

課題名 4ZD-1201 沿岸生態系における放射性物質の拡散過程の解明

課題代表者名 荒川 久幸 (国立大学法人東京海洋大学 大学院海洋科学系 海洋環境部門
環境測定研究室 教授)

研究実施期間 平成24～26年度

累計予算額 144,523千円(うち26年度24,523千円)
予算額は、間接経費を含む。

本研究のキーワード 放射性物質、沿岸生態系、移行、福島第一原子力発電所、いわき沿岸、相馬沿岸、超音波バイオテレメトリー、開放性水域、閉鎖性水域

研究体制

- (1)いわき市沿岸生態系における拡散(国立大学法人東京海洋大学)
- (2)相馬市沿岸生態系における拡散(国立大学法人東北大学)
- (3)海洋生物の移動による拡散(福島県水産試験場)

研究協力機関

国立大学法人東北大学、福島県水産試験場

研究概要

1. はじめに(研究背景等)

2011年3月に発生した東北・北関東の地震と津波によって、福島第一原子力発電所(1F)は炉心溶融、建屋の水素爆発および冷却水の汚染を原因として、多量の放射性物質を大気中のみならず海中へ放出した。これまでの断片的な調査により、多数の海洋生物で基準値(100 Bq/kg)を超える放射性物質濃度が確認され、現在福島県の漁業は禁漁へ追い込まれている。福島県や東京海洋大学では、放出当時の拡散予測に基づいて、放出点南方いわき市沖合を中心に海洋生物の放射性物質濃度の測定を行い、それらの値がどのように推移するのか検討を続けている。しかしながら、沿岸域の観測データはあまり得られていない。これまでの調査では放射性物質(セシウム134、137)が、いわき市の極沿岸域においても観測されている。海洋中には多種多様な生物群が存在し、複雑な生態系を構成している。そのためこの放射性セシウムが今後どのような生物を経由し、どのように拡散するのかモニタリングしていくことは極めて重要である。

今回の事故では多量の放射性物質を含んだ水塊が事故当初に多量に流出、移動し、沿岸の各種生物を汚染したと考えられている。このような汚染事例での沿岸生態系における放射性セシウムの拡散の解明は必須と考えられる。

そこで本研究では、1Fの南方いわき市(四倉と江名)および北方相馬市沿岸を調査海域として設定した。それらの海域の極沿岸(水深20m以浅)の生態系を岩礁域および砂浜域(沿岸域沖合域相互作用域)に分け、それぞれに生息する生物群について放射性物質濃度の分布を調べた。これら生物群の被食捕食関係の解明を同時に行うことにより、食物連鎖による放射性セシウムの拡散について検討した。さらに生物の行動による放射性セシウムの拡散について、超音波バイオテレメトリー手法により検討した。

2. 研究開発目的

本研究は、沿岸生態系における放射性セシウムの拡散過程の解明を目的として、(1)いわき市沿岸生態系における拡散、(2)相馬市沿岸生態系における拡散、(3)海洋生物の移動による拡散の3サブテーマで構成した。

サブテーマ(1)では、福島県いわき市江名(福島第一原発から南55km)および四倉(福島第一原発から南方35km)に定点を設定した。それらの観測点で岩礁生態系と砂浜生態系に分け、海水・海底粒子、微細藻類、海藻類、無脊椎動物、魚類に至るまで、放射性物質の分布を明らかにした。さらにそれぞれの生物種の体内における放射性物質濃度の変化について人工的な飼育によって検討した。こ

これらの結果を総合的に解析し放射性物質の拡散過程を詳細に検討した。

サブテーマ（２）では、福島県相馬市（福島第一原発から北方50km）に定点を設定した。それらの観測点を岩礁生態系と砂浜生態系に分け、海水・海底粒子、微細藻類、海藻類、無脊椎動物、魚類を採取し、放射性物質の分布や変化を明らかにした。さらに、各生物種の放射性物質濃度と安定同位体比分析による捕食被食関係把握を実施し、それらの結果を総合的に解析し放射性物質の拡散過程を詳細に検討した。

サブテーマ（３）では、放射性セシウム濃度が高いとされてきた水産有用種による、放射性物質の移動・拡散の可能性を明らかにすることを目的とした。調査対象魚種に超音波発信機を装着して直接的に行動をモニタリングするバイオテレメトリー手法を用いた。調査は、通常の漁船操業で利用される福島県沿岸の地先（開放性海域）と、高濃度の放射性物質が検出される福島第一原発港内を想定した同県内の港湾（半閉鎖性海域）にて実施した。この結果から各種魚類の周年行動を明らかにするとともに、移動によって拡散される放射性セシウムについて検討した。

これらの結果から、沿岸生態系に含有している放射性セシウム量、生態系外に拡散した放射性セシウム量を推算した。

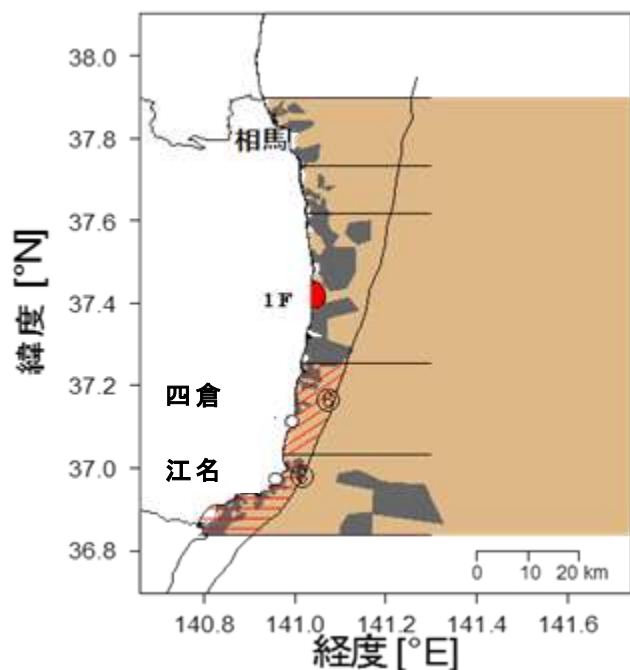
3. 研究開発の方法

(1)いわき市沿岸生態系における拡散

海底堆積粒子および海洋生物の採取は、2012年5月～2014年5月の3年間に計9回（2012年5、7、10、12月、2013年2、5、10月、2014年1、5月）、福島県いわき市沿岸の四倉(37.119N,141.010E)、江名岩礁(36.954N,140.951E)、江名砂浜(36.955N, 140.944E)の3地点で行った(図(1)-1)。福島第一原子力発電所（以下1F）から3地点までの距離は、四倉では約35km、江名砂浜および江名岩礁は約50kmである。

採取した海底粒子は、研究室に持ち帰り、105℃で5時間乾燥し試料とした。海藻、無脊椎動物、および魚類の採取は、スクーバ潜水、刺し網、および曳網を用いて行った。採取後、研究室で洗浄、乾燥し粉碎した。それぞれの試料はU8容器へ収納し、Ge半導体検出器により、放射性セシウム濃度を定量した。この結果を基にそれぞれの生態学的半減期を算出した。

また海底粒子に関しては、存在形態別の ^{137}Cs 濃度、粒径分布および鉱物組成を調べた。さらに波浪データを用いてシルズ数を算出し、極沿岸域の粒子の ^{137}Cs 濃度変化の原因について検討した。海藻に関しては、調査海域に優占する海藻の現存量、藻場の面積およびP/B比から、毎年流出する ^{137}Cs 量を推算した。無脊椎動物および魚類に関しても海域における ^{137}Cs 総量を算出した。無脊椎動物キシエビおよびキタムラサキウニ、魚類シロメバルについては、飼育実験により体内の ^{137}Cs 濃度変化を連続的に調べ、生物学的半減期を明らかにした。



図(1)-1 試料採取地点。

(2) 相馬市沿岸生態系における拡散

2012年10月に相馬市原釜、2013年6月に相馬市磯部、ならびに2012年8月と2013年8月に新地町において海藻と底生無脊椎動物を可能な限り多種類を採集した。2014年7月は新地町のSta.3において、過去2年でセシウム濃度が高かった固着性の脊索動物、刺胞動物、海綿動物ならびに紅藻類を選択的に採集した。また、2013年と2014年は、各地点で海底直上の海水をポリエチレン製の折りたたみ式タンクを用いて20L採取した。さらに、各地点3ヶ所において、海底の砂泥を園芸用のプラスチック製土すくいを用いて幅7cm、海底表面から深さ3cm、磯部では長さ60cm、新地では長さ30cmを採取し、 $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度を調べた。

また、2012年9月に新地沖および11月に原釜沖において、2013年5月に新地沖および7月に原釜沖において、水深10mおよび20mの2箇所各々で、目合13.5-15.0cmの刺網を5反ずつ設置（一晚）し、漁獲物を全量採集した（大量のカニ類が羅網したので、一部を採集）。全長、体重を測定し、放射能測定用の筋肉サンプル、Sr測定用の耳石サンプルを得た。耳石については、横断切片を作製し、波長分散型EPMAによって、耳石中央部から縁辺にかけて10 μm 間隔で測定した。また同標本耳石薄片の年輪構造を観察し、年齢査定および各年輪構造の形成年を推定した。

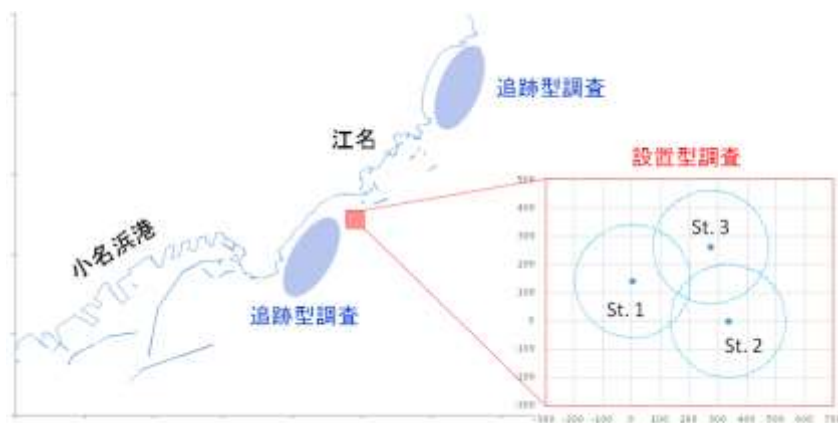
魚類およびベントスについては、基本的に筋肉サンプルを採取した。海藻や小型のベントスについては、ゴミや砂等を洗浄した後、60 $^{\circ}\text{C}$ で一晩乾燥後に粉末化して、アセトンにより脱脂して試料とした。炭素・窒素安定同位体比は、質量分析計（Finnigan社製MATDELTA Plus）により個別別に測定した。炭素・窒素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ ）は、以下の式により標準試料からの相対千分率で示した。

$$\delta^{13}\text{C}, \delta^{15}\text{N} = [\text{R}_{\text{sample}}/\text{R}_{\text{standard}} - 1] \times 1000 (\text{‰})$$

ここで、Rは $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ あるいは $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ である。標準試料は、 $\delta^{13}\text{C}$ はPee Dee Belemnite（PDB）、 $\delta^{15}\text{N}$ は大気中の窒素を用いた。

(3) 海洋生物の移動による拡散

超音波バイオテレメトリー手法により沿岸域に生息する魚類の行動をモニタリングし、対象生物の移動が放射性物質を拡散させる可能性について検討した。本研究では、高い放射性セシウム濃度が記録されている種の中から、定着性が高いと考えられる種と広い範囲を移動すると考えられる種のそれぞれをモニタリング対象とした。調査は福島県いわき市江名沖合（開放性海域）で、2012年11月から2014年6月まで実施した（図(3)-1）。さらに、福島第一原子力発電所港内から採集された魚類から非常に高い濃度の放射性物質が検出されたことを受け、このような閉鎖海域における魚類の行動が注目されるようになった。そこで、2013年9月から2014年9月にバイオテレメトリー手法を用いて、港湾内の魚類の行動把握を目的として、福島県沿岸港内（閉鎖性海域）の魚類の行動モニタリングを行った。



図(3)-1 調査海域概略（開放性海域）。

1) 開放性海域（江名沖合）での調査

定着性の高い種については、長期間の行動モニタリングに適した設置型の待ち受け方式のバイオテレメトリーシステム（VR2W: VEMCO）を用いた。ここでは、深度センサー付きの超音波発信機（V9P、V13P: VEMCO）を用いた。モニタリング対象には、シロメバル20個体とアイナメ4個体を用いた。供試魚は、刺し網および釣りにより採捕し、5回（2012年11月、2013年5月、10月、12月、2013年2月）に分けて放流を行った。超音波発信機は、供試魚に麻酔をかけた上で、外科的手術により腹腔内に装着した。受信機は、供試魚を採集した水域に近接するようになおかつ海底から2mの位置になるように設置した。また受信機の近傍には、水温ロガーを装着して、モニタリング期間中の水温データを記録

した。広い範囲を移動する可能性がある種については、追跡型のバイオテレメトリーシステム(VR100: VEMCO)を用いた。調査ではコモンカスベ6個体を用いて、2014年2月、5月の2回に分けてそれぞれ3個体ずつ放流して、追跡を行った。

2) 閉鎖性水域(福島県沿岸港湾内)での調査

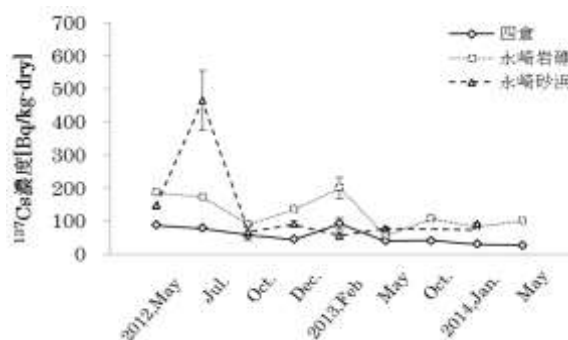
福島県沿岸港湾内において、岸壁から採捕したムラソイ7個体、クロソイ2個体、シロメバル2個体、マアナゴ11個体、エゾイソイナメ6個体、アイナメ1個体の計29個体の腹腔内に超音波発信器を外科的手術により装着して港内に放流した。採捕・放流の作業は5回(2013年9月、12月、2014年2月、5月、6月)行った。FUSHION社製FPXGシリーズの超音波発信器(FPXG1030、FPXG1040)と受信機(FMR-1000)を使用した。調査は2013年9月に開始し、平成2014年9月まで行った。受信機は港内の魚が港外へ移動するかを把握するために、港の奥と入口に位置する地点に海底から約2mの高さになるように設置した。棧橋からの設置は、受信機が最低低潮時に水面下1m以上になるように垂下した。

4. 結果及び考察

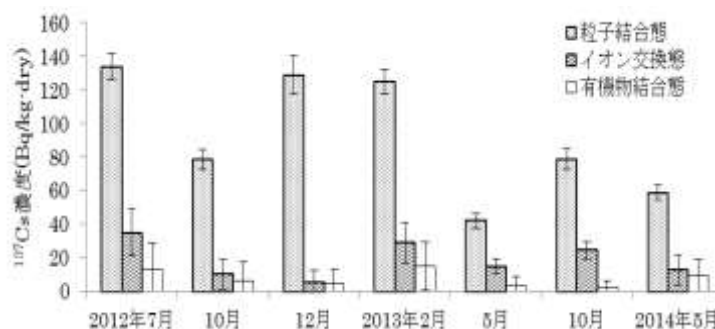
(1) いわき市沿岸生態系における拡散

1) 海底粒子: 2012年5月における四倉、江名岩礁、江名砂浜の海底粒子の ^{134}Cs 濃度および ^{137}Cs 濃度は、それぞれ60.4 Bq/kg、122 Bq/kg、101 Bq/kgおよび88.5 Bq/kg、186 Bq/kg、147 Bq/kgであった。いずれの場所でも経時的に減少傾向にあり、2014年1月ではそれぞれ ^{134}Cs で13.0 Bq/kg、34.5 Bq/kg、38.7 Bq/kgおよび ^{137}Cs で30.7 Bq/kg、89.0 Bq/kg、91.9 Bq/kgであった(図(1)-2)。 ^{134}Cs の物理学的半減期は、2.1年で ^{137}Cs の30.2年と比べ短いため、物理的な減少過程が環境や生物学的な過程より大きく影響すると考えられるため、これ以降の解析では、物理学的半減期が長い ^{137}Cs のみを対象とした。

この期間の海底堆積粒子の ^{137}Cs 濃度は四倉で27.0~92.5 Bq/kgの範囲であり、経時的に有意($r=-0.83$ $p<0.01$)な減少傾向がみられた。江名岩礁における ^{137}Cs 濃度は、82.7~200.0 Bq/kgの範囲であり、有意($r=-0.50$ $p<0.05$)に減少した。江名砂浜における ^{137}Cs 濃度は、55.6~464.0 Bq/kgであり大きな変動がみられ、有意な減少傾向は確認できなかった($r=-0.35$ $p=0.14$)。滞留半減期(粒子の放射性セシウム濃度が半減する期間)は四倉で460.9日、江名岩礁で864.9日であった。極沿岸域の海底粒子の ^{137}Cs 濃度は粒径250-500 μm で最も高かった。存在形態別に分けると粒子結合態、イオン交換態および有機物結合態の ^{137}Cs 濃度は、それぞれ約70%、20%および10%であった(図(1)-3)。粒径250-500 μm の放射性セシウム濃度が高い原因をシールズ数で検討した結果、当該海域ではこの粒径画分の粒子で波浪による移動が小さいと判断された。



図(1)-2 ^{137}Cs 濃度の経時変化 (n=3)。



図(1)-3 存在形態別 ^{137}Cs 濃度。

2) 海藻・海草: 2012年5-12月では、江名のスガモ以外のすべての海藻で ^{137}Cs は検出された。紅藻マクサとフクロフノリでは40-55 Bq/kgを示した。2013年では10 Bq/kgを超える種は無く、検出できない種類が増加した。2014年ではすべてで5 Bq/kg以下であった。各種ともに経時的に減少していた。2012年5月から2014年5月にかけて、スガモは7.8 Bq/kgから0.45 Bq/kg、アラメは6.5 Bq/kgから0.080 Bq/kg、ワカメは6.5 Bq/kgから0.10 Bq/kg、アカモクは1.9 Bq/kgから0.09 Bq/kgに減少した。四倉および江名の ^{137}Cs 濃度(Bq/kg)は、4種とも経時的に減少傾向にあることがわかった(スガモ: $r=-0.72$, $P<0.01$ 、アラメ: $r=-8.4$, $P<0.01$)。四倉の方が江名よりも ^{137}Cs 濃度が高い傾向が見られた。1年生種と多年生種を比較すると、1年生種で ^{137}Cs 濃度が低い傾向が見られた。多年生種であるスガモとアラメについて生態学的半減期の推定を行った。四倉と江名でそれぞれ種毎の生態学的半減期を推定した。スガモは、四倉で126日、江名で39日となった。アラメは、四倉で130日、江名で123日となった。1Fに近い場所で半減期が長かった。

3)無脊椎動物:海綿動物類、環形動物類、脊索動物類、軟体動物類では、散発的に高い濃度で検出されたが、概ね不検出のサンプルが続いており、高い濃度の生物や経時的な変化を見出すことができなかった。

甲殻類では、クルマエビ類キシエビおよびサルエビ、コエビ類ウリタエビジャコ、カニ類ヒラコブシが恒常的に計測できた。キシエビの ^{137}Cs 濃度は四倉砂浜で不検出～16 Bq/kg、江名砂浜で不検出～8.2Bq/kgであった。サルエビでは四倉砂浜で不検出～29Bq/kg、江名砂浜で不検出～5.6Bq/kgであり、両地点とも経時的な減少傾向を示した(t -test、 $P<0.05$)。キシエビおよびサルエビのどちらも四倉で ^{137}Cs 濃度が高い傾向にあった。コエビ類ウリタエビジャコの ^{137}Cs 濃度は四倉砂浜で不検出～6.7 Bq/kg、江名砂浜で不検出～1.1Bq/kgであった。ウリタエビジャコの ^{137}Cs 濃度には経時的減少傾向は見られず、1Fからの距離とも明確な差は見られなかった。四倉の甲殻類全体では ^{137}Cs 濃度に経時的な減少傾向が見られた(t -test、 $P<0.05$)。また、四倉と江名で採集された甲殻類の ^{137}Cs 濃度には有意差があり(マン・ホイットニーの U 検定、 $P<0.05$)、江名に比べより1Fに近い四倉で採集された甲殻類の ^{137}Cs 濃度が高かった。

棘皮動物類では、ウニ綱オカメブクで100 Bq/kgを超える ^{137}Cs 濃度を検出した。ウニ綱ツガルウニの ^{137}Cs 濃度は38 Bq/kg(2012年9月)、ナマコ綱では不検出～20 Bq/kg(2013年1月および2014年2月)であった。ウニ綱オカメブクの ^{137}Cs 濃度は、四倉では46～270 Bq/kgであり経時的な減少傾向を示した(t -test、 $P<0.05$)。キタムラサキウニの ^{137}Cs 濃度は四倉では11～42 Bq/kg、江名では7.4～46 Bq/kgであった。キタムラサキウニでは ^{137}Cs 濃度の経時的な減少傾向はみられなかった。すなわち、棘皮動物類のうちヒトデ類およびクモヒトデ類の ^{137}Cs 濃度は低く、ナマコ類およびウニ類の ^{137}Cs 濃度は他の無脊椎動物は比べて高かった。また、 ^{137}Cs 濃度の高かった、ナマコ類およびウニ綱オカメブクは濾過食性、ウニ綱キタムラサキウニは雑食(主に藻食)であり、その食性に違いが見られた。

無脊椎動物の ^{137}Cs 濃度(Bq/kg-ww)の生態学的半減期は、四倉砂浜の甲殻類全体で146日、キシエビで190日、サルエビで90日、オカメブクで133日であった。キシエビは一年生種であるので、その生活史を考慮し、2012年9月から2013年5月の期間で ^{137}Cs 濃度(Bq/kg-ww)の半減期を算出すると、四倉で145日、江名で90日となり、1Fに近い四倉でキシエビの ^{137}Cs 濃度(Bq/kg-ww)の半減期が長かった。さらに、キタムラサキウニおよびキシエビの生物学的半減期は、それぞれ173.3日および28.0日と推定された。

4)魚類:2012年9月江名の魚類の ^{137}Cs 濃度は、イナダ、ウマヅラハギで検出されず、他の12種で検出された。シロメバル、コモンカスベは100 Bq/kgを超えた。四倉では、N.D.から10 Bq/kgまでの濃度の魚種は見られず、12種全てが10 Bq/kg以上であった。コモンカスベで100 Bq/kgを超えた。全体的に底魚の汚染が顕著であった。経時的に各魚種の ^{137}Cs 濃度は低下した。2014年5月 ^{137}Cs 濃度は、江名ではシログチで検出されず、16種で検出された。シロメバルは、比較的高い50-100 Bq/kgの濃度を示した。四倉ではコモンフグとシログチで検出されず、17種で検出された。キツネメバル、シロメバル、コモンカスベ、ババガレイで比較的高い50-100 Bq/kgの濃度を示した。また全期間を通じて同月の同魚種のセシウム濃度は、江名よりも1Fに近い四倉で高い傾向が見られた。2014年において100 Bq/kgを超える魚種はコモンカスベとシロメバルとなった。

魚類では概ねどの魚種についても ^{137}Cs 濃度の経時的な減少傾向が見られた。生態学的半減期 T_{eco} は、四倉では計10種について推定され、ホウボウの36日からアカシタビラメの281日まで、魚種によるばらつきが大きいものの、200-250日程度の魚種が多かった。比較的高いコモンカスベは253日と推定された。江名では計10種について T_{eco} が推定され、ヒラメの141日からムラソイの483日まで幅があるものの概ね300日程度の魚種が多かった。また、 T_{eco} と海域、生息域、栄養段階について検討したところ、いずれも有意な差や明瞭な関係は認められなかった。本研究で採取した海水、海藻および無脊椎動物において海域による濃度勾配(^{137}Cs 濃度:四倉>江名)が見られるにも関わらず、魚類の T_{eco} には影響が見られず、生息域や栄養段階についても同様であることから、海水や餌生物からの ^{137}Cs の移行は2014年の段階では限定的であると考えられた。

^{137}Cs 濃度低下の遅いシロメバルの生物学的半減期 T_b は、オスで平均 274 ± 34 日(範囲:208-368日)、メスで 280 ± 81 日(範囲:220-447日)と推定された。両者の間に統計的に有意な差は見られなかった。全個体の平均は、 275 ± 47 日であった。この値は、これまでに報告されている他の海産魚の T_b (50-100日程度)と比較して約2.8-5.5倍程度と長く、原発事故以降の福島沿岸のシロメバルで推定された生態学的半減期 T_{eco} 197日、367日および本研究で示した同種の T_{eco} 309日と近い値であった。これらのことから、本実験で推定された T_b は、原発事故以降の福島沿岸においてシロメバルの濃度低下が緩やかな要因の1つであると考えられた。

5)考察

海底粒子および各種の生物の放射性セシウム濃度を基に四倉⑥および江名⑧海域のセシウムの総量と2012年から2014年の間で当該海域から流出拡散したセシウム量を推算した。2012年5月における四倉および江名の海底粒子の ^{137}Cs 総堆積量は、 8.7×10^{11} Bqと推定された。同様に推定した2014年1月の ^{137}Cs 総量は、 5.7×10^{11} Bqまで減少していた。海藻群落の ^{137}Cs 総量(Bq)は、アラメ、スガモ、ワカメおよびアカモクについて求

めた。2014年5月での海藻群落の ^{137}Cs 量は、四倉および江名合計で 2.4×10^6 Bqと推定された。両地点の2年間の合計流出量は 28×10^6 Bqと推定された。無脊椎動物の ^{137}Cs 総量(Bq)は約 3.4×10^6 Bqと推算された。2014年5月における ^{137}Cs 総量(Bq)は、約 0.15×10^6 Bqであった。魚類では2013年の 51×10^6 Bqから2014年の 25×10^6 Bqに半減した。これらの結果から、現在、 ^{137}Cs は海底粒子に最も多く存在し、続いて魚類であることがわかる。また経時的に海藻と無脊椎動物に含まれる ^{137}Cs 量は世代交代により、著しく低下していると言えた。

(2) 相馬市沿岸生態系における拡散

1) 海藻・無脊椎動物

海底直上の海水中の放射性Csは2013年は新地で0.007-0.008 Bq/Lに対して、磯部で0.023-0.024 Bq/Lと高かった。2014年の新地においては0.011 Bq/Lであり、いずれも低濃度であった。これに対して、海底に堆積した砂泥のCs濃度は、磯部で5-63 Bq/kgであった。新地北側では13 Bq/kg以下であったが、地蔵川河口では140-410 Bq/kgと高い濃度を示した。高いセシウム濃度は河川からの流入によると考えられた。

原釜では海藻5種、動物12種の $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度を調べた。海藻はほぼ10 Bq/kg以下であり、動物では濾過食である刺胞動物門ハネガヤ科が30.8 Bq/kgと最も高かった。肉食動物であるカニ類、ヒトデ類はイシガニを除いてセシウムは検出されなかった。植食動物では腹足綱のコシダカガンガラで20 Bq/kg前後の値が検出されたのに対して、エゾアワビでは検出されなかった。キタムラサキウニの $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度には個体差がみとめられた。

磯部の海藻の $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度は、紅藻ユカリで10 Bq/kg以上であり、検出された他の紅藻とアミジグサ科の小型褐藻では5 Bq未満であった。それ以外の紅藻(フダラク、ヒジリメン)、大型褐藻のウルシグサ、ワカメ、アラメならびに海草のスガモでは検出下限値未満であった。底生無脊椎動物の $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度は海綿動物門尋常海綿綱で湿重量当たり最高で31 Bq/kgが検出された。キタムラサキウニの一部とイシガニでは低濃度であった。肉食性巻貝のレイシガイ、ヒメエゾボラ、植食性のエゾアワビ、肉食性のヒトデ類では検出されなかった。

新地では、2012年に10 Bq/kgを越えたのは、砂泥の影響下で生育する芝状緑藻ハイミルモドキ、紅藻ユカリとマクサであった。特にユカリは58.7 Bq/kgと高かった。また、地蔵川河口では大型褐藻アラメが10 Bq/kgを越えた。新地の動物では2012年Sta.3において脊索動物門のエボヤが73.6 Bq/kgと高かった。肉食動物(カニ類、ヒトデ類、レイシ)ではイシガニを除いてセシウムは検出されなかった。植食動物では腹足綱のコシダカガンガラで約20 Bq/kgの値が検出されたのに対して、エゾアワビとキタムラサキウニでは検出されなかった。また、アミ目では検出されなかった。地蔵川河口では2014年に脊索動物、刺胞動物、海綿動物、環形動物への $^{134+137}\text{Cs}$ の分布が顕著にみとめられ、濃度は前年よりも高かった。特にホヤ綱(脊索)で49.0 Bq/kg、ハネガヤ科(刺胞)で55.9 Bq/kgと顕著に高かった。新地地蔵川河口の海底に堆積した砂泥のセシウム濃度は著しく高く、海底に固着する海綿、脊索、刺胞動物の高いセシウム濃度に密接に関わっていると考えられた。

相馬市沿岸において海藻と底生無脊椎動物のセシウム濃度を3年間モニタリングして以下のことが明らかになった。セシウム濃度は海藻では最下層の海底直上に生育する紅藻ユカリと緑藻ハイミルモドキ、底生無脊椎動物では濾過食者であるホヤ綱(脊索動物門)、ハネガヤ科(刺胞動物門)、尋常海綿綱(脊索動物門)で高かった。これらの底生生物は放射性セシウムの動態をモニタリングする指標生物になりうると結論される。これらの底生動物は海底面あるいは海底直上に生活する濾過食者である。海綿動物はメッシュサイズが小さく、細菌サイズの粒子を補足する。ホヤ綱は消化器系が発達して胃・腸に泥を残留させる。したがって、海底面あるいは海底直上に浮遊する懸濁粒子中にセシウムが多く存在する可能性も考えられる。

また新地地蔵川河口では陸域の土壌由来の高濃度のセシウムが河川から海底の砂泥堆積物として輸送され、そこに生活する濾過食者の脊索動物と刺胞動物の高い放射性セシウム濃度がもたらされている。陸域土壌には2014年においても依然高濃度の放射性セシウムが存在することから、放射性セシウムはこれらの指標生物へ移行され続けると考えられる。

2) 魚類(耳石Srを含む)

漁獲物(魚類)の構成種は、2012年では、新地および原釜ともに、コモンカスベ、ヒラメ、ホシザメ、ニベが優占していた。採集魚種の特性としては、ほとんどが当海域に周年生息する底魚であった。ベントスは、ガザミおよびヒラツメガニが大量に羅網した他、ヒトデ類とイボイチョウガニが優占していた。2013年では、ヒラメ、ニベ、コモンカスベ、ホシザメが多く採集されたが、前年よりも多様であった。マサバやマアジ以外は、ほとんどが当海域に周年生息する底魚であった。ベントスは、ヒラツメガニが大量に羅網した他、マヒトデが特に多かった。

2012年の漁獲物(魚類)で、 $^{134+137}\text{Cs}$ が100 Bq/kgを超過したのは、9月新地沖20 mのヒラメ(142 Bq/kg)と11月原釜沖20 mのスズキ(510 Bq/kg)の2個体のみであった。2013年は最大でも約50 Bq/kg(スズキ、ヒラメ)であった。同魚種でも個体差が非常に大きかった。2013年の漁獲物(魚類)で、 $^{134+137}\text{Cs}$ が100 Bq/kgを超過した個体は無かった。相対的にセシウムの値が高かったのは、コモンカスベで平均的に40 Bq/kgを示した。スズキ、ヒラメは50 Bq/kgという個体が認められたが、個体差が非常に大きかった。魚類のセシウム濃度は、2012年の

データに比べて半減していた。ベントスの放射性セシウム濃度が検出限界以下であったのに対して、ほとんどの魚種で20-40 Bq/kgという濃度を示していた。

耳石Sr:Caについては、低塩分条件において生息した淡水域での履歴を示すSr:Caの低い値は検出されなかった。ほとんどの個体は、耳石中央から縁辺にかけて、Sr:Ca(*1000)が3-7値で顕著な増減が認められなかった。一方、値の大きな上昇が見られたのは、クロダイ、マコガレイ、ボラ、ヒラメ、アイナメ、シログチであった。特にアイナメのSr:Caは、顕著に高いという特徴があった。

クロウシノシタを除いて、全ての耳石が縁辺に向けて徐々にもしくは段階的に増加していた。縁辺に近い部分で、中央部近傍および縁辺部で、Sr:Ca(*1000)が8-12に急増している耳石も散見された。ストロンチウムの蓄積時期を推定するために、年輪との対応解析を行った。マコガレイの2個体は、2010-2012年、2011年と2012年、クロダイの2個体は、1990-2012年、2010-2012年、シログチ1個体は2008年に蓄積されたと推定された。このSr:Caの増加は、成熟に伴う増加および産卵期に増加するという生活年周期に伴う変化であると考えられた。すなわち、Sr:Caの増加が放射性物質の拡散・移行と連動しているような結果は得られなかった。

3) 安定同位体比分析

濾過食者を除くと原釜では炭素安定同位体比は-26‰から-16‰、窒素安定同位体比は7‰から13‰、新地はそれぞれ-33‰から-14‰および4‰から13‰であった。消費者の安定同位体比は食物となる生産者の安定同位体比に左右され、 $\delta^{13}\text{C}$ では0~1‰、 $\delta^{15}\text{N}$ では2.3~4.5‰上昇することから、CNマップは基本的に海藻、植食性、肉食性の栄養段階を反映していた。また、安定同位体比とセシウム濃度に対応関係はみとめられなかった。すなわち各生物種のセシウム濃度は食物連鎖を反映していないことが明らかになった。

採集された魚類および底生生物の炭素安定同位体比は、ほぼ-17~-14‰の範囲にあり、底生微細藻類起源の食物連鎖系上にあると推定された。陸由来有機物は-30~-23‰であることから、陸域からの物質を特に取り込んだような生物は確認されなかった。窒素安定同位体比は、底生生物は8~12‰に対し、魚類は11~14‰であり、若干高い値が示された。

魚種間の差異は小さく、比較的セシウム濃度の高かったズキやヒラメについては炭素安定同位体比が低い傾向があったものの、食物生物との明らかな関係性は示されなかった。炭素窒素安定同位体比に対するセシウム濃度の関係では、炭素窒素ともに値の小さい個体にセシウム濃度が高いパターンが見られたが、ヒラメやズキによるものと考えられた。しかし、魚種間、個体間のセシウム濃度の違いを説明することは出来なかった。

(3) 海洋生物の移動による拡散

1) 開放性海域(江名沖合)・設置型受信機による調査

開放性海域において、シロメバル、アイナメ、コモンカスベの行動を調査した。

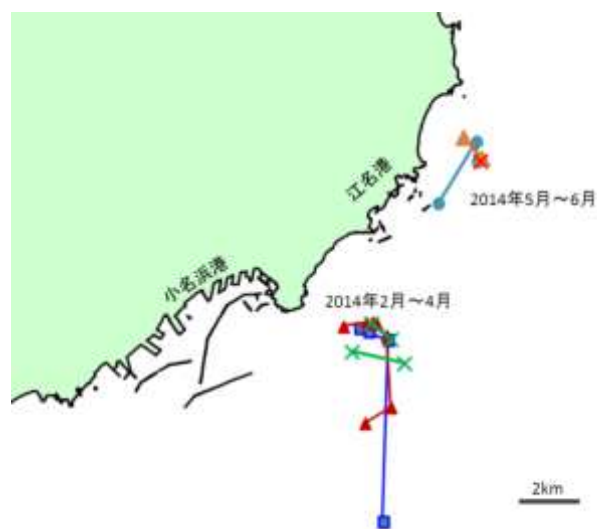
1)-a シロメバル: 調査期間中放流した20個体中、超音波発信器の寿命とされる期間(約6カ月)、モニタリング範囲内に居続けたのは7個体であった。これに対して、放流直後より発信器からの信号が途絶えてしまったものが7個体いた。これらは、潮流の関係などから採捕地点へ戻るができなかったか、コンディション不良のため死亡してしまいそのままモニタリング範囲外に流出してしまった可能性が考えられた。また、モニタリング期間中、発信器の電池寿命の前に受信が途絶えたものもあった。これらは、1カ月程度で受信が途絶えたものが1個体、3か月程度で途絶えたものが3個体、5か月程度で途絶えたものが2個体であった。従来の研究でメバル類は特定の場所に固執して行動をするが、時折、行動圏を移すという報告がある。このことから、これらの個体の受信範囲外への移動は、生息圏を移した可能性が考えられた。

多くのシロメバルは6時ごろから18時ごろまで滞在水深の幅が狭く、18時から翌日の6時までの間で滞在水深の幅が広がる傾向が見られた。また、受信頻度は、おおむね昼間より夜間のほうが多くなっていた。これは、メバルが夜行性で昼間一定の場所に滞在し夜間になると行動を開始しているためと考えられた。今回使用したシステムの受信範囲は半径約200 mであったことから、放流個体はおおよそ定着している場所を中心に半径200 m程度の範囲を行動圏としている可能性が示された。

1)-b アイナメ: シロメバルと同じく定着性が高いとされるアイナメで長期間モニタリングできた個体は、4個体中1個体のみであった。長期モニタリングに成功した1個体の行動パターンは、夜間定位置にいる時よりも、行動時間帯である昼間の方が発信器の信号の受診回数が減少する傾向が見られた。このことから、アイナメの行動圏は受信範囲(半径200m)を超えていると推測された。早期に受信範囲を離れる個体が多いことや行動時間帯の受信状況が非行動時間帯の受信状況より少ないことなどから、供試個体は少なかったが、アイナメはメバルよりも行動圏が広くまた、移動範囲が広いものと推測された。

1)-c コモンカスベ: コモンカスベの行動モニタリングは、震災が発生した同時期に合わせて、最初の調査は2月に、2回目は5月に行った。連続追跡したコモンカスベの行動は、約6時間で放流地点から浅瀬に向かって400mほど移動した(60~70m/h)。翌24日には、前日と逆方向に約800m北東方法にいたことが確認された。この個

体が最後に確認されたのは、放流後約2週間後の3月10日であった。この時の位置は、放流地点から2.9km地点であった(図(3)-2)。他のコモンカスベ6個体は0.8km～5.8km(8-47日)の移動を示した。コモンカスベは、8日後の推測位置が5.8km離れた場所いた個体があった一方、47日後にも放流地点から1km程度の場所に生息していた個体など様々であった。このことから、短時間に広い範囲を移動することがあるが、1カ月から2カ月の間は、1kmから2kmの範囲内で行動していることが示された。



図(3)-2 コモンカスベのモニタリング経過。

2) 閉鎖性海域(広野港湾内)調査

モニタリング可能な期間の間、全ての個体が港内に留まり続けたのはシロメバル2個体中2個体とアイナメ1個体中の1個体であった。ムラソイは7個体中6個体が港内に留まり続けていると考えられた。もともと磯根などに定着性が強いと考えられている魚種は、本調査結果からも港外へ逸出している可能性は低いと考えられた。一方、砂泥域を好み港湾から外洋まで広い範囲を生息域とするマアナゴは、11個体中3個体が逸出した。この3個体が港外へ逸出したのは、水温が低下し始める時期に2個体、水温が上昇し始める時期に1個体であったことから、水温の変化が逸出行動に関係している可能性が考えられた。その一方で、今回の調査では8個体が湾内に居残り、さらにそのうち2個体は再捕獲されるなど定着性の高さも示唆された。エゾイソアイナメは、6個体中3個体が港外に逸出した。同じ時期に放流したにもかかわらず、逸出している個体と居残る個体があった。

3) 考察

開放系水域で行った調査の結果、モニタリングを行った種の中で最も定着性が高いと考えられたのは、シロメバルであった。これに対して、アイナメは一部定着する個体もあったが、その行動圏はメバルより広いものと推測された。コモンカスベは、一日当たりの移動距離は大きいものの、6個体中2個体は、1～2カ月間、1kmから2kmの範囲内で行動していることも明らかになった。

閉鎖系水域で行った調査の結果、磯根資源として知られているシロメバル、ムラソイに高い定着性が見られた。一方、生息域が沿岸の浅瀬から沖合の深場まで広い種であるマアナゴやエゾイソアイナメは、一部の個体で港湾から逸出する様子が確認できた。今回の実験では、港湾内への出入りをモニタリングすることはできなかったが、一部は水温変化の影響や成長過程など何らかの理由によって港湾の外に逸出していると考えられた。

これまでの結果から定着性の高い魚類ほど高い放射性Cs濃度を維持している傾向が見られた。このことから、濃度の低下の著しい魚種は、魚種の移動による拡散と非汚染魚の加入による希釈が進んでいる可能性も考えられた。また、定着性の同一魚種でも、個体間によってCs濃度に大きな差が見られた。同じ水域の同じ魚種でも個体によってコアとなる生息場所と摂餌遊泳場所が異なり、取り込んだ放射性物質の量に差が生じたと考えられた。

5. 本研究により得られた主な成果

(1) 科学的意義

福島県沿岸の岩礁生態系および砂浜生態系の各種海洋生物の放射性セシウム濃度を経時的に調べることにより、多種について、放射性セシウム濃度の時間、空間分布および生態学的半減期を推定した。高い放射性セシウム濃度を有する種を特定した。底生生物と魚類のセシウム濃度は食物連鎖の栄養段階を反映していないことが明らかとなった。

またこれまでに測定が困難であった生体魚類および無脊椎動物に関して、生物学的半減期を明らかにした。これらの結果から、生態学的半減期の遅い魚種について、その原因が放射性物質の代謝による排出が遅いことに起因することを明らかにした。この結果から福島県沿岸の生態系内における放射性セシウムの移行について知見が蓄積された。

現在の生態系内の放射性セシウムの分布は海底粒子中に最も多く存在し、その次に魚類で多く存在する。極沿岸域の海底粒子に含まれる放射性セシウムは比較的大きな粒子に高い濃度で含まれていることから濃度低下に長い時間が必要である。2012-2013年の間で海藻および無脊椎動物では放射性Csの大部分が生態系外へ拡散（流出）していることを示した。今後は海底粒子から生態系への移行量および高濃度に汚染された魚類のモニタリングを継続する必要がある。

定着性の高い魚類ほど高い放射性セシウム濃度を維持している傾向が見られた。これらの魚種は、取り込んだ放射性物質をその他の場所に移動する可能性は少ないと考えられ、移動による拡散は極めて限定的と言えた。一方で放射性物質濃度の低下の著しい魚種は、魚種の移動による拡散と非汚染魚の加入による希釈が進んでいる可能性が考えられた。すなわち高濃度の放射性セシウムが記録された経歴のある魚種のうち、寿命が長く移動範囲の大きいと考えられている魚種については、引き続き厳重な検査体制を維持していく必要があると考えられた。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

<行政が活用することが見込まれる成果>

堆積粒子の粒径別の放射性セシウム濃度の結果から、極沿岸域では比較的大きな粒子で濃度が高く、粒子の移動による濃度の低下はあまり期待できないと考えられる。また各種生物の生態学的半減期が推定されたことにより、今後の濃度の低下傾向を理解することが可能となった。沿岸の放射性セシウム濃度の高い魚種の生物学的半減期の結果から、これらの魚種の濃度低下に比較的に長い時間が必要であることを示した。

積極的な沿岸海域の除染を進める手法として、1.大きな粒径の粒子を取り除く、2.高濃度汚染魚種の採捕、が考えられる。しかしながら、すでに沿岸の環境や生物の放射性セシウム濃度は陸域に比べ低濃度となっている。このことから、環境や濃度の高い生物についてのモニタリングの継続が必要であると言える。一方、新たな汚染水の流出発生する可能性が懸念されている。海水、海底粒子および一次生産者（海藻など）の放射性物質濃度のモニタリングは汚染の早期の検出に役立つので継続するべきである。

陸域の土壌由来の高濃度の放射性セシウムが河川から河口近隣の海底の砂泥堆積物として輸送され、そこに生活する濾過食者の脊索動物、海綿動物、刺胞動物へ高い濃度の放射性セシウムがもたらされていることが明らかになった。土壌には2014年においても依然高濃度のセシウムが存在することから、今後これらの動物を指標として土壌の放射性セシウム濃度と海域の生物への移行の関係を継続してモニタリングする必要がある。

沿岸の魚種の移動による放射性物質の拡散が限定的であることが明らかとなった。このことは同じ海域に留まり続ける高い濃度の放射性物質汚染魚類を今後もモニタリングし続ける必要があることを示した。

これらのことから、今後の海域における放射性物質のモニタリングを行うために、1F周辺海域および河口域において、海水と海底粒子、海藻・海草、濾過食性動物、および現在でも高濃度で検出される魚種の継続的なサンプリングが必要と考えられる。

6. 研究成果の主な発表状況

(1) 主な誌上発表

<査読付き論文>

- 1) ARAKAWA H., T. TOKAI, Y. MIYAMOTO, S. AKIYAMA, K. UCHIDA, A. MATSUMOTO, M. NARITA, H. MYOUSE, Y. AGATSUMA, S. KATAYAMA, M. AOKI, I. MATSUMOTO, N. HIRAKAWA: Marine productivity: Perturbations and resilience of socio-ecosystems. Proceedings of the 15th French-Japanese Oceanography Symposium, Springer, "Distribution of radioactive material in marine ecosystems off the Fukushima coast", 71-78, 2015.

<査読付論文に準ずる成果発表>

- 1) 片山知史(2013)海と魚と放射能——食品としての水産物の管理体制への視点、日本の科学者, 48, 2, 32-33.
- 2) 片山知史(2013)海洋の放射能汚染と水産業への影響、経済、1月号、新日本出版社、101-108.

- 3) 片山知史 (2014) 放射能汚染と水産物への影響, 月刊保団連, 1153 (2014年3月号), 29-34.
- 4) 荒川久幸(2015) 沿岸生態系における放射性物質の汚染状況、環境情報科学、44, 2, 11-15.

(2) 主な口頭発表 (学会等)

- 1) 荒川久幸・東海正・宮本佳則・秋山清二・内田圭一・明瀬太志・吾妻行雄・片山知史・青木優和・松本育夫・和田敏裕・平川直人・神山享一・鷹崎和義・岩崎高資 (福島水試) : 日本水産学会 2012年秋季大会 (2012) 「沿岸生態系における放射性物質の拡散過程の解明」
- 2) 明瀬太志、平川直人、松本陽、荒川久幸 : 日仏海洋学会 (2013) 「福島県いわき市沿岸における海底堆積粒子の放射性セシウム濃度」
- 3) 荒川久幸 : 応用生態工学会企画セッション (2013) 「沿岸生態系における放射性物質の拡散過程の解明」
- 4) 中川拓郎、内田圭一、平川直人、長谷川浩平、宮本佳則、荒川久幸、秋山清二、柿原利治 : 日本水産学会秋季大会 (2013) 「福島県沿岸におけるシロメバルの行動モニタリング」
- 5) 松本陽、明瀬太志、秋山清二、内田圭一、宮本佳則、荒川久幸、平川直人、松本育夫 : 日本水産学会秋季大会 (2013) 「福島県いわき市沿岸の砂浜および岩礁に生息する魚類の放射性セシウム濃度」
- 6) 平川直人、松本育夫、藤本賢、松本陽、明瀬太志、荒川久幸 : 日本水産学会秋季大会 (2013) 「飼育環境下におけるキタムラサキウニ生体放射性物質濃度の経時変化」
- 7) ARAKAWA H., T. TOKAI, Y. MIYAMOTO, S. AKIYAMA, K. UCHIDA, Y. AGATSUMA, S. KATAYAMA, M. AOKI, I. MATSUMOTO, N. HIRAKAWA: 15th Franch-Japanese Oceanography symposium. (2013) “Diffusion process of radioactive materials in ecosystems of coastal sea area“
- 8) MYOUSE H., A. MATSUMOTO, N. HIRAKAWA, H. ARAKAWA: 15th Franch-Japanese Oceanography symposium. (2013) “Contamination of seabed sediments and organisms by radioactive cesium in the coastal area of southern Fukushima”
- 9) 成田美穂、若林香織、松本陽、明瀬太志、荒川久幸、内田圭一、平川直人 : 日本水産学会春季大会 (2014) 「いわき沿岸におけるクルマエビ科二種の生態学的半減期」
- 10) 松本陽、荒川久幸、平川直人 : 日仏海洋学会 (2014) 「NaI(Tl)シンチレーションカウンタを用いたシロメバル *Sebastes cheni* 生体中の放射性セシウム濃度測定」
- 11) 松本陽、重岡柚、荒川久幸、平川直人 : 日本水産学会 (2014) 「シロメバル *Sebastes cheni* 生体における放射性セシウム濃度の測定と生物学的半減期の推定」
- 12) 明瀬太志、松本陽、荒川久幸、平川直人 : 日本水産学会 (2014) 「福島県沿岸の海藻の放射性セシウム濃度の経時変化」
- 13) 中川拓郎、内田圭一、宮本佳則、荒川久幸、松本陽、明瀬太志、水野拓治、榎本昌宏、守岡良晃 : 日本水産学会 (2014) 「福島県沿岸の港湾内における超音波バイオテレメトリー手法を用いた水産有用種の行動追跡」
- 14) UCHIDA K., H. ARAKAWA, S. AKIYAMA, Y. MORIOKA, A. MATSUMOTO, T. NAKAGAWA, K. HASEGAWA, Y. MIYAMOTO: 3rd International Conference on Fish Telemetry (2015) “Estimated relationship fish behavior and concentration of radioactive materials from research by using ultrasonic biotelemetry system”.

