

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

令和 3 年 3 月

公益財団法人海洋生物環境研究所

ま え が き

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）事業は、我が国の原子力施設沖合に位置する主要漁場等を調査の対象海域として海産生物、海底土及び海水の放射能調査を実施し、調査海域における海洋中の放射能の移行挙動を定性・定量的に把握・評価を行うことにより漁場の安全の確認等に資することを目的に、国において昭和 58 年度に開始され、今日に至っている。その間、平成 2 年度には青森県及び岩手県の太平洋側に核燃料サイクル施設（現 原子燃料サイクル施設）沖合海域が調査海域として追加され、さらに平成 22 年度からは東京電力株式会社（現 東京電力ホールディングス株式会社）福島第一原子力発電所（以下、「東電福島第一原発」という。）事故に伴う同発電所周辺海域における海洋放射能モニタリングが宮城県、福島県及び茨城県の太平洋側を中心とした海域で開始された。

本事業の所管省庁としては、昭和 58 年度当初（当時、科学技術庁）から平成 24 年度まで文部科学省が担ってきたが、平成 24 年 9 月に原子力規制委員会の発足に伴って移管され、平成 25 年度から原子力規制委員会原子力規制庁が所管する委託事業として継続的に実施されているところである。

令和 2 年度は、前年度（2019（平成 31）年度※）に引き続き、公益財団法人海洋生物環境研究所が原子力規制委員会原子力規制庁から令和 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）事業を委託事業として受託し、次の調査等を実施した。

- I 海洋放射能調査
- II 東電福島第一原発周辺の海域モニタリング
- III 調査結果の評価
- IV 調査結果等の説明・報告
- V 本事業で得られた関連試料の保管・管理

海洋放射能調査では、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の主要漁場から漁獲された海産生物試料の収集及び海底土試料、海水試料の採取を行い、これらの試料に含まれる放射性核種の放射能濃度を調査するとともに、併せて解析調査として海洋放射能調査を補完するための支援・解析を行う調査研究を実施した。

東電福島第一原発周辺の海域モニタリングでは、東電福島第一原発事故による放射性物質の影響を把握するため、宮城県から茨城県沿岸沖に設けた沖合海域及び外洋海域、東電

※ 2019 年 5 月 1 日に「平成」から「令和」に改元された。

福島第一原発前面に設けた近傍・沿岸海域において海域モニタリングを実施し、海水及び海底土試料に含まれる放射性核種の放射能濃度について、その現状を把握し、併せてそれらの推移を把握するための調査を実施した。

調査結果の評価では、調査の実施、結果の解析・評価に当たり、環境放射能の専門家等からなる「海洋放射能検討委員会」及び「データ解析専門部会」を設け、指導・助言を得て、総合的に取りまとめた。

調査結果等の説明・報告では、本事業の計画や事業内で得られた結果を用いて事業開始時にそれぞれ地方自治体や漁業関係団体などの関係機関を訪問し、それらの説明を行うとともに、中間とりまとめとして主に前期までの結果を取りまとめた資料を送付した。併せて、海洋放射能調査の総合評価に必要な評価資料等を作成し、関係機関等に調査結果の報告及び配付を実施した。

本事業で得られた関連試料の保管・管理では、前年度までの同事業で採取した試料のうち、予備として採取したものや放射能分析に供したあとの残試料と併せて、倉庫にて適切に保管・管理を行った。

この調査報告書は、上記のとおりの内容で原子力規制委員会原子力規制庁からの委託事業として受託した本事業について、その調査結果として成果を取りまとめたものである。

本事業の実施と調査結果をとりまとめるに当たっては、委託元である原子力規制委員会原子力規制庁のご担当者様をはじめ、海洋放射能検討委員会及びデータ解析専門部会の委員各位より、ご指導やご助言を賜りました。また、地方自治体や漁業関係団体の皆様、そして試料採取や放射能分析においては本事業の趣旨をご理解いただき、多くの方々より快くご協力を賜りました。ここに深く感謝いたします。

令和3年3月

公益財団法人海洋生物環境研究所

理事長 保科 正樹

目次

【 I 】 海洋放射能調査	1
1. 海洋放射能調査海域周辺での調査	1
1) はじめに	1
2) 調査海域	1
3) 調査試料の採取	1
(1) 海産生物試料	1
(2) 海底土試料及び海水試料	2
4) 放射性核種の分析	12
(1) 分析対象放射性核種	12
(2) 海産生物、海底土及び海水試料の前処理及び分析法	12
(3) 計数誤差	16
(4) 検出下限値	16
(5) 減衰補正	16
5) 分析結果	20
(1) 海産生物試料の分析結果	20
(2) 海底土試料の分析結果	27
(3) 海水試料の分析結果	31
6) 海洋環境試料中の放射性核種濃度レベルの経年変化	37
(1) 発電所海域における経年変化	37
(2) 核燃海域における経年変化	43
7) 海産生物試料の代替について	86
(1) 令和2年度の事業における海産生物試料の代替実績	86
(2) これまでの代替実績	87
(3) まとめ	88
2. 解析調査	89
1) 対照海域放射能調査	89
(1) 対照海域における海水・海底土試料の放射能調査	89
(2) 対照海域における海産生物試料の放射能調査	115
2) 変動要因・移行挙動調査	125

(1) 海洋環境における $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比モニタリング	125
(2) 海水及び海産生物試料の ^{129}I 放射能濃度	134
(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	152
① はじめに	152
② 海底土中の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	152
③ 海水中の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	186
④ 動物プランクトン中の放射性セシウムの放射能濃度 とその変動要因に関わる詳細調査	202
⑤ まとめ	222
(4) 原子力発電所等周辺海域における海水試料及び海産生物試 料に含まれるトリチウムの放射能濃度調査	227
3) 海洋環境関連調査報告書等の収集・整理	239
(1) はじめに	239
(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	239
(3) まとめ	244

【Ⅱ】東京電力ホールディングス株式会社福島第一原子力発電所 周辺の海域モニタリング

1. はじめに	247
2. モニタリング方法	247
1) 調査経過	247
2) 調査試料の採取	247
(1) 近傍・沿岸海域	247
(2) 沖合海域	247
(3) 外洋海域	248
3) 放射性核種の分析	252
3. モニタリング結果	255

1) 海水試料	255
(1) 近傍・沿岸海域	255
(2) 沖合海域	258
(3) 外洋海域	263
(4) 福島モニタリングにおける放射性核種の放射能濃度の 変動要因の考察	267
2) 海底土試料	270
 4. まとめ	 277
 【Ⅲ】調査結果の評価	 281
 【Ⅳ】調査結果等の報告・説明	 285
1. 報告資料の印刷	285
2. 関係機関・団体等への調査結果の報告・配布	285
 【Ⅴ】本事業で得られた関連試料の保管・管理	 287
 資料編	 289
【Ⅰ】海洋放射能調査	
資料 1-1 令和 2 年度に発電所海域で採取した海産生物試料に含まれる 放射性核種の放射能分析結果	290
資料 1-2 令和 2 年度に核燃海域で採取した海産生物試料に含まれる 放射性核種の放射能分析結果	305
資料 2-1 令和 2 年度に発電所海域で採取した海底土試料に含まれる 放射性核種の放射能分析結果	313
資料 2-2 令和 2 年度に核燃海域で採取した海底土試料に含まれる放 射性核種の放射能分析結果	328

資料 3-1 令和 2 年度に発電所海域で採取した海水試料に含まれる放射 性核種の放射能分析結果	334
資料 3-2 令和 2 年度に核燃海域で採取した海水試料に含まれる放射 性核種の放射能分析結果	349
資料 4-1 令和 2 年度 解析調査 海底土の性状	371
(参考 1) 平成 21 年度から令和 2 年度までの調査における海 産生物試料の代替実績	381

(参考 2) 海洋放射能調査における作業等の様子	391
--------------------------	-----

【Ⅱ】東京電力ホールディングス株式会社福島第一原子力発電所周辺の海域モニタリング

資料 5-1-1 海水中の放射性核種濃度 近傍・沿岸海域	394
資料 5-1-2 海水中の放射性核種濃度 沖合海域	397
資料 5-1-3 海水中の放射性核種濃度 外洋海域	410
資料 5-2-1 海底土中の放射性核種濃度 沖合海域	414
資料 5-2-2 海底土中の放射性核種濃度 (α 線放出核種) 沖合海域	418
資料 5-2-3 海底土の色・質・生物種等	419

(参考 3) 沖合海域で採取した海底土試料に含まれる人工放 射性核種について	423
---	-----

(参考 4) 東京電力ホールディングス株式会社福島第一原子 力発電所周辺の海域モニタリングにおける作業等 の様子	427
--	-----

【 I 】 海洋放射能調査

1. 海洋放射能調査海域周辺での調査

1) はじめに

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）事業は、我が国の原子力施設等沖合に位置する主要漁場を含めた海洋環境において、海産生物、海底土及び海水試料を採取し、それら試料に含まれる放射性核種の放射能調査を実施し、海洋環境における放射性核種（放射能）の推移を把握し、併せて移行挙動について定性・定量的に把握・評価を行い、漁場の安全の確認等に資することを目的として実施している。海洋放射能調査はこの目的を達成するための一つの調査項目であり、全国を対象とする海洋環境における海産生物、海底土及び海水に含まれる放射性核種の放射能濃度などについて、継続的かつ定期的な定点観測を実施することで得られる緻密な基礎的知見は必要不可欠と言える。

本調査の実施に当たっては、昭和 58 年度から継続的に実施してきた調査との継続性を考慮しつつ、調査の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。

一連の調査計画や結果については、本事業内に関係分野を専門とする第三者で構成する「海洋放射能検討委員会」を設け、技術的・専門的立場からの指導・助言を得ながらとりまとめ等を行った。

2) 調査海域

調査海域として、図 I-1-2-1 に示すとおり全国の原子力発電所等周辺海域（以下、「発電所海域」という。）及び青森県と岩手県の太平洋側の核燃料（原子燃料）サイクル施設沖合海域（以下、「核燃海域」という。）を対象とし、これらの選定に当たっては地方公共団体、水産関係団体及び原子力関係事業者団体等により別途実施されている原子力施設周辺放射線監視事業（電気事業者等が実施しているものも含む）などとの重複を避けるよう考慮した。

なお、発電所海域とは北海道、青森、宮城、福島第一、福島第二、茨城、静岡、新潟、石川、福井第一、福井第二、島根、愛媛、佐賀及び鹿児島海域の計 15 海域を指す。

3) 調査試料の採取

(1) 海産生物試料

海産生物試料は、当該漁場に主として出漁している漁業協同組合等の協力を得て、仕様に沿うよう、当該漁場で収集することを大前提とし、併せて次の事項について協議のうえで選定した。

- ・当該漁場における漁獲量が多い種であること

- ・当該漁場における生活期間が長い種であること

選定した海産生物試料は、漁獲した月日と漁場（または海域）を確認しつつ、発電所海域では1試料当たり生鮮重量で概ね20kg、核燃海域では生鮮重量で概ね30kgについて年2回（概ね、前期（4月～9月）；後期（10月～1月））の調査を実施した。令和2年度に試料として収集した海産生物を表I-1-3-1及び表I-1-3-2に示す。

（2）海底土試料及び海水試料

海底土試料及び海水試料の採取測点は、各発電所海域に設定した4測点（計60測点）及び核燃海域に設定した22測点について、次の事項を確認して図I-1-3-1から図I-1-3-14に示すとおりとした。

- ・当該施設沖合における主要漁場であること
- ・海底（底質）ができるだけ砂泥質の場所であること

なお、試料の採取に際しては、気象・海象条件に影響されにくく、かつ水深1,000m超にも対応できる大型採水器や大型採泥器を洋上で安全に運用するためのウインチ等、そして海洋観測機器などの必要機材を備えた大型調査船舶（例えば500トンクラス）を用いることとした。また、位置情報の観測には海技士免状を有する者の助言^{※1}を受けて船舶用の全地球航法衛星システム（GNSS（Global Navigation Satellite System）と称されるシステムで衛星のみ使用時で精度±10m以下；国際海事機関（International Maritime Organization；IMO）が定める国際的な基準を満たしているもの）の利用や、正確な水深を把握するための極深海音響測深機などを駆使し、試料採取位置について、測点を中心として約1,800m以内（緯度で1分以内^{※2}）とし、併せて水深（深度）についてはウインチワイヤの長さ、音響測探機及び魚群探知機などの複数の機器により確認を行った。

海底土試料は、令和2年5月16日から6月16日（核燃海域では令和2年5月10日から5月30日）にかけて、調査の対象とした海域に設定した測点で年1回、大型ボックス型採泥器（例えばスペード型採泥器、マルチプルコアラー等）を用いて海底土の表面から深さ3cmまでの層を湿重量で約2kgを目安として採取した。採取した海底土試料は、泥質等の目視観測を同時に行い、ビニール袋に入れプラスチック製容器に収納し、冷凍保管とした。

海水試料は、発電所海域において令和2年5月16日から6月16日にかけて、それぞれの海域に設定した4測点（海底土を採取した測点と同じ）で年1回、核燃海域では令和2年5月10日から5月30日及び令和2年10月7日から10月17日にかけての年2回、表層（海面から1m下）と下層（海底面から概ね10～40m上）の2層から、大型バンドーン採水

※1 放射能測定法シリーズ16「環境試料採取法」（昭和58年）に記載のとおり。

※2 日本経緯度原点（所在：東京都港区麻布台；北緯35度39分29秒、東経139度44分28秒）における「緯度1秒」は「30.820188m」である。

器を用いて発電所海域では約 100L、核燃海域では約 300L 採取した。海水試料の採取に当たっては、採取深度、塩分及び水温を同時かつ連続的に観測できる機器を大型バンドーン採水器（120L×3 連）に装着して深度等の数値を確認しつつ、揚収時の採水容器間水温で±0.1℃（3 連容器の場合、最大 0.2℃の差）までを許容することとし、目的とする海水試料を採取した。

採取した海水試料はろ過をせず、容量 20L のフレキシブル成形液体容器（藤森工業株式会社製成形液体容器「キュービテナー®」）に分取した。分取した海水試料は、海水に含まれる目的とする放射性核種の器壁への吸着を防ぐため、海水 1L 当たり 1mL の濃硝酸を添加して硝酸酸性とした。なお、核燃海域で調査対象としているトリチウム^{※1}を分析するための海水試料では、トリチウム分析に支障が生じるため、酸を添加せず、別途用意した容量 2L のプラスチック製容器に分取した。



図 I -1-2-1 調査の対象とした海域（核燃料（原子燃料）サイクル施設沖合海域は、ここでは「核燃料サイクル施設沖合海域」とした）

※1 水素の放射性同位体の一つである ³H のことで、「三重水素」または「トリチウム」の複数名称が存在し、一般に「トリチウム」として知られている。このため、本報告書でも「³H」については「トリチウム」と表記する。

表 I -1-3-1 発電所海域における海産生物試料（収集実績）

調査海域	前期	後期
	漁獲期間： 令和2年4月1日 ～9月21日	漁獲期間： 令和2年10月1日 ～令和3年1月15日
北海道	ホッケ、ソウハチ、ミズダコ	ホッケ、ヒラメ、スケトウダラ
青森	クロソイ、ホッケ、アイナメ	ヒラメ、アイナメ、ヤリイカ
宮城	マダラ、アイナメ、マアナゴ	マダラ、エゾイソアイナメ、マアナゴ
福島第一	ヒラメ、ババガレイ、コモンカスベ	スルメイカ、キアンコウ、マガレイ
福島第二	スズキ、マガレイ、ヤナギダコ	カナガシラ、マガレイ、マダコ
茨城	ムシガレイ、マルアオメエソ、ヤナギダコ	ヒラメ、スルメイカ、ヤナギダコ
静岡	イネゴチ、ニベ、アカカマス	マゴチ、ニベ、オオシタヒラメ
新潟	スケトウダラ、ホッケ、ミズダコ	スケトウダラ、ホッケ、ミズダコ
石川	ニギス、ハタハタ、ホッコクアカエビ	ニギス、アカガレイ、ホッコクアカエビ
福井第一	ハタハタ、アカガレイ、スルメイカ	ノロゲンゲ、アカガレイ、スルメイカ
福井第二	アカガレイ、スズキ、マアナゴ	アカガレイ、マダイ、マアナゴ
島根	マダイ、ヒラメ、ムシガレイ	マダイ、マトウダイ、ムシガレイ
愛媛	カナガシラ、ケンサキイカ、エビ類	カナガシラ、コウイカ、シログチ
佐賀	スズキ、マダイ、メジナ	スズキ、マダイ、メジナ
鹿児島	チダイ、カイワリ、アカエイ	チダイ、カイワリ、アカエイ

表 I -1-3-2 核燃海域における海産生物試料（収集実績）

前期	後期
漁獲期間： 令和2年4月4日 ～9月8日	漁獲期間： 令和2年10月6日 ～12月9日
ミズダコ、ヒラメ、 スルメイカ（2試料）、サクラマス、 キアンコウ（2試料）、サバ類、 マダラ（2試料）、 スケトウダラ、マサバ、 ウスメバル、イカナゴ、 アイナメ	ミズダコ、ヒラメ、 スルメイカ（2試料）、 シロザケ（雌）（2試料）、 シロザケ（雄）（2試料）、 マコガレイ、マダラ（2試料）、 スケトウダラ、カタクチイワシ、 キアンコウ、サンマ

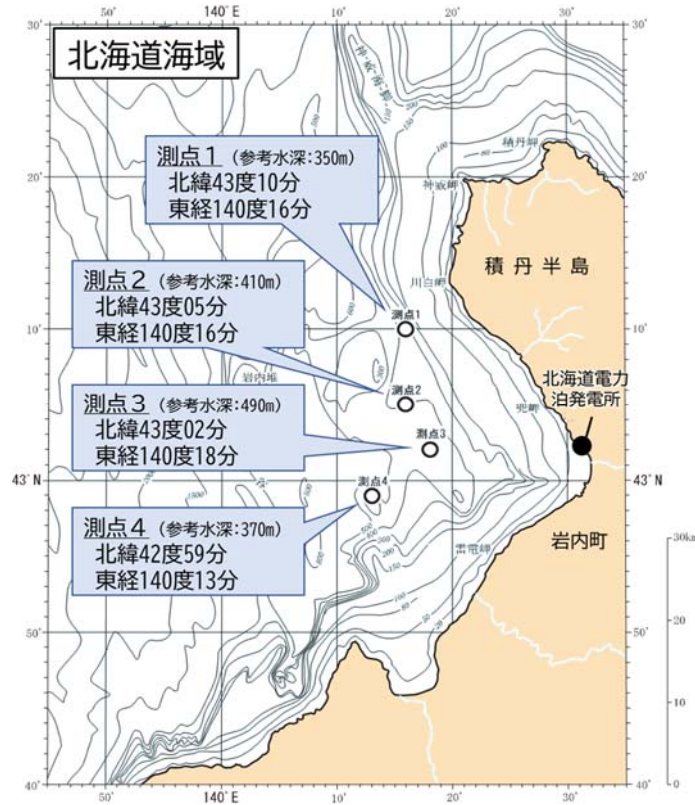


図 I -1-3-1 北海道海域における海底土・海水試料採取測点

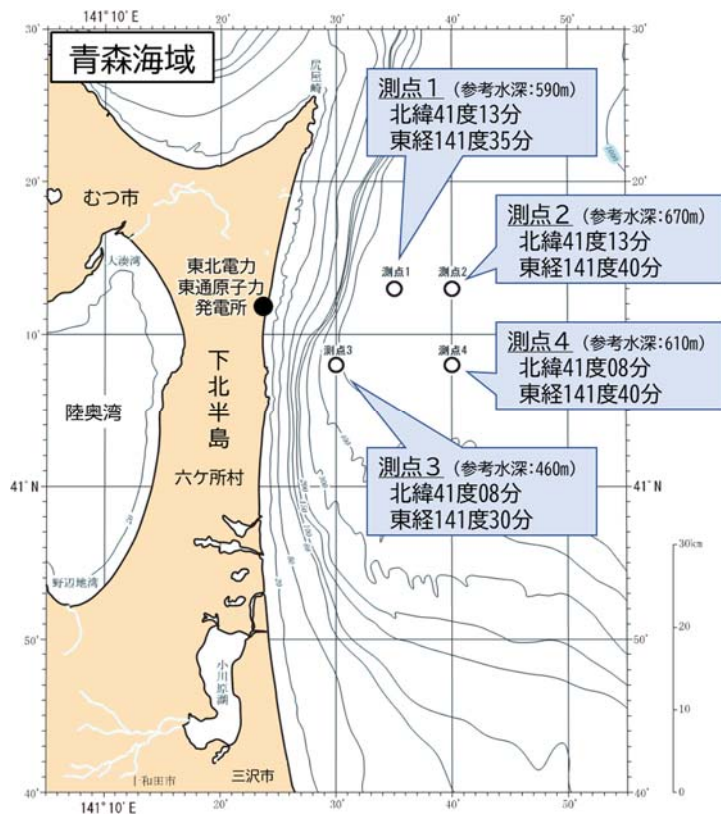


図 I -1-3-2 青森海域における海底土・海水試料採取測点

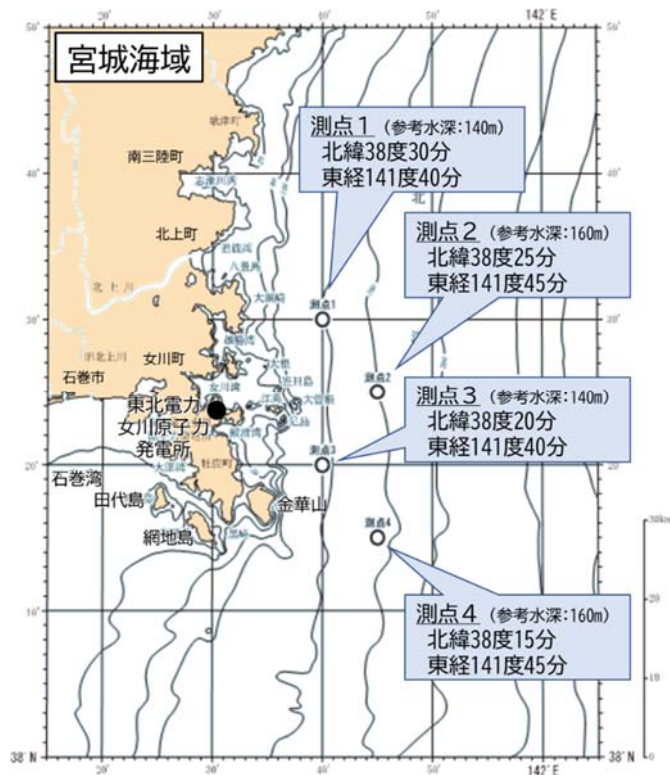


図 I -1-3-3 宮城海域における海底土・海水試料採取測点

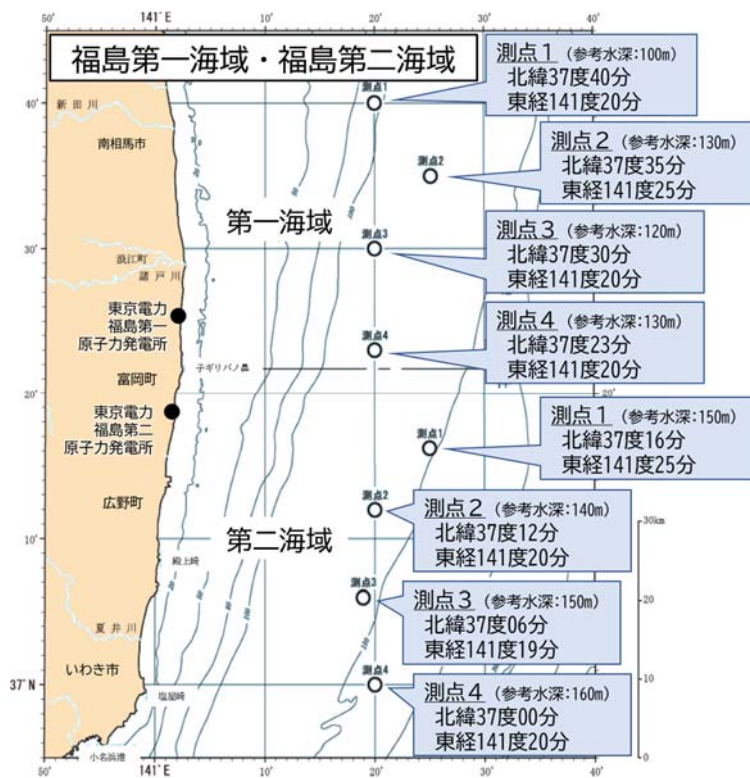


図 I -1-3-4 福島第一海域・福島第二海域における海底土・海水試料採取測点

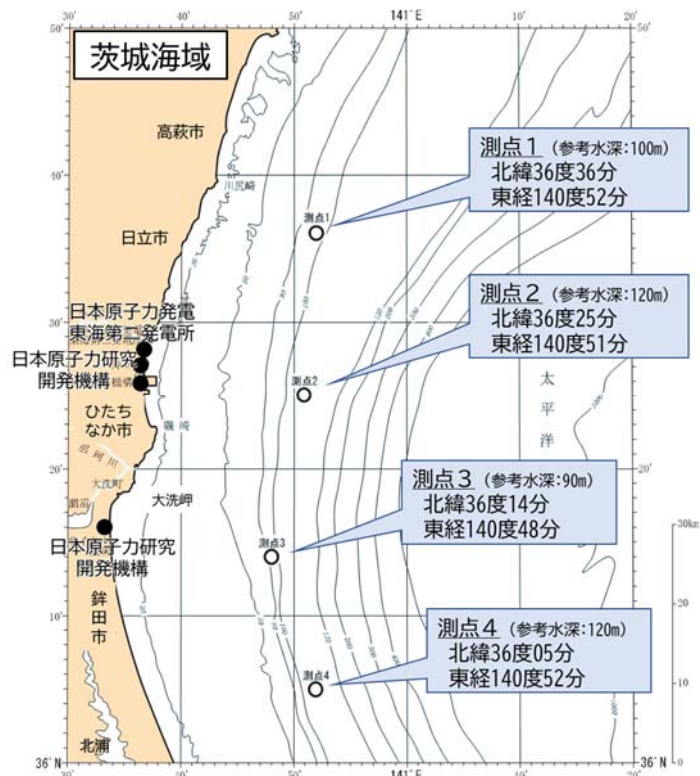


図 I -1-3-5 茨城海域における海底土・海水試料採取測点

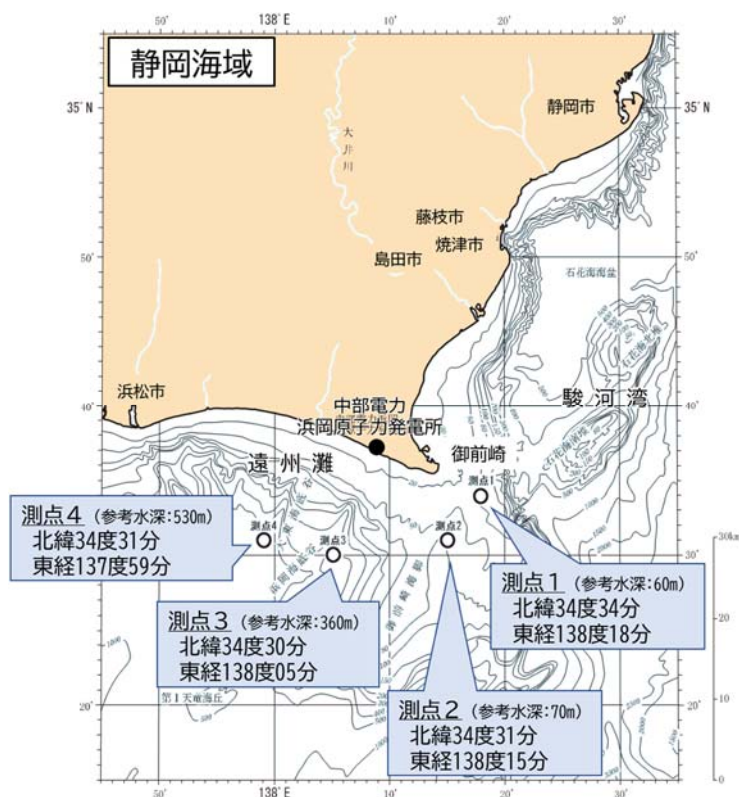


図 I -1-3-6 静岡海域における海底土・海水試料採取測点

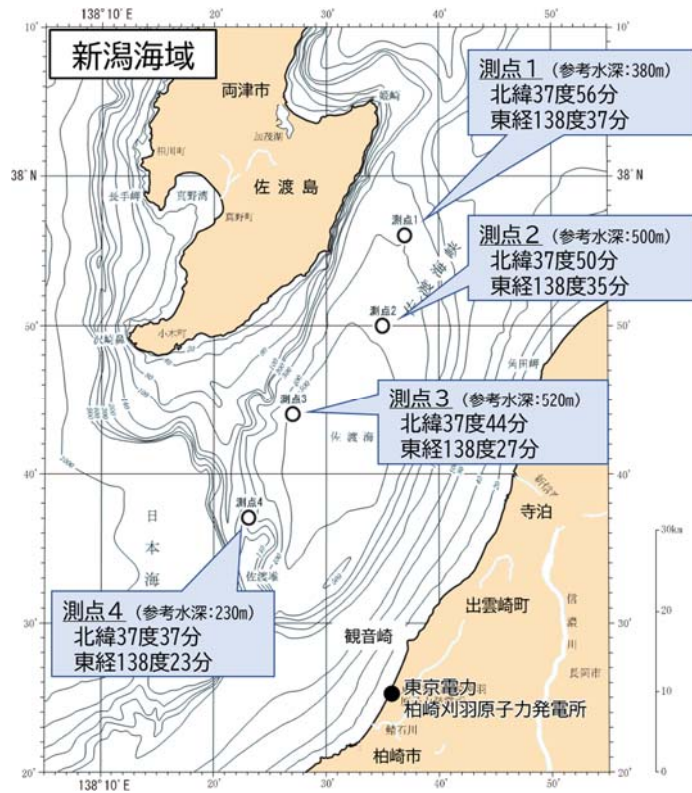


図 I -1-3-7 新潟海域における海底土・海水試料採取測点

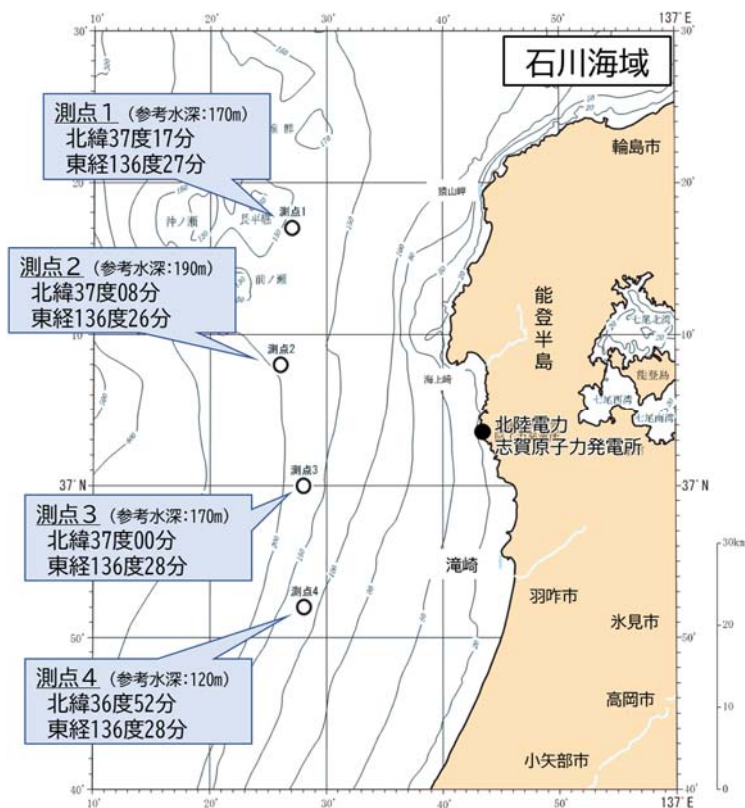


図 I -1-3-8 石川海域における海底土・海水試料採取測点

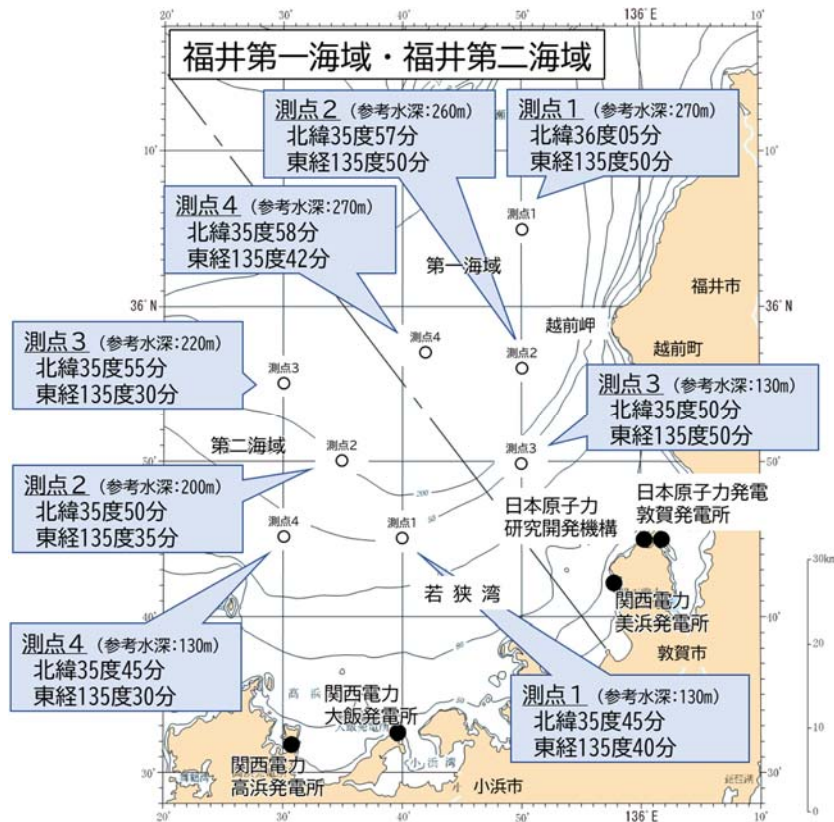


図 I -1-3-9 福井第一海域・福井第二海域における海底土・海水試料採取測点

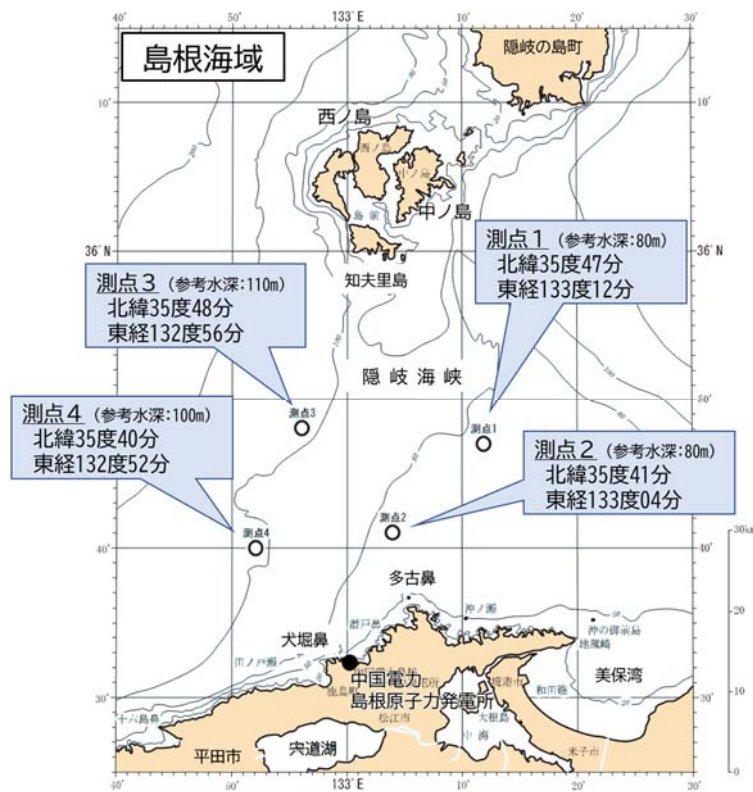


図 I -1-3-10 島根海域における海底土・海水試料採取測点

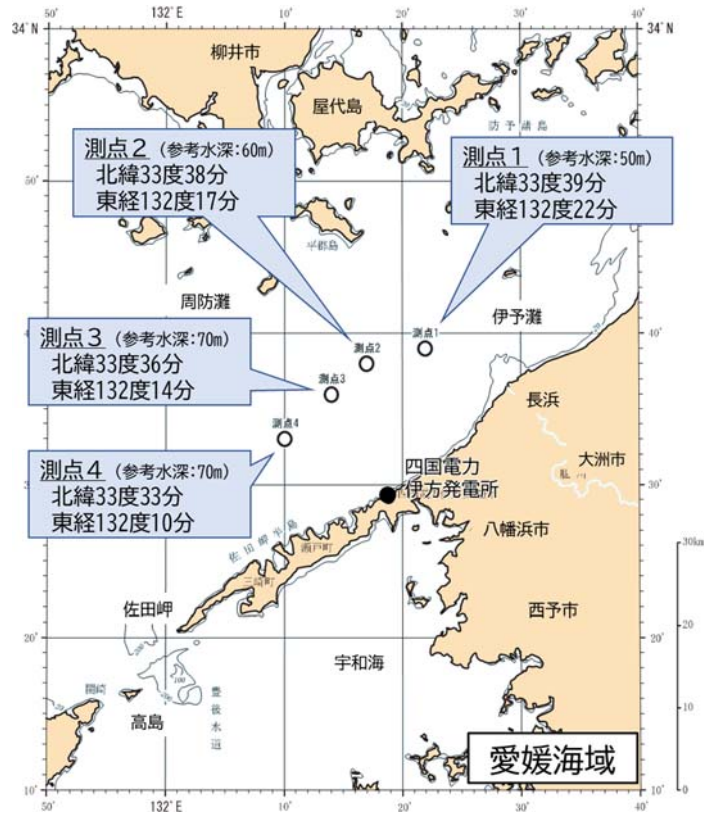


図 I -1-3-11 愛媛海域における海底土・海水試料採取測点

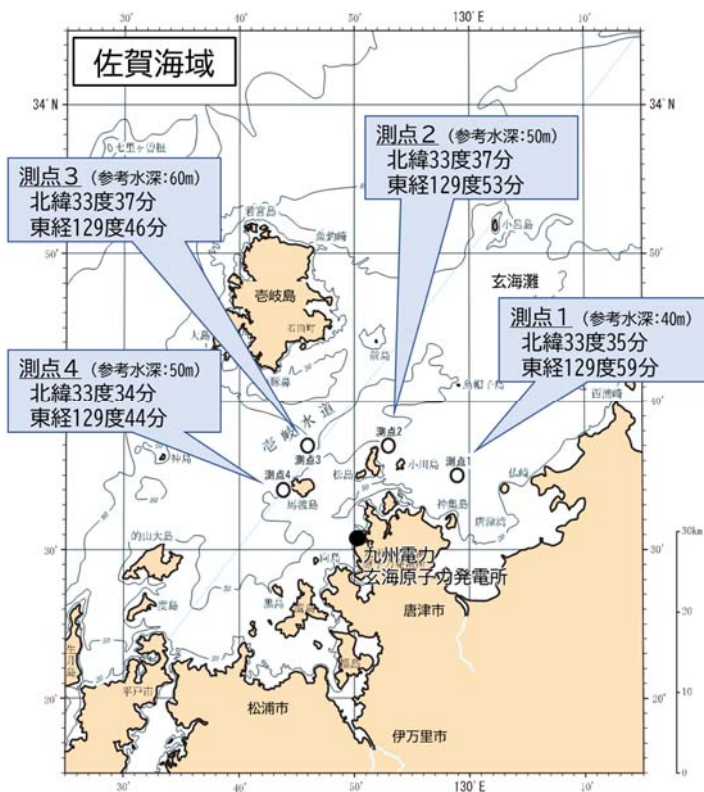


図 I -1-3-12 佐賀海域における海底土・海水試料採取測点

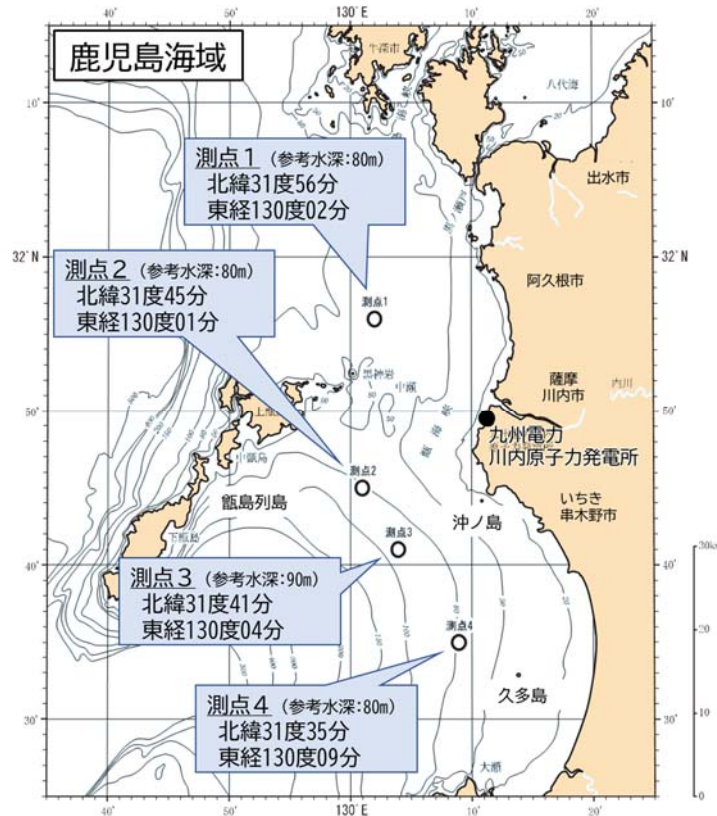


図 I-1-3-13 鹿兒島海域における海底土・海水試料採取測点

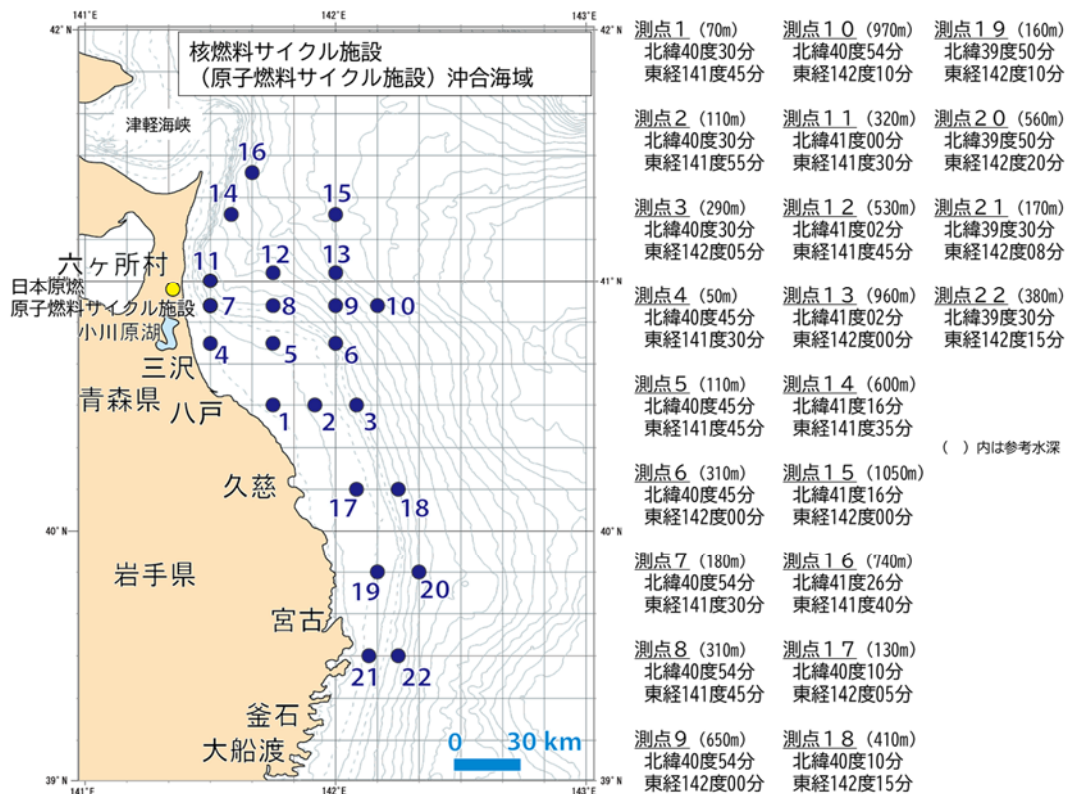


図 I-1-3-14 核燃海域における海底土・海水試料採取測点

4) 放射性核種の分析

(1) 分析対象放射性核種

分析対象とした放射性核種は、次の観点に基づいて表 I-1-4-1 に示す人工放射性核種と自然放射性核種を選定した。

[人工放射性核種]

- ・原子力施設由来の排水あるいは放射性降下物等に含まれる量や割合が高く、物理的半減期が比較的長い放射性核種であること
- ・海産生物あるいは海底土に蓄積されやすい性質を持つ放射性核種であること

[自然放射性核種]

- ・海産生物や海底土から検出される例が比較的多い放射性核種であること
(例えばウラン系列やトリウム系列に属する放射性核種あるいは高層大気と宇宙線の相互作用によりもたらされるベリリウム-7 (${}^7\text{Be}$)、地球誕生時から長半減期ゆえに壊変系列を持たず単独で存在するカリウム-40 (${}^{40}\text{K}$) など)

(2) 海産生物、海底土及び海水試料の前処理及び分析法

海産生物、海底土及び海水試料の前処理及びこれらに含まれる放射性核種の放射能分析は、全て放射能測定法シリーズ^{※1}に基づいた方法により実施し、併せて放射能分析に係る質の保証について、国際機関が実施する技能試験等に積極的に参加した。

(海産生物試料の前処理)

海産生物試料は、凍結して送付された試料を半解凍して、個体毎に表面の水分をふき取った後、各個体について全長及び体重を測定し、魚種毎に平均全長及び平均体重を算出した。全長及び体重の測定が終了した試料は筋肉(肉部)、内臓等に分割し、湿重量を計測後、分析供試部位である筋肉を 105℃で乾燥後、450℃で 24 時間灰化した。灰化した試料を 0.35mm のふるいに通し、混入した小骨等を取り除いたものを均一になるようによく混合して分析試料とした。但し、カタクチイワシ等の魚体が極めて小さく、全体を食する魚種に関しては魚体全体を分析に供した。

(海底土試料の前処理)

凍結して送付された海底土試料を自然解凍後よく混合したのち、湿土状態の分析試料を得た(必要に応じてブフナーロートを用いて吸引ろ過を実施)。次いで 105℃で乾燥させ、目開き 2mm のステンレス製ふるいを用いてふるい分け及び粉碎・混合することにより、乾

※1 放射能測定法シリーズ(全 32 集あり、下記はそのうちの一部である)

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

燥土状態の分析試料を得た。

(海産生物及び海底土試料の放射能分析)

対象とするストロンチウム-90 (^{90}Sr)、プルトニウム-239+240 ($^{239+240}\text{Pu}^{\ast 1}$) 及びガンマ線放出核種を定量するために必要な化学分離・精製を行ったのち、それぞれ低バックグラウンドベータ線測定装置を用いたベータ線計測、シリコン半導体検出器を用いたアルファ線スペクトロメトリー及び高純度ゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリーにより定量した。

(海水試料の前処理)

採取後直ちに、pH2 以下になるように海水 1 L 当たり 1 mL の濃硝酸を加えて硝酸酸性としたものを分析試料とした。また、核燃海域で調査の対象としているトリチウム用海水試料として、採取時に濃硝酸を添加せず、未処理で分取・保管した海水をそのまま分析試料とした。

(海水試料の放射能分析)

発電所海域のものについて、化学分離・精製したのち、 ^{90}Sr を低バックグラウンドベータ線測定装置によるベータ線計測により、またセシウム-134 (^{134}Cs) 及びセシウム-137 (^{137}Cs) についてはリンモリブデン酸アンモニウム共沈法による化学分離・精製を行ったのち、高純度ゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリーにより定量した。

核燃海域のものについて、蒸留及び電解濃縮装置による濃縮・精製を行い、精製した試料溶液を有機系シンチレータと混合させ、試料溶液に含まれるトリチウムを低バックグラウンド液体シンチレーション計数装置による液体シンチレーション計測により定量した。また、 ^{90}Sr 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 及びガンマ線放出核種については、化学分離・精製したのち、それぞれ低バックグラウンドベータ線測定装置を用いたベータ線計測、高純度シリコン半導体検出器を用いたアルファ線スペクトロメトリー及び高純度ゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリーにより定量した。

(放射能分析に係る質の保証)

放射能分析に係る品質保証活動の一環として以下を行った。

- ・標準試料（認証物質あるいは所内標準物質など、その分析値が既知である試料）を用いた並行分析や二重分析
- ・国際原子力機関（International Atomic Energy Agency；IAEA）が主催・実施する試験所間比較（Inter-Laboratory Comparisons；ILC）への参加

※1 プルトニウム-239 (^{239}Pu) とプルトニウム-240 (^{240}Pu) は放出するアルファ線のエネルギーがほぼ等しく、通常のアルファ線スペクトロメトリーでは区別して定量できないので、両核種の合計量として定量する方法がとられている。このためプルトニウム-239+240 ($^{239+240}\text{Pu}$) と表す。

- ・ IAEA が主催・実施する技能試験 (Proficiency Test; プロフィシエンシーテスト) への参加、公益社団法人日本分析化学会等の学術団体が実施する技能試験への参加

なお、IAEA が主催・実施した技能試験「Proficiency Test 2019」では、トリチウム、 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の分析・測定に関して「Accepted」の評価(注)を受け、また、同技能試験「Proficiency Test 2020」では、 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の分析・測定に関して「Accepted」の評価(注)を受けた。(これらは、のちに IAEA の公式報告書として IAEA から公表される予定である)。

(注) 国際原子力機関 (IAEA) が実施する海水試料を用いた Proficiency Test での評価については、「Accepted」「Warning」「Not accepted」の 3 つがあり、Accuracy (真値にどれだけ近いかを表す正確度)、Precision (複数回分析をした際のばらつきを表す精度)、そして、Trueness (測定結果のかたよりを表す真度) により判定される。なお、「Accepted」の要件はこの 3 つをすべてクリアする必要がある。詳しくは現時点で最新となる Proficiency Test の公式報告書 (IAEA Analytical Quality in Nuclear Applications Series No. 58, IAEA-RML-2016-01 Proficiency Test for Determination of Radionuclides in Sea Water; 次の URL で閲覧可能) を参照。

<https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/AQ-58web.pdf>

(令和 3 年 3 月閲覧)

表 I -1-4-1 分析の対象とした放射性核種と試料

放射性核種		半減期*1	海産生物		海底土		海水		
			発電所 海域	核燃 海域	発電所 海域	核燃 海域	発電所 海域	核燃 海域	
人工放射性核種	トリチウム*2	^3H	12.32 年	—	—	—	—	—	○
	マンガン - 54	^{54}Mn	312.20 日	○	○	○	○	—	○
	コバルト - 60	^{60}Co	5.2712 年	○	○	○	○	—	○
	ストロンチウム - 90	^{90}Sr	28.79 年	—	○	—	○	○	○
	ルテニウム - 106	^{106}Ru	371.8 日	○	○	○	○	—	○
	セシウム - 134	^{134}Cs	2.0652 年	○	○	○	○	○	○
	セシウム - 137	^{137}Cs	30.08 年	○	○	○	○	○	○
	セリウム - 144	^{144}Ce	284.91 日	○	○	○	○	—	○
	プルトニウム -239+240	$^{239+240}\text{Pu}$	—*3	—	○	—	○	—	○
	その他の ガンマ線放出核種*4			○	○	○	○	—	○
自然放射性核種	ベリリウム - 7	^7Be	53.22 日	○	○	○	○	—	—
	カリウム - 40	^{40}K	12.48 億年	○	○	○	○	—	—
	タリウム - 208*5	^{208}Tl	3.053 分	○	○	○	○	—	—
	ビスマス - 214*6	^{214}Bi	19.9 分	○	○	○	○	—	—
	アクチニウム - 228*5	^{228}Ac	6.15 時間	○	○	○	○	—	—

*1 半減期は「アイソトープ手帳 12 版（公益社団法人日本アイソトープ協会編集発行、2020 年 3 月（丸善出版株式会社）」より引用した。

*2 トリチウムは、宇宙線によって生じる自然放射性核種の一つであるが、核爆発実験や原子力発電所等の運転でも生じるため、ここでは人工放射性核種に分類した。

*3 プルトニウム-239 の半減期は 2.411 万年、プルトニウム-240 の半減期は 6,564 年である。

*4 半減期約 1 年以下の核種で、クロム-51 (^{51}Cr)、コバルト-58 (^{58}Co)、鉄-59 (^{59}Fe)、亜鉛-65 (^{65}Zn)、ジルコニウム-95 (^{95}Zr)、ニオブ-95 (^{95}Nb)、ルテニウム-103 (^{103}Ru)、銀-110m ($^{110\text{m}}\text{Ag}$)、アンチモン-125 (^{125}Sb) などがある。

*5 トリウム - 232 (^{232}Th 、半減期:140 億年) を親核種とするトリウム系列に属する子孫核種である。なお、定量に当たっては親核種との放射平衡を考慮する必要がある。

*6 ウラン - 238 (^{238}U 、半減期:44.68 億年) を親核種とするウラン系列に属する子孫核種である。なお、定量に当たっては親核種との放射平衡を考慮する必要がある。

(3) 計数誤差

放射性核種が壊変する事象は統計的事象であり、放射性核種の放射能を定量するために用いる放射線計測に際しても放射性核種の壊変に伴って放出される放射線計測時の揺らぎによる計数誤差を付すことが一般的であり、併せて放射能測定法シリーズ（例えば、放射能測定法シリーズ 7「ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー」解説資料参照）にその方法が示されている。本事業においても、放射能分析の定量結果に付す誤差については、正味の計数値から算出した放射能の計数誤差を誤差として付して解析等に資することとした。

なお、放射能測定法シリーズ 7「ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー」（令和 2 年 9 月改訂）によれば、計数に係る不確かさ（uncertainty due to counting statistics）について、慣例的に計数誤差（counting error）という用語が用いられてきたとされ、計数 n に対して予測される誤差は標準偏差 σ で、 $\sigma = \sqrt{n}$ と表される。通常、測定値は $n \pm \sigma$ と記されるとあり、本事業においてもこれに準ずることとした。

(4) 検出下限値

環境試料に含まれる放射性核種の放射能分析において、放射能が有意に検出できなくなる濃度を検出下限値と呼んでいる。本事業では、放射性核種の放射能を定量する際に実施する放射線計測において、バックグラウンドを差し引いた正味の計数値が計数誤差の 3 倍を超えた場合に放射性核種が検出されたと判定し、計数誤差の 3 倍に等しい時の放射性核種の放射能やその濃度を検出下限値としている^{※1}。しかしながら、試料に含まれる放射能やその濃度の検出下限値は測定環境（特にバックグラウンド）、放射能分析のために供した試料の量、放射線検出器の計数効率等により試料の測定毎に計算されるため、一つの値として示すことができない。そこで、設定すべき検出下限値の目安として、本調査では分析・測定に供する試料量、バックグラウンド計数率、測定時間などを考慮して検出目標レベルを定めた。この検出目標レベルについて、一連の放射能分析方法とともに表 I-1-4-2 及び表 I-1-4-3 に示す。

(5) 減衰補正

放射性核種の放射能濃度についての減衰補正については、放射能測定法シリーズの考え方^{※2}に基づき、放射能が検出された場合にのみ行うこととした。また、減衰補正を行う対象とした放射性核種は、トリチウム、⁹⁰Sr、¹³⁴Cs、¹³⁷Cs など比較的半減期の短い人工放射

※1 放射能測定法シリーズ 7「ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー」（平成 4 年改訂）（177～185 ページ（同令和 2 年 9 月改訂版では 12 ページ）参照）に準じた考え方で、計数値に付す誤差は計数誤差となるもの。放射性核種の壊変に伴う放射線の計数値は Poisson 分布となり、その計数値（Poisson 分布）の標準偏差は計数値の平方根と等しくなることが示されている。また、検出されたか否かの判定については「計数誤差の 3 倍を超えているか否かで行われることが一般的である。」とされ、本事業においてもこれに準ずることとした（同令和 2 年 9 月改訂版では 56 ページ）。

※2 放射能測定法シリーズ 7「ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー」（平成 4 年改訂）（155 ページ参照）に記載されたとおり（同令和 2 年 9 月改訂版では 176 ページ）。

性核種（ここではトリチウムも含む）とし、 $^{239+240}\text{Pu}$ についてはその対象から除外した。また、自然放射性核種については同シリーズ記載のとおり（前ページ※2を参照）、天然の放射性壊変系列※3（いわゆるウラン系列やトリウム系列など）に属する放射性核種（例えば、 ^{208}Tl 、 ^{214}Bi 、 ^{228}Ac など）について、原則として測定終了時の値とした※4。

表 I -1-4-2 発電所海域における各試料の放射能分析方法及び検出目標レベル

試料		海産生物試料	海底土試料	海水試料		
分析対象核種		ガンマ線放出核種 (^{54}Mn 、 ^{60}Co 、 ^{106}Ru 、 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{144}Ce 等)	ガンマ線放出核種 (^{54}Mn 、 ^{60}Co 、 ^{106}Ru 、 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{144}Ce 等)	^{90}Sr	^{134}Cs 、 ^{137}Cs	
放射能分析方法	分析供試量	約 80g (灰)	約 100g (乾燥土)	50L		
	前処理等	灰化	乾燥後、粉砕・混合	化学分離・精製等		
	放射線計測等	ガンマ線スペクトロメトリー	ガンマ線スペクトロメトリー	ベータ線計測	ガンマ線スペクトロメトリー	
	計測時間(秒)	70,000	70,000	3,600~7,200	70,000	
検出目標レベル	放射能濃度					
			(Bq/kg-生鮮物)	(Bq/kg-乾燥土)	(mBq/L)	
	ガンマ線放出核種 *1	^{54}Mn	0.03	0.9	—	—
		^{60}Co	0.05	0.9	—	—
		^{106}Ru	0.2	7	—	—
		^{134}Cs	0.03	1	—	0.9
		^{137}Cs	0.02	0.7	—	0.5
		^{144}Ce	0.2	4	—	—
^{90}Sr	—*2	—	0.4	—		

*1 ガンマ線放出核種は、分析の対象とした放射性核種のうち半減期が数十日以下のものを除いた代表的な人工放射性核種について記載した。なお、 ^{106}Ru 及び ^{137}Cs は純ベータ線放出核種であるが、それぞれ ^{106}Rh と $^{137\text{m}}\text{Ba}$ との放射平衡が成立することによりガンマ線計測によって定量できるため、ここではガンマ線放出核種に分類した。

*2 放射能分析の対象としていない放射性核種については「—」で示した。

※3 「放射性壊変系列」という用語については、「アイソトープ手帳 12 版（公益社団法人日本アイソトープ協会編集発行、2020 年 3 月（丸善出版株式会社）」より引用。

※4 本事業では、これらの系列に属さない ^7Be 及び ^{40}K について原則として減衰補正を実施した。

表 I-1-4-3 核燃海域における各試料の放射能分析方法及び検出目標レベル

試料		海産生物試料			
分析対象核種		^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	ガンマ線放出核種	
放射能分析方法	分析供試量	約 30g (灰)	約 20g (灰)	約 80g (灰)	
	前処理等	灰化後、化学分離・精製		灰化	
	放射線計測等	ベータ線計測	アルファ線スペクトロメトリー	ガンマ線スペクトロメトリー	
	計測時間 (秒)	3,600~7,200	160,000	70,000	
		放射能濃度 (Bq/kg-生鮮物)			
検出目標レベル	ガンマ線放出核種*2	^{54}Mn	—*1	—	0.03
		^{60}Co	—	—	0.05
		^{106}Ru	—	—	0.2
		^{134}Cs	—	—	0.03
		^{137}Cs	—	—	0.02
		^{144}Ce	—	—	0.2
	^{90}Sr	0.008	—	—	
	$^{239+240}\text{Pu}$	—	0.0007	—	

*1 放射能分析の対象としていない放射性核種については「—」で示した。

*2 ガンマ線放出核種は、分析の対象とする放射性核種のうち半減期が数十日以下のものを除いた代表的な人工放射性核種について記載した。なお、 ^{106}Ru 及び ^{137}Cs は純ベータ線放出核種であるが、それぞれ ^{106}Rh と $^{137\text{m}}\text{Ba}$ との放射平衡が成立することによりガンマ線計測によって定量できるため、ここではガンマ線放出核種に分類した。

表 I-1-4-3 核燃海域における各試料の放射能分析方法及び検出目標レベル（続き）

試料		海底土試料			海水試料				
分析対象核種		^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	ガンマ線放出核種	トリチウム	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	ガンマ線放出核種	
放射能分析方法	分析 供試量	乾燥土重量 (g)			0.6L	50L	100L	50L	
		約 150	約 50	約 100					
	前処理等	乾燥土とし、 化学分離・精製等			蒸留・電 解濃縮	化学分離・精製等			
	放射線 計測等	ベータ 線計測	アルファ 線スペク トロメト リー	ガンマ線 スペクト ロメトリ ー	LSC*1	ベータ 線計測	アルファ 線スペク トロメト リー	ガンマ線 スペクト ロメトリ ー	
	計測時間 (秒)	3,600	80,000	70,000	30,000	3,600 ~7,200	160,000	70,000	
検出目標レベル			放射能濃度						
			(Bq/kg-乾燥土)			(Bq/L)	(mBq/L)		
	ガンマ 線放出 核種*2	^{54}Mn	—*3	—	0.9	—	—	—	0.8
		^{60}Co	—	—	0.9	—	—	—	0.9
		^{106}Ru	—	—	7	—	—	—	7
		^{134}Cs	—	—	1	—	—	—	0.9
		^{137}Cs	—	—	0.7	—	—	—	0.5
		^{144}Ce	—	—	4	—	—	—	4
	トリチウム		—	—	—	0.1	—	—	—
	^{90}Sr		0.2	—	—	—	0.4	—	—
$^{239+240}\text{Pu}$		—	0.03	—	—	—	0.007	—	

*1 液体シンチレーション計数装置によるベータ線計測 (Liquid Scintillation Counting) を示す。

*2 ガンマ線放出核種は、分析の対象とする放射性核種のうち半減期が数十日以下のものを除いた代表的な人工放射性核種について記載した。なお、 ^{106}Ru 及び ^{137}Cs は純ベータ線放出核種であるが、それぞれ ^{106}Rh と $^{137\text{m}}\text{Ba}$ との放射平衡が成立することによりガンマ線計測によって定量できるため、ここではガンマ線放出核種に分類した。

*3 放射能分析の対象としていない放射性核種については「—」で示した。

5) 分析結果

(1) 海産生物試料の分析結果

① 発電所海域

令和 2 年度分の海産生物試料として

第 1 回収集（前期）：令和 2 年 4 月 1 日から令和 2 年 9 月 21 日まで

第 2 回収集（後期）：令和 2 年 10 月 1 日から令和 3 年 1 月 15 日まで

のそれぞれの期間において当初計画に沿って収集活動を行った。収集の対象とした試料は前期（45 試料）と後期（45 試料）の合わせて 90 試料である。これらは気象・海象などの自然現象に伴う漁獲量の変動により、当初計画していた魚種の漁獲が見込まれない状況が生じたことなどの理由で、海産生物試料の選定に関する注意事項^{※1}に基づいて計 25 試料（前期 12、後期 13）を別の魚種に変更したが、関係する漁業協同組合等の協力を頂き、全 15 海域から計 90 試料を収集した。

収集した海産生物試料は魚種を指定して収集したものの、他の種が混入している場合があるため、前処理を行う際に半解凍した状態で魚種分類に詳しい者の助言や専門書^{※2}を参考に、魚の特徴を観察して魚種の同定と選別を行った。

海産生物試料の前処理に当たっては、目的とする部位を分け取り、必要量を灰化に供した。試料の灰化に当たっては灰化前後の重量比（灰分（魚の肉部で概ね 1.2%、イカ・タコの肉部で概ね 2～3%程度）を目安とし、参考となる灰分^{※3}と比較することで灰化処理が行われたことを確認した。灰化により得られた灰試料は、目的とする放射能分析を行うに当たり十分な量として、表 I-1-4-2 で示した目的とする放射性核種の放射能分析での検出目標レベルを担保できる量を確保した。

ガンマ線放出核種の定量に当たっては、検出目標レベルを達成するように考慮したうえで高純度ゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリーを実施した。

収集した海産生物試料に含まれる放射性核種の放射能濃度範囲について、平成 18 年度からの結果と併せて表 I-1-5-1 に示した。

また、上述の一連の作業実施の結果について、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 1-1-1 から資料 1-1-15 に示

※1 「I 1. 3) (1)」参照。

※2 例えば、中坊徹次編「日本産魚類検索 全種の同定（第三版）」東海大学出版会

※3 例えば、

- ・放射能測定法シリーズ 16「環境試料採取法」（昭和 58 年）
- ・及川真司・太田博・早野和彦・野中信博（2004）．環境放射能分析における食品試料の灰分．分析化学（Bunseki Kagaku），**53**（12），1515-1519．
- ・及川真司・磯山直彦・御園生淳・稲富直彦・鈴木千吉・鈴木奈緒子・中原元和・中村良一・渡部輝久・森菌繁光・藤井誠二・原猛也（2009）．海産生物筋肉中 ¹³⁷Cs 放射能分析結果に対する試料前処理技術の影響および近年のバックグラウンド濃度．保健物理（Hoken Butsuri），**44**（2），198-208．

した。

令和2年度に発電所海域で採取した海産生物試料から検出された人工放射性核種は ^{134}Cs 及び ^{137}Cs であり、これらの放射性核種の放射能濃度は、東電福島第一原発事故後に実施した平成23～27年度よりも全体的に低くなっていたものの、直近の平成31（令和元）年度と同程度であった。また、事故前に実施した過去5年間（平成18～22年度）（以下「事故前5年間」という。）の範囲と比較すると、一部の試料について上回るものが見られた。

（ $^{110\text{m}}\text{Ag}^{*1}$ について）

令和2年度の調査では、平成31（令和元）年度に引き続き、調査対象海域で採取した海産生物試料から $^{110\text{m}}\text{Ag}$ が検出されることはなかった。

なお、東電福島第一原発事故後の平成23年度から平成24年度までの調査において魚類から、平成23年度から平成25年度までの調査においてイカ・タコ類の一部の試料からそれぞれ検出されていたが、平成26年度以降の調査では、いずれの海域から採取した海産生物試料からも検出されなかった。

（ ^{134}Cs について）

令和2年度の調査では、福島第一及び福島第二海域で採取した3試料（いずれも魚類）から ^{134}Cs が検出され、その放射能濃度は0.038～0.059Bq/kg-生鮮物の範囲にあった。

なお、過年度の調査結果では、

平成31年度：福島第一及び福島第二海域で採取した3試料（いずれも魚類）から検出され、その放射能濃度は0.047～0.070Bq/kg-生鮮物の範囲

平成30年度：福島第一、福島第二及び茨城海域で採取した6試料（いずれも魚類）から検出され、その放射能濃度は0.044～0.19Bq/kg-生鮮物の範囲

平成29年度：福島第一、福島第二及び茨城の3海域で採取した12試料（いずれも魚類）から検出され、その放射能濃度は0.040～0.25Bq/kg-生鮮物の範囲

平成28年度：青森、宮城、福島第一、福島第二及び茨城の5海域で採取した18試料（いずれも魚類）から検出され、その放射能濃度は0.042～0.49Bq/kg-生鮮物の範囲

であった。

（ ^{137}Cs について）

令和2年度の調査では、 ^{137}Cs が事故前5年間の最大値（0.24Bq/kg-生鮮物）を超えた試

※1 銀（Ag）の放射性同位体（半減期249.8日；「m」は準安定状態を表す）のひとつで、主に安定核種である ^{109}Ag の放射化で生成する（同重体に ^{110}Pd が存在するため、 ^{134}Cs と同様に核分裂ではほぼ生成せず、大部分が放射化生成物と考えられる）。

料は、宮城、福島第一、福島第二及び茨城の4海域で採取した魚類10試料であった。平成31（令和元）年度に得られた調査結果と比較して全体的に放射能濃度は減少していたものの、魚類では同様に事故前5年間の最大値を超える放射能濃度を示す試料も時として見られた。これらの海域における ^{137}Cs の放射能濃度の最大値は、福島第一海域で採取された海産生物試料の一試料から得られたもので、その放射能濃度は0.92Bq/kg-生鮮物であった。その他の海域の試料では、事故前の過去5年間で得られた測定値の範囲内であった。なお、 ^{137}Cs の放射能濃度が最大値であった0.92Bq/kg-生鮮物の試料からは、 ^{134}Cs も0.055Bq/kg-生鮮物の放射能濃度が観測されたが、これらの和（0.98Bq/kg-生鮮物；0.92+0.055）は国の定める食品中の放射性物質の基準値である100Bq/kgと比べて約1/102以下の放射能濃度であり、十分に低かった。

過年度の調査結果では、事故前5年間の最大値（0.24Bq/kg-生鮮物）を超えた試料は、
平成31（令和元）年度： 宮城、福島第一、福島第二及び茨城の4海域で採取した魚類12試料

平成30年度： 宮城、福島第一、福島第二及び茨城の4海域で採取した魚類14試料

平成29年度： 宮城、福島第一、福島第二及び茨城の4海域で採取した魚類17試料

平成28年度： 青森、宮城、福島第一、福島第二及び茨城の5海域で採取した魚類20試料

であり、減少の傾向が続いている。

直近の平成31（令和元）年度の調査結果で得られた結果のうち、最も高い値を示していたのは福島第二海域で採取された試料の0.85Bq/kg-生鮮物（事故前5年間の最大値（0.24Bq/kg-生鮮物）の約3.5倍）であった。また、この試料からは0.070Bq/kg-生鮮物の ^{134}Cs も検出されており、同試料の放射性セシウム（ ^{134}Cs 及び ^{137}Cs との合計）は、0.92Bq/kg-生鮮物で、基準値（水産物の放射性セシウム）である100Bq/kgと比べて十分に低い値（1/108以下）であった。令和2年度の調査結果より ^{137}Cs の放射能濃度の減少を改めて確認することができた。

表 I-1-5-1 海産生物試料（発電所海域）に含まれる放射性核種の放射能濃度範囲

(単位：Bq/kg-生鮮物)

年度	試料名	試料数	^{134}Cs	^{137}Cs	その他のガンマ線放出核種*1
令和2年度	魚類	74	ND*2 ~ 0.059	0.059 ~ 0.92	ND
	イカ・タコ類	13	ND	ND ~ 0.097	ND
	エビ類	3	ND	0.034 ~ 0.068	ND
平成31(令和元)年度	魚類	74	ND ~ 0.070	0.060 ~ 0.85	ND
	イカ・タコ類	13	ND	ND ~ 0.11	ND
	エビ類	3	ND	0.037 ~ 0.051	ND
平成30年度	魚類	75	ND ~ 0.19	0.036 ~ 2.1	ND
	イカ・タコ類	12	ND	ND ~ 0.16	ND
	エビ類	3	ND	0.043 ~ 0.077	ND
平成29年度	魚類	77	ND ~ 0.25	0.031 ~ 1.8	ND
	イカ・タコ類	12	ND	ND ~ 0.12	ND
	エビ類	1	ND	0.057	ND
平成28年度	魚類	76	ND ~ 0.49	0.032 ~ 3.0	ND
	イカ・タコ類	11	ND	ND ~ 0.14	ND
	エビ類	3	ND	ND ~ 0.083	ND
平成27年度	魚類	76	ND ~ 0.90	0.046 ~ 3.8	ND
	イカ・タコ類	11	ND	ND ~ 0.10	ND
	エビ類	3	ND	0.046 ~ 0.065	ND
平成26年度	魚類	75	ND ~ 2.0	0.028 ~ 5.8	ND
	イカ・タコ類	12	ND ~ 0.048	ND ~ 0.16	ND
	エビ類	3	ND	0.052 ~ 0.11	ND
平成25年度	魚類	75	ND ~ 7.7	0.057 ~ 18	ND
	イカ・タコ類	12	ND ~ 0.22	ND ~ 0.49	$^{110\text{m}}\text{Ag}$: ND ~ 0.080
	エビ類	3	ND	0.046 ~ 0.070	ND
平成24年度	魚類	77	ND ~ 69	0.057 ~ 120	$^{110\text{m}}\text{Ag}$: ND ~ 0.17
	イカ・タコ類	10	ND ~ 0.65	ND ~ 0.88	$^{110\text{m}}\text{Ag}$: ND ~ 0.11
	エビ類	3	ND	0.046 ~ 0.082	ND
平成23年度	魚類	77	ND ~ 110	0.092 ~ 140	$^{110\text{m}}\text{Ag}$: ND ~ 0.62
	イカ・タコ類	10	ND ~ 8.7	0.031 ~ 9.4	$^{110\text{m}}\text{Ag}$: ND ~ 1.8
	エビ類	3	ND ~ 0.10	0.079 ~ 0.13	ND

(続く)

(続き)

平成 18～ 22 年度	魚類	375	ND	0.034 ～ 0.24	ND
	イカ・タコ類	60	ND	ND ～ 0.045	ND
	エビ類	15	ND	0.031 ～ 0.071	ND

*1 表 I-1-4-1 に示した放射性核種のうち、人工放射性核種として列挙した放射性核種を参照。

*2 ND は検出下限値以下を示す。なお、令和 2 年度に調査した海産生物試料（全 90 試料）の分析・測定で得られた検出下限値の平均放射能濃度は、 ^{134}Cs で 0.039、 ^{137}Cs で 0.028 (Bq/kg-生鮮物) であり、その他のガンマ線放出核種についても概ね表 I-1-4-2 に示した検出目標レベルと同程度である。

②核燃海域

令和 2 年度分の海産生物試料として

第 1 回収集（前期）：令和 2 年 4 月 4 日から 9 月 8 日まで

第 2 回収集（後期）：令和 2 年 10 月 6 日から 12 月 9 日まで

のそれぞれの期間において当初計画に沿って収集活動を行った。収集の対象とした試料は前期（15 試料）と後期（15 試料）合わせて 30 試料であり、気象・海象などの自然現象に伴う漁獲量の変動により、当初計画していた魚種の漁獲が見込まれない状況が生じたことなどの理由で、海産生物試料の選定に関する注意事項^{※1}に基づいて前期に 2 試料を別の魚種に変更したが、関係する漁業協同組合等の協力を頂き、計 30 試料を収集した。

収集した海産生物試料は魚種を指定して収集したものの、他の種が混入している場合があるため、発電所海域の場合と同様に前処理を行う際に半解凍した状態で魚類分類に詳しい者の助言や専門書を参考に、魚の特徴を観察して魚種の同定と選別を行った。

海産生物試料の前処理に当たっては、目的とする部位を分け取り、必要量を灰化に供した。試料の灰化に当たっては灰化前後の重量比（灰分）を目安とし、発電所海域の場合と同様に参考となる灰分と比較することで十分に灰化処理が行われたことを確認した。灰化により得られた灰試料は、目的とする放射能分析を行うに当たり十分な量として、表 I-1-4-3 に示した目的とする放射性核種の放射能分析での検出目標レベルを担保できる量を確保した。

放射性核種の同定や定量に当たっては、目的とする放射性核種に応じて検出目標レベルを達成するように考慮したうえで、

ガンマ線放出核種：高純度ゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリー

$^{239+240}\text{Pu}$ ：シリコン半導体検出器によるアルファ線スペクトロメトリー

^{90}Sr ：低バックグラウンドベータ線測定装置を用いたベータ線計測

トリチウム：液体シンチレーション計数装置を用いたベータ線計測を実施した。

※1 「I 1. 3) (1)」参照。

収集した海産生物試料（魚類及びイカ・タコ類；計 30 試料）に含まれる放射性核種の放射能濃度範囲について、平成 18 年度からの結果と併せて表 I-1-5-2 に示した。また、上述の一連の作業実施の結果について、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、試料分析に関する記録について資料 1-2-1 から資料 1-2-8 に示した。

令和 2 年度に核燃海域で採取した海産生物試料から検出された人工放射性核種は ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 及び $^{239+240}\text{Pu}$ であり、これらの放射能濃度は、東電福島第一原発事故後に実施した平成 23～27 年度よりも全体的に低くなっていたものの、直近の平成 31（令和元）年度と同程度であった。また、事故前に実施した過去 5 年間（平成 18～22 年度）の範囲と比較すると、一部の試料について上回るものが見られた。

なお、直近の平成 31（令和元）年度の調査では ^{137}Cs （25 試料で検出）のみが検出されたが、平成 30 年度の調査では、 ^{137}Cs （28 試料で検出）、 ^{90}Sr （1 試料のみ）及び $^{239+240}\text{Pu}$ （1 試料のみ）も検出されていた。平成 29 年度に核燃海域で採取した海産生物試料から検出された人工放射性核種は ^{134}Cs （1 試料で検出）及び ^{137}Cs （27 試料で検出）であり、 ^{90}Sr 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 及びその他のガンマ線放出核種は検出されなかった。

（ ^{134}Cs について）

令和 2 年度の調査では、核燃海域で採取した 30 試料のいずれからも ^{134}Cs は検出されなかった。

なお、東電福島第一原発事故後に実施した平成 23～27 年度の調査結果からその放射能濃度は減少傾向にあって、とりわけ平成 29 年度には平成 28 年度と同程度で魚類 1 試料から検出されていたものの、平成 30 年度及び平成 31（令和元）年度の調査では検出されることはなかった。

（ ^{137}Cs について）

令和 2 年度の調査では、放射能濃度は魚類で ND～0.21 Bq/kg-生鮮物、イカ・タコ類で ND～0.043 Bq/kg-生鮮物の範囲にあり、30 試料のうち 4 試料は検出されなかった。また、これらの放射能濃度の範囲のうち、最大値については「①発電所海域」での最大値を超えるものはなかった。

直近の平成 31（令和元）年度の調査では、放射能濃度は魚類で ND～0.23Bq/kg-生鮮物、イカ・タコ類で ND～0.053Bq/kg-生鮮物の範囲にあり、30 試料のうち 5 試料は検出されなかった。

平成 30 年度においては、イカ・タコ類 2 試料（ミズダコとスルメイカ）を除く 28 試料から ^{137}Cs が検出された。これらのうち、事故前 5 年間の最大値（魚類：0.18Bq/kg-生鮮物、イカ・タコ類：0.041Bq/kg-生鮮物）を超えた試料は、魚類で 3 試料あり、イカ・タコ類では 1 試料（スルメイカ）だった。

平成 29 年度ではイカ・タコ類 3 試料（ミズダコ（2 試料）、スルメイカ）を除く 27 試料から ^{137}Cs が検出され、このうち、事故前 5 年間の最大値（魚類：0.18 Bq/kg-生鮮物、イカ・タコ類：0.041 Bq/kg-生鮮物）を超えた試料は、魚類で 5 試料であり、イカ・タコ類では最大値を超えた試料はなかった。

表 I-1-5-2 海産生物試料（核燃海域）に含まれる放射性核種の放射能濃度範囲

（単位：Bq/kg-生鮮物）

年度	試料名	試料数	^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs	その他のガンマ線放出核種*1	$^{239+240}\text{Pu}$
令和 2 年度	魚類	24	ND*2 ~ 0.0083	ND	ND ~ 0.21	ND	ND
	イカ・タコ類	6	ND	ND	ND ~ 0.043	ND	ND ~ 0.00057
平成 31 (令和元) 年度	魚類	24	ND	ND	ND ~ 0.23	ND	ND
	イカ・タコ類	6	ND	ND	ND ~ 0.053	ND	ND
平成 30 年度	魚類	24	ND ~ 0.0067	ND	0.042 ~ 0.30	ND	ND
	イカ・タコ類	6	ND	ND	ND ~ 0.053	ND	ND ~ 0.00039
平成 29 年度	魚類	24	ND	ND ~ 0.029	0.059 ~ 0.31	ND	ND
	イカ・タコ類	6	ND	ND	ND ~ 0.036	ND	ND
平成 28 年度	魚類	24	ND	ND ~ 0.10	0.044 ~ 0.65	ND	ND ~ 0.00074
	イカ・タコ類	6	ND	ND	ND ~ 0.048	ND	ND
平成 27 年度	魚類	24	ND	ND ~ 0.059	0.035 ~ 0.32	ND	ND
	イカ・タコ類	6	ND	ND	ND ~ 0.049	ND	ND
平成 26 年度	魚類	24	ND ~ 0.0067	ND ~ 0.56	0.056 ~ 1.7	ND	ND
	イカ・タコ類	6	ND	ND	ND ~ 0.096	ND	ND ~ 0.00048

（続く）

(続き)

平成 25 年度	魚類	24	ND	ND ~ 1.9	0.052 ~ 4.1	ND	ND
	ｲｶ・ﾀﾞｲ類	6	ND	ND ~ 0.029	ND ~ 0.075	ND	ND ~ 0.00037
平成 24 年度	魚類	24	ND ~ 0.0062	ND ~ 5.2	0.089 ~ 7.6	ND	ND ~ 0.00094
	ｲｶ・ﾀﾞｲ類	6	ND	ND ~ 0.053	ND ~ 0.092	ND	ND ~ 0.00033
平成 23 年度	魚類	24	ND ~ 0.0098	0.069 ~ 10	0.12 ~ 11	^{110m} Ag : ND ~0.23	ND ~ 0.00053
	ｲｶ・ﾀﾞｲ類	6	ND	0.042 ~ 0.24	0.064 ~ 0.32	^{110m} Ag : 0.080 ~0.44	ND ~ 0.00058
平成 18~ 22 年度	魚類	110	ND ~ 0.010	ND	ND ~ 0.18	ND	ND ~ 0.0010
	ｲｶ・ﾀﾞｲ類	30	ND	ND	ND ~ 0.041	ND	ND ~ 0.00051

*1 表 I-1-4-1 に示した放射性核種のうち、人工放射性核種として列挙した放射性核種を参照。

*2 ND は検出下限値以下を示す。なお、令和 2 年度に調査した海産生物試料（全 30 試料）の分析・測定で得られた検出下限値の平均放射能濃度は、⁹⁰Sr で 0.0058、¹³⁴Cs で 0.039、¹³⁷Cs で 0.028、²³⁹⁺²⁴⁰Pu で 0.00033 (Bq/kg-生鮮物) であり、その他のガンマ線放出核種についても概ね表 I-1-4-3 に示した検出目標レベルと同程度である。

(2) 海底土試料の分析結果

① 発電所海域

令和 2 年度分の海底土試料として、令和 2 年 5 月 16 日から 6 月 16 日までの期間に当初計画に沿って試料採取を行った。採取すべき海底土（表層 3cm）は全 15 海域 4 測点・計 60 試料であり、当該期間において当初計画した場所で欠測することなく採取を完了した。

