緊急連載 「放射能・放射線を正しく理解する」

本誌では、3月11日の東日本大震災において生じた福島第一原子力発電所の事故とそれに伴う放射性物質の 環境への漏洩をふまえ、放射能、放射性物質の計測や放射性物質の環境における振る舞いを正しく理解するため の緊急連載を6号より開始いたしました。3月の事故以来、5か月経過した今もなお、放出された放射性物質の モニタリング、そして今後の動向予測は社会的に非常に重要な関心事となっています。

8号においては、環境中に放出された放射性物質について、海洋を対象とした計測技術および動態、並びに大気における放射性物質のモニタリングに関する記事を組みました。既に、色々な機関から、大気・土壌・水などの環境試料中の放射性物質のモニタリング結果が公表されています。会員皆様の理解の一助としていただければ幸いです。

〔「ぶんせき」編集委員会〕

海洋の放射性物質の動態と計測

1 はじめに

福島第一原子力発電所事故以前の海水中の人工放射性 核種は、主に大気圏核実験に由来するグローバルフォー ルアウトが起源である。大部分の人工放射性核種が海洋 表面に降下したのは大気圏核実験が盛んに行われた 1960年代の前半である1)。1957年以来,50年以上にわ たり、年代により程度の差はあるが、海水中の放射性核 種濃度が測定されてきた2)。この間、海水中の放射性核 種の分析法の改善により、今日では極微量の放射性物質 が比較的少ない供試料量で分析可能となり、核実験由来 の放射性物質の海洋中での長期に亘る追跡とともに精密 な分布図を描くことが可能となった。その結果得られた 人工放射性核種の分布やその長期変動から,海洋の大循 環に関する知見が得られてきた。中でも、目覚ましい成 果として、北太平洋中緯度に降下した放射性物質は、数 十年後には多くは依然として北太平洋の亜熱帯循環に保 持されているものの、一部はインドネシア海を経てイン ド洋に輸送され、さらに喜望峰を抜け大西洋に輸送され ている証拠が得られた。加えて、新知見として、一部の 放射性物質は赤道東部で北から南に赤道を越え、その後 南太平洋の中緯度に輸送されるという新経路についての 知見が得られた (図 1)3)~5)。

2011 年 3 月 12 日から 15 日にかけて起こった福島第 一原子力発電所事故の結果,多量の放射性物質が海洋に 放出された⁶⁾。当初は,大気に放出された放射性物質の

廣瀬勝己

降水等による海洋表面への降下が重要な過程であった。 さらに、原子炉の冷却に用いられた海水等が損傷した核 燃料に触れた結果、高いレベルで汚染された廃液が発生 した。原子炉等の閉じ込め機能の損傷のため、多量に発 生した汚染水が海水中に漏洩して海水の汚染を引き起こ した。これらの結果、海産物中で基準を超える放射性核 種濃度が測定され、漁業に大きな影響を与えている。こ のような事態を受け、海水中の福島第一原子炉事故由来 の放射性核種の濃度とその分布及びそれらの経時変化を 求めることが必要とされている。

福島第一原子力発電所事故の結果、海水中の放射性物 質濃度は緊急測定レベル(例えば、排水口近くの表面水 の¹³⁷Cs 濃度は 1.5 kBq/L⁶⁾)から大気圏核実験による バックグラウンド濃度(2000年代の海洋表面水の¹³⁷Cs 濃度は 1~2 mBq/L, 深海では 0.01 mBq/L 以下²⁾) ま で極めて大きな濃度幅を示すことになった。従って、試 料の取り扱い及び分析に細心の注意を払うことが要求さ れている。海洋の放射能モニタリングの基本は、高濃度 汚染レベルを把握すればよいということばかりでなく、 測定可能なすべての濃度レベルを把握することが極めて 重要であると認識されている。値が得られなければ海洋 の放射性物質の広がりの実態を把握することはできな い。特に、海は刻々と変動し、それに伴い海水中の放射 性物質濃度も変動する。測定に時間はかかっても、精度 が高い値を提供することが海洋の放射能モニタリングの 本来の目的である。