7. 研究者略歴

課題代表者: 荒川 久幸

東京水産大学水産学部卒業、博士(水産学)、現在、東京海洋大学大学院海洋科学技術研究科教授

研究分担者

1) 吾妻 行雄

東北大学農学部卒業、博士(農学)、現在、東北大学大学院農学研究科教授

2) 水野 拓治

東北大学農学部卒業、現在、福島県水産試験場栽培漁業部部長

4ZD-1201 沿岸生態系における放射性物質の拡散過程の解明

(1) いわき市沿岸生態系における拡散

国立大学法人 東京海洋大学

海洋科学部	海洋環境学部門	荒川 久幸
海洋科学部	海洋生物資源学部門	東海 正
海洋科学部	海洋環境学部門	宮本 佳則
海洋科学部	海洋生物資源学部門	秋山 清二
海洋科学部	海洋環境学部門	内田 圭一

<研究協力者>

富原聖一（平成24-26年度）、平川直人（平成24-25年度）、松本陽（平成25-26年度）、
成田美穂（平成25-26年度）

平成24(開始年度)～26年度累計予算額：124,242千円（うち、平成26年度予算額：21,801千円）
予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

2011年3月に発生した東北・北関東の地震と津波によって、福島第一原子力発電所（1F）は多量の放射性物質を大気中のみならず海中へ放出した。これまでの調査により、多数の水産生物で基準値を超える放射性物質濃度が確認され、福島県の漁業は自主規制へ追い込まれている。本研究では、海中の放射性物質が生態系内でどのように拡散するのか明らかにすることを目的として、研究を3つのサブテーマで構成した。サブテーマ(1)では1Fの南方のいわき市沿岸を対象海域とし、それぞれの岩礁生態系と砂浜生態系における海底粒子および各生物種の放射性物質濃度、その半減期の結果から放射性物質の拡散について検討した。結果は以下のように要約される。

(1)海底堆積粒子の¹³⁷Cs濃度は経時的に減少しており、その滞留半減期は460.9-864.9日であった。粒径ごとの¹³⁷Cs濃度は250-500 μ mのやや大きな粒子で高かった。堆積粒子中の有機物に結合した¹³⁷Csは約10%であった。(2)海藻および海草の¹³⁷Cs濃度の生態学的半減期はアラメで123.2-129.6日、スガモで39.2-125.8日であった。¹³⁷Cs濃度は1F近くで高く、半減期も長い傾向であった。(3)無脊椎動物の¹³⁷Cs濃度は棘皮動物や腔腸動物で高かった。その濃度は経時的に低下し、生態学的半減期は甲殻類で186日であった。キシエビおよびキタムラサキウニで生物学的半減期を推定した。生物学的半減期は生態学的半減期と同程度であったため、海水や餌からの新たな¹³⁷Csの取り込みは少ないと考えられた。(4)魚類の¹³⁷Cs濃度は魚食性の底生魚で高く、減少の割合は小さかった。生態学的半減期は141-483日であり、魚種によって大きく異なった。シロメバルの生物学的半減期は約270日であり、従来報告されている海産魚の生物学的半減期50-100日より長かった。

これらの結果から、2014年現在で福島県いわき沿岸域の生態系に存在する¹³⁷Cs量および生態

系外への拡散を定量的に検討した。2014年のいわき沖では堆積粒子 5.7×10^{11} Bq、海藻 2.4×10^6 Bq、無脊椎動物 0.15×10^6 Bq、魚類 29×10^6 Bq程度存在した。2012年から現在にかけて、いわき沿岸海域の生態系から流出した ^{137}Cs は、堆積粒子で約34%、海藻で約93%、無脊椎動物で約53%、魚類60%と考えられた。

[キーワード]

サブテーマ(1)：放射性物質、沿岸生態系、移行、福島第一原子力発電所、いわき沿岸

1. はじめに

2011年3月に発生した東北・北関東の地震と津波によって、福島第一原子力発電所（1F）は炉心溶融、建屋の水素爆発および冷却水の汚染を原因として、多量の放射性物質を大気中のみならず海中へ放出した。これまでの断片的な調査により、多数の海洋生物で基準値（100 Bq/kg）を超える放射性物質濃度が確認され、福島県の漁業は禁漁へ追い込まれた。福島県や東京海洋大学では、放出当時の拡散予測に基づいて、放出点南方いわき市沖合を中心に海洋生物の放射性物質濃度の測定を行い、それらの値がどのように推移するのか検討を続けている。しかしながら、沿岸域の観測データはあまり得られていない。これまでの調査では放射性物質（セシウム134、137）が、いわき市の極沿岸域においても観測されている。海洋中には多種多様な生物群が存在し、複雑な生態系を構成している。そのためこの放射性セシウムが今後どのような生物を経由し、どのように拡散するのかモニタリングしていくことは極めて重要である。

2. 研究開発目的

本サブテーマでは、福島県いわき市江名（福島第一原発から南55km）および四倉（福島第一原発から南方35km）に定点を設定する。それらの観測点で岩礁生態系と砂浜生態系に分け、海水・海底粒子、微細藻類、海藻類、無脊椎動物、魚類に至るまで、放射性物質の分布やその拡散過程を明らかにする。さらにそれぞれの生物種の体内における放射性物質の変化について検討する。

そのために本研究での計測結果と、サブテーマ(2)安定同位体比分析による捕食被食関係把握、サブテーマ(3)バイオテレメトリーによる生物の移動・行動結果を総合的に解析し、放射性物質の拡散過程を詳細に検討する。さらに、人工的な飼育による放射性セシウム濃度の変化について検討する。

研究項目は以下のとおりである。

サブテーマ(1) いわき市沿岸生態系における拡散

- (1)-1 海水および海底粒子からの拡散
- (1)-2 海藻による拡散
- (1)-3 無脊椎動物による拡散
- (1)-4 魚類による拡散
- (1)-5 海域の放射性セシウム量

3. 研究開発方法

(1) いわき市沿岸生態系における拡散

1) 海底粒子からの拡散

海水中で放射性セシウム（以下 Cs）は、陽イオンとして存在しており、海底粒子や浮遊する懸濁粒子に吸着され海底へ沈降するプロセスが報告されている¹⁾。福島沿岸における海水中の Cs 濃度は、経時的に速やかに減少し、現在では原発事故以前の濃度水準になりつつある。しかしながら、海底粒子は依然として、100 Bq/kg を超す Cs 濃度が検出されており、長期残留することが懸念されている。

事故後の海底粒子の Cs 濃度に関する報告には、福島沖の海底堆積物中の濃度の推移を明らかにしたもの²⁾等がある。これらの報告はいずれも船舶を用いた沖合での調査結果であり、極浅海域の報告は見当たらない。極浅海域では各種の生物から高い濃度の Cs が検出されたため、磯根の水産物は漁業の自主規制が続いている。これらの生物への Cs の移行を検討するためにも、極浅海域の海底粒子の Cs 濃度やその変化の把握は重要である。本研究では、福島県いわき市の極浅海域を調査対象として、海底堆積粒子の放射性 Cs 濃度の経時変化を明らかにし、その経時変化への物理環境や粒子の性質が及ぼす効果を検討した。また、極浅海域の Cs 濃度から、いわき市沿岸の海底堆積粒子中の¹³⁷Cs の総堆積量を推定した。

1)-a 海水および海底粒子の放射性Cs濃度

海水の採取は、2013年5月、10月、2014年1月および5月において、福島県いわき市極沿岸の四倉（37.119N、141.010E；水深0.5～1m）および江名岩礁（36.954N、140.951E；水深4～5m）で行った（図(1)-1）。採取した海水は直ちに研究室に持ち帰り、GF/F フィルタ（孔径；0.8μm）で濾過後、硝酸を添加し、AMP を用いてセシウムを凝集沈殿後、その放射性 Cs 濃度を Ge 半導体検出器で計測した。

海底堆積粒子の採取は、2012年5月～2014年5月の3年間に計9回（2012年5、7、10、12月、2013年2、5、10月、2014年1、5月）、四倉（37.119N、141.010E；水深0.5～1m）、江名岩礁（36.954N、140.951E；水深4～5m）および江名砂浜（36.955N、140.944E；水深4～5m）の3地点で行った（図(1)-1）。いずれの地点も岸から数10mの範囲内である。ただし、2013年10月および2014年5月の江名砂浜では、テトラポットの移設工事が行われていたため、試料採取を行っていない。福島第一原子力発電所（1F）から各地点までの距離は、四倉で約35km、江名砂浜および江名岩礁で約55kmである。

砂浜では海底堆積粒子中の放射性 Cs の70%以上が表層3cm以内に存在している事から²⁾、SCUBA 潜水により海底粒子の表層3cmを目安としてスコップを用いて採取した。

岩礁上では、エアリフトにより岩礁上の粒子をビニール袋内に捕集した。採取した粒子は、ただちに研究室に持ち帰り、105℃で5時間乾燥し試料とした。

1)-b 滞留半減期

試料は、目合2000μmのメッシュを通し、礫や貝殻などの夾雑物を取り除いた。さらに水平

旋回ふるいを用い、200 rpm で5時間振とうし、4つの粒径クラス (<125 μm 、125-250 μm 、250-500 μm 、500-2000 μm) に分級した。振とうは、試料中に粒径 45 μm 以下の粒子が少ないことから、乾式で行った (JIS 規格(Z8815))。分級した試料は、U-8 容器に充填し、Ge 半導体検出器 (セイコーEG&G 社製) を用い、 ^{137}Cs および ^{134}Cs 濃度の計測を行なった。測定時間は 7,200 秒間とした。

また、計測された ^{137}Cs 濃度を基に福島県いわき市沿岸に堆積している ^{137}Cs の総量を推定した。推定には、いわき市沿岸の 20 m 以浅の海域面積に海底堆積粒子の ^{137}Cs 濃度および表層 3 cm の粒子体積を乗じ推定した。四倉の砂浜域の ^{137}Cs 濃度は、福島県の公表データを用いた。海上保安庁海洋情報部提供の福島沿岸底質データからボロノイ分割法により岩礁および砂浜のポリゴンを生成し、それぞれのポリゴンの面積を算出した。それらのポリゴンの面積のうち、福島県が設定している四倉 (海区⑥を含む) および江名 (海区⑧を含む) における 20 m 以浅の砂浜および岩礁の面積を推定した (図(1)-1)。

また、環境中で物質の濃度が半分になる期間であり、放射性物質の減少速度を示す指標として、海底堆積粒子の ^{137}Cs 濃度の滞留半減期 (T_{re}) を算出した。算出には、以下の指数関数モデルを用いた。

$$A = A_0 \exp(-lt) \quad \dots\dots(1)$$

ここで、 A :採取日の ^{137}Cs 濃度、 t :2011 年 3 月 11 日からの経過日数である。最小二乗法により、初期値 A_0 および係数 l を推定した。推定された係数 l を下記の式(2)に当てはめ、滞留半減期 (T_{re}) を算出した。

$$T_{re} = (\ln 2)/l \quad \dots\dots(2)$$

1)-c 存在形態別 ^{137}Cs 濃度計測

海底堆積粒子中での ^{137}Cs の存在形態は、イオン交換態、有機物結合態、粒子結合態の3つに分類できる²⁾。イオン交換態は、海水中で1価の陽イオンとして存在する ^{137}Cs が、負電荷を帯びた粒子と電気的に結合した形態であり、海水中の K^+ 等他の陽イオンと交換し得る形態である。有機物結合態は、海底堆積粒子に含まれる有機物中に存在している形態である。粒子結合態は、無機粒子に固定されている形態である。

本研究では、存在形態別に分離しそれぞれの ^{137}Cs 濃度を計測した²⁾。①ふるいにより分級したそれぞれの粒子を Ge 半導体検出器で計測した (その粒子に含まれるイオン交換態+有機物結合態+粒子結合態の Cs 計測)。②試料①に、 $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ 水溶液 (1 mol/L) を添加し (試料 1 g につき 10 ml)、室温 (25°C) で 6 時間攪拌しイオン交換態を除去した。その後、孔径 0.45 μm のメンブレンフィルター (メルク社製) で吸引濾過後、蒸留水で洗浄し、105°C で 5 時間乾燥させた。乾燥させた試料の半量について ^{137}Cs 濃度を計測した (有機物結合態+粒子結合態)。③残りの半量に、 H_2O_2 (10%) を試料 1 g につき 6 ml 添加し、室温 (25°C) で 6 時間攪拌し有機物を除去し、上述と同様の方法で濾過し、乾燥後 ^{137}Cs 濃度の計測した (粒子結合態)。これらの結果の差引より、3 態それぞれの濃度を算出した。

1)-d 粒子の性質（粒径分布、鉱物組成）

^{137}Cs 濃度と海底粒子の性質との関連を検討するために、粒径分布、比表面積、鉱物組成を調べた。粒径分布は、LS200（ベックマンコールター社製）を用い、レーザー散乱・回折法により粒径 $0.375\text{-}2000\ \mu\text{m}$ の体積頻度分布を計測した。また、計測された粒径分布を基に中央粒径 (d_{50}) および単位面積当たりの比表面積 (S_v) を求めた。 S_v の算出は、粒子を球形と仮定し以下の式(3)に従って行った。

$$S_v = \frac{6}{d_i} \cdots \cdots (3)$$

ここで、 d_i は、粒径 (cm) である。

また、Cs は雲母などに代表される 2 : 1 型層状ケイ酸塩鉱物に選択的に吸着されることが報告されている³⁾。そのため、X線回折法により、結晶性物質の構造解析を行い、鉱物の含有率を計測した。

1)-e 波浪データを用いたシーلز数の算出

海底堆積粒子は、波や流れ等の外力の影響を受け経時的に拡散している。本研究では、海底堆積粒子が受ける外力をシーلز数 (Ψ_m) により評価した。 Ψ_m は、海底堆積粒子に働く流体力と海底堆積粒子の抵抗力の比によって表され、底質の移動の活発さを示す無次元せん断力である。 Ψ_m が、大きくなると底質の移動は活発になる。また、この Ψ_m が移動限界シーلز数 (Ψ_c) を超えると、堆積粒子は移動を開始する。

Ψ_m の算出は、丸山ら⁴⁾の方法に従い、式(4)、(5)、(6)を用いて行った。ただし、底質の粒径 (D_m) として、LS200 で計測した粒径分布を基に算出した中央粒径を用いた。 Ψ_m の算出には、国土交通省港湾局リアルタイムナウファスの小名浜港における定点波浪データを用い、調査地点の有義波高 ($H_{1/3}$) は規則波の浅水変形モデル⁵⁾を用い推定した。また、算出計算は、非常に煩雑なため、沿岸波浪解析フリーウェア“EWaves”により解析した。調査地点の有義波周期 ($T_{1/3}$) および有義波数 (k) は、分散関係式により推定した。また、本研究の調査点は、極沿岸であることから、外力としては、波が卓越していると考えられる。そのため、 Ψ_m への流れの寄与は、少ないと考えられるため、考慮していない。 Ψ_m の算出には、推定した調査点の波浪データを用い、下記の式(4)、(5)、(6)を用いた。

$$\Psi_m = \frac{u^*{}^2}{(s-1)gD} \quad \left. \begin{array}{l} \\ \\ \end{array} \right\} \cdots \cdots (4)$$

$$u^* = (0.5f_w \hat{u}_b^2)^{1/2}$$

s : 底質の比重で 2.65 とした。

g : 重力加速度 (m/s^2)。

D_m : 底質の中央粒径 (mm)。

u^* : 摩擦速度。

f_w : Jonson の摩擦係数式(5)より求める。

\hat{u}_b : 波の底面流速振幅(m/sec)であり、微小振幅波理論により以下の式(6)で求める。

$$\begin{array}{l}
 a_{bm}/D_m < 1.57 \text{ のとき} \\
 f_w = 0.30 \\
 \\
 a_{bm}/D_m \geq 1.57 \text{ のとき} \\
 f_w = \frac{1}{4f_w^{1/2}} + \log_{10} \frac{1}{4f_w^{1/2}} = -0.8 + \log_{10} \frac{a_{bm}}{D_m} \\
 \\
 a_{bm} = \frac{H_{1/3}}{2 \sinh(kh)} \\
 \\
 \hat{u}_b = \frac{\pi H_{1/3}}{\{T_{1/3} \sinh(kh)\}}
 \end{array}
 \left. \begin{array}{l} \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \end{array} \right\} \dots\dots\dots (5)$$

$$\dots\dots\dots (6)$$

a_{bm} : 水粒子の最大起動半径。

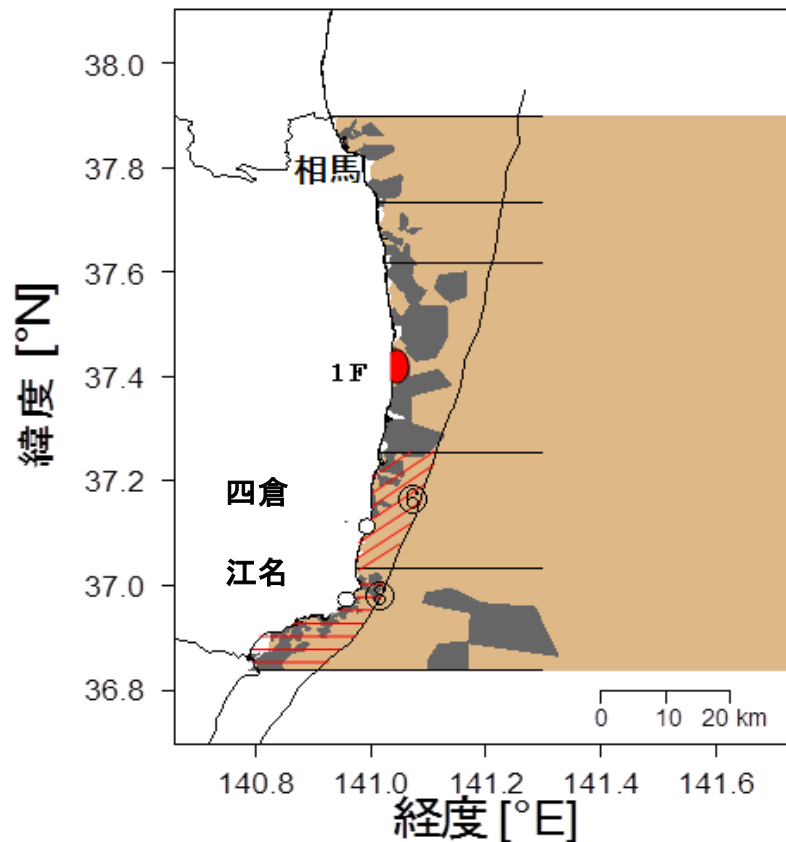
$H_{1/3}$: 有義波高(m)。 k : 波数(m^{-1})。 h : 水深(m)。

$T_{1/3}$: 有義波周期(sec)。

Ψ_c は、(6)の式の底面流速振幅 \hat{u}_b を、岩垣⁶⁾の式より求めた限界摩擦速度 \hat{u}_c に置き換えることで算出した。また、粒径クラス毎の Ψ_{ci} は、混合河川床を対象に定められた⁷⁾粒径と Ψ_{ci} との関係式(7)を用いて算出した。

$$\begin{array}{l}
 \frac{D_i}{D_m} > 0.4 \text{ のとき} \\
 \Psi_{ci} = \Psi_c \left(\frac{\log_{10} 19}{\log_{10} 19(D_i/D_m)} \right)^2 \left(\frac{D_i}{D_m} \right) \\
 \\
 \frac{D_i}{D_m} < 0.4 \text{ のとき} \\
 \Psi_{ci} = 0.85\Psi_c
 \end{array}
 \left. \begin{array}{l} \\ \\ \\ \\ \end{array} \right\} \dots\dots\dots (7)$$

D_i : 粒径クラスの中央粒径(mm)。



図(1)-1 試料採取地点。

2) 海藻による拡散

海中に放出された放射性物質は、沿岸域の海藻および海草を汚染した。海藻および海草は活発な1次生産を行い、摂食を通じて、放射性物質を他の生物へ拡散する。また活発な世代交代により、環境中へ放射性物質を拡散すると考えられる。東日本大震災の発生以降の海藻と海草における ^{137}Cs 濃度(Bq/kg-wet)とその経時変化(生態学的半減期)を調べた。さらに、沿岸から環境中への ^{137}Cs の移動拡散に海藻および海草がどの程度寄与しているかを推定した。この推定では、福島県いわき市沿岸の2地点(四倉および江名)における海藻および海草4種に着目した。

2)-a 海藻・海草の放射性Cs濃度と生態学的半減期

海藻・海草の採取は、2012年5月、9月、12月、2013年度2月、5月、10月、2014年1月、5月において、いわき市四倉と江名の2地点で海藻および海草をSCUBA潜水により行った(図(1)-1)。採取した海藻は褐藻6種、紅藻5種、海草は1種であった(表(1)-1)。各海藻は濾過海水で洗浄後、表面の水分を良く拭き取り、オープン(60°C)で乾燥した。粉碎したのち、U-8容器(100 mL)またはマリネリ容器(1000 mL)に充填し、Ge半導体検出器で ^{134}Cs と ^{137}Cs を計測した。測定時間は、サンプル量および ^{137}Cs 濃度(Bq/kg-wet)を考慮し、7,200秒間、80,000秒間および604,800秒間で設定した。放射性Cs濃度は、湿重量時の濃度に換算して表記した。

表(1)-1 2012-2014 年度に採集された海藻・海草の種数および分析種数

	総種数 採集 (*分析)	2 地点共通 採集 (*分析)
2012 年 5 月	6 (6)	4 (4)
2012 年 7 月	6 (6)	3 (3)
2012 年 10 月	4 (4)	2 (2)
2012 年 12 月	7 (7)	3 (3)
2013 年 2 月	9 (9)	3 (3)
2013 年 5 月	7 (7)	3 (3)
2013 年 10 月	3 (3)	2 (2)
2014 年 1 月	2 (2)	2 (2)
2014 年 5 月	4 (4)	3 (3)

* Ge 半導体検出器で ^{137}Cs が分析可能であった種数を示す。

計測された ^{137}Cs 濃度に指数関数モデルを当てはめ、多年生種のスガモとアラメの生態学的半減期 (T_{eco}) の推定を行った⁸⁻⁹⁾。式(2)で求めた滞留半減期 (T_{re}) は、生物等を対象にした場合、実効半減期 (T_e) と同義である。

$$1/T_{\text{eco}} = 1/T_e - 1/T_p \cdots \cdots (8)$$

そこで、(2)式により、実効半減期 (日) を算出した。実効半減期 (日) の逆数は生態学的半減期 T_{eco} (日) の逆数と物理学的半減期 T_p (日) の逆数の和であることから、(8)式により生態学的半減期 (日) を推定した。

2)-b 海藻・海草による沿岸からの放射性Csの拡散

海藻および海草により沿岸から拡散する放射性Csの推算の対象種は、いわき沿岸の優占4種の褐藻ワカメ *Undaria pinnatifida*、褐藻アカモク *Sargassum horneri*、海草スガモ *Phyllospadix iwatensis* および褐藻アラメ *Eisenia bicyclis* とした。

コドラート調査は2013年5、10月、および2014年5月の計3回実施した。コドラート法 (縦0.5 m×横0.5 m) によって、それぞれ3枠の刈取りを行い、個体数および湿重量を求めた。得られた単位面積あたりの海藻現存量 (kg-wet/km²) を表(1)-2 に示す。四倉のアラメ現存量はデータが得られなかったため、江名の現存量と同一とした。

各種藻場面積の推定は、統計解析ソフト R (ver. 3.1.2, R Core Team, 2014) およびボロノイ分割パッケージ deldir (ver. 0.1-6, Rolf Turner, 2014)、球面三角法パッケージ geosphere (ver. 1.3-11, Robert J. Hijmans, 2014) を使用した。使用した GIS データは、海上保安庁海洋情報部

(<http://www.kaiyoudaichou.go.jp/>) から提供された底質データおよび環境省自然環境局生物多様性センター (<http://www.biodic.go.jp/trialSystem/info/mo.html>) が公表している沿岸域藻場データである。統計解析ソフト R でボロノイ分割パッケージ deldir により GIS データをポリゴン化し、対象とするポリゴンの面積を球面三角法パッケージ geosphere により求めた。アラメでは藻場のポリゴンの面積を合計した。スガモでは藻場面積データが被度であったため、その平均値を面積とした。ワカメは人工護岸の総延長距離 (四倉; 13.2 km、江名; 25.6 km) に生息水深を 0-2 m¹⁰⁾ と

して乗じて面積を推定した。(表(1)-3) アカモクは生息水深 2-3 m¹¹⁾の岩礁面積 (四倉; 1.02km²、江名; 1.03km²) に被度の平均値 (15%)¹²⁾を乗じて面積を推定した。

海藻群落の ¹³⁷Cs 総量 (Bq) と流出量 (Bq) は、藻類による炭素固定の推定式¹³⁻¹⁴⁾を参考に次式によって行った。

$$^{137}\text{Cs 総量(Bq)} = \text{現存量(kg-wet/km}^2) \times ^{137}\text{Cs 濃度(Bq/kg)} \times \text{藻場面積(km}^2) \quad (9)$$

$$^{137}\text{Cs 流出量(Bq)} = ^{137}\text{Cs 総量(Bq)} \times \text{P/B 比} \times \text{流出割合} \quad (10)$$

現存量の値は表(1)-2 中の各地点、海藻種毎の最大の現存量を用いた。海藻 4 種の P/B 比と流出割合を表(1)-4 に示す。P/B 比はある植物体について年間最大現存量 (B) の何倍量が一年間の成長によって生産 (P) されるか示す値であり、その P/B 比と流出割合は、伊藤ら(2007)¹⁴⁾および 森林総合研究所(2004)¹⁵⁾によった。

表(1)-2 海藻の現存量

	四倉 (kg-wet/km ²)		江名 (kg-wet/km ²)		
	2013年5月	2014年5月	2013年5月	2013年10月	2014年5月
スガモ	-	2.2×10 ⁶	2.0×10 ⁶	1.5×10 ⁶	-
アラメ	-	(5.6×10 ⁶)	-	5.6×10 ⁶	2.6×10 ⁶
ワカメ	7.2×10 ⁶	-	4.6×10 ⁶	-	6.5×10 ⁶
アカモク	-	8.8×10 ⁶	1.6×10 ⁶	-	-

表(1)-3 藻場面積

	四倉 (km ²)	江名 (km ²)
スガモ	0.015	0.12
アラメ	0.67	0.97
ワカメ	0.026	0.051
アカモク	0.15	0.15

表(1)-4 P/B 比と流出割合

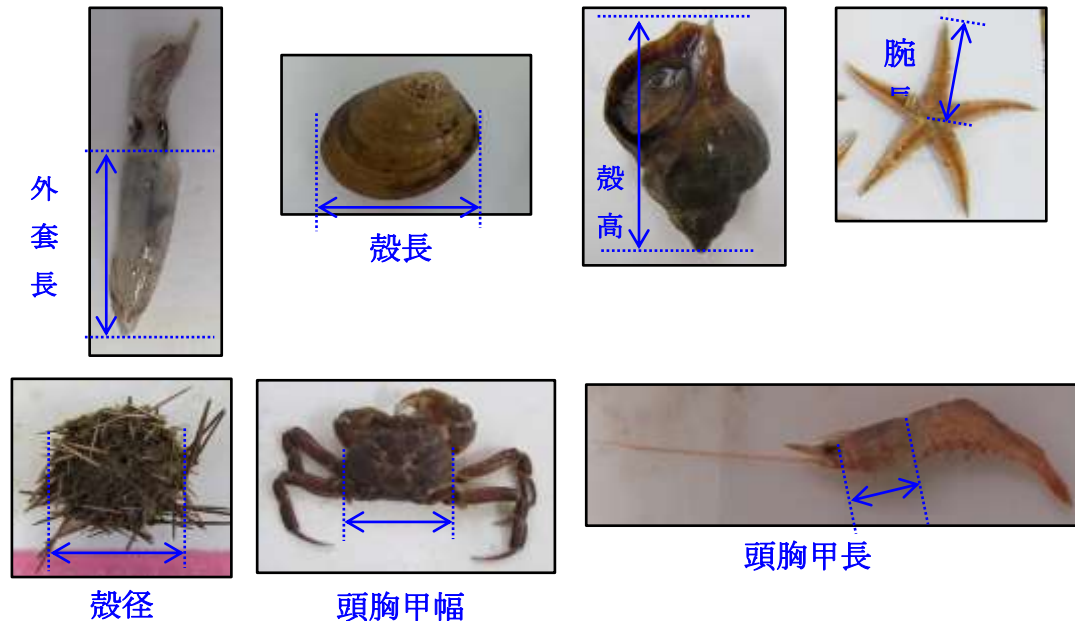
	P/B比	流出割合
スガモ	4	0.5
アラメ	1	0.3
ワカメ	1	1
アカモク	1.1	0.95

3) 無脊椎動物による拡散

3)-a 無脊椎動物の放射性Cs濃度と生態学的半減期

2012年9月、11月、2013年1月、5月、10月、2014年2月、5月にいわき市四倉と江名の2 地点において無脊椎動物を採集した (図(1)-1)。無脊椎動物は、両地点とも岩礁域では目合が5寸 (約

15 cm) 長さ4反(約200 m)の刺網、砂浜域では曳網を用いて採集した。刺網および曳網で採集した試料は直ちに種毎に選別し、全長(外套長、殻長等)および湿重量を計測した(図(1)-2)。採集個体数が多い場合は、任意に選んだ25個体を計測し、その平均湿重量と総湿重量から総個体数を推定した。また、全長の計測が難しい生物(たとえばカイメン類)は湿重量だけを記録した。計測後のサンプルはビニール製保存容器に入れ、マイナス20℃で冷凍保存し、研究室へ持ち帰った。



図(1)-2 種別体長測定部位。

2012年9月、11月、2013年1月に採集した試料は、貝類およびイセエビでは軟体部のみを細断した後U-8容器に収容した。ウミウシ類、クラゲ類およびアミ類は、そのままU-8容器に入れた。それら以外のサンプルは個体全体を細断した後U-8容器に入れた。いずれのサンプルも湿重量を測定した。2013年5月以降に採集した試料では、貝類およびホヤ類は軟体部を取出して湿重量を測定した。また、それ以外の試料は丁寧に砂などの付着物を取り除き、湿重量を測定した。その後、60℃で72時間乾燥させ、常温デシケータ内に24時間放置し、乾燥重量を測定した。乾燥試料は、粉碎後、U-8容器に入れ重量測定した。試料の ^{137}Cs 濃度はGe半導体検出器によって計測した。測定時間は7,200秒間とした。

表(1)-5 に刺網および曳網により採集された無脊椎動物の総種数および分析種数を示す。2012年9月-2014年5月の調査において、四倉沿岸で刺網および曳網により採集された総種数は14~33種、分析された種数は8~20種であった。また、同調査期間に江名沿岸で刺網および曳網により採集された総種数は10~30種、分析された種数は1~17種であった。このうち江名と四倉で共通して採集された種数は7~15種、分析された共通種は、1~13種であった。

四倉および江名の沿岸域で恒常的に採集された生物種は、軟体動物門ではイダコ、エゾハリイカ、ジンドウイカ、ミミイカ、ヒメエゾボラ等、甲殻亜目ではサルエビ、キシエビ、ウリタエ

ビジャコ、ヒラコブシガニ等、棘皮動物門ではオカメブンプク、キタムラサキウニ、イトマキヒトデ、スナヒトデ、マヒトデ、セノテヅルモヅル等、脊索動物門ではマボヤであった。

表(1)-5 2012年-2014年に採集された無脊椎動物の種数および分析種数

	四倉 採集種数 (分析)	江名 採集種数 (分析)	二地点共通 採集種数 (分析)
2012年9月	17 (8)	17 (4)	10 (3)
2012年11月	20 (8)	30 (10)	13 (4)
2013年1月	33 (18)	21 (9)	15 (5)
2013年5月	15 (5)	10 (1)	7 (1)
2013年10月	16 (11)	18 (11)	12 (6)
2014年2月	14 (11)	18 (17)	11 (9)
2014年5月	26 (20)	19 (14)	16 (13)

* カッコ内の数字はGe半導体検出器で分析可能であった種数を示す。

恒常的に採集された無脊椎動物について¹³⁷Cs濃度の経時変化から生態学的半減期の推定を行った。生態学的半減期の推定には指数関数モデルを用い、各サンプルから計測された放射性Csから式(1)、(2)、(8)により求めた。

3)-b キタムラサキウニおよびキシエビの生物学的半減期

i) キタムラサキウニ

福島県が実施しているキタムラサキウニのモニタリング調査では、約30 個体の生殖腺を1検体として¹³¹I、¹³⁴Csおよび¹³⁷Cs濃度の計測が行われる。このため、個体毎の放射性物質濃度を把握することはできず、さらに、致死的分析であるため、個体が有する放射性物質の減衰過程を経時的に把握することはできなかつた。そこで、個体識別したウニ生体の¹³⁷Cs濃度を経時的に計測し、その変化から生物学的半減期を明らかにすることを目的とした。

ウニは福島県いわき市四倉で合計6個体採取した。採取されたウニは予備実験に1 個体および飼育実験に5 個体（個体A、B、C、D、E）が用いられた。飼育実験では200 L水槽をコンクリートブロックで区切り、個体ごと単独飼育とした。飼育水はいわき市下神白沖の揚水海水をかけ流した。また、餌は北海道産乾燥マコブ（¹³⁷Cs不検出）を飽食量給餌した。放射性物質の計測は週に1回実施した。体表面の水分によるγ線の吸収を防ぐため、計測前にウニを10分間干出させ、その後、ウニ生体1 個体ずつを500 mLプラスチック容器に収容し、Ge半導体検出器でγ線カウント数を計数した。計測は5,000 秒間とし、¹³⁷Csのエネルギー領域におけるγ線（カウント）のみ対象とした。ウニは計測終了後、速やかに飼育水槽に戻した。飼育期間は2013年5月から概ね3 か月間とした。

ii) キシエビ

小型の甲殻類は魚類等の主要な餌生物であり、その放射性Cs濃度の生物学的および生態学的半減期の解明は、沿岸生態系における放射性Csの移行・拡散過程を考える上で非常に重要である。そこで、沿岸底生生物における放射性Csの移行過程を検討するため、福島県いわき市沿岸

で採集したキシエビを非汚染環境下で飼育し、放射性Cs濃度の生物学的半減期を調べた。平成26年2月にいわき市四倉の沿岸域において曳網を用いて、キシエビ*Metapenaeopsis dalei*（頭胸甲長CL: 9.3-15.5 mm）を採取した。採集したキシエビは現場海水と共に輸送用水槽に入れて東京海洋大学実験室に持ち帰り、同室内水槽内（約120cm×30cm×40cm）に収容し飼育した。

飼育水には港区の水道水を使用して作製した人工海水（約240 L）を使用した。水道水の放射性物質濃度は0.2 Bq/kg未満である（東京都水道局HPより）。飼育水の温度は外部式クーラーを用いて12-15℃に保ち、飼育水の比重を1.021±0.001となるよう塩分を調整した。飼育水槽にはキシエビが潜伏できるような4±1 cmの厚さで非汚染サンゴ砂（フロリダ産アラゴナイトサンド）を敷いた。また、飼育中のキシエビの排泄物からの放射性Csの再取り込みを避けるため、飼育水はポンプ付水槽用外部フィルターを用いて濾過し、約1,000 L/hの流速で循環させた。4日毎に飼育水の1/2を交換し、7日毎に水槽内のサンゴ砂を取り出して水道水で洗浄し脱皮殻、糞および残餌等を取り除いた。飼育中は餌として放射性Cs非汚染の中国産冷凍赤虫および中国産アオイソメ（生餌）を投与した。給餌量は飼育中のキシエビ全量（g）の3%程度とした。更に、採集キシエビの消化管内および外皮等に存在すると考えられる現場海域の砂泥を取り除くため、現場海域におけるキシエビ採集日から40日間実験水槽内で飼育した。その後、採集日から40、64、82、102および123日目に放射性Cs計測用サンプルの作製を行った。

キシエビは頭胸甲長と体重を測定後、60℃で72時間乾燥させ、常温デシケーター内に24時間放置した。乾燥重量を測定後、フードプロセッサを用いて粉碎し、U-8容器に入れ重量測定した。U-8容器入りの試料はゲルマニウム半導体検出器（ウェル型）によって放射性セシウム濃度（¹³⁴Csおよび¹³⁷Cs）計測を行った。測定時間は7-11日間とした。生物学的半減期の推定は、指数関数モデルを用いた。

3)-c 生態系からの拡散

無脊椎動物各種の¹³⁷Cs濃度、採取量および面積から、それぞれの動物門に含まれる¹³⁷Cs量を概算した。またその経時的な変化から無脊椎動物による放射性セシウムの拡散量を推定し、示した。

4) 魚類による拡散

4)-a 魚類の放射性Cs濃度および生態学的半減期

2012年9月から2014年5月にかけて福島県いわき市沖の2地点（江名と四倉）で刺網および餌料曳網により魚類を採集した。全期間を通じて採種した種数、分析に供した種数を表(1)-6に示す。各魚種から筋肉部を採取し、乾燥後U-8容器に詰め、その¹³⁴Csと¹³⁷Cs濃度をGe半導体検出器により計測した。測定時間は7,200秒間とした。結果は湿重量に換算した。

表(1)-6 2012-2014 年にかけて江名・四倉で採集された魚類の種数および分析種数

年	月	総種数 採集 (*分析)	2 地点共通 採集 (*分析)
2012	9	36 (20)	12 (6)
	11	36 (25)	11 (7)
2013	1	39 (25)	18 (5)
	5	31 (24)	9 (7)
	10	41 (28)	12 (7)
2014	2	30 (24)	10 (10)
	5	32 (27)	14 (11)

*Ge 半導体検出器で分析可能であった種数を示す。

恒常的に採集された種について、 ^{137}Cs 濃度の時系列データに対して指数関数モデルを当てはめ、得られたパラメータから実効半減期 T_e および生態学的半減期 T_{eco} を推定した。さらに、Fishbase データベース (<http://www.fishbase.org>) から生物・生態学的データ (餌生物種、栄養段階、生息域) を得て、 T_{eco} への影響について検討した。

4)-b シロメバルの生物学的半減期

シロメバル *Sebastes cheni* 生体における放射性セシウム (^{137}Cs) の生物学的半減期を推定することを目的として、2013 年 12 月から非汚環境下で飼育し、放射性セシウム濃度と γ 線スペクトルを計測した。

実験に用いたシロメバルは、2013 年 12 月に福島県双葉郡富岡町沖の岩礁域 (水深 20~30 m) で釣獲により 35 個体を採集した。採集した 35 個体は、直ちに福島県水産試験場に運搬し、体表面にタグを取り付けて識別した後、容量 2 t の円形水槽に収容した。釣獲から約 20 日間水槽内で馴致させた後、2-フェノキシエタノールで麻酔処理し、全長、体長、体高、体幅、重量を測定した。その後、個体ごとにプラスチック製密閉容器に収容し、NaI シンチレーションカウンタ (Model: A2730、コンピュータ総合研究所社製) を用いて ^{134}Cs および ^{137}Cs 濃度を計測した (図 (1)-3)。測定時間は 600 秒とした。計測後は速やかに麻酔を含まない海水に浸漬し、麻酔から蘇生させた。計測の間隔は約 20 日とし、2013 年 12 月~2014 年 12 月にかけて計測した。約 1 年間で 23 個体 (採集した 35 個体うちの生残数) について、計 14 回計測した。飼育期間中、放射性物質を含まないナンキョクオキアミが飽食量給餌された。



図(1)-3 NaI シンチレーションカウンタによる放射性セシウム計測の模式。
赤い点線は NaI 結晶の検出部を示す。

表(1)-7 採集されたシロメバル *Sebastes cheni* の個体数、サイズおよび肥満度。

△, ▼: 実験開始時点の初期値と終了時点の値との差分（増加または減少）。

		オス	メス
採集個体数（生残個体数）*		27(16)	8(7)
全長 (cm)	平均 (SD)	27.8 (1.3)	29.5 (2.0)
	範囲	25.8-31.8	27.2-32.6
標準体長 (cm)	平均 (SD)	23.4 (1.3)	24.9 (1.8)
	範囲	22.0-27.0	22.5-27.6
重量 (g)	平均 (SD)	374.7 (78.4)	657.5 (157.6)
	範囲	303-643	500-868
肥満度	平均 (SD) [†]	28.8 (1.7)	30.4 (0.6)
	差分 [‡]	▼-0.1 ^{ns}	△1.9 ^{ns}

*約 1 年の実験期間を通じて生残した個体数。

[†]実験開始時点の肥満度（初期値）。[‡]肥満度の初期値と終了時点の値との差分。

採集時点の全長、体重、肥満度および性別を表(1)-7 に示す。オスでは少なくとも 5-10 歳程度、メスでは 6-10 歳以上の個体であると推察され、肥満度 CF は、以下の式(11)により実験開始および終了時点の重量 W (g) と標準体長 SL (cm) の値を用いて算出した。

$$CF = W/SL^3 \times 10^3 \quad \dots\dots(11)$$

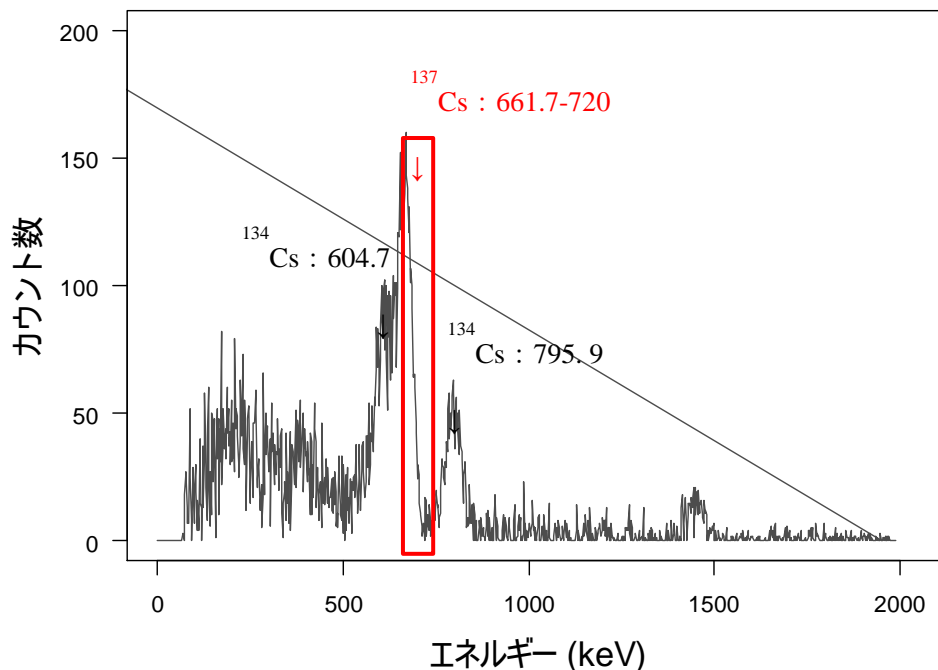
放射性セシウムのみならず、魚類に含まれる様々な残留性有機汚染物質 (POPs) は、成長等による体サイズの増加により見かけ上、低下する事例が知られており (成長希釈)、本実験期間中においても個体の重量が変化することが想定された。この成長希釈の影響を軽減するため、生物学的半減期の推定には γ 線スペクトルのうち ^{137}Cs エネルギー領域のカウント数を用いた。 ^{137}Cs エネルギー領域は、604.7 keV の ^{134}Cs のピークに起因するノイズを考慮し、 ^{137}Cs のエネルギーピークである 661.7 keV から高エネルギー側の 720 keV までとした (図(1)-4)。この領域の 600 秒間のカウント数を生物学的半減期の推定に用いた。個体ごとのカウント数の時系列データに対して、非線形最小自乗法により式(12)の指数関数モデルを当てはめ、パラメータ C_0 および λ を推定した。

$$C = C_0 e^{(-\lambda t)} \quad \dots\dots(12)$$

ここで、 C は飼育日数 t での ^{137}Cs 領域のカウント数、 C_0 は飼育開始時点での ^{137}Cs 領域のカウント数、 λ は減衰係数をそれぞれ示す。得られた λ を用いて式(13)により、実効半減期 T_e を求め、さらに式(14)により、実効半減期 T_e から ^{137}Cs の物理学的半減期 T_p を差し引いて、生物学的半減期 T_b (日) を求めた。

$$T_e = \ln 2/\lambda \quad \dots\dots(13)$$

$$1/T_b = 1/T_e - 1/T_p \quad \dots\dots(14)$$



図(1)-4 NaI(Tl)シンチレーションカウンタで計測された γ 線スペクトルの例。
赤枠は解析に用いた ^{137}Cs エネルギー領域 (661.7-720 keV) を示す。

NaI で計測された ^{137}Cs 濃度と全長との関係は、Spearman rank correlations により検討した。生物学的半減期 T_b (日) の雌雄差は、Mann-Whitney's U -test により有意水準 5% で比較した。 T_b (日) に対する性別、全長および実験開始時点の ^{137}Cs カウント数 C_0 との関係は、一般化線形モデル (GLM) を用いたモデル選択により検討した。目的変数である T_b には、ガンマ分布を仮定した。同様に、 ^{137}Cs 領域のカウント数の減少率の経時変化に対する性別、全長、飼育水温および海水中の ^{137}Cs 濃度の影響も GLM を用いたモデル選択により検証した。目的変数として式(15)により、各計測間の ^{137}Cs カウント数の減少率 D (日 $^{-1}$) を算出し、正規分布を仮定した。

$$D = (C_n - C_{n+1})/C_n(d_n - d_{n+1}) \quad \dots\dots(15)$$

ここで、 C_n と C_{n+1} はそれぞれ n 回目と $n+1$ 回目に計測した ^{137}Cs カウント数、 d_n と d_{n+1} はそれぞれ 1 回目の計測を 0 日とした時の n 回目と $n+1$ 回目の経過日数を示す。説明変数として各個体の性別、全長、各計測間の飼育水温の平均値を用いた。飼育水温は、平日の毎朝 9 時に飼育水槽において 0.1℃ 単位で計測した。計測には、校正済みのデジタルハンディ温度計 (CHINO 社製、MC1000-000) を用いた。更に、海水中の ^{137}Cs 濃度については、原子力規制委員会が公表している「福島県・宮城県・茨城県周辺の海水のモニタリング」データのうち、飼育を行った福島県水産試験場に最も近い小名浜沖南 3 km の沖合 (Sta. T-18) で本研究の飼育期間と同様の 2013 年 12 月から 2014 年 12 月に採水・計測された海水の ^{137}Cs 濃度 (5.1-80 mBq/L) データを用いた (<http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/349/list-1.html>)。モデル選択には AIC (赤池情報量基準) を用い、最も低い AIC を示したモデルをベストモデルとした。ベストモデルに対して、各説明変数を除いたヌルモデルを作成し、両者の尤度比検定を行うことで各説明変数の有意性を検討した。

4)-c 非汚染魚への環境からの放射性Cs濃度の移行

2012年7月～2013年1月にかけて、アクアマリンふくしまの屋外池に数種の魚類を放射性セシウム汚染のない海域から運び込み、放流した。数か月後、採取し、その魚体の放射性Cs濃度を計測した。屋外池の底質の放射性Cs濃度は340 Bq/kgであった。

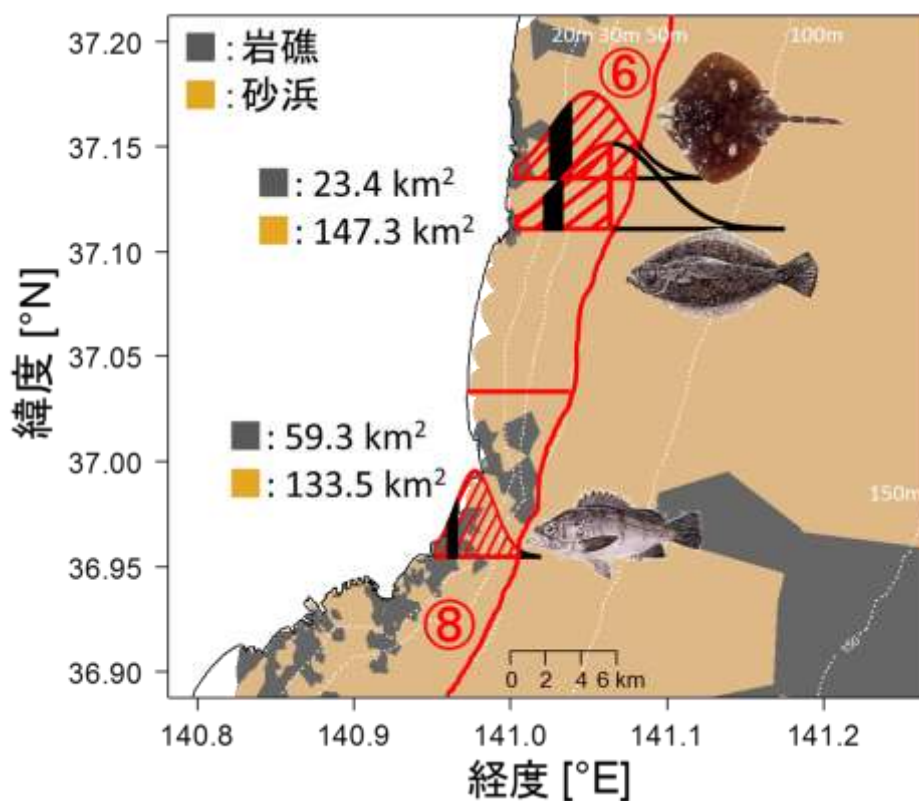
4)-d 生態系からの拡散

福島県が設定した海区⑥ (四倉含む 50m 以浅の海域) および⑧ (江名含む 50m 以浅の海域) の岩礁と砂浜の計 4 区画について推定した面積を基に (図(1)-1)、以下の式により魚類の現存量の算出を試みた。

$$\text{各魚種の現存量} B = \text{生息数} N \times \text{平均重量} W \quad \dots\dots(16)$$

生息数 N は、本研究における採集時の密度 (inds./km 2) に生息域 (岩礁または砂浜) の面積 (km 2) を乗じて算出した。ただし魚類の分布は一様ではなく、水深帯も魚種ごとに異なるため、Wada et al.(2013)¹⁶⁾ の試料採集水深 (平均、最小および最大) を参照し、分布確率に正規分布を仮定した。本研究では、採集時の水深帯と密度をこの正規分布で補正した (図(1)-5)。さらに得られた各魚種の現存量 B に平均 ^{137}Cs 濃度を乗じて各魚種の ^{137}Cs 総量を算出した。海区⑥および⑧の岩礁および砂浜における 2013 年 5 月から 2014 年 5 月の経年変化から、 ^{137}Cs 総量の推移を評価した。

$$\text{各魚種の Cs 総量} A = \text{現存量} B \times \text{平均 Cs 濃度} C \quad \dots\dots(17)$$



図(1)-5 いわき市沿岸における岩礁および砂浜の面積と各魚種の密度推定における補正方法。海区⑥は本研究における四倉を含み、⑧は江名を含む。正規分布の赤い斜線の領域が各魚種（例：コモンカスベ、ヒラメ、シロメバル）の0-50 mまでの分布確率、黒いバーは刺網または餌料曳網における水深帯を示す。

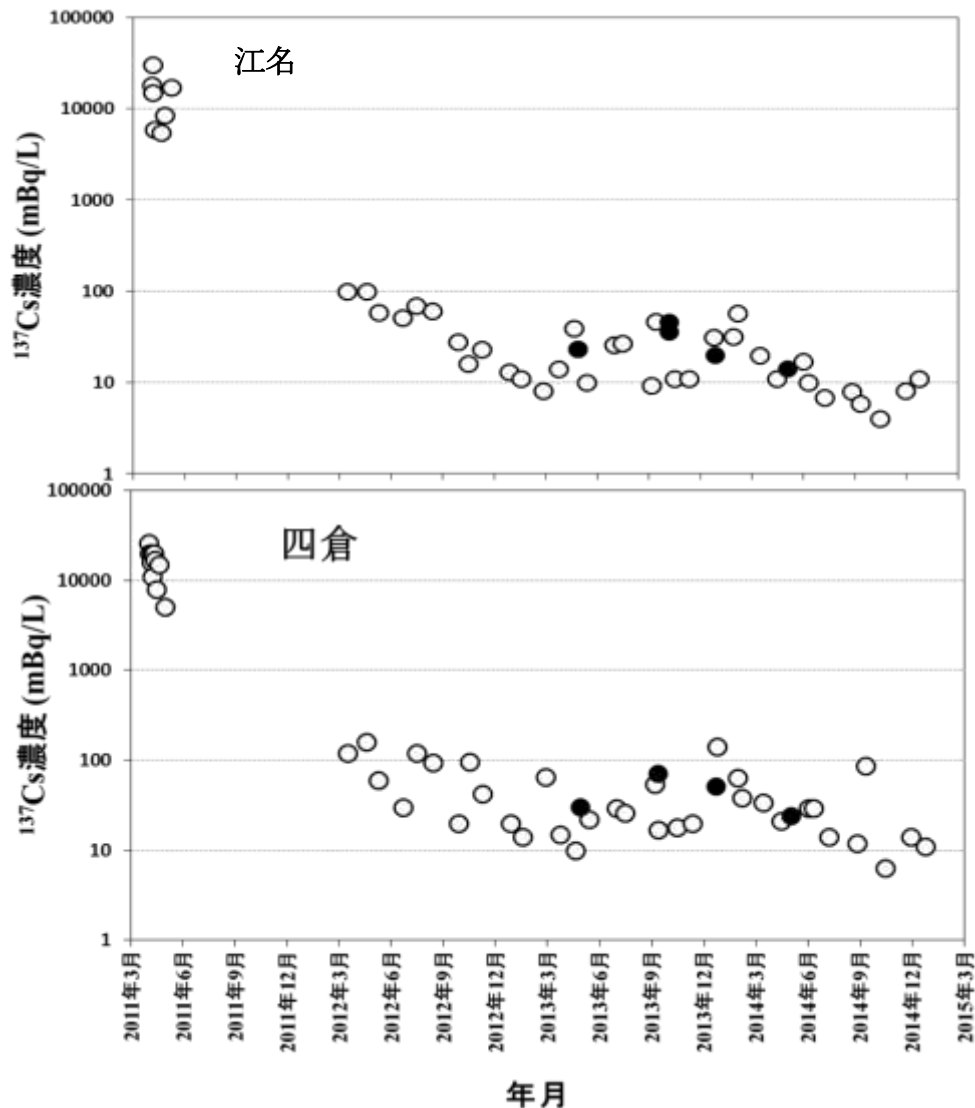
4. 結果及び考察

(1) いわき市沿岸生態系における拡散

1) 海底粒子からの拡散

1)-a 海水および海底粒子の放射性Cs濃度

いわき沿岸の海水の放射性Cs濃度を図(1)-6に示す。海水の ^{137}Cs 濃度は四倉と江名で良く対応している。濃度は四倉でわずかに高い傾向が見られる。観測結果●は、TEPCOの公表データともよく対応していた。経時的にみると2011年3月から2012年3月にかけて急激に低下した以降は、緩やかな低下傾向が見て取れる。