採取した海底土については、採泥時に目視及び触って確認することにより、泥色^{※1}と大まかな粒径^{※2}を判断した。その後、必要量を分取して冷凍状態のまま輸送・保管とした。

海底土試料の前処理として、自然解凍（必要に応じてブフナーロートによる吸引ろ過を実施）させ、目的とする放射能分析を行うに当たり十分な量として、表 I-1-4-2 に示した目的とする放射性核種の放射能分析での検出目標レベルを担保できる量を確保した。その後、海底土試料は 105℃で乾燥させ、ふるい分け、粉碎・混合したものを分析用試料として供した。

ガンマ線放出核種の定量に当たっては、検出目標レベルを考慮した計測時間に加え、バックグラウンドの評価及び測定試料と同じ容器を用いた体積線源によって作成した校正曲線（効率曲線）での高純度ゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリーを実施した。

※1 農林水産省農林水産技術会議事務局監修 財団法人日本色彩研究所 色票監修「新版 標準土色帖」

※2 例えば、日本海洋学会編「海洋観測ガイドライン第五巻（底質分析）」2016 年 12 月

採取した海底土試料（計 60 試料）に含まれる放射性核種の放射能濃度範囲を平成 18 年度からの結果と併せて表 I-1-5-3 に示す。また、各海域の海底土試料に含まれる放射性核種の放射能濃度のほか、試料分析に関する記録について資料 2-1-1～15 に示す。

令和 2 年度に発電所海域で採取した海底土試料から検出された人工放射性核種は ^{134}Cs 及び ^{137}Cs であり、これらの放射能濃度は、事故後に実施した平成 23～30 年度の範囲よりも減少傾向にあったものの、東電福島第一原発事故前 5 年間の調査結果と比較すると、平成 31（令和元）年度と同様に最大値で約 6 倍となる放射能濃度の範囲にあった。

これらのうち、 ^{134}Cs が検出された海域及び測点は、福島第一（全測点）、福島第二（測点 1、3 及び 4）及び茨城（全測点）の 3 海域（計 11 測点）であった。また、 ^{137}Cs については、福島第一（全測点）、福島第二（全測点）、茨城（全測点）及び新潟海域（1 測点）の 4 海域（計 13 測点）において、事故前の過去 5 年間の調査で得られた放射能濃度の最大値（7.7Bq/kg-乾燥土）より高い ^{137}Cs が検出された。これらの海域における ^{137}Cs の放射能濃度の最大値は、42Bq/kg-乾燥土であり、平成 31（令和元）年度の調査において福島第一海域で得られた 63Bq/kg-乾燥土から減少していた。このことは、 ^{137}Cs の放射能濃度の傾向や ^{134}Cs との放射能比などから鑑みて、東電福島第一原発事故に起因する ^{137}Cs の放射能濃度及び海底土の移動等の自然変動により得られた結果であると推測できる。その他の海域の試料では、事故前の過去 5 年間で得られた測定値の範囲内であった。

過年度の調査結果では、平成 31（令和元）年度に発電所海域で採取した海底土試料から検出された人工放射性核種は ^{134}Cs 及び ^{137}Cs であり、これらのうち、 ^{134}Cs が検出された海域及び測点は、福島第一（全測点）、福島第二（全測点）及び茨城（全測点）の 3 海域（計 12 測点）であった。また、 ^{137}Cs については、福島第一（全測点）、福島第二（全測点）、茨城（全測点）及び新潟海域（1 測点）の 4 海域（計 13 測点）において、事故前の過去 5 年間の調査で得られた放射能濃度の最大値（7.7Bq/kg-乾燥土）より高い ^{137}Cs が検出された。

これらの海域における ^{137}Cs の放射能濃度の最大値は、福島第一海域で観測した 63Bq/kg-乾燥土であった。

平成 30 年度の調査で ^{134}Cs が検出された海域及び測点は、福島第一（全測点）、福島第二（全測点）及び茨城（全測点）の 3 海域（12 測点）で、平成 29 年度の調査結果から 1 測点減少していた。また、 ^{137}Cs については、 ^{134}Cs が検出された測点に新潟海域（測点 1、2、3）を加えた 15 測点において事故前 5 年間の最大値（7.7Bq/kg-乾燥土）よりも高い放射能濃度を観測し、その最大値は 43Bq/kg-乾燥土であった。

平成 29 年度の調査で ^{134}Cs が検出された海域及び測点は、宮城（測点 4）、福島第一（全測点）、福島第二（全測点）及び茨城（全測点）の 4 海域（13 測点）であった。

表 I-1-5-3 海底土試料（発電所海域）に含まれる放射性核種の放射能濃度範囲

（単位：Bq/kg-乾燥土）

年度	試料数	^{134}Cs	^{137}Cs
令和 2 年度	60	ND*1 ~ 2.5	ND ~ 42
平成 31（令和元） 年度	60	ND ~ 4.5	ND ~ 63
平成 30 年度	60	ND ~ 5.0	ND ~ 43
平成 29 年度	60	ND ~ 10	ND ~ 80
平成 28 年度	60	ND ~ 17	ND ~ 93
平成 27 年度	60	ND ~ 71	ND ~ 320
平成 26 年度	60	ND ~ 120	ND ~ 310
平成 25 年度	60	ND ~ 45	ND ~ 94
平成 24 年度	60	ND ~ 180	ND ~ 280
平成 23 年度	60	ND ~ 200	ND ~ 220
平成 18~22 年度	300	ND	ND ~ 7.7

*1 ND は検出下限値以下を示す。なお、令和 2 年度に調査した海底土試料（全 60 試料）の分析・測定で得られた検出下限値の平均放射能濃度は、 ^{134}Cs で 0.54、 ^{137}Cs で 0.50（Bq/kg-乾燥土）であった。その他のガンマ線放出核種については検出されておらず、これらの検出下限値は概ね表 I-1-4-2 に示した検出目標レベルと同程度である。

②核燃海域

令和 2 年度分の海底土試料として、令和 2 年 5 月 10 日から 5 月 30 日までの期間に当初計画に沿って試料採取を行った。採取すべき海底土（表層 3cm）は全 22 測点・計 22 試料であり、当該期間において当初計画した場所で欠測することなく採取を完了した。

採取した海底土については、採泥時に目視及び触って確認することにより、発電所海域と同様に泥色と大まかな粒径を判断した。その後、必要量を分取して冷凍状態のまま輸送・保管とした。

海底土試料の前処理として、自然解凍（必要に応じてブフナーロートによる吸引ろ過を実施）させ、目的とする放射能分析を行うに当たり十分な量として、表 I-1-4-3 に示した目的とする放射性核種の放射能分析での検出目標レベルを担保できる量を確保した。湿土状態とした海底土試料については、105℃で乾燥させ、ふるい分け、粉碎・混合したものを分析用試料として供した。

放射性核種の同定や定量に当たっては、目的とする放射性核種に応じて検出目標レベル

を達成できるように考慮したうえで、

ガンマ線放出核種：高純度ゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリー

$^{239+240}\text{Pu}$ ：シリコン半導体検出器によるアルファ線スペクトロメトリー

^{90}Sr ：低バックグラウンドベータ線測定装置を用いたベータ線計測

トリチウム：液体シンチレーション計数装置を用いたベータ線計測

を実施した。

採取した海底土試料（計 22 試料）に含まれる放射性核種の放射能濃度範囲を平成 18 年度からの結果と併せて表 I-1-5-4 に示す。また、各測点の海底土試料に含まれる放射性核種の放射能濃度のほか、試料分析に関する記録について資料 2-2-1 から資料 2-2-6 に示す。

令和 2 年度の調査において核燃海域で採取した海底土から検出された人工放射性核種は ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 及び $^{239+240}\text{Pu}$ で、これらの放射性核種の放射能濃度の範囲は、事故前 5 年間の範囲内かそれ以下であった。この傾向は、表 I-1-5-4 のとおり、過年度の調査結果から引き続き得られてきたものと同様である。

表 I-1-5-4 海底土試料（核燃海域）に含まれる放射性核種の放射能濃度範囲

（単位：Bq/kg-乾燥土）

年度	試料数	^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs	$^{239+240}\text{Pu}$
令和 2 年度	22	ND*1 ~ 0.30	ND	0.41 ~ 3.6	0.30 ~ 4.8
平成 31（令和元）年度	22	ND ~ 0.26	ND	ND ~ 3.9	0.35 ~ 4.0
平成 30 年度	22	ND ~ 0.42	ND	ND ~ 4.3	0.42 ~ 5.4
平成 29 年度	22	ND ~ 0.37	ND	ND ~ 4.4	0.31 ~ 5.0
平成 28 年度	22	ND ~ 0.39	ND	ND ~ 4.6	0.41 ~ 4.7
平成 27 年度	22	ND ~ 0.50	ND	ND ~ 5.3	0.37 ~ 4.9
平成 26 年度	22	ND ~ 0.54	ND	ND ~ 6.1	0.39 ~ 5.0
平成 25 年度	22	ND ~ 0.43	ND	ND ~ 6.1	0.42 ~ 5.3
平成 24 年度	22	ND ~ 0.40	ND	ND ~ 6.2	0.38 ~ 4.8

（続く）

(続き)

平成 23 年度	22	ND ~ 0.51	ND	ND ~ 4.6	0.37 ~ 4.1
平成 18~22 年度	104	ND ~ 0.78	ND	ND ~ 5.2	0.39 ~ 5.1

*1 ND は検出下限値以下を示す。なお、令和 2 年度に調査した海底土試料（全 22 試料）の分析・測定で得られた検出下限値の平均放射能濃度は、 ^{90}Sr で 0.11、 ^{134}Cs で 0.52、 ^{137}Cs で 0.49、 $^{239+240}\text{Pu}$ で 0.012 (Bq/kg-乾燥土) であった。その他のガンマ線放出核種については検出されておらず、これらの検出下限値は概ね表 I-1-4-3 に示した検出目標レベルと同程度である。

(3) 海水試料の分析結果

① 発電所海域

令和 2 年度分の海水試料として、令和 2 年 5 月 16 日から 6 月 16 日の期間に当初計画に沿って採取活動を行った。採取すべき海水試料は全 15 海域 4 測点・2 層の計 120 試料であり、当該期間において当初計画した場所で欠測することなく採取を完了した。

放射性核種の定量に当たっては、目的とする放射性核種に応じて放射能分析を行うに当たり十分な量として、表 I-1-4-2 に示した放射能分析での検出目標レベルを担保できる量を供した。その後、化学分離・精製をしたのち、検出目標レベルを達成できるように考慮したうえで、

ガンマ線放出核種：高純度ゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリー

^{90}Sr ：低バックグラウンドベータ線測定装置によるベータ線計測
をそれぞれ実施した。

採取した海水試料（表層水、下層水；各 60 試料（計 120 試料））に含まれる放射性核種の放射能濃度範囲を平成 18 年度からの結果と併せて表 I-1-5-5 に示す。また、各海域の海水試料に含まれる放射性核種の放射能濃度のほか、試料分析に関する記録について資料 3-1-1 から資料 3-1-15 に示す。

令和 2 年度の調査において、海水試料から検出された人工放射性核種は ^{90}Sr 及び ^{137}Cs であり、それら放射能濃度の範囲は平成 31（令和元）年度とほぼ同様の水準であった。また、 ^{134}Cs は平成 31（令和元）年度から引き続き、いずれの試料からも検出されなかった。

（表層水に含まれる ^{137}Cs ）

令和 2 年度の調査においては、福島第一（測点 1、2）及び福島第二（測点 4）の 2 海域 3 測点で事故前 5 年間の最大値（2.4mBq/L）をわずかながら上回っていた。これらの海域における表層水の最大値は福島第二海域の測点 4（3.1mBq/L）であり、事故前 5 年間の最大値の約 1.3 倍であった。一方、その他の海域では、事故前 5 年間の範囲内であった。

過年度の結果として、平成 31（令和元）年度の調査においては、福島第一（測点 1、2、3）及び茨城（測点 1）の 2 海域 4 測点で事故前 5 年間の最大値（2.4mBq/L）をわずかながら上回っていた。これらの海域における表層水の最大値は福島第一海域の測点 2（3.0mBq/L）であり、事故前 5 年間の最大値の約 1.3 倍であった。一方、その他の海域では、事故前 5 年間の範囲内であった。

また、平成 30 年度の調査においては、宮城（測点 2）及び茨城（全測点）の 2 海域 5 測点でこの最大値（2.4mBq/L）をわずかながら上回っていた。これらの海域における表層水の最大値は茨城海域の測点 3 及び 4（2.8mBq/L）であり、事故前 5 年間の最大値の約 1.2 倍であった。その他の海域では、事故前 5 年間の範囲内であった。平成 29 年度の調査においては、福島第一（測点 3、4）、福島第二（全測点）、茨城（全測点）及び静岡（測点 1、2）の 4 海域 12 測点で事故前の最大値（2.4mBq/L）をわずかではあるが上回る測点が認められた。

（下層水に含まれる ^{137}Cs ）

令和 2 年度の調査においては、福島第一（測点 1、4）、福島第二（測点 1、3、4）及び茨城海域（測点 2、3 及び 4）の 3 海域 8 測点で事故前 5 年間の最大値（2.3mBq/L）と同じかわずかながら上回っていた。このうち、茨城（測点 4）で観測された 2.6mBq/L が最大で、この値は事故前 5 年間の最大値（2.3mBq/L）をわずかながら上回るもので、概ね 1.1 倍であった。一方、その他の海域では、事故前 5 年間の範囲内であった。

過年度の結果として、平成 31（令和元）年度の調査においては、茨城（測点 4）で観測された 2.5mBq/L が最大で、この値は事故前 5 年間の最大値（2.3mBq/L）をわずかながら上回るもので約 1.1 倍であった。一方、その他の海域では、事故前 5 年間の範囲内であった。

なお、平成 29 年度の調査においては、福島第一（測点 1、2、4）、福島第二（測点 2、3）、茨城（全測点）、静岡（測点 1、2）、石川（測点 3）、島根（測点 1）、愛媛（測点 3）及び鹿児島（測点 4）の 8 海域 15 測点で事故前 5 年間の最大値（2.3mBq/L）をわずかではあるが上回っていた。平成 30 年度の調査においては、宮城（測点 1）、福島第一（測点 1）、福島第二（測点 2、3）、茨城海域（測点 1）及び島根（測点 4）の 5 海域 6 測点においてこの最大値（2.3mBq/L）をわずかながら上回っていた。これらの海域における下層水の最大値は福島第二の測点 2（2.5mBq/L）であり、事故前 5 年間の最大値の約 1.1 倍であった。その他の海域では、事故前 5 年間の範囲内であった。

（表層水及び下層水に含まれる ^{90}Sr ）

表層水及び下層水に含まれる ^{90}Sr の放射能濃度については、直近の平成 31（令和元）年度の調査結果と同様に事故前 5 年間の範囲内かそれ以下であった。

表 I-1-5-5 海水試料（発電所海域）に含まれる放射性核種の放射能濃度範囲

(単位：mBq/L)

年度	試料名	試料数	⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
令和 2 年度	表層水	60	0.53 ~ 0.97	ND* ²	1.3 ~ 3.1
	下層水	60	0.26 ~ 0.91	ND	ND ~ 2.6
平成 31 (令和元) 年度	表層水	60	0.56 ~ 1.1	ND	1.2 ~ 3.0
	下層水	60	0.33 ~ 1.0	ND	0.49 ~ 2.5
平成 30 年度	表層水	60	0.49 ~ 1.1	ND	1.3 ~ 2.8
	下層水	60	0.26 ~ 1.1	ND	0.51 ~ 2.5
平成 29 年度	表層水	60	0.50 ~ 1.1	ND	1.3 ~ 4.0
	下層水	60	0.29 ~ 1.1	ND	0.66 ~ 2.9
平成 28 年度	表層水	60	0.66 ~ 1.1	ND ~ 0.98	1.6 ~ 5.0
	下層水	60	0.41 ~ 1.2	ND	0.69 ~ 3.2
平成 27 年度	表層水	60	0.67 ~ 1.2	ND ~ 0.77	1.7 ~ 4.0
	下層水	60	0.30 ~ 1.1	ND	0.52 ~ 3.9
平成 26 年度	表層水	60	0.70 ~ 1.3	ND ~ 1.6	1.3 ~ 5.3
	下層水	60	0.29 ~ 1.2	ND ~ 2.2	0.77 ~ 6.5
平成 25 年度	表層水	60	0.77 ~ 5.8	ND ~ 9.6	1.2 ~ 17
	下層水	60	0.30 ~ 1.3	ND ~ 1.5	0.7 ~ 3.9
平成 24 年度	表層水	60	0.63 ~ 13	ND ~ 29	1.0 ~ 41
	下層水	60	0.36 ~ 9.2	ND ~ 14	0.61 ~ 21
平成 23 年度	表層水	60 (15) * ¹	0.84 ~ 24	ND ~ 520	1.4 ~ 1400* ⁴
	下層水	60	0.24 ~ 3.6	—* ³	0.47 ~ 360* ⁴
平成 18 ~ 22 年度	表層水	300 (75)	0.85 ~ 1.8	ND	1.1 ~ 2.4
	下層水	300	0.33 ~ 2.0	—	0.49 ~ 2.3

*1 () 内は、¹³⁴Cs も対象とした試料数を示す。

*2 ND は検出下限値以下を示す。なお、令和 2 年度に調査した海水試料（表層水と下層水を合わせた全 120 試料）の分析・測定で得られた検出下限値の平均放射能濃度は、⁹⁰Sr で 0.24、¹³⁴Cs で 0.73、¹³⁷Cs で 0.52 (mBq/L) であった。

*3 — は調査対象外を示す。

*4 平成 23 年度の表層水 45 試料及び下層水 60 試料については、ベータ線計測のため、¹³⁴Cs の影響を含んでいる可能性がある（次項 6）の注 1 参照のこと）。

②核燃海域

令和 2 年度分の海水試料として

前期：令和 2 年 5 月 10 日から 5 月 30 日まで

後期：令和 2 年 10 月 7 日から 10 月 17 日まで

の期間に当初計画に沿って採取活動を行った。採取すべき海水試料は全 22 測点で表層及び下層の 2 層から前期後期の 2 期に計 88 試料が対象で、当該期間において当初計画した場所で欠測することなく採取を完了した。

放射性核種の定量に当たっては、目的とする放射性核種に応じて放射能分析を行うに当たり十分な量として、表 I-1-4-3 に示した放射能分析での検出目標レベルを担保できる量を供した。その後、化学分離・精製をしたのち、検出目標レベルを達成できるように考慮したうえで、

ガンマ線放出核種：高純度ゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリー

^{90}Sr ：低バックグラウンドベータ線測定装置によるベータ線計測

トリチウム：液体シンチレーション計数装置を用いたベータ線測定

$^{239+240}\text{Pu}$ ：シリコン半導体検出器を用いたアルファ線スペクトロメトリー

をそれぞれ実施した。

採取した海水試料（全 22 測点・2 層・2 期の計 88 試料）に含まれる放射性核種の放射能濃度範囲を平成 18 年度からの結果と併せて表 I-1-5-6 に示す。また、各測点の海水試料に含まれる放射性核種の放射能濃度のほか、試料分析に関する記録について資料 3-2-1 から資料 3-2-22 に示す。

令和 2 年度に核燃海域で採取した海水試料から検出された人工放射性核種はトリチウム、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 及び $^{239+240}\text{Pu}$ であり、これらの放射能濃度は直近の平成 31（令和元）年度の調査結果とほぼ同様の範囲であった。

（トリチウム）

表層水及び下層水に含まれるトリチウムの放射能濃度は、直近の平成 31（令和元）年度の調査結果とほぼ同様の範囲であった。

これらは、平成 18 年度より日本原燃株式会社が六ヶ所村再処理施設において実施したアクティブ試験（使用済み核燃料を用いた再処理施設の操業前試験）開始前の平成 13～17 年度に、バックグラウンドを把握するために行った調査結果から得られた放射能濃度と同様の範囲内（表層：ND～0.24Bq/L、下層：ND～0.21Bq/L）にあった。

（ ^{90}Sr ）

表層水及び下層水に含まれる ^{90}Sr の放射能濃度については、直近の平成 31（令和元）年

度の調査結果と同様に事故前 5 年間の範囲内かそれ以下であった。

(^{134}Cs 及び ^{137}Cs)

東電福島第一原発事故以降（平成 23 年度及び平成 24 年度）に一部の測点で検出されていた ^{134}Cs については、直近の平成 31（令和元）年度の調査結果と同様、令和 2 年度の調査においてもすべての測点において検出されることはなかった。

また、表層水に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の最大値は 2.3mBq/L、下層水に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の最大値も 2.3mBq/L で事故前 5 年間の最大値（表層：2.4mBq/L、下層：2.1mBq/L）と同程度であった。

($^{239+240}\text{Pu}$)

表層水及び下層水に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度については、直近の平成 31（令和元）年度の調査結果と同様に事故前 5 年間の範囲内かそれ以下であった。

表 I-1-5-6 海水試料（核燃海域）に含まれる放射性核種の放射能濃度範囲

（単位：mBq/L、ただしトリチウムは Bq/L）

年度	試料名	試料数	トリチウム	^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs	$^{239+240}\text{Pu}$
令和 2 年度	表層水	44	ND*1 ~ 0.13	0.57 ~ 0.97	ND	1.1 ~ 2.3	ND ~ 0.0091
	下層水	44	ND ~ 0.089	ND ~ 0.92	ND	ND ~ 2.3	ND ~ 0.027
平成 31（令和元）年度	表層水	44	ND ~ 0.15	0.45 ~ 0.99	ND	1.1 ~ 2.4	ND ~ 0.0056
	下層水	44	ND ~ 0.11	ND ~ 0.97	ND	ND ~ 2.2	ND ~ 0.031
平成 30 年度	表層水	44	ND ~ 0.12	0.48 ~ 1.2	ND	1.1 ~ 2.3	ND ~ 0.0080
	下層水	44	ND ~ 0.098	ND ~ 1.1	ND	ND ~ 2.2	ND ~ 0.025
平成 29 年度	表層水	44	ND ~ 0.17	0.53 ~ 1.0	ND	1.4 ~ 2.3	ND ~ 0.0058
	下層水	44	ND ~ 0.13	ND ~ 1.1	ND	ND ~ 2.2	ND ~ 0.023
平成 28 年度	表層水	44	ND ~ 0.14	0.61 ~ 1.3	ND	1.5 ~ 2.8	ND ~ 0.0058
	下層水	44	ND ~ 0.15	ND ~ 1.1	ND	ND ~ 2.4	ND ~ 0.026

（続く）

(続き)

平成 27 年度	表層水	44	ND ~ 0.17	0.62 ~ 1.2	ND	1.0 ~ 2.7	ND ~ 0.0052
	下層水	44	ND ~ 0.12	ND ~ 1.1	ND	ND ~ 2.4	ND ~ 0.024
平成 26 年度	表層水	44	ND ~ 0.18	0.57 ~ 1.1	ND	0.82 ~ 2.4	0.0011 ~ 0.0054
	下層水	44	ND ~ 0.15	ND ~ 1.2	ND	ND ~ 2.3	0.0014 ~ 0.023
平成 25 年度	表層水	44	ND ~ 0.16	ND ~ 1.1	ND	0.97 ~ 2.4	ND ~ 0.0064
	下層水	44	ND ~ 0.16	ND ~ 1.3	ND	ND ~ 2.3	0.0023 ~ 0.027
平成 24 年度	表層水	44	ND ~ 0.15	0.68 ~ 1.2	ND ~ 4.3	ND ~ 6.5	ND ~ 0.0076
	下層水	44	ND ~ 0.16	ND ~ 1.3	ND ~ 6.1	ND ~ 11	ND ~ 0.022
平成 23 年度	表層水	44	ND ~ 0.15	0.78 ~ 1.3	ND ~ 360	2.3 ~ 370	ND ~ 0.0095
	下層水	44	ND ~ 0.15	ND ~ 1.3	ND ~ 5.4	ND ~ 7.8	0.0024 ~ 0.03
平成 18 ~ 22 年度	表層水	208	ND ~ 1.3	0.73 ~ 1.6	ND	0.81 ~ 2.4	ND ~ 0.013
	下層水	208	ND ~ 0.27	ND ~ 1.7	ND	ND ~ 2.1	ND ~ 0.029

*1 ND は検出下限値以下を示す。なお、令和 2 年度に調査した海水試料（表層水と下層水を合わせた全 88 試料）の分析・測定で得られた検出下限値の平均放射能濃度は、トリチウムで 0.054 (Bq/L)、⁹⁰Sr で 0.24、¹³⁴Cs で 0.93、¹³⁷Cs で 0.69、²³⁹⁺²⁴⁰Pu で 0.0029 (mBq/L) であった。その他のガンマ線放出核種は検出されず、これらの検出下限値は概ね表 I-1-4-3 に示した検出目標レベルと同程度である。

【参考】 アクティブ試験開始前のトリチウムの放射能濃度

年度	試料名	試料数	トリチウム (Bq/L)
平成 13 ~ 17 年度	表層水	160	ND*1 ~ 0.24
	下層水	160	ND ~ 0.21

*1 ND は検出下限値以下を示す。

6) 海洋環境試料中の放射性核種濃度レベルの経年変化

(1) 発電所海域における経年変化

昭和 58 年度から令和 2 年度までに実施した発電所海域の主要な漁場において収集した海産生物試料、海底土及び海水試料に含まれる ^{137}Cs 等の人工放射性核種の放射能濃度の経年変化を、それぞれ図 I-1-6-1~13、図 I-1-6-14~27 及び図 I-1-6-28~57 に示した(注 1)。なお、この調査期間にはチェルノブイリ原子力発電所事故(1986(昭和 61)年 4 月 26 日)や東電福島第一原発事故(2011(平成 23)年 3 月 11 日~)の時期を含んでいる。このため放射性核種の放射能濃度変化について大きな変化が認められた時期があり、経年変化図を示すことで大まかな放射能濃度を俯瞰して把握し、併せて各海域間での比較を行うことなどを容易にするために、放射能濃度を対数軸での表示としている。

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

(海産生物試料)

図 I-1-6-1~13 に示したとおり、海産生物試料に含まれる ^{137}Cs の長期的な経年変化を俯瞰すると、平成 23 年度は発電所海域の全 15 海域で採取した海産生物試料において、東電福島第一原発事故の影響により ^{134}Cs が検出され、併せて当該発電所がある福島第一海域を中心に、北海道、青森、宮城、福島第一、福島第二、茨城及び静岡海域で ^{137}Cs の放射能濃度の一時的な上昇が顕著に認められた。これら海域における ^{137}Cs の放射能濃度の最大値は、平成 23 年度後期に福島第二海域で採取された海産生物試料のうちの 2 試料から得られたもので、その放射能濃度は 140Bq/kg-生鮮物であった。これら ^{137}Cs の放射能濃度は、翌年の平成 24 年度から平成 25 年度の調査結果では急激に減少しており、以後、その他の海域と同様に漸減傾向を示した(表 I-1-5-1 を参照)。

また、宮城海域と静岡海域の調査で得られた経年変化図を俯瞰すると、調査開始から平成 22 年度までは漸減傾向であったが、平成 23 年度に東電福島第一原発事故の影響を受けて ^{137}Cs 放射能濃度が上昇した。平成 24 年度以降減少傾向が続いているが、事故前の 5 年間と比較して令和 2 年度の調査結果では事故前の 5 年間で得られた結果と比較すると、高めの値で推移している(図 I-1-6-3 及び図 I-1-6-6 を参照)。

また、前述の「5)分析結果の(1)海産生物試料の分析結果」で述べたとおり、令和2年度の調査では、宮城、福島第一、福島第二及び茨城海域で採取した試料(魚類)の一部から、事故前の過去5年間の調査で得られた ^{137}Cs の放射能濃度の最大値より高い ^{137}Cs が検出された。これらの海域で採取した海産生物試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の最大値は、福島第二海域で採取された海産生物試料の一魚種から得られたもので、その放射能濃度は 0.92Bq/kg -生鮮物であった。その他の海域の試料では、事故前の過去5年間で得られた放射能濃度の範囲内であった。

なお、前述の「5)分析結果」でも述べたとおり、放射能濃度の最大値である 0.92Bq/kg -生鮮物が得られた試料からは、 ^{134}Cs も 0.055Bq/kg -生鮮物の放射能濃度であり、これらの和(0.98Bq/kg -生鮮物; $0.92+0.055$)は国の定める食品中の放射性物質の基準値である 100Bq/kg (注2)と比べて約 $1/102$ 以下(注3)の放射能濃度であり、十分に低かった。

直近の平成31(令和元)年度の調査では、宮城、福島第一、福島第二及び茨城海域で採取した試料(魚類)の一部から、事故前の過去5年間の調査で得られた ^{137}Cs の放射能濃度の最大値より高い ^{137}Cs が検出された。これらの海域で採取した海産生物試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の最大値は、福島第二海域で採取された海産生物試料の一魚種から得られたもので、その放射能濃度は 0.85Bq/kg -生鮮物であった(注3)。その他の海域の試料では、事故前の過去5年間で得られた放射能濃度の範囲内であった。

(注2) 食品を対象とした放射性物質の基準値(平成24年厚生労働省令第31号、平成24年厚生労働省告示第129号及び第130号にて平成24年3月15日公布、同4月1日施行)のことで、食用とされる海産生物はその食品群の一部である「一般食品」に含まれる。食品中の放射性物質の基準値のうち「一般食品」に対しては、放射性セシウムの基準値として「 100Bq/kg 」と制定されている。また、ここで言う放射性セシウムとは ^{134}Cs と ^{137}Cs であり、この基準値は「東電福島第一原発事故で放出された放射性物質のうち、半減期が1年以上のすべての放射性核種(セシウム134、セシウム137、ストロンチウム90、プルトニウム、ルテニウム106)を考慮したもの」とされている。なお、放射性セシウム以外の放射性核種は測定に時間を要するため、放射性セシウムとしての基準値がそれぞれの食品群に対して明示されている。

(注3) 0.85Bq/kg -生鮮物の ^{137}Cs 濃度と国の基準値(100Bq/kg)を比べた場合の値。この試料からは 0.070Bq/kg -生鮮物の ^{134}Cs も併せて検出されており、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の合算値は 0.92Bq/kg -生鮮物となる。この場合、国の定める食品を対象とした基準値と比べて $1/108$ 以下の放射能濃度となる。

海産生物試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度は、魚種間の相違について、魚類間での顕著な相違はみられなかったが、魚類とイカ・タコ類を比較した場合、例えば北海道海域(ミズダコ)、茨城海域(ミズダコ)、新潟海域(ミズダコ)、福井第一海域・福井第二海域(スルメイカ)では、東電福島第一原発事故以前から魚類に比較して低濃度の結果が得られており、令和2年度の調査でも同様であった。イカやタコなどの頭足類は、代謝過程が魚類と

異なることが指摘^{※1}され、また、頭足類が属する無脊椎動物は海水とほぼ同じ浸透圧を持つため、海水に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度が増減するとイカ・タコ類の筋肉に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度もそれに連れて増減することが指摘^{※2}されているが、これらが本結果の主たる要因となっているか否かについては、本調査で明らかにするには至っていない。

なお、後述する2. 解析調査の「2) (4)原子力発電所等周辺海域における海水及び海産生物のトリチウム濃度調査」では、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による影響が懸念される、青森、宮城、福島第一、福島第二及び茨城海域の計5海域で採取した海産生物試料のうち、ガンマ線スペクトロメトリーを実施した海産生物と同一筋肉試料の一部を分取して、トリチウムの放射能濃度を求めている。その結果、同調査で測定された海水に含まれるトリチウムの放射能濃度と同水準であり、バックグラウンドレベルであることを確認している。

（海底土試料）

図 I-1-6-14～27 に示したとおり、海底土試料に含まれる¹³⁷Csの調査開始から平成22年度までの調査結果において、採取した海域の底質の違い（砂質あるいは泥質）に起因するとみられるばらつきが認められた。底質が主に砂質の場合（例えば、島根、佐賀または鹿児島海域）には、検出下限値に近い放射能濃度である場合が多く、また、検出下限値以下であることも多いために経年変化が把握しにくい。泥質あるいはシルト質の場合（例えば、水深が500mを超えるような新潟海域など）には砂質の場合と異なり有意に検出されることが多いため、経年とともに漸減傾向が認められた。

なお、宮城、福島第一、福島第二及び茨城海域の調査で得られた事故後の調査結果は、事故前の5年間と比較して高めの放射能濃度で推移したが、平成23年以降減少傾向が続いていることを示した（図 I-1-6-17～19 を参照）。

過年度の調査結果のうち、平成23年度においては、宮城、福島第一、福島第二、茨城及び新潟海域で採取した海底土試料において、東電福島第一原発事故の影響による¹³⁴Csが検出され、併せて¹³⁷Csの放射能濃度で、緩急の差があるものの一時的な上昇が認められた（図 I-1-6-14～27 を参照）。

平成24年度においても、宮城、福島第一及び福島第二海域では平成23年度と同水準の放射能濃度であることが確認され、とりわけ茨城海域では平成23年度に得られた放射能

※1 立田穰（2014）海産生物への放射性セシウム移行に関するモデル解析について。Isotope News, No. 719, pp. 32-36.

※2 厚生労働省「食品に関するリスクコミュニケーション～食品中の放射性物質に対する取組について～」（平成27年11月6日開催、小田原市）発表資料（森田、福島第一原発事故による水産物の汚染の今）より（<https://www.mhlw.go.jp/topics/bukyoku/iyaku/syoku-anzen/iken/dl/151119-1-odawara-2-all.pdf>）（令和3年3月閲覧）。

濃度を超えていた。

平成 25 年度においては、北海道、福島第二及び新潟海域で平成 24 年度に得られた放射能濃度をわずかに超えたものの、青森、宮城、福島第一、茨城及び静岡海域では平成 24 年度に得た放射能濃度を下回る結果となった。それ以降、平成 26 年度においては、福島第一海域（測点 3）で 310Bq/kg-乾燥土、平成 27 年度においては、福島第一海域（測点 2）で 320Bq/kg-乾燥土となる東電福島第一原発事故以降で最も高い放射能濃度を観測した。さらに、平成 28 年度においては、福島第二海域（測点 1）で 93Bq/kg-乾燥土、平成 29 年度においては、事故前 5 年間の最大値より高い ^{137}Cs の放射能濃度を観測した宮城、福島第一、福島第二、茨城及び新潟海域の海底土試料のうち、最も高い放射能濃度は茨城海域（測点 1）で得られた 80Bq/kg-乾燥土であった。

これまでのところ、これらの海域における ^{137}Cs の放射能濃度の最大値は、事故直後ではなく、平成 27 年度に福島第一海域で採取された海底土試料から得られたもので、その放射能濃度は前述のとおり 320Bq/kg-乾燥土であった。これら ^{137}Cs の一時的な上昇が見られた海域における放射能濃度は、海域によって異なる変動が認められてきた。例えば、宮城海域では、平成 23 年度の調査結果で急激な ^{137}Cs の放射能濃度の増加を観測したが、平成 24 年度以降には減少傾向に転じていた。一方、福島第一、福島第二及び茨城海域においては、平成 23 年度の調査結果で急激な ^{137}Cs の放射能濃度の上昇を観測したものの、平成 24 年度から平成 27 年度にかけて一律に減少傾向は見えておらず、横ばいあるいは最大となる ^{137}Cs の放射能濃度を観測するなど、一定した変動傾向が見られない状況であった。その後、福島第一及び福島第二海域での調査結果では平成 27 年度から、茨城海域では平成 29 年度の調査結果から ^{137}Cs の放射能濃度は減少傾向に転じていた。なお、その他海域においては概ね令和 2 年度に実施した調査の結果も含めて漸減傾向が認められた。

これまで述べた比較的高い ^{137}Cs の放射能濃度が得られた背景やその変動要因としては、東電福島第一原発事故の影響が考えられる。後述する 2. 解析調査の「2）（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」においても ^{134}Cs が検出されていることから、事故前 5 年間の最大値より高い ^{137}Cs の放射能濃度が認められたのは、東電福島第一原発事故の影響のためであると考えられる。

また、同 2. 解析調査の「1）対照海域放射能調査」において実施した対照海域で採取した海底土試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度との比較を行ったところ、これらの海域は対照海域と同水準であった。このことから、その他の海域において検出された放射性セシウムは 1950～60 年代の大気圏核爆発実験による影響であると考えられる。ただし、 ^{137}Cs の放射能濃度は海域毎に異なる変動が見られた。その要因は明らかでないが、例えば陸域環

境での土壌を対象とした研究事例^{※1}を参考にすると、海底土の粒径、有機物等の違い、すなわち海底土の性状の違いによることが推測される。その内容については 2. 解析調査の「2) (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」で補完した。

(海水試料)

① 表層水

図 I-1-6-28~57 のうち、偶数番号の図に示したとおり、表層で採取した海水試料に含まれる ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の長期的な経年変化を俯瞰すると、 ^{90}Sr については調査開始から平成 22 年度まで全 15 海域において漸減傾向を示した。また、 ^{137}Cs についても昭和 60 年度までは漸減傾向を示したが、昭和 61 年度にはチェルノブイリ原子力発電所事故に起因するとみられる放射能濃度の上昇が認められた海域があった。しかし、その後、昭和 62 年度には概ね昭和 60 年度に観測した放射能濃度と同水準まで低下し、平成 22 年度まで漸減傾向が認められた。

なお、東電福島第一原発の前面海域に設定した福島第一海域を中心に、主に表層水で北海道、青森及び宮城海域で ^{137}Cs の放射能濃度で一時的な上昇が顕著にみられた。また、福島第一、福島第二、茨城及び静岡海域では表層水及び下層水ともに ^{137}Cs の放射能濃度の一時的な上昇が顕著に認められた(図 I-1-6-28~57、図 I-1-6-68 及び図 I-1-6-69 を参照)。

過年度の調査結果では、平成 23 年度において、青森、宮城、福島第一、福島第二、茨城及び静岡海域で採取した表層水から、東電福島第一原発事故の影響による ^{134}Cs が検出され(注 4)、併せて ^{137}Cs の放射能濃度は、測点間で差があるものの一時的な上昇が認められた(図 I-1-6-28~57 のうち、偶数番号の図を参照)。これら海域における ^{137}Cs の放射能濃度の最大値は、平成 23 年度に福島第一海域の一部の測点で採取した海水試料(表層水)から得られたもので、その放射能濃度は 1.4Bq/L(注 5)であった。これら一時的な上昇が見られた海域における ^{137}Cs の放射能濃度は、翌年の平成 24 年度の調査結果では急激に減少したものの、平成 28 年度の調査ではわずかではあるが上昇傾向を示した。平成 29 年度以降には再び減少傾向が観測され、その他の海域と同様に漸減傾向を示した。

(注 4) 各発電所海域に設定した 4 測点のうち、測点 1 の表層水に限ってゲルマニウム半導体検出器による定量を行っていたため、 ^{134}Cs と ^{137}Cs について弁別した定量結果を得ていたことによるもの。

(注 5) ベータ線計測による値であり、 ^{134}Cs の影響を含んでいる可能性がある(37 ページの(注 1)を併せて参照のこと)。

※1 Tsukada, H., Takeda, A., Hisamatsu, S. and Inaba, J. (2008). Concentration and specific activity of fallout ^{137}Cs in extracted and particle-size fractions of cultivated soils. *Journal of Environmental Radioactivity* **99**, 875-881.

平成 24 年度においては、平成 23 年度に ^{90}Sr の放射能濃度の大幅な上昇が認められた福島第一及び福島第二海域では事故前の放射能濃度と同水準まで低下したものの、茨城海域においては事故後の最大値（13mBq/L）を示した。一方、 ^{137}Cs の放射能濃度は、平成 23 年度の調査で大幅な上昇が確認されたいずれの海域でも減少していることが認められ、とりわけ、北海道、静岡及び新潟海域では、事故前の放射能濃度と同程度になった。

平成 25 年度は、福島第二海域の一部の測点で平成 24 年度の約 3 倍の ^{90}Sr の放射能濃度であった。また、茨城海域においては、平成 24 年度の概ね半分の放射能濃度まで低下していた。一方、 ^{137}Cs の放射能濃度は青森、福島第一及び福島第二海域で平成 24 年度と同水準、宮城及び茨城海域で平成 24 年度に比べ減少が認められた。また、静岡、新潟、石川、福井第一、福井第二及び愛媛海域ではわずかに放射能濃度の上昇が認められたが、事故前の放射能濃度を超えるものではなかった。

平成 26、27 及び 28 年度では、 ^{90}Sr の放射能濃度は全海域でほぼ事故前と同程度にまで減少していた。また、 ^{137}Cs の放射能濃度については、他の海域と比べると比較的高い結果が得られた福島第一、福島第二海域で減少が認められたものの、その他の海域では横ばいかごくわずかではあるものの上昇傾向が認められた。

平成 29 年度において、福島第一、福島第二、茨城及び静岡海域で事故前の過去 5 年間の最大値より高い ^{137}Cs が検出された。これらの海域における最大値は、福島第一海域（測点 4）で得られた 4.0mBq/L であり、その他の海域の海水試料では、事故前の過去 5 年間の測定値の範囲内であった。ただし、西日本及び日本海の表層海水（北海道、静岡、新潟、石川、福井第一、福井第二、島根、愛媛、佐賀及び鹿児島島の 10 海域）を中心に、東電福島第一原発事故以降、 ^{137}Cs の放射能濃度が事故前（平成 22 年度調査結果）に比較して高い状況が確認されている。これら、一部の海域で観測された平成 27 年度までの緩やかな放射能濃度の上昇については、海流の循環により数年の年月を経て再び西日本や日本海を含む日本近海へ付加されたものの寄与と推定される（注 6）。

（注 6）例えば、事故後太平洋へ広く拡散したものの内、北太平洋亜熱帯モード水として低緯度海域を西進し、さらに黒潮によって日本近海へもたらされたものと推測される（Takata *et al.* (2018) *Environmental Science & Technology* **52**, 2629-2637）。

なお、直近の平成 31（令和元）年度まで実施してきた調査結果では、2. 解析調査の「2）（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」において、日本海及び西日本の表層海水（北海道、静岡、新潟、石川、福井第二、島根、愛媛、佐賀及び鹿児島島の 9 海域）の高純度ゲルマニウム半導体検出器による長時間測定によるガンマ線スペクトロメトリーにより ^{134}Cs が検出されてきた。しかしながら、各年度の平均値を比較したところ、令和 2 年度においては、平成 31（令和元）年度と同様に上昇傾向は見られなかった。

発電所海域の⁹⁰Srについて、平成31（令和元）年度と同様に、2. 解析調査の「1）対照海域放射能調査」において比較検討を行ったところ、すべての海域において対照海域と同水準の放射能濃度の範囲であり、東電福島第一原発事故の影響は認められなかった。

② 下層水

図 I-1-6-28～57 のうち、奇数番号の図に示したとおり、下層で採取した海水試料に含まれる⁹⁰Sr及び¹³⁷Csの放射能濃度については、平成31（令和元）年度とほぼ同じ水準にあり、いずれの放射性核種についても、新たな人為的あるいは予期しない付加は確認されなかった。

これら結果のうち、福島第一、福島第二、茨城及び核燃海域で採取した下層水の試料の一部から、事故前の過去5年間の調査で得られた放射能濃度の最大値（2.3mBq/L）よりわずかに高い¹³⁷Csの放射能濃度（2.6mBq/L）を観測した。その他の海域の試料では、事故前の過去5年間で得られた測定値の範囲内であった。

なお、直近の平成31（令和元）年度においては、茨城（測点4）で観測された2.5mBq/Lが最大で、この値は事故前5年間の最大値（2.3mBq/L）をわずかながら上回るもので、概ね1.1倍であった。一方、その他の海域では、事故前5年間の範囲内であった。

発電所海域で採取した海水試料のうち、下層水に含まれる⁹⁰Srの放射能濃度の経年変化については、調査開始から平成22年度まで漸減傾向を示したが、平成23年度には東電福島第一原発事故の影響と見られる若干の上昇傾向が福島第一及び茨城海域で認められた（図 I-1-6-28～57 のうち、奇数の図を参照）。

平成24年度には福島第一海域の放射能濃度は事故前と同水準に戻ったものの、茨城海域の一部の測点では平成23年度と比較して3倍程度までの上昇が認められた。しかしながら、平成25年度以降では茨城海域を含めたすべての海域で事故前の放射能濃度と同じ水準に戻った。

一方、¹³⁷Csの放射能濃度については、昭和61年度に若干の上昇傾向が認められた海域があるものの、それ以降は平成22年度まで全ての海域で漸減傾向を示したが、平成23年度には宮城、福島第一、福島第二、茨城、静岡及び新潟海域での上昇が認められた。これらの海域では、平成24年度において放射能濃度の減少が確認され、平成25年度以降は令和2年度を含め全海域でほぼ横ばいであった。

（2）核燃海域における経年変化

調査開始当初から令和2年度までに実施した核燃海域の主要な漁場において収集した海産生物及び同海域に設けた22測点で採取した海底土及び海水に含まれる⁹⁰Sr、¹³⁷Cs、

$^{239+240}\text{Pu}$ 及びトリチウム(海水のみ)の放射能濃度の経年変化をそれぞれ図 I-1-6-58~60、図 I-1-6-61~63 及び図 I-1-6-64~71 に示した。なお、図化した経年変化は、発電所海域の結果と同様に、放射能濃度を対数軸で表示した。

核燃海域に設けた測点については、平成 19 年度から調査測点を拡張(測点「1~16」を測点「1~22」へ 6 測点増加)し、併せて海産生物試料数は年間 20 試料から 30 試料へ、海底土試料数は年間 16 試料から 22 試料へ、海水試料数は年間 64 試料から 88 試料へそれぞれ増加とした。

(海産生物試料)

令和 2 年度において核燃海域で採取した海産生物試料では ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 及び $^{239+240}\text{Pu}$ が検出された。 ^{137}Cs の放射能濃度については、平成 31 (令和元) 年度とほぼ同じ水準であり、新たな人為的あるいは予期しない付加は確認されなかった。

一方、長期的な経年変化を俯瞰すると、平成 23 年度に核燃海域で採取した海産生物試料において、東電福島第一原発事故の影響による ^{134}Cs が検出され、併せて ^{137}Cs の放射能濃度は、測点間で差があるものの一時的な上昇が認められた(図 I-1-6-59 を参照)。これら ^{137}Cs の放射能濃度の一時的な上昇が見られた海域における放射能濃度は、その後、減少傾向に転じており、その他の海域と同様に漸減傾向を示した(表 I-1-5-2 を参照)。

^{137}Cs については、平成 3 年度から平成 22 年度までほぼ同水準あるいは漸減傾向を示していたが、平成 23 年度には東電福島第一原発事故の影響を受け、すべての海産生物試料で比較的高い放射能濃度水準(最大値:11Bq/kg-生鮮物)を示した。

平成 24 年度においても平成 23 年度と同水準の放射能濃度(最大値:7.6Bq/kg-生鮮物)であったが、平成 25 年度には若干の減少が認められたものの、比較的高い放射能濃度水準(最大値 4.1Bq/kg-生鮮物)を示した。平成 26~30 年度においては、それら放射能濃度の減少傾向は継続しており、 ^{137}Cs の放射能濃度の最大値は平成 26 年度で 1.7Bq/kg-生鮮物、平成 27 年度で 0.32Bq/kg-生鮮物、平成 28 年度で 0.65Bq/kg-生鮮物、平成 29 年度で 0.31Bq/kg-生鮮物、平成 30 年度で 0.30Bq/kg-生鮮物、そして直近の平成 31 (令和元) 年度で 0.23Bq/kg-生鮮物であった。

^{90}Sr については、海産生物内で骨に集まる性質ゆえに筋肉に含まれる ^{90}Sr は容易に検出できないほど低い放射能濃度である。平成 26 年度までの調査でほとんどの試料で検出下限値以下であった。平成 30 年度の調査では、骨を含む全身を試料として供したカタクチイワシから ^{137}Cs と比べると極めて低い放射能濃度であるものの、0.0067Bq/kg-生鮮物の ^{90}Sr が検出された。

$^{239+240}\text{Pu}$ については、令和 2 年度に調査した 30 試料について、魚類では検出されること

はなかったが、イカ・タコ類の一部から極めて低い放射能濃度ではあるが 0.00057Bq/kg-生鮮物の $^{239+240}\text{Pu}$ が検出された。なお、平成 27 年度までの調査でも、骨を含む試料全身を分析に供したイカナゴやカタクチイワシ及びイカ・タコ類を中心として極めて低い放射能濃度水準ではあるものの $^{239+240}\text{Pu}$ が検出された。平成 28 年度も極めて低い放射能濃度水準であったが、キアンコウ、スケトウダラ及びヒラメの 3 試料から $^{239+240}\text{Pu}$ が検出された。平成 29 年度に採取した全試料で検出されなかった。平成 30 年度では、イカ・タコ類の一部から ^{90}Sr や ^{137}Cs と比べると極めて低い放射能濃度ではあるが 0.00039Bq/kg-生鮮物の $^{239+240}\text{Pu}$ が検出された。なお、直近の平成 31 (令和元) 年度に調査した 30 試料については、すべての試料で $^{239+240}\text{Pu}$ は検出下限値以下であった。

また、後述する 2. 解析調査の「1) 対照海域放射能調査」において実施した原子力発電所等、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ばないと考えられる対照海域で採取した海産生物試料の一部から得た ^{137}Cs の放射能濃度と核燃海域で採取した海産生物試料から得た放射能濃度は同水準であった。

さらに、後述する 2. 解析調査の「2) (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放射能濃度調査」では、核燃海域で採取した海産生物試料に含まれるトリチウムの放射能濃度を測定しており、その結果からは東電福島第一原発事故の影響は認められなかった。

(海底土試料)

表 I-1-5-4 に示したとおり、令和 2 年度において、核燃海域で採取した海底土試料に含まれる ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 及び $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度については、平成 31 (令和元) 年度とほぼ同じ放射能濃度の水準にあり、いずれの放射性核種についても、新たな人為的な付加は認められなかった。また、予期しない放射性核種の付加も確認されなかった。

一方、長期的な経年変化を俯瞰すると、平成 23 年度から平成 25 年度にかけてわずかではあるものの ^{137}Cs の放射能濃度が上昇傾向を示したが、平成 26 年度には減少傾向に転じ、その後は発電所海域と同様に漸減傾向を示した (図 I-1-6-62 を参照)。

核燃海域で採取した海底土試料に含まれる ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 及び $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度は、発電所海域でのこれまでの調査結果と同様に、採取を行った海域の底質の性状によってその放射能濃度が変動する傾向が認められた。これら 3 核種 (厳密には 4 核種) の放射能濃度は、底質が砂質の場合には比較的低くなる一方で、泥質あるいはシルト質などの場合には比較的高くなる傾向を示す。この傾向は、特に ^{90}Sr で顕著であり、砂質の場合はほとんどの試料で検出下限値以下であった。令和 2 年度の調査では、平成 31 (令和元) 年度の調査

結果と同様、いずれの放射性核種の放射能濃度も事故前 5 年間の範囲内かそれ以下であった。

また、後述する 2. 解析調査の「1) 対照海域放射能調査」において実施した原子力発電所等、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ばない対照海域と核燃海域で採取した海底土試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の比較を行ったところ、核燃海域は対照海域と同水準であった。このことから、検出された放射性セシウムは 1950～60 年代に北半球を中心に盛んに実施された大気圏核爆発実験に起因するものであると考えられる。ただし、 ^{137}Cs の放射能濃度には変動が見られ、その要因は明らかでないが、例えば陸域環境での土壌を対象とした研究事例^{※1}を参考にすると、海底土の粒径、有機物等の違い、すなわち海底土の性状の違いによることが推測される。その詳細は 2. 解析調査の「2) (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」に示した。

このほか、2. 解析調査の「1) 対照海域放射能調査」において、核燃海域における海底土に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度と比較検討を行った結果、対照海域と同水準であること、さらに 2. 解析調査の「2) (1) 海洋環境における $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比モニタリング」において行った、日本全国の発電所海域における海底土の $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比が事故前後において大きな違いがないことから、東電福島第一原発事故の影響は認められなかった。

（海水試料）

令和 2 年度において核燃海域で採取した海水試料に含まれるトリチウム、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 及び $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度については、平成 31（令和元）年度とほぼ同じ放射能濃度の水準にあり、いずれの放射性核種についても、新たな人為的な付加は認められなかった。また、予期しない放射性核種の付加も確認されなかった（表 I-1-5-6 を参照）。

一方、長期的な経年変化を俯瞰すると、平成 23 年度に核燃海域で採取した海水試料（表層水及び下層水）において、東電福島第一原発事故の影響による ^{134}Cs が検出され（注 7）、併せて ^{137}Cs の放射能濃度において緩急の差があるものの一時的な上昇が認められた（図 I-1-6-68～69 を参照）。

（注 7） 各発電所海域に設定した 4 測点のうち、測点 1 の表層水に限ってゲルマニウム半導体検出器による定量を行っていたため、 ^{134}Cs と ^{137}Cs について弁別した定量結果を得ていたことによるもの（前述 注 4 と同じ）。

※1 Tsukada, H., Takeda, A., Hisamatsu, S. and Inaba, J. (2008). Concentration and specific activity of fallout ^{137}Cs in extracted and particle-size fractions of cultivated soils. *Journal of Environmental Radioactivity* **99**, 875-881.

平成 24 年度の調査結果では急激な減少が認められ、平成 25 年度も含めて減少傾向に転じた。しかし、平成 26 年度から令和 2 年度の調査結果では、ばらつきが生じていたが概ね横ばいの傾向であった。

核燃海域で採取した海水試料に含まれるトリチウム、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 及び $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度の経年変化を見ると、トリチウムの放射能濃度では、表層水及び下層水とも平成 3 年度からほぼ一定の放射能濃度で推移してきたが、平成 19 年度及び平成 20 年度には表層水試料の一部に一時的な上昇が確認されている（最大値：1.3Bq/L）（図 I-1-6-64～65 を参照）。これは、青森県六ヶ所村に建設が進む使用済み核燃料再処理施設（原子燃料サイクル施設）のアクティブ試験に伴う管理放出に起因するものと推定される。なお、翌年の平成 21 年度に実施した調査では同試験開始前（平成 13 年度から平成 17 年度）の放射能濃度と同水準まで戻っており、令和 2 年度においても直近の平成 31（令和元）年度に得られた放射能濃度と同じようにアクティブ試験開始前に得られた調査結果と同様の変動範囲内であった。

^{137}Cs の放射能濃度は、表層水及び下層水とも平成 3 年度から平成 22 年度までは漸減傾向を示してきたが、平成 23 年度は東電福島第一原発事故を受けて顕著な濃度上昇が確認され、測点 22 の表層水で 370mBq/L であった（図 I-1-6-68～69 を参照）。

平成 24 年度は、表層水及び下層水から得られた放射能濃度は平成 23 年度に比べ減少傾向にあった。平成 26 年度から平成 27 年度にかけてわずかに濃度の上昇傾向が観測された（前述の 6）（1）の注 6 を参照）が、平成 28 年度には減少傾向となり、以後令和 2 年度までの結果では表層水及び下層水とも一部を除きほぼ事故前 5 年間で得られた放射能濃度と同水準であった（図 I-1-6-66～67 を参照）。

^{90}Sr の放射能濃度は、平成 23 年度前期調査を実施した一部の測点（福島県沖合に近い測点 22）で採水した表層水から東電福島第一原発事故に起因するとみられる放射能濃度（13mBq/L）が検出された事例があったが、表層水及び下層水とも平成 3 年度から平成 28 年度まで漸減傾向を示しており、令和 2 年度も直近の平成 31（令和元）年度と同水準の放射能濃度であった（図 I-1-6-70～71 を参照）。

$^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度は、表層水及び下層水とも平成 3 年度から平成 22 年度まで穏やかな漸減傾向を示しており、令和 2 年度もその傾向は維持され、直近の平成 31（令和元）年度と同水準の放射能濃度であった。

また、核燃海域で採取した海水試料に含まれる ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ について、2. 解析調査

の「1) 対照海域放射能調査」において比較検討を行ったところ、すべての海域において対照海域と同程度の放射能濃度であったことから、東電福島第一原発事故の影響は認められなかった。

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について、長期的な経年変化を俯瞰して把握し、併せて海域間での比較を容易にするための工夫として、これら放射能濃度（縦軸）を対数として図化している（主目盛は1桁ずつ上がる）。

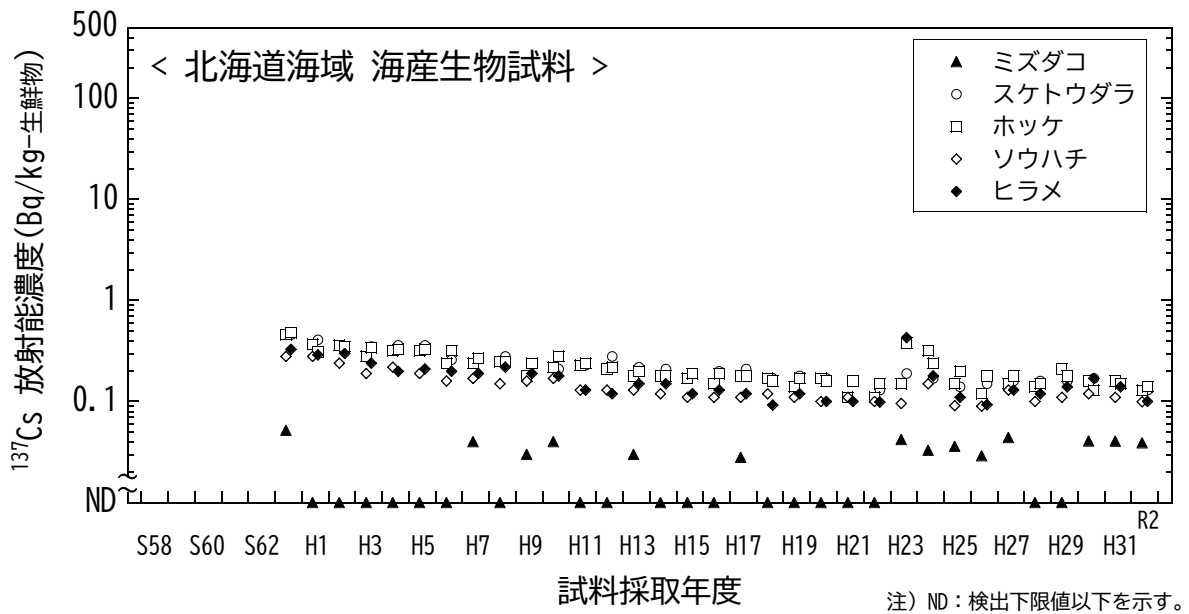


図 I-1-6-1 海産生物試料の ^{137}Cs 濃度経年変化（北海道海域）

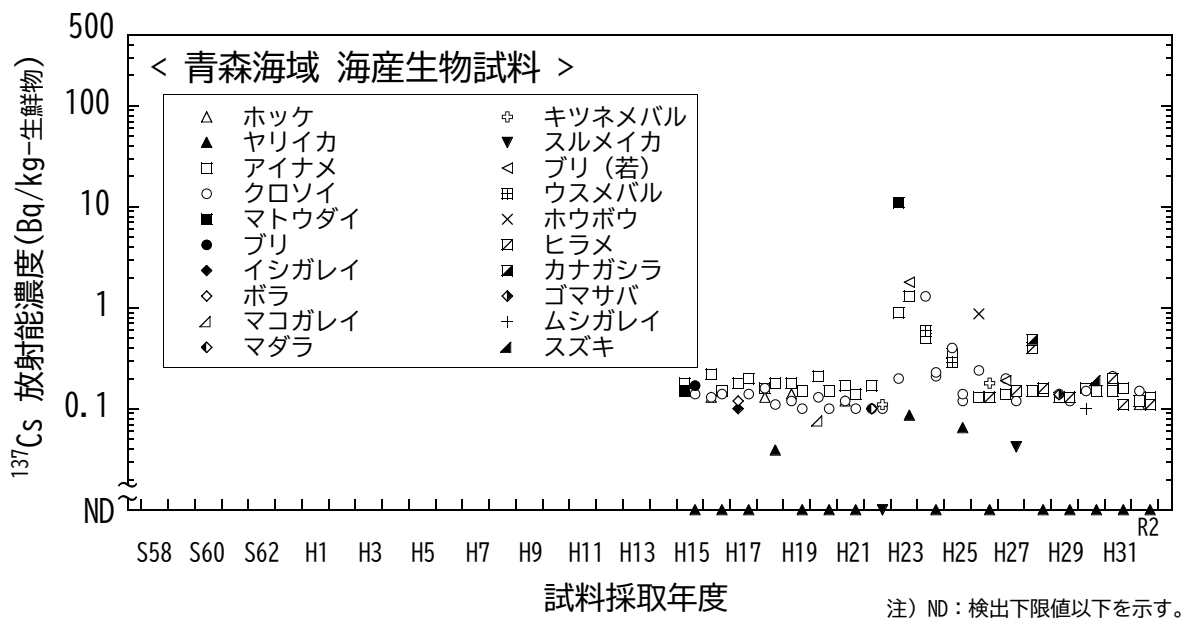


図 I-1-6-2 海産生物試料の ^{137}Cs 濃度経年変化（青森海域）

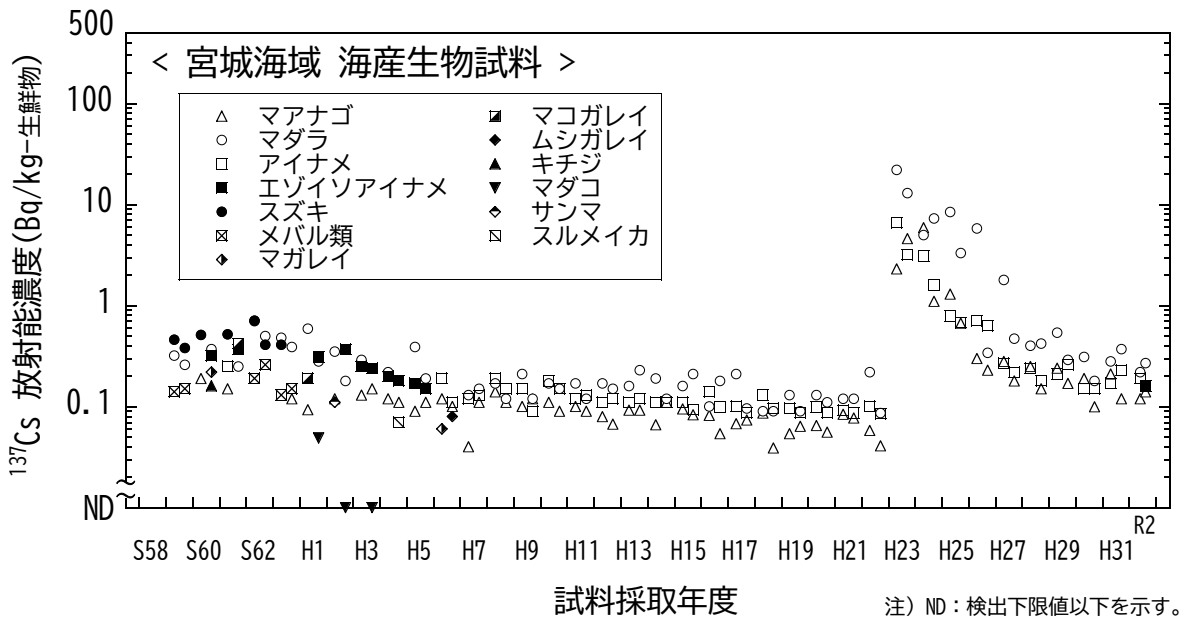


図 I-1-6-3 海産生物試料の ¹³⁷Cs 濃度経年変化 (宮城海域)

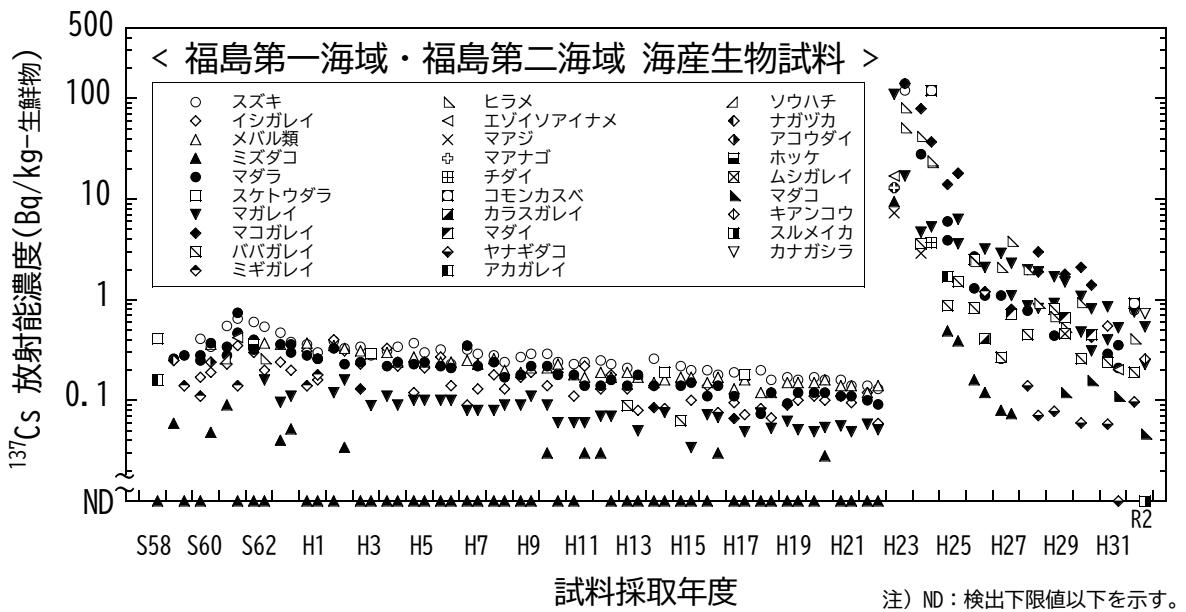


図 I-1-6-4 海産生物試料の ¹³⁷Cs 濃度経年変化 (福島第一海域・福島第二海域)

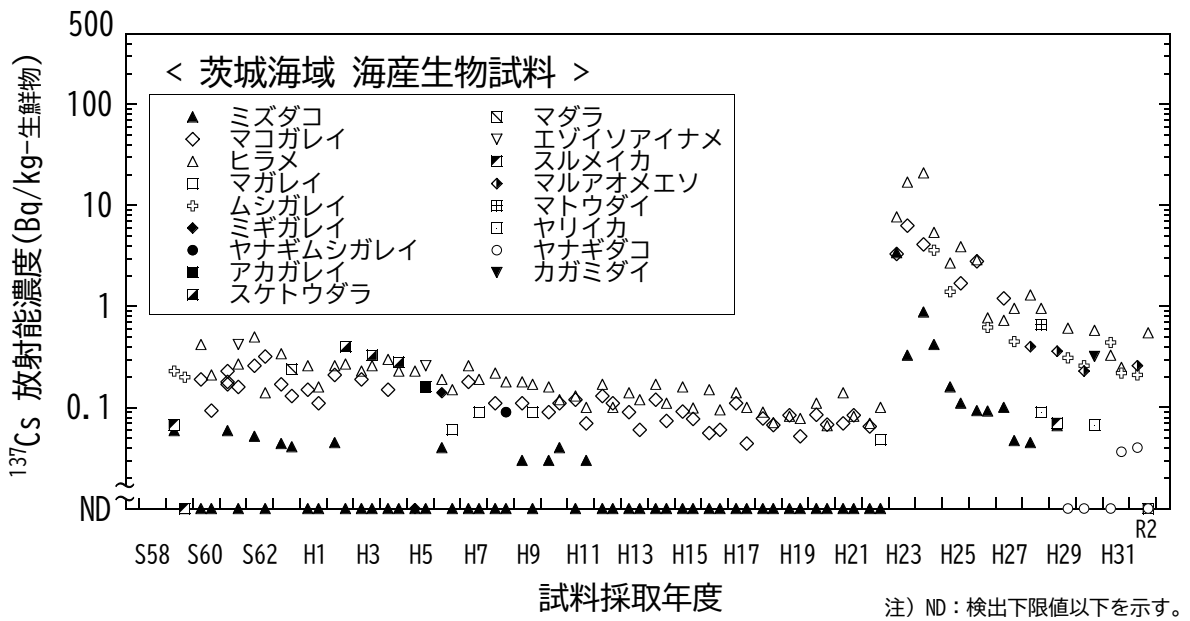


図 I-1-6-5 海産生物試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (茨城海域)

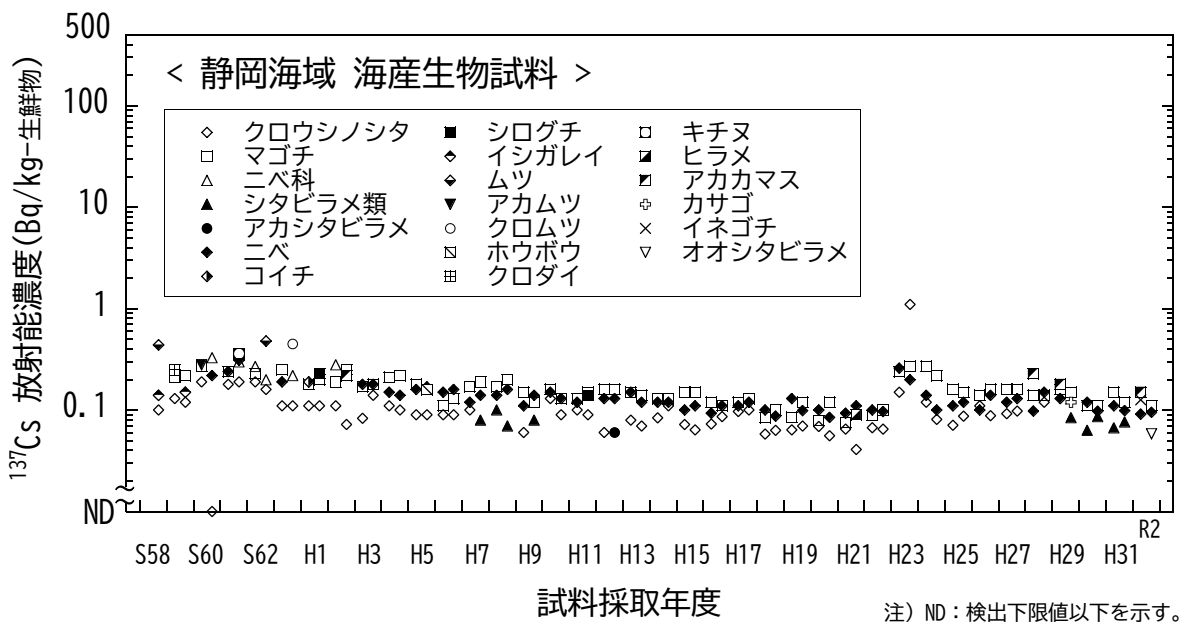


図 I-1-6-6 海産生物試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (静岡海域)

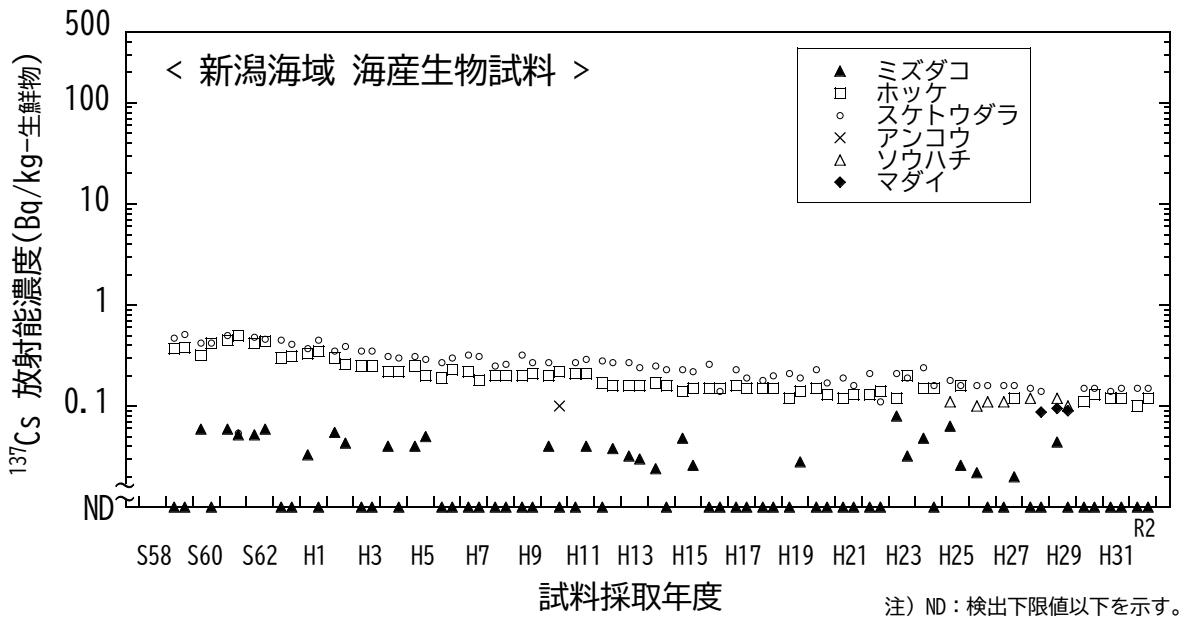


図 I-1-6-7 海産生物試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (新潟海域)

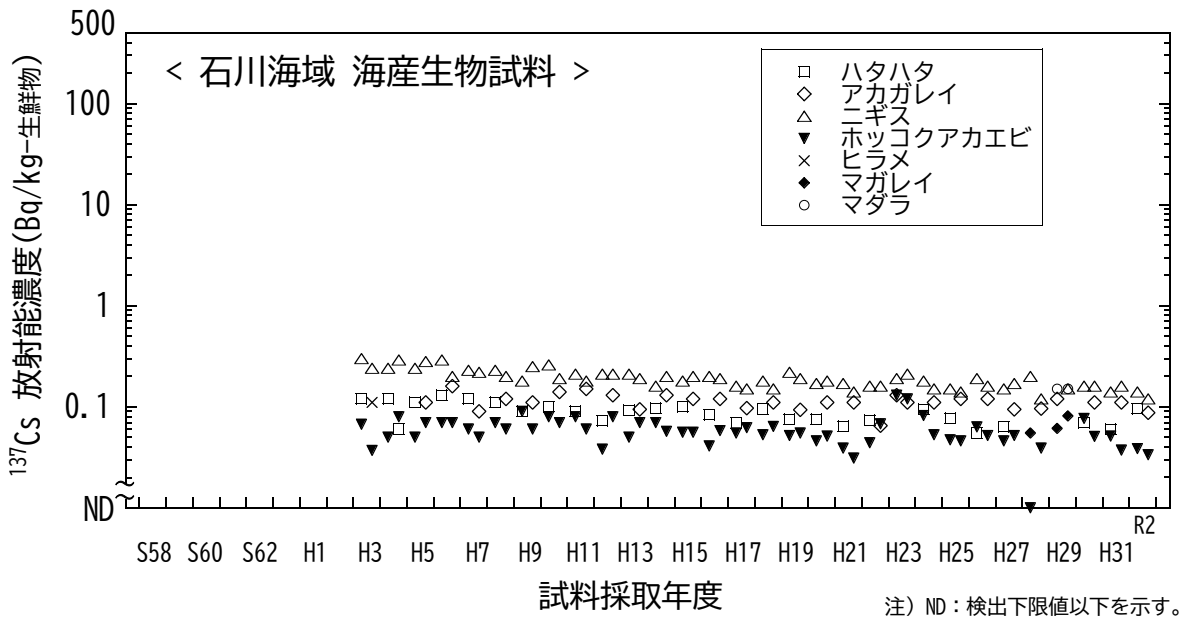


図 I-1-6-8 海産生物試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (石川海域)

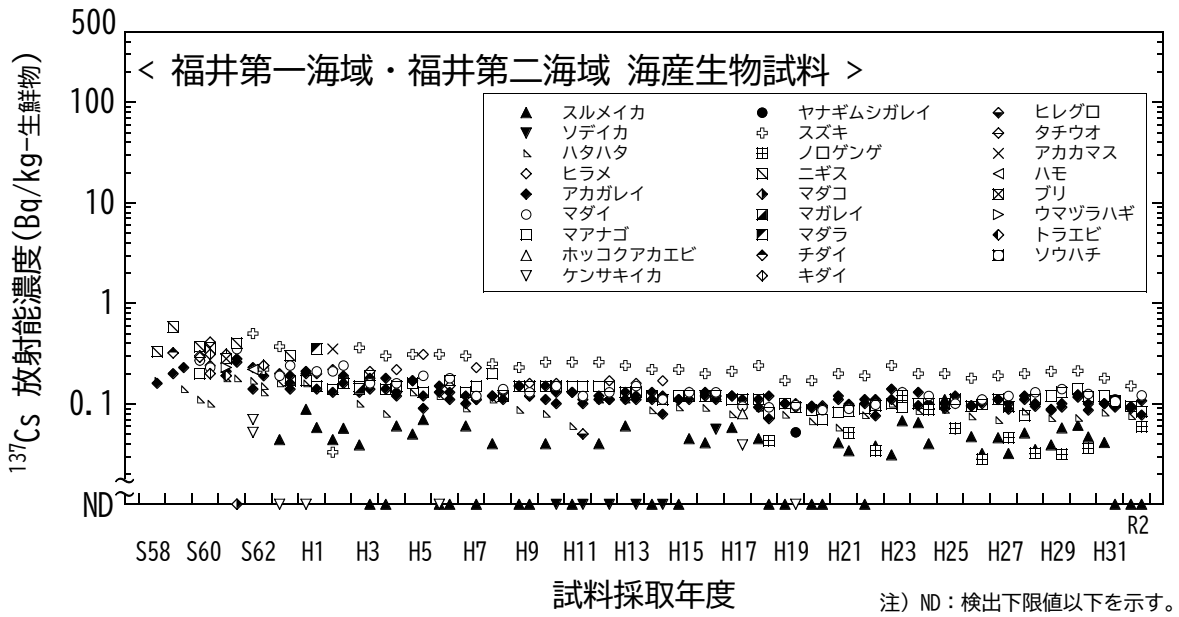


図 I-1-6-9 海産生物試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (福井第一海域・福井第二海域)

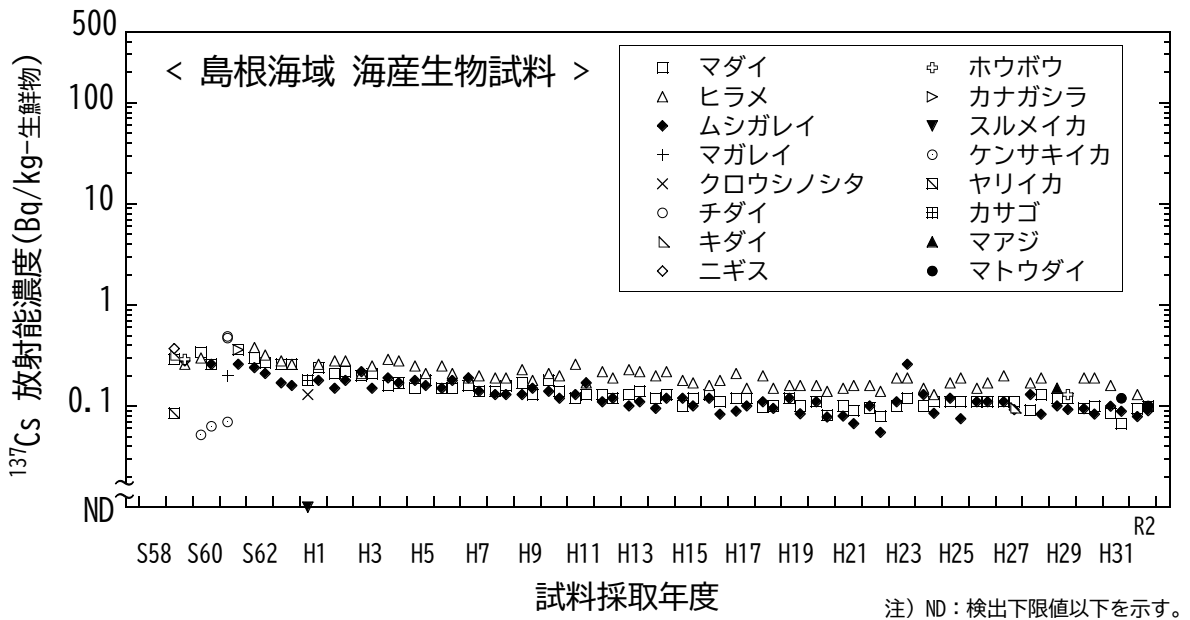


図 I-1-6-10 海産生物試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (島根海域)

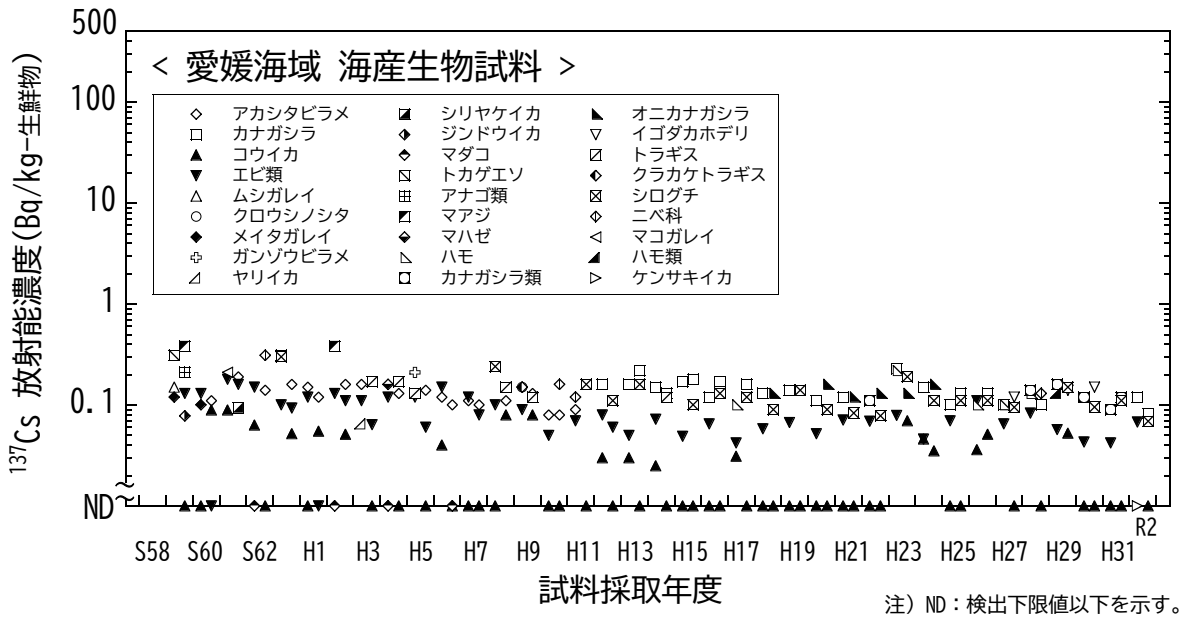


図 I-1-6-11 海産生物試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (愛媛海域)