図1 大気圏核実験により西部北太平洋上に降下した放射性物質の輸送過程

海水中の人工放射性核種の分析法は、既に多くが確立 されマニュアル化されている7)~11)。しかし、長期に亘 り日本周辺の人工放射性核種はバックグラウンドレベル とされ、多くの環境放射能モニタリングでは、検出下限 値以下という取り扱いが行われてきた。しかし、既に指 摘したように環境放射能モニタリングでは、数値を求め ることが極めて重要である。数値が得られて、環境影響 評価が可能となるからである。一方、人工放射性核種を 海洋の諸過程のトレーサーと捉え、研究的な見地から分 析法に改良が図られ、極低レベルまでの測定が可能と なっている核種が存在する12)。ただし、この場合の対 象放射性核種は¹³⁷Cs,³H,¹⁴C, Puに限られている。こ のうち、放射線を利用した分析は、137Csに限られてい る。³H, ¹⁴C 及び Pu は質量分析法の発展により、少な い供試料量で分析が可能となった。ここでは、福島第一 原子力発電所事故を受けての緊急時モニタリングの視点 もあり、主に¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, Pu を選び、標準的な放射性核 種分析法を中心に紹介する。

2 海水試料の採取

海水の採取量は、分析目的核種や検出目標値によって 決定される。平常時のモニタリングの場合、1から100 Lを超える量が採取される。かなり長期に亘り、研究目 的では100L(平常時の環境放射能モニタリングでは、 20L)を超える供試料量で海水中の放射性物質の分析が 行われてきたが、最近は、分析法の発展により試料量を 低減することによって採取の効率化を図られるように なっている¹²⁾。海水試料は、沿岸の直接採取を除き、 一般には観測船で採取される。海水は常に流動している ため、海水の放射性核種濃度の観測をする場合、海洋の 場の情報(位置、水温、塩分、酸素量、流向流速など)



図2 24本のニスキンボトルからなるロゼット採水器

が必要となる。海水を採取する場合,表面水と深層水で は従来は異なった採水法がとられてきた。表面水は,簡 易的にはバケツ採水や水中ポンプ採水が行われた。一 方,深層水については採水器が用いられている。各種の 採水器が開発されたが,現在はニスキン型採水器が一般 的である。採水量は1Lから30Lまである。ニスキン 型採水器を複数備えたロゼットサンプラーを用いれば層 別に多数の試料を一度に採取することが可能である(図 2)。なお,表面水についても,ニスキン採水器で採取 すれば表面汚染を避けて海水を採取することができる。

福島第一原子力発電所の沖では,海水中の放射性物質 は高濃度である可能性がある。この場合には,採水器の 汚染を避ける操作やサーベイメーターによる簡易測定で 汚染の有無を明らかにすることが重要である⁷⁾。サーベ イメーターで汚染水と確認できた場合,ゲルマニウム半 導体検出器で測定した時のデッドタイムを,できる限り 5~10%以下になるように試料量を調整し,適切な容器を選択する。さらに,高濃度の場合は希釈操作が必要である。相対検出効率35%のゲルマニウム半導体検出器を用いて測定する場合,試料の線量率が1µGy/hのときデッドタイムは10%程度である。採水器の汚染によるクロスコンタミネーションを避けるため,使用前に精製水で洗浄した後汚染のないことを確認して,採水作業にはいる。採水後,採水器が船上に上がった後,及び 採水作業に入る前の各段階に採水器を精製水で洗浄し, 採水器自体の表面汚染の影響が深層水試料に及ばないように注意することが重要である。

平常時のモニタリングの場合,海水は前処理なしで分 析に供するが,研究目的では海水は採取直後に沪過(通 常,孔径 0.45 µm のメンブランフィルターを用いる) をして,懸濁粒子と溶存状態に分離してそれぞれの放射 性核種濃度を測定する。ただし,海水中の懸濁粒子の存 在量は少ないので,有為な分析値を得るには多量の海水 沪過(例えば 1000 L 以上)が必要である。

3 緊急時の y 線放出核種 (¹³¹I, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs など)の測定

海水試料を100 mL 容器(U-8)から2Lのマリネリ 容器にいれ密封後y線スペクトロメーターで直接測定す る⁸⁾。海水2Lを用いた場合,¹³¹Iの定量下限値は1時 間計測で8 Bq/L,10時間計測で4 Bq/L,¹³⁷Csの場合, 1時間計測で16 Bq/L,10時間計測で6 Bq/L である (相対検出効率15%のゲルマニウム半導体検出器を用 いた場合)。海水100 mLを用いた場合,¹³¹Iの定量下 限値は1時間計測で100 Bq/L,10時間計測で40 Bq/L, ¹³⁷Csの場合,1時間計測で200 Bq/L,10時間計測で 80 Bq/L である(相対検出効率15%のゲルマニウム半 導体検出器を用いた場合)。

