれる ²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度の経年変化

(チダイ)

四国沖海域で採取したチダイに含まれる¹³⁷Cs の放射能濃度は 0.091±0.011Bq/kg-生鮮 物であり、¹³⁴Cs と²³⁹⁺²⁴⁰Pu は検出されなかった。令和4年度の調査においてチダイは鹿児 島海域でも採取されており、¹³⁷Cs の放射能濃度は 0.11±0.011Bq/kg-生鮮物であり、四国 沖海域で採取したものと同程度の放射能濃度であった。 (マダラ)

襟裳沖海域で採取したマダラに含まれる¹³⁷Csの放射能濃度は 0.12±0.0095Bq/kg-生鮮物であり、令和3年度の結果と同程度であった。また、¹³⁴Csと²³⁹⁺²⁴⁰Pu は令和3年度と同様に検出されなかった。令和4年度の調査においてマダラは宮城及び核燃海域(八戸沖及び三陸北部沖)でも採取されており、宮城海域で採取したマダラに含まれる¹³⁷Csの放射能 濃度は 0.21~0.24Bq/kg-生鮮物の範囲にあり、核燃海域では 0.13~0.20Bq/kg-生鮮物の範囲にあった。また、核燃海域で採取したマダラから²³⁹⁺²⁴⁰Pu は検出されなかった。これらのことから、襟裳沖海域で採取したマダラに含まれる¹³⁷Csや²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度は核燃海域で採取したものと同程度と考えられる。なお、襟裳沖海域で採取したマダラの¹³⁷Csの放射能濃度は、東電福島第一原発事故前の過去5年間(平成18~22年)の発電所海域(福島第一、福島第二及び宮城海域)及び核燃海域のマダラに含まれる¹³⁷Csの放射能濃度 範囲(0.074~0.22Bq/kg-生鮮物)内にあった。

(シロザケ)

襟裳沖海域で採取したシロザケに含まれる¹³⁷Csの放射能濃度は 0.14±0.0084Bq/kg-生 鮮物であった。¹³⁴Csと²³⁹⁺²⁴⁰Pu は検出されなかった。平成 19 年度に調査を開始して以来、 襟裳沖海域で採取したシロザケに含まれる放射性セシウムの放射能濃度は核燃海域のそれ に比べ低いか、あるいは同程度で推移していた。東電福島第一原発事故後、放射能濃度は 上昇したが、核燃海域で採取されたシロザケの放射能濃度の上昇傾向に比べて小さいもの であった(図 1-2-1-2-5 参照)。



図 I-2-1-2-5 対照海域(襟裳沖海域)と核燃海域で採取したシロザケに含ま れる放射性セシウムの放射能濃度の経年変化

④ まとめ

対照海域で採取した海産生物試料のうち、大和堆海域で採取したスルメイカとホッコク アカエビ、四国沖海域で採取したスルメイカとチダイ及び襟裳沖海域で採取したマダラと シロザケ(雄)について¹³⁴Cs、¹³⁷Cs及び²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度を把握した。

それぞれの海産生物に含まれる¹³⁴Cs はいずれの試料からも検出されなかったものの、 ¹³⁷Cs の放射能濃度は ND~0.14Bq/kg-生鮮物の範囲にあった。また、²³⁹⁺²⁴⁰Pu ついては、ス ルメイカ及びホッコクアカエビ(ともに大和堆海域、令和 4 年 10 月採取)からそれぞれ 0.00047±0.00011Bq/kg-生鮮物及び 0.00052±0.00011Bq/kg-生鮮物が検出された。

上記の結果を踏まえると、令和4年度に実施した海洋放射能調査の対象海域とした発電 所海域及び核燃海域で採取した海産生物試料に含まれる¹³⁷Cs及び²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度 は、対照海域で採取された海産生物試料に含まれる¹³⁷Cs及び²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度との対 比から、福島第一海域で東電福島第一原発事故の影響が確認されたものの、海洋環境の放 射能濃度のバックグラウンドと同程度であることを把握することができた。 3) 変動要因·移行挙動調查

(1) 海洋環境における²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 原子数比モニタリング

① はじめに

海洋に存在するプルトニウム同位体の主要な起源は、1945 年から 1980 年にかけて行われた大気圏核実験であり¹⁾、大気圏核実験起源の主要なプルトニウム同位体は、

- ²³⁸Pu(半減期:87.7年)、
- ²³⁹Pu(半減期:2.411×10⁴年)
- ²⁴⁰Pu(半減期:6,564年)
- ²⁴¹Pu(半減期:14.35年)

の4核種である²⁾。

大気圏核実験以外のプルトニウム同位体の起源として、セラフィールド・ラアーグ・マヤ ーク等の核燃料再処理施設からの放出、チョルノービリ原子力発電所事故、グリーンラン ド・チューレ空軍基地近傍での核兵器搭載米軍爆撃機墜落事故、²³⁸Pu 燃料電池搭載人工衛 星(SANP-9A)打ち上げ失敗等がある³⁾。

北太平洋において、プルトニウム同位体の主要な起源はさらに次の二つに大別される;

- ・1950 年代から 1960 年代はじめに行われた大気圏核実験による大量の地球規模放 射性降下物(Global fallout;グローバルフォールアウト)
- ・1946 年から 1958 年にかけてマーシャル諸島(ビキニ及びエニウェトク環礁)に
 あった米国太平洋核実験場(Pacific Proving Grounds: PPG)で行われた大気圏
 核実験による放射性降下物(Local fallout;局地フォールアウト)

大気圏核実験により環境中へ放出されたプルトニウム同位体のうち、2000(平成12)年 1月1日現在、

- ²³⁸Pu:0.50PBq (0.78kgに相当)
- ²³⁹Pu: 4.5PBq (2,980kg に相当)
- ²⁴⁰Pu: 4.0PBq (477kg に相当)
- ²⁴¹Pu:24PBq (6.2kg に相当)

が太平洋に存在していると見積もられており、このうち

²³⁹Pu の 2.4PBq

- ²⁴⁰Pu の 2.7PBq
- ²⁴¹Pu の 17PBq

が太平洋核実験場での大気圏核実験(いわゆるビキニ核実験)による局地フォールアウト 起源である⁴⁾。

(Pはペタ(10¹⁵)を表す)

海洋に存在するプルトニウムの起源を探るうえで、²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 原子数比(atom ratio) はその起源によって異なるために有用である。例えば、グローバルフォールアウトによる ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 原子数比は 0.180±0.014⁵⁾、太平洋核実験場での大気圏核実験による局地フォー ルアウトの ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 原子数比は 0.30~0.36 と報告されている ^{6~8)}。日本周辺海域の海底 土試料において、この二つを起源とするプルトニウムが堆積していることが分かっている ^{9,10)}。

そこで、海底土に含まれる²³⁹⁺²⁴⁰Pu 濃度とその原子数比を把握し、プルトニウムの起源 を特定するうえで必要となる情報を取得し、もって海洋放射能調査で実施している核燃海 域での調査結果を補完するデータに資することとした。

② 方法

(²³⁹⁺²⁴⁰Pu 濃度及び²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 原子数比)

<採取海域及び採取測点>

海洋放射能調査を実施した海域のうち、発電所海域での海底土については、以下の海域の測点(計15試料)において表層から3cmまでの海底土を採取し、分析に供した。

・北海道、青森、宮城、福島第一、福島第二、茨城、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:測点2(計14測点)
- ・静岡海域:測点4

<前処理>

冷凍保存した試料を解凍した後、重量を測定し、105°Cで乾燥した。その後、目開き2mm のふるいにかけ、分析用試料とした。

<²³⁹⁺²⁴⁰Pu 濃度及び²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 原子数比の分析>

海底土の分析は、放射能測定法シリーズ16「環境試料採取法」に準じて前処理を行った のち、放射能測定法シリーズ12「プルトニウム分析法」に準じて行った。試料の化学分離・ 精製及び測定は、同位体希釈法を応用した高精度質量分析法によった。詳細は文献の^{11~13)} に記載のとおりである。

乾燥土とした海底土試料約 1.8g を分取・秤量し、正確に分取した 0.57pg の ²⁴²Pu を回収率 補正のためのトレーサとして添加した。次に、その後の化学分離において妨害となる有機物を分解する ため、試料を磁製るつぼに移し、マッフル炉を用いて 450°Cで 5 時間灰化した。灰化試料を 50 mL テフロン容器に移し、10mL の硝酸を加え、ホットプレート上において 160°Cで 4 時間以上加熱し、 試料を溶解した。冷却後、上澄み液をろ紙(No.5C)でろ過し、100mg のカルシウム及びランタンをそ れぞれ加え、さらに 2mL の20%塩化チタン(Ⅲ)を添加し、Pu (Ⅳ) 及び Pu (Ⅴ)をPu (Ⅲ) に還元した。46%フッ化水素酸 7mL を注意深く添加し、毎分 3,000 回転で15 分間遠心分離した

後、ホウ酸 0.5g を添加した。フッ化カルシウム/フッ化ランタンの沈殿物を 3M 硝酸 20mL で溶解 し、抽出クロマトグラフィによる分離を行った。0.3gの亜硝酸ナトリウムを加えて、Puの原子価 を Pu (IV) に調整し、真空ボックス内で 10mL の 3M 硝酸で前処理した TEVA 樹脂 (Eichrom Technologies 社製) カラムに通した。10mL の 3M 硝酸を流してカルシウム、鉄及び希土類元素を 除去、続いて 40mL の1M 硝酸を流してウラン、鉛、タリウム及び白金を除去、さらに 10mL の9M 塩 酸でトリウム、ビスマス及びハフニウムを除去した。プルトニウムの溶離前に、3M 硝酸 10mL で前処理した UTEVA 樹脂 (Eichrom Technologies 社製) カラム及び DGA 樹脂 (Eichrom Technologies 社製) カラムを TEVA 樹脂カラムに接続した。Pu (IV) を Pu (Ⅲ) に還元して TEVA 樹脂から Pu(Ⅲ)を溶離するために、3M 硝酸-0.1M アスコルビン酸-0.02 M 鉄(Ⅱ)(25% 鉄スルファミン酸塩から調製)を20mL 流した。溶離した Pu(Ⅲ)画分を UTEVA 樹脂カラムに通 し、さらにDGA 樹脂カラム上に保持した。溶離後、TEVA 及びUTEVA 樹脂カラムを取り外し、DGA 樹 脂に 30mL の 0.1M 硝酸を流して、ウラン、タリウム、鉛、白金、ハフニウム及び鉄を取り除いた。 最後に、樹脂上のプルトニウムを20mL の0.5M 塩酸-0.1M 塩酸ヒドロキシルアミンで溶離した。 -最終的に4%硝酸0.7mLに溶解し、二重収束型誘導結合プラズマ質量分析計(SF-ICP-MS;Element XR; サーモフィッシャーサイエンティフィック社製)により、*m/z* 239、240 及び 242 での 計測を行って²³⁹Pu 及び²⁴⁰Pu 濃度、併せて²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 原子数比を求めた。また、測定の感 度向上のために、高感度・脱溶媒試料導入システム(APEX-Q;エレメンタルサイエンティフ ィック社製)も併せて用いた。

なお、海底土標準試料 IAEA-385 とNIST-4357 の分析も並行して用い、海底土中のプルトニウム 測定の品質管理を行った。本方法を用いて検出・測定したこれらの標準試料の²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 原子数 比及び²³⁹⁺²⁴⁰Pu 濃度は、

• IAEA-385 (240 Pu/ 239 Pu=0.180±0.007 ; ${}^{239+240}$ Pu=2.35±0.08Bq/kg)

• NIST-4357 $(^{240}Pu/^{239}Pu=0.244\pm0.006$; $^{239+240}Pu=9.88\pm0.38Bq/kg)$

であり、²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 原子数比及び²³⁹⁺²⁴⁰Pu 濃度は 認 証 値 · 文 献 値 で あ る

• IAEA-385 (${}^{240}Pu/{}^{239}Pu=0.174 \sim 0.193$; ${}^{239+240}Pu=2.89 \sim 3.00Bq/kg$)

• NIST-4357 (240 Pu/ 239 Pu=0.233 ~ 0.244 ; ${}^{239+240}$ Pu=9.3 ~ 13.2Bq/kg)

とよく一致した。本分析法が海底土中のプルトニウム分析に十分な精度があることを確認した。

③ 結果

(海底土試料に含まれる²³⁹⁺²⁴⁰Pu濃度)

令和4年度に採取した海底土試料の分析結果を資料6-1に示す。海底土試料に含まれる ²³⁹⁺²⁴⁰Pu濃度は、0.30~3.37Bq/kg-乾燥土の範囲にあった。この濃度範囲は、日本周辺海域 で得られている範囲^{9,10)}と比較して同水準であった。令和4年度は、令和3年度と同様に青 森海域(測点2)で採取した海底土から得られた結果で最高値を示した。 また、図I-2-2-1-1に示すとおり、²³⁹⁺²⁴⁰Pu濃度が2Bq/kg-乾燥土を超える海域は、北海 道、青森、新潟、福井第一及び福井第二の5海域であり、東電福島第一原発事故前の平成20 年度から平成23年度に発電所海域の海底土で得られた結果¹⁴⁾と同様であった。海底土試料 に含まれる²³⁹⁺²⁴⁰Pu濃度は、表層水中の生物生産性、海底土採取水深、底質(粒径・比表面 積・構成成分)あるいは海底土の酸化還元状態等によって異なる。令和4年度の調査で得ら れた濃度範囲は、平成3年度から核燃海域で継続的に調査している海底土に含まれる ²³⁹⁺²⁴⁰Pu濃度の範囲と比較しても同水準であった。



図 I -2-2-1-1 各海域で採取した海底土に含まれる²³⁹⁺²⁴⁰Pu 濃度(オレン ジ、緑、青及び赤丸は、それぞれ、令和4年度、令和3年 度、令和2年度及び平成31(令和元)年度の濃度を示す。)

(海底土試料の²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 原子数比)

令和4年度に発電所海域で採取した海底土試料に含まれる²⁴⁰Pu/²³⁹Pu原子数比は、資料 6-1に示すとおり、0.213~0.270の範囲にあり、東電福島第一原発事故前に実施された平 成20~23年度の結果¹⁴⁾を含む平成20~令和3年度の調査結果と同じ範囲であった。ま た、東電福島第一原発事故後に福島県沿岸の海底土で報告されている²⁴⁰Pu/²³⁹Pu原子数比 ^{15,16)}と同程度であり、Bu *et al*.¹⁵⁾は東電福島第一原発事故に起因するプルトニウムの海洋 への放出は無視しうるとしている。令和4年度の結果からも発電所海域で採取した海底土 は東電福島第一原発事故起源の²³⁹⁺²⁴⁰Puの沈着は認められなかった。

北太平洋において、プルトニウム同位体の主要な起源は、グローバルフォールアウトと 太平洋核実験場起源の局地フォールアウトである⁴⁾。図 I -2-2-1-2 に示すとおり、発電所 海域の海底土に含まれるプルトニウムはこの二つの起源の混合であり、それぞれの起源の 寄与率を求めた。なお、グローバルフォールアウト起源の²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 原子数比を 0.18⁵⁾、 太平洋核実験場起源の局地フォールアウト比は 0.30~0.36 の範囲が報告されている^{6~8)} が計算では 0.33⁸⁾を用いた。令和 4 年度の発電所全海域の海底土に含まれる²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 原 子数比の平均値と標準偏差は 0.239±0.018 であった。

これらの数値を用いて寄与率を求めた結果、発電所海域の海底土は、

・太平洋核実験場の局地フォールアウト起源:39%

・グローバルフォールアウト起源:61%

となった。

発電所海域の海底土のプルトニウムは、グローバルフォールアウト起源と太平洋核実験 場の局地フォールアウト起源が存在しており、寄与率は文献値^{9~10,15,16)}と同程度であった。 太平洋核実験場の局地フォールアウト起源のプルトニウムは、北赤道海流及び黒潮並びに 対馬海流によって日本周辺海域に運ばれ^{16,17)}、粒子による除去・沈降によって海底土にも たらされている。

なお、ビキニ及びエニウェトク環礁のラグーンから、現在でも年間 0.2TBq のプルトニウ ムが放出されているとの報告³⁾ もあり、海洋環境で見出される放射性セシウムに限らず、 プルトニウムについても、例えば、新たな付加があるかどうかを検知するため、今後も我 が国周辺海域での海洋放射能モニタリングを継続して実施することが必要であると考えら れる。

(Tはテラ (10¹²) を表す)


図 I -2-2-1-2 各海域で採取した海底土に含まれるプルトニウムの²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 原子数比 (オレンジ、緑、青及び赤丸は、それぞれ、令和4年度、令和3年度、令和 2 年度及び平成 31(令和元)年度の原子数比を示す。黄色及び水色の網掛け は、それぞれ、グルーバルフォールアウト比及び太平洋核実験場起源の局地 フォールアウト比を示す。)

④ まとめ

海洋放射能調査で実施している発電所海域で得られた海底土において、²³⁹⁺²⁴⁰Pu濃度と ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu原子数比を求めて考察したところ、東電福島第一原発事故前と同水準の放射能濃 度及び原子数比を示したことから、過去の大気圏核実験に由来するプルトニウム以外の起 源を持つプルトニウムの存在は確認されなかった。発電所海域の海底土には、グローバル フォールアウト起源と太平洋核実験場の局地フォールアウト起源のプルトニウムが存在 しており、それぞれのフォールアウトの寄与率は文献値と同程度であった。

引用文献

- UNSCEAR. (2000). Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), United Nations, New York.
- Aarkrog, A. (2003). Input of anthropogenic radionuclides into the World Ocean. Deep-Sea Research II, 50, 2597-2606.
- 3) Lindahl, P., Lee, S.-H., Worsfold, P. and Keith-Roach, M. (2010). Plutonium isotopes as tracers for ocean processes: A review. Marine Environmental Research, 69, 73-84.
- 4) Hamilton, T.F. (2004). Linking legacies of the Cold War to arrival of anthropogenic radionuclides in the oceans through the 20th century. In: Livingston, H.D. (Ed), Radioactivity in the Environment 6. Marine Radioactivity. Elsevier Ltd, Oxford, pp. 23-78.
- 5) Kelley, J.M., Bond, L.A. and Beasley, T.M. (1999). Global distribution of Pu isotopes and ²³⁷Np. Science of the Total Environment, **237/238**, 483-500.
- 6) Diamond, H., Fields, P.R., Stevens, C.S., Studier, M.H., Fried, S.M., Inghram, M.G., Hess, D.C., Pyle, G.L., Mech, J.F., Manning, W.M., Ghiorso, A., Thompson, S.G., Higgins, G.H., Seaborg, G.T., Browne, C.I., Smith, H.L. and Spence, R.W. (1960). Heavy isotope abundances in 'Mike' thermonuclear device. Physical Review, 119, 2000-2004.
- Komura, K., Sakanoue, M. and Yamamoto, M. (1984). Determination of ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu ratio in environmental samples based on the measurement of Lx/α-ray activity ratio. Health Physics, 46, 1213-1219.
- Muramatsu, Y., Hamilton, T., Uchida, S., Tagami, K., Yoshida, S. and Robinson, W. (2001). Measurement of ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu isotopic ratios in the soil from the Marshall Islands using ICP-MS. Science of the Total Environment, **278**, 151-159.
- 9) Zheng, J. and Yamada, M. (2004). Sediment core record of global fallout and Bikini close-in fallout Pu in Sagami Bay, western Northwest Pacific margin. Environmental Science and Technology, 38, 3498-3504.
- 10) Wang, Z.-L. and Yamada, M. (2005). Plutonium activities and ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu atom ratios in sediment cores from the East China Sea and Okinawa Trough: Sources and inventories. Earth and Planetary Science Letters, 233, 441-453.
- 11) Wang, Z.T., Zheng, J., Ni, Y.Y., Men, W., Tagami, K. and Uchida, S. (2017). High performance method for rapid determination of Pu isotopes in soil and sediment samples by sector-field inductively coupled plasma mass spectrometry. Analytical

Chemistry, 89,2221-2226.

