

内湾生態系における放射性核種の
挙動と影響評価に関する研究
(分野横断型提案研究)

Study on dynamics and fate of radionuclides
and their possible adverse effects in an inshore ecosystem

平成24～26年度

FY2012～2014

NIES



国立研究開発法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

<http://www.nies.go.jp/>

国立環境研究所研究プロジェクト報告 第 111 号

NIES Research Project Report, No.111

SR - 111 - 2015

内湾生態系における放射性核種の
挙動と影響評価に関する研究
(分野横断型提案研究)

Study on dynamics and fate of radionuclides
and their possible adverse effects in an inshore ecosystem

平成 24 ～ 26 年度

FY2012 ～ 2014

国立研究開発法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

<http://www.nies.go.jp/>

分野横断型提案研究「内湾生態系における放射性核種の挙動と影響評価に関する研究」
(期間：平成 24 ～ 26 年度)

課題代表者：堀口敏宏

執 筆 者：堀口敏宏、荻部甚一、牧 秀明、荒巻能史、児玉圭太

編 者：堀口敏宏

序

本報告書は、平成 24 ～ 26 年度の 3 年間にわたって実施した分野横断型提案研究「内湾生態系における放射性核種の挙動と影響評価に関する研究」の研究成果を取りまとめたものです。

平成 23 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震と津波（東日本大震災）により東京電力福島第一原子力発電所の原子炉を冷却する機能が完全に奪われ、稼働中であった 1 号機から 3 号機の原子炉内の核燃料がメルトダウンし、1 号機、3 号機及び 4 号機原子炉建屋が水素爆発するなど、重篤な原子力災害も併発しました。東京電力の公表資料によれば、この事故により環境中に放出された放射性核種は、同年 3 月 12 日から 31 日までに大気中にクリプトンやキセノンなどの希ガスが 500 PBq、放射性ヨウ素 (^{131}I) が 500 PBq、放射性セシウム (^{134}Cs 及び ^{137}Cs) 20 PBq などとされています。また、同年 3 月 26 日から 9 月 30 日までの間に、上述とは別に、放射性ヨウ素 11 PBq、放射性セシウム 7.1 PBq などが大気からの沈着あるいは原子炉冷却水の直接漏洩を通じて、海洋環境に放出されました。放射性核種の放出量に関する推定値にはいくつかありますが、海洋汚染の観点で見ると、いずれの推定値においても原子炉冷却水の直接漏洩の方が大気経由の沈着量よりもはるかに多い点が注目されます。また、原子炉冷却水にはさまざまな核分裂生成物が含まれていたとみられるため、放射性ストロンチウムなどその他の核種にも着目する必要があります。

翻って、東京湾について考えると、大気経由で放出された放射性核種が直接沈着、あるいは降雨等により関東地方に沈着したものが河川や下水処理場を経て流入、また、同原発近傍に直接漏洩等したものが親潮海流に乗って南下し外洋水による海水交換を通じて東京湾内へ流入、などの可能性があります。こうした放射性核種の東京湾における分布・挙動や魚介類への蓄積などを詳細に調べ、明らかにする必要があります。

そこで、国立環境研究所では、東京湾内湾部及び流入河川における放射性核種の分布と経時変化、並びに東京湾の底棲魚介類における放射性セシウム濃度の経時変化を明らかにするため、本研究を実施しました。さらに、東京湾の底棲魚介類群集の経年変化と潜在的な影響因子に関する解析も進めました。本研究成果が、原発事故由来の放射性核種による環境汚染問題の解決や改善に向けた一助になることを祈念するとともに、放射性核種による海洋汚染と潜在的な生物影響に関する学術研究の進展に資することを期待します。

平成 28 年 1 月

国立研究開発法人 国立環境研究所
理事長 住 明 正

目 次

1	研究の目的と経緯	
1.1	研究の背景と目的	1
1.2	研究の構成	2
2	研究の成果	3
2.1	東京湾内湾部及び流入河川における放射性核種の分布と経時変化	3
2.1.1	東京湾内湾部の底質における放射性セシウムの分布と経時変化	3
2.1.1.1	背景と目的	3
2.1.1.2	方法	3
2.1.1.3	結果と考察	3
2.1.2	東京湾内湾部の底質における放射性ストロンチウムの分布	9
2.1.2.1	背景と目的	9
2.1.2.2	方法	9
2.1.2.3	結果と考察	9
2.1.3	東京湾流入河川における放射性セシウムの分布と挙動	11
2.1.3.1	背景と目的	11
2.1.3.2	方法	11
2.1.3.3	結果と考察	12
2.1.4	東京湾海水中の放射性セシウムの分布と経時変化	17
2.1.4.1	背景と目的	17
2.1.4.2	方法	18
2.1.4.3	結果と考察	19
2.2	東京湾の底棲魚介類における放射性セシウム：検出濃度の経時変化	22
2.2.1	背景と目的	22
2.2.2	方法	22
2.2.3	結果と考察	22
2.3	東京湾の底棲魚介類群集の経年変化と潜在的な影響因子	25
2.3.1	背景と目的	25
2.3.2	方法	26
2.3.3	結果と考察	26
2.4	まとめと今後の課題	31
[資 料]		
I	研究の組織と研究課題の構成	35
1	研究の組織	35
2	研究課題と担当者	35
II	研究成果発表一覧	36
	口頭発表	36

1 研究の目的と経緯

1.1 研究の背景と目的

2011年3月11日の東日本大震災に伴い、東京電力福島第一原子力発電所で重篤な事故が起き、大量の放射性核種（例えば、520（340-800）PBq）が環境中に放出された¹⁾。これらの放射性核種は東京湾の流域においても広範囲に亘って降下し、環境を汚染した^{2,3)}。その結果、大気経由での直接的な沈着とともに、流入河川等を通じた放射性核種の東京湾への流入と魚介類の汚染が危惧された。放射性セシウム（¹³⁴Csと¹³⁷Cs）は土壌粒子に強く吸着するとみられるが、高塩分の海水に接することにより水柱中に溶出し、プランクトンやベントスを通じて魚介類に濃縮する可能性が考えられた。また、放射性セシウム以外の放射性核種（例えば、⁹⁰Sr）による汚染実態の解明も必要である。すなわち、福島第一原発事故由来の放射性核種の東京湾における水平・鉛直分布とその経時変化を明らかにする必要がある。

一方、放射性核種による水圏環境の汚染や魚介類への蓄積とともに、生物影響にも注視する必要がある。東京湾の底棲魚介類群集の質的及び量的変動とその機構解析を目的として、1977年～2012年（1977年～1995年：東京大学水産資源学研究室、2002年～2012年：国立環境研究所）に亘って東京湾では20定点調査が実施されてきた^{4,5)}。東京湾20定点調査は、神奈川県観音崎と千葉県富津岬を結ぶ直線の北側（東京湾内湾部）に設けた20の定点における10分間の試験底曳き調査を中心とするものであり、人間活動の影響を強く受ける沿岸域、しかも首都圏を後背地に持つ閉鎖性内湾部で漁獲対象種以外の種も含めて採集及び解析が30年以上続けられてきた、世界的に稀有な、長期の生物相・環境モニタリング調査である。現在までに、東京湾では1980年代末～90年代初めと2000年代に顕著な生物相の変化が生じたことが明らかとなっている⁵⁾。前者は、シャコやマコガレイ、ハタタテヌメリ等の当時の主要種を含めた複数の種の激減を指し、後者は、サメ・エイ類やスズキ等の大型魚類と、コバルトフネガイ（二枚貝）の顕著な増加を指す。こうした生物相の変化と環境因子との関連性を解析した結果、水温や溶存酸素濃度、降水量、橈脚類（動物プランクトン）密度との相関がみられたが、それだけでは十分に説明しきれない⁵⁾。そのような折に、東日本大震災が発生した。震災により、東京湾でも津波が観測されたが⁶⁾、付随して起きた原発事故により、東京湾の生態系への放射性核種の移行・濃縮・蓄積と生物影響も懸念されることとなった。

そこで、(1) 東京湾流域の河川及び内湾部の底質における放射性核種（主にセシウムとし、代表的地点についてはストロンチウムも）の分布を調べ、経時変化を明らかにし、(2) 東京湾内湾部で水・底質、生物（プランクトン、ベントス及び魚介類）に関する包括的モニタリング調査を行い、生物中の放射性核種濃度を調べ、食物網経由の放射性核種の移行・濃縮を明らかにするとともに、(3) 放射性核種を含む環境因子が東京湾の生物個体群及び群集レベルで及ぼす影響も解析することを本研究の目的とした。

引用文献

- 1) Steinhauser G., Brandl A., Johnson T.E. (2014) Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: A review of the environmental impacts, *Sci. Total Environ.*, 470-471, 800-817.
- 2) 文部科学省による埼玉県及び千葉県の航空機モニタリングの結果について,
http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4896/24/1910_092917_1.pdf
- 3) 文部科学省による東京都及び神奈川県の航空機モニタリングの結果について,
http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4897/24/1910_100601.pdf
- 4) 時村宗春, 清水 誠 (1998) 東京湾内湾部の底魚群集の変遷と環境変化, *月刊海洋*, 30, 347-359.
- 5) Kodama K., Oyama M., Lee J.H., Kume G., Yamaguchi A., Shibata Y., Shiraiishi H., Morita M., Shimizu M., Horiguchi T. (2010) Drastic and synchronous changes in megabenthic community structure concurrent with environmental variations in a eutrophic coastal bay, *Progress in Oceanography*, 87, 157-167.

- 6) 気象庁 (2011) 災害時地震・津波速報 平成 23 年 (2011 年) 東北地方太平洋沖地震, http://www.jma.go.jp/jma/kishou/books/saigaiji/saigaiji_201101/saigaiji_201101_01.pdf

1.2 研究の構成

本研究は、以下のサブテーマのもとで実施した。

サブテーマ 1. 東京湾内湾部及び流入河川における放射性核種の分布と経時変化

サブテーマ 2. 東京湾の底棲魚介類における放射性セシウム：検出濃度の経時変化

サブテーマ 3. 東京湾の底棲魚介類群集の経年変化と潜在的な影響因子

サブテーマ 1 では、2011 年 5 月以降の東京湾内湾部の底質における放射性セシウムの水平及び鉛直分布とその経時変化を調べた。また、2012 年 7 月に東京湾内湾部の 80 定点 (3 km メッシュ) と流入河川の 71 地点において一斉に底質試料を採取し、当該時点における放射性セシウムの東京湾の流域全体における水平分布を明らかにした。また、東京湾内湾部の代表地点において底質中の放射性ストロンチウム濃度も調べ、東京湾への流入河川では放射性セシウムの分布と挙動も解析した。一方、東京湾海水中の放射性セシウム濃度を精密分析により明らかにし、その分布と経時変化を解析した。

サブテーマ 2 では、2011 年 12 月以降、東京湾の底棲魚介類における放射性セシウム濃度を定量し、全体、群別及び種別の検出率及び検出濃度の経時変化を明らかにした。また、底棲魚介類の主要な餌生物である多毛類を対象にした分析も行い、水中濃度も踏まえて、今後の東京湾における魚介類の放射性セシウムによる汚染の進行や推移について検討した。

サブテーマ 3 では、1977 年から 2014 年までの東京湾における底棲魚介類群集及び種別の一曳網当り個体数及び重量の経年変化を解析するとともに、その増減などから期間区分を行った。また、水温、溶存酸素量、窒素及びリン等の水質項目及び動植物プランクトンの経年変化も調べ、それらと底棲魚介類の年変動パターンとの相関から、潜在的な影響因子の推定を試みた。

2 研究の成果

2.1 東京湾内湾部及び流入河川における放射性核種の分布と経時変化

2.1.1 東京湾内湾部の底質における放射性セシウムの分布と経時変化

2.1.1.1 背景と目的

2011年3月の東日本大震災に付随して起きた東京電力福島第一原子力発電所事故により放出された放射性核種が降下・沈着・降雨等による移動を経て、東京湾流域を含む広域を汚染した¹⁻³⁾。東京湾における放射性物質調査もなされてきたが、知見は限られている⁴⁾。われわれは2002年12月以降、東京湾全域で定期的に包括的な環境・魚介類調査を実施してきた。東日本大震災から約2ヶ月が経過した2011年5月以降、放射性物質調査も行ってきたので報告する。

2.1.1.2 方法

2011年5月から2015年2月まで四季調査として東京湾内湾の10の定点でスミスマッキンタイヤ型採泥器により底質を採取した。また、2012年7月5日に東京湾の80定点(3kmメッシュ)で同採泥器により底質試料を採取した(図1)。2012年9月と12月を除き、スミスマッキンタイヤ型採泥器により採取した底質試料から調査船上でサブコア試料を得て20mm厚で切り出し乾燥後、分析試料とした。2012年9月と12月は、同様のサブコア試料を2mm厚で切り出し乾燥後、分析した。ゲルマニウム(Ge)半導体検出器により1~4時間または11~12時間測定し、放射性セシウム(¹³⁴Cs及び¹³⁷Cs)濃度を定量した。当該濃度は、放射性セシウムの半減期に基づき、試料採取日の値に補正した。2012年7月に東京湾の80定点(3kmメッシュ)で採取した底質試料については、全有機炭素(TOC)、全窒素(T-N)、砂、シルト及び粘土含量の測定も併せて行った。以下では分析・解析が完了している2014年2月までの結果を示す。

2.1.1.3 結果と考察

2011年5月の調査結果(試料:0-20mm層, Ge半導体検出器, 積分時間:40,000秒)を図2に示す。福島第一原発事故から2ヵ月半が経過した時点で江戸川河口(St.1)において約100 Bq/kg乾重が、また、横浜沖(St.17)で約30~60 Bq/kg乾重が、それぞれ検出されたが、他の定点では概ね20 Bq/kg乾重未満であった。福島原発事故直後、環境中に放出された¹³⁴Cs/¹³⁷Cs比(放射能比)はほぼ1であったと推定されているため、われわれの調査で検出された放

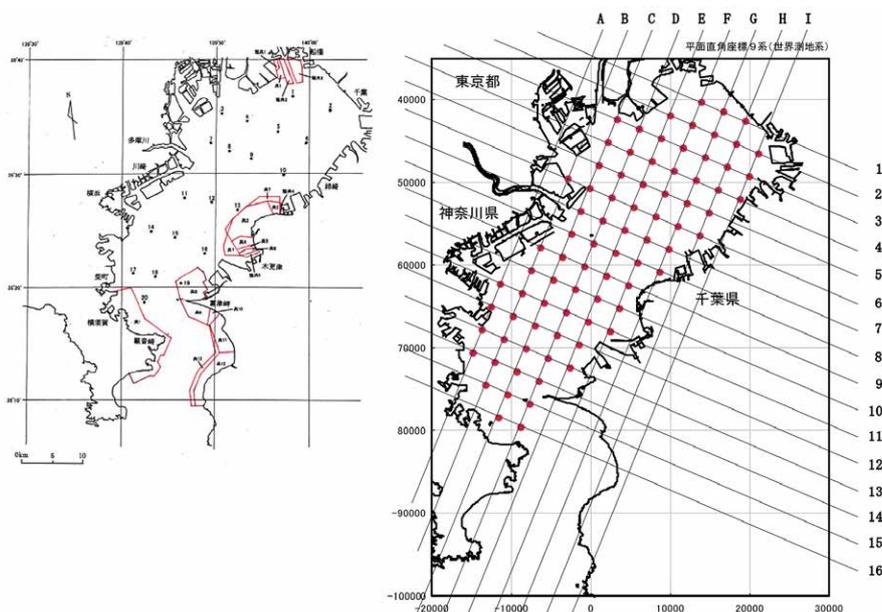


図1 東京湾底質中の放射性核種調査地点
左: 20 定点図 (10 定点:1,4,6,7,10,11,13,15,17,19)、右: 80 定点図

放射性セシウムは事故由来とみられる。また、事故前の底質中放射性セシウム濃度の水準⁵⁾と比べ、2011年5月下旬時点の東京湾には、一部で河川あるいは下水処理場経由による流入が始まっていたものの、まだ本格的に事故由来の放射性セシウムは流入していないとみられた。

2011年9月及び12月の調査結果（試料：0-2, 2-4, 4-6, 6-8 mmの各層, Ge半導体検出器, 積分時間:40,000秒）を、それぞれ、図3及び図4に示す。2011年9月には湾北部の定点(St.1,4,6,7,10)の、特に最表層(0-2mm層)で放射性セシウムが約400~1,000 Bq/kg乾重のレベルで検出され（図3）、事故後約半年の間に、主として河川経由により、東京湾に顕著に流入したとみられた。しかし、3ヶ月後の2011年12月調査では検出濃度が約1/10に激減した（図4）。鉛直拡散とともに、東京湾内への放射性セシウムの拡散が疑われたが、放射性セシウムなどの核種は底質中で複雑な水平分布（まだら状分布）をすると指摘されているため⁶⁾、高々10の定点でモニタリング調査をすることにより東京湾全体の状況を推察するには限界がある。なお、¹³⁴Cs/¹³⁷Cs比が不安定に見えるのは、少量試料の測定に起因する可能性がある。

そこで、東京湾内湾部に80定点（3kmメッシュ）を設け、2012年7月5日に一斉に底質試料を採取し分析した（試料：0-20mm層, Ge半導体検出器, 測定時間：3,600-14,400秒）。その結果を図5に示す。別章（2.1.3）に示すように、隅田川、荒川及び江戸川河口部で表層底質中放射性セシウムの高濃度地点（最大4,200 Bq/kg乾重）が認められ、横浜市の一部でも900 Bq/kg乾重が検出された。東京湾及びその流入河川を含む首都圏全域に東京電力福島第一原子力発電所事故に由来する放射性セシウム（¹³⁴Cs及び¹³⁷Cs）が降り注ぎ、沈着していることが明らかになった。東京湾内湾部では、荒川・隅田川河口で最大濃度（760 Bq/kg乾重）が検出され、浦安沖、幕張沖、羽田沖、川崎沖でやや高値（100~499 Bq/kg乾重）が検出された。他では数十Bq/kg乾重であった。

