

平成26年度  
東京電力福島第一原子力発電所事故  
対応の調査研究における主要成果

平成27年3月  
(独) 水産総合研究センター

-目次-

0. はじめに
1. 福島県海域の海水の放射性セシウム濃度の状況
2. 海底堆積物中の放射性セシウム濃度
3. 河口域における陸域起源の放射性セシウムの動態
4. 海底堆積物の動向予測（観測とモデル）
5. スズキ・クロダイにおける放射性セシウム濃度の推移
6. マダラの放射性セシウム濃度出現確率の経時変化
7. 東北海域ヒラメの汚染履歴の推定
8. 汚染海底土から海産生物へ移行する放射性セシウムの定量評価
9. 現場飼育による放射性セシウム取り込み試験
10. 内水面の環境中の放射性セシウム汚染の動向
11. 栃木県中禅寺湖の底泥に含まれる放射性セシウムの分布
12. アユの放射性セシウム濃度の推移
13. 原発事故前に生まれた魚と以後に生まれた魚の放射性セシウム濃度
14. 魚類中のSr-90汚染の簡易スクリーニング方法

# 0. はじめに

東京電力福島第一原子力発電所から環境中に放出された放射性物質により、福島県やその近接水域に生息する水生生物が汚染され、その食品としての安全性が危惧されてきました。事故から2015年3月24日までの間に、福島県の水産物について28,019検体の検査が行われています。2011年4-6月には100Bq/kg-wetを超過する割合が53%ありましたが、2015年1-2月にはその割合は0.2%まで減少しており、汚染は着実に改善の方向に向かっています。

今回の事故後、福島県漁業協同組合連合会は県下全ての漁業を自粛することを決定し、現在も一部の試験操業を除き漁業活動は自粛されています。東京電力は、2013年8月には事故後継続して放射性セシウム等を漏洩し続けていたことを、また2015年1月には雨水によって放射性セシウムを含んだ水が排水路から直接港湾外に流れ出ていたことを公表しましたが、その影響は福島県の試験操業海域でさえ全く見られていません。しかしながら、こうした汚染水関連のニュースが報道されることにより、福島県だけでなく東北産の水産物でさえ安全性に疑問を持つ消費者が多く存在することも事実です。

現状のように水産物の汚染が軽減することは、事故後早い段階から予想されていました。これは、1960年代から行われてきている環境放射能研究の成果があるからです。しかし、こうした過去の成果が広く一般の方々に普及しているわけではありません。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は、水生生物中の放射性物質濃度の動向の把握とともに、どのような経路を経て水生生物が汚染されるのか、またその汚染がどのように軽減されていくのかといった科学的プロセスを丁寧に説明していくことが重要であると、私たちは考えています。

私たち（独）水産総合研究センターは、震災直後から水産庁委託事業「放射性物質影響解明調査事業」及び復興交付金による「海洋生態系の放射性物質挙動調査事業」を実施しています。ここでは、これらの事業で得られた主な成果をとりまとめて報告いたします。

# 1. 福島県海域の海水の放射性セシウム濃度の状況

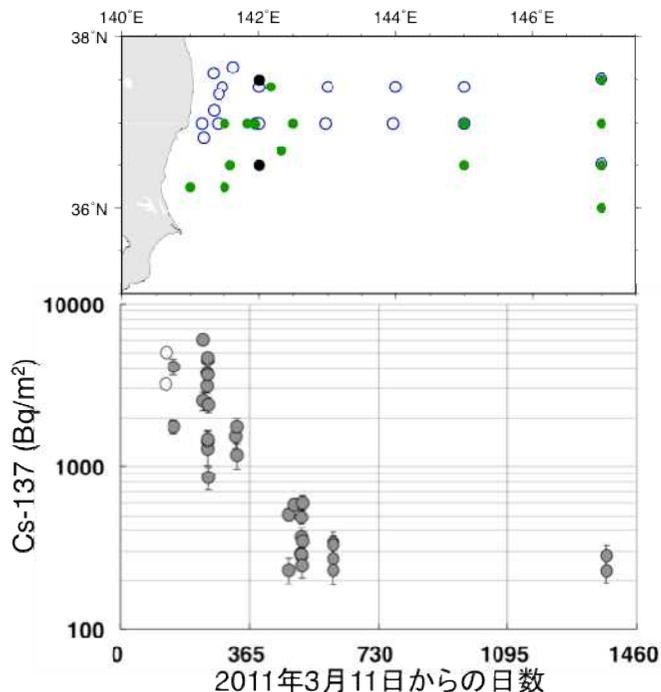


図1. 上図：沖合海域における海水採取地点、青は平成23年度、緑は平成24年度、黒は平成26年度の採取地点。下図：沖合海域における水深100mまでのCs-137積算値、白丸は水深50mまでの積算値、黒丸は水深100mまでの積算値。

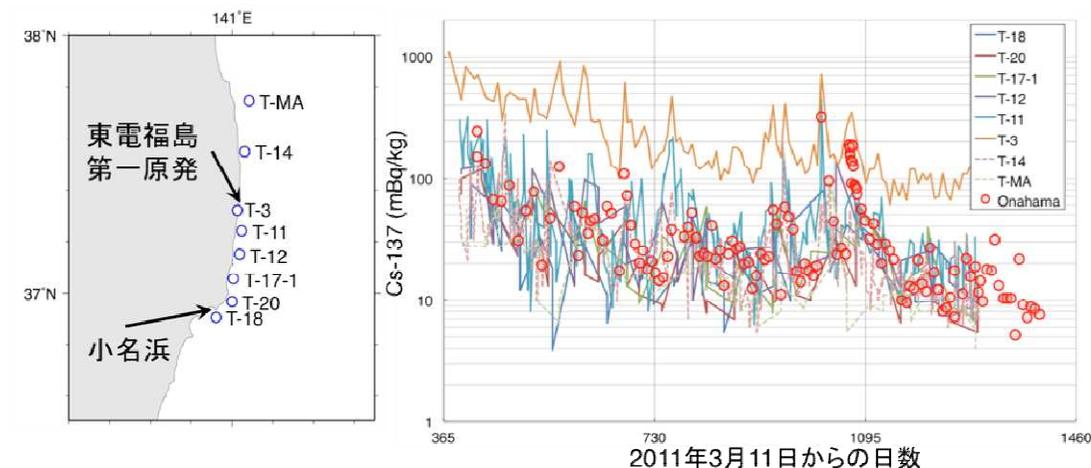


図2. 小名浜地先における海水のCs-137濃度時間変動。左図の青丸と右図の折れ線は規制庁によるモニタリング結果、赤丸が小名浜地先の結果。

◇福島県～茨城県沖合の表層から水深100mまでの海水に存在するCs-137の量は2011年7月から時間の経過とともに急速に減少し、2014年12月の時点で200-300 Bq/m<sup>2</sup>と、ほぼ事故以前の水準（～200 Bq/m<sup>2</sup>）まで低下しました（図1）。

◇福島県沿岸の海水に含まれるCs-137濃度は2012年4月からある程度の変動幅を持ちながら徐々に低下し、2015年1月の時点で10 mBq/kg以下で推移しています（図2）。

