

Radiological Sciences

放射線科学

2008.06

Vol.51

第51卷 第6号



特集

那珂湊支所研究成果報告会

ISSN 0441-2540

Contents

特集／那珂湊支所研究成果報告会

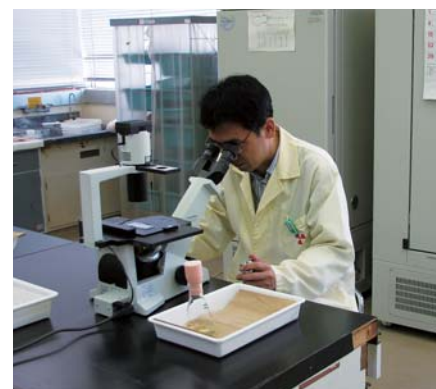
- 04 (1)「海洋生物の放射能に関する研究」
—主として核燃料再処理施設に係わる影響評価の研究結果—
青森県原子力施設環境放射線等監視評価会議 副会長 佐伯 誠道
- 10 (2)「茨城県沿岸における海産物消費実態調査」
—放射性廃液の沿岸放出に係わるcritical groupの選定—
(財)環境科学技術研究所 理事長 大桃 洋一郎
- 13 (3)「水、土壌、農作物と放射能」
—陸域環境放射能研究—
放射線防護研究センター 内田 滋夫
- 24 (4)「食の安全を求めて」
—海産生物濃縮実験—
海洋生物環境研究所 中原 元和
- 28 (5)「海産生物と放射能」
元(独)放射線医学総合研究所 渡部 輝久
- 36 (6)「世界の海を巡る放射性核種」
—外洋調査研究—
放射線防護研究センター 環境放射線影響研究グループ
海洋動態解析研究チーム 山田 正俊
- 45 (7)「海の放射性核種:溶存、粒子、プランクトン」
—海産生物濃縮実験—
放射線防護研究センター 那珂湊支所長 日下部 正志
- 52 (8)「放射能、環境、そして人」
—陸域における環境放射能研究の将来—
放射線防護研究センター 環境放射線影響研究グループ 吉田 聡
- 54 (9)「海の更なる安心安全を求めて」
—海洋における環境放射能研究の将来—
放射線防護研究センター 那珂湊支所 海洋環境観測技術開発室 青野 辰雄
- 58 随想
市川 龍資
- 59 編集後記



▲放射線防護研究センター 那珂湊支所の正面から水槽棟・第1研究棟及び第3研究棟を望む



▲高分解能誘導結合プラズマ質量分析装置 (那珂湊支所)



▲海洋プランクトン細胞の計数 (那珂湊支所)



▲海洋試料用Ge半導体核種分析装置 (那珂湊支所)



▲海産生物用ホールボディカウンター (那珂湊支所)

特集／那珂湊支所研究成果報告会

(1)「海洋生物の放射能に関する研究」

—主として核燃料再処理施設に係わる影響評価の研究成果—

Studies on marine organism, contaminated by radionuclides, chiefly due to effluents from fuel reprocessing plant



講演中の佐伯氏

青森県原子力施設環境放射線等監視評価会議
副会長 佐伯 誠道

はじめに

放射線医学総合研究所（放医研）は“ひたちなか市”の磯崎海岸に日本唯一の特殊な実験施設を建設して、放射生態学研究を実施してきた。ここに、先ず、魚と放射能の関わりについて内外の趨勢を紹介し、その一環として、放医研・那珂湊支所の研究成果を理解頂きたい。つまり、「日本における放射能魚との取り組み」を紹介し、漁業関係者ばかりでなく国民の海洋放射能への関心の深さを理解願ひ、次いで、海外諸国の原子力施設における水産物の放射能安全管理の研究情勢に触れつつ、放医研の成果を報告する。

水産物への放射能移行調査研究の始動

放射能マグロ等の出現

日本が原子力開発に歩み始めた頃、即ち1954年（昭和29年）に、不幸にも南太平洋ビキニ環礁付近で漁船（第五福竜丸）が核爆発実験による降灰を受けて乗組員が被ばくした。次いで、放射能汚染した魚（マグロ等）が魚市場に相次いで水揚げされ、魚屋や寿司屋が閉店を余儀なくされた。

魚の放射能成分

このような食品パニックを解決するには、先ず事態の科学的解明が必要であった。筆者は東京大学（常勤講師・水産化学）において、これに対応した。

魚市場から運び込まれる数多の魚を解剖して放射能を測定した結果、魚体の放射能はエラや内臓が高く、魚肉は低かった（注：血合肉は若干高い）（図1）

食べた折の人体の放射線影響を評価するには、放射線を放出する物質（核種）を明らかにする必要がある。そこで分析に取り掛かったが、何しろ、環境・生物試料の放射化学分析法が確立してない時代なので、分析法を検

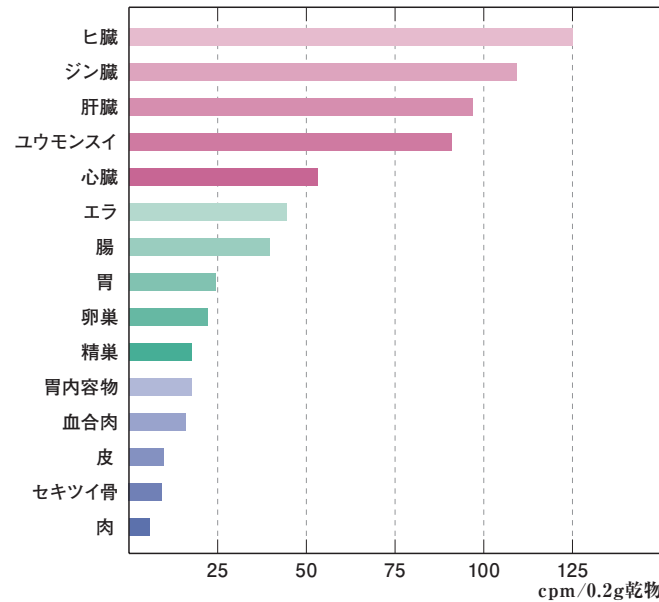


図1: 魚体各組織の放射能 (台湾の東100マイルで1954年5月に漁獲のシラ8尾の平均)

討しながら実験（担体分属、イオン交換樹脂分離）を進めた。魚の灰化物は燐酸等の分析を阻害する成分が多いので、魚灰に各種のラジオアイソトープ（RI）を添加して、分析方法を検証した。

このようにして確立した方法によると、「亜鉛」画分に放射能が多く、放射線をガンマ線波高分析して「亜鉛-65」を確認した（日本水産学会誌 1955年、日本学術振興会・英文報告 1956年）。このようにして「亜鉛-65」に加えて、「鉄-55、-59」「カドミウム-113m、-115m」を確認し、これらが魚の放射性物質の主成分と断定した。また、微量の「バリウム-140」「マンガン-54」「ストロンチウム-90」を検出した。

降灰（東京大学・木村健二郎教授一門）と汚染海水（気象研・三宅泰雄部長）の成分は、セリウム-144等の核分裂生成物（注：爆発時にウランやプルトニウムから生じる）であり（図2）、汚染魚もアメリカの報告では核分裂生成物としていた。

放射能魚の主成分と判明した放射性亜鉛、鉄等は、爆

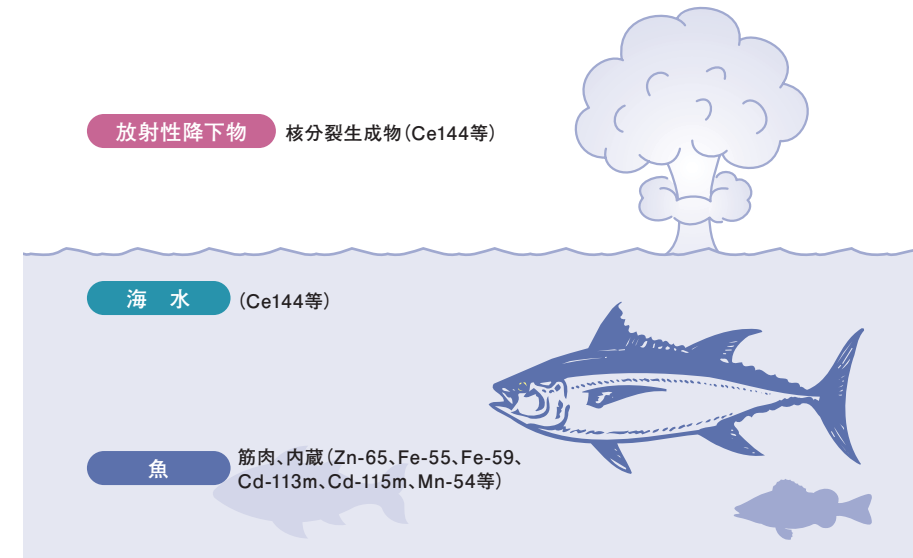


図2: 南太平洋における核爆発実験による環境の放射性核種の分布 (1954年)

発時にウランやプルトニウムからは生成しないので、疑問を抱く向きもあった。しかし、学会の席で「分析法を十分に検討した上での結果」と木村教授が承認された。また米国は調査船を派遣して再調査し、ハーレイ博士（J.H.Harley 米国 AEC 研究所化学部長）が追試して、日本の結果は正しいと認定した。

魚への放射性物質移行の特性

原水爆の爆発時に中性子等が弾体その他の金属に当たると、鉄は放射化し、銅は変化して放射性亜鉛になる。このようにして生成した放射性生成物を魚が積極的に体内に取り込み蓄積するならば、上記の分析結果は不思議ではない。そこで筆者は、RIを添加した海水で魚を飼育して、「魚の肉や臓器への移行蓄積は、セリウムやストロンチウム等の核分裂生成物では極めて微小だが、亜鉛や鉄等は海水濃度の1,000倍にもなることを立証した。

「海水から、ホヤは血色素成分としてバナジウムを、また、海藻はヨウ素を、取り込み濃縮する」と講義していた筆者であったが、身をもって海洋生物の物質代謝の著しい特異性を実感した。

食品衛生上の影響評価

元素によって摂取後の人体内での移行・蓄積・排出が異なるので、放射線の性質の違いと相俟って、摂取する核種によって人への影響は著しく相違する。したがって、汚染魚の放射性核種が不明な折には、当面は危険性の高い核種と仮定して厳しい規制を採る事になる。ところが、放射化学分析で明らかになった上記の放射能魚の主成分（放射性の亜鉛、鉄、カドミウム等）

を摂取した影響は、危険性の高い核種（ストロンチウム-90等）に比べて3桁も小さい。この事実と、「放射能魚の放射能は内臓が主で魚肉は低い事実」と相俟って、「魚市場における放射能検査基準が緩和」された。それ以降は汚染魚の検出が減少し、やがて検査も取り止めとなった。いわゆる「原爆マグロ騒動」は落ち着いた。

原子力施設と水産物

海外においては、当時の原子力先進国では軍事利用が先行した為もあって、環境の放射能汚染の実態は必ずしも公開されていなかった。ところが「英国の再処理施設液体廃棄物の海洋放出に伴う海藻のルテニウム-106汚染」「米国ハンフォード原子力施設の廃液がコロンビア河を流れ下って太平洋沿岸のカキの汚染」等が次々に明らかになってきた。

そこで、ウィーンに本部があるIAEA（国際原子力機関）は、「原子力先進国の施設側が放射能放出の実態を発表した上で環境安全管理を説明し、世界の環境科学者と共に検討する最初の国際会議」開催を提唱した。若



皇太子殿下(今上陛下)の臨海実験場御視察(1969年10月26日)
(右から、岩上二郎茨城県知事、皇太子殿下、佐伯場長、木内四郎科学技術庁長官、藤波恒雄科学技術庁事務次官)

干の紆余曲折があったものの、1959年に「IAEA主催、UNESCO、FAO後援：放射性廃棄物処分に関する国際科学会議」がモナコ公国で開催され、31ヶ国から推薦された283名の科学者と11国際機関代表が参加した(注：この会議の主宰科学担当は当時IAEAに出向中の筆者)。

このような状況に対応する為に、アメリカのコロンビア大学水産放射能研究所やイギリスのローエストフト水産庁放射能研究所に加えて、フランス、ドイツ、IAEA(モナコ)に海洋放射能研究所が発足した。

その後、日本は茨城県に核燃料再処理施設を建設することとなり、原子力委員会は1966年(昭和41年)7月に「放射性廃棄物の海洋処分に関する調査研究」の推進を決定した。科学技術庁の指示により(財)原子力安全研究協会に設けられた「放射性廃液の海洋放出調査特別委員会(放医研所長を含む約200名の科学者で構成)(略称：海放特)」の方針に従って、RI添加海水で海洋生物を飼育しての実験を進めることになった。その為に、放医研は1968年に臨海実験場の組織を発足させた。再処理施設建設の事前安全評価に役立たせるには、実験施設を早急に設置する必要があった。この折に、茨城県知事、茨城県議会、那珂湊市長、那珂湊市議会は誘致を決めて、海岸の貴重な土地を提供して下さった。お陰で、磯

崎海岸に実験研究棟を1969年に竣工し、研究に取り組むことが出来た。同年10月には、皇太子殿下(今上陛下)の行啓ご視察を賜った。ここでの研究の進展に伴って、国内ばかりでなく国際的交流も盛んになった。そこで、陸圏も加えて放射生態学研究を充実することになり、1975年には研究棟を増築して那珂湊支所となった。

那珂湊・臨海実験場における海洋生物研究成果

放射性廃液の海水中の挙動

核分裂生成物の主要成分であるセリウム-144を海水に添加した場合の物理化学的挙動を、ろ過、イオン交換、溶媒抽出等で追究した。イオンとして海水に導入されたセリウムは加水分解されて、著しく吸着性の強い化学種となり海水懸濁物や海底堆積物に吸着され易い事が分かった。野外観測によっても、沿岸では粒子状での存在が主体だが、沖合の清浄な海水中ではイオン状での存在が認められた。

英国の核燃料再処理工場廃液のルテニウム-106は、海藻に著しく濃縮し食品衛生上注目されているが、海水中で化学変化が著しく挙動が不明であった。そこで、電気泳動法により検討した処、放射性廃液のルテニウムは海水と接触して錯イオン種を形成して放出口付近に沈降堆積し易いが、可溶性部分は海流と共に移動しつつ魚介藻類へ移行し易い化学形になると分かった。

生物への濃縮

ルテニウムのハマグリへの濃縮を検討した結果、内臓では海水中で安定なニトロ化合物が著しく、これに反して貝殻や鰓ではニトラト化合物やクロロ化合物の方が高かった。海藻へのルテニウムの移行を電気泳動法により検討して、「ニトロ<クロロ<ニトラト」の順に濃縮が増加する傾向を認めた。生物の種別にみると「魚<軟体動

物<褐藻<紅藻」の順にルテニウムの濃縮が著しかった。

上記は、挙動が全く不明であったルテニウムについて例示したに過ぎない。原子力施設から放出を予測される数多の放射性核種の海洋生物への移行・排出について、精力的に実験を進めた。即ち、ストロンチウム-90、セシウム-137、セリウム-144、ジルコニウム-90、ヨウ素-131、マンガン-54、鉄-59、コバルト-60、亜鉛-65等の魚介藻類への濃縮係数(海洋生物と海水との放射性核種または安定元素の濃度比)を、RI実験により求めた。また、海水と生物との安定元素を原子吸光分析法等により定量して濃縮係数を算出した。

生物濃縮に影響を及ぼす環境要因

生物が生息する環境条件の違いが、放射性核種の生物濃縮等に及ぼす影響の程度を究明した。臨海実験場には日本各地の漁業関係者が頻繁に来訪された。実際に活魚を用いての実験を目の当たりにしての「海洋環境安全管理の説明」に、理解を示し安心なされた。したがって、茨城県沿岸海水を使つての実験成果が全国的に通用することを、理論的のみでなく実証して研究成果の普遍的活用を図つた。

光：海藻では、セシウム137等の移行のように光の照度を上げると倍増する例があったが、ストロンチウムやルテニウム等への移行・排出では光の影響は殆ど認められなかった。各地の沿岸海域の状況の相違程度では、影響は少ない。

湿度：棲息海水の温度による影響を、サバ、メジナ、ハマグリ等の亜鉛、コバルト等の移行・排出につき実験して検討した。放射性核種の生物濃縮は温度の上昇に伴い増加の傾向を示すが、その程度は10℃の温度差に対し、せいぜい2倍程度であった。

海水塩分濃度：海水の塩分濃度が変れば放射性核種の安定同位元素濃度が変化するから、濃縮に影響を及ぼす訳である。しかし、茨城県沿岸海域で観察されている程

度の海水塩分濃度(28-42‰)の範囲では、放射性のストロンチウム、亜鉛、セシウムの生物濃縮の変化は、アワビについて倍増の例があったものの、魚では殆ど認められない程度であった(注：塩分濃度の大きな変化、つまり、淡水、汽水、海水における魚の放射性核種の取り込みと排出の相違については、その後に精査され細かく究明されている)。つまり那珂湊での研究成果は、日本全国に通用することを立証した。

放射性物質の移行機構

魚が体内に放射性核種を取り込む経路として、エラを通じての直接吸収と、餌等を通じての消化管吸収とがあげられる。カレイ、ヒラメ、ホウボウ等についての実験によると、消化管吸収が20-80%と良いのがセシウム-137、亜鉛-65、ヨウ素-131で、5-10%と中程度なのがコバルト-60、マンガン-54、ジルコニウム-90、ストロンチウム-90であり、極めて吸収の悪いのはルテニウム-106、セリウム-144であった。

図示したセシウムについての結果が示すように、海水と餌の両方からセシウム-137が取り込まれる場合は、両者を加算した値に一致した(図3)

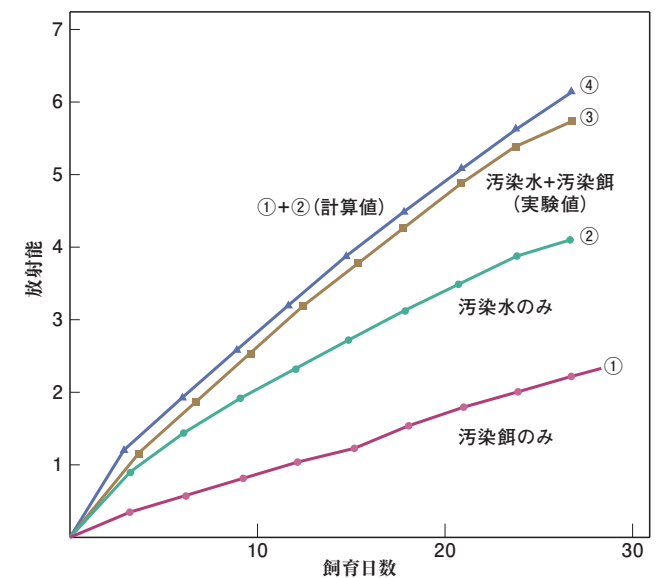


図3: メジナのセシウム-137の取り込み

なお、放射性核種を高度に濃縮した砂泥表層に棲む魚（カレイ等）の生物濃縮係数は、海水の放射性核種濃度と相関があるが、砂泥の影響は少ないと分かった。多くの放射性核種は砂泥と強固に結合し、「生物に取り込まれ易い可給態」で無い為と考えられる。

指標生物

放射性核種を著しく濃縮する生物（指標生物）の放射能を測定して海水汚染水準を把握して、放射能モニタリングを簡易化する事が出来る。タコの特有な臓器であるエラ心臓が海水の3万倍のコバルトを濃縮すると分かったので、指標の一候補と思われる。指標生物の選定に関して、海水汚染の短期変化（日または週変化）に適した海藻等と、四季別または年間の変化の把握に適当な軟体動物等について考察した。

放射性廃液の海洋放出による影響評価

この研究によって検討された「魚介藻類の濃縮係数」と「沿岸住民の食品消費実態調査データ」とに基づいて、住民の体内被ばく線量を算出した。

他方、当時の茨城県沿岸ではシラス、シラウオの漁獲が多く、漁業者の主な収入源であった。漁民の方々から「風評で価格が下がらないように頼むよ」と言われていたし、漁業権消滅の協定も結ばれていなかった頃なので、廃液放出口の真上にいるシラス等の放射能を予測する必要があった。

さて、シラスは実験室での飼育が困難であったが、努力を重ねた末に、放射性物質の取り込みと排出の情報を得た（図4）さて、殆ど遊泳しない（注：茨城県水試が実験し確認）シラスが廃液放出口の真上にいたとしても、海流と共に移動するので棲息水塊の放射性核種濃度は次第に低下する。したがって、「海流の流速（注：原研が観測）」と「RI実験で求めたシラスによる核種の“取り込み”と“排出”の速度」とから計算すると、放出口よりルテニウムで1km、セリウムでは3km離れた海域が最高の生物濃縮となるが、顕著な濃度では無いと分かった。地元の皆様が安心して頂くことが出来た。

これらの成果は、海放特の専門委員会での検討を経て、国による核燃料再処理施設（東海村）の安全審査および操業開始時の評価に寄与した。

その後、青森県六ヶ所村に建設の日本原燃株式会社の再処理工場の安全評価に関連し、コバルト-60、セリウム-144、ルテニウム106、セシウム137、亜鉛-65の魚網への移行係数を実験により求めた。セリウム-144が580であり最高であった。このデータは、漁業従事者の外部被ばく線量評価に使われた。また、青森県沿岸で獲れたヒラメやクロソイ等の活魚をRI添加海水で飼育して、各種の放射性核種の取り込みや排出等を調べて濃縮係数を検討し、安全評価に資した。

学術発表・国際交流

ここに記載したのは、那珂湊支所の海洋生物関係研究成果の一部に過ぎない。この他にも、放射性物質や微量安定元素の海洋生物への移行機構に関して、多くの学術的成果が得られた。研究成果は、放医研・海洋放射能調査報告書（NIRS-R-3,Oct.1974）に集約したのを手始めに、逐次に日本水産学会誌、日本放射線影響学会誌、Radioisotopes誌等に発表した。更に、数次に亘りIAEAシンポジウムに報告し、それらの論文はIAEA出版物として刊行された。また、データは（財）原子力環境整備センター（原環センター）刊行の「環境パラメータ・シリーズ」に収録されている。そしてIAEAが環境放射能による被ばく評価のパラメータを設定するにあたって、魚介藻類の放射性核種の濃縮係数等に放医研のデータが寄与した。

海外から数多の著名科学者の来訪をうけ、研究討論の機会に恵まれた。すなわち、ヨセフIAEA国際海洋放射能研究所長、エンゲル英国水産庁放射能研究所長、テイトIAEA保健安全部長、バーンズ英国AEA顧問、ガングリ印度原子力委員会、グループレヒトIAEA事務次長、ワロウシャックOECD/NEA保健物理部長、テンプレートン教授等の多数であった。なかんずく、IAEA研究局長であったグループレヒト教授は3回来訪し、毎回2日間にわたり討論会に参加し、その後、ドイツ国ハノーバー

大学準教授を放医研外来研究員として半年に亘り派遣した。その他、トルコ、韓国等から長期滞在の研究生を受け入れて、国際交流と研究促進を図った。また、国際協力事業団・筑波国際センターに協力して、環境や放射線に関しての研修に当たった。

おわりに（謝辞）

日本の核燃料サイクル計画の要である核燃料再処理施設（東海村）の建設に先立って、放射性廃液海洋放出の安全評価に関する研究実施が急務となった折に、茨城県と那珂湊（ひたちなか）市に好意ある誘致をして頂いたもので、単年度で磯崎海岸に実験研究棟を完成することが出来た。水道の敷設等の便宜を図って頂いたのに加えて、研究所職員のレクリエーションの為にスポーツ設備の便宜まで供与して頂いて、感謝の日々であった。お蔭様で、「RI添加海水で活魚を飼育できる日本唯一の実験施設」で多くの貴重な科学データを獲得することが出来た。

1977年4月に大型水槽溢水事故を起し、市への報告遅延等で迷惑をおかけした。当時、筆者は海外（ウィーン）勤務中（IAEA ライフサイエンス部長）であった。帰国後、直ちに市長殿にご挨拶したところ、市議会各位共々にご寛恕を頂き、皆様の暖かい心と研究への深いご理解とに感動一入であった。永年にわたり、本当に有難うございました。

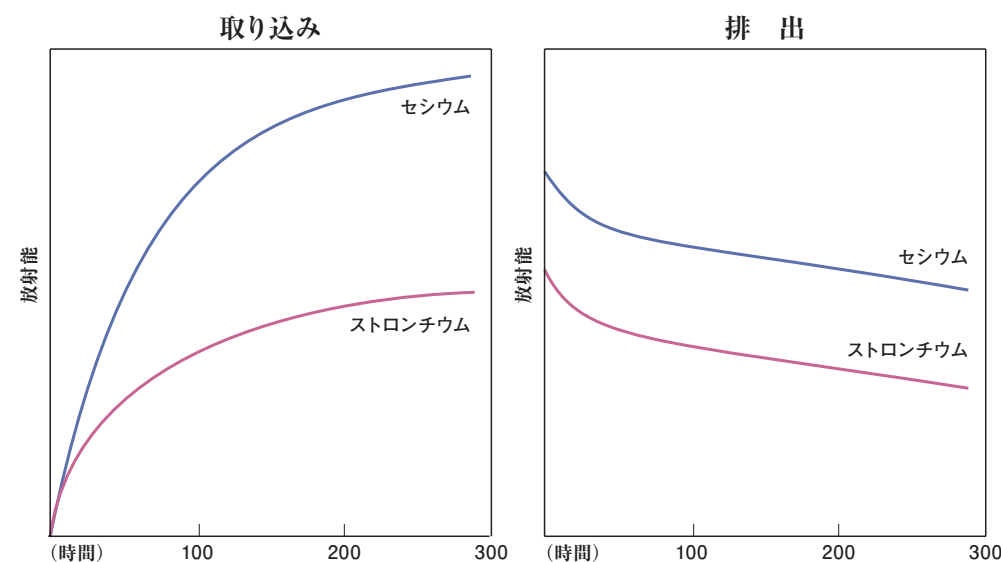


図4:シラスの放射性物質「取り込み」と「排出」

特集／那珂湊支所研究成果報告会

②「茨城県沿岸における海産物消費実態調査」

－放射性廃液の沿岸放出に係わるcritical groupの選定－

Survey on marine food consumption along the coastal area of ibaraki prefecture

(財)環境科学技術研究所
理事長 大桃 洋一郎



講演中の大桃氏

はじめに

クリティカル・グループ (critical group) とは、核燃料再処理施設のような原子力施設から環境に放出される放射線や放射性物質によって、最も被ばくすると見込まれる集団をいう。その集団の放射線安全が守られれば、それ以外の人たちの安全も担保されることになるので、クリティカル・グループを見つけることは、廃液の放出量の制限等、地域住民の放射線安全を守るための対策をたてる上で、重要であった。少なくとも当時の放射線防護上の考え方に基づく線量評価のプロセスでは極めて重要であった。

