

平成31年度
海洋生態系の放射性物質挙動調査事業
報告書

令和2年3月

国立研究開発法人
水産研究・教育機構

平成 31 年度海洋生態系の放射性物質挙動調査事業報告書

目 次

はじめに	1
成果の詳細	
1 海洋生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
1-1 沿岸から沖合への粒子による放射性セシウムの輸送動態	3
1-2-1 海底土中の放射性セシウム濃度の時空間変動把握	8
1-2-2 海底土及び周辺海水中の放射性セシウム濃度分布	14
1-3 東北沿岸域の海洋生態系における放射性物質の動態把握 <①環境>	18
1-4 東北沿岸域の海洋生態系における放射性物質の動態把握 <②魚類>	23
1-5 東北沿岸域の海洋生態系における放射性物質の動態把握 <③生態系>	31
1-6 水産物および環境中におけるストロンチウム-90 とトリチウムの濃度の評価	37
2 内水面生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
2-1 湖沼生態系における放射性物質の動態把握	43
2-2 河川生態系における放射性物質の動態把握	54
2-3 内水面魚類に関する放射性物質の取り込みおよび排出過程に関する研究	61
2-4 手賀沼小型フナ類の一時的な飼育による放射性物質濃度の低減化手法の開発	65
3 震災後の資源状態および漁業の動向に適応した福島県漁業再開のための総合研究	
3-1 震災前後における東北沿岸・沖合重要魚類の資源・生態特性の変化ならびに資源変動要因の解明	67
3-2 福島県漁業における産地市場の需要および資源の持続性を考慮した最適な漁獲圧の解明	73
3-3 産地から消費地まで福島県産水産物需要と対策に関する研究	82

はじめに

2011年3月11日の東日本大震災に伴う東京電力(株)福島第一原子力発電所(以下、「東電福島第一原発」という)の事故により、大量の放射性物質が放出され、福島県やその近接水域の水生生物並びにその生息環境が汚染された。

事故以降、現在までのモニタリングから、環境海水中の放射性セシウム濃度が低下し、多くの水生生物の汚染が低減していることが把握された。その一方で、放射性セシウム濃度の高い個体の出現が散発的に見られるなど、さらなる原因の解明を進めることが必要であり、生態系における放射性セシウムの動態や食物連鎖を通じた放射性セシウムの移行過程を把握することが重要な課題である。また、2011年3月以降、福島県の漁業は操業の自粛を余儀なくされており、2012年6月に開始された試験操業での漁獲量は着実に増加しているものの、依然として低水準にとどまっている。長期間にわたる操業自粛がもたらした漁獲死亡の低下によって、福島県沿岸～沖合の底魚資源の多くが増加傾向となった。しかし、震災以前の漁獲努力量で操業が再開された場合には、わずか数年間で震災前の資源水準に戻る可能性が示唆されており、漁業再開にあたっては適切な資源管理を行うことが福島県漁業の持続的な再建、発展にとって重要である。

本報告書は、平成31年度に実施された「海洋および内水面における放射性物質の挙動に関する研究」、そして「震災後の資源状態および漁業の動向に適応した福島県漁業再開のための総合研究」についてまとめたものである。水生生物やその餌生物及び生息環境中の放射性セシウム濃度並びに安定同位体比等の精密データを蓄積し、生態系の中の放射性セシウムの動態(それぞれに含まれる放射性セシウムの濃度がどのような地理的分布を示し、さらに時間的にどのように変化しているのか、また相互の関係はどうか)を明らかにし、現状の把握と今後の見通しを示すことに貢献する。福島県産水産物だけでなく、東北地域や茨城県産の水産物についても実際の検査結果は低い濃度であるにもかかわらず、消費者の水産物汚染への懸念は未だ継続している。また、未だに日本産水産物の輸入に関して厳しい規制を行っている国もある。このことは、現在の水産物汚染の状況が国内外の消費者に十分理解されていないことを示している。国内外の消費者の水産物に対する不安の払拭や風評被害の抑制のためにも、水生生物中の放射性物質濃度とその変化のモニタリングを継続し、食物連鎖を通じた放射性物質の挙動を把握していくこと、また得られた成果を丁寧に広報していく必要がある。

1. 海洋生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 1-1	課題名：沿岸から沖合への粒子による放射性セシウムの輸送動態
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ¹ 水産工学研究所 水産土木工学部 水産基盤グループ ²
担当者職名・担当者名	主任研究員・帰山秀樹 ¹ 、グループ長・森田貴己 ¹ 主任研究員・杉松宏一 ² 、主任研究員・古市尚基 ²

1. 研究内容及び方法

(1) 福島県沖の大陸棚から陸棚斜面域を対象に、粒子による沖合への放射性セシウムの輸送過程を捉えるためにセジメントトラップ観測を実施した。福島第一原発の東方沖合、水深約 1000 m の地点(SY1: 37°00' N, 141°50' E)では 2011 年 7 月～2015 年 7 月の期間において係留観測を実施した(図 1a)。さらに福島第一原発の南東沖、水深約 500 m の地点(F03: 36°53.5' N, 141°32.5' E)では 2017 年 9 月～2018 年 6 月の期間、係留系観測を実施した(図 1a)。

(2) 海底近傍における粒子の再懸濁、輸送を駆動する海底近傍の流動場について、(1)の地点 SY1 および F03 の近底層における水温、塩分、濁度や流向・流速等の連続観測を実施した。

(3) 福島県沖大陸棚の海底近傍における粒子の懸濁状況を把握する目的で、レーザー式粒径別粒子濃度測定装置(LISST-200X および-HOLO2)を用いた懸濁物質の粒度組成分布ならびにホログラフィ画像の鉛直プロファイルの取得(図 1b)、ならびに平成 30 年度開発した現場ろ過器を用いた海底近傍の粒子の大量採取(図 1c)、放射性セシウム濃度の測定により、海底境界層における懸濁態放射性セシウム存在量を定量的に評価した。

2. 平成 31 年度進捗状況・成果

(1) SY1 におけるセジメントトラップ観測で得られた 2014-2015 年の試料について全粒子束、放射性セシウム(Cs-134 および Cs-137)濃度の分析を行い、年間放射性セシウムフラックスを算出した。2014 年から 2015 年の期間、深度 500 m および 1000 m における全粒子束は 2.7 mg/m²/d～780 mg/m²/d、65 mg/m²/d～1200 mg/m²/d の範囲で変動し、2014 年 9 月および 2015 年 1 月に高い値であった。沈降粒子の放射性セシウム濃度は Cs-137 で深度 500 m の試料において 0.0049～0.16 Bq/g-dry、深度 1000 m の試料において 0.0054～0.069 Bq/g-dry の範囲であった。これらのデータを用い放射性セシウム(Cs-137)の年間フラックス(Bq/m²/y)を求めたところ、2011-2012 年から 2014-2015 年にかけて、値が小さくなった(図 2)。また、深度 500 m に比べ、深度 1000 m において常に放射性セシウムフラックスが大きいことが明らかとなった。一方、2017 年より観測を実施した地点 F03 では全粒子束が深度 250 m の試料において 16 mg/m²/d～490 mg/m²/d、深度 500 m の試料において 47 mg/m²/d～4900 mg/m²/d の範囲で、放射性セシウム濃度は Cs-137 で深度 250 m の試料において 0.0060～0.23 Bq/g-dry、深度 500 m の試料において 0.010～0.086 Bq/g-dry の範囲でそれぞれ変動した。F03 の深度 500 m は全粒子束の値が深度 250 m に比べ約一桁大きい値を示し、再懸濁に伴う近底層(深度 500 m)における懸濁粒子の輸送が活発であることが示唆された。また、F03 における 2017-2018 年の年間フラックスは深度 250 m の試料において 3.3 Bq/m²/y、深度 500 m の試料において 11 Bq/m²/y であり、沖合(SY1)の 2013 年以降の値よりも大きい(図 2)。すなわち粒子

の輸送に伴う放射性セシウムの輸送は水深 1000 m に比べ、水深 500 m において大きいことが明らかとなった。

(2) 昨年度報告したとおり、2018 年 3 月～4 月には暖水渦が F03 に接近した。この時の深度 500 m における流向・流速ならびに濁度の連続観測データより見積もった濁度の水平フラックスは極めて大きな値を示し水平方向への懸濁物質の輸送が顕著であることが明らかとなった(図 3c の点線枠内)。その期間のセジメントトラップ観測によると、下方へのフラックスは極めて小さい値であった(図 3a)。一方、深度 500 m において Cs-137 フラックスが最大となった 2018 年 2 月においては濁度の水平方向の輸送は小さく、その方角は等深線に沿って南向きであった(図 3b の点線枠内)。

(3) 2019 年 6 月 22 日～6 月 30 日に蒼鷹丸にて、2019 年 8 月 1 日～8 月 4 日に若鷹丸にて懸濁物質の粒度組成分布の現場計測を実施した(図 1b)。今年度はいずれの航海においても LISST-200X、LISST-HOLO2、濁度計、水温・塩分計、圧力計の同時観測を実施した。また、若鷹丸では採水による SS 濃度測定に基づき濁度計のキャリブレーションを行った。さらに、平成 30 年度に開発した現場ろ過器を用いた海底直上約 80cm における懸濁粒子のろ過による捕集を水深 50～400 m の 6 地点において実施した(図 1c)。現場観測の結果、海底境界層の層厚は水深の 1.4-26%に相当する 2.5-40 m の範囲で存在し、水深が増すにつれその割合は低下する傾向を示した(図 4a, b)。海底境界層内に存在する懸濁粒子の総量の水平分布を見ると体積濃度では福島第一原発より北側の水深 100 m 以浅において豊富であったのに対し、重量濃度では福島県沖の水深 100-200 m および福島県南部の水深 100 m 以浅で高い値を示した(図 4c, d)。これらの水平分布の違いは海底境界層を構成する粒子の質(密度)の違いによるものと考えられ、その成因について今後検討が必要である。海底直上における現場ろ過器観測では 550-1260 L の海水をろ過し、0.73～1.7 g の懸濁粒子を捕集することに成功した。得られた懸濁粒子の放射性セシウム濃度は Cs-137 で < 27-120 Bq/kg-dry の範囲にあり、直下の海底堆積物の Cs-137 濃度(3.5-85 Bq/kg-dry)と同程度の範囲で変動した。水深 50-200 m の地点で堆積物よりも懸濁粒子が高濃度な場合が見られた(表 1)。さらに海底境界層における懸濁粒子の総量(g/m²; 図 4d)および Cs-137 濃度(Bq/kg-dry; 昨年度からの平均値 90 Bq/kg-dry)、海底境界層層厚(m; 図 4a)および溶存態 Cs-137 濃度(平均値 2.0 Bq/m³ を仮定)から、海底境界層における放射性セシウムの懸濁態および溶存態のインベントリを求めるとそれぞれ 0.2-1.9 Bq/m²、5-63 Bq/m² となり、Cs-137 インベントリに占める懸濁態の割合は 2-7%と見積もられた。この割合は水柱で報告されている 0.1%未満 (Buesseler *et al.*, 2012; Honda *et al.*, 2012) に比べ一桁以上高く、海底境界層における放射性セシウムの存在率として懸濁粒子の重要性を表している。

3. 今後の課題

(1) SY1 および F03 における沈降粒子試料について主要成分の分析を行い沈降粒子の質についての評価を行い、沈降粒子として沖へ輸送される粒子の生物利用特性について議論する。

(2) SY1 の深度 1000 m、F03 の深度 250 m で得られた流向・流速データなどを総合的に解析し、セジメントトラップ観測で得られる鉛直フラックスと流速計で得られる水平輸送を整理する。

(3) LISST-200X および他センサーを用いた 2 カ年の広域鉛直プロファイル観測のデータを用い、海底境界層の発達メカニズム、懸濁粒子の性状(形状、粒度組成)、放射性セシウム濃度を整理し、

海底境界層の懸濁物質が底生生態系における放射性セシウムの挙動に与える影響についてまとめる。

引用文献

Buesseler *et al.* (2012) *Prog. Natl. Acad. Sci. USA* **109**, 5984-5988.

Honda *et al.* (2012) *Geochem J.*, **46**, e1-e9.

図表

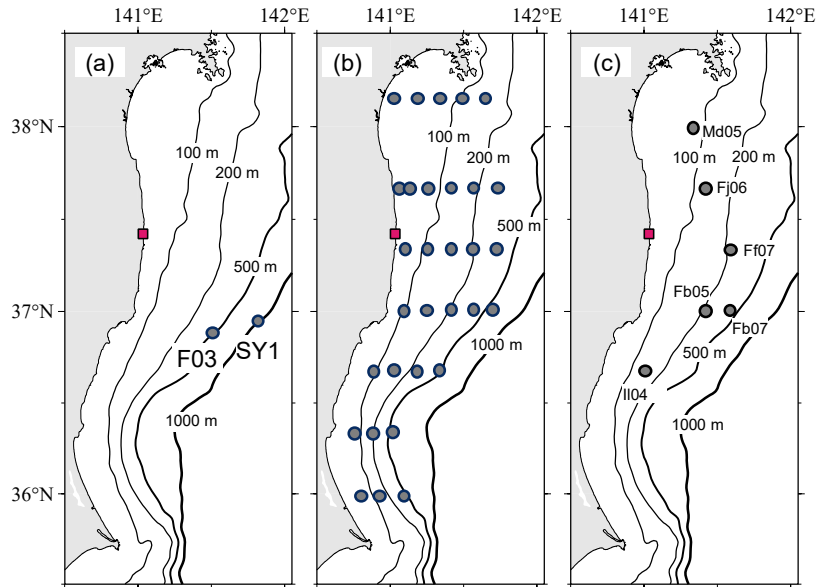


図 1. 今年度実施した観測地点（黒丸）。赤四角は福島第一原発の位置を表す。オレンジおよび黄色の領域は 2013 年、2015 年および 2016 年の表層堆積物の Cs-137 濃度が 100Bq/kg-dry 以上、および 50-100 Bq/kg-dry の比較的高濃度な海域（データは影響解明調査事業報告書および規制庁事業報告書に基づく）。(a) 陸棚斜面域における係留系観測地点。(b) 懸濁物質の粒度組成分布等の現場観測実施地点。(c) 改良現場ろ過器観測実施地点。

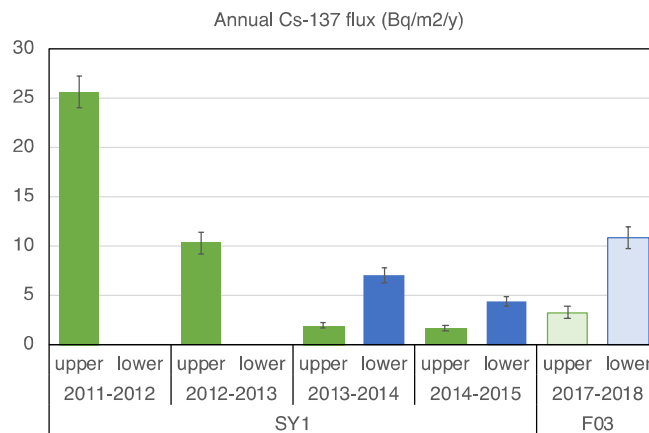


図 2. SY1 および F03 における年間 Cs-137 沈降フラックス(Bq/m²/y)。緑は中層、青は底層。

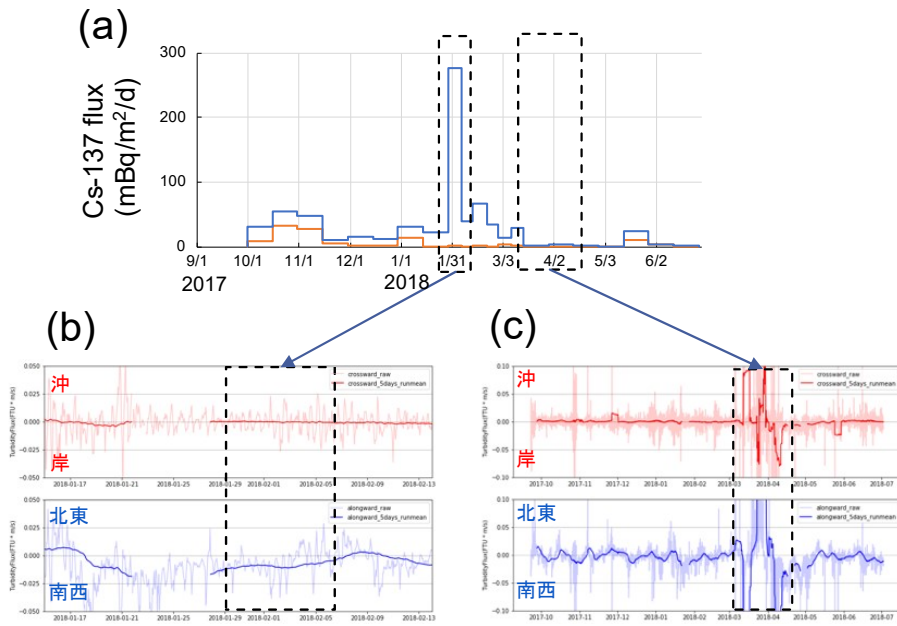


図 3. (a) F03 における Cs-137 沈降フラックスの季節変動。オレンジは深度 250 m、青は深度 500 m の結果。(b) 2018 年 1 月～2 月の深度 500 m における濁度の水平フラックス。赤は等深線に直行する成分、青は等深線に沿う方向成分を表す。(c) 2017 年 9 月～2018 年 6 月の深度 500 m における濁度の水平フラックス。赤は等深線に直行する成分、青は等深線に沿う方向成分を表す。

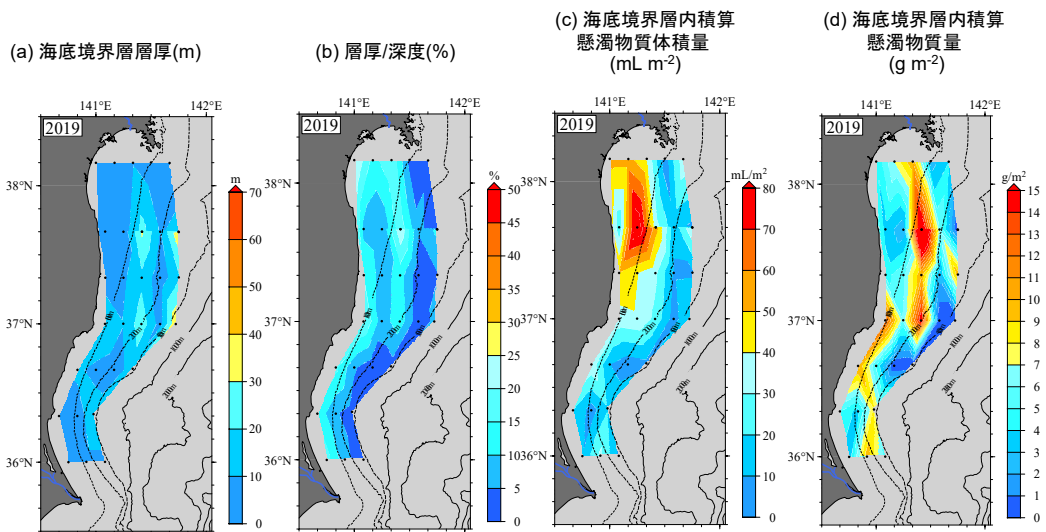


図 4. 現場観測により得られた(a)海底境界層厚、(b)海底境界層が水深に占める割合、(c)海底境界層内積算懸濁物質体積濃度および(d)積算懸濁物質量の水平分布。

表 1. 現場ろ過器観測地点の水深、海底直上の懸濁粒子および堆積物 (0-3 cm) の Cs-137 濃度。

St	Depth (m)	Cs-137 conc. (Bq/kg-dry)	
		Particle	Sediment
II04	133	118	38
Fb05	204	72	13
Fb07	396	< 27	18
Ff07	222	28	85
Fj06	130	31	54
Md05	49	84	3.5

1. 海洋生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 1-2-1	課題名：海底土中の放射性セシウム濃度の時空間変動把握
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 資源環境グループ ¹ 中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ² 東北区水産研究所 資源環境部 海洋動態グループ ³ 、 東北区水産研究所 資源環境部 生態系動態グループ ⁴ 水産工学研究所 水産土木工学部 生物環境グループ ⁵
担当者職名・担当者名	主任研究員・安倍大介 ¹ 、重信裕弥 ² 、笈茂穂 ³ 、宇田川徹 ⁵ 、グループ長・森田貴己 ² 、主幹研究員・田所和明 ⁴ 、研究員・多賀悠子 ⁵

1. 研究内容及び方法

2011年度より、宮城県・福島県・茨城県海域を対象に、海底土中における放射性Cs（Cs-137およびCs-134）の濃度を継続的に調査している。当該海域において、経度幅5分おきの間隔（およそ7～9 km 間隔）の測点からなる、沿岸から東方およそ70～90 km まで延びる東西定線を4本設定したほか、この定線とは異なる宮城県・福島県海域の11点において海底土調査を実施した（図1）。海底土は柱状に採取し、深度方向に6層（海底面から0-1、1-2、2-4、4-6、6-10、10-14 cm）に分割した。それぞれの海底土試料を乾燥処理した後にガンマ線測定を行い、乾燥海底土1 kg 当たりにおけるCs-137およびCs-134の濃度（Bq/kg-dry）を求めた。また海底土の性状分析の一環として粒度組成を調べた。得られた濃度の空間分布の特徴を整理し、2011年度からの調査結果と併せて、その時間変化の特徴について評価した。

2. 平成31年度進捗状況・成果

海底土中の放射性Cs濃度の時間変化の議論において放射性核種自体が持つ物理半減期の影響を軽減するため、この節では物理半減期がCs-134（約2.07年）に比べて比較的長いCs-137（約30.1年）の調査結果について報告する。図2に、2019年度の海底土調査で得られた、海底土中のCs-137の濃度の空間分布を示す。表層（0-1 cm）海底土中のCs-137の濃度は2.50–106 Bq/kg-dryの範囲で分布していた。一方で、下層の海底土の一部では表層に比べて高い濃度が観測された（例えば、測線aの最も沿岸の測点における6-10、10-14 cm 層における濃度はそれぞれ266 Bq/kg-dry、241 Bq/kg-dry）。これまでの本事業の調査で、調査海域における表層海底土中の放射性Cs濃度の相対的な高低分布は、東京電力（株）福島第一原子力発電所（東電福島第一原発）からの距離に単純に依存していなかったことが分かっている（Ambe et al., 2014）。すなわち、調査海域内においては、仙台湾中央部で相対的に低い濃度が分布し、一方で沿岸近くや、牡鹿半島南方から茨城県沖までの水深100 m 等深線付近に沿って、相対的に高い濃度が分布していたことが明らかとなっている。2019年度の調査でも同様の空間分布のパターンが継続的に維持されていた。また、表層海底土の中央粒径分布の特徴についても本事業の調査が始まって以降大きく変化しておらず、仙台湾中央部で特に大きかった（図3左）。結果的に海底土の中央粒径値が大きいほど濃度が低いという関係が現在においても引き続き見られた（図3右）。海底土の粒度組成は、海底土の放射性Csの吸着能力と高い関連性を持つことが分かっており（e.g. Comans and Hockley, 1992）、粒度が小さ

いほど海底土全体の吸着能力が高い。したがって、海底土の粒度組成分布は、原発事故直後の海底における放射性 Cs 分布を形成する主要因の一つである。さらに、今回の調査結果からは海底土の粒度分布の時空間変動は非常に安定的で、これに伴って事故後初期段階で形成された濃度分布の相対的な高低のパターンが、少なくとも 10 年近い規模で維持されることが分かった。また、これまでの本事業の継続したモニタリングにより、海底土中の放射性 Cs 濃度は全体的に減少傾向にあることが明らかになっている。また事故後間もない時期では海底土の表層ほど放射性 Cs 濃度が高い傾向があったが、上述の通り最近の調査結果では、表層よりも下層で比較的高い濃度が検出されることがある。調査海域全体としては、図 4 で示すような濃度の時空間的变化が起こっていることが分かっている。すなわち、調査海域の北西寄りの海域もしくは表層の海底土ほど放射性 Cs 濃度は減少傾向にあり、一方で南東寄りの海域もしくは下層の海底土ほどその濃度は増加傾向にあった（濃度の鉛直分布の例を図 5 に示す）。こういった濃度の変化の主要因の一つは、汚染された海底土の再懸濁と輸送が考えられる。図 6 に、2016 年に採取した海底土試料中に含まれる有機炭素・窒素量の比 (C/N 比) を示す。一般に C/N 比は、高い値が陸域由来による有機物を代表し、逆に小さい値ほど海洋生産性による堆積の指標となるため、海底土の起源推定のために使用される。仙台湾においては中部の定線 a や北部沿岸で C/N 比が高かった。また、中・南部の定線停船においては、沿岸から沖合にかけて単調に C/N 比は減少せずに、水深 100~200 m 周辺の海域でそれよりすぐ沿岸側よりも相対的に C/N 比が高かった。この結果は、仙台湾沿岸における海底土が直接沖合方向（東方）に輸送されるよりも、牡鹿半島から海底土が南方に輸送される影響の方が大きいことを示唆する。本事業における東日本沖の海底土流動モデルによる既往研究結果では主に、福島県南部沿岸域の海底土が南方に輸送されるほか、福島県北部沿岸域の海底土が主に仙台湾を時計回りに移動し、その後牡鹿半島から南方に輸送されることを示した。これは図 4 に示した海底土中の放射性 Cs の時空間的な増減の特徴や、上記 C/N 比からの海底土の輸送の考察と矛盾しない。これらの結果は、瞬間的に捉えられた海底土の元素分布情報が、数年規模の海底土の輸送特性を推定できる可能性を示唆するため、海底土中の放射性物質濃度分布の将来予測に有用である事を示唆する。

3. 今後の課題

東電福島第一原発事故後、これまで海底土中の放射性 Cs 濃度は全体的に継続して減少していたが、近年は局所的に増加する領域も見られるようになってきている。放射性 Cs が増加する傾向が見られた海底土下層については、必要に応じて鉛直方向に細かく観察していかなければならない。また、今後も定期的なモニタリング調査による、東電福島第一原発由来の海底における放射性 Cs の動態の監視の継続が望まれるとともに、今後の万が一の同様の事態に備えるための海底土性状の基礎情報の整理を進める必要がある。

引用文献

- Ambe, D. et al. (2014) Five-minutes resolved spatial distribution of radiocesium in sea sediment derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *J. Environ. Radioact.* 138, 264-275.
- Comans, R.N.J. and Hockley, D. (1992) Kinetics of cesium sorption on illite. *Geochim. Cosmochim. Acta* 56, 1157e1164.

図表

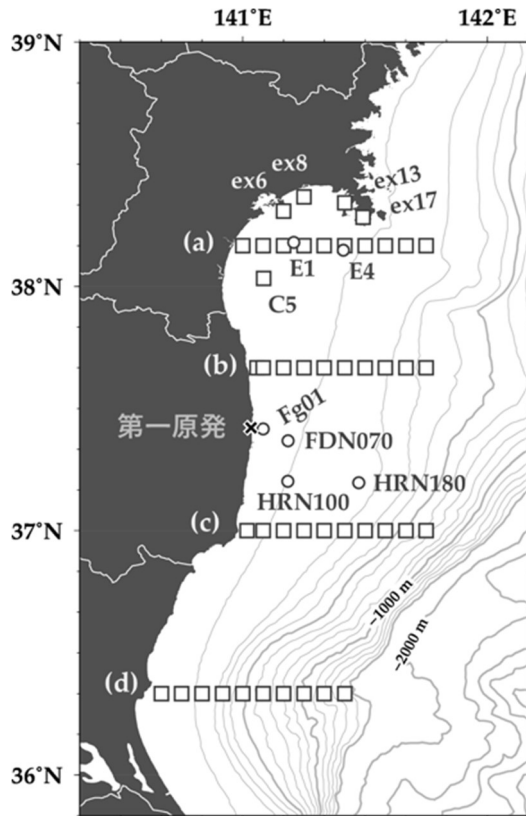


図 1. 宮城県・福島県・茨城県海域における表層海底土調査の調査測点。コンター（太線：500 m おき，細線 100 m おき）は水深を示す。

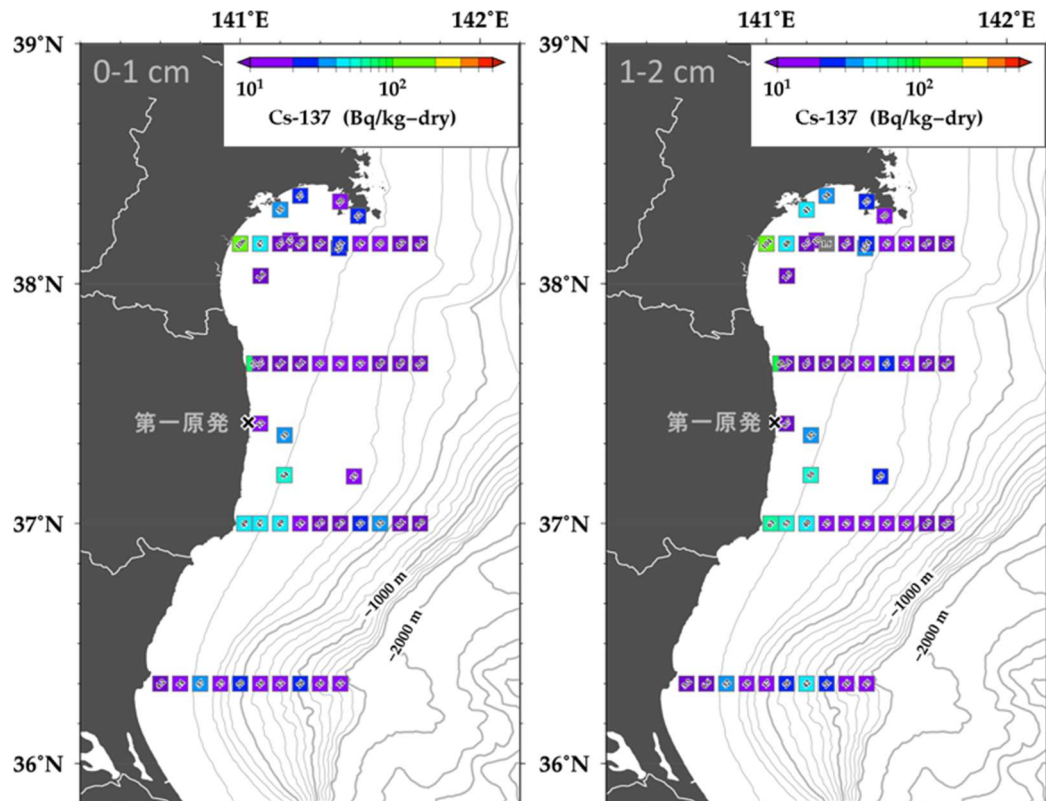


図 2. 2019 年夏季の調査における海底土中の Cs-137 の濃度分布。タイトル上の数字は Cs-137 の濃度を示す。各パネルの左上に海底土の深度層を示す。灰色のタイトルは Cs-137 の濃度が検出限界値未満（タイトル上の数字は検出限界値）であったことを示す。

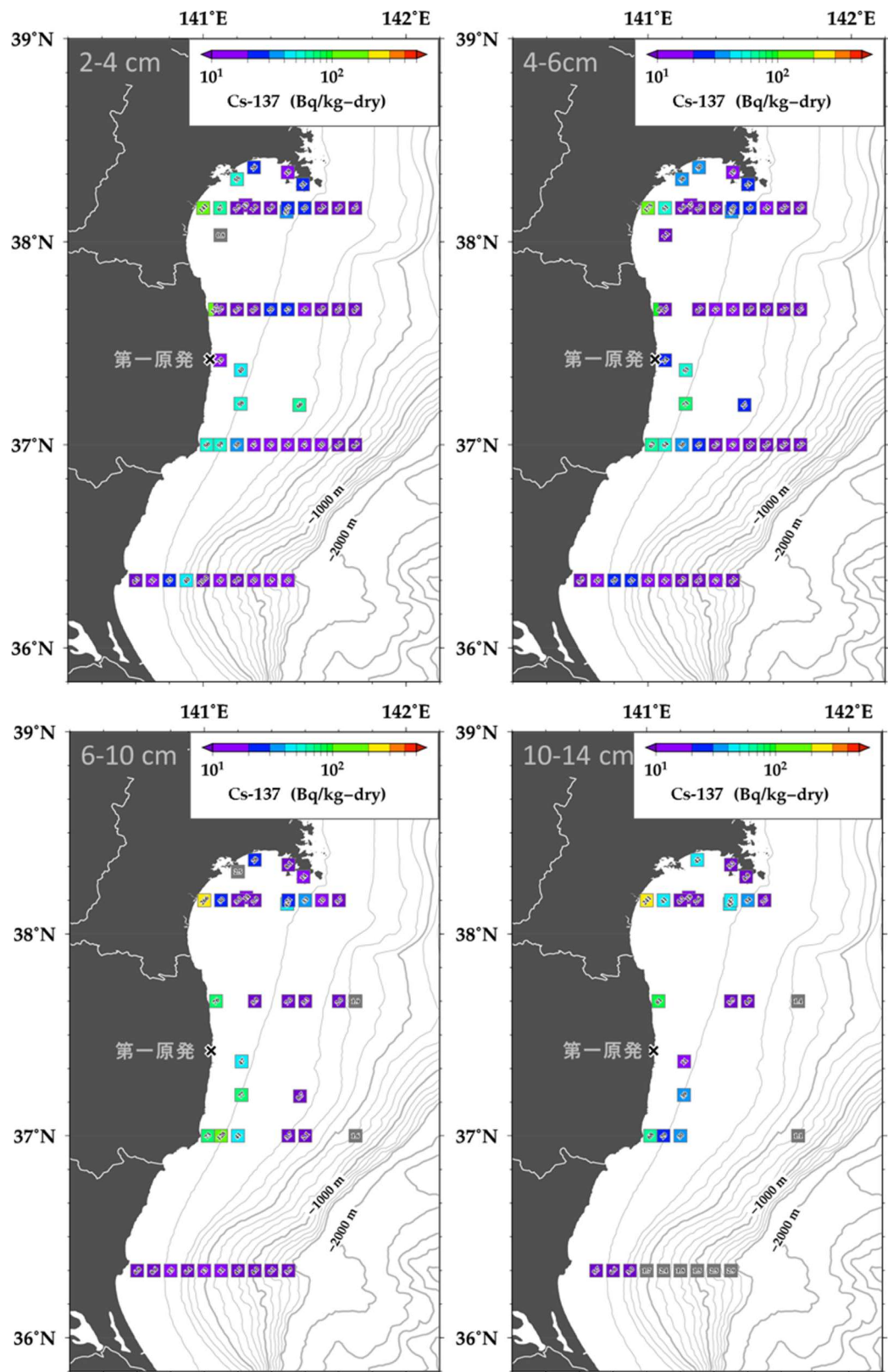


図 2. 続き

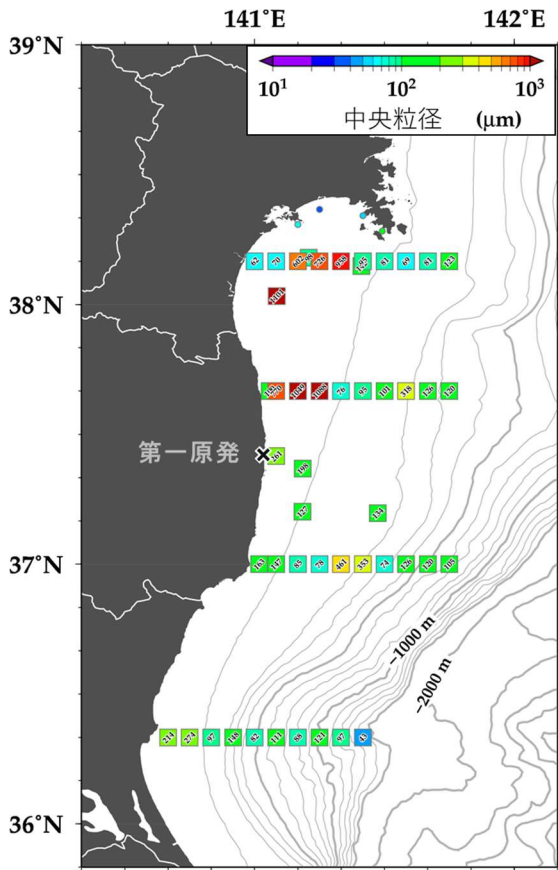


図 3. 2019 年夏季の調査における表層 (0-1cm) 海底土の中央粒径分布 (左段) と同地点で得られた Cs-137 濃度との比較散布図 (右段)。

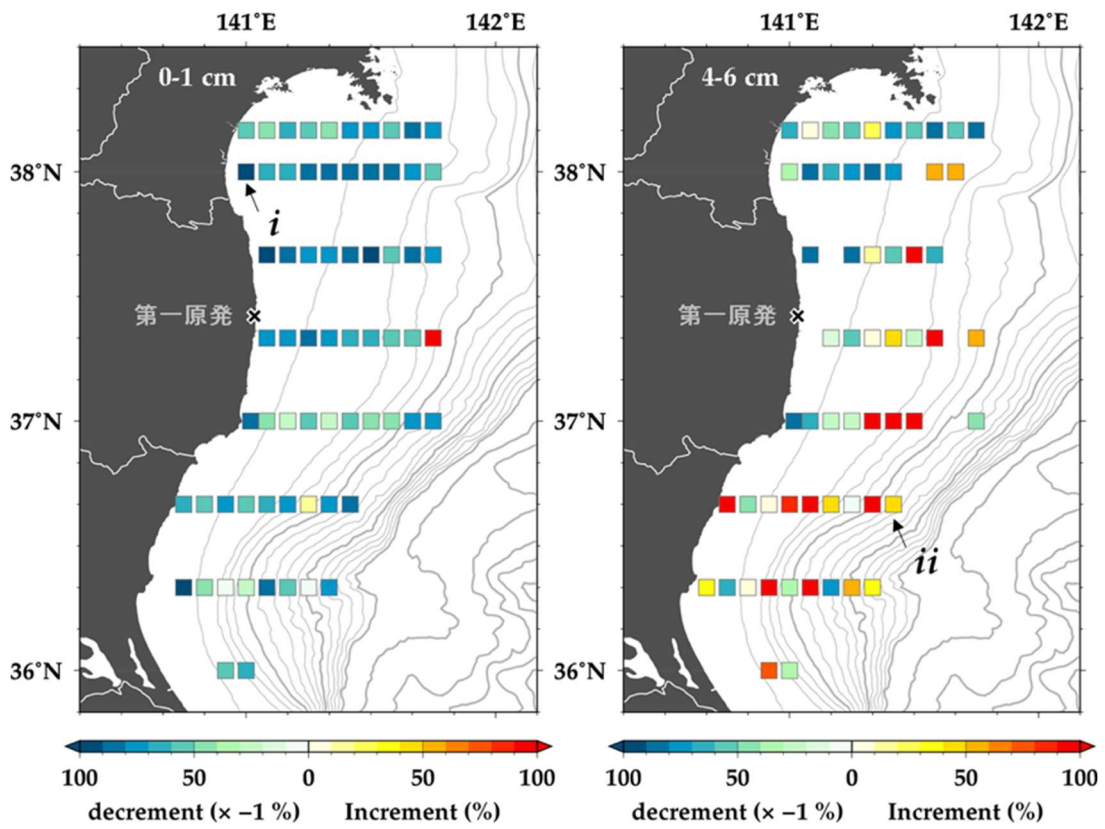
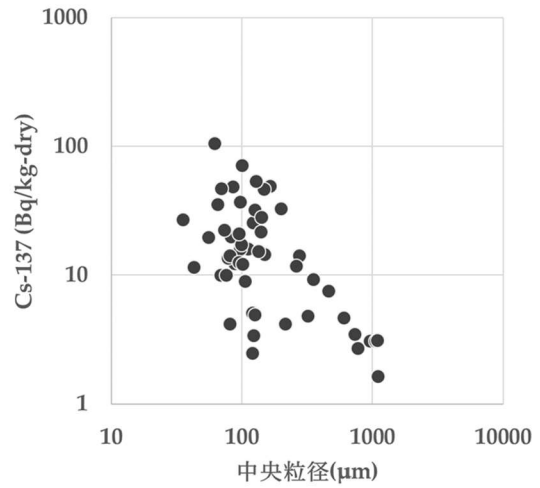


