

金沢大学環日本海域環境研究センター

低レベル放射能実験施設
研究概要・年次報告
2011.4 ~ 2012.3



ダルハド盆地 (モンゴル)

目次

1. 構成員	2
2. 活動報告	
2-1. 研究概況	3
2-2. 研究業績	8
2-3. 研究費	19
2-4. 研究指導	20
3. 研究報告	
密封放射能標準ガンマ体積線源を用いた Ge 検出器のサム・コインシデンスの補正の検討	23
高塩分温鉱泉のラジウム同位体	24
$^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比からみた日本海表層の水塊流動の検討	26
^{210}Pb 堆積年代測定法による陸奥湾の堆積速度の評価	28
能登半島の貯水池堆積物から見た流域環境の変化と物質動態の応答性	30
モンゴル・ダルハド盆地堆積層のウラン・トリウム同位体の記録	32
河川における福島第一原発由来の放射性セシウムの移行挙動	34
十勝川および別寒辺湿原の腐植物質(フルボ酸およびフミン酸)と Eu(III)との錯形成・凝集機構	36
What is the origin of ^{137}Cs detected in under-floor soil samples of houses built in 1-4 years after the Hiroshima atomic bomb?	38
Early survey of radioactive contamination in soil due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident: with emphasis on plutonium analysis	41
Characteristics and behavior of particle organic matter in the Kumaki River and Nanao Bay on Noto Peninsula, Japan	44
Characteristics and behavior of dissolved organic matter in the Kumaki River in Noto Peninsula, Japan	45
4. 記録	
平成 23 年度見学来訪・出張の記録	46

1. 構成員

職員

- ・教授 (施設長) 山本政儀 (pluto@llrl.ku-unet.ocn.ne.jp)
理学博士 専攻 核地球化学・環境放射能
- ・教授 長尾誠也 (s_nagao@llrl.ku-unet.ocn.ne.jp)
博士 (水産学) 専攻 地球化学・環境放射化学
- ・助教 浜島靖典 (hama@cacheibm.s.kanazawa-u.ac.jp)
博士 (理学) 専攻 核放射化学・放射線計測
- ・助教 井上睦夫 (mutsuo@llrl.ku-unet.ocn.ne.jp)
博士 (理学) 専攻 同位体地球化学
- ・博士研究員 落合伸也 (sochiai@llrl.ku-unet.ocn.ne.jp)
博士 (理学) 専攻 古環境
- ・博士研究員 村上拓馬 (takuma@llrl.ku-unet.ocn.ne.jp)
博士 (理学) 専攻 古環境
- ・博士研究員 西村周作 (erde1002@llrl.ku-unet.ocn.ne.jp)
博士 (農学) 専攻 土壌科学
- ・事務補佐員 中本美智代 (nakamoto@llrl.ku-unet.ocn.ne.jp)

学生

- ・博士後期課程 3年 鈴木智代
- ・博士前期課程 2年 徳成武勇
- ・博士前期課程 1年 高田貴裕
- ・博士前期課程 1年 金森正樹
- ・化学科 4年生 古澤佑一
- ・化学科 4年生 浜高一仁

2. 活動報告

2-1. 研究概況

本研究施設では、低バックグラウンドガンマ線測定法などの適用により、放射性核種を精密に測定し、物質の時間的・空間的分布や移行挙動の環境・地球科学的解析を行うほか、放射性同位体をトレーサーとする研究領域の開拓を目指すことを目的としている。本年度は、以下の研究を実施した。

1) バックグラウンド低減化システムの開発と応用

Ge 半導体検出器の遮へい内に 2π sr 相当の薄いプラスチックシンチレータ (PS) と波長変換光ファイバーを設置して、バックグラウンド (BKG) となる宇宙線成分を検出し、逆同時計数により BKG 成分を除去するシステムを開発し、本年度は LLRL の地上設置 Ge 検出器での長時間試験を行った。PS と光電子増倍管 (PMT) の間に光コネクタを設け、PMT-コネクタ間を透明ファイバーとして光子損失を低減することにより設置の自由度が大きく改善した。既存の波高分析器に応用するための遅延デット回路を試作し実用機としての使用を可能とした。

2) 小惑星いとかわ試料の全岩元素分析

尾小屋地下実験室の極低バックグラウンド井戸型 Ge 検出器を用いて、小惑星いとかわ試料の全岩元素分析 (首都大学東京, 京都大学他と共同で実施) を行った。Sc, Fe, Cr, Mn, Fe, Co, Zn, Ir の定量を行った。他の手法で求めた分析結果とともに、結果の一部は 2011 年 3 月に Houston で行われた月惑星科学会で速報し、Science 333, 1119-1121 (2011) に掲載された。

3) 大陸からの汚染物質の長距離輸送

我が国は、極東アジアの中緯度に位置するため、ジェット気流に伴う偏西風が卓越し、冬期にはシベリア等気圧に伴う季節風によって、風上側のアジア大陸から日本海を經由して多量の自然・人為起源物質が日本列島さらに太平洋に輸送される。これらの輸送の実態把握と将来予測は気候変動の面からのみならず、環境汚染物質や黄砂の影響評価の面からも重要視されている。当実験施設のある石川県辰口町で一月毎に採取している 20 数年継続の降下物試料を用いて放射性核種、①成層圏起源の ^7Be 、②主に大陸起源の ^{210}Pb 、③土壌起源の ^{40}K および ^{137}Cs 降下量の長期観測を実施している。これらの放射性核種は、大気エアロゾル、鉱物粒子 (黄砂も含めて) の大陸から日本への輸送過程を解明する有用なトレーサーでありデータの蓄積を図っている。併せて、本年度はアジア大陸由来の空気塊が日本海でどのように変質しているかを検討するために、ハイボリューム・エアサンプラーを用いて、エアロゾルも採取し、大気と降下物のつながり、変動などを検討した。

4) 海洋環境における放射性核種の長期挙動に関する研究

海水中に震災前から存在する極微量の人工放射性核種 ^{137}Cs (30.17 年) に加え、震災以降放出された ^{137}Cs 及び ^{134}Cs (2.06 年) の海水循環の研究で、550 試料の北太平洋全域の海水中の ^{137}Cs および ^{134}Cs 濃度を尾小屋地下実験室の Ge 検出器で測定した。この結果から太平洋の海水循環に加え震災により放出された放射性物質の移流拡散が明らかになった。この結果は、海水大循環予測モデルのデータとして提供し、モデルの検証が行われている。

5) $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比からみた日本海表層の水塊流動

大陸側浅層海水の $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比は 3.0~4.0 と高い一方、黒潮の $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比は 0.2~1.0 と低い。2011 年 6 月に北海道大学おしよろ丸の航海で採取された日本海表層水の $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比を測定、沿岸分枝と沖合分枝の水塊流動を検討した。対馬海峡において韓国側への漸近に伴い $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比が上昇し、対馬海峡では東シナ海大陸側浅層海水の寄与が大きいことを示唆した。福井沖においては沿岸・沖合分枝の境界がみられたが、それ以北では第一分枝と第二分枝の混合を示唆した。今後異なる季節の $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比を調べてより詳細な議論を行う。

6) 陸奥湾における堆積環境の研究

青森県の陸奥湾をフィールドにして、海底堆積物の堆積状況の研究を新たに立ち上げた。陸奥湾は大都市と比べて人口密度の低い地域に存在し、沿岸からの人為的影響が比較的少ないと推察できるので、湾内における環境変動が期待される。陸奥湾は漁業生産の場として古い歴史を持ち、1970 年代から増養殖産業(特にホタテ)が盛んに行われており、過密養殖によるホタテの大量斃死、水質悪化による赤潮の害が発生しており、ヘドロの増加も懸念されている。内湾全域の堆積環境の解析を最終目的として、今回は西湾と比べて海水交換が少なく、汚染が進行していると思われる東湾を中心に検討を試みた。堆積環境の変遷の全体像を把握するためには、まず研究対象とする堆積物の堆積年代を定量化することが重要である。この目的のために、ここ 100 年程度の堆積物の年代測定法として ^{210}Pb (半減期 22.3 年) や ^{137}Cs (30.17 年) の年代測定法を用いて検討を行った。

7) 旧ソ連核実験場セミパラチンスク周辺住民の被曝線量評価

旧ソ連の核実験場セミパラチンスクでは、450 回以上の核実験が行われ、それによって数十万とも言われる周辺の住民が幅広い範囲で外部および内部からの長期の低線量率被曝を受けてきた。1994 年以来、低線量のリスク評価に資するデータを提供するために、住民への放射線影響の基礎となる被曝線量評価、特に放射能汚染状況の把握と外部被曝および内部被曝線量評価を重点的に行っている。今年度は、核実験場(大気、地上実験を実施した場所)から南に約 140km に位置するカラウル村内外できめ細かな土壌採取を行い、 ^{137}Cs 、Pu 測定を通して放射性雲の飛来状況(センター軸、幅)と降下レベルの把握、被曝線量の推定を目指す。

した。

8) 広島原爆に絡む「黒い雨」による放射性降下物の評価

広島原爆直後の中性子や γ 線による人体への被曝線量評価などは日米共同で信頼できるまでに至っている (DS02)。しかし、原爆投下 20-30 後に“黒い雨”が降り、これに伴う Close-in fallout からの被曝は、これまでその寄与が少ないとみなさら検討されてこなかった。最近、黒い雨に含まれている放射性物質からの被曝が関心を呼ぶようになり、黒い雨の降下時間推移、降下範囲、この雨に放射性物質がどの程度含まれていたのかなどの検討が緊急の研究課題になっている。1976 年と 1978 年に、厚生省が中心となり、広島市の爆心地 30 km 圏内 16 方位で、きめ細かな土壌試料の採取を行い、残留放射能の調査を行った。物理的半減期の長い核分裂生成核種 ^{137}Cs ($T_{1/2}=30.17$ y) を中心に測定が行われたが、1950 年から 1960 年代はじめに行われた米ソの大気圏核実験からの大量の地球規模フォールアウト (global fallout) のために、広島原爆由来のフォールアウト ^{137}Cs の痕跡を見出すことが極めて困難であった。そこで、Global fallout の影響を受けず、当時の Close-in fallout の降下状況を保存している試料に目が向けられた。幸い、市民の協力が得られ、原爆直後に建築されて最近解体する建物が幾つか見つかかり、その床下の土壌が最適ではないかということになり ^{137}Cs 測定を試みる機会を得た。これまでに 20 数箇所採取した土壌約 60 試料を分析した結果、全ての試料で ^{137}Cs および微量の $^{239,240}\text{Pu}$ を検出した。広島原爆は、ウラン爆弾なので Pu の生成は無視できると考えられる。種々の検討の結果、 $100\text{Bq}/\text{m}^2$ 程度の降下が推定できたが、当時の床下の土壌整地状況、更に当時降水量が多いとされた地域での試料採取、測定が今後強く望まれる。

9) 大深度掘削井から得られる高塩濃度 Na-Cl 型地下水の Ra 同位体の地球化学的研究

油田塩水など、海水よりも高塩濃度の塩水が Ra 同位体を高濃度(例えば、 ^{226}Ra 濃度で数 10～数 100 Bq/kg)に含むことが世界の幾つかの地域で見出されている。近年、国内においても掘削技術の進歩により平野部や海岸地域において大深度井の開発が進み、様々な種類の水(例えば、海水、化石水、沈み込むプレートからの脱水流体など)を起源とする高塩濃度 Na-Cl 型地下水が得られるようになった。その大部分は、温泉として利用されている。我々は、これら高塩濃度 Na-Cl 型地下水が ^{226}Ra を高濃度に含むのではないかと考え、Na-Cl 型地下水中の Ra 同位体の地球化学的研究を始めた。これまで、典型的なグリーンタフ地域である石川県、日本の油田・ガス田地域である新潟県および一部石油や天然ガスを含む温泉が点在する富山県氷見市をフィールドにして研究をしてきた。その結果、 $1\text{Bq}/\text{kg}$ をこえる地下水が点在することが明らかになり、Ra 同位体の起源や水相への輸送メカニズム解明が重要になった。今年度は、昨年度に引き続き、北海道の西側(中央も含めて)において大深度高塩分熱水の地下

水採取（15ヶ所）を行い、昨年度のデータと併せて検討を行った。

10) アクチノイドと腐植物質との錯体研究

放射性廃棄物の地中埋設処分において、放射性核種の移行に影響を及ぼす溶存有機物の検討が重要課題として残され、地下水有機物の大部分を占め、アクチノイドとの錯形成能が高い腐植物質を対象にした研究が行われている。腐植物質は、フミン酸とフルボ酸で構成され、生成される環境により構造・官能基特性等が異なる。そのため、アクチノイドの移行挙動への影響を定量化するには、1つのパラメータで系統的に評価する必要がある。我々は、腐植物質の分子サイズに着目し、分子サイズをパラメータとして錯形成、吸着移行性に関する検討を進めている。今年度は、三次元蛍光分光光度法と高速液体サイズ排除クロマトグラフィー分析法を組み合わせ、土壌から分離精製したフミン酸と Eu(III)との錯形成の特徴を蛍光消光法と分子サイズ分布の観点から検討した。その結果、高分子画分と低分子画分のフミン酸と Eu との錯形成は異なることが示唆された。

11) C-14 をトレーサーとした有機物の環境動態研究

地球温暖化に関係した有機物の動態研究では、炭素の貯蔵媒体の陸域や海洋における溶存有機炭素の特徴や起源推定、時間軸を考慮することが重要である。また、微量金属や有害有機物の輸送媒体として有機物の重要性が報告され、生態系との関連性の観点から、腐植物質の移行挙動に関心が集まっている。当実験施設では、炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$) と放射性炭素 ($\Delta^{14}\text{C}$) を組み合わせて、有機物の分解・滞留時間を考慮した有機物の移行動態の検討を進めている。このアプローチでの河川や大気での報告例はそれほど多くはないが、トレーサーとしての有効性が示唆されている。今年度は北海道の湿原を流れる釧路川と別寒牛川において分離した粒子について、懸濁態有機物の炭素同位体比を測定した。その結果、同じ湿原域でも釧路川と別寒牛川の懸濁態有機物の炭素同位体比は異なり、微弱な流域環境の違いを反映していることが明らかとなった。

12) 能登半島七尾湾流域における物質動態研究

里山と里海の連関性を物質動態の観点より検討するため、熊木川で月1回の観測を開始し、溶存成分とともに粒子態成分の濃度と特徴を分光分析、クロマトグラフィー分析、さらに Be-7, Cs-137, Pb-210 等の放射性核種をトレーサーとした検討を進めた。河床堆積物と流域の土壌コアの Cs-137/exPb-210 の放射能濃度比を比較した結果、中流域に広がる水田からの寄与が中流以降の物質動態に重要な役割を示す可能性が示唆された。

13) 福島第一原発事故に絡む放射能汚染の調査・研究

2011年3月11日、東北宮城県沖で M 9.0 の巨大地震が発生し、運転中の 1-3 号機では、地震直後制御棒が自動的に挿入され原子炉は停止状態になった。4-6 号機は、定期検査で停

止しており燃料は燃料プールで冷却されていた。地震とその後の津波により外部電源と非常用電源が使えなくなり、原子炉の冷却をはじめとして、燃料プールの冷却も極めて危険な状態になった。淡水や海水が注入されたにもかかわらず、一進一退の状況が続く中、1～3号機では温度と圧力上昇、ベント、メルトダウン(メルトスルー)、水素爆発(2号機は不明)などが、また4号機の燃料プールでも建家屋上で水素爆発が起り、大量の放射性物質が外部に放出された。これら一連のイベントにより発電所から20km圏内の住民に避難、20-30km圏内の住民に屋内退避命令が出された。更に原発から40kmも離れた飯館村までもが汚染が酷く後日(2012年4月11日)計画的避難区域に指定された。今回の事故は、「国際原子力事象評価尺度」INESでチェルノブイリ事故と同じ最悪のレベル7と評価された。事故から1年が経過し、原子炉は冷温停止状態、Step 2を達成したと言われているが、未だ事故終息を見通せない状況が続いている。文部科学省のモニタリング調査の結果、放射性物質の土壌への沈着状況が把握され、放射線防護・除染対策が進められている。その一方で、中長期の環境への影響評価を考えた場合、沈着した土壌から河川を経由した放射性物質の移行を検討する必要がある。この状況を受けて、我々の研究グループでは以下の研究分野での調査研究を進めた。

a) 大気

石川県能美市の当実験施設と輪島市において、ハイボリュームエアサンプラーにより1週間毎に大気エアロゾルを採取してGe検出器で測定し、福島第一原発由来の放射性核種の拡散状況を検討した。その結果、事故後、10-20日後にLLRLと輪島市でCs-134、Cs-137が検出され、その放射能濃度比がほぼ1であった。このことは、福島第一原発由来の放射性物質が気象条件により拡散している状況が明らかとなった。

b) 土壌

他大学との共同で20-30km圏内や汚染の酷い飯館村で採取した土壌、さらにNHKなどへの協力で原発近傍の大熊町一円で採取した土壌について、早期の放射能汚染調査、特に測定が困難なプルトニウム(Pu)などの精密測定を実施した。またNHKなどへの協力として、他大学と共同で発電所周辺20km圏内海域の堆積物についての汚染状況(分布、蓄積量)把握の調査・研究をおこなった。

c) 河川湖沼

福島県内の河川は、空間線量のデータを基に阿武隈川上流(白河市)、下流(伊達市)、宇多川、新田川を調査対象として選定した。2011年5月20日の観測では、4測点で河川流心の表層水を採取し、河川水の水質を多項目水質計により測定した。2011年7月12日には、福島県いわき市の夏井川と鮫川でも河川水を採取し、アクアマリンふくしまとの共同調査を

開始した。7月13日は上記の4測点で同様の調査を行った。9月12、13日には全6測点での観測を実施した。河川水中の放射性セシウムは、リンモリブデン酸アンモニウム沈殿法により分離し、金沢大学低レベル放射能実験施設、あるいは尾小屋地下実験施設のGe検出器で測定した。分布の特徴としては、上流の流域に飯舘村が存在する新田川で、他の観測点に比べて1桁高い放射能濃度であり、阿武隈川上流では最も低い値であった。これらの結果は、福島県内表層土壌の ^{137}Cs の沈着状況と一致していた。2011年7月12～13日の河川水の測定結果は、 ^{137}Cs の放射能濃度が0.064～1.54 Bq/L、2011年9月12～13日では0.019～0.79 Bq/Lと、徐々に減少する傾向を示した。この結果は、河川流域から河川への放射性セシウムの供給量が減少していることを示唆している。

d) 海洋

・太平洋沿岸域：海洋観測は9月7日～12日に淡青丸KT-11-22次調査航海により実施した。特記すべき事項として、この観測期間の数日前に、台風12号が関東地方各地に多量の降雨をもたらしていた。 Cs-134 、 Cs-137 放射能濃度と塩分の分布は複雑な様相を呈しながらも、高濃度の放射性セシウムが検出された点と低塩な河川系水の分布は概ね一致していた。また、原子力発電所に近い福島県沖よりも、相対的に遠い茨城県沖で高濃度の放射性セシウムが検出された。那珂川や久慈川の河口付近で、特に高い値が検出されている。このことは、常磐沖沿岸で原子力発電所から海洋中に直接漏出した放射能汚染水の影響に加えて、大気経路で陸上に落ちた放射性物質が河川を通して海洋中に流出することによる影響も現れ始めていると考えられる。

