Journal of Deringer

福島 12 お ける植物と藻類の 放射性セシウム汚染 その現状と将来につい τ

> Journal of Plant Research 127 巻1号(2014 年発行) JPR Symposium "Current status and future control of cesium contamination in plants and algae in Fukushima" 日本語抄訳集

福島における植物と藻類の放射性セシウム汚染: その現状と将来について



The Botanical Society of Japan

はじめに

本冊子は、(公社) 日本植物学会が Springer 社から発行している Journal of Plant Research 誌 第127 巻1号に特集された「Current status and future control of cesium contamination in plants and algae in Fukushima」に集められた論文の日本語抄訳をまとめたものである。

2011 年 3 月 11 日に起きた東日本大震災とそれに続く福島第一原子力発電所の事故は、今なお福島の地に大きな被害をもたらしたままになっている。

福島第一原子力発電所の爆発により、多量の放射性物質が環境に放出されたことが大きく取り上げ られて少し経った4月初めのある会合の場で、当時の日本植物学会会長であった福田裕穂博士から、

「我々植物科学者も、福島で何かを始めなければならないのではないか」と問いかけられたのが、こ こに報告する活動のきっかけである。そのことに賛同する研究者がすぐに集まり、今後の活動の可能 性の議論を行った。

その場で、私たちは植物科学者として、1. セシウム吸収能の高い植物が既に複数明らかになって いることから、これまでのそのような研究成果を基盤に、福島の現地で実際の植物によるセシウム吸 収に関するデータを取る。2. 社会情勢から鑑みて、中立な立場でデータ取得を進め、得られた結果 は出来る限り早急に公表する。3. 福島の現場の方達に有益となることを最優先とし、少しでも早く 始められるところから始める、という立場で活動を続けてきた。この特集には、私たちの2年に渡る 検討結果を、私たちとは独立に福島での活動を進めてきた2つのグループ(岡山大学、筑波大学)の 成果とともにまとめてある。

普段,私たちにとっては,成果の発表を英文で行うことが当然であり,それが世界に情報を発信す るために最も大切なことである。その意味で,Journal of Plant Research 誌における本特集は,日本の植 物科学者による福島での取り組みの一つとして,世界に現状を知ってもらうための重要な試みであっ た。

一方で、ここで示した多くの活動は、研究者ではない、たくさんの一般の方々のご協力を得て、初 めて可能になったものであること、また研究者が集めたデータを出来るだけ多くの方々に知ってもら うことも重要であろうと考え、日本語抄訳集を作成することとした。

活動の詳細は各論文に譲ることとするが、ここでは、序文の抄訳には書ききれなかったこととして、 本特集を公にするにあたり、JPR 誌の前編集長塚谷裕一氏と現編集長西田生郎氏には大変お世話にな った。また、JPR 編集室の青島裕子さん、Springer 社の平口愛子さんと浅輪桃子さんには、特集号作成 に対し色々便宜を図っていただいた。ここにお礼を申し上げたい。

そして、何より、本特集号のためのゲストエディターを務めていただき、全ての論文が JPR 誌で出版されるのにふさわしいものとなるために、多大な時間を使っていただいた西谷和彦氏に、心より感謝する次第である。西谷氏が、被災地の一つである仙台においてこの特集号のための作業を進めて下さったことを最後に記しておきたい。

2013 年 12 月 16 日 編者の一人として,三村徹郎 1. Fukushima の原発事故と植物科学者

三村徹郎,藤原徹,福田裕穂

Mimura T, Fujiwara T, Fukuda H (2014) As plant scientists who faced the Fukushima nuclear disaster. J Plant Res 127 (1). doi: 10.1007/s10265-013-0606-y

- 福島における野生植物の放射性物質汚染と放射性核種の蓄積
 三村徹郎,三村真理,小林大輔,小宮山千代,関本均,宮本昌明,北村晃
 - Mimura T, Mimura M, Kobayashi D, Komiyama C, Sekimoto H, Miyamoto M, Kitamura A (2014) Radioactive pollution and accumulation of radionuclides in wild plants in Fukushima. J Plant Res 127 (1). doi: 10.1007/s10265-013-0599-6
- 3. 福島第一原子力発電所事故から1年後の放射能汚染農地に生育した野生植物 99 種における土壌から植物体への放射性セシウム移行係数の評価

山下 純, 榎本 敬, 山田 雅夫, 小野 俊朗, 花房 直志, 永松 知洋, 園田昌司, 山本 洋子

- Yamashita J, Enomoto T, Yamada M, Ono T, Hanafusa T, Nagamatsu T, Sonoda S, Yamamoto Y (2014) Estimation of soil-to-plant transfer factors of radiocesium in 99 wild plant species grown in arable lands 1 year after the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident. J Plant Res 127 (1). doi: 10.1007/s10265-013-0605-z
- 4. 福島第一原子力発電所事故による海藻類の放射性セシウム蓄積 -いわき市とその周辺における 2 年間の推移-

川井浩史,北村晃,三村真理,三村徹郎,田原睦也,會田大来,佐藤健二,佐々木秀明

Kawai H, Kitamura A, Mimura M, Mimura T, Tahara T, Aida D, Sato K, Sasaki H (2014) Radioactive cesium accumulation in seaweeds by the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident—two years' monitoring at Iwaki and its vicinity. J Plant Res 127 (1). doi: 10.1007/s10265-013-0603-1

5. 福島第一原子力発電所から北西 32 km に位置する牧草地における事故後 2 年間の¹³⁴Cs および ¹³⁷Cs 放射線量の変化

塩見正衛, 寺島一郎, 福田裕穂

Terashima I, Shiyomi M, Fukuda H (2014)¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs levels in a meadow, 32 km northwest of the Fukushima 1 Nuclear Power Plant, measured for two seasons after the fallout. J Plant Res 127 (1). doi: 10.1007/s10265-013-0608-9

- 福島県で行った植物による農地からの放射性セシウム除去の検証 小林大輔、大河内利康、山上睦、信濃卓郎
 - Kobayashi D, Okouchi T, Yamagami M, Shinano T (2014) Verification of radiocesium decontamination from farmlands by plants in Fukushima. J Plant Res 127 (1). doi:10.1007/s10265-013-0607-x
- 7. 福島水田におけるセシウム吸収のイネ品種間差

田中伸裕, 大森良弘, 藤原徹

- Ohmori Y, Inui Y, Kajikawa M, Nakata A, Sotta N, Kasai K, Uraguchi S, Tanaka N, Nishida S, Hasegawa T, Sakamoto T, Kawara Y, Aizawa K, Fujita H, Li K, Sawaki N, Oda K, Futagoishi R, Tsusaka N, Takahashi S, Takano J, Wakuta S, Yoshinari A, Uehara M, Takada S, Nagano H, Miwa K, Aibara I, Ojima T, Ebana K, Ishikawa S, Sueyoshi K, Hasegawa H, Mimura T, Mimura M, Kobayashi NI, Furukawa J, Kobayashi D, Okochi T, Tanoi K, Fujiwara T (2014) Difference in cesium accumulation among rice cultivars grown in the paddy field in Fukushima Prefecture in 2011 and 2012. J Plant Res 127 (1). doi:10.1007/s10265-013-0616-9
- 8. 福島県の水田で栽培された水稲の放射性セシウム濃度に対する施肥の影響 大森 良弘,田中 伸裕,藤原 徹
 - Ohmori Y, Kajikawa M, Nishida S, Tanaka N, Kobayashi NI, Tanoi K, Furukawa J, Fujiwara T (2014) The effect of fertilization on cesium concentration of rice grown in a paddy field in Fukushima Prefecture in 2011 and 2012. J Plant Res 127 (1). doi:10.1007/s10265-013-0618-7
- 9. イネ植物体の K 栄養を考慮した,玄米の放射性 Cs 濃度の診断法
 関本 均,山田 孝,宝槻朋恵,藤原 徹,三村徹郎,松崎昭夫
 - Sekimoto H, Yamada T, Hotsuki T, Fujiwara T, Mimura T, Matsuzaki A (2014) Evaluation of the radioactive Cs concentration in brown rice based on the K nutritional status of shoots. J Plant Res 127 (1). doi:10.1007/s10265-013-0614-y
- 10. 放射能汚染水から放射性セシウム,ヨウ素およびストロンチウムを除去する能力が高い微細藻 類と水生植物の探索:バイオレメディエーション戦略に向けて
 - 福田真也・岩本浩二・熱海美香・横山亜紀子・中山剛・石田健一郎・井上勲・白岩善博
 - Fukuda S, Iwamoto K, Atsumi M, Yokoyama A, Nakayama T, Ishida K, Inouye I, Shiraiwa Y (2014) Global searches for microalgae and aquatic plants that can eliminate radioactive cesium, iodine and strontium from the radio-polluted aquatic environment: a bioremediation strategy. J Plant Res 127 (1). doi: 10.1007/s10265-013-0596-9

11. 高純度ゲルマニウム検出器によるγ線放射性核種の測定:福島第一原子力発電所の事故による 環境汚染を評価するために用いた手法とその信頼性

三村徹郎, 三村真理, 小宮山千代, 宮本昌明, 北村晃

Mimura T, Mimura M, Komiyama C, Miyamoto M, Kitamura A (2014) Measurements of gamma (γ)-emitting radionuclides with a high purity germanium detector: the methods and reliability of our environmental assessments on the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident. J Plant Res 127 (in this issue). doi: 10.1007/s10265-013-0594-y

Fukushima の原発事故と植物科学者

三村徹郎¹,藤原徹²,福田裕穂³

¹神戸大学大学院理学研究科 生物学専攻 〒657-8501 神戸市灘区六甲台町1-1 ²東京大学大学院農学生命科学研究科 植物栄養・肥料学研究室 〒113-8657 東京都文京区弥生1-1 ³東京大学大学院理学系研究科 生物科学専攻 〒113-0033 東京都文京区本郷7-3-1

As plant scientists who faced the Fukushima nuclear disaster

Tetsuro Mimura¹, Toru Fujiwara², Hiroo Fukuda³

¹Department of Biology, Graduate School of Science, Kobe University, Rokkodai, Nada, Kobe 657-8501, Japan

²Department of Applied Biological Chemistry, Graduate School of Agricultural and Life Sciences, the University of Tokyo

Yayoi, Bunkyo-ku, Tokyo 113-8657, Japan

³Department of Biological Sciences, Graduate School of Science, The Universisty of Tokyo, 7-3-1 Hongo, Bunkyo-ku, Tokyo 113-0033, Japan

Key words: ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, F1NPP, Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (福島第一原子力発電所), Plant science (植物科学), Radionuclides (放射性核種)

およそ二年半前,2011年3月11日に、巨大な地震と津波が東日本を襲った。この自然災害は、その地域に壊滅的打撃を与え、福島第一原子力発電所が被った大きな被害は、¹³⁷Cs、¹³⁴Cs、¹³¹Lといった大量の放射性核種を、福島県を中心とした広い範囲にまき散らすこととなった。

この放射性核種の汚染に対し、医学、農学、地球科学といった様々な分野の科学者達が、自然や社 会への厳しい影響を軽減するための活動に立ち上がった。

大震災以降,多くの植物科学者達が,福島で独立した活動を始めていたが,私たちは,これらの活動を進めるボランティアグループの一つとして,野生植物や栽培作物における放射性物質汚染の状況を見極めるために,原発災害後すぐに活動を開始した。

この JPR シンポジウムでは、私たちの2年に渡る検討結果を、私たちとは独立に福島での活動を進めてきた2つのグループの成果とともに示すものである。

この研究には三つの目的を定めた。(1)福島地域における野生植物や藻類の放射性物質による汚染 を正確に評価する。(2) 微細藻類,牧草,作物,野生植物,あるいはイネが示すファイトレメディエ ーション(植物による環境浄化)能力を検討する。(3)作物やイネへの放射性物質の吸収量を低減す るための農業技術を検討するとともに、吸収量の低い品種を探索する。