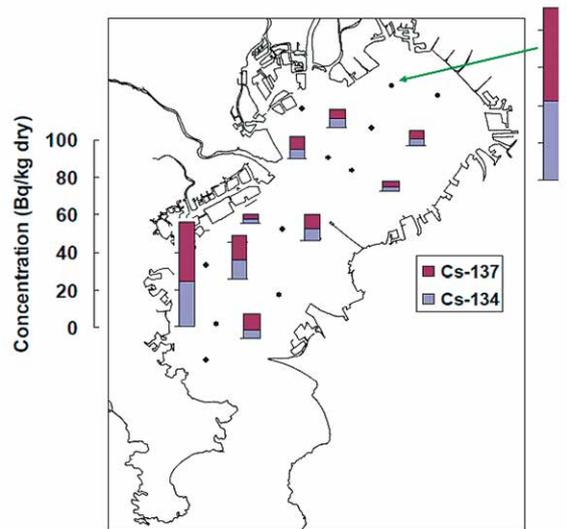


図2 2011年5月25日の東京湾底質中放射性セシウム濃度

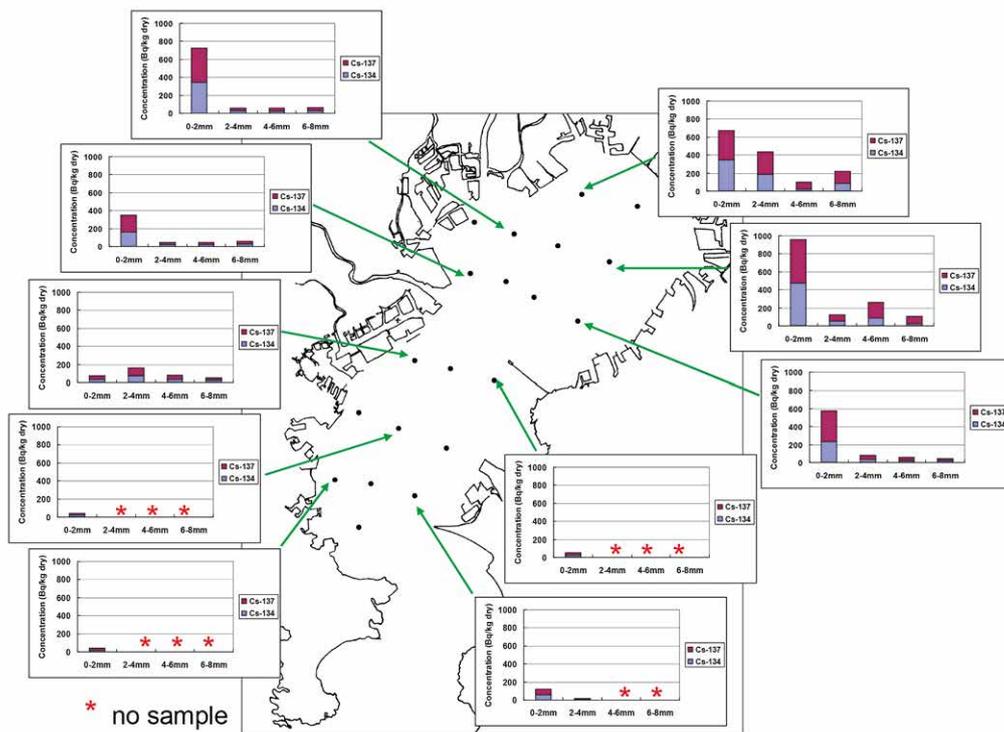


図3 2011年9月7日の東京湾底質中放射性セシウム濃度

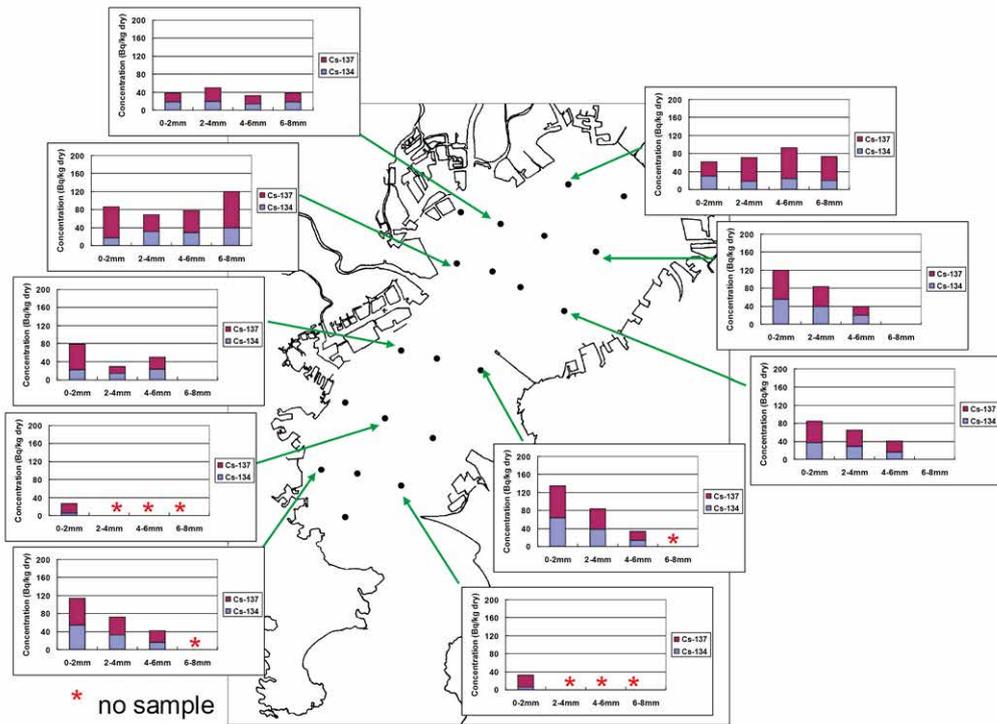


図4 2011年12月7日の東京湾底質中放射性セシウム濃度

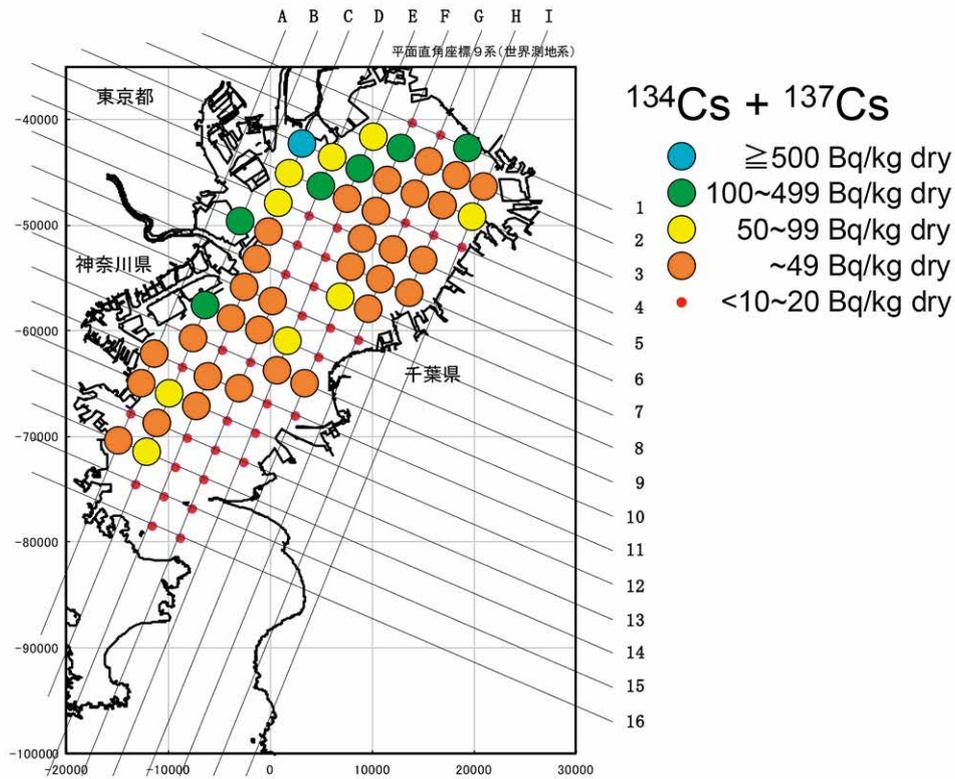


図5 2012年7月5日の東京湾80定点における底質中(0-20mm層)放射性セシウム濃度

また、放射性セシウムの底質中における複雑な水平分布(まだら状分布)を検証する一環で、定点D4で5回採泥・分析した結果、 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs 濃度は、それぞれ、16~63 Bq/kg 乾重及び<13~99 Bq/kg 乾重であった。同一地点で5回連続して底質試料を採取してもその濃度には4~10倍程度の開きがあることが明らかとなった。これにより、底質中放射性セシウム濃度の解釈及び評価には注意が必要であることが改めて示唆された。

また、80 定点調査における底質中の放射性セシウムの鉛直分布（試料:0-20, 20-40, 40-60, 60-80 mm の各層）を 図 6 に示す。河口に近い定点（C-3 及び D-4）では 0-80 mm の各層にほぼ同様の濃度で分布しており、河川水の流入等による攪拌の結果と推察される。一方、そうした擾乱が少ないとみられる他の定点（B-6, B-9, E-3, F-2）では最表層に放射性セシウムが集積していた。

一方、最表層の試料（0-20 mm 層）を用いて、底質の各種成分（全有機炭素、全窒素、砂、シルト、粘土）と放射性セシウム濃度との間の相関を調べたが、いずれの相関もみられなかった（図 7）。

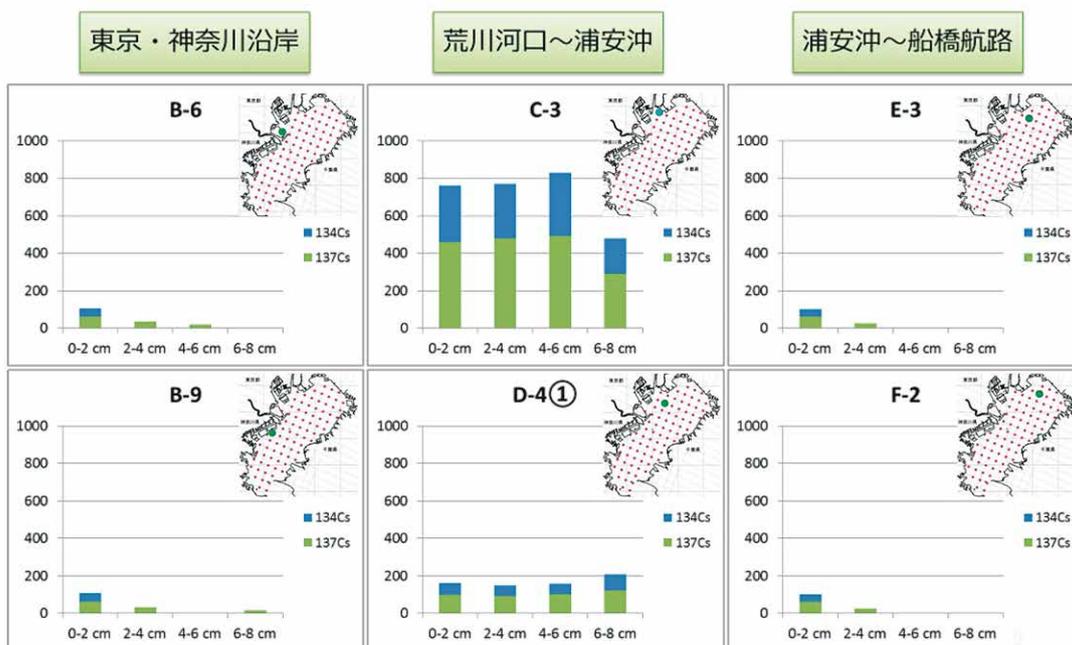


図 6 2012 年 7 月 5 日の東京湾の代表的定点における底質中放射性セシウムの鉛直分布

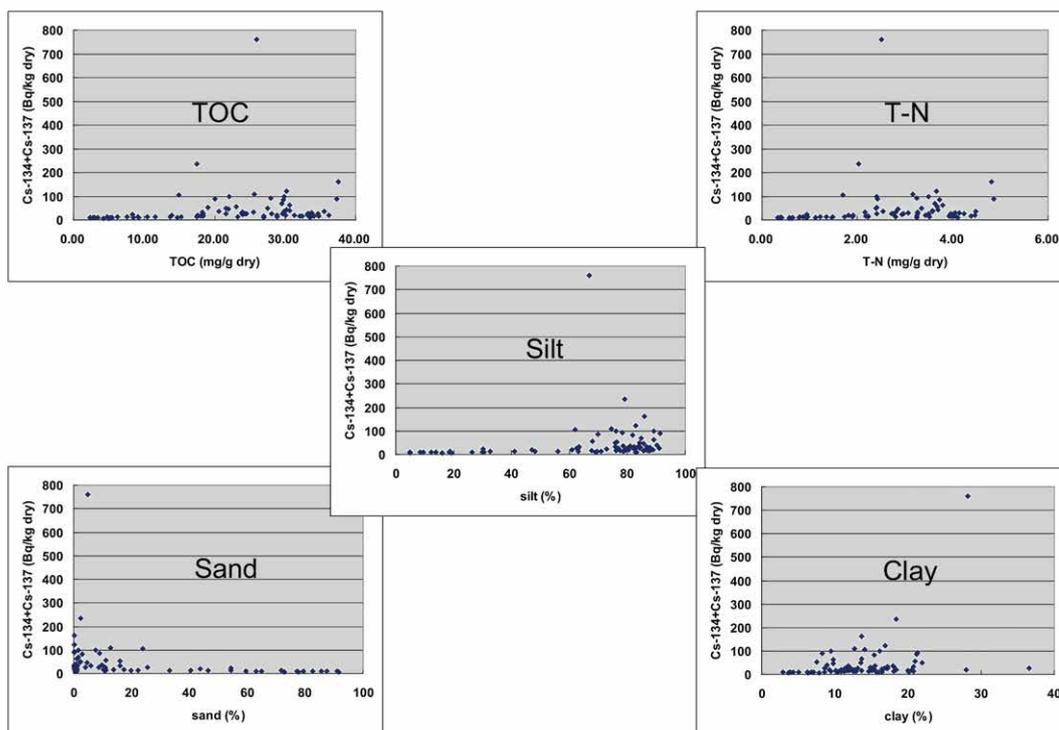


図 7 東京湾底質（0-20 mm 層）の全有機炭素（TOC）、全窒素（T-N）、砂、シルト及び粘土と放射性セシウム濃度との相関

2011年5月から2014年2月（2011年9月と12月を除く）までの東京湾内湾部10定点における表層（0-20 mm 層）底質中の放射性セシウム濃度の経時変化を図8に、また、これら10定点のうち、検出濃度が低かった南部3定点を除く、湾北部及び湾中央部の7定点における2012年3月～2014年2月の鉛直分布を含む経時変化を図9に、それぞれ、示す。表層（0-20 mm 層）底質中の放射性セシウム濃度は、概ね、湾北部及び湾中央部では40～80 Bq/kg 乾重、湾南部では20～40 Bq/kg 乾重で推移し、調査期間中、概ね横ばいとみられた（図8）。また、その鉛直分布も加味すると、表層濃度が相対的に低下する鉛直拡散が進んだとみられる。一方、事故後のある特定の時期に顕著な流入・蓄積があったとはみられない（図9）。

以上のように、2011年5月から2014年2月までの東京湾内湾部10定点における底質分析結果から、事故後半年間のうちに放射性セシウムが河川等を経由して東京湾へ顕著に流入し、その後、水平及び鉛直拡散が進んだとみられた。また、荒川や江戸川河口付近で相対的高濃度が観察された。一方、東京湾80定点調査において同一地点で底質試料を5回連続して採取・分析してもその濃度には4～10倍程度の開きがあったことなどに留意して、底質分析結果を評価する必要がある。当該調査期間中の東京湾表層底質における放射性セシウム濃度は、湾北部及び湾中央部では40～80 Bq/kg 乾重、湾南部では20～40 Bq/kg 乾重であり、概ね横ばいとみられた。

