

特集 放射性物質と放射線 —その基礎から除染まで—

放射性核種の海洋環境への影響

Effect of Radionuclides on Marine Environment

神 田 穰 太*

Jota Kanda

1. はじめに

福島第一原子力発電所事故では、発電所が海岸に立地していたことに加えて、放射性核種で汚染された水が直接海洋に流出したことが重なり、海洋へも大きな影響が及んだ。海洋環境における放射性核種の移行について、一般的な知見を概説した上で、福島第一原子力発電所の事例を検討してみたい。

2. 放射性核種による海洋汚染

2.1 海洋環境に存在する放射性核種

自然界には、もともと様々な種類の天然の放射性核種が存在している。海洋には、トリウム232 (^{232}Th) やウラン238 (^{238}U) 等の崩壊系列に属する核種、およびカリウム40 (^{40}K)、ルビジウム87 (^{87}Rb) など、いわゆる原始放射性核種と、トリチウム (^3H)、炭素14 (^{14}C) などの宇宙線生成核種が存在する。海水中に存在する天然の放射性核種で、放射能が最も高いのは ^{40}K で、海水1リットルあたり約12ベクレル (12Bq/L; Bq [ベクレル] = 1秒間に1つの原子核が壊変して放射線を出す能力) 存在する。海洋生物では ^{40}K の他、ポロニウム210 (^{210}Po)、鉛210 (^{210}Pb) などが主に検出される¹⁾。

これに加えて、人為起源の放射性核種が海洋にもたらさるようになった。そのほとんどは核兵器や原子力発電などに由来する核種である。海洋への供給で最も大きいのは、1950年代を中心に1945年から1980年まで世界各地で行われた大気圏内核実験である。次いでチェルノブイリや福島などの原子力発電所事故や、使用済み核燃料の再処理工場等からの排水がある。その他、通常運転中の原子力発電所からの排出、低レベル廃棄物の海洋投棄、原子力潜水艦等の沈没、輸送中の核兵器落失、医療・研究等で利用された人工放射性同位元素の流出などがある²⁾。

大気圏内核実験が行われていた時期から相当な年数が経過しているため、一般の海洋中には半減期の短い核種はほ

とんど残っていない。人為起源で現在の海洋中に多い核種は ^3H 、セシウム137 (^{137}Cs)、ストロンチウム90 (^{90}Sr)、 ^{14}C などである²⁾。

2.2 これまでの海洋汚染

福島事故の海洋汚染でも最も問題になっている ^{137}Cs についてみると、大気圏内核実験では合計で948PBq (ペタベクレル = 10^{15} ベクレル) が放出され、海洋への移行分は603PBqとされる。1986年のチェルノブイリ原子力発電所事故では85PBqの ^{137}Cs が放出されたとされ、海洋への移行分は15~20PBqと推定される²⁾。イギリスのセラフィールド原子力施設群からの放射性排水では、1952~1992年の ^{137}Cs の流出総量は41PBq、最大年間流出量は1975年の5.2PBqと推定される³⁾。

^{137}Cs は天然には存在しない核種であるが、人為的汚染によって全世界の海洋で検出されていた。大気圏内核実験の終結により、 ^{137}Cs の濃度はゆっくりと低下してきた。福島第一原子力発電所事故以前の福島県沖では ^{137}Cs 放射能は約1.5mBq/L (0.0015Bq/L) であった⁴⁾。

2.3 海洋環境に入った放射性核種の動き

核実験や原発事故では、多くの放射性核種は大気を経由して海洋に入る。大気中の放射性核種は移流と乱流拡散によって比較的速やかに移動し、存在領域を拡げていく。汚染物質は存在領域が拡がるとともに放射能 (あるいは濃度) が低くなっていくから、放射性核種は広く薄く分散するようになるが、その間に大気から沈着 (粒子や降水などとして降下) することで、海洋に放射性核種がもたらされる。沈着には降水や霧が関与する湿性沈着とそれ以外の乾性沈着があるが、降水は沈着を著しく促進する。このため沈着過程の不均一性が海面への供給量の分布に大きく影響する。海洋に入った後は、海水の移動や混合などにより拡散しつつ輸送されていく。