図(1)-6 海水の ^{137}Cs の経時変化。

● ; 本調査結果、○ ; TEPCO 公表データ。

海底堆積粒子の ^{134}Cs 濃度および ^{137}Cs 濃度の経時変化を図(1)-7に示す。2012年5月、四倉、江名岩礁、江名砂浜の ^{134}Cs 濃度および ^{137}Cs 濃度は、それぞれ60.4 Bq/kg、122 Bq/kg、101 Bq/kg および88.5 Bq/kg、186 Bq/kg、147 Bq/kgであった。いずれの場所でも経時的に減少傾向にあり、2014年1月の四倉、江名岩礁、および江名砂浜での濃度はそれぞれ ^{134}Cs で13.0 Bq/kg、34.5 Bq/kg、38.7 Bq/kg および ^{137}Cs で30.7 Bq/kg、89.0 Bq/kg、91.9 Bq/kgであった。 ^{134}Cs の物理学的半減期は、2.1年で ^{137}Cs の30.2年と比べ短いため、物理的な減少過程が環境や生物的な過程より大きく影響すると考えられるため、これ以降の解析では、物理学的半減期が長い ^{137}Cs のみを対象とした。

この期間の海底堆積粒子の ^{137}Cs 濃度は四倉で27.0~92.5 Bq/kgの範囲であり、経時的に有意(Spearman's rank correlation, $r=-0.83$, $P<0.01$)な減少傾向がみられた。江名岩礁における ^{137}Cs

濃度は、82.7~200.0 Bq/kg の範囲であり、有意 ($r=-0.50, P<0.05$) に減少した。江名砂浜における ^{137}Cs 濃度は、55.6~464.0 Bq/kg であり大きな変動がみられ、有意な減少傾向は確認できなかった ($r=-0.35, P=0.14$)。

1)-b 滞留半減期

有意な減少傾向が確認された四倉および江名岩礁について滞留半減期を推定した。滞留半減期は四倉で 460.9 日、江名岩礁で 864.9 日であった。これらの滞留半減期が ^{137}Cs の物理学的半減期である 30.2 年と比べて、短いことから海底堆積粒子は、波等の外力を受け、拡散していると考えられる。

2012 年 5 月-2014 年 5 月における、粒径クラス毎の ^{137}Cs 濃度を示す (図(1)-8)。すべての粒径クラス群の平均値の差を、Steel-Dwass の多重比較検定により解析した。四倉の ^{137}Cs 濃度では、粒径クラス 125-500 μm が 500 μm 以上のクラスよりも有意に高い傾向がみられた (図(1)-8a)。江名岩礁の ^{137}Cs 濃度は、粒径クラス 250-500 μm が他の粒径クラスよりも有意に高く、江名砂浜では粒径 250-500 μm は他の粒径に対して高かった。

粒径クラス別の ^{137}Cs 濃度の経時変化を示す (図(1)-9)。また、経時変化の傾向を、Sperman の順位相関係数検定により調べた (表(1)-8)。四倉は、粒径 125-250 μm および 500-2000 μm の粒径クラスで有意な負の相関 (125-250: 500-2000 μm : $P<0.01$)、すなわち経時的な ^{137}Cs 濃度の減少が確認されたが、250-500 μm では有意性は見られなかった。江名岩礁は、粒径クラス 125-250 μm 、250-500 μm で有意な ^{137}Cs 濃度の減少が確認された (125-250 μm : $P<0.05$, 250-500 μm : $P<0.01$)。しかし、<125 μm および 500-2000 μm の ^{137}Cs 濃度は、減少傾向が確認できなかった。江名砂浜は、粒径 250-500 μm 、500-2000 μm で有意な ^{137}Cs 濃度の減少が確認されなかったが、それ以外の粒径クラスでは減少傾向が見られた (<125, 125-250 μm : $P<0.01$)。

有意な減少傾向が確認された粒径クラスについては、滞留半減期を推定した (表(1)-9)。四倉では、125-250 μm の滞留半減期が短く、354.5 日であった。江名岩礁の滞留半減期は、250-500 μm で 524.9 日。江名砂浜の滞留半減期は、<125 μm で 162.8 日となった。地点間の比較は難しいが、粒径 125-250 μm では江名岩礁の滞留半減期が最も長かった。つまり、 ^{137}Cs 濃度の減少は、粒径クラスにより大きく異なるが、粒径クラスと滞留半減期に明瞭な関係性はみられなかった。

1)-c 存在形態別 ^{137}Cs 濃度

江名岩礁の海底堆積粒子に対し、 $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ 水溶液および H_2O_2 処理を行い、イオン交換態、有機物結合態、粒子結合態の ^{137}Cs 濃度を算出した (図(1)-10)。全体の ^{137}Cs 濃度に対する割合は、粒子結合態が最も高く 73-83 % であり、続いてイオン交換態が 10-19 % であり、有機物結合態が最も低く 7-12 % であった。粒径クラス別の存在形態の ^{137}Cs 濃度の割合を示す (図(1)-11)。粒子結合態は、粒径クラス 500-2000 μm で最も高く平均 88 % であった。イオン交換態は、<125 μm で最も高く、23 % であり、粒径が小さい程高かった。有機物結合態は、500-2000 μm で最も高く平均 18 % であり、粒径が大きい程高かった。粒径クラスによって、存在形態別の存在する割合が異なっていた。

1)-d 粒子の性質（粒径分布、鉱物組成）

LS200 で計測された粒径分布を基に、2012 年 5 月の海底堆積粒子を USDA（米国農務省）法により分類し、粒径 2000 μm 以下の海底堆積粒子の構成を求めた（図(1)-12）。3 地点とも、含有率の 99.9%以上を砂（粒径 50-2000 μm ）が占めており、シルト（2-50 μm ）は 0.01%以下であった。粘土（2 μm 以下）は検出されなかった。また、四倉では、本研究で分析対象としない礫（>2 mm）が多く含まれていた。

3 地点の中央粒径の経時変化を示す（図(1)-13）。2012 年 5 月における 3 地点の中央粒径はそれぞれ四倉 1036.9 μm 、江名岩礁 223.8 μm 、および江名砂浜 194.9 μm であり、を四倉>江名岩礁>江名砂浜の順で粒径が大きいと言える。四倉は、中央粒径 860-1200 μm の範囲で推移しており、季節的变化は少なかった。江名岩礁は、中央粒径 190-420 μm の範囲であり、2012 年 10 月-2013 年 1 月にかけて粒径が大きくなる傾向がみられたが、それ以外の期間はほとんど一定であった。江名砂浜の中央粒径は 200-1000 μm の範囲であり、最も変動が大きかった。また、江名岩礁と同様に、2012 年 10 月-2013 年 1 月にかけて中央粒径が大きくなる傾向が確認された。

粒径分布を基に算出した 3 地点の比表面積の経時変化を示す（図(1)-14）。四倉および江名岩礁の堆積粒子の比表面積は、それぞれ 60-125 cm^{-1} 、175-310 cm^{-1} で推移していた。しかし江名砂浜の比表面積は、2012 年 7 月に 1140 cm^{-1} に最大値を示し、比表面積の変動が大きかった。これは、2012 年 7 月の海底堆積粒子には、シルトが多く含まれていたためである。

比表面積と ^{137}C 濃度の相関を検討した。四倉および江名砂浜では、比表面積と ^{137}C 濃度との間には、有意な正の相関（四倉: $r=0.54$, $P<0.01$, 江名砂浜: $r=0.94$, $P<0.01$ ）がみられた。つまり、比表面積が大きい程、 ^{137}C 濃度が高いという傾向がある。しかし、江名岩礁においては、他の 2 地点と逆に、有意では無いが、弱い負の相関（ $r=-0.35$, $P=0.08$ ）がみられた。

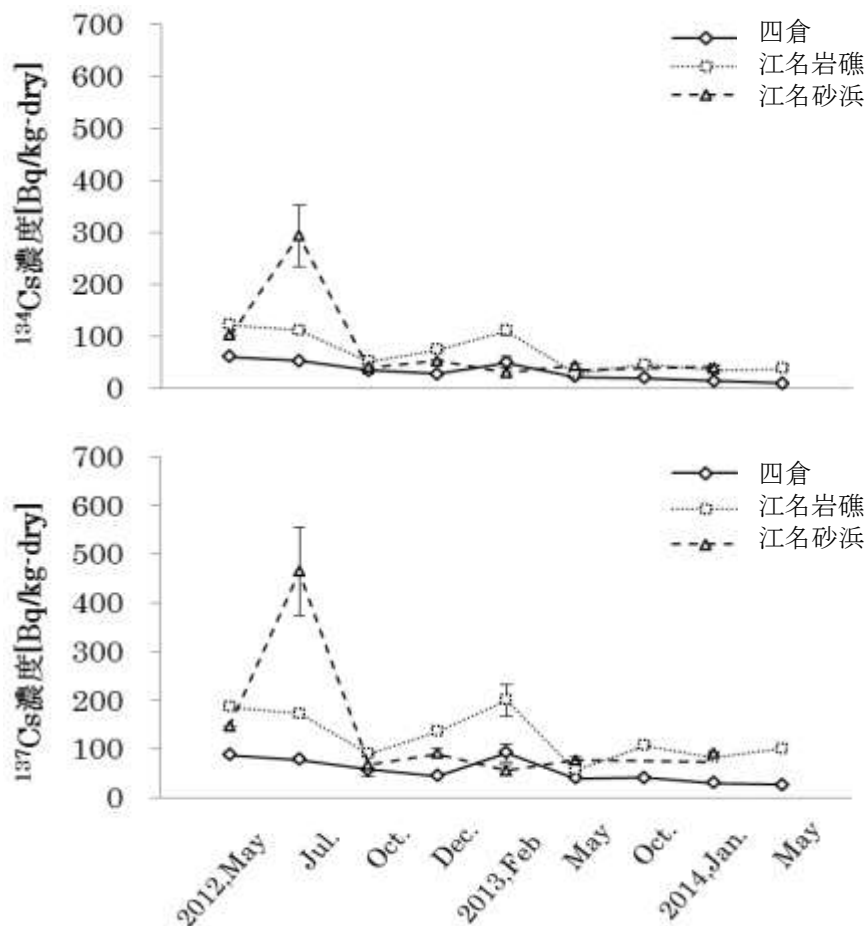
さらに、2012 年 5 月の江名岩礁における、粒径クラス <125 μm およびクラス 250-500 μm の海底堆積粒子の鉱物含有率を X 線回折法により決定した（表(1)-10）。2 つの粒径クラスにおいて、雲母系の鉱物は含まれておらず、石英および長石（曹長石・微斜長石）が含有率の 80%を占めていた。粒径 250-500 μm には、方解石が含まれていた。方解石は、貝殻を構成する主成分である。粒径 250-500 μm に貝殻が含まれている事は、粒子の顕微鏡画像（図(1)-15）を見ても明らかである。2 つのクラスにおける特徴的な差異は、その他には見られず、鉱物の含有率と ^{137}Cs 濃度の関連は見られなかった。

1)-e 波浪データを用いたシールズ数の算出

規則波の浅水変形モデルにより推定した 2012 年 5 月-2014 年 5 月の期間における四倉、江名岩礁および江名砂浜の有義波の周期 $T_{1/3}$ 、波高 $H_{1/3}$ および底面流速 $U_{1/3}$ を図(1)-16 に示す。江名岩礁と砂浜の波浪条件は、水深が同じため、ほとんど同様であった。また、有義波の周期 $T_{1/3}$ は、水深にかかわらず一定であり、3 地点で同一である。周期 $T_{1/3}$ は、3.3~15.1 m/sec の範囲であり、平均 8.2 m/sec であった。有義波高 $H_{1/3}$ は、四倉（水深 1 m）で最大 3.5 m（平均 1.1 m）で

あり、江名岩礁および砂浜（水深 5 m）では、最大 6.0 m（平均 1.3 m）であった。四倉では、水深が浅いため砕波が起り、水深の深い江名岩礁および砂浜に比べ波高 $H_{1/3}$ は、低かった。

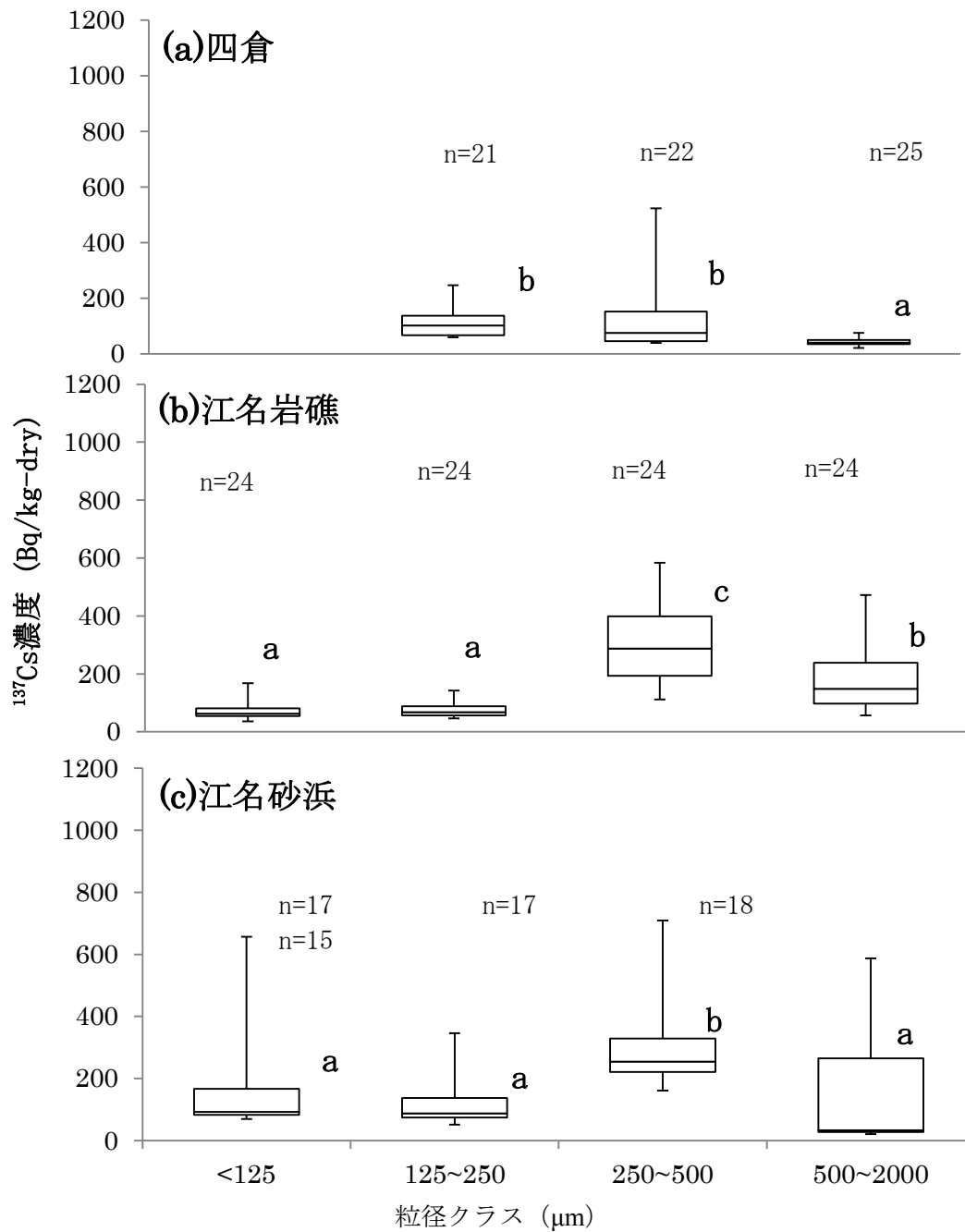
式(4)-(6)により算出したシールズ数 Ψ_m を図(1)-17 に示す。シールズ数 Ψ_m のグラフ上の点線は、移動限界シールズ数 Ψ_c である。この移動限界シールズ数 Ψ_c をシールズ数 Ψ_m が上回ると、粒子は移動を開始する。2012 年 5 月～2014 年 5 月におけるシールズ数の平均は、四倉で 0.034、江名岩礁で 0.061、江名砂浜で 0.065 であった。シールズ数 Ψ_m が移動限界シールズ数 Ψ_c を上回る期間は、全調査期間の内、四倉で 39.5%、江名岩礁で 28.6%、江名砂浜で 21.8% であり、四倉の海底堆積粒子が最も外力の影響を受けている。粒径クラス毎の移動限界シールズ数 Ψ_{ci} を、式(7)で求めた（表(1)-11）。粒径が大きい程、移動限界シールズ数 Ψ_c が高かった。また、シールズ数 Ψ_m が移動限界シールズ数 Ψ_{ci} を上回る日数を図(1)-18 に示す。3 地点すべてにおいて、移動限界シールズ数が高い、大きい粒径クラスの粒子の移動日数が少なかった。



図(1)-7 ^{134}Cs 濃度および ^{137}Cs 濃度の経時変化 (n=3)。

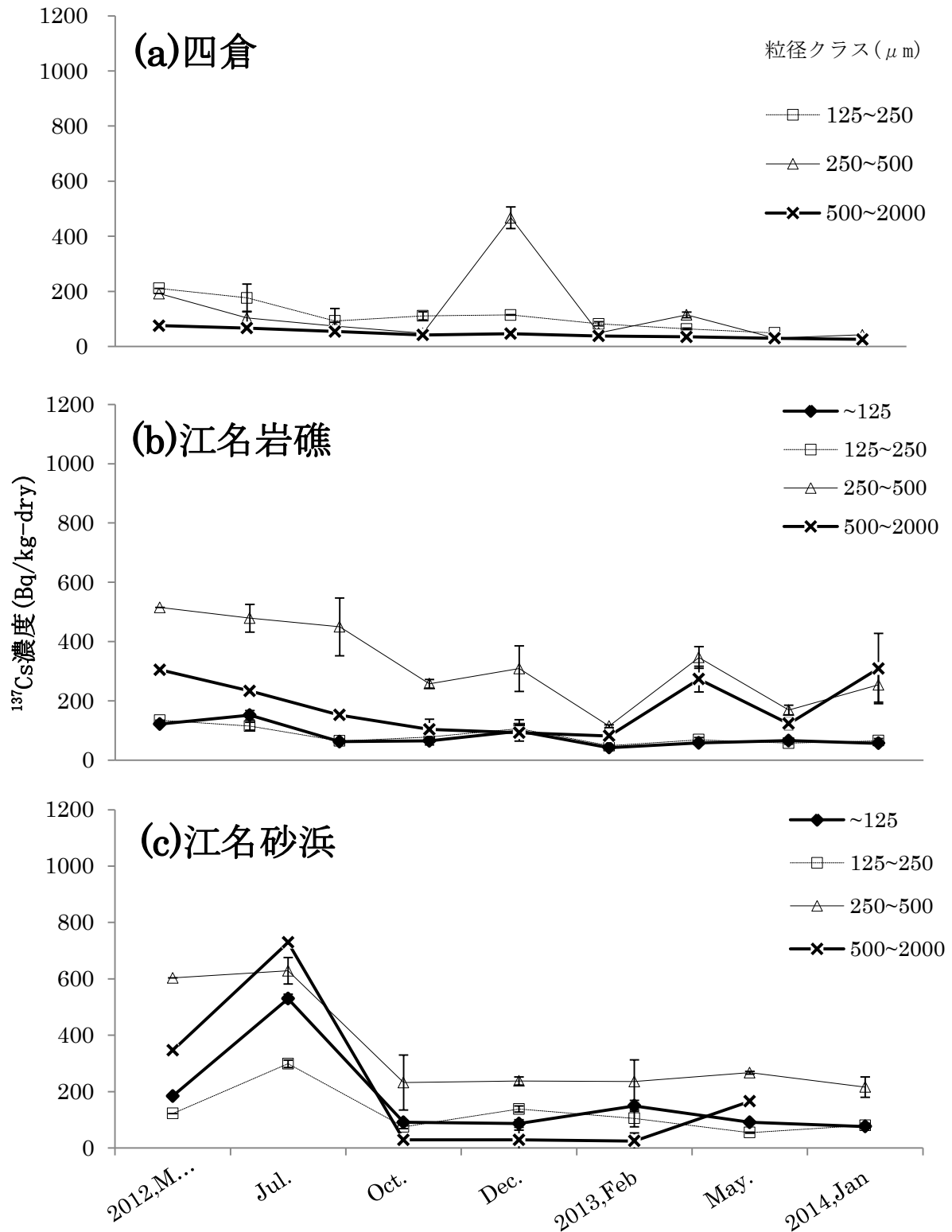
(上) ^{134}Cs 濃度の経時変化。(下) ^{137}Cs 濃度の経時変化。

エラーバーは、標準偏差を示す。



図(1)-8 粒径画分別 ^{137}Cs 濃度。

2012年5月-2014年5月の海底堆積粒子のデータより作図。ボックス中央線は、中央値、上端と下端は、四分位範囲を表す。バーの上端・下端は、最大値および最小値を表す。同じ文字がついているもの同士は、5%水準で有意差なし (Steel-Dwass method)。



図(1-9) 粒径クラス別の ^{137}Cs 濃度の経時変化 (n=3)。

プロットは平均値、エラーバーは、標準偏差を示す。

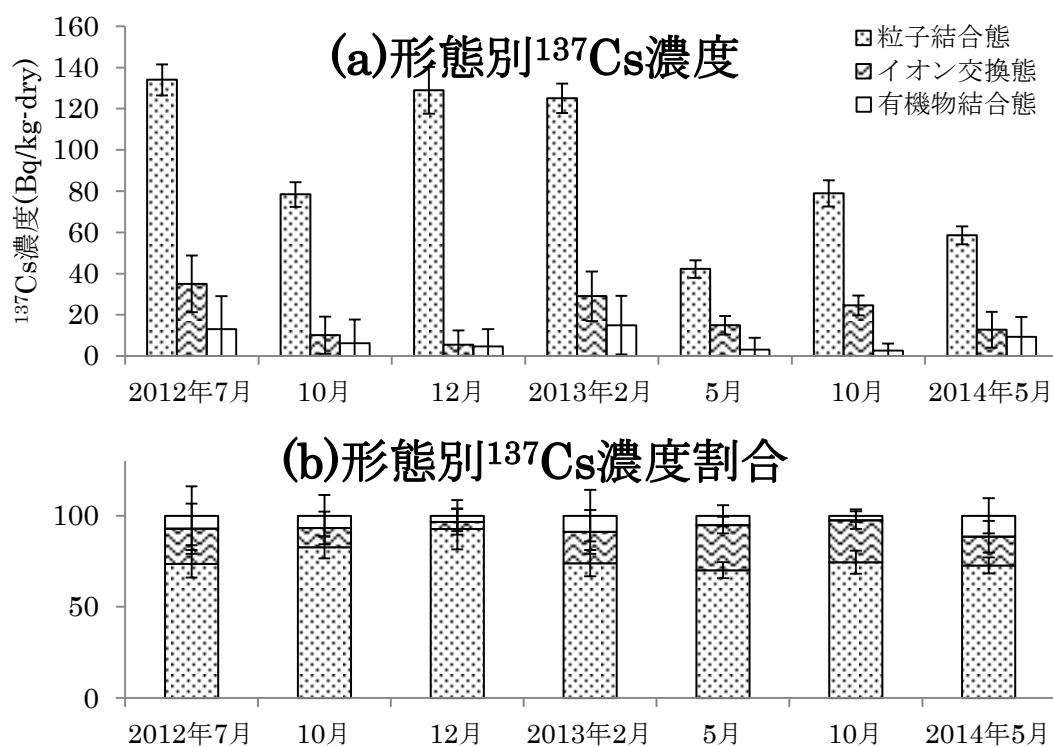
表(1)-8 スピアマン順位相関係数検定による ^{137}Cs 濃度の経時変化

	粒径画分			
	< 125 μm	125-250 μm	250-500 μm	500-2000 μm
四倉	-	-0.61**	-0.34 ^{ns}	-0.92**
江名岩礁	-0.38 ^{ns}	-0.46*	-0.59**	0.09 ^{ns}
江名砂浜	-0.70**	-0.66**	-0.47 ^{ns}	-0.25 ^{ns}

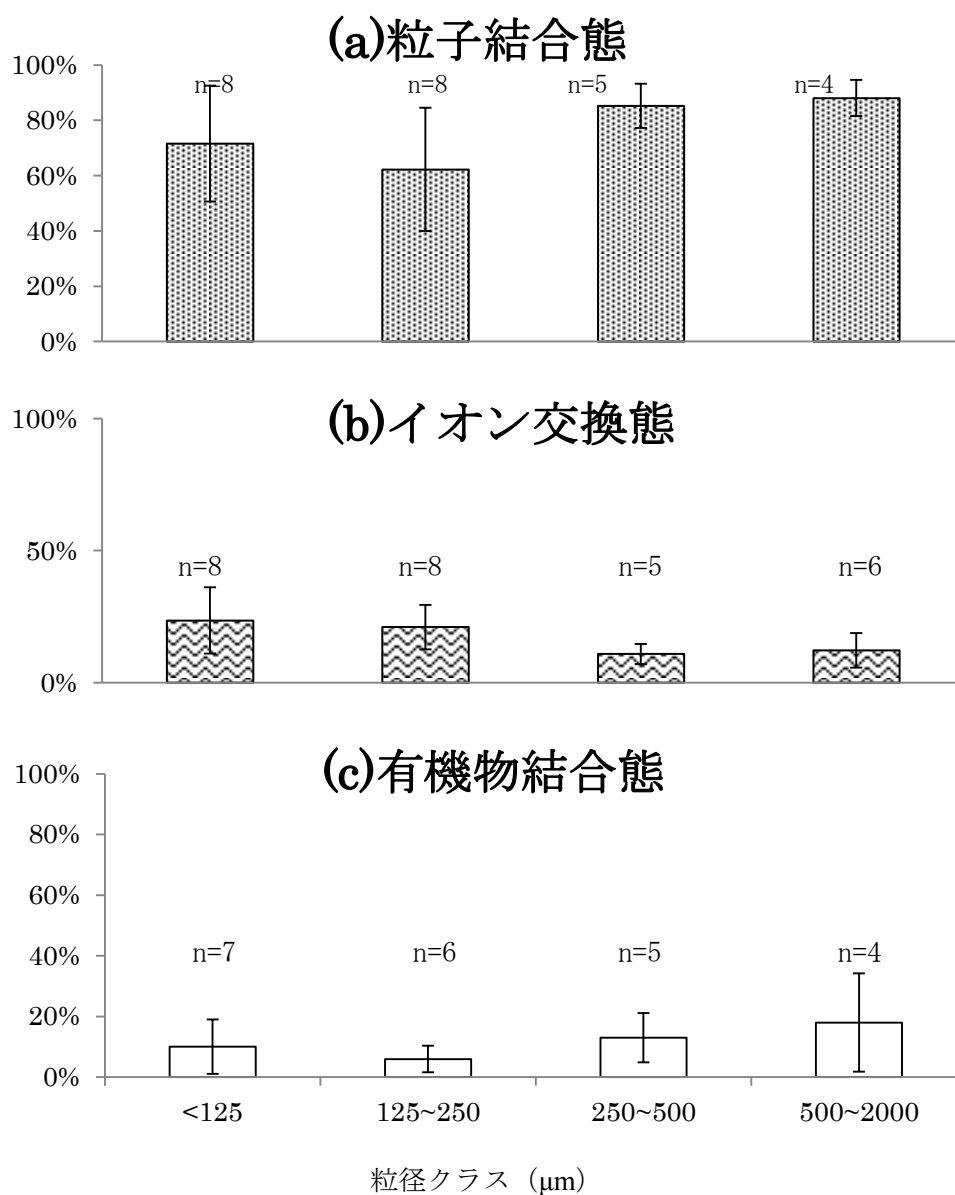
ns : No Significance * : $P < 0.05$ ** : $P < 0.01$

表(1)-9 粒径クラス毎の滞留半減期

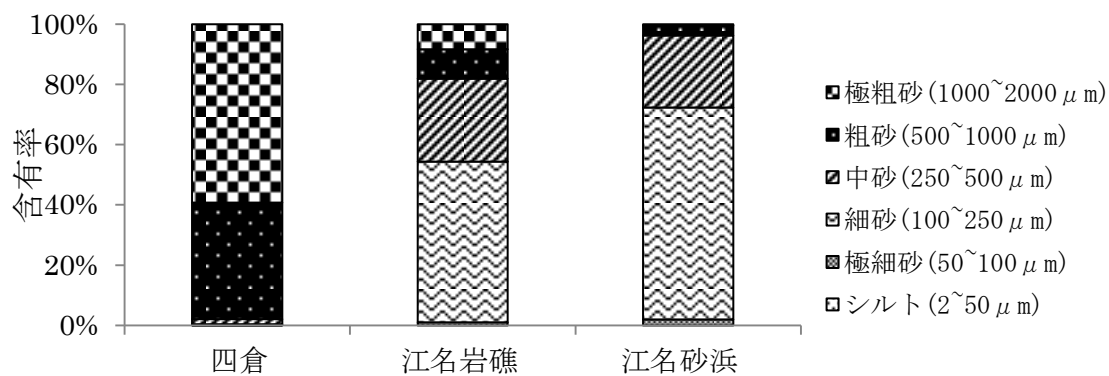
	粒径クラス			
	< 125 μm	125-250 μm	250-500 μm	500-2000 μm
四倉	-	354.5 日	-	480.4 日
江名岩礁	-	748.8 日	524.9 日	-
江名砂浜	162.8 日	247.5 日	-	-

図(1)-10 存在形態別 ^{137}Cs 濃度 (2012年7月-2014年5月)。

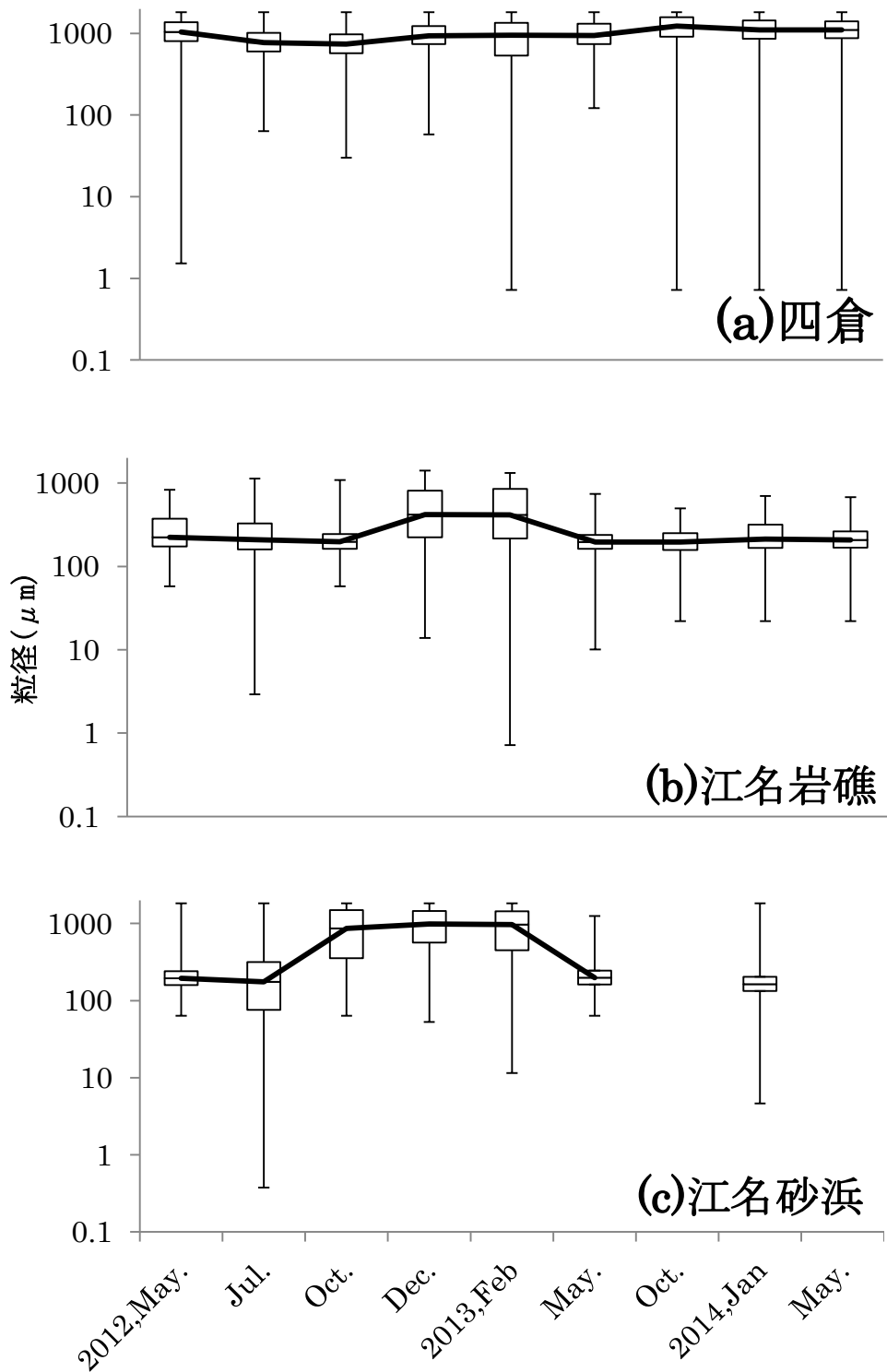
エラーバーは、測定値の誤差を示す。



図(1)-11 粒径クラス別 ^{137}Cs 濃度の割合 (2012年7月~2014年5月江名岩礁)。
 グラフは、平均値、エラーバーは、標準偏差を示す。



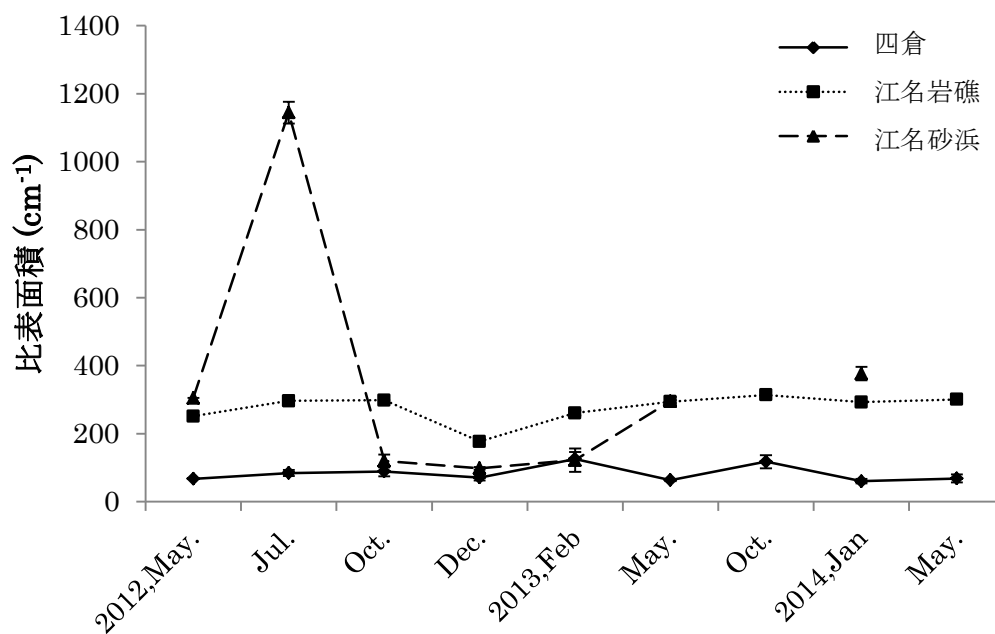
図(1)-12 2012年5月海底堆積粒子構成。



図(1)-13 粒径分布の経時変化。

ボックス中央線は、中央粒径、上端と下端は、四分位範囲を表す。

バーの上端・下端は、最大値および最小値を表す。

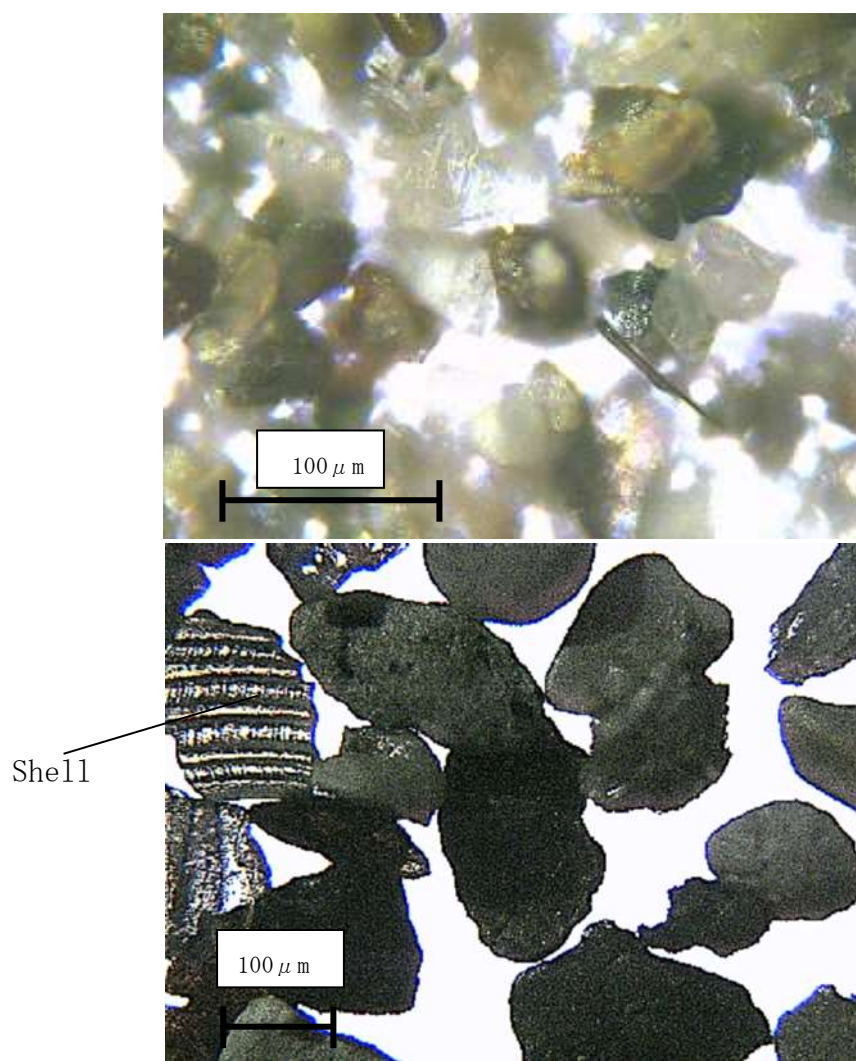


図(1)-14 比表面積の経時変化。

プロットは、平均値 (n=3)、エラーバーは、標準偏差を示す。

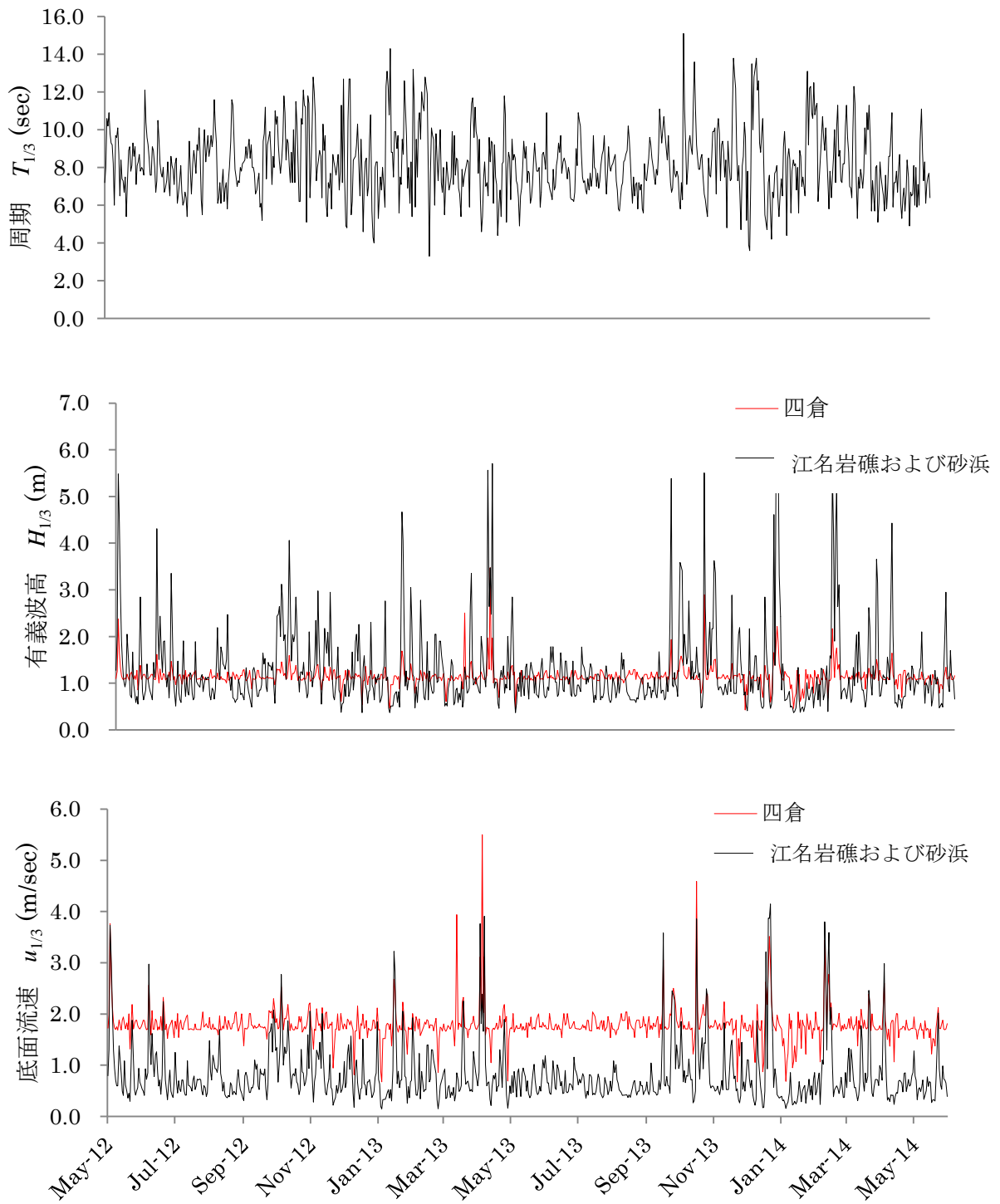
表(1)-10 2012年5月江名岩礁における鉱物含有率

名称	化学式	粒径画分	
		<125 μ m	250~500 μ m
曹長石(Albite)	Na(Si ₃ Al)O ₈	51%	22%
石英(Quartz)	SiO ₂	42%	53%
微斜長石 (Microcline)	KAlSi ₃ O ₈	7%	12%
方解石(Calcite)	CaCO ₃	-	9%
岩塩(Halite)	NaCl	-	4%



図(1)-15 粒子顕微鏡画像。

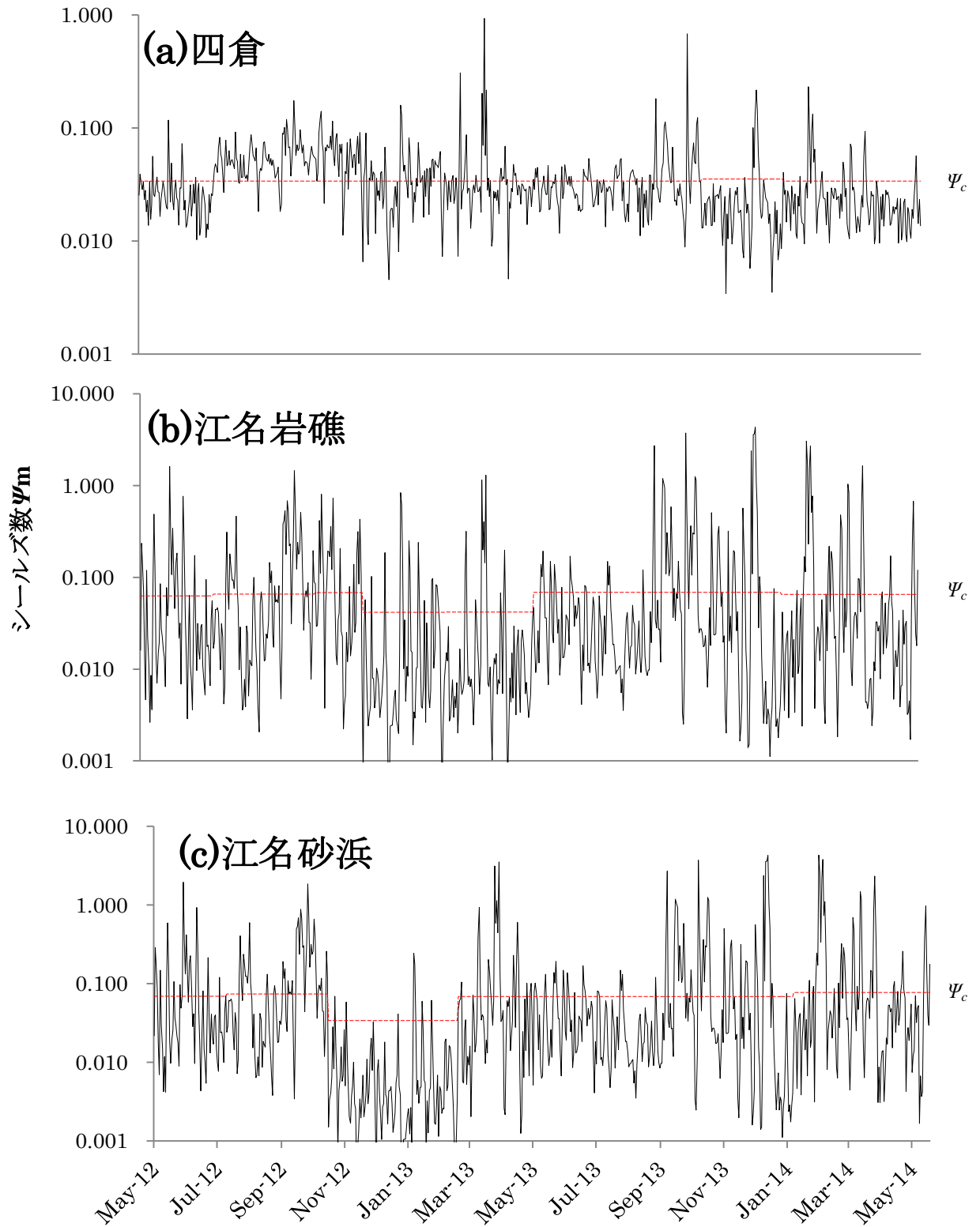
(上) : 粒径 <math><125 \mu\text{m}</math>、(下) : 粒径 250-500 μm



図(1-16) 調査点の物理的環境。

(上) : 有義波周期、(中) : 有義波高、(下) : 底面流速

有義波周期は、3 地点で同一。



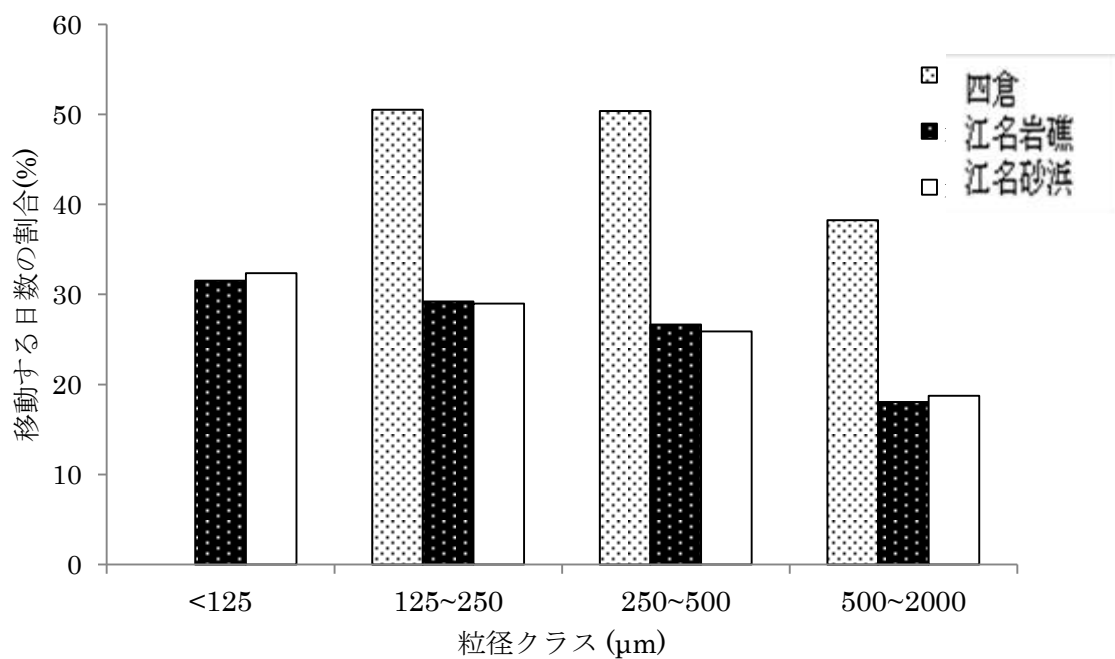
図(1)-17 シールズ数 Ψ_m 。

グラフ上の点線は、移動限界シールズ数 Ψ_c を示す。

表(1)-11 粒径別移動限界シールズ数 Ψ_{ci}

	粒径クラス(μm)			
	<125	125-250	250-500	500-2000
四倉		0.029	0.029	0.034
江名岩礁	0.052	0.058	0.067	0.120
江名砂浜	0.056	0.064	0.074	0.118

値は、2012年5月-2014年5月の Ψ_{ci} の平均値。



図(1)-18 シールズ数 Ψ_m が移動限界シールズ数 Ψ_{ci} を上回る日数の割合。

2) 海藻による拡散

2)-a 海藻・海草の放射性Cs濃度

各調査時において採取された海藻の¹³⁷Cs濃度を表(1)-13に示す。2012年5-12月では、江名のスガモ以外のすべての海藻で¹³⁷Csは検出された。紅藻マクサとフクロフノリでは40-55 Bq/kgを示した。2013年では10 Bq/kgを超える種は無く、検出できない種類が増加した。2014年ではすべてで5 Bq/kg以下であった。各種ともに経時的に減少していた。

表(1)-13 2012-2014年度に採集された海藻の放射性Cs濃度

月	地点	¹³⁷ Cs濃度 (Bq/kg-wet)	種		
2012年 5月	江名	≤5	アカモク、ワカメ		
		≤10	アラメ、スガモ		
		≤50	マクサ		
		50 <			
	四倉	≤5	—		
		≤10	アラメ、スガモ、アカモク、ワカメ		
		≤50	フクロフノリ		
		50 <	—		
2012年 7月	江名	≤5	アカモク、スガモ、マコンブ、ワカメ		
		≤10	アラメ		
		10 <	—		
		≤5	アカモク		
	四倉	≤10	アラメ、スガモ、ワカメ		
		10 <	—		
		2012年 10月	江名	≤5	アラメ、マクサ、フサカニノテ
				5 <	—
≤5	アラメ、スガモ				
≤10	—				
四倉	≤50		マクサ		
	50 <		—		
	2012年 12月		江名	N.D.	スガモ
				≤5	アラメ、タンバノリ、フサカニノテ、マコンブ、ヨレモク
5 <		—			
≤5		アラメ、スガモ、マコンブ			
四倉		≤10	マクサ		
		10 <	—		
		2013年 2月	江名	N.D.	スガモ、ツルツル、アカモク、マコンブ、ワカメ
				≤5	アラメ
5 <	—				
N.D.	イワヒゲ、スガモ				
四倉	≤5		アラメ、フクロフノリ、マクサ、マコンブ		
	5 <		—		
	2013年 5月		江名	N.D.	アラメ、マコンブ、スガモ、ミヤベモク、ワカメ
				N.D.	アラメ、スガモ
≤5		アカモク、ワカメ			
5 <		—			
四倉		≤5	アカモク、ワカメ		
		5 <	—		
		2013年	江名	≤5	アラメ、スガモ
				≤5	アラメ、スガモ