1960年代,70年代には、多くの核実験が繰り返され、また1986年には、ウクライナのチェルノブ イリにおいて、史上最悪の原子力発電所の事故があったことは良く知られている。核実験やチェルノ ブイリ事故の後に、放射性物質が植物や動物にどのように蓄積されたかの知識は限られており、また そういった情報が福島での現状の理解に役立つかどうかは判らなかった。

これまでも、植物への放射性物質の蓄積に関わる多くの研究が日本で進められていた。また、2011 年までに植物のCs吸収に関するデータも数多く存在していた。一方で、これらの研究のほとんどが、 厳密にコントロールされた環境下で実施されたものである。

植物がどのように放射性物質を取り込むかをより良く理解するために、私たちは福島において直接 放射性物質汚染を測定するとともに、様々な植物のファイトレメディエーション能を検証することを 決めた。2 年後の今、私たちは、ファイトレメディエーションによる放射性物質の除染は、数年間で 完了させるには現実的とは言えないことを知った。一方で、玄米や他の作物類への放射性 Cs の蓄積は それほど高くないということも判った。また、福島地域で栽培されているイネ品種の放射性物質蓄積 を軽減するのに役立つ知識の一端を手にいれることも出来た。さらに、イネの多様な品種を用いて、 放射性 Cs の蓄積量の比較を進めた実験からは、Cs 輸送や Cs 代謝の分子機構の解明が始まっている。 将来的には、(食品の安全に貢献する) Cs 蓄積量が低い植物や、高い Cs 吸収量を持つことで、(より 効率的なファイトレメディエーションに貢献する) 組換え植物の開発を見据えた研究を始めている。

私たちは、福島で起こったことを公にし、この災害によって生じた変化を伝えることが、植物科学 者としての義務であると信じている。このような災害が、将来またどこかで起こるかは判らない。し かし、私たちが得た結果は、環境への放射性物質の拡散がもたらす影響を理解するには間違いなく重 要なものとなるであろう。

私たちの福島での活動は、福島在住の多くの方々に加えて、このシンポジウムの著者には入ってい ない学生や共同研究者の方達の献身的サポートで、初めて可能になったものである。さらに、公私に わたる様々な組織から財政的支援を受けた。ここに、深く感謝する次第である。

2013年10月1日

多くの共同研究者を代表して

福島における野生植物の放射性物質汚染と放射性核種の蓄積

三村徹郎¹, 三村真理¹, 小林大輔², 小宮山千代³, 関本均⁴, 宮本昌明⁵, 北村晃³

¹神戸大学大学院理学研究科 生物学専攻 〒657-8501 兵庫県神戸市灘区六甲台町1-1 ²福島県立医科大学医学部細胞統合生理学講座 〒960-1295 福島県福島市光が丘1番地 ³神戸大学大学院海事科学研究科 マリンエンジニアリング講座 〒658-0022 兵庫県神戸市東灘区深江南町5-1-1 ⁴宇都宮大学農学部 〒321-8505 宇都宮市峰町350

> ⁵神戸大学研究基盤センター アイソトープ部門 〒657-8501 兵庫県神戸市灘区六甲台町1-1

Radioactive pollution and accumulation of radionuclides in wild plants in Fukushima

Tetsuro Mimura¹, Mari Mimura¹, Daisuke Kobayashi², Chiyo Komiyama³, Hitoshi Sekimoto⁴, Masaaki Miyamoto⁵, Akira Kitamura³

¹Department of Biology, Graduate School of Science, Kobe University, Rokkodai, Nada, Kobe, 657-8501 Japan.

²Cellular and Integrative Physiology, School of Medicine, Fukushima Medical University, Fukushima, 960-1295 Japan.

³Department of Marine Engineering, Graduate School of Maritime Sciences, Kobe University, Fukae-minami, Higashi-nada, Kobe, 658-0022 Japan.

⁴Faculty of Agriculture. Utunomiya University, Utunomiya 321-8505, Japan.

⁵Center for Support to Research and Education Activities, Kobe University, Rokkodai, Nada, Kobe, 657-8501 Japan.

Key words: Contamination of wild plants (野生植物の汚染),¹³⁷Cs,¹³⁴Cs, Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (福島第一原子力発電所), Radionuclides (放射性核種)

Mimura et al.-1

要旨

福島における野生植物と土壌の放射性物質汚染状況を、2011 年5月~2012 年 10 月にかけて、イメ ージングプレート(オートラジオグラム)とゲルマニウム半導体検出器を用いて計測を続けた。オー トラジオグラムを用いた測定から、2011 年 3 月に生育していた野生植物は、3 月 12 日から 15 日にか けての福島第一原子力発電所の水素爆発、(損傷による)原子炉圧力低下、ベント作業により排出され たフォールアウトにより強く汚染されていることが判った。放射能の大半は、植物の表面に吸着した フォールアウトによるものであることが示された。また、多くの草本植物を福島で継続的に採集し、 その放射能をゲルマニウム半導体検出器で測定した。2011 年 3 月に生育していた植物は高いレベルの ¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs の存在を示したが、2011 年 7 月以降は放射能は急速に減衰し、最終的には内生の ⁴⁰K よ りも低いレベルになった。この間、土壌の放射能は高いままであった。2011 年 7 月以降に採集された 植物の放射能の多くは、植物表面に付着した土ぼこりによるものではないかと考えている。福島で栽 培したイネと大阪で栽培したイネのオートラジオグラムはほとんど同じ像が得られた。これは ⁴⁰K の 自然放射能によるものと考えられる。

略号 F1NPP 福島第一原子力発電所

1. はじめに

2011 年 3 月 11 日に、巨大な地震と津波が東日本を襲った。この自然災害は、その地域に壊滅的打撃 を与え、福島第一原子力発電所が被った大きな被害は、¹³⁷Cs、¹³⁴Cs、¹³¹Lといった大量の放射性核種を、 福島県を中心とした広い範囲にまき散らすこととなった。

この災害に対し、日本の植物科学者有志が集まり、野生植物や作物の放射性物質汚染の状態を調べることとした。本号(JPR シンポジウム)には、この2年に渡る活動成果が、貴重なデータとして発表されている。

日本政府の原子力規制委員会(Nuclear regulation authority; NRA)は、福島地域の陸域および海域に おける放射性物質の継続的モニタリングデータを発表している(http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/index.html)。 農林水産省は、農産物の放射能レベルを報告している(http://www.maff.go.jp/e/quake/press_110312-1.html)。 広範囲の生態系における樹木や灌木、あるいは少数の草本植物を含む野生植物の放射能レベルについ ても多くの報告がある(Sakamoto et al. 2012; Smolders and Tsukada 2011; Tagami et al. 2012; Tanaka et al. 2013; Tazoe et al. 2012; Yoshihara et al. 2013)。海洋水やプランクトンのモニタリング結果もいくつか発表 されてきた(Buesselera et al. 2012; Inoue et al. 2012; Yoshida and Kanda 2012)。特に農産物の放射性物質汚 染は、広範囲に測定され、その食品としての安全性が厳密にコントロールされているが、野生植物の 状態には、あまり注意が払われているようには見えない(Furuta 2012; Higaki et al. 2012; Sakamoto et al. 2012)。本研究では、野外の草本植物といくつかの樹木について、その放射性物質汚染を、イメージン グプレート(オートラジオグラム)とゲルマニウム半導体検出器によるγ線測定によって、明らかに している。サンプルは、数ヶ月毎に福島県内で採集され、草本植物、樹木、土壌の放射能の変化が測定された。FINPPによる放射性Csと自然放射性核種である⁴⁰Kによる放射能を定量的に比較した。

1986年のチェルノブイリ事故以降,膨大な量の論文が汚染地域における野生植物の状態を報告して 来た。これらの研究は、様々な野生植物による放射性物質の取り込みや分配について、その生理作用 とともに、重要な先駆的データを与えてきた。一方、福島において我々が進めてきた野生植物の放射 性物質汚染の状態の測定も、この地域における放射性物質汚染の管理のために、重要な知見を与える ものと思われる。

2. 材料および方法

2-1. 植物材料

福島県における野生植物と土壌,2011年5月から2012年10月の期間,継続的に採集された。採集 場所は次の2カ所である。ここでは、サイト1(福島市,北緯37度39分東経140度32分,福島第一 原発から約50km)とサイト2(本宮市,北緯37度30分東経140度28分,福島第一原発から約50km) とする。どちらも水田地帯であり、ここで採集した大部分の野生植物は、水田周囲とその近くの畑地 の畦に生育していたものである。植物に付着している土は、可能な限り手で除去したが、植物サンプ ルを水で洗った訳ではない。土壌は、園芸用のスコップで表面から集めることとしたが、植物の根や 腐植が多数含まれていた。イネのサンプルは、福島県いわき市(北緯37度10分東経140度43分,福 島第一原発から約40km)で栽培されたものと、大阪府八尾市(北緯34度37分東経135度38分,福 島第一原発から約570km)で栽培されたものを用いた。福島で採集された全てのサンプルは神戸大に 送り、数日以内に放射能が測定された。

2-2. 放射性物質のオートラジオグラム

福島で採集されたサンプルは、新鮮な状態のままポリビニルフィルムで包み、写真を撮った。いく つかの植物については、流水で洗い、イメージングの前にペーパータオルで拭き取った。各サンプル をイメージングプレート(富士写真フィルム)にセットし、5日間露出した後、イメージアナライザ ー (Typhoon9400,GE ヘルスケア・ジャパン)を用いて、50mmの解像度で解析した。この分析手法で は、個別の核種を区別して測定することは出来ない。

2-3. 放射能の測定

福島で採集されたサンプルのγ線放射量は、神戸大学に設置されていた高純度ゲルマニウム半導体 検出器で測定された。測定の詳細は、この特集号の以下の論文に記述されている(Mimura et al. 2014)

3. 結果と考察

3-1. 福島における野生植物のオートラジオグラム

図1は2011年9月7日にサイト2で採集されたササ(*Sasa palmate*)の写真(a)とオートラジオグ ラム像(bとc)である。図1bは、サンプルを水で洗浄する前の像で、図1cは、洗浄後のものである。



図1 2011年9月7日 に採集されたササ (*Sasa palmate*)の写真(a) とオートラジオグラム 像(b, c)。bは洗浄前、 cは洗浄後のオートラ ジオグラム像である。

オートラジオグラム像に見られるドットは、F1NPPから放出された放射性物質に由来するフォールアウト(核爆発後に空気中に飛散する危険度の高い放射性のチリ)と思われる。フォールアウトの状態は、水での洗浄前と後で大きな違いはなかった。ドットは放射性物質の存在を表し、手で洗い流せるものではなかった。このサンプルが採集されたのは、F1NPPの事故後既に6ヶ月が経過しており、葉表面に付着した放射性物質の一部は、既に雨で洗い流されていたものと思われる。それでも、放射性核種によるドットがサンプル表面にまだ明らかに存在していた。

図2は、2011年6月1日に、サイト2で、木本植物として採集された、イチイ(Taxus cuspidate)と コナラ(Quercus serrata)の写真(aとb)とオートラジオグラム像(cとd)である。イチイのオート ラジオグラム像(図2b)は、F1NPPの爆発前に既にあった古い組織(灰色の矢印)には、放射性物質 が蓄積しているが、爆発後に成長したと思われる若い組織(黒色の矢印)には、放射性物質の蓄積が ほとんど見られないことを示している。高純度ゲルマニウム半導体検出器で測定されたγ線放射量は、 古い組織では¹³⁴Csは13,011.0±113.7 Bq・kg 乾重⁻¹で、¹³⁷Csは15,060.0±176.0 Bq・kg 乾重⁻¹だが、新し い組織では¹³⁴Csは349.0±39.4 Bq・kg 乾重⁻¹で、¹³⁷Csは296.5±43.2 Bq・kg 乾重⁻¹だった。ここから考え られることは、サンプルから見出された放射能の大半が、フォールアウトに含まれる放射性物質によ るものであるということである。オートラジオグラム像からは、若い組織でも放射能の存在が見られ るが、これは葉に付着した土ぼこりか、あるいは古い葉などで吸収された放射性物質の転流によるも のであろう。