一方、放射性核種で汚染された水が直接流出する場合は、もっぱら海水の動きによって放射性核種が運ばれることになる。海洋内でも大気と同様に存在領域が拡がると共に濃度は低下していくが、大気よりも拡がりが遅い。また海洋でも閉鎖的な縁辺海や沿岸域などでは、地形によって移動が制約を受け、拡散が阻まれることもある。一般に黒潮な

*東京海洋大学大学院海洋科学系海洋環境学部門
〒108-8477 東京都港区港南4-5-7
E-mail: jkanda@kaiyodai.ac.jp

どのように海水が常時一方向に流れている場所は海洋ではそれほど多くはない。通常は、潮汐、風、渦などの影響を受けて流向や流速が刻々と変化しながら、平均的に特定の方向に移動することになる。拡がりに時間を要することもあり、比較的放射能（濃度）の高い領域や低い領域が複雑に入り組みながら、海洋内を移動する形になることもある。

当然のことながら、大気からは陸上にも沈着が起こる。陸上の放射性核種の一部は、河川等を経由して徐々に海洋へ移行する。この二次的なルートも海洋汚染を考える上では軽視できないものである。

2.4 堆積物への移行

海洋の物質循環は、詰まるところ大気や河川から海洋に入ってきた物質が、最終的に海底の堆積物（底泥など）へ埋もれることで海洋から取り除かれていく過程とみなすことができる。希ガスなどの少数の例外はあるが、ほとんどの元素は海洋を通過点として、海底へ移動していく。堆積物への移行プロセスは、主に沈降する粒子によって担われる。沈降粒子はプランクトンなどの遺骸や排泄物などの有機物を中心に、様々な粒状物が凝集して生成する。プランクトンに取り込まれ、あるいは粒子に吸着した放射性核種は、粒子と共に沈降して堆積物表面に達することになる。

堆積物への移行の度合いは元素によって大きく異なるが、この移行を定量的に示す指標として、分配係数 (K_d) が用いられてきた。この係数は海水中の元素あるいは核種の放射能（または物質質量）に対する堆積物中の放射能（または物質質量）の比で定義される⁵⁾。

$$K_d = (\text{堆積物中の放射能}[\text{Bq/kg}]) / (\text{海水中の放射能}[\text{Bq/L}])$$

堆積物の放射能は通常は乾重量あたりとすることが多い。セシウムの K_d についてのIAEA⁵⁾ による推奨値は外洋（深海堆積物）で2,000、沿岸で4,000である。すなわち、堆積物中の質量あたりの¹³⁷Cs放射能は海水の数千倍になると予想される。ただし、この値は十分長い時間スケールでのいわば平衡値である。福島事故のように海水中の放射能が大きく変化した場合は、単純にこの係数を当てはめて堆積物中の放射能レベルを予想することはできない。

海底堆積物は、鉍物粒子、シリカ質や石灰質の生物殻、デトリタスや生物体の有機物、粒子の空隙の海水などで構成される複雑な混合物である。放射性核種の吸着・結合の度合いは粒子の種類ごとに異なると考えられる。セシウムは鉍物粒子への吸着性が強く、特に特定の種類の粘土鉍物とは強い結合をすることが知られている。このことから、一度堆積物に入った放射性セシウムは容易に移動したりせず、また海水に回帰したりしないと考えられがちである。しかし、実際には堆積物からのセシウムの「脱着」や堆積物最表層の移動性の高い粒子と共に移動する可能性も示さ