10月		5 <	—
		N.D.	スガモ
	四倉	≦5	アラメ
2014年 1月		5 <	—
	江名	N.D.	アラメ、スガモ
	四倉	N.D.	スガモ
2014年 5月		≦5	アラメ
		5 <	—
	江名	N.D.	アラメ、ワカメ
2014年 5月		≦5	アカモク
		5 <	—
	四倉	N.D.	ワカメ
		≦5	アカモク、アラメ、スガモ
		5 <	—

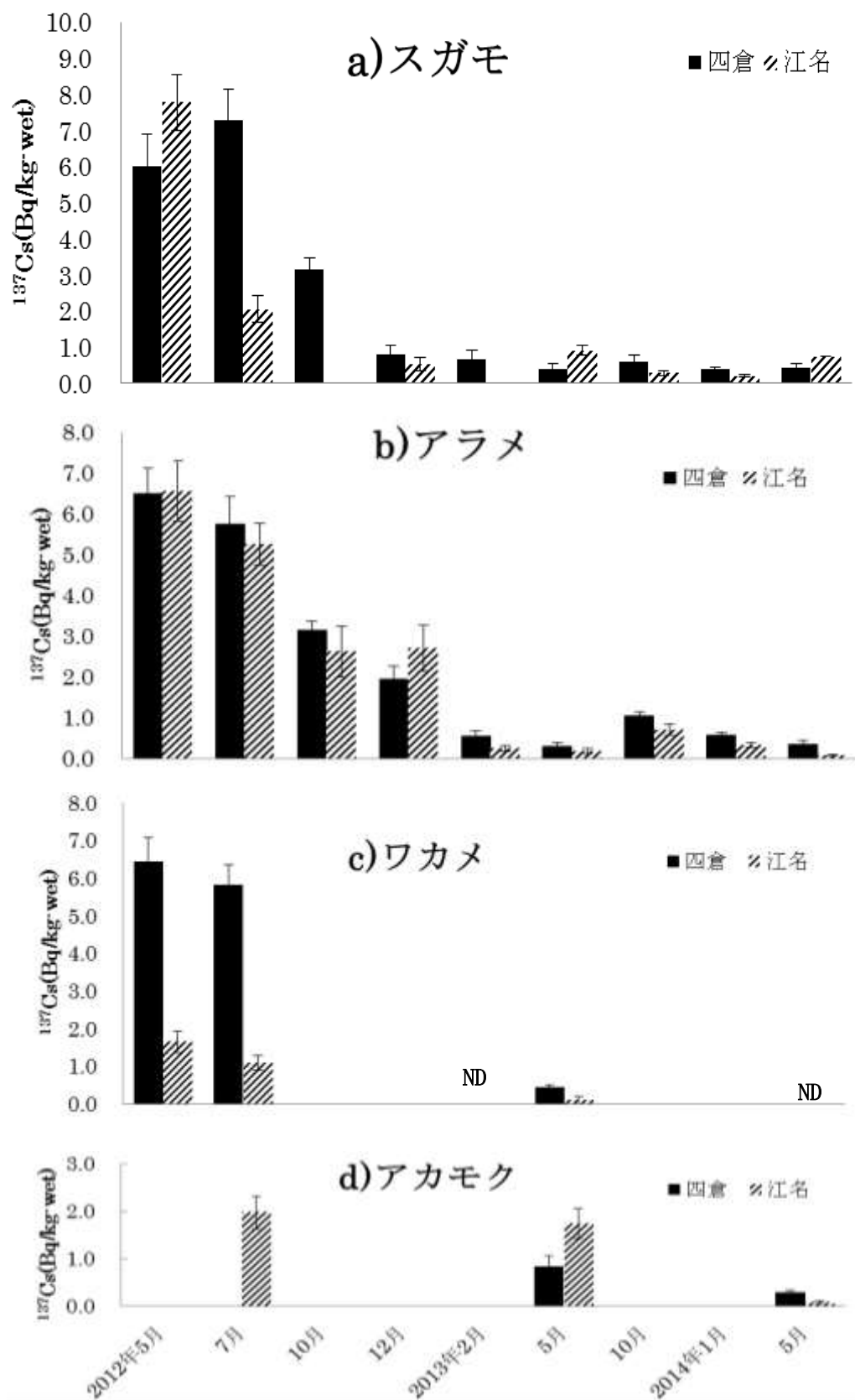
2)-b 生態学的半減期

7,200秒間の計測で検出できなかったサンプルについて、長時間の計測を行い、 ^{137}Cs 濃度を定量し、その経時変化を図(1)-19に示した。横軸は採集日、縦軸は ^{137}Cs 濃度である。

2012年5月から2014年5月にかけて、スガモは7.8 Bq/kg-wwから0.45 Bq/kg-ww、アラメは6.5 Bq/kg-wwから0.080 Bq/kg-ww、ワカメは6.5 Bq/kg-wwから0.10 Bq/kg-wwに減少し、アカモクは2012年7月から2014年5月にかけて1.9 Bq/kg-wwから0.09 Bq/kg-wwに減少した。四倉および江名では、4種とも経時的に ^{137}Cs 濃度(Bq/kg-wet)が減少傾向にあることがわかった(スピアマン順位相関 スガモ: $r=-0.72$, $P<0.01$ 、アラメ: $r=-8.4$, $P<0.01$)。スガモとアラメは、 ^{137}Cs 濃度に季節変化がみられた。四倉の方が江名よりも ^{137}Cs 濃度が高い傾向が見られた。1年生種と多年生種を比較すると、1年生種で ^{137}Cs 濃度が低い傾向が見られた。

多年生種であるスガモとアラメについて生態学的半減期の推定を行った。四倉と江名でそれぞれ種毎の生態学的半減期を推定した。スガモは、四倉で125.8日、江名で39.2日となった。アラメは、四倉で129.6日、江名で123.2日となった。

事故後の1年目、2年目、3年目にわけて、生態学的半減期を推定し比較した。スガモでは、事故後2年目(2012年5月から2013年5月)で97.8日、3年目(2013年5月から2014年5月)で1030.8日となり、減少が有意に遅くなった(傾きの差の検定 $t=4.36$, $P<0.0001$)。アラメでは、事故後1年目で58.9日、2年目(2012年5月から2013年5月)で128.0日、3年目(2013年5月から2014年5月)で1824.0日となり、減少が有意に遅くなっていた(傾きの差の検定 1年目と2年目: $t=4.31$, $P<0.001$, 2年目と3年目: $t=10.3$, $P<0.001$)。



図(1)-19 海藻および海草の ^{137}Cs 濃度の経時変化。

3) 無脊椎動物による拡散

3)-a 無脊椎動物の放射性Cs濃度

調査海域では12綱48種の無脊椎動物が採集された。各無脊椎動物における ^{137}Cs 濃度を、動物門に分けて検討した。図(1)-20に海綿動物類、刺胞動物類、環形動物類、脊索動物類、甲殻類および棘皮動物類における ^{137}Cs 濃度の経時変化を示す。四倉で採集されたサンプルの ^{137}Cs 濃度は黒マーク（●、▲など）、江名の ^{137}Cs 濃度計測結果は白マーク（○）で示した。 ^{137}Cs 濃度が不検出であったサンプルについては、便宜的に検出下限値の10%濃度を測定値として用いた。生物種毎の ^{137}Cs 濃度の経時変化の検討には、対数線形モデルを用いたt検定を行った。

【海綿動物類】海綿動物門は2013年1月、2014年2月および5月の四倉でのみ採集され、岩礁域で採集された。海綿動物類で同定できたのは1種類（普通海面綱、ダイダイイソカイメン）のみであった。未同定の海綿動物類の ^{137}Cs 濃度は2012年11月で8.1 Bq/kg、2013年1月で67 Bq/kgであった。2013年5月以降は ^{137}Cs 濃度の計測ができず、その経時変化を明らかにすることができなかった。

【刺胞動物類】刺胞動物門は、2012年11月から2014年5月の四倉、江名砂浜、江名岩礁で採集された。そのほとんどのサンプルが砂浜域で採集された。刺胞動物類で同定できた種は1種（花中綱、ウミサボテン）のみであった。刺胞動物類の ^{137}Cs 濃度は、2012年11月で四倉砂浜の根口クラゲの1種、2013年1月の四倉砂浜のウミサボテン、2014年5月の四倉砂浜のイソギンチャクの1種で不検出であった。2013年1月の四倉砂浜域のイソギンチャクの1種で6.1 Bq/kg、2014年2月の江名砂浜のウミエラの1種で92 Bq/kgであり、基準値（100Bq/kg-wet）を超える刺胞動物類は存在しなかった。本研究の調査期間内では恒常的に採集できた刺胞動物類がなかったため、刺胞動物の ^{137}Cs 濃度における経時変化は明らかにならなかった。

【環形動物類】環形動物類は、2012年9月および2013年1月の四倉、江名砂浜、2013年1月の四倉岩礁で採集され、多毛綱の数種が採集された。このうち同定することができたのは二ホンコガネウロコムシのみであった。環形動物類の ^{137}Cs 濃度は2013年1月の砂浜で採集されたゴカイ類のみで計測が可能であった。2012年11月に四倉で採集されたゴカイ類の ^{137}Cs 濃度は5.6 Bq/kgであったが、2013年1月に江名で採集されたゴカイ類は不検出であった。ゴカイ類ではサンプル数が少なく、その経時変化および1Fからの距離との関係は明らかにならなかった。

【脊索動物類】脊索動物門ではマボヤのみが採集された。マボヤは基本的に岩礁域に生息するが、2012年11月から2014年5月に四倉および江名の岩礁および砂浜において採集された。マボヤの ^{137}Cs 濃度は2012年11月の四倉岩礁で6.9 Bq/kgであったが、2013年1月以降 ^{137}Cs は検出されなかった。

【軟体動物類】軟体動物門は23種を同定することができ、その全ての ^{137}Cs 濃度が基準値（100 Bq/kg-wet）以下であった。軟体動物を腹足綱、二枚貝綱および頭足綱に分けて検討する（図(1)-21）。

○腹足綱では、四倉および江名の砂浜ではウミフクロウ等の7種が同定でき、四倉および江名の岩礁ではイワガキ等の6種が同定できた。このうち ^{137}Cs 濃度の計測が可能であった7種について分析したところ、砂浜域で採集されたウミフクロウ、キセワタガイ、ツメタガイ、ホソヤツメ

タガイ、モスソガイ、ヒメエゾボラおよびボウシュウボラでは全て不検出であった。岩礁域で採集されたサルアワビ、ヒメエゾボラ、ヒメエゾボラモドキ、ボウシュウボラからは ^{137}Cs が検出された（図(1)-21）。四倉の岩礁域ではサルアワビ（肝）およびヒメエゾボラモドキでは、それぞれ15 Bq/kg（2014年5月）および2.1-2.8 Bq/kg（2012年11月および2014年2月）が検出された。江名ではヒメエゾボラおよびボウシュウボラで、それぞれ17および11Bq/kg（2012年9月および2013年10月）が検出された。腹足綱のうち ^{137}Cs が検出されたサルアワビ、ヒメエゾボラ、ヒメエゾボラモドキ、ボウシュウボラは多年生であり、岩礁域に生息している共通点が見られた。しかし、サルアワビは主に藻食性であり、その他のヒメエゾボラ等は主に肉食性で、その食性に違いが見られた。

○二枚貝綱はウバガイ等の6種が四倉および江名の砂浜域で採集された。 ^{137}Cs 濃度が計測できた種は2014年2月の四倉でのウバガイのみであり、その ^{137}Cs 濃度は12.5 Bq/kgであった。また、2014年5月の四倉で採集され同定することのできなかった二枚貝の1種でも ^{137}Cs を検出し、その濃度は27 Bq/kgであった。

○頭足綱ではイイダコ等の7種が採集され、そのほとんどは砂浜域で採集された。このうちイイダコ、エゾハリイカ、ジンドウイカおよびミミイカの4種で ^{137}Cs 濃度の計測が可能であった。イイダコは四倉および江名の砂浜で恒常的に採集された。四倉で採集されたイイダコの ^{137}Cs 濃度は2012年9月に最大値19.9 Bq/kgであり、その後継時的に減少し2013年10月以降は不検出となった。江名ではイイダコの漁獲量が少なく、 ^{137}Cs 濃度は計測できなかった。エゾハリイカは砂浜域で恒常的に採集されたが、 ^{137}Cs 濃度は全て不検出であった。ミミイカは四倉および江名の砂浜で恒常的に採集された。四倉で採集されたミミイカの ^{137}Cs 濃度は2014年2月に最大値2.7Bq/kgを検出したが、江名では全て不検出であった。腹足綱のうち ^{137}Cs が検出されたイカ類およびイイダコの寿命は約1年であり、かつ肉食性という共通点が見られた。

すなわち、軟体動物門のうち多年生の腹足綱および二枚貝綱における ^{137}Cs 濃度は経時的な減少傾向が見られなかったが、一年生の頭足綱では ^{137}Cs 濃度の経時的な減少傾向が見られた。また、四倉と江名で採集された軟体動物類の ^{137}Cs 濃度には有意差がなく（マン・ホイットニーのU検定、 $P>0.05$ ）、1Fからの距離と ^{137}Cs 濃度の関係は明らかにならなかった。

【甲殻類】甲殻亜門は軟甲綱20種を同定することができ、その全ての ^{137}Cs 濃度が基準値（100 Bq/kg-wet）以下であった。四倉および江名の砂浜域では口脚目1種（シャコ）、十脚目のクルマエビ類3種（キシエビ、サルエビおよびクルマエビ）、コエビ類2種（ウリタエビジャコおよびテッポウエビ）、ヤドカリ類4種、カニ類12種と多種が採集された。岩礁域では四倉でイセエビ類1種（イセエビ）、江名でカニ類2種（ケセンガニおよびケブカアワツブガニ）、合計3種のみが採集された。このうち、 ^{137}Cs 濃度計測が可能であったのはシャコ類1種（シャコ）、クルマエビ類3種、コエビ類1種（ウリタエビジャコ）、イセエビ類1種（イセエビ）、ヤドカリ類3種（およびカニ類4種の合計13種であった（図(1)-22）。

口脚目のシャコ（多年生）は2012年9月～2014年5月に四倉および江名の砂浜で数回採集し ^{137}Cs 濃度の計測を行ったが、 ^{137}Cs が検出されたのは2014年5月の四倉で採集されたもののみであり、その濃度は3.8 Bq/kgであった。

十脚目のうち散発的に採集され¹³⁷Cs濃度計測が可能であった種は、砂浜域ではクルマエビ（2013年10月江名：3.6Bq/kg）、オホーツクホンヤドカリ（2013年～2014年四倉・江名：不検出～7.0Bq/kg）、トゲトゲツノヤドカリ（2014年2月四倉・江名：不検出）、ハダカホンヤドカリ（2013年1月四倉：7.8Bq/kg）、ガザミ（2012年～2014年四倉・江名：不検出～7.8Bq/kg）、サメハダヘイケガニ（2012年～2014年四倉・江名：不検出～12.7Bq/kg）、イッカククモガニ（2012年9月四倉：不検出）、コブシガニ（2013年10月江名：不検出）、ヒラツメガニ（2014年5月江名：不検出）、ヒラテコブシガニ（2014年四倉：不検出～5.0Bq/kg）およびヤドカリ類数種（2012年～2013年四倉・江名：不検出～7.6Bq/kg）であった。岩礁域ではイセエビ（2012年9月：5.9Bq/kg）、ケブカアワツブガニ（2012年9月：不検出）およびヨコエビの1種（2012年9月：不検出）であった。

十脚目のうち恒常的に採集され¹³⁷Cs濃度計測が可能であったのはクルマエビ類のキシエビおよびサルエビ、コエビ類のウリタエビジャコ、カニ類のヒラコブシであった。キシエビの¹³⁷Cs濃度は四倉砂浜では不検出～16 Bq/kg、江名砂浜では不検出～8.2Bq/kgであった。また、サルエビの¹³⁷Cs濃度は四倉砂浜では不検出～29Bq/kg、江名砂浜では不検出～5.6Bq/kgであり、両地点とも経時的な減少傾向を示した（*t*-test、*P*<0.05）。また、キシエビおよびサルエビのどちらも、より1Fに近い四倉で¹³⁷Cs濃度が高い傾向にあった（マン・ホイットニーの*U*検定、*P*>0.05）。コエビ類ウリタエビジャコの¹³⁷Cs濃度は四倉砂浜では不検出～6.7 Bq/kg、江名砂浜では不検出～1.1Bq/kgであった。ウリタエビジャコの¹³⁷Cs濃度には経時的減少傾向は見られず、1Fからの距離とも明確な差は見られなかった。カニ類ヒラコブシの¹³⁷Cs濃度は四倉砂浜では不検出～10.8 Bq/kg、江名砂浜では不検出であり、四倉のみ経時的な減少傾向を示した（*t*-test、*P*<0.05）。

四倉の甲殻類全体では¹³⁷Cs濃度に経時的な減少傾向が見られたが（*t*-test、*P*<0.05）、江名では経時的に明らかな減少傾向が見られなかった（*t*-test、*P*>0.05）。これは、江名で採集された甲殻類の全体の¹³⁷Cs濃度が低く、¹³⁷Cs濃度不検出のサンプルが60%であったことが原因であると考えられた。また、四倉と江名で採集された甲殻類の¹³⁷Cs濃度には有意差があり（マン・ホイットニーの*U*検定、*P*<0.05）、江名に比べより1Fに近い四倉で採集された甲殻類の¹³⁷Cs濃度が高いことが明らかになった。

【棘皮動物類】棘皮動物門はヒトデ綱6種、クモヒトデ綱2種、ウニ綱3種（オカメブンブク、キタムラサキウニおよびツガルウニ）およびナマコ綱1種（マナマコ）の12種が同定された。このうち10種で¹³⁷Cs濃度の計測が可能であり、ウニ綱オカメブンブクで基準値（100 Bq/kg）を超える¹³⁷Cs濃度を検出した。（図(1)-23）

棘皮動物のうち散発的に採集され¹³⁷Cs濃度の計測が可能であった種は、ヒトデ綱5種、クモヒトデ綱1種、ウニ綱1種およびナマコ綱2種であった。散発的に採集されたヒトデ綱およびクモヒトデ綱の¹³⁷Cs濃度は低く、四倉岩礁のスナヒトデ、ニッポンヒトデ、マヒトデおよびエゾヒトデでは不検出～3.4Bq/kgであり（2013年～2014年）、江名砂浜のイトマキヒトデでは不検出（2014年2月）、江名岩礁のセノテヅルモヅルでも不検出（2014年5月）であった。これに対し、ウニ綱ツガルウニの¹³⁷Cs濃度は38 Bq/kg（2012年9月）、ナマコ綱では不検出～20 Bq/kg（2013年1月および2014年2月）とヒトデ類およびクモヒトデ類よりも高い¹³⁷Csを検出した。

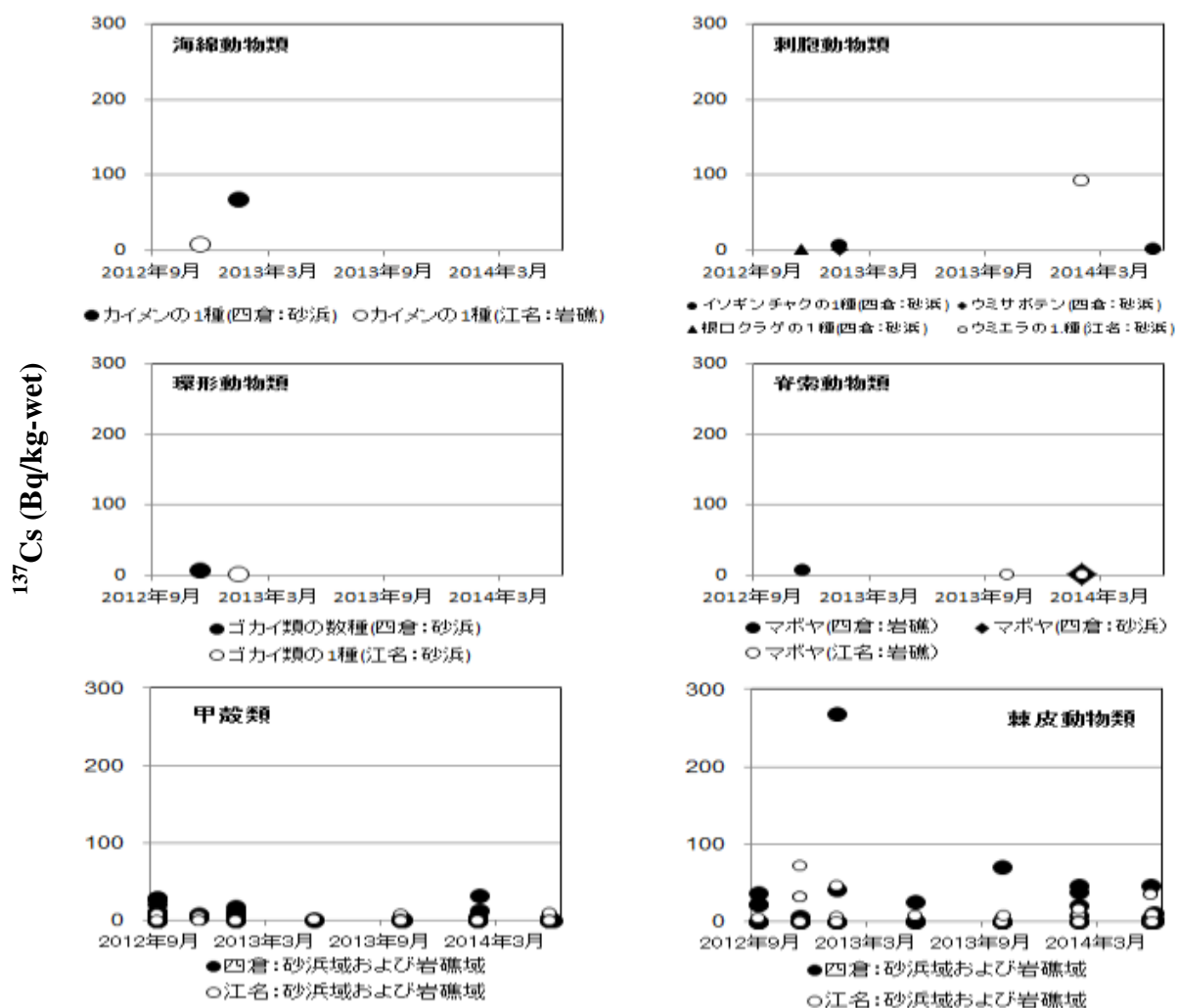
四倉および江名で恒常的に採集され¹³⁷Cs濃度の計測が可能であった棘皮動物、ヒトデ綱イトマキヒトデ、スナヒトデおよびマヒトデ、クモヒトデ綱セノテヅルモヅル、ウニ綱オカメブヅクおよびキタムラサキウニについて検討する。

ヒトデ綱では、イトマキヒトデおよびマヒトデは恒常的に採集されたが、その全て不検出であった。スナヒトデの¹³⁷Cs濃度は、四倉では4.8～23 Bq/kgであり経時的な減少傾向を示したが (*t*-test、 $P < 0.05$)、江名では5.2～36 Bq/kgであり経時的な減少傾向はみられなかった。また、四倉と江名で採集されたスナヒトデの¹³⁷Cs濃度には有意差がなく (マン・ホイットニーの*U*検定、 $P > 0.05$)、1 Fからの距離と¹³⁷Cs濃度の関係は明らかにならなかった。

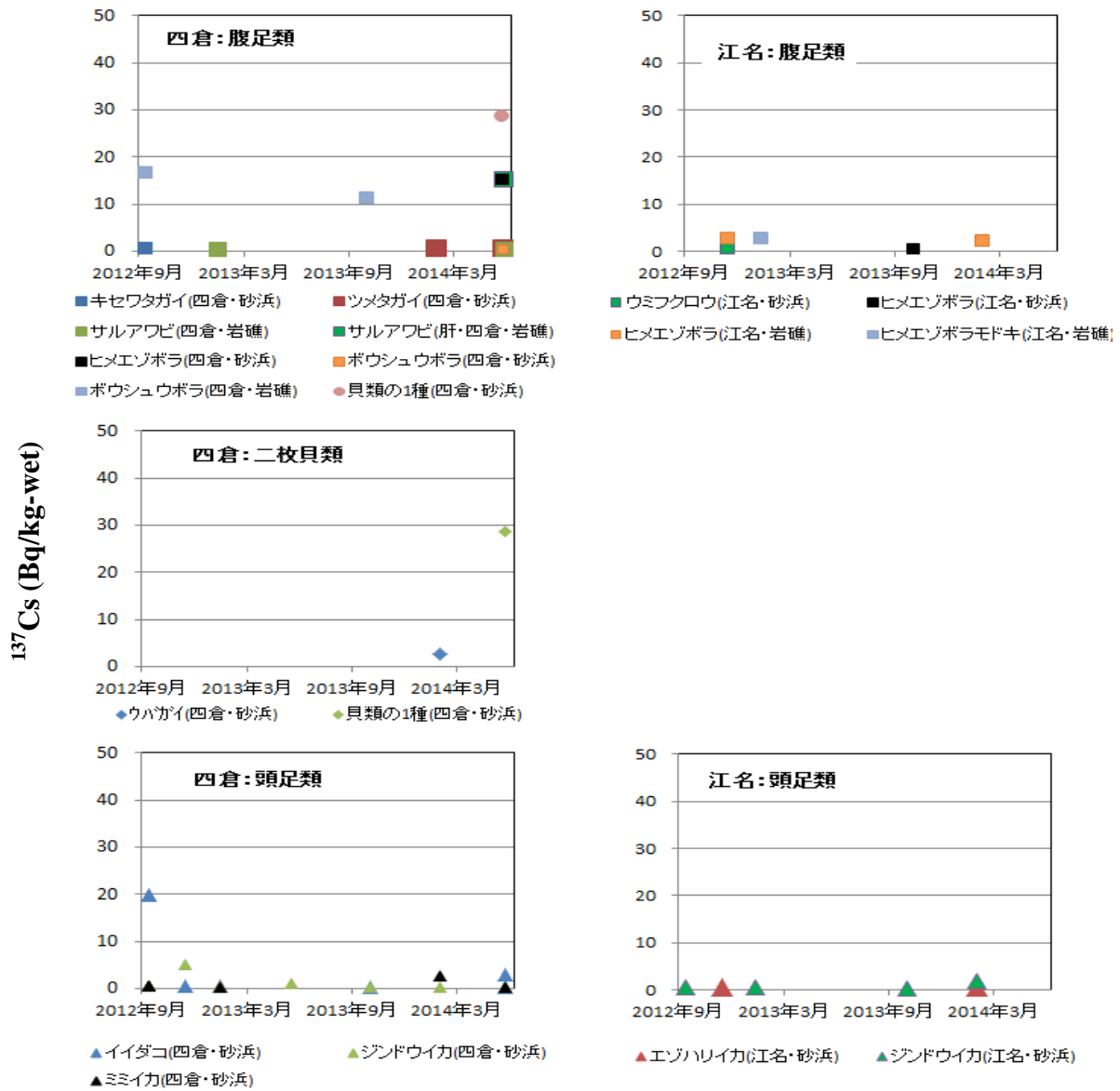
クモヒトデ綱では四倉岩礁においてのみセノテヅルモヅルを恒常的に採集できた。その¹³⁷Cs濃度は2012年11月に6.8 Bq/kgを検出して以降、2013～2014年度は不検出であった。

ウニ綱オカメブヅクの¹³⁷Cs濃度は、四倉では46～270 Bq/kgであり経時的な減少傾向を示したが (*t*-test、 $P < 0.05$)、江名では10～36 Bq/kgであり経時的な減少傾向はみられなかった。キタムラサキウニの¹³⁷Cs濃度は四倉では11～42 Bq/kg、江名では7.4～46 Bq/kgであった。キタムラサキウニでは¹³⁷Cs濃度の経時的な減少傾向はみられなかったが、冬季に高く、春季に低くなる傾向が見られた。また、四倉と江名で採集されたウニ類の¹³⁷Cs濃度には有意差がなく (マン・ホイットニーの*U*検定、 $P > 0.05$)、1 Fからの距離と¹³⁷Cs濃度の関係は明らかにならなかった。

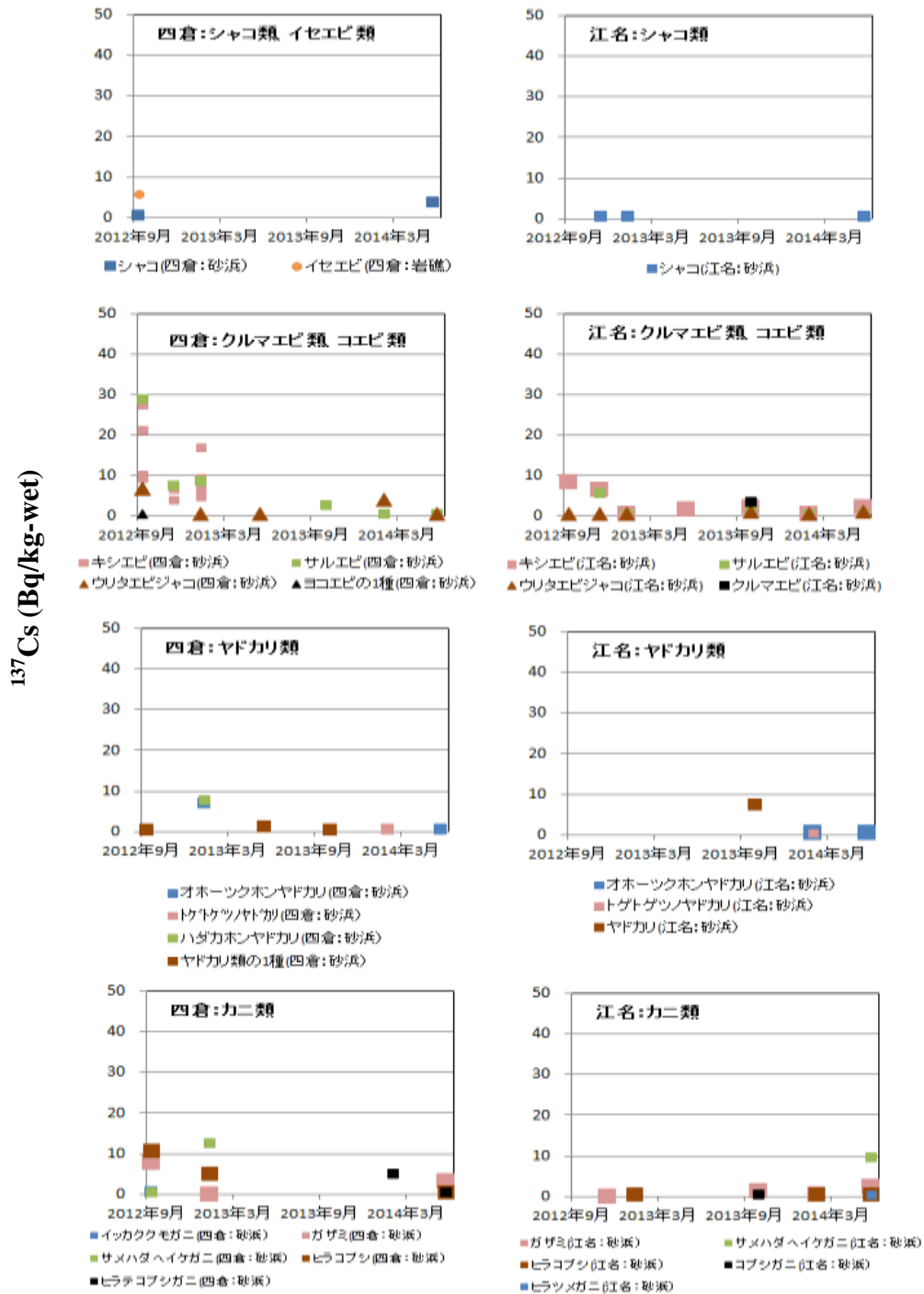
すなわち、棘皮動物類のうちヒトデ類およびクモヒトデ類の¹³⁷Cs濃度は低く、ナマコ類およびウニ類の¹³⁷Cs濃度は他の無脊椎動物は比べて高かった。また、¹³⁷Cs濃度の高かったナマコ類およびウニ類はどちらも多年生であるが、ナマコ類およびウニ綱オカメブヅクは濾過食性、ウニ綱キタムラサキウニは雑食 (主に藻食) であり、その食性に違いが見られた。



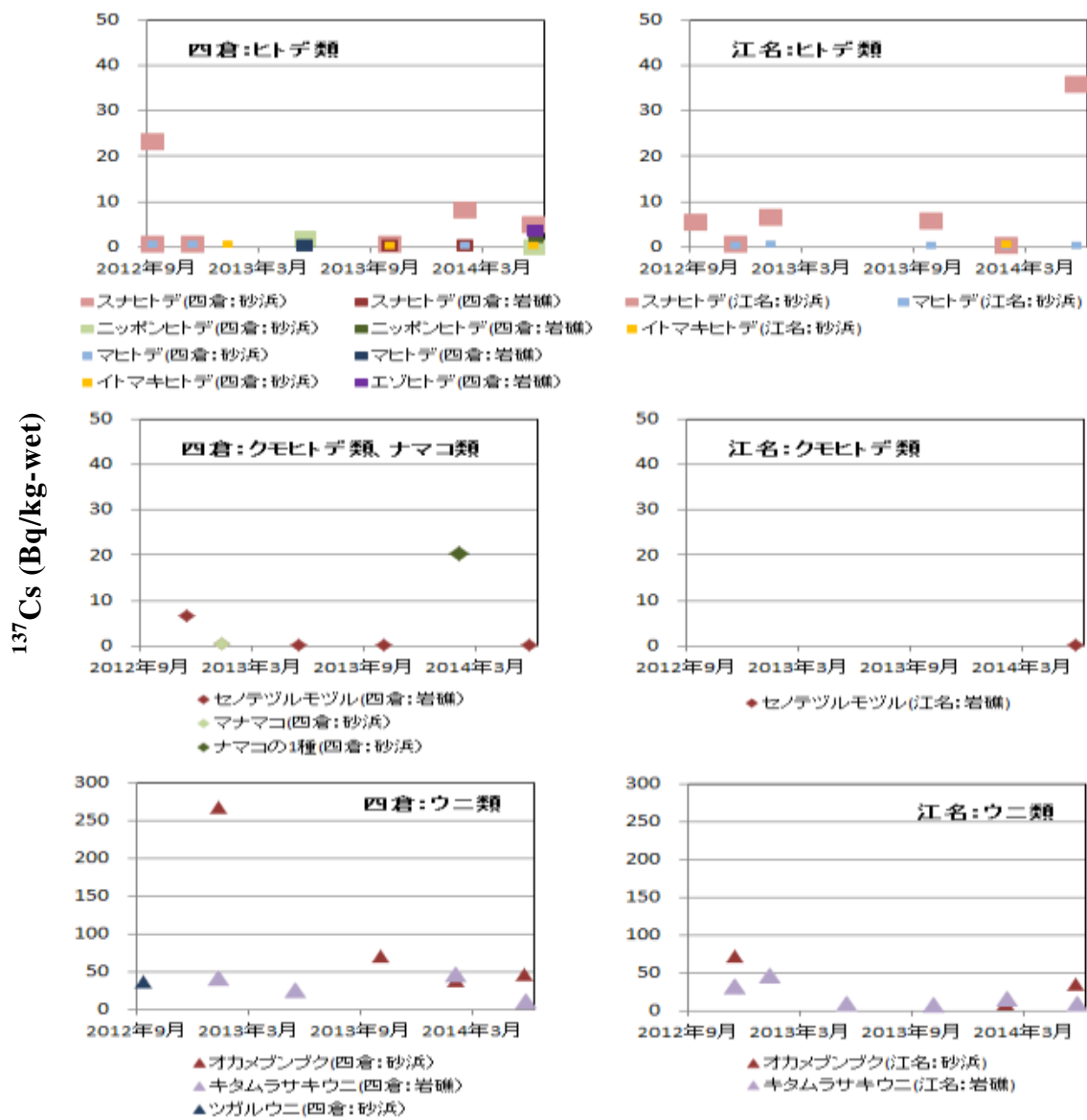
図(1)-20 海綿動物類、刺胞動物類、環形動物類、脊索動物類、甲殻類および棘皮動物類における ^{137}Cs 濃度の経時変化。



図(1)-21 軟体動物類における¹³⁷Cs濃度の経時変化。



図(1)-22 甲殻類における ^{137}Cs 濃度の経時変化。



図(1)-23 棘皮動物類における ^{137}Cs 濃度の経時変化。

表(1)-14に無脊椎動物の ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg-ww) と事故後経過日数との関係および生態学的半減期の結果を示す。四倉砂浜域の甲殻類全体、キシエビ、サルエビ、オカメブンブク、四倉および江名の甲殻類全体の ^{137}Cs 濃度は統計学的に有意 ($r > 0.5$, t -test: $P > 0.05$) に減少していた。生態学的半減期は、四倉砂浜の甲殻類全体で146日、キシエビで190日、サルエビで90日、オカメブンブクで133日、そして四倉および江名の甲殻類全体で186日であった。

また、 $r > 0.2$ 以上であった結果についても生態学的半減期の算出を行った。その生態学的半減期の算出結果は四倉砂浜のウリタエビジャコで214日、棘皮動物全体で271日、四倉岩礁のキタムラサキウニで329日、江名砂浜のキシエビで187日、オカメブンブクで198日、四倉および江名全体の無脊椎動物全種で345日、そして四倉の無脊椎動物全種で259日となった。

このうちキシエビは一年生であり、その加入期は6月～10月であると報告されている¹⁷⁾。キシエビの生活史を考慮し、2012年9月から2013年5月の期間で ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg-wet) の生態学的半減期

を算出すると、四倉で145日、江名で90日となり、より1Fに近い四倉のキシエビで¹³⁷Cs濃度 (Bq/kg-wet) の半減期が長かった (表(1)-15)。

表(1)-14 無脊椎動物の¹³⁷Cs濃度 (Bq/kg-wet) の生態学的半減期

生物門	種	海域	生態系	サンプル数(n)	R	P値	A ₀ (Bq/kg-wet)	λ _{eco} (/日)	生態学的半減期(日)
軟体動物		四倉	砂浜域	38	0.19	0.26	1.3	-0.0010	
節足動物(甲殻類)		四倉	砂浜域	55	0.67	<0.001	147	-0.0048	146
	キシエビ	四倉	砂浜域	19	0.51	<0.05	92	-0.0037	190
	サルエビ	四倉	砂浜域	14	0.89	<0.001	1.5E+03	-0.0078	90
	ウリタエビジャコ	四倉	砂浜域	6	0.56	0.25	28	-0.0033	214
棘皮動物		四倉	砂浜域	24	0.21	0.31	32	-0.0026	271
	オカメアンプク	四倉	砂浜域	7	0.99	<0.001	9.9E+03	-0.0053	133
軟体動物		四倉	岩礁域	6	0.43	0.39	0.11	0.0044	
棘皮動物		四倉	岩礁域	27	0.10	0.62	2.9	-0.0010	
	キタムラサキウニ	四倉	岩礁域	5	0.65	0.23	1.9E+02	-0.0022	329
軟体動物		江名	砂浜域	15	0.31	0.27	0.20	0.0011	
節足動物(甲殻類)		江名	砂浜域	48	0.18	0.21	2.0	-0.0011	
	キシエビ	江名	砂浜域	9	0.52	0.15	7.4E+07	-0.0038	187
	ウリタエビジャコ	江名	砂浜域	11	0.04	0.90	1.2E+04	-0.00024	
棘皮動物		江名	砂浜域	29	0.05	0.78	3.1	-0.0006	
	スナヒトデ	江名	砂浜域	10	0.17	0.63	5.9	-0.0015	
	オカメアンプク	江名	砂浜域	7	0.43	0.33	4.6E+02	-0.0036	198
棘皮動物		江名	岩礁域	13	0.62	<0.05	0.2	0.0042	
	キタムラサキウニ	江名	岩礁域	8	0.41	0.32	4.5E+00	0.0022	
棘皮動物		四倉および江名	砂浜域および岩礁域	92	0.09	0.38	5.1	-0.0010	
節足動物(甲殻類)		四倉および江名	砂浜域および岩礁域	117	0.53	<0.001	42.6	-0.0038	186
軟体動物		四倉および江名	砂浜域および岩礁域	60	0.07	0.60	1.0	-0.0004	
無脊椎動物		四倉および江名	砂浜域および岩礁域	296	0.24	<0.001	9.2	-0.0021	345
無脊椎動物		四倉	砂浜域および岩礁域	162	0.31	<0.001	17.1	-0.0027	259
無脊椎動物		江名	砂浜域および岩礁域	114	0.09	<0.001	2.2	-0.00068	

但し、A₀は2011年3月12日における¹³⁷Cs濃度、λ_{eco}は減衰係数を示す。

表(1)-15 キシエビの¹³⁷Cs濃度の生態学的半減期 (2012年9月-2013年5月)

海域	生態系	サンプル数(n)	R	P値	A ₀ (Bq/kg-wet)	λ _{eco} (/日)	生態学的半減期(日)
四倉	砂浜域	14	0.48	<0.01	13	-0.0048	145
江名	砂浜域	6	0.50	0.32	5	-0.0077	90

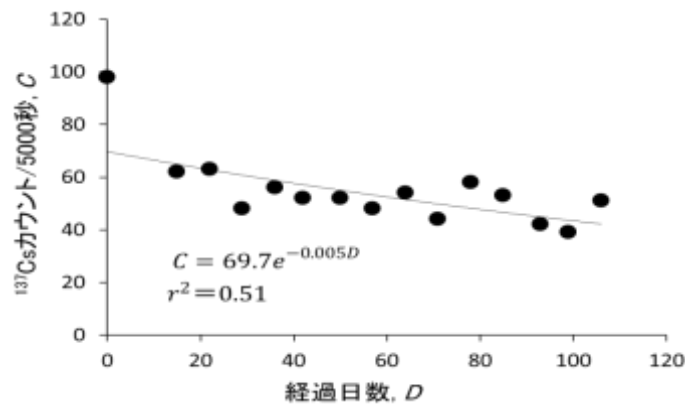
但し、A₀は2012年9月19日における¹³⁷Cs濃度、λ_{eco}は減衰係数を示す。

3)-b キタムラサキウニおよびキシエビの生物学的半減期

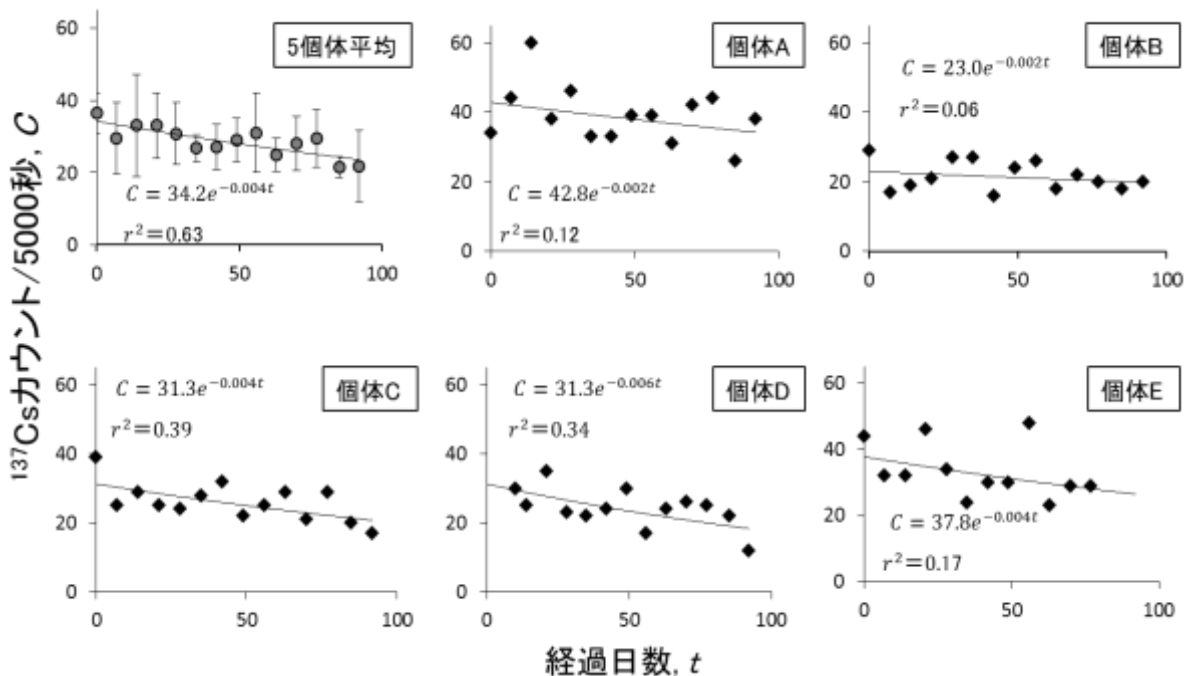
i) キタムラサキウニ

予備飼育実験1個体の¹³⁷Csカウント数は、実験期間中経時的に減少した (図(1)-24)。減衰曲線より推定された生物学的半減期は138.6日であった。実験初期に急激な減衰が確認されたが、これは消化管内容物の排出によるものと考えられた。

本飼育実験を実施した5個体の5,000秒あたりの¹³⁷Cs平均カウント数は、予備飼育実験と同様に実験期間中に有意に減少した (*t*-test, *P*<0.05, 図(1)-25)。減衰曲線より推定された5個体平均の生物学的半減期は173.3日であった。個体A~Eの¹³⁷Csカウント数を個別に検討すると、値が大きく減少した個体が確認された一方、変化の見られない個体も確認された。¹³⁷Csカウント数が実験経過日数に対し有意に減少したのは個体Cと個体Dであった (*t*-test, *P*<0.05)。減衰曲線より個体A~Eの生物学的半減期は115.5~346.6日と推定された。



図(1)-24 予備飼育試験(n=1)の実験経過日数と ^{137}Cs の関係。

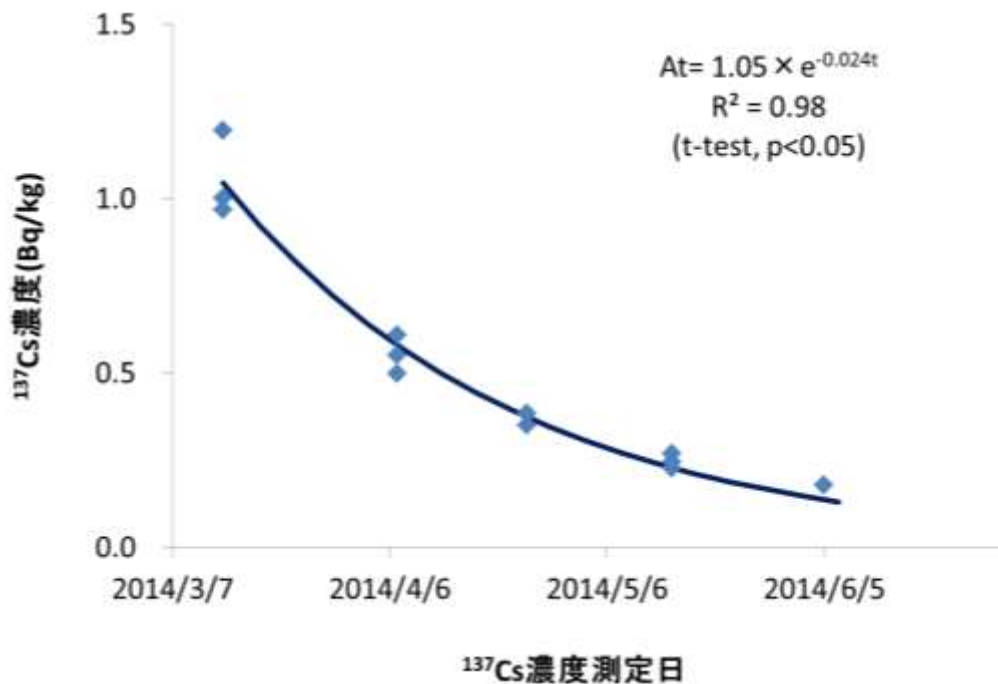


図(1)-25 本飼育試験(n=5)の実験経過日数と ^{137}Cs の関係。

上段左は5個体の平均値と標準偏差。その他は個体番号A~Eの個体毎の結果を示す。

ii) キシエビ

キシエビの飼育実験による ^{137}Cs 濃度の変化を図(1)-26に示す。飼育下にあるキシエビの ^{137}Cs 濃度は経時的に低下した。その結果から生物学的半減期を算出した。キシエビの生物学的半減期は28日であった。生態学的半減期に比べ短い結果となった(表(1)-16)。いわき沿岸に生息するキシエビは摂餌によって ^{137}Cs を取り込んでいること、また四倉で生態学的半減期が長いことから、その取り込み量が多いことが考えられた。



図(1)-26 水槽内で飼育したキシエビの¹³⁷Csの経時変化。

表(1)-16 キシエビの¹³⁷Cs濃度 (Bq/kg-wet) の生物学的半減期

サンプル数(n)	R	P値	B ₀ (Bq/kg-wet)	λ b(日)	生物学的半減期(日)
12	0.99	<0.001	4.4	-0.025	28

但し、B₀は実験開始日（2014年3月14日）における¹³⁷Cs濃度、λは減衰係数を示す。

4) 魚類による拡散

4)-a 魚類の放射性Cs濃度および生態学的半減期

表(1)-17に2012年から2014年に採集された魚類の放射性Cs濃度を示す。2012年9月江名の魚類の¹³⁷Cs濃度は、イナダ、ウマヅラハギで検出されず、他の12種で検出された。ニベは比較的高い濃度を示し、シロメバル、コモンカスベは100 Bq/kgを超えた。四倉では、N.D.から10 Bq/kgまでの濃度の魚種は見られず、12種全てが10 Bq/kg以上であった。中でもマダイ、マゴチ、クロウシノシタ、アカシタビラメ、カスザメ、ホウボウ、マコガレイは比較的高い濃度を示し、コモンカスベで100 Bq/kgを超えた。全体的に底魚の汚染が顕著であった。2012年11月の江名で採集された魚種14種全てで¹³⁷Csが検出され、ニベ、エゾイソアイナメ、メゴチで比較的高い濃度を示し、カサゴ等6種で100 Bq/kgを超えた。四倉ではイシガキダイ、カタクチイワシ、マダイで検出されず、メゴチで比較的高く、ドチザメ等8種で100 Bq/kgを超えた。2013年1月の魚類の¹³⁷Cs濃度は、江名ではシログチ、ニベで検出されず、7種で検出された。キツネメバル、シロメバル、コモンカスベは100 Bq/kgを超えた。四倉では、タマガンゾウビラメとマガレイで検出されず、他の15種では検出され、キツネメバル、アイナメ、ババガレイ、イシガレイ、コモンカスベで100 Bq/kgを超えた。2012年と比べて100 Bq/kgを超える魚種は減少した。2013年5月の¹³⁷Cs濃度は、江名ではムシガレイで検出されず、9種で検出された。シロメバルで100 Bq/kgを超えた。四倉では17

種全てで検出され、キツネメバル、マコガレイ、ババガレイ、コモンカスベで 100 Bq/kg を超えた。2014 年 2 月の魚類の ^{137}Cs 濃度は、江名では 12 種全てで検出された。中でもシロメバル、ムラソイ、コモンカスベは、比較的高い 50-100 Bq/kg の濃度を示した。四倉では、クサウオで検出されず、14 種では検出された。オスのコモンカスベで 100 Bq/kg を超えた。2014 年 5 月 ^{137}Cs 濃度は、江名ではシログチで検出されず、16 種で検出された。シロメバルは、比較的高い 50-100 Bq/kg の濃度を示した。四倉ではコモンフグとシログチで検出されず、17 種で検出された。キツネメバル、シロメバル、コモンカスベ、ババガレイで比較的高い 50-100 Bq/kg の濃度を示した。また全期間を通じて同月の同魚種の Cs 濃度は、江名よりも 1 F に近い四倉で高い傾向が見られた (表(1)-17)。2012 年から 2014 年にかけて、経時的な濃度の低下が認められ、2014 年において 100 Bq/kg を超える魚種はコモンカスベとシロメバルとなった。

