海生研研報, 第27号, 21-47, 2022 Rep. Mar. Ecol. Res. Inst., No. 27, 21-47, 2022

# 原著論文

# 福島第一原子力発電所事故後の海産生物における 放射性セシウム濃度の推移

- 放射能モニタリングデータの集約と解析 -

横田瑞郎\*<sup>\$</sup>

Temporal Trends in Radioactivity Concentration of Radiocesium Found in Marine Organisms in Japan after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident

- Compilation and Analysis of Radioactivity Monitoring Data -

# Mizurou Yokota<sup>\*§</sup>

要約:東電福島第一原発事故後に東日本を中心とした海域で採捕された海産生物に含まれる放射性核 種のうち,放射性セシウムに関するモニタリングデータ(約16万件)を統合し,放射性セシウム濃度 の時空間的推移を評価した。海産生物に含まれる放射性セシウム濃度の時間に伴う低下と海域差は, 海水中の濃度を反映していた。栄養段階の上位にある大型の中底層性魚では,下位の小型の表層性魚 と比べて濃度がピークに達する時期が遅く,濃度低下も緩やかであった。底層魚で検出された特異的 な高濃度については,事故当初は採捕海域の海底土に起因すると推定されたが,本研究の結果,海水 中の濃度の高い海域からの移入が原因と示唆された。2019年時点に日本の周辺海域で採捕された海産 生物から,福島第一原発港湾内を除いて国の定める基準値を超える濃度の放射性セシウムは検出され ていない。

**キーワード**:影響評価,海産生物,海水,東日本太平洋,福島第一原子力発電所,放射性セシウム, モニタリング,外れ値

**Abstract**: Radioactivity monitoring data of approximately 160,000 for marine organisms (fish, invertebrates, seaweed, and marine mammals) since the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident in 2011 were compiled, and the temporal and spatial trends in the radioactive cesium concentration were analysed by using them. The temporal decreases in the concentration in marine organisms and their spatial variation were also examined. The cesium concentration peaked later and declined more slowly in large mid-water and demersal fishes of higher trophic levels than in small pelagic species of lower trophic levels. The occurrence of highly-contaminated outliers in demersal fish was suspected to originate from bottom sediment, but analyses of this study showed that they were migrated from area with highly contaminated seawater. As of 2019, radioactive cesium concentration in marine organisms taken in the waters around Japan have not exceeded the regulation value of 100 Bq/kg, except those collected in the port of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant.

**Key words**: Impact assessment, marine organisms, seawater, Pacific Ocean in eastern Japan, Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, radioactive cesium, monitoring, outlier

(2020年12月3日受付, 2022年1月13日受理)

<sup>\*</sup> 公益財団法人海洋生物環境研究所 中央研究所(〒299-5105 千葉県夷隅郡御宿町岩和田300番地)

<sup>§</sup> E-mail: yokota@kaiseiken.or.jp

### まえがき

2011年3月の東京電力(株)(現:東京電力ホー ルディングス(株))福島第一原子力発電所の事故 (以下,福島第一原発事故)による人工放射性核 種の大気への放出や汚染水の海洋環境への流出の 結果,海水のみならず海底土や海産生物からも事 故に起因する放射性核種が検出されるに至った。 事故により環境中へ放出された人工放射性核種は 多岐にわたり、事故直後は<sup>133</sup>Xe(半減期5.2日)、 <sup>132</sup>Te(半減期3.2日),<sup>131</sup>I(半減期8.02日),<sup>133</sup>I(半 減期20時間)など、揮発しやすくて比較的半減期 の短い性質を持つ放射性核種が主体であった。こ れらに次いで放出量が多かったのは、放射性セシ ウムの<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csであった(原子力安全・保安院, 2020)。放射性セシウムは半減期が比較的長く (<sup>134</sup>Cs 2.1年, <sup>137</sup>Cs 30.1年), また, 海水や食物を 経由して動物の筋肉部に移行しやすい性質を持つ ため (Baptist and Price, 1962), 取り込み状況を 把握することは食の安全面から喫緊の課題となっ た。

水産庁は主に東日本太平洋の沿岸・沖合に生息 する海産生物を対象とした放射能モニタリング事 業を2011年9月より開始し、海洋生物環境研究所 は継続して受託してきた。また,都道府県や漁業 関係団体,東京電力ホールディングス(株)も海産 生物を対象とした放射能モニタリングを進めてき た。海産生物に含まれる放射性セシウムの放射能 濃度(以下、放射性セシウム濃度)は、海水に含 まれる放射性セシウム濃度を反映することが知ら れており,両者の比(海産生物/海水)として得 られる、いわゆる濃縮係数は、魚類100、貝類60、 エビ・カニ類50,イカ・タコ類9である(International Atomic Energy Agency, 2004)。これらの知見を鑑 みると,事故後の海産生物に含まれる放射性セシ ウム濃度の時空間的な変化を解析するには、海水 に含まれる放射性セシウム濃度の変化と比較検討 することが望ましい。

事故後に実施されてきた海産生物や海水を対象 とした放射能モニタリングの結果として、膨大な データが関係省庁のウェブサイト上に公表されて おり、ダウンロードして活用することができる。 事故後の海産生物に含まれる放射性セシウム濃度 の推移については、魚類等を対象に報告されてい る(Buesseler *et al.*, 2012; Wada *et al.*, 2013, 2016;横田ら、2015; Arai, 2016; Okamura *et*  al., 2016; Morita et al., 2020)。しかしながら, 数万件以上のモニタリングデータを網羅的に集 約,統合して解析した事例はみられない。本稿で は,海産生物を対象とした16万件に及ぶモニタリ ングデータをデータベース上に集約し,事故後の 海産生物及び海水中の放射性セシウム濃度の時間 的,空間的な変動をとりまとめることにより,海 産生物に取り込まれた放射性セシウム濃度の推移 を評価した。

### 方 法

### 使用データの取得

1. 海産生物

福島第一原発事故後の海産生物を対象とした放 射性セシウムのモニタリングは、国、自治体、事 業者の間で分担して行われれた。水産庁は福島県 沖を除く海域、福島県はその沿岸・沖合海域、漁 業関係団体はそれぞれの操業海域を対象とした。 なお、福島県漁業協同組合連合会では福島第一原 発から10km圏内(2017年2月までは20km圏内)を 除く海域、東京電力ホールディングス(株)は福 島第一原発港湾内及び同発電所20km圏内を対象 としたモニタリングをそれぞれ実施した。

モニタリングにおける放射性セシウムの測定 は、全て可食部(筋肉部等)について行われた。 測定する試料の量は測定容器に応じて決まるた め、小型個体などは複数個体を混合して分析され る。従って、測定データは採捕日時と場所が判明 している同一魚種についての平均的な放射能濃度 である場合がある。海産生物に含まれる放射性セ シウム濃度は、生鮮試料1kg当たりの放射能(Bq/ kg生)で示されるが、ノリ等の乾燥食品について は乾燥重量1kg当たりの放射能(Bq/kg乾物)で 示される。以下、Bq/kgとのみ記す。

水産庁では、福島県を含む都道府県や漁業関係 団体による放射性セシウムのモニタリング結果を ウェブサイトに集約して公表している(水産庁, 2020)。公表データはすべて高純度のゲルマニウ ム半導体検出器により測定されたものであり、 <sup>134</sup>Cs及び<sup>137</sup>Csの検出下限値は福島県モニタリング では平均で約8 Bq/kgであり、それ以外では、2L マリネリ容器を用いた測定では平均で約0.2 Bq/ kg, 100mLの容器(いわゆるU-8)では約4 Bq/kg である。ただし,福島県漁業協同組合連合会では、 簡易型のNalまたはCsIシンチレーション検出器に より放射性セシウムを測定しており、検出下限値 は平均12 Bq/kgである。同連合会のモニタリング 結果はウェブサイトに公表されるが(福島県漁業 協同組合連合会,2020)、測定結果が25 Bq/kgを 超えた場合には福島県水産海洋研究センターにお いて高純度ゲルマニウム半導体検出器による再測 定が行われ、100 Bq/kgを超えたデータが水産庁 のウェブサイトに公表される。

東京電力ホールディングス(株)では,放射性セシウムは高純度ゲルマニウム半導体検出器で測定され,検出下限値は平均3.5 Bq/kgである。モニタリング結果は同社のウェブサイト上に公表されている(東京電力ホールディングス(株),2020)。

本研究に用いた各モニタリング結果は、上記の ウェブサイトから得たものである。集約して統合 するに当たり、海産生物の名称としては標準和名 を使用した。放射性セシウムのモニタリング結果 を時系列的に解析する際には、海産生物試料の測 定年月日、採捕年月日または公表年月日のいずれ かを用いた。大部分のデータで年月日に1か月間 以上の差が生じていないこと、<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csの半減 期がそれぞれ2.1年、30.1年と比較的長いことを 考慮し、採捕日等を基準日とした減衰補正を行わ ずに解析に使用することとした。

海産生物に取り込まれた放射性セシウム濃度の 推移を評価するにあたり、一般食品中の放射性セ シウム(<sup>134</sup>Cs+<sup>137</sup>Cs)濃度の基準値(以下,基準 値と称する)として設定された100 Bq/kg(厚生 労働省,2020)を指標値とした。また、海洋生物 環境研究所(2019)によると、我が国の原発周辺 海域で採捕した海産生物の事故前5ヶ年の<sup>137</sup>Cs濃 度範囲が0.034~0.24 Bq/kgであったことから、最 高値の0.24 Bq/kgを事故前後の濃度比較の指標値 とした。

2. 海水

福島第一原発事故後の海水を対象とした放射能 モニタリングは,原子力規制委員会,東京電力ホー ルディングス(株)等によって行われた。本稿では, それらの結果が一括して掲載されている原子力規 制委員会のウェブサイトのデータを使用した(原 子力規制委員会,2020a,2020b)。また,青森県 沖の結果については,「海洋環境における放射能 調査及び総合評価」事業の調査報告書(海洋生物 環境研究所,2019)を参照した。

#### データ件数の内訳と推移

各サイトより入手した海産生物の放射性セシウムの分析結果を海域別に集約・統合したのち,年別及び月別に集計した結果を第1表,第2表に示す。事故後8年間(2011年3月~2019年3月)に得られたデータは、合計161,381件となった。