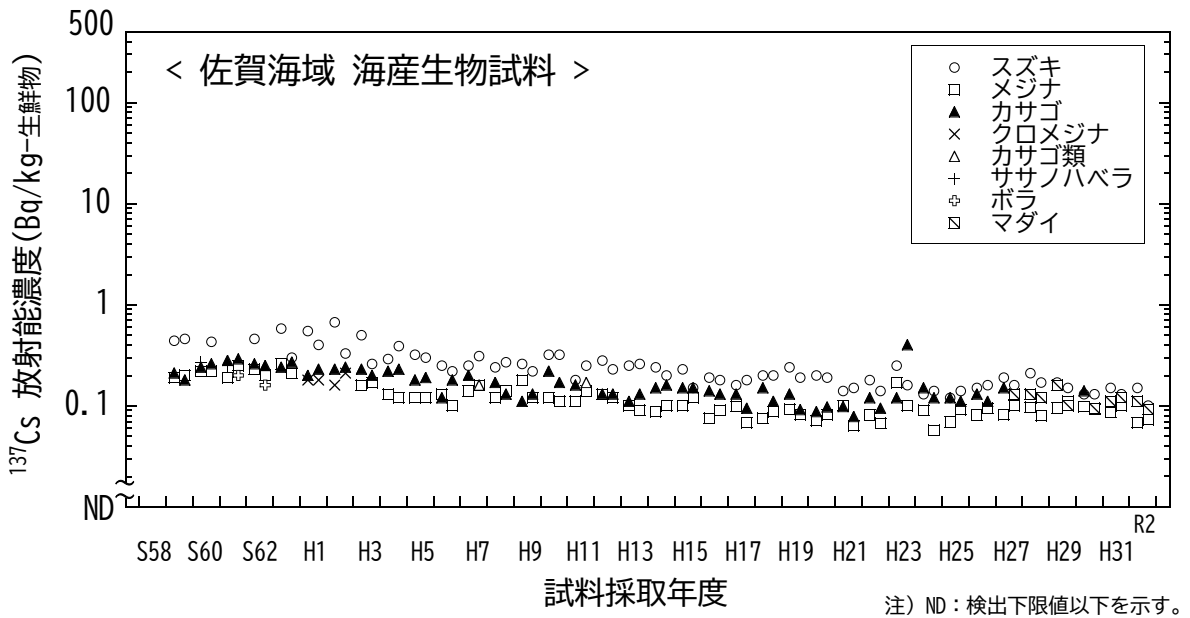


図 I-1-6-12 海産生物試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (佐賀海域)

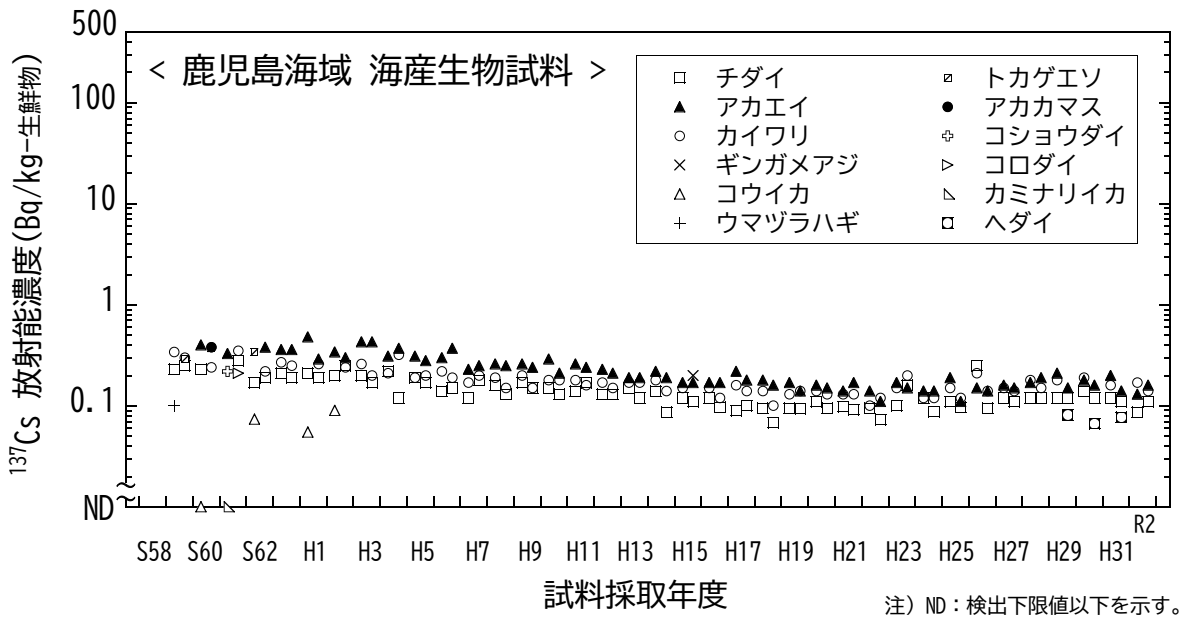
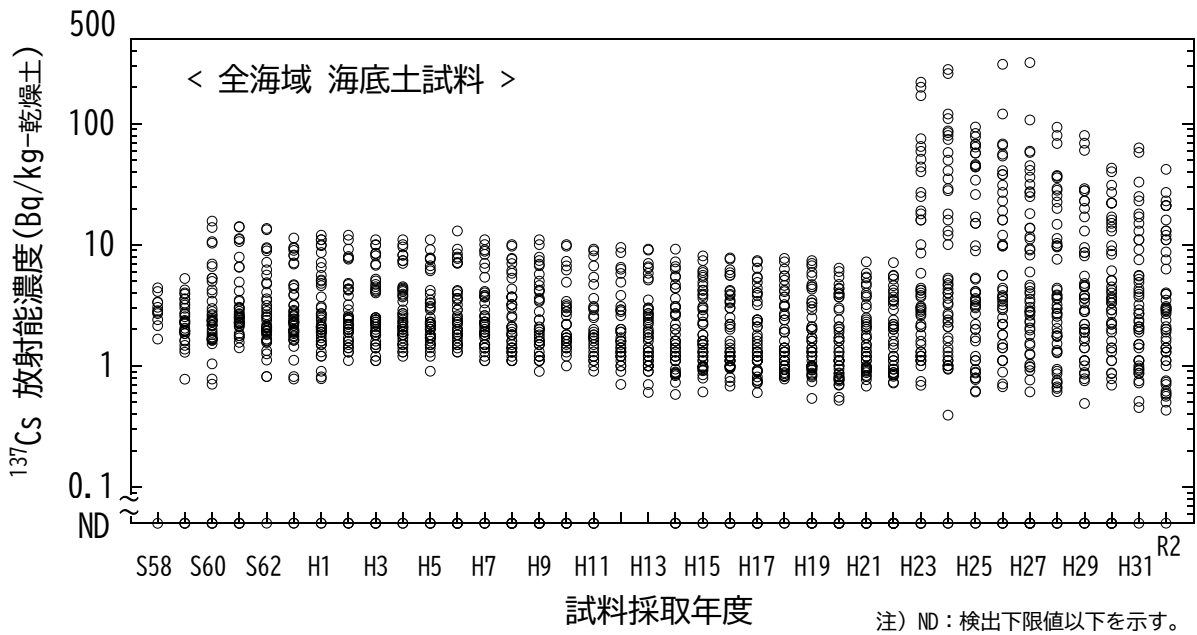


図 I-1-6-13 海産生物試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (鹿児島海域)



昭和60年度以降、新潟、福井第一及び福井第二海域において採取点を変更した。

図 I-1-6-14 海底土試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (全海域)

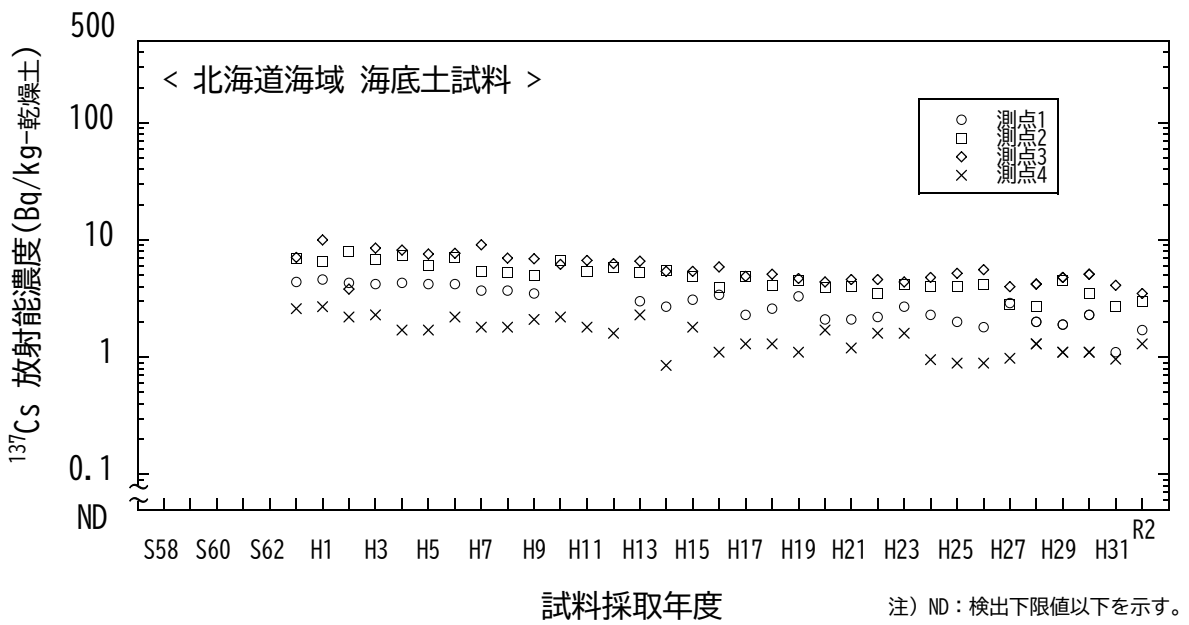


図 I-1-6-15 海底土試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (北海道海域)

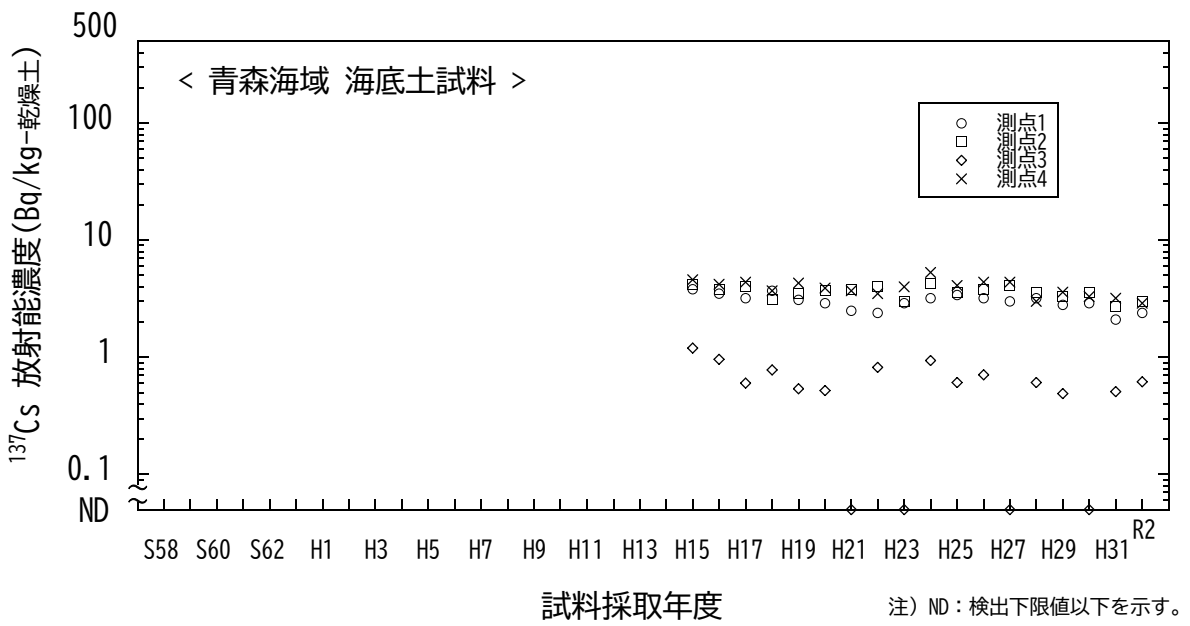


図 I-1-6-16 海底土試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (青森海域)

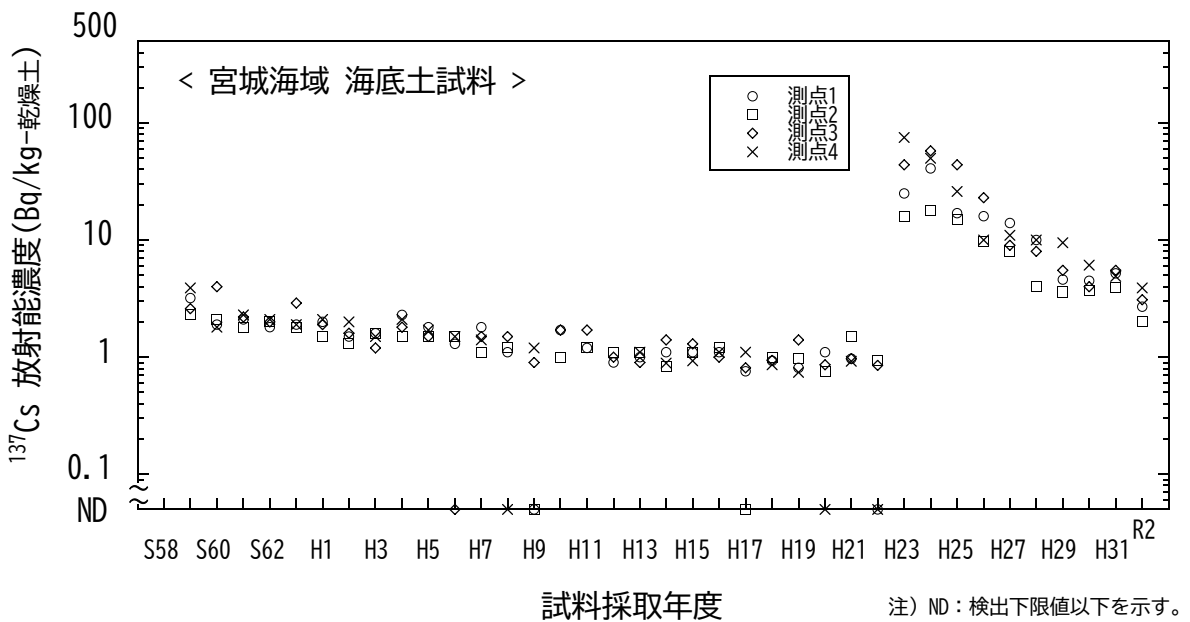


図 I-1-6-17 海底土試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (宮城海域)

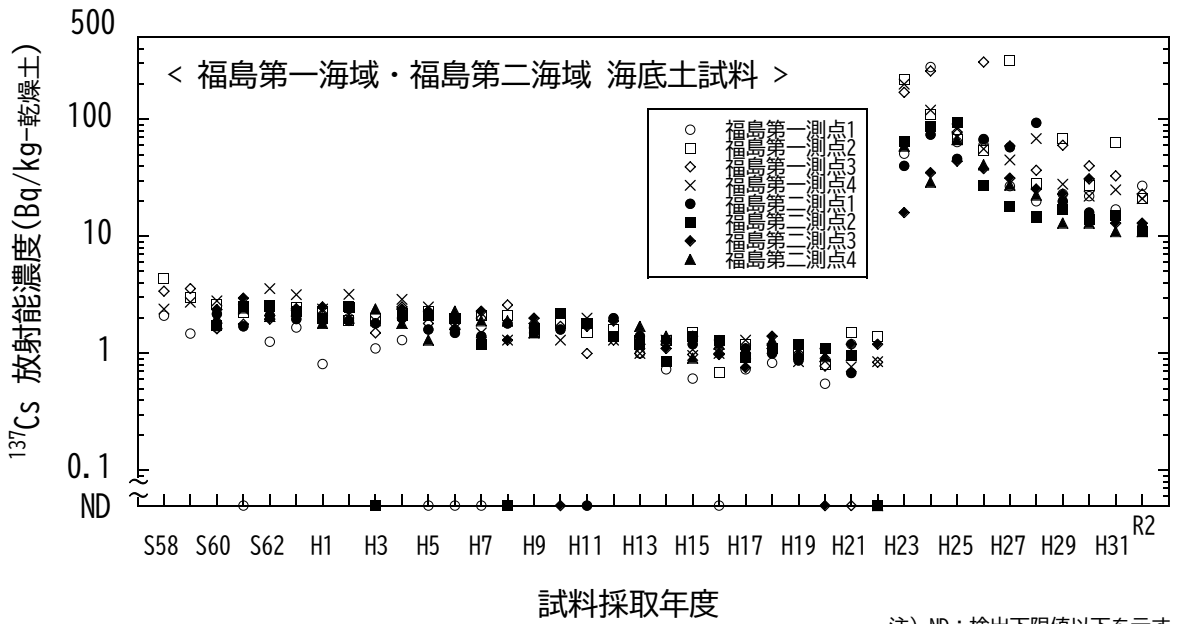


図 I-1-6-18 海底土試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (福島第一海域・福島第二海域)

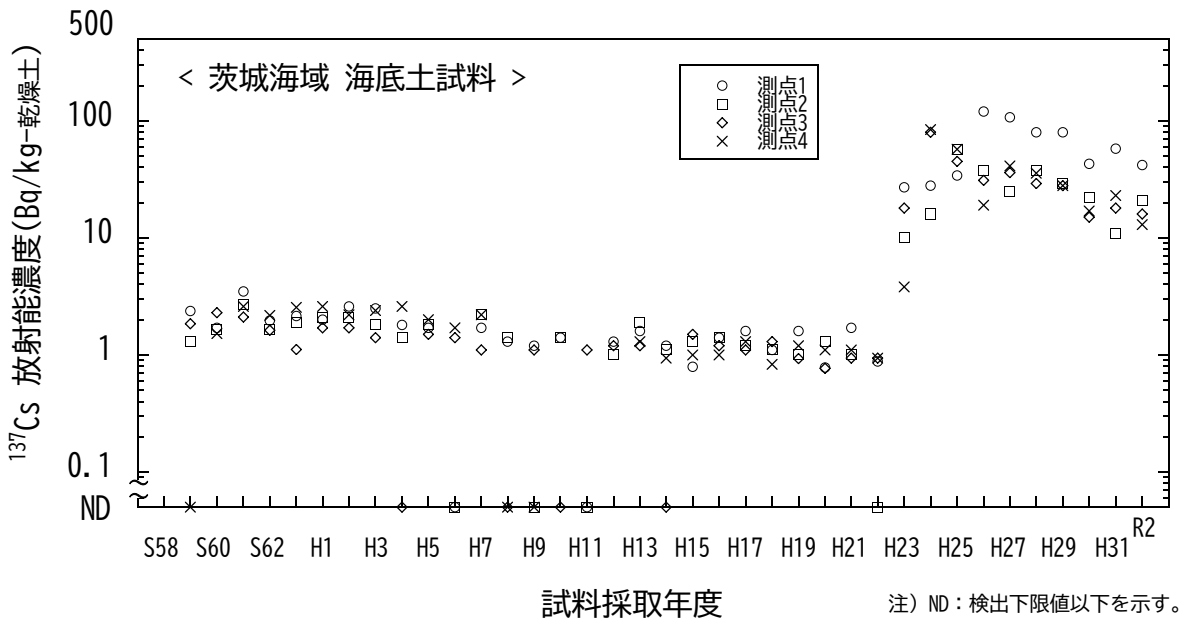


図 I-1-6-19 海底土試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (茨城海域)

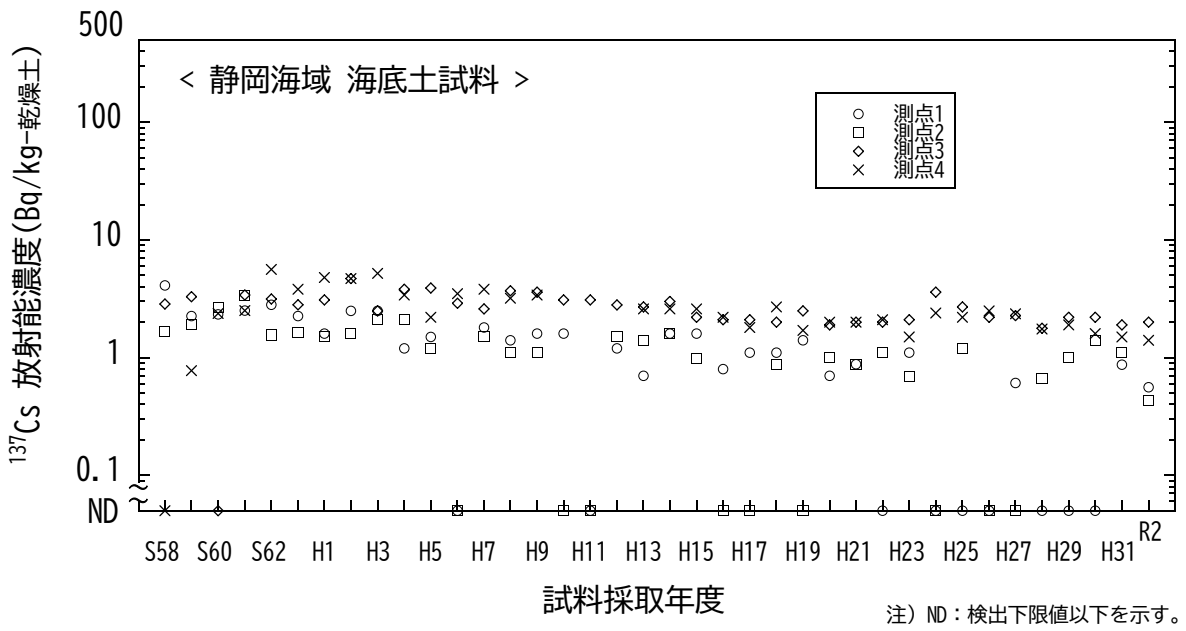


図 I-1-6-20 海底土試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (静岡海域)

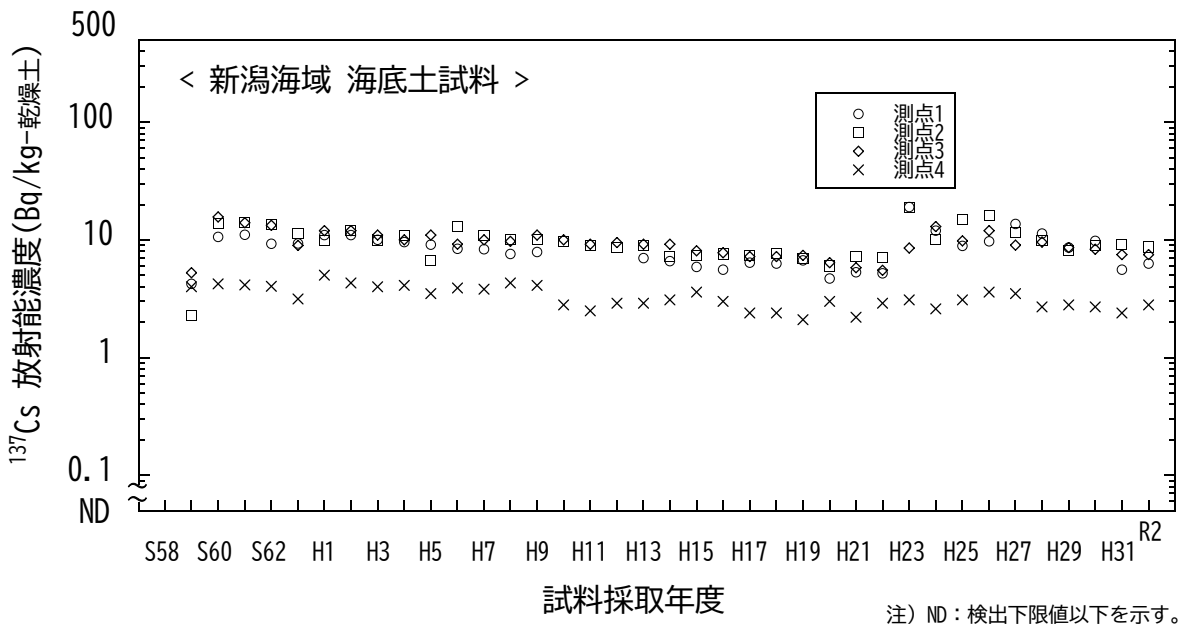


図 I-1-6-21 海底土試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (新潟海域)

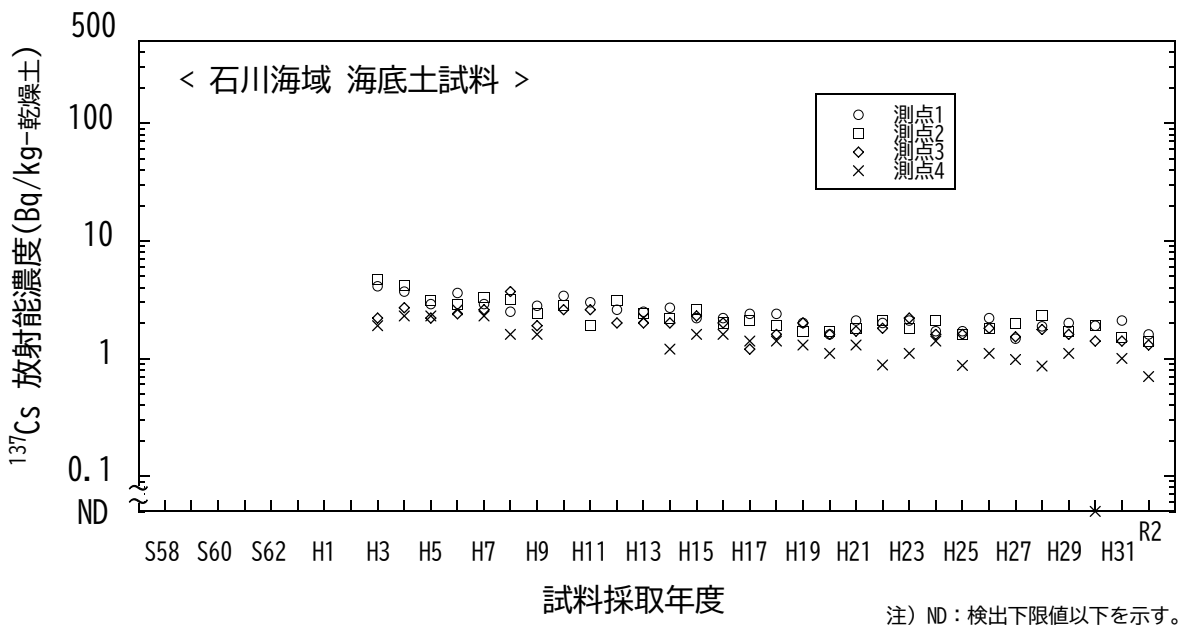


図 I-1-6-22 海底土試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (石川海域)

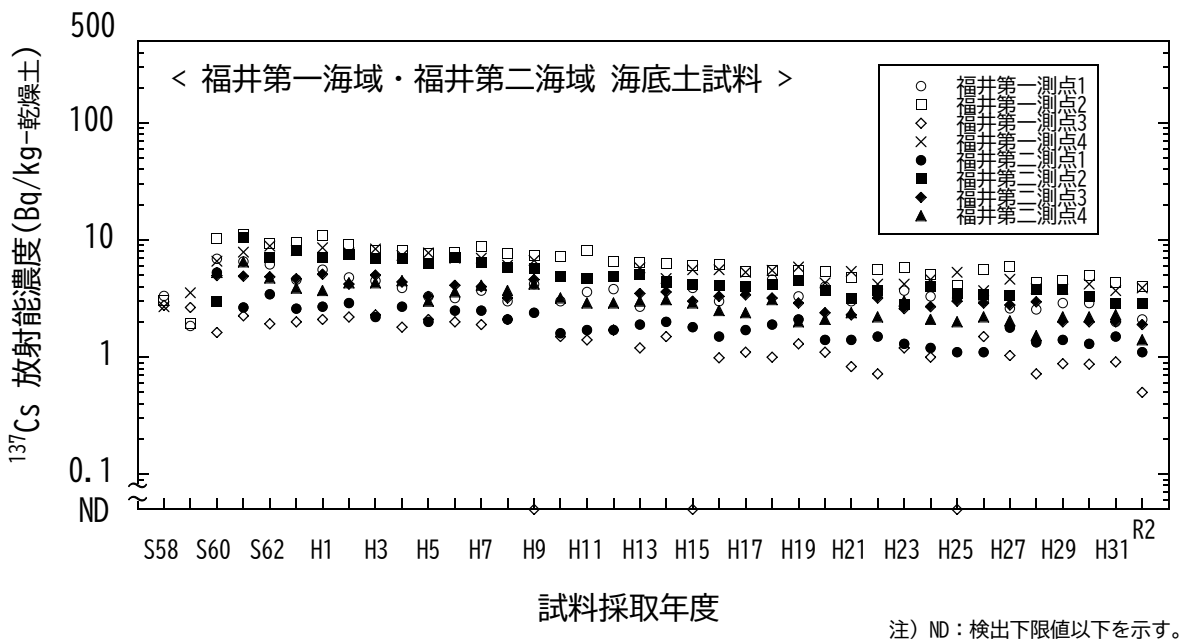


図 I-1-6-23 海底土試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (福井第一海域・福井第二海域)

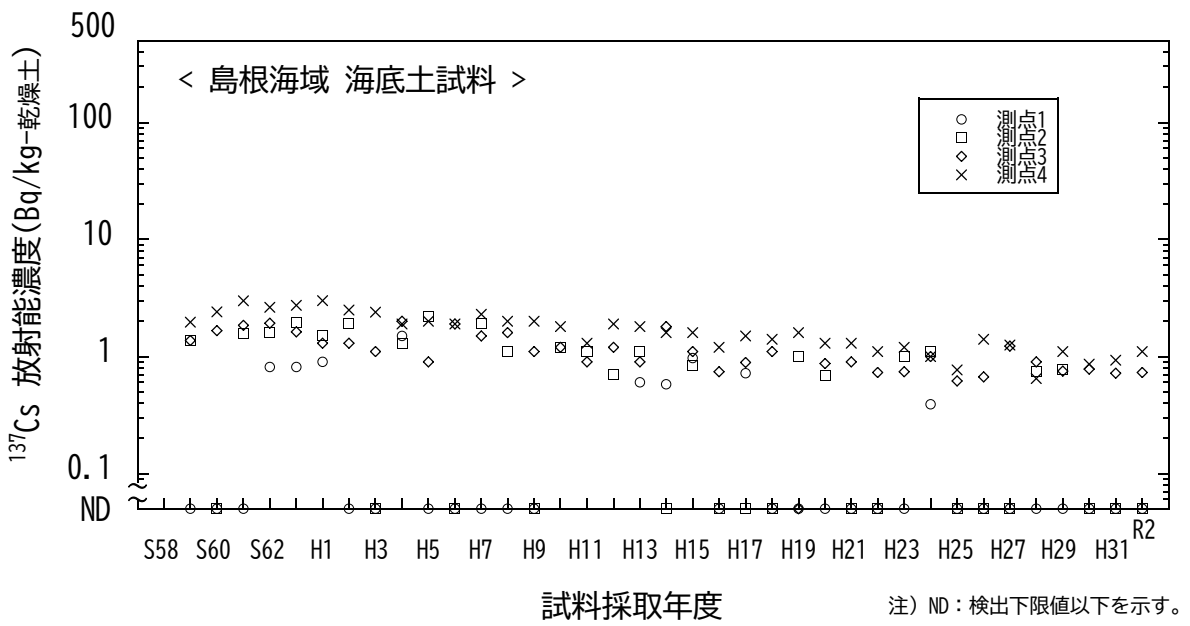


図 I-1-6-24 海底土試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (島根海域)

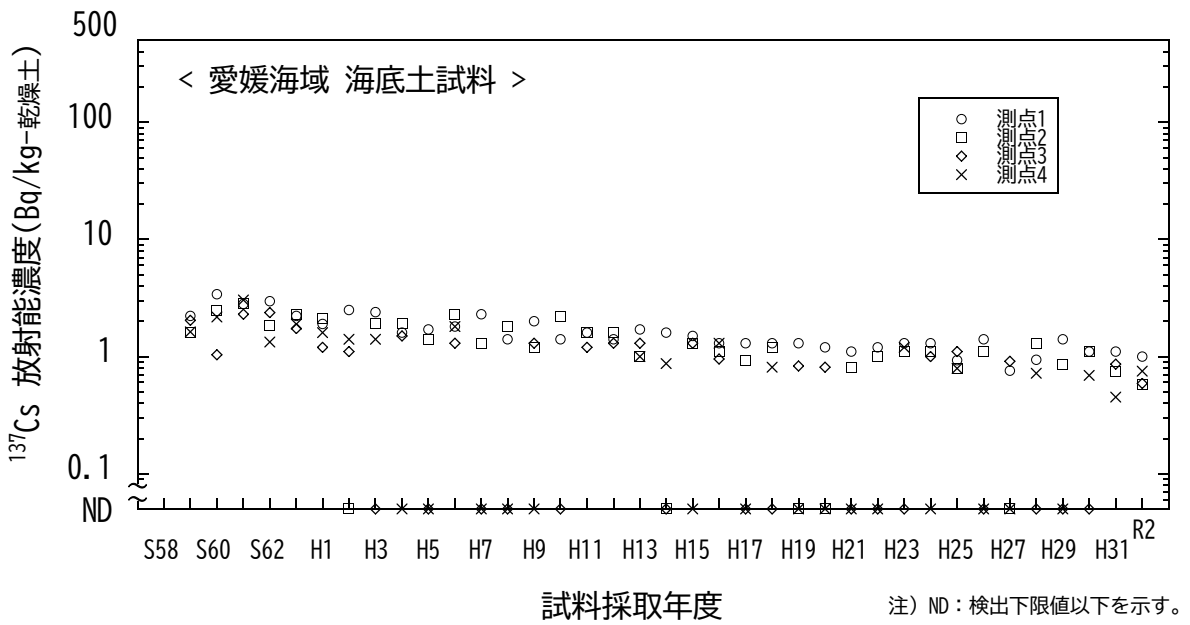


図 I-1-6-25 海底土試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (愛媛海域)

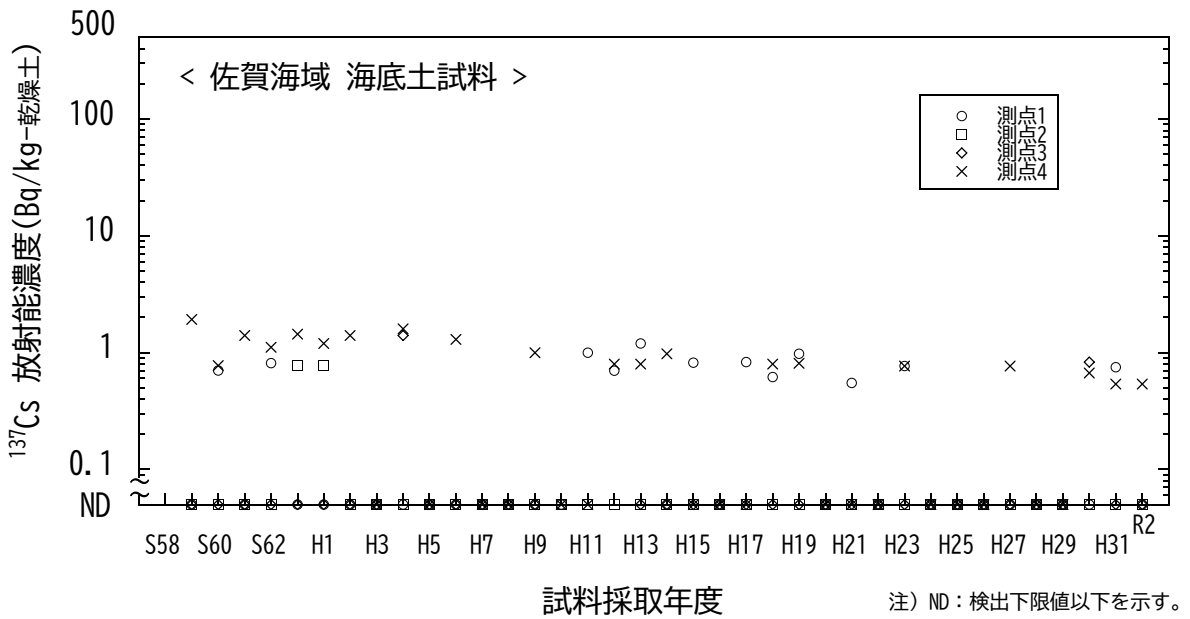


図 I-1-6-26 海底土試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (佐賀海域)

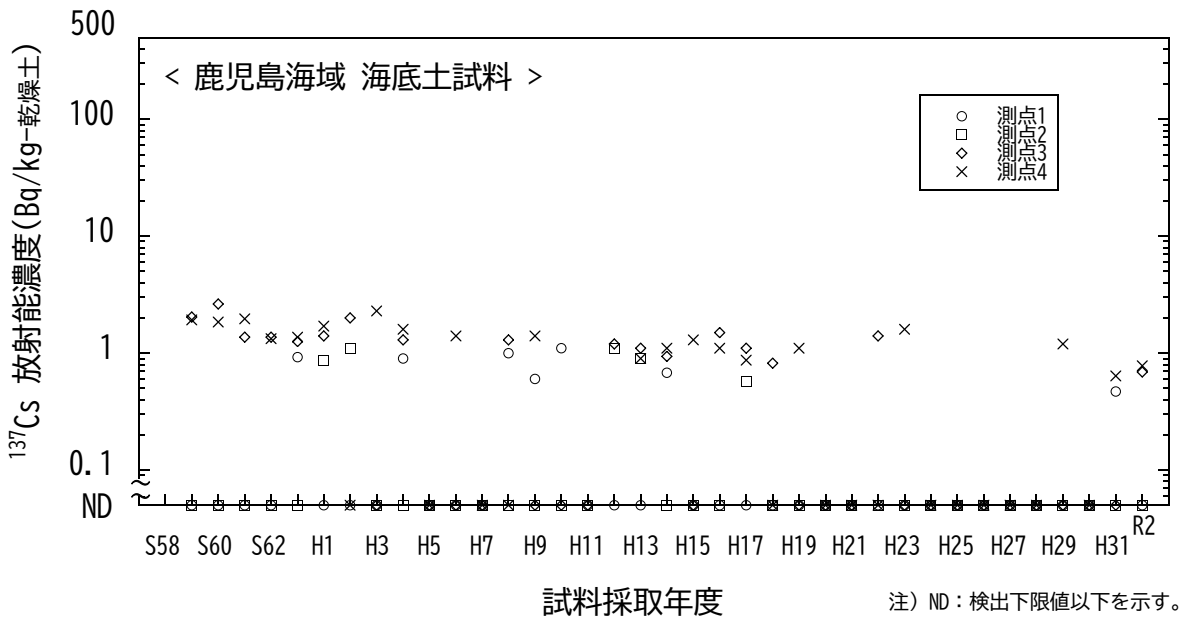


図 I-1-6-27 海底土試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (鹿児島海域)

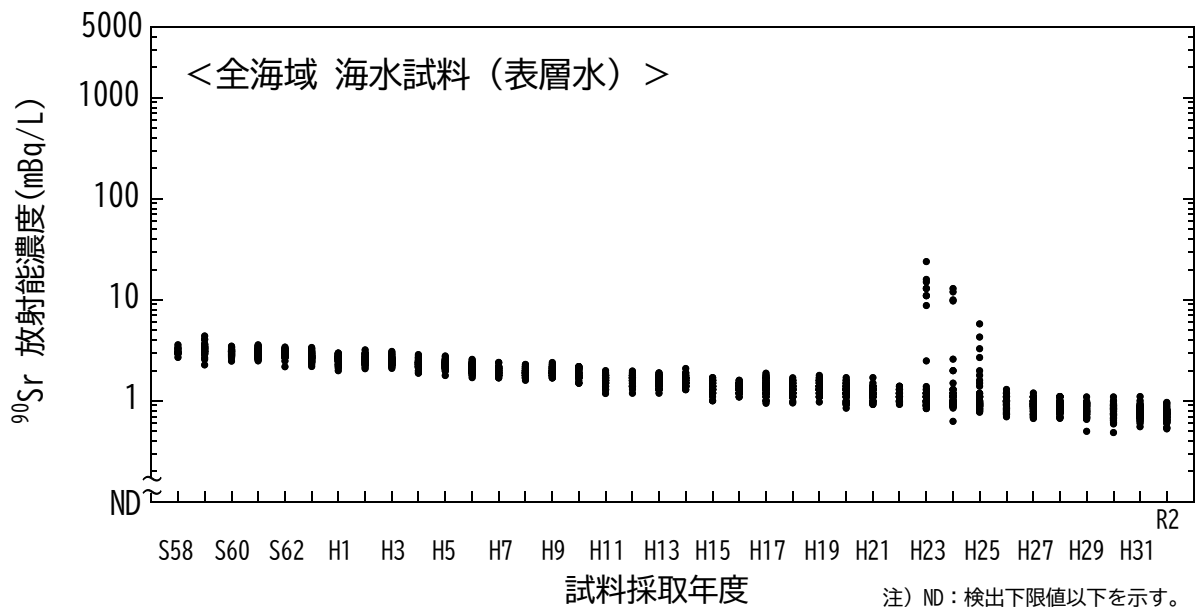


図 I-1-6-28 海水試料の ^{90}Sr 濃度経年変化 (全海域・表層水)

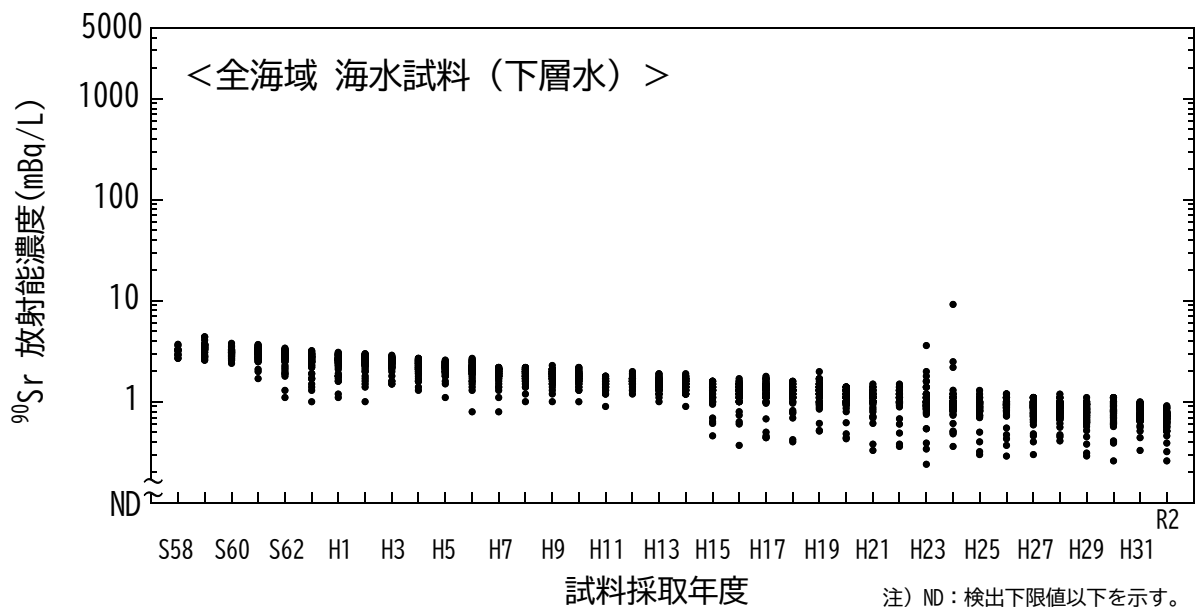


図 I-1-6-29 海水試料の ^{90}Sr 濃度経年変化 (全海域・下層水)

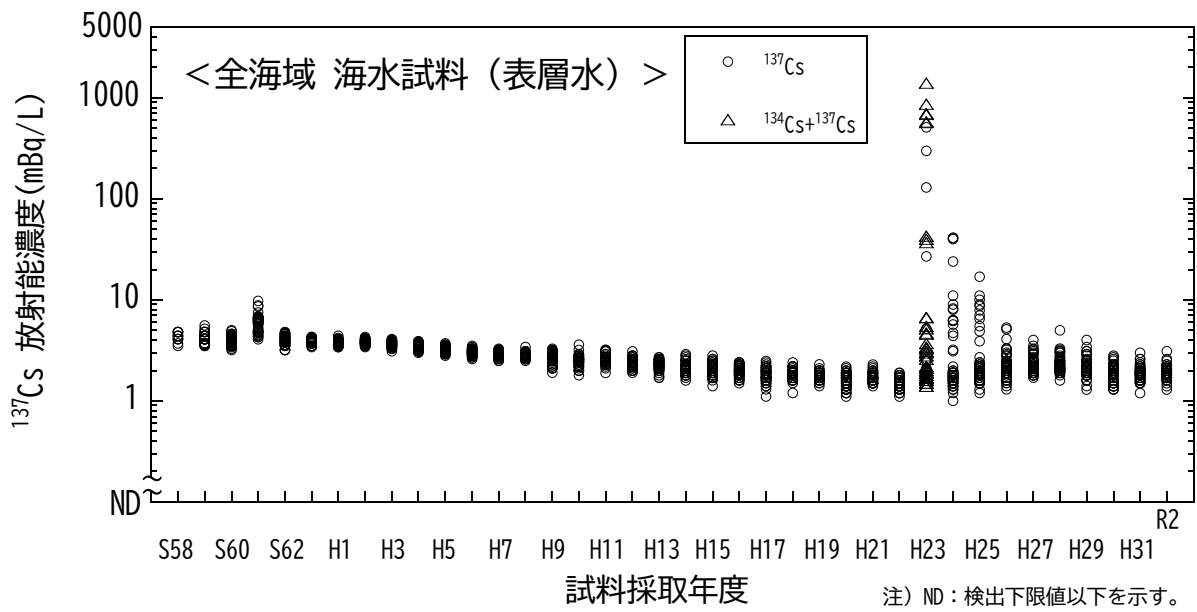


図 I-1-6-30 海水試料の ^{137}Cs 濃度経年変化（全海域・表層水）

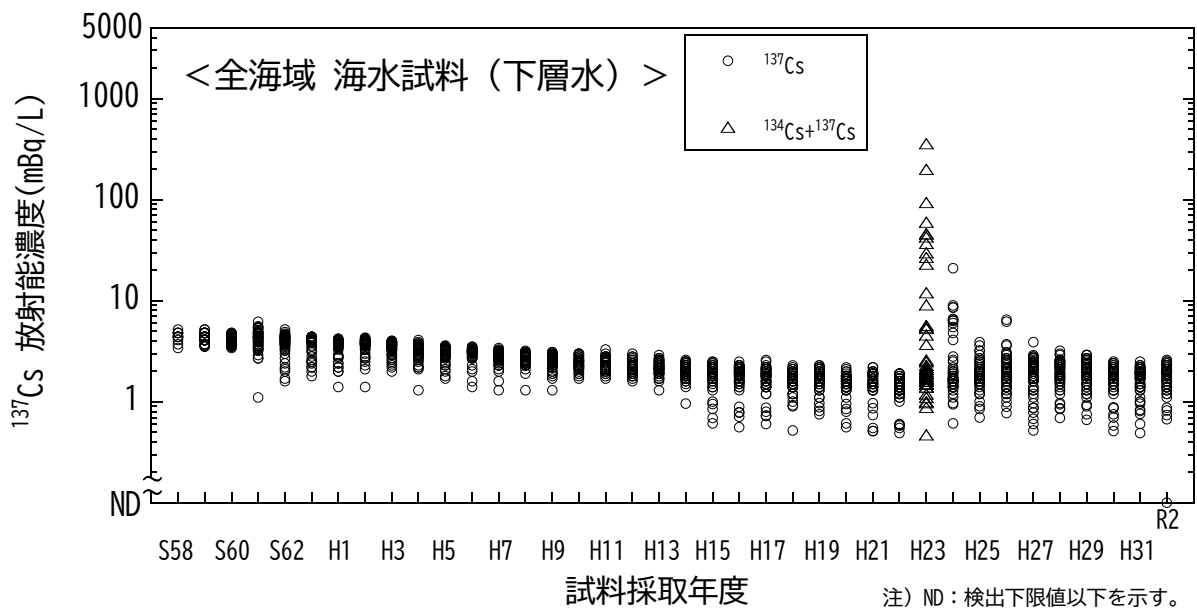


図 I-1-6-31 海水試料の ^{137}Cs 濃度経年変化（全海域・下層水）

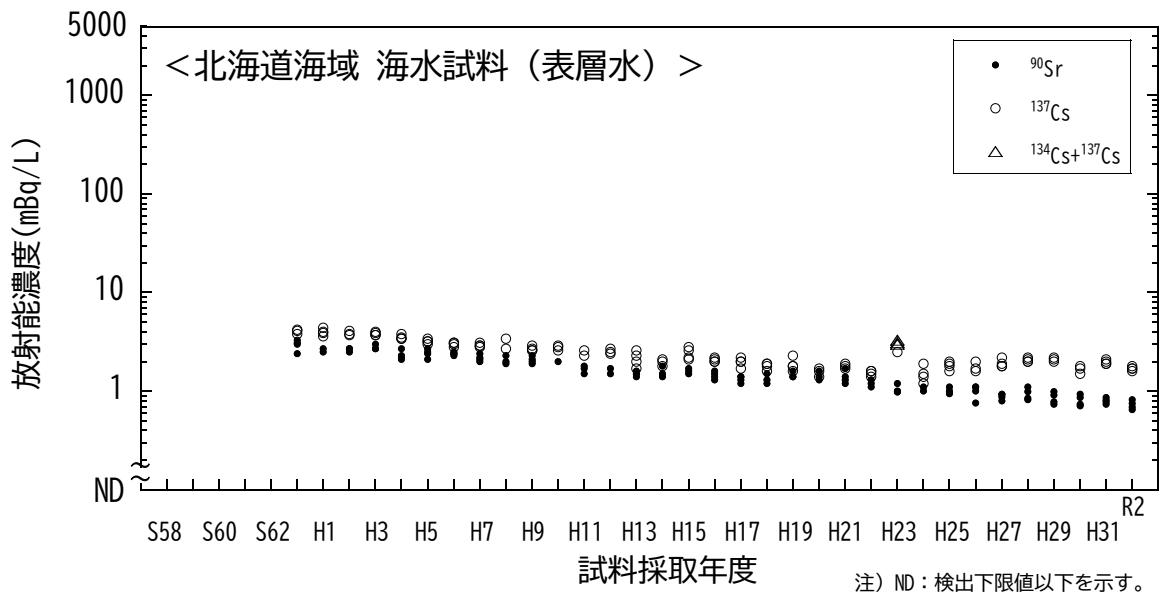


図 I-1-6-32 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化（北海道海域・表層水）

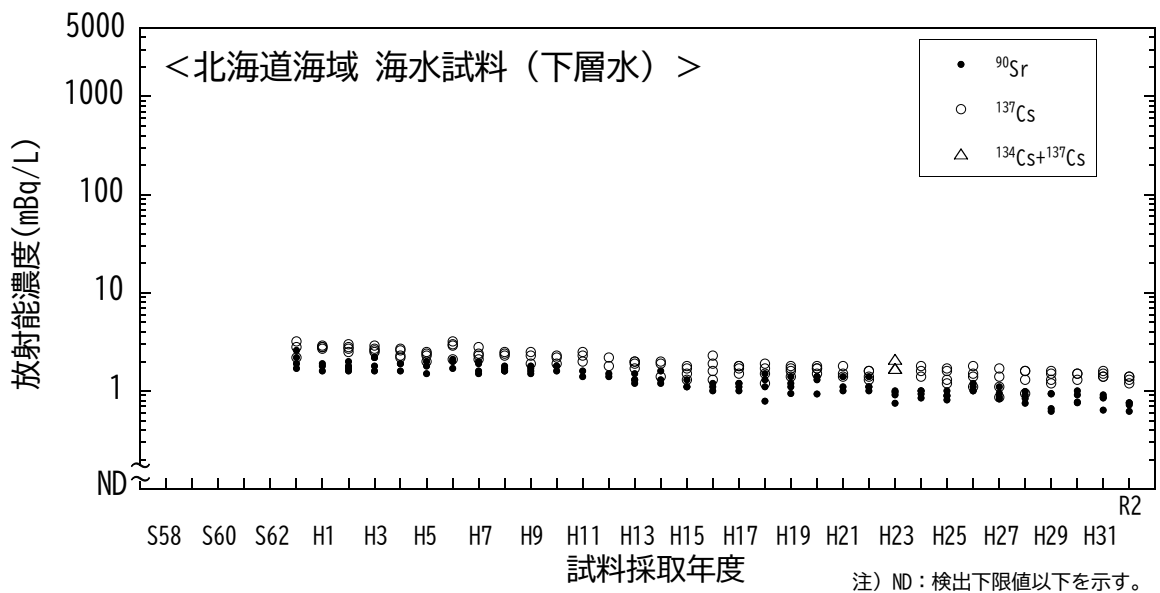


図 I-1-6-33 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化（北海道海域・下層水）

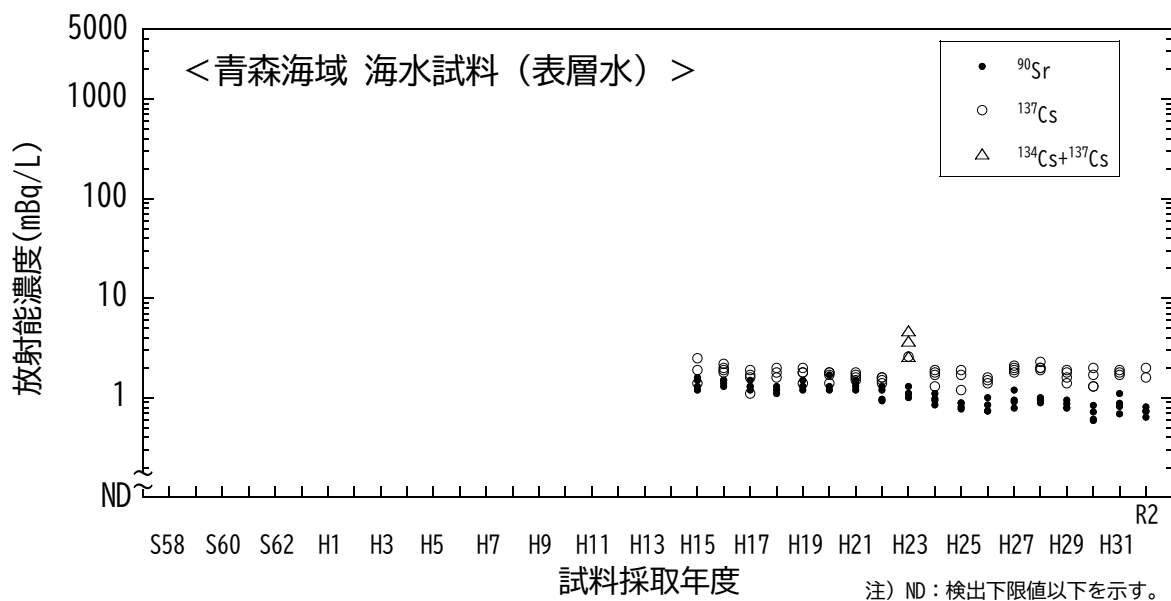


図 I-1-6-34 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化 (青森海域・表層水)

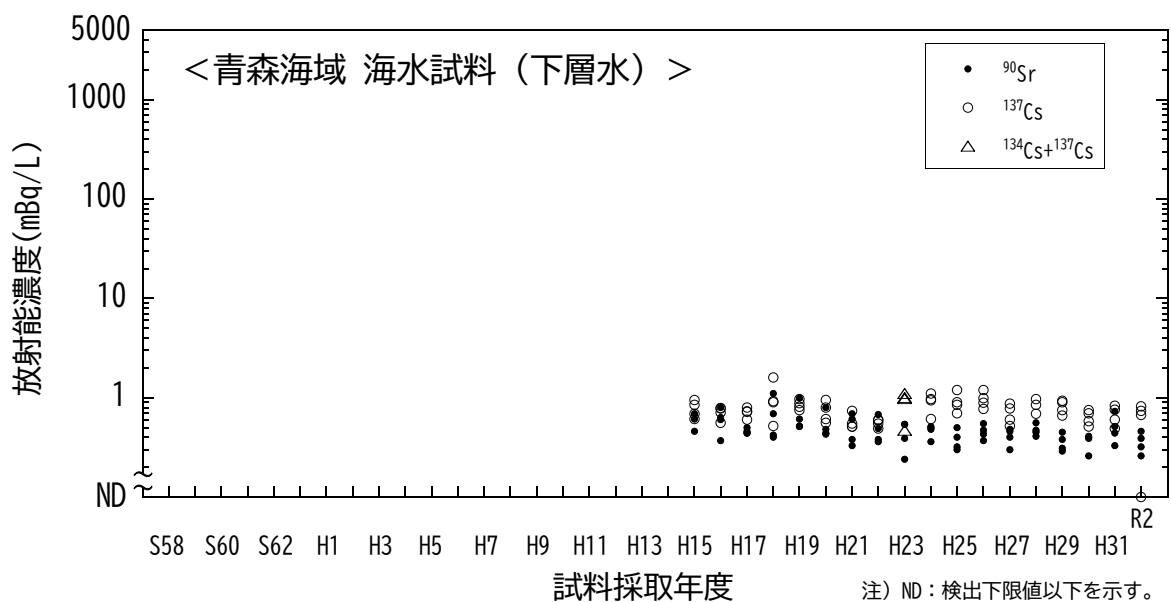


図 I-1-6-35 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化 (青森海域・下層水)

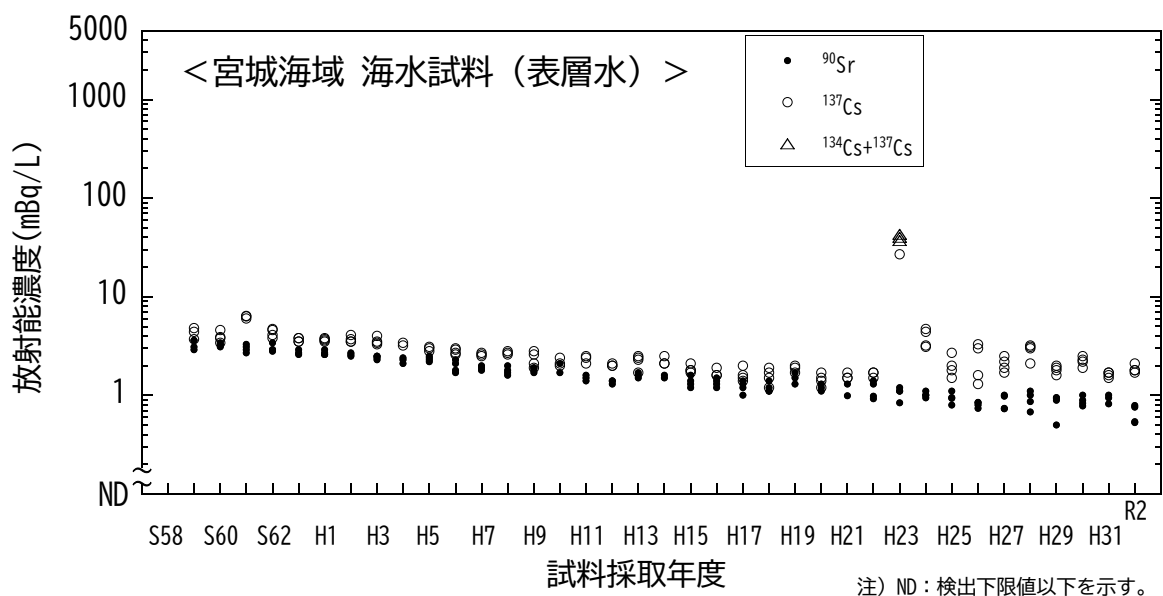


図 I-1-6-36 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化（宮城海域・表層水）

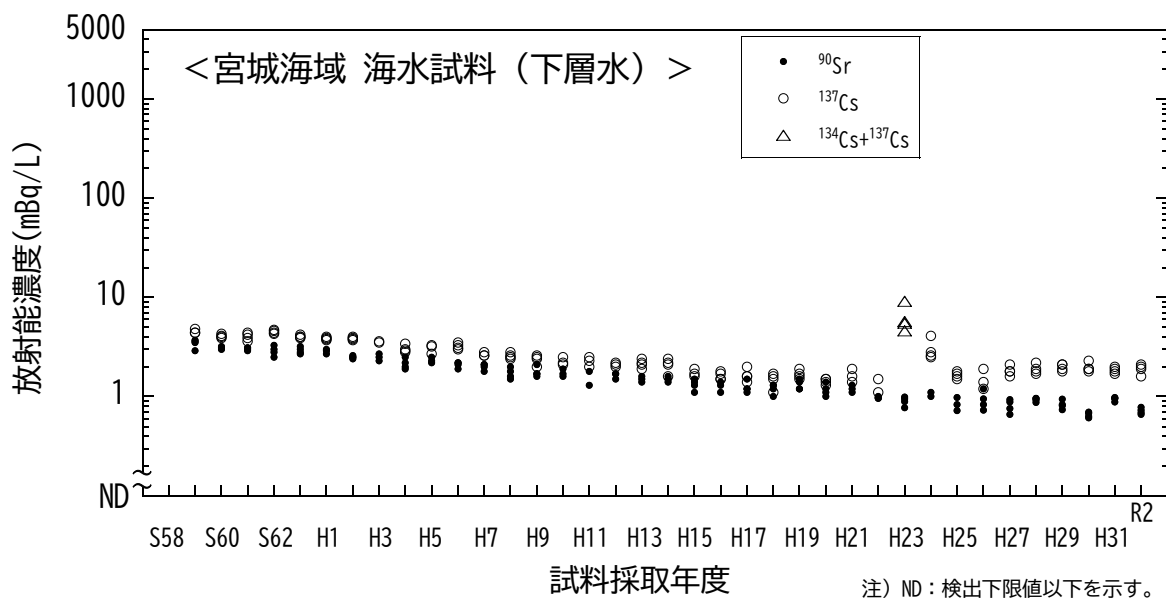


図 I-1-6-37 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化（宮城海域・下層水）

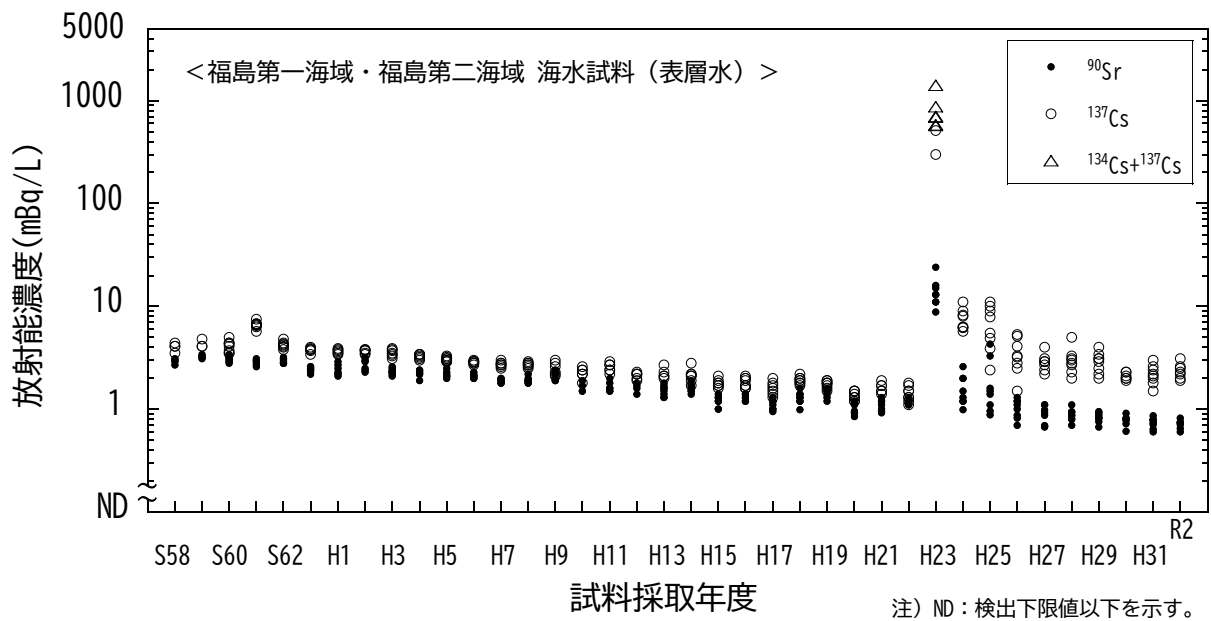


図 I-1-6-38 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化
(福島第一海域・福島第二海域・表層水)

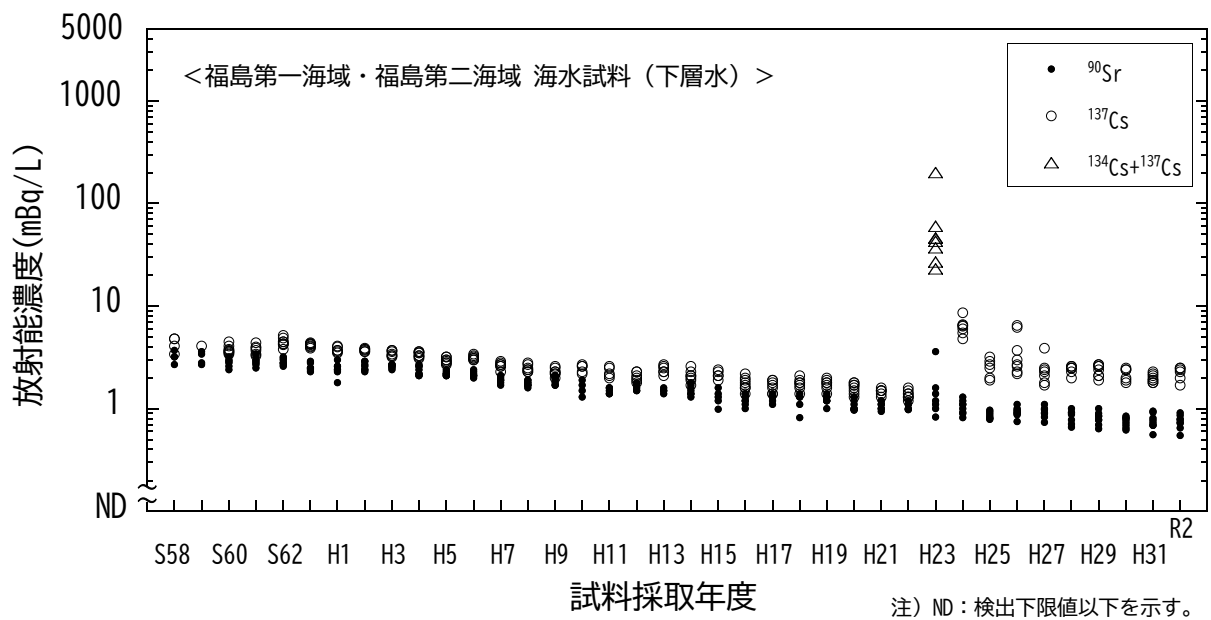


図 I-1-6-39 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化
(福島第一海域・福島第二海域・下層水)

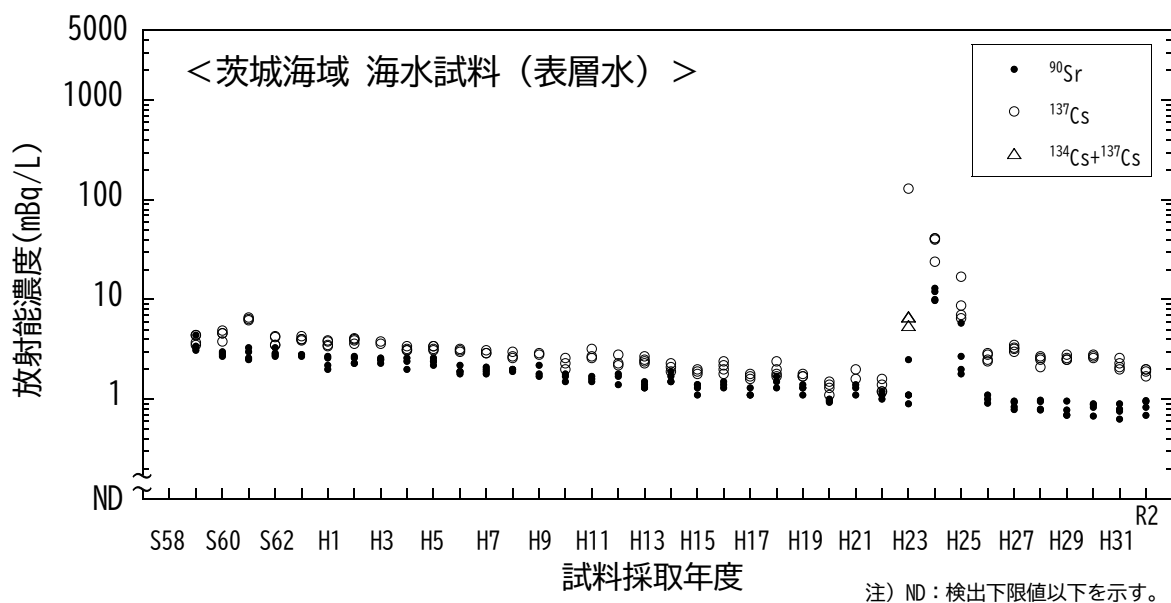


図 I-1-6-40 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化 (茨城海域・表層水)

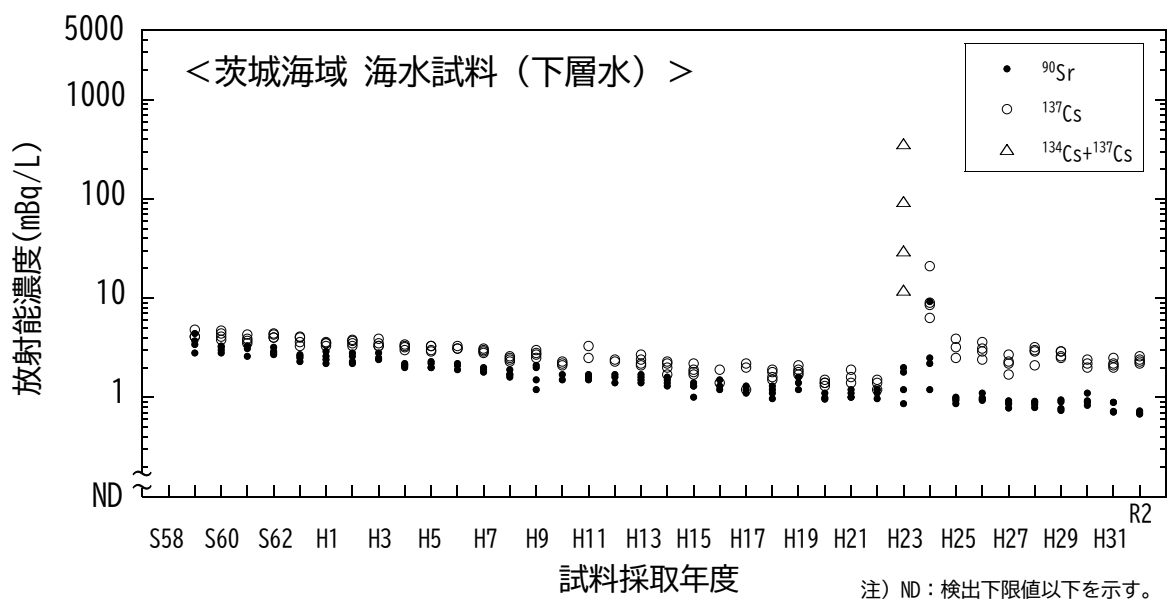


図 I-1-6-41 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化 (茨城海域・下層水)

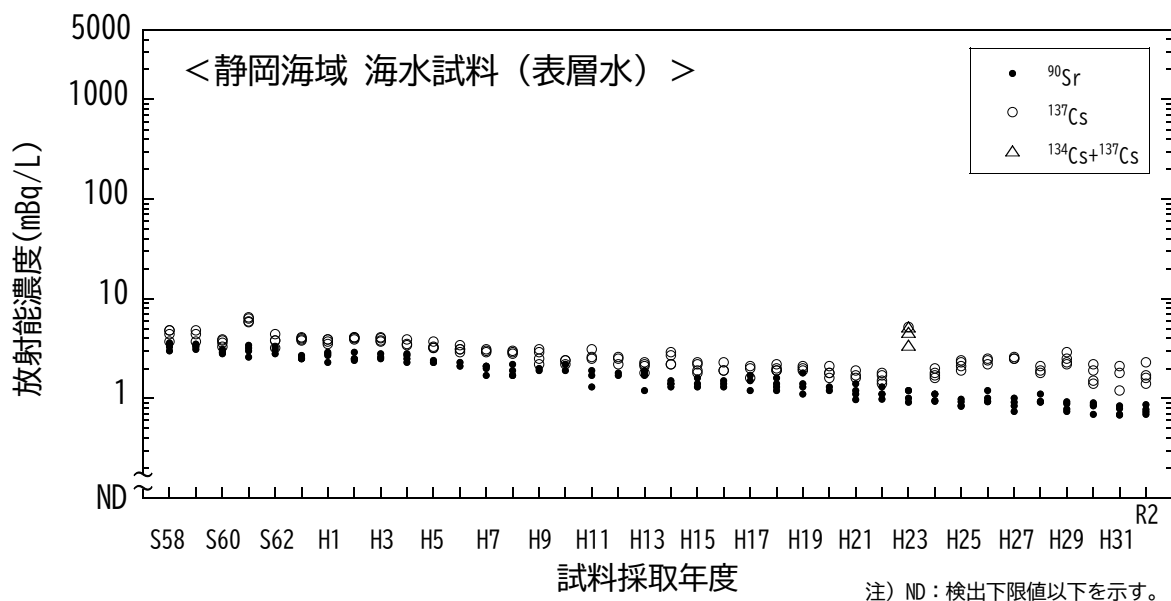


図 I-1-6-42 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化 (静岡海域・表層水)

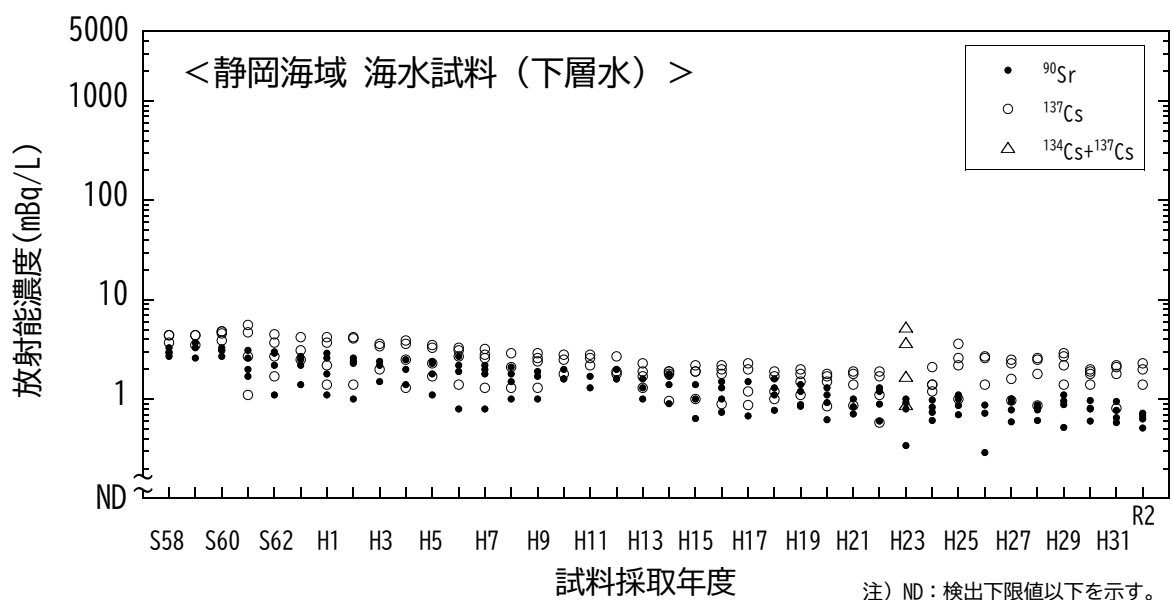


図 I-1-6-43 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化 (静岡海域・下層水)

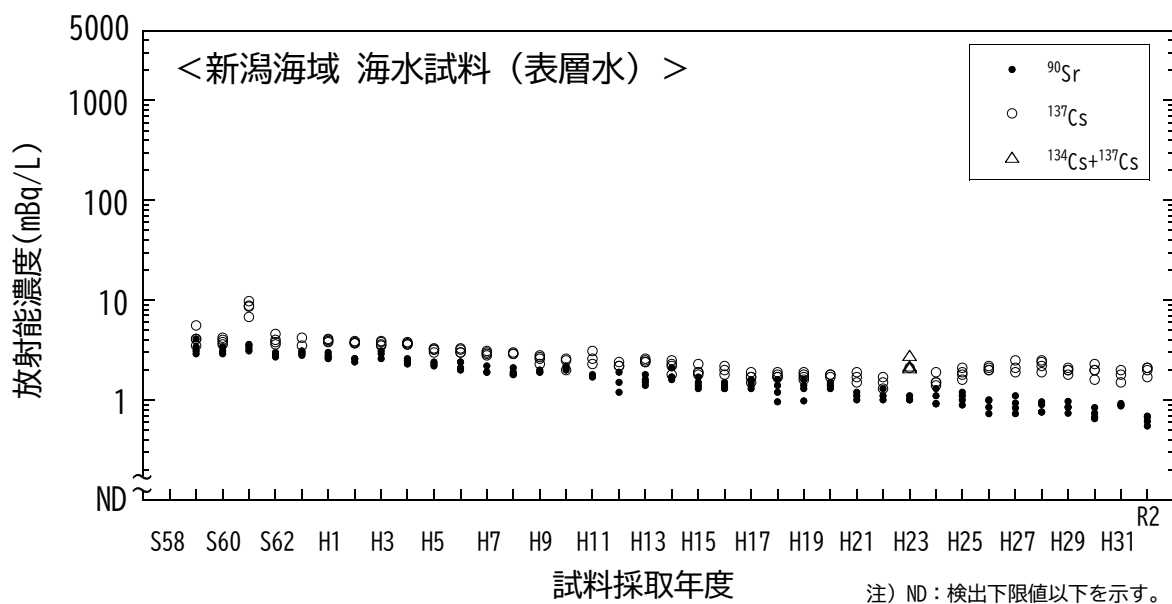


図 I-1-6-44 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化 (新潟海域・表層水)

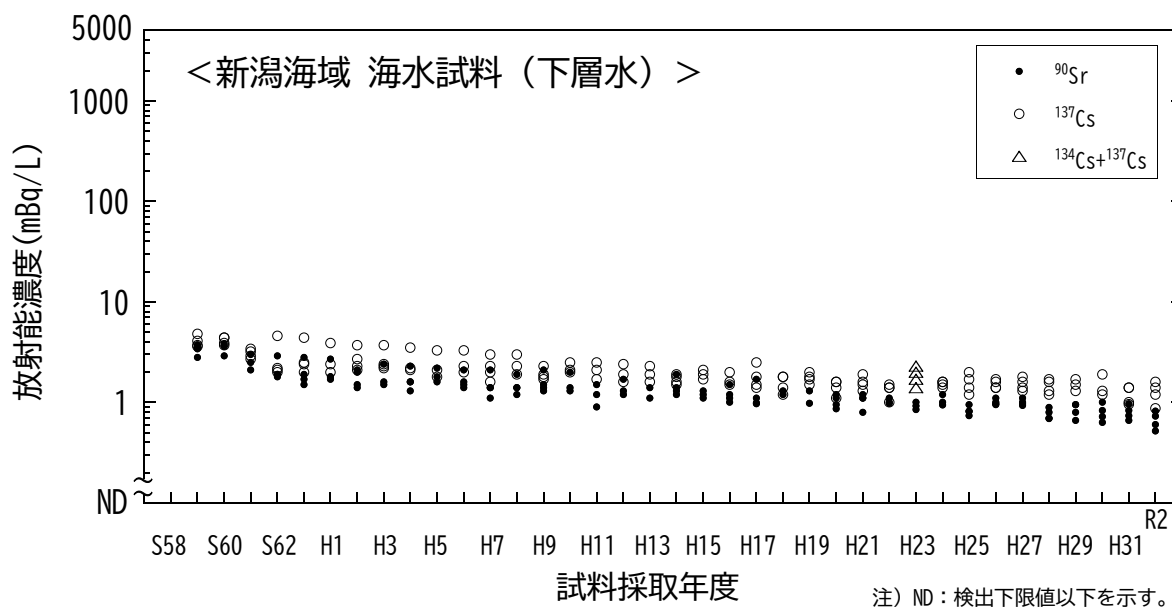


図 I-1-6-45 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化 (新潟海域・下層水)

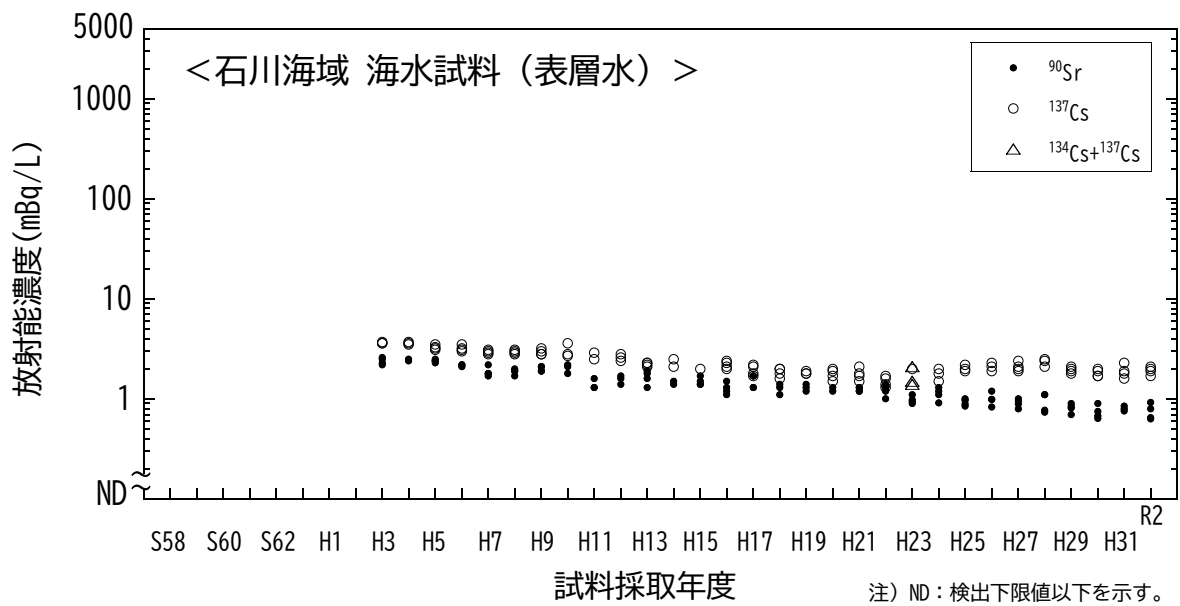


図 I-1-6-46 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化 (石川海域・表層水)

