

令和3年度
海洋生態系の放射性物質挙動調査事業
報告書

令和4年3月

国立研究開発法人
水産研究・教育機構

令和3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 海水および海底堆積物の放射性セシウム濃度の把握および変動要因解析	3
1-2 海産生物における放射性セシウムの動態把握	10
1-3 水産物におけるストロンチウム-90 とトリチウムの濃度の把握	20
1-4 魚類生息環境判別技術の開発	27
2 内水面生態系における放射性物質の移行過程および動態の把握	
2-1 内水面魚類における放射性物質濃度予測モデルの作成	33
2-2 内水面生態系における放射性物質の挙動把握	58
2-3 福島県富岡川における放射性物質の挙動に関する調査	71
3 福島県水産業の復興及び再生のための総合研究	
3-1 福島県産水産物の高品質化技術開発	81
3-2 消費者視点を基盤とした福島県産水産物の販売戦略構築	84

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。福島県の漁業は操業の自粛を余儀なくされ、小規模な操業および販売を試験的に行なう福島県の漁業再開に向けた基礎情報を得るための「試験操業」が2012年6月に開始された。試験操業は2021年3月末で終了となり、2021年4月から本格操業への移行期間となっている。水揚げ量は徐々に増加してきているものの、2021年の水揚げ量は震災前の2010年に較べ約2割と依然として低水準のままである。

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、基準値（100Bq/kg）超の放射性セシウムが検出された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。

本報告書は、令和3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なっているかなど）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。消費者庁の調査によれば、「放射性物質を理由に福島県の食品の購入をためらう」と回答した消費者の割合は減少傾向にあるが、引き続き安全性に懸念を持つ者もあり、外国・地域に目を向ければ、現在も原発事故に伴う輸入規制を講じている国・地域がある。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：海水および海底堆積物の放射性セシウム濃度の把握および変動要因解析
研究機関・研究グループ名	水産資源研究所 水産資源研究センター 海洋環境部 放射能調査グループ ¹ 寒流第2グループ ² 底魚資源部 底魚第2グループ ³ 水産技術研究所 環境・応用部門 水産工学部 水産基盤グループ ⁴
担当者職名・担当者名	グループ長・帰山秀樹 ¹ 、主任研究員・重信裕弥、主幹研究員・森田貴己 ¹ 主任研究員・笈茂穂 ² 、主幹研究員・桑田晃 ² 、研究支援職員・横内克己 ² 、主任研究員・富樫博幸 ³ 、研究支援職員・櫻井慎大 ³ 、主任研究員・古市尚基 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。2021 年度は 2021 年 6 月～7 月および 12 月に仙台湾のモニタリング定点 3 地点(E1、E4 および C5、図 1a)において、表層、中層、近底層の 3 層より試料を採取した。仙台湾の定点 C5 においては 2021 年 8 月にも同様の試料採取を行った。さらに、2017 年度より課題 1-2 で実施する底びき網による魚類採取観測点において 6 月～7 月および 12 月に表層、中層、近底層の 3 層より海水試料を採取した。今年度は 4 観測点(FDN070、HRN100、HRN180 および SOU080)でも試料採取を実施した。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。また、2021 年 9 月 10 日および 9 月 13 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 17 回実施している。本報告では昨年度採取し今年度分析を行った 2021 年 3 月の結果も併せ報告する。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。2021 年度は 2021 年 4 月 6 日より 2022 年 1 月 24 日まで計 43 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 2021 年 1 月 18 日～3 月 29 日の結果も併せ計 54 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の海底堆積物に含まれる Cs-137 濃度および Cs-134 濃度の調査を実施した。観測点の選定においては昨年度まで継続された研究課題「海底土中の放射性 Cs 濃度の時空間変動把握」で実施された宮城県、福島県および茨城県海域の経度約 5 分間隔で配置した観測点

における Cs-137 濃度の水平・鉛直分布の経年変動ならびに海産生物の調査を実施する観測点の配置を考慮した。実際の観測点を図 1b に示す。海底堆積物はマルチプルコアラーあるいは G.S. 型表層採泥器を用いた柱状採泥を行い、堆積物の表層から 1cm 刻みで 0-1cm、1-2cm を、2cm より下層を 2cm ごとの層別に最大 20cm まで採取した。今年度は 34 観測点にて層別海底堆積物試料を採取したが、本報告書ではゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線測定で完了している底びき網による魚類採取観測点について Cs-137 濃度および Cs-134 濃度を報告する。

2. 令和 3 年度進捗状況・成果

(1) 福島県沖 (FDN070、HRN100、HRN180 および SOU080) 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 ~ 3.1 Bq/m³ の範囲であった。仙台湾における海水試料の Cs-137 濃度は 1.7 ~ 3.4 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 (≤ 1.3 Bq/m³) であった。図 2 は仙台湾および福島県沖の Cs-137 濃度について鉛直 3 層の平均値について直近 5 力年の時間変化を示しているが、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 3.0 ~ 16 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。2021 年 1 月 18 日 ~ 2022 年 1 月 24 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 2.5 ~ 11 Bq/m³ の範囲にあった (図 2)。今年度の最大値 11 Bq/m³ は 2021 年 12 月 13 日に記録されたが翌週には 8.2 Bq/m³、その翌週には 2.5 Bq/m³ まで低下しており、その後も 5.0 Bq/m³ 未満で推移した。なお、2019 年 10 月に小名浜地先の海水で 1 ヶ月ほど継続した Cs-137 濃度の上昇は台風による出水の影響が大きかったことが明らかになっている (Takata *et al.*, 2020)。このような台風に伴う出水が原因と考えられる一時的な Cs-137 濃度の上昇を除いた 2018 年から 2020 年の小名浜地先における海水の Cs-137 濃度は 2.6 ~ 9.5 Bq/m³ (2020 年度)、2.1 ~ 14 Bq/m³ (2019 年度)、2.1 ~ 16 Bq/m³ (2018 年度) の範囲にあり、2021 年度の濃度変動幅 (2.5 ~ 11 Bq/m³) は過去数年間と同程度の濃度レベルを推移している (図 2)。このように近年 (例えば 2018 年 ~ 2021 年) の福島県極沿岸部、福島県沖の海域 (FDN070、HRN100、HRN180 および SOU080) および仙台湾における海水の Cs-137 濃度は東京電力株式会社福島第一原子力発電所 (以下、福島第一原発とする) 事故からおおよそ 5 年間の時空間変動 (例えば Kaeriyama, 2017) に比べ、その変動幅が大幅に縮小していることが確認された。一方で、先述の 2019 年の台風 19 号 (令和元年東日本台風) による出水イベントで顕著であった河川からの Cs-137 の供給に伴う沿岸部の海水の Cs-137 濃度の変動については、2012 年の夏井川 (帰山ら, 2013 年) や 2014 年の阿武隈川 (Kakehi *et al.*, 2016) の河口域で報告されている。これら河口域においては塩分と溶存態 Cs-137 濃度の関係が希釈直線から外れるプロットが報告されており、陸域から供給される懸濁物質からの Cs-137 の溶出が強く示唆されている。このような陸域からの影響が本研究で取得している沿岸部の海水の Cs-137 濃度へ影響を及ぼしているかを明らかにするため、福島県北部の新地から県南部の勿来までの極沿岸海水および仙台湾定点 (E1、E4 および C5) を対象に海水の Cs-137 濃度と塩分の関係を調べた。その結果、極沿岸海水では台風の通過と前線の発達に伴い記録的大雨となった 1 週間後に観測を実施した 2015 年 9 月に低塩分かつ Cs-137 濃度の高い結果が得られたが、他の観測期間は塩分と海水の Cs-137 濃度に明瞭な関係は見られなかった (図 3a)。また、仙台湾においては、中層、底層では塩分の変動が小さく、淡水の影響は見られない。一方、表層では塩分に若干の変

動は見られるものの、その変動幅は河口域や極沿岸に比べ小さく、海水の Cs-137 濃度との関係も見られなかった(図 3b)。そのため、河口域から離れた場所に位置する本調査における観測点では海水の Cs-137 濃度の変動に河口域で顕著な陸域からの負荷の影響は見られないと考えられる。

(2) 福島県沖を中心に宮城県および茨城県沖の水深 200m までの陸棚域を対象とした海底堆積物に含まれる放射性セシウムについては昨年度までの「海底土中の放射性 Cs 濃度の時空間変動把握」において表層堆積物の水平分布ならびにインベントリーの経年変化などが明らかとなっている。すなわち、表層の水平分布においては仙台湾中央部で相対的に低く、沿岸近くや牡鹿半島南方から茨城県沖までの水深 100m 等深線付近に沿って、相対的に高いパターンが 10 年近く維持されていると報告されている。また深さ 10cm までの Cs-137 のインベントリーは 2013 年から 2019/2020 年でおおよそ 6 割減少していると報告されている。福島県沖を中心とした陸棚域および仙台湾に生息する底魚類の行動生態(潜砂行動)ならびに摂餌生態(表在性ベントス食/埋在性ベントス食)を考慮すると、これら底魚類(例えばカナガシラ、カレイ類、ヒラメ、キアッコウ)は海底堆積物の表層~10cm 程度を主に利用していると考えられる。さらに、一部の魚類においては 10cm より深い層を利用しているものもある(例えばアカエイ、カスザメ、ホシエイ)。そこで今年度より当該海域における海底堆積物の放射性セシウムの分布については、底びき網による魚類採取観測点を中心に最大で 20cm 層までの鉛直分布を把握することを主体とし調査を実施した。図 4 に福島県沖および仙台湾の魚類採取観測点における Cs-137 濃度の鉛直分布を示す。福島県沖のほとんどの観測点において Cs-137 濃度は表層 1-2cm にピークを示し、深度とともに濃度が低下する傾向を示した。仙台湾においては表層のピークは顕著ではなく、鉛直方向に比較的一様な分布を示した。Cs-137 濃度は E4 において高い傾向が見られた。また、Cs-134 は深い試料では 18-20cm まで検出され、2011 年 3 月 11 日に減衰補正した Cs-134/Cs-137 比は平均で 0.93 ± 0.14 ($n=37$) であった。Cs-134/Cs-137 比が 1.0 に近いため、本研究で検出された Cs-137 の殆どが福島第一原発事故由来であることが確認された。なお、事故前の濃度レベルの例として、2009 年および 2010 年に常磐沖(36°17' N, 141°07' E : 水深約 700m)で採取された海底堆積物(0-20cm)の Cs-137 濃度は 0.31 から 4.9 Bq/kg-dry の範囲にあり、4~8cm の層にピークが見られた(農林水産省 2011 年, 農林水産省 2012 年)。すなわち当該海域における Cs-137 濃度のバックグラウンド値は ≤ 5.0 Bq/kg-dry とみなすことができる。また、今年度得られた海底堆積物試料の Cs-137 濃度と含水率には弱い正の相関が見られており ($r=0.57$, $p<0.01$, $n=114$; 図 5) これまでに表層の堆積物で報告されている粒度組成と Cs-137 濃度の関係は海底堆積物の深層においても当てはまることが示唆される。

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。濃度自体が大きく低下し、変動幅も小さくなったものの、本研究で経時変化を追跡している観測点では塩分との関係で検証した陸域からの負荷の影響は検証できなかった。しかしながら今後も台風等に伴う大規模な出水に起因する沿岸域の溶存態 Cs-137 濃度の上昇は定期的に発生する恐れもあり、引き続き溶存態 Cs-137 濃度の変動を注視する必要がある。

(2)福島県沖海域における海底堆積物の Cs-137 濃度は 3.7~86 Bq/kg-dry の範囲にあり、Cs-134 も多くの試料から検出された。さらに 2011 年 3 月 11 日に減衰補正した Cs-134/Cs-137 比は 0.93 ± 0.14 であり、深さ 20cm までの海底堆積物に含まれる放射性セシウムは福島第一原発事故由来のものが大部分を占めることが確認された。底魚類の行動生態ならびに摂餌生態を考慮すると、福島県沖に生息する底魚類の生息環境としての海底堆積物は深部まで未だに福島第一原発事故の影響を強く受けていることが確認された。今後も引き続き海底堆積物の放射性セシウム濃度については鉛直分布についても把握していく必要がある。また、含水率と放射性セシウム濃度の関係から示唆される、粒度組成と放射性セシウム濃度の関係について鉛直方向での評価も残された課題である。

引用文献

- 帰山ら (2013 年) 夏井川-仁井田川河口域周辺における懸濁態および溶存態放射性セシウムの存在割合. 日本地球化学会年会要旨集, 2013, 60 巻, 2013 年度日本地球化学会第 60 回年会講演要旨集, セッション ID 3B13, p. 200
- Kaeriyama, H. (2017) Oceanic dispersion of Fukushima-derived radioactive cesium: a review. *Fish. Oceanogr.*, 26, 99-113.
- Kakehi et al. (2016) Radioactive cesium dynamics derived from hydrographic observations in the Abukuma River Estuary, Japan. *J. Environ. Radioact.*, 153, 1-9.
- 農林水産省 (2011 年) 海産生物放射能調査 太平洋沿岸域海底土放射能調査. 平成 21 年度農林水産省関係放射能調査研究年報, p. 46-49.
- 農林水産省 (2012 年) 海産生物放射能調査 太平洋沿岸域海底土放射能調査. 平成 22 年度農林水産省関係放射能調査研究年報, p. 41-42.
- Takata et al. (2020) Suspended particle-water interactions increase dissolved ^{137}Cs activities in the nearshore waters during typhoon Hagibis. *Environ. Sci. Technol.*, 54, 10678-10687.

図表

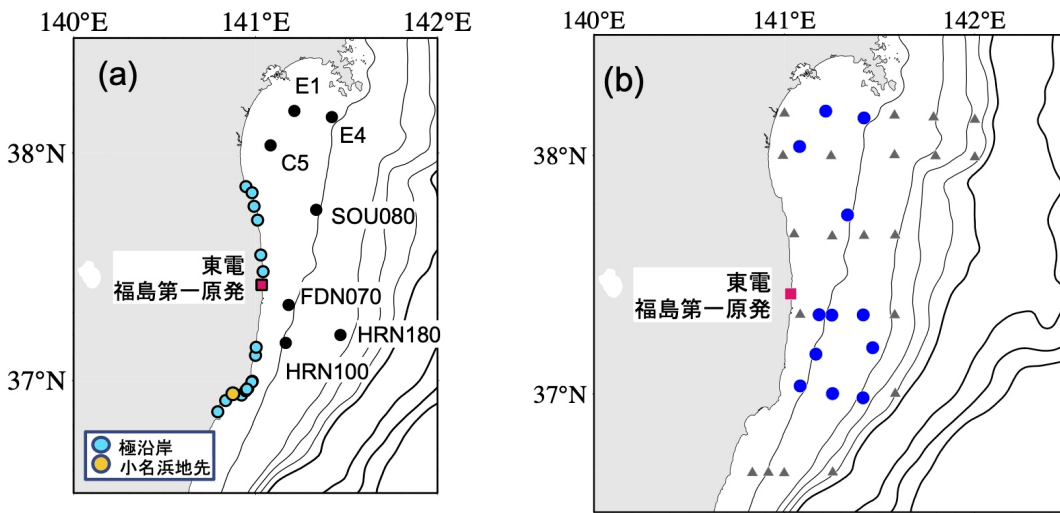


図 1. (a) 2021 年度調査にて海水を採取した観測点。黒丸は海水の時系列モニタリング観測点、水色は年 2 回の極沿岸海水採取観測点、オレンジは小名浜地先における週 1 回の頻度での観測点。等深線の細線は 100m 間隔、太線は 500m 間隔。(b) 海底堆積物を採取した観測点。等深線は浅い方から順に 200m, 500m および 1000m。青丸はゲルマニウム半導体検出器による線放出核種測定済みの観測点、灰色の三角は未測定観測点。等深線の細線は 100m 間隔、太線は 500m 間隔。

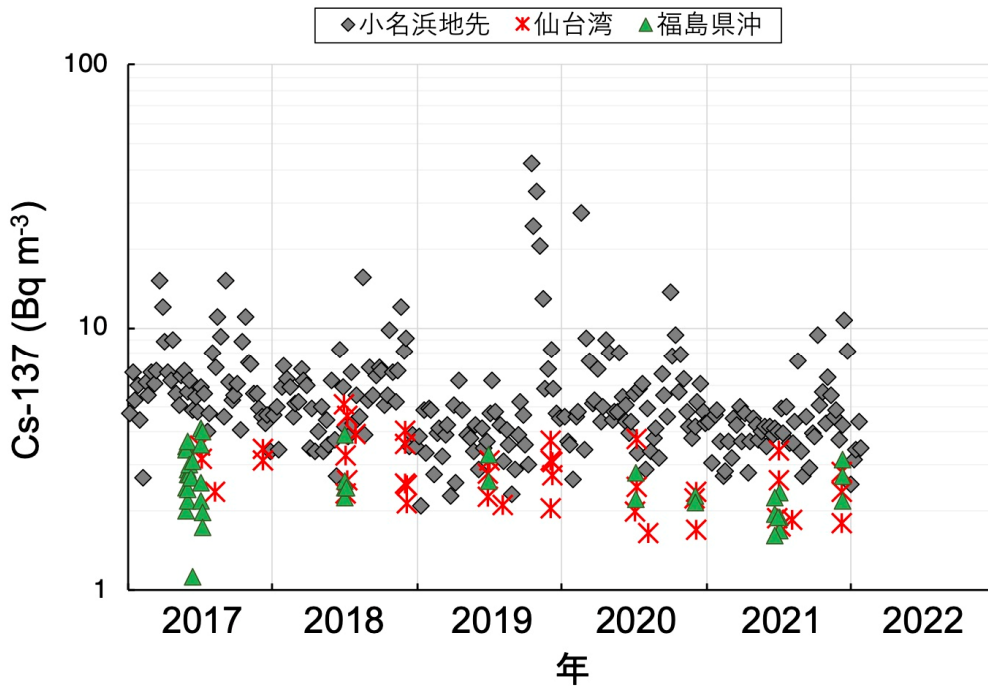


図 2. 仙台湾、福島県沖および小名浜地先における海水の Cs-137 濃度。仙台湾および福島県沖は表層、中層、近底層（水深・7m）の平均値。

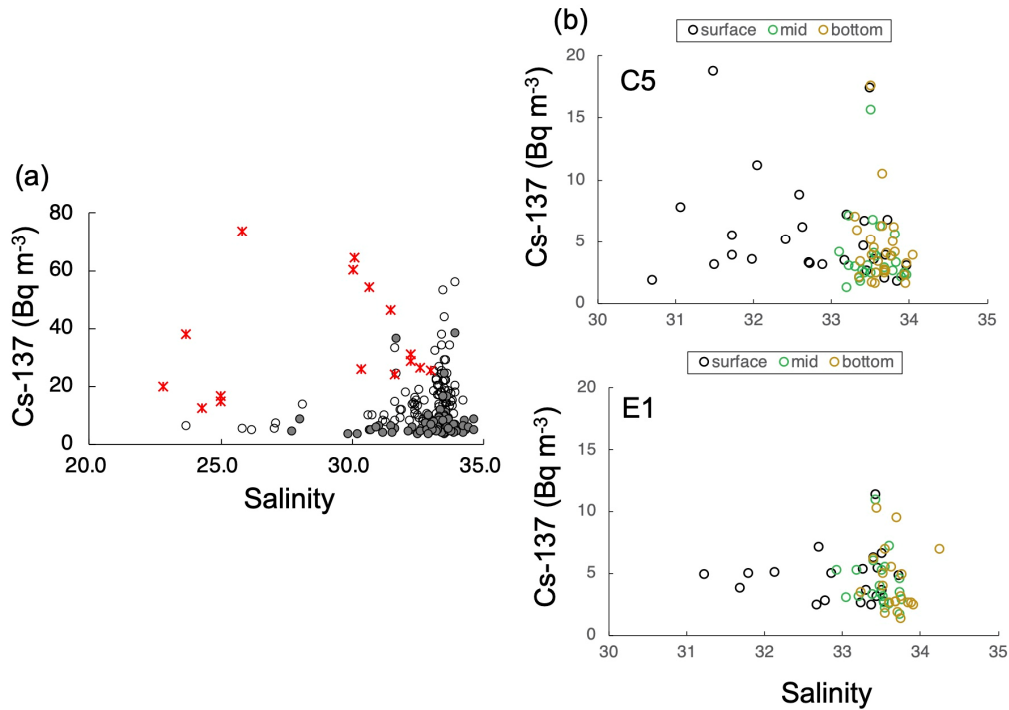


図 3. 溶存態 Cs-137 濃度と塩分の関係。(a) 福島県極沿岸部の結果。白丸は 2015 年 3 月 ~ 2018 年 9 月の結果。黒丸は 2019 年 2 月 ~ 2021 年 9 月の結果。赤色の凡例は出水イベント直後にサンプリングした 2015 年 9 月の結果。(b) 仙台湾の観測点 C5 および E1 における結果。

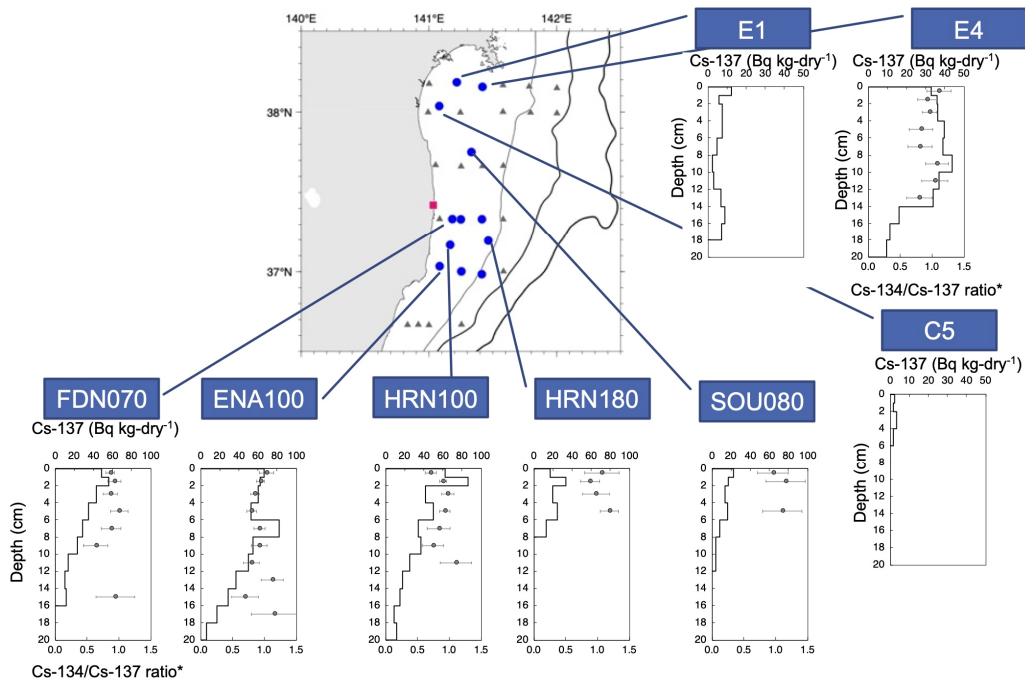


図 4. 仙台湾および福島県沖における海底堆積物の Cs-137 濃度および Cs-134/Cs-137 比。

* Cs-134/Cs-137 比は 2011 年 3 月 11 日に減衰補正した。

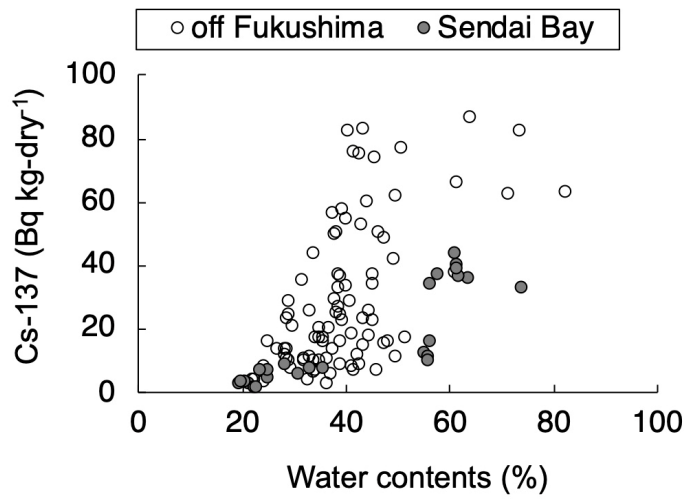


図 5. 海底堆積物の Cs-137 濃度と含水率の関係.

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	課題名：海産生物における放射性セシウムの動態把握
研究機関・研究グループ名	水産資源研究所 海洋環境部 放射能調査グループ ¹ 水産資源研究所 海洋環境部 暖流第1グループ ² 水産資源研究所 海洋環境部 寒流第2グループ ³ 水産資源研究所 海洋環境部 ⁴ 水産資源研究所 底魚資源部 底魚第2グループ ⁵
担当者職名・担当者名	主任研究員・重信裕弥 ¹ 、主幹研究員・森田貴己 ¹ 、主任研究員・安倍大介 ² 、主任研究員・岡崎雄二 ³ 、主任研究員・笈茂穂 ³ 、主幹研究員・田所和明 ³ 、副部長・栗田豊 ⁴ 、主任研究員・富樫博幸 ⁵ 、研究等支援職員・櫻井慎大 ⁵ 、グループ長・成松庸二 ⁵

1. 研究内容及び方法

(1) 福島県沖と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とCs-137)の濃度水準とその推移を明らかにする目的で、調査船蒼鷹丸と若鷹丸、および用船による海産生物調査を実施した。上述の調査で放射性セシウムの測定に十分な量を確保することが困難な浮魚類は市場から購入した。本年度実施した調査船と用船による同海域の海産生物調査は2021年6月から12月にかけて、福島県の相馬沖水深80m域(SOU080)、請戸沖水深30m域(UKD030)、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50~80m域(FDN070)、富岡沖水深30m域(TMO030)、広野沖水深30m域(HRN030)、50~100m域(HRN100)、180m域(HRN180)、江名沖水深30m域(ENA030)、100m域(ENA100)、仙台湾の水深30~120m域の調査地点(E1、E4、C5を含む)において、刺し網、釣り、ソリネット、および底びき網を用いて実施した(図1)。また、2020年10月から2021年9月にかけて、福島県の相馬沖と仙台湾で漁獲された浮魚類を市場より購入した。上述の他、過去の調査で採取し、冷凍保管していた一部の海産生物についても試料調製と測定を実施した。採取した海産生物は種を同定し、必要に応じて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、同海域における餌生物を介したCs-137の移行経路を確認するため、採取した海産生物の一部は安定同位体比分析と胃内容物分析に供した。安定同位体比分析では、魚類と甲殻類試料は筋肉片を使用し、甲殻類を除く底生生物の分析には体全体を使用した。全ての試料は真空凍結乾燥処理を行った後、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。

(2) 海底土と間隙水に含まれる放射性セシウムが底魚類の放射性セシウム濃度に及ぼす影響を評価する目的で、福島県沖のSOU080、FDN070、HRN100、HRN180、および仙台湾のE4で採取した海底土と間隙水(0-5cm層)のCs-137濃度を測定した。間隙水は海底土からプフナー漏斗でろ過して採取した。得られた間隙水試料は0.45µmのフィルターでろ過し、リンモリブデン酸アンモニウム共沈法により濃縮してCs-137濃度を測定した。間隙水試料のCs-137濃度に基づき、分配係数(海底土のCs-137濃度/間隙水のCs-137濃度)と、各調査地点で採取したカレイ類に対する濃縮

係数(カレイ類筋肉中のCs-137濃度/間隙水のCs-137濃度)を算出した。尚、E4については、仙台湾の調査海域全体で採取したカレイ類のCs-137濃度に基づき濃縮係数を算出した。

(3)動物プランクトンの種組成がCs-137濃度に及ぼす影響を評価する目的で、2021年12月にFDN070と仙台湾のE1においてソリネットで採取した動物プランクトン試料を2mmメッシュで分画し、2mm以上の試料と2mm未満の試料について種組成分析を実施した。また、2021年12月にHRN100と仙台湾のE1、E4、C5で採取した動物プランクトンについては、分画した試料を真空凍結乾燥して水分含有量を求めた後、Cs-137濃度を測定して分画試料間で比較した。更に、動物プランクトン試料中に含まれている、生物が利用可能な状態のCs-137量を評価する目的で、2019年6月20日にE1で採取した動物プランクトン試料と、2021年7月2日にS0U080で採取した動物プランクトン試料について、乾燥試料中に含まれるCs-137の全体量を求めた後に、リーチング実験を実施した。リーチング実験では、逐次抽出法(Tessier *et al.*, 1979)で報告されているF1:イオン交換態、F2:炭酸塩態、F3:Fe-Mn酸化物態、F4:有機物・硫化物態、F5:残留物態の5つの分画のうち、生物の消化管内に混入した場合には体内に取り込まれると考えられるF1~F4の分画に存在するCs-137を、生物が利用可能な状態で存在するCs-137として抽出の対象とした。リーチング実験は逐次抽出法のF4分画の抽出方法を参考にし、30%過酸化水素水を用いた処理を実施した。F1~F4分画で存在するCs-137をまとめて500ml程度の抽出液として回収し、残渣物と共にCs-137濃度を測定した。測定結果と試料重量から抽出液と残渣物中に含まれるCs-137量を求め、処理前の乾燥試料中に含まれるCs-137の全体量に対し、生物が利用可能な状態で存在するCs-137の割合を求めた。

2. 令和3年度進捗状況・成果

(1)2018年6月23日から2021年12月7日にかけて、福島県沖と仙台湾で採取した海産生物から609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、すべての検体で食品における出荷制限の基準値である100 Bq/kg-wetを下回った。魚類筋肉部位試料で最も高い放射性セシウム濃度が検出されたのは、2021年7月21日にUKD030で採取したクロソイ(全長:297mm、体長:239mm、体重:459g、性別:オス)で30.2 Bq/kg-wet(Cs-134:0.882 Bq/kg-wet、Cs-137:29.3 Bq/kg-wet)であった。

福島県沖と仙台湾で採取した浮魚類5種(ウルメイワシ、カタクチイワシ、マイワシ、マアジ、マサバ)の筋肉部位試料におけるCs-137濃度の推移を図2に示す。2021年に福島県沖で採取しCs-137濃度を測定した浮魚はマサバのみで、Cs-137濃度の算術平均(Bq/kg-wet)±標準偏差は 0.351 ± 0.0762 (n = 4)であった。仙台湾では、マイワシで 0.125 ± 0.0379 (n = 8)、マアジで 0.633 ± 0.0219 (n = 2)、マサバで 0.234 ± 0.0513 (n = 5)であった。2017年以降、仙台湾における海水中のCs-137濃度は概ね1~4 mBq/Lの範囲で安定して推移しており、東電福島第一原発事故直前の我が国周辺海域の海水とほぼ同等の濃度水準である(課題1-1)。この海水の濃度水準と、震災前の我が国周辺海域で採取した浮魚類の濃縮係数(30~60、Kasamatsu and Ishikawa, 1997)から予測される、現在の仙台湾における浮魚類のCs-137濃度は0.030~0.240 Bq/kg-wet程度である。2020年以降、仙台湾で採取したマイワシとマサバのCs-137濃度水準は概ねこの範囲に収まっており、同海域に生息する浮魚類の濃縮係数とCs-137濃度は、事故直前の水

準にまで低下しつつある事が示された。

2017年から2021年にかけて、福島県沖の5定点(UKD030、FDN070、TM0030、HRN030、HRN100)で採取した底魚筋肉部位試料におけるCs-137濃度を図3に示す。2021年に採取した底魚におけるCs-137濃度の算術平均(Bq/kg-wet) ± 標準偏差は、UKD030で 1.93 ± 4.87 (n = 34)、FDN070で 0.707 ± 0.289 (n = 37)、TM0030で 1.05 ± 0.327 (n = 27)、HRN030で 1.40 ± 0.758 (n = 44)、HRN100で 0.586 ± 0.309 (n = 12)となり、いずれの調査地点においてもCs-137濃度は2 Bq/kg-wet以下の水準であった。調査地点ごとに2020年と2021年のCs-137濃度を比較した結果UKD030、TM0030、HRN100の3地点では、2020年と比較して2021年の中央値が有意に低いと判定された(マン・ホイットニのU検定: $P < 0.05$)。一方、FDN070とHRN030の2地点では、有意な差は認められなかった(マン・ホイットニのU検定: $P > 0.05$)。

2021年6月から9月にかけて福島県の相馬沖と仙台湾で採取した海産生物の炭素・窒素安定同位体比(^{13}C 、 ^{15}N)の2次元マップを図4に示す。各海産生物の食性分類は、胃内容物分析の結果に基づいて行った。両海域における餌生物と捕食者との関係性は、魚食性魚類(スズキ、ヒラメ等)が栄養段階の上位に位置するプランクトン系列(動物プランクトン/プランクトン食性魚類/魚食性魚類)、甲殻類食性魚類(アイナメ、カナガシラ等)が上位に位置する甲殻類系列(甲殻類/甲殻類食性魚類)、ベントス食性魚類(マガレイ、マコガレイ)が上位に位置するベントス系列(ベントス/ベントス食性魚類)の3系列に分けられた。両海域間で、食性の傾向に大きな相違は認められなかった。尚、甲殻類食性魚類のカナガシラでは一部個体の ^{13}C が魚食性魚類と重複する位置にプロットされた。胃内容物分析の結果、カナガシラは餌生物の一つとして小型甲殻類のマルソコシラエビを利用していた。2018年から2019年にかけて仙台湾で採取したマルソコシラエビにおける ^{13}C の値は $-19.6 \sim -17.7 \text{ ‰}$ (n = 10)の範囲であった。このことから、カナガシラで ^{13}C の値が低くなった主な要因はマルソコシラエビの捕食であると考えられる。

(2) 2018年から2021年にかけて福島県沖と仙台湾で採取した間隙水(0-5 cm層)のCs-137濃度と分配係数の推移を図5に、間隙水に対するカレイ類の濃縮係数の推移を図6にそれぞれ示す。2021年に調査を実施した5地点(E4、SOU080、FDN070、HRN100、HRN180)における間隙水中のCs-137濃度(mBq/L) ± 測定誤差は、E4で 5.17 ± 1.54 、SOU080で 18.28 ± 3.15 、FDN070で 14.6 ± 2.18 、HRN100で 11.3 ± 1.51 、HRN180で 17.1 ± 2.45 となり、いずれの地点でも20 mBq/Lを下回る水準であった。分配係数の値は2020年と比較して地点ごとに増減があるものの、どの地点でも2018年、2019年の値と比較すると相対的に高い数値となっていた。また、2021年の間隙水に対するカレイ類の濃縮係数 ± 誤差伝播を考慮した誤差範囲は、E4で 42.7 ± 13.2 、SOU080で 19.4 ± 4.80 、FDN070で 57.0 ± 19.3 、HRN100で 41.3 ± 12.4 、HRN180で 27.6 ± 8.31 となり、震災前の底魚類(30~60、Kasamatsu and Ishikawa, 1997)と同等の水準であった。これらの結果は、同海域における海底土から溶出するCs-137の量が減りつつあると共に、底魚類がCs-137を取り込む主な経路が、間隙水と海底土中に生息する餌生物のベントスである可能性を示唆している。

(3) 2021年12月にFDN070と仙台湾のE1で採取し、2 mmメッシュで分画した動物プランクトン試料の種組成分析結果を図7に示す。両海域共に、2 mm以上の分画試料ではゼラチナスプランク

トンの一種であるヤムシ類が卓越し、2 mm 未満の分画試料では甲殻類プランクトンが卓越する傾向が認められた。また、同 12 月に HRN100 と仙台湾の E1、E4、C5 の 4 地点で採取した動物プランクトン試料について、2 mm 以上の分画試料と、2 mm 未満の分画試料に分けて水分含有量と Cs-137 濃度を測定した(表 1)。その結果、全調査地点において、2 mm 以上の分画試料の方が 2 mm 未満の分画試料と比較して水分含有量が高く、Cs-137 濃度は低い値であった。これらの結果は、水分含有量の高いゼラチナスプランクトンを多く含む動物プランクトン試料の場合、分画しないまま真空凍結乾燥処理を行って Cs-137 濃度を測定すると、濃度を湿重量換算した際に過小評価する可能性がある事を示している。

2019 年 6 月 20 日に E1 で採取した動物プランクトン試料の乾燥試料 53.0 g 中に含まれる Cs-137 の全体量は 0.339 Bq、2021 年 7 月 2 日に SOU080 で採取した動物プランクトン試料の乾燥試料 14.0 g 中に含まれる Cs-137 の全体量は 0.109 Bq であった。リーチング実験後の抽出液と残渣中に含まれる Cs-137 量(全体量に対する割合)を算出した結果、E1 で採取した試料では、抽出液 490 g 中に 0.0578 Bq(全体量の 17.1%)、残渣 55.0 g 中に 0.261 Bq(全体量の 77.0%)の Cs-137 が含まれていた。SOU080 で採取した試料では、抽出液 276 g の Cs-137 濃度が検出下限値未満(<0.107 Bq/kg-wet)となり Cs-137 量を算出することができなかったが、残渣 55.0 g 中には 0.108 Bq(全体量の 99.1%)の Cs-137 が含まれていた。また、両試料の残渣物中には、海底由来と考えられる粒子が多数含まれている事を目視で確認した。これらの結果から、ソリネットで採取した動物プランクトン試料中に含まれる生物利用可能な状態の Cs-137 量は、全体量の 2 割程度が、それ以下である可能性が示された。

この結果に基づき、福島県沖と仙台湾で採取したプランクトン系列の海産生物(動物プランクトン/プランクトン食性魚類/魚食性魚類)について、図 8 に Cs-137 濃度と ^{15}N との関係を示した。各図の回帰直線は、プランクトン食性魚類と魚食性魚類のプロットから求めた。図 8-a,b では、動物プランクトンの Cs-137 濃度を実測値に基づきプロットし、図 8-c,d では、動物プランクトンの Cs-137 濃度を実測値 $\times 0.2$ の値でプロットした。両海域共に、実測値に基づく動物プランクトンのプロットは回帰直線よりも上部に位置する傾向が認められた。このことは、食物連鎖を考慮した Cs-137 の移行という観点からも、実測値に基づく動物プランクトンの Cs-137 濃度が過大評価されている可能性を示唆している。

3. 今後の課題

(1) 本年度の調査結果から、仙台湾では浮魚類の Cs-137 濃度が東電福島第一原発事故直前と同等の水準にまで低下しつつあることが示された。また、福島県沖の底魚類筋肉中に含まれる Cs-137 濃度は、東電福島第一原発から 10 km 圏内の調査地点であっても、2 Bq/kg-wet 以下の水準で推移していることを確認した。一方で、7 月に請戸沖で採取したクロソイからは 30.2 Bq/kg-wet の放射性セシウム(Cs-134 + Cs-137)が検出されていることや、福島県沖における海産生物の Cs-137 濃度は事故直前と比較すると依然として数倍から十数倍程度高い水準であることから、今後も東電福島第一原発の周辺海域で海産生物調査を継続し、海産生物における放射性セシウム濃度の推移を把握する必要がある。

(2) 間隙水の Cs-137 濃度は、各調査地点で 20 mBq/L 以下の水準で推移していることを確認した

が、分配係数の値は地点や年ごとに多少の変動が認められており、全体的な傾向を把握する上で、引き続き調査を継続する必要がある。また、底魚類の Cs-137 濃度には間隙水に含まれる Cs-137 が影響していることが示唆されたが、もう一方の主な取り込み経路と考えられる餌生物のベントス類については、測定試料中に海底由来の粒子混入が考えられるため、餌生物中に含まれる生物が利用可能な状態の Cs-137 量を把握できていない。次年度以降、これまでに採取したベントス試料についてリーチング実験を実施し、底魚類の餌生物となる海産生物中に含まれる生物利用可能な状態の Cs-137 量を把握すると共に、底魚類の Cs-137 濃度に対する間隙水と餌生物の寄与率を求め、底生生態系における Cs-137 の挙動を明らかにする取り組みが必要である。

(3) 動物プランクトン試料中に含まれる生物利用可能な状態の Cs-137 量を明らかにする手法を開発したことにより、これまでにソリネットで採取した動物プランクトン試料の Cs-137 濃度は過大評価であった可能性が示された。また、プランクトン系列では食物連鎖を介した Cs-137 の移行経路において、これまで Cs-137 濃度に乖離があると考えられていた海水と動物プランクトン、および動物プランクトンとプランクトン食性魚類との間に、それぞれ乖離がなくなりつつあることが示唆された。一方で、本年度リーチング実験を実施した動物プランクトン試料は 2 検体のみであり、動物プランクトンにおける Cs-137 濃度の評価を明確にするためには、次年度以降も調査と実験を継続してデータを拡充する必要がある。

引用文献

- Kasamatsu F. and Ishikawa Y. (1997) Natural variation of radionuclide ¹³⁷Cs concentration in marine organisms with special reference to the effect of food habits and trophic level. Mar. Ecol. Prog. Ser., 160:109-120.
- Tessier A., Campbell PGC. & Bisson M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem., 51: 844-851.