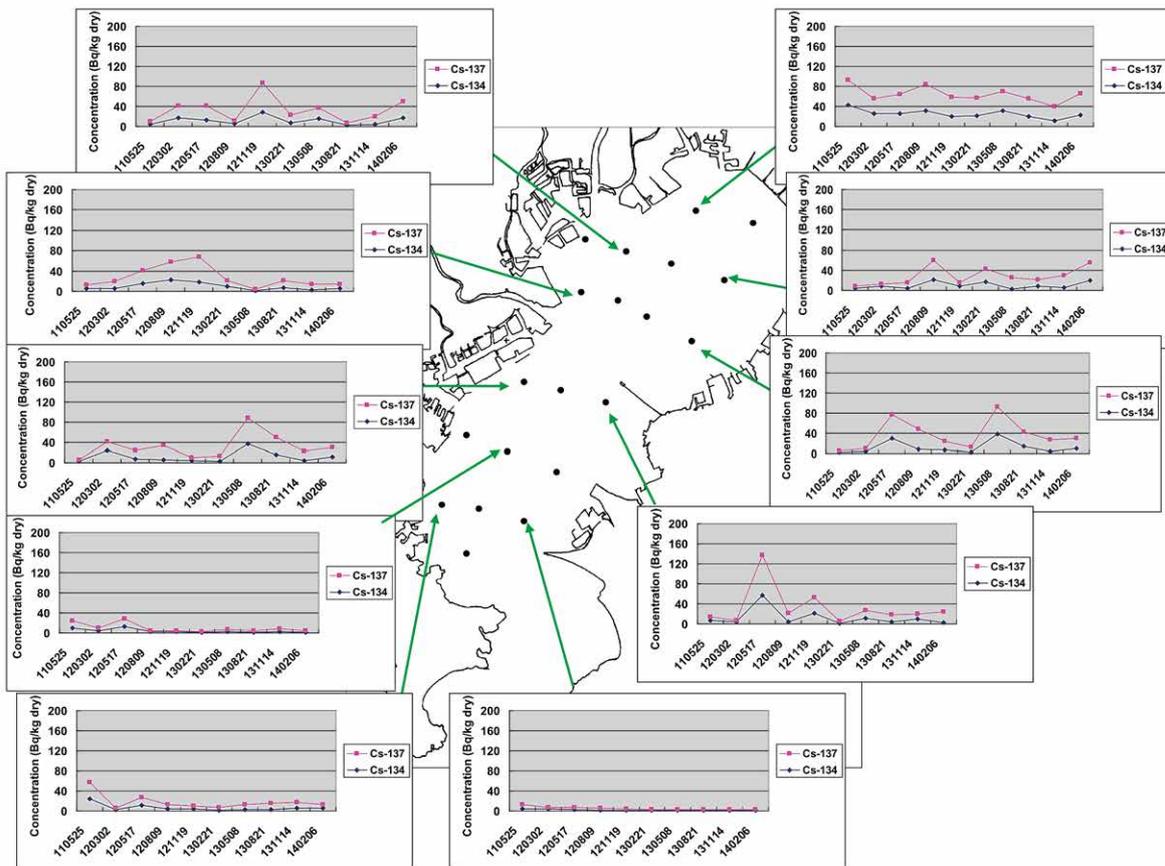


図8 2011年5月～2014年2月（2011年9月と12月を除く）の東京湾10定点における表層（0-20 mm 層）底質中放射性セシウム濃度の経時変化

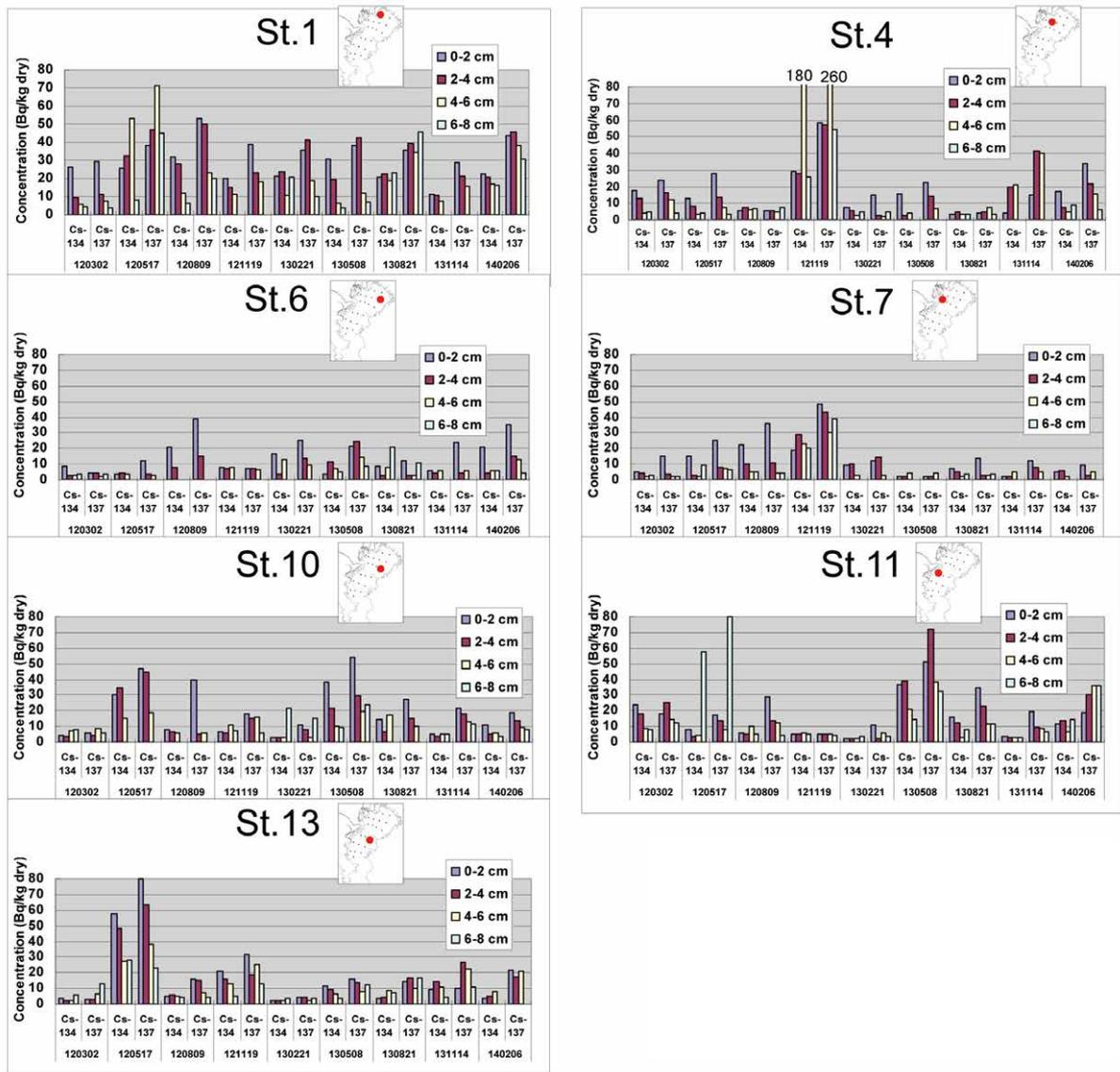


図9 2012年3月～2014年2月の湾北部・中央部7定点における放射性セシウム濃度の経時変化

引用文献

- 1) Steinhäuser G., Brandl A., Johnson T.E. (2014) Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: A review of the environmental impacts, *Sci. Total Environ.*, 470-471, 800-817.
- 2) 文部科学省による埼玉県及び千葉県航空機モニタリングの結果について,
http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4896/24/1910_092917_1.pdf
- 3) 文部科学省による東京都及び神奈川県航空機モニタリングの結果について,
http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4897/24/1910_100601.pdf
- 4) 原子力規制庁 (2015) 東京湾における海域モニタリング結果 (海水),
<http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/450/list-1.html>
- 5) 原子力規制庁 (2015) “環境放射線データベース”,
<http://search.kankyo-hoshano.go.jp/servlet/search.top> (参照 2015-06-25)
- 6) 神田穰太(2014) 海洋への放射性物質の沈着・流出, 移動, 蓄積, 「水圏の放射能汚染～福島の水産業復興をめざして～」(黒倉寿編), 恒星社厚生閣, 東京, pp.27-53.

2.1.2 東京湾内湾部の底質における放射性ストロンチウムの分布

2.1.2.1 背景と目的

2011年3月の福島第一原子力発電所（原発）事故によって、関東地方には放射性セシウムだけではなく放射性ストロンチウムも降下したことが分かっている¹⁾。関東地方に降下した放射性ストロンチウムの一部は河川を通じて東京湾に流入することが予想される。しかしながら、関東地方および東京湾における放射性ストロンチウムの汚染実態およびその挙動は不明である。そこで本研究では、東京湾流入河川の河口付近において底質中の放射性ストロンチウム分析(⁹⁰Sr)を行い、原発事故由来の放射性ストロンチウムの東京湾における分布状況の解明を試みた。

2.1.2.2 方法

底質試料は2012年7月5日に東京湾定点E-2, C-3, C-7(図10)の3地点においてエクマンバージ採泥器で採取した。採取した底質試料は風乾したのち2mmメッシュの篩にかけた。その後、底質試料は灰化後に酸抽出(硝酸)を行い、その抽出液に対して固相抽出(Sr Resin, Eichrom Technologies)によるSr分離を行った。次いで、Sr Resin 溶離液に対して水酸化鉄沈殿による共沈処理を行った。その後2週間以上の間隔をあげ、水酸化鉄共沈法によるミルクングおよび低バックグラウンド2πガスフローカウンター(LBC-4211B, Hitachi Aloka Medical)によるベータ線の計測を行い、放射性ストロンチウム(⁹⁰Sr)の定量を行った。なお、検討した分析法におけるSr回収率は、安定Srの添加回収法で評価し、各試料中の元素濃度はICP発光分光法(ICAP-750, Thermo Fisher Scientific)で求めた。放射性ストロンチウム濃度は、半減期に基づき、試料採取日の値に補正した。

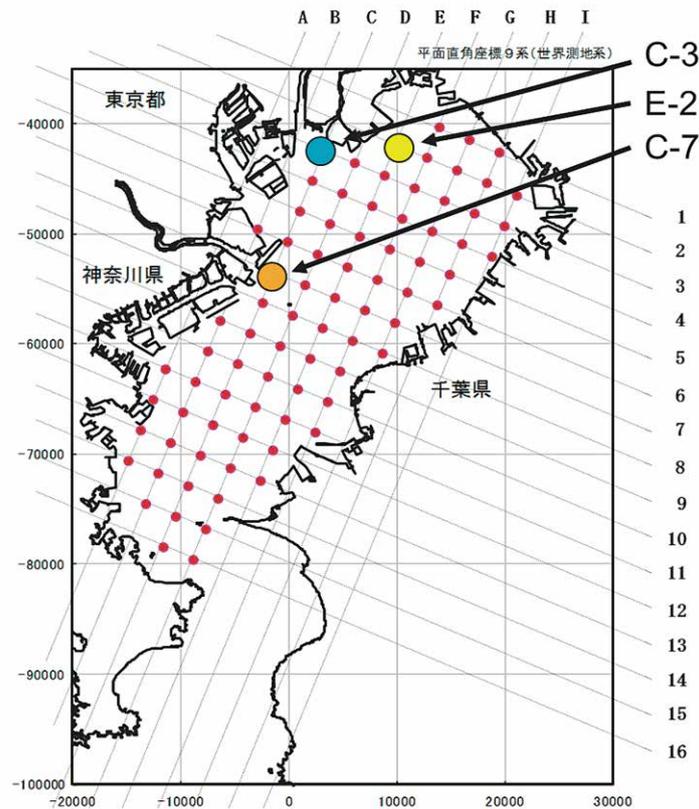


図10 試料採取地点図(東京湾定点:E-2, C-3, C-7)

2.1.2.3 結果と考察

放射性ストロンチウム(⁹⁰Sr)濃度の測定結果を表1に示した。E-2は他の2地点に比べて⁹⁰Sr濃度が高くなった。また、Ca濃度もE-2が最も高く、他の2地点の2~3倍となっていた。この結果はE-2の底質中に貝殻の破片等が多く含まれている可能性を示している。貝殻における放射性ストロンチウム濃縮率は高い傾向があり²⁾、E-2の底質中に多く含

表1 東京湾で採取した底質の Sr-90, Cs-134・137 および Ca, Sr 濃度

採取地点	Sr-90 Bq/kg dry		Cs-134 Bq/kg dry	Cs-137 Bq/kg dry	Sr-90/Cs-137	Ca ppm	Sr ppm
	AV	±SD					
E-2	0.42	±0.09	37	50	0.0083	13206	87
C-3	0.23	±0.07	300	460	0.00049	5288	59
C-7	0.25	±0.07	13	14	0.018	3862	43

表2 東京湾沖合で採取された底質の Sr-90, Cs-134, 137 濃度 (海上保安庁 2012)

採取日	Sr-90 Bq/kg	Cs-134 Bq/kg	Cs-137 Bq/kg	Sr-90/Cs-137
2012年8月	0.14	40	66	0.002
2012年8月	0.075	2.0	5.6	0.013
2013年8月	0.045	14	20	0.002

表3 原発事故前の東京湾沖合および江戸川の底質における Sr-90, Cs-137 濃度 (環境放射線データベース)

採取年	採取地点	Sr-90 Bq/kg dry		Cs-137 Bq/kg dry		Sr-90/Cs-137	
		AV	±SD	AV	±SD	AV	±SD
1970～1972	東京湾 (横浜沖)	0.62	±0.12	7.91	±0.80	0.08	±0.01
1990～1996	東京湾	0.26	±0.07	3.88	±0.65	0.07	±0.03
1970～1973	江戸川	1.13	±0.48	6.27	±3.20	0.19	±0.06

まれている貝殻が⁹⁰Sr濃度に影響を与えている可能性がある。本研究における底質中の⁹⁰Sr濃度の結果(平均:0.30 ± 0.1 Bq/kg 乾重)は、東京湾沖合の底質における2011～12年の値(表2)に比べて高く、1990年代(平均:0.26 ± 0.07 Bq/kg 乾重³⁾)と同等であり、1970年代(平均:0.57 ± 0.28 Bq/kg 乾重³⁾)に比べると低い濃度レベルとなった。また、2011～13年における関東各県の河川や湖沼の⁹⁰Sr濃度範囲(東京・千葉・茨城・栃木・群馬の湖沼及び河川の平均:1.7 ± 1.5 Bq/kg 乾重⁴⁶⁾)に比べると、本研究の結果は低い傾向にある。従って、今回の3定点における⁹⁰Sr濃度が原発事故の影響により上昇しているかどうかの評価はできなかった。また、⁹⁰Srと¹³⁷Csの比は、本研究の結果である東京湾流入河川河口付近では0.0005～0.02、東京湾沖の底質では0.002～0.01、関東各県の河川や湖沼の底質では0.0001～0.02であり、河口域における⁹⁰Sr/¹³⁷Cs比の大きな変化は見られなかった。原発事故前の東京湾沖合の底質の⁹⁰Sr/¹³⁷Cs比は1970年代で0.08 ± 0.01、1990年代で0.07 ± 0.03、江戸川では1970年代で0.19 ± 0.06(表3)であり、原発事故後の東京湾沖合(表2)、河口域(表1)、河川・湖沼の底質の方が低い傾向にあることが分かった。東京湾の底質の⁹⁰Sr濃度の年代別の比較は上記のとおりであるが、¹³⁷Cs濃度については原発事故後の方が高い傾向にある(表1～3)。この理由として原発事故に由来する放射性セシウムの東京湾への流入による各底質の¹³⁷Cs濃度の上昇が考えられる。つまり、原発事故前後における東京湾底質の⁹⁰Sr/¹³⁷Cs比の変化は、原発事故に由来する放射性セシウム濃度の増加によるものであり、原発事故に由来する放射性ストロンチウムの影響、言い換えると放射性ストロンチウム濃度の増加による比の変化は考えられなかった。

以上のように、本研究により東京湾の底質における放射性ストロンチウム濃度分布の一端が明らかとなった。しかし、この放射性ストロンチウム濃度分布における福島第一原子力発電所事故の影響や形成要因については明確な結論を得ることができず、今後さらなる詳細な調査が必要となる。

引用文献

- 1) 文部科学省 (2012) 都道府県別環境放射能水準調査 (月間降下物) におけるストロンチウム 90 の分析結果について
- 2) 原子力環境整備センター (1996) 環境パラメータシリーズ 6 「海洋生物への放射性物質の移行」
- 3) 原子力規制庁 (2015) “環境放射線データベース”,
<http://search.kankyo-hoshano.go.jp/servlet/search.top> (参照 2015-06-25)
- 4) 環境省 (2011) 平成 23 年度水環境放射性物質モニタリング調査
- 5) 環境省 (2012) 平成 24 年度水環境放射性物質モニタリング調査
- 6) 環境省 (2013) 平成 25 年度水環境放射性物質モニタリング調査

2.1.3 東京湾流入河川における放射性セシウムの分布と挙動

2.1.3.1 背景と目的

東京湾内に分布する福島第一原発事故由来の放射性セシウムの多くは、湾に流入する河川経由で移動してきたものと考えられる。東京湾に流入する河川の河川水や河床の底質中の放射性セシウムについては、環境省や千葉県、埼玉県、川崎市等の周辺自治体でも測定されてきた。しかしながら東京湾に流入する神奈川県や東京都の小河川においては測定がなされていない箇所があり、比較的測定が容易な底質についても東京湾流域全体における放射性セシウムの分布が把握されているとは言い難い。さらに河川水中の放射性セシウムについては放射能濃度が低く、大量の試水を濃縮して測定しなければ検出できないため、上記の行政調査でも大部分の報告値が検出限界以下となっており、定量的評価が出来てないのが現状である。

さらに東京湾流入河川水中の放射性セシウムの分析において、溶存態と懸濁態に分けて測定されたデータが少ないこと、河口域において淡水である河川水が高塩分の海水中と接触・混合する際に凝集沈殿効果により懸濁粒子 (SS) が増大する現象が知られており、この過程で河川水中の溶存態の物質が懸濁態に移行する可能性が考えられ、環境水中の放射性セシウムについてもその動態変化を把握する必要があるものの、その実際の知見については乏しいのが現状である。

以上のことから、まず河川底質中の放射性セシウムについては、短期間で多地点の調査を集中的に行うことで、粒度組成や有機物含量等の底質と放射性セシウムの放射能濃度との関係性を評価できると考えられることから、東日本大震災から 1 年 4 ヶ月経った 2012 年 7 月 11 日～15 日にかけて東京湾に流入する広域の河川において採泥を行い、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の測定を行い、上記の底質の一般性状との関係について調べた。

次に河川水中の放射性セシウムについては、東京湾内に流入する代表的な大河川である荒川と江戸川において出水時に採水を行い、懸濁態と溶存態の ^{134}Cs と ^{137}Cs の測定を行うと共に、湾内に流入する放射性セシウムの総量の簡易推定を行った。さらに採取した河川水と東京湾の底層海水を混合・放置し、懸濁態放射性セシウムの増大について実験的評価を行った。

2.1.3.2 方法

東京湾に流入する神奈川県、東京都、千葉県 3 都県の 25 河川 71 地点において、船上、もしくは橋上からエクマン・バージ採泥器を用いて川底の堆積物の採取を行った。江戸川については上葛飾橋から舞浜大橋までの 13 地点、荒川については戸田橋から荒川大橋までの 12 地点、隅田川については新岩淵水門から勝鬨橋までの 10 地点、それぞれ縦断方向の採泥を行った。

放射性セシウム ^{134}Cs と ^{137}Cs は採泥試料を U8 容器に入れ、ゲルマニウム検出器により定性・定量を行った。底質の一般性状として、含水率、粒度組成、有機炭素含量 (TOC) の測定も併せて行った。

江戸川と荒川の下流部では降雨後の出水時に大量採水 (1 地点当たり約 40 L) を行い、産業技術総合研究所で開発された懸濁態回収不織布カートリッジ¹⁾ およびプルシアンブルー不織布カートリッジ²⁾ に連続通水させることにより (一

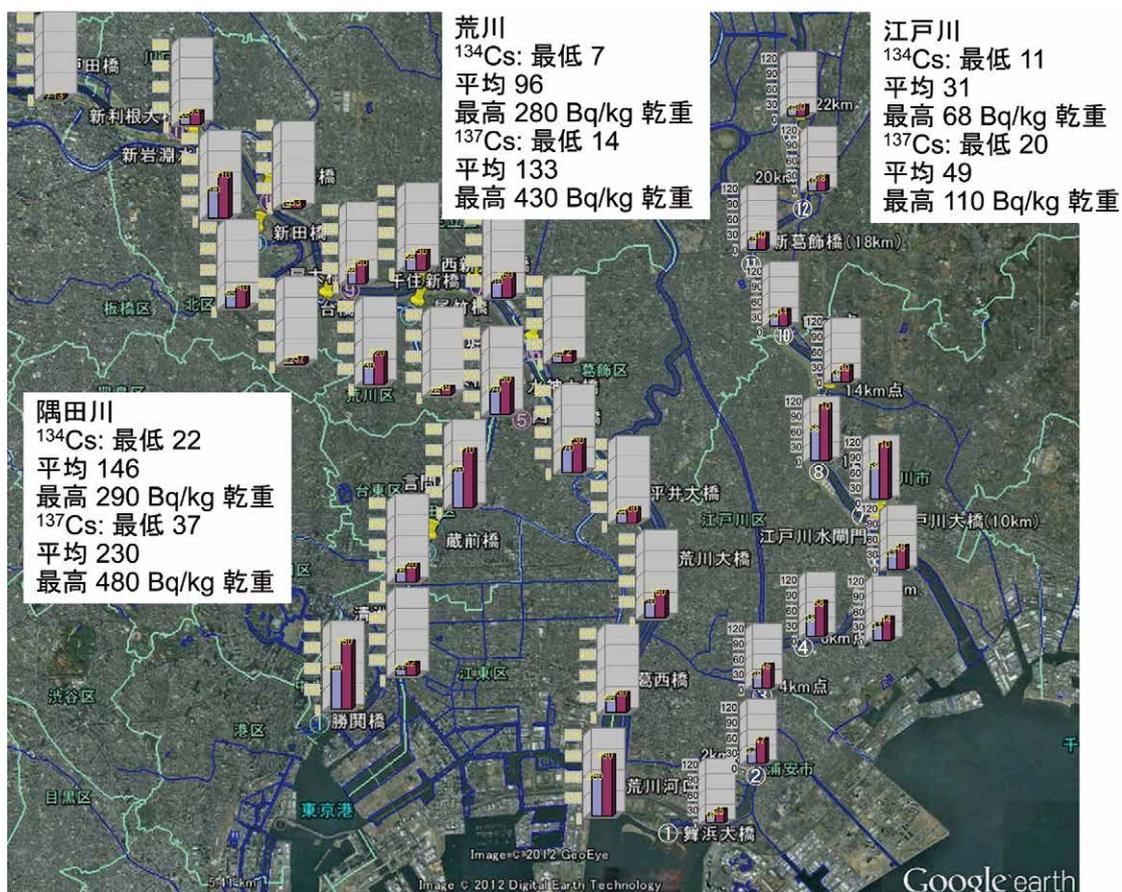


図 12 江戸川、荒川、隅田川における底質中の放射性セシウムの分布 (2012年7月11日~12日)