◇我々が調査を行っている小名浜地先におけるCs-137濃度の変動は、近傍の海域で規制庁が行っているモニタリング結果と同レベルで推移しており、小名浜地先における結果は福島第一原発南方の沿岸域を代表できる結果と考えられます（図2）。

◇海水の現状のCs-137濃度レベル（10mBq/kg以下）と濃縮係数から推定される魚類の放射性セシウム濃度は1Bq/kg-wet以下と、基準値の1/100程度までしか上昇し得ないと考えられます。

## 2. 海底堆積物中の放射性セシウム濃度

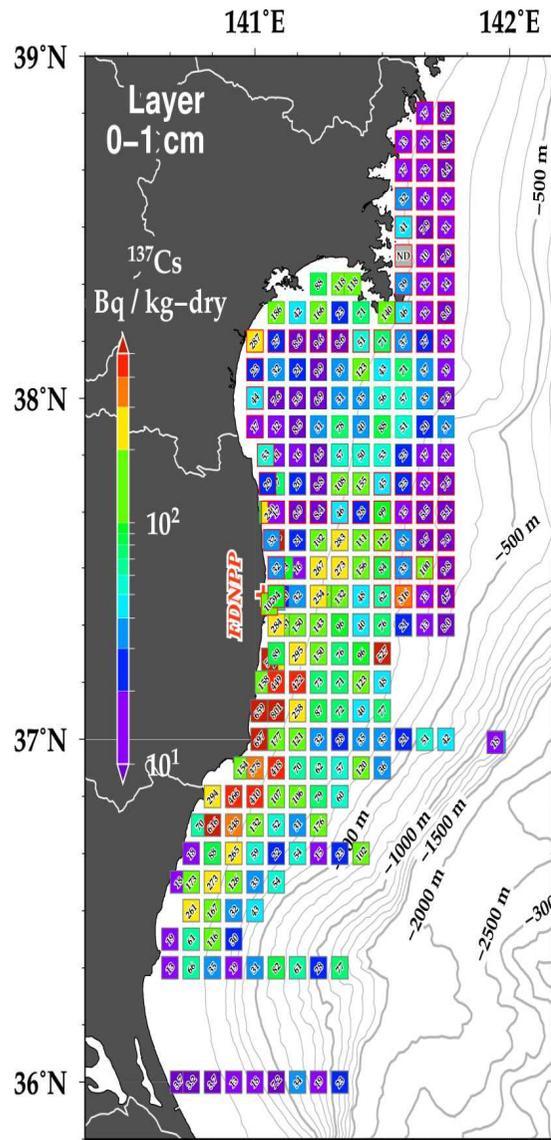


図1. 海底土マッピング調査による海底堆積物表層（0-1cm）中のCs-137濃度分布。赤枠で囲んだタイルが今年度実施した調査海域を示す。

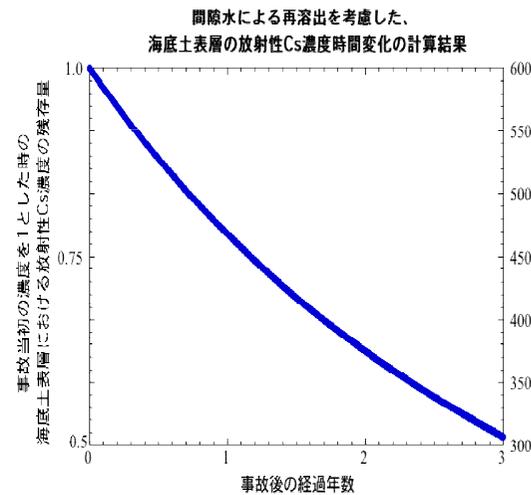


図2. 間隙水から海水への放射性Csの再溶出を考慮した、海底土表層放射性Cs濃度の時間変化シミュレーション結果。3年間で表層濃度がほぼ半減する。

◇ 緯度・経度5分解像度の海底堆積物中の放射性セシウム濃度分布の実態把握調査領域を拡充をしました。特に第一原発以北の領域では、最も沖合いの調査海域で10Bq/kg-dry以下程度の低濃度が全体的に分布していることを確認でき、第一原発事故の影響が及んだ主要な領域をほぼカバーすることに成功しました。また、反復調査の結果から、濃度の水平的な高低のパターンは維持されているものの、全体的な濃度レベルが徐々に減少傾向にあることを確認しました。

◇ 海底土の粒子の間隙に存在する海水（間隙水）に、海底土粒子の1000分の1の濃度の放射性Csが溶け込んでいる事を初めて確認しました。この間隙水が堆積物の深部や海底直上の海水にゆっくりと拡散する効果により、海底土表層の放射性Cs濃度が3年ほどで事故当初の半分に減少する事が説明できます。一方、この拡散により海底土直上の海水中の放射性Cs濃度は、拡散がなかった場合に比べて約0.2mBq/Lほど上昇していると考えられます。

# 3. 河口域における陸域起源の放射性セシウムの動態

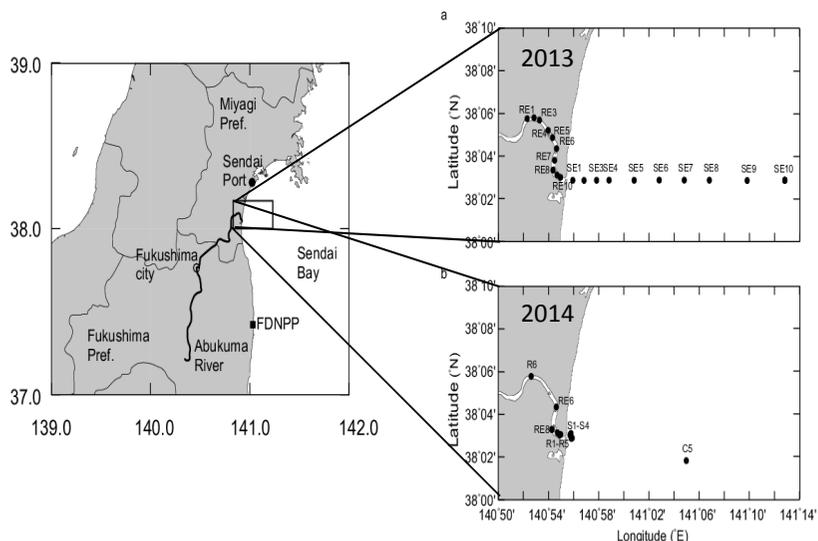


図1. 阿武隈川河口域における採水地点。

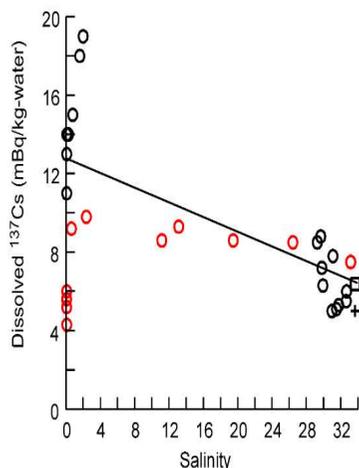


図2. 溶存態Cs-137の希釈曲線。黒丸は2013年、赤丸は2014年の濃度、実線は保守的混合直線を示す。

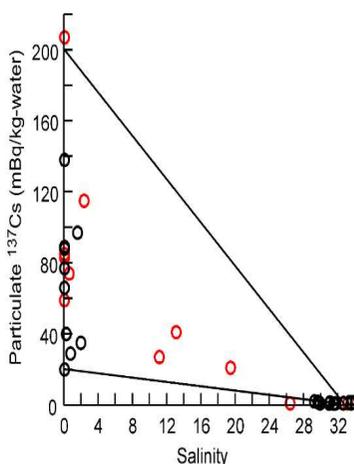


図3. 懸濁態Cs-137の希釈曲線。黒丸は2013年、赤丸は2014年の濃度、実線は保守的混合直線を示す。

◇ 阿武隈川下流域、河口域、河口沖の海域において、陸域から海域へ供給される溶存態および懸濁態の放射性セシウムの動態を調査しました (図1)。

◇ 河川 (塩分0~2 程度) では、保存的混合直線よりも高い溶存態Cs-137が観測され、懸濁態から溶存態に変化する脱着作用が起きていることが明らかになりました (図2)。