・日本海：平成23年6月の北海道大学おしよろ丸調査航海に参加し、日本海の表層海水試料を採取した。低バックグラウンドγ線測定法を適用することにより、日本海表層における2011年3月の福島第一原発事故に起因する ^{134}Cs および ^{137}Cs の汚染レベルさらにはそれらの移行メカニズムを調査した。その結果、秋田～北海道沖合にこれら放射性セシウムの汚染がみられたが、原発事故による汚染レベルは ^{134}Cs 、 ^{137}Cs ともに～1mBq/Lと著しく低いことが明らかになった。さらに本州に沿って北上する対馬暖流の循環により10月の調査ではその汚染の形跡はほとんどみられなかった。

2-2. 研究業績

1) 学術論文

- (1) M. Aoyama, M. Fukasawa, K. Hirose, Y. Hamajima, T. Kawano, P.P. Povinec and J.A. Sanchez-Cabeza, Cross equator transport of ^{137}Cs from North Pacific Ocean to South Pacific

- Ocean (BEAGLE2003 cruises), *Progress In Oceanography* 89, 7-16 (2011)
- (2) M. Ebihara, S. Sekimoto, N. Shirai, Y. Hamajima, M. Yamamoto, K. Kumagai, Y. Oura, T. H. Ireland, F. Kitagawa, K. Nagao, T. Nakamura, H. Naraoka, T. Noguchi, R. Okazaki, A. Tsuchiyama, M. Uesugi, H. Yurimoto, M. Z. Zolensky, A. Abe, A. Fujimura, T. Mukai, Y. Yada: Neutron activation analysis of a particle returned from Asteroid Itokawa. *Science*, 333, 1119-1121 (2011)
- (3) M. Fukushima, S. Shigematsu, S. Nagao, Degradation of pentachlorophenol in a contaminated soil suspension using hybrid catalysts prepared via urea-formaldehyde polycondensation between tetrakis(hydroxyphenyl)porphineiron (III) and humic acid. *Environmental Chemistry Letters*, 9, 223-228 (2011)
- (4) M. Fukushima, Y. Mizutani, S. Maeno, Q. Zhu, H. Kuramitsu, S. Nagao: Influence of halogen substitutes on the catalytic oxidation of 2,4,6-halogenated phenols by Fe(III)-tetrakis(*p*-hydroxyphenyl) porphyrins and potassium monopersulfate. *Molecules*, 17, 48-60 (2012).
- (5) K. Hirose, Y. Kikawada, T. Doi, C. C. Su, M. Yamamoto: ^{210}Pb deposition in the far East Asia: Controlling factors of its spatial and temporal variations, *J. Environ. Radioactivity*, 102, 514-519 (2011)
- (6) T. Imanaka, S. Endo S, M. Sugai, S. Ozawa, K. Shizuma, M. Yamamoto: Early radiation survey of the Iitate village heavily contaminated by the Fukushima Dai-ichi accident, conducted on March 28th and 29th, 2011, *Health Phys.*, 102, 680-686 (2012)
- (7) Inoue, M., Kofuji, H., Nagao, S., Yamamoto, M., Hamajima, Y., Yoshida, K. Fujimoto, K., Takada, T., Isoda, Y. (2012) Lateral variation of ^{134}Cs and ^{137}Cs concentrations in surface seawater in and around the Japan Sea after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioactivity* 109, 45-51.
- (8) Inoue, M., Yoshida, K., Minakawa, M., Kofuji, H., Nagao, S., Hamajima, Y., Yamamoto, M. (2012) Spatial variations of ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{137}Cs , and ^{228}Th activities in the southwestern Okhotsk Sea. *J. Environ. Radioactivity* 104, 75-80.
- (9) Inoue, M., Kofuji, H., Hamajima, Y., Nagao, S., Yoshida, K., Yamamoto, M. (2012) ^{134}Cs and ^{137}Cs activities in coastal seawater along Northern Sanriku and Tsugaru Strait, northeastern Japan, after Fukushima Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioactivity* (in press).
- (10) 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, Marine anthropogenic radiotracers in the Southern Hemisphere: New sampling and analytical strategies,

Progress In Oceanography 89, 120-133 (2011)

- (11) S. Nagao, H. Kodama, T. Aramaki, N. Fujitake, M. Uchida, Y. Shibata (2011) Carbon isotopic composition of dissolved humic and fulvic acids in the Tokachi River system. *Radiation Protection Dosimetry*, 146, 322-325.
- (12) Ochiai, S., Kashiwaya, K. (2011) Quaternary terrestrial climatic response to orbital forcing printed in Lake Baikal sediment, *Journal of Earth Environment*, 2, 442-449.
- (13) Ochiai, S., Lin, J.C., Kashiwaya K., Jen, C.H. (2012) Influence of construction of dams and waterway tunnels on sedimentation rate and bottom topography in Sun Moon Lake, Taiwan, *Transactions, Japanese Geomorphological Union*, 33, 149-170.
- (14) A. Orkhonselenge, S. K. Krivonogov, K. Mino, K. Kashiwaya, I. Y. Safonova, M. Yamamoto, K. Kashima, T. Nakamura, J. K. Kim: Holocene sedimentary records from Lake Borsog, eastern shore of Lake Khuvsgul, Mongolia, and their paleoenvironmental implication, *Quaternary International* (soon issued)
- (15) A. Orkhonselenge, K. Mino, K. Kashiwaya, S. Krivonogov, M. Yamamoto, A. Sakaguchi, T. Nakamura: Holocene hydro-environmental changes in the northern Mongolia inferred from lacustrine sediments in Borsog Bay of Lake Khuvsgul, *Journal of Earth Environment (地球環境学報, 中国)*, 2(3), 457-461 (2011).
- (16) M. Yamamoto, T. Takada, S. Nagao, T. Koike, K. Shimada, M. Hoshi, K. Zhumadiev, T. Shima, M. Fukuoka, T. Imanaka, S. Endo, A. Sakaguchi, S. Kimura: Early survey of radioactive contamination in soil due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident: with emphasis on Pu analysis, *Geochemical Journal* (soon issued)

2) 本・総説・資料・報告書

- (1) Inoue, M., Yoshida, K., Minakawa, M., Kofuji, H., Nagao, S., Hamajima, Y., Yamamoto, M. (2012) Vertical distributions of ^{226}Ra , ^{228}Ra , and ^{137}Cs activities in the southwestern part of the Sea of Okhotsk. In *Environmental Radioactivity 2010 (EPJ Web of Conferences, 4001)*
- (2) Katsuta, N., T. Murakami, Y. Wada, M. Takano, M. Kunugi and T. Kawai (2011) Continental erosion/weathering changes in central Asia recorded in the Holocene sediment from Lake Hovsgol, Northwest Mongolia, by synchrotron, μ -XRF mapping analyses. *International Perspectives on Global Environmental Change*, Stephen S. Young and Steven E. Silvern (Ed.), ISBN: 978-953-307-815-1, InTech.
- (3) H. Kofuji, M. Inoue, K. Yokota, H. Maeda (2012) Sedimentation rates in Kagoshima Bay,

- Southwestern Japan, using the ^{210}Pb method. In Environmental Radioactivity 2010. (EPJ Web of Conferences, 4004)
- (4) Murakami, T., N. Katsuta, T. Takamatsu, M. Takano, K. Yamamoto, T., Nakamura and T. Kawai (2012) Response of Biogenic Silica Production in Lake Baikal and Uranium Weathering Intensity in the Catchment Area to Global Climate Changes. International Perspectives on Global Environmental Change, Stephen S. Young and Steven E. Silvern (Ed.), ISBN: 978-953-307-815-1, InTech.
- (5) 長尾誠也, 寺島元基, 関幸, 川東正幸, 児玉宏樹, V. I. Kim, V. P. Shesterkin, S. I. Levshina, A. N. Makhinov : 河川・汽水域における溶存鉄の挙動. 海洋と生物、生物研究社、pp.42-48 (2011).
- (6) 長尾誠也: Goldschmidt Conference 2011 Fukushima Session 印象記、Isotope News, No. 694, pp.24-25 (2012.2)
- (7) 落合伸也、酒井英男、柏谷健二: 水路実験に基づく湖沼堆積物の磁化特性・粒径変動の検討、立山カルデラ砂防博物館研究紀要. 12, 15-19 (2011)
- (8) A. Sakaguchi, H. Chiga, p. Steier, K. Shizuma, M. Hoshi, Y. Takahasgi, K. Zhumailov, S. Endo, M. Yamamoto: Preliminary results on soil core samples collected from the under-floors of houses built in 1-3 years after the Hiroshima atomic bomb, IPSHU English Research Report Series No. 28, Proceedings of the 17th Hiroshima International Symposium-Lessons from unhappy events in the history of nuclear power development, January 25-26, 2012, Institute for Peace Science, Hiroshima University, p.32-36, March 2012.
- (9) K. Shichijo, T. Takatsuji, M. Yamamoto, M. Nakashima: Nuclide identification of alpha-emitters by autoradiography in specimen of atomic victims at Nagasaki, *ibid*, p. 70-73.
- (10) M. Yamamoto, A. Sakaguchi, K. Zhumadilov, M. Hoshi, S. Endo, T. Imanaka, Y. Miyamoto: What is the origin of ^{137}Cs in under-floor soil samples of houses built in 1-3 years after the Hiroshima atomic bomb?, *ibid*, p.37-44.
- (11) K. Zhumadilov, A. Ivannikov, V. Stepanenko, D. Zharlyganov, Z. Zhumadilov, K. Apsalikov, S. Toyoda, A. Zhmmadilov, S. Endo, K. Tanaka, C. Miyazawa, M. Yamamoto, T. Okamoto, M. Hoshi: Data of ESR dosimetry study of population in the vicinity of Semipalatinsk nuclear test site, *ibid*, p.112-118.
- (12) 山本政儀, 坂本 浩, 「小村 和久 金沢大学名誉教授を偲んで」、放射化学ニュース 第 23 号, ISSN 1345-2754, 2011 年 3 月, p. 27-29 (2011)
- (13) 山本政儀, 「金沢大学名誉教授 小村和久先生のご冥福を悼む」、Isotope News 2011 年 5

月号, No.685, p. 29 (2011)

- (14) 山本政儀 「原子力発電の基礎と事故による環境汚染・被曝」, 市民講演会: 放射性物質と環境影響, 主催: 日本薬学会, 大気環境学会, 大気環境学会誌, 46 巻 6 号, p. A86-A90
- (15) Yoshida, K., Inoue, M., Kiyomoto, Y., Minakawa, M., Kofuji, H., Nagao, S., Hamajima, Y., Yamamoto, M. (2012) Seasonal variations of $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ and $^{228}\text{Th}/^{228}\text{Ra}$ ratios in surface water from the eastern East China Sea. In Environmental Radioactivity 2010. (EPJ Web of Conferences, 4005)

3) 学会発表など

- (1) Chiga, H., Sakaguchi, A., Steier, P., Shizuma, K. Hoshi, M., Takahashi, Y., Yamamoto, M. Study on “Black-rain” after the Hiroshima atomic bomb-Reconstruction of close-in fallout deposition-4th East Asian Symposium on Accelerator Mass Spectrometry, 16-18, Tokyo
- (2) 井上睦夫、吉田圭佑、皆川昌幸、清本容子、小藤久毅、長尾誠也、浜島靖典、山本政儀: 東シナ海表層海水の ^{226}Ra , ^{228}Ra および ^{228}Th 濃度の季節変動. 第 55 回放射化学討論会、長野 (2011.9)
- (3) 井上睦夫、長尾誠也、山本政儀、浜島靖典、吉田圭佑、高田貴裕、早川和一、磯田豊: 日本海およびその周辺海域における表層海水の Cs-134, Cs-137 濃度. 宗谷暖流研究集会、北海道 (2011.11)
- (4) 金森正樹、長尾誠也、落合伸也、山本政儀: ^{210}Pb , ^{137}Cs 及び ^7Be を用いた九頭竜川流域における河川懸濁粒子の流出挙動の推定. 第 55 回放射化学討論会、長野 (2011/9/2-22)
- (5) 村上拓馬、勝田長貴、高野雅夫、山本鋼志、高松武次郎、中村俊夫、河合崇欣: アジア大陸内陸部の古気候変動: バイカル湖とフブスグル湖の湖底堆積物の化学分析から. 日本地球惑星科学連合、幕張 (2011/05)
- (6) S. Nagao, Y. Mikami, O. Seki, T. Aramaki, Y. Kato et al.: Transportation and sedimentation of particulate organic matter in the Pkhotsk Sea. 2011 International Union of Geodesy and Geophysics (IUGG), XXXV General Assembly, Melbourne, Australia (2011/6/28-7/7)
- (7) 長尾誠也、金森正樹、落合伸也、井上睦夫、浜島靖典、山本政儀: 福島県内の河川水中放射性セシウムの濃度変化. 第 55 回放射化学討論会、長野 (2011/9/20-22)
- (8) S. Nagao, M. Kanamori, T. Tokunari, K. Hayakawa, A. Toriba, t. Kameda, Y. Hamajima, M. Inoue, M. Yamamoto, Measurement of radioactivity of aerosol at a few sites in Japan after the Fukushima Dai-ichi accident, Special session, Fukushima Review, Goldschmidt 2011, Prague Congress Centre in Prague, CzechRepublic. 2011/8/14-19

- (9) S. Nagao, O. Seki, S. Ochiai, M. Yamamoto: Variation in characteristics of particulate organic matter in the Bekanbeushi River waters during 2004-2009. The 8th East Asia International Workshop Present Earth Surface Processes and Long-term Environmental Changes in East Asia. Chengdu, China (2011/10/10-14)
- (10) 長尾誠也：地下水中の腐植物質の特徴．第 27 回日本腐植物質学会講演会、金沢 (2011/11/16-17)
- (11) 長尾誠也：半島域を活用した研究展開 総合地球環境学研究所連携 F S 研究シンポジウム「過疎高齢化による耕作・森林放棄と生態系劣化との関係—半島域を活用した現状把握と今後の展開—」、総合地球環境学研究所、京都 (2012/1/31)
- (12) S. Nagao, K. Hamataka, K. Iwata, K. Tanaka, K. Hayakawa, S. Yoshida, M. Inoue, Y. Hamajima, M. Yamamoto: Spatial distribution of radioactivity of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in seawaters from coastal area off the Fukuhsima in Japan northwestern Pacific Ocean. Ocean Science Meeting, Salt Lake, USA (2012/2/19-24).
- (13) 長尾誠也：過疎地再生のための半島環境学の提案 第 3 回能登総合シンポジウム、珠洲市商工会議所 (2012/3/16-17)
- (14) 長尾誠也：環境半島学の提言、七尾市と金沢大学との連携ワークショップ—七尾市における自然・社会環境の現状、七尾市食彩市場 (2012/3/24)
- (15) 西村周作、柴田英昭、長尾誠也：サロベツ原野の地下水における溶存有機物の特徴．日本土壌肥料学会 2011 年度つくば大会、つくば (2011/8/8-10)
- (16) Ochiai, S., Nagao, S., Yonebayashi, K., Fukuyama, T., Yamamoto, M., Nakamura, K., Kashiwaya, K.: Catchment environmental changes inferred from small reservoir sediments in Noto Peninsula, Japan. 2nd Annual Symposium of IGCP-581 “Evolution of Asian River Systems: Tectonics and Climates”, Sapporo, Japan (2011/6)
- (17) Ochiai, S., Lin, J.C., Kashiwaya K., Nagao, S., Yamamoto, M., Jen, C.H., Huang, J.C., Kao, S.J.: Catchment environmental changes inferred from Sun Moon Lake sediments in Taiwan. Earth surface processes, natural disasters and historical environmental changes in North-east Asia, Kanazawa, Japan (2011/9)
- (18) Ochiai, S., Lin, J.C., Kashiwaya K.: Soil erosion evaluation based on reservoir sediment observation in mud rock area in southern Taiwan. International Conference on Landscape Conservation, Taipei, Taiwan (2011/10)
- (19) Ochiai, S., Nagao, S., Yonebayashi, K., Fukuyama, T., Yamamoto, M., Kashiwaya, K., Nakamura, K.: Catchment environmental changes inferred from small reservoir sediment in Noto Peninsula,

- Japan. The 8th East Asia International Workshop Present Earth Surface Processes and Long-term Environmental Changes in East Asia, Chengdu, China (2011/10)
- (20) 落合伸也、長尾誠也、米林甲陽、福山泰治郎、山本政儀、柏谷健二、中村浩二：貯水池堆積物から見た流域環境の変化と物質動態の応答性．地球研 FS 研究半島プロジェクトシンポジウム 過疎高齢化による耕作・森林放棄と生態系劣化との関係—半島域を活用した現状把握と今後の展開—、総合地球環境学研究所、京都(2012/1)
- (21) Ochiai, S., Nagao, S., Yonebayashi, K., Fukuyama, T., Yamamoto, M., Kashiwaya, K., Nakamura, K.: Catchment environmental changes inferred from small reservoir sediment in Noto Peninsula, Japan. International Symposium on the Long-term Monitoring for Water Resources in East Asia, Fukuoka, Japan (2012/2)
- (22) 落合伸也、長尾誠也、米林甲陽、福山泰治郎、山本政儀、柏谷健二、中村浩二：七尾地域の貯水池堆積物から見た流域環境の変化．七尾市と金沢大学による連携ワークショップ 七尾市における自然・社会環境の現状, 七尾 (2012/3)
- (23) 坂口綾、門倉彰伸、Peter Steier、静間清、高橋嘉夫、山本政儀日本海における U-236 の分布日本放射化学会 2011 年 9 月 20-22 日,長野
- (24) Sakaguchi, A., Chiga, H., Steier, P., Shizuma, K., Hoshi, M., Takahashi, Y., Yamamoto, M., Preliminary results on soil core samples collected from the under-floors of houses built within 1-4 years after the Hiroshima Atomic Bomb, 17th Hiroshima International Symposium, 25-26 January, 2012, Hiroshima
- (25) 坂口綾、門倉彰伸、Peter Steier、静間清、高橋嘉夫、山本政儀, Development of uranium-236 as a new oceanic circulation tracer:a first depth profile in theJapan/East Sea compared with cesium-137.白鳳丸クリーン観測による微量元素・同位体研究の現状と展望 (GEOTRACES 計画) 2012 年 3 月 8-9 日, 千葉 (東京大学)
- (26) 鈴木智代、長尾誠也、倉光英樹、落合伸也、徳成武勇、山本政儀：能登半島の熊木川における溶存有機物の特徴と移行挙動．第 27 回日本腐植物質学会講演会、金沢 (2011/11/16-17)
- (27) 高田貴裕、山本政儀、富田純平、長尾誠也、玉村修司、張 勁、秋田藤夫：高塩分温鉱泉のラジウム同位体-北海道西部の大深度掘削泉を中心に-．第 64 回温泉科学会、有馬温泉 (2011/9)
- (28) 高田貴裕、山本政儀、長尾誠也、玉村修司、富田純平、張 勁、秋田藤夫：高塩分温鉱泉のラジウム同位体．第 55 回放射化学討論会、長野 (2011/9/2-22)
- (29) 田中潔、長尾誠也、北出裕二郎、仁木将人、勝間田高明、程灵巧、井口千鶴、道田豊、