2011年3月~2019年3月の8年間に、福島県、東 京電力ホールディングス(株)及び福島県漁業協 同組合連合会の3機関によって福島県沖で実施さ れたモニタリングで得られたデータは合計 100,075件であり、年平均で13,285件であった。 福島県沖を除く東日本太平洋沖における同期間の データ件数は合計53,064(年平均7,107)件であっ た。東日本太平洋沖を除く海域及び福島第一原発 港湾内でのモニタリングでの合計データ件数は 6,744(年平均878)及び1,498(年平均208)であっ た。

2011年3月~2019年3月の月集計結果をみると, 各海域ともに月間のデータ件数の合計は概ね同様 の規模であった。

# 海産生物の放射性セシウム濃度の時間的推移の解 析

本稿では、海産生物に含まれる放射性セシウム 濃度が減少して基準値以下となる時期を明らかに し、また事故直前値にどの程度近づいたかを判断 するために、同月、同海域で採捕された同一種の 海産生物に含まれる放射性セシウム濃度のうち最 も高い濃度(以下,月最高値)に着目し,その時 間的推移を解析した。これにより過小評価するこ となく、濃度減少を把握できると考えた。モニタ リングデータから対象生物の平均的な放射能濃度 を把握することは,検出下限値を下回る結果が存 在するために困難であることから、月最高値を抽 出し,その時間的推移と統計的に他の値から大き くずれた「外れ値」を解析した。海産生物に含ま れる放射性セシウム濃度の時間的推移については 指数関数に回帰させることを試みたが、その際に 最小二乗法を使用すると外れ値の影響を排除でき ないため、全体としての傾向を示さない可能性が ある。そこで、外れ値の影響を最大限排除した濃 度推移を統計学的に把握するため、放射性セシウ ム濃度を対数とした後,外れ値の影響を排除する ロバスト解析によって適合度の高い回帰直線を求 めた上で、回帰分析による検定を行った。ロバス ト解析については様々な推定量が提案されている

74 44 74 17	データ	2011-2016年						
<b></b>	公表機関	2011 (3-12月)	2012	2013	2014	2015	2016	
1-1. 福島県沖 (全域)	福島県	1,965	5,586	7,557	8,713	8,595	8,700	
1-2. 福島県沖 (福島第一原発20km圈内)	東京電力ホールディングス (株)	0	982	1,069	1,109	1,064	1,088	
1-3. 福島県沖 (福島第一原発10km圏外)	福島県漁業協同組合連合会	0	150	620	1,672	2,763	4,230	
	1の合計 (福島県沖の合計)	1,965	6,718	9,246	11,494	12,422	14,018	
2. 東日本太平洋沖 (福島県沖除く)	水産庁	2,121	7,954	8,350	7,971	7,405	6,717	
3. 東日本太平洋沖を除く海域	水産庁	525	1,576	1,173	984	738	661	
4. 福島第一原発港湾内	東京電力ホールディングス (株)	0	17	746	277	168	133	
	1~4の合計	4,611	16,265	19,515	20,726	20,733	21,529	
	データ	20	17-2019年	Ē	스킈	年平均	生物種数	
漁獲海域	データ 公表機関	20 2017	17-2019 <sup>4</sup> 2018	F 2019 (1-3月)	合計	年平均 (2012- 2018年)	生物種数 (全期間)	
漁獲海域 1-1. 福島県沖 (全域)	データ 公表機関 福島県	20 2017 8,723	17-2019∉ 2018 6,491	E 2019 (1-3月) 1,666	合計 57,996	年平均 (2012- 2018年) 7,766	生物種数 (全期間) 221	
<ul> <li>漁獲海域</li> <li>1-1. 福島県沖 (全域)</li> <li>1-2. 福島県沖 (福島第一原発20km圏内)</li> </ul>	データ 公表機関 福島県 東京電力ホールディングス (株)	20 2017 8,723 1,327	17-2019∉ 2018 6,491 1,110	E 2019 (1-3月) 1,666 311	合計 57,996 8,060	年平均 (2012- 2018年) 7,766 1,107	生物種数 (全期間) 221 85	
<ul> <li>漁獲海域</li> <li>1-1. 福島県沖 (全域)</li> <li>1-2. 福島県沖 (福島第一原発20km圏内)</li> <li>1-3. 福島県沖 (福島第一原発10km圏外)</li> </ul>	<ul> <li>データ 公表機関</li> <li>福島県</li> <li>東京電力ホールディングス (株)</li> <li>福島県漁業協同組合連合会</li> </ul>	20 2017 8,723 1,327 8,997	17-2019∉ 2018 6,491 1,110 12,448	E 2019 (1-3月) 1,666 311 3,139	合計 57,996 8,060 34,019	年平均 (2012- 2018年) 7,766 1,107 4,411	生物種数 (全期間) 221 85 136	
<ul> <li>漁獲海域</li> <li>1-1. 福島県沖 (全域)</li> <li>1-2. 福島県沖 (福島第一原発20km圏内)</li> <li>1-3. 福島県沖 (福島第一原発10km圏外)</li> </ul>	データ 公表機関 福島県 東京電力ホールディングス (株) 福島県漁業協同組合連合会 1の合計 (福島県沖の合計)	20 2017 8,723 1,327 8,997 19,047	17-2019∉ 2018 6,491 1,110 12,448 20,049	E 2019 (1-3月) 1,666 311 3,139 5,116	合計 57,996 8,060 34,019 100,075	年平均 (2012- 2018年) 7,766 1,107 4,411 13,285	生物種数 (全期間) 221 85 136	
<ul> <li>漁獲海域</li> <li>1-1. 福島県沖 (全域)</li> <li>1-2. 福島県沖 (福島第一原発20km圏内)</li> <li>1-3. 福島県沖 (福島第一原発10km圏外)</li> <li>2. 東日本太平洋沖 (福島県沖除く)</li> </ul>	データ 公表機関 福島県 東京電力ホールディングス (株) 福島県漁業協同組合連合会 1の合計 (福島県沖の合計) 水産庁	20 2017 8,723 1,327 8,997 19,047 5,945	17-2019 2018 6,491 1,110 12,448 20,049 5,406	E 2019 (1−3月) 1,666 311 3,139 5,116 1,195	合計 57,996 8,060 34,019 100,075 53,064	年平均 (2012- 2018年) 7,766 1,107 4,411 13,285 7,107	生物種数 (全期間) 221 85 136 293	
<ul> <li>漁獲海域</li> <li>1-1. 福島県沖 (全域)</li> <li>1-2. 福島県沖 (福島第一原発20km圏内)</li> <li>1-3. 福島県沖 (福島第一原発10km圏外)</li> <li>2. 東日本太平洋沖 (福島県沖除く)</li> <li>3. 東日本太平洋沖を除く海域</li> </ul>	データ 公表機関 福島県 東京電力ホールディングス (株) 福島県漁業協同組合連合会 1の合計 (福島県沖の合計) 水産庁 水産庁	20 2017 8,723 1,327 8,997 19,047 5,945 529	17-2019 2018 6,491 1,110 12,448 20,049 5,406 487	F 2019 (1-3月) 1,666 311 3,139 5,116 1,195 71	合計 57,996 8,060 34,019 100,075 53,064 6,744	年平均 (2012- 2018年) 7,766 1,107 4,411 13,285 7,107 878	生物種数 (全期間) 221 85 136 293 230	
<ul> <li>漁獲海域</li> <li>1-1. 福島県沖 (全域)</li> <li>1-2. 福島県沖 (福島第一原発20km圏内)</li> <li>1-3. 福島県沖 (福島第一原発10km圏外)</li> <li>2. 東日本太平洋沖 (福島県沖除く)</li> <li>3. 東日本太平洋沖を除く海域</li> <li>4. 福島第一原発港湾内</li> </ul>	データ 公表機関 福島県 東京電力ホールディングス (株) 福島県漁業協同組合連合会 10合計 (福島県沖の合計) 水産庁 水産庁 東京電力ホールディングス (株)	2017 2017 8,723 1,327 8,997 19,047 5,945 529 44	17-2019 2018 6,491 1,110 12,448 20,049 5,406 487 71	E 2019 (1-3月) 1,666 311 3,139 5,116 1,195 71 42	合計 57,996 8,060 34,019 100,075 53,064 6,744 1498	年平均 (2012- 2018年) 7,766 1,107 4,411 13,285 7,107 878 208	生物種数 (全期間) 221 85 136 293 230 48	