- 12) Wang, Z.T., Yang, G.S., Zheng, J., Cao, L.G., Yu, H.J., Zhu, Y.B., Tagami, K. and Uchida, S. (2015). Effect of ashing temperature on accurate determination of plutonium in soil samples. Analytical Chemistry, 87, 5511-5515.
- 13) Zheng, J. (2015). Evaluation of a new sector-field ICP-MS with Jet Interface for ultra-trace determination of Pu isotopes: from femtogram to attogram levels. Journal of Nuclear and Radiochemical Sciences, 15, 7-13.
- 14) Oikawa, S., Watabe, T. and Takata, H. (2015). Distribution of Pu isotopes in seawater and bottom sediments in the coast of the Japanese archipelago before and soon after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station accident. Journal of Environmental Radioactivity, 142, 113-123.
- 15) Bu, W.T., Fukuda, M., Zheng, J., Aono, T., Ishimaru, T., Kanda, J., Yang, G., Tagami, K., Uchida, S., Guo, Q.J. and Yamada, M. (2014). Release of Pu isotopes from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident to the marine environment was negligible. Environmental Science and Technology, 48(16), 9070-9078.
- 16) Yamada, M., Oikawa, S., Shirotani, Y., Kusakabe, K. and Shindo, K. (2021). Transuranic nuclides Pu, Am and Cm isotopes, and ⁹⁰Sr in seafloor sediments off the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant during the period from 2012 to 2019. Journal of Environmental Radioactivity, 227, 106459.
- 17) Yamada, M. and Zheng, J. (2010) Temporal variation of ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu atom ratio and ²³⁹⁺²⁴⁰Pu inventory in water columns of the Japan Sea. Science of the Total Environment, 408, 5951-5957.

(2)海水及び海産生物試料の¹²⁹I 放射能濃度

① はじめに

海洋には、主に2種類のヨウ素同位体が存在する。ヨウ素の同位体で唯一の安定同位体の¹²⁷Iと放射性同位体の¹²⁹Iである。¹²⁷I濃度の鉛直分布は、生物活動により海洋表層で 若干低い値を示し、下層に向かって濃度の増加を示すことが一般的である。一方、海洋に 存在する¹²⁹I(半減期:1.57×10⁷年)は主に以下の2つの起源を持つ;

- (1) 大気中のキセノン(Xe)と宇宙線との核破砕反応により生成されたもの(宇宙 線生成核種)
- (2) 原子力関連施設や核実験により人工的に放出されたもの

このうち、(2)には原子力関連施設から計画的に排出されるものと、事故などにより環境 へ非意図的に放出されるものがある。なお、大気圏核爆発実験や原子力発電所事故では、 短寿命核種である¹³¹I(半減期:8.02 日)も環境中に放出される。これは半減期が短く、 広域へ長時間にわたる影響を及ぼすことは少ないものの、事故等の直後に、拡散域やその 近隣に存在して影響を与える可能性もある。

核燃海域(図 I-1-3-14)では、青森県六ケ所村にある核燃料(原子燃料)サイクル施設の 稼働に伴って¹²⁹ I が計画的に排出され、施設の周辺海域で¹²⁹ I 放射能濃度レベルが変動 することが懸念される。また、東電福島第一原発事故により大気及び海洋へ¹²⁹ I が放出さ れたとの報告があり^{1~3)}、過年度の本調査において、同事故由来と思われる¹²⁹ I 放射能濃 度変化を捉えている。

¹²⁹ I の放射能は微弱であり、東電福島第一原発事故由来の¹²⁹ I が海洋生態系に与える影響は小さいと考えられるが、その海洋における分布と時系列変化を解析することにより、同事故により海洋へもたらされた人工放射性核種の動態に関する知見が得られる。さらに、
¹³¹ I の海洋における挙動は短寿命ゆえ観測から予測することは難しいが、¹²⁹ I の詳細な解析により、間接的に¹³¹ I の挙動を推測することが可能になる。

ヨウ素は親生元素として知られており、種々の海産生物においてヨウ素の蓄積が確認されている^{4,5)}。なかでも、コンブ類は自然界で最もヨウ素を蓄積する生物の一つとして知られており⁶⁾、日本では北海道沿岸を中心に三陸海岸にも分布する代表的な食用海藻の一つである⁷⁾。

本調査では令和3年度に引き続き、核燃海域や他の海域において海水に含まれる¹²⁹[の 放射能濃度分布を調査した。同時に、北日本沿岸に生息するコンブ類と海水に含まれる¹²⁹] 放射能濃度の関係性を調べるために、コンブ類試料に含まれる¹²⁹]放射能濃度も調べた。 また、これまでの調査により、北海道から東北沿岸のコンブ類についてのヨウ素のデータ が蓄積されつつある。一方で、日本近海で採取されるコンブ類の分布域は、マコンブでは 北海道沿岸~宮城県沿岸、オニコンブは道東沖と限られていることから、海域による違い や生物種による違いを比較するためのデータが不足している。そのため、令和3年度より 食用海藻試料の比較として西日本沿岸に生息するワカメに含まれる¹²⁹ I 放射能濃度を調査 した。

② 方法

(分析試料及び分析法)

海水試料は発電所海域(青森、宮城、福島第一、福島第二及び茨城海域)、核燃海域及 び対照海域で採取した。測点のリストを表 I-2-2-2-1 に示す。なお、測点の位置は図 I-1-3-2~5、図 I-1-3-14 及び図 I-2-1-1-1 を参照のこと。

発電所海域では、令和4年5~6月に各測点で表層水を採取した。核燃海域では、令和4 年5~6月(前期)及び10月(後期)の2回、各測点で表層水を採取した。対照海域(大 和堆、四国沖及び襟裳沖)では令和4年5~6月に、表層、250m、500m(大和堆及び四国沖 のみ)、750m、1000m、1250m(襟裳沖のみ)、底層で採取した。

海藻類については、下北沖海域(青森県・白糠)及び岩手県三陸沖海域(岩手県・重茂) においてマコンブを収集した。また、対照試料として津軽海峡(青森県・外ヶ浜)のマコン ブ、根室海峡(北海道・羅臼)のオニコンブ、有明海(長崎県・島原湾)のワカメ及び丸山 沖(兵庫県・淡路島)のワカメを収集した。なお、海水試料については陸から離れた沖合 で採取し、海藻試料については沿岸部で採取した。

海水試料は賀佐ら⁸⁾の方法で前処理を行い、分離、濃縮した¹²⁹Iを加速器質量分析法(AMS) により測定した。同時に海水中の安定ヨウ素である¹²⁷Iもアスコルビン酸還元法を用いた イオンクロマトグラフィー⁹⁾で測定した。

海藻類については、凍結させた後、真空凍結乾燥機で乾燥し、乾燥させた試料から抽出 したヨウ素をヨウ化銀とした後、AMS により¹²⁹Iを測定した。同時に、試料中の¹²⁷I濃度 は、インジウムを内標準とした誘導結合プラズマ質量分析法により測定した。

¹²⁹Iの測定は試料に含まれる¹²⁹I/¹²⁷I比から求めた。¹²⁹I/¹²⁷I比の測定には 3MV 加速器質 量分析装置(High Voltage Engineering Europa 製)を用いた。なお、標準試料及び各種 試料の測定は、1 試料当たり 3360~4200 秒(28 秒/ブロック×10 ブロック/回×12~15 回) 実施した。

測定された¹²⁹I/¹²⁷I比は、標準試料の測定値から標準化を実施した。標準試料には NIST SRM 3231 Level II (¹²⁹I atoms・L⁻¹ = 4.138 ± 0.0506×10¹³)を表層海水で希釈したもの を測定して標準化係数を算出し、¹²⁹I 放射能濃度を計算した。詳細は平成 28 年度の本事業 調査報告書¹⁰⁾を参照のこと。

海域	測点	略号	海域 測点 略号		海域	測点	略号	
発電所海域		核燃海域			対照海域			
青森海域	1	HG1	核燃海域	1	AM1	襟裳沖海域(核燃沖)	2	T2
青森海域	2	HG2	核燃海域	3	AM3	襟裳沖海域(襟裳沖)	11	E11
青森海域	3	HG3	核燃海域	4	AM4	大和堆海域	1	YR1
青森海域	4	HG4	核燃海域	6	AM6	四国沖海域	1	KC1
宮城海域	1	M I 1	核燃海域	7	AM7			
宮城海域	4	MI4	核燃海域	10	AM10			
福島第一海域	3	FSN3	核燃海域	11	AM11			
福島第一海域	4	FSN4	核燃海域	13	AM13			
福島第二海域	1	FSS1	核燃海域	14	AM14			
福島第二海域	2	FSS2	核燃海域	15	AM15			
茨城海域	1	IB1	核燃海域	16	AM16			
茨城海域	2	IB2	核燃海域	17	AM17			
茨城海域	3	IB3	核燃海域	18	AM18			
茨城海域	4	IB4	核燃海域	19	AM19			
			核燃海域	20	AM20			
			核燃海域	21	AM21			
			核燃海域	22	AM22			

表 I-2-2-2-1 海水試料採取測点

③ 結果

(核燃海域で採取した海水試料に含まれる¹²⁷I(安定ヨウ素)濃度及び¹²⁹I放射能濃度) 核燃海域で採取した表層水に含まれる¹²⁷I濃度及び¹²⁹I放射能濃度を資料 7-1に示す。 なお、本来は発電所海域である青森海域の測点は AM11~AM13 及び AM14、AM15 で囲まれた 海域に存在するため、ここでは青森海域も核燃海域に含める。

核燃海域で採取した表層水に含まれる¹²⁷ I 濃度の平均値と標準偏差は、

前期:51±0.37µg/L

後期:53±0.28µg/L

(μはマイクロ(10⁻⁶)を表す。)

であった。なお、平成18~22年度の¹²⁷I濃度の平均値と標準偏差は、

前期:52±0.75μg/L

後期:52±0.85µg/L

であり、前期と後期に有意な差は見られず、過去の分析値との有意の差もない。

核燃海域で採取した表層水に含まれる¹²⁹I放射能濃度の平均値と標準偏差は、

前期:23±1.6nBq/L

後期:24±0.92nBq/L (nはナノ(10⁻⁹)を表す。)

であった。平成18年度~令和4年度の各測点における表層水に含まれる¹²⁹I放射能濃度 の推移を図I-2-2-2-1(a)に示す。平成19~20年度には六ケ所村の核燃料(原子燃料) サイクル施設のアクティブ試験(以下、「アクティブ試験」という。)^{※1}による放射能濃 度の上昇が確認された。また、平成23年度には東電福島第一原発事故の影響が確認された ^{11~13)}。さらに、令和2年度には一部の測点において核燃料(原子燃料)サイクル施設から の放出の影響と推察される放射能濃度の上昇が確認された¹⁴⁾。令和4年度の値はアクティ ブ試験による¹²⁹I放出が大幅に減少した平成21年後期~22年度までの値と同程度であっ た。平成24年~令和3年の期間の核燃海域の表層水に含まれる¹²⁹I放射能濃度の平均値 は前期が26nBq/Lで、後期が22nBq/Lであり、令和4年度の放射能濃度は前期と後期で同 程度の値が確認された。今後、水温や塩分等のデータを活用し、¹²⁹I放射能濃度の測点間 の変動や経年変化について解明が必要である。

一方、前期と後期の季節変動に比べて¹²⁹I 放射能濃度の年変化はさらに大きい。平成19 年度と20年度に一部の測点で際立った放射能濃度の上昇が見られた(AM1~8、AM17~22)。 これらはアクティブ試験の影響と考えられる。また、平成23年度前期のAM4、AM5、AM22 で¹²⁹I 放射能濃度の上昇が見られたが、この期間には六ケ所村の核燃料(原子燃料)サイ クル施設からの¹²⁹I の放出はほとんど無いことから、東電福島第一原発事故の影響と考え られる。

令和4年度に核燃海域で採取した表層水に含まれる¹²⁹I/¹²⁷I原子数比は¹²⁹I放射能濃度 と同様に、前期の平均値((6.8±0.49)×10⁻¹¹)が後期の平均値((6.9±0.28)×10⁻¹¹)と同程 度であった。

^{※1} アクティブ試験は平成18年3月31日より開始し、令和4年3月現在も継続中である。¹²⁹I放出量 は液体廃棄物、気体廃棄物ともに平成18年4月から平成20年10月までの期間で相対的に高い。 放出量の時系列変化は図1-2-2-2-1を参照のこと



図 I -2-2-2-1 (a)核燃海域、(b)発電所海域及び(c)対照海域における表層水
 に含まれる¹²⁹I 放射能濃度の推移と(d)六ケ所村の核燃料(原
 子燃料)サイクル施設からの¹²⁹I 放出量((d)は、平成18~令
 和3年度六ケ所再処理工場に係る定期報告書を参照した。)

(発電所海域の¹²⁷I(安定ヨウ素)濃度及び¹²⁹I放射能濃度)

核燃海域の南に位置する 4 つの発電所海域(宮城、福島第一、福島第二及び茨城海域) において表層海水を採取し、¹²⁷I濃度と¹²⁹I放射能濃度を測定した。それぞれの測点で得 られた¹²⁷I濃度及び¹²⁹I放射能濃度並びに¹²⁹I/¹²⁷I原子数比を資料 7-1に示す。また、同 海域における¹²⁹I放射能濃度の時系列変化を図 I-2-2-2-1(b)に示す。

¹²⁷I濃度は、

発電所海域で採取した表層水に含まれる¹²⁷ [濃度の平均値と標準偏差は、

宮城海域:51±0.56μg/L

福島第一・福島第二海域:50±1.2µg/L

茨城海域:53±0.29μg/L

であった。なお、平成 18~22 年度の各海域で採取した表層水に含まれる¹²⁷I 濃度の範囲 は、

宮城海域:48~54μg/L

福島第一・福島第二海域:50~54µg/L

茨城海域:47~55µg/L

であり、令和4年度の測定値は東電福島第一原発事故前の変動幅に収まっている。

発電所海域で採取した表層水に含まれる¹²⁹ I 放射能濃度の平均値は 18~38nBq/L の範囲 にあった。平成 18~令和 4 年度の同海域における¹²⁹ I 放射能濃度の時系列変化を図 I-2-2-2-1 (b) に示す。平成 19 年度にはアクティブ試験の影響による放射能濃度の上昇が確認 されたものの、平成 22 年度には放射能濃度の上昇が見られる前の濃度レベルに戻ってい る。また、平成 23~25 年度にかけて東電福島第一原発事故の影響により放射能濃度の上昇 が確認されたが、海域毎での変動パターンは東電福島第一原発事故の影響の程度により 各々が異なっている。そのため、これらの 3 つの海域におけるバックグラウンドレベル、 すなわち、上記 2 つのイベントの影響を排除した放射能濃度を見積もることは容易ではな く、令和 4 年度の分析結果が事故前のレベルにあるかどうかも判定が難しい。しかし、令 和 4 年度の分析結果は平成 22 年の結果と同程度であり、発電所海域の¹²⁹ I 放射能濃度は 概ね同事故前のレベルに戻っている可能性は高いが、その判断は今後の観測結果を待たな ければならないと思われる。また、¹²⁹ I /¹²⁷ I 原子数比は各海域の¹²⁹ I 放射能濃度に依存し ていると考えられる。 (対照海域における¹²⁷I(安定ヨウ素)濃度及び¹²⁹I放射能濃度)

対照海域 3 海域で採取した海水試料に含まれる¹²⁷I 濃度及び¹²⁹I 放射能濃度並びに ¹²⁹I/¹²⁷I 原子数比を資料 7-1 に示す。

<表層>

表層水に含まれる¹²⁷I濃度は、51~53µg/Lと比較的小さい変動幅にあった。一方、¹²⁹I 放射能濃度は下に示すように海域毎に大きく変動する。

大和堆海域(YR1):33nBq/L 四国沖海域(KC1):15nBq/L 襟裳沖海域(E11・前期):21nBq/L 襟裳沖海域(E11・後期):28nBq/L 襟裳沖海域(T2・前期): 25nBq/L 襟裳沖海域(T2・後期):24nBq/L

¹²⁹I/¹²⁷I 原子数比も ¹²⁹I 放射能濃度の変動を反映して(4.3~9.3)×10⁻¹¹の範囲にあり、 四国沖海域(KC1) で最小値を示した。海域毎の放射能濃度の差異は過去の結果でも示され ており、令和4年度のみの傾向ではない(図 I-2-2-2-1(c)を参照)。今後も調査を継続し、 海域毎の放射能濃度や ¹²⁹I/¹²⁷I 原子数比の差異と水塊などとの関係について把握する必要 があると考えられる。

<鉛直分布>

¹²⁷I 濃度及び ¹²⁹I 放射能濃度の鉛直分布を図 I-2-2-2-2 に示す。¹²⁷I 濃度は、令和4年度 においても、これまでの観測結果と同様な分布を示した。すなわち、いずれの海域でも表 層(51~53µg/L)から水深とともに濃度が増し、おおよそ深度 1,000m で 57~59µg/L に達 し、それ以深ではほぼ一定である。一方、¹²⁹I 放射能濃度は全ての海域で水深とともに濃 度が減少する傾向を示した。しかし、その深さによる減少率は海域ごとに異なっており、 大和堆では最も深くまで ¹²⁹I が入り込んでいることが分かる。また、¹²⁹I/¹²⁷I 原子数比の 鉛直分布は、¹²⁹I 放射能濃度の分布パターンに依存していると考えられる。

¹²⁹ I 放射能濃度の鉛直分布の時系列変化を過去のデータと合わせて図 I-2-2-2-3 に示す。 図 I-2-2-2-1(c) でも明らかなように、東電福島第一原発事故の影響は E11 のみで認めら れ、平成 23 年度に表層で高い値を示した。なお、他の 2 つの海域では事故の影響は見られ ず、令和 4 年度の分析結果も前年度までの放射能濃度レベルと同様であった。

前述したとおり、核燃料(原子燃料)サイクル施設の稼働に伴って¹²⁹ I が計画的に放出 されることで¹²⁹ I 放射能濃度レベルが変動することが懸念されている。本調査で¹²⁹ I 放 射能濃度のバックグラウンドレベルを把握できたことから、¹²⁹ Iの放出があった場合に濃度変動の評価を行うことが可能になる有用なデータになると考えられる。



図 I -2-2-2-2 対照海域における海水試料に含まれる¹²⁷ I 濃度、¹²⁹ I 放射能濃度及び ¹²⁹ I /¹²⁷ I 原子数比の鉛直分布



図 I -2-2-2-3 対照海域における海水試料に含まれる¹²⁹ I 放射能濃度の鉛直分布の時系 列変化(東電福島第一原発事故が起こった年(平成23年)のデータは青 色で、最新のデータ(令和4年)は赤色で示す。)

(海藻試料に含まれる¹²⁷I(安定ヨウ素)濃度と¹²⁹I放射能濃度)

海藻試料の採取地点を図 I-2-2-2-4 に、 分析結果を資料 7-2 に示す。海藻試料に含ま れる¹²⁷I 濃度及び¹²⁹I 放射能濃度は海域間 で大きく変動しており、

コンブ類に含まれる¹²⁷I 濃度:
 1.8~3.5mg/g-乾物
 ワカメに含まれる¹²⁷I 濃度:
 0.12~0.17mg/g-乾物
 コンブ類に含まれる¹²⁹I 放射能濃度:
 1.1~2.0µBq/g-乾物
 ワカメに含まれる¹²⁹I 放射能濃度:
 0.19~0.27µBq/g-乾物
 の範囲にあった。また、コンブ類とワカメの
 ¹²⁹I/¹²⁷I 原子数比は、それぞれ(8.7~10) ×
 10⁻¹¹と(23~24)×10⁻¹¹の範囲にあった。



図 I-2-2-2-4 海藻試料の採取地点

平成19年度から令和4年度までの海藻試料の¹²⁷I濃度、¹²⁹I放射能濃度及び¹²⁹I/¹²⁷I原子 数比の推移を図1-2-2-2-5に示す。平成19年度から令和3年度までの¹²⁷I濃度は0.12~ 5.8mg/g-乾物の範囲にあり、令和4年度に得られた結果は変動の範囲内であった。

図 I-2-2-2-5(d)に示すように、六ケ所村に所在する核燃料(原子燃料)サイクル施設か らアクティブ試験により¹²⁹Iの放出が開始されたのが平成18年の後半であり、平成20年 後半まで比較的¹²⁹Iの放出量の多い状態が続いた(図 I-2-2-2-5(d))。平成19年度から令 和3年度までの¹²⁹I放射能濃度は、アクティブ試験による¹²⁹I放出量が比較的多かった平 成19~20年を除けば、0.13~3.6µBq/g-乾物の範囲にあり、令和4年度に得られた結果は、 変動の範囲内にあった。

令和4年度調査における表層水試料に含まれる¹²⁹I/¹²⁷I原子数比を求めたところ、
核燃海域(青森県沖 AM1~AM16):(5.9~7.5)×10⁻¹¹ 平均値:6.9×10⁻¹¹
核燃海域(岩手県沖 AM17~AM22):(6.5~7.6)×10⁻¹¹ 平均値:6.9×10⁻¹¹
襟裳沖海域(E11):(6.0~8.2)×10⁻¹¹ 平均値:7.1×10⁻¹¹
津軽海峡(T2):(6.9~7.5)×10⁻¹¹ 平均値:7.2×10⁻¹¹