図表

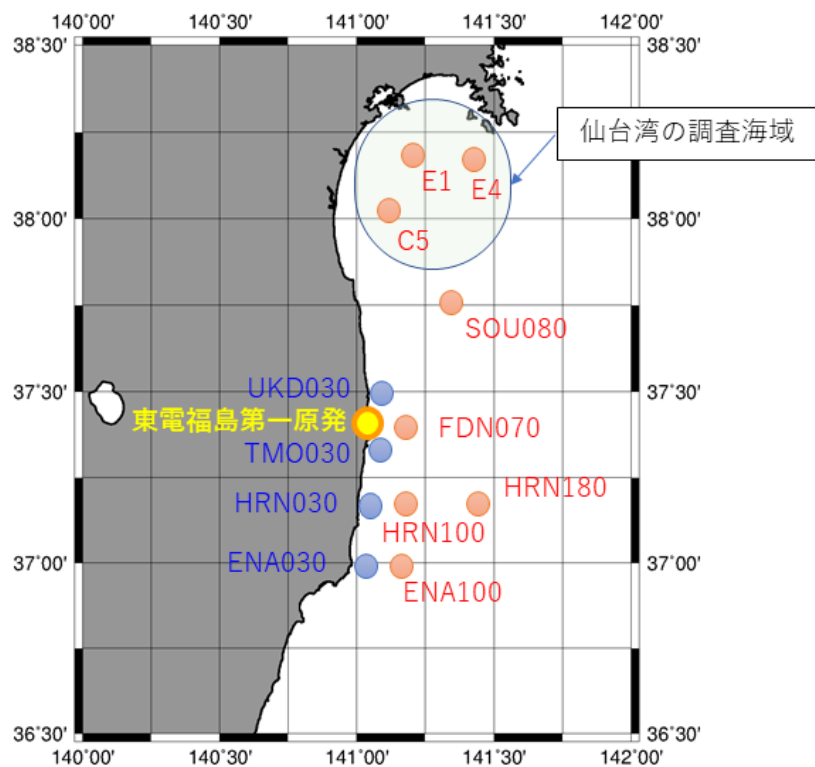


図 1. 2021 年度の調査海域。青○は用船、赤○は調査船による調査地点を示す。

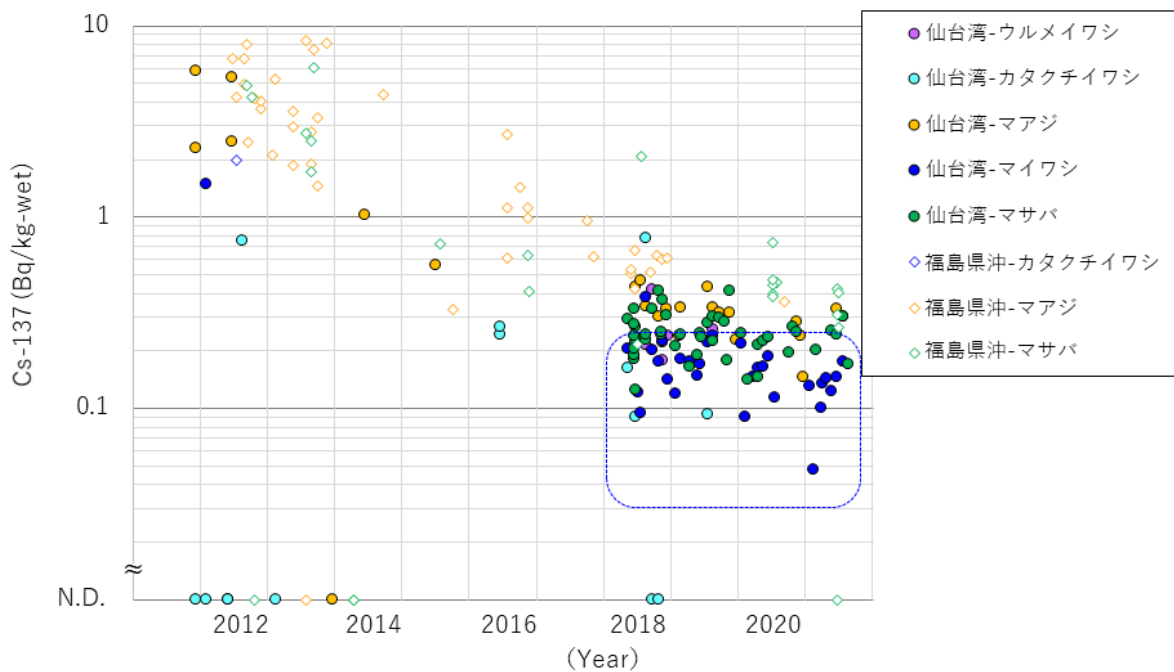


図 2. 福島県沖と仙台湾で採取した浮魚類筋肉部位における Cs-137 濃度の推移。青い点線の枠は仙台湾における海水の Cs-137 濃度 (1~4 mBq/L) と、震災前における浮魚類の濃縮係数 (30~60) より推定される仙台湾浮魚類における Cs-137 濃度の範囲 (30~240 mBq/kg-wet)。

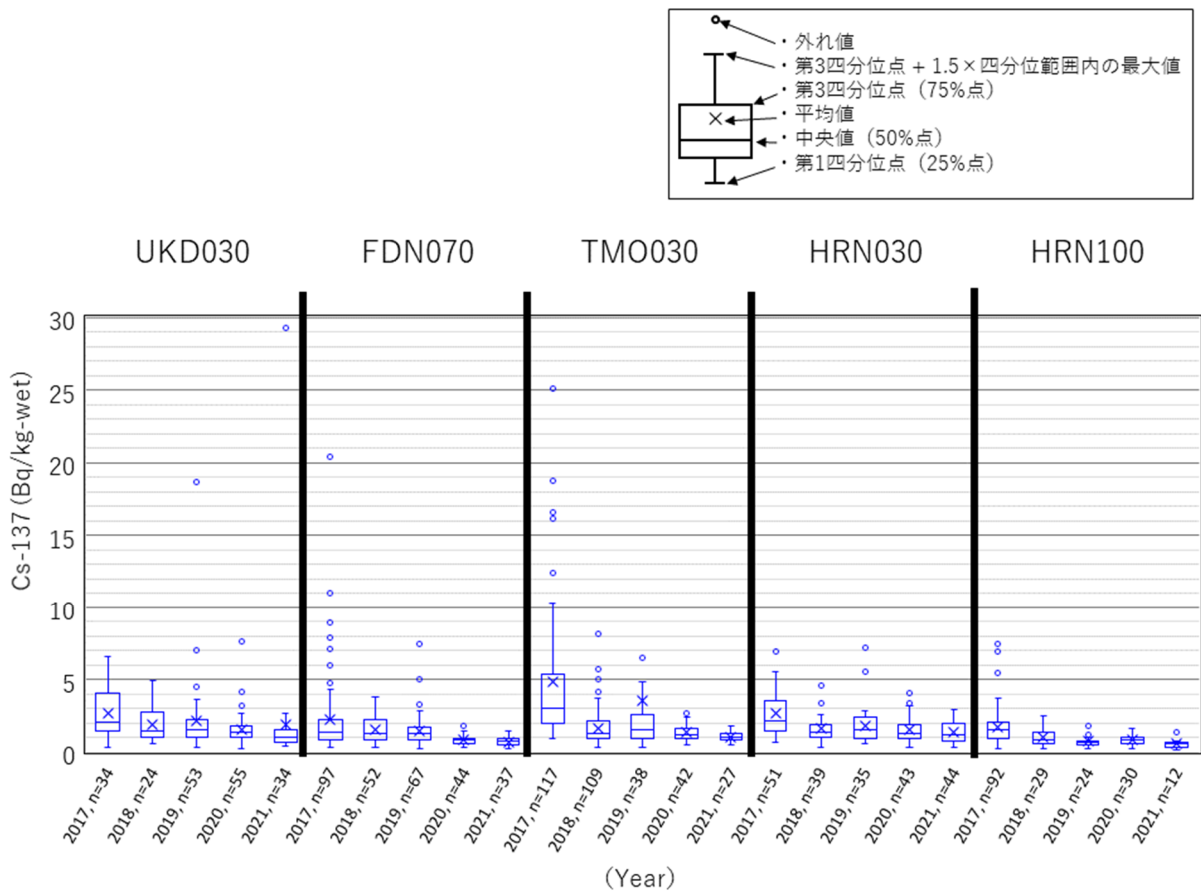


図 3. 2017 年から 2021 年にかけて福島県沖の 5 定点で採取した底魚類筋肉部位における Cs-137 濃度の推移。

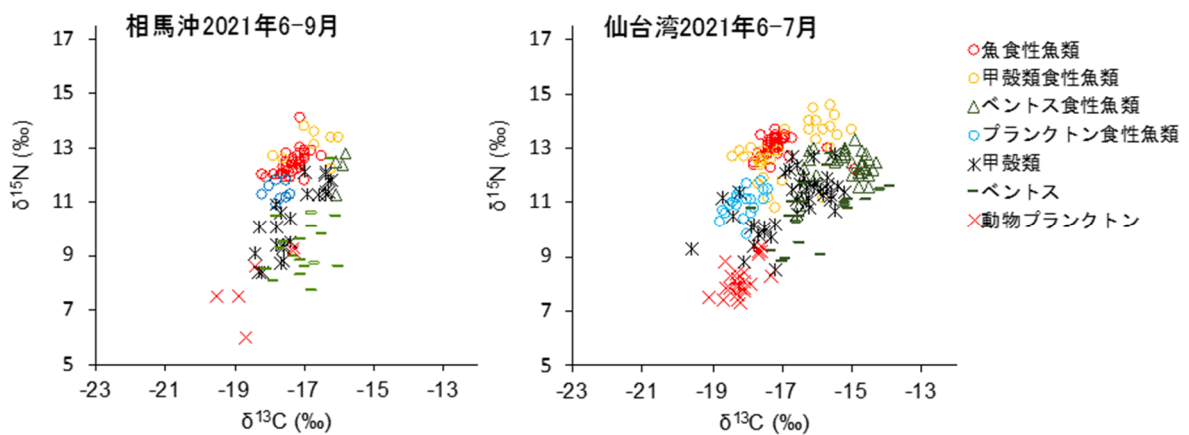


図 4. 2021 年 6 月から 9 月にかけて福島県の相馬沖と仙台湾で採取した海産生物における炭素・窒素安定同位体比 (^{13}C 、 ^{15}N) の 2 次元マップ。

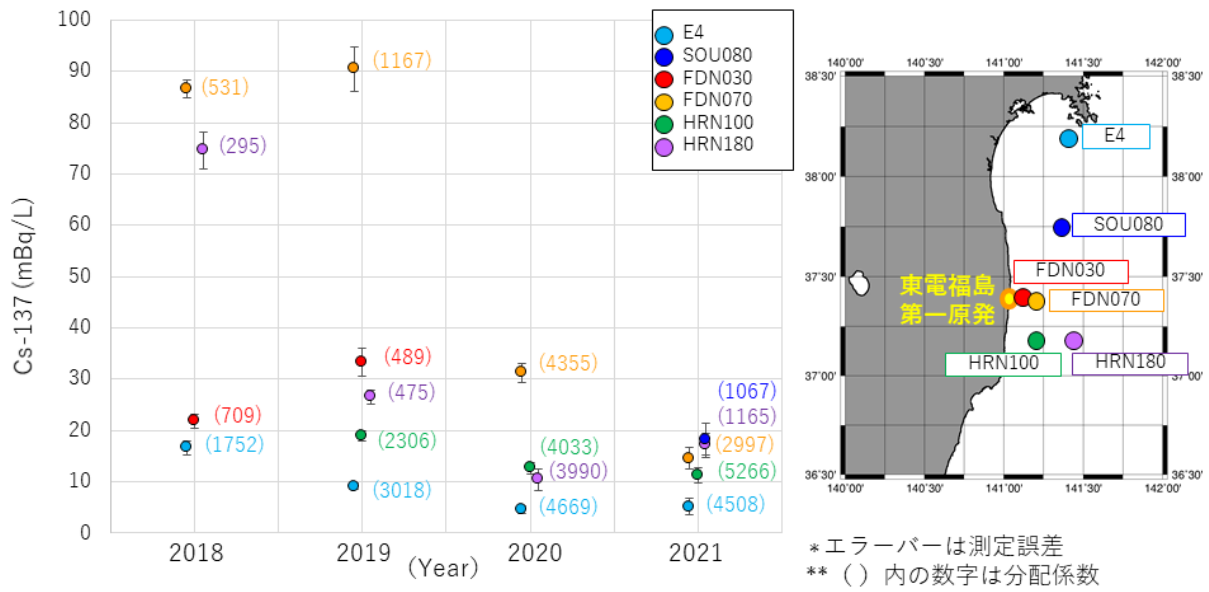


図 5. 海底土 (0-5 cm 層) より採取した間隙水の Cs-137 濃度と分配係数の推移。

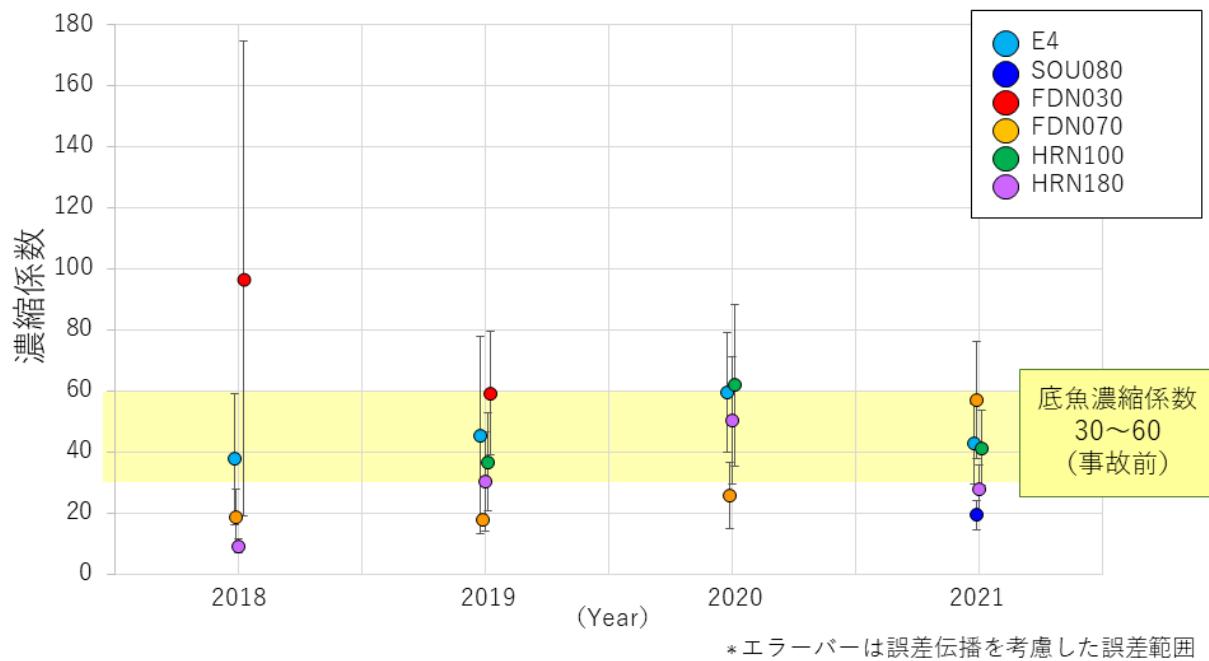


図 6. 間隙水に対するカレイ類濃縮係数の推移。

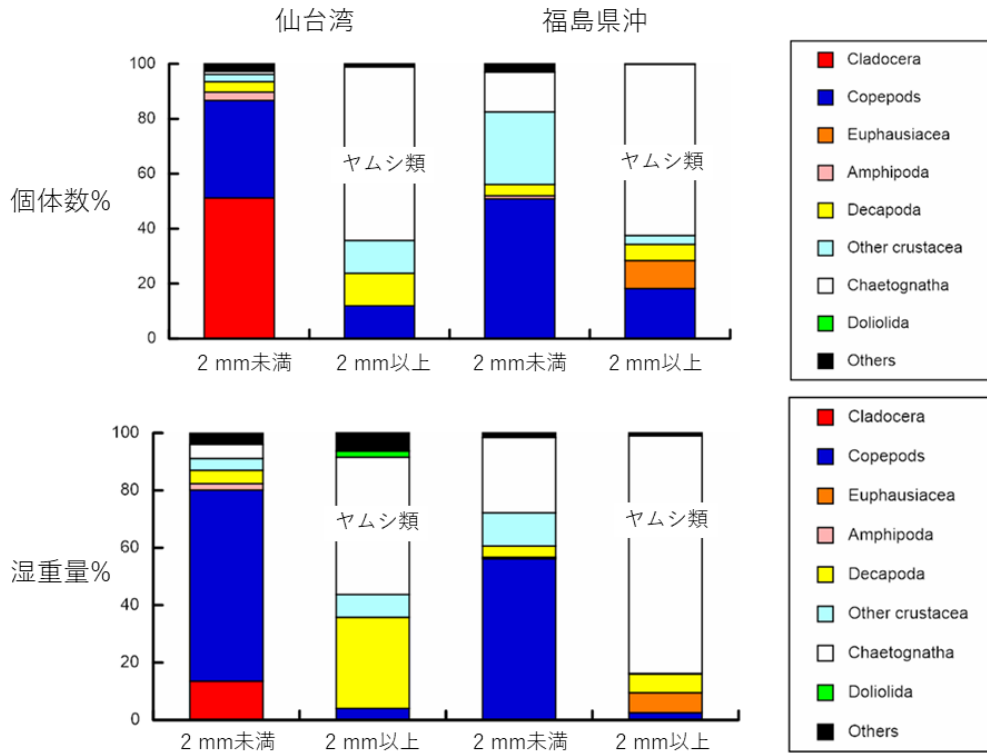


図7. 2021年12月に福島県沖と仙台湾で採取し、2 mmで分画した動物プランクトンの種組成。

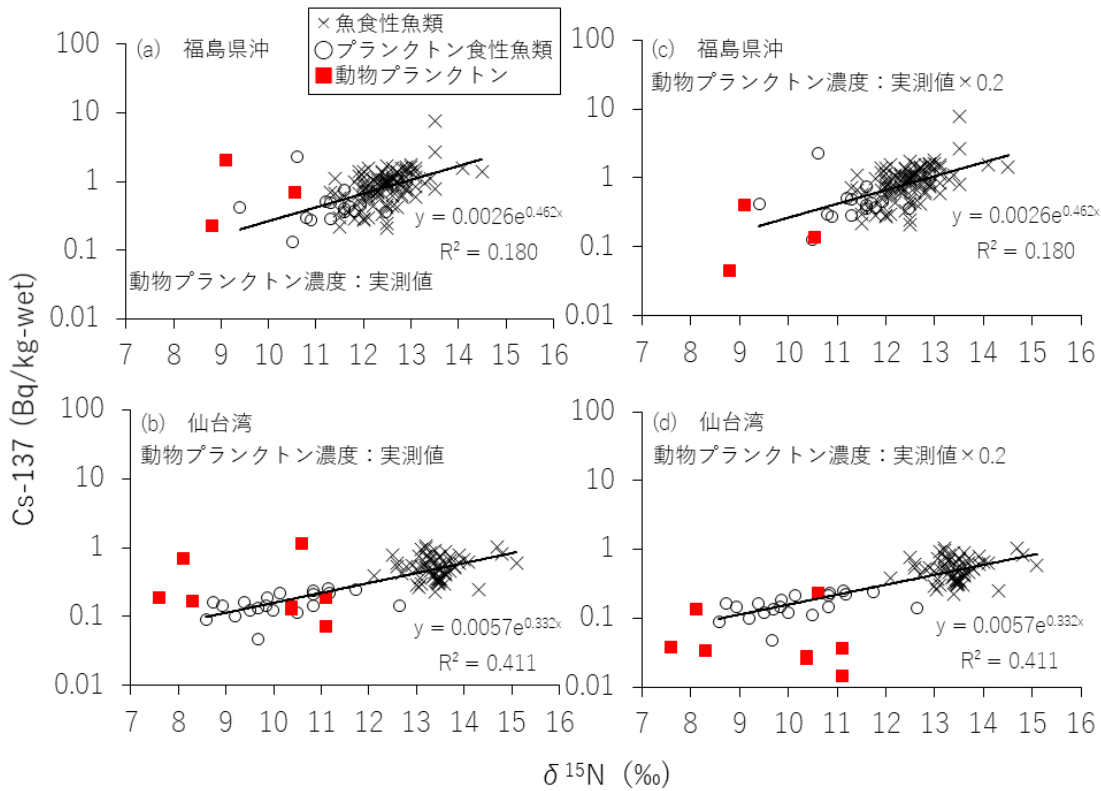


図8. 福島県沖 (a,c) と仙台湾 (b,d) で採取したプランクトン系列の海産生物における Cs-137 濃度と ^{15}N との関係。回帰直線はプランクトン食性魚類と魚食性魚類のプロットから求めた。

表 1. 2 mm で分画した動物プランクトン試料の Cs-137 濃度と水分含有量

採取地点・分画	採取日	Cs-137 (Bq/kg-wet)	水分含有量(%)
E1・2 mm以上	2021/12/2	N.D. (<0.138)	92.8
E1・2 mm未満		0.305	86.5
E4・2 mm以上	2021/12/3	N.D. (<0.132)	86.4
E4・2 mm未満		0.148	80.5
C5・2 mm以上	2021/12/7	0.170	93.1
C5・2 mm未満		1.38	88.0
HRN100・2 mm以上	2021/12/6	0.269	90.2
HRN100・2 mm未満		1.04	86.3

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：水産物におけるストロンチウム-90 とトリチウムの濃度の把握
研究機関・研究グループ名	水産資源研究所 海洋環境部 放射能調査グループ
担当者職名・担当者名	研究員・三木志津帆、研究支援職員・東畑顕、主任研究員・重信裕弥、主幹研究員・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)事故による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つである。本事故に由来する Sr-90 の濃度変化を把握するため、主に福島県沖で採取した水産物における Sr-90 濃度を測定した。Sr-90 分析は公定法(文部科学省、2003 改訂)に準じた。図 1A に福島県沖の魚類試料の採取位置を示す。福島県沖の魚類における Sr-90 濃度の推移について、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、2012~2021)と併せて評価した。

(2) 水産研究・教育機構(水産機構)におけるトリチウム(H-3)分析基盤の構築と海洋環境における H-3 濃度について

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)処理水の処分に関する基本方針が取りまとめられ、ALPS 処理水は希釈して海洋へ放出することが決定された(2021 年 4 月 13 日)。これにより、将来的に水産物中の H-3 濃度のモニタリングデータの蓄積が社会的に求められることが予想される。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)を別々に測定するが、試料を燃焼して燃焼水を回収する OBT 分析法の難易度が高い。これまでに水産機構では、試料を燃焼するために Pyrolyser-6 Trio (Raddec International, UK)を導入し、燃焼水を回収する条件を確立したが、外部分析機関と比較すると H-3 濃度が高くなる傾向を示した。そこで 2021 年 5 月下旬~10 月初旬に、除湿機により実験環境中の H-3 濃度を採集し、H-3 混入の原因を検討した。また、試料の燃焼過程でこれまで用いたエアコンプレッサーの代わりに窒素ガスを導入し、福島第一原発港湾内の魚類試料を用いて外部分析機関(九州環境管理協会、福岡市)と比較した。

現在の日本周辺の海洋環境における H-3 濃度を把握するため、日本周辺の表層海水および魚類筋肉中の TFWT 濃度を測定した。海水試料は主に調査船蒼鷹丸で採取し、魚類試料は蒼鷹丸や用船等で入手し、H-3 の分析は公定法(文部科学省、2002 改訂)に準じた。また、東電福島第一原発港湾内で魚類試料を入手し(図 1B)、魚類筋肉中の TFWT 濃度および OBT 濃度を測定した。得られた結果は、表層海水中の H-3 濃度(東京電力、2013~2021)と併せて解析した。

2. 令和3年度進捗状況・成果

(1) 水産物における Sr-90 濃度の結果は、水産庁および水産機構のウェブサイトに随時報告し、2011 年からこれまでに 280 検体分を公表した(2022 年 3 月 9 日現在)。表 1 に 2021 年度の測定結果を示す。Sr-90 を検出した魚類 4 検体のうちホウボウ(#268)、ヒラメ(#254)およびサケ(#258)は原発事故前のバックグラウンドレベル(<0.046 Bq/kg-wet; Miki et al., 2017)であった。コモンカスベ(#265)は 0.061 ± 0.0067 Bq/kg-wet とバックグラウンドよりも高い濃度であった。東京電力によるモニタリングではコモンカスベ等の軟骨魚類が多数測定されており、その濃度と同水準であった。魚類の他は、ヒラツメガニ(#253、266)で Sr-90 が検出し、その濃度は 2021 年度のヒラツメガニおよびガザミと同水準であった。2019 年の日本海におけるズワイガニおよびベニズワイガニの甲羅における Sr-90 濃度は検出下限値未満(<0.11)~ 0.26 Bq/kg-wet であることから、特異的に高い濃度ではない。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 濃度の結果を示す。福島県沖の魚類における Sr-90 濃度は、Cs-137 濃度と比べて低い濃度で推移しているが、2017 年採取のクロダイや 2019 年採取のクロソイのように高い Sr-90 濃度を示す個体も出現することもあり、継続的な調査が必要である。

(2) 2021 年 5 月下旬~10 月初旬に実験室で採集した大気中の水における H-3 濃度は、検出下限値(<0.29)未満~ 0.89 Bq/kg-wet と海洋環境と比べて高い濃度であった。これにより、燃焼過程で使用したエアークンプレッサーにより、大気中の H-3 が試料に混入し、外部分析機関の結果よりも高い濃度を示したことが考えられた。燃焼装置に窒素ガスと酸素ガスを用いて測定した OBT 濃度の結果を外部分析機関と比較した(図 3)。ヒラメ 3 試料の比較結果は、1 以内となり、大気中の H-3 の混入は解消し、水産機構における OBT 分析基盤は確立した。一方の機関が 検出下限値未満を示したホシガレイとヒラメについては、それぞれ試料量および供試料量が少なかったことが原因として考えられた。

東電福島第一原発港湾内の魚類筋肉中の H-3 濃度は表層海水中の H-3 濃度よりも低い傾向を示した。この原因として、港湾内では H-3 を含む排水路・サブドレイン等の浄化水が淡水として流入しており(町田ほか、2022)、上層と下層では H-3 濃度は異なることが考えられた。港湾口における魚類筋肉中の OBT/TFWT 濃度比は 1 以下($0.34 \sim 0.94$; 図 4A)である一方、原発に近く H-3 濃度が高い物揚場前($1.2 \sim 2.2$; 図 4B)では、その濃度比は 1 を超えており、原発港湾内の海水中の H-3 濃度の不均一さが影響していると考えられた。一方、日本周辺の表層海水および魚類筋肉中の TFWT 濃度は検出下限値未満(<0.038)~ 1.6 Bq/L と同水準で推移していた(図 5)。日本周辺の海洋環境および東電福島第一原発港湾内の魚類筋肉中の H-3 濃度は海水と同水準か低い濃度であることから、海洋における H-3 のモニタリングは海水により十分に把握できることが明らかとなった。

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、またそれぞれの試料の採取海域は限定されている。食の安全上、Sr-90 濃度による水産物への問題はないが、2019 年度に東京電力の調査で採取されたクロソイのように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 濃度を示す個体の出現がある。よって、今後も福島県海域を含めて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する必要がある。

(2) 東電福島第一原発の敷地内には H-3 を含む ALPS 処理水等が多量に保管されており、この処理水を希釈して海洋へ放出することが決定された。本課題で得られた結果により、海洋環境における H-3 のモニタリングは海水を主軸に実施可能であることは明らかだが、水産物における H-3 濃度の実データも社会的に求められることは予想される。水産物中の H-3 分析ができる機関は限られており、水産機構において H-3 分析基盤を維持していく必要がある。

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 (2012~2021) 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

東京電力 (2013~2021) 1~4 号機タービン建屋東側および港湾のモニタリング “海水”

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

町田ら (2022) 福島第一原発港湾から流出したトリチウム量の経時変化の推定

図表

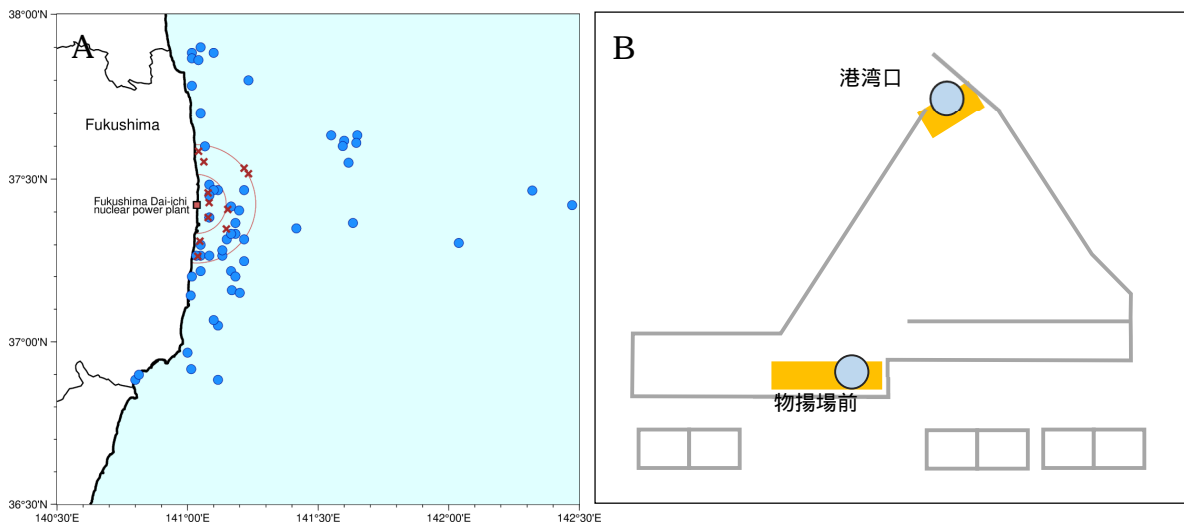


図 1A. 福島県沖における魚類試料の採集位置。青丸()は水産機構(2011~2022)、茶バツ(×)は東京電力(2012~2021)の公表データを示す。赤の正方形は東電福島第一原発、赤の内円は東電福島原発から 10 km 圏、外円は 20 km 圏を示す。図 1B. 東京電力による東電福島第一原発港湾内の簡略図。海水試料(○)は港湾口および物揚場前で表層海水の採取場所を示す。魚類試料(■)は港湾口および物揚場前付近において刺網により漁獲された場所を示す。

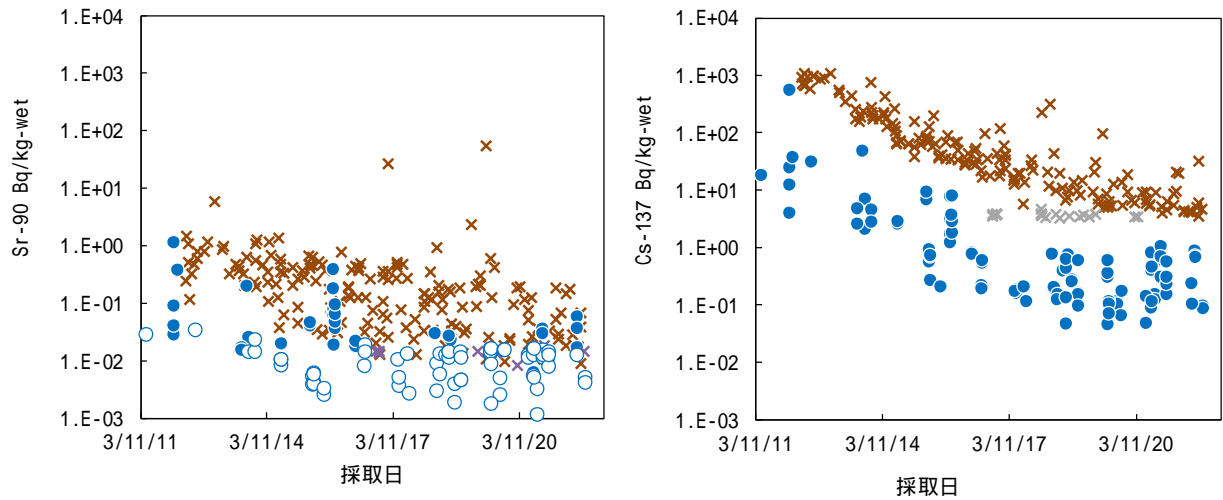


図2. 福島県沖の魚類における Sr-90 濃度 (左図) と Cs-137 濃度 (右図) の推移。青丸 () および白抜き青丸 (◯) は水産機構 (2011~2022) 茶バツ (×) および灰バツ (× ; Sr-90<0.019 Bq/kg-wet ; Cs-137<4.7 Bq) は東京電力 (2012~2021) の公表データを示す。

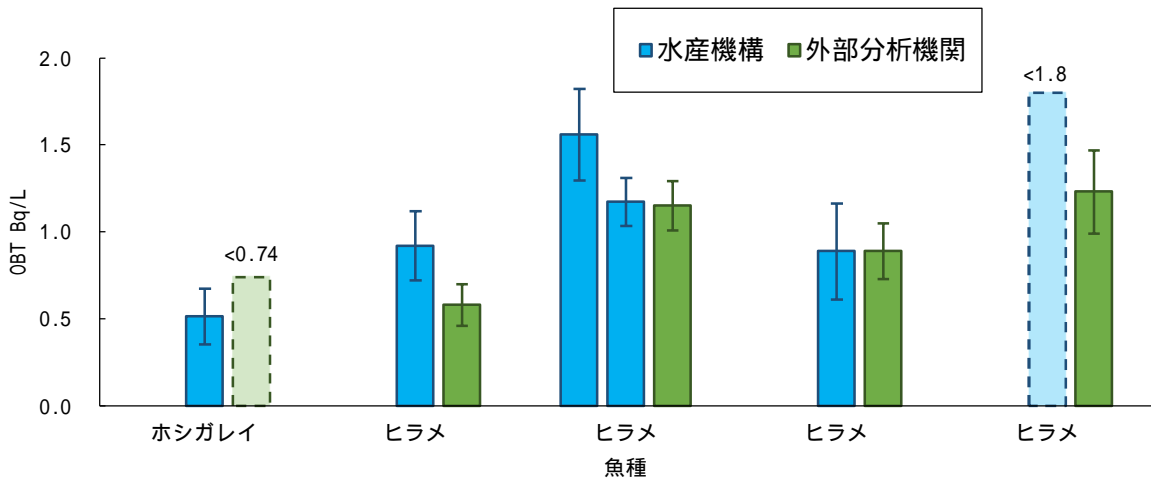


図3. 東電福島第一原発港湾内魚類乾燥筋肉試料を用いた OBT 分析のクロスチェック結果。一部のヒラメは水産機構で2回測定を実施した。

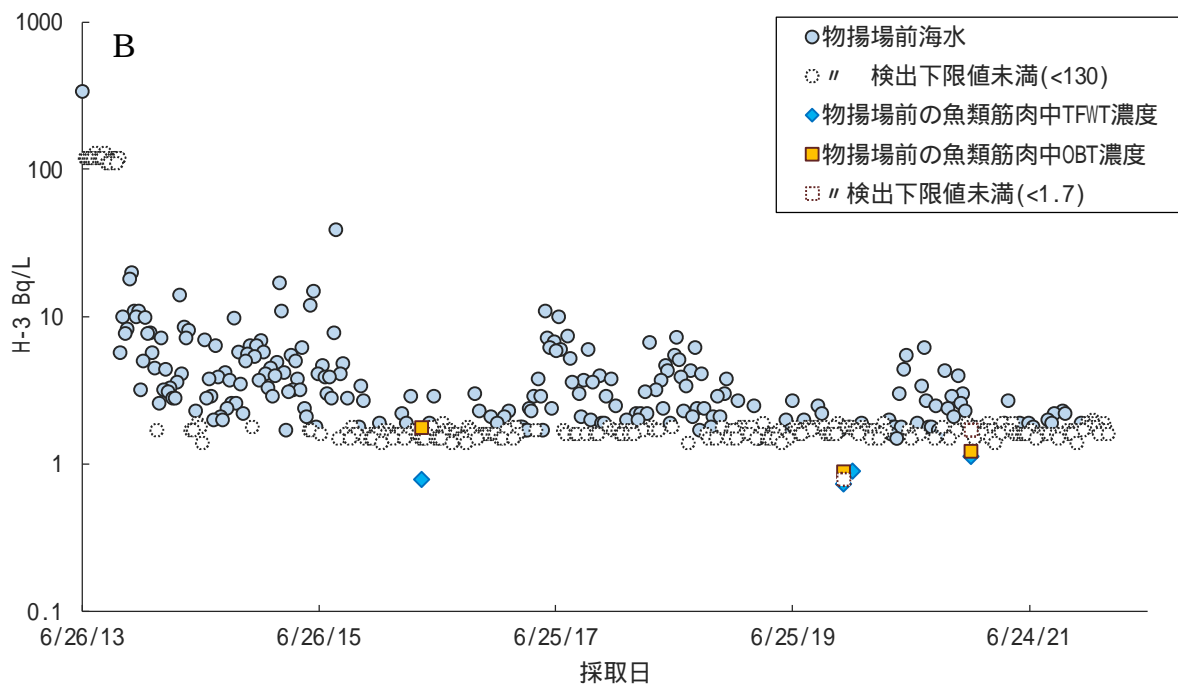
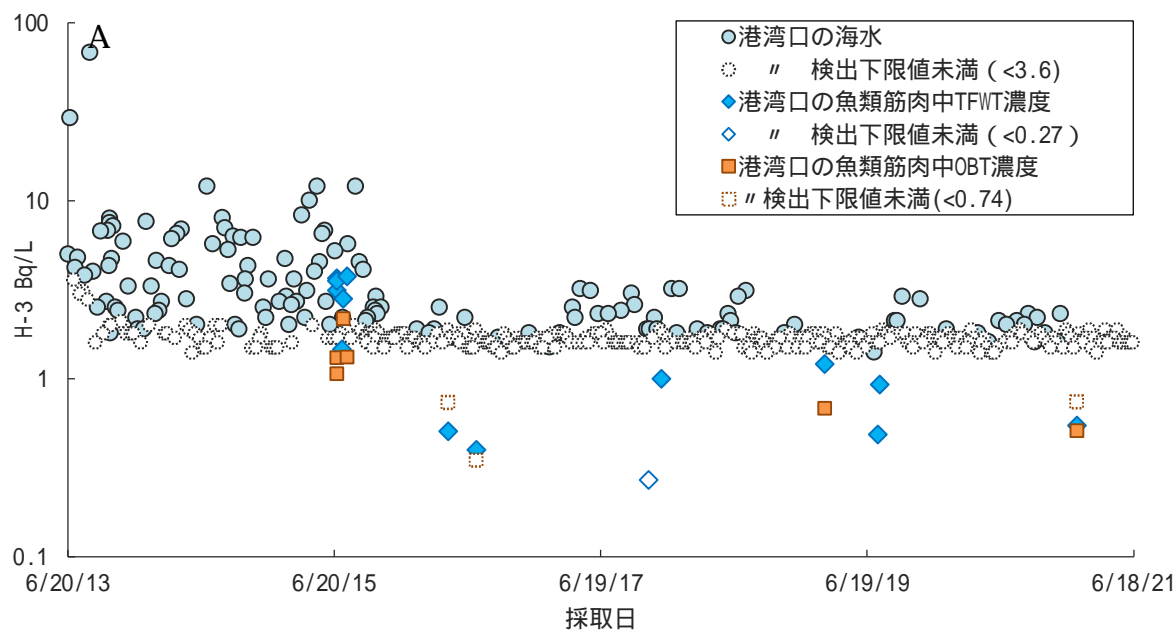