# 第1表 海産生物の主な放射能モニタリングにおける放射性セシウム濃度の年別分析データ件数

がなたト	データ							
	公表機関	1	2	3	4	5	6	7
1-1. 福島県沖 (全域)	福島県	3,870	5,226	5,672	4,658	4,482	5,067	5,116
1-2. 福島県沖 (福島第一原発20km圈内)	東京電力ホールディングス (株)	648	648	655	695	715	831	607
1-3. 福島県沖 (福島第一原発10km圏外)	福島県漁業協同組合連合会	福島県漁業協同組合連合会 2,459 3,144 3,817 3,483 2		2,754	2,626	1,302		
	1の合計 (福島県沖の合計)	6,977	9,018	10,144	8,836	7,951	8,524	7,025
2. 東日本太平洋沖 (福島県沖除く)	水産庁	3,910	4,312	5,203	4,859	4,553	4,284	3,968
3. 東日本太平洋沖を除く海域	水産庁	467	518	512	438	411	573	558
4. 福島第一原発港湾内	東京電力ホールディングス (株)	102	134	169	100	168	145	172
	1~4の合計	11,456	13,982	16,028	14,233	13,083	13,526	11,723
渔獲海域	データ 公表機関				月*			
漁獲海域	データ 公表機関	8	9	10	月* 11	12		合計
漁獲海域 1-1. 福島県沖 (全域)	データ 公表機関 福島県	8	9 4,346	10 4,780	月 <sup>*</sup> 11 5,307	12 4,980		合計 57,996
漁獲海域 1-1. 福島県沖 (全域) 1-2. 福島県沖 (福島第一原発20km圈内)	データ 公表機関 福島県 東京電力ホールディングス (株)	8 4,492 561	9 4,346 606	10 4,780 508	月* 11 5,307 748	12 4,980 838		合計 57,996 8,060
<ul> <li>漁獲海域</li> <li>1-1. 福島県沖 (全域)</li> <li>1-2. 福島県沖 (福島第一原発20km圏内)</li> <li>1-3. 福島県沖 (福島第一原発10km圏外)</li> </ul>	<ul> <li>データ 公表機関</li> <li>福島県</li> <li>東京電力ホールディングス (株)</li> <li>福島県漁業協同組合連合会</li> </ul>	8 4,492 561 1,258	9 4,346 606 3,025	10 4,780 508 3,650	月* 11 5,307 748 3,547	12 4,980 838 2,954		合計 57,996 8,060 34,019
<ul> <li>漁獲海域</li> <li>1-1. 福島県沖 (全域)</li> <li>1-2. 福島県沖 (福島第一原発20km圏内)</li> <li>1-3. 福島県沖 (福島第一原発10km圏外)</li> </ul>	データ 公表機関 福島県 東京電力ホールディングス (株) 福島県漁業協同組合連合会 1の合計 (福島県沖の合計)	8 4,492 561 1,258 6,311	9 4,346 606 3,025 7,977	10 4,780 508 3,650 8,938	月* 11 5,307 748 3,547 9,602	12 4,980 838 2,954 8,772		合計 57,996 8,060 34,019 100,075
<ul> <li>漁獲海域</li> <li>1-1. 福島県沖 (全域)</li> <li>1-2. 福島県沖 (福島第一原発20km圏内)</li> <li>1-3. 福島県沖 (福島第一原発10km圏外)</li> <li>2. 東日本太平洋沖 (福島県沖除く)</li> </ul>	データ 公表機関 福島県 東京電力ホールディングス (株) 福島県漁業協同組合連合会 1の合計 (福島県沖の合計) 水産庁	8 4,492 561 1,258 6,311 3,650	9 4,346 606 3,025 7,977 3,770	10 4,780 508 3,650 8,938 4,713	月* 11 5,307 748 3,547 9,602 5,232	12 4,980 838 2,954 8,772 4,610		合計 57,996 8,060 34,019 100,075 53,064
<ul> <li>漁獲海域</li> <li>1-1. 福島県沖 (全域)</li> <li>1-2. 福島県沖 (福島第一原発20km圏内)</li> <li>1-3. 福島県沖 (福島第一原発10km圏外)</li> <li>2. 東日本太平洋沖 (福島県沖除く)</li> <li>3. 東日本太平洋沖を除く海域</li> </ul>	データ 公表機関 福島県 東京電力ホールディングス (株) 福島県漁業協同組合連合会 10合計 (福島県沖の合計) 水産庁 水産庁	8 4,492 561 1,258 6,311 3,650 599	9 4,346 606 3,025 7,977 3,770 616	10 4,780 508 3,650 8,938 4,713 802	月* 11 5,307 748 3,547 9,602 5,232 703	12 4,980 838 2,954 8,772 4,610 547		合計 57,996 8,060 34,019 100,075 53,064 6,744
<ul> <li>漁獲海域</li> <li>1-1. 福島県沖 (全域)</li> <li>1-2. 福島県沖 (福島第一原発20km圏内)</li> <li>1-3. 福島県沖 (福島第一原発10km圏外)</li> <li>2. 東日本太平洋沖 (福島県沖除く)</li> <li>3. 東日本太平洋沖を除く海域</li> <li>4. 福島第一原発港湾内</li> </ul>	データ 公表機関         福島県         東京電力ホールディングス (株)         福島県漁業協同組合連合会         1の合計 (福島県沖の合計)         水産庁         水産庁         東京電力ホールディングス (株)	8 4,492 561 1,258 6,311 3,650 599 88	9 4,346 606 3,025 7,977 3,770 616 73	10 4,780 508 3,650 8,938 4,713 802 97	月* 11 5,307 748 3,547 9,602 5,232 703 103	12 4,980 838 2,954 8,772 4,610 547 147		合計 57,996 8,060 34,019 100,075 53,064 6,744 1,498

# 第2表 海産生物の主な放射能モニタリングにおける放射性セシウム濃度の月別分析データ件数

\* 2011年3月~2019年3月のデータを集計

が、本稿では外れ値の割合がかなり高いと予測さ れるデータに対しても有効なLTS推定量(推定量 からの残差が大きい値を最大限排除する最小刈込 み二乗法, Least Trimmed Squaresによる推定量) を使用した (Rousseeuw and Leroy, 1987)。解析 に当たっては、外れ値の影響をより排除できるよ うに、初期データに対して「評価~選択淘汰~交 叉~変異」のプロセスを複数世代にわたって繰り 返して計算を行う遺伝的アルゴリズム(Genetic Algorithm, GA) を搭載したLTS推定量解析 (GA-LTS) によって、福島第一原発事故後の海産生物 の放射性セシウム濃度(対数変換値)と事故後経 過時間との回帰直線を求めた。GA-LTSの計算は, オープンソースフリーソフトウエアの統計解析向 けのプログラミング言語の一つであるR言語の ga.lts関数を用いて100~500世代にわたる計算を 行い (R Core Team, 2020), 併せて回帰分析によ る相関性の検定を行うことで妥当性を検証した。 検定結果が有意でない場合には、世代数を増加し たga.lts計算を行い、有意となる推定量が得られ る世代数まで計算した。

LTS推定量は、以下の式で定義される。

 $\hat{b}_{LTS} = \operatorname{argmin}_{b} \Sigma r_{(i)} (b)^{2} (i = 1 \sim h)$ 

→ b<sup>ˆ</sup><sub>LTS</sub>は残差平方をr<sub>(1)</sub><sup>2</sup>≤r<sub>(2)</sub><sup>2</sup>≤-----≤r<sub>(n)</sub><sup>2</sup>
 のように昇順に並び替えたh番目までの
 和を最小にした値

回帰モデル: $y = b_0 + b_1 x$ 

予測モテル:
$$y = b_0 + b_1 x$$

残差: $r_i(b) = y_i - y_i$ 

- ここで,
  - y:放射性セシウム (<sup>134</sup>Cs+<sup>137</sup>Cs) の放射能濃 度
  - y<sup>^</sup>: 放射性セシウム(<sup>134</sup>Cs+<sup>137</sup>Cs)の放射能濃 度の推定量
  - x:2011年3月1日を起点とした事故後経過時間(日)
  - b<sup>^</sup>0:切片推定量
  - b<sup>^</sup>: (傾き推定量
- である。

外れ値を評価するに当たり、本稿では非正規性 を取るデータに対しても基準化を適用できるロバ ストZスコアを使用した。ロバストZスコアは、 以下のとおり定義される(金藤ら,2011)。  $Z_i = (X_i - Q_2) / (0.7413 \times (Q_3 - Q_1))$  (i=1,2,---,n)

Z<sub>i</sub>:Z得点,X<sub>i</sub>(i=1,2,---,n):分析值

- ここで,
  - Q1:標本第1四分位値
- Q2:標本中央値
- Q3:標本第3四分位値
- であり、Z<sub>i</sub>の値により,
  - |Z<sub>i</sub>|≧3:異常値
  - 2≦|Z<sub>i</sub>|<3:異常が疑われる
  - |Z<sub>i</sub>|<2:適切

を判断することとし、各海域の海産生物の高濃度 側の外れ値に着目して「Z<sub>i</sub>が3以上」であるもの を「外れ値」として扱った。

### 解析を行う魚種の選定

2011年3月~2019年3月に実施された海産生物の 放射能モニタリングにおいて,基準値を超えた魚 種のうち検体数が上位10種以内で、かつ、総デー タ数が500以上のものから、生息層別(表層性, 中層性,底層性)に対象とする魚種を選定した(第 3表)。表層性の魚類では、カタクチイワシ Engraulis japonicusの仔魚(流通名;シラス),カ タクチイワシの成魚、イカナゴAmmodytes personatusの仔魚(流通名;コウナゴ)を選定した。 中層性の魚類ではブリSeriola quinqueradiata,ス ズキLateolabrax japonicus, マサバScomber japonicus を,底層性の魚類ではアイナメHexagrammos otakii, クロソイSebastes schlegelii, シロメバル Sebastes cheni, ヒラメParalichthys olivaceus, イ シガレイKareius bicoloratus, マコガレイ Pleuronectes yokohamae, ババガレイMicrostomus achne, コモンカスベOkamejei kenojei, チゴダラ Physiculus japonicus, マダラGadus macrocephalus を選定した。なお、エゾイソアイナメ Physiculus maximowicziはチゴダラと遺伝的な相違がないこ とから (Chow et al., 2019), 本報告では全てチゴ ダラとして扱った。なお、福島第一原発事故後7 年目に福島県沖において360 Bq/kgの放射性セシ ウムが検出されたカナガシラLepidotrigla micropteraと事故後2年目に福島県沖以外の海域か ら3,300 Bq/kgの放射性セシウムが検出されたク ロダイAcanthopagrus schlegeliiの2種も解析の対象 とした。