小松輝久：常陸沖沿岸域における海水中放射性セシウムの分布特性、日本海洋学会春の大会、つくば（2012/3/26-30）

- (30) 徳成武勇、鈴木智代、落合伸也、長尾誠也、山本政儀： ^{210}Pb ex と ^{137}Cs をトレーサーとした里山地域における河川懸濁粒子の供給源の評価．第 55 回放射化学討論会、長野（2011/9/2-22）
- (31) 山田芳宗、安池賀英子、南澤 麻紀、天野 光、山本政儀、セミパラチンスク核実験場近郊における樹木年輪のC-14 濃度の変動、第78回に本分析化学会有機微量分析研究懇談会、第86回計測自動制御学会力学量計測部会、第28回合同シンポジウム、山形県米沢市「伝国の杜 置賜分化センター」2011/5/12-13
- (32) M. Yamamoto, T. Takada, S. Nagao, M. Hoshi, K. Zumadirov, T. Shima, M. Fukooka, S. Kimura, T. Koike, 'Present situation of radioactive contamination in soil due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Special session, Fukushima Review, Goldschmidt 2011, Prague Congress Centre in Prague, Czech Republic. 2011/8/14-19

4) 研究交流

・共同研究

- (1) 山本政義、旧ソ連核実験場セミパラチンスクの環境放射能汚染と住民の被曝線量評価、星 正治、広島大学原爆医学放射線研究所、1995-現在
- (2) 山本 政義、広島原爆“黒い雨”にともなう放射性降下物に関する研究広島“黒い雨”放射能研究会、2009-現在
- (3) 長尾誠也、北海道沿岸河口域における物質動態に関する検討、北海道大学低温科学研究所、一般共同研究、2009-現在
- (4) 長尾誠也、C-14 をトレーサーとし河川水中粒子態有機物の起源推定研究、日本原子力研究開発機構、施設利用共同研究、2006-現在
- (5) 長尾誠也、地下水中有機コロイドの特徴と核種移行に及ぼす影響評価、日本原子力研究開発機構、地層処分の実力を示すネットワーク、原子力重点連携研究、2009-現在
- (6) 長尾誠也、地下及び地表環境での C-14 の移行動態とモデル解析、日本原子力研究開発機構、地層処分の実力を示すネットワーク、原子力重点連携研究、2009-現在
- (7) 井上睦夫、近年の海面水位上昇が及ぼす沿岸水の滞留時間の長期化問題と生態系への影響、島根大学、共同研究、2009-2011

・海外渡航

- (1) 山本政儀、Goldschmidt 2011, Prague Congress Centre in Prague, Czech Republic. (2011.8.14-19)
- (2) 山本政儀、旧ソ連核実験場周辺住民の被曝線量評価」の土壌試料収集(基盤研究 (海外 B) カザフスタン共和国 (2011.10.7-13)
- (3) 長尾誠也、IUGG、オーストラリア (2011/6/27-7/3)
- (4) 長尾誠也、Goldschmidt Conference 2011、チェコ (2011.8.14-20)
- (5) 長尾誠也、The 8th East Asia International Workshop Present Earth Surface Processes and Long-term Environmental Changes in East Asia、中国 (2011.10.10-14)
- (6) 長尾誠也、Ocean Science Meeting、米国 (2012/2/19-25)
- (7) 長尾誠也、中国海洋大学との研究打ち合わせ、中国 (2012/3/19-24)
- (8) 落合伸也、International Conference on Landscape Conservation、台湾 (2011/10)
- (9) 落合伸也、The 8th East Asia International Workshop Present Earth Surface Processes and Long-term Environmental Changes in East Asia、中国 (2011/10)
- (10) 落合伸也、台湾日月潭の堆積物試料採取、台湾 (2012/2/28-3/5)
- (11) 村上拓馬、モンゴル・ダルハド盆地の試料分取と水質調査、モンゴル (2011/8/3-16)
- (12) 村上拓馬、台湾日月潭の堆積物試料採取、台湾 (2012/2/28-3/5)

5) 各種活動 (大学・学会・社会)

- ・ 他大学での集中講義

山本政儀 (非常勤講師)、集中講義 専門科目「生命共存科学特論」筑波大学 2012/1/19-20

- ・ 学会活動

山本政儀：日本温泉科学会編集委員

長尾誠也：日本原子力学会編集委員、日本放射化学会編集委員、日本腐植物質学会編集委員・評議委員・会長、国際腐植物質学会日本支部長、日本地球惑星連合 2011 年大会「水循環・水環境」コンビーナー、日本腐植物質学会第 27 回講演会の開催 (2011/11/17-18、金沢大学サテライト・プラザ)

浜島靖典：日本放射化学会ニュース編集委員

- ・ 社会活動

山本政儀：環境科学技術研究所委員会委員、福井県美浜町原子力環境安全監視委員、石川県原子力環境安全管理協議会委員、石川県放射線測定技術委員会委員

長尾誠也：小松高校 SSH 運営委員・評価委員、日本原子力研究開発機構研究嘱託、環境技

術研究所 排出放射能環境移行調査検討委員会委員、総合地球環境学研究所客員教授、石川県立羽咋高校への出張授業 「放射線・放射能」(2011/10/27)、総合地球環境学研究所 F S 研究シンポジウム「過疎高齢化による耕作・森林放棄と生態系劣化との関係- 半島域を活用した現状把握と今後の展開-」の開催 京都 総合地球環境学研究所 (2012/1/31)

・招待講演および特別講演、依頼講演

- (1) 山本政儀、「福島第一原子力発電所の事故と放射線被曝」について、理工学部：RI 安全取扱講習会 金沢大学，自然科学大講義室レクチャーホール、2011/4/28、
- (2) 山本政儀、「原子力発電の基礎と事故による環境汚染・被曝」；市民講演会「放射性物質と健康影響」主催：日本薬学会・大気環境学会共催，東京（日本薬学会会長井記念ホール）2011/7/3
- (3) 山本政儀、「原子力発電とはなあーに？」，市民公開講座、石川県かほく市上山田、成證寺、2011/7/6
- (4) 山本政儀、「目に見えない物の物語：放射線・放射能を訪ねて」、平成 22 年度「環境放射線測定教室」、石川県立羽咋高等学校（能登地区高等学校の生徒），2011/7/27
- (5) 山本政儀、「過去の原子力被災から福島原発事故を考える-土壌汚染から見る放射能汚染」、石川県保険医協会 シリーズ企画第 2 回、石川県女性センター 4 階コンベンション室、2011/7/28
- (6) 山本政儀、「放射能をしっかりと知ろう」、2011 年度金沢大学（第一回）プログラム、日本海イノベーション会議、北國新聞 20 回ホール、金沢、2011/7/30
- (7) 山本政儀、「福島第一原発事故について知っておきたい基本的な事」、市民公開講座、金沢大学サテライトプラザ、金沢、2011/8/6
- (8) 山本政儀、「福島第一原発事故の放射能汚染を正しく知るために」日本土壌肥料学会、公開シンポジウム：放射性核種の土壌中での挙動と植物汚染-福島原発事故以前と以降—、つくば国際会議場、つくば、2011/8/10
- (9) 山本政儀、「正しく恐れる放射線被曝-福島第一原発事故」、金沢百万石ロータリー倶楽部、ホテル日航、金沢、2011/9/15
- (10) 山本政儀、「福島第一原発事故の放射能を正しく理解するために」フォーラム 2011：衛生薬学・環境トキシコロジー 主催：日本薬学会-環境・衛生部会、金沢エクセルホテル東急、金沢、2011/10/27-28
- (11) 山本政儀、「福島第一原発事故に伴う放射能・放射線問題- 事故を正しく知るために」福井県美浜町役場，2011/11/9

- (12) 山本政儀、「旧ソ連核実験場セミパラチンスク周辺の環境放射能汚染と周辺住民の被曝について」弘前大学被ばく医療総合研究所「被ばく医療プロフェッショナル育成計画」、弘前大保健学研究科大会議室、青森 2011/11/11
- (13) 山本政儀、「正しく恐れる放射能・放射線--福島第一原発事故」東海・北陸地区国立大学等技術系中堅職員研修会、金沢大学、金沢 2011/11/25
- (14) 山本政儀、「正しく恐れる放射能・放射線--福島第一原発事故」、金沢地区高等学校 PTA 連合会「秋期総会・指導者研修会」、金沢エクセルホテル、金沢、2011/11/25
- (15) 山本政儀、「正しく知る放射能・放射線--福島第一原発事故」、原子力研修会、主催：北陸原子力懇談会、(財)原子力学会中部支部、金沢都ホテル、金沢、2011/11/29
- (16) 山本政儀、「正しく知り、恐れる放射能・放射線-福島第一原発事故」公立羽咋病院、3階会議室、羽咋 2011/12/8
- (17) 山本政儀、「環境中の天然・人工 α 線放出核種 - 特に U-236 について」環境研セミナー、環境科学技術研究所 環境動態研究部、環境研、青森六ヶ所村、2011/12/16
- (18) 山本政儀、「特別講演：福島第一原発事故を正しく理解するために」筑波大学、つくば学園都市、2012/1/20
- (19) 山本政儀、「教育講演：福島第一原発事故による環境放射能汚染を正しく理解するために」第 17 回日本集団災害医学会総会・学術集会、金沢市民文化ホール+金沢ニューグランドホテル、金沢（金沢医科大学担当）、2012/2/21-22
- (20) 山本政儀、「福島第一原発事故による環境放射能汚染と被曝問題」、富山大学生命科学先端研究センターアイソトープ実験施設、富山 2012/2/23
- (21) 長尾誠也、「Transport behavior of particulate organic matter in the Ishikari River system” Key Note Lecture、IGCP 北海道大学（2011/6/11-13）
- (22) 長尾誠也、神戸大学人間科学部 「集中講義」（2011/8/30-9/1）
- (23) 長尾誠也、「森はなぜ海の恋人なのか?」、金沢大学ミニ講座、金沢大学サテライトプラザ、金沢市（2011/10/1）
- (24) 長尾誠也、「流域モニタリングと生態系管理：能登半島の地域再生への提言」金沢大学・石川県立大学合同シンポジウム、地場産業振興センター、金沢市（2011/11/2）
- (25) 長尾誠也、「小松市の環境再生の取り組み—金沢大学との連携—」金沢大学タウンミーティング in 小松、こまつ芸術劇場うらら、（2011/12/3）

6) その他

新聞・テレビ報道

山本政儀

- (1) 山本 政儀、石川の汚染「可能性小さい」 北國【朝刊】(2011/3/27)
- (2) 山本 政儀、原子炉由来が高い比率 福島第 1 の土壌プルトニウム 北國【朝刊】(2011/3/30)
- (3) 山本 政儀、東日本大震災 宮城の被災地調査／県内に悲惨の放射性物質 北國【朝刊】(2011/3/31)
- (4) 山本 政儀、チェルノブリ事故から 25 年 福島の未来へ道しるべに 低濃度放射線の調査先行 環境や健康、データ蓄積 北國【朝刊】(2011/4/26)
- (5) 山本 政儀、ETV 特集「続報 放射能汚染地図」NHK(2011/6/5)
- (6) 山本 政儀、福島第 1 原発 敷地外にごく微量のプルトニウム 北國【朝刊】(2011/6/6)
- (7) 山本 政儀、ヒマワリの種福島へ 土壌の放射性物質除去に期待 小松で栽培、活動開始「共助の種」県内に広がれ 各種団体に呼び掛け 北國【朝刊】(2011/6/8)
- (8) 山本 政儀、春先の県内に飛来 黄砂に乗って微量セシウム「人体に影響なし」県保健環境センター調査 80 年代以前の核実験由来？ 北國【朝刊】(2011/7/6)
- (9) 山本 政儀、困惑怒り県内に広がる「何を信じれば・・・」 「風評被害が心配」汚染牛肉流通 北陸中日【朝刊】(2011/7/16)
- (10) 山本 政儀、爆心地から 20 キロ「黒い雨」痕跡確認 放射性物質を検出 内部被ばく解明に道 北國【朝刊】(2011/8/6)
- (11) 山本 政儀、日本の原発実情市民ら 80 人学ぶ 金大公開講座 北國【朝刊】(2011/8/7) 志賀原発「安全の基準示されず」 安全評価に厳しい注文 毎日【朝刊】、北國【朝刊】(2012/2/21)
- (12) 長尾誠也、福島 3 河川汚染調査 金大海へ流入経路解析 朝日【朝刊】(2011/6/11)
- (13) 長尾誠也、遠洋の放射能汚染調査 水産物の影響探る 海水や堆積物を解析へ 北國【朝刊】(2011/7/14)
- (14) 長尾誠也、ETV 特集「海のホットスポットを追う」NHK(2011/11/27)
- (15) 長尾誠也、漁港再開の一助に「科学データで安心届けたい」川の放射能調査継続へ 北國【朝刊】(2012/3/8)
- (16) 浜島靖典、放射能研究支える加賀藩の遺産 北國【朝刊】(2011/7/30)

2-3. 研究費

1) 科学研究費等

- (1) 山本政儀（代表）基盤研究(B)、 3,700 千円

- | | |
|-------------------------------|----------|
| (2) 山本政儀（代表）基盤研究(C)、 | 900 千円 |
| (3) 山本政儀（分担）基盤研究(C)、 | 100 千円 |
| (4) 山本政儀（分担）基盤研究(A)、 | 150 千円 |
| (5) 山本政儀（分担）基盤研究(C)、 | 50 千円 |
| (6) 山本政儀（分担）基盤研究(B)、 | 100 千円 |
| (7) 長尾誠也（分担）基盤研究(B)、 | 150 千円 |
| (8) 長尾誠也（分担）基盤研究(B)、 | 100 千円 |
| (9) 井上睦夫（代表）基盤研究(C)、 | 700 千円 |
| (10) 井上睦夫（分担）基盤研究(B)、 | 100 千円 |
| (11) 浜島靖典（分担）基盤研究(C)、 | 50 千円 |
| (12) 山本政儀 機動的戦略経費、 | 150 千円 |
| (13) 長尾誠也 機動的戦略経費、 | 150 千円 |
| (14) 長尾誠也 特別経費里山里海再生学 | 3,551 千円 |
| (15) 村上拓馬 財団法人日本科学協会 笹川科学研究助成 | 700 千円 |

2) 受託研究費等

- | | |
|---------------------------|----------|
| (1) 山本政儀、石川県受託研究、 | 1,904 千円 |
| (2) 山本政儀、福井県受託研究、 | 692 千円 |
| (3) 山本政儀、日本原子力研究開発機構受託研究、 | 4,144 千円 |
| (4) 長尾誠也、日本原子力研究開発機構受託研究、 | 1,645 千円 |
| (5) 長尾誠也、日本原子力研究開発機構受託研究、 | 882 千円 |
| (6) 長尾誠也、産業技術総合研究所受託研究、 | 5,732 千円 |
| (7) 浜島靖典、気象研究所受託研究、 | 2,259 千円 |
| (8) 浜島靖典、(株)環境総合テクノス寄付金、 | 5,871 千円 |

2-4. 研究指導

1) 修士論文

- (1) 徳成武勇、 ^{137}Cs と $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ をトレーサーとした熊木川流域における粒子の動態解析、自然科学研究科物質化学専攻、修士（理学）、長尾誠也

2) 卒業研究

- (1) 古澤佑一、 $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比を用いた日本海表層における水塊流動の検討、理学部化学科、学士（理学）、長尾誠也

(2) 浜高一仁、 ^{210}Pb 年代測定法による陸奥湾の堆積環境の解析、理学部化学科、学士(理学)、
山本政儀

3. 研究報告

密封放射能標準ガンマ体積線源を用いた Ge 検出器の
サム・コインシデンスの補正の検討
浜島靖典（金沢大学 LLRL）

Correction of sum-coincidence on Ge detectors using nuclide mixed activity
standard volume source
HAMAJIMA, Y.

はじめに

Ge 検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリーでは、カスケードガンマ線放出核種は、低い計数率においても常にサム・コインシデンスの補正が必要となる。このサム効果の補正は、検出効率と核種の壊変図式に依存する。さらに、散乱線等の影響も受けるため Ge 検出器自身、遮蔽体、測定試料等にも依存し、その都度求めなければならない。これまでに多くの補正方法が報告されている。通常、ピーク計数効率は既知であるから、全計数効率が求められれば放射能 (Bq) が求められる。しかし全計数効率を求めることは極めて困難である。一般的には、全計数効率は、ピーク・トータル比 (P/T 比) を用いて代用する。当施設のように管理区域を持たない施設では、P/T 比を求める都合の良い単色ガンマ線源が無く、利用できる線源は市販の密封放射能標準ガンマ体積線源のため、報告されている補正方法が使用できない場合がある。今回、この市販の密封標準体積線源を用いてサム・コインシデンスの補正ができないか検討した。特にサム効果の影響の大きい井戸型 Ge 検出器を用い、その効果と補正方法を検討した。同軸型、平板型 Ge 検出器についても報告する。

方法

線源は日本アイソトープ協会製の密封放射能標準ガンマ体積線源及び面線源（いずれも Cd109, Co57, Ce139, Cr51, Sr85, Cs137, Mn54, Y88, Co60 の 9 核種混合線源）を用いた。また Cs134, Cs137 混合乾燥土壌も用いた。Ge 検出器は、有効体積約 300cm² の井戸型、約 380cm² の同軸型、面積 2800-3800mm² 厚さ 20-30mm の平板型を用いた。

結果

9 核種混合線源の内、Ce139, Y88, Co60 はサム効果があり、井戸型 Ge では各ピーク面積が 40-60%も減少していた。これら 3 核種は、それぞれの見かけのピーク計数効率から、放出ガンマ線エネルギーの全計数効率の推定に利用できる。低エネルギーを検出できる Ge の場合は、X 線とのサム効果を考慮する必要がある場合もある。Cs134 はどの放出ガンマ線もサム効果が見られる。604keV では、井戸型 Ge では同程度の減少が見られる。同軸型検出器表面密着測定でも 20-30%程度の減少が見られる。

まとめ

井戸型検出器ではサム効果によるピーク面積の減少は特に大きく表れる。程度の差はあるが、同軸型、平板型 Ge 検出器についても同様の減少はあるので、これらの核種を測定する場合は考慮が必要である。ある程度のエネルギー範囲で全計数効率が推定できる場合は、見かけの効率の補正を算出することが可能である。

高塩分温鉱泉のラジウム同位体

高田貴裕¹, 山本政儀¹, 玉村修司², 佐々木圭一³, 張 勁⁴, 秋田藤夫⁵

¹金沢大学低レベル放射能実験施設 ²財団法人 北海道科学技術総合振興センター 幌延地圏環境研究所 ³金沢学院大学文化財学科 ⁴富山大学理学部生物圏環境科学科 ⁵北海道立総合研究機構 北海道地質研究所
T.Takada¹, M. Yamamoto¹, S. Tamamura², K. Sasaki³, J. Zhang⁴, Fujio Akita⁵: Radium isotopes in high saline thermomineral water

1. はじめに

温鉱泉水中の Ra 同位体の研究はこれまで多数行われてきた。日本国内では花崗岩地帯に胚胎する有馬温泉(6.2 Bq/kg)や増富温泉(1.4 Bq/kg)、ウラン鉱床付近に胚胎する三朝温泉(0.55 Bq/kg)などで高濃度の ²²⁶Ra が見出されている。一方、海外においては高塩分地下水から 100 Bq/kg を超える高濃度 ²²⁶Ra が検出されている。近年、日本国内において大深度の掘削が可能となったことで、沿岸域において Na-Cl 型の高塩分熱水が得られるようになり、温泉として利用されている。我々は、石川・富山・新潟の沿岸域から得られる高塩分の地下水において ²²⁶Ra が比較的高濃度(数 Bq/kg)に含まれることを見出し、その成因について議論を行ってきた。ここでは塩分と Ra 同位体の正の相関を確認し、Ra 同位体比の検討から水中への Ra 同位体の供給は主に α 反跳によると推論してきたが、高塩分地下水における高濃度 Ra の成因、塩分と Ra 同位体の関係については不明な点が多く、さらに検討する必要がある。そこで、本研究は高塩分の温鉱泉が多数点在する北海道西部を対象に、塩分と ²²⁶Ra 濃度及び ²²⁸Ra/²²⁶Ra 放射能比との関係をさらに検討するとともに、フィールドでの塩分と ²²⁶Ra 濃度との関係を明らかにするために、種々の塩分下での Ra の鉱物への吸着トレーサー実験を試みた。