であり、上記の海域における表層海水の平均値と標準偏差は(6.9±0.43)×10⁻¹¹であった。 令和4年度に採取したコンブ類試料の¹²⁹I/¹²⁷I原子数比の範囲は(8.7~10)×10⁻¹¹、平均値 と標準偏差は(9.5±0.63)×10⁻¹¹と海水試料に比べ 37%高く、両者は一致しなかった。コ ンブ類試料の¹²⁹I/¹²⁷I原子数比は生育した環境の海水の¹²⁹I/¹²⁷I原子数比を反映している と考えられ、両者の比が一致しなかった原因としては、コンブ類試料と海水試料では採取 場所が異なることが第一に挙げられる。また、第二に海水試料は採取時の¹²⁹I/¹²⁷I原子数 比を表すのに対して、コンブ類の¹²⁹I/¹²⁷I原子数比はコンブが生育していた期間の海水の ¹²⁹I/¹²⁷I原子数比を反映した値を表している。コンブのヨウ素の取り込みは、その成長速 度や海水中のヨウ素の滞留時間に影響を受けると考えられるため、両者の¹²⁹I/¹²⁷I原子数 比に違いが出たと考えられる。

平成 19 年度から令和 4 年度までのコンブ類試料に含まれる¹²⁹I 放射能濃度の最大値 (42µBq/g-乾物)は、平成 20 年 8 月の外ヶ浜沿岸で採取されたマコンブで見られた(図 1-2-2-2-5(b))。平成 19 年度のコンブ類試料に含まれる¹²⁹I 放射能濃度の範囲は 3.6~6.2 µBq/g-乾物、平成 20 年度は 5.2~42µBq/g-乾物の範囲であり、それぞれ平均値は 5.1µBq/g-乾物、17µBq/g-乾物であった。平成 19~20 年度は全ての試料で平成 21 年度~令和 2 年度 の¹²⁹I 放射能濃度(0.27~2.9µBq/g-乾物)に比べて高い値が観測され、アクティブ試験に よる影響と見られた。アクティブ試験による¹²⁹I の液体廃棄物の放出(図 1-2-2-2-5(d)) は、太平洋側で行われている。海流を考慮すると、液体廃棄物に含まれる¹²⁹I が津軽海峡 に位置する外ヶ浜沿岸のコンブ類試料と、根室海峡に位置する羅臼沿岸のコンブ類試料中 の¹²⁹I 放射能濃度に影響を与えた可能性は低く、気体廃棄物に含まれる¹²⁹I の乾性沈着及 び湿性沈着により、コンブ類試料に取り込まれた可能性がある¹⁵⁾。東電福島第一原発事故 が発生した平成 23 年は平成 22 年に比べて羅臼、外ヶ浜、白糠沿岸のコンブ類試料の¹²⁹I 放射能濃度にやや増加が見られたものの、アクティブ試験の影響ほど顕著ではなかった。

アクティブ試験による影響は、コンブ類試料に含まれるヨウ素の¹²⁹I/¹²⁷I原子数比にも 認められた。平成19年度の範囲は(21~58)×10⁻¹¹、平成20年度は(36~260)×10⁻¹¹で あり、平成19~20年度を除く時期におけるコンブ類試料の原子数比の範囲(2.1~12)× 10⁻¹¹に比べて数倍から1桁以上高い値が見られた。東電福島第一原発事故が発生した平成 23年は平成22年に比べて羅臼沿岸と外ヶ浜沿岸のコンブ類試料に含まれるヨウ素の ¹²⁹I/¹²⁷I原子数比が1.2~2.1倍に増加したが、海水試料に比べると影響は少なかった。

コンブ類及びワカメ試料に含まれる¹²⁹Iと¹²⁷Iの関係を図 I-2-2-2-6 に示す。図中のデ ータの一部には上に示したようにアクティブ試験と原発事故の影響が見られる(図中破線 で囲まれているデータ)。それらを除いたコンブ類のデータセットに対し、直線を回帰さ せた。なお、ワカメ試料のデータは含まない。得られた回帰式を以下に示す。

 $^{129}I = 7.6 \times 10^{-11} \times ^{127}I$

 $r^2 = 0.92$

回帰直線から得られた¹²⁹I/¹²⁷I原子数比(9.0×10⁻¹¹)は、核燃海域の表層海水に含まれ る¹²⁹I/¹²⁷I原子数比の平均値((6.9±0.36)×10⁻¹¹)と同程度である。すなわち、コンブ類 試料に含まれる¹²⁹I放射能濃度は海域毎に大きく変動しているが、その¹²⁹I/¹²⁷I原子数比 は海水とほぼ同じレベルである。そのため、コンブ類試料に含まれる¹²⁹I/¹²⁷I原子数比の 時系列変化を解析することにより、コンブが生育していた期間の海水に含まれる平均的な ¹²⁹I 放射能濃度の変動も再現できる可能性がある。一方、ワカメについてはコンブ類で得 られた回帰直線から外れた傾向が確認された。種によるヨウ素の取り込み過程の違いや海 域の違いを反映している可能性が考えられるため、今後も調査を継続しデータを取得する 必要が考えられる。

コンブ類試料に含まれるヨウ素濃度及びその同位体比(原子数比)の時空間的な変動は、 海水試料よりも長いタイムスケールの海水に含まれる¹²⁹I放射能濃度の変動を反映してい ると考えられる。そのため、コンブ類試料に含まれるヨウ素濃度の調査は海洋放射能調査 の補完項目として今後も継続が必要である。また、令和3年度より調査を始めたワカメ試 料はコンブ類試料に比べて¹²⁷I濃度及び¹²⁹I放射能濃度が低く、両者の原子数比は高い傾 向にあった。種による違いや採取された海域間の違いが考えられるが、原因については現 時点では不明である。今後も調査を継続し、データの取得をしていく必要があると考えら れる。



 図 I-2-2-2-5 (a)海藻試料に含まれる¹²⁷I(安定ヨウ素)濃度、(b)海藻試料に含まれる¹²⁹I放射能濃度、(c)海藻及び海水試料に含まれる¹²⁹I/¹²⁷I原子数 比、(d)六ケ所村の核燃料(原子燃料)サイクル施設からの¹²⁹I放出量(AM1-AM16及びAM17-AM22で採取した海水試料に含まれる¹²⁹I/¹²⁷I原子数比は核燃海域の北部と南部の測点の平均値である。また、(d)は、平成18~令和4年度六ケ所再処理工場に係る定期報告書を参照した。)



図 I-2-2-6 海藻試料に含まれる¹²⁷I と¹²⁹I の関係(図中の回帰直線は、点線で囲まれ たアクティブ試験及び原発事故の影響がある 10 試料を除いたコンブ類試 料のみで計算した。)

引用文献

- Guilderson, T.P., Tumey, S.J., Brown, T.A. and Buesseler, K.O. (2014). The 129-iodine content of subtropical Pacific waters: impact of Fukushima and other anthropogenic 129-iodine sources. Biogeosciences, 11, 4839-4852.
- 2) Matsunaka, T., Sasa, K., Sueki, K., Takahashi, T., Satou, Y., Matsumura, M., Kinoshita, N., Kitagawa, J. and Matsuzaki, H. (2016). Pre-and post-accident 1291 and 137Cs levels, and ¹²⁹I/¹³⁷Cs ratios in soil near the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, Japan. Journal of Environmental Radioactivity, 151, 209-217.

- 3) Honda M., Matsuzaki, H. Nagai, H. and Sueki, K. (2017). Depth profiles and mobility of ¹²⁹I originating from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant disaster under different land uses. Applied Geochemistry, 85, 169-179.
- Goldberg, W.M. (1978). Chemical changes accompanying maturation of the connective tissue skeletons of gorgonian and antipatharian corals. Marine Biology, 49, 203-210.
- 5) Küpper, F.C., Schweigert, N., Gall, E.A., Legendre, J.M., Vilter, H. and Kloareg, B. (1998). Iodine uptake in Laminariales involves extracellular, haloperoxidase-mediated oxidation of iodide. Planta, 207, 163-171.
- Hou, X., Chai, C., Qian, Q., Yan, X. and Fan, X. (1997). Determination of chemical species of iodine in some seaweeds (I). Science of the Total Environment, 204, 215-221.
- Yotsukura, N. Kawashima, S., Kawai, T., Abe, T. and Druehl, L.D. (2008). A systematic re-examination of four Laminaria species: *L. japonica*, *L. religiosa*, *L. ochotensis* and *L. diabolica*. Journal of Japanese Botany, 83, 165-176.
- 8) 賀佐信一·澤藤奈都子·甲昭二·木下尚喜·天野光·河村日佐男(2007). 溶媒抽出法 を用いた加速器質量分析法による海水中¹²⁹Iの定量. Radioisotopes, **56**, 155-162.
- 9) 賀佐信一・釜本真琴・河村日佐男(2004)イオンクロマトグラフによる海水中の安定 ヨウ素の定量.第41回理工学における同位元素・放射線研究発表会要旨集, p.164.
- 10)公益財団法人海洋生物環境研究所(2017). 平成 28 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.
- 11) 財団法人海洋生物環境研究所(2012). 平成 23 年度海洋環境放射能総合評価事業 成 果報告書.
- 12) 公益財団法人海洋生物環境研究所(2013). 平成 24 年度海洋環境放射能総合評価事業 成果報告書.
- 13)公益財団法人海洋生物環境研究所(2014). 平成 25 年度海洋環境放射能総合評価事業 成果報告書.
- 14) 公益財団法人海洋生物環境研究所(2021). 令和 2 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.
- 15) Ikenoue, T., Kusakabe, M., Yamada, M., Oikawa, S. and Misonoo, J. (2020). Temporal variation of iodine-129 concentrations in kelps (*Saccharina*) from coastal waters off northern Japan. Marine Pollution Bulletin, 161, 111775.

- (3) 海洋放射能調査海域周辺における放射性セシウムの分布とその変動要因に関わる詳 細調査
- ① はじめに

「1.海洋放射能調査海域周辺での調査」では、海底土試料に含まれる放射性セシウム(以下¹³⁴Cs、¹³⁷Csの両核種を指す。)の測定は表面から深さ3cmまでの層に限られており、3cmより深い層における放射性セシウムの有無や放射能濃度、海底土の性状に関する情報が乏しい。また、同調査の海底土表面から3cmまでの層における時空間的な放射性セシウムの放射能濃度の変動を解析・解明する上で、それに関わると思われる種々のパラメータを取得して検討する必要がある。一方、海水中の東電福島第一原発事故に起因する放射性セシウムは、既に本報告書に述べられているように事故前のレベルに近づきつつあるものの、未だに認められており、今後も事故起源の放射性セシウムの存在や移動過程は注意深く把握して行かなければならない。

そこで本詳細調査では、海洋放射能調査海域周辺での調査結果を補完すべく、原子力発 電所等周辺海域において、海底土試料の性状、放射性セシウムの鉛直分布、さらに表層海 水試料の極微量放射能分析や海水中における放射性セシウムの鉛直分布の把握を通じて、 放射性セシウムの分布とその変動要因及び存在量などについて検討を行った。

② 海底土に含まれる放射性セシウムの分布とその変動要因に関わる詳細調査

(放射性セシウムの放射能濃度変動と性状の関係)

海底土試料に含まれる放射性セシウムの時空間的な変動は、海水から海底土に移行する 機構と堆積後の動態によりコントロールされ、どちらも海底土の性状が密接に関わってい る¹⁾。本調査では放射性セシウムの変動要因を解析するための基礎データとするため、海 洋放射能調査を実施した海域における調査で得られた海底土試料の性状を物理・化学的手 法などによって分析し、海底土試料の性状と放射性核種との関わり、とりわけ¹³⁷Csの放射 能濃度の分布との比較検討を行った。

(分析試料および分析法)

令和4年5~6月において、発電所海域の30測点で採取した海底土試料、核燃海域の22 測点で採取した海底土試料及び対照海域の2測点で採取した海底土試料の計54試料について性状分析を行った。分析項目と分析法を表I-2-2-3-1に示す。なお、詳細は以下のとおりである。

粒度分析: JIS A 1204「土の粒度試験方法」に基づき、海底土の粒度を求めた。粒度とは、 土粒子径の分布状態を質量百分率で表したものをいい、本報告書では、粒径 の細かさを表すパラメータとして 50%粒径(海底土粒子の平均的な大きさ) と 75µm 通過率(75µm 目開きのふるいを通過した質量百分率)を用いた。

- 全有機炭素・全窒素:海底土中の有機炭素含有量と窒素含有量を求めた。海底土は有機炭 素に加えて無機炭素(炭酸カルシウム等)を含んでいるため、分析を行う際 にはあらかじめ塩酸で前処理を行い、元素分析装置(CHN コーダー)による 測定を行った。
- 密度・見かけ比重: JIS A 1225「土の湿潤密度試験方法」及び JIS Z 8807「固体の密度 及び比重の測定方法」を参考に、密度及び見かけ比重を求めた。見かけ比 重とは、海底土粒子間にある空隙を考慮した比重を指す。
- 元素分析(2mm以下の画分):2mm目開きのふるいを通過した海底土に硝酸及びフッ酸を加 え、マイクロウェーブ分解装置を用いて高温・高圧下での分解を行い溶液化 し、誘導結合プラズマ質量分析装置(ICP-MS)により測定を行った。測定を 行った元素は、アルミニウム、クロム、マンガン、鉄、ニッケル、銅、亜鉛、 ヒ素、ストロンチウム、モリブデン、銀、カドミウム、スズ、アンチモン、 セシウム(安定)、鉛及びウランの17元素であり、標準物質として NMIJ CRM 7302-a 海底質(有害金属分析用)を用いた。
- 元素分析(75µm以下の画分):75µm目開きのふるいを通過した海底土を定量ろ紙(5C)で ろ過し、ろ紙上に残った海底土を元素分析(2mm以下の画分)と同様の方法 で分析を行った。

分析項目	分析法
粒度分析	JIS A 1204 に基づき粒径加積曲線を求める
全有機炭素・	酸処理の後、元素分析装置 (CHN コーダー) によ
全窒素	る測定
密度・見かけ比重	JIS A 1225 及び JIS Z 8807 を参考に測定
元素分析	酸分解処理の後、誘導結合プラズマ質量分析装置 (ICP-MS)による測定

表 I-2-2-3-1 海底土試料の分析項目と分析法

(結果)

「1. 海洋放射能調査海域周辺での調査」で得られた海底土試料の性状分析及び元素分析の結果を資料 8-1~3 に示す。

(海底土の性状)

ー連の実験で得られた海底土試料の性状を表 I -2-2-3-2 に示す。数値の分布は広範囲に わたっており、海域の相違のみならず、同じ海域にある測点によっても粒径や見かけ比重、 元素濃度など海底土試料の性状が大きく異なることが分かった。

性状		最大	最小	平均	標準偏差	中央値	試料数
50%粒径	(mm)	0.73	0.0018	0.15	0.14	0.17	54試料
75µm通過率	(%)	100	0	38	36	23	(発電所海域
全有機炭素	(mg/g)	34	0.80	9.3	11	4.1	30測点 +
全窒素	(mg/g)	5.2	0.20	1.4	1.5	0.65	核燃海域 22測点
見かけ比重		1.85	1.12	1.51	0.22	1.58	十 対昭海域
密度	(g/cm^3)	3.12	1.76	2.60	0.25	2.64	2測点)

表	[-2-2	2-3-2	性状分析の結果
~ ~ ~			

(海底土の元素濃度)

海底土試料(2mm以下の画分)の元素分析の結果を資料 8-2 に示す。海底土(2mm以下の 画分)に含まれるアルミニウム、クロム、マンガン、鉄、ニッケル、銅、亜鉛、ヒ素、ス トロンチウム、モリブデン、銀、カドミウム、スズ、アンチモン、セシウム(安定)、鉛及 びウランの濃度について、これらの幾何平均値とその最大値及び最小値を併せてグラフ化 したものを図 I-2-2-3-1 に示す。最も広範囲の濃度分布を示したのはモリブデンであり、 最大値と最小値では 2 桁程の差が見られた。他の元素濃度の分布も広範囲にわたっており、 最大値と最小値の差が最も小さかった鉛においても、濃度には 5 倍程の差があった。これ らの値は、平成 28~令和 3 年度で得られた値とおおむね一致する。

堆積環境の酸化還元状態を示す指標としてモリブデン及びウランが用いられており、例 えばモリブデンの濃度が 3.8µg/g-乾燥土以上かつウランの濃度が 2.7µg/g-乾燥土以上で ある場合、還元状態であることが報告されている^{2,3)}。ウランの濃度の最大値は新潟海域の 測点 2 の 2.7µg/g-乾燥土であるが、モリブデンの濃度は 2.2µg/g-乾燥土であった。また、 モリブデンの濃度の最大値は対照海域の大和堆の測点 4 であるが、ウランの濃度は 2.2μg/g-乾燥土であった。その他の海域においてもモリブデン及びウランの濃度はこれら 既知の指標値以下であったことから、本調査で採取した海底土は全て酸化状態であること が分かった。海底土は、陸に近い沿岸を除き表層では酸化状態であり、深くなるにつれ還 元的な状態となることが知られている。本調査で分析を行ったのはすべて表層であること から、海底土は酸化状態であると考えられ、これは本調査の結果とも一致する。多種の元 素を測定することによって、調査海域の海底土の組成や酸化還元状態について概ね把握す ることができた。



図 I-2-2-3-1 海底土(2mm 以下の画分)に含まれる元素濃度の範囲

(相関分析)

¹³⁷Cs の放射能濃度と海底土の性状及び元素濃度との関係について、統計的な手法のひと つである相関分析を行い、互いにどのような相関があるのか否かについて検討を行った。 なお、平成 28~令和 4 年度までの 7 年間で得られた生データを使用して相関分析を行っ た。

(海底土の性状間の相関分析)

海底土の各性状で相関分析を行った結果を表 I -2-2-3-3 に示す。海底土の粒子の大きさ を表すパラメータである 50%粒径と 75µm 通過率の間に強い負の相関(r=-0.85(p<0.0001)) が認められた(図 I -2-2-3-2 を参照)。また、見かけ比重と 50%粒径及び 75µm 通過率にも 強い相関が認められた(図 I -2-2-3-3~4 を参照)。これは、一般に粒径が細かいほど空隙 率が大きくなる傾向があり、空隙は土壌粒子よりも密度の小さい海水で満たされているこ とから見かけ比重が小さくなるためである。つまり、見かけ比重も 50%粒径や 75µm 通過率 と同じく海底土の粒子の大きさを表すパラメータであり、これら3つの性状の間に強い相 関が表れても不思議ではない。

有機物含有量に着目すると、全有機炭素と全窒素の間にも非常に強い正の相関(r=0.97 (p<0.0001))があった(図I-2-2-3-5)。また、海底土の粒子を表すパラメータと有機物 含有量には、強い相関が認められたことから、海底土の粒径が小さいほど有機物含有量が 高くなる傾向があり、海底土の有機物含有量は粒径に依存しているようにみえた(図I-2-2-3-6~8を参照)。

表 I-2-2-3-3 各性状における相関行列を計算した結果(相関関係があり(r>0.8 もし くは r<-0.8)、かつ p<0.05の有意水準を満たす相関係数を着色した。)

相関係数	50% 粒径	75µm 見かけ 通過率 比重 ^全		全有機炭素	全窒素	密度
試料数						
50%粒径						
75山前渦率	-0.85				相関係釵r	
					> 0.8	
見かけ比重	0.84	-0.80			< -0.8	
全有機炭素	-0.83	0.87	-0.86			
全窒素	-0.82	0.83	-0.85	0.97		
密度	0.08	-0.01	0.19	-0.06	-0.06	



図 I-2-2-3-2 海底土の 50%粒径と 75µm 通過率の関係



図 I-2-2-3-3 海底土の見かけ比重と 50%粒径の関係



図 I-2-2-3-4 海底土の見かけ比重と 75µm 通過率の関係



図 I-2-2-3-5 海底土の全有機炭素と全窒素の関係



図 I-2-2-3-6 海底土の 50%粒径と全有機炭素の関係



図 I-2-2-3-7 海底土の 75µm 通過率と全有機炭素の関係



図 I-2-2-3-8 海底土の見かけ比重と全有機炭素の関係

(海底土の粒度と元素濃度(2mm以下の画分)の関係)