		福島県	沖	福島県沖	を除く 亚洋沖	合			
生物分類群	種名	>100Bq/kg	検査数	→100Bq/kg	検査数	>100Bq/kg	検査数		
魚類	イカナゴ	12	3,340	11	181	23	3,521		
(衣僧性)	ンフム カタクチイワシ	13	3,469 209	1	361 412	14	3,830 621		
	シラウオ	0	51	1	36	1	87		
魚類	スズキ	102	1,291	35	2,095	137	3,386		
(中層性)	ブリー	2	721	1	988	3	1,709		
	ギンザケ	2 0	1	1	69	5 1	1,297		
	サクラマス	1	28	0	118	1	146		
(底層性)	アイナメ	328	3,234	6	963	334	4,197		
	ヒラメ シロメバル	269 202	5,158 1,003	13	3,472	282 204	8,630 1,213		
	ババガレイ	191	3,569	2	1,080	193	4,649		
	マコガレイ イシガレイ	177	3,351 2.130	14	1,516 657	191 137	4,867 2,787		
	マダラ	53	2,253	20	7,198	73	9,451		
	クロソイ エゾイソアイナメ	53	914 1,455	2	320 722	57 55	1,234 2,177		
	ウスメバル	53	674	2	219	55	893		
	ニへ ケムシカジカ	39	994 1,283	0	168	42 39	1,162		
	キツネメバル	36	703	0	397	36	1,100		
	クロタイ ムラソイ	31	345 240	17	429 126	36 31	366		
	マガレイ マブチ	27	2,985	2	459	29	3,444		
	ホウボウ	19	1,996	3	487	29	2,483		
	マアナゴ カスザメ	22	2,045	0	605 1	22	2,650		
	カナガシラ	16	2,732	0	666	16	3,398		
	ショウサイフグ アカシタビラメ	10	612 107	4	460	14	1,072		
	ムシガレイ	12	2,312	0	619	12	2,931		
	サブロウ アカエイ	11	79 130	0	0 151	11	79 281		
	イカナゴ	10	53	0	89	10	142		
	ドチザメ メイタガレイ	10	65 1.204	0	0 134	10 10	65 1.338		
	クロウシノシタ	9	87	0	64	9	151		
	メマカレイ マアジ	8	$144 \\ 1.345$	0	67 508	8	1,853		
	ヒガンフグ	4	134	2	240	6	374		
	ホンリメ ウミタナゴ	5	634 96	0	19	5	274		
	ホシガレイ マトウダイ	5	526	0	6	5	532		
	キアンコウ	4	2,023	0	389	4	2,412		
	アオメエソ マツカロ	3	782 110	0	130	3	912 140		
	ギンアナゴ	2	43	0	0	2	43		
	クロメバル コモンフグ	1	2 137	1	24 107	2	26 244		
	ホシエイ	2	58	0	1	2	59		
	ユメカサゴ アカガレイ	2	1,458 933	0	204 250	2	1,662 1,183		
	カガミダイ	1	493	0	104	1	597		
	カサコ ゴマソイ	1	46 2	0	13	1	59 2		
	サメガレイ	1	791	0	190	1	981		
	ンロキス スケトウダラ	1	2 578	0	$^{3}_{1,272}$	1	э 1,850		
	ナガヅカ	1	94	0	74	1	168		
無脊椎	キタムラサキウニ	26	556	2	171	28	727		
動物	ウバガイ アロビ	25	682 665	0	172	25	854 707		
	ヒラツメガニ	5 4	947	0	42 69	5 4	1,016		
	ムラサキイガイ エゾアワビ	3 0	6	0 2	0 267	3	6 267		
	ミズダコ	2	1,888	0	415	2	2,303		
	イガイ イセエビ	1	2 62	0	0	1	2 197		
	, ウニ	0	0	1	_2	1	_2		
	サルエビ ビノスガイ	1	7 16	0	50 0	1	57 16		
10- allo 10-1	ボタンエビ	0	3	1	60	1	63		
<b>海</b> 澡類	ノフメ ヒジキ	14 2	27 3	0 0	3 120	14 2	30 123		
	ワカメ	2	10	0	2,029	2	2,039		

# **第3表** 福島第一原発事故後の放射能モニタリング(2011年3月~2019年3月)で放射性 セシウム(<sup>134</sup>Cs+<sup>137</sup>Cs)濃度が基準値を超えた海産生物の検体数と検査数

### 海水中の放射性セシウム濃度の補正

海水に含まれる<sup>134</sup>Csの放射能濃度は,<sup>137</sup>Csより も半減期が短いため,海水を直接2Lマリネリ容 器を用いて測定する方法では時間経過とともに検 出できなくなる。そこで半減期の長い<sup>137</sup>Csの放射 能濃度(Bq/L)のデータを解析に使用した。た だし,海産生物に含まれる放射性セシウム濃度の 評価基準とする一般食品の基準値100 Bq/kgが, <sup>134</sup>Cs濃度(Bq/kg)と<sup>137</sup>Cs濃度(Bq/kg)の合算 値であることを考慮し,海水に含まれる放射性セ シウム濃度(Bq/L)については,<sup>137</sup>Cs濃度(Bq/L) と福島第一原発事故後の<sup>134</sup>Cs/<sup>137</sup>Cs放射能比から, 以下の計算によって(<sup>134</sup>Cs+<sup>137</sup>Cs)濃度に補正し た。

 $(^{134}Cs + ^{137}Cs)_{+}$ 

:時間tにおける(<sup>134</sup>Cs+<sup>137</sup>Cs)の放射能濃度 ただし,

(<sup>137</sup>Cs)<sub>+</sub>:時間tの<sup>137</sup>Cs濃度(Bq/L)

t:事故後経過日(t;2011年3月15日を起点)

T134:<sup>134</sup>Csの半減期(日)

T137:<sup>137</sup>Csの半減期(日)

福島第一原発事故当時,<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csとの放射能 比(<sup>134</sup>Cs/<sup>137</sup>Cs)については,1~3号機の汚染水 中で0.89~1.05程度,土壌や陸生植物中で0.91~ 1.05程度の範囲にあった(小森ら,2013)。海洋に おいても,事故当時の海水中の<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csとの放 射能比には,海域によって若干の幅を持った値で あったと考えられるが、ここでは事故当時(t=0) の $^{134}$ Csと $^{137}$ Csとの放射能比については ( $^{134}$ Cs/ $^{137}$ Cs) <sub>t=0</sub>=1とした。

### 結 果

### 各海域における海産生物の放射性セシウム濃度

2011年3月から2019年3月までの海産生物に含ま れる放射性セシウム濃度とその月最高値を,福島 第一原発港湾内,福島県沖(発電所20km圏内を 含む),福島隣県沖(宮城県沖,茨城県沖),福島 隣県のさらに隣県の沖(岩手県沖,千葉県沖;以 下,福島先隣県沖と称する)及びそれ以外の東日 本太平洋沖(青森県・北海道沖)の海域毎に示す (第1図)。海産生物に含まれる放射性セシウム濃 度は,福島第一原発港湾内と福島県沖の一部の魚種を除 いて2019年時点で基準値を下回った。また,各海 域とも時間の経過にしたがって放射能濃度が低下 しており,その傾向は海水に含まれる放射性セシ ウム濃度の低下傾向(第2図)と同様であった。

各海域において海産生物に含まれる放射性セシ ウム濃度の月最高値を指数関数で近似した(第1 図(b),第4表)。福島第一原発港湾内と福島県沖 を除いた海域では、時間の経過とともに海産生物 に含まれる放射性セシウム濃度は低下し、事故直 前値に近づいた。指数近似式から求めた月最高値 の半減期は、福島第一原発港湾内では186日と見 積もられたのに対し、福島先隣県沖では約400日、 他の3海域では300日前後であった。





第1図 東日本太平洋沖における海産生物の放射性セシウム濃度推移。Tは半減期(日)を示し、GA-LTS法の選択データによる近似線(対数変換値)をもとに算出した。\*は一般食品の基準値(厚生労働省,2020)、\*\*は事故直前の最高値(海洋生物環境研究所,2019)を示す。月最高値の白抜記号と×記号はGA-LTS法での選択データ、色塗記号(小)と+記号(小)はGA-LTS法での排除データを示す。色塗記号(大)は排除データのうちロバストZスコアが3以上のデータを示す。



第2図 東日本太平洋沖における表層海水中の放射性セシウム濃度の地点別推移。\*は事故直前の最高値(海洋生物環 境研究所,2019)を示す。青森県太平洋沖の測点とデータは海洋生物環境研究所(2019),青森県以外の海域 の測点とデータは,原子力規制委員会(2020b)による。福島第一原発港湾内,港湾口,福島県沖の図中実線 は、7日間の移動平均線,青森県沖の図中実線は全測点の平均値をつなげた線を示す。(<sup>134</sup>Cs+<sup>137</sup>Cs)濃度は, <sup>137</sup>Cs濃度,及び<sup>134</sup>Cs/<sup>137</sup>Csの時系列推移から算出した値を示す。検出限界未満のデータは除外した。

漁獲海域	GA-LTS解析 (log y=ax+b)					ロバスト Zスコア計算			
	Ntotal	Ntrim	а	b	Nh	р	$r^2$	a/log2	Nz
F	95	47	-0.00211	8.28	49	<0.001	0.993	327	5
Fe1	94	45	-0.00240	6.49	49	<0.001	0.981	289	0
Fe2	97	48	-0.00167	4.69	49	<0.001	0.921	415	4
Fe3	82	40	-0.00216	4.38	42	<0.001	0.963	321	0
F-port	71	35	-0.00372	15.6	36	<0.001	0.963	186	0

第4表 福島第一原発事故後の海産生物の放射性セシウム月最高値(<sup>134+137</sup>Cs,対数変換値) の漁獲海域別推移についてのGA-LTS解析,回帰分析,ロバストZスコア計算

F:福島県沖, Fe1:福島県隣県沖, Fe2:福島県先隣県沖

F3:北海道·青森太平洋沖, F-port:福島第一原発港湾内

Ntotal: サンプル数, Ntrim: GA-LTSによる排除データ数, a: 傾き, b: y-切片

Nh:Ntotal-Ntrim(GA-LTSによる排除後のデータ数),

p:t検定の帰無仮説(回帰直線 log y=ax+b の傾き0)の有意確率(有意水準:0.05), r<sup>2</sup>:決定係数

|a/log2|:指数関数式(y=e<sup>ax+b</sup>)の半減期(日)

Nz:Ntotalの中で [ロバストZ-スコア値] ≧3 のデータ数(外れ値データ数)

# 生息層毎に分類した海産生物に含まれる放射性セ シウム濃度

2011年3月~2019年3月に北海道沖から千葉県沖 までの東日本太平洋沖で採捕された海産生物に含 まれる放射性セシウム濃度を生息層別に,福島県 沖と(第3-1図),福島県沖を除く東日本太平洋沖 に(第3-2図)分けて示す。

表層性の魚類では、福島県沖及び福島県沖を除 く東日本太平洋沖において事故直後に1,000 Bq/ kgを超える値が確認されたが、その後は急速に低 下し、福島県沖では2013年3月以降、福島県沖を 除く東日本太平洋沖では2011年4月以降に基準値 を超過する検体は見られなかった(第3-1図(a)、 第3-2図(a))。2014年4月以降、福島県沖の表層性 魚類の多くが検出下限値(平均8 Bq/kg)以下で あったが、一部で7~20 Bq/kgの放射性セシウム が検出された。

中層性及び底層性の魚類は、表層性の魚類に比 べて遅れて放射能濃度が上昇した(第3-1図(b), 第3-1図(c),第3-2図(b),第3-2図(c))。福島県 沖では、2012年2月に中層性の魚類から2,100 Bq/kg を示す検体が確認され、その後は低下した(第 3-1図(b), 第3-1図(c))。福島県沖を除く東日本 太平洋沖では, 2013年7月に中層性の魚類から 1,000 Bq/kg, 2012年7月に底層性の魚類から3,300 Bq/kgを示す検体が確認されたが, その後低下し た(第3-2図(b), 第3-2図(c))。