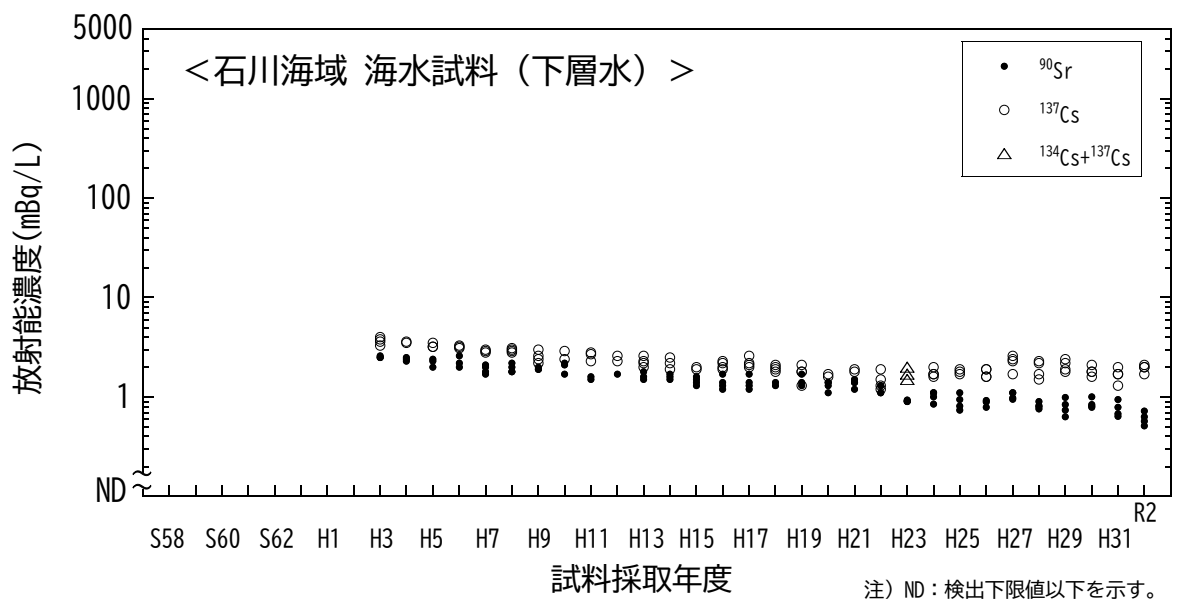


図 I-1-6-47 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化 (石川海域・下層水)

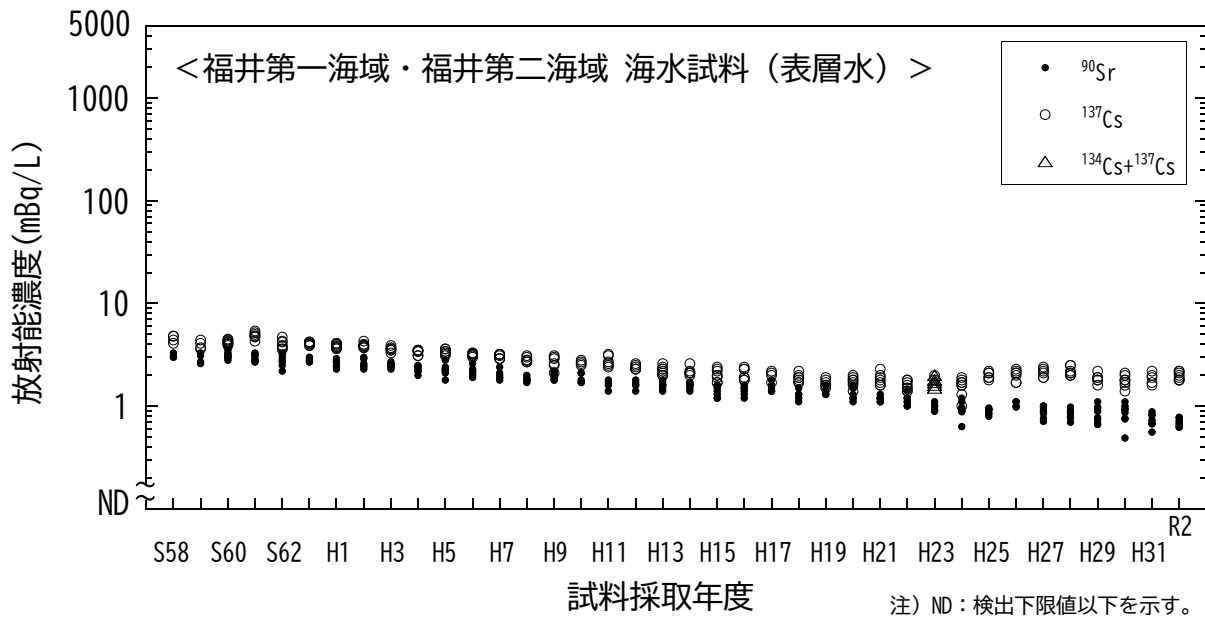


図 I-1-6-48 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化
(福井第一海域・福井第二海域・表層水)

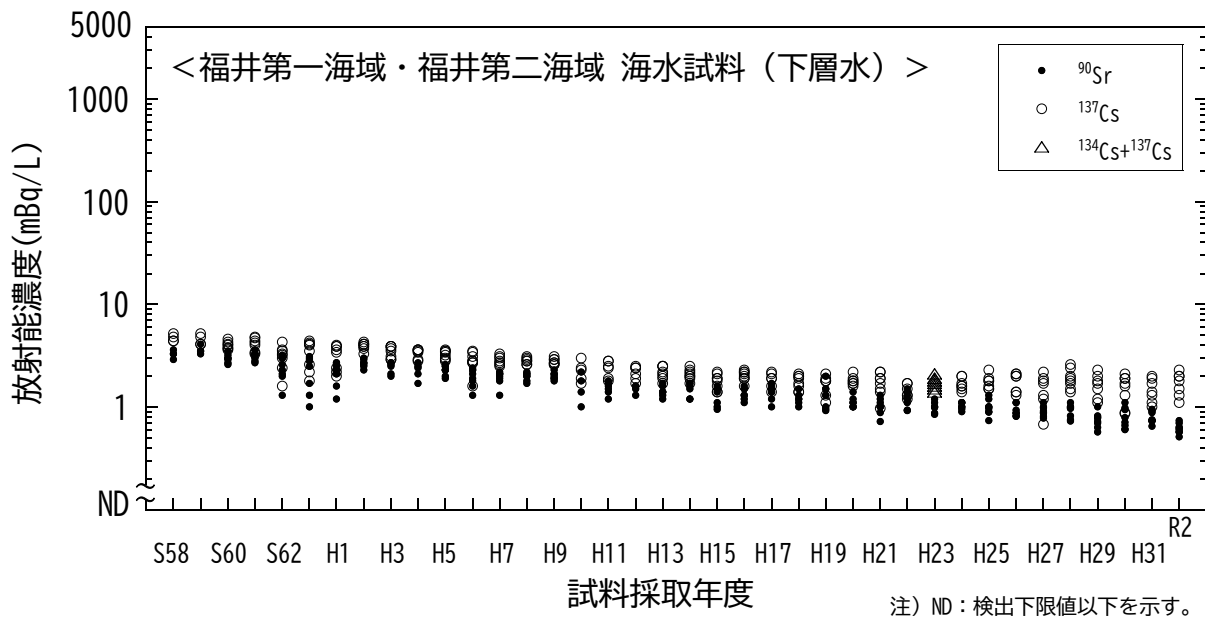


図 I-1-6-49 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化
(福井第一海域・福井第二海域・下層水)

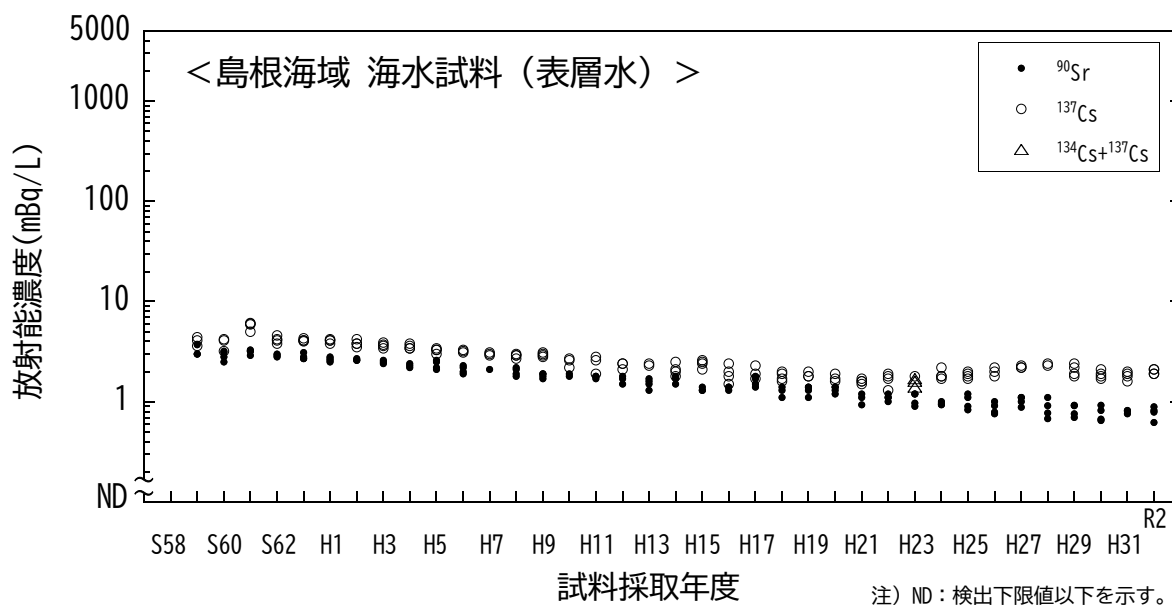


図 I-1-6-50 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化（島根海域・表層水）

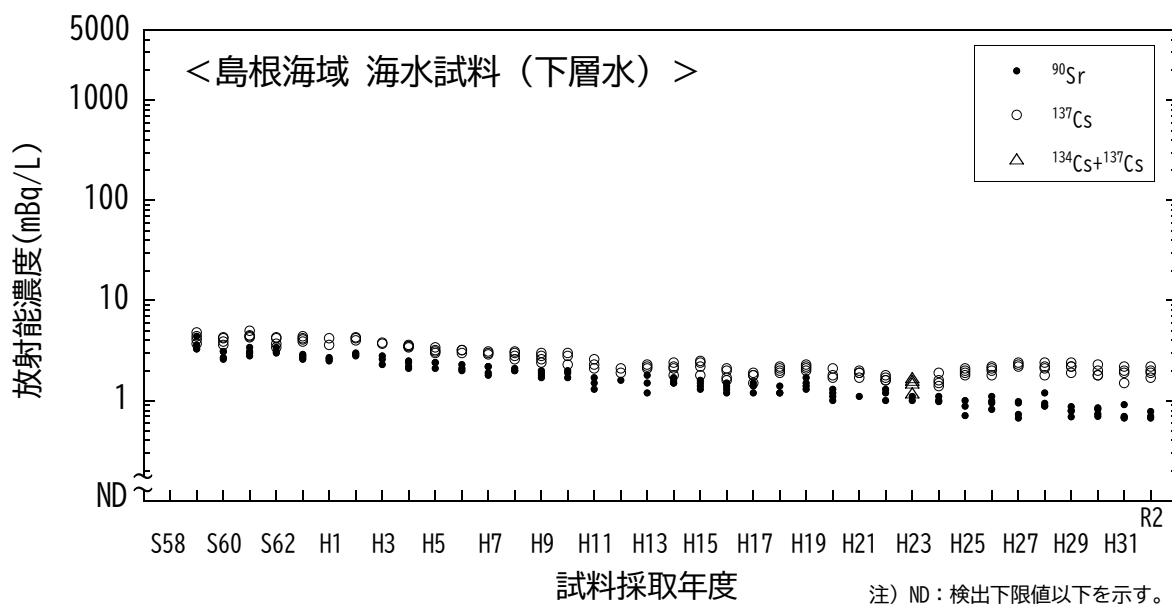


図 I-1-6-51 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化（島根海域・下層水）

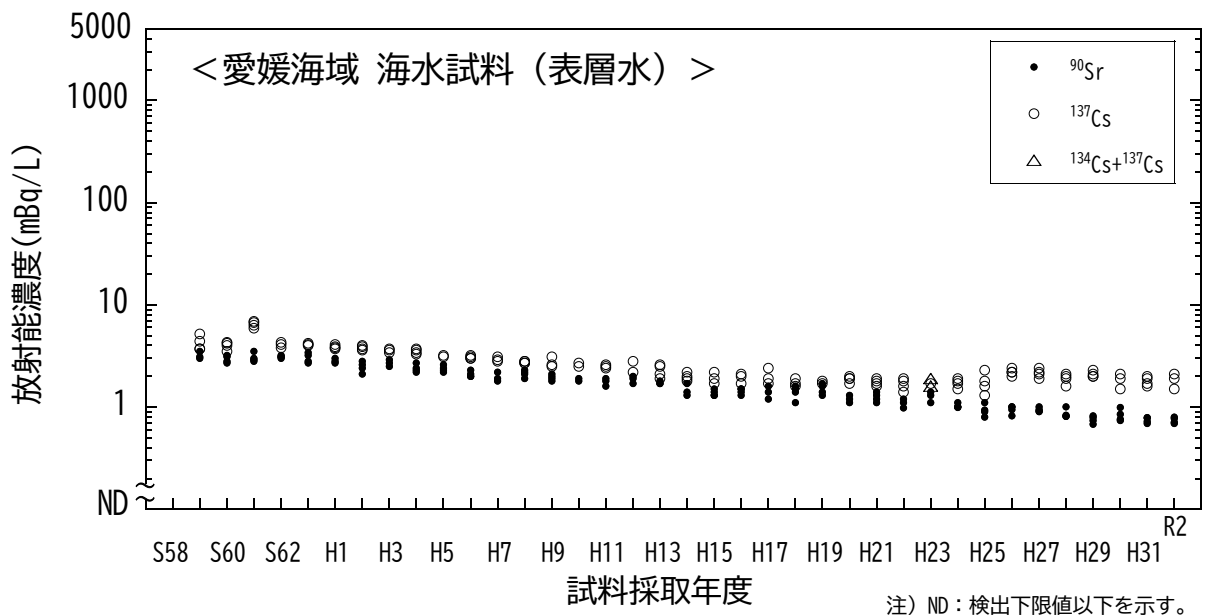


図 I-1-6-52 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化（愛媛海域・表層水）

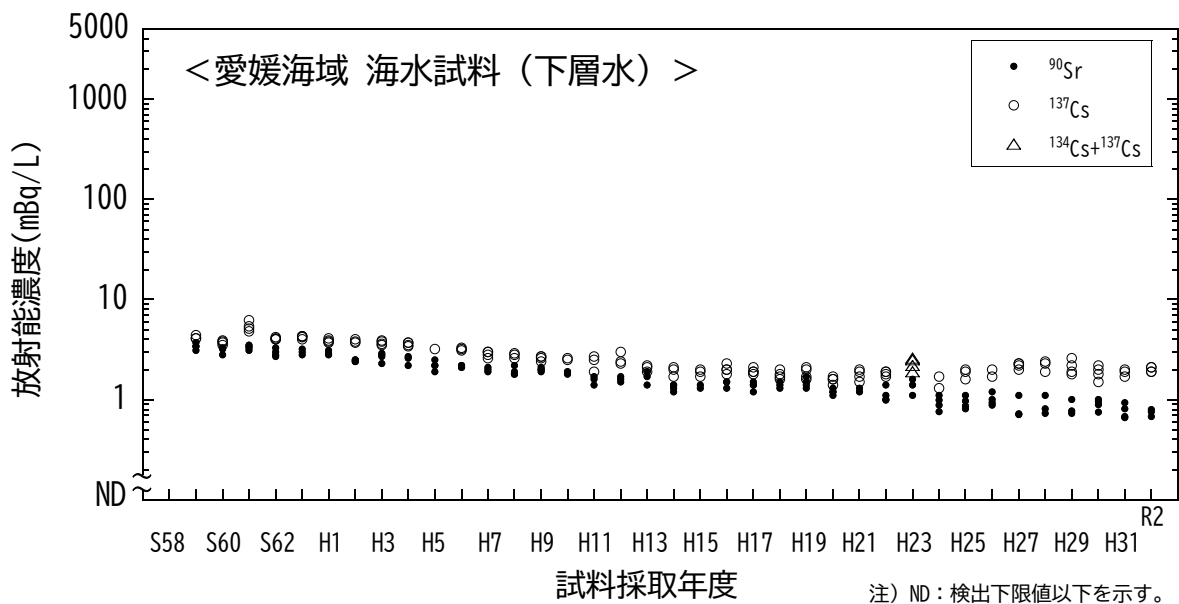


図 I-1-6-53 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化（愛媛海域・下層水）

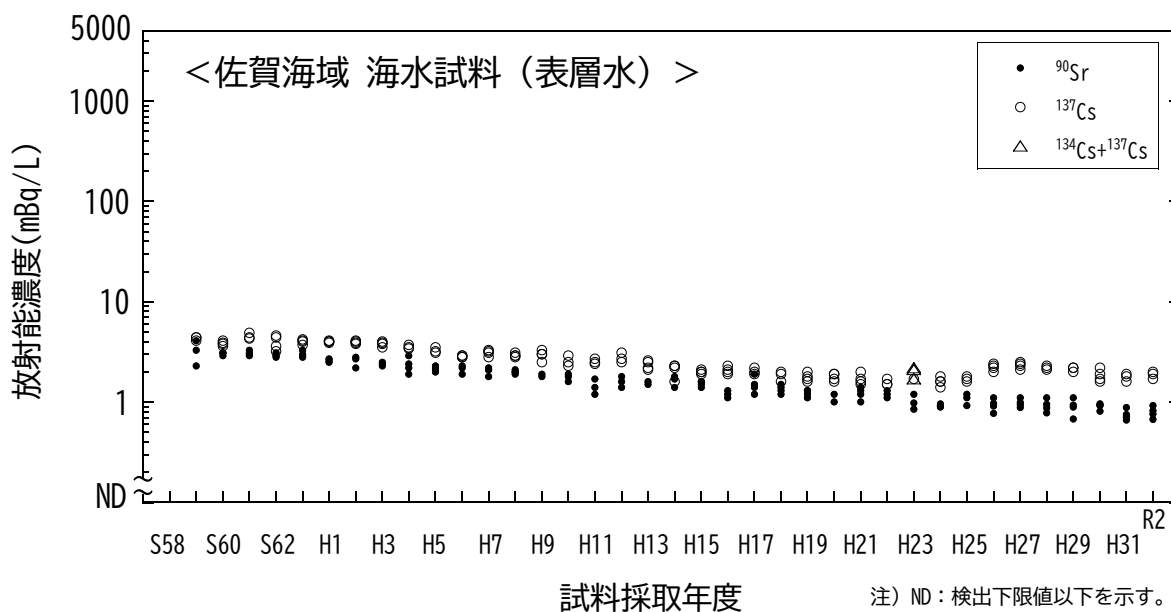


図 I-1-6-54 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化（佐賀海域・表層水）

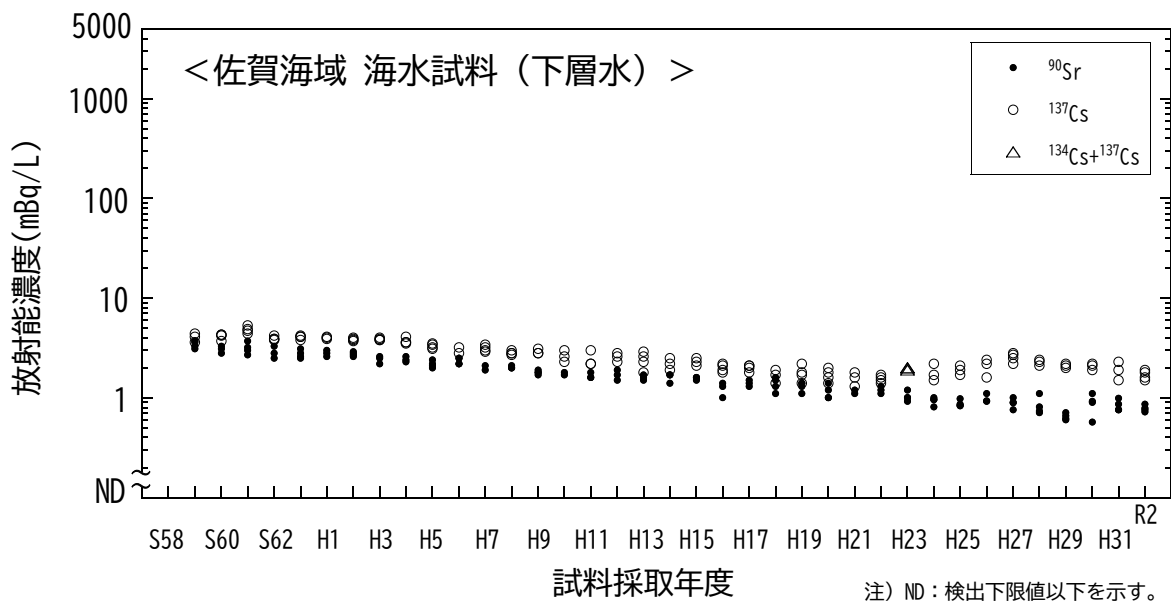


図 I-1-6-55 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化（佐賀海域・下層水）

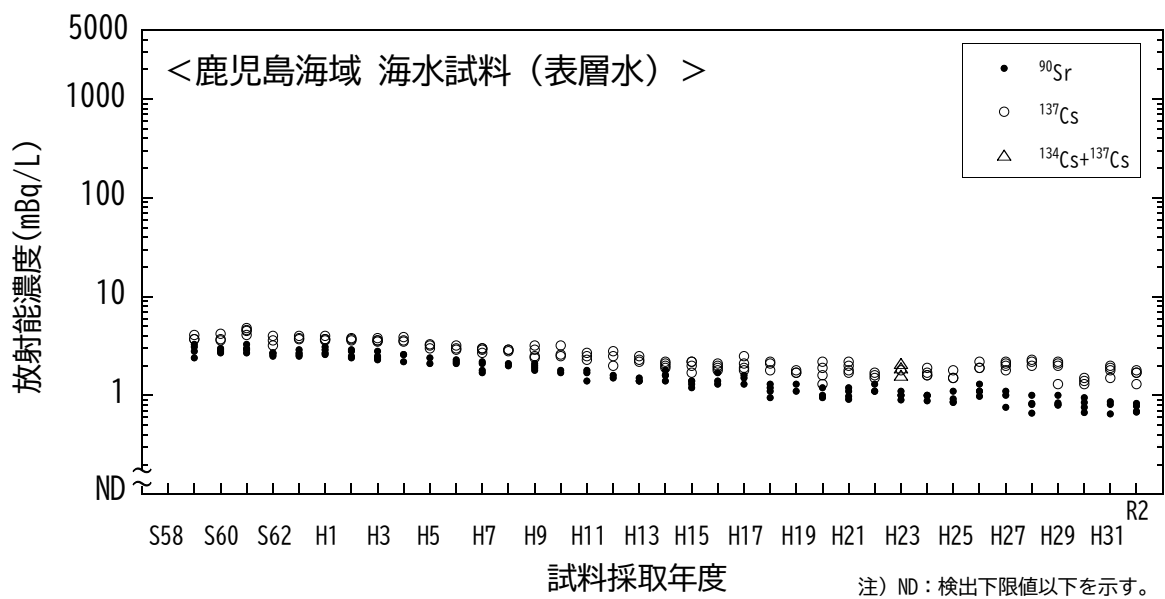


図 I-1-6-56 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化（鹿児島海域・表層水）

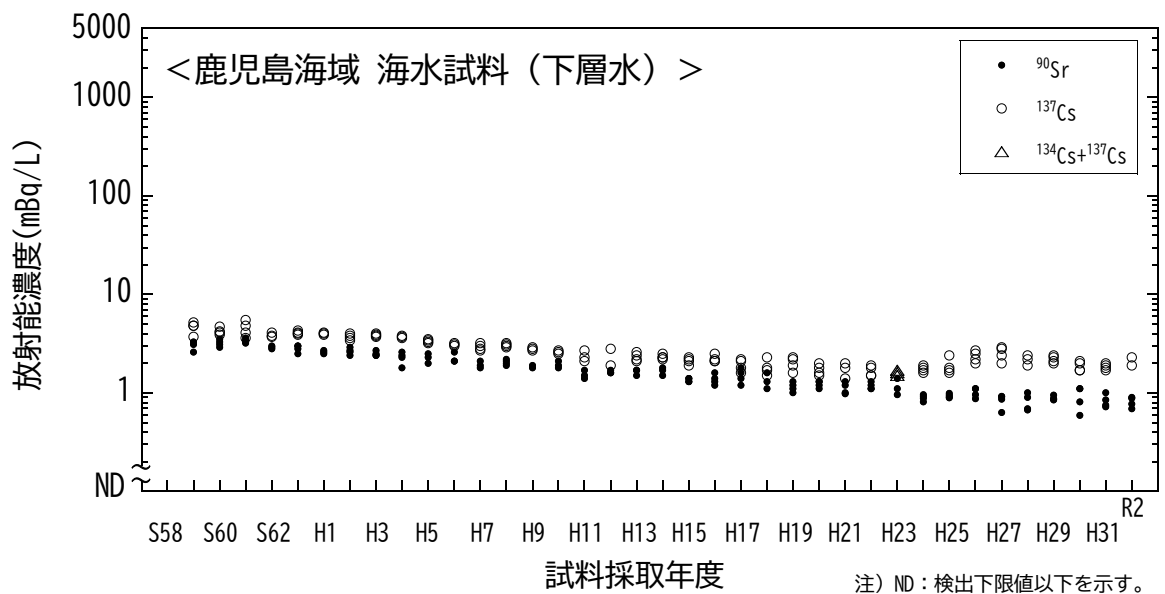


図 I-1-6-57 海水試料の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の経年変化（鹿児島海域・下層水）

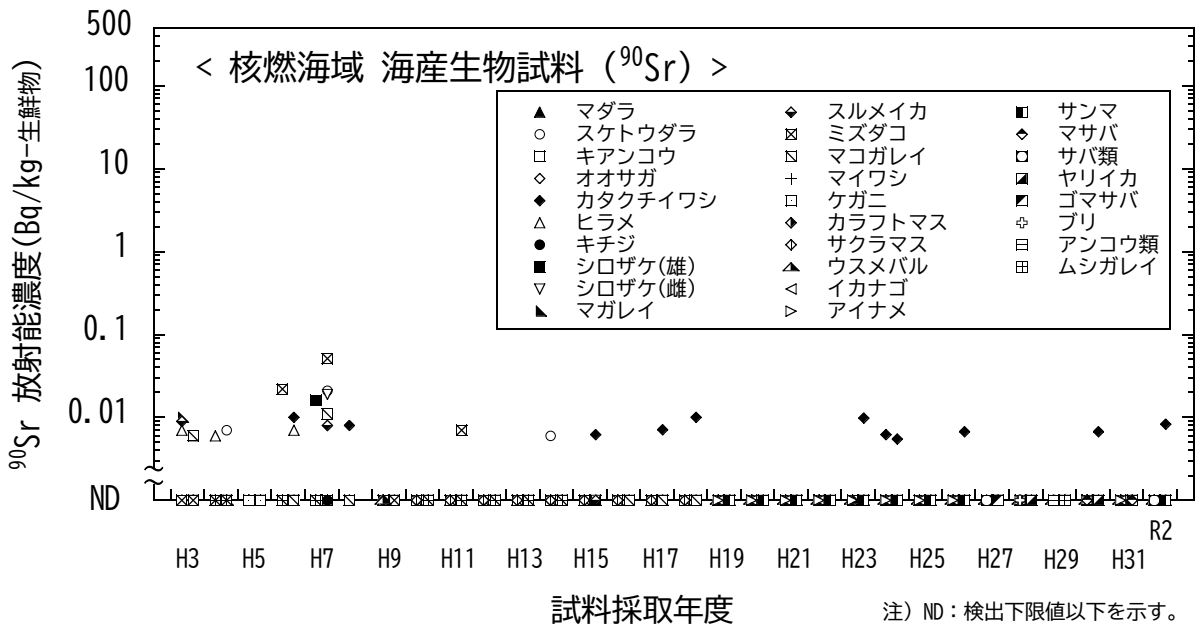


図 I-1-6-58 海産生物試料の ^{90}Sr 濃度経年変化 (核燃海域)

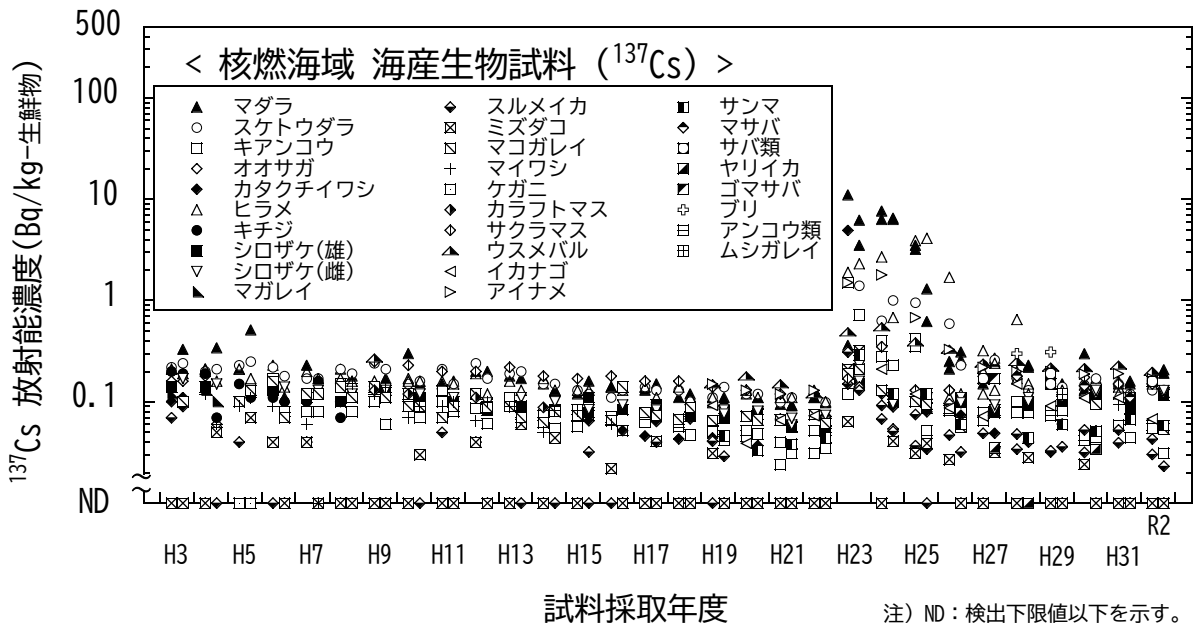


図 I-1-6-59 海産生物試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (核燃海域)

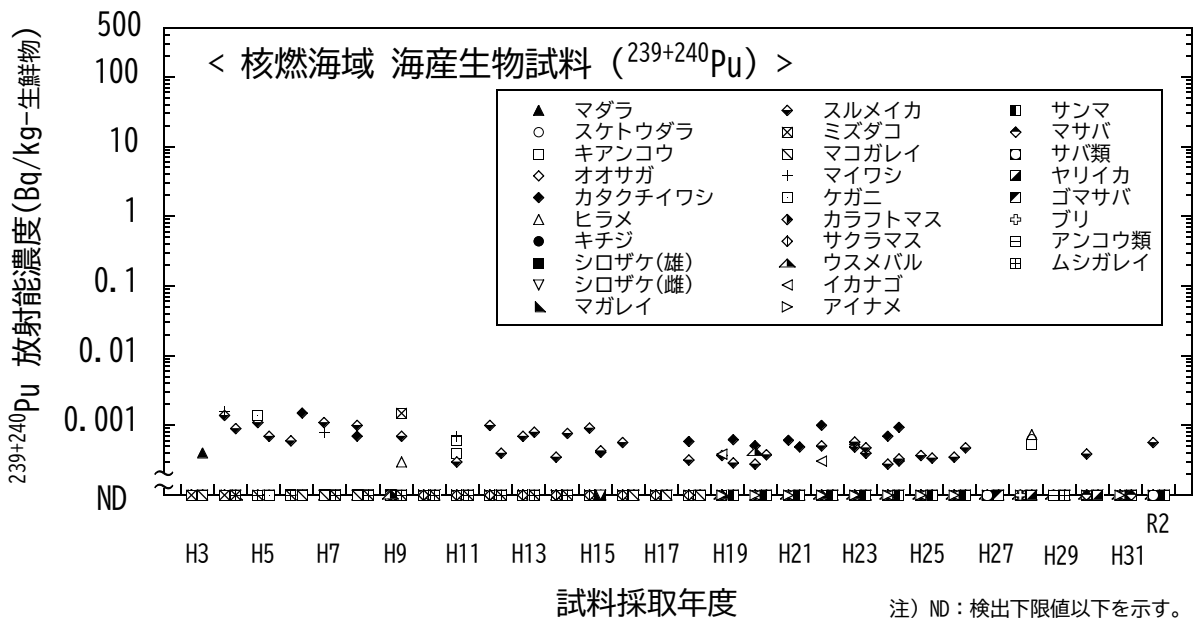


図 I-1-6-60 海産生物試料の $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度経年変化 (核燃海域)

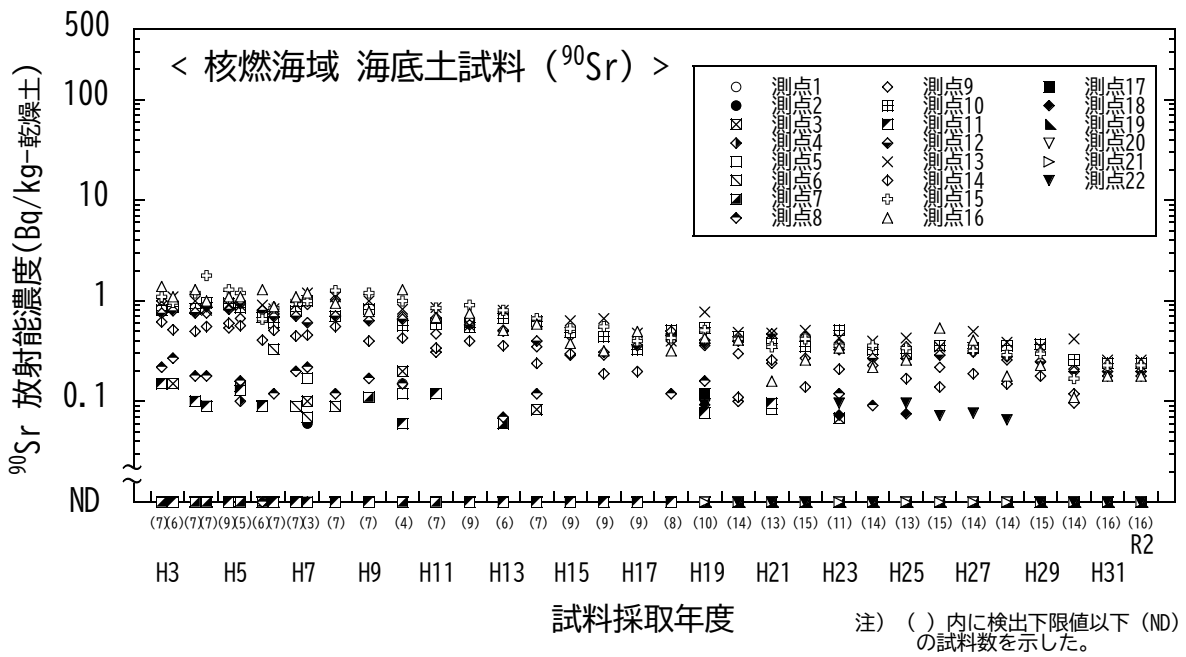


図 I-1-6-61 海底土試料の ^{90}Sr 濃度経年変化 (核燃海域)

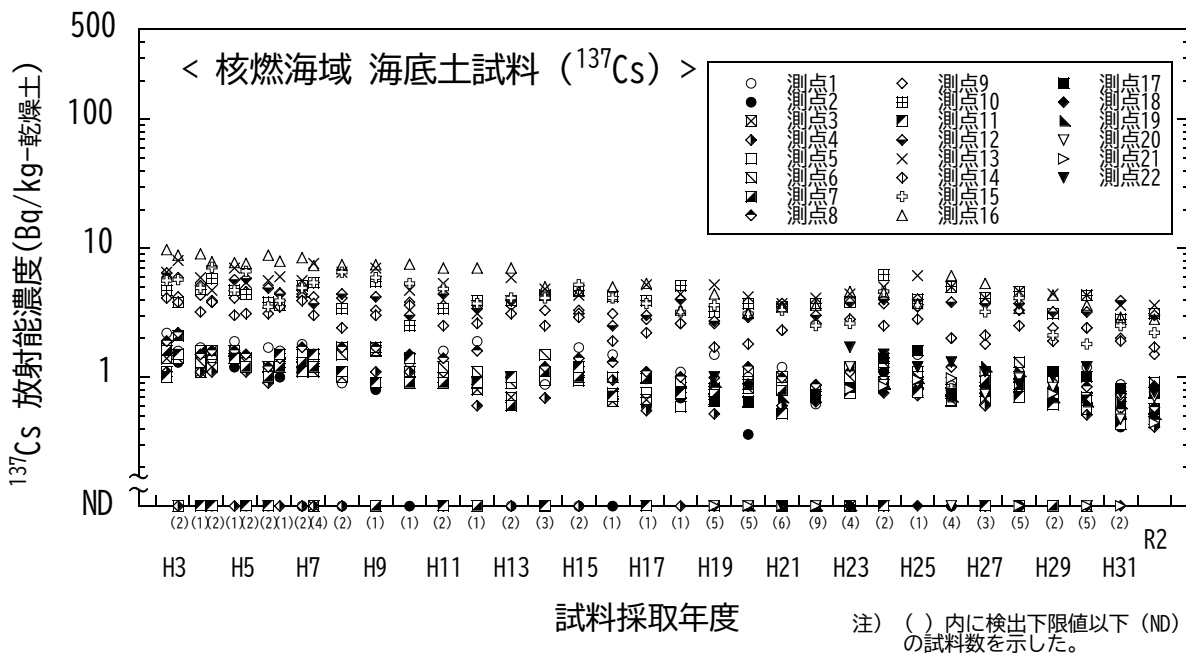


図 I-1-6-62 海底土試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (核燃海域)

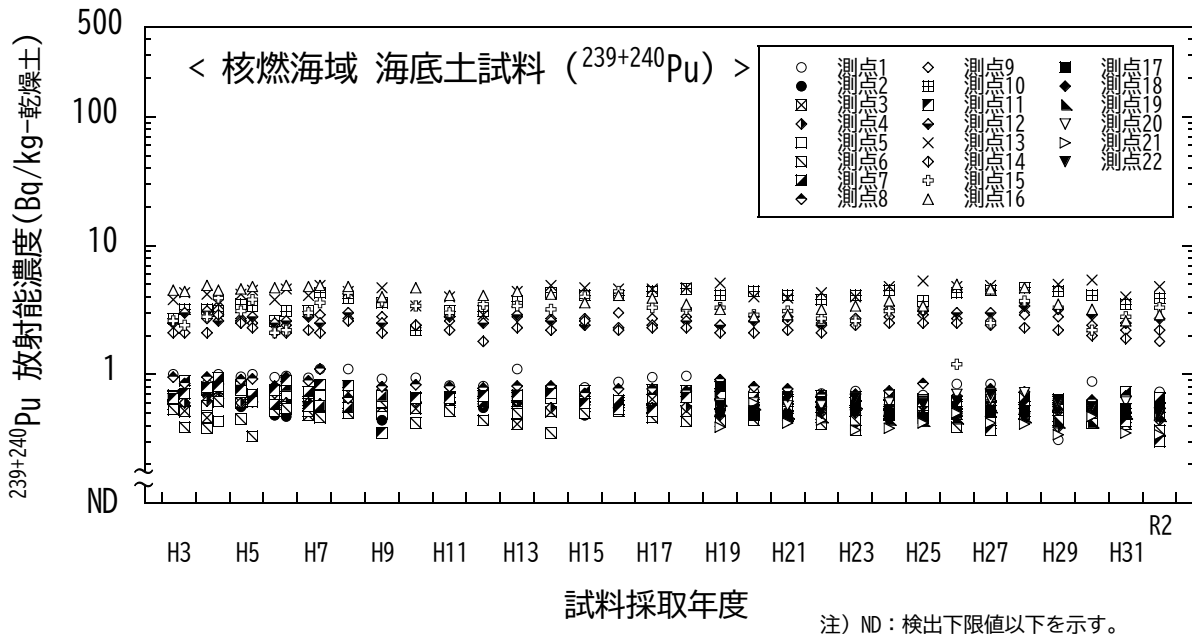


図 I-1-6-63 海底土試料の $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度経年変化 (核燃海域)

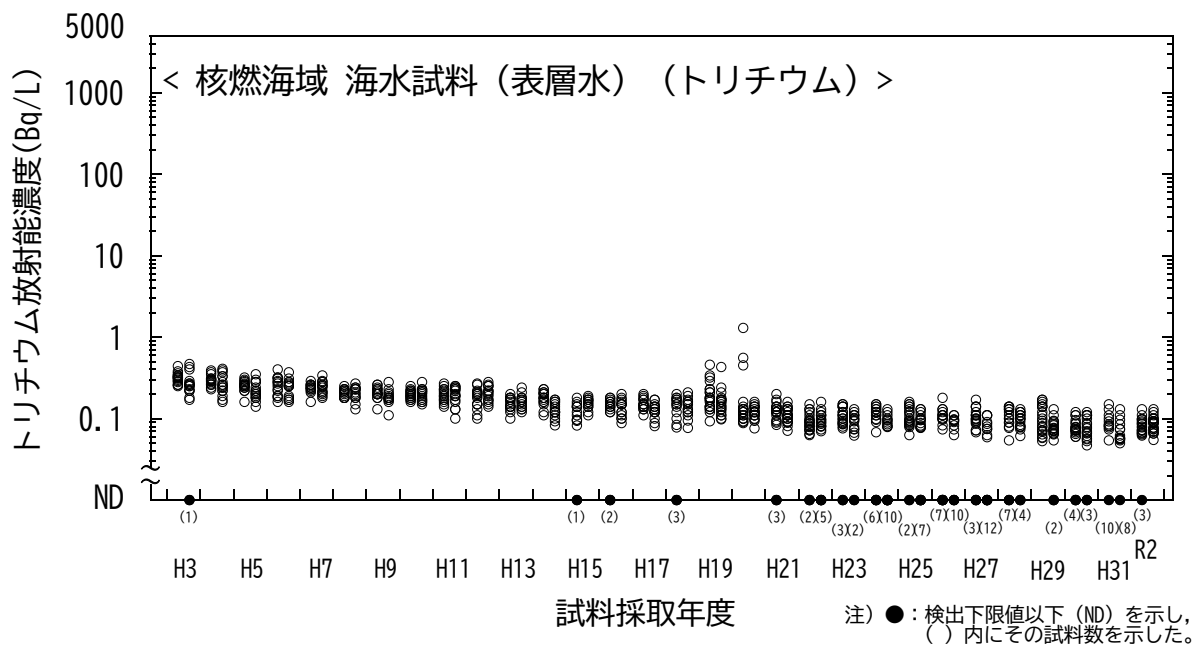


図 I-1-6-64 海水試料のトリチウム濃度経年変化（核燃海域・表層水）

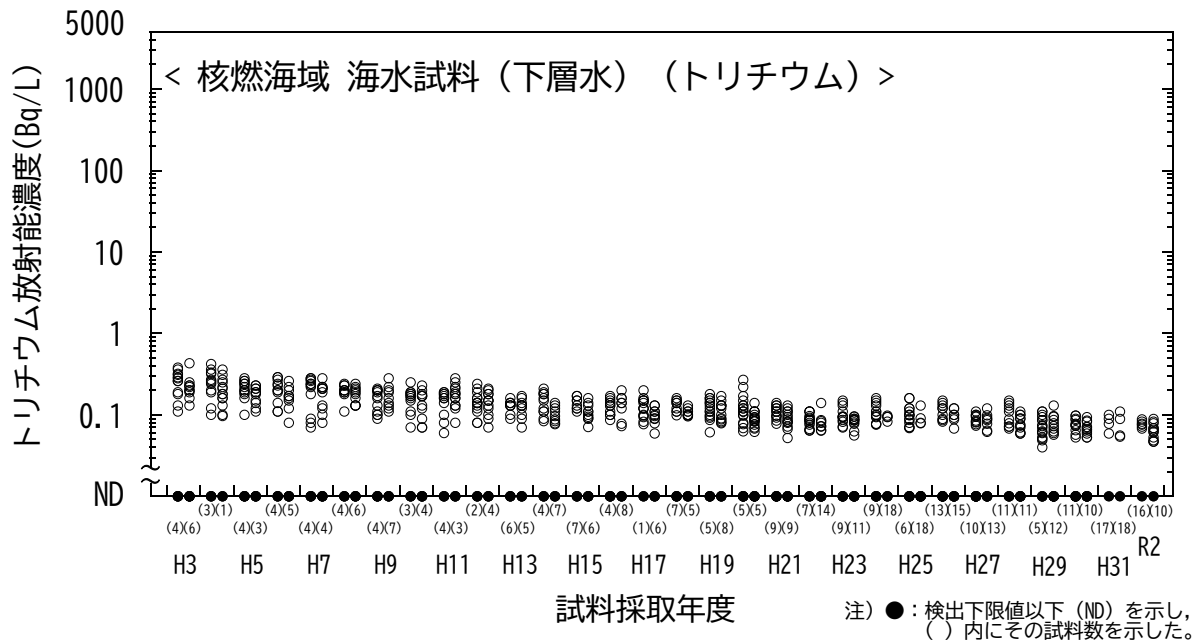


図 I-1-6-65 海水試料のトリチウム濃度経年変化（核燃海域・下層水）

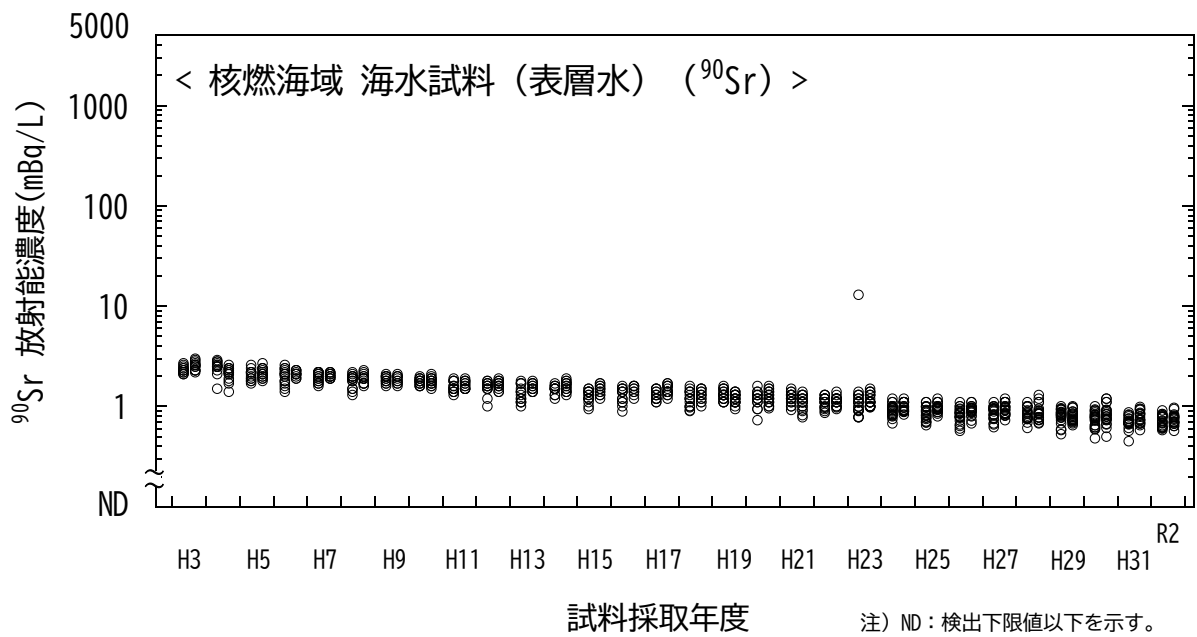


図 I-1-6-66 海水試料の ^{90}Sr 濃度経年変化 (核燃海域・表層水)

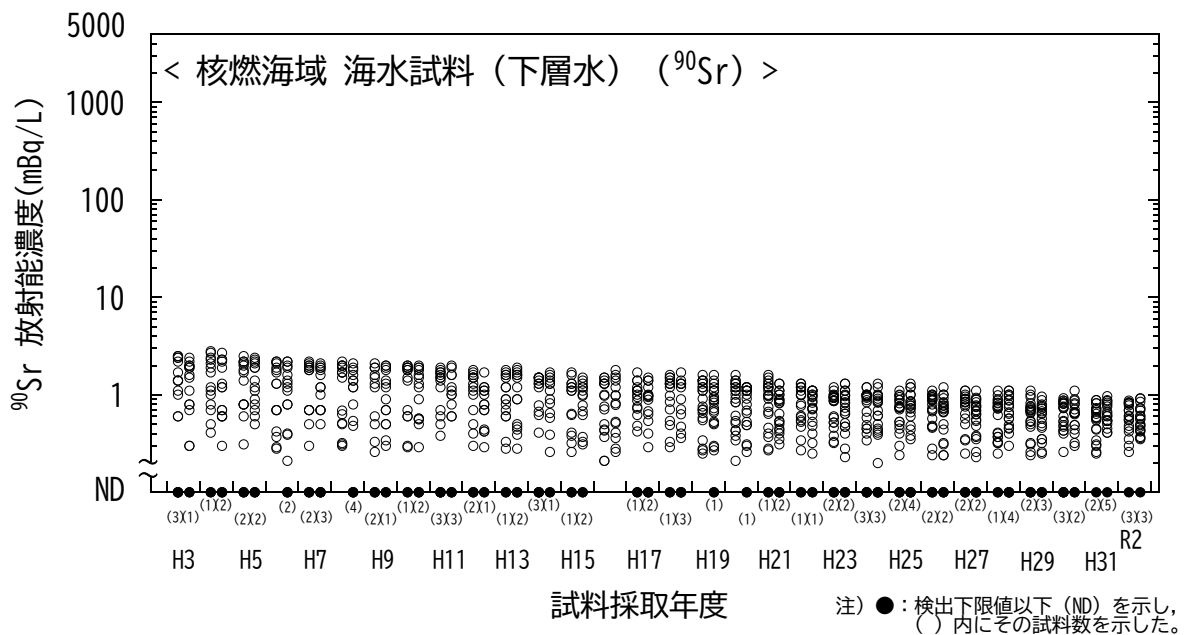


図 I-1-6-67 海水試料の ^{90}Sr 濃度経年変化 (核燃海域・下層水)

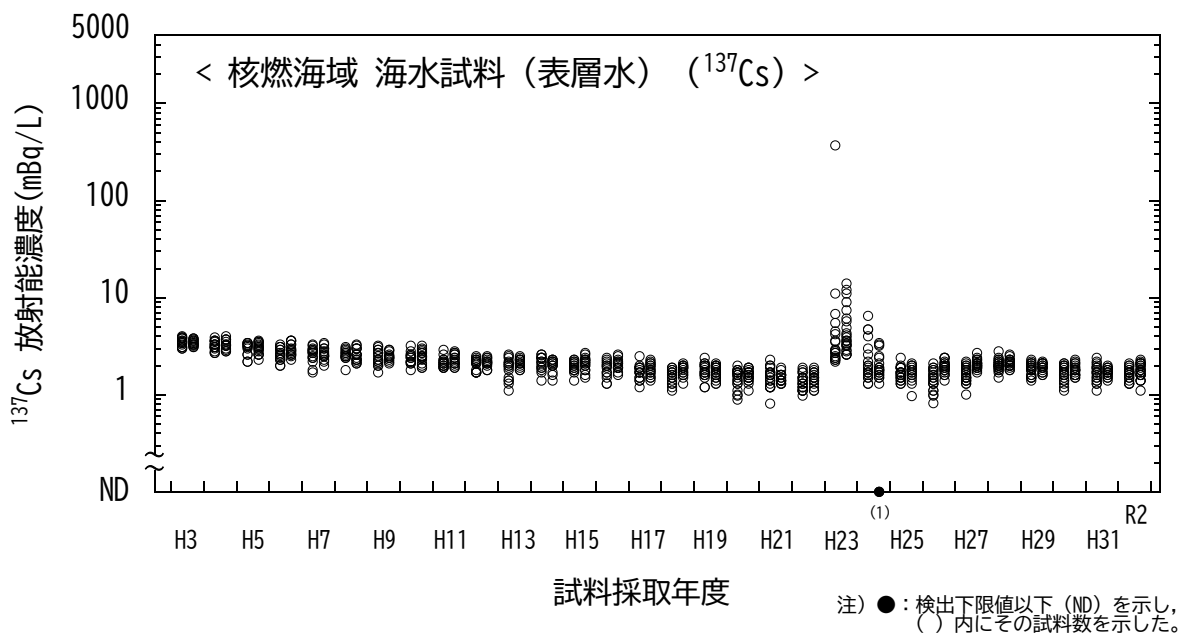


図 I-1-6-68 海水試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (核燃海域・表層水)

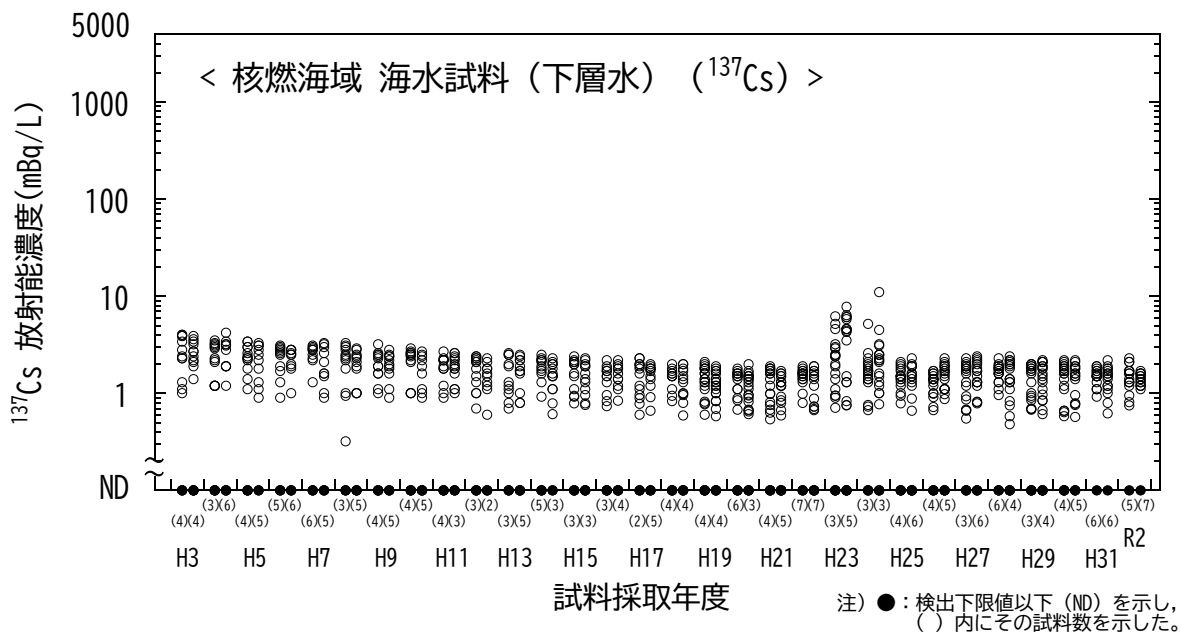


図 I-1-6-69 海水試料の ^{137}Cs 濃度経年変化 (核燃海域・下層水)

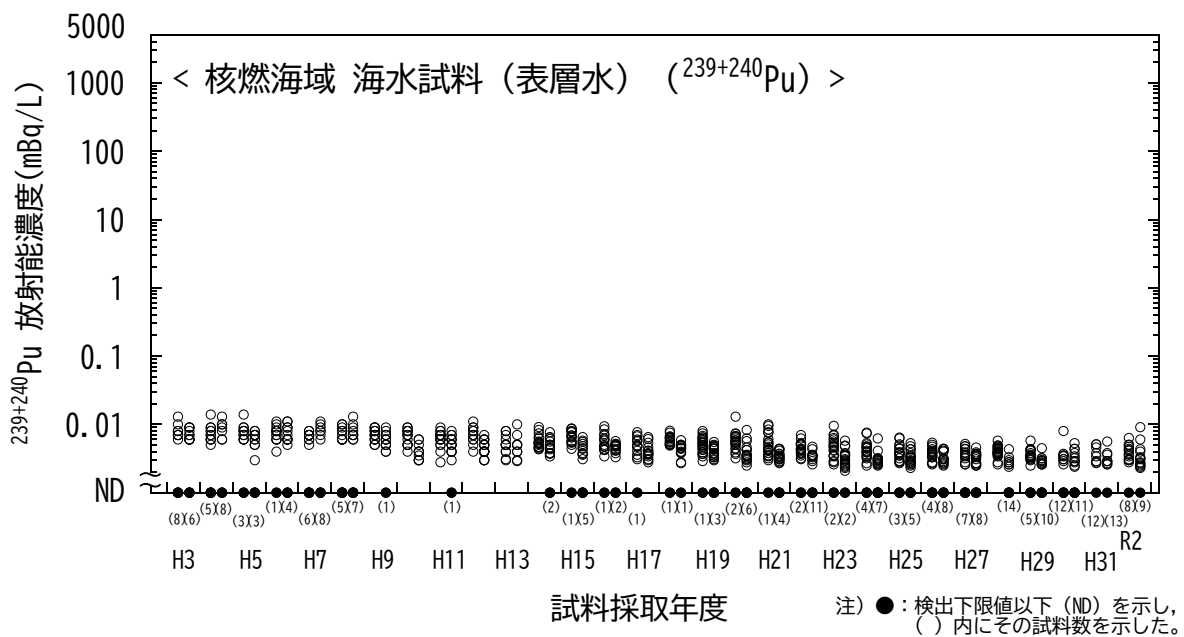


図 I-1-6-70 海水試料の $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度経年変化 (核燃海域・表層水)

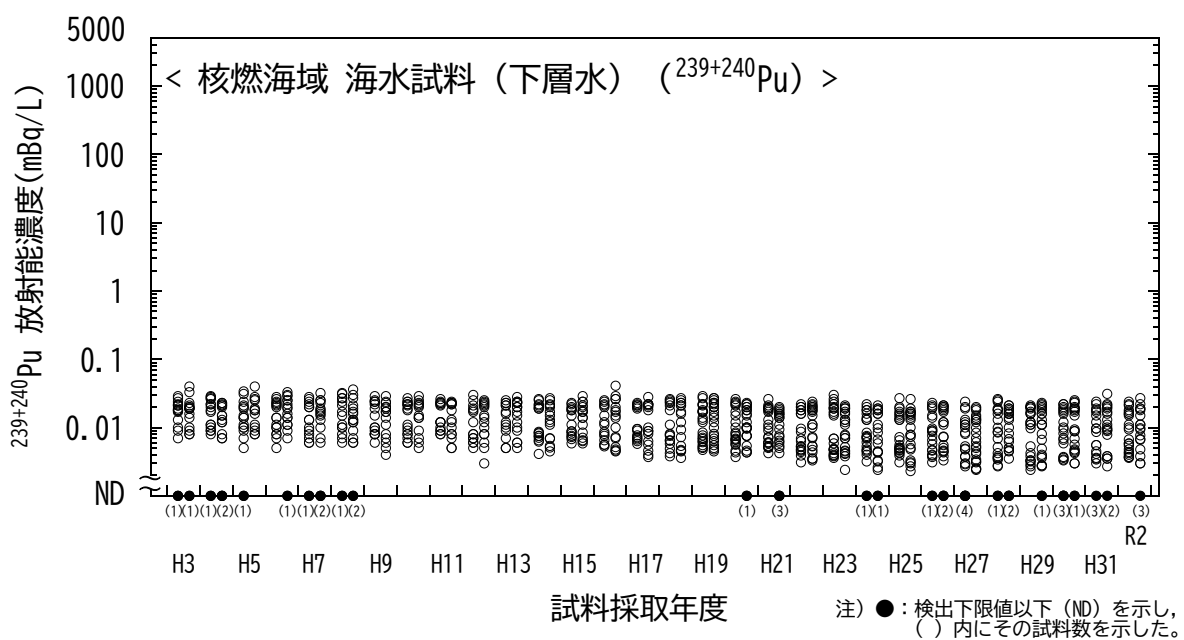


図 I-1-6-71 海水試料の $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度経年変化 (核燃海域・下層水)

7) 海産生物試料の代替について

(1) 令和2年度の事業における海産生物試料の代替実績

本事業において、「1. 海洋放射能調査」の一環として海産生物試料を対象とした放射能調査を実施しているところ、当初計画のとおり魚種が収集できないことがあり、「5) 分析結果」の関係箇所述べたとおり、別の魚種を選定したうえで代替試料として供することで予定する試料数として欠測にならないよう配慮している。試料の代替に当たっては、計画した当該海域で採取する大前提のもと、海産生物試料の選定に際しての注意すべき事項として

- ・当該海域の漁場における漁獲量が多い種であること
- ・当該海域の漁場における生活期間が長い種であること

に従っている（1 ページも併せて参照）。

令和2年度の調査では、表 I-1-7-1 のとおり、調査すべき 16 海域 120 試料のうち、前期（7 海域 14 試料）後期（9 海域 13 試料）の代替を実施した。

なお、ここで言う「代替」は、後述する例として「カナガシラ」を同定したところ、「カナガシラとオニカナガシラが混在」している場合、分別してしまうと放射能分析に必要な量を確保できず、やむを得ず「カナガシラ類」として混合した試料を供する場合も含めている。

表 I-1-7-1 令和2年度の事業における海産生物試料の代替実績

事業年度	時期	海域	予定魚種	代替魚種	同じ海域	生息層類似性	食性類似性
令和2年度	前期	福島第一	スズキ	ヒラメ	○	—	○
			メバル	ババガレイ	○	○	○
			イシガレイ	コモンカスベ	○	○	○
		福島第二	マダラ	スズキ	○	—	○
			ミズダコ	ヤナギダコ	○	○	○
		茨城	ヒラメ	ムシガレイ	○	○	—
			マコガレイ	マルアオメエソ	○	○	○
			ミズダコ	ヤナギダコ	○	○	○
		静岡	マゴチ	イネゴチ	○	○	○
			クロウシノシタ	アカカマス	○	—	○
		愛媛	コウイカ	ケンサキイカ	○	—	○
		佐賀	カサゴ	マダイ	○	—	○
		核燃（三沢）	マコガレイ	サバ類	○	—	—
		核燃（八戸）	カタクチイワシ	マサバ	○	○	—

（続く）

(続き)

令和2 年度	後期	青森	クロソイ	ヒラメ	○	○	○
		宮城	アイナメ	エゾイソアイナメ	○	—	○
		福島第一	スズキ	スルメイカ	○	—	○
			メバル	キアッコウ	○	○	—
			イシガレイ	マガレイ	○	○	○
		福島第二	マダラ	カナガシラ	○	○	—
			ミズダコ	マダコ	○	○	○
		茨城	マコガレイ	スルメイカ	○	—	○
			ミズダコ	ヤナギダコ	○	○	○
		静岡	クロウシノシタ	オオシタピラメ	○	○	○
		福井第一	ヒラメ	ノロゲンゲ	○	○	—
		島根	ヒラメ	マトウダイ	○	—	○
佐賀	カサゴ	マダイ	○	—	○		

「—」として代替については類似性が弱いと思われるが、同一漁場から収集した試料として、本調査の目的として欠測を避けるためにやむを得ず代替しても差し支えないと判断。

(2) これまでの代替実績

昭和 58 年度から開始した本事業では、前述のとおり試料数の欠測にならないよう、適宜代替を行ってきたが、最近の例として表 I-1-7-2 に平成 21 年度から令和 2 年度までに実施した海産生物試料の代替数を示した。

この試料の代替については、当初の収集計画時のおりに全て収集できるよう、漁業団体のご協力をいただき、実施しているが、荒天や気候変動などのやむを得ない理由で計画どおりに収集ができない場合、欠測とせず別海産生物を試料として供することで、試料数を確保しつつ漁場の安全に資する調査結果の提供を行ってきたところである。

これによると、平成 23 年度以降に代替数の増加傾向が見られる。とりわけ、福島第一及び福島第二海域で収集する魚種については平成 23 年度以降、試験操業となっていることを受けて計画どおりに収集ができない期間が続いている状況である。試験操業については、本事業で対象とする漁場での漁に当たらないという見方もできるが、ここではほかの海域と同様に漁を行っているとして調査を進めた。

一見すると、平成 27 年度以降に代替数が増加しているように見えるが、魚種の同定を以前にも増してきめ細かく行うようにしたことにより、例えば、「カナガシラ」と称して収集した試料について同定作業の結果、「カナガシラ、オニカナガシラ、ホウボウ」といった具合に混合状態にある場合、厳密に試料仕分けを行うと放射能分析に際しての必要量が確保できない場合があり、その場合「カナガシラ → カナガシラ類」のように称することにしたものが増えたためと考えられる。また、漁獲の状況でやむを得ず、生息環境と食性についての類似性は認められるものの、代謝系が異なる魚類と頭足類の代替事例（例：「イシガレイ」→「ヤナギダコ」）などもあった（本書「資料編」の参考資料を併せて参照）。

(3) まとめ

令和 2 年度に実施した本調査での海産生物試料の調査結果のうち、漁獲量の減少などにより目的とする海産生物試料が入手できないなどの理由により、欠測とならないように、(1)の考え方のもとで 16 海域計 120 試料のうち、計 27 試料について代替した状況をまとめた。

表 I-1-7-2 海産生物試料の代替状況

事業実施年度	試料総数	代替実施数*
平成 21 年度	前期 60	前期 0 (0)
	後期 60	後期 4 (0)
平成 22 年度	前期 60	前期 1 (0)
	後期 60	後期 5 (0)
平成 23 年度	前期 60	前期 6 (3)
	後期 60	後期 9 (5)
平成 24 年度	前期 60	前期 6 (5)
	後期 60	後期 10 (6)
平成 25 年度	前期 60	前期 7 (4)
	後期 60	後期 6 (3)
平成 26 年度	前期 60	前期 8 (4)
	後期 60	後期 9 (4)
平成 27 年度	前期 60	前期 9 (3)
	後期 60	後期 12 (4)
平成 28 年度	前期 60	前期 15 (3)
	後期 60	後期 12 (4)
平成 29 年度	前期 60	前期 20 (3)
	後期 60	後期 20 (5)
平成 30 年度	前期 60	前期 13 (5)
	後期 60	後期 13 (5)
平成 31 年度 (令和元年度)	前期 60	前期 11 (3)
	後期 60	後期 14 (4)
令和 2 年度	前期 60	前期 14 (5)
	後期 60	後期 13 (5)

* ()内の数字は、福島第一海域及び福島第二海域で採取した海産生物試料に生じた代替数の合計を表す（最大で 6）

2. 解析調査

1) 対照海域放射能調査

(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及んでい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、これら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、対馬海峡を通過して日本海に流入する。親潮は（寒流）、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（タートル海峡）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）

海底土及び海水を対象とした対照海域の調査測点を図 I-2-1-1-1 に示し、併せて試料採取位置及び試料採取日等を表 I-2-1-1-1 に示す。

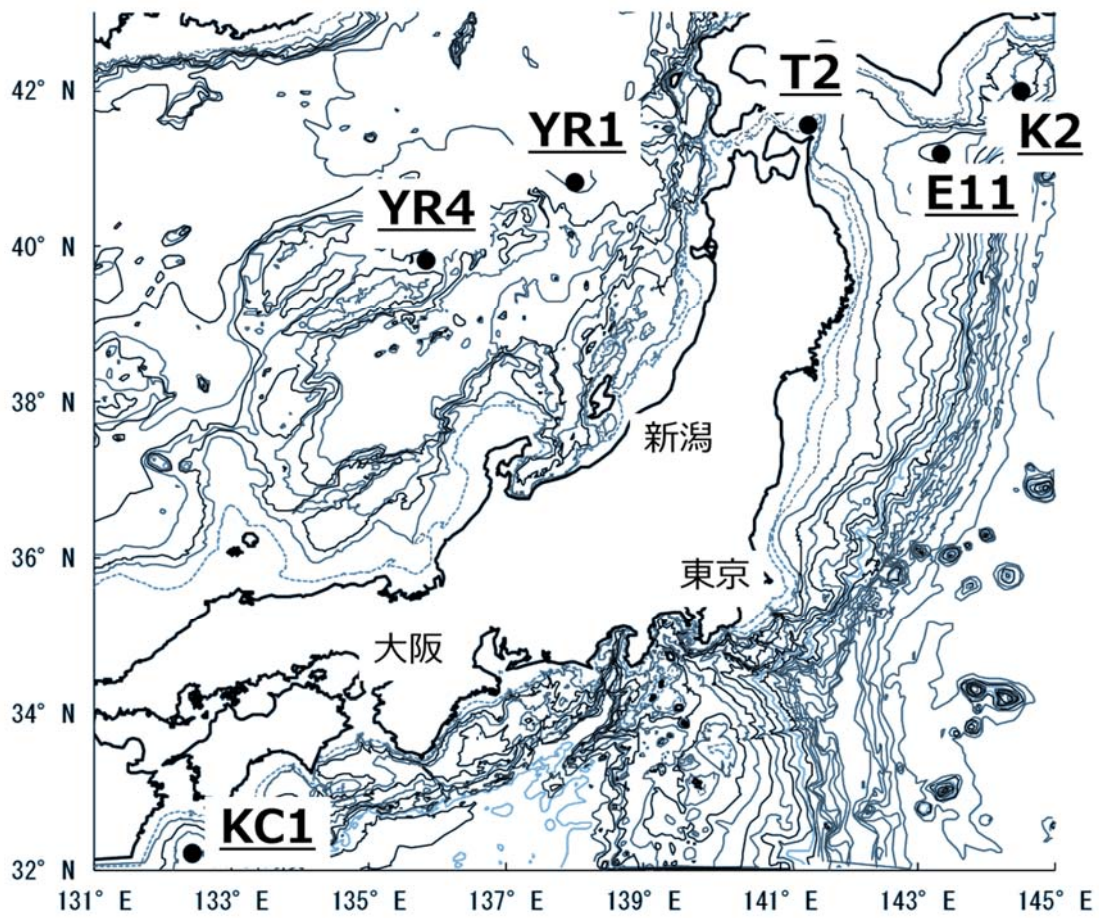


図 I -2-1-1-1 対照海域における調査測点。襟裳沖海域（襟裳沖：E11、核燃沖：T2、釧路沖：K2）、大和堆海域（YR1、YR4）及び四国沖海域（KC1）

表 I -2-1-1-1 対照海域の測点、試料採取日、採取位置及び水深

海域	測点	試料採取日 (令和2年)	採取位置		水深*1 (m)	採取層*2
			N	E		
襟裳沖	E11 ・海水	5月31日	41° 12'	143° 20'	2,120	鉛直6層
		10月16日			2,103	鉛直6層
	T2 ・海水	5月24日	41° 34'	141° 24'	249	表層
		10月14日			255	表層
	K2 ・海水	5月23日	42° 00'	144° 30'	1,700	鉛直6層
	四国沖	KC1 ・海水 ・海底土	6月15日	32° 13'	132° 26'	1,718
大和堆	YR1 ・海水 ・海底土	5月30日	40° 50'	138° 00'	3,603	鉛直6層
	YR4 ・海水	5月29日	39° 50'	135° 50'	1,229	鉛直4層

*1 当該測点の最下層について試料採取を行った際の水深を記載した。

*2 採取層の深度の詳細は表 I -2-1-1-2を参照。

海水試料及び海底土の採取に当たっては、「1.海洋放射能調査」と同様に気象・海象条件に影響されにくく、かつ水深1,000m超にも対応できる大型採水器や大型採泥器を洋上で安全に運用するためのウインチ等、そして海洋観測機器などの必要機材を備えた大型調査船舶（例えば500トンクラス）を用いることとした。また、位置情報の観測には海技士免状を有する者の助言を受けて船舶用の全地球航法衛星システム（GNSS（Global Navigation Satellite System）と称されるシステムで衛星のみ使用時で精度±10m以下；国際海事機関（International Maritime Organization；IMO）が定める国際的な基準を満たしているもの）の利用や、正確な水深を把握するための極深海音響測深機などを駆使し、試料採取位置について、測点を中心として約1,800m以内（緯度で1分以内）とし、併せて水深（深度）についてはウインチワイヤの長さ、音響測深機及び魚群探知機などの複数機器による確認を行った。

海水試料の採取に当たっては、採取深度、塩分及び水温を同時かつ連続的に観測できる機器を大型バンドン採水器（120L×3連）に付帯させて深度等の数値を確認し、揚収時の採水容器間水温で±0.1℃（3連容器の場合、最大0.2℃の差）まで許容することとし、目的と

する海水試料を採取した。

採取した海水はろ過をせず、容量20Lのフレキシブル成形液体容器（藤森工業株式会社製成形液体容器「キュービテナー®」）等）に分取した。分取した海水試料は、主として海水に含まれる目的とする放射性核種を含む元素等の吸着を防ぐため、海水1L 当たり1mL の濃硝酸を添加して硝酸酸性とした。

海底土試料の採取に当たっては、大型ボックス型採泥器（例えばスパード型採泥器等）を用いて海底土の表面から深さ3cmまでの層を湿重量で約2kgを目安として採取した。採取した海底土については、泥質等の目視観測を同時に行い、ビニール袋に入れたのち、プラスチック製容器に収納し、冷凍保管とした。

（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、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、海水及び海底土試料に含まれる放射性セシウム（高純度ゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリーによる ^{134}Cs と ^{137}Cs の定量）、 ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能分析を行った。

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 ^{90}Sr 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、 ^{90}Sr 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2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表I-2-1-1-2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、 ^{137}Cs 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、 ^{134}Cs 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 ^{134}Cs 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 ^{137}Cs と見なせる。

このようなことから、本調査では事故前に環境中で見出されていた放射性セシウムを ^{137}Cs として、令和2年度の結果との比較に用いることとした。なお、直近の分析結果では、例えば平成31（令和元）年度に実施した結果については、全36試料のうち、1試料（K2（表層）6月期）から極めて低い放射能濃度ではあるものの ^{134}Cs が検出されたが、令和2年度においていずれの測点からも ^{134}Cs は検出されなかった。

（放射性セシウム）

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

YR1：0.23～1.3mBq/L

YR4：0.48～1.4mBq/L

の範囲であった。両測点において ^{137}Cs 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 ^{137}Cs の放射能濃度を比較したところ、

<250m層>

YR1：1.1mBq/L

YR4：1.2mBq/L

<500m層>

YR1：0.97mBq/L

YR4：1.0mBq/L

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

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

E11：0.025～1.3mBq/L

T2：1.5mBq/L（表層のみ）

K2：0.022～1.2mBq/L

の範囲であった。一方、10月期における ^{137}Cs の放射能濃度は、

E11：ND～1.3mBq/L

T2：1.4mBq/L（表層のみ）

の範囲であった。また、測点E11及びK2における各層で検出された ^{137}Cs の放射能濃度について、その鉛直分布は大和堆海域と同様に5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月期における各層で検出された¹³⁷Csの放射能濃度を比較したところ、表層の3測点では1.2~1.5mBq/Lでありわずかではあるものの0.3mBq/Lの濃度差が見られ、250m層では測点E11及びK2の両測点でそれぞれ1.3mBq/L及び0.90mBq/Lでありわずかではあるものの0.4mBq/Lの濃度差が見られた。これら結果の誤差（表I-2-1-1-2を参照）を考慮しても差が生じていることから、水塊の違いによるものと考えられる。一方、750m層以深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

E11：1.3mBq/L（5月期）
1.3mBq/L（10月期）
T2：1.5mBq/L（5月期）
1.4mBq/L（10月期）

であった。なお、250m層以深において、測点E11における各層での差はほぼ無かった。

四国沖海域の測点KC1において、¹³⁴Csはすべての層で検出されなかった。また、¹³⁷Csはすべての層で検出され、その放射能濃度は0.027~1.8mBq/Lの範囲であった。測点KC1の各層における¹³⁷Csの放射能濃度の鉛直分布は、250m層で極大値（1.8mBq/L）を示し、それ以深で減少した。なお、このように250m層で極大値を示す現象は、直近の平成31（令和元）年度に実施した調査でも同様にみられている。

(⁹⁰Sr)

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、

YR1：0.21~0.81mBq/L
YR4：0.48~0.88mBq/L

の範囲にあった。また、両測点における各層で検出された⁹⁰Srの放射能濃度を比較したところ、誤差を考慮すれば概ね大和堆海域の測点間の違いは確認されなかった。

襟裳沖海域において、5月期の調査で検出された⁹⁰Srの放射能濃度は、

E11：ND~0.71mBq/L
T2：0.86mBq/L（表層のみ）
K2：ND~0.58mBq/L

の範囲であった。一方、10月期における調査で検出された⁹⁰Srの放射能濃度は、

E11：ND~0.64mBq/L
T2：0.83mBq/L（表層のみ）

の範囲であった。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大和堆海域と同様に5月期及び10月期ともに深さが増すにつれて減少する傾向が見

られた。

襟裳沖海域において5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0.58~0.86mBq/Lであった。250m層では測点E11及びK2で0.53mBq/L及び0.42mBq/Lであり概ね同程度、750m層では測点E11及びK2でそれぞれ0.27mBq/L及び0.21mBq/Lであり、それ以深においても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月期）

0.64mBq/L（10月期）

T2：0.86mBq/L（5月）

0.83mBq/L（10月期）

であった。なお、250m層以深において、測点E11における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 ^{90}Sr の放射能濃度は ^{137}Cs の放射能濃度と同様に250m層で極大値が観測された。この要因は海水中での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。事故前は ^{137}Cs と ^{90}Sr の放射能濃度から求めた放射能の比が約1であった¹⁾が、東電福島第一原発事故による海洋への ^{90}Sr の放出量が $(90\sim 900)\times 10^{12}\text{Bq}$ であると推定されていること²⁾を考慮すると、この量は ^{137}Cs の放出量に比べて2桁以上低いので、 ^{137}Cs と同様に冬季における鉛直混合によって ^{90}Sr が下層へ運ばれたとしても、事故前の放射能濃度(1.6mBq/L)¹⁾に対して、ほとんど影響しないと考えられる。

($^{239+240}\text{Pu}$)

大和堆海域における $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度の鉛直分布は、測点YR1及び測点YR4で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事が分かっている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、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。大和堆海域についても一般論と同じ傾向が認められた。

襟裳沖海域において、5月期の調査で検出された $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度は、

E11：0.0065~0.035mBq/L

K2：ND~0.024mBq/L

の範囲であった。また、10月期の調査で得られた $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度は、測点E11が

ND～0.030mBq/L の範囲であった。

襟裳沖海域において、測点 E11 及び K2 において $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度の鉛直分布は、5 月期の調査では 2,100m 層で極大値を示した。これはこれまでの調査において見られなかった傾向であり、なぜ 2,100m 層で極大値を示したかについては不明であるが、これまでとは異なる水塊構造が形成されていた可能性がある。一方で、5 月期の調査では大和堆海域と同様に 750～1,000m 層で極大値を示しそれ以深で減少した。さらに、調査時期で比較すると、表層において測点 E11 が 10 月期に ND であった。表層より深い採水層では各深度での差は 0.1mBq/L 以下であったことから、襟裳沖海域において、5 月期の測点 E11 における 2,100m 層を除いて測点間及び調査時期の違いは確認できなかった。

四国沖海域において検出された $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度は、ND～0.027mBq/L の範囲であった。これら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、1,000m 層で極大値を示した後に減少する傾向が見られた。

表 I-2-1-1-2 令和 2 年度に対照海域で採取した海水試料に含まれる人工放射性核種の放射能分析結果

航海期	海域測点	採取層 (m)	¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr		²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	
			(mBq/L)	(誤差)	(mBq/L)	(誤差)	(mBq/L)	(誤差)	(mBq/L)	(誤差)
5 月 期	襟裳沖 (E11)	1	ND	-	1.3	0.030	0.71	0.093	0.0065	0.0016
		250	ND	-	1.3	0.025	0.53	0.11	0.0096	0.0018
		750	ND	-	0.34	0.012	0.27	0.017	0.022	0.0027
		1,000	ND	-	0.17	0.0090	0.18	0.015	0.019	0.0026
		1,250	ND	-	0.078	0.0065	0.11	0.017	0.022	0.0028
		2,100	ND	-	0.025	0.0054	ND	-	0.035	0.0036
	襟裳沖 (K2)	1	ND	-	1.2	0.028	0.58	0.084	ND	-
		250	ND	-	0.90	0.021	0.42	0.080	0.010	0.0019
		750	ND	-	0.27	0.012	0.21	0.015	0.023	0.0032
		1,000	ND	-	0.16	0.0086	0.11	0.015	0.024	0.0029
		1,250	ND	-	0.075	0.0065	0.072	0.014	0.016	0.0026
		1,673	ND	-	0.022	0.0033	ND	-	0.019	0.0028
襟裳沖	T2	1	ND	-	1.5	0.041	0.86	0.14	*	*
10 月 期	襟裳沖 (E11)	1	ND	-	1.3	0.027	0.64	0.084	ND	-
		250	ND	-	0.99	0.025	0.51	0.092	0.0063	0.0016
		750	ND	-	0.25	0.0095	0.19	0.015	0.024	0.0034
		1,000	ND	-	0.13	0.0067	0.11	0.014	0.030	0.0034
		1,250	ND	-	0.064	0.0057	0.093	0.013	0.016	0.0027
		2,073	ND	-	ND	-	ND	-	0.017	0.0028
	襟裳沖	T2	1	ND	-	1.4	0.037	0.83	0.12	*
5 6 月 期	四国沖 (KC1)	1	ND	-	1.3	0.033	0.72	0.12	ND	-
		250	ND	-	1.8	0.045	0.83	0.13	0.011	0.0023
		500	ND	-	1.1	0.023	0.50	0.083	0.021	0.0029
		750	ND	-	0.58	0.015	0.33	0.016	0.022	0.0029
		1,000	ND	-	0.27	0.011	0.18	0.016	0.027	0.0034
		1,685	ND	-	0.027	0.0059	ND	-	0.019	0.0027
	大和堆 (YR1)	1	ND	-	1.3	0.030	0.79	0.11	0.0048	0.0014
		250	ND	-	1.1	0.024	0.81	0.11	0.011	0.0020
		500	ND	-	0.97	0.021	0.77	0.11	0.021	0.0029
		750	ND	-	0.84	0.018	0.69	0.10	0.029	0.0032
		1,000	ND	-	0.68	0.016	0.65	0.094	0.033	0.0037
		3,575	ND	-	0.23	0.0093	0.21	0.016	0.032	0.0033
	大和堆 (YR4)	1	ND	-	1.4	0.037	0.77	0.11	ND	-
		250	ND	-	1.2	0.028	0.84	0.11	0.013	0.0023
500		ND	-	1.0	0.021	0.88	0.13	0.021	0.0031	
1,205		ND	-	0.48	0.013	0.48	0.091	0.039	0.0039	