表(1)-17 2012--2014 年に採集された魚類の放射性セシウム (^{137}Cs) 濃度

年月	地点	Cs 濃度 (Bq/kg)	魚種
2012年 9月	江名	N.D.	イナダ、ウマヅラハギ
		≤ 10	ヒメジ
		≤ 50	マトウダイ、ウミタナゴ、ショウサイフグ、ホシザメ、ホウボウ、イシガレイ、マコガレイ、ヒラメ
		≤ 100	ニベ
		100<	シロメバル、コモンカスベ
	四倉	N.D.	—
		≤ 10	—
		≤ 50	ホシエイ、ショウサイフグ、ホシザメ、ヒラメ
		≤ 100	マダイ、マゴチ、クロウシノシタ、アカシタビラメ、カサザメ、ホウボウ、マコガレイ
		100<	コモンカスベ
2012年 11月	江名	N.D.	—
		≤ 10	キツネメバル
		≤ 50	ウミタナゴ、アカシタビラメ、トラザメ、ヒラメ
		≤ 100	ニベ、エゾイソアイナメ、メゴチ
		100<	カサゴ、ムラソイ、スズキ、シロメバル、アサメ、コモンカスベ
	四倉	N.D.	イシガキダイ、カタクチイワシ、マダイ
		≤ 10	ブリ
		≤ 50	ホウボウ、トラザメ、ヒラメ
		≤ 100	メゴチ
		100<	トチザメ、トラフグ、ババガレイ、イシガレイ、キツネメバル、シロメバル、アサメ、コモンカスベ
2013年 1月	江名	N.D.	シログチ、ニベ
		≤ 10	—
		≤ 50	トラザメ、ウミタナゴ、アカシタビラメ
		≤ 100	アイナメ
		100<	キツネメバル、シロメバル、コモンカスベ
	四倉	N.D.	タマガンゾウビラメ、マガレイ
		≤ 10	カナガシラ、コモンフグ
		≤ 50	ホシザメ、ショウサイフグ、ヒガンフグ、ヒラメ、サブロウ
		≤ 100	クロウシノシタ、マゴチ、アカエイ

2013年 5月	江名	100<	キツネメバル、アイナメ、ババガレイ、イシガレイ、コモンカスベ
		N.D.	ムシガレイ
		≤10	マダイ、アブラツノザメ、ヒラメ
		≤50	アイナメ、エゾイソアイナメ、ムラソイ、アカシタビラメ
		≤100	コモンカスベ
	四倉	100<	シロメバル
		N.D.	—
		≤10	シログチ、ショウサイフグ、コモンフグ、アンコウ
		≤50	アイナメ、マダラ、ケムシジカ、アカシタビラメ、サブリ、ヒラメ、ホウボウ
		≤100	エゾイソアイナメ、ムシガレイ
2013年 10月	江名	100<	キツネメバル、マコガレイ、ババガレイ、コモンカスベ
		N.D.	ウマツラハキ、ホウボウ
		≤10	イナダ、ウミタナゴ、マアジ、コモンフグ、ヒラメ、ホシサメ
		≤50	アイナメ、シログチ、ニハ
		≤100	シロメバル、ムラソイ、アカシタビラメ、コモンカスベ
	四倉	100<	—
		N.D.	マトウダイ
		≤10	カササメ、クロウシノシタ、コモンフグ、ホウボウ
		≤50	エゾイソアイナメ、キツネメバル、コブダイ sp.、ホシサメ、アカエイ、アカシタビラメ、イシガレイ、ヒラメ、マコチ
		≤100	トチサメ、ヨシキリサメ、ハバガレイ、スズキ
2014年 2月	江名	100<	コモンカスベ
		N.D.	—
		≤10	ウミタナゴ、アカエイ、カササメ
		≤50	アイナメ、キツネメバル、ハバガレイ、アカシタビラメ、ヒラメ、ホシサメ、コモンカスベ小
		≤100	シロメバル、ムラソイ、コモンカスベ大
	四倉	100<	—
		N.D.	クサウオ
		≤10	アカエイ、イシガレイ、マダラ、ヒカソフグ、サブリ
		≤50	アイナメ、キツネメバル、ケムシジカ、マダイ、ヒラメ、マコチ、ムシガレイ
		≤100	ババガレイ、コモンカスベ (メス)
2014年 5月	江名	100<	コモンカスベ (オス)
		N.D.	シログチ
		≤10	アブラツノザメ、ウミタナゴ、コモンフグ、ニハ、ショウサイフグ、トラサメ、マアジ、マダイ、アカシタビラメ、マコチ
		≤50	アイナメ、スズキ、ハバガレイ、ムラソイ、コモンカスベ
		≤100	シロメバル
	四倉	100<	—
		N.D.	コモンフグ、シログチ
		≤10	ケムシジカ、ショウサイフグ、トラサメ、アブラツノザメ、クロウシノシタ、ホシサメ
		≤50	エゾイソアイナメ、スズキ、アカシタビラメ、ヒラメ、マコチ、マダラ、ムシガレイ
		≤100	キツネメバル、シロメバル、コモンカスベ、ハバガレイ
100<	—		

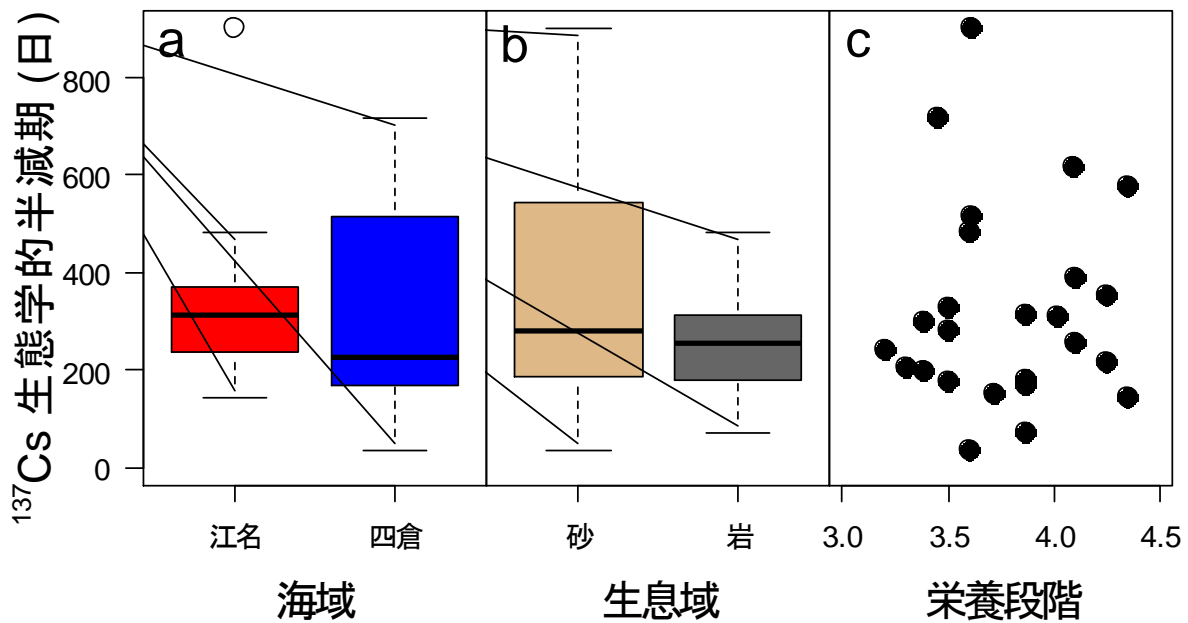
魚類では概ねどの魚種についても ^{137}Cs 濃度の経時的な減少傾向が見られた。生態学的半減期 T_{eco} は、四倉では計 10 種について推定され、ホウボウの 36 日からアカシタビラメの 281 日まで魚種によるばらつきが大きいものの、200-250 日程度の魚種が多い結果となった。濃度の高かったコモンカスベは 253 日と推定された（表(1)-18）。江名でも計 10 種について T_{eco} が推定され、ヒラメの 141 日からムラソイの 483 日まで幅があるものの概ね 300 日程度の魚種が多かった（表(1)-19）。また、 T_{eco} と海域、生息域、栄養段階について検討したところ、いずれも有意な差や明瞭な関係は認められなかった（図(1)-27）。本研究で採取した海水、海藻および無脊椎動物において海域による濃度勾配（ ^{137}Cs 濃度：四倉 > 江名）が見られるにも関わらず、魚類の T_{eco} に明瞭な影響が見られず、生息域や栄養段階についても同様であることから、海水や餌生物からの ^{137}Cs の移行は 2014 年の段階では限定的であると考えられた。

表(1)-18 四倉で採集された魚類の生態学的半減期

生息域	魚種	T_{eco}
岩礁	アイナメ	72
	キツネメバル	215
	ショウサイフグ	204
	トラザメ	167
砂浜	コモンカスベ	253
	アカシタビラメ	281
	ホウボウ	36
	ババガレイ	198
	イシガレイ	149
	クロウシノシタ	240

表(1)-19 江名で採集された魚類の生態学的半減期

生息域	魚種	T_{eco}
岩礁	シロメバル	309
	アイナメ	179
	キツネメバル	353
	ムラソイ	483
	ウミタナゴ	298
	トラザメ	312
砂浜	コモンカスベ	388
	ヒラメ	141
	アカシタビラメ	328
	ニベ	174



図(1)-27 (a) 海域、(b) 生息域による ^{137}Cs の生態学的半減期 T_{eco} の比較と(c) 栄養段階との関係。

4)-b シロメバルの生物学的半減期

本実験で用いたシロメバルの全長および重量を表(1)-7 に示す。雌雄で比較すると、個体数ではオス 27 個体に対してメス 8 個体であり、全長の平均(オス: $27.8 \pm 1.3 \text{ cm}$ 、メス: $29.5 \pm 2.0 \text{ cm}$ 、 $P < 0.05$)、平均重量(オス: $374.7 \pm 78.4 \text{ g}$ 、メス: $657.5 \pm 157.6 \text{ g}$ 、 $P < 0.01$)ともにメスの方が大きく、オスではサイズ範囲が $25.8\text{--}31.8 \text{ cm}$ であるのに対して、メスでは $27.2\text{--}32.6 \text{ cm}$ と大型個体に偏っていた。また、実験開始時点の肥満度は、オスで 28.8 ± 1.7 、メスで 30.4 ± 0.6 であり、終了時点との差はそれぞれ -0.1 、 1.9 と僅かであった。また、肥満度のみならず全長、重量ともに実験期間中に大きな変化は見られなかった。これら 35 個体のうち飼育期間を通じて生残した 23 個体(オス: $n=16$ 、メス: $n=7$) について、高効率 NaI(Tl)シンチレータを用いて、これらの生体についての約 1 年間に渡る ^{137}Cs 濃度と γ 線スペクトルの経時データを得た。1 回目の計測における ^{137}Cs 濃度と全長との関係を見ると、オスでは有意な相関関係が見られた(図(1)-28; $r_s=0.62$, $P < 0.01$, $n=16$)。一方で、メスでは全長が大きいほど ^{137}Cs 濃度も高い傾向が見られたが、統計的に有意な相関関係は認められなかった(図(1)-28; $r_s=0.57$, $P=0.13$, $n=7$)。1 回目の計測の時点(2013 年 12 月 27 日)で、1 F 事故から 1000 日以上が経過しており、 ^{137}Cs 濃度と全長との間の相関関係は、この経過日数の中の個体の成長差による希釈の程度の差に起因すると考えられた¹⁸⁻¹⁹⁾。すなわち、小型個体では成長の幅が大きく希釈の程度が大きいため濃度が低いのに対し、大型個体では成長の幅が小さいため、小型個体と比べて成長による希釈の程度が小さいため、高い濃度を保持していると考えられた。一方、メスでは ^{137}Cs 濃度と全長との間に有意な相関関係は見られず(図(1)-28)、実験に供したメス個体が成長の程度が小さい大型個体に偏り²⁰⁾、かつ個体数が少なかったために(表(1)-7)、希釈効果が表面化せず、 ^{137}Cs 濃度と全長との間に有意性が認められなかった可能性が考えられた。

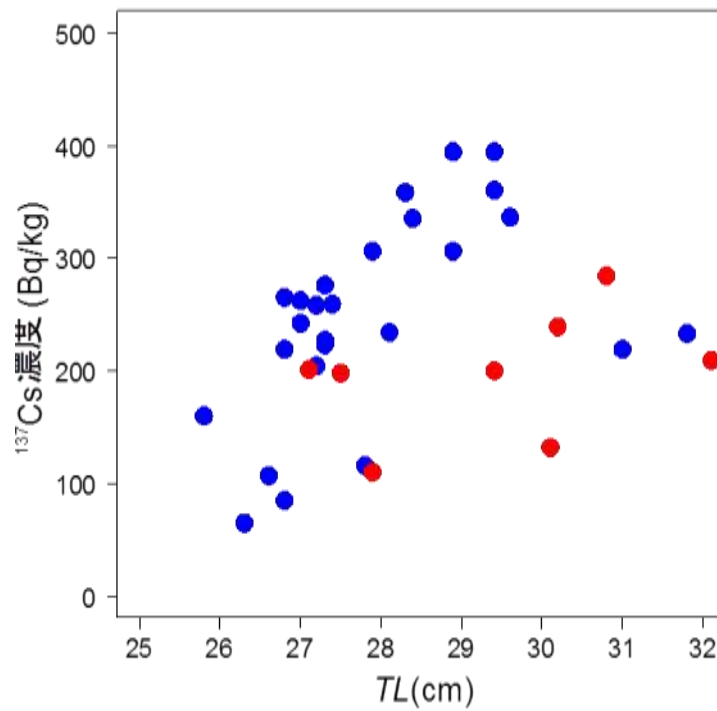
実験期間を通じた ^{137}Cs カウント数は、全ての個体で減少した(図(1)-29)。 ^{137}Cs カウント数データから推定した生物学的半減期 T_b (日)は、オスで平均 274 ± 34 日(範囲: 208-368 日)、メスで 280 ± 81 日(範囲: 220-447 日)であり、両者の間に統計的に有意な差は見られなかった(図(1)-30;

$P=0.38$)。また、全個体の平均は、 275 ± 47 日であった。この値は、これまでに報告されている他の海産魚の T_b (50-100 日程度) と比較して約 2.8-5.5 倍程度と長く²¹⁻²³⁾、1 F 事故以降の福島沿岸のシロメバルで推定された生態学的半減期 T_{eco} 197 日、367 日^{8, 16)}および前節で示した本種の T_{eco} 309 日と近い値であった。これらの事から、本研究で推定された従来よりも長い T_b は、1 F 事故以降の福島沿岸における本種の濃度低下が緩やかな要因の 1 つであると考えられた。

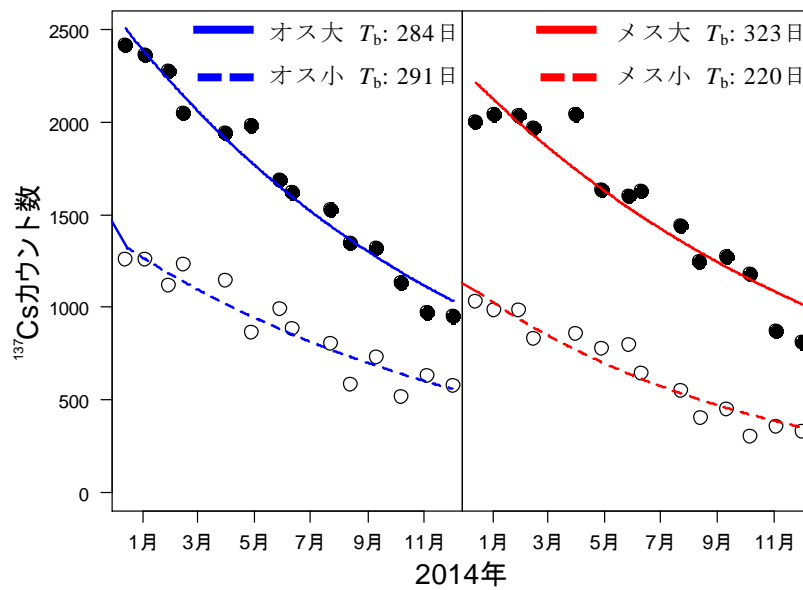
T_b (日) についての GLM におけるモデル選択の結果、全ての説明変数を含むモデルが最小 AIC を示し、ベストモデルとして選択された。しかし、ヌルモデルとの尤度比検定の結果、有意性は全長のみで認められた ($\Delta AIC=6.28$, $\chi^2=7.16$, $P<0.01$, 表(1)-20)。推定された全長の係数は正であったことから、全長が大きい個体ほど T_b (日) が長い傾向があることが示された (図(1)-31)。一般的に魚類の代謝は、大型の老齢個体で下がるということが知られている²⁴⁻²⁵⁾。魚類の放射性 Cs 濃度についても、同様に体サイズの増加 (加齢) に伴い低下速度が鈍る事例が報告されており、本研究における T_b (日) に対する全長 (cm) の正の影響も体サイズの増加 (加齢) に伴う代謝の低下に起因することが考えられた。

¹³⁷Cs カウント数の減少率 D (日⁻¹) についての GLM におけるモデル選択の結果、飼育水温のみを含むモデルが最小 AIC を示し、ベストモデルとして選択された。さらに、尤度比検定で飼育水温は、 D (日⁻¹) に対して有意な影響があると示された ($\Delta AIC=4.28$, $\chi^2=6.30$, $P<0.05$, 表(1)-21)。また、推定された飼育水温の係数は正であった。 D (日⁻¹) と飼育水温の経時変化を見ると、実験開始時点 (1-3 月) の水温は 7.9-10.8°C であり、その期間の減少率は 0.0012-0.0014 (日⁻¹) と低かった。水温が上昇する 7-9 月にかけて減少率は 0.0041-0.0043 (日⁻¹) に増加した。実験期間を通じた減少率 D (日⁻¹) の変化は水温変化と明瞭に対応していることが示された (図(1)-32)。放射性物質の排出が水温に伴い変化することが報告されている²⁶⁻²⁸⁾。本研究における D (日⁻¹) と飼育水温との明瞭な対応も、水温に依存した本種個体の代謝の変化に起因すると考えられた。現場海域においても現段階の濃度レベル (5-80 mBq/L) の海水中で生息する魚類が海水から¹³⁷Cs を取込みつづけたとしても極めて微量であり、代謝による減少や成長希釈による濃度の低下と比べ、僅かであることが推察された。

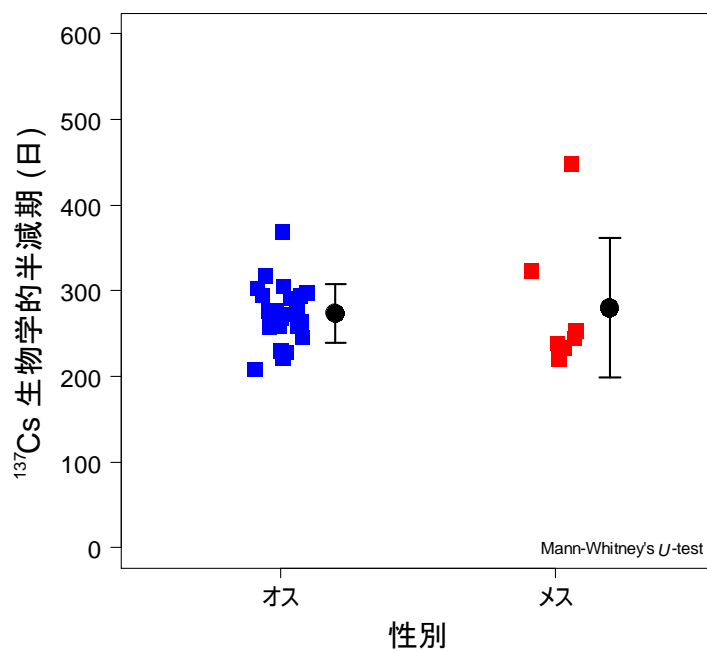
本研究において、 T_b (日) および D (日⁻¹) についての GLM により、体サイズおよび飼育水温の影響を明らかにした。体サイズ (年齢) および水温を考慮すると、過去の研究で推定された海産魚の T_b (50-100 日程度) は、過小評価している可能性があり、1 F 事故で汚染された魚類の¹³⁷Cs 濃度の低下を説明するには適していないと考えられる。一方で本研究では、これらの過去の研究と比較して大型 (5-10 歳以上と推察) のシロメバルを用い、環境水温 (平均 15°C) で 1 年間飼育して得た値を基に T_b (275 ± 47 日) を推定している事から、本種の¹³⁷Cs 濃度の低下を説明する上で妥当な値であると考えられる。



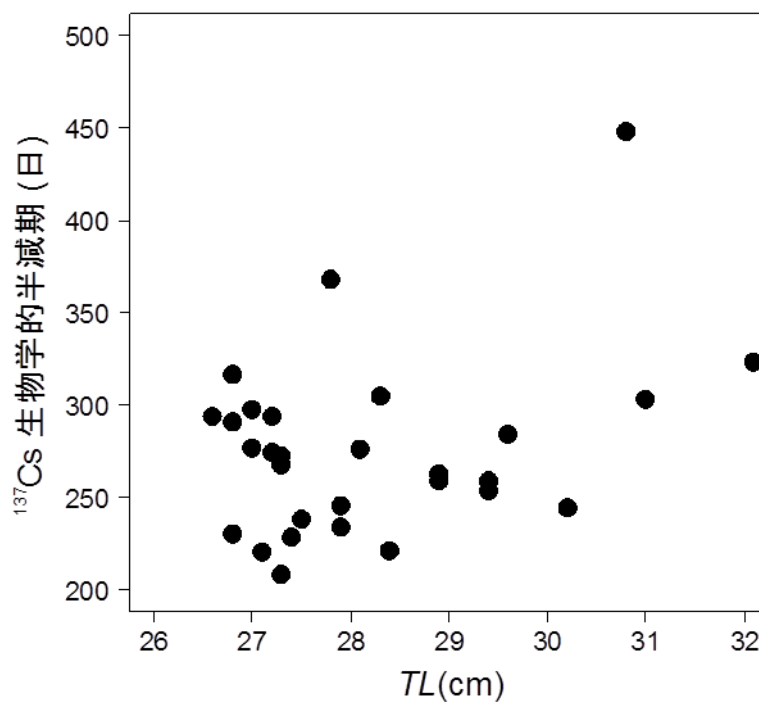
図(1)-28 各実験個体における ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg) と全長 (cm) との関係。
青いプロットがオス、赤いプロットがメスをそれぞれ示す。



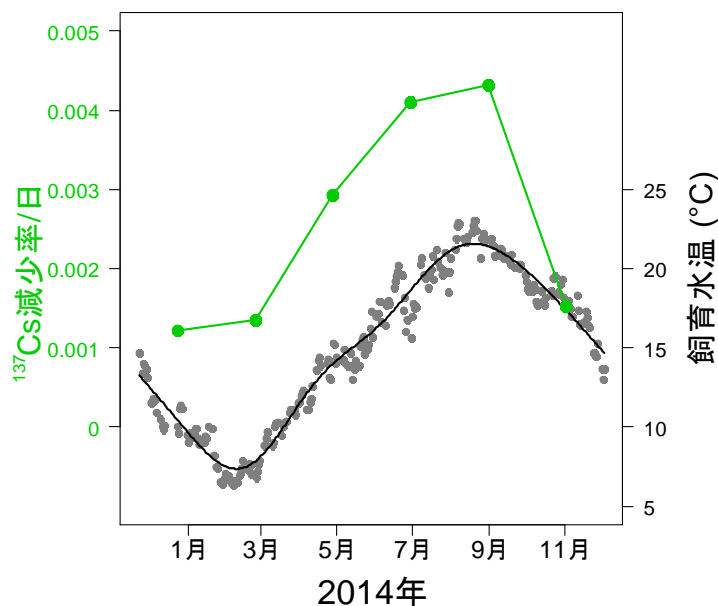
図(1)-29 ^{137}Cs カウントデータに当てはめられた減衰曲線の例。
青い実線は大型のオス (>30cm)、青い点線は小型のオス (<27cm)、赤い実線は大型のメス (>30cm)、赤い点線は小型のメス (<27cm) をそれぞれ示す。



図(1)-30 性別による生物学的半減期 T_b (日) の比較。
 黒いプロットは生物学的半減期 T_b (日) の平均値、エラーバーは標準偏差をそれぞれ示す。



図(1)-31 各実験個体の生物学的半減期 T_b (日) と全長 (cm) との関係。



図(1)-32 ^{137}Cs 減少率 D (日 $^{-1}$) と飼育水温 (°C) の経時変化
水温データには、スムージングスプライン法により平滑化曲線を当てはめた。

表(1)-20 生物学的半減期 T_b (日) についてのモデル選択とヌルモデルとの尤度比検定結果

AIC: 253.9

選択されたモデル	ΔAIC^\dagger	χ^2	P
性別	1.18	2.45	0.116
全長	6.28	7.16	0.007**
C_0	2.71	3.77	0.052

† ベストモデルとヌルモデルとの AIC の差。 ** $P < 0.01$

表(1)-21 ^{137}Cs 減少率 D (日 $^{-1}$) についてのモデル選択とヌルモデルとの尤度比検定結果

AIC: -2244.0

選択されたモデル	ΔAIC^\dagger	χ^2	P
飼育水温	4.28	6.30	0.012*

† ベストモデルとヌルモデルとの AIC の差。 * $P < 0.05$

4)-d 非汚染魚への環境からの放射性Cs濃度の移行

和歌山県および宮城県から夏季に持ち込まれた11種の魚類の ^{137}Cs は、4-6か月後においてギンザケおよびイシダイで不検出であったが、他の9種類では検出された(表(1)-22)。イシガレイ、シロメバルでは10 Bq/kg以上を示した。このことから、沿岸に生息する魚類は、摂食を通じて放射性Csを体内に取り込んでいることが分かった。しかしながら、約半年間で食物からの汚染は最大で10 Bq/kg程度と言えた。

表(1)-22 非汚染魚への放射性Csの移行

屋外池		底質セシウム濃度 : 340Bq/kg-Dw (サンプル採取日 : 2013年1月7日)		
採取点	飼育開始日	魚種	n	$^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$
				(Bq/kg)
宮城県	2011/7/13	ムラソイ	1	5.6
		クロソイ	2	9.1
		イシガレイ	2	13.0
		マアナゴ	1	7.2
		シロメバル	1	13.3
		ホウボウ	1	5.8
		マコガレイ	1	9.4
		ギンザケ	5	N.D.
和歌山県	2011/7/13	メジナ	1	5.2
	2011/8/3	マダイ	1	1.6
	2011/9/11	イシダイ	1	N.D.

5) 海域の放射性セシウム量

5)-a 粒子

ボロノイ分割法により、四倉および江名を含む海区⑥、⑧の20m以浅の砂浜、岩礁それぞれの面積を推定した(図(1)-1)。四倉(海区⑥)の海域面積は、岩礁および砂浜が、それぞれ19.4 km²および61.8 km²であった。江名(海区⑧)は、岩礁および砂浜が、それぞれ25.1 km²および61.8 km²であった。四倉(海区⑥)および江名(海区⑧)ともに、砂浜の面積が、岩礁に比べ広い。推定された面積に¹³⁷Cs濃度および表層3cmの粒子体積を乗じ、¹³⁷Cs総堆積量を推定した。2012年5月における四倉(海区⑥)および江名(海区⑧)の¹³⁷Cs総堆積量は、4.0×10¹¹ Bqおよび4.7×10¹¹ Bqと推定された。海区⑥および⑧の¹³⁷Cs総堆積量を合計し福島県いわき市沿岸20m以浅の¹³⁷Cs総堆積量を推定すると、8.7×10¹¹ Bqと推定された。同様に推定した2014年1月の¹³⁷Cs総量は、5.7×10¹¹ Bqまで減少していた(表(1)-23)。

表(1)-23 いわき沿岸20m以浅における海底堆積粒子中の¹³⁷Cs総量(Bq)

	2012年5月		2014年1月	
	四倉(海区⑥)	江名(海区⑧)	四倉(海区⑥)	江名(海区⑧)
岩礁	6.1×10 ¹⁰	1.6×10 ¹¹	2.1×10 ¹⁰	8.8×10 ¹⁰
砂浜	3.4×10 ¹¹	3.1×10 ¹¹	2.6×10 ¹¹	1.9×10 ¹¹
合計	4.0×10 ¹¹	4.7×10 ¹¹	2.8×10 ¹¹	2.9×10 ¹¹

5)-b 海藻

単位面積あたりの海藻現存量 (kg-wet/km²) は表(1)-2 に示す。四倉のアラメ現存量が得られなかったため、江名の現存量と同一とした。また、四倉および江名海区における各種の藻場の面積 (km²) は表(1)-3 に示す。

海藻群落の ¹³⁷Cs 総量 (Bq) を式(9)で求めた。4種とも、経時的な ¹³⁷Cs 濃度の減少にともない、海藻群落の ¹³⁷Cs 総量 (Bq) が減少した。また、スガモとアラメの ¹³⁷Cs 濃度の季節変化にともない、¹³⁷Cs 総量 (Bq) が増減した。2014年5月での ¹³⁷Cs 量は、四倉で 1.8×10^6 Bq、江名で 0.64×10^6 Bq であり、両地点合計で 2.4×10^6 Bq と推定された。

海藻群落の ¹³⁷Cs 量に P/B 比と流出割合を乗じることで ¹³⁷Cs の流出量を推定した (表(1)-24)。四倉における2年目 (2012年5月から2013年5月) の海藻4種の流出量の合計は、 9.0×10^6 Bq、3年目 (2013年5月から2014年5月) は 1.6×10^6 Bq となり、2年間で 11×10^6 Bq と推定された。江名における2年目 (2012年5月から2013年5月) の海藻4種の流出量は、 16×10^6 Bq、3年目 (2013年5月から2014年5月) は 1.2×10^6 Bq となり、2年間で 17×10^6 Bq と推定された。両地点の2年間の合計流出量は 28×10^6 Bq と推定された。

¹³⁷Cs の海藻による2年間の流出量は四倉 11×10^6 Bq で、江名で 17×10^6 Bq と推定された。震災後、2年目 (2012年5月から2013年5月) と3年目 (2013年5月から2014年5月) の流出量を比較すると、海藻各種、両地点で3年目は2年目から桁が1つ小さくなっていた。このことから、今後の海藻による沿岸域からの ¹³⁷Cs の流出は次第に減少し、限定的になると言える。また、1年生種に関して、ワカメのように海水 ¹³⁷Cs 濃度 (Bq/L) が小さくなれば ¹³⁷Cs が検出下限値以下となるものが多くなると考えられ、今後、海藻によって沿岸域から流出する ¹³⁷Cs 量は、事故発生当時から現在にかけて生残するスガモやアラメのような多年生種によるものが主となると考えられる。

表(1)-24 海藻による ¹³⁷Cs 流出量

四倉	2012.5- 2013.5	2013.5- 2014.5	計
スガモ	0.39×10^6	0.027×10^6	0.42×10^6
アラメ	7.4×10^6	0.34×10^6	7.7×10^6
ワカメ	1.2×10^6	0.082×10^6	1.3×10^6
アカモク	-	1.2×10^6	1.2×10^6
計	9.0×10^6	1.6×10^6	11×10^6

江名	2012.5- 2013.5	2013.5- 2014.5	計
スガモ	3.8×10^6	0.45×10^6	4.3×10^6
アラメ	11×10^6	0.31×10^6	11×10^6
ワカメ	0.54×10^6	0.032×10^6	0.57×10^6
アカモク	0.49×10^6	0.43×10^6	0.92×10^6
計	16×10^6	1.2×10^6	17×10^6

5)-c 無脊椎動物

2012年11月における単位面積 (1km²) 当たりの無脊椎動物中の ¹³⁷Cs 総量 (Bq) は、砂浜域では軟体動物門、甲殻亜門および棘皮動物門で、岩礁域では棘皮動物門および脊索動物門で多かった。

2012年11月における四倉、江名を含む海区⑥(147km²)および⑧(133km²)の無脊椎動物中の¹³⁷Cs総量(Bq)をもとに、海区⑥における¹³⁷Csの総量は約0.064×10⁶Bq、海区⑧における¹³⁷Cs総量の総量は約3.3×10⁶Bqと推算された。また、2014年5月における海区ごとの無脊椎動物中の¹³⁷Cs総量(Bq)は、海区⑥および⑧でそれぞれ約0.077×10⁶Bqおよび0.074×10⁶Bqであった(表(1)-25)。

表(1)-25 海区毎の砂浜・岩礁における無脊椎動物中の¹³⁷Cs総量(×10⁶Bq)

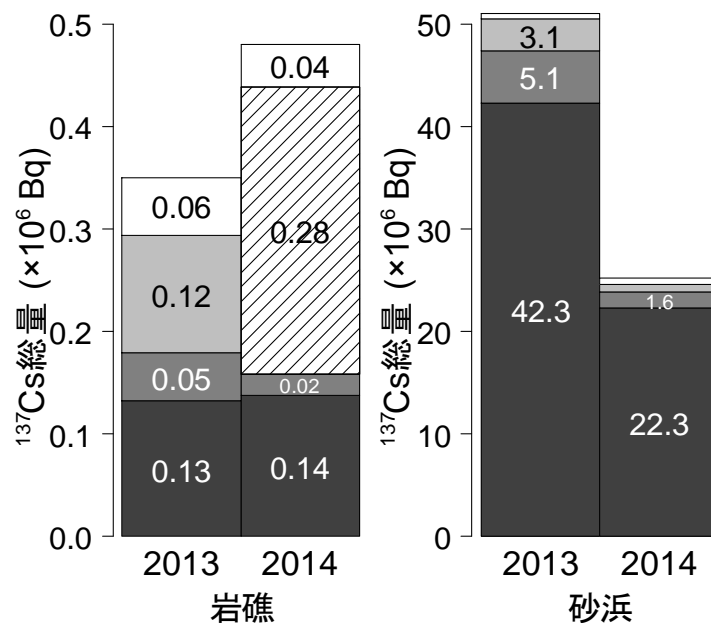
	2012年 9月	2012年 11月	2013年 1月	2013年 5月	2013年 10月	2014年 2月	2014年 5月
四倉砂浜域							
海綿動物門			0.028				
刺胞動物門			0.008				
軟体動物門	0.030	0.026		0.015		0.006	
環形動物門			0.004				
甲殻亜門	0.250	0.028	0.130	0.002	0.011	0.042	0.009
棘皮動物門	0.016		1.500	0.018	0.005	0.048	0.060
脊索動物門							
無脊椎合計	0.296	0.054	1.700	0.034	0.015	0.097	0.069
四倉岩礁域							
海綿動物門							
刺胞動物門							
軟体動物門			0.002		0.003		0.0002
環形動物門							
甲殻亜門							
棘皮動物門		0.006	0.018	0.003		0.018	0.0082
脊索動物門		0.004					
無脊椎合計		0.010	0.020	0.003	0.003	0.018	0.0084
江名砂浜域							
海綿動物門							
刺胞動物門							
軟体動物門							
環形動物門							
甲殻亜門	0.110	0.021		0.009	0.067		0.043
棘皮動物門	0.016	3.100	0.043		0.020		0.025
脊索動物門	0						
無脊椎合計	0.130	3.100	0.043	0.009	0.087		0.068
江名岩礁域							
海綿動物門		0.002					
刺胞動物門							
軟体動物門		0.002	0.002			0.001	
環形動物門							
甲殻亜門							
棘皮動物門		0.091	0.018	0.003	0.005	0.013	0.007
脊索動物門							
無脊椎合計		0.095	0.020	0.003	0.005	0.014	0.007

5)-d 魚類

2013年5月から2014年5月にかけて海区⑥岩礁での現存量は、16.7から35.6tと約2.1倍増加し、砂浜では1077.9から764.9tに推移していた。砂浜の現存量は岩礁の数倍から数10倍のオーダーであるが見積もられた。2014年の海区⑥の魚類の ^{137}Cs 総量は、2013年と比べて岩礁ではやや増加した。砂浜では、2013年の $5.1 \times 10^7 \text{ Bq}$ から2014年の $2.5 \times 10^7 \text{ Bq}$ に半減した(図(1)-33)。それぞれの生息域で優占する魚種の組成は異なった。岩礁ではアイナメとキツネメバルが恒常的に採集されていた。分布水深帯が広く、移動が大きいと考えられるマダラ(2013年5月)とスズキ(2014年5月)が一時的に大量に採集され、 ^{137}Cs 総量の増加に寄与した。砂浜ではコモンカスベの現存量が多く、ついでヒラメ、カレイ類となっており、1年間で種組成に大きな変化は見られなかった。コモンカスベについては現存量の経年変化が僅かであるにも関わらず、 ^{137}Cs 総量は半減しており、代謝等による ^{137}Cs 濃度の低下によると考えられた。

同期間の海区⑧において、岩礁での現存量は、42.9から156.6tと約3.7倍増加し、砂浜では906.9から196.9tへ減少した。岩礁域の魚類の ^{137}Cs 総量は 2.6×10^6 から $2.3 \times 10^6 \text{ Bq}$ とやや減少していた(図(1)-34)。砂浜の ^{137}Cs 総量は岩礁よりも多く見積もられた。その量は2013年の 16.9×10^6 から2014年の $1.4 \times 10^6 \text{ Bq}$ に著しく減少した。魚種の組成は、岩礁ではシロメバル、アイナメ、砂浜ではコモンカスベやサメ類が優占していたが、2014年の砂浜ではサメ類がほとんど採集されず、総量の減少に寄与した。

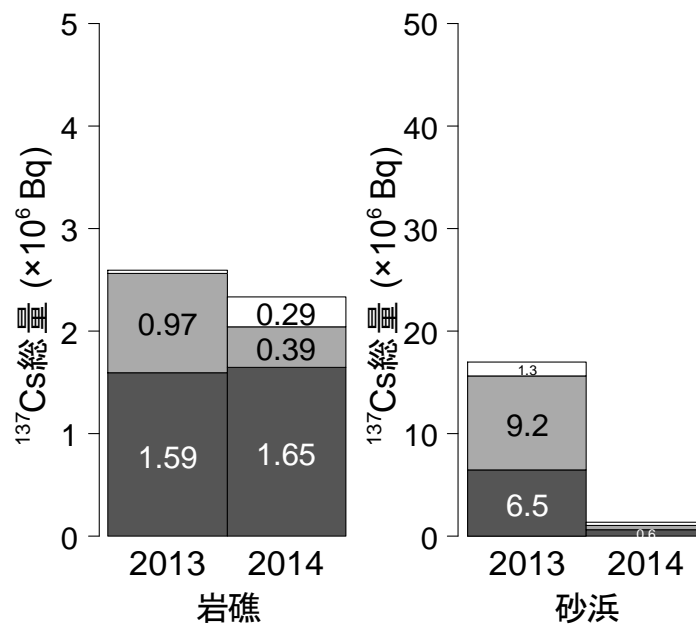
これらの結果から、海区⑥、⑧ともに ^{137}Cs 総量が見積もられ、特に海区⑥の砂浜では総量の半減にコモンカスベ等魚類の代謝による減衰が寄与していると推察された。一方で、スズキ、マダラ、サメ類など移動が比較的大きいことが想定される魚種の寄与は少なくないと考えられた。



図(1)-33 海区⑥の岩礁および砂浜における魚類の ^{137}Cs 総量 (Bq)。

岩礁 ■: アイナメ、■: キツネメバル、■: マダラ、□: スズキ、□: その他。

砂浜 ■: コモンカスベ、■: カレイ類、■: ヒラメ、□: その他。



図(1)-34 海区⑧の岩礁および砂浜における魚類の ^{137}Cs 総量 (Bq)。

岩礁 ■：シロメバル、■：アイサメ、□：その他。

砂浜 ■：コモンカスベ、■：サメ類、□：その他。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

各種海洋生物の放射性 Cs 濃度の経時的な変化を調べることにより、多種について生態学的半減期を推定した。またこれまでに計測が困難であった生体魚類および無脊椎動物に関して、生物学の半減期を明らかにした。これらの結果から、生態学的半減期の遅い魚種について、その原因が魚種の代謝排出が遅いことに起因することを明らかにした。生態系内における放射性 Cs の移行について知見が蓄積された。

現在の生態系内の放射性 Cs の分布は海底粒子中に最も多く存在し、その次に魚類で多く存在する。2012-2013 年の間で海藻および無脊椎動物では放射性 Cs の大部分が生態系外へ拡散（流出）していることを示した。

今後は海底粒子から生態系への移行量および高濃度に汚染された魚類のモニタリングを継続する必要がある。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

<行政が活用することが見込まれる成果>

堆積粒子の粒径別の放射性Cs濃度の結果から、極沿岸域では比較的大きな粒子で濃度が高く、粒子の移動による濃度の低下はあまり期待できないと考えられる。また各種生物の生態学的半減

期が推定されたことにより、今後の濃度の低下傾向を理解することが可能となった。沿岸のCs濃度の高い魚種の生物学的半減期の結果から、濃度低下に長い時間が必要であることを示された。

積極的な沿岸海域の除染を進める手法として、1.大きな粒径の粒子を取り除く、2.高濃度汚染魚種の採捕、が考えられる。しかしながら、すでに沿岸の環境や生物の放射性Cs濃度は陸域に比べ低濃度となっている。このことから、環境や生物についてのモニタリングの継続が必要であると言える。一方、新たな汚染水の流出の可能性が懸念されている。海水、海底粒子および一次生産者（海藻など）の放射性物質濃度のモニタリングは汚染の早期の検出に役立つので継続するべきである。

6. 国際共同研究等の状況

直接的な国際共同研究になっていないが、フランス放射線防護原子力安全研究所（IRSN）のCharmasson氏およびThebault氏と連携、連絡を取り、情報交換を行った。

7. 研究成果の発表状況

（1）誌上発表

<論文（査読あり）>

- 1) H. ARAKAWA, T. TOKAI, Y. MIYAMOTO, S. AKIYAMA, K. UCHIDA, A. MATSUMOTO, M. NARITA, H. MYOUSE, Y. AGATSUMA, S. KATAYAMA, M. AOKI, I. MATSUMOTO, N. HIRAKAWA: Marine productivity: Perturbations and resilience of socio-ecosystems. Proceedings of the 15th French-Japanese Oceanography Symposium, Springer, “Distribution of radioactive material in marine ecosystems off the Fukushima coast”, 71-78, 2015.

<査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

<その他誌上発表（査読なし）>

- 1) 荒川久幸：沿岸生態系における放射性物質の汚染状況、環境情報科学、44, 2, 11-15. 2015.

（2）口頭発表（学会等）

- 1) 荒川久幸・東海正・宮本佳則・秋山清二・内田圭一・明瀬太志・吾妻行雄・片山知史・青木優和・松本育夫・和田敏裕・平川直人・神山享一・鷹崎和義・岩崎高資（福島水試）：日本水産学会2012年秋季大会（2012）「沿岸生態系における放射性物質の拡散過程の解明」
- 2) 明瀬太志、平川直人、松本陽、荒川久幸：日仏海洋学会（2013）「福島県いわき市沿岸における海底堆積粒子の放射性セシウム濃度」
- 3) 荒川久幸：応用生態工学会企画セッション（2013）「沿岸生態系における放射性物質の拡散過程の解明」
- 4) 中川拓郎、内田圭一、平川直人、長谷川浩平、宮本佳則、荒川久幸、秋山清二、柿原利治：日本水産学会秋季大会（2013）「福島県沿岸におけるシロメバルの行動モニタリング」
- 5) 松本陽、明瀬太志、秋山清二、内田圭一、宮本佳則、荒川久幸、平川直人、松本育夫：日本

- 水産学会秋季大会（2013）「福島県いわき市沿岸の砂浜および岩礁に生息する魚類の放射性セシウム濃度」
- 6) 平川直人、松本育夫、藤本賢、松本陽、明瀬太志、荒川久幸：日本水産学会秋季大会（2013）「飼育環境下におけるキタムラサキウニ生体放射性物質濃度の経時変化」
 - 7) H. ARAKAWA, T. TOKAI, Y. MIYAMOTO, S. AKIYAMA, K. UCHIDA, Y. AGATSUMA, S. KATAYAMA, M. AOKI, I. MATSUMOTO, N. HIRAKAWA: 15th Franch-Japanese Oceanography symposium. (2013) “Diffusion process of radioactive materials in ecosystems of coastal sea area “
 - 8) H. MYOUSE, A. MATSUMOTO, N. HIRAKAWA, H. ARAKAWA: 15th Franch-Japanese Oceanography symposium. (2013) “Contamination of seabed sediments and organisms by radioactive cesium in the coastal area of southern” Fukushima
 - 9) 成田美穂、若林香織、松本陽、明瀬太志、荒川久幸、内田圭一、平川直人：日本水産学会春季大会（2014）「いわき沿岸におけるクルマエビ科二種の生態学的半減期」
 - 10) 松本陽、荒川久幸、平川直人：日仏海洋学会（2014）「NaI(Tl)シンチレーションカウンタを用いたシロメバル*Sebastes cheni*生体中の放射性セシウム濃度測定」
 - 11) 松本陽、重岡柚、荒川久幸、平川直人：日本水産学会（2014）「シロメバル*Sebastes cheni*生体における放射性セシウム濃度の測定と生物学的半減期の推定」
 - 12) 明瀬太志、松本陽、荒川久幸、平川直人：日本水産学会（2014）「福島県沿岸の海藻の放射性セシウム濃度の経時変化」
 - 13) 中川拓朗、内田圭一、宮本佳則、荒川久幸、松本陽、明瀬太志、水野拓治、榎本昌宏、守岡良晃：日本水産学会（2014）「福島県沿岸の港湾内における超音波バイオテレメトリー手法を用いた水産有用種の行動追跡」
 - 14) 重岡柚、松本陽、守岡良晃、荒川久幸：日仏海洋学会（2015）「いわき市沿岸の海藻および海草に含まれる放射性銀(110m-Ag)」
 - 15) 樋口謙、松本陽、守岡良晃、荒川久幸：日仏海洋学会（2015）「高効率NaI(Tl)シンチレータを用いた曳航型放射性Csセンサー(S-RAM)の開発」

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

(4) 「国民との科学・技術対話」の実施

- 1) 福島県漁業協同組合長会議（2012年11月26日）
- 2) 野生動植物への放射線影響に関する意見交換会（2013年3月23日）
- 3) 海洋大が測った福島海（2013年11月3日、東京海洋大学楽水会館、観客100名）
- 4) 漁業者説明会（2013年6月29日、福島県いわき採鮑組合、観客10名）
- 5) 漁業者説明会（2013年8月5日、福島県水産試験場、観客30名）
- 6) 野生動植物への放射線影響に関する意見交換会（2014年3月23日）「沿岸生態系における放射性物質の拡散過程の解明に関する研究 -海産魚類の生態学的半減期-」
- 7) 漁業者報告会（2014年5月30日、福島県水産試験場、観客30名）

- 8) 福島海プロジェクト2014-福島の漁業 再開に向けての歩み- (2014年11月2日、東京海洋大学楽水会館、観客100名)
- 9) 漁業者説明会 (2014年12月25日、福島県いわき市中央公民館、観客15名)
- 10) 野生動植物への放射線影響に関する意見交換会 (2015年2月19日、LMJ東京研修センター会議室、観客100名)

(5) マスコミ等への公表・報道等

- 1) 朝日新聞 (2013年3月3日、全国版、3頁)
- 2) 朝日新聞 (2013年3月5日、全国版、3頁)
- 3) NHKニュース9 (2013年10月18日、いわきでの魚類の調査について5分ほど紹介)
- 4) 朝日新聞 (2013年8月11日、全国版、2頁)
- 5) 福島民友新聞 (2015年2月20日)

(6) その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

- 1) 神田穰太 (2014): 福島沿岸海域におけるセシウム 137 収支と生態系移行, 日本原子力学会誌, 56, 24-28.
- 2) OTOSAKA S., KOBAYASHI T. (2013): Sedimentation and remobilization of radiocesium in the coastal area of Ibaraki, 70 km south of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Environ. Monit. Assess., 185, 5419-5433.
- 3) 中尾淳 (2012): セシウムの土壌吸着と固定, 学術の動向, 2012-10, 40-45.
- 4) 丸山康樹, 五十嵐由雄, 石川雄介, 川崎保夫 (1988): 電源立地地点のも場造成技術の開発 第8報—アマモ場造成適地の砂地盤安定度の推定方法—, 電力中央研究所報告, U87069, 24.
- 5) 菅原輝男, 山本正昭 (1978): 規則波の浅水変形計算モデル, 農業土木試験場技法, 20, 1-22.
- 6) 岩垣雄一 (1956): 限界掃流力に関する基礎研究 (I), 限界掃流力の流体力学的研究, 土木学会論文集, 41, 1-21.
- 7) 芦田和男, 道上正規 (1972): 移動床流れの抵抗と掃流漂砂量に関する基礎的研究, 土木学会論文報告書, 206, 59-65.
- 8) IWATA K., TAGAMI K., UCHIDA S. (2013): Ecological Half-Lives of Radiocesium in 16 Species in Marine Biota after the TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident. Environ. Sci. Tech., 47, 7696-7703.
- 9) JONSSON B., FORSETH T., UGEDAL O. (1999): Chernobyl radioactivity persists in fish. Nature, 400, 417-418.
- 10) 藤田恒雄, 鈴木章一, 佐々木恵一 (2003): I 磯根資源調査 3 永崎地先での藻場分布調査, 藻場回復試験. 福島県水産試験場事業報告書, 17-18.
- 11) 寺脇利信 (1986): 三浦半島小田和湾におけるアカモクの生長と成熟, 水産増殖, 33,

- 177-181.
- 12) 三浦信昭, 中林信康 (2003): 地域特産藻類増養殖技術開発研究 (ホンダワラ・アカモク・エゴノリ). 秋田県水産振興センター事業報告書, 235-240.
 - 13) 飯泉仁 (2003): 大型海藻類は二酸化炭素の吸収にどれだけ役にたっているか, 日本海区水産試験研究連絡ニュース, 401, 5-7.
 - 14) 伊藤靖, 中野喜央, 井上清和, 横山純 (2007): ホンダワラ類藻場における炭素固定について-考え方と試算-, 海藻資源, 17, 32-39.
 - 15) 森林総合研究所 (2004): 森林、海洋などにおける CO₂ 収支の評価の高度化, pp161.
 - 16) WADA, T., NEMOTO, Y., SHIMAMURA, S., FUJITA, T., MIZUNO, T., SOHTOME, T., KAMIYAMA, K., MORITA, T., IGARASHI, S. (2013): Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima. *J. Environ. Radioact.* 124, 246-254.
 - 17) 松野進, 安部譲, 木村博 (2003): 小型エビ類の加入機構の解明に関する研究-III, 平成 14 年度山口県水産研究センター事業報告, 138-146.
 - 18) THOMANN, R. V. (1981): Equilibrium model of fate of microcontaminants in diverse aquatic food chains. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38, 280-296.
 - 19) VIVES I. B. J., WILSON, R. C., MCDONALD, P. (2007): Allometric methodology for the calculation of biokinetic parameters for marine biota. *Sci. Total Environ.* 388, 256-269.
 - 20) 根本芳春, 石田敏則 (2006): 福島県沿岸におけるメバルの生態および資源解析. 福島水試研報, 13, 63-76.
 - 21) BAPTIST, J. P., PRICE, T. J. (1962): Accumulation and retention of cesium137 by marine fishes. In: *Fish and Wildlife Service, Superintendent of Documents, US Govt.*
 - 22) 石川雄介, 鈴木譲, 笠松不二男, 長屋裕, 篠田芳晴, 中村良一, 中原元和 (2003): スズキ *Lateolabrax japonicus* の放射性核種 ¹³⁷Cs 蓄積に対する塩分の影響—RI トレーサーを用いた餌料経路の ¹³⁷Cs 蓄積に関する実験的研究—. *海生研研報*, 5, 27-34.
 - 23) ZHAO, X., WANG, W., YU, K., LAM, P. (2001): Biomagnification of radiocesium in a marine piscivorous fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 222, 227-237.
 - 24) BROWN, J. H. (2004): Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology* 85, 1771-1789.
 - 25) DOI, H., CHERIF, M., IWABUCHI, T., KATANO, I., STEGEN, J. C., STIEBEL, M. (2010): Integrating elements and energy through the metabolic dependencies of gross growth efficiency and the threshold elemental ratio. *Oikos* 119, 752-765.
 - 26) MAILHOT, H., PETERS, R. H., CORMETT, R. J. (1989): The biological half-time of radioactive Cs in poikilothermic and homeothermic animals. *Health Phys.* 56, 473-484.
 - 27) UGEDAL, O., JONSSON, B., NJASTAD, O., NAEUMANN, R. (1992): Effects of temperature and body size on radiocaesium retention in brown trout, *Salmo trutta*. *Freshwat. Biol.* 28, 165-171.
 - 28) DOI, H., TAKAHARA, T., TANAKA, K. (2012): Trophic position and metabolic rate predict the long-term decay process of radioactive cesium in fish: A meta-analysis. *PLoS One* 7, e29295