魚類以外の海産生物では、福島県沖ではイカ・ タコ類やエビ・カニ類などの無脊椎動物や海藻類 から事故直後に1,000 Bq/kgを超える放射性セシ ウムが検出されたが、その後急速に低下し、無脊 椎動物では2012年7月,海藻類では2011年11月に 基準値以下となった(第3-1図(d),第3-1図(e))。 しかし、福島県沖では2015年以降も無脊椎動物及 び海藻類でそれぞれおよそ10 Bg/kg及び5 Bg/kg の放射性セシウムが検出された。福島県沖を除く 東日本太平洋沖では、無脊椎動物は2011年6月に は基準値以下となり(第3-2図(d)),海藻類では 事故当初から基準値を超える放射性セシウムは検 出されていない(第3-2図(e))。哺乳類(クジラ類) では,福島県沖や福島県沖を除く東日本太平洋沖 では事故直後から基準値を超える放射性セシウム は検出されていないものの, 福島県沖を除く東日 本太平洋沖では2015年以降も1 Bq/kg未満が検出 された(第3-1図(f),第3-2図(f))。



第3-1図 海産生物の生息層別の放射性セシウム濃度推移(福島県沖)。\*は一般食品の基準値 (厚生労働省, 2020)を示す。



第3-2図 海産生物の生息層別の放射性セシウム濃度推移(福島県沖を除く東日本太平洋沖)。 \*は一般食品の基準値(厚生労働省, 2020)を示す。

### 各魚種における放射性セシウム濃度

## 1. 表層性の魚類

カタクチイワシの仔魚及び成魚、イカナゴ仔魚 ともに、福島第一原発事故直後に基準値を超える 放射性セシウムが検出された(第4図)。特に、イ カナゴ仔魚は事故直後(2011年4月)に1,000 Bq/ kg以上となったが、時間の経過とともに急速に低 下し、2011年6月には基準値を下回った。また、 月最高値の指数近似結果から、福島県沖を除く東 日本太平洋沖では、3種とも2013年には事故直前 値に近い濃度となった。

### 2. 中層性の魚類

ブリの放射性セシウム濃度の月最高値は,福島 県沖,福島県沖を除く東日本太平洋沖ともに福島 第一原発事故直後には基準値を超えたものの,時 間の経過とともに急速に低下した(第5図(a))。 福島県沖を除く東日本太平洋沖では,2014年まで の半減期は202±16日と推定されたが,2014年以 降,放射性セシウム濃度はほぼ横ばいの状況とな り,半減期は1,690±272日と見積もられた。

スズキの放射性セシウム濃度の月最高値は,福 島県沖及び福島隣県沖では2014年,福島先隣県沖 では2013年まで基準値を超えていた。月最高値の 指数近似結果から2019年には事故直前の最高値に 近づいたと言えるが,2016年以降も濃度の高い外 れ値(10 Bq/kg以上)が福島先隣県沖で多く見ら れた(247検体中30検体)。(第5図(b))。

マサバの放射性セシウム濃度の月最高値は、福 島県を除く東日本太平洋沖において2014年以降横 ばいとなったが、事故直前の最高値を超える値が 見られる(第5図(c))。

底層性の魚類

底層性魚類のうち,岩礁性のアイナメ,クロソ イ,シロメバルの放射性セシウム濃度は,福島第 一原発港湾内では測定が開始された2013年には数 千Bq/kgを超える高い濃度であった(第6図 (a),(b),(c))。シロメバルでは指数近似値は2019 年に至っても基準値を超えており,他の2種の指 数近似値は2017年以降に基準値以下となったもの の,基準値を超える外れ値が散見される。福島県 沖においても3種ともに事故当初1,000Bq/kg以上 の個体が見られたが前2種では2015年以降,シロ メバルでは2016年以降基準値を超える個体は採捕 されていない。魚種別に福島第一原発港湾内,福 島県沖及び福島県沖を除く東日本太平洋沖の海域 毎に月最高値から半減期を推定した結果,アイナ メはそれぞれ148±5日,203±3日及び348±13日, クロソイは133±9日,381±20日及び392±40日, シロメバルは283±11日,296±5日及び356±16日 となり,3魚種とも原発港湾内において最も半減 期が短かった。

異体類のうちヒラメ,マコガレイでは,岩礁性 魚類3種と同じく事故当初に福島第一原発港湾内 では著しく高い放射性セシウム濃度を持つ個体が 多数採捕された(第6図(d),(f))。イシガレイ, ババガレイは港湾内での採捕数は少なかったが, 採捕個体の放射性セシウム濃度は基準値を超えて いた(第6図(e), (g))。福島県沖では、上記異体 類4種の最高値は、外れ値を除き数百Bq/kgであっ たが、2014年以降は基準値を下回った。福島県沖 を除く東日本太平洋沖では異なる傾向を示し、ヒ ラメ、イシガレイ及びマコガレイは、事故後時間 の経過とともに濃度の月最高値が上昇し,ヒラメ, イシガレイ及びマコガレイの月最高値のピーク は、それぞれ2012年4月(400 Bq/kg)、2012年9月 (230 Bg/kg) 及び2011年10月 (210 Bg/kg) に見 られ、その後低下した。福島第一原発港湾内、福 島県沖及び福島県沖を除く東日本太平洋沖の3海 域において月最高値の指数近似により求めた半減 期は、ヒラメは252±17日、307±5日及び267±7 日、マコガレイは146±6日、386±9日及び372±9 日となり、2魚種とも原発港湾内で半減期が最も 短かった。イシガレイとババガレイでは、福島県 沖及び福島県沖を除く東日本太平洋沖における月 最高値から求めた半減期は、前者では439±9日及 び312±27日、後者では364±9日及び288±19日と なった。

コモンカスベに含まれる放射性セシウム濃度の 月最高値は、福島県沖及び福島県沖を除く東日本 太平洋沖で、それぞれ原発事故後3年目及び2年目 までは基準値を超過することがあったが、2017年 以降、福島県沖を除く東日本太平洋沖ではすべて の検体で不検出であった(第6図(h))。原発港湾内、 福島県沖及び福島県沖を除く東日本太平洋沖にお いて月最高値から半減期を推定した結果は、それ ぞれ215±9日、354±5日及び367±8日となり、岩 礁性の魚類や異体類と同様に福島第一原発港湾内 で半減期が最も短かった。

チゴダラの放射性セシウム濃度の月最高値で は、福島県沖及び福島県沖を除く東日本太平洋沖 で、それぞれ原発事故後2年目及び1年目まで基準 値を超過した検体がみられたが、時間の経過とと もに低下し、福島県沖を除く東日本太平洋沖では 2015年には事故直前値に近づいた(第6図(i))。 原発港湾内、福島県沖及び福島県沖を除く東日本 太平洋沖において月最高値から半減期を推定した 結果、430±60日、129±7日及び157±7日となり、 原発港湾内の放射能濃度の低下は他の海域と比べ て緩やかであった。

カナガシラの放射性セシウム濃度の月最高値を みると、福島県沖で2011年に基準値を超える検体 が検出されたが、福島県沖を除く東日本太平洋沖 では検出されなかった(第6図(j))。月最高値の 指数近似結果では、福島県沖を除く東日本太平洋 沖で2016年には事故直前値に近づいたが、福島県 沖では2016年以降も5 Bq/kg程度の検体が散見さ れる。

クロダイの放射性セシウム濃度の月最高値は、 福島県沖、福島県沖を除く東日本太平洋沖ともに 2013年に1,000 Bq/kgを超えていたものの、時間 の経過とともに低下した(第6図(k))。福島第一 原発港湾内で採捕された個体の月最高値は、福島 県沖や福島県沖を除く東日本太平洋沖よりも10倍 以上高い値で推移し、半減期は202±32日であっ た。福島県沖及び福島県沖を除く東日本太平洋沖 における半減期は、それぞれ298±14日及び202± 10日であった。

マダラの放射性セシウム濃度の月最高値は,福 島県沖及び福島県沖を除く東日本太平洋沖ともに 2013年までは基準値を超えていたものの時間の経 過とともに低下し,2019年時点で事故直前値に近 い値となった。福島県沖を除く海域では,福島第 一原発事故当初に月最高値が上昇する期間がみら れ,事故から約1年後に放射性セシウム濃度の極 大がみられた。月最高値の指数近似結果では, 2019年には事故直前値にほぼ近い値となった(第 6図(1))。福島第一原発港湾内,福島県沖,福島 隣県沖,福島先隣県沖,及び北海道・青森太平洋 沖における月最高値の半減期は,それぞれ439± 24日,312±12日,167±5日,176±4日及び239± 6日と見積もられた。

### 考察

# 海産生物における放射性セシウム濃度の推移

1. 海水及び表層性魚種の放射性セシウム濃度の 推移の比較

福島第一原発事故後の表層性魚類に含まれる放

射性セシウムの低下傾向と海域差は,海水に含ま れる放射性セシウム濃度の低下傾向と海域差を概 ね反映しており(第1図,第2図)。表層性魚類の 放射性セシウム濃度の速やかな低下は,海水の放 射性セシウム濃度の急速な低下によるものと考え られる。

2. 中・底層性の魚類に含まれる放射性セシウム 濃度の極大と低下速度の遅れ

1) 放射性セシウム濃度が極大となる時間の遅れ

中層性及び底層性の魚類,例えばスズキ及びマ ダラの放射能濃度極大は,福島第一原発事故より 数か月を経てから確認された(第5図(b),第5図 (l))。同様の遅れはチェルノブイリ原発事故の際 にも確認されている。吉田ら(2004)は,福島沖 で採捕された中層性のスズキと底層性のマダラに おいて海水に含まれる放射性セシウム濃度の上昇 から魚類に含まれる放射性セシウム濃度が極大に 達するまでの時期をそれぞれ5~6ヶ月後及び9ヶ 月後と報告した。魚類に含まれる放射性セシウム 濃度が極大値に到達する日数は,栄養段階上位の 魚種ほど長くなることが報告されている(Doi *et al.*, 2012)。従って,魚食性の強いスズキ,マダ ラの放射能濃度極大の遅れは栄養段階を反映して いると考えられる。

本研究では魚食性魚ではないマコガレイにも放 射能濃度極大に遅れがみられた(第6図(f))。 Tateda et al. (2013)は、福島第一原発による海 産生物の放射性セシウム濃度を食物連鎖による放 射性セシウム移行モデルにより解析し、無脊椎動 物、底生魚、魚食性魚の放射性セシウム濃度の極 大は、それぞれ2011年の4月末、5月末、6月末に 生じると見積もっている。以上を参考にすると、 マコガレイは主に底生の無脊椎動物を餌とするこ とから(大森、1974)、食物連鎖による放射性セ シウム移行が極大の遅れをもたらした要因と考え られる。