海底土の性状と元素濃度(2mm 以下の画分)について相関分析を行い、それらの結果を 表 I -2-2-3-4 に示した。

50%粒径と、ニッケル、銅、銀、スズ、鉛、ウランとの間に強い負の相関がみられた。例 として、海底土の50%粒径と銅の濃度の関係を図化したものを図I-2-2-3-9に示す。これ らの元素は、75µm 通過率との間に正の相関が、見かけ比重との間に負の相関がみられるこ とから、粒径が小さい粒子に多く含まれる傾向を示した。また、亜鉛、ヒ素、モリブデン、 カドミウム、アンチモン、セシウム(安定)の間にも同様の相関がみられたことから、こ れらの元素も少なからず粒径に依存している可能性がある。

ストロンチウムについては、50%粒径及び見かけ比重との間に正の相関が、75μm 通過率 との間に負の相関があったことから、粒径が大きい粒子に多く含まれる傾向を示した(図 Ι-2-2-3-10 を参照)。

アルミニウム、マンガン、鉄に関しては、50%粒径、75µm 通過率、見かけ比重のいずれ の性状とも相関係数が小さい、または相関関係がみられなかったため、元素濃度は粒径に 依存していないものと考えられる。例として、海底土の 50%粒径とアルミニウムの濃度の 関係をグラフ化したものを図 I -2-2-3-11 に示す。

全有機炭素および全窒素については、クロム、ニッケル、銅、亜鉛、ヒ素、モリブデン、 銀、カドミウム、スズ、アンチモン、セシウム(安定)、鉛、ウランとの間に相関がみられ、 元素濃度が高いほど、全有機炭素及び全窒素濃度が高くなる傾向を示した。また、ストロ ンチウムは全有機窒素及び全窒素との間に負の相関がみられ、ストロンチウムの濃度が低 いほど全有機炭素および全窒素濃度が高くなる傾向を示した。

元素濃度	海底土(2mm以下の画分)の性状 (試料数:516)									
	50%粒径	75μm通過率	見かけ比重	密度	全有機炭素	全窒素	相関係数r			
アルミニウム	-0.02	-0.15	0.06	-0.15	-0.13	-0.09	> 0.7			
クロム	-0.61	0.52	-0.51	0.00	0.47	0.50	0.4~0.7			
マンガン	0.24	-0.28	0.30	0.07	-0.31	-0.26	-0.4~0.4			
鉄	0.10	-0.13	0.16	0.05	-0.16	-0.10	-0.4~-0.7			
ニッケル	-0.74	0.69	-0.66	-0.02	0.66	0.66	< -0.7			
銅	-0.81	0.78	-0.77	-0.08	0.78	0.78				
亜鉛	-0.54	0.53	-0.55	-0.06	0.47	0.51				
ヒ素	-0.45	0.46	-0.49	-0.07	0.41	0.40				
ストロンチウム	0.53	-0.59	0.53	-0.01	-0.52	-0.54				
モリブデン	-0.59	0.57	-0.67	-0.22	0.59	0.59				
銀	-0.70	0.64	-0.70	-0.21	0.69	0.70				
カドミウム	-0.57	0.53	-0.63	-0.20	0.60	0.62				
スズ	-0.75	0.73	-0.71	-0.04	0.65	0.61				
アンチモン	-0.60	0.57	-0.65	-0.14	0.56	0.57				
セシウム(安定)	-0.58	0.57	-0.57	0.03	0.50	0.47				
鉛	-0.70	0.69	-0.71	-0.10	0.64	0.62				
ウラン	-0.71	0.69	-0.72	-0.08	0.66	0.62				

表 I-2-2-3-4 海底土(2mm 以下の画分)の性状と元素濃度の相関係数(p<0.05の有意水 準を満たす相関係数を着色した。)



図 I-2-2-3-9 海底土の 50%粒径と銅の濃度の関係



図 I-2-2-3-10 海底土の 50%粒径とストロンチウムの濃度の関係



図 I-2-2-3-11 海底土の 50%粒径とアルミニウムの濃度の関係

(¹³⁷Csの放射能濃度と性状及び元素濃度の関係)

¹³⁷Cs の放射能濃度と海底土の性状及び元素濃度との関係について、相関分析を行った (表 I -2-2-3-5)。なお、¹³⁷Cs の放射能濃度については、東電福島第一原発事故以降にそ の放射性同位体である ¹³⁴Cs が検出されたことがあるか否かによって解釈を分けることに した。¹³⁴Cs は半減期約2年の放射性核種で核爆発実験ではほとんど生成せず、原子力施設 の炉内で主として放射化物として生成するものである。物理壊変を考慮すれば昨今の環境 中で見いだされる¹³⁴Cs は平成23年3月の東電福島第一原発事故に起因するものである。

ここでは、東電福島第一原発事故以降、本調査で¹³⁴Cs が検出されたことのある海域(宮 城、福島第一、福島第二、茨城及び新潟海域)、すなわち過去の大気圏核爆発実験に由来す る¹³⁷Cs と東電福島第一原発事故に由来する¹³⁷Cs が混在すると考えられる海域と、東電福 島第一原発事故以降、本調査で¹³⁴Cs が検出されたことがない海域(北海道、青森、静岡、 石川、福井第一、福井第二、島根、愛媛、佐賀、鹿児島及び核燃海域)、すなわち東電福島 第一原発事故に由来する¹³⁷Cs の影響を受けていない海域に分けて考察を行った。

¹³⁴Cs が検出されたことのある海域における放射性セシウムの放射能濃度は、東電福島第 一原発事故当初の海洋への放射性セシウムの放出の履歴(海底土の沈着量の違い)と、粒径 の大きさに依存した放射性セシウムの分配率(細かい粒径に多く分配される)が空間的な変 動に影響を与えていると指摘されている^{4~6)}。そのため、¹³⁴Cs が検出されたことのある海 域を東電福島第一原発事故に由来する¹³⁷Cs の影響の程度により、3 つ(①宮城海域、②福 島第一、福島第二及び茨城海域、③新潟海域)に分けて考察を行った。なお、各海域にお ける¹³⁷Cs の放射能濃度レベルは以下のとおりである。

本調査で¹³⁴Cs が検出されたことのある海域

- ① 宮城海域:2.0~10Bq/kg-乾燥土
- ② 福島第一、福島第二及び茨城海域:8.9~93Bq/kg-乾燥土
- ③ 新潟海域:1.8~11Bq/kg-乾燥土

本調査で¹³⁴Cs が検出されたことのない海域: 0.36~5.9Bq/kg-乾燥土

(検出下限値未満を除く)

表 I -2-2-3-5¹³⁷Csの放射能濃度と性状・元素濃度の相関係数(p<0.05の有意水準を満た す相関係数を着色した)

海域		¹³⁴ Csが検出された ことのない海域	宮城海域	福島第一、福島第 二及び茨城海域	新潟海域	_
相関関係			相関係数r			
試料数		321	24	72	24	_
	50%粒径	-0.84	0.25	-0.29	-0.46	> 0.7
	75μm通過率	0.88	-0.18	0.38	0.65	0.4~0.7
性	全有機炭素	0.84	0.12	0.45	0.58	$-0.4 \sim 0.4$
状	全窒素	0.81	-0.01	0.37	0.58	$-0.4 \sim -0.7$
	見かけ比重	-0.83	0.34	-0.22	-0.42	< -0.7
	密度	-0.01	0.21	-0.03	-0.19	
	アルミニウム	-0.29	-0.28	-0.03	0.54	
	クロム	0.54	0.34	-0.03	0.61	
元	マンガン	-0.52	0.16	-0.42	0.43	
素	鉄	-0.32	0.18	-0.31	-0.69	
濃	ニッケル	0.76	0.26	0.06	0.78	
度	銅	0.82	0.28	0.26	0.70	
	亜鉛	0.51	-0.04	-0.27	0.53	
2	ヒ素	0.63	0.33	0.35	-0.40	
m	ストロンチウム	-0.61	0.39	0.10	-0.18	
ш Ю	モリブデン	0.63	-0.06	0.44	0.54	
下	銀	0.71	-0.06	0.26	0.57	
。 の	カドミウム	0.52	-0.01	0.35	0.66	
画	スズ	0.66	0.02	0.17	0.64	
分	アンチモン	0.77	0.31	0.34	0.53	
\bigcirc	セシウム(安定)	0.58	0.50	0.40	0.61	
	鉛	0.82	0.13	0.25	0.60	
	ウラン	0.71	0.28	0.51	0.41	

<東電福島第一原発事故由来の放射性セシウムとして¹³⁴Cs が検出されたことがない海域> 本調査で¹³⁴Cs が検出されたことのない海域において、海底土試料に含まれる¹³⁷Cs の放 射能濃度と、75µm 通過率、全有機炭素及び全窒素との間に強い正の相関が認められた(図 I-2-2-3-12~13 を参照)。また、50%粒径及び見かけ比重との間には強い負の相関が認め られた(図I-2-2-3-14~15を参照)。これらのことから、¹³⁴Cs が検出されなかった海域で 採取した海底土試料に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度は、粒子の大きさ及び有機物含有量に 依存していると考えられる。令和4年度の調査において、佐賀及び鹿児島海域において採 取した海底土試料に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度が低い、または不検出となることが多い のは、海底土の粒径が大きく有機物含有量が低いことが要因の一つとなっていると考えら れる。従って、海底土の粒径が大きく有機物含有量が低い海域では¹³⁷Csの放射能濃度が低 い、もしくは検出下限値未満となる傾向がある。これらのことから、¹³⁷Csの放射能濃度は、 粒径の減少及び有機物含有量の増加に伴って高くなる傾向があり、既存の調査研究⁷⁾と同 様に、粒径及び有機物含有量は¹³⁷Csの放射能濃度の変動を把握する上で重要なパラメー タであることが分かった。ただし、50%粒径と全有機炭素間に相関(r=-0.82 p<0.0001)が認 められるため、本分析ではどちらかが大きな影響を与えているか、あるいは、双方とも影 響しているかは判断できない。

¹³⁷Cs の放射能濃度とニッケル、銅、銀、アンチモン、鉛、ウランの濃度との間に強い相 関が認められた。例として、鉛濃度と¹³⁷Cs の放射能濃度の関係を図化したものを図 I -2-2-3-16 に示す。また、クロム、亜鉛、ヒ素、モリブデン、カドミウム、スズとの間に相関 も確認された。一方で、マンガン、ストロンチウムとの間に負の相関が、アルミニウム、 鉄との間に弱い負の相関が認められた。

相関が見られた元素のほとんどは、前述の海底土の粒度と元素濃度の関係において粒径 との相関が認められている。また、¹³⁷Csの放射能濃度と粒径の間にも高い相関が認められ ている。よって、¹³⁷Csの放射能濃度と元素濃度との間に相関がみられたのは、元素濃度と ¹³⁷Csの放射能濃度のどちらも粒径に依存しているからだと考えられる。

さらに、¹³⁷Csの放射能濃度とセシウム(安定)濃度との間にも正の相関があった(図 I -2-2-3-17を参照)。同じ元素であるにも関わらず相関が弱い要因として、セシウム(安定) は海底土を構成する鉱物等の中に元来含まれているのに対し、¹³⁷Csは土壌粒子の表面を中 心に吸着しており、両者の存在形態が異なることが要因であると考えられる⁴⁾。



図 I -2-2-3-12 ¹³⁴Cs が検出されたことがない海域で採取した海底土の 75μm 通過率と ¹³⁷Cs の放射能濃度の関係



図 I -2-2-3-13 ¹³⁴Cs が検出されたことがない海域で採取した海底土の全有機炭素と ¹³⁷Cs の放射能濃度の関係



図 I -2-2-3-14¹³⁴Cs が検出されたことがない海域で採取した海底土の 50%粒径と ¹³⁷Cs の放射能濃度の関係



図 I -2-2-3-15 ¹³⁴Cs が検出されたことがない海域で採取した海底土の見かけ比重と ¹³⁷Cs の放射能濃度の関係



図 I -2-2-3-16¹³⁴Cs が検出されたことがない海域で採取した海底土に含まれる鉛の濃度と ¹³⁷Cs の放射能濃度の関係



図 I -2-2-3-17¹³⁴Cs が検出されたことがない海域で採取した海底土に含まれるセシウム (安定)濃度と¹³⁷Cs の放射能濃度の関係

<東電福島第一原発事故由来の放射性セシウムとして¹³⁴Cs が検出されたことのある海域>
① 宮城海域

宮城海域で得られた海底土試料に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度と海底土の性状の間に有 意な相関は見られなかった(図I-2-2-3-18~21を参照)。この要因として、東電福島第一 原発事故当初に放出された高濃度の海水による水平分布が空間的な変動に影響を与えてい ることや、生物攪乱、再縣濁や海流による水平移動及び放射性粒子(特異的に高い放射能 を持つ微粒子)の影響を受けていること等が考えられる^{4,8~10)}。また、宮城海域は海底土 の性状のパラメータの変動が小さく、更に他の海域に比べ試料数が少ないことが影響して いる可能性も考えられる。

¹³⁷Cs の放射能濃度と元素濃度との間には、セシウム(安定)濃度にのみ相関(r=0.50 (p<0.05))が見られた(図I-2-2-3-22を参照)。後述する、②福島第一、福島第二及び茨 城海域や③新潟海域では、東電福島第一原発事故由来の海底土に沈着した放射性セシウム が、生物攪乱や再縣濁等により混合されて均一化が進んだことで、¹³⁴Cs が検出されたこと のない海域における放射性セシウムの移行や挙動に徐々に近づいてきた可能性が示唆され ている。宮城海域は、福島第一、福島第二及び茨城海域よりも¹³⁷Cs の放射能濃度が低く、 東電福島第一原発事故の影響は少ないと考えられるため、福島第一、福島第二及び茨城海 域と比べ、¹³⁴Cs が検出されたことのない海域における放射性セシウムの移行や挙動により 近い傾向を示すはずである。しかし、海底土の性状と¹³⁷Cs の放射能濃度の間に相関関係は 見られず、なぜ¹³⁷Cs の放射能濃度とセシウム(安定)濃度にのみ相関が表れたのかは不明 である。



図 I-2-2-3-18 宮城海域で採取した海底土の 75µm 通過率と¹³⁷Cs の放射能濃度の関係


図 I-2-2-3-19 宮城海域で採取した海底土の 50%粒径と¹³⁷Cs の放射能濃度の関係



図 I-2-2-3-20 宮城海域で採取した海底土の見かけ比重と¹³⁷Csの放射能濃度の関係



図 I-2-2-3-21 宮城海域で採取した海底土の全有機炭素と¹³⁷Csの放射能濃度の関係



図 I -2-2-3-22 宮城海域で採取した海底土に含まれるセシウム(安定)濃度と¹³⁷Csの 放射能濃度の関係

② 福島第一、福島第二及び茨城海域

福島第一、福島第二及び茨城海域で採取した海底土試料に含まれる¹³⁷Cs の放射能濃度 については、75µm 通過率、全有機炭素及び全窒素との間に相関が認められた(図I-2-2-3-23~24 を参照)。また、¹³⁷Cs の放射能濃度と 50%粒径との間には弱い負の相関が認めら れた(図I-2-2-3-25 を参照)。このことから、福島第一、福島第二及び茨城海域で採取し た海底土試料の¹³⁷Cs の放射能濃度の変動は、海底土の粒径及び有機物含有量に少なから ず依存していると考えられる。

また、¹³⁷Cs の放射能濃度とモリブデン、セシウム(安定)、ウランとの間に相関が認めら れた。例として、ウランの濃度と¹³⁷Cs の放射能濃度の関係を図化したものを図 I -2-2-3-26 に示す。一方で、¹³⁷Cs の放射能濃度とマンガンとの間に負の相関があった(図 I -2-2-3-27 を参照)。また、¹³⁷Cs の放射能濃度と銅、ヒ素、銀、カドミウム、鉛との間に弱い正 の相関が、¹³⁷Cs の放射能濃度と鉄との間に弱い負の相関があった。この傾向は、前述した ¹³⁴Cs が検出されたことがない海域で得られた相関関係と類似しており、平成 28~30 年度 の調査結果¹¹⁾には見られなかった傾向であり、¹³⁴Cs が検出されたことのない海域におけ る、核爆発実験フォールアウト後半世紀を経た放射性セシウムの移行や挙動に徐々に近づ いてきた可能性が考えられる。



図 I -2-2-3-23 福島第一、福島第二及び茨城海域で採取した海底土の 75μm 通過率と ¹³⁷Cs の放射能濃度の関係



図 I -2-2-3-24 福島第一、福島第二及び茨城海域で採取した海底土の全有機炭素と ¹³⁷Csの放射能濃度の関係



図 I -2-2-3-25 福島第一、福島第二及び茨城海域で採取した海底土の 50%粒径と ¹³⁷Csの放射能濃度の関係



図 I -2-2-3-26 福島第一、福島第二及び茨城海域で採取した海底土に含まれるウランの 濃度と¹³⁷Csの放射能濃度の関係



図 I -2-2-3-27 福島第一、福島第二及び茨城海域で採取した海底土に含まれるマンガンの 濃度と¹³⁷Csの放射能濃度の関係

③ 新潟海域

新潟海域で採取した海底土試料に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度においては、75μm通過率、 全有機炭素及び全窒素との間に相関が認められた(図Ι-2-2-3-28~29 を参照)。一方で、 50%粒径及び見かけ比重との間に負の相関関係が認められた(図Ι-2-2-3-30~31 を参照)。 これらのことから、新潟海域においても、海底土に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度は粒径等に 依存していると考えられる。

¹³⁷Cs の放射能濃度にはアルミニウム、クロム、マンガン、ニッケル、銅、亜鉛、モリブ デン、銀、カドミウム、スズ、アンチモン、セシウム(安定)、鉛及びウランの濃度との間 に相関が認められた一方で、鉄との間に負の相関があった。例として、海底土のセシウム (安定)濃度と¹³⁷Cs の放射能濃度の関係を図化したものを図 I -2-2-3-32 に示す。

新潟海域においても、前述の福島第一、福島第二及び茨城海域で採取した海底土試料と 同様、¹³⁴Cs が検出されたことのない海域における放射性セシウムの挙動と類似した傾向を 示している。さらに、¹³⁷Cs の放射能濃度と各性状の相関係数がより大きく、元素濃度につ いても相関を示す元素が多い。このため、福島第一、福島第二及び茨城海域よりも新潟海 域のほうが¹³⁷Cs はより混合され、かつ均質化が進んでいる可能性が示された。新潟海域は 福島第一、福島第二及び茨城海域よりも東電福島第一原発事故の影響が小さいため、均質 化がより進んだと考えられる。なお、新潟海域(測点1及び2)は、既往知見¹²⁾において 東電福島第一原発事故由来の放射性セシウムの輸送が指摘されている阿賀野川の河口から 数十 km 圏内に位置している。そのため、新潟海域における¹³⁷Cs の放射能濃度の分布は、 海底土の性状だけでなく、阿賀野川を介して輸送された東電福島第一原発事故由来の¹³⁷Cs の沈着の影響を受けており、河川により何らかの影響を受けて混合がより進んだと考えら れる。



図 I-2-2-3-28 新潟海域で採取した海底土の 75µm 通過率と¹³⁷Cs の放射能濃度の関係



図 I-2-2-3-29 新潟海域で採取した海底土の全有機炭素と¹³⁷Csの放射能濃度の関係



図 I-2-2-3-30 新潟海域で採取した海底土の 50%粒径と¹³⁷Cs の放射能濃度の関係



図 I-2-2-3-31 新潟海域で採取した海底土の見かけ比重と¹³⁷Csの放射能濃度の関係



図 I -2-2-3-32 新潟海域で採取した海底土に含まれるセシウム(安定)の濃度と¹³⁷Csの 放射能濃度の関係

(各海域の比較)

各海域の¹³⁷Cs の放射能濃度と海底土の性状の関係を図 I -2-2-3-33~35 に示す。本調 査で¹³⁴Cs が検出されたことのない海域及び新潟海域における海底土の性状の分布が広範 囲に及んでいる一方で、宮城、福島第一、福島第二及び茨城海域では海底土の性状の分布 範囲が狭い傾向があった。このことからも宮城海域において¹³⁷Cs の放射能濃度と海底土 の性状との間に相関がなかった要因として、分布範囲が小さく、試料数が他の海域に比べ 少なかったことが考えられる。なお、新潟海域では、測点 1~3 は粒径が小さく有機物含 有量が多いのに対し、測点 4 は粒径が大きく有機物含有量が低い結果が得られている。そ のため、粒径が大きく有機物含有量の高い測点(測点 1~3)と、粒径が小さく有機物含有量 が低い測点(測点 4)で分布が二極化したことにより相関係数が高くなったと考えられる。