コナラでは、ここに示した葉は、全て爆発後に展開したものである(図 2c)。オートラジオグラム像では、わずかな放射能が検出されるだけであった。葉には小数のドットが見出せる。ゲルマニウム半導体検出器で測定された γ 線放射量は、¹³⁴Cs は 1,653.3 ± 71.2 Bq·kg 乾重¹で、¹³⁷Cs は 1,532.5 ± 88.4 Bq·kg 乾重¹だった。このオートラジオグラム像を測定する手法では、異なる放射性核種を区別すること



図2 木本植物として、2011年6月1日にサイト2で採集されたイチイ (a, b) とコナラ (c, d) の写真 (a, c) と オートラジオグラム像 (b, d)。(b) の灰色の矢印は、前年 (2010) に成長していた葉を示し、FINPP の爆発が生 じた時には、既に存在していた。(b) の黒色の矢印は、2011年の事故以後に成長したものを示している。

は出来ない。図 2d で見出された少量の放射能は、一部は放射性 Cs によるものと思われるが、自然放射性物質である 40 K にも由来する可能性がある。コナラにおいても、放射性 Cs については二つの可能性がある。一つは、植物体の他の組織、すなわち根や古い葉からの転流によるものであり、あるいは図 1、2、3 で見られたような強いドット像にはならない非常に細かい土ぼこりによるものである。



図 3 サイト 2 で地面から回収された落ち葉の 写真 (a) とオートラジオグラム像 (b)。上の二 枚は、FINPPの爆発前の2010年に落ちたもので、 下の3枚は、爆発後の2011年の秋に落ちたもの と推定される。全ての葉は、2011年10月4日に サイト2で集められた。

図3は、サイト2で地面から集められた落葉のオートラジオグラム像である。図の上二つは、2010 年かそれ以前に落ちたものであり、下の三枚の葉は、2011年の秋に新しく落葉したものと思われる。 実際、古い落ち葉の¹³⁴Csは106,560.0±544.7 Bq·kg 乾重¹で、¹³⁷Csは2,025.1±233.9 Bq·kg 乾重¹だった。F1NPPの爆発時に、古い落ち葉は、既に地面にあり放射性核種を含むフォールアウトが、葉の表 面に付着したと考えられる。一方,2011年秋に落ちた葉のわずかな放射能は、落葉後の土による汚染か、落葉前に葉の表面に付着した土ホコリを含むフォールアウトによるものであろう。

3-2. 野生植物と土壌のγ線放射能の経時変化

上記オートラジオグラム像による測定と同時に、他の植物についても経時的に放射能汚染の状態の 測定を続けた。ツメクサ(*Trifolium spp.*)(図4)とスギナ(*Equisetum arvense*)(図5)を採集し、根と 付着した土壌を手で可能な限り除去してから、その茎葉部の放射能を測定した。いずれの植物でも、 2011年6月以前に採集された最初のサンプルの内いくつかは、3月の終わりには既に成長を始めてい て、FINPPから放出されたフォールアウトで汚染されていたと考えられる。それらのサンプルは、¹³⁴Cs と¹³⁷Csから放出される極めて高い放射能を含んでいた。夏には、新しい茎葉部が成長を始め、それは 最初のフォールアウトにはさらされなかったことから放射能は低く、翌年も似たような状況が続いた。



図4 2011 年6月から2012 年10月にかけて採集さ れたツメクサの仲間(*Triforium spp.*)で測定された 放射性核種¹³⁴Cs(灰色),¹³⁷Cs(黒色),⁴⁰K(ドッ ト)それぞれの放射性含量の経時変化。挿入図は 2011 年7月23日にサイト2で採集された同種類の 植物の写真とオートラジオグラム像。

図5 2011年6月から2012年10月にかけて採集されたスギナ(*Equisetum arvense*)で測定された放射性核種¹³⁴Cs(灰色),¹³⁷Cs(黒色),⁴⁰K(ドット) それぞれの放射性含量の経時変化。挿入図は2011 年6月1日にサイト1で採集された同種類の植物の 写真とオートラジオグラム像。

図4と5では、少ないサンプルと測定器を利用できる時間が限られていたことで、測定数は2ないし 3 程度である。さらに、一つのサンプルは複数の植物個体を含んでいるため、少数の個体が他よりも 高いレベルの放射性物質を含んでいる場合、平均値が大きく影響を受けることが想定される。2012年 に採集されたサンプルでは、放射性 Cs からの放射能は大きく軽減されていた。これらの放射能がどの ような Cs から来ているかを考えると、一つは植物が直接土壌から Cs を吸収した場合、もう一つは、 放射性土壌の土ぼこりが表面に付着したことが考えられる。実際、植物体のオートラジオグラム像に は、少数のドットが見い出せる(図4、5の挿入写真)。これらの植物体では、2011 年後半と 2012 年 においては、放射性 Cs からの放射線より、自然放射性核種である ⁴⁰K からの放射能の方が高かった。 このことから、オートラジオグラム像の大半は、⁴⁰K によるものである可能性高い。

予備的な測定で、土壌サンプルの放射能も測定した(附表1)。ここでは、土壌は表面から採取され、 一回しか測定されていない。最初の土壌サンプルの放射能は、3000~6000 Bq·kg 乾重¹で、2012 年の 秋になっても数千 Bq·kg 乾重¹であることに変わりはなかった。こうして、もし土壌粒子が葉の表面 に付着すると、その植物体サンプルの放射能が上がることが想定される。

草と木の放射能汚染を比較するために、サイト1で生育するウメの木の葉と枝についてその放射能 を測定した。これらの測定でもサンプル数は1である(附表2)。附表2が示すように、2011年の春に 生育していた枝は高い放射能を示したが、2012年に成長した枝は、わずかな放射能しか示さなかった。 2011年夏前に採集された葉は、2012年に成長した葉よりは高い放射能を持っていた。2012年の葉の 放射能が、2012年の新しい枝より放射能が高い理由は判らない。広い面積を持つ葉がより土ぼこりを 吸着するのか、放射性Csが実際、葉では小枝より高く蓄積されるのかもしれない。

3-3. 福島と大阪のサンプル間でのγ線放射能の比較

図6は、刈り取られたイネのオートラジオグラム像である。図6aとbは福島県いわき市で栽培されたイネで、図6cとdは大阪府八尾市で栽培されたイネである。両者のオートラジオグラム像は良く似



図 6 福島県いわき市で栽培されたイネ (a, b) と大阪府八尾市で栽培されたイネ (c, d) の写真とオートラジ オグラム像。

ている。大阪で栽培されたイネが FINPP から放出された放射性物質をかなりの量受け取っているとは 考え難い。実際,大阪と福島は 570 km 以上も離れているのである。

栽培地	¹³⁴ Cs (Bq·kg乾重 ⁻¹)	¹³⁷ Cs (Bq·kg乾重 ⁻¹)	⁴⁰ K (Bq·kg乾重 ⁻¹)
福島県いわき市	18.23 ± 1.28	19.87 ± 1.47	642.33 ± 68.27
大阪府八尾市	非検出	非検出	256.13 ± 88.37

表1は、この二 つの地域で栽培 されたイネの葉 の放射能を表し ている。福島で栽 培されたイネは、

Mimura et al.-7

自然放射性物質である 40 K と同様,明らかにあるレベルの 134 Cs と 137 Cs を含んでいる。一方,大阪で栽培されたイネは 40 K のみを含んでいて,測定できるような放射性 Cs は見出せなかった。従って,大阪で栽培されたイネのオートラジオグラム像は、 40 K からの γ 線によるものに違いない。

4. 謝辞

我々は、植物や土の採集を許可して下さった大河内利康氏,大内家の方々、筒井和美氏に強く感謝 する。この研究は、三井物産環境基金、日本学術振興会からの研究資金と、文部科学省による科学研 究費補助金に支援され進められた。

5. 引用文献等

- Buesselera, K.O., Jayne, S.R., Fisher, N.S., Rypin, II, Baumann, H., Baumann, Z., Breier, C.F., Douglass, E.M., George, J., Macdonald, A.M., Miyamoto, H., Nishikawa, J., Pike, S.M., & Yoshida, S. 2012. Fukushima-derived radionuclides in the ocean and biota off Japan. *Proc. Natl. Acad. USA* 109: 5984–5988.
- Furuta, E. 2012. Semi-quantitative analysis of leaf surface contamination by radioactivity from the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident using HPGe and imaging plate. J. Radioanal Nucl. Chem. 297: 337–342.
- Higaki, T., Higaki, S., Hirota, M., Akita, K., & Hasezawa, S. 2012. Radionuclide Analysis on Bamboos following the Fukushima Nuclear Accident. *PLoS One*, 7(4): e34766. doi:10.1371/journal.pone.0034766.

International Atomic Energy Agency (IAEA), Fukushima Nuclear Accident, http://www.iaea.org/newscenter/focus/fukushima/

- Inoue, M., Kofuji, H., Nagao, S., Yamamoto, M, Hamajima, Y., Yoshida, K., Fujimoto, K., Takada, T., & Isoda, Y. 2012. Lateral variation of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs 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.
- Mimura, T., Mimura, M, Komiyama, C., Miyamoto, M., & Kitamura, A. 2014. Measurements of gamma (γ) emitting radionuclides with a high purity germanium detector: the methods and reliability of our environmental assessments on the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident. *J Plant Res.* 127 (in this issue). doi:10.1007/s10265-013-0594-y
- Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries, The Great East Japan Earthquake (http://www.maff.go.jp/e/quake/press_110312-1.html)

Nuclear Regulation Authority (NRA), Monitoring information of environmental radioactivity level. http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/index.html

- Sakamoto, F., Ohnuki, T., Kozai, N., Igarashi, S., Yamasaki, S., Yoshida, Z., & Tanaka, S. 2012. Local distributions of radioactive Cs deposited on plant and soil from Fukushima Daiichi Nuclear Power Plants. *Annual Report of ASRC* (Advanced Science Research Center) 2011: 7.
- Smolders, E., & Tsukada, H. 2011. The transfer of radiocesium from soil to plants: mechanisms, data, and perspectives for potential countermeasures in Japan. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7: 379–381.

- Tagami, K., Uchida, S., Ishii, N., & Kagiya, S. 2012. Translocation of radiocesium from stems and leaves of plants and the effect on radiocesium concentrations in newly emerged plant tissues. *J. Environ. Radioactivity* 111: 65–69.
- Tanaka, K., Iwatani, H., Sakaguchi, A., Takahashi, Y., & Onda, Y. 2013. Local distribution of radioactivity in tree leaves contaminated by fallout of the radionuclides emitted from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. J. *Radioanal. Nucl. Chem.* 295: 2007–2014.
- Tazoe, H., Hosoda, M., Sorimachi, A., Nakata, A., Yoshida, M.A., Tokonami, S., & Yamada, M. 2012. Radioactive pollution from Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant in the terrestrial environment. *Radiation Protection Dosimetry* 152: 198–203.
- Yasunaria, T.J., Stohl, A., Hayanoc, R.S., Burkhart, J.F., Eckhardt, S., & Yasunari, T. 2011. Cesium-137 deposition and contamination of Japanese soils due to the Fukushima nuclear accident. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 108: 19530–19534.
- Yoshida, N., & Kanda, J. 2012 Tracking the Fukushima Radionuclides. Science 336: 1115–1116.
- Yoshihara, T., Matsumura, H., Hashida, S., & Nagaoka, T. 2013. Radiocesium contaminations of 20 wood species and the corresponding gamma-ray dose rates around the canopies at 5 months after the Fukushima nuclear power plant accident. *J. Environ. Radioactivity* 115: 60–68.

