

東電福島第一原発事故の 海洋生態系への影響

小笠 恒夫

要旨

福島県海域において東京電力福島第一原発事故から現在までに取得された放射性物質モニタリングデータを基に、福島県海域の海産魚類が事故由来の放射性物質から受けた吸収放射線量を推定した。その結果によれば、第一原発港内の海産魚類は、事故直後から現在まで一貫して、それ以上では野生生物個体への放射線影響を考慮する必要が生じ始める「誘導考慮参考レベル」を超えた放射線被曝を受けている。一方、原発港外のすべての福島県海域では、事故から現在までの間に誘導考慮参考レベルを超えた魚類への被曝は生じていなかった事も示唆された。北海道周辺海域では福島県海域に比べて更に事故由来の放射線レベルが低く、また重度に被曝した個体の泳着も観測されていないので、事故による海産魚類への影響はほぼまったくないと考えて良い。

1 はじめに

2011年3月11日、東北地方太平洋沖地震が発生したその時、私は十勝沖で海洋調査を行っている最中であった。陸上から大きな地震が起きた、津波に注意という知らせを受け、観測機器類を全て引き上げて警戒態勢を取った。その後ほどなくして津波の第一波が我々のいた海面を通り抜けていった筈なのだが、沖合では津波はごくゆっくりとした海面の上下として通過していくため、船上の我々にはいつそれが通過していったのか全く解らなかった。やがて、常磐や三陸での惨状が伝えられ始めた。北海道の調査船には三陸出身の乗組員が多い。母港であり、自分たちの家のある釧路自体も市街の一部が浸水していた。家族や故郷の知人達の身を案じながら、津波警報が出ているため帰港する事もできず、船上でただ不安と緊張に堪えていたあのときの気持ちは今も忘れられない。

私が所属している独立行政法人水産総合研究センター（以降、水研という）も、東北地域の支所・実験場に大きなダメージを受けた。そうした組織内の震災対応や、被災地域への物資輸送も含めた様々な緊急援助作業の中で、震災とほぼ同時に発生した東電福島第一原発事故による放射性物質漏

洩への対応もまた多忙を極めた。放射能調査グループの職員は半年以上1日の休みも取らず、水・泥と海産物試料の放射能を測り続けた。当時の放射能調査室長は過労で倒れ、釧路にいた私が横浜に呼び出されてその後の放射能調査グループの運営を担当している。

水研やその監督官庁である水産庁による放射能調査は、基本的に「人間の食べる水産物としての、海産生物への放射能影響の評価」を調査目的としている。つまり「その魚を食べた人間がどうなるか」を評価しており、魚そのものへの放射能の影響評価を行っているわけではない。また同じ理由により、人間が利用していない海産生物の放射能レベルやその生体影響調査は（その生物が「水産資源」の餌になっている場合を除き）行われていない。環境省が陸上の野生動物や陸水生態系への放射能影響評価を行っているが、海洋生態系そのものへの放射能影響の評価は、いまのところ各組織の調査の狭間で立ち遅れた状態になっているという印象がある。

今回、この原稿の依頼を頂いたことは、私にとっても「放射能の魚そのものへの影響」という視点で我々の調査結果を見直すための良い機会であった。もとよりこうした視点での調査そのものがこれまで非常に限られているため、「水産資源への影

響調査」の結果を用いての間接的な考察となるが、皆さんといっしょに海洋生態系への事故の影響を改めて考えて見たい。

2 放射線が水生生物に与える影響に関する既往知見

事故後にかなり普及した話ではあるが、放射能やその影響を表す量として「ベクレル」（記号はBq）、「グレイ」（同Gy）、「シーベルト」（同Sv）の三つが存在する。たとえば、紫外線ランプでたとえ、と、「ベクレル」はランプの発している光の強さ（放射能）、「グレイ」はそのランプから実際にある対象（たとえば、生物）が受けた光の量（放射線の吸収線量）を表している。「シーベルト」というのは、その紫外線ランプから受けた光が、生物の健康状態に及ぼす影響（例えば「日焼け」やその結果としての皮膚ガン発症率の上昇など）を表す指数（線量当量）に相当する。

つまり、「シーベルト」というのは物理的な量と言うよりは医学的・保健学的な尺度であり、たとえば何グレイの放射線を人体のどの部位に浴びたら発がん率が何%上昇するか、といった放射線医学上の膨大なデータを基に算出式が構築されている。人間以外の生物にはこのような放射線医学上のデータが整備されていないため、「シーベルト」の計算ができない。このため、野生生物への放射性物質の影響を議論する際には、過去の実験データなどから「この生物は何グレイ/日の放射線を受けたら健康被害を生じ得る」という単位時間あたりの吸収放射線量の基準値を大まかに設定しておく、個々の固体、あるいは個体群の受けていると思われる吸収放射線量（単位時間あたりの。以下、特に断らない限り「1日あたりの吸収放射線量」を単に「吸収放射線量」と表記する）がその基準値を超えているか否かを評価する、という方法をとっている。

最も初期の基準値としては、1996年に「原子放射線の影響に関する国連科学委員会」（UNSCEAR）が、「それ以下では環境中の動植物に影響を与えないような吸収放射線量」を、水生動植物に対して一律に10 mGy/d（日）と定めている（UNSCEAR 1996）。その後、チェルノブイリ事故により得られた現場データや、野生動物の放射線被曝に関する実験データなどが蓄積されるに伴い、水生生物をより細かい動物群に分類し、その分類群毎に放射線影響が現れる限界放射線量を考慮する事が可能になってきた。たとえば、国際放射線防護委員会（ICRP）が2008年に刊行した「標

吸収放射線量 (mGy/d)	0.01	0.1	1	10	100	1000
シカ						
ウサギ						
カモ						
カエル						
マス						
カレイ						
ハチ						
カニ						
ミミズ						
マツ						
野草						
褐藻類						

図1 標準動植物に対する誘導考慮参考レベル（ICRP 2008より）

準動植物に関する報告書」（ICRP 2008）では、陸上および水中の12種類の「標準動植物」に対して、それ以上の吸収放射線量を受けると個体への何らかの影響を考慮する必要が生じる「誘導考慮参考レベル」を策定している（図1）。この12種類のうち、海中でも類似の生物が生息しているのはマス類（淡水魚）・カレイ類（海水魚）・カニ類（甲殻類）・褐藻類（海藻）の4種類だが、このうちマス類とカレイ類についての誘導考慮参考レベルは1 mGy/d～10 mGy/dの間のどこかに存在する事になっており、UNSCEARによる水圏一律の基準値より厳しい値となっている。一方、カニ類と褐藻類では10 mGy/d～100 mGy/dの間のどこかに誘導考慮参考レベルが存在する事になっており、魚より甲殻類や海藻の方が放射線に対する耐性が強いという評価結果になっている。このように生物群毎に基準値を設けることによって、水生生物についても少しずつではあるが、よりきめの細かい放射線影響評価が行えるようになってきている。