「ND」は検出下限値以下を示す。また、おおよそのNDの値については、表 I-1-5-5 と表 I-1-5-6 の脚注を併せて参照のこと。なお、「*」は分析対象外を示す。

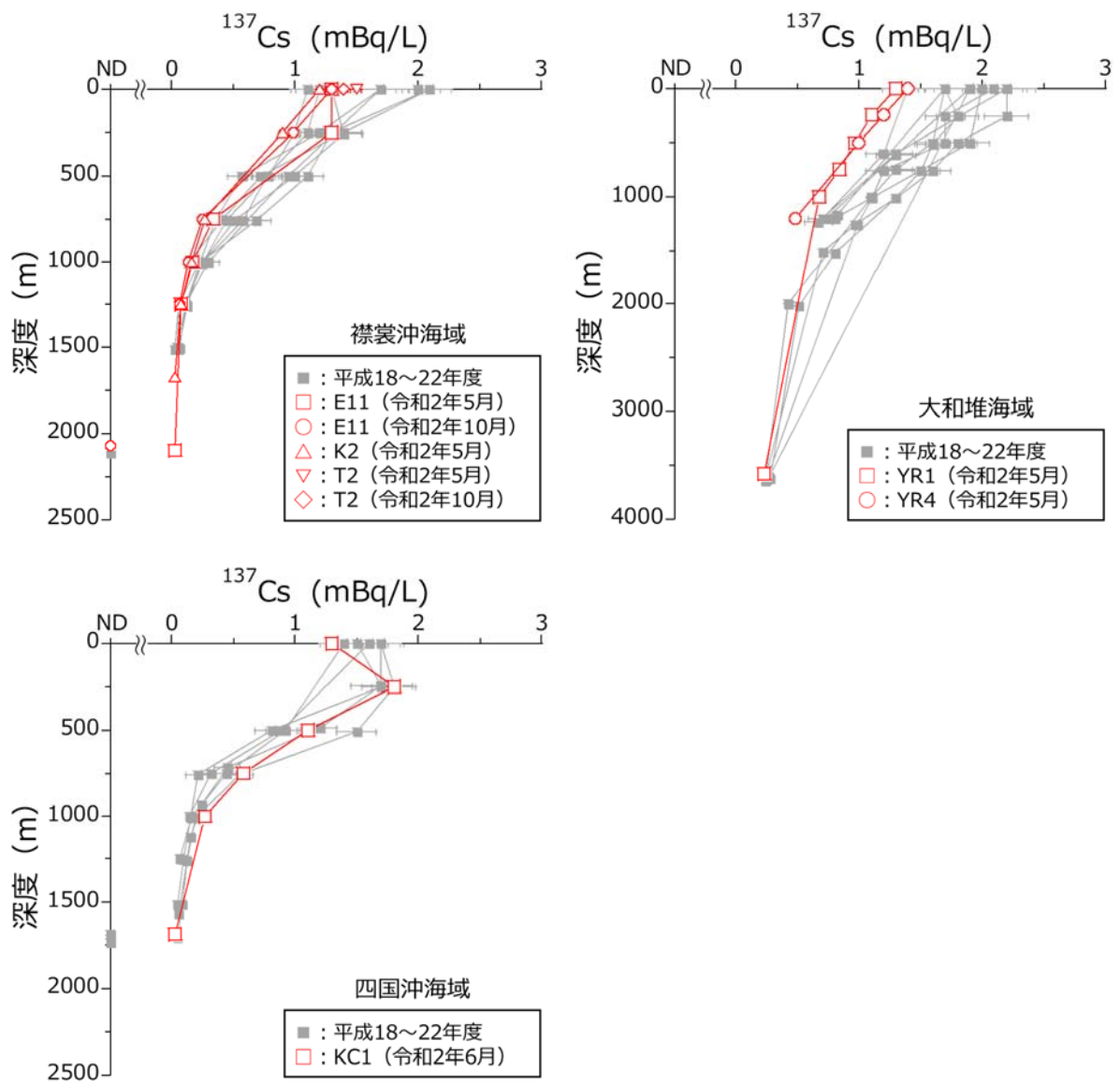


図 I -2-1-1-2 対照海域で採取した海水試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の鉛直分布

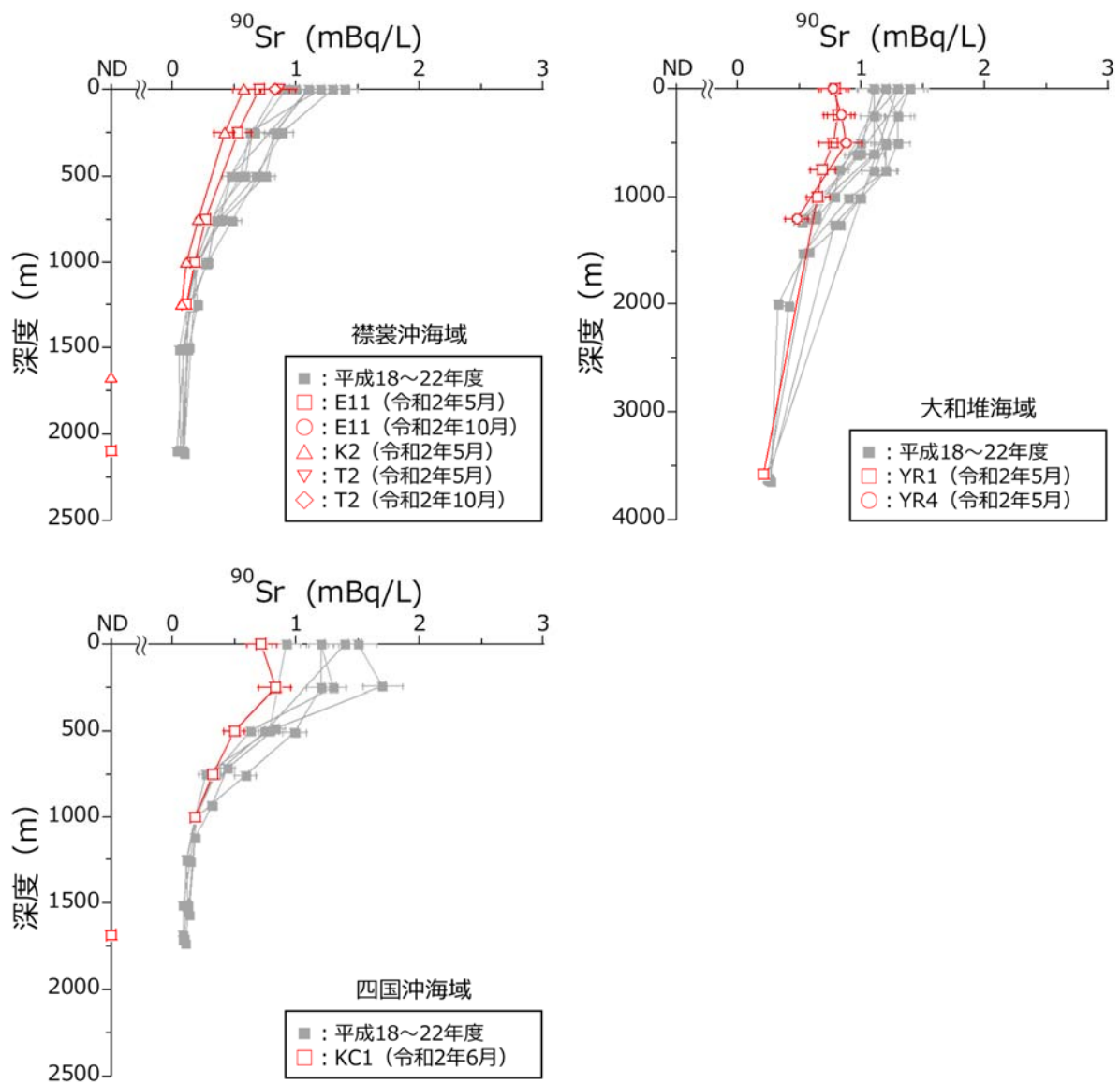


図 I -2-1-1-3 対照海域で採取した海水試料に含まれる ^{90}Sr の放射能濃度の鉛直分布

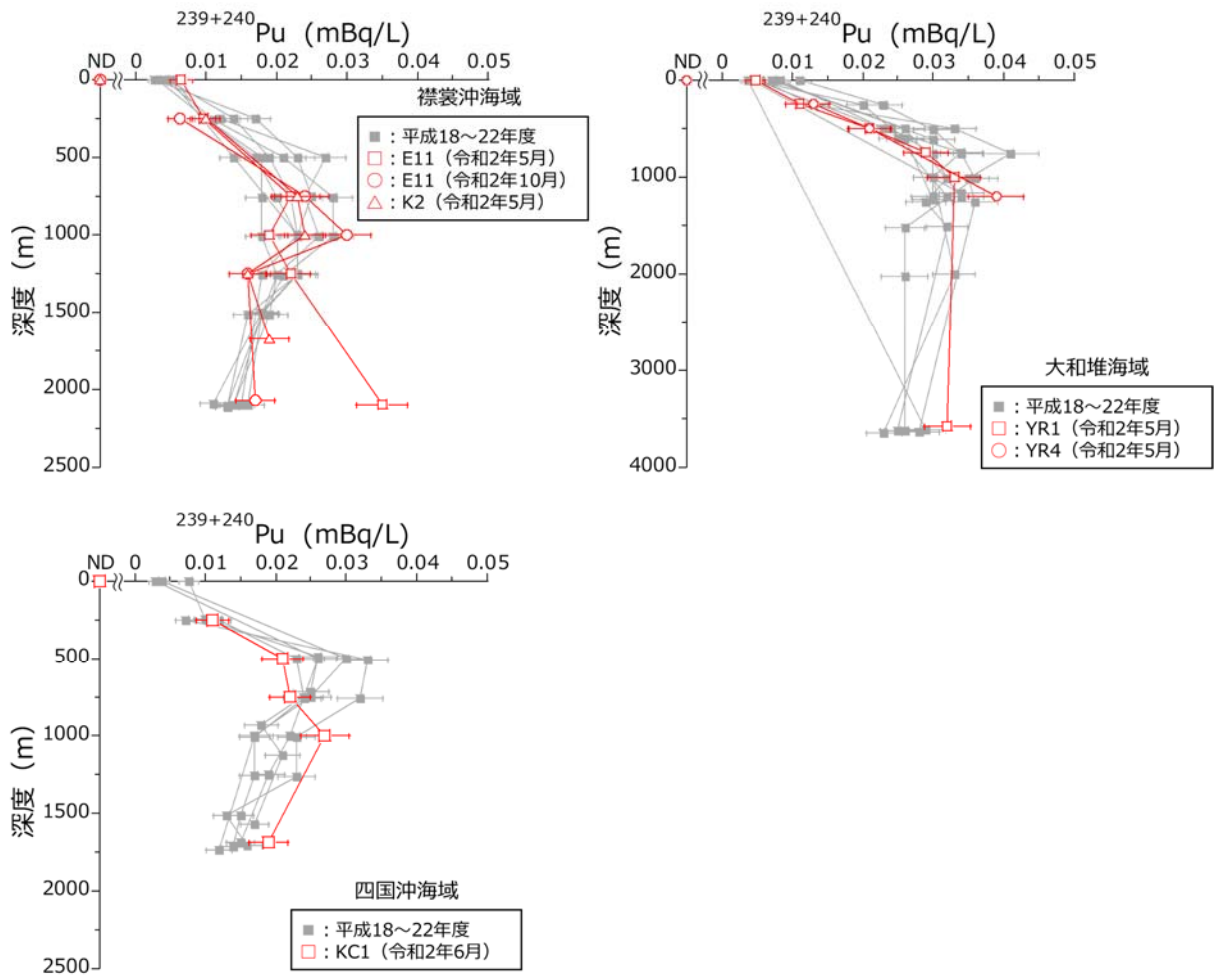


図 I -2-1-1-4 対照海域で採取した海水試料に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度の鉛直分布

(海水試料における海洋放射能調査との比較)

令和2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、10月))で得られた海水試料に含まれる ^{137}Cs 及び ^{90}Sr 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以深)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
- ・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
- ・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

また、海水試料に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ については核燃海域でのみ観測を行っているため、すべ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、 ^{137}Cs 及び ^{90}Sr については表I-2-1-1-3に、 $^{239+240}\text{Pu}$ については表I-2-1-1-4にそれぞれ示した。

表 I-2-1-1-3 令和2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の放射能濃度範囲及びその平均値

調査海域		採取層	¹³⁷ Cs (mBq/L)			⁹⁰ Sr (mBq/L)			
			最小	最大	平均	最小	最大	平均	
東日本	発電所海域 及び 核燃海域 (5-6月)	青森、 宮城、 福島第一、 福島第二、 茨城、核燃	表層	1.3	3.1	1.8	0.53	0.97	0.73
			下層	ND ^{※1}	2.6	1.8	ND	0.91	0.63
	対照 海域	襟裳沖 (5月)	表層	1.2	1.5	1.3	0.58	0.86	0.72
			表層より 深い層	0.022	1.3	0.33	ND	0.53	0.24
	核燃海域(10月)		表層	1.1	2.3	1.8	0.57	0.97	0.75
			下層	ND	1.7	1.4	ND	0.92	0.58
対照 海域	襟裳沖 (10月)	表層	1.3	1.4	1.4	0.64	0.83	0.74	
		表層より 深い層	ND	0.99	0.36	ND	0.51	0.23	
日本海	発電所 海域	北海道、 新潟、石川、 福井第一、 福井第二、 島根	表層	1.6	2.2	1.9	0.55	0.92	0.71
			下層	0.87	2.3	1.6	0.51	0.82	0.66
	対照 海域	大和堆	表層	1.3	1.4	1.4	0.77	0.79	0.78
			表層より 深い層	0.23	1.2	0.81	0.21	0.88	0.67
西日本	発電所 海域	静岡、 愛媛、 佐賀、 鹿児島	表層	1.3	2.3	1.8	0.67	0.92	0.76
			下層	1.4	2.3	1.9	0.51	0.90	0.75
	対照海域	四国沖	表層 ^{※2}	1.3			0.72		
			表層より 深い層	0.027	1.8	0.76	ND	0.83	0.46

※1 NDは検出下限値以下を示し、平均値の計算から除外した。なお、おおよそのNDの値については、表I-1-5-5と表I-1-5-6の脚注を併せて参照のこと。

※2 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。

表 I-2-1-1-4 令和2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 $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度範囲及びその平均値

調査海域		採取層	$^{239+240}\text{Pu}$ (mBq/L)		
			最小	最大	平均
核燃海域 (5月)		表層	ND ^{※1}	0.0063	0.0040
		下層	0.0036	0.024	0.011
核燃海域 (10月)		表層	ND	0.0091	0.0037
		下層	ND	0.027	0.012
対照海域	襟裳沖 (5月)	表層	ND	0.0065	— ^{※2}
		表層より 深い層	0.0096	0.035	0.020
	襟裳沖 (10月)	表層	ND		
		表層より 深い層	0.0063	0.030	0.019
	大和堆	表層	ND	0.0048	— ^{※2}
		表層より 深い層	0.011	0.039	0.025
	四国沖	表層	ND		
		表層より 深い層	0.011	0.027	0.020

※1 「ND」は検出下限値以下を示し、平均値の計算から除外した。なお、おおよそのNDの値については、表 I-1-5-6 の脚注を併せて参照のこと。

※2 「—」は検出された測点が1つであったので計算から除外した。

(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 ^{137}Cs の放射能濃度の範囲と平均値は、
発電所海域（核燃海域も含む）：

1.3～3.1mBq/L（平均：1.8±0.36mBq/L）（5～6月）

1.1～2.3mBq/L（平均：1.8±0.31mBq/L）（10月：核燃海域のみ）

対照海域（襟裳沖）：1.2～1.5mBq/L（平均：1.3±0.12mBq/L）（5月）

1.3～1.4mBq/L（平均：1.4±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。

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 ^{137}Cs の放射能濃度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、同原発事故由来の放射性セシウム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 ^{137}Cs の放射能濃度とその平均は、

発電所海域：1.6～2.2mBq/L（平均：1.9±0.17mBq/L）（日本海海域）

1.3～2.3mBq/L（平均：1.8±0.24mBq/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）

1.3mBq/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-2-1-1-5）。その要因は、Takata *et al*⁴⁾ により示されたように、事故由来の放射性セシウムが日本海海域及び西日本海域沿岸部に到達しているためと推測される。

なお、大和堆海域の表層においては、放射性セシウムの移行について事故に起因する根拠となる ^{134}Cs は平成 29 年度の調査で検出され、日本海において事故の影響が及ぶ海域の広がりが確認されつつも、平成 30 年度、平成 31（令和元）年度及び令和 2 年度の調査では再び確認されることはなかった。

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 ^{137}Cs の放射能濃度と ND を除くその平均は、

発電所海域（核燃海域も含む）：

ND～2.6mBq/L（平均：1.8±0.57mBq/L）（5～6 月）（42 測点中、6 測点で ND）

ND～1.7mBq/L（平均：1.4±0.17mBq/L）（10 月：核燃海域のみ）（22 測点中、7 測点で ND）

対照海域（襟裳沖）：

0.022～1.3mBq/L（平均：0.33±0.41mBq/L）（5 月）

ND～0.99mBq/L（平均：0.36±0.37mBq/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、これら比較的高い ^{137}Cs 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。これらの海域における下層の深度は 200m 未満であり、また事故に起因する放射性セシウムの存在として指標となる ^{134}Cs が検出された（本報告書「【II】東電福島第一原発周辺海域のモニタリング」の章を参照）。

一方、対照海域では下層の採取深度が 250m～2,100m 程度と発電所海域に比べて深いため、これらの採取層においては事故以前から ^{137}Cs は容易に検出できないほど低い傾向が見られる。

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 ^{137}Cs の放射能濃度とその平均は、

発電所海域：0.87～2.3mBq/L（平均：1.6±0.40mBq/L）（日本海海域）

1.4～2.3mBq/L（平均：1.9±0.27mBq/L）（西日本海域）

対照海域：0.23～1.2mBq/L（平均：0.81±0.31mBq/L）（大和堆）

0.027～1.8mBq/L（平均：0.76±0.63mBq/L）（四国沖）

であり、対照海域に比べて比較的高い結果が得られた。その主たる要因としては、東日本海域の下層あるいは表層より深い層における ^{137}Cs の放射能濃度と同様に、発電所海域では下層の採取深度が対照海域に比べて浅いことにより事故の影響が見られた（後述「【I】2.2）(3)③海水中の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」）が、その一方で、対照海域では採取深度が250m以深と深く、事故以前から ^{137}Cs の放射能濃度が低い傾向にあること（図 I-2-1-1-2）、更に東電福島第一原発事故に由来する ^{134}Cs の存在を見出していないことなどから、対照海域の表層より深い層まで事故に由来する放射性セシウムの影響が及んでいないと推測される。

(^{90}Sr)

東日本海域の表層で採取した海水試料に含まれる ^{90}Sr の放射能濃度とその平均は、

発電所海域：0.53～0.97mBq/L（平均：0.73±0.10mBq/L）（5～6月）

0.57～0.97mBq/L（平均：0.75±0.10mBq/L）（10月：核燃海域のみ）

対照海域（襟裳沖）：0.58～0.86mBq/L（平均：0.72±0.11mBq/L）（5月）

0.64～0.83mBq/L（平均：0.74±0.095mBq/L）（10月）

であり、両海域での ^{90}Sr の放射能濃度は同程度であった。

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 ^{90}Sr の放射能濃度とその平均は、

発電所海域：0.55～0.92mBq/L（平均：0.71±0.093mBq/L）（日本海海域）

0.67～0.92mBq/L（平均：0.76±0.070mBq/L）（西日本海域）

対照海域：0.77～0.79mBq/L（平均：0.78±0.010mBq/L）（大和堆）

0.72mBq/L（四国沖）

であり、発電所海域及び対照海域での ^{90}Sr の放射能濃度の範囲は同程度であった。対照海域の表層水に含まれる ^{90}Sr の放射能濃度の平均値は（図 I-2-1-1-5）、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年度から平成31（令和元）年度にかけても同様の濃度範囲内であった。さらに、発電所海域においても同様な結果を示すことから、令和2年度調査で見られた発電所海域及び対照海域における表層水に含まれる ^{90}Sr の放射能濃度の違いは、有意な差ではなく自然変動の範囲内にあるものと考えられる。

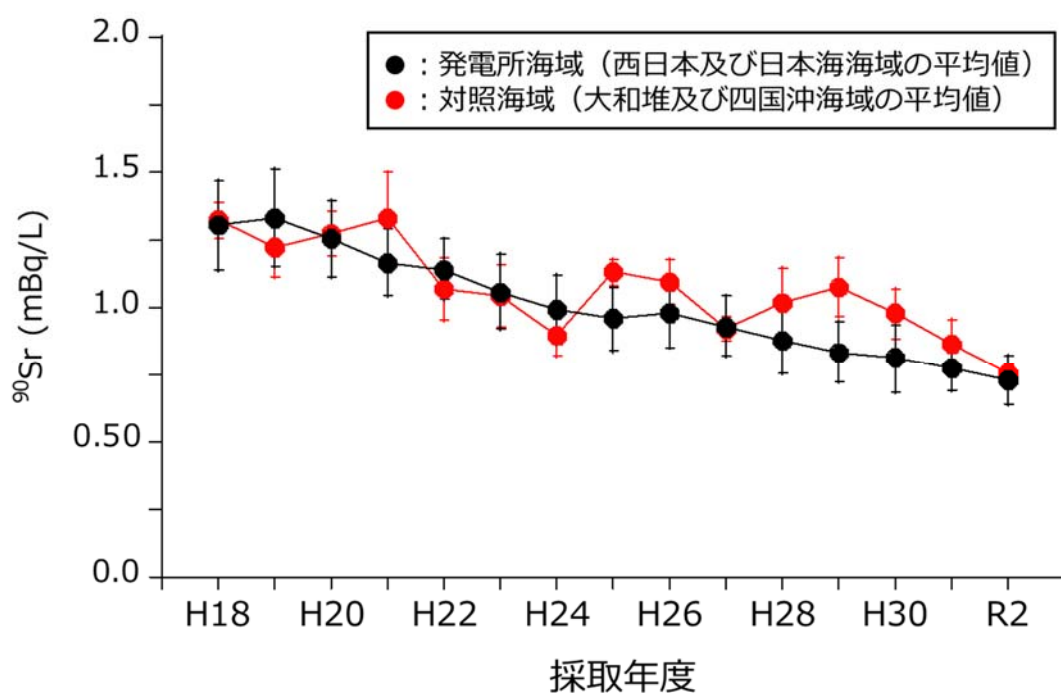
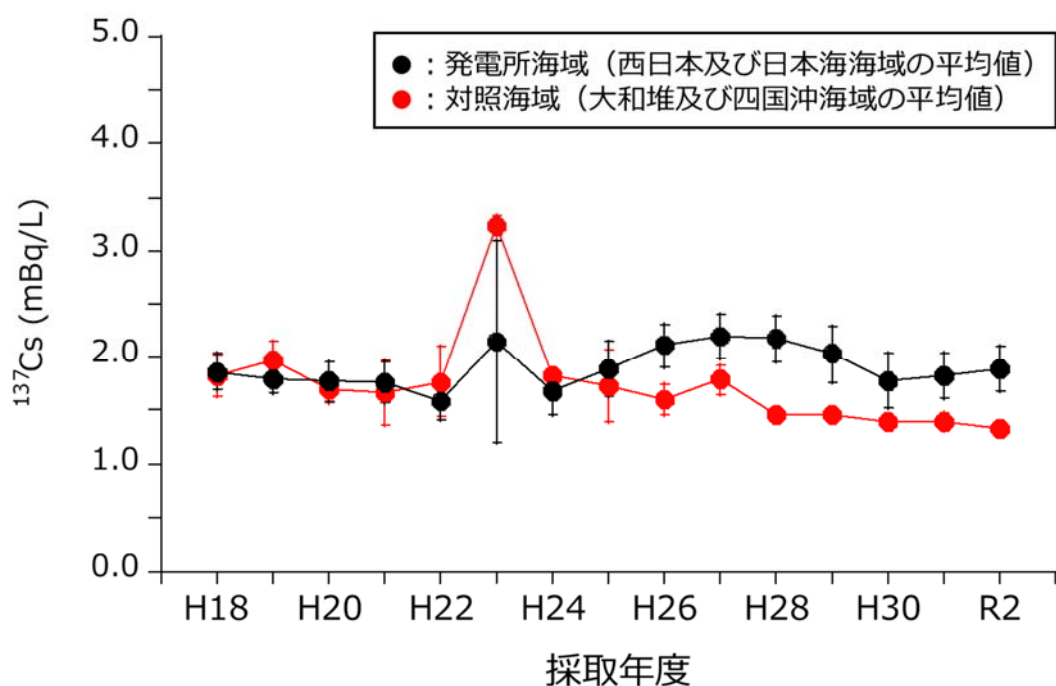


図 I -2-1-1-5 対照、西日本及び日本海海域で採取した表層海水試料に含まれる ^{137}Cs と ^{90}Sr の放射能濃度の平均値の経年変化(上図 ^{137}Cs ; 下図 ^{90}Sr)。誤差は各年度の標準偏差を表す。

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の放射能濃度とNDを除く平均は、

発電所海域（核燃海域も含む）：

ND～0.91mBq/L（平均：0.63±0.18mBq/L）（5～6月）（42測点中、3測点でND）

ND～0.92mBq/L（平均：0.58±0.18mBq/L）（10月：核燃海域のみ）（22測点中、3測点でND）

対照海域（襟裳沖）：ND～0.53mBq/L（平均：0.24±0.15mBq/L）（5月）（2測点（計10層）中、2層でND）

ND～0.51mBq/L（平均：0.23±0.17mBq/L）（10月）（1測点（5層）中、1層でND）

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。この主たる要因としては、¹³⁷Csの放射能濃度の結果と同様に、発電所海域及び核燃海域における下層の深度は、200m未満が多い一方、対照海域では表層より深い層の採取層が250～2,050mと深く、これらの採取層における⁹⁰Srの放射能濃度がいまだに低いためと推測される（図I-2-1-1-3参照）。

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の放射能濃度とその平均は、

発電所海域：0.51～0.82mBq/L（平均：0.66±0.087mBq/L）（日本海海域）

0.51～0.90mBq/L（平均：0.75±0.095mBq/L）（西日本海域）

対照海域：0.21～0.88mBq/L（平均：0.67±0.21mBq/L）（大和堆）

ND～0.83mBq/L（平均：0.46±0.24mBq/L）（四国沖）

であり、発電所海域で比較的高い結果が得られた。その主たる要因としては、東日本海域と同じく対照海域では表層よりも深い層の採取層が発電所海域に比べて深く、これらの採取層における⁹⁰Srの放射能濃度がいまだに低いためと推測される（図I-2-1-1-3参照）。

以上のことから、発電所及び核燃海域で見出される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事故前と同じ程度である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、東電福島第一原発事故に由来するものではないと考えられる。

(²³⁹⁺²⁴⁰Pu)

表層の海水試料に含まれる²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度とNDを除く平均は、

核燃海域：ND～0.0063mBq/L（平均：0.0040±0.00097mBq/L）（5月）（22測点中、8測点でND）

ND～0.0091mBq/L（平均：0.0037±0.0018mBq/L）（10月）（22測点中、9測点でND）

対照海域： ND～0.0065mBq/L（襟裳沖：5月）（2測点中、1測点でND）
ND（襟裳沖：10月）
ND～0.0048mBq/L（大和堆）（2測点中、1測点でND）
ND（四国沖）

であり、発電所海域と対照海域との差は見られなかった。

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を除く平均は、

核燃海域： 0.0036～0.024mBq/L（平均：0.011±0.0067mBq/L）（5月）
ND～0.027mBq/L（平均：0.012±0.0068mBq/L）（10月）（22測点中、3測点
でND）
対照海域： 0.0096～0.035mBq/L（平均：0.020±0.0070mBq/L）（襟裳沖：5月）
0.0063～0.030mBq/L（平均：0.019±0.0080mBq/L）（襟裳沖：10月）
0.011～0.039mBq/L（平均：0.025±0.0093mBq/L）（大和堆）
0.011～0.027mBq/L（平均：0.020±0.0052mBq/L）（四国沖）

であり、対照海域が発電所海域に比べてやや高い傾向が見られた。対照海域において高い放射能濃度が見られたのは、上述した¹³⁷Csや⁹⁰Srの放射能濃度が示す傾向とは異なり、表層より深い層での²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度が深度方向に対して増加する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ることなど、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事故前と同程度である^{3,5)}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、東電福島第一原発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人工放射性核種の放射能濃度を図I-2-1-1-6に示す。令和2年度の対照海域において、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。

一方、¹³⁷Csの放射能濃度は、

大和堆海域（測点YR4）：2.3Bq/kg-乾燥土
四国沖海域（測点KC1）：4.0Bq/kg-乾燥土

であった。また、⁹⁰Srの放射能濃度は、

大和堆海域（測点YR4）：0.36Bq/kg-乾燥土

四国沖海域（測点 KC1）：0.44Bq/kg-乾燥土
であった。さらに、 $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度は、
大和堆海域（測点 YR4）：0.78Bq/kg-乾燥土
四国沖海域（測点 KC1）：2.9Bq/kg-乾燥土
であった。

両海域で採取した海底土試料に含まれる ^{137}Cs と ^{90}Sr 放射能濃度はそれぞれ 1.7Bq/kg-乾燥土及び 0.08Bq/kg-乾燥土の差が見られ、 $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度では約 2Bq/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）※1 で $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度が 1.2～3.2Bq/kg-乾燥土と、本調査での測点 KC1 における $^{239+240}\text{Pu}$ 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 $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度が 0.8Bq/kg-乾燥土未満※2 であることから、採取場所により $^{239+240}\text{Pu}$ 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 ^{137}Cs 、 ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ 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。

※1 平成 18 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

※2 平成 20 年～平成 22 年度に実施した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 それぞれの調査報告書より

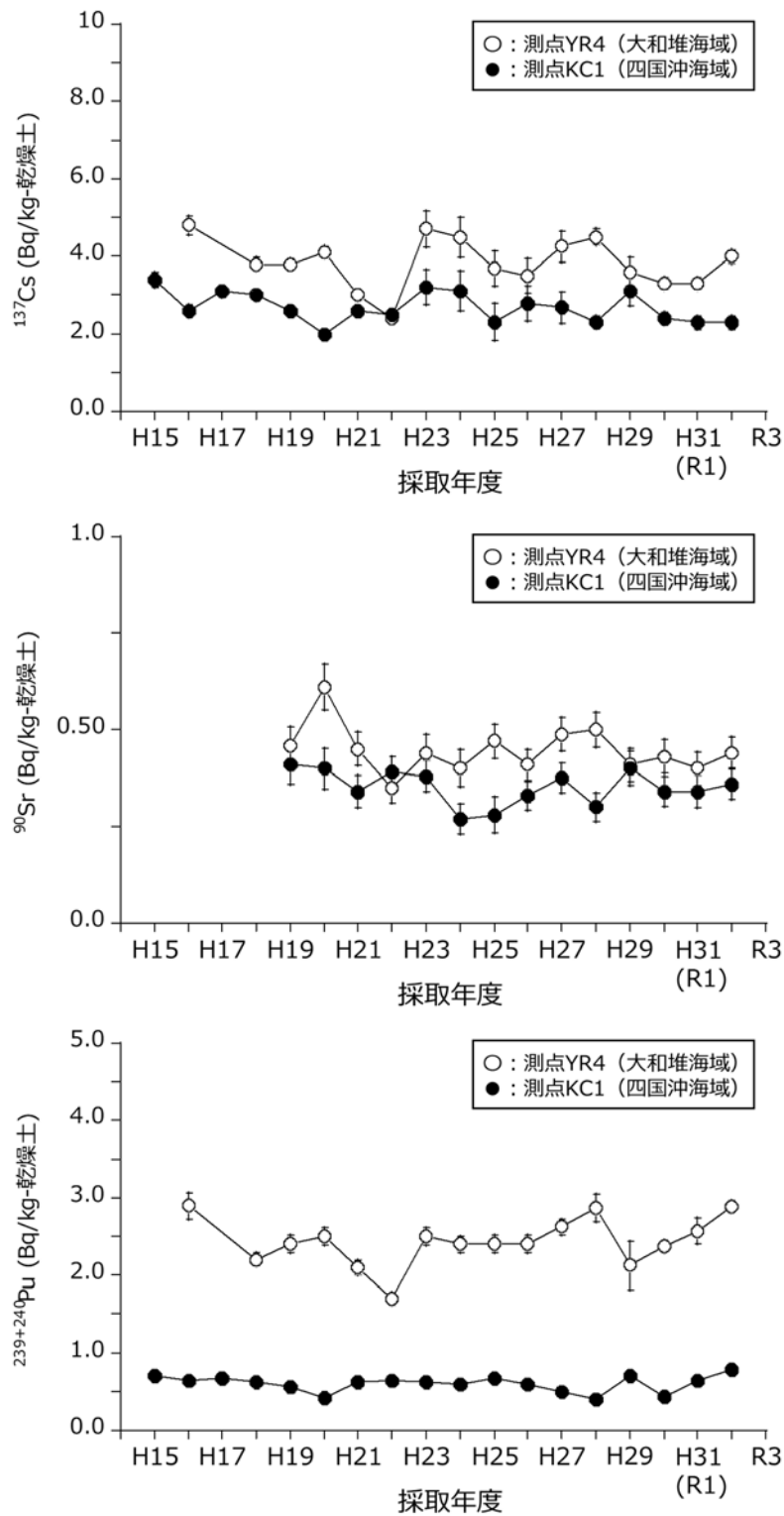


図 I -2-1-1-6 対照海域で採取した海底土試料に含まれる ^{137}Cs 、 ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度の経年変化（誤差は計数誤差。 ^{90}Sr は平成 19 年度より開始）。

(海底土における海洋放射能調査との比較)

令和2年度の調査で得られた海底土試料に含まれる ^{137}Cs 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、 ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ 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、放射性セシウムについて表I-2-1-1-5に、 ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ 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 ^{134}Cs が検出され(後述「【I】2.2)(3)②海底土中の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 ^{137}Cs 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まだ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⁵⁾であることから、海底土の性状の違いにより ^{137}Cs 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 ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ 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。

表 I-2-1-1-5 令和2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 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs 放射能濃度の範囲及びその平均値

調査海域		^{134}Cs			^{137}Cs		
		(Bq/kg-乾燥土)					
		最小	最大	平均	最小	最大	平均
東日本	青森、宮城、福島第一、福島第二、茨城、核燃	ND	2.5	1.1	0.41	42	6.7
日本海	北海道、新潟、石川、福井第一、福井第二、島根	ND			ND	8.7	2.7
西日本	静岡、愛媛、佐賀、鹿児島	ND			ND	2.0	0.85
対照	大和堆*1	ND			2.3		
	四国沖*2	ND			4.0		

*1 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。

*2 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。

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。

表 I-2-1-1-6 令和2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 ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ 放射能濃度の範囲及びその平均値

調査海域		^{90}Sr			$^{239+240}\text{Pu}$		
		(Bq/kg-乾燥土)					
		最小	最大	平均	最小	最大	平均
東日本海域	核燃	ND	0.30	0.22	0.30	4.8	1.3
対照海域	大和堆	0.36			0.78		
	四国沖	0.44			2.9		

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。

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、放射性セシウム、 ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ の人工放射性核種についてそれらの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放射性セシウム及び ^{90}Sr 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同程度であった。対照海域における海水中の $^{239+240}\text{Pu}$ 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、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これら放射性核種の放射能濃度は、事故前5年間の範囲内であった。

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放射性セシウム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 ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ 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放射性セシウムが検出されており、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 ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ 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

- 1) 及川真司・渡部輝久・高田兵衛・鈴木千吉・中原元和・御園生 淳 (2013) . 日本周辺の海水, 海底土, 海産生物に含まれる ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度の長期的推移—チェルノブイリ事故前から福島第一原子力発電所事故後まで—. 分析化学, **62**, 455-474.
- 2) Casacuberta, N., Masqué, P., Garcia-Orellana, J., Garcia-Tenorio, R. and Buesseler, K.O. (2013). ^{90}Sr and ^{89}Sr in seawater off Japan as a consequence of the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. *Biogeosciences*, **10**, 3649-3659.
- 3) Zheng, J., and Yamada, M. (2005). Vertical distributions of $^{239+240}\text{Pu}$ activities and $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ atom ratios in sediment cores: implications for the sources of Pu in the Japan Sea. *Science of the Total Environment*, **340**, 199-211.
- 4) Takata, H., Kusakabe, M., Inatomi, N. and Ikenoue, T. (2018). Appearances of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Derived ^{137}Cs in the Coastal Waters Around Japan: Results from the Marine Monitoring off Nuclear Power Plants and Facilities in Japan (1983 to 2016). *Environmental Science and Technology*, **52**, 2629-2637.
- 5) 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.
- 6) Tsukada, H., Takeda, A., Hisamatsu, S. and Inaba, J. (2008). Concentration and specific activity of fallout ^{137}Cs in extracted and particle-size fractions of cultivated soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, **99**, 875-881

(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、海産生物試料を採取して、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。

設定した対照海域について、海水及び海底土試料採取のための調査測点を含めた概略図を図 I-2-1-1-1 に示した。

令和 2 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、ゴマサバ

襟裳沖海域：スルメイカ、シロザケ（雄）

をそれぞれ収集して分析試料とした。

② 方法

スルメイカについては部位別に分け、筋肉（外套膜、腕足、頭部）を分析用試料として放射能分析に供した（肝臓も分け取り、別途冷凍保管とした）。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。

ホッコクアカエビは腹肢に卵を抱えていた雌（市場で「甘えび」と称するもの）を分析対象とし、その腹部より、側甲、腹肢、尾肢及び尾節を取り除き、筋肉のみとして放射能分析に供した。

ゴマサバ及びシロザケ（雄）は三枚に下ろし、分け取った筋肉を分析用試料として放射能分析に供した。

それぞれの分析用試料については、海洋放射能調査と同様に放射能測定法シリーズに準拠した放射能分析法を適用することとした。

③ 結果

（スルメイカ）

令和 2 年度の分析結果を表 I-2-1-2-1～3 に示す。対照海域の 3 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の筋肉に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の経年変化を図 I-2-1-2-1 に示す。

令和 2 年度に大和堆、四国沖及び襟裳沖海域で採取したスルメイカの筋肉からは ^{134}Cs は平成 31（令和元）年度に引き続き検出されなかったが、 ^{137}Cs は検出された。それら放射能濃度は、

大和堆海域： $0.030 \pm 0.0091\text{Bq/kg}$ -生鮮物

四国沖海域： $0.034 \pm 0.0057\text{Bq/kg}$ -生鮮物

襟裳沖海域：0.031±0.010Bq/kg-生鮮物
であり、東電福島第一原発事故前の濃度と同程度であった。

これまでの経過としては、平成 23 年度において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も事故前の最大値を超える ^{137}Cs の放射能濃度がスルメイカの筋肉で観測されたが、対照海域においては事故後に観測された最大値が事故前の最大値と同程度であり、大きな変化は認められなかった。

平成 15 年度から事故前までの期間に実施してきた調査で得られた ^{137}Cs 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事故後に 0.1Bq/kg-生鮮物を超える値が観測されてきた。

対照海域及び核燃海域で採取したスルメイカの筋肉に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度の経年変化を図 I-2-1-2-2 に示す。

平成 29 年度では、大和堆海域と四国沖海域で採取したスルメイカの筋肉に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度は検出下限値以下であった。平成 30 年度においては、大和堆で採取したスルメイカの筋肉から $0.00029\pm 0.000081\text{Bq/kg}$ -生鮮物の $^{239+240}\text{Pu}$ が検出された。平成 31（令和元）年度に大和堆海域、四国沖海域で採取したスルメイカの筋肉からは $^{239+240}\text{Pu}$ は検出されなかった。

なお、核燃海域で平成 27、28 及び 29 年度に採取したスルメイカの筋肉に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度は検出下限値以下であったため、平成 29 年度の対照海域との比較は出来なかった。平成 30 年度に採取したスルメイカ（核燃海域・前期・山田湾）の筋肉から $0.00039\pm 0.000098\text{Bq/kg}$ -生鮮物の $^{239+240}\text{Pu}$ が検出されたが、大和堆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。

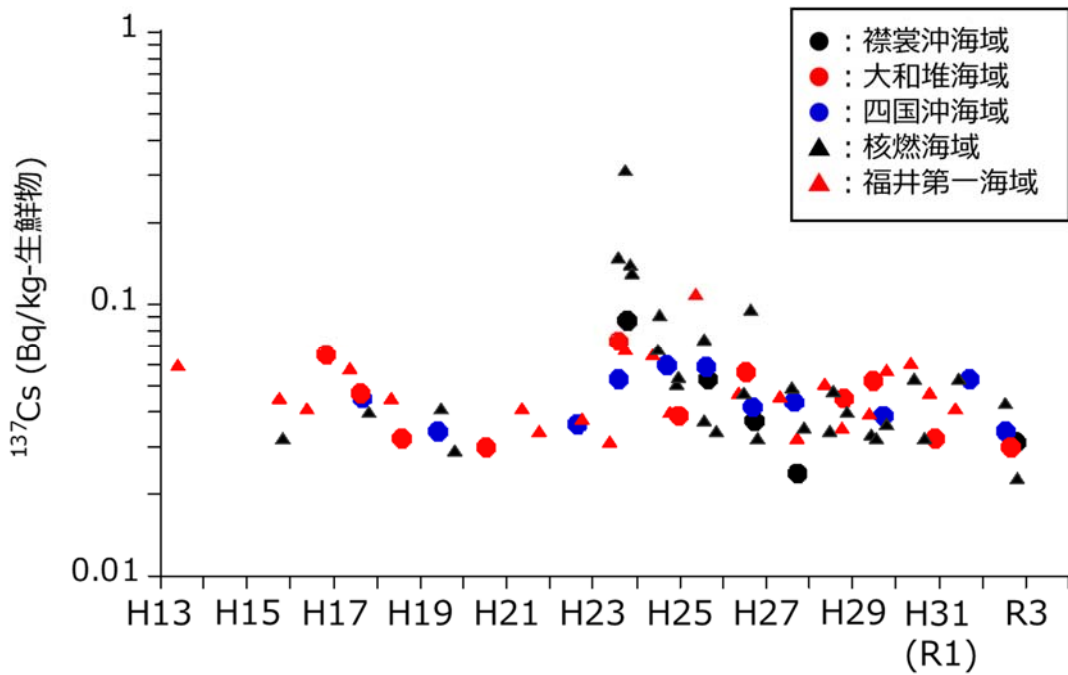


図 I -2-1-2-1 対照海域、福井第一海域及び核燃海域で採取したスルメイカの筋肉に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の経年変化。

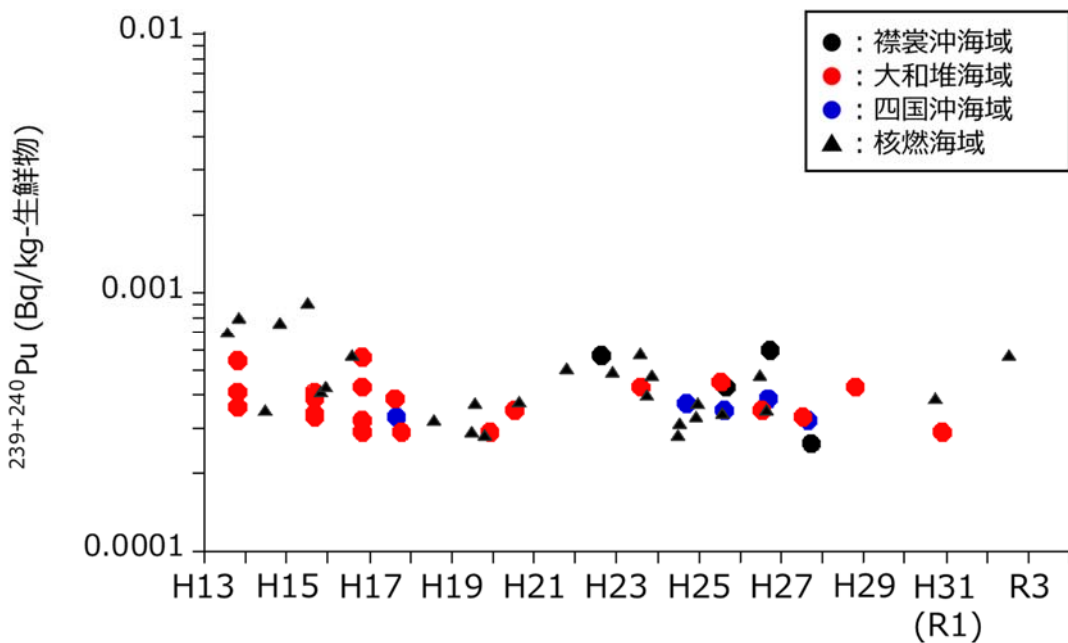


図 I -2-1-2-2 対照海域と核燃海域で採取したスルメイカの筋肉に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度の経年変化。

(ホッコクアカエビ)

令和 2 年度に大和堆海域で採取したホッコクアカエビの筋肉に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度は $0.033 \pm 0.0073 \text{Bq/kg}$ -生鮮物、 $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度は $0.00041 \pm 0.00013 \text{Bq/kg}$ -生鮮物であり、平成 31 (令和元) 年度と同程度であった (分析結果を表 I-2-1-2-1 に、図 I-2-1-2-3 も併せて参照)。

一方、令和 2 年度に石川海域で採取したホッコクアカエビの筋肉に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度は $0.038 \pm 0.0082 \text{Bq/kg}$ -生鮮物 (前期)、 $0.034 \pm 0.0098 \text{Bq/kg}$ -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、令和 2 年度の大和堆海域で採取したホッコクアカエビの筋肉に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度は平成 28 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)。

なお、他の海域において底生生物の筋肉に含まれる $^{39+240}\text{Pu}$ の放射能濃度の測定は行っていないため、大和堆海域で採取されたホッコクアカエビの筋肉に含まれる $^{39+240}\text{Pu}$ の放射能濃度を底生生物の代表値、令和 2 年度の同季節に核燃海域 (前期・山田湾) で採取したスルメイカの筋肉に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度を遊泳生物の代表値と仮定した場合、水生生物の生活型に関わらず筋肉に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度は同水準であった。

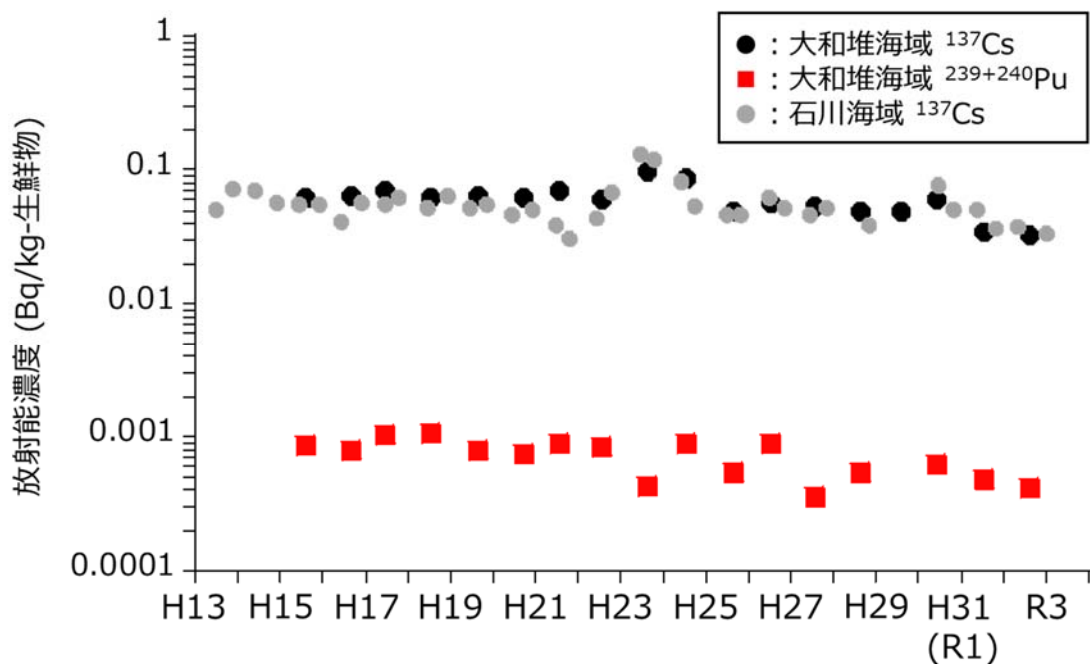


図 I-2-1-2-3 対照海域 (大和堆海域) と石川海域で採取したホッコクアカエビの筋肉に含まれる放射性核種の放射能濃度の経年変化。

(ゴマサバ)

令和 2 年度に四国沖海域で採取したゴマサバの筋肉に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度は $0.10 \pm 0.0090\text{Bq/kg}$ -生鮮物であり、 ^{134}Cs については平成 31 (令和元) 年度に引き続き検出されなかった (表 I-2-1-2-2 参照)。また、ゴマサバの筋肉に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度は平成 27 年度に核燃海域で採取したゴマサバ及び平成 29 年度に青森海域で採取したゴマサバと同程度であった。なお、四国沖海域で採取したゴマサバの筋肉に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度は東電福島第一原発事故後の平成 24 年度に採取したものでわずかに上昇が見られたが、それ以降に大きな放射能濃度の変化は認められず、令和 2 年度に採取したものについては事故前の値と同程度であった (図 I-2-1-2-4 参照)。

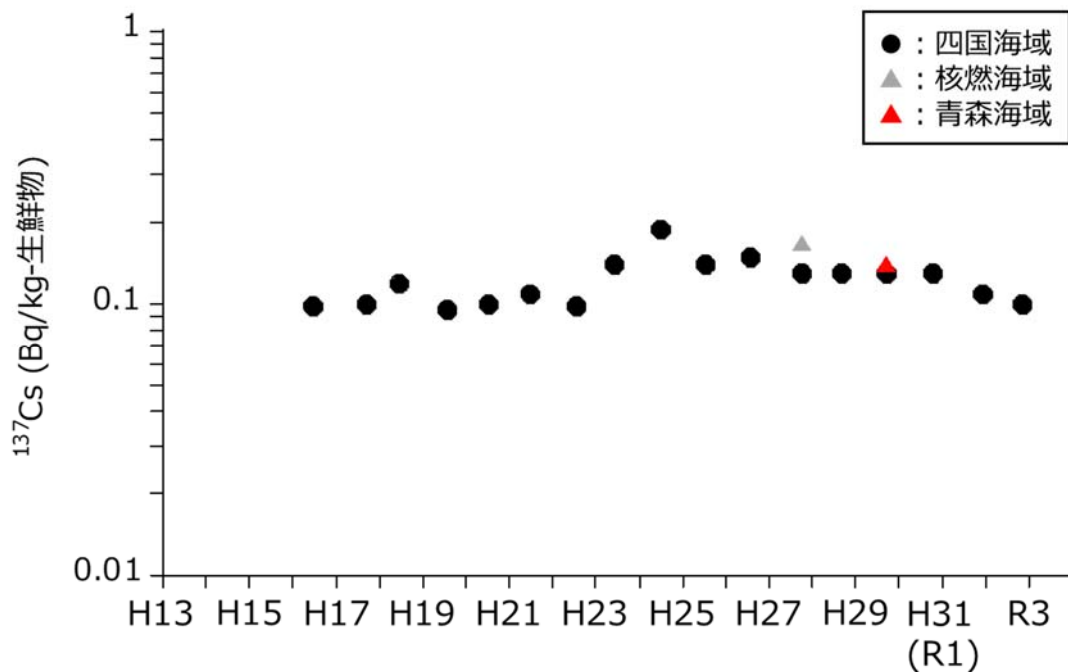


図 I-2-1-2-4 対照海域 (四国沖海域)、核燃海域及び青森海域で採取したゴマサバの筋肉に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の経年変化。

(シロザケ)

令和 2 年度における襟裳沖海域で採取したシロザケの筋肉に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度は $0.10 \pm 0.0081 \text{Bq/kg}$ -生鮮物であった。 ^{134}Cs は平成 31 (令和元) 年度に引き続き検出されなかった (表 I-2-1-2-3 参照)。

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の筋肉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 I-2-1-2-5 参照)。

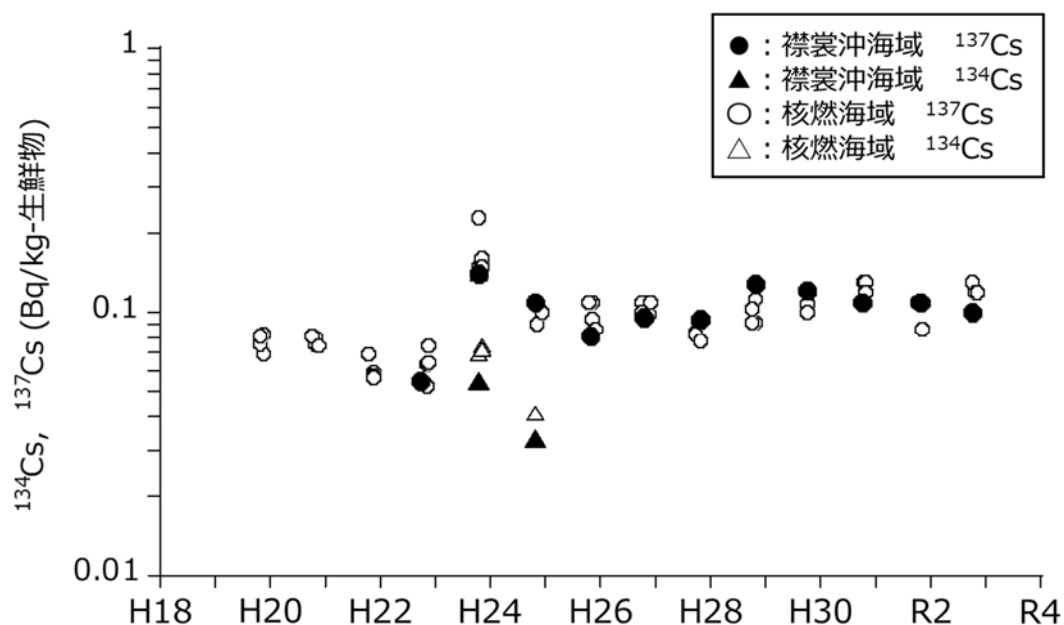


図 I-2-1-2-5 対照海域 (襟裳沖海域) と核燃海域で採取したシロザケの筋肉に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の経年変化。

表 I-2-1-2-1 対照海域（大和堆海域）における海産生物試料の放射性核種濃度

調査海域		対照海域（大和堆海域）		
試料		スルメイカ	ホッコクアカエビ	
漁獲年月日		令和2年8月28日	令和2年8月6日	
漁獲場所		大和堆	大和堆	
漁法		釣り	底曳網	
試料の個体数		123*2	1639*2	
平均全長±標準偏差 最小/最大(cm)		20.9±1.8*3*4 16.5/25.0*3*4	15.3±0.8*3 13.2/18.0*3	
平均体重±標準偏差 最小/最大(g)		193.6±52.8*3 90.0/310.6*3	13.0±2.2*3 9.0/19.6*3	
供試部位		筋肉	筋肉	
灰分(%)		1.83	1.53	
分析 供試量 (g 灰)	γ核種	65.51	61.17	
	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	18.31	15.35	
測定 年月日	γ核種	令和2年12月25日	令和2年12月25日	
	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	令和3年1月12日	令和3年1月12日	
放射能濃度*1 (Bq/kg-生鮮物)				
人工 放射 性核 種	γ	¹³⁴ Cs ¹³⁷ Cs	ND 0.030 ± 0.0091	ND 0.033 ± 0.0073
		その他の γ核種	⁵¹ Cr、 ⁵⁴ Mn、 ⁵⁸ Co、 ⁶⁰ Co、 ⁵⁹ Fe、 ⁶⁵ Zn、 ⁹⁵ Zr、 ⁹⁵ Nb、 ¹⁰³ Ru、 ¹⁰⁶ Ru、 ^{110m} Ag、 ¹²⁵ Sb、 ¹⁴⁰ Ba 及び ¹⁴⁴ Ce は、すべて検出下限値以下であった。	
	α	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	ND	0.00041 ± 0.00013
自然 放射 性核 種	γ	⁷ Be	ND	ND
		⁴⁰ K	110 ± 0.61	77 ± 0.51
		²⁰⁸ Tl	ND	ND
		²¹⁴ Bi	ND	ND
		²²⁸ Ac	ND	ND

*1 試料の放射能濃度は漁獲年月日に減衰補正した値（²³⁹⁺²⁴⁰Pu は測定終了時の値）で、誤差は計数誤差である。測定値が検出下限値以下の場合は「ND」で示す。

*2 任意の100個体から得られた平均体重で試料重量を除いて求めた個体数である。

*3 任意の100個体から得られた値である。

*4 外套長の値である。

表 I-2-1-2-2 対照海域（四国沖海域）における海産生物試料の放射性核種濃度

調査海域		対照海域（四国沖海域）		
試料		スルメイカ	ゴマサバ	
漁獲年月日		令和2年7月20日	令和2年11月5日	
漁獲場所		土佐湾東部沿岸	室戸岬沿岸	
漁法		一本釣り	一本釣り	
試料の個体数		71	26	
平均全長±標準偏差 最小／最大(cm)		22.9±1.7*2 18.2/26.5*2	42.1±2.0 38.9/46.7	
平均体重±標準偏差 最小／最大(g)		281.8±64.9 141.3/418.8	756.2±119.4 588.6/1041.7	
供試部位		筋肉	筋肉	
灰分(%)		1.89	1.42	
分析 供試量 (g 灰)	γ核種	61.77	59.38	
	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	18.92	14.23	
測定 年月日	γ核種	令和3年1月13日	令和3年1月4日	
	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	令和3年1月12日	令和3年1月12日	
放射能濃度*1 (Bq/kg-生鮮物)				
人工 放射性 核種	γ	¹³⁴ Cs ¹³⁷ Cs	ND 0.034 ± 0.0057	ND 0.10 ± 0.0090
		その他の γ核種	⁵¹ Cr、 ⁵⁴ Mn、 ⁵⁸ Co、 ⁶⁰ Co、 ⁵⁹ Fe、 ⁶⁵ Zn、 ⁹⁵ Zr、 ⁹⁵ Nb、 ¹⁰³ Ru、 ¹⁰⁶ Ru、 ^{110m} Ag、 ¹²⁵ Sb、 ¹⁴⁰ Ba 及び ¹⁴⁴ Ce は、すべて検出下限値以下であった。	
	α	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	ND	ND
自然 放射性 核種	γ	⁷ Be	ND	ND
		⁴⁰ K	73 ± 0.40	120 ± 0.62
		²⁰⁸ Tl	ND	ND
		²¹⁴ Bi	ND	ND
		²²⁸ Ac	ND	ND

*1 試料の放射能濃度は漁獲年月日に減衰補正した値（²³⁹⁺²⁴⁰Pu は測定終了時の値）で、誤差は計数誤差である。測定値が検出下限値以下の場合は「ND」で示す。

*2 外套長の値である。

表 I-2-1-2-3 対照海域（襟裳沖海域）における海産生物試料の放射性核種濃度

調査海域		対照海域（襟裳沖海域）		
試料		スルメイカ	シロザケ（雄）	
漁獲年月日		令和2年10月14日	令和2年10月8日	
漁獲場所		釧路沖	釧路沖	
漁法		一本釣り	定置網	
試料の個体数		62	7	
平均全長±標準偏差 最小／最大(cm)		25.2±1.3*2 22.8/29.7*2	69.8±5.3 62.8/78.5	
平均体重±標準偏差 最小／最大(g)		349.3±59.9 246/537.4	3402.3±749.8 2182.6/4350.1	
供試部位		筋肉	筋肉	
灰分(%)		1.83	1.29	
分析 供試量 (g 灰)	γ核種	54.79	64.57	
	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	18.38	12.92	
測定 年月日	γ核種	令和3年1月6日	令和3年1月5日	
	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	令和3年1月12日	令和3年1月12日	
放射能濃度*1 (Bq/kg-生鮮物)				
人工放射性核種	γ	¹³⁴ Cs ¹³⁷ Cs	ND 0.031 ± 0.010	ND 0.10 ± 0.0081
		その他のγ核種	⁵¹ Cr、 ⁵⁴ Mn、 ⁵⁸ Co、 ⁶⁰ Co、 ⁵⁹ Fe、 ⁶⁵ Zn、 ⁹⁵ Zr、 ⁹⁵ Nb、 ¹⁰³ Ru、 ¹⁰⁶ Ru、 ^{110m} Ag、 ¹²⁵ Sb、 ¹⁴⁰ Ba 及び ¹⁴⁴ Ce は、すべて検出下限値以下であった。	
	α	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	ND	ND
人工放射性核種	γ	⁷ Be	ND	ND
		⁴⁰ K	120 ± 0.72	120 ± 0.57
		²⁰⁸ Tl	ND	ND
		²¹⁴ Bi	ND	ND
		²²⁸ Ac	ND	ND

*1 試料の放射能濃度は漁獲年月日に減衰補正した値（²³⁹⁺²⁴⁰Pu は測定終了時の値）で、誤差は計数誤差である。測定値が検出下限値以下の場合は「ND」で示す。

*2 外套長の値である。

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ゴマサバ及び襟裳沖海域で採取したスルメイカとシロザケ（雄）について ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 及び $^{239+240}\text{Pu}$ の定量を行った。

令和 2 年度に採取したそれぞれの海産生物の筋肉に含まれる ^{134}Cs はいずれの試料からも検出されなかったものの、 ^{137}Cs の放射能濃度は 0.030～0.10Bq/kg-生鮮物であった。また、筋肉に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度については、ホッコクアカエビ（大和堆海域、令和 2 年 8 月採取）から 0.00041Bq/kg-生鮮物として検出された。

上記の結果を踏まえると、令和 2 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人工放射性核種の放射能濃度は、対照海域で採取された海産生物試料に含まれる人工放射性核種の放射能濃度との対比から、一部の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を把握することができた。

2) 変動要因・移行挙動調査

(1) 海洋環境における $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 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⁾、これら大気圏核実験起源の主要なプルトニウム同位体は、

^{238}Pu (半減期：87.7年)、

^{239}Pu (半減期： 2.411×10^4 年)

^{240}Pu (半減期：6,564年)

^{241}Pu (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排出、チェルノブイ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、 ^{238}Pu 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、

^{238}Pu ：0.50PBq (0.78kgに相当)

^{239}Pu ：4.5PBq (2,980kgに相当)

^{240}Pu ：4.0PBq (477kgに相当)

^{241}Pu ：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

^{239}Pu の 2.4PBq

^{240}Pu の 2.7PBq

^{241}Pu 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 (10^{15})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、 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 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 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比は 0.180 ± 0.014 ⁵⁾、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 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比は $0.30\text{--}0.36$ 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 $^{239+240}\text{Pu}$ 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

($^{239+240}\text{Pu}$ 濃度及び $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 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 2 mm のふるいにかけて、分析用試料とした。

< $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度及び $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 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 1.5g を分取・秤量し、正確に分取した 0.57pg の ^{242}Pu 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、試料を磁製するつばに移し、マッフル炉を用いて 450°C で 5 時間灰化した。灰化試料を 50mL 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-0.02M 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 ; サーマ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 ^{239}Pu 及び ^{240}Pu の濃度、併せて $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比を求めた。また、測定感度向上のために、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 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比及び $^{239+240}\text{Pu}$ 放射能濃度は、

- ・ IAEA-385 ($^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}=0.177\pm 0.008$; $^{239+240}\text{Pu}=2.61\pm 0.12\text{Bq/kg}$)
- ・ NIST-4357 ($^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}=0.258\pm 0.005$; $^{239+240}\text{Pu}=11.64\pm 0.33\text{Bq/kg}$)

であり、 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比及び $^{239+240}\text{Pu}$ 放射能濃度は認証値・文献値である

- ・ IAEA-385 ($^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}=0.174\sim 0.193$; $^{239+240}\text{Pu}=2.89\sim 3.00\text{Bq/kg}$)
- ・ NIST-4357 ($^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}=0.233\sim 0.244$; $^{239+240}\text{Pu}=9.3\sim 13.2\text{Bq/kg}$)

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 $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度)

令和2年度に採取した海底土試料の分析結果を表 I-2-2-1-1 に示す。海底土試料に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度は、0.34~3.36Bq/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2年度は、平成31 (令和元) 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 に示したとおり、 $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度が2 Bq/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 $^{239+240}\text{Pu}$ 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2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 $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度の範囲と比較しても同水準であった。

表 I-2-2-1-1 発電所海域で採取した海底土試料に含まれる $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度及び $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比

採取 海域	測点	採取日	$^{239+240}\text{Pu}$ 濃度	$^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比
			(Bq/kg-乾燥土)	
北海道	2	令和2年5月18日	2.63 ± 0.08	0.216 ± 0.004
青森	2	令和2年5月28日	3.36 ± 0.08	0.219 ± 0.003
宮城	2	令和2年6月9日	0.49 ± 0.02	0.236 ± 0.007
福島第一	2	令和2年6月8日	0.93 ± 0.03	0.233 ± 0.006
福島第二	2	令和2年6月6日	0.94 ± 0.04	0.244 ± 0.008
茨城	2	令和2年6月5日	0.95 ± 0.03	0.239 ± 0.007
静岡	4	令和2年6月10日	1.34 ± 0.04	0.240 ± 0.005
新潟	2	令和2年5月31日	2.50 ± 0.07	0.192 ± 0.002
石川	2	令和2年5月28日	0.93 ± 0.03	0.214 ± 0.004
福井第一	2	令和2年5月27日	2.82 ± 0.20	0.220 ± 0.011
福井第二	2	令和2年5月26日	2.05 ± 0.12	0.230 ± 0.009
島根	2	令和2年6月25日	0.34 ± 0.10	0.232 ± 0.047
愛媛	2	令和2年6月14日	0.39 ± 0.03	0.257 ± 0.015
佐賀	2	令和2年6月13日	0.49 ± 0.02	0.244 ± 0.008
鹿児島	2	令和2年6月16日	0.52 ± 0.04	0.262 ± 0.016

誤差は、質量分析計による3~5回の繰り返し測定から得た標準偏差を示す。

表 I -2-2-1-2 海底土に含まれる採取海域毎の $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度及び $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比の平均値

採取海域	海域数	$^{239+240}\text{Pu}$	$^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$
		(Bq/kg-乾燥土)	原子数比 (atom ratio)
日本海海域	7	1.68 ± 0.98	0.221 ± 0.015
太平洋海域	8	1.12 ± 0.90	0.241 ± 0.013
全海域	15	1.38 ± 0.98	0.232 ± 0.017

誤差は、平均値の標準偏差を付した。

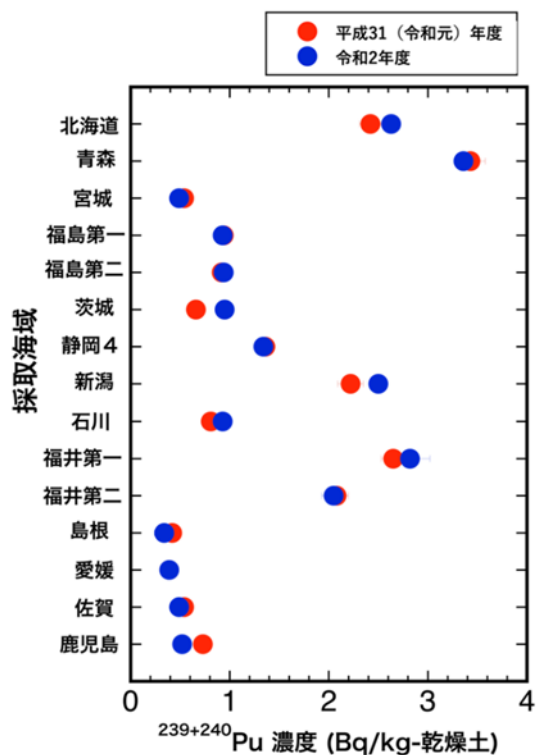


図 I -2-2-1-1 各海域で採取した海底土に含まれるプルトニウム ($^{239+240}\text{Pu}$) 濃度 (青丸及び赤丸は、それぞれ、令和2年度及び平成31(令和元)年度の濃度を示す。)

(海底土試料の $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比)

令和 2 年度に発電所海域で採取した海底土試料に含まれる $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比は、表 I-2-2-1-1 に示すとおり、0.192~0.262 の範囲にあり、平成 20~31(令和元)年度の調査結果と同じ範囲であった。表 I-2-2-1-2 に示すとおり、日本海海域と太平洋海域の平均値を求め、併せて有意水準 95%の条件で t 検定を行ったところ、 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比に有意な差違が認められた。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 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 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 2 年度の結果からも東電福島第一原発事故起源の $^{239+240}\text{Pu}$ の発電所海域で採取した海底土へ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 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 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。表 I-2-2-1-2 に示すとおり、発電所全海域の海底土に含まれる $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比の平均値は 0.232 である。

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：41%
- ・グローバルフォールアウト起源：59%

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³⁾との報告もあり、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、東電福島第一原発事故などの事象に起因するものであるか否かを科学的に判断することも含め、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 (10^{12}) を表す。

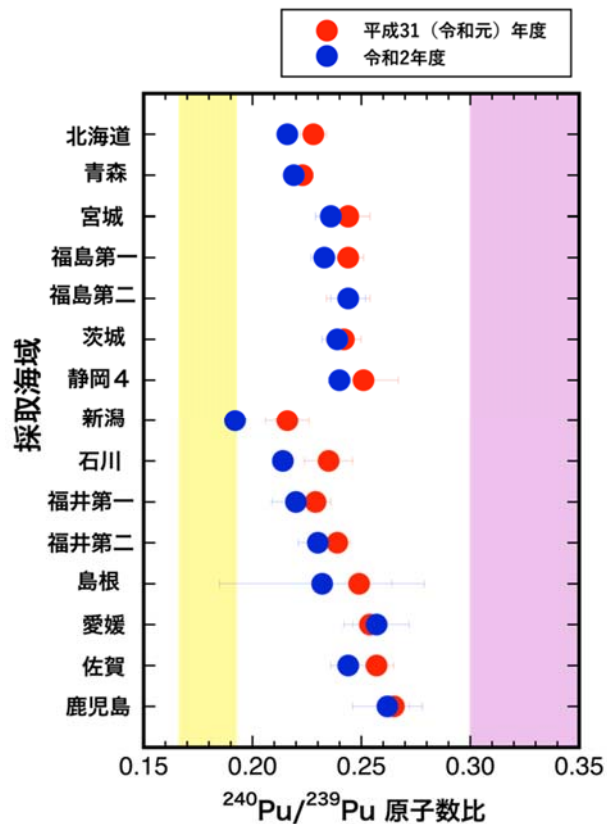


図 I -2-2-1-2 各海域で採取した海底土に含まれるプルトニウムの $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比 (青丸及び赤丸は、それぞれ、令和 2 年度及び平成 31(令和元)年度の原子数比を示す。黄色及び赤色の網掛けは、それぞれ、グローバルフォールアウト比及び太平洋核実験場起源の局地フォールアウト比を示す。)

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、 $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度と $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 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

- 1) UNSCEAR. (2000) Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), United Nations, New York.
- 2) 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. *Mar. Environ. Res.*, **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 ^{237}Np . *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.
- 7) Komura, K., Sakanoue, M. and Yamamoto, M. (1984) Determination of $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ ratio in environmental samples based on the measurement of Lx/ α -ray activity ratio. *Health Physics* **46**, 1213-1219.
- 8) Muramatsu, Y., Hamilton, T., Uchida, S., Tagami, K., Yoshida, S. and Robinson, W. (2001) Measurement of $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 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 & Technology* **38**, 3498-3504.
- 10) Wang, Z.-L. and Yamada, M. (2005) Plutonium activities and $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 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 & 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： 1.57×10^7 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)と宇宙線との核破碎反応(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放出されるものと、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、大気圏核実験や原発事故では、短寿命核種である¹³¹I(半減期：8.02日)も自然界に放出される。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、青森県六ヶ所村にある核燃料(原子燃料)サイクル施設の稼働に伴って¹²⁹Iが計画的に放出され、施設の周辺海域で¹²⁹I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¹²⁹I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、事故由来と思われる¹²⁹I放射能濃度変化を捉えている^{4~11)}。

¹²⁹Iの放射能は微弱であり、事故由来の¹²⁹I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、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、¹³¹I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、¹²⁹Iの詳細な解析により、間接的に¹³¹I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^{12, 13)}。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¹⁴⁾、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¹⁵⁾。

本調査では、平成31(令和元)年度に引き続き、核燃海域や他の海域における海水中¹²⁹I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中の¹²⁹I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¹²⁹I放射能濃度も調べた。

② 方法

(試料)

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。測点の位置は図 I-1-3-2～5、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 2 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 2 年 5 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 2 年 5～6 月に、表層から底層まで複数層で採水した。

コンブ類については、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）のマコンブ及び根室海峡（北海道・羅臼）のオニコンブをあわせて収集した。

(分析)

海水試料は賀佐ら¹⁶⁾の方法で前処理を行い、分離、濃縮した ^{129}I 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 ^{127}I 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¹⁷⁾で測定した。

コンブ類については、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 ^{129}I 濃度を測定した。同時に、試料中の ^{127}I 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。詳細は平成 28 年の本事業調査報告書⁹⁾を参照のこと。

表 I-2-2-2-1 海水試料採取測点

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	MI1	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			

③ 結果

(核燃海域の海水の ^{127}I (安定ヨウ素) 濃度及び ^{129}I 放射能濃度)

核燃海域で採取した表層水の ^{127}I 濃度及び ^{129}I 放射能濃度を表 I-2-2-2-2 と表 I-2-2-2-3 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ので、ここでは青森海域も核燃海域に含める。令和 2 年度の同海域表層水中の ^{127}I 濃度の平均値と標準偏差は、

前期： $(52 \pm 0.75)\mu\text{g/L}$

後期； $(51 \pm 0.38)\mu\text{g/L}$

であった。平成 18~22 年度の ^{127}I 濃度の平均値と標準偏差は

前期： $(52 \pm 0.75)\mu\text{g/L}$

後期： $(52 \pm 0.85)\mu\text{g/L}$

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。

令和 2 年度における表層水の ^{129}I 放射能濃度の平均値と標準偏差は、

前期： $(24 \pm 7.2)\text{nBq/L}$

後期： $(24 \pm 0.66)\text{nBq/L}$

であった。平成 18 年~令和 2 年度の各測点における表層水の ^{129}I 放射能濃度の推移を図 I-2-2-2-1 (上段) に示す。令和 2 年度の値は六ヶ所村の核燃料 (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 ^{129}I 放出がほとんど無かった平成 21 年後期~22 年度までの値と同程度であった。アクティブ試験による ^{129}I 放出がほとんど無い平成 24 年~平成 31 (令和元) 年の期間の核燃海域の表層水の ^{129}I 放射能濃度の前期の平均値 (26nBq/L) と後期の平均値 (22nBq/L) を比較すると前期の値が 15% ほど高い傾向にあるが、令和 2 年度の後期の放射能濃度は前期と同程度の値が観測された。今後水温や塩分等のデータを活用し、その変動メカニズムの解明が必要である。また、令和 2 年度の前期の表層水では、測点 AM7 と AM11 において ^{129}I 濃度がそれぞれ平均値の 2.2 倍 (53nBq/L) と 1.4 倍 (34nBq/L) の値が観測された。測点 AM7 と AM11 は核燃料 (原子燃料) サイクル施設からの放出口に最も近い 2 測点であるため、放出されてから十分に希釈される前の水塊を採取したためと考えられた。

一方、前期と後期の季節変動に比べて ^{129}I 放射能濃度の年変化は更に大きい。平成 19 年度と 20 年度に一部の測点で際だった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。平成 23 年度前期の AM4、AM5、AM22 で ^{129}I 放射能濃度の上昇が見られたが、この期間に六ヶ所村の核燃料 (原子燃料) サイクル施設からの ^{129}I の放出はほとんど無く、東電福島第一原発事故の影響と考えられる。

※1 アクティブ試験は平成 18 年 3 月 31 日より開始し、令和 3 年 3 月現在も継続中である。 ^{129}I 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 I-2-2-2-5 を参照のこと。

令和 2 年度の表層海水中の $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 原子数比は ^{129}I 濃度と同様に、前期の平均値($(7.2 \pm 2.3) \times 10^{-11}$)が後期の平均値($(7.1 \pm 0.22) \times 10^{-11}$)と同程度であった(表 I-2-2-2-2、表 I-2-2-2-3)。

表 I-2-2-2-2 表層水の ^{127}I (安定ヨウ素) 濃度と ^{129}I 濃度及び $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 原子数比 (核燃海域*1、前期)

測点*1	採取日	^{127}I ($\mu\text{g/L}$)		^{129}I (nBq/L)		$^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ ($\times 10^{-11}$)	
		濃度	誤差	濃度	誤差	原子数比	誤差
AM1	令和 2 年 5 月 12 日	51	0.10	22	0.18	6.5	0.055
AM3	令和 2 年 5 月 12 日	52	0.12	22	0.13	6.5	0.040
AM4	令和 2 年 5 月 13 日	52	0.10	22	0.24	6.5	0.071
AM6	令和 2 年 5 月 13 日	52	0.10	21	0.52	6.1	0.15
AM7	令和 2 年 5 月 25 日	49	0.073	53	0.38	16	0.12
AM10	令和 2 年 5 月 29 日	51	0.10	25	0.54	7.2	0.16
AM11	令和 2 年 5 月 25 日	51	0.079	34	0.38	10.0	0.11
AM13	令和 2 年 5 月 29 日	51	0.083	24	0.60	7.1	0.17
AM14	令和 2 年 5 月 16 日	52	0.075	22	0.44	6.3	0.13
AM15	令和 2 年 5 月 28 日	51	0.073	26	0.19	7.7	0.056
AM16	令和 2 年 5 月 24 日	52	0.093	21	0.68	5.9	0.20
AM17	令和 2 年 5 月 12 日	52	0.096	21	0.24	6.2	0.070
AM18	令和 2 年 5 月 11 日	51	0.079	22	0.34	6.4	0.10
AM19	令和 2 年 5 月 11 日	51	0.11	23	0.51	6.8	0.15
AM20	令和 2 年 5 月 11 日	52	0.075	19	0.18	5.4	0.052
AM21	令和 2 年 5 月 10 日	51	0.087	24	0.61	7.0	0.18
AM22	令和 2 年 5 月 10 日	53	0.090	18	0.27	5.1	0.077
HG1	令和 2 年 5 月 16 日	52	0.088	23	0.51	6.6	0.15
HG2	令和 2 年 5 月 28 日	52	0.084	22	0.31	6.4	0.090
HG3	令和 2 年 5 月 24 日	52	0.073	27	0.31	7.9	0.090
HG4	令和 2 年 5 月 30 日	52	0.073	23	0.51	6.5	0.15
平均と標準偏差		52	0.75	24	7.2	7.2	2.3

*1 青森海域 (HG1~4) は発電所海域に分類されるが、その測点は核燃海域内にあるので、ここでは核燃海域に含めて記載する。

表 I -2-2-2-3 表層水の ^{127}I (安定ヨウ素)濃度と ^{129}I 濃度及び $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 原子数比 (核燃
 海域、後期)

測点	採取日	^{127}I ($\mu\text{g/L}$)		^{129}I (nBq/L)		$^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ ($\times 10^{-11}$)	
		濃度	誤差	濃度	誤差	原子数比	濃度
AM1	令和2年10月8日	51	0.14	24	0.30	7.2	0.092
AM3	令和2年10月8日	51	0.14	23	0.18	6.8	0.055
AM4	令和2年10月13日	51	0.13	25	0.50	7.4	0.15
AM6	令和2年10月9日	51	0.14	23	0.36	6.9	0.11
AM7	令和2年10月13日	51	0.13	24	0.30	7.1	0.091
AM10	令和2年10月9日	51	0.13	24	0.45	7.0	0.13
AM11	令和2年10月13日	51	0.13	24	0.49	7.2	0.15
AM13	令和2年10月9日	51	0.13	24	0.60	7.1	0.18
AM14	令和2年10月13日	51	0.13	25	0.24	7.2	0.075
AM15	令和2年10月14日	51	0.14	25	0.35	7.4	0.10
AM16	令和2年10月14日	51	0.14	25	0.25	7.4	0.075
AM17	令和2年10月8日	51	0.13	24	0.35	7.1	0.11
AM18	令和2年10月8日	51	0.13	24	0.60	7.1	0.18
AM19	令和2年10月7日	51	0.13	24	0.43	6.9	0.13
AM20	令和2年10月7日	52	0.15	24	0.64	6.9	0.19
AM21	令和2年10月7日	52	0.15	23	0.43	6.7	0.13
AM22	令和2年10月7日	52	0.16	24	0.39	6.9	0.12
平均と標準偏差		51	0.38	24	0.66	7.1	0.22