図 4A. 東電福島第一原発港湾口における魚類筋肉および海水中の H-3 濃度

図 4B. 東電福島第一原発港湾内の物揚場前付近における魚類筋肉および海水中の H-3 濃度

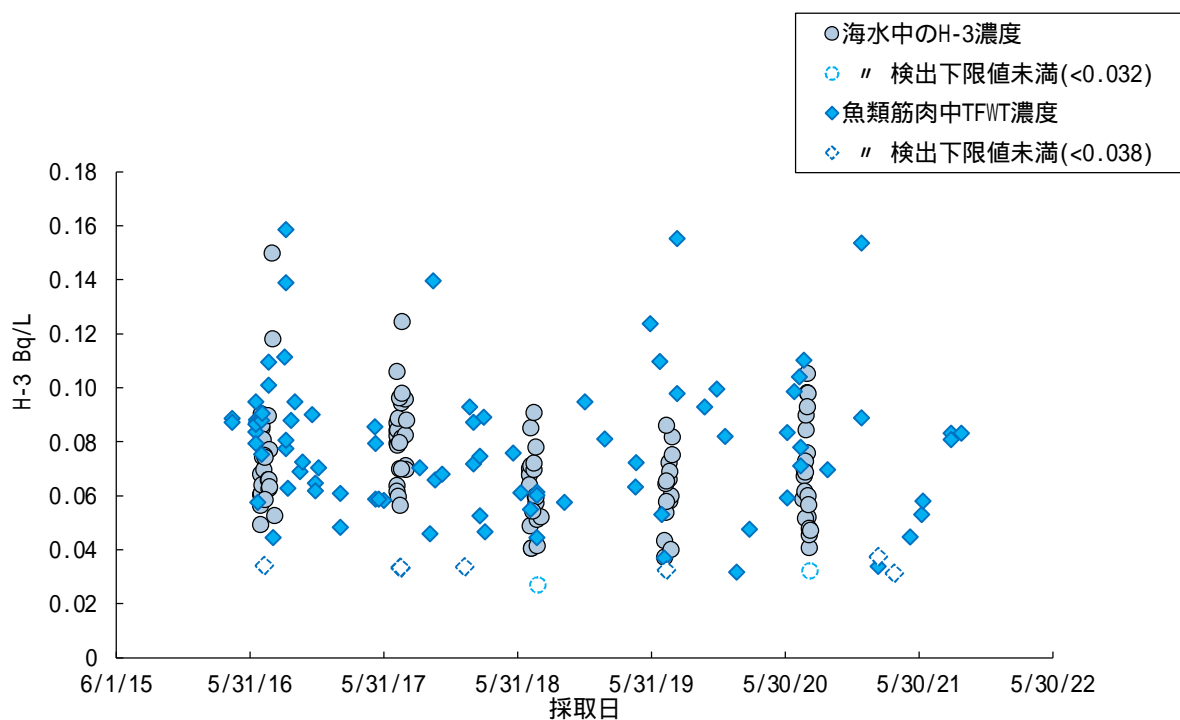


図 5. 日本周辺の表層海水中の H-3 濃度および魚類筋肉中の自由水型 H-3 濃度

表 1. 2021 年度に Sr-90 濃度を公表した水産物の試料一覧。左端の番号 (#) 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		Cs-137	
					Bq/kg-wet		Bq/kg-wet	
261	マトウダイ	全体(除内臓)	福島	2020/11/15	<0.015		0.32	±0.013
268	ホウボウ	全体(除内臓)	福島	2021/7/21	0.018	±0.0054	0.71	±0.021
275	ホウボウ	全体(除内臓)	福島	2021/8/24	<0.015		0.63	±0.026
280	ホウボウ	全体(除内臓)	福島	2021/9/22	<0.016		0.78	±0.026
251	カナガシラ	全体(除内臓)	福島	2020/7/11	<0.017		0.48	±0.015
263	シラス	全体	福島	2021/9/27	<0.0054		0.10	±0.0060
264	シラス	全体	福島	2021/9/27	<0.0044		0.092	±0.0060
269	マイワシ	全体(除内臓)	仙台湾	2021/4/7	<0.011		0.093	±0.0083
278	スズキ	全体(除内臓)	福島	2021/9/22	<0.012		1.0	±0.026
262	ニベ	全体(除内臓)	福島	2020/11/15	<0.013		0.60*	±0.010
277	ブリ	全体(除内臓)	福島	2021/8/24	<0.012		0.37	±0.019
249	キアンコウ	全体(除内臓)	福島	2020/7/8	<0.0058		0.094	±0.0073
252	キアンコウ	全体(除内臓)	福島	2020/7/11	<0.0054		0.12	±0.0064
271	キアンコウ	全体	福島	2021/6/23	<0.014		0.11	±0.013
274	ヤナギムシガレイ	全体(除内臓)	福島	2021/6/25	<0.013		1.0	±0.023
254	ヒラメ	全体(除内臓)	福島	2020/9/30	0.016	±0.0053	0.73*	±0.015

260	ヒラメ	全体(除内臓)	青森	2021/6/9	<0.011	0.096	±0.012
270	ヒラメ	全体(除内臓)	福島	2021/6/22	<0.014	0.25	±0.016
267	ヒラメ	全体(除内臓)	福島	2021/7/21	<0.013	0.75	±0.023
276	ヒラメ	全体(除内臓)	福島	2021/8/24	<0.011	0.62	±0.021
279	ヒラメ	全体(除内臓)	福島	2021/9/22	<0.016	0.63	±0.022
259	キハダ	全体(除内臓)	千葉	2021/6/6	<0.012	0.17	±0.018
256	マダラ	全体(除内臓)	青森	2020/10/2	<0.0080	0.087	±0.0096
255	スケトウダラ	全体(除内臓)	青森	2020/10/2	<0.0099	0.11	±0.0083
257	サケ	全体(除内臓)	福島	2020/11/15	<0.0082	0.16	±0.0057
258	サケ	全体(除内臓)	福島	2020/11/15	0.011 ±0.029	0.24	±0.0068
265	コモンカスベ	全体(除内臓)	福島	2021/7/18	0.061 ±0.0067	0.92	±0.022
253	ヒラツメガニ	全体	福島	2020/9/22	0.031 ±0.0099	0.35	±0.018
266	ヒラツメガニ	全体	福島	2021/7/18	0.039 ±0.0062	0.23	±0.030
250	ヤナギダコ	筋肉	福島	2020/7/8	<0.0049	0.041	±0.0069
272	ヤナギダコ	筋肉	福島	2021/6/23	<0.015	0.040	±0.010
273	ヤナギダコ	全体	福島	2021/6/23	<0.0090	0.040	±0.0076

*1 Cs-134 が検出し、その濃度は 0.023 ± 0.0051 Bq/kg-wet

*2 Cs-134 が検出し、その濃度は 0.025 ± 0.0077 Bq/kg-wet

誤差は計数誤差を示す。

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 1-4	魚類生息環境判別技術の開発
研究機関・研究グループ名	水産資源研究所 水産資源研究センター 海洋環境部 放射能調査グループ
担当者職名・担当者名	主幹研究員・森田貴己、グループ長・帰山秀樹、 主任研究員・重信裕弥、研究員・三木志津帆、 研究支援職員・東畑顕

1. 研究内容及び方法

2015年4月以降、福島県海産物において100 Bq/kg-wetを超過した試料は、2019年1月にコンカスベ、2019年5月（東京電力，2019）、2021年2月、4月、2022年1月のクロソイの5試料のみである。この7年間で基準値超過の試料数は非常に少ないが、復興途上である福島県の水産業においては、検出されること自体が復興の障害となり得る。それ故に、基準値超過の試料が出現する原因が何であるかを解明する必要がある。基準値超過試料はモニタリングの結果等から東京電力福島第一原子力発電所の港湾内（以下、F1港湾内）に生息していた魚類ではないかと推測されているが、それは科学的に証明されていない。そこで本課題では、F1港湾内を含め基準値超過試料が経験した環境を判別する技術を開発することを目的とした。食品の原産地判定の分野等では、安定元素濃度による判別法（Iguchi *et al.*, 2013, Rooker *et al.*, 2003, Iguchi *et al.*, 2014）が良く用いられているため、本課題では、（1）安定元素濃度による判別法に加え、（2）耳石の全β線を用いた判別法を検討した。

判別に必要な判別式を構築するため、F1港湾内試料として、（株）東京電力ホールディング（東電）より2018～2021年に採取されたシロメバル7匹、クロソイ9匹、ムラソイ4匹を入手した。F1港湾外試料は、本事業の別課題（1-2）においていわき沖もしくは相馬沖で2019～2020年に採取されたシロメバル5匹、クロソイ5匹、共同研究を実施している福島県水産海洋研究センター（福島水産海洋C）より提供されたクロソイ7匹、ふくしま海洋科学館より提供されたシロメバル2匹、ムラソイ2匹、福島大学環境放射能研究所より提供されたシロメバル5匹を使用した。ふくしま海洋科学館および福島大学環境放射能研究所より提供された試料は、それぞれ小名浜港湾内および富岡港内で採取されたものである。これらの試料から耳石を取り出し、一つの耳石を3分割して1片を以下の元素分析に、1片を年齢査定に供し、残りの1片は予備試料として保管した。

安定元素濃度による判別のため、誘導結合プラズマ質量分析法（Inductively coupled plasma mass spectroscopy、ICP-MS）により耳石の多元素同時分析を行った。分析対象とした元素は次の68元素である（Li、Be、Na、Mg、Al、Si、K、Ca、Sc、Ti、V、Cr、Mn、Fe、Co、Ni、Cu、Zn、Ga、Ge、As、Se、Rb、Sr、Y、Zr、Nb、Mo、Ru、Rh、Pd、Ag、Cd、In、Sn、Sb、Te、I、Cs、Ba、La、Ce、Pr、Nd、Sm、Eu、Gd、Tb、Dy、Ho、Er、Tm、Yb、Lu、Hf、Ta、W、Re、Os、Ir、Pt、Au、Hg、Tl、Pb、Bi、Th、U）。構築した判別式的的確性は、leave-one-out cross-validation（LOOCV）により検証した。

耳石の全β線を用いた判別のため、耳石の全β線は、耳石全体を2πガスフローカウンターに

より 60 分間測定を 3 回繰り返し行った。

また、判別試料として判別式構築に用いた試料とは別に、2019 年 5 月採取のクロソイ（東京電力より耳石提供）、と 2021 年 2 月、4 月、2022 年 1 月に採取されたクロソイ（福島水産海洋 C より耳石提供）を試料とし、F1 港湾内もしくはそれに似た環境での生息経験を有するか否かの判別を行った。これら判別試料の情報を表 1 に示した。

2. 令和 3 年度進捗状況・成果

(1) 安定元素濃度による判別

(ア) 判別式の構築

(a) 分析-1.

F1 港湾内のクロソイ 9 試料と F1 港湾外のクロソイ 12 試料を用い、1 %以下の水準 (Mann-Whitney's U test) で有意差が認められる元素を用いて判別式の構築を行なった。

$$Y = 0.612 - 0.0527 [\text{Ni}] - 2.26 [\text{Rh}] - 0.0769 [\text{Pd}] - 0.0312 [\text{Ba}] + 12.1 [\text{Sm}] + 33.2 [\text{Eu}] + 3.87 [\text{Gd}] - 0.412 [\text{Dy}] - 16.8 [\text{Ho}] - 0.300 [\text{U}]$$

(b) 分析-2.

F1 港湾内試料 20 試料と F1 港湾外試料 26 試料を用い、1 %以下の水準 (Mann-Whitney's U test) で有意差が認められる元素として 9 元素が選択された。F1 港湾内のクロソイ、シロメバル、ムラソイ試料中の各元素の濃度には有意差が認められなかったが (Tukey-Kramer test: $p > 0.01$)、F1 港湾外のクロソイ、シロメバル、ムラソイ試料中の元素では、K, Zn, Ba の 3 元素に有意差 (Tukey-Kramer test: $p < 0.01$) が見られたことから、これら 3 元素を除いた 6 元素で判別式の構築を行なった。

$$Y = 0.722 + 0.0150 [\text{Ni}] - 13.1 [\text{Rh}] - 0.0133 [\text{Pd}] - 0.0748 [\text{Ru}] - 0.904 [\text{W}] + 0.393 [\text{U}]$$

選択された元素の濃度の 1 例として、分析-2 で選択された元素の平均濃度と判別を行う試料でのその元素濃度を表 2 に示した。この判別式の [元素名] にその元素の濃度 ($\mu\text{g/g}$) を代入し、 Y が 0 以下は F1 港湾内、0 以上は F1 港湾外と判別した。元素濃度が検出下限値未満の場合は、検出下限値を代入した。判別式の妥当性を検証するために行った L00CV の結果を表 3 に示す。分析-1 では、F1 港湾外の試料を 100 %的中率で正判定するが、F1 港湾内の試料を誤判定している。一方、分析-2 では F1 港湾内外とも誤判定が多い。判別式を構築する際に用いた試料の元素濃度情報を判別式に代入することにより見かけの判別結果が得られる。分析-1 では的中率が高いが、この見かけの判別結果で誤判定となった試料の筋肉中の Cs-137 濃度は 275.3 Bq/kg-wet と高かった。この結果は、この Cs-137 濃度が高い F1 港湾内に生息していた試料が F1 港湾外で捕獲された場合、F1 港湾外と誤判定されうることを示しており、本判別式の使用には十分な注意が必要である。

(イ) 各試料の判別結果

(a) 東京電力提供のクロソイの判別

東京電力より入手したクロソイ(東京電力, 2019)の耳石は3個体分あり、T-1, T-2, T-3と名称をつけた(表1)。これらの耳石の元素分析と年齢査定を行った。年齢査定の結果は、T-1が4歳、T-2が4歳、T-3が8歳であった。これら耳石の元素分析の結果を使用して、上記2つの判別式によりF1港湾内もしくはそれに似た環境での生息経験を有するか否かの判定を行なった。分析-1および分析-2の両判別式は、T-1とT-3はF1港湾内もしくはそれに似た環境での生息経験を有するが、T-2はその生息経験を有していないと示した。

(b) 福島水産海洋C提供のクロソイの判別

福島水産海洋Cより提供されたクロソイの耳石は3個体分あり、FS-1, FS-2, FS-3と名称をつけた(表1)。FS-1とFS-2の耳石の元素分析と年齢査定を行った(FS-3の年齢査定および安定元素分析は現在分析中である)。年齢査定の結果は、FS-1が4歳、FS-2が3歳であった。これら耳石の元素分析の結果を使用して、上記2つの判別式によりF1港湾内もしくはそれに似た環境での生息経験を有するか否かの判定を行なった。分析-1および分析-2の両判別式は、FS-1とFS-2はF1港湾内もしくはそれに似た環境での生息経験を有していないと示した。

(2) 耳石の全 β 線を用いた判別

判別試料の耳石からは β 線が検出されている(表1)。これらは耳石中に含まれるSr-90から放出されていることが示唆される(Fujimoto *et al.*, 2015)。本課題において使用したF1港湾内の魚の耳石からも β 線が検出されており、今回この β 線を利用してF1港湾内由来か、F1港湾外由来かの判別が可能かを検討した。使用した試料はソイ類だけでなくヒラメやマコガレイ等も含む。F1港湾内で採取された試料($n = 41$)の耳石から検出された β 線は、60分測定で0から3850カウントである。一方、港湾外で採取された試料($n = 25$)の耳石から検出される β 線は0から3.89カウントであり、5カウント以上のものはない(図1)。判別試料において、5カウント以下の試料は、T-1およびT-2のみであり他は全て5カウント以上である。仮に閾値を5カウントとして判定すると、T-3、FS-1、FS-2、FS-3はF1港湾内もしくはそれに似た環境での生息経験を有すると考えられるが、同じF1港湾内で採集されたT-1およびT-2は判別不可能と考えられた。この結果は今回調べた試料のデータから推定された結果であることに注意しなければならない。

3. 令和3年度進捗状況・成果の考察

安定元素と β 線を用いた判別分析で結果が一致したのは、T-2とT-3の試料である。T-2はF1港湾内もしくはそれに似た環境での生息経験を有しておらず、T-3はその経験があると両分析は示している。T-1、T-2とT-3の試料は同時に採取されているが、T-1及びT-2の年齢が4歳であるのに対し、T-3の試料は8歳と高齢であり明らかに他の試料と異なる試料であり、これは耳石中の β 線カウントが他と比べて著しく多いことから示されている。

クロソイのみを用いた分析-1は、的中率が90%を超えているが、F1港湾内由来の魚において誤判定を示している。本課題の目的を踏まえると、F1港湾内の試料を誤判定することは避けなければいけない。この誤判定は、F1港湾内の環境状況の時空間変化が異なること、また魚がF1港湾内に入った時期や期間が影響しているのではないかと考えられる。外国産のシジミと国産のシジ

ミを判別するような環境条件と試料が固定されている場合 (Iguchi *et al.*, 2014) と異なり、環境条件が変化し試料も移動する今回の条件では、安定元素を用いた判別は難しい。

耳石の β 線を用いた判別方法は、安定元素を用いた方法と比べると分析が簡易であり、汎用性が高い方法と思われる。しかし、F1 港湾内においても β 線が検出される試料と検出されない試料が存在することから、現時点で確定的な判別方法であるとは言えない。

4. 今後の課題

昨年度の本課題で報告したように、安定元素を用いた判別方法は、ヒラメにおいては有意差 5 % 水準でも元素を選択できていない。この理由の解明とヒラメの新たな判別方法の構築を検討する必要がある。また、本課題で判定に使用された元素の濃度が F1 港湾外と F1 港湾内で異なることや魚種間で異なる科学的背景は不明のため、その背景の検討も今後必要となると思われる。多くの諸問題解決のために、F1 港湾内での魚のみでなく、餌や環境に関する情報入手は必須であると考えられる。

β 線を用いた判別方法は、F1 港湾内以外の試料の耳石から β 線が検出されない証明が非常に難しいという欠点があるが、今後試料数を増やすことで解決に努めたい。また、F1 港湾内もしくはそれに似た環境での生息経験を有すると判定する β 線カウントの閾値の設定も今後の課題である。

謝辞

本研究では、福島県水産海洋研究センターとの共同研究「生息環境履歴が魚類の放射能汚染に及ぼす影響把握」から提供された耳石試料を使用しました。耳石試料提供に感謝します。

富岡港での魚類採取には、福島大学環境放射能研究所の和田准教授、高田特任准教授、金指研究員、長田氏（福島大学生）に協力して頂いた。小名浜港の魚類は、ふくしま海洋科学館の富原獣医師に提供して頂いた。ここに感謝の意を記します。

引用文献

東京電力 (2019) 福島第一原子力発電所 20 km 圏内海域で採取したクロソイの測定結果 (続報)
https://www.tepco.co.jp/decommission/data/analysis/pdf_csv/2019/3q/fish01_190911-j.pdf

Iguchi J. *et al.* (2013). Origin identification method by multiple trace elemental analysis of short-neck clams produced in Japan, China, and the Republic of Korea. *Fish. Sci.*, 79, 977–982.

Rooker J.R. *et al.* (2003) Identification of northern bluefin tuna stocks from putative nurseries in the Mediterranean Sea and western Atlantic Ocean using otolith chemistry. *Fish. Oceanogr.* 12, 75–84.

Iguchi J. et al. (2014). Identifying the origin of Corbicula clams using trace element analysis. *Fish. Sci.*, 80, 1089–1096.

Fujimoto K. et al. (2015) Use of otolith for detecting strontium-90 in fish from the harbor of Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *Environ. Sci. Technol.*, 49, 7294–7301.

図表

表 1. 判別試料の情報

Sample ID	採取日	年齢	筋肉中のCs-137濃度 (Bq/kg-wet)	耳石全体からのβ線 (カウント/60min)	耳石試料提供先
T-1		4		0.355 ± 2.37*	
T-2	2019/5/28	4	102	2.89 ± 2.53	東電
T-3		8		698 ± 56.5	
FS-1	2021/2/22	4	474	10.9 ± 2.22	福島水産海洋C
FS-2	2021/4/1	3	270	16.2 ± 1.70	福島水産海洋C
FS-3	2022/1/26	4	1340	39.0 ± 2.36	福島水産海洋C

*3 回測定 of 標準偏差

Åce

表 2. 分析-2 で選択された元素の平均濃度

元素	平均濃度±標準偏差 (μg/g)						
	F1港湾外(n=20)	F1港湾内(n=26)	T-1	T-2	T-3	FS-1	FS-2
Ni	5.14 ± 3.87	1.51 ± 2.90	14.3	14.8	5.29	0.218	0.560
Rh	0.0823 ± 0.0462	0.0164 ± 0.0248	0.106	0.114	0.051	0.00300	0.00300
Pd	10.2 ± 22.2	0.476 ± 0.939	1.78	1.93	0.737	<0.0001	<0.0001
Ru	0.0623 ± 0.122	0.363 ± 0.874	0.0175	0.0186	0.0150	0.006	0.003
W	0.0470 ± 0.114	0.00570 ± 0.0222	<0.0001	<0.0001	0.005	<0.0001	<0.0001
U	0.00650 ± 0.00153	0.0818 ± 0.209	<0.0001	<0.0001	0.00040	0.00400	0.00500

表 3. 判別式の検証

判別式	採集場所	みかけの判定 正認定数/試料数	Leave-one-out cross-validation		
			正認定数/試料数	的中率(%)	全体の的中率(%)
分析-1	F1港湾内	8/9	7/9	77.8	90.5
	F1港湾外	12/12	12/12	100	
分析-2	F1港湾内	15/20	13/20	65.0	78.3
	F1港湾外	23/26	23/26	88.5	

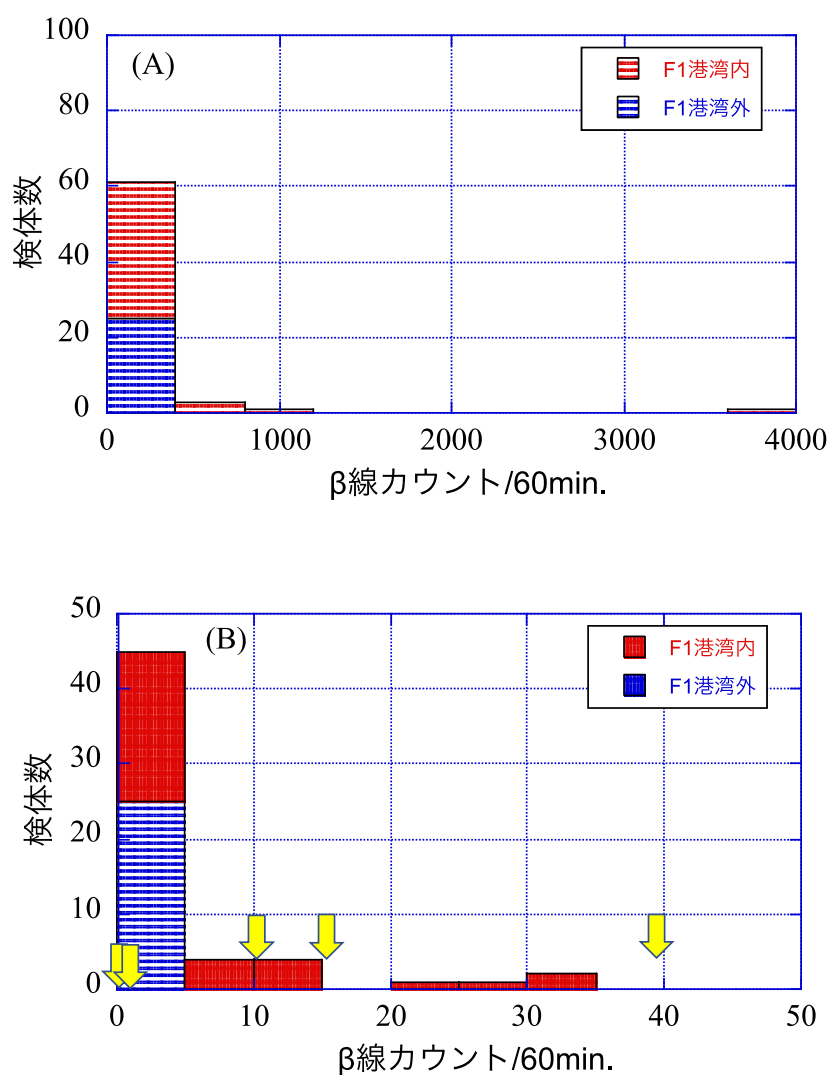


図 1. F1 港湾内外から採取された試料の耳石全体からの β 線カウントと試料数の関係。
 (A) 全試料数。(B) β 線カウントが 50 カウント以下の試料数。図中の黄色矢印は判別試料の耳石中の β 線カウントの位置 (T-3 は枠外)。

2. 内水面生態系における放射性物質の移行過程および動態の把握	
課題番号 2-1	課題名：内水面魚類における放射性物質濃度予測モデルの作成
研究機関・研究グループ名	水産技術研究所 沿岸生態システム部 内水面グループ 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 水産資源研究所 海洋環境部 放射能調査グループ ⁵
担当者職名・担当者名	主幹研究員・山本祥一郎 ¹ ， 研究員・中久保泰起 ² 研究員・佐合慶祐 ³ ， 主任研究員・渡邊長生 ⁴ 主任研究員・増田賢嗣 ¹ ， グループ長・帰山秀樹 ⁵

1. 研究内容及び方法

東日本大震災から10年以上が経過した今なお、東北・関東地方の湖沼河川に生息する魚類から食品の安全基準値を上回る濃度の放射性セシウムが検出され、それらの水面では出荷制限や採捕自粛が続いている。ヨーロッパの一部の水面では、魚類の放射性物質濃度半減期がチェルノブイリ事故からの経過にともない長期化するという報告がなされており、水産研究・教育機構が調査を行ってきた水面においても同様の傾向が確認されている。時間的に変化する放射性物質の動態を正しく理解するためには、今後も生態系を構成する生物各種および非生物に含まれる放射性物質濃度を測定し、最新のデータを用いて将来予測を更新していく必要がある。本課題では、福島県、栃木県、千葉県の調査対象湖沼河川において、魚類、環境水、底泥、プランクトン、魚類の餌生物等の放射性物質濃度を調べるとともに、これらの時系列データを基に実効生態学的（環境）半減期を推定する。さらに、これまでに蓄積した主要内水面魚種の放射性物質濃度データおよび公表済みデータを用いて、放射性物質濃度の減少速度の変化をモデル化し、減少速度の鈍化が生じている水域や魚種の抽出を行う。

方法：

(1) 2021年6月及び10月に、空間線量が異なる福島県の2水系（木戸川水系、新田川水系）の下流部及び上流部の各定点（木戸川下流、木戸川上流、新田川下流、新田川支流飯樋川）において、各種魚類、環境水、底泥、河床付着物（シルト含む）及び水生生物のCs-137濃度測定のための標本採集調査を行った。2021年7月～8月にかけては、福島県の秋元湖において魚類各種、環境水、底泥、動物プランクトン及び水生生物（ユスリカ、甲殻類）の標本採集調査を行った。木戸川、新田川での魚類の採捕は電気ショッカー、釣り、投網、たも網を用い、水生生物はたも網を用いて採取した。秋元湖では刺し網を用いて魚類の採捕を行い、プランクトンについては目合0.1mm、口径45cmのプランクトンネットを用い、水面下約1m層を水平曳きにて採集した。採集した魚類については、筋肉部位を採取しCs-137濃度検出試料とした。ただし、筋肉部位が少量の一部個体については、複数個体をまとめて1試料とした。多数の標本を採捕することができたヤマメについては、耳石を摘出し年齢査定を行った。さらにヤマメとアユについては、同一年級群の

標本を用いて Cs-137 濃度の季節差について検討した。2012 年から調査を継続している木戸川下流及び新田川下流の環境水、底泥、付着藻類（シルト含む）及びアユの Cs-137 濃度については、過去に最高値が確認されてから 2021 年までの期間における低下傾向の有意性をスピアマン相関係数の無相関検定により検討した。

(2) 千葉県手賀沼において、2021 年 6 月～7 月、10 月～11 月に魚類各種（ギンブナ、コイ、ニホンウナギ、モツゴ(7 月のみ採捕)）、環境水、底泥、魚類の餌生物と想定されるエビ類各種（スジエビ、テナガエビ、アメリカザリガニ）、ユスリカ、プランクトン、藻類、水生植物について Cs-137 濃度測定のための標本採集調査を行った。魚類およびエビ類は、張網（定置網の一種）筥（せん）を用いて採捕した。環境水は表層水を 20 L、底泥は 600 ml を、それぞれ定点にて採取した。底泥、ユスリカの採取にはエクマンバージ採泥器を用いた。プランクトンは、目合 0.1 mm、口径 30 cm のプランクトンネットを用い、水面下約 1 m 層を水平曳きにてサンプリングした。藻類は、棧橋の表面に付着したものをプラスチック容器を用いて採取した。魚類およびエビ類は全長、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 10 cm 未満のフナは種判別が困難なことから除外した。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（5 cm 未満、5 cm 以上 7 cm 未満、7 cm 以上）に分け、各階級について複数個体を 1 試料とした。エビ類については、体全体を用いて複数個体を 1 試料とし、アメリカザリガニのみ全長 9 cm 以上は個体毎に、9 cm 未満は複数個体を 1 試料とした。また、ニホンウナギについては耳石を摘出し年齢査定を行った。

利根川（千葉県香取市および東庄町地先）において、2021 年 10 月～12 月にニホンウナギ、環境水、底泥について、Cs-137 濃度測定のための標本採集調査を行った。ニホンウナギの採捕は 10 月の調査時には漁具として「筥（せん）」、「うなぎ鎌」を、11 月～12 月には「うなぎ鎌」を用いた。環境水は表層水を 20 L、底泥は 600 mL を、それぞれ定点にて採取した。底泥の採取にはエクマンバージ採泥器を用いた。ニホンウナギは、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、耳石を摘出し年齢査定を行った。

(3) 栃木県中禅寺湖において、2021 年 5 月～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）について、Cs-137 濃度測定のための標本採集調査を行った。環境水については、2021 年 10 月にも採水した。魚類は、刺し網、釣り、電気漁具を用いて採捕し、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 定点にて、エクマンバージ採泥器を用いて採取した。

(4) 水産庁ホームページ(<https://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html>)にて公表されているワカサギの放射性セシウム濃度データを集約し、下記(5)により推移傾向の解析を行った。

(5) 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。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 Cs-137 濃度測定試料とした。河床付着物(シルト含む)については、ガラスフィルター(濾紙グレード GF/F)を用いて漉しとり、Cs-137 濃度測定用試料とした。水生生物については、標本全体を測定試料とした。

放射性セシウム濃度の推移傾向の解析については、これまでに得られた時系列データを用いて 1 成分の指数関数モデル($Q_t=Q_0e^{-kt}$)と 2 成分の指数関数モデル($Q_t=Q_1e^{-k_1t}+Q_2e^{-k_2t}$; ただし、 Q_t は時間 t における Cs-137 濃度を示す)それぞれへの当てはめを行い、赤池情報量基準(AIC)によるモデル選択を行った。2 つの関数式により得られた AIC の差が十分に大きく(概ね 5%以上の差)かつ 2 成分の指数関数モデルでの値が低い場合は、濃度の低下傾向に明らかな変化が生じているとみなし、選択されたモデルによる係数を用いて各試料の実効生態学的半減期を推定した。

2. 令和 3 年度進捗状況・成果

(1) 福島県の調査河川における 2021 年の環境水、底泥、付着藻類(シルト含む)の Cs-137 濃度を図 1 及び表 1 にまとめた。環境水、底泥、付着藻類の Cs-137 濃度は、いずれも木戸川水系の調査地点よりも新田川水系の調査地点の方が高かった。同一調査地点内では、6 月と 10 月で Cs-137 濃度に顕著な差は確認されなかった。

木戸川下流にて採捕した魚類各種の Cs-137 濃度を、図 2 及び表 2 に示した。2021 年に採捕したほとんどの個体の濃度は 5 Bq/kg-wet 未満であったが、ニホンウナギでは体重 100g を超える全ての大型個体で 5 Bq/kg-wet 以上であった。木戸川上流にて採捕された魚類の Cs-137 濃度を、図 3 及び表 3 に示した。魚類各種の濃度範囲は 10~100 Bq/kg-wet であり、木戸川下流と比べるとおよそ 10 倍程度高い値を示した。ヤマメ 1 歳魚の Cs-137 濃度を 6 月($n=21$)と 10 月($n=13$)で比較したところ、10 月の方が 6 月よりも有意に高く、Cs-137 濃度の季節差が確認された(Wilcoxon 順位和検定, $P<0.01$)。

新田川下流にて採捕した魚類の Cs-137 濃度を、図 4 及び表 4 に示した。オイカワ、カジカ類、ハゼ類等の小型魚類は概ね 10Bq/kg-wet 程度だったが、ニホンウナギの大型個体、ナマズ、ニゴイでは比較的濃度が高く、ナマズでは最大 104 Bq/kg-wet の個体が確認された。また、アユの Cs-137 濃度を 6 月($n=20$)と 10 月($n=11$)で比較したところ、10 月に採捕した個体の方が高く、Cs-137 濃度の季節差が確認された(Wilcoxon 順位和検定, $P<0.01$)。新田川の底泥、付着藻類の Cs-137 濃度は 6 月と 10 月で同程度であったことから、観察されたアユ濃度の季節差は餌生物の濃度の違いによらない現象である。新田川支流飯樋川の Cs-137 濃度を、図 5 及び表 5 に示した。飯樋川にて採捕された魚類の濃度は、ほとんどの個体で 100 Bq/kg-wet 以上であり、最高値はイワナ 2200 Bq/kg-wet であった。ヤマメ 1 歳魚の Cs-137 濃度を 6 月($n=9$)と 10 月($n=11$)で比較したところ、10 月の方が 6 月よりも有意に高く、Cs-137 濃度の季節差が確認された(Wilcoxon 順位和検定, $P<0.01$)。

各調査地点にて採捕した水生生物の Cs-137 濃度を、図 6 及び表 6 に示した。新田川下流で 217 Bq/kg-wet のトビケラ目、56.2 Bq/kg-wet のカゲロウ目が確認されたが、それら以外は各調査地点で概ね 20 Bq/kg-wet 未満であり、魚類と比べると各調査地点間の Cs-137 濃度の差は小さかった。

2012 年から調査を継続している木戸川下流及び新田川下流の環境水、底泥、付着藻類(シルト

含む)及びアユのCs-137濃度は、いずれも有意な低下傾向が確認された(過去に最高値が確認されてから2021年までの期間におけるデータを用いて推定;木戸川下流の環境水 $R^2=0.60$, $P<0.01$ 、底泥 $R^2=0.52$, $P<0.01$ 、付着藻類(シルト含む) $R^2=0.28$, $P<0.01$ 、アユ $R^2=0.58$, $P<0.01$ 、新田川下流の環境水 $R^2=0.90$, $P<0.01$ 、底泥 $R^2=0.39$, $P<0.01$ 、付着藻類(シルト含む) $R^2=0.18$, $P<0.01$ 、アユ $R^2=0.63$, $P<0.01$; 図7、図8)。木戸川下流の環境水及び付着藻類、新田川下流の環境水、底泥、付着藻類及びアユについては、1成分の指数関数モデルよりも2成分の指数関数モデルの方が当てはまりがよく、Cs-137濃度推移傾向の明らかな鈍化が確認された。各試料の選択されたモデルによる実効生態学的半減期は、木戸川下流の環境水で36日、 7.8×10^{19} 日(2成分指数関数モデルによるそれぞれの成分での推定値、以下、2成分モデル)底泥で576日(1成分指数関数モデルによる推定値、以下、1成分モデル)付着藻類(シルト含む)で73日、 5.0×10^{24} 日(2成分モデル)アユで256日(1成分モデル)新田川下流の環境水で130日、1044日(2成分モデル)底泥で36日、 1.9×10^{27} 日(2成分モデル)付着藻類(シルト含む)で80日、 2.6×10^{25} 日(2成分モデル)アユで101日、783日(2成分モデル)であった。

福島県の秋元湖における2021年の環境水、底泥、動物プランクトンの平均(範囲)Cs-137濃度は、それぞれ4.6m Bq/kg、1447(1160-1720) Bq/kg-dry、80.2 Bq/kg-dryであった。環境水、動物プランクトンについては有意な低下傾向が確認されたが、底泥のみ定点観測を開始した2014年以降に有意な上昇が確認された(過去に最高値が確認されてから2021年までの期間におけるデータを用いて推定:環境水 $R^2=0.38$, $P<0.01$ 、底泥 $R^2=0.22$, $P<0.01$ 、動物プランクトン $R^2=0.45$, $P<0.01$)。底泥採取地点は湖内にある湾の中心部であり、陸域から流入した放射性物質が堆積しやすい環境であると考えられる。環境水、動物プランクトンについてCs-137濃度の推移傾向を図9に示した。環境水、動物プランクトンの推移傾向については、1成分の指数関数モデルの方が当てはまりがよく、Cs-137濃度の減少速度の鈍化は確認されなかった。

2021年に秋元湖において採捕した魚介類のCs-137濃度を、図10、表7にまとめた。魚介類のCs-137濃度は概ね50Bq/kg-wet未満であり、最高値はウグイの55.8 Bq/kg-wetであった。秋元湖の魚類各種のCs-137濃度は、いずれも低下傾向が確認された(ウグイ $R^2=0.66$, $P<0.01$ 、ヤマメ $R^2=0.49$, $P<0.01$ 、イワナ $R^2=0.56$, $P<0.01$ 、フナ類 $R^2=0.72$, $P<0.01$ 、ワカサギ $R^2=0.22$, $P<0.05$ 、コクチバス $R^2=0.64$, $P<0.01$ 、ニゴイ $R^2=0.38$, $P<0.01$ 、ウチダザリガニ $R^2=0.67$, $P<0.01$)。これらについてモデル選択を行った結果を図11に示した。フナ類について2成分の指数関数モデルの方が1成分の指数関数モデルよりも当てはまりがよく、Cs-137濃度の減少速度の鈍化が確認された。各魚種について選択されたモデルを用いて推定された実効生態学的半減期は、ウグイで999日(1成分モデル)ヤマメで1229日(1成分モデル)イワナで983日(1成分モデル)フナ類で148日、1657日(2成分モデル)ワカサギで2284日(1成分モデル)コクチバスで570日(1成分モデル)ニゴイで2330日(1成分モデル)ウチダザリガニで375日(1成分モデル)であった。

(2) 千葉県の手賀沼における2021年の環境水Cs-137濃度は、平均(範囲)20(18-23) mBq/L、底泥は199(193-204) Bq/kg-dryであった。2015年からの推移を見たところ(図12)、環境水は変動が大きく特定の推移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($R^2=0.83$, $P<0.001$)。

2021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30(24-43)Bq/kg-wet、コイ29(14-37)Bq/kg-wet、ニホンウナギ24(15-35)Bq/kg-wet、モツゴ8.0(5.3-12)Bq/kg-wetであり、50Bq/kg-wetを超える検体は確認されなかった。2015年からの推移を見ると、全ての魚種でCs-137濃度の有意な減少傾向が確認された(図13)。これらの魚種について1成分指数関数モデルと2成分指数関数モデルへの適合を調べたところ、いずれの魚種も両モデルのAICの値に顕著な違いは認められなかった。各魚種の実効生態学的半減期(1成分指数関数モデルにより推定)は、ギンブナ2001日、コイ2381日、ニホンウナギ1191日、モツゴ3842日と推定された。ギンブナについては、Cs-137濃度が2020年の平均(範囲)24(9.6-37)Bq/kg-wetから2021年は平均(範囲)30(24-43)Bq/kg-wetへ上昇し、他の魚種と異なる傾向を示した。

2015年から2021年にかけて採捕したギンブナの全長は100-352mmの範囲であり、全長とCs-137濃度との間に相関関係は認められないか、またはその関係性は弱いものであった(2016年 $R^2=0.06$, $P<0.05$, 2017年 $R^2=0.06$, $P<0.05$; 図14)。ギンブナで確認されたCs-137濃度の個体差は、取り込む餌生物の種類や量、環境水のCs-137濃度などが影響していると推察されるが、その要因は現時点で明らかではない。

2016年から2021年にかけて採捕したニホンウナギのうち、黄ウナギの全長は294-775mmの範囲であり(図15)、2018年、2019年、2020年、2021年サンプルでは、全長とCs-137濃度との間に有意な正の相関関係が認められた(2018年 $R^2=0.70$, $P<0.01$, 2019年 $R^2=0.61$, $P<0.01$, 2020年 $R^2=0.70$, $P<0.05$, 2021年 $R^2=0.90$, $P<0.001$)。銀ウナギは採捕個体数が3個体と少なく、推移傾向を把握することができなかった。

2021年に採捕したモツゴのCs-137濃度は、全長5cm未満が5.3Bq/kg-wet、5-7cmが6.4Bq/kg-wet、7cm以上が12Bq/kg-wetであった(図16)。過去の結果と同様、大型の検体ほどCs-137濃度が高い傾向が認められた。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50Bq/kg-wetを超える濃度は確認されていない。

2021年に採捕した餌料生物各種のCs-137濃度の平均(範囲)は、スジエビ17(13-21)Bq/kg-wet、テナガエビ20(13-27)Bq/kg-wet、アメリカザリガニ21(16-26)Bq/kg-wet、ユスリカ7.5(7.0-8.0)Bq/kg-wet、プランクトン62Bq/kg-wet、藻類131(18-245)Bq/kg-wet、水生植物1.7(1.3-2.1)Bq/kg-wetであり、プランクトンと藻類が魚類と比べて特に高い濃度を示した。

千葉県利根川における2021年の環境水Cs-137濃度は3.8mBq/L、底泥は31Bq/kg-dryであった。2015年からの推移を見たところ(図17)、環境水では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($R^2=0.37$, $P<0.01$)。

2021年に採捕したニホンウナギのCs-137濃度は、平均(範囲)3.7(0.71-35)Bq/kg-wet¹であった。2015年からの推移を見ると(図18)、黄ウナギでは概ね10Bq/kg-wet以下の濃度で推移し、2021年は全ての個体が3.0Bq/kg-wet未満であった。一方、銀ウナギでは個体差が大きく、2021年には2個体が30Bq/kg-wetを上回った。こうした差が生じる原因としては、育った環境のCs-137濃度や餌料生物の種類や量が影響すると思われるが、詳細は不明である。

2015年から2021年にかけて採捕した黄ウナギの全長は255-795mmの範囲であり、2018年、2019年、2020年は全長とCs-137濃度との間に有意な正の相関が認められた(2018年: $R^2=0.26$, $P<0.001$, 2019年: $R^2=0.16$, $P<0.001$, 2020年: $R^2=0.28$, $P<0.001$)(図19)。しかし、その関係性は手賀沼の黄ウナギと比べると弱く、利根川と手賀沼では濃度に影響する要因が異なる可能性

がある。同期間に採捕した銀ウナギの全長は 402-864 mm の範囲であり、2017 年のみ Cs-137 濃度との間に有意な正の相関が認められた ($R^2 = 0.62$, $P < 0.01$) (図 20)。

2020 年から 2021 年にかけて採捕したニホンウナギの年齢は 2-7 歳の範囲であり、2021 年に採捕した銀ウナギで最高 35 Bq/kg-wet の個体が確認され、2020 年と同様、銀ウナギは黄ウナギに比べて Cs-137 濃度の個体差が大きい傾向が認められた (図 21)。

1: 採捕した 53 検体中 14 検体が検出下限値未満 ($< 0.71-0.99$ Bq/kg-wet) のため、39 検体で算出

(3) 2021 年 5 月、10 月に採水した中禅寺湖の環境水 Cs-137 濃度はそれぞれ 12.8mBq/L、7.75mBq/L であった。2013 年からの推移を見たところ (図 22)、環境水濃度は有意に減少していることが確認された (環境水 $R^2 = 0.81$, $P < 0.001$)。一方、2021 年に採取した底泥の濃度は平均 (範囲) 71 (4.4-222) Bq/kg-dry であり、有意な減少傾向は確認されなかった。

2021 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 20 (17-23) Bq/kg-wet、ホンマス 37 (22-53) Bq/kg-wet、ブラウントラウト 41 (0.7-89) Bq/kg-wet、レイクトラウト 37 (19-56) Bq/kg-wet、ニジマス 7.9 (0.9-27) Bq/kg-wet、ウグイ 52 (14-265) Bq/kg-wet、フナ 17 (7.0-30) Bq/kg-wet、カジカ 27 Bq/kg-wet、ヨシノボリ 9.7 Bq/kg-wet、ワカサギ 11 Bq/kg-wet、スジエビ 11 Bq/kg-wet、ヌカエビ 13 Bq/kg-wet であった。2012 年からのデータを合わせたところ、全ての生物種で Cs-137 濃度の有意な減少傾向が認められた (図 23)。これらの魚種について AIC を用いて指数関数モデルへの適合を調べたところ、カジカのみ 2 成分指数関数モデルの方があてはまりが良かった。それぞれの魚種の実効生態学的半減期 (1 成分指数関数モデルにより推定) は、ヒメマス 1287 日、ホンマス 1646 日、ブラウントラウト 1690 日、レイクトラウト 1828 日、ニジマス 5183 日*、ワカサギ 1327 日、ウグイ 3285 日、フナ 1803 日、ヨシノボリ類 812 日、スジエビ 1487 日、ヌカエビ 1589 日、カジカ類 24 日、4430 日 (2 成分モデル) と推定された。

*ニジマスの半減期は他魚種と比べ極端に長く推定されたが、ニジマスについてはサンプルに放射性セシウムを含まない養殖魚が含まれるため、ここでの推定値は参考値扱いとする。

(4) 水産庁ホームページから公表されているワカサギの放射性セシウム濃度データについて、指数関数モデルによる推移傾向の分析を行った。1 集団あたり 10 検体以上調べられた集団 (7 湖沼) についてデータを解析したところ、いずれの集団も濃度の有意な低下傾向が確認された (図 24)。AIC によるモデル判別の結果、赤城大沼、小野川湖、秋元湖、霞ヶ浦では 2 成分指数関数モデルの方が当てはまりが良く、少なくともこれらの集団では濃度の低下傾向が時間とともに変化していることが示された。それぞれの集団における実効生態学的半減期は、中禅寺湖 1161 日 (1 成分モデル)、桧原湖 146 日 (1 成分モデル)、榛名湖 467 日 (1 成分モデル)、赤城大沼 227 日、3678 日 (2 成分モデル)、秋元湖 178 日、9503 日 (2 成分モデル)、霞ヶ浦 111 日、3735 日 (2 成分モデル)、小野川湖 78 日、2309 日 (2 成分モデル) と推定された。

3. 今後の課題

本課題により蓄積した長期データセットにより、各調査河川・湖沼に生息するほとんどの魚類について将来予測のための実効生態学的半減期を推定することができた。また、濃度の推移傾向

を2つの指数関数モデルに当てはめることで、アユやワカサギのいくつかの集団ではCs-137の推移傾向が時間とともに変化する現象が確認された。魚体のCs-137濃度レベルは環境水の濃度に強い影響を受けるため（R2年度放射性物質挙動調査事業報告書）、これらの集団では環境水の濃度推移も時間とともに変化していることが考えられる。手賀沼および秋元湖ではフナ類のみ濃度の低下傾向に変化が生じていた。1986年に発生したチェルノブイリ原発事故の影響を調べた研究では、湖沼に生息するサケ科魚類でも同様の推移傾向の変化が報告されている（Jonsson et al. 1999）。手賀沼、秋元湖では、今後、同所的に生息する他魚種の推移傾向も変化していく可能性があり、これからも継続した調査を行う必要がある。

今年度、福島第一原子力発電所に比較的近い木戸川と新田川において調査を実施し、生息する主な河川性魚類について放射性物質濃度レベルの現状を明らかにし、さらに河川間や流程に沿った地点間で濃度に差が生じていることを見出した。また、河川性魚類の主要な餌生物と想定される水生昆虫の一部についての放射性セシウム濃度を把握した。次年度も、調査対象河川・湖沼での調査を継続するとともに、各生態系を構成する生物種について放射性物質濃度分析を進め、課題2-2と連携して「魚類の濃度に影響を与える餌生物の特定」の解析を進めていく。

出荷制限が続く利根川のニホンウナギでは特に銀ウナギでCs-137濃度の個体差が大きく、この個体差は体サイズの変異に関係しないことがわかってきた。ニホンウナギに限らず、多くの淡水魚類で濃度の個体差が大きいことが知られており（R2年度放射性物質挙動調査事業報告書）、今後このような個体差が生じる要因を明らかにする研究を行う必要がある。

引用文献

Jonsson B. et al. (1999). Nature 400: 417.

