

## 水産物の放射能汚染をどうみるか

吉田 勝彦

水産庁旧中央水産研究所 元海洋放射能研究室長

福島原発事故による高濃度汚染水が海洋に漏えいしてから、8ヶ月が経過した。海産物の放射能汚染は進行しつつあるとして、食用にすることを危惧する報道、著述は後を絶たない。

朝日新聞によると、6月13日までに独立行政法人放射線医学総合研究所の問い合わせ窓口への相談件数は1万件を超え、「大丈夫」と言う人より、「警鐘を鳴らしてくれる」人の方が正しい、と考える人が多いとのことである。この状況はさらに増幅されているように思える。

私自身が直接携わってきた、海洋環境放射能に関する調査研究を中心に、平成23年6月1日の(財)農学会公開シンポジウムで、社会人向けに講演した要旨を基に、水産物(海産物)の放射能汚染について述べ、海洋環境放射能の調査研究に長期間携わってきた者として、その義務を果たしたい。水産物の放射能汚染に対する不安感を少しでも取り除くことに役立てれば幸いである。

### 1. 米ソ、さらに中国による大気圏内核爆発実験による放射能汚染

1960年代、米ソ、引き続き中国による大気圏内核爆発実験が活発に行われた。高濃度な放射性物質に汚染された降下物は数年間降下し続けた。その汚染域は正に地球規模で、特に北半球中緯度域は広範にわたり高濃度に放射能で汚染された。核実験停止後も成層圏に滞留した放射性物質は数十年間、漸減しながら春先を中心に降下し続けた。

米ソ、及び中国による核爆発実験の規模、東京に降下したCs137の経年変動を図1、2に、比較のために福島原発によるCs137の東京でのCs137の降下量の経時変動を図3に示した。3月21日から24日の4日間大量に降下したが、その後、急激に減少し、検出下限値以下になった。

1960年代に、米国、ソ連、および中国による大気圏内核爆発実験により、日本とその周辺海域を汚染した放射性物質は、量、質、共に福島原発事故によるそれをはるかに上回る。主要放射性物質は中、長半減期の核種に絞っても、

$^{60}\text{Co}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{110\text{m}}\text{Ag}$ ,  $^{134,137}\text{Cs}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{207}\text{Bi}$ ,  $^{238,239,240}\text{Pu}$  などであり、その量は核種により異なるが、数 100 倍から数 1,000 倍と推定されている。 $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238,239,240}\text{Pu}$  など長半減期の核種は海洋環境中で低濃度ではあるが現在でも残留し検出することが出来る。

長屋ら、および海上保安庁水路部(海洋情報部の前身)の報告をもとに作成した北西太平洋海域における海水中の  $\text{Cs}137$  濃度の鉛直分布を図 4 に示した。表層から水深 500m まで(主要水産生物の生育域)は、海水は鉛直混合するので、 $\text{Cs}137$  濃度ほぼ一定になる。500m 以深では急激に減少し、3,000m 以深の深層域は、再び、ほぼ一定の濃度になる。深海域の  $\text{Cs}137$  濃度は表層域に比べて約 2 桁低くなる。

この分布パターンは現在も同様であるが、 $\text{Cs}137$  の半減期と鉛直、水平混合により、現在の濃度は約 2 分の 1 程度に減少している。

1980 年代後半以降、成層圏からの放射性物資の降下量は減少し、主要核種は  $\text{Sr}90$ 、 $\text{Cs}137$  の 2 核種 になった。海洋中におけるこれらの濃度は現在漸減傾向にある。

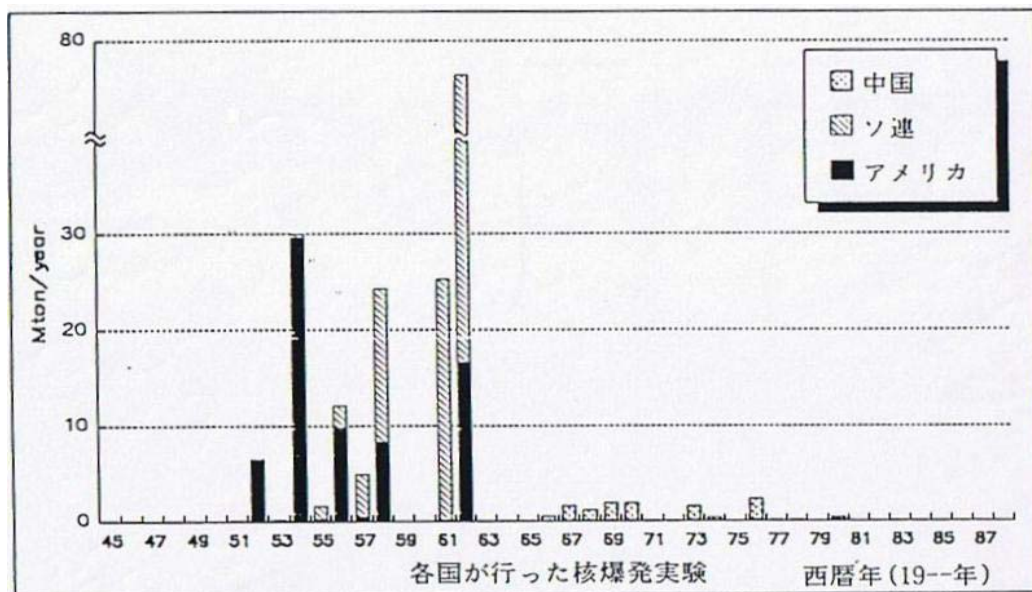


図 1 米国、ソ連、中国が行った核爆発実験 気象庁

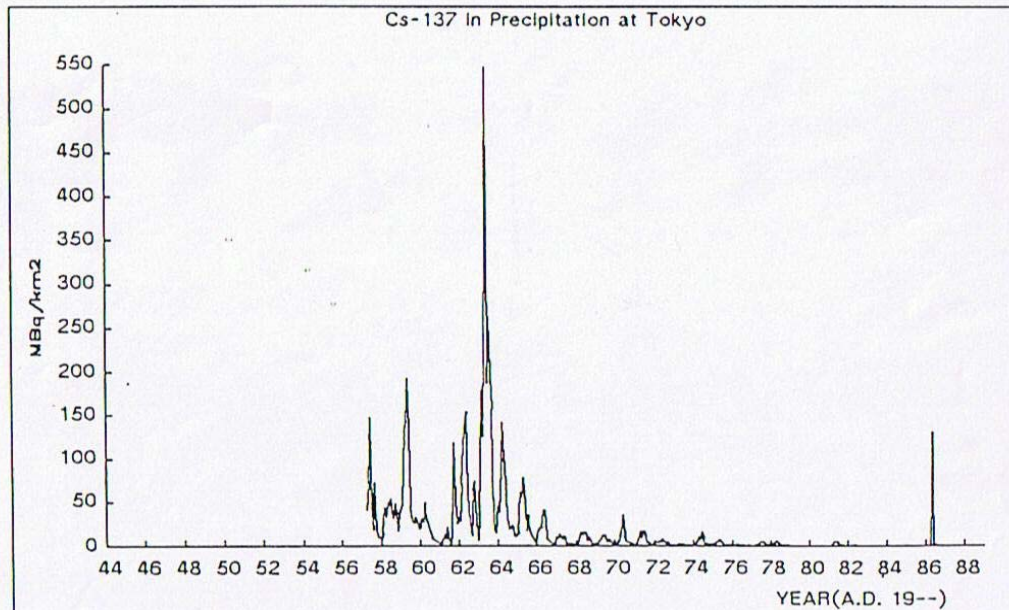


図2 降下物中の<sup>137</sup>Csの経年変化（気象庁：東京）

約10年間にわたりかなり大量の<sup>137</sup>Csが地球規模で降下し続けた。降下した<sup>137</sup>Csの積算量は福島原発に比べて桁違いに大きい。

1986に認められるピークはチェルノブイリ事故により降下した<sup>137</sup>Csである。縦軸単位はMBq/km<sup>2</sup>。

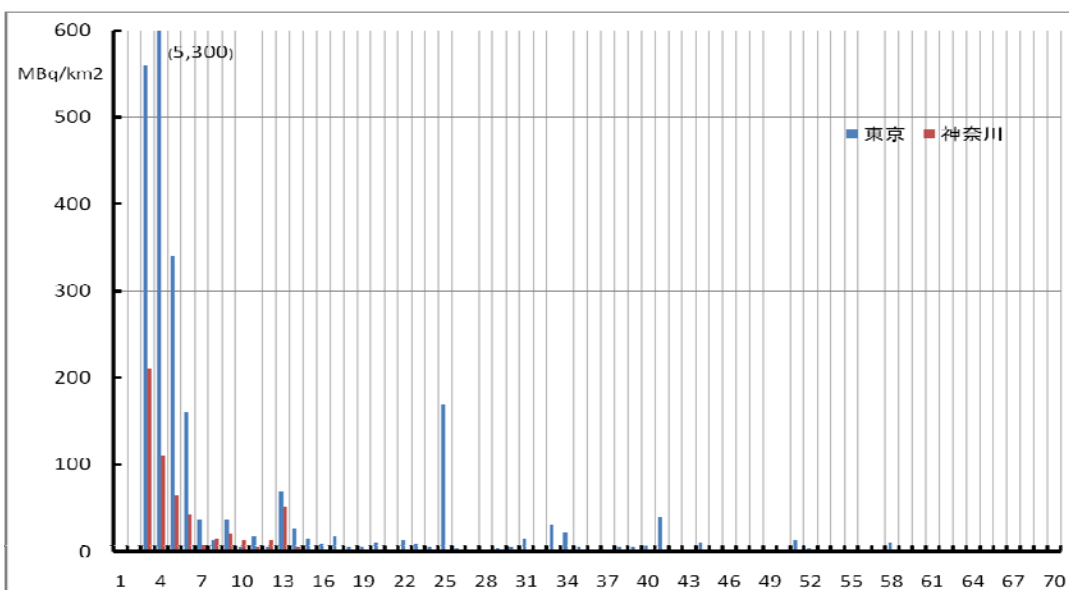


図3 東京、神奈川の福島原発事故による降下物中の<sup>137</sup>Cs量

東京には3月21日から24日の4日間、特に22日は5,300MBq/km<sup>2</sup>と大量の<sup>137</sup>Csが降下したが、その後収束した。神奈川以西も同様の傾向で降下したが降下量は少なかった。3月18日9時から19日9時に採取した降下物量を、横軸の1に示した。従って4は、21日から22日にかけて採取した降下物量を示す。

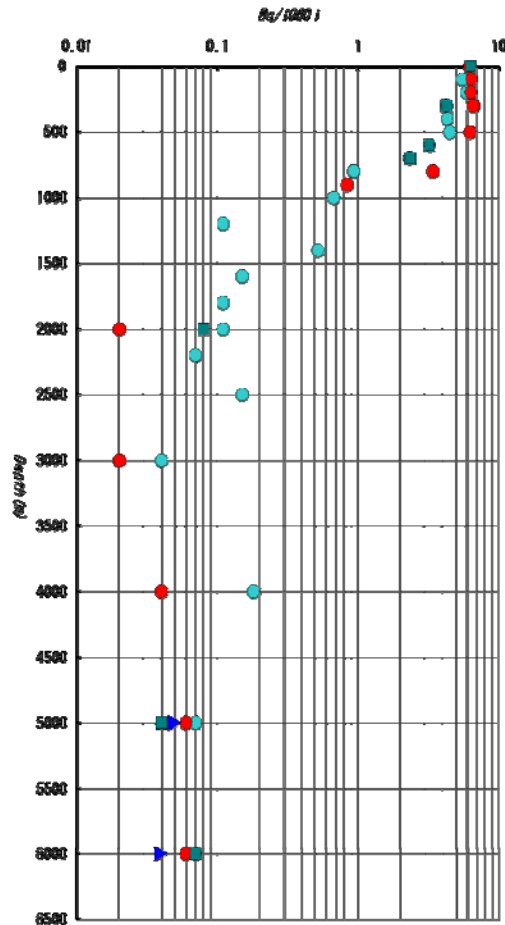


図4 海水中の  $^{137}\text{Cs}$  の鉛直分布(北西太平洋中緯度海域)