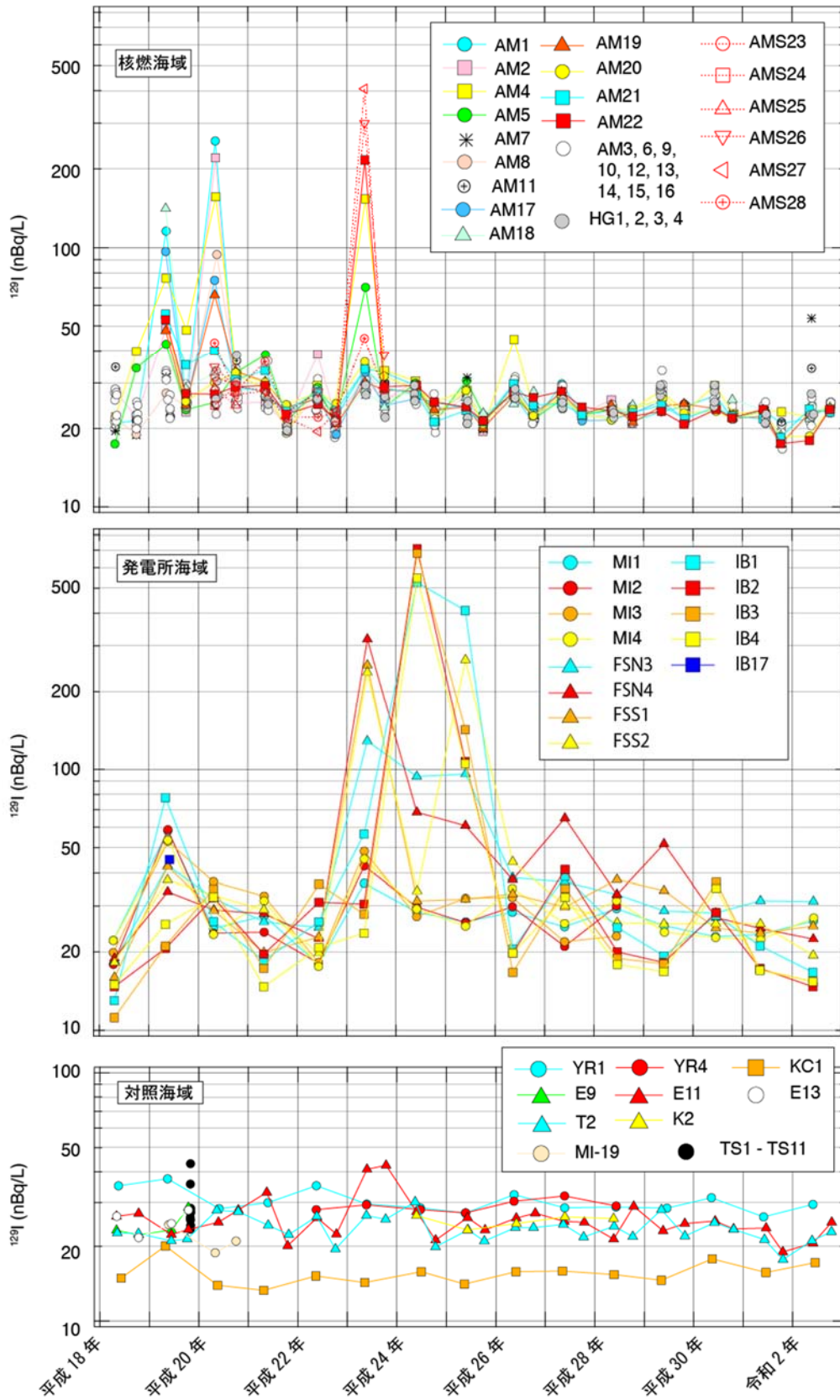


図 I -2-2-2-1 核燃海域、発電所海域及び対照海域における表層水に含まれる ^{129}I 放射能濃度の推移。

(発電所海域の¹²⁷I(安定ヨウ素)濃度及び¹²⁹I放射能濃度)

令和2年6月に核燃海域の南に位置する3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原子数比を表I-2-2-2-4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(中段)に示す。

表I-2-2-2-4 表層水の¹²⁷I(安定ヨウ素)濃度と¹²⁹I濃度及び¹²⁹I/¹²⁷I原子数比(発電所海域)

測点	採取日	¹²⁷ I		¹²⁹ I		¹²⁹ I/ ¹²⁷ I	
		(μg/L)		(nBq/L)		(×10 ⁻¹¹)	
		濃度	誤差	濃度	誤差	原子数比	誤差
宮城海域							
MI1	令和2年6月9日	52	0.11	26	0.16	7.7	0.050
MI4	令和2年6月10日	52	0.11	27	0.35	7.8	0.10
平均と標準偏差		52	0.067	27	0.34	7.8	0.088
福島第一・第二海域							
FSN3	令和2年6月8日	50	0.085	31	0.40	9.4	0.12
FSN4	令和2年6月7日	53	0.11	22	0.87	6.3	0.25
FSS1	令和2年6月6日	53	0.14	25	0.44	7.2	0.13
FSS2	令和2年6月6日	53	0.13	19	0.22	5.5	0.064
平均と標準偏差		52	1.3	25	4.3	7.1	1.4
茨城海域							
IB1	令和2年6月4日	54	0.11	17	0.19	4.7	0.054
IB2	令和2年6月5日	52	0.10	15	0.72	4.2	0.21
IB3	令和2年6月4日	52	0.12	15	0.17	4.5	0.050
IB4	令和2年6月4日	53	0.10	15	0.57	4.4	0.16
平均と標準偏差		53	0.66	16	0.74	4.5	0.16

令和2年6月の¹²⁷I濃度は、宮城海域が52μg/L、福島第一及び福島第二海域が50～53μg/L、茨城海域が52～54μg/Lであった。平成18～22年度の各海域の¹²⁷I濃度の範囲は、宮城海域が48～54μg/L、福島第一及び福島第二海域が50～54μg/L、茨城海域が47～55μg/Lであり、令和2年度の測定値は事故前の変動幅に収まっている。

令和 2 年度の 3 つの海域（宮城、福島（第一、第二）及び茨城）における海水中 ^{129}I 放射能濃度の平均値は 16~27n Bq/L の範囲にあった。平成 18~平成 31（令和元）年度と同海域における ^{129}I 放射能濃度の時系列変化は核燃海域のそれと大きく異なるのみならず、海域毎での変動パターンも東電福島第一原発事故やアクティブ試験の影響の程度により各々が異なっている（図 I-2-2-2-1（中段））。そのため、これら 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濃度を見積もることは容易ではなく、令和 2 年度のデータが事故前のレベルにあるかどうか判定が難しい。しかし、平成 19 年~20 年にかけて行われたアクティブ試験の影響により、ほとんどの測点において濃度の上昇が見られたが、平成 22 年にはアクティブ試験による ^{129}I 放射能濃度の上昇が見られる前のレベルに戻っている。令和 2 年度の分析結果は平成 22 年の結果から逸脱するものではなく、発電所海域の ^{129}I 放射能濃度レベルは概ね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、 $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 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 ^{127}I （安定ヨウ素）濃度及び ^{129}I 放射能濃度）

対照海域 3 海域における海水中の ^{127}I 濃度及び ^{129}I 放射能濃度を表 I-2-2-2-5 に示す。

<表層>

表層水中の ^{127}I 濃度は観測された 4 つの測点（YR1、KC1、E11、T2）では比較的小さい変動幅 52~53 $\mu\text{g}/\text{L}$ にあった。一方、 ^{129}I 放射能濃度は下に示すように海域毎に大きく変動する。

YR1:29nBq/L KC1:17nBq/L E11（前期）:21nBq/L E11（後期）:25nBq/L
T2（前期）: 21nBq/L T2（後期）:23nBq/L

$^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 原子数比も ^{129}I 放射能濃度の変動を反映して $(4.9\sim 8.5)\times 10^{-11}$ の範囲にあり、四国沖海域（KC1）で最小値を示す。

これらの海域毎の濃度の差異は過去のデータでも示されており、令和 2 年のみの傾向ではない（図 I-2-2-2-1（下段））。

<鉛直分布>

対照海域の 3 つの測点、YR1（大和堆海域）、KC1（四国沖海域）及び E11（襟裳沖海域）において多層採水を行い、 ^{127}I 濃度及び ^{129}I 放射能濃度の鉛直分布を調べた。結果を表 I-2-2-2-5 に示す。同時に過去のデータと合わせて鉛直分布を図 I-2-2-2-2 に図示する。 ^{127}I 濃度は、令和 2 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（52~53 $\mu\text{g}/\text{L}$ ）から水深とともに濃度が増し、おおよそ深度 1000m で 57~59 $\mu\text{g}/\text{L}$ に達し、それ以深ではほぼ一定である。一方、 ^{129}I 放射能濃度は全ての海域

で水深とともに濃度が減る傾向を示した（図 I-2-2-2-2）。しかし、その深さによる減少率は観測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わかる。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。

¹²⁹I 濃度の鉛直分布の時系列変化を図 I-2-2-2-3 に示す。東電福島第一原発事故の起きた平成 23 年は青色、令和 2 年のデータは赤色で示されている。図 I-2-2-2-1（下段）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 年には表層で高い値を示している。なお、他の 2 つの海域では事故の影響は見られず、令和 2 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¹²⁹I が計画的に放出されることで¹²⁹I 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¹²⁹I 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、¹²⁹I 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。

表 I -2-2-2-5 海水の ^{127}I (安定ヨウ素) 濃度と ^{129}I 放射能濃度及び $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 原子数比
(対照海域)

測点	採取日	採取深度	^{127}I ($\mu\text{g/L}$)		^{129}I (nBq/L)		$^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ ($\times 10^{-11}$)	
			濃度	誤差	放射能 濃度	誤差	原子数比	誤差
大和堆海域								
YR1	令和2年5月30日	1 m	52	0.11	29	0.43	8.5	0.13
YR1	令和2年5月30日	250 m	54	0.10	26	0.32	7.2	0.091
YR1	令和2年5月30日	500 m	55	0.11	23	0.40	6.1	0.11
YR1	令和2年5月30日	750 m	56	0.12	18	0.23	4.9	0.062
YR1	令和2年5月30日	1000 m	57	0.12	16	0.18	4.2	0.050
YR1	令和2年5月30日	3575 m	57	0.11	5.0	0.18	1.3	0.048
四国沖海域								
KC1	令和2年6月15日	1 m	53	0.11	17	0.32	4.9	0.092
KC1	令和2年6月15日	250 m	56	0.12	15	0.32	4.1	0.087
KC1	令和2年6月15日	500 m	57	0.11	12	0.48	3.1	0.13
KC1	令和2年6月15日	750 m	58	0.13	7.6	0.22	2.0	0.057
KC1	令和2年6月15日	1000 m	58	0.13	4.5	0.10	1.2	0.027
KC1	令和2年6月15日	1685 m	59	0.12	1.6	0.11	0.41	0.028
襟裳沖海域								
E11	令和2年5月31日	1 m	52	0.078	21	0.70	6.0	0.20
E11	令和2年5月31日	250 m	54	0.094	17	0.17	4.6	0.049
E11	令和2年5月31日	750 m	58	0.11	5.0	0.15	1.3	0.039
E11	令和2年5月31日	1000 m	59	0.11	2.7	0.17	0.69	0.043
E11	令和2年5月31日	1250 m	59	0.091	1.5	0.11	0.38	0.027
E11	令和2年5月31日	2100 m	61	0.099	0.95	0.21	0.23	0.051
E11	令和2年10月16日	1 m	52	0.15	25	0.35	7.3	0.10
襟裳沖海域								
T2	令和2年5月24日	1 m	52	0.081	21	0.16	6.1	0.047
T2	令和2年10月14日	1 m	52	0.14	23	0.28	6.7	0.085

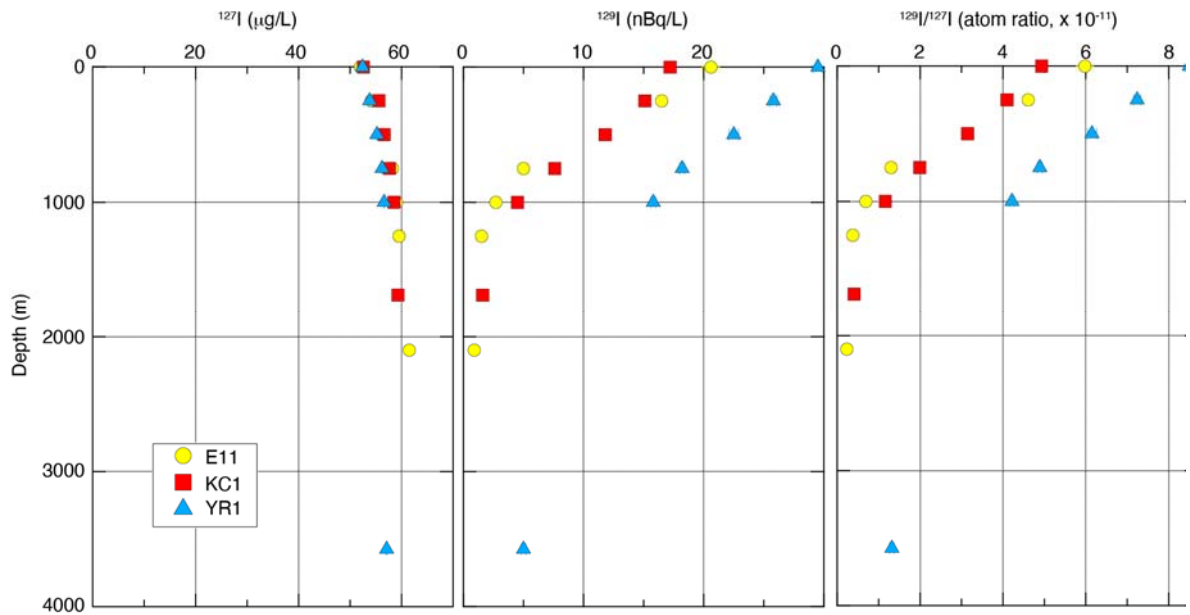


図 I -2-2-2-2 対照海域における海水中の ^{127}I 濃度、 ^{129}I 放射能濃度及び $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 原子数比の鉛直分布。

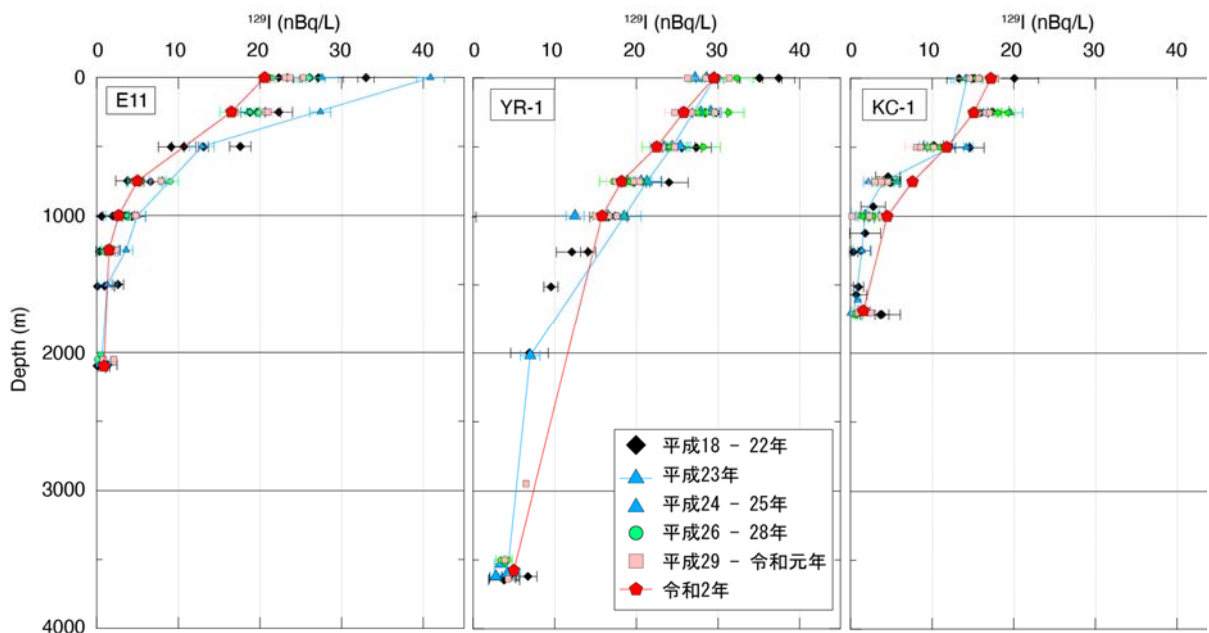


図 I -2-2-2-3 対照海域における海水中的 ^{129}I 放射能濃度の鉛直分布の時系列変化。東電福島第一原発事故が起こった年（平成 23 年）のデータは青色で、最新のデータ（令和 2 年）は赤色で示す。

(コンブ類試料に含まれる ^{127}I (安定ヨウ素)濃度と ^{129}I 放射能濃度)

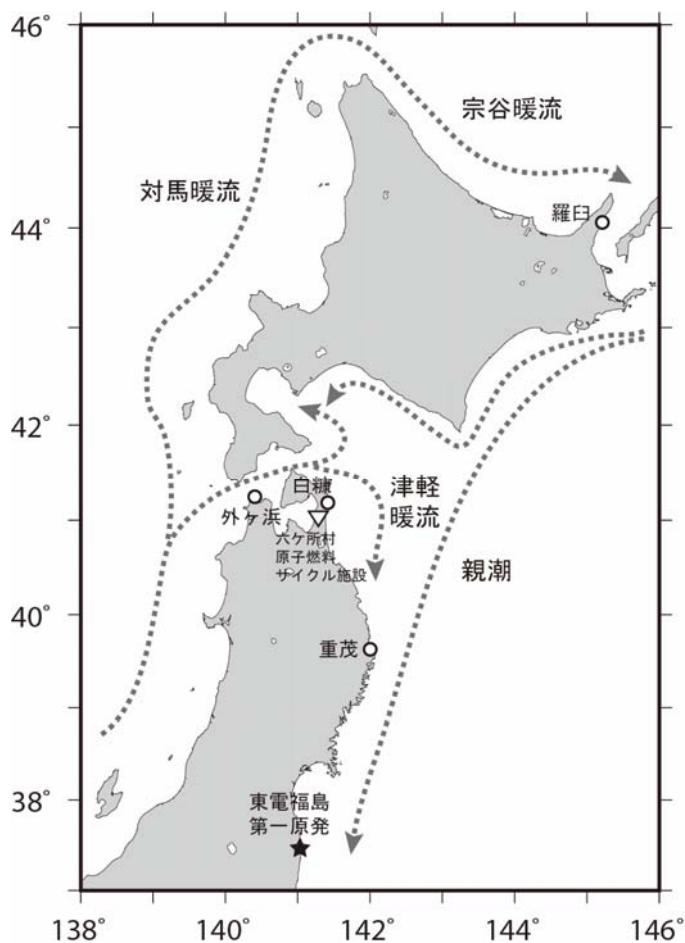


図 I-2-2-2-4 コンブ類試料の採取地点

コンブ類試料の採取地点を図 I-2-2-2-4 に、令和 2 年度の分析結果を表 I-2-2-2-6 に示す。 ^{127}I 濃度及び ^{129}I 放射能濃度は海域間で大きく変動しており、 ^{127}I 濃度は $0.77\sim 3.0\text{mg/g}$ -乾物、 ^{129}I は $0.41\sim 2.1\mu\text{Bq/g}$ -乾物の範囲にあった。しかし、両者の原子数比は比較的狭いに範囲 ($(7.7\sim 10)\times 10^{-11}$) にあった。

平成 19 年度から令和 2 年度までのコンブ類試料の ^{127}I 濃度と ^{129}I 放射能濃度及び $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 原子数比の推移を図 I-2-2-2-5 に示す。平成 19 年度から平成 31 年度までの ^{127}I 濃度は $0.58\sim 4.9\text{mg/g}$ -乾物の範囲にあり、令和 2 年度に得られた結果は過去の測定値の範囲内であった。

表 I-2-2-2-6 コンブ類試料に含まれる ^{127}I (安定ヨウ素)濃度と ^{129}I 放射能濃度及び $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 原子数比

試料	採取地	採取日	^{127}I (mg/g -乾物)		^{129}I ($\mu\text{Bq/g}$ -乾物)		$^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ ($\times 10^{-11}$)	
			令和 2 年	濃度	誤差	放射能濃度	誤差	原子数比
オニコンブ	羅白沿岸	7月27日	3.0	0.0074	2.1	0.019	10	0.098
マコンブ	外ヶ浜沿岸	10月12日	1.2	0.0030	0.60	0.0046	7.7	0.063
マコンブ	白糠沿岸	9月16日	1.6	0.0030	0.85	0.0063	8.2	0.063
マコンブ	重茂沿岸	7月16日	0.77	0.0024	0.41	0.013	8.1	0.258

図 I-2-2-2-5(d)に示すようにアクティブ試験により六ヶ所村に所在する核燃料（原子燃料）サイクル施設から ^{129}I 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 ^{129}I の放出量の多い状態が続いた(図 I-2-2-2-5(d))。

平成 19 年度から平成 31（令和元）年度までの ^{129}I 放射能濃度は、アクティブ試験による ^{129}I 放出量が比較的多かった平成 19～20 年を除けば、 $0.27\sim 2.9\mu\text{Bq/g}$ -乾物の範囲にあり、令和 2 年度に得られた結果は過去の測定値の範囲内であった。令和 2 年度の調査において採取した表層水試料に含まれる $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 原子数比を求めたところ、

核燃海域（青森県沖 AM1～AM16）： $(7.1\sim 7.8)\times 10^{-11}$

核燃海域（岩手県沖 AM17～AM22）： $(6.2\sim 6.9)\times 10^{-11}$

襟裳沖海域（E11）： $(6.0\sim 7.2)\times 10^{-11}$

津軽海峡（T2）： $(6.1\sim 6.7)\times 10^{-11}$

であり、令和 2 年度に採取したコンブ類試料の $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 比の範囲は $(7.7\sim 10)\times 10^{-11}$ で海水試料に比べ高く、両者は一致しなかった。コンブ類試料の $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 比は生育した環境の海水の $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 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 $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 比を表すのに対して、コンブ類の $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 比はコンブが生育していた期間の海水の $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 比を平均化した値を表している可能性があるため、両者に違いが出たと考えられる。

平成 19 年度から令和 2 年度までのコンブ類試料に含まれる ^{129}I 放射能濃度の最大値 ($42\mu\text{Bq/g}$ -乾物)は平成 20 年 8 月の外ヶ浜沿岸で見られた(図 I-2-2-2-5(b))。平成 19 年度のコンブ類試料に含まれる ^{129}I 放射能濃度の範囲は $3.6\sim 6.2\mu\text{Bq/g}$ -乾物、平成 20 年度は $5.2\sim 42\mu\text{Bq/g}$ -乾物の範囲であり、それぞれ平均値は $5.1\mu\text{Bq/g}$ -乾物、 $17\mu\text{Bq/g}$ -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 ^{129}I 放射能濃度 ($0.27\sim 2.9\mu\text{Bq/g}$ -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 ^{129}I の液体廃棄物の放出(図 I-2-2-2-5(d))は、太平洋側で行われている。図 I-2-2-2-4 に示された海流を考慮すると、液体廃棄物に含まれる ^{129}I 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 ^{129}I 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 ^{129}I が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¹⁸⁾。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 ^{129}I 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 $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 原子数比にも認められた。平成 19 年度の範囲は $(21\sim 58)\times 10^{-11}$ 、平成 20 年度は $(36\sim 260)\times 10^{-11}$ 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 ($2.1\sim 12$) ×

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 $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 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。

対照海域 (T2, E11) 及び核燃海域 (北部: AM1-AM16、南部: AM17-AM22) における $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 原子数比の時系列変化のデータセット (図 I-2-2-2-5(c)) よりアクティブ試験の影響が考えられる平成 19~20 年と原発事故のあった平成 23 年のデータを除いて、平均と標準偏差を計算すると

$$(7.0 \pm 0.84) \times 10^{-11}$$

となる。一方、コンブ類試料中の ^{129}I と ^{127}I 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様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)。それらを除いたデータセットに対し、直線を回帰させた。得られた回帰式を以下に示す。

$$^{129}\text{I} = (8.4 \pm 0.7) \times 10^{-11} \times ^{127}\text{I} + (-1.7 \pm 0.8) \times 10^8$$

$$r^2 = 0.76$$

回帰直線から得られた $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 原子数比 ($(8.4 \pm 0.7) \times 10^{-11}$) は海水中の比の平均値 ($(7.0 \pm 0.84) \times 10^{-11}$) と変動の範囲内で一致している。即ち、コンブ類中の ^{129}I 放射能濃度は海域毎に大きく変動しているが、その $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 原子数比は海水中とほぼ同じレベルである。そのため、コンブ類中の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中の平均的な ^{129}I 濃度の変動も再現できる可能性がある¹⁸⁾。

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での海水中の ^{129}I 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。

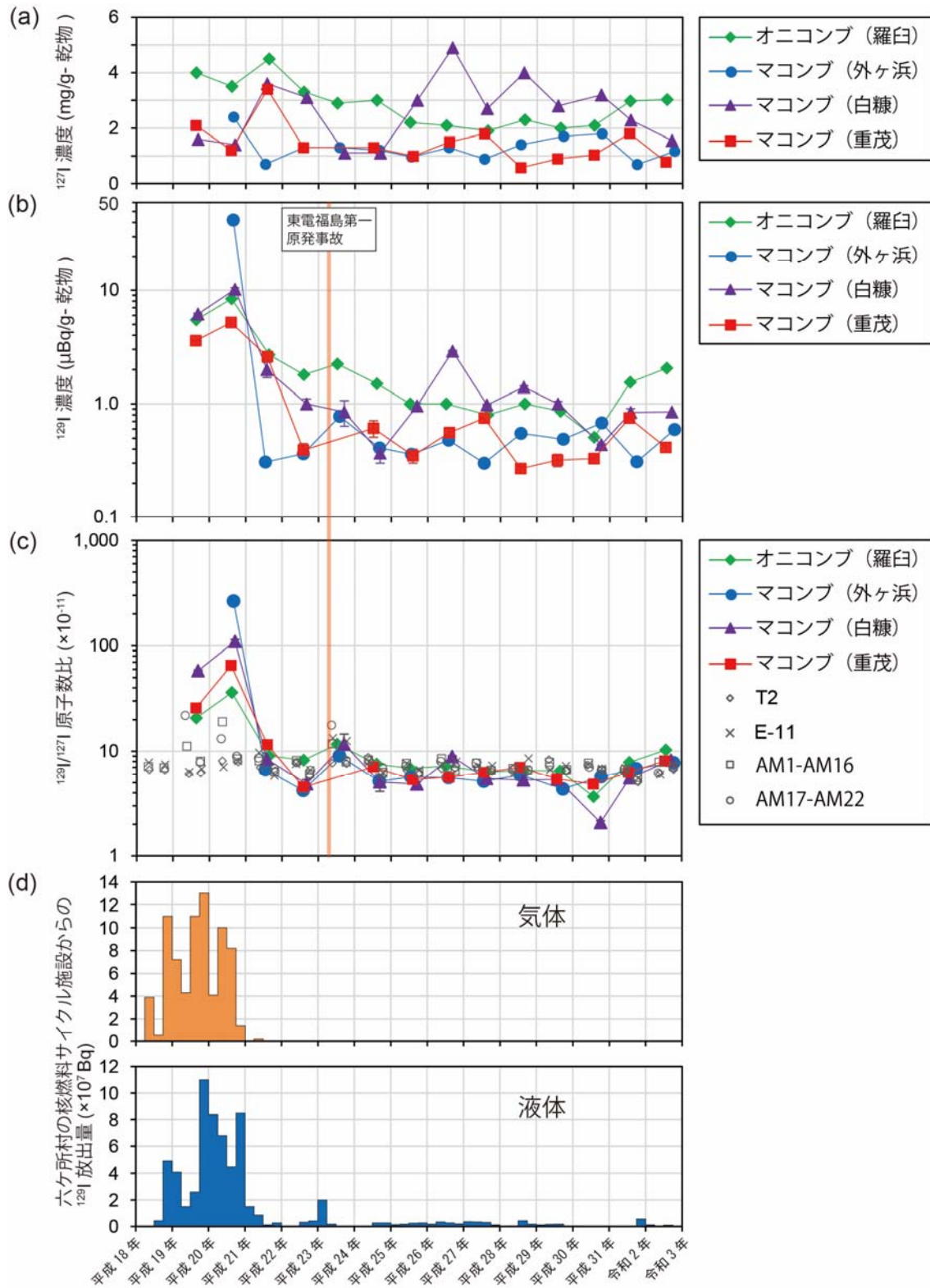


図 I-2-2-2-5 (a)コンブ中の ^{127}I (安定ヨウ素)濃度、(b)コンブ中の ^{129}I 濃度、(c)コンブ及び海水中の $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 原子数比、(d)六ヶ所村の核燃料(原子燃料)サイクル施設からの ^{129}I 放出量。AM1-AM16 及び AM17-AM22 における海水中の $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 原子数比は核燃海域の北部と南部の測点の平均値である。

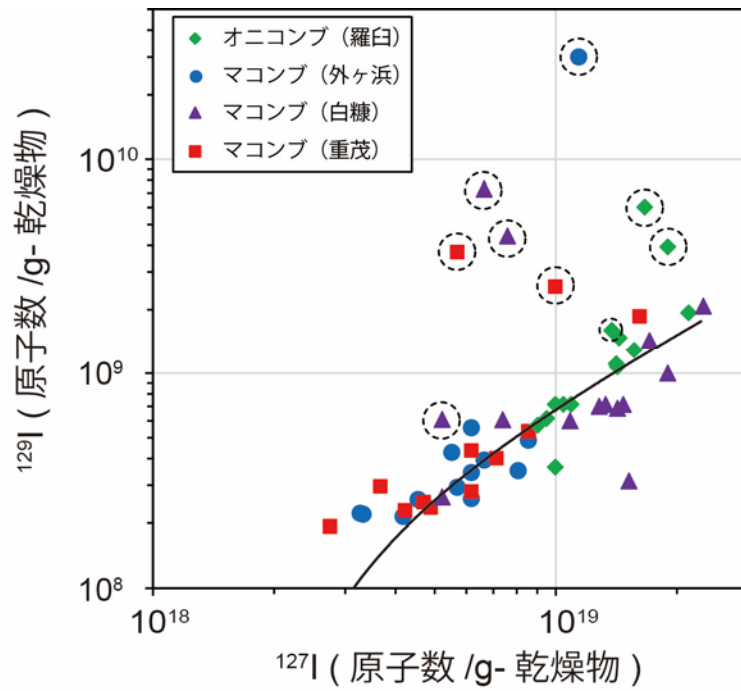


図 I-2-2-2-6 コンプ試料に含まれる ^{127}I と ^{129}I の関係。図中の回帰直線は、点線で囲まれたアクティブ試験及び原発事故の影響があるものを除いて計算した。

引用文献

- 1) Guilderson T.P., Tumej, S.J., Brown, T.A. and Buesseler, K.O. (2014). The ^{129}I -iodine content of subtropical Pacific waters: impact of Fukushima and other anthropogenic ^{129}I -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 ^{129}I and ^{137}Cs levels, and $^{129}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ ratios in soil near the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* **151**, 209-217.
- 3) Honda M., H. Matsuzaki, H. Nagai, H. and Sueki, K. (2017). Depth profiles and mobility of ^{129}I originating from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant disaster under different land uses. *Applied Geochemistry* **85**, 169-179.
- 4) 海洋生物環境研究所(2012) 平成 23 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.
- 5) 海洋生物環境研究所(2013) 平成 24 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.
- 6) 海洋生物環境研究所(2014) 平成 25 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.
- 7) 海洋生物環境研究所(2015) 平成 26 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.
- 8) 海洋生物環境研究所(2016) 平成 27 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.
- 9) 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.
- 10) 海洋生物環境研究所(2018) 平成 29 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) 海洋生物環境研究所(2019) 平成 30 年度原子力施設等防災対策等委託費(海洋環境における放射能調査及び総合評価) 事業 調査報告書.
- 12) Goldberg, W.M. (1978). Chemical changes accompanying maturation of the connective tissue skeletons of gorgonian and antipatharian corals. *Marine Biology* **49**, 203-210.
- 13) 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.

- 14) 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.
- 15) 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.
- 16) 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.
- 17) 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 ^{129}I の定量. *Radioisotopes*, **56**, 155-162.
- 18) Ikenoue, T., Kusakabe, M., Yamada, M., Oikawa, S., 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 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 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や放射性粒子による影響、動物プランクトン試料の放射性セシウムの放射能濃度の変遷、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 海底土中の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 ^{137}Cs の放射能濃度の分布との比較検討を行った。

（分析法）

令和 2 年 5～6 月において、発電所海域の 60 測点で採取した海底土試料（計 60 試料）及び核燃海域の 22 測点で採取した海底土試料（計 22 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 75 μ m 通過率（75 μ m 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」および JIS Z 8807「固体の密度及び比重の測定方法」を参考に、密度およ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：海底土に硝酸およびフッ酸を加え、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。

表 I -2-2-3-1 海底土試料の分析項目と分析法

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・ 全窒素	酸処理の後、元素分析装置（CHN コーダー）による測定
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

(結果)

「1. 海洋放射能調査海域周辺での調査」で得られた各測点の海底土試料の性状分析結果の詳細データを資料 4-1 に示す。

(海底土の性状)

一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。これによると、海底土の性状はそれぞれ、

50%粒径：0.0023～0.55mm (平均：0.14mm、標準偏差：0.12mm、中央値：0.14mm)

75 μ m 通過率：0.0～99% (平均：37%、標準偏差：35%、中央値：22%)

全有機炭素：0.80～35mg/g-乾燥土

(平均：8.9mg/g-乾燥土、標準偏差：8.7mg/g-乾燥土、中央値：5.0mg/g-乾燥土)

全窒素：0.20～4.6mg/g-乾燥土

(平均：1.2mg/g-乾燥土、標準偏差：1.1mg/g-乾燥土、中央値：0.75mg/g-乾燥土)

見かけ比重：1.13～1.92 (平均：1.51、標準偏差：0.21、中央値：1.56)

密度：1.81～2.85g/cm³ (平均：2.50g/cm³、標準偏差：0.21 g/cm³、中央値：2.53g/cm³)

であった。これら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。

表 I-2-2-3-2 性状分析の結果

性状		最大	最小	平均	標準偏差	中央値	試料数
50%粒径	(mm)	0.55	0.0023	0.14	0.12	0.14	
75 μ m通過率	(%)	99	0.0	37	35	22	88試料
全有機炭素	(mg/g)	35	0.80	8.9	8.7	5.0	(発電所海域 60測点 + 核燃海域 22測点)
全窒素	(mg/g)	4.6	0.20	1.2	1.1	0.75	
見かけ比重		1.92	1.13	1.51	0.21	1.56	
密度	(g/cm ³)	2.85	1.81	2.50	0.21	2.53	

(海底土の元素濃度)

海底土試料に含まれるアルミニウム、マンガン、鉄、コバルト、ニッケル、銅、亜鉛、ルビジウム、ストロンチウム、イットリウム、モリブデン、カドミウム、セシウム(安定)、バリウム、ランタノイド、鉛及びウランの元素濃度について、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カドミウムであり、最大値と最小値では 2 桁程の差が見られた。ほか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ユウロピウムにおいても、濃度には 3 倍程の差があった。これら元素濃度の値を国立研究開発法人産業技術総合研究所地質調査総合センターが発行する地球科学標準物質のうち、JMS-1(東京湾の海底堆積物)と比較したところ、標準物質における元素濃度のほとんどは、本調査で得られた元素濃度の範囲内であり、範囲外の元素についても最大で 2 倍程度の差しか見られなかった。このことから、本調査で得られた元素濃度は標準物質と概ね一致することが分かった。

また、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^{2,3)}、例えばモリブデンの濃度が 3.8 $\mu\text{g/g}$ -乾燥土以上かつウランの濃度が 2.7 $\mu\text{g/g}$ -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。ウランの濃度の最大値は新潟海域(測点 2)の 2.6 $\mu\text{g/g}$ -乾燥土であるが、モリブデンの濃度は 2.3 $\mu\text{g/g}$ -乾燥土であった。モリブデンの濃度の最大値は新潟海域の測点 3 の 2.6 $\mu\text{g/g}$ -乾燥土だが、ウランの濃度は 2.5 $\mu\text{g/g}$ -乾燥土であった。ゆえに、どちらの海底土も還元状態ではなく酸化状態であり、また、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結果以下であったことから、本調査で採取した海底土はすべて酸化状態であることが分かった。これら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。

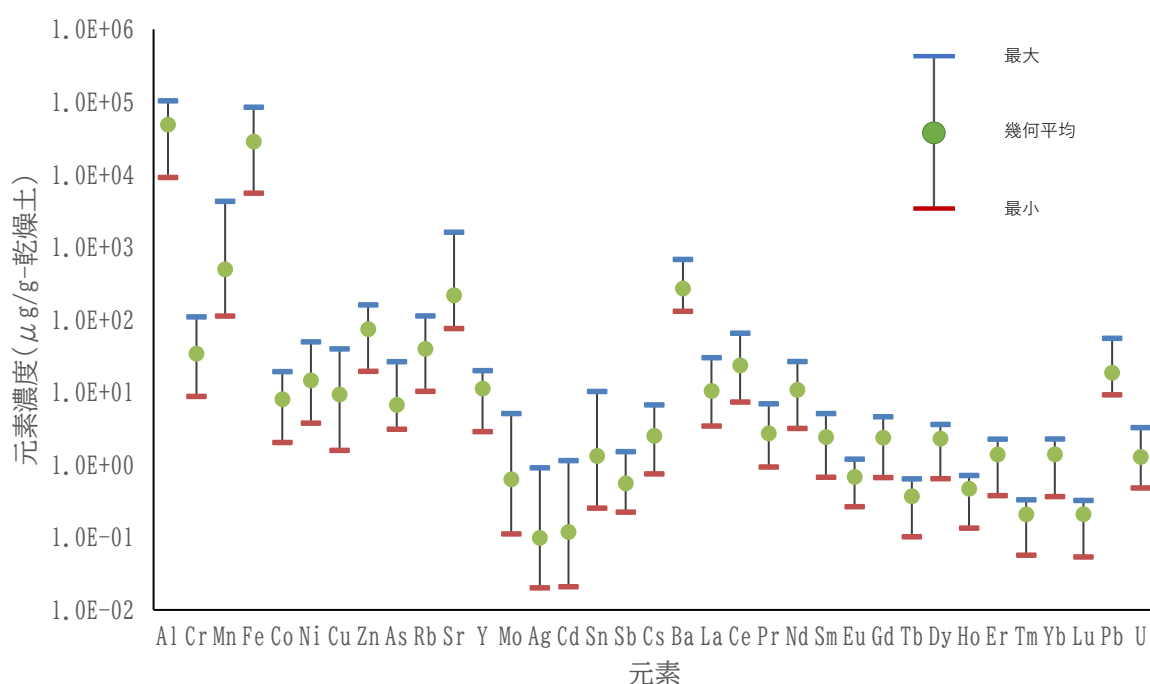


図 I -2-2-3-1 海底土試料に含まれる元素濃度範囲

(相関分析)

^{137}Cs 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。相関分析には、平成 28～令和 2 年度までの 5 年間で得られた結果を用いた。

(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。相関関係がある ($r > 0.8$ もしくは $r < -0.8$) かつ 5 %の有意水準 ($p < 0.05$) を満たすものは着色で示した。

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 75 μm 通過率の間に強い負の相関 ($r = -0.86$ ($p < 0.0001$)) が認められた。また、見かけ比重と 50%粒径及び 75 μm 通過率にはそれぞれ、

見かけ比重 - 50%粒径 ($r = 0.84$ ($p < 0.0001$))

見かけ比重 - 75 μm 通過率 ($r = -0.80$ ($p < 0.0001$))

のように強い相関が認められた。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ため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%粒径と 75 μm 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 ($r=0.98$ ($p<0.0001$)) があつた。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、

50%粒径－全有機炭素 ($r=-0.83$ ($p<0.0001$))

50%粒径－全窒素 ($r=-0.83$ ($p<0.0001$))

75 μ m 通過率－全有機炭素 ($r=0.87$ ($p<0.0001$))

75 μ m 通過率－全窒素 ($r=0.85$ ($p<0.0001$))

見かけ比重－全有機炭素 ($r=-0.85$ ($p<0.0001$))

見かけ比重－全窒素 ($r=-0.85$ ($p<0.0001$))

のように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見えた。

表 I-2-2-3-3 各性状における相関行列を計算した結果

相関係数	50% 粒径	75 μ m 通過率	見かけ 比重	全有機炭素	全窒素	密度
試料数	410試料					
50%粒径						
75 μ m通過率	-0.86					相関係数r > 0.8 < -0.8
見かけ比重	0.84	-0.80				
全有機炭素	-0.83	0.87	-0.85			
全窒素	-0.83	0.85	-0.85	0.98		
密度	0.06	-0.003	0.18	-0.05	-0.05	

(^{137}Cs の放射能濃度と性状及び元素濃度の関係)

^{137}Cs 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。

^{137}Cs 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 ^{134}Cs 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。 ^{134}Cs 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、原子力施設の運転によって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 ^{134}Cs 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、 ^{134}Cs が検出された海域（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 ^{137}Cs と東電福島第一原発事故に由来する ^{137}Cs 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、 ^{134}Cs が検出されなかった海域（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 ^{137}Cs の影響を受けていない海域に分けて考察を行った。

^{134}Cs が検出された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、 ^{134}Cs が検出された海域を東電福島第一原発事故に由来する ^{137}Cs 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 ^{137}Cs の放射能濃度レベルは以下のとおりである。

^{134}Cs が検出されたことのない海域：0.41～5.1Bq/kg-乾燥土（検出下限値以下を除く）

^{134}Cs が検出された海域

- 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：11～93Bq/kg-乾燥土
- ③新潟海域：2.4～11Bq/kg-乾燥土

^{137}Cs 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い、それらの結果を表 I-2-2-3-4 に示した。相関関係がある ($r>0.4$ もしくは $r<-0.4$) かつ 5 %の有意水準 ($p<0.05$) を満たすものについては着色で示した。

表 I-2-2-3-4 ^{137}Cs の放射能濃度と性状・元素濃度の相関係数

相関関係		$^{137}\text{Cs}^{\text{a}}$	$^{137}\text{Cs}^{\text{b}}$	$^{137}\text{Cs}^{\text{c}}$	$^{137}\text{Cs}^{\text{d}}$	相関係数r
性状	50%粒径	-0.85	0.30	-0.30	-0.44	> 0.7
	75 μm 通過率	0.89	-0.15	0.45	0.60	0.4~0.7
	全有機炭素	0.87	0.12	0.43	0.41	-0.4~-0.7
	全窒素	0.85	0.12	0.41	0.43	< -0.7
	見かけ比重	-0.83	0.41	-0.28	-0.26	
	密度	0.02	0.06	-0.17	0.00	
元素濃度	アルミニウム	-0.25	-0.32	-0.04	0.57	
	クロム	0.55	0.21	0.01	0.66	
	マンガン	-0.49	0.09	-0.43	0.45	
	鉄	-0.26	0.18	-0.30	-0.55	
	コバルト	-0.22	0.32	-0.43	-0.37	
	ニッケル	0.74	0.21	0.14	0.79	
	銅	0.81	0.28	0.29	0.63	
	亜鉛	0.57	0.07	-0.26	0.48	
	ヒ素	0.64	0.34	0.39	-0.31	
	ルビジウム	0.14	0.49	0.14	0.11	
	ストロンチウム	-0.61	0.28	-0.06	-0.19	
	イットリウム	0.13	0.24	0.15	0.17	
	モリブデン	0.61	-0.09	0.41	0.47	
	銀	0.70	-0.13	0.27	0.43	
	カドミウム	0.52	-0.16	0.44	0.65	
	スズ	0.64	-0.09	0.21	0.65	
	アンチモン	0.76	0.20	0.29	0.48	
	セシウム (安定)	0.57	0.39	0.35	0.51	
	バリウム	0.21	0.30	0.12	-0.11	
	ランタン	0.24	0.17	0.25	-0.04	
	セリウム	0.27	0.14	0.20	-0.13	
	プラセオジウム	0.29	0.11	0.25	-0.07	
	ネオジウム	0.28	0.13	0.25	-0.11	
	サマリウム	0.29	0.11	0.20	-0.14	
	ユウロピウム	-0.27	0.20	0.10	-0.16	
	ガドリニウム	0.17	0.06	0.20	-0.01	
	テルビウム	0.17	0.05	0.12	0.07	
	ジスプロシウム	0.11	0.11	0.11	0.10	
	ホルミウム	0.11	-0.08	0.05	0.16	
	エルビウム	0.11	0.13	0.01	0.15	
	ツリウム	0.12	-0.01	0.12	0.17	
	イッテルビウム	0.15	0.13	0.18	0.14	
ルテチウム	0.15	0.08	0.24	0.20		
鉛	0.82	0.20	0.30	0.61		
ウラン	0.68	0.28	0.47	0.38		

a) ^{134}Cs が検出されたことのない海域 b) 宮城海域 c) 福島第一・福島第二及び茨城海域 d) 新潟海域

(東電福島第一原発事故由来の放射性セシウムとして ^{134}Cs が検出されなかったことがない海域)
 ^{134}Cs が検出されなかったことのない海域において、海底土試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度と、

75 μm 通過率 ($r=0.89$ ($p<0.0001$))

全有機炭素 ($r=0.87$ ($p<0.0001$))

全窒素 ($r=0.85$ ($p<0.0001$))

との間に強い正の相関があった。また、

50%粒径 ($r=-0.85$ ($p<0.0001$))

見かけ比重 ($r=-0.83$ ($p<0.0001$))

との間には強い負の相関があった。

すなわち、 ^{134}Cs 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 ^{137}Cs 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2年度において、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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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、 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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。

また、 ^{137}Cs の放射能濃度と

ニッケル ($r=0.74$ ($p<0.0001$))

銅 ($r=0.81$ ($p<0.0001$))

銀 ($r=0.70$ ($p<0.0001$))

アンチモン ($r=0.76$ ($p<0.0001$))

鉛 ($r=0.82$ ($p<0.0001$))

との間に強い相関があった。また、

クロム ($r=0.55$ ($p<0.0001$))

亜鉛 ($r=0.57$ ($p<0.0001$))

ヒ素 ($r=0.64$ ($p<0.0001$))

モリブデン ($r=0.61$ ($p<0.0001$))

カドミウム ($r=0.52$ ($p<0.0001$))

スズ ($r=0.64$ ($p<0.0001$))

ウラン ($r=0.68$ ($p<0.0001$))

との間に相関も確認された。

一方で、

マンガン ($r=-0.49$ ($p<0.0001$))

ストロンチウム ($r=-0.61$ ($p<0.0001$))

との間に負の相関が認められた。

相関が見られた元素は、海水中において粒子に吸着しやすいもの(銅、マンガン、スズ及び鉛)や水に溶けやすいもの(ストロンチウム、アンチモン、モリブデン及びウラン)などに分けられるが、それぞれ性質が異なるため一概には説明できず、これらの元素濃度と ^{137}Cs の放射能濃度に相関が見られる理由は不明である。しかし、これらの元素は粒径、有機物含有量と同様に ^{137}Cs の放射能濃度の変動を把握する上で有用なパラメータであることが分かった。さらに、 ^{137}Cs の放射能濃度とセシウム(安定)濃度との間にも正の相関($r=0.57$ ($p<0.0001$))があった。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、 ^{137}Cs 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⁾。

(東電福島第一原発事故由来の放射性セシウムとして ^{134}Cs 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 ^{137}Cs 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ず、また、 ^{137}Cs の放射能濃度と安定セシウムとの間に相関は無かった。この要因として、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(海底土への沈着量の違い)が空間的な変動に影響を与えていることや、海底土中で起こる生物攪乱、再懸濁や海流による水平移動及び放射性粒子等の影響を受けていること等が考えられる^{4, 8~10)}。

また、 ^{137}Cs の放射能濃度と元素濃度との間には、ルビジウムにのみ相関($r=0.49$ ($p<0.05$))が見られた。この相関は他の3つの海域には見られなかった傾向であり、なぜルビジウムにのみ相関が見られたかについては不明である。

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 ^{137}Cs の放射能濃度については、

75 μm 通過率 ($r=0.45$ ($p<0.001$))

全有機炭素 ($r=0.43$ ($p<0.001$))

全窒素 ($r=0.41$ ($p<0.01$))

との間に相関が認められた。またその一方で、

50%粒径 ($r=-0.30$ ($p<0.05$))

との間には弱い負の相関が認められた。

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、それら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 ($r=0.41$ ($p<0.001$))

カドミウム ($r=0.44$ ($p<0.001$))

ウラン ($r=0.47$ ($p<0.0001$))

との間に相関が認められた一方で、

マンガン ($r=-0.43$ ($p<0.001$))

コバルト ($r=-0.43$ ($p<0.001$))

との間に負の相関があった。

この傾向は、前述の¹³⁴Csが検出されることがない海域での¹³⁷Csの放射能濃度と海底土の性状における相関関係と類似しており、平成28～30年度の間では見られなかった傾向である¹¹⁾。この要因として、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、海底土中で起こる生物攪乱、再懸濁や海流による水平移動により混合されて均一化が進んだことで、¹³⁴Csが検出されることがない海域における、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。

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、

75 μ m通過率($r=0.60$ ($p<0.01$))

との間に相関関係が認められた。このことから、新潟海域においても、海底土中の¹³⁷Csの放射能濃度は粒径等に依存していると考えられる。

また、前述のほか、¹³⁷Csの放射能濃度には

ニッケル($r=0.79$ ($p<0.0001$))

アルミニウム($r=0.57$ ($p<0.01$))

クロム($r=0.66$ ($p<0.01$))

マンガン($r=0.45$ ($p<0.05$))

銅($r=0.63$ ($p<0.05$))

亜鉛($r=0.48$ ($p<0.05$))

モリブデン($r=0.47$ ($p<0.05$))

カドミウム($r=0.65$ ($p<0.01$))

スズ($r=0.65$ ($p<0.01$))

アンチモン($r=0.48$ ($p<0.05$))

セシウム(安定)($r=0.51$ ($p<0.05$))

鉛($r=0.61$ ($p<0.01$))

との間に相関が認められた一方で、鉄との間に負の相関($r=-0.55(p<0.05)$)があった。

新潟海域における ^{137}Cs の放射能濃度と海底土の性状の関係性も、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、 ^{134}Cs 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、 ^{137}Cs 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で採取した海底土よりも新潟海域で採取した海底土のほうが ^{137}Cs 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(測点1及び2)は、Inoue *et al.*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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs の沈着の影響を受けており、そのため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。

(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」による海底土の表面から3cmまでの層における ^{134}Cs や ^{137}Cs の放射能濃度は時空間的な変動を示している。これら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し、その傾向を明らかにするとともに、併せて海底土に含まれる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)

海底土の柱状試料は、静岡海域は測点4、その他の海域においては測点2において採取を行った(表I-2-2-3-5)。採取にはボックス型採泥器またはマルチプルコアラー^{※1}を用いた。放射能分析用に十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)

分析結果を表I-2-2-3-6(1)~(4)と図I-2-2-3-2(1)~(3)に示す。以下に東日本海域(青森、宮城、福島第一、福島第二、茨城)、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(島根、福井第一、福井第二、石川、新潟及び北海道海域)に分けて結果を詳述する。

東日本海域では、福島第一海域と茨城海域で ^{134}Cs の放射能が10cmよりも深い層から検出された。また、福島第一、福島第二及び茨城海域において、 ^{134}Cs と ^{137}Cs (平成23年3月11日に減衰補正)の放射能比($^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 比)が表層から最深部まで事故放出時の放射能比(~1)と一致するから、これらの海域の海底土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おり⁴⁾、 ^{134}Cs が検出された海域では福島第一海域の見かけ比重が最も小さいことから、福島第一海域ではより粒径の細かい粒子が堆積していると考えられる。このため、海域毎による放射性セシウムの放射能濃度の鉛直分布が異なる要因の一つ

※1 海底土を採取する採泥器の一種。一回の作業で複数(Multiple)の柱状の海底土(Core)が得られることからマルチプルコアラーと呼ばれる。海底に到達するとポリカーボネイト製の円筒容器が海底に差し込まれ、引き抜くと同時に上下の蓋が閉まることで、表層の攪乱を起こすことなく長さ約40cm、直径約8cmの柱状の海底土を円筒容器内に採取することができる。

として、海底土の粒径の差によるものであると考えられる。

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ある。これは海底土の粒径とは異なる要因によるもので、放射性粒子の存在によるものであると考えられている¹⁰⁾。福島第一海域(図 I-2-2-3-2(1))において、深度 1.5~3.0cm 及び 4.5~6.0cm の放射能濃度が大きく変動しているのも、後述するように放射性粒子の偏在によるものであると考えられる。

青森海域や宮城海域で採取した海底土試料から ^{134}Cs は検出されなかったが、 ^{137}Cs は表層から最深部(青森海域 16.0~19.0cm; 宮城海域 13.0~16.0cm)まで検出された。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)の濃度範囲内(3.1~4.2Bq/kg-乾燥土)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 ^{137}Cs は東電福島第一原発事故前の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 ^{134}Cs 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)の濃度範囲(ND~1.5Bq/kg-乾燥土)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 ^{137}Cs 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 ^{134}Cs が検出された層の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 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 ^{137}Cs 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。

日本海海域においては、全ての海域において ^{134}Cs が検出されなかった。 ^{137}Cs については、すべ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。これらの海域では、見かけ比重と ^{137}Cs の放射能濃度には負の相関があることが確認された($r=-0.69$ ($p<0.0001$))。これらのことから、海域毎による ^{137}Cs の放射能濃度やその鉛直分布のパターンが異なるのは、見かけ比重の違い、すなわち海底土の粒径の違いによるものと考えられる。

なお、新潟海域で検出された ^{137}Cs 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)の濃度範囲(2.1~7.7Bq/kg-乾燥土)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(平成 18~22 年度)の濃度範囲(2.1~7.7Bq/kg-乾燥土)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經由して、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)}。新潟海域を除いた日本海海域において見かけ比重と ^{137}Cs の放射能濃度には強い負の相関がある($r=-0.82$ ($p<0.00001$))ことから、新潟海域において検出された ^{137}Cs 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、僅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 ^{137}Cs の付加によって ^{137}Cs の放射能濃度と海底土の見かけ比重、すなわち ^{137}Cs の放射能濃度と海底土の粒径との相関が悪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、 ^{134}Cs は検出されなかったが、 ^{137}Cs 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。これらの海域の見かけ比重と他の海域の見かけ比重には有意な差 ($p < 0.05$) があることが確認された。これらのことから、海域毎による ^{137}Cs の放射能濃度やその鉛直分布のパターンが異なるのは、見かけ比重の違い、すなわち海底土の粒径の違いによると考えられる。

表 I -2-2-3-5 海底土試料の採取測点、採取日、位置及び採取水深

海域	測点	採取日	緯度 (N)		経度 (E)		水深 (m)
北海道	2	令和 2 年 5 月 18 日	43°	5.1'	140°	15.3'	406
青森	2	令和 2 年 5 月 28 日	41°	13.3'	141°	40.0'	663
宮城	2	令和 2 年 6 月 9 日	38°	25.0'	141°	45.0'	159
福島第一	2	令和 2 年 6 月 8 日	37°	35.0'	141°	25.0'	130
福島第二	2	令和 2 年 6 月 6 日	37°	12.0'	141°	19.9'	139
茨城	2	令和 2 年 6 月 5 日	36°	25.0'	140°	51.0'	116
静岡	4	令和 2 年 6 月 10 日	34°	31.0'	137°	58.3'	554
新潟	2	令和 2 年 5 月 31 日	37°	50.2'	138°	34.9'	495
石川	2	令和 2 年 5 月 28 日	37°	8.0'	136°	26.0'	190
福井第一	2	令和 2 年 5 月 27 日	35°	57.0'	135°	50.0'	260
福井第二	2	令和 2 年 5 月 26 日	35°	50.0'	135°	35.0'	200
島根	2	令和 2 年 5 月 25 日	35°	41.1'	133°	4.4'	77
愛媛	2	令和 2 年 6 月 14 日	33°	37.8'	132°	17.6'	62
佐賀	2	令和 2 年 6 月 13 日	33°	37.3'	129°	52.8'	49
鹿児島	2	令和 2 年 6 月 16 日	31°	45.6'	130°	1.1'	74

表 I-2-2-3-6(1) 海底土試料の採取深度及び放射性セシウムの放射能濃度と見かけ比重

海域	測点	採取深度 (cm)	¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs		見かけ 比重
			(Bq/kg-乾燥土)	誤差 ^{※1}	(Bq/kg-乾燥土)	誤差 ^{※1}	
北海道	2	0.0-1.5	ND ^{※2}	—	3.5	0.35	1.20
		1.5-3.0	ND	—	3.4	0.30	1.20
		3.0-4.5	ND	—	3.6	0.35	1.18
		4.5-6.0	ND	—	2.9	0.29	1.22
		6.0-8.0	ND	—	2.7	0.29	1.21
		8.0-10.0	ND	—	2.1	0.26	1.20
		10.0-13.0	ND	—	1.6	0.16	1.21
		13.0-16.0	ND	—	1.4	0.13	1.19
		16.0-19.0	ND	—	0.57	0.11	1.17
青森	2	0.0-1.5	ND	—	2.8	0.30	1.15
		1.5-3.0	ND	—	3.2	0.35	1.21
		3.0-4.5	ND	—	2.8	0.28	1.19
		4.5-6.0	ND	—	3.1	0.33	1.21
		6.0-8.0	ND	—	2.9	0.27	1.21
		8.0-10.0	ND	—	2.9	0.28	1.22
		10.0-13.0	ND	—	3.1	0.42	1.22
		13.0-16.0	ND	—	3.7	0.35	1.19
		16.0-19.0	ND	—	3.4	0.26	1.21
宮城	2	0.0-1.5	ND	—	2.6	0.24	1.69
		1.5-3.0	ND	—	2.7	0.24	1.75
		3.0-4.5	ND	—	3.3	0.23	1.68
		4.5-6.0	ND	—	4.0	0.22	1.72
		6.0-8.0	ND	—	2.7	0.23	1.75
		8.0-10.0	ND	—	1.8	0.16	1.72
		10.0-13.0	ND	—	1.2	0.14	1.74
		13.0-16.0	ND	—	2.3	0.21	1.77
		福島第一	2	0.0-1.5	1.3	0.18	24
1.5-3.0	5.5			0.30	110	1.1	1.43
3.0-4.5	1.1			0.19	23	0.50	1.52
4.5-6.0	4.0			0.26	76	0.89	1.36
6.0-8.0	0.94			0.14	22	0.43	1.50
8.0-10.0	1.1			0.18	20	0.47	1.55
10.0-13.0	0.50			0.067	14	0.18	1.51
13.0-16.0	ND			—	2.7	0.090	1.58
16.0-19.0	ND			—	2.0	0.087	1.50

※1 誤差は計数誤差を示す

※2 NDは検出下限値以下を示す。

表 I-2-2-3-6(2) 海底土試料の採取深度及び放射性セシウムの放射能濃度と見かけ比重

海域	測点	採取深度 (cm)	¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs		見かけ 比重
			(Bq/kg-乾燥土)	誤差 ^{※1}	(Bq/kg-乾燥土)	誤差 ^{※1}	
福島第二	2	0.0-1.5	ND ^{※2}	—	14	0.38	1.49
		1.5-3.0	ND	—	13	0.39	1.53
		3.0-4.5	ND	—	15	0.41	1.51
		4.5-6.0	0.84	0.17	16	0.36	1.54
		6.0-8.0	ND	—	13	0.43	1.57
		8.0-10.0	ND	—	9.5	0.33	1.57
		10.0-13.0	ND	—	8.4	0.36	1.58
		13.0-16.0	ND	—	8.0	0.30	1.61
茨城	2	0.0-1.5	1.2	0.19	24	0.54	1.54
		1.5-3.0	1.3	0.17	25	0.48	1.59
		3.0-4.5	1.7	0.22	31	0.58	1.63
		4.5-6.0	ND	—	18	0.47	1.63
		6.0-8.0	0.90	0.16	16	0.38	1.59
		8.0-10.0	ND	—	11	0.41	1.56
		10.0-13.0	0.47	0.11	7.1	0.16	1.64
		13.0-16.0	ND	—	5.0	0.12	1.62
静岡	4	0.0-1.5	ND	—	1.6	0.13	1.16
		1.5-3.0	ND	—	1.8	0.12	1.16
		3.0-4.5	ND	—	1.6	0.12	1.19
		4.5-6.0	ND	—	1.6	0.11	1.20
		6.0-8.0	ND	—	1.7	0.12	1.20
		8.0-10.0	ND	—	1.9	0.12	1.18
		10.0-13.0	ND	—	0.99	0.12	1.16
		13.0-16.0	ND	—	0.81	0.086	1.19
新潟	2	0.0-1.5	ND	—	7.1	0.46	1.19
		1.5-3.0	ND	—	7.6	0.38	1.23
		3.0-4.5	ND	—	7.0	0.44	1.18
		4.5-6.0	ND	—	6.5	0.37	1.19
		6.0-8.0	ND	—	5.7	0.35	1.21
		8.0-10.0	ND	—	5.4	0.29	1.17
		10.0-13.0	ND	—	4.2	0.28	1.27
		13.0-16.0	ND	—	2.6	0.14	1.19

※1 誤差は計数誤差を示す

※2 NDは検出下限値以下を示す。

表 I-2-2-3-6(3) 海底土試料の採取深度及び放射性セシウムの放射能濃度と見かけ比重

海域	測点	採取深度 (cm)	¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs		見かけ 比重
			(Bq/kg-乾燥土)	誤差 ^{※1}	(Bq/kg-乾燥土)	誤差 ^{※1}	
石川	2	0.0-1.5	ND ^{※2}	—	1.4	0.11	1.31
		1.5-3.0	ND	—	1.6	0.11	1.34
		3.0-4.5	ND	—	1.3	0.11	1.32
		4.5-6.0	ND	—	0.96	0.10	1.33
		6.0-8.0	ND	—	0.95	0.099	1.34
		8.0-10.0	ND	—	0.75	0.10	1.36
福井第一	2	0.0-1.5	ND	—	3.7	0.32	1.15
		1.5-3.0	ND	—	4.3	0.35	1.14
		3.0-4.5	ND	—	3.8	0.35	1.15
		4.5-6.0	ND	—	5.0	0.33	1.17
		6.0-8.0	ND	—	4.8	0.34	1.14
		8.0-10.0	ND	—	4.4	0.33	1.11
		10.0-13.0	ND	—	4.5	0.19	1.13
		13.0-16.0	ND	—	3.7	0.16	1.16
福井第二	2	0.0-1.5	ND	—	3.6	0.32	1.26
		1.5-3.0	ND	—	3.1	0.30	1.25
		3.0-4.5	ND	—	3.3	0.29	1.25
		4.5-6.0	ND	—	3.3	0.31	1.24
		6.0-8.0	ND	—	3.4	0.28	1.29
		8.0-10.0	ND	—	3.0	0.28	1.20
		10.0-13.0	ND	—	2.7	0.32	1.26
		13.0-16.0	ND	—	0.84	0.12	1.22
島根	2	0.0-1.5	ND	—	0.63	0.087	1.48
		1.5-3.0	ND	—	0.46	0.078	1.50
		3.0-4.5	ND	—	0.39	0.069	1.54
		4.5-6.0	ND	—	0.47	0.080	1.51
愛媛	2	0.0-1.5	ND	—	0.94	0.096	1.17
		1.5-3.0	ND	—	0.91	0.10	1.19
		3.0-4.5	ND	—	0.93	0.096	1.17
		4.5-6.0	ND	—	0.97	0.10	1.18
		6.0-8.0	ND	—	1.1	0.10	1.23
		8.0-10.0	ND	—	0.83	0.10	1.28
		10.0-13.0	ND	—	0.88	0.094	1.31
		13.0-16.0	ND	—	0.77	0.11	1.31
		16.0-19.0	ND	—	0.69	0.090	1.32

※1 誤差は計数誤差を示す

※2 NDは検出下限値以下を示す。

表 I-2-2-3-6(4) 海底土試料の採取深度及び放射性セシウムの放射能濃度と見かけ比重

海域	測点	採取深度 (cm)	¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs		見かけ 比重
			(Bq/kg-乾燥土)	誤差 ^{※1}	(Bq/kg-乾燥土)	誤差 ^{※1}	
佐賀	2	0.0-1.5	ND ^{※2}	—	ND	—	1.53
		1.5-3.0	ND	—	ND	—	1.52
		3.0-4.5	ND	—	ND	—	1.53
		4.5-6.0	ND	—	0.26	0.084	1.56
		6.0-8.0	ND	—	ND	—	1.57
		8.0-10.0	ND	—	ND	—	1.59
		10.0-13.0	ND	—	ND	—	1.57
鹿児島	2	0.0-1.5	ND	—	ND	—	1.43
		1.5-3.0	ND	—	ND	—	1.45
		3.0-4.5	ND	—	0.30	0.067	1.46
		4.5-6.0	ND	—	ND	—	1.47
		6.0-8.0	ND	—	ND	—	1.38
		8.0-10.0	ND	—	0.27	0.078	1.37
		10.0-13.0	ND	—	ND	—	1.48

※1 誤差は計数誤差を示す

※2 NDは検出下限値以下を示す。

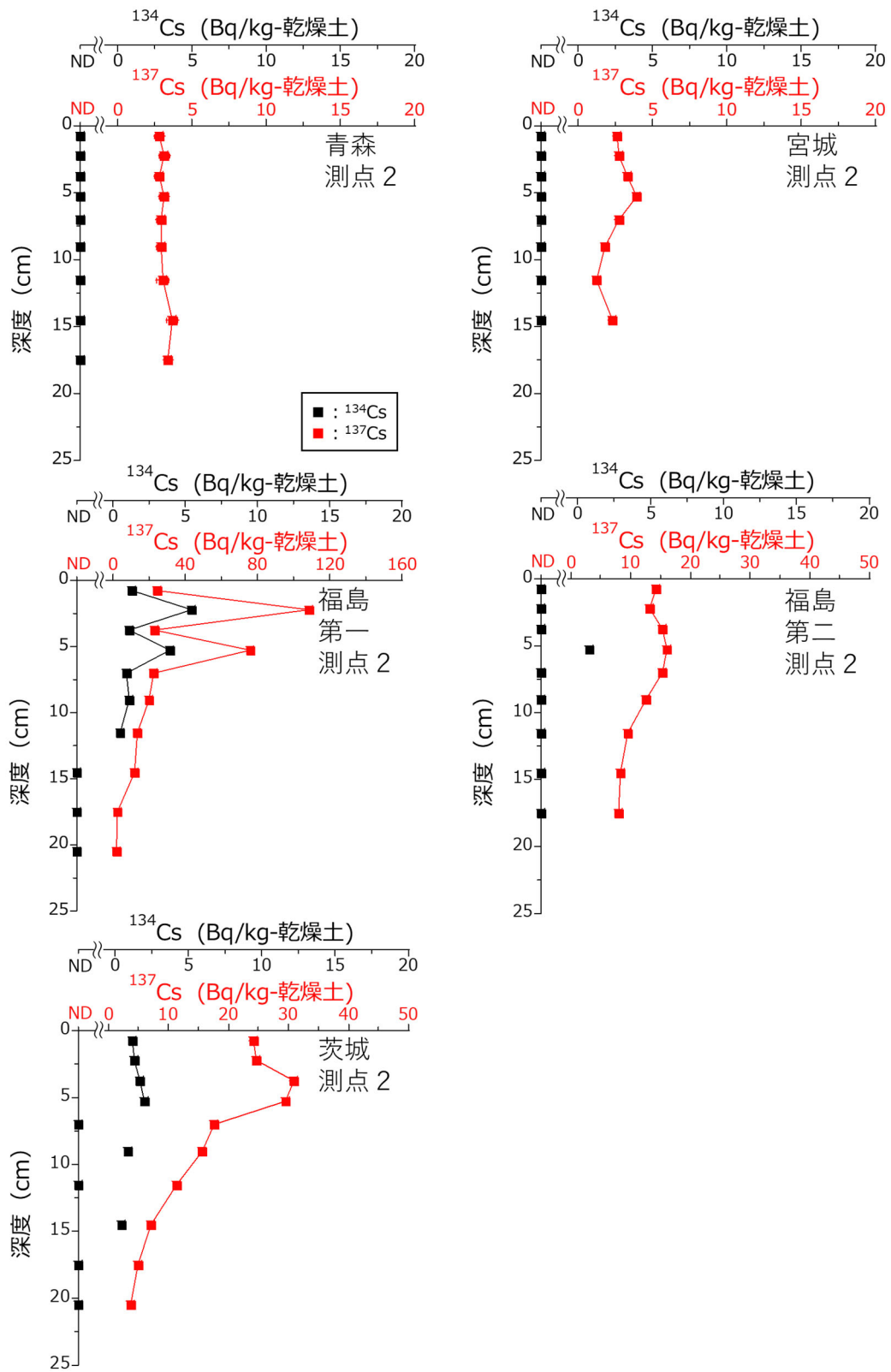


図 I -2-2-3-2(1) 海底土試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の鉛直分布 (東日本海域)。

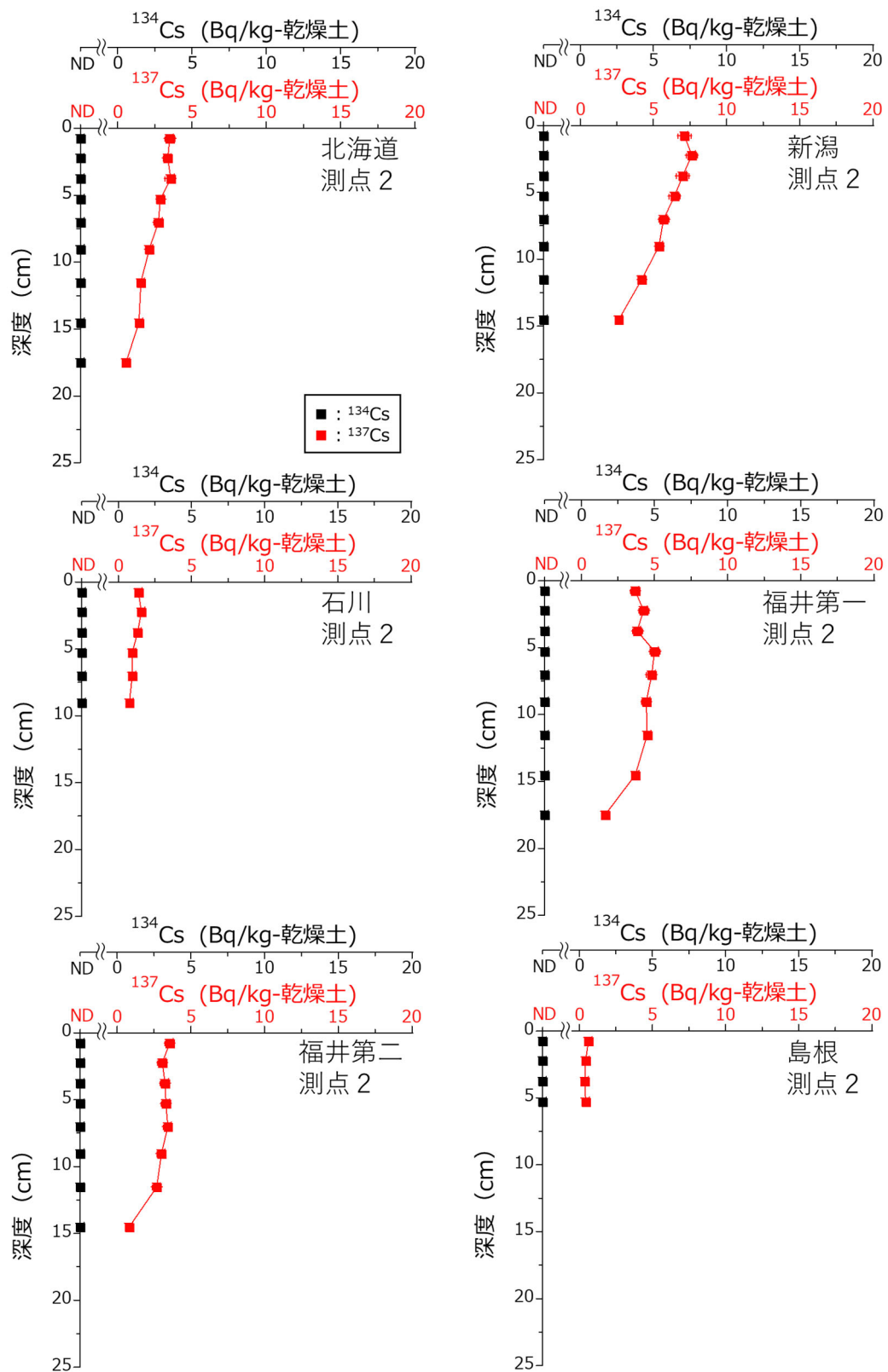


図 I -2-2-3-2(2) 海底土試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の鉛直分布 (日本海海域)。

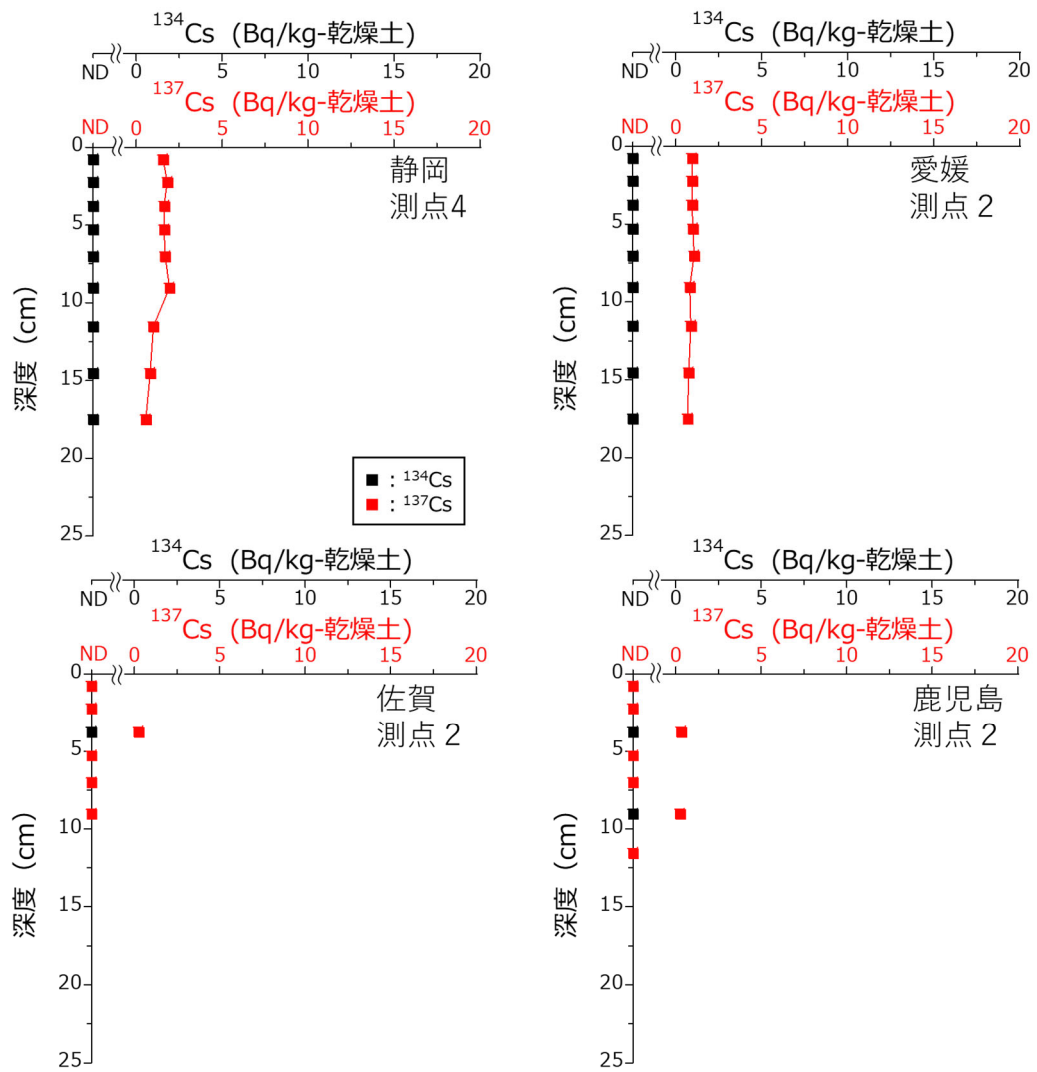


図 I -2-2-3-2(3) 海底土試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の鉛直分布 (西日本海域)。

(海底土試料に含まれる ^{137}Cs 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、単位面積あ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。)によって海域ごとの比較や評価を行う必要がある。そこで、 ^{137}Cs の鉛直分布から ^{137}Cs のインベントリを算出し、直近の4年間(平成28年度から平成31(令和元)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 ^{137}Cs のインベントリは以下の式を用いて算出した；

$$^{137}\text{Cs} \text{ のインベントリ (kBq/m}^2\text{)} = (10 \times \rho \times C \times (1-w/100) \times D) / 1000$$

ここで、

ρ : 見かけ密度 (g/cm³) (本事業の場合、見かけ比重の値を使用)

C : ^{137}Cs の放射能濃度 (Bq/kg-乾燥土)

w : 含水率 (%)

D : 試料厚 (cm)

とした。各層の ^{137}Cs のインベントリを積算することで、各測点における ^{137}Cs のインベントリを算出した。

(結果)

各海域において柱状採泥を行った測点での ^{137}Cs のインベントリの経年変化を図 I-2-2-3-3 に示す。 ^{137}Cs のインベントリは 0.0047~4.3kBq/m² の範囲にあり、直近4ヵ年の調査結果と同水準であった。一元配置分散分析(※)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 ^{137}Cs のインベントリに関して、海域間の差を検討したところ、有意差が認められ、海底土試料に含まれる ^{137}Cs のインベントリには海域間に差があることが分かった。とりわけ、未だに東電福島第一原発事故由来と考えられる ^{134}Cs が検出されている福島第一海域、福島第二海域及び茨城海域を含む東日本海域では ^{134}Cs が検出下限値以下であった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。

※ 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。

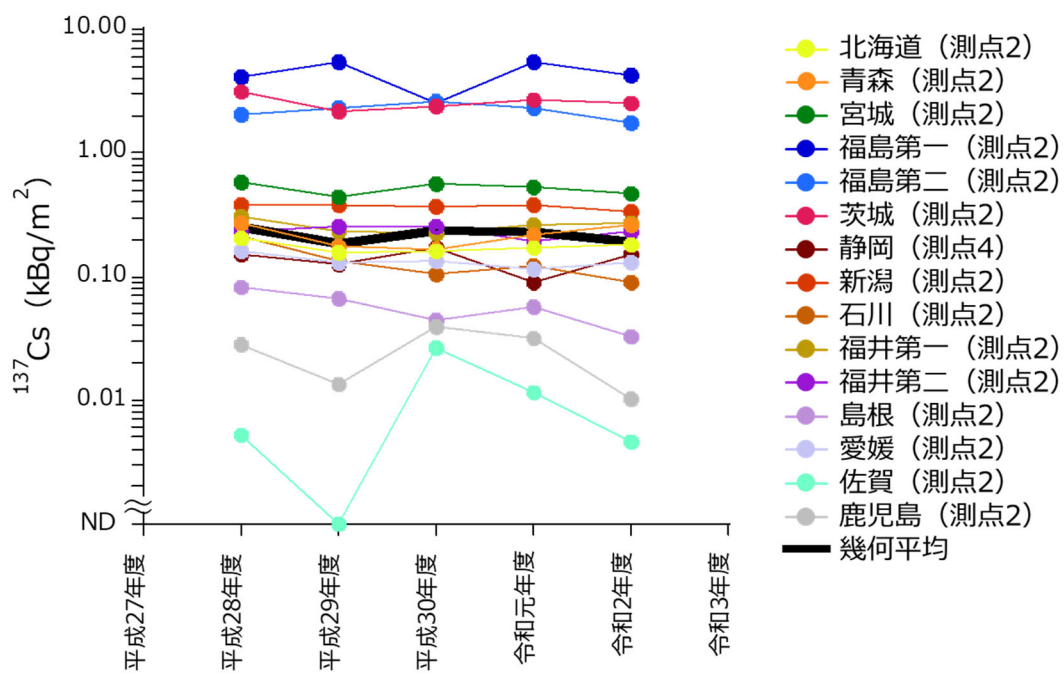


図 I-2-2-3-3 発電所海域（全 15 海域）で採取した海底土試料に含まれる ^{137}Cs のインベントリの経年変化。

(海底土中の放射性粒子)

本事業の調査海域として設定した原子力発電所等周辺海域（図 I-1-2-1 参照）のうち、宮城、福島第一、福島第二、茨城及び新潟海域で採取した海底土試料に含まれる¹³⁷Csの放射能濃度は、東電福島第一原発事故後に一時的に上昇したものの、その後は減少傾向にある。しかしながら、これらの海域の海底土試料に含まれる¹³⁷Cs放射能濃度は、測点間において均一でなく、ある程度の違いが見られたほか、同じ測点でも時系列的に変動している。また、平成27年度には、福島第一及び福島第二海域において、東電福島第一原発事故以降、最も高い値が観測された。このような地理的及び時系列的なばらつきは、曳航式ガンマ線計測装置を用いて海底面の放射性物質を連続的に計測した調査において、海底土に含まれる¹³⁷Cs濃度が周囲より局所的に高い場所が数メートルから数百メートルに及ぶ範囲内で観測されており¹⁴⁾、本調査でもこれらの指摘のある空間的ばらつきを採取ごとのばらつきとして検出したと考えられる。

東電福島第一原発事故直後の各海域の海底土の放射性セシウムの放射能濃度の分布は、事故直後の汚染水の経路（放射性セシウムを多量に含む汚染水が海底土の上を通ったかどうか）と各海域の海底土の粒径に応じていたと考えられる^{4~6)}。その後の放射性セシウムの放射能濃度分布は、海底土の再懸濁と水平移動あるいは海底土からの溶出・脱着など、主として海底土の性状の違いに起因することが分かってきているものの¹⁵⁾、海底土の性状の違いのみで明確に説明できるわけではない。

近年では東電福島第一原発事故後の大気中の浮遊塵や陸域の土壌粒子からは周りの粒子に比べて、放射性セシウムを多く含む粒子の存在が報告されている^{16,17)}。このような粒子の存在は、例えばイメージングプレート（IP；放射線写真法）により、試料に含まれる放射能の二次元分布（面的分布）が得られ、放射能の総量が微量であっても局所的な点状放射能分布の計測に適した方法により見出すことができる。この方法により放射線を黒点として確認された粒子は「radioactive particles（放射性粒子）」と呼ばれている^{16,17)}。海洋環境中にもこのような放射性粒子が存在することが示唆されており^{10,18,19)}、実際のところこれまでに確認されたものについて、放射性セシウムでは1粒子あたりの放射能で数ベクレル～数十ベクレル程度であることが分かっている^{10,19)}。

本事業の海洋放射能調査を実施するに当たり、海底土試料にこのような粒子が存在すると過年度よりも過度に高い放射能濃度が観測されることがある。そこで、令和2年度の海洋放射能調査海域周辺でのモニタリング結果を評価する際の補完として、原子力発電所等周辺海域及び東電福島第一原発沖合海域の海底土試料を調査し、¹³⁷Cs放射能濃度のばらつきに放射性粒子が関与しているか否かを検討した。

本調査では、試料中の放射性粒子の有無を確認するため、IPを用いた計測を行った。IPは、通常のエックス線フィルムの千倍にも及ぶ高い感度を有する。なお、本調査において

も、「IP に反応した試料中の放射性粒子のこと」を「放射性粒子」と呼ぶこととする。

(方法)

令和 2 年度 5～6 月に原子力発電所等周辺海域で採取した柱状海底土試料及び 11 月に東電福島第一原発沖合海域(以下、沖合海域と記す)で採取した海底土試料(表層 0.0-3.0cm)のうち比較的放射性セシウムの放射能濃度が高い福島第一海域(測点 2)と沖合海域(測点 10)で採取した試料を放射性粒子の調査試料として選択した。

また、柱状海底土試料については、採取層の中で比較的放射性セシウムの放射能濃度の高かった 2 層(1.5-3.0cm、4.5-6.0cm)について放射性粒子の有無を調査した。