附表 1. 土壌サンプルの放射能

				土壤表	面サンプノ	レの放射能	ế (Bq kg	乾重-1)		
				サイ	ト 1				サイト 2	
	_		水田畦			畑地			水田畦	
	-	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K
	6月1日	5973.3	6404.6	482.2	3224.8	3499.3	289.9	3998.4	4859.5	569.4
2011	7月23日	2017.3	2312.0	375.5	1736.0	1931.7	381.2	5117.8	5762.0	208.0
	10月4日	1643.6	2002.9	239.7	1171.7	1395.6	274.9	2980.3	3487.2	714.8
	5月25日	未測定	未測定	未測定	3892.0	5721.9	388.1	3869.7	5577.5	353.9
2012	6月22日	3547.6	5449.7	575.3	3827.5	5960.9	271.5	未測定	未測定	未測定
	10月27日	2436.0	4154.3	604.2	2891.7	4947.1	284.3	未測定	未測定	未測定

附表 2. ウメの木における放射能

			ウメの木	こおける放射	能(Bqkg 乾	(重 ⁻¹)	
		古い	小枝		Ę	新し	い枝
		¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
	6月1日	2,228.00	2,543.30	415.86	508.69	未測定	未測定
2011	10月4日	1,854.20	2,149.10	未測定	未測定	未測定	未測定
	11月15日	1,457.50	1,775.60	283.96	329.71	未測定	未測定
	5月25日	2,465.70	3,081.60	119.33	177.14	未測定	未測定
2012	6月22日	未測定	未測定	105.65	161.84		37.25
	10月27日	未測定	未測定	103.67	148.61	36.12	48.99

福島第一原子力発電所事故から1年後の 放射能汚染農地に生育した野生植物99種における 土壌から植物体への放射性セシウム移行係数の評価

山下 純1·榎本 敬1·山田 雅夫2·小野 俊朗2·花房 直志2·永松 知洋2·園田昌司1· 山本 洋子1

1 岡山大学資源植物科学研究所 〒710-0046 岡山県倉敷市中央 2-20-1

² 岡山大学自然生命科学研究支援センター 光・放射線解析部門鹿田施設 〒700-8558 岡山市北区鹿田 2-5-1

Estimation of soil-to-plant transfer factors of radiocesium in 99 wild plant species grown in arable lands 1 year after the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident

Jun Yamashita¹ • Takashi Enomoto¹ • Masao Yamada² • Toshiro Ono² • Tadashi Hanafusa² • Tomohiro Nagamatsu² • Shoji Sonoda¹ • Yoko Yamamoto¹

¹ Institute of Plant Science and Resources, Okayama University, Chuo 2-20-1, Kurashiki, Okayama 710-0046, Japan

² Shikata Laboratory, Department of Radiation Research, Advanced Science Research Center, Okayama University, Shikata 2-5-1, Kita-ku, Okayama 700-8558, Japan

Keywords : Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident • Phytoremediation • Radiocesium • Transfer factor • Weed management

要 旨

2011年3月の東日本大震災にともなう福島第一原子力発電所の事故から1年後以降,同原発からの放射性物質に汚染された農地に生育した野生植物99種について,地上部に含まれる放射性セシウム(¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs)の乾燥重量あたりの放射線量(BqkgDW⁻¹)を放射性Cs濃度([Cs])として測定した。調査された農地は,福島県飯舘村の水田3ヶ所と畑1ヶ所である。植物試料は,2012年以降に生長した地上部であり,一年生草本か夏緑性の多年生草本が殆どである。調査は2012

年4月,7月,10月の3回にわたって行われた。調査地の植物と表層土壌(厚さ5 cm)について 測定した乾燥重量あたりの [Cs]から,それぞれの種について移行係数(transfer factor, TF = [Cs]_{plant} /[Cs]_{soil})が算出された。土壌,植物種ともに[Cs]のばらつきが大きかったが,ヘビノネゴザ,タ ニヘゴ,ヒメクグなどでは TF は比較的高い値(0.4以上)を示し,一方エゾノカワヤナギ,カナ ムグラ,カモジグサなどでは著しく低かった(0.01 未満)。さらに,水田と畑の両方で採取された 11 種について TF を比較すると,同じ種では畑に比べて水田での TF が高い傾向が見られた。ま た,耕地雑草群落の地上部刈り取りによる土壌中放射性セシウムの除去効率を推定したところ, 実用性に乏しいことが分かった。

キーワード:福島第一原子力発電所・ファイトレメディエーション・放射性セシウム・移行係数・ 雑草管理

1. はじめに

2011年3月に起こった東日本大震災に伴う 福島第一原子力発電所の事故によって,発電 所から多量の放射性物質が放出され,発電所 の北西,福島県飯舘村に達する地域に高濃度 の放射能汚染地が集中した (Chino et al. 2011)。 これらの地域を汚染した主な放射性物質はヨ ウ素 131 (¹³¹I,半減期約8年),セシウム 134

(134 Cs, 半減期約2年), セシウム137(137 Cs, 半減期約30年)であった。これら放射性物質 の土壌中における深度分布の調査例によれば, 例えば2011年4月28日の川俣町(飯舘村に 隣接)における住宅敷地内の調査例では,土 壌中の $^{134 \cdot 137}$ Csと 131 Iの80%が深さ2 cmま での表層土に集中していた(Kato et al. 2012)。 また,2011年10月14日にEndoらが行った 南相馬市の水田での調査例によると,地表面 から深さ30 cmまでの土壌のうち,耕起がさ れていない場合には放射性 Cs は地表面から 深さ5 cmまでの土壌に集中し,耕起が行われ た場合には Cs 濃度は深さに依存しなくなっ た(Endo et al. 2013)。

Csは第1族元素のアルカリ金属であり、その陽イオン (Cs^+)の化学的性質は同じアルカ



図1 福島県飯舘村における調査区の位置(a)と概 観(b)。調査区(R1, R2, R3, F1)は,福島第一原 子力発電所の北西約39—44kmに位置する。2011年 3月の放射能汚染事故から1年以上が経過した2012 年に調査区の写真撮影を行った。R1(4月26日), R2(7月3日),R3(10月15日),F1(7月4日)。

リ金属であるカリウムの陽イオン (K⁺) によく似ている。Cs は植物の必須元素ではないが、Cs⁺ として根から吸収され、その移送は主に2種の経路 (K⁺チャネルとK⁺トランスポーター) による と思われる (Zhu and Smolders 2000)。Cs 吸収に関与するいくつもの遺伝子がシロイヌナズナ (*Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh., アブラナ科) で報告されており、それには電位非感受性陽イオ ンチャネル (例 環状ヌクレオチド感受性チャネルの*AtCNGCs*) (Kanter et al. 2010) や高親和性 K⁺トランスポーター族 (例 *AtHAK5*) (Kobayashi et al. 2010, Qi et al. 2008) が含まれる。しかし、 植物における Cs 吸収の機構はまだ十分には解明されていない。

水耕栽培の場合とは異なり,放射性 Cs に汚染された土壌における植物による Cs 吸収効率は, 土壌と植物の両方の系が原因で生じる様々な因子の影響を受ける。例えば,土壌の種類やカリウ ム含有量などを考慮する必要がある(Zhu and Smolders 2000)。また,植物種それぞれが持つ根系 の特徴も,土壌の表層 5 cm に集中する放射性 Cs の吸収効率に影響すると思われる。

公共施設や住宅,土壌の除染事業は始まっているが,高濃度の汚染地域での除染の進捗はまだ 限定的であるように思われる。飯舘村では,原発事故以来,2012年4月時点で農耕地の耕作が中 断され,耕地雑草を中心とした多くの野生植物種が旺盛に繁茂しつつあり,雑草管理をどのよう にするかが耕作者らにとっての大きな問題になっている。雑草の管理に際して,まずそれに含ま れている放射性物質(主に Cs)の濃度を調べなければならない。また,もしも効率よく放射性 Csを蓄積する種が見つかれば,汚染地のファイトレメディエーションに応用できる可能性が生じ る。

本研究の目的は、飯舘村の放射能汚染農地に生育する様々な野生植物種の放射性 Cs 濃度について基礎情報を得ること、次に、土壌から植物への放射性 Cs 移行率を、植物種それぞれと、その集合である雑草群落について見積もることである。これらの目的を果たすため、直接降下して植物体に付着した放射性 Cs の影響を排除する必要から、放射性物質飛散後 1 年を経過した後に生育した植物体が用いられた。本研究で採取された種の殆どは、一年草または夏緑性の多年草であり、越年草(一年草のうち夏から秋以降に発芽生長して翌春以降結実枯死する種)を除けば 2012 年春以降(主に4月以降)に生長した植物体である。採取は 2012 年の4月(春)、7月(夏)、10月(秋)に行われた。また、個々の種の Cs 濃度とバイオマスから、雑草群落を用いた放射性セシウム汚染水田のファイトレメディエーションの可能性についても評価した。

2. 材料と方法

2-1.調査地と調査期間

飯舘村における現地調査は2012年に3回行われ、それぞれの期間は、4月26-29日(第1次)、 7月3-6日(第2次)、10月15-19日(第3次)であった。調査区は4ヶ所設定され、飯舘村役 場と土地所有者に了承を得て、3つの水田(R1, R2, R3)と1つの畑(F1)が選ばれた(図1, 表1)。これらの農地は、2011年3月の震災による福島第一原発事故以降、耕作が行われず、耕起 されていないので、土壌中の放射性Csの分布が攪乱されていない。

各調査区では、土壌試料の放射線測定とは別に、予備的に地上1mの空間線量率が測定され、

調査区 R1, R2, F1 では NaI シンチレーションサーヴェイメーター(日立アロカメディカル, TCS-172B)を用いて 2012 年 4 月に,調査区 R3 では CsI シンチレーションサーヴェイメーター (HORIBA, Radi PA-1100)を用いて 2012 年 10 月に測定された。

これらの調査区では,越年草を除く殆どの植物種の地上部は,春から夏にかけて生長し,遅く ともその年の冬期には枯れるので、3回(4月、7月、10月)の調査では、季節に合わせて自然に 生長した植物が採取された。ただし、調査区R1では、第二次調査(7月)の直前に、管理者の草 刈りによって群落の地上部が一度失われたので、7月の調査時には僅かに刈り残された植物が採 取され、第3次(10月)調査では草刈り以降に生長した地上部が採取された。

調査区	面積	土壌の種類 ^a	震災前の	地上1mの	地表か	ゝら深さ0~5 cm の
	(m ²)		土地利用	空間線量率	土壌に	こおける[Cs] _{soil}
			状況	$(\mu Sv h^{-1})^b$	(Bq kg	$(\mathrm{DW}^{-1})^{\mathrm{c}}$
R1	3,250	多湿黒ボク土壌	水田	$3.24 \pm 0.04 (17)^{d}$	4 月	$5,118 \pm 1,085 (5)^{d}$
					7月	$10,869 \pm 4,126 (5)^{e}$
					平均	$7,994 \pm 2,228 (10)^{g}$
R2	3,000	黒ボク土壌	水田	$3.19 \pm 0.05 (15)^d$	4月	$15,678 \pm 756 (5)^{d}$
					7月	$14,834 \pm 3,584 (5)^{e}$
					10月	$27,297 \pm 3,758 (5)^{\rm f}$
					平均	$19,269 \pm 2,221 (15)^{\text{g}}$
R3	2,100	褐色森林土壌または 細質グライ土壌	水田	$5.05 \pm 0.05 (15)^{\rm f}$	10月	$25,868 \pm 3,999 (5)^{f,g}$
F1	1,600	黒ボク土壌	畑	$3.50 \pm 0.07 (5)^d$	4 月	$9,294 \pm 2,482 (5)^{d}$
					7 月	$8,548 \pm 1,192 (5)^{e}$
					平均	$8,921 \pm 1,304 (10)^{g}$