2. 試料採取および実験方法

研究対象とする北海道は中央部には新第三紀の堆積岩、西部には海底火山活動に由来する緑色凝灰岩が分布しており、その成り立ちから多数の高塩分地下水が分布することが報告されている。

試料は源泉に近いところから 20 L 採水(2010/8, 2011/8)し、U, Ra 同位体を Fe, Ba 共沈にて分離・精製し、 α 線および γ 線測定を行い、U, Ra 同位体を定量した。また、温泉水を別途 100 mL 採水したものをイオンクロマトグラフと安定同位体比質量分析計(富山大学 張研究室)にて主要溶存イオンと水素・酸素安定同位体比を測定、0.1 M 硫酸とメチルクレゾールを用いて pH 4 アルカリ度を測定した。吸着実験はバッチ式手法を用い、鉱物試料(モンモリロナイト・カオリナイト・ゲーサイト)に、NaCl 溶液(0.001 M, 0.01 M, 0.1 M, 0.5 M, 1.0 M)を混合し、ここに ²²⁶Ra トレーサーを添加して 2 日間反応させた後に溶液を回収し、 γ 線測定にて ²²⁶Ra 吸着を見積もり、分配係数 Kd を算出した。



図1 サンプルングポイント

3. 結果と考察

測定した温泉水の主要溶存イオンの総量(TDS)は 4.2~53 g/kg であった。また、主要溶存イオンの組成は海水組成と類似しており、水素・酸素安定同位体比は δD (-6.2~-6.1‰)、 $\delta^{18}O$ (-9.6~5.1‰) であった。温泉水のサンプリングポイント付近で同時に採取した河川水の水素・酸素安定同位体比の値と海水の値(0, 0)を結んだ線を天水-海水混合線(図2 点線)とし、これに温泉水の測定結果をプロットすると(図2)、大部分はこの混合線上にプロットされたが、特に北海道中央部に胚胎する温泉水は大きくこの混合線から外れた。これについては他の研究で

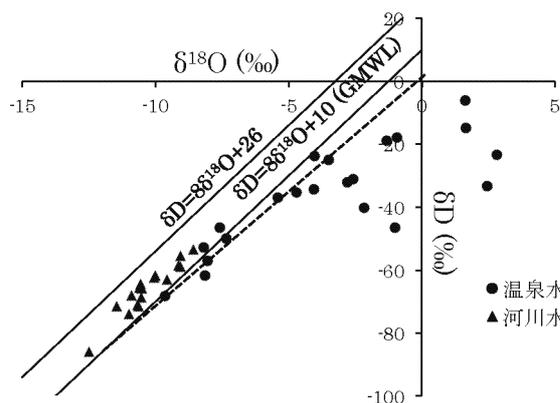


図2 水素・酸素安定同位体比

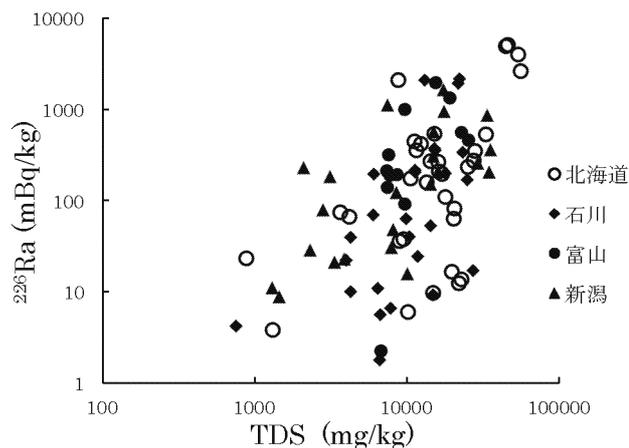


図3 塩分と²²⁶Ra濃度

議論がなされており、本研究のものと同一地域を対象とした研究ではオパールの変質の際の脱水流体の混入によるとされている。 SO_4^{2-} イオンはほとんど検出されず、長期間地下に滞留している間に硫酸還元細菌により分解されたものと思われ、本研究の温泉水試料は天水と海水または化石海水の混合に由来すると推測される。

²²⁶Raおよび²²⁸Ra濃度はそれぞれ、6~5097 mBq/kg、15~7700 mBq/kgであった。今回、神恵内温泉において、これまでの研究を含めた中で²²⁶Ra濃度が最高の5097 mBq/kgの値を得た。この温泉の²²⁸Ra/²²⁶Ra放射能比は1.46であった(地下1100 mから得た凝灰岩の²²⁸Ra/²²⁶Ra放射能比は1.32)。一方、同時に測定した²³⁸U濃度は0.01~5.14 mBq/kg、²³⁴U濃度は0.01~24.2 mBq/kgであった。Ra同位体濃度の高かった神恵内温泉は、²³⁸U濃度は1.13 mBq/kgで高い²³⁴U/²³⁸U放射能比(21.4)を示した。TDSと²²⁶Raの関係をこれまでに測定した結果も含めて図3に示した。塩分の低いところでは変動が大きいですが、概ね塩分と正の相関が認められる。

水相中のRa同位体は主として①溶存親核種の壊変、②帯水層岩石の溶解、③岩石表層の親核種の α 壊変に伴う α 反跳、④岩石表層の吸着・脱離反応、⑤沈殿反応により支配されると考えられる。水相中へのRa供給が α 反跳が主であるとすると、帯水層岩石と水の²²⁸Ra/²²⁶Ra比がほぼ等しくなる。神恵内温泉について、温泉水と帯水層岩石のRa放射能比がほぼ等しく、水相中へのRa同位体の供給は岩石表層の親核種の α 壊変に伴う α 反跳に支配されていることが示唆される。

Raと鉍物を用いた吸着実験から、ゲーサイトへのRaの吸着はほとんど見られなかったが、モンモリロナイト・カオリナイトについては分配係数Kdは塩分が低いと大きく、逆に塩分が高くなるとKdが小さくなった。また、低い塩分では鉍物のイオン交換容量による違いが認められたが、高塩分になるとKdがかなり小さくなり、さらに鉍物種によるKdの違いが見られなかった。高塩分では鉍物種によらず、Raの吸着は起こりにくいことがわかる。以上から、高塩分地下水においてRaは水中に保存性となるために、水中のRa濃度が高くなるものと考えられ、実際のフィールドの結果と矛盾しない結果を得た。塩分とRa同位体の関係は吸脱着により説明できるが、実際の環境場を考慮すると、固液比、鉍物粒径、水質(レドックス、塩分)、沈殿反応等によりRa同位体濃度変動するのではないかと考えられる。

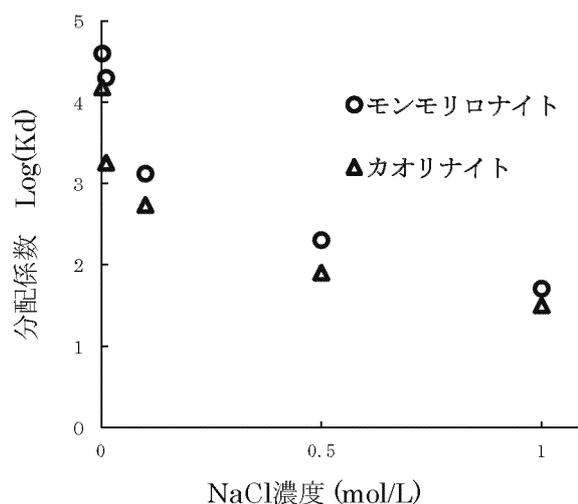


図4 吸着実験結果

$^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比からみた日本海表層の水塊流動の検討

古澤佑一¹、井上睦夫¹、長尾誠也¹、山本政儀¹、浜島靖典¹、藤本賢²、磯田豊³

¹〒923-1224 石川県能美市 金沢大学環日本域環境分析研究センター-LRL

²〒236-8648 横浜市金沢区福浦 2-12-4 中央水産研究所

³〒041-8611 函館市港町 北海道大学水産科学

Y. Furusawa, M. Inoue, S. Nagao, M. Yamamoto, Y. Hamajima, K. Fujimoto, Y. Isoda

Water circulation patterns on surface of the Japan Sea from Ra-228/Ra-226 ratio

[はじめに]

日本海はユーラシア大陸と日本列島に囲まれた縁辺海であり、水深が 150 m以下の海峡により外海とつながっている。対馬暖流は東シナ海を起源とし表層水のみが対馬海峡により日本海に流入、津軽海峡、宗谷海峡から流出する。対馬暖流は3分枝に分かれて日本海を北上するとされるが(Toba et al.,1982)、その流動パターンは複雑なために明らかにはなっていない。大陸側浅層海水の $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比は3.0~4.0と高い一方、黒潮の $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比は0.2~1.0と低い(Nozaki et al.,1991)。日本海表層海水の $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比は大陸側浅層海水と黒潮の混合比の変化を反映する。また、九州から韓国側に向け $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比が増加していることも確認されており(当施設未発表データ)、第一分枝に比べて第一分枝の $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比は高いことが推測される。よって本研究では、 $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比を第一分枝と第二分枝の水塊流動のトレーサーとして利用し、その水塊流動を検討した。

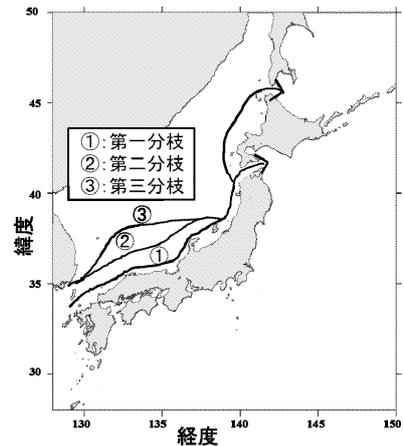


図1：対馬暖流第一、第二、第三分枝

[試料と実験]

本研究では2011年6月北海道大学おしよる丸調査航海、2011年10月中央水産研究所のみずほ丸調査航海において採取した表層海水試料(~20 L)計65試料を用いた(図.2)。これら海水試料を硝酸でpH1にし、バリウムキャリアー480 mgとFeキャリアー800 mgを添加した。BaSO₄およびFe(OH)₃を生成し回収、成型した。小屋地下測定室に設置のGe半導体検出器を用いた低バックグラウンドγ線測定法の適用により ^{226}Ra 、 ^{228}Ra 濃度を定量した。

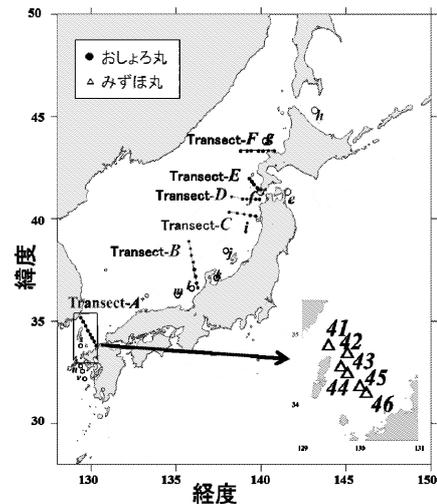


図2：表層海水採取地点

[結果と考察]

対馬海峡のTransect-Aにおいて韓国側への漸近に伴い $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比が上昇し、対馬海峡西水道では東シナ海大陸側浅層海水の寄与が大きいことを示唆している(図3a)。Transect-Bにおいて沖合では $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比が高く、沿岸側では $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比が低いのは、沖合側では第二分枝の寄与が大きく、沿岸では第一分枝の寄与が大きいことを示唆している(図3b)。Transect-C-Fにおいては $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比が一定である(図3c,d)。これは第一分枝と第二分枝の混合を示唆している。

一方、対馬周辺のTransect-A(6月)とMZ41-46(10月)においては $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比の変動幅などにちがいがみられる。日本海表層海水の流入口である対馬沿岸および本州沿岸でも $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比の季節変動が確認されている(Inoue et al.,2007)。今後異なる季節の $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比を調べてより詳細な議論をおこなう。

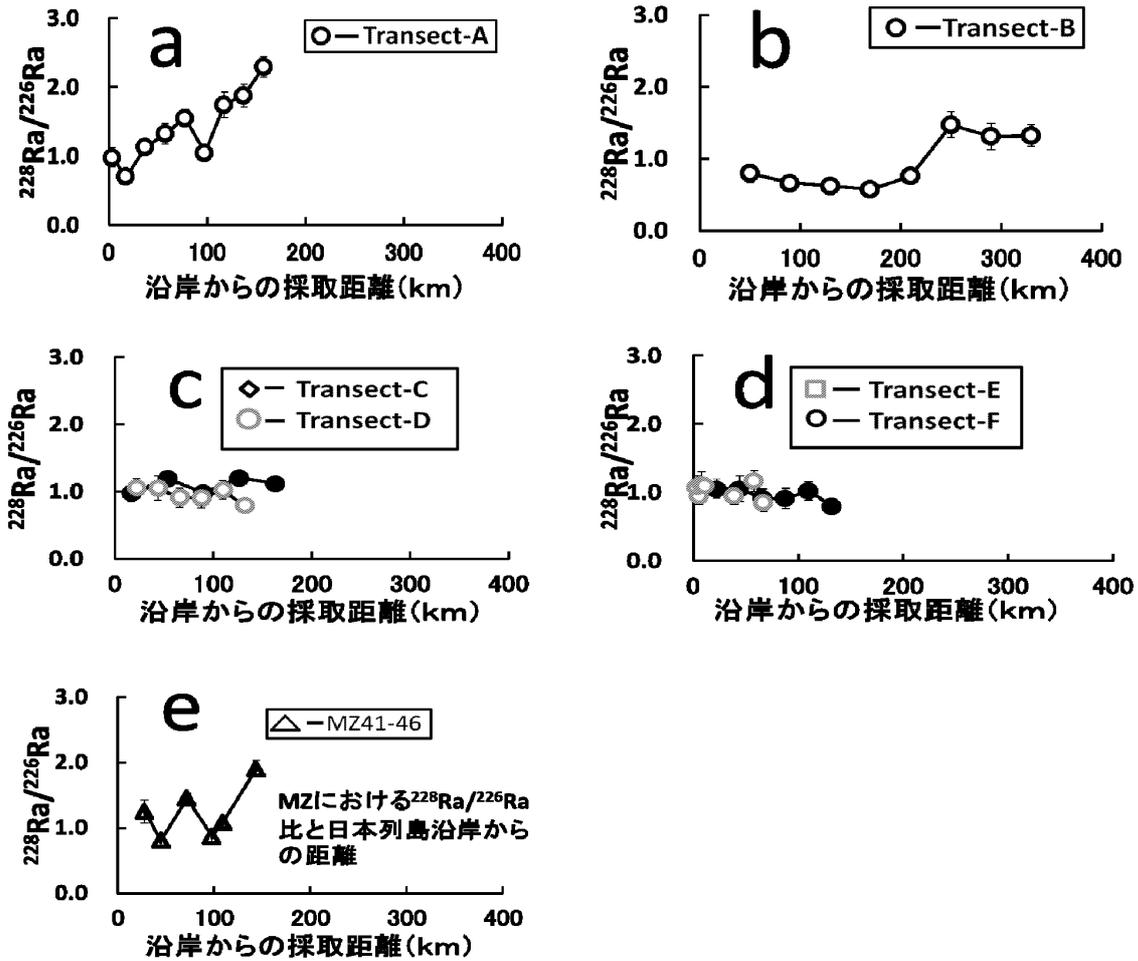


図3：オシヨロ丸 (a-d) およびみずほ丸 (e) の各 Transect における $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 比と日本列島沿岸からの距離

[参考文献] Nozaki et al. (1991) *Geochim. Cosmochim. Acta* **55**, 1265-1272; Inoue et al. (2007) *Mar. Chem.* **107**, 559-568; Toba et al. (1982) *Lam. Res.* **20**, 41-51

[謝辞] 本研究で用いた表層海水試料はおしよろ丸、みずほ丸の調査航海で採取された。試料採取にご協力いただいた船長、船員、研究者の皆様に感謝いたします。

^{210}Pb 堆積年代測定法による陸奥湾の堆積速度の評価

Investigation of sedimentation rate by ^{210}Pb dating in Mutsu Bay, Japan

浜高一仁、長尾誠也、山本政儀

金沢大学・環日本海域環境研究センター・LLRL

1. はじめに

沿岸は、古来よりわれわれ人類の生存と密接な関わりを持って来た。特に半閉鎖系の内湾は、流域の人間活動や自然環境の変化に敏感であり、河川を通じて流入する汚染物質や懸濁物質などを堆積しやすい場である。急速に進行する内湾環境の変動を予測するためには、過去における人間活動、自然環境変動を把握することが重要であり環境変遷の記録媒体の一つとして、堆積物が研究対象となっている。

内湾環境は、人類の活動の増大に伴い今世紀に入ってから著しく変化している。堆積環境の変遷の全体像を把握するためには、まず研究対象とする堆積物の堆積年代を定量化することが重要である。この目的のために、ここ100年程度の堆積物の年代測定法として ^{210}Pb (半減期22.3年) や ^{137}Cs (30.17年) の年代測定法が有用視されている。工業地帯で人口密集地域に存在する東京湾(松本 1983)、伊勢湾(Lu and Matsumoto, 2005)等においてこの手法を併用しての堆積環境の変遷等が調査研究されている。

本研究では大都市と比べて人口密度の低い地域に存在する陸奥湾を対象とした。陸奥湾は沿岸からの人為的影響が比較的少ないと思われるので、湾内における環境変動が期待される。陸奥湾は漁業生産の場として古い歴史を持ち、1970年代から増養殖産業(特にホタテ)が盛んに行われており、過密養殖によるホタテの大量斃死、水質悪化による赤潮の害が発生しており、ヘドロの増加も懸念されている。内湾全域の堆積環境の解析を最終目的として、今回は西湾と比べて海水交換が少なく、汚染が進行していると思われる東湾を中心に検討を試みた。

2. 試料採取及び実験方法

陸奥湾は、本州北端に位置し、面積 1580km^2 、容積 54.6km^3 、最大水深 75m、平均水深 34.6m の半閉鎖的内湾で、湾の北西部で平館海峡を通じて津軽海峡と連絡している。海底堆積物コア試料(直径 3.5cm、深さ 10~30cm)は図 1 に示す東湾 4 点(2011 年 5 月)と西湾 3 点(2011 年 8 月)で採取した。現地で 1cm ごとに分け、凍結乾燥後、目視で大きな貝殻、礫を除去し、3g 程度をプラスチック容器に封入して、井戸型 Ge 半導体検出器を用いた γ 線スペクトロメトリーにより ^{210}Pb 、 ^{137}Cs 、 ^{214}Pb 、 ^{228}Ac 、 ^{40}K を定量した。今回は $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ (全 ^{210}Pb 濃度から堆積物そのものに含まれている ^{210}Pb 濃度 (^{214}Pb より評価) を差し引いた ^{210}Pb 濃度) を用いて堆積物の堆積速度および堆積年代等を評価した。