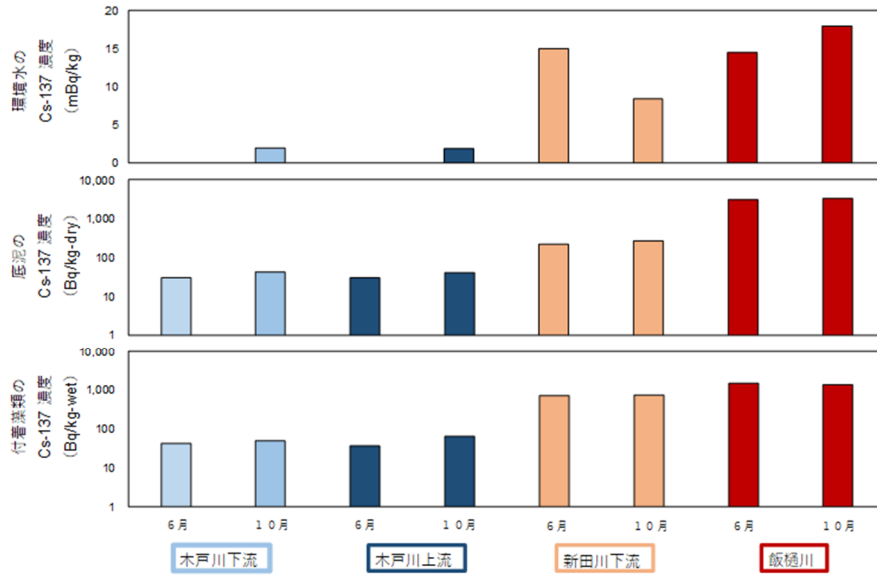


図1 各調査地点の環境水、底泥及び付着藻類（シルト含む）のCs-137濃度

表1 各調査地点の環境水、底泥、付着藻類（シルト含む）のCs-137濃度

調査地点	種類	採取月	採取数	Cs-137濃度
				※環境水の単位：mBq/kg、 底泥の単位：Bq/kg-dry、 付着藻類（シルト含む）の単位：Bq/kg-wet
木戸川下流	環境水	6月	1	ND (検出下限値：1.05)
		10月	1	2.0
	底泥	6月	1	30.2
		10月	1	42.5
	付着藻類	6月	1	42.7
		10月	1	49.8
木戸川上流	環境水	6月	1	ND (検出下限値：1.35)
		10月	1	1.9
	底泥	6月	1	30.5
		10月	1	40.1
	付着藻類	6月	1	35.8
		10月	1	65.4
新田川下流	環境水	6月	1	15
		10月	1	8.4
	底泥	6月	1	217
		10月	1	268
	付着藻類	6月	1	713
		10月	1	754
新田川支流 飯橋川	環境水	6月	1	14.5
		10月	1	18
	底泥	6月	1	3,110
		10月	1	3,310
	付着藻類	6月	1	1,490
		10月	1	1,360

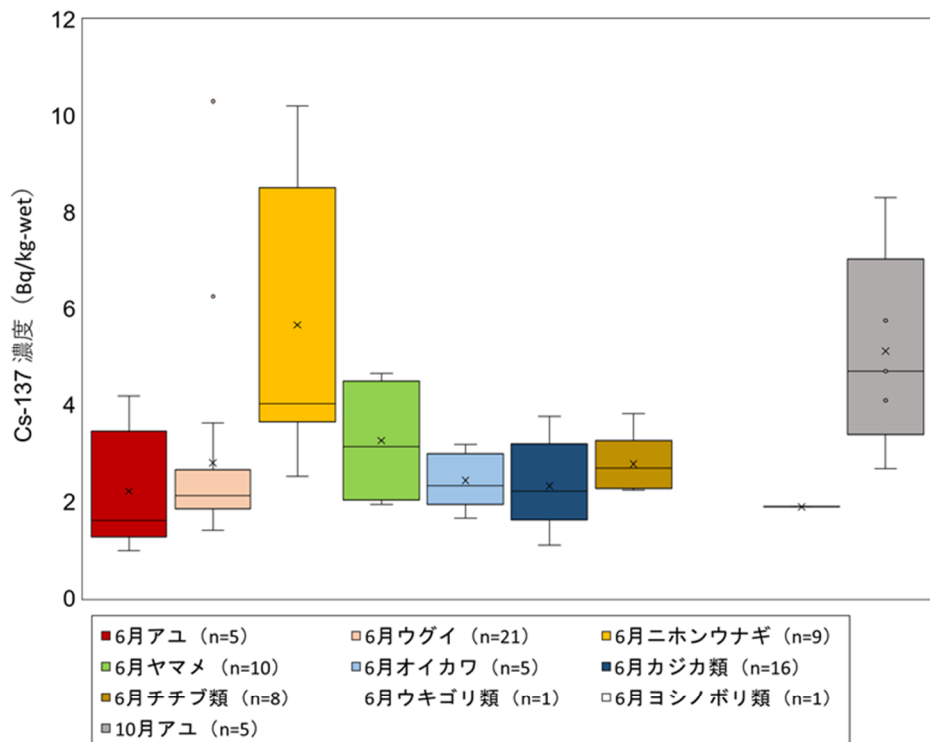


図2 木戸川下流の魚類各種のCs-137濃度

表2 木戸川下流の魚類各種のCs-137濃度

種類	採捕月	n	Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)		
			平均	最大	最小
アユ	6	5	2.2	4.2	1.0
	10	5	5.1	8.3	2.7
ウグイ	6	21	2.7	10.3	1.4
ニホンウナギ	6	9	5.7	10.2	2.5
ヤマメ	6	10	3.3	4.6	1.9
ウキゴリ類	6	1	5.3	—	—
オイカワ	6	5	2.6	3.2	1.7
カジカ類	6	16	3.1	3.8	1.1
チチブ類	6	8	2.8	3.8	2.2
ヨシノボリ類	6	1	1.9	—	—

※Cs-137濃度がNDの検体は解析から除外した。

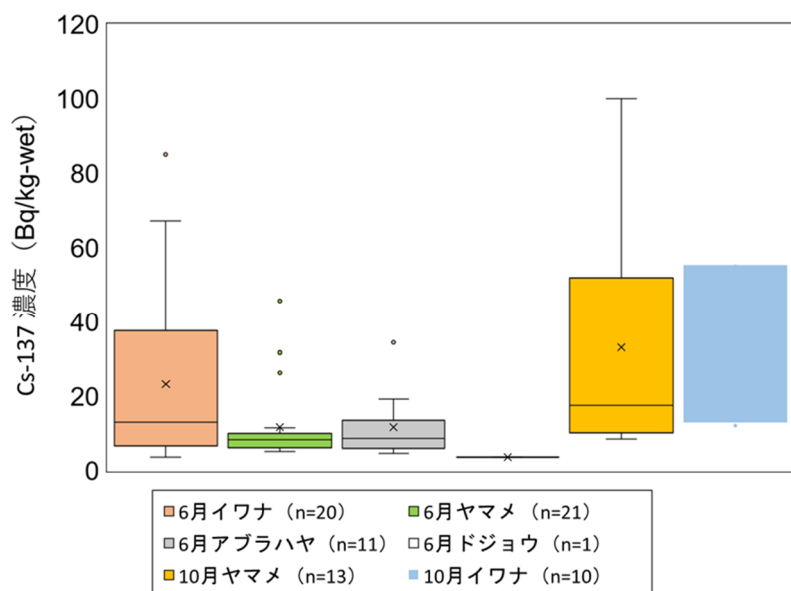


図3 木戸川上流の魚類各種のCs-137濃度

表3 木戸川上流の魚類各種のCs-137濃度

種類	採捕月	n	Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)		
			平均	最大	最小
イワナ	6	20	23.2	85.0	3.5
	10	10	34.4	69.0	11.0
ヤマメ	6	21	11.6	45.8	5.1
	10	13	33.2	100.0	8.4
アブラハヤ	6	11	11.7	34.5	4.6
ドジョウ類	6	1	3.6	—	—

※Cs-137濃度がNDの検体は解析から除外した。

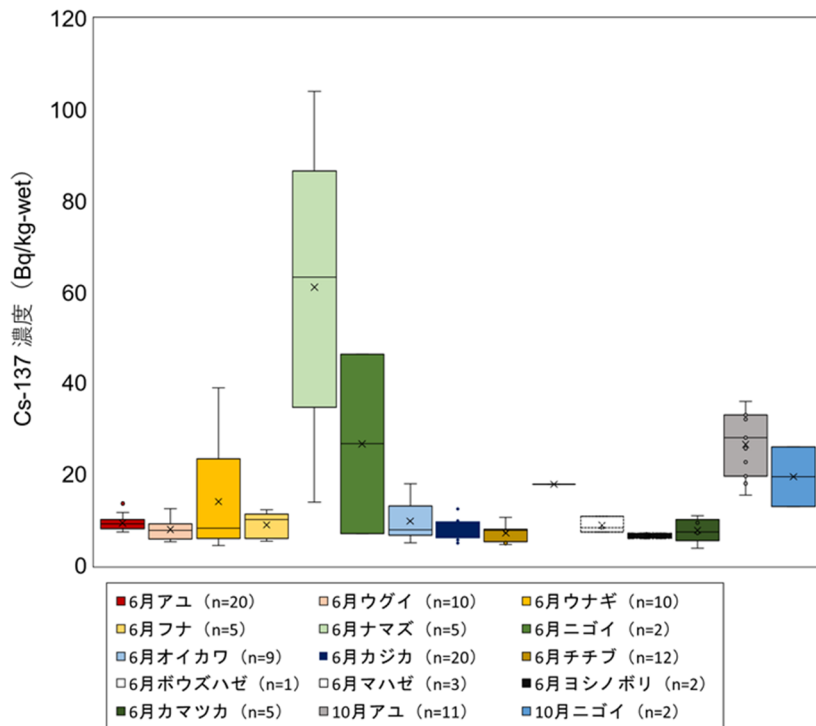


図4 新田川下流の魚類各種のCs-137濃度

表4 新田川下流の魚類各種のCs-137濃度

魚種	採捕月	n	Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)		
			平均	最大	最小
アユ	6	20	9.3	13.6	7.3
	10	11	26.5	36.0	15.5
ウグイ	6	10	7.9	12.5	5.3
ニホンウナギ	6	10	14.0	38.9	4.4
フナ類	6	5	8.9	12.2	5.4
ナマズ	6	5	61.1	104.0	13.9
ニゴイ	6	2	26.7	46.3	7.0
	10	2	19.5	26.0	13.0
オイカワ	6	9	9.7	17.9	5.0
カジカ類	6	20	7.9	13.1	4.1
カマツカ	6	5	7.8	10.9	3.8
チチブ類	6	12	7.1	10.6	4.6
ボウズハゼ	6	1	17.8	—	—
マハゼ	6	3	8.9	10.8	7.4
ヨシノボリ類	6	2	6.6	7.2	6.0

※Cs-137濃度がNDの検体は解析から除外した。

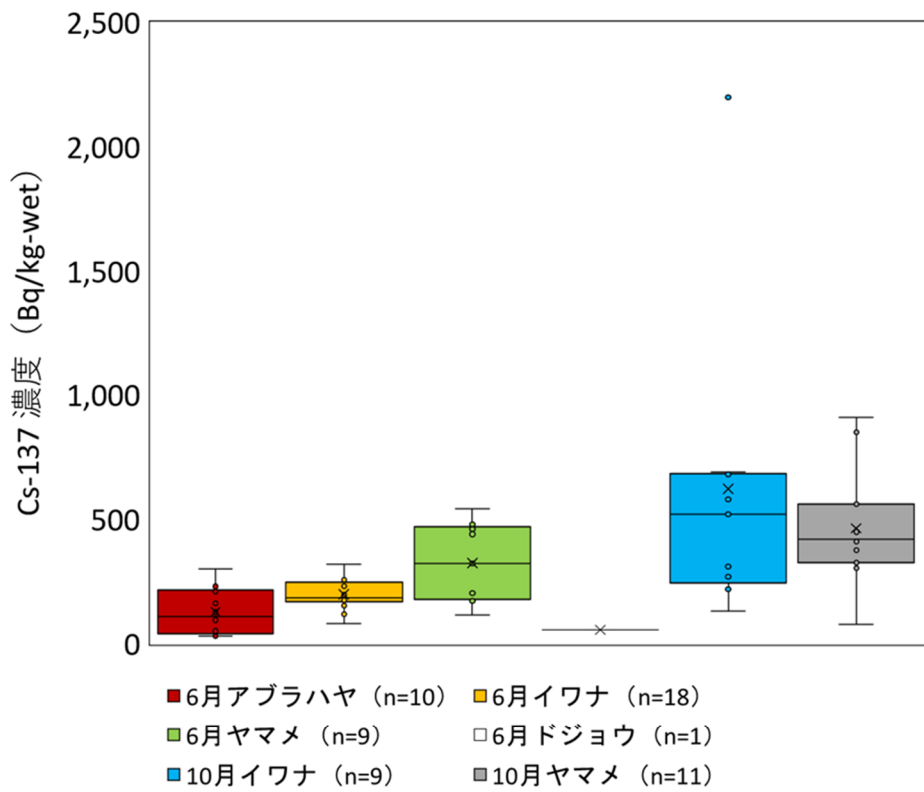


図5 新田川支流飯樋川の魚類各種のCs-137濃度

表5 新田川支流飯樋川の魚類各種のCs-137濃度

種類	採捕月	n	Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)		
			平均	最大	最小
アブラハヤ	6	10	128	301	30.1
イワナ	6	18	199	318	80.8
	10	9	622	2,200	130
ヤマメ	6	9	324	541	115
	10	11	464	910	78.0
ドジョウ	6	1	56	-	-

※Cs-137濃度がNDの検体は解析から除外した。

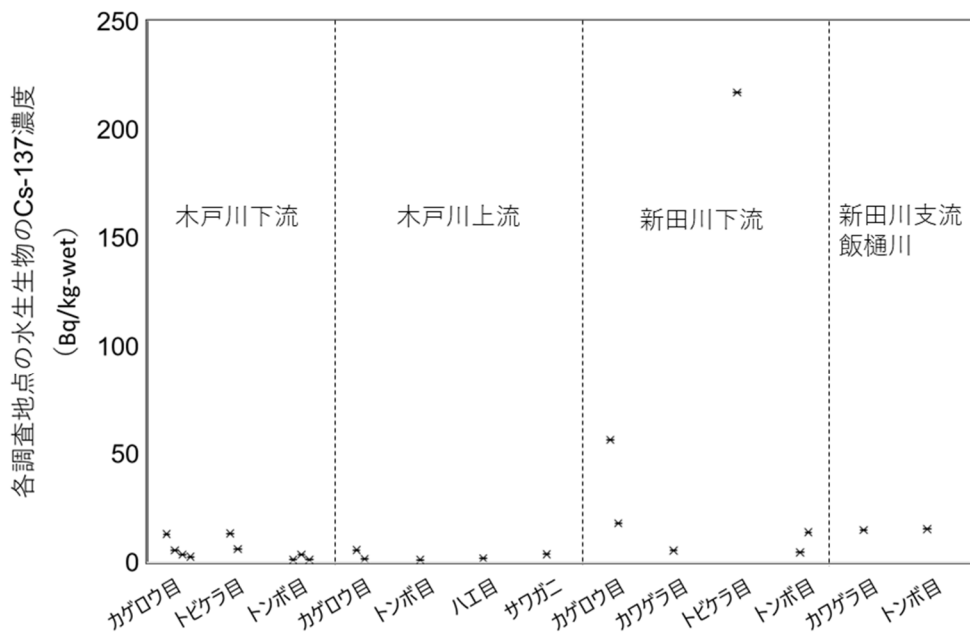


図6 各調査地点の水生生物のCs-137濃度

表6 各調査地点の水生生物のCs-137濃度

調査地点	種類	採捕月	n	Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)		
				平均	最大	最小
木戸川下流	昆虫 (カゲロウ目)	6	4	6.1	12.9	2.4
	昆虫 (トビケラ目)	6	2	9.6	13.2	6.0
	昆虫 (トンボ目)	6	3	1.9	3.5	1.1
木戸川上流	昆虫 (カゲロウ目)	6	2	3.5	5.6	1.5
	昆虫 (トンボ目)	6	1	1.0	—	—
	昆虫 (ハエ目)	6	1	1.8	—	—
	甲殻類 (サワガニ)	6	1	3.6	—	—
新田川下流	昆虫 (カゲロウ目)	6	2	37.1	56.2	17.9
	昆虫 (カワゲラ目)	6	1	5.3	—	—
	昆虫 (トビケラ目)	6	1	217	—	—
	昆虫 (トンボ目)	6	2	9.1	13.7	4.5
新田川支流飯樋川	昆虫 (カワゲラ目)	6	1	14.7	—	—
	昆虫 (トンボ目)	6	1	15.2	—	—

※Cs-137濃度がNDの検体は解析から除外した。

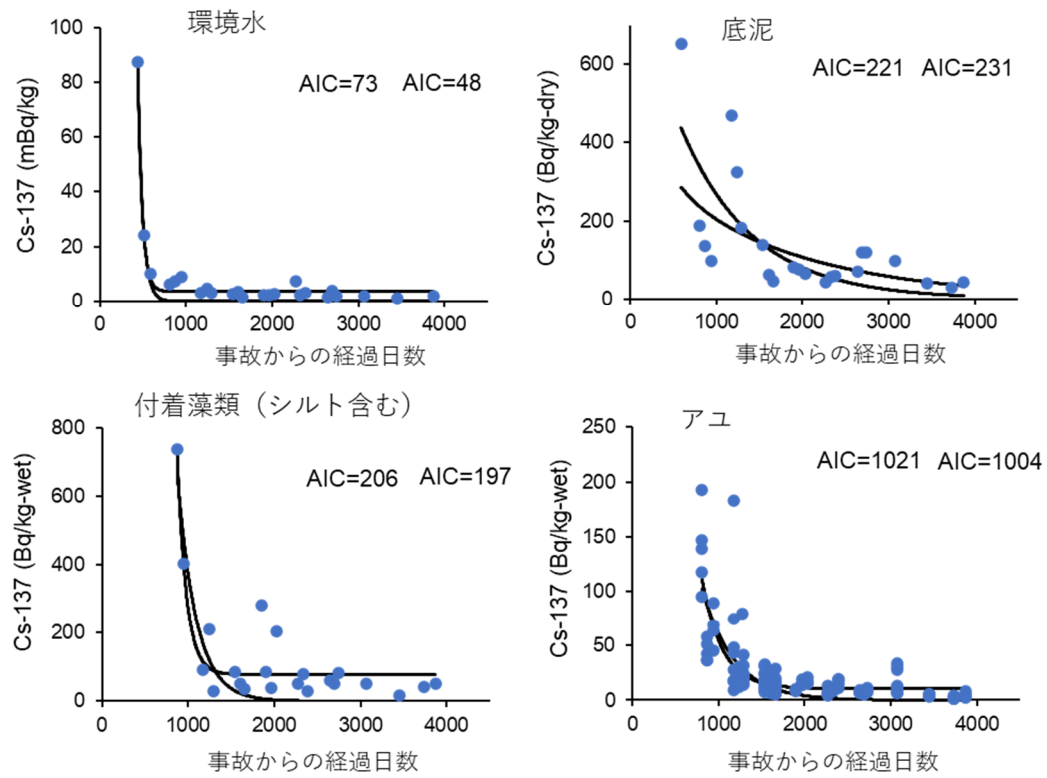


図7 木戸川下流の環境水、底泥、付着藻類（シルト含む）、アユのCs-137濃度の推移。およびAIC値（左は1成分指数関数モデル、右は2成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示す）。

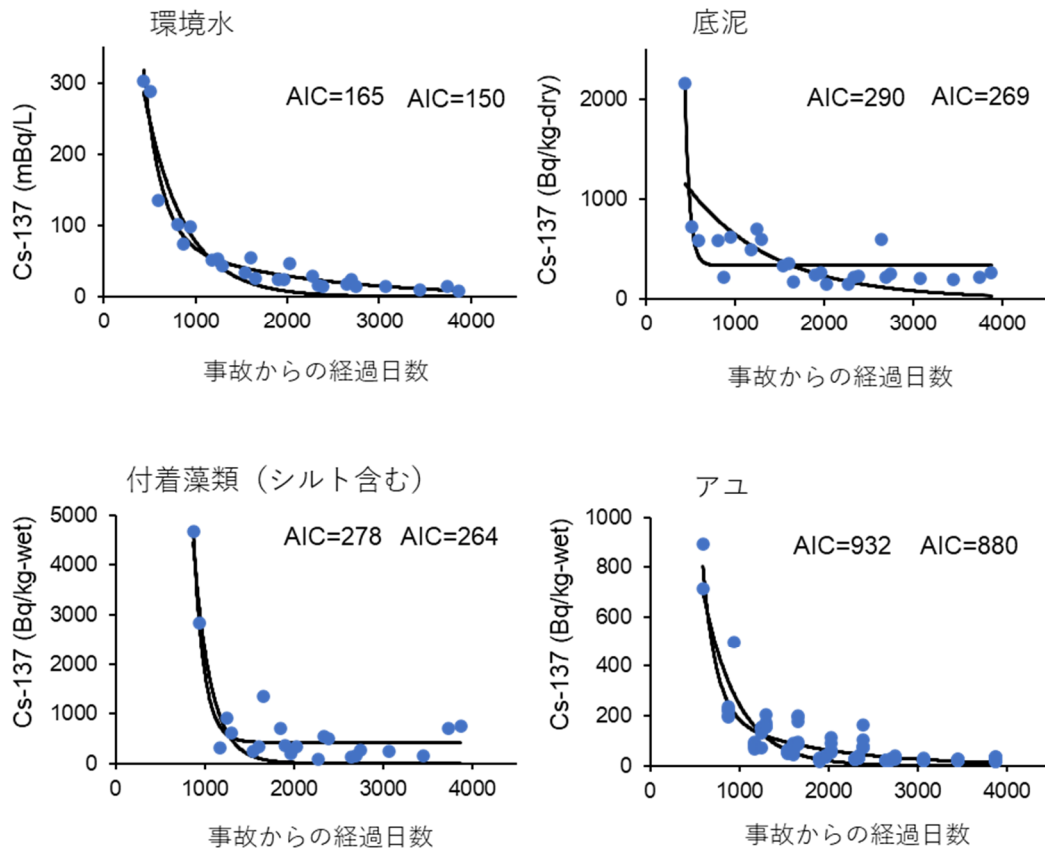


図8 新田川下流の環境水、底泥、付着藻類（シルト含む）、アユのCs-137濃度の推移。およびAIC値（左は1成分指数関数モデル、右は2成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示す）

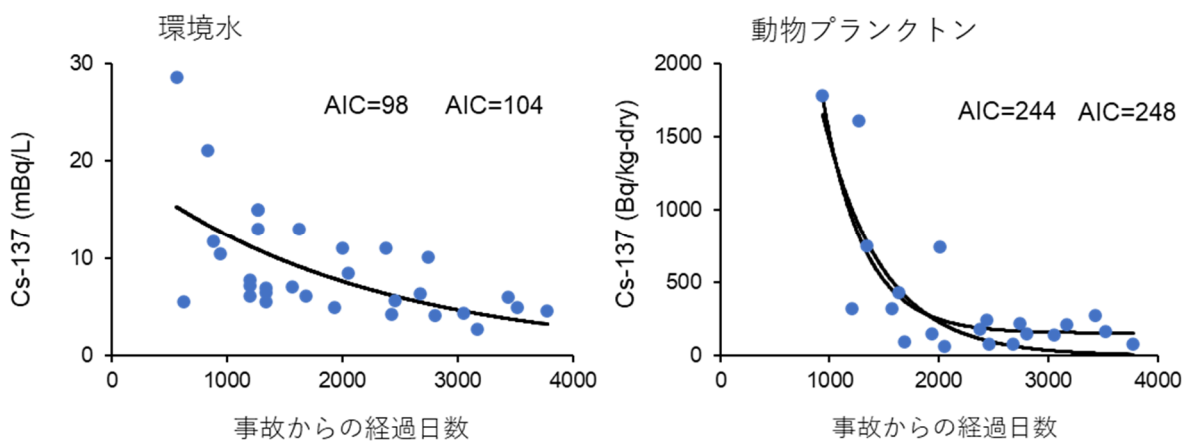


図9 秋元湖の環境水、動物プランクトンのCs-137濃度の推移およびAIC値（左は1成分指数関数モデル、右は2成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示す）

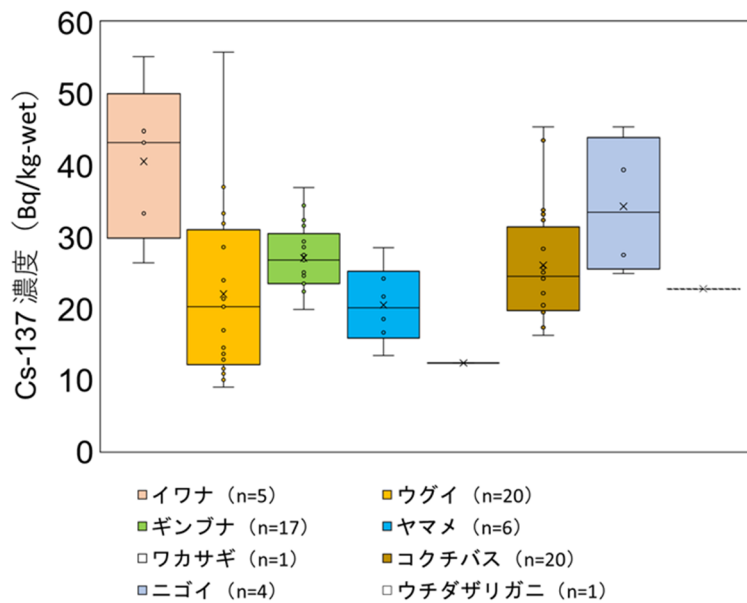


図10 秋元湖の各種魚類のCs-137濃度

表7 秋元湖で採集された魚介類のCs-137濃度

種類	採集月	採捕尾数	¹³⁷ Cs濃度 (Bq/kg-wet)		
			平均	最大	最小
イワナ	8	5	40.6	55.2	26.4
ウグイ	7	1	20.3	—	—
	8	19	22.2	55.8	8.9
ギンブナ	7	10	26.3	34.4	19.9
	8	7	28.3	36.9	22.4
ヤマメ	7	4	18.3	24.2	13.5
	8	2	25.1	28.5	21.7
ワカサギ	8	20	12.3 (20尾をプール)		
コクチバス	7	20	26.1	45.4	16.3
ニゴイ	7	2	32.2	39.4	24.9
	8	2	36.5	45.4	27.5
ウチダザリガニ	7	20	22.8 (20尾をプール)		

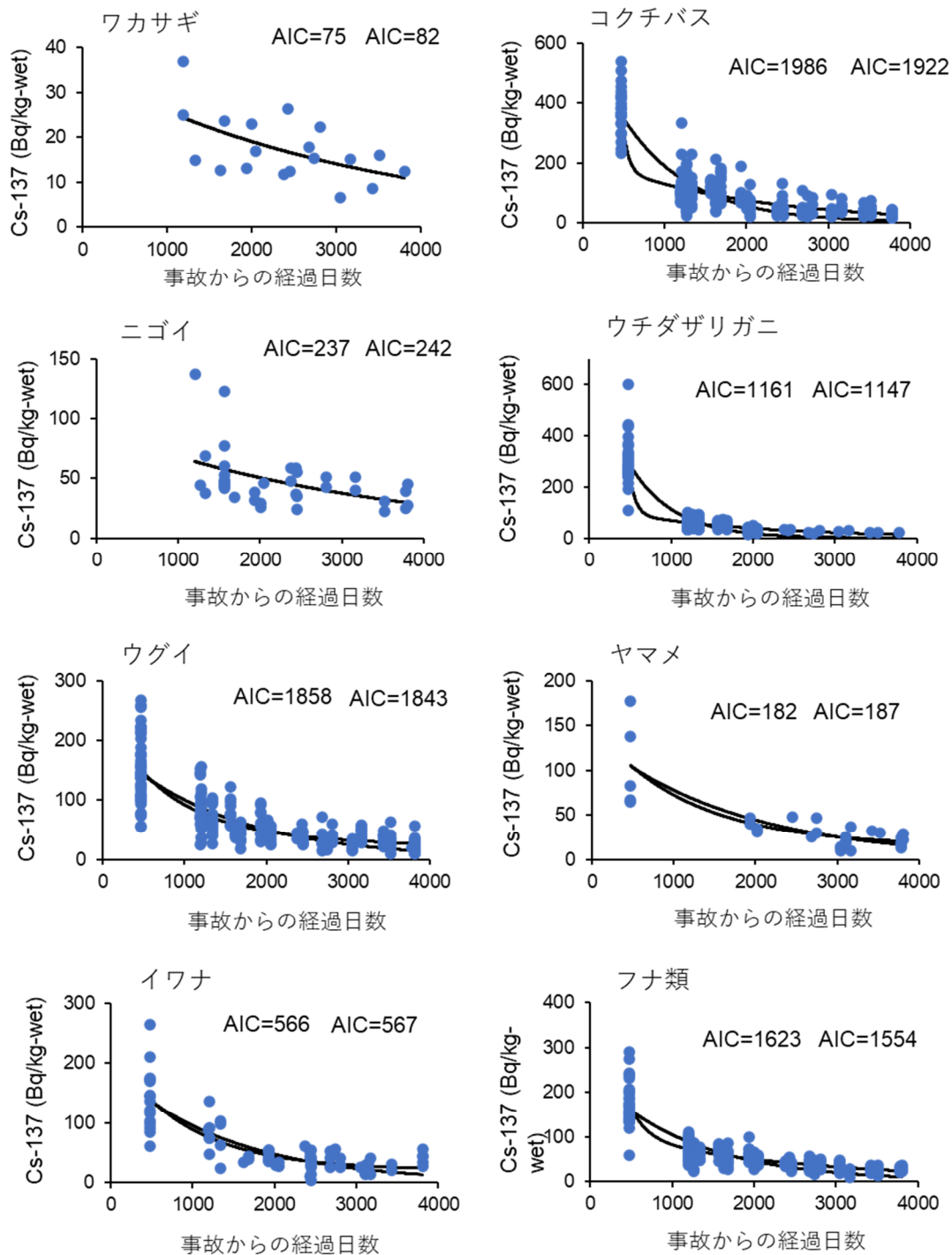


図11 秋元湖に生息する魚類各種のCs-137濃度の推移およびAIC値（左は1成分指数関数モデル、右は2成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示す）

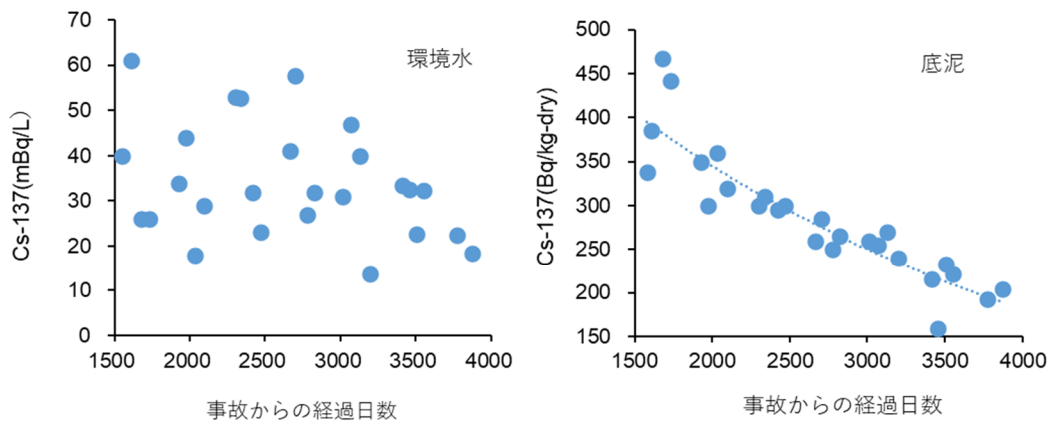


図12 手賀沼における環境水と底泥のCs-137濃度の推移。点線は、指数関数曲線を示す

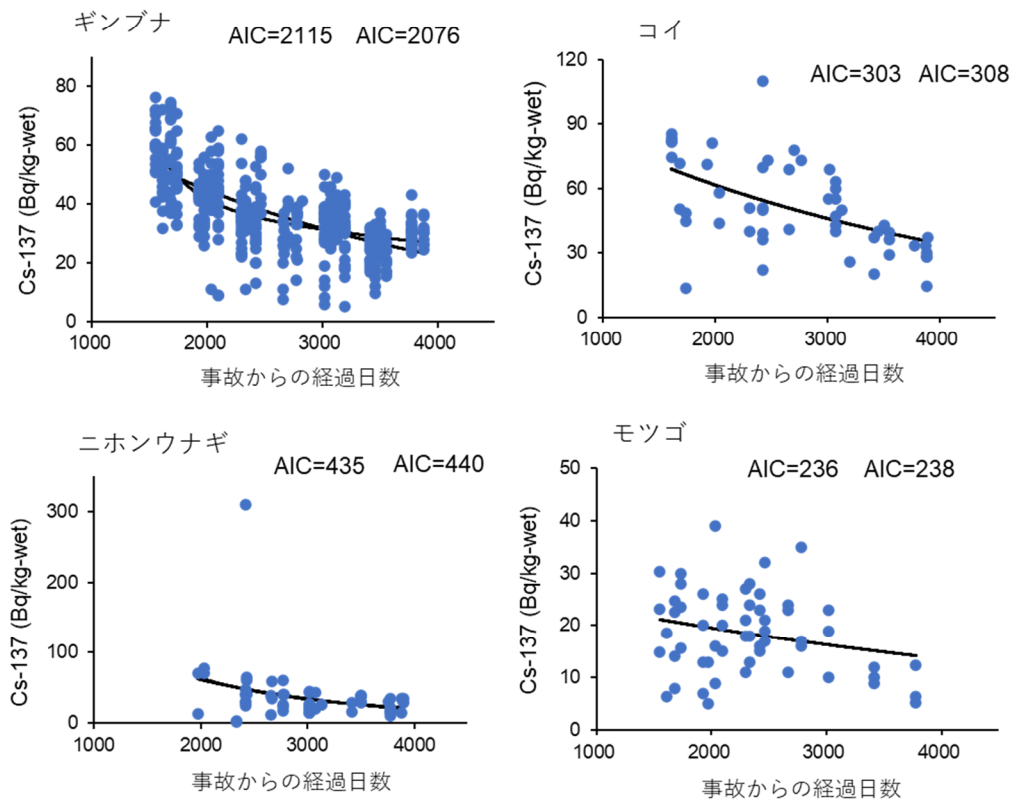


図13 手賀沼におけるギンブナ、コイ、ニホンウナギ、モツゴのCs-137濃度の推移およびAIC値（左は1成分指数関数モデル、右は2成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示す）