表1 調査区の土壌に関する情報ならびに放射性 Cs 濃度

調査区の現存植生の概略(詳細は省略)は本文を参照のこと。空間線量率および土壌中の放射性 Cs 濃度 ([Cs]sui)の測定方法は、本文の「材料と方法」に従う

^a 国土交通省(2011)の土地情報総合ライブラリーで公開されている5万分の1土壌分布図に拠る

^b 地上1mで30秒間測定した値による。各値は複数の格子点での測定値の平均値 ± 標準誤差であり、括弧 内の数字は測定地点数を示す

- ^c 直径 5 cm、地表面から深さ 5 cm までの円筒形の土壌試料に含まれる放射性 Cs 濃度([Cs]_{soil})を、乾重 1 kg あたりの¹³⁴Cs と¹³⁷Csのγ線の合計線量として表す。各々の値は平均値 ± 標準誤差であり、括弧内の数 字は測定試料の数を示す。1 調査区につき1回の調査で5 地点(調査区の4 隅と中央)から土壌試料を採 取した
- ^d空間線量率の測定、または放射線測定用の土壌試料の採取は、第1次調査中(2012年4月26-29日)に 行われた
- 。放射線測定用の土壌試料の採取は、第2次調査中(2012年7月3-6日)に行われた
- f 空間線量率の測定、または放射線測定用の土壌試料の採取は、第3次調査中(2012年10月15-19日)に 行われた
- ^g 表 S1 に掲げる移行係数の計算に用いられた、各調査区の[Cs]_{soil}の値。調査区 R1 と F1 は 4・7 月に採取された 10 個の土壌試料、R2 は 4・7・10 月に採取された 15 個の土壌試料、R3 は 10 月に採取された 5 個の 土壌試料の値に基づく

2-2. 試料調製と放射線量測定

土壌試料は、直径5 cm、地表面から5 cm までの円筒形試料(コア)として採取された。各調

査期の調査区における土壌の放射性 Cs 濃度([Cs]_{soil})は、5 地点(調査区 4 隅と中央)から採取 されたコアの[Cs]_{soil} (Bq kg DW⁻¹)の算術平均値とした。土壌コアは105℃で 48 時間乾燥後、お よそ3 mm 以下の大きさに砕かれ、コアごとに内径 48 mm× 深さ58 mm のプラスチック容器(馬 野化学容器製、U-8 容器)に収められ、乾燥重量(dry weight, DW)と内容積の測定後に、放射 線量が測定された。5 地点のコア採取による測定は、調査区 R3 では1回、R1 と F1 では2回、 R2 では3回行われた。

植物試料は、それぞれの調査区、季節、種ごとに区別して集められた(植物名は付表 S1 を参 照のこと)。福島第一原発から直接降下して表面に付着した放射性Csの影響を排除する必要から, 試料は、越年草を除けば、放射能汚染事故後1年後以降に生長した地上部である。試料にはいく つかの木本種が含まれるが、これも前年度の草刈り以降に生長した萌芽枝である。放射能汚染土 壌の付着が測定値に影響することをなるべく抑えるために、採取されたのは地上部のみであり、 土汚れの視認できない植物が注意深く選ばれた。いくつかの種では、試みに、同じ調査区で同時 に採取した1種の試料を2つに分け、非汚染水で洗った場合と洗わなかった場合の測定値を比較 したが、大きな差が見られなかった(データは省略)。採取された植物試料は60℃で5日間乾燥 後, Waring Blender (Waring Commercial, 7011JBB)により、細粒から粉末状になるまで 30 秒以 上破砕された。植物の破砕物は U-8 容器に移され、内容物の深さが 1 cm 以上になるよう調製さ れた。1 個の U-8 容器の試料調製に必要な植物量は、乾燥重量で約 3g であった。植物の入った U-8 容器のγ線量が、ゲルマニウム半導体検出装置(SEIKO EG&G 製, GMX15P4-70) によって 核種別に測定された。1回の測定時間は30分間とした。植物の乾燥重量あたり、¹³⁴Csと¹³⁷Csに 由来する放射線量の合計を植物の放射性 Cs 濃度([Cs]_{plant}, Bq kg DW⁻¹)とした。1 調査区の1回 の調査において、1種につき独立に採取した試料による複数(3個以上が目標)の U-8 容器を調 製し, [Cs]nlantの平均値を算出した。植物種のサイズによって, 測定に必要十分な個体数は大きく 異なり,小型の種では,調査区内のあちこちから多数の個体を集める必要があった。ただし,4 月の生長初期の植物や,数の少ない植物などでは,複数のU-8 容器に十分な量が集まらなかった。 ごく大型の種は、1個体が U-8 容器に収まらないので、個体をいくつかに分割した各々の測定値 から、個体の[Cs]_{platt}を算出し、これを各個体について繰り返した後、複数個体の平均値を算出し た。このようにして各調査区の時期別に算出された各種の[Cs]nlantの値は,99分類群(98種1亜 種) 213 件となった。また、この 213 件の[Cs]_{plant}と、表 1 に掲げられた各調査区の[Cs]_{soil}の値か ら、土壌から植物へ放射性 Cs がどれだけ移行するかを示す移行係数(transfer factor, TF = [Cs]_{plant} /[Cs]_{soil})が算出された。

2-3. 植物体中の放射能の視覚化

調査区で採取されたセイタカアワダチソウの地上部について,植物体の放射能分布を視覚化する解析(イメージング解析)が行われた。押し葉標本を密着させたイメージングプレート(富士フイルム製,BAS-SR2040)を,遮蔽箱の中で168時間(7日間)感光し,バイオイメージングアナライザ(富士フイルム製,FLA-7000)で画像解析した。植物体内の放射能には,放射能汚染事故の前から環境中に存在していた放射性物質によるもの(自然放射線)が含まれる。従って,2011

年3月の放射能汚染の影響を受けなかったとされる場所から採取した同種(岡山県倉敷市産)に ついても、同じイメージングプレートを用いた同様の解析を行って,放射能汚染を受けた調査区 の植物と比較し,汚染による影響の確認を試みた。

2-4. 放射性 Cs 汚染農地に生育する雑草群落による土壌中放射性 Cs の除去効率の推定 第3次調査(2012年10月)では、土壌の放射性 Cs 除染に雑草群落が利用できるかどうかを検 証した。4m²(2m×2m)の方形区が、調査区 R1 に1ヶ所(Q1)、R3 に3ヶ所(Q2,Q3,Q4) 設けられた。それぞれの方形区において、5個(方形区の4隅および中央)の土壌コア(直径5 cm、 地表面から深さ5 cm の円筒形試料)による[Cs]_{soi}、および、生育する植物種それぞれの[Cs]_{plant}(各 種につき3試料以上の平均値)と全面刈り取りによる地上部バイオマスが測定された。これらの 値に基づいて、群落による土壌の放射性 Cs の除染効率(%)が次のように算出された。
群落による土壌の放射性 Cs の除染効率(%)=100×1m²あたりの群落地上部全体に含まれる Cs の放射線量(Bq m⁻²)/1m²あたりの表層5 cm の土壌に含まれる Cs の放射線量(Bq m⁻²)

図2 調査区において 相対的に放射性セシ ウム濃度が高かった 種(a)および低かっ た種 (b) の例。 a タニヘゴ (i) (草高 約1m), シロツメク サ(*ii*)(草高約30 cm), カモガヤ(*iii*)(草高 約1m), ヨモギ (iv) (草高約1m), セイ タカアワダチソウ (v) (草高約2m)。 b イヌタデ (vi) (草 高約 30 cm), エゾノカ ワヤナギ (vii) (樹高 約 1 m), イヌビエ (viii)(草高約0.5m)。 写真は全て,2012年の 調査期間中,7月(*ii*, *iii*, *iv*, *vii*) または 10 月 (*i*, *v*, *vi*, *viii*) に 調査区で撮影された。



Yamashita et al.-6

3. 結果と考察

調査区となった水田と畑では、生じている野生種の組成が異なり、また、水田のほうが畑に比べて種数が多かった。水田調査区の R1, R2, R3 では、セイタカアワダチソウが優占し、R1 と R2 ではイグサやヨモギもまた優占種に数えられた。畑ではヒメムカシヨモギとヨモギが優占していた。ヨモギは水田と畑に共通してみられたが、セイタカアワダチソウとイグサは水田にのみ見られた。確認された野生種の多くは草本であったが、樹木も少数種が見られ、特にヤナギ属(バッコヤナギ,イヌコリヤナギ,エゾノカワヤナギ)は水田(特に R1 と R2) で増加しつつある状況であった。

3-1. 土壌中の放射性 Cs 濃度

地上 1 m の空間線量率によって調査地の放射能汚染度を予備的に見積もったところ(表 1),調 査区 R3 では 5.1 μ Sv h⁻¹ で他の調査地(3.2~3.5 μ Sv h⁻¹)に比べて高い値を示した。調査区の表層 5 cm から採取した土壌の放射性 Cs 濃度(Bq kg DW⁻¹)を測定したところ,およそ R3 では 25,900, R2 では 19,300 で, R1(8,000), F1(8,900)に比べて高い値であった(表 1)。

3-2. 植物中の放射性 Cs 濃度および土壌から植物への放射性 Cs 移行係数

それぞれの調査区で採取,分析された植物種数は,調査区 R1 で 40 種 (4 月に 14 種,7 月に 28 種,10 月に 12 種), R2 で 61 種 (4 月に 15 種,7 月に 51 種,10 月に 24 種), R3 (10 月のみ調査) で 30 種,F1 で 20 種 (4 月に 3 種,7 月に 18 種,10 月に 2 種) であった。今回の調査で,合計 32 科 99 種 (4 調査区,3 期で,のべ 213 種)の植物について,放射性 Cs 濃度[Cs]_{plant}が,乾燥重 量あたりの Cs 由来の γ 放射線量 (Bq kg DW⁻¹) として測定され,それぞれの調査区の土壌の放



図 3 水田調査区(R1, R2, R3)に生育する植物種の放射性 Cs 濃度。標準誤差(SE)を伴う[Cs]_{plant}の値(同調査区・同時期に採取された 3 つ以上の同種試料の平均値)が少なくとも 1 つ得られた 79 種の植物において,種内で観測された最大の[Cs]_{plant}(mean ± SE)値が最も高かった 10 種(a),および最も低かった 10 種(b)を,値の高い順に並べた。植物種名の後ろの括弧内にその種が属する科名を記す。種ごとの最大値(得られた値が 1 つのみの場合はその値)を灰色,最小値を黒色で表す。最大値,最小値以外の[Cs]_{plant},および標準誤差を伴わない[Cs]_{plant}(同調査区・同時期に採取された 2 つ以下の同種試料に基づく値)を含めた詳しい情報は表 S1 を参照のこと。

射性 Cs 濃度[Cs]_{soil}(表 1)から移行係数(transfer factor, TF = [Cs]_{plant} / [Cs]_{soil})が算出された(表 S1)。さらに, 植物種間の比較のために,同調査区・同時期に採取 した試料数が 3 以上の(3 試料以上の平均値であり 標準誤差を伴う)[Cs]_{plant}値を抽出して比較した。そ のような種の数は 84 種,水田と畑ではそれぞれ 79 種, 16 種であった。

まず,水田(図3)と畑(図4)それぞれでの植物 における[Cs]_{plant}の値を比較した。もしも同種の中で 異なる調査地または異なる時期に得られた[Cs]_{plant} の値が2つ以上ある場合は、図3、4では各種の[Cs] 最大値を灰色,[Cs]最小値を黒色で表示することに より、変異幅を表した。種内の[Cs]_{plant}値が一つのみ 得られた場合にはその値を灰色で表示した。また, 各値の標準誤差(standard error,SE)を表示した。