◇ 塩分26以上の海域では、塩分によらず懸濁態Cs-137は1~2 mBq/kg-waterで、溶存態Cs-137の存在比が増加することから、懸濁態Cs-137が沈降していることが明らかになりました (図3)。

◇ 溶存態、懸濁態Cs-137ともに河川から海域に入ると直線的に減少し、海水で希釈されていました。

◇ 2011年9月22日には台風15号に伴う出水があり、大量の懸濁物質の負荷があり、懸濁態放射性セシウムも仙台湾に供給されたと考えられますが、大部分が河口沖に沈降し、残りも海水で希釈されたと考えられます。

# 4. 海底堆積物の動向予測（観測とモデル）

## 沿岸底泥放射性物質輸送モデル

ROMS  
(沿岸海洋モデル)

SWAN  
(波浪モデル)

放射性物質付き堆積物モデル  
・複数粒径で沈降再懸濁を再現

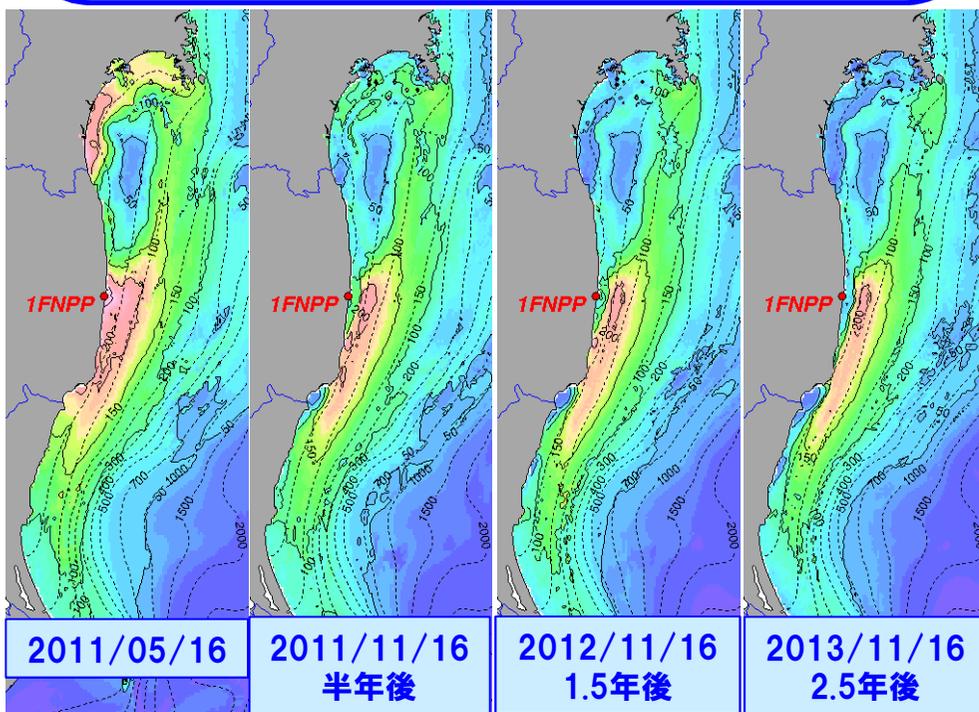


図1. 福島第一原子力発電所から溶存態として流出したCs-137が海底土に吸着し海底土と移動することによって起きる海底土中の放射性セシウム積算量の変化（計算結果）。

◇ 領域高解像度海洋循環－波浪－堆積物結合モデルを構築し、観測結果と比較し、海底土中の放射性Csの移動を表現できるモデルを開発しています。

◇ 福島第一原子力発電所から溶存態として流出したCs-137が海底土に吸着し、福島沿岸にCs-137濃度の高い海底土を形成しますが、台風等の通過に伴い、徐々に濃度が低下することが計算結果として得られました。

◇ 阿武隈川から放出された懸濁態Cs-137は河口付近に数km以内に沈降しますが、徐々に濃度が低くなることが計算結果として得られました。

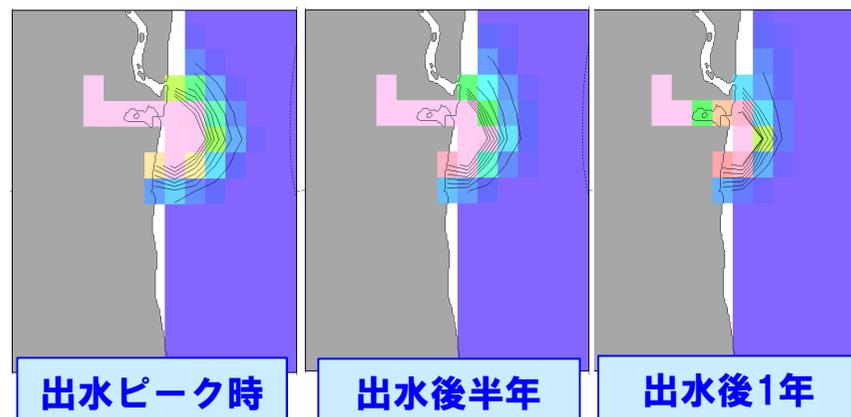


図2. 阿武隈川から放出された河川懸濁態に吸着した放射性セシウムの海底土中での積算量の変化（計算結果）。台風通過後の2011年9月21日～29日に負荷された懸濁態Cs-137を河口域で与えて計算を行った。