それでは、上記のような基準値を超える事によって、水生生物には具体的にどのような影響が現れる可能性があるのだろうか？ これについては、過去に行われた様々な生物実験の結果が参考になる。

たとえば、Sazykina *et al.* (2009) は、脊椎動物に関する過去の放射線曝露実験の結果をレビューしているが、海洋生物については表1のような結果が記載されている。一桁 mGy/d の吸収放射線量で、主として生殖系や免疫系に影響が開始する事が判る。数十 mGy/d のオーダーになると、視力などのより個体の生存に直結する機能にも影響が出たり、致命的な生殖系の障害が発生する例もある。

水生動植物に対する放射線影響評価実験のほと

表1 水生脊椎動物に対する放射線長期間曝露実験の結果

Sazykina *et al.* (2009) から水生生物の実験結果のみ抜粋

生物種	被曝した線量率 (mGy/d)	現れた影響
(海産魚)		
ツノガレイ	5.8	睾丸の縮小、精子形成の減少
ゲンゲ	48	生殖腺指数の低下
サケ類	5	鰓蓋骨の形態異常
	100	生殖腺の発達遅延
(淡水魚)		
カワマス	3.3	仔魚の奇形率増加
テラピア	0.4	生殖腺の縮小、精子形成の減少
	40	オスの不妊化により再生産が停止
	50	視力の低下
カダヤシ	3.5	形態学的、生理学的変異幅の拡大
	3.5	水温耐性の低下
	3.5	異常胚の発生率増加
	110	死亡胚、異常胚の発生率増加
コイ類	0.9~1	免疫力の低下
	1.5~3	肝臓・筋肉の生化学的変化
	1.5~3	白血球の活性低下
	10	生殖腺の縮小
	30	視力の低下
金魚	4	生殖腺異常
ドジョウ	2.2	繁殖率の低下
	2.3	形態学的異常の発生
	120	生殖腺の異常

んどは個体に対する影響を見るためのものであり、個体群レベルではどのような影響が現れるのかについては、別に考慮する必要がある。また、これらの実験はあくまで生理的な影響の発現のみを評価したものであり、その生理的影響が自然の生態系の中で個体、もしくは個体群の存続にどのように影響するかについての追跡的な調査はほとんど行われていない。たとえば、ICRP の策定した誘導考慮参考レベルに沿って考えると、カニは魚より放射能耐性が強いので、ある海域が 10 mGy/

d 程度の被曝を受けた場合、カニもある程度の影響を受けるが、それ以上にカニを補食するような魚類が損傷を受けてカニが魚に食べられる機会が減るため、全体としてはカニの個体群密度が増加する、といったケースも考えられる。逆に、数 mGy/d 程度の被曝で見られる軽度（生殖率は低下するが、再生産そのものは行えているという意味での）の生殖系への損傷が、生態系内の種間競争によって増幅されて、その種にとって致命的な結果をもたらす場合もあり得るわけである。このように、放射線が実際の海洋生態系の中で個々の個体群に与える影響についてはまだまだ知見が不足しているが、この稿ではとりあえず、個体への生理的影響の有無を判定基準とした ICRP (2008) の「誘導考慮参考レベル」に基づいて、事故当時および現在の原発近傍海域と北海道周辺海域が、どの程度の吸収放射線量の被曝を受けていた（いる）か、またその値は個々の生物種に対する誘導考慮参考レベルに比べてどういう値であったかを考察する。なお、本来は海洋生態系を構成する各栄養段階^{#1} について被曝影響を考える必要があるのは勿論だが、海洋では魚類以外の生物について事故後に計測された放射能データの蓄積量が非常に少ないことから、以降は海産魚類のみに話を限定する。

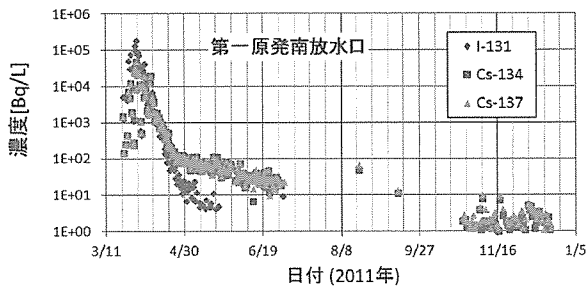
海洋生物の受ける吸収放射線量の推定

人間の場合でも、環境および体内の放射性物質分布から吸収放射線量を計算するためには、各組織毎に分かれた詳細な計算式が必要となるが、野生動物の場合は陸上動物でさえ、生理学的な詳細なデータは整備されていないので、正確な吸収放射線量の算定は非常に難しい。さらに、水生動物の場合には陸上動物（人を含め）と外部被曝・内部被曝^{#2} の状況がかなり異なるので、なおさら正確な計算は難しくなる。

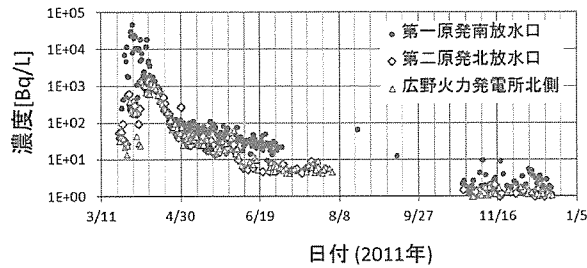
注1 栄養段階：食う一食われる関係でつながっている自然の生き物は、太陽エネルギーによる光合成によって無機物から有機物をつくる生産者（植物：第一栄養段階）、それを消費する消費者（動物）に分けられる。消費者は、生産者を直接食べる草食動物（第一次消費者：第二栄養段階）、草食動物を食べる肉食動物（第二次消費者：第三栄養段階）、弱い肉食動物を食べる強い肉食動物（第三次消費者）、さらに高次の消費者に分けられる。生産者や消費者の死体や排出物を分解する分解者もいる。このような食物連鎖における栄養の取り方の段階を栄養段階という。

注2 外部被曝・内部被曝：放射線被曝には、体の外にある放射線源からの被曝（外部被曝：体外被曝ともいう）と呼吸や摂食により体内に入った放射性物質からの被曝（内部被曝：体内被曝ともいう）がある。被曝による身体的障害のようすは、被曝した放射線の種類や線量の大きさだけでなく、外部被曝か内部被曝かによっても異なる。海産魚の場合、水中におけるγ線の飛程が十数 cm 程度なので、海水中の放射性物質濃度が低下すると浮魚の体外被曝量は急激に低下し、内部被曝が重要になる。一方、底魚では海底に残存した放射性物質からの被曝を受けるので、外部被曝が重要になる。

a) 第一原発港内における ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の濃度推移 (水産総合研究センター 2012 年より)



b) 第一原発から沿岸沿いに 10 km 南 (第二原発北放水口) および 20 km 南 (広野火力発電所) の地点における、 ^{137}Cs の濃度推移 (水産総合研究センター 2012 年より)



c) 沖合域 (原発 20 km 圏外) における、水深別の ^{137}Cs 濃度推移 (Oikawa *et al.* 2013 年より)