図 3a は、水田において標準誤差を伴う[Cs]_{plant} が 得られた 79 種のうち、[Cs]_{plant} 上位 10 種を、3b は [Cs]_{plant} 下位 10 種を、値の高い順に並べたものであ る。水田の上位 10 種のうち、ヘビノネゴザ(多年草) は本研究で得られた 213 件中、最も高い[Cs]_{plant}(約 18,200 Bq kg DW⁻¹)を示した(表 S1, ID 4)。ただ し、上位 10 種のうち、ヘビノネゴザ、2 位のタニヘ



図 4 畑地調査区(F1)の植物種の放射性 Cs 濃度。標準誤差(SE)を伴う[Cs]_{plant}の値 (同調査区・同時期に採取された 3 つ以上 の同種試料の平均値)が得られた 16種の植 物について,その値を高い順に並べた。植 物種名の後ろの括弧内にその種が属する科 名を記す。標準誤差を伴わない[Cs]_{plant}(同 調査区・同時期に採取された 2 つ以下の同 種試料に基づく値)を含めた詳しい情報は 表 S1 を参照のこと。ND は,放射線量が検 出限界未満であったことを示す。

ゴ (多年草,図2i),4位のツルマンネングサ (多年草)は、水田内部ではなく、畦畔に生じていた。ヨモギ (夏緑多年草,2iv)、セイタカアワダチソウ (多年草,2v)は水田調査区 (休耕田) の優占種であり、シロツメクサ (多年草,図2ii)、カモガヤ (多年草,図2iii) などの種は調査区 内に普通に生じていた。イヌタデ (一年草,図2vi) やエゾノカワヤナギ (樹木,図2vii)、イヌ ビエ (一年草,図2viii) など下位 10種は、優占種ではないが、調査区にごく普通に生じていた。 最高値を示したヘビノネゴサの[Cs]_{plant}は、最下位のイヌビエ (98 Bq kg DW⁻¹)の値の 180 倍以上 であった。

畑で採取され[Cs]_{plant}が測定された 16 種のうち,ドクダミが最も高い値 (約 29,000 Bq kg DW⁻¹) を示したが,2 位以下の植物は,310 Bq kg DW⁻¹以下にとどまった。

次に、 $[Cs]_{plant}$ の値と、表1の $[Cs]_{soil}$ の値から、移行係数($[Cs]_{plant}$ / $[Cs]_{soil}$)を計算し、水田と畑 それぞれで種ごとに比較した(図5,6)。水田でも畑でも、概ね、 $[Cs]_{plant}$ の上位種は、TF 値も高 い値を示した。水田で最も高い TF 値は 0.703 で、 $[Cs]_{plant}$ が首位であったヘビノネゴザで観測され た。最も低い TF 値はエゾノカワヤナギにおける 0.006 で、両者の TF 値の隔たりは約 120 倍にの ぼった。畑では、ドクダミが最も高い TF 値(0.329)を示し、他の 15 種では 0.06 以下の低い値 であった。



図5 水田調査区(R1, R2, R3)に生育する植物種の放射性Cs移行係数。分析に用いられたTF値は全て、同調査区・同時期に採取された3つ以上の同種試料の[Cs]_{plant}値の平均値に基づいている。そのようなTF値が得られた79種の植物において、種のTF値(複数ある場合は、その平均値)が最も高かった10種(a)、および最も低かった10種(b)を、値の高い順に並べた。植物種名の後ろの括弧内にその種が属する科名を記す。括弧内の数字は、図示した値を算出するために使われたTF値の数を表す。本図作成に使用された個々のTF値と、本図に載らなかった種のTF値は、表S1を参照のこと。

次に、 $[Cs]_{plant}$ の値と、表 1 の $[Cs]_{soil}$ の値から、移行係数($[Cs]_{plant} / [Cs]_{soil}$ を計算し、水田と畑それぞれで種ごとに比較した(図 5, 6)。水田でも畑でも、概ね、 $[Cs]_{plant}$ の上位種は、TF値も高い値を示した。水田で最も高いTF値は 0.703 で、 $[Cs]_{plant}$ が首位であったヘビノネゴザで観測された。最も低いTF値はエゾノカワヤナギにおける0.006で、両者のTF値の隔たりは約120倍にのぼった。畑では、ドクダミが最も高いTF値(0.329)を示し、他の15種では 0.06以下の低い値であった。

図7では、水田と畑の両方で共通し て採取された11種について、そのTF 値を種ごとに比較した。なお、畑で得 られた16種のうち、ドクダミ、オトギ リソウ、メマツヨイグサは、水田調査 区では測定試料が得られなかった。ハ ルジオンとナギナタガヤは、水田での 同調査区・同時期の試料数が3未満の



図6 畑地調査区 (F1) に生育する植物種の放射性 Cs 移行係数。分析に用いられた TF 値は全て,同調査区・同時期に採取された3つ以上の同種試料の[Cs]_{plant}値の平均値に基づいている。そのような TF 値(各種で得られた TF 値は1つのみであった)が得られた16種の植物について,その値を高い順に並べた。植物種名の後ろの括弧内にその種が属する科名を記す。ND は,放射線量が検出限界未満であったことを示す。個々の TF 値と,本図に載らなかった種の TF 値は,表 S1 を参照のこと。

[Cs]_{plant}値しかないため、畑での値との比較 に用いなかった。 共通する 11 種のうち, イ ヌタデを除く 10 種において, 同種での TF 値の平均値は、水田の方が高かった。この ことは、水田と畑の TF 値の違いが、両調 査地の土壌の物理化学的性質の違いに起因 することを示唆している (pH, K⁺濃度, 有 機物量,陽イオン交換 capacity, 粒度組成 など)。植物による Cs 吸収に異種イオンが 及ぼす影響についてはよく研究されており, Cs⁺の吸収は K⁺と競合関係にあると考えら れている (Zhu and Smolders 2000)。調査区 R2 と F1 は近接しており,国土交通省(2011) によれば、その土壌はどちらも黒ボクに属 する(表1)。これらの2調査地での土壌の 性質を調べることにより、根による Cs の 吸収における土壌の影響が明らかにできる かも知れない。

Endo et al. (2013) は,福島第一原発の北 北西約 22.5 km 地点(南相馬市)で栽培し



図 7 水田と畑地に共通して見られた植物種の放射 性 Cs 移行係数の比較。水田試料の値を灰色,畑試料 の値を黒色で示す。ここで分析に用いられた TF 値 は全て,同調査区・同時期に採取された 3 つ以上の 同種試料の[Cs]_{plant} 値の平均値に基づいている。水田 と畑に共通して見られた種のうち,両方でそのよう な TF 値が得られた 11 種の植物について,その値(複 数ある場合は,その平均値)を高い順に並べた。ND は,放射線量が検出限界未満であったことを示す。 植物種名の後ろの括弧内に,その種が属する科名, 比較に用いられた TF 値の数を記す。

たコシヒカリ (*Oryza sativa* L. cv. Koshihikari, イネ科) での TF 値を報告している。このコシヒカ リは, 2011 年 3 月の原発事故以降, 同年 5 月に移植して 10 月に収穫された。この時の栽培地は 多湿黒ボク土壌で, [Cs]_{soil} (Bq kg DW⁻¹) は, [¹³⁴Cs]が約 3,000, [¹³⁷Cs]が約 4,000 であったので, 本研究での調査区 R1 の状況 (表 1) とよく似ていた。コシヒカリの全草(根および果期に達した 桿) における TF 値は, ¹³⁴Cs について 0.078 から 0.12, ¹³⁷Cs について 0.083 から 0.13 であったの に対し, 玄米での TF 値は, はるかに低く, ¹³⁴Cs について 0.013 から 0.015, ¹³⁷Cs について 0.013 から 0.017 であった。これらの TF 値は, 本研究での調査区 R1, R2, R3 における優占雑草種(イ グサ[表 S1, ID 13], ヨモギ[表 S1, ID 83], セイタカアワダチソウ[表 S1, ID 95],) で得られた TF 値と同程度のものである(表 2 も参照のこと)。

図8はセイタカアワダチソウ地上部における放射能の分布を示す。図8(a, c) は汚染地である 調査区R1で2012年10月に採集された個体,図8(b, d) は非汚染地の岡山県倉敷市で採取され た個体である。非汚染地の個体と比べて,汚染地の個体の茎,葉,花序の維管束が集中する部分 で放射活性が全体に高い様子が見て取れる。土壌を汚染した放射性物質が,おそらく実際に根か ら吸収されて木部を介して植物体全体に行き渡った結果であろう。非汚染地のセイタカアワダチ ソウで観察された放射活性(図8b)は、自然放射線、主に⁴⁰K(土壌中に普遍的に存在)による ものと考えられる。

3-3. 雑草群落による土壌中の放射性 Cs 除去効率

雑草種,あるいは雑草群落による土壌中放射 性 Cs の除去の可能性を探るため,2012 年 10 月 に,水田の調査区 R1, R3 において,2m×2m の4つの方形区を設けた。調査区 R1 に 1 つ (Q1), R3 に 3 つ (Q2, Q3, Q4) である。

これらの方形区では,セイタカアワダチソウ, イグサ,ヨモギが優占していた。例えば,方形 区 Q2 では,これら3種の合計バイオマスは群 落の 85 %を占め,また,その Cs 放射活性は群 落の 80 %を占めた。各方形区で算出された,群 落地上部(1回の全面刈り取り)による土壌中 放射性 Cs 除染率は,0.079 % (Q1),0.217 % (Q2), 0.393 % (Q3),0.269 % (Q4)(表 2, S2)であ った。方形区 Q1 (調査区 R1 内)は,R1の全 面が 6月ごろに草刈りされ,10月の刈り取り調 査までに群落の生長期間が4ヶ月ほどしかなか ったのに対し,方形区 Q2,Q3,Q4 (調査区 R3)

は、2012 年春から草刈りが行われず、10 月の刈 り取り調査までに約7ヶ月(4~10月)の生長 期間があった。このことは、Q1の除染率が、他 の方形区に比べて低い原因の一つに挙げられる かも知れない。ともあれ、これらの Cs 除去率 の値は、いずれの方形枠の場合も雑草群落によ



図8 セイタカアワダチソウの植物中の放射能 分布のイメージング解析。調査区R1で2012年10 月17日に採取された標本 (a, c) と倉敷市 (非汚 染地域) で2012年10月26日に採取された標本 (b, d) を用い, イメージングプレート(IP)で7日間感 光した。IPイメージ像 (a, b) において明るい (白 い) 部分ほど放射能が強いことを表す。可視光 像 (c, d) に表示されたバーは10 cmを表す。

るファイトレメディエーションは実用的でないことを示している。もし単純にこのペースで除染 するとしたら、¹³⁷Cs(半減期約 30 年)と¹³⁴Cs(半減期約 2 年)の崩壊による放射能の減衰より も効率が低いことになる。

群落による除去率は、個々の植物種の TF,バイオマス、群落組成、生長速度に依存する。放射 性 Cs に汚染された土壌のファイトレメディエーションについて、Lasat et al. (1998) は Brookhaven 国立研究所で野外調査を行っており、アオゲイトウ(*Amaranthus retroflexus* L.,ヒユ科)の地上部 の[¹³⁷Cs] (約 30,000 Bq kg DW⁻¹)、TF (2.2-3.2) およびバイオマス (約 1,500 g DW m⁻²) が、*Brassica juncea* (L.) Czern. (アブラナ科) や *Phaseolus acutifolius* A. Gray (マメ科) に比べてはるかに高いこ とを報告した。さらに、これらのデータに基づき、年 2 回のアオゲイトウの栽培刈り取りによっ て、1 年間に土壌中の ¹³⁷Cs の 6 %が除去でき、繰り返し安定した除去率を維持できれば 15 年以 内で ¹³⁷Cs 汚染土壌の除染が完了する可能性を示した。Lasat et al. (1998) が報告した *Brassica juncea* や *Phaseolus acutifolius* による除去率は、我々の研究における休耕水田雑草群落の優占種(セイタ