ここでは東海再処理工場から放出管を通して海洋に放出される放射性核種が、海産物に取り込まれ、その海産物を食べることによって、受ける線量 (内部被ばく線量) が、最も高くなると見込まれる集団の選定について述べる。

クリティカル・グループは、「決定集団」と訳されているが、故三宅泰雄先生によれば、critical の語源は、suspicious (疑わしい) であるという。その意味では「線量が最も高くなると疑われる集団」とするのが妥当かもしれないが、本稿ではそのまま「クリティカル・グループ」あるいは critical group という言葉を使うことにする。

筆者がクリティカル・グループを選定する調査を分担することになったきっかけは、放射線医学総合研究所 (以下放医研) が、東海再処理工場の環境安全審査に関連して、原子力委員会決定により組織された「放射性廃液の海洋放出調査特別委員会 (以下海放特)」 (事務局: 財団法人原子力安全研究協会、以下原安協) の調査研究の一角を占めることになったからである。

「海放特」が組織されたのは1966年 (昭和41年) である。放医研は直ちに東海支所において、海産物による放射性核種の濃縮実験を開始した。1968年那珂湊市磯崎に臨海実験場が開設されると、海放特と連携を保

ちながらも、同施設を核とする放医研の海洋調査研究が開始された。主な事業は、大型 RI 実験水槽を用いた放射性核種の海産物による濃縮実験とクリティカル・グループを選定するための調査であった。但しその調査は、主に東海支所東海研究室で実施された。

放医研として環境放射能安全研究の一層の充実を図るため、本所 (千葉市稲毛) の環境汚染研究部と東海支所東海研究室と臨海実験場を統合して、現在的那珂湊支所が誕生したのは1975年6月である。海洋における放射性核種の分布や挙動に関する研究など、海洋放射能に関する研究機能の拡充に加え、新たに陸圏における放射性核種の挙動や人の線量評価に係わる研究などが加わった。筆者も標記実態調査のほかに、放射性ヨウ素の葉面沈着や経根吸収、食品の調理加工による放射性核種の除染に関する調査研究などに従事したが、本稿では標記の課題について述べる。

クリティカル・グループの選定経過と海産物消費量について

海産物の消費実態調査は、海放特の報告書が取りまとめられた1972年以降も、引き続き原安協からの委託事業として、さらに旧動燃からの委託事業として継続実施された。

調査は茨城県沿岸の主要な漁港 (南は大洗から北は大津港まで) の漁業者と比較対照としての非漁業世帯について、海産物に重点を置きながらも食事全般の消費実態について調査した。海産物だけに限定すると、調査結果にかたより (偏り) が生じることが分かったからである。従って表題としては「食品消費実態調査」が正しい表現であるが、ここでは特に「海産物の消費実態」について、共同研究者だった故住谷みさ子氏の解説^{1), 2)} を借用し、その概要を述べることにする。

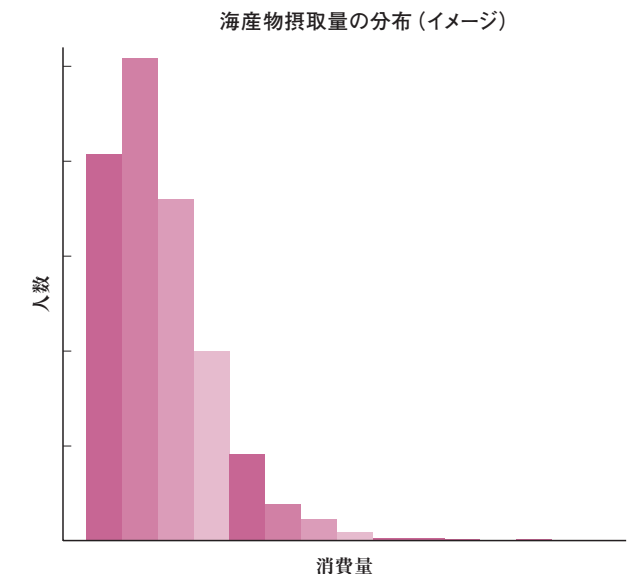
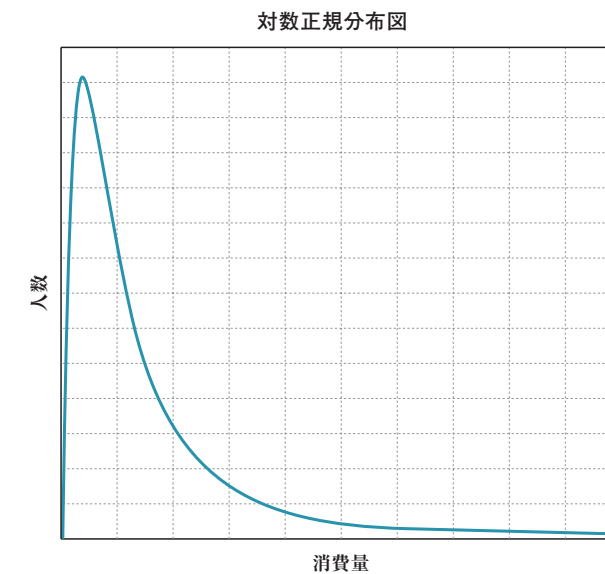
調査は家庭訪問し、1日分の食事の聞き取り調査を行

うと共に、聞き取り調査に答える主婦に、記入要領を伝え、食事の内容を毎日記録してもらう日誌方式 (季節ごとに5~7日間) を採用した。問題は、食べた量をなるべく正確に記入してもらうこと及び食事内容に「普段とは違う気配り」をしないようにしてもらうことである。そのために容器の大きさや体積から重量を推定する換算係数を戸別に (世帯ごとに) 求めること、繰り返し調査することが要求される。特に日誌を回収するとき、重量換算に必要な情報を、洩れなく聞き取ることが大切である。

放射性廃液の海洋放出に起因するクリティカル・グループの選定には、海産物の消費量に加え、線量計算に必要な放出廃液の量や核種組成、その海洋拡散や海産物による放射性核種の濃縮係数などの情報が必要である。しかし取っ掛かりとしては「地先でとれる海産物」を最も多く摂取すると見込まれる集団、すなわち沿岸漁業者集団に着目することとした。実際調査してみると、当時の漁業集団は、遠洋 (大型船)、沿岸 (小型船) および採藻・採鮑の3集団から成り立っていた。出漁中の遠洋漁業専従世帯の留守宅の海産物摂取量は、対照の非漁業世帯に類似していた。従って当初の見込み通り、クリティカル・グループは、沿岸 (小型船) 及び採藻・採

鮑専従世帯の中から選定することになった。消費実態調査から一人一日当たりの食品消費量を求める問題点の一つは、家族構成員の平均値しか得られないことである。実際は家族構成員間で消費量に差があるはずであるが、個人個人の消費量を記入してもらうことは難しかった。平均値を求める際に消費量の少ない乳幼児を加えると、平均値が低くなり、線量の過小評価につながる恐れがある。そこで学齢未満の乳幼児は家族構成員の数から除外した。なお乳幼児については別途考慮することとした。このようにして求めた魚種別海産物消費量について、人数 (実際には世帯数に相当) を縦軸に、消費量を横軸にとり、分布を調べると、多くの場合対数正規型の分布を示した (文末の図参照)。クリティカル・グループおよびその消費量としては、消費量の高いほうから5%に相当する集団を選び、その平均値を同グループの消費量とした。

放出口からの染料流しの実験などから、放射性廃液の拡散情報が得られ、その情報から当時の那珂湊市平磯、磯崎の沿岸漁業者の中から、上述の方法でクリティカル・グループを選定しその消費量を求めた。



(3)「水、土壌、農作物と放射能」

－陸域環境放射能研究－

Water, soil, crops and radionuclides

- Studies on the behavior of radionuclides in the terrestrial environments -



講演中の内田氏

放射線防護研究センター 特別上席研究員
内田 滋夫

放射性核種摂取量の推定と線量評価

海産物 (n) を通して摂取される放射性核種の量 (An) は、その海産物が水揚げされた海域の放射性核種濃度 (Csw) と、海産物 (n) による濃縮係数 (Fn) 及び海産物 (n) の消費量 (Rn) から計算により求めることができる。即ち

$$An = Csw \times Fn \times Rn \dots\dots\dots (1)$$

海産物の水揚げされた場所 (海域) は、別途漁場調査により調べた。

漁場における放射性核種濃度 (Csw) は、海洋における放出廃液の拡散方程式や放出源情報と染料流し実験の希釈率などから求め、濃縮係数 (Fn) は臨海実験場などで得られた値を、また海産物消費量については、クリティカル・グループの場合は、上述の方法で求めた値を用い、それぞれ (1) 式により、核種別、魚種別に放射性核種の摂取量を求めることができた³⁾。

当時はその摂取量から、核種ごとに標的器官 (critical organ) に対する線量を計算するとどまり、線量が同等で、標的器官が異なる場合、どちらが重要か相互比較できなかった。

ICRP が 1977 年に放射性核種ごとの年摂取限度 (Annual Limit on Intake, ALI) を勧告したときに、ALI との比の値を指標にして、内部被ばく線量に最も大きな寄与をすると見込まれる放射性核種 (critical nuclide) と海産物 (critical marine food) を選定することができた⁴⁾。

おわりに

この調査は、東海再処理工場の稼働前に開始された。そのため放出量も廃液中に含まれる核種組成も、稼働後とはかなり隔たりがあった。

またクリティカル・グループの消費量についても、本調査結果をベースにしながらか、さらに安全側に加工されている。従って、具体的な成果、例えば消費量の値、線量に最も大きな寄与をすると見込まれる放射性核種名や魚種名 (critical nuclide や critical marine food) には触れなかった。実状とはあまりにもかけ離れていたからである。その理由は、前述したように放出放射能の量を達成でき限り低く抑えるという国の方針にしたがって、低減化のための E 施設、Z 施設を独自に開発設置したため、放出量や核種組成が当初計画から大幅に変更されたからである。従って、critical group の選定法、critical nuclide や critical marine food の選定法に重点を置く記述となった。かれこれ 40 年前の調査記録を読み返し感無量である。

参考文献

- 1) 住谷みさ子、日本人の食品摂取量について - その 1-、放射線科学、vol. 23-9,170-173 (1980)
- 2) 住谷みさ子、日本人の食品摂取量について - その 2-、放射線科学、vol.23-10,195-198 (1980)
- 3) Sumiya, M. and Ohmomo, Y. Further Report on Dietary Survey around Nuclear Site in the Tokai Area and Their Radiological Significance to the Relevant Population, Proceedings of the Third NEA Seminar on Marine Radioecology, 349 – 357 (1979)
- 4) 住谷みさ子、大桃洋一郎、海産物摂取による内部被ばく線量推定に関する調査研究 -2-、日本放射線影響学会第 23 回大会講演要旨集、209 (1980)

1.はじめに

環境中には多くの放射性核種が存在している。それらは自然放射性核種と人工放射性核種の二つに分けることができる (表 1)。さらに自然放射性核種は、地球 (大地) 起源のもの (例えばカリウム -40 やルビジウム -87、ウラン -238、ラドン -222 等) と、宇宙線との相互作用により生成する核種 (ベリリウム -7 や炭素 -14 等) とに大別される。

表 1: 環境に見いだされる主な自然放射性核種と人工放射性核種 (かっこ内は物理学的半減期)

由来	主な核種
地球起源	
壊変系列のない核種	⁴⁰ K (12.7 億年), ⁸⁷ Rb (475 億年)
壊変系列のある核種	
ウラン系列	²³⁸ U (45 億年), ²³⁴ Th (1600 年), ²³⁰ Th (3.8 日), ²¹⁰ Pb (22.3 年), ²¹⁰ Po (138 日)
トリウム系列	²³² Th (140 億年), ²²⁸ Ra (5.8 年) ²²⁸ Rn (55.6 秒)
宇宙線起源	³ H (12.3 年), ⁷ Be (53.3 日), ¹⁴ C (5730 年)
大気圏内核実験	
比較的短半減期 (<1 年)	¹³¹ I (8.02 日), ⁹⁰ Sr (50.5 日), ¹⁰⁶ Ru (39.3 日)
比較的長半減期 (>1 年)	¹³⁷ Cs (2.07 年), ¹³⁷ Cs (30.0 年), ⁹⁰ Sr (28.7 年)
人工放射性核種	
医学利用	^{99m} Tc (6.01 時間), ¹²⁵ I (13.3 時間)
原子力施設	³ H, ¹⁴ C, ⁸⁵ Kr (10.8 年), ¹²⁹ I (1570 万年), ¹³¹ I (13.3 時間)

一方、環境中の人工放射性核種は、過去に行われていた大気圏内核実験を起源とした核分裂による生成核種

がほとんどを占めており、その代表的な核種としてはセシウム -137 やストロンチウム -90 が挙げられる。近年では放射性医薬品用の短半減期の放射性核種 (テクネチウム -99m やヨウ素 -123 等) も人工的に製造されているが、これらはすぐに減衰していくので、環境中にはほとんど見いだされない。核実験由来の核種は、いわゆる放射性降下物 (フォールアウト) として、長期間にわたり大気から地表に降下し続けてきた。その結果として、半減期が長い核種は現在でも環境中に分布している。さらに、原子力発電所などの原子力諸施設からも、環境中に存在する放射性核種からの線量に比べて十分に低く、人体に影響を及ぼさない程度ではあるが、人工放射性核種が環境中に放出されている。また、近い将来本格稼働する再処理施設からも、同じく極微量ではあるが放射性核種が環境に出てくる可能性があり、将来にわたり、わずかずつ人工放射性核種の量は増加の傾向になると予想される。

このように人工放射性核種に関しては様々な起源のものがあるが、これらの人工放射性核種の人体への移行および人体の被ばく線量を予測し、それらからの線量を低減させるためには、環境中における放射性核種の挙動を明らかにする必要がある。そこで、放射線医学総合研究所では、那珂湊支所の環境放射生態学研究部が中心となり、陸域環境における人工放射性核種の挙動を明らかにするための調査・研究が進められてきた。本稿では、那珂湊支所環境放射生態学研究部で行われたこれまでの調査・研究の成果について紹介する。

2.放射性核種の移行経路について

環境中に放出され、地表に近づいた放射性核種は、様々な経路で人体に到達する。その中でも、放射性核種が農作物に移行し、その農作物を摂取することにより放射性核種も人体へ移行していく経路は最も重要なものの一つ

である(図1)。そこで、環境放射生態学研究部では、土壌中の放射性核種の動き、土壌中や大気中から農作物へ吸収される程度、さらに食事に含まれる放射性核種の量や人体への移行の程度等の研究が行われてきた。

特に環境中の放射性核種が農作物へ移行する経路に着目すると、大きく分けて2つ考えることができる。一つは、大気中から直接、農作物の表面へ移行する経路(直接沈着経路)、もう一つは、放射性核種が土壌に降下し、それが農作物の根から吸収される経路(経根吸収経路)である。大気からの降下量が多い期間は、大気から農作物表面(例えば葉や穂)への直接沈着経路が重要であり、またほとんど地表に落ちてしまって降下量が少なくな

た期間では、土壌中に留まった放射性核種の経根吸収経路が重要となる¹⁾。なお、直接沈着経路による農作物の汚染は、大気からの降下量に依存するので比較的短期間であるのに対し、経根吸収経路では、ほとんどの放射性核種は土壌粒子に固定されてしまい土壌中に長く留まることから、農作物への汚染は少しずつではあるものの、十数年から数十年以上続くことに注意を払う必要がある。

このような研究を進めるためには、様々な国や地域に住んでいる人々がどのような食品を主に摂取しているかということを知っておく必要がある。なぜなら、国や地域により対象となる農作物が異なるためである²⁾。図2に、様々な国の国民一人当たりの1日の食品摂取量の構

成を示す³⁾。すべての食品を12品目に分類し、総摂取量に対する割合(%)で表示したものである。この図から、食品摂取のパターンは、西欧型とアジア型の2つに大別できることが分かる。すなわち、欧米型の国は、肉・乳製品など畜産物の摂取量が多く、一方アジア型の国は、野菜・穀類などの農作物の摂取量が多い傾向にある。また、我が国における特徴的な点として、魚介類の摂取量が多いことが挙げられる。図には示していないが、同様の傾向が隣国の韓国でも見られる。このように、国により主要な食品が異なるため、研究の対象として重要な農作物も異なる。

さらに、農作物への放射性核種の移行は、農作物の種

類だけでなく、その地域の気候(気温や降水量など)や土壌の種類、植物の栽培法や生育期間等の影響を強く受ける。したがって、これらの環境が我が国とは異なっている、欧米で用いられている放射性核種の移行経路やその移行量予測のためのパラメータについて、それらが我が国で適用できるものであるのかどうかを検討しておくこと、そして適用できないものについては、我が国の実状を反映した放射性核種環境移行パラメータを整備しておく必要がある。さらに、何が差を生じる原因となったのかを解明しておくことも重要である。このような観点から、我々は研究を進め、多くの成果が得られてきた。

以下にこれまでの研究の内容について少し詳しく述べる。

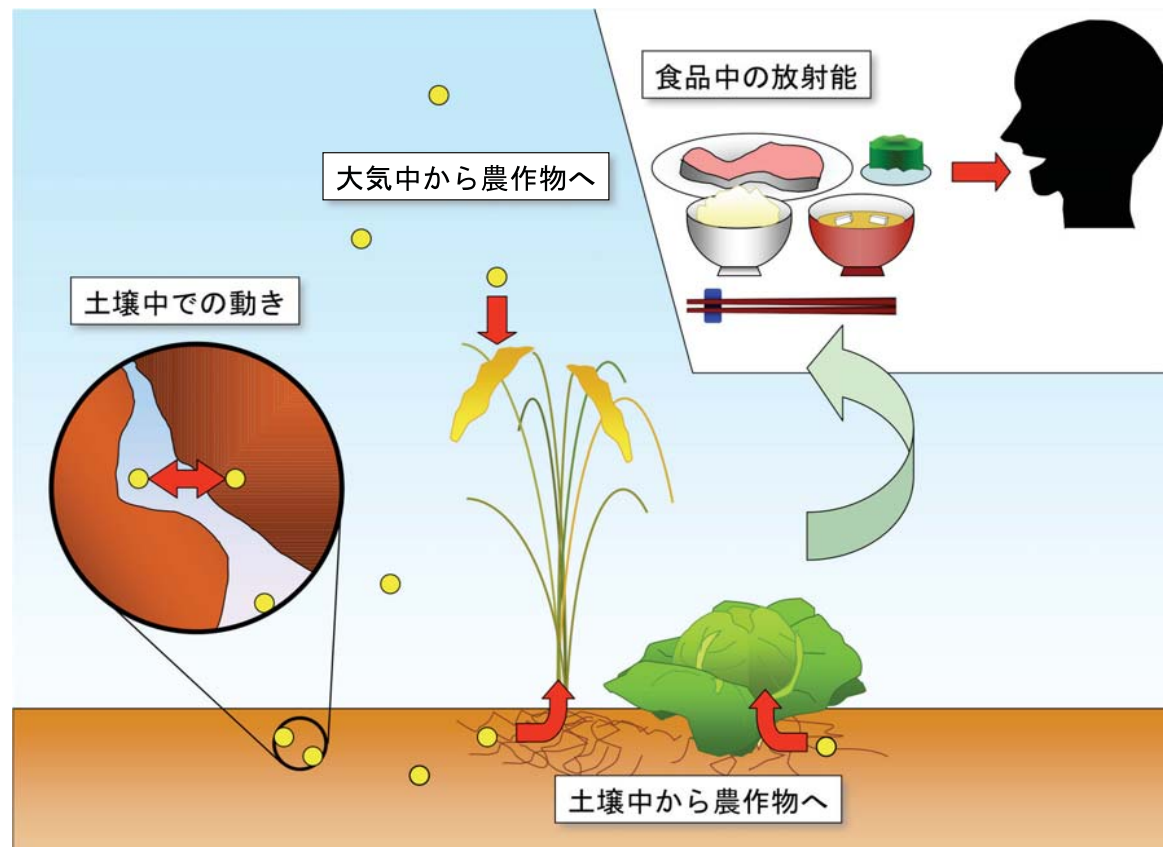


図1: 放射性核種の農作物経口摂取による人への移行経路

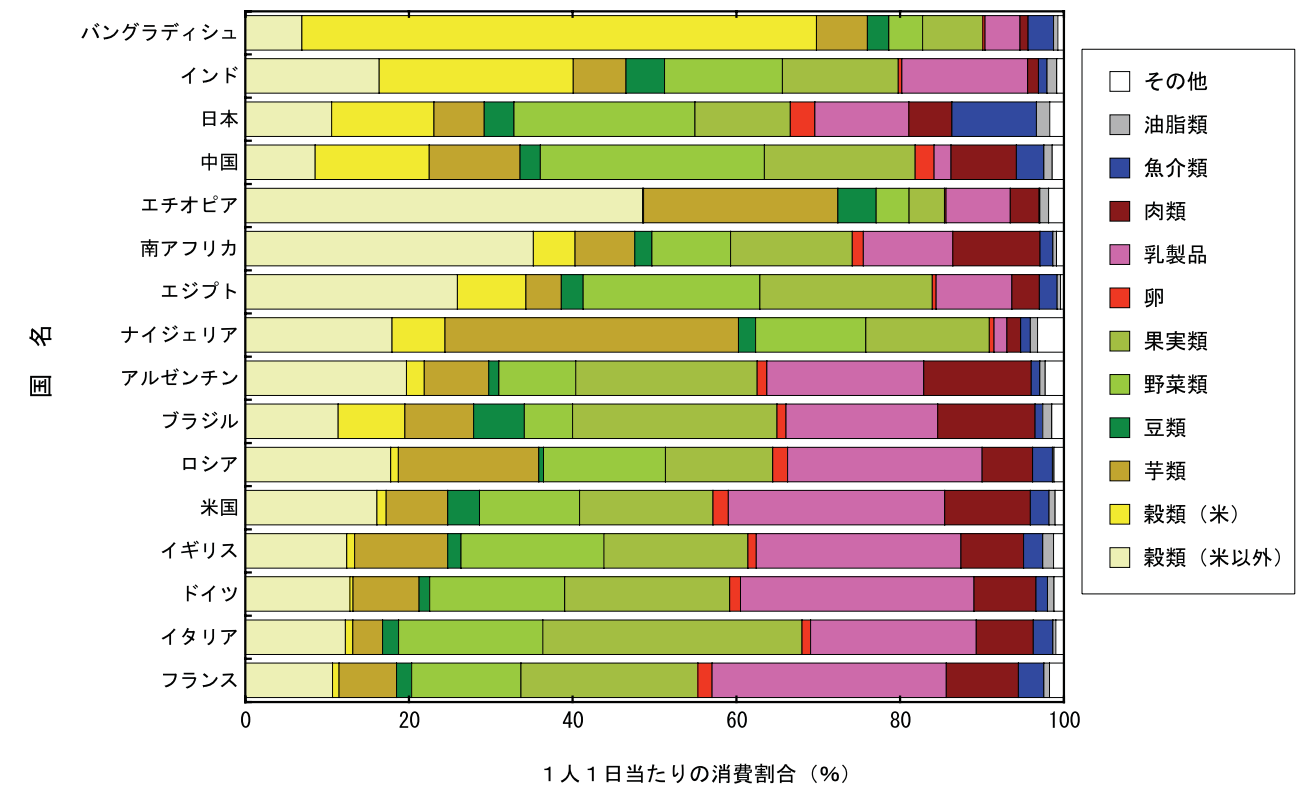


図2: いろいろな国における一人一日当たりの食品消費割合(%) (FAO集計データ2004年分より)

3.陸域環境中での挙動

3-1.土壌中での挙動

大気中に放出された放射性核種は、雨に取り込まれたり（溶存態）、気体状や粒子状であったりと、様々な形態で地表に降下してくる。加えて、農耕地土壌の場合、このような直接降下だけではなく、灌漑水からも放射性核種が供給される場合がある。一旦土壌に混入してしまうと、核種により程度は異なるが、土壌に到着され移動しにくくなる傾向がある。土壌中における核種の挙動を左右する主な因子は、核種の土壌への到着の程度と間隙水の移動速度である。一般に、地表付近や地下帯水層における間隙水の動きは、河川水のように速くないため、核種の土壌への到着の程度が、土壌中の核種挙動の支配要因となる。

放射性核種の土壌への到着の程度を表すパラメータとして、土壌-土壌溶液分配係数（Soil-soil solution distribution coefficient, K_d ）を用いるのが一般的である。 K_d は、土壌と土壌溶液間における核種の到着反応が平衡状態にあるときの分配を示す係数であり、次式で表される。

$$K_d = \frac{\text{核種の固相濃度 (Bq/kg)}}{\text{核種の液相濃度 (Bq/L)}} \quad (\text{L/kg}) \quad (1)$$

K_d は、放射性核種の地下水での挙動予測や表層土壌における滞留時間の予測等のために用いられる環境移行パラメータである。 K_d は、土壌の種類・特性と、放射性核種の種類や化学形に大きく影響を受ける。一般に、溶液中において陽イオンで存在する放射性核種（例えばセシウムやストロンチウム）は土壌によく到着され、陰イオンで存在するもの（例えばヨウ素やテクネチウム）はあまり到着されることが知られている。放医研では、

様々な土壌を用い、多くの核種の K_d を求めてきた⁴⁻¹¹⁾。図3は、全国から収集した水田土壌および畑土壌のCsおよびSrの K_d を纏めたものである¹²⁾。Srの K_d は100から1000程度であり、Csは数百から数万の範囲である。どちらも、水田土壌と畑土壌で差が認められる。日本の農耕地土壌でも、土壌によって到着の程度が大きく異なる。したがって、様々な土壌試料に対して放射性核種の挙動を調べて、どの土壌特性が最も影響しているのかを明らかにする^{13, 14)}ことは重要である。

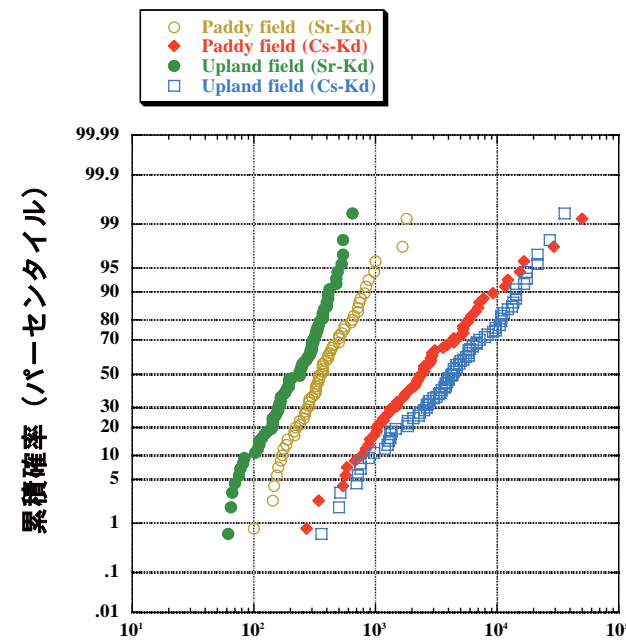


図3: 水田および畑土壌におけるCsとSrの分配係数

3-2.農作物への移行

(1)土壌中から農作物へ

土壌中、特に表層の根圏域（0から20-30cm程度の深さ）に含まれる放射性核種が、経根吸収により農作物へ移行する程度を表すパラメータとして、次式で表される土壌-農作物間移行係数（Transfer factor, TF）が良く用いられる。

$$TF = \frac{\text{農作物 (可食部) 中の放射性核種濃度 (Bq/kg 乾物重)}}{\text{土壌中の放射性核種濃度 (Bq/kg 乾燥重)}} \quad (2)$$