図 I -2-2-3-33 各海域で採取した海底土の 75μm 通過率と¹³⁷Cs の放射能濃度の関係



図 I-2-2-3-34 各海域で採取した海底土の全有機炭素と¹³⁷Csの放射能濃度の関係



図 I-2-2-3-35 各海域で採取した海底土の見かけ比重と¹³⁷Csの放射能濃度の関係

(海底土(75µm 以下の画分)の元素濃度)

海底土(75µm 以下の画分)及び海底土(2mm 以下の画分)に含まれるアルミニウム、ク ロム、マンガン、鉄、ニッケル、銅、亜鉛、ヒ素、ストロンチウム、モリブデン、銀、カ ドミウム、スズ、アンチモン、セシウム(安定)、鉛及びウランの濃度について、幾何平均 値とその最大値及び最小値を併せて図化したものを図 I-2-2-3-36 に示す。

海底土(75μm 以下の画分)において最も広範囲の濃度分布を示したのはモリブデンであ り、最大値と最小値では29倍程の差が見られた。最大値と最小値の差が最も小さかったウ ランの濃度には2.5倍程の差があった。海底土(2mm 以下の画分)に比べ、各濃度の変動 幅が小さい傾向があったものの、大きく濃度が異なる元素は見られなかった。



図 I-2-2-3-36 海底土に含まれる元素濃度の範囲 (左:2mm 以下の画分、右:75μm 以下の画分)

(海底土(75µm 以下の画分)に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度と元素濃度の関係)

海底土(75µm 以下の画分)に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度と海底土の性状及び元素濃度 について相関分析を行った(表 I -2-2-3-6)。

¹³⁴Cs が検出されたことのない海域では、全有機炭素、全窒素との間に相関が認められた (図 I -2-2-3-37 を参照)。また、¹³⁷Cs の放射能濃度と鉄、銅、亜鉛、ヒ素、銀、カドミウ ム、アンチモン、鉛との間に相関が認められた。例として、海底土(75μm 以下の画分)に 含まれる¹³⁷Cs の放射能濃度と鉛の濃度の関係を図化したものを図 I -2-2-3-38 に示す。一 方で、¹³⁷Cs の放射能濃度とストロンチウムの濃度との間に負の相関がみられた(図 I -2-2-3-39 を参照)。

全体的な傾向を見ると、¹³⁴Cs が検出されたことのない海域で採取された海底土(2mm 以下の画分)と似た傾向を示しているものの、相関係数が小さくなっており、マンガン、スズ、セシウム(安定)、ウランとの間にあった相関がみられなくなったほか、鉄の相関が負から正の相関に変化している。なぜ海底土(2mm 以下に画分)で認められていた相関関係が変わるのかは不明だが、75μm 以下の粒子を分画しても、¹³⁷Cs の放射能濃度と元素濃度の相関関係は大きくはならないことが分かった。

福島第一、福島第二及び茨城海域については、相関係数が高い元素はあるものの、有意な相関は見られなかった。この理由として、試料数が少ないことが挙げられる。

表 I -2-2-3-6 海底土(75μm 以下の画分)に含まれる³⁷Csの放射能濃度と性 状・元素濃度の相関係数(p<0.05の有意水準を満たす相関係数 を着色した。なお、宮城海域、新潟海域に関しては試料数が少 ない(各2試料)ことから相関分析を行っていない。)

海域		¹³⁴ Csが検出された ことのない海域	福島第一、福島第 二及び茨城海域	
相関関係		¹³⁷ Cs(75µm以下の画分)		相関係数r
試料数		34	6	
性状	50%粒径	0.05	0.46	> 0.7
	75μm通過率	-0.11	-0.49	0.4~0.7
	全有機炭素	0.42	0.03	$-0.4 \sim 0.4$
	全窒素	0.45	-0.17	-0.4~-0.7
	見かけ比重	0.06	0.76	< -0.7
	密度	-0.08	-0.23	
元素濃度(75 μm以下の画分)	アルミニウム	-0.03	0.43	
	クロム	0.37	-0.37	
	マンガン	0.19	0.09	
	鉄	0.43	-0.66	
	ニッケル	0.31	-0.62	
	銅	0.53	-0.23	
	亜鉛	0.54	-0.61	
	ヒ素	0.47	-0.21	
	ストロンチウム	-0.41	-0.23	
	モリブデン	0.33	-0.39	
	銀	0.44	-0.15	
	カドミウム	0.47	0.29	
	スズ	-0.12	0.14	
	アンチモン	0.52	-0.17	
	セシウム(安定)	-0.24	-0.77	
	鉛	0.67	-0.31	
	ウラン	0.00	-0.46	



図 I -2-2-3-37 ¹³⁴Cs が検出されたことのない海域で採取した海底土の全有機炭素と 海底土(75μm 以下の画分)に含まれる¹³⁷Cs の放射能濃度の関係



図 I -2-2-3-38 ¹³⁴Cs が検出されたことのない海域で採取した海底土(75μm 以下の画分) に含まれる鉛の濃度と¹³⁷Cs の放射能濃度の関係



図 I -2-2-3-39 ¹³⁴Cs が検出されたことのない海域で採取した海底土(75μm 以下の画分) に含まれるストロンチウムの濃度と¹³⁷Cs の放射能濃度の関係

(海底土(2mm以下の画分)の元素濃度の経年変化)

海底土(2nm以下の画分)の元素濃度について、海域ごとの平均値の経年変化を図 I -2-2-3-40 に示す。各海域の元素濃度の平均値は、年度ごとに増減はあるもののほぼ一定の値 で推移していることが確認された。しかし、同じ海域でも年度や測点によって元素濃度が 変動することから、各元素に着目した海域毎の変動幅も示す(図 I -2-2-3-41)。アルミニ ウムやクロム、鉄、亜鉛、ヒ素及びウラン等は海域間に濃度差が見られたものの海域内の 測点間の変動幅は大きくない。しかし、新潟海域では、マンガンや鉄、ニッケル、銅、モ リブデン、スズ、アンチモン、セシウム(安定)及び鉛について測点間の変動幅が大きく なった。これらの元素について、元素濃度と¹³⁷Csの放射能濃度には相関が確認されてお り、¹³⁷Csの濃度変動に関わっている可能性がある。また、ほかにも福井第一海域の銅、青 森海域のヒ素とカドミウムや佐賀海域のストロンチウムなどにも測点間に大きな変動幅が 確認された。これらの元素も¹³⁷Csの放射能濃度と相関が確認されている。このように海域 で大きな変動を示す元素の変動要因を明らかにすることができれば、¹³⁷Csの濃度変動を説 明する一助となる可能性がある。



図 I-2-2-3-40(1) 各海域における元素濃度の平均値の経年変化



図 I-2-2-3-40(2) 各海域における元素濃度の平均値の経年変化



図 I -2-2-3-41(1)

元素濃度の変動幅



図 I -2-2-3-41(2)

元素濃度の変動幅



図 I-2-2-3-41(3) 元素濃度の変動幅

(放射性セシウムの鉛直分布)

「1.海洋放射能調査海域周辺での調査」では海底土の表面から3cmまでの層における ¹³⁴Cs や¹³⁷Cs の放射能濃度は時空間的な変動を示している。放射性セシウムの表層におけ る放射能濃度分布からも水平的には把握できるが、深度方向のデータが乏しい。ここでは、 全国の発電所海域における放射性セシウムの鉛直分布を示すとともに、放射性セシウムの 蓄積量を見積もる際の補完データに資することにした。

(方法)

柱状海底土試料は、静岡海域は測点4、その他の海域においては測点2においてボック ス型採泥器またはマルチプルコアラーを用いて採取した。なお、放射能分析用に充分な試 料量を確保するために、採取は2~3回行った。採取後の海底土は、

・表面から深さ 6cm までの層: 1.5cm 毎

・同 6~10cm の層:2cm 毎

・同 10cm 以深の層: 3cm 毎

の厚さで試料を分割・採取した。放射能分析の手順は表 I-1-4-2 と同様である。

(結果)

分析結果を資料 8-4 と図 I -2-2-3-42(1)~(3)に示す。なお、¹³⁴Cs と¹³⁷Cs の放射能濃度 は試料採取日に減衰補正を行った。以下に東日本海域(青森、宮城、福島第一、福島第二 及び茨城海域)、西日本海域(静岡、愛媛、鹿児島及び佐賀海域)及び日本海海域(北海道、 新潟、石川、福井第一、福井第二及び島根海域)に分けて結果を詳述する。

東日本海域では、茨城海域のみで¹³⁴Cs が海底土の表面から 3cm よりも深い層から検出 された。また、茨城海域において、検出された¹³⁴Cs と¹³⁷Cs (平成 23 年 3 月 11 日に減衰 補正)の放射能比(¹³⁴Cs/¹³⁷Cs 比)は事故放出時の放射能比(~1)と一致することから、 検出された放射性セシウムのほとんどは東電福島第一原発事故由来であることが分かった。 放射性セシウムの放射能濃度は海底土の粒径に依存していることが報告されている⁴⁾が、 茨城海域では粒径の細かい粒子が卓越しているということはない。深度 3.0~4.5 cmで検 出された¹³⁴Cs は福島第一原発事故直後に堆積したものが、鉛直方向に拡散もしくは堆積 物の堆積によってより深い層となったことが考えられる。なお、福島第一海域において、 深度 4.5~6.0cm の放射能濃度が他の深度に比べて突出していることから、東電福島第一 原発事故に由来し、周囲の粒子に比べて放射性セシウムを多く含む粒子(以下、「放射性粒 子」という。)が混入している可能性がある。なお、放射性粒子の存在により、海底土は同 じ測点でも局所的に高い放射能値を示すことが報告されている¹⁰⁾。

青森海域や宮城海域で採取した海底土試料から¹³⁴Cs は検出されなかったが、¹³⁷Cs は 10cm よりも深い層から検出された。青森海域で検出された値は同海域の調査開始時(平成 15 年 度)から東電福島第一原発事故前(平成22年度)の放射能濃度(3.1~4.2Bq/kg-乾燥土) の範囲内またはそれ以下であった。これらのことから、青森海域で検出された¹³⁷Cs は過去 の大気圏核爆発実験に由来するものであることが考えられる。一方で、宮城海域は平成27 ~30年度の調査において¹³⁴Cs が検出されていたことや東電福島第一原発事故前5年間(平 成18~22年度)の放射能濃度(ND~1.5Bq/kg-乾燥土)の範囲を超える値が検出されたこ とから、宮城海域には東電福島第一原発事故由来の¹³⁷Cs も含まれることが考えられる。な お、平成30年度の調査結果において¹³⁴Cs が検出された層の¹³⁴Cs/¹³⁷Cs比(平成23年3月 11日に減衰補正)を求めたところ約1であったことから、宮城海域において検出された ¹³⁷Cs のほとんどは東電福島第一原発事故に由来するものと考えられる。

日本海海域では、全ての海域において¹³⁴Cs が検出されなかった。¹³⁷Cs については、全 ての海域で検出されており、表層から3cmよりも深い層で検出された。¹³⁷Csの放射能濃度 やその鉛直分布のパターンは、海底土の粒径、堆積速度、沈降物に含まれる¹³⁷Csの放射能 濃度の時系列変化及び海底土の攪乱の違いなど複合的な要因により決まると考えられる。 なお、日本海海域では、含水率と¹³⁷Csの放射能濃度には正の相関(r=0.80 p<0.0001)が あることが確認された(図Ⅰ-2-2-3-43)。一般的に含水率の大きい海域では粒子が堆積し やすい場であることが多いため粒径が細かく、放射性核種の放射能濃度も高くなる傾向が ある。海域毎の¹³⁷Csの放射能濃度やその鉛直分布のパターンが異なる一因として、含水率 の違い、すなわち海底土の粒径の違いが考えられる。なお、新潟海域で検出された¹³⁷Cs は、 全ての層において東電福島第一原発事故前5年間(平成18~22年度)の放射能濃度(2.1 ~7.7Bq/kg-乾燥土)の範囲内であった。この海域では、平成27~31(令和元)年までは東 電福島第一原発事故前5年間の濃度範囲を超える値が検出されており、猪苗代湖に沈着し た東電福島第一原発事故由来の放射性セシウムが阿賀野川を経由して、その河口付近まで 到達していることが分かっている^{12,13)}。図I-2-2-3-44に示したとおり新潟海域を除いた 日本海海域において含水率と¹³⁷Csの放射能濃度には強い正の相関(r=0.89 p<0.00001)が あることから、新潟海域において検出された¹³⁷Cs は東電福島第一原発事故前5 年間の濃 度範囲内であるものの、わずかに東電福島第一原発事故の影響を受けており、東電福島第 一原発事故による¹³⁷Csの付加によって¹³⁷Csの放射能濃度と海底土の含水率、すなわち ¹³⁷Csの放射能濃度と海底土の粒径との相関が弱くなったと考えられる。

西日本海域において採取した海底土試料において、¹³⁴Cs は検出されなかったが、¹³⁷Cs は 全ての海域で表層 3cm よりも深い層で検出された。ただし、鹿児島及び佐賀海域において は、検出下限値をわずかに超える値であった。これらの海域の含水率と他の海域の含水率 には有意な差(p<0.00001)があることが確認された。これらのことから、西日本海域におい ても日本海海域と同様に¹³⁷Cs の放射能濃度やその鉛直分布のパターンが異なる一因とし て、含水率の違い、すなわち海底土の粒径の違いによると考えられる(図I-2-2-3-45)。



図 I -2-2-3-42(1) 海底土試料に含まれる¹³⁴Cs 及び¹³⁷Cs の放射能濃度の鉛 直分布(東日本海域)



図 I -2-2-3-42(2) 海底土試料に含まれる¹³⁴Cs 及び¹³⁷Cs の放射能濃度の鉛 直分布(日本海海域)



図 I -2-2-3-42(3) 海底土試料に含まれる¹³⁴Cs 及び¹³⁷Cs の放射能濃度の鉛 直分布(西日本海域)



図 I-2-2-3-43 日本海海域で採取した柱状海底土試料に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度と 含水率の関係



図 I -2-2-3-44 新潟海域を除く日本海海域で採取された柱状海底土試料に含まれる ¹³⁷Csの放射能濃度と含水率の関係



図 I -2-2-3-45 西日本海域で採取された柱状海底土試料に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度 と含水率の関係

(海底土試料に含まれる¹³⁷Csの存在量)

放射性セシウムの鉛直分布から海底土試料に含まれる放射性セシウムの放射能は、3cm 以深にも検出されることが明らかになった。このため、放射性セシウムの放射能濃度だけ でなく、単位面積当たりに存在する放射能として存在量(以下、「インベントリ」という。) による比較・評価を行う必要がある。そこで、¹³⁷Cs の鉛直分布から¹³⁷Cs のインベントリ を算出し、直近の6年間(平成28年度から令和3年度)の調査で得られた結果と比較する ことにより、海洋放射能調査における放射性セシウムの変動要因解明に資することとした。

(方法)

各層における¹³⁷Csのインベントリは以下の式を用いて算出した;

各層の¹³⁷Cs インベントリ (kBq/m²) = $10 \times \rho_s \times C \times (1-\phi) \times D/1000$ ・・・・ (A) ここで、

- ρ_s: 土粒子密度 (g/cm³)
- C :¹³⁷Cs の放射能濃度(Bq/kg-乾燥土)
- ϕ :空隙率
- D :試料厚 (cm)

とした。土粒子密度は Berner¹⁴⁾によって報告されている一般的な堆積物密度 2.5g/cm³ を 用いた。また、空隙率 ϕ は成田・乙坂 ¹⁵⁾に従い以下の式を用いて算出した;

空隙率 $\phi = (w/100 \times \rho_s)/(((1-w/100) \times \rho_w) + (w/100 \times \rho_s))$ · · · · (B) ここで、

w :含水率(%)

- ρ_{s} :土粒子密度 (g/cm³)
- ρ_w:純水の密度 (g/cm³)

とした。なお、土粒子密度は前述したとおり Berner¹⁴⁾によって報告されている一般的な堆 積物密度 2.5g/cm³を、純水の密度は 0.9982 g/cm³ (20.0℃の際の値)を用いた。

採取した柱状海底土の各層において¹³⁷Csのインベントリを算出し、それらを全て積算 した値を調査測点の¹³⁷Csのインベントリと見なした。

(結果)

調査測点の¹³⁷Csのインベントリは、年や海域により柱状海底土の採取深度、すなわち積 算する深度が違うため、一概に評価することは困難と考えられる。そこで、本報告書では 調査測点の¹³⁷Csのインベントリについて、柱状海底土の採取深度の違いを無視して、オー ダーレベルで試料間の比較を行った。 発電所海域(全15海域)で採取した柱状海底土試料に含まれる¹³⁷Csのインベントリの 経年変化を図I-2-2-3-46に示す。令和4年度調査における¹³⁷Csのインベントリは0.024 ~2.2kBq/m²の範囲にあり、直近6年間の調査結果と同水準であった。海域間の差を比較し たところ、未だに東電福島第一原発事故由来する¹³⁴Csが検出されている福島第一、福島第 二及び茨城海域を含む東日本海域では¹³⁴Csが検出されていない西日本海域や日本海海域 に比べて1桁以上の違いが見られた。



図 I -2-2-3-46 発電所海域(全 15 海域)で採取した海底土試料に含まれる¹³⁷Csの インベントリの経年変化

③ 海水に含まれる放射性セシウムの分布とその変動要因に関わる詳細調査

(放射性セシウムの放射能濃度の鉛直分布)

海洋放射能調査海域周辺において採取した海水試料に含まれる放射性セシウムの放射 能濃度は、表層水・下層水ともに時空間的に変化している。表層水や下層水における放射性 セシウムの放射能濃度の分布からも水平的な変化は把握できるが、海洋では海流や乱流、 潮汐などの物理的な要因による鉛直的な混合も生じることから、海域ごとに鉛直的な変化 も把握する必要がある。そこで、全国の原子力発電所等周辺海域(全15海域)において放 射性セシウムの放射能濃度の鉛直分布を把握し、その傾向を明らかにすることによって海 洋放射能調査で実施している調査結果を補完するデータに資することにした。

(試料採取及び分析)

海水試料は、静岡海域では測点4、その他の海域においては測点2において、表層及び 下層(海底から10~30m上)以外の採水層(10m、20m、50m、100m、200m及び300m)から 大型バンドーン採水器を用いて約100L採取した。また、海水試料の採取に当たっては、電 気伝導度水温水深計(CTD)を大型バンドーン採水器に装着し深度、塩分及び水温を同時か つ連続的に観測した。採取した海水1Lに対して濃硝酸1mLを添加し、分析まで冷暗所に て適切に保存した。放射能分析の手順は表I-1-4-2のとおりである。

(結果)

分析結果を資料 8-5 に示す。¹³⁴Cs は全ての層で検出下限値以下であったことから、各海域における¹³⁷Cs の放射能濃度の鉛直分布について詳述する。

各海域における塩分の鉛直分布と¹³⁷Csの放射能濃度の鉛直分布を図 I-2-2-3-47(1)~ (3)に示し、併せて東日本海域、日本海海域及び西日本海域に分けて詳述する。

(東日本海域)

青森海域の¹³⁷Cs の放射能濃度は表層から中間層(20~300m 層)にかけてほぼ均一な放 射能濃度(1.2~1.6mBq/L)を示した後、下層までゆるやかに減少した。宮城海域では中間 層(20~50m 層)で極小値を示し、下層でわずかに増加する鉛直分布を示した。福島第一 海域と福島第二海域では¹³⁷Cs の放射能濃度が表層で極大値を示した後、中間層(20~50m 層)にかけて放射能濃度が減少し、下層でわずかに増加する鉛直分布を示した。茨城海域 では表層から中間層(20~50m 層)にかけてほぼ均一な放射能濃度(1.5~1.7mBq/L)を示 した後、下層で極大値を示す鉛直分布を示した。 (日本海海域及び西日本海域)

日本海海域の北海道海域における¹³⁷Cs の放射能濃度は、表層から下層にかけて均一な 放射能濃度(1.2~1.4mBq/L)を示した。新潟海域では表層で極大値(1.8mBq/L)を、20m 層から100m層にかけて均一な放射能濃度(1.4mBq/L)を示した後、下層まで減少した。福 井第一海域においては、表層で極大値(1.8mBq/L)を示した後、中間層(20~100m層)か ら下層までほぼ均一な放射能濃度(1.4~1.6mBq/L)を示した。石川海域及び福井第二海域 においては、中間層(20~50m層)で極小値(1.4~1.5mBq/L)を示し、それよりも深くな るにつれてゆるやかに増加した。島根海域では、20m層から下層にかけて均一な放射能濃 度度(1.4mBq/L)を示した。