福島第一海域(測点 2)の試料の放射性セシウム濃度の測定結果を表 I-2-2-3-7 に、沖合海域(測点 10)の試料に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の測定結果を表 I-2-2-3-8 に示す。表中の放射能濃度はいずれも試料採取日に減衰補正した値である。

表 I-2-2-3-7 福島第一海域で採取した海底土試料の放射性セシウムの放射能濃度等

採取海域と測点	採取日	採取層 (cm)	乾燥重量 (g)	^{134}Cs ※1 (Bq/kg-乾燥土)	^{137}Cs ※1 (Bq/kg-乾燥土)
福島第一 測点 2	令和 2 年 6 月 8 日	1.5-3.0	115.4	5.5 ± 0.30	110 ± 1.1
		4.5-6.0	116.4	4.0 ± 0.26	76 ± 0.9

※1 試料採取日に減衰補正した値

表 I-2-2-3-8 沖合海域で採取した海底土試料の放射性セシウムの放射能濃度等(この試料からは他の人工放射性核種も検出された(※1))

採取海域と測点	採取日	採取層 (cm)	乾燥重量 (g)	^{134}Cs ※2 (Bq/kg-乾燥土)	^{137}Cs ※2 (Bq/kg-乾燥土)
沖合 測点 10	令和 2 年 11 月 21 日	0.0-3.0	313.9	17 ± 0.44	370 ± 1.1

※1 【Ⅱ】東京電力ホールディングス株式会社福島第一原子力発電所周辺の海域モニタリングを参照

※2 試料採取日に減衰補正した値。これらの放射能濃度は、測定試料に特異的に高い濃度の粒子等が存在する場合、本来であれば点線源を用いた検出効率により定量すべきところ、今回は容積線源を用いて求めた検出効率を用いた値で「見かけの放射能濃度」である。

この沖合海域(測点 10)の試料の放射性セシウムの放射能濃度はこれまでの調査結果に

比較して最も高く、過年度の調査結果からこのような散発的な放射能濃度の増加には放射性粒子の偏在が関与している可能性が高い。測定容器が汚染されていたことによる影響ではないことを確認するため、別の容器に移して高純度ゲルマニウム半導体検出器による測定を再度行い、容器の汚染がないことを確認した上で、1枚のIPに収まる量まで試料量を絞るため、さらに試料をNo.1～4の四つに分けて各試料の放射性セシウムの放射能濃度を測定した。

試料中の放射性粒子の有無を確認するため、2mm程度の厚さに薄く水平に広げた海底土試料の上にIPを重ね、試料から発生する放射線に曝露させた。福島第一海域（測点2）については3日間、沖合海域（測点10）の試料について分割試料のうち放射性核種の放射能濃度の高いものについて2日間の計測を行った。

IPを用いた計測結果をもとに次のような方法¹⁰⁾によって海底土試料に含まれる放射性粒子の分け取りと放射性セシウムの存在量を計算した。なお、ここで記載する放射性セシウムの放射能濃度は、測定試料容器内の一部分に特異的に高い放射能がある今回の場合、本来は点線源を用いた校正をすべきところ、放射性核種が一様に分布したと仮定して体積線源により作成した効率曲線から求めた見かけの放射能濃度である。

放射性セシウムの放射能濃度について測定済みの海底土試料をビニール袋に詰め、IPを用いた計測を行った。IPで得られた画像は放射線量に応じて濃淡が付くものになっており、海底土試料の中で相対的に放射能の高い部分が黒い点で表現される。計測で得られた画像は黒点部分の判別が明確になされるようにコントラストを調整し、黒点部分を放射性粒子として判別した。IPの結果を実物大に印刷し、黒点部分に穴を空けたうえで試料に重ね合わせ、マーカーペン等で印を付けた。この印を付けた部分のビニールを熱したニクロム線で切り取り、その下に存在する放射性粒子を取り残しのないように周囲の海底土試料も含め小型の匙（スパチュラ等）を用いて取り除いた。残った海底土試料を放射性粒子の混在しない残試料とした。

また、福島第一海域 測点2で採取した「1.5～3.0cm層」及び「4.0～6.0cm層」については、IPにおいて黒点として明確に判別された粒子全てを取り除いた。なお、沖合海域測点10（0.0～3.0cm層）については最大の黒点として示された粒子を取り除いた。

残試料に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は高純度ゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリーにより定量した。放射性粒子を除く海底土試料に含まれる放射性セシウムの存在量は、放射性粒子の重量が試料全体の重量に対して無視できるほど小さいと仮定し、残試料の放射性セシウムの放射能濃度に試料全体の重量を乗ずることで計算した。放射性粒子に由来する¹³⁷Csの存在量は、試料全体の¹³⁷Cs存在量と放射性粒子を除く試料中の放射性セシウムの存在量の間の差として求めた。

（結果）

沖合海域（測点10）で採取した海底土試料について、測定容器交換後の放射性セシウム

の放射能濃度等を表 I-2-2-3-9 に示す。測定容器交換後も交換前と同様に放射性セシウムが検出されたため、試料から検出された比較的高い放射性セシウムの放射能濃度は、測定容器の汚染に起因するものではないと考えられる。

容器交換後の放射性核種の放射能濃度が減少した理由は、放射線の発生位置と検出器との三次元的な位置関係に大きく依存する検出効率が、容器の入れ替えによって変化したためと考えられる。なお、光子のエネルギーによっては、位置関係の変化に伴って試料自体の遮蔽（いわゆる自己吸収）の度合いが変化することも、検出効率の変化の要因となる場合がある。

表 I-2-2-3-9 測定容器交換後の放射性セシウムの放射能濃度等

採取海域と測点	採取日	乾燥重量 (g)	$^{134}\text{Cs}^{*1}$ (Bq/kg-乾燥土)	$^{137}\text{Cs}^{*1}$ (Bq/kg-乾燥土)
沖合海域 測点 10	令和 2 年 11 月 21 日	314.0	12 ± 0.15	200 ± 0.56

※1 試料採取日に減衰補正した値で、これらの放射能濃度は、測定試料に特異的に高い濃度の粒子等が存在する場合、本来であれば点線源を用いた検出効率により定量すべきところ、今回は容積線源を用いて求めた検出効率を用いた値で「見かけの放射能濃度」である。

沖合海域（測点 10）の分割試料 No. 1～4 の測定結果を表 I-2-2-3-10 に示す。表 I-2-2-3-10 の結果から、No. 2～4 の ^{137}Cs の放射能濃度の平均値と標準偏差は $79 \pm 2 \text{Bq/kg-乾燥土}$ であり、分割試料 No. 2～4 の間の値のばらつきは 2%以内の変動であった。一方で No. 1 の試料は ^{137}Cs の放射能濃度が $290 \pm 1.0 \text{Bq/kg-乾燥土}$ であり、No. 2～4 に比較して放射能濃度が高いことなどから、No. 1 の試料に放射性粒子が偏在していると考えられた。

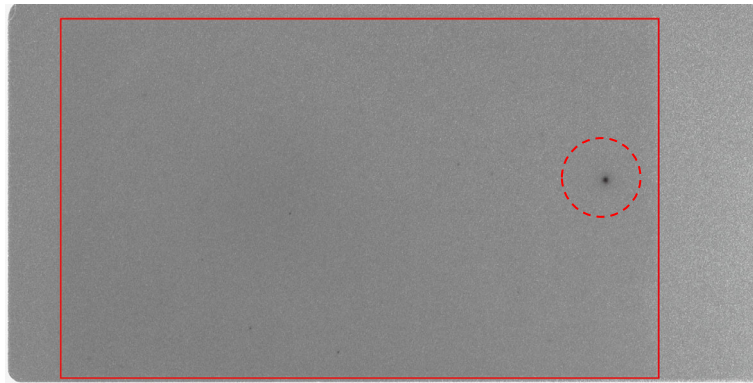
表 I-2-2-3-10 沖合海域（測点 I0）の分割試料 No.1~4 の放射性セシウムの放射能濃度とその放射能比等

採取海域と測点	採取日	乾燥重量 (g)	$^{134}\text{Cs}^*$ (Bq/kg-乾燥土)	$^{137}\text{Cs}^*$ (Bq/kg-乾燥土)	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比
10-1 (No.1)	令和2年 11月21日	76.3	15 ± 0.18	290 ± 1.0	0.052
10-2 (No.2)		82.1	4.2 ± 0.088	81 ± 0.32	0.052
10-3 (No.3)		77.1	4.2 ± 0.099	79 ± 0.36	0.053
10-4 (No.4)		77.3	4.1 ± 0.070	77 ± 0.24	0.053

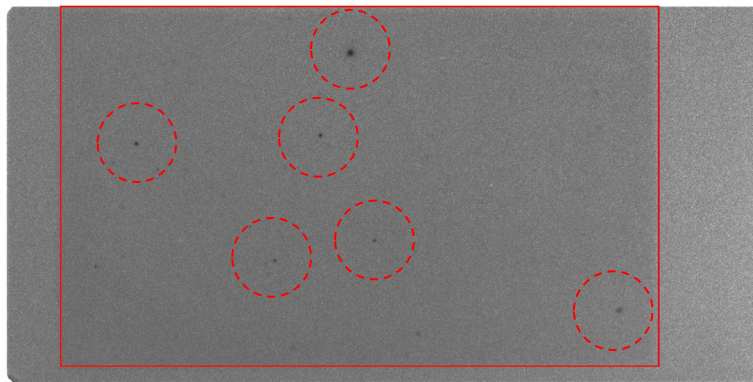
※ 放射能濃度は試料採取日に減衰補正した値である。なお、No.1 のように特異的に高い粒子を含む場合には、本来、点線源により求めた効率曲線を用いて放射能を求めるべきところ、これらは容積線源を用いて求めた検出効率曲線を用いて定量した「見かけの放射能濃度」である。

福島第一海域（測点 2）の試料及び沖合海域（測点 I0）の分割試料 No. 1 について IP による計測によって得られた画像を図 I-2-2-3-4 に示す。オートラジオグラフは斑点のサイズが大きく、黒色が濃い部分ほど相対的に放射能が高いことを示す。

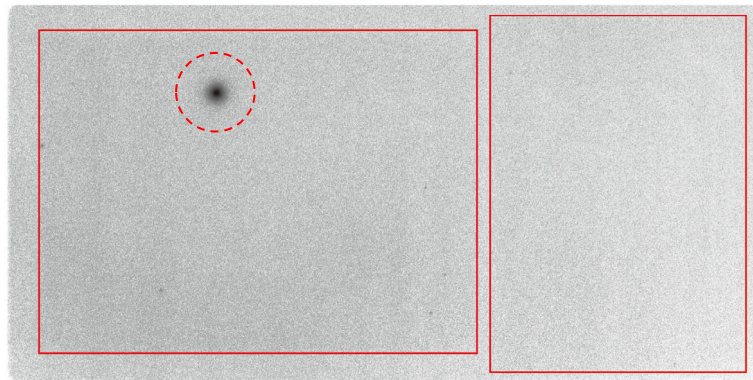
IP で得られた画像から、各試料で放射能の高い部分の存在を示す黒い点がところどころ確認されたが、それ以外の部分は一様な結果であった。これらのうち、沖合海域（測点 I0）の試料については特異的に放射能の高い部分があることが観察された。



福島第一海域 測点 2 (1.5~3.0cm 層)



福島第一海域 測点 2 (4.0~6.0cm 層)



沖合海域 測点 10 (0.0~3.0 cm)

2.5 cm

図 I -2-2-3-4 イメージングプレートを用いた計測により得られた海底土試料のオートラジオグラフ(赤枠の範囲が海底土試料に該当する部分)。

前述の方法により、海底土試料に含まれる放射性粒子の分け取りを行い、その残試料に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を定量した。その結果を、表 I-2-2-3-11 及び表 I-2-2-3-12 に示す。測定結果はいずれも試料採取日に減衰補正した値である。

表 I-2-2-3-11 福島第一海域で採取した海底土試料の残試料に含まれる放射性セシウムの放射能濃度

採取海域と測点	採取層 (cm)	$^{134}\text{Cs}^*$ (Bq/kg-乾燥土)	$^{137}\text{Cs}^*$ (Bq/kg-乾燥土)
福島第一 測点 2	1.5-3.0	1.1 ± 0.20	21 ± 0.53
	4.5-6.0	1.6 ± 0.21	25 ± 0.48

※ 試料採取日に減衰補正した値で、誤差は計数誤差である。

表 I-2-2-3-12 沖合海域で採取した海底土試料の残試料に含まれる放射性セシウムの放射能濃度

採取海域と測点	$^{134}\text{Cs}^*$ (Bq/kg-乾燥土)	$^{137}\text{Cs}^*$ (Bq/kg-乾燥土)
沖合海域 測点 I0	4.4 ± 0.17	90 ± 0.57

※ 試料採取日に減衰補正した値で、誤差は計数誤差である。

(海底土中の放射性粒子の存在)

放射性粒子を除く前と後の海底土試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の変化を図 I-2-2-3-5 及び図 I-2-2-3-6 に示す。

福島第一海域の測点 2 で採取した海底土試料について、放射性粒子を除いた後、採取層 1.5~3.0cm と 4.0~6.0cm でそれぞれ 88Bq/kg-乾燥土及び 51Bq/kg-乾燥土の ^{137}Cs の放射能濃度の減少が見られた。また、沖合海域(測点 I0)については 199Bq/kg-乾燥土の ^{137}Cs の放射能濃度の減少が見られた。また、これらのうち、福島第一海域で採取した海底土試料の残試料を用いた深度分布は放射性粒子を除く前の試料に比べて滑らかな分布をしていた。

各測点の試料全体(以下、「バルク試料」という。)と分け取った全放射性粒子に含まれる放射性セシウムの存在量を表 I-2-2-3-13 及び表 I-2-2-3-14 に示す。これら放射性セシウムの量は前述の通り「見かけの放射能濃度」であり、以後、この仮定の下で議論を進

める。

試料採取日に減衰補正した放射性粒子全体の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比は、福島第一海域（測点 2）では 0.047～0.050 であり、沖合海域（測点 I0）では 0.045 であった。このことは、東電福島第一原発事故で大気中に放出された放射性セシウムの $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比がおおよそ 1 なので、分け取った放射性粒子から得られた放射能比を東電福島第一原発事故当時に減衰補正すると概ね 1 となるため、東電福島第一原発事故に由来することを強く示唆する結果となった。

今回検討に用いた試料全体に含まれる ^{137}Cs の存在量に対する放射性粒子の寄与の割合を推定したところ、見かけの放射能濃度からの減少分ではあるものの、福島第一海域 測点 2 「1.5～3.0cm 層」と「4.0～6.0cm 層」でそれぞれ 81%及び 67%、沖合海域 測点 I0 で 69%と見積もることができた。このような高い寄与の割合から、試料中の放射性粒子の存在とその分布状況は海底土試料に含まれる ^{137}Cs 放射能濃度を変動させる大きな要因の一つであると考えられる。放射性粒子の調査は、海洋放射能調査海域のモニタリングの結果を補完する上で有効な手段の一つであると言える。また、バルク試料の高い ^{137}Cs 放射能濃度は海底土中に高放射能微粒子が偏在することで偶発的に検出された値であり、各測点での経時変化を代表する値ではないと考えられる。

なお、今回沖合海域（測点 I0）で見いだされた比較的高い放射能を有する試料の放射能分析結果について、試料に特異的に高い放射能を有する箇所が存在し、全体の放射能濃度としては、IP 等を用いた検討を行った件について、見かけの放射能濃度として考える必要があるものの、モニタリング結果としては排除する理由がないと考えられるため、当該試料の放射能分析結果を採用することとした。

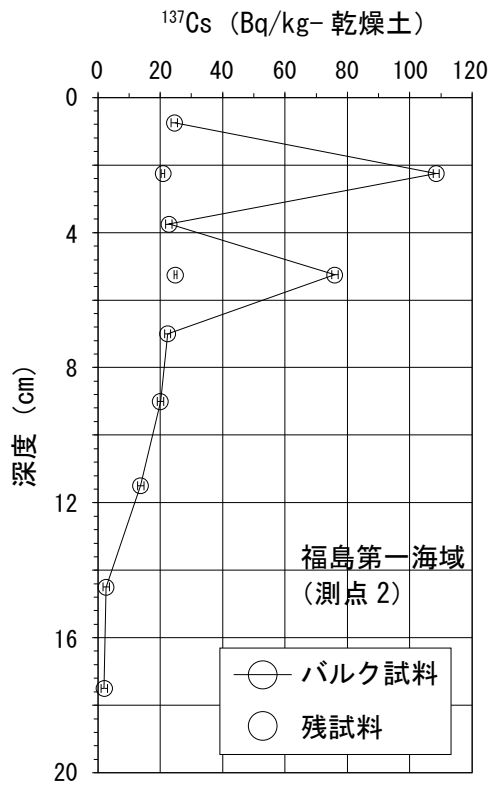


図 I -2-2-3-5 放射性粒子を除く前と後の海底土試料に含まれる¹³⁷Cs 放射能濃度の鉛直分布の変化 (誤差は○内に入る)

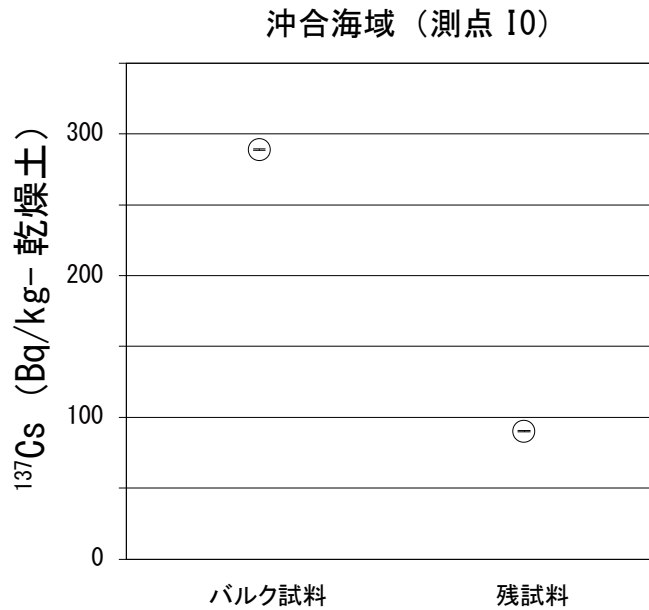


図 I -2-2-3-6 放射性粒子を除く前と後の海底土試料中の¹³⁷Cs 放射能濃度の変化 (誤差は○内に入る)

表 I -2-2-3-13 海底土試料全体、残試料及び放射性粒子に含まれる放射性セシウムの存在量※

採取海域 と測点	採取層 (cm)	試料全体 (Bq)		残試料 (Bq)		放射性粒子 (Bq)		
		¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs 放射能比
福島第一 測点 2	1.5-3.0	0.63 ± 0.034	13 ± 0.12	0.12 ± 0.02	2.4 ± 0.061	0.51 ± 0.041	10 ± 0.14	0.050
	4.5-6.0	0.46 ± 0.031	8.8 ± 0.10	0.18 ± 0.02	2.9 ± 0.056	0.28 ± 0.039	6.0 ± 0.12	0.047

※ ¹³⁴Cs 及び ¹³⁷Cs の放射能は、試料採取日に減衰補正した値で誤差は計数誤差である。また、特異的に高い放射能を持つ微粒子が存在する場合、本来は点線源を用いて求めた検出効率曲線を利用すべきであるが、ここに示した値は容積線源を用いて求めた検出効率曲線から求めた見かけの値である。

表 I -2-2-3-14 海底土試料全体、残試料及び放射性粒子に含まれる放射性セシウムの存在量※

採取海域 と測点	試料全体 (Bq)		残試料 (Bq)		放射性粒子 (Bq)		
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs 放射能比
沖合海域測点 10	1.1 ± 0.013	22 ± 0.048	1.3 ± 0.23	28 ± 0.64	3.9 ± 0.27	87 ± 0.73	0.045

※ ¹³⁴Cs 及び ¹³⁷Cs の放射能は、試料採取日に減衰補正した値で誤差は計数誤差である。また、特異的に高い放射能を持つ微粒子が存在する場合、本来は点線源を用いて求めた検出効率曲線を利用すべきであるが、ここに示した値は容積線源を用いて求めた検出効率曲線から求めた見かけの値である。

③ 海水中の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変動)

海洋放射能調査の原子力発電所周辺 15 海域のうち、西日本並びに日本海海域の表層海水を中心に、東電福島第一原発事故以降、海水試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度が事故前（平成 22 年度調査結果）に比べ高いことが確認されている。平成 28 年度に実施した本調査により、西日本及び日本海海域の表層海水に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の上昇は、事故放出時の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比を 1 として ^{134}Cs 放射能濃度から算出した ^{137}Cs の付加分と一致することから、東電福島第一原発事故によって海洋環境へ放出された放射性セシウムが同海域に到達していることが明らかとなった。平成 29～31 年度ではその上昇は確認されなかった。

そこで令和 2 年度では東電福島第一原発事故によって放出された放射性セシウムの上昇傾向を確認するため、検出下限を下げた測定により西日本並びに日本海海域での海水に含まれる ^{134}Cs の検出を試みた。また、北太平洋亜寒帯循環による北太平洋北西部から襟裳沖周辺への放射性セシウムの回帰に備え、太平洋側のバックグラウンドデータとして青森海域で ^{134}Cs の検出を試みた。

平成 30 年度には、対照海域（襟裳岬周辺海域）の測点 K2 の表層海水で東電福島第一原発事故由来の ^{134}Cs が検出された。当該の海域は親潮、津軽暖流及び黒潮続流の影響を受ける水塊構造の複雑な海域のため、検出された ^{134}Cs がどの海流の水塊に由来するものなのか塩分と水温の関係からは判断しづらい。海水中のラジウム同位体 (^{226}Ra , ^{228}Ra) は水塊の混合を解明する有効なトレーサとして知られ、このラジウム同位体と塩分や水温の関係より水塊構造を把握することが可能であると考えられる。

そこで、対照海域の測点 K2、E11 についてラジウム同位体の放射能濃度を測定し、水塊構造について解析を試みた。

(試料採取及び分析)

発電所海域のうち、放射能分析を行った令和 2 年度の表層 10 試料の概要及び結果（AMP 吸着試料：9 海域から 1 測点）を後述の表 I-2-2-3-16 に示した。なお、試料採取の海域は次の項目に挙げる方法に沿って選定した；

- ^{137}Cs 濃度が事故前(平成 22 年度)の平均値に比べ高いと考えられる海域の内、東電福島第一原発からの直接流入による影響を受けやすい海域（核燃、宮城、福島第一、福島第二及び茨城海域）を除く海域。
- 平成 31（令和元）年度において、各海域（福井第一及び福井第二は 1 海域とする）で事故前よりも高い ^{137}Cs 濃度が検出された測点のうち、1 測点における表層海水。
- 日本海対馬暖流及び親潮による影響を受けやすい青森海域（1 測点）の表層海水。

令和 2 年度に実施した海洋放射能調査において測定済み試料について、ガンマ線スペクトロメータによる長時間測定（24 万秒）を行って ^{134}Cs の放射能濃度を求めた（目標検出下限値：0.4mBq/L）。

また、対照海域のうち、平成 30 年度に調査を行った測点 K2 及び E11 の表層、250m、750m、1000m、1250m 及び底層の海水 12 試料について金沢大学低レベル放射能実験施設(LLRL)の協力を得て、超低バックグラウンドガンマ線スペクトロメータによってラジウム同位体の放射能濃度を求めた（表 I-2-2-3-15 参照）。

表 I-2-2-3-15 ラジウム同位体測定の対象とした試料等

調査年度	海域	採取日	測点	採取深度
				(m)
平成 30 年度	対照海域	平成 30 年 6 月 8 日	E11	1
				250
				750
				1000
				1250
				2087
		平成 30 年 6 月 7 日	K2	1
				250
				750
				1000
				1250
				1666

※測点の詳細については図 I-2-1-1-1 及び表 I-2-1-1-1 を参照

(結果)

長時間測定による海水中の放射性セシウムの放射能濃度の測定結果を表 I-2-2-3-16 に示す。なお、測定結果は平成 23 年 3 月 11 日時点に減衰補正した。これにより、事故日に補正することで半減期による減少を除くことができ、海洋環境中での混合や希釈による減少などをとらえることができると考えられる。

平成 31 (令和元) 年度の本事業の報告書では、西日本及び日本海海域の表層海水の ^{134}Cs の事故日に補正した放射能濃度の平均値は、平成 24 年度から平成 28 年度にかけて 0.22 から 0.82mBq/L と上昇したが、その後一定の値 (約 0.8mBq/L) で推移していたことが報告されている。これは事故後太平洋へ広く拡散したものの内、北太平洋亜熱帯モード水として低緯度海域を西進し、さらに黒潮によって日本近海へもたらされたと推測される ^{134}Cs の付加により、西日本海域及び日本海海域での ^{134}Cs 放射能濃度が減少していない²⁰⁾と考えられた。しかし、令和 2 年度は全ての測点で ND であった。これは、事故から 9 年以上が経過し、物理半減期 (2.06 年) や海水の拡散・希釈により測定が困難なレベルにまで放射能濃度が減少したことが要因と考えられる。一方で ^{137}Cs の放射能濃度の平均値は平成 29 年度以降、ほぼ一定の値 (約 2.0 mBq/L) で推移していることが確認できた (図 I-2-2-3-7)。

襟裳沖の対照海域 (E11、K2) のラジウム同位体の測定結果を表 I-2-2-3-17 に示す。図 I-2-2-3-8 にラジウム同位体のうち、 ^{228}Ra 放射能濃度と塩分の関係を示す。Kawakami *et al.*²¹⁾ と Inoue *et al.*²²⁾ より、黒潮続流、親潮、対馬暖流は以下のように特徴づけることができる。

- ・ 黒潮続流 (高塩分、低 ^{228}Ra 放射能濃度)
- ・ 親潮 (低塩分、低 ^{228}Ra 放射能濃度)
- ・ 津軽暖流 (中塩分、高 ^{228}Ra 放射能濃度)

赤丸で示したプロットが平成 30 年度の調査において東電福島第一原発事故由来の ^{134}Cs が検出された測点 K2 の表層である。この関係から、平成 30 年度調査時の測点 K2、E11 とともに、黒潮続流と親潮の混合が主であり、ほとんど対馬暖流の影響がみられないと考えられる。今後、それぞれの水塊の混合比を計算することでより詳細な水塊構造の把握が必要と考えられる。

表 I-2-2-3-16 長時間測定による海水中の放射性セシウムの放射能濃度

海域	測点	採取深度 (m)	採取日	$^{134}\text{Cs}^{*1}$	$^{134}\text{Cs}^{*1}$	$^{137}\text{Cs}^{*1}$	$^{137}\text{Cs}^{*1}$
				(mBq/L)	誤差 *2	(mBq/L)	誤差
北海道	3	1	令和2年5月17日	ND *3		2.0	0.11
青森	4	1	令和2年5月30日	ND		1.9	0.11
静岡	3	1	令和2年6月10日	ND		1.9	0.12
新潟	2	1	令和2年5月31日	ND		2.2	0.12
石川	4	1	令和2年5月28日	ND		2.2	0.12
福井第二	3	1	令和2年5月26日	ND		1.7	0.087
島根	3	1	令和2年5月25日	ND		2.1	0.11
愛媛	3	1	令和2年6月14日	ND		1.9	0.12
佐賀	3	1	令和2年6月13日	ND		2.1	0.11
鹿児島	3	1	令和2年6月16日	ND		1.9	0.11

※1 平成23年3月11日時点に減衰補正した値。

※2 誤差は計数誤差を示す。

※3 NDは検出下限値以下を示す。

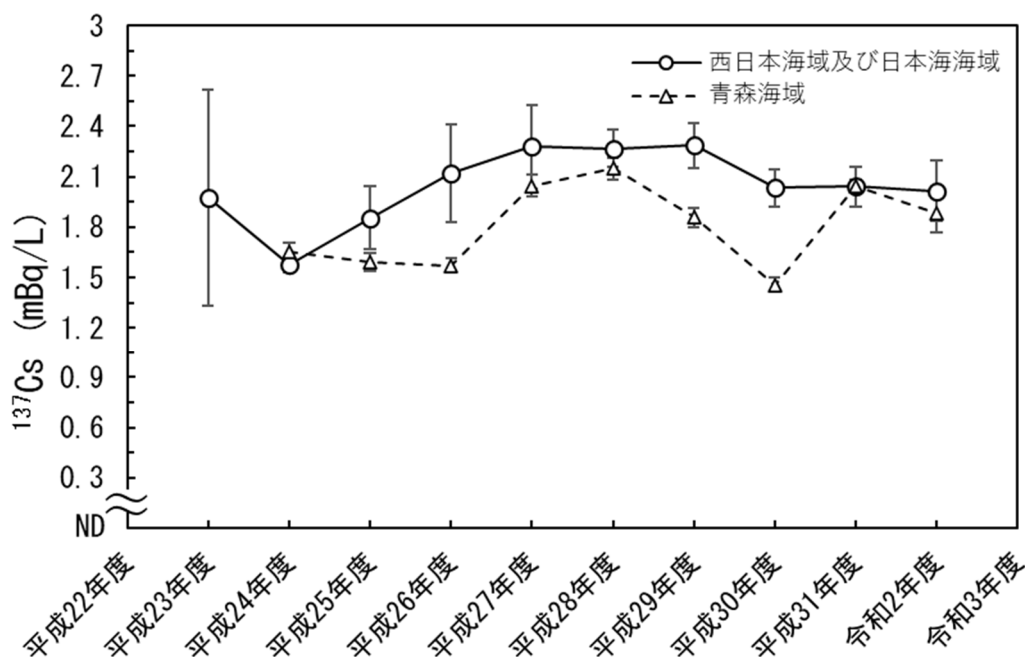


図 I-2-2-3-7 日本海海域及び西日本海域で採取した表層水に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度の平均値と青森海域（測点4）を経年変化図として示したもの（平成23年3月11日時点に減衰補正した値）

表 I-2-2-3-17 対照海域 (E11、K2) のラジウム同位体の放射能濃度

海域	測点	採取深度 (m)	採取日	²²⁶ Ra		²²⁸ Ra	
				(mBq/L)	誤差 ^{※1}	(mBq/L)	誤差 ^{※1}
対照海域	E11	1	平成 30 年 6 月 8 日	0.96	0.052	0.28	0.081
		250		2.7	0.063	0.29	0.060
		750		5.2	0.10	ND ^{※2}	
		1000		4.4	0.078	ND	
		1250		4.7	0.11	ND	
		2087		5.7	0.11	ND	
	K2	1	平成 30 年 6 月 7 日	0.96	0.050	0.21	0.070
		250		2.3	0.061	0.49	0.070
		750		3.8	0.090	ND	
		1000		4.4	0.095	ND	
		1250		4.7	0.080	ND	
		1666		4.8	0.10	ND	

※1 誤差は計数誤差のみ。

※2 ND は検出下限値以下を示す。

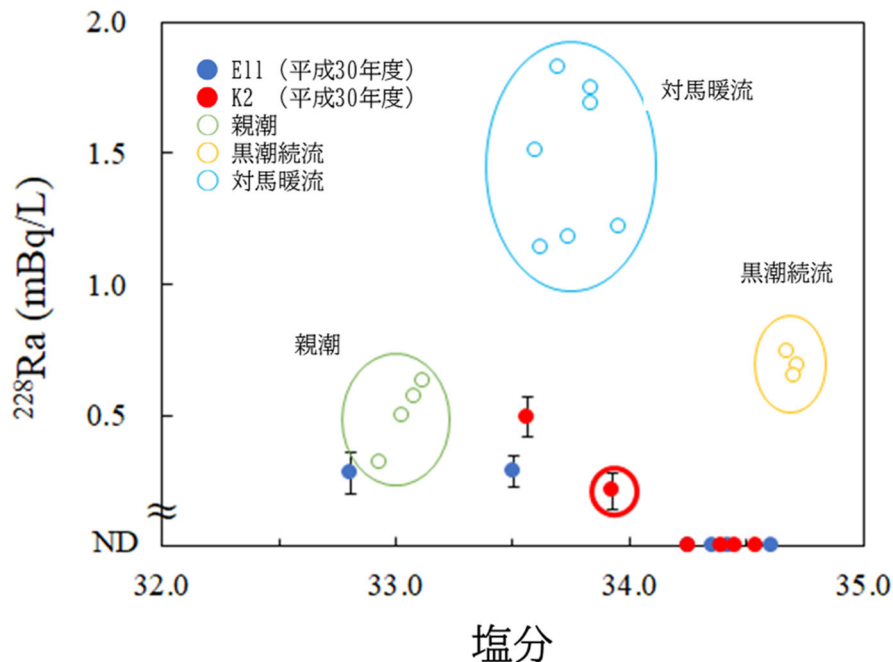


図 I-2-2-3-8 ²²⁸Ra 放射能濃度と塩分の関係。黒潮統流と親潮は Kawakami *et al.*²¹⁾を、津軽暖流は Inoue *et al.*²²⁾を参照した。

(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）から約 60～80L 採取した（表 I-2-2-3-18）。この海水 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。

表 I-2-2-3-18 海水試料の採取測点、採取層、採取水深及び層数

海域	測点	採取日	緯度※ ¹		経度※ ¹		水深※ ¹ (m)	採取層※ ² (m)
				(N)		(E)		
北海道	2	令和 2 年 5 月 18 日	43°	5.0'	140°	16.1'	409	20, 50, 100
青森	2	令和 2 年 5 月 28 日	41°	13.3'	141°	40.3'	669	20, 50, 100, 300
宮城	2	令和 2 年 6 月 9 日	38°	24.9'	141°	45.0'	159	20, 50
福島第一	2	令和 2 年 6 月 8 日	37°	35.0'	141°	25.0'	131	20, 50
福島第二	2	令和 2 年 6 月 6 日	37°	11.9'	141°	19.9'	139	20, 50
茨城	2	令和 2 年 6 月 5 日	36°	25.0'	140°	51.0'	116	20, 50
静岡	4	令和 2 年 6 月 10 日	34°	31.2'	137°	58.6'	529	20, 50, 100, 300
新潟	2	令和 2 年 5 月 31 日	37°	50.2'	138°	34.8'	495	20, 50, 100, 300
石川	2	令和 2 年 5 月 28 日	37°	8.0'	136°	26.1'	188	20, 50
福井第一	2	令和 2 年 5 月 27 日	35°	57.3'	135°	50.3'	260	20, 50, 100
福井第二	2	令和 2 年 5 月 26 日	35°	50.1'	135°	34.9'	200	20, 50
島根	2	令和 2 年 5 月 25 日	35°	41.0'	133°	3.9'	79	20
愛媛	2	令和 2 年 6 月 14 日	33°	38.3'	132°	17.6'	56	20
佐賀	2	令和 2 年 6 月 13 日	33°	37.1'	129°	52.8'	48	10, 20
鹿児島	2	令和 2 年 6 月 16 日	31°	44.7'	130°	1.2'	81	20, 50

※¹ 当該測点の表層について試料採取を行った際の採取位置と水深を記載した。

※² 海洋放射能調査において採取された表層水及び下層水を除く。

(結果)

海水試料のうち、中間層から得られた分析結果を表 I-2-2-3-19(1)~(3)に示す。 ^{134}Cs は福島第二海域の 50m 層以外の層で検出下限値以下であったことから鉛直分布や変化の傾向を議論することは困難である。そのため、各海域における ^{137}Cs の放射能濃度の鉛直分布について議論する。

各海域における塩分の鉛直分布と ^{137}Cs の放射能濃度の鉛直分布について、「1. 海洋放射能調査海域周辺での調査」で得られた表層及び下層の結果を図 I-2-2-3-9(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 ^{137}Cs の放射能濃度は表層で極大値 (2.0mBq/L) を、中間層 (20~300m 層) にかけて均一な放射能濃度 (1.3~1.5mBq/L) を示した後、下層までゆるやかに減少した。また、福島第一海域では ^{137}Cs の放射能濃度が表層で極大値を、中間層 (20~50m 層) で極小値を示し、下層で僅かに増加する鉛直分布を示した。福島第二海域と茨城海域では、表層から中間層 (20~50m 層) にかけて均一な放射能濃度 (福島第二海域: 1.8~2.0mBq/L、茨城海域: 1.7~1.9mBq/L) を示した後、下層で極大値を示す鉛直分布を示した。東電福島第一原発事故前の海水試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度を測定値から $1.6 \pm 0.3\text{mBq/L}$ とした場合、現在は同事故の影響が一部に限られていることが分かった。

(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 ^{137}Cs の放射能濃度は、表層で極大値 (1.7mBq/L) を示し、中間層から下層にかけて均一な放射能濃度 (1.3~1.5mBq/L) であった。新潟海域及び福井第一海域においては、表層で極大値 (2.1mBq/L) を、20m 層から 100m 層にかけて均一な放射能濃度 (1.5~1.6mBq/L) を示した後、下層まで減少した。石川及び福井第二海域においては、中間層 (20~50m 層) で極小値 (1.5mBq/L) を示し、それよりも深くなるにつれて増加した。島根海域では、20m 層で極小値を示し、下層に至るまで増加した。

西日本海域の静岡海域における ^{137}Cs の放射能濃度は、表層から 20m 層にかけて 1.6mBq/L から 1.2mBq/L まで減少し、中間層 (100~300m 層) にかけて 1.8~1.9mBq/L まで増加した後、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塩分の鉛直分布がほとんど変化していないものの、愛媛海域では 20m 層で ^{137}Cs の放射能濃度は極小値を示し、鹿児島海域では下層で ^{137}Cs の放射能濃度は極大値を示した。

一方で、佐賀海域では表層で極大値を示した。しかしながら、誤差を考慮すれば佐賀海域では極大値を示した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では水深が比較的深い海域では、塩分との関連性がある鉛直分布を示し、表層水を除いて塩分が増加すると ^{137}Cs の放射能濃度が増加する傾向が見られた。一方で、比較的浅い海域では、塩分の変化と ^{137}Cs の放射能濃度の変化は対応しておらず、塩分変化とは関係性がない鉛直分布を示した。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 ^{137}Cs 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。

表 I -2-2-3-19(1) 東日本海域における海水中の放射性セシウムの放射能濃度

海域	測点	採取深度 (m)	¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs	
			(mBq/L)	誤差※1	(mBq/L)	誤差※1
青森	2	1	ND※2		2.0	0.18
		20	ND		1.5	0.041
		50	ND		1.5	0.040
		100	ND		1.4	0.039
		300	ND		1.3	0.030
		651	ND		ND	
宮城	2	1	ND		2.1	0.22
		20	ND		1.4	0.037
		50	ND		1.5	0.037
		148	ND		2.1	0.22
福島第一	2	1	ND		2.6	0.24
		20	ND		1.7	0.040
		50	ND		1.5	0.037
		120	ND		2.0	0.24
福島第二	2	1	ND		2.0	0.22
		20	ND		1.8	0.042
		50	0.082	0.024	1.9	0.048
		128	ND		2.3	0.22
茨城	2	1	ND		1.7	0.22
		20	ND		1.7	0.047
		50	ND		1.9	0.040
		106	ND		2.4	0.23

※1 誤差は計数誤差のみ。

※2 ND は検出下限値以下を示す。

表 I-2-2-3-19(2) 日本海海域における海水中の放射性セシウムの放射能濃度

海域	測点	採取深度 (m)	¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs	
			(mBq/L)	誤差※ ¹	(mBq/L)	誤差※ ¹
北海道	2	1	ND※ ²		1.7	0.20
		20	ND		1.5	0.040
		50	ND		1.5	0.032
		100	ND		1.4	0.038
		397	ND		1.3	0.17
新潟	2	1	ND		2.1	0.23
		20	ND		1.5	0.039
		50	ND		1.5	0.029
		100	ND		1.5	0.037
		300	ND		1.1	0.032
		470	ND		0.87	0.21
石川	2	1	ND		1.9	0.20
		20	ND		1.6	0.041
		50	ND		1.5	0.038
		172	ND		2.1	0.20
福井第一	2	1	ND		2.1	0.19
		20	ND		1.5	0.039
		50	ND		1.6	0.032
		100	ND		1.5	0.035
		243	ND		1.1	0.18
福井第二	2	1	ND		2.0	0.20
		20	ND		1.6	0.044
		50	ND		1.5	0.039
		184	ND		1.8	0.20
島根	2	1	ND		2.1	0.21
		20	ND		1.5	0.032
		69	ND		2.0	0.21

※1 誤差は計数誤差のみ。

※2 ND は検出下限値以下を示す。

表 I -2-2-3-19(3) 西日本海域における海水中の放射性セシウムの放射能濃度

海域	測点	採取深度 (m)	¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs	
			(mBq/L)	誤差※1	(mBq/L)	誤差※1
静岡	4	1	ND※2		1.6	0.19
		20	ND		1.2	0.030
		50	ND		1.6	0.045
		100	ND		1.9	0.044
		300	ND		1.8	0.043
		486	ND		1.4	0.19
愛媛	2	1	ND		1.9	0.18
		20	ND		1.5	0.039
		49	ND		2.1	0.18
佐賀	2	1	ND		1.9	0.20
		10	ND		1.5	0.042
		20	ND		1.6	0.039
		42	ND		1.6	0.27
鹿児島	2	1	ND		1.3	0.20
		20	ND		1.3	0.037
		50	ND		1.4	0.031
		73	ND		1.9	0.22

※1 誤差は計数誤差のみ。

※2 ND は検出下限値以下を示す。

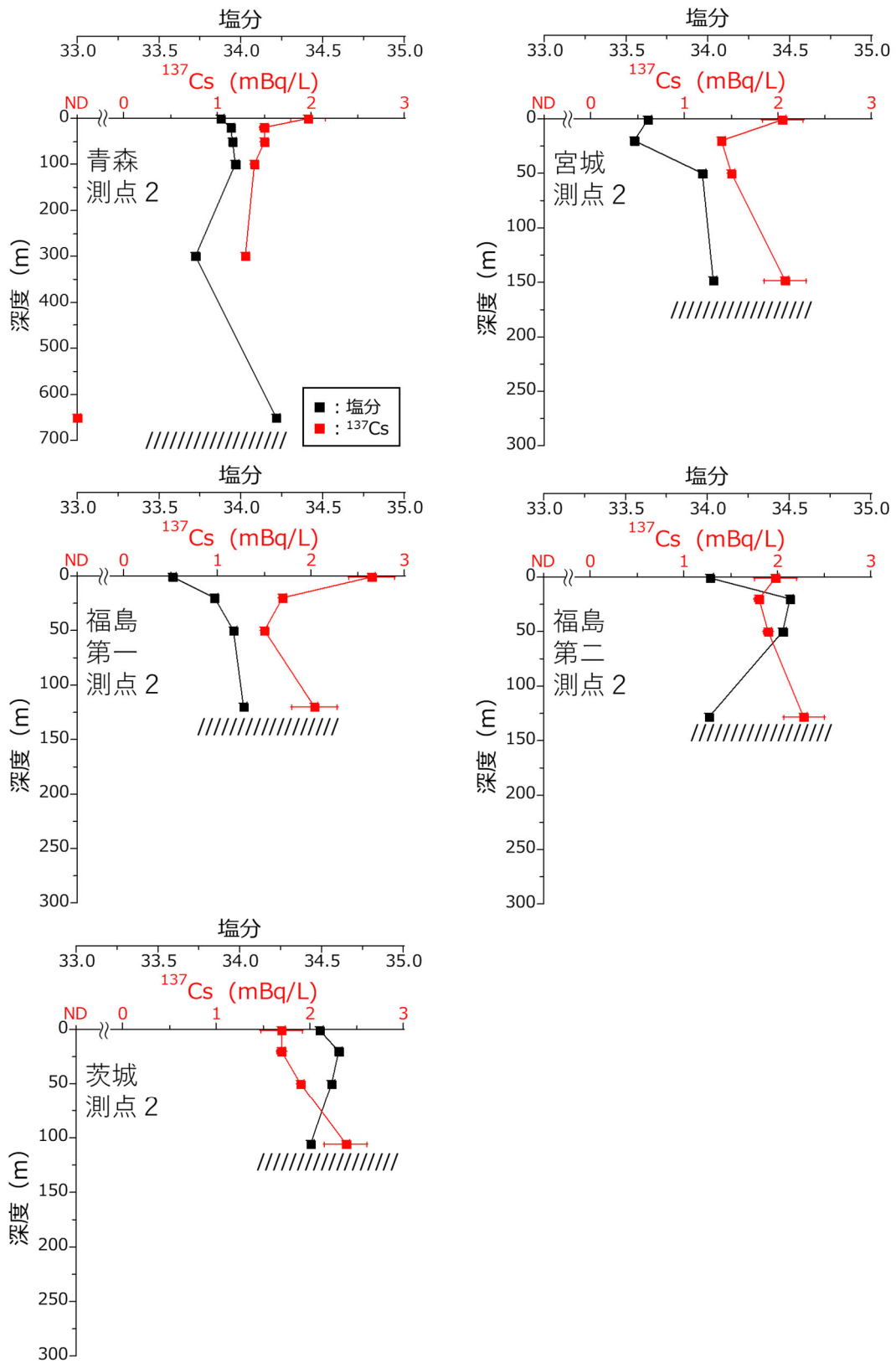


図 I-2-2-3-9(1) 東日本海域における ^{137}Cs の放射能濃度及び塩分の鉛直分布。図中の斜線は海底面を表す。

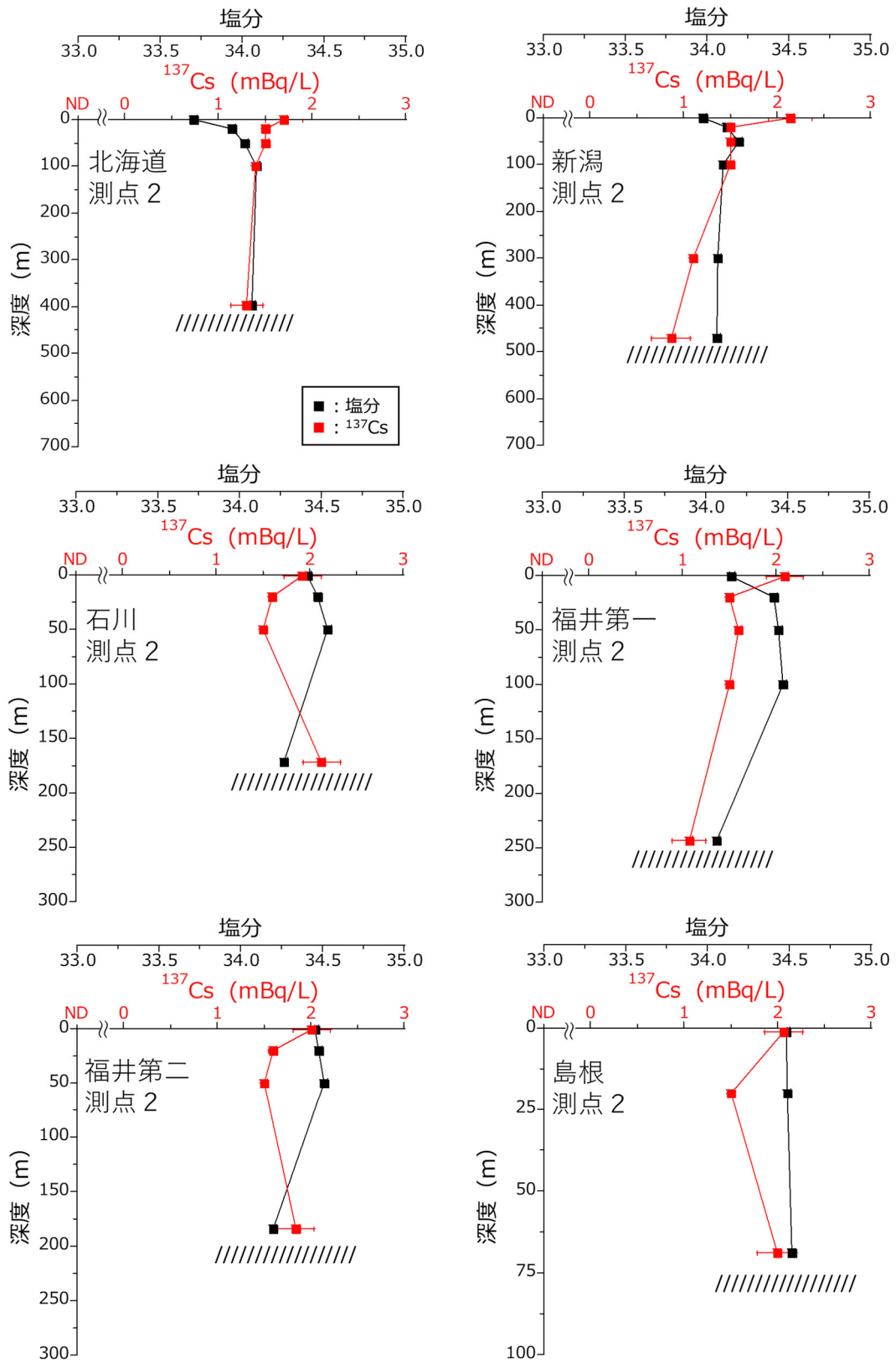


図 I-2-2-3-9(2) 日本海海域における ^{137}Cs の放射能濃度及び塩分の鉛直分布。図中の斜線は海底面を表す。

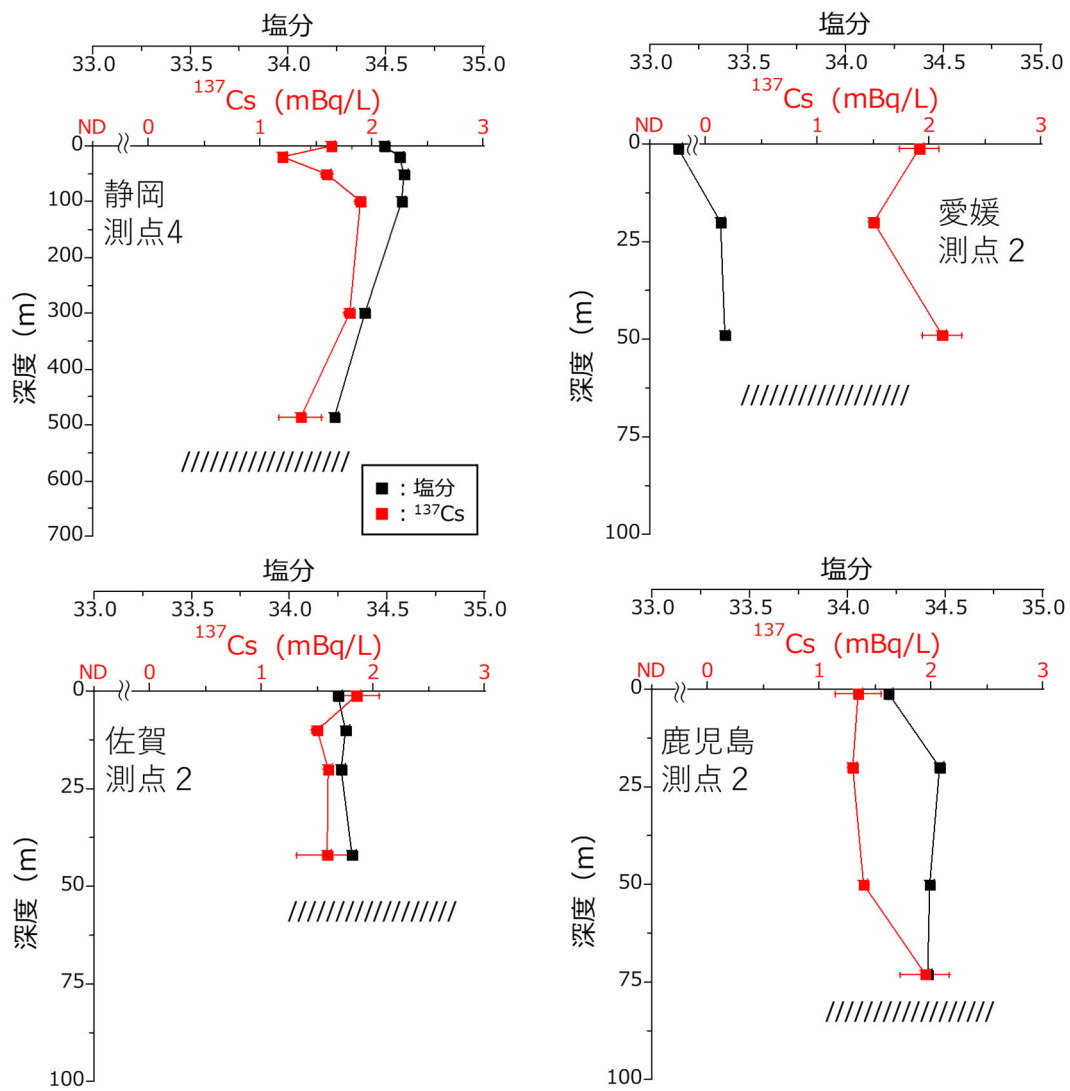


図 I-2-2-3-9(3) 西日本海域における ^{137}Cs の放射能濃度及び塩分の鉛直分布。図中の斜線は海底面を表す。

(海水試料に含まれる ^{137}Cs のインベントリ)

前述のとおり、海水試料に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は、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 ^{137}Cs の鉛直分布から ^{137}Cs の単位海表面あたりの水柱中放射エネルギー (インベントリ) を算出し、直近 4 カ年 (平成 28 年度から平成 31 (令和元) 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs のインベントリを対象とした。なお、表層から 50m 層までの ^{137}Cs のインベントリは、各層の放射エネルギーを求めて足し合わせていく方法²³⁾を用いて見積もった。

(結果)

表層から 50m 層までの ^{137}Cs のインベントリは $0.066\sim 0.091\text{kBq/m}^2$ の範囲にあり、直近 4 カ年の調査結果に比べて減少した (図 I-2-2-3-10)。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 ^{137}Cs のインベントリを $0.080\pm 0.015\text{kBq/m}^2$ (同事故前の海水試料に含まれる ^{137}Cs の放射能濃度が表層から 50m 層までを測定値から $1.6\pm 0.3\text{Bq/L}$ と推定) と見積もった場合、令和 2 年度に得られた結果は同事故前の値と同程度の海域もあるものの、多くの海域ではこの値をわずかに上回っていた。しかしながら、令和 2 年度に得られた結果について、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 ^{137}Cs のインベントリ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。

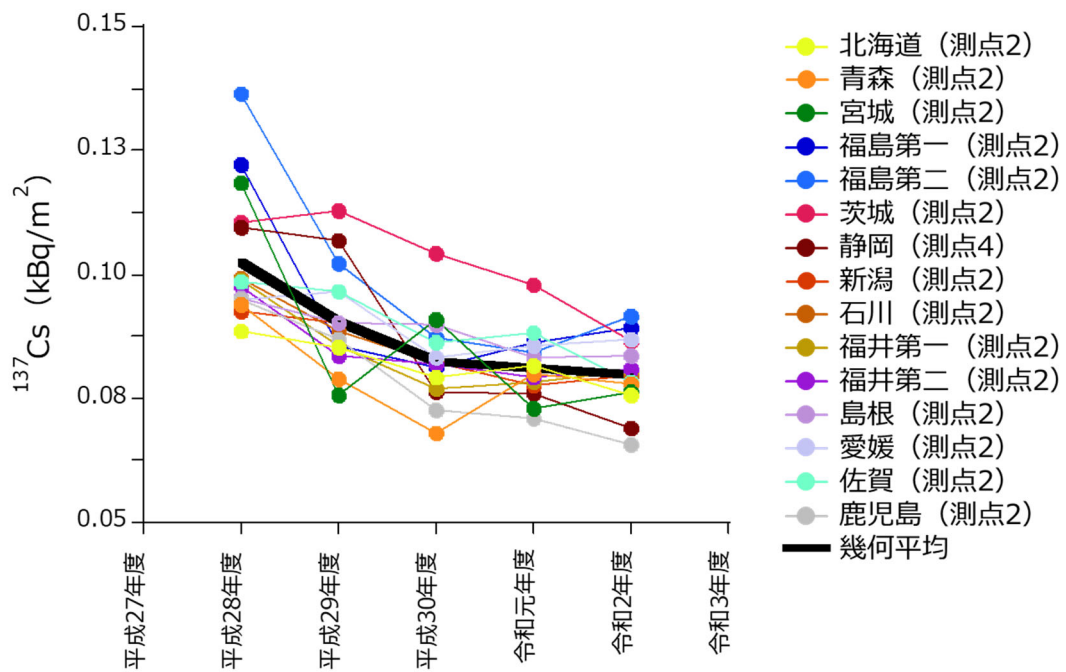


図 I -2-2-3-10 発電所海域(全 15 海域)で採取した表層から 50m 層までの海水試料に含まれる ^{137}Cs のインベントリの経年変化

④ 動物プランクトン中の放射性セシウムの放射能濃度とその変動要因に関わる詳細調査

日本近海における海水中の¹³⁷Csの主要な起源は、主に1950年代から1960年代初めにかけて行われた大気圏核爆発実験によるグローバルフォールアウトと平成23年3月の東電福島第一原発事故により環境中に放出されたものである。平成31（令和元）年度までに本事業で得られた海水中の放射性セシウムの放射能濃度データによれば、同事故により付加された放射性セシウム（¹³⁴Cs及び¹³⁷Cs）は時間とともに減少する傾向を示しており、平成31（令和元）年度では東電福島第一原発事故前の値に近づきつつあった。

海産生物の放射性セシウムの放射能濃度は、食物連鎖に伴う移行や濃縮・取り込みの過程に起因して変動すると考えられる。動物プランクトンは海洋食物網の低次に位置しており、魚類等の海洋食物網の高次に位置する海産生物への放射性セシウムの移行に関して重要な役割を果たすと考えられる。したがって、海洋環境全体の放射性セシウムの現況把握を行うためには、動物プランクトンの放射性セシウムの放射能濃度の変遷及び現況を把握する必要がある。

そこで、海洋放射能調査で対象とした発電所海域のうち、基礎生産（光合成や化学合成によって、栄養塩等の無機物から有機物が生産されること）が比較的高いと考えられる北海道、福島第二及び茨城海域における動物プランクトンの放射性セシウムの放射能濃度及び群集組成について解析を行った。

また、動物プランクトンの放射性セシウムの放射能濃度の変遷及び現況を把握するため、東電福島第一原発事故前と平成24年度から令和2年度の調査で得られた結果についての比較を併せて行った。

（方法）

令和2年度調査において、動物プランクトン試料は発電所海域の3海域（北海道、福島第二及び茨城）の測点2で採取した（図I-2-2-3-11）。採取方法は各測点の深度約50mにおいて、0.5ミリメートルのメッシュを持つプランクトンネット（口径：直径1.6m）を用いて、数十分間の水平曳きを2～3回行った。得られたプランクトン試料のうち、放射能分析用として凍結保存し、残りは群集組成分析のためにホルマリン固定^{※1}して冷暗所にて保存した。調査の概要を表I-2-2-3-20に示す。

放射能分析用試料は解凍後、生重量を秤量し、105℃に設定した乾燥機内で恒量になるまで乾燥し、その重量を測定した。その後、乾燥試料を粉碎し、プラスチック容器に充填し、充填重量の秤量及び試料充填高さを計測した。放射能測定は放射能測定法シリーズに記載された方法に従い、高純度ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー

※1 ホルマリン（formalin）に含まれるホルムアルデヒド（formaldehyde；HCHO）が、組織の細胞内外に浸透し、分子中のアルデヒド基（aldehyde group；-CHO）が主に組織中のタンパク質のアミノ基に結合し、さらに架橋することで、タンパク質の立体構造を損なわせ、それ以上のタンパク質の変性、酵素活性、輸送、分泌などの様々な生物活性を停止させる作用を持つので、生体や生物組織標本を作製する際の防腐剤あるいは固定処理に用いられるもの。

により放射性核種を定量（測定時間約 22 万秒）した。動物プランクトン試料に含まれる安定セシウム（ ^{133}Cs ）については、放射能分析用試料の一部を用いて誘導結合プラズマ質量分析法（ICP-MS）により定量した。

表 I-2-2-3-20 動物プランクトン調査の概要

試料採取時期	海域と測点	採集層	測定項目	海水ろ過量 (m^3)
令和 2 年 5～6 月	北海道（測点 2） 福島第二（測点 2） 茨城（測点 2）	約 44～55m	群集組成	44,282～
			^{137}Cs 、 ^{133}Cs	48,820

（結果）

<令和 2 年度に発電所海域で採取した動物プランクトン試料の ^{137}Cs の放射能濃度>

発電所海域で採取した動物プランクトン試料の ^{137}Cs 放射能濃度及び ^{133}Cs 濃度の結果を図 I-2-2-3-12 及び表 I-2-2-3-21 に示す。令和 2 年度に採取した動物プランクトン試料の ^{137}Cs 放射能濃度は、0.27～1.0Bq/kg-乾物の範囲にあり、このうち福島第二海域（測点 2）において最大値 1.0Bq/kg-乾物が観測され、全測点の平均値と標準偏差は、 $0.57 \pm 0.31\text{Bq/kg-乾物}$ であった。また、 ^{134}Cs の放射能濃度はすべての測点で検出下限値以下であった。 ^{133}Cs 濃度は前年度と同水準であった。

令和 2 年度に採取した動物プランクトン試料の群集別個体数組成を表 I-2-2-3-22 に示す。いずれの測点においても顎脚綱^{※1}が高い割合を占め（49～64%、全平均で 59%）、次いで、北海道海域（測点 2）では軟甲綱^{※2}が比較的多く見られ（23%）、茨城海域（測点 2）では尾虫綱^{※3}が比較的に見られた（37%）。令和 2 年度は動物プランクトンの ^{137}Cs 放射能濃度と群集別個体数組成との間に関連性は見られなかった。

令和 2 年度に採取した動物プランクトン試料の群集別乾燥重量組成を表 I-2-2-3-23 に示す。いずれの測点においても顎脚綱が高い割合を占めた（46～89%、全平均で 73%）。ま

-
- ※1 顎脚綱（がっきやくこう、Class Maxillopoda）は、甲殻類に含まれる動物群の名で、カイアシ類、ケンミジンコ、フジツボあるいはカメノテなどがこれに属する。
- ※2 軟甲綱（なんこうこう、Class Malacostraca）は、甲殻亜門の中で最大の綱である。例えばカニ、ロブスター、小エビなど十脚目（エビ目）や口脚目（シャコ目）、オキアミ目などの目を含む。
- ※3 尾虫綱（びちゅうこう、Class Appendicularia）は、原索動物門尾索亜門尾虫綱に属する種類の総称。体はおたまじゃくし様で、体幹と尾索が通った長い尾部とから成り、全体が包葉と呼ばれる薄い膜で包まれている。
- ※4 ヤムシ綱（やむしこう、Class Sagittoidea）は、毛顎（もうがく）動物の総称。体は矢のような形をしており、動きが素早いことからヤムシ（矢虫）と呼ばれる。

た、北海道海域（測点2）では軟甲綱※²とヤムシ綱※⁴が比較的高い割合を占めた（それぞれ29%、20%）。平成30年度から令和2年度の動物プランクトンの¹³⁷Csの放射能濃度と群集別乾燥重量組成の間に関連性は見られなかった。

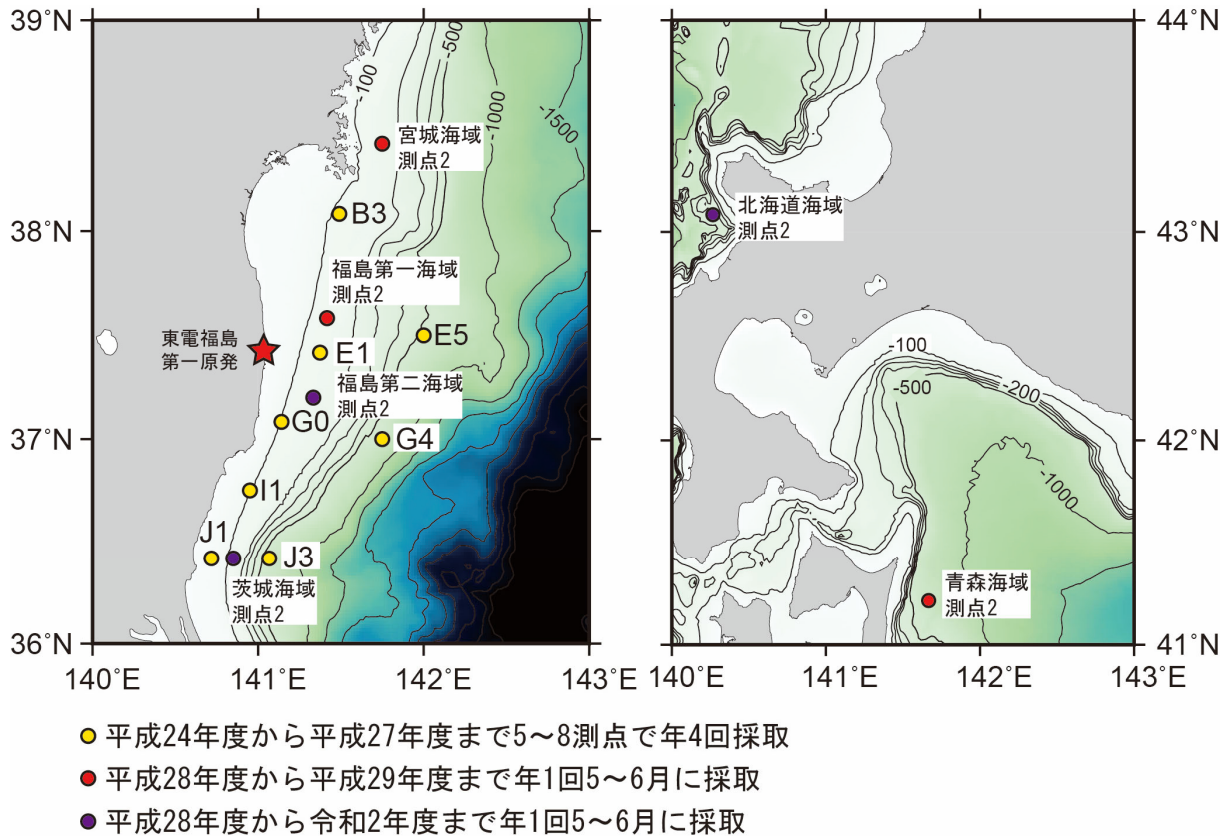


図 I-2-2-3-11 動物プランクトンの採取測点

表 I-2-2-3-21 令和 2 年度の動物プランクトン試料の概要及び動物プランクトン試料の放射能濃度及び¹³³Cs 濃度

海域と測点	北海道 測点 2	福島第二 測点 2	茨城 測点 2
採取日	令和 2 年 5 月 18 日	令和 2 年 6 月 6 日	令和 2 年 6 月 5 日
採取深度 (m)	44-55	49-52	47-54
105℃乾燥重量 (g)	135.8	126.8	114.7
水分含量 (%)	89.95	91.45	92.09
現存量 (mg-乾物/m ³)	2.8	2.8	2.6
動物プランクトン試料の ¹³⁴ Cs 放射能濃度 (Bq/kg-乾物)	ND ^{※1}	ND	ND
動物プランクトン試料の ¹³⁷ Cs 放射能濃度 (Bq/kg-乾物)	0.27±0.066 ^{※2}	1.0±0.092	0.46±0.095
海水 1m ³ 当たりの動物プランクトンの ¹³⁷ Cs 放射能濃度 (μBq/m ³)	0.75±0.19	2.7±0.25	1.2±0.25
動物プランクトン試料の ¹³³ Cs 濃度 (ng/g-乾物)	43±1.5 ^{※3}	64±0.64	76±2.8

※1 ND は検出下限値以下を示す。

※2 放射能濃度の誤差は係数誤差を示す。

※3 ¹³³Cs 濃度の誤差は質量分析計による繰り返し測定から得た標準偏差を示す。

表 I-2-2-3-22 令和 2 年度に採取した動物プランクトン試料の個体数密度
及び群集別個体数組成結果一覧

分類群	北海道海域 測点 2	福島第二海域 測点 2	茨城海域 測点 2
動物プランクトン個体 数密度 (個体数/m ³)	97.8	35.8	50.0
顆粒状根足虫綱 (%)	0.0	0.0	2.4
ヒドロ虫綱 (%)	0.0	6.6	0.0
腹足綱 (%)	2.7	1.8	0.0
多毛綱 (%)	0.0	0.0	0.6
鰓脚綱 (%)	0.0	1.2	0.6
顎脚綱 (%)	64.1	63.5	48.8
軟甲綱 (%)	22.5	4.2	2.9
ヤムシ綱 (%)	6.9	6.0	2.9
タリア綱 (%)	0.0	7.2	1.2
尾虫綱 (%)	3.8	4.8	37.1
硬骨魚綱 (%)	0.0	4.8	3.5

表 I-2-2-3-23 令和 2 年度に採取した動物プランクトン試料の群集別乾燥重
量組成結果一覧

分類群	区分	北海道 測点 2	福島第二 測点 2	茨城 測点 2
ヒドロ虫綱 (%)	乾重量	0.3	0.2	計測不能 ^{※1}
鰓脚綱 (%)	乾重量	— ^{※2}	計測不能	計測不能
顎脚綱 (%)	乾重量	46.0	83.4	89.4
軟甲綱 (%)	乾重量	29.4	2.7	4.2
ヤムシ綱 (%)	乾重量	20.0	8.3	2.1
タリア綱 (%)	乾重量	計測不能	0.5	計測不能
尾虫綱 (%)	乾重量	1.0	0.9	0.5
硬骨魚綱 (%)	乾重量	0.1	2.2	3.1
その他分類群	乾重量	3.4	1.7	0.6

※1 負の値になるなど対象の重量が非常に小さく、誤差が生じたと考えられるものは計測不能とした。

※2 「—」は試料中に観察されなかったことを示す。

<動物プランクトン試料の¹³⁷Csの放射能濃度の時系列変化>

平成 24 年度から平成 27 年度は東電福島第一原発周辺の海域で、平成 28 年度以降は発電所海域において動物プランクトンを採取した。動物プランクトンを採取した測点を図 I-2-2-3-11 に示す。

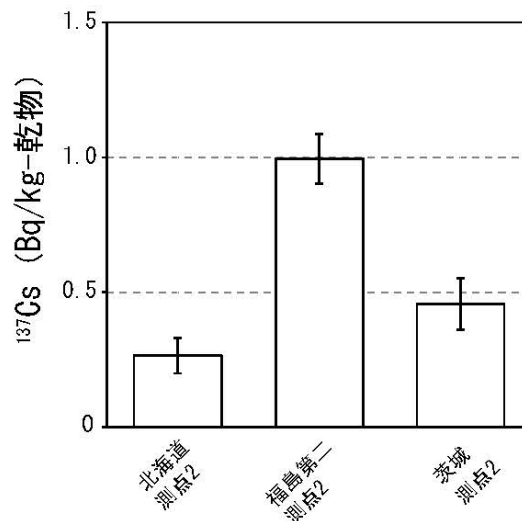


図 I-2-2-3-12 令和 2 年度に各海域の測点で採取した動物プランクトン試料の¹³⁷Cs 放射能濃度（誤差棒は計数誤差を表す）。

動物プランクトン試料の¹³⁷Cs 放射能濃度、海水 1m³ 当たりの動物プランクトンの¹³⁷Cs 放射能及び¹³⁴Cs/¹³⁷Cs 放射能比の平成 24 年度から令和 2 年度までの時系列変化を図 I-2-2-3-13 に示す。また、表 I-2-2-3-24 に動物プランクトン試料の¹³⁷Cs 放射能濃度及び海水 1m³ 当たりの動物プランクトンの¹³⁷Cs 放射能(μBq/m³)の年度毎の平均値と標準偏差を示す。

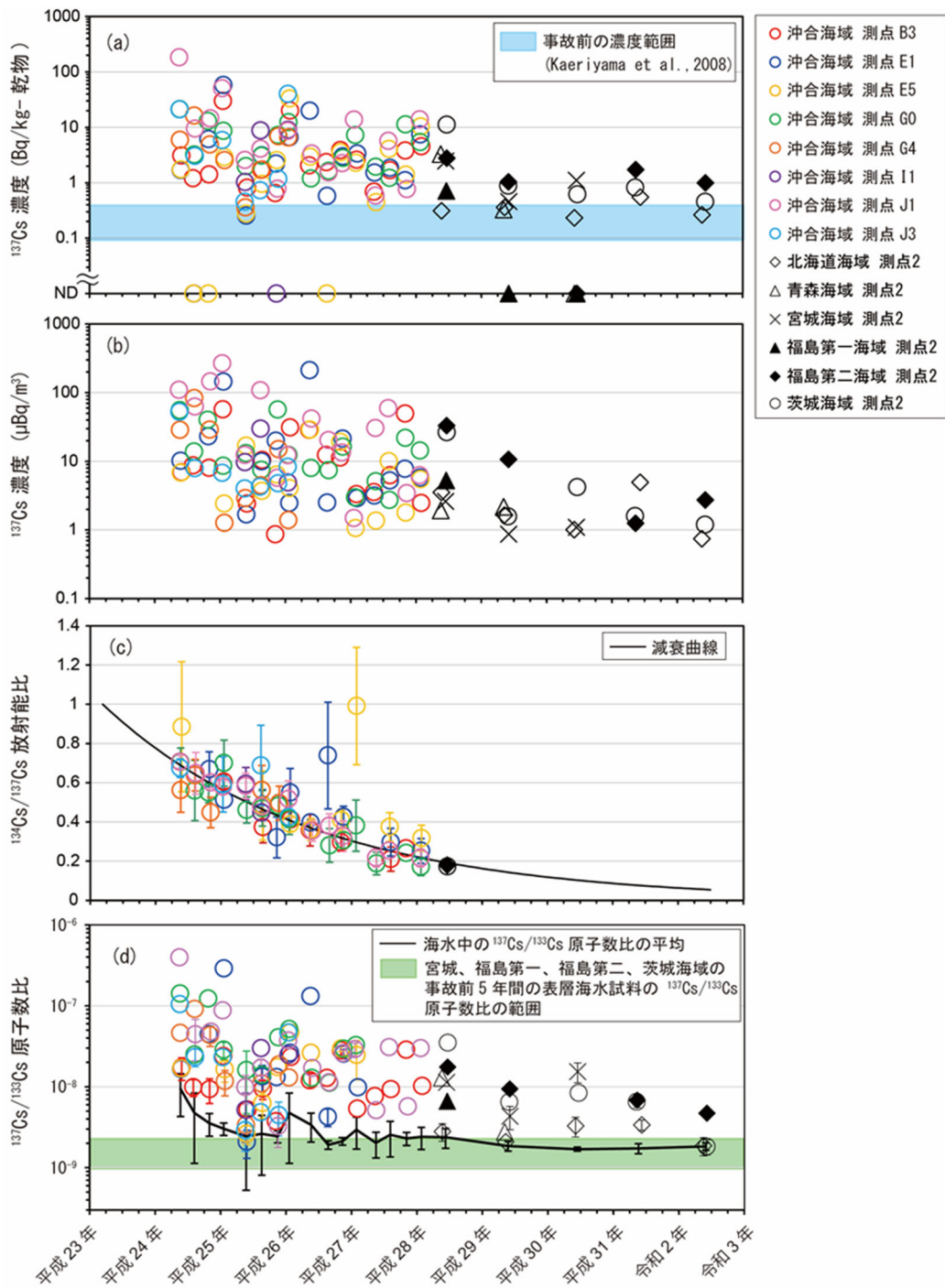


図 I -2-2-3-13 東電福島第一原発事故後の動物プランクトンの放射性セシウムの放射能濃度と $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比の時系列変化。(a) 動物プランクトン試料の ^{137}Cs 放射能濃度(Bq/kg-乾物)、(b) 海水 1m^3 当たりの動物プランクトンの ^{137}Cs 放射能($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$)、(c) 動物プランクトン試料の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比、(d) 動物プランクトン試料の $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比。ND は測定値が検出下限値以下であることを示す。

表 I-2-2-3-24 動物プランクトン試料の ^{137}Cs 放射能濃度及び海水 1m^3 当たりの動物プランクトンの ^{137}Cs 放射能濃度 ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) の採取年度毎の平均値と標準偏差*

採取年度	動物プランクトン試料に含まれる ^{137}Cs 放射能濃度 (Bq/kg -乾物)			海水 1m^3 当たりの動物プランクトンの ^{137}Cs 放射能 ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$)		
H24	18	±	36	44	±	60
H25	6.0	±	9.1	13	±	20
H26	4.0	±	4.6	23	±	45
H27	4.0	±	3.9	12	±	16
H28	3.5	±	3.6	12	±	13
H29	0.57	±	0.29	2.9	±	3.5
H30	0.52	±	0.38	1.2	±	1.4
H31 (R1)	1.0	±	0.50	2.6	±	1.7
R2	0.57	±	0.31	1.6	±	0.85

*測定値が検出下限値以下の場合、検出下限値の 2 分の 1 の値を測定値であると仮定して平均値と標準偏差を算出した。

平成 24 年度～令和 2 年度の期間に採取した動物プランクトン試料の ^{137}Cs の放射能濃度の最大値 ($180\text{Bq}/\text{kg}$ -乾物) は、平成 24 年 5 月 16 日に茨城県沖の測点 J1 において得られた。その後は、平成 28 年 6 月 21 日まで $10\text{Bq}/\text{kg}$ -乾物を超える比較的高い放射能濃度が、採取時期や測点によらず散発的に見られる傾向にあった。しかし、平成 29 年 5 月 5 日から 6 月 3 日には ^{137}Cs 放射能濃度が $1\text{Bq}/\text{kg}$ -乾物を超えたのは、福島第二海域 (測点 2) のみであり、平成 30 年 6 月 4 日から 6 月 21 日では宮城海域 (測点 2) のみであり、令和元年 5 月 11 日から 6 月 8 日では福島第二海域 (測点 2) のみであった。

令和 2 年度に採取した試料の ^{137}Cs 放射能濃度は、全測点で $1.0\text{Bq}/\text{kg}$ -乾物以下であり、平成 31(令和元)年度よりも減少していた。令和 2 年度の試料の ^{137}Cs 放射能濃度は、北海道海域においては、東電福島第一原発事故前に岩手県及び青森県沖で採取された動物プランクトン試料の ^{137}Cs 放射能濃度 ($0.09\sim 0.4\text{Bq}/\text{kg}$ -乾物)²⁴⁾ の範囲内であったが、福島第二海域と茨城海域の ^{137}Cs 放射能濃度は事故前の最大値 ($0.4\text{Bq}/\text{kg}$ -乾物) よりわずかに高い値が観測された。

海水 1m^3 当たりの動物プランクトンの ^{137}Cs 放射能 ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) は、仮に動物プランクトンの各個体の ^{137}Cs 放射能濃度がすべて等しいとした場合、採取時の動物プランクトンの個体数やバイオマスが少ないほど低くなるが、そのような傾向はみられなかった。したがって、図 I-2-2-3-13(b) 及び表 I-2-2-3-24 に示すように海水 1m^3 当たりの動物プランクトンの

^{137}Cs 放射能が時間の経過とともに減少してきているのは、採取時の動物プランクトン量の減少よりも動物プランクトン試料の ^{137}Cs 放射能濃度の減少による効果がより大きいと考えられる。

過年度の調査結果から、動物プランクトン試料の ^{137}Cs 放射能の変動には動物プランクトンだけでなく動物プランクトン以外の ^{137}Cs 含有粒子の混入（採取時に混入あるいは動物プランクトンの体内/外に採取前から付着していたため混入）の影響もみられる¹⁸⁾。そのため、海水 1m^3 当たりの動物プランクトンの ^{137}Cs 放射能の減少には、動物プランクトン自体の ^{137}Cs 放射能濃度の減少だけでなく、試料に混入している ^{137}Cs 含有粒子の放射能濃度や混入量の減少が関係している可能性がある。

令和 2 年度の海水 1m^3 当たりの動物プランクトンの ^{137}Cs 放射能は、 $0.75\sim 2.7\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ の範囲にあり、平成 31（令和元）年度に引き続き減少傾向が見られた。このうち福島第二海域（測点 2）において最大値 $2.7\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ が観測された。海水 1L 中の動物プランクトンの ^{137}Cs 放射能は、平成 25 年 1 月 12 日の最大時でも $0.27\mu\text{Bq}/\text{L}$ であり、海水中の ^{137}Cs 放射能濃度と比較して 4 桁以上低く、海水中の ^{137}Cs 放射能濃度のモニタリング結果に与える影響はほとんどないと考えられる。

動物プランクトン試料の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比は、平成 28 年度まで減衰曲線（東電福島第一原発事故当初の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比を 1 とした場合の理論曲線）に概ね従って減衰しており、動物プランクトン試料に含まれる放射性セシウムのほとんどが東電福島第一原発事故に由来すると考えられる。平成 29 年度以降は、動物プランクトン試料の ^{134}Cs 放射能濃度が検出下限値以下のため、東電福島第一原発事故の影響があったのか否かを $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比の値から判断することは難しい。

<動物プランクトン試料と海水試料における $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比の比較>

平成 24 年度から令和 2 年度に、東電福島第一原発周辺海域及び発電所海域で採取した動物プランクトン試料に含まれる安定セシウム (^{133}Cs) と ^{137}Cs の原子数比 ($^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比) 及び動物プランクトンを採取した深度周辺で採取した海水試料の $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比の平均値を図 I-2-2-3-13(d) に示す。表 I-2-2-3-25 に動物プランクトン試料の $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比のこれまでの変遷を示す。

令和 2 年度に動物プランクトンを採取した深度周辺で採取した海水の ^{137}Cs 放射能濃度は $1.5\sim 1.9\text{mBq}/\text{L}$ の範囲であり、事故前 5 年間の濃度範囲 ($1.1\sim 2.4\text{mBq}/\text{L}$) まで下がってきている。また、平成 26 年 11 月と平成 27 年 1 月～2 月に動物プランクトンを採取した深度周辺で採取した海水の安定セシウム濃度の平均値とその標準偏差は、 $320\pm 6.8\text{ng}/\text{L}$ であり、東電福島第一原発事故前の北太平洋の海水試料の安定セシウム濃度 ($306\text{ng}/\text{L}$)²⁵⁾ と比較すると、事故の前後で変化が無いことが確かめられた。そのため、海水試料の ^{137}Cs 放射

能濃度が動物プランクトンの世代時間（一般的に動物プランクトンの生存期間は短く、動物プランクトン試料に含まれる種の中で最も短いのが尾虫類 *Oikopleura dioica* の 5 日、最も長いのがカイアシ類 *Eucalanus bungii* の 2 年）を超える十分に長い間一定であれば、 $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比は海水と動物プランクトンとの間で一致することになる。しかし、図 I-2-2-3-13 (d) 及び表 I-2-2-3-25 に示すように平成 28 年 6 月までの期間に採取した海水試料と動物プランクトン試料から得られた $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比は、後者が前者よりも 1 桁以上高かった。平成 29 年 5 月以降は、動物プランクトン試料が海水試料に対して 0.9～8.8 倍であった。

令和 2 年度に採取した動物プランクトン試料の $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比は、北海道海域（測点 2）と茨城海域（測点 2）で海水試料の $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比と誤差の範囲内で一致したが、福島第二海域（測点 2）では海水試料に比べて 2.4 倍高かった。