ゲルマニウム半導体検出器を用いたγ線スペクトロメ トリーの原理についての詳細はマニュアルを参照された い⁸⁾。現在では、濃度計算ソフトが装置に付属してお り、エネルギー校正を Eu などのマルチ y 線源で行い、 計数効率を標準線源 {海水の場合, IAEA標準海水 (IAEA381)¹³⁾を用いれば、同一の体積線源を作ること ができる。現時点では IAEA381 はすでに在庫がないた め IAEA443 が使用可能である¹⁴⁾ そ 校正すれば、ト レーサビリティーのある測定データが得られる。ただ し、事故直後の汚染レベルが高い海水は、多くの短寿命 核種を含んでいる。そのため、既存の濃度計算ソフトが 対応したすべての核種の y 線のエネルギーを含んでいな い可能性があることに注意する。特に、平常時に検出し ない核種については、半減期を追跡して核種を確認する ことが重要である。例えば、¹³⁷Csは662 keVの y 線を 放出するが、¹³²Iは668 keV で y 線を放出し、区別がで きない場合がある。核種の同定は、どのような過程で放

射性核種が放出されたかに関する重要な情報を含んでお り、慎重に行わなければならない。

4 放射性 Cs (¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs) の測定

大気圏核実験に由来する海水中の¹³⁷Cs 濃度は,現在 太平洋の海洋表面で1~2 mBq/L 程度である。一方, ¹³⁴Cs はチェルノブイリ事故の影響があった時期を除き 検出されていない。¹³⁷Cs は半減期 30 年の放射性核種 で,核実験及び原子炉事故で生成される主要な放出核種 である。¹³⁴Cs は半減期 2.06 年の放射性核種であり,原 子炉内で核分裂生成物である¹³³Cs の放射化により生成 し,原子炉事故に特有な核種である。¹³⁴Cs/¹³⁷Cs 比 は,原子炉の燃焼度と関係しており,重要な情報であ る。ちなみに,チェルノブイリ原子炉事故の場合,この 比は 0.5 であった。高濃度の放射性 Cs の測定法につい ては,既に「緊急時の y 線放出核種(¹³¹I, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs など)の測定」⁸⁾で触れた。ここでは,放射性 Cs の精密 分析法について紹介する¹²⁰。

海水中の¹³⁷Cs 濃度測定には、当初は低バックグラウ ンド GM 計数装置を用いたβ線の測定により定量が行 われていた⁹⁾。しかし、この方法は何段階もの放射化学 的分離精製過程があり、また、¹³⁴Cs と¹³⁷Cs が区別で きないので、現在では比較的簡単なリンモリブデン酸ア ンモニウム (AMP) へのCs の吸着とy線スペクトロ メトリーの組み合わせで定量するのが一般的である。そ の他、フェリシアン化物に吸着する方法もある。ここで は、最適な濃縮法について、10 mBq/L から5 Bq/L 程 度の¹³⁷Cs 濃度と10 mBq/L 以下の¹³⁷Cs 濃度 (0.1 mBq/L 以下の極低濃度も含む)に分け、分析手順を表 1 に紹介する。この方法では、いずれも100% 近い化 学収率が得られる。

5 ⁹⁰Sr の分析

大気圏核実験に由来する海水中の 90Sr 濃度は,現在 海洋表面で 1 mBq/L 程度である。一方,最後の核実験 から 30 年以上たっているので、89Sr (半減期:50.6日) は検出されない。90Sr は半減期 28.8 年の核分裂生成物 である。90Sr は 90Y (半減期:2.67日)を経て,安定な 90Zr に壊変する。いずれも、 β 線しか放出しないので、 γ 線スペクトロメトリーは利用できない。放射化学的手 法により分離精製した後、 β 線カウンティングにより定 量を行う。海水中の安定 Sr 濃度は 8.7×10⁻⁵ M で、同 じアルカリ 土類金属元素の Ca は 10⁻² M 存在する。 従って、多量の Ca の存在化で Ca や Ra から Sr を分離 精製する必要がある。

海水中の放射性 Sr の分析には、イオン交換分離法、 発煙硝酸分離法、シュウ酸分離法が採用されてい る¹⁰⁾¹²⁾。従来は発煙硝酸を用いて Ca と Sr の分離を 行っていたが、発煙硝酸を取り扱う上で注意が必要なこ