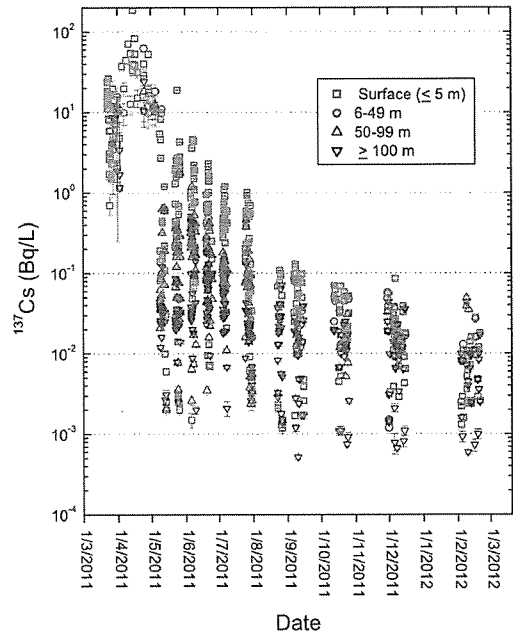


図 2 福島県海域における ^{137}Cs 濃度の推移

それでも、環境中の放射性物質分布から、野生動物の吸収放射線量を計算する試みは存在している。最もよく使われているものとして、欧州原子力共同体が開発した ERICA アセスメントツール (<http://www.ERICA-tool.com/>) が上げられる。これは PC 上で動く対話型計算プログラムで、環境中の各媒質 (水系であれば水、堆積物など)、および各生物体内の放射性物質濃度を入力する事により、各生物が受けている吸収放射線量を計算してくれる。もし、生物体内の放射性物質濃度の実測値がない場合でも、環境中の放射性物質の濃度分布の情報から「濃縮比」などの概念を用いて、生物体内の放射性物質濃度を推定したうえで吸収放射線量の推定を行う事も可能である。このような推定計算に用いられる各種のパラメータ (環境中の各媒質から生物への放射性物質の移行係数や濃縮比など) は使用者が複数の選択肢の中から選択したり、または直接数値を入力したりする事もできるので、個々のケースに応じたかなり細かい計算が可能である。本稿でも、魚類の吸収放射線量の計算には、この ERICA アセスメントツールを用いる事にする。

4 事故後および現在の海産生物が受けている吸収放射線量 (福島県海域)

図 2 a に、2011 年の東京電力福島第一原発港内における主要な放射性物質、 ^{131}I (ヨウ素 131)、 ^{134}Cs (セシウム 134)、 ^{137}Cs (セシウム 137) の濃度推移を示す (水産総合研究センター 2012)。港湾内の放射性物質濃度は 3 月末から 4 月初頭にかけてがピークとなり、最大濃度は ^{131}I が約 20 万 Bq/L、 ^{134}Cs と ^{137}Cs がそれぞれ約 7 万 Bq/L だった。その後、港内の放射性物質濃度は減少に転じ、4 月末時点では ^{131}I は約 10 Bq/L、 ^{134}Cs と ^{137}Cs はそれぞれ約 100 Bq/L になっている。半減期が 8 日の ^{131}I はその後 3 ヶ月程度でほぼ消滅したと考えられるが、 ^{134}Cs (半減期: 2 年) と ^{137}Cs (半減期: 30 年) は 4 月以降、濃度低下速度が減少し、2011 年 11 月頃に約 10 Bq/L 程度まで低下するが、その後は汚染水漏洩の影響などにより、現在まで数 Bq/L~10 Bq/L 程度の濃度を保ち続けているのは周知のとおりである。

第一原発港外でも放射性物質の増減パターンはほぼ同じだが、港外のピーク時濃度は港内に比べるとかなり低下している (図 2 b, c)。なおこれらの図では ^{137}Cs の濃度しか示されていないが、 ^{137}Cs に対する ^{134}Cs 、 ^{131}I の事故初期の濃度比は港外でも港内でもほぼ同じである。すなわち、事故

初期の ^{134}Cs 濃度は ^{137}Cs の濃度とほぼ 1 : 1 であり、その後は ^{134}Cs と ^{137}Cs の半減期の違いに応じて、徐々に $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比が低下している。 ^{131}I は 4 月初頭に ^{137}Cs の濃度の約 3 倍、4 月末には約 10 分の 1 の濃度であり、その後約 3 ヶ月でほぼ完全に消滅している。原発港外の福島県海域における ^{137}Cs のピーク濃度は、第一原発南側の沿岸沿いで約 1,000 Bq/L 程度、沖合では 100 Bq/L 程度であり、4 月末時点では沿岸で 50 Bq/L 程度、沖合で 10 Bq 程度。11 月時点では沿岸で 1 Bq/L 程度、沖合では 100 mBq/L 以下にまで低下した。なお、港内では 2011 年 11 月頃から ^{137}Cs 濃度がほぼ横ばいになっているが、港外についてはその後も順調に低下を続け、現在では沿岸、沖合ともに約 10 mBq/L 程度で推移している（水産総合研究センター 2013 a）。

海底土については、最も汚染の激しいと思われる第一原発港内は 2011 年 11 月まで測定が行われておらず、事故直後の濃度の推定が難しい。2011 年 11 月下旬に港内の 9 点で海底土の採取が行われ、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の最大濃度はそれぞれ 73 万 Bq/kg-wet、87 万 Bq/kg-wet だった（東京電力ホームページ）が、港内海底土中の放射性セシウム濃度（ ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計、以下同じ）の空間変動は非常に大きいと思われるので、これが 11 月時点における真の最大濃度であったかは判らない。その後、2012 年 7 月には 36 万 Bq/kg-dry の ^{134}Cs と 54 万 Bq/kg-dry の ^{137}Cs が検出されている。港内では海水中の放射性セシウム濃度が 2011 年 11 月以降ほぼ横ばいであることから類推して、港内のうち被覆工事が行われていない海域の海底土中放射性セシウム濃度は、現在までこのような数十万 Bq レベルを保っているのではないかと思われる。