れている。

2.5 生物への移行

海洋環境の放射性核種は生物へ移行する。生物への移行経路は、主に餌に含まれる放射性核種が体内に取り込まれる経路と、海水に溶けている放射性核種が鰓、体表、消化管から吸収される経路である。体内に吸収された放射性核種は、元素の種類によって順次体外に排出されるものと、排出がほとんどなく体内に蓄積していくものがある。セシウムやストロンチウムなど海水中の塩類と挙動がよく似ている元素では比較的すみやかに排出される。海産生物は一般に海水中の塩類が体内に入りやすいため、これを積極的に排出する機構を持つためである。このような元素では、生体外からの移行が止まれば、体内の濃度（放射能）は減少していく。この減少は指数関数的に進行し、1/2になる時間を生物学的半減期という。魚類では魚種によって数日～数十日とされる。

海洋環境から生物への移行を示す数値として濃縮係数 (CF; Concentration Factor) が用いられる。濃縮係数CFは次の式で与えられる。

$$CF = (\text{生物体内の放射能}[\text{Bq/kg}]) / (\text{海水中の放射能}[\text{Bq/L}])$$

生物体の放射能は通常は湿重量あたりで示す。IAEA⁵⁾ による海洋生物のセシウムについての推奨値は、植物プランクトンが20、動物プランクトンが40、魚類が100となっている。ただし濃縮係数は、種間差が大きい。前述の堆積物についての分配係数と同様に、この値は汚染された環境が定常的に維持されている条件下でのものである。

3. 福島事故による海洋汚染

3.1 事故による海洋への放射性核種移行

福島第一原子力発電所事故は、冷却機能が失われて燃料棒の熔解に至ったものであるが、圧力低下のための弁開放、融解した核燃料による压力容器や格納容器の損壊、水素爆発による建屋や配管等の損傷などにより、揮発性の高い放射性核種が大気に放出された。大気への放出は、大部分は2011年の3月中におこったとされる⁶⁾。

放出量が多い核種にはキセノン¹³³Xe（半減期5.2日）、ヨウ素¹³¹I（同8.0日）、同¹³³I（同20.8時間）、テルル¹³²Te（同3.2日）、セシウム¹³⁴Cs（同2.06年）、セシウム¹³⁷Cs（同30.2年）などがある。¹³⁴Csや¹³⁷Csを除けば、いずれも半減期が短く、現在では存在量が大きく減少している。セシウム（特に¹³⁷Cs）は半減期が長く、環境への相対的影響が長期に及ぶ。福島事故では、事故当初には¹³⁴Csと¹³⁷Csがほぼ1:1で放出された。同じ元素なので化学的挙動も同じであるが、半減期が短い¹³⁴Csは¹³⁷Csにくらべて存在量の低下が早い。¹³⁷Csの大気への推定

放出量は10~15PBqとするものが多いが、最大50PBqとする推定例もある⁶⁾。

一方、冷却のため大量に注入された水は、破損した燃料棒等との接触により放射性核種で汚染されて、原子炉に隣接するタービン建屋などの地下に滞留するようになった。この滞留水は¹³¹Iの他、¹³⁷Csおよび¹³⁴Cs、⁹⁰Sr、³H等が高濃度に汚染されていた。この水はケーブルホールや冷却水導入のためのトレンチなどにも流れ込み、やがて高濃度に汚染された水の一部が海洋に漏出した。2011年4月2日、2号機取水口付近の一カ所から、高濃度汚染水の海洋への流出が確認された。流出が始まったと考えられた4月1日から流出が封止された4月6日までの間に520トン（学校のプール1杯分程度）の汚染水が流出したとされ、¹³⁷Csの流出は0.94PBqとされている。この他に3号機前から5月10~11日に小規模な流出があり、4月5日~10日には低レベル汚染水の意図的排水も行われた⁷⁾。既に3月26日頃から発電所近くの海水から極めて高濃度の放射性核種が検出されているから、これ以外の経路や量の不明な流出があったことは間違いない。汚染水による¹³⁷Csの直接流出量は、多くは3.5PBq~10PBの範囲にあるが、27PBqとする推定も発表されている⁶⁾。

これまでの海洋の放射能汚染の事例と比較する場合、流出が1ヶ月に満たない期間に集中していることに留意する必要がある。特に海洋への直接流出については、特定の場所に短期間に大量の放射性核種が放出された事例として、過去に類がなく、今回の事故の最大の特徴とってよい。