Site	 方形区 (2m×2m)	内の土壌の放射	生 Cs	方形区内の植物地上部の	放射性 Cs				方形区の	群洛地上部
	直径 5 cm、地表 から深さ 5 cm までの土壌コア ^a の[Cs] _{soit} (Bq kg DW ⁻¹) ^b	1つの上壌コア に含まれる Cs の γ 線量 (Bq) ^b	方形区1m ² あたりの表層 5 cm の土に 含まれる Cs のッ線量推定 値 (Bq m ³⁾ ^c	植物種	方形区内の植物 地上部 1kg 乾重 あたりの Cs の ソ 線量 [Cs] ^{plan} (Bq kg DW ⁻¹) ^b	1 m ² あた 9 の種別 の乾重量 (kg DW m ⁻³)	1 m ² あたり の種別の Cs 放射線量 (Bq m ⁻³)	方形区内のの 群落1m ² の地上部に 含まれる Cs の放射線量 (Bq m ⁻³) ⁴	菌物や十 城行しい た後行茶 教子 ([Cs1 _{ptan} / [[Cs1 _{ptan} /	刈り取りに よる土壌中 放射性 Cs の 推定除去率 (%) (100×d/c) ^e
5	20,171 ± 4,399 (5)	1,330 ± 295 (5)	677,452	セイタカアワダチソウ	455 ± 44 (6)	0.223	102	534	0.023	0.079
(RI)				日本北	756 ± 39 (6)	0.035	26		0.037	
				7	65±39(3)	0.010	1		0.003	
				その他の小型草本	1,753 ± 59 (3)	0.231	405		0.087	
02	19,814 ± 6.252 (5)	1,843 ± 528 (5)	938,845	セイタカアワダチソウ	1,821 ± 175 (3)	0.277	504	2,038	0.092	0.217
(R3)	~			*	$1,709 \pm 202$ (3)	0.362	619		0.086	
				日本光	3,086 ± 522 (3)	0.169	522		0.156	
				キナキロペン	348 ± 9 (3)	0.072	25		0.018	
				カモガヤ	6,753 ± 400 (3)	0.044	295		0.341	
				アプラガヤ	619 ± 45 (3)	0.020	12		0.031	
				サギゴケ	9,450 ± 942 (3)	0.006	53		0.477	
				ノコンギク	1,426 ± 110 (3)	0.006	8		0.072	

カアワダチソウ,イグサ,ヨモギ)の示す値(表 2, S2)に比肩する。アオゲイトウの報告例と 比較すると、本研究で調査されたどの植物も、ファイトレメディエーション技術への適用は難し いと思われる。

本研究では、水田調査区においてヘビノネゴザで最も高い TF 値 (0.703)、エゾノカワヤナギで 最も低い TF 値 (0.006) が得られた。これらの種はいずれも植物体への放射性 Cs 吸収・蓄積の機 構を研究するに有用であろう。興味深いことに、ヘビノネゴザは、砒素や、重金属のカドミウム、 亜鉛などを植物体内に高度に蓄積する性質を持つことが知られている (Nishizono et al. 1987, Van et al. 2006 など)。

ヤナギ属の樹木は水田調査区(R1, R2)で増加し優占種になりつつある。これらは萌芽再生を 盛んに行うので、刈り払いによる根絶が困難であり、耕地管理の観点からは除去されるべきであ る。一方で、ベラルーシでは、放射性 Cs 汚染土壌の保全のためにヤナギ類の植栽が利用されて いる(Vandenhove et al. 2001)。さらに、カドミウムや亜鉛に汚染された土壌のファイトレメディ エーションにヤナギ属が有効であることが報告されてもいる(Mertens et al. 2006)。しかし、本研 究では、水田調査区に見いだされた3種のヤナギ属はいずれも低い TF 値(図5,表 S1 [ID 51, 52, 53])を示した。

4. 謝辞

本研究を進めるにあたり,現地調査を許可して下さった飯舘村役場および調査地を快く提供し て下さった土地所有者の方々に,深く感謝の意を捧げます。また,福島県相双農林事務所の太田 弘志氏,福島県農業総合センター果樹研究所の星博綱氏,瀧田克典氏,佐々木正剛氏には,本研 究を始めるに当たって我々を飯舘村役場に紹介していただき,現地に関する多くの有益な情報を 提供頂きました。神戸大学大学院理学研究科の三村徹郎博士,(財)環境科学技術研究所の山上 睦博士には,植物および土壌の試料調製方法についてありがたいご助言を賜りました。記して感 謝いたします。本研究は,岡山大学の大学機能強化戦略経費(平成24-25年度)の助成を受けて実 施されました。

5. 引用文献

- Chino, M., Nakayama, H., Nagai, H., Terada, H., Katata, G. & Yamazawa, H. 2011. Preliminary estimation of release amounts of ¹³¹I and ¹³⁷Cs accidentally discharged from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant into the atmosphere. *J. Nuc. Sci. Technol.* 48: 1129-1134.
- Endo, S., Kajimoto, T. & Shizuma, K. 2013. Paddy-field contamination with ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs due to Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident and soil-to-rice transfer coefficients. *J. Environ. Radioact.* 116: 59-64.
- Haston, E., Richardson, J.E., Stevens, P.F., Chase, M.W. & Harris, D.J. 2009. The linear Angiosperm Phylogeny Group (LAPG) III: a linear sequence of the families in APG III. *Bot. J. Linn. Soc* .161:

128-131.

- Kanter, U., Hauser, A., Michalke, B., Dräxl, S. & Schäffner, A.R. 2010. Caesium and strontium accumulation in shoots of *Arabidopsis thaliana*: genetic and physiological aspects. *J. Exp. Bot.* 61: 3995-4009.
- Kato, H., Onda, Y. & Teramage, M. 2012. Depth distribution of ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, and ¹³¹I in soil profile after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. *J. Environ. Radioact.* 111: 59-64.
- Kobayashi, D., Nozomi, N., Hisamatsu, S. & Yamagami, M. 2010. AtKUP/HAK/KT9, a K⁺ transporter from *Arabidopsis thaliana*, mediates Cs⁺ uptake in *Escherichia coli*. *Biosci. Biotechnol. Biochem.* 74: 203-205.
- Lasat, M.M., Fuhrmann, M., Ebbs, S.D., Cornish, J.E. & Kochian, L.V. 1998. Phytoremediation of a radiocesium-contaminated soil: Evaluation of cesium-137 bioaccumulation in the shoots of three plant species. J. Environ. Qual. 27: 165-169.
- Mertens, J., Vervaeke, P., Meers, E. & Tack, F.M.G. 2006. Seasonal changes of metals in willow (*Salix* sp.) stands for phytormediation on dredged sediment. *Environ. Sci. Technol.* 40: 1962-1968.
- Nishizono, H., Suzuki, S. & Ishii, F. 1987. Accumulation of heavy metals in the metal-tolerant fern, *Athyrium yokoscense*, growing on various environments. *Plant and Soil* 102: 65-70.
- Qi, Z., Hampton, C.R., Shin, R., Barkla, B.J., White, P.J. & Schachtman, D.P. 2008. The high affinity K⁺ transporter AtHAK5 plays a physiological role in *planta* at very low K⁺ concentrations and provides a caesium uptake pathway in *Arabidopsis. J. Exp. Bot.* 59: 595-607.
- Smith, A.R., Pryer, K.M., Schuettpelz, E., Korall, P., Schneider, H. & Wolf, P.G. 2006. A classification for extant ferns. *Taxon* 55: 705-731.
- Van, T.K., Kang, Y., Fukui, T., Sakurai, K., Iwasaki, K., Aikawa, Y. & Phuong, N.M. 2006. Arsenic and heavy metal acccumulation by *Athyrium yokoscense* from contaminated soils. *Soil Sci. Plant Nutri.* 52: 701-710.
- Vandenhove, H., Thirty, Y., Gommers, A., Goor, F., Jossart, J.M., Holm, E., Gäfvert, T., Roed, J., Grebenkov, A. & Timofeyev, S. 2001. Short rotation coppice for revaluation of contaminated land. J. *Environ. Radioact.* 56: 157-184.
- 米倉浩司・邑田仁 2012. 日本維管束植物目録. 北隆館. 東京.
- Zhu, Y.G. & Smolders, E. 2000. Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application. *J. Exp. Bot.* 51: 1635-1645.

₽	• te	租	調査区	操取期	[Cs]plani		Transfer factor		備為
					mean \pm SE (n)	順位。	[Cs]ptun/[Cs].soil	順位。	
10	Equisetaceae トクサ科	Equisetum arvense L. f. arvense スギナ	RI	7月	210 ± 45 (3)	176	0.026	153	
			R2	4.月	848 (1)	100	0.044	113	栄養茎(胞子茎を使用せず)
			R2	7月	300±111(3)	161	0.016	175	
02	Dennstaedtiaccae	Pteridium aquilinum (L.) Kubn subsp. japonicum	R3	10月	282 ± 75 (3)	162	110.0	187	
	コパノイシカグマ科	(Nakai) Á. et D. Löve ワラビ							
03	Woodsiaceae イワデンダ科	Athyrium deltoid of rons Makino $\oplus \vdash A \odot H$	R3	10 A	3,091 ± 285 (6)	28	0.119	53	葉(地表の根茎を使用せず)
04		Athyrium yokoscense (Franch, et Sav.) H. Christ	R3	H 01	18,180 ± 2,769 (6)	1	0.703	9	葉(地表の根茎を使用せず)
		へだノネゴヂ							
05		Deparia japonica (Thunb.) M. Kato 2723	R3	10月	$3,610 \pm 248$ (3)	22	0.140	7	
90	Onocleaceae コウヤワラビ科	Onoclea sensibilis L. var. interrupta Maxim. $\Rightarrow \vec{v} + \vec{v} \neq \vec{v}$	RI	7月	1,392 ± 679 (3)	11	0.174	34	
			R2	7月	5,088 (1)	13	0.264	21	
07	Dryopteridaceae オシダ科	Dryopteris tokyvensis (Makino) C, Chr. $\mathcal{P} = \sim \exists$	R3	10月	16,825 ± 2,302 (3)	2	0.650	1	葉(地表の根茎を使用せず)
80	Saururaceae ドクダミ科	Houttuynia cordata Thunb. $\mathbb{R}\mathcal{D}\mathcal{M}$	FI	7月	$2,936 \pm 614(3)$	34	0.329	20	
60	Dioscoreaceae ヤマノイモ科	Dioscorea polystachya Turcz. ${\mathcal T}{\mathcal M}{\mathcal A}{\mathcal E}$	RI	7 A	274 (1)	164	0.034	130	
10	Iridaccae アヤメ科	Iris pseudacorus L. キショウブ	R3	10月	2.501 ± 161 (3)	37	0.097	66	
			R2	7.月	38±38(3)	209	0.002	210	
=	Commelinaceae シュクサ科	Commelina communis L, var. communis 2274	RI	7月	509 ± 265 (3)	137	0.064	87	
			R2	1月	$3,049 \pm 2,177$ (3)	31	0.158	38	
2		Murdannia keisuk (Hassk.) HandMazz, イボクサ	R3	10月	9,658 ± 781 (3)	5	0.373	16	方形区 Q3 の植物