放医研では、土壌に放射性核種を添加し、農作物を育て、収穫時の農作物中と土壌中の放射性核種濃度を測定してTFを求める方法（RIトレーサー実験¹⁵⁻¹⁹⁾と、野外で観察されるフォールアウト核種を測定する方法²⁰⁻²²⁾の両方を用いて調査・研究を行ってきた。その結果、農作物の種類や核種などにより、放射性核種の農作物への移行が異なることが分かった。図4にRIトレーサー実

験により得られたTFを示す²³⁾。農作物の中でもホウレンソウやレタスなどの葉菜類へは移行しやすいことが分かる。さらに、MnやZnなどの必須元素は移行しやすく、ヨウ素などは非常に移行しがたいことも分かった。例えば、我々の研究では、可食部である玄米へのヨウ素のTFは約0.004という値が得られた¹⁶⁾が、この値は、国際原子力機関（International Atomic Energy Agency, IAEA）が集計し農作物全般に対して推奨している値²⁴⁾である0.02よりも、1ケタ小さいことから、同じ量が土壌に含まれていても玄米へは移行しにくいことが分かる。

近年では、放射性核種の代わりに微量安定元素の濃度

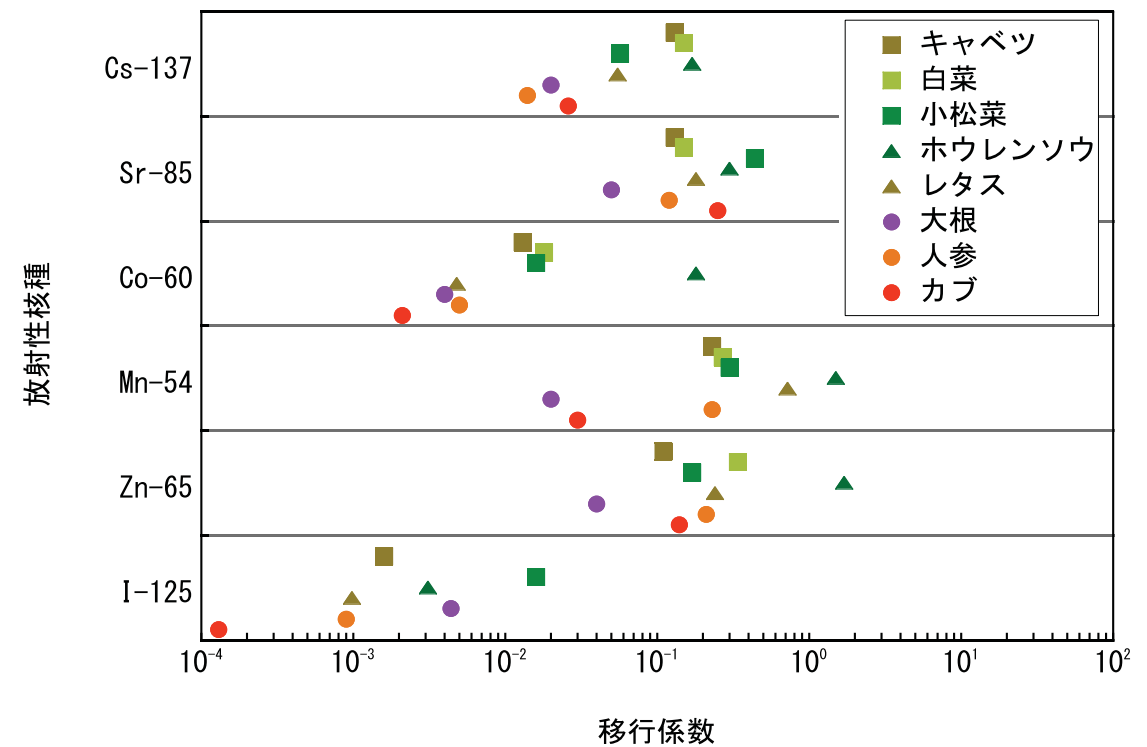


図4: 土壌中から農作物への放射性核種の移行係数

分析等によっても、環境移行パラメータを収集している²⁵⁻²⁸⁾。図5は、全国から農耕土壌とそこに生育している農作物を収集し、微量安定元素分析により安定元素のTFを求めたもの²⁷⁾である。図には、我が国で得られた玄米および麦類へのTFを示すと共に、比較のため、IAEAが1994年に出版した様々な移行パラメータを纏めたデータハンドブック (TRS-364)²⁹⁾に掲載されている穀類のTFも示してある。このTRS-364に含まれているデータは主として欧米で得られた温帯地域のものである。我が国のTFと比べると、全体的にTRS-364の値の方がやや高い傾向があることが分かる。前述したように、環境における放射性核種の移行は、その地域の気候や土壌、栽培方法などにより異なることが指摘されており、現在、熱帯・亜熱帯地域など、多くの地域からデータを収集し、TRS-364の改訂版を出版する作業が進められている³⁰⁾。この改訂版には、放医研が取得したデータが取り入れられる予定である。

このような微量安定元素の情報について、実はまだ世界的にはデータが不足していることもあり、これらのデータは作物学や植物生理学、土壌学等の分野においても貴重なものである。

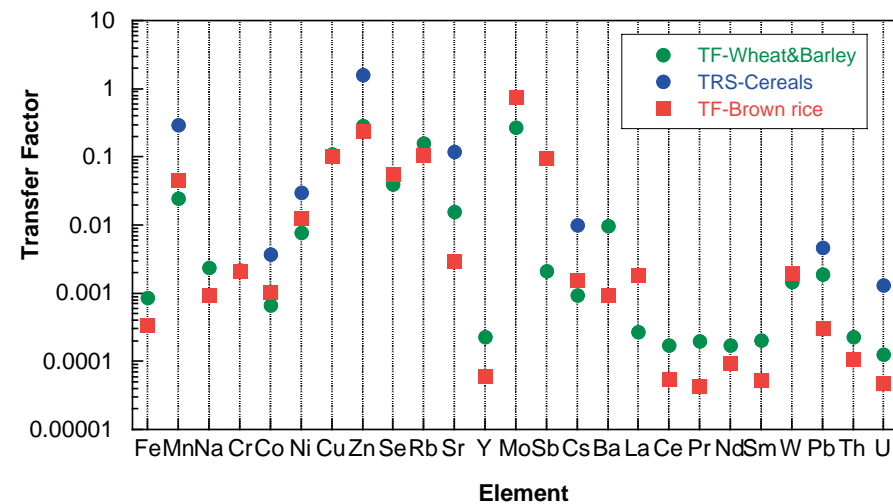


図5: 麦類と玄米への移行係数の比較

(2) 大気中から農作物へ

大気中に存在する放射性核種が農作物表面へ移行する量は、農作物の形状の違い、放射性核種の物理的・化学的性状、気象条件 (特に雨量) などにより異なる。欧米では牧草やホウレンソウなどの葉菜類に関して、多くの研究が行われてきたが、日本ではその様なデータは求められていなかった。そこで、放医研では管理区域内においてヨウ素曝射装置 (写真1) を設置し、大気中から植物への移行量を求めてきた。この装置は大きな密閉型植物栽培装置で、ガス状ヨウ素を植物に暴露することが可能であった (図6)。本装置は上部に約3m³の曝露スペースがあり、下部には装置内のヨウ素濃度が均一になるようにファンが設置してある。装置内の温度、湿度もコントロールできるように設計されており、さらに、装置の最上部には植物栽培用の照明があり、比較的長時間の実験も可能であった。この装置を使つての研究は幾つか挙げられるが、特に大きな目的としては、以下の2点である。

- 1) 日本の気候での農作物への放射性ヨウ素の沈着データと欧米のデータとの比較
- 2) 米への移行パラメータの取得



写真1: ヨウ素曝射装置

表2: ヨウ素曝射装置による実験結果

ヨウ素の化学形	沈着速度 (cm・s ⁻¹)		
	Sehmel (1980)	ホウレンソウ 大桃・中村(1980)	水稻 内田・村松(1988・1996)
I ₂	0.02 - 20	0.15	8.7×10 ⁻³
CH ₃ I	10 ⁻⁴ - 10 ⁻²	1.7×10 ⁻³	2.7×10 ⁻⁵

実験の結果を表2に示す。ホウレンソウなど葉菜類への放射性ヨウ素の移行 (沈着速度)^{31, 32)} は欧米の値³³⁾ とほぼ同じであること、籾への移行量は、牧草やホウレンソウの値と比べると2桁以上低いこと³⁴⁻³⁹⁾、などが分かった。大気中のヨウ素に関しては、色々な化学形が報告されているので、放医研でも幾つかの化学形のヨウ素を使つて実験を行い、化学形による大気からの移行量の違いや、米の中の分布、すなわち籾の表面に止まっているのか、中まで入っているのか、というようなデータも取得した。籾中のヨウ素の分布はヨウ素の化学形により大きく異なることが明らかとなった。元素状ヨウ素の場合、ほとんど籾表面に止まり玄米への移行は5%以下³⁶⁾ であるが、ヨウ化メチルの場合は、約50%が玄米へ移

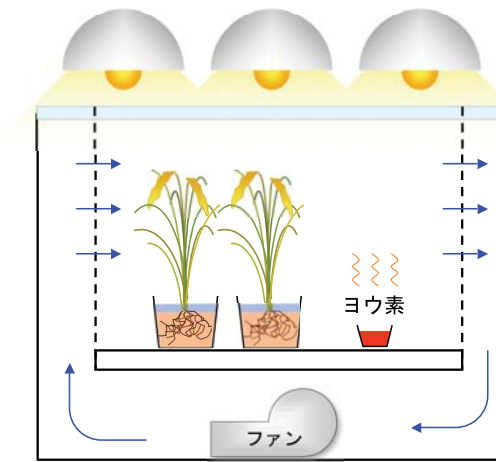


図6: ヨウ素曝射装置の概略図

行する³⁹⁾ ことが分かった。

4. おわりに

本報告では、放医研那珂湊支所で行われてきた陸域における研究について、大気—土壌—農作物系を中心に簡単に紹介した。ここで書いた研究以外にも多くの調査・研究、例えば、¹²⁹Iや⁹⁹Tc等の極微量放射性核種分析法の開発⁴⁰⁻⁴⁶⁾、ICP-MSによる長半減期核種分析法の確立⁴⁷⁻⁵⁰⁾、ICP-MSによる同位体測定⁵¹⁻⁵⁵⁾、標準日本人に関する研究⁵⁶⁻⁵⁸⁾、食品摂取による放射性核種の人体への移行に関する研究⁵⁹⁻⁶¹⁾、などが行われてきた。紙面の都合上すべてを紹介することはできなかったが、これらの成果は、すでに論文、報告書やデータ集にまとめられ公表されている⁶²⁻⁷³⁾。

これら一連の研究は、一部は終了したのものもあるが、ほとんどは、現在放医研で行われている環境放射能影響研究に引き継がれており、今後も成果を報告しつつデータベース等を作成⁷⁴⁾ して、より広く利用されるように努力していく。

参考文献

- 1) 大桃洋一郎、内田滋夫、住谷みさ子: 農作物経路からの¹²⁹I摂取による内部被ばく線量評価上の問題点、日本原子力学会誌、27, 388-394, 1985.
- 2) 内田滋夫: 環境における放射性核種とその挙動、—環境移行パラメータについて—、分析センター広報、Vol.27, pp. 44-52, 1995.
- 3) FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS: <http://faostat.fao.org/site/502/default.aspx>.
- 4) 内田滋夫、鎌田 博: ストロニウム⁹⁰の成層通気層土壌への吸着に関する研究、保健物理、22, 179-187, 1987.

- 5) Yoshida, S., Muramatsu, Y., Uchida, S. : Studies on the Sorption of I^- (Iodide) and IO_3^- (Iodate) onto Andsols., *Water, Air, and Soil Pollut.*, **63**, 321-329, 1992.
- 6) Yasuda, H. and Uchida, S. : Statistical Approach for the Estimation of Strontium Distribution Coefficient, *Environ. Sci. Technol.*, **27**, 2467-2470, 1993.
- 7) Yasuda, H., Uchida, S., Muramatsu, Y. and Yoshida, S. : Sorption of Mn, Co, Zn, Sr and Cs onto agricultural soils : statistical analysis on effects of soil properties, *Water, Air, and Soil Pollut.*, **83**, 85-96, 1995.
- 8) Yasuda, H., Ambe, S., Uchida, S. : Distribution coefficients of platinum group metals between soil solid and liquid phase., *Environ. Technol.*, **17**, 1151-1154, 1996.
- 9) Yoshida, S., Muramatsu, Y., Uchida, S. : Soil-solution distribution coefficients, Kds, of I^- and IO_3^- for 68 Japanese soils. *Radiochimica Acta*, **82**, 293-297, 1998.
- 10) Nakamaru, Y., Tagami, K., Uchida, S. : Distribution coefficient of selenium in Japanese agricultural soils, *Chemosphere*, **58**, 1347-1354, 2005.
- 11) 石川奈緒、内田滋夫、田上恵子 : 放射性セシウムの水田土壌への吸着挙動における粘土鉱物の影響、*Radioisotopes*, **56**, 519-528, 2007
- 12) Ishikawa, N.K., Uchida, S., and Tagami, K. : Soil-soil solution distribution coefficients for Se, Sr, Sn, Sb, and Cs in Japanese agricultural soils. *Proc. of Waste Management '08*. Phoenix, 2008 (in press).
- 13) 石川奈緒、内田滋夫、田上恵子 : 統計的手法による放射性ストロンチウムの土壌-土壌溶液分配係数推定手法開発の試み, *Radioisotopes*, **57**, 295-303, 2008.
- 14) Ishikawa, N.K., Uchida, S., and Tagami, K. : Distribution coefficients for ^{85}Sr and ^{137}Cs in Japanese agricultural soils and their correlations with soil properties, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **277**, 2008 (in press)
- 15) Muramatsu, Y., Uchida, S., Ohmomo, Y. : Root-uptake of radioiodine by rice plants, *J. Radiat. Res.*, **34**, 214-220, 1993.
- 16) Muramatsu, Y., Uchida, S., Sumiya, M., Ohmomo, Y., Obata, H. : Tracer Experiments on Transfer of Radio-iodine in the Soil-Rice Plant System., *Water, Air, and Soil Pollut.*, **45**, 157-171, 1989.
- 17) 内田滋夫、村松康行、住谷みさ子、大桃洋一郎 : 放射性ヨウ素の土壌から水稲への移行に関する基礎的研究、*Radioisotopes*, **38**, 57-62, 1989.
- 18) Ban-nai, T., Muramatsu, Y. and Yanagisawa, K. : Radiotracer experiments on transfer of some selected radionuclides (Cs, Sr, Mn, Co, Zn and Ce) from soil to root vegetables. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **241**, 529-531, 1999.
- 19) Yanagisawa, K., Takeda, H., Miyamoto, K., Fuma, S. : Transfer of technetium from paddy soil to rice seedling., *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **243**, 403-408, 2000.
- 20) Uchida, S., Tagami, K. : Soil-to-plant transfer factors of fallout Cs-137 and native Cs-133 in various crops collected in Japan, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **273**, 205-210, 2007.
- 21) Uchida, S., Tagami, K., Hirai, I., Komamura, M. : Transfer factors of radionuclides and stable elements from soil to rice and wheat, *Radioprotection*, **40** (Suppl. 1), S129-S134, 2005.
- 22) Ishikawa, N.K., Uchida, S., and Tagami, K. : Estimation of ^{137}Cs Plant Root Uptake Using Naturally Existing ^{133}Cs , *J. Nucl. Sci. Technol.* (Suppl.), 2008 (in press).
- 23) Ban-nai, T., Muramatsu, Y. : Transfer Factors of Radioiodine from Volcanic-ash Soil (Andosol) to Crops., *J. Radiat. Res.*, **44**, 23-30, 2003.
- 24) International Atomic Energy Agency : *Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases*, Safety Series No. 57, p. 61, 1982.
- 25) S. Uchida, K. Tagami, K. Tabei, I. Hirai : Concentrations of REEs, Th and U in river waters collected in Japan, *J. of Alloys and Compounds*, **408/412**, 525-528, 2006.
- 26) S. Uchida, K. Tagami, I. Hirai : Soil-to-plant transfer factors of stable elements and naturally occurring radionuclides : (1) Upland field crops collected in Japan, *J. Nucl. Sci. Technol.*, **44**, 628-640, 2007.
- 27) S. Uchida, K. Tagami, I. Hirai : Soil-to-plant transfer factors of stable elements and naturally occurring radionuclides : (2) Rice collected in Japan, *J. Nucl. Sci. Technol.*, **44**, 779-790, 2007.
- 28) S. Uchida, K. Tagami : Soil-to-crop transfer factors of radium in Japanese agricultural fields, *J. Nucl. Radiochem. Sci.*, **8**, 103-108, 2007.
- 29) International Atomic Energy Agency : *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer Factor in Temperate Environments*, Technical Reports Series No.364, IAEA, 1994.
- 30) 内田滋夫、田上恵子 : EMRAS プログラムにおける TRS364 改定作業について、*保健物理*、2008 (印刷中)。
- 31) Nakamura, Y. and Ohmomo, Y. : Factors used for the estimation of gaseous radioactive iodine intake through vegetation – I : uptake of methyl iodide by spinach leaves, *Health Phys.*, **38**, 307-314, 1980.
- 32) Nakamura, Y. and Ohmomo, Y. : Factors used for the estimation of gaseous radioactive iodine intake through vegetation – II : uptake of elemental iodine by spinach leaves, *Health Phys.*, **38**, 315-320, 1980.
- 33) Sehmel, G. A. : Particle and gas dry deposition : A review, *Atmos. Environ.*, **14**, 983-1011, 1980.
- 34) Nakamura, Y., Sumiya, M., Uchida, S. and Ohmomo, Y. : Transfer of Gaseous Iodine to Rice Plants., *J. Radiat. Res.*, **27**, 171-182, 1986.
- 35) Sumiya, M., Uchida, S., Muramatsu, Y., Ohmomo, Y., Yamaguchi, S. and Obata, H. : Transfer of Gaseous Iodine from Atmosphere to Rough Rice, Brown Rice and Polished Rice., *Hoken Butsuri*, **22**, 265-268, 1987.
- 36) Uchida, S., Sumiya, M., Muramatsu, Y., Ohmomo, Y., Yamaguchi, S., Obata, H. and Umebayashi, M. : Deposition Velocity of Gaseous I to Rice., *Health Phys.*, **55**, 779-782, 1988.
- 37) 内田滋夫、村松康行、住谷みさ子、大桃洋一郎 : 乾性沈着によるガス状ヨウ素 (I_2) の大気から米への移行、*保健物理*、**24**, 149-157, 1989.
- 38) Uchida, S., Muramatsu, Y., Sumiya, M., Ohmomo, Y. : Biological Half-life of Gaseous Elemental Iodine Deposited onto Rice Grains., *Health Phys.*, **60**, 675-679, 1991.
- 39) Muramatsu, Y., Uchida, S., Sumiya, M., Ohmomo, Y. : Deposition velocity of gaseous organic iodine from the atmosphere to rice plants, *Health Phys.*, **71**, 757-762, 1996.
- 40) Muramatsu, Y., Uchida, S., Sumiya, M. and Ohmomo, Y. : Iodine Separation Procedure for the Determination

- of ^{129}I and ^{127}I in Soil by Neutron Activation Analysis., *J. Radioanal. Nucl. Chem., Letters*, **94**, 329-338, 1985.
- 41) Muramatsu, Y., Ohmono, Y. : Iodine-129 and iodine-127 in environmental samples collected from Tokaimura/Ibaraki, Japan., *Sci. Tot. Environ.*, **48**, 33-43, 1986.
- 42) Tagami, K. and Uchida, S. : Separation Procedure for the Determination of Technetium-99 in Soil by ICP-MS, *Radiochim. Acta*, **63**, 69-72, 1993.
- 43) Tagami, K. and Uchida, S. : Determination of Tc-99 in rain and dry fallout by ICP-MS, *J. Radioanal. Nucl. Chem., Articles*, **197**, 409-416, 1995.
- 44) Uchida, S. and Tagami, K. : Improvement of Tc Separation Procedure using a Chromatographic Resin for Direct Measurement by ICP-MS., *Anal. Chim. Acta*, **357**, 1-3, 1997.
- 45) Tagami, K. and Uchida, S. : Concentration of Global Fallout Tc-99 in Rice Paddy Soils Collected in Japan, *Environ. Pollut.*, **95**, 151-154, 1997.
- 46) Uchida, S., Tagami, K., Wirth, E. and Rühm, W. : Concentration Level of ^{99}Tc in Forest Soils Collected within the 30-km Zone around the Chelnoybl Reactor., *Environ. Pollut.*, **105**, 75-77, 1999.
- 47) Muramatsu, Y., Tagami, K., Uchida, S. : Levels of Artificial Radionuclides and Uranium in Rain Water Collected from Ibaraki (Japan) Following the Tomsk-7 Accident in Russia, *J. Radioanal. Nucl. Chem., Letters*, **188**, 305-311, 1994.
- 48) Uchida, S., García-Tenorioa, R., Tagami, K., García-Leóna, M. : Determination of U Isotopic Ratios in Environmental Samples by ICP-MS, *J. Anal. At. Spectrom.*, **15**, 889-892, 2000.
- 49) Igarashi, Y., Kawamura, H., Shiraishi, K., Takaku, Y. : Determination of thorium and uranium in biological samples by inductively coupled plasma mass spectrometry using internal standardisation, *J. Anal. At. Spectrom.*, **4**, 571-576, 1989.
- 50) Yoshida, S., Muramatsu, Y., Tagami, K. and Uchida, S. : Concentration of lanthanide elements, Th and U in 77 Japanese surface soils. *Environ. Int.*, **24**, 275-286, 1998.
- 51) Muramatsu, Y., Uchida, S., Tagami, K., Yoshida, S. and Fujikawa, T. : Determination of plutonium concentration and its isotopic ratio in environmental materials by ICP-MS after separation using ion-exchange and extraction chromatography., *J. Anal. At. Spectrom.*, **14**, 859-865, 1999.
- 52) Muramatsu, Y., Rühm, W., Yoshida, S., Tagami, K., Uchida, S. and Wirth, E. : Concentrations of ^{239}Pu and ^{240}Pu and their isotopic ratios determined by ICP-MS in soils collected from the Chernobyl 30-km zone, *Environ. Sci. & Technol.*, **34**, 2913-2917, 2000.
- 53) Tagami, K. and Uchida, S. : Use of TEVA resin for the determination of U isotopes in water samples by Q-ICP-MS, *Appl. Radiat. Isotopes*, **61**, 255-259, 2004
- 54) Tagami, K. and Uchida, S. : Development of a separation method for uranium isotopic mass ratio measurement in environmental samples by ICP-MS, *J. Nucl. Sci. Technol.*, **Supplement 4**, 431-434, 2004
- 55) 田上恵子、内田滋夫 : U/Th 比を用いたリン鉱石原料のリン酸肥料施用による農耕地土壌中ウラン増加割合の推定、*Radioisotopes*, **55**, 71-78, 2006.
- 56) 田中義一郎、河村日佐男、中原義行 : 規格日本人 (reference Japanese) の設定、日本原子力学会誌、**19**, 674-679, 1977.
- 57) 田中義一郎、中原義行、中島義蔵 : 標準日本人 (Japanese Reference Man) -1988 の研究 - IV : 主要器官の正常値に関する研究、日本医学放射線学会雑誌、**49**, 344-364, 1989.
- 58) Kawamura, H., Parr, R. M., Dang, H. S., Tian, W., Barnes, R. M. and Iyengar, G. V. : Analytical quality control procedures developed for the Reference Asian Man Project (Phase 2). *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **245**, 123-126, 2000.
- 59) Shiraishi, K., Yoshimizu, K., Tanaka, G., Kawamura, H. : Daily intake of 11 elements in relation to reference Japanese man, *Health Phys.*, **57**, 551-557, 1989.
- 60) Shiraishi, K., Ban-nai, T., Muramatsu, Y. and Yamamoto, M. : Comparison of stable cesium and radiocesium on dietary intakes by Japanese subjects using 18 food categories., *J. Radioanal. Nuc. Chem.*, **242**, 687-692, 1999.
- 61) Shiraishi, K., Tagami, K., Muramatsu, Y. and Yamamoto, M. : Contributions of 18 food categories to intakes of ^{232}Th and ^{238}U in Japan., *Health Phys.*, **78**, 28-36, 2000.
- 62) 佐伯誠道編 : 環境放射能、ソフトサイエンス社、東京、1984.
- 63) 放射線医学総合研究所 (編 : 伊沢正実) : 第 6 回放医研環境セミナー「放射性物質による陸圏の汚染と線量推定の諸問題」、NIRS-M-31, 1979.10.
- 64) 放射線医学総合研究所 (編 : 佐伯誠道) : 第 7 回放医研環境セミナー「最近の環境における放射性ヨウ素の諸問題」、NIRS-M-35, 1979.11.
- 65) 放射線医学総合研究所 (編 : 佐伯誠道) : 第 10 回放医研環境セミナー「環境放射性物質に関する最近の分析測定法とその将来」、NIRS-M-46, 1982.12.
- 66) 放射線医学総合研究所 (編 : 佐伯誠道) : 第 12 回放医研環境セミナー「放射性核種の化学形が被ばく線量評価に及ぼす影響」、NIRS-M-57, 1986.3.
- 67) 放射線医学総合研究所 (編 : 岩倉 哲男、中島敏行) : 第 20 回放医研環境セミナー「環境と公衆の安全のためのアプローチ」、NIRS-M-93, 1993.3.
- 68) 放射線医学総合研究所 (編 : 鈴木 譲、河村日佐男) : 第 23 回放医研環境セミナー「長半減期核種の環境動態と線量評価」、NIRS-M-113, 1996.12.
- 69) 放射線医学総合研究所 (編 : 中村清) : 第 26 回放医研環境セミナー「放射性核種の環境動態と線量評価モデル」、NIRS-M-134, 1999.12.
- 70) 佐伯誠道、大桃洋一郎、内田滋夫、他 : 土壌から農作物への放射性物質の移行係数 (環境パラメータシリーズ 1 : RWMC-88 -P11)、原子力環境整備センター、1988.11.
- 71) 佐伯誠道、大桃洋一郎、内田滋夫、他 : 土壌と土壌溶液間の放射性物質の分配係数 (環境パラメータシリーズ 2 : RWMC-90 -P13)、原子力環境整備センター、1990.6.
- 72) 佐伯誠道、大桃洋一郎、内田滋夫、他 : 食品の調理・加工による放射性核種の除去率 (環境パラメータシリーズ 4 : RWMC-94 -P16)、原子力環境整備センター、1994.3.
- 73) 佐伯誠道、大桃洋一郎、鎌田 博、他 : 飼料から畜産物への放射性核種の移行係数 (環境パラメータシリーズ 5 : RWMC-95 -P17)、原子力環境整備センター、1995.3.
- 74) 放射線医学総合研究所廃棄物技術開発事業推進室 (内田、武田、他) : 日本の河川水中元素濃度分布図 (ISBN 978-4-938987-42-8) (2007).