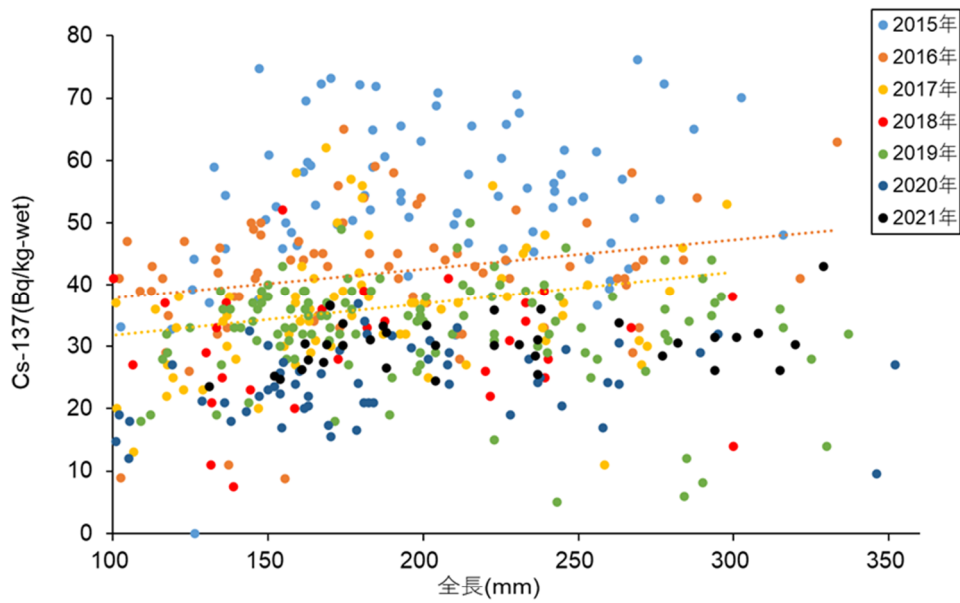


図14 手賀沼におけるギンブナの全長とCs-137濃度との関係。点線は、一次回帰直線を示す

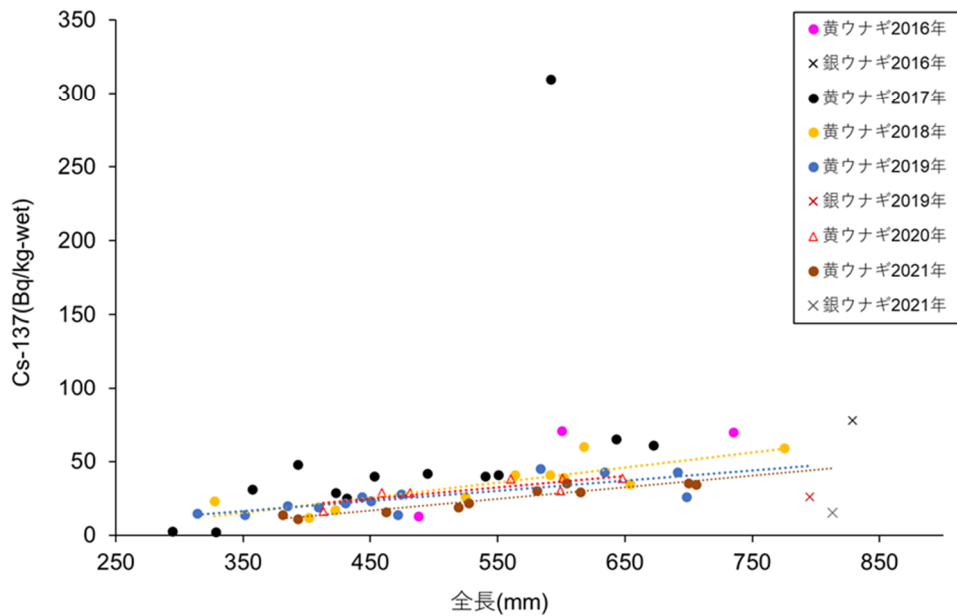


図15 手賀沼におけるニホンウナギの全長とCs-137濃度との関係。点線は、一次回帰直線を示す

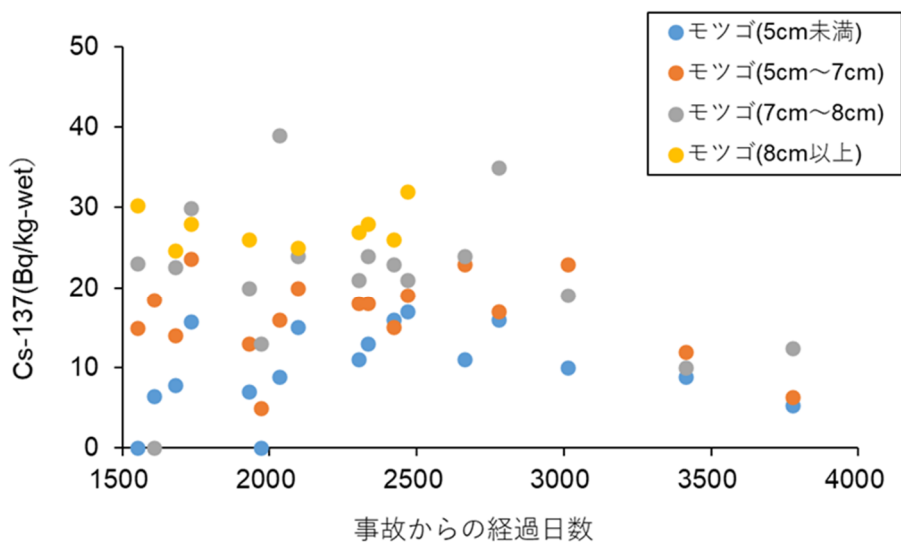


図16 手賀沼におけるモツゴの全長別Cs-137濃度の推移。なお、検出下限値未満のデータは0 Bq/kg-wetとして表記した

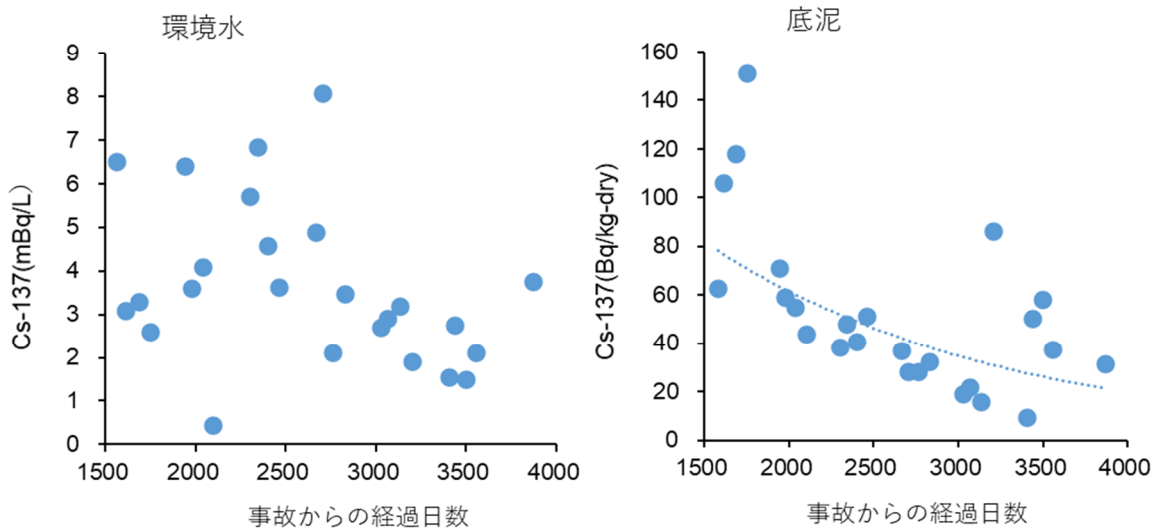


図17 利根川における環境水と底泥のCs-137濃度の推移。点線は、近似曲線を示す

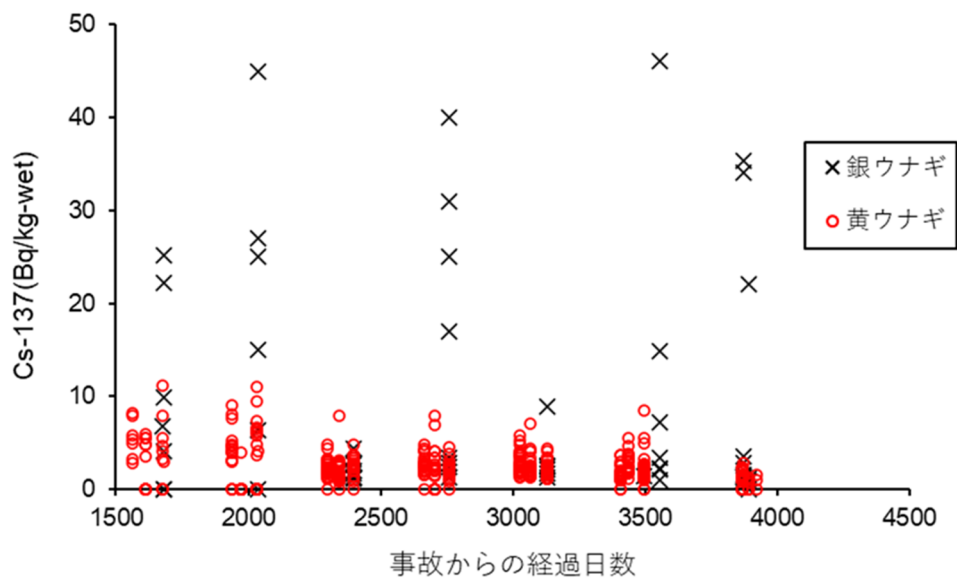


図18 利根川におけるニホンウナギのCs-137濃度の推移。なお、検出下限値未満のデータは0 Bq/kg-wetとして表記した

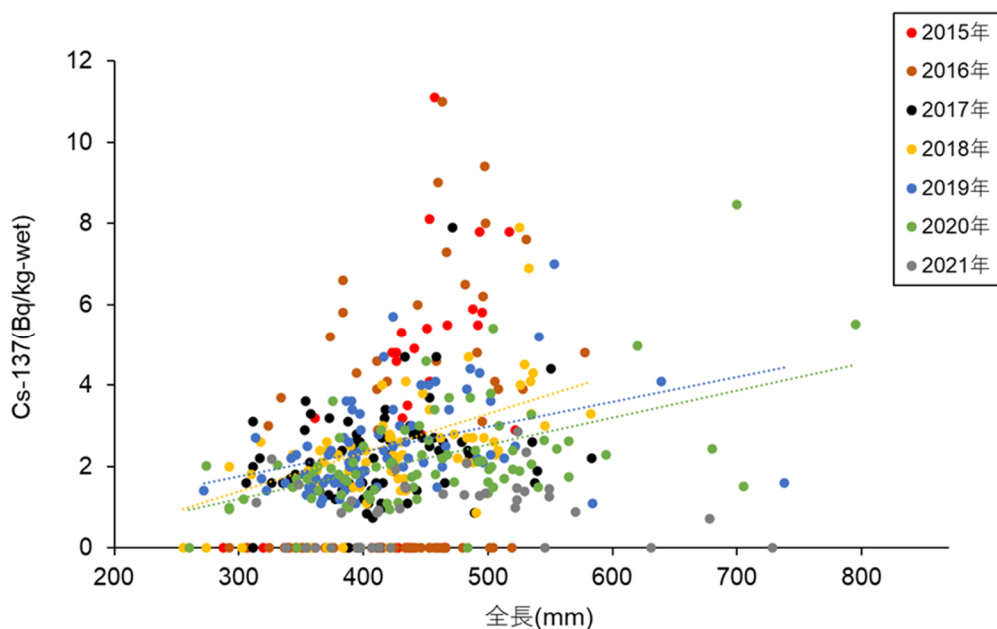


図19 利根川における黄ウナギの全長とCs-137濃度との関係。点線は、一時回帰直線を示す

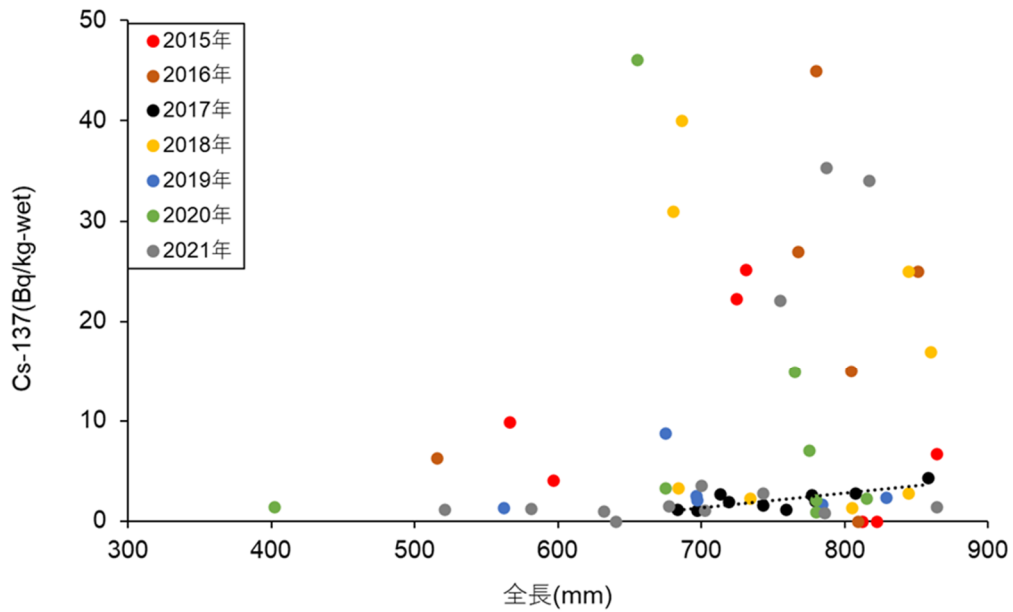


図20 利根川における銀ウナギの全長とCs-137濃度との関係。点線は、一時回帰直線を示す

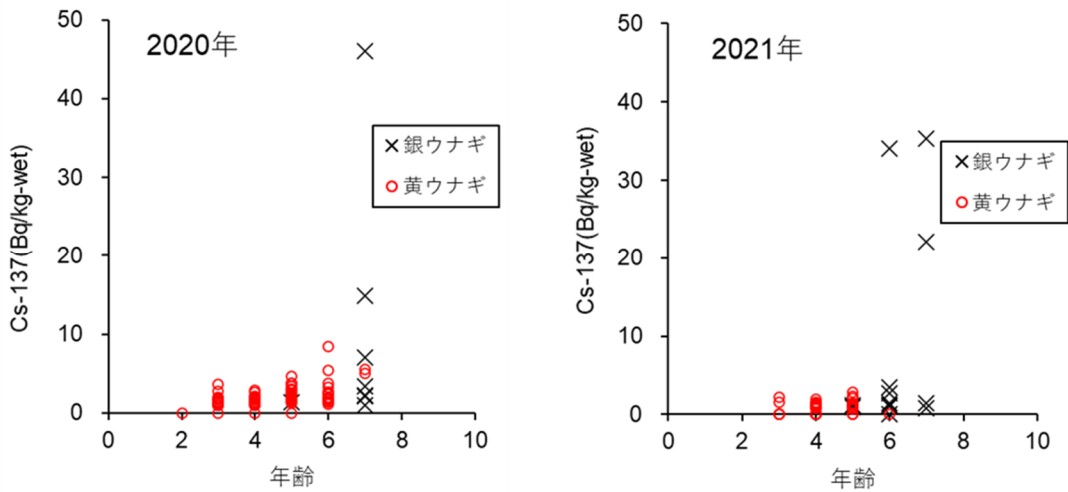


図21 利根川におけるニホンウナギの年齢別、発育段階別のCs-137濃度。なお、検出下限値未満のデータは0 Bq/kg-wetとして表記した

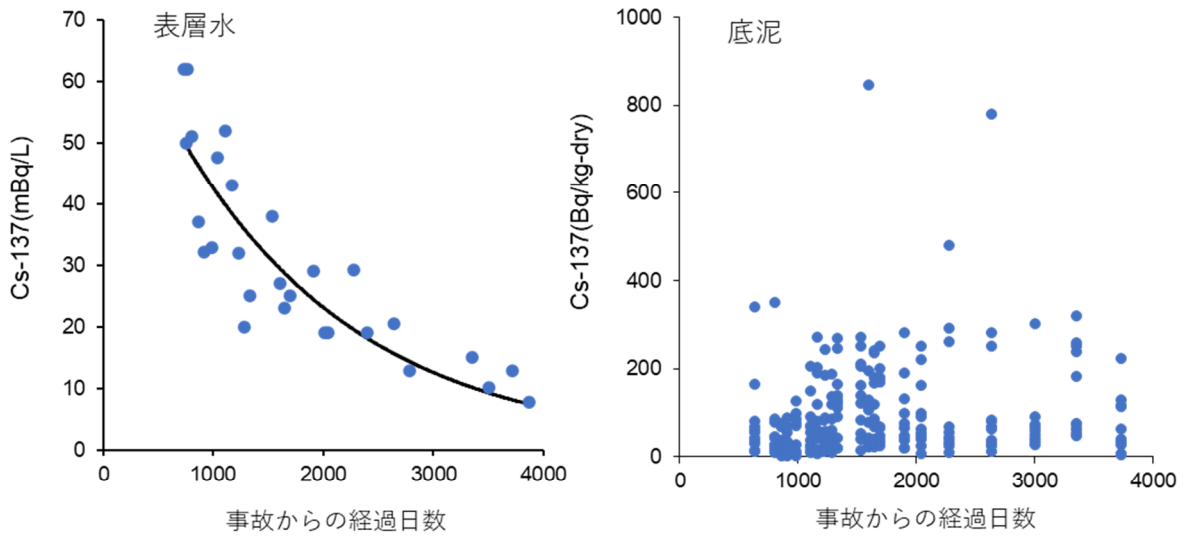


図22 中禅寺湖における環境水と底泥のCs-137濃度の推移。曲線は、指数関数曲線を示す

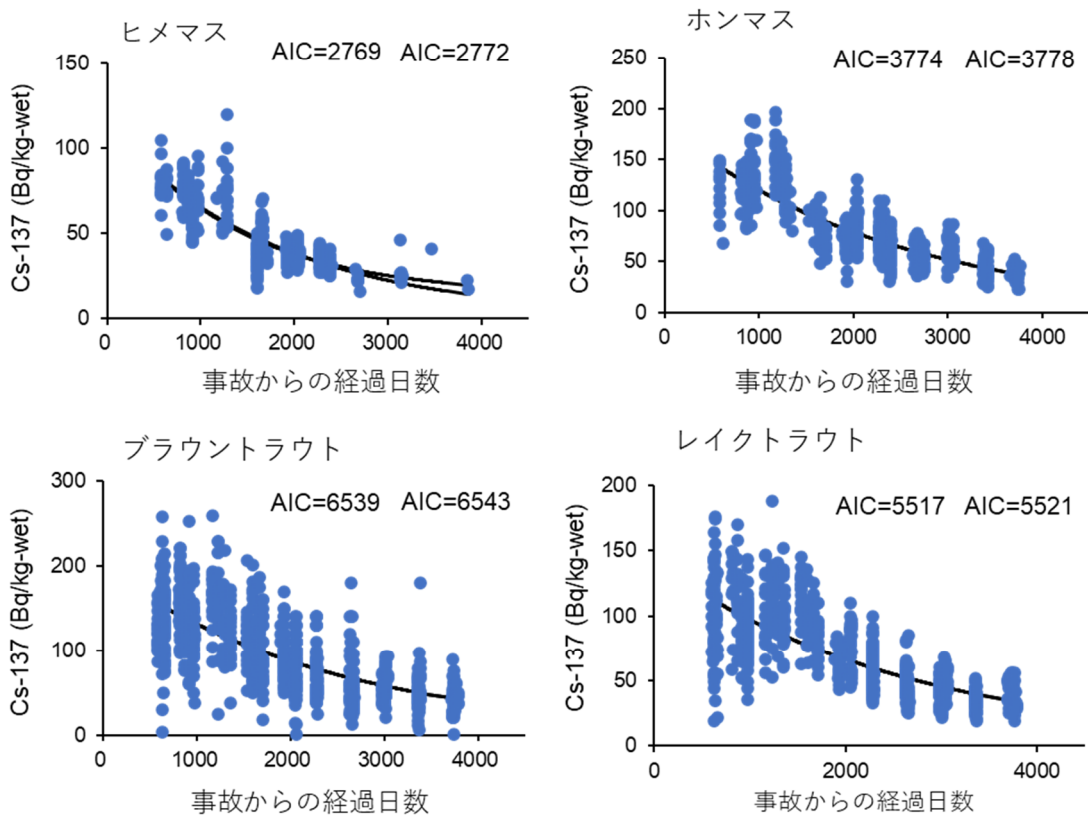


図23 中禅寺湖に生息する各魚種のCs-137濃度の推移およびAIC値（左は1成分指数関数モデル、右は2成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示す）

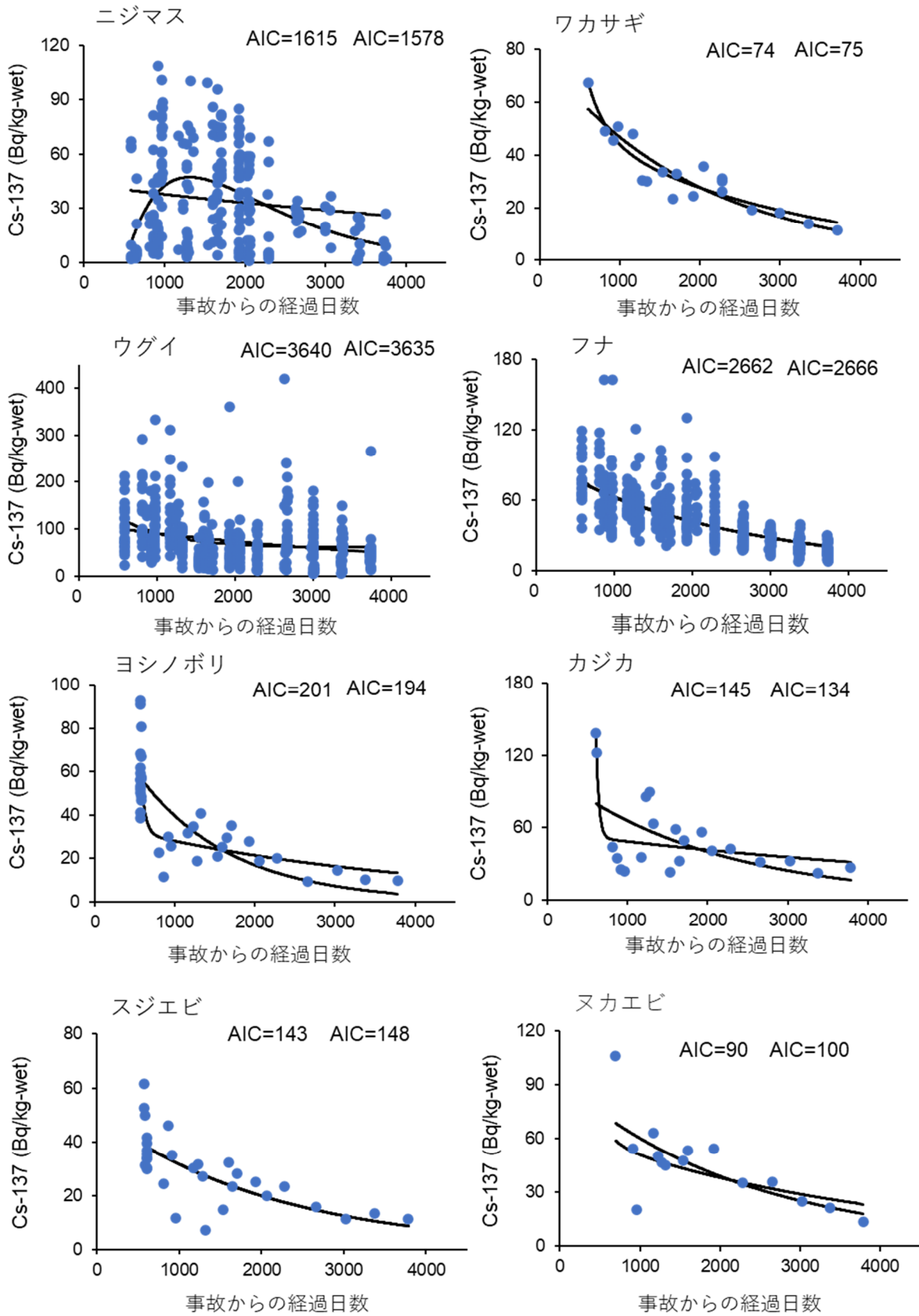


図23 つづき

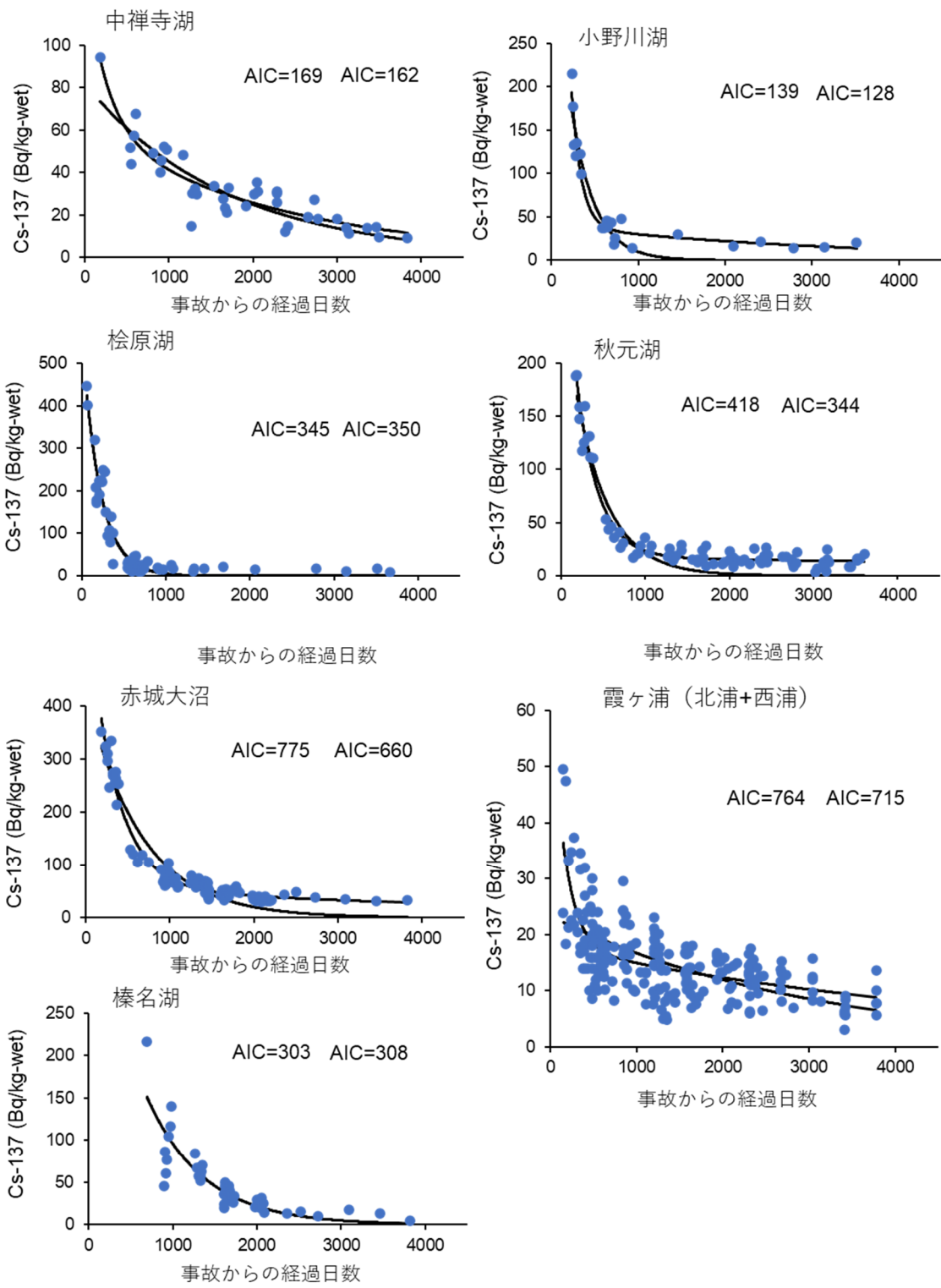


図24 各湖沼に生息するワカサギのCs-137濃度の推移およびAIC値（左は1成分指数関数モデル、右は2成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示す）。水産庁ホームページ(<https://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html>)にて公表されているデータを解析

2. 内水面生態系における放射性物質の移行過程および動態の把握	
課題番号 2 - 2	課題名：内水面生態系における放射性物質の挙動把握
研究機関・研究グループ名	水産技術研究所 沿岸生態システム部 内水面グループ 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 水産資源研究所 海洋環境部 放射能調査グループ ⁴ 水産資源研究所 水産資源研究センター 底魚第2グループ ⁵
担当者職名・担当者名	主任研究員・増田賢嗣 ¹ 、主幹研究員・山本祥一郎 ¹ 、主任研究員・松田圭史 ¹ 、研究員・中久保泰起 ² 、研究員・佐合慶祐 ³ 、主任研究員・坪井潤一 ¹ 、主任研究員・重信裕弥 ⁴ 、グループ長・帰山秀樹 ⁴ 、主任研究員・富樫博幸 ⁵ 、研究支援職員・櫻井慎大 ⁵

1. 研究内容及び方法

調査河川・湖沼（福島県秋元湖・木戸川・新田川、栃木県中禅寺湖、千葉県手賀沼・利根川）において、生息する全ての魚種を対象に胃内容物分析および安定同位体比分析（CN 比分析）を実施した（利根川においてはニホンウナギのみ）。また、魚類の主要な餌生物と想定される動物プランクトン、ユスリカ、水生昆虫、小型エビ類、および食物網の起点となる環境水、底泥、藻類の採集調査を実施し、それぞれについて放射性セシウム濃度を測定するとともに、安定同位体比分析により魚類へとつながる放射性物質の移行経路について分析した。また、木戸川・新田川（図1）においては、魚類への放射性セシウムのインプットに影響すると想定される陸生昆虫についても分析を実施し、魚類の Cs-137 濃度に及ぼす陸生昆虫の影響について検討した。

方法：

- (1) 調査河川のうち福島県木戸川（上流および下流）、新田川・飯樋川（新田川支流）において年2回（春季、秋季）、千葉県利根川（冬季）では年1回、試料採集調査を実施した。採集した試料について安定同位体比分析を実施した。それによって各水面における食物網構造を把握するとともに、それらの河川間比較を行った。
- (2) 調査湖沼（福島県秋元湖、栃木県中禅寺湖、千葉県手賀沼）において年1回、試料採集調査を実施した（手賀沼のみ年2回実施した）。採集した試料について安定同位体比分析を実施した。それによって各水面における食物網構造を把握するとともに、それらの湖沼間比較を行った。
- (3) 魚類については胃内容物分析を実施し、それぞれの水面において各魚種が取り込む主要な餌生物を把握した。餌生物の構成を把握するために、餌生物の重量割合（%W）と出現頻度（%F）を求めた。胃内から出現した餌生物*i*については、以下の式を用いて算出した（新野ら 2017）。胃内より釣りの際に使用される疑似餌が検出された場合があり、その個体は

胃内容物の分析から除外した。

$$\%Fi = \frac{i\text{が確認された標本の総数}}{\text{餌生物が確認された標本の総数}} \times 10^2$$

$$\%Wi = \frac{\text{全標本から出現した}i\text{の総重量}}{\text{全餌生物の総重量}} \times 10^2$$

胃内容物は脊椎動物、軟体動物、十脚類、トンボ幼虫、カゲロウ幼虫、カワゲラ幼虫、トビケラ幼虫、ユスリカ幼虫、その他水生昆虫類、羽化後陸生昆虫、貧毛類、クモ類、陸生等脚類、唇脚類・倍脚類、直翅目、陸生半翅目、膜翅目、陸生鱗翅目、陸生甲虫目、その他陸生昆虫類、水陸不明昆虫類、植物質、砂礫、不明消化物等、その他に分類した。砂礫は便宜上、餌生物とみなした。脊椎動物は魚類および両生類が含まれた。羽化後陸生昆虫とはトンボやカゲロウ等、幼虫期を水中で過ごす昆虫の成虫である。十脚類以外の水生の節足動物はその他水生昆虫類に含めた。いずれも検出されなかった個体を空胃とした。またこのうち羽化後陸生昆虫と純陸生昆虫類をまとめて陸域昆虫類とし、トンボ幼虫、カゲロウ幼虫、カワゲラ幼虫、トビケラ幼虫、ユスリカ幼虫、その他水生昆虫類をまとめて水生昆虫類とし、貧毛類、クモ類、陸生等脚類、唇脚類・倍脚類、直翅目、陸生半翅目、膜翅目、陸生鱗翅目、陸生甲虫目、その他陸生昆虫類を純陸生昆虫類として必要に応じて言及した。

- (4) 得られた生物試料より炭素・窒素安定同位体比分析を実施して、生態系構造を把握した。
- (5) データ量の多い木戸川、新田川・飯樋川（新田川支流）を対象に、小課題「内水面魚類における放射性物質濃度予測モデルの作成」で得られた放射性セシウム濃度データと安定同位体比データを併せることで、各魚種の放射性物質移行経路を検討した。

2. 令和3年度進捗状況・成果

(1) 福島県木戸川水系・新田川水系の上流域（支流の飯樋川）および下流において6月および10月、また千葉県利根川では10～12月に実施し、魚類および餌生物（水生昆虫、陸生昆虫等）、藻類、リター、底泥を採集した。

(2) 福島県秋元湖では7～8月、栃木県中禅寺湖では3～6月、千葉県手賀沼では6～7月および10～11月に試料採集を実施し、魚類および藻類、リター、底泥を採集した。

(3) 脊椎動物、陸域昆虫類、植物質、砂礫の4つについて、6月の福島県新田川および木戸川における%Fを示した（図2）。胃内より脊椎動物が検出されたのはナマズ、ニホンウナギ、ハゼ類、ウグイおよびヤマメであり、そのうち%Fiが10%を超えたのはナマズ（新田川下流で%Fi:75.0）、ニホンウナギ（新田川下流で%Fi:10.0、木戸川下流で%Fi:30.0）、ハゼ類（新田川下流で%Fi:11.8、木戸川下流で%Fi:0.0）の3種で、ナマズおよびニホンウナギを除くと利用は少なかった。上流ではヤマメ、イワナおよびアブラハヤから陸域昆虫類が検出されたが、ヤマメ（飯樋川および木戸

川上流でともに%Fi:100.0)およびイワナ(飯樋川で%Fi:88.9、木戸川で%Fi:66.7)では、アブラハヤ(飯樋川で%Fi:40.0、木戸川上流で%Fi:36.4)よりも%Fiが大きかった。新田川下流・木戸川下流で陸域昆虫類の%Fiが50%を超えたのは、木戸川下流のヤマメ(63.6%)のみであった(図2)。

福島県の調査河川において脊椎動物の%Fiが高かったニホンウナギにおいて、餌生物の%Wiは、体重100g以上の個体では脊椎動物(新田川下流で%Wi:27.1、木戸川下流で%Wi:75.8)および十脚類(新田川下流で%Wi:37.8、木戸川下流で%Wi:0.0)が多く検出された。一方、体重100g未満の個体では脊椎動物は両河川とも検出されず、十脚類(新田川下流で%Wi:1.4、木戸川下流で%Wi:0.0)も少なかった。これに対して体重100g未満の個体では、水生昆虫類、羽化後陸生昆虫、純陸生昆虫類、および水陸不明昆虫類の合計%Wi(新田川下流で%Wi:52.3、木戸川下流で%Wi:59.1)が体重100g以上の個体(新田川下流で%Wi:0.8、木戸川下流で%Wi:1.2)よりも大きかった(図3)。ナマズにおける餌生物の%Wiは、体重1,000g以上の個体については脊椎動物(%Wi:13.3)および十脚類(%Wi:32.5)が多かった一方で水生昆虫類、羽化後陸生昆虫、純陸生昆虫類および水陸不明昆虫の合計%Wiが0.1%であり、大型のニホンウナギと同様の傾向を示した(図3)。しかし体重1,000g未満の個体については体重21gの個体を1尾採捕できたが、この個体の胃内容物は消化が進んでおり、餌生物を特定できなかった。このため調査河川における小型のナマズの食性については明らかにすることができなかった。千葉県手賀沼で採捕されたニホンウナギについては、体重100g以上の個体については脊椎動物と十脚類のみが検出された。体重100g未満の個体については6-7月に2尾が採捕されたが、胃内容物は消化が進んでおり、餌生物を特定できなかった。千葉県利根川においてせん(魚を捕らえるためのカゴ)で捕獲されたニホンウナギからは十脚類(体重100g以上では%Wiが95.6%、体重100g未満では%Wiが89.1%)のみが検出された(図3)。このように利根川で採捕されたニホンウナギについては、福島県の調査河川とは異なる傾向を示した。なお、同じく千葉県利根川においてかま(ウナギを引掛けて捕らえる漁具)で捕獲されたニホンウナギは全個体が空胃であり、銀ウナギのCs-137濃度および安定同位体比は直近の生活環境を反映したものとは言えないことが明らかとなった。

陸域昆虫類の%Fiが高かった福島県の調査河川の上流域については、6月の飯樋川においては、純陸生昆虫類の%Wiはヤマメ(%Wi:27.7)およびイワナ(Wi:43.0)のほうがアブラハヤ(%Wi:9.0)よりも大きかった。一方で水生昆虫類の%Wiはヤマメ(%Wi:8.4%)およびイワナ(%Wi:14.1)では純陸生昆虫類よりも小さかったが、アブラハヤ(%Wi:13.2)では純陸生昆虫類よりも大きく、ヤマメおよびイワナがアブラハヤよりも純陸生昆虫類を多く利用することが示唆された(図4a)。6月の木戸川上流においては、純陸生昆虫類の%Wiはヤマメ(%Wi:8.0)およびイワナ(%Wi:9.2)ではアブラハヤ(%Wi:23.6)よりも小さかった。また水生昆虫類の%Wiはヤマメ(%Wi:31.4)およびイワナ(%Wi:30.8)では純陸生昆虫類よりも大きかったが、アブラハヤ(%Wi:5.2)では純陸生昆虫類よりも小さく、飯樋川とは逆の傾向を示した。(図4a)。脊椎動物および十脚類については、木戸川上流のヤマメで脊椎動物(%Wi:1.8)が、飯樋川のイワナで十脚類(%Wi:2.5)がそれぞれ少量検出されたのみであった(図4a)。10月の調査では、飯樋川においては6月の調査よりも水生昆虫類の%Wiが大きく、木戸川上流においては6月の調査時よりも純陸生昆虫類の%Wiが大きかった。脊椎動物および十脚類の比率が低いことは6月と同様であった(図4)。

純陸生昆虫類の内容としては、6月の飯樋川における膜翅目および鱗翅目、木戸川上流における

甲虫目、10月の飯樋川における貧毛類、木戸川上流における貧毛類および直翅目など、魚種間で共通するものが多かった(図4b)。ヤマメおよびイワナについて、体重50gおよび100gを基準に3クラスに分けて食性を検討した(図5)。しかし木戸川上流のヤマメでは50-100gのクラスで純陸生昆虫類の%Wiが1.4であったなど、体重の違いによる一貫した傾向は認められなかった。

秋元湖のヤマメおよびイワナ、中禅寺湖のホンマスでは脊椎動物の%Wiがそれぞれ88.3、23.2、21.8であり、いずれの魚種も脊椎動物を利用していた。秋元湖のヤマメでは脊椎動物以外の餌生物が検出されず、イワナでも脊椎動物のほかは十脚類(%Wi:3.2)と水陸不明昆虫(%Wi:0.4)のみが検出された。中禅寺湖のホンマスについては脊椎動物のほかにユスリカ幼虫が検出された(%Wi:14.6)。

以上より、胃内容物の傾向は魚種および採取地点によって大きく異なっていた。新田川および木戸川では脊椎動物(主として魚類)や十脚類を積極的に利用する魚種はほぼ大型のニホンウナギおよびナマズに限られ、小型のニホンウナギは水生昆虫類を多く利用していた。一方で利根川では小型のニホンウナギも十脚類を多く捕食していた。また、ヤマメ、イワナおよびアブラハヤに関しては、一定の傾向は認められなかったものの、水域によって魚種による偏りが確認されたが、このように同一種内においても採集場所による餌生物の偏りが生じる原因は、主として魚がアクセス可能な範囲での餌生物の発生状況と各魚種間の空間的な住み分けによるものではないかと推定される。

(4) 河川・湖沼生態系の把握には、炭素・窒素安定同位体比($\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$)を利用した。安定同位体比分析において、魚類および甲殻類は筋肉片を使用した。1個体で測定できる大型の水生昆虫、陸生昆虫の分析には、胃内容物の影響を除去するため、頭部、胸部、翅のいずれか、またはそれらの混合部位を使用した。1個体では測定不可能な小さな水生昆虫、陸生昆虫については、体全体を使用し、それでも分析量に達しない場合は、複数個体を混合した。全ての試料は凍結乾燥した後、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。なお、安定同位体比分析において、陸域で採集された羽化後の水生昆虫(カゲロウ類成虫など)は、水生昆虫のカテゴリーに分類した。

2021年6月の木戸川および新田川・飯樋川における上下流域の魚類、水生昆虫、陸生昆虫の炭素・窒素安定同位体比($\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$)の2次元マップを図6に示す。各魚種の安定同位体比については、後述するCs-137濃度との関係で示すことから、ここでは魚類とまとめて表記した。魚類の $\delta^{15}\text{N}$ は、両河川ともに水生昆虫、陸生昆虫よりも高く、これらが主要な餌生物であることを確認した。また、水生昆虫と陸生昆虫の $\delta^{15}\text{N}$ の高低関係は、水生昆虫<陸生昆虫であった(表1)。水生昆虫と陸生昆虫の同位体比の違いは、水域と陸域における窒素起源の違いに由来していると考えられる。

秋元湖、中禅寺湖、手賀沼における魚類を中心とした $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ の2次元マップを図7に示す。秋元湖のウグイ、ギンブナは同所的に生息する他魚種に比べて $\delta^{13}\text{C}$ の幅が広く、多様な餌生物を利用していると推測された。中禅寺湖では、 $\delta^{15}\text{N}$ はサケ科魚類で高く、コイ科魚類で低い傾向が見られ、餌生物の違いを反映していると考えられた。手賀沼では、アメリカザリガニ、ユスリカ幼虫が、魚類の餌生物になっていることが確認された。次年度以降、安定同位体比の季節的な変動やCs-137濃度との関係についても明らかにする必要がある。

(5) データ量の多い木戸川・新田川を対象に、Cs-137 濃度と安定同位体比を併せることで、各魚種の放射性物質移行経路を検討した。両河川の下流域では、ニホンウナギやナマズなどの魚食性魚類が生息しており、これらの魚食性魚類では $\delta^{15}\text{N}$ と Cs-137 濃度が高かった(図8)。水生昆虫、甲殻類、(魚食性魚類ではない)魚類、魚食性魚類をプロットすると、両河川の下流域では、 $\delta^{15}\text{N}$ と Cs-137 濃度との間に正の相関が見られた。ニホンウナギやナマズについては、体重が大きい個体で $\delta^{15}\text{N}$ が大きい傾向が認められ(図9) 以上より体重が大きいナマズおよびニホンウナギでは胃内容物から魚類・十脚類が多く認められ、そして $\delta^{15}\text{N}$ および Cs-137 濃度が高かったという関係が認められる。魚食性魚類は餌生物からの Cs-137 取込み(生物濃縮)が安定同位体比から確認された。安定同位体比を用いた予備的な解析では、下流域の方が上流域よりも魚類群集における陸域の影響が小さいことが分かっている。両河川の空間線量は上流域よりも下流域で低く、かつ陸域の影響が小さいことで、餌生物と捕食者の関係性が見え易かったと考えられる。

一方、上流域では、 $\delta^{15}\text{N}$ と Cs-137 濃度との間に、両河川ともに負の相関が見られた。上流域での $\delta^{15}\text{N}$ は、種間あるいは種内の栄養段階の指標ではなく、陸生昆虫の捕食の影響を強く反映していると考えられる。すなわち、陸生昆虫の $\delta^{15}\text{N}$ は水生昆虫よりも低いことから(表1)、陸生昆虫多く採餌した魚種(個体)ほど $\delta^{15}\text{N}$ は低くなり、Cs-137 濃度が高かった。両河川の上流域では Cs-137 濃度が高い魚種(個体)は、陸生昆虫からの Cs-137 取込み量が多い可能性が示唆された。

3. 今後の課題

本年度は10月の新田川・木戸川の調査の直前に大雨があったため、魚類の摂餌に影響した可能性がある。また胃内容物に関しては1年のみの調査結果をもって地域・季節を代表するものとは言えない。これらの河川での季節的な変化の有無を確認するためには継続した調査が必要である。また胃内容物分析の結果はスナップショットのデータであり、安定同位体比分析は数週間から1-2ヶ月程度の平均値である。上流域に生息するイワナやヤマメ、下流域のニホンウナギやナマズの食性は、いずれの結果でも類似していたが、下流域のウグイやオイカワなど、個体差が大きい魚種では、多少のずれが生じていた。今後、胃内容物観察と安定同位体比のデータを蓄積することで、その差は小さくなると推察される。Cs-137 濃度と安定同位体比を併せた解析を行ったことによって、上流域の魚類では、陸生昆虫からの Cs-137 取込みが示唆された。次年度以降、 $\delta^{15}\text{N}$ が低く、Cs-137 濃度の高い陸生昆虫の特定を進めていく。

4. 参考文献

- 新野洋平・柴田淳也・富山毅・坂井陽一・橋本博明(2017) 瀬戸内海中央部燧灘周辺における
タチウオ *Trichiurus japonicus* の食性. 日水誌 83, 34-40.
- 寺本 航・中久保泰起・早乙女忠弘(2019) 河川に生息する魚類の放射能調査(空間線量率・河川砂泥
とヤマメ ^{137}Cs 濃度の関係). 平成30年度福島県内水面水産試験場事業概要報告書, 63-65.