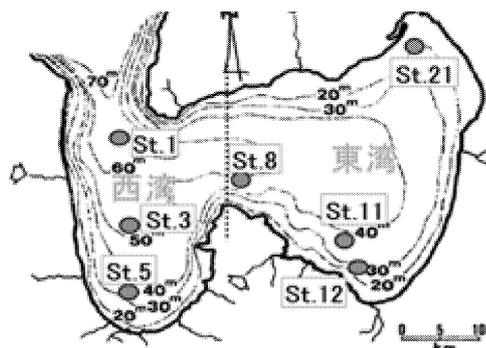


図1 試料採取地点

3. 結果と考察

測定例の一例として図 2 に St.12 の鉛直分布(a)と $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 法で求めた平均堆積速度(b)を示す。 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ は深度と共に漸減する指数関数的な分布、一方、核実験フォールアウトの ^{137}Cs は 1963 年の最大降下量ピークを示さない分布を示した。

表 1 に各採取地点の平均堆積速度と ^{137}Cs と $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 蓄積量を示す。陸奥湾の東側に位置する六ヶ所村で測定(Ohtsuka et al., 2004)された陸域土壤中での $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 蓄積量 (15 kBq/m^2) および ^{137}Cs 蓄積量 (3.4

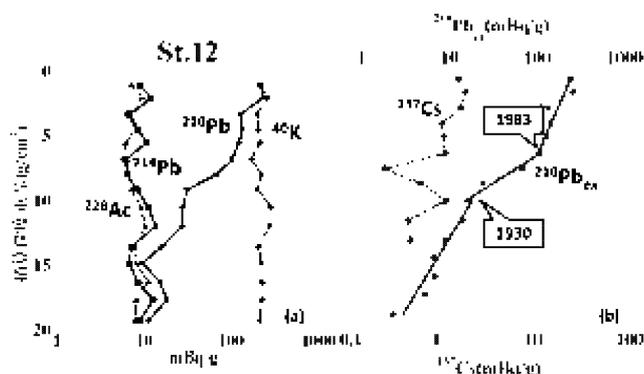


図2 St.12の ^{210}Pb 、 ^{214}Pb 、 ^{228}Ac 、 ^{40}K の深度分布(a)、 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ による堆積速度評価(b)

kBq/m²) と比較すると、今回の測定地点の ²¹⁰Pb_{ex} 蓄積量はやや低く陸域からの影響が少ないことが分かる。¹³⁷Cs 蓄積量は明らかに低い (降下量の 2.4~4.1%)。

堆積速度に関しては、地点間で差が見られ、西湾の海峡入口の St.1 表層 (39 mg/cm²/y) および東湾の St.21, St.11 表層 (47-55mg/cm²/y) で低く、St.8、St.12 の表層 (190-200mg/cm²/y) で高い。St.8, St.21 の深層は概ね St.12, St.1 と類似している。

ホタテ養殖 (沿岸から 1~3km) が最も盛んな St.12 においては、堆積年代から 1983 年頃から堆積速度が増加する傾向が認められ、ホタテの養殖技術の導入 (1978 年) に伴う生産量向上と調和的である (St.8 も養殖が盛んな地点であるが現在測定中)。

今回 5 地点の海底堆積物の堆積速度を評価した。他の 2 地点についても測定を進め、6 月に実施するサンプリングで湾中央を含め採取地点を増やし、湾中央で指摘されているヘドロの増加状況についても湾内の水塊の動きも考慮に入れて研究を進めていきたい。

陸奥湾の堆積物を採取していただいた自然環境学専攻の加藤道雄教授に深謝します。

試料採取地	深さ		平均堆積速度 (mg/cm ² /y)	蓄積量 (kBq/m ²)	
	(cm)	(g/cm ²)		²¹⁰ Pb _{ex}	¹³⁷ Cs
St.1	0~4	0.73~3.2	39 ± 2.5		
St.8	0~4	0.41~1.72	190 ± 37		
	4~14	1.72~7.1	52 ± 6		
St.21	2~11	1.5~7.1	47 ± 5	7.8	0.14
	15~18	10.9~12.8	76 ± 50		
St.11	2~7	1.7~4.3	55 ± 13	9.4	0.093
	9~16	6.2~10.5	56 ± 5		
St.12	0~6	0.87~6.6	200 ± 50	8.9	0.083
	6~9	6.6~10.3	61 ± 1		
	9~16	10.3~19.3	170 ± 17		

能登半島の貯水池堆積物から見た流域環境の変化と物質動態の応答性

落合伸也¹、長尾誠也¹、米林甲陽²、福山泰治郎³、山本政儀¹、柏谷健二⁴、中村浩二⁴

¹〒923-1224 石川県能美市和気町 金沢大学 環日本海域環境研究センター LLRL

²〒921-8836 石川県石川郡野々市町末松 1-308 石川県立大学 生物資源環境学部 環境科学科

³〒399-4598 長野県上伊那郡南箕輪村 830 信州大学 農学部 森林科学科

⁴〒920-1192 石川県金沢市角間町 金沢大学 環日本海域環境研究センター

Ochiai, S., Nagao, S., Yonebayashi, K., Fukuyama, T., Yamamoto, M., Kashiwaya, K., Nakamura, K.

Catchment environmental changes and material transport processes based on reservoir sediment in Noto Peninsula

1. はじめに

地表を構成する地表物質(土砂・有機物など)は、流水の作用によって陸域から海洋へと運搬される。地表環境(植生・土地利用・地形など)の変化はこうした物質の運搬に影響を与えられている。本研究の調査対象地域である能登半島においては、人間活動による地表環境変化(森林・水田の管理放棄などによる植生・土地利用変化)が起こりつつある。こうした環境変化が集水域の物質動態へもたらす影響の評価のためには、過去から現在に至る環境変化の連続的な把握と、それに基づく物質動態の応答性の解明が不可欠である。本研究では、集水域における環境変化を評価するために小規模な貯水池の堆積物に着目する。集水域から貯水池へ流入し堆積する土砂・有機物の物理特性・堆積速度は、降水量など水文環境によって影響されると考えられる。また、有機物に含まれる炭素・窒素の同位体比は、炭素・窒素の移行過程(光合成・食物連鎖・分解等)における同位体分別などの要因により、集水域内の供給源ごとに様々な値を示すことから、貯水池堆積物を用いて有機物の供給源の変化をもたらす植生・土地利用変化を推定することが可能である。

本研究では、堆積物の有機物・物理特性に基づいて、能登半島の貯水池-集水域系における地表環境変化と、物質動態の応答性の解明を目的とする。

2. 調査対象地と手法

2009年10月にビシャグソ池(七尾市)において、重力落下式コアサンプラーを用いて26cmの表層堆積物コアを採取した。このコアは1cm間隔で切断しsub sampleとした。また、集水域内の有機物供給源の評価のために、土壌(表層5cm)、陸上植物、水生植物、プランクトンの採取を行った。これらの試料について以下の有機物特性、物理特性の分析を行った。全有機炭素含有量(TOC)、全窒素含有量(TN)、炭素・窒素同位体比($\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$)は、元素分析装置、質量分析装置によって測定を行った。鉍物粒径は貯水池内由来の有機物、炭酸塩、生物起源シリカの除去後に、レーザー回折粒度分布測定装置によって測定した。また、堆積物の年代を推定するために、 γ 線スペクトロメトリーにより ^{210}Pb 、 ^{137}Cs の測定を行った。

3. 結果と考察

^{210}Pb 法による堆積物コアの年代測定の結果、最下部で30-40年前と推定された。堆積物コアの有機物・物理特性の測定結果をFig. 1に示す。堆積物のC/N比、炭素・窒素同位体比、鉍物粒径はコア上方

に向かって減少する傾向を示している。堆積物の炭素・窒素同位体比は、土壤有機物・陸上植物・水生植物・プランクトンの中間的な値を示す (Fig. 2)。このことから堆積物の炭素・窒素同位体比の変動は、各供給源の混合比の変化で説明でき、時間の経過とともに堆積物中の土壤有機物の寄与が減少し、プランクトンの寄与が増加してきている可能性が示唆された。このことは堆積物の C/N 比が減少していることと整合的である。また、堆積物の鉱物粒径は時間とともに次第に減少しており、このことも集水域における土砂移動が起こりにくくなっていることを示唆する。

航空写真と植生図に基づく植生の、1970 年代半ばから 1980 年代初めにかけて、ビシャグソ池周辺地域において伐採による植生変化があったことを示している。このことから、ビシャグソ池で見られた集水域における土砂移動の低下と土壤有機物の流入の減少は、こうした植生変化に関連している可能性が示唆された。

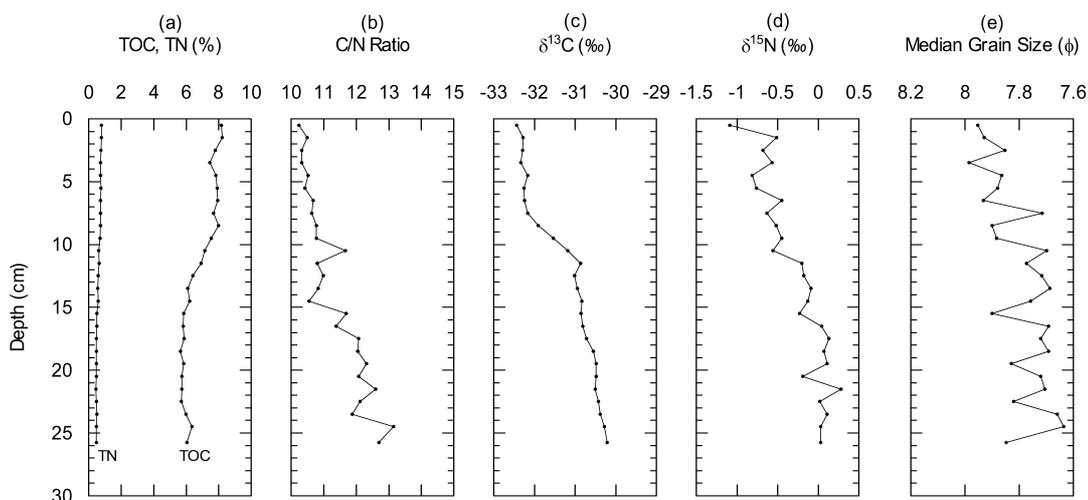


Fig.1 Vertical changes in (a) TOC and TN, (b) C/N ratio, (c) Carbon isotope ratio $\delta^{13}\text{C}$, (d) nitrogen isotope ratio $\delta^{15}\text{N}$, and (e) mineral grain size for the core from Bishaguso-ike.

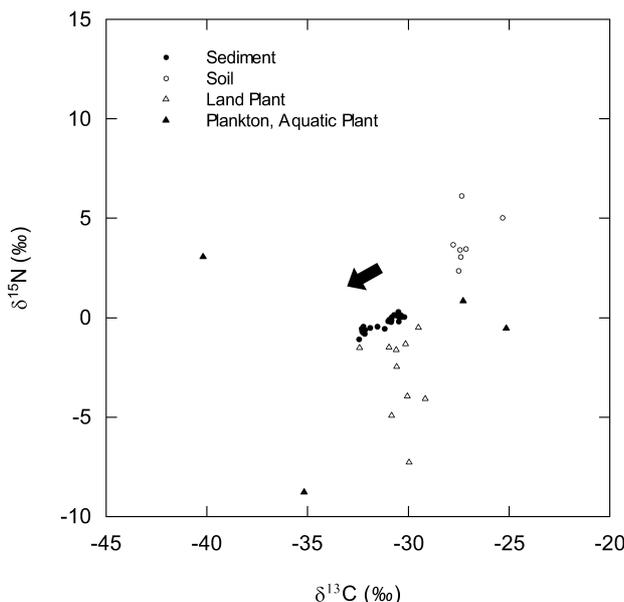


Fig. 2 The $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ plot of sediment, soil, land plant, aquatic plant and plankton in Bishaguso-ike.

モンゴル・ダルハド盆地堆積層のウラン・トリウム同位体の記録

村上拓馬¹、山本政儀¹、淵崎円香²、福士圭介³、長尾誠也¹、柏谷健二³

¹〒923-1224 石川県能美市和気町 金沢大学環日本海域環境研究センター LLRL

²〒923-1192 石川県金沢市角間町 金沢大学大学院自然科学研究科

³〒923-1192 石川県金沢市角間町 金沢大学環日本海域環境研究センター

はじめに

近年の地球温暖化により気候変動の将来予測への関心が高まる中で、気候モデリングの精密化とともにモデル計算の妥当性を検証する上で必要な古気候記録の復元が重要な課題となっている。アジア大陸内陸部は、日射量に対する気候感度が地球上で最も高い (Short et al. 1991) ことから、陸域における古環境変動を理解する上で重要な地域と見なされ、ロシア・バイカル湖やその集水域に属するモンゴル・フスグル湖の湖底堆積物の様々な成分を用いた古環境変動解析が行われてきた (図 1)。特にバイカル湖において、ウラン (U) は環境変動指標である生物起源シリカと同調した変動を示すため、環境変動指標としての可能性が指摘されてきた (Edgington et al. 1996)。本施設では、これら両湖の堆積物中の U ならびにトリウム (Th) の同位体組成に着目し、環境変動指標としての確立を目的としてきた (Sakaguchi et al. 2006; Sakaguchi et al. 2009; Mino et al. 2009)。

モンゴル北部に位置するダルハド盆地 (図 1) は、フスグル湖の西方に位置し、それらの間には分水嶺があるため、バイカル湖やフスグル湖とは異なる陸水学的特徴を持つ。現在、ダルハド盆地の多くは陸地を占めているが、周囲の地形調査および地質学的・堆積学的調査により、氷期には氷河湖を形成し、盆地全域が水没していたことが明らかとなっている (Krivonogov et al. 2005; Gillespie et al. 2008)。そのため、ダルハド盆地は、氷期-間氷期スケールで大きな水位変動を伴った環境変動を経験してきたことが期待される。

本研究では、バイカル湖・フスグル湖とは陸水学的・地理的に異なるダルハド盆地の U ならびにトリウムで得た古気候・古環境記録をバイカル湖およびフスグル湖の記録と対比し、大陸内の環境変動の解明を目的とする。本報告書では、ダルハド盆地における U および Th がどのような環境変動指標になるかを理解するために、ダルハド盆地の流入・流出河川と堆積層中の U および Th の同位体組成について報告する。

試料と方法

本研究で使用する水試料については、2011 年 8 月にダルハド盆地の流出河川 1 ヶ所と流入河川 7 ヶ所で採取した (図 1)。採水方法については、0.45 μ m のメンブレンフィルターによりろ過した後、pH1 に調整した。堆積物コア DDP10-3 (全長 164.5m) は、2010 年 3 月-5 月にダルハド盆地で掘削された 3 本のうちの 1 本である。DDP10-3 の掘削は、氷河湖最深部と推測される地点 (北緯 51°19'51.20", 東経 99°30'4.40") で行われた (図 1)。このコアは 3cm 毎にサブサンプリングされた後、冷蔵保存された。本研究では、これらの試料から約 1m 間隔で試料を選出し、U-Th 同位体分析に用いた。

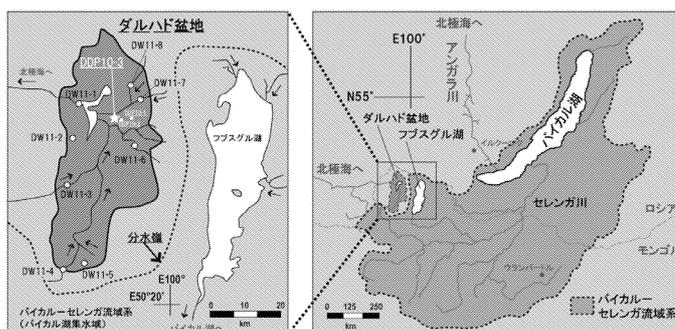


図 1 ダルハド盆地周辺とサンプリング地点

U-Th 同位体分析については、以下の手順で行った。水試料については、Fe 共沈や陰イオン交換樹脂を用いて U と Th のみを溶離した後、 α 線スペクトロメトリを用いて U および Th の同位体組成を分析した。堆積物試料については、凍結乾燥後、粉碎混合した。乾燥試料約 0.5g を 450°C の電気炉を用いて、一晚熱し、灰化した。灰化試料を HNO_3 、 HF 、 HClO_4 により分解し、その残渣を Na_2CO_3 溶融により全分解した。得られた溶液試料中の U と Th については、水試料と同様の方法で溶離され、 α 線スペクトロメトリを用いて分析した。

結果と考察

表 1 に水試料中の ^{238}U 濃度、 $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ 放射能比とアルカリ度を、図 2 に DDP10-3 コア中の U および Th の同位体濃度と各比を示す。河川水中の溶存 ^{238}U 濃度は 2.8~50 mBq/L、 $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ 放射能比は 1.3~5.1 であり、流入河川によって大きく異なる値を示した。これらの値は、アルカリ度 0.4~3.7 meq/L と相関性を持つ。これは U が炭酸イオンと結合し、溶解度の高い錯体を形成するためである。特に高い ^{238}U 濃度および $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ 放射能比を示すダルハド盆地南部には、石灰岩地帯が分布することから、これらの濃度や放射能比の差は河川流域の地質構造の違いに起因するものと考えられる。

堆積物中の ^{238}U 濃度は 10~80 mBq/g、 ^{232}Th 濃度は 8~70 mBq/g の範囲で変動を示し、約 20m 以浅から減少傾向を示す。一方、 $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ 比および $^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$ 比も 20m 以浅から減少傾向を示し、約 10m 付近の一部を除き、各放射能比は約 1 となり (図 2)、20m 以浅の U の多くは、岩石・鉱物由来であることが示唆された。また、20m 以深においては、 ^{238}U 濃度、 $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ 比および $^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$ 比が、20m 以浅と比べ、増加することから、自生性 U (一度、溶解した後に吸着や還元化作用により堆積した U) の割合が増加していたことが示唆された。この約 20m 付近は、花粉分析の結果から、最終氷期と完新世の境界にあたることが提案されており (高原、私信)、ダルハド盆地の堆積物では、自生性 U の割合が、寒冷期から温暖期にかけて減少傾向を示す。これは、これまで報告されているバイカル湖やフズスグル湖の傾向とは逆傾向であり、非常に興味深い。今後、U および Th の堆積過程を明らかにし、環境変動の指標としての確立を目指す。

表 1 ダルハド河川水中のウランの同位体組成とアルカリ度

Sampling No.	^{238}U conc.			$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$			Alkalinity (meq/L)
	(mBq/L)			(activity ratio)			
DW11-01	8.36	±	0.77	2.36	±	0.21	1.44
DW11-02	3.67	±	0.31	1.34	±	0.14	0.49
DW11-03	2.89	±	0.34	1.46	±	0.21	0.83
DW11-04	3.60	±	0.34	1.96	±	0.21	0.89
DW11-05	49.95	±	3.21	5.06	±	0.19	3.61
DW11-06	10.50	±	0.59	2.20	±	0.12	2.39
DW11-07	4.17	±	0.45	2.32	±	0.27	1.00
DW11-08	10.50	±	0.59	2.20	±	0.12	1.85

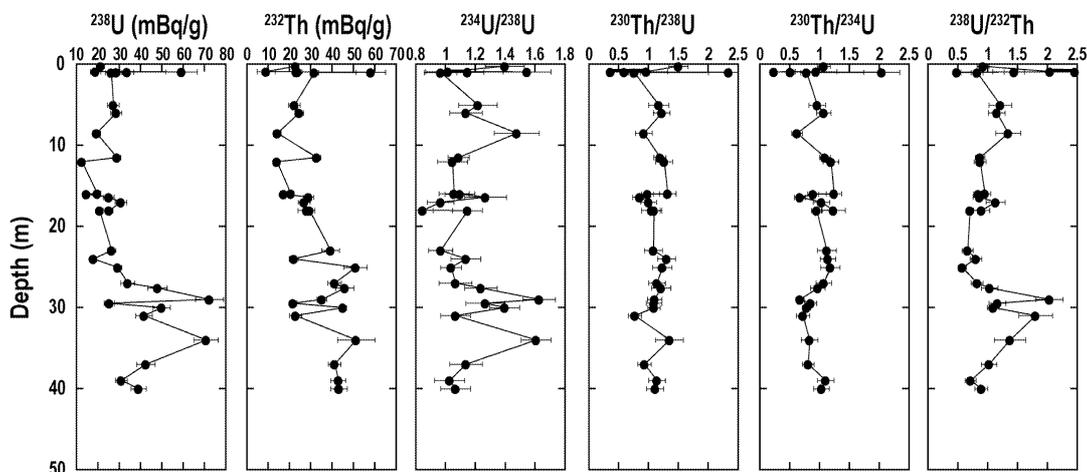


図 2 DDP10-3 堆積物コア中の ^{238}U および ^{232}Th の濃度の各 U・Th 同位体組成比

河川における福島第一原発由来の放射性セシウムの移行挙動

金森正樹¹, 長尾誠也¹, 落合伸也¹, 富原聖一², 山本政儀¹

1 〒923-1224 石川県能美市和気町 金沢大学 環日本海域研究センターLLRL

2 971-8101 福島県いわき市小名浜辰巳町 50 アクアマリンふくしま

Kanamori, M., Nagao, S., ochiai, S., Tomihara, S., Yamamoto, M.