(4)「食の安全を求めて」

－海産生物濃縮実験－

Quest for safety in food

- Laboratory experiments for bioaccumulation of radionuclides by marine organisms -



講演中の中原氏

海洋生物環境研究所
中原 元和

はじめに

いろいろな供給源から海洋に導入される放射性核種は、大量の海水で希釈・拡散されながら広い範囲に分布する（図1）。海の中では、植物プランクトン、海藻などの一次生産者から始まり、動物プランクトン、貝類、甲殻類などの低次の消費者、さらに魚類などの高次の消費者が複雑に関係を持ちながら生活している。沿岸域では生物の種類やその存在量も多く、複雑な生態系を作り出している。この様な海洋生態系に放射性核種が入ってくると、海産生物は放射性核種を体表面に吸着したり、体内に取り込んで放射性核種を濃縮・蓄積する場合がある。我が国においては、海藻類、甲殻類、軟体類、魚類と多種多様な海産生物を食用として利用しているため、海洋生態系に入ってきた放射性核種を食用となる海産生物がどの程度まで濃縮・蓄積するかを知ることが日本人の食の安全のために求められ、茨城県ひたちなか市にある放医研・那珂湊支所では海産生物の放射性核種濃縮に関す

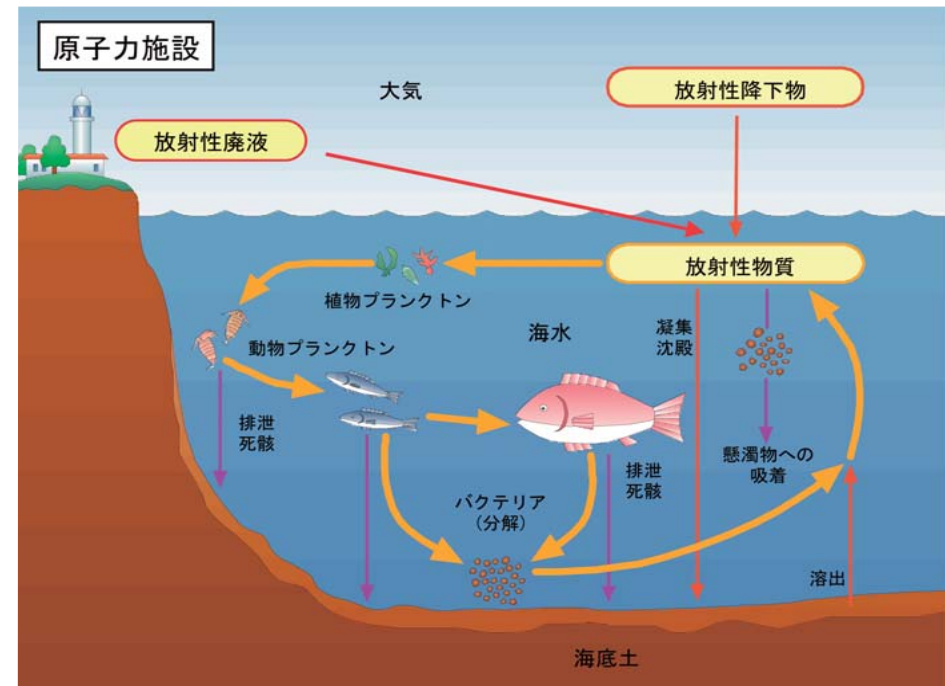


図1: 海洋中での放射性物質の動き

る情報を得る目的で水槽実験が行われてきた。

生物濃縮

生物が元素や化学物質などを生息している環境から取り込んで蓄積することを生物濃縮という。生物濃縮の現象は、ふるくは海水中の銅イオンを大量に取り込んで緑色になったいわゆるミドリガキの例が有名であるが、我が国においては化学工場などから排出された水銀やカドミウムによる環境汚染との関連で公害として一般に知られるようになった。しかし、生物濃縮に関して最初に注目されたのは、南太平洋のサンゴ礁における核実験等により環境にばら撒かれた放射性核種に関してであった。実験後の調査で、海水中に存在する放射性核種の種類や量のパターンとそこに生息する生物のそのパターンが大きく異なることが観察された。放射性核種の種類や海産生物の種類によって放射性核種の生物への蓄積が違ふことが明らかになったのである。

生物濃縮という現象の生物学的な意味については、今だ不明な点が多い。一般的には、生物が自身の生命活動に必要な元素を外界から取り込んで蓄積し、体の元素組成を恒常的に維持しようとする現象と考えられている。しかし、生物体内に存在するすべての元素が、生物にとって必要な元素であるとは考えられ難く、時には必要と思われるレベルをはるかに超えて濃縮される例がしばしばみられる。海産生物による放射性核種

の濃縮においても、生物学的に説明するのが困難なものが多いが、多くの海産生物を食料として利用している我が国においては放射性核種を濃縮した海産生物を経口的に摂取することによる放射線被ばくという観点から重要な問題となる。

濃縮係数

海水中に存在する元素を、海産生物がどの程度濃縮するかを表す指標として濃縮係数（Concentration factor）がよく用いられ、放射性核種の場合も同様に扱われる。

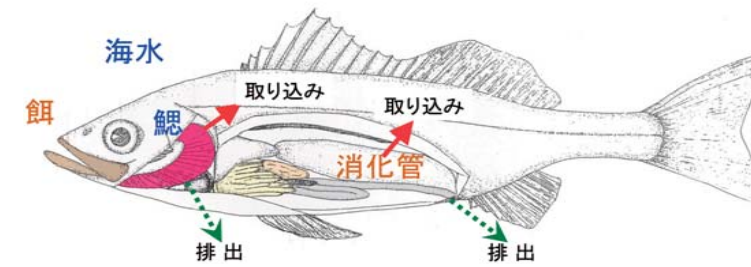


図2: 海産生物による放射性核種の取り込み・排出経路

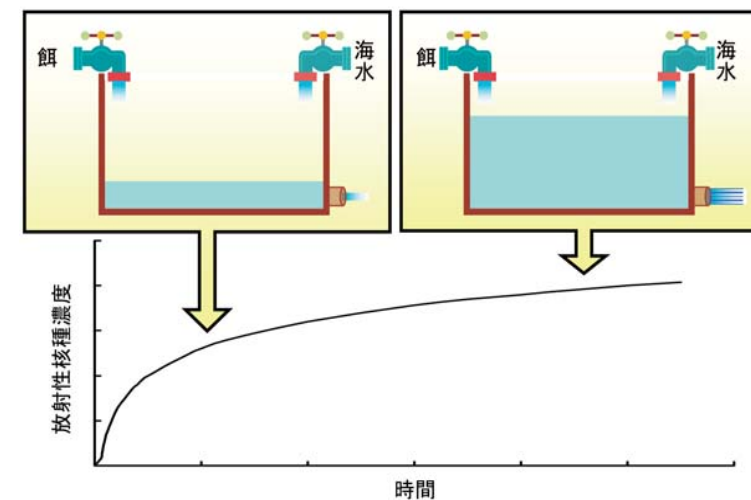


図3: 海産生物による放射性核種の蓄積

海水中の放射性核種を海産生物は呼吸器官である鰓を介して海水から直接体内に取り込む。また放射性核種を蓄積した餌を摂取することにより、消化管からも放射性核種は取り込まれる。この海水からと餌からの取り込みが、海産生物の体内への放射性核種の主要な取り込み経路となる（図2）。一方、体内に取り込まれた放射性核種は代謝されて、鰓、腎臓、消化管等から体外に排出される。海洋生態系にあらたに放射性核種が導入されると、そこで生活する海産生物は放射性核種を海水および餌経路で体内に取り込み、体内の核種濃度は増加する。しかし、生態系に放射性核種が存在する間、海産生物の核種濃度は増加し続けるわけではない。海産生物体内の核種濃度が高まるにつれて、単位時間に体外に排出される核種の量も増加するため、ある時点で生物体内に取り込まれる核種の量と排出される量とが同じになり、平衡状態となる（図3）。このように環境水中の放射性核種の濃度と生物の放射性核種の濃度が平衡状態にある時の両者の濃度比が濃縮係数と定義される。

$$\text{濃縮係数} = \frac{\text{海産生物の放射性核種の濃度}}{\text{環境水の放射性核種の濃度}}$$

環境水の放射性核種濃度は単位体積当たりの濃度（Bq/ml, Bq/l など）で表し、海産生物の放射性核種濃度は一般に生重量当たりの濃度（Bq/g, Bq/kg など）が用いられる。濃縮係数を推定する方法としては下記のような方法がある。

1. 実際に海水および海産生物の放射性核種濃度を測定して求める方法（環境放射能の分析測定法）現在では測定可能な核種やフィールドは限定される。

2. 海水と海産生物中の安定元素濃度の比から推定する方法（安定元素分析法）

海水と生物の安定元素濃度は平衡状態にあると考えられているが、この値を放射性核種に当てはめる場合には安定元素と放射性核種が海水中で同じ挙動をする、すなわち同じ化学形態であるということが大前提である。

3. 放射性核種をトレーサーとして室内での水槽実験から推定する方法（ラジオトレーサー実験法）

特殊な実験施設が必要であり、海水と海産生物との間で平衡状態をえるのが困難であるが、海水からの取り込み・餌からの取り込みというように取り込み経路別に観察でき、また水温や塩分などの生物を取り巻く環境因子の影響についても観察できる。

放射性核種が放出されるある生態系で、海産生物が到達し得る放射性核種濃度は理論上その生物の濃縮係数

とそこの海水の放射性核種濃度との積を超えることはない。したがって、原子力発電所や使用済み核燃料の再処理工場などの施設の事前安全審査の際に、放射性廃液放出海域から漁獲される海産物を食べることによる人への放射線被ばくの線量を推定するのにこの値を用いれば十分に安全を見込んだ評価となる。

水槽実験

那珂湊支所の開設当初は50トンの海水が入る大型水槽を用いて、海産魚の放射性核種を取り込み実験を行った（写真1）。海水に放射性核種を添加し、その中で海産魚を長期間（2～3か月）飼育して海産魚への放射性核種の蓄積を観察した。取り込み実験に続いて放射性核種を蓄積した海産魚を放射性核種が入っていないきれいな海水に移して、魚体からの放射性核種の排出を観察した。蓄積および排出実験期間中、定期的に海水と魚を水槽から取り上げ、ホールボディカウンターのような放射線計

測装置で海水と魚全身の放射能を計測した（写真2）。その後、魚を解剖し、筋肉、脊椎骨、鰓、血液、肝臓、その他の内臓などの放射能を測定して放射性核種の体内分布を観察した。実験に使用した魚は茨城県の沿岸海域で漁獲される魚種で、採集には地元の漁協の方々にお世話になった。大型水槽での一連の実験では、実験期間が長いので実験魚を健康な状態に保つのが難しく、海水中の放射性核種濃度を一定に保つのも困難であった。また核種にもよるが実験期間

中に魚と海水の放射性核種濃度が平衡状態にならない場合が多かった。このため実験終了後の廃液処理費の高騰もあって廃液が多量に出る大型水槽での実験は小型の水槽実験に移っていった。この頃になると海産生物による放射性核種を取り込み、排出の曲線にカーブフィッティングして平衡時の濃縮係数や取り込み速度定数、排出速度定数、生物学的半減期等の生物濃縮に関するパラメータが予測できるプログラムが放医研の柴田貞夫氏により開発され、利用されるようになった。さらに測定試料の自動交換装置が付いたゲルマニウム半導体検出器が水槽実験に使えるようになってからは、7～8核種を同時に海水または餌に添加して実験するマルチトレーサー法が可能となり、省力化が図られた。

終わりに

放医研那珂湊支所は、その前身である東海支所の臨海実験場として那珂湊市（現在はひたちなか市）の磯崎に設置された。設置目的は原子力発電所や使用済み核燃料再処理工場の稼働にともなって海洋環境に出てくる放射性核種が、魚や貝など人間が食べる海産生物にどの様に、またどの程度濃縮・蓄積されるかを調査研究することであった。この当時は日本における原子力平和利用の黎明期で、国民は新しいエネルギーに期待するとともに食料とする海産物の放射能汚染に不安を懐いていた。それから、ほぼ40年が経過した現在では日本の電気の約3分の1は原子力で発電されるまでになり、地球温暖化防止、エネルギーの安定供給の確保等の観点から原子力への依存度はさらに高まるものと思われる。幸いなことに日本においては、食の安全を脅かすような環境の放射能汚染という事象は起こっていない。事業者は国民の安全を第一義に考えて原子力の平和利用開発を進めるのは当然として、今後とも環境の安全性を確保するためにも環境放射能の調査・研究は継続されなければならないと考える。



写真1:50トン水槽



写真2:海産生物の放射線測定装置 (ホールボディカウンター)

(5)「海産生物と放射能」

－海産生物濃縮実験－

Radioactivity in marine organisms

元(独)放射線医学総合研究所 上席研究員
渡部 輝久



講演中の渡部氏

1. 海洋放射能研究と濃縮係数

海洋環境に放出される放射性核種がヒトに放射線被ばくをもたらす道筋で最も重要なものは、海産生物を食品として利用したときにそれらに含まれる放射性核種を取り込むことによる被ばく（内部被ばく）である。とくに多くの原子力施設が沿岸立地し液体放射性廃棄物が海洋放出され、一方沿岸漁業が盛んなわが国においては、その経路における影響を詳細に評価する必要がある。海洋に放出される放射性核種は時間経過とともに拡散希釈されるが、海産生物はそれらを海水からあるいは餌を通じて体内に取り込み、ときには体内に高濃度に蓄積（生物濃縮）することがある。どのような生物が、どのような放射性核種を、そしてどの程度体内に蓄積するか、多様な海産生物種、多様な放射性核種にわたって情報をそろえておくことが原子力の環境安全を向上する上で必須である。

放射線医学総合研究所（放医研）那珂湊支所は、50トンの大型水槽をはじめとした数多くの水槽を備え海産生物を材料とし放射性同位元素を用いた様々な試験（トレーサー実験）を実施することができる施設として世界的にも著名である。海産生物による放射性核種の濃縮現象は線量評価計算式の中で、海水中の放射性核種濃度に対する生物中の放射性核種濃度の比で表される濃縮係数（CF）としてパラメータ化されており、放医研におけるこれら試験の目標が重要なパラメータである濃縮係数の整備に寄与することであるということはいままでのことである。とくにトレーサー実験は自然界では通常観察することのできない放射性核種についての知見を得ることができる点で非常に優れているといえる。

濃縮係数の線量評価上の重要性については原子力の平和利用とくに放射性廃棄物の環境への放出と関連して世界的に関心が持たれパラメータ値の整備が積極的に行われている。国際原子力機関による技術報告書などがその

一例であるが¹⁾、一般に、濃縮係数は自然の海洋（水圏）環境で得られた生物および海水試料について放射性核種あるいは安定元素分析値から誘導される。これらの分析値は自然における様々な環境要因および生物学的要因の関わり合いの結果として到達した平衡値を示していると仮定することができるからである。放医研那珂湊支所ではこの点にも着目し、設立来、海産生物とくに茨城県地先の沿岸生物について放射性核種分析および安定元素分析を実施し、濃縮係数の整備を行ってきた。

2. 線量評価と濃縮係数

放射性核種の環境放出は、それに起因する公衆の被ばく線量（実効線量）が年間1ミリシーベルト（mSv）の線量限度を下回るように管理することが求められている。この規制値を担保するために環境放射能モニタリングの実施と施設からの年間排出実績を基とした線量評価の実施が対策としてとられており、その手法も詳細に与えられている。

放射性核種の海洋放出に起因する被ばく線量は、海産生物の摂取による体内被ばく経路では、以下の基本式で計算される：

$$D = (A \cdot B \cdot C \cdot D_{cf}) \cdot Q$$

ここで、

- D：海産生物摂取に起因するヒトの内部被ばく線量；
- A：海水中での拡散等による希釈効果を表す係数；
- B：海産生物による放射性核種の生物濃縮を表す係数；
- C：ヒトによる海産生物の摂取率；
- D_{cf}：放射性核種の摂取量（Bq）から線量（Sv）に換算する係数；そして
- Q：放射性核種の放出率

である²⁾。

この計算式中のパラメータ B には一般的には濃縮係数

が用いられるが、濃縮係数が線量計算に大きな影響を及ぼすことが理解され、濃縮係数にどのような値を用いるかが大きな問題であることも理解される。

国際放射線防護委員会（ICRP）は2007年にその基本勧告の改訂を行い、公衆の線量限度の1mSvの引き続きの適用を勧告するとともに「放射線防護の最適化」の観点から放射性廃棄物に起因する公衆の被ばく線量として線量拘束値の0.3mSvを上回らないようにとの勧告を行った³⁾。様々な放射線源がある中でそれらの放射線源からもっとも影響をこうむり得る個人の存在とその防護を想定してのことである。規制値の低減化、厳正化に対応し得るパラメータ値の整備が今後も必要と考えられる所以である。

2007年のICRP新勧告では新たに放射線に対する環境防護の概念が取り入れられ、放射性廃棄物の環境放出に対してヒトのみならず環境中に生息する多様な生物種に対する防護が積極的にはかられるべきことが勧告されて

いる。この勧告では環境生物に対する線量規制値は具体的に述べられていないが、すでに米国では水圏環境の生物に対して暫定値として10mGy/dが与えられている例もあり⁴⁾、環境生物に対する放射線防護の枠組み作り、そして線量評価手法の開発が早急に求められているといえる。そして環境生物に関してより詳細な放射性核種の生物濃縮現象が議論されることも予想される。

3. 海産生物の放射能と濃縮係数

海産生物における放射性核種の濃縮係数は海洋環境に存在する放射性核種の海産生物中濃度の海水中濃度の比（単位：L/kg）として誘導される。1960年代および70年代には核保有国による大気圏での核爆発実験が多数行われ多量の放射性核種が環境中に放出された。この間多数の放射能調査研究計画が組織され海洋環境についても数多くのデータが蓄積されてきた。海洋中には

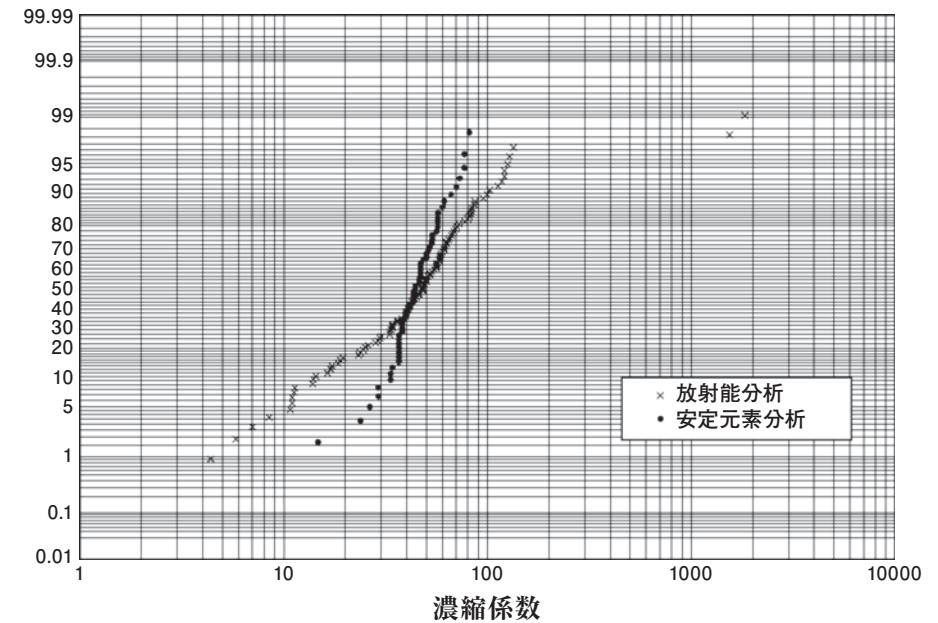


図1：放射能分析および安定元素分析から誘導した魚類における¹³⁷Cs濃縮係数の手法間での比較

現在も長半減期放射性核種が存在し、海洋生態系構成員間に分布している。これらの調査研究の中でもっとも多く得られているのはセシウム-137 (^{137}Cs) およびストロンチウム-90 (^{90}Sr) に関するものであり、この二つの核種に関しては放射能データからもっとも確からしい濃縮係数値を得ることが可能である。しかし多くの放射性核種については必ずしも十分な数のデータが得られていないのも現実である。このような場合には海洋環境中に存在する問題となる放射性核種の安定同位元素の分析値から濃縮係数を誘導することが推奨されている。海産生物の放射能分析および安定元素分析は水産食品に供せられる多様な生物種を対象とすることができる点で線量評価にふさわしい濃縮係数値が得られるものと期待される。放医研那珂湊支所では多くの海産生物について放射能分析と並行して安定元素分析を実施し濃縮係数を求める試みを行ってきた。図1に

魚類の濃縮係数を ^{137}Cs 放射能分析と Cs 安定元素分析の手法間で比較した例を示す。

図にみられるように放射能分析と安定元素分析から誘導される濃縮係数値は値のばらつき（分散）は前者で大きいものの最確値（平均値）はほぼ等しいこと、すなわち放射能分析のみならず安定元素分析によっても確からしい濃縮係数値が得られることがわかる。前者におけるばらつきの大きなことは濃縮係数を誘導する際に用いられる海水中の ^{137}Cs 濃度が安定セシウム濃度に比較し海水中で十分な均一性を示していないことにも依っていよう。一方、放射能分析あるいは安定元素分析を多様な海産生物に適用することにより海産生物の濃縮係数に関する生物種依存性など詳細な知見を得ることが可能となっている。図2には ^{137}Cs 濃縮係数の生物種間の比較を表す。図により ^{137}Cs 濃縮係数は頭足類 < 褐藻類 < 魚類の順に高くなることが理解される。

放医研那珂湊支所においてトレーサ実験、放射能分析、および安定元素分析の結果得られた濃縮係数については(財)原子力環境整備センターより環境パラメータシリーズ中に総括され刊行されている⁵⁾。

4.海産生物中の放射能および安定元素に関する知見のモニタリングへの適用

多様な生物種および多様な元素に関する分析データの蓄積により、ある生物種によるある特定の元素や放射性核種の特異的な濃縮現象が存在することが示唆されている。その典型的な例はエラコ（環形動物）のパナジウム(V)、ワスレガイ、シャコガイ類（軟体動物、二枚貝類）のマンガン(Mn)、マガキガイ（軟体動物、腹足類）のヨウ素(I)、リュキュウヒザラガイ（軟体動物、多板類）

の鉄(Fe)、マダコ（軟体動物、頭足類）のコバルト(Co)ウラン(U)、オオハネモ（緑藻類）のテクネチウム(Tc)およびレニウム(Re)などであり、いずれも濃縮係数値で $10^5 \sim 10^6$ という高い値を示している⁶⁾。この海産生物による特異的な濃縮現象の生物学的な意味合いは今後の海洋生物学の検討にまちたいが、海洋放射能モニタリングの立場からはこれら生物の生物検出器(biological monitor)としての利用の可能性が考えられる。放医研那珂湊支所ではこの点に着目し放射性核種を高濃度に濃縮する生物を選択しわが国沿岸での放射性核種の負荷量のマッピングを試みてきた。

4-1 褐藻類ウミトラノオとテクネチウム-99 (^{99}Tc)

褐藻類はヨウ素とともにテクネチウムを濃縮することが知られている。テクネチウムはその同位体がすべて放

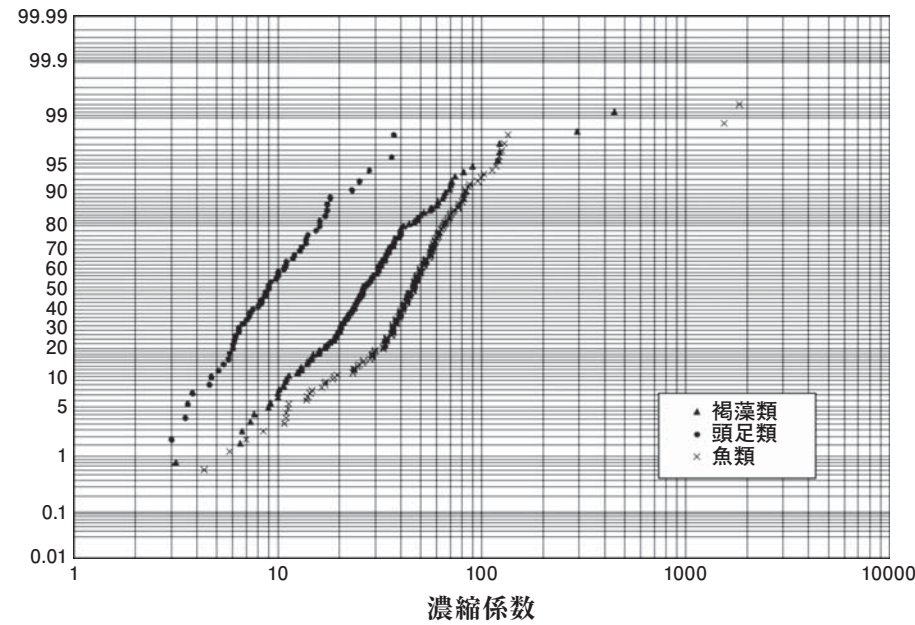


図2: ^{137}Cs 濃縮係数の海産生物間での比較

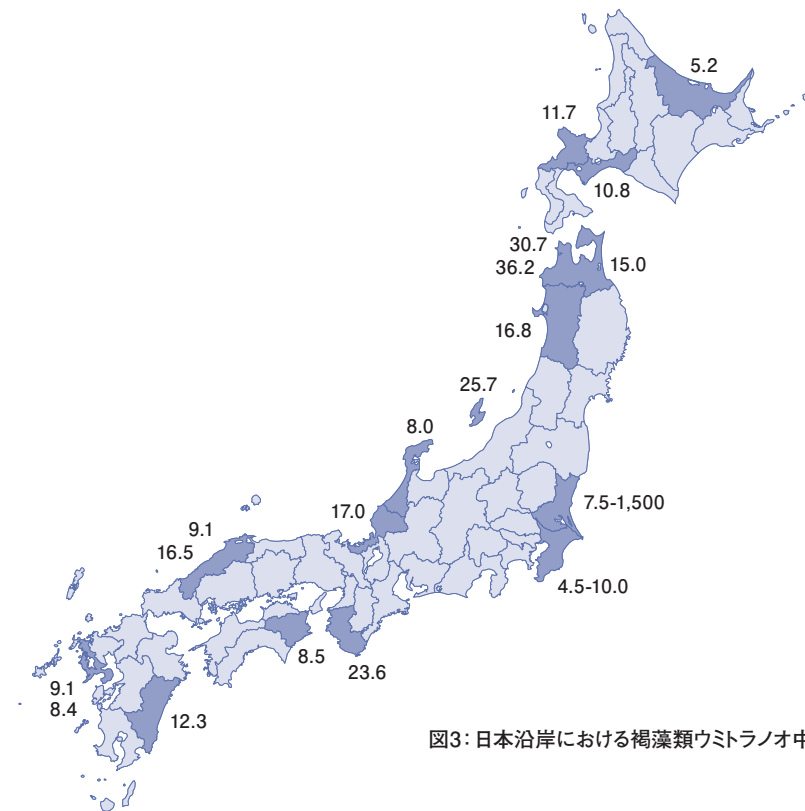


図3: 日本沿岸における褐藻類ウミトラノオ中の ^{99}Tc 濃度 (mBq/kg-生)