(2) 相馬市沿岸生態系における拡散

国立大学法人 東北大学

大学院農学研究科	吾妻 行雄
大学院農学研究科	片山 知史
大学院農学研究科	青木 優和

平成24～26年度累計予算額：16,278千円（うち、平成26年度予算額：2,219千円）

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

2011年3月に発生した東北・北関東の地震と津波によって、福島第一原子力発電所(1F)は多量の放射性物質を大気中のみならず海中へ放出した。これまでの調査により、多数の水産生物で基準値を超える放射性物質濃度が確認され、福島県の漁業は自主規制へ追い込まれている。本研究では海中の放射性物質が生態系内で、どのように拡散するのか明らかにすることを目的として、3つのサブテーマで構成した。サブテーマ(2)では1Fの北方の相馬市沿岸を対象海域とし、それぞれの岩礁生態系と砂浜生態系における生物種の放射性物質濃度、その半減期および窒素・炭素安定同位体比の結果から放射性物質の拡散について検討した。結果は以下のように要約される。

1Fに近い磯部における海水および海底粒子の放射性Cs濃度は新地より高かった。新地では地蔵川の河口の海底粒子の濃度が著しく高かった。海藻および無脊椎動物で1Fに近い磯部で放射性Cs濃度は高かった。海藻では紅藻ユカリと緑藻ハイミルモドキ、無脊椎動物では、ホヤ、カイメン、ハネガヤなどのいずれも海底面あるいは海底直上に生活する濾過食の種で高い濃度を示した。魚類では、ヒラメ、スズキ、コモンカスベなどの底生魚で高い濃度を示した。このことはいわき沿岸と同様であった。

採集された魚類および底生生物の炭素安定同位体比は、ほぼ-17～-14%の範囲にあり、底生微生物類起源の食物連鎖系上にあると推定された。魚種間、個体間のセシウム濃度と個体の分布や摂食履歴との関連は見られなかった。

[キーワード]

放射性物質、沿岸生態系、移行、福島第一原子力発電所、相馬沿岸

1. はじめに

2011年3月に発生した東北・北関東の地震と津波によって、福島第一原子力発電所(1F)は炉心溶融、建屋の水素爆発および冷却水の汚染を原因として、多量の放射性物質を大気中のみならず海中へ放出した。これまでの断片的な調査により、多数の海洋生物で基準値(100 Bq/kg)を超える放射性物質濃度が確認され、福島県の漁業は禁漁へ追い込まれた。福島県や東京海洋大学では、放出当時の拡散予測に基づいて、放出点南方いわき市沖合を中心に海洋生物の放射性物質濃度の測定を行い、それらの値がどのように推移するのか検討を続けている。しかしながら、放出

海域より北方の観測データや、沿岸域の観測データはあまり得られていない。これまでの調査では放射性物質（セシウム134、137）が、いわき市の極沿岸域においても観測されている。海洋中には多種多様な生物群が存在し、複雑な生態系を構成している。そのためこの放射性セシウムが今後どのような生物を経由し、どのように拡散するのかモニタリングしていくことは極めて重要である。

2. 研究開発目的

本サブテーマでは、福島県相馬市（福島第一原発から北方50km）に定線を設定する。それらの観測点で岩礁生態系と砂浜生態系に分け、海水・海底粒子、微細藻類、海藻類、無脊椎動物、魚類に至るまで、放射性物質の分布やその拡散過程を明らかにする。さらにそれぞれの生物種の体内における放射性物質の変化について検討する。

そのために本研究（サブテーマ(2)）では、各生物種の放射性物質濃度分析と安定同位体比分析による捕食被食関係把握を実施し、それらの結果を総合的に解析し放射性物質の拡散過程を詳細に検討する。

研究項目は以下のとおりである。

サブテーマ(2) 相馬市沿岸生態系における拡散

- (2)-1) 海藻・無脊椎動物
- (2)-2) 魚類（耳石 Sr を含む）
- (2)-3) 安定同位体比分析

3. 研究開発方法

1) 海藻・無脊椎動物

2012年10月16日に相馬市原釜の Sta.1(水深 5.7 m)と Sta.2 (7.4 m)、2013年6月5日に相馬市磯部の Sta.1 (3.5 m)と Sta.2 (5.0 m)、ならびに2012年8月29日と2013年8月9日に新地町の Sta.1 (4.7 m)、Sta.2 (2.9 m)、Sta.3 (4.4 m)において海藻と底生無脊椎動物を可能な限り多種類を採集した(図(2)-1)。また、2012年は海底で捕虫網（目合 1 mm）を用いてアミ類を採集した。2014年7月29日は新地町の Sta.3 において、過去2年でセシウム濃度が高かった固着性の脊索動物、刺胞動物、海綿動物ならびに紅藻類を選択的に採集した。また、2013年と2014年は、各地点で海底直上の海水をポリエチレン製の折りたたみ式タンクを用いて20 L採取した。さらに、各地点3ヶ所において、海底の砂泥を園芸用のプラスチック製土すくいを用いて幅7 cm、海底表面から深さ3 cm、磯部では長さ60 cm、新地では長さ30 cmを採取し、チャック付ビニール袋（ジップロック、旭化成）に収容して冷凍宅配便にて東京海洋大学へ搬送した(図(2)-2)。これらサンプルの¹³⁴⁺¹³⁷Cs濃度と炭素・窒素の安定同位体比を調べた。2012年に採集した原釜については放射性Cs濃度を湿重量換算でのみ示した。

2) 魚類（耳石 Sr を含む）

2012年9月4日に新地沖（Sta.1）および11月6日に原釜沖（Sta.2）において、2013年5月23日に新地沖（Sta.1）および7月10日に原釜沖（Sta.2）において、水深10 mおよび20 mの2箇所各々で、目合13.5-15.0 cmの刺網を5反ずつ設置（一晚）し、漁獲物を全量採集した（大量のカニ

類が羅網したので、それらは一部を採集)。全長、体重を測定し、放射能測定用の筋肉サンプル、Sr 測定用の耳石サンプルを得た。耳石については、横断切片を作製し、波長分散型 EPMA によって、耳石中央部から縁边にかけて 10 μm 間隔で測定した。また同標本耳石薄片の年輪構造を観察し、年齢査定および各年輪構造の形成年を推定した。



図(2)-1 調査海域定点。



図(2)-2 海水採集用ポリエチレン製折りたたみ式タンクおよび砂泥採集用プラスチック製土すくいとチャック式ビニール袋。

3) 安定同位体比分析

魚類およびベントスについては、基本的に筋肉サンプルを採取した。海藻や小型のベントスについては、ゴミや砂等を洗浄した後、60℃で一晩乾燥後に粉末化して、アセトンにより脱脂して試料とした。炭素・窒素安定同位体比は、質量分析計（Finnigan社製 MATDELTA Plus）により個別に測定した。炭素・窒素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ ）は、以下の式により標準試料からの相対千分率で示した。

$$\delta^{13}\text{C}, \delta^{15}\text{N} = [\text{R}_{\text{sample}}/\text{R}_{\text{standard}} - 1] \times 1000 (\text{‰})$$

ここで、Rは $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ あるいは $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ である。標準試料は、 $\delta^{13}\text{C}$ はPee Dee Belemnite (PDB)， $\delta^{15}\text{N}$ は大気中の窒素を用いた。

4. 結果及び考察

(2) 相馬市沿岸生態系における拡散

1) 海藻・無脊椎動物

海底直上の海水中の放射性 Cs は 2013 年は新地で 0.007-0.008 Bq/L に対して、磯部で 0.023-0.024 Bq/L と高かった。2014 年の新地の Sta.3 においては 0.011 Bq/L であり、いずれも低濃度であった(表(2)-1)。これに対して、海底に堆積した砂泥の Cs 濃度(乾燥)は、磯部の Sta.1 で 40-63 Bq/kg、Sta.2 では 5.8 Bq/kg と低かった。新地でも Sta.1, 2 では 13 Bq/kg 以下であった。しかし、Sta.3 では 140-410 Bq/kg と高い濃度を示した。Sta.3 では 2014 年においても 50-250 Bq/kg の高い濃度がみとめられた(表(2)-2)。Sta.3 は地蔵川の河口域に近接していることから高いセシウム濃度は河川からの流入によると考えられる。

原釜では海藻 5 種、動物 12 種の $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度を調べた。海藻はほぼ 10 Bq/kg 以下であり、動物では濾過食である刺胞動物門ハネガヤ科が 30.8 Bq/kg と最も高かった(図(2)-3)。肉食動物であるカニ類、ヒトデ類はイシガニを除いてセシウムは検出されなかった。植食動物では腹足綱のコシダカガンガラで 20 Bq/kg 前後の値が検出されたのに対して、エゾアワビでは検出されなかった。キタムラサキウニの検出値には個体差がみとめられた。産卵前後の生殖巣の量に影響されているのかもしれない。

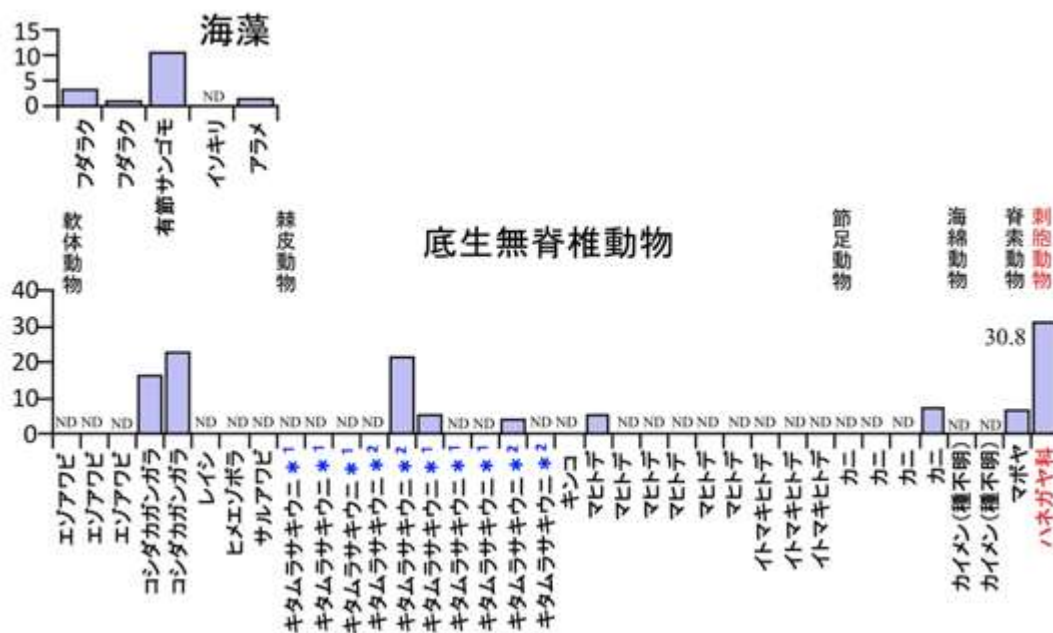
表(2)-1 海底直上の海水中のCs濃度

場所	年月日	St.	Cs-134 (Bq/L)	Cs-137 (Bq/L)	Total
磯部	2013. 6. 5	1	0.0070±0.00041	0.0160±0.00037	0.0230
		2	0.0079±0.00040	0.0160±0.00036	0.0239
新地	2013. 8. 9	1	0.0021±0.00032	0.0058±0.00026	0.0079
		2	0.0018±0.00031	0.0055±0.00025	0.0073
		3	0.0020±0.00032	0.0058±0.00025	0.0078
	2014. 7. 29	3	0.0023±0.00031	0.0087±0.00028	0.0110

磯部では海藻10種、動物16種の放射性Cs濃度(134と137の合計値)を調べた。海藻の $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度は紅藻ユカリで10 Bq/kg以上(乾燥で約80 Bq/kg)であり、検出された他の紅藻とアミジグサ科の小型褐藻では5 Bq/kg未満であった。それ以外の紅藻(フダラク、ヒジリメン)、大型褐藻のウルシグサ、ワカメ、アラメならびに海草のスガモでは検出下限値未満であった。底生無脊椎動物のセシウム濃度は海綿動物門尋常海綿綱で湿重量当たり最高で31 Bq/kg(乾燥100 Bq)が検出された。キタムラサキウニの一部とイシガニでは低濃度であった。肉食性巻貝のレイシガイ、ヒメエゾボラ、植食性のエゾアワビ、肉食性のヒトデ類では検出されなかった(図(2)-4)。

表(2)-2 海底に堆積した砂泥のCs濃度
(Cs-134, 137の合計値、Bq/kg dw)

場所	年月日	St.	sample no.	Cs Total	
磯部	2013. 6. 5	1	1	53	
			2	40	
			3	63	
新地	2013. 8. 9	2	1	5.8	
			1	1	ND
				2	10
		3		6.7	
		2014. 7.29	3	1	13
				2	5.3
	3			140	
	2014. 7.29	3	2	410	
			3	260	
3			50		
2014. 7.29	3	2	130		
		3	250		



図(2)-3 原釜における海藻と底生無脊椎動物のCs濃度(134と137の合計値、Bq/kg ww)。
*1と*2は、それぞれ殻径50 mm以上および50 mm未満を示す。2012年10月16日。

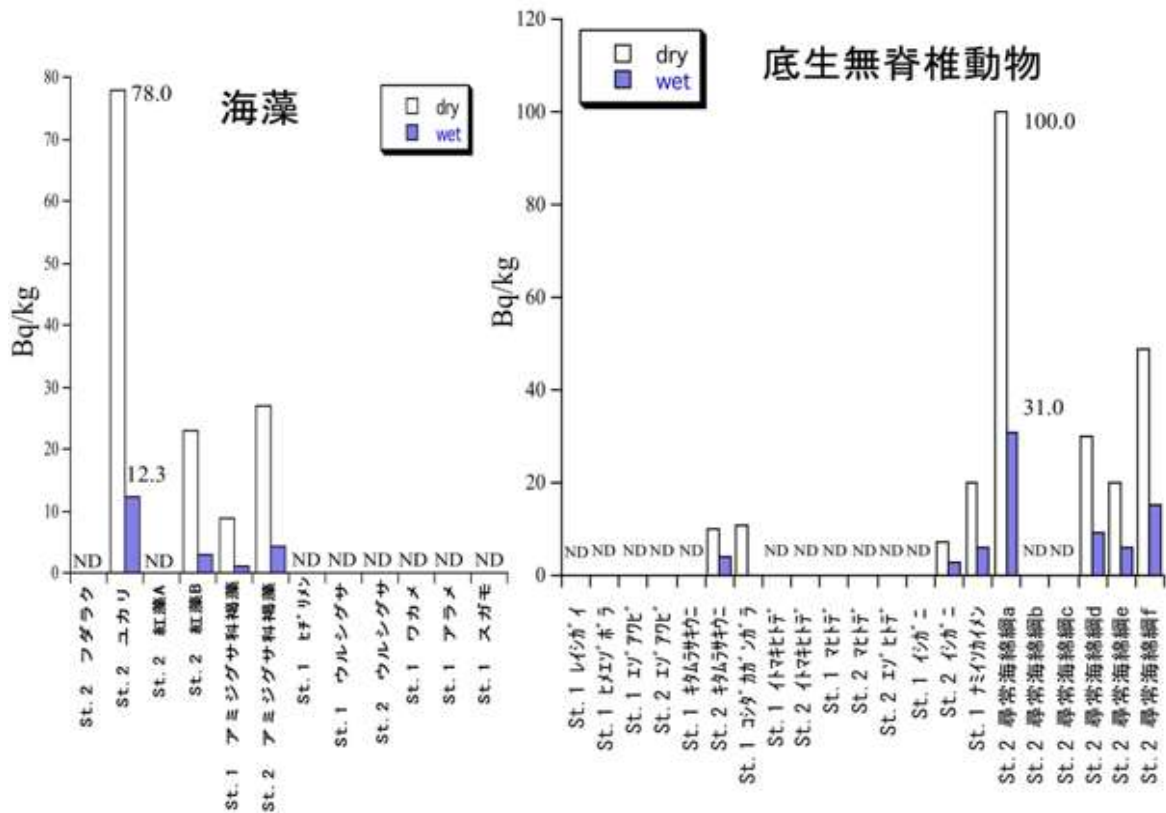
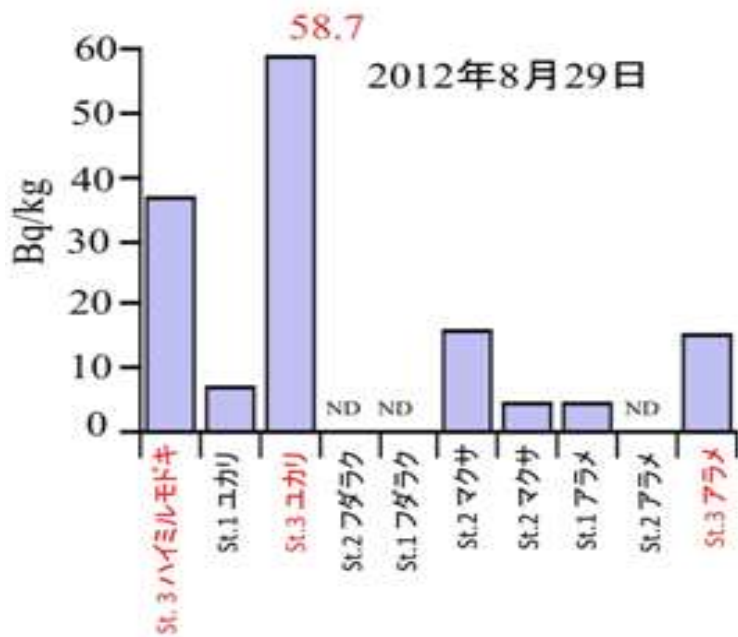


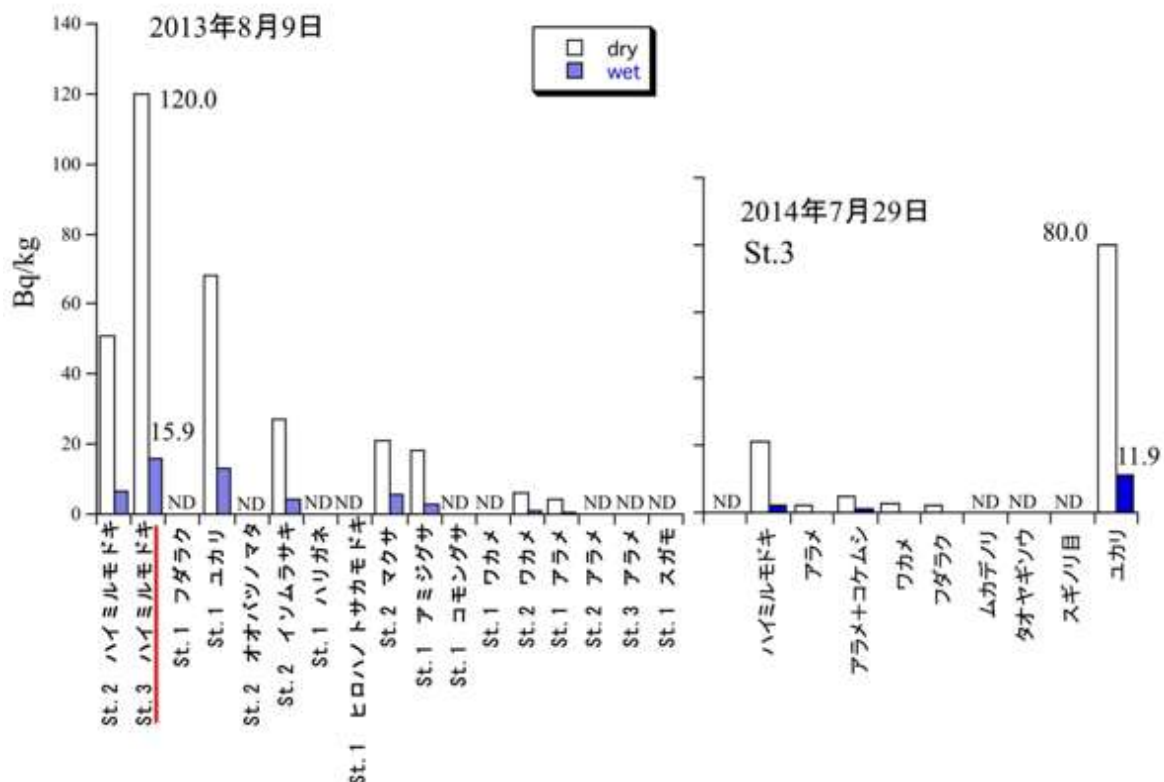
図 (2)-4 磯部における海藻と底生無脊椎動物のCs濃度（134と137の合計値、Bq/kg）。

2013年6月5日

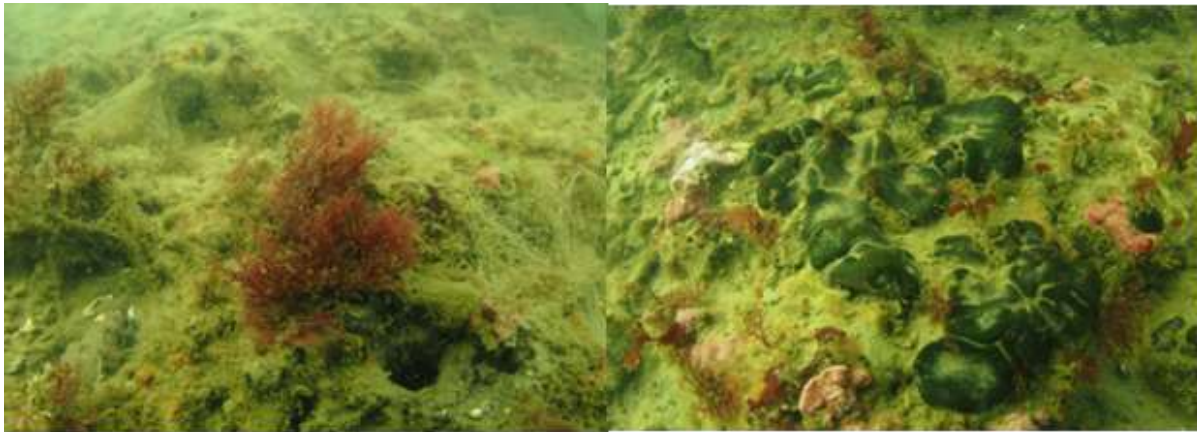


図(2)-5 2012 年の新地における海藻の¹³⁴⁺¹³⁷Cs濃度。

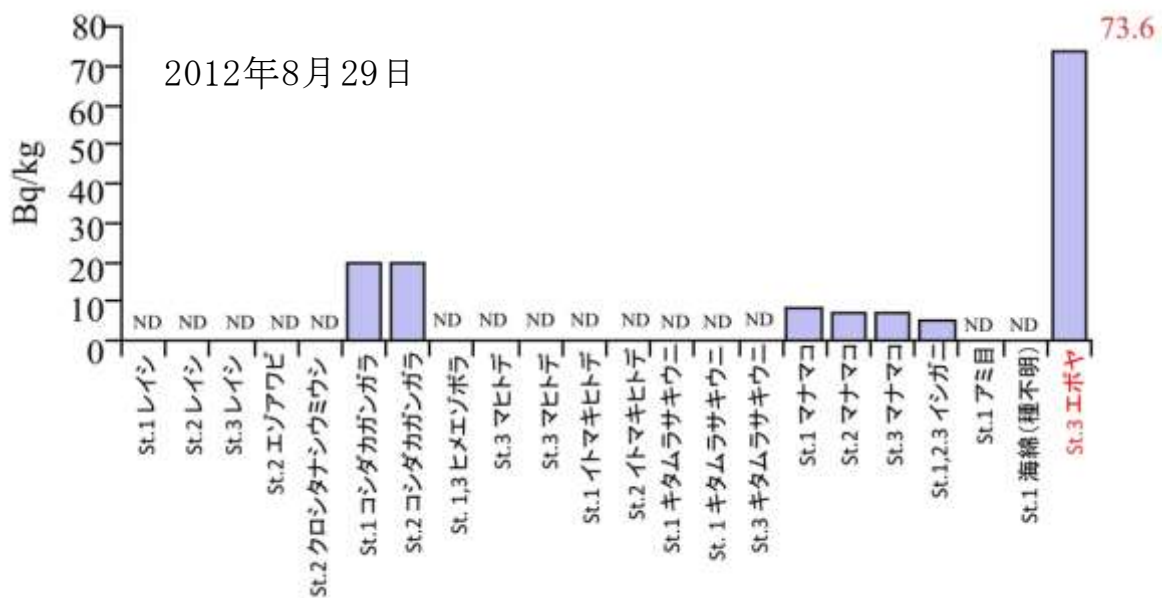
新地では2012年に海藻5種、動物13種、2013年に海藻13種、動物10種、2014年に海藻9種、動物9種の $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度を調べた。2012年には湿重量当たりで10 Bq/kgを越えたのは、最下層をなし、砂泥の影響下でも生育する芝状緑藻ハイミルモドキ、紅藻ユカリとマクサであった。特にユカリは58.7 Bq/kgと高かった。また、Sta.3では大型褐藻アラメが10 Bq/kgを越えた(図(2)-5)。2013年は湿重量当たりで10 Bq/kgを越えたのは砂泥の放射性Cs濃度の高かったSta.3の殻状緑藻ハイミルモドキで15.9 Bq/kg(乾燥120 Bq/kg)とSta.1の紅藻ユカリであった(図(2)-6,7)。5 Bq/kg未満で検出されたのは紅藻のイソムラサキとマクサ、および小型褐藻のアミジグサであった。大型褐藻のワカメ、アラメ、海草のスガモのセシウム濃度は検出下限値未満か、検出されても極めて低い濃度であった。Sta.3で採集を行った2014年はユカリが11.9 Bq/kg(乾燥80.0 Bq/kg)ともっとも高かった。他の海藻は10 Bq/kg未満あるいは検出下限値未満であった。新地の動物では2012年はSta.3におい脊索動物門のエボヤが73.6 Bq/kgと高かった(図(2)-8)。肉食動物(カニ類、ヒトデ類、レイシ)ではイシガニを除いてセシウムは検出されなかった。植食動物では腹足綱のコシダカガンガラで20 Bq/kg前後の値が検出されたのに対して、エゾアワビとキタムラサキウニでは検出されなかった(図(2)-8)。また、アミ目では検出されなかった。2013年は海綿動物門尋常海綿綱で顕著にセシウムの検出がみとめられ、最高でSta.3で10.9 Bq/kg(乾燥75.0 Bq/kg)であった(図(2)-9,10)。同地点でマヒトデから低濃度で検出されたが、ヒメエゾボラ、イトマキヒトデ、イシガニ、さらに濾過食のエボヤでは検出されなかった。Sta.3で採集した2014年は、脊索動物、刺胞動物、海綿動物、環形動物へのCsの蓄積が顕著にみとめられ、濃度は前年よりも高かった。特にホヤ綱(脊索)で49.0 Bq/kg(乾燥210 Bq/kg)、ハネガヤ科(刺胞)で55.9 Bq/kg(乾燥180 Bq/kg)と顕著に高かった(図(2)-9,10)。



図(2)-6 2013年と2014年の新地における海藻の $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度 (Bq/kg)。



図(2)-7 紅藻ユカリと緑藻ハイミルモドキ（新地Sta.3 2014年7月29日）。



図(2)-8 新地における底生動物のCs濃度（134と137の合計値、Bq/kg ww）。

新地のSta.3の海底に堆積した砂泥のセシウム濃度は著しく高く、海底に固着する海綿、脊索、刺胞動物の高いセシウム濃度に密接に関わっていると考えられる。Sta.3は地蔵川の河口域に近接する（図(2)-11）。

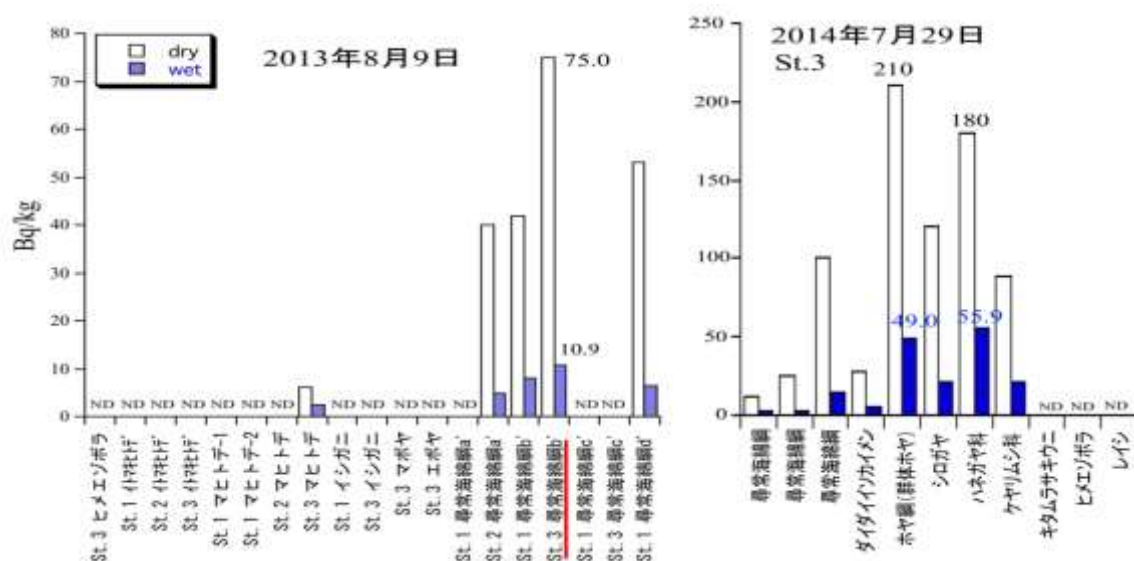
環境省がモニタリングしている地蔵川の浜畑地点における水深と底泥（シルト混細砂）および左岸と右岸の土壌中のセシウム濃度を図(2)-12に示す。震災後の2011年5月から11月には、底泥に4000 Bq/kg以上の高濃度の放射性セシウムがみとめられた。2012年1月以降、流量を反映する河川の水深と河川の底泥のセシウム濃度の対応関係をみると、水深が増加すると濃度が上昇し、低下すると下降する傾向がみとめられた。また、河川の左岸と右岸の土壌中には2014年においても約2000 Bq/kgの高いセシウム濃度がみとめられた。

同様に、環境省がモニタリングしている地蔵川に連結する武井のため池の水深と底部（シルト

泥砂) および土壌中の放射性セシウム濃度を図(2)-13に示す。2011年9月から2012年2月まで底泥のセシウム濃度は低く、土壌中には4000 Bq/kg以上の高い濃度がみとめられた。しかし、以後、2012年7月から急激に底泥の濃度は上昇し、2012年の11月には6000 Bq/kg以上に達し、以後、2014年に至るまで4000 Bq/kg以上の高濃度が認められた。その間、底泥の濃度は土壌中の濃度よりも高かった。また、底泥の濃度はため池の水深が深くなると上昇し、浅くなると下降した。すなわち、降雨量や雪解け水の増加にともなって地蔵川の流量が増大すると上流から土壌に含まれる高濃度のセシウムが底泥となって河口域に運搬されてSta.3の脊索動物、刺胞動物、海綿動物、環形動物のセシウム濃度の上昇をもたらしていると考えられる。ため池の河川よりはるかに高濃度のセシウムを含む底泥も水深が浅くなるのに対応して減少することから連結する地蔵川に流出してこれら動物のセシウム濃度の上昇に関わっていると考えられる。

海藻と底生無脊椎動物のセシウム濃度を3年間モニタリングして以下のことが明らかになった。

放射性セシウム濃度は海藻では最下層の海底直上に生育する紅藻ユカリと緑藻ハイミルモドキ、底生無脊椎動物では濾過食者であるホヤ綱(脊索動物門)、ハネガヤ科(刺胞動物門)、尋常海綿綱(脊索動物門)で高かった。これらの底生生物は放射性Csの動態をモニタリングする指標生物になりうると結論される。これらの底生動物は海底面あるいは海底直上に生活する濾過食者である。海綿動物はメッシュサイズが小さく、細菌サイズの粒子を捕捉する。ホヤ綱は消化器系が発達して胃・腸に泥を残留させる。したがって、海底面あるいは海底直上に浮遊する懸濁粒子中にセシウムが多く存在する可能性も考えられる。



図(2)-9 2013年と2014年の新地における底生動物のCs濃度 (134と137の合計値、Bq/kg)。

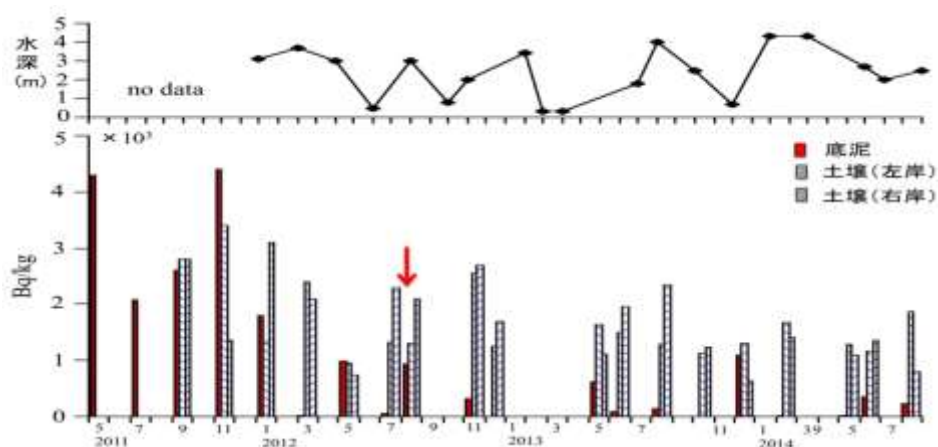


図(2)-10 新地Sta.3におけるダイダイイソカイメン(A)、尋常海綿綱の1種(B)およびシロガヤ科の1種。

新地Sta.3では陸域の土壌由来の高濃度の放射性セシウムが河川から河口近隣の海底の砂泥堆積物(図(2)-14)として輸送され、そこに生活する濾過食者の脊索動物と刺胞動物の高いセシウム濃度をもたらしている。土壌には2014年においても依然高濃度の放射性セシウムが存在することから、セシウムはこれらの指標生物へ移行され続けると考えられる。



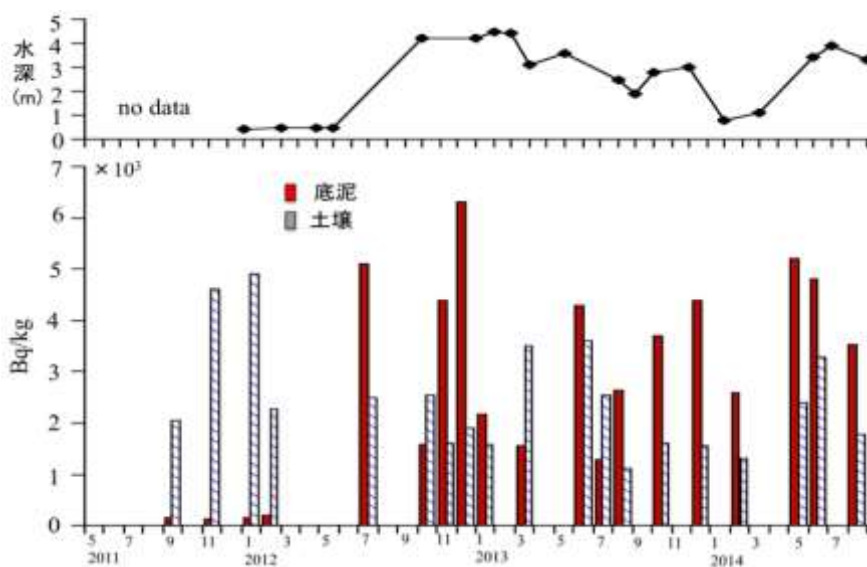
図(2)-11 新地Sta.3の位置。



図(2)-12 地蔵川の浜畑橋地点における水深と底泥（シルト混細砂）および左岸と右岸の土壌中のCs濃度（134と137の合計値、Bq/kg dw）の推移。矢印はSta.3でエボヤとユカリで高濃度のCsが検出された期日を示す。



図(2)-13 新地Sta.3の海底に堆積する砂泥（2014年7月29日）。



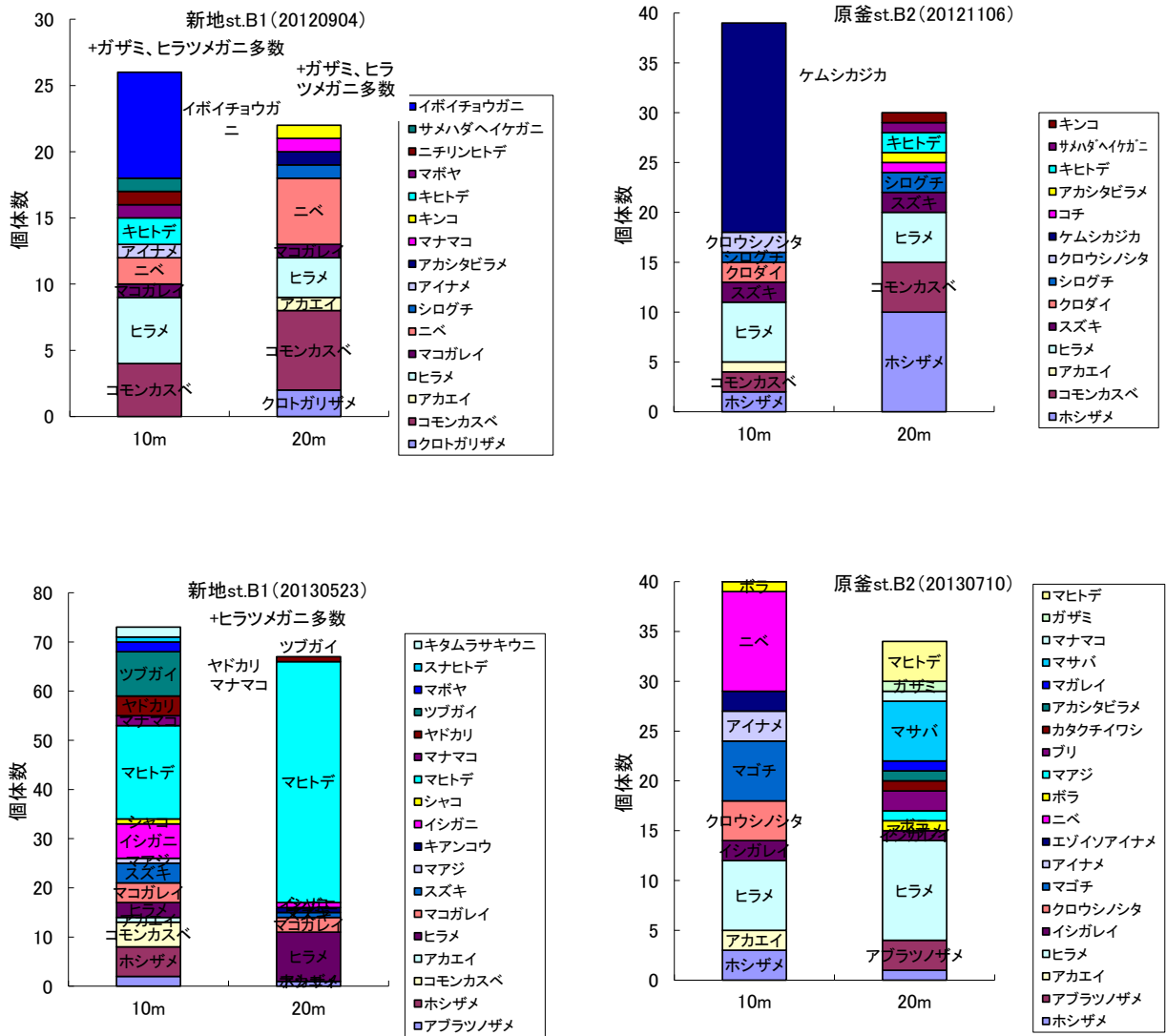
図(2)-14 地蔵川に連結する“ため池（武井）”の水深と底泥（シルト泥砂）および土壌中の $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度（Bq/kg dw）の推移。

（福島県内の公共用水域における放射性物質モニタリングの測定結果）

2) 魚類（耳石 Sr を含む）

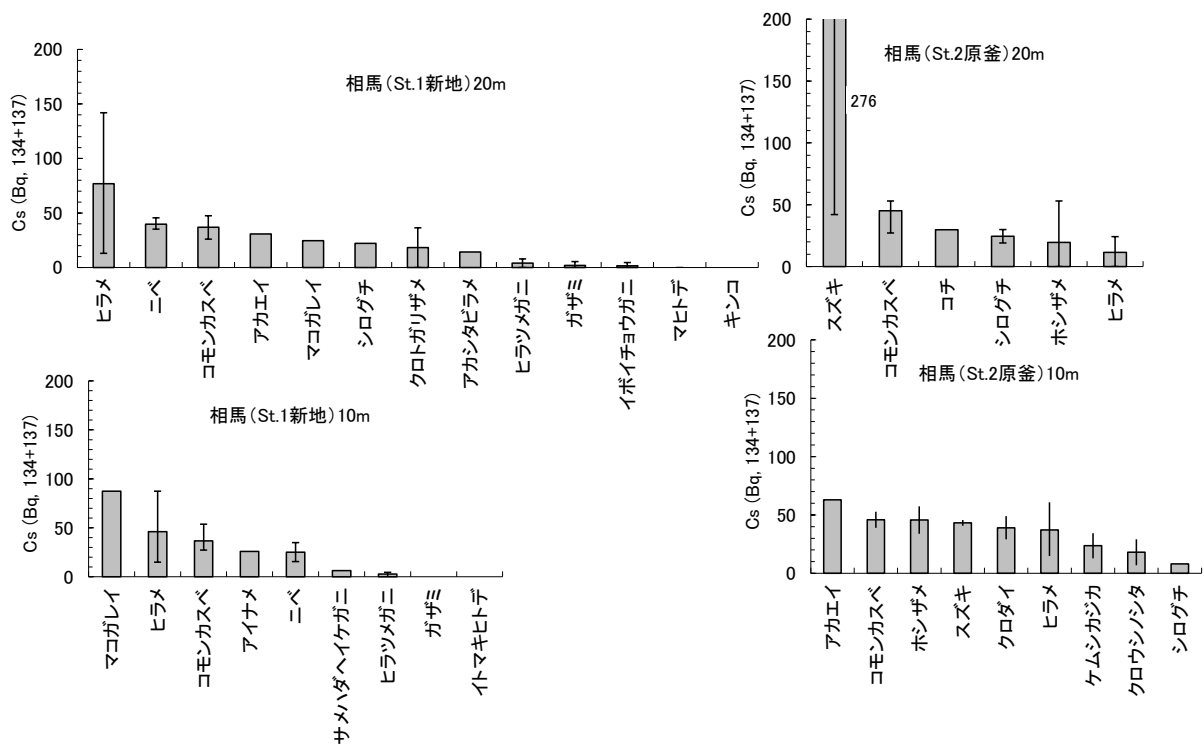
漁獲物（魚類）の構成種は、2012年では、新地および原釜ともに、コモンカスベ、ヒラメ、ホシザメ、ニベが優占していた。水深による差異はほとんどなかった。採集魚種の特徴としては、ほとんどが当海域に周年生息する底魚であった。ベントスは、ガザミおよびヒラツメガニが大量に羅網した他、ヒトデ類とイボイチョウガニが優占していた（図(2)-15）。

2013年では、ヒラメ、ニベ、コモンカスベ、ホシザメが多く採集されたが、前年よりも多様であった。マサバやマアジ以外は、ほとんどが当海域に周年生息する底魚であった。ベントスは、ヒラツメガニが大量に羅網した他、マヒトデが特に多かった。



図(2)-15 各採集場所、各水深における刺網による採集魚種組成（個体数、2012-2013年）。

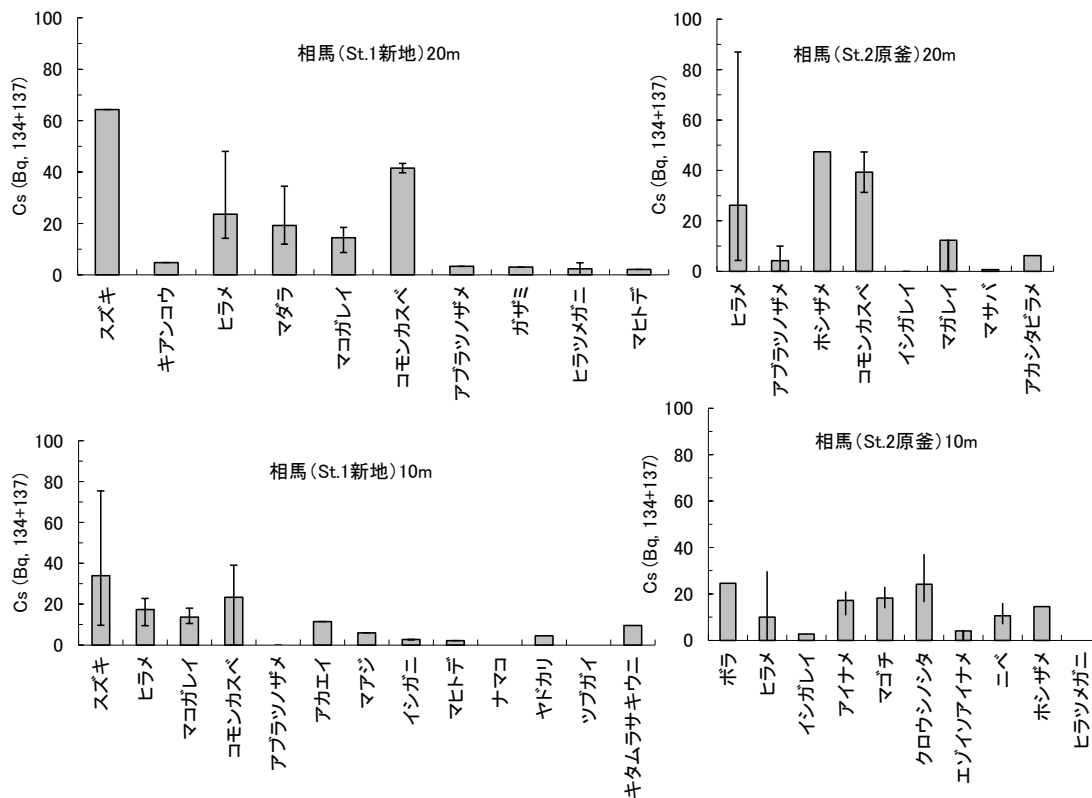
2012年の漁獲物（魚類）で、¹³⁴⁺¹³⁷Csが100 Bq/kgを超過したのは、9月新地沖20mのヒラメ（142 Bq/kg）と2年11月原釜沖20mのスズキ（510 Bq/kg）の2個体のみであった。2013年は最大でも約50 Bq/kg（スズキ、ヒラメ）であった。全体的に同魚種でも個体差が非常に大きかった(図(2)-16)。



図(2)-16 2012年の各採集場所、各水深における魚種別の平均セシウム濃度 (Bq/kg)。

2013年の漁獲物(魚類)で、¹³⁴⁺¹³⁷Csが100 Bq/kgを超過した個体は無かった。相対的に放射性セシウム濃度が高かったのは、コモンカスベで平均的に40 Bq/kgを示した。スズキ、ヒラメは50 Bq/kgという個体が認められたが、個体差が非常に大きかった。魚類の放射性セシウム濃度は、2012年のデータに比べて半減していた。ベントスがほぼゼロに近い値であったのに対して、ほとんどの魚種が20-40 Bq/kgという濃度でセシウムを蓄積していた。(図(2)-17)

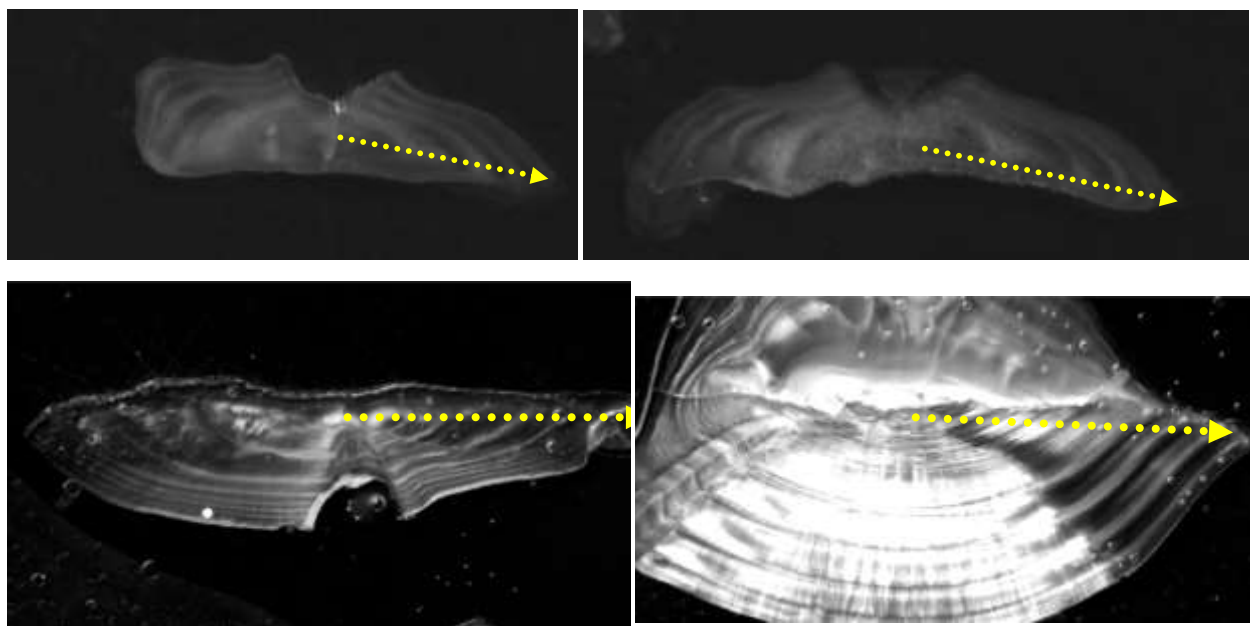
福島県が公表している、福島県沖における魚介類のセシウム(134と137の合計値, Bq/kg)の最大値(2012-2013年)が1000 Bq/kgを超えているのは、アイナメ、イシガレイ、ウスメバル、エゾイソアイナメ、キツネメバル、クロソイ、クロダイ、ケムシカジカ、コモンカスベ、サブロウ、シロメバル、スズキ、ヌマガレイ、ババガレイ、ヒラメ、ホシガレイ、マコガレイ、マゴチ、マダラ、ムシガレイ、ムラソイである。これらのほとんどは沿岸底魚であるが、今回の調査水域である極沿岸の浅海域の底魚も同様に、セシウムをある程度含有していることが示された。