西日本海域の静岡海域における¹³⁷Csの放射能濃度は、表層から 20m 層にかけて減少し た後に上昇に転じて中間層(50~300m 層)でほぼ均一な放射能濃度(1.4~1.6mBq/L)を 示した後、それよりも深くなるにつれて減少した。一方、水深が 100m よりも浅い佐賀、愛 媛及び鹿児島海域においては、愛媛海域と鹿児島海域では表層で¹³⁷Csの放射能濃度は極 大値を示した。一方で、佐賀海域は表層から下層にかけてほぼ均一な放射能濃度(1.3~ 1.4mBq/L)を示した。しかしながら、計数誤差を考慮すれば愛媛海域と鹿児島海域では表 層と下層の放射能濃度の違いは確認されなかった。

日本海海域及び西日本海域の水深が 200m を超える海域では、表層水及び 20m 層を除い て塩分が増加すると¹³⁷Cs の放射能濃度が増加する傾向が見られた(図 I -2-2-3-48)。一方 で、比較的浅い海域では、塩分の変化と¹³⁷Cs の放射能濃度の変化は対応していなかった。 水深の比較的浅い海域では沿岸流や乱流、潮汐などの物理的な要因を強く受けることによ って放射能濃度の鉛直分布が複雑になる。そのため、水深の比較的浅い海域において¹³⁷Cs の鉛直分布を解釈するためには、他の現場観測データの解析や化学トレーサ分析といった より詳細な解析が必要だと考えられる。



図 I -2-2-3-47(1) 東日本海域における¹³⁷Csの放射能濃度及び塩分の鉛直分布(図中の 斜線は海底面を表す。また、誤差棒は計数誤差を示す。)



図 I -2-2-3-47(2) 日本海海域における¹³⁷Csの放射能濃度及び塩分の鉛直分布(図中の 斜線は海底面を表す。また、誤差棒は計数誤差を示す。)



図 I -2-2-3-47(3) 西日本海域における¹³⁷Csの放射能濃度及び塩分の鉛直分布(図中の 斜線は海底面を表す。また、誤差棒は計数誤差を示す。)



図 I -2-2-3-48 日本海海域及び西日本海域の水深が 200m を超える海域における¹³⁷Cs の放射能濃度と塩分の関係

(海水試料に含まれる¹³⁷Csのインベントリ)

前述のとおり、海水試料に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度は、採取深度によって値が変わる ことが明らかになった。このため、海水試料においても¹³⁷Csの鉛直分布から¹³⁷Csの単位 海表面あたりの水柱中放射能量(インベントリ)を算出し、直近6年間(平成28年度から 令和3年度)の結果と比較することによって海洋放射能調査における放射性セシウムの変 動要因解明に資することとした。

(方法)

海水試料に含まれる¹³⁷Cs のインベントリは海水の採取場所の水深によって大きく異なる。そこで、本報告書では表層から 50m 層までの¹³⁷Cs のインベントリを対象とした。なお、表層から 50m 層までの¹³⁷Cs のインベントリは、各層の放射能量を求めて足し合わせていく方法¹⁶⁾を用いて見積もった。

(結果)

表層から 50m 層までの¹³⁷Cs のインベントリは 60~83Bq/m²の範囲にあり、直近 6 年間の 調査結果に比べて減少した(図 I -2-2-3-49 を参照)。また、東電福島第一原発事故前にあ たる平成 22 年度に採取した海水試料に含まれる¹³⁷Cs のインベントリを 80±15kBq/m²(発
電所海域(全15海域)において東電福島第一原発事故前5年間(平成18年度~22年度) に測定された海水(表層水)試料に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度の測定結果より、表層から 50m層までを1.6±0.3mBq/Lと推定)と見積もった場合、令和4年度に得られた結果は全て の海域で同事故前の値と同程度もしくは下回っていた。また、令和4年度に得られた結果 について、一元配置分散分析^{**1}に相当するノンパラメトリック検定であるKruskal-Wallis の検定を用いて東日本海域、日本海海域及び西日本海域における表層から 50m層までの ¹³⁷Csのインベントリの差の有意性を検討したところ、海域間に有意差は認められなかった。



図 I -2-2-3-49 発電所海域(全 15 海域)で採取した表層から 50m 層までの海水試料に 含まれる¹³⁷Cs のインベントリの経年変化

^{*1} 一元配置分散分析は one-way ANOVA (ANOVA: Analysis of Variance) と称され、3 群以上のデータ (対応のないデータ)に対して、要因を一つとした場合に平均の差を検定する際に用いられる手法 のひとつ。

④ まとめ

本詳細調査では、「1.海洋放射能調査海域周辺での調査」における調査結果を補完すべ く、海洋放射能調査海域周辺において採取した海底土試料の性状や放射性セシウムの鉛直 分布、海水試料に含まれる放射性セシウムの鉛直分布、さらに海底土及び海水の放射性セ シウムのインベントリなどについて調査を行った。

海底土に関する調査では、¹³⁷Csの放射能濃度と海底土の性状、元素濃度の関係を把握した。また、放射性セシウムの鉛直分布やインベントリを把握した。これまでの調査から¹³⁷Cs 放射能濃度の変動に関係があると考えられる性状や元素が分かりつつある。今後は¹³⁷Cs 放 射能濃度の変動の一因と考えられる元素の存在形態などに関する解析が必要である。

海水に関する調査では、海洋放射能調査海域周辺における放射性セシウムの鉛直分布や インベントリを把握した。調査対象海域の水塊構造や放射性セシウムの鉛直分布を定量的 に評価するために、今後は現場観測データの解析や化学トレーサ分析といったより詳細な 解析が必要である。

引用文献

- Takata, H., Aono, T., Tagami, K. and Uchida, S. (2016). A new approach to evaluate factors controlling elemental sediment-seawater distribution coefficients (Kd) in coastal regions, Japan. Science of the Total Environment, 543, 315-325.
- Chaillou, G., Anschutz, P., Lavaux, G., Schäfer, J. and Blanc, G. (2002). The distribution of Mo, U, and Cd in relation to major redox species in muddy sediments of the Bay of Biscay. Marine Chemistry, 80, 41-59.
- 3) Thornton, S.F. and McManus, J. (1994). Application of organic carbon and nitrogen stable isotope and C/N ratios as source indicators of organic matter provenance in estuarine systems: evidence from the Tay estuary, Scotland. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 38, 219-233.
- Kusakabe, M., Oikawa, S., Takata, H. and Misonoo, J. (2013). Spatiotemporal distributions of Fukushima derived radionuclides in nearby marine surface sediments. Biogeosciences, 10, 5019-5030.
- 5) Ambe, D., Kaeriyama, H., Shigenobu, Y., Fujimoto, K., Ono, T., Sawada, H., Saito, H., Miki, S., Setou, T., Morita, T. and Watanabe, T. (2014). Five-minute resolved spatial distribution of radiocesium in sea sediment derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. Journal of Environmental Radioactivity, **138**, 264-275.
- 6) Otosaka, S. and Kato, Y. (2014). Radiocesium derived from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident in seabed sediments: initial deposition and

inventories. Environmental Science: Processes and Impacts Impact, 16, 978-990.

- 7) Kusakabe M. and Takata, H. (2020) Temporal trends of ¹³⁷Cs concentration in seawaters and bottom sediments in coastal waters around Japan: implications for the Kd concept in the dynamic marine environment. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, **323**, 567–580.
- 8) Takata, H., Hasegawa, K., Oikawa, S., Kudo, N., Ikenoue, T., Isono, S.R. and Kusakabe, M. (2015). Remobilization of radiocesium on riverine particles in seawater: the contribution of desorption to the export flux to the marine environment. Marine Chemistry, 176, 51-63.
- 9) Otosaka, S. and Kobayashi, T. (2013). Sedimentation and remobilization of radiocesium in the coastal area of Ibaraki, 70 km south of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. Environmental Monitoring and Assessment, 185, 5419-5433.
- 10) Ikenoue, T., Ishii, N., Kusakabe, M. and Takata, H. (2018). Contribution of ¹³⁷Csenriched particles to radiocesium concentrations in seafloor sediment: Reconnaissance experiment. PLOS ONE, 13, e0204289.
- 11) 工藤なつみ・及川真司・日下部正志(2020). 日本沿岸域における海底土の¹³⁷Cs 放射能濃度と化学的及び物理的要素との相関分析.分析化学,**69**, 599-606.
- 12) Inoue, M., Yoneoka, S., Ochiai, S., Morokado, T., Uemura, H. and Nagao, S. (2018). Low levels of ¹³⁴Cs in suspended solids in rivers discharging into the Sea of Japan. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, **316**, 1233-1241.
- 13) Inoue, M., Uemura, H., Kofuji, H. Fujimoto, K., Takata, H., Shirotani, Y., Kudo, N. and Nagao., S. (2017). Spatial variation in low-level ¹³⁴Cs in the coastal sediments off central Honshu in the Sea of Japan: implications for delivery, migration, and redistribution patterns. Journal of Oceanography, **73**, 571-584.
- 14) Berner, R.A. (1980). Early diagenesis: a theoretical approach. Princeton University Press, Princeton NJ.
- 15)成田尚史・乙坂 重嘉(2018). 堆積物の物理的性質(含水率,現場密度および空隙率).
 日本海洋学会(編),海洋観測ガイドライン 第四版 ,G502JPr1:001-012.
 https://kaiyo-gakkai.jp/jos/guide_line/jp/Vol1_10JP20180801protected.pdf(令和5年2月閲覧)
- 16) Takata, H., Kusakabe, M., Inatomi, N. and Ikenoue, T. (2018). Appearances of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant-Derived ¹³⁷Cs in Coastal Waters around Japan: Results from Marine Monitoring off Nuclear Power Plants and Facilities, 1983–2016. Environmental Science and Technology, **52**, 2629–2637.

- (4)原子力発電所等周辺海域における海水及び海産生物試料に含まれるトリチウムの放射 能濃度調査
- ① はじめに

平成3年度から核燃海域において海水試料に含まれるトリチウム(核種として³Hと表記 されるが、「T」と表示する場合もある。)の放射能濃度のモニタリングを実施してきた。さ らに、プルトニウムや核分裂生成物の取扱いに係る再処理施設の安全機能及び機器・設備 の性能を確認するための使用済核燃料を用いたアクティブ試験の海洋環境への影響を評価 するために、本事業における解析(支援)調査として平成13年度から核燃海域において、 海産生物試料に含まれるトリチウムのモニタリングを実施してきたが、生物種や海域が極 めて限定的であった。

一方、発電所海域では海水、海底土及び海産生物試料に含まれるトリチウムは、分析対 象の放射性核種には含まれていなかった。そのため、日本近海の広範囲な海域において東 電福島第一原発事故あるいはアクティブ試験による影響評価を行うために、日本周辺海域 におけるトリチウムの放射能濃度のバックグラウンドデータが不足していると考えられた。

これらの背景を踏まえ、日本周辺海域におけるトリチウムの放射能濃度のバックグラウ ンドの把握と影響評価のため、平成 29 年度から解析調査において観測海域を新たに追加 してきた。令和4年度は「1.海洋放射能調査海域周辺での調査」において採取・収集した 海水及び海産生物試料並びに対照海域(襟裳沖、大和堆及び四国沖海域)で採取した海水 試料に含まれるトリチウムの放射能測定を行い、そのバックグラウンドを把握するための 基礎となるデータを収集することとした。また、海産生物は、日本周辺海域における核燃 料(原子燃料)サイクル施設及び東電福島第一原発事故の影響を評価することを想定し、 核燃海域に加え、各発電所海域から収集した海産生物試料に含まれるトリチウムの放射能 濃度に関する調査を広範囲に行い、現状を把握するための基礎データを収集することとし た。

2 方法

(試料)

<海水試料>

海水試料のうち表層水試料は、「1.海洋放射能調査海域周辺での調査」における発電所 海域(15海域各2測点)及び対照海域(3海域6測点)で合計38試料を採取した。また、 トリチウムの鉛直分布を把握するための試料として、対照海域の測点K2(襟裳沖海域)と 測点KC1(四国沖海域)の2測点(各5層)で計10試料を採取した。なお、トリチウム分 析用として採取した海水試料はポリエチレン製容器に2L分取し、酸を添加せず、分析を開 始するまで冷暗所で適切に保存した。 <海産生物試料>

トリチウム原子は水素の放射性同位元素として、物理・化学・生物学的に水素と同じ挙動 をするため、海産生物に取り込まれて体内で代謝されたトリチウムは、特定の臓器等に集 まることはなく、水素として生物体全体の組織水分や有機成分に分布する。組織自由水型 トリチウム(以下、TFWT^{*1}という。)は生物の体液に含まれるトリチウムであり、水分子の 一部がトリチウムに置き換わっている。有機結合型トリチウム(以下、OBT^{*2}という。)は 筋肉、内臓などを乾燥させて、TFWTを含む水分を除去した後の有機物に含まれるトリチウ ムを指す。OBT は有機物に含まれるヒドロキシル基(-OH)やアミノ基(-NH₂、-NHR)の水 素分子の一部がトリチウムに置換した交換型OBTと、有機物に含まれる炭素原子に直接結 合したトリチウムである非交換型OBTの二種類に大別され、これら2つを合わせて全OBT とする。交換型OBT は常温下で生物の体液に含まれる TFWT と交換を起こし易いが、非交換 型OBT は TFWT と交換が起こりにくく、生物体内の滞留時間も比較的長いトリチウムであ る。

「1. 海洋放射能調査海域周辺での調査」の実施対象となっている発電所海域(計15海域) 及び核燃海域において、令和4年度第1回収集時に漁獲された各海域3種の海産生物試料 から2種または1種を選び、計21試料の海産生物を対象に、生鮮重量で約1kg程度を分 取・凍結保存してトリチウム分析用に供し、TFWTと0BTの放射能分析を行った。ただし、 一部の海産生物試料についてはTFWTのみ測定した。

(放射能分析)

本調査においては、放射能測定法シリーズ¹⁾のトリチウム分析法に準じた方法を適用す ることとし、海水試料に含まれるトリチウムは電解濃縮法にて同位体濃縮し、液体シンチ レーションカウンタによるベータ線計測により定量を行った。

海産生物のトリチウムの放射能分析は、TFWT と OBT に分けて行われる。従来、国内の OBT 分析は、放射能測定法シリーズ¹⁾に準じた方法により行われ、全 OBT として測定される。 しかし、トリチウムは常温において試料周辺の大気中水蒸気の吸収や試料自身の TFWT と 交換型 OBT 間の同位体交換などが非常に速く起こりやすい核種であるため、近年諸外国で は、生物が試料として採取される前に体内代謝によって有機成分に取り込んだトリチウム のみを分析することを目的に非交換型 OBT の測定が行われている^{2~4)}。したがって本調査 では、必要なモニタリング法選定における今後の動向を考慮して、OBT について両方の分 析方法を比較並行的に行い、データを蓄積することとした。

^{※1} 組織自由水型トリチウム (Tissue Free Water Tritium) のことで、TFWT と称される。

^{※2} 有機結合型トリチウム (Organically Bound Tritium) のことで、OBTと称される。

図 I -2-2-4-1 にトリチウムの放射能分析に関するフロー図を示す。放射能測定法シリーズ¹⁾に準じた方法で定量される全 0BT 中のトリチウムには、環境中の HTO や TFWT に含ま れるトリチウムとの交換速度が速い交換型トリチウムが含まれている。一方、非交換型 0BT 測定に当たっては、凍結乾燥した試料についてトリチウムを含まない水(例えば、長期間 大気との接触がない深地下水など)に浸漬し凍結乾燥を行う過程を3回繰り返すことによ って交換型 0BT を洗浄除去している。なお、TFWT については、どちらの分析方法において も、真空凍結乾燥で得られた水分の電解濃縮を行ってから液体シンチレーションカウンタ によりトリチウム定量を行うことによって、検出下限値を下げることができる。しかし、 全 0BT 及び非交換型 0BT については電解濃縮を行うための試料量を確保することが極めて 困難なため電解濃縮法による同位体濃縮は行っていない。

海産生物によるトリチウムの取り込みの多くは、水として海水から吸収され、体内で水 の代謝によって体液や有機物へ移行する。そのため、海産生物に含まれるトリチウムの放 射能濃度を、海水に含まれるトリチウムの放射能濃度と比較評価するため、TFWTはBq/L-水、OBT については乾燥試料を燃焼させて得られる水分中の濃度としてBq/L-燃焼水で放 射能濃度を表した。また、海産生物に含まれるトリチウムの放射能濃度として Bq/kg-生鮮 物も併せて示した。



非交換型OBT

図 I -2-2-4-1 放射能測定法シリーズ及び非交換型 OBT 測定法による海産生物に
 含まれる TFWT 及び OBT の分析フロー図

③ 海水試料に含まれるトリチウムの放射能濃度

分析結果を資料 9-1 に示す。結果について、東日本海域(青森、宮城、福島第一、福島 第二及び茨城海域)と西日本海域(静岡、愛媛、鹿児島及び佐賀海域)、日本海海域(北海 道、新潟、石川、福井第一、福井第二及び島根海域)及び対照海域(襟裳沖、大和堆及び 四国沖海域)に分けて詳述する。

令和4年度の調査で得られた表層の海水試料に含まれるトリチウムの放射能濃度の範囲 及び平均と標準偏差は、

東日本海域:ND~0.14Bq/L(平均値:0.086±0.026Bq/L)(10 試料中、1 試料で ND) 西日本海域:ND~0.12Bq/L(平均値:0.081±0.023Bq/L)(8 試料中、1 試料で ND) 日本海海域:ND~0.13Bq/L(平均値:0.098±0.025Bq/L)(12 試料中、5 試料で ND) 対照海域:ND~0.15Bg/L(平均値:0.093±0.035Bq/L)(8 試料中、1 試料で ND)

であった。なお、平均値と標準偏差には ND は含まない。放射能濃度や平均値に海域の違い による有意な差は見られず、海域の違いによる東電福島第一原発事故の影響は確認できな かった。また、直近の調査にあたる令和3年度の分析値との有意の差も見られなかった。

対照海域におけるトリチウムの放射能濃度、水温及び塩分の鉛直分布を図 I-2-2-4-2 に 示す。測点 KC1(四国沖海域)は、水深とともに放射能濃度が減少する傾向がみられた。一 方、測点 K2(襟裳沖海域)は、250m 層で表層より高い放射能濃度が確認された。水温、塩 分の鉛直分布において水深 120m 付近で比較的高い水温及び塩分が確認されていることか ら水塊が異なると考えられるため、250m 層は 120m 付近に見られた水塊の影響により表層 に比ベトリチウムの放射能濃度が高くなったと推測される。今後も調査を継続して日本近 海のトリチウムの放射能濃度の鉛直分布と水塊の関係について把握する必要があると考え られる。

なお、本調査における海水に含まれるトリチウムの放射能濃度(ND~0.15Bq/L)は、各 自治体等機関によって行われている原子力施設等周辺の環境放射線等を監視する事業の調 査結果(ND~4.8Bq/L^{*1})に比べ、最大値が1桁低くなっている。これは原子力発電所の放 水口周辺の測点で測定された結果であり、原子力発電所からの管理放出に伴い高い値が確 認されたと考えられる。各自治体等機関の調査の測点は放水口付近等の沿岸部に設けられ ているのに対し、本調査では漁場を対象としているため 30km ほど離れた沖合に測点が設 けられていることにより、河川等の表面水流入や原子力発電所からの管理放出の影響が少 なく、放射能濃度に違いが生じたと考えられる。



図 I-2-2-4-2 対照海域における海水中のトリチウムの放射能濃度の鉛直分布(ND は検出 下限値以下を示す。)

図 I -2-2-4-3 に平成3年度から令和4年度に核燃海域で採取した海水試料及び平成29 度から令和4年度に発電所海域と対照海域で採取した表層の海水試料に含まれるトリチウムの放射能濃度の経年変化を示す。核燃海域で採取した海水試料に含まれるトリチウムの

^{※1 【1】2.}解析調査4)海洋環境関連調査報告書等の収集・整理 に記載。

放射能濃度は、東電福島第一原発事故前の平成18年度から平成22年度の5年間ではアク ティブ試験の影響が観測された平成19~20年度の結果を除いてND~0.21Bq/Lであり、平 成19~20年にはアクティブ試験の影響により、主に南側の測点でトリチウムの放射能濃 度の上昇(最大1.3Bq/L)が確認された。東電福島第一原発事故後の核燃海域において採 取された海水試料に含まれるトリチウムの放射能濃度は平成29年度から令和3年度の4 年間ではND~0.21Bq/Lであり、令和4年度の発電所海域及び対照海域で採取された海水 試料に含まれるトリチウムの放射能濃度はこの範囲内であった。また、海域間において傾 向や違いは確認されず、日本近海では同水準の放射能濃度で推移していることが確認でき た。