図 4. 2013 年から 2017/2018 年にかけての各調査点における Cs-137 存在量の増減率。

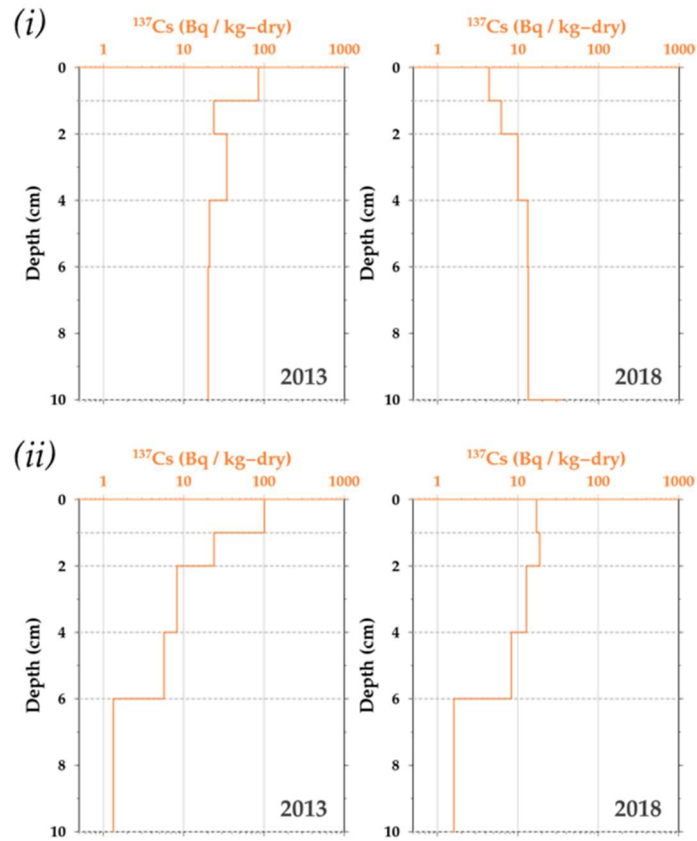


図 5. 図 4 の地点 *i* と *ii* それぞれにおける 2013 年と 2018 年の Cs-137 濃度の鉛直分布。

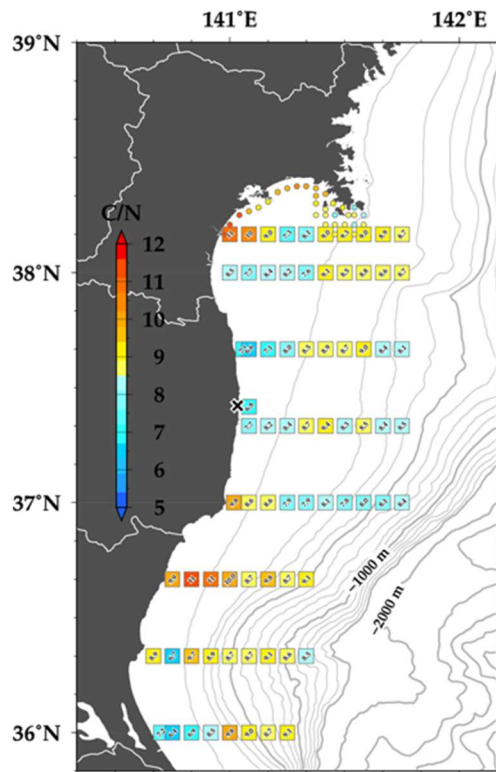


図 6. 2016 年夏季の調査における表層 (0-1cm) 海底土中の有機炭素量と有機窒素量の比。

1. 海洋生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 1-2-2	課題名：海底土及び周辺海水中の放射性セシウム濃度分布
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ¹ 中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 資源環境グループ ² 水産工学研究所 水産土木工学部 生物環境グループ ³
担当者職名・担当者名	グループ長・森田貴己 ¹ 、主任研究員・安倍大介 ² 、帰山秀樹 ¹ 、重信裕弥 ¹ 、宇田川徹 ³ 、研究員・多賀悠子 ³ 、任期付研究員・三木志津帆 ¹

1. 研究内容及び方法

2017 年度本事業課題 1-4 において、仙台湾のヒラメ中の放射性 Cs 濃度が、既知の濃縮係数から推測される放射性 Cs 濃度よりも若干高いことが報告された。2017 年度本事業課題 1-2 において行なった室内実験で、海底土から放射性 Cs が溶出することを報告したことから、現場海域においても放射性 Cs が海底土から溶出し海底直上に留まることにより、ヒラメ中の放射性 Cs 濃度に影響を与えているのではないかと仮説が想定された。そこで昨年度の本事業において、海底直上水（マルチプルコアラーに取り付けたニスキン採水器で採水）および間隙水中の放射性 Cs 濃度（本報告では Cs-137 についてのみ報告する）を測定し、本仮説の検証を行なったところ、海底直上水中の Cs-137 濃度が、それよりも上層中の Cs-137 濃度と比較して特に高いわけではなかったことから、海底土より溶出した Cs-137 を含む水が海底直上に滞留している可能性は低いと考えられた。これは溶出した Cs-137 を含む水は、速やかに拡散希釈されているためであると推察された。このことから、仙台湾のヒラメ中の放射性 Cs 濃度が、既知の濃縮係数から推測される放射性 Cs 濃度よりも若干高い理由は不明のままである。一方、海底土 0-5 cm 層の間隙水中の Cs-137 濃度は、海底直上水のその 2.6-28 倍であったことから、この間隙水がヒラメ中の放射性 Cs 濃度に影響を与えている可能性が示唆された。

本年度は、昨年度に引き続き、海底直上および間隙水中の放射性 Cs 濃度を測定し、上記の結論を再確認することとした。また、間隙水中の放射性 Cs 濃度に影響を与えている因子についても検討した。昨年度はマルチプルコアラーにニスキン採水器を取り付ける位置が採泥器の外側であったため、採泥器のワイヤーにより採水器が破損することがあったことから、今年度は内側に設置することとした。また、昨年度は採水が正しく行われたかどうかの確認は、水中カメラにより確認していたが、この方法は確認に時間がかかるため、本年度は転倒式水圧計を取り付けることにより、その測定水深からニスキン採水器の動作を確認することとした。間隙水は、採取した海底土を 0-5 cm 層と 5-10 cm 層に分け、それぞれからブフナー漏斗によりろ過し採取した。得られた海水はどれも 0.45 μm のフィルターでろ過後、リンモリブデン酸アンモニウム共沈法により濃縮し、高純度 Ge 半導体検出器により放射性 Cs の測定を行なった。また、間隙水を採取する前の海底土の一部を逐次抽出法 (Tessier *et al.*, 1979) により、形態別分析も行なった。

2. 令和元年度進捗状況・成果

図 1 に分析に使用した試料の採取地点を示す。試料は全て、令和元年度蒼鷹丸第 3 次調査航海において採取した。全ての地点において、海底直上水、間隙水の採取に成功した (Fg01 地点のみ 5-

10 cm層の海底土は採取されていない)。海底直上水のCs-137濃度は、海底から5-7 m上の水深の海水のCs-137濃度と同等であった。また、これらの濃度は、昨年度とほぼ同等であった。間隙水のCs-137濃度は、全ての地点で海底直上水のそれよりも高かった(図2)。0-5 cm層の間隙水中のCs-137濃度は、海底直上水のそれの2.4-25倍である(表1)。海底土の層間での間隙水のCs-137濃度の比較では、昨年度はE1の1地点のみ5-10 cm層のほうが高かったが、今年度はFDN70以外の地点は全て5-10 cm層のほうが高かった。昨年度より間隙水の濃度が上昇した試料は、FDN70_0-5 cm層、HRN180_5-10 cm層、Fg01_0-5 cm層の3試料である。これら3試料は海底土濃度も昨年度より上昇している。しかし、E1_0-5 cm層、E1_5-10 cm層、E4_5-10 cm層では海底土濃度が上昇しているが、間隙水の濃度は減少しており、間隙水の濃度は海底土濃度と相関しているわけではない。間隙水の濃度と相関している因子(海底土濃度、海底土の中央粒径、形態別分析の各画分)について検討を行った結果、間隙水の濃度ともっともよく相関していたのが、形態別分析のイオン交換態の画分に存在するCs-137の総量であった。(図3)。2017年度本事業課題1-2において、海底土から放射性Csが溶出する主な画分もこのイオン交換態の画分であったことから、間隙水のCs-137は、このイオン交換態の画分のCs-137と平衡関係にあると考えられる。なお、間隙水のCs-137が底魚のCs-137濃度に影響を与えている可能性については、本事業課題1-4において考察する。

通常、海底土中の放射性元素濃度と海水中のそれとの関係を示す分配係数は、海水と海底土間での核種の分配が平衡状態(定常状態)にあることを仮定している。また、福島県沖での事故以前の分配係数は、560-890であった。(海洋における放射性核種の移行パラメーター, 1996)。本調査で得られた海底土中のCs-137濃度と海水中のCs-137濃度の関係を表1に示した。同一海域内や昨年度のデータとの比較から、海水と海底土間での核種の分配が平衡状態にあるとは考えられず、現状の福島沖および仙台湾においては、いわゆる分配係数の考え方を適用するのは困難であると結論づけた。

3. 今後の課題

昨年及び本年の調査によって、水産物中の放射性Cs濃度に影響を及ぼす滞留水の存在は否定されたが、間隙水の放射性Csの底魚への影響が示唆されている(課題1-4参照)。令和2年3月5日現在、海産物においては出荷制限魚種もなく、福島県沖の海産物中の放射性Cs濃度も非常に低い状態にあるが、東電福島第一原発事故以前の濃度水準に戻っているわけではない。その理由は確定されていないが、海底土がその原因候補の一つであると考えられる。海底土の水産物への影響を正しく評価していくために、本事業で得られる基礎的な知見の収集が重要であると考えられる。

引用文献

Tessier, A. *et al.* (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals, *Anal. Chem.*, 51, 844-851.

海洋における放射性核種の移行パラメーター(1996) 環境パラメーターシリーズ 7,財団法人 原子力環境整備センター.

図表

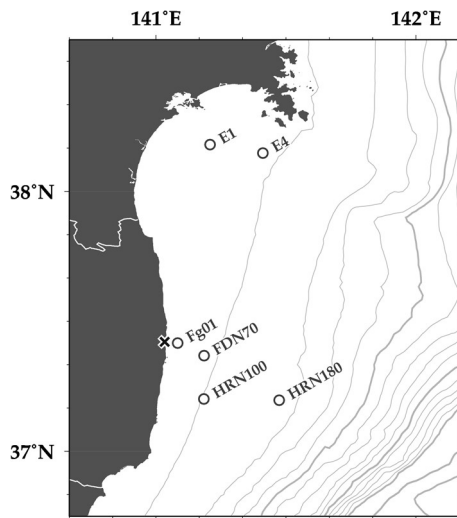


図1. 試料採取地点。×印は東京電力（株）福島第一原子力発電所を示す。

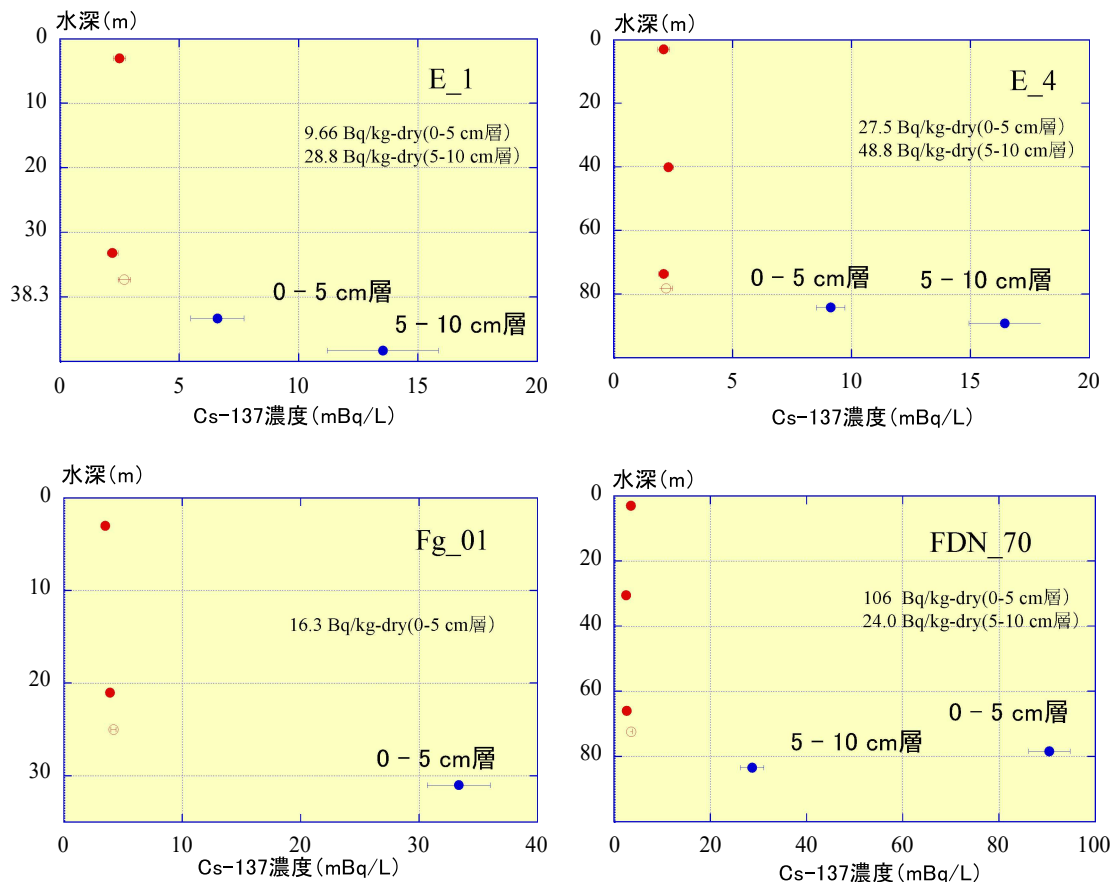


図2. 海水および間隙水中の Cs-137 濃度。赤丸は海水中の濃度、赤円は直上水中の濃度、青丸は間隙水中の濃度を示す。図中に数字で示した濃度は 0-5cm 層と 5-10cm 層の海底土中の Cs-137 濃度。エラーバーは計数誤差。

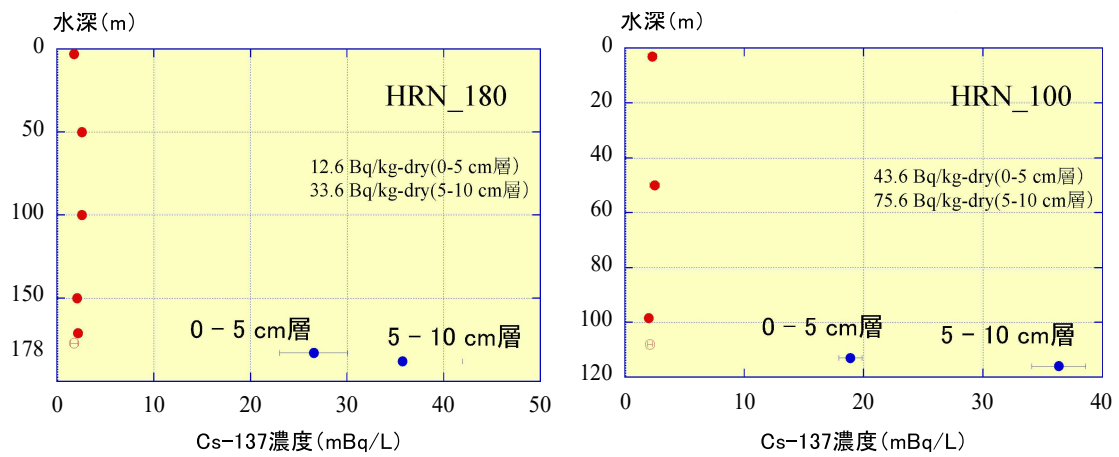


図 2 (続き)。

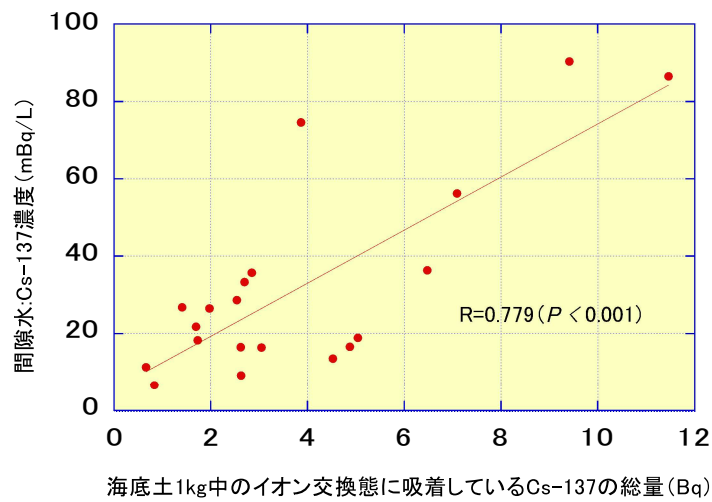


図 3. 海底土 1kg 中のイオン交換態に吸着している Cs-137 の総量と間隙水中の Cs-137 濃度の関係。

表 1. 乾燥海底土中の Cs-137 濃度と海水中の Cs-137 濃度の関係

	Fg-01	FDN70	HRN100	HRN180	E1	E4
0-5 cm 層/直上水	3920 (4300)	29000 (14200)	21200	6910 (8390)	10640 (1160)	12500 (18374)
0-5 cm 層/間隙水	490 (709)	1170 (531)	2310	475 (295)	1463 (439)	3020 (1750)
5-10 cm 層/間隙水	-	837 (586)	2080	941 (340)	2130 (425)	2970 (1690)
0-5 cm 層の間隙水/直上水	8.02	24.8	9.18	14.6	2.44	4.15

括弧内の数字は、昨年度のデータ。

1. 海洋生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 1-3	課題名：東北沿岸域の海洋生態系における放射性物質の動態把握 <①環境>
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ¹ 東北区水産研究所 資源環境部 海洋動態グループ ² 東北区水産研究所 資源環境部 生態系動態グループ ³ 東北区水産研究所 資源環境部 沿岸資源グループ ⁴
担当者職名・担当者名	主任研究員・帰山秀樹 ¹ 、グループ長・森田貴己 ¹ 主任研究員・笈茂穂 ² 、主幹研究員・田所和明 ³ 、主任研究員・岡崎雄二 ³ 、グループ長・桑田晃 ³ 、研究員・富樫博幸 ⁴

1. 研究内容及び方法

(1) 仙台湾および福島県沖を対象に 2011 年度よりデータ取得を継続している海水の放射性セシウム(Cs-137 および Cs-134)濃度を調査した。2019 年度は 2019 年 6 月および 12 月に仙台湾のモニタリング定点 2 地点(E1 および C5、図 1)を中心に 3~4 地点において、表層、中層、近底層の 3 層より試料を採取した。さらに、仙台湾の定点 C5 において 2019 年 8 月に同様の試料採取を行った。また、6 月および 12 月には福島県北部の F250 における近底層の試料採取も継続している。さらに、2017 年度より新規に設定した福島県沖太平洋水深 70~100 m の 2 地点 (FDN070 および HRN100)において、6 月に表層、中層、近底層の 3 層より試料を採取した。これらの海水試料は全てガラス繊維濾紙で濾過し、溶存態の Cs-137 濃度および Cs-134 濃度を測定した。2019 年 9 月 30 日~10 月 2 日に福島県の極沿岸域 16 地点において採水を実施した。本試料については 0.45 μm のカートリッジフィルターによる濾過を行い、溶存態の Cs-137 濃度および Cs-134 濃度を測定した。極沿岸域における同様の試料採取、分析は 2013 年 8 月より計 13 回実施している。より詳細な時系列変動を解析する目的で、福島県いわき市小名浜地先において週 1 回の頻度で海水を採取し、Cs-137 濃度および Cs-134 濃度を測定した。2019 年度は 2019 年 4 月 2 日より 2020 年 1 月 6 日まで計 39 検体を採取した。本報告では昨年度採取し、今年度放射性セシウムの分析を行った 2019 年 1 月 4 日~3 月 25 日の結果も併せ計 52 データについて報告する。本試料は小名浜地先から揚水し、濾過槽を通過後の濾過海水を 0.45 μm のカートリッジフィルターで濾過した試料を分析している。これら極沿岸 16 地点ならびに小名浜地先における海水の放射性セシウム濃度モニタリングは福島県水産海洋研究センターとの共同研究として実施している。

(2) 仙台湾および福島県沖を対象に 2011 年度よりデータ取得を継続している動物プランクトンの Cs-137 濃度および Cs-134 濃度の調査を実施した。2019 年度は 2019 年 6 月 28 日から 30 日に仙台湾の 3 地点(E1, E4 および C5)、福島県沖の 2 地点(FDN070 および HRN100)にて、ソリネットを用い試料を採取、凍結乾燥後、ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線放出核種の測定を行い、Cs-137 濃度および Cs-134 濃度を求めた。

2. 平成 31 年度進捗状況・成果

(1) 福島県沖 (FDN070、HRN100 および F250) における海水試料の Cs-137 濃度 (海水 1m³ あた

りの濃度; Bq/m³) は 1.6–4.6 Bq/m³ の範囲であった。仙台湾における 2019 年の調査では、海水試料の Cs-137 濃度が 1.4–4.7 Bq/m³ の範囲であった。これらの地点における海水試料の Cs-134 は全て検出下限値未満 (≤ 1.0 Bq/m³) であった。図 2 は仙台湾(E1 および C5) および福島県沖(FDN100、FDN070 および HRN100) の Cs-137 濃度について鉛直 3 層の平均値についてその時系列変動をプロットしているが、いずれの地点においても 2017 年以降ほぼ同レベルの濃度水準で推移している。福島県北部の新地から県南部の勿来までの 16 地点において採取した極沿岸海水の Cs-137 濃度は福島第一原発北部の最近傍地点である新地を除き 3.2–10 Bq/m³ の範囲にあり、Cs-134 濃度は検出下限値未満 (≤ 1.4 Bq/m³) であった。一方、新地においては Cs-137 および Cs-134 濃度はそれぞれ 36 Bq/m³ および 2.4 Bq/m³ であった。これら極沿岸海水の Cs-137 濃度について、2013 年からの経年変動を地点ごとに整理すると、その変動パターンは 20 Bq/m³ を基準に以下の 4 つのパターンに分けることができた (図 3)。

- A. (勿来-江名) 2014 年 3 月のみ 20 Bq/m³ 以上、他の期間は概ね 20 Bq/m³ 未満
- B. (豊間-請戸) 散発的に 20 Bq/m³ 以上の濃度を検出、2017 年 8 月以降 20 Bq/m³ 未満の傾向 (2019 年の請戸を除く)
- C. (鹿島-新地) 調査開始時より 20 Bq/m³ 未満
- D. (小高) B と C の中間

これらのパターンは基本的に福島第一原発からの距離を反映している。さらに A. と C. の違いは福島県沖の極沿岸～沿岸域における南向きの流れが卓越するという海流の影響を反映したものと考えられる。なお、A. で Cs-137 濃度が 20 Bq/m³ 以上の高濃度であった 2014 年 3 月は小名浜地先においても高濃度であり、爆弾低気圧の通過に伴うイベント的な濃度上昇であったことを平成 27 年度放射性物質影響解明調査事業報告書にて報告済みである。2019 年 1 月 4 日～2020 年 1 月 6 日の期間、福島県いわき市小名浜地先の海水における Cs-137 濃度は 2.1–42 Bq/m³ の範囲にあった (図 4)。2019 年 10 月には福島県を含む関東地方～東北地方の広範囲において台風 19 号による河川氾濫など甚大な被害が見られ、小名浜地先の海水の Cs-137 濃度も台風 19 号通過直後の 10 月 15 日に年間最大値 42 Bq/m³ を記録、その後約 1 ヶ月間 20 Bq/m³ 以上の濃度を示した。この期間を除くと Cs-137 濃度は 2.1–13 Bq/m³ と昨年度(2.1–16 Bq/m³) と同程度の濃度レベルであった。Cs-134 は上記台風 19 号の影響が顕著であった 10 月 15 日および 10 月 28 日に検出され、その濃度は 2.5 Bq/m³ および 1.8 Bq/m³ であった。Cs-134 が検出された試料について 2011 年 3 月に減衰補正した Cs-134/Cs-137 比はそれぞれ 0.86 ± 0.15 (10 月 15 日)、 0.83 ± 0.17 (10 月 28 日) であり、Cs-137 の大部分が未だ福島第一原発事故由来であることが確認できる。また、台風 19 号の影響が顕著であった期間は東京電力ホールディングス株式会社による岩沢海岸 (福島第一原発の南約 20km) の海水についても同様に Cs-137 濃度の上昇が確認されており (図 4)、台風 19 号通過後の 10 月中旬から約 1 ヶ月間は福島県の広範囲の極沿岸部において Cs-137 濃度が上昇していたと考えられる。

(2) 2019 年 6 月 28 日から 6 月 30 日に仙台湾の 3 地点(E1, E4 および C5) および福島県沖の 2 地点(FDN070 および HRN100) で採取した動物プランクトン試料はいずれもイメージングプレート (IP) 観察の結果、明確なスポットが認められなかった。また、過去の試料について IP 観察を行ったところ、77 検体のうち 4 検体において IP 像に明確なスポットが確認された。図 5 ではこれらの試料を除外した動物プランクトンの Cs-137 濃度をプロットしている。今年度採取された動物プラ

ンクトン試料の Cs-137 濃度は 0.095～0.66 Bq/kg-wet の範囲であり、2014 年以降動物プランクトンの Cs-137 濃度は概ね 0.1～1.0 Bq/kg-wet の範囲で推移している（図 5）。一方で 2017 年、2018 年には福島第一原発事故以前の濃度レベルの試料（不検出試料の検出下限値含む）も見られ、同時期に採取された試料間における Cs-137 濃度のばらつきは依然として大きいままである。

3. 今後の課題

(1) 仙台湾、福島県沖合海域において溶存態 Cs-137 濃度の時間変動はかなり小さくなった。しかしながら、その濃度は福島第一原発事故の影響が無かったと仮定した場合の濃度レベルまでは低下していない。また、福島県極沿岸域では溶存態 Cs-137 濃度の時空間変動が認められる。そのため引き続き溶存態 Cs-137 濃度を監視する必要がある。特に大型の台風や爆弾低気圧の通過に伴う溶存態 Cs-137 濃度の変動は引き続き注視する必要がある。

(2) 仙台湾および福島県沖海域における動物プランクトン試料の Cs-137 濃度は 2014 年以降に明瞭な低下傾向が認められない。一方で、イメージングプレート観察より動物プランクトンとは放射性セシウム濃度の異なる試料の混入が示唆される試料の出現頻度は約 5%と非常に低いことが明らかとなった。今後、動物プランクトンの放射性セシウム濃度の低下鈍化ならびに約一桁のばらつきが認められる要因について、動物プランクトン群集構造（サイズ組成）と Cs-137 濃度の関係、粘土鉱物等の混入可能性を考察し、更なる検証が必要である。

図表

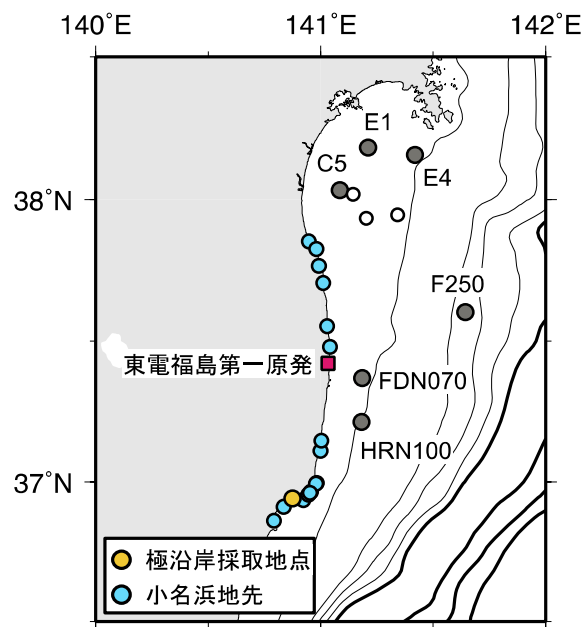


図 1. 2019 年度調査にて海水および動物プランクトンを採取した地点。等深線の細線は 100m 間隔、太線は 500m 間隔。黒丸は海水および動物プランクトンの時系列モニタリング地点、白丸は海水の採取地点、水色は年 2 回の極沿岸海水採取地点、オレンジは小名浜地先における週 1 回の頻度での海水採取地点。

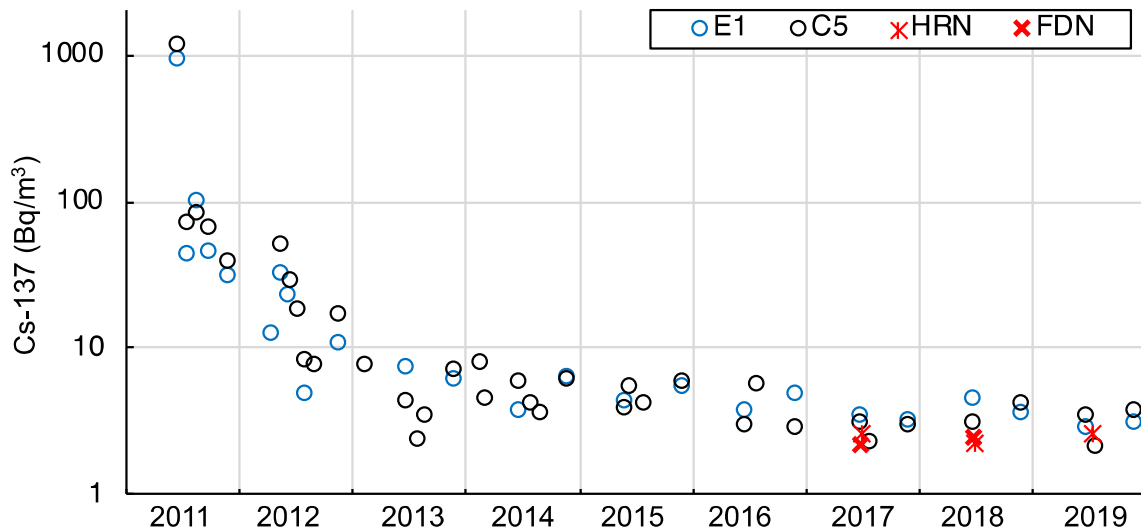


図 2. 仙台湾(E1 および C5)および福島県沖(FDN070、FDN100 および HRN100)における海水の Cs-137 濃度。2011 年からの経年変動。表層、中層、近底層（水深-7m）の平均値。

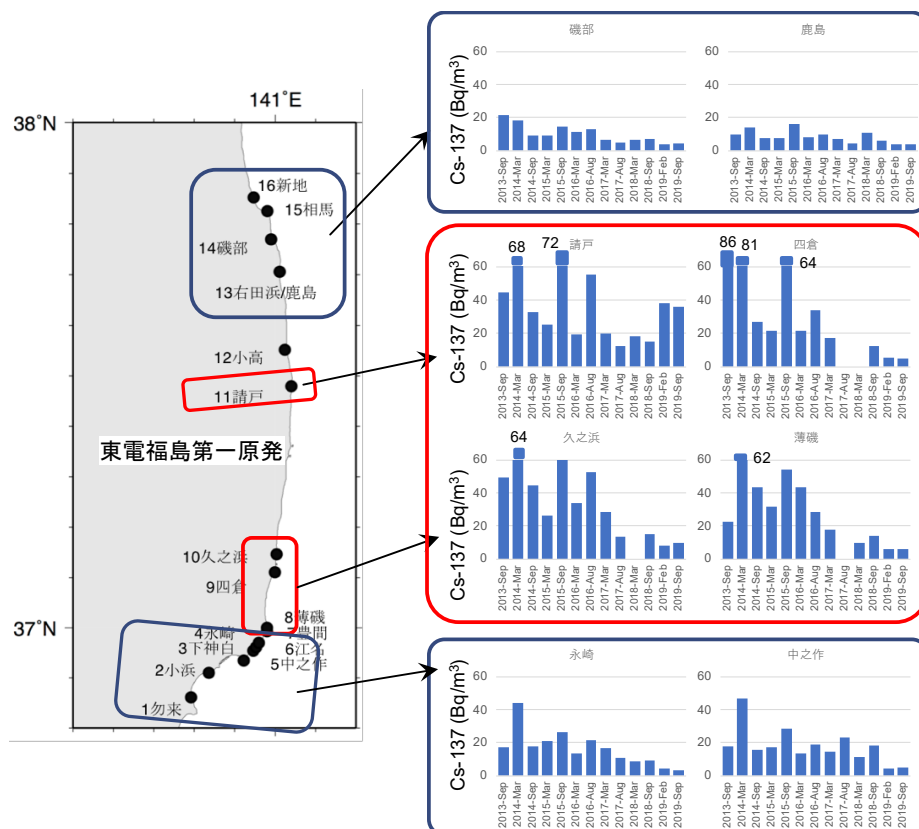


図 3. 福島県極沿岸における海水の採取地点および代表的な地点における 2013 年 8 月から 2019 年 9 月までの Cs-137 濃度。

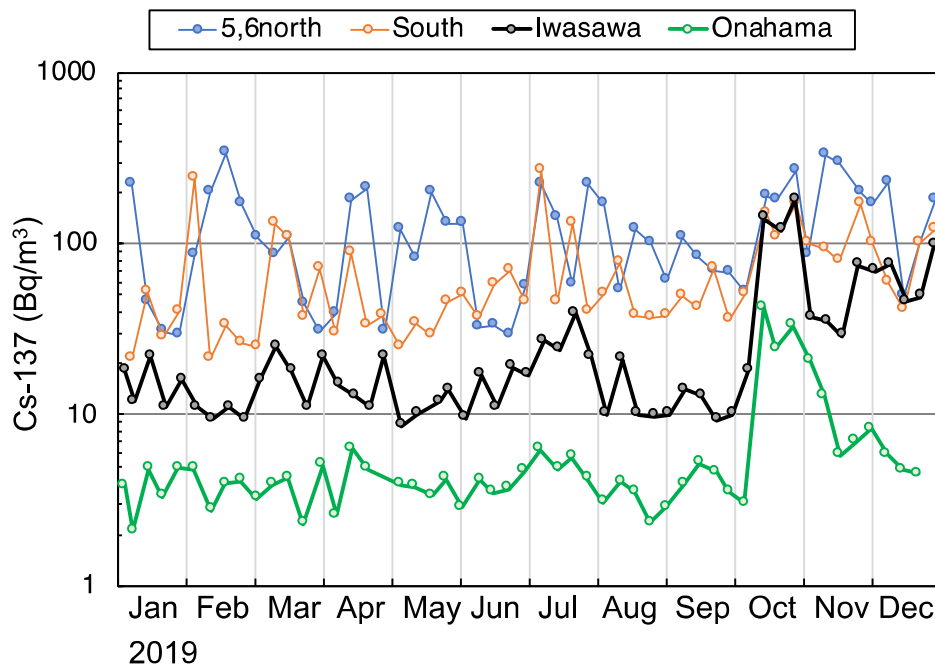


図 4. 2019 年の小名浜地先における海水の Cs-137 濃度季節変化。参考のため東京電力ホールディングス株式会社による福島第一原発近傍(5,6 放水口、南側放水口)および福島第一原発の約 20km 南の岩沢海岸における Cs-137 濃度も示す。

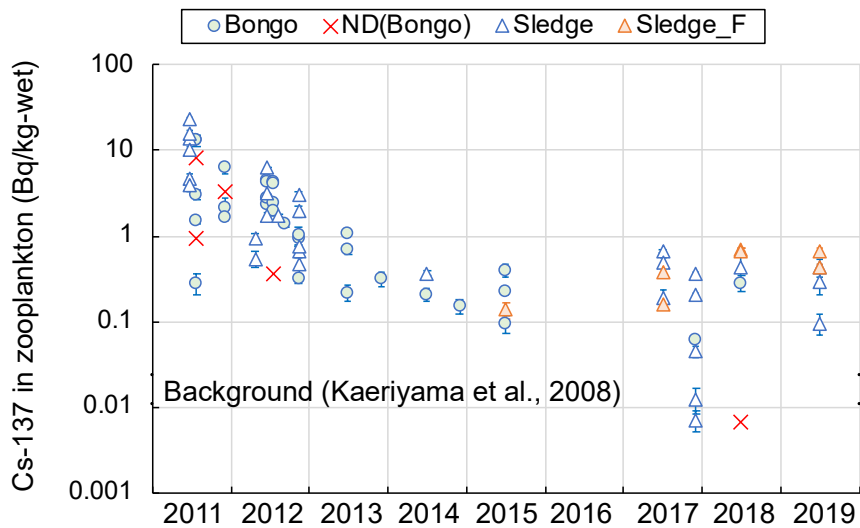


図 5. 仙台湾および福島県沖で採取された動物プランクトンの Cs-137 濃度。青丸はボンゴネットによる斜行曳き試料、赤クロスはボンゴネット試料のうち不検出であった試料、検出下限値をプロット。三角はソリネットによる近底層の水平曳き試料、青が仙台湾、オレンジが福島沖の試料。エラーバーは計数誤差。網掛けは福島第一原発事故前の青森県沖における動物プランクトンの Cs-137 濃度範囲。