図表

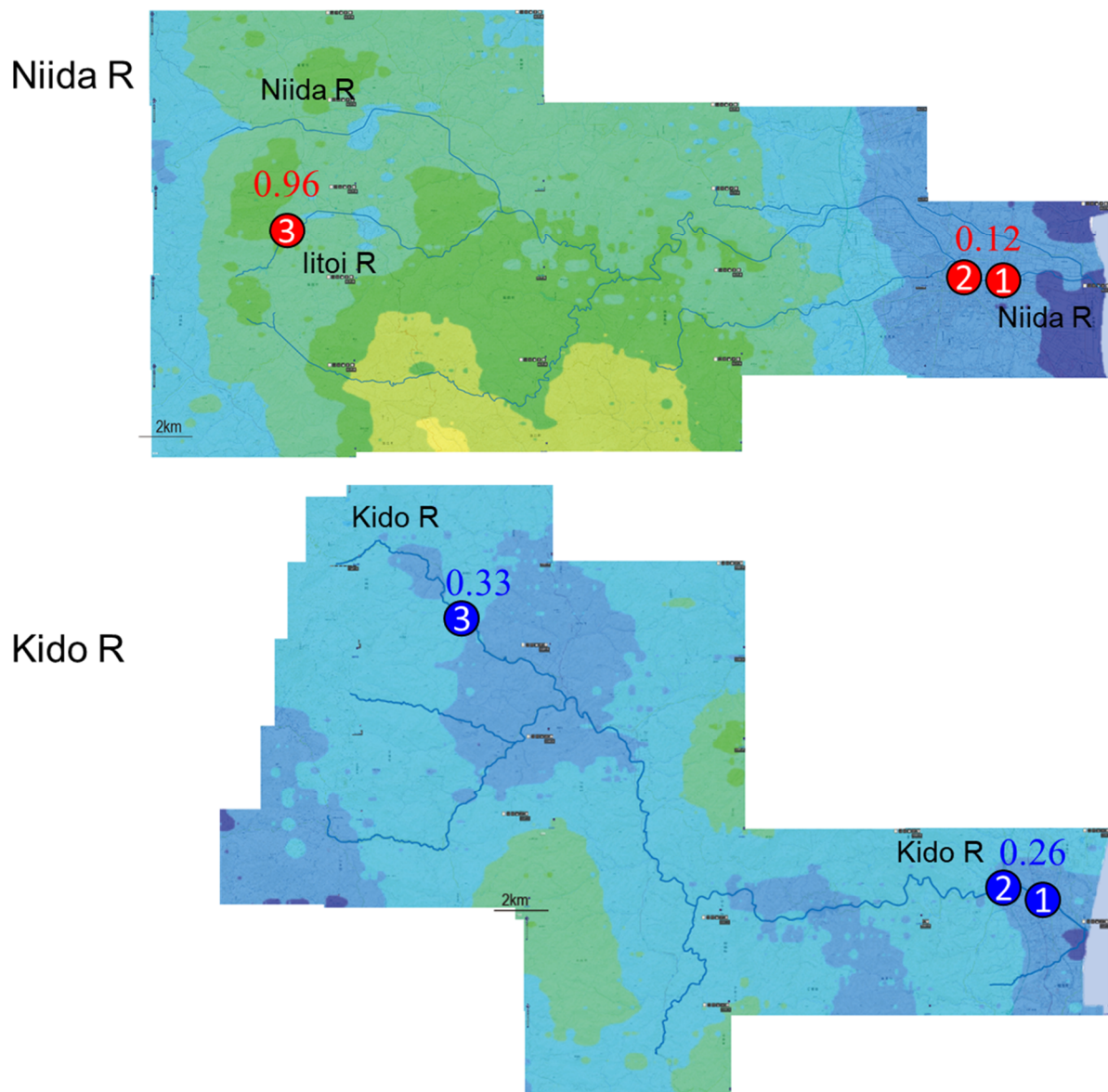


図1 新田川および木戸川における調査地点。各河川における地点1および地点2が下流の調査地点。新田川の地点3は飯樋川、木戸川の地点3は上流の調査地点。地点に添えた数字は周辺の空間線量率から寺本(2019)の方法で算出した汚染指数。背景に描かれた地図は、河川については筆者が描画。その他の部分は令和3年度航空機モニタリングによる2021年10月25日時点の空間線量率分布マップ ([https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/17000/16384/24/2021_16thAirborne_monitoring_press_JPN\(2\).pdf](https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/17000/16384/24/2021_16thAirborne_monitoring_press_JPN(2).pdf))、2022年9月30日閲覧。

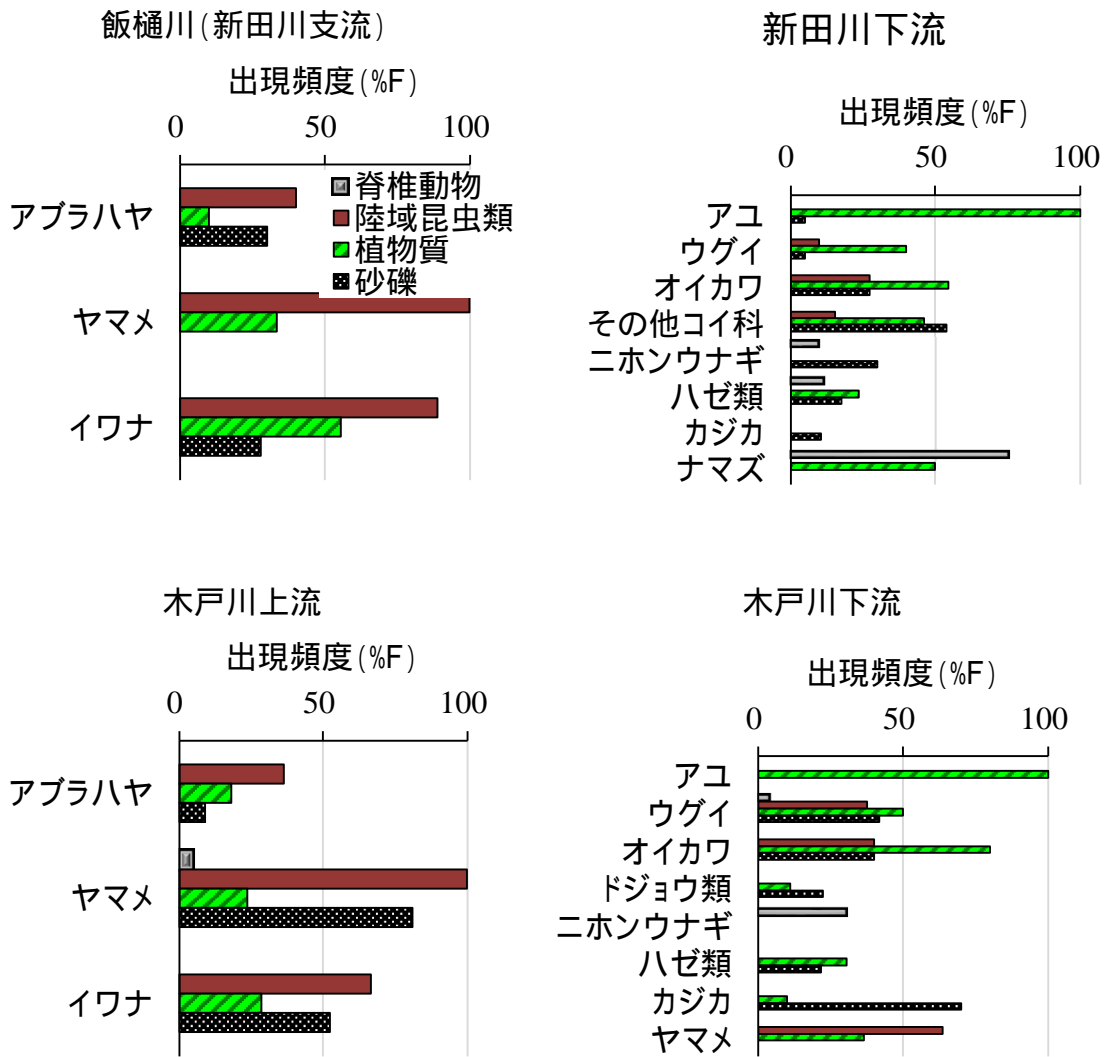


図2 6月の福島県新田川および木戸川における、魚類の餌生物別の出現頻度(%F)

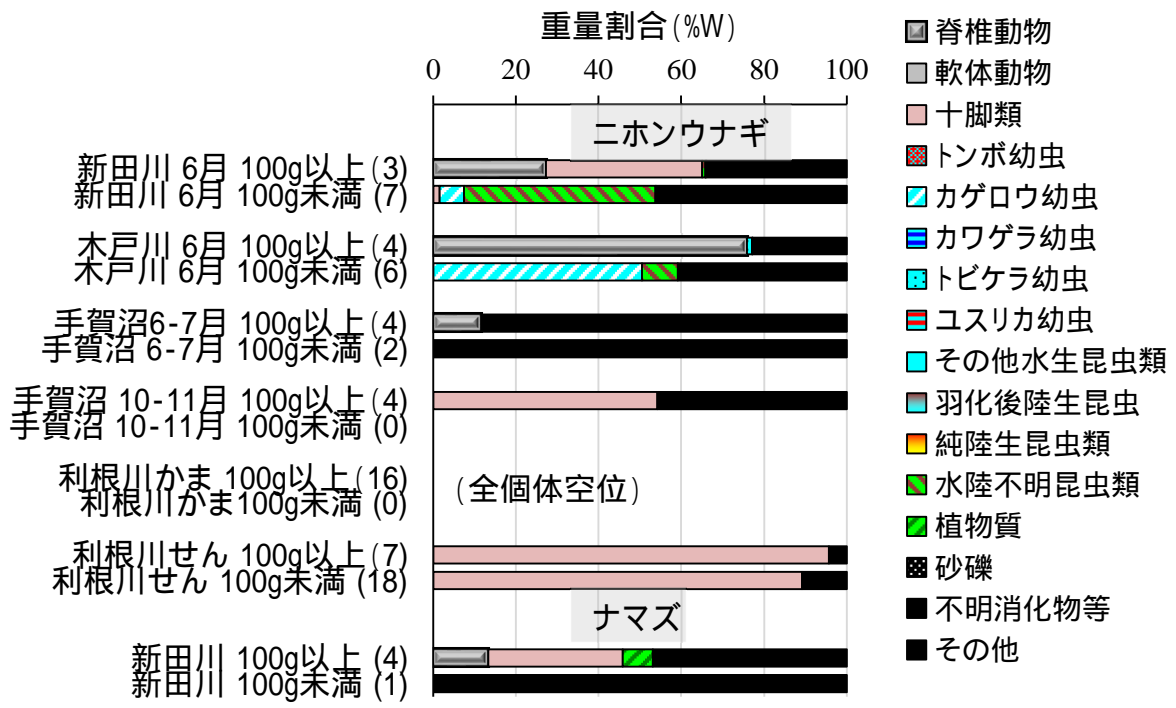
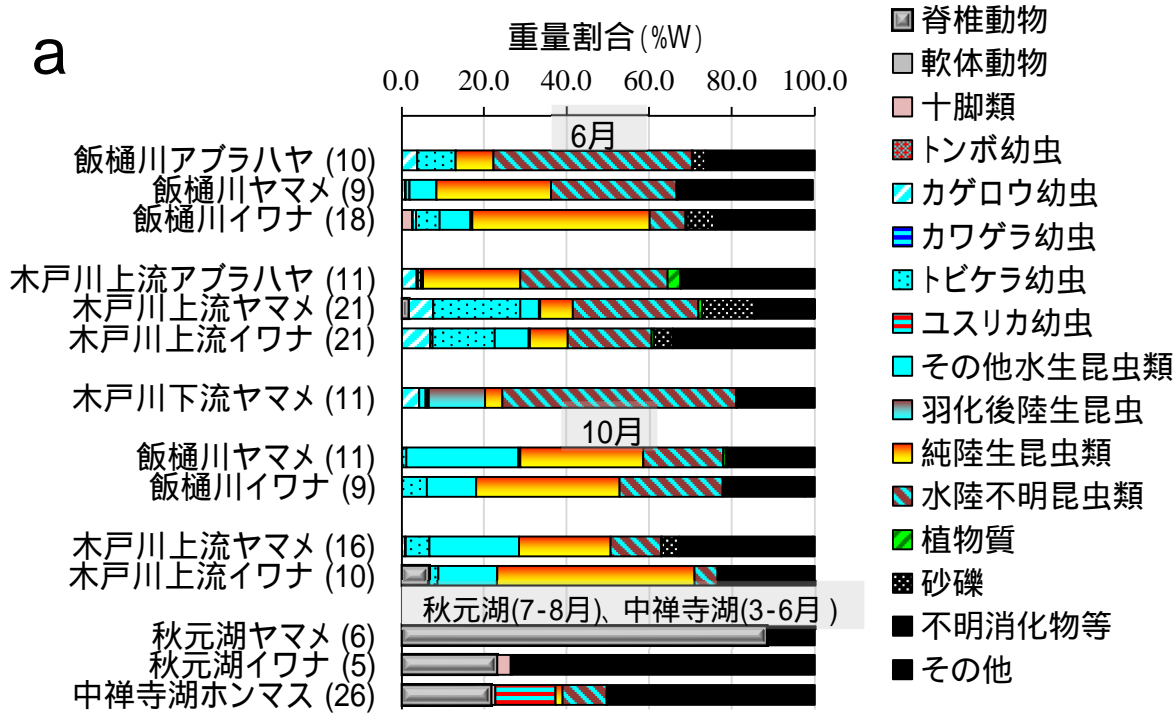


図3 調査河川・湖沼におけるウナギおよびナマズの胃内容物の重量割合 (%W)。 ()内は個体数。



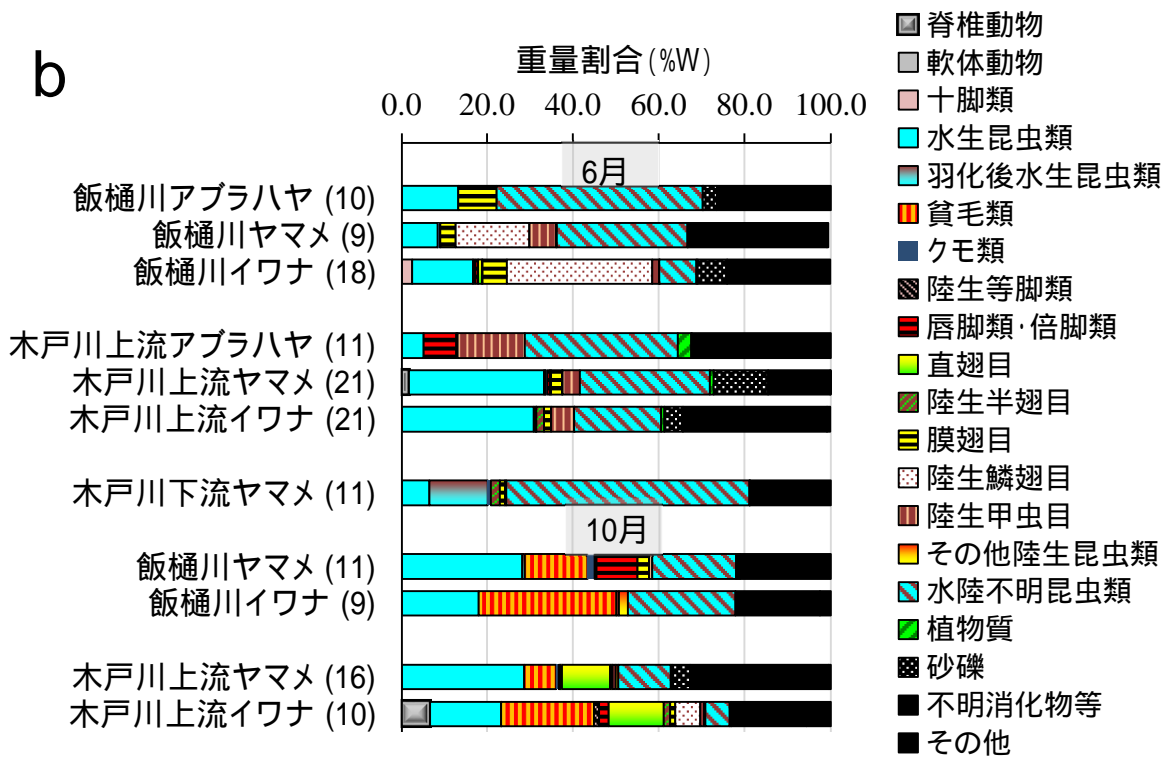
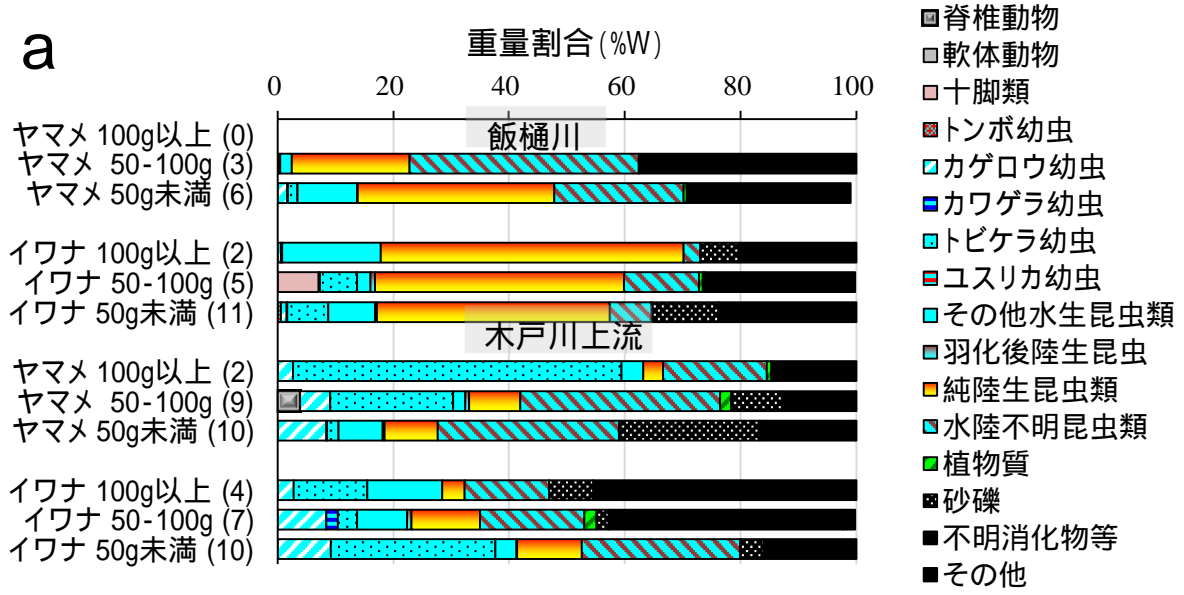


図4 調査河川・湖沼におけるヤマメ、イワナ、アブラハヤの水生昆虫類 (a) および陸生昆虫類 (b) を中心とした胃内容物の重量割合 (%W)。()内は個体数。



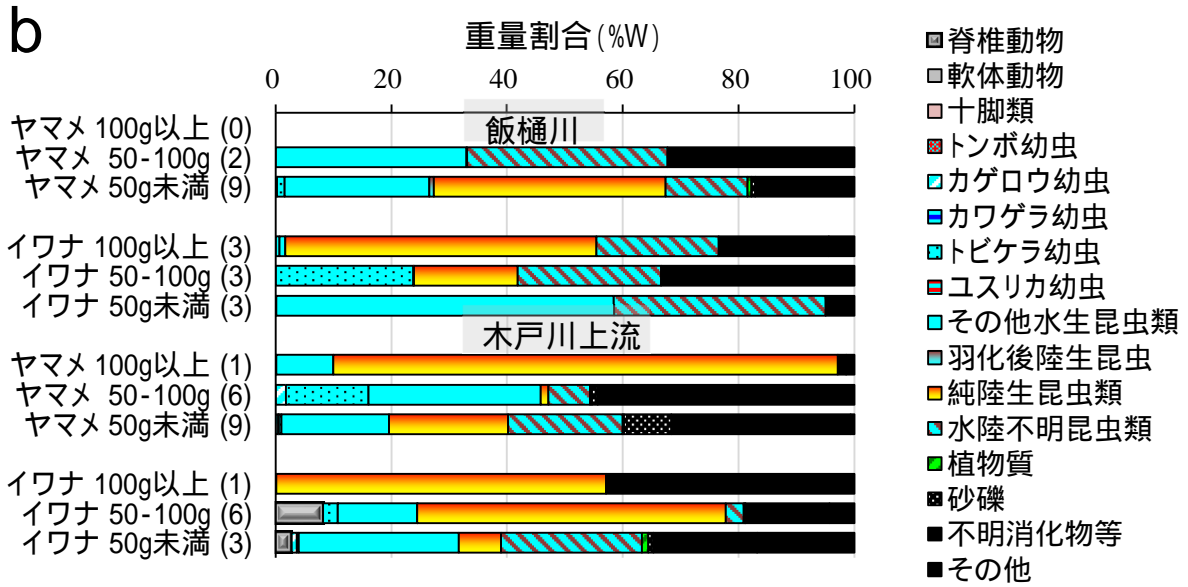


図5 6月(a)および10月(b)の調査における飯樋川(新田川支流)および木戸川上流におけるサイズ別の重量割合(% W_i)。()内は個体数。

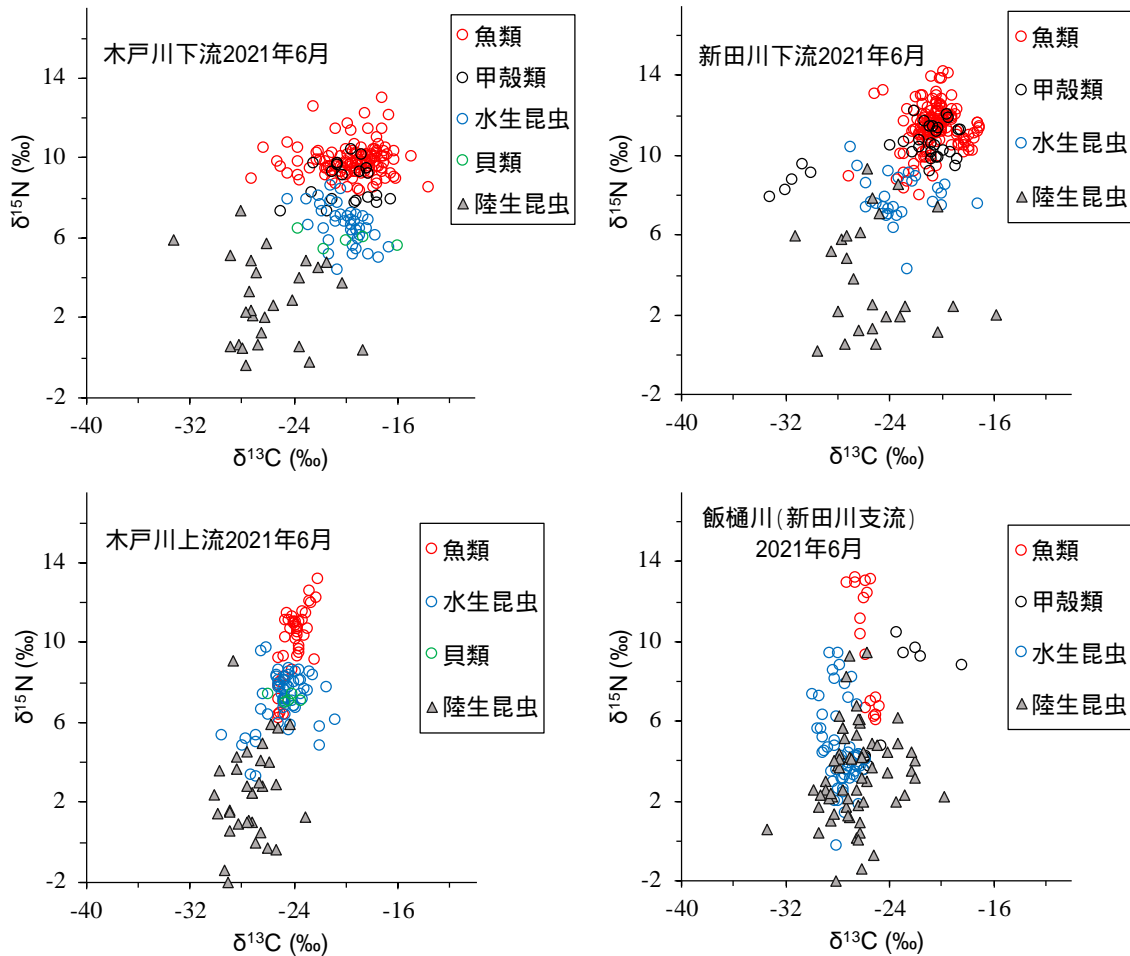


図6 2021年6月の木戸川(左図)および新田川・飯樋川(右図)における下流域(上段)と上流域(下段)の2次元マップ。

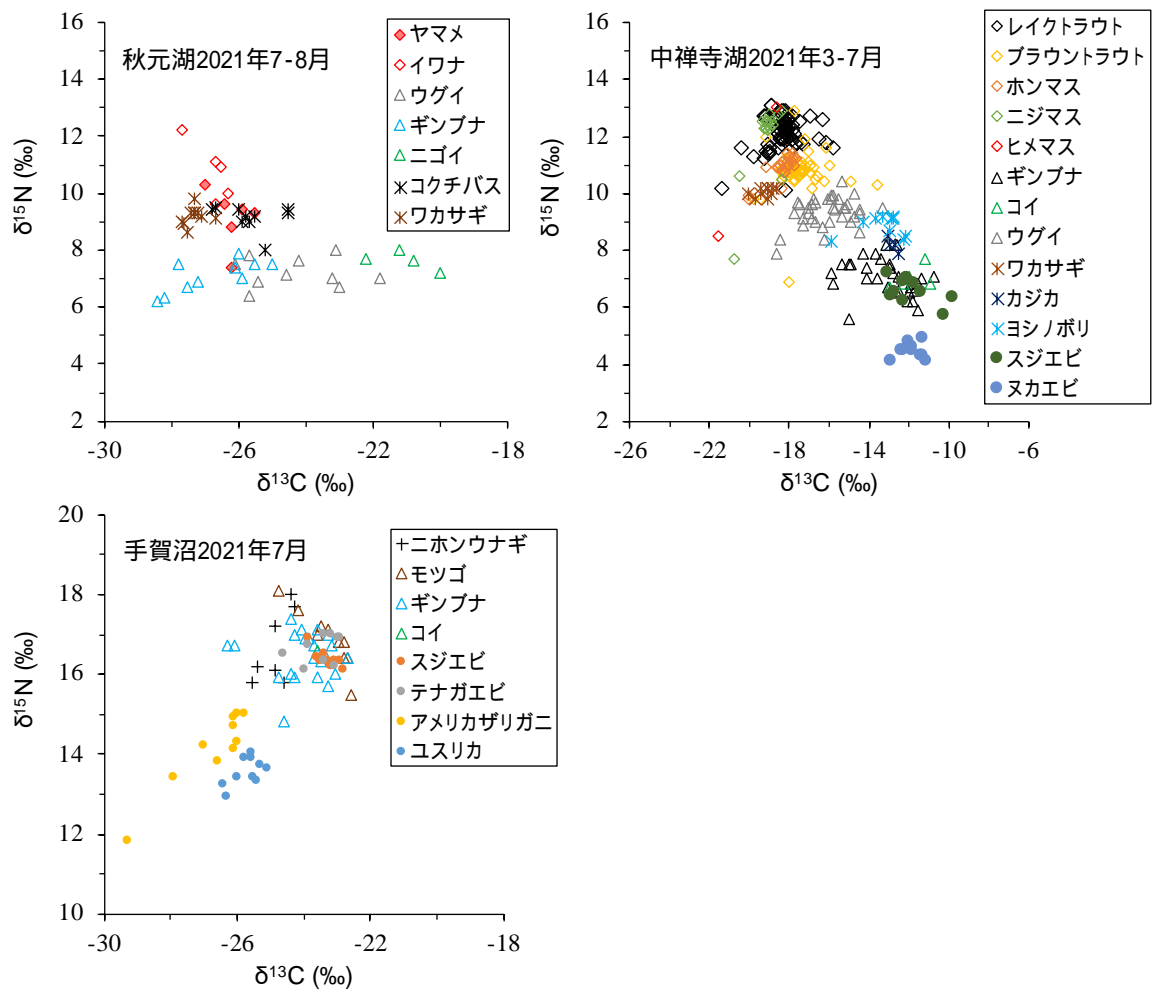


図7 2021年3-7月における秋元湖、中禅寺湖および手賀沼における2次元マップ。調査月は湖沼によって異なる。

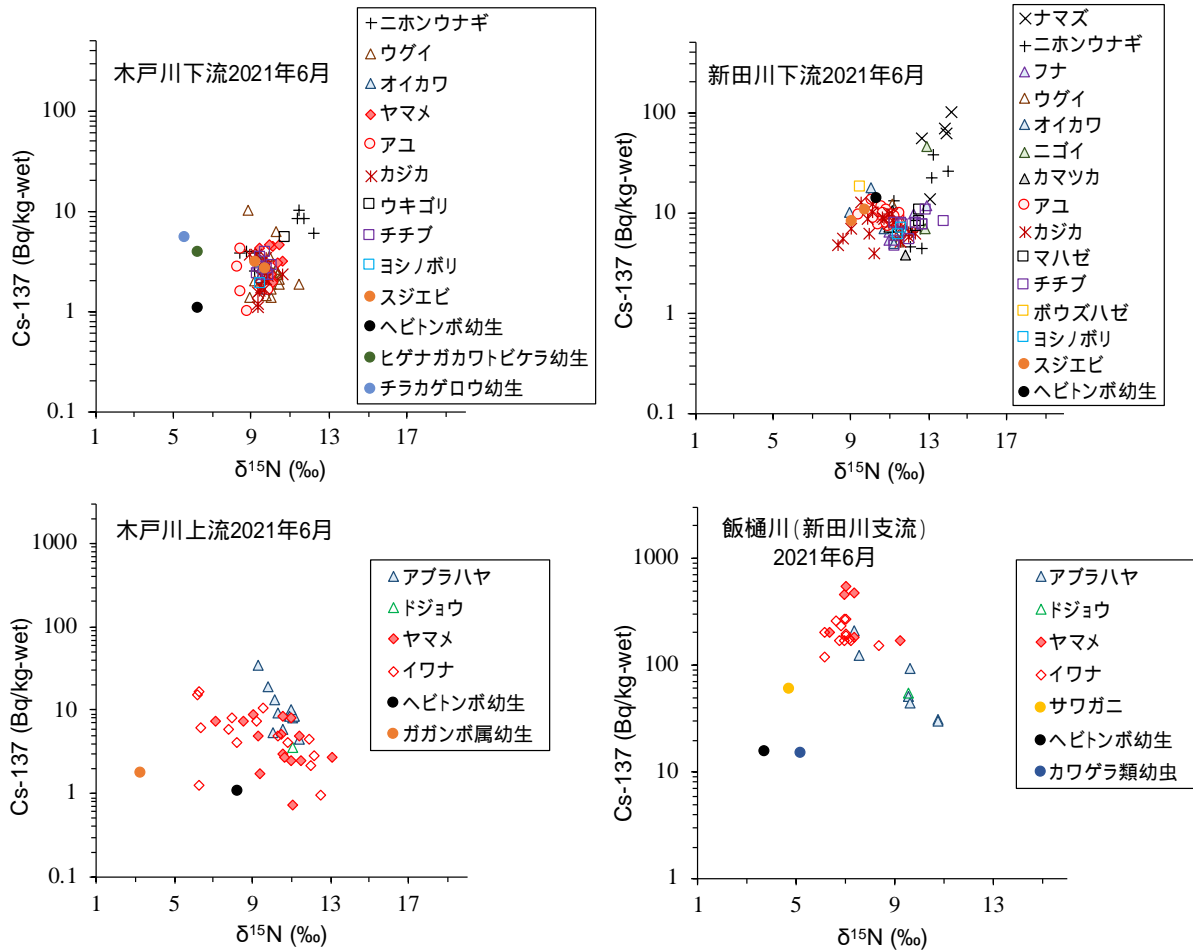
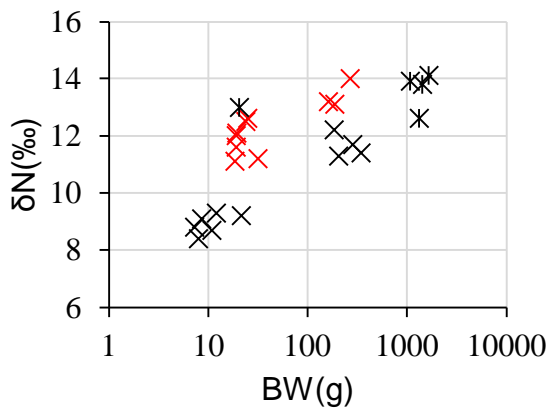


図8 2021年6月の木戸川（左図）および新田川・飯樋川（右図）における下流域（上段）と上流域（下段）の魚類、甲殻類、水生昆虫の窒素安定同位体比（ $\delta^{15}\text{N}$ ）とCs-137濃度との関係。



- ×木戸川下流ウナギ
- ×新田川下流ウナギ
- *新田川下流ナマス

図9 2021年6月の新田川新田川および木戸川下流におけるウナギおよびナマスと窒素安定同位体比（ $\delta^{15}\text{N}$ ）との関係。

表1. 2021年6月における木戸川、新田川の上下流域の魚類、水生昆虫、陸生昆虫の炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$) および窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$)

$\delta^{13}\text{C}$	魚類			水生昆虫			陸生昆虫		
	平均	範囲	<i>n</i>	平均	範囲	<i>n</i>	平均	範囲	<i>n</i>
木戸川下流	-19.3	(-27.1 - -13.5)	121	-19.9	(-24.4 - -17)	40	-25.8	(-33 - -19)	27
木戸川上流	-23.9	(-25.2 - -22.1)	42	-24.7	(-29.5 - -21)	59	-27.4	(-30 - -23)	34
新田川下流	-20.4	(-27.1 - -17.0)	143	-23.2	(-26.9 - -17)	28	-25.1	(-31 - -16)	25
飯樋川 (新田川支流)	-25.0	(-26.4 - -24.2)	27	-27.5	(-29.9 - -26)	57	-26.7	(-33 - -22)	65

表1. 続き

$\delta^{15}\text{N}$	魚類			水生昆虫			陸生昆虫		
	平均	範囲	<i>n</i>	平均	範囲	<i>n</i>	平均	範囲	<i>n</i>
木戸川下流	9.8	(8.3 - 13.0)	121	6.6	(4.4 - 8.6)	40	2.9	(-0.4 - 7.4)	27
木戸川上流	10.0	(6.2 - 13.1)	42	7.1	(3.2 - 9.7)	59	2.3	(-2.5 - 9.1)	34
新田川下流	11.3	(7.9 - 14.1)	143	7.8	(4.2 - 10.3)	28	3.9	(0.2 - 9.3)	25
飯樋川 (新田川支流)	7.7	(6.1 - 10.7)	27	4.6	(-0.30 - 9.4)	57	3.3	(-2.0 - 9.5)	65

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 2- 3	福島県富岡川における放射性物質の挙動に関する調査
研究機関・研究グループ名	水産資源研究所 水産資源研究センター 海洋環境部 放射能調査グループ
担当者職名・担当者名	主幹研究員・森田貴己、グループ長・帰山秀樹、 主任研究員・重信裕弥、研究員・三木志津帆、 研究支援職員・東畑顕

1. 研究内容及び方法

(1) 研究内容

福島県の内水面では、漁業再開に向けた福島県のモニタリング調査により安全性が確認され、漁業が再開されている河川もあるが、周辺の汚染状況から直ぐの漁業再開の見込みがない河川ではモニタリング調査も行われていない。そうした河川では、汚染状況の把握や汚染源の特定が望まれている。また、モニタリング調査が行われている河川でも魚類の放射性セシウム (Cs) 濃度にバラツキがあり出荷制限解除に至らない河川が多い。こうした河川では濃度のバラツキの要因解明も望まれている。

本研究課題では、福島県双葉郡川内村から同郡富岡町に至り太平洋に注ぐ河川である富岡川で調査研究を実施し、魚類の放射性 Cs 汚染状況とその汚染源の特定を目的としている。富岡川では現在漁業は自粛中であるが、福島県のモニタリング調査も行われていないため、地元漁協から汚染状況の把握が望まれている。

なお、本調査は福島大学環境放射能研究所への委託事業「福島県富岡川における放射性物質の挙動に関する調査 (代表: 和田敏裕准教授)」によって行われている。

(2) 研究方法

富岡川において図 1 の調査地点を設けた。2021 年 6 月、10 月 (St.1 のみ)、12 月に調査を行い、イワナ、ヤマメ、エゾウグイ、ニホンウナギ、アユ等の魚類、水生昆虫及び陸生昆虫、湖底や川床の泥、河川水を採取した。魚類は河川では電気器具を用いて採取し、滝川ダムでは刺網で採取し、全長・尾叉長 (頭胸甲長)・体長・体重の計測後、主に筋肉部位を放射性 Cs の測定試料とした。捕食物調査のため胃内容物も確認している。昆虫類は網やライトトラップ等で採取した。川床の泥はスコップで、滝川ダムでは (株) 離合社製の不攪乱柱状採泥器 (HR 型) を使用した。河川水はポンプで採水しカートリッジフィルター (0.45 μ m) でろ過後、Cs カートリッジフィルターで Cs を捕集した。Cs-137 の測定は、well 型及び同軸型 Ge 半導体検出器により行なった。

2. 令和 3 年度進捗状況・成果

(1) 調査地点の状況

図 2 に各調査地点の空間線量率を示した。空間線量率は下流域で高い傾向にある。St.1、滝川ダム、St.2 の 3 地点では除染の基準となる 0.23 μ Sv/h を超える値が検出されている。