第一原発港外の福島県海域の沿岸では、福島県南部（いわき市）の水深 7~20 m の海底から、2011 年 5 月に ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計値で 1,000~10,000 Bq/kg-dry の放射性セシウム濃度が検出されている（福島県ホームページ）。この海域の放射性セシウム濃度は 2011 年 8 月までにはおおむね 1,000 Bq/kg-dry 以下まで低下し、以降現在まで数百~1,000 Bq/kg-dry 程度の濃度を保っている。一方、福島県北部の沿岸では、2011 年 5 月時点でも海底土の放射性セシウム濃度は ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計値で 1,000 Bq/kg-dry 以下だった。

沖合まで含めた福島県海域海底土の平面的な放射能分布は、我々が 2012 年 7 月に行った海底土マッピング調査の結果（図 3）が最も詳しい（水産総合研究センター 2013）。沖合域では福島県南

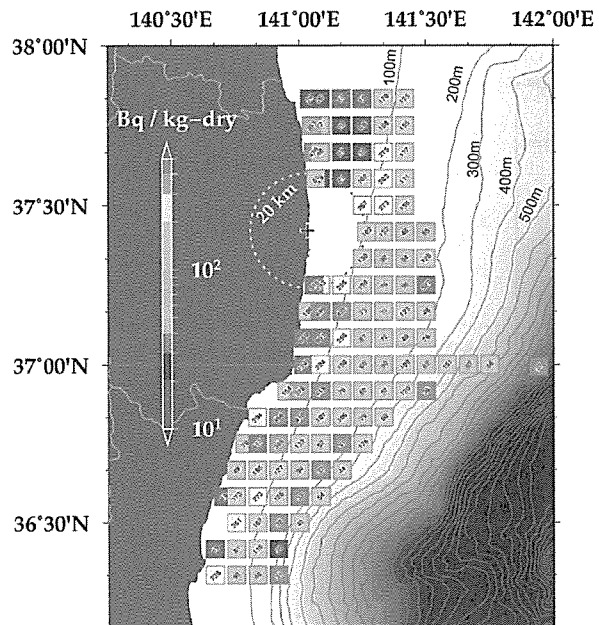


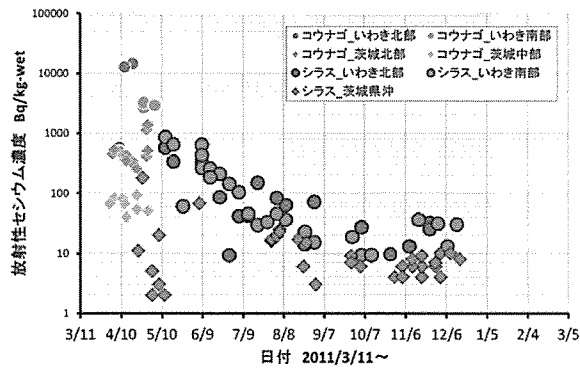
図 3 福島県海域における海底土表層における ^{137}Cs 濃度の分布（2012 年 7 月）
[Ambe et al., submit より]

部の水深 50 m~100 m 付近が最も海底土の ^{137}Cs 濃度が高く、200~500 Bq/kg-dry の範囲にある。 ^{134}Cs もほぼ等量あると考えてよいので、両者を合わせた放射能値はほぼこの倍になる。水深 100 m 以深では海底土の ^{137}Cs 濃度は数十~200 Bq/kg-dry の範囲である。第一原発以北の沿岸部ではさらに ^{137}Cs 濃度が薄く、50 Bq/kg-dry 以下である。我々は同様の観測を 2012 年 2 月と 12 月、2013 年の 7 月にも行い、図 3 の分布状況がほとんど時間変化していない事を確かめている。第一原発 20 km 圏内における東電の測定結果を見ても、水深 20 m 線以深の海底土中の放射性セシウム濃度は 2011 年 5 月から 2012 年夏までほとんど動いていないので、図 3 の濃度分布がほぼ事故直後から存在していると考えてよい。

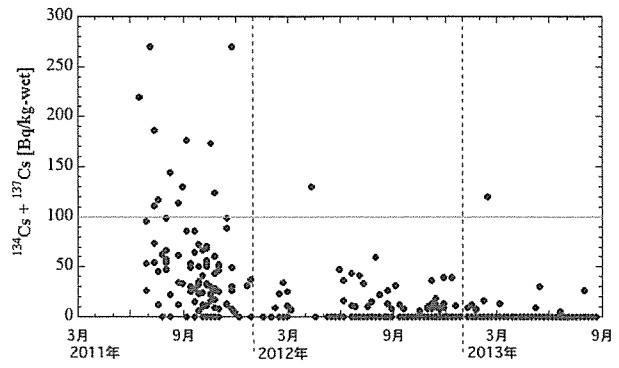
最後に、魚自身の放射性物質濃度の推移を見ていこう。第一原発港外では、事故直後に最も鋭敏に放射能が増加したのは福島沿岸のコナゴとシラスだった。4 月 4 日の時点ですでに北茨城沖で ^{131}I 濃度が 4,080 Bq/kg-wet の試料が検出され、4 月中旬には ^{131}I 濃度が 12,000 Bq/kg-wet、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計値が 14,400 Bq/kg-wet の最大値に達した（図 4 a）（水産総合研究センター 2012）。その後、周辺海水の放射性物質濃度が低下するとともに、これらの魚種の放射性物質濃度は急激に低下し、8 月中旬で ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計値が 100 Bq/kg-wet 程度、翌年 3 月には ^{134}Cs も ^{137}Cs もほぼ不検出レベルまで低下した。

上記の 2 種はごく沿岸の表層に滞留する魚で、

a) コウナゴ、シラスの放射性セシウム濃度
(水産総合研究センター 2012 より)



b) 福島県海域における浮魚類中の放射性セシウム濃度
(水産庁 2013 より作成)



c) 福島県海域における底魚類中の放射性セシウム濃度
(水産庁 2013 より作成)

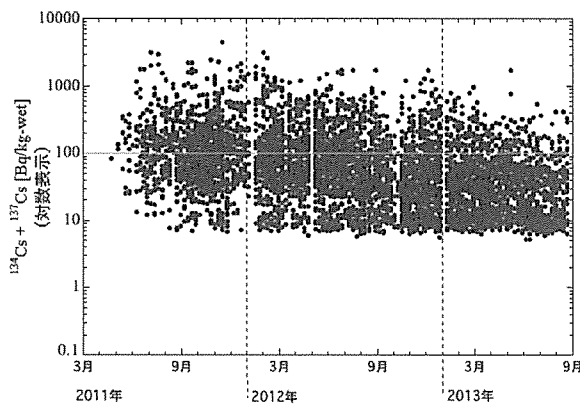


図4 福島県海域における各魚種の放射性物質濃度の推移

事故直後に大気経由で降下した放射性物質と、南流した汚染水の影響をもろに受けたために上記のような早いレスポンスになったが、他の浮魚（海面近くを回遊する魚類）はやや遅く反応した（図4b）。2011年6月から11月にかけて、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計値が270 Bq/kg-wetで最大となり、その後急激に減少して2012年3月以降はただ2試料を除き、すべての浮魚の放射性セシウム濃度が50 Bq/kg-wet以下となった。底魚（海底かその付近に住む魚類）はもっと遅く反応し、2011年9月から11月にかけてが濃度ピークになったが、最大濃度は魚種や海域によって大きく変動した（図4c、表2）。福島県の底魚全体で最も放射性セシウム濃度が高かったのは、2011年11月に採取された試料で約4,000 Bq/kg-wetだった。その後、底魚の放射性セシウム濃度はゆっくりと減少し、2013年9月の時点では全体の93%が100 Bq/kg-wetを下回るようになっている。しかし、まだ100 Bq/kg-wetを超えるものが7%程度存在し、2013年9月時点での底魚の最大濃度は300 Bq/kg-wetほどである。