大気からの沈着や汚染水の漏出による海洋への放射性核種の移行は、4月~5月までにはほぼ収束したとってよいレベルまで低減したが、現在に至るまで完全に止まったわけではない⁷⁾。また、大気から陸上に沈着した放射性核種の一部は、河川による土砂の輸送等に伴い、今後も時間をかけて海へ移行していく。

3.2 海水のセシウム汚染

3月中旬から大気中に放出された放射性核種のうち、我が国の陸域部分への¹³⁷Cs沈着量は放出量の2割程度で、残りは海洋へ沈着したと推定されている⁶⁾。3月中旬から大気へ放出された放射性核種は、短期間に太平洋上に広く分散した。陸上で沈着した放射性核種については、比較的遠距離でも局所的に沈着量の高い場所があった。海洋でも場所ごとに沈着量に大きな差異が存在した可能性は高い。

事故を受けた海洋のモニタリングが始まったのは、発電所隣接の海岸が3月21日、沖合30kmは3月23日である。いずれも表層の海水から¹³¹I、¹³⁷Cs、¹³⁴Csが検出された。大気中で広く分散した上、海水の鉛直的な混合の効果が重なったこともあり、この時期の放射性核種汚染のレベルは比較的低かった。¹³⁷Csについては、発電所近傍では

約1,500Bq/L、発電所沖合では最大10~20Bq/L程度であった。大気経由であることについては、比較的離れた広範囲の海域から同じようなレベルで検出されたこと、また¹³⁷Cs (¹³⁴Cs) と¹³¹Iの比に変動がみられることが根拠になっている⁸⁾。4月後半に、本州東方の約1,900km離れた観測点などでも、数mBq/Lレベルの¹³⁷Csと¹³⁴Csが検出されている⁹⁾。短期間にこの距離まで海水が移動したとは考えられないので、これも大気からの沈着と考えられている。

前述の通り、3月26日頃から発電所直近の海水から直接流出によるとみられる極めて高い放射能が検出されはじめた。¹³⁷Csについては、発電所港湾外でも6万8千Bq/Lに達するなど、沿岸の汚染については直接流出による影響がはるかに大きかった⁸⁾。今回の事故で流出した汚染水には放射能が極めて高いものも含まれており、¹³⁷Cs放射能は10⁹Bq/Lオーダーのものがある。流出した放射能のほとんどはこうした高濃度汚染水によると考えられるが、高濃度の汚染水が少量流出した場合には、海水中での拡散に時間を要するほか、局地的な高濃度部分が複雑な分布をしながら移動することになりやすい。

発電所直近の海水放射能は3月末頃と4月初旬が最も高く、前述の4月初旬の2号機前からの流出が始まる前の3月末頃にも、同規模程度の流出があったようである⁷⁾。この流出水が最も強く影響したのは、発電所の南側の海岸沿いの海域である。発電所の南10~16kmの海岸では、1週間程度遅れて¹³⁷Csが1,000Bq/Lを超えるピークがあったが、発電所からほぼ同じ距離の15km東の沖合では、200~300Bq/L程度のピークがあったにすぎない。また、南相馬の15km沖合で4月11日に760Bq/L、30km沖合のモニタリング点で4月15日に186Bq/Lなど、スポット的に高い放射能が検出された。これは、海水中の放射能分布が非常に複雑だったことを示している。この複雑な分布の汚染域は、存在範囲を広げつつ平均的には南に向かい、やがて黒潮流域に達してから太平洋を東側に向かった。この移動と拡散を反映して、福島県沖の海水中の放射能は、5月には1ヶ月に百~数百分の1になる速さで急減した¹⁰⁾。事故による福島県および周辺の海水中の放射能は、急速に上昇した後、急速に低下したことになる。この放射能汚染の経過は、開放的な太平洋に極めて短期間に集中して放射性核種が放出された今回の事故の特徴をよく表している。