米ソと中国による大気圏内核実験により海洋中に降下した  $^{137}\text{Cs}$ 。

現在でも海洋中残存している。

横軸の  $Bq/1000l$  の  $l$  は  $L=$ リットルを示す。

長屋ら(1981)、海上保安庁水路部報告から作成

## 2. 水産生物と Cs 137 濃度：海洋生態系での濃縮と蓄積

### 2-1 調査対象水産生物の選定

旧水産庁中央水産研究所(現(独)水産総合センター中央研究所)では海洋放射能研究室を中核として、各海区水産研究所との共同調査、「近海海産生物放射能調査」を1957年以来、調査内容の濃淡はあるが継続して行っている。

調査対象水産生物は、まず日本周辺海域を海流系などの海産生物の生育環境、環境特性を考慮して、北方寒流域、本州太平洋沿岸・沖合域、東シナ海域と日本海域の4海域に大別し、それぞれの海域から水産資源としての重要性(漁獲量、消費、利用など)、鉛直・水平分布、回遊、食性などの生態と、放射性核種の蓄積特性3点を主に検討して調査対象魚種を選定した。図5に調査海域と選定水産生物(調査対象魚種)の一覧を示した。



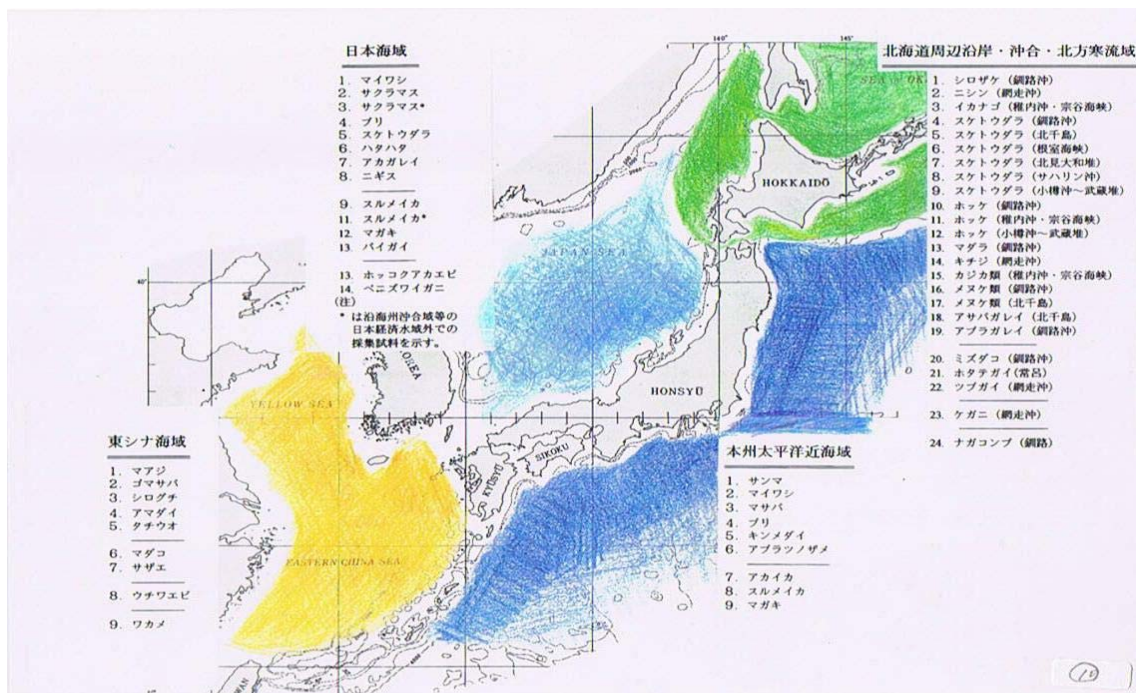


図5 水産庁水産研究所による近海海産生物放射能調査  
調査対象海域と選定された主要海産生物

## 2-2 栄養段階と Cs137

主要浮魚類(表層性、回遊性)、底魚類と主要介藻類の筋肉の Cs137 濃度(1990年代の8年間の平均値と標準偏差)を図6から8に示した。

栄養段階と Cs137 濃度の関係を栄養段階が明確な浮魚類で検証してみると、図6に示されているように、栄養段階が高くなるにつれて Cs137 濃度は高くなる。しかし、プランクトン食のマイワシ、サンマに比べて魚食性のブリ、アブラツノザメの濃度は高々5倍に過ぎない。Cs137は食物連鎖を通じて、極端に高濃度に濃縮されるわけではない。また、Cs137は、肝臓などの特定の臓器に高濃度に濃縮されることはない。魚体内の各部分はほぼ一様の濃度である。

頭足類(イカ、タコ)、甲殻類(エビ、カニ)、貝類、海藻類など、魚類以外の水産生物(介藻類)の Cs137 濃度は低く、魚類で最も濃度の低い、サンマ、マイワシと同レベルかそれ以下である。

Sr90はCs137と同レベルの濃度で海洋中に残存しているが、魚介類の筋肉中に濃縮されることは無い。ただし、Sr90は骨に蓄積する性質があるので、魚類の骨から低濃度ではあるが検出される。シラス類、イカナゴなど、丸ごと食べる水産物の骨にはSr90が低レベルで存在し、検出されることがあるが、問題になる量ではない。

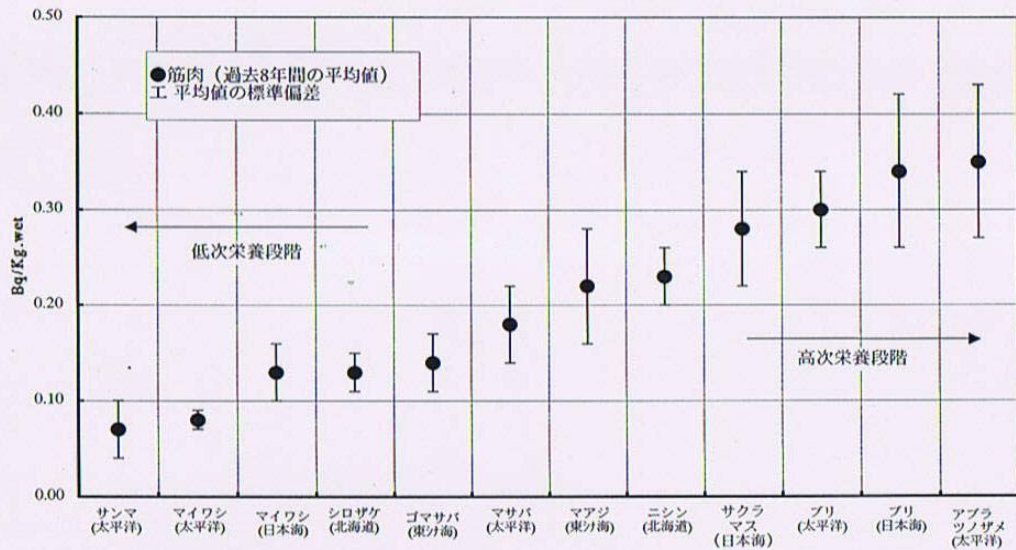


図 6 浮魚(表層魚)の  $^{137}\text{Cs}$  濃度

栄養段階が高くなるにつれて  $^{137}\text{Cs}$  濃度は高くなるが、その差は高々 5 倍程度である。

(6)

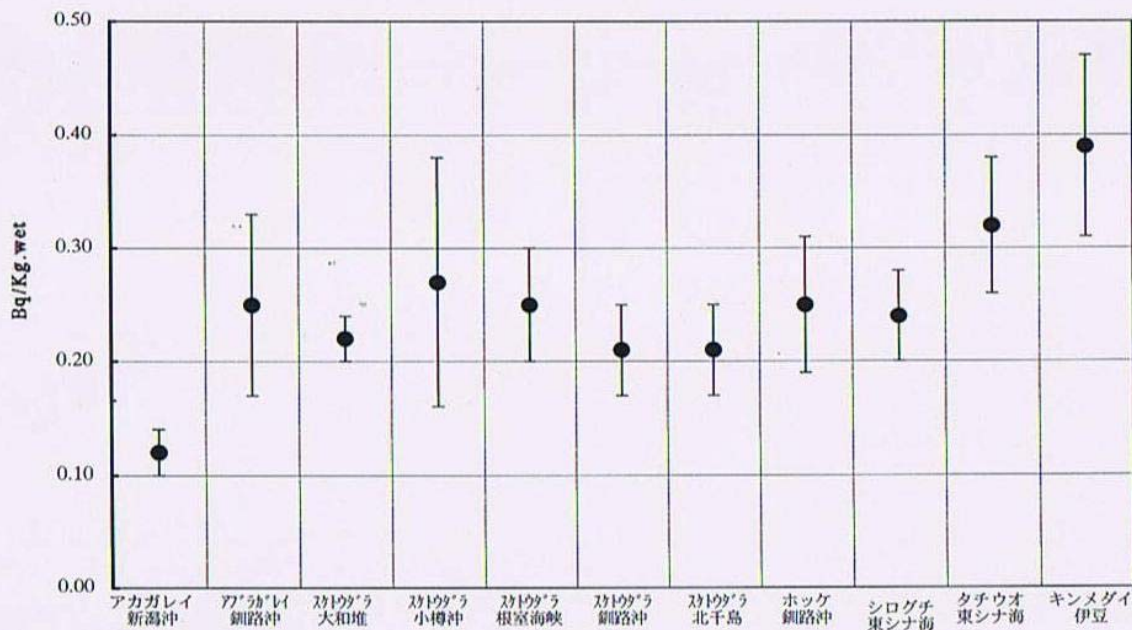
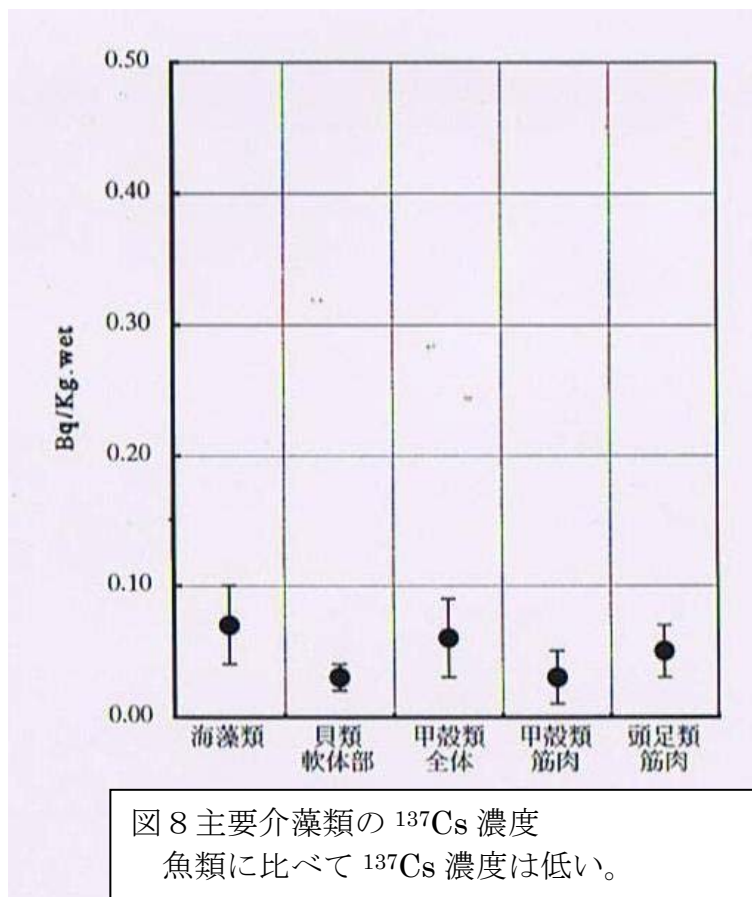


図 7 底魚(底生魚)の  $^{137}\text{Cs}$  濃度

その差は同様 5 倍程度



### 2-3 魚類の成長と Cs137

Cs137 が一定濃度で存在する海水中に魚類が生育し続けた場合、魚類は Cs137 を海水中より濃縮し続け、体内に高濃度に蓄積するであろうか。

幸い 1980 年代後半以降、海洋中における Cs137 濃度は、漸減傾向にあるものの、大まかに見るとほぼ一定濃度である。

魚類の大きさ(年齢)の異なる魚体を試料に選び、魚類の成長と Cs137 濃度の検討することにより、海洋生態系での Cs137 の濃縮と蓄積を検証した。

多くの魚種について調査したが、その中で成長につれて Cs137 濃度が最も高くなったキンメダイとほとんど変化がなくほぼ一定の濃度であったスケトウダラについて、体長(年齢)と Cs137 濃度の関係を図9、および図10に示した。