第一原発港外の魚については、以上のように、

事故直後からの時系列が把握されているが、最も汚染されていたであろう原発港内に残存していた魚の汚染履歴は明らかではない。東電が港内の魚の駆除と並行して放射能測定を実施し始めたのは2012年10月からであり、その時点での港内試料の測定結果は ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計値で15,500 Bq/kg-wetという結果であったが、その後の試料採取で数十万 Bq/kg-wetの放射性セシウム濃度を持つ魚が続々と取れている。これまで記録された最高値は2013年2月に採取された試料の74万 Bq/kg-wetである（東京電力ホームページ）。事故からほぼ2年を経過した段階でこの数値なので、事故当初はもっと高濃度に汚染されていた魚が大量にいた可能性が高いが、残念ながら実測値は存在しない。理論的な最大値として、海水に対する海産魚の放射性セシウムおよび放射性ヨウ素の一般的な濃縮比（セシウムは海水の100倍、ヨウ素は10倍）IAEA（2004）を用いて、事故当時の第一原発港湾内の ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 濃度から港湾内魚の最大放射性物質濃度を推測すると、 ^{131}I で200万 Bq/kg-wet、 ^{134}Cs と ^{137}Cs でそれぞれ700万 Bq/kg-wetという膨大な値になる。

表2 東京電力福島第一原子力発電所事故による福島県各海域の放射性物質 (¹³¹I・¹³⁴Cs・¹³⁷Cs) の濃度と吸収放射線量の推定値

海域	第一原発港内	南部沿岸域	北部沿岸域	沖合域
事故直後 (2011年4月初旬)				
海水中の放射性物質濃度 (期間中の最大値)	¹³¹ I 200,000 Bq/L ¹³⁴ Cs 70,000 Bq/L ¹³⁷ Cs 70,000 Bq/L	¹³¹ I 3,000 Bq/L ¹³⁴ Cs 1,000 Bq/L ¹³⁷ Cs 1,000 Bq/L	¹³¹ I 300 Bq/L ¹³⁴ Cs 100 Bq/L ¹³⁷ Cs 100 Bq/L	¹³¹ I 300 Bq/L ¹³⁴ Cs 100 Bq/L ¹³⁷ Cs 100 Bq/L
海底土中の放射性物質濃度 (期間中の最大値)	¹³¹ I 14,000,000 Bq/kg*1 ¹³⁴ Cs 730,000 Bq/kg ¹³⁷ Cs 870,000 Bq/kg	¹³¹ I 210,000 Bq/kg*1 ¹³⁴ Cs 5,000 Bq/kg ¹³⁷ Cs 5,000 Bq/kg	¹³¹ I 21,000 Bq/kg*1 ¹³⁴ Cs 5,000 Bq/kg ¹³⁷ Cs 5,000 Bq/kg	¹³¹ I 21,000 Bq/kg*1 ¹³⁴ Cs 5,000 Bq/kg ¹³⁷ Cs 5,000 Bq/kg
魚体中の放射性物質濃度 (期間中の最大値)	魚一般 (推定値) ¹³¹ I 2,000,000 Bq/kg ¹³⁴ Cs 7,000,000 Bq/kg ¹³⁷ Cs 7,000,000 Bq/kg	シラス・コウナゴ ¹³¹ I 12,000 Bq/kg ¹³⁴ Cs 7,200 Bq/kg ¹³⁷ Cs 7,200 Bq/kg 底魚類 ¹³¹ I 240 Bq/kg*2 ¹³⁴ Cs 135 Bq/kg*2 ¹³⁷ Cs 135 Bq/kg*2	浮魚類 ¹³¹ I 2,000 Bq/kg*2 ¹³⁴ Cs 135 Bq/kg*2 ¹³⁷ Cs 135 Bq/kg*2 底魚類 ¹³¹ I 240 Bq/kg*2 ¹³⁴ Cs 135 Bq/kg*2 ¹³⁷ Cs 135 Bq/kg*2	浮魚類 ¹³¹ I 2,000 Bq/kg*2 ¹³⁴ Cs 135 Bq/kg*2 ¹³⁷ Cs 135 Bq/kg*2 底魚類 ¹³¹ I 240 Bq/kg*2 ¹³⁴ Cs 135 Bq/kg*2 ¹³⁷ Cs 135 Bq/kg*2
魚の推定吸収放射線量 [mGy/d]	浮魚類 75 mGy/d 底魚類 117 mGy/d	浮魚類 0.15 mGy/d 底魚類 0.56 mGy/d	浮魚類 0.01 mGy/d 底魚類 0.12 mGy/d	浮魚類 0.01 mGy/d 底魚類 0.12 mGy/d
魚の最大汚染期 (2011年6月-11月)				
海水中の放射性物質濃度 (期間中の最大値)	¹³⁴ Cs 9 Bq/L ¹³⁷ Cs 11 Bq/L	¹³⁴ Cs 1 Bq/L ¹³⁷ Cs 1 Bq/L	¹³⁴ Cs 0.1 Bq/L ¹³⁷ Cs 0.1 Bq/L	¹³⁴ Cs 0.1 Bq/L ¹³⁷ Cs 0.1 Bq/L
海底土中の放射性物質濃度 (期間中の最大値)	¹³⁴ Cs 730,000 Bq/kg ¹³⁷ Cs 870,000 Bq/kg	¹³⁴ Cs 430 Bq/kg ¹³⁷ Cs 500 Bq/kg	¹³⁴ Cs 43 Bq/kg ¹³⁷ Cs 50 Bq/kg	¹³⁴ Cs 170 Bq/kg ¹³⁷ Cs 200 Bq/kg
魚体中の放射性物質濃度 (期間中の最大値)	魚一般 (推定値) ¹³⁴ Cs 3,200,000 Bq/kg*3 ¹³⁷ Cs 3,800,000 Bq/kg*3	浮魚類 ¹³⁴ Cs 124 Bq/kg*2 ¹³⁷ Cs 146 Bq/kg*2 底魚類 ¹³⁴ Cs 1,840 Bq/L ¹³⁷ Cs 2,160 Bq/L	浮魚類 ¹³⁴ Cs 124 Bq/kg*2 ¹³⁷ Cs 146 Bq/kg*2 底魚類 ¹³⁴ Cs 1,840 Bq/L ¹³⁷ Cs 2,160 Bq/L	浮魚類 ¹³⁴ Cs 124 Bq/kg*2 ¹³⁷ Cs 146 Bq/kg*2 底魚類 ¹³⁴ Cs 1,840 Bq/L ¹³⁷ Cs 2,160 Bq/L