図 3 に滝川ダム湖底土中の Cs-137 濃度を層別に示した。St.1 では試料採集時に下層部の湖底

土の回収を失敗したために下層部のデータがない。通常、ある程度の深さの地点に濃度のピークが見られ、この層もしくはその直下の層あたりが東電福島第一原発事故時のものであることが多い。例えば、福島県内の大柿ダム湖では、14-16 cm に明瞭な濃度のピークが見られている (Konoplev et al., 2020)。しかし、滝川ダムの湖底土ではこうしたピークが見られていない。これは、滝川ダムは 2011 年 2 月に完成しているが、その後直ぐに東電福島第一原発事故が生じたため、一度も運用されておらず、湖底にかなりの泥が溜まっており今回の採泥ではピーク地点まで届いていないと考えられる。6 月に採取した湖底の表層土を形態別分析 (Tessier et al., 1979) したところ、イオン交換態及び有機態に含まれる Cs-137 量は、それぞれ全体の 0.15 % 及び 0.38 % しか存在しておらず、今後湖底に溜まった泥を下流に放出することがあっても、下流での生態系に移行する Cs-137 量は少ないことが予想される。図 4 に滝川ダム湖水の上層と下層及びその他調査地点の河川水中の溶存態 Cs-137 濃度を示す。滝川ダム湖水下層中の濃度は上層より高い。上層の濃度は、滝川ダム上流地点の濃度と同程度である。上記の形態別分析の結果と併せて考えると、この下層の高い濃度は湖底土からの溶出と推察される。滝川ダム湖水は 6 月には成層化しているが 12 月では成層化しておらず、DO (溶存酸素量) の結果からも鉛直混合していると考えられる (図 5)。しかし 12 月においても Cs-137 濃度は下層で高い結果であった。12 月の調査の数日前にかなりの降雨があったことから、12 月調査での上層の水は流入河川の影響を受けている可能性も考えられる。次回はこうした点も考慮して調査を行いたい。St. 1 の河川水中の Cs-137 濃度は滝川ダム湖水下層の濃度よりは低いものの他の調査地点よりは高い。St. 1 は他の調査地点よりも空間線量が高いことから (図 2)、周辺陸域からの影響を受け濃度が高くなっていると考えられる。

(2) 滝川ダム及び St. 2~4 で採取されたイワナについて

本課題ではイワナ、ヤマメ、エゾウグイ、アユ、ニホンウナギ等を採取した。ここではイワナについて述べる。1 例として、図 6 に採取したイワナのサイズ (全長) 組成を示す。滝川ダムで採取されたイワナは河川 (St. 2, 3, 4) で採取されたものよりも大型の傾向がある。6 月の調査では、滝川ダムでは小型のものは採取されていなかったが 12 月の調査では小型のものが採取されている。6 月の調査では小型個体が偶然採取されていなかったのか、12 月の調査前に小型個体が上流から移入したのかは現在のところ不明である。河川では 6 月と 12 月では採取されるサイズに大きな差異は見られていない。

図 7 にイワナ筋肉中 (河川個体は筋肉主体であるドレス部) の Cs-137 濃度 (Bq/kg-wet) を示す。6 月採取個体より 12 月採取個体のほうが濃度は高い傾向にあり、6 月採取では滝川ダムの個体は河川の個体より高い傾向を示した。滝川ダムでは外れ値を示す個体が存在し、これらは全て基準値 (100 Bq/kg-wet) を超過していた。富岡川 St. 3 でも 12 月に基準値を超過する個体を検出している。

図 8 にイワナのサイズと各調査地点の 6 月と 12 月の筋肉中 (河川個体はドレス部) の Cs-137 濃度 (Bq/kg-wet) を示す。河川個体ではサイズの大きい個体のほうが濃度が高くなる傾向 (サイズ効果) が見られた (6 月: $r = 0.58$, $p < 0.05$. 12 月: $r = 0.75$, $p < 0.01$)。一方、滝川ダムではこうした傾向は見られなかった。滝川ダムでは基準値を超過している個体が複数検出されているが、これらは全て全長 300mm 以下である。

図 9 に各調査地点でのイワナ及びヤマメ胃内容物の分類群ごとの湿重量比を示した。河川の個

体は陸生生物も多く捕食している。滝川ダムの個体はほぼ水生生物（特に魚類）を捕食しているが、空胃の個体も認められた。今回の調査で採取されたイワナの中で最大濃度（481 Bq/kg-wet）は、滝川ダムの12月の調査で採取された個体である。この個体の胃内容物を確認したところ、ガガンボ属の幼虫（水生）が重量比の大部分を占めており、他の滝川ダムでの採取個体とは異なっていた。この個体は上流からの移入個体の可能性もあるが、その主たる生息域は現時点では不明である。現在、他の個体の胃内容組成を調べるとともに、採取している昆虫類のCs-137測定を進めている。また、魚類の炭素・窒素安定同位体元素比の分析も現在進めており、食性とCs-137濃度の関係を整理中である。

(3) St. 1で採取されたアユ及びニホンウナギについて

図10. に富岡川St. 1で採取されたアユの全長とドレス部もしくは全体（内臓を含む）のCs-137濃度の関係を示した。6月よりも10月採取の個体のほうが濃度が高い傾向にある。ドレス部測定で基準値（100 Bq/kg-wet）を超過したのは1個体のみであった。内臓を含めた測定では、濃度が高くなる傾向にあり、これは10月採取の個体で顕著である。これは胃内容物に含まれる藻類やシルトが原因と考えられている（Tsuboi et al., 2015, Morishita et al., 2019）。St. 1は他の調査地点と比較して空間線量が高い（図1）ことから、陸域から流入するCs-137が影響していると思われる。

図11. に富岡川St. 1で採取されたウナギの全長と筋肉中のCs-137濃度の関係を示した。最大値は、10月に採集された全長709mmの個体の99 Bq/kg-wetである。アユでは見られなかったサイズ効果が見られている（6月: $r = 0.87$, $p < 0.05$. 12月: $r = 0.97$, $p < 0.01$ ）

3. 今後の課題

本課題は本年度が初年度であり、富岡川の全体像を把握することに主眼を置いた。富岡川では、河川とダム湖（滝川ダム）において同種の魚類が採取できることから、その比較が容易であり、調査フィールドとして優れていると思われる。また、外れ値となるCs-137濃度を持つ個体も検出され、本課題の目的である河川における魚類の放射性Cs濃度にバラツキが生じる要因解明に役立つ使う外れ値の個体も採取することができている。河川水中のCs-137濃度も上流から下流に至る間に変化が見られ、流域からの影響を検討できる可能性もある。これらのことから、調査フィールドの選定に間違いはなかったと思われる。次年度は、現在進めている採取した魚類の胃内内容物分析や魚類筋肉の炭素・窒素安定同位体比、及び安定Cs濃度の結果を総合的に評価し、試料の採取量や時期等を見直し、調査を計画したいと考えている。

謝辞

本課題の調査は、富岡川漁業協同組合の了承の下で行われており、関係者のご理解に感謝します。

引用文献

Konoplev A. et al. (2013) Reconstruction of time changes in radiocesium concentrations in the river of the Fukushima Dai-ichi NPP contaminated area based on its depth distribution in dam reservoir's bottom sediments. *Environmental Research*, 206, 112307.

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

Tsuboi, J. et al. (2015) Exposure of a herbivorous fish to ^{134}Cs and ^{137}Cs from the riverbed following the Fukushima disaster. *Journal of Environmental Radioactivity*, 141, 32-37.

Morishita, D. et al. (2019) Spatial and seasonal variations of radiocesium concentrations in an algae-grazing annual fish, ayu *Plecoglossus altivelis* collected from Fukushima Prefecture in 2014. *Fisheries Science*, 85, 561-569

図表



図 1. 調査地点 (地理院タイルにサンプリング地点を追記して掲載)

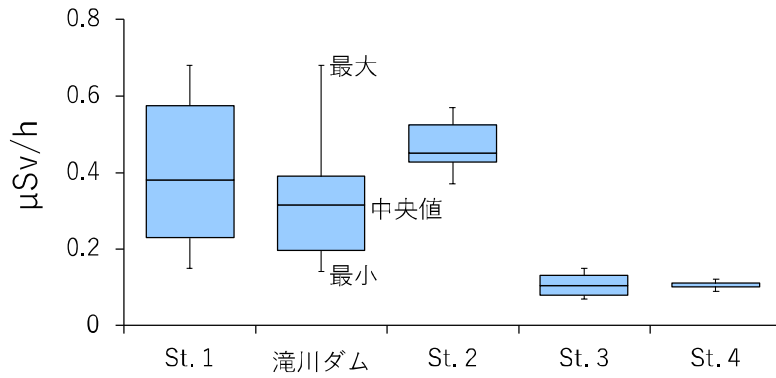


図 2. 調査地点における空間線量率

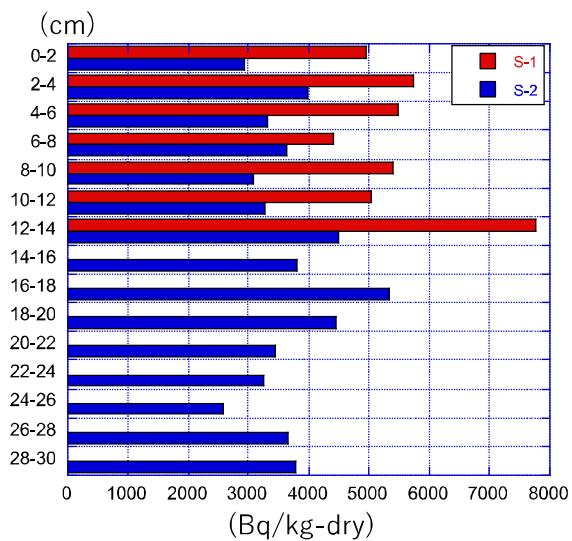


図3. 滝川ダム湖の湖底土中の層別 Cs-137 濃度

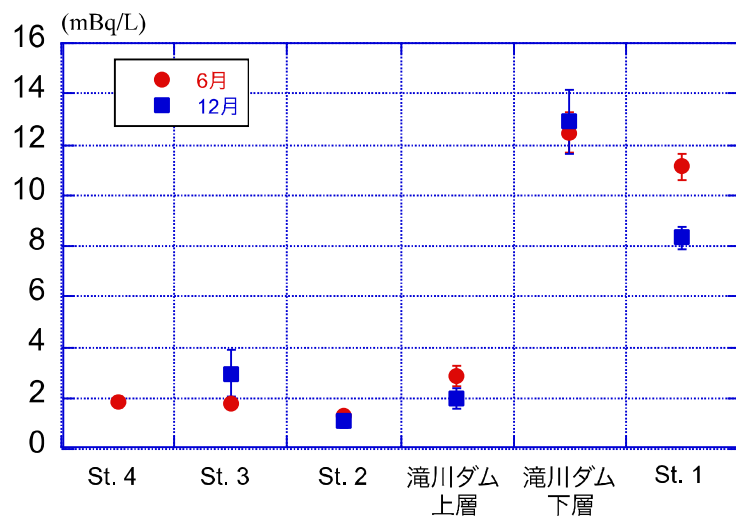


図4. 滝川ダム湖水及び河川水中の溶存態 Cs-137 濃度

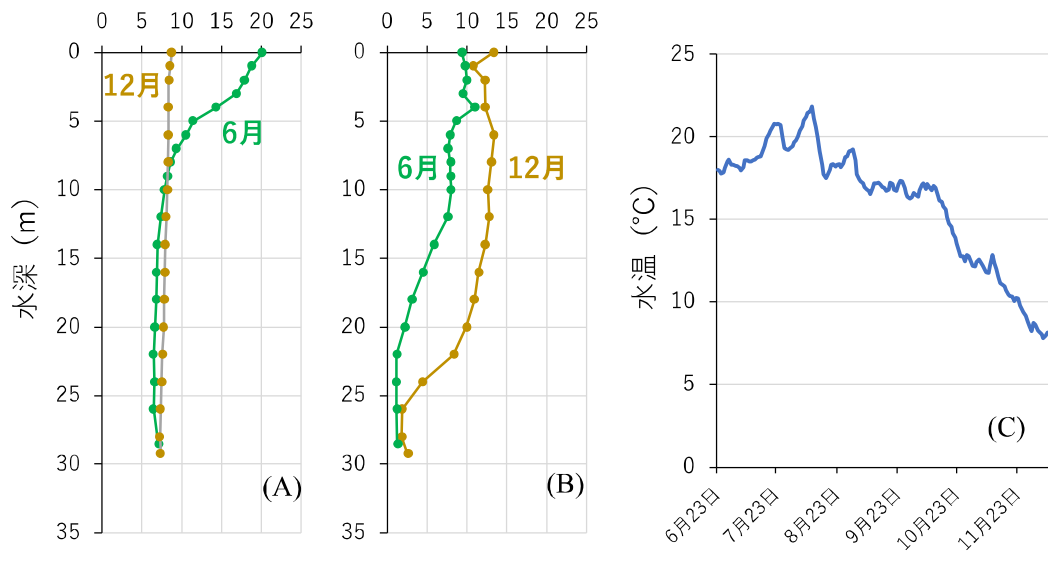


図5. 滝川ダム湖の、A：水温（ ） B：DO（mg/L） C：日平均水温（水深2.5m）

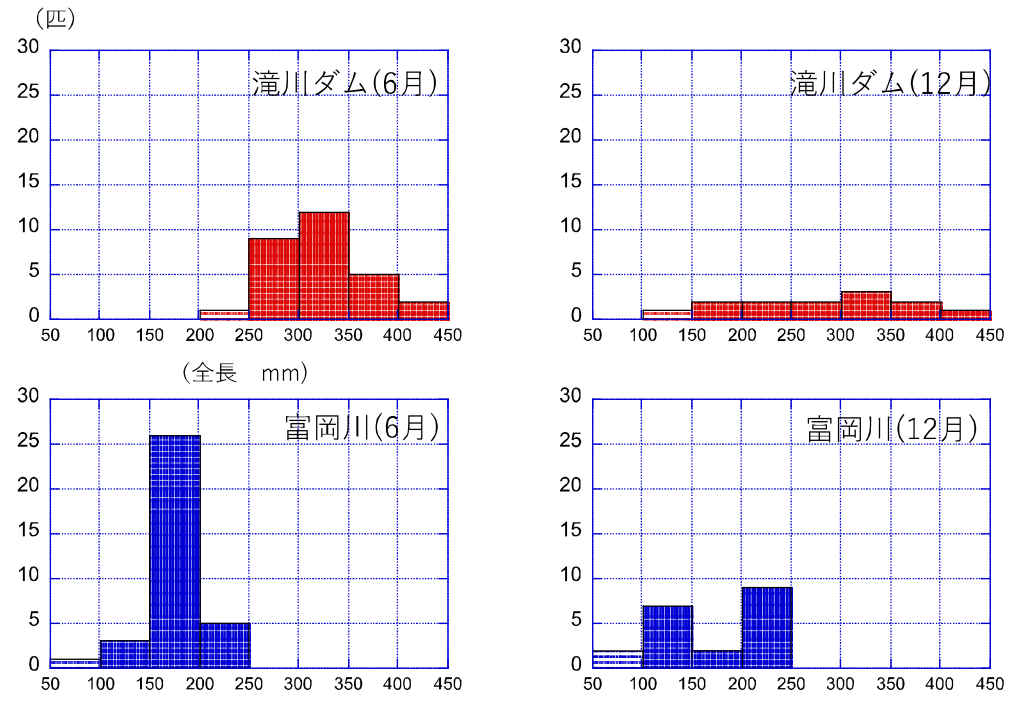


図6. 採取されたイワナのサイズ組成

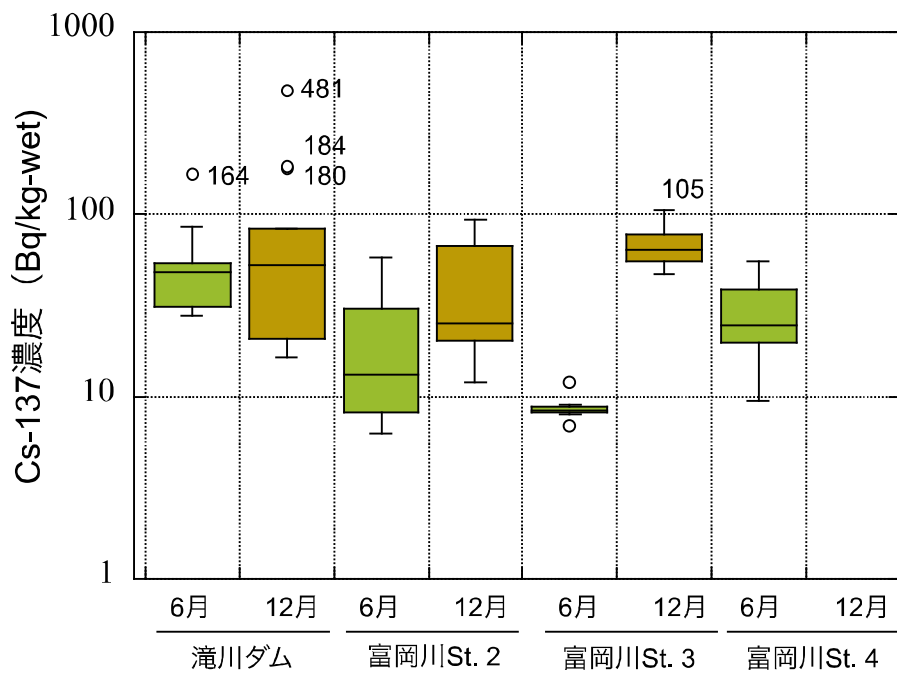


図7. イワナ筋肉中（河川個体はドレス部）のCs-137濃度。グラフ内の数字は基準値（100 Bq/kg-wet）を超過した検体のCs-137濃度。富岡川St. 4の12月の試料は無し。

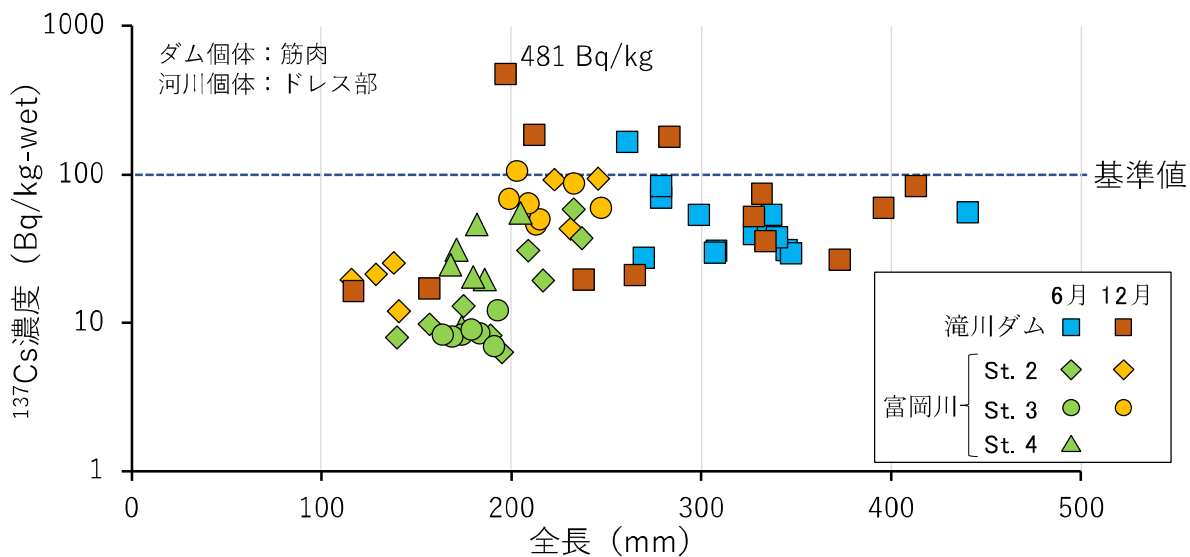


図8. イワナのサイズと各調査地点の6月と12月の筋肉中（河川個体はドレス部）のCs-137濃度（Bq/kg-wet）

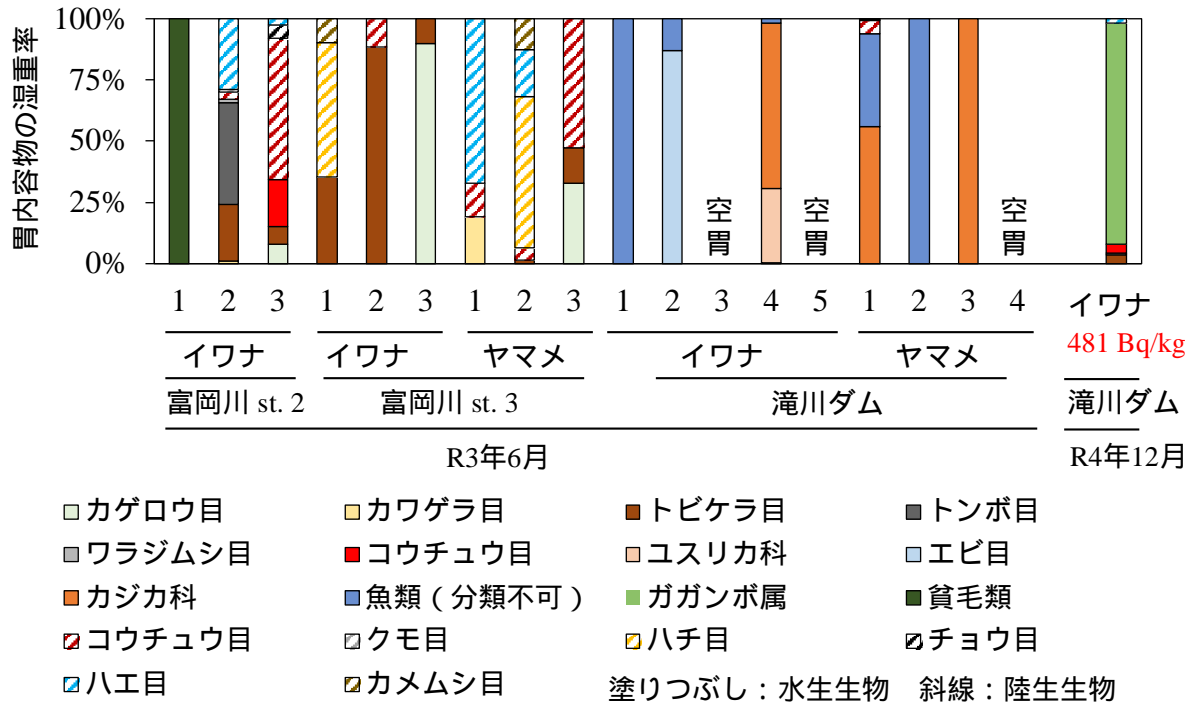


図9. 各調査地点でのイワナ及びヤマメ胃内容物の湿重量比

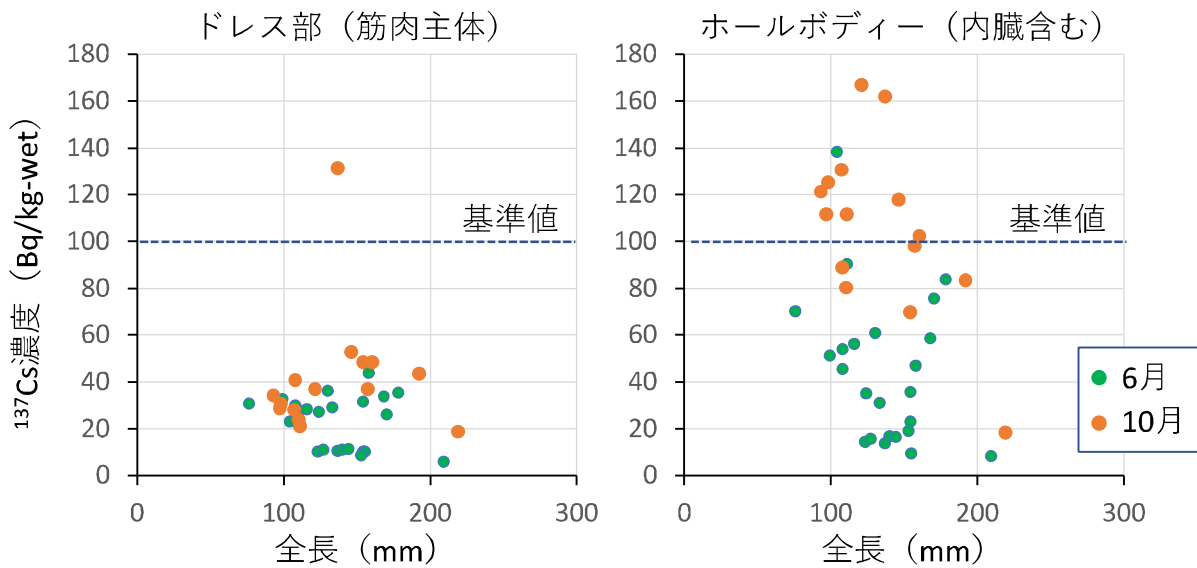


図10. St.1 で採取されたアユの全長とCs-137濃度の関係

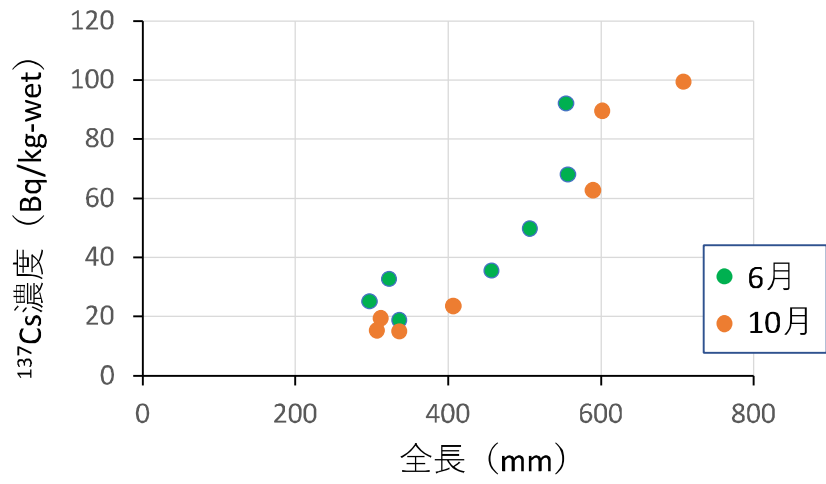


図 11. St.1 で採取されたウナギの全長と Cs-137 濃度の関係

3. 福島県水産業の復興及び再生のための総合研究	
課題番号 3 - 1	課題名：福島県産水産物の高品質化技術開発
研究機関・研究グループ名	水産技術研究所 環境・応用部門 水産物応用開発部 付加価値向上グループ ¹ 福島県水産海洋研究センター 漁場環境部 ²
担当者職名・担当者名	主任研究員・今村伸太郎 ¹ 、村田裕子 ¹ 研究員・富谷敦 ²

1. 研究内容及び方法

(1) 魚類の血抜きは、鮮度保持や貯蔵中の肉質劣化を抑制するために重要な処理であり、鰓膜や尾部静脈から海水水中に放血する方法が一般的である。水産物応用開発部では、これまでに養殖ブリ類を対象とし、血管内容物置換器具（特許出願済）を開発し、従来の方法より高効率、簡便、大量処理が可能な脱血方法を開発した。福島県沿岸で漁獲されるヒラメの高品質化に貢献するため、今年度は養殖ヒラメ活魚を用いてヒラメの血抜き方法を検討した。

(2) 令和3年5月20日、6月2日、6月20日、7月1日、7月15日（キタムラサキウニの漁期中）に福島県いわき市下神白地区において、貝焼きの原料となるキタムラサキウニ 10～16 個体を水研横浜庁舎に送付した。

これらのウニについて、殻高、殻径、重量を計測後、生殖巣を取り出して重量計測、一部をデビットソン液で固定し、残りを分析用に-40℃で凍結保管した。

固定した組織から組織切片を作製し、ヘマトキシリンエオシン染色後、顕微鏡観察により性別と成熟ステージを判定した。

凍結保管した生殖巣から、エキスを調製し、エキス中の遊離アミノ酸、グリコーゲンを分析した。

2. 令和3年度進捗状況・成果

(1) 養殖ヒラメ活魚（平均重量約 1.5 kg）を用い、(1) 海水水中での鰓膜および尾部からの放血、(2) 常温海水中での鰓膜からの放血及び(3) 血管内容物置換器具を用いた血液置換の3つの処理に対する脱血効率を比較した。ヒラメ活魚を神経破壊し、鰓膜および尾部から放血させた場合、放血量は十分ではなかった。鰓膜からの放血を常温海水中で行った場合、放血量が増した。さらに、血管内容物置換器具を用いて水道水を血管に注入（流量 1.5 リットル/分、約 1 分間）すると、写真（図 3-1-(1)-1）のように尾部切断部から血液が放出された。現在、筋肉中の残存血液量の定量及び魚肉のテクスチャー（硬さ）への影響を調査している。以上から、血管内容物置換器具を用いた血液置換によってヒラメの脱血が可能であることが判明した。福島県沖で漁獲されるヒラメは大型であり、テクスチャーや魚臭が養殖魚と異なることが分かっている。次年度は、それらを対象とし、血管内容物置換処理の効果を検討する予定である。

(2) キタムラサキウニの成熟ステージは、漁期の初め（5月）は、すべて成長期で漁期半ば（6月

～7月上旬)に一部の個体で成熟の進行が見られ、漁期終盤(7月中旬)には、半数以上(すべて雄)の個体が成熟前期に移行していた。生殖巣指数は、漁期の初めと終わりに低く、中盤に高い値を示した(図3-1-(2)-1)。

生殖巣の遊離アミノ酸総量は2800～3600mg/100gで、そのうちウニの美味しさに関与しているGlu, Gly, Ala, Val, Metの総量は漁期中、ほぼ一定であった。特に、甘味の強いGly含量が1000mg/100gを超え、遊離アミノ酸総量の1/3以上を占めていた。また、甘味を呈するAla含量も250mg/100g以上と多く含まれていた(図3-1-(2)-2)。

グリコーゲン含量は、8～10%の変動があり、その変化は、上記の美味しさに関与しているアミノ酸の総量の変化に似ていた(図3-1-(2)-3)。マガキでは、グリコーゲン含量が8%以上あると甘味および濃厚感が強い可能性がある^aと報告されている^a。これをキタムラサキウニに当てはめれば、甘味と濃厚感が強いことを示している。

(参考文献)

a: Murata, Y., Touhata, Ken., Miwa, Ryuichi. (2020) Correlation of extractive components and body index with taste in oyster *Crassostrea gigas* brands. Fish. Sci. 86, 561-572

3. 今後の課題

(1)今年度の成果から、養殖ヒラメの血抜き方法が確立した。福島県で水揚げされたヒラメ活魚もしくは鮮魚を用い、血抜きの効果を検証する予定である。s

(2)ウニの貝焼きは、いわきの特産であるが、海外産の原料ウニを使用した類似品がいわき市内の商業施設で販売されており、価格は安価であるが品質は、劣っていた(詳細は次年度以降調査する予定)。しかし、最近、他地域で同様の製品(国産)が製造、販売されているという情報があり、市場での競合が危惧されている。今後、ウニの貝焼き生産者が所属するいわき市漁協と連携をとって、本課題で得られたデータを販促に活用するなど貝焼きの市場での差別化を検討すべきである。

4. 備考

なし

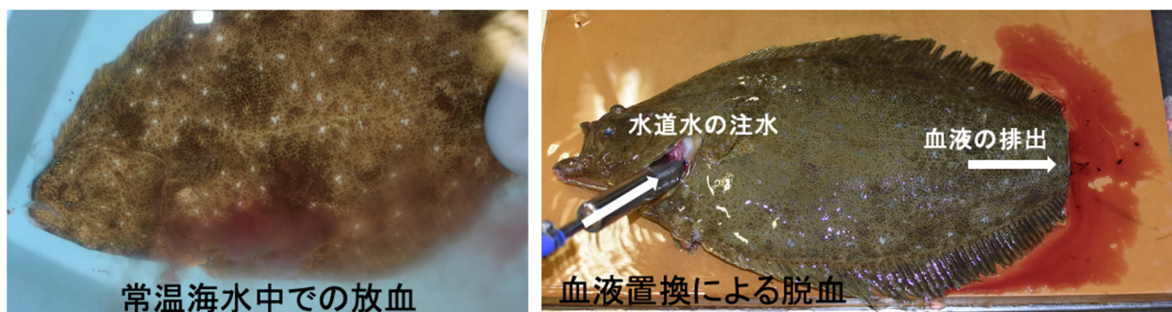


図3-1-(1)-1 養殖ヒラメ活魚を用いた効率的な血抜き方法の検討

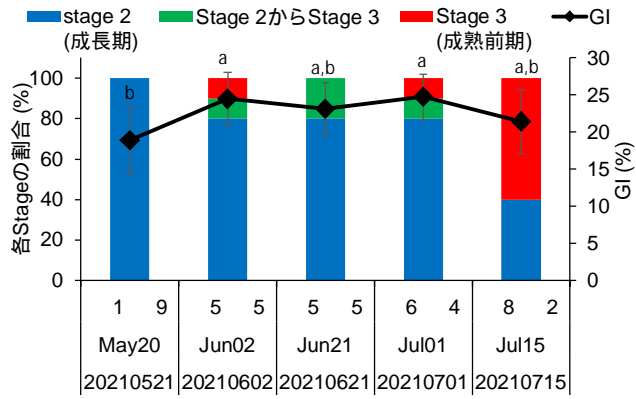


図 3-1-(2)-1 成熟ステージと生殖巣指数 (GI)

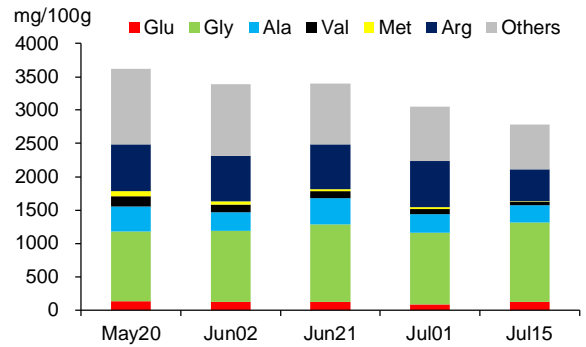


図 3-1-(2)-2 遊離アミノ酸組成の変化

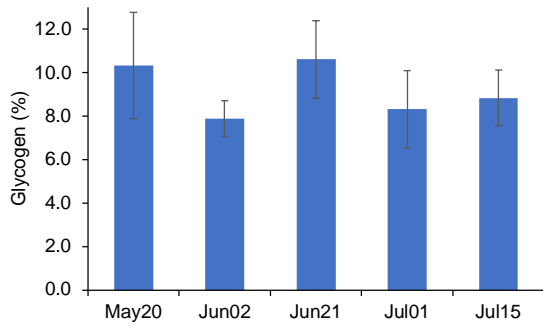


図 3-1-(2)-3 グリコーゲン含量の変化

3. 福島県水産業の復興及び再生のための総合研究	
課題番号 3 - 2	課題名：消費者視点を基盤とした福島県産水産物の販売戦略構築
研究機関・研究グループ名	水産技術研究所 環境・応用部門水産物応用開発部付加価値向上グループ ¹ 水産技術研究所 養殖部門養殖経営・経済室 ² 水産資源研究所 社会・生態系システム部漁業管理グループ ³
担当者職名・担当者名	グループ長・石原賢司 ¹ 研究員・世古卓也 ¹ 、若松宏樹 ² 、神山龍太郎 ³

1. 研究内容及び方法

(1) 福島県産水産物の成分分析

福島県産水産物の消費喚起のためには、福島県産水産物の食品科学的特徴を調査し、その脂の乗りや味、食感といった情報を数値化することが必要である。また、それらの情報を旬の特定やレシピ開発に用いることで消費者に馴染みのある情報に変換し、魅力を発信することが重要である。本研究では、福島県産水産物の食品科学的特徴を捉えることを目的として、福島県沿岸で漁獲される水産物（ヒラメ、マアナゴ、サワラ等）を対象に一般成分（水分、タンパク質、脂質、炭水化物、灰分）分析を行い、サイズや季節の違いが成分に及ぼす影響を調査した。ヒラメについては歯ごたえの指標である破断強度を解体当日に0日目破断強度として測定した。マアナゴ、サワラについては脂質含量から旬の特定を行った。マアナゴについてはEPA, DHA含量から栄養に関する評価を行った。また、女子栄養大、東京家政大と共同で福島県産水産物を用いたレシピ開発を実施した。

実験に用いるヒラメ、マアナゴは小名浜地区、サワラは相双地区の漁港に水揚げされたものを産地仲買人を通じて購入した。ヒラメは全長、体重、肝臓重量、生殖腺重量、胃内容物重量、性別を記録した後、五枚に卸し、筋肉を有眼腹側、有眼背側、無眼腹側、無眼背側に分けた。有眼腹側の皮を除去し、検体とした。マアナゴは全長、肛門長、体重、内臓除去重量を記録した後、三枚に卸し、片側の筋肉の皮を剥がすことで、筋肉の皮ありと皮なしの検体を得た。サワラは全長、尾叉長、体重、肝臓重量、生殖腺重量、雌雄を記録した後、三枚に卸し、皮を剥がして背側筋肉と腹側筋肉を得た。それぞれの検体は5mm角サイズになるように包丁で破碎し、一般成分分析用サンプルとした。一般成分は水分を凍結乾燥による重量変化による測定法、タンパク質をケルダール法、脂質をソックスレー法、灰分を乾式灰化法により測定し、100%からそれぞれの値を差し引いた値を炭水化物の値とした。EPA、DHAは検体を凍結乾燥した後ミルサーで粉碎し、Folch法により総脂質を抽出した。三フッ化ほう素メタノール錯体溶液で脂肪酸をメチルエステル化し、ガスクロマトグラフィー-水素炎イオン化検出器（GC-FID）で測定した。レシピについてはチダイ、ホウボウ、カナガシラ、ユメカサゴ、ミギガレイ、ヒレグロ、ヒイカ等を用いたものを開発した。

(2) 福島県産水産物の消費に関する調査

福島県産水産物の消費喚起のためには、消費者の購買意欲を高める施策が求められる。そこで購買意欲の喚起に有効な情報の内容を明らかにするために、味、鮮度、レシピ等に関する情報提

供が購買意欲に及ぼす影響を選択実験の手法により明らかにすることを目的とした。そのために、フォーカスグループディスカッションを併用して調査票を開発し、ウェブ調査によりデータを収集した。選択実験の属性と水準は表 3-2-(2)-1 のように設定した。完全実施要因直交表でプロファイルを作成し、D 効率性が最大となるように 32 選択肢集合を抽出した。選択肢集合を 8 つの選択肢集合からなる 4 つのブロックに分割し、それらをランダムに消費者に割り当てた。調査時において質問の順序はランダムとした。さらに、8 つの質問の間のランダムな位置に図 3-2-(2)-1 のような鮮度ラベルに関する情報提供の画面を挿入した。調査票では選択実験の質問以外に、消費者の属性（年齢、性別、家族構成、年収等）や水産物購入に関する態度や行動（魚の購入頻度、魚を購入する際に最も重視する点等）を尋ねた。調査対象者は福島県産水産物の主な流通先と考えられる関東 1 都 6 県（茨城県、栃木県、群馬県、千葉県、埼玉県、東京都、神奈川県）福島県、宮城県の消費者 4000 名とし、人口統計に基づいて都道府県別年齢別男女別の人口構成に即してサンプル数を割り付けた。

得られたデータを条件付きロジットモデルおよび潜在クラスロジットモデルにより分析した。なお、データのうち、8 つの質問全てで「どちらも買わない」を選択した消費者または魚の購入頻度の質問で「購入したことがない」と回答した消費者をサンプルから除いた。分析に用いた変数は表 3-2-(2)-2 の通りである。潜在クラスロジットモデルではクラス数を 2 から順に増やしたところ、クラス数 5 で推定結果が収束しなくなった。収束したモデルのうち最も BIC の低いクラス数 4 のモデルを最終的に採択した。

ウェブ調査では、さらに、トリチウムや ALPS 処理水に関する知識、ALPS 処理水放出後の検査結果への信頼、国産ヒラメと比べた福島県産ヒラメへの支払意思額も尋ねた。トリチウムや ALPS 処理水の知識については、復興庁広報資料「ALPS 処理水について知ってほしい 3 つのこと」に掲載される情報に基づき作成した。また、福島県産ヒラメへの支払意思額については仮想市場評価法により回答を得た。具体的には、食料品店でヒラメの柵を購入しようとしているという仮想状況において、国内産ヒラメ 100g600 円を基準として福島県産ヒラメ 100g をいくらなら買ってもよいかを、支払いカード方式により選択させた。「ゼロ円でも買わない」と回答した消費者を除いた残りのサンプルのデータを用い、グループデータ回帰により支払意思額に影響を及ぼす要因を分析した。

(3) 福島県産水産物の流通に関する調査

福島県産水産物では震災以前のように流通量が回復しない原因として流通の固定化などの問題が指摘される。こうした流通上の問題の解決に資するために、バリューチェーンのうち関東の流通業者や小売業者等が産地に求めるニーズや課題を明らかにすることを目的とした。そのために、主に関東の流通業者や小売業者等に対し半構造化面接による聞き取り調査をおこない、水産物のバリューチェーン、仕入・販売のコストやリスクの実態を明らかにすることを目標とした。しかしながら、令和 3 年度はコロナウイルスの蔓延が続き、蔓延が落ち着いた時期には年末商戦のため小売店が繁忙期となり、調査ができなかった。そのため、本年度は先行研究等のレビューをおこなうと共に調査票開発をおこなった。