核燃海域におけるトリチウムの放射能濃度の推移について考察し、発電所海域と比較す ることにより、今後、ALPS(多核種除去設備:Advanced Liquid Processing System)処理 水の放出や再処理施設の本格稼働に伴う海洋へのトリチウムの付加に伴う放射能濃度の変 動に関する評価方法を確立する必要がある。そこで、核燃海域で採取した表層海水試料に 含まれるトリチウムの放射能濃度を基に、放射能濃度推移の予測式を検討した。

図 I -2-2-4-3 に示されるように、核燃海域の表層海水に含まれるトリチウムの放射能濃 度の減衰傾向は次第に穏やかになり、一定の値に減衰する傾向がある。この結果について、 大気からの付加と海洋中における拡散及び物理壊変のバランスの結果、一定の平衡値に収 束すると解釈した。そのため、拡散及び物理壊変による放射能濃度の減衰に比例して、海 洋中に大気から一定の付加があると仮定すると、海水 1L におけるトリチウムの収支は以 下の式を用いて算出される。

$$\frac{dC(t)}{dt} = -\lambda C(t) + I \cdot \cdot \cdot (1)$$

$$C(0) = C_0 \qquad \cdot \cdot \cdot (2)$$

ここで、

C:表層海水に含まれるトリチウムの放射能濃度(Bq/L)

- C_0 :初期放射能濃度(Bq/L)
- t :観測開始からの年数
- :大気からの付加(Bq/L/年)
- λ:拡散及び物理壊変による減衰係数(年⁻¹)

とした。この式を C(t)について整理すると以下の式となる;

$$C(t) = (C_0 - \frac{1}{\lambda})e^{-t \ln[2]/T} + \frac{IT}{\ln[2]} \cdot \cdot \cdot (3)$$

ここで、

T:拡散及び物理壊変による半減期(実効半減期)(年) とした。半減期は以下のように定義される;

$$T = \frac{\ln[2]}{\lambda} \qquad \cdot \quad \cdot \quad (4)$$

上述の式(1)~(4)に記載されているパラメータのうち、C₀、λ及び I は未知パラメ ータである。これらについて、トリチウムの放射能濃度を表層について以下の収束条件を 全て満たすように残差二乗和が最小となるよう回帰計算を行った;

なお、収束条件の設定については、真値と推定される値を含む、十分広い範囲を設定した。 半減期(T)については、トリチウムの物理壊変による半減期以下であると考えられること から最大値を12年と設定した。また、アクティブ試験の影響が認められた、平成19~20 年に観測された放射能濃度及びNDを除外して回帰計算を行った。

回帰計算の結果及び計算によって得られた回帰減衰曲線の 95%予測区間を図 I -2-2-4-3 に併せて示す。回帰式から核燃海域における表層海水のトリチウムの実効半減期を求め たところ、7.9±0.49 年と計算された。このため、表層水がトリチウムの放射能濃度の低 い海水との混合などによりトリチウムの物理半減期よりも早く減少していることが示唆さ れる。今後、得られた大気からの付加について降水や陸水のデータから海洋への実際の付 加量を想定し、計算によって得られた付加の値の整合性を確認する必要があると考えられ る。

令和4年度に核燃海域(後期)(2022年10月17日調査)で採取した、放出口南側に位置する測点1の海水試料に含まれるトリチウムの放射能濃度がそれぞれ0.25Bq/L(表層)と0.18Bq/L(下層)となり、95%予測区間から外れる結果となった。現在も核燃料(原子燃料)サイクル施設では特定の放射性核種(トリチウムや¹²⁹I等)は環境中に管理放出されていることから、放出されたトリチウムの一部が南向きに流されたことによって測点1 におけるトリチウムの放射能濃度が上昇したと考えられる。なお、平成19~20年度の本事業の調査報告書においても、アクティブ試験の影響により同海域の主に南側の測点でトリチウムの放射能濃度が上昇したことが報告されている。



図 I-2-2-4-3 海水試料に含まれるトリチウムの放射能濃度の経年変化(ND は検出下限 値以下を示す。また、回帰曲線の時間(t)の単位は年(year)である。)

④ 海産生物試料に含まれるトリチウムの放射能濃度

分析結果を資料 9-2 に示す。令和4年度の調査で得られた海産生物試料に含まれる TFWT の放射能濃度の範囲と平均値±標準偏差は、

0.045~0.20Bq/L-水(0.036~0.16Bq/kg-生鮮物)

(平均值±標準偏差:0.090±0.033Bq/L-水(0.070±0.025Bq/kg-生鮮物)

であった。なお、平成 18~20 年度にはアクティブ試験の影響が一時的に確認されたが、平 成 21 年度以降は確認されなくなった(図 I -2-2-4-4 を参照)。東電福島第一原発事故前の 平成 21~22 年度の調査で核燃海域において収集した海産生物試料に含まれる TFWT の放射 能濃度の範囲と平均値±標準偏差は、

TFWT:ND~0.23Bq/L-水(ND~0.17Bq/kg-生鮮物)

(平均値±標準偏差:0.13±0.034Bq/L-水(0.070±0.025Bq/kg-生鮮物) であった。なお、平均値と標準偏差には ND は含まない。令和4年度に実施した調査で収集 した海産生物の TFWT の測定値は、これらと同程度の放射能濃度であった。

全 OBT 及び非交換型 OBT は全て検出下限値以下であり、平成 24~令和 3 年度に引き続き、海産生物の有機成分中に見出すことはなかった。また、OBT の検出下限値(0.26~0.30 Bq/L-水)は TFWT や海水に比べ一桁高いため、本観測結果から OBT への濃縮等についての

厳密な評価をすることは難しいが、TFWT の放射能濃度に比べて OBT の放射能濃度が一桁以 上高い試料は確認されなかった。

図 I -2-2-4-4 に海産生物試料の TFWT の結果と核燃海域の海水試料に含まれるトリチウ ムの放射能濃度を示す。アクティブ試験時には、一部の海産生物試料において、海水の数 倍から 10 倍程度高い TFWT が確認された。海産生物の漁獲日とアクティブ試験によるトリ チウムの放出日を確認したところ、漁獲日 5 日前から当日の間に 10¹²~10¹³Bq 程度のトリ チウムが放出されていた。このため、アクティブ試験によって放出された比較的高いトリ チウムの放射能濃度を含む海水に棲息していた海産生物を漁獲したこと、もしくは比較的 高いトリチウム放射能濃度を含む海水にさらされた後に、放射能濃度の低い海水に移動す るなどによって、TFWT が下がりきるよりも前に漁獲されたことが考えられる。

既往文献では淡水魚の TFWT の放射能濃度 (Bq/L) は環境水に含まれるトリチウムの放射 能濃度 (Bq/L) に速やかに追随して変化すると報告されており⁵⁾、海産生物についても同 様の関係が成り立つと考えられる。また、ムール貝の淡水域での TFWT の取り込みは数時間 で水中のトリチウムの放射能濃度と平衡になることも報告されている⁶⁾。

本調査においても、平成21年度以降、海水において高濃度のトリチウムは確認されてお らず、海産生物についてもそれを追随するように高い TFWT は確認されていない。海産生物 の TFWT は海水に含まれるトリチウムの放射能濃度と同程度であり、海水のトリチウムの 変動を反映していることが確認された。



H12 H13 H14 H15 H16 H17 H18 H19 H20 H21 H22 H23 H24 H25 H26 H27 H28 H29 H30 H31 K2 K3 K4 K5 K6
図I-2-2-4-4 海産生物試料の TFWT の放射能濃度の経年変化(ND は検出下限値以下を示す。また、図中の青色の範囲は各年度の核燃海域における海水試料のトリチウムの放射能濃度の範囲を示す。)

⑤ まとめ

発電所海域及び対照海域で採取・収集した海水試料に含まれるトリチウムの放射能濃度 と海産生物試料に含まれる TFWT の放射能濃度を比較すると、令和4年度に採取・収集した 試料に含まれるトリチウムは令和3年度と同水準の放射能濃度であり、バックグラウンド レベルであることが分かった。

海産生物はその体内代謝に伴う水の取り込み速度が比較的速いため、TFWTの放射能濃度 は海水に含まれるトリチウムの放射能濃度に追従して変化し、併せて交換型 OBT も TFWT の 放射能濃度に追従すると考えられる。しかし、非交換型 OBT については体内代謝でトリチ ウムが内部に取り込まれるまで比較的時間を要するため、放射能濃度の追従は遅れる。従 って、海水中の HTO 濃度が上昇している場合には、非交換型 OBT の放射能濃度が TFWT や 交換型 OBT よりも低くなり、逆に減少している局面では、非交換型 OBT の放射能濃度が高 くなることが起こり得る。海産生物試料に含まれるトリチウム放射能濃度はこのような生 物学的な事項に留意する必要があり、OBT については単に全 OBT として評価を行う場合も あるが、交換型 OBT と非交換型 OBT に分けて評価を行うことが厳密であると考えられる。 そのためには全 OBT と非交換型 OBT の双方を測定しデータ取得することが必要であると考 えられる。TFWT については海水に含まれるトリチウムから濃度レベルを評価するために、 海水に加えて海産生物についても継続した調査が必要である。

引用文献

- 1) 放射能測定法シリーズ9「トリチウム分析法」(平成15年改訂).
- Pointurier, F., Baglan, N., Alanic, G. and Chiappini, R. (2003). Determination of organically bound tritium background level in biological samples from a wide area in the south-west of France. Journal of Environmental Radioactivity, 68, 171-189.
- Pointurier, F., Baglan, N. and Alanic, G. (2004). A method for the determination of low-level organic-bound tritium activities in environmental samples. Applied Radiation and Isotopes, 61, 293-298.
- 4) Vichot, L., Boyer, C., Boissieux, T., Losset, Y. and Pierrat, D. (2008). Organically bound tritium (OBT) for various plants in the vicinity of a continuous atmospheric tritium release. Journal of Environmental Radioactivity, 99, 1636-1643.
- 5) Blaylock, B. G. and Frank, M. L. (1978). Distribution of tritium in a chronically contaminated lake (No. IAEA-SM-232-74). Oak Ridge National Laboratory.
- 6) EMRAS Tritium/C14 Working Group. (2008). THE MUSSEL UPTAKE SCENARIO, Inter-model Comparison of Tritium Concentrations in Freshwater Barnes Mussels (*Elliptio complanata*) Following an Abrupt Increase in Ambient Tritium Exposure Conditions. Final Report, IAEA. https://www-ns.iaea.org/downloads/rw/projects/emras/tritium/mussel-uptake-

final.pdf (令和5年3月閲覧)

4) 海洋環境関連調査報告書等の収集・整理

(1) はじめに

原子力発電所立地道県及び核燃料(原子燃料)サイクル施設立地県は原子力施設等周辺 放射線監視事業を実施し、その結果を公表している^{1~15)}。同様に海上保安庁海洋情報部¹⁶⁾ (以下、「海上保安庁」という。)、農林水産省農林水産技術会議事務局¹⁷⁾(以下、「農水省」 という。)及び国立研究開発法人日本原子力研究開発機構¹⁸⁾(以下、「原子力機構」という。) は、日本近海の海水、海底土及び海産生物に関する放射能調査を実施、公表している(以 下、上記全ての機関を総称し「自治体等機関」という。)。

令和3年度に実施・公表された自治体等機関の調査結果より、海産生物、海底土及び海水 に含まれる放射性核種の放射能濃度分析値を集計するとともに、それらに含まれる放射性 核種の放射能分析の結果について、令和3年度に実施された海洋放射能調査結果(以下、

「本調査」という。)と比較し、調査の重複を避けるために考慮した違いによる影響を見る ための資料として整理した。また、調査結果公表の時期により、農水省及び原子力機構の 2機関は令和2年度の調査結果を比較の対象とした。

なお、各資料から集計した結果のうち、検出下限値については記載がない場合や計数誤 差の3倍などのように一律ではないため、これらの集計結果については、各資料から読み 取った数値をもとに記載した。

(2) 海洋放射能調査結果と自治体等機関の調査結果の比較

本調査及び本項で集計した結果より、令和3年度の放射性核種の放射能濃度範囲を、表 I-2-3-2-1~3に示し、自治体等機関と本事業の調査結果の比較を行った。

(海産生物試料)

海産生物試料を調査対象としている機関は 13 道県、農水省及び原子力機構である(表 I-2-3-2-1)。

⁹⁰Sr は 12 道県及び原子力機構が調査しており、その放射能濃度は ND(検出下限値以下) ~0.089Bq/kg-生鮮物の範囲であった。本調査で得られた ⁹⁰Sr の放射能濃度は ND であり、 自治体等の調査結果の範囲内であった。

放射性セシウムのうち、¹³⁴Cs は、12 道県、農水省及び原子力機構が調査しており、その 放射能濃度はいずれも ND であった。本調査で得られた¹³⁴Cs の放射能濃度も全て ND であ った。

¹³⁷Cs は、13 道県、農水省及び原子力機構が調査しており、その放射能濃度は福島県以外が ND~0.56Bq/kg-生鮮物、福島県が ND~270Bq/kg-生鮮物の範囲にあった。福島県におい

て高めの傾向はみられるものの、福島県で調査した 3,975 検体のうち¹³⁷Cs が検出された のは7検体で、検出率は0.18%に留まっており、食品衛生法における基準値100Bq/kg を超 えたのは1検体(クロソイ)のみであった。本調査で得られた¹³⁷Cs の放射能濃度範囲はND ~0.72Bq/kg-生鮮物(最大値:福島第二海域、マガレイ)にあり、福島県の調査結果の濃 度範囲内であった。

²³⁹⁺²⁴⁰Puは、青森県、茨城県、福井県、愛媛県の4県と原子力機構が調査しており、その 放射能濃度はND~0.015Bq/kg-生鮮物の範囲にあった。一方、本調査の²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃 度範囲はND~0.00094Bq/kg-生鮮物にあり、自治体等機関の調査結果の放射能濃度範囲内 であった。

白沁枯盆地間	左南	¹³⁴ Cs	(Bq/kg-生鮮物)	¹³⁷ C s	(Bq/kg	ş-生	鮮物)	⁹⁰ S r	(Bq/kg	g-生	鮮物)	239+240	Pu (Bq/	kg-≛	主鮮物)	総検	
日石体守懱民	平皮	検体数	最小 ~ 最大	検体数	最小	~	最大	検体数	最小	~	最大	検体数	最小	~	最大	体数	
北海道	R3	74	ND*1	74	ND	~	0.12	19		ND				_ *2		74	
青森県	R3	31	ND	31		ND		31		ND		18	ND	~	0.006	31	
宮城県	R3	18	ND	18	ND	~	0.19	9		ND				-		18	
宮城県 (指標海産生物)	R3	28	ND	28	ND	~	0.18	5	ND	~	0.061			-		28	
福島県	R3	3,975	ND	3,975	ND	~	270			-				-		3,975	
茨城県	R3	17	ND	66	ND	~	0.56	66		ND		51	ND	~	0.0039	66	
静岡県	R3	26	ND	26	ND	~	0.2	14		ND				-		26	
新潟県	R3	11	ND	11	ND	~	0.16	5	ND	\sim	0.012			-		11	
新潟県 (指標海産生物)	R3	20	ND	20		ND		5	0.025	~	0.044			-		20	
石川県	R3	51	ND	51		ND		14		ND				-		51	
福井県	R3	114	ND	114	ND	~	0.2	21	ND	~	0.047	6	0.0049	\sim	0.015	115	
島根県	R3	44	ND	44	ND	~	0.09	5	0.04	~	0.07			-		44	
愛媛県	R3	38	ND	42	ND	~	0.11	4		ND		3	ND	~	0.0141	38	
佐賀県	R3	19	ND	19	ND	~	0.14	8	ND	~	0.089			-		19	
鹿児島県	R3		-	20	ND	~	0.09	12	ND	~	0.03			-		20	
農林水産省	R2	209	ND	260	ND	~	0.33			-				_		260	
日本原子力 研究開発機構	R2	30	ND	30	ND	~	0.38	30		ND		30	ND	~	0.0036	30	
海洋放射能調查	R3	120	ND	120	ND	\sim	0.72	30		ND		30	ND	~	0.00094	120	

表 I-2-3-2-1	令和3年度 道県原子	子力発電所周辺環境放射 ⁻	能調査結果等による放射性核
	種の放射能濃度範囲	(海産生物試料)(-部、	令和2年度の結果を含む)

*1 ND は検出下限値以下を示す。

*2 分析対象外核種について「-」で示した。

(海底土試料)

海底土試料を調査対象としている機関は13道県、海上保安庁、農水省及び原子力機構で ある(表 I-2-3-2-2)。

⁹⁰Srは、9道県、海上保安庁、農水省及び原子力機構が調査しており、その放射能濃度は ND~0.95Bq/kg-乾燥土の範囲にあった(最大値:農水省調査による日本海盆)。本調査では 核燃海域において海底土試料に含まれる ⁹⁰Sr を分析しており、その放射能濃度は ND~ 0.34Bq/kg-乾燥土の範囲にあり自治体等機関の調査結果の範囲内であった。

放射性セシウムのうち、¹³⁴Cs は 12 道県、海上保安庁、農水省及び原子力機構が、¹³⁷Cs は 13 道県、海上保安庁、農水省及び原子力機構が調査している。¹³⁴Cs 及び¹³⁷Cs の放射能 濃度は、それぞれ ND~14Bq/kg-乾燥土、ND~370Bq/kg-乾燥土の範囲にあり、ともに福島 県で最大値を示した。また、茨城県においても¹³⁴Cs 及び¹³⁷Cs の放射能濃度が比較的高い 傾向が見られた。

本調査で得られた結果では、¹³⁴Csの放射能濃度は ND~1.1Bq/kg-乾燥土(最大値:福島 第一海域)、¹³⁷Csの放射能濃度は ND~33Bq/kg-乾燥土(最大値:茨城海域)の範囲にあり、 自治体等機関の調査結果の範囲内であった。

²³⁹⁺²⁴⁰Pu は、6 県、海上保安庁、農水省及び原子力機構が調査しており、その放射能濃度 は ND~3.6Bq/kg-乾燥土の範囲で、最大値は農水省調査の常磐沖(水深 694m)で確認され た。本調査で得られた²³⁹⁺²⁴⁰Pu の放射能濃度は 0.33~4.8Bq/kg-乾燥土の範囲にあり、自治 体等機関の²³⁹⁺²⁴⁰Pu の放射能濃度範囲内を上回った。海底土に含まれる²³⁹⁺²⁴⁰Pu の放射能 濃度は採取した水深が深いほど濃度が高くなる傾向があることが報告されている¹⁹⁾。本調 査の最大値(4.8Bq/kg-乾燥土)が得られた試料は水深 938m から採取された試料であった ことから、調査海域の水深の違いが本調査と自治体等機関の²³⁹⁺²⁴⁰Pu の放射能濃度範囲の 違いに関与していると考えられた。

表 I-2-3-2-2	令和3年度	道県原子	力発電所周	辺環境放	射能調査結果	県等による	放射性核
	種の放射能活	農度範囲	(海底土試料	斗)(一部、	令和2年度の	結果を含む	·)

亡 \/ /- \dot +\% 目	左曲	¹³⁴ C s	(Bq/kg-乾燥土)	¹³⁷ C s	(Bq/kg-乾燥土)	⁹⁰ S r	(Bq/kg-乾燥土)	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	総検	
日冶体寺機労	平度	検体数	最小値 ~ 最大値	検体数	最小值 ~ 最大值	検体数	最小值 ~ 最大值	検体数	最小值 ~ 最大值	体数
北海道	R3	12	ND^{*1}	12	ND \sim 0.54	4	ND		_*2	12
青森県	R3	9	ND	9	ND	4	ND	7	$0.08 \sim 0.37$	9
宮城県	R3	13	ND	13	ND \sim 9.0	1	ND		-	13
福島県	R3	49	ND \sim 14	49	6.6 ~ 370	31	ND \sim 0.52	27	0.11 ~ 0.43	49
茨城県	R3	42	ND \sim 0.48	42	1.0 ~ 16	26	ND	20	0.23 ~ 0.74	42
静岡県	R3	80	ND	80	ND \sim 2.0		-		-	80
新潟県	R3	14	ND	14	ND		-	4 (0.086 ~ 0.12	14
石川県	R3	19	ND	19	ND	16	ND		-	19
福井県	R3	92	ND	92	ND \sim 7.3		-	5 (0.044 ~ 0.30	92
島根県	R3	3	ND	3	ND		-		-	3
愛媛県	R3	8	ND	8	ND \sim 0.90	2	ND	2	$0.40 \sim 0.50$	8
佐賀県	R3	12	ND	12	ND	8	ND \sim 0.32		_	12
鹿児島県	R3		-	8	ND	4	ND		-	8
海上保安庁	R3	17	ND \sim 1.2	17	ND \sim 34	17	ND \sim 0.28	7	ND \sim 0.90	17
農林水産省	R2	259	ND	259	ND \sim 33	30	ND \sim 0.95	30	0.11 ~ 3.6	259
日本原子力 研究開発機構	R2	8	ND \sim 1.4	8	2.5 ~ 26	8	ND	8	0.16 ~ 0.51	8
海洋放射能調査	R3	82	ND ~ 1.1	82	ND \sim 33	22	ND \sim 0.34	22	0.33 ~ 4.8	82