1. 中程度濃度の¹³⁷Cs を測定するための濃縮法¹²⁾

①一定量の海水を適切なタンクに移す。②濃硝酸を加え海水の pH を 1.6 ないし 2.0 に調整する。(20 L の海水に 40 mL の濃 硝酸を加えると pH は 1.6 になる。)③0.26 g の CsCl を担体として加え、数分間エアーポンプを用いた空気バブリング(25 L/分) により混合する。④AMP 4 g をタンクに加え、空気バブリングを 1 時間行う。⑤6 時間ないし 12 時間清置後、上澄み液を取り 除く。⑥このとき、上澄み液の一部(50 mL)を採取して残留 Cs 測定試料とする。⑦AMP/Cs 沈殿を含む溶液を、タンクから 1~2 L のビーカーに移し、清置後、上澄み液を取り除く。⑧No.5B 沪紙を用い、沪過を行い、沈殿を回収する。なお、沪紙上 の沈殿は 1 M 硝酸溶液で洗浄する。⑨沪紙上の沈殿は数日間室温で、ドライデシケーター中で乾燥する。⑩乾燥した沈殿の重量 を測定し重量収率を求める。⑪乾燥した沈殿をテフロン®チューブ(4 mL)に移し、井戸型ゲルマニウム半導体検出器で¹³⁷Cs の 放射能を測定する。

高い収率を維持するためには、Cs と AMP が1:1の当量比に調整することが不可欠である。空気バブリングは大気中¹³⁷Cs 濃度がμBq m⁻³程度の福島事故以前のレベルなら妨害しないが、福島事故以降はあらかじめ空気バブリングによる混入量を評価 し、空気バブリングから攪拌器による攪拌に変更することも必要である。

2. 極低濃度の¹³⁷Cs を測定するための濃縮法¹²⁾

地下の低バックグラウンド環境では、極低濃度の¹³⁷Cs を測定することが可能となる。しかし、AMP/Cs 沈殿には極微量なが ら⁴⁰Kが含まれ、バックグラウンドの増加の原因となる。⁴⁰K を除くためには塩化白金酸を利用した沈殿分離が有効である。① 前段処理は前節で記述した。②AMP/Cs 沈殿をアルカリ溶液に溶解する。③2 M 塩酸溶液を加えて pH を 8.1 に調整する。この とき、溶液の体積はおよそ 70~100 mL にする。④塩化白金酸溶液 (1 g/5 mL D.W.) を加え、塩化白金酸セシウムの沈殿を生 成する。半日、冷蔵庫で冷却して、沈殿を熟成する。⑤沪過によって、沈殿を回収する。沈殿は沪液で洗浄する。⑥数日間室温 で沈殿を乾燥する。⑦重量収率を求めるため、沈殿の重量を測定する。⑧沈殿をテフロン®チューブに移し、井戸型ゲルマニウム 半導体検出器で¹³⁷Cs の放射能を測定する。

と等から、イオン交換分離が推奨されている。文部科学 省マニュアルにある海水中の⁹⁰Sr の分析目標レベルは 海水 40 L を用いて 0.6 mBq/L である。通常、海水から 第一段階として、炭酸カルシウム共沈で Sr を濃縮した 後、イオン交換分離等の方法で Sr の分離精製が行われ る。第一段階で、Sr の定量的回収を確保した上で如何 に Ca の沈殿量を少なくできるかで、後の分離精製操作 が大きく影響を受ける。精製した Sr 溶液に, Fe 及び Y の担体を加え、⁹⁰Srの壊変で生成する⁹⁰Yを除く。その 後直ちに炭酸ストロンチウムの沈殿として放射性 Sr を 回収し,放射線測定試料を作成し,2πガスフロー計数 装置(計数効率は 40 % 程度である) で放射性 Sr (⁹⁰Sr +89Sr)を測定する。その後、2週間ほど 90Sr から壊変 して生成する⁹⁰Yの成長を待って,Fe及びYの担体を 加えた後, Fe 共沈で 90Y を回収して, 90Y の放射能を, 2πガスフロー計数装置で測定する。⁹⁰Yの放射能から 壊変式に従って⁹⁰Sr を求める。得られた⁹⁰Sr と放射性 Sr の値を用いて、⁸⁹Sr の放射能を求めることができる。