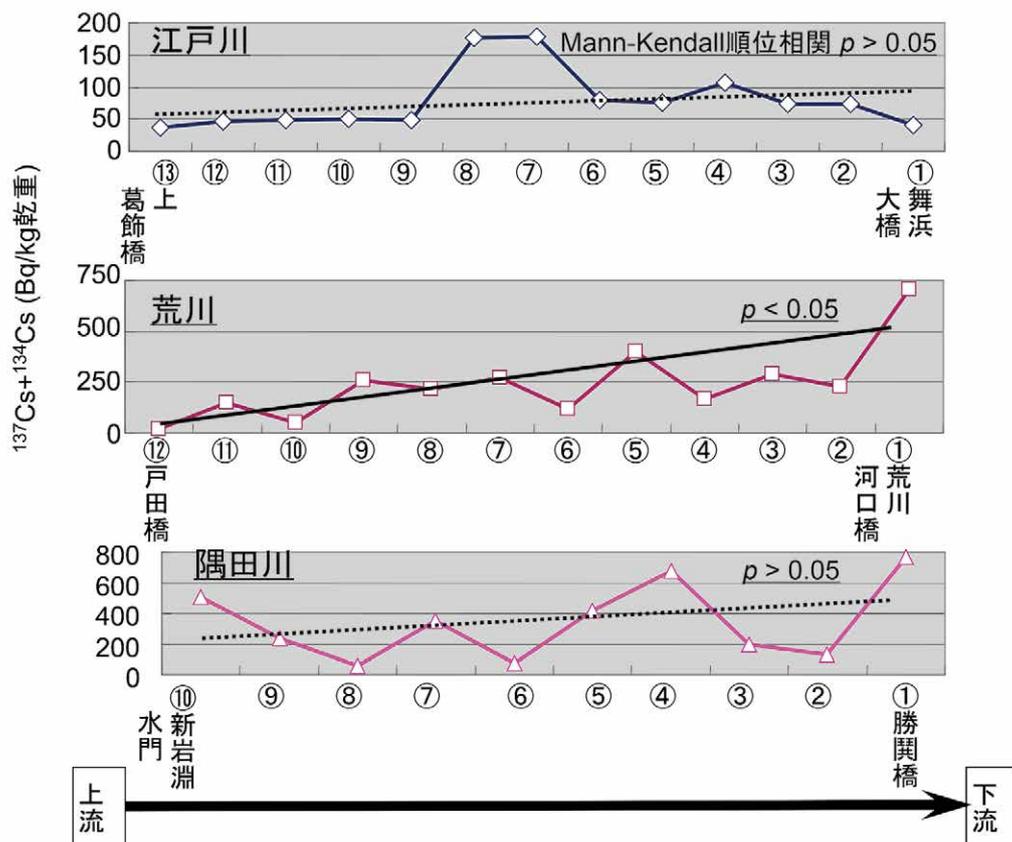


図 13 江戸川、荒川、隅田川における底質中の放射性セシウムの縦断(流下)方向での分布

全採泥地点の¹³⁴Cs + ¹³⁷Csの放射能濃度と底質の含水率(相関係数 $R = 0.53$)、粒度組成(粒径75 μm 以下の粒子の含率、 $R = 0.42$)、有機炭素含量(TOC) ($R = 0.55$)との間で、それぞれ相関がみられた(図14)。同一河川の多地点で採泥を行った隅田川、荒川においては、上記の底質の項目と¹³⁴Cs + ¹³⁷Cs放射能濃度との間で更に高い相関がみられた。すなわち粒度組成が細かく有機物が多いほど高い放射性セシウムの放射能濃度を有する傾向が見られた。

環境省で実施している放射性物質関連の環境モニタリング調査³⁾において本調査と同時期(2012年7月)に実施した同一調査地点との放射能濃度を比較したところ、江戸川の幾つかの地点については相似した数値を示したが、それ以外の河川では相似性は認められなかった。また環境省が本調査の翌月(2012年8月)に実施した調査結果では、本調査結果からさらに数値の乖離が大きくなっており、川底の堆積物が再懸濁と移動、沈降を繰り返すことにより、放射性セシウムを含んだ堆積物の分布が偏ることを反映しているものと考えられた。

(2) 河川中の放射性セシウムの分布と経年変化

採取した河川水の性状を表4に示す。何れも降雨後の出水時に採水を行ったが、2012年には調査前日に江戸川流

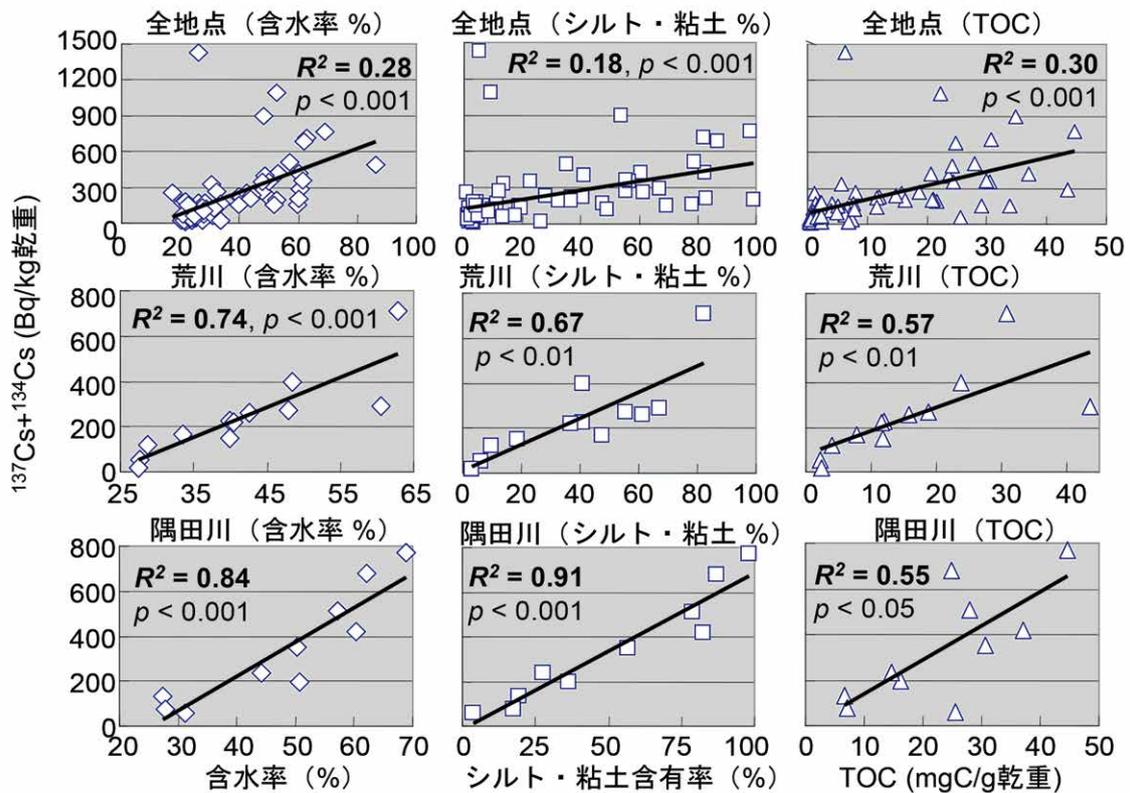


図14 東京湾流入河川(広域)における底質中の放射性セシウムと底質一般性状との関係

表4 江戸川と荒川の採水地点における水質

河川	地点	採水時期	水温 ($^{\circ}\text{C}$)	電気伝導度 EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	SS (mg/L)	溶存酸素 (mg/L)	pH
江戸川	行徳堰水門上	2012年9月24日	22.1	193	57	5.8	—
	浦安橋	2012年9月24日	22.5	280	28	6.1	—
	行徳堰水門上	2013年9月17日	22.0	133	632	4.7	6.8
	浦安橋	2013年9月17日	22.2	155	742	4.5	6.7
荒川	堀切橋	2012年9月24日	23.9	260	38	5.1	—
	四ツ木橋	2013年9月17日	23.7	230	148	6.0	7.2

域の松戸付近で 50 mm/ 時間以上の降雨があり三郷付近での水位が 0.9 m 近く上昇した。同様に荒川流域のさいたま付近で調査前日に 60 mm/ 時間以上の降雨があり水位が 0.1 m 以上上昇した。2013 年は調査前日に江戸川流域において 70 mm/ 時間以上の降雨があり三郷付近での水位が 3 m 近く上昇した。荒川流域のさいたま付近で調査前日に 130 mm/ 時間以上の降雨があり水位が 1.2 m 以上上昇した⁴⁾。SS は 2012 年が 28 ~ 57 mg/L だったのに対し、2013 年には 148 ~ 632 mg/L と高い SS を含んでいた。電気伝導度 (EC) は江戸川において行徳堰水門上 (海水が遡上できない) から浦安橋へと流下方向に移行するのに従って若干上昇する傾向が見られたが、荒川での採水地点 (上流域の埼玉県・笹目橋付近で平水時には 350 ~ 3,100 μ S/cm の EC を示している) と共に海水との混合による塩分上昇の影響はほとんど無いと考えられた。それぞれ採取した河川水中の懸濁態と溶存態の放射性セシウムの放射能濃度 (水体積当たり) を測定したところ、2012 年では懸濁態の ^{134}Cs と ^{137}Cs がそれぞれ 16 ~ 35 mBq/L、22 ~ 55 mBq/L であったのに対し、溶存態は江戸川の 2 箇所ではしか検出できず、 ^{134}Cs が 15 mBq/L、 ^{137}Cs が 9 ~ 15 mBq/L であり、全体に対して溶存態の占める割合は 14 ~ 44 % であった (図 15)。SS 重量当たりの放射能濃度は ^{134}Cs が 562 ~ 618 Bq/kg 乾重、 ^{137}Cs が 808 ~ 967 Bq/kg 乾重であり (図 16)、同一地点で採取した河床の底質の放射能濃度の 10 ~ 20 倍高かった。

2013 年では懸濁態の ^{134}Cs と ^{137}Cs がそれぞれ 12 ~ 280 mBq/L、28 ~ 540 mBq/L であったが (図 15)、これは 2012 年調査時より SS 濃度が 4 ~ 29 倍高かったことによると考えられ、SS 重量当たりの放射能濃度は ^{134}Cs が 85 ~ 444 Bq/kg 乾重、 ^{137}Cs が 189 ~ 853 Bq/kg 乾重と 2012 年から 1 年経過して半減期から算定される値よりさらに低下していた (図 16、図 17)。このことは江戸川と荒川に流入する土砂に含まれる放射性セシウムの放射能濃度 (言い換えると放射性セシウムを含んだ土砂の割合) が経年的に減少していることを示していると考えられた。なお、この年は溶存態の放射性セシウムは何れの地点でも検出できなかった。

また江戸川において行徳堰水門上から浦安橋へと流下方向に移行するのに従って SS 重量当たりの放射性セシウムの放射能濃度は、2012 年は 7 % 程度しか減少していなかったが、2013 年には半減していた。2012 年には SS が行徳堰水門上に比べて浦安橋では半減していたが、逆に 2013 年には下流側の浦安橋で若干増加していた。このことは河川水中の放射性セシウムを含んだ SS の流下方向に移動する際の沈降、あるいは不均一性を示していると思われる。

なお前述の通り、底質中の放射性セシウムの放射能濃度は荒川の方が高かったが (図 12)、河川水中の SS 重量当たりの放射能濃度は 2012 年、2013 年共に江戸川の方が高かった (図 16)。

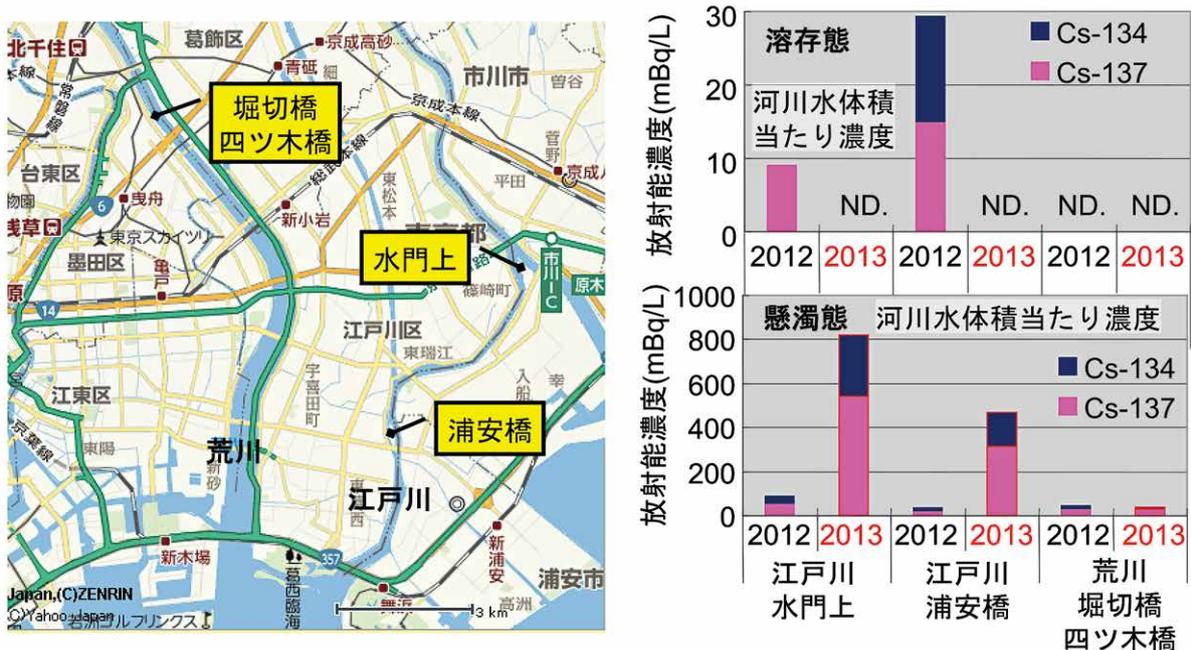


図 15 江戸川と荒川下流部三地点における河川水中の放射性セシウムの水体積当たりの溶存態 (右上図) と懸濁態 (右下図) 放射能濃度 (2012 年と 2013 年の 9 月)



図 16 江戸川と荒川下流部三地点における河川水中の放射性セシウムの SS 濃度当たりの放射能濃度 (2012 年と 2013 年の 9 月)

またこれら 2 河川経由で東京湾に流入する 1 日当たりの放射性セシウム放射能総量の簡易推定を行ったところ表 5 のようになった。荒川と江戸川の東京湾に流入する河川水量として二瓶ら⁵⁾による 9 月の平均流量毎秒 100 m³ の値を用いて、1 日当たりの流入量を算出したものを放射能濃度に乗じて湾への流入総量を算定した。荒川では 2012 年に比べて 2013 年の流入総量は減少していたが、前述のように江戸川では 2012 年に比べて 2013 年には ¹³⁴Cs で 6 倍、¹³⁷Cs で 9 倍近く増大しており、これも 2012 年より 30 倍近く高かった SS 濃度によるものと考えられた。

(3) 河川水の海水との接触・混合による懸濁態放射性セシウムの増加

江戸川・浦安橋で採取した河川水とろ過した底層海水を当量混合し一晩放置したものの懸濁態の放射性セシウム濃度 (※当量の海水と混合したので試水の体積が増加しているため、元の河川水体積当りに換算) を測定したところ、¹³⁴Cs は元の河川水より 1.8 倍、¹³⁷Cs は 2.3 倍増加していた (図 18 左)。一方、元の河川水中の溶存態と懸濁態の放射性セシウムを足し合わせた放射能濃度と比較すると、海水と混合したものでは ¹³⁴Cs は 0.93 倍、¹³⁷Cs は 1.3 倍になっていた (図 18 右)。SS 重量当たりの放射能濃度については、元の河川水に比べて海水と混合したものでは ¹³⁴Cs は 0.99 倍、¹³⁷Cs は 1.3 倍になっており、大きな変化は無かった (図 18 右)。以上のことから河川水中に含まれる溶存態の放射性セシウムが海水と接触・混合することにより生成する SS に大部分が移行し、東京湾内に流入する際に堆積物として湾内の底質に移行していくものと考えられた。

なお予備検討として、実験に用いたろ過した底層海水 20 L を懸濁態回収不織布カートリッジに通水したものの放射性セシウムを測定したところ、検出限界以下であった。

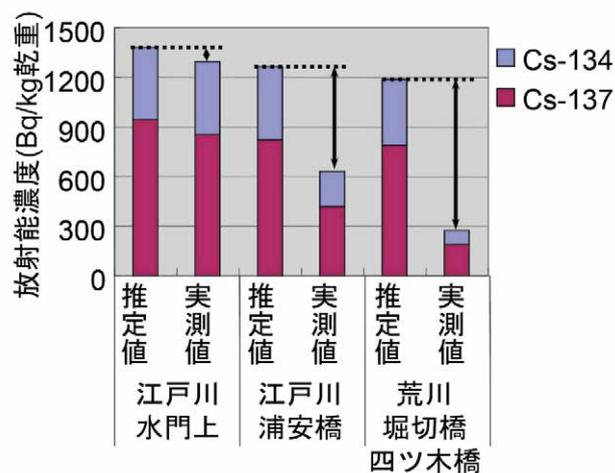


図 17 江戸川と荒川下流部三地点における河川水中の放射性セシウムの 2012 年の測定値と半減期から推定した SS 当たりの放射能濃度と 2013 年の実測値との比較

表 5 江戸川と荒川から東京湾に流入する放射性セシウム放射能総量の推定

年	河川	¹³⁷ Cs (MBq/日)	¹³⁴ Cs (MBq/日)
2012	江戸川	316	263
2012	荒川	242	169
2013	江戸川	2716	1335
2013	荒川	242	108

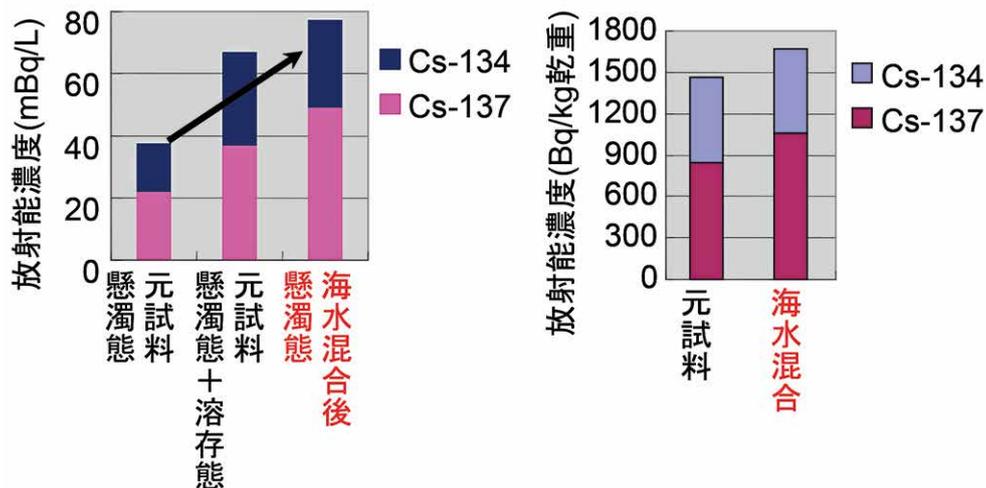


図 18 2012 年 9 月に江戸川・浦安橋付近で採取した河川水と東京湾の底層水との混合による懸濁態放射性セシウムの増大実験結果

左：水体积当たりの放射能濃度、右：SS 重量当たりの放射能濃度

引用文献

- 1) Tsuji H., Kondo Y., Kawashima S., Yasutaka T. (2014) Non-destructive detection of particulate radiocesium using a non-woven fabric cartridge filter for rapid preprocessing, J. Radioanal. Nucl. Chem., DOI 10.1007/s10967-014-3800-z
- 2) 保高徹生, 高辻英樹, 今藤好彦 (2013) プルシアンブルー不織布カートリッジを用いた水中の溶存態放射性セシウムの迅速モニタリング技術の開発, 分析化学, 62, 499-506.
- 3) 環境省「東日本大震災の被災地における放射性物質関連の環境モニタリング調査: 公共用水域」, http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/results_r-pw.html
- 4) 国土交通省「水文水質データベース」, <http://www1.river.go.jp>
- 5) 二瓶泰雄, 高村智之, 渡邊敬之 (2007) 東京湾主要流入河川における流量モニタリングの現状と課題, 土木学会海岸工学論文集, 54 巻, I_221-I_225.