射性であることが知られており自然にもとより存在するものを検出することは容易ではない。またテクネチウムはウラン等の核分裂で生成されその同位体の一つであるテクネチウム-99 (^{99}Tc) は生成量の大きさとともに半減期が長い(約21万年)ことから原子力の平和利用とくに使用済核燃料の再処理過程で環境放出が懸念される核種の一つとされている。放医研ではわが国各地において褐藻類ウミトラノオを採取し ^{99}Tc の分析を行ってきた。褐藻類ウミトラノオは日本沿岸に広く分布しており入手が容易である点で生物指標として優れているものと考えられる。図3には日本沿岸におけるウミトラノオ中の ^{99}Tc 分布を示す。

わが国の沿岸の ^{99}Tc 負荷量は使用済核燃料の再処理がすでに実施され放射性廃液が放出されている北大西洋沿岸に比較し、およそ2000～3000分の1にすぎないこ

とが明らかになった。この放射能調査結果はわが国での再処理事業が本格稼働する前のバックグラウンド水準を与える重要なものとして位置づけることができる。

4-2 軟体動物と放射性銀 ($^{108\text{m}}\text{Ag}$)

軟体動物は上に示した器官・組織だけではなく肝臓、中腸腺等に多くの元素や放射性核種を高濃度に蓄積することが知られ、生物検出器としての利用も盛んに行われてきている。軟体動物は周期表の遷移金属やいわゆる重金属、ランタニド、アクチニドやTRUを多く含むことが知られている。その中でも銅族および周期表上で隣り合う亜鉛族、特に亜鉛、カドミウムを効率的に吸収する。銅族に属する銀は中性子放射化されやすく銀の放射性同位元素 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ は原子力の平和利用を行っている多くの国でモニタリング対象核種とされて

いる。銀のもう一つの放射性同位元素 $^{108\text{m}}\text{Ag}$ はその存在が1970年代に初めて環境中に確認されたが⁷⁾その放射能水準も低く多くの関心は持たれてこなかった。しかしその半減期は約420年と比較的長く軟体動物肝臓や中腸腺中には普遍的に検出されるので海洋生態系における汚染の蓄積傾向や汚染の推移を把握する上で有用な調査研究対象核種となり得る。図4には頭足類ソデイカ肝臓灰化試料のGe半導体検出器による測定で得られたガンマ線スペクトルを示す。

軟体動物は魚類等に比較し、 ^{137}Cs 濃度は低い。このスペクトル上では魚類筋肉中に頻繁に観察される ^{137}Cs の存在がソデイカ肝臓中に認められていない。

図5には様々な軟体動物肝臓および中腸腺中の $^{108\text{m}}\text{Ag}$ 濃度の北日本における分布を示した。

4-3 緑藻類ハネモ類とラジウム

茨城県や千葉県の沿岸潮間帯にしばしば群落として観察される緑藻類のオオハネモは他の緑藻類のみならず紅藻類、褐藻類を含むすべての海藻類には認められないきわめて特徴的な元素濃縮機能を有していることが明らかになった。とくにアルカリ土類金属の特異的な濃縮は特筆すべきである。さらにアルカリ土類金属の中でも原子番号が大きくなるに従って高い濃縮能を示す。すなわち、 $\text{Ca} < \text{Sr} < \text{Ba}$ である。図6には静電加速器を用いたPIXE分析で得られた緑藻類オオハネモと褐藻類ウミトラノオのX線スペクトルを示す。二つの種間でCa濃度には大きな相違はみられないもののオオハネモではSrおよびBaで大きなピークがみられ、一方ウミトラノオではヒジキなどある種の褐藻類に特徴的なヒ素(As)の顕著なピークが観察されることが特徴となっている。

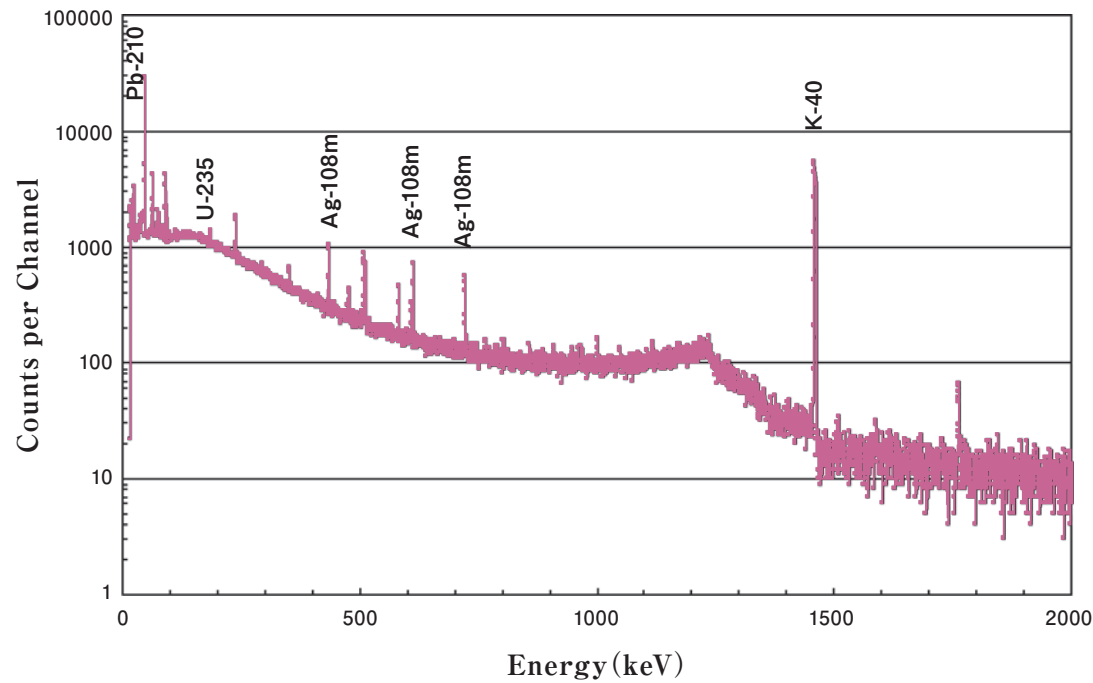


図4: 頭足類ソデイカ肝臓灰化試料のGe半導体検出器を用いた測定で得られたガンマ線スペクトル

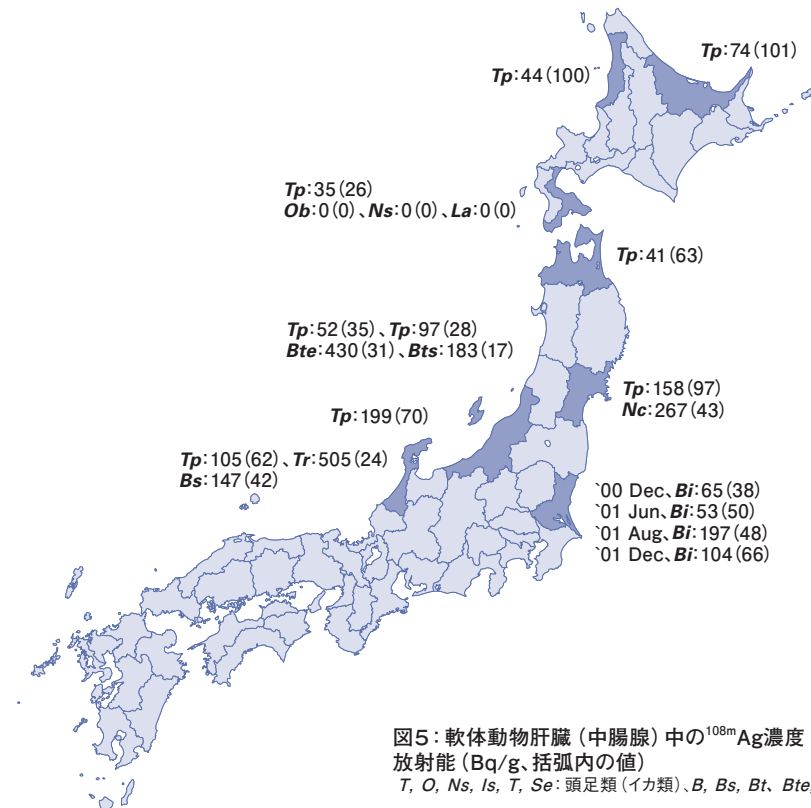


図5: 軟体動物肝臓(中腸腺)中の $^{108\text{m}}\text{Ag}$ 濃度(mBq/kg-生)およびその比放射能(Bq/g、括弧内の値)
T, O, Ns, Is, T, Se: 頭足類(イカ類)、B, Bs, Bt, Bte, Nc: 腹足類(エゾバイ科の巻貝)

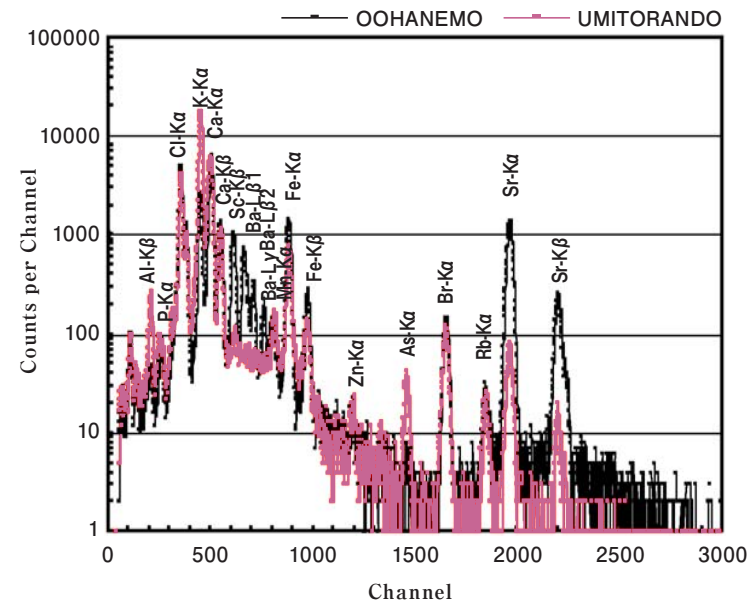


図6: 緑藻類オオハネモおよび褐藻類ウミトラノオのPIXE分析で得られたX線スペクトル

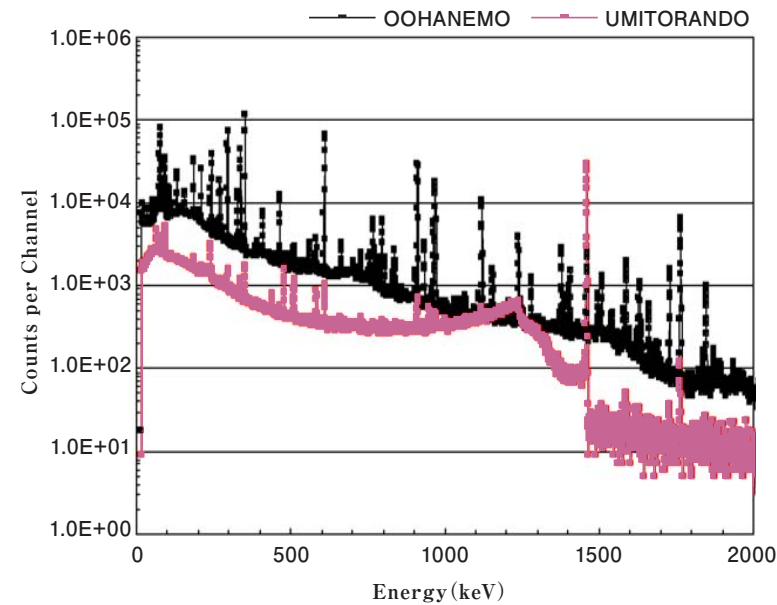


図7: 緑藻類オオハネモおよび褐藻類ウミトラノオのGe半導体検出器によって得られたガンマ線スペクトル

Raは自然に存在するアルカリ土類に属する放射性核種で、ウラン系列の ^{226}Ra 、トリウム系列の ^{228}Ra が海洋中にも広く存在している。図7に示したようにオオハネモ中にはこの2種類の核種に由来する娘核種の存在も顕著にみられることがわかった。

そしてこの二つの核種の放射能比、 $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ は生息する周辺海水中の $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 放射能比を反映していることが推測された。図8は茨城、千葉、および広島で採取されたハネモ類中の $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 放射能比を示したものである。

^{226}Ra は1600年の半減期を有し海水中ではほぼ一定の濃度を示す。一方 ^{228}Ra はそれよりも短い約3.7年の半減期でその濃度は周辺環境の ^{232}Th の存在量に大きく依存するものと考えられる。広島沿岸で採取されたハネモ類は周辺環境に多く存在する ^{232}Th の影響を色濃く反映したものであることが推測される。またこの事実はわが国における自然放射線分布において西高東低を示す事実ともよく符合する。このように人工放射性核種のみならず自然放射性核種の海洋への負荷もハネモ類を生物検出器として用いることによって明らかにすることができる可能性がある。

これら放射性核種や安定元素の特異的な濃縮を示す生物の存在には今後さらに議論されるであろう環境生物の放射線防護の問題の中で指標生物あるいは「標準生物」の取り扱いとも関連してより大きな関心を払うべきものと考えられる。

5.参考文献

- 1) International Atomic Energy Agency : "Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment", Technical Report Series No.422, IAEA, (2004), Vienna.
- 2) International Atomic Energy Agency : "Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases, Exposures of Critical Groups", Safety Series No.57, IAEA, (1982), IAEA, Vienna.
- 3) International Commission on Radiological Protection : The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103, Annals of the ICRP Vol.37 / 2-4, ICRP, (2007), Elsevier, Amsterdam.
- 4) U.S. Department of Energy : "Radiation Protection of the Public and the Environment", DOE Order 5400.5, DOE, (1990), Washington D.C.
- 5) (財)原子力環境整備センター : "海洋生物への放射性物質の移行", 環境パラメータ・シリーズ6, RWMC-96-P-18, (財)原子力環境整備センター, 1996.
- 6) 海のリネラル学、生物との関わりと利用 : 大越健嗣編著、成山堂書店、東京、2007.
- 7) Martin, J. H., Knauer, G. A., Gordon, R. M., *Silver distribution and fluxes in north-east Pacific waters*, Nature, 305 : 306-309, (1983)

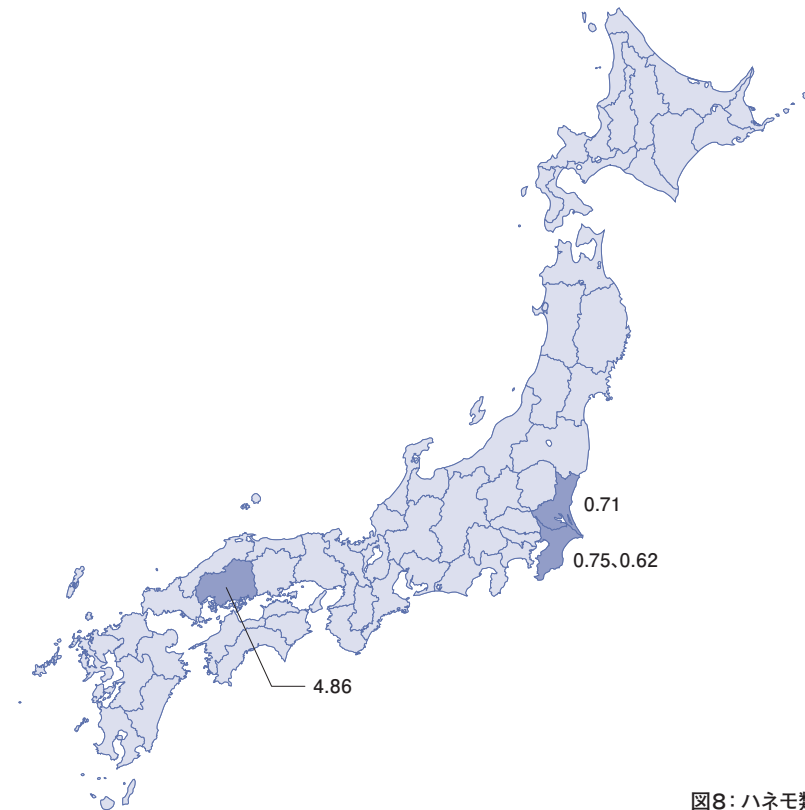


図8: ハネモ類中の $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 放射能比

(6)「世界の海を巡る放射性核種」

－外洋調査研究－

Fate of radionuclides in the open ocean

放射線防護研究センター環境放射線影響研究グループ
海洋動態解析研究チーム・チームリーダー
山田 正俊



講演中の山田氏

1. はじめに

プルトニウム (Pu) は、原子番号 94 番の元素で、周期表ではアクチノイドに属する。プルトニウムには 13 の同位体が存在し、代表的なプルトニウム同位体は、²³⁸Pu (半減期: 87.7 年)、²³⁹Pu (2.413x10⁴ 年)、²⁴⁰Pu (6.563x10³ 年)、²⁴¹Pu (14.36 年)、²⁴²Pu (3.76x10⁵ 年) などで、そのほとんどがアルファ放射体であるが、²⁴¹Pu はベータ放射体である。核燃料として代表的な ²³⁹Pu は、原子炉燃料中で ²³⁸U の中性子捕獲による核反応によって生成する。さらに ²³⁹Pu に中性子が捕獲されることで ²⁴⁰Pu が生成する。

地球上に放出されたプルトニウムの主要な起源は、大気圏核実験によるフォールアウトである。大気圏核実験は、1945 年から 1980 年まで、543 回 (アメリカ合衆国、197 回; 旧ソ連、219 回; フランス、45 回; イギリス、21 回; 中国、22 回) 行われた (UNSCEAR, 2000)。原子放射線の影響に関する国連科学委員会の報告書を基にして、Aarkrog は大気圏核実験によるグローバルフォールアウトにより、²³⁹⁺²⁴⁰Pu が地球上に 10.9 PBq (10¹⁵ Bq) 放出され、そのうち 6.6 PBq (²³⁹Pu=4.0 PBq; ²⁴⁰Pu=2.6 PBq) が海洋に入ったと見積もっている。また、アメリカが 1946 年から 1958 年までマーシャル諸島ビキニやエネウエタック環礁等で行った核実験によるローカルフォールアウト起源の ²³⁹⁺²⁴⁰Pu が、太平洋に 2.0 PBq 存在する。大気圏核実験以外では、イギリスやフランスなどの核燃料再処理施設、チェルノブイル原子炉事故が主な起源である。さらに、量的に少ないが、衛星打ち上げ失敗や事故によるものもある。たとえば、630 TBq の ²³⁸Pu 燃料電池を搭載したアメリカの衛星 (SNAP-9A) が打ち上げに失敗し、大気圏に再突入し、西インド洋上空で完全に燃え尽き ²³⁸Pu が環境中に拡散した。

このたびの那珂湊支所の廃止にあたり、海洋における

プルトニウム研究の歴史と最新動向およびプルトニウム同位体比 (²⁴⁰Pu/²³⁹Pu) の海洋動態研究への活用について概説する。

2. 那珂湊支所におけるプルトニウム研究の歴史

那珂湊支所における海洋のプルトニウム研究は、1980 年頃から長屋裕と中村清によって始められた。日本周辺海域を含む北太平洋の海水 (Nagaya and Nakamura, 1984, 1987, 1992, 1993)、海底堆積物 (Nakamura and Nagaya, 1985, 1990)、海産生物 (Nagaya and Nakamura, 1987, Nagaya et al., 1990) について、精力的に研究が進められた。その後、プルトニウムの研究は、山田正俊が引き継ぎ、旧ソ連・ロシアによる日本海への放射性物質の海洋投棄事件に関わる調査 (Yamada et al., 1996) を始めとして、海水・沈降粒子・海底堆積物・海産生物 (Yamada, 1997, 2004; Yamada and Aono, 2002, 2003, 2006; Yamada and Nagaya, 1998, 2000a, 2000b; Yamada et al., 1999) の研究を進展させた。2003 年に鄭建が加わり、誘導結合プラズマ質量分析法 (ICP-MS) による研究が飛躍的に進展した。

3. 誘導結合プラズマ質量分析法によるプルトニウム研究

²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 同位体比は、原子炉のタイプ、核燃料の種類や燃焼時間、核兵器のタイプなどによって異なることが知られている。そのため、環境試料中の ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 同位体比を調べることで、その起源を特徴づけることができ、環境中での挙動や移行過程解明にも役立つことが期待される。例えば、主に 1960 年代前半に行われた大気圏核実験によるグローバルフォールアウトの同位体比は 0.18、1950 年代前半にアメリカが行ったマーシャ

ル諸島での核実験による比は 0.30 - 0.36 である。また、長崎市西山地区の土壤中の ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 比は 0.04 であり、グローバルフォールアウト値に比べ極めて低い。これは、長崎に投下されたプルトニウム爆弾に核分裂を起こす ²³⁹Pu が高い割合で含まれていたことを示している。同様に、エネウエタック環礁の土壌 (0.065)、ムルロア環礁の堆積物 (0.035 - 0.05)、セミパラチンスクの土壌 (0.036 - 0.067)、ネバダ核実験場の土壌 (0.042 - 0.063) などの低い ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 比は、プルトニウム爆弾の同位体組成に関係していると考えられる。このプルトニウムの同位体比が異なることを利用して、その起源と海洋環境中での挙動に関する研究を行った。

海底に堆積した泥を調べることで、その中に記録

された過去の歴史を知ることができる。そこで、東シナ海、日本海、オホーツク海、相模湾、西部北太平洋等の日本周辺海域から採取した海底堆積物コア 30 本について、²³⁹⁺²⁴⁰Pu 濃度と ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 同位体比の測定を行い、その結果の解析から、プルトニウムの輸送に関わる海流の重要性について調べた (図 1)。その結果、海域により ²³⁹⁺²⁴⁰Pu 濃度と ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu 同位体比が異なり (図 2)、東シナ海 (Wang and Yamada, 2005) や相模湾 (Zheng and Yamada, 2004) では、堆積しているプルトニウムのうち、約 50% がビキニ核実験起源であった。また、日本海で約 20% (Zheng and Yamada, 2005)、オホーツク海で約 10% (Zheng and Yamada, 2006) であった。親潮海域である西部北太平洋は、グローバルフォールア

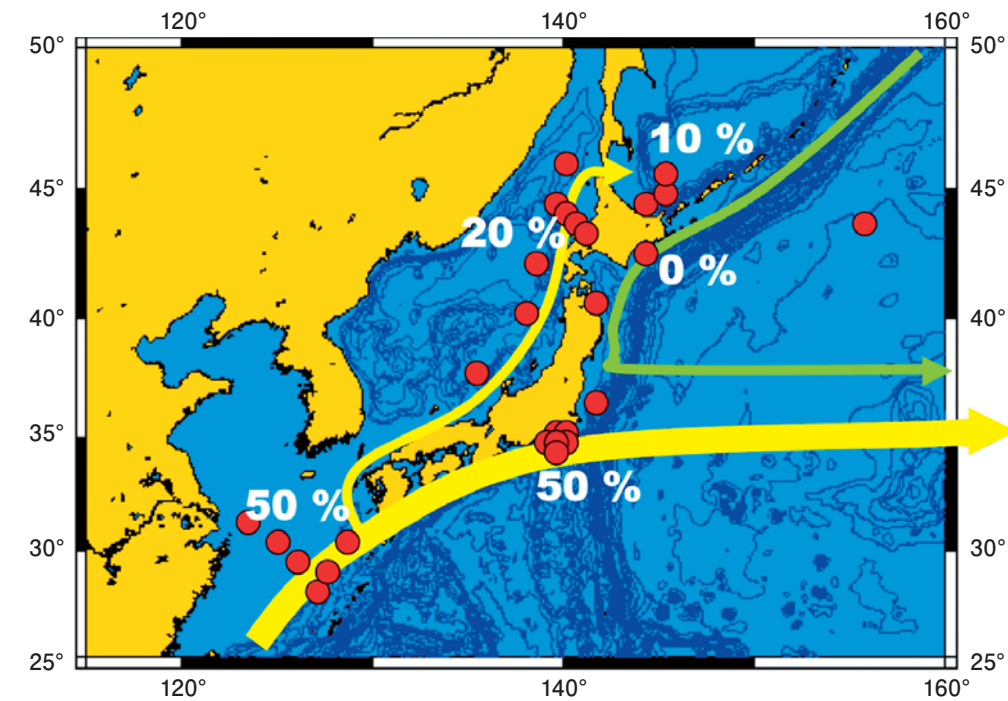


図 1: 海底堆積物試料採取地点とビキニ核実験起源プルトニウムの堆積率 (%)