1. 海洋生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 1-4	課題名：東北沿岸域の海洋生態系における放射性物質の動態把握 <②魚類>
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ¹ 中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 資源環境グループ ² 東北区水産研究所 資源環境部 ³ 東北区水産研究所 資源環境部 沿岸資源グループ ⁴
担当者職名・担当者名	主任研究員・重信裕弥 ¹ 、帰山秀樹 ¹ 、グループ長・森田貴己 ¹ 主任研究員・安倍大介 ² 資源環境部長・栗田豊 ³ グループ長・木所英昭 ⁴ 、研究員・富樫博幸 ⁴ 、 研究等支援職員・櫻井慎大 ⁴

1. 研究内容及び方法

福島県沖および仙台湾に生息する海産生物について、放射性セシウム（Cs-134 および Cs-137）の濃度水準を把握するとともに、底魚類における Cs-137 濃度の推移と傾向を明らかにする目的で、調査船の蒼鷹丸、若鷹丸および用船による海産生物調査を実施した。上述の調査で入手が困難な浮魚類は市場から購入した。福島県沖では2019年6月から2020年1月にかけて、請戸沖水深30m域、東京電力福島第一原子力発電所（以後、東電福島第一原発）沖水深70～100m域、180m域、富岡沖水深30m域、広野沖水深30m域、100m域、180m域、江名沖水深30m域の8地点において、刺し網、釣りおよび底びき網を用いて海産生物を採取した（図1）。仙台湾では2019年1月から9月にかけて水深30～120m域で底びき網を用いて海産生物を採取した（図2）。採取した海産生物は種を同定し、筋肉や肝臓などの部位別に放射性セシウム濃度を測定した。また、マコガレイ（起算日1月1日）とヒラメ（起算日7月1日）については耳石から年齢査定を実施して、2010年以前に産まれた個体を震災前産まれ、2012年以降に産まれた個体を震災後産まれとし、Cs-137濃度の推移を年級群別に比較した。

2. 2019年度進捗状況・成果

福島県沖および仙台湾で採取した75種の海産生物から723検体（うち、内臓系試料267検体）の測定試料を調製し、放射性セシウム濃度（Cs-134 + Cs-137）を測定した。その結果、食品における出荷制限の基準値である100 Bq/kg-wetを上回ったのは、2019年6月27日に東電福島第一原発沖水深70～100m域で採取し、個体別に各部位の試料を調製したババガレイ（全長：410mm、体長：345mm、体重：752g、雌）の消化管試料（内容物を含む）より検出した320 Bq/kg-wetの1検体のみで、それ以外の検体は全て基準値を下回った。一方、同じババガレイから調製した筋肉部位試料の放射性セシウム濃度は7.96 Bq/kg-wetであり、消化管試料の濃度を大きく下回った。このババガレイ消化管試料には海底土が含まれており、混入した海底土に含まれる放射性セシウムが測定値に影響したと考えられる。この事は、放射性セシウムが吸着している状態の海底土を魚が摂餌や飲水の際に取り込んだとしても、魚体内に移行する放射性セシウムの量がごくわずか

である事を示唆している。また、東電福島第一原発沖水深 70~100 m 域の海域では 112 検体（筋肉部位試料：69 検体、全体試料：5 検体、内臓系試料：38 検体）を測定したが、当該試料を除く残り 111 検体の放射性セシウム濃度は全て 10 Bq/kg-wet 以下の濃度であった。

魚類の筋肉部位試料 409 検体の放射性セシウム濃度（Cs-134 + Cs-137）を測定した結果、2019 年 9 月 27 日に富岡沖水深 30 m 域で採取したドチザメ（全長：950 mm、体重：4187 g）の 64.1 Bq/kg-wet が最も高い濃度であった。また、10 Bq/kg-wet を上回ったのは 409 検体中 2 検体のみで、上述したドチザメの他は、請戸沖水深 30 m 域で 2020 年 1 月 27 日採取したマコガレイ（全長：391 mm、体長：326 mm、体重：681 g、2016 年産まれ）から 19.9 Bq/kg-wet を検出した。

9 つの調査地点で採取した底魚の筋肉部位試料 362 検体について、調査地点ごとに Cs-137 濃度平均値 ± 標準偏差（検出下限値未満となった 4 検体には検出下限値を代入）を求めた。その結果、仙台湾が 0.645 ± 0.364 Bq/kg-wet ($n = 15$)、福島県沖の請戸沖水深 30 m 域が 2.16 ± 2.61 Bq/kg-wet ($n = 53$)、東電福島第一原発沖水深 70~100 m 域が 1.45 ± 1.07 Bq/kg-wet ($n = 67$)、東電福島第一原発沖水深 180 m 域が 0.594 ± 0.191 Bq/kg-wet ($n = 10$)、富岡沖水深 30 m 域が 3.51 ± 9.50 Bq/kg-wet ($n = 38$)、広野沖水深 30 m 域が 1.82 ± 1.34 Bq/kg-wet ($n = 35$)、広野沖水深 100 m 域が 0.751 ± 0.418 Bq/kg-wet ($n = 24$)、広野沖水深 180 m 域が 0.774 ± 0.391 Bq/kg-wet ($n = 25$)、江名沖水深 30 m 域が 1.30 ± 0.859 Bq/kg-wet ($n = 95$) であった（図 3）。また、2017 年度、2018 年度、2019 年度に請戸沖水深 30 m 域、東電福島第一原発沖水深 70~100 m 域、富岡沖水深 30 m 域、広野沖水深 30 m 域、広野沖水深 100 m 域の 5 地点で採取した底魚の筋肉部位における Cs-137 濃度の推移を図 4 に示す。各調査地点について、年度間で Cs-137 濃度について Steel-Dwass 法による多重比較検定を行った。その結果、請戸沖水深 30 m 域では 2017 年度と 2019 年度との間において、危険率 5% で有意差が認められた。また、富岡沖水深 30 m 域、広野沖水深 30 m 域、広野沖水深 100 m 域の 3 地点では、2017 年度と 2018 年度との間、2017 年度と 2019 年度との間において、それぞれ危険率 1% で有意差が認められた。一方、2018 年度と 2019 年度との間では、どの調査地点においても有意差がなく、Cs-137 濃度の低下傾向が認められなかった。

その要因の一つに、震災直後に高濃度汚染水の影響を受けた震災前産まれ年級群の出現率が、ここ数年で大きく低下したことが挙げられる。具体例として、図 5 に福島県沖と仙台湾で採取したマコガレイの年級群別 Cs-137 濃度の推移を示す。両海域の震災前産まれ年級群、震災後産まれ年級群についてそれぞれスピアマンの順位相関係数検定を行った結果、すべての年級群において Cs-137 濃度と事故後の経過日数との間に危険率 5% で負の相関が認められた。両海域ともに震災前産まれ年級群の Cs-137 濃度は、時間の経過とともに低下する傾向にあったが、2016 年頃から出現率が高くなり始めた震災後産まれ年級群の Cs-137 濃度は、低い水準ではあるが当初から低下速度が緩やかな傾向にあった。2017 年度から 2019 年度にかけて、請戸沖水深 30 m 域、東電福島第一原発沖水深 70~100 m 域、富岡沖水深 30 m 域、広野沖水深 30 m 域、広野沖水深 100 m 域の 5 地点で採取したマコガレイについて震災前産まれ年級群の出現率を調べた結果、2017 年度は 62 個体中 18 個体（29.0 %）であったが、2018 年度は 22 個体中 0 個体、2019 年度は 43 個体中 2 個体（4.65 %）であった。震災発生から約 9 年が経過し、浮魚類と比較して相対的に寿命の長い底魚類でも、マコガレイのように震災前産まれ年級群と震災後産まれ年級群の世代交代が起きてい

ると考えられる。その結果、底魚全体や種レベルで放射性セシウム濃度の推移を捉えたと、低下傾向が確認しにくくなったと考えられる。

底魚類の中でも大型で遊泳能力の高いヒラメは、汚染レベルが異なる福島県沖と仙台湾を行き来している個体が存在すると考えられ、ほかの定着性の強い底魚類とはCs-137濃度の推移と傾向が異なる可能性がある。そこで、2013年3月から2020年1月までの間に福島県沖および仙台湾で採取したヒラメ588検体について、両海域の震災前生まれ年級群と震災後生まれ年級群におけるCs-137濃度の推移を比較した(図6、2019年度採取分は年齢未査定)。その結果、どちらの海域においてもCs-137濃度は震災前生まれ年級群の方が高い水準で推移していた。また、2017年以降に採取した震災後生まれ年級群のCs-137濃度は、福島県沖(n=75)と仙台湾(n=127)との間に危険率1%で有意差が認められた(マン・ホイットニのU検定: $P < 0.01$)。この結果は、福島県沖と仙台湾のそれぞれの環境(海水、海底土、餌生物など)から取り込むCs-137量の違いが、海域間の濃度差に反映されたためと考えられる。一方、2017年以降に採取した震災前生まれ年級群では、福島県沖(n=37)と仙台湾(n=25)で有意差が認められなかった(マン・ホイットニのU検定: $P > 0.05$)。長距離移動する個体も存在するヒラメでは(南, 1997)、時間の経過と共に海域間の混合比率が年々高まると予想される。そのため、高齢の震災前生まれ年級群では、海域間の濃度差が検出困難になりつつあると考えられる。

本年度、東電福島第一原発沖水深70~100m域で採取した海底直上水と海底土の間隙水(0-5cm)中に含まれるCs-137濃度は、それぞれ4.16mBq/L、90.4mBq/Lであった(課題番号1-2-2参照)。このCs-137濃度と、同海域で採取した定着性の強いマコガレイのCs-137濃度(平均値±標準偏差:1.56±0.499、n=30)から濃縮係数を算出すると、海底直上水で375、間隙水(0-5cm)で17.3となった。震災前(1992-1995)の日本周辺で採取した底魚類のCs-137濃縮係数は30~60程度であったことから(Kasamatsu and Ishikawa, 1997)、現在の福島県沖の底魚類では、海底直上水よりも海底土の間隙水に対する濃縮係数が震災前に近い値となっていた。このことから、定着性が強く移動範囲の狭い底魚類の放射性セシウム濃度には、生息海域の海底土に含まれる間隙水中の放射性セシウムが影響していることが示唆された。

2019年に仙台湾で採取した浮魚(ウルメイワシ、カタクチイワシ、ゴマサバ、マアジ、マイワシ、マサバ)と、ヒラメのCs-137濃度を表1に示す。仙台湾で2019年に採取した浮魚類のCs-137濃度は概ね0.1-0.4Bq/kg-wetの水準で、2018年度の測定結果とほぼ同等であった。浮魚類の捕食者であるヒラメのCs-137濃度は0.603±0.122Bq/kg-wet(n=9)で、浮魚類の1.5~6倍程度の濃度であった。震災前の海洋環境では、餌生物中のCs-137濃度に対し、それを捕食している魚体中のCs-137濃度は概ね2倍程度であったことが報告されている(笠松, 1999)。このことから、2018年度の調査結果と同様に、仙台湾においてヒラメとその餌生物である浮魚類のCs-137濃度との間に、大きな濃度の乖離は生じていないことが示された。

3. 今後の課題

海産生物の放射性セシウム濃度は低水準で推移しているが、震災前と比較すると仙台湾の底魚で数倍、福島県沖の底魚では十倍から数十倍ほど高い濃度水準である。また、本年度の調査では富岡沖水深30m域で採取したドチザメから64.1Bq/kg-wetの放射性セシウムが検出されており、

散発的ではあるが東電福島第一原発の近傍海域では依然としてやや高い濃度の海産生物が採取されている。こうした背景の中、今後も東電福島第一原発の周辺海域で採取される海産生物の放射性セシウム濃度が事故前の水準に低下するまで、調査を継続する必要がある。

課題 1-2-2 と本課題の調査結果から、東電福島第一原発沖水深 70~100 m 域で採取したマコガレイの放射性セシウム濃度には、海底土の間隙水中に含まれる放射性セシウムが影響している可能性が示唆された。しかしながら、底魚の放射性セシウム濃度と間隙水との関連性については、魚種ごとの移動生態、食性、年級群などの情報を加味して検討する必要がある。次年度以降も海底土、海水、餌生物などを対象とする他の課題と連携して調査を進め、海産生物における放射性セシウム濃度の推移と傾向を明らかにする必要がある。

引用文献

- 南 卓志 (1997) I. 資源生態 1. 生活史特性, 「水産学シリーズ 112 ヒラメの生物学と資源培養 (南 卓志・田中 克 編)」, 恒星社厚生閣, 東京, 9-24.
- 笠松 不二男 (1999) 海産生物と放射能 —特に海産魚中の ^{137}Cs 濃度に影響を与える要因について—. *Radioisotopes*, 48:266-282.
- Kasamatsu F. and Ishikawa Y. (1997) Natural variation of radionuclide ^{137}Cs concentration in marine organisms with special reference to the effect of food habits and trophic level. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 160:109-120.

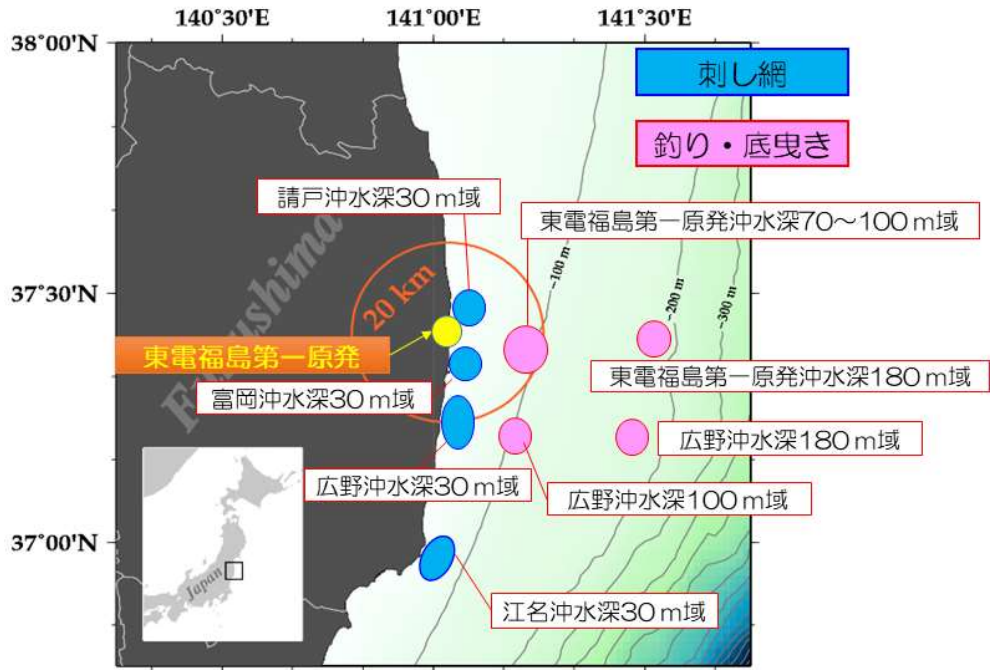


図1. 福島県沖の調査海域

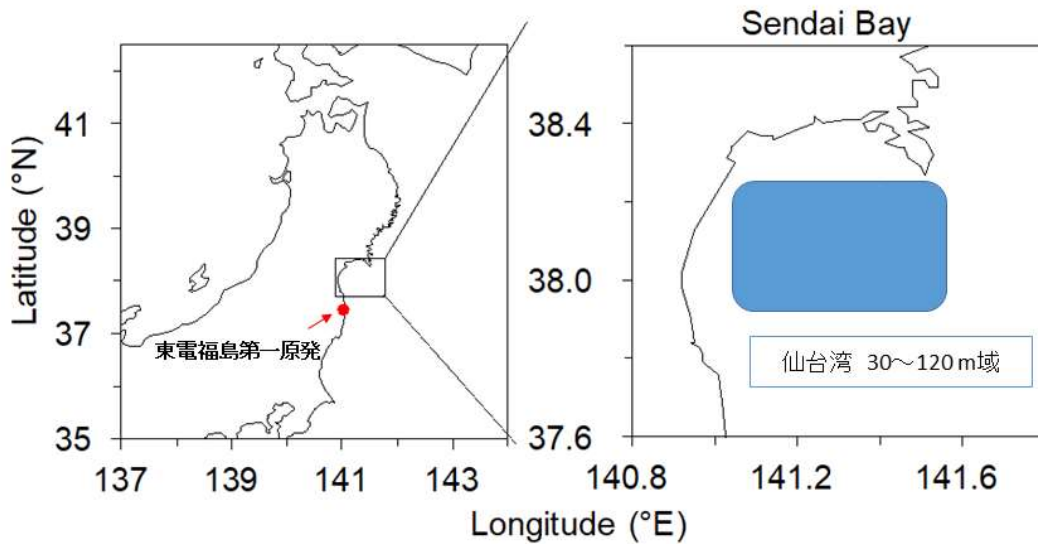


図2. 仙台湾の調査海域

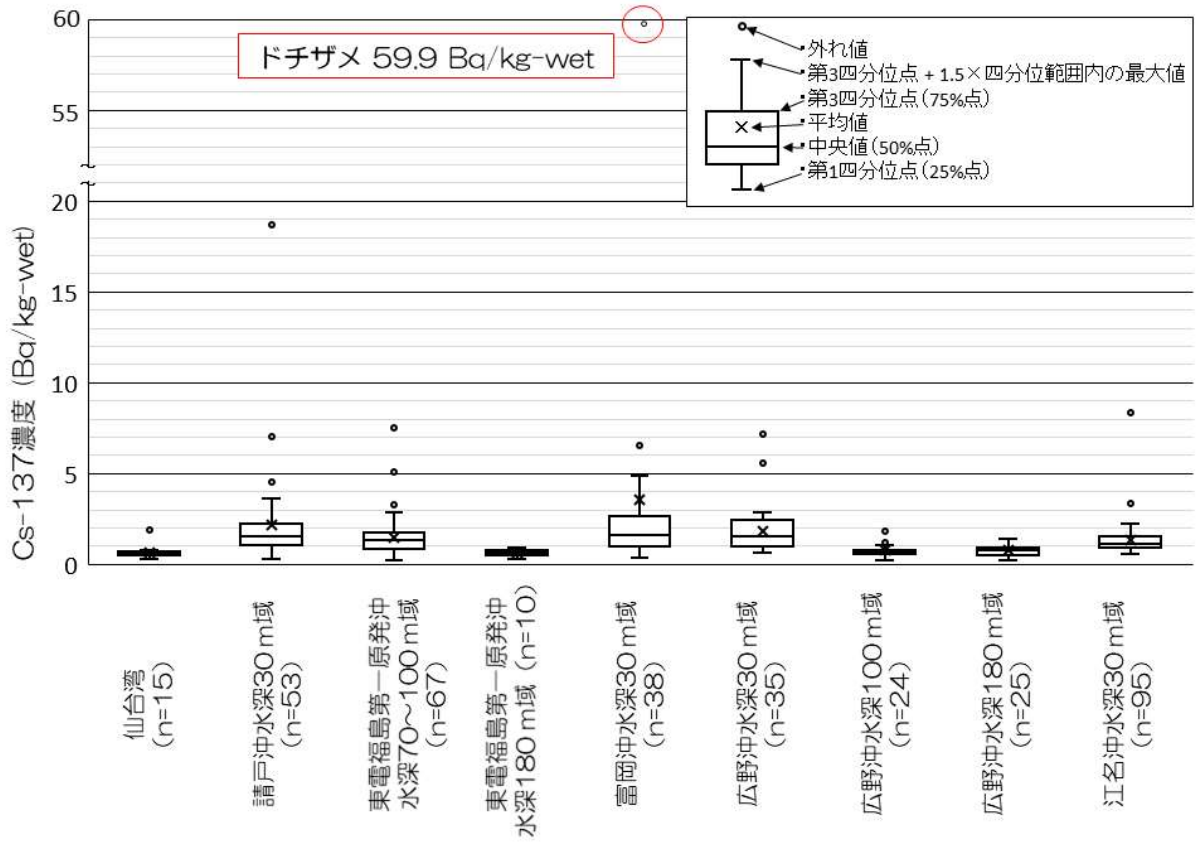
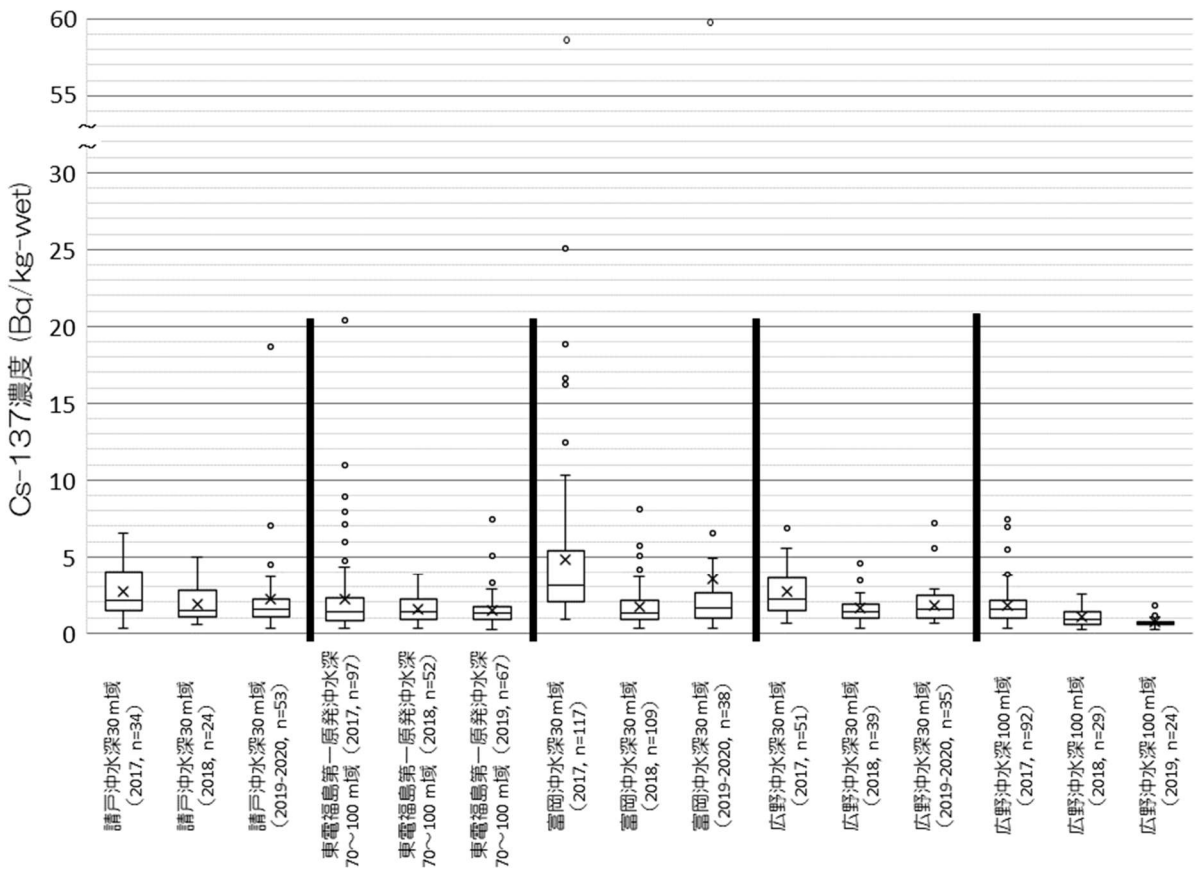


図3. 底魚筋肉部位試料のCs-137濃度海域間比較



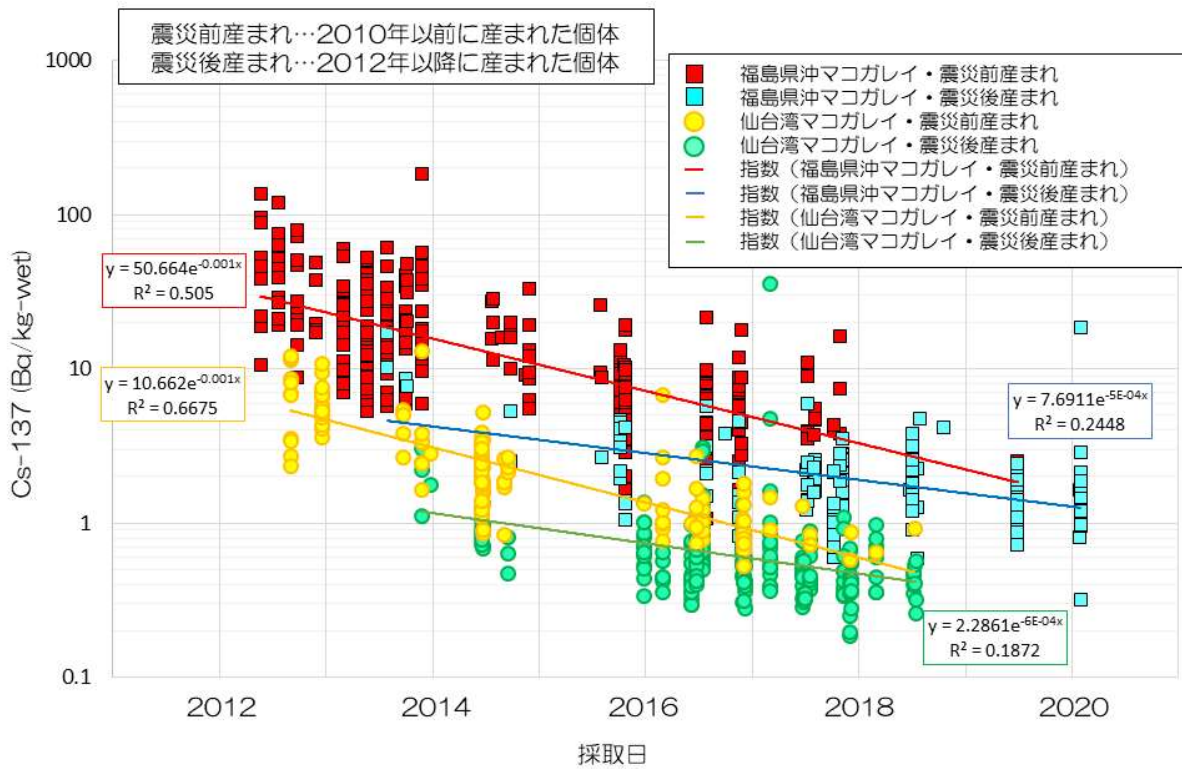


図5. 福島県沖と仙台湾で採取したマコガレイの年級群別Cs-137濃度の推移

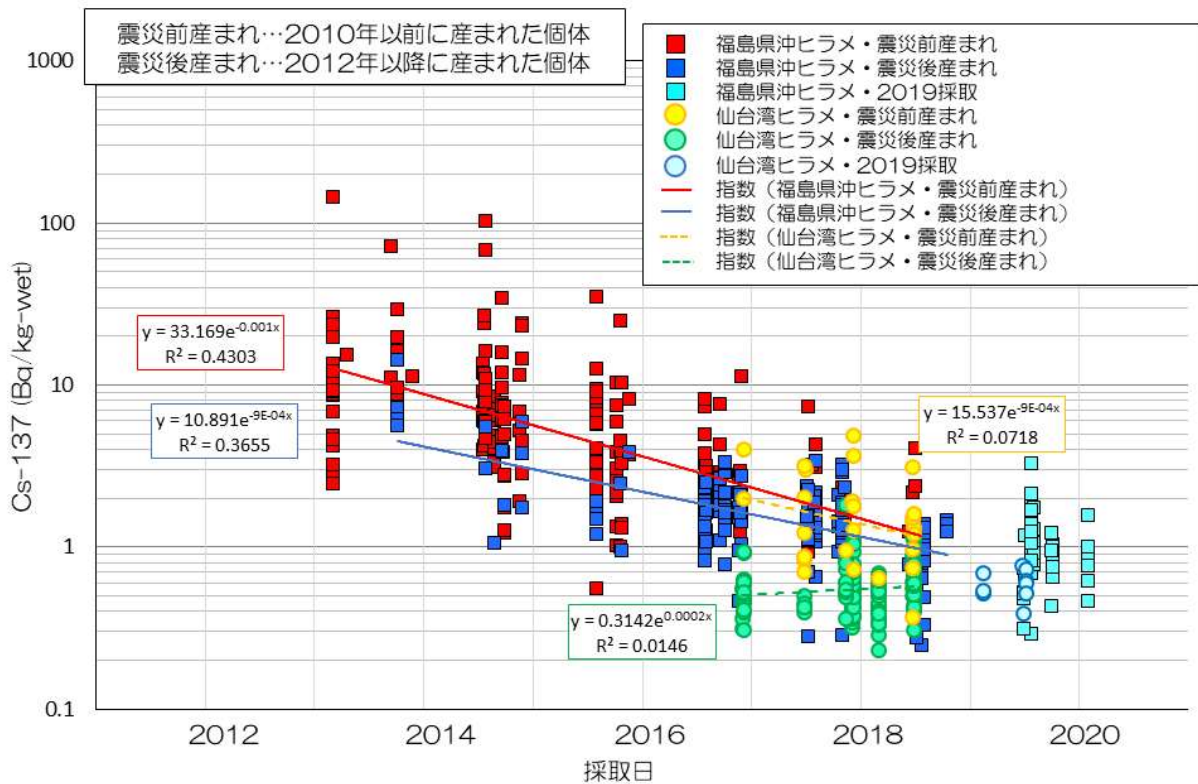


図6. 福島県沖と仙台湾で採取したヒラメの年級群別Cs-137濃度の推移

表1. 2019年に仙台湾で採取した浮魚類とヒラメの筋肉部位におけるCs-137濃度 (Bq/kg-wet)

魚種(検体数)	算術平均	標準偏差	最高値	最低値
ウルメイワシ (n = 1)	0.258	-	-	-
カタクチイワシ (n = 1)	0.0929	-	-	-
ゴマサバ (n = 3)	0.272	0.0805	0.360	0.202
マアジ (n = 4)	0.355	0.0507	0.430	0.317
マイワシ (n = 7)	0.179	0.0404	0.237	0.119
マサバ (n = 9)	0.239	0.0472	0.300	0.165
ヒラメ (n = 9)	0.603	0.122	0.779	0.390

*検出下限値未満の検体は分析から除外

1. 海洋生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 1-5	課題名：東北沿岸域の海洋生態系における放射性物質の動態把握 ＜③生態系＞
研究機関・研究グループ名	東北区水産研究所 資源環境部 沿岸資源グループ ¹ 東北区水産研究所 資源環境部 ² 東北区水産研究所 資源管理部 底魚資源グループ ³ 中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ⁴
担当者職名・担当者名	研究員・富樫博幸 ¹ 、研究支援職員・櫻井慎大 ¹ 、グループ長・木所英昭 ¹ 部長・栗田 豊 ² グループ長・成松庸二 ³ 主任研究員・重信裕弥 ⁴ 、帰山秀樹 ⁴ 、グループ長・森田貴己 ⁴

1. 研究内容及び方法

(1) 福島県沖および仙台湾を対象に、生態系（食物連鎖）における放射性物質の移行を明らかにすることを目的に、調査船蒼鷹丸、若鷹丸および小型の刺し網・底曳網・釣り漁船による海産生物の採集調査を行った。福島県沖の調査は、2019年6月～2020年1月にかけて、請戸沖、東電福島第一原発沖、富岡沖、広野沖、江名沖の水深30～180 mにおいて実施した（図1）。仙台湾の調査は、2018年11月～2019年9月の期間、石巻沖および亘理沖の水深30～120 mにおいて実施した。また、カタクチイワシやマサバ等の浮魚魚類の一部は、石巻魚市場より定期的に購入して仙台湾の試料とした。両海域の食物連鎖の把握には、炭素・窒素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ ）を利用した。魚類の安定同位体比の分析は筋肉片を使用し、凍結乾燥した後、メタノール：クロロフォルム＝1：2液にて24時間脱脂後、質量分析計を用いて測定した。また、仙台湾魚類については、胃内容物観察も合わせて実施した。

(2) 放射性セシウムCs-137濃度の海域間ならびに魚種（食性）間比較では、6魚種（スズキ、ヒラメ、アイナメ、カナガシラ、マガレイ、マコガレイ）を対象にした。また、食物連鎖におけるCs-137の移行には、プランクトン系列に属する魚類（カタクチイワシ、ウルメイワシ、マイワシ、マサバ、ゴマサバ、マアジ、マダラ、スズキ、ヒラメ）を対象にした。魚類試料は皮や骨、内臓を除いた筋肉片を使用して、高純度ゲルマニウム半導体検出器を用いてCs-137濃度（Bq/kg-wet）を測定した。カタクチイワシやウルメイワシなどの一部の小型魚類の測定については、消化管内容物を含む体全体を使用した。今年度測定した試料のうち、福島県沖の検出下限値未満の範囲および検体数は、0.214～0.744 Bq/kg-wet（n = 4）であった。また、仙台湾の検出下限値未満の範囲および検体数は、0.214～0.890 Bq/kg-wet（n = 10）であった。なお、検出下限値未満は解析から除外した。また、Cs-137濃度の海域間ならびに魚種（食性）間比較では、データ数を増やすため、本年度（2019年度）のデータに加えて前年度（2018年度）のデータを合わせて解析した。食物連鎖を介したCs-137の移行については、植物プランクトンをエンドメンバーとするプランクトン系列において、2012～2013年度、2018～2019年度の窒素安定同位体比（ $\delta^{15}\text{N}$ ）とCs-137濃度との関係から評価した（図4）。さらに、これら2変数を下記モデル（式1）にあてはめて、各

パラメーター (a, b) を検討した。

$$\text{Ln}(\text{Cs-137 濃度}) = a \cdot \delta^{15}\text{N} + \text{Ln}(b) \quad \text{式 1)}$$

このように、安定同位体比と Cs-137 濃度を組み合わせた解析をすることで、特定の魚種間（例えば、カタクチイワシ-ヒラメなど）の関係ではなく、食物連鎖を構成する生物をまとめた生態系全体として評価することができる。

2. 2019 年度進捗状況・成果

(1) 2011 年 11 月～2017 年 2 月に採集した仙台湾の魚類（スズキ、ヒラメ、アイナメ、カナガシラ、マガレイ、マコガレイ）について、胃内容物観察による食性解析を全長（以降、TL）別に再評価した（図 2）。餌生物は魚類（主にカタクチイワシ、イカナゴ類）、甲殻類（主にエビ類、カニ類）、甲殻類を除くベントス（主に多毛類、貧網類）、その他（頭足類など、不明の消化物含む）の 4 カテゴリーに区分した。それらの割合を魚種毎に全個体を用いて算出し、割合が最も多いカテゴリーをその魚種の食性と定義した。その結果、仙台湾の 6 魚種は、以下のように区分された；

- ①魚食性：スズキ、ヒラメ。
- ②甲殻類食性：アイナメ、カナガシラ。
- ③ベントス食性：マガレイ、マコガレイ。

ヒラメ、カナガシラ、マコガレイはそれぞれの主要な餌生物を約 5～9 割採餌していた。これら 3 種の餌生物の重量割合は、いずれのサイズ区分でも大きな変化がなかった。TL <200 mm のアイナメは甲殻類を約 7 割採餌していたが、TL 200 mm 以上になると甲殻類に加え、魚類も約 4 割前後採餌していた。TL <200 mm のマガレイはベントスを約 7 割採餌していたが、成長につれてその割合は減少し、魚類の割合が増加した。

(2) 2019 年 6 月～2020 年 1 月、福島県沖において採集した 6 魚種の Cs-137 濃度の範囲および検体数は 0.290～18.7 Bq/kg-wet (n = 124) であった。2018 年 11 月～2019 年 9 月に採集した仙台湾 6 魚種の Cs-137 濃度の範囲および検体数は 0.145～2.06 Bq/kg-wet (n = 62) であった。これまでのデータに本年度の結果を追加したところ、事故からの経過日数に伴って、両海域の魚類 Cs-137 濃度は低下傾向にあることが確認された（図 3）。

2018～2019 年度における 6 魚種の Cs-137 濃度の検体数、算術平均、標準偏差は表 1 の通りであった。検体数が福島県沖と仙台湾でそれぞれ 5 検体以上であった、ヒラメ、アイナメ、カナガシラ、マコガレイについて、Cs-137 濃度の海域間比較をしたところ、全ての魚種で Cs-137 濃度は仙台湾よりも福島県沖で高かった（Wilcoxon の順位和検定、 $P < 0.01$ ）。

2018～2019 年度に採集した魚類の Cs-137 濃度水準（平均値）は、事故前である 1984～1995 年（Kasamatsu and Ishikawa 1997）の濃度（最小値）に対して、福島県沖で約 9～21 倍、仙台湾で約 4～7 倍高い状態であった。食性による Cs-137 濃度の大小関係は、仙台湾では 2012 年（事故後 800 日以前）から、魚食性 > 甲殻類食性 > ベントス食性の傾向が見られ、この大小関係は 2018～2019 年度に採集した魚類でも見られた。なお、この大小関係は、Kasamatsu and Ishikawa(1997) が示した大小関係と一致していた。一方、福島県沖の大小関係は、2018～2019 年度でもヒラメよ

りもマコガレイの Cs-137 濃度が高いなど、仙台湾とは異なっていた。これらの海域間差は、初期汚染水による影響の程度と魚種（個体）間での汚染の様相が海域間で異なることが主な要因と考えられる。つまり、汚染水による初期汚染が福島県沖より大きくなかった仙台湾では、その影響が比較的早い段階で小さくなり、汚染源が汚染水（海水）から餌生物へ移行したことで食性の違いが顕在化していると考えられる。一方、福島県沖では初期汚染の影響が仙台湾よりも大きく、さらに局所的に高濃度の汚染水を直接受けた魚種（個体）がいたため、食性の違いが見えにくかったと考えられる。

2012～2013 年度および 2018～2019 年度に採集したプランクトン系列に属する生物の $\delta^{15}\text{N}$ と Cs-137 濃度との間には、いずれの年、海域においても正の相関関係が確認された（図 4）。このことは、栄養段階の上位に位置する生物（魚類）ほど、Cs-137 濃度が高いことを示していた。この現象は、Kasamatsu and Ishikawa (1997) が示した栄養段階の高い生物ほど Cs-137 の濃縮係数が高いことと一致していた。

福島県沖、仙台湾の各海域において、式 1 より得られた各パラメーターは、表 2 の通りであった。これらの結果から、 $\delta^{15}\text{N}$ は 1 栄養段階上昇する毎に 3.4 ‰濃縮する (Minagawa & Wada 1984) と仮定し、1 栄養段階上昇した時の移行係数 (Transfer ratio: TR、餌生物の Cs-137 濃度に対する捕食者の Cs-137 濃度の比) を算出した。その結果、2012～2013 年度の福島県沖の TR は 4.51、仙台湾は 2.84 と推定された。一方、2018～2019 年度の TR は、福島県沖 2.01、仙台湾 2.08 であった。事故前の TR は 2.0 (95 %信頼区間: 1.8～2.2) と報告されている (笠松 1999)。両海域の 2012～2013 年度の TR は事故前よりも高かったが、2018～2019 年度の TR は事故前と非常に近い値であった。このことから、両海域のプランクトン系列に属する動物プランクトンから魚類へと繋がる食物連鎖の TR に乖離 (特定の栄養段階に属する生物の Cs-137 濃度が高いこと) はないと判断した。

3. 今後の課題

福島県沖および仙台湾において、魚類の Cs-137 濃度は低下傾向にあることを確認した。しかしながら、魚類 (捕食者) の Cs-137 濃度は、事故前に比べ、福島県沖で約数十倍、仙台湾でも数倍、依然として高い状態であることから、今後も Cs-137 濃度の推移を継続して把握する必要がある。また、両海域のプランクトン系列において、餌生物を介した Cs-137 の取込みを確認するとともに、生物 (食物連鎖) 間で Cs-137 濃度に乖離がないことも確認した。本課題で得られた各パラメーターは、魚種 (生物) の偏りが大きいため、次年度は魚種や検体数を増やすなどして対応していきたい。また、魚種 (食性) による Cs-137 濃度の大小関係の海域間差については、初期汚染水、魚類の年級群 (課題番号 1-4 参照)、移動、環境からの取込み等が考えられ、それらの影響について徐々に解明されつつある。引き続き、他課題と連携しながら、福島県沖と仙台湾の海域間比較および時間軸に沿ったデータ解析を通して、生態系内での放射性物質の挙動を解明していく。

引用文献

- Kasamatsu F, Ishikawa Y. (1997) Natural variation of radionuclide ^{137}Cs concentration in marine organisms with special reference to the effect of food habits and trophic level. *Mar Ecol Prog Ser*, 160:109-120.
- 笠松不二男 (1999) 海産生物と放射能—特に海産魚中の ^{137}Cs 濃度に影響を与える要因について—.