2.1.4 東京湾海水中の放射性セシウムの分布と経時変化

2.1.4.1 背景と目的

東京湾は開口部が狭く、外海との水の入れ替わりが制限された内湾性の高い海域である。とはいえ、東京湾海水の平均滞留時間（湾内の海水が湾外の海水と入れ替わる速さ）は1～3ヶ月と見積もられており¹⁾、外洋水との活発な海水交換が行われている。一方で東京湾には大小様々な河川が注いでおり、年間 $7.4 \times 10^9 \text{ m}^3$ の淡水が流入している²⁾。したがって、東京湾への放射性物質の拡散経路としては、1) 大気中に放出された放射性物質が海面に直接降下、2) 放射性物質を含む海水が太平洋との海水交換を介して流入、3) 大気中に放出され陸上に降下した放射性物質が降雨により河川を経由して流入、が考えられる。放射能汚染直後から実施された放射線量の航空機モニタリング等の結果から、1) については比較的影響が小さかったことが明らかになっている。当グループにおいても2011年5月に得た東京湾内湾部の表層泥の放射性セシウム分析の結果、一部を除き、概して低レベルであった。しかしながら、2) や3) については、時間の経過とともに影響が増大することが想定されるので、継続的なモニタリングが必要である。そこで本研究では、東京湾全域における放射性物質の経時的、季節的变化を把握することを目的し、震災から1年後の2012年5月より東京湾内に観測定点を設けて海水中の放射性セシウム (^{134}Cs 及び ^{137}Cs) の精密測定を継続的に実施して、震災後に東京湾に蓄積された放射性セシウムに対する外洋水及び河川水の影響度を評価した。

2.1.4.2 方法

東京湾とは、地理学的には房総半島西端の洲の崎と三浦半島南端の剣崎を結ぶラインの北側の海域を指す。しかしながら、富津の州と観音崎の間は最短距離でわずか6 km であり（図 19）、この付近で浦賀水道がS字湾曲しているために、この2点を結ぶラインの北側に当たる東京湾内部は外洋の影響を直接受けにくく、海洋学的諸性質も南側に当たる浦賀水道部と比べて著しく異なっている¹⁾。そこで本稿では、この内部海域を狭義の東京湾と定義することにする。さらに、東京湾に注ぐ主な河川は多摩川及び小櫃川を結ぶラインよりも北側に位置し南側に比べて水深も浅いことから、同ラインの北側を湾奥部、南側を湾中部、富津 - 観音崎間の南側を湾口部と呼ぶことにする。

本研究では、湾奥部に5点、湾中部に5点の合計10観測定点を設けた（図 19）。地元漁協のご協力により、2012年5月から3ヶ月おきに、表層（水深約0.5 m）からGo-Flo採水器を用いて海水約20 Lを採取した。図 1に記した観測点1、7、11及び17については、海底直上1 mでも採水を実施した。

海水試料の前処理は、文部科学省が制定した放射性セシウム分析法に従った。試料海水20 Lは濃硝酸を用いてpH 1.6に調整した後、海水中に溶存するセシウムをリンモリブデン酸アンモニウム4 gに吸着、これを分離精製したものを測定試料とした。なお、原発事故後に国内生産されたリンモリブデン酸アンモニウムを使用した場合はわずかに高いバックグラウンド値が検知されることから、極微量の放射性セシウム測定には向かないため、本研究ではロットナンバーによって2010年8月12日ドイツ生産が証明されているシグマ・アルドリッチ社製のものを使用した。また、前処理操作については、観測開始当初は作業中における大気からの汚染を考慮して、金沢大学環日本海域環境研究センター低レベル放射能実験施設（金沢大 LLRL、石川県能美市和気町）で実施した。その後、国立環境研究所で管理・使用されている蒸留水を用いたブランク測定で汚染がないことが確認されたため、2013年5月採取分以後については国立環境研究所内で前処理を進めた。

本研究が対象とする海水試料中の放射性セシウム同位体の濃度レベルは0.05 Bq/L以下の極低濃度であると推測されたことから、測定には金沢大 LLRL 付属の尾小屋地下実験施設（石川県小松市、<http://llrl.ku-unet.ocn.ne.jp/oul/>）を利用した。同施設は、旧尾小屋鉱山の隧道の地下135 mに高効率かつ極低バックグラウンド仕様のゲルマニウム半導体検出器を設置することで宇宙線の影響を排除した、世界トップクラスの微弱放射能測定を実現している。本研究では、

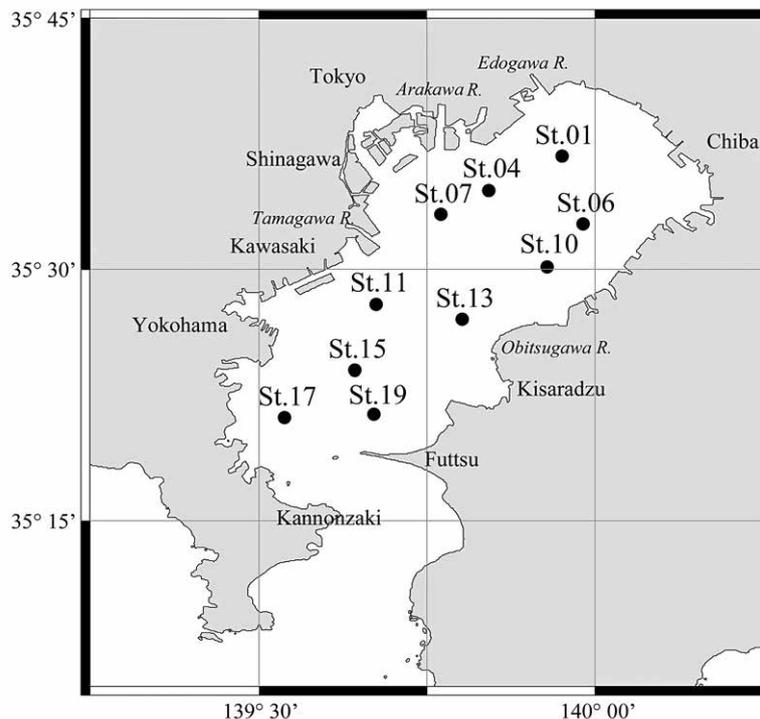


図 19 本研究における観測 10 定点

同検出器を用いて、 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の極低バックグラウンド高精度測定を実施した。なお、本測定における検出下限値は ^{134}Cs でおおむね 0.2 mBq/L (0.0002 Bq/L)、 ^{137}Cs でおおむね 0.4 mBq/L (0.0004 Bq/L) であった。以下に報告する測定結果は試料採取日に壊変補正した値である。

2.1.4.3 結果と考察

測定結果を図 20 にまとめた。原発事故からおよそ 1 年後（2012 年 5 月観測、図 20a）の東京湾では ^{134}Cs が $5 \sim 17 \text{ mBq/L}$ 、 ^{137}Cs が $8 \sim 25 \text{ mBq/L}$ の濃度範囲で観測され、本研究の最終観測日である原発事故からおよそ 4 年後（2015 年 2 月観測、図 20 l）では ^{134}Cs が $0.5 \sim 0.8 \text{ mBq/L}$ 、 ^{137}Cs が $3 \sim 4 \text{ mBq/L}$ にまで減少した。 ^{137}Cs に比べて ^{134}Cs の濃度減少が大きいのは、両同位体の半減期の差に起因している（ ^{134}Cs : 2.06 年、 ^{137}Cs : 30.17 年）。原発事故によって環境中に放出された直後の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 比はほぼ 1 であったと想定されているので、東京湾で観測される放射性セシウムがすべて原発事故に由来するならば、2012 年 5 月観測時には $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 比が 0.69、2015 年 2 月観測時には 0.29 となる。そこで本研究によって得られた観測結果から $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 比（放射能比）を計算すると、2012 年 5 月観測時で $0.58 \sim 0.70$ 、2015 年 2 月観測時で $0.15 \sim 0.21$ であった。2015 年 2 月観測時の濃度比が想定値よりも若干低いものの過去のフォールアウトに由来する濃度比は 0.1 以下であることを考慮すると、本研究で観測された放射性セシウムは原発事故に由来するものと断定して構わない。

同一観測日の放射性セシウム濃度を個々に比較すると、湾奥部沿岸域（観測点 1、4 及び 7）で春季から夏季にかけて高い傾向にある。また、観測 1 年度目（2012 年 5 月から 2013 年 2 月、図 20a-d）については、春季に湾央南部（観測点 17 及び 19）でも比較的高い値が観測されている。図 21 には、観測 1 年度目の同一観測日に実施した CTD（現場型水温塩分水深計）観測による水深 1 m での塩分の水平分布を示した。東京湾表層水中の塩分には明瞭な季節変動があることが分かる。冬季には冷却による激しい海水の上下混合によって高塩分の外洋由来の下層水が湾奥表層にまで達している。春季になると河川水の流入が顕著になり湾央北部まで影響が及び、夏季には観測海域全体が 30 psu 以下の低塩分水塊になる。ここで、河川水の影響は観測点 7 付近が最も大きく、次いで観測点 4、1、11 の順に大きい。なお、観測点 7 の沿岸には荒川、観測点 1 には江戸川、観測点 11 には多摩川の河口が広がっている。秋季になると湾央南西

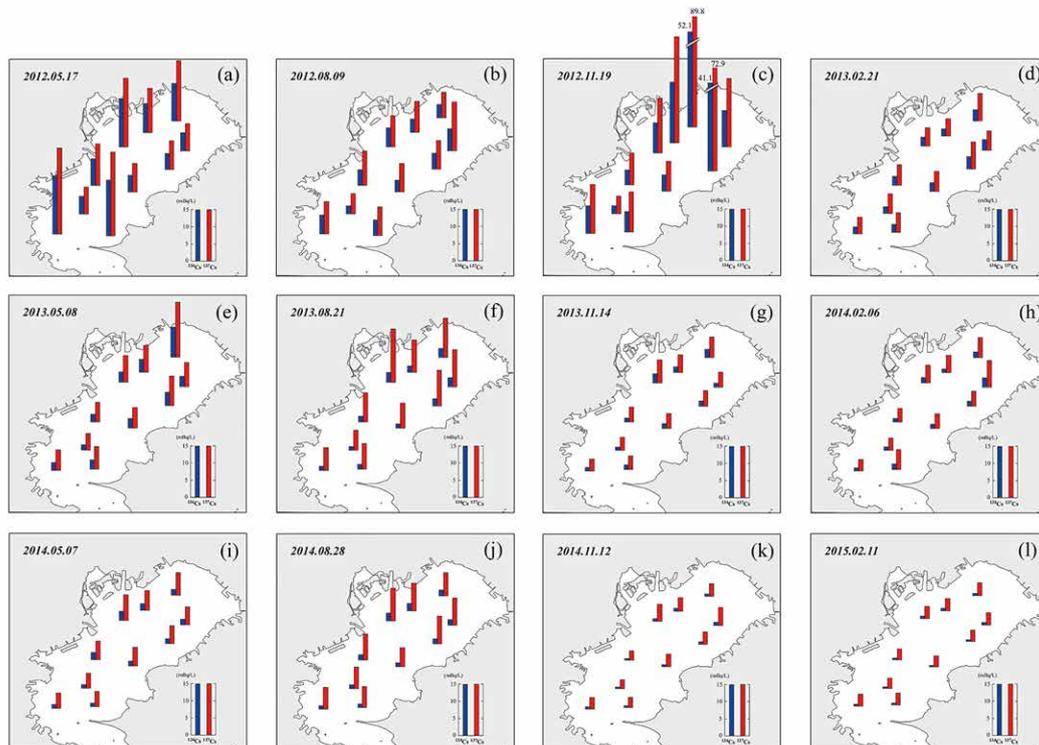


図 20 2012 年 5 月～2015 年 2 月の東京湾表層における放射性セシウム濃度の水平分布
青色バー及び赤色バーはそれぞれ ^{134}Cs 及び ^{137}Cs 濃度を示し、単位は mBq/L である。

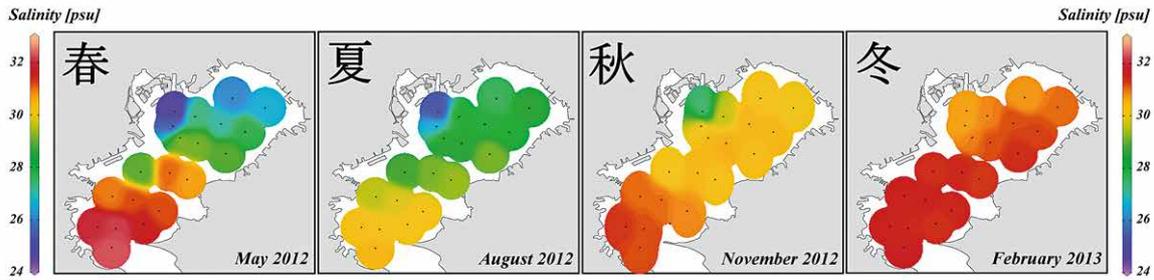


図 21 観測 1 年度目（2012 年 5 月～2013 年 2 月）の水深 1 m における塩分の水平分布
放射性セシウム測定試料の採取と同じ日に実施した CTD（現場型水温塩分水深計）観測によって得た水深 1 m における塩分（単位は psu）の水平分布を示した。

部から 32 psu の比較的高塩分の水塊が北進する様子が見え、これが冬季の湾内全域に及ぶ高塩分水塊へと変化していくものと推測される。この湾内における塩分水平分布の季節変動を考慮して放射性セシウムの水平分布（図 20）を眺めると、春季から夏季に観測点 7 や観測点 1 で見られる濃度極大は原発事故当時に大気中に放出され陸上に降下した放射性物質が降雨により河川を経由して流入したものを、観測 1 年度目の春季の観測点 17 及び観測点 19 の極大は外洋水によって輸送されたものを、それぞれ反映していることが分かる。前者については濃度の大小はあるものの観測最終年度まで確認できる。ただし、必ずしも荒川河口域（観測点 7）が最大値をとるわけではなく江戸川河口域（観測点 1）が高い場合もあった。経時変化については後述するが、観測期間中に河川を経由して放射性物質が東京湾へ最も流入したと考えられる時期は 2012 年 11 月であった。ただし、同観測日の 1 ヶ月前からの天気図及び江戸川の水量データによると該当期間に台風や大雨（ゲリラ雷雨を含む）などによる江戸川の顕著な増水は確認されず、この時期に最も高い放射性セシウム濃度（ $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$: 141.9 mBq/L = 0.142Bq/L）が観測された要因については現在のところ明確な説明が見つかっていない。なお、多摩川河口域（観測点 11）の値は観測期間中を通して比較的低かった。これは、多摩川を経由して輸送される放射性物質が比較的少なかったことを示唆しているものと考えられる。一方、後者については観測 2 年度目及び観測 3 年度目には確認されない（図 20）。福島第一原発周辺の太平洋沿岸では古くから親潮の一部が大陸棚上を南下する親潮潜流と呼ばれる水塊の存在が知られている。その名が示す通り、同水塊は沿岸に沿って犬吠埼沖で黒潮の下水深数百メートルに潜り込む南下流であり、房総半島南岸で一部は進路を西に変えて、ときには東京湾や相模湾内に達するとの報告³⁾があり、原発事故を由来とする放射能汚染水が表層で希釈・混合を受けるだけでなく一部が日本列島周辺に留まっている可能性がある。これを裏付けるように、2012 年冬季の太平洋（東経 149 度に沿った北緯 10～45 度の海域）における放射性セシウムの断面観測では、日本列島の南側、北緯 32 度付近の水深 300 m 付近に放射性セシウムの極大層が見つかっている⁴⁾。したがって、本研究によって 2012 年 5 月の湾中央南部で見つかった極大値（図 20a）は、前年冬季に親潮潜流によって放射能汚染水が直接的に輸送された影響を反映している可能性が高い。一方、2013 年冬季以降に湾中央南部の極大が確認されないのは、原発周辺海域の放射性セシウム濃度が減少したために東京湾へ流入する外洋水に含まれる放射性セシウム濃度が減少したためであると考えられ、この仮説は 2012 年 11 月には仙台湾や福島沖の海水中 ^{137}Cs 濃度が 10 mBq/kg 以下に低減したとする他機関の報告⁵⁾とも矛盾しない。