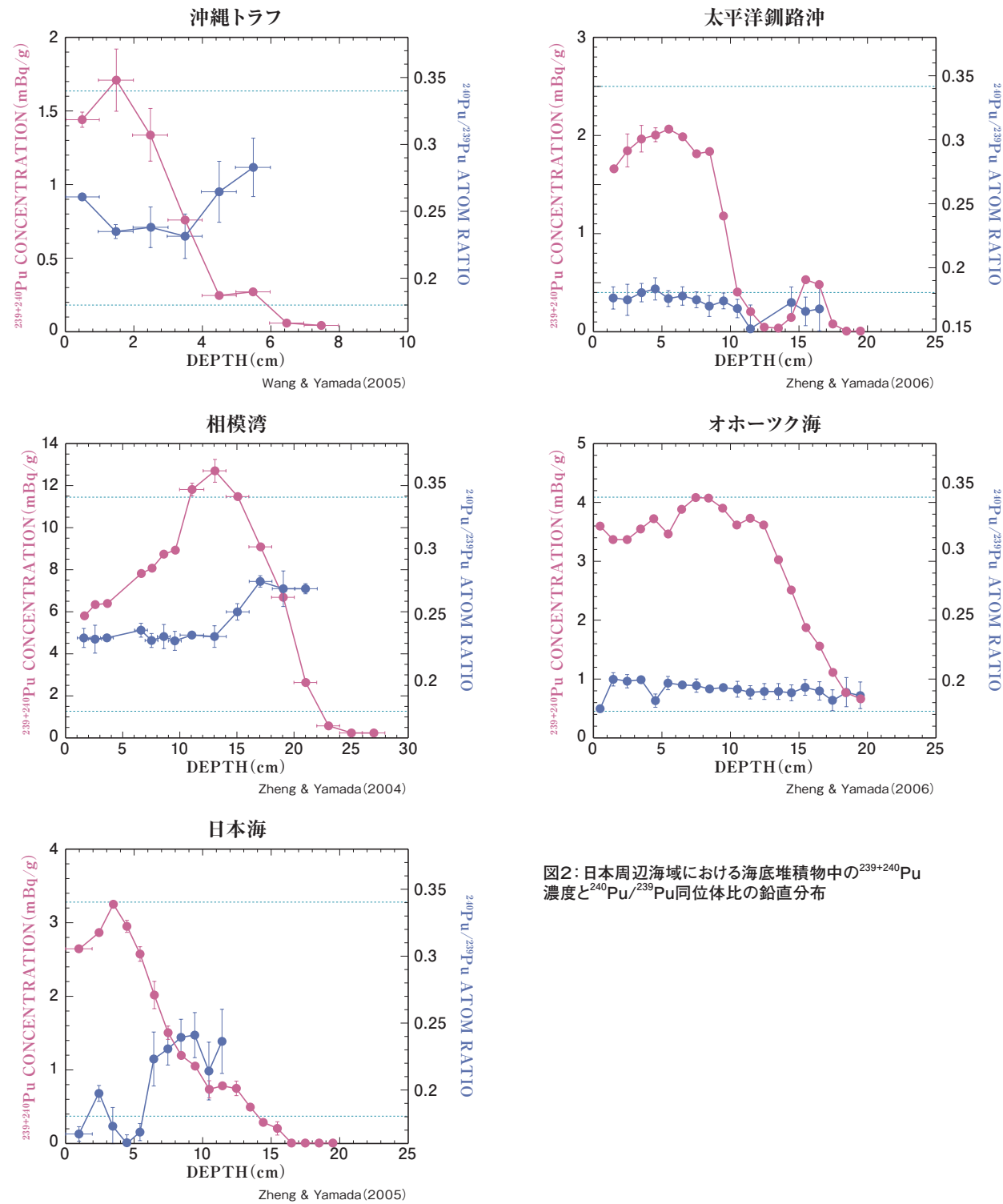


図2: 日本周辺海域における海底堆積物中の²³⁹⁺²⁴⁰Pu濃度と²⁴⁰Pu/²³⁹Pu同位体比の鉛直分布



図3: 放射性核種分析用海水試料採取に用いる4筒式大量採水器

ウト起源のみであると考えられる。特に、相模湾から採取した海底堆積物では、1950年代に堆積したところに高い同位体比が観測され、ビキニ水爆実験の汚染の跡が記録されていることを特定し、ビキニ環礁付近から北赤道海流・黒潮によってプルトニウムが運ばれ、比較的速やかに堆積したものと推定した（プレス報道）。プルトニウム同位体比の分析結果を総合的に解析し、日本周辺海域におけるプルトニウムの汚染源推定にプルトニウム同位体比が有効であること、海洋におけるビキニ起源のプルトニウムの移行に北赤道海流・黒潮・対馬海流などの海流が重要であることが明らかになった。

さらに、高分解能誘導結合プラズマ質量分析法（HR-ICP-MS）を用いて高精度に分析するための試料導入方法の開発を行い、プルトニウム同位体について世界最高水準の検出限界を達成している（Zheng and Yamada, 2006, 2007）。これにより、海水中のプルトニウム同位体の測定が可能となり、まず日本周辺海域における動態の研究を開始した（Yamada et al., 2006, 2007; Yamada and Zheng, 2008）。

4. 最新動向と今後の研究計画

日本周辺海域の海底堆積物中の²⁴⁰Pu/²³⁹Puの結果について紹介したが、海洋全体での動態を議論するにはデータがまだまだ不十分である。今後、海水中での鉛直分布（図3）およびセジメントトラップ実験（図4）で得られた沈降粒子中の²⁴⁰Pu/²³⁹Puについても研究を行う必要がある。

国際海洋科学研究委員会（SCOR: Scientific Committee on Oceanic Research: <http://www.scor-int.org/>）の国際共同大型海洋研究として、GEOTRACES計画（ジオトレイシス:

海洋の微量元素・同位体による生物地球化学的研究: <http://www.geotraces.org/>）が本格的にスタートする。昨年は、研究計画および航海計画策定のためのワークショップが7回（6月ホノルル、9月ドイツ、9月オックスフォード、9月ドイツ、10月インド、11月バルセロナ、12月サンフランシスコ）行われたが、日本からは、研究担当者が分担して出席した。筆者は、このうちインド・ゴアでのインド洋における研究計画策定およ



図4: 沈降粒子捕集装置（セジメントトラップ）

びサンフランシスコでの分析値相互検定航海計画策定のワークショップに出席した。GEOTRACES 計画は、1970年代に行われた GEOSECS 計画（ジオセックス；Geochemical Ocean Sections Study：地球化学的大洋縦断研究）当時には技術的に不可能だった極微量化学物質の分析がその後の超微量分析化学の飛躍的發展によって可能となったことをうけて、全海洋における極微量化学物質の詳細マッピングを行い、そこから海洋の循環と生物地球化学サイクルの解明を行うことを目的のひとつとしている。海洋ではプルトニウムはまだ定常状態になっていないこと、誘導結合プラズマ質量分析法により比較的容易に $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 同位体比が測定出来るようになったこと、 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 同位体比が海水の循環と生物地球化学サイクル解明のトレーサーとして使えること、などの理由により、今後、海水と海底堆積物中の $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 同位体比の全球マッピングおよび海水中での同位体比の鉛直分布の10年スケールでの時系列変化の観測、さらに沈降粒子中の $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度と $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 同位体比の測定によるスキヤベンジング過程の解明を行う予定である。

5. 那珂湊支所において行われた海洋における放射性核種の分布と挙動に関する研究成果の原著論文リスト (1970-2008)

最後に、このたびの那珂湊支所の廃止にあたり、研究成果を記録として残しておくことが重要であると考え、臨海実験場・那珂湊支所において行われた海洋における放射性核種の分布と挙動に関する研究成果の原著論文リストを載せる。精査したつもりであるが、前半20年分でリストに漏れなどがあった場合はご容赦をお願いします。

- 1) Nagaya, Y. and K. Nakamura : A study on the vertical transport of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the surface waters of the seas around Japan. *Journal of Radiation Research*, **11** (1), 32-43 (1970)
- 2) Nagaya, Y., K. Nakamura and M. Saiki : Strontium concentrations and strontium-chlorinity ratios in seawater of the North Pacific and the adjacent seas of Japan. *Journal of Oceanographic Society of Japan*, **27** (1), 20-26 (1971)
- 3) Nagaya, Y. and K. Nakamura : A field study of physico-chemical states of artificial radionuclides in seawater. *Journal of Oceanographic Society of Japan*, **30** (4), 179-184 (1974)
- 4) Nakamura, K. and Y. Nagaya : Dispersion and accumulation of radionuclides in sediment of Urazoko Bay (I). *Journal of Oceanographic Society of Japan*, **31** (4), 145-153 (1975)
- 5) Nakamura, K. and Y. Nagaya : Accumulation of radionuclides in coastal sediment of Japan (II) Contents of fission products in some coastal sediments collected in 1966-1972. *Journal of Radiation Research*, **16** (3), 184-192 (1975)
- 6) Nagaya, Y. and K. Nakamura : ^{90}Sr and ^{137}Cs contents in the surface waters of the adjacent seas of Japan and the North Pacific during 1969 to 1973. *Journal of Oceanographic Society of Japan*, **32** (5), 228-234 (1976)
- 7) Nakamura, K. and Y. Nagaya : Dispersion and accumulation of radionuclides in sediment of Urazoko Bay (II). *Journal of Oceanographic Society of Japan*, **33** (1), 1-5 (1977)
- 8) Ohmomo Y. and M. Nakahara : Fallout radioisotopes in coastal surface seawater around Japan. In : E. D. Goldberg, Y. Horibe and K. Saruhashi (eds), *Isotope Marine Chemistry*, Uchida Rokkakuho, Tokyo, 25-34 (1980)
- 9) Nagaya, Y. and K. Nakamura : Artificial radionuclides in the western Northwest Pacific (I) : ^{90}Sr and ^{137}Cs in the deep waters. *Journal of Oceanographic Society of Japan*, **37** (3), 135-144 (1981)
- 10) Nagaya, Y. and K. Nakamura : $^{239,240}\text{Pu}$, ^{137}Cs and ^{90}Sr in the central North Pacific. *Journal of Oceanographic Society of Japan*, **40** (6), 416-424 (1984)
- 11) Nakamura, K. and Y. Nagaya : Accumulation of ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ in sediments of the coastal sea and the North Pacific. In : A. C. Sigleo and A. Hattori (eds), *Marine and Coastal Geochemistry*, Lewis Pub. INC, Chelsea, 171-180 (1985)
- 12) Yang, H.S., Y. Nozaki, H. Sakai, Y. Nagaya and K. Nakamura : Natural and man-made radionuclide distributions in Northwest Pacific deep-sea sediments : rates of sedimentation, bioturbation and ^{226}Ra migration. *Geochemical Journal*, **20**, 29-40 (1986)
- 13) Nagaya, Y. and K. Nakamura : Artificial radionuclides in the western Northwest Pacific (II) : ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ inventories in water and sediment columns observed from 1980 to 1986. *Journal of Oceanographic Society of Japan*, **43** (6), 345-355 (1987)
- 14) Nagaya, Y. and K. Nakamura : $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs concentrations in some marine biota, mostly from the seas around Japan. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **53** (5), 873-879 (1987)
- 15) Nakamura, K. and Y. Nagaya : Distribution of ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ in the sediment of the Seto Inland Sea. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles*, **138** (1), 153-164 (1990)
- 16) Nagaya, Y., Y. Suzuki and K. Nakamura : $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs concentrations in some marine organisms, mostly from the Ibaraki and Aomori coasts, Japan, 1987-1989. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **56** (10), 1599-1604 (1990)
- 17) Nagaya, Y. and K. Nakamura : $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs in the East China and the Yellow Seas. *Journal of Oceanography*, **18**, 23-35 (1992)
- 18) Nagaya, Y. and K. Nakamura : Distributions and mass-balance of $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs in the northern North Pacific. In : T. Teramoto (ed), *Deep Ocean Circulation, Physical and Chemical Aspects*, Elsevier Oceanography Series 59, Elsevier Scientific Publishers, Amsterdam, 157-167 (1993)
- 19) Hirano, S. and M. Matsuba : Concentrations of technetium-99 in marine algae and seawater. *Radiochimica Acta*, **63**, 79-82 (1993)
- 20) Yamada, M., T. Aono and S. Hirano : $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs distributions in seawater from the Yamato Basin and the Tsushima Basin in the Japan Sea. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles*, **210** (1), 129-136 (1996)
- 21) Yamada, M. : $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs concentrations in Salmon (*Oncorhynchus Keta*) collected on the Pacific coast of Japan. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **223** (1-2), 145-148 (1997)
- 22) Yamada, M. and Y. Nagaya : Temporal variations of ^{137}Cs concentrations in the surface seawater and marine organisms collected from the Japanese coast during 1980's. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **230**(1-2), 111-114 (1998)

- 23) Nozaki, Y., M. Yamada, T. Nakanishi, Y. Nagaya, K. Nakamura, K. Shitashima and H. Tsubota : The distributions of radionuclides and some trace metals in the water columns of the Japan and Bonin trenches. *Oceanologica Acta*, **21** (3), 469-484 (1998)
- 24) Yamada, M., T. Aono and S. Hirano : $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs concentrations in fish, cephalopods, crustaceans, shellfish, and algae collected around the Japanese coast in the early 1990's. *Science of the Total Environment*, **239** (1-3), 131-142 (1999)
- 25) Yamada, M. and Y. Nagaya : $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs in sediments from Tokyo Bay : Distribution and inventory. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **245** (2), 273-279 (2000)
- 26) Yamada, M. and Y. Nagaya : Vertical profiles, inventories, and activity ratios of $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs in sediments from Sagami Bay, western Northwest Pacific margin. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **246** (2), 369-378 (2000)
- 27) Yamada, M. and T. Aono : Large particle flux of $^{239+240}\text{Pu}$ on the continental margin of the East China Sea. *Science of the Total Environment*, **287** (1-2), 97-105 (2002)
- 28) Yamada, M. and T. Aono : ^{210}Pb and ^{234}Th in settling particles collected by time-series sediment traps in the Okinawa Trough. *Deep-Sea Research II*, **50** (2), 487-501 (2003)
- 29) Oguri, K., E. Matsumoto, Y. Saito, M. Yamada and K. Iseki : Sediment accumulation rates and budgets of depositing particles of the East China Sea. *Deep-Sea Research II*, **50** (2), 513-528 (2003)
- 30) Yamada, M. and T. Aono : Vertical profiles of $^{239+240}\text{Pu}$ in seawater from the East China Sea. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **256** (3), 399-402 (2003)
- 31) Zheng, J., M. Yamada, Z.-L. Wang, T. Aono and M. Kusakabe : Determination of plutonium and its isotopic ratio in marine sediment samples using quadrupole ICP-MS with the shield torch system under normal plasma conditions. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, **379** (3), 532-539 (2004)
- 32) Zheng, J. and M. Yamada : Sediment core record of global fallout and Bikini close-in fallout Pu in Sagami Bay, western Northwest Pacific margin. *Environmental Science and Technology*, **38** (13), 3498-3504 (2004)
- 33) Yamada, M. : Material transport processes on the continental margin in the East China Sea. In : Shiomi, M., H. Kawahata, H. Koizumi, A. Tsuda and Y. Awaya (eds), *Global Environmental Change in the Ocean and on Land*. TERRAPUB, Tokyo, 173-187 (2004)
- 34) Zheng, J. and M. Yamada : Vertical distributions of $^{239+240}\text{Pu}$ activities and $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ atom ratios in sediment cores : implications for the sources of Pu in the Japan Sea. *Science of the Total Environment*, **340** (1-3), 199-211 (2005)
- 35) Wang, Z.-L. and M. Yamada : Plutonium activities and $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ atom ratios in sediment cores from the East China Sea and Okinawa Trough : Sources and inventories. *Earth and Planetary Science Letters*, **233** (3-4), 441-453 (2005)
- 36) Zheng, J. and M. Yamada : Investigating Pu and U isotopic compositions in sediments : a case study in Lake Obuchi, Rokkasyo Village, Japan using sector-field ICP-MS and ICP-QMS. *Journal of Environmental Monitoring*, **7** (8), 792-797 (2005)
- 37) Momoshima, N., M. Sayad, M. Yamada, M. Takamura and H. Kawamura : Global fallout levels of ^{99}Tc and activity ratio of $^{99}\text{Tc}/^{137}\text{Cs}$ in the Pacific Ocean. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **266** (3), 455-460 (2005)
- 38) Aono, T., M. Yamada, I. Kudo, K. Imai, Y. Nojiri and A. Tsuda : Export fluxes of particulate organic carbon estimated from $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$ disequilibrium during the Subarctic Pacific Iron Experiment for Ecosystem Dynamics Study (SEEDS 2001) . *Progress in Oceanography*, **64** (2-4), 263-282 (2005)
- 39) Zheng, J. and M. Yamada : Determination of Pu isotopes in sediment cores in the Sea of Okhotsk and the NW Pacific by sector field ICP-MS. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **267** (1), 73-83 (2006)
- 40) Zheng, J., M. Yamada, T. Aono and M. Kusakabe : Vertical distribution of uranium concentration and $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ atom ratio in the coastal water off Aomori, Japan : a survey prior to the operation of a nuclear fuel reprocessing facility. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **270** (3), 669-675 (2006)
- 41) Yamada, M. and T. Aono : ^{238}U , Th isotopes, ^{210}Pb and $^{239+240}\text{Pu}$ in settling particles on the continental margin of the East China Sea : Fluxes and particle transport processes. *Marine Geology*, **227** (1-2), 1-12 (2006)
- 42) Yamada, M., Z.-L. Wang and Y. Kato : Precipitation of authigenic uranium in suboxic continental margin sediments from the Okinawa Trough. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **66** (3-4), 570-579 (2006)
- 43) Yamada, M., J. Zheng and Z.-L. Wang : ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ and $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ atom ratios in the surface waters of the western North Pacific Ocean, eastern Indian Ocean and their adjacent seas. *Science of the Total Environment*, **366** (1), 242-252 (2006)
- 44) Zheng, J. and M. Yamada : Inductively coupled plasma-sector field mass spectrometry with a high-efficiency sample introduction system for the determination of Pu isotopes in settling particles at femtogram levels. *Talanta*, **69** (5), 1246-1253 (2006)
- 45) Zheng, J. and M. Yamada : Plutonium isotopes in settling particles : Transport and scavenging of Pu in the western Northwest Pacific. *Environmental Science and Technology*, **40** (13), 4103-4108 (2006)
- 46) Yamada, M., Z.-L. Wang and J. Zheng : The extremely high ^{137}Cs inventory in the Sulu Sea : a possible mechanism. *Journal of Environmental Radioactivity*, **90** (2), 163-171 (2006)
- 47) Zheng, J. and M. Yamada : Determination of U isotope ratios in sediments using ICP-QMS after sample cleanup with anion-exchange and extraction chromatography. *Talanta*, **68** (3), 932-939 (2006)
- 48) Wang, Z.-L. and M. Yamada : Geochemistry of dissolved rare earth elements in the Equatorial Pacific Ocean. *Environmental Geology*, **52** (4), 779-787 (2007)
- 49) Zheng, J. and M. Yamada : Precise determination of Pu isotopes in a seawater reference material using ID-SF-ICP-MS combined with two-stage anion-exchange chromatography. *Analytical Sciences*, **23** (5), 611-615 (2007)

特集 / 那珂湊支所研究成果報告会

(7)「海の放射性核種:溶存、粒子、プランクトン」

—青森県沖海域調査研究—

Radionuclides in the ocean: solution, particulate matter, and plankton
-Outline of the study carried out in the waters off Aomori Prefecture-

放射線防護研究センター 那珂湊支所長 日下部 正志
那珂湊支所所属研究者*—中原 元和、石井 紀明、渡部 輝久、山田 正俊、青野 辰雄、
鄭 建、中西 貴宏、桜井 智史、帰山 秀樹、大久保 綾子 (*所属は本研究遂行時)



講演中の日下部氏

50) Yamada, M. and Z.-L. Wang : ^{137}Cs in the western South Pacific Ocean. *Science of the Total Environment*, **382** (2-3), 342-350 (2007)

51) Yamada, M. and J. Zheng : ^{210}Pb and ^{230}Th in settling particles in the western Northwest Pacific Ocean : Particle flux and scavenging. *Continental Shelf Research*, **27** (12), 1659-1642 (2007)

52) Okubo, A., H. Obata, T. Gamo, H. Minami and M. Yamada : Scavenging of ^{230}Th in the Sulu Sea. *Deep-Sea Research II*, **54** (1-2), 50-59 (2007)

53) Epov, V. N., R. Douglas Evans, J. Zheng, O. F. X. Donard and M. Yamada : Rapid fingerprinting of ^{239}Pu and ^{240}Pu in environmental samples with high U level using on-line ion chromatography with highly sensitive quadrupole ICP-MS detection. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, **22** (9), 1131-1137 (2007)

54) Okubo, A., H. Obata, S. Luo, T. Gamo, Y. Yamamoto, H. Minami and M. Yamada : Particle flux in the twilight zone of the eastern Indian Ocean : a constraint from ^{234}U - ^{230}Th and ^{228}Ra - ^{228}Th disequilibria. *Deep-Sea Research I*, **54** (10), 1758-1772 (2007)

55) Yamada, M., J. Zheng and Z.-L. Wang : ^{240}Pu / ^{239}Pu atom ratios in seawater from Sagami Bay, western Northwest Pacific Ocean : sources and scavenging. *Journal of Environmental Radioactivity*, **98** (3), 274-284 (2007)

56) Yamada, M. and J. Zheng : Determination of ^{240}Pu / ^{239}Pu atom ratio in coastal surface seawaters from the western North Pacific Ocean and Japan Sea. *Applied Radiation and Isotopes*, **66** (1), 103-107 (2008)

57) Zheng, J., H.-Q. Liao, F.-C. Wu, M. Yamada, P.-Q. Fu, C.-Q. Liu and G.-J. Wan : Vertical distributions of $^{239+240}\text{Pu}$ activity and $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ atom ratio in sediment core of Lake Chenghai, SW China. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **275** (1), 37-42 (2008)

58) Okubo, A., J. Zheng, M. Yamada, T. Aono, T. Nakanishi, H. Kaeriyama and M. Kusakabe : Determination of plutonium isotopes in marine particle samples collected by the large volume in situ filtration and concentration system. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **275** (2), 291-297 (2008)

59) Zheng, J., F.-C. Wu, M. Yamada, H.-Q. Liao, C.-Q. Liu and G.-J. Wan : Global fallout Pu recorded in lacustrine sediments in Lake Hongfeng, SW China. *Environmental Pollution*. **152** (2), 314-321 (2008)

60) Liao, H.-Q., J. Zheng, F.-C. Wu, M. Yamada, M.-G. Tan, and J.-M. Chen : Determination of Plutonium isotopes in freshwater lake sediments by sector field ICP-MS after separation using ion-exchange chromatography. *Applied Radiation and Isotopes*, **66** (8), 1138-1145 (2008)

61) Zheng, J. and M. Yamada : Isotope dilution SF-ICP-MS combined with extraction chromatography for rapid determination of ^{241}Am in marine sediment samples : a case study in Sagami Bay, Japan. *Journal of Oceanography*, in press.

(1)はじめに

我が国は、周囲が海に囲まれており、殆どの原子力関連施設は海岸に隣接して立地している。原子力施設より日常的（あるいは事故などにより）に海洋に排出される放射性核種の動態を定量的に把握することは、近隣住民の安心安全を担保する上で極めて大事なことである。更には、我が国の特に沿岸域での水産業やレジャー等への影響を考えるなら、これは我が国国民全体の関心事になる。ここで、動態の定量的な把握といった場合、2つの側面がある。一つは、現状把握、2つ目は未来予測。現在我が国の原子力施設の周辺では、環境モニタリングの一環として、定常的に観測がなされている。これは基本的に海水中の総濃度を調べ、汚染の有無を調査するという点に重点が置かれている。これは汚染の程度を調べる点において目的を達成しているが、未来予測を十分な精度で行うにたるデータセットであるかどうかとなると、疑問は残る。

海水中の放射性核種はその存在形（例えば、粒状物、プランクトン、溶存）を変えながら、環境を移動する。そのため、海水中の放射性核種の動態研究には存在状態別の分布をまず明らかにしなければならない。更に、様々な形をした核種の相互過程も定量化されなければならない。海水中の粒状物は放射性核種を下方に運ぶ重要な媒体であり、多くの場合、それらはプランクトンより作られる。すなわちプランクトンの遺骸、排泄物等である（沿岸域では河川からの土砂等の無機的な粒状物も重要）。同時に生きたプランクトンと溶存核種の間関係も、海水での移動過程においては重要と認識されていたが、従来あまり研究がなされていなかった。平成15年度より、那珂湊支所の研究者は外部資金を活用して、青森県六ヶ所村沖を実験海域として、放射性核種の動態解明のための調査研究を行ってきた。同時に室内実験において、プランクトンによる放射性核種の取り込み実験を行った。本研

究は、平成20年度が最終年度であり、現在成果を取りまとめ中ではあるが、ここにそのハイライトを紹介する。

(2)観測

海水中の様々な放射性核種をその存在状態別に捕集濃縮するため、まず平成15年一年間かけて、観測技術の開発に費やした。開発したシステム（現場型超大容量海水濾過濃縮装置：LV-FiCS）は海水中の粒子状放射性核種をサイズ別（大粒子： $> 70 \mu\text{m}$ 、小粒子： $1 \sim 70 \mu\text{m}$ ）に採取する濾過部と、溶存核種を吸着濃縮する部分からなる（図1）。このシステムを用いることにより、4時間で最大約10トン



図1: 現場型超大容量濾過濃縮装置 (LV-FiCS)

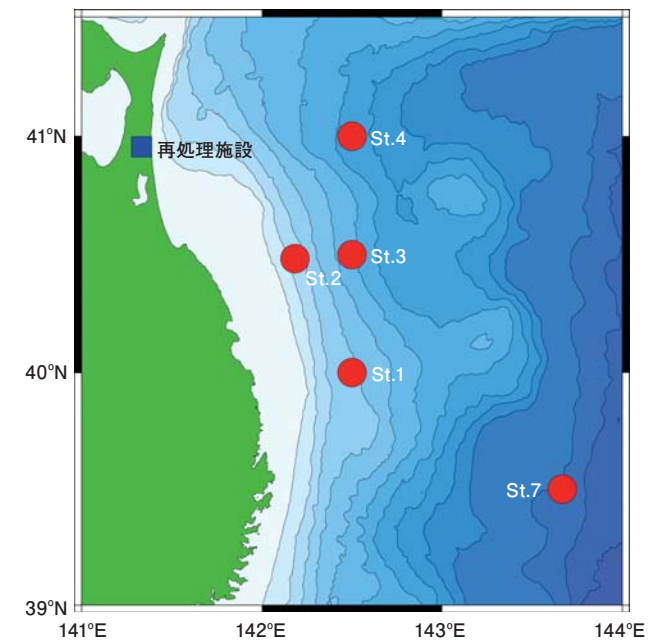


図2: 青森県沖調査海域。赤丸は試料採取点

程度の海水から、極微量の放射性核種の存在状態別分析が可能になった¹⁾。

平成16年より平成19年まで、図2に示す青森県沖海域において、5回の調査航海を行った。現場での観測の主なものとして、温度、塩分、栄養塩等の一般海洋観測、LV-FiCSによる放射性核種の存在状態別採取、動植物プランクトンの採取がある。

(3) 観測結果

(A) 海水中の¹³⁷Csの分布

調査海域では、LV-FiCSを用いて数トンの海水を濾過しても、¹³⁷Csは粒状物としては検出できず、ほとんどが溶存として存在していた。過去4年間の溶存¹³⁷Csの鉛直分布とその変動を図3に示す²⁾。全般的に表層で

濃度が高く下に向かって減少する傾向が見られ、この分布パターンは今までの報告例と比べて大差はない。定性的には、フェールアウト由来のCsが表層に存在し、深層に拡散移動していることで説明できるであろう。濃度的にも既報値と同じレベルである。しかし、沿岸に近い観測点(Stn.1,2)では、その表層の微細構造に季節変動がみられる；すなわち亜表層極大の出現と消滅。このような分布の変動は従来の調査では観測されなかったものであり、他のデータと合わせてその変動要因の解析が必要である。