2. 令和 3 年度進捗状況・成果

(1) 福島県産水産物の成分分析

【ヒラメの成分分析】

2021年5月から2022年2月にサンプリングされたヒラメの全長は38.9-89.3 cm、体重は0.587-7.14 kgであり、7月から10月のサンプルは刺網、それ以外は底曳網で漁獲されたものであった(表3-2-(1)-1)。一般成分のうち水分、タンパク質、脂質について季節変動を評価したところ、9月のヒラメは水分が減少し、タンパク質含量が増加することが明らかとなった(図3-2-(1)-1a, b)。また、5、8、2月のヒラメには脂質含量が2%を超える個体が確認された(図3-2-(1)-1c)。また、0日目(解体当日)の破断強度は9月に最大となった(図3-2-(1)-2)。これらの結果から破断強度に水分の減少とタンパク質の増加が関連することが示唆された。しかし、9月のヒラメは刺網で漁獲されており、一般的に底曳網で漁獲された水産物よりも鮮度がいいとされるため、この破断強度の上昇は鮮度を反映していることも推察された。大型のヒラメは水っぽい、大味であると評価されることから、体重と水分、タンパク質の関係を解析したところ、体重と水分に有意な正の相関($p = 0.0038$)、体重とタンパク質含量に有意な負の相関($p = 0.0002$)が認められた(図3-2-(1)-3a, b)。また、破断強度と水分には有意な負の相関が認められた($p = 0.0009$ 、図3-2-(1)-3c)。また、脂質含量と体重の関係について解析したところ、小型個体の脂質は季節で大きな変動は認められないが、大型個体の脂質は季節性があることが示された(図3-2-(1)-5)。特に2月の大型個体はすべて脂質含量が1%を超えていた。味に係する遊離アミノ酸含有量は福島県産ヒラメで2月に増加することから^a、2月の大型の福島県産ヒラメは脂がのり味わいがあることが示唆された。

【マアナゴの成分分析】

2021年5月から2022年12月にサンプリングされたマアナゴの全長は43.6-99.4 cm、体重は121.6-2132.8 gであり、7、8、10月はどう漁業、5、6、11、12月は底曳網で漁獲されたものであった(表3-2-(1)-2)。9月は水揚げ量が少なくサンプルを入手できなかった。皮を剥がした筋肉の一般成分のうち水分、タンパク質、脂質について季節変動を評価したところ、福島県産マアナゴは夏季に水分が減少し、脂質が増大した(図3-2-(1)-5a, c)。タンパク質は12月に最大となった(図3-2-(1)-5b)。体重と脂質含量の関係を解析したところ体重の増加に伴い脂質含量が増加し、約20%で頭打ちとなった(図3-2-(1)-6)。皮を剥がした筋肉のEPA、DHAは脂肪含量の増加に伴い増大し、脂質含量7%以上の個体のDHA含有量は日本食品標準成分表2020年版(八訂)に示されたマアナゴのDHA含有量(550 mg/100 g)よりも大きかった(図3-2-(1)-7)。東京湾のマアナゴに関する先行研究では大型個体の脂質含量は産卵のために夏に低下することが示されているが^b、福島県産のマアナゴは夏季に脂質含量が増加し冬季に減少した(図3-2-(1)-5c)。これは、海域による産卵期の違いによるものと推測されるが、常磐沖マアナゴの産卵に関しては情報が乏しく詳細は不明である。一方で、脂ののる時期が東京湾産と異なることは商品として競合することを避けることができるため、福島県産マアナゴの商品価値を説明する上で重要な情報が得られた。また、大型のマアナゴは常磐沖に特徴的な個体であることが示されており^c、それらの脂質含量が高いことは福島県産マアナゴの付加価値を高めることができると考えられた。

【サワラの成分分析】

2021年10月から2021年12月にサンプリングされたサワラの尾叉長は67.2-93.1 cm、体重は2083-5492 gであり、流網漁業で漁獲されたものであった(表3-2-(1)-3)。腹側筋肉、背側筋肉

の脂質含量は10月29日、11月12日に高い個体が多く、11月26日以降は脂質含量の低い個体の割合が増えた(図3-2-(1)-8)。近年、各県がサワラのブランド化に取り組んでおり、その基準として脂質含量10%以上を掲げている。今年度のサンプルでは10月29日に12個体中6個体、11月12日に9個体中4個体が脂質含量10%を超えており、10月下旬から11月中旬にかけての福島県産サワラはブランドサワラ級の脂質含量であったことから、福島県産サワラの販売戦略構築に活用可能な情報が得られた。また、脂質含量と尾叉長に有意な負の相関が認められた(図3-2-(1)-9)。体重と尾叉長をプロットした結果、脂質10%以上の個体の多くは回帰直線よりも下に位置し、体重が重くて尾叉長の短い個体が脂質含量の高い個体であることが示唆された(図3-2-(1)-10)。

【福島県産水産物を用いたレシピ開発】

福島県内の小売店で購入した福島県産水産物を用いてレシピ開発を行った。女子栄養大ではチダイのコブサラダ、ホウボウのホイル焼き、カナガシラのスープ、ヒイカのパン格拉タン、ニクモチカレイ(ミギガレイ)のチーズカツレツ、ニクモチカレイの炊き込みご飯、ユメカサゴの煮つけ~柚子胡椒の香り~、ユメカサゴのレモン胡椒仕立て、ユメカサゴの香味油漬け、ユメカサゴとジャガイモのムニエル~ラビゴットソース~、ムシガレイのフリッターのナポリタン和え、ヒレグロのハンバーグを開発した(図3-2-(1)-11)。東京家政大では、同様に柳ダコのマリネ、ユメカサゴのチーズリゾット、ユメカサゴのトマトリゾット、ユメカサゴの炊き込みご飯、塩サバの南蛮漬け、塩サバのメ寿司、カレイのピルピル、カレイのナゲット、ドンコのしんじょう(イカ入り)、メヒカリの柳川鍋のレシピを開発するとともに、レシピを紹介するための動画を複数制作した(図3-2-(1)-12)。

(参考文献)

a: 森下大悟「ヒラメの脂質及び遊離アミノ酸濃度の季節変化からみた旬」福島県水産海洋研究センター行政支援情報 b: 田島良博ら(2012)「東京湾におけるマアナゴ *Conger myriaster* の生物学的特性」神水セ研報第5号 c: 石田敏貝ら(2003)「常磐海域におけるマアナゴについて」福島水試研報第11号

(2) 福島県産水産物の消費に関する調査の結果

【選択実験による鮮度、味、レシピへの評価の分析結果】

条件付きロジットモデルと潜在クラスロジットモデルの推定結果を表3-2-(2)-3に示す。ASCはベースとなる「宮城県産」「天然」でラベルがついていないヒラメの評価結果を示す。条件付きロジットモデルでは、「茨城」「カルパッチョ」「活締め×情報」を除いた全ての変数のパラメータが統計的に有意となった。鮮度や味のラベルは評価を高める一方、レシピのうちムニエルはマイナスの評価を与えるという結果が示された。「福島県産」と「養殖」はどちらもマイナスの評価となったが、「福島×養殖」の交互作用はプラスで有意となった。消費者の異質性を考慮した潜在クラスロジットモデルの結果、複数のグループで有意となる商品属性と特定のグループでのみ有意となる商品属性があることが示された。養殖や鮮度は3グループで共通して有意となるが、味やレシピの変数は特定のクラスでのみ有意となった。価格のパラメータはclass bとcでは非有意となった。

鮮度への高い評価は多くの消費者に共通しており、さらに、効果も大きいという結果から、鮮度を訴える情報提供は最も効果的と考えられる。ただし、活締めや朝締めは生産者に一定の労力、すなわち、コストがかかることから費用対効果を考慮することが必要と考えられる。味に関して、一定の消費者層が高く評価することが示された。FGD では「うま味が豊富」というラベルにした場合に、「人工添加物が入っていそうなため買いたくない」という趣旨の意見もあった（このせのため、選択実験の味の属性では「これはうまい！」というラベルを設定した）。したがって、味の表示によって高評価を得るためには、情報伝達の内容や方法に注意が必要と考えられる。レシピについては、ムニエルという表示がマイナスとなったが、FGD の際も「加熱調理をおすすめすることは、鮮度が低いから加熱した方がよいという連想がある」という趣旨の意見や「加熱調理したおかずとしては分量に対して割高」という趣旨の意見があった。つまり、ヒラメという刺身用高価格食材との相性の悪さやムニエル等の加熱調理したおかずの材料に期待される価格帯が低いということが考えられる。また、カルパッチョのラベルに有意な効果が見られなかった理由は、カルパッチョという生食のレシピであれば価格を引き下げよう効果はないものの、家庭においてカルパッチョを作るニーズがなかった可能性が考えられる。以上のことから、効果的なレシピラベルの条件として、商品との相性や用途に求められる価格帯、家庭調理のニーズなどを考慮することが必要と考えられた。

トリチウムや ALPS 処理水の知識に関する結果は図 3-2-(2)-2 および図 3-2-(2)-3 の通りである。トリチウムや APLS 処理水に関する知識を「どれも知らない」と回答する消費者が約 6 割存在した。また、個別の項目については、ほとんどの項目で 8 割の消費者が知らないと回答した。また、海洋放出後の検査結果を信頼できるかという問いに対しては多くの回答者が「どちらともいえない」と回答し、次いで「信頼できる」または「ある程度信頼できる」と答える回答者が比較的多かった（図 3-2-(2)-4）。以上のように調査時点（2021 年 10～11 月）でのトリチウムや ALPS 処理水に関する知識の普及状況を明らかにすることができた。また、ALPS 処理水の知識の数や検査結果への信頼が福島県産ヒラメへの評価に及ぼす影響をグループデータ回帰で分析した結果、どちらも有意に評価を高めることが明らかとなった。

(3) 福島県産水産物の流通に関する調査

文献のレビューの結果、近年の小売店における鮮魚部門の現状とニーズについて、以下のよう
にまとめられた。まず、全体的な傾向として、鮮魚部門はほとんどの客が経由するため店舗全体の集客・売り場づくりにおいて重要とみなされている一方^a、黒字化が困難な部門とみなされていた。黒字化が困難な理由には、調達不安定さや鮮度劣化（によるロス）、加工人材不足が挙げられ、定期的な調達と利益確保が可能な養殖・冷凍魚の位置づけがますます高まっていた^b。また、量販店は過剰出店（オーバーストア）状態で競争が激化しており、差別化が求められる中で、地域密着^cや経験価値の提供^{d,e}を重視する企業も登場していた。以上のことから、小売店において天然魚は利益確保が難しい商材である一方、地魚や産地直送といった特徴のある天然魚やスポット的に水揚げされ安い天然魚、定番品（季節的なものも含む）として欠かすことができない天然魚^fなどのニーズが存在すると考えられた。

こうしたニーズに対し福島県漁業がどのように対応していくか、という点では流通の固定化の問題の解決が必要だが、流通の固定化を直接的に扱う文献はみられなかった。しかし、近年の量

販店のサプライチェーンにおいては、量販店が計画的調達を目指す一方産地において供給が変動するため、リスクをサプライチェーンの間（特に、消費地卸売と産地出荷業者）の間で分担していることが指摘されていた^{g,h}。こうした対応は産地と消費地の業者が統合的關係を強めていると考えられる。また、流通コスト削減や集荷競争のために量販店向けサプライチェーンは中核的な消費地市場と中核的な産地市場に集中化している^{g,i}。福島県漁業は現在復興の途上にあり生産量が震災前に比べ少ないことから、量販店向けの定番品の販路開拓のためには生産量を増やし集荷力を向上させ、系列の一部に参画していくことが求められると考えられる。スポット品（大量漁獲され値が安い天然魚）に対してもニーズがあることから^{a,b,g}、こうした水揚に関する情報を消費地の流通業者に積極的に提供することが販路拡大に有効と考えられる。

（参考文献）a：高橋広行．（2014）．消費者視点の業態研究 スクリプト概念にもとづく食品スーパーの業態認識．流通研究，16(2)，49-75． b：ダイヤモンド・チェーンストア2019年11月号． c：佐野雅昭．（2017）．水産物小売の現代の特徴とその再生：スーパーチェーンの限界と未来． d：高橋広行．（2016）．消費者視点の小売イノベーション 食品スーパーを対象に．マーケティングジャーナル，36(2)，44-61． e：近藤公彦．（2013）．小売業における価値共創 経験価値のマネジメント．マーケティングジャーナル，32(4)，50-62． f：見崎福司．（1999）．魚バイヤーの覚書：生涯をサカナの仕入れと開発にささげた男の物語．日刊食料新聞．p.196． g：山本尚俊，亀田和彦．（2000）．卸売市場法の改正と水産物卸売市場流通の変容．長崎大学水産学部研究報告，（81），81-115． h：婁小波．（1994）．水産物産地流通の経済学．学陽書房．p.234． i：常清秀．（2019）．地域漁業が産地流通に何を求めているのか？ 過去・現在・未来．地域漁業研究，59(1)，1-9．

3. 今後の課題

（1）ヒラメについては、大型個体の評価が低下する一因として水分の増大が示唆された。大型のヒラメが水揚げされることは他県との差別化に有効であるため、これを美味しく食べられる調理法や加工法の検討が課題である。また、破断強度の測定については刺網と底曳網で漁獲されたもので鮮度に大きな差があることから、漁法別に測定する必要がある。マアナゴについてはサイズに依存して脂質含量が増加することが明らかになり、脂質の大小に応じた用途の検討が可能となった。ただし、大型個体は骨が太いなどの課題もあるため、サイズに応じて適切な加工法や調理法の検討が必要である。サワラについては10月下旬から11月中旬にかけて、脂質含量10%を超える個体が多く水揚げされることが明らかになり、脂質含量による選別ができれば福島県産サワラの付加価値向上が期待できる。一方で、各県のブランドサワラは脂質含量だけでなく、一本釣りで高鮮度なものを供給していることから、流網で漁獲された福島県産サワラの鮮度保持技術も必要だと考えられた。レシピについては、そのレシピを見てその魚の購買意欲が湧くか、購入にあたってさらに知りたい情報は何かを小課題2と関連して情報収集し、適切な情報提供方法を探索する必要がある。

（2）消費者調査の課題

鮮度や味、レシピに対する消費者評価の分析では、味やレシピに関する表示の際に情報の伝達方法に注意が必要であることが明らかとなった。したがって、どのような情報伝達の方法が効果的なのかを明らかにすることが今後の課題と言える。

トリチウムや ALPS 処理水に関する消費者の知識の普及実態をモニタリングすることが今後の課題である。また、令和 3 年度の福島県産ヒラメへの仮想市場評価法による質問の回答は、予想より低い結果となっていた。ALPS 処理水等に関する質問の後に尋ねたため、消費者の不安を喚起し、低評価となった可能性が考えられる。また、ヒラメを含めた魚を買いたくない消費者が低い評価を与えた可能性もある。これらの要因を制御した分析をおこなうことが今後の課題と言える。

(3) 流通調査の課題

コロナウイルスが収束し、かつ、流通業者の繁忙期を過ぎた時期を狙い、調査を実現することが最大の課題と言える。

4. 備考

図表

(1) の図表

表 3-2-(1)-1 ヒラメの全長および体重

月	個体数	全長 (cm)				体重 (kg)			
		最小	最大	平均	標準偏差	最小	最大	平均	標準偏差
5	9	46.2	66.1	54.5	7.80	1.05	3.09	1.85	0.82
6	12	44.8	80.4	61.9	11.9	1.03	5.17	2.98	1.54
7	12	50.9	78.2	63.3	7.80	1.59	5.34	3.10	1.13
8	12	51.7	77.9	62.7	9.10	1.49	4.4	2.77	1.17
9	13	42.5	82.3	57.2	11.2	0.74	5.27	2.08	1.31
10	10	45.1	89.3	64.6	16.7	0.9	6.42	3.04	2.16
11	10	54.2	89.7	64.1	12.7	1.33	7.14	2.78	2.09
12	9	47.0	83.2	64.5	13.8	0.615	5.17	2.69	1.71
1	9	38.9	73.5	54.1	14.1	0.587	4.37	1.90	1.45
2	9	42.1	82.5	64.0	15.0	703.8	6.54	3.37	2.19

表 3-2-(1)-2 マアナゴの全長および体重

月	個体数	全長 (cm)				体重 (g)			
		最小	最大	平均	標準偏差	最小	最大	平均	標準偏差
5	8	49.0	99.4	63.5	17.0	173	2133	598	650

6	11	52.0	84.0	64.6	10.7	202	1274	491	347
7	14	60.0	88.2	71.5	8.8	338	1358	666	284
8	9	70.4	76.6	73.4	2.4	544	845	657	111
9	0								
10	11	62.0	76.0	69.2	4.2	333	577	486	83.7
11	9	49.2	81.0	65.3	10.6	154	775	446	220
12	13	43.6	91.0	60.8	17.0	122	1339	449	449

表 3-2-(1)-3 サワラの尾叉長および体重

月	個体数	尾叉長 (cm)				体重 (g)			
		最小	最大	平均	標準偏差	最小	最大	平均	標準偏差
10月29日	12	71.8	83.1	77.7	4.18	2644	4027	3398	413
11月12日	9	67.2	81.0	73.5	5.20	2083	4038	3093	615
11月29日	10	72.1	89.3	78.5	4.92	2913	4670	3559	579
12月15日	3	85.2	93.1	88.1	4.35	4277	5492	5031	658

表 3-2-(2)-1 選択実験の属性と水準

属性	水準
価格 (円 / 100g)	500 / 650 / 800 / 950
生産方法	天然 / 養殖
産地	青森県 / 宮城県 / 福島県 / 茨城県
鮮度	活締め / 朝締め / (ラベルなし)
味	これはうまい! / (ラベルなし)
レシピ	ムニエルにもおすすめ / カルパッチョにもおすすめ / (ラベルなし)

表 3-2-(2)-2 変数の説明

変数	説明
主効果	
価格	選択肢に提示された価格のカテゴリカル変数 (500, 650, 800, 950)
青森	産地が「青森県」であれば1、そうでなければゼロのダミー変数
福島	産地が「福島県」であれば1、そうでなければゼロのダミー変数
茨城	産地が「茨城県」であれば1、そうでなければゼロのダミー変数
養殖	生産方法が「養殖」であれば1、そうでなければゼロのダミー変数

活締め	「活締め」ラベルがあれば1、そうでなければゼロのダミー変数
朝締め	「朝締め」ラベルがあれば1、そうでなければゼロのダミー変数
うまい	「これはうまい!」のラベルがあれば1、そうでなければゼロのダミー変数
ムニエル	「ムニエルにもおすすめ」のラベルが1、そうでなければゼロのダミー変数
カルパッチョ	「カルパッチョにもおすすめ」のラベルがあれば1、そうでなければゼロのダミー変数
ASC	商品1または2であれば1、そうでなければ(「どちらも買わない」を選択すれば)ゼロのダミー変数
交互作用	
福島×養殖	産地が「福島県」かつ生産方法が「養殖」であれば1、そうでなければゼロのダミー変数
活締め×情報提供	鮮度が「活締め」かつ鮮度の情報提供以後の回答である場合に1、そうでなければゼロのダミー変数
朝締め×情報提供	鮮度が「朝締め」かつ鮮度の情報提供以後の回答である場合に1、そうでなければゼロのダミー変数
消費者の属性	
年齢	年代別のカテゴリカル変数(20歳代=1、30歳代=2、40歳代=3、50歳代=4、60歳代=5、70歳代=6、80歳代=7)
性別	女性ならば1、そうでなければゼロのダミー変数
世帯収入	収入階層別のカテゴリカル変数(200万円未満=100、200万円以上~400万円未満=300、400万円以上~600万円未満=500、600万円以上~800万円未満=700、800万円以上~1,000万円未満=900、1,000万円以上~1,500万円未満=1250、1,500万円以上=1750)
子どもの有無	小学生以下の子供がいれば1、そうでなければゼロのダミー変数
魚の購入頻度	カテゴリカル変数(月に1回未満=1、月に1回=2、2、3週に1回=3、週に1回=4、週に2、3回=5、ほぼ毎日=6)

表 3-2-(2)-3 条件付きロジットモデルおよび潜在クラスロジットモデルの推定結果

変数	条件付きロジット モデルの推定値		潜在クラスロジットモデルの推定値							
			Class a	Class b	Class c	Class d				
ASC	3.938	**	13.516	**	3.175	**	2.829	**	2.673	**
価格	-0.004	**	-0.013	**	-0.001		0.000		-0.005	**
養殖	-0.449	**	-0.768	**	-1.335	**	-0.015		-0.529	**
青森	0.106	**	0.288	*	0.896	*	-0.298	**	0.464	**
福島	-0.379	**	-0.389	**	-1.316	**	0.013		-0.419	**
茨城	-0.013		0.016		-0.281		-0.146		0.003	
活締め	0.334	**	0.372	*	0.471		0.500	**	0.219	*
朝締め	0.420	**	0.378	**	0.153		0.499	**	0.341	**
うまい!	0.204	**	0.164		0.316	**	0.208	**	0.086	
ムニエル	-0.196	**	-0.340	**	0.287		-0.104		-0.094	
カルパッチョ	-0.039		0.032		0.343	*	0.034		0.109	
福島×養殖	0.205	**	0.144		-0.423	*	0.003		0.377	**
活締め×情報	-0.087		-0.112		-0.045		0.028		0.110	
朝締め×情報	0.134	**	0.269		0.362		-0.047		0.049	
class			2.708	**	-		1.837	**	1.681	**
収入			-0.001	**	-		-0.001	*	-0.001	**
年齢			-0.179	**	-		-0.378	**	-0.078	
性別			-0.234		-		-0.689	**	0.241	
子どもの有無			0.243		-		0.629		0.471	
魚を買う頻度			-0.113		-		0.169		-0.151	*
					-					
クラス割当確率			0.390		0.152		0.226		0.232	
AIC	37125.10		30276.92							
BIC	37236.28		30864.59							

注：**は1%水準、*は5%水準で有意であることを示す。

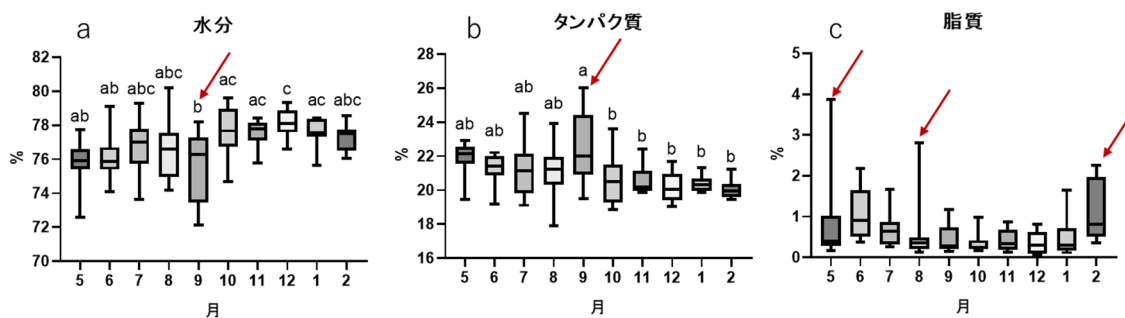


図 3-2-(1)-1a-c ヒラメの水分、タンパク質、脂質の季節変動

(異なる符号間で有意差あり、 $p < 0.05$, Tukey's multiple comparison test)

0日目破断強度

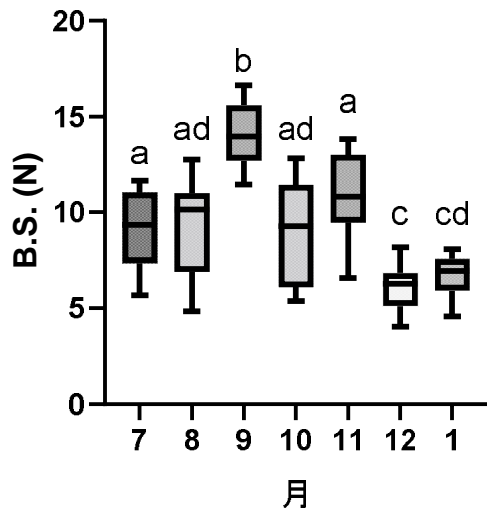


図 3-2-(1)-2 ヒラメ筋肉の 0 日目破断強度の季節変動

(異なる符号間で有意差あり、 $p < 0.05$ 、Tukey ' s multiple comparison test)

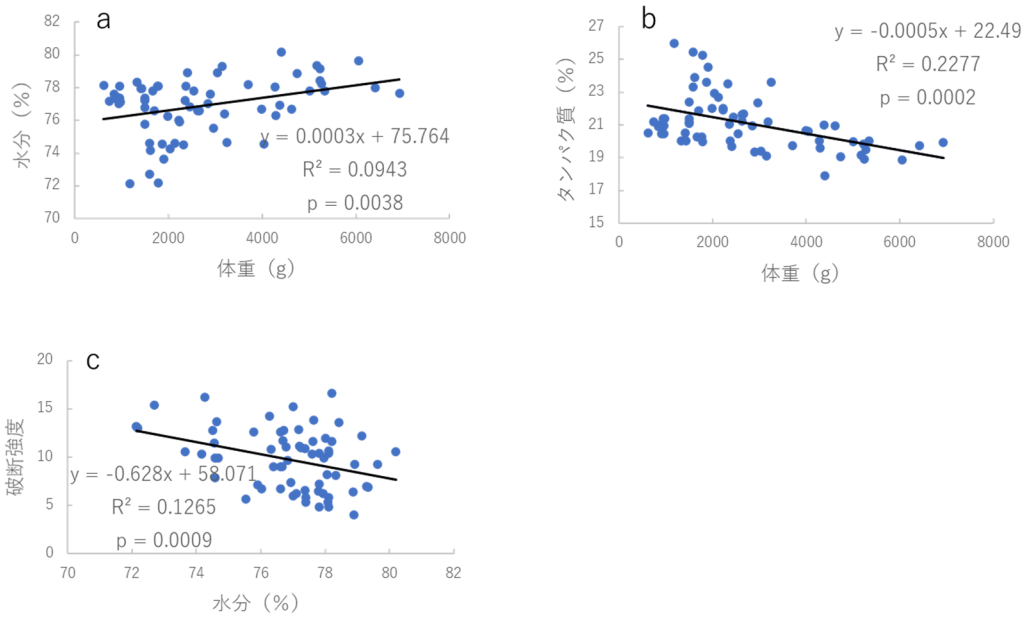


図 3-2-(1)-3 ヒラメ筋肉の水分、タンパク質、破断強度、体重の関係

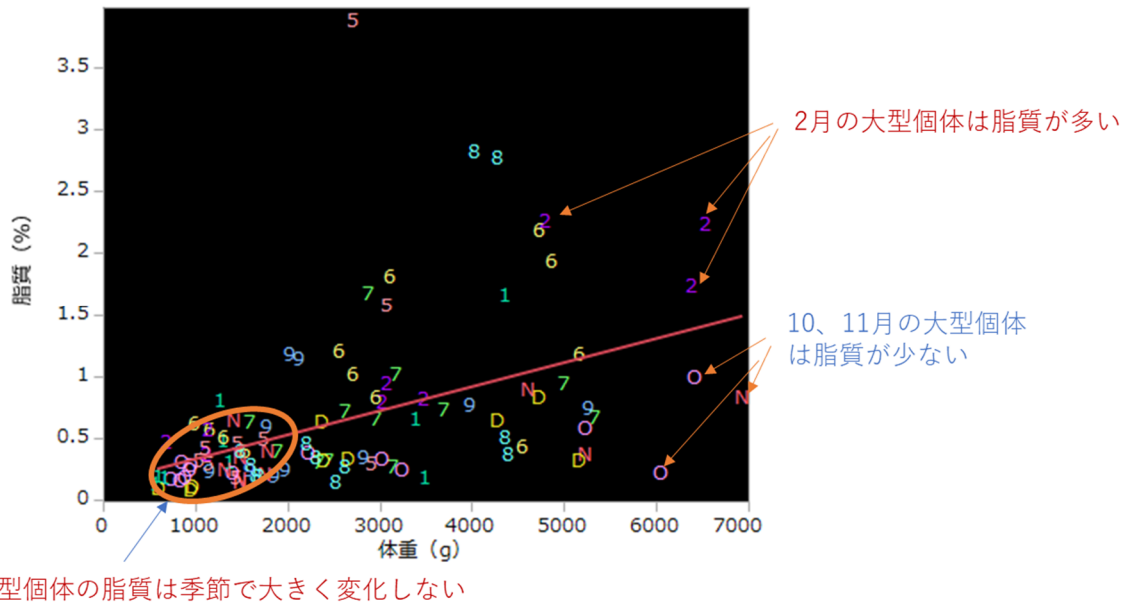


図 3-2-(1)-4 ヒラメ筋肉の脂質含量と体重の関係

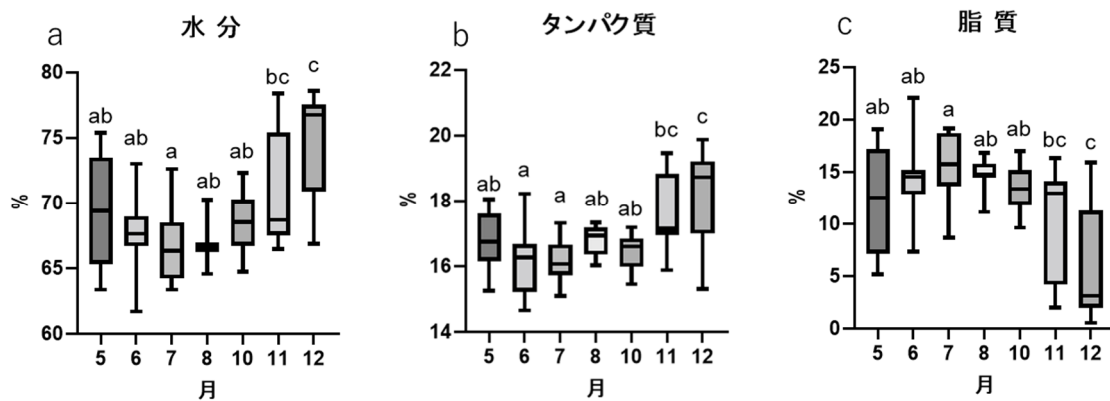


図 3-2-(1)-5 マアナゴの水分、タンパク質、脂質の季節変動
(異なる符号間で有意差あり、 $p < 0.05$, Tukey's multiple comparison test)

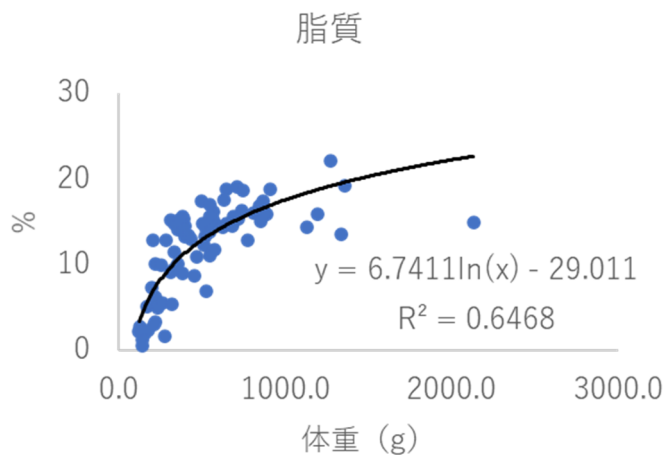


図 3-2-(1)-6 マアナゴの体重と脂質含量の関係

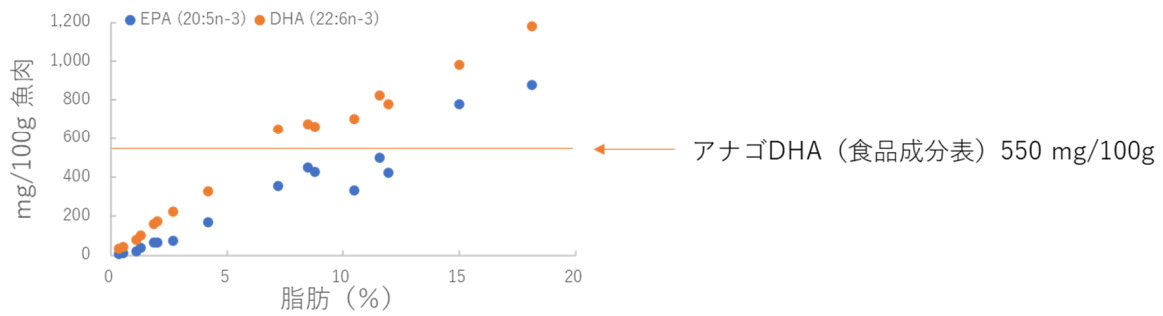


図 3-2-(1)-7 マアナゴの脂質含量と EPA、DHA 含量の関係

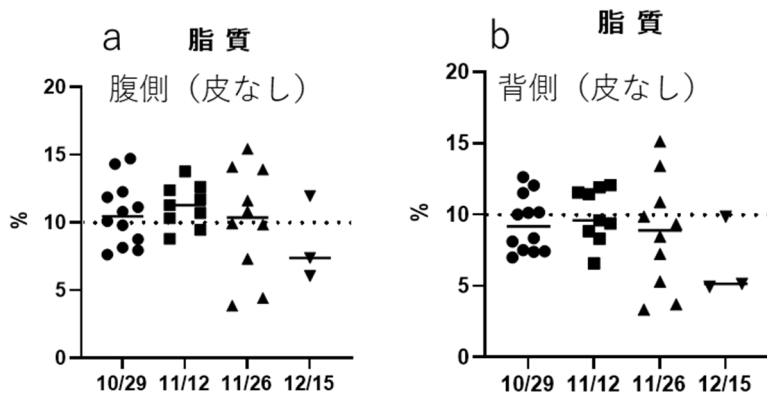


図 3-2-(1)-8 サワラの脂質含量の変動

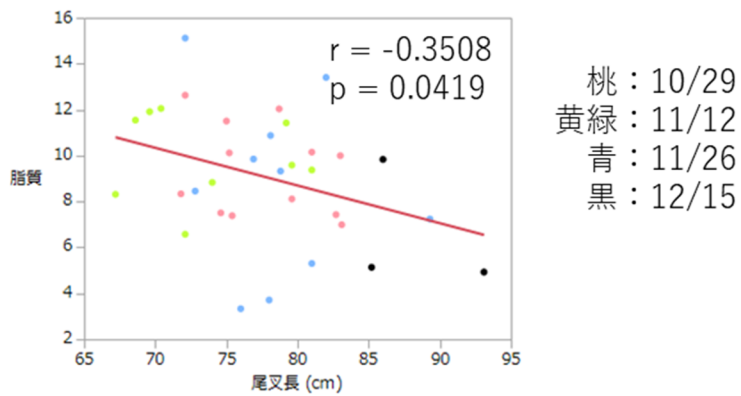


図 3-2-(1)-9 サワラの尾叉長と脂質含量の関係

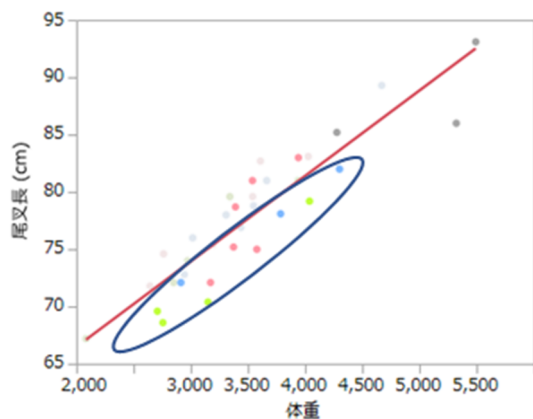


図 3-2-(1)-10 サワラの体重と尾叉長の関係
 (各点のうちハイライト部分は脂質 10%以上の個体)



図 3-2-(1)-11 開発したレシピ (一部)



図 3-2-(1)-12 ユメカサゴの炊き込みご飯のレシピ動画 (画面キャプチャー)

魚への処理に関する以下の説明を読み、次の質問に進んでください。

● 「活締め」

漁獲直後に鮮度保持のための処理 がおこなわれた魚です。

具体的には、漁獲直後に魚を即殺し、血抜きなどの処理をおこなうことで、**鮮度を保つ**ことができます。

● 「朝締め」

店舗に陳列される日の朝に活締めされた魚 です。

生きた状態の魚（活魚）で消費地まで輸送し、近くの加工施設や店舗で活締めをおこなうことで、**鮮度を保つ**ことができます。

参考：水産庁（https://www.ifa.maff.go.jp/1/koho/blog/category/rvushi_oshigoto/rvushi_oshigoto.html）

1

図 3-2-(2)-1 鮮度に関する情報提供の内容

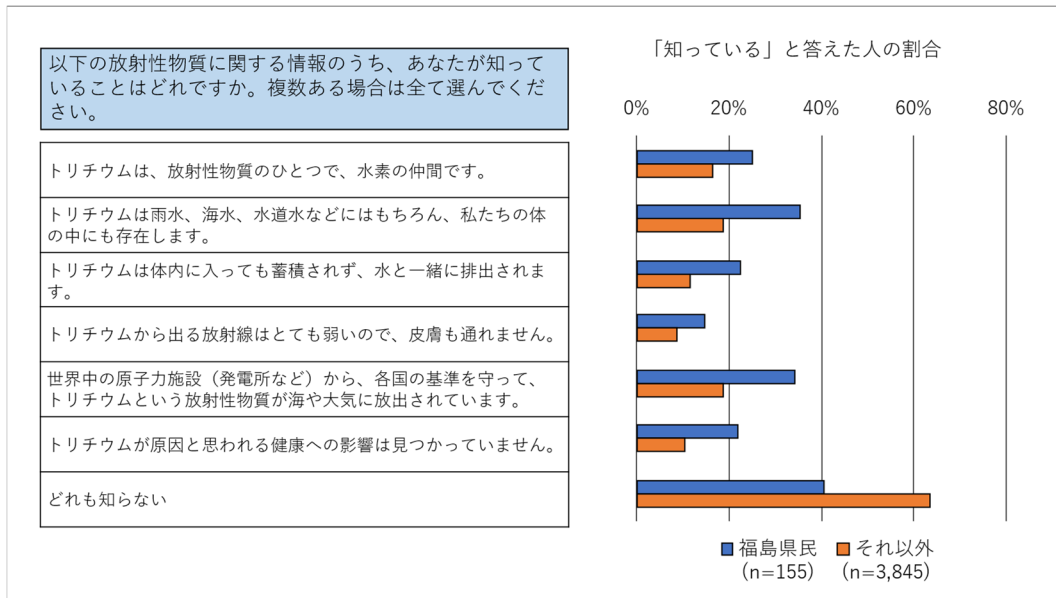


図 3-2-(2)-2 トリチウムに関する知識の回答結果

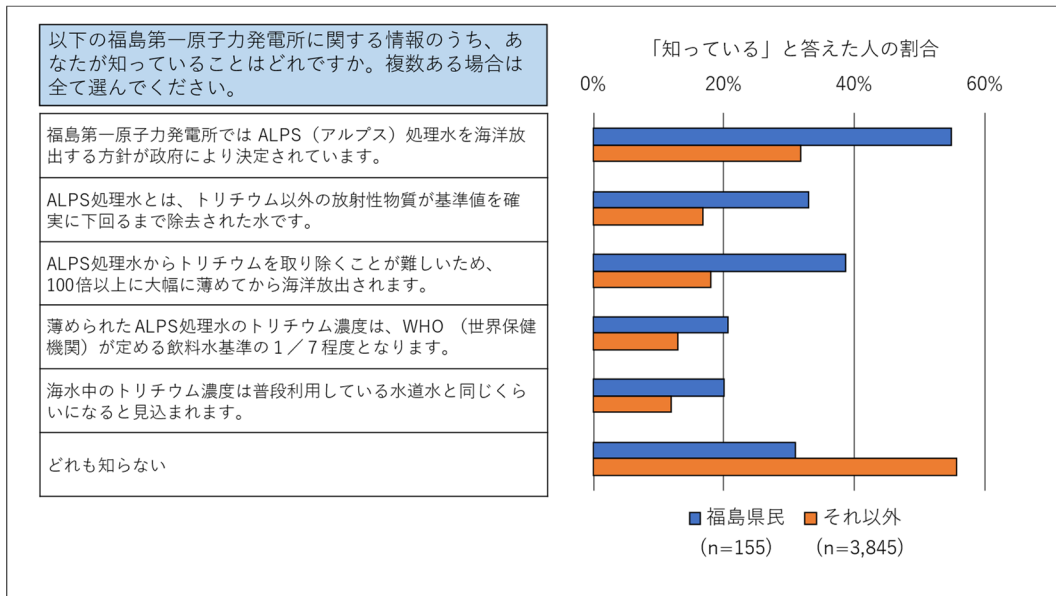


図 3-2-(2)-3 ALPS 処理水に関する知識の回答結果

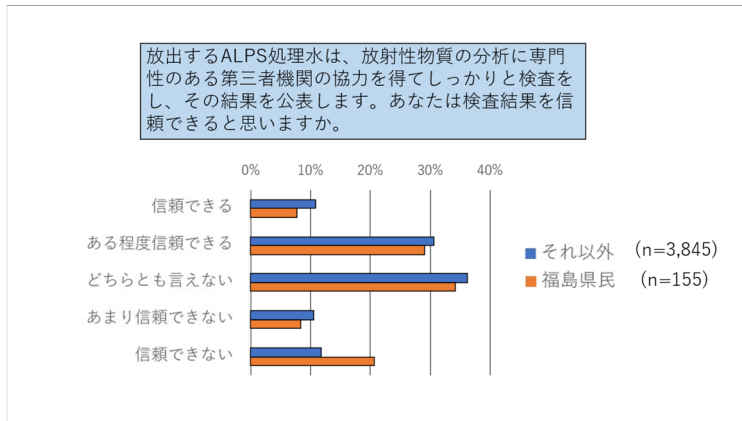


図 3-2-(2)-4 検査結果への信頼に関する回答結果