キンメダイの体長 15cm 前後の試料は 1 歳魚、40cm のそれは約 5 歳魚と推定される。成長につれて Cs137 濃度は高くなるが高々 3 倍程度にすぎない。

スケトウダラは満 1 歳で体長 13cm 前後、4 歳で 30cm を超え、40~42cm で 5 歳、50cm を超えるものは 8~9 歳と推定されている。

従って、魚類は Cs137 を一定濃度まで取り込み濃縮するが、濃縮し続けて時

間とともに高濃度に蓄積し続けることは無い。後にやや詳しく述べるが体内に取り込まれた Cs137 は体外に排出される機構が存在するからである。

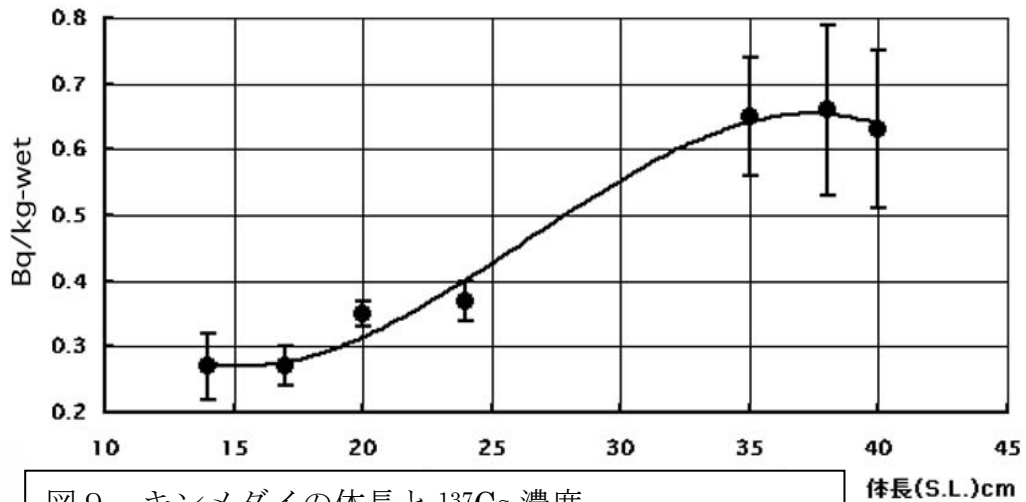


図9 キンメダイの体長と <sup>137</sup>Cs 濃度  
体長 15cm 前後の 1 歳魚と 5 歳以上の高齢魚の濃度差は高々 5 倍程度である。

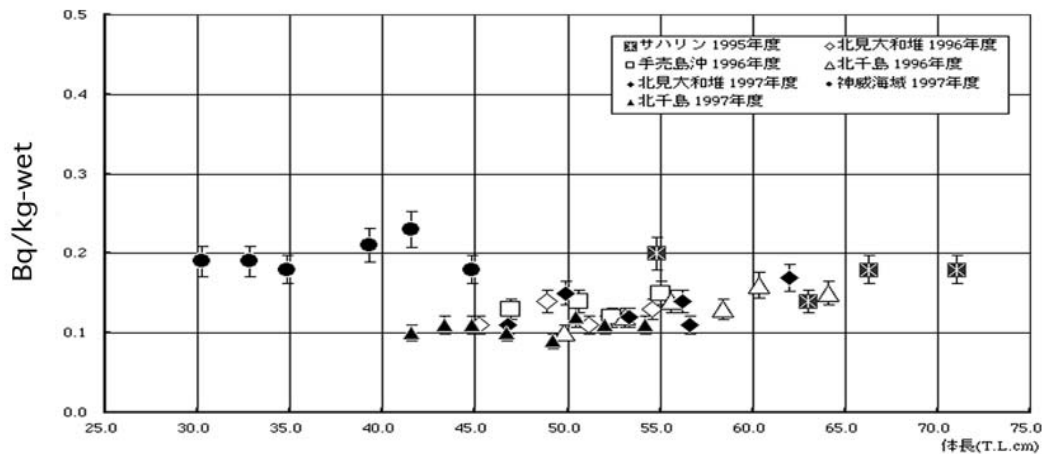


図10 スケトウダラの体長と <sup>137</sup>Cs 濃度  
体長 30cm 前後の 4 歳魚から 65cm 以上の高齢魚 (9 歳魚以上)

### 3. 濃縮係数

#### 3-1 海産魚類の塩類代謝

海産魚類は Na, K, Mg, Ca, Cl など塩類を飲水により環境水から、また摂餌に



より餌生物から体内に取り込む。細胞中に取り込まれた塩類は代謝され過剰なものは尿と鰓に存在する塩細胞から体外に排出され、細胞内の塩類濃度は一定に保たれる機構が存在する。安定 Cs と Cs137 は K と類似した挙動をとる。過剰なものは K と同様に尿と鰓に存在する塩細胞から排出され、体内には一定の濃度に保たれる。従って、体内に蓄積し続けることは無い。

### 3-2 生物濃縮と濃縮係数

良く使われる用語であるが、念のために、一応の定義を記すことにした。

生物濃縮：生物は生育環境から多様な物質を体内に取り込み、また排出して生存している。各種の元素や化合物を生育環境より高い濃度で体内に蓄積することを生物濃縮とここでは定義する。

濃縮係数：放射性物質の濃縮係数は一般に以下のように示される。

放射性物質の濃縮係数 = 生物中の放射性物質濃度 / 水中の放射性物質濃度  
生物中の放射性物質濃度は生重量当たりの核種濃度 (Bq/g-wet, Bq/kg-wet)  
水中の放射性核種濃度は水の比重を 1 として、Bq/ml, Bq/L など。

ただし、放射性物質の濃縮係数は放射性核種が一定濃度に保たれている環境水中に、放射性物質の取り込みと排出しながら一定期間生育し、生体内と環境水との間に濃度平衡が達せられた場合に求めることが出来る。従って、濃縮係数は一定の環境条件下における、最大の生物濃縮を表す数値といえる。

海洋生態系における濃縮係数：海産生物への放射性物質の移行経路は海水から飲水による直接取り込まれる経路と摂食による餌から吸収される二つの経路がある。海産生物を分析することにより得られる放射性物質の濃度はこれら二つの異なる経路により移行蓄積された放射性物質の総量から求められる。従って、海水のみならず、餌生物も安定して存在していると認められた条件下でのみ求められる。同一魚種であっても生育海域をこととした場合、海水の濃度は同一であっても、餌生物が異なる場合には濃縮係数は異なることもある。

### 3-3 栄養段階と海産生物の濃縮係数

濃縮係数を海洋生態系(自然条件下)中で求めるのは必ずしも容易ではない。濃縮係数を求めるには、先に示したように海水中の濃度が一定期間、一定濃度に保たれ、餌生物環境も安定していなければならない。

幸い、1980年代後半以降、海洋中における Sr90, Cs137 濃度は漸減傾向が認められるものの、1～2年の期間に区切れれば、ほぼ一定濃度であるといえる。また、主要海産生物の生息域である表層から水深 500m までの Cs137 濃度はほぼ一定であることは図 4 にすでに示した。

1990年代に日本周辺海域で得られた、32魚種のCs137平均濃度と表層から200mまでの海水のCs137平均濃度の経年変化を図11に示した。魚類のCs137平均濃度は海水の濃度変化に極めて良く対応している。このことは、魚類のCs137濃度は基本的には海水のCs137濃度に依存していることを示す。同時に1年以内の比較的短時間に生体内と環境水との間に濃度平衡が達せられること、餌環境も安定していた結果と判断して大きな間違いは無いであろう。

多くの飼育実験から、実験室の単純な条件下では数十日間で、生体内と環境水との間に濃度平衡が達せられることが知られているが、食う・食われるの単純な食物連鎖ではなく、複雑な食物網を通じて移行、濃縮される海洋生態系においても、1年以内の比較的短期間に濃度平衡が達せられると推定した。

従って、1990年代の日本周辺海域で得られた海水と海産生物のCs137の分析値により、海洋の自然条件下での濃縮係数を求めることが可能である

1900年代に求められたCs137の海水と海産生物の分析値により、種々の海産生物について濃縮係数を求めた。濃縮係数とその標準偏差を栄養段階ごとに整理して図12に示した。

海産生物のCs137の濃縮係数は栄養段階が高くなるにつれて大きくなるが、最も高い大型魚食魚でも、その濃縮係数は高々100である。Cs137は食物連鎖を通じて濃縮され、高次の栄養段階の魚種(魚食性のマグロ類など)でも、海水中のCs137濃度の100倍程度に濃縮されるが、それ以上高濃度に蓄積されることはない。DDTやPCBなどの合成化合物の生物濃縮とは全く異なる。

因みに、DDTの濃縮係数は約12,000、PCBは1,200~1,000,000である。これらの有機合成化合物は食物連鎖により、順次高濃度に濃縮蓄積される。従って高次の栄養段階の大型魚類では濃縮係数は極めて高くなる。栄養段階とCs137、およびDDTの濃縮係数を図13に示した。

Sr90,Cs137など、CaやKなどの生元素と生体内で類似の挙動を取る元素は一般に濃縮はあまり高くない。それは生体内で代謝されて排出され、生体内では一定の濃度に保たれる機構があるためと考えられる。DDTやPCBなどの合成化合物は体内に一度取り込まれると、それを排出する機構が存在しないか、極めて低いために、一方的に高濃度に蓄積されると考えられる。

DDTやPCBなどの、いわゆる公害物質が食物連鎖により高濃度に濃縮され、生体内に蓄積される現象が知られるようになってから、放射性物質をはじめ、人体に有害な物質は全てそうであるかのような、いい加減な知識が氾濫しているのは極めて遺憾である。

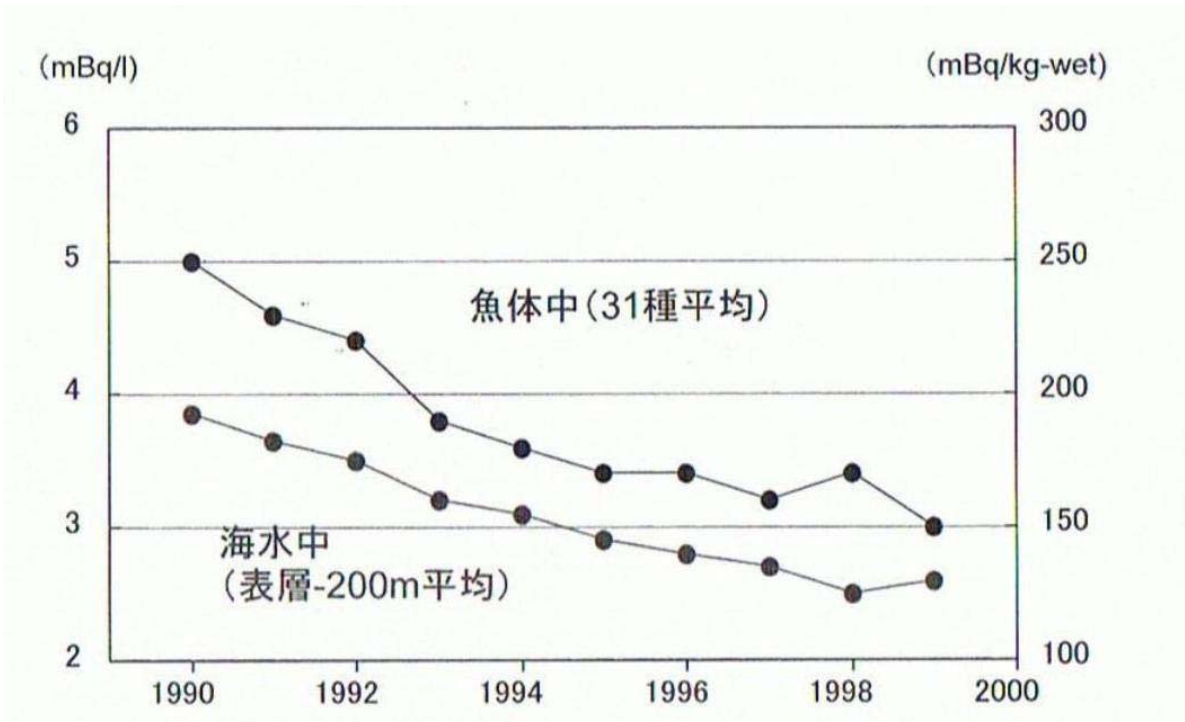
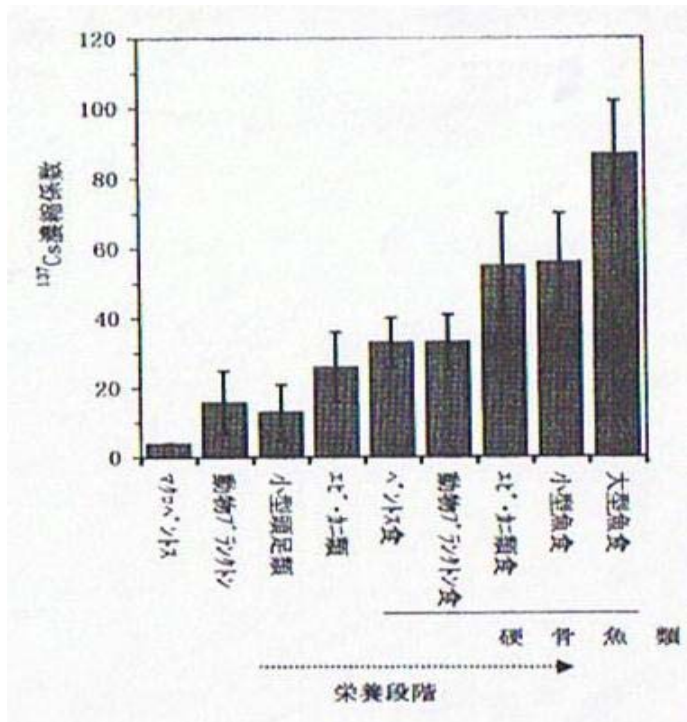