以上のように、東京湾表層水の放射性セシウム濃度は湾内の塩分の季節変動、すなわち湾内の水塊特性の変動に密接に関わりながら変動することが分かった。図 22 には観測期間における東京湾表層水中の放射性セシウム（ ^{137}Cs ）濃度の経時変化を示した。図中では、河川水流入の影響を受ける湾奥沿岸の定点として観測点 7、外洋水の影響を受ける湾中央南部の定点として観測点 17、さらには両者の中間点として観測点 13（湾中央北部）を示している。各観測点の濃度は前述した季節変動を伴いながらも確実に減少傾向を示し、2015 年 2 月観測時にはいずれも 4 mBq/L 以下となった。観測点間で比較すると、湾奥沿岸がおおむね高い傾向を示す一方、2013 年 2 月以降については湾中央南部と湾中央北部がほぼ同じ濃度レベルで経時変化していることが分かった。これは、同時期以降には太平洋との海水交換で外洋から輸送される放射性物質がほとんど観測されなくなったことから、例年秋季から春季にかけて東京湾で卓越する高塩分を伴う外洋由来水（図 3）が湾内の放射性セシウムを希釈する役割を果たしていることを示唆しているものと思われる。一方、

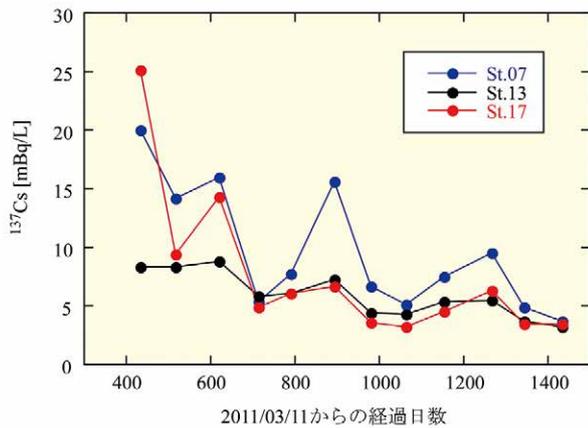


図 22 観測期間中の東京湾表層における放射性セシウム (^{137}Cs) 濃度の経時変化
青、黒及び赤はそれぞれ観測点 7、13 及び 17 における ^{137}Cs 濃度を示し、単位は mBq/L である。また、X 軸は東日本大震災発生日である 2011 年 3 月 11 日からの経過日数を示している。

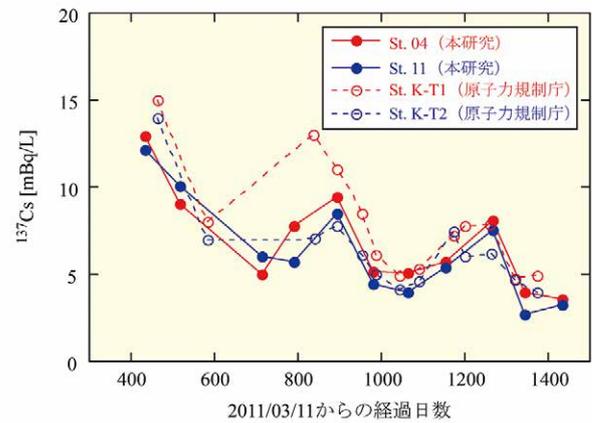


図 23 本研究と原子力規制庁による放射性セシウム (^{137}Cs) 濃度の相互比較
赤丸及び青丸はそれぞれ本研究の観測点 4 及び 11、赤抜き丸及び青抜き丸はそれぞれ原子力規制庁の観測点 K-T1 及び K-T2 の放射性セシウム (^{137}Cs) 濃度の経時変化を示し、単位は mBq/L である。また、X 軸は東日本大震災発生日である 2011 年 3 月 11 日からの経過日数を示している。

湾奥沿岸で春季から夏季に観測される極大値も 2014 年度には 10 mBq/L 以下に減少している。このことから、2015 年現在では荒川等の一級河川を経由して陸域から東京湾へ輸送される放射性物質についても震災前のレベルにまで低減されつつあることが推測される。

最後に、他機関による東京湾の海水中放射性セシウム観測について触れたい。原子力規制庁では、本研究の観測開始とほぼ同時期の 2012 年 4 月より東京湾の放射性セシウム (^{134}Cs 及び ^{137}Cs) 濃度のモニタリングを実施しており、その結果をウェブサイト上で公表している⁶⁾。ただし、規制庁が 2015 年現在まで継続的にモニタリングしている定点は、荒川河口域の観測点 K-T1 (北緯 35.58 度、東経 139.88 度) 及び多摩川河口域の観測点 K-T2 (北緯 35.50 度、東経 139.84 度) のみであり、湾央南部や湾口での観測自体が実施されていない。これらの観測点は本研究の観測点 4 (北緯 35.58 度、東経 139.89 度) 及び観測点 11 (北緯 35.47 度、東経 139.78 度) の近傍であるので、濃度レベルの比較を目的として図 23 に両者の経時変化をまとめた。春季から夏季の河川水流入が卓越する時期の値については、試料採取日によって降雨等の気象イベントで湾内への河川水負荷量が大きく異なるために、各機関の放射性セシウム濃度に大きな差異を伴うものと予想されたが、両者の値は季節的、経年的変化とともに非常に良く一致していた。

引用文献

- 1) 服部 (1983) 東京湾の海洋環境－海水循環と環境要因の概観－, 地球化学, 17, 16-26.
- 2) 宇津木早苗, 岡崎守良, 長島秀樹 (1980) 東京湾の循環流と海況, 理化学研究所技術報告書, No.3, 262p.
- 3) Senjyu T., Asano N., Matsuyama M., Ishimaru T. (1998) Intrusion events of the Intermediate Oyashio Water into Sagami Bay, Japan, Journal of Oceanography, 54, 29-44.
- 4) Kumamoto Y., Aoyama M., Hamajima Y., Aono T., Koketsu S., Murata A., Kawano T. (2014) Southward spreading of the Fukushima-derived radiocesium across the Kuroshio Extension in the North Pacific, Scientific Reports, 4: 4276.
- 5) 帰山秀樹, 阿倍大介, 重信祐弥, 藤本 賢, 小埜恒夫, 田所和明, 岡崎雄二, 成松庸二, 笥 茂穂, 渡邊朝生 (2013) 2011 年 6 月～2012 年 11 月における海水および動物プランクトン群集の放射性セシウム濃度およびその濃度比, 2013 年度日本海洋学会春季大会講演要旨集, pp85.
- 6) 原子力規制庁 (2015) 東京湾における海域モニタリング結果 (海水), <http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/450/list-1.html>

はシログチ1検体のみであった(図25)。

すなわち、上述の2012年5月までの魚介類(計343検体)の放射性セシウム検出率は16.3%であり、多くが板鰓類であった。このうち、10 Bq/kg 湿重超は5検体のみであった。

放射性セシウムの検出率及び濃度が相対的に高かった板鰓類について、2013年5月に採集された5種81検体を分析した結果、検出率は約25%であった。このうち、¹³⁴Cs及び¹³⁷Csがともに検出されたのはツバクロエイ2検体のみであり、他の板鰓類試料で¹³⁷Csのみが検出された。また、検出濃度が10 Bq/kg 湿重を超えるものはなかった(図26)。

標本数が最も多かったアカエイについて筋肉中の放射性セシウム濃度の2011年12月から2013年5月までの経時変化を見ると、明らかに減少傾向であった(図27)。

なお、当初の研究計画では、魚介類の臓器・組織別分析を行う予定であったが、上述のように、放射性セシウムの高濃縮部位とされる筋肉試料でさえ、総じて低濃度であったため、他の臓器・組織では不検出と予想され、ゆえに臓器・組織別分析は行わなかった。

また、東京湾の底棲魚介類の主要な餌生物である多毛類についても2012年5月に採集された5検体を分析した結果、いずれも検出限界以下であった。検出限界値の1/2を実濃度と仮定して図28に示す。

底質中濃度(2012年5月の湾北東部 St.6 (0-60 mm 層):約10~20 Bq/kg 乾重)と多毛類中濃度(2012年5月の湾北東部 St.6:1.2~2.5 Bq/kg 湿重;平均1.5 Bq/kg 湿重、水分含量70~80%と仮定すると約5~7.5 Bq/kg 乾重)とを比較すると、放射性セシウムの底質から多毛類組織への移行率は約1/3~1/2と推察された。これは既報値(野外観察で0.01~0.46、室内実験で<0.10)⁵⁾と比較すると、野外観察結果の高値とほぼ同等であった。

一方、放射性セシウムの海水からの濃縮係数(5~100)⁶⁾、餌生物から捕食者への移行率(30~60%)⁷⁾を考慮すると、魚介類中濃度は、高々、数 Bq/kg 湿重と計算され、今回のわれわれの調査で検出された魚介類中濃度と概ねオーダーが同じであった。

また、一連の本研究の結果で明らかとなった放射性セシウムの海水中濃度(2.1.4参照)、底質中濃度(2.1.1参照)、

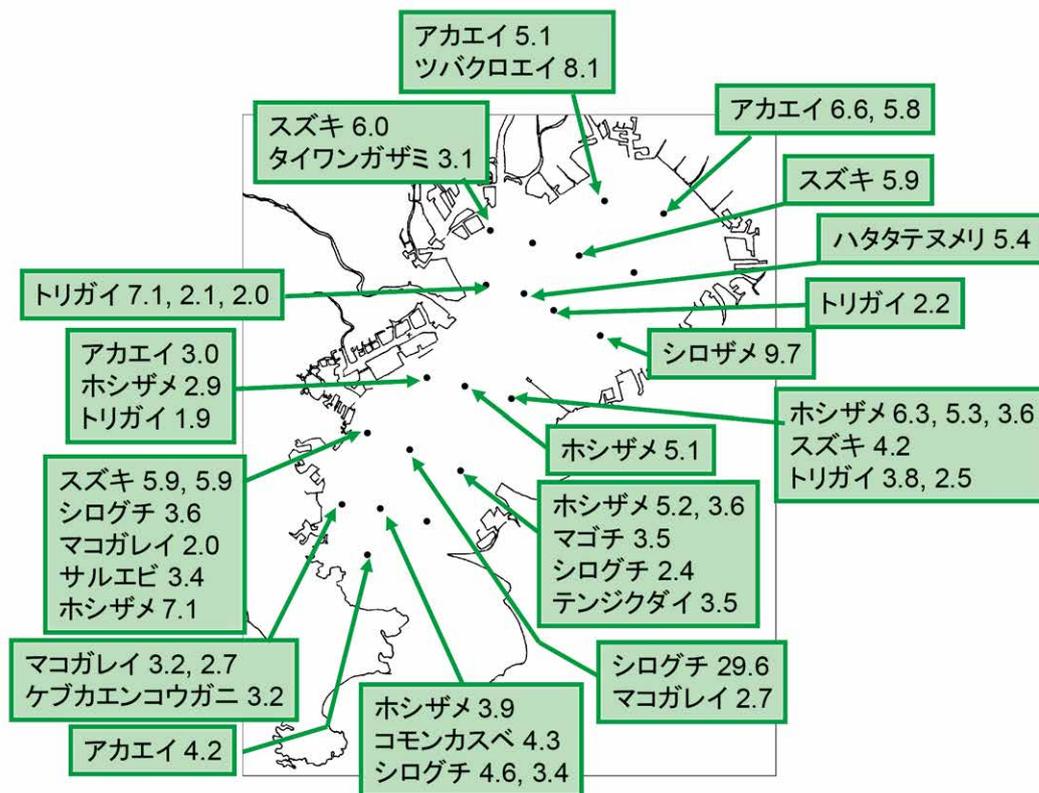


図25 2012年5月30日に採集された魚介類(52種272検体)中の放射性セシウム濃度
 検出率:60/544(板鰓類:26/70、その他の魚介類:34/474)

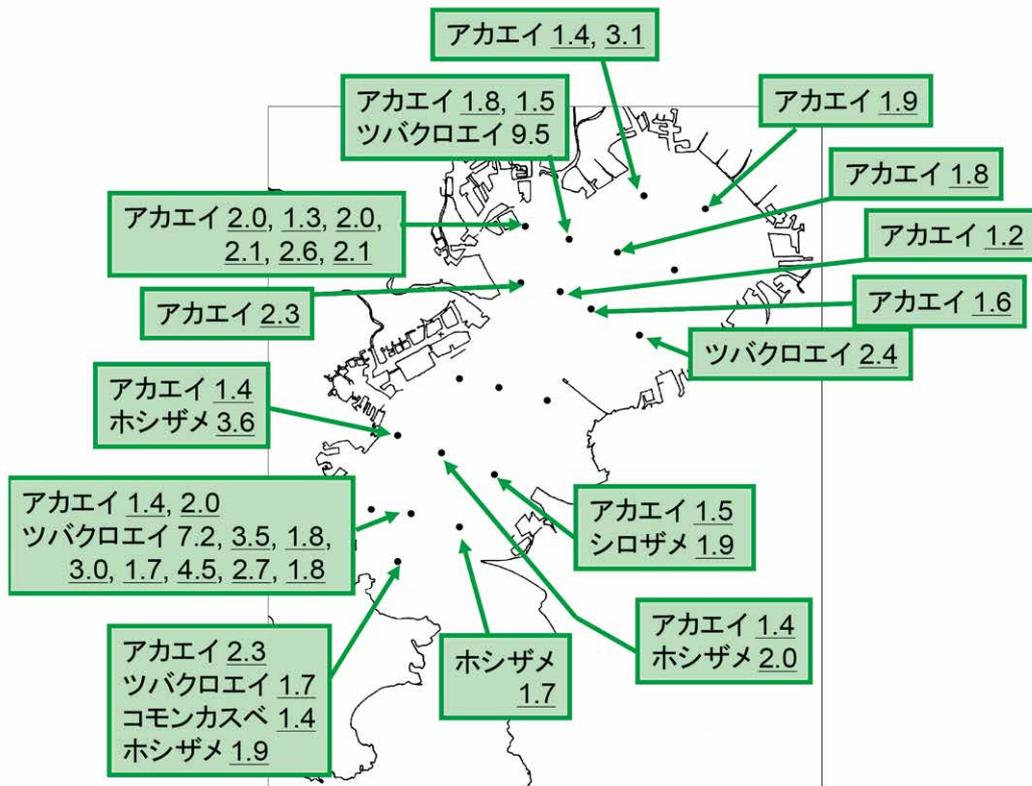


図 26 2013 年 5 月 8 日に採集された板鰐類 (5 種 81 検体) 中の放射性セシウム濃度
 検出率 : 40/162、下線は ^{137}Cs のみが検出されたことを示す。 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs がともに検出されたのは St.4 及び St.18 で採集されたツバクロエイ 2 検体のみであった。

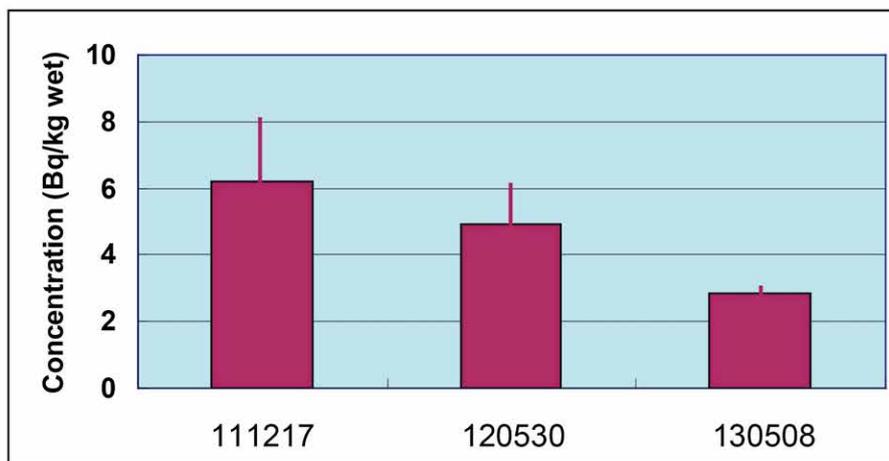


図 27 アカエイ筋肉中の放射性セシウム濃度の経時変化 (2011 年 12 月 ~ 2013 年 5 月)
 平均値 (棒グラフ) と標準偏差 (バー) で示す。

さらに多毛類中濃度 (上述 : 全て不検出) から、今後、東京湾における魚介類の放射性セシウムによる汚染レベルが顕著に増大する可能性は低く、経時的にさらに低減するとみられる。

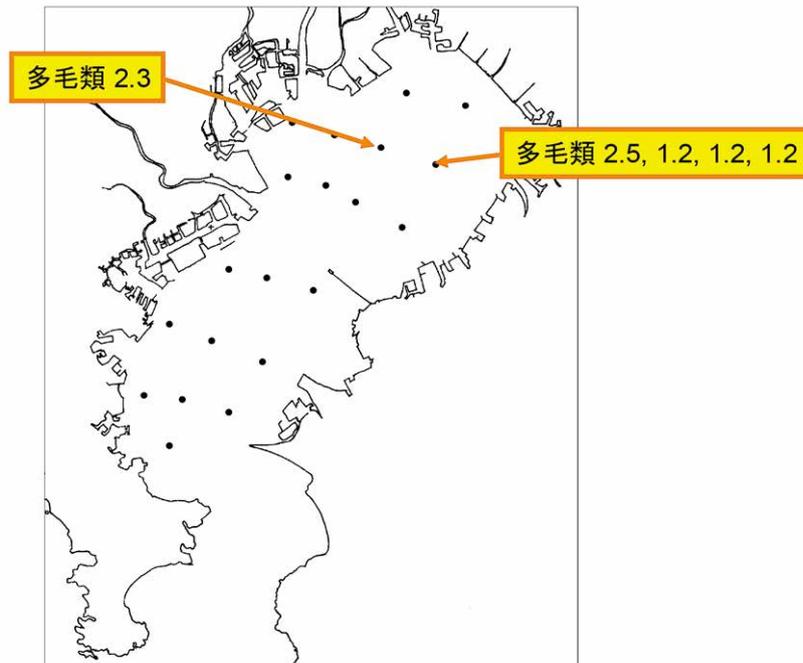


図 28 2012 年 5 月 30 日に採集された多毛類（5 検体）中の放射性セシウム濃度
 検出限界以下であったため、検出限界値の 1/2 を実濃度と仮定して示す。

引用文献

- 1) Steinhauser G., Brandl A., Johnson T.E. (2014) Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: A review of the environmental impacts, *Sci. Total Environ.*, 470-471, 800-817.
- 2) 文部科学省による埼玉県及び千葉県の航空機モニタリングの結果について,
http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4896/24/1910_092917_1.pdf
- 3) 文部科学省による東京都及び神奈川県 of 航空機モニタリングの結果について,
http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4897/24/1910_100601.pdf
- 4) 原子力規制庁 (2015) 東京湾における海域モニタリング結果 (海水),
<http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/450/list-1.html>
- 5) Shigenobu Y., Ambe D., Kaeriyama H., Sohtome T., Mizuno T., Koshiishi Y., Yamasaki S., Ono T. (2015) Investigation of radiocesium translation from contaminated sediment to benthic organisms, In: *Impacts of the Fukushima nuclear accident on fish and fishing grounds* (eds. Nakata K., Sugisaki H.), pp 91-98, Springer, Tokyo, 238 p.
- 6) 清水 誠 (1973) 環境における放射性物質の生物濃縮について, *Radioisotopes*, 22, 662-673.
- 7) 檜山義夫, 清水 誠 (1968) 放射性物質による水産物汚染に関する研究, 文部省科研報告集録 (放射線影響編), 昭和 42 年, 256 p.