6 Pu の分析

大気圏核実験に由来する海水中の Pu 濃度は,現在海 洋表面で1μBq/L程度であり,¹³⁷Cs や⁹⁰Sr に比べて3 桁ほど濃度が低い¹⁵⁾。Pu には,²³⁸Pu(半減期:87.7年), ²³⁹Pu (半減期:2.41×10⁴年),²⁴⁰Pu (半減期:6570 年),及び²⁴¹Pu (半減期:14.4年)の同位体がある。 ²⁴¹Pu (β放射体)を除いて,Pu 同位体はα放射体であ る。α線スペクトロメトリーで測定する場合,²³⁹Pu と ²⁴⁰Pu のα線のエネルギーが近く区別できないため合量 (^{239,240}Pu)として測定されている¹¹⁾¹²。大気圏核実験 に由来する^{239,240}Puの場合,²³⁸Pu/^{239,240}Pu放射能比は 0.026, ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 原子数比(質量分析法により求めら れる)は0.18, ²⁴¹Pu/^{239,240}Pu 放射能比は15 である。原 子炉事故の場合,いずれの比も大きくなり,核実験起源 と区別することができる(ちなみに,チェルノブイリ事 故の場合,²³⁸Pu/^{239,240}Pu 放射能比は0.5, ²⁴¹Pu/ ^{239,240}Pu 放射能比は85 であった¹⁾)。高燃焼度の燃料の 場合,²³⁸Pu/^{239,240}Pu 放射能比は1より大きくなる。

海水中のPu (^{239,240}Pu) は,供試料量 100 ないし 500 Lを用いて,α線スペクトロメトリーで測定されてき た¹¹⁾¹²⁾。最近は,質量分析器の発達(誘導結合プラズ マ質量分析器,加速器質量分析器等)で,高感度で分析 が可能となり,試料量の低減が図られている¹²⁾。通 常,分析には 100 Lの沪過海水を利用する(なお,全 体の^{239,240}Puの1~10%が海水中の懸濁粒子に含まれ る)。これに既知量のFe(III)溶液とトレーサー(²⁴²Pu) を加え,アルカリ溶液を加え鉄共沈法で^{239,240}Puを濃 縮する。沈殿を遠心法等で分離した後,硝酸に溶解して 陰イオン交換樹脂を用いて分離精製したものをステンレ ススチール皿上に電着してα線スペクトロメトリーの 測定試料とする。最近は,アフィニティークロマトグラ フィーによる分離精製が行われている。

7 福島原発による海洋汚染

福島第一原子力発電所から放出された放射性物質は降水等により海洋表面に降下したことに加え、原子炉内の破損燃料に冷却水が接して生成した高濃度の放射性物質を含む汚染水が海洋に漏洩した。東京電力によると、4月初旬に漏洩した汚染水に含まれる¹³¹Iと¹³⁷Csの総量はそれぞれ 2.7 PBq と 0.9 PBq と推定されている⁶⁾。

3月21日に東京電力は事故後初めて海水中の放射性

核種の濃度を測定した。その結果、発電所の放出口近く の海水で高濃度の¹³¹I (5 kBq/L), ¹³⁴Cs (1.5 kBq/L) および¹³⁷Cs(1.5 kBq/L)等を観測した⁶⁾。この濃度は 過去に海洋で観測されたいずれの濃度よりも高い。ただ し、福島原発付近で降水があった直後のあまり混合して いない沿岸海水を採取した場合、あり得る値である。こ の海洋汚染の調査結果を受け、文部科学省は3月24日 に福島沖約30kmの海域で南北約60kmの間の8測点 で海洋放射能調査を実施した。その結果、すべての観測 点で高濃度の¹³¹I(24.9~76.8 Bq/L)と¹³⁷Cs(24.9~ 76.8 Bq/L) が測定された¹⁶⁾。¹³¹I/¹³⁷Csは1.5から4.3 で東京電力が当初沿岸海水で観測した比(3.3)と大き な差はない。福島沖全体で観測されたことから、これら は福島第一原発から大気中に放出された放射性物質の フォールアウトに由来するものと推定される。その後も 福島沖の海洋放射能のモニタリングは続けられている が、海域全体に高濃度の放射性物質が観測されることは なくなった。しかし、福島第一原発の放出口近くの海水 では常に高濃度の放射性物質が観測されていることに加 え(6月1日時点で¹³¹Iは検出下限値以下であり,¹³⁷Cs の濃度範囲は 24~62 Bq/L), 沖合の観測点の幾つかで も高い放射能濃度を観測している。さらに、観測期間中 の最大濃度は4月15日の採取海水から測定された¹⁶⁾。 この ¹³⁷Cs 濃度レベルはアイリッシュ海で 1974 年に観 測された最大の濃度と同程度である。このような局地的 に高濃度で観測される放射性核種は、大気中からの フォールアウトに由来するものではなく、福島第一原発 から海洋に漏洩した汚染水に由来するものと考えられる。