2) 放射性セシウム濃度の低下速度

表層性の魚類と中層性及び底層性の魚類に含ま れる放射性セシウム濃度の月最高値から算出した 半減期を比較したところ前者に比べて後者の半減 期が長く,低下速度が遅いことが分かった(第4 ~6図,第5表)。以上は,先行研究(Iwata *et al.*, 2013;Wada *et al.*, 2013, 2016;森下ら,2018) の結果と概ね一致しており,生息層による半減期 の低下速度の違いを裏づける結果となった。

海産魚では、浸透圧差により体内から水が奪わ



横田:海産生物における放射性セシウム濃度の推移

第4図 東日本太平洋沖における表層性魚の放射性セシウム濃度推移。Tは半減期(日)を示し,GA-LTS法による近 (以線(対数変換値)をもとに算出した。\*は一般食品の基準値(厚生労働省,2020),\*\*は事故直前の最高値 (海洋生物環境研究所,2019)を示す。月最高値の白抜記号はGA-LTS法での選択データ,色塗記号(小)は GA-LTS法での排除データを示し,色塗記号(大)は排除データのうち、ロバストZスコアが3以上のデータ を示す。



第5図 東日本太平洋沖における中層性魚の放射性セシウム濃度推移。Tは半減期(日)を示し、GA-LTS法による近 (以線(対数変換値)をもとに算出した。\*は一般食品の基準値(厚生労働省,2020)、\*\*は事故直前の最高値 (海洋生物環境研究所,2019)を示す。月最高値の白抜記号と×記号はGA-LTS法での選択データ,色塗記号(小) と+記号(小)はGA-LTS法での排除データを示し、色塗記号(大)は排除データのうちロバストZスコアが 3以上のデータを示す。



横田:海産生物における放射性セシウム濃度の推移

第6図(a-c) 東日本太平洋沖における底層性魚の放射性セシウム濃度推移。Tは半減期(日)を示し,GA-LTS法に よる近似線(対数変換値)をもとに算出した。\*は一般食品の基準値(厚生労働省,2020),\*\*は事故 直前の最高値(海洋生物環境研究所,2019)を示す。月最高値の白抜記号と×記号はGA-LTS法での選 択データ,色塗記号(小)と+記号(小)はGA-LTS法での排除データを示し,色塗記号(大)と+記 号(大)は排除データのうちロバストZスコアが3以上のデータを示す。



第6図(d-f) 東日本太平洋沖における底層性魚の放射性セシウム濃度推移。Tは半減期(日)を示し,GA-LTS法に よる近似線(対数変換値)をもとに算出した。\*は一般食品の基準値(厚生労働省,2020),\*\*は事故 直前の最高値(海洋生物環境研究所,2019)を示す。月最高値の白抜記号と×記号はGA-LTS法での選 択データ,色塗記号(小)と+記号(小)はGA-LTS法での排除データを示し,色塗記号(大)は排除デー タのうちロバストZスコアが3以上のデータを示す。



第6図(g-i) 東日本太平洋沖における底層性魚の放射性セシウム濃度推移。Tは半減期(日)を示し,GA-LTS法に よる近似線(対数変換値)をもとに算出した。\*は一般食品の基準値(厚生労働省,2020),\*\*は事故 直前の最高値(海洋生物環境研究所,2019)を示す。月最高値の白抜記号と×記号はGA-LTS法での選 択データ,色塗記号(小)と+記号(小)はGA-LTS法での排除データを示し,色塗記号(大)は排除デー タのうちロバストZスコアが3以上のデータを示す。



横田:海産生物における放射性セシウム濃度の推移

第6図(j-l) 東日本太平洋沖における底層性魚の放射性セシウム濃度推移。Tは半減期(日)を示し,GA-LTS法に よる近似線(対数変換値)をもとに算出した。\*は一般食品の基準値(厚生労働省,2020),\*\*は事故 直前の最高値(海洋生物環境研究所,2019)を示す。月最高値の白抜記号と×記号はGA-LTS法での選 択データ,色塗記号(小)と+記号(小)はGA-LTS法での排除データを示し,色塗記号(大)は排除デー タのうちロバストZスコアが3以上のデータを示す。

れて、体液中のナトリウムイオンやカリウムイオ ンの濃度が高くなるため,海水を飲み塩類を鰓や 腎臓から排出することにより体液中の濃度を低く 保つ。餌や海水から取り込まれた放射性セシウム は、同じアルカリ金属に属するカリウムとともに 主に鰓の塩類細胞により体外に排出される(金子, 2015)。生物学的半減期は一旦魚体内に蓄積され た放射能が外部からの放射能の取り込みが無い条 件下で排出されて半分に低下する時間である。放 射性セシウムに関しては、生物学的半減期は50~ 100日程度とされる(木村, 1984; Zhao et al., 2001;石川ら,2003)。福島第一原発事故後には この値は海産魚の放射性セシウム濃度低下の参考 値とされたが、モニタリング結果から見積もられ た半減期は300日前後と著しく長かった。上記の 生物学的半減期は, すべて小型サイズの若齢魚を 用いた飼育実験から得られた知見であり、同一魚 種ではサイズが大きいほど放射性セシウム濃度の 低下が遅れることが報告されている (Morgan, 1964)。若齢の小型個体は、高齢の大型個体に比 べて成長による体重増加速度が速く、蓄積した放 射性セシウムは排出による濃度低下に加え、体重 増加に伴う濃度希釈(成長希釈)の影響を大きく 受ける。佐久間(2016)は、原発事故後に福島県 沖で採捕したマダラの年齢と体重, 放射性セシウ ム濃度を調べ、2008年の年級群の2~6歳までの間 に実測した放射性セシウム濃度の低下と体重増加 と物理的半減期から推定した成長希釈を比較し, 濃度低下の内94.6%は成長希釈によるもので、代 謝による排出の寄与は小さいことを示した。マダ ラのように成長が早い魚種では、小型の若齢時に は成長希釈の影響が強く表れ,放射性セシウム濃 度の低下速度は高いと考えられる。

Matsumoto et al. (2015)は、福島第一原発近傍 で釣獲したシロメバルを飼育し、定期的に麻酔し てNalシンチレーターを用いたホールボディー計 測により生物学的半減期を約270日と見積もっ た。シロメバルは寿命が長く成長速度が遅いため 成長希釈の影響は小さい上に、生物学的半減期が 長いため放射性セシウム濃度低下が遅くなるもの と考えられる。また、Ishimaru et al. (2019)は、 シロメバルでは他の魚種に比べてセシウムの安定 同位体の濃度が高く、従って放射性セシウムに関 しても高濃度に蓄積しやすいこと、またモデル実 験により代謝による排出速度も遅いため、濃度低 下が遅くなることを示した。 ヒラメでは、福島第一原発事故前に生まれた個体群の中では、古い年級群の方が新しい年級群より成長希釈が小さく、放射能濃度の低下速度は遅いが、年級群による半減期には差はあるものの(300~500日)、いずれも極めて長いため、生物学的半減期の見直しが必要であるとしている(守岡ら、2016b)。

山田ら(2016)は、汚染レベルの高い海域から低 い海域への魚の移動がある場合、低い海域では半 減期が長くなることをアイナメの観測値とモデル によって示した。また、底生魚の中で移動性がよ り大きい異体類では、移動混合の影響により採捕 された個体間の放射性セシウム濃度が大きくばら つくため、種としての濃度低下速度を見積もるの が困難であるとした。

以上のように,放射性セシウム濃度の低下速度 は魚種による成長速度,代謝特性,移動性の差な どにより大きく異なる。

なお、原発事故直後には、海底堆積物に移行し た放射性セシウムが底生生物に移行し、食物連鎖 を通じて底層性魚類の放射性セシウム濃度の低下 を遅らせる可能性が考えられたが、その後、堆積 物から底生生物への放射性セシウムの移行は起こ りにくいことが室内飼育実験や汚染レベルの異な る海域における現場飼育実験などによって示され (独立行政法人水産総合研究センター、2015;守 岡ら、2016a;Wada *et al.*、2019)、堆積物が底生 魚の放射性セシウム濃度の低下を遅らせる主な原 因ではないことが明らかとなった。

#### 外れ値が出現する要因

ロバスト解析を行った結果,表層性の魚類では カタクチイワシ仔魚,カタクチイワシ成魚及びイ カナゴ仔魚で,中層性の魚類ではブリ,スズキ及 びマサバで,底層性魚ではアイナメ,クロソイ, ヒラメ,イシガレイ,コモンカスベ,チゴダラ, カナガシラ,クロダイ及びマダラで,それぞれ外 れ値が確認された(第4~6図)。

#### 表層性の魚類

カタクチイワシ仔魚,成魚及びイカナゴ仔魚で は、事故後5年目以降も10 Bq/kgの放射性セシウ ムが検出された(第4図)。森下ら(2018)は、カタ クチイワシ仔魚の検体をイメージングプレートに より解析し、放射性セシウムを高濃度に含有する 破片(2mm 程度)の混入を認めている。目合いの 細かい網により採捕される仔魚では高セシウム濃 度の懸濁粒子の混入により見かけ上外れ値となる 可能性がある。

2. 中層性の魚類

ブリ及びマサバでは、福島第一原発事故の直後 に外れ値が確認された。Kurita et al. (2015)は、 事故直後にヒラメから高濃度の放射性セシウムが 検出されたことについて、原発から漏洩した高濃 度汚染水に遭遇したヒラメが飲水により短時間の うちに放射性セシウムを直接取り込んだことによ ると推定した。ブリ及びマサバの事故直後の外れ 値についても、原発事故直後の汚染水の取り込み による影響を受けている可能性が考えられる。ま た、事故後4年目以降のブリ及びマサバの最高値 は、それぞれ1 Bq/kg及び0.5 Bq/kg程度であり、 マサバでは外れ値とみなされた(第5図)。これは、 福島第一原発港湾周辺に生息した個体が移動し、 採捕された可能性がある。