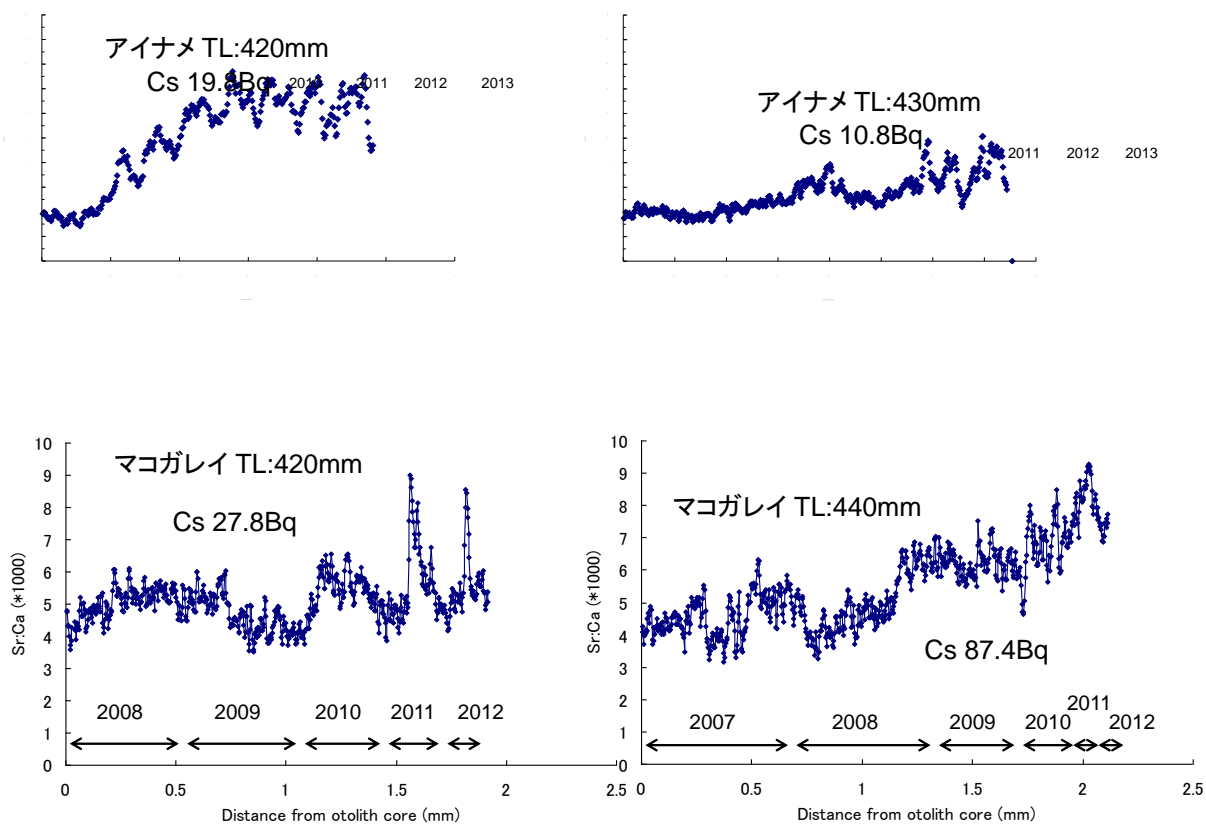
図(2)-17 2013年の各採集場所、各水深における魚種別の平均セシウム濃度 (Bq/kg)。

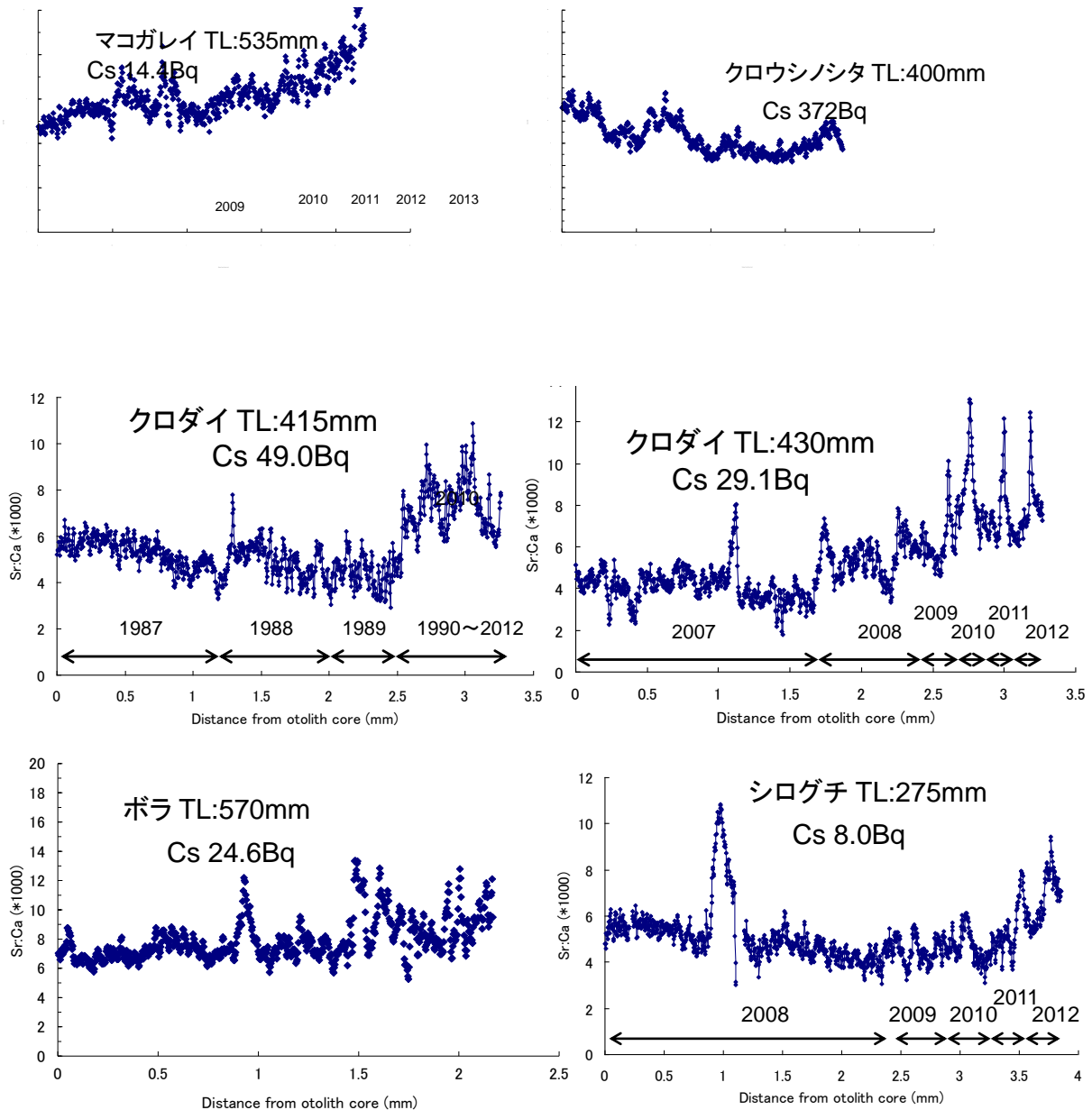
耳石 Sr:Ca については、2012年、ヒラメ、ニベ、シログチ、マコガレイ、アイナメ、スズキ、マゴチ、クロダイ、ケムシカジカ、2013年はスズキ、マコガレイ、イシガレイ、ボラ、アイナメ、マゴチ、クロウシノシタ、ニベを分析した。低塩分条件において生息した淡水域での履歴を示す Sr:Ca の低い値は検出されなかった。また、ほとんどの個体は、耳石中央から縁辺にかけて、Sr:Ca(*1000)が 3-7 値で顕著な増減が認められなかった。一方、値の大きな上昇が見られたのは、クロダイ、マコガレイ、ボラ、ヒラメ、アイナメ、シログチであった。特にアイナメの Sr:Ca は、顕著に高いという特徴があった(図(2)-18)。

これらの代表的な耳石 Sr:Ca の核から縁辺にかけてのプロファイルを図(2)-19 に示す。クロウシノシタを除いて、全ての耳石が縁辺に向けて徐々にもしくは段階的に増加していた。縁辺に近い部分で、中央部近傍および縁辺部で、Sr:Ca(*1000)が 8-12 に急増している耳石も散見されるため、ストロンチウムの蓄積時期を推定するために、年輪との対応解析を行った。耳石薄片における年輪を観察し、採集時期から逆算して、年輪の形成年を推定した。マコガレイの 2 個体は、2010-2012年、2011年と 2012年、クロダイの 2 個体は、1990-2012年、2010-2012年、シログチ 1 個体は 2008年に蓄積されたと推定された。この Sr:Ca の増加は、成熟に伴う増加および産卵期に増加するという生活年周期に伴う変化であると考えられた。すなわち、Sr:Ca の増加が放射性物質の拡散・蓄積と連動しているような結果は得られず、1F 事故との直接的な関係は見出されなかった。



図(2)-18 耳石横断面における年輪構造に合わせたSr:Ca線分析の例。
 上左：マコガレイ (TL:420 mm)、上右：マコガレイ (TL:440 mm)
 下左：クロダイ (TL:430 mm)、下右：シログチ (TL:275 mm)。





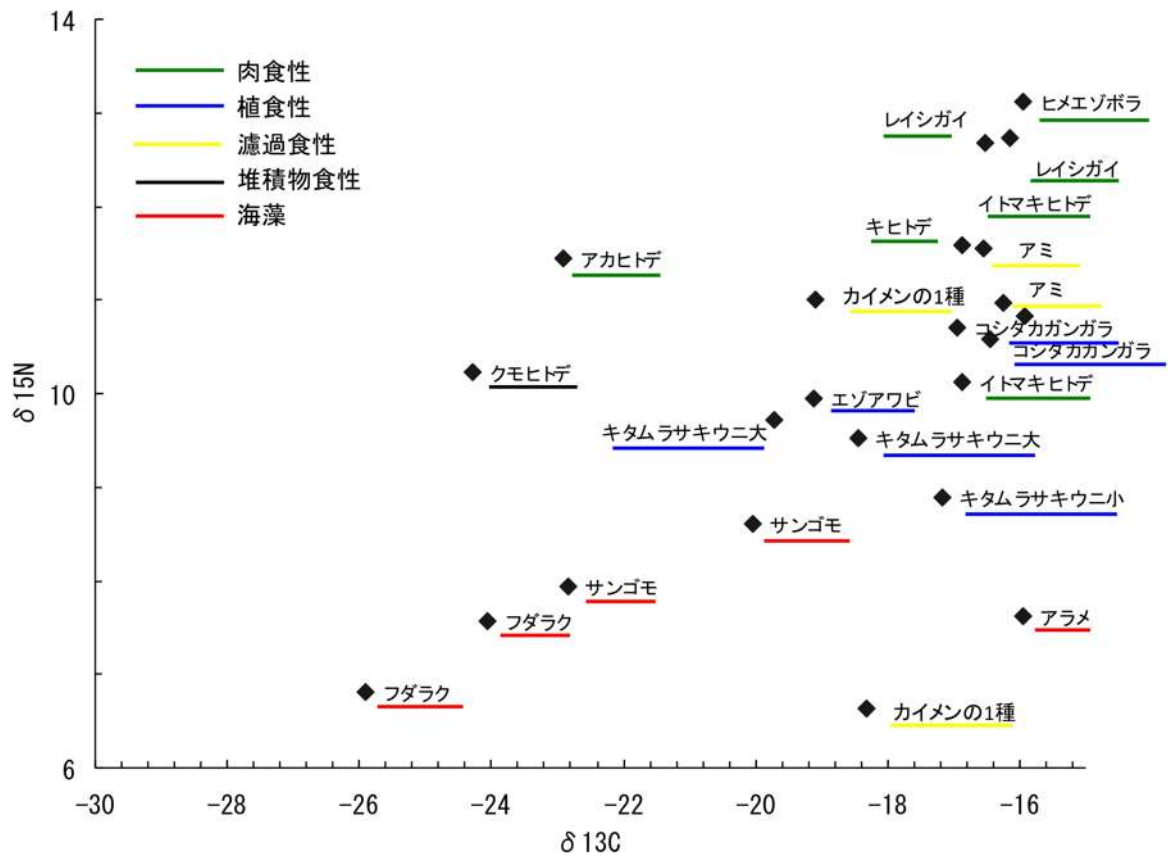
図(2)-19 各魚種におけるSr:Caプロファイル（耳石中心から縁辺にかけての線上の分布）。
図内数字は年輪から推定された耳石形成年を示す。

3) 安定同位体比分析

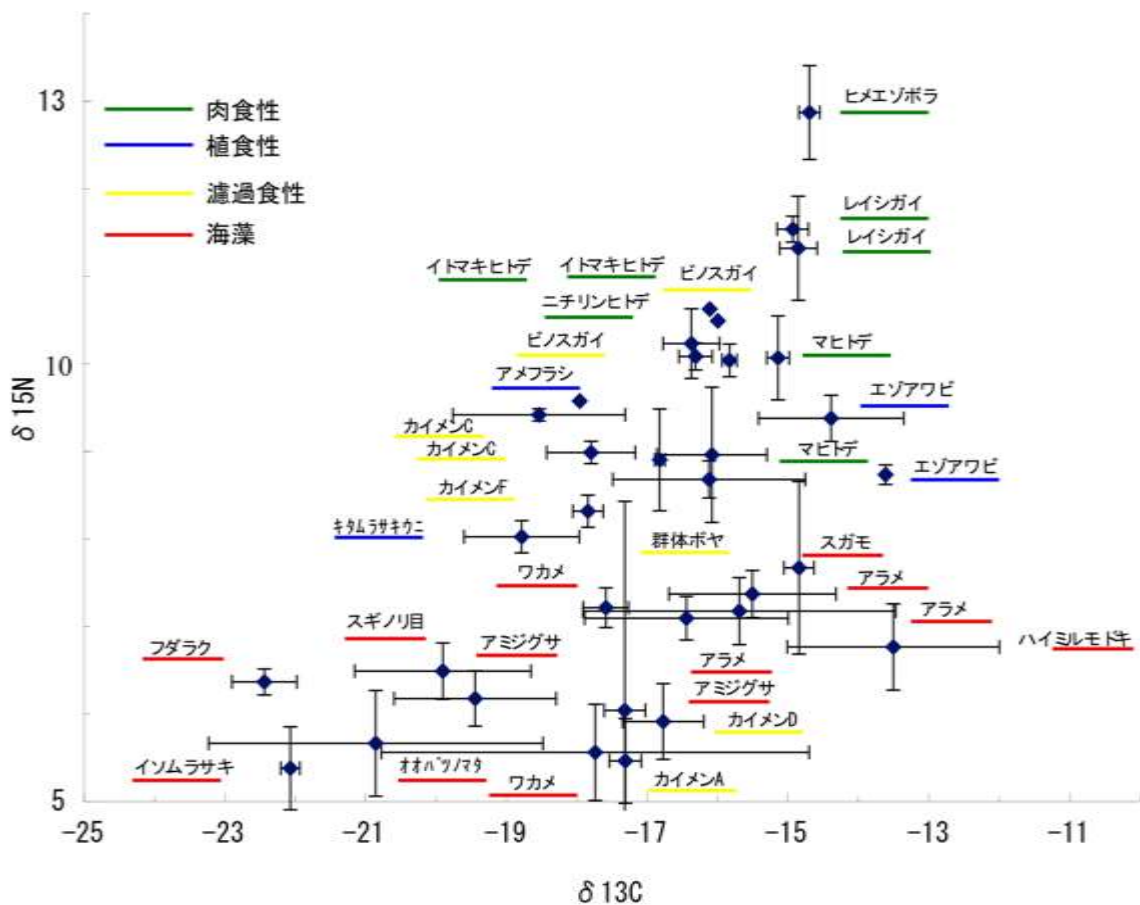
2012年10月16日に原釜のSta.1とSta.2および2013年8月9日に新地のSta.1,Sta.2およびSta.3で採集した海藻と底生無脊椎動物の炭素と窒素の安定同位体比を調べた。濾過食者を除くと原釜では炭素安定同位体比は -26‰ から -16‰ 、窒素安定同位体比は 7‰ から 13‰ 、新地はそれぞれ -33‰ から -14‰ および 4‰ から 13‰ であった（表(2)-3）。消費者の安定同位体比は食物となる生産者の安定同位体比に左右され、 $\delta^{13}\text{C}$ では $0\sim 1\text{‰}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ では $2.3\sim 4.5\text{‰}$ 上昇することから、CNマップは基本的に海藻、植食性、肉食性の栄養段階を反映していた（図(2)-20,21）。また、安定同位体比とセシウム濃度に対応関係はみとめられなかった。すなわち放射性セシウムの移行は食物連鎖を反映していないことが明らかになった。

表(2)-3 炭素と窒素の安定同位体比の食性による範囲

	原釜		新地	
	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
海藻	-26~-16‰	7~ 9‰	-33~-14‰	4~8‰
植食	-20~-16‰	9~11‰	-19~-14‰	8~10‰
肉食	-23~-16‰	10~13‰	-16~-15‰	9~13‰
濾過食	-22~-16‰	6.5~13.5‰	-19~-16‰	6~11‰



図(2)-20 原釜における海藻と底生無脊椎動物のCNマップ。

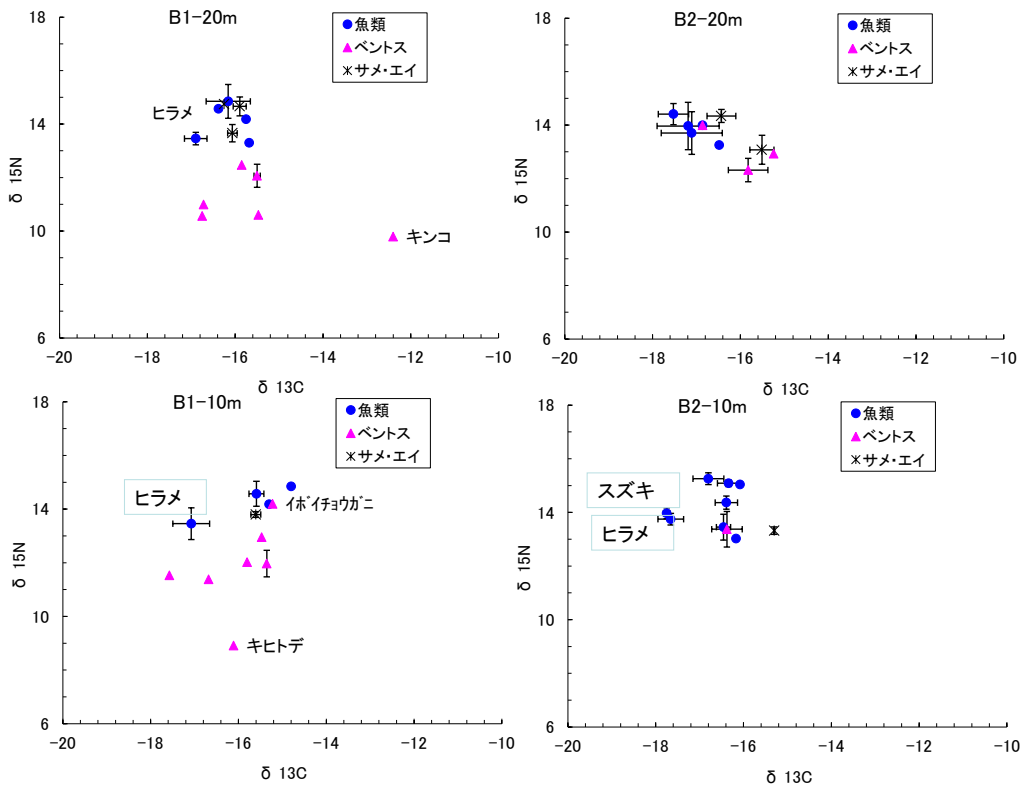


図(2)-21 新地における海藻と底生無脊椎動物のCNマップ。

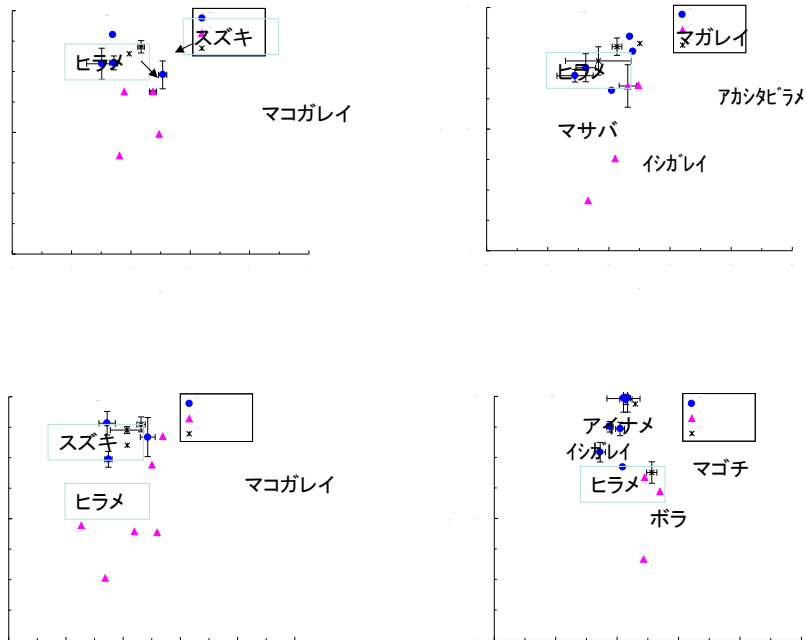
採集された魚類および底生生物の炭素安定同位体比は、ほぼ-17~-14‰の範囲にあり、底生微細藻類起源の食物連鎖系上にあると推定された。陸由来有機物は-30~-23‰であることから、陸域からの物質を特に取り込んだような生物は確認されなかった。窒素安定同位体比は、底生生物は8~12‰に対し、魚類は11~14‰であり、若干高い値が示された。これらの炭素窒素安定同位体比の値は、2003~2004年および2012年に調べられた値（岩崎2004）とはほぼ同様であり、明瞭な変化は認められなかった(図(2)-22,23)。

魚種間の差異は小さく、比較的放射性セシウム濃度の高かったスズキやヒラメについては若干炭素安定同位体比が低い傾向があったものの、食物生物との明らかな関係性は示されなかった。

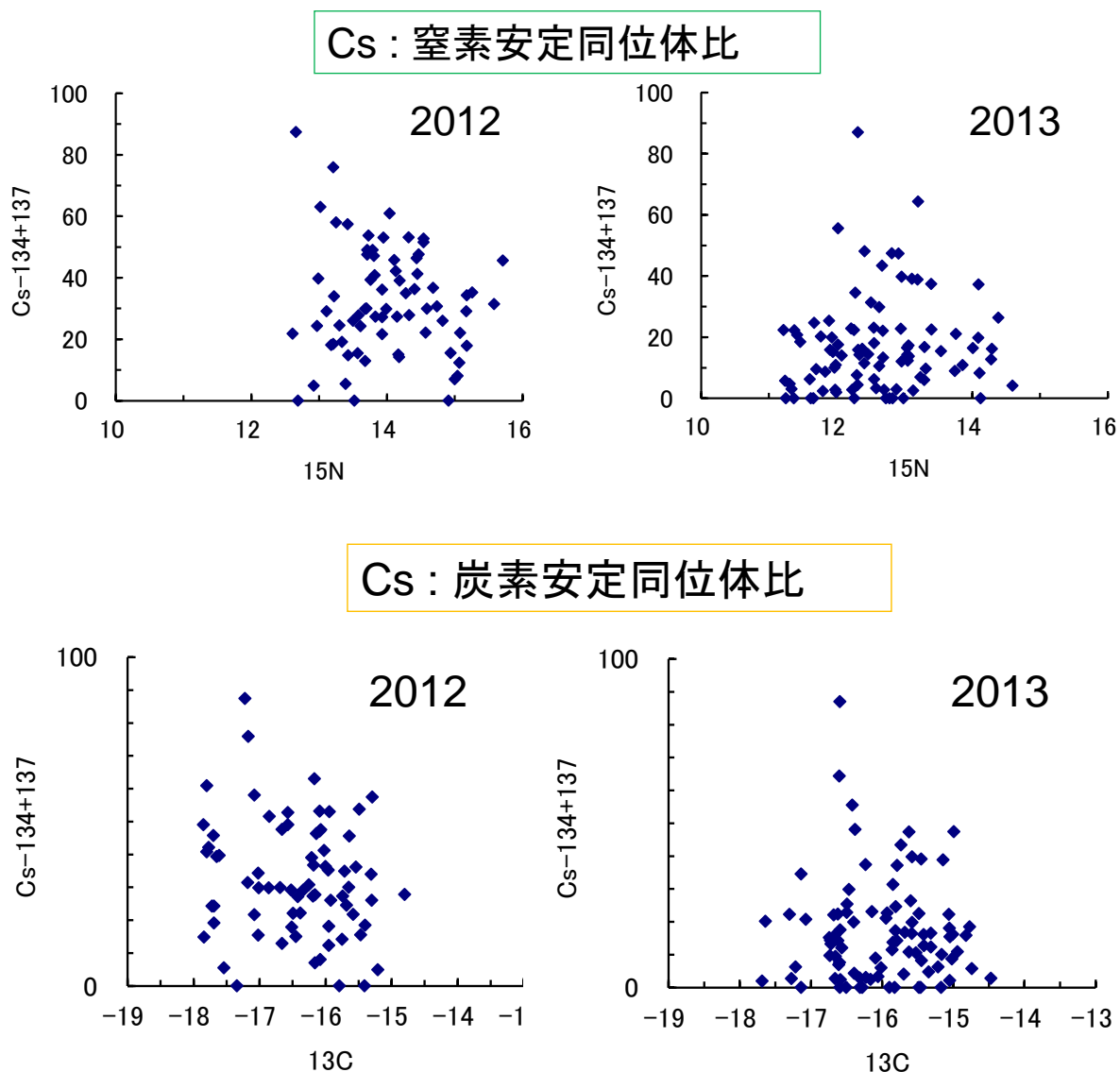
炭素窒素安定同位体比に対する放射性セシウム濃度の関係では、炭素窒素ともに値の小さい個体にセシウム濃度が高いパターンが見られたが、ヒラメやスズキによるものと考えられた。しかし、魚種間、個体間のセシウム濃度の違いを説明するには至らず、底質中のセシウム高濃度場と個体の分布や摂食履歴との解析が必要であると考えられた(図(2)-24)。



図(2)-22 2012年の刺網漁獲。



図(2)-23 2013年の刺網漁獲物（魚類、ベントス）CNマップ。



図(2)-24 2012-2013年の刺網漁獲物（魚類）個体毎の窒素安定同位体比および炭素安定同位体比に対するセシウム濃度（Bq/kg）の関係。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

海底粒子および底生生物・魚類の放射性Cs濃度の経時的な変化を調べることにより、生態系内における放射性Csの移行について知見が得られた。また、Csの高い蓄積を有する種を特定した。底生生物と魚類のCs濃度は食物連鎖の栄養段階を反映していないことが明らかとなった。

(2) 環境政策への貢献

特に記載すべき事項はない。

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

<行政が活用することが見込まれる成果>

海藻と無脊椎動物を調べた新地Sta.3では陸域の土壌由来の高濃度のセシウムが河川から河口近隣の海底の砂泥堆積物として輸送され、そこに生活する濾過食者の脊索動物、海綿動物、刺胞動物の高い濃度のセシウムの蓄積がもたらされていることが明らかになった。土壌には2014年においても依然高濃度のセシウムが存在することから、今後これらの動物を指標として土壌のCs濃度と海域の生物への移行の関係を継続してモニタリングする必要がある。

6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

- 1) H. ARAKAWA, T. TOKAI, Y. MIYAMOTO, S. AKIYAMA, K. UCHIDA, A. MATSUMOTO, M. NARITA, H. MYOUSE, Y. AGATSUMA, S. KATAYAMA, M. AOKI, I. MATSUMOTO, N. HIRAKAWA: Marine productivity: Perturbations and resilience of socio-ecosystems. Proceedings of the 15th French-Japanese Oceanography Symposium, Springer, "Distribution of radioactive material in marine ecosystems off the Fukushima coast", 71-78, 2015.

<査読付論文に準ずる成果発表>

- 1) 片山知史 (2013) 海と魚と放射能——食品としての水産物の管理体制への視点、日本の科学者、48, 2, 32-33.
- 2) 片山知史 (2013) 海洋の放射能汚染と水産業への影響、経済、1月号、新日本出版社、101-108.
- 3) 片山知史 (2014) 放射能汚染と水産物への影響、月刊保団連、1153 (2014年3月号)、29-34.

<その他誌上発表(査読なし)>

- 1) 片山知史 (2013) 蓄積する放射性物質、磯・投げ情報、2013年7月号、114.
- 2) 片山知史 (2013) 福島県沖の水産物の状態は、今どうなっているのか、食べもの文化、2013年11月号、32-35.
- 3) 片山知史 (2013) 放射能汚染と水産物への影響、新医協、1763号、2013年10月、1p.
- 4) 片山知史 (2014) 子どもたちと魚を食べる——放射能汚染の不安の中で——、あれから3年 海は今どうなっているのか、食べもの文化、2014年8月号、7-25.

(2) 口頭発表(学会等)

- 1) 荒川久幸・東海正・宮本佳則・秋山清二・内田圭一・明瀬太志・吾妻行雄・片山知史・青木優和・松本育夫・和田敏裕・平川直人・神山享一・鷹崎和義・岩崎高資(福島水試)：日本水

産学会2012年秋季大会（2012）「沿岸生態系における放射性物質の拡散過程の解明」

（3）出願特許

特に記載すべき事項はない。

（4）「国民との科学・技術対話」の実施

特に記載すべき事項はない。

（5）マスコミ等への公表・報道等

- 1) 片山知史（2013）プロメテウスの罫 メバルの腹に発信機 朝日新聞2013年3月3日
- 2) 吾妻行雄・青木優和（2013）朝日新聞（2013年8月11日、全国版、1-2頁）
- 3) 吾妻行雄（2013）「魚」は本当に安全なのか 朝日新聞 weekly AREA '13.9.30 No.40 26-29
- 4) 吾妻行雄・青木優和（2014）河北新報（2014年8月1日、オンラインニュース「原発事故後の海中を探る」
- 5) 片山知史（2014）NHK視点・論点 「福島漁業の現状と復興への課題」 2014年05月09日

（6）その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

特に記載すべき事項はない。

(3) 海洋生物の移動による拡散

福島県水産試験場

栽培漁業部	水野 拓治
栽培漁業部	和田 敏裕
栽培漁業部	榎本 昌宏
栽培漁業部	岩崎 高資
栽培漁業部	守岡 良晃
栽培漁業部	成田 薫

<研究協力者>

松本育夫（平成24-25年度）、平川直人（平成24-25年度）

平成24～26年度累計予算額：4,003千円（うち、平成26年度予算額：503千円）

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

日本の東北地方太平洋沿岸では、2013年3月に発生した東日本大震災によって福島第一原子力発電所（1F）から大量の放射性物質が海洋に流出した。流出した放射性物質はこれら海域に生息する魚類に取り込まれたため、現在でも一部の漁業生産活動が停止となっている。漁業生産活動を再開するためには、これら魚類の放射性物質濃度の経過をモニタリングし、その安全性を確認するとともに、放射性物質を取り込んだ魚類が非汚染水域に逸出する可能性の有無を明らかにする必要がある。本研究（サブテーマ(3)）では、福島県沿岸において魚類の行動が放射性物質を移動させる可能性について検討した。モニタリング対象は、比較的高い濃度が記録された魚類7種とした。調査は、開放的海域として外洋に面した磯根周辺でシロメバル、アイナメ、コモンカスベを対象に、閉鎖的水域として港湾内でシロメバル、アイナメ、エゾイソアイナメ、マアナゴ、クロソイ、ムラソイで調査を行った。行動モニタリングには、設置型と追跡型のバイオテレメトリー手法を用いた。得られた結果より、固執行動をとる定着性の高い魚種ほど検出される放射性物質濃度が高く、モニタリング期間中にモニタリング範囲から逸出した移動性のある魚種ほど低くなる傾向が見られた。同海域における魚類の濃度低下は、生物学的半減期による緩やかな低下と、魚種の入れ替わりによる低下の二通りの要因があると考えられた。

[キーワード]

超音波バイオテレメトリー、定着性、移動性、開放性水域、閉鎖性水域

1. はじめに

2011年3月の福島第一原子力発電所の事故により、多量の放射性物質が海中へ放出された。それらは海流により拡散するとともに、海中の生物に取り込まれ、多くの水産生物から放射性セシウムが検出されるようになった。その結果、放射性物質の分布や拡散は、海流などによる物理的な

要因だけでなく、それを取り込んだ生物の移動も関係すると考えられた。これら生物が放射性物質の拡散に関与しているかを検討するためには、これらがどのような場所に生息し移動しているのかなど、その行動生態を明らかにする必要がある。

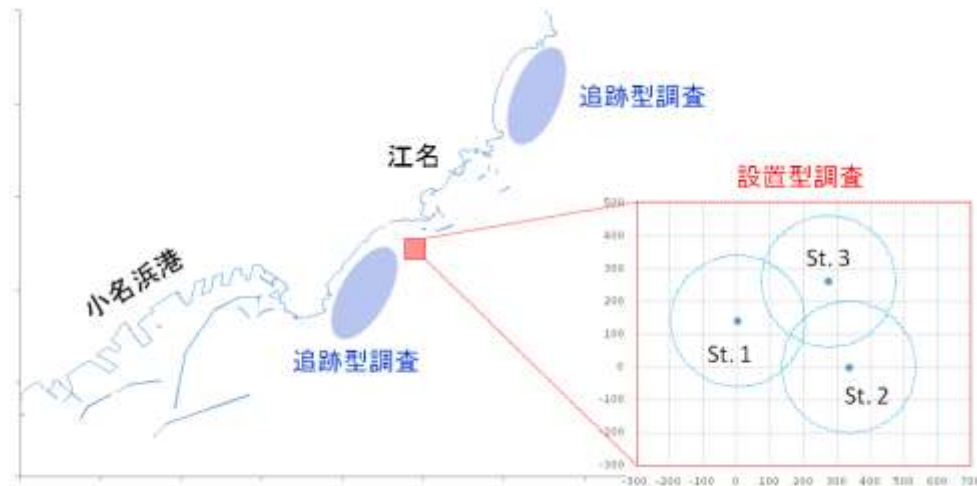
そこで本グループでは、特に岩礁域および砂浜域（沿岸域沖合域相互作用域）に生息する魚類のうち、比較的高い放射性物質濃度を記録している魚種に注目し、これら種の行動により放射性物質が拡散する可能性を検討するため、バイオテレメトリーシステムを用いてそれらの行動をモニタリングした。ここでは、震災前より福島県沿岸において重要な水産魚種の中でも高い濃度が記録されている種として、シロメバル*Sebastes cheni*とアイナメ*Hexagrammos otakii*、コモンカスベ*Okamejei kenojei*をモニタリング対象とした。さらに、第一原発（F1）港内においては、極めて高濃度の汚染魚が確認されており、港外への移動の懸念が漁業再開の妨げにもなっている。そこで、F1港内の魚類が他の水域に逸出している可能性を検討するために、閉鎖的環境である港湾をモデルケースとし、福島県沿岸の港内に生息する5種類の移動生態の把握を試みた。

2. 研究目的

放射性Cs濃度が高いとされてきた水産有用種による、放射性物質の移動・拡散の可能性を明らかにすることを目的とした。ここでは、調査対象魚種に超音波発信機を装着して直接的に行動をモニタリングするバイオテレメトリー手法を用いた。調査は、通常の漁船操業で利用される福島県沿岸の地先（開放性海域）と、高濃度の放射性物質が検出される福島第一原発港内を想定した同県内の港湾（半閉鎖性海域）にて実施した。

3. 研究開発方法

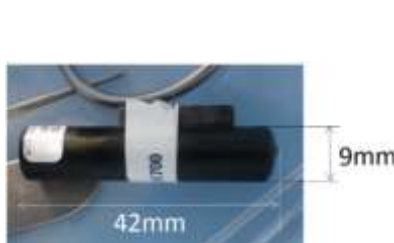
バイオテレメトリー手法により沿岸域に生息する魚類の行動をモニタリングし、得られたデータを解析することで、対象生物が放射性物質を移動する可能性について検討した。本研究では、高い放射性物質濃度が記録されている種の中から、定着性が高いと考えられる種と広い範囲を移動すると考えられる種のそれぞれをモニタリングの対象とした。調査は福島県いわき市江名沖合（開放性海域）で、2012年11月から2014年6月まで実施した（図(3)-1）。さらに、福島第一原子力発電所港内から採集された魚類から非常に高い濃度の放射性物質が検出されたことをうけ、閉鎖海域における魚類の行動が注目されるようになった。そこで、2013年9月から2014年9月にバイオテレメトリー手法を用いて、港湾内の魚類の行動把握を目的として、福島県沿岸港内（閉鎖性海域）の魚類の行動モニタリングを行った。



図(3)-1 調査海域概略（開放性海域）。

1) 開放性海域（江名沖合）での調査

定着性の高い種については、長期間の行動モニタリングに適した設置型の待ち受け方式のバイオテレメトリーシステム（VR2W：VEMCO）を用いた。この方式は、対象に装着した超音波発信機から発信される信号の受信の有無で受信範囲内に対象が存在するか否かを判断すると同時に、その時の滞在深度が分かる。このシステムでは、複数の受信機を設置することで、大まかな行動パターンを把握することができる。ここでは、深度センサー付きの超音波発信機（V9P、V13P：VEMCO）（図(3)-2、表(3)-1）を用いた。モニタリング対象には、シロメバル20個体とアイナメ4個体を用いた（図(3)-3、4）。供試魚は、刺し網および釣りにより採捕し、5回（2012年11月、2013年5月、10月、12月、2013年2月）に分けて放流を行った（表(3)-2）。



図(3)-2 超音波発信機。



図(3)-3 シロメバル。



図(3)-4 アイナメ。

表(3)-1. 使用した超音波発信機の主な仕様

項目 / 型式	V9P	V13P	V16P
直径 (mm)	9mm	13mm	16mm
長さ (mm)	47mm	45mm	70mm
重さ (空中) (g)	6.4g	12.3g	30g
信号発信間隔 (秒)	180~300	80~160	1.2~2.0
寿命 (日)	180	352	60

表(3)-2 供試魚の放流日と種、個体識別番号、サイズ、使用した超音波発信機の一覧

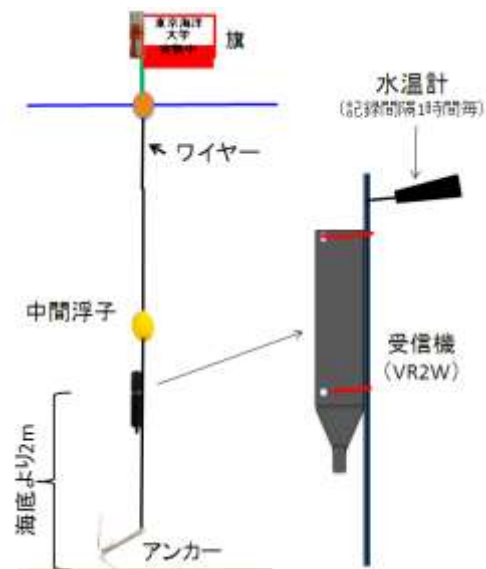
放流日	魚種	個体識別番号	全長	体重	使用発信機
2012/11/22	シロメバル	1	27.0	353	V9P
2012/11/22	シロメバル	2	27.3	334	V9P
2012/11/22	シロメバル	3	27.0	342	V9P
2012/11/22	シロメバル	4	31.5	535	V9P
2012/11/22	アイナメ	A	37.0	670	V9P
2012/11/22	アイナメ	B	31.4	375	V9P
2013/5/22	シロメバル	5	32.3	665	V9P
2013/5/22	シロメバル	6	28.7	464	V9P
2013/5/22	シロメバル	7	26.5	375	V9P
2013/5/22	シロメバル	8	25.7	327	V9P
2013/5/22	シロメバル	9	21.0	176	V9P
2013/5/22	シロメバル	10	27.5	415	V9P
2013/5/22	アイナメ	C	34.5	636	V13P
2013/5/22	アイナメ	D	37.0	595	V13P
2013/10/7	シロメバル	11	28.0	423.1	V13P
2013/10/7	シロメバル	12	25.0	290.6	V13P
2013/10/7	シロメバル	13	21.5	212.4	V9P
2013/12/6	シロメバル	14	30.5	619	V13P
2013/12/6	シロメバル	15	33.0	887	V9P
2013/12/6	シロメバル	16	25.0	331	V9P
2013/12/6	シロメバル	17	22.5	203	V9P
2013/12/6	シロメバル	18	26.5	413	V9P
2013/12/6	シロメバル	19	26.5	327	V9P
2013/12/6	シロメバル	20	24.5	312	V9P
2014/2/23	コモンカスベ	①	33.0*		V16P
2014/2/24	コモンカスベ	②	29.5*		V16P
2014/2/24	コモンカスベ	③	32.5*		V16P
2014/5/24	コモンカスベ	④	33.5*		V16P
2014/5/24	コモンカスベ	⑤	34.0*		V16P
2014/5/24	コモンカスベ	⑥	32.7*		V16P

*コモンカスベのサイズは体盤幅

超音波発信機は、供試魚に麻酔をかけた上で、外科的手術により腹腔内に装着した（図(3)-5）。受信機は、供試魚を採集した水域に近接するようになおかつ海底から2mの位置になるように設置した（図(3)-6、表(3)-3）。また受信機の近傍には、水温ロガー（HOBOWater Logger Pro）を装着して、モニタリング期間中の水温データを記録した（表(3)-4）。



図(3)-5 超音波発信器挿入の様子。



図(3)-6 受信機の設置方法の概略図。

表(3)-3 受信機の仕様

型式	VR2W
長さ	308mm
直径	73mm
空中重量	1190 g
水中重量	50 g

表(3)-4 水温計の仕様

型式	CO-U22-001	HOBO水温ロガーPro
計測範囲	-20℃～70℃(水中0℃～50℃、空气中-20℃～70℃)	
精度	±0.2℃(0～50℃)	
分解能	0.02℃@25℃	
質量	42g	
寸法	約30mm径×114mm；(取付用穴)63mm径	
耐圧水深	120m	
記録インターバル	1時間	

広い範囲を移動する可能性がある種については、限られた数の設置型の受信機では行動範囲をカバーすることが困難であるため、追跡型のバイオテレメトリーシステム（VR100 VEMCO，図(3)-7）を用いた。この方式は、モニタリング対象の魚類を放流後から受信機を装備した舟艇で追跡する方法になる。舟艇を用いるため、長期間のモニタリングには不向きであるが、移動能力の高い生物を連続的に追跡するのに適した方法である。調査ではコモンカスベ6個体を用いて、2014年2月、5月のそれぞれ2回に分けて3個体ずつ（表(3)-1）放流して、追跡を行った。



図(3)-7 追跡型バイオテレメトリーシステムVR100（写真左），VR100指向性受波器（写真中央），超音波発信機（V16P）を装着したコモンカスベ（写真右）。

2) 閉鎖性水域（福島県沿岸港湾内）での調査

福島県沿岸港湾内において、岸壁からかご網・釣りによって採捕したムラソイ *Sebastes pachycephalus* 7個体、クロソイ *Sebastes schlegelii* 2個体、シロメバル *Sebastes cheni* 2個体、マアナゴ *Conger myriaster* 11個体、エゾイソアイナメ *Physiculus maximowiczi* 6個体、アイナメ *Hexagrammos otakii* 1個体の計29個体に超音波発信器を外科的手術により腹腔内に装着して港内に放流した（図(3)-8, 9）。使用したピンガーと受信機の仕様および供試魚の情報は表(3)-5～7の通りである。採捕・放流の作業は5回（9月25日、12月10日、2月20日、5月2日、6月26日）行った。実験には、FUSHIONのFPXGシリーズの超音波発信器（FPXG1030、FPXG1040）と受信機（FMR-1000）を、水温計は（HOBO水温ロガーPro）を使用した。調査は2013年9月に開始し、平成2014年9月まで行った。

表(3)-5 超音波発信器（ピンガー）：FPXGシリーズ(FUSION)

項目	FPXG1030	FPXG1040
センサー	深度	深度、水温
直径	9.5mm	9.5mm
全長	36mm	43mm
水中重量	1.6g	1.6g
使用周波数	62.5kHz	62.5kHz
発信周期（秒）	37	90秒
寿命	2カ月	4カ月
最大水深	100m	50m
送波音圧:	155dB re.1μPa@1m	155dB re.1μPa@1m

表(3)-6 受信機

型式	FMR-1000(FUSION)
長さ	310 mm
直径	64 mm
水中重量	0.5kg

表(3)-7 仕様ピンガーと供試魚および放流日に関する情報

コード	型式	製造番号	供試魚	採集方法	全長(cm)	体重 (g)	放流日
C9	FPXG-1040	1308017	ムラソイ ①	釣り	23.5	325	9/25
C10	FPXG-1040	1308018	マアナゴ ⑤	カゴ	73.0	716	12/10
C11	FPXG-1040	1308019	クロソイ ①	カゴ	46.5	1305	9/25
C12	FPXG-1040	1308020	マアナゴ ①	カゴ	58.5	362.5	9/25
C13	FPXG-1040	1308021	マアナゴ ③	カゴ	82.5	1153	9/25
C14	FPXG-1040	1308022	ムラソイ ③	釣り	20.5	186	9/25
C15	FPXG-1040	1308023	ムラソイ ④	カゴ	25.8	423	12/10
C16	FPXG-1040	1308024	マアナゴ ②	カゴ	68.0	504	9/25
C1	FPXG-1030	1305026	エゾイソアイナメ②	カゴ	27.2	199	2/20
C2	FPXG-1030	1305027	マアナゴ ④	カゴ	77.0	946	12/10
C3	FPXG-1030	1305028	クロソイ ②	カゴ	43.5	1372	12/10
C4	FPXG-1030	1305029	エゾイソアイナメ①	カゴ	26.8	188	12/10
C6	FPXG-1030	1305031	ムラソイ ②	釣り	18.0	124	9/25
C1	FPXG-1040	1401001	アイナメ ①	カゴ	38.8	699.1	2/20
C2	FPXG-1040	1401002	マアナゴ ⑦	カゴ	84.0	1066	2/20
C3	FPXG-1040	1401003	シロメバル ①	釣り	27.5	364.3	2/20
C4	FPXG-1040	1401004	マアナゴ ⑥	カゴ	73.0	600	2/20
C5	FPXG-1040	1401005	シロメバル ②	釣り	29.0	442.2	2/20
C6	FPXG-1040	1401006	エゾイソアイナメ③	カゴ	27.0	185.1	2/20
C2	FPXG-1040	1402017	エゾイソアイナメ④	カゴ	28.0	241.4	5/2
C17	FPXG-1040	1402032	エゾイソアイナメ⑤	カゴ	28.5	225.0	5/2
C24	FPXG-1040	1402039	マアナゴ ⑧	カゴ	70.0	500.0	5/2

C25	FPXG-1040	1402040	マアナゴ ⑨	カゴ	77.5	827.7	5/2
C21	FPXG-1040	1406051	エゾイソアイナメ⑥	カゴ	29.0	255.1	6/26
C24	FPXG-1040	1406054	マアナゴ ⑩	カゴ	80.0	918.8	6/26
C25	FPXG-1040	1406055	マアナゴ ⑪	カゴ	68.0	584.3	6/26
C22	FPXG-1040	1406052	ムラソイ ⑤	釣り	20.0	161.8	6/26
C23	FPXG-1040	1406053	ムラソイ ⑥	釣り	19.0	156.2	6/26
C26	FPXG-1040	1406056	ムラソイ ⑦	釣り	24.2	272.8	6/26

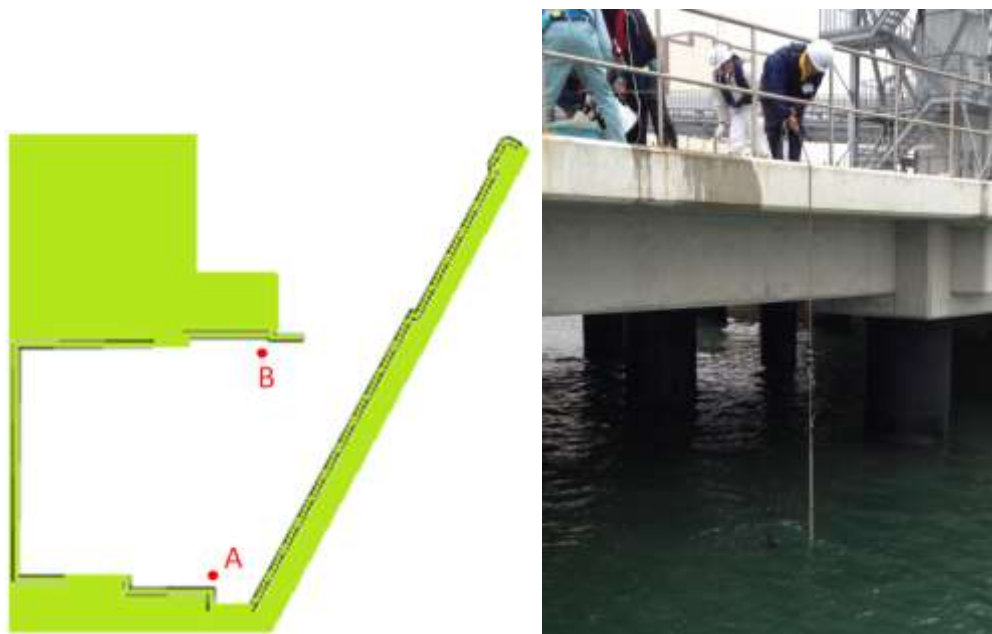


図(3)-8 供試魚に用いたムラソイとマアナゴ。



図(3)-9 供試魚に用いたエゾイソアイナメ（写真左），シロメバル（写真中央），アイナメ（写真右）。

受信機は港内の魚が港外へ移動するかを把握するために、港の奥に位置するA地点と入口に位置するB地点に海底から約2mの高さになるように設置した（図(3)-10）。栈橋からの設置は、受信機が最低低潮時に水面下1m以上になるように垂下する方法とした。



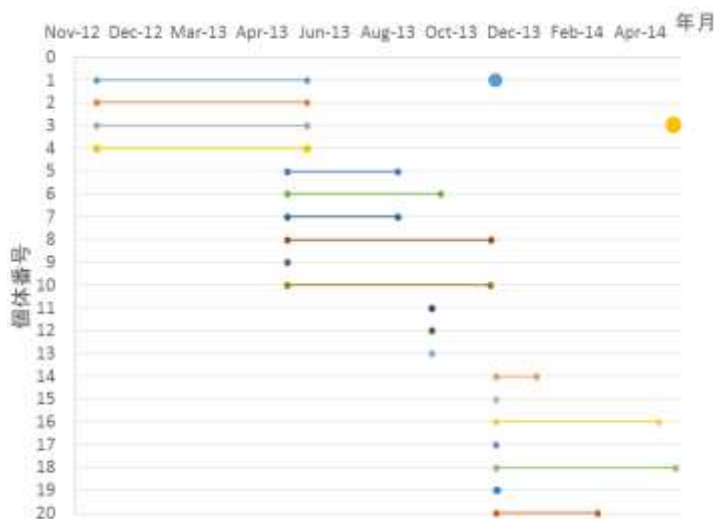
図(3)-10 福島県沿岸港湾と受信機設置箇所の概略図（左）とB地点の受信機設置状況（右）。

魚類の行動に影響を与える要因の一つに水温がある。調査海域の水温変化を把握することを目的として、水温計を2013年9月25日から12月9日まではB点に、12月10日から2014年2月現在はA点に受信機の上方に装着した。使用した水温計は、江名沖で使用しているものと同様である（表(3)-4）。