魚の推定吸収放射線量 [mGy/d]	浮魚類 33 mGy/d 底魚類 43 mGy/d	浮魚類 0.001 mGy/d 底魚類 0.026 mGy/d	浮魚類 0.001 mGy/d 底魚類 0.020 mGy/d	浮魚類 0.001 mGy/d 底魚類 0.022 mGy/d
事故から1年後 (2012年3月)				
海水中の放射性物質濃度 (期間中の最大値)	¹³⁴ Cs 8 Bq/L ¹³⁷ Cs 12 Bq/L	¹³⁴ Cs 0.1 Bq/L ¹³⁷ Cs 0.1 Bq/L	¹³⁴ Cs 0.01 Bq/L ¹³⁷ Cs 0.01 Bq/L	¹³⁴ Cs 0.01 Bq/L ¹³⁷ Cs 0.01 Bq/L
海底土中の放射性物質濃度 (期間中の最大値)	¹³⁴ Cs 730,000 Bq/kg ¹³⁷ Cs 870,000 Bq/kg	¹³⁴ Cs 360 Bq/kg ¹³⁷ Cs 500 Bq/kg	¹³⁴ Cs 36 Bq/kg ¹³⁷ Cs 50 Bq/kg	¹³⁴ Cs 150 Bq/kg ¹³⁷ Cs 200 Bq/kg
魚体中の放射性物質濃度 (期間中の最大値)	魚一般 (推定値) ¹³⁴ Cs 735,000 Bq/kg*3 ¹³⁷ Cs 1015,000 Bq/kg*3	浮魚類 ¹³⁴ Cs 21 Bq/kg ¹³⁷ Cs 29 Bq/kg 底魚類 ¹³⁴ Cs 420 Bq/L*4 ¹³⁷ Cs 580 Bq/L*4	浮魚類 ¹³⁴ Cs 21 Bq/kg ¹³⁷ Cs 29 Bq/kg 底魚類 ¹³⁴ Cs 420 Bq/L*4 ¹³⁷ Cs 580 Bq/L*4	浮魚類 ¹³⁴ Cs 21 Bq/kg ¹³⁷ Cs 29 Bq/kg 底魚類 ¹³⁴ Cs 420 Bq/L*4 ¹³⁷ Cs 580 Bq/L*4
魚の推定吸収放射線量 [mGy/d]	浮魚類 8.2 mGy/d 底魚類 18 mGy/d	浮魚類 0.0002 mGy/d 底魚類 0.011 mGy/d	浮魚類 0.0002 mGy/d 底魚類 0.005 mGy/d	浮魚類 0.0002 mGy/d 底魚類 0.007 mGy/d
事故から2年後 (2013年3月)				
海水中の放射性物質濃度 (期間中の最大値)	¹³⁴ Cs 10 Bq/L ¹³⁷ Cs 10 Bq/L	¹³⁴ Cs 0.01 Bq/L ¹³⁷ Cs 0.01 Bq/L	¹³⁴ Cs 0.01 Bq/L ¹³⁷ Cs 0.01 Bq/L	¹³⁴ Cs 0.01 Bq/L ¹³⁷ Cs 0.01 Bq/L
海底土中の放射性物質濃度 (期間中の最大値)	¹³⁴ Cs 730,000 Bq/kg ¹³⁷ Cs 870,000 Bq/kg	¹³⁴ Cs 250 Bq/kg ¹³⁷ Cs 500 Bq/kg	¹³⁴ Cs 25 Bq/kg ¹³⁷ Cs 50 Bq/kg	¹³⁴ Cs 100 Bq/kg ¹³⁷ Cs 200 Bq/kg
魚体中の放射性物質濃度 (期間中の最大値)	魚一般 (推定値) ¹³⁴ Cs 260,000 Bq/kg ¹³⁷ Cs 480,000 Bq/kg	浮魚類 ¹³⁴ Cs 18 Bq/kg ¹³⁷ Cs 32 Bq/kg 底魚類 ¹³⁴ Cs 175 Bq/L*4 ¹³⁷ Cs 325 Bq/L*4	浮魚類 ¹³⁴ Cs 10 Bq/kg ¹³⁷ Cs 20 Bq/kg 底魚類 ¹³⁴ Cs 70 Bq/L*4 ¹³⁷ Cs 130 Bq/L*4	浮魚類 ¹³⁴ Cs 10 Bq/kg ¹³⁷ Cs 20 Bq/kg 底魚類 ¹³⁴ Cs 70 Bq/L*4 ¹³⁷ Cs 130 Bq/L*4
魚の推定吸収放射線量 [mGy/d]	浮魚類 3.5 mGy/d 底魚類 18 mGy/d	浮魚類 0.0002 mGy/d 底魚類 0.009 mGy/d	浮魚類 0.0001 mGy/d 底魚類 0.002 mGy/d	浮魚類 0.0001 mGy/d 底魚類 0.004 mGy/d

*1 事故当初の海底土中の¹³¹I濃度に関する公表データは少ないため、理論的な海水-海底土間のヨウ素の分配係数(海水の約70倍)(IAEA 2004)を用いて推定した。ちなみにセシウムの海水-海底土間の分配係数は300~4000だが、実際の海底土中の放射性セシウム濃度は同時期の海水の5倍でしかなく、理論的な分配比にはまったく到達していない。これは海水-堆積物間の濃度が化学的平衡状態に達するために必要な時間(しばしば数年単位)に対し、実際の事故後の経過時間がはるかに短いためであり、同様の理由から実際の堆積物中の放射性ヨウ素濃度はここで用いた値よりもはるかに小さいと考えられる。しかし、ここでは想定される最悪の場合の被曝量を推定するために、あえて理論値を用いた。

*2 魚類については4月時点の測定試料数が少ないために、浮魚・底魚ともに5月の最大値を4月に入力している。なお¹³¹Iについては4月-5月間の減衰が大きいので、水産庁データ(水産庁2013)中でコウナゴ・シラス以外の魚種についての2011年4月中の最大値を求め、この値を浮魚・底魚共通の最大値として使用している。