スズキでは2013年7月に福島第一原発港湾内か ら移動したと思われる外れ値(1,000 Bq/kg)が 福島隣県沖で検出されたが、事故後5年目以降も 福島先隣県沖(千葉県銚子市周辺沖)で50Bq/kg を超える外れ値が検出された(第5図(b);水産庁, 2020)。スズキは汽水性の魚類であり、海域と同 一河川を往来する個体も確認されている(景平・ 望岡,2018)。淡水に生息する場合には、魚体内 の浸透圧は周囲より高くなるため、魚は体液のイ オンバランスを保つために水を飲まず、またナト リウムやカリウムイオンを鰓から排出しないため (金子, 2015), セシウムについても鰓から排出す ることはない。スズキの放射性セシウムの濃縮係 数は海産魚の中でも高く(笠松, 1999), また, 淡水生息魚では海域生息魚よりも10~100倍程度 高いことが報告されている (International Atomic Energy Agency, 2004, 2010)。福島第一原発事故後, 東日本太平洋側では河川水に含まれる放射性セシ ウム濃度は海水に比べて高いことから (Kambayashi et al., 2021), スズキの餌となる生物 の放射性セシウム濃度も高いと考えられ、餌から 摂取した放射性セシウムの蓄積により淡水に生息 するスズキは海水に生息する個体より放射性セシ ウム濃度が高くなる可能性が高い。

### 3. 底層性の魚類

アイナメ,イシガレイ,コモンカスベ,クロソ イ,シロメバル,チゴダラ,ババガレイ,ヒラメ 及びマコガレイは,広範囲を移動しない(石戸, 1962;福島県水産試験場,1974;金本,1976; Kitagawa and Nagahora, 1983;酒井ら, 1985;高橋ら, 1987;二平, 1999;北川, 1991;藤井, 2005;後藤・佐々木, 2015;三田村, 2015;環境省, 2020)ため,一部の個体を除き,福島隣県沖まで移動する可能性は小さい。

ヒラメについては福島県沖南北における放射性 セシウム濃度の差がババガレイやマコガレイなど と比べて小さいことが報告されており(Wada et al., 2016),福島県沖の範囲内での移動性は異体 類中では大きいとみられる。放流ヒラメでは 100km程度移動する個体も確認されている(藤井, 2005;後藤・佐々木, 2015)。しかし、本研究の 結果では福島県沖と福島県を除く東日本太平洋沖 における同時期の採捕個体間での濃度差が大きい ことから(第6図(d)),福島県沖から県外へ移動 する個体は少ないと考えられる。

アイナメ, ヒラメ, コモンカスベ, チゴダラ及 びクロダイにおいて福島県沖で確認された外れ値 は、原発港湾内の月最高値と同等であった(第6 図(a), 第6図(d), 第6図(h), 第6図(i), 第6図 (k))。外れ値に関しては多くの知見が得られてい るわけではないが, Shigenobu et al. (2014) や Wada et al. (2016) が指摘しているように原発港 湾内から移動した個体である可能性が高い。コモ ンカスべでは福島県沖を除く東日本太平洋沖にお いて確認された外れ値は,福島県沖と同等の値で あるため同海域から移動した個体である可能性が 高い。なお、放流したクロダイの大部分は5km以 内に留まって広範囲を移動しないとの報告がある (川代, 1987)。しかし、放射性セシウム濃度の高 い外れ値は福島県沖を除く東日本太平洋沖におい ても多数見られたことから(第6図(k)),行動範 囲は従来の知見よりはるかに広いことが示唆され た。

カナガシラでは、2015年以降に外れ値が散見される(第6図(j))。本種は底層性魚の中では移動 性が高いことが知られており(藤岡ら、1990;真 子、1994;藤原ら、2007),福島第一原発港湾内 での採捕の記録はないものの、原発港湾内から移 動した個体をとらえている可能性がある。

クロソイでは福島県沖を除く東日本太平洋沖 (岩手県沖)において数百Bq/kgの放射性セシウ ム濃度の高い個体が採捕されている(第6図(b)), クロソイは移動性の小さい岩礁性魚ではあるが, 福島県沖と同等の値であるため移動した個体の可 能性が高い。

マダラは、すべての海域で放射性セシウム濃度 の回帰直線がよく似ていることから(第6図(l)), 福島第一原発港湾内、福島県沖及びその周辺沖の 3領域を移動することが示唆された。福島県沖の 外れ値は,同時期に原発港湾内でそれと近い値が 確認されていることから、原発港湾内から移動し た個体の可能性もある。一方、福島県沖を除く東 日本太平洋沖では、外れ値は確認されなかった。 しかし,2011年12月に福島県沖から300km以上離 れた青森県沖や北海道太平洋沖において50 Bg/kg を超える放射性セシウムを含む個体が確認され た。マダラは、広域的に回遊することから(栗田, 2013), 原発事故時に福島沿岸に生息していた個 体が放射性セシウムを取り込んだ後に、青森県沖 や北海道太平洋沖まで移動した可能性がある。マ ダラのように広範囲を移動する魚類の場合,放射 性セシウムを取り込んだ個体が東日本太平洋沖に 広く移動したため、外れ値とみなされなかったと 考えられる。

### モニタリング結果からみた食の安全性について

原発港湾内では、海水、海産生物ともに放射性 セシウム濃度が低下しており(第1図,第2図), 新たに加入した海産生物が放射性セシウムを高濃 度に蓄積する可能性は低下したが、海水中の放射 性セシウムに関しては下げ止まりの状態となって おり、1Bq/Lを超える場合がある。従って、高 次栄養段階の魚種の濃縮係数100を考慮すると, 基準値を超える放射性セシウムを有する魚が出て くることを否定できない。港湾内の高濃度汚染環 境を経験した魚の多くは寿命を迎え、また2013年 から福島第一原発港湾内から魚類が港湾外に移動 しないように、港湾内でかご網や刺網による採捕 等が行われていることから(福島県, 2020), 基 準値を上回る放射性セシウム濃度の魚が原発港湾 内から外部に移動し、福島県沖及びその周辺海域 において採捕される可能性は低下しているが、原 発港湾内の魚からは基準値過が未だ検出されてい るため、今後も監視を続ける必要がある。

### 総括

2011年3月に発生した福島第一原発事故を受け て、海産生物への影響を把握するため、広域的、 長期的かつ連続的な放射能モニタリングが実施さ れてきた。本稿では、16万件に及ぶモニタリング データの解析を通じて, 海産生物の放射性セシウ ム濃度が着実に低下し,特に福島県沖の周辺海域 では事故直前の濃度レベルに戻りつつあることを 示した。また、原発事故後5年以上経過してもな お一般食品の基準値を超える値が検出された原因 について,遺伝的アルゴリズムを加味した統計解 析を行い, 広範囲を移動しない底層性の魚類の中 には、放射性セシウム濃度の高い福島第一原発港 湾内から移動する個体が存在する可能性があるこ とを示した。2021年現在、一部の国・地域では農 水産物の輸入規制が継続されている。海産生物に おける放射能モニタリングの結果とその解析は, 基準値を下回る濃度での低下及び事故直前濃度へ の到達度を科学的に論証できることから、規制解 除に向けて今後も同規模の放射能モニタリングを 継続していく必要がある。

### 謝 辞

本論文を御校閲下さった,東京海洋大学名誉教 授 石丸 隆博士,東京大学名誉教授 古谷 研博 士,海洋生物環境研究所の日下部正志博士,山田 正俊博士に深謝いたします。

### 引用文献

- Arai, T. (2016). Temporal and spatial variations of radioactive cesium levels in Northeast Japan following the Fukushima nuclear accident. *Ecotoxicology*, 25, 1514–1522.
- Baptist, J. P and Price, T. J. (1962). Accumulation and retention of cesium–137 by marine fishes. *Fish. Bull.*, 62, 177–187.
- Buesseler, K. O., Jayne, S. R., Fisher, N. S., Rypina, I. I., Baumann, H., Baumann, Z., Breier, C. F., Douglass, E. M., George, J., Macdonald, A. M., Miyamoto, H., Nishikawa, J., Pike, S. M. and Yoshida, S. (2012). Fukushima-derived radionuclides in the ocean and biota off Japan. *PANS*, 109, 5984–5988.
- Chow, S., Yanagimoto, T., Matsuzaki, K., Kofuji, K. and Hoshino, K. (2019). Little genetic difference between controversial Japanese codling species *Physiculus japonicus* and *P. maximowiczi*. Aquatic Animals, AA2019, AA2019-5.

- Doi, H., Takahara, T. and Tanaka, K. (2012). Trophic position and metabolic rate predict the long-term decay process of radioactive cesium in fish: a meta-analysis. *PLoS One*, **7**, e29295.
- 独立行政法人水産総合研究センター (2015). 平成 26年度放射性物質影響解明調査事業報告書. 横浜, 32-37.
- 藤井徹生 (2005). 日本海における放流ヒラメの移動~ DNA標識を用いた調査でわかったこと~. 日本海区水産試験研究 連絡ニュース, No.408, 1-4.
- 藤岡 崇・高橋豊美・前田辰昭・谷 敏邦・松 島寛治 (1990). 陸奥湾におけるカナガシラ成 魚の生活年周期と分布. 日水誌, 56, 1553-1560.
- 藤原邦浩・山崎 淳・宮嶋俊明・辻 秀二・柳下 直己(2007).カナガシラの採集個体数と行動 における昼夜の違い.京都海洋センター研報, No.29, 7-12.
- 福島県 (2020). 第28回 令和2年度第1回 環境モニ タリング評価部会 会議資料2-2 福島第一 原子力発電所20km圏内海域における魚介類 の測定結果. http://www.pref.fukushima.lg.jp/ uploaded/attachment/389192.pdf (2020年10月 1日に閲覧)
- 福島県漁業協同組合連合会(2020).漁協によるス クリーニング検査結果.http://www.fsgyoren. jf-net.ne.jp/siso/sisotop.html(2020年11月1日 に閲覧)
- 福島県水産試験場 (1974). 昭和47年・48年度 太 平洋北区栽培漁業漁場資源生態調査選択魚種 (アイナメ・メバル・キツネメバル)に関する 調査結果報告書. いわき, 11-24.
- 原子力安全・保安院(2020).東京電力株式会社福 島第一原子力発電所の事故に係る1号機、2号 機及び3号機の炉心の状態に関する評価につい て.http://dl.ndl.go.jp/info:ndljp/pid/6017222 (2020年10月1日に閲覧)
- 原子力規制委員会 (2020a). 海洋モニタリング結 果. https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/428/ list-1.html (2020年10月1日に閲覧)
- 原子力規制委員会 (2020b). 海水及び海上のモニ タリング結果. https://radioactivity.nsr.go.jp/ ja/list/273/list-1.html (2020年10月1日に閲覧)
- 後藤友明・佐々木律子(2015). 標識放流・再捕 データに基づくヒラメ若齢魚の岩手県北部か

らの移動パターン. 岩手水技セ研報, No.8, 5 ~11.