Minagawa M, Wada E. (1984) Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48:1135-1140.

図表

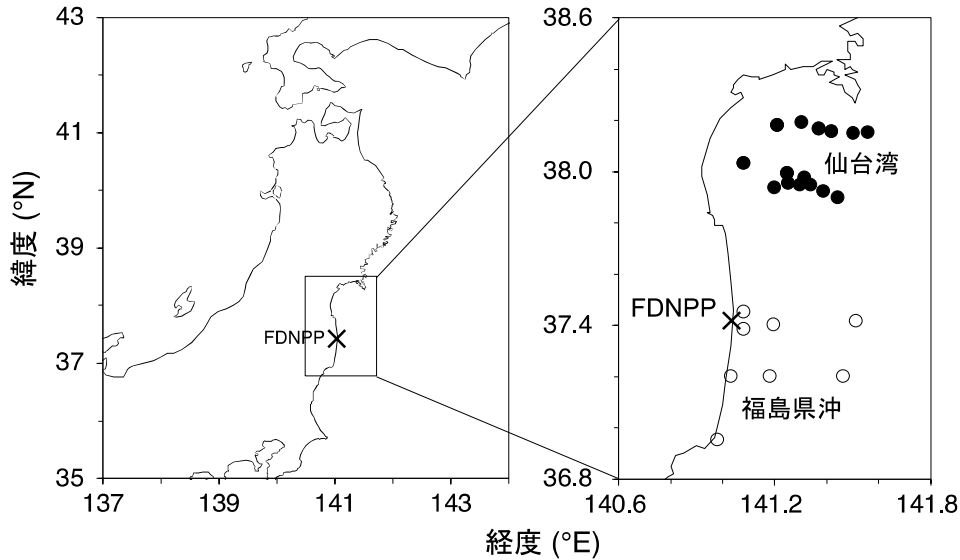


図 1. 福島県沖および仙台湾における調査地点。図中の FDNPP は東京電力福島第一原子力発電所を表す

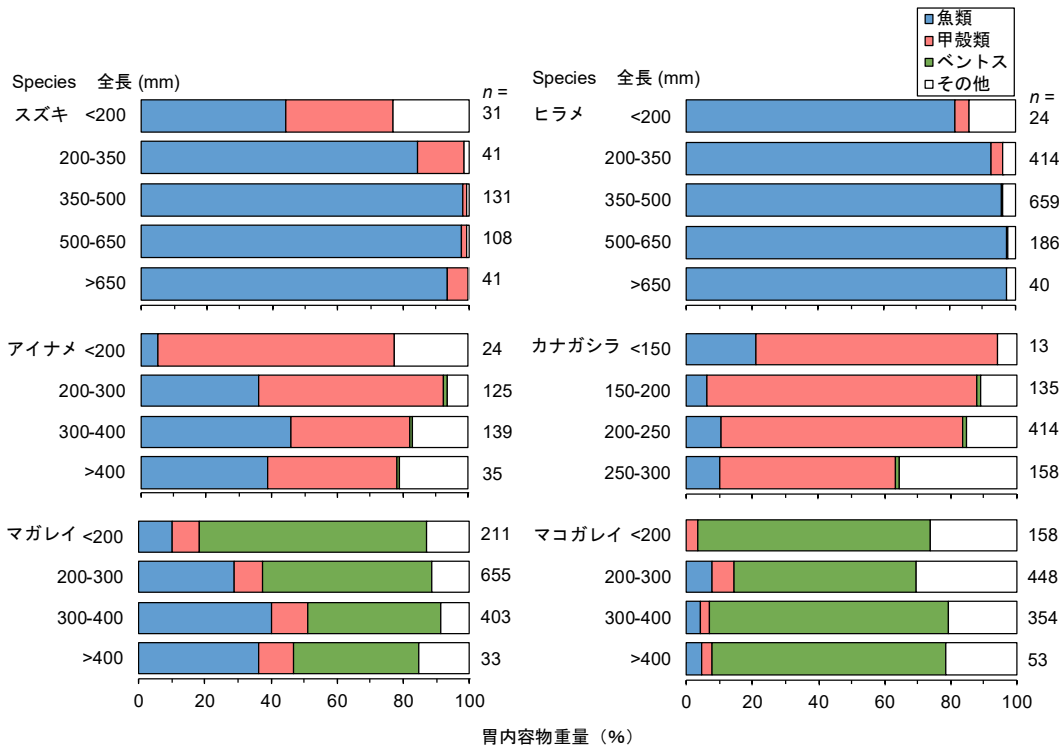


図 2. 仙台湾魚類における全長別の胃内物重量割合。図中の n は測定数（空胃除く）を示す。餌生物は魚類（主にカタクチイワシ、イカナゴ）、甲殻類（主にエビ類、カニ類）、甲殻類を除くベントス（主に多毛類、貧網類）、その他（頭足類など、不明消化含む）に区分した。

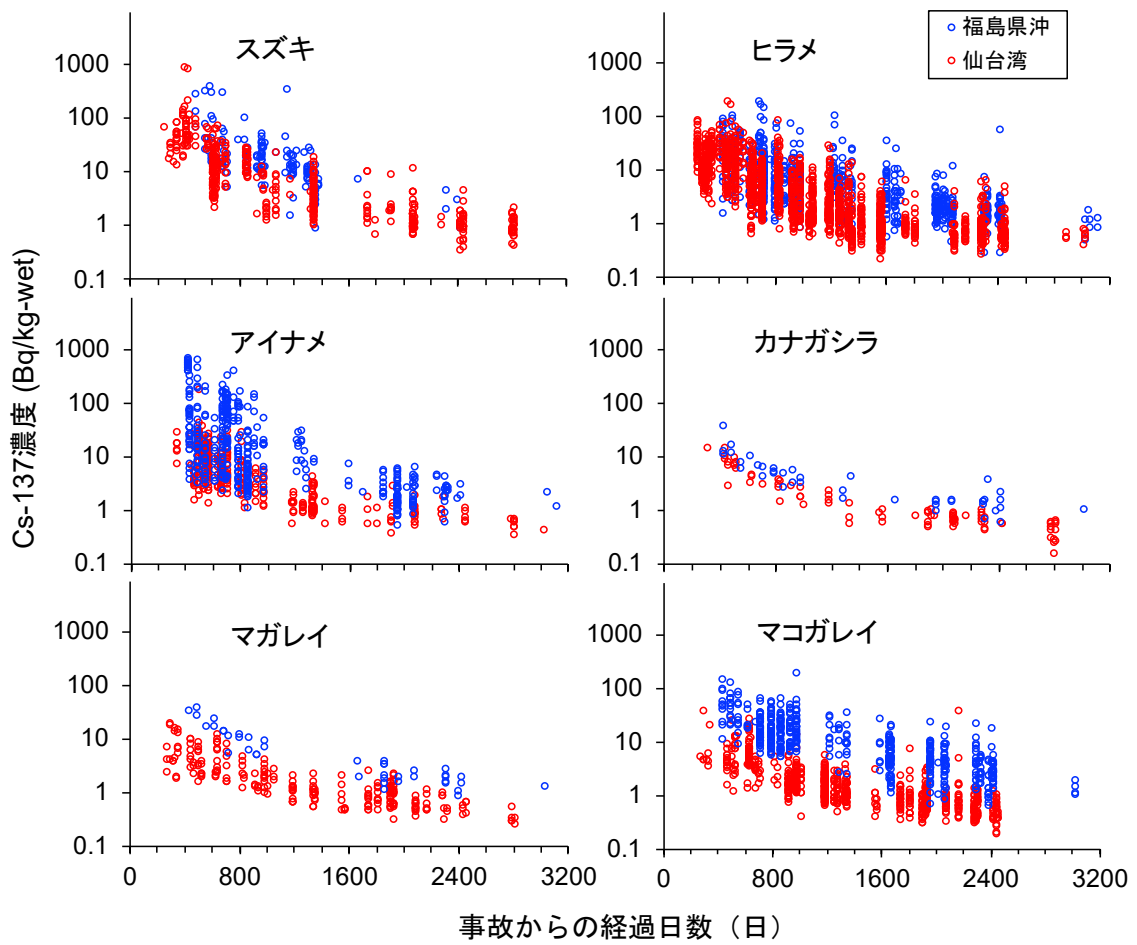


図3. 福島県沖（青丸）および仙台湾（赤丸）における底魚類Cs-137濃度の時系列変化。検出下限値未満の試料は除く。

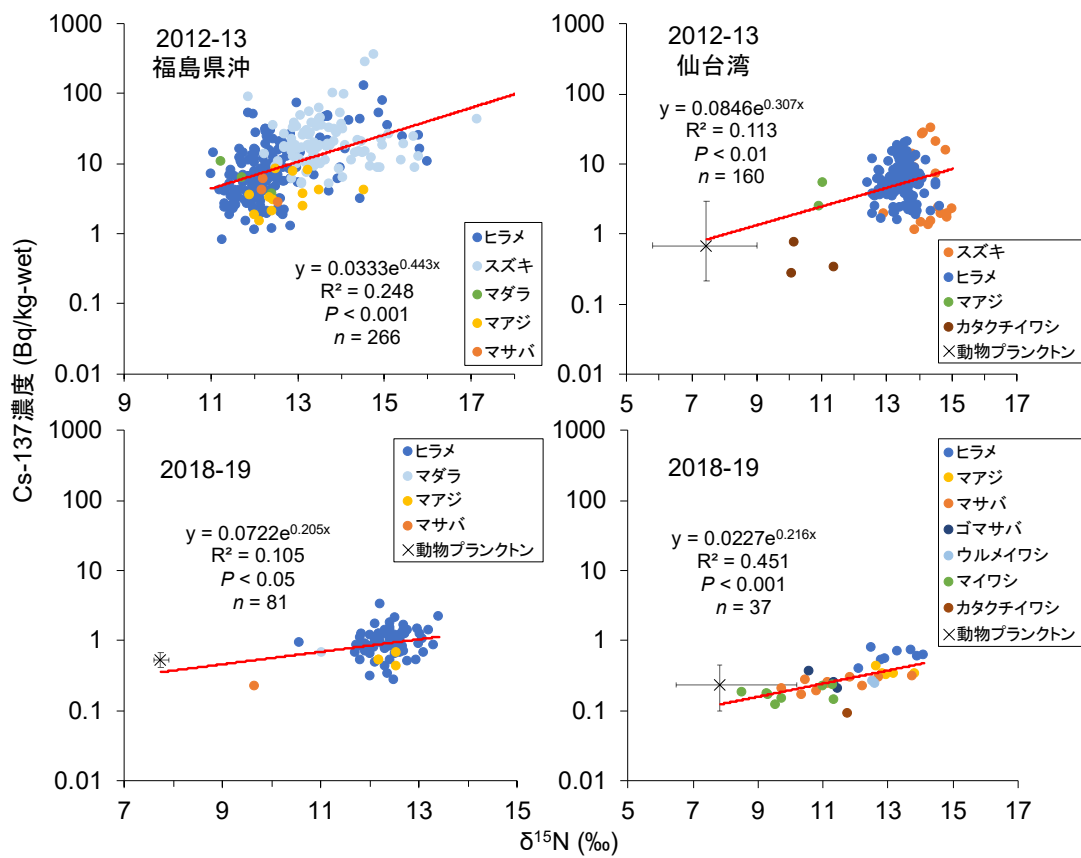


図 4. 福島県沖(左図)および仙台湾(右図)のプランクトン系列における 2012-13 年(上図)および 2018-19 年(下図)の窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) と Cs-137 濃度との関係。動物プランクトンのエラーバーはデータ範囲(最小、最大)を示す。

1. 海洋生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 1-6	課題名：水産物および環境中におけるストロンチウム-90 とトリチウムの濃度の評価
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ
担当者職名・担当者名	任期付研究員・三木志津帆、主任研究員・重信裕弥、グループ長・森田貴己

1. 研究内容及び方法

(1) 水産物におけるストロンチウム (Sr) -90 濃度について

Sr-90 は、東京電力福島第一原子力発電所（東電福島第一原発）事故において放出量は多くなかったが、過去の大気核実験や原発事故で注目された核種の1つであり、本事故に由来する Sr-90 の濃度変化を把握するため、主に東日本太平洋側で採取した水産物における Sr-90 濃度を測定した。図1に福島県沖の魚類試料の採取位置を示す。試料中の Sr-90 濃度の測定は、公定法（文部科学省、2003改訂版）に準じた。得られた Sr-90 濃度結果の一部は、東電福島第一原発から 20 km 圏内で採取した魚類中の Sr-90 濃度（東京電力、2012～2019）と併せて解析し、福島県の魚類における Sr-90 濃度の推移を評価した。

(2) 水産研究・教育機構（水産機構）におけるトリチウム (H-3) 分析基盤の構築について

東電福島第一原発の事故により敷地内に貯蔵されている H-3 を含む多核種除去設備（Advanced liquid processing system, ALPS）処理水の処理方法として海洋等の環境への放出が検討されていることもあり、将来的に水産物中の H-3 のモニタリングデータの蓄積が社会的に求められると予想される。しかし、魚類の H-3 分析は、魚体内の水分として存在する自由水型 H-3（Tissue-free water tritium, TFWT）と、魚体内の有機物組織と結合して存在する有機結合型 H-3（Organic bound tritium, OBT）を別々に測定し、その分析法は煩雑で担える機関は多くない。水産機構では、平成 30 年度までに燃焼装置として Pyrolyser-6 Trio（Raddec International, UK）を導入し、装置一回の稼働により、魚類乾燥試料約 30 g における OBT 濃度（Bq/L）の測定を可能とした。Pyrolyser-6 は、石英管を 6 本備えており、燃焼に要する試料を少量に抑えることができれば同時に 6 試料を分析できる。そこで本年度は、装置一回の稼働で 6 試料を分析する際の OBT 濃度（Bq/L）の測定方法を検討した。装置の昇温条件は平成 30 年度に準じるが、一部昇温速度を早めて 7 時間以内に燃焼水を回収できるようにした（図 3）。また、これまでは供試水当たり【Bq/L】で OBT 濃度を算出していたが、より分かりやすく生試料当たり【Bq/kg-wet】で算出できるように、試料中の水素含有率を測定できる元素分析装置（UNICUBE, Elementar, Germany）を導入した。本装置では、乾燥試料約 5 mg を 4 回以上繰り返し測定した。その他は、公定法（文部科学省、2002 改訂版）に従い、分析途中で供試水量が不足する場合は蒸留したバックグラウンド（BG）水（H-3 濃度<0.029 Bq/L、2017 年 7 月 13 日採取、岩手沖、水深 4,000 m）を追加し、液体シンチレーション装置（LSC-LB7, Hitachi Ltd., Japan）において魚類筋肉中の OBT 濃度を測定した。

2.令和元年度進捗状況・成果

(1) 種々の水産物における Sr-90 濃度結果は、水産庁および水産機構のウェブサイトに随時報告しており、2011 年から 221 検体分を公表した (2020 年 3 月 10 日現在)。表 1 に本年度の測定結果分を示す。マサバ (0.013 Bq/kg-wet, 分析部位は全体) で Sr-90 を検出したが、東電福島第一原発事故前の BG レベル (<0.046 Bq/kg-wet; Miki et al., 2017) であった。また、三重県のアサリおよび日本海で採取したバイ類の貝殻からそれぞれ 0.22 Bq/kg-wet および 0.20 Bq/kg-wet の Sr-90 が検出され、これらは 2018 年 5 月採取の宮城県のアサリが 0.32 Bq/kg-wet、2018 年 8 月採取の福島県のアサリが 0.23 Bq/kg-wet、と同様の Sr-90 濃度であった。図 2 に水産機構および東京電力が福島県沖で採取した魚類における Sr-90 濃度および Cs-137 濃度を示す。東京電力によるモニタリング調査では、2019 年 5 月 22 日に東電福島第一原発から 10-20 km 圏内で採取したクロソイにおいて 54 Bq/kg-wet の Sr-90 濃度が検出された(筋肉中の Cs-134 濃度, 6.7 Bq/kg-wet; Cs-137, 95 Bq/kg-wet)。骨も含めたこのクロソイの Sr-90 と Cs-134+Cs-137 の実効線量は合わせて 0.0029 mSv と低く、食の安全上の問題はない。このように事故前の BG レベルを超える試料もみられ、今後も水産物における Sr-90 濃度の調査を継続して行う必要がある。

(2) 元素分析装置 (UNICUBE, Elementar, Germany) を用いて種々の魚類乾燥筋肉試料中の水素含有率を測定した (表 2)。多くの魚類の水素含有率は 7.0-8.2% であり、ヌタウナギのみ 9.6% と高い含有率を示した。表 3 に Pyrolyser を用いた魚類筋肉乾燥試料中の OBT 濃度の測定結果を示す。いずれの試料も OBT は検出せず、その検出下限値は <1.7~<3.0 Bq/kg-wet であった。乾燥試料量 30 g を用いたブリの検出下限値 <0.21 Bq/kg-wet と比較し、乾燥試料量 5 g の場合の検出下限値は 10 倍程度を示した。WHO が定める飲料水に含まれる H-3 の指標は 10,000 Bq/L であることから、モニタリングとしてその検出下限値は適当であると考えられる。よって本課題により、Pyrolyser を用いて装置一回の稼働で 6 試料を同時に燃焼する方法を確立した。本来、この確立した方法を平成 30 年度と同様に、H-3 既知濃度試料を用いて確認すべきであるが、分析に十分な試料量でかつ検出下限値 <0.21 Bq/kg-wet 以上の OBT を含有する魚類筋肉試料を確保することは困難であり、確認はできなかった。

3.今後の課題

(1) 水産物における Sr-90 濃度を随時公表している機関は多くなく、またそれぞれ試料の採取海域は限定されている。食の安全上問題はないが、福島県海域の一部の魚類から東電福島第一原発事故前よりも高い Sr-90 濃度を示している。よって、今後も福島県海域を含めた東日本太平洋側の種々の水産物における Sr-90 濃度を測定し、原発事故の影響を継続的に調査していく必要がある。

(2) 魚類筋肉試料中の OBT 分析における燃焼水の回収について、装置 1 回の稼働で 6 試料を同時に分析することが可能となった。今後は、OBT 既知濃度の魚類筋肉試料あるいはそれ以外の試料を用いて、本測定方法に問題がないか検討する必要がある。東電福島第一原発敷地内には H-3 を含む ALPS 処理水が多量に保管されており、この処理水の処理方法は現段階で決まっていないが、国内で水産物中の H-3 を測定し、その濃度を評価できる機関が限られていることから、水産

機構でも引き続き H-3 分析基盤を整理しておく必要がある。

引用文献

Miki, S., et al. (2017) Concentrations of Sr-90 and Cs-137/Sr-90 activity ratios in marine fishes after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Fisheries Oceanography*, 26, 221-223.

東京電力 (2012~2019) 魚介類の核種分析結果 (福島第一原子力発電所 20km 圏内海域)

文部科学省 (2003 改訂) 放射性ストロンチウム分析法, 放射能測定法シリーズ 2

文部科学省 (2002 改訂) トリチウム分析法, 放射能測定法シリーズ 9

図表

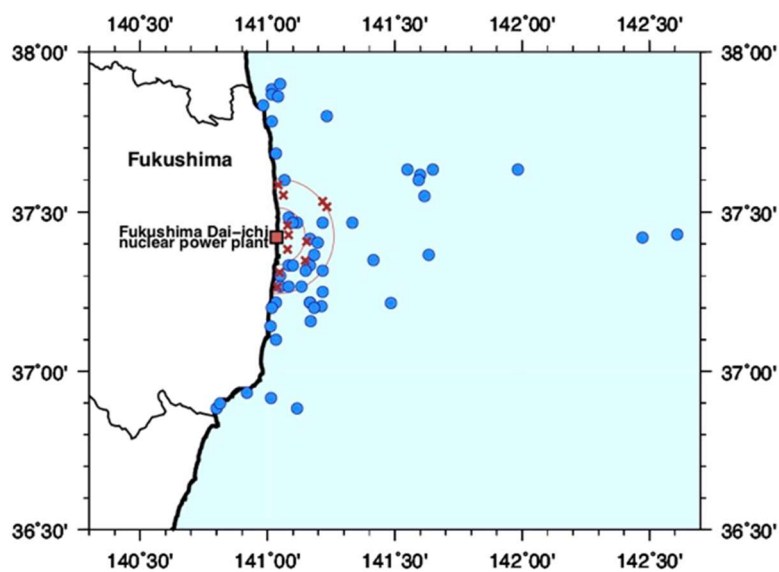


図 1. 福島県沖における魚類試料の採取位置。青丸(●)は水産機構 (2011~2020)、茶バツ(×)は東京電力 (2012~2019) の公表データを示す。赤の正方形は東電福島第一原発、赤の内円は東電福島第一原発から 10 km 圏、赤の外円は 20 km 圏を示す。

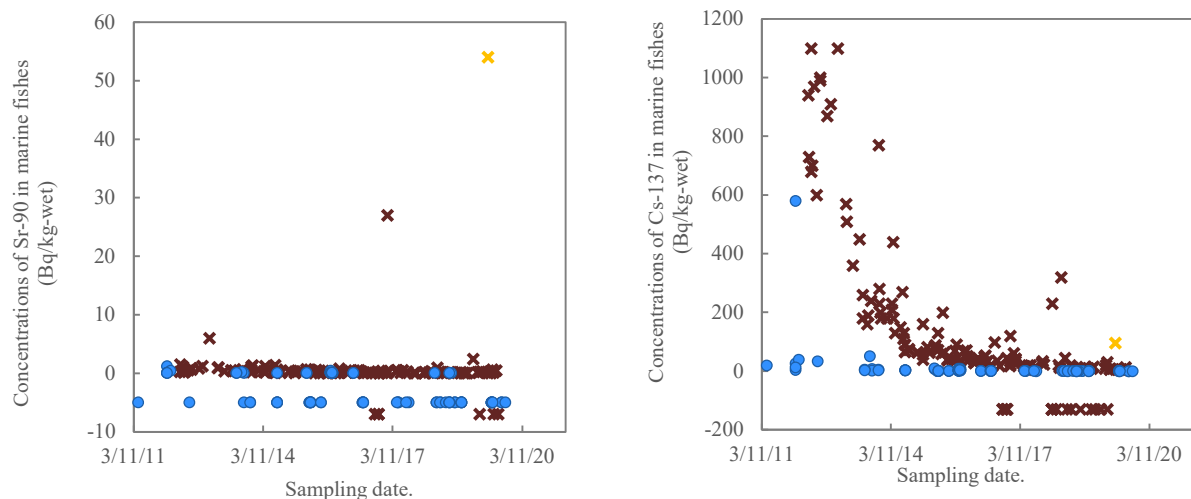


図 2. 福島県沖の魚類における Sr-90 濃度 (左図) と Cs-137 濃度 (右図) の推移。青丸(●)は水産機構 (2011~2020)、茶バツ(×)および黄バツ(×)は東京電力 (2012~2019) の公表データを示す。

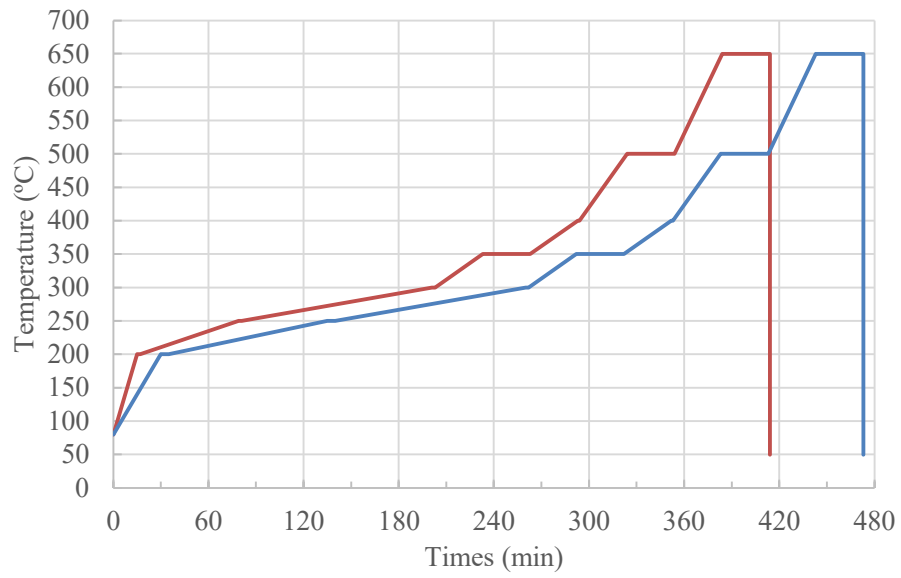


図 3. Pyrolyser のサンプルゾーンにおける昇温条件。赤線は 2019 年度、青線は 2018 年度の昇温条件をそれぞれ示す。

表 1. 平成 31 年度・令和元年度に Sr-90 濃度を公表した水産物の試料一覧。左端の数字 (#) は水産機構のウェブサイトにおける公表番号を示す。

#	魚種	測定部位	採集地点	採取日	Sr-90 Bq/kg-wet	Cs-137 Bq/kg-wet
194	ズワイガニ	全体	宮城県	2018/10/21	<0.022	<0.030
195	マサバ	全体	宮城県	2018/10/30	<0.010	0.24 ± 0.011
196	マサバ	全体	宮城県	2018/11/21	0.013 ± 0.0036	0.24 ± 0.0087
197	マナマコ	体壁	宮城県	2019/2/16	<0.0052	0.014 ± 0.0040
198	マアジ	全体(除内臓)	宮城県	2019/2/18	<0.0054	0.17 ± 0.010
199	サンマ	全体(除内臓)	茨城県	2018/11/30	<0.0081	0.057 ± 0.0079
200	マイワシ	全体	北太平洋	2019/5/15	<0.0064	0.058 ± 0.0066
201	マイワシ	全体	北太平洋	2019/5/30	<0.0083	0.067 ± 0.0072
202	カタクチイワシ	全体	宮城県	2018/11/27	<0.014	0.12 ± 0.013
203	サンマ	全体	茨城県	2018/11/30	<0.014	0.063 ± 0.011
204	マアジ	全体(除内臓)	宮城県	2018/12/11	<0.014	0.24 ± 0.016
205	マサバ	全体	茨城県	2019/1/23	<0.013	0.11 ± 0.014
206	アサリ	軟体部	愛知県	2019/3/26	<0.013	<0.027
207	アサリ	貝殻	愛知県	2019/3/26	0.22 ± 0.071	<0.27
208	シラス	全体	福島県	2019/9/19	<0.0027	0.12 ± 0.0054
209	シラス	全体	福島県	2019/9/19	<0.0052	0.11 ± 0.0057
210	ヒラメ	全体(除内臓)	福島県	2019/6/27	<0.016	0.32 ± 0.017
211	キアンコウ	全体(除内臓)	福島県	2019/6/28	<0.014	0.048 ± 0.012
212	ヤナギダコ	筋肉	福島県	2019/6/28	<0.016	0.037 ± 0.012
213	マアナゴ	全体(除内臓)	福島県	2019/6/28	<0.013	0.37 ± 0.018
214	ヤナギムシガレイ	全体(除内臓)	福島県	2019/6/28	<0.015	0.62 ± 0.023
215	ヤナギダコ2	筋肉	福島県	2019/6/29	<0.015	0.035 ± 0.011
216	イバラヒゲ	全体(除内臓)	福島県	2019/7/5	<0.016	0.12 ± 0.014
217	キタイバラガニ	甲羅	福島県	2019/7/6	<0.22	<0.23
218	バイ類	貝殻	日本海	2019/7/25	0.20 ± 0.064	<0.17
219	メバチ	全体(除内臓)	北太平洋	2019/8/8	<0.016	0.24 ± 0.023
220	マカジキ	全体(除内臓)	北太平洋	2019/8/8	0.016 ± 0.0053	0.17 ± 0.021
221	サケ	全体(除内臓)	福島県	2019/10/22	<0.015	0.069 ± 0.013

表 2. 魚類乾燥筋肉試料における水素含有率 (%) の測定結果。

魚種	採集海域	採取日	n	水素含有率 %
ブリ	千葉県	2016/6/18	5	7.57 ± 0.12
ヒラメ	岩手県	2018/11/24	5	7.18 ± 0.14
	山形県	2018/2/26	5	7.22 ± 0.050
	新潟県	2018/1/29	5	7.25 ± 0.11
	福島県	2018/7/4	5	7.29 ± 0.060
	東電福島第1原発港湾内	2016/7/12	4	7.47 ± 0.13
	高知県	2018/2/16	5	7.31 ± 0.080
クロマグロ	東シナ海	2018/1/6	5	7.32 ± 0.080
		宮城県	2018/7/22	5
マアナゴ	福島県	2018/7/4	5	8.20 ± 0.080
メカジキ	福島県	2018/3/2	5	7.25 ± 0.030
クロダイ	東電福島第1原発港湾内	2016/4/27	5	7.26 ± 0.11
		2016/5/6	5	7.06 ± 0.070
スケトウダラ	青森県	2018/10/5	5	7.11 ± 0.080
	岩手県	2018/10/10	5	7.14 ± 0.12
マダラ	青森県	2018/10/5	5	7.25 ± 0.11
	宮城県	2018/10/19	5	6.97 ± 0.050
ヨロイダラ	岩手県	2018/7/12	5	7.32 ± 0.16
		2018/7/12	5	7.30 ± 0.070
イサゴビクニン	日本海	2018/7/19	5	7.02 ± 0.12
スタウナギ	東シナ海	2018/7/24	5	9.65 ± 0.070

表 3. 魚類筋肉中の OBT 濃度の測定結果。

魚種	採集地点	採取日	乾燥試料 [g]	燃焼水 [g]	追加BG 水 [g]	供試 水 [g]	OBT [Bq/L]	OBT [Bq/kg-wet]
ブリ	千葉県	2017/5/8	30.4	16.9	59.9	64.6	<1.08	<0.209
ヒラメ	東電福島第一 原発港湾内	2016/6/18	5.00	2.44	30.0	10.0	<15.1	<2.03
クロダイ	東電福島第一 原発港湾内	2016/4/27	4.98	1.53	29.9	9.77	<22.9	<2.99
クロダイ	東電福島第一 原発港湾内	2016/5/6	5.40	2.83	30.0	9.78	<13.4	<2.17
ヒラメ	福島県	2018/7/4	4.77	2.42	30.0	9.78	<14.7	<2.11
ヨロイダラ	岩手県	2018/7/12	5.00	2.36	30.0	9.78	<15.0	<1.78
マダラ	宮城県	2018/10/19	4.77	2.52	29.9	10.0	<14.1	<1.65

2. 内水面生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 2-1	課題名：湖沼生態系における放射性物質の動態把握
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 沿岸・内水面研究センター 内水面漁場管理グループ ¹ 福島県内水面水産試験場 ² 千葉県水産総合研究センター 内水面水産研究所 ³ 栃木県水産試験場 ⁴ 中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ⁵
担当者職名・担当者名	グループ長・山本祥一郎 ¹ ， 研究員・中久保泰起 ² 主任上席研究員・宮里幸司 ³ ， 主任・横塚哲也 ⁴ 主任研究員・松田圭史 ¹ ， 主任研究員・埴山秀樹 ⁵

1. 研究内容及び方法

福島県秋元湖、岩部ダム、栃木県中禅寺湖、千葉県手賀沼において、魚類各種、環境水、底泥等の放射性セシウム濃度を測定し、それらの時間的変化および実効生態学的半減期を推定する。

(1) 福島県秋元湖において、2019年7月、11月に魚類各種(イワナ、ウグイ、ギンブナ、ヤマメ、ワカサギ、コクチバス、ナマズ、ニゴイ、ブルーギル、ウチダザリガニ)、環境水、底泥、プランクトンについて、放射性物質濃度測定のための標本採集調査を行った。魚類は、刺し網を用いて採捕し、全長・尾叉長(頭胸甲長)・体長・体重の計測後、筋肉部位を試料とした。ワカサギ、ウチダザリガニについては、筋肉部位が少量のため複数個体を1試料とした。環境水は、本調査で設定した観測定点(以下、「定点」という)表層から20Lを採水し、底泥はエクマンバージ採泥器を用いて定点から3試料を採取した。プランクトンは、目合0.1mm、口径45cmのプランクトンネットを用い、水面下約1m層を水平曳きにてサンプリングした。環境水はガラスフィルター(濾紙グレードGF/F)を用いて濾過し、底泥、プランクトンは目視によりゴミ、木片等を除去し、恒温器にて十分に乾燥させた後に試料とした。各試料の放射性セシウム濃度の測定には、ゲルマニウム半導体検出器を用いた。

(2) 福島県岩部ダムにおいて、2019年6月、9月、11月に魚類各種(イワナ、ゲンゴロウブナ、コイ、ワカサギ、コクチバス、オオクチバス、ブルーギル)、環境水、底泥、プランクトンについて、放射性物質濃度測定のための標本採集調査を行った。魚類は、刺し網を用いて採捕し、全長・尾叉長・体長・体重の計測後、筋肉部位を試料とした。ワカサギについては、筋肉部位が少量のため複数個体を1試料とした。環境水は定点表層から20Lを採水し、底泥はエクマンバージ採泥器を用いて定点から3試料を採取した。プランクトンは、目合0.1mm、口径45cmのプランクトンネットを用い、水面下約1m層を水平曳きにてサンプリングした。環境水はガラスフィルター(濾紙グレードGF/F)を用いて濾過し、底泥は目視によりゴミ、木片等を除去し、恒温器にて十分に乾燥させた後に試料とした。各試料の放射性セシウム濃度の測定には、ゲルマニウム半導体検出器を用いた。

(3)千葉県手賀沼において、2019年6月、8月、10月、12月に魚類各種(ギンブナ、コイ、ニホンウナギ、モツゴ(6月のみ採捕))、環境水、底泥について放射性物質濃度測定のための標本採集調査を行った。魚類は、張網(定置網の一種)、罟(せん：ニホンウナギ採捕用)を用いて採捕した。環境水については表層水を20L、底泥については600mlを、それぞれ定点にて採取した。魚類は全長、体長、体重を計測した後、ギンブナ、コイについては個体毎に筋肉部位を試料とし、ニホンウナギについては発育段階(黄ウナギまたは銀ウナギ)を区分した後、皮付きの筋肉部位を試料とした。ただし、全長10cm未満のフナは種判別が困難なことから分析から除外した。モツゴについては魚体全体(胃内容物を含む)を、全長により3階級(5cm未満、5cm以上7cm未満、7cm以上)に分け、それぞれの階級について複数個体を1試料とした。また、各魚種について耳石を用いて年齢査定を行った。ギンブナとコイではレキ石を、ニホンウナギでは扁平石を摘出し、薄片法によって年齢を査定した。モツゴについては、星状石をエポキシ樹脂で包埋し、表面観察法によって年齢査定を行った。環境水はガラスフィルター(濾紙グレードGF/F)を用いて濾過し、底泥は目視によりゴミ、木片等を除去し、恒温器にて十分に乾燥させた後に試料とした。各試料の放射性セシウム濃度の測定には、ゲルマニウム半導体検出器を用いた。

(4)栃木県中禅寺湖において、2019年5月から7月に魚類各種(ヒメマス、ホンマス、ブラウントラウト、レイクトラウト、ニジマス、ワカサギ、ウグイ、フナ、カジカ、ヨシノボリ、スジエビ、ヌカエビ)、環境水、底泥(11地点)、藻類、プランクトンについて、放射性物質濃度測定のための標本採集調査を行った。魚類は、刺し網、釣り、電気漁具を用いて採捕し、尾叉長を計測した後に、個体毎に筋肉部位を試料とした。ただし、ワカサギ、カジカ、ヨシノボリ、スジエビ、ヌカエビについては、複数個体を1試料とした。環境水は定点にて20Lを採水し、底泥は湖岸近くに設定した11地点にて、エクマンバージ採泥器を用いて採取した。プランクトンは、目合0.1mm、口径60cmのプランクトンネットを用い、水面下約1m層を水平曳きにてサンプリングした。藻類は、湖岸の石表面に付着したものを市販の歯ブラシを用いて採取した。環境水はガラスフィルター(濾過グレードGF/F)を用いて濾過し、底泥、プランクトン、藻類は目視によりゴミ、木片等を除去し、恒温器にて十分に乾燥させた後に試料とした。各試料の放射性セシウム濃度の測定には、ゲルマニウム半導体検出器を用いた。