Migration behavior of radiocesium derived from the Fukushima Daiichi NPP accident
in river systems

はじめに

2011年3月11日に発生した東日本大震災によって、福島第一原発事故によって環境中に大量の放射性核種が放出される事態が生じた。

大気へと放出された放射性物質のうち、放射性セシウム約 2.5PBq が陸域へと沈着し、空間線量の増加や生物濃縮などの深刻な放射能汚染が起こっている。陸域に沈着した放射性セシウムは、陸域から海洋への河川を經由した物質運搬システムによって海洋へと移行していく。そのため、放射性セシウムの陸域から河川を通じた海洋への放射能の移行挙動を把握することは極めて重要であると言える。しかし、流域スケールで

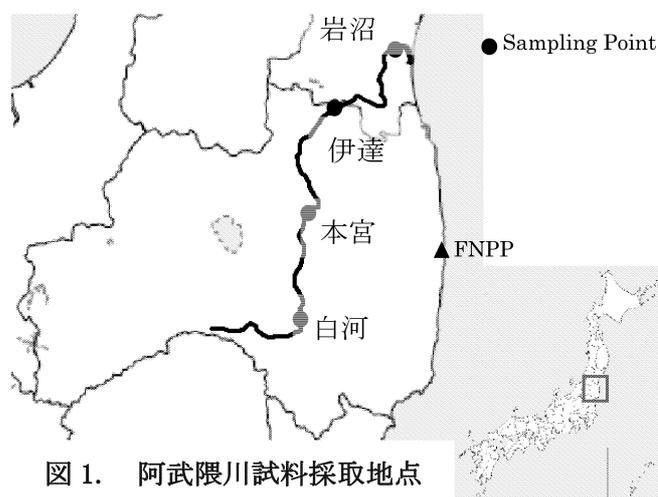


図 1. 阿武隈川試料採取地点

の移行挙動は様々な要因によって変化し、流域ごとにより異なるため、放射性セシウムの拡散地域における放射性セシウムの移行に関しては多くのことが謎に包まれているのが現状である。本研究では、流域内に放射性セシウムの拡散地域を持つ福島県内に位置する阿武隈川に着目し、河川水中の放射性セシウムの濃度変動及び変動要因の解明を試みた。

試料採取および分析方法

河川調査は 2011 年 5 月～12 月の期間において 5 回実施し、阿武隈川、新田川、宇多川、夏井川、鮫川下流域において流心から河川水試料を約 20～60L を採取した。

採取した試料は、トータル濃度の分析のために、リンモリブデン酸アンモニウムを用いて放射性セシウムを共沈させ、Ge 半導体を用いて 1～3 日間測定し、¹³⁷Cs (661keV)、¹³⁴Cs (604, 795keV) の定量を行なった。また一部の試料を溶存態分析用に、カートリッジフィルター (10, 1, 0.45 μm) を用いて濾過した後、同様に処理し、定量を行なった。

結果と考察

9月14日、12月6日～7日に採取した阿武隈川流域における結果を図2(a), (b)に示す。9月、12月共に、伊達における ^{137}Cs のトータル濃度が流域内で最も高い値となった。また、9月(図2.(a))は白河～伊達にかけてトータル濃度は15倍まで増加し、溶存態の割合は大きく減少したが、伊達～丸森にかけてトータル濃度は大きく減少する結果となった。これは、白河～伊達にかけて供給された ^{137}Cs を吸着した粒子が伊達～丸森の間において沈降し、堆積している可能性を示唆している。

12月(図2.(b))においては、白河では溶存態の割合が14%と他の地点に比べ低く、主に粒子によって河川に ^{137}Cs が供給されている。さらに、白河～本宮においてトータル濃度は減少し、溶存態濃度は増加する傾向が見られた。白河～本宮では、河川への ^{137}Cs を吸着した粒子の供給が減少したことによってトータル濃度が減少したと考えられる。また、しかし、本宮～伊達においては、トータル濃度は約三倍、溶存態濃度が約二倍に増加する結果が得られた。この区間においては、 ^{137}Cs をより多く吸着した粒子が、河川に供給されていることにより、トータル濃度及び溶存態濃度が増加したと考えられる。また、伊達～丸森～岩沼において、 ^{137}Cs のトータル濃度、溶存態濃度は緩やかな減少傾向を示したが、 ^{137}Cs を吸着した粒子の供給量が減少したことによってトータル濃度及び溶存態の割合が減少したと考えられる。このことから、阿武隈川流域における定常的な放射性セシウムの、移行挙動は季節ごとに変動するものの、主に中流域から放射性セシウムが供給され、海洋へと流出していることが明らかとなった。

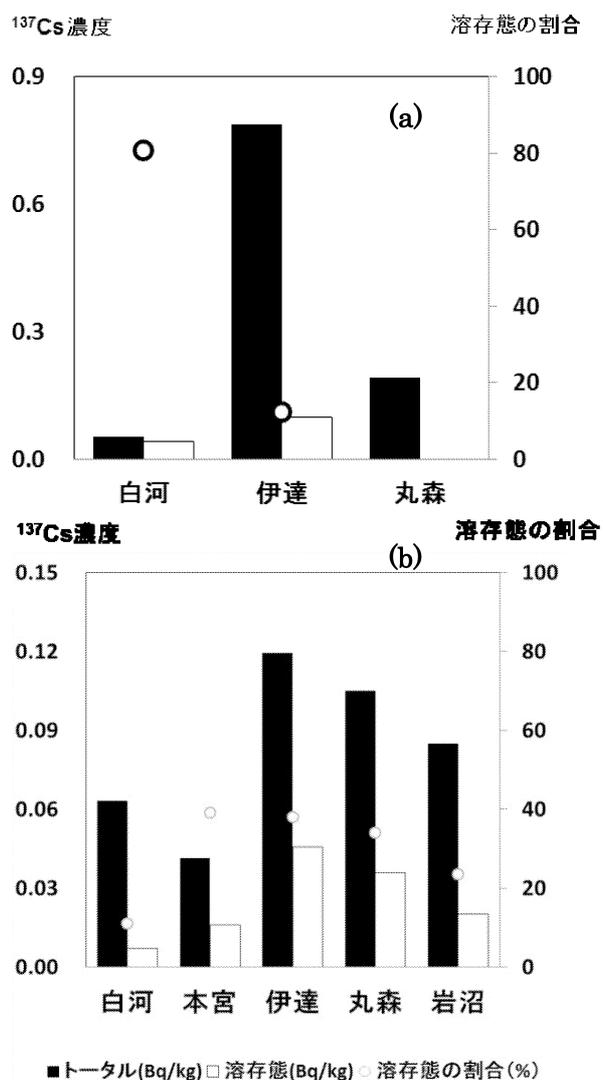


図2. 阿武隈川流域における ^{137}Cs 濃度と溶存態 ^{137}Cs の割合

(a): 9月14日 (b): 12月6日～7日

十勝川および別寒辺湿原の腐植物質(フルボ酸およびフミン酸)と Eu(III)との錯形成・凝集機構

西村周作、長尾誠也

〒923-1224 石川県能美市和気町 金沢大学環日本海域環境研究センター(低レベル放射能実験施設)

Nishimura S., Nagao S.: Mechanism of agglutination and complexation between Eu (III) and humic substances (fulvic and humic acids) extracted from the Tokachi river and Bekanbe field

Institute of Nature and Environmental Technology (Low Level Radioactivity Laboratory), Kanazawa Univ.

1. はじめに

水圏環境における、腐植物質(フルボ酸およびフミン酸)は、様々な物質と相互作用をもち、特に多価元素との錯形成能が高いため、腐植物質は、養分元素あるいは汚染物質の移行動態を支配する因子の1つとして考えられている。そのため、水環境中における腐植物質の特性を評価する必要がある[1]。近年、ランタノイドと腐植物質との錯形成に関する報告が多々あるが、腐植物質の特性について研究した報告は少ない。本研究では、三次元分光光度法および高速液体サイズ排除クロマトグラフィー法を用いて腐植物質と Eu(III)との錯形成および凝集機構について明らかにすることを目的とした。

2. 試料および方法

北海道十勝川の共栄橋および茂岩橋で採取した河川水から DAX-8 樹脂あるいは DEAE-セルロース樹脂などにより分離・精製したフルボ酸(FA)およびフミン酸(HA)を用いて、それぞれ濃度 100 mg L^{-1} の 0.01 M NaClO_4 溶液を作成した。また、別寒辺の高層および中間湿原から抽出したフルボ酸も同様に作成した。これらの試料液 4.0 mL を 10 mL 容のスクリーキャップ付 PTFE 製試験管に加えたものを作成した。また、これと同様に作成した試験管に、濃度 $1 \times 10^{-5} \text{ M}$ になるように Eu(III)溶液を添加したものを作成した。これらの試料は、暗所化で 24 時間振とう(25°C 、 600 rpm)した後、孔径 $0.45 \mu\text{m}$ のフィルターでろ過し、得られたろ液の三次元蛍光スペクトル、紫外可視吸収スペクトルおよび高速液体サイズ排除クロマトグラムを測定した。

3. 結果と考察

今回実験に用いた FA のピーク位置は、いずれも励起波長(Ex.) $315-333 \text{ nm}$ / 蛍光波長(Em.) $430-470 \text{ nm}$ に検出された。HA は共栄橋においてのみ Ex. 310 nm / Em. 435 nm 付近に弱いピークが検出されたが、これ以外の蛍光ピークは検出されず、励起波長が低波長になるに従い、単調に増加する傾向を示した。次に各試料の Ex. 320 nm / Em. 430 nm の相対蛍光強度を比較した結果、相対蛍光強度は、共栄橋 FA(140 ± 0) > 中間湿原 FA(77.7 ± 0.1) > 茂岩橋 FA(67.3 ± 0.1) > 高層湿原 FA(31.3 ± 0.1) > 茂岩橋 HA(28.3 ± 0.5) > 共栄橋 FA(13.7 ± 0.0) の順となった。一方、紫外 280 nm の吸光度は、共栄橋 FA(0.289 ± 0.000) > 中間湿原 FA(0.222 ± 0.000) > 共栄橋 HA(0.185 ± 0.001) > 高層湿原 FA(0.179 ± 0.001) > 茂岩橋 FA(0.164 ± 0.000) > 茂岩橋 HA(0.155 ± 0.001) の順となり、分子量などの違いが反映した結果と考えられる。

Eu(III)を添加した場合についてみると、Eu(III)との錯形成による溶存態有機物の凝集沈着が認められた(図1)。紫外 280 nm の吸光度から簡易に沈着した腐植物質の割合を見積もると、高層湿原 FA で 25%、中間湿原 FA で 10%、共栄橋 FA で 6%、共栄橋 HA で 24%、茂岩橋 FA で 16%、茂岩橋 HA で 26%と

なった。さらに、腐植物質の沈着効果を除くために、紫外 280 nm と相対蛍光強度との比を計算し、比の差から蛍光の消失割合を見積もった。その結果、中間湿原 FA で 15%、共栄橋 FA で 5%、共栄橋 FA で 12%、茂岩橋 FA で 8%、茂岩橋 HA で 13% となり、これらの腐植物質の錯形成能はほぼ類似しているものと考えられる。一方で、高層湿原 FA は Eu(III) を添加した試料(184±4)の方が無添加の試料(175±0)より高い値を示した。これは、測定時の pH がそれぞれ、Eu(III) を添加した試料で 3.6、無添加の試料で 6.0 であり、Eu(III) の多くがイオン化していることにより錯形成があまり生じていないものと推測される。

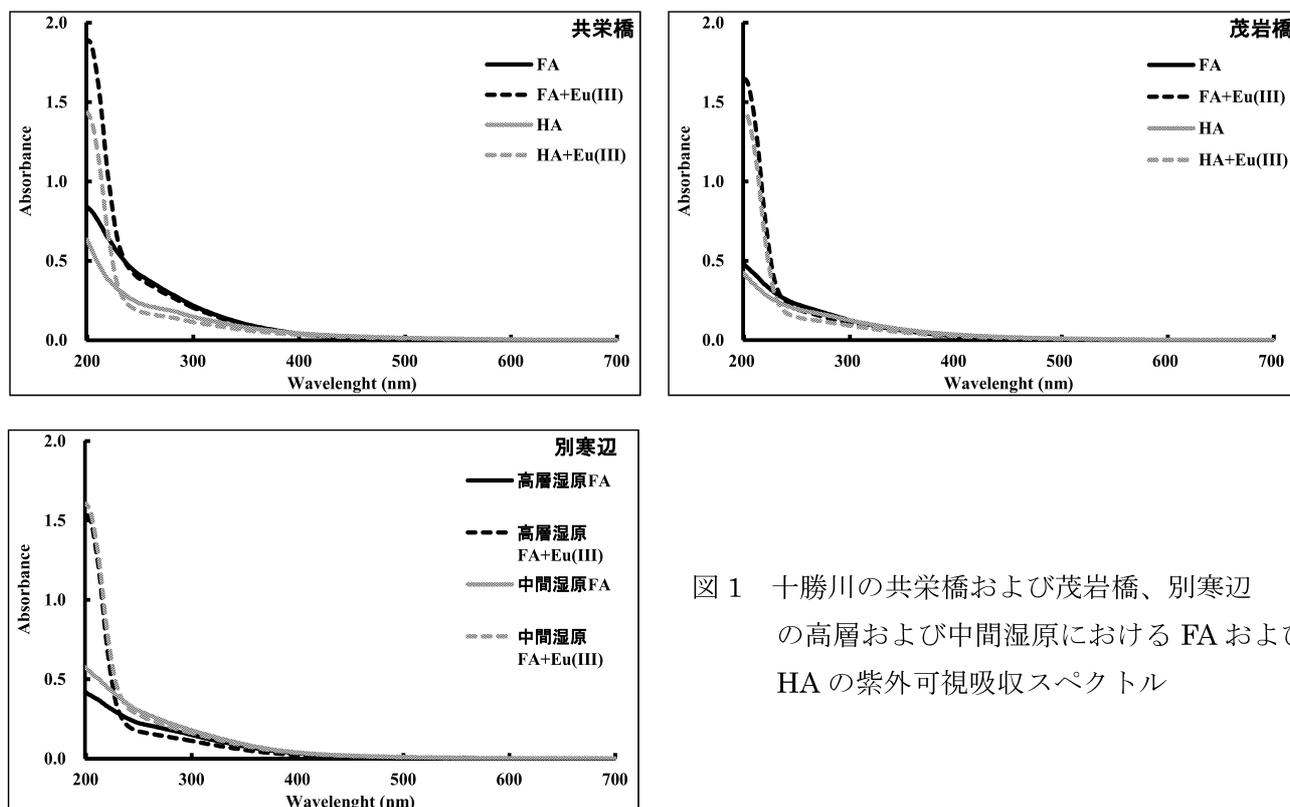


図 1 十勝川の共栄橋および茂岩橋、別寒辺の高層および中間湿原における FA および HA の紫外可視吸収スペクトル

蛍光消失の特徴をより詳細に検討するため、高速液体サイズ排除クロマトグラムを測定した結果、FA の蛍光および紫外検出は、保持体積 8.6、8.9、9.6、12.7 mL 付近にピークが検出され、これらのピークは Eu(III) 添加した場合、蛍光検出では無添加の試料と同様の位置にピークが検出され、またクロマトグラムの面積およびピーク強度比もほぼ一致し、紫外検出では、さらに保持体積 11.5 mL の位置にピークが検出された。一方、HA の蛍光検出では、FA と同様のピーク位置に加え、さらに保持体積 7.3、8.6、8.9、9.6、12.7、11.2 mL 付近にピークが検出され、紫外検出では保持体積 7.3、8.2、9.4、12.7 mL 付近にピークが検出された。Eu(III) 添加した HA の蛍光検出もまた、無添加の試料と同様のピーク位置、面積および強度比が確認されたが、紫外検出では、保持体積 7.3 mL のピークが低くなった。これらの結果において、湿原と河川水との間に違いはあまりみられなかった。以上のことから、錯形成による蛍光消失は、FA および HA の蛍光性の低い高分子画分が関与していること、また、この錯形成能は、環境を異にしてもほぼ類似していることが推測された。

<引用文献>

[1] 渡辺 彰, 浅川大地, 川東正幸, 大手信人, 長尾誠也, 眞家永光, 加藤英孝, 竹中 眞; 日本土壤肥料学雑誌, **80**, 89-94 (2009)
 [2] 長尾誠也, 松永 武, 鈴木康弘, 平木敬三; 地球科学, **35**, 107-120 (2001)

What is the origin of ^{137}Cs detected in under-floor soil samples of houses built in 1-4 years after the Hiroshima atomic bomb ?

M. Yamamoto¹, A. Sakaguchi², K. Zhumadiov³, M. Hoshi³, S. Endo⁴,
T. Imanaka⁵, Y. Miyamoto⁶

¹ Low Level Radioactivity Laboratory (LLRL), Kanazawa Univ., Ishikawa 923-1224, Japan

² Graduate School of Science, Hiroshima Univ., Higashi-Hiroshima 739-8527, Japan

³ Research Institute for Radiation Biology and Medicine, Hiroshima Univ., Hiroshima 734-8553, Japan

⁴ Graduate School of Engineering, Hiroshima Univ., Higashi-Hiroshima 739-8527 Japan

⁵ Research Reactor Institute, Kyoto Univ., Kumatori-cho, Osaka 590-0494, Japan

⁶ Radiochemical Lab., Nuclear Science and Engineering Directorate, Japan Atomic Energy Agency (JAEA), Tokai-mura, Ibaraki 319-1195, Japan

Other than direct radiation by Hiroshima atomic bomb (A-bomb), from twenty to third minutes after the explosion, so-called “black rain” fell down over the north and northwest areas of Hiroshima City. Radiation exposure due to close-in fallout by this event was not taken into consideration in DS02 (Young and Kerr, 2005) because its contribution was considered to be small for RERF cohort members who were mainly inside the city at the time of the bombing. Recently, in relation with enlargement of social compensation for A-bomb survivors, concern on radiation exposure due to close-in fallout has been raised among the people who experienced the black-rain. Until now, to evaluate the possible radiation exposure by the close-in fallout related to the black rain, long-lived fission product ^{137}Cs has been actively measured in surface soil samples, accompanied by much smaller amounts of data on ^{90}Sr (JPHA, 1976, 1978). Excess ^{137}Cs activity from the close-in fallout, however, could not be clearly recognized due to much larger quantity of global fallout ^{137}Cs deposition originating from atmospheric nuclear tests in 1950s and 1960s. Thus, radioactive characteristics as well as spatial distribution of the close-in fallout by the Hiroshima A-bomb have not been specified even after 60 years from the A-bombing.