*1 ND は検出下限値以下を示す。

*2 分析対象外核種について「-」で示した。

(海水試料)

海水試料を調査対象としている機関は 13 道県、海上保安庁及び原子力機構である(表 I-2-3-2-3)。

トリチウムは、13 道県及び原子力機構が調査しており、その放射能濃度は ND~4.8Bq/L の範囲にあり、最大値は福井県で確認された。本調査では核燃海域においてトリチウムを 分析対象としており、その放射能濃度は ND~0.14Bq/L の範囲にあり、自治体等機関の調査 結果の放射能濃度範囲内であった。

⁹⁰Sr は、10 道県、海上保安庁及び原子力機構が調査しており、その放射能濃度は福島県 以外が ND~2.6mBq/L の範囲、福島県が ND~35mBq/L の範囲にあった。本調査で得られた ⁹⁰Srの放射能濃度はND~1.0mBq/L(最大値:福井第二海域)の範囲にあり、福島県以外の 自治体等機関の調査結果の放射能濃度範囲内であった。

放射性セシウムのうち、¹³⁴Cs は 11 道県、海上保安庁及び原子力機構が、¹³⁷Cs は 13 道 県、海上保安庁及び原子力機構が調査している。¹³⁴Cs は福島県以外では検出されず、福島 県では ND~10mBq/L の範囲にあった。また、¹³⁷Cs の放射能濃度は福島県以外において ND~ 9.0mBq/L、福島県では 3~310mBq/L の範囲にあった。本調査では ¹³⁴Cs は検出されず、¹³⁷Cs の放射能濃度は ND~2.6mBq/L (最大値:福島第一海域)の範囲にあり、自治体等機関の調 査結果の放射能濃度範囲内であった。

²³⁹⁺²⁴⁰Pu は青森県、福島県、愛媛県、海上保安庁及び原子力機構が調査しており、その放 射能濃度は ND~0.042mBq/L の範囲にあった。本調査で得られた核燃海域における²³⁹⁺²⁴⁰Pu の 放射能濃度は ND~0.023mBq/L の範囲にあり、自治体等機関の調査結果の範囲内にあった。

表 I-2-3-2-3 令和3年度 道県原子力発電所周辺環境放射能調査結果等による放射性核種 濃度範囲(海水試料)(一部、令和2年度の結果を含む)

	he da	13	⁴ ℃s (mBq/L)	13	⁷ Cs (mJ	Bq/I	L)	90	⁹⁰ Sr (mBq∕L)			⁹⁰ Sr (mBq∕L)			⁹⁰ Sr (mBq/L) ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu (mBq/L)			²³⁹⁺²⁴⁰ Pu (mBq/L)			総検
日冶体寺機関	年度	検体数	最小值 ~ 最大值	検体数	最小値	(~	最大値	検体数	最小值	~ 最大値	[検(体数 最小	値 ~	最大値	検体数	最小	直 ~	最大値	体数		
北海道	R3	32	ND* 1	32	ND	~	2.2	4	1	ID			_*	2	32		ND		32		
青森	R3	32	ND	32		ND		18	1	ID		18	ND		32		ND		32		
宮城県	R3	25	ND	25	ND	~	3.0	1	1.	6			_		7		ND		25		
福島県	R3	105	ND \sim 10	105	3	~	310	81	ND	~ 35		75 ND	~	0.019	81	ND	~	1.1	105		
茨城県	R3		-	54	ND	~	4.2	26	1	ID			_		156		ND		156		
静岡県	R3	80	ND	80	ND	~	3.8			_			_		4	ND	~	0.62	80		
新潟県	R3	18	ND	18	ND	~	3.2	1	1.	0			_		18		ND		18		
石川県	R3	19	ND	19	ND	~	2.2			_			_		19		ND		19		
福井県	R3	54	ND	54	ND	~	2.5			-			_		88	ND	~	4.8	92		
島根県	R3	16	ND	16	1.1	~	2.0	1	2.	6			_		14		ND		24		
愛媛県	R3	10	ND	10	ND	~	1.8	2	1.	0		2 0.0034	~	0.0046	10	ND	~	1.3	10		
佐賀県	R3	20	ND	20	ND	~	2.4	8	0.67	~ 1.3			_		12	ND	~	0.68	20		
鹿児島県	R3		-	12	ND	~	1.9	4	0.75	~ 1.0			_		8		ND		12		
海上保安庁	R3	48	ND	48	ND	~	2.6	48	0.10	~ 0.9	7	24 ND	~	0.042			_		48		
日本原子力 研究開発機構	R2	6	ND	6	ND	~	9.0	6	1	ID		6	ND		17		ND		17		
海洋放射能調查	R3	208	ND	208	ND	~	2.6	208	ND	~ 1.0		88 ND	~	0.023	88	ND	~	0.14	208		

*1 ND は検出下限値以下を示す。

*2 分析対象外核種について「-」で示した。

(3) まとめ

本項では、原子力発電所立地道県及び核燃料サイクル施設立地県における原子力施設等 周辺放射線監視事業の結果と、本事業において実施された海洋放射能調査結果を比較して 評価するための資料として整理した。東電福島第一原発事故後は、福島県、茨城県及び宮 城県において、それ以外の道県とで海洋環境試料に含まれる放射性核種の放射能濃度に差 が見られた。この傾向は、本調査で得られた結果と同じであった。このことから、自治体 等機関における結果を対照することで、自治体等機関の結果と本調査の測定値は整合する ことが明らかになった。

引用文献

- 北海道. 泊発電所周辺環境放射線監視結果報告書:環境放射線. 令和3年度第1四半期 ~第4四 半期.
- 2) 青森県. 原子力施設環境放射線調査報告書(令和3年度報).
- 3)青森県.原子力施設環境放射線調査報告書 データ集(令和3年度報)(Web版) (https://www.pref.aomori.lg.jp/soshiki/kikikanri/atom/files/houkokusho_R3.pdf)
- 4) 宮城県. 令和3年度 女川原子力発電所環境放射能調査結果 第41巻5号.
- 5)福島県. 令和3年度 原子力発電所周辺環境放射能測定結果報告書.(https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/541118.pdf)
- 6)福島県.福島県ホームページ>水・食品等の放射性物質検査>農林水産物>農林水産物の緊急時環境放射線モニタリング結果【詳細】

(https://www.pref.fukushima.lg.jp/site/portal/mon-kekka.html)

- 7) 茨城県.環境放射線監視季報.第196報(令和3年度第1四半期) ~ 第199報(令和3年度第4四 半期).
- 8)静岡県.浜岡原子力発電所周辺環境放射能調査結果.第193号(調査期間 令和3年4月~令和4年 3月).
- 9) 新潟県. 令和3年度 柏崎刈羽原子力発電所周辺環境放射線監視調査結果報告書.
 (https://www.pref.niigata.lg.jp/uploaded/attachment/333610.pdf)
- 10) 石川県.志賀原子力発電所周辺環境放射線監視結果報告書.令和3年度第1報~第4報.
- 11) 福井県. 原子力発電所周辺の環境放射能調査. 2021 年度年報(令和3年).
- 12) 島根県. 令和3年度 島根原子力発電所周辺環境放射線等調査結果.
- 13) 愛媛県. 令和3年度 伊方原子力発電所周辺環境放射線等調査結果.
- 14) 佐賀県.玄海原子力発電所の運転状況及び周辺環境調査結果(季報).(令和3年4~6月)~(令和4年1~3月)
- 15) 鹿児島県.川内原子力発電所周辺環境放射線調査結果報告書(令和3年度 年報).

- 16) 海上保安庁海洋情報部. 放射能調查報告書. 令和3年調查結果.
- 17) 農林水産省. 令和2年度農林水産省関係放射能調查研究年報 C水産関係.
- 18) 日本原子力研究開発機構. 東海再処理施設周辺の環境放射線モニタリング結果-2020年度-.
- 19) Oikawa, S., Watabe, T. and Takata, H. (2015). Distributions of Pu isotopes in seawater and bottom sediments in the coast of the Japanese archipelago before and soon after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station accident. Journal of Environmental Radioactivity, 142, 113-123.

【Ⅱ】調査結果の評価

本事業の実施に当たって、調査計画及び内容、測定値の信頼性、調査結果等について審 議することなどを目的に、環境放射能学、海洋学及び水産学等の有識者ならびに漁業関係 者等から構成する海洋放射能検討委員会を設置した。令和4年度海洋放射能検討委員会の 委員名簿を表Ⅱ-1-1に示す。

海洋放射能検討委員会からは、

・原子力発電所等周辺海域及び核燃料(原子燃料)サイクル施設沖合海域において実施 した解析調査を含めた海洋放射能調査内容全般

について指導、助言いただき、併せて調査計画の内容などについて了承を得るとともに、

・調査結果等について内容の検討、評価及び結果のとりまとめ などについて指導、議論や審議及び了承を得た。

令和4年度においては、この海洋放射能検討委員会を3回(原子力規制委員会原子力規 制庁と事前に協議のうえで資料送付によるメール会合とした)開催し、開催期間及び主な 審議内容等は以下のとおりであった。

〇第1回海洋放射能検討委員会

(令和4年5月19日~同年5月25日、資料送付によるメール会合(※))

- ・調査計画の了承
- ・調査内容の妥当性の検討

○第2回海洋放射能検討委員会

(令和4年12月13日~同年12月19日、資料送付によるメール会合(※))

- ・調査内容の妥当性の検討と評価
- ・測定値の信頼性確認
- ・中間とりまとめの検討、評価及び了承

○第3回海洋放射能検討委員会

(令和5年3月10日~同年3月16日、資料送付によるメール会合(※))

- ・測定値の信頼性確認
- ・調査結果の検討、評価及び了承
- ・調査報告書及び調査結果概要の検討、評価及び了承

また、より技術的、専門的観点から得られたデータの解析手法及び結果の解釈等につい て検討し、指導や助言を得るため、検討委員会の下部に環境放射能学、海洋学、水産学等 の専門家からなるデータ解析専門部会を設置した。令和4年度データ解析専門部会の委員 名簿を表Ⅱ-1-2に示す。

なお、令和4年度においてはこの部会を2回(いずれも資料送付によるメール会合)開催し、開催期間及び主な審議内容等は以下のとおりであった。

○第1回データ解析専門部会

(令和4年9月27日~同年10月3日、資料送付によるメール会合(※))

・調査内容(計画・進捗)の検討、指導及び助言

・調査結果の検討、指導及び助言

○第2回データ解析専門部会

(令和5年2月24日~同年3月2日、資料送付によるメール会合(※))

・調査結果(調査報告書)の検討、指導及び助言

(※)政府の新型コロナウイルス感染症対策本部決定の「新型コロナウイルス感染症対策の基本 的対処方針」に関する公示及び新型コロナウイルス感染症対策分科会の「オミクロン株の 特徴を踏まえた感染防止策」に関する提言を受け、社会情勢を鑑みて、原子力規制委員会 原子力規制庁と協議したのち、資料送付によるメール会合とした。

氏名	所属・役職	専 門 等
青木 伸泰	全国漁業協同組合連合会	漁業関係団体
(令和4年10月から)	漁政部 次長	
青野 辰雄 (※)	国立研究開発法人量子科学技術研究開発機構	海洋放射能
	量子生命·医学部門 放射線医学研究所	
	福島再生支援研究部	
	環境動態研究グループリーダー	
赤田 尚史	国立大学法人弘前大学	環境放射能
-	被ばく医療総合研究所教授	
阿部 琢也	国立研究開発法人日本原子力研究開発機構	放射能分析、放
	原子力科学研究部門 原子力科学研究所	射線計測
	放射線管理部放射線計測技術課	
	マネージャー	
石川 大蔵	八戸漁業指導協会	漁業関係団体
浮田 陽一	愛媛県原子力センター	環境放射能、環
		境放射線
帰山 秀樹	国立研究開発法人水産研究・教育機構	海洋生態系、海
	水産資源研究所 水産資源研究センター	洋 放射能
	ー 一 一 海洋境境部	边坐胆区口止
木山 具一	全国	漁業関係団体
(令和4年9月まで)	次武学会の「「「「「」」」の「「」」の「「」」の「「」」の「「」」の「「」」の「「」	
	(第一) (第一) (第一) (第一) (第一) (第一) (第一) (第一)) (第一) (第一)) (第一) (第一)) (第)) ()) ()) ()) ()) ()) ()) ()) ()) ()) ()) ()) ())) ()) ())) ())) ())) ())) ())) ())) ())) ())) ())) ())) ())) ())) ())) ()))) ()))) ()))) ()))) ()))) ()))) ()))) ())))) ())))())))())))()))()))()))()))()))()))())()))())()))()))())()))()	
照不 止偲	育	
小牛士梅士	守務理事 「 「 古立上学は 」 古立上学	1四 + 本 七 白+ - 4 七 七 七
小佐古 戦壮	国业大学法入東京大学	
	口言狄汉 同立十学法 / 短自十学	別称Ŋ設
哆田 忏义	国立入子伝入储局入子 理培协时能研究武 教授	垛 児
声 心 和乙	現現版和 能研 九川 教授 利 学 ジェーナ リフト	ジャーナリフト
米 响 竹	科子シャーノッスト	シャップリスト
長尾 誠也	国立大学法人金沢大学	環境動態、環境
	環日本海域環境研究センター	放射能
	センター長・教授	
久松 俊一 (※)	公益財団法人環境科学技術研究所	環境放射能
	理事長アドバイザー	
松野健	国立大学法人九州大学	海洋物理
	名誉教授	

表Ⅱ-1-1 令和4年度海洋放射能検討委員会 委員名簿(敬称略、五十音順)

所属・役職は、令和5年3月1日現在

(※)令和4年度データ解析専門部会委員との兼任委員(2名)

氏 名	所属・役職	専 門 等
青野 辰雄 (※)	国立研究開発法人量子科学技術研究開発機構	海洋放射能
	量子生命·医学部門 放射線医学研究所	
	福島再生支援研究部	
	環境動態研究グループリーダー	
川端 淳	国立研究開発法人水産研究·教育機構	海洋生態系
	水産資源研究所 水産資源研究センター	
	海洋環境部 副部長	
永岡 美佳	国立研究開発法人日本原子力研究開発機構	環境放射能分
	核燃料・バックエンド研究開発部門	析、放射線計測、
	核燃料サイクル工学研究所 放射線管理部	放射性排水放出
	環境監視課 技術副主幹	管理
楢山 宝孝	青森県原子力センター	環境放射能、環
	分析課 主任研究員	境放射線
林誠二	国立研究開発法人国立環境研究所	環境放射能
	福島地域協働研究拠点 研究グループ長	
久松 俊一 (※)	公益財団法人環境科学技術研究所	環境放射能
(主査)	理事長アドバイザー	
松本 純子	愛媛県原子力センター	環境放射能、環
	原子力安全課長	境放射線

表Ⅱ-1-2 令和4年度データ解析専門部会 委員名簿(敬称略、五十音順)

所属・役職は、令和5年3月1日現在

(※) 令和4年度海洋放射能検討委員会委員との兼任委員(2名)

【Ⅲ】調査結果等の報告・説明

1. 報告資料の印刷

令和3年度に実施した令和3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)事業で得られた調査結果や成果について、関係機関・団体の職員等 に対して報告・説明するための資料として、これらを取りまとめた令和3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(令和 4年3月、公益財団法人海洋生物環境研究所)を印刷した。

また、令和3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)事業調査報告書の概要として、パンフレット「漁場を見守る」(海洋環境における 放射能調査及び総合評価事業 海洋放射能調査(令和3年度))(令和4年5月、公益財団法 人海洋生物環境研究所)を印刷した。

2. 関係機関・団体等への調査結果の報告・配布

調査対象海域の漁業関係者や関係機関・団体に対して令和4年9月から令和5年3月の 期間において、

- ・ 令和4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)事業に係る調査計画の概要
- ・ 令和3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(令和4年3月、公益財団法人海洋生物環境研究所)
- ・パンフレット「漁場を見守る」(海洋環境における放射能調査及び総合評価事業 海洋 放射能調査(令和3年度))(令和4年5月、公益財団法人海洋生物環境研究所)

を用いて、新型コロナウイルス感染症拡大防止に係る社会的情勢等を鑑みて、それぞれ個別に訪問または資料郵送による結果説明等を実施した(※)。

- (※)新型コロナウイルス感染症拡大防止に係る社会的情勢や、政府(厚生労働省)から発信されている「新しい生活様式」の実践例のうち、「移動に関する感染対策」等の例を鑑みて訪問予定先のご都合を伺ったうえで、資料郵送での対応とした。
- このうち、個別に訪問のうえ結果説明等を実施した機関・団体等の数は、
 - ・関係道県漁業協同組合連合会及び関係漁業協同組合等の漁業関係機関:46機関
 - ・関係自治体の水産関係部署:20 機関
 - ・関係自治体の原子力安全対策や環境放射線関係部署:32機関
 - ・試料採取の海域を所管する海上保安部(署):8機関

の計 106 機関であった(個別に訪問のうえ結果説明を実施した機関に対しては、併せて結 果説明等に関するアンケートを依頼した)。 また、資料郵送の対応で結果説明等を実施した機関・団体等の数は、

・関係道県漁業協同組合連合会及び関係漁業協同組合等の漁業関係機関:5機関

・関係自治体の原子力安全対策や環境放射線関係部署:4機関

・試料採取の海域を所管する海上保安部(署):5機関

の計 14 機関であった。

また、令和5年1月に令和4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)事業の中間取りまとめ(令和5年1月、公益財団法人海洋生物環 境研究所)を作成し、結果説明等を実施した関係機関のうち109機関へ郵送により配付し た。

なお、令和3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(令和4年3月、公益財団法人海洋生物環境研究所)及びパンフ レット「漁場を見守る」(海洋環境放射能総合評価事業海洋放射能調査(令和3年度))(令 和4年5月、公益財団法人海洋生物環境研究所)は、原子力規制委員会原子力規制庁の了 承を得て、当研究所のウェブサイト上に「委託調査成果」として公表した。

【IV】本事業で得られた関連試料の保管・管理

令和 4 年度に実施した本事業で得られた試料を仕様書の指示に従い適切に整理・保管した。試料の保管に当たっては、当研究所との賃貸契約に基づいて使用している倉庫(所在: 千葉県四街道市鹿渡)で行い、試料の整理・管理を円滑に行うために整備した保管棚に収め

た。これらの試料は保管台帳に記録し、再分 析等、原子力規制委員会原子力規制庁からの 指示に速やかに対応できるよう管理した。さ らに同倉庫に収まりきらない試料について は、試料等の保管業務を行っている専門の倉 庫会社(所在:千葉県山武市下布田)にて保 管・管理した。

また、これまで適切に保管・管理していた令 和3年度までに採取した海水試料のうち、

海洋放射能調査海域における福島第一
 海域及び福島第二海域を除く原子力発



倉庫に設置した保管棚に収納している 海水試料(写真は一つ 20L のもの)

電所等周辺海域と核燃料(原子燃料)サイクル施設沖合海域 で採取した海水試料と、

 ・ 放射能分析に供し、その分析結果が確定するまで適切に保管・管理を行っていた
 ろ液等の試料

の約 1,000 個(総重量 約 20,000kg) については廃棄処分した。

なお、これらの処分に当たっては、専門の 産業廃棄物処理業者に依頼し、保管場所であ る倉庫(千葉県四街道市及び山武市)から搬 出し、処分施設まで搬送した。その後、産業 廃棄物(廃酸)として適切な処分を依頼した (産業廃棄物の委託処理における排出事業者 責任の明確化と、不法投棄の未然防止を目的 としたマニフェスト制度に準じた確認を実施

した)。



大型倉庫から廃棄対象となる海水試料 をパレットに積載して搬出するところ

(このページは空白ページです)