2.3 東京湾の底棲魚介類群集の経年変化と潜在的な影響因子

2.3.1 背景と目的

東京湾は首都圏を後背地とする内湾で、陸域からの栄養塩や有機物および産業施設からの廃水の流入、および沿岸域の開発に伴う埋立による藻場・干潟の喪失、富栄養化にともなう赤潮および貧酸素水塊の発生など、人間活動の影響を強く受ける水域である。東京湾は元来、江戸前の魚介類を育む生物生産性が豊かな水域であったが、第 2 次大戦後の復興にともなう環境改変に伴い、1970 年前後には「死の海」と形容されるまでに水質が悪化し、同湾に棲息する底棲魚介類の漁獲量も減少した¹⁾。東京湾の底棲魚介類の資源状況を調べるため、東京大学農学部・清水誠名誉教授によ

り内湾域を網羅する 20 定点において年 4 回、各定点 10 分間の試験底曳を行う「東京湾 20 定点調査」が、1977 年から 1995 年の 19 年間にわたり実施された。本調査では漁獲統計資料からは得られない非漁獲対象の生物や、漁場以外の水域における生物相についての情報を取得でき、湾内の底棲魚介類の種組成および資源量水準の長期変化を明らかにすることが可能である。本調査からは、底棲魚介類群集の個体数、重量は 1980 年代半ばまでシャコ、マコガレイ、ハタテヌメリ等の小～中型の魚介類が増加傾向で、1987 年にピークとなり、それ以降急激に減少し、以降は個体数、重量ともに低水準で推移したことが明らかとなっている²⁾。東京湾 20 定点調査は 1996 年以降休止されていたが、2002 年 12 月から国立環境研究所によって再開され、1977～1995 年の調査と同一の定点および採集方法による年 4 回の試験底曳とともに水・底質試料の採取も併せて行う包括的な環境調査として実施されている³⁾。本稿では、2003 年以降の東京湾 20 定点調査の漁獲データを解析し、底棲魚介類群集の近年の状態および変遷を明らかにした。また、2011 年 3 月 11 日に発生した東日本大震災では東京湾内へ小規模の津波が浸入した⁴⁾。さらに福島第一原子力発電所事故に由来する放射性核種が関東地方に飛来し、東京湾へ直接降下または河川経由で流入している (2.1 項参照)。これらの環境変化が底棲魚介類群集の変化を引き起こしているかどうかについても検討した。

2.3.2 方法

東京湾に設定した 20 定点 (図 29) において 2003 年から 2014 年にかけて行われた試験底曳のデータを解析した。本調査は春、夏、秋および冬の年 4 回、日中に実施された。調査に用いた漁船は神奈川県横浜市漁業協同組合柴支所に所属する 5 トンの小型底曳網漁船で、毎回 2～3 隻を備船した。網口の高さ 0.6 m、幅 5.5 m、コッドエンドの目合 3 cm のビームトロールを用い、曳網速度 2 ノット、曳網時間は各定点 10 分間として、調査を実施した。漁獲物から魚類、甲殻類、貝類、頭足類、ウニ類を採集した。魚介類試料は冷凍して研究室に持ち帰り、後日解凍して種の査定を行い、種別の個体数および重量 (g) のデータを取得した。各調査において一曳網あたり採集量 (CPUE [catch-per-unit-effort]: 個体数/曳網数、および重量/曳網数) を種別に算出した。そして、種別に年間平均 CPUE を求めて豊度指標とした。

調査期間中の底棲魚介類群集の生物量と種組成の変動パターンの類似性を検出するため、クラスター解析を行った。全魚種の各年における平均 CPUE について、2003 年から 2014 年までの全ての年の組合せについて Bray-Curtis 類似度指数⁵⁾ を算出した。上位種と下位種の値の差が大きい場合には類似度指数の算出の際に上位種に過度の重みがかかり下位種が軽視される傾向があることから⁵⁾、CPUE データを平方根変換して、Bray-Curtis 類似度指数を求めた。個体数データと重量データの経時的類似性をみるために、多変量解析ソフトウェア PRIMER 6 (PRIMER-E Ltd.) の“RELATE”ルーチンによって、個体数 CPUE および重量 CPUE から算出された Bray-Curtis 類似度指数の間の相関関係を調べたところ、有意な正の相関が認められた ($r_s = 0.86$, $P < 0.01$)。よって、クラスター解析においては重量 CPUE のみを用いて年変動パターンを調査した。Bray-Curtis 類似度指数行列について群平均法 (group average method)⁵⁾ によるクラスター解析を行い、SIMPROF 検定 (similarity profiling test)⁶⁾ により調査期間区分を行った。

2.3.3 結果と考察

個体数および重量の CPUE の経年変化を図 30 に示した。総個体数 CPUE は 2003 年から 2009 年まで 557～816 個体/曳網の間で大きな変化はなかったが、2010 年から 2012 年にかけて著しく増加し 1,245～1,742 個体/曳網の間で推移した。その後 2014 年には 659 個体/曳網に減少

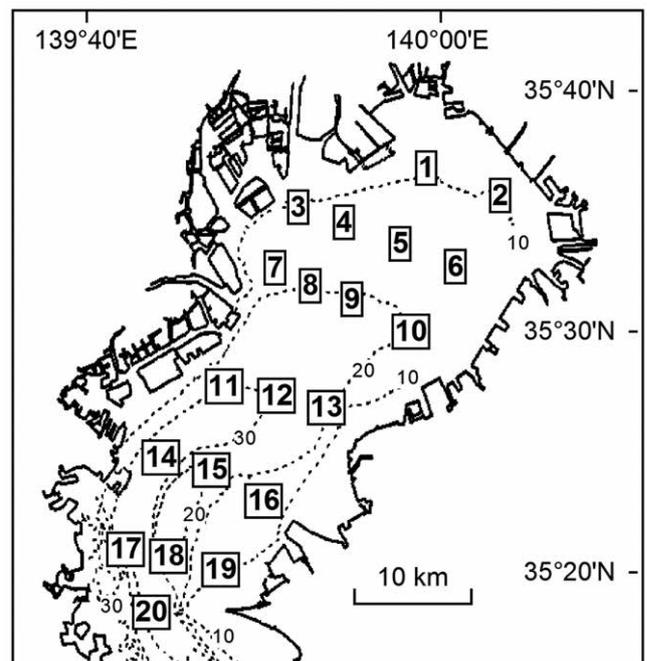


図 29 東京湾 20 定点調査の定点位置

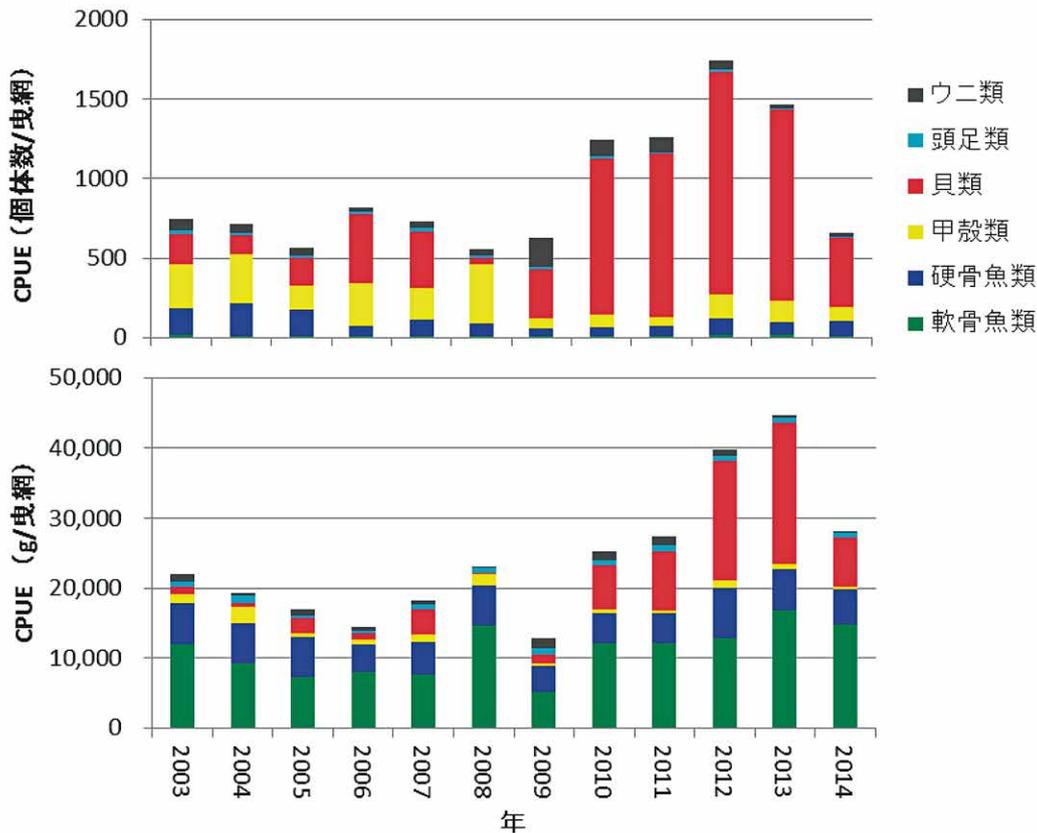


図 30 個体数 CPUE および重量 CPUE の経年変化

した。分類群別にみると、硬骨魚類は2004年のピーク以降2011年まで減少傾向にあったが、2012年以降はやや増加に転じた。甲殻類は2009年以降に明らかな減少が認められた。貝類は2009年まで増減し明確な傾向はみられないが、2010年から2013年にかけて著しく増加し、総個体数 CPUE の増加に大きく寄与したことが認められた。ウニ類は2009年にピークを示したが、明確な経年変動の傾向はみられなかった。

総重量 CPUE は2004年から2006年にかけて減少し、2007年から2008年にかけては増加したが、2009年には調査期間において最も低い12,892 g/ 曳網に減少した。2010年には25,264 g/ 曳網と2009年のほぼ倍の水準となり、その後も増加し2013年には調査期間中で最高値の44,667 g/ 曳網を記録した。しかし、2014年には減少に転じ28,208 g/ 曳網となった。分類群別にみると、調査期間を通して軟骨魚類および硬骨魚類の重量比率が高く、それぞれ総重量 CPUE の32.4～63.4%および13.3～33.8%を占めていた。貝類の重量比率は2004～2009年には1.0～19.6%であったが、2010～2014年には24.8～45.3%と著しく上昇した。一方、甲殻類、頭足類およびウニ類の調査期間中の重量比率は低く、それぞれ1.3～11.6%、1.6～7.2%および0.7～11.5%であった。

Bray-Curtis 類似度指数によるクラスター解析の結果、調査期間はA期(2003～2009年)およびB期(2010～2014年)の2期に区分された(図31)。各期の上位10種の個体数 CPUE と重量 CPUE を表6に示した。A期においては、個体数でみるとムラサキガイが最も多く漁獲され、トリガイとアズマニシキガイを含む貝類3種で総個体数 CPUE の

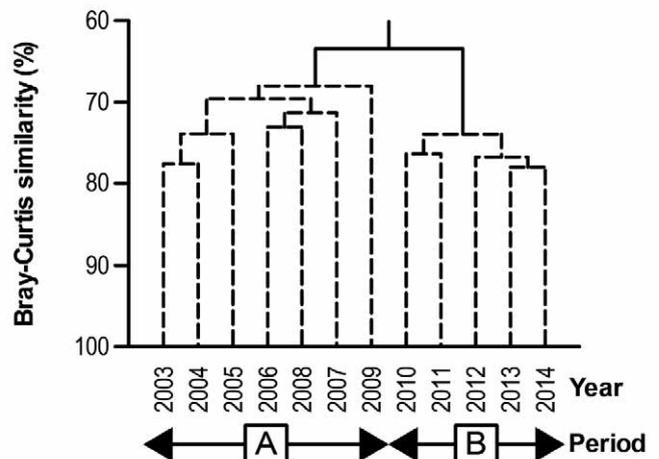


図 31 クラスター解析による期間区分
破線は SIMPROF test により 5% の水準で Bray-Curtis 類似度指数に有意な差が認められない年グループ (A 期および B 期) を示す。

表6 A期(2003~2009年)およびB期(2010~2014年)における上位10種の個体数CPUE、重量CPUEおよび総CPUEに対する各魚種の比率。各期の多様度指数(Shannon's H')もあわせて示す。

順位	A期(2003-2009)			B期(2010-2014)		
	種名	個体数CPUE (個体/曳網)	比率	種名	個体数CPUE (個体/曳網)	比率
1	ムラサキイガイ	117.0	17.3	コベルトフネガイ	942.3	74.0
2	イッカクモガニ	70.5	10.4	キタサンショウウニ	38.5	3.0
3	ケブカエンコウガニ	60.9	9.0	ムラサキイガイ	34.1	2.7
4	シャコ	56.1	8.3	ケブカエンコウガニ	31.5	2.5
5	キタサンショウウニ	36.5	5.4	シャコ	24.3	1.9
6	ハタタテヌメリ	36.3	5.4	トリガイ	21.0	1.6
7	トリガイ	28.8	4.3	シログチ	20.6	1.6
8	アズマニシキガイ	28.8	4.2	サンショウウニ	20.2	1.6
9	テンジクダイ	28.6	4.2	イッカクモガニ	19.4	1.5
10	サンショウウニ	26.6	3.9	テンジクダイ	19.0	1.5
	総個体数CPUE	677.7		総個体数CPUE	1,273.7	
	Shannon's H'	2.7		Shannon's H'	1.4	

順位	A期(2003-2009)			B期(2010-2014)		
	種名	重量CPUE (g/曳網)	比率	種名	重量CPUE (g/曳網)	比率
1	アカエイ	4,666.3	25.7	コベルトフネガイ	11,180.9	33.8
2	スズキ	2,403.8	13.2	アカエイ	8,786.9	26.6
3	ホシザメ	1,682.4	9.3	スズキ	2,519.9	7.6
4	コモンカスベ	1,255.1	6.9	ホシザメ	1,856.3	5.6
5	ツバクロエイ	730.1	4.0	ツバクロエイ	1,803.9	5.5
6	マコガレイ	609.8	3.4	シログチ	1,022.7	3.1
7	シャコ	539.4	3.0	コモンカスベ	803.3	2.4
8	トリガイ	493.0	2.7	キタサンショウウニ	488.9	1.5
9	シログチ	474.0	2.6	コウイカ	425.7	1.3
10	ドチザメ	412.1	2.3	マコガレイ	399.2	1.2
	総重量CPUE	18,154.8		総重量CPUE	33,064.1	
	Shannon's H'	2.8		Shannon's H'	2.2	

25.8%を占めた。また、イッカクモガニ、ケブカエンコウガニ、シャコの小型甲殻類3種で27.7%、サンショウウニ、キタサンショウウニのウニ類2種で9.3%、ハタタテヌメリ、テンジクダイの小型魚類2種で9.6%を占めた。次に重量でみると、アカエイ、ホシザメ、コモンカスベ、ツバクロエイ、ドチザメの軟骨魚類5種で総重量CPUEの48.2%を占め、これにスズキを加えた大型魚類6種で占有比率は61.4%に達した。マコガレイ、シャコ、トリガイ、シログチが重量CPUEの上位10種に入ったが、これらの魚種の比率は2.6~3.4%と低かった。一方、B期にはコベルトフネガイが著しく増加し、本種だけで総個体数CPUEの74.0%、重量CPUEの33.8%を占めた。また、A期からB期にかけての大型魚類の重量CPUEの変化をみると、スズキの重量CPUEはほぼ横ばいであったが、B期の上位10種に占める軟骨魚類の合計重量CPUEはA期の1.5倍の水準に増加し、板鰓類が増加傾向にあることが認められた。B期においてもムラサキイガイ、および小型甲殻類3種(イッカクモガニ、ケブカエンコウガニ、シャコ)は個体数CPUEの上位10種に入ったが、A期と比べるとムラサキイガイで29.1%、小型甲殻類で40.1%の水準に低下した。また、ウニ類2種(サンショウウニ、キタサンショウウニ)の個体数CPUEはA期からB期にかけて大きな変化はなく、調査期間を通して優占する種であると推察された。多様度指数(Shannon's H')はA期からB期にかけて、個体数ベース(2.7→1.4)、重量ベース(2.8→2.2)ともに減少したが、これは先述したB期におけるコベルトフネガイの急増および軟骨魚類の増加が寄与しているものと推察される。

コベルトフネガイは2003年2月~2009年8月の期間には出現しなかったが、2009年12月に出現が認められた(図32a)。2010年8月に個体数CPUEは630.4、重量CPUEは3,536.7と急激に増加した。それ以降は変動が大きい。2011年~2013年においては各年内の個体数CPUEおよび重量CPUEの最高値はそれぞれ525.7~706.6および5,610.3~9,754.7と高い値を記録した(図32a)。しかし、2014年の個体数CPUEと重量CPUEの最高値はそれぞれ164.9お