図 11 海水と海産魚類の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の関係  
 海産魚類の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は海水の  $^{137}\text{Cs}$  濃度に依存する。(笠松不二雄 1999)  
 縦軸の mBq/l の l は、L=リットルを示す。



笠松不二男、1999

図 12 海産生物の栄養段階と  $^{137}\text{Cs}$  の濃縮係数  
 $^{137}\text{Cs}$  の濃縮係数は食物連鎖を通してあまり大きくなる。大型魚類でも 100 程度である。

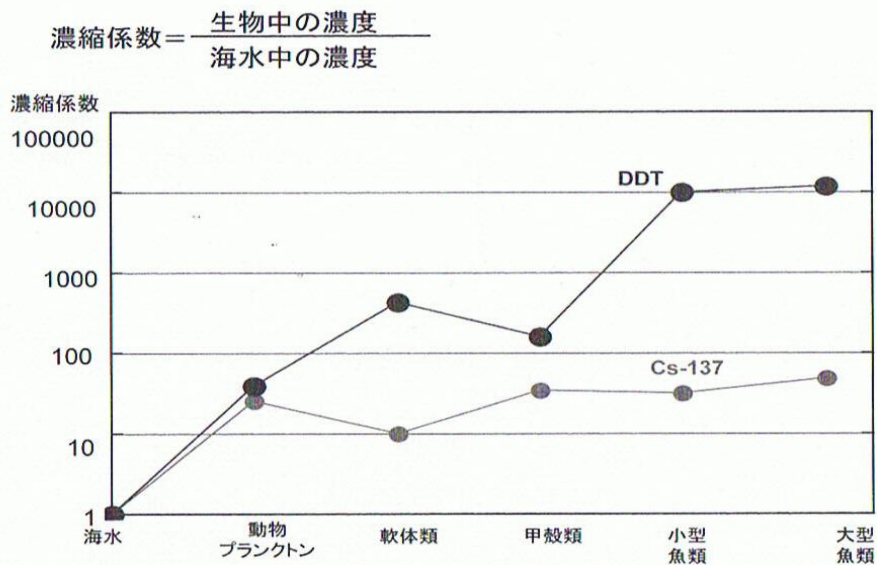


図 13 海産生物の栄養段階と濃縮係数：<sup>137</sup>Cs と DDT との比較  
 DDT など合成化合物の濃縮計数は <sup>137</sup>Cs など生元素と類似の挙動  
 を取る元素とは異なり、食物連鎖を通じて極めて大きくなる。

#### 4. チェルノブイリ事故により汚染された Cs137 と魚類：海洋生態系での濃縮と排出

##### 4-1 Cs137 の魚体からの排出：生物学的半減期

魚体内に濃縮、蓄積された放射性物質はどの程度の期間で体外に排出されるのか。飼育実験による多くの調査研究が、放射線医学総合研究所那珂湊支所を中心に調査された。実験は予め放射性物質を取り込ませた汚染魚を作り、放射性物質を含まない海水に移して、時間を追って魚体の放射能濃度を測定する排出実験により、生物学的半減期(魚体内の濃度が最初の濃度の半分になるまでの時間)が求められた。

魚類の生物学的半減期は当然、魚種によっても、飼育温度などによっても異なるが、飼育実験により得られた Cs137 の生物学的半減期は約 50 日程度である。

Cs137 を含まない海水は存在しない日本周辺海域において、魚類に濃縮された Cs137 はどの程度の速度(生物学的半減期)で排出されるであろうか。海洋生態系において、大まかなものであっても納得できる精度で、生物学的半減期を求めることは可能であろうか。

##### 4-2 チェルノブイリ事故による海水の Cs137 汚染

日本周辺海域はもとより、北太平洋中緯度域の海水は、チェルノブイリより飛来した、I-131, Cs134, 137 などの放射性物質により広範囲に汚染された。沖縄以南を除く日本列島周辺海域は全てほぼ同レベルの核種濃度で推移した。

福島県沿岸域から沖合域で得られた、海水中の Cs137 濃度の経年変化を図 14 に示した。注目すべきことはチェルノブイリ原発からの放出が停止すると、汚染され海水の Cs137 濃度は急激に減少し、一年後までに、バックグラウンドレベル(1960 年代の核実験により汚染され、現在まで海洋中に残存している Cs137 濃度)にまで低下していることである。

この事実は大気と土壌との二つの基質よりなる陸上生態系と異なる海洋生態系の特性による。海洋生態系を構成する基質は水であるということである。水は多くの物質を溶解するとともに希釈、拡散する性質を持つ。また、鉛直的にも水平的にも混合しながら海流により運ばれる。さらに一部は海中の懸濁物に付着したり、凝集沈殿して海底に運ばれる。これらの作用により、表層水に降下したチェルノブイリ起源の Cs137 は短期間にバックグラウンドレベルまで低下したと推定される。

ここで、海底土と放射能汚染について若干のベルことにする。海底土は表層から運ばれた Cs137 により、汚染されることになる。図 15 に北海道岩内沖の海底土を柱状に採取して、表層から 30cm までを 2cm 刻みに輪切りにして各層を分析し得られた放射性核種のプロファイルを示した。これらの核種はビキニ環礁での核実験以来海底土に堆積した放射性核種である。因みに 12cm 層付近を中心とした各核種の濃度ピークは 60 年代における米ソの核実験によるものと推定されている。これらのことから、大まかな堆積速度を求めることが出来る。

海底土の放射性核種濃度は Cs137, Pu239+240 とともに kg 当たり 1～10Bq のレベルであり、Cs137 の濃度が L あたり数 mBq のオーダーである表層水に比べてかなり高い。海底土に蓄積されている Pu239+240 では、表層水の濃度が 0.01mBq のレベルであるので、極めて高濃度に蓄積している。

しかし、これらの放射性核種と海底土との結合は極めて堅固で、現在まで多くの実験がなされたが、海水中に再溶出することは認められない。また、海底土中に生息するベントス類に移行すること示す結果も得られていない。

#### 4-3 チェルノブイリ事故による Cs137 汚染の活用

福島沖での海水の Cs137 濃度の推移を示した図 14 に、再度注目してみよう。Cs137 濃度の汚染ピークから短期間で事故以前のバックグラウンドレベルまで低下していることは既に指摘した。



一方、Cs137 濃度が急激に変動する海洋中に生息していた魚類は、高濃度に汚染された Cs137 海水中で、Cs137 を濃縮して短期間生育した後に、もとの低濃度の海水に戻され生育をし続けたことになる。このことは何らかの方法でバックグラウンドレベルの濃度を推定し、その濃度値を差し引くことが出来れば、実験室での排出実験と同様に、海洋生態系において汚染魚を非汚染海水に戻して排出の過程を追う実験を行うことになり、実際の海洋中での、大まかに生物学的半減期を推定することが可能になると考えられる。

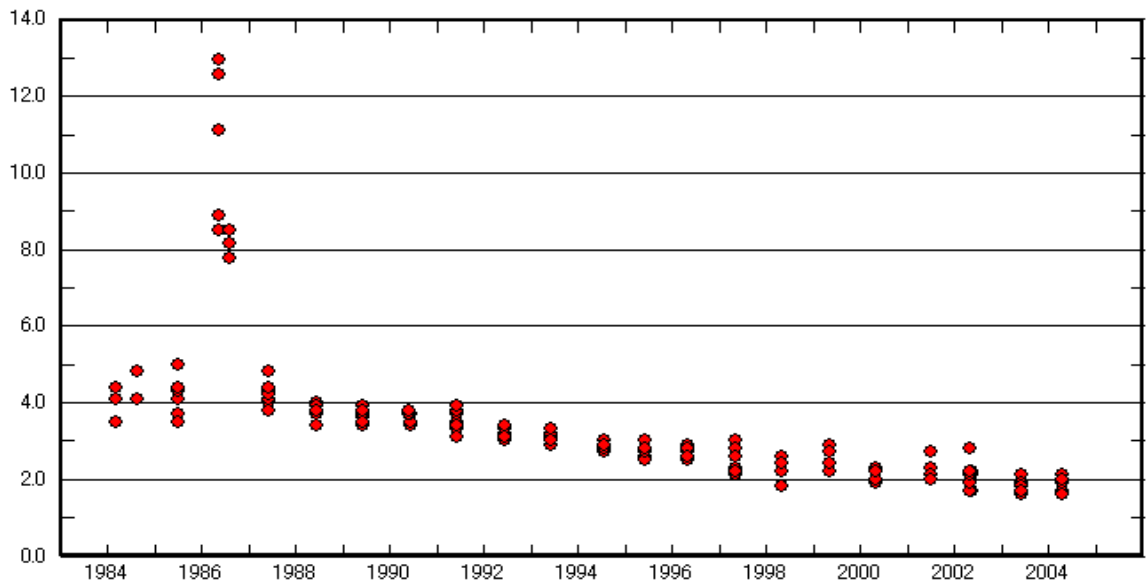


図 14 福島沖海域での表層海水の Cs137 濃度の経年変化  
 チェルノブイリ事故により汚染された海水は急激に希釈され、事故以前の濃度(米ソなどによる 1960 年代の大気圏内核実験により汚染され、現在まで残存している Cs137 濃度)まで低下した。

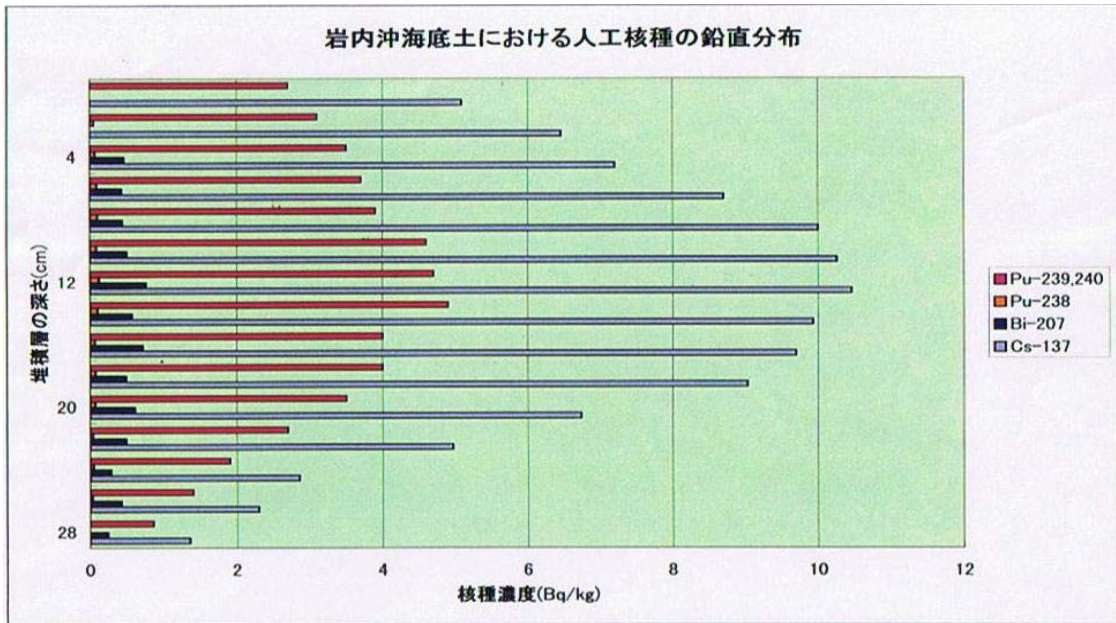


図 15 放射性物質の海底土への移行蓄積

ビキニの核実験以来の放射性物質は海底に蓄積。米ソなどによる 1960 年代の大気圏内核実験による核種のピークが認められる。鈴木顕介 (私信)