2. 平成31年度進捗状況・成果

(1)2019年における秋元湖の環境水、底泥、プランクトンの放射性セシウム(Cs-137)濃度は、それぞれ平均(範囲)3.5(2.7-4.3)mBq/L、827(220-1500)Bq/kg-dry、175(140-210)Bq/kg-dryであった。過去にCs-137濃度の最高値が確認された時点からの推移を見たところ(最小二乗法、以下同じ)、環境水、プランクトンでは有意な減少傾向が確認されたが、底泥では認められなかった(図1)。

2019年に採捕された魚類各種の平均(範囲)Cs-137濃度は、イワナ21(13-40)Bq/kg-wet、ウグイ34(14-58)Bq/kg-wet^{*1}、ギンブナ31(8.4-48)Bq/kg-wet、ヤマメ19(9.2-37)Bq/kg-wet、ワカサギ11(6.5-15)Bq/kg-wet、コクチバス40(22-96)Bq/kg-wet、ナマズ14Bq/kg-wet、ニゴイ46(40-51)Bq/kg-wet、ブルーギル検出下限値未満(<39-63Bq/kg-wet)、ウチダザリガニ28(25-30)Bq/kg-

wet であった。これまでの検体数が少ないナマズ、オオクチバス、および 2019 年度に全ての検体が検出下限値未満だったブルーギル以外の魚種では、Cs-137 濃度の有意な減少傾向が確認された(図 2, 3)。それぞれの魚類について実効生態学的半減期を求めたところ、イワナで 1005 日、ウグイで 1189 日、ギンブナで 1159 日、ヤマメで 1100 日、ワカサギで 2273 日、コクチバスで 872 日、ニゴイで 2222 日、ウチダザリガニで 580 日と推定された。

※1：採捕された 30 検体中 4 検体が検出下限値未満(<12-33 Bq/kg-wet)のため、26 検体で算出

(2)2019 年における岩部ダム環境水、底泥、プランクトンの Cs-137 濃度は、それぞれ平均(範囲)35.9(9.8-79.0)mBq/L、24111(14000-43000)Bq/kg-dry、5650(2300-9000)Bq/kg-dry であった。

2019 年に採捕された魚類各種の平均(範囲)Cs-137 濃度は、イワナ 237(87-460)Bq/kg-wet、ゲンゴロウブナ 145(90-240)Bq/kg-wet、コイ 130 Bq/kg-wet^{※2}、ワカサギ 43 Bq/kg-wet^{※3}、コクチバス 183(140-250)Bq/kg-wet、オオクチバス 217(210-230)Bq/kg-wet、ブルーギル 91(58-300)Bq/kg-wet^{※4}であった。^{※5}

※2：2 尾採捕され、2 尾とも 130 Bq/kg-wet

※3：7 尾を 1 試料とした

※4：採捕された 19 検体中 3 検体が検出下限値未満(<44-74 Bq/kg-wet)のため、16 検体で算出

※5：調査期間が短いために、濃度推移を示す図は付加しない。

(3)2019 年における手賀沼環境水 Cs-137 濃度は、平均(範囲)33(14-47)mBq/L、底泥では 256(240-270) Bq/kg-dry であった。2015 年からの推移を見たところ(図 4)、環境水は濃度変動が大きく傾向が確認されなかったが、底泥では有意な減少傾向が認められた

2019 年に採捕した魚類各種の Cs-137 濃度の平均(範囲)は、ギンブナが 33(6-50)Bq/kg-wet、コイが 54(40-69)Bq/kg-wet、ニホンウナギが 26(14-45)Bq/kg-wet であり、ギンブナのみ濃度の有意な低下が確認された(図 5)。2016 年から 2019 年にかけて採捕されたニホンウナギの年齢は 3 歳から 10 歳の範囲であり、年齢間及び発育段階で Cs-137 濃度に大きな違いは認められなかった(図 6)。2015 年から 2019 年にかけて採捕されたギンブナは 0 歳から 7 歳の範囲であった。年級群ごとの濃度推移を見たところ、2013、2014、2016 年級群で有意な低下傾向が認められた(図 7)。2015、2017 年級群では低下傾向が確認されなかったが、これは 2019 年に採捕された 2015 年、2017 年級群の一部の個体で、比較的濃度の高い個体が出現したためと考えられる。このような個体差が生じる要因については現時点で明らかではない。コイの年齢は 1 歳から 17 歳の範囲であったが、年齢と Cs-137 濃度との関係は不明瞭であった。

2019 年に採捕したモツゴの Cs-137 濃度は、全長 5cm 未満が 10Bq/kg-wet、全長 5-7cm が 23 Bq/kg-wet、全長 7cm 以上が 19 Bq/kg-wet であり、全長 5-7cm のサイズクラスが最も濃度が高かった。ただし、これまでの調査では大型の検体ほど Cs-137 濃度が高くなる傾向が認められている(図 8)。年級群ごとの推移を見たところ、2017 年、2018 年級群では日数が経過するにつれて Cs-137 濃度が高くなることが示された(図 9)。ただし、モツゴは 1 歳の繁殖後にほとんどの個体が死亡するため、これまで 50 Bq/kg-wet を超える個体は確認されていない。

(4)2019年6月における中禅寺湖の環境水 Cs-137 濃度は 16.0mBq/L、プランクトンの濃度は 5.7Bq/kg-dry であった。2012年からの時間的推移を見たところ(図10)、環境水、プランクトンともに有意に減少していることが確認された。一方、底泥の濃度は平均(範囲)73.5(27-300)Bq/kg-dry、藻類(シルトが含まれる)は 85Bq/kg-dry であり、ともに有意な減少傾向は確認されなかった(図11)。

2019年5月から7月に採捕された魚類各種の平均(範囲)Cs-137 濃度は、ヒメマス 28(21-46)Bq/kg-wet、ホンマス 61(35-87)Bq/kg-wet、ブラウントラウト 57(21-93)Bq/kg-wet、レイクトラウト 39(22-68)Bq/kg-wet、ニジマス 24(8-37)Bq/kg-wet、ウグイ 68(4.7-180)Bq/kg-wet、フナ 26(12-39)Bq/kg-wet、カジカ 32Bq/kg-wet、ヨシノボリ 15Bq/kg-wet、ワカサギ 18Bq/kg-wet、スジエビ 11Bq/kg-wet、ヌカエビ 25Bq/kg-wet であった。2012年からのデータを合わせたところ、ニジマス、カジカ以外の魚種では、Cs-137 濃度の有意な減少傾向が認められた(図12, 13, 14)。統計学的に有意な減少傾向が認められた魚種について実効生態学的半減期を求めたところ、ヒメマスでは 1355日、ホンマス 1655日、ブラウントラウト 1530日、レイクトラウト 1643日、ウグイ 2562日、フナ 1745日、ヨシノボリ 1047日、ワカサギ 1533日、スジエビ 1582日、ヌカエビ 1904日と推定された。

3. 今後の課題

これまでのモニタリングデータから、秋元湖、中禅寺湖に生息する多くの魚種で、Cs-137 濃度の低下が緩やかになっていることが明らかとなっており、この要因解明が今後の課題となる。今年度、手賀沼に生息するコイやニホンウナギでは基準値 100 Bq/kg-wet を超える個体は確認されなかった。ただし、これらの魚種では推移傾向や生態学的半減期が明らかとされておらず、引き続き調査を行う必要がある。

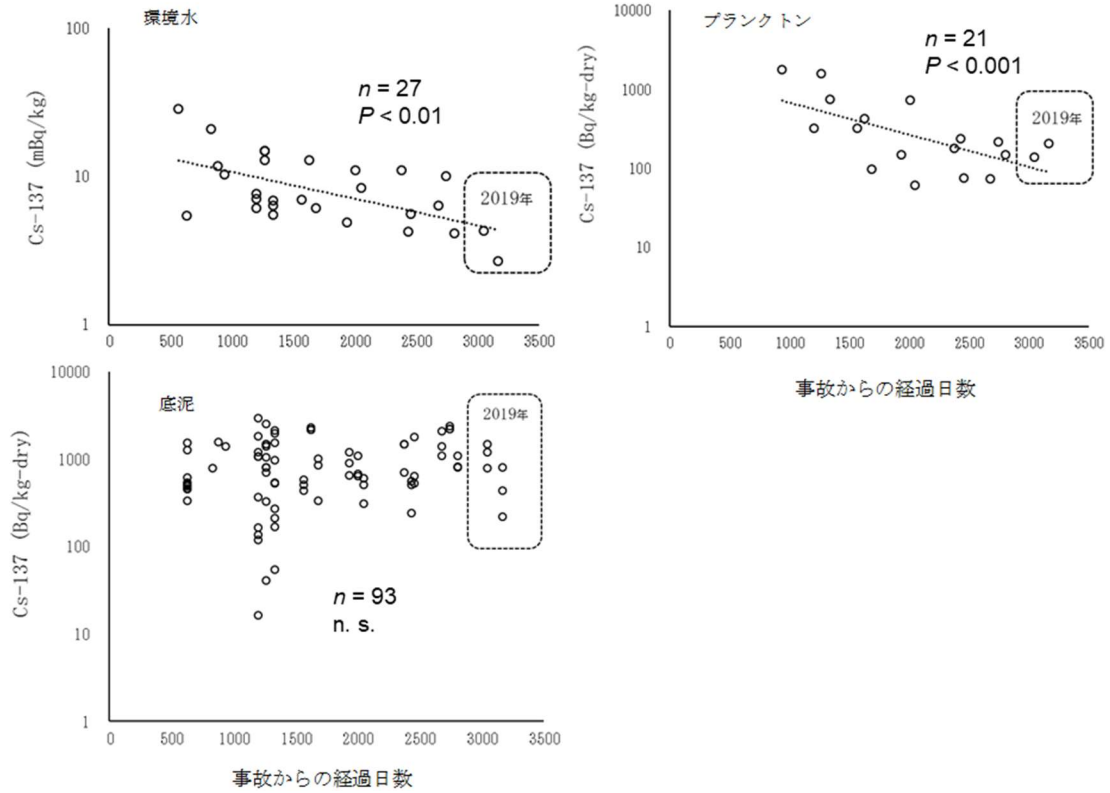


図1 秋元湖における環境水、底泥、プランクトンのCs-137濃度の推移。点線は、指数近似直線を示す。

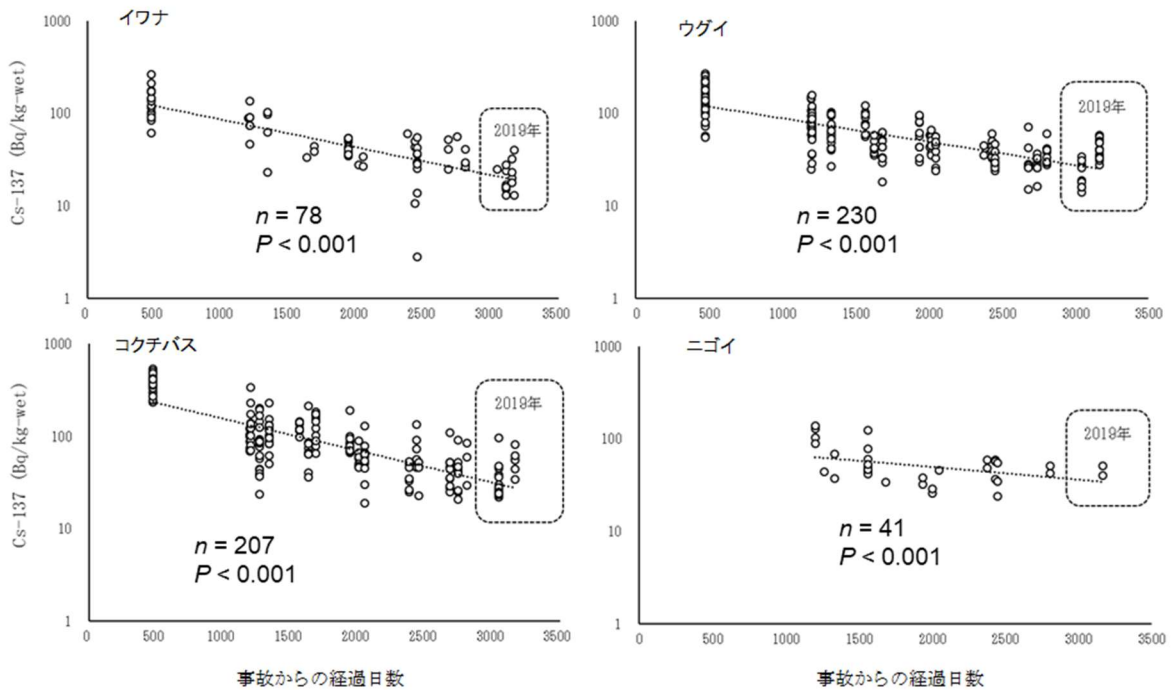


図2 秋元湖におけるイワナ、ウグイ、コクチバス、ニゴイのCs-137濃度の推移。点線は、指数近似直線を示す。

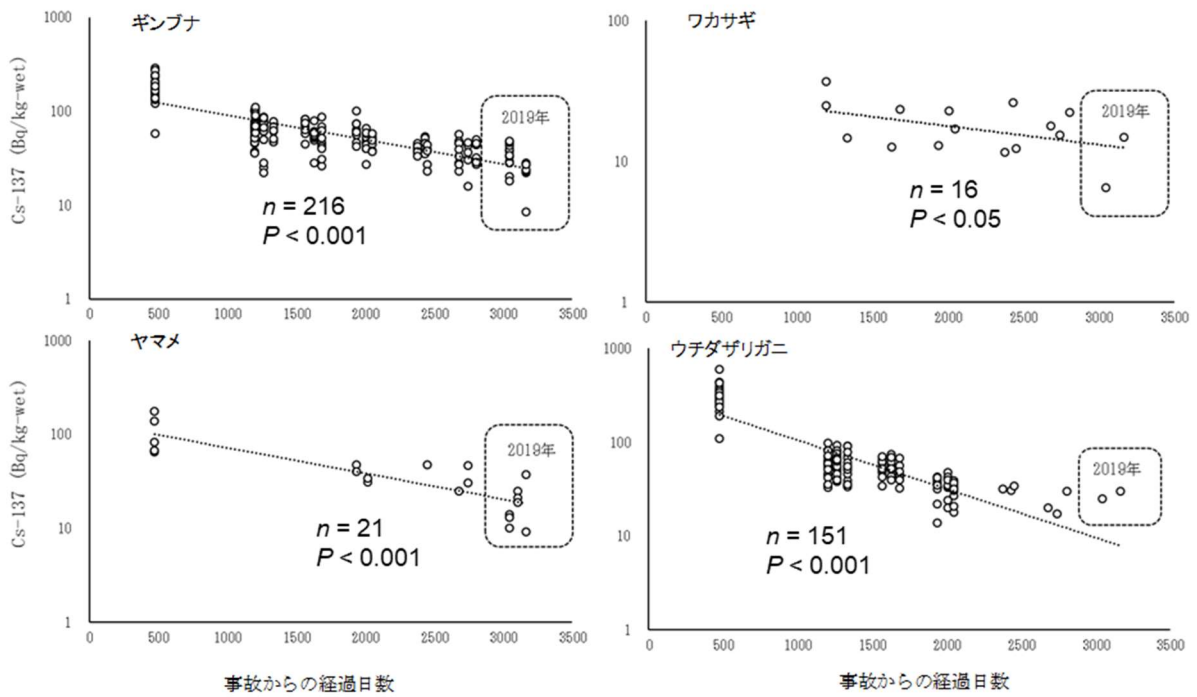


図 3 秋元湖におけるギンブナ、ワカサギ、ヤマメ、ウチダザリガニの Cs-137 濃度の推移。点線は、指数近似直線を示す。

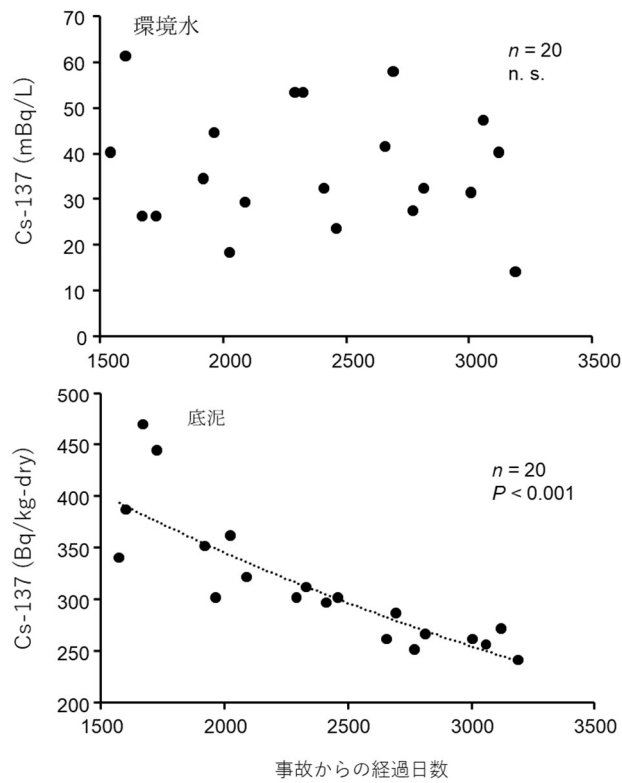


図 4 手賀沼における環境水、底泥の Cs-137 濃度の推移。点線は、指数近似曲線を示す。

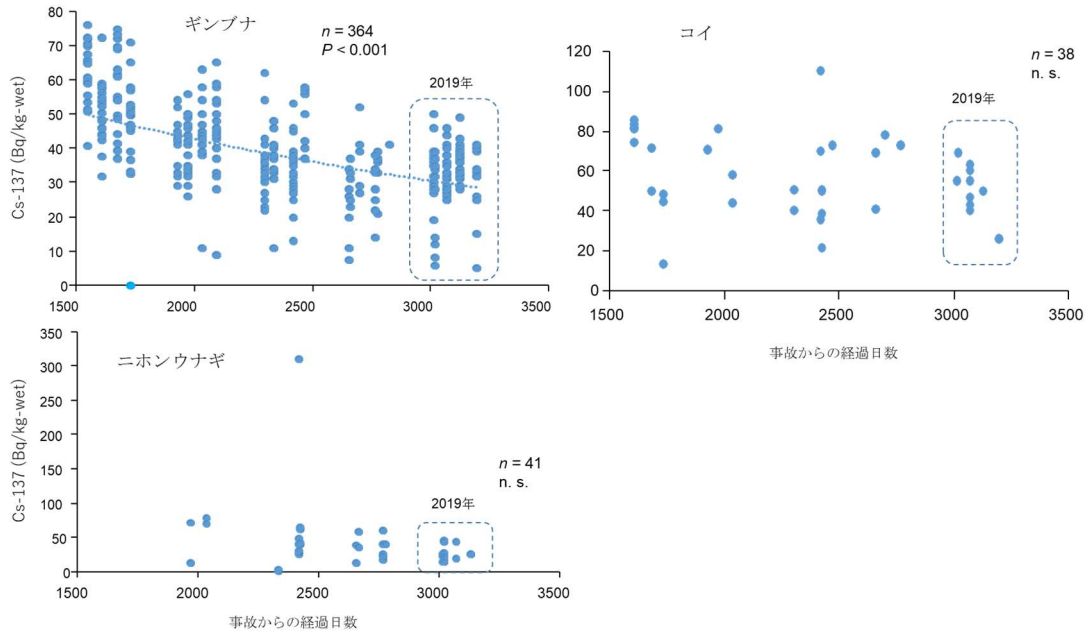


図5 手賀沼におけるギンブナ、コイ、ニホンウナギのCs-137濃度の推移。なお、検出下限値未満のデータは0Bq/kg-wetとして表記し、指数近似曲線(点線)の推定から除いた。

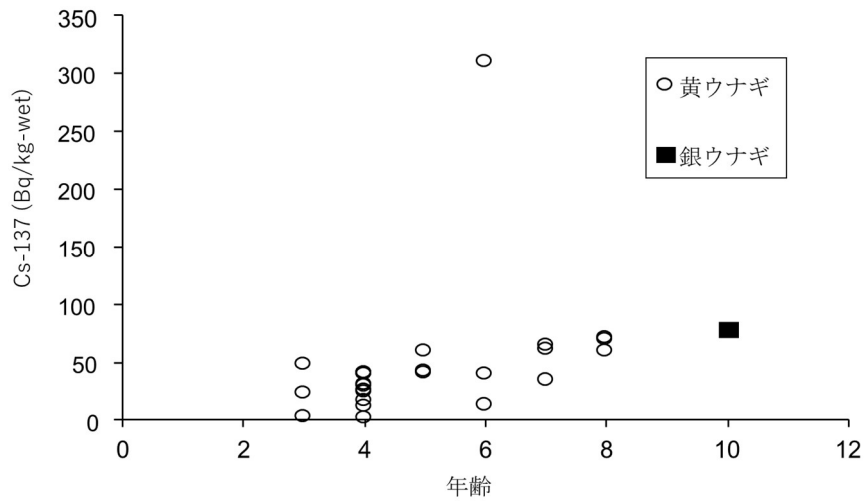


図6 手賀沼において2016年から2019年にかけて採捕されたニホンウナギの年齢別、発育段階別のCs-137濃度。

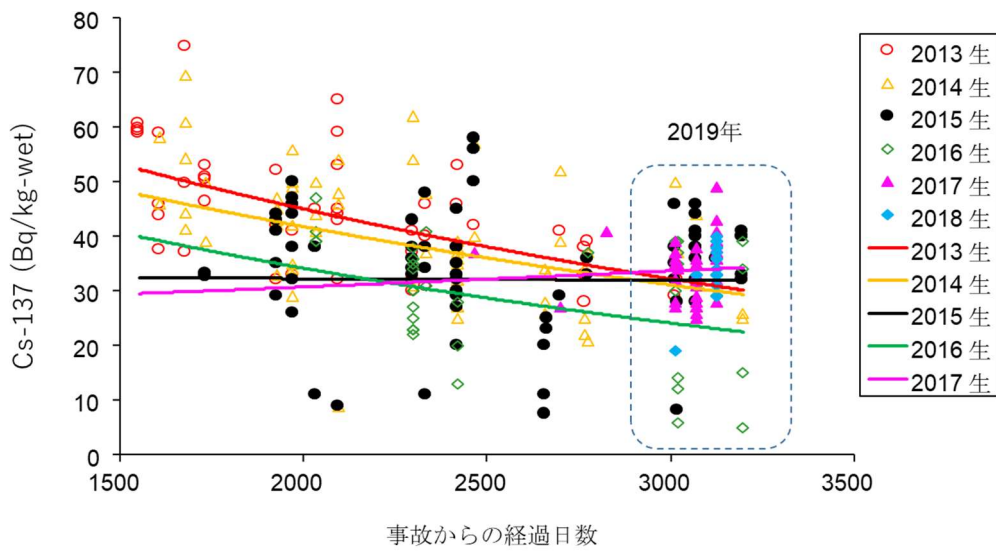


図 7 手賀沼におけるギンブナの年級群別 Cs-137 濃度の推移。

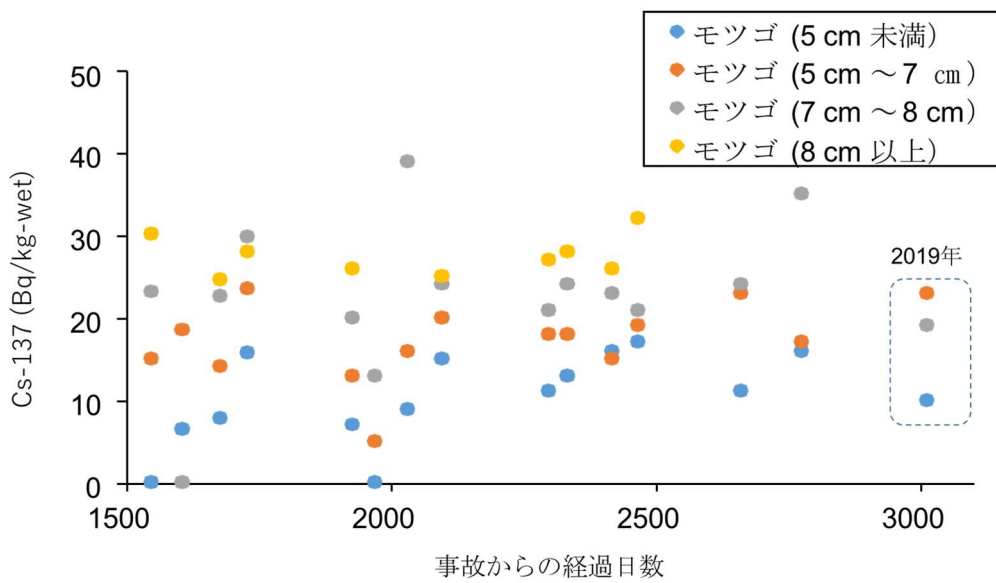


図 8 手賀沼におけるモツゴの全長別 Cs-137 濃度の推移。なお、検出下限値未満のデータは、0Bq/kg-wet として表記した。

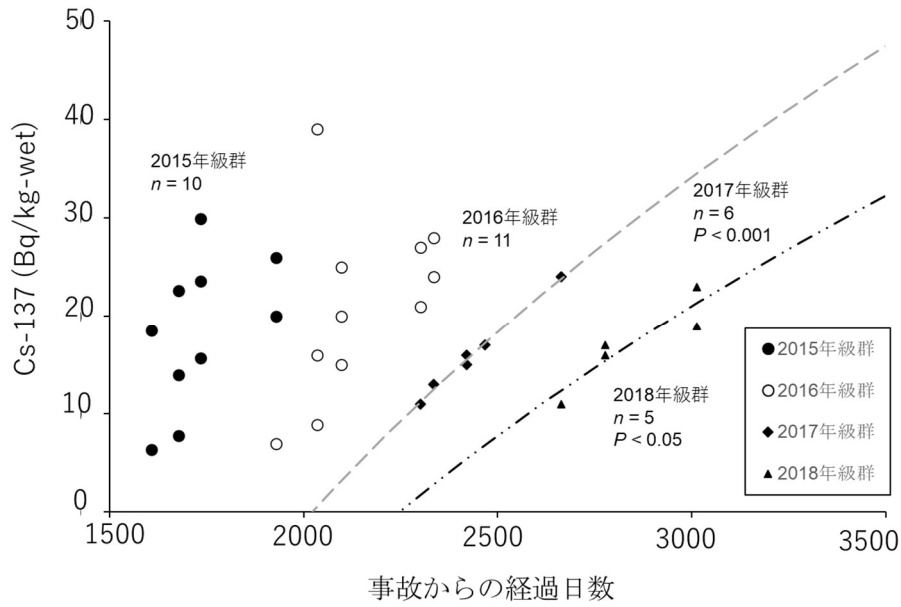


図9 手賀沼におけるモツゴの年級群別 Cs-137 濃度の推移。

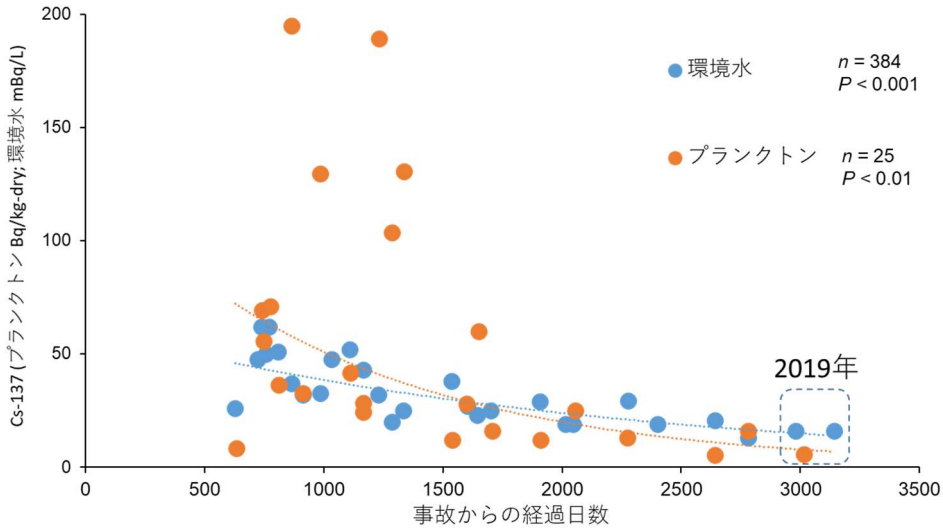


図10 中禅寺湖における環境水、プランクトンの Cs-137 濃度の推移。点線は、指数近似曲線を示す。

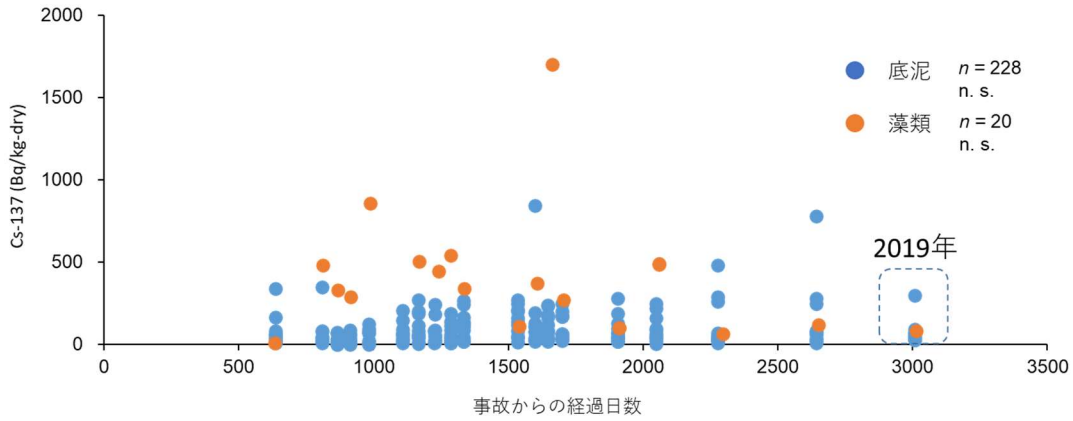


図 11 中禅寺湖における底泥、藻類(シルトを含む)の Cs-137 濃度の推移。

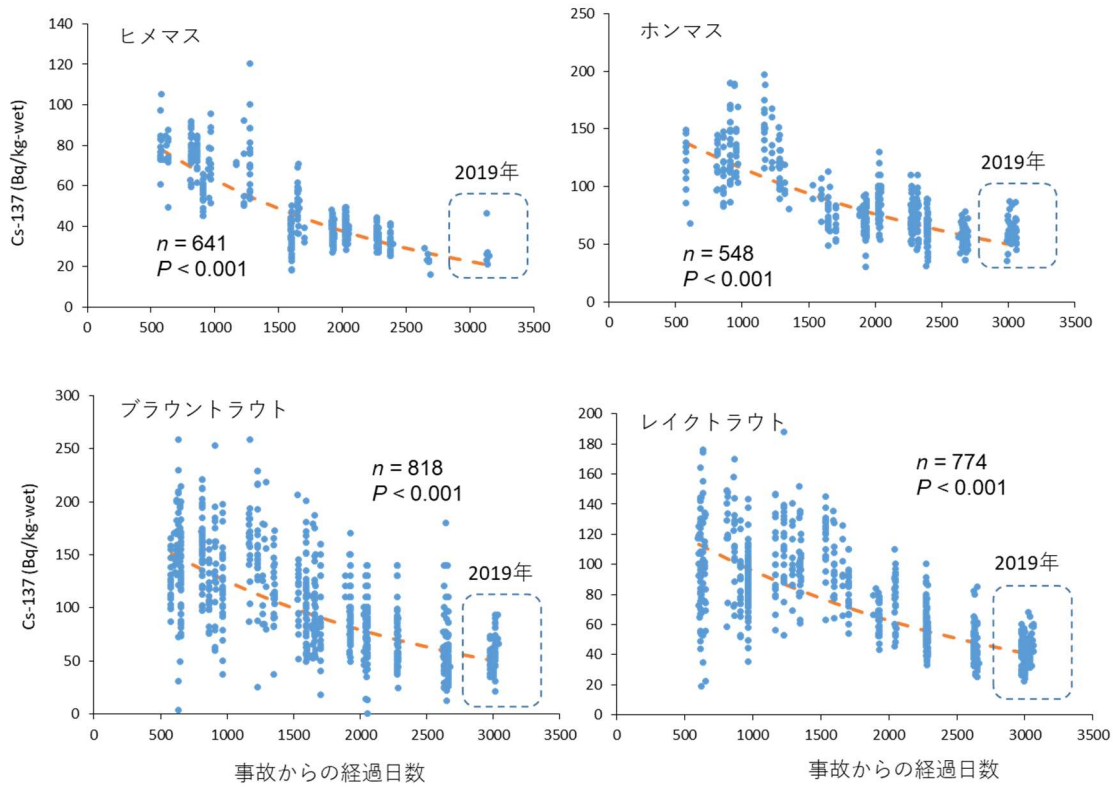


図 12 中禅寺湖におけるヒメマス、ホンマス、ブラウントラウト、レイクトラウトの Cs-137 濃度の推移。点線は、指数近似曲線を示す。

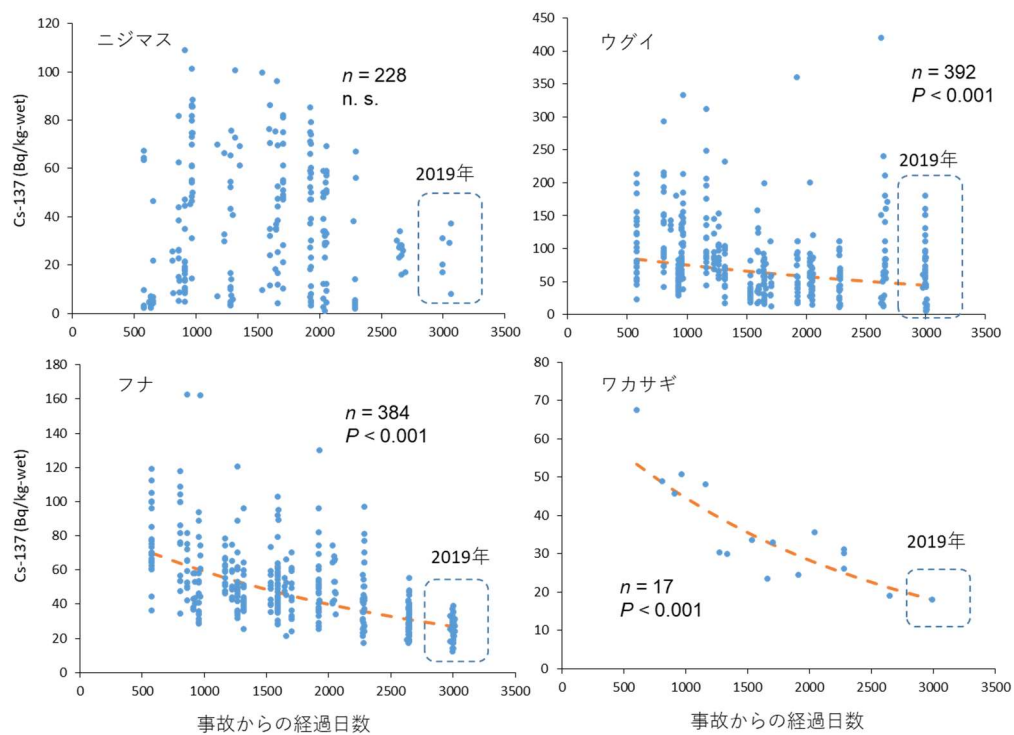


図 13 中禅寺湖におけるニジマス、ウグイ、フナ、ワカサギの Cs-137 濃度の推移。点線は、指数近似曲線を示す。

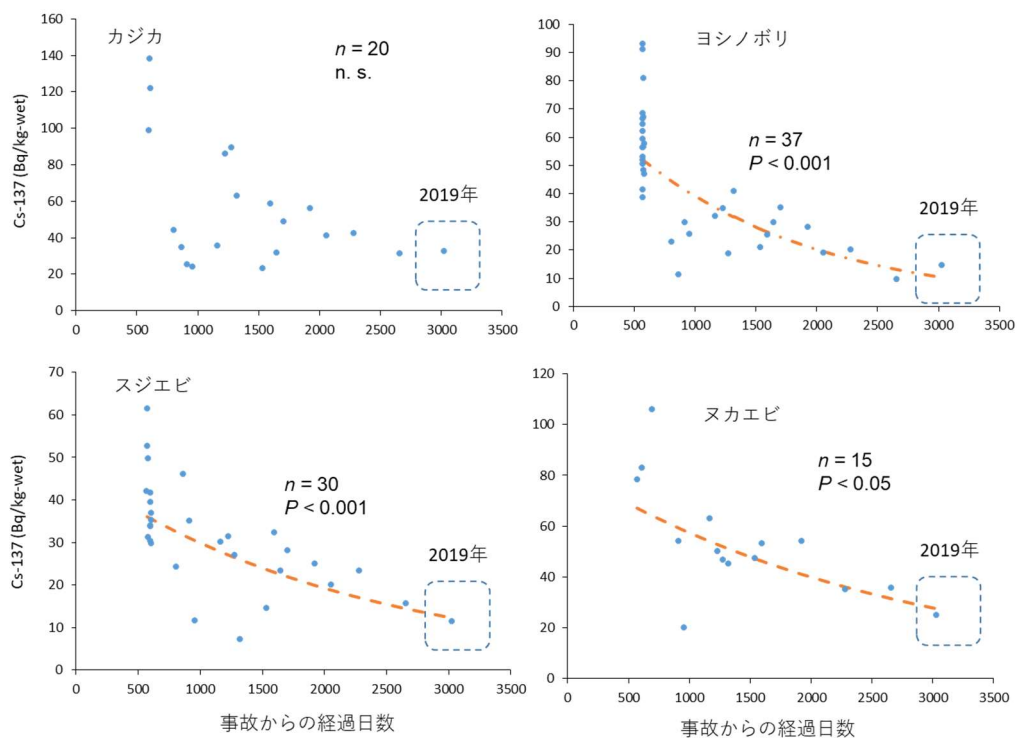


図 14 中禅寺湖におけるカジカ、ヨシノボリ、スジエビ、ヌカエビの Cs-137 濃度の推移。点線は、指数近似曲線を示す。

2. 内水面生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 2-2	課題名：河川生態系における放射性物質の動態把握
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 沿岸・内水面研究センター 内水面資源増殖グループ ¹ 中央水産研究所 沿岸・内水面研究センター 内水面漁場管理グループ ² 福島県内水面水産試験場 ³ 千葉県水産総合研究センター内水面水産研究所 ⁴ 中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ⁵
担当者職名・担当者名	主任研究員・増田賢嗣 ¹ 、グループ長・山本祥一郎 ² 、研究員・中久保泰起 ³ 、主任上席研究員・宮里幸司 ⁴ 、主任研究員・坪井潤一 ² 、主任研究員・帰山秀樹 ⁵