動物プランクトン試料の $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比は時間の経過とともに減少傾向にあり、変動の幅も小さくなってきたが、値のばらつきについては平成 27 年以降では 50%前後が継続している。

$^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比が令和 2 年度に至るまで海水と動物プランクトンとの間で一致しない原因として、

- ①放射性粒子（高濃度放射性セシウム含有微粒子）による影響
- ②海底土起源の懸濁粒子による影響
- ③陸域から沿岸への ^{137}Cs の付加による影響

の 3 点について検討した。

表 I-2-2-3-25 動物プランクトン試料の $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比

採取時期	最大値	最小値	算術平均値	相対標準偏差(%)
平成 24 年 5 月	4.0×10^{-7}	1.7×10^{-8}	1.1×10^{-7}	120
平成 24 年 8 月	9.2×10^{-8}	9.9×10^{-9}	3.9×10^{-8}	74
平成 24 年 10~11 月	1.2×10^{-7}	9.4×10^{-9}	5.4×10^{-8}	70
平成 25 年 1 月	2.9×10^{-7}	1.2×10^{-8}	6.9×10^{-8}	136
平成 25 年 5 月	1.6×10^{-8}	2.1×10^{-9}	5.9×10^{-9}	76
平成 25 年 8 月	3.0×10^{-8}	4.9×10^{-9}	1.3×10^{-8}	56
平成 25 年 11 月	4.1×10^{-8}	3.3×10^{-9}	1.5×10^{-8}	85
平成 26 年 1 月	5.2×10^{-8}	1.3×10^{-8}	3.4×10^{-8}	38
平成 26 年 5 月	1.3×10^{-7}	1.2×10^{-8}	4.0×10^{-8}	115
平成 26 年 8 月	1.3×10^{-8}	4.3×10^{-9}	9.9×10^{-9}	34
平成 26 年 11 月	3.0×10^{-8}	2.6×10^{-8}	2.8×10^{-8}	6
平成 27 年 1~2 月	3.3×10^{-8}	5.4×10^{-9}	2.0×10^{-8}	53
平成 27 年 5 月	7.7×10^{-9}	5.2×10^{-9}	6.4×10^{-9}	20
平成 27 年 7~8 月	3.1×10^{-8}	9.4×10^{-9}	2.0×10^{-8}	54
平成 27 年 11 月	2.9×10^{-8}	5.7×10^{-9}	1.7×10^{-8}	67
平成 28 年 1 月	3.0×10^{-8}	1.0×10^{-8}	2.0×10^{-8}	49
平成 28 年 5~6 月	3.5×10^{-8}	2.8×10^{-9}	1.4×10^{-8}	72
平成 29 年 5~6 月	9.4×10^{-9}	2.1×10^{-9}	5.0×10^{-9}	53
平成 30 年 6 月	1.5×10^{-8}	3.3×10^{-9}	9.1×10^{-9}	55
令和元年 5~6 月	6.8×10^{-9}	3.4×10^{-9}	5.6×10^{-9}	28
令和 2 年 5~6 月	4.7×10^{-9}	1.8×10^{-9}	2.8×10^{-9}	48

<動物プランクトン試料中の放射性粒子の有無についての検討>

東電福島第一原発事故後の大気エアロゾル、陸域の土壌においては、放射性粒子（高濃度放射性セシウム含有微粒子）の存在が、数多く報告されている^{16, 17)}。このような放射性粒子は海域にも存在し、懸濁粒子や海底土についても報告されている^{10, 19, 26)}。これらのうち海底土中に点在する高い放射性の微粒子としては、粒径 5 μm 程度でシリカガラスを母体とする高濃度放射性セシウム含有微粒子（CsMP）と粒径 1mm 程度で放射性セシウムを吸着した粘土鉱物の集合体の 2 種類の粒子の存在が確認されている¹⁹⁾。海底土中の放射性粒子を動物プランクトンが取り込んだ場合、動物プランクトンの ^{137}Cs 放射能濃度に大きな影響を与える可能性がある。

動物プランクトン試料中の放射性粒子の寄与を明らかにするため、比較的高い ^{137}Cs 放射能濃度が観測された平成 24 年 5 月の沖合海域（測点 J1）の試料（ $180 \pm 4.6\text{Bq/kg}$ -乾燥物）と平成 24 年 8 月の沖合海域（測点 G4）の試料（ $16 \pm 1.1\text{Bq/kg}$ -乾燥物）についてイメ

イメージングプレート（IP；放射線写真法）を用いた3日間の計測を行ったところ、図 I-2-2-3-14 のようにいずれの試料にも放射性粒子が観察された。IP を用いた計測結果をもとに前述の方法（（海底土中の放射性粒子）参照）により、動物プランクトン試料に含まれる放射性粒子の分け取りを行い、放射性セシウムの存在量を見積もった結果を表 I-2-2-3-26 に示す。なお、これら放射性セシウムの量は前述の通り「見かけの放射能濃度」であり、以後、この仮定の下で議論を進める。

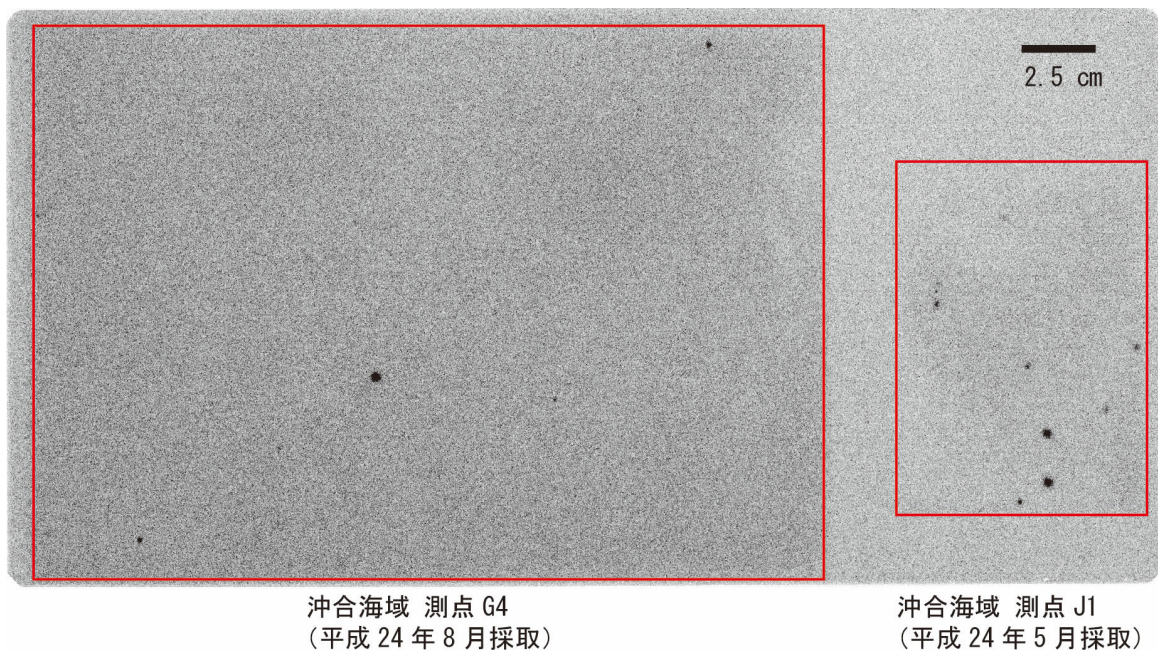


図 I-2-2-3-14 イメージングプレートを用いた計測により得られた動物プランクトン試料のオートラジオグラフ。赤枠の範囲が動物プランクトン試料に該当する。

表 I-2-2-3-26 動物プランクトン試料全体、残試料及び放射性粒子に含まれる放射性セシウムの存在量※

採取海域 と測点	試料全体		残試料		放射性粒子	
	¹³⁴ Cs (Bq)	¹³⁷ Cs (Bq)	¹³⁴ Cs (Bq)	¹³⁷ Cs (Bq)	¹³⁴ Cs (Bq)	¹³⁷ Cs (Bq)
沖合海域測点 J1	ND	1.2 ± 0.029	ND	0.35 ± 0.019	ND	0.81 ± 0.035
沖合海域測点 G4	ND	1.6 ± 0.11	ND	0.82 ± 0.039	ND	0.76 ± 0.11

※ ¹³⁴Cs 及び ¹³⁷Cs の放射能は、試料採取日に減衰補正した値で誤差は計数誤差である。また、特異的に高い放射能を持つ微粒子が存在する場合、本来は点線源を用いて求めた検出効率曲線を利用すべきであるが、ここに示した値は容積線源を用いて求めた検出効率曲線から求めた見かけの値である。(ND は検出下限値以下を示す)

沖合海域（測点 J1）の試料と沖合海域（測点 G4）の試料に対する放射性粒子の寄与の割合を推定したところ、見かけの放射能濃度からの減少分ではあるものの、それぞれ 78%と 48%と見積もることができ、放射性粒子が動物プランクトン試料の ¹³⁷Cs 放射能濃度の増減に大きく寄与し得ることが強く示唆される結果であった。

一方、海水試料の ¹³⁷Cs 放射能濃度がほとんど変動しなくなってからも、平成 31（令和元）年度までのほとんどの試料において ¹³⁷Cs/¹³³Cs 原子数比は海水と動物プランクトンとの間で一致していないため、動物プランクトン以外の相対的に ¹³⁷Cs 放射能濃度の高い粒子が動物プランクトン試料に混入している可能性がある。

そこで、平成 31(令和元)年度の福島第二海域（測点 2）、茨城海域（測点 2）の動物プランクトン試料及び令和 2 年度に採取された全動物プランクトン試料について、イメージングプレートを用いた 2 週間の計測を行ったが、いずれの試料からも放射性粒子は検出されなかった（図 I-2-2-3-15）。したがって、平成 31(令和元)年度の福島第二海域（測点 2）、茨城海域（測点 2）及び令和 2 年度の福島第二海域（測点 2）の動物プランクトン試料と海水との間に ¹³⁷Cs/¹³³Cs 比の差異が見られた原因には、

- ・イメージングプレートでは検出できない程度の差異ではあるが、動物プランクトンに比較して ¹³⁷Cs 放射能濃度の高い粒子の混入
- ・動物プランクトンに比べて ¹³⁷Cs/¹³³Cs 比の高い海水中の溶存態セシウム及び ¹³⁷Cs/¹³³Cs 原子数比の高い懸濁粒子の取り込みによる動物プランクトンの ¹³⁷Cs/¹³³Cs 原子数比の増加

の 2 つの可能性によると考えられる。

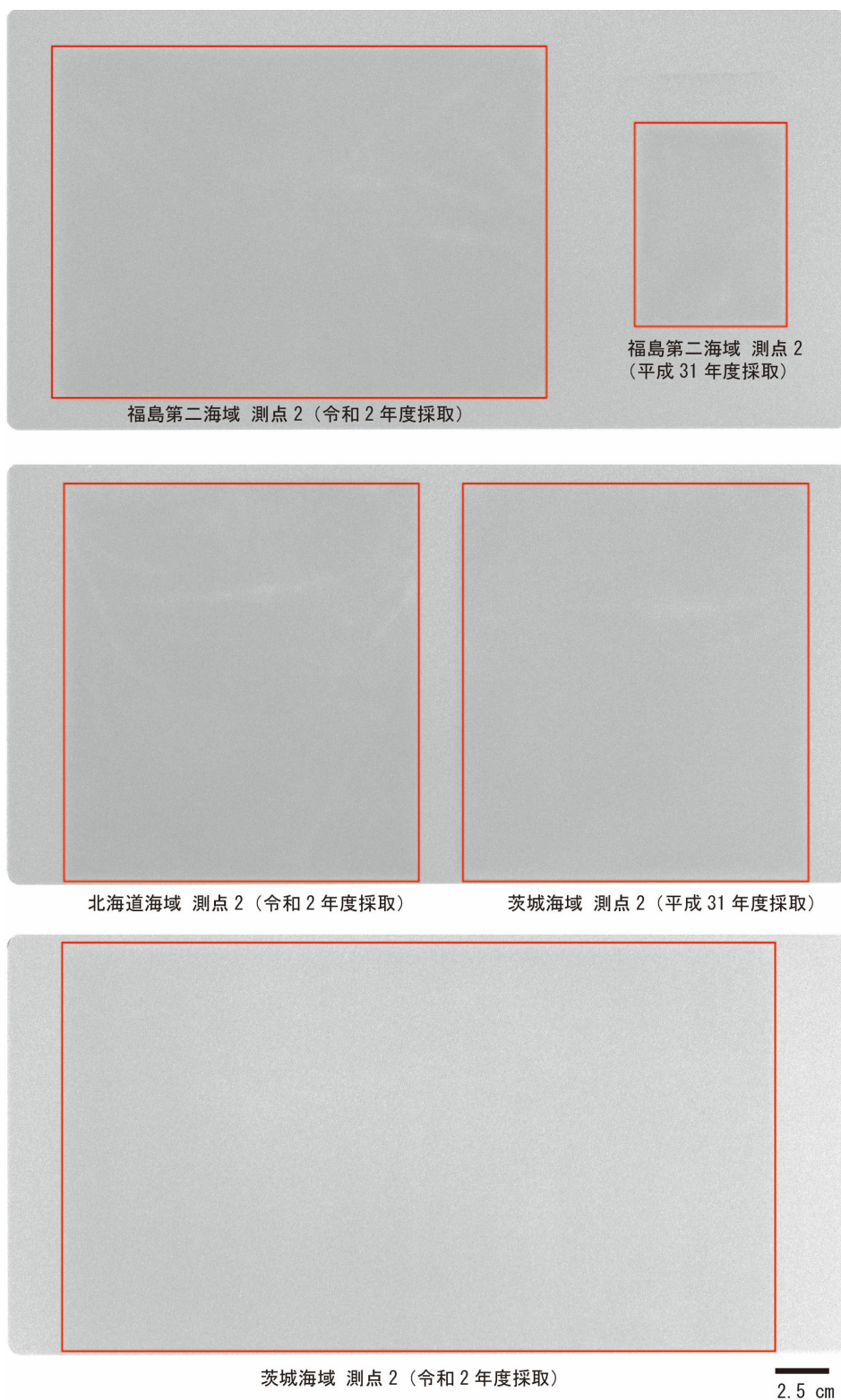


図 I -2-2-3-15 イメージングプレートを用いた計測により得られた動物プランクトン試料のオートラジオグラフ。赤枠の範囲が動物プランクトン試料に該当する。

<海底土起源の懸濁粒子が動物プランクトン試料の¹³⁷Cs放射能濃度に与えた影響>

海底土中の¹³⁷Cs放射能濃度は減少傾向にあるが、海水に比べて単位重量あたりの放射能ははるかに高く^{4, 5, 15)}、東電福島第一原発とその周辺海域の大陸棚及び斜面では、海底土起源の懸濁粒子の水平輸送が知られている²⁷⁾。粘土鉱物粒子とセシウムの親和性は強く^{28~30)}、¹³⁷Csが海底土に含まれる粘土鉱物粒子に吸着した場合、脱離しにくい。そのため、¹³⁷Csを吸着した粘土鉱物粒子が懸濁粒子として浮遊した場合、海洋に直接漏洩した溶存態の¹³⁷Csとは異なり、再懸濁と沈降を繰り返すと考えられる。

平成28年度以降に動物プランクトン試料と同じ測点で採取した海底土試料の¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比を表I-2-2-3-27に示す。平成28年度以降の¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比は $2.1 \times 10^{-10} \sim 1.2 \times 10^{-8}$ の範囲にあり、平均値は 2.5×10^{-9} であるため、ほとんどの場合、海底土は海水に比べて高い¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比を示した。したがって、海底土起源の懸濁粒子が動物プランクトンの体表面に付着した場合、動物プランクトンの体内に取り込まれた場合、あるいは動物プランクトン試料採取時に混入した場合に、海水と動物プランクトンの間の¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比の差異を生じる原因となる可能性がある。

過年度の調査において海底土起源の懸濁粒子の動物プランクトンの¹³⁷Cs放射能濃度への寄与率はほとんどの試料で10%に満たないことが示された¹⁸⁾。しかし、平成29年度以降は、平成28年度までに比較して動物プランクトンの¹³⁷Cs放射能濃度が減少していることに関係し、動物プランクトンに対する海底土起源の懸濁粒子の寄与率は相対的に増加している可能性がある。そのため、平成28年度以降の試料について、動物プランクトンに含まれる¹³⁷Csのうち、海底土を起源とする懸濁粒子が寄与する割合を文献¹⁸⁾を参考に以下の計算式により見積もった。

$$^{137}\text{Cs}_{\text{pl (sed)}} = (^{137}\text{Cs}/\text{Al})_{\text{sed}} \times \text{Al}_{\text{pl}}$$

ここで、 $^{137}\text{Cs}_{\text{pl (sed)}}$ は海底土起源の懸濁粒子に由来する動物プランクトンの¹³⁷Cs放射能濃度、 $(^{137}\text{Cs}/\text{Al})_{\text{sed}}$ は動物プランクトンと同じ観測点で同時期に採取した海底土の¹³⁷Cs放射能濃度とアルミニウム濃度の比、そして Al_{pl} は動物プランクトンのアルミニウム濃度を表す。

見積もりの結果を動物プランクトン試料のアルミニウム濃度とともに表I-2-2-3-28に示す。動物プランクトンの¹³⁷Cs放射能濃度に対する海底土起源の懸濁粒子の寄与は、過年度の調査と同様にほとんどの試料で10%に満たなかった。このうち、令和2年度に茨城海域(測点2)で採取した試料で48%と高い寄与を示したが、動物プランクトン試料の¹³⁷Cs放射能濃度自体が東電福島第一原発事故前の濃度レベルに近い0.46Bq/kg-乾物であり、試

料に混入した海底土由来の ^{137}Cs は微量であった。そのため、動物プランクトン試料のアルミニウム濃度を用いた見積もり結果からは、海底土を起源とする懸濁粒子は、海水と動物プランクトンの $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比について差異を生じさせる主たる原因ではないと考えられた。

表 I -2-2-3-27 動物プランクトン試料と同じ測点で採取した海底土試料の $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比

海域・測点	試料採取日	海底土の $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比	
北海道・測点 2	平成 28 年 5 月 22 日	2.1×10^{-10}	$\pm 3.5 \times 10^{-11}$
青森・測点 2	平成 28 年 5 月 18 日	3.2×10^{-10}	$\pm 3.8 \times 10^{-11}$
宮城・測点 2	平成 28 年 6 月 15 日	7.1×10^{-9}	$\pm 5.4 \times 10^{-11}$
福島第一・測点 2	平成 28 年 6 月 18 日	4.5×10^{-9}	$\pm 1.4 \times 10^{-10}$
福島第二・測点 2	平成 28 年 6 月 20 日	2.1×10^{-9}	$\pm 9.2 \times 10^{-11}$
茨城・測点 2	平成 28 年 6 月 21 日	6.6×10^{-9}	$\pm 1.7 \times 10^{-10}$
北海道・測点 2	平成 29 年 5 月 10 日	3.2×10^{-10}	$\pm 3.1 \times 10^{-11}$
青森・測点 2	平成 29 年 5 月 5 日	2.9×10^{-10}	$\pm 3.0 \times 10^{-11}$
宮城・測点 2	平成 29 年 6 月 3 日	6.6×10^{-10}	$\pm 4.8 \times 10^{-11}$
福島第一・測点 2	平成 29 年 6 月 2 日	1.2×10^{-8}	$\pm 1.7 \times 10^{-10}$
福島第二・測点 2	平成 29 年 6 月 1 日	3.0×10^{-9}	$\pm 8.5 \times 10^{-11}$
茨城・測点 2	平成 29 年 5 月 30 日	5.3×10^{-9}	$\pm 1.0 \times 10^{-10}$
北海道・測点 2	平成 30 年 6 月 4 日	2.9×10^{-10}	$\pm 3.1 \times 10^{-11}$
青森・測点 2	平成 30 年 6 月 6 日	2.3×10^{-10}	$\pm 2.2 \times 10^{-11}$
宮城・測点 2	平成 30 年 6 月 16 日	7.5×10^{-10}	$\pm 5.9 \times 10^{-11}$
福島第一・測点 2	平成 30 年 6 月 18 日	4.5×10^{-9}	$\pm 8.0 \times 10^{-10}$
福島第二・測点 2	平成 30 年 6 月 19 日	1.2×10^{-9}	$\pm 3.2 \times 10^{-11}$
茨城・測点 2	平成 30 年 6 月 21 日	3.9×10^{-9}	$\pm 8.9 \times 10^{-11}$
北海道・測点 2	令和元年 6 月 8 日	2.6×10^{-10}	$\pm 2.8 \times 10^{-11}$
福島第二・測点 2	令和元年 5 月 13 日	2.7×10^{-9}	$\pm 6.2 \times 10^{-11}$
茨城・測点 2	令和元年 5 月 11 日	2.8×10^{-9}	$\pm 7.1 \times 10^{-11}$
北海道・測点 2	令和 2 年 5 月 18 日	2.7×10^{-10}	$\pm 2.5 \times 10^{-11}$
福島第二・測点 2	令和 2 年 6 月 6 日	2.0×10^{-9}	$\pm 7.9 \times 10^{-11}$
茨城・測点 2	令和 2 年 6 月 5 日	5.1×10^{-9}	$\pm 1.0 \times 10^{-10}$

表 I-2-2-3-28 動物プランクトン試料のアルミニウム濃度及び動物プランクトン試料に含まれる海底土由来の ^{137}Cs の割合

海域・測点	試料採取日	動物プランクトン試料のアルミニウム濃度 ($\mu\text{g/g}$)	動物プランクトン試料に含まれる海底土由来の ^{137}Cs (%)
北海道・測点 2	平成 28 年 5 月 22 日	73 ± 7.8 ^{※1}	1.1
青森・測点 2	平成 28 年 5 月 18 日	780 ± 7.1	1.5
宮城・測点 2	平成 28 年 6 月 15 日	600 ± 2.4	1.5
福島第一・測点 2	平成 28 年 6 月 18 日	36 ± 4.6	5.1
福島第二・測点 2	平成 28 年 6 月 20 日	130 ± 1.5	1.5
茨城・測点 2	平成 28 年 6 月 21 日	1200 ± 13	8.7
北海道・測点 2	平成 29 年 5 月 10 日	290 ± 9.7	7.8
青森・測点 2	平成 29 年 5 月 5 日	34 ± 3.9	0.81
宮城・測点 2	平成 29 年 6 月 3 日	120 ± 16	1.9
福島第一・測点 2	平成 29 年 6 月 2 日	39 ± 1.2	—
福島第二・測点 2	平成 29 年 6 月 1 日	53 ± 3.0	2.0
茨城・測点 2	平成 29 年 5 月 30 日	66 ± 2.8	5.7
北海道・測点 2	平成 30 年 6 月 4 日	20 ± 1.3	1.1
青森・測点 2	平成 30 年 6 月 6 日	28 ± 3.8	—
宮城・測点 2	平成 30 年 6 月 16 日	43 ± 5.2	0.49
福島第一・測点 2	平成 30 年 6 月 18 日	150 ± 4.3	—
福島第二・測点 2	平成 30 年 6 月 19 日	24 ± 3.9	—
茨城・測点 2	平成 30 年 6 月 21 日	24 ± 0.49	3.1
北海道・測点 2	令和元年 6 月 8 日	450 ± 6.2	4.4
福島第二・測点 2	令和元年 5 月 13 日	670 ± 14	14
茨城・測点 2	令和元年 5 月 11 日	260 ± 2.8	8.9
北海道・測点 2	令和 2 年 5 月 18 日	130 ± 3.4	2.9
福島第二・測点 2	令和 2 年 6 月 6 日	340 ± 6.8	7.5
茨城・測点 2	令和 2 年 6 月 5 日	550 ± 13	48

※1 誤差は質量分析計による繰り返し測定から得た標準偏差を示す。

<陸域からの¹³⁷Csの付加による影響についての検討>

東電福島第一原発事故後に陸域に大気を経由して沈着した¹³⁷Csは、河川等を通じて海洋に付加される。令和元年の東日本台風(台風第19号・ハギビス)の後には沿岸域の海水中で溶存態の¹³⁷Cs、粒子態の¹³⁷Csともに一時的な増加が観測されている³¹⁾。本事業においても令和元年10~11月の沖合海域の海水試料について¹³⁷Cs放射能濃度の増加が観測された。

図I-2-2-3-13(d)では動物プランクトン試料の¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比及び動物プランクトンを採取した深度周辺で採取した海水試料の¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比の比較を行った。しかし、動物プランクトンは採取されるまでの生息期間に採取時の測点だけでなく、その周辺海域の海水中の溶存態¹³⁷Csや懸濁粒子に含まれる¹³⁷Csの影響を受けると考えられる。

また、動物プランクトン試料の大半を占める顎脚綱(主にカイアシ類)の多くは春~夏に表層で植物プランクトン等を捕食することが知られている^{32~35)}。そのため、動物プランクトンは採取時に生息していた水深のみではなく、表層に存在する¹³⁷Csも取り込んでいると考えられる。そこで、動物プランクトン試料の¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比が海水の比の数倍程度に落ち着き始めた平成29年以降について、動物プランクトン試料の¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比と沖合海域全測点の表層(1m)海水の¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比の算術平均値を比較した(図I-2-2-3-16)。

表層海水の¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比は緩やかな減少傾向にあるが、令和元年の東日本台風の後には一時的な増加が見られ、令和元年10~11月の¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比の範囲は、 $1.3 \times 10^{-9} \sim 1.2 \times 10^{-8}$ であり、算術平均値と標準偏差は $(3.2 \pm 2.8) \times 10^{-9}$ であった。台風前の8月の沖合海域の算術平均値に比べて最大値では7.2倍高く、算術平均値では1.9倍高かった。沖合海域の年4回の観測からは、表層(1m)海水の¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比は少なくとも2~3か月後には台風前の原子数比まで減少していることが見て取れる。従って、陸域からの¹³⁷Csの付加による海水の¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比の突発的な増加は一時的な現象であり、動物プランクトンの¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比に影響を与える可能性は低いと考えられた。令和元年の東日本台風のような大規模なイベント以外にも通常の降水等により陸域から海洋に¹³⁷Csは付加されていると考えられるが、本事業の年4回の観測中では、沖合海域の表層海水において動物プランクトンの¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比に大きな影響を与えるような変動は観測されなかった。

図I-2-2-3-17に平成28年度以降の動物プランクトン試料に占める親潮、黒潮及び沿岸の指標種の割合の変化を示す。沿岸域の海水は陸域からの¹³⁷Csの付加の影響を受けやすいため、沿岸域の海水に生息する動物プランクトンは沖合に生息する動物プランクトンに比べ¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比が高くなる可能性がある。そこで、沿岸域の沿岸指標種の占める割合と動物プランクトン試料の¹³⁷Cs/¹³³Cs原子数比との相関を調べたところ、有意な相

関は得られなかった。

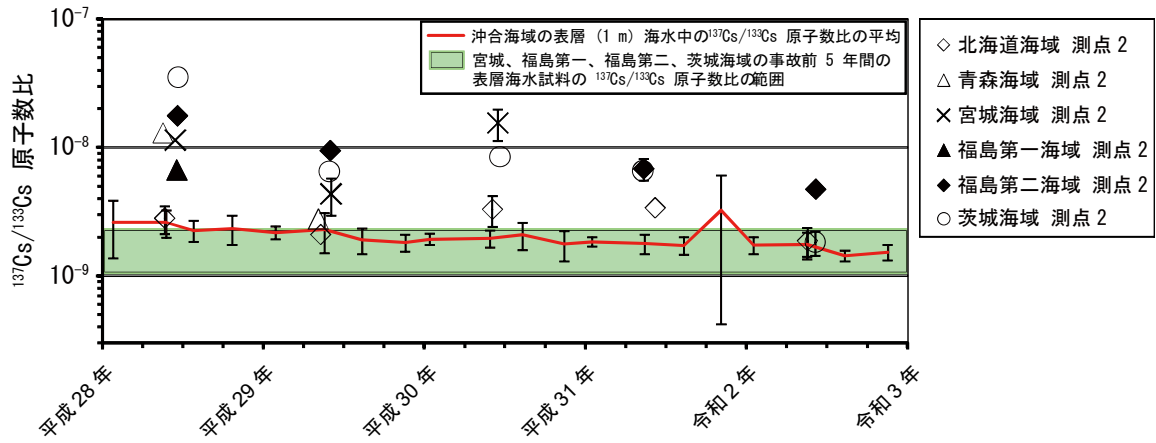


図 I-2-2-3-16 平成 28 年以降の動物プランクトン試料の $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比及び沖合海域の表層(1m)海水の $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比の算術平均値の時系列変化。海水の結果に付した誤差棒は標準偏差を表す。

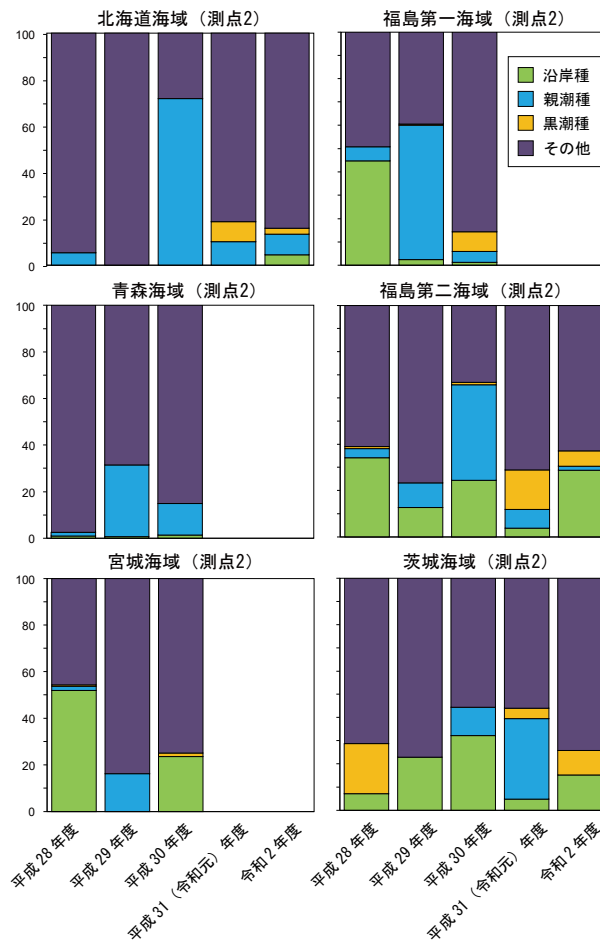


図 I-2-2-3-17 平成 28 年度以降の動物プランクトン試料に占める親潮、黒潮及び沿岸の指標種の割合

<まとめ>

動物プランクトン試料の ^{137}Cs 放射能濃度は平成 24 年度に最大値 (180Bq/kg-乾物) を観測し、同試料からは局所的に高い放射能を示す放射性粒子が観察された。その後も平成 28 年度まで事故前の ^{137}Cs 放射能濃度 (0.09~0.4Bq/kg-乾物) に比べて 1 桁以上高い放射能濃度が散発的に観測され、それらの現象の多くは

- ・放射性粒子が動物プランクトンの体表面に付着した場合
- ・動物プランクトンの体内に取り込まれた場合
- ・動物プランクトン試料採取時に混入した場合

に生じていると考えられた。

平成 24 年度～平成 28 年度に比べると平成 29 年度以降は $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 比の変動の幅は小

さくなってきており、平成 24 年に採取した試料で観察されたような放射性粒子が動物プランクトン試料の濃度に及ぼす影響は小さくなってきたと考えられる。

一方で、平成 29 年度以降の試料については、試料中に放射性粒子が観察されないにもかかわらず、動物プランクトン試料と海水試料との間で $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比の不一致が継続していた。令和 2 年度に採取したプランクトン試料の ^{137}Cs 放射能濃度は、福島第二海域（測点 2）以外の測点では誤差を考慮すれば事故前の範囲内まで下がり、 $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比も動物プランクトン試料と海水試料の間で一致した。しかし、福島第二海域で $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比の不一致が見られたことと、平成 31（令和元）年度まで福島第二海域以外の複数の測点でも $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比の不一致が継続していたことは、放射性粒子や放射性セシウムを吸着した粘土鉱物のような高い放射能を示す粒子では説明がつかなかった。

$^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比の継続的な不一致の原因としては、

- ・ 海水中の有機懸濁粒子等、イメージングプレートでは検出できない程度の差異で動物プランクトンに比較して ^{137}Cs 濃度の高い放射性粒子の混入
- ・ 動物プランクトンに比較して $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比の高い有機懸濁粒子の取り込みによる動物プランクトンの $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 比の増加

の 2 つが可能性として考えられ、陸域の影響、懸濁粒子の付着の可能性は示されなかった。

⑤ 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、放射性セシウムの鉛直分布や放射性粒子による影響、動物プランクトン試料の放射性セシウムの放射能濃度の変遷、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、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。

令和 2 年度に得られた海底土に関する調査の結果から、東電福島第一原発事故による放射性セシウムの影響を受けたと考えられる海域では、同事故直後に漏洩した放射性セシウムの時空間的な変化に伴って海水から海底土に移行する機構に加え、堆積後の動態や放射性粒子の存在が放射性セシウムの放射能濃度に影響していると考えられる。

海水中について、平成 24 年度から平成 28 年度にかけて、日本海海域及び西日本海域で微増傾向にあったが、令和 2 年度に実施した調査結果（長時間測定）から、同事故由来の放射性セシウムの影響による増加傾向は見られなかった。これは ^{137}Cs の存在量について過年度に得られた結果との比較からも明らかである。動物プランクトンに含まれる放射性セシウムの放射能濃度は、同事故から数年の間については変動が大きかった。しかしながら、令和 2 年度の調査では、放射性セシウムの放射能濃度が福島第二海域以外の測点において同事故前と同水準となった。動物プランクトン試料の $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比については、動物プランクトン試料と海水試料との間の不一致が継続していたが、令和 2 年度において

は、福島第二海域（測点 2）以外の測点で動物プランクトン試料と海水試料の間で一致し、動物プランクトン試料に対する放射性粒子の影響はほとんど見られなくなった。

引用文献

- 1) 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.
- 2) 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.
- 4) 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*, **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 ^{137}Cs -enriched 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 ^{137}Cs 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 ^{134}Cs 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 ^{134}Cs 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) Thornton, B., Ohnishi, S., Ura, T., Odano, N., Sasaki, S., Fujita, T., Watanabe, T., Nakata, K., Ono, T. and Ambe, D. (2013). Distribution of local ^{137}Cs anomalies on the seafloor near the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. Marine Pollution Bulletin, **74**, 344–350.
 - 15) Kusakabe, M., Inatomi, N., Takata, H. and Ikenoue, T. (2017). Decline in radiocesium in seafloor sediments off Fukushima and nearby prefectures. Journal of Oceanography, **73**, 529–545.
 - 16) Adachi, K., Kajino, M., Zaizen, Y. and Igarashi, Y. (2013). Emission of spherical cesium-bearing particles from an early stage of the Fukushima nuclear accident. Scientific Reports, **3**, 2554.
 - 17) Itoh, S., Eguchi, T., Kato, N. and Takahashi, S. (2014). Radioactive particles in soil, plant, and dust samples after the Fukushima nuclear accident. Soil Science and Plant Nutrition, **60**, 540–550.
 - 18) Ikenoue, T., Takata, H., Kusakabe, M., Kudo, N., Hasegawa, K. and Ishimaru, T. (2017). Temporal variation of cesium isotope concentrations and atom ratios in zooplankton in the Pacific off the east coast of Japan. Scientific Reports, **7**, 39874.
 - 19) Ikenoue, T., Takehara, M., Morooka, K., Kurihara, E., Takami, R., Ishii, N., Kudo, N., and Utsunomiya, S. (2021). Occurrence of highly radioactive microparticles in the seafloor sediment from the Pacific coast 35 km northeast of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Chemosphere, **267**, 128907.
 - 20) Takata, H., Kusakabe, M., Inatomi, N. and Ikenoue, T. (2018). Appearances of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant-Derived ^{137}Cs in Coastal Waters around Japan:

- Results from Marine Monitoring off Nuclear Power Plants and Facilities, 1983-2016. Environmental Science and Technology, **52**, 2629-2637.
- 21) Kawakami, H. and Kusakabe, M. (2008). Surface water mixing estimated from ^{228}Ra and ^{226}Ra in the northwestern North Pacific. Journal of Environmental Radioactivity, **99**, 1335-1340.
- 22) Inoue, M., Tanaka, K., Watanabe, S., Kofuji, H., Yamamoto, M. and Komura, K. (2006). Seasonal variations in $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ ratio within coastal waters of the Sea of Japan: implications for water circulation patterns in coastal areas. Journal of Environmental Radioactivity, **89**, 138-149.
- 23) Takata, H., Kusakabe, M., Inatomi, N., Ikenoue, T. and Hasegawa, K. (2016). The Contribution of Sources to the Sustained Elevated Inventory of ^{137}Cs in Offshore Waters East of Japan after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station Accident. Environmental Science and Technology, **50**, 6957-6963.
- 24) Kaeriyama, H., Watabe, T., and Kusakabe, M. (2008). ^{137}Cs concentration in zooplankton and its relation to taxonomic composition in the western North Pacific Ocean. Journal of Environmental Radioactivity, **99**, 1838-1845.
- 25) Spencer, D. W., Robertson, D. E., Turekian, K. K. and Folsom, T. R. (1970). Trace element calibrations and profiles at the GEOSECS test station in the northeast Pacific Ocean. Journal of Geophysical Research, **75**, 7688-7696.
- 26) Kubo, A., Tanabe, K., Suzuki, G., Ito, Y., Ishimaru, T., Kasamatsu-Takasawa, N., Tsumune, D., Mizuno, T., Watanabe, Y. W., Arakawa, H. and Kanda, J. (2018). Radioactive cesium concentrations in coastal suspended matter after the Fukushima nuclear accident. Marine Pollution Bulletin. **131**, 341e346.
- 27) Higashi, H., Morino, Y., Furuichi, N. and Ohara, T. (2015). Ocean dynamic processes causing spatially heterogeneous distribution of sedimentary caesium-137 massively released from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Biogeosciences, **12**, 7107-7128.
- 28) Nyffeler, U. P., Li, Y. H. and Santschi, P. H. (1984). A kinetic approach to describe trace-element distribution between particles and solution in natural aquatic systems. Geochimica et Cosmochimica Acta, **48**, 1513-1522.
- 29) Turner, A., Millward, G. E., Bale, A. J. and Morris, A. W. (1993). Application of the KD concept to the study of trace metal removal and desorption during estuarine mixing. Estuarine, Coastal and Shelf Science, **36**, 1-13.
- 30) Børretzen, P. and Salbu, B. (2002). Fixation of Cs to marine sediments estimated by a stochastic modeling approach. Journal of Environmental Radioactivity, **61**, 1-20.

- 31) Takata, H., Aono, T., Aoyama, M., Inoue, M., Kaeriyama, H., Suzuki, S., Tsuruta, T., Wada, T. and Wakiyama, Y. (2020). Suspended Particle-Water Interactions Increase Dissolved ¹³⁷Cs Activities in the Nearshore Seawater during Typhoon Hagibis. *Environmental Science and Technology*, **54**, 10678-10687.
- 32) Kobari, T. and Ikeda, T. (1999). Vertical distribution, population structure and life cycle of *Neocalanus cristatus* (Crustacea: Copepoda) in the Oyashio region, with notes on its regional variations. *Marine Biology*, **134**, 683-696.
- 33) Kobari, T. and Ikeda, T. (2001). Life cycle of *Neocalanus flemingeri* (Crustacea: Copepoda) in the Oyashio region, western subarctic Pacific, with notes on its regional variations. *Marine Ecology Progress Series*, **209**, 243-255.
- 34) Kobari, T. and Ikeda, T. (2001). Ontogenetic vertical migration and life cycle of *Neocalanus plumchrus* (Crustacea: Copepoda) in the Oyashio region, with notes on regional variations in body sizes. *Journal of Plankton Research*, **23**, 287-302.
- 35) Shoden, S., Ikeda, T. and Yamaguchi, A. (2005). Vertical distribution, population structure and lifecycle of *Eucalanus bungii* (Copepoda: Calanoida) in the Oyashio region, with notes on its regional variations. *Marine Biology*, **146**, 497-511.

(4) 原子力発電所等周辺海域における海水試料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

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）は水素の放射性同位元素であり、環境中ではそのほとんどが水（ $^3\text{H}_2\text{O}$ （「HTO」と表記する場合もある））の形で存在している。一般に環境におけるトリチウムの放射能濃度は河川水より海水の方が低く、沿岸から離れる程に、また深度が増すごとに低くなる傾向がある。また、海産生物中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、生物体全体の組織水分や有機成分中に分布する。

平成3年度から核燃料（原子燃料）サイクル施設周辺海域において、また、平成23年度から東電福島第一原発周辺海域において、海水中に含まれるトリチウム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、解析調査事業として、平成13年度から核燃料（原子燃料）サイクル施設周辺海域において、海産生物中のトリチウムのモニタリングを実施してきたが、生物種が極めて限定的であった。

一方、海洋放射能調査事業海域のうち、発電所海域では海水、海底土及び海産生物試料中に含まれるトリチウムについては、調査対象の放射性核種には含まれていなかった。そのため、日本周辺海域におけるトリチウム濃度のバックグラウンドデータが不足していたため、日本近海の広範囲な海域において原発事故あるいはアクティブ試験による影響評価を十分に行うことができなかった。

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2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のうち、海水試料については、各発電所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、併せて海産生物については、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の影響をモニタリングすることを想定し、核燃料（原子燃料）サイクル施設沖合に加え、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、そのバックグラウンド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）

海水試料は表層の海水とし、「1. 海洋放射能調査海域周辺での調査」における発電所海

域の 15 海域各 1 測点及び対照海域の 1 海域 3 測点で合計 18 試料を採取した。採取後、褐色ポリ容器に 2L を分取し、この海水試料には酸の添加は行わず、分析を行うまでの期間について冷暗所にて適切に保存した。

更に、核燃料（原子燃料）サイクル施設沖合及び発電所海域の 15 海域において、令和 2 年度第 1 回収集時に漁獲された海産生物試料から 2 種または 1 種を選び、計 21 試料の海産生物を対象に、組織自由水型トリチウム（以下、「TFWT」という^{※1}。）と有機物中の有機結合型トリチウム（以下、「OBT」という^{※2}。）の放射能分析を行った。一部の海産生物試料については TFWT のみ測定し、OBT は測定しなかった。

※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。

各海産生物試料から可食筋肉部位を分け取った後、全個体分をよく混合したものから生鮮重量で約 1kg 程度を分取・凍結保存して、トリチウム分析用に供した。いずれの試料も「海洋放射能調査」の一環として、灰化後ガンマ線放出核種等を対象とした放射能分析を行っており、一部の試料は ^{137}Cs 放射能濃度等に東電福島第一原発事故の影響が見られている。(P20-27 参照)

(放射能分析)

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して、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トリチウムの定量を行った。

海産生物試料のトリチウムの放射能濃度に関する分析は、TFWT と OBT に分けて行われる。TFWT については肉部の試料を凍結乾燥により水分を回収し、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トリチウムの定量を行った。従来、国内の OBT 分析は、放射能測定法シリーズに準じた方法により行われる。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 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。近年では、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し評価することを目的にした方法^{2~4)}が行われている。したがって本調査では、OBT について両方の分析方法を比較並行的に行うこととした。全 OBT 及び非交換型 OBT 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と、電気分解を行うための十分な燃焼水量を確保することが極めて困難なため、同位体濃縮は行わず、全量をベータ線計測に用いている。

図 I-2-2-4-1 に海産生物における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に準じた方法で定量される OBT は、試料保存や分析作業の環境中のトリチウムの放射能濃度や試料自身の TFWT の放射能濃度に影響を受ける「交換型 OBT」も含まれる「全 OBT」として評価される。非交換型 OBT 測定法では、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 OBT」を洗浄除去できるので、生物代謝の同化・異化作用によって有機分子中に取り込まれ、生物体内の滞留時間も比較的長い炭素原子に結合した「非交換型 OBT」だけを分析することができる。

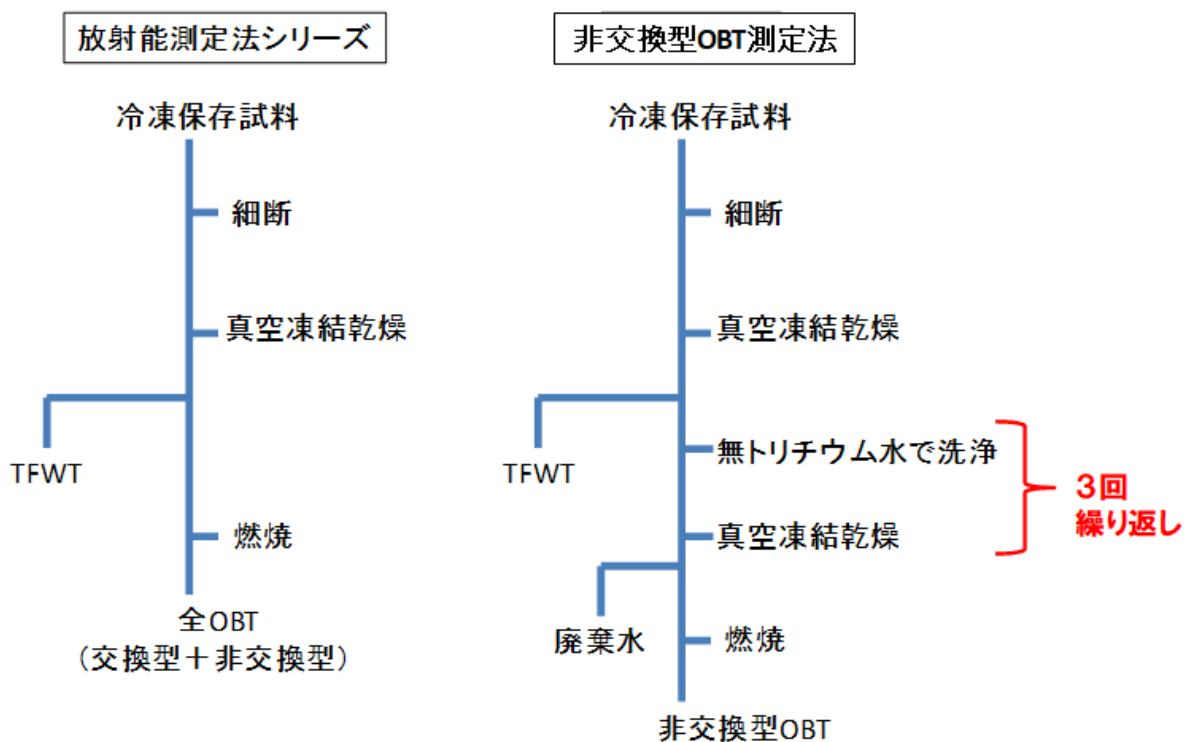


図 I-2-2-4-1 放射能測定法シリーズ及び国際標準法による海産生物に含まれる TFWT 及び OBT の分析フロー図

③ 結果

(海水中トリチウム濃度)

表 I-2-2-4-1 に分析結果を示す。海水試料に含まれるトリチウムの放射能濃度は、東日本海域（青森、宮城、福島第一、福島第二、茨城）と西日本海域（静岡、愛媛、鹿児島及び佐賀海域）、日本海海域（島根、福井第一、福井第二、石川、新潟及び北海道海域）及び対照海域（襟裳沖）に分けて詳述する。

令和 2 年度の調査で得られたトリチウムの放射能濃度は、

- ・ 東日本海域：0.066～0.11Bq/L
- ・ 西日本海域：0.054～0.10Bq/L

- ・ 日本海海域：0.055～0.15Bq/L
- ・ 対照海域：0.057～0.11Bq/L

であった。各海域間で比較しても濃度範囲に有意な差はなかった。なお、平成 31 (令和元) 年度の発電所及び対照海域と比較してもトリチウムの放射能濃度は同水準であった。

図 I-2-2-4-2 に平成 3 年度から令和 2 年度に核燃料 (原子燃料) サイクル施設周辺海域で採取した海水に含まれるトリチウム濃度及び平成 29 年度から令和 2 年度に発電所海域と対照海域で採取した海水に含まれるトリチウム濃度の経年変化を示す。令和 2 年度の核燃料 (原子燃料) サイクル施設周辺海域のトリチウム濃度は資料 3-2-1 から資料 3-2-22 を参照。核燃料 (原子燃料) サイクル施設周辺海域のトリチウム濃度は、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濃度の上昇 (最大 1.3 Bq/L) が確認された。福島第一原発事故後の核燃料海域のトリチウム濃度は平成 29 年度から令和 2 年度の 5 年間では ND～0.17Bq/L であり、令和 2 年度の発電所海域及び対照海域のトリチウムはこの濃度範囲内であった。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濃度で推移していることが確認できた。

アクティブ試験の影響があった平成 19、20 年度及び検出下限値以下のデータを除いて、核燃料 (原子燃料) サイクル施設周辺海域における海水中のトリチウムの実効半減期を求めたところ、 8.6 ± 0.6 年と計算された。下層のトリチウム放射能濃度の低い海水との混合等でトリチウムの物理半減期より早く減少していることが考えられる。

表 I-2-2-4-1 海水試料に含まれるトリチウム (^3H) の放射能分析結果

海域	測点	試料採取日	採取層	^3H	誤差*	検出下限値
			(m)	(Bq/L)		
北海道	2	令和2年5月18日	1	0.097	0.023	0.069
青森	2	令和2年5月28日	1	0.11	0.019	0.055
宮城	2	令和2年6月9日	1	0.10	0.022	0.064
福島第一	2	令和2年6月8日	1	0.086	0.022	0.065
福島第二	2	令和2年6月6日	1	0.066	0.016	0.048
茨城	2	令和2年6月5日	1	0.073	0.019	0.057
静岡	4	令和2年6月10日	1	0.055	0.017	0.052
新潟	2	令和2年5月31日	1	0.083	0.017	0.048
石川	2	令和2年5月28日	1	0.077	0.016	0.046
福井第一	2	令和2年5月27日	1	0.15	0.016	0.044
福井第二	2	令和2年5月26日	1	0.055	0.017	0.049
島根	2	令和2年5月25日	1	0.081	0.018	0.053
愛媛	2	令和2年6月14日	1	0.10	0.015	0.044
佐賀	2	令和2年6月13日	1	0.054	0.016	0.048
鹿児島	2	令和2年6月16日	1	0.074	0.017	0.049
襟裳沖	T2	令和2年5月24日	1	0.073	0.016	0.047
	K2	令和2年5月23日	1	0.057	0.017	0.052
	E11	令和2年5月31日	1	0.11	0.018	0.052

* 誤差は計数誤差を示す。

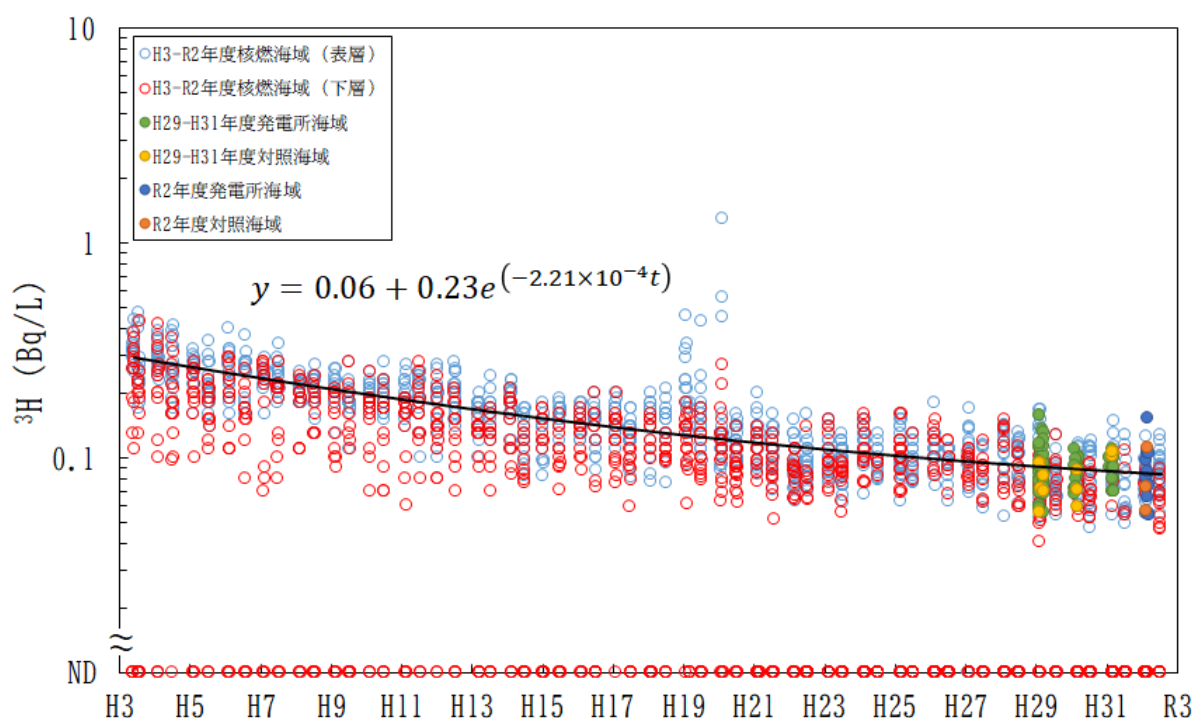


図 I -2-2-4-2 核燃海域で採取した海水に含まれるトリチウムの放射能濃度（平成 3 年度～令和 2 年度調査実施分）と本調査結果（令和 2 年度調査分）
 *横軸（ND）上のプロットはすべて検出下限値以下を示す。回帰曲線の時間（t）の単位は日（day）である。

核燃料（原子燃料）サイクル施設周辺海域においてアクティブ試験によるトリチウムの放出が海域にどの程度影響したかを明らかにするため、表層及び下層のトリチウム放射能濃度を用いてトリチウムの存在量（インベントリ）を計算した（図 I -2-2-4-3）。インベントリの計算は、まず測点毎の表層及び下層のトリチウム放射能濃度をもとに表層から底層に向かって深さとともに濃度が直線的に減少すると仮定して、水柱のインベントリを求めた。次に、逆距離重み付け補間によって各測点を結んだ三角のエリアの水柱のインベントリを計算し、モニタリングエリアのインベントリを計算した。

ここで、核燃料（原子燃料）サイクル施設周辺海域において、

- ・平成 3 年度からモニタリングを行っている 16 測点を囲んだ領域を Area A
- ・平成 19 年度より岩手県沖に追加された 6 測点を含めた 22 測点を囲んだ領域を Area B

とした。

その結果、図 I-2-2-4-3 に示すとおり、海水中のトリチウムのインベントリは Area A 及び B とともに、時間とともに徐々に減少しており、アクティブ試験の影響は確認されなかった。日本原燃株式会社の報告⁶⁾によると、平成 19、20 年度には対象とした海域 (Area A 及び Area B) の海水中のトリチウムのインベントリに相当する量 ($10^{14} \sim 10^{15}$ Bq 程度) のトリチウムが放出されていることから、表層で確認された比較的高い濃度のトリチウムは水平方向の移流による拡散により設定した領域の外へ運ばれたことでインベントリに影響が確認されなかったと考えられる。また鉛直方向への拡散も考えられるが、インベントリは減少傾向が続いていることから鉛直方向への拡散は小さかったことが考えられる。しかし、鉛直拡散・移流による水平拡散は季節によっても異なることが想定される。

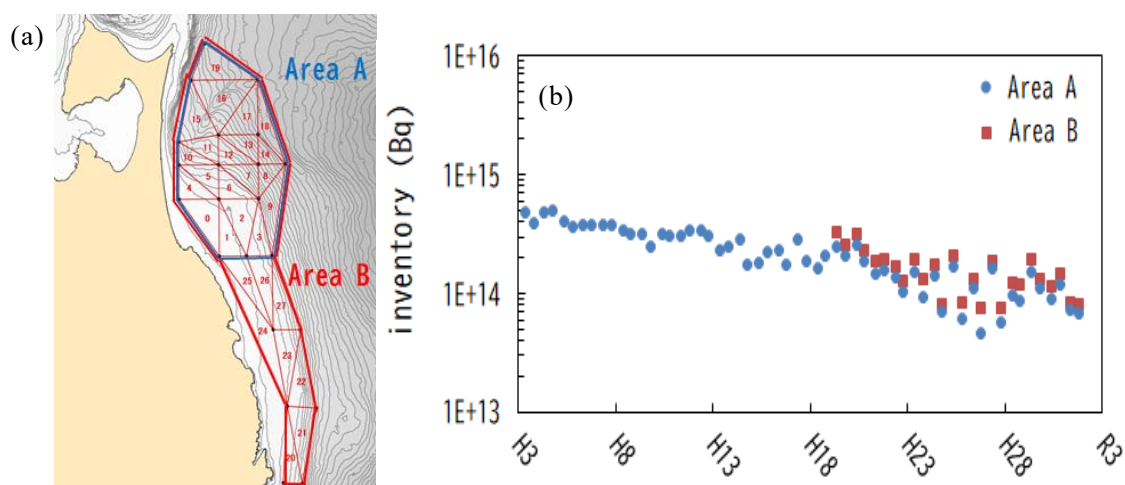


図 I-2-2-4-3 (a) インベントリを計算したエリア
(b) インベントリの時系列変化

(海産生物中トリチウム濃度)

表 I-2-2-4-2 に分析結果を示す。TFWT の放射能濃度は $0.041 \sim 0.24$ Bq/L-水 ($0.032 \sim 0.17$ Bq/kg-生鮮物) の範囲にあり、平均値は 0.077 Bq/L-水 (0.059 Bq/kg-生鮮物) であった。

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採取した海産生物に含まれる TFWT の放射能濃度は $0.079 \sim 0.23$ Bq/L-水 ($0.064 \sim 0.19$ Bq/kg-生鮮物) であり、平均値は 0.13 Bq/L-水であった。

令和 2 年度に実施した調査のうち、15 海域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レベルであった。佐賀海域のメジナのみ、他の海域と比較して高い濃度が見られた。これらは、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採取した海産生物に含まれる TFWT の放射能濃度 ($0.079 \sim 0.23$ Bq/L-水 ($0.064 \sim 0.19$ Bq/kg-生鮮物)) の変動範囲内であったが、引き続き推移に注意する必要がある。

全 OBT 及び非交換型 OBT は全て検出下限値以下であり、平成 24~30 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。そのため全 OBT の放射能濃度と非交換型 OBT の放射能濃度の比較分析についてその差異を考察することはできなかった。TFWT や海水に比べて検出下限値が一桁高いことから、OBT が検出されなかったことに関して評価をすることは難しいが、平常時は TFWT に比べて OBT が一桁以上濃縮されてはいないことが確認された。図 I-2-2-4-4 に海産生物の TFWT の結果と核燃料（原子燃料）サイクル施設周辺海域の海水中のトリチウム濃度を示す。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放出日を確認したところ、漁獲日 5 日前から当日の間に 10^{12} ~ 10^{13} Bq 程度のトリチウムが放出されていることが確認できた。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濃度の海水中に生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濃度の海水にさらされ TFWT が下がりきる前に漁獲されたことが考えられる。

Blaylock and Frank⁵⁾は、淡水魚の TFWT 濃度(Bq/L)は環境水中のトリチウム濃度(Bq/L)に速やかに追従して変化すると報告しており、海産生物についても同様の関係が成り立つとみなされている。EMRAS Tritium/C14 Working Group の報告⁷⁾によると、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が報告されている。

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従するように高い TFWT は確認されていない。平常時は海産生物の TFWT は海水中のトリチウム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。アクティブ試験の影響で濃度の上昇が確認された平成 18、19 及び 20 年度のデータを除いて指数回帰させ、海産生物中の TFWT の実効半減期を計算したところ、 15 ± 8.2 年となり、海水の実効半減期を海産生物の試料採取期間とあわせて計算すると 9.6 ± 3.1 年であった。不確かさが大きく、不確かさの範囲で一致しているため、海水と海産生物の実効半減期に有意な差は確認できなかった。

表 I-2-2-4-2 (1) 令和2年度に採取した海産生物に含まれるトリチウムの放射能分析結果

海域	試料	漁獲日	漁獲場所	個体数	トリチウム濃度				
					TFWT		全 OBT	非交換型 OBT	
					上段は (Bq/L-水)			下段は (Bq/kg-生鮮物) *1	
北海道	ソウハチ	令和2年 5月13日	岩内沖	72	0.055	±	0.012*2	—*3	
					0.042	±	0.0091		
核燃	ミズダコ	令和2年 4月4日	尻屋沖	3	0.054	±	0.010	ND*4	ND
					0.044	±	0.0084	ND	ND
	サバ類	令和2年 8月20日	三沢沖	65	0.069	±	0.010	ND	ND
					0.049	±	0.0072	ND	ND
青森	アイナメ	令和2年 4月26日	東通村 白糠前沖	65	0.066	±	0.0099	ND	ND
					0.052	±	0.0078	ND	ND
	ホッケ	令和2年 4月23日	東通村 小田野沢沖	228	0.086	±	0.012	ND	ND
					0.065	±	0.0090	ND	ND
宮城	マダラ	令和2年 4/6~4/7	女川沖	15	0.062	±	0.0099	ND	ND
					0.049	±	0.0078	ND	ND
	アイナメ	令和2年 4/10~4/12	女川沖	28	0.080	±	0.013	ND	ND
					0.062	±	0.0098	ND	ND
福島 第一	ヒラメ	令和2年 6月2日	相馬沖	18	0.064	±	0.010	ND	ND
					0.049	±	0.0080	ND	ND
	ババガレイ	令和2年 6月2日	相馬沖	56	0.066	±	0.010	ND	ND
					0.053	±	0.0080	ND	ND
福島 第二	スズキ	令和2年 6月1日	小名浜沖	11	0.075	±	0.012	ND	ND
					0.056	±	0.0089	ND	ND
	マガレイ	令和2年 6月1日	広野沖	126	0.067	±	0.0099	ND	ND
					0.053	±	0.0079	ND	ND
茨城	ムシガレイ	令和2年 9月18日	日立市沖	173	0.063	±	0.011	ND	ND
					0.048	±	0.0084	ND	ND
	ヤナギダコ	令和2年 9月18日	日立市沖	8	0.075	±	0.011	ND	ND
					0.062	±	0.0092	ND	ND

*1 海産生物によるトリチウムの取り込みは、水 ($^3\text{H}_2\text{O}$ の化学形) として海水から吸収され、体内で水の代謝によって有機物へ移行するため、その放射能濃度を比較評価するために、 ^1H に対する比 ($^1\text{H}_2\text{O}$ あたり) とした放射能濃度に統一して評価するのが適している。従って放射能濃度の表示単位として、(Bq/kg-生鮮物) で表したもののほか、 $^1\text{H}_2\text{O}$ との比とした放射能濃度にほぼ等しい (Bq/L-水) によっても示した。

*2 誤差は 1σ 計数誤差を示す。

*3 「—」は分析対象外

*4 検出下限値 (ND) : TFWT (0.03~0.05 Bq/L-水、0.02~0.04 Bq/kg-生鮮物)、全 OBT (0.23~0.30 Bq/L-水、0.02~0.05 Bq/kg-生鮮物)、非交換型 OBT (0.23~0.28 Bq/L-水、0.02~0.05 Bq/kg-生鮮物)。

表 I-2-2-4-2 (2) 令和 2 年度に採取した海産生物に含まれるトリチウムの放射能分析結果

海域	試料	漁獲日	漁獲場所	個体数	トリチウム濃度 (TFWT)			
					TFWT		全 OBT	非交換型 OBT
					上段は (Bq/L-水) 下段は (Bq/kg-生鮮物)*1			
静岡	ニベ	令和 2 年 4 月 15 日	御前崎 ～相良沖	101	0.041	±	0.011*2	—*3
					0.032	±	0.0087	
新潟	ホッケ	令和 2 年 4 月 8 日	出雲崎沖	44	0.046	±	0.011	—
					0.034	±	0.0082	
石川	ニギス	令和 2 年 4 月 30 日	金沢港沖	395	0.064	±	0.015	—
					0.049	±	0.011	
福井 第一	アカガレイ	令和 2 年 4 月 28 日	越前岬沖	82	0.061	±	0.016	—
					0.046	±	0.012	
島根	ヒラメ	令和 2 年 4/11～5/28	恵曇港～ 島根半島沖	24	0.12	±	0.018	—
					0.091	±	0.014	
愛媛	エビ類	令和 2 年 9 月 21 日	伊方原発沖	2325	0.11	±	0.011	—
					0.090	±	0.0087	
佐賀	メジナ	令和 2 年 5 月 15 日	玄海灘	36	0.24	±	0.019	—
					0.17	±	0.014	
鹿児 島	チダイ	令和 2 年 4/6～4/9	川内沖	75	0.059	±	0.016	—
					0.044	±	0.012	

*1 海産生物によるトリチウムの取り込みは、水 ($^3\text{H}^1\text{H}_2\text{O}$ の化学形) として海水から吸収され、体内で水の代謝によって有機物へ移行するため、その放射能濃度を比較評価するために、 ^1H に対する比 ($^1\text{H}_2\text{O}$ あたり) とした放射能濃度に統一して評価するのが適している。従って放射能濃度の表示単位として、(Bq/kg-生鮮物) で表したもののほか、 $^1\text{H}_2\text{O}$ との比とした放射能濃度にほぼ等しい (Bq/L-水) によっても示した。

*2 誤差は 1σ 計数誤差を示す。

*3 「—」は分析対象外

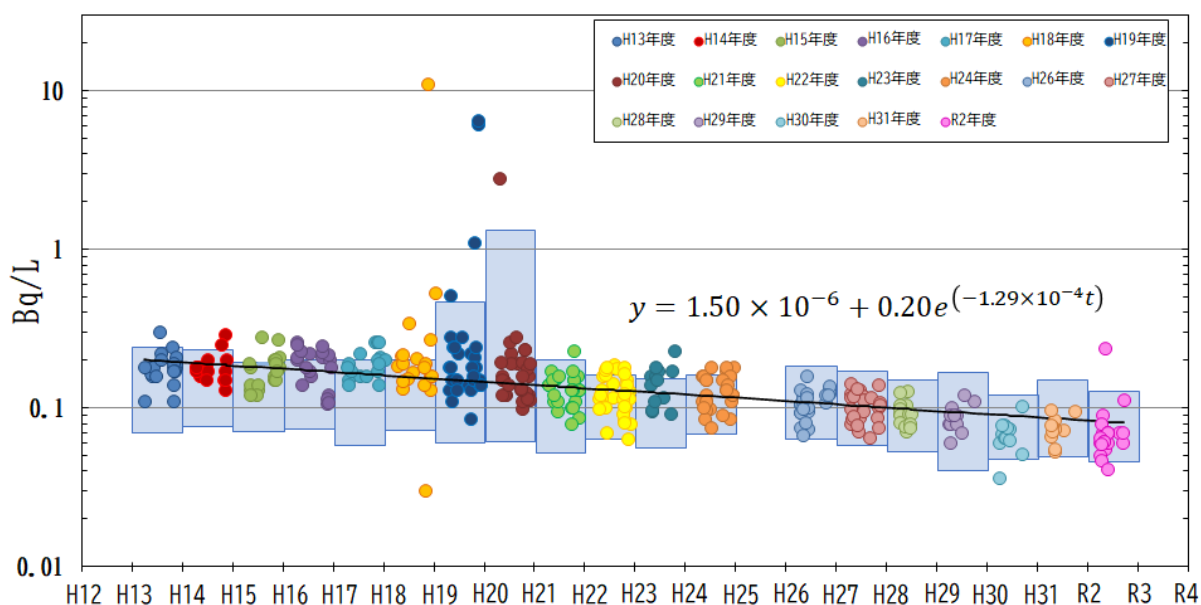


図 I -2-2-4-4 海産生物中の TFWT 濃度の時系列変化

*図中の青色の範囲がそれぞれの年度の核燃料（原子燃料）サイクル施設周辺海域の海水のトリチウムの放射能濃度を示す。回帰曲線の時間（t）の単位は日（day）である。

④ まとめ

発電海域各測点及び対照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濃度と海産生物に含まれる TFWT の放射能濃度を比較すると、令和 2 年度に採取したこれら試料に含まれるトリチウムは、平成 31（令和元）年度と同水準の放射能濃度であった。また、海域間において傾向や違いは確認されず、同水準の放射能濃度で推移しており、日本近海の海水中トリチウムの放射能濃度のバックグラウンドレベルとして確認できた。

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（0.054～0.15Bq/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～20Bq/L*）に比べ、最大値が 2 桁低くなっている。これは各自治体等機関の調査の測点が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、放射能濃度に違いが生じたと考えられる。

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 の放射能濃度の影響を受けてやや遅れて追従する。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ことが多い。したがって試料に含まれる TFWT の放射能濃度と全 OBT の放射能濃度が高い場合でも、非交換型 OBT の放射能濃度は高くない場合がある。とりわけ、海産

生物試料に含まれるトリチウムの放射能濃度を比較対照として海水に含まれるトリチウムのバックグラウンドを評価する場合には、継続した調査も必要であるが、併せてこれらの生物学的な事項に留意しなければならないことが分かった。

*【1】2.解析調査3) 海洋環境関連調査報告書等の収集・整理 に記載

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)。
- 2) 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.
- 3) 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) 六ヶ所再処理工場に係る定期報告書(平成18~平成20年度)
<https://www.jnfl.co.jp/ja/business/about/cycle/monthly/>(最終閲覧:令和3年3月5日)
- 7) 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>(閲覧:令和3年3月5日)

3) 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）。

平成 31（令和元）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、海底土及び海水試料に含まれる¹³⁷Cs等の放射性核種濃度を集計するとともに、海産生物、海底土及び海水試料に含まれる¹³⁷Cs等の放射性核種の放射能分析の結果について、本事業において実施された平成 31（令和元）年度の海洋放射能調査結果（以下、「本調査」という）と比較し評価す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¹⁷⁾及び原子力機構¹⁸⁾は平成 30 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

「1. 海洋放射能調査海域周辺での調査」及び本項で集計した結果より、平成 31（令和元）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、併せて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。

⁹⁰Sr は 12 道県、原子力機構が調査しており、その放射能濃度は ND～0.067Bq/kg-生鮮物の範囲で、福井県において最大値が認められた。本調査で得られた⁹⁰Sr の放射能濃度は ND(検出下限値以下)であり、これら自治体等の濃度範囲内であった。

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、農水省の調査のみで検出された（平成 30 年度の最大値が 0.032Bq/kg-生鮮物）。本調査の¹³⁴Cs 濃度は ND～0.070Bq/kg-生鮮物の範囲であり、自治体等の調査結果より高かったが、福島県で¹³⁷Cs の最も高い放射能濃度（16.6 Bq/kg-生鮮物、コモンカスベ）が検出された試料の¹³⁴Cs 放射能濃度は、「検出せず(<8.0 Bq/kg-生鮮物)」となっており、定量下限値を考慮すると必ずしも本調査の結果が高かったとは言えない。

また、 ^{137}Cs は、13 道県、農水省及び原子力機構が調査しており、ND～16.6Bq/kg-生鮮物の範囲であった。前述のように、福島県において最大値が認められるとともに、福島県、茨城県において高めの傾向であった。本調査で得られた ^{137}Cs の放射能濃度は ND～0.85Bq/kg-生鮮物（福島第二海域、マガレイ）の範囲であり、福島県以外の自治体等と比べると若干高めであったが、福島県の海産生物も分析対象としており、福島県の分析値よりは低い濃度範囲内にあった。

$^{239+240}\text{Pu}$ は青森県、茨城県、福井県、愛媛県の 4 県及び原子力機構が調査しており、その放射能濃度は ND～0.015Bq/kg-生鮮物の範囲であり、青森県及び福井県において最大値が認められた。本調査の $^{239+240}\text{Pu}$ 放射能濃度は ND であり、これら自治体等の放射能濃度範囲内であった。

表 I-2-3-2-1 平成 31（令和元）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（海産生物試料）（一部、平成 30 年度の結果を含む）

自治体等	年度	^{134}Cs (Bq/kg-生鮮物)		^{137}Cs (Bq/kg-生鮮物)		^{90}Sr (Bq/kg-生鮮物)		$^{239+240}\text{Pu}$ (Bq/kg-生鮮物)		総検体数
		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	
北海道	R1	72	ND* ¹	72	ND ~ 0.14	18	ND	—* ²	—	72
青森県	R1	32	ND	32	ND	32	ND	19	ND ~ 0.015	32
宮城県	R1	18	ND	18	ND ~ 0.20	9	ND	—	—	18
宮城県 (指標海産生物)	R1	24	ND	24	ND ~ 0.21	5	ND ~ 0.037	—	—	24
福島県	R1	5250	ND	5250	ND ~ 16.6	—	—	—	—	5250
茨城県	R1	20	ND	63	ND ~ 0.63	63	ND ~ 0.042	47	ND ~ 0.0034	63
静岡県	R1	24	ND	24	ND ~ 0.18	12	ND	—	—	24
新潟県	R1	11	ND	11	ND ~ 0.15	5	ND ~ 0.018	—	—	11
新潟県 (指標海産生物)	R1	20	ND	20	ND ~ 0.072	5	0.026 ~ 0.035	—	—	20
石川県	R1	51	ND	51	ND	14	ND	—	—	51
福井県	R1	117	ND	117	ND ~ 0.3	11	ND ~ 0.067	5	0.0045 ~ 0.015	117
島根県	R1	44	ND	44	ND ~ 0.09	5	ND	—	—	44
愛媛県	R1	40	ND	40	ND ~ 0.16	4	ND ~ 0.045	3	ND ~ 0.0125	40
佐賀県	R1	19	ND	19	ND ~ 0.17	8	ND ~ 0.061	—	—	19
鹿児島県	R1	—	—	19	ND ~ 0.12	11	ND	—	—	19
農林水産省	H30	288	ND ~ 0.032	288	ND ~ 0.38	—	—	—	—	288
日本原子力 研究開発機構	H30	34	ND	34	ND ~ 0.36	34	ND ~ 0.024	34	ND ~ 0.0040	34
海洋放射能調査	R1	120	ND ~ 0.070	120	ND ~ 0.85	30	ND	30	ND	120

*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。

^{90}Sr 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~2.0Bq/kg-乾燥土の範囲であり、福島県で最高値が測定された。本調査では核燃海域において海底土試料の ^{90}Sr を分析しており、その放射能濃度は ND~0.26Bq/kg-乾燥土の範囲にあり、これら自治体等の濃度範囲内であった。

放射性セシウムのうち ^{134}Cs は 12 道県、海上保安庁、農水省及び原子力機構が、 ^{137}Cs 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。 ^{134}Cs の放射能濃度は ND~30Bq/kg-乾燥土、 ^{137}Cs の放射能濃度は ND~500Bq/kg-乾燥土の範囲であり、各濃度とも福島県で最高値を示した。

本調査で得られた結果のうち、 ^{134}Cs の放射能濃度は ND~4.5Bq/kg-乾燥土、 ^{137}Cs の放射能濃度は ND~63Bq/kg-乾燥土の範囲であり、これら自治体等の濃度範囲内であった。また、宮城県、福島県及び茨城県並びに農水省調査の日立沖海域において高い傾向であった。

$^{239+240}\text{Pu}$ 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~5.1Bq/kg-乾燥土の範囲で、農水省調査の相模湾（水深 949m）において最も高い値を示した。本調査で得られた $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度は ND~4.0Bq/kg-乾燥土の範囲であり、これら自治体等の $^{239+240}\text{Pu}$ 放射能濃度範囲内であった。海底土中の $^{239+240}\text{Pu}$ 放射能濃度は採取した水深が増すにつれて放射能濃度が高くなる傾向があることが分かっている¹⁹⁾。本調査では、自治体等機関よりも深い水深で海底土を採取している測点があり、最高値の 4.0Bq/kg-乾燥土が得られたのは核燃 13 の地点で、その水深は 927m であり、農水省調査で得られた $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度の最高値（5.1Bq/kg-乾燥土）とほぼ同程度の値であった。

表 I-2-3-2-2 平成 31（令和元）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（海底土試料）（一部、平成 30 年度の結果を含む）

自治体等	年度	¹³⁴ Cs (Bq/kg-乾燥土)		¹³⁷ Cs (Bq/kg-乾燥土)		⁹⁰ Sr (Bq/kg-乾燥土)		²³⁹⁺²⁴⁰ Pu (Bq/kg-乾燥土)		総検 体数
		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	
北海道	R1	12	ND*1	12	ND	4	ND	—*2		12
青森県	R1	9	ND	9	ND	4	ND	7	0.25 ~ 0.60	9
宮城県	R1	13	ND ~ 1.9	13	ND ~ 22.6	1	ND	—		13
福島県	R1	49	ND ~ 30	49	4.2 ~ 500	31	ND ~ 2.0	27	0.12 ~ 0.52	49
茨城県	R1	26	ND ~ 6.4	26	2.1 ~ 110	26	ND	20	0.21 ~ 0.67	26
静岡県	R1	64	ND	64	ND ~ 2.4	—		—		64
新潟県	R1	14	ND	14	ND	—		4	0.087 ~ 0.14	14
石川県	R1	19	ND	19	ND	16	ND	—		19
福井県	R1	92	ND	92	ND ~ 6.8	—		5	0.038 ~ 0.40	92
島根県	R1	3	ND	3	ND	—		—		3
愛媛県	R1	8	ND	8	ND ~ 0.90	2	ND	2	0.19 ~ 0.56	8
佐賀県	R1	12	ND	12	ND	8	ND ~ 0.24	—		12
鹿児島県	R1	—		8	ND ~ 1.0	4	ND	—		8
海上保安庁	R1	10	ND ~ 2.5	10	0.67 ~ 42	10	0.024 ~ 0.18	1	1.1	10
農林水産省	H30	196	ND	196	ND ~ 28	28	ND ~ 1.3	30	0.094 ~ 5.1	196
日本原子力 研究開発機構	H30	8	ND ~ 1.1	8	2.4 ~ 9.5	8	ND	8	0.24 ~ 0.58	8
海洋放射能調査	R1	82	ND ~ 4.5	82	ND ~ 63	22	ND ~ 0.26	38	ND ~ 4.0	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。また、トリチウム (³H) は 13 道県及び原子力機構が調査しており、その濃度は ND~20Bq/L の範囲で、福井県が最高値を示した。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~0.15Bq/L の範囲であり、これら自治体等機関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~3.0mBq/L の範囲、福島県が ND~13mBq/L の範囲であり、福島県が取りまとめた結果でやや高めの値があった。本調査で得られた ⁹⁰Sr の放射能濃度は ND~1.1mBq/L の範囲であり、福島県以外のこれら自治体等と同程度の値であった。

放射性セシウムのうち ^{134}Cs は 12 道県、海上保安庁及び原子力機構が、 ^{137}Cs は 13 道県、海上保安庁及び原子力機構が調査している。 ^{134}Cs 放射能濃度は福島県以外において ND、福島県は ND~28mBq/L の範囲であった。 ^{137}Cs の放射能濃度は福島県以外において ND~41mBq/L、福島県では 2~380mBq/L の範囲であった。本調査で得られた ^{134}Cs 放射能濃度は ND、 ^{137}Cs 放射能濃度は ND~3.0mBq/L であり、福島県以外の自治体等機関と同程度の値であった。

$^{239+240}\text{Pu}$ 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~0.040mBq/L の範囲であった。本調査で得られた $^{239+240}\text{Pu}$ の放射能濃度は ND~0.031mBq/L の範囲であり、これら自治体等機関の放射能濃度範囲内にあった。

表 1-2-3-2-3 平成 31（令和元）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能核種濃度範囲（海水試料）（一部、平成 30 年度の結果を含む）

自治体等	年度	^{134}Cs (mBq/L)		^{137}Cs (mBq/L)		^{90}Sr (mBq/L)		$^{239+240}\text{Pu}$ (mBq/L)		トリチウム(Bq/L)		総検体数
		検体数	最小値 ~ 最大値	検体数	最小値 ~ 最大値	検体数	最小値 ~ 最大値	検体数	最小値 ~ 最大値	検体数	最小値 ~ 最大値	
北海道	R1	32	ND*1	32	ND ~ 2.3	4	ND ~ 3.0		—*2	32	ND	32
青森	R1	32	ND	32	ND	18	ND	18	ND	32	ND	32
宮城県	R1	19	ND	19	ND ~ 3.3	1	2.8		—	7	ND	19
福島県	R1	105	ND ~ 28	105	2 ~ 380	80	ND ~ 13	74	ND ~ 0.015	105	ND ~ 0.89	105
茨城県	R1	7	ND	54	ND ~ 41	26	ND		—	156	ND	156
静岡県	R1	64	ND	64	ND ~ 4.1		—		—	28	ND ~ 0.59	64
新潟県	R1	18	ND	18	ND ~ 3.4	1	1.2		—	18	ND	18
石川県	R1	19	ND	19	ND		—		—	19	ND	19
福井県	R1	54	ND	54	ND ~ 2.8		—		—	88	ND ~ 20	92
島根県	R1	16	ND	16	1.3 ~ 2.3	1	2.2		—	14	ND	24
愛媛県	R1	10	ND	10	ND ~ 2.4	2	1.1 ~ 1.2	2	0.0033 ~ 0.0066	10	ND ~ 1.4	10
佐賀県	R1	20	ND	20	ND ~ 2.6	8	0.68 ~ 1.4		—	12	ND ~ 0.60	20
鹿児島県	R1		—	12	ND ~ 2.2	4	ND ~ 1.1		—	9	ND ~ 0.3	12
海上保安庁	R1	32	ND	48	0.09 ~ 3.1	48	ND ~ 0.90	16	0.0020 ~ 0.040		—	48
日本原子力 研究開発機構	H30	6	ND	6	ND ~ 7.3	6	ND	6	ND	17	ND	17
海洋放射能調査	R1	244	ND	244	ND ~ 3.0	208	ND ~ 1.1	88	ND ~ 0.031	88	ND ~ 0.15	244

*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、本事業で実施した海洋放射能調査で得られた結果が妥当であることを確認した。

引用文献

- 1) 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. 令和元年度第1四半期～令和元年度第4四半期.
- 2) 青森県. 原子力施設環境放射線調査報告書（令和元年度報）.
- 3) 青森県. 原子力施設環境放射線調査報告書 データ集(令和元年度報)
(https://www.pref.aomori.lg.jp/soshiki/kikikanri/atom/files/houkokusho_R1.pdf)
- 4) 宮城県. 令和元年度 女川原子力発電所環境放射能調査結果. 第39巻5号.
- 5) 福島県. 令和元年度 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/424836.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188報(令和元年度第1四半期)～第191報(令和元年度第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185号(調査期間 平成31年4月～令和2年3月).
- 9) 新潟県. 令和元年度 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.
- 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. 令和元年度年報.
- 11) 福井県. 原子力発電所周辺の環境放射能調査. 2019年度年報(令和元年).
- 12) 島根県. 令和元年度 島根原子力発電所周辺環境放射線等調査結果.
- 13) 愛媛県. 令和元年度 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(年報)(令和元年度).
- 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(令和元年度 年報).
- 16) 海上保安庁海洋情報部. 放射能調査報告書. 令和元年調査結果.
- 17) 農林水産省. 平成30年度農林水産省関係放射能調査研究年報 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－2018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.

(このページは空白ページです)