## 5. スズキ・クロダイにおける放射性セシウム濃度の推移

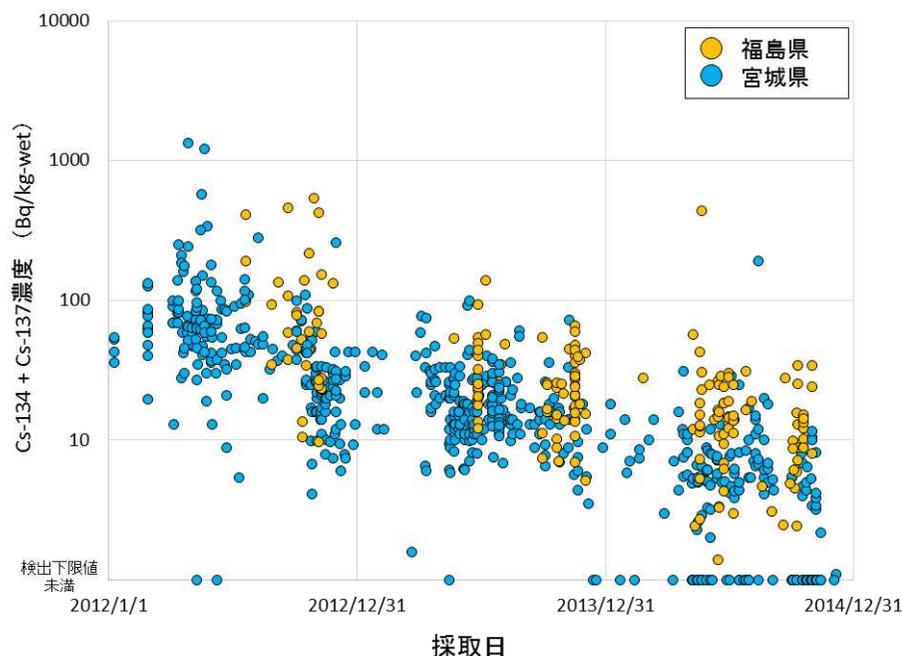


図1. 福島県および宮城県で2012年以降に採取されたスズキに含まれる放射性セシウム濃度の推移。

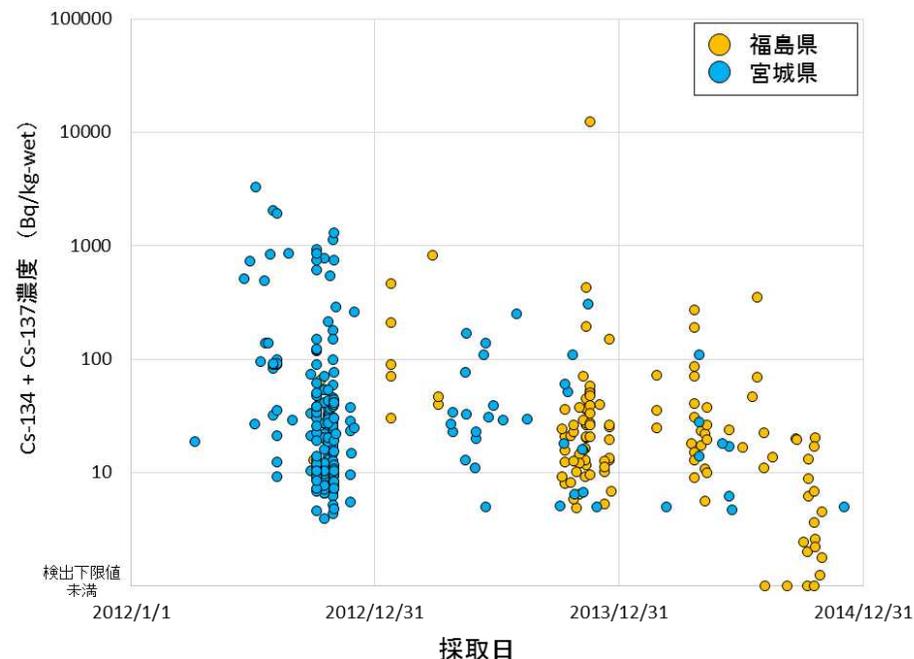
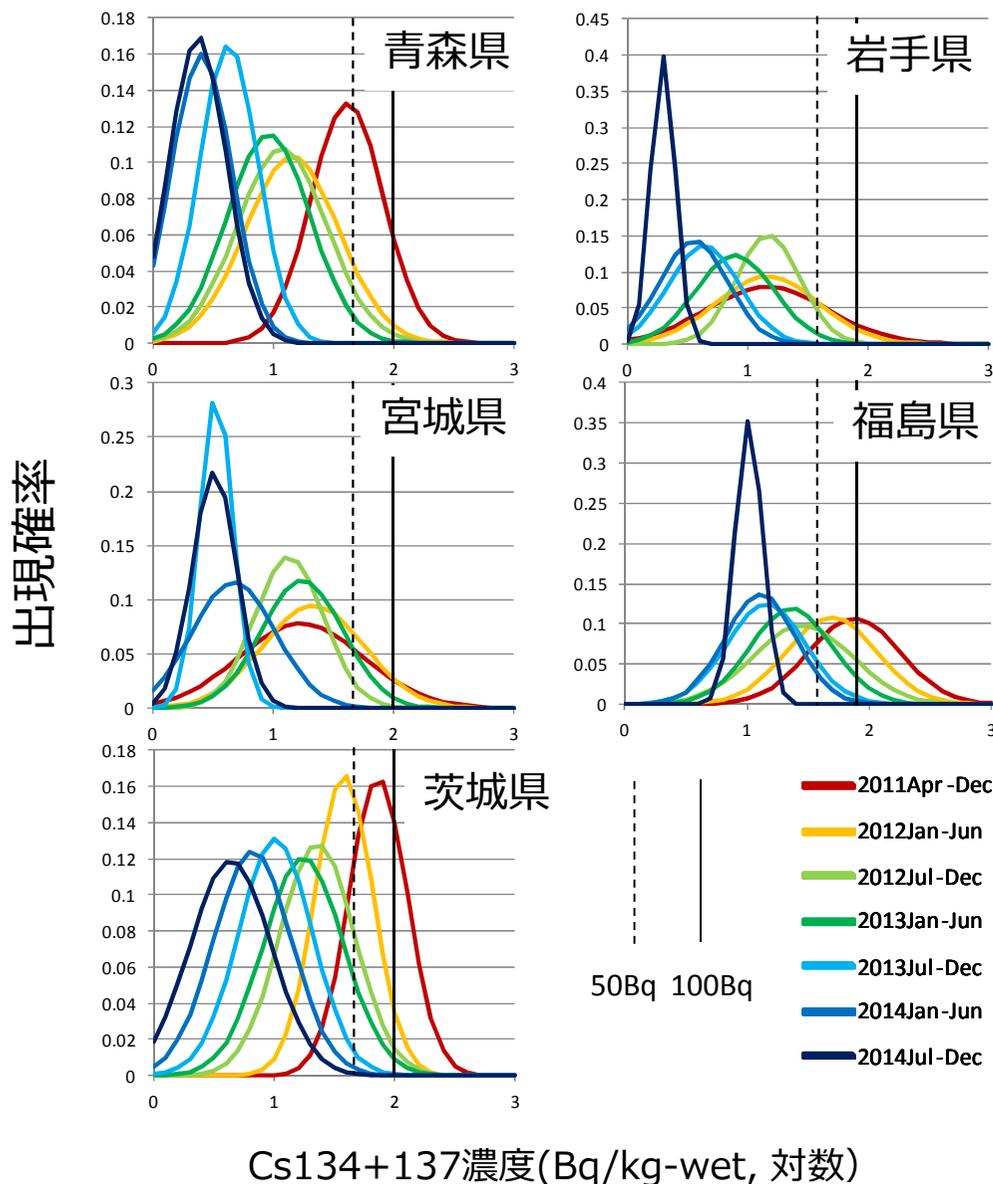