1. 研究内容及び方法

福島県新田川、木戸川、阿武隈川、鮫川に生息するアユ、千葉県利根川に生息するニホンウナギ、および環境水、底泥等の放射性セシウム濃度を測定し、それらの時間的変化および実効生態学的半減期を推定する。また、阿武隈川摺上川水系に生息するイワナ、ヤマメの放射性セシウム濃度と環境の汚染度との関係を調べる。

(1) 福島県新田川、木戸川、阿武隈川及び鮫川支流四時川において、2019年8月にアユ、環境水、底泥、藻類について放射性物質濃度測定のための標本採集調査を行った。新田川、木戸川、阿武隈川にて採捕したアユについては、筋肉部位と内臓部位（胃内容物を含む）に分けて個体毎に試料とした。ただし、四時川のアユについては、昨年度までの結果から放射性物質濃度が低いことが予想されたため、各部位ごとに複数検体をプールし、それぞれ1試料とした。調査河川に設定した調査定点（以下、「定点」という。）において、表層水20L及び底泥を採取するとともに、川底の石表面に付着した藻類を市販の歯ブラシを用いて採取した。環境水はガラスフィルター（濾紙グレードGF/F）を用いて濾過し、底泥は目視によりゴミ、木片等を除去し、恒温器にて十分に乾燥させた後に試料とした。各試料の放射性セシウム濃度の測定には、ゲルマニウム半導体検出器を用いた。

(2) 利根川（千葉県香取市地先）において、2019年6月、8月、10月にニホンウナギ、環境水、底泥について、放射性物質濃度測定のための標本採集調査を行った。ニホンウナギの採集は6月、8月の調査時には漁具として「筌（せん）」を、10月には「筌」に加えて「うなぎ鎌」を併用した。黄ウナギは主に筌によって、銀ウナギは主にうなぎ鎌によって採捕され、代謝、食性などがそれぞれ異なることが考えられる。環境水については表層水を20L、底泥については600mLを、それぞれ河川に設定した定点にて採取した。ニホンウナギの放射性セシウム濃度測定については、全長・体長・体重を計測した後、黄ウナギ・銀ウナギを区分し、皮付きの筋肉部位を試料とした。また、扁平石を取り出し、薄片法によって個体の年齢を査定した。環境水はガラスフィルター（濾

紙グレード GF/F) を用いて濾過し、底泥は目視によりゴミ、木片等を除去し、恒温器にて十分に乾燥させた後に試料とした。各試料の放射性セシウム濃度の測定には、ゲルマニウム半導体検出器を用いた。

(3) 福島県阿武隈川支流の摺上川水系において、2019年10月、11月に空間線量、流量の測定、河川底泥の採取及び魚類の採捕を実施した。魚類(ヤマメ)の放射性セシウム濃度測定については、頭部及び内臓を除去して試料とした。底泥は目視によりゴミ、木片等を除去し、恒温器にて十分に乾燥させた後に試料とした。各試料の放射性セシウム濃度の測定には、ゲルマニウム半導体検出器を用いた。それぞれの調査区において、空間線量及び底泥のCs-137濃度と魚体のCs-137濃度99パーセンタイル値との関係を調べた。魚体のCs-137濃度99パーセンタイル値は、魚体の放射性物質濃度を対数正規分布に当てはめることで求めた。

2. 2019年度進捗状況・成果

(1) 福島県の調査河川における2019年の環境水Cs-137濃度(平均)は、新田川で15 mBq/L、木戸川1.8 mBq/L、阿武隈川5.7 mBq/L、四時川は検出下限値未満(<1.1 mBq/L)であった。いずれの調査河川においても、過去に最大のCs-137濃度が確認された時点から2019年までの間で、有意に減少していることが確認された(図1)。2019年に採取した底泥のCs-137濃度は、新田川で210 Bq/kg-dry、木戸川で97 Bq/kg-dry、阿武隈川で37 Bq/kg-dry、四時川で53 Bq/kg-dryであり、環境水と同様にいずれの河川においても有意な減少傾向が確認された。

アユの筋肉部位、内臓部位、藻類のCs-137濃度について、過去に最高値が確認された時点からの推移を図2に示した。2019年に採捕したアユの筋肉部位及び内臓部位のCs-137濃度平均値(範囲)は、新田川でそれぞれ24(21-28) Bq/kg-wet、221(130-330) Bq/kg-wet、木戸川で16(6.5-34) Bq/kg-wet、38(17-69) Bq/kg-wet、阿武隈川で7.0(5.3-9.3) Bq/kg-wet、147(50-240) Bq/kg-wet、四時川で1.8 Bq/kg-wet、24 Bq/kg-wetであり、全河川のアユの筋肉及び内臓についてCs-137濃度に有意な減少傾向が認められた。また、2019年に採取した藻類(シルトを含む)のCs-137濃度は、新田川で240 Bq/kg-wet、木戸川で51 Bq/kg-wet、阿武隈川で130 Bq/kg-wet、四時川で37 Bq/kg-wetであり、いずれの河川においてもCs-137濃度に有意な減少傾向が認められた。全体を通して、アユの筋肉部位のCs-137濃度は内臓部位よりも低く、内臓部位の濃度は藻類と同程度で推移していた。過去にCs-137濃度の最高値が確認された時点から2019年までのデータを用いてアユの筋肉部位と内臓部位の実効生態学的半減期を求めたところ、新田川ではそれぞれ628日と805日、木戸川では960日と1078日、阿武隈川では838日と1003日、四時川では490日と1420日と推定された。

(2) 2019年における利根川の環境水Cs-137濃度は、平均(範囲)2.7(1.9-3.2) mBq/L、底泥では36(16-87) Bq/kg-dryであった。2015年からの推移を見たところ(図3)、環境水では濃度変動が大きく減少傾向は見られなかったが、底泥では有意な減少傾向が認められた。2015年からのニホンウナギCs-137濃度の推移を図4に示した。2019年に採捕したニホンウナギのCs-137濃度は平均(範囲)2.6(1.1-8.8) Bq/kg-wetであった。2018年から2019年にかけて採捕されたニホンウナギの年齢

は3歳から8歳の範囲であった(図5)。2018年に採捕された銀ウナギで最高40 Bq/kg-wet (Cs-137)濃度の個体が見られたが、2019年の標本については年齢間及び発育段階でCs-137濃度に違いは見られず、全ての個体は10 Bq/kg-wet以下の値であった。

(3) 福島県摺上川水系のヤマメについては、空間線量及び底泥のCs-137濃度が高いほど魚体のCs-137濃度(99パーセンタイル値)が高い傾向が認められた。福島県が実施した高線量域における調査においても本研究と同様の関係が認められており(福島県内水面試験場)、環境の汚染度に関わりなく認められる現象であると考えられた。

3. 今後の課題

福島県内各河川に生息するアユでは、放射性セシウム濃度の低下傾向が認められるものの下げ止まりの現象も確認されており、その要因を解明する必要がある。本年度、利根川のニホンウナギでは10 Bq/kg-wet以下の個体のみ確認されたが、年によって傾向が異なるため、今後も継続した調査を行う必要がある。福島県摺上川水系のヤマメについては、高線量域のデータも含めて検討し、放射性セシウム濃度が高い魚類が出現する可能性がある地域を予測する実用的な技術を構築する必要がある。

引用文献

1) 「空間線量・河川底泥とヤマメ¹³⁷Cs濃度との関係」福島県内水面水産試験場

<https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/318032.pdf>

2) 「低線量域における空間線量とヤマメ¹³⁷Cs濃度の関係」福島県内水面水産試験場

<https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/378298.pdf>

図表

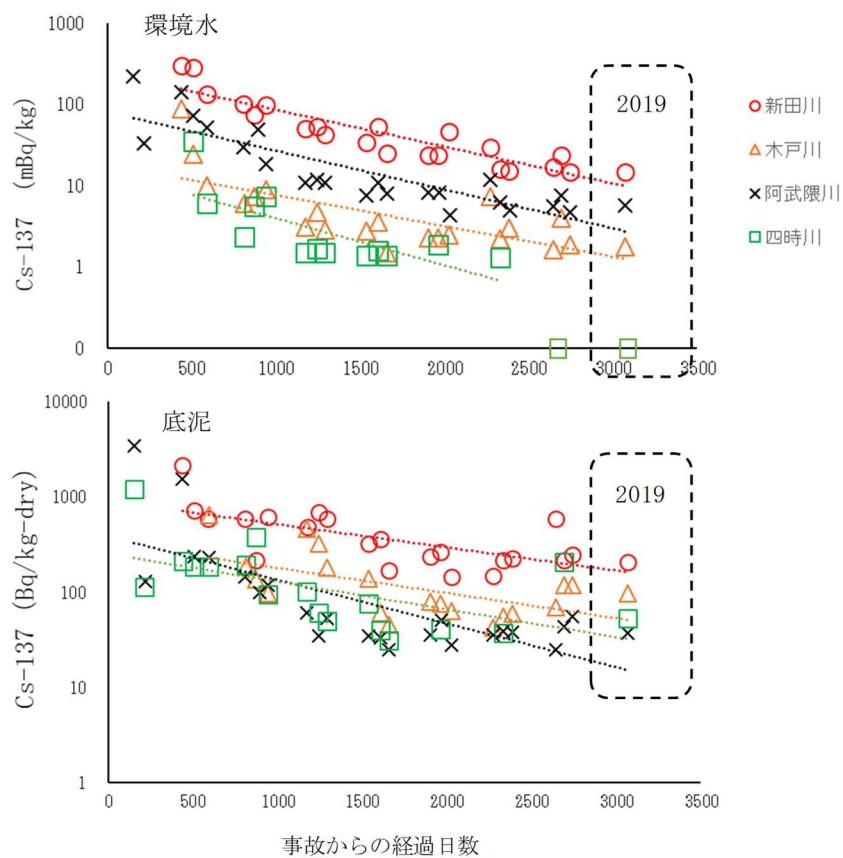


図1 福島県新田川、木戸川、阿武隈川、四時川における環境水と底泥のCs-137濃度の推移。点線は指数近似直線を表す。なお、検出下限値未満の検体については、指数近似直線の解析から省き、横軸上にプロットした。

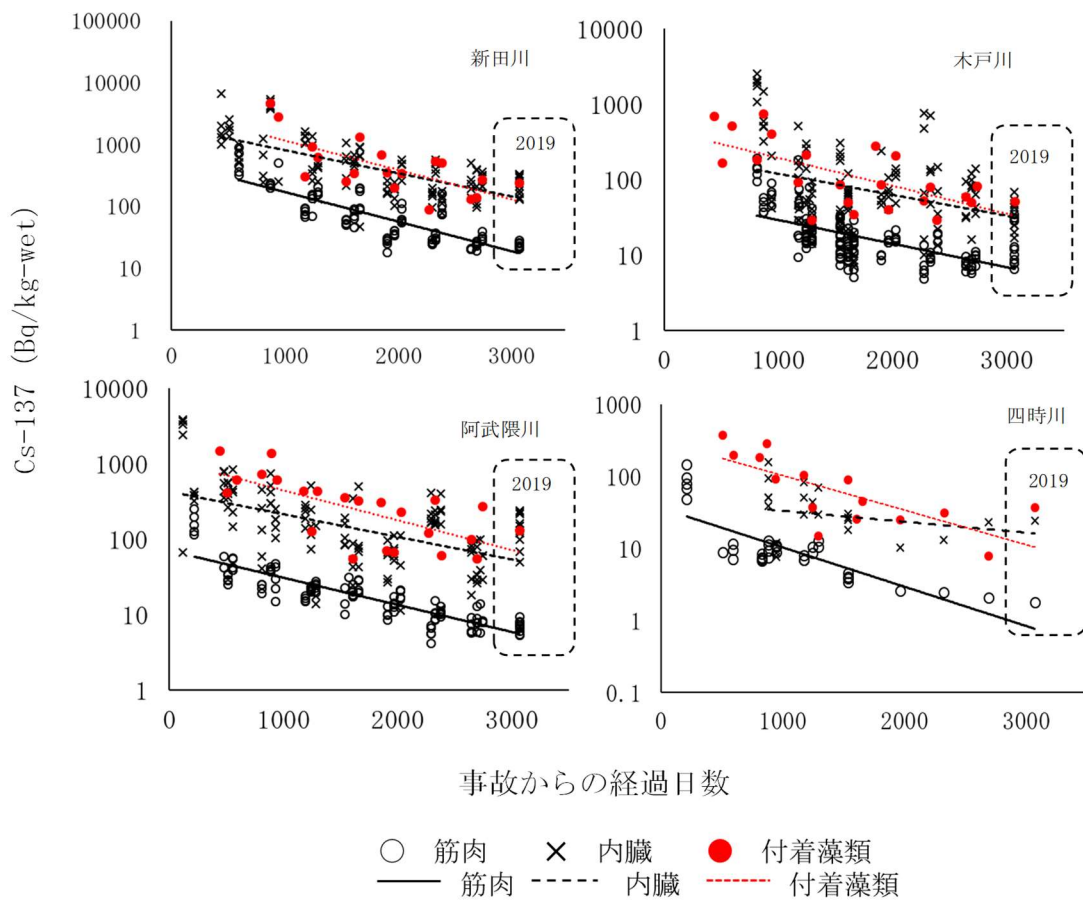


図 2 福島県新田川、木戸川、阿武隈川、四時川におけるアユの筋肉、内臓（胃内容物を含む）、藻類（シルトを含む）の Cs-137 濃度の推移。点線及び直線は指数近似直線を表す。新田川、筋肉： $p < 2.2 \times 10^{-16}$ ($N = 96$)、内臓： $p = 3.2 \times 10^{-16}$ ($N = 110$)、付着藻類： $p = 9.8 \times 10^{-4}$ ($N = 19$)。木戸川、筋肉： $p < 2.2 \times 10^{-16}$ ($N = 152$)、内臓： $p = 8.5 \times 10^{-5}$ ($N = 123$)、付着藻類： $p = 6.7 \times 10^{-4}$ ($N = 23$)。阿武隈川、筋肉： $p < 2.2 \times 10^{-16}$ ($N = 113$)、内臓： $p = 2.4 \times 10^{-10}$ ($N = 124$)、付着藻類： $p = 1.9 \times 10^{-4}$ ($N = 23$)。四時川、筋肉： $p = 4.2 \times 10^{-10}$ ($N = 39$)、内臓： $p = 0.01$ ($N = 39$)、付着藻類： $p = 1.8 \times 10^{-4}$ ($N = 18$)。

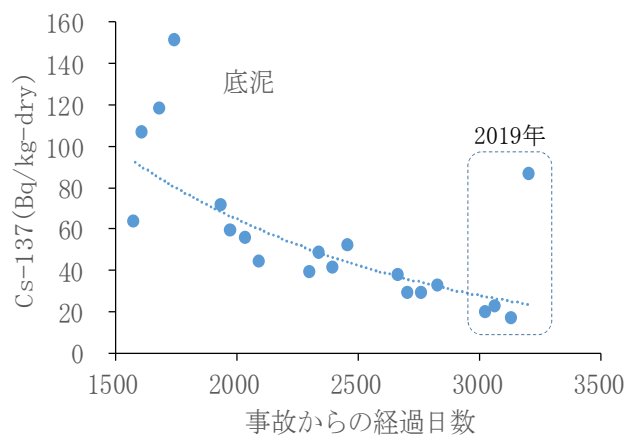
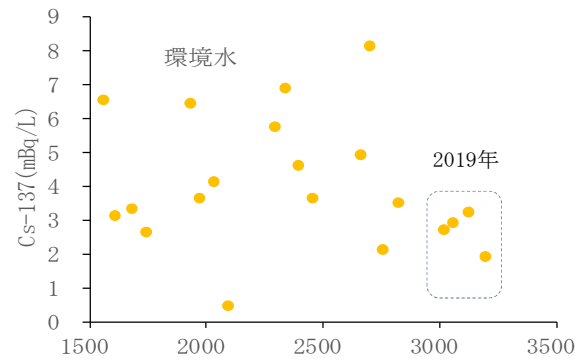


図3 利根川における環境水と底泥のCs-137濃度の推移。底泥： $p = 0.03$ ($N = 20$)

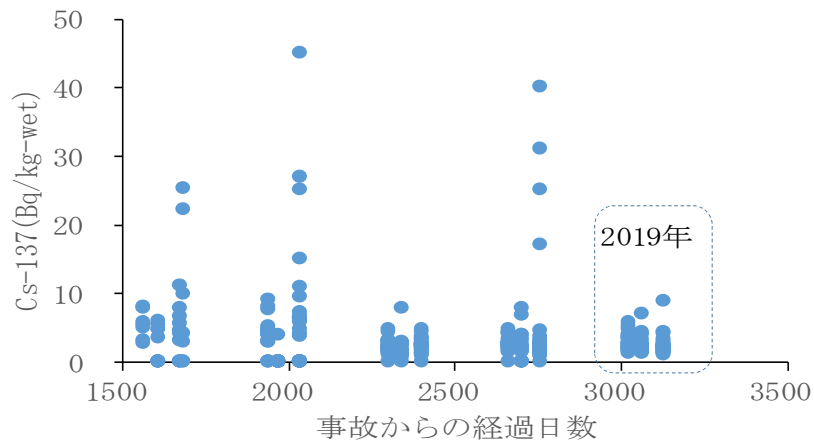


図4 利根川におけるニホンウナギのCs-137濃度の推移。なお、検出下限値未満のデータは、0 Bq/kg-wetとして表記した。

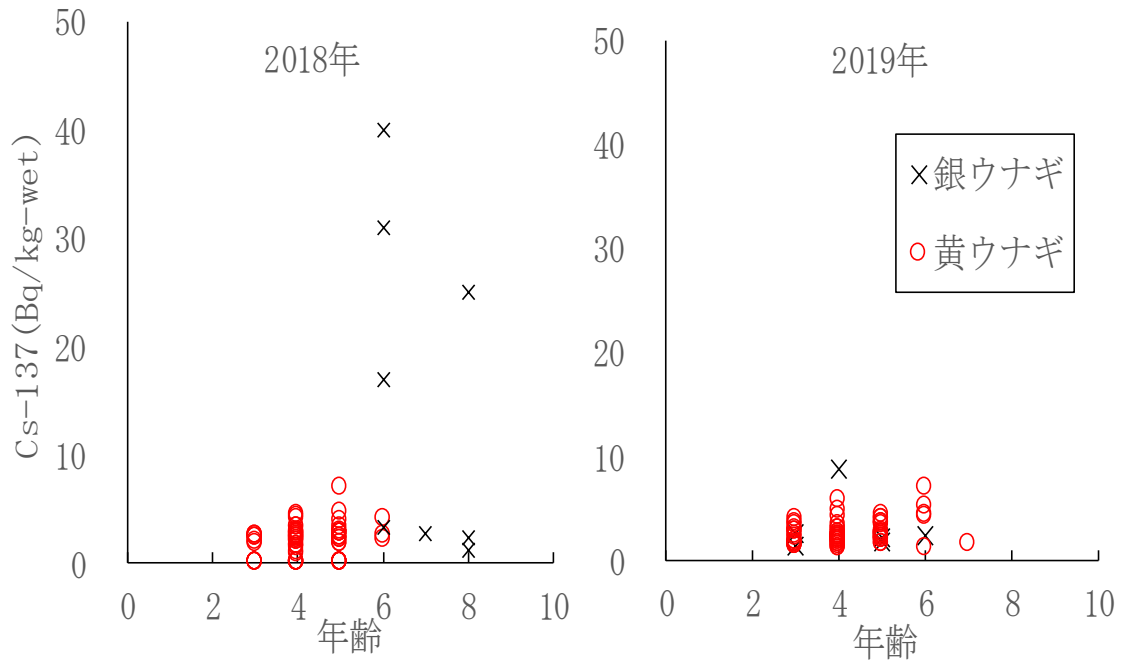


図5 利根川におけるニホンウナギの年齢別、発育段階別のCs-137濃度。なお、検出下限値未満のデータは0 Bq/kg-wetとして表記した。

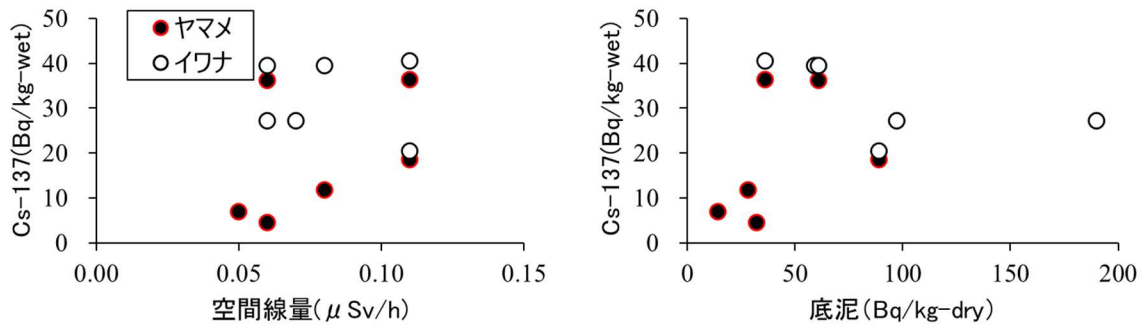


図6 摺上川水系における空間線量・底泥におけるCs-137濃度と魚体のCs-137濃度との関係。

2. 内水面生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 2-3	課題名：内水面魚類に関する放射性物質の取り込みおよび排出過程に関する研究
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 沿岸・内水面研究センター 内水面漁場管理グループ
担当者職名・担当者名	主任研究員・松田圭史 グループ長・山本祥一郎

1. 背景と目的

内水面魚類では、同じ水域でも魚種間や種内の個体間で汚染度やその推移が異なることが知られている。これには食性や生息環境の違いといった生態的な要因や、摂食量や代謝速度などの生理的な要因が関与していると考えられている。生態的な要因については、現場での調査研究を通じて一定の知見が集積されてきたが、生理的な要因の検討は十分に行われていない。本課題では内水面の重要種を対象に、筋肉への放射性物質の取り込みと排出過程を種間と種内、サイズ等で比較する飼育実験に取り組み、これらで違いが出る要因の検討に資することを目的とする。本年度はサイズの違うヤマメで筋肉への放射性物質の取り込みと排出過程を比較した。

2. 研究内容及び方法

内水面魚類に関する放射性物質の取り込みおよび排出過程に関する実験は、中央水産研究所の日光庁舎において行った。実験は、2018年10月から翌年6月にかけて行った。供試魚として0+ヤマメ（平均体重 ± 標準偏差 [以下 S.D.] = 4.65 ± 0.73 g, n = 450）と1+ヤマメ（ 73.9 ± 5.5 g, n = 200）を用い、それぞれをヤマメ小区とヤマメ大区とした。2018年10月上旬に、ヤマメ小区とヤマメ大区をそれぞれFRP水槽（長さ 1.8 × 幅 0.9 × 深さ 0.7 m）とFRP水槽（長さ 3 × 幅 1.4 × 深さ 0.9m）に收容した。水槽收容後、ただちにヤマメ小区から10尾、ヤマメ大区から5尾を採集した。実験魚は、自然日長条件下で湧水を掛け流しで飼育し、実験期間中の水温は8.3-10.1°Cの範囲であった。

Cs-137を含む餌は、Cs-137濃度の高い魚類筋肉試料を配合餌料（ます類稚魚用強健タイプ EP3号、科学餌料研究所）に均等に混ぜ込むことで作製した。作製した餌のCs-137濃度は、平均(±S.D.) 177 ± 5.2 Bq/kg-dry (n=6)となった（以下、作製した餌をRペレットと記す）。Rペレット(n=5)の重量は、0.5-4分間の吸水によりおよそ2倍となるため、実際に供試魚が摂餌するRペレットのCs-137濃度はおよそ90 Bq/kg-wetとなる。実験開始からRペレットを56日目まで与え、それ以降は放射性セシウムを含まない配合餌料（ます類稚魚用強健タイプ EP3号；にじます育成用2P、科学餌料研究所）を252日目まで与えた。実験開始後、2週間毎にヤマメ小区から10尾、ヤマメ大区から5尾を採集した。

以上の実験と並行して、56日目に両区からそれぞれ半数の供試魚を、別に設置した同型のFRP水槽に移し、引き続きRペレットを投与する実験区を作成した。供試魚は252日目まで飼育し、実験期間中にヤマメ小区から10尾、ヤマメ大区から5尾を2週間毎に採集した（この実験区を、Rペレット継続区とする）。給餌量は、供試魚体重の2%/日以下とした。

採集された供試魚について、体重・体長を測定した後、個体別に Cs-137 濃度を測定した。ただし、2018/12/26 から 2019/4/3 の期間のサンプルの放射性セシウム濃度は現在分析中であり、2018/10/3 から 2018/12/12 の期間のサンプルと 2019/4/17 から 2019/6/12 の期間のサンプルの放射性セシウム濃度データについて解析を行った。各実験区において供試魚 Cs-137 濃度の上昇率と下降率について調べるとともに、成長希釈を考慮した Cs-137 の排出率を比較した。成長希釈を考慮した Cs-137 は、各供試魚の Cs-137 濃度にサンプリング時の体重を乗じることで求めた。

Cs-137 濃度および成長希釈を考慮した Cs-137 量の実験区間の違いは、共分散分析により回帰直線の平行性を検定することで評価した。いずれも有意水準は 5%とした。

3. 平成 31 年度進捗状況・成果

実験期間の供試魚の体重変化を図 1 に示す。また、実験開始から 56 日目までの Cs-137 濃度の変化を図 2 に示す。実験開始から 56 日目までの Cs-137 濃度の上昇率は、ヤマメ小区がヤマメ大区に比べて有意に高かった(ANCOVA, $F = 7.41$, $df = 1$, $P < 0.01$)。実験開始から 56 日目に、R ペレットから放射性セシウムを含まない配合餌料に切り替えた後は、両区とも Cs-137 濃度は有意に低下するが ($R^2 = 0.85-0.91$, $P < 0.001$)、Cs-137 濃度の下降率はヤマメ小区がヤマメ大区に比べて有意に高かった(ANCOVA, $F = 73.9$, $df = 1$, $P < 0.001$)。実効生物学的半減期は、ヤマメ小区で 59 日、ヤマメ大区で 80 日と推定された (図 3)。両区の成長希釈を考慮した Cs-137 の排出傾向を図 4 に示す。成長希釈を考慮した Cs-137 の排出率は、ヤマメ小区と比べてヤマメ大区で有意に早かった(ANCOVA, $F = 39.9$, $df = 1$, $P < 0.001$)。

R ペレット継続区における供試魚の体重変化と Cs-137 濃度の変化を図 5 に示す。長期間 R ペレットを投与しても、両区とも魚体の Cs-137 濃度は R ペレットの Cs-137 濃度である 90 Bq/kg-wet までしか上がらないことがわかった。

4. 今後の課題

種内の個体間で放射性物質濃度やその推移過程に差をもたらす要因のひとつと考えられる体サイズの違いに着目し、これまでヒメマスとヤマメで実験を行い、再現性のある結果が得られた。本研究から魚の汚染度は魚体サイズに関わりなく、餌の汚染度により決定されることが強く示唆された。さらなる再現性の確認と種による違いを明らかにするため、ブラウントラウトを対象に体サイズの違いが放射性セシウムの取り込み、排出過程や生物学的半減期等に与える影響を実験的に調べる。

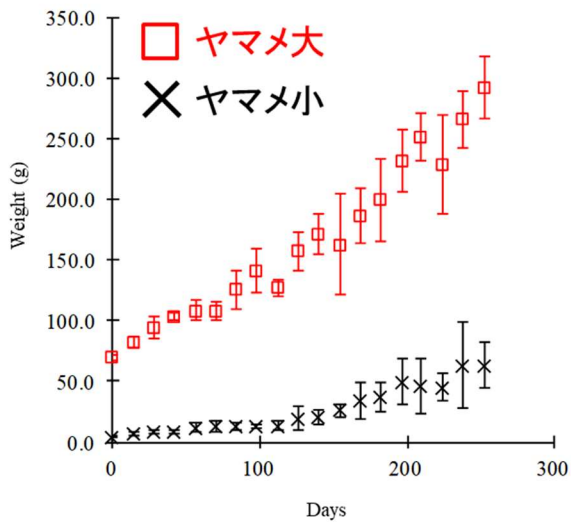


図1 実験期間の供試魚の体重の変化。

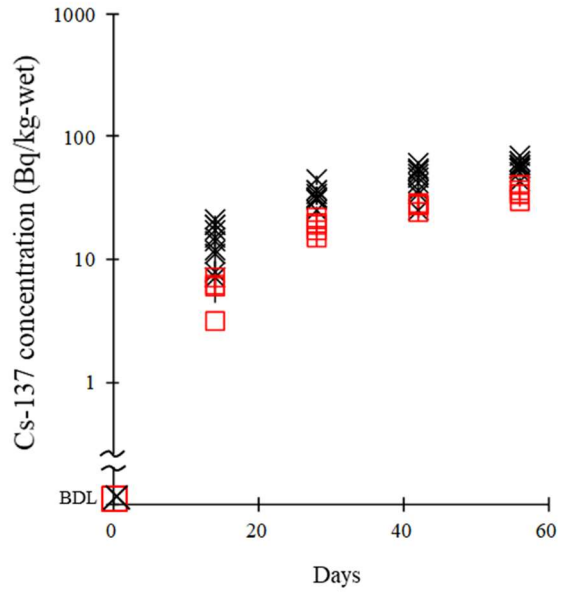


図2 実験開始から56日目までの筋肉のCs-137濃度の変化。

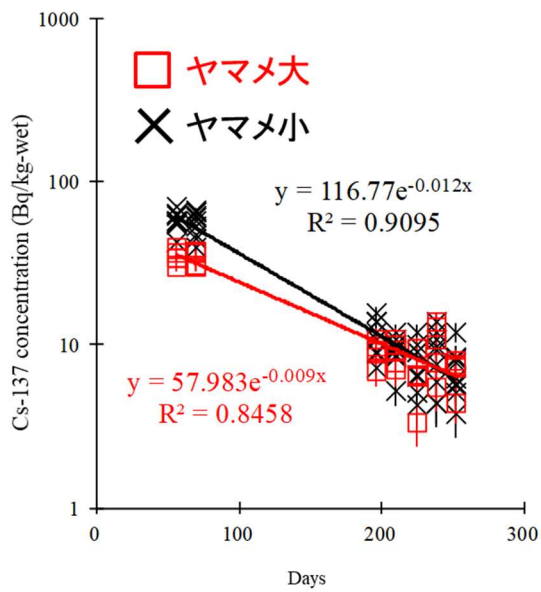


図3 56日目以降の筋肉のCs-137濃度の変化。

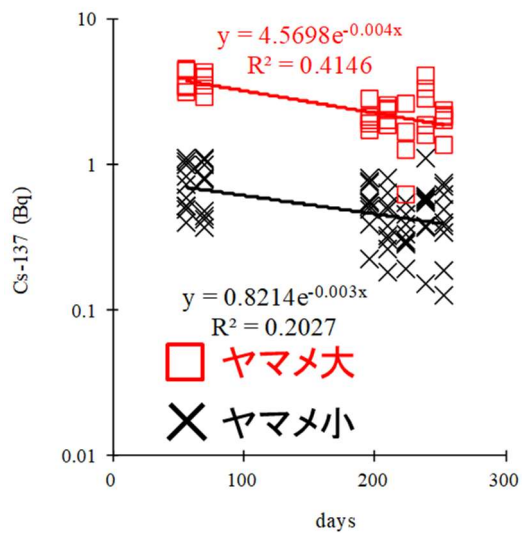


図4 各供試魚の成長希釈を考慮したCs-137の排出傾向。

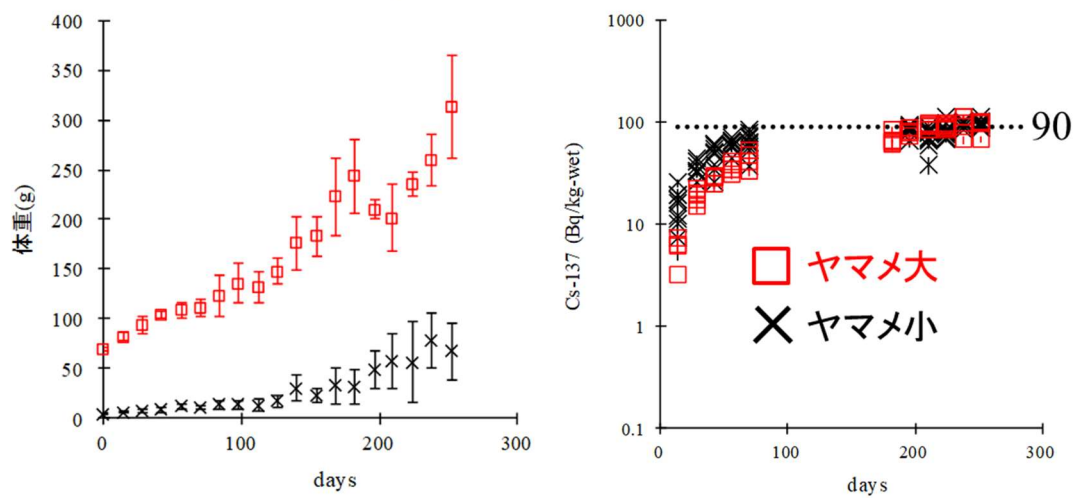


図5 Rペレット継続区における供試魚の体重変化とCs-137濃度の変化。

2. 内水面生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 2-4	課題名：手賀沼小型フナ類の一時的な飼育による放射性物質濃度の低減化手法の開発
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 沿岸・内水面研究センター 内水面漁場管理グループ ¹ 千葉県水産総合研究センター 内水面水産研究所 ² 中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ³
担当者職名・担当者名	グループ長・山本祥一郎 ¹ ， 主任上席研究員・宮里幸司 ² ， 主任研究員・帰山秀樹 ³

1. 研究内容及び方法

手賀沼産小型フナ類は甘露煮としての需要があるが、手賀沼では非食用のゲンゴロウブナを除く全ての漁業活動が停止している。本課題は、出荷自粛要請解除に向けたデータを集積する一環として、小型フナ類を出荷前に畜養することにより体内に含まれる放射性セシウム濃度がどの程度減少するかを調べる。

千葉県手賀沼において、2019年8月、10月に、張網（定置網の一種）を用いて小型フナ類を採捕し、60日間井水かけ流しの屋外水槽にて配合飼料を与えて飼育した。実験は、8月6日から10月5日までの期間（1回目）と、10月8日から12月7日までの期間（2回目）の2回実施した。なお、飼育水温は1回目が20.4–25.6℃、2回目が16.0–25.6℃の範囲であった。漁獲日、10日目、20日目、30日目、60日目に4～14個体を取り上げ（表1）、全長、体長、体重を計測した後、複数個体の魚体全体（胃内容物含む）を1試料とした。

飼育開始時と終了時に飼育水20Lを採水し、ガラスフィルター（濾過グレードGF/F）を用いて濾過し、試料とした。各試料の放射性セシウム濃度の測定には、ゲルマニウム半導体検出器を用いた。

2. 平成31年度進捗状況・成果

飼育水中のCs-137濃度は全て検出下限値以下であった。

試験魚の体サイズは1回目が平均全長67.4mm、平均体長52.8mm、平均体重5.8g、2回目が平均全長87.3mm、平均体長67.2mm、平均体重9.4gであった。飼育期間中のCs-137濃度は4.1–25Bq/kg-wetの範囲であった（図1）。1回目の実験では、飼育日数の経過に伴い放射性セシウム濃度が減少する傾向が認められた。2回目の実験では、飼育60日目で最も低い濃度となったが、統計学的な減少傾向は確認できなかった。

3. 今後の課題

今年度の試験により、小型フナ採捕直後の濃度は30Bq/kg-wetを下回ること、60日間の飼育によりさらに濃度が低下することが示され、小型フナの出荷自粛要請解除に資する成果が得られた。

表1 小型フナ類の実験供試尾数。

飼育期間	0日目 (採取日)	10日目	20日目	30日目	60日目
1回目	14	6	5	4	6
2回目	7	4	5	5	10

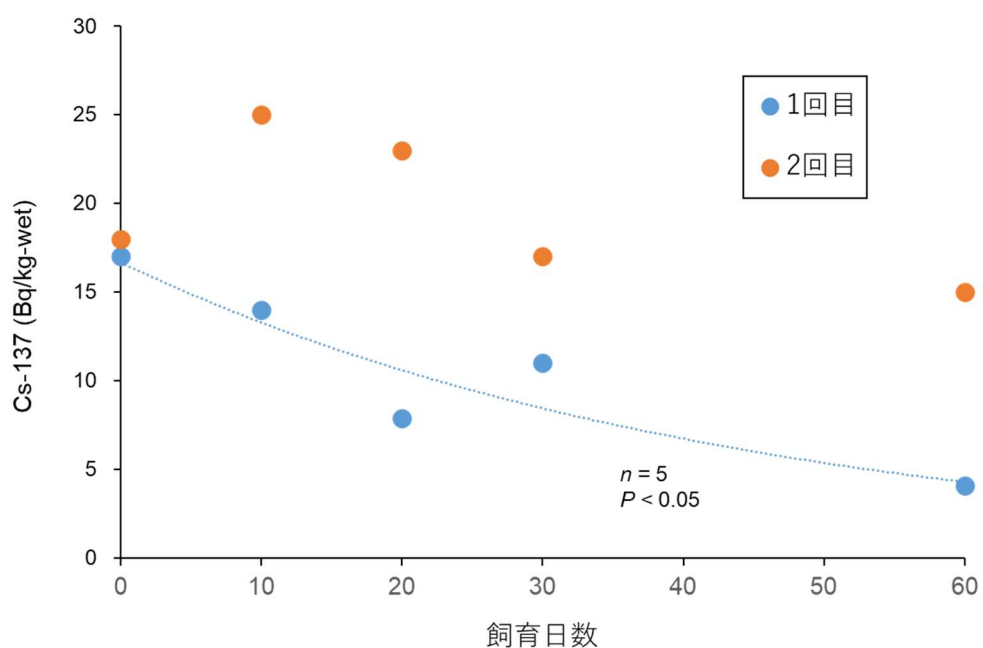


図1 手賀沼における小型フナ類の飼育日数と Cs-137 濃度の推移。点線は、指数近似曲線を示す。

3. 震災後の資源状態および漁業の動向に適応した福島県漁業再開のための総合研究	
課題番号 3-1	課題名：震災前後における東北沿岸・沖合重要魚類の資源・生態特性の変化ならびに資源変動要因の解明
研究機関・研究グループ名	東北水研 資源環境部 ¹ 東北水研 資源環境部 沿岸資源グループ ² 東北水研 資源環境部 海洋動態グループ ³ 東北水研 資源管理部 底魚資源グループ ⁴ 福島県水産資源研究所 ⁵ 、福島県海洋研究センター ⁶ 茨城県水産試験場 定着性資源部 ⁷ 長崎大学海洋未来イノベーション機構 ⁸
担当者職名・担当者名	部長・栗田 豊 ¹ 研究員・富樫博幸 ² 、グループ長・木所英昭 ² グループ長・奥西 武 ³ 、主任研究員・笥 茂穂 ³ グループ長・成松庸二 ⁴ 、研究員・柴田泰宙 ⁴ 主任研究員・實松敦之 ⁵ 、研究員・坂本 啓 ⁶ 、研究員・安倍裕喜 ⁶ 部長・山崎幸夫 ⁷ 、主任・松井俊幸 ⁷ 教授・河邊 玲 ⁸