Therefore, measurements of ^{137}Cs and Pu isotopes in under-floor soil samples from about 20 houses built in 1-4 years after 1945 have been attempted since 2008, in order to evaluate the close-in fallout deposition at the time of Hiroshima atomic explosion (Yamamoto et al. 2010). The $^{239,240}\text{Pu}$ was used as indicator to evaluate the contamination from global fallout ^{137}Cs other than Hiroshima A-bomb derived ^{137}Cs . As a result, ^{137}Cs (several to several 100 Bq/m², mostly being 10-50 Bq/m²) and trace of $^{239,240}\text{Pu}$ (0.1-24 Bq/m², mostly being around 1Bq/m²) were detected for all samples measured, although their ^{137}Cs levels were very low compared with their levels (1000-2500 Bq/m²) in undisturbed forest soils around Hiroshima. To elucidate the origin of ^{137}Cs (and $^{239,240}\text{Pu}$) detected in the under-floor soil samples, attempts were also made to determine the $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ atomic ratios in some of those soil samples. These results will be presented and discussed from the standpoint of the evaluation of Hiroshima atomic bomb derived ^{137}Cs fallout level.

Sampling locations of 20 houses where under-floor soil samples were collected are shown in Fig.1. The samples were mainly collected from the under-floor of old houses built in 1-4 years after A-bomb at the north and northwest areas. To measure accurately low level ^{137}Cs in all soil samples, chemical separation of Cs (^{137}Cs) using about 100 g soil sample was carried out by Kyushu Environmental Evaluation (Fukuoka, Japan), and the obtained AMP samples

were measured using extremely low-background Ge detector installed at the Ogoya underground laboratory at LLRL. In addition to those $^{239,240}\text{Pu}$ concentrations, this time, measurement of $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ atomic ratio was examined for four soil samples by using TIMS

Fig. 1 Sampling locations of under-floor soil samples of houses built in 1-4 years after the Hiroshima atomic bomb explosion.

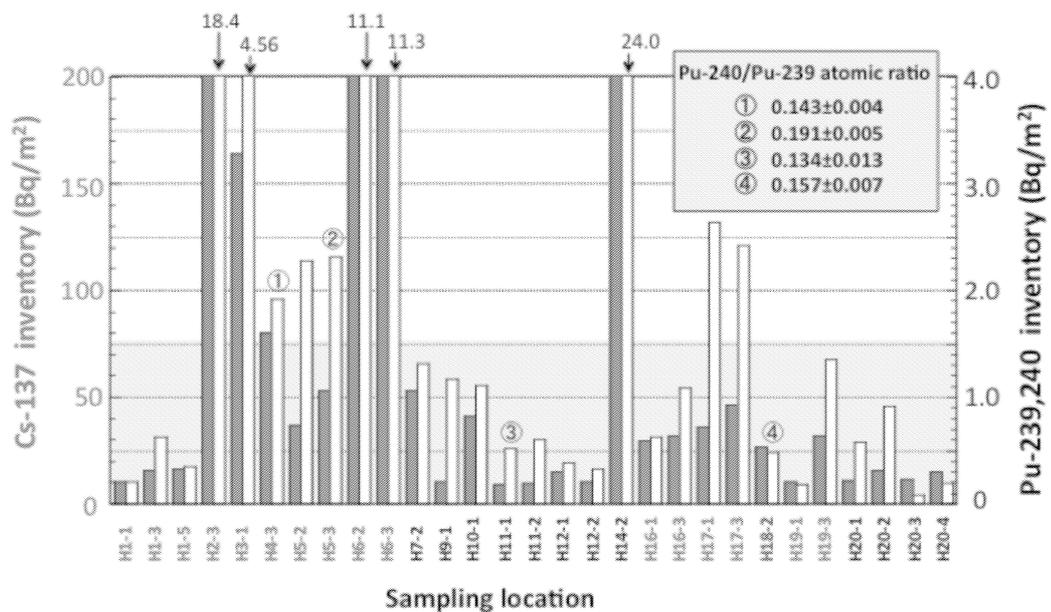
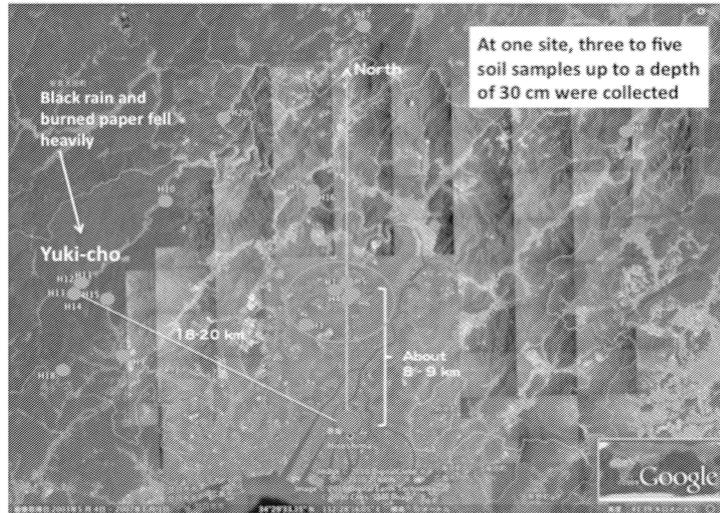


Fig.2 Results of ^{137}Cs inventories in under-floor soil samples of houses built mainly in 1-3 years after 1945.

In Fig. 2, the results for samples which $^{239,240}\text{Pu}$ was measured are shown, together with ^{137}Cs levels. Plutonium-239,240 was detected with low levels for all samples examined. The $^{239,240}\text{Pu}$ levels were higher in samples where ^{137}Cs was observed in higher level. Except for the samples detected with higher $^{239,240}\text{Pu}$ levels, other most of the samples showed the values of less than 1 Bq/m²

Hiroshima A-bomb derived ^{137}Cs at that time may be roughly estimated by using ^{137}Cs level found in the under-floor soil. Here, we considered two approaches for discrimination: one (1) is based on assumption that all of the $^{239,240}\text{Pu}$ detected was derived from global fallout. In this case, Hiroshima derived ^{137}Cs can be calculated simply by subtracting the global fallout ^{137}Cs

estimated by $^{239,240}\text{Pu}$ from total amount of measured ^{137}Cs , The second approach (2) is the assumption that $^{239,240}\text{Pu}$ detected was only due to fallout from atomic bombs conducted during the periods of 1945-1949. The cumulative deposition of ^{137}Cs in Tokyo is reported by Aoyama (2006). Its deposition is about 10 Bq/m^2 up to the year of 1949. By assuming that this value is the case for Hiroshima area, today's level is around 2.3 Bq/m^2 by considering decay, and further by assuming that current $^{239,240}\text{Pu} / ^{137}\text{Cs}$ ratio of 0.033 is the case for both fallout nuclides during this period, Pu deposition can be roughly estimated to be around 0.1 Bq/m^2 . This value is consistent with the estimated value in 1945-1949 by Hirose et al. (2001).

Table 1 Estimation of the Hiroshima atomic bomb derived ^{137}Cs deposition.

137Cs deposition expected from the Hiroshima A-bomb							(1)	(2)
Sample No.	Pu-239,240 (Bq/m ²)	Sampling date Cs-137 (Bq/m ²)	240/239 atomic ratio	Global origin Pu/Cs=0.033 (Bq/m ²)	A-bomb (Bq/m ²)	Elapsed time (year)	Cs-137 at 1945 from A-bomb (Bq/m ²)	Cs-137 at 1945 without correction (Bq/m ²)
H1-1	0.20 ± 0.04	10.54 ± 1.62		6.18	4.36	62.92	18.6	45.1
H1-3	0.63 ± 0.14	15.78 ± 1.83		19.23	(3.45)	62.92		67.5
H1-5	0.35 ± 0.17	16.57 ± 1.71		10.54	6.03	62.92	25.8	70.9
H2-3	18.40 ± 1.06	410.3 ± 8.0		557.46	(147.18)	63.55		
H3-1	4.56 ± 0.27	163.7 ± 7.8		138.28	25.39	63.70	110.6	
H4-3	1.92 ± 0.35	79.91 ± 3.10	0.143 ± 0.004	58.18	21.72	63.70	94.6	
H5-2	2.28 ± 0.38	37.04 ± 4.33		69.09	(32.05)	63.70		
H5-3	2.32 ± 0.41	53.33 ± 2.88	0.191 ± 0.005	70.30	(16.97)	63.70		
H6-2	11.12 ± 0.80	318.9 ± 5.1		336.82	(17.97)	63.70		
H6-3	11.26 ± 0.49	276.6 ± 9.8		341.28	(64.66)	63.70		
H7-2	1.31 ± 0.21	53.02 ± 3.02		39.71	13.31	63.70	58.0	230.9
H9-1	1.17 ± 0.14	10.49 ± 1.15		35.57	(25.08)	64.27		46.3
H10-1	1.11 ± 0.17	40.89 ± 1.98		33.62	7.27	64.27	32.1	180.5
H11-1	0.52 ± 0.13	9.38 ± 1.01	0.134 ± 0.013	15.80	(6.42)	64.27		41.4
H11-2	0.60 ± 0.13	9.61 ± 1.28		18.20	(8.59)	64.27		42.4
H12-1	0.39 ± 0.17	14.95 ± 1.56		11.79	3.16	64.50	14.0	66.3
H12-2	0.33 ± 0.08	10.37 ± 1.55		9.91	0.46	64.50	2.0	46.0
H14-2	24.02 ± 0.52	843.8 ± 6.5		727.88	115.95	64.50		
H16-1	0.63 ± 0.11	29.27 ± 1.45		19.08	10.19	64.82	45.5	130.8
H16-3	1.09 ± 0.20	31.76 ± 2.56		32.99	(1.23)	64.82		142.0
H17-1	2.64 ± 0.32	36.27 ± 1.75		80.00	(43.73)	64.82		
H17-3	2.42 ± 0.36	46.15 ± 3.55		73.33	(27.18)	64.82		
H18-2	0.48 ± 0.08	26.62 ± 3.28	0.157 ± 0.007	14.53	12.09	64.82	54.0	119.0
H19-1	0.18 ± 0.08	10.44 ± 1		5.46	4.98	64.86	22.3	46.7
H19-3	1.35 ± 0.28	31.91 ± 1.7		40.88	(8.97)	64.86		142.7
H20-1	0.58 ± 0.13	10.94 ± 1.7		17.61	(6.66)	64.94		49.0
H20-2	0.92 ± 0.17	15.70 ± 1.1		27.99	(12.28)	64.94		70.4
H20-3	0.08 ± 0.03	11.38 ± 1.1		2.36	9.02	64.94	40.4	51.0
H20-4	0.19 ± 0.08	14.96 ± 1.6		5.77	9.19	64.94	41.2	67.1
						Max	ca. 50	100

The result of calculation is listed in Table 1. The global fallout derived ^{137}Cs levels estimated by using both detected $^{239,240}\text{Pu}$ and current $^{239,240}\text{Pu} / ^{137}\text{Cs}$ activity ratio of 0.033 are given in the fifth column of this Table. The value given in the sixth column is the estimated Hiroshima derived ^{137}Cs level. In this case, many samples give negative value. Although further consideration is required, maximum value of 50 Bq/m^2 is tentatively more likely. The values listed in the last column in Table 1 show the result of second assumption for samples, which Pu levels are less than 0.5 Bq/m^2 , probably these values seem to correspond to the upper limit. In this case, maximal deposition of 100 Bq/m^2 is more likely. Most important issue depends on the soil preparation under houses at that time. Usually, before building a new house, soil preparation such as dipping out surface soil, clearing the land and so on are carried out. According to carpenter, most of the wooden houses at that time were built without causing large disarrangement of surface soil. Further information and data are needed.

Early survey of radioactive contamination in soil due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident: with emphasis on plutonium analysis

M. Yamamoto^{1*}, T. Takada¹, S. Nagao¹, T. Koike², K. Shimada³, M. Hoshi⁴,
K. Zhumadilov⁴, T. Shima⁵, M. Fukuoka⁵, T. Imanaka⁶, S. Endo⁷,
A. Sakaguchi⁸ and S. Kimura⁹

¹ Low Level Radioactivity Laboratory, Kanazawa Univ., Ishikawa 923-1224, Japan,

² Graduate School of Science, Tohoku Univ., Sendai, Miyagi 980-8578, Japan

³ Cyclotron Radioisotope Center, Tohoku Univ., Sendai, Miyagi 980-8578, Japan

⁴ Research Institute for Radiation Biology and Medicine, Hiroshima Univ.,
Hiroshima 734-8553, Japan

⁵ Research Center of Nuclear Physics, Osaka Univ., Ibaraki, Osaka 567-0047, Japan

⁶ Research Reactor Institute, Kyoto Univ., Kumatori-cho, Osaka 590-0494, Japan

⁷ Graduate School of Engineering, Hiroshima Univ., Higashi-Hiroshima 739-8527, Japan

⁸ Graduate School of Science, Hiroshima Univ., Higashi-Hiroshima 739-8527, Japan

⁹ School of Medicine, Dokkyo Medical Univ., Tochigi 321-0293, Japan

On March 11, 2011, the Great East Japan Earthquake of magnitude 9 occurred, generating large tsunami along the eastern coast of Japan. In addition to those events, the earthquake and the tsunami affected several nuclear power plants. The most shocking consequences occurred at Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant (F-1 NPP: Units 1-6) of the Tokyo Electric Power Company (TEPCO). As a result, large amounts of radionuclides, especially volatile radionuclides such as ¹³¹I, ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs, were released mainly from Units 1-3 into the environment.

In this work, soil sampling was performed outside the 20-km exclusion zone at the end of March and at Okuma Town adjacent to the plant in May, for the purposes of identifying the released radionuclides and determining their levels and distributions. For these soil samples, gamma-emitting radionuclide analysis was conducted using a Ge semiconductor detector. Emphasis was placed on the measurement of plutonium (Pu) isotopes in order to answer the public's concerns as to whether or not Pu, one of the most hazardous elements, was released into the environment, because some MOX fuel was used in Unit 3.

At the early stage of the accident, access to areas within the 20-km exclusion zone around the plant was strictly limited. Therefore, soil sampling was first done at 11 locations outside the 20-km exclusion zone along a road on March 27-28, 2011. Furthermore, in Iitate Village being located in the distances of 25-45 km northwest of the F-1 NPP, where serious radioactivity deposition occurred the evening of March 15, soil samples to a depth of 5 cm were collected at four locations on March 29, 2011. After obtaining permission to enter within the 20-km exclusion zone from the government, soil sampling up to a depth of 15-23 cm was also conducted at 10 locations in Okuma Town located within 2-5 km around the plant on May 25, 2011.

As a result, volatile radionuclides such as ¹³¹I, ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs were responsible for a large share of the released radioactivity. Higher depositions of these nuclides were observed in areas in a northwestern direction, including Iitate Village where spans distance of 25-45 km from the plant and Okuma Town. The obtained results were consistent with the levels and distributions estimated later by the Japan-USA joint-survey (Asahi Shimbun Company, 2011). Trace amounts of plutonium isotopes originating from the accident were detected mainly in soil samples from Iitate Village and in limited soil samples from Okuma Town. The detected levels of ^{239,240}Pu contamination due to the accident were considered to be less than a millionth

those of the ^{137}Cs contamination.

Fig. 1 Map showing locations of soil sampling sites in areas outside the 20-km exclusion zone from the F-1 NNP and the corresponding air dose rates at 1m above the ground on the sampling date, March 27-28, 2011.

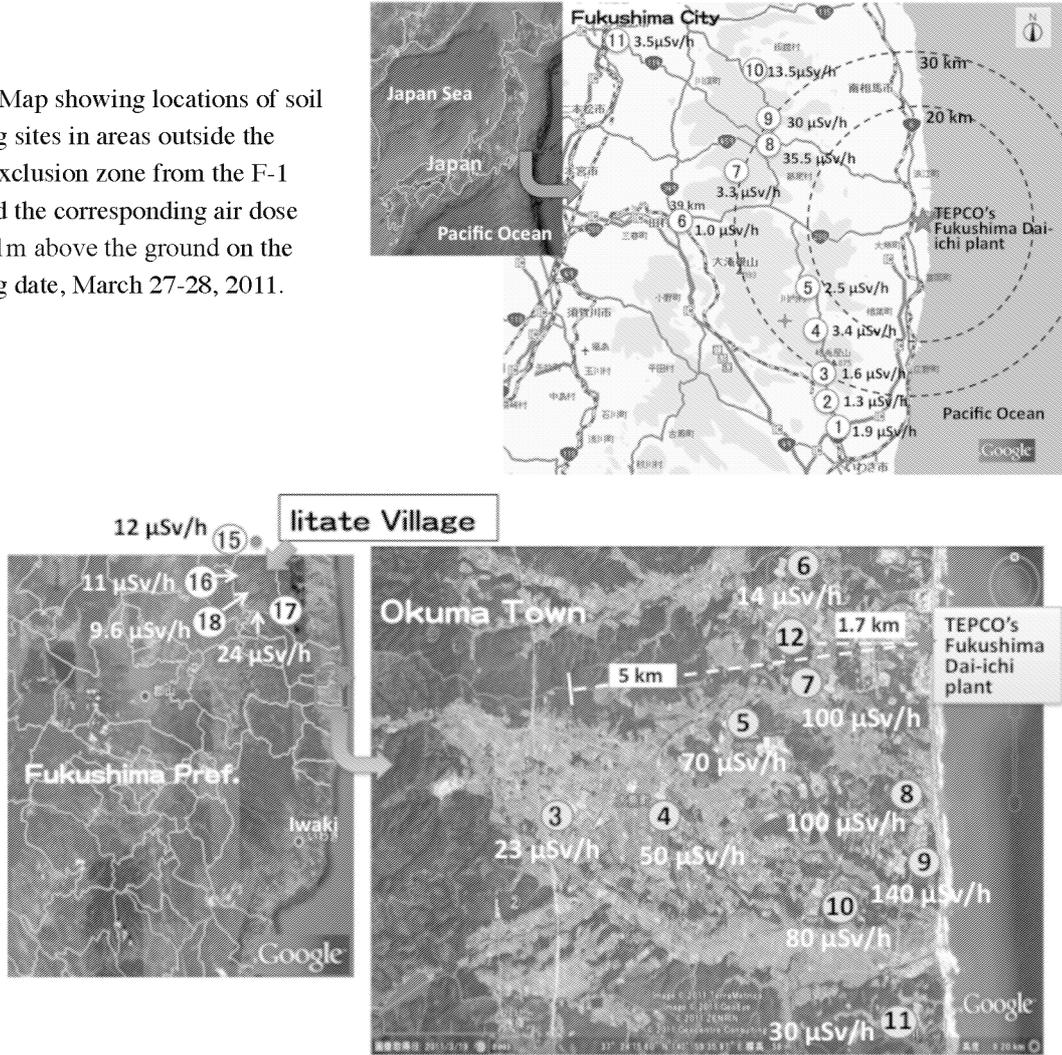


Fig. 2 Map showing locations of soil sampling sites in Iitate Village (March 29, 2011) and Okuma Town (May 25, 2011) and the corresponding air dose rates at 1m above the ground on the sampling date. The sample ⑫ was collected on the sampling date, April 21, 2011.