*3 2011年5月から2013年3月までの第一原発港内での魚の放射性セシウム濃度は実測値がないため、事故直後の濃度から第一原発港外の浮魚類と同じ生態学的半減期(約100日:水産総合研究センター2013a)で放射性セシウム濃度が減少すると仮定し、さらにその中の¹³⁴Cs/¹³⁷Cs比は両者の半減期の違いに基づく理論的な事故後の存在比にそって変化すると仮定して両種類の値を推定した。

*4 海域別の放射性セシウム濃度はWada *et al.* (2013)から参照。さらに、¹³⁴Csと¹³⁷Csの濃度比を、半減期の違いに基づく事故後の両者の理論的な存在比にそって配分した。

以上述べてきた、第一原発港内から沖合までの福島県各海域における環境と海産魚の最大放射性物質濃度をまとめると、表2のようになる。なおこの表に記されている海産魚類の値は各時期・各海域における「最大値」であり、大部分の個体はこの表の値よりはるかに低い放射能レベルである(図2)ことに留意して欲しい。とくに2012年以降福島県海域で段階的に再開されている試験操業の対象魚種については、試験操業前の3ヶ月間にわたってすべての試料が100 Bq/kg-wet以下である事を確かめながら操業を実施している。

これらの値をERICAツールに入力して推定した、事故後の各段階における海産魚の吸収放射線量も合わせて表2に示す。2011年4月に第一原発港内に残存していた魚は、浮魚で数十mGy/d台の後半、底魚では100mGy/dを超える吸収放射線量を受けていた事が今回の見積もりから伺える。事故当時の第一原発港内における海底土と海産魚中の放射性物質濃度は同時期の海水中の放射性物質濃度からの「最大推定値」を用いているので、今回計算された吸収放射線量が必ずしも現実 に即しているかは考慮の必要があるが、Sazykina *et al.* (2009)の実験データから考えて、生殖系や免疫系に重大な影響を受けていてもおかしくないレベルの被曝があった確率はきわめて高いと言える。その後も第一原発港内における魚の吸収放射線量は時間とともに減少するものの、2013年3月時点でもなお浮魚で数mGy/d、底魚では20mGy/d近い吸収放射線量を受け得るという試算結果であり、第一原発港内は事故後現在に至るまで一貫して、ICRPの策定した誘導考慮参考レベルを超える海域として存在している可能性が高い事が示された。

一方で、第一原発港外のすべての福島県海域では、事故直後から魚体中の放射性セシウム濃度最大期を経て現在に至るまで、すべての期間で誘導考慮参考レベルを超える事態は発生していなかったという計算結果になった。第一原発港外で吸収放射線量が高かったのは事故直後の底魚についてであるが、それでも値は0.56mGy/dであってまだ誘導考慮参考レベルには達していない。ちなみにこの時期、体内に放射性ヨウ素、放射性セシウム合わせて26,000 Bq/kg-wet以上を取り込んでいたシラスよりも、両者合わせて400 Bq/kg-wetしか体内に含んでいなかった底魚の方が推定吸収放射線量が高いという計算結果になっているのは興味深い。これはこの時期の海底土の¹³¹I濃度推定値に、21万 Bq/kg-dryという思い切り危険側に振った値を用いている事により、海底土からの

体外被曝が増えている事が影響している。海水中では¹³¹Iや放射性セシウムから発生するガンマ線は10数cmしか飛べないので、この海底土からの影響は、底魚のうちでも海底土中に半ば埋没して生活しているカレイやヒラメなどの魚種について顕著であって、海底から浮いて生活しているマダラ、スケトウダラやアイナメ、メバルといった岩礁魚では、今回の推定値(「底魚」は24時間海底土表面に張り付いて生活している、という仮定で体外被曝量を計算している)よりも吸収放射線量はさらに少ないと考える事ができる。

5 海産魚の被曝に対する対処は?

吸収放射線量推定の結果、東京電力福島第一原発事故による海産魚への放射線被曝の程度は、第一原発港外のすべての海域で問題になるようなレベルには達していないが、一方で第一原発港内では海産魚に慢性被曝の影響が現れている可能性が高い事がわかった。魚類に対する放射線急性被曝の致死量は5 Gy~50 Gyとされており(Whicker and Schultz 1982)、事故当初の第一原発港内における最大吸収放射線量はそれでもまだ100 mGy/dのオーダーでしかないので、事故当初に発生した高濃度汚染水の直撃を受けた魚でもないかぎり、第一原発港内といえども急性被曝で死亡した魚はほとんど居ないと考えられる。つまり、事故当時から第一原発港内に存在していた魚のほとんどは、慢性被曝により生殖系や免疫系に何らかの影響を受けた個体群として存続していると考えてよい。我々はこの個体群に対して何らかの手立てを打つべきだろうか?

実は、東電は2013年3月に第一原発の港湾口と防波堤外周をネットで遮断し、港内と港外の魚の行き来をできる限り分断した上で、港内の魚をすべて漁労により「駆除」する作業を始めている。これは主として福島周辺海域に第一原発港内由来の高濃度汚染魚が拡散する事により、周辺海域における水産業の再開を遅らせる事がないようにするためという、水産行政的な視点での事業だが、同時に港内で生殖系に異常をきたした個体が港外に拡散して再生産過程に加わる事により、周辺の個体群の再生産率に影響を与える事を抑止する効果も持っていると考えられる。同時に、港内の個体群は野生の個体群としての保護の対象から完全にはずれ、駆除の対象とされてしまった事にもなる。おそらく今回の事故において、陸上の動植物で被曝を理由とした野生個体群の駆除例は未だ存在していないと私は認識しているが、海洋生態系

について我々は「重度の被曝個体群の切り離し」を選択した。これは、水産業という「野生の生態系から産業規模で食料を得る行為」が存続しえている海洋生態系の特殊事情だと私は理解している。もし、陸上で「産業としての狩猟」が大々的に存続していれば、おそらく陸上でも同様の施策が採られていたはずである。

元々第一原発の港外に存在していた個体群については、慢性被曝の影響は存在しないと考えられるので、もし生態系に何らかの被曝影響がもたらさせるとすれば、それはいったん第一原発港内で被曝した個体が港外に泳ぎだし、港外の個体群に紛れ込んで再生産活動に参加するようなケースだろう。2013年の3月までは第一原発の港湾口はネットでふさがれていないので、この時期に港外に泳ぎだした個体が港外に存在する可能性はごくわずかながら存在する。実際、図2bcには入れていない、25,800 Bq/kg-wetの放射性セシウム濃度を持った底魚（アイナメ）の捕獲例（2012年8月）が1例存在する（水産総合研究センター2013b）。耳石の分析などの結果から、この個体は第一原発港内から泳ぎだした個体が港外海域で捕獲された事例であると考えられている。2011年から2012年までの福島県海域における全アイナメ試料の放射能頻度分布から、福島県海域のアイナメ個体群中に第一原発港湾からの泳ぎだし個体が含まれる割合を計算すると、5万分の1以下という推定結果だった（水産総合研究センター2013b）。存在頻度があまりに低いので、このような比率で第一原発港内由来の生殖系に異常を持った個体が港外個体群に紛れ込んだとしても、当該個体群に与える影響はかなり軽微なものだと直感的には考えられるが、数値シミュレーションなどを用いた定量的な影響評価はまだである。