1. 研究内容及び方法

ヒラメ

標本船調査、市場調査、調査船調査で得られた情報を相補的に使用し、仙台湾～常磐海域のヒラメ個体群の分布・移動生態および資源量、生活史特性を評価し、震災前後の変化を明らかにすることを期間全体の目的とする。

本年度は、資源量が中位であった震災前と高位になった震災後の生活史特性を明らかにするとともに、震災前後の特性値を比較することを主目的とした。用いた標本は以下の通りである。東北水研：2003-2010年相馬原釜市場から購入、2011-2019年仙台湾トロール調査。福島県：1999-2019年調査船調査。茨城県：2005-2019年調査船調査および市場購入。

成長については、年級（YC）群（1998～2016YC）ごとに比較して、その変化を明らかにした。成熟に関しては、生殖腺重量情報から産卵期の経年変化を海域ごとに明らかにした。食性は経年変化を明らかにするとともに、海域間で比較した。以上の結果を用いて、資源管理方策の策定への活用を検討した。

また、2006-2018年に東北水研ならびに各県定線調査で得られた底水温とFRA-ROMS再解析値を用いて、この期間における毎月の底水温分布を推定し、経年変化を明らかにした。

マダラ

昨年までの調査で、東北海域では震災後にマダラ資源が大幅に増加しており、その増加は東海南部海域にある若齢魚の育成場の漁獲圧が大幅に低下したことに起因することが示された。また、増加した若齢魚は1.8歳以上になると東北全域に拡散し、海域全域の資源の増加につながる事が明らかになった。

本年は、高次捕食者であるマダラの急増による生物特性への影響を明らかにし、適切な管理に

向けた情報収集を目的とした。1996～2018年に東北海域で漁獲されたマダラの精密測定データ、年齢査定データを用いて、年別、年級別に体長、体重の成長履歴、成熟年齢、成熟体長、寿命、孕卵数および卵サイズを調べ、震災前後で比較した。

2. 令和元年度進捗状況・成果

ヒラメ

年級別の成長（雄 2003－2016YC、雌 1998－2016YC）には顕著な差が認められなかった（図 1）。また、肥満度（2010－2017YC）も、年級間で一定の大小関係は認められなかった（満 2 歳、2011YC>2013YC；満 3 歳、2010, 2015YC>2014YC；満 4 歳、すべての年級で差がない。Tukey-Kramer test、 $P<0.05$ ）。

産卵盛期は、福島県では 6－7 月、茨城県では 5－7 月と推定された。また、仙台湾および福島県における全長 50cm 以上の産卵個体の出現割合には顕著な経年変化は認められなかったが、茨城県では、2018、2019 年に 4 月産卵個体の割合が大きく増大した（図 2）。

食性は、近年著しい変化が認められた。仙台湾（震災後）ではカタクチイワシとイカナゴ、福島県（震災前後）と茨城県（震災前後）ではカタクチイワシが主要な餌であったが、2016 年以降、カタクチイワシが大きく減少し、マイワシ、サバ類、その他の底魚類の割合が急増した（図 3-5）。これらの変化は、餌生物の対象海域における現存量の変化と関連していると考えられた。

底水温（2006－2018 年、0－100m、100－200m）は、宮城県沖、福島県沖、茨城県沖で、上昇傾向が認められた（図 6）。

以上、近年ヒラメの食性に変化が認められたが、成長や肥満度には変化が認められなかった。一方、産卵期は茨城県沖で早期化が認められた。これは底水温の上昇が影響しているかもしれない。産卵期の早期化に伴い、輸送条件、成育場の環境（着底時の水温、餌量環境、捕食者）が変化し、加入量変動に影響を及ぼす可能性が考えられた。

マダラ

年齢別体長および体重を震災以前と以降で比較したところ、満 1 歳までは差は認められなかったが、それ以降は震災以降の方が小さい傾向が認められ、2～5 歳における体重は震災前の 75～81%程度となっていた（図 7）。

50%成熟体長は震災前では 49.8cm であるのに対し、震災後では 52.1cm となっていた。成長の鈍化に加えて成熟体長の大型化により、震災前に 39%であった 3 歳成熟率は震災後は 6%に、震災前は 88%であった 4 歳成熟率は震災後は 70%にまで低下していた（図 8）。

震災前には最高年齢は 7 歳魚であったが、震災後には 8 歳魚まで認められ、さらに 7 歳魚の割合も震災前と比べると高くなっていた。

震災後の孕卵数は震災前と比べてすべての年齢で少ない傾向にあり、対震災前の各年齢の孕卵数の平均値は 70～77%となっていた。また、成魚の中で若齢である 3～4 歳魚では、相対孕卵数（体重 1g あたりの卵数）も震災前に比べて震災後が少ない傾向が認められた（図 9）。

以上の結果から、震災後は震災前に比べて成長の鈍化が認められた。また、長寿化の可能性は示唆されたものの成熟体長の大型化、成熟年齢の高齢化によって各年齢の成熟率の低下が認めら

れ、さらに孕卵数も減少していた。したがって震災後は資源が大幅に増加したものの、それに伴って生産力の大幅な低下が起きていたことは、マダラが本海域の陸棚斜面生態域における高次の捕食者であることも併せて考えると、震災以降の増加は「増えすぎ」の可能性が高く、その状態を継続して維持することは困難であることが示唆された。

3. 今後の課題

ヒラメ

これまで主要な餌生物であったカタクチイワシやイカナゴが減少し、仙台湾～常磐海域の食性が大きく変化した。また、茨城県沖では、産卵期の早期化が認められた。近年、生物・物理環境の変化が顕在化しており、ヒラメの生活史、成育場の環境、再生産成功率の変化に、引き続き注意を払う必要がある。

マダラ

近年の生活史特性や環境変化を踏まえて、効率的な資源管理方策を検討する必要がある。

図表

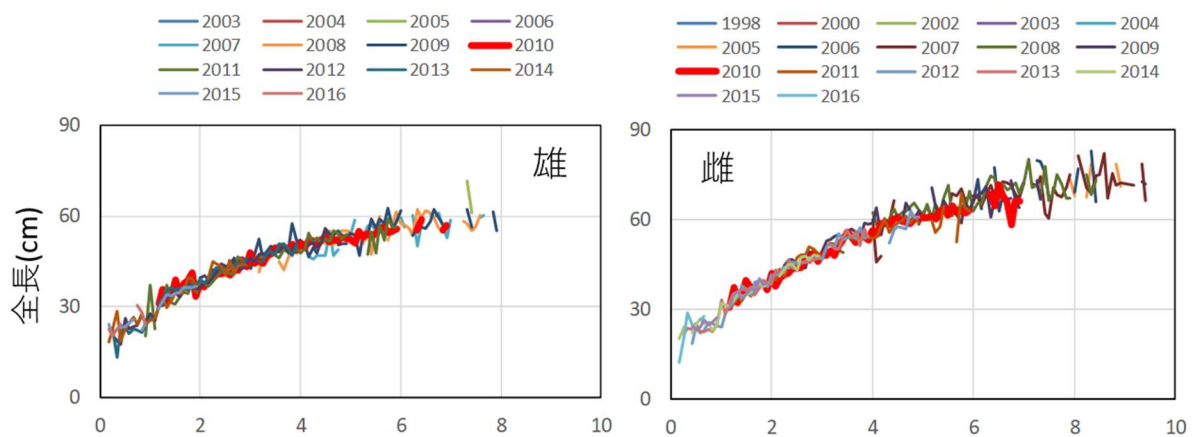


図 1. 仙台湾～常磐海域ヒラメの年級群別成長。

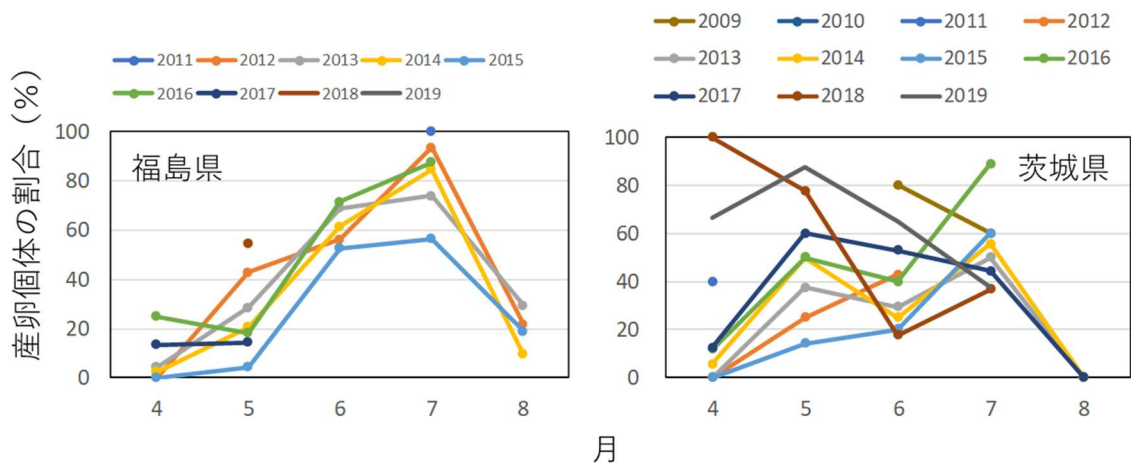


図2. 福島県と茨城県におけるヒラメ(>50cm TL)の産卵個体割合。

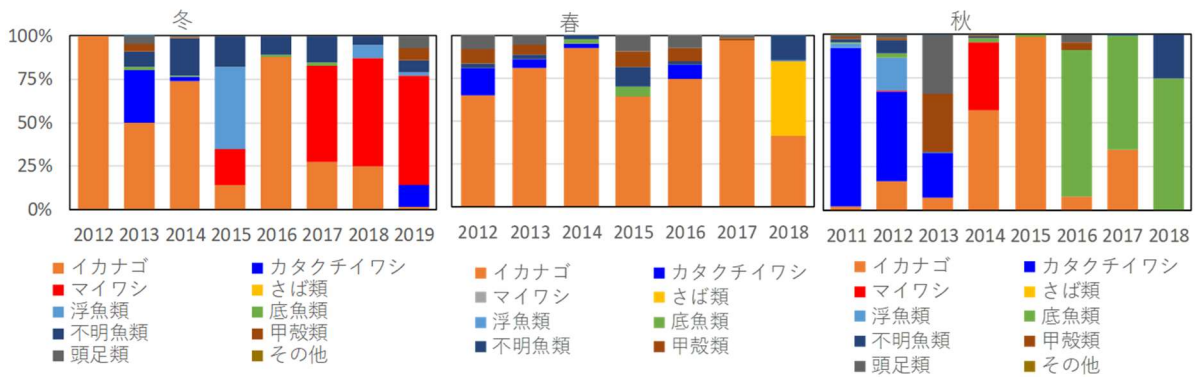


図3. 仙台湾におけるヒラメ (35-50 cm TL) の食性の経年変化。

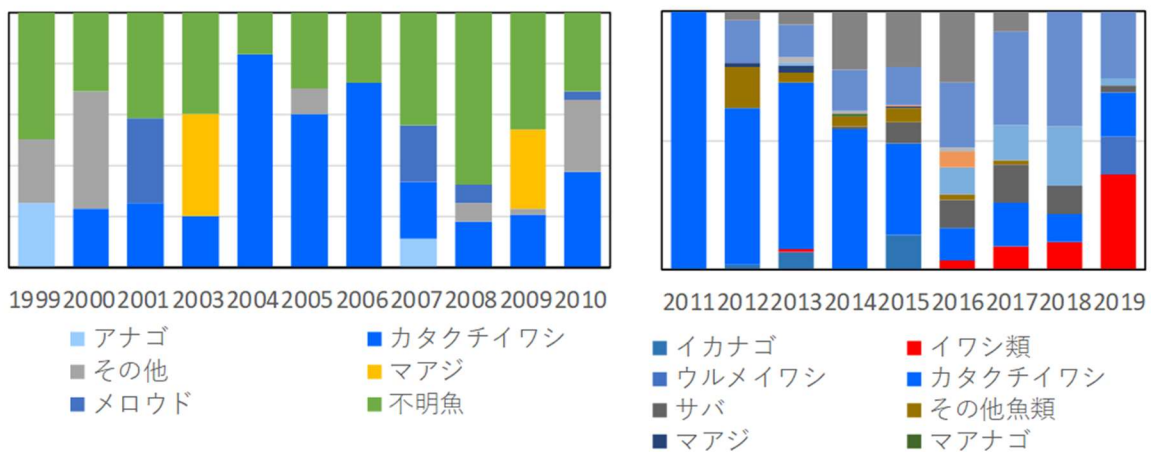


図4. 福島県におけるヒラメの食性の経年変化。

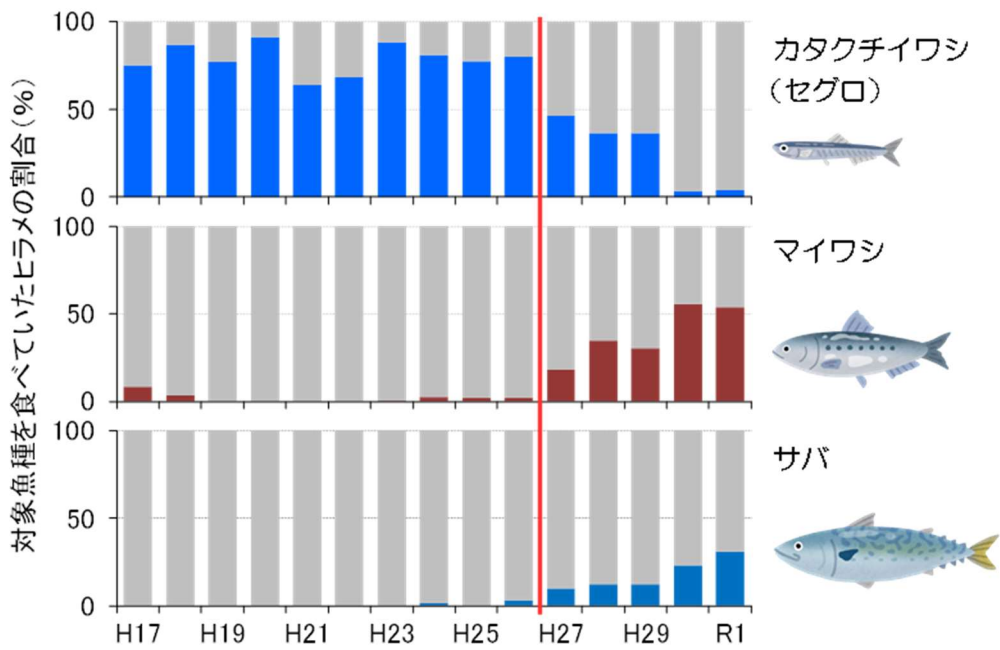


図 5. 茨城県におけるヒラメの食性の経年変化。

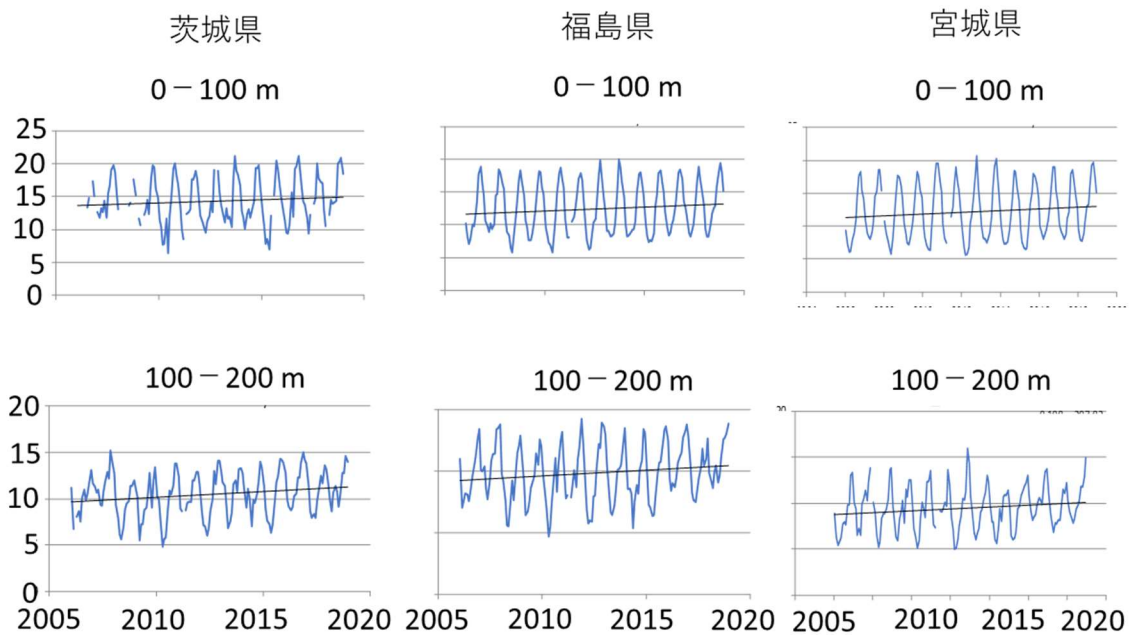


図 6. 茨城県、福島県、宮城県沖の底水温経年変化。

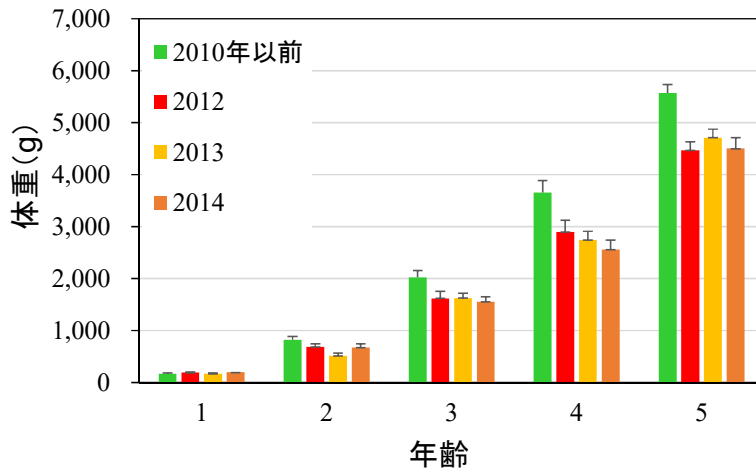


図 7. 震災前後における年齢別体重。

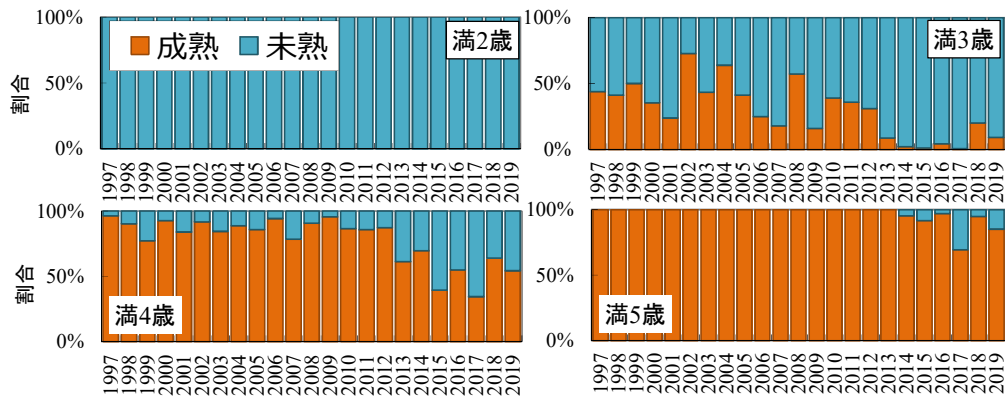


図 8. 1997～2019 年におけるマダラの年齢別成熟。

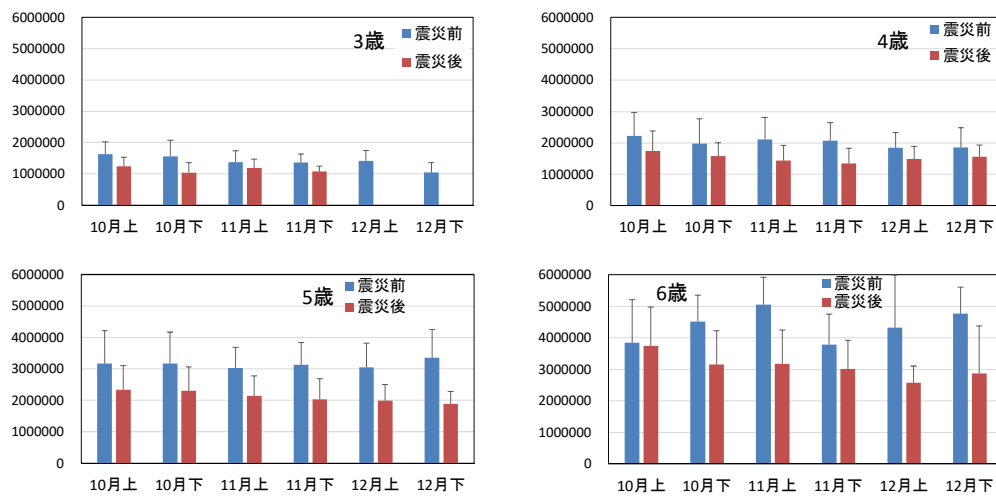


図 9. 震災前後における孕卵数の比較。

3. 震災後の資源状態および漁業の動向に適応した福島県漁業再開のための総合研究	
課題番号 3-2	課題名：福島県漁業における産地市場の需要および資源の持続性を考慮した最適な漁獲圧の解明
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 資源研究センター 資源経済グループ ¹ 経営経済研究センター ² 東北区水産研究所 資源管理部 底魚資源グループ ³
担当者職名・担当者名	研究員・神山龍太郎 ¹ 、半沢祐大 ¹ 、柴田泰宙 ³ 、専門員・玉置泰司 ² 、グループ長・成松庸二 ³

1. 研究内容及び方法

【研究内容】福島県漁業は現在操業自粛による試験操業の状態にあり、水揚量は震災前に比べてごくわずかである。今後、復興に際して水揚量を回復させていく予定となっているが、魚種によっては、震災前より資源量が増加し生産力が高まっているため、適切に漁獲することで、震災前より高い資源量および水揚量を持続させることができる可能性がある。しかし、水揚量の増大は、価格の低下につながる場合があり、大漁貧乏に陥る可能性もある。つまり、福島県漁業の復興のためには、資源の持続性に加えて、水揚量と価格の関係を考慮し、水揚金額を最大にする漁獲圧を明らかにすることが必要である。また栽培漁業対象種として最も重要なエゾアワビについては操業自粛によって漁獲死亡は低下したものの、大津波による種苗生産施設の破壊のために種苗放流事業が大幅な縮小を余儀なくされており、この間で資源水準の低下を招いている可能性が懸念されている。

平成30年度の本課題では、ヒラメを対象として、産地市場における水揚量と価格の関係を資源量シミュレーションと組み合わせることで、水揚金額を最大にしつつ資源が持続的となる最適な漁獲圧を明らかにした。その結果において最適化された漁獲圧は高くなる傾向を示しており、その理由の一つとして漁獲に伴う費用を考慮していないことが考えられた。平成30年に福島県が「ふくしま型漁業」を提案し、震災前より低い漁獲圧で大きい水揚量および水揚金額を目指すことを政策的方向性として提示したこと、さらに、漁業経営にとっては水揚金額よりも利益の方がより重要であることから、漁獲に伴う費用を考慮することで分析を改善することが必要である。また、エゾアワビの資源状態の把握では、種苗放流により資源量の増加が期待され、漁獲係数が一定の比率で増加するという仮定の下で種苗放流の費用対効果が将来的に高まると予測された。しかしながら、高齢化や震災の影響で漁業者数の減少が予想され、実際には漁獲圧が高まらない可能性が考えられた。したがって、操業再開後の最適な漁獲方法を検討するためには、漁業者数の推移を予測し、漁業者数の推移を考慮した漁獲圧における資源量シミュレーションが必要と考えられた。

そこで、本研究では、(1)福島県ヒラメ漁業を対象として、産地市場における水揚量と価格の関係および漁獲圧と漁獲に伴う費用の関係を明らかにし、資源量シミュレーションと組み合わせることで、利益を最大にしつつ資源が持続的となる最適な漁獲圧を明らかにする。また、(2)栽培対象種であるエゾアワビの現在の資源状態を潜水調査等によって把握し、漁業再開後の適切な管理方策を提言する。

【研究方法】(1)のヒラメ漁業に関する研究の方法は次の通りである。まず、水揚量と価格の関係の分析では、福島県の産地市場全体でのヒラメの漁業種類別月別平均価格(円/kg)の対数値を応答変数とした重回帰分析をおこない、AICによるモデル選択を実施した。説明変数は、月ダミー(1月をゼロ、そうでなければ1とした11個の変数)、漁業種類ダミー(刺し網=0、底びき網=1)、底びき網漁業の漁獲量(kg)、刺し網漁業の漁獲量(kg)、以上の変数の組み合わせからなる交互作用とした。データには、福島県における2000年から2009年の月別漁業種類別水揚量(kg)および価格(円/kg)を用いた。

漁獲圧と費用の関係の分析では、対象漁業の1か月の費用を変動費と固定費に分け、さらに変動費を漁獲量に比例する費用と努力量に比例する費用に分類し、漁獲量と漁獲努力量のそれぞれに比例して各費用が変化するように定式化した(Dochmont et al., 2010, Kompas et al., 2010)。公表される各種資料(相馬原釜地域のがんばる漁業認定計画書(http://www.fpo.jf-net.ne.jp/gyoumu/hojyojigyo/08hukkou/hukkou_gyogyo/nintei_file/R010724_hukusima_souma_okisoko.pdf)、福島県漁獲統計、漁業経営調査年報、2008年漁業センサス、山口(1993))および相馬双葉漁業協同組合へのヒアリングに基づき、単位漁獲量当たり費用、単位努力量当たり費用、固定費を計算した。

資源動態モデルの作成では、ヒラメ太平洋北部系群の資源評価票(木所ら、2019)を参考に、まず福島県におけるヒラメの月別水揚量を雌雄別年齢別漁獲尾数に変換した。2010年漁期当初(7月)における福島県のヒラメ資源尾数を、2010年の推定資源尾数に東北5県に対する福島県の漁獲量の比率を乗じて求めた。震災前各月の資源尾数およびFを、上記により求めた雌雄別年齢別漁獲尾数と2010年漁期当初における福島県のヒラメ資源尾数を用いて、Popeの近似式による後ろ向き計算で求めた。ただし最高齢および各年の漁期末(6月)は除く。 $F=qE$ と仮定し、震災前各月の漁具能率qを推定した。データには、ヒラメ太平洋北部系群の資源評価票(木所ら、2019)、福島県におけるヒラメの月別水揚量データ(2000~2009年漁期)、漁業種類別四半期別漁獲努力量の比率(Shibata et al., 2017)、底びき網漁業および刺し網漁業における漁獲努力量の大きさ(柴田泰宙、personal communication)を用いた。

以上の水揚量と価格の関係、漁獲努力量と費用の関係、資源動態モデルを組み合わせることで、資源経済モデルを構築し、シミュレーションをおこなった。シミュレーションでは、底びき網と刺し網の2種類の漁業が存在し、これら2漁業によって漁獲される福島県のヒラメ資源を仮定して、3つのシミュレーションシナリオを設定した。シナリオ①最適化シミュレーションでは、平衡状態におけるヒラメ漁業の合計利益を目的変数として、底びき網と刺し網の震災前の月別努力量(E)に対する最適な月別Eの比率(22個; 沖合底びき網漁業では7~8月が禁漁のため、この2か月を除外)をパラメーターとして、目的変数を最大化するシミュレーションをおこなった。なお、制約条件として、最適な月別E(全年齢平均)は、震災前の月別Eの最大値以下とした。シナリオ②震災前(2005年~2009年漁期年)のEで漁獲を続けた場合、シナリオ③底びき網と刺し網の努力量をそれぞれ震災前の6割に下げて漁獲を続けた場合のシミュレーションをおこなった。シミュレーションにより、各年の漁獲量、資源量、水揚金額、費用、利益を計算し、①~③のシナリオおよび震災前実績値との間の違いを考察した。

(2)のエゾアワビ漁業に関する分析方法は次の通りである。福島県いわき市の11地区のエゾア

ワビ漁獲物を調査対象とし、殻長、体重の測定、天然・放流の判別をした。2019年の拡張組成とAge-Length Keyを適用し、年齢構成を把握した。年齢を年級に換算し、現在漁獲物の主群となっている年級群を推定した。以上の結果から、震災前後の漁獲物の特徴を比較した。また、天然個体の出現に影響する要因を明らかにするために、2014年度から2019年度までの測定データを用い、目的変数を天然個体の確率（天然個体ならば1、放流個体ならば0）とし、地区ダミー（各地区に該当すれば1、該当しなければ0）、殻長、試験操業開始後の経過年数を説明変数としてロジスティック回帰分析をおこなった。

VPAにより、2001～2010年までの資源量を推定した。2011年以降は震災により操業を自粛し、種苗放流も中断していることから、漁獲係数と種苗放流数、天然個体の漁獲加入数について、現状に即したパラメーターを設定し、VPAの前進法によって震災後の資源動向をシミュレーションした。なお、放流数については2011～2012年は0個体、2013～2020年は1万個体、2021年以降は震災前と同様の10万個体に設定した。漁業者数の推移の予測では、100人規模の集団を対象とした将来予測の事例はほとんどないことから、次の手法を考案した。資源解析をおこなっている下神白地区における平成30年の年齢構成を基準とし、簡易生命表（厚生労働省）を用いて、平均余命に達した人数を翌年の漁業者数から減少させて漁業者数を予測した。なお、平成18年から30年までの下神白の新規参入は0人であったため、予測においても新規参入は考慮しなかった。予測の妥当性を検証するため、平成18年の漁業者数および年齢構成、平成18年の簡易生命表を用い、平成30年の漁業者数を予測したところ、実際の人数109名に対し、予測の人数が114名であった。したがって、予測方法は妥当と考えた。いわき地区のアワビ漁業では1回の操業で1人当たりの制限個数を設定するのが一般的である。また、震災前、年間の操業日数はおよそ60日前後で安定的であった。そのため、漁業者数の予測結果と1日当たりの制限個数20個、操業日数60日の積から、年間の漁獲個体数を算出し、将来的な漁業者数の減少による漁獲圧の低下が資源に与える影響をシミュレーションした。

2. 令和元年度進捗状況・成果

(1) 福島県のヒラメ漁業における価格と水揚量の関係を分析するために、月別データを用いた重回帰分析をおこなった。AICに基づいて選ばれたベストモデルでは、説明変数として、底びき網漁獲量、刺し網漁獲量、月ダミー、月ダミーと底びき網漁獲量の交互作用、漁業種類ダミー、漁業種類ダミーとの交互作用（月ダミー、底びき網漁獲量、刺し網漁獲量のそれぞれ）および定数項が残された。図(1)-1は、ベストモデルで予測される各漁業の漁獲量とヒラメ価格の関係を示す。(a)のグラフは、片方の漁業による漁獲量を固定した場合の、もう片方の漁業による漁獲量とヒラメ価格の関係を示す。(a)のグラフの通り、底びき網による漁獲量が一定の場合、刺し網の漁獲量が増加しても刺し網で漁獲されたヒラメの価格はほとんど低下しないが、刺し網の漁獲量を一定とした場合、底びき網の漁獲量が増加すると底びき網で漁獲されたヒラメ価格は大きく低下することが示された。(b)のグラフは刺し網と底びき網の合計漁獲量を約30トンに固定した場合の、各漁業による漁獲量とヒラメ価格の関係を示す。(b)のグラフから、刺し網の漁獲量を増やすと同時に底びき網の漁獲量を減らした場合、刺し網で漁獲されたヒラメの価格は上昇する一方、刺し網の漁獲量を減らすと同時に底びき網の漁獲量を増加させた場合、底びき網に漁獲されるヒラメ

の価格は低下することが示された。つまり、重回帰モデルにおける水揚量と価格の関係の特徴として、底びき網による漁獲量を減らし、刺し網による漁獲量を増加させることが、ヒラメ全体の価格上昇につながる傾向があった。

漁獲圧と費用の関係を分析した結果、底びき網漁業における単位漁獲量当たり費用は 220 円/kg、単位努力量当たり費用は 9,900 円/曳網時間、1 か月の漁業全体の固定費が 174,000 円/月となった。刺し網漁業では、単位漁獲量当たり費用は 157 円/kg、単位努力量当たり費用は 204 円/反、1 か月の漁業全体の固定費が 3,445,813 円/月となった。

以上の価格や費用の分析結果を資源動態モデルと組み合わせて、3 つのシナリオについてシミュレーションを実施した。平衡状態における福島県のヒラメ資源量、漁業種類別ヒラメ漁獲量、漁業種類別漁獲努力量およびそれらの震災前実績値を図(1)-2 に示す。漁業全体の合計利益を最大化するシナリオ（シナリオ①最適化）では、震災前の努力量で漁獲し続けた場合（シナリオ②E100%）に比べ、資源量が約 5 倍、漁獲量が約 1.1 倍大きい結果となった。ただし、漁業種類別努力量をみると、シナリオ①における底びき網の努力量がほぼゼロで、刺し網のみの操業となっていた。震災前の 6 割の努力量で操業した場合（シナリオ③E60%）、震災前と同じ努力量で操業した場合（シナリオ②）よりも資源量が 1.7 倍、漁獲量が 1.2 倍となっていた。平衡状態における刺し網および底びき網の水揚金額、費用、利益を図(1)-3 に示す。シナリオ①最適化では、水揚金額が約 9.5 億円となり、震災前の努力量の場合（シナリオ②E100%）に比べ約 1.5 倍の水揚金額となった。震災前の 6 割の努力量の場合（シナリオ③E60%）、水揚金額は震災前実績値の 94%となった。ただし、シナリオ③の利益に関しては、刺し網において若干の損失となり、底びき網で大きな損失が生まれ、漁業全体として赤字となった。震災前と同じ努力量の場合（シナリオ②E100%）、刺し網と底びき網の両方が大きな損失となった。

以上の結果から、最適化した努力量では、福島県のヒラメ資源量とヒラメ漁業全体の利益の両方が改善された。しかし、底びき網の操業をゼロにする結果となっており、現実の漁業管理施策としては不相当と考えられた。刺し網に操業を集中させる結果となった原因として、刺し網の価格が底びき網の価格よりも高いことに加え、努力量の減少させたことで、直接的に操業費用が削減された上に、資源量の増加による努力量当たり漁獲量の増加を通じた漁獲量当たり費用の間接的な減少により、利益が増大したためと考えられる。一方、底びき網の操業は、刺し網の価格低下、資源量の減少による努力量当たり漁獲量の減少を通じた漁獲量当たり費用の上昇を招き、漁業全体の利益を増やさなかったと考えられる。

「ふくしま型漁業」の目指す震災前の 6 割の漁獲圧で震災前の 8 割の水揚量、震災前の 86%の水揚金額（1 億円）を達成できるのかという点については、シナリオ③の漁獲量は震災前実績値の 82%、水揚金額は震災前実績値の 94%と予測された。つまり、「ふくしま型漁業」の目標を達成できるという予測結果となった。各漁業の努力量を 6 割に削減する施策は、シナリオ①で示された刺し網に操業を集中するという利益最大化戦略よりも現実的な施策と考えられる。なお、努力量を 6 割とするシナリオ③のシミュレーション結果において利益がマイナスとなっている点は後述の今後の課題で説明する通り分析の改善が必要である。

(2) これまでの調査において、エゾアワビの平均殻長は震災前に比べ大型化する傾向がみられたが、この傾向は 2019 年も継続していた（図(2)-1）。調査結果全体の放流個体混獲率をみた場合、

震災以降減少傾向が続いていたが、2018年から2019年にかけては横ばいの傾向となった(図(2)-2)。2019年の殻長組成では、140-145mmの個体が最も多かった(図(2)-3)。この殻長組成と、下神白漁場のサンプルを基にして作成したALKにより年齢組成を推定し、図(2)-4の結果が得られた。年齢組成の結果から、震災から8年以上経過するにもかかわらず、震災後の年級群(4-7歳)の占める割合は約36%で、相対的に少なかった(表(2)-1)。漁獲が震災以前の資源(2010年級以前)に依存している現状では、放流が中断した影響は大きくないと考えられた。天然個体の確率を目的変数とするロジスティック回帰分析の結果を表(2)-2に示す。経過年数の偏回帰係数が正で有意となり、年数が経過するほど漁獲個体が天然個体である確率が高くなる傾向が示された。また、殻長の偏回帰係数が負で有意となり、殻長が大きいほど、換言すれば、震災前の資源ほど、天然個体である確率が下がり、放流個体である確率が高い結果となった。

漁業者数の減少を考慮した資源量シミュレーションのため、平成30年のいわき地区のアワビ漁業者の年齢構成を明らかにした(図(2)-5)。漁業者の年齢構成および簡易生命表から、下神白地区の漁業者数の推移を予測した結果、2053年には当該地区の漁業者数が3人まで減少すると予測された(図(2)-6)。1日当たりアワビ漁獲制限個数を20個、操業日数を60日として年間の漁獲個体数を予測すると、2053年には3600個体まで減少すると予測された(図(2)-7)。シミュレーション上の漁獲個体数が漁業者数の将来予測を基に算出した漁獲個体数と等しくなるように漁獲係数(F)を調整し、資源量シミュレーションをおこなった。その結果、資源個体数は32万個体から42万個体まで増加すると予測された(図(2)-8)。したがって、資源をより多く利用できる可能性が高いと考えられた。

3. 今後の課題

(1) ヒラメ漁業のシミュレーション結果ではシナリオ②、③の両方で利益がマイナスとなっていた。本研究のパラメーター設定では、ヒラメを狙っていない曳網も含めて費用を計算しているため、漁獲に伴う費用を過大に評価している可能性がある。したがって、操業に関するより詳細なデータを用いて漁獲に伴う費用のモデルを精緻化することが今後の課題である。その他、価格について予測モデルの改良、資源量の予測ではデータの改善(市場調査による体長組成データの利用等)による精緻化が課題となる。

刺し網と底びき網という異なる漁業間で、費用構造や水揚量の価格に及ぼす影響が異なるため、利益最大化を目指すシミュレーションは利益率の高い漁業に操業を集中させる結果となった。しかし、実際の漁業管理においては、多様な漁業者の間の調整に基づく合意形成が必要となる。そのためには、特定の漁業に操業を集中させる施策ではなく、ヒラメを漁獲する各漁業の利益を増大させつつ資源を管理する施策が求められる。このような漁業管理施策の設定に本研究のモデルが貢献するためには、単に利益最大化を目的とせず、各漁業における様々な操業戦略(例えば、震災前の6割の努力量、個別漁業における利益最大化等)の下で、資源量や各漁業の収益がどのように変化するかを分析するアプローチが有効と考えられる。各漁業の操業戦略を想定し、資源量が各漁業の収益に及ぼす影響を分析すること、また、その分析結果を合意形成に活用する方法を開発することが今後の課題となる。

(2) エゾアワビの分析における今後の課題として、8歳以上の年齢群を分けた分析が必要と考え

られる。現在、自然死亡係数の推定に用いる寿命として年齢査定で確認されている最高齢の12歳を先行研究に基づき設定しているが、当該先行研究において12歳の平均殻長が149 mm (n=2)であるのに対し、本研究の漁獲物測定結果では150 mm以上のエゾアワビが漁獲物中の20%ほどを占めていた。つまり、エゾアワビ寿命がもっと高い年齢にある可能性がある。したがって、8歳以上の年齢群を分けた分析により、実態に近い寿命を使うことで解析の精度向上に繋がると期待される。さらに、8歳以上の年級群を分けることで、放流資源を年級ごとに追いかけて回収率を求めることができ、放流効果の検証も含め、今後のアワビ栽培漁業の支援に繋がると期待される。

引用文献

Dochmont CM. *et al.* (2010) On implementing maximum economic yield in commercial fisheries. *PNAS*, 107(1), pp.16-21.