#### 4-4 チェルノブイリ影響推定式の作成

チェルノブイリ起源の Cs137 濃度の推移を示す、チェルノブイリ影響推定式を以下のプロセスで作成した。影響推定式により、Cs137 の濃縮と排出過程を解明し、海洋中での生物学的半減期を大まかに推定が可能なる。

若干煩雑ではあるが、チェルノブイリ影響推定式までのプロセスを示す。

##### ①経年変動傾向を示す基本式

$$Y = a_0 \cdot \text{Exp}(-a_1 \cdot X) \quad \dots \dots \dots (1)$$

X: 調査開始年を基準年として、基準年から採取年(年月日を年単位に換算)までの経過年数

Y: <sup>137</sup>Cs 濃度 (Bq/kg,wet)

##### ②分析値の変動範囲(|Vrw|)

変動範囲(|Vrw|)は分析値(Yobs)と算出値(Yest) [(1)式に分析値の Xa (基準年から採取年までの経過年数)を代入]との残差(V<sub>1-n</sub>)の標準偏差(V<sub>S.D.</sub>)の 3 倍以内と定義する。

$$V_{1-n} = Y_{obs} - Y_{est} \quad \dots \dots \dots (2)$$

$$|V_{rw}| \leq 3 \times V_{S.D.} \quad \dots \dots \dots (3)$$

##### ③平常値の選定

分析値の変動範囲(|V<sub>rw</sub>|)と残差(V<sub>1-n</sub>)により分析値を判定する。V<sub>1-n</sub>が±V<sub>rw</sub>をこえる分析値を除き、±V<sub>rw</sub>以内の分析値を選別し平常値とする。

標準偏差を求める前提条件として、対象の値は正規分布をしていなければならない。従って、分析値の残差に明らかに偏りが認められるものを除く。選定された平常値の残差(V<sub>1-n</sub>)の値が平均値を挟んでほぼ偏りなく分布をしていることを確認する。

#### ④平常の経年変動予測式の作成

平常値を基本式(1)に当てはめ、平常の経年変動予測式を作成する。・・・(4)

#### ⑤平常値の変動範囲

平常値と経年変動予測式(4)から求めた算出値を(2)代入し残差を求め、残差の標準偏差を計算し、平常値の変動範囲(|V<sub>rw</sub>| ≤ 3×V<sub>s,D</sub>)を求める。・・・(5)

#### ⑥チェルノブイリ起源の<sup>137</sup>Cs濃度(Y<sub>e</sub>)の推定

平常の経年変動予測式(4)の X に Y<sub>a</sub>(非平常値と判定され、チェルノブイリ事故の影響と推定される分析値)に対応する基準年からの経過年数 X<sub>a</sub> を順次代入して Y を求め Y<sub>c</sub> とする。即ち、Y<sub>c</sub> はチェルノブイリ事故が無かった場合の平常値を示す。

$$Y_e = Y_a - Y_c \quad \dots \dots \dots (6)$$

#### ⑦チェルノブイリ影響推定式

$$Y = a_0 \cdot \text{Exp}(-a_1 \cdot X) \{1 - \text{Exp}(-a_1 \cdot X)\} \quad \dots \dots (7)$$

X: 1986年4月26日(チェルノブイリ事故発生日)を基準年とし、採取年までの経過年数

Y: <sup>137</sup>Cs濃度 (Bq/kg,wet)

(7)式と Y<sub>e</sub>、X<sub>a</sub> から非線形式の近似計算方式である Simplex 法により a<sub>0</sub> および a<sub>1</sub> を求める。

#### 4-5 スズキ(福島沖)のチェルノブイリ影響推定式

(財)海洋生物環境研究所はチェルノブイリ事故以前から、福島沖合漁場からスズキを年2回の間隔で継続して放射能調査を行ってきた。スズキを例にチェルノブイリ影響推定式作成の概要を示す。

図14に示した、全ての分析値と基準年からの経過年数をもとに(1)から(3)までの計算過程を経て、平常値と非平常値(チェルノブイリの影響がみとめられる分析値)を求める。

図16にスズキ筋肉の平常値(分析値と算出値との残差が平常の変動範囲内にあり、偏りが認められない)を赤丸●で、非平常値(チェルノブイリ影響と推定される)を白丸○で示した。さらに平常値をもとに、再び(1)式により平常の経年

変動予測式を求めた。予測式から求めた予測曲線を同図に書き加えた。平常値と非平常値の確認を平常値の変動範囲で行った結果を図 17 に示した。

チェルノブイリ影響と推定された Cs137 の分析値から、平常の経年変動予測式から算出した平常値を(6)式により差し引いて、チェルノブイリ起源の Cs137 の推定値を求めた。これらの推定値をもとに(7)式により求めたチェルノブイリ影響推定式とその曲線を図 18 に示した。

ズスキの Cs137 濃度はチェルノブイリ起源の Cs137 を濃縮し始めてから、約 6 ヶ月後に最大濃度に達しその後減少した。Cs137 の最大濃度が半分になるまでの期間は、大まかには生物学的半減期と考えられるが、約 11 ヶ月であった。

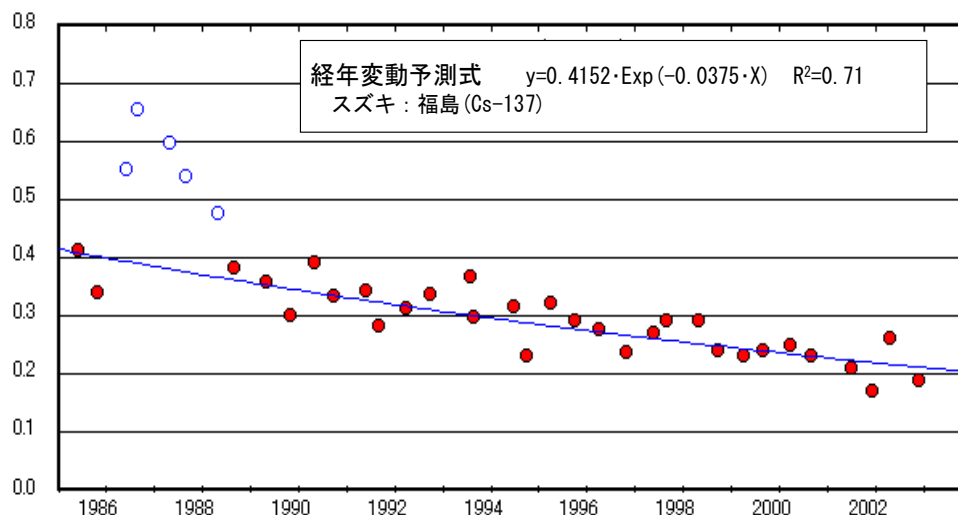


図 16 ズスキの平常の変動予測式と予測曲線

平常値(分析値と算出値との残差が平常の変動範囲内にあり、偏りも認められない)と判定された分析値(赤丸)により作成。非平常値(チェルノブイリの影響と推定された分析値)は白抜きで表示した。

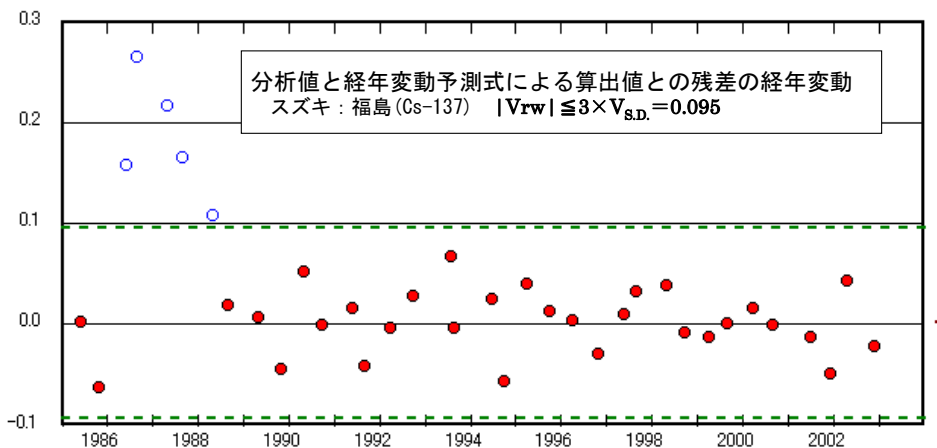


図 17 変動範囲(予測式)による平常値の確認

平常値の変動範囲( $3\sigma = 0.095$ 、平均 $=0.002$ )を点線で示した。変動範囲を超える(分析値と経年変動予測式から算出された算出値との)残差を選別し白抜きで、変動範囲の残差を赤丸で示し、全ての残差の経年変動を示した。赤丸で示した残差は平均値を中心に分布し偏りは認められない。

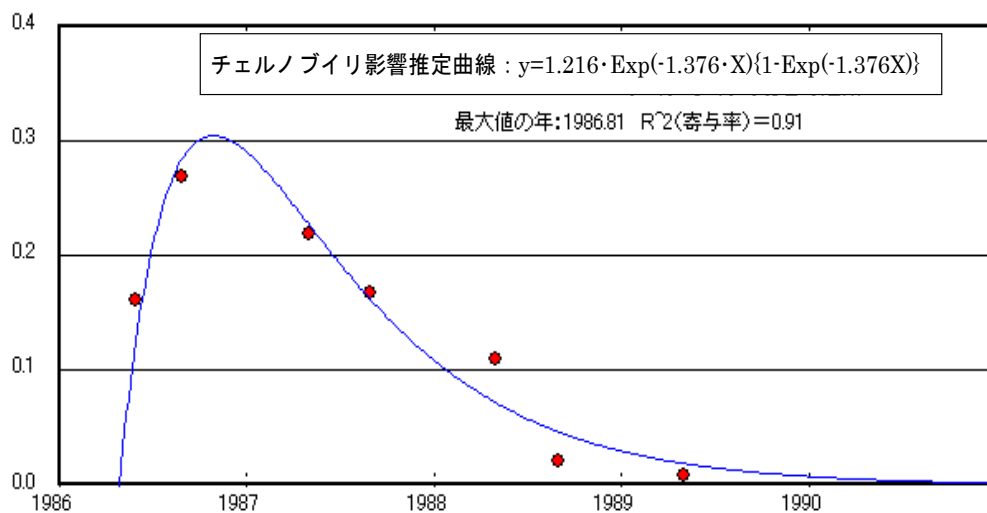


図 18 チェルノブイリ起源と推定されたスズキの Cs137 濃度の経年変動

チェルノブイリ起源と推定された分析値から、経年変動予測式から算出された平常値を差し引いた値。平常値の変動範囲( $3\sigma = 0.095$ 、平均 $=0.002$ )を超えたものが確実にチェルノブイリ起源の Cs137 と推定される。従って、図 18 で 0.1 以上の値を示すものである。



#### 4-6 チェルノブイリ影響推定式による海洋生態系での濃縮と排出

表層海水と、高次の栄養段階にあるスズキ(魚食性浮魚)、およびマダラ(魚食性底魚)のチェルノブイリ影響推定式をもとに作図したチェルノブイリ起源の Cs137 濃度の経年変化と事故の影響の比較を図 19 に示した。

表層海水の Cs137 濃度は事故後、約 1 ヶ月で最大濃度に達した後、チェルノブイリ原発からの放出停止に伴い、急激に希釈され約 6 ヶ月後には事故以前の Cs137 濃度まで低下したことが読み取れうる。

一方、魚類の Cs137 濃度は海水より遅れて濃度を増し、海水の濃度が事故以前の Cs137 濃度まで低下した約 6 ヶ月後以降に最大濃度に達した。表層性のスズキは約 6 ヶ月後であるが、生育深度が 100~300m である底生性のマダラではさらに遅れて約 9 ヶ月後に最大濃度に達する。魚類に濃縮される Cs137 の主要経路は食物連鎖による餌生物によることを示していると推定される。