現在は、発電所直近で¹³⁷Csが2~3Bq/L前後に達することがあるが、その他の福島沿岸海域では事故前のレベルの数倍から数百倍程度(0.01~1Bq/L)で、ほとんど変化しない状態で維持されている。2011年夏以降は、¹³⁷Cs放射能の減少は非常に緩慢になった。発電所の港湾内でも同様で、放射能が漸減する状態が続いているが、¹³⁷Csは場所によって数十~数百Bq/Lに達する。この海水中の¹³⁷Csの

低下ペースの緩慢さから、発電所からの流出が継続している可能性が早くから指摘されていた¹⁰⁾。

筆者は東京電力の公表データを用いて、港湾中央部では海水の44%に相当する量が毎日置き換わっていると推定し、海水交換による港湾からの流出と港湾への放射能供給が釣り合っていると考えて、¹³⁷Csの外海への流出量(=港湾への供給量)を計算した¹¹⁾。2011年6月から2012年9月までを合計すれば0.017PBqになり、これは事故当初の¹³⁷Csの流出量の1%以下である。この流出は、幾分量は減ったと考えられるものの今も後続していると考えられる。発電所周辺では、継続的な流出と太平洋への散逸が釣り合った状態になっていると考えて良い。

3.3 海底堆積物のセシウム汚染

福島県沖合沿岸は浅い海底が仙台湾などから続いていて、沖合に比較的広く延びている。2011年5月から本格化した堆積物のモニタリング結果では、¹³⁷Cs(¹³⁴Cs)が検出されるのはほとんどが深度数百m以浅の海底で、一般には浅いほど(海岸に近いほど)放射能が高かった。沿岸堆積物の¹³⁷Csは高いところで数千Bq/kg、多くは数十~数百Bq/kgであった。陸上の土壌は、発電所から同程度の距離で数万~数十万Bq/kgに達することもあり、海底堆積物の¹³⁷Csはおよそ2桁程度低いことになる。

モニタリング等のデータでは、沿岸域の¹³⁷Cs放射能は全体としては低下傾向が継続している。しかし観測点ごとに見ると、半年程度後に顕著に増加した場合や、複雑な増減を示した場合などがある。堆積物表層には比較的流動性の高い粒状物が存在し、これらと共に放射性核種が移動する可能性がある。また、河川からは陸上の高濃度の放射線物質を含んだ土砂が流入してくる可能性があり、これらが海底堆積物に蓄積した可能性がある。沿岸での海底環境の不均一性を反映して、海底堆積物の放射能は同一地点で採取した場合でも大きくバラつくことがある。わずかな距離でも放射能の蓄積状況が大きく異なる可能性があり、同一地点での時系列データの解釈にはこの点を考え合わせる必要がある。いずれにせよ海水の¹³⁷Csに比べて放射能の減少は格段に遅い。

福島県などの沿岸で、海水の¹³⁷Cs放射能が堆積物に移行した過程は必ずしも明らかでない。海洋で一般的と考えられる沈降粒子経由の他に、海水が著しく汚染された水深の浅い沿岸海域では、堆積物と海水の直接接触による吸着や巻き上げられた堆積粒子による吸着なども起こった可能性が考えられている。海底堆積物中の鉱物粒子は比較的強くセシウムを吸着することが知られているが、デトリタスや生物体の有機物などにも放射性セシウムが吸着していることが示されており、福島沿岸の堆積物では質量あたりの放射能はむしろ鉱物粒子より高いことが示されている¹²⁾。生

物起源の沈降粒子も一定の役割を果たしたことを示すものである。デトリタス性の粒子などに含まれる放射性セシウムは比較的生物へ移行しやすいと考えられる。

3.4 海洋生物のセシウム汚染

福島県周辺だけでなく、太平洋のかなり広い海域の海洋生物から、事故に由来する¹³⁷Csや¹³⁴Csが検出されている。今回の事故のように、海水中の放射能レベルが短時間で大きく変化した場合には、濃縮係数による生物の放射能レベルの予想は困難である。