4. 結果及び考察

1) 開放性海域（江名沖合）・設置型受信機による調査結果および考察

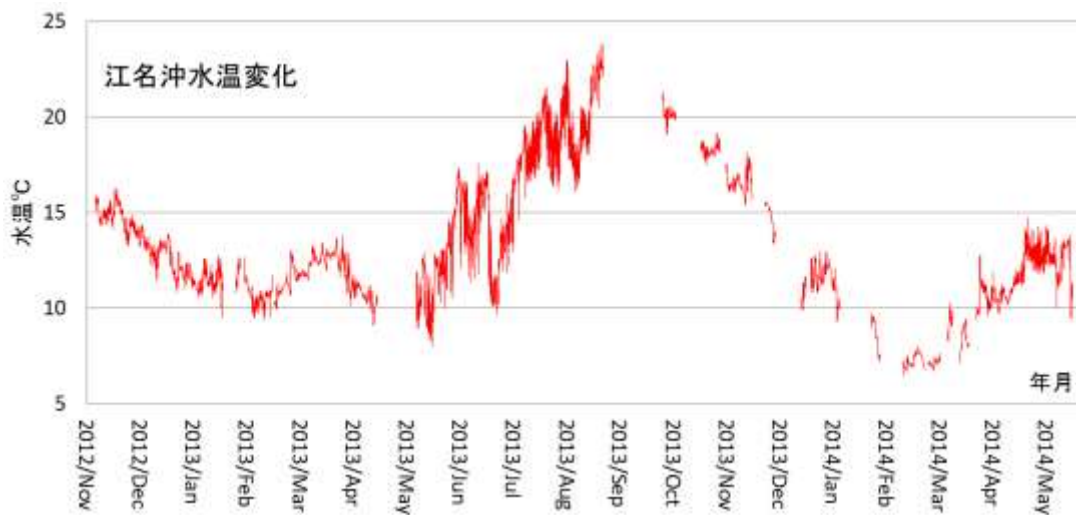
2012年11月22日に最初の個体を放流してから、現在までに延べ20個体のシロメバル、4個体のアイナメを放流した。それぞれの個体の放流日とモニタリング期間は、図(3)-11、12に示す。また、調査期間の水温変化を図(3)-13に示した。



図(3)-11 シロメバルの放流日とモニタリング期間。



図(3)-12 アイナメの放流日とモニタリング期間。

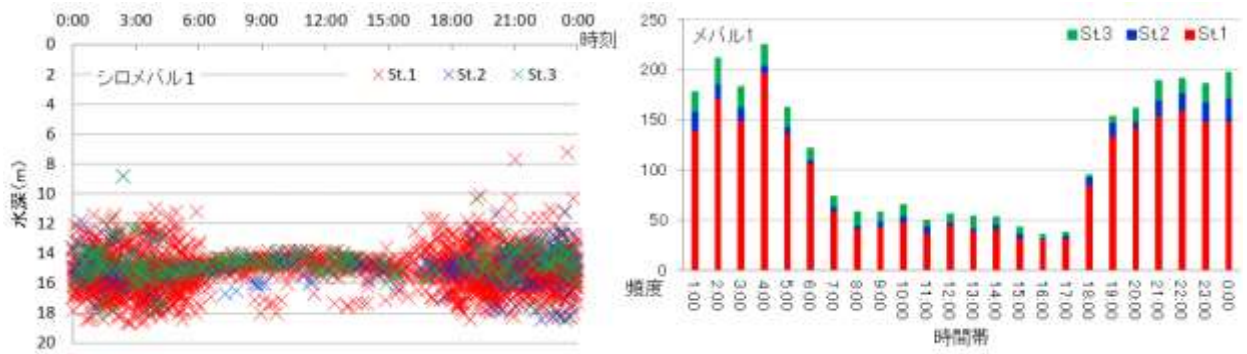


図(3)-13 調査期間中の江名沖の水温変化。

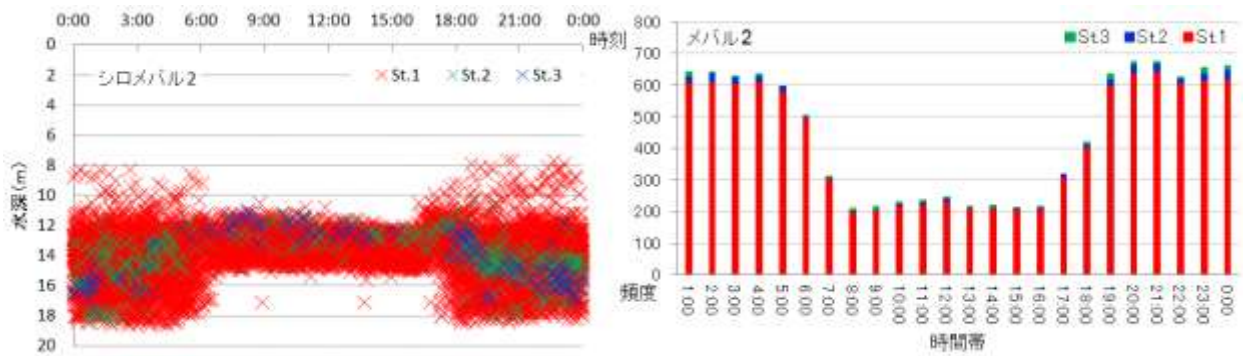
1)-a シロメバル

調査期間中放流した20個体中、超音波発信器の寿命とされる期間の間（約6カ月）モニタリング範囲内に居続けたのは7個体であった。これらの放流個体の内の2個体は、調査期間中に行った検体採集の際に再捕獲された。これに対して、放流直後より発信器からの信号が途絶えてしまったものが7個体いた。これらは、潮流の関係などから採捕地点へ戻ることができなかったか、コンディション不良のため死亡してしまいそのままモニタリング範囲外に流出してしまった可能性が考えられた。また、モニタリング期間中、発信器の電池寿命の前に受信が途絶えたものもあった。これらは、1カ月程度で受信が途絶えたものが1個体、3か月程度で途絶えたものが3個体、5か月程度で途絶えたものが2個体であった。メバル類に関する先行研究によると、メバル類は特定の場所に固執して行動をするが、時折、行動圏を移すという報告がある。このことから、これらの個体の受信範囲外への移動は、生息圏を移した可能性が考えられた。

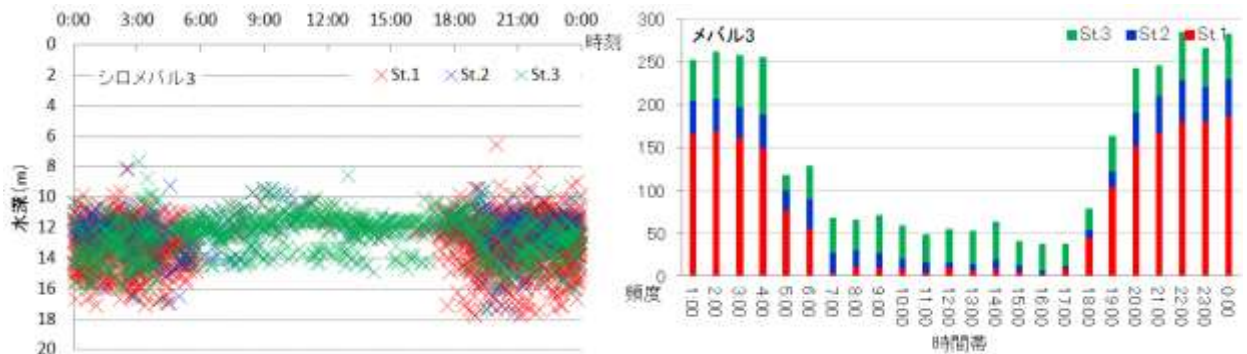
シロメバルの受信結果を図(3)-14～33に示す。これらの図より多くのシロメバルが6時ごろから18時ごろまでの昼間は滞在水深の幅が狭く、18時から翌日の6時までの間で滞在水深の幅が広がる傾向が見られた。また、受信頻度も6、7、13番の個体以外は、おおむね昼間より夜間のほうが多くなっていた。これは、メバルが夜行性で昼間一定の場所に滞在し夜間になると行動を開始しているためと考えられた。今回使用したシステムの受信範囲は半径約200 mであったことから、放流個体はおよそ定着している場所を中心に半径200 mから300 m程度の範囲を行動圏としている可能性が示された。また、定着場所に滞在中の深度や夜間の遊泳深度は、個体によって異なる傾向が見られた。また、滞在場所は、個体3や13のように途中で変えていると推測されるケースも見られた。



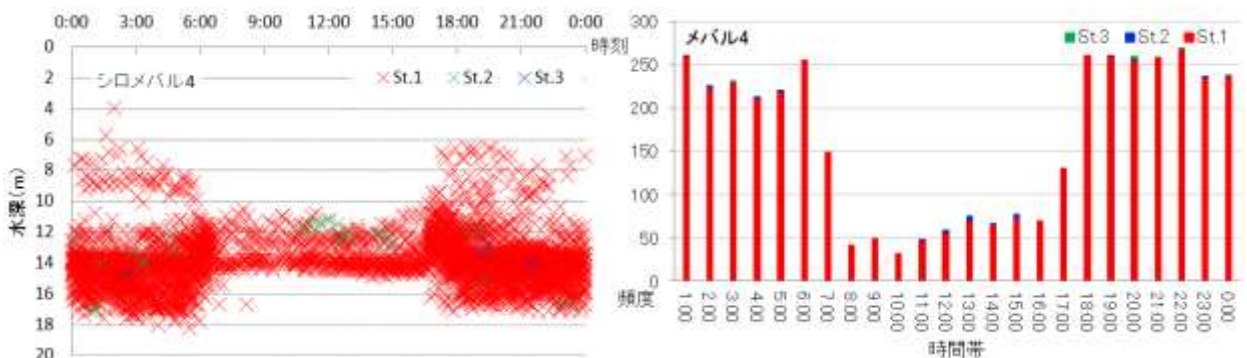
図(3)-14 シロメバル1の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



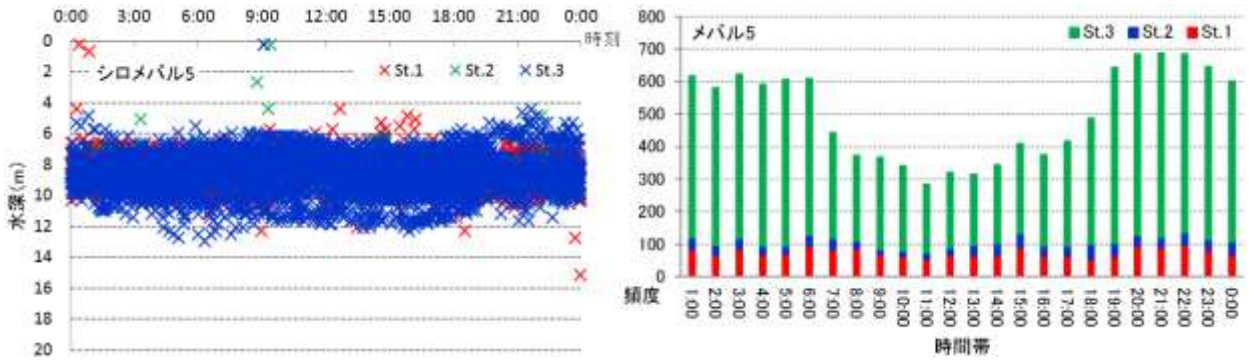
図(3)-15 シロメバル2の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



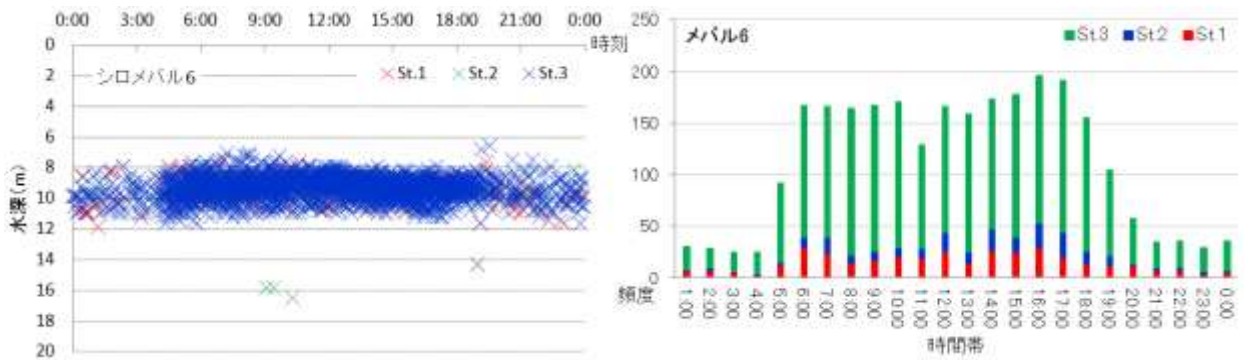
図(3)-16 シロメバル3の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



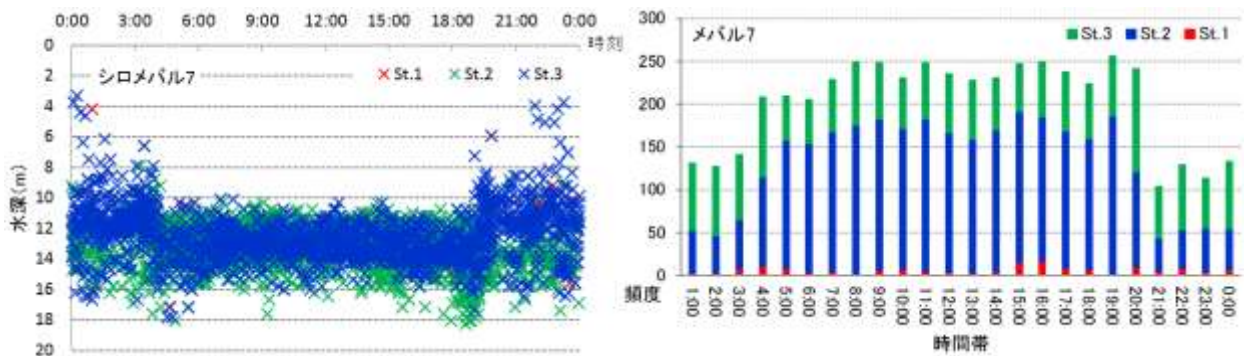
図(3)-17 シロメバル4の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



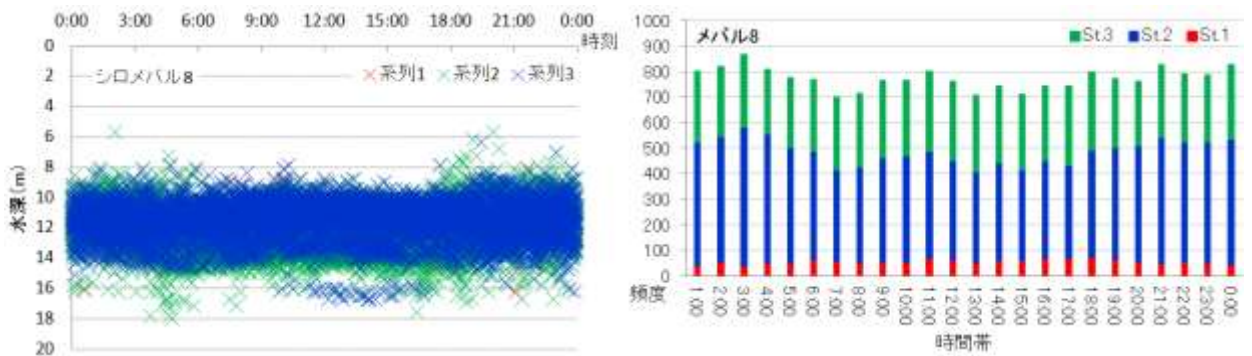
図(3)-18 シロメバル5の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



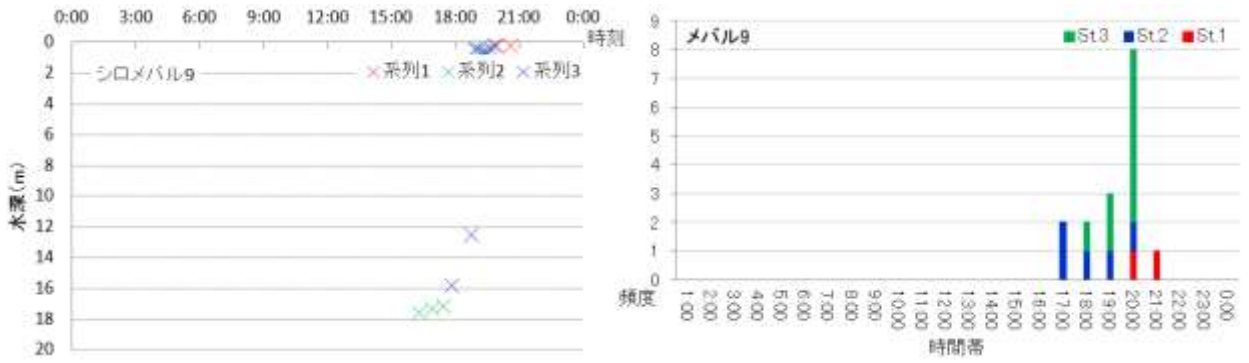
図(3)-19 シロメバル6の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



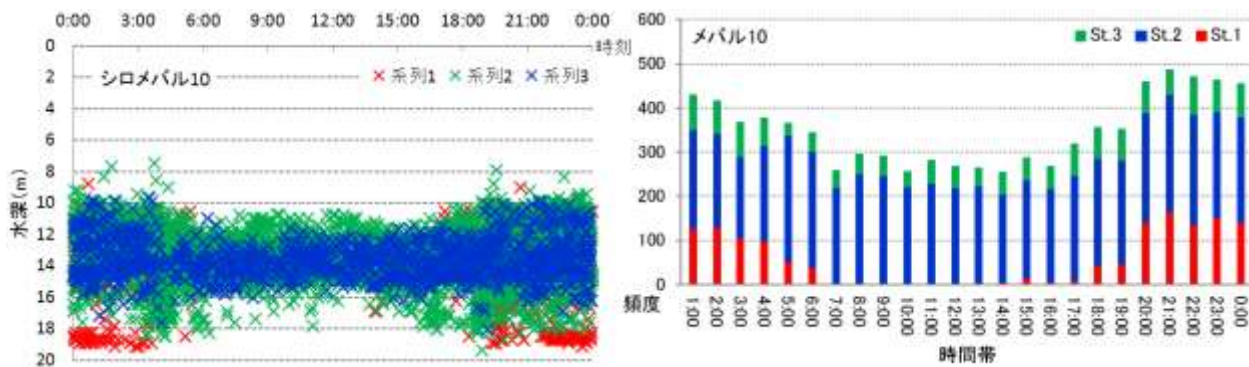
図(3)-20 シロメバル7の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



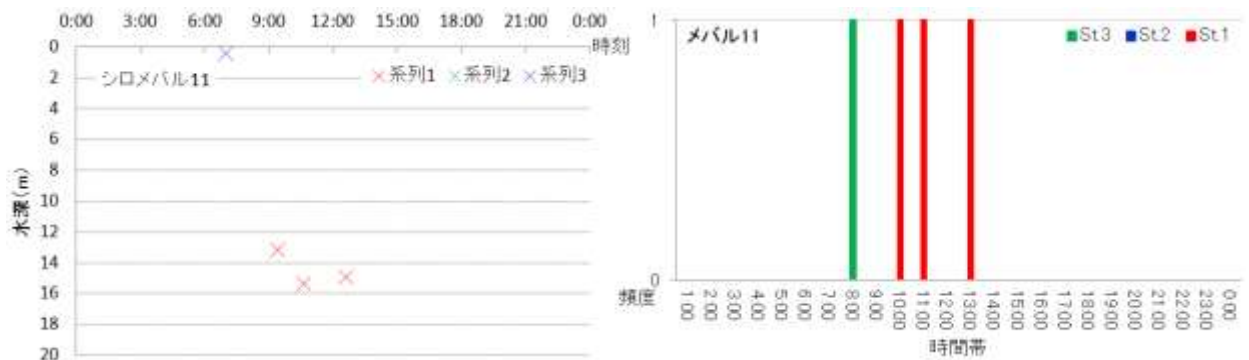
図(3)-21 シロメバル8の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



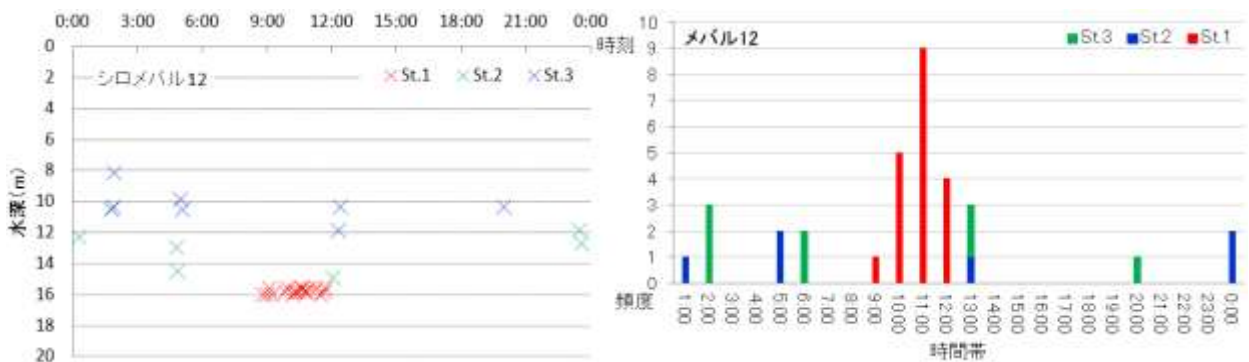
図(3)-22 シロメバル9の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



図(3)-23 シロメバル10の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



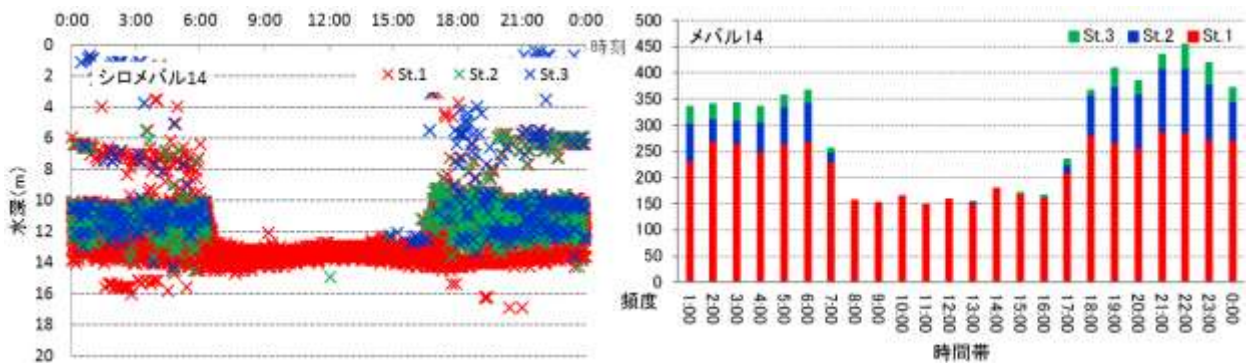
図(3)-24 シロメバル11の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



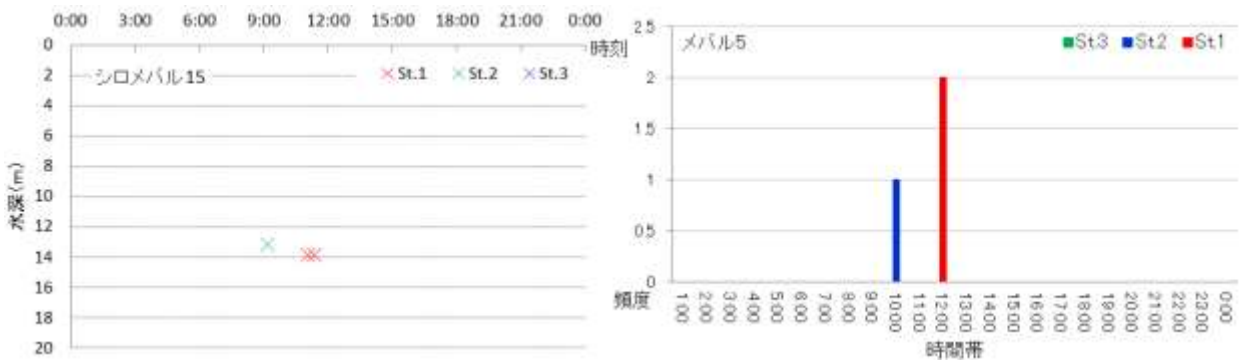
図(3)-25 シロメバル12の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



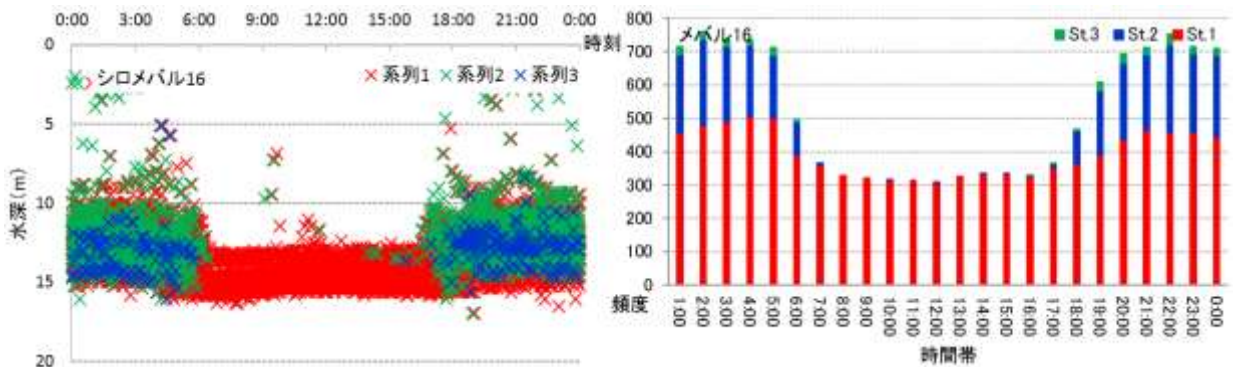
図(3)-26 シロメバル13の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



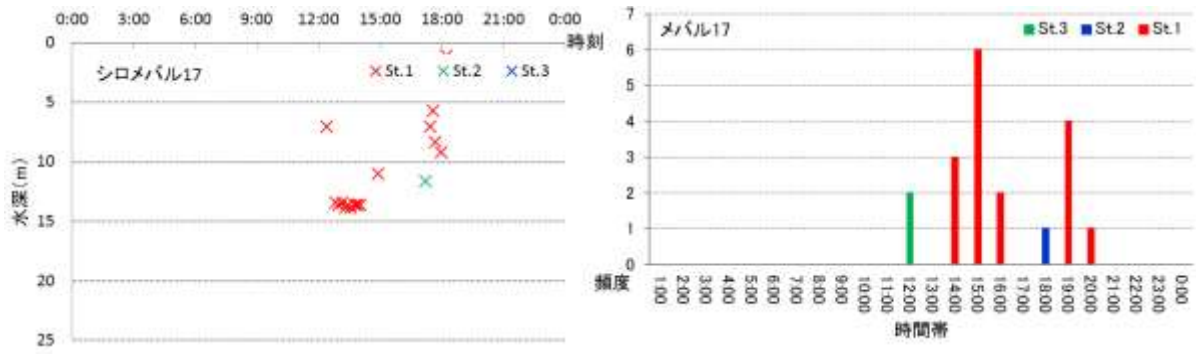
図(3)-27 シロメバル14の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



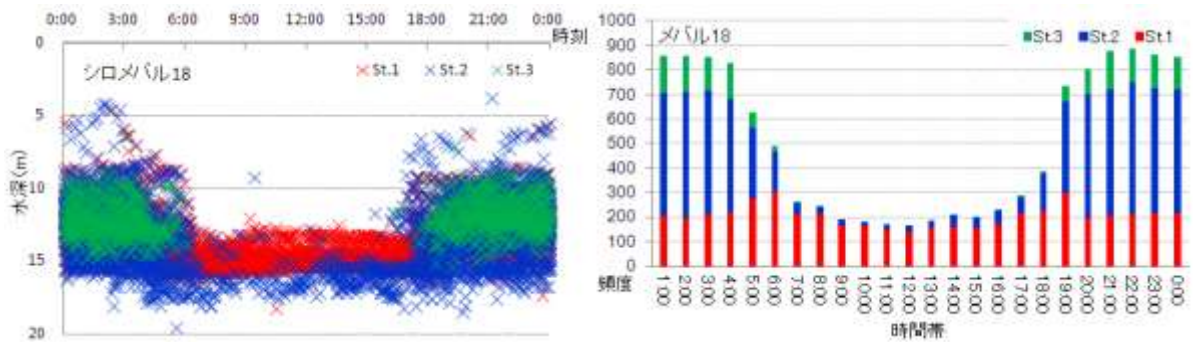
図(3)-28 シロメバル15の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



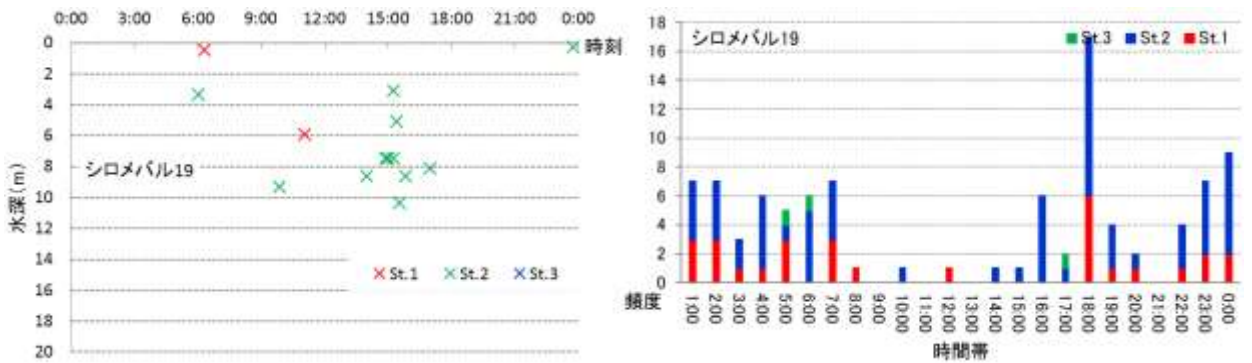
図(3)-29 シロメバル16の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



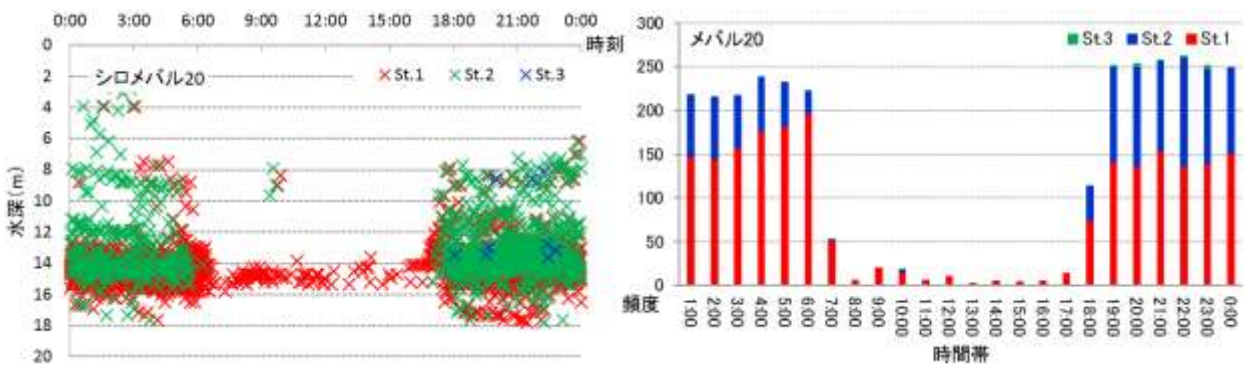
図(3)-30 シロメバル17の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



図(3)-31 シロメバル18の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



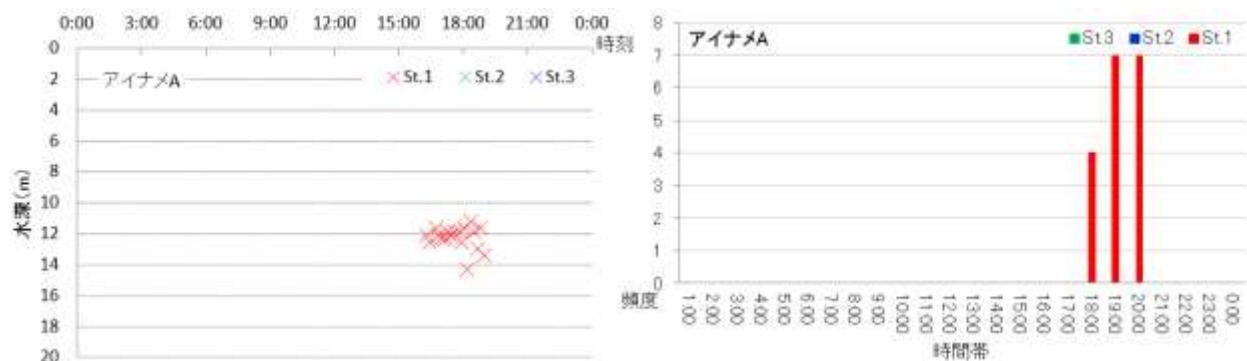
図(3)-32 シロメバル19の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



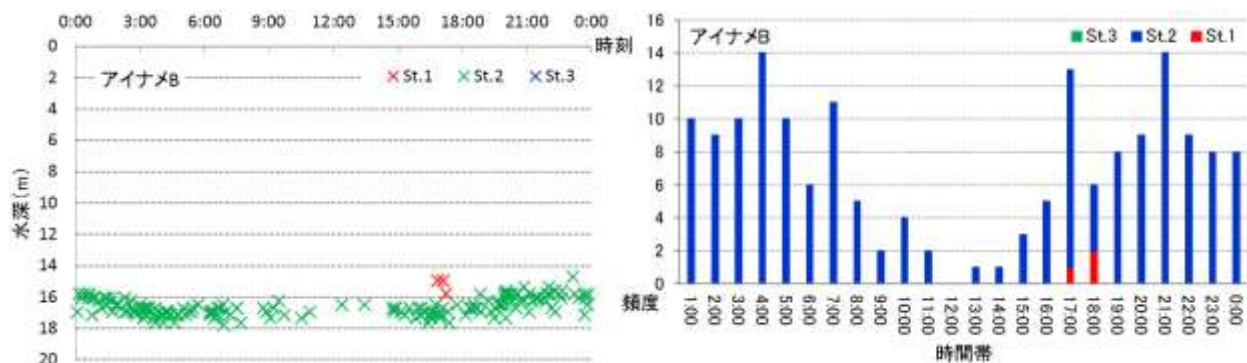
図(3)-33 シロメバル20の時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。

1)-b アイナメ

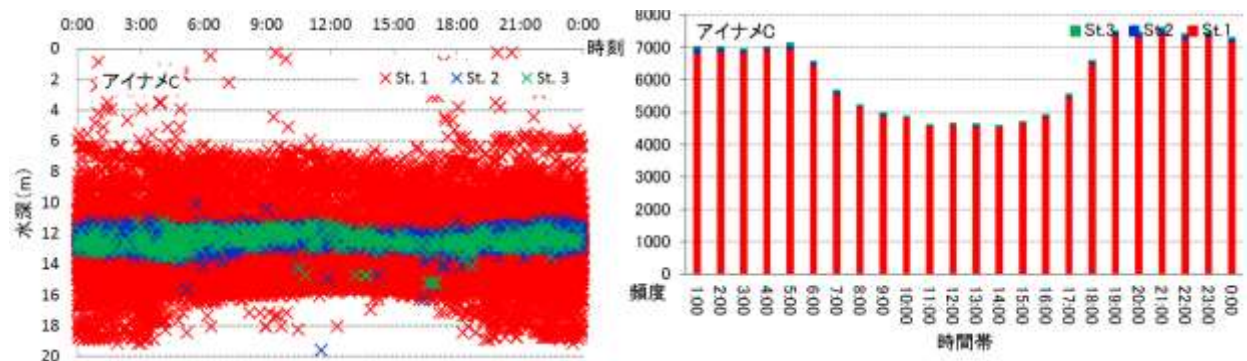
シロメバルと同じく定着性が高いと推測されたアイナメであったが、長期間モニタリングできたのは、4個体中1個体のみであった。また、アイナメは縄張りを持つなど定着性が強い反面、標識放流の結果などからは、広範囲を移動することも知られている。長期モニタリングに成功した1個体の行動パターンは、夜間定位置にいる時よりも、行動時間帯である昼間の方が発信器の信号の受信回数が減少する傾向が見られた。これらのことから、アイナメの行動圏は受信範囲（半径200m）を超えていると推測された。このように早期に受信範囲を離れる個体が多いことや行動時間帯の受信状況が非行動時間帯の受信状況より少ないことなどから、供試個体は少なかったが、アイナメはメバルよりも行動圏が広くまた、移動範囲も広いものと推測された。（図(3)-34-37）



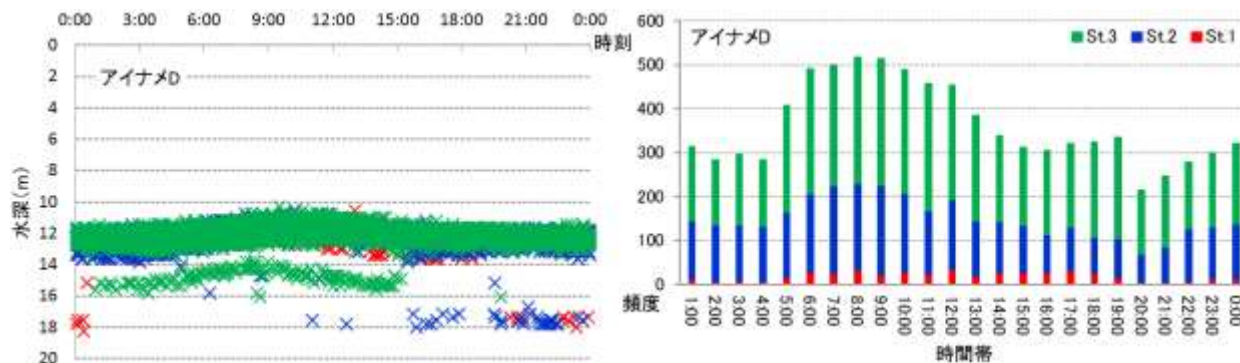
図(3)-34 アイナメAの時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻度。



図(3)-35 アイナメBの時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻。



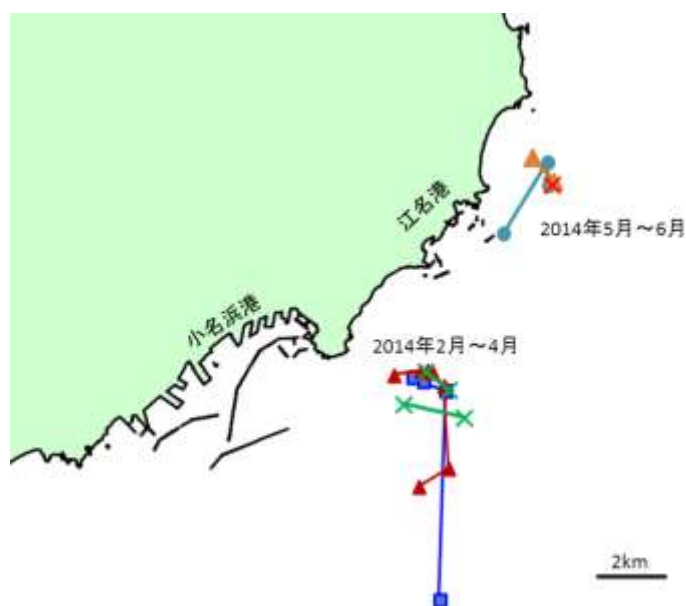
図(3)-36 アイナメCの時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻。



図(3)-37 アイナメDの時間帯別の滞在深度と時間帯別の受信頻。

1)-c コモンカスベ

コモンカスベの行動モニタリングは、震災が発生した同時期に合わせて、最初の調査は2月に、2回目は5月に行った。コモンカスベの行動をモニタリングできる最初の放流は2月23日に1個体の連続追跡を行った。その結果、約6時間で放流地点から浅瀬に向かって400 mほど移動した（60～70 m/h）。さらに翌24日には、前日と逆方向に約800 m北東方法にいることが確認された。この個体が最後に確認されたのは、放流後約2週間後の3月10日であった。この時の位置は、放流地点から2.9 km地点であった（図(3)-38）。その他の個体についてみると、コモンカスベ②は1.0 km（47日）、コモンカスベ③は5.8 km（8日）、コモンカスベ④は0.8 km（22日）、コモンカスベ⑤は1.7 km（33日）、コモンカスベ⑥は放流後22日後に行った調査ではすでに調査範囲外であった。以上のように、コモンカスベは個体によっては8日後の推測位置が5.8 km離れた場所であった一方で、47日後にも放流地点から1 km程度の場所に生息していたものなど様々であった。得られた結果からは、短時間に広い範囲を移動する個体がある一方で、1カ月から2カ月の間は、1 kmから2 kmの範囲内で行動している個体もいることが示された。



図(3)-38 コモンカスベのモニタリング経過。

2) 閉鎖性海域（広野港湾内）調査結果および考察

調査期間中の水温変化を図(3)-39に示す。水温は、2月に最も低く7℃程度にまで下がり、8月に約25℃まで上昇した。放流した6種29個体の供試魚の放流日とモニタリング期間は、図(3)-40の通りである。種別の放流個体数にばらつきはあるが、モニタリング可能な期間の間、全ての個体が港内に留まり続けたのはシロメバル2個体中2個体とアイナメ1個体中の1個体であった。また、ムラソイも7個体中6個体が港内に留まり続けていると考えられた。もともと磯根などに定着性が強いと考えられている魚種は、本調査結果からも港外へ逸出している可能性は低いと考えられた。一方で、砂泥域を好み港湾から外洋まで広い範囲を生息域とするマアナゴは、11個体中3個体が逸出した。この3個体が港外へ逸出したのは、水温が低下し始める時期に2個体、水温が上昇し始める時期に1個体であったことから、水温の変化が逸出行動に関係している可能性が考えられた。その一方で、今回の調査では8個体が湾内に居残り、さらにそのうち2個体は再捕獲されるなど定着性の高さも示唆された。エゾイソアイナメは、6個体中3個体が港外に逸出した。同じ時期に放流したにもかかわらず、逸出している個体と居残る個体がいたこと、同種は成長とともに水深の深い方へ移動する種であることから、成長に伴う深場への移動が一つの要因と考えられた。



図(3)-39 調査期間中の港湾内の水温変化。

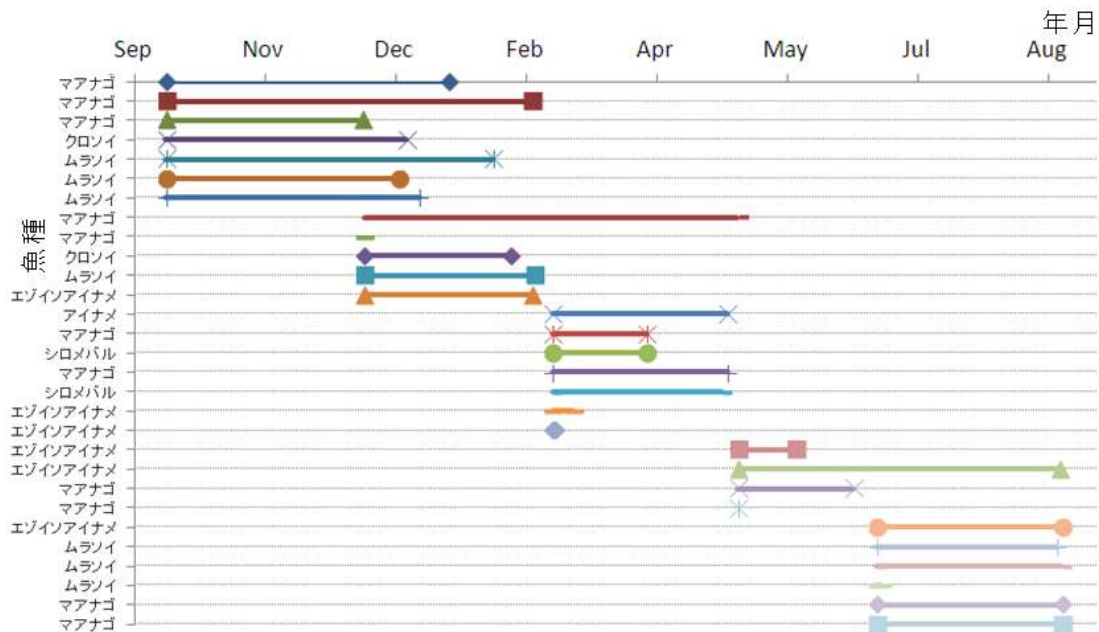


図 (3)-40 閉鎖水域における調査での供試魚毎の放流日とモニタリング期間。

3) 考察

開放系水域で行った調査の結果、モニタリングを行った種の中で最も定着性が高いと考えられたのは、シロメバルであった。これに対して、アイナメは一部定着する個体もあったが、その行動圏はメバルより広いものと推測された。それ以外の個体も、早い段階でモニタリング範囲から逸出したことから、アイナメはメバルよりも移動する可能性が高いことが示された。コモンカスベは、一日当たりの移動距離は大きいものの、6個体中2個体は、1~2カ月間、1 kmから2 kmの範囲内で行動していることも明らかになった。

閉鎖系水域で行った調査の結果、磯根資源として知られているシロメバル、ムラソイに高い定着性が見られた。一方で、生息域が沿岸の浅瀬から沖合の深場まで広い種であるマアナゴやエゾイソアイナメは、一部の個体で港湾から逸出する様子が確認できた。今回の実験では、港湾内への出入りをモニタリングすることはできなかったが、一部は水温変化の影響や成長過程など何らかの理由によって港湾の外に逸出していることが明らかになった。

現時点では、定量的な評価は行えていないが、これまでの結果から定着性の高い魚類ほど高い放射性Cs濃度を維持している傾向が見られた。このことから、濃度の低下の著しい魚種は、魚種の移動による拡散と非汚染魚の加入による希釈が進んでいる可能性も考えられた。

また、定着性の同一魚種でも、個体間によってCs濃度に大きな差が見られた。同じ水域の同じ魚種でも個体によってコアとなる生息場所と摂餌遊泳場所が異なったことが、取り込んだ放射性物質の量に差が生じたものと考えられた。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

現時点では、定量的な評価は行えていないが、これまでの結果から定着性の高い魚類ほど高い放射性物質濃度を維持している傾向が見られた。これらの魚種は、取り込んだ放射性物質をその

他の場所に移動する可能性は少ないと考えられ、移動による拡散は極めて限定的と言える。一方で放射性物質濃度の低下の著しい魚種は、魚種の移動による拡散と非汚染魚の加入による希釈が進んでいる可能性も考えられた。すなわち高濃度の放射性物質が記録された経歴のある魚種のうち、寿命が長く移動範囲の大きいと考えられている魚種については、引き続き厳重な検査体制を維持していく必要があると考えられる。

(2) 環境政策への貢献

沿岸の魚種の移動による放射性物質の拡散が限定的であることが明らかとなった。このことは同じ海域に留まり続ける高い放射性物質濃度の汚染魚類を今後もモニタリングし続ける必要性があることを示した。

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

<行政が活用することが見込まれる成果>

特に記載すべき事項はない。

6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文（査読あり）>

- 1) H. ARAKAWA, T. TOKAI, Y. MIYAMOTO, S. AKIYAMA, K. UCHIDA, A. MATSUMOTO, M. NARITA, H. MYOUSE, Y. AGATSUMA, S. KATAYAMA, M. AOKI, I. MATSUMOTO, N. HIRAKAWA: Marine productivity: Perturbations and resilience of socio-ecosystems. Proceedings of the 15th French-Japanese Oceanography Symposium, Springer, “Distribution of radioactive material in marine ecosystems off the Fukushima coast”, 71-78, 2015.

<査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

<その他誌上発表（査読なし）>

特に記載すべき事項はない。

(2) 口頭発表（学会等）

- 1) 内田圭一・平川直人・長谷川浩平・宮本佳則・荒川久幸・秋山清二・柿原利治：日本水産学会（2013）「福島県沿岸におけるシロメバルの行動モニタリング」
- 2) 中川拓朗、内田圭一、宮本佳則、荒川久幸、松本陽、明瀬太志、水野拓治、榎本昌宏、守岡良晃：日本水産学会（2014）「福島県沿岸の港湾内における超音波バイオテレメトリー手法を用いた水産有用種の行動追跡」

- 3) UCHIDA K., H. ARAKAWA, S. AKIYAMA, Y. MORIOKA, A. MATSUMOTO, T. NAKAGAWA, K. HASEGAWA, Y. MIYAMOTO: 3rd International Conference on Fish Telemetry (2015) 「Estimated relationship fish behavior and concentration of radioactive materials from research by using ultrasonic biotelemetry system」

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

(4) 「国民との科学・技術対話」の実施

- 1) 福島県漁業協同組合長会議（2012年11月26日）
- 2) 漁業者説明会（2013年8月5日、福島県水産試験場、観客30名）
- 3) 漁業者報告会（2014年5月30日、福島県水産試験場、観客30名）
- 4) 福島の海プロジェクト2014-福島の漁業 再開に向けての歩み-（2014年11月2日、東京海洋大学楽水会館、観客100名）
- 5) 漁業者説明会（2014年12月25日、福島県いわき市中央公民館、観客15名）

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

(6) その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

特に記載すべき事項はない。

Diffusion Process of Radioactive Materials in Ecosystems of Coastal Sea Areas

Principal Investigator: Hisayuki ARAKAWA

Institution: Tokyo University of Marine Science and Technology (TUMSAT)

5-7 Konan-4, Minato, Tokyo 108-8477, JAPAN

Tel: +81-3-5463-0467/ Fax: +81-3-5463-0467

E-mail: arakawa@kaiyodai.ac.jp

Cooperated by: Tohoku University, Fukushima Prefecture fisheries experimental station

[Abstract]

Key Words: Fukushima Daiichi nuclear power plant, Radioactive materials, Cesium, Coastal ecosystem, Diffusion process, Iwaki coast, Soma coast, Ultrasonic biotelemetry

Large quantities of radioactive material were emitted into the sea as a result of the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant (1F) accident in March 2011. High levels of radiation have been reported in many commercially important marine organisms along the Fukushima Prefecture coast. In this study, two survey sites were selected, Soma (55 km north of 1F) and Iwaki (with two sampling stations at Yotsukura and Ena, 35 and 55 km south of 1F, respectively), and the distribution and diffusion of radioactive cesium within the coastal ecosystem investigated. In the shallow coastal environment of Iwaki, concentrations of radioactive cesium in seawater, seabed sediments, seaweeds, invertebrates, and fish were higher at the station nearest 1F. Concentrations decreased with time; however, the rate of decrease in sediments and fish was gradual with the slow rates in several benthic species, particularly rock fish and skate, indicating a long ecological half-life. The reason for this phenomenon is the slow rate of excretion of radioactive cesium from the body of the fish. At Souma, also a shallow coastal ecosystem, concentrations of radioactive cesium in some organisms were lower than in Iwaki. However, sediments and filter-feeder organisms in Souma were contaminated by radioactive cesium flushed from the River Jizou. C–N stable isotope ratios indicated that fish and invertebrates along the Iwaki and Souma coasts belong to a food web based on benthic marine microalgae. However, there was no clear relationship between cesium concentrations in fish and their prey organisms. Diffusion via the movement of various organisms within the Iwaki study area was investigated using ultrasonic biotelemetry. In open sea areas, rock fish remained within the same rocky area (radius of movement: 200 m) throughout the year. Skate ranged a few kilometers a day, but remained within the same area for several months. Conversely, conger eel roamed from closed water areas, such as ports. In conclusion, diffusion of radioactive cesium due to excretion and/or death

within the coastal ecosystem is greater than diffusion via movement of fish. In coastal sea areas, sea-bed sediments and benthic fish still have high levels of radioactive cesium, which is possibly distributed within the ecosystem from organic matter in sediment particles. Radioactive cesium concentrations in a number of benthic fish species will decline very gradually owing to the slow rate of excretion and longevity of the species. Therefore, it is imperative that monitoring of radioactive cesium in marine organisms off the Fukushima coast be continued.