これらの魚類の Cs137 濃度が事故以前のレベルまで低下するのは約 2 年後である。機械的に生物学的半減期を求めると約 1 年程度になる。

海洋生態系(実際の海洋)での生物学的半減期は実験室で求められた生物学的半減期(約 50 日)に比べて極めて長い。海洋生態系に於いては、海水の濃度が例え零レベルであっても、餌生物に既に Cs137 は濃縮されて生育している。従って、Cs137 を濃縮している餌生物を摂取して生育することになる。

海洋生態系(実際の海洋)で機械的に求めた生物学的半減期は餌生物からの取り込みがあるので、正確な生物学的半減期ではない。

しかし、スズキやマダラなどの海産生物の Cs137 濃度は海水の濃度が事故以前のレベルに低下しても、その餌生物の Cs137 濃度が事故以前の濃度まで低下するまで、事故以前に低下しない。このことは海産生物の放射能汚染をモニタリングする上で、極めて大切な知見である。

海水の Cs137 濃度の最大値とスズキ、マダラのそれとの比は 30~40 である。高次の魚食性魚類の濃縮係数は約 100 であるから、スズキ、マダラの Cs137 濃度と海水の Cs137 濃度との最大値比は 30~40 であり、スズキ、マダラの濃縮係数の半分以下である。このことはこの程度の海水の汚染期間では、生体内と環境水との間に濃度平衡が達せられていないと推定される。

さらに、魚類の Cs137 濃度の最大値は海水の Cs137 濃度の最大値の 100 倍を超えることは無いということを改めて付け加えたい。

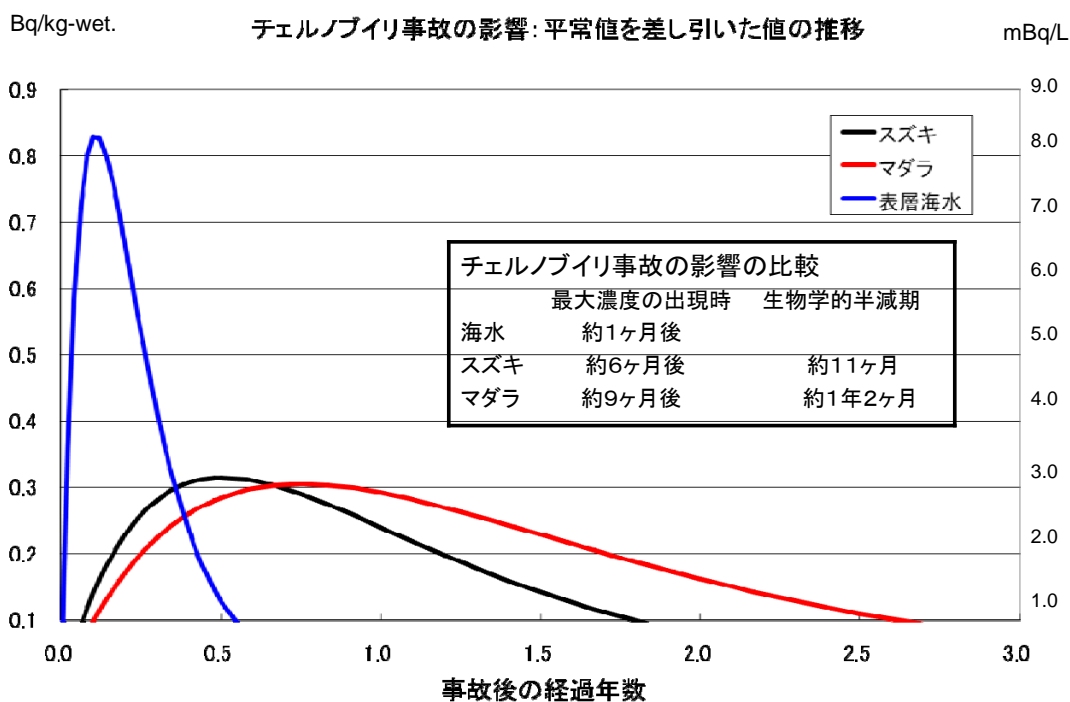


図 19 チェルノブイリ事故の影響の比較 海洋生態系での濃縮と排出過程

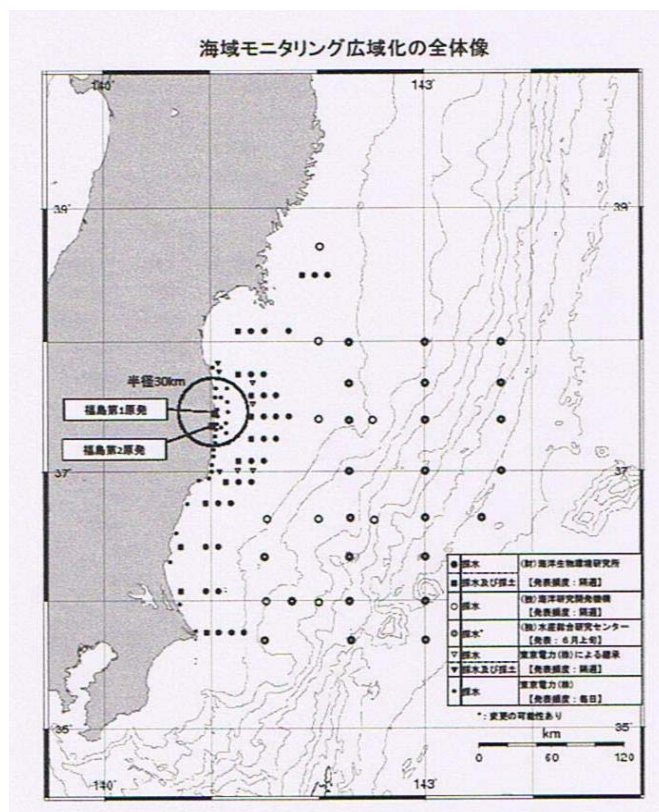


図 20 調査海域(文科省、海上保安庁、海洋研究開発機構、水産庁、水産総合研究センター、海洋生物環境研究所などにより調査海域の分担)

海域モニタリング結果(平成23年9月7日~15日採水)  
 Readings of Sea Area Monitoring (September 7-15, 2011)  
 公表日:平成23年11月17日  
 (Published: Nov 17, 2011)

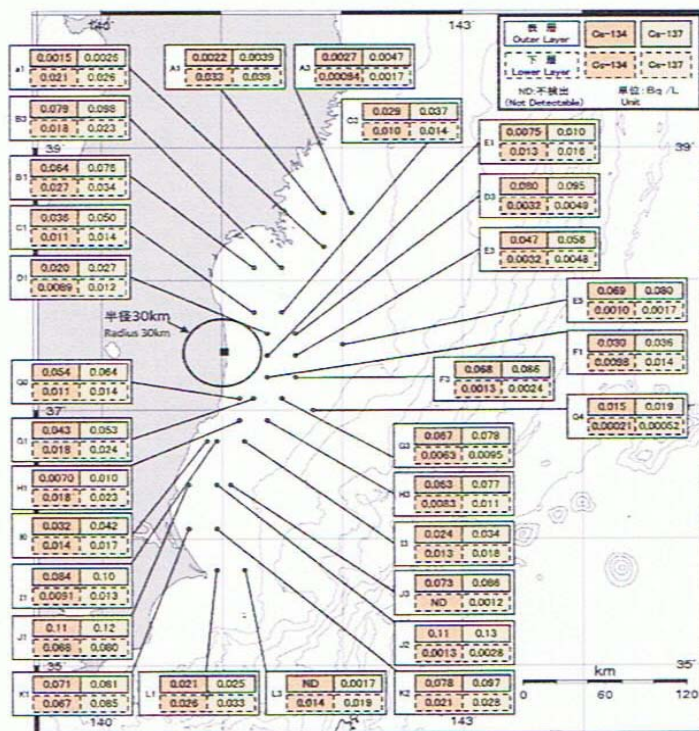


図 21 海域モニタリング結果(平成 23 年 9 月 7 日~15 日採水) 文部科学省

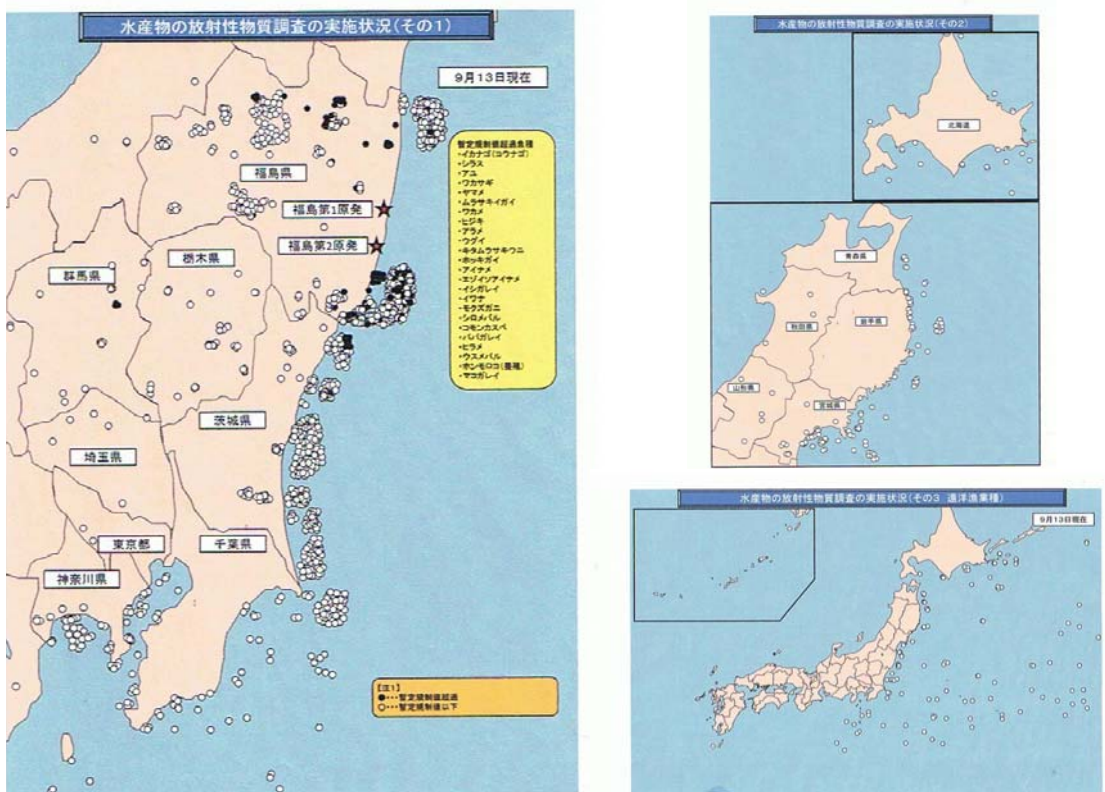


図 22 水産物の放射性物質調査実施状況(日本近海、及び遠洋漁業種)水産庁

## 5.東京電力福島原子力発電所からの高濃度汚染水の流失

東京電力によると、福島第一原子力発電所2号機の取水口スクリーン付近のコンクリート亀裂部から、平成23年4月2日に高濃度汚染水の流失が発見された。その後、高濃度汚染水の流失は続いたが6日早朝に停止した。

流失量は約530m<sup>3</sup>(トン)

放射性物質の放出量は

I<sup>131</sup> : 2.8×10<sup>15</sup> Bq, Cs134 : 9.4×10<sup>14</sup> Bq, Cs137 : 9.4×10<sup>14</sup> Bq

放射性物質の総量は

4.7×10<sup>15</sup> Bq と推定されたと公表された。なお、4月4日から10日にかけて、意図的に10,000トンの廃液の放出があり、社会問題になったが、放射性物質の放出量は高濃度汚染水の放射性物質の総量に比べて、4桁も低く全く問題にならない量であった。

水産物への影響について、次節以降で述べるが、前節までに縷々述べてきた、海産生物のCs137の生物濃縮と排出、また、海洋中でのCs137の挙動について、簡単にまとめておくことにする。