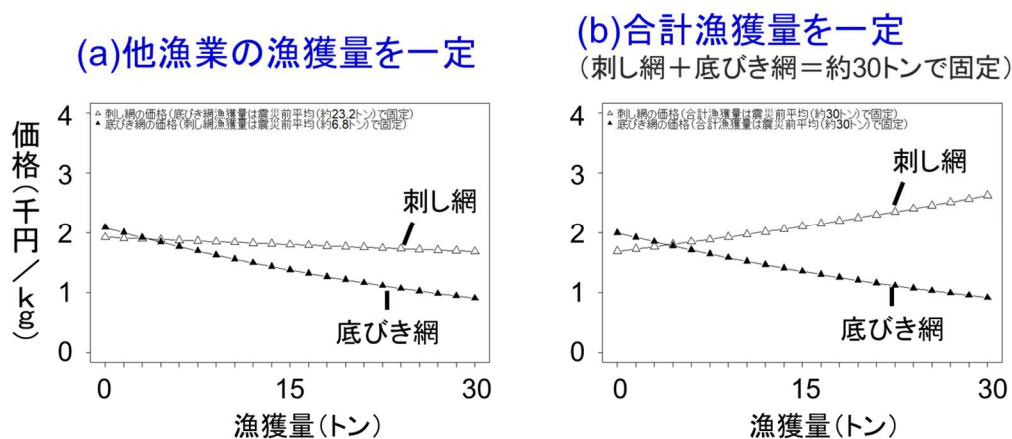
Kompas T. *et al.* (2010) Maximizing profits and conserving stocks in the Australian Northern Prawn Fishery. *The American Journal of Agricultural and Resource Economics*, 54, pp.281-299.

Shibata Y. *et al.* (2017) Effect of decreased fishing effort off Fukushima on abundance of Japanese founder (*Paralichthys olivaceus*) using an age-structured population model incorporating seasonal coastal-offshore migration. *Fisheries Oceanography*, 26(2) pp.193-207.

木所英昭ら(2019) 平成30(2018)年度ヒラメ太平洋北部系群の資源評価. 水産研究・教育機構.

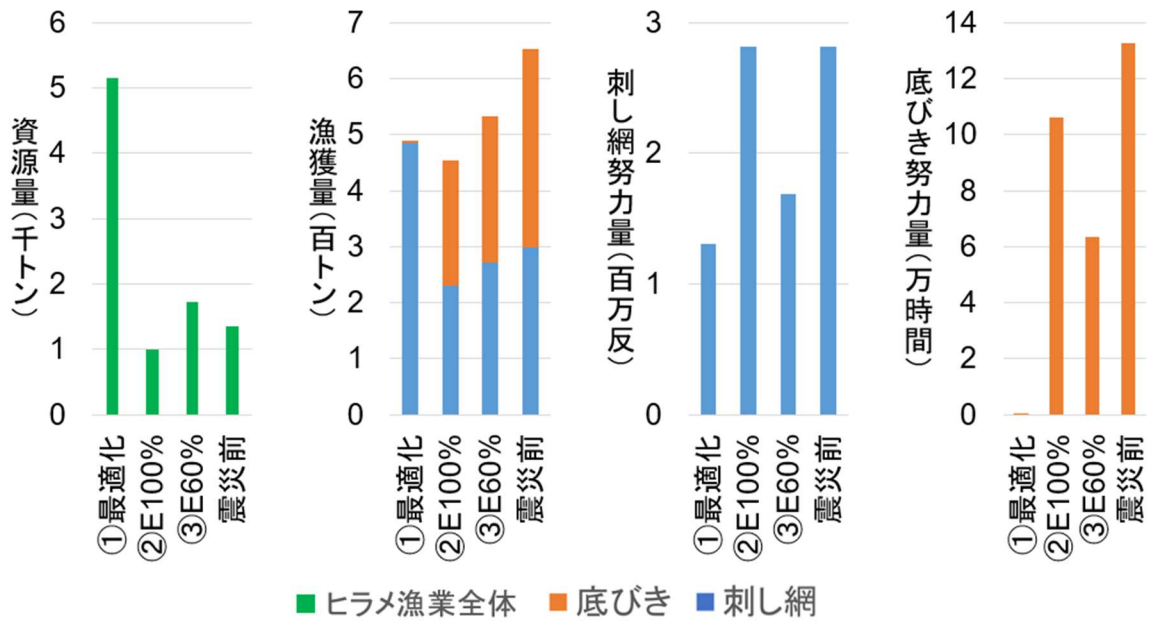
山口由二(1993) 沿岸域における固定式刺網漁業の操業実態とその漁業管理に関する研究. 博士論文, 東京水産大学.

図表

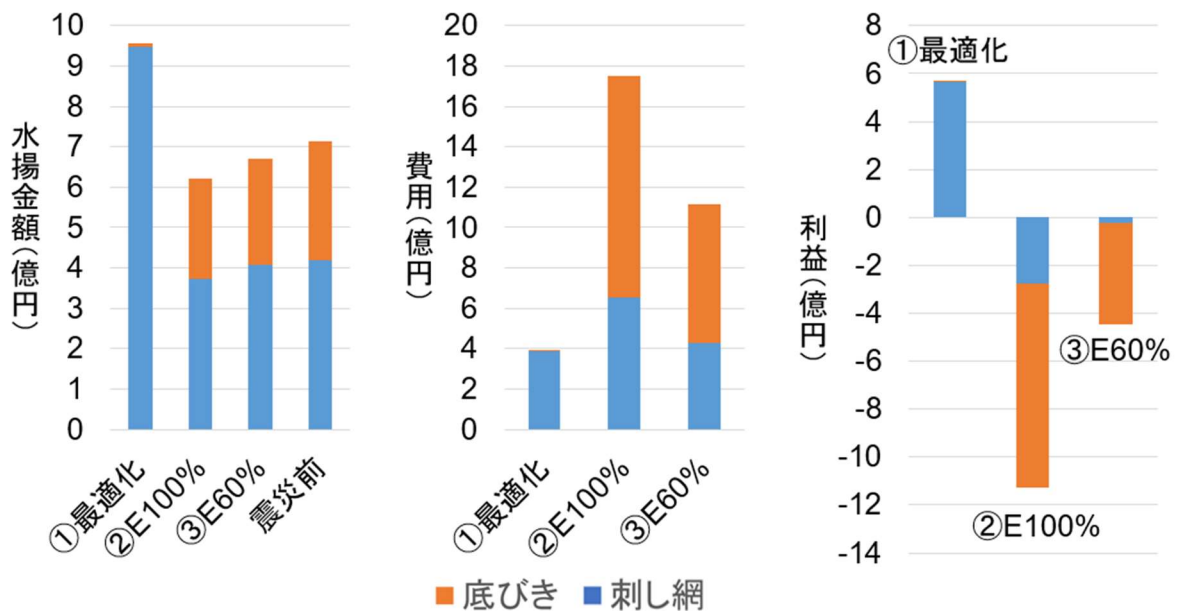


図(1)-1 ベストモデルにおける漁獲量(水揚量)と価格の関係

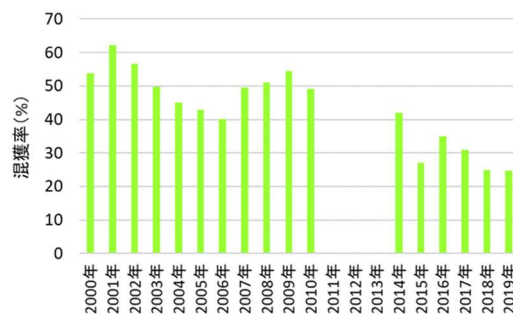
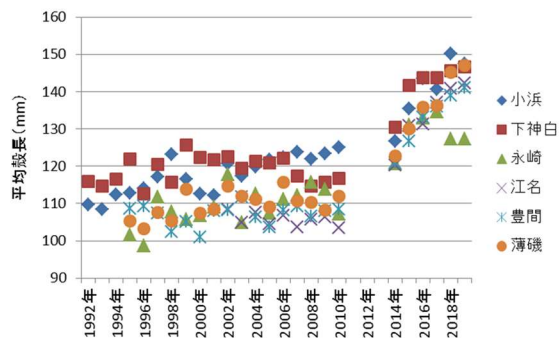
注:(a)は片方の漁業による漁獲量を固定した場合の、もう片方の漁業による漁獲量とヒラメ価格の関係を示す。(b)は刺し網と底びき網の合計漁獲量を約30トンに固定した場合の、各漁業による漁獲量とヒラメ価格の関係を示す。



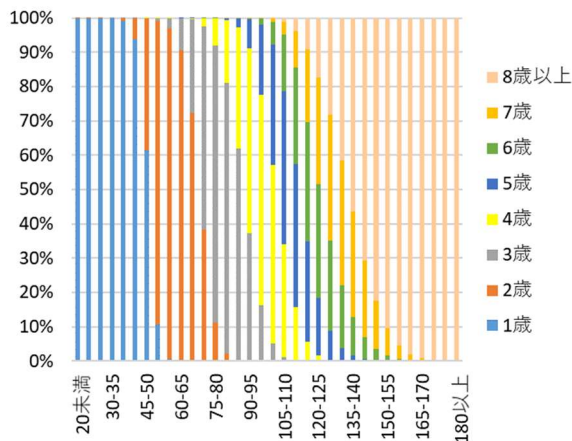
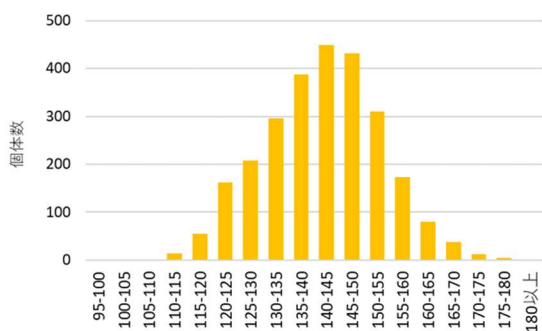
図(1)-2 ①利益最大化のための努力量最適化シナリオ、②震災前と同じ努力量のシナリオ、③震災前の6割の努力量のシナリオにおける福島県のヒラメ資源量、漁業種別ヒラメ漁獲量、漁業種別漁獲努力量およびそれらの震災前実績値。



図(1)-2 ①利益最大化のための努力量最適化シナリオ、②震災前と同じ努力量のシナリオ、③震災前の6割の努力量のシナリオにおける漁業種別水揚金額、費用および利益
注：水揚金額については震災前実績値も掲載。



図(2)-1 震災前からの地域別平均殻長の推移。 図(2)-2 震災前からの放流個体混獲率の推移。



図(2)-3 2019年の殻長組成。

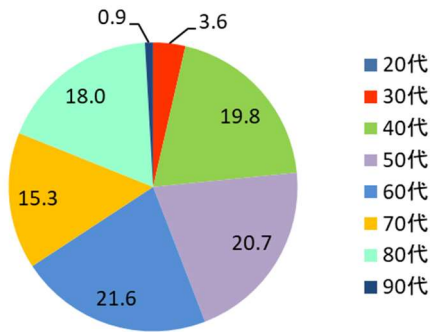
図(2)-4 下神白漁場のサンプルを基にして作成したAge-Length Key。

表(2)-1 漁獲物の年齢組成。

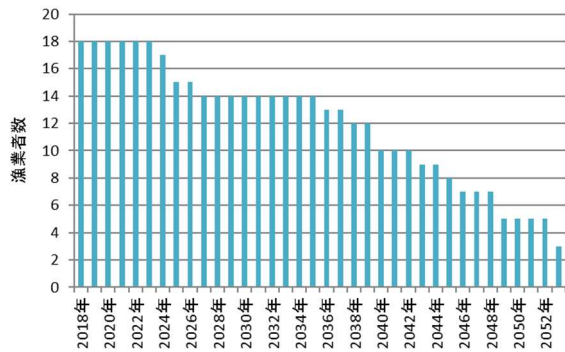
年齢	年級	個体数	割合 (%)
4歳	2014年	10	0.4
5歳	2013年	89	3.4
6歳	2012年	278	10.6
7歳	2011年	562	21.4
8歳以上	2010年以前	1688	64.3
合計		2627	100.0

表(2)-2 ロジスティック回帰の結果。

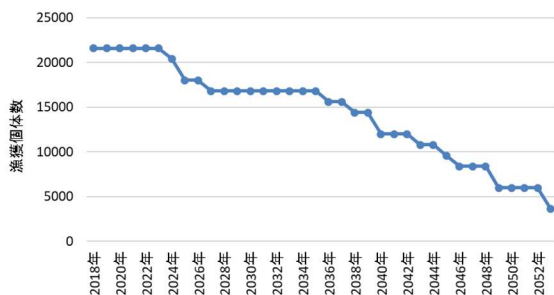
変数	偏回帰係数	標準誤差	標準偏回帰係数	オッズ比	オッズ比の95%信頼区間	P値
中之作	0.324	0.167	0.089	1.383	0.996-1.920	0.0529
江名	-0.041	0.156	-0.012	0.960	0.707-1.304	0.7942
四倉	-0.999	0.164	-0.227	0.368	0.267-0.508	P<0.05
小浜	0.413	0.161	0.126	1.511	1.102-2.070	0.0103
下神白	-0.130	0.147	-0.050	0.878	0.658-1.172	0.3768
薄磯	-1.193	0.153	-0.337	0.303	0.225-0.409	P<0.05
沼之内	0.459	0.179	0.108	1.583	1.115-2.246	P<0.05
豊間	-0.433	0.152	-0.136	0.649	0.482-0.874	P<0.05
永崎	-0.504	0.155	-0.155	0.604	0.446-0.819	P<0.05
久之浜	0.030	0.163	0.008	1.030	0.749-1.416	0.8554
年	0.198	0.020	0.260	1.218	1.173-1.266	P<0.05
殻長	-0.021	0.003	-0.241	0.979	0.974-0.984	P<0.05
定数項	3.457	0.379		31.729	15.098-66.680	P<0.05



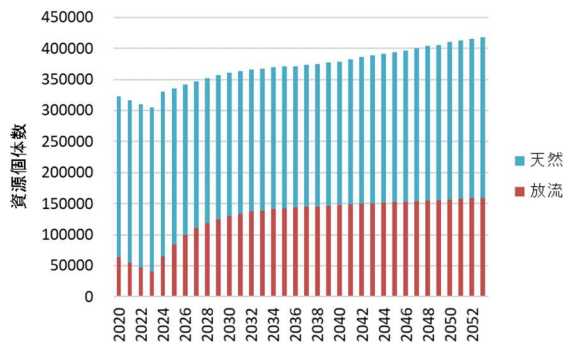
図(2)-5 平成30年のいわき地区におけるアワビ漁業者の年齢構成。



図(2)-6 下神白における漁業者数の予測結果。



図(2)-7 漁業者数の予測結果を基にした漁獲個体数の推移。



図(2)-8 漁業者数の減少を反映した資源量シミュレーション。

3. 震災後の資源状態および漁業の動向に適応した福島県漁業再開のための総合研究	
課題番号 3-3	課題名：産地から消費地まで福島県産水産物需要と対策に関する研究
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 経営経済研究センター
担当者職名・担当者名	主幹研究員・宮田勉

1. 研究内容及び方法

(1) これまで調査してきた消費地・産地の仲卸売業者等から得た結果＝テキストデータを階層クラスタ分析によりカテゴリズし、そのカテゴリズされたグループごとに、テキストデータを用いて Quantitative Data Analysis (QDA) した。また、欠測あるいは不十分なデータを入手するため、首都圏のスーパー等に出向き、聞き取り調査を行った。

(2) これまでの調査から、福島県産主要水産物は、震災直後、国内の様々な中央卸売市場等へ出荷されていたが、ここ数年は、震災前の状況と同じように、あるいはそれ以上に首都圏、特に東京都中央卸売市場に出荷されていることから、東京都中央卸売市場における福島県産主要水産物の動向について、市場取引データを用いて解析を行った。

(3) 福島県いわき市の産地市場（小名浜、中之作）にカツオを水揚げしてもらえるための条件を明らかにすることを目的に、福島県の港に水揚げしてもらえる可能性の有無について関係者から聞き取った。なお、廻船問屋＝産地仲卸業者がカツオ船を呼ぶことから、ここを調査主対象とした。

2. 令和元年度進捗状況・成果

(1) -1 産地・消費地市場を対象としたこれまでの聞き取り調査結果まとめ

階層クラスタ分析の結果、47社の調査結果が12グループにカテゴリズされた。

本調査の全体的な結果概要であるが、消費地の卸売業者でも外食等に卸している業者は風評被害を感じていなかった。また、シラスやコウナゴのような魚種（福島県産の産地表示がなされない）の風評被害も低い傾向にあった。福島県内に出荷する業者も風評被害に対してそれほどの問題意識を抱いていなかった。特に、福島県産主要水産物の主な流通経路の1つである、首都圏×外食のチャネルの風評被害は低いことが明確となった。また、中小スーパーマーケットの風評被害も低いことが推察された。さらに、イオンと福島県と福島県漁連が連携した販路確保「福島鮮魚便」は、期限付きの取組予定であったが、好評につき、継続及び拡大しており、国内最大手スーパーマーケットによる福島県産水産物の再認知度向上が他のスーパーマーケット及び生活者に図れた。

各グループの回答特徴は以下の通りである。

- ・ グループ1、2（産地仲卸など4社）：小規模企業で、販売量は多くなく、地元の給食では風評被害がある。本操業による生産量増加によって、売れ残りが発生する問題が考えられる。
- ・ グループ3（首都圏以外の卸売の6社）：福島県産水産物の取扱量が少ない。大手スーパーマーケットは風評被害を避ける傾向があり、地元中小スーパーマーケットの風評被害は低位で

ある。

- ・ グループ 4 (いわきの加工業・仲卸、福島等の卸売の 6 社) : (煮) タコの需要は高い。鮮魚もタコも風評被害はある。産地表示されにくいシラス、コウナゴは風評被害が少なく、取り扱える。本操業を望むが、うまくいかない可能性が考えられる。
- ・ グループ 5 (関東以北の卸売+産地仲卸の 4 社) : 福島県産水産物の品質は良い。東北・北海道がライバル。全体的に福島県産の価格は安い。大手スーパーマーケットの風評被害が強い。
- ・ グループ 6 (中部～東北の卸売の 6 社) : 品質は良い (良くなった)。他産地と大きく変わらない。大手スーパーマーケットが扱い始めれば販路は広がる。2～3 割安でも販路拡大を目指すべきである。東北、北海道産魚介類が代替している。魚介類の PR (ブランド化) の段階でなく、その前段階の安全性の PR が必要である。仙台では大手スーパーマーケットが取り扱い始めた。仙台では価格はやや安い程度になった。
- ・ グループ 7 (相馬の外食業、小売業の 2 社) : 地元における外食業及び小売業において、福島県産水産物の販売は順調である。
- ・ グループ 8 (相馬、いわきの仲卸の 3 社) : 回答が十分に得られなかった。
- ・ グループ 9 : (相馬、いわきの加工業の 2 社) : 産地表示がない加工品を主に生産していることから、風評被害は少ない。また、販売先が産地表示のない商品 (全国から原料を集めて、日本産など) を生産している業者であることから、風評被害が少ない。
- ・ グループ 10 (いわき、相馬の仲卸、中部地方の卸売の 5 社) : 生鮮仲卸売業者で、現状の種々の問題 (風評被害や少量水揚げ) に順応しようとしており、また卸売業者は取り扱いが少なく、全体的にコメントが少なかった。
- ・ グループ 11 (相馬の仲卸の 2 社) : シラスやコウナゴを主に販売する業者であり、比較的風評被害の少ない (国内全体で需要の高い) 魚種を扱っている。一般的には風評被害が強いことを理解しつつ、(選択した) 現状の取り扱い魚種の風評被害が少ないことを言及していた。
- ・ グループ 12 (中部～東北の卸売の 7 社) : 福島県産水産物の取り扱いが少ない。スーパーマーケットは風評被害が強く、外食業は風評被害が比較的少ない。福島県産水産物は売り場に最後まで残る傾向にある⇨価格が最安値になる。

(1) -2 首都圏の聞き取り調査結果概要

- ・ 横浜の仲卸 : 大手デパート等は福島県産を避けている
- ・ 千葉の仲卸 : 買ってくれるスーパーマーケットもある、ただ安い価格で取引、給食は厳しい
- ・ 水戸の仲卸 : 外食や鮮魚店は風評被害ない
- ・ 豊洲の仲卸 : 上場量が少なすぎる、風評被害あるところとないところがある、外食や鮮魚店は風評被害がない

首都圏等のイオンに出荷されている「福島鮮魚便」は、2018年6月1日に5店舗「イオンスタイル品川シーサイド」「イオン板橋店」「イオン東久留米店」「イオンむさし村山店」「イオンスタイルレイクタウン (越谷市)」からスタートし、2018年10月19日から3店舗「イオン日の出店 (西多摩郡)」「イオン浦和美園店 (さいたま市)」「イオン名取店 (宮城県)」、2019年5月10日から2店舗「イオン与野店 (さいたま市)」「イオンスタイル北戸田

(埼玉県)」の計10店舗となった。期限付きの売り場確保から、(予想以上に)好評であったため、店舗を拡大し、また恒常的な売り場確保になりつつあった。

これまでの調査結果から、多くのスーパーマーケットが、国内最大手のイオンの動向を注視しており、イオンが福島県産水産物を大々的に販売(PRもしている)していることは、他のスーパーマーケットが福島県産水産物を購入することに貢献すること(風評被害緩和)が予想される。

(2) 消費地市場における福島県産主要水産物の価格・需要動向

東京都中央卸売市場における、福島県産主要魚類の価格や生産量について、2008～2019年の全国の動向と比較した。なお、ここでいう福島県産とは、市場に出荷した業者の住所が福島県にあることを意味し、必ずしも福島県に水揚げされた魚介類とは限らない。

主要対象種、調査対象種の試験操業は、ミズダコ 2012年6月から、ヤナギダコ 2012年6月から、コウナゴ 2013年3月から、キアンコウ・シラス 2013年8月から、マガレイ 2014年8月から、マダラ 2015年1月から、ヒラメ・マアナゴ 2016年8月から、マコガレイ 2016年9月から、ババガレイ 2016年11月から対象となった。

また、相馬地区では2017年3月から入札が再開され、いわき地区では2017年4月から入札が再開された。

東京都中央卸売市場における福島県産主要魚種の価格と上場量動向について、全体的な価格は戻りつつあるが、キアンコウ、マダラ、マガレイの上場量が著しく低位であった。これらの特徴として、当該市場の市場シェアが震災前から低いことがある。つまり、市場としては重要度の低い魚種となっていた。なお、魚種別の詳細は以下の通りである。

タコ：福島県では、元来煮ダコ(ミズダコ)の出荷量が多く、この価格は概ね全国価格と同程度の価格になっている(図1)。福島県産上場量は低下傾向であるが、全国合計も同様である(図2)。これらのことから、全国の動向とほぼ同じであった。

コウナゴ：福島県産価格は全国平均価格動向とほぼ同じであり(図1)、福島県産コウナゴの上場量は、2016～2018年は好調で、全国的な不漁による高価格が上場量を押し上げたが、2019年は福島県漁獲量が低位で、上場量が大幅に低減した。

アンコウ(キアンコウ)：福島県産価格は、低下傾向にあるものの、全国平均価格も低下傾向にある(図1)。ただし、震災前と比較すると、全国平均価格よりやや下回っている。福島県産上場量は、震災前と比較して大きく下回っている(図2)。

シラス：福島県産シラス干であるが、高位で推移しており、全国平均価格とほぼ同様の動向である(図1)。福島県産シラスの上場量は、試験操業後増加傾向にあるものの、震災前と比較して著しく少ない(図2)。この上場量の減少は、福島県産ではなく、他の産地あるいは日本産となっていることがこれまでの流通調査から推察された。

マガレイ：福島県産価格はやや低い傾向にあるものの、全国価格の動向とほぼ同じである(図1)。福島県産上場量は、震災前と比較して著しく少ない状況である(図2)。

マダラ：震災前から、全国平均価格と比較して400～500円/kg低い価格で推移してきた(図1)。試験操業後も同様の価格帯で推移しているが、2019年は下落した。また、福島県産上場量は震災前と比較すると、皆無に等しい状況である(図2)。

ヒラメ：試験操業後、福島県産価格は、全国平均価格と同価格帯で推移している（図1）。また、福島県産上場量は震災前と比較して、それ以上の上場量がある（図2）。

マアナゴ：震災前から、全国平均価格と比較して500～600円/kg低い価格で推移してきた（図1）。ただ、2018年と2019年の価格は700～800円/kg低い価格である。福島県産上場量であるが、震災前と比較して、2017年はかなり回復したが（図1）、2018年と2019年の福島県産上場量は低減し、これは全国合計上場量も同様に低減した。

マコガレイ：福島県産価格は、試験操業後、全国平均価格と同様の価格帯で推移している（図1）。福島県産上場量は、試験操業後、増加してきたが、2019年に急減した（図2）。全国平均価格と合計上場量が減少している傾向にあり、つまり当該市場の需要が低下しており、2019年の福島県産上場量は需要の上限に達し、低減した可能性があった。

ナメタガレイ（ババガレイ）：福島県産価格は、試験操業後、徐々に全国平均価格に近付き、2018年と2019年は、やや下回るが、同価格帯になった（図1）。福島県産上場量は、試験操業直後に急激に震災前のレベルまで増加させたが、2018年と2019年には大きく減少した（図2）。

（3）カツオ流通対策

生カツオの水揚げ港別生産量の順位は（2018年水産物流通調査）、1位：気仙沼、2位：勝浦（千葉県）、3位：鹿児島、4位：銚子となっている。小名浜（いわき）の地理的位置は、1位の気仙沼と2位・4位の勝浦、銚子に挟まれた産地となっている。

調査の結果、震災前、小名浜は、銚子の倍以上の生産量があったが（2010年水産物流通調査）、その水揚げの大半が勝浦、銚子にシフトした。これは風評被害が主な要因で、さらに今後トリチウムの放水等の懸念材料があり、小名浜・中之作の主要な産地仲買が勝浦や銚子へ商売の基軸を移しており、または廃業を検討していた。

福島県で水揚げした生カツオを県外へ出荷すると、気仙沼産、銚子産、勝浦産の価格以下となるため、まき網船や一本釣り船が小名浜や中之作に水揚げするメリットがない。

その一方で、福島県内における風評被害はほぼ無くなっており、福島県内のカツオ消費拡大が期待される場所である。国内で圧倒的なカツオ消費量・金額を誇る高知市（高知県）は、第2位の水戸市（茨城県）の一人当たり消費量の2.3倍、消費金額で2.8倍となっており、福島市の消費量の3.1倍、消費額の3.3倍となっている（2018年家計調査年報）。そこで、高知県でカツオの消費拡大がどのように行われているか述べる。

高知県では、かつお祭（中土佐町）と土佐さがのもどりカツオ祭（黒潮町）によって、県民のカツオに対する認知度を高めるとともに、地産地消によって「カツオの漁村」イメージ構築に貢献していた。

県民全体でカツオ消費や文化を盛り上げるために、産学官が強固に連携した組織体「高知カツオ県民会議」を創設し、「高知に、日本にカツオを取り戻す！」をキャッチフレーズにあらゆるプロジェクトを展開していた。例えば、シンポジウム、カツオマイスター認定制度（料理人対象）、薫焼き体験などを行っていた。

さらに「高知家」という高知県の産業を全方位的に振興する枠組みのなかで、食材のウェイト（農林水産業）は非常に高く、そのなかでもカツオは顕著であった。例えば、県民投票による料理がおいしい店を決めてグルメガイドを作成したが、そのなかでもカツオ料理は顕著であった。

そのほか、学校給食におけるカツオ料理の普及、観光×カツオ料理や文化とのカップリングなどカツオが地域振興に活かされていた。

3. 今後の課題

課題 3 の共通の研究対象魚種であるヒラメについて、重点的に流通、需要について調査、分析を行う。

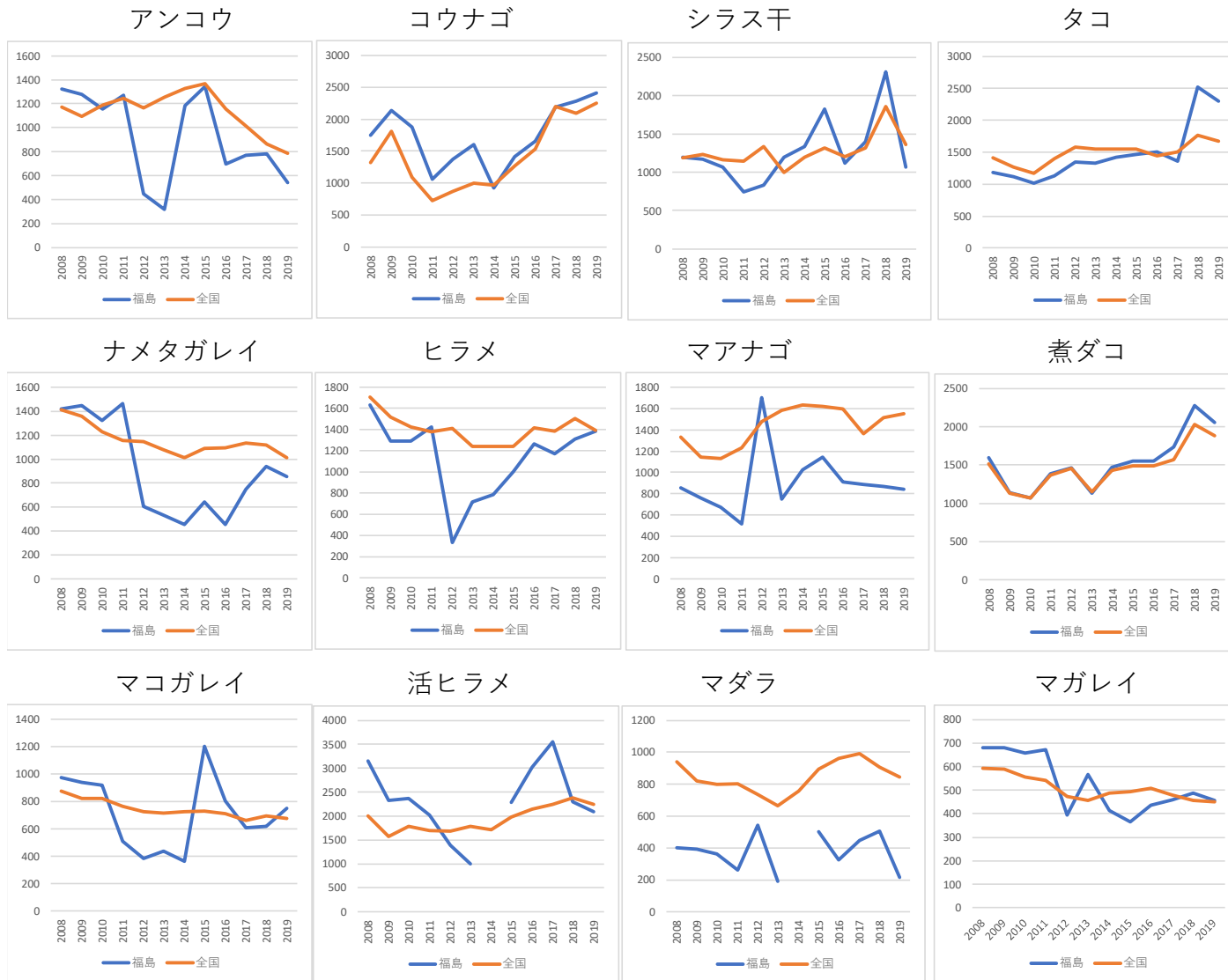


図1 2008～2019年の東京都中央卸売市場価格（円/kg）。

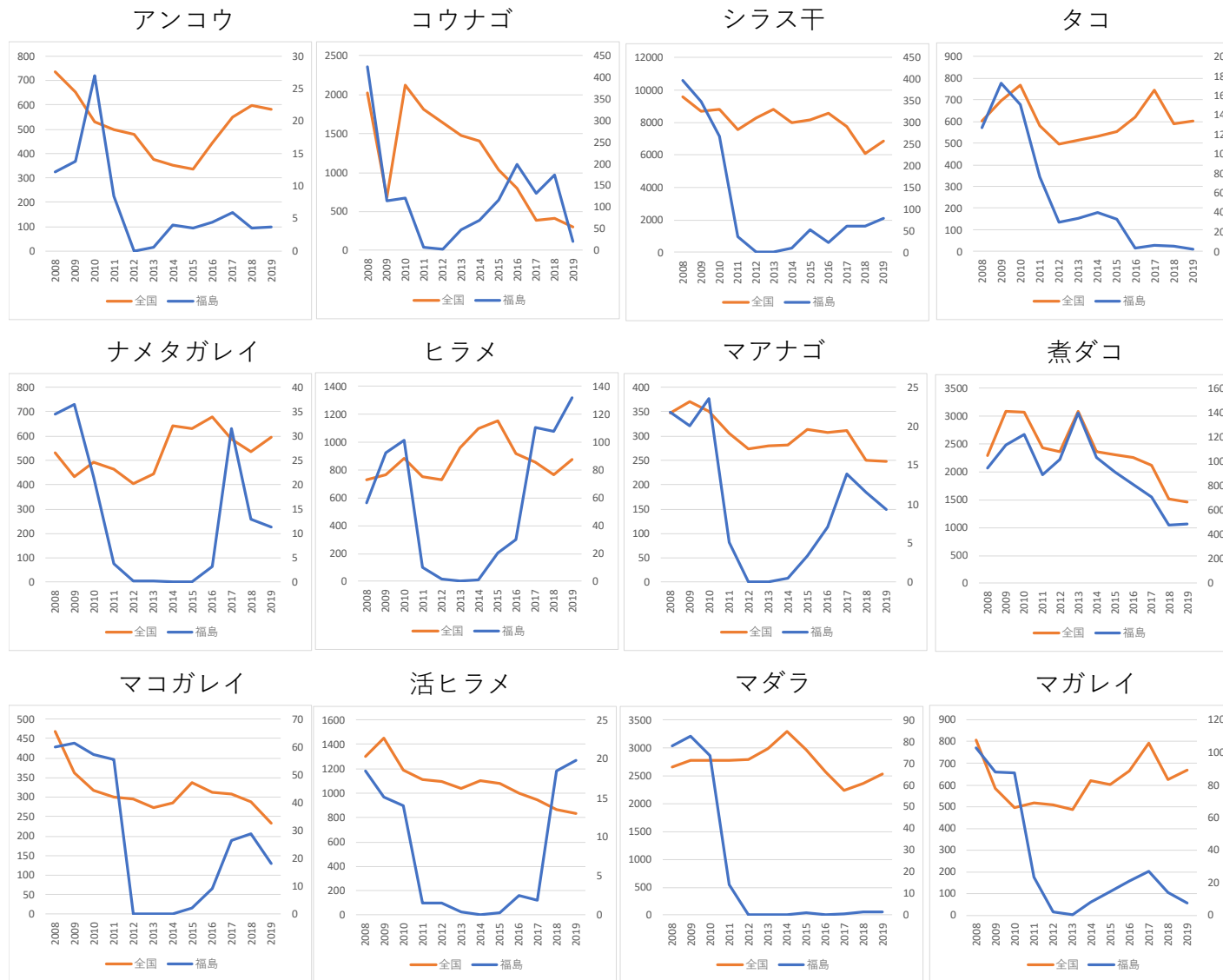


図2 2008～2019年の東京都中央卸売市場上場量（トン）。