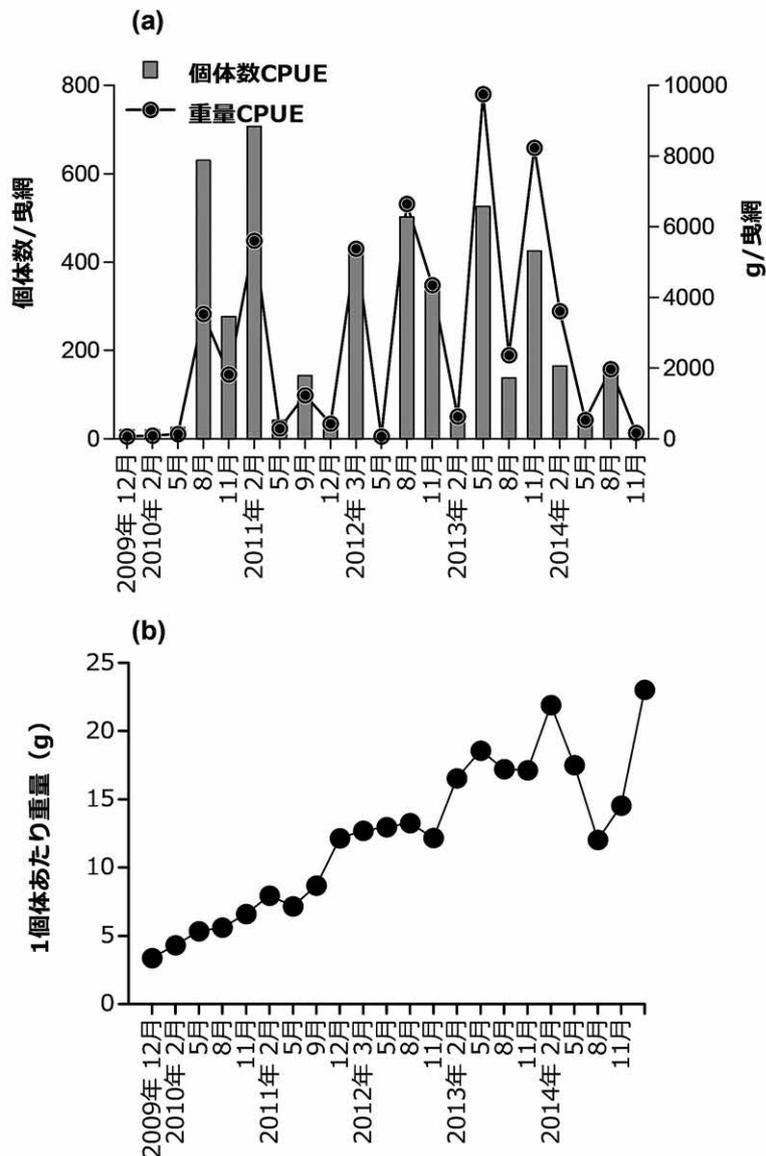


図 32 (a) コベルトフネガイの個体数 CPUE および重量 CPUE の経時変化 (2009 年 12 月～2014 年 11 月)
(b) 各調査日におけるコベルトフネガイの 1 個体あたり重量の推移

よび 3,614.2 となった (図 32a)。

コベルトフネガイの空間分布を調べるため、2009 年 12 月～2014 年 11 月の期間における各定点のコベルトフネガイの個体数と重量の総和および比率を算出した (表 7)。その結果、木更津沖合の St.16 において個体数は全体の採集量の 96.0 %、重量は 97.3 % を占め、同水域に集中的に分布していることが示された。

個体の成長指標として各調査日の 1 個体あたり重量を算出してその推移を調べたところ、経時的な増加傾向が認められた (図 32b)。また、2009 年以降の冬季調査について個体別に重量を測定して体重ヒストグラムを作成したところ、2009 年級の体重の経年的増加が認められるとともに、2014 年級の新規加入が生じたことが認められた (図 33)。今回の調査結果より、東京湾木更津沖の水域において 2009 年にコベルトフネガイの卓越年級群が発生し、経時的に成長して体重増大がみられたこと、および 2014 年には 2009 年級の個体数・重量 CPUE の低下がみられるが同年に発生した年級の新規加入が生じたことが明らかとなった。2009 年の卓越年級および 2014 年級の新規加入が発生した原因は本調査結果からは特定できないが、特に 2008 年以前には本調査でコベルトフネガイの採集が皆無であったことを考えると、本調査定点でカバーされる水域の外に棲息する成員の産卵由来する幼生が木更津沖合に移送され、生活史初期の幼生または稚貝の生残に好適な環境条件となる場合に卓越年級群が発生する可能性が考えられる。また 2014 年級の発生に

表7 2009年12月～2014年11月の期間における各定点のコベルトフネガイの個体数と重量の総和、および比率

定点	個体数	比率(%)	重量(g)	比率(%)
1	0	0	0	0
2	15	0.02	3	0.0003
3	0	0	0	0
4	0	0	0	0
5	0	0	0	0
6	0	0	0	0
7	0	0	0	0
8	0	0	0	0
9	1	0.001	11	0.0010
10	19	0.02	239	0.02
11	0	0	0	0
12	4	0.004	4	0.0003
13	712	0.8	8,646	0.8
14	0	0	0	0
15	2,432	2.6	16,633	1.5
16	90,826	96.0	1,089,194	97.3
17	0	0	0	0
18	2	0.002	8	0.001
19	609	0.6	4,667	0.4
20	2	0.002	9	0.0008
Total	94,622	100	1,119,414	100

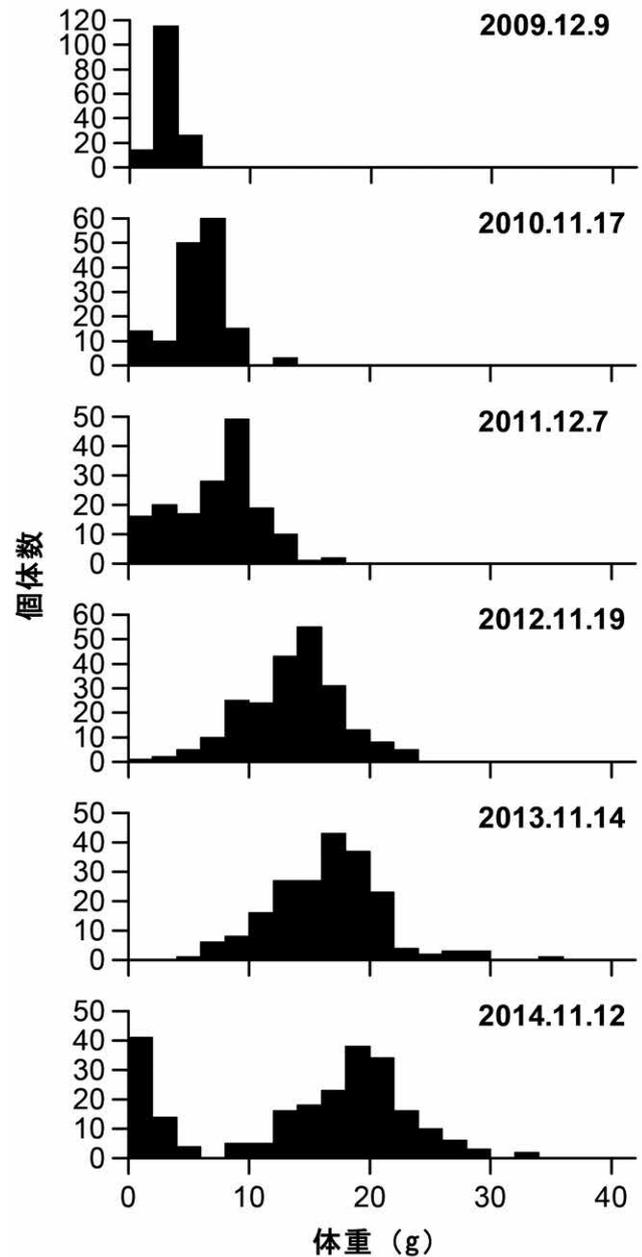


図33 2009～2014年の冬季の調査におけるコベルトフネガイの体重ヒストグラム

については、2009年級の個体が性成熟に達し再生産を開始した可能性も考えられる。これらの点を明らかにするためには、東京湾のコベルトフネガイ個体群について成長・成熟等の詳細な生活史調査、および資源変動要因となりうる環境要因の探索と検証が必要である。

今回のクラスター解析において、東日本大震災が生じた2011年はB期に属するが、B期の期間内において2011年とその前後の年においてBray-Curtis類似度に有意な差は検出されなかった(SIMPROF test, $P > 0.05$)。このことは、東日本大震災に起因する津波等による環境攪乱、および福島第一原子力発電所事故により放出された放射性核種の東京湾への流入にともなう生物相(種組成および個体数・重量密度)の変化は生じなかったことを示唆する。

以上の結果より、東京湾の底棲魚介類群集においては、2003年以降はスズキおよび軟骨魚類の大型魚類が優占する一方、小～中型魚種のCPUEは低水準かつ減少傾向にあることが明らかとなった。また、2010年以降にはコベルトフネガイの急激な増加が生じ、生物相の単調化の進行が懸念される状況にある。今後も調査を継続して、底棲魚介類群集の変化を追跡するとともに、生物相の変化を引き起こす要因を明らかにする必要がある。

引用文献

- 1) 清水 誠 (1997) 水産生物, 沼田 眞, 風呂田利夫 (編) 東京湾の生物誌, 143-155.
- 2) Kodama K., Oyama M., Lee J.H., Kume G., Yamaguchi A., Shibata Y., Shiraishi H., Morita M., Shimizu M., Horiguchi T. (2010) Drastic and synchronous changes in megabenthic community structure concurrent with environmental variations in a eutrophic coastal bay, *Prog. Oceanogr.*, 87, 157-167.
- 3) 堀口敏宏 (2005) 東京湾における底棲魚介類の種組成と生物量の変遷. 国立環境研究所ニュース, 24 (2), 3-6.
- 4) 阿部和彦 (2012) 東日本大震災が東京湾に与えた影響. UED レポート: 大震災後の国づくり, 地域づくり, 44-54.
- 5) Clarke K.R., Warwick R.M. (2001) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 2nd edition, PRIMER-E: Plymouth.
- 6) Clarke K.R., Somerfield P.J., Gorley R.N. (2008) Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 366, 56-69.

2.4 まとめと今後の課題

本研究では、2011年3月11日の東日本大震災に付随して起きた東京電力福島第一原子力発電所の事故後の東京湾における放射性核種による汚染について、放射性セシウム (^{134}Cs 及び ^{137}Cs) を中心に、その空間分布と経時変化を明らかにした。原発事故後、放射性核種は、1) 大気からの直接降下・沈着、2) 関東平野を含む流域への沈着後、河川等を經由した流入、3) 福島沿岸水に含まれる核種の親潮 (外洋水) からの供給を通じて、東京湾を汚染する可能性が考えられた。そこで、東京湾全域を代表する定点における海水及び底質中濃度、流入河川の水質及び底質中濃度を調べ、その水平あるいは鉛直分布や経時変化を解析し、考察した。放射性ストロンチウム (^{90}Sr) についても一部の底質試料で分析を行ったが、今後、さらにデータを蓄積し、その水平及び鉛直分布とともに、経時変化を明らかにする必要がある。また、放射性セシウムに関する底棲魚介類中濃度及び多毛類中濃度を調べ、魚介類の汚染レベルと経時変化、食物網経由での汚染可能性を検討した。濃縮係数に関する既往知見も踏まえて、これまでの東京湾における放射能汚染を考察し、今後のさらなる低減を予想した。さらに、東京湾では底質汚染が一定程度進んだものの、魚介類汚染は軽微に留まったことに関する要因を検討し、「底質粒子に吸着した放射性セシウムは底棲生物が捕食時に餌生物等とともに経口的に摂取しても消化管から組織へ吸収される量 (割合) が小さいため、糞とともに体外に排出され、捕食者の組織を汚染する程度は少ない」という作業仮説を設定した。今後、底質-ベントス-魚介類による放射性セシウムの取り込みと排出に関する解析的研究を進めるために、実験による定量的且つ詳細な知見の獲得・蓄積が必要である。特に、軟骨魚類の板鰓類 (サメ・エイ類) における放射性核種の取り込みと排出に関する知見は、これまでにほとんど得られていない。板鰓類の筋肉中放射性セシウム濃度は他の魚介類よりも相対的に高い傾向にあることが本研究により明らかとなったが、板鰓類は硬骨魚類と比べ、尿素的再吸収など浸透圧調節機構に特性があり¹⁾、そうした生理特性が関係している可能性もある。詳細な実験的検討が必要である。

また、本研究では、2003年以降の東京湾における底棲魚介類群集の質的及び量的変化も明らかにし、その特性を示した。解析の結果、東日本大震災時の津波及び原発事故由来の放射性核種が東京湾の底棲魚介類の群集構造を変化させることはなかったと推察された。首都圏を後背地に持つ東京湾では、さまざまな人間活動の影響をこれまでに被ってきたが、今後もそうした状況が継続するとみられる。一方、近々、底層溶存酸素量に関する新規環境基準が設定・導入される予定であることから、同環境基準導入後の底層環境の改善やそれに対する底棲魚介類群集の応答にも注目する必要がある。今後も引き続き、調査を継続し、東京湾の環境の変化と底棲魚介類群集の質的及び量的変動を追跡し、その関連性の解析を一層進展させる必要がある。

また、放射線に対する海産生物の感受性は、一般に、ヒトなどと比べて、低いとされている²⁻⁴⁾。しかし、個体レベルに留まらず、種個体群や群集、あるいは生態系の各レベルでの低線量の放射線 (放射性核種) のインパクトに関する

る知見は世界的に少なく、今後、それを明らかにする上での研究課題が少なくない⁵⁻⁷⁾。引き続き、汚染と影響というキーワードに関する研究も推進する必要がある。

引用文献

- 1) 兵藤 晋 (2003) サメ・エイの腎臓：そのユニークな尿細管構造, 日本比較内分泌学会ニュース, Vol.2003, No.111, 48-51.
- 2) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (1996) Sources and effects of ionizing radiation, UNSCEAR Report to the General Assembly, with Scientific Annex: Effects of Radiation on the Environment. United Nations sales publication E.96.IX.3.
- 3) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (2008) Sources and effects of ionizing radiation, UNSCEAR Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, Annex E: Effects of Ionizing Radiation on Non-human Biota.
- 4) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (2011) Sources and effects of ionizing radiation, Volume II: Effects, Scientific Annexes C, D and E. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation sales publication E.11.IX.3.
- 5) Bréchignac F., Bradshaw C., Carroll S., Jaworska A., Kapustka L., Monte L., Oughton D. (2011) Recommendations from the International Union of Radioecology to improve guidance on radiation protection, Integr. Environ. Assess. Manag., 7, 411-413.
- 6) Bradshaw C., Kapustka L., Barnthouse L., Brown J., Ciffroy P., Forbes V., Geras'kin S., Kautsky U., Bréchignac F. (2014) Using an ecosystem approach to complement protection schemes based on organism-level endpoints, J. Environ. Radioact., 136, 98-104.
- 7) International Union of Radioecology (2012) Towards an ecosystem approach for environment protection with emphasis on radiological hazards, IUR Report no.7-2nd Edition (978-0-9554994-4-9, 2012)
www.iur-uir.org/en/publications/others-publications/id-15-iur-report-7-towards-an-ecosystem-approach-for-environment-protection-with-emphasis-on-radiological-hazards

[資料]

I 研究の組織と研究課題の構成

1 研究の組織

[A 研究担当者]

環境リスク研究センター

生態系影響評価研究室

堀口敏宏

児玉圭太

特別研究員

朴 正彩（平成 25 年度）

赤塚徹志（平成 26 年度）

環境計測研究センター

同位体・無機計測研究室

田中 敦

特別研究員

苅部甚一（平成 24 ～ 26 年度）

動態化学研究室

荒巻能史

地域環境研究センター

海洋環境研究室

牧 秀明

金谷 弦

2 研究課題と担当者

サブテーマ 1 東京湾内湾部及び流入河川における放射性核種の分布と経時変化

堀口敏宏、田中 敦、荒巻能史、牧 秀明、朴 正彩、赤塚徹志、苅部甚一

サブテーマ 2 東京湾の底棲魚介類における放射性セシウム：検出濃度の経時変化

堀口敏宏、児玉圭太、朴 正彩

サブテーマ 3 東京湾の底棲魚介類群集の経年変化と潜在的な影響因子

堀口敏宏、児玉圭太、金谷 弦

II 研究成果発表一覧

口頭発表

発表者・(暦年)・題目・学会等名称・予稿集名・頁

児玉圭太, 李 政勲, 朴 正彩, 田島良博, 清水洵道, 白石寛明, 堀口敏宏 (2012) 東京湾産シャコの生活史初期における個体数変動とその潜在要因, 平成 24 年度日本水産学会春季大会, 同講演要旨集, 64

児玉圭太, 堀口敏宏 (2012) 東京湾におけるシャコの資源変動要因と資源管理, 平成 24 年度瀬戸内海ブロック水産業関係研究委開発推進会議 生産環境部会・増養殖部会合同部会主催シンポジウム, 同予稿集

Kodama K., Lee J.H., Park J.C., Shiraishi H., Horiguchi T. (2012) Changes in life history traits of megabenthic species in Tokyo Bay, Japan, concurrent with decrease in their stock sizes, 1st Marine NanoEcotox Workshop (5th BILATERAL SEMINAR ITALY-JAPAN), Abstracts, 12

堀口敏宏, 吉井 裕, 水野 哲, 白石寛明, 大原利真 (2013) 東日本大震災後の潮間帯における生物相とイボニシの生息状況, 平成 25 年度日本水産学会春季大会, 同講演要旨集, 167

堀口敏宏, 児玉圭太, 牧 秀明, 荒巻能史, 朴 正彩, 田中 敦, 白石寛明 (2014) 原発事故後の東京湾における放射性物質調査, 日本水産学会平成 26 年度秋季大会, 同講演要旨集, 31

堀口敏宏 (2014) 震災・原発事故後の放射能汚染と魚介類群集～東京湾と福島県沿岸を中心に～, 環境放射能除染学会第 9 回講演会, 同予稿集, 16-20

牧 秀明, 錦織達啓, 林 誠二, 児玉圭太, 堀口敏宏 (2015) 東京湾流入河川における放射性セシウムの分布, 第 49 回日本水環境学会年会, 同講演集 2015, 47

児玉圭太, 赤塚徹志, 真鍋明弘, 山川 卓, 清水 誠, 白石寛明, 堀口敏宏 (2015) 東京湾底棲魚介類群集の長期変動: 1977 ~ 2014 年の解析結果, 平成 27 年度日本水産学会春季大会, 同講演要旨集, 145

荒巻能史, 堀口敏宏, 牧 秀明, 児玉圭太, 朴 正彩, 赤塚徹志, 宮田佳樹, 井上睦夫, 長尾誠也, 熊本雄一郎 (2015) 東京湾表層における放射性セシウム水平分布の経時変化, 2015 年度日本海洋学会秋季大会, 同講演要旨集, 187

国立環境研究所研究プロジェクト報告 第111号
NIES Research Project Report, No.111

(SR - 111 - 2015)

内湾生態系における放射性核種の挙動と影響評価に関する研究
(分野横断型提案研究)
平成24～26年度

Study on dynamics and fate of radionuclides
and their possible adverse effects in an inshore ecosystem
FY2012～2014

平成28年1月29日発行

編集 国立環境研究所 編集委員会

発行 国立研究開発法人 国立環境研究所

〒305-8506 茨城県つくば市小野川16番2

E-mail: pub@nies.go.jp

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506 Japan

January 2016

組版 株式会社 イセブ

〒305-0005 茨城県つくば市天久保2丁目11-20

無断転載を禁じます

国立環境研究所の刊行物は以下の URL からご覧いただけます。
<http://www.nies.go.jp/kanko/index.html>