### 海産生物とCs137

- ① 海産生物のCs137濃度は海水中の濃度に依存する。
- ② 海洋中での海産生物のCs137の濃縮係数は、食物連鎖を通じての生物濃縮を含めても高々100である。
- ③ 海産生物に蓄積された放射性物質は、体外に排出される。従って、体内に蓄積し続けることは無い。
- ④ スズキやマダラなどの高次の栄養段階にある魚類では海水のCs137濃度が事故以前のレベルに低下しても、速やかに事故以前に低下しない。餌生物のCs137濃度が事故以前の濃度まで低下するまでの時間を要するためと推定される。
- ⑤ 海水のCs137濃度が事故以前のレベルに低下後、少なくとも、2～3年後までモニタリングをすることが必要である

### 海洋中でのCs137の挙動

- ① 海洋に放出された放射性物質は、希釈・拡散され、その濃度は低下する。
- ② 海中で、放射性物質は凝集沈殿したり、懸濁物に吸着し海底に運ばれる。
- ③ 海底に蓄積した放射性物質が海水中に再溶解することを示す確かな報告は無い。従って、魚介類に大きな影響を与えないと推定される。

東電福島原発から流失した高濃度汚染水の海産生物への影響を予測するに当

たつて、最も必要なのは、海水中の Cs134,137 の濃度分布の推移を知ることである。これさえ精度よく判れば、かなり正確な予測は可能である。これらに関して、多くの専門機関から信頼できる有益な知見が提出されている。次節以下に改めて紹介しながら、水産物への影響について述べたい。

## 6.海水の放射性セシウムの汚染レベルと広がり、および予測

### 6-1 海洋放射能調査体制

若干の紆余曲折を経たが、関係機関の努力により、広範囲の海域をカバーする海洋放射能モニタリング体制が確立した。調査地点の全体像を図 20 に示す。

分析値も調査の開始時には検出下限値が数 Bq/L のレベルに設定されていたが、概ね 8 月からの分析値は数 mBq/L のレベルまで記載されるように改善され有益なデータが提供されるようになった。ただし、東京電力が発表する海水核種分析結果(物揚場前など、沿岸、沖合)の検出下限値は相変わらず数 Bq/L のレベルのままである。改善を強く望みやい。

これらの分析結果の詳細は海洋放射能モニタリング結果(文部科学省)、海水核種分析結果(東京電力)から公表され、文部科学省、東京電力や水産庁の放射能についての HP に連載されている。

### 6-2 汚染レベルの推移と広がり

日本海洋学会はこの間に「福島第一原子力発電所の事故に起因する海洋汚染モニタリングと観測に関する提言」や IRSN「福島第一原子力発電所の事故による放射性物質放出の海洋への影響・改訂版」2011 年 7 月 11 日付け全訳など貴重な報告を HP に掲載した。IRSN：フランス放射線防護原子力安全研究所である。

文部科学省は「海域における放射能濃度のシミュレーションについて」(第一報～第五報)、(独)日本原子力研究開発機構は「太平洋における放射能濃度分布のシミュレーションについて」を 4 月から 6 月にかけて次々に発表した。

詳細は個々の報告を見ていただくとして、海水の汚染状況の推移が簡潔に良く纏められている IRSN の報告、及び原子力研究開発機構のシミュレーションについて、の概要を順に紹介したい。

「原発近辺において、3 月末から 4 月初旬の海水の汚染濃度は、セシウム 134 とセシウム 137 で 1 リッター当たり数万ベクレル(Bq/L)となり、ヨウ素 131 では十万 Bq/L を超えた。ヨウ素 131 は半減期が 8 日であるために急激に減少し、5 月末には検出下限値以下となった。この地域ではセシウム濃度は 4 月 11 日から減少しはじめ、4 月末には 100Bq/L、6 月には数十 Bq/L となった。海水



に溶け出した放射性核種は海の流れにのって、徐々に濃度を下げながら、太平洋の広い範囲で広がり続けている。放射性セシウムは北太平洋において、数年にわたり検出され続けるであろうが、その濃度はかなり低いものとなるであろう(海水に常時存在する自然放射性核種であるカリウム 40 の濃度の 5000 分の 1)。

日本原子力研究開発機構はさらに将来の予測を行った。「平成 24 年 4 月における太平洋の海水中のセシウム 137 濃度は、最も放射能濃度の高いところで 0.023Bq/L であり、昭和 30 年代半ばの日本の太平洋側の黒潮流域におけるセシウム 137 の濃度の 3 分の 1 以下と予測され、この予測結果によれば、海産物の摂取による内部被ばくについても、昭和 30 年代後半の水準(計算推定値)と同程度と見込まれる」。

文部科学省による、海域モニタリング結果(平成 23 年 9 月 7 日～15 日採水)を図 21 に示す。調査海域の放射性セシウムの濃度レベルは最も高い地点で 230 (mBq/L)であるが大部分の地点はそれより 1～2 桁低い。

東京電力の海水核種分析結果(沿岸)によれば、原発近辺の放射性セシウムの濃度レベルは 7 月 15 日には 4.3 ～150Bq/L であったが、11 月上旬では 2.1～10Bq/L に低下している。

これらの分析結果は、概ねシミュレーションの結果と一致している。今後、高濃度汚染水の流失がなければ、大きな問題になることは無さそうである。

### 6-3 海産生物への影響

海産生物への影響を予測するにあたって、最も必要な海水中の Cs134,137 の濃度分布は、前節に示した状況で推移するものと考えて大きな誤りはないであろう。従って、沿岸域の限られた海域から、暫定規制値(500Bq/kg)を超える海産生物が漁獲される可能性はあるが、暫定規制値を超えるような放射性セシウム濃度の水産物が店頭に出回りわれわれの食卓に上ることはまず考えられない。また、間違っても暫定規制値を超えた海産物を食べたとしても、長期間食べ続けなければ、内部被ばくが問題となるような事態にいたることはまず考えられない。これらについては 8-1 預託実効線量にやや詳しく述べる。

水産庁は「水産物の放射性物質検査に関する基本方針」を作成し、組織的に鋭意、水産物の放射性核種分析(モニタリング調査)を実施し、HP に逐次更新しながら水産物の放射性物質濃度を公表している。11 月中旬までに 4063 検体が分析された。4 月時点でコウナゴから高濃度の放射性物質が検出され、マスコミをにぎわしたが、最近では漁業自粛海域以外からは暫定規制値を超えものは見つかっていない。漁業自粛海域内では、汚染状況を追跡するために、調査船により海産生物を採取して分析が行われている。ウスメバル、コモンカスベなど

で暫定規制値をやや超える検体が見つかったが、高濃度に汚染された魚類は見つからなくなった。大部分の試料は検出下限値以下である。

調査の実施状況は順次更新されているが、一例として9月13日現在として公表された実施状況(地図)その1、その2、その3を図22に示した。

#### 6-4 ストロンチウム 90 とヨウ素 131

福島原発事故では、チェルノブイリ事故や核実験と異なり、Sr-90の放出は少なく、Cs137の放出量の1%以下であり、海水の濃度に影響を与えるような放出量では無かった。また、Sr-90は魚体、特に筋肉中にはほとんど濃縮しないことが知られている。ただし、骨には蓄積することが知られている。イワシの丸干やイカナゴなどの骨ごと食べる魚種について、念のために、水産総合センターなどでSr-90の分析を実施している。分析結果は水産庁のHPで公表されているが、全て検出下限値以下で全く問題にならない。

I-131は海藻類に濃縮され、濃縮係数は10,000倍と極めて大きい。図23にチェルノブイリ事故時の海藻類、珪藻類とマイワシのI-131濃度を示した。マイワシは5月10日には1Bq/kgであったが1週間後には半分以下に2週間後には検出されなくなった。一方、海藻類、珪藻類ではマイワシの約100倍で、高濃度に濃縮されていることが判る。マイワシとは異なり、藻類は海水中から吸収したI-131をほとんど排出しないので、物理的半減期のみでI-131濃度は減少する。かなり長期間にわたり検出され続けた。

#### 6-5 頭足類、貝類などの特定臓器へのCo-60,Ag<sup>108,110m</sup>の高濃度濃縮

スルメイカなどの回遊性イカ類の肝臓、マダコなどのタコ類の肝臓、鰓心臓、ツブガイ、ツバイなどの深海性巻貝の内臓、シャコガイ類の腎臓、ベニズワイガニなどの深海性甲殻類の肝臓には、Co-60,Ag<sup>108,110m</sup>などが濃縮、蓄積される。

チェルノブイリ事故の1986年には海水の分析では全く検出されない濃度であったが、数1,000 mBq/kg-wetのオーダーで頭足類の肝臓からAg<sup>110m</sup>が検出され、その後減少したが90年まで検出された。

Co-60はスルメイカの肝臓、マダコなどのタコ類の肝臓、鰓心臓、シャコガイ類の腎臓に濃縮されることが知られている。

これらは食品として、日常的に多量に食べるわけではないので、ここでは詳細は省略する。

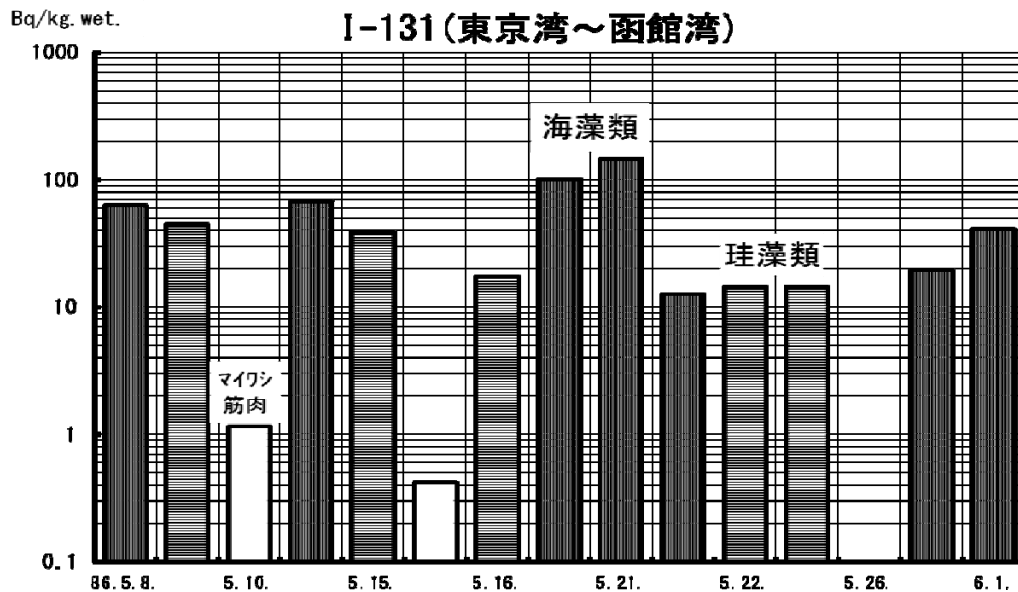


図 23 チェルノブイリ事故時の海藻類、珪藻類とマイワシの I-131 濃度  
 海藻類は常磐沖から函館湾までの航海中、流れ藻を採取した。  
 珪藻類は東京湾羽田沖で採取、マイワシは銚子沖の試料

## 7. 今後のモニタリングについての留意点

### 7-1 河川からの沿岸域への放射性物質の流入

陸上に降下した福島原発からの放射性物質はやがて河川水により沿岸域に流入する。沿岸域は河川の影響などにより、複雑な沿岸流のあることが知られている。大部分は粘土粒子などに吸着していると推定されるので海水中に再溶解する可能性は低いと思われるが、沿岸域は重要な養殖場や漁場である。沖合域調査とは別にモニタリング調査が必要である。

沿岸域での放射能汚染の広がりをモニタリングする上で、ホンダワラ類などの海藻類を指標生物として、継続して核種分析を実施することは有効な調査方法である。

### 7-2 海産生物による Cs137 の拡散

北西太平洋海盆(水深 5,000~6,000m)の深海底には、ホカケダラ属の大形底魚、シンカイヨロダラ(*Coryphaenoides yaquinae*)が生育している。試行錯誤を重ねたが、水産庁調査船蒼鷹丸により籠網を深海底に一昼夜設置した後に引上げるにより、シンカイヨロダラを北西太平洋海盆からマリアナ海盆までの多くの海域で採取することに成功した。図 24 にシンカイヨロダラと籠網の

写真を示した。

採取試料は筋肉、ないしは肝臓を取り除いた全体について、体長別に、核種分析を行った。いくつかの海域で得られた、Cs137 濃度と体長の関係を図 25 に示した。体長の増加につれて Cs137 濃度も高くなる傾向が認められるが最小値と最大値の差は高々 3 倍程度である。