図2. 福島県および宮城県で2012年以降に採取されたクロダイに含まれる放射性セシウム濃度の推移。

◇水研センターの調査結果と公表されている測定結果を合わせて解析し、スズキの放射性セシウム濃度は2012年以降、明確な低下傾向を示していることを明らかにしました。福島県では2014年5月、宮城県では2014年8月を最後に基準値（100Bq/kg-wet）を上回る検体は報告されていません（図1）。クロダイの濃度も2012年以降、低下傾向が明らかで、福島県では2014年7月、宮城県では2014年4月を最後に基準値を上回る検体は報告されていません（図2）。

◇当該海域におけるクロダイの出現（採捕）時期をみると、宮城県では冬季に採捕報告が少ない傾向があります（図2）。この事から、当該海域のクロダイは春先から夏季にかけて宮城県沖へと北上し、水温が低下する冬季には南下する移動生態を有している可能性が示唆されます。そのため、事故後散発的に宮城県内で報告された高濃度のクロダイは、第一原発の近傍で放射性セシウムを取り込んだ個体が宮城県沖に北上していた可能性が考えられます。

# 6. マダラの放射性セシウム濃度出現確率の経時変化



◇震災後、東北各県で操業規制、出荷自粛が行われてきたマダラですが、2014年11月に茨城県で、2015年1月に福島県で規制が解除され（福島県では一部海域）、ようやく全県でマダラの水揚げが可能になりました。県別の放射性セシウムの出現確率の時系列変化を示すことで、現状を把握し、規制解除時期の妥当性を調べました。

◇いずれの県沖でも震災からの時間の経過と共に放射性セシウム濃度は下がる傾向にありました。

◇青森県、岩手県沖では、2013年下半期には50Bq/kg-wetを越す確率はほぼなくなっていました。宮城県では2013年下半期に、茨城県では2014年上半期には100Bq/kg-wetを越す可能性はほぼなくなりました。福島県でも2014年の下半期には100Bq/kg-wetを越す確率が非常に低くなっていました。

◇これらのことから、茨城県、福島県による制限の解除は妥当な時期に行われたと判断されました。

# 7. 東北海域ヒラメの汚染履歴の推定

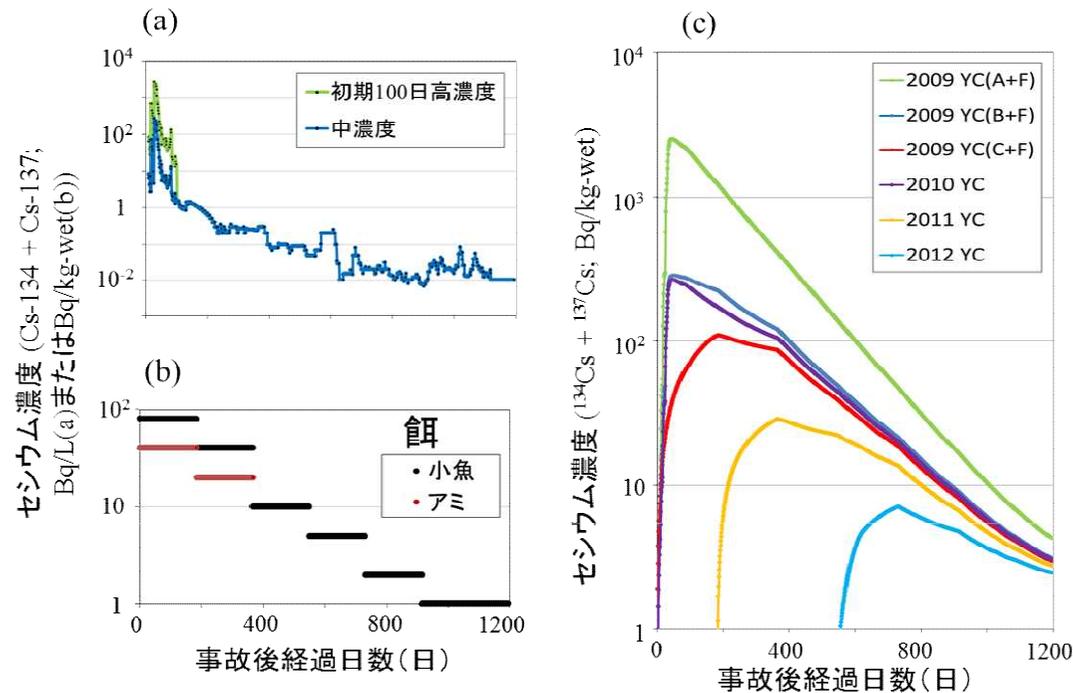


図1. ヒラメのセシウム (Cs-134 + Cs-137) 濃度推移に関するシミュレーション

海水(a)、餌(b)、およびヒラメ(c)のセシウム濃度の時系列変化。ヒラメは、年級群(YC)別に示す。また、2009YCは、初期100日間に、それぞれ高濃度海水(パネルaの緑色の線)を経験した場合(A+F)、中濃度海水(パネルaの青色の線)を経験した場合(B+F)、セシウムを含む海水を経験しなかった場合(C+F)の変化を示した。100日以降は、全てのケースで、中濃度海水を経験。A、B、C、Fは、それぞれ高濃度海水、中濃度海水、セシウムを含まない海水、餌を表す。Kurita et al. (2015)を改変。

◇ モニタリングにより得られている海水(図1a)及び餌生物(図1b)のセシウム(Cs-134 + Cs-137)濃度の時系列変化データを用いて、ヒラメのセシウム濃度推移(図1c)をシミュレーションしました。シミュレーションでは、ヒラメは生後1年間はアミを、その後は小魚を摂餌することとしました。また、体重1kgの魚が海水から1日に摂取するセシウムの量は海水濃度の0.1倍、餌から1日に摂取するセシウム量は餌濃度の0.01倍(日間摂餌量0.02、吸収率0.5)とし、生物学的半減期を104日としました。

◇ 以下2つの特徴が確認されました。

- ①事故前生まれ年級群と事故後生まれ年級群でセシウム濃度(Cs-134 + Cs-137)の違いが認められました。
- ②初期100日間の汚染履歴の違いは、事故の2~3年後にも体内セシウム濃度の違いとして残っていました。このことは、体内セシウム濃度が必ずしも直近の汚染強度だけを表しているわけではなく、事故直後の汚染履歴を長期間引きずる可能性があることを意味していると考えられます。

◇ このような年級群による特徴の違いは、実測データでも観察されました。

# 8. 汚染海底土から海産生物へ移行する放射性セシウムの定量評価

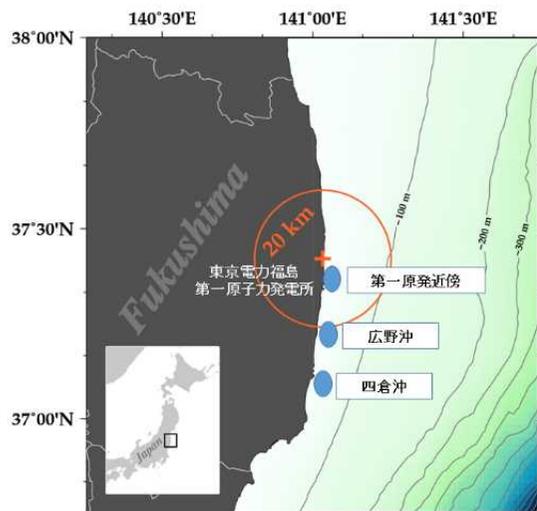


図1. 飼育実験に用いた海底土の採取地点

◇ アオゴカイとヒラメを福島沿岸で採取した海底土（図1）とともに飼育し、海底土から海産生物へと移行する放射性セシウムの割合を評価しました。

◇ アオゴカイのCs-137濃度は実験開始から3週間程は微増の傾向を示しましたが、10Bq/kg-wet前後で推移しました（図2）。各水槽におけるアオゴカイのCs-137濃度は海底土の1/20～1/40程度でした。