本稿では、北海道周辺海域の海産魚に対する被曝影響の評価を行っていないが、北海道海域の海水・海底土中における事故由来放射性物質濃度は福島周辺海域に比べてはるかに小さく、また北海道海域における海産魚中の放射性セシウム濃度も一貫して100 Bq/kg-wetの基準値を下回っている事から、福島県沖合域の海産魚に比べてもさらに被曝影響は小さいと断言できる。福島県海域を通過して北海道沿岸域に達するサケマス類やクジラ類についても同様である。北海道周辺海域では第一原発港内由来と思われる超高濃度の魚もこれまでまったく検出されていないので、被曝個体が現地個体群に紛れ込む可能性についても、今のところ検出不可能なほど小さいと言ってよい。

最後に、放射線影響以外も含めた、震災全体と

しての総合的な海産生態系への影響についても言及しておきたい。これはもう完全に「震災による漁獲圧（漁獲操業）の減少」がダントツの影響力を持っている。海産魚の場合、資源量の推定そのものが漁獲データを利用して行われているので、事故後の漁獲データの極端に少ない福島県海域の事故後の正確な資源量推定値は存在していないが、試験操業時の漁業者からの聞き取りによれば、ここ2年間の「ほぼ禁漁状態」の継続によって、福島県海域の各魚種の個体数や平均体長などはのきなみ急激に上昇している事が推定できる状況にある。平成25年度から、各機関による水産資源増加量の定量的な調査が再開される予定であるが、この状況は逆にいえば、日本近海の高産魚種にとって最も大きな個体数の増減要因は「漁獲圧」であるという事実が改めて浮き彫りになった結果ともとれる。東京電力福島第一原発事故による福島県周辺海域の漁業の停止や縮小は、現地の水産関係者にとっては痛恨の打撃であり、それは程度の消長こそあれ今も継続している事態である。しかし反面、我々はこうした漁業の大規模な停止によって、海洋生態系ないしはそこに存在する水産資源量が短期間でどれほど劇的に回復し得るかという事に関する、貴重なデータをリアルタイムで得ているとも言える。この痛恨の事態を将来の漁業管理のうえに役立つデータとして再生させるためにも、我々は今後事故後の福島県海域における海洋生態系のモニタリングを定常的に続ける必要がある。放射線被曝による海洋生態系への影響評価の定量的な情報もまた、この回復過程全体を解析するうえでの一つのパーツとして必要になってくるはずである。

引用文献

- 福島県（福島県ホームページ） 海水・海底土壌の検査結果。
http://wwwcms.pref.fukushima.jp/pcp_portal/PortalServlet;jsessionid=F15E8DAC924A9E997A4DEBD1A7580D86?DISPLAY_ID=DIRECT&NEXT_DISPLAY_ID=U000004&CONTENTS_ID=39316
- Ambe, D., H. Kaeriyama, Y. Shigenobu, K. Fujimoto, T. Ono, H. Sawada, H. Saito, S. Miki, T. Setou, T. Morita and T. Watanabe (2014) A High-resolved Spatial Distribution of Radiocesium in Sea Sediment Derived from Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *J. Environ. Radioact.*, submit.
- IAEA (2004) Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment. IAEA Tech. Rep. Ser. No.422.

- ICRP (2008) Environmental protection - the concept and use of reference animals and plants. ICRP Publication 108. Ann. ICPR 38(4-6).
- Oikawa, S., Takata, H., Watabe, T., Misonoo J. and Kusakabe M. (2013) Distribution of the Fukushima-derived radionuclides in seawater in the Pacific off the coast of Miyagi, Fukushima, and Ibaraki Prefectures, Japan. *Biogeosci.* 10, 5031-5047, doi: 10.5194/bg-10-5031-2013
- Sazykina, T. G., Kryshev, A. I. and Sanina, K. D. (2009) Non-parametric estimation of thresholds for radiation effects in vertebrate species under chronic low-LET exposures. *Radiat. Environ. Biophys.* 48: 391-404, DOI 10.1007/s00411-009-0233-0.
- 水産総合研究センター (2012) 放射性物質影響解明調査事業報告書.平成 24 年 3 月,95 pp.
http://www.fra.affrc.go.jp/eq/Nuclear_accident_effects/final_report.pdf
- 水産総合研究センター (2013 a) 平成 24 年度放射性物質影響解明調査事業報告書.平成 25 年 3 月,149 pp.
http://www.fra.affrc.go.jp/eq/Nuclear_accident_effects/final_report24.pdf
- 水産総合研究センター (2013 b) 平成 24 年度科学技術戦略推進費「高濃度に放射性セシウムで汚染された魚類の汚染源・汚染経路の解明のための緊急調査研究」.水産総合研究センター「震災復興に向けた活動報告集」No.13,平成 25 年 9 月,http://www.fra.affrc.go.jp/eq/repo_res/report13.pdf
- 水産庁 (2013) 水産物の放射性物質調査の結果について～平成 25 年 12 月 27 日更新.<http://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html>
- 東京電力 (東京電力ホームページ) 福島第一原子力発電所 周辺環境への影響 | アーカイブ
<http://www.tepco.co.jp/nu/fukushima-np/f1/index2-j.html>
- UNSCEAR (1996) Sources and effects of ionizing radiation, UNSCEAR 1996 Report to the general assembly, with scientific annex. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, United Nations, New York, 1996, ISBN 92-1-142219-1.
- Wada, T., Nemoto, Y., Shimamura, S., Fujita, T., Mizuno, T., Sohtome, T., Kamiyama, K., Morita, T. and Igarashi, S. (2013) Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima. *J. Environ. Radioact.*, 124, 246-254. doi: 10.1016/j.jenvrad.2013.05.008
- Whicker, F. W. and Schultz, V. (1982) *Radioecology: Nuclear Energy and the Environment*, CRC Press, Boca Raton, FL.

小埜 恒夫 (おの つねお)

(独) 水産総合研究センター中央水産研究所 海洋・生態系研究センター放射能調査グループ長。
北海道大学水産学部卒。科学技術振興事業団、地球フロンティア研究システムを経て、2002 年から [独] 水産総合研究センター北海道区水産研究所に勤務。2011 年の東日本大震災後、同センターの中央水産研究所に異動し、東福島第一原発事故に対応する各種調査に従事。水産学博士。