驚くべきことは水深 3,000m 以深の海水の Cs137 濃度は表層に比べて 2 桁低いにもかかわらず、シンカイヨロイダラの Cs 濃度が 60~180mBq/kg-wet であることである。この濃度は表層の浮魚類のサンマ、マイワシ、サケ、サバ類と同レベルであることである。(図 4 参照)(図 6 参照)

単純に海水とシンカイヨロイダラの濃度比を取れば数 1,000 倍になる。魚類の濃縮係数は高々 100 である。深海魚が 2 桁も高い Cs137 の濃縮機構を持っているとは考えられない。

安定セシウム(Cs133)の分析を行い、Cs133 の濃度比を求めたところ 30~70 であり、特別な濃縮機構を持っている訳ではないことが判った。

煩雑であるので詳細は省略するが、さらに Cs の比放射能などを検討した結果、シンカイヨロイダラへの Cs137 の移行経路は表層水中の Cs137→動植物プランクトン→中深層性生物(魚類、頭足類、甲殻類)→シンカイヨロイダラと鉛直的な食物連鎖によるものであると推定されている。

水平的にも海産生物の移動(回遊)により、同様に比汚染海域に生物により放射性物質が移動することが充分考えられる。

海産生物による Cs137 の拡散について十分考慮したモニタリングを行うべきである。



図 24 シンカイヨロダラと採集漁具の籠網

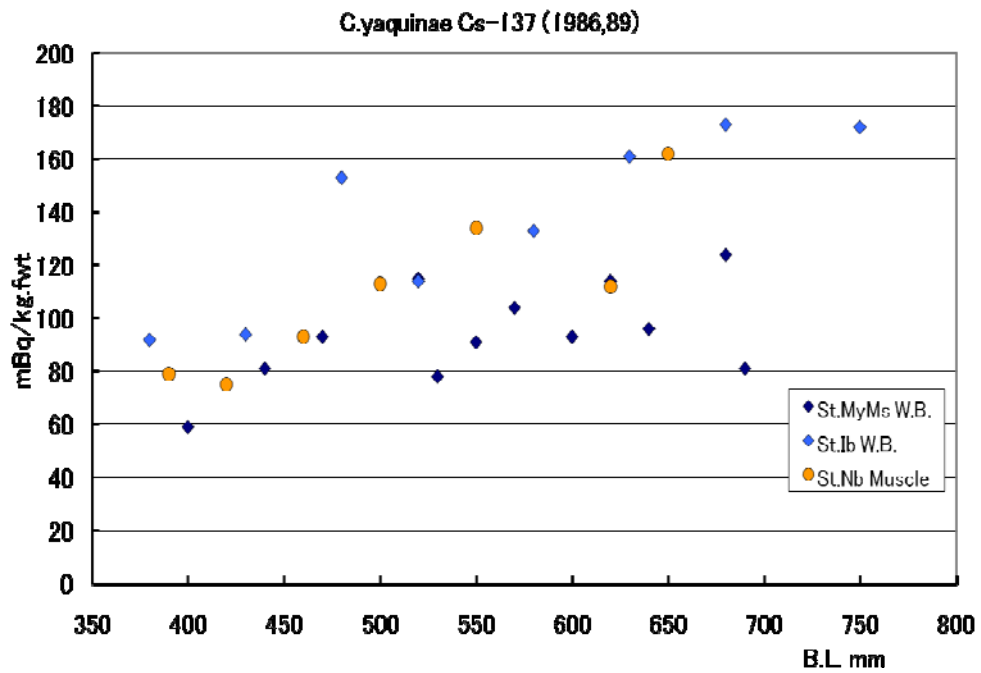


図 25 シンカイヨロイダラの Cs137 濃度と体長の関係 縦軸単位の kg-fwt は kg-wt と相同。B.L は体長。



## 8. 預託実効線量、および年間線量限度

### 8-1 預託実効線量

内部被曝により人体が影響を受ける程度を示す放射線量を預託実効線量という。水産物の放射能濃度(Bq/kg-wet)から、預託実効線量を簡単な計算で求めることが出来る。

預託実効線量(mSv/y)=

放射能濃度(Bq/kg-wet)×一日の摂取量(kg)×365×実効線量係数

実効線量係数：1 Bq を経口摂取した時の mSv

ヨウ素 131            0.000022 (mSv/Bq)

セシウム 134        0.000019

セシウム 137        0.000013

流通過程や調理などによる放射性物質の減少は無しとする。

具体例に添って計算してみよう。セシウムの暫定規制値 500Bq/kg-wet の2倍の Cs137 濃度 1,000 Bq/kg-wet に汚染されている魚を毎日 200g を1年間、食べ続けてしまったとして、その場合の預託実効線量は

$$1,000 \times 200 / 1000 \times 365 \times 0.000013 = 0.949 (\text{mSv/y})$$

厚生労働省による放射性セシウムの肉、卵、魚など暫定基準値は1 mSv である。これだけ多量の Cs137 を1年間に体内に取り込んだとしても、預託実効線量は暫定基準値1 mSv を超えない。

### 8-2 福島海域での魚類の預託実効線量の推定

福島原発沖 30km 圏外の調査海域の海水の放射性セシウム(Cs134+Cs137)の濃度レベルは9月中旬で最も高い地点でも 0.2 Bq/L 以下であり、大部分の地点はそれより1～2桁低い。(図 21 参照)

魚類の濃縮係数を100として、最も高い地点 0.2 Bq/L の海水で生育した魚類の放射性セシウム濃度は 20 Bq/kg-wet と推定されるから、1年間 200g 食べ続けたとしても預託実効線量は 0.019 (mSv/y) にすぎない。

また、東京電力の海水核種分析結果によれば、原発近辺(放水口近傍)の放射性セシウムの濃度レベルは11月上旬では 2.1～10Bq/L であった。

原発近辺(放水口近傍)で最も海水の濃度の高い 10Bq/L でも魚類の濃度は 1000 Bq/kg-wet である。この1海域以外の海域は全て1から2桁以上低い。従って、100 Bq/kg-wet を超えることはない。大部分の海域に生息する魚類は数 10Bq/kg-wet 以下と推定される。預託実効線量が暫定基準値 1 mSv を超えることはまず考えられない。

しかし、この海域での根つきの底魚類などの放射性セシウム濃度が事故以前

のレベルに回復するのは、海水の濃度が順調に低下しても、数年先になるであろう。継続したモニタリングが必要である。

### 8-3 年間線量限度

年間線量限度について、必ずしも正確に理解されているとは思えない報道がされているように思えるので、若干コメントしたい。

広島・長崎の長期間にわたる調査結果により、確実なことは、1000mSvの被曝でガンになる確率は5%増加する。100mSvをこえる被曝をした場合、何十年もの間に明らかにガンになる確率は線量の増加につれて大きくなる。しかし、100mSv以下の低線量被曝については科学的に明確な答えを出せない。言い換えれば、現在までの研究結果によれば、「100mSv以下の低線量被曝については判らない」という結論が科学的な結論である。従って、低線量被曝について科学的に正しい安全基準や許容基準を決めることは不可能である。

国際放射線防護委員会(ICRP)の勧告による、一般人の年間線量限度 1mSv、職業人の年間線量限度 50mSv は安全と危険を示す境界ではない。このことが正しく理解されていないことから、多くの混乱が生じたと思われる。

一般人の年間線量限度 1mSv はどのような時に適用されるかという点、「被曝を受ける個人には便益は無いが社会にとって便益のある線源による被曝」に適用される。具体例をあげると、原発の稼働に伴い周辺環境に放出される放射線量は線量限度年間 1mSv 以下にすることが義務付けられ、2007年勧告では計画状況での公衆被曝に設定する拘束値となった。

ICRPの勧告はあくまでも、100mSv以下の低線量被曝では有意にガンが発生することは証明できないのであるから、被曝を減らしていくための目安にすぎないということである。

ICRPの作業仮説は「しきい値なしで、即ち、被曝線量が0にならない限り、ガンになる確率は被曝線量に比例する」ということである。

ICRPの作業仮説に従えば、ガンになる確率は100mSvで0.5%、20mSvで0.1%であり、1mSvでも0.005%である。因みに、喫煙者のガンになる確率を被曝線量に換算すると、年間に32mSv被曝したことに等しくなる。

また、同じ被曝線量では、一度に被曝するより、少しずつ被曝する方が健康への被害は少ないと言われている。

チェルノブイリ事故では、放射線による影響より、放射線の恐怖による影響の方がずっと高かったということも報告されている。

最後に、極端に放射線を恐れるあまり、ストレスによる病、栄養不足、運動

不足により健康を損ねないように、冷静な対処を心から願ってやまない。

旧水産庁中央水産研究所、(財)海洋生物環境研究所で40年にわたり、海洋環境放射能の調査研究に従事させていただきました。両研究所の同僚各位、特に、友定彰、森田貴己、鈴木穎介、皆川昌幸、藤本賢、そして故笠原不二男の諸氏に心から感謝いたします。

## 参考文献

- 1) 農林水産技術会議：農林水産省関係放射能調査研究年報 C 水産関係
- 2) 文部科学省(旧科学技術庁)：環境放射能調査研究成果論文抄録集
- 3) (財)海洋生物環境研究所：海洋環境放射能総合評価事業成果報告書
- 4) (財)海洋生物環境研究所：日本沿岸海洋環境放射能調査 海洋環境放射能総合評価事業成果(2000年12月)
- 5) 気象研究所地球化学研究部：環境における人工放射能の研究
- 6) 海上保安庁海洋情報部海上保安庁放射能調査報告書
- 7) 日本海洋学会：福島第一原子力発電所事故に関する海洋汚染調査について
- 8) 日本海洋学会：福島第一原子力発電所の事故に起因する海洋汚染モニタリングと観測に関する提言
- 9) 日本海洋学会:IRSN「福島第一原子力発電所の事故による放射性物質放出の海洋への影響・改訂版」2011年7月11日付全訳
- 10) 独立行政法人日本原子力研究開発機構：太平洋における放射能濃度分布のシミュレーションについて
- 11) 文部科学省：海域における放射能濃度のシミュレーションについて(第五報)
- 12) 文部科学省:海域モニタリング結果
- 13) 文部科学省:東京電力株式会社福島第一原子力発電所周辺の海水中の放射能濃度分布(東京電力発表をもとに文部科学省が作成)
- 14) 文部科学省:東京電力株式会社福島第一原子力発電所周辺及び茨城県沿岸の海水中の放射能濃度分布(東京電力発表をもとに文部科学省が作成)
- 15) 水産庁：水産物の放射性物質検査に関する基本方針
- 16) 水産庁：水産物の放射性物質調査の結果について
  1. 水産物の放射性物質の調査結果(一覧表)(地図)
  2. 水産物の放射性物質の調査結果(地図)(遠洋漁業種)
  3. 森田貴己：水産生物における放射性物質について(勉強会資料)
- 17) 独立行政法人水産総合研究センター：水産物放射性物質調査結果

(ア) 海藻編 (イ) 魚介類編 (ウ) 水産物ストロンチウム調査結果

- 18) 江上信雄編：放射能と魚類 恒星社恒星閣
- 19) 山形 登：微量元素—環境科学徳論— 産業図書
- 20) 山形 登；生物濃縮—環境科学徳論— 産業図書
- 21) 長屋裕ら：北西太平洋における人工放射性核種( I )深海水の  $^{90}\text{Sr}$  と  $^{137}\text{Cs}$   
日本海洋学会誌 1981 (英文)
- 22) 笠松不二男：海産生物と放射能—特に海産魚中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度に影響を与える  
要因について— RADIOISOTOPES 1999 財団法人日本アイソトープ協会
- 23) 吉田勝彦：水産生物の放射能 保健物理 1994 日本保健物理学会
- 24) 吉田勝彦：海産生物の放射能レベルの把握・調査試料をいかに選定するか  
日本分析センター広報 1999 財団法人日本分析センター
- 25) 吉田勝彦：深海域への Cs-137 の生物輸送・シンカイヨロイダラ(*C. yaquinae*)  
をめぐって・海洋と生物 1999 株式会社生物研究社
- 26) 日本学術会議緊急講演会「放射線を正しく恐れる」(2011.7.1)
  1. 甲斐倫明 放射線の発がん作用についていくつかの考え方
  2. 山岡聖典 少量(低線量)の放射線は身体(健康)に良いというのは本当か
  3. 佐々木康人 国際放射線防護委員会(ICRP)の勧告と意味
  4. 柴田徳思 非常事態にどうすべきか