◇ ヒラメのCs-137濃度も飼育期間中、概ね0.5～2.5Bq/kg-wet（初期値:1Bq/kg-wet程度）範囲で推移しました。飼育期間中に海底土や飼育水から体内へと移行したCs-137はごくわずかであると考えられます。

◇ この結果から、現在の福島県沖で海産生物が海底土から放射性セシウムを取り込み、基準値（100Bq/kg-wet）を上回るような水準に達する可能性は極めて低い事が示されました。

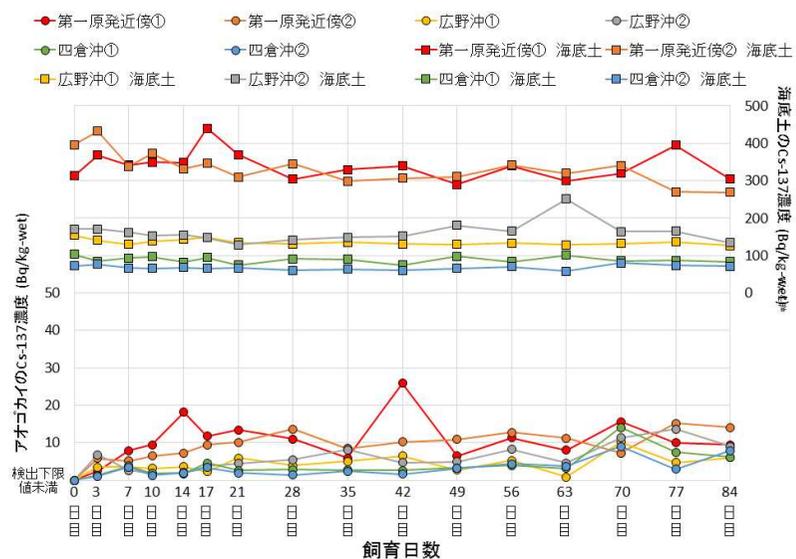


図2. 海底土とアオゴカイに含まれるCs-137濃度の推移

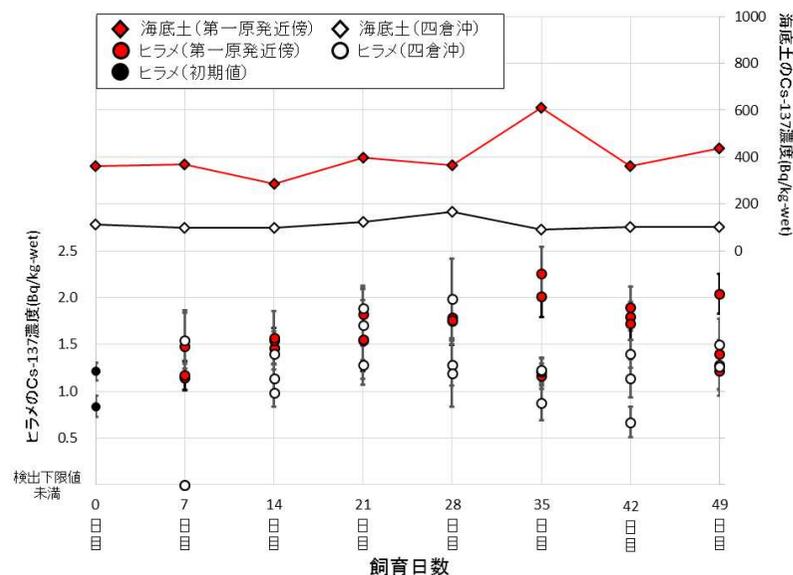


図3. 海底土とヒラメに含まれるCs-137濃度の推移

## 9. 現場飼育による放射性セシウム取り込み試験



写真1. 富岡漁港でのケージ設置作業。

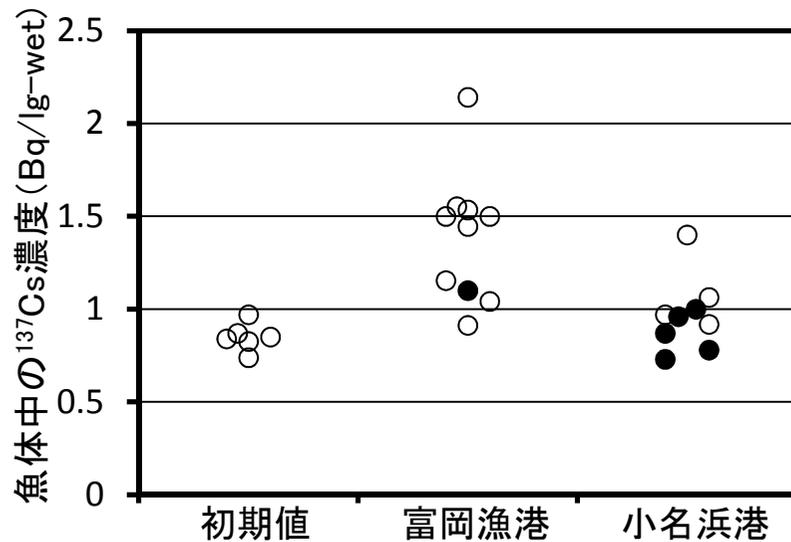


図1. ケージ試験結果（白丸はCs-137濃度を、黒塗りは不検出となったもので、その検出下限値を示す）。

◇東京電力福島第一原発からそれぞれ9.4、55kmに位置する富岡漁港、小名浜漁港内に、いわき市小名浜の福島県水産試験場で1年間畜養していたヒラメ（1歳魚、体長約20cm、試験開始時のCs-137 0.74~0.97 Bq/kg-wet）を収容したケージ（かご）を設置し飼育試験を行いました（写真1）。

◇富岡漁港、小名浜港の環境中のCs-137濃度は、海底堆積物表面で100~200、450~650 Bq/kg-dry、海水で100~120、約20 mBq/Lの範囲でした。

◇2ヶ月間の飼育試験後の、ヒラメ魚体全体（内臓を除く）中のCs-137濃度は富岡漁港で0.91~2.1Bq/kg-wet、小名浜港で0.92~1.4 Bq/kg-wetでした。

◇小名浜港のように、海底堆積物のCs-137が比較的高い環境でも、ヒラメのCs-137濃度は初期値と変わらないことから、海底堆積物中のCs-137が底魚類に与える影響は、ほとんどないと考えられました。