- International Atomic Energy Agency (2004). Technical reports series No.422, Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment. International Atomic Energy Agency, Vienna, 26-72.
- International Atomic Energy Agency (2010). Technical reports series No.472, Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater Environments. International Atomic Energy Agency, Vienna, 171–131.
- 石川雄介・鈴木 譲・笠松不二男・長屋 裕・篠 田芳晴・中村良一・中原元和 (2003). スズキ *Lateolabrax japonicus*の放射性核種<sup>137</sup>Cs蓄積に 対する塩分の影響 -RIトレーサーを用いた餌 料経由の<sup>137</sup>Cs蓄積に関する実験的研究-. 海 生研研報, No.5, 27-34.
- Ishimaru, T., Tateda, Y., Tsumune, D., Aoyama, M., Hamajima, Y., Kasamatsu, N., Yamada, M., Yoshimura, T., Mizuno, T. and Kanda, J. (2019). Mechanisms of radiocesium depuration in *Sebastes cheni* derived by simulation analysis of measured <sup>137</sup>Cs concentrations off southern Fukushima 2014–2016. *J. Environ. Radioact.*, **203**, 200–209.
- 石戸芳男(1962). 東北海区におけるババガレイの 洄游について. 東北水研研報, No.21, 71-78.
- Iwata, K., Tagami, K. and Uchida, S. (2013). Ecological half-lives of radiocesium in 16 species in marine biota after the TEPCO' s Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Environ. Sci. Technol.*, 47, 7696– 7703.
- 景平真明・望岡典隆(2018).大分平野の河川に生 息するスズキ成魚にみられた回帰行動.水産 増殖,**66**, 325-328.
- 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. 海洋生物環境研究所,東京,1-368.
- 金本自由生(1976). アイナメ科魚類の生態: I.ク ジメとアイナメのすみ場と行動. 日生態誌, 26, 1-12.

- 金藤浩司・津越敬寿・岩瀬晃盛(2011). 技能試験 に用いられるz スコアに関連する二つの評価 手法の定量的把握. 分析化学, **60**, 571-577.
- 金子豊治 (2015). 魚類の浸透圧調節とセシウムの 排出. 日本海水学会誌, **69**, 238-243.
- 環境省 (2020). 沿岸生態系における放射性物質の 拡散過程の解明. https://www.env.go.jp/ policy/kenkyu/special/houkoku/data\_h26/ pdf/4ZD-1201.pdf (2020年10月1日に閲覧)
- 笠松不二男 (1999). 海産魚の栄養段階評価への放 射性セシウムの適用. 海生研研報, No.99101, 1-10.
- 川代雅和(1987).クロダイの放流技術について. 日本海ブロック試験研究集録,水産庁日本海 区水産研究所, No.11, 5-16.
- Kambayashi, S., Zhang, J. and Narita, H. (2021). Significance of Fukushima-derived radiocaesium flux via river-estuary-ocean system. *Sci. Total Environ.*, **793**, 148456.
- 木村健一(1984).マハゼにおけるセシウム-137の 蓄積と排泄について.日水誌, 50,481-487.
- 北川大二 (1991). 岩手県沿岸の人工魚礁における 魚礁密度とエゾイソアイナメの漁獲との関 係. 水産工学, 27, 13-17.
- Kitagawa, D. and Nagahora, S. (1983). Estimation of the spawning season of the morid Fish *Physiculus maximowiczi* collected from the coastal waters of Iwate Prefecture, Japan. *NIPPON SUISAN GAKKAISHI*, **49**, 1649– 1654.
- 小森昌史・小豆川勝見・野川憲夫・松尾基之 (2013).<sup>134</sup>Cs/<sup>137</sup>Cs放射能比を指標とした福 島第一原子力発電所事故に由来する放射性核 種の放出原子炉別汚染評価.分析化学,**62**, 475-483.
- 厚生労働省(2020).東日本大震災関連情報 基準 値の設定について.https://www.mhlw.go.jp/ shinsai\_jouhou/dl/20130417-1.pdf(2020年10月 1日に閲覧)
- 栗田 豊(2013).海産魚の生態と放射性物質の取り込みーヒラメとマダラー,独立行政法人水産総合研究センター第10回成果発表会講演要旨,独立行政法人水産総合研究センター, 横浜,7-8.
- Kurita, Y., Shigenobu, Y., Sakuma, T. and Ito, S. (2015). Radiocesium contamination histories of

Japanese flounder (*Paralichthys olivaceus*) after the 2011 Fukushima Nuclear Power Plant accident. *In* "Impacts of the Fukushima nuclear accident on fish and fishing grounds" (eds. Nakata, K. and Sugisaki, H.), Springer, Tokyo, 139–151.

- 真子 渺 (1994). 黄海産カナガシラ資源の統計に よる解析. 西水研研報, No.72, 17-24.
- Matsumoto, A., Shigeoka, Y., Arakawa, H., Hirakawa, N., Morioka, Y. and Mizuno T. (2015). Biological half-life of radioactive cesium in Japanese rockfish Sebastes cheni contaminated by the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. J. Environ. Radioact., 150, 68-74.
- 三田村啓理 (2015). バイオテレメトリーを用いた 水圏生物の回帰・固執行動に関する研究. 日 水誌, 81, 651-654.
- Morgan, F. (1964). The uptake of radioactivity by fish and shellfish I. <sup>134</sup>Caesium by whole animals. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, **44**, 259–271.
- 守岡良晃・藤本 賢・帰山秀樹・安倍大介・島村 信也・水野拓治・榎本昌宏,鈴木章一 (2016a). 富岡漁港及び小名浜港におけるヒ ラメへの放射性セシウム移行試験. 福島水試 研報, No.17, 20-27.
- 守岡良晃・佐久間 徹・島村信也・水野拓治・榎 本昌宏・佐藤美智男 (2016b).福島県海域に おけるヒラメの放射性セシウムの推移.福島 水試研報, No.17, 28-36.
- 森下大悟・根本芳春・松本 陽・和田敏裕・難波 謙(2018). 福島県海域における海産魚介類 の放射性セシウム濃度. 福島水試研報, No.18, 37-45.
- Morita, T., Ambe, D., Miki, S., Kaeriyama, H. and Shigenobu, Y. (2020). Impacts of the Fukushima nuclear accident on fishery products and fishing industry. *In* "Low-dose radiation effects on animals and ecosystems" (ed. Fukumoto, M.), Springer, Singapore, 31-41.
- 二平 章 (1999). 鹿島灘沿岸で放流したイシガレ イの移動と成長. 茨城水試研報, No.37, 9-14.
- Okamura, H., Ikeda, S., Morita, T. and Eguchi, S. (2016). Risk assessment of radioisotope contamination for aquatic living resources in and around Japan, living resources in and around

Japan. PNAS, 113, 3838-3843.

- 大森迪夫 (1974). 仙台湾における底魚の生産構造 に関する研究-I マコガレイの食性と分布 について. 日水誌, **40**, 1115-1126.
- R Core Team (2020). The R project for statistical computing. https://www.r-project.org/ (2020年 10月1日に閲覧)
- Rousseeuw, P. J. and Leroy, A. M. (1987). Robust regression and outlier detection. Wiley series in probability and statistics. John Wiley & Sons, New York, 1–329.
- 酒井敬一・永島 宏・木曾克裕 (1985). 松島湾に 放流したクロソイの成長と移動. 東北水研研 報, No.47, 21-32.
- 佐久間徹 (2016). 福島県海域におけるマダラの放 射性セシウム濃度の推移. 福島水試研報, No.17, 74-78.
- Shigenobu, Y., Fujimoto, K., Ambe, D., Kaeriyama, H., Ono, T., Morinaga, K., Nakata, K., Morita, T. and Watanabe, T. (2014). Radiocesium contamination of greenlings (*Hexagrammos otakii*) off the coast of Fukushima. *Sci. Rep.*, 4, 6851.
- 水産庁 (2020).水産物の放射性物質調査の結果に ついて.http://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou /kekka.html (2020年10月1日に閲覧)
- 高橋豊美・前田辰昭・土屋康弘・中谷敏邦 (1987).陸奥湾におけるマガレイおよびマコ ガレイの分布と食性.日水誌, **53**, 177-187.
- Tateda, Y., Tsumune, D. and Tsubono, T. (2013). Simulation of radioactive cesium transfer in the southern Fukushima coastal biota using a dynamic food chain transfer model. *J. Environ. Radioact.*, **124**, 1–12.
- 東京電力ホールディングス(株)(2020). 魚介類 の分析結果<福島第一原子力発電所20km圏 内海域> アーカイブ. http://www.tepco. co.jp/decommission/data/analysis/index-j.html

(2020年10月1日に閲覧)

- Wada, T., Fujita, T., Nemoto, Y., Shimamura, S., Mizuno, T., Sohtome, T., Kamiyama, K., Narita, K., Watanabe, M., Hatta, N., Ogata, Y., Morita, T. and Igarashi, S. (2016). Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima: An update after five years. J. Environ. Radioact., 164, 312-324.
- Wada, T., Konoplev, A., Wakiyama, Y., Watanabe, K., Furuta, Y., Morishita, D., Kawata, G. and Nanba, K. (2019). Strong contrast of cesium radioactivity between marine and freshwater fish in Fukushima. *J. Environ. Radioact.*, 204, 132– 142.
- Wada, T., Nemoto, Y., Shimamura, S., Fujita, T., Mizuno, T., Sohtome, T., Kamiyama, K., Morita, T. and Igarashi, S. (2013). Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima. J. Environ. Radioact., 124, 246-54.
- 山田 学・水野拓治・早乙女忠・伊藤 貴・佐久 間徹 (2016). 魚の移動が海域別の放射性セシ ウム濃度を攪乱する影響について. 福島水試 研報, No.17, 60-65.
- 横田瑞郎・渡邉剛幸・野村浩貴・秋本 泰・恩地 啓実(2015).東日本の陸海域の水産物から検 出された放射性物質について −平成23年9月 ~平成27年3月の調査結果-. 海生研研報, No.21, 33-67.
- 吉田勝彦・鈴木奈緒子・友定 彰(2004).<sup>137</sup>Cs の海域への負荷に対する海産魚類の最高濃度 の出現時期と継続期間 ーチェルノブイリ事 故前後の資料と経年変動予測式をもとにー 第46回環境放射能調査研究成果論文抄録集 (平成15年度),東京,85-86.
- Zhao, X., Wang, W., Yu, K. N. and Lam, P. K. S. (2001). Biomagnification of radiocesium in a marine piscivorous fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 222, 227–237.