事故直後の2011年4月初旬にコウナゴ(イカナゴの稚魚)から当時の暫定規制値を上回る放射性セシウム(¹³⁷Csおよび¹³⁴Cs)と¹³¹Iが検出された。その後、5月にかけてシラスなどいくつかの魚介類・海藻で暫定規制値を超える放射性セシウムが検出された。コウナゴやシラスなどの稚魚は相対的に成長率が高く、海水やプランクトンの放射性核種が比較的速やかに移行したものとみられる。成体の魚類では、放射性核種の体内への移行に時間がかかる。特に餌を経由する移行は、食物連鎖のそれぞれの生物への移行の遅れが積み重なる。福島県沿岸の一部の海産魚種から規制値を超える放射性セシウムの検出例が目立ち始めたのは6月ころからである。海水中の放射性セシウムは4月頃が最も高濃度で、その後は急速に濃度が低下した。従って、海水の放射性セシウムの減少に伴って生体への放射性セシウムの移行が減少すれば、魚類の放射性セシウム濃度も比較的速やかに減少することが期待できる。¹³⁷Cs(および¹³⁴Cs)については、多くの魚類で2011年夏から冬頃にかけて放射能が最も高くなり、以後は減少に転じた。

海産魚のセシウムについての生物学的半減期は長くても100日程度とされている⁵⁾。福島沖の魚類の¹³⁷Cs(および¹³⁴Cs)の減少は、魚種によって生物学的半減期から予測される通りに減少したものと、明らかに減少が緩慢なものに分かれる¹³⁾。後者は一部の底魚や汽水性の魚種であるが、これは放射性セシウムが依然として魚類に移行を続けているためと考えざるを得ない。海水の放射性セシウム濃度から考えて、海水からの移行は非常に少ないと考えられるから、可能性があるのは餌経由だけである。しかし餌となる生物、たとえばプランクトンは世代時間も短く、セシウムについての生物学的半減期も魚類よりも短い。海水の放射性セシウムレベルが下がれば、それに追従して速やかに低下するはずである。食物連鎖のどこかに放射能が継続して取り込まれる経路がなくてはならないが、これは必ずしも明らかになっておらず、現在の研究の焦点である。

今回の事故では、短期間に大量の放射性核種が放出されたため、プランクトンなどの放射性核種濃度が一時的に非常に高くなり、堆積物へデトリタスの形で移行したとも考えられる。こうした生物に移行しやすい形態の放射性核種

が、海底の特定の場所に集積している可能性もある。また、前述の発電所からの継続流出や、河川からの陸上由来の放射性核種の供給などが関係している可能性もある。

3.5 セシウム以外の核種による汚染

原子力発電所事故では様々な核種が放出される。海洋生物からは ^{131}I や ^{137}Cs （および ^{134}Cs ）以外に、銀の同位体である $^{110\text{m}}\text{Ag}$ が検出されることがある。この核種は、流出量や海水中の放射能（濃度）は低いが、生物への濃縮性が高いためと考えられる。

事故当初の発電所港湾内では、 ^{131}I や ^{137}Cs （および ^{134}Cs ）の放射能が ^{90}Sr や ^3H に比べて圧倒的に高かった。事故直後の放出量が大きかった ^{131}I は、半減期が短いため、現在ではほとんど検出されなくなっている。現在までに発電所からの ^{137}Cs （および ^{134}Cs ）流出が減少してきたのに対し、 ^{90}Sr と ^3H の減少は小幅にとどまっている。放射能ベースの比較では、今では ^{90}Sr や ^3H の流出の方が ^{137}Cs （および ^{134}Cs ）を上回っている可能性がある¹⁴⁾。これは、建屋地下の高濃度汚染水をくみ上げてセシウムの除去処理を行った後に再注入していることと、土壌等の浸透過程でセシウムの吸着性が高いことを反映した変化と考えられている。