(B) 海水中の⁹⁹Tcの分布

海水中の⁹⁹Tcはその濃度が極めて低いため、あまり測定例はなく、あったとしても表面のみである。LV-FiCSにより、世界で始めて、海水中の溶存⁹⁹Tcの鉛直分布が明らかになった³⁾。図4に示すように、深

度100mあたりに2.5mBq/m³の極大層を持ち、下に向かって減少する分布パターンを示す。溶存¹³⁷Csのそれと似ているが、必ずしも一致するものではない。⁹⁹Tc/¹³⁷Cs放射能比は、(0.85-1.2) × 10⁻³の範囲で変動した。これは、グローバルフェールアウトの値0.41 × 10⁻³と同じレベルにある⁴⁾ものの、有意な差を示す。粒状物態⁹⁹Tcはここで用いた試料採取法及び分析法では¹³⁷Cs同様検出されなかったことを考慮すると、TcもCsも溶存態が主要な存在形と考えられるが、必ずしもその挙動は一致しているとはいえない。⁹⁹Tc/¹³⁷Cs放射能比の変動は、TcとCsの海水での挙動の違い、特に粒子との反応性の違いが分布の差、及び両者の起源の差が表れた可能性もあるが、更なるデータの蓄積とその解析が必要である。因みに、英国再処理施設沿岸のデータは(300~14000) × 10⁻³の値が報告されており⁵⁾、我々のデータと際立った差異を見せている。

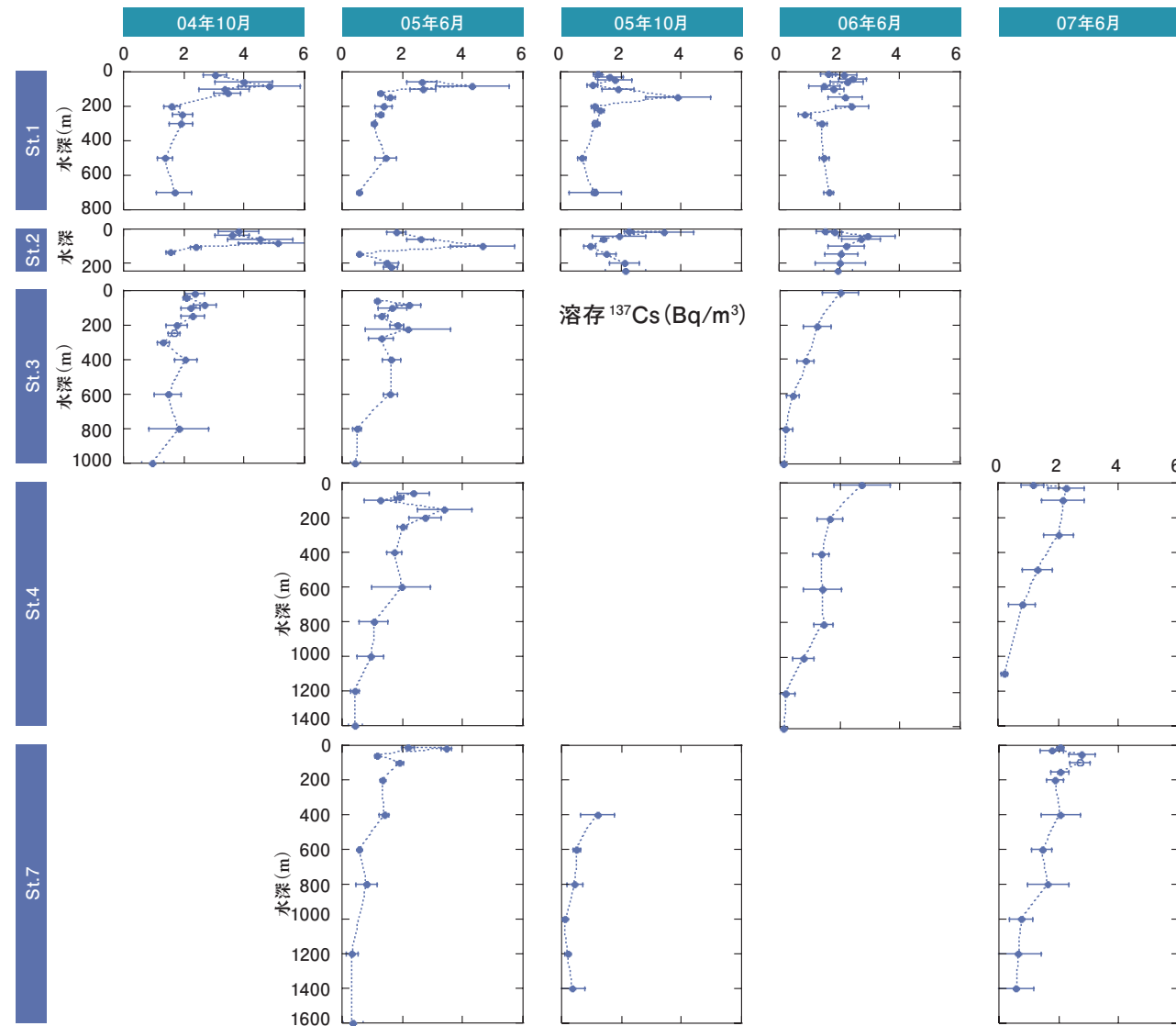


図3: 青森県沖海域における溶存¹³⁷Csの鉛直分布とその変動

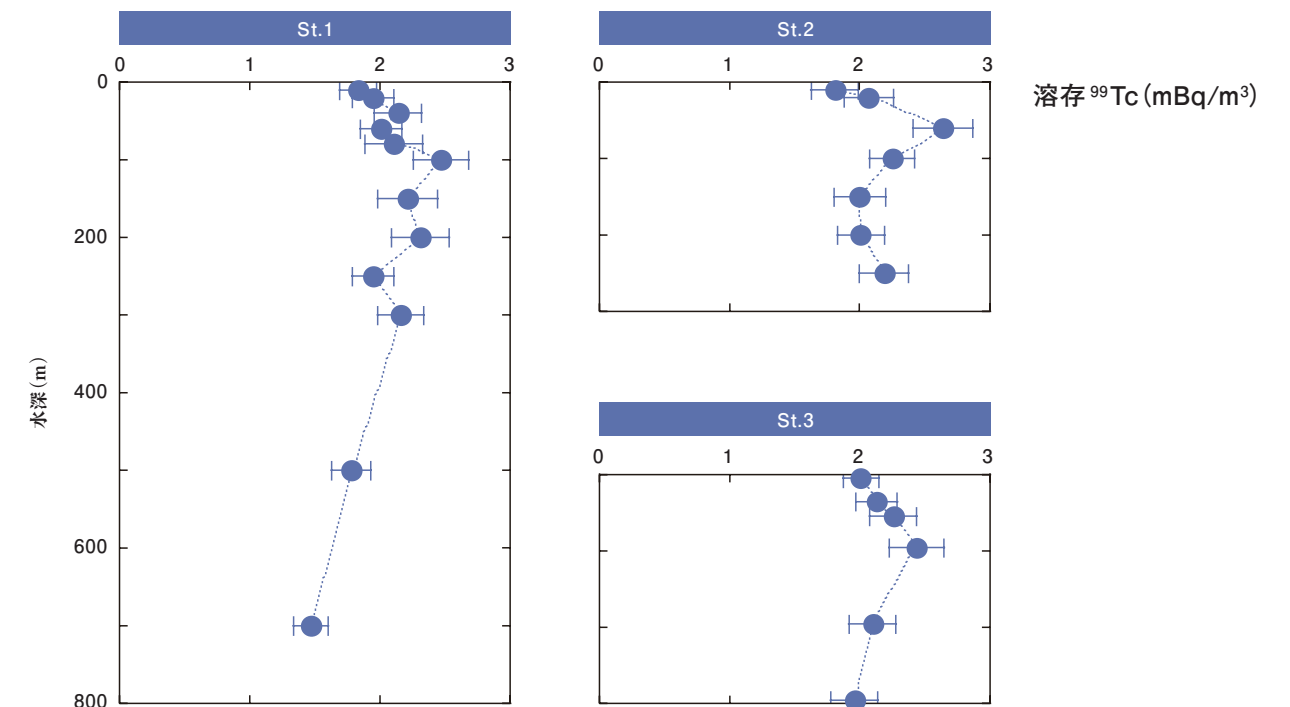


図4: 青森県沖海域における溶存⁹⁹Tcの鉛直分布。試料採取時期: 06年6月 (St.1, St.2), 04年10月 (St.3)

(C) 粒子中の²³⁹Pu、²⁴⁰Pu

2006年、St.2で採取した粒子中の²³⁹⁺²⁴⁰Pu濃度（比放射能）とその同位体比を示す（図5）⁶。PuはCsやTcと異なり、粒子との反応性は高く、主に粒子の挙動が海水中の分布を決めている可能性がある。大粒子態Puの比放射能は生物生産の活発な表層では有機物により希釈されており、粒子の分解に伴い深度とともに増加する。小粒子は10m層に比放射能が高い粒子が蓄積した一方、堆積物の再懸濁粒子（比放射能は非常に低い）による希釈のため、最下層で最小値を示す。²⁴⁰Pu/²³⁹Pu比は大粒子・小粒子ともに濃度分布ほどの鉛直的な変動はなく、比較的均一な平均値（0.22 ± 0.03）を示す。この値は、海水中のPu同位体比の報告値（例えば、北太平洋（0.23 ± 0.04）⁷、東シナ海（0.24 ± 0.01）⁸）と大きな差異はない。しかし、グローバルフォールアウト（0.18 ± 0.01）⁹とビキニ環礁の土壌の値（0.31 ± 0.01）¹⁰の中間に位置

している。海洋におけるPuは、各々が固有の同位体比を持ついくつかの異なる起源を持つ（詳しくは本号の山田正俊の論文参照）。観測された同位体比は、定性的にはグローバルフォールアウトとビキニ環礁起源の混合を示唆している。今後の更なるデータの積み重ねにより、Puの動態がより定量的に示されることになる。

(D) 動物プランクトンの¹³⁷Cs

動物プランクトン中の¹³⁷Cs濃度と海水中のそれとは、大きなばらつきはあるものの、一般的に正の相関を持つ（図6）¹¹。すなわち、プランクトン中の濃度はまわりの海水中の濃度に依存している。しかし、海水中のCs濃度大きくが変化しない場合でも、動物プランクトン中の濃度は変化する。2005年10月と2006年6月にStn.1と2で採取した動物プランクトンの¹³⁷Cs濃度を図7に示す¹²。6月のデータが10月のそれよりも約2倍高い。

図3にみられるように海水中のCsはこれほど大きな変化を示さなかった。この季節変動はプランクトンの種組成の変動に起因すると思われる。すなわち、採取したプランクトンサンプルの種組成分析より、10月にはゼラチン質プランクトンの出現頻度が高いことがわかっており（図8）¹²、プランクトンの種組成により群集全体の¹³⁷Cs濃度が大きく影響をうけることが示唆される。

(4) 室内実験

上記現場観測に加え、那珂湊支所において、植物プランクトンを用いた放射性核種の濃縮実験を行った。具体的には植物プランクトン（珪藻類2種）による放射性核種の取り込みおよび吸着について増殖曲線の各期間（誘導期、対数増殖期、死滅期）を通して明らかにし、濃縮係数（VCF：体積換算）を求めた¹³（図9）。¹³⁷Csの濃縮

係数は5～10であったのに対し、⁵⁴Mnおよび⁵⁷Coの濃縮係数は～100であった。Chaetocerosの死滅期に¹³⁷Csの濃縮係数が高くなったが、完全に失活させた（死んだ）細胞の濃縮係数は対数増殖期と同程度であり、死んでいないが活性が低下している細胞で濃度が高くなることが示唆された。

また、動物プランクトンによる放射性核種の海水からの取り込みについて甲殻類プランクトンを用いた飼育実験において明らかにした¹⁴（図10）。濃縮係数（湿重量ベース）は植物プランクトンと同程度であった。また、現場観測で得られた¹³⁷Csの濃縮係数とも同程度であった。なお、植物プランクトンで認められた細胞の活性低下に伴う¹³⁷Csの濃度の上昇が甲殻類プランクトンでも認められた。この結果は活性の低下したプランクトンでは、¹³⁷CsがK⁺チャネルを介して細胞内に取り込まれている可能性を示唆している。しかしながら、プ

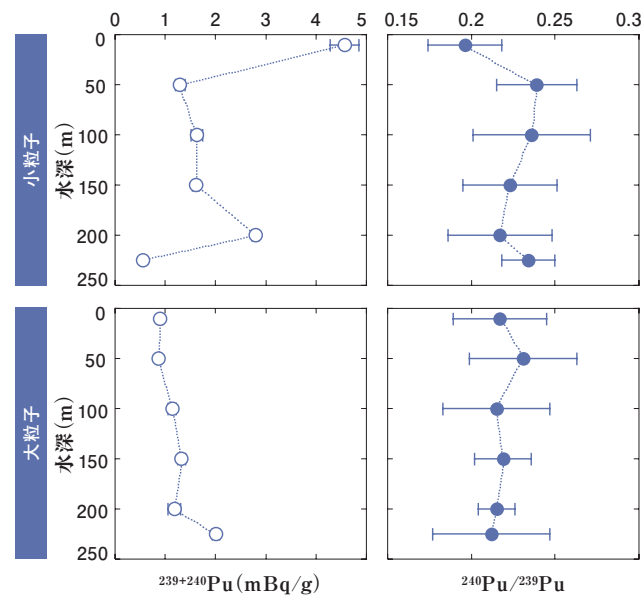


図5：青森県沖海域St.2における粒子状Pu同位体の分布とその放射能比。試料は06年6月に採取。

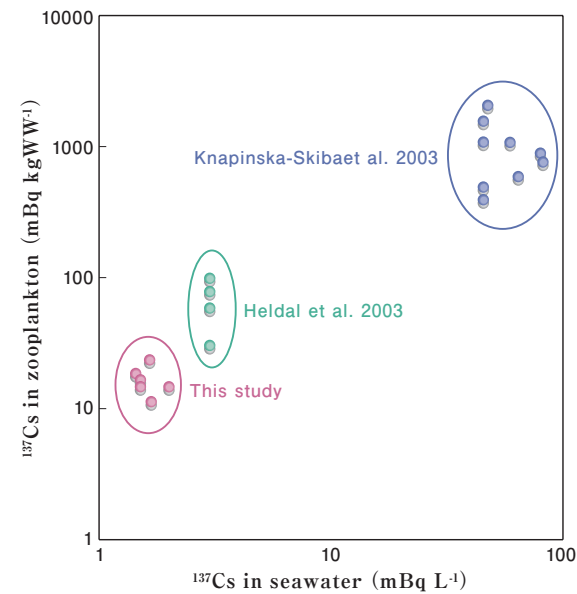


図6：動物プランクトンおよび溶存¹³⁷Cs濃度の海域間比較。Heldal et al. 2003はノルウェー海およびバレンツ海、Knapinska-Skiba et al. 2003はバルト海のデータ。

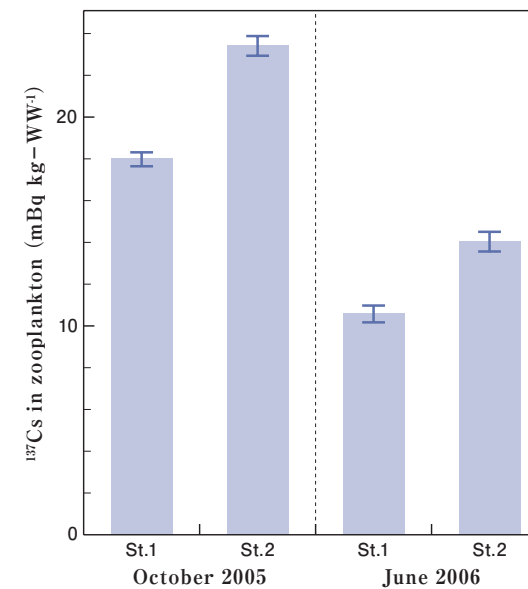


図7：青森県沖海域における動物プランクトンの¹³⁷Cs濃度とその年変動

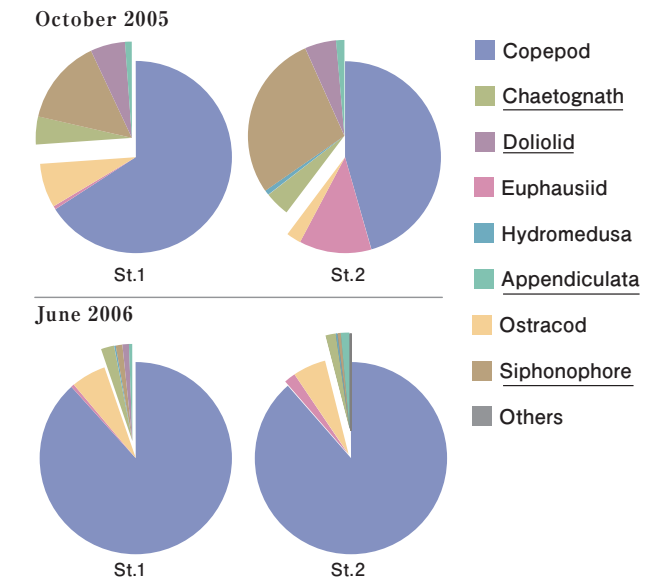


図8：青森県沖海域における動物プランクトンの群集組成。下線はゼラチン質プランクトン

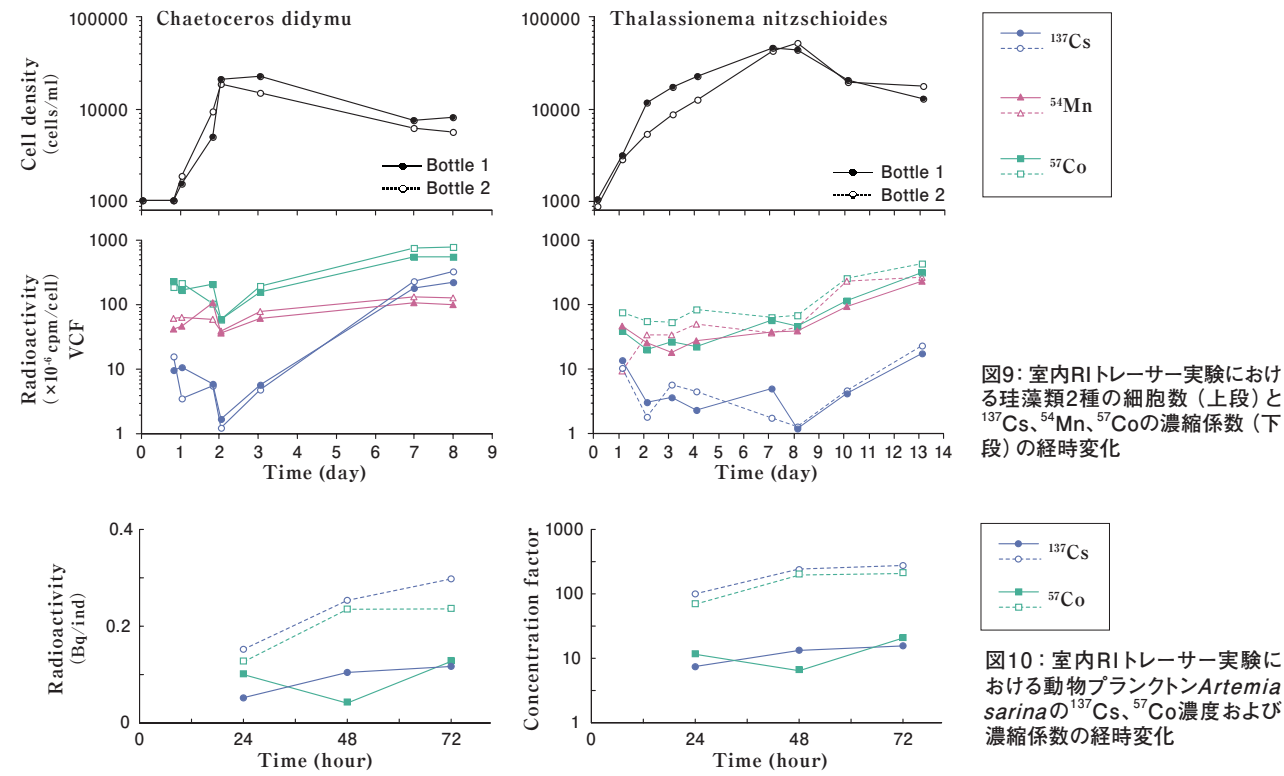


図9: 室内RIトレーサー実験における珪藻類2種の細胞数(上段)と¹³⁷Cs、⁵⁴Mn、⁵⁷Coの濃縮係数(下段)の経時変化

図10: 室内RIトレーサー実験における動物プランクトン*Artemia sarina*の¹³⁷Cs、⁵⁷Co濃度および濃縮係数の経時変化

ランクトンによる詳細な¹³⁷Cs濃縮機構については、未だよく分かっておらず、今後明らかにしていく課題の一つであろう。

(5) おわりに

平成15年より始まった本プロジェクトも、本年度が最終年度になる。海洋、特に沿岸域での物質循環は、複雑でそう簡単には、その全容はつかめない。これからは、ジグソーパズルのごとくデータのピースを比べ、それを繋げ、全体像を完成させなければならない。欠けたピースは他の研究の成果から補うことになるだろうし、見つからなければ次の研究のスタートになる。大気中の二酸化炭素に対する懸念は臨海の原子力施設の建設を加速させることは疑いもない。環境放射能、特に沿岸海洋環境

研究はこれからも地道に進めていかなければならない。

参考文献

1) Aono T., Kusakabe M., Nakanishi T., Yamada M., Kaneko S., Nakamura T., Hori K., Bishop J. K. B., Large Volume *in situ* Filtration and Concentration System for Collection of Particulate Matter and Dissolved Trace Radionuclides in Seawater. Submitted to *Journal of Advanced Marine Science and Technology Society*
 2) 中西貴宏、青野辰雄、大久保綾子、鄭建、山田正俊、日下部正志 (2007) 「現場型大容量海水濾過装置を用いた東北沖太平洋における¹³⁷Csの濃度分布について」2007年度日本海洋学会春季大会、講演要

旨集 p.256

3) 中西貴宏、鄭建、青野、大久保綾子、山田正俊、日下部正志 (2007) 「現場型大容量海水濾過装置を用いた東北沖太平洋におけるTc-99の鉛直分布について」2007年度日本地球化学会第54回年会、講演要旨集 p.94
 4) Momoshima N., Sayad M. and Takashima Y. (1995) Determination of ⁹⁹Tc in coastal seawater collected in Fukuoka, Japan. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 197, 245-251
 5) McCubbin D., Leonard K.S., Brown J., Kershaw P.J., Bonfield R.A. and Peak T. (2002) Further studies of the distribution of technetium-99 and caesium-137 in UK and European coastal waters. *Continental Shelf Research*, 22, 1417-1445.
 6) Okubo A., Zheng J., Yamada M., Aono T., Nakanishi T., H. Kaeriyama, Kusakabe M., Determination of Pu isotopes in marine particles collected by large volume in situ filtration and concentration system, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 275 (2), 291-297, 2008
 7) Norisuye K., Okamura K., Sohrin Y., Hasegawa H., Nakanishi T. (2006) Large volume preconcentration and purification for determining the ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu isotopic ratio and ²³⁸Pu/²³⁹+²⁴⁰Pu alpha-activity ratio in seawater. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 267, 183-193
 8) Yamada M., Zheng J., Wang Z.-L. (2006) ¹³⁷Cs, ²³⁹+²⁴⁰Pu and ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu atom ratios in the surface waters of the western North Pacific Ocean, eastern Indian Ocean and

their adjacent seas. *Science of the Total Environment*, 366, 242-252

9) Krey P.W., Hardy E.P., Pachucki C., Rourke F., Coluzza J., Benson W.K. (1976) Mass isotopic composition of global fall-out plutonium in soil. In: *Proceedings of the Symposium on Transuranium Nuclides in the Environment (IAEA-SM-199-39)*, 671-678
 10) Muramatsu Y., Hamilton T., Uchida S., Tagami K., Yoshida S., Robison W. (2001) Measurement of ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu isotopic ratios in soils from the Marshall Islands using ICP-MS. *Science of the Total Environment*, 278, 151-159
 11) Kaeriyama H., Watabe T., Kusakabe M., The Concentration of ¹³⁷Cs and Stable Cs in Zooplankton in the Western North Pacific in Relation to Their Taxonomic Composition, *Proceedings of 16th Pacific Basin Nuclear Conference*, Aomori, Japan, Oct. 13-18, 2008, Paper ID, P16P1197, *in review*
 12) Kaeriyama H., Ishii T., Watanabe T., Kusakabe M., Concentrations of ¹³⁷Cs and trace elements in zooplankton, and their vertical distributions off Rokkasho, Japan, *Environmental Modeling and Radioecology*. *Proceedings of the International Symposium on Environmental Modeling and Radioecology*, Rokkasho, Aomori, Japan, October 18-20, 2006, 101-108, 2007
 13) 帰山 秀樹、日下部 正志、2005年春季および秋季の西部北太平洋における動物プランクトンの鉛直分布および群集構造. 2006年度日本海洋学会春季大会ポスター発表、講演要旨集、p.325, (2006)
 14) 帰山 秀樹ら 未発表データ

特集／那珂湊支所研究成果報告会

(8)「放射能、環境、そして人」

-陸域における環境放射能研究の将来-

Radioactivity, environment, and human being

- research perspectives in terrestrial environmental radioactivity -

放射線防護研究センター
環境放射線影響研究グループリーダー
吉田 聡

講演中の吉田氏

はじめに

陸域における放射性物質の動態研究は、那珂湊支所を中心に実績を上げ、国内のみならず世界に向けて多くの情報が発信された。その後、担当部署は千葉の本所に移動したが、研究は継続され、異なる分野と融合することで新たな展開も見せた。ここでは、それらの一端を国内外の関連研究の動向とともに紹介し、これからの環境放射能研究について考えたい。

より低濃度まで正確に

陸上でも海洋でも、環境放射能研究の始まりは「しっかりと測る」ことである。一般に環境中の放射性物質は極めて微量で、しかも測定妨害となるような物質が存在する。従って、ここには「測りにくいものを」というおまげが付くことが多い。長年にわたって測定技術の開発・改良が進められ、測定可能な濃度の限界は下がり、分析手法はより簡便・迅速になってきている。

特に、ごく僅かしか放射線を放出しない長半減期核種の場合は、元素そのものを数える質量分析装置の利用により、その測定技術が飛躍的に向上した。例えば、ウランやプルトニウムの場合は、誘導結合プラズマ質量分析装置(ICP-MS)を用いることで、ppq (pg/kg) レベル、即ち溶液全体の重さの1兆分の1より少ない重さの核種を検出することが可能となっている。これにより、ごく微量の核種の検出はもとより、同位体比を用いた発生源の特定も可能になっている。現在も分析機器は年々進歩し、それに合わせた試料の前処理方法も開発されている。加速器質量分析装置(AMS)等の非常に大型の装置を用いた分析法も利用できるようになってきた。また、放射性核種の濃度を測定するだけでなく、それらの化学形態を同定するための手法の開発も進んでいる。