◇富岡漁港は小名浜港に比べ海水のCs-137濃度が100 mBq/Lほど高いため、2ヶ月の飼育中に魚体中のCs-137濃度が初期値より上昇しましたが、最大でも2.1Bq/kg-wetでした。

◇福島第一原発から約10kmの位置で飼育しても、ヒラメが放射性セシウムにより新たにひどく汚染されることはないことを明らかにしました。

# 10. 内水面の環境中の放射性セシウム汚染の動向



図1. 流入河川(湯川)での観測機器設置。

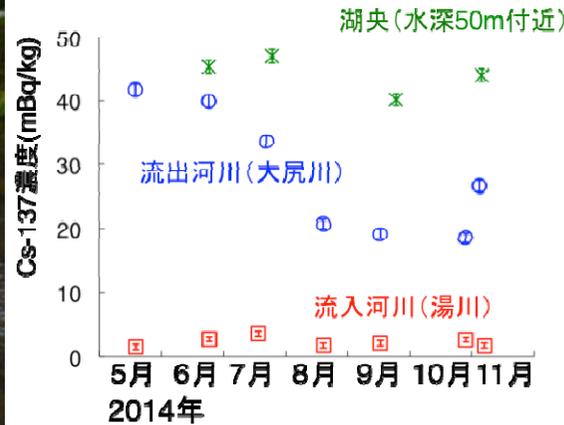


図2. 流出入河川および中禅寺湖の溶存態Cs-137濃度の季節変化。



図3. 中禅寺湖に水として存在する放射性セシウム(Cs-137)の総量と河川を通じたCs-137年間流出量から見積もった回転率. 赤の凡例は流入河川(湯川, 外山沢, 柳沢)、青の凡例は流出河川(大尻川)を表す。

- ◇ 栃木県中禅寺湖に生息する魚類の放射性セシウム濃度の推移を予測することを目的に、環境中の放射性セシウム濃度(水や懸濁物質)の収支を把握するための観測を行いました(図1)。
- ◇ 水の放射性セシウム濃度は湖の深い所で高く、次いで湖から流出する大尻川で高く、湖へ入ってくる湯川では非常に低いことが明らかになりました。なお、湯川以外の流入河川では水の放射性セシウムは不検出でした(図2)。
- ◇ 一年間で河川の水として放射性セシウムが中禅寺湖にどれだけ入ってきて、出て行くのかを定量的に把握することができました(図3)。
- ◇ 中禅寺湖の水の放射性セシウム濃度の減衰速度が明らかとなったため、魚類の放射性セシウム濃度も低下していくと予測されますが、水と魚の低下速度にどの程度の差が生じているのかを明らかにする必要があります。
- ◇ 今後、他の湖沼において同様の観測を行い、放射性セシウムの減衰過程の類型化を計画しています。

# 11. 栃木県中禅寺湖の底泥に含まれる放射性セシウム濃度の分布

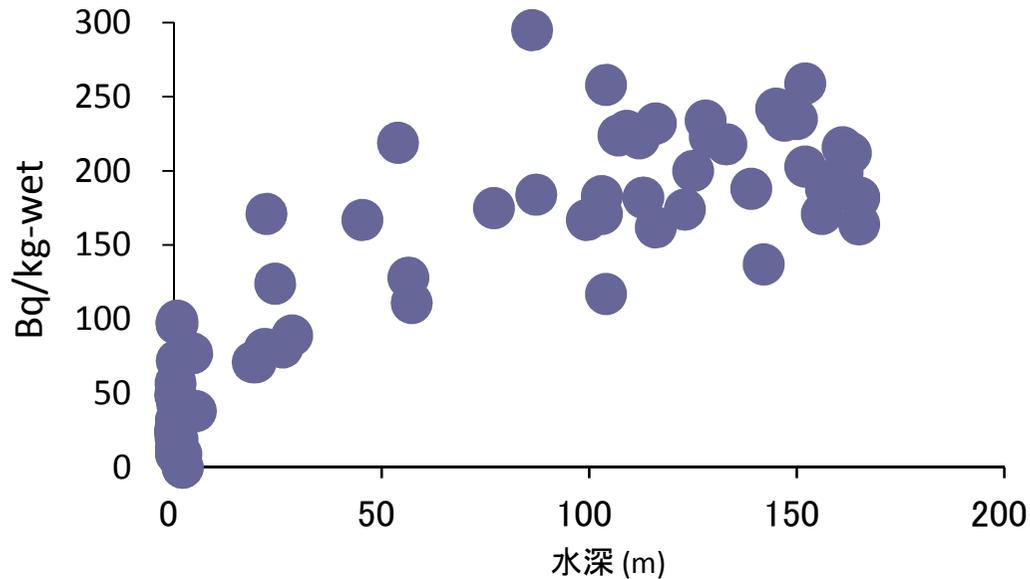


図1. 中禅寺湖における水深と底泥中の放射性セシウム濃度との関係

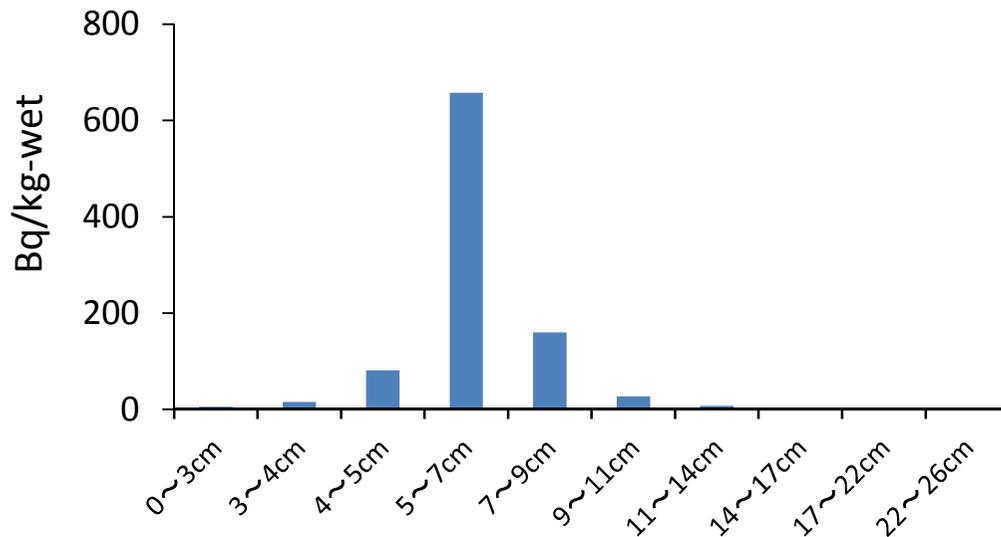


図2. 中禅寺湖水深160m地点における層別放射性セシウム濃度



中禅寺湖

◇ 栃木県中禅寺湖において、底泥に含まれる放射性セシウム濃度を測定したところ、水深の深い場所ほど濃度が高くなる傾向が認められました(図1)。

◇ また、底泥を層別に採取し放射性セシウム濃度を測定したところ、5~7cm層でセシウム濃度が高くなっていることがわかりました(図2)。これは、事故後間もない初期の汚染を反映したものと考えられ、その後の底泥への汚染は比較的低位であると推察されます。