ストロンチウムはセシウムに比べて生物体での濃縮係数は低い。また堆積物への移行も小さいとされている。堆積物や海洋生物の ^{90}Sr データは非常に限られているが、今のところ検出された放射能はセシウムに比べて極めて低い。しかし、骨への蓄積性の懸念もあり、今後の継続流出の推移とあわせて、監視が必要である。一方、 ^3H は水分子の水素として挙動するため、生物での濃縮はほとんど無い（濃縮係数は1とみなされる）。また内部被ばくによる人の健康への影響は ^{137}Cs の約3桁低いとされている。ただし、汚染水の放射能除去処理では ^3H だけは最後まで取り除けないため、海洋に放流する可能性も取りざたされているから、同様に今後の注視は必要である。

4. おわりに

2011年5月段階で1号機～4号機の地下などに貯留されていた高濃度汚染水にはチェルノブイリ事故の放出量の2倍に相当する約160PBqの ^{137}Cs が含まれていたとみられる。この汚染水の多くはくみ上げられてセシウムの除去処理がなされたが、セシウム以外の核種はほとんどが地上のタンクに汚染水として保管されたままである¹⁴⁾。地上タンク以外にも、損壊した原子炉内、建屋地下にはまだ大量の放射

性核種が残されている。福島第一原子力発電所内に残された汚染水は、現在でもその所在場所と量が詳細に確認されているわけではない。さらに、これらの海洋への移行経路についても全容は不明なままとって良い。不測の事態による海洋への流出の危険性は依然として存在しており、廃炉に向けた取り組みの中で海洋汚染についての十分な配慮が求められる。

参考文献

- 1) G. J. Hunt; Radiological assessment of ocean radioactivity. In: H. D. Livingston [ed.]; Marine Radioactivity, (2004), 205-236, Elsevier.
- 2) A. Aarkrog; Input of anthropogenic radionuclides into the World Ocean, Deep Sea Res. Part II, 50 (2003), 2597-2606.
- 3) J. Gray, S. R. Jones, and A. D. Smith; Discharges to the environment from the Sellafield Site, 1951-1992, J. Radiol. Prot., 15 (1995), 99-131.
- 4) 文部科学省；平成21年度海洋環境放射能総合評価事業海洋放射能調査結果, (2010), 財団法人海洋生物環境研究所.
- 5) IAEA; Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment, Technical Report Series No. 422 (2004), 95, IAEA.
- 6) N. Yoshida and J. Kanda; Tracking the Fukushima radionuclides, Science, 336 (2012), 1115-1116.
- 7) 神田穰太；福島第一原子力発電所から海に流れ続ける放射性セシウム, 科学, 83 (2013), 634-638.
- 8) D. Tsumune, T. Tsubono, M. Aoyama, and K. Hirose; Distribution of oceanic ^{137}Cs from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant simulated numerically by a regional ocean model, J. Environ. Rad., 111 (2012), 100-106.
- 9) M. C. Honda, T. Aono, M. Aoyama, Y. Hamajima, H. Kawakami, M. Kitamura, Y. Masumoto, Y. Miyazawa, M. Takigawa, and T. Saino; Dispersion of artificial caesium-134 and -137 in the western North Pacific one month after the Fukushima accident, Geochem. J., 46 (2012), e1-e9.
- 10) K. O. Buesseler, M. Aoyama, and M. Fukasawa; Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on Marine Radioactivity, Environ. Sci. Technol., 45 (2011), 9931-9935.
- 11) J. Kanda; Continuing ^{137}Cs release to the sea from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant through 2012, Biogeosciences, 10 (2013), 6107-6113.
- 12) S. Otosaka and T. Kobayashi; Sedimentation and remobilization of radiocesium in the coastal area of Ibaraki, 70 km south of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Environmental Monitoring and Assessment, 185 (2013), 5419-5433.
- 13) K. O. Buesseler; Fishing for Answers off Fukushima, Science, 338 (2012), 480-482.
- 14) 神田穰太；福島第一原子力発電所から海洋への放射能流出の現状, 科学, 83 (2013), 1284-1286.