Table 1 Pu concentrations and $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ activity ratios in soil samples collected at 4 locations in Iitate Village on 29 March, 2011.

Sampling location	Sample name	Depth (cm)	$^{239,240}\text{Pu}$		Activity ratio $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$	^{137}Cs		Fukushima-Pu (%)**	Fukushima-Pu / Fukushima-Cs
			(Bq/kg)	(Bq/m ²)		(kBq/kg)	(kBq/m ²)		
⑮	IMA-2(#88)*	0-5	0.0076 ± 0.0004	0.45	0.500 ± 0.043	10.0	590	15.8	1.2E-07
⑯	IMA-1(#53)*	0-5	0.0145 ± 0.0007	1.04	0.110 ± 0.016	14.0	1000	2.7	2.8E-08
⑰	IMA-3(#165)*	0-5	0.0109 ± 0.0008	0.56	1.324 ± 0.129	43.0	2200	43.6	1.1E-07
⑱	IMA-4(#1)	0-5	0.0664 ± 0.0021	3.38	0.088 ± 0.009	16.0	814	2.0	8.1E-08
	IMA-5(#2)	0-5	0.0538 ± 0.0020	1.65	0.128 ± 0.014	22.3	682	3.3	8.0E-08
	IMA-6(#3)	0-5	0.0684 ± 0.0025	2.83	0.353 ± 0.025	19.5	807	10.9	3.8E-07
	IMA-7(#4)	0-5	0.0505 ± 0.0019	1.57	0.452 ± 0.030	23.7	737	14.2	3.0E-07
	IMA-8(#5)	0-5	0.0515 ± 0.0020	1.58	0.328 ± 0.024	23.0	704	10.0	2.2E-07

Error shows 1σ standard deviation from counting statistics.

*: Submitting those data to Health Physics by Imanaka et al. (2012).

** : Contribution of $^{239,240}\text{Pu}$ from the Fukushima Dai-ichi nuclear plant accident was estimated as a mixture of $^{239,240}\text{Pu}$ from global fallout ($^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ activity ratio=0.03) and Fukushima nuclear power plant ($^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ activity ratio=3).

Table 2 Pu concentrations and $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ activity ratios in soil samples collected at 11 locations outside the 20-km exclusion zone on 27-28 March, 2011.

Sampling location	Sample name	Sampling date	Depth (cm)	$^{239,240}\text{Pu}$		Activity ratio
				(Bq/kg)	(Bq/m ²)	$^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$
①	F1-1	27/03/2011	0-5	0.174 ± 0.008	9.01	0.032 ± 0.008
		27/03/2011	5-10	0.138 ± 0.012	18.3	0.028 ± 0.004
		27/03/2011	10-20	0.144 ± 0.013	15.3	0.028 ± 0.009
		27/03/2011	20-30	0.070 ± 0.005	7.30	n.d.
②	F1-2	27/03/2011	0-5	0.175 ± 0.007	9.11	0.034 ± 0.007
	F2-1	27/03/2011	0-5	0.023 ± 0.003	0.74	n.d.
③	F2-2	27/03/2011	0-5	0.019 ± 0.003	0.67	n.d.
	F3-1	27/03/2011	0-5	0.0093 ± 0.0012	0.35	n.d.
④	F3-2	27/03/2011	0-5	0.0043 ± 0.0011	0.15	n.d.
	F4-1	27/03/2011	0-5	0.011 ± 0.001	0.46	n.d.
⑤	F4-2	27/03/2011	0-5	0.015 ± 0.002	0.71	n.d.
	F5-1	27/03/2011	0-5	0.0015 ± 0.0002	0.16	n.d.
⑥	F5-2	27/03/2011	0-5	0.0035 ± 0.0008	0.20	n.d.
	F6-1	27/03/2011	0-5	0.024 ± 0.004	1.50	n.d.
⑦	F6-2	27/03/2011	0-5	0.025 ± 0.005	1.09	n.d.
	F7-1	27/03/2011	0-5	0.269 ± 0.006	10.1	0.032 ± 0.004
⑧	F7-2	27/03/2011	5-10	0.353 ± 0.012	17.3	0.029 ± 0.005
		27/03/2011	10-20	0.347 ± 0.010	23.0	0.031 ± 0.006
		27/03/2011	20-30	0.062 ± 0.005	7.56	0.028 ± 0.011
		27/03/2011	0-5	0.050 ± 0.003	2.29	n.d.
⑨	F8-1	27/03/2011	0-5	0.011 ± 0.002	0.56	n.d.
	F9-1	27/03/2011	0-5	0.032 ± 0.003	1.59	n.d.
⑩	F9-1	27/03/2011	5-10	0.040 ± 0.009	4.36	n.d.
		27/03/2011	10-20	0.056 ± 0.022	4.53	n.d.
		27/03/2011	20-30	0.076 ± 0.036	5.49	n.d.
		27/03/2011	0-5	0.0067 ± 0.0009	0.17	n.d.
⑪	F10-1	27/03/2011	0-5	0.0067 ± 0.0009	0.17	n.d.
⑫	F11-1	28/03/2011	0-5	0.0014 ± 0.0004	0.082	n.d.

Error shows 1σ standard deviation from counting statistics.
n.d.: not detected.

Table 3 Pu concentrations and $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ activity ratios in soil samples collected at 10 location in Okuma Town (21 April and 25 May, 2011).

Sampling location	Sample name	Sampling date	Depth (cm)	$^{239,240}\text{Pu}$		Activity ratio
				(Bq/kg)	(Bq/m ²)	$^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$
③	OF-3	5/25/2011	0-5	0.0024 ± 0.0005	0.18	n.d.
④	OF-4	5/25/2011	0-5	0.0067 ± 0.0008	0.53	n.d.
⑤	OF-5	5/25/2011	0-5	0.015 ± 0.001	1.22	0.103 ± 0.016
			5-10	0.014 ± 0.001	0.80	0.034 ± 0.011
			10-15	0.0060 ± 0.0009	0.41	n.d.
			15-18	0.0059 ± 0.0009	0.36	n.d.
⑥	OF-6	5/25/2011	0-5	0.096 ± 0.002	5.91	0.028 ± 0.004
⑦	OF-7	5/25/2011	0-5	0.178 ± 0.004	11.1	0.038 ± 0.003
			5-10	0.213 ± 0.008	12.6	0.027 ± 0.006
			10-15	0.216 ± 0.007	13.0	0.023 ± 0.004
			15-23	0.116 ± 0.004	16.3	0.026 ± 0.005
⑧	OF-8	5/25/2011	0-5	0.057 ± 0.002	2.77	0.066 ± 0.007
			5-10	0.056 ± 0.004	3.33	0.027 ± 0.009
			10-15	0.066 ± 0.004	3.87	0.031 ± 0.008
			15-20	0.057 ± 0.003	4.05	0.030 ± 0.008
⑨	OF-9	5/25/2011	0-5	0.094 ± 0.002	4.85	0.033 ± 0.004
⑩	OF-10	5/25/2011	0-5	0.171 ± 0.004	11.0	0.031 ± 0.004
⑪	OF-11	5/25/2011	0-5	0.141 ± 0.004	8.58	0.029 ± 0.003
⑫	OF-12	4/21/2011	0-5	0.078 ± 0.003	3.97	0.059 ± 0.009

Error shows 1σ standard deviation from counting statistics.
n.d.: not detected.

Acknowledgements-The authors would like to express their gratitude to Okuma Town Mayor T. Watari and his staff, especially Mr. H. Ishida for their valuable help with the sampling, and Mr. T. Ikemoto of NHK for his kind support and interest through the course of this study. The authors also would like to thank Iitate Village Mayor N. Kanno and his staff for expediting the present study, and members of Koho-Shien group who are working with the residents of Iitate Village.

Characteristics and behavior of particle organic matter in the Kumaki River and Nanao Bay on Noto Peninsula, Japan

Tomoyo SUZUKI¹, Seiya NAGAO¹, Koyo YONEBAYASHI²,

Shinya OCHIAI¹, Takeo TOKUNARI¹, Masayoshi YAMAMOTO¹

¹Low Level Radioactivity Laboratory, K-INET, Kanazawa Univ., Nomi-shi, Ishikawa 923-1224, Japan

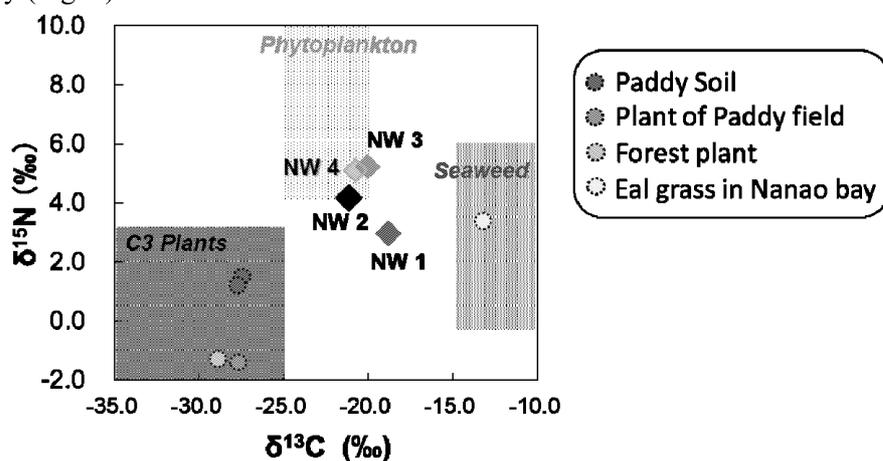
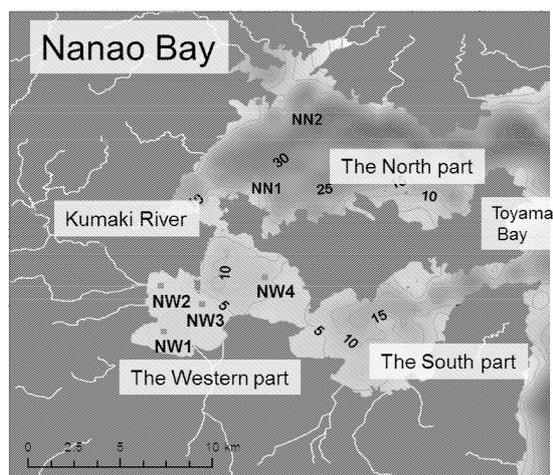
²Department of Environmental Science, Ishikawa Prefectural Univ., Nonoichi-shi, Ishikawa 921-8836, Japan

The management of SATOYAMA is important to sustain material cycle and ecosystem. Recently, SATOYAMA faces to degradation of ecosystem caused by the abandonment of forest and farmland, and then influence chemical properties of water from soil and river. The change in SATOYAMA environments may reflect differences in transport of organic matter from watershed to coastal area.

The purpose of this study is to elucidate the variation of concentration, origin and transport processes of particle organic matter caused by abandonment of farmland and forest area at the Kumaki River and Nanao Bay on the Noto Peninsula in Ishikawa Prefecture (Fig. 1). The Noto Peninsula has high primary production in the coastal area, and is progressing for the abandonment of forest and farmland. We assess the impact of the abandonment to ecosystem in river – coastal environment. This paper reports stable isotope ratio of surficial sediment in the western part of Nanao Bay.

Sediment core samples were collected at the western part of Nanao Bay in 2011 (Fig. 1). These core samples were cut 1 cm intervals, and the segments were measured for carbon and nitrogen stable isotopic ratios to determine origin of particle organic matter in sediment samples at the Nanao Bay.

Fig. 2 shows the result measured stable isotope ratio of soil, plants and surface sediment in the western part of Nanao Bay. The $\delta^{13}\text{C} - \delta^{15}\text{N}$ plots indicate that most of terrestrial organic matter deposited around the mouth of Kumaki River and organic matter derived from plankton is found in the center of the bay (Fig. 2).



Characteristics and behavior of dissolved organic matter in the Kumaki River in Noto Peninsula, Japan

Tomoyo SUZUKI¹, Seiya NAGAO¹, Hideki KURAMITSU², Syusaku NISHIMURA¹,

Shinya OCHIAI¹, Takeo TOKUNARI¹, Masayoshi YAMAMOTO¹

¹Low Level Radioactivity Laboratory, K-INET, Kanazawa Univ., Nomi-shi, Ishikawa 923-1224, Japan

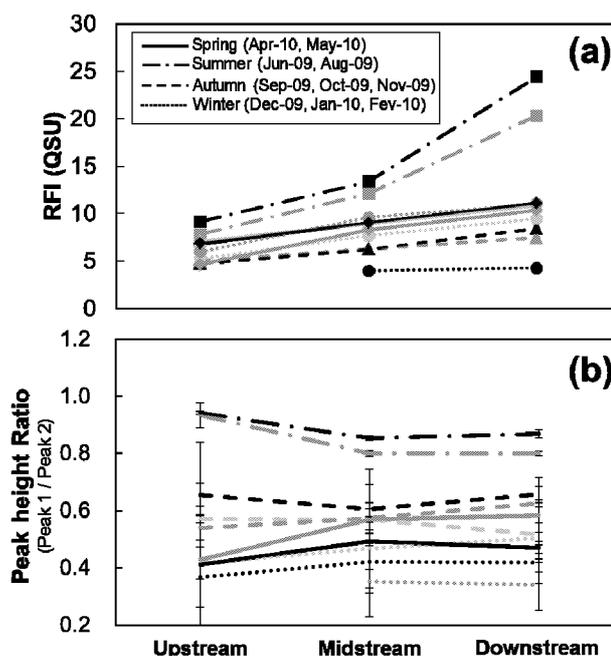
²Graduate School of Science and Engineering for Education (Science),
University of Toyama, Toyama-shi, Toyama 930-8555, Japan

The management of SATOYAMA is important to sustain material cycle and ecosystem. Recently, SATOYAMA faces to degradation of ecosystem caused by the abandonment of forest and farmland. The change in SATOYAMA environments may reduce transport of organic matter from watershed to coastal area, and influence primary production at coastal area. Therefore, we need to elucidate the migration behavior of organic matter, especially humic substances with high molecular weight and high affinity for trace elements in river watershed.

The purpose of this study is to elucidate the spatial variation of structural properties and concentration of humic substances caused by abandonment of farmland and forest area at the Kumaki River and Nanao Bay on the Noto Peninsula in Ishikawa Prefecture. This paper reports seasonal dynamics of humic substances in the Kumaki River system at normal flow condition from June 2009 to May 2010.

Water and sediment samples were collected from river, paddy and drainage at in the Kumaki River system. Water samples were filtered through GF/F filter and kept under freezing until analysis. The structural properties and concentration of humic substances were measured by three-dimensional excitation emission matrix (3D EEM) spectroscopy and high-performance size exclusion chromatography (HPSEC) at monitoring wavelength of Ex. / Em.: 320 / 430 nm corresponding to humic fluorescence peak.

The four fluorescent peaks (Peak H1-H4) of humic-like materials were detected at Excitation (Ex.) / Emission (Em.): 300-340 / 430-465 nm for 3D EEM spectra in all river water samples. Relative fluorescence intensities (RFI) of humic-like materials increase downward from upstream to downstream (Fig. 1a). The peak position of the highest RFI of four humic-like peaks (Peak H1-H4) was different from upstream and downstream. Higher RFI was observed at Peak H1 for the upstream and midstream river waters, but Peak H2 for the downstream. Three sharp peaks were detected at the elution volume of 9.5 ml (Peak 1), 9.8 ml (Peak 2) and 10.4 ml (Peak 3) in the size exclusion chromatograms. Intensity ratio of Peak 1 / Peak 2 for the humic-like materials at the midstream and downstream was lower than that of the upstream (Fig. 1b). This is considered that humic-like materials with lower-molecular size fractions are supplied from paddy fields expending from midstream to downstream watershed.



平成23年度見学来訪・出張の記録

- 平成 23. 4. 13、5. 31、6. 28、7. 29、8. 26、9. 7、10. 27、11. 30、12. 17、1. 10、3. 23
金沢工業大学 南戸秀仁教授研究室 宮本由香 氏、小野里光朗 氏、白井和也 氏
大野 建 氏、当施設、尾小屋地下測定室で測定
5. 11 福井県立大学 杉本 亮 氏 研究打ち合わせ
5. 25 白山市中学校理科部会 25 名見学
6. 23 泉ヶ丘高校生 5 名見学
6. 27-7. 3 長尾教授「The International Union of Geodesy and Geophysics (IUGG)」参加のためオーストラリアへ出張
7. 26 環境テクノス 太田秀和 氏、前田恒宏 氏 研究打ち合わせ
8. 13-20 山本教授、長尾教授「Goldschmidt 2011 国際会議」参加のためチェコへ出張
8. 23 東京大学大気海洋研究所 田中 潔 氏 研究打ち合わせ
9. 5-6 東京農工大学 古橋綱久 氏 研究打ち合わせ
9. 7 台湾大学 劉時宏 氏、張祖達 氏、鄭遠昌 氏 研究打ち合わせ
10. 6-13 山本教授「旧ソ連核実験場周辺住民の被曝線量評価」土壌試料収集のためカザフスタン共和国へ出張
10. 10-15 長尾教授、落合博士研究員「8th East Asia International Workshop」参加のため中国の成都へ出張
11. 1 理工学域物質化学系 3 年生 46 名実習、尾小屋地下測定室見学
11. 10-12 神戸大学名誉教授 中村 昇氏 研究打ち合わせ
11. 12 根上学習センター子ども宇宙科学室企画運営委員会・根上いん石の会運営委員会
尾小屋見学
11. 17-18 第 27 回日本腐植物質学会開催（金沢）
11. 19-24、24. 6-3. 1 広島大学 助教 坂口 綾 氏 研究打ち合わせ
11. 21、24. 2. 28-3. 1 (財) 海洋生物環境研究所 及川 真司 氏 研究打ち合わせ
- 平成 24. 1. 10-12 群馬県水産試験場 鈴木 究真 氏 研究打ち合わせ
1. 16 東京大学大気海洋研究所国際連携研究センター長 植松 光夫 教授
研究打ち合わせ
1. 24-26 国立環境研究所 荒巻 能史 氏 研究打ち合わせ
2. 1 産業技術総合研究所 保高 徹生 氏 研究打ち合わせ
2. 7-8 落合博士研究員「東アジアの水資源環境の長期的変動に関わる国際シンポジウム」(於 福岡) 研究発表
2. 19-25 長尾教授「Ocean Science Meeting」参加のためアメリカへ出張
2. 29 広島大学 教授 星 正治 氏 研究打ち合わせ
3. 18-21 北海道科学技術振興センター幌延地圏環境研究所 玉村修司氏
研究打ち合わせ
3. 19-24 長尾教授 研究打ち合わせのため、中国青島市へ出張



金沢大学
環日本海域環境研究センター

環日本海域環境研究センター 低レベル放射能実験施設

〒923-1224 石川県能美市和気

TEL (0761) 51 - 4440 FAX (0761) 51 - 5528

尾小屋測定室 TEL, FAX (0761) 67 - 1740

Low Level Radioactivity Laboratory, Kanazawa University, Wake, Nomi, Ishikawa 923-1224, JAPAN