注：これらは、(株)環境総合テクノスとの共同研究による成果である。

## 12. アユの放射性セシウム濃度の推移

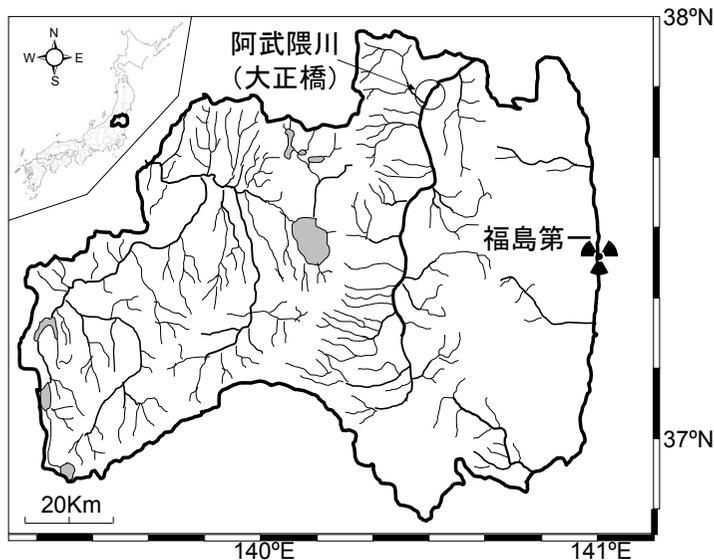


図1. 調査河川

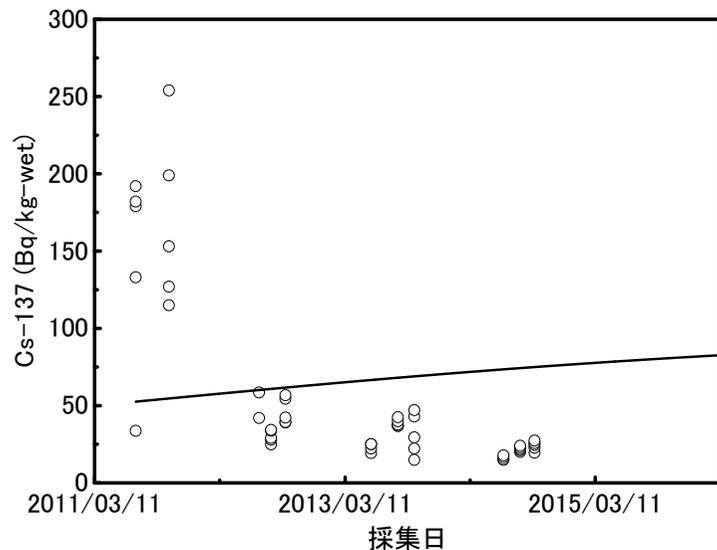


図2. アユの筋肉のCs-137の濃度 (○) と基準値 100Bq/kgを下回るためのCs-137の濃度 (曲線)

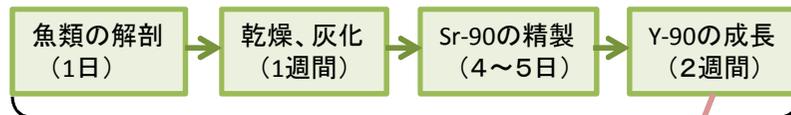
- ◇福島県中通りを南北に貫く阿武隈川では、アユの出荷制限が続いています（宮城県内の支流白石川を除く）。
- ◇2011年7月から2014年9月にかけて、伊達市大正橋付近（図1）で採集されたアユを対象に個体ごとにCs-137を測定したところ、アユの筋肉中のCs-137濃度は、時間とともに減少傾向であることが明らかになりました（図2）。Cs-137の濃度が半減するまでに要する日数は283日と推定されました。
- ◇Cs-134とCs-137の物理的半減期はそれぞれ2年、30年です。そのため、基準値100Bq/kg-wetに占めるCs-134とCs-137の割合は時々刻々と変化します（図2の曲線は合算値で100Bq/kg-wetの時のCs-137濃度）。
- ◇2013年以降、アユの筋肉の放射性セシウム濃度は基準値以下ですが（図2）、アユの内臓には筋肉よりも多くの放射性セシウムが存在することが明らかになっています。今後も、アユの放射性セシウム濃度のモニタリングと汚染経路の解明に向けて調査を継続する必要があります。





# 14. 魚類中のSr-90汚染の簡易スクリーニング方法

通常法



Sr-90測定試料の調製に約3~4週間を要する

簡易法



分析試料の調製時間を大幅に短縮

図1. Sr-90の通常分析法と簡易法の比較

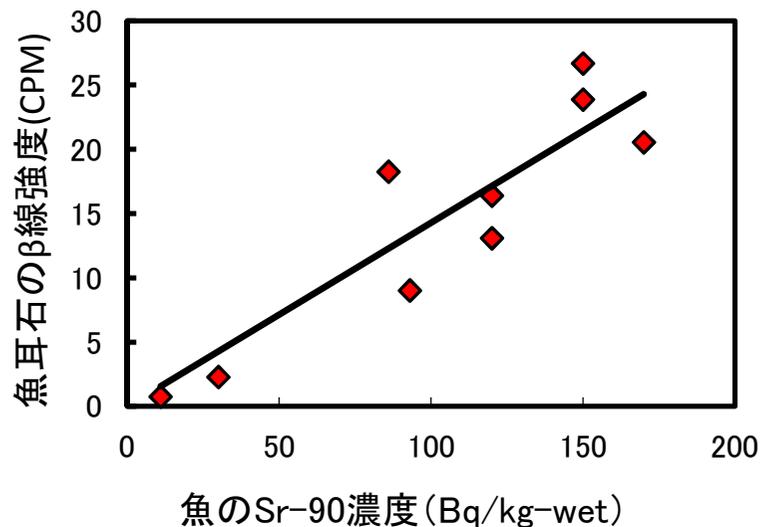


図2. 魚体のSr-90濃度と耳石β線強度の関係

◇従来のSr-90測定法では実験操作が複雑かつ時間がかかることから、多試料の測定が困難でした（図1）。そこで、魚類に含まれる放射性ストロンチウム（Sr-90）を簡易的に測定できる方法を検討しました。

◇ストロンチウムは化学的性質がカルシウムと似ているため、主に骨組織に移行すると言われています。魚類には魚体のバランスをとるための役割を果たす、耳石という炭酸カルシウムを主成分とする器官があります。そこで、魚体に取り込まれたSr-90は耳石にも移行するのではないかと考えました。

◇東京電力福島第一原発港内で採取された魚類試料について、魚体中のSr-90濃度を通常法により測定しました。同時に耳石を摘出し、血液等の汚れを取り除き洗浄した後、そのまま耳石から放出されるβ線を測定しました。

◇魚体中のSr-90濃度と耳石から発せられるβ線の強度には正の相関が見られました（ $r=0.90$ ,  $p<0.005$ 、図2）。このことから魚類の耳石を測定することで、魚体のSr-90濃度を推定できることが示唆されました。

◇今回の推定方法は高濃度のSr-90を簡易的にスクリーニングできる可能性がありますが、福島原発港外ではSr-90濃度が1Bq/kg-wetを超える検体はごく稀なため、一般的なスクリーニングには不向きであると思われます。