最新の分析法によって得られる放射性核種の濃度レベ

ルは、被ばくが問題となるレベルよりも通常遥かに低い。しかし、ここで得られるデータは、放射性核種の環境中での挙動を理解し、予測するために必要な知見を今後も提供して行くだろう。

放射性核種の分析に用いられる装置のうち、ICP-MSは一般の元素も測定可能である。これは非常に大きな利点である。環境中での放射性核種の挙動は、共存する物質の種類と量によって影響を受ける。そのため、目的とする核種以外の情報を同時に得ることで、より信頼性の高い挙動の予測が可能となる。また、通常は環境中に存在しない核種の場合は、化学的性質が類似している安定元素を調べることが有効である。今後も、放射性核種だけでなく多くの元素のデータを収集しておくことが重要であり、このことは、地球環境中での物質の動きを解明することに繋がり、放射線以外の環境問題を解決する糸口にもなり得ると期待できる。

日本独自のデータの蓄積

放射線防護のための仕組みを作りそれを改善していく国際的な作業に対し、日本は大きな貢献をしている。しかし、議論やそのために必要な基礎データの収集は、基本的には欧米、特にヨーロッパを中心に行われて来たと言つてよい。環境中の放射性核種の挙動を予測するための様々なパラメータも欧米で収集されたものが多い。

ヨーロッパと日本では地質や気候をはじめとする自然環境が大きく異なる。我が国独自の環境に合わせたパラメータを収集することは、日本の環境における放射性核種の挙動を予測してより信頼性の高い被ばく線量評価を行うために非常に重要である。今後、放射性廃棄物の地層処分を検討する際には特に不可欠になると言える。現在、国内のデータをより集中的に収集してデータベースを整備し、国際原子力機関(IAEA)等を通して公開するための作業が進んでいる。今後もこのような作業を

継続し、得られた情報を基にした評価体系を確立すると共に、それがアジアをはじめとする世界各国の基盤となる様な研究を目指したい。

アジアのネットワーク

アジア各国は、急激な経済成長に伴い、深刻なエネルギー不足に直面しようとしている。そうした中、多くの国が原子力発電をエネルギー生産の重要な選択肢の一つとして位置づけ、施設の数急速に増大している。類似の環境条件を持つ隣国として、我が国のデータと線量評価技術を共有できるように努力することが必要であろう。また、環境汚染の問題に国境は存在しない。大陸から日本への酸性物質の大気輸送は、周りを海に囲まれた日本も例外でないことを示している。今後、環境放射能(線)とその影響に関する技術開発、観測、データ解析、人材育成等についてのアジアを中心としたネットワークを構築することが重要になると考えられる。原子力先進国の一つである日本がアジアの中で果たすべき役割と責任は大きく、那珂湊で生まれ育った環境放射能研究は、そのポテンシャルを十分に有している。

放射線の環境影響

これまでの放射線防護は、人を対象にしていた。しかし、環境問題に対する関心が世界的に高まる中、放射線が環境に与える影響を評価することが国際的な重要課題となりつつある。国際放射線防護委員会(ICRP)をはじめ多くの国際機関で、この問題に関する議論と合意形成のための努力が進められている。ICRPは、人を守るための防護体系においては環境も十分に守られているはず、と言うこれまでの立場を変えていないが、環境問題に取り組む重要性を認識して国際的な議論を先導している。昨年刊行されたICRP新勧告には、「環境の防護」

の章(第8章)が設けられ、現在、これに続くレポートが準備されている。

環境防護に関する議論が進む一方で、それを支えるべき基礎的な知見は不足している。環境生物の被ばく状態の最も大きな特徴は、通常低線量のしかも連続的な被ばくであることと、放射線が様々な環境ストレスの1つに過ぎずその影響が非常に微細と考えられることである。現在のところ、生物個体及び個体群に対する目に見える影響(致死、罹患率、繁殖率低下、DNA損傷等)を指標にして環境防護の枠組みを作る事が提案されている。しかし、高線量の急照射に対する情報はある程度有るものの、比較的低線量率の連続照射についてはほとんど研究がなされていない。また、放射線以外の環境ストレスとの比較や複合影響評価に関しても手法が確立されておらず、断片的な情報しか見られない。加えて、個体生物で見られる影響を群集から生態系の影響にまで外挿することの重要性は度々議論されるが、その具体的な手法はほとんど示されていない。

放医研では、これらの課題に対処するための基礎データの収集を開始している。問題の解決には、放射性核種の環境挙動、環境生物の線量評価、環境生物の影響評価、生態系のリスク評価等の幅広い分野の知識の集積と連携が必要である。これまでの研究の実績を基盤にしつつも、それに捕われず、より広い視野に立った研究を目指したい。

おわりに

世界中、特にアジアにおけるエネルギー供給が逼迫する中、環境放射能に関わる研究は、現在のみならず次世代以降の人々の生活と、場合によっては生存にまで関わる重要課題である。今後の発展を願うと共にあらためて研究者の責任の重さを感じる。

特集／那珂湊支所研究成果報告会

(9)「海の更なる安心安全を求めて」

—海洋における環境放射能研究の将来—

An inquiry into the safety of the sea

- perspectives on the research of radioactivity in the marine environment -

放射線防護研究センター 那珂湊支所
海洋環境調査技術開発室
主任研究員 青野 辰雄

講演中の青野氏

1.これまでの調査研究について

那珂湊支所では、海洋に供給された放射性物質が人間に帰した時の被ばく線量の推定に資するためのデータベースやパラメータを創出することを目的に、海洋における放射性核種と安定元素の分布や移行予測や、RI トレーサー実験による海洋生物の濃縮機構の解析等に関する海洋放射生態学の研究が行われて来た。この約20年間にわたる主たる研究課題は次のようなものである。

1) 環境特別研究

1-1)「環境と食物連鎖に係わる公衆の被ばく評価に関する調査」(昭和63年～平成4年)

青森県六ヶ所村の核燃料再処理工場を含めた核燃料サイクル施設を重点に原子力施設周辺環境と公衆の被ばく線量評価に重要な情報を得るとともに被ばくの低減に資することを目的に、「沿岸海域における安定元素および長半減期核種のキャラクタリゼーション」と「沿岸海域における生物濃縮パラメータ」の課題を実施した。沿岸海域の微量安定元素や放射性核種の濃度や化学形からこれらの変動や挙動を明らかにし、またRIをトレーサーに用いた水槽実験から重要な放射性核種の海産生物への移行を明らかにした¹⁾。

1-2)「環境における放射性物質の動態と

被ばく線量算定に関する調査研究」(平成5年～平成9年)

健康・安全評価ネットワークシステムおよび被ばく線量評価システムの高度化や精密化を図ること、また被ばく線量モデルの設定と線量計算コードの構築に資することを目的に、「淡水及び汽水を含む水圏における移行パラメータとモデルに関する研究」と「海洋における分布と挙動」の課題を遂行した。その結果、汽水性水産物摂取による被ばく線量推定に資するための核種濃度測定と影響因子の定量的解析を行い、また海洋における核種分

布と挙動に関してデータを蓄積し、海域により濃度の偏りのあることを見出した²⁾。

1-3)「環境放射線の被ばく影響および

その低減化に関する研究」(平成10年～平成12年)

緊急時に対する、潜在被ばく線量を低く抑えるために、化学的、生物学的、食物学的、保健学・疫学的側面から総合的な検討を行い有効な低減策を見出すことを目的に、「環境放射能汚染に対する生物学的修復技術開発に関する研究」を実施した。

2) 放射能調査研究

「沿岸海域試料の解析調査(1)」、「沿岸海域試料の解析調査(2)」、「外洋の解析調査」、「日本海の放射能調査」、「日本周辺海域の放射能の解析調査」、「水産食品摂取経路における被ばく低減化に関する調査研究」ののべ6課題を平成14年度まで実施した。海水、海産生物、堆積物中の放射性核種の濃度や分布の調査、RIをトレーサーに放射性核種の海産生物への移行に関する調査などを行った。

3) 経常研究、基盤的研究、放射線安全研究

経常研究として、平成7年度まで「海洋環境中における放射性物質の移行循環とそれに影響する因子の研究」と「海洋生態系における元素の生物代謝変換に関する研究」を、平成8年度から「海洋における物質循環と放射性核種の係わりに関する研究」、「元素の水圏挙動と生物濃縮に関する研究」と「放射性物質の水圏環境移行モデルの検証と適用性に関する研究」を実施した。また独立行政法人化した平成13年からは、基盤的研究「環境放射線防護体系構築のための研究」で水圏および人まわりの環境における放射線・放射線源レベル、挙動の理解を通じて、原子力施設の線量評価に必要なパラメータの創出を行い、放射性核種による環境影響評価、人への被ばく線量・影響評価方法を開発す

ることを目的に「海洋における放射性物質の分布とその変動」、「海産生物による放射性物質の濃縮およびそのメカニズム」、「海洋における放射性物質の環境汚染評価」の研究が実施された。平成18年度からは、放射線安全研究「放射線安全・規制ニーズに対応する環境放射線影響研究」で、原子力産業等に関連する重要核種でありながら、現在まで十分なデータが蓄積されていない数種類の放射性物質について、生態系における挙動、化学形態、同位体比等、線量評価やモデル化に必要なデータを提示することを計画し、「海洋における重要放射性核種の動態に関する研究」が実施されている。

4) 受託外部資金研究等

地球環境保全等試験研究「放射性核種をマルチトレーサーとした海洋表層での二酸化炭素循環メカニズムに関する研究」(平成15年～平成17年)³⁾や海洋環境放射能総合評価委託費「沿岸・外洋域における放射性核種の動態の総合的調査」(平成15年～平成20年)が行われている。また放射性廃棄物共通技術調査等委託費「放射性核種生物圏移行評価高度化調査」(平成19年～平成23年)⁴⁾の一部も実施している。

2.これからの海洋環境における放射能調査研究について

地球上には約14億km³の水があると推定され、その約98%が海水である。また海は地球の表面の約7割を占めている。河川や降水などの淡水は最終的に海に流入することになる。海洋は、単に魚や海藻などの水産資源の生産循環施設でなく、風や海流が地球上の生物の生息環境の調整や循環システムの重要な役割を果たしている。放医研において、これまでに得られた成果や技術を基盤とし、さらなる調査研究や研究開発を推進した時、海洋環境における放射能調査研究は次のような展開が期待できる。

1)「沿岸生態系における放射性核種や重金属元素挙動予測の調査研究」

近年、地球温暖化や化石燃料の高騰に伴い、原子力施設を用いたエネルギーの安定供給が見直され、アジア地域でも原子力施設の建設計画が急増している。今後、生態系への汚染物質の蓄積だけでなく、生態系、特に食物連鎖を含めた、物質循環を考慮した放射性核種や重金属元素の拡散や挙動の予測が必要不可欠になる。これまでの「RIをトレーサーに放射性核種の海産生物への移行に関する調査研究」で得られた技術や成果は、沿岸生態系における放射性核種や重金属元素挙動予測のためのRIトレーサー技術の開発に応用できる。また、これらは環境安全評価のための移行パラメータの構築と環境因子の解析などの研究に反映することができる。

2)「海洋環境における放射性核種や

重金属元素挙動のモニタリングと予測の調査研究」

これまでの海洋における放射性核種の動態の研究では、主として現場海域に学術研究船や調査船などの船舶で出かけ、試料の採取を行ってきた。同軸チタンアーマードケーブルにCTD(深度毎の水温塩分測定)観測装置と採水器を取付けたシステムで、船上で水温や塩分をモニタリングしながら、任意の水深で希望する量の海水の採水を行った。マルチプルコアラー(堆積物採取装置)では柱状堆積物を採取した。また放医研では、多層を同時に4時間で約10m³の海水をろ過し、サイズ別粒子の採取と溶存態放射性核種の選択的な捕集濃縮が可能な現場型超大容量海水濾過装置システムを作成し、東日本太平洋沖や西部太平洋、太平洋中央部において観測を行った。しかし、船舶を用いた現場観測は、天候、日程等で十分な時間の確保が難しく、また時系列観測や海域は限定されたものになる。一方で、従来から船舶で行われて来た海洋観測が、人工衛星による地球観測技術の進歩により、衛星リモートセンシングで、海の表面水温や海色、

波浪などが観測できるようになった。そして広い海域を、高解像度で繰り返し観測することができるようになり、現場観測においても重要な情報を得ることができる。しかし現在の技術では計測できる項目は限られている。

陸域では放射線モニタリングポストが設置され、連続的に計測されデータの収集が行われている。ドイツでは The Federal Environment Ministry (BMU) が "Integrated Measuring and Information System for Environmental Radioactivity Monitoring" (IMIS) で、北海やバルト海で灯台やブイに海水のモニタリングポストを設置し、遠隔操作で監視を行っており、計測結果を常時ウェブで見ることができる⁵⁾。また「係留型自動モニタリングシステム」や「簡易型放射能観測漂流ブイ」については、日本海洋科学振興財団が六ヶ所村沖での研究調査を行っている⁶⁾。搭載されている放射能測定器は全ガンマ線測定用の NaI である。四方を海に囲まれ、原子力施設が海岸に隣接する我が国では緊急時に対応できるモニタリングシステムは必要不可欠である。しかし海洋ではシステムだけでなく、波浪や強風等の天候の問題、無人による監視の問題や供給電力等の問題の対策も必要になる。一方、海水中には、多くの種類のものが存在する。大別すると、溶けているもの(溶存態)と粒子になる。粒子の分類は複雑で、粒径別では小さい懸濁粒子から比較的大きい沈降粒子、その起源別では土壌などの陸起源粒子と生物起源粒子となる。光合成により増殖した植物プランクトンを動物プランクトンが捕食し、これを大型プランクトン、魚類と食物連鎖で捕食が続く。その時、遺骸や排泄に伴う糞が生物起源粒子となるが、速やかに沈降する粒子だけでなく、小さく浮遊する粒子、また凝集や分解を繰り返しながら循環、移動、拡散、輸送、溶解や再懸濁などの様々で複雑なプロセスの中で、物質は様々な形態を変化しながら循環している。そのため、海洋における放射性物質の調査研究では、放射性核種の存在状態別の濃度を明らかにする必要がある。そこで、現

在保有する観測機器や今後の研究開発により作成できる装置やシステムについて述べる。

2-1) 船舶等を用いた現場観測

多層同時に4時間で約10m³の海水をろ過し、サイズ別粒子の採取と溶存態放射性核種の選択的な捕集や濃縮が可能な現場型大容量海水濾過装置システム、CTD 観測装置-採水器システム、粒径粒度分布測定装置、プランクトンネット、採泥器を用いて表層から底層までの鉛直的な海洋試料や関連する情報を収集することができる。

2-2) 定点観測

ある観測点で、自動的に連続した試料やデータの収集が可能な係留系を用いた観測-がある。海底から垂直に立ち上げた係留系にセジメントトラップ(粒子捕集装置)を取付けることで、設定した期間毎に沈降してくる粒子を捕集することができる。また流向流速計や自動採水器なども目的深度に取り付け、化学だけでなく物理や生物のパラメータの集積が同時に行なえる特徴を有する。

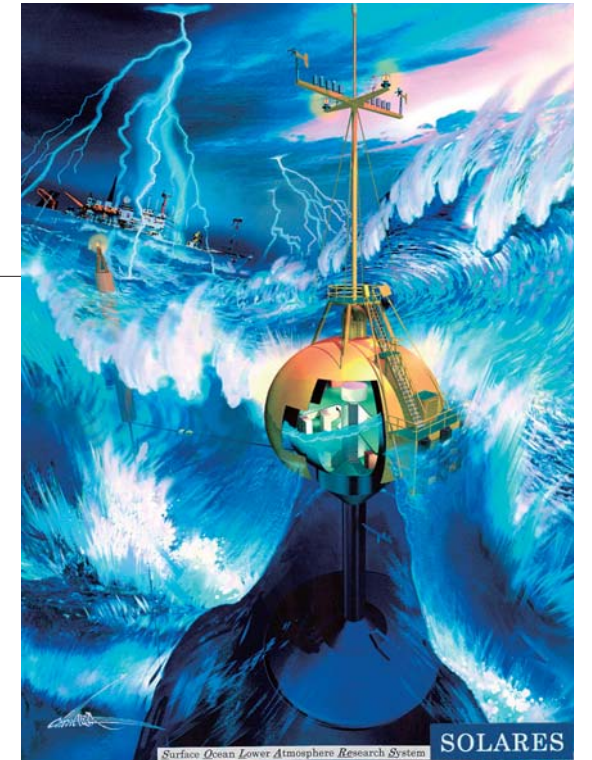
3) 今後の海洋観測モニタリングの研究開発

これまでの海洋観測で得られた経験を元に新たな観測システムが開発されている。

3-1) 降式計測システム

これまでの係留系を用いた海洋観測では、浅海水深に観測機器を設置した場合、気象による問題だけでなく船舶の航行等による影響を受け、観測を余儀なく中止させられる場合があった。そこで、近年、海洋中層に設置した自動昇降装置と測器を搭載した計測ブイから、制御や指示された指令どおりに自動で、定期的に電話回線を用いて計測データを受信し、モニタリングができるシステムが運用されている。この装置に小型で軽量化に開発を行った NaI 等の放射能測定装置を取り付けることにより、測点において連

図1: 地球温暖化洋上モニタリングプラットフォーム SOLAReS (Surface Ocean Lower Atmosphere Research System) (高津尚之氏提供)



続で鉛直方向のモニタリングが可能となる。

3-2) 洋上観測プラットフォームによるモニタリング

全天候型の洋上観測プラットフォーム(図.1)に、種々の計測器を搭載し、定点における時系列観測が可能となる⁷⁾。この場合、ブイシステム内部には直接測定できない化学成分について試料を保存するシステムも考えられている。大きな動力源が搭載された場合は、全放射能の測定だけではなく、樹脂等の吸着剤を用いて核種毎の試料の濃縮を行い、定期的に回収すれば冬季などの現場海域に船舶が航行できない場合などでも、欠損なくモニタリングのデータを取得することができる。

3-3) 有索無人潜水機(ROV)や自律型無人潜水調査装置(AUV)によるモニタリングとマッピング観測

最近、遠隔操作による水中探査機や自律型無人潜水装置に多種類の計測センサーを搭載することで、気象条件や時間に制約されることなく観測を行うことができるシステムが開発され、運用されている。係留系と異なり、3次元でデータを取得できる。しかし搭載する機器やバッテリーの重量が浮力や航行能力に大きな影響を与える。観測や調査の目的に合わせたシステムの構築が課題である。

3 おわりに

今後、これらの観測システムの形態にあった試料採取装置や放射能測定装置の開発を行い、さらにいくつかの観測を複合することにより、海洋の放射能調査研究は沿岸から外洋への広範囲において、全天候型リアルタイムの連続モニタリングやマッピングが可能となる。また、これまでの研究成果と合わせ、環境安全評価に対応できる放射性物質の拡散や挙動の予測モデルの構築等が期待できる。そのため、放医研ではこれからも海の更なる安心安全を求めて、海洋の放射能調査研究を推進します。

参考文献

- 1) 特別研究「環境と食物連鎖に係わる公衆の被ばく評価に関する調査」(昭和63年～平成4年度)最終報告書、放射線医学総合研究所、NIRS-R-25,1994.
- 2) 特別研究「環境における放射性物質の動態と被ばく線量算定に関する調査研究」(平成5年～平成9年度)最終報告書、放射線医学総合研究所、NIRS-R-36,1999.
- 3) 地球環境保全試験研究費(地球一括計上)平成17年度研究成果報告集、環境省地球環境局研究調査室、2005.
- 4) 平成19年度委託事業報告「放射性核種生物圏移行評価高度化調査」、放射線医学総合研究所放射線防護研究センター廃棄物技術開発事業推進室、2008.
- 5) http://www.bsh.de/en/Marine_data/Observations/Radioactivity/index.jsp
- 6) 例えば、事業報告書(平成18年度)、(財)海洋科学振興財団、2006.
- 7) Kusakabe M., N. Takatsu, T. Kimoto, and H. Mikasa, Conceptual design of an autonomous biogeochemical monitoring platform, Proceeding of the Ninth Offshore and Polar Engineering Conference, Brest, France, May 30-June 4, 1999. Vol. IV, 596-602.



コゼットの母と現代のエクステ

市川 龍資

19世紀の初め頃、フランスのある町の司教館にみすばらしい身なりの一人の男がドアを開けて入ってきた。ちょうど夕食をはじめようとしていた司教は、この男のために食事の仕度を追加させ、優しい態度で話を聞いてくれた。食卓には銀の食器を並べ、銀の燭台には高級なろう燭を灯した。

翌朝、司教館の庭を散歩していた司教のところにお手伝いさんが駆けつけて来て銀の食器が無くなっていると告げた。まもなく三人の憲兵が昨夜の男を連れて司教館にやってきた。司教は、男に向かって、昨夜は銀の食器と一緒に銀の燭台もあげたのにどうして持って行かなかったのですかと訊ねた。憲兵は納得して彼を釈放した。この成り行きに呆然としている男に司教は銀の燭台を2つ持ってきて渡した。司教は、私はあなたの魂を買ってそれを神に捧げますと言った。

これがジャン・ヴァルジャンとミリエル司教との出会いの場面であり、ヴィクトル・ユゴーの小説「レ・ミゼラブル」の中で最も有名な部分である。貧しさ故の空腹に耐えかねて、たった一切れの白パンを盗んで刑務所に入れられ、何回かの脱走に失敗して、とうとう19年の刑期を終えて出獄したジャン・ヴァルジャンはその後も前科者を示すパスポートを持たされ、行くさきぎきの町の役所にそれを見せに行かねばならない義務を負わされていた。これでは生きて行くすべを奪われたも同然である。銀の燭台とジャン・ヴァルジャンの話は誰しもが知っているが、ヴィクトル・ユゴーの書いた「レ・ミゼラブル」を読んだことのある人は滅多にいない。少年少女向けに易しく書き直した「レ・ミゼラブル」または「あゝ無情」を読んでこのエピソードを覚えているのが普通である。貫一とお宮の悲恋物語は誰でも知っているが、尾崎紅葉の作品「金色夜叉」を読み通した人は極めて少ないのと同じである。

ヴィクトル・ユゴーの「レ・ミゼラブル」はフランス革命前後の矛盾に満ちた社会をすどく扶った一大社会小説であり、人の心をうつ場面がいくつかある。銀の燭台を与えたミリエル司教の話はその1つである。

少女コゼットとその母ファンチーヌの話と貧しい人達の悲惨な姿を描いた部分である。私生児コゼットを生んだファンチーヌは生きるため、コゼットを安料理屋の夫婦に養育を頼み、働きに行く。この夫婦は悪徳のすべてを備えた夫婦で、ファンチーヌから養育料を受取っているながら五歳のコゼットを朝から晩までこき使い、衣服を取って売り払い、自分の娘達の古いぼろぼろになった衣服をコゼットにさせ、犬や猫と一緒にテーブルの下で食事をさせた。夫婦はコゼットの冬の衣服が必要になったとってお金を送ることを要求し、ファンチーヌはやむなく自分のブロンドの髪を切り床屋に売ってお金を送った。次には、コゼットが病気になったと治療のためのお金を送れとやってきた。ファンチーヌはその美しい歯を売った。これらの話は、フランス文学者で、ヨーロッパの貴重な古書を多数集め、また美しい挿し絵の書物を多く入手しておられる鹿島茂さんの書いた「レ・ミゼラブル百六景」という挿し絵と文章と半々くらいで構成されている書物を参考にして書いた。この中には挿し絵が230枚も入っている。

最近の新聞報道によれば、中国の山奥の寒村では、娘達が髪を頭上に高く結びあげていて、それを買いに来る商人に売ってお金を得ているという。こうして集められた貧しい中国娘たちの髪は工場で脱色され、黒やブラウンなどに染色されて日本に輸出されているという。ぼくは初めて知ったが、エクステと言って、髪を束ねた付け毛用のものが売られているのだそうである。エクステはエクステンション（延長）の現代風略語である。これを地毛の根元に編みこんで装着するのである。都会のエクステ専門店にきて若い女性がロングヘアに変身できるのだそうである。ぼくはこれを読んで、ファンチーヌがコゼットのために髪を切り、それを売ってお金を工面したことを思い出した。200年も昔のことが今も行われているのである。

ICHIKAWA RYUSHI(元放医研科学研究官)

編集後記

ごつごつとした岩肌の向こうには紺碧の空と澄んだ青い海。そしてどこまでも続く水平線。思わず大きく息を吸ってしまう。ふと足下をのぞくと水中にはなにやら怪しげな岩の固まり。よく見ると微妙に形を変えている。まるで花崗岩でできた、つきたてのお餅のよう。周りを見渡し、適当な長さの棒さきを見つける。先ほど見つけた柔らかな岩の固まりを、おそろおそろの先端でツンツンツン。怪しげな固まりはのっそりとした動作で、一目散に逃げていく。そう、アメフラシ。その他にも小魚やヒトデなど、たくさんの生きものが生きている。ああ、気分が良い。これは私が初めて那珂湊支所を訪れたときの体験であり印象です。

本号では平成20年5月21日、茨城県ひたちなか市のワークプラザ勝田で開催された「放医研那珂湊支所の研究成果」を特集しました。残念ながら那珂湊支所は平成22年度をもって廃止されることになりました。設立から約40年、恵まれた自然環境に囲まれた那珂湊支所から、環境放射能に関する数々の成果が生まれました。これは研究者の努力だけでなく、事務の方やその他関係者の皆様、そして何よりも地域の方々の支えがあったからこそだと思います。

我々の研究の多くは、国民の皆様を支えられています。支えていただいている皆様のことを忘れず研究に励むことを、改めて感じさせられました。

次号予告

特集 「粒子放射線科学に関する助言委員会レポート」
重粒子医科学センター 丹羽 太貫

放射線の知識 「中性子線照射に関する物理的な側面」
(3) 組織等価物質と組織へのエネルギー付与
基盤技術センター 研究基盤技術部
平岡 武、高田 真志



《編集委員会》

委員長	酒井 一夫		
委員	内堀 幸夫	金澤 光隆	石井 伸昌
	白川 芳幸	小橋 元	立崎 英夫
	高田 真志	菊池 達矢	鈴木 敏和
	玉手 和彦	長谷川純崇	杉森 裕樹
	加藤 博敏	神田 玲子	
事務局	岡本 正則		

放射線科学

第51巻 第6号

2008年6月15日発行

《編集・発行》

独立行政法人 放射線医学総合研究所
〒263-8555 千葉県稲毛区穴川4-9-1
電話 043(206) 3026 Fax.043(206) 4062 Eメール info@nirs.go.jp

(禁無断転載)

放射線科学
Radiological Sciences

第51卷 第6号

2008年6月15日発行 (編集・発行) 独立行政法人 放射線医学総合研究所
〒263-8555 千葉県稲毛区次川4-9-1
電話 043(206)3026 Fax 043(206)4062



<http://www.nirs.go.jp>