8 おわりに

福島第一原子力発電所事故の結果海洋に放出された放 射性物質とその影響については世界が注視している問題 である。如何なる種類の放射性核種が,如何なる量,如 何なる過程で海洋に放出され,それが如何なる広がりを 示しているかを明らかにすることが求められている。そ れに答える効率的で総合的な観測と精密な放射能分析が 行われることが重要である。

謝辞 本文を書くにあたり,ご意見等を頂いた青山道夫氏(気 象研究所)に感謝申し上げます。

文 献

1) K. Hirose, Y. Igarashi, M. Aoyama, T. Miyao : "Plutonium

in the Environment", A. Kudo, ed., pp. 251 (2001), (Elsevier Science).

- M. Aoyama, K. Hirose : *TheScientific World JOURNAL*, 4, 200 (2004).
- M. Aoyama, M. Fukasawa, K. Hirose, M. Hamajima, T. Kawano, P. P. Povinec, J. A. Sanchez-Cabeza: *Prog. Oceanogr.*, 89, 7 (2011).
- P. P. Povinec, M. Aoyama, M. Fukasawa, K. Hirose, K. Komura, J. A. Sanchez–Cabeza, J. Gastaud, M. Jeskovsky, I. Levy, I. Sykora : *Prog. Oceanogr.*, 89, 17 (2011).
- J. A. Sanchez-Cabeza, I. Levy, J. Gastaud, M. Eriksson, I. Osvath, M. Aoyama, P. P, Povinec, K. Komura: *Prog. Oceanogr.*, 89, 38 (2011).
- http://www.tepco.co.jp/nu/fukushima-np/index-j.html (2011 年7月12日最終確認)
- 7) "放射能測定法シリーズ24:緊急時におけるガンマ線スペクトロメトリーのための試料前処理法",(1992),(文部科学省).
- *放射能測定法シリーズ26:緊急時におけるガンマ線スペクトル解析法",(2004),(文部科学省).
- "放射能測定法シリーズ3:放射性セシウム分析法", (2004),(文部科学省).
- "放射能測定法シリーズ2:放射性ストロンチウム分析法",(2003),(文部科学省).
- "放射能測定法シリーズ 22: プルトニウム・アメリシウム 逐次分析法",(1990),(文部科学省).
- M. Aoyama, K. Hirose: "Analysis of Environmental Radionuclides", P. P. Povinec Ed., Vol. 11, pp. 137 (2008), (Elsevier).
- 13) I. Levy, P. P Povinec, M. Aoyama, K. Hirose, J. A. Sanchez-Cabeza, J-F. Comanducci, J. Gastaud, M. Eriksson, Y. Hamajima, C. S. Kim, K. Komura, I. Osvath, P. Roos, S. A. Yim : *Prog. Oceanogr.*, 89, 120 (2011).
- 14) M. K. Pham, M. Betti, P. P. Povinec, M. Benmansour, V. Bünger, J. Drefvelin, C. Engeler, J. M. Flemal, C. Gascó, J. Guillevic : *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 288, 603 (2011).
- 15) K. Hirose: J. Nucl. Radiochem. Sci., 10, R7 (2009).
- 16) http://www.mext.go.jp/a_menu/saigaijyouhou/syousai/ 1303856.htm (2011 年7月12 日最終確認)



廣瀬勝己(Katsumi HIROSE) 上智大学理工学部物質生命理工学科(〒 101-8554 東京都千代田区紀尾井町7-1)。名古屋大学理学研究科博士課程満 了。理学博士。≪現在の研究テーマ≫環境 中での放射性核種の動態。海水中での微量 金属元素の化学形と生態学的役割。≪主な 著書≫"The Pacific and Arctic Oceans: new Oceanographic Research",(分担執 筆)(Nova Science Publishers)。≪趣味≫ 音楽鑑賞。

E-mail:hirose45013@mail2.accsnet.ne.jp