a本研究で調査区別・採取期別に算出された各植物種の移行係数の値213件のそれぞれについて、最も高い値を1位、最も低い値を213位としたときの順位を示す

D	**	種	調査区	採取期	[Cs]plam		Transfer factor		備考
					mean \pm SE (n)	順位。	[Cs]phan/[Cs]soil	順位。	
m	Juncaceae イグサ科	Juncus decipiens (Buchenau) Nakai A	RI	4 H	821 (1)	102	0.103	63	
			RI	7月	511 ± 179 (3)	136	0.064	86	
			RI	10 A	133 = 26 (3)	196	-0.017	174	
			RI	H 01	65 = 39 (3)	205	0.008	197	方形区 Q1 m植物
			R2	7月	692 ± 122 (3)	114	0.036	125	
			R3	10 H	1,709 ± 202 (3)	56	0.066	85	方形区 Q2 の植物
			R3	H 01	1,271 ± 219 (3)	76	0.049	108	方形区 Q3 の植物
*		Juncus prismatocarpus R. Br. subsp. leschenaultii	RI	7月	496±163 (3)	141	0.062	93	
		(J. Gay ex Laharpe) Kirschner コウガイゼキショウ							
			R2	7.月	2,049 (1)	4	0.106	19	
10		Juncus tenuis Willd. 7 # A	R2	7 H	2,435 ± 1,007 (3)	39	0.126	41	
9	Cyperaceae ガヤツリグサ科	Carex maximowiczji Miq. var. maximowiczji I 9 9	R2	7 H	499 ± 228 (3)	140	0.026	154	
-		Cyperus hrevifolius (Rottb.) Hassk, var. leiolepis	RI	10月	3.329 ± 1.203 (3)	23	0.416	13	
		(Franch. et Sav.) T. Koyama E. 2 7 J							
00		Scirpus fuirenoides Maxim. コマツカサススキ	R3	10 H	608 ± 113 (3)	124	0.024	161	
0		Scirpus wichwae Boeck. 777 H-Y	R3	H 01	619 ± 45 (3)	122	0.024	158	方形区 Q2 の植物
			R3	H 01	950±347 (6)	63	0.037	123	方形区Q3の植物
0	Pouceau 千条种	Agrostis gigantea Roth $\exists \beta \neq \beta \forall \psi$	RI	7月	640 ± 206 (6)	118	0.080	11	
			R2	7月	1,585 = 922 (3)	19	0.082	70	
			H	7月	55° (2)	207	0.006	204	(新走い 011 7 (GN)0。
-		Alopecurus aequalis Sobol. vat. anturensis (Korn.) Ohwi	R2	7月	221 ± 52 (3)	173	110.0	186	
		スズメノテッポウ	FI	H 4	105 = 16(3)	201	0.012	184	

	新り	(現)	調杏区	採取期	ICel.		Transfer factor		備老
3	5	Ł		TATAGASIS	mean ± SE (n)	测真位生 **	[Cs]phan/[Cs]sol	順位。	
12	Poaceae イネ科	Anthoxanthum odoratum L. subsp. odoratum NNHY	RI	7月	436±256(3)	147	0.055	104	
			R2	4.月	1,415 ^t (2)	70	0.073	61	1,188 と 1,641 の平均値
			R2	7月	3,320 (1)	24	0.172	35	
			FI	4月	8,185 ^g (2)	7	716.0	4	*6,700 と 9,670 の平均値
			Fl	-7 H	(1) 691	186	0.019	170	
53		Arthreacon hispidus (Thunb.) Makino =77-94	R3	H 01	3,013 ± 349 (3)	32	0.116	56	方形区 Q3 m植物
24		Calamagrastis epigeias (L.) Roth PSTD	ß	H 01	950±16(3)	92	0.037	122	花序を除く茎と薬を使用した
			R3	10 A	822 ± 42 (3)	101	0.032	135	花序を使用した
25		Decrylis glomerata L. 33 ± 31 A	R3	10 H	$6,753 \pm 400$ (3)	10	0.261	5	方形区 Q2 の植物
Y			R3	H 01	1,486±136(3)	65	0.057	66	方形区 Q4 の植物
ams			Ы	1 H	279 ± 33 (3)	163	0.031	138	
8 shi		Digitaria ciliaris (Retz.) Koeler 🖈 E 2014	R2	H 01	196±45 (3)	180	0.010	189	
ta e		Echinochloa crus-galli (L.) P. Beauv. var. crus-galli	RJ	10 月	98±21(3)	204.	0.012	182	
t al		イヌビゴ	R2	H 01	118 ± 59 (3)	661	0.006	205	
-12		Elymus tsukushiensis Honda var. Iransiens (Hack.) Osada	RI	7 H	47 ± 47 (3)	208	0.006	206	
7		カモジグサ	R2	日上	221 ± 58 (3)	172	0.011	185	
29		Imperata cylindrica (L.) Raeusch. var. koenigii (Retz.) Pilg.	R2	4.月	151 (1)	192	0.008	199	
		チガヤ	R2	日七	123 (1)	198	0.006	202	
30		Lolium multiflorum Lam. ネズミムギ	R2	H 7	(1) 601	200	0.006	207	
31		Miscanthus sinensis Andersson ススネ	RI	7 H.	ND (3)	211	0.000	211	
			R2	H 01	484±52 (3)	142	0.025	155	
			R3	H 01	729 ± 202 (3)	112	0.028	150	
			F1	7 H	ND (3)	212.	0.000	212	
l									

$ \begin{array}{ c c c c c c c c c c c c c c c c c c c$	B	***	種	調査区	採取期	[Cs]pheri		Transfer factor		備考
21 Process f 3.44 Payotim functoryl Kunth ex Stead, $XX/J/\Sigma$, E 10,4 1,641 = 96(3) 9 0.063 66 33 Pladovis or multimozen L var. constituenza $Y \mp T Y$ R2 7,4 0.64 = 23(3) 126 0.005 76 34 Pladovis or multimozen L var. constituenza $Y \mp T Y$ R2 7,4 364 = 45(3) 159 0.003 139 34 Pladovis or multimozen L var. constituenza $Y \mp Y Y \# T$ R2 7,4 364 = 45(3) 159 0.003 139 13920 £ 35 Pladovis or multimozen L vart $T = T + T + T + T + T + T + T + T + T + $						mean \pm SE (n)	順位も	[Cs]pinit/[Cs]ani	順位。	
$ \begin{array}{ c c c c c c c c c c c c c c c c c c c$	32	Poaceae イネ科	Paspalum thunbergii Kunth ex Steud. \mathcal{AKAIE}	R3	10 H	$1,641 \pm 98$ (3)	59	0.063	88	
	33		Phalaris arundinacea L. vat. arundinacea $\forall \forall \exists \diamond$	RI	7月	604 ± 243 (3)	126	0.076	92	
14 $platom protocol: 1 \div 1 \div 7 (1 \pm 2) 15 100 11 15 platom protocol: 1 \div 1 \div 7 (1 \pm 2) 13 13202 13 15 platom protocol: 1 \div 1 \div 7 (1 \pm 2) 13 13202 13 15 platom protocol: 1 \div 1 \div 7 (1 \pm 2) 13 13202 13 15 platom protocol: 1 \div 1 \div 7 (1 \pm 2) 13 13202 13 16 13 13 13 13 13 16 14 23 13 13 13 13 17 14 13 13 13 13 13 16 17 14 24 14 24 14 13 14 14 16 17 14 24 14 24 14 $				R2	7.月	166 ± 42 (6)	187	0.009	193	
14 Poison protecut. $1 + 3 + 7 + 7 + 3 + 7$ R1 7 H 257 ± 4.2 (3) 166 0.02 134 55 Pas proteorie L subsp. proteorie $\pm 1 + 7 + 7 + 7 + 7 + 7 + 7 + 7 + 7 + 7 +$				R2	10月	364±45 (3)	154	0.019	171	
$ \begin{array}{ c c c c c c c c c c c c c c c c c c c$	34		Phileum pratense L. オオアワガエリ	RI	7.H	257±42 (3)	166	0.032	134	
	35		Poa pratensis L. subsp. pratensis var. pratensis $\pm \mathcal{H} \sim \mathcal{H} \pm$	RI	4 H	7,340 ^h (2)	6	816.0	ŕċ	"3,920 と 10,760 の平均値
				RI	7 A	1,137 ± 28 (3)	81	0.142	42	
				R2	7月	204±29(3)	177	110.0	188	
1 7.H 7.H 253 (2) 168 0.028 148 1322 \mathbb{L} 2 3 5 5 5 1 10.H 10.H 153 146 183 133 149 133 1232 \mathbb{L} 2 123				R2	10 H	575±51 (3)	128	0.030	143	
36 P1 0.01 83 ± 74 (0) 83 0.021 (68 37 $\dot{\pi} = \dot{\pi} \dot{\pi} \dot{\pi} \dot{\pi} \dot{\pi} \dot{\pi} \dot{\pi} \dot{\pi}$				Ы	7月	253'(2)	168	0.028	148	1232 と 273 の平均値
36 Schedomore armethaacus (Schreb.) Dumot. R1 7.H $101\pm17(3)$ 202 0.013 181 $\tau = \sigma \gamma_{-} \gamma_{-$				EI	10 A	183 ± 74 (6)	183	0.021	168	
$\chi = \psi \downarrow J \end{pmatrix} \psi = \chi \downarrow \chi$	36		Schedonorus arundinaceus (Schreb.), Dumort.	RI	7月	$101 \pm 17(3)$	202	0.013	181	
37 10.4 142±45(3) 193 0.007 200 38 Setaria fubber(R.A.W. Herm. $\mathcal{T} \neq J \pm J$ 179±111(3) 184 0.007 200 38 Setaria pallidefiacea (Schumach) Supf et C. E. Hubb. R1 10.4 925±114(3) 97 0.116 59 39 $\exists \forall \mathcal{T} \neq \mathcal{I} \pm J \pm J \equiv J$ R2 10.4 327±69(3) 158 0.017 173 30 $\exists \forall \mathcal{I} = \mathcal{I} = \mathcal{I} + \mathcal{I} \pm J \pm J \equiv J$ R2 10.4 327±69(3) 158 0.077 75 30 $\exists \forall \forall \mathcal{I} = \mathcal{I} = \mathcal{I} + \mathcal{I} \pm J \pm J \equiv J$ R2 10.4 1,987±96(3) 48 0.077 75 40 $\forall \forall \forall \mathcal{I} = \mathcal{I} = \mathcal{I} + \mathcal{I} + \mathcal{I} \pm \mathcal{I} \pm \mathcal{I} \pm \mathcal{I} \pm \mathcal{I} \pm \mathcal{I} \pm \mathcal{I} = \mathcal{I} + \mathcal{I} \pm \mathcal{I} \pm \mathcal{I} = \mathcal{I} + \mathcal{I} \pm \mathcal{I} = \mathcal{I} + \mathcal{I} \pm \mathcal{I} \pm \mathcal{I} = \mathcal{I} + \mathcal{I} \pm \mathcal{I} = \mathcal{I} + \mathcal{I} \pm \mathcal{I} = \mathcal{I} + \mathcal{I} = \mathcal{I} = \mathcal{I} + \mathcal{I} = $			オニウシノケゲナ	R2	7月	256 ± 93 (3)	167	0.013	180	
71 Setaria faberi R.A. W. Herm. $7 \neq J = J = J = J \neq J = J$ $R2$ 10 $179 \pm 111(3)$ 184 0.009 191 38 Setaria palitdefusce (Schumach.) Stapf et C. E. Hubb. $R1$ 10 97 0.116 59 39 Setaria palitdefusce (Schumach.) Stapf et C. E. Hubb. $R2$ 10 97 ± 0.116 59 39 $397 \pm 96(3)$ 158 0.017 173 75 39 77 ± 1 $827 \pm 66(3)$ 48 0.077 75 40 77 $138(1)$ 73 9068 84 10 $1987 \pm 96(3)$ 48 0.077 75 75 40 77 $138(1)$ 73 9068 84 9077 75 10 $1987 \pm 96(3)$ 117 0.068 84 9077 75 9182 1183 117 10 $1034(12)$ 117 $1034(2)$ 117 0.028 84 10 $1034(12)$ 117 $1034(1)$ 103 1182 1182 <				R2	H 01	142 ± 45 (3)	193	0.007	200	
38 Startia pullidefisee (Schumach.) Stapf et C. E. Hubb. R1 10 97 0.116 59 $\neg \neg $	£		Seturia faberi R. A. W. Herrm. アキノエノコログサ	R2	H 01	179±111 (3)	184	0.009	161	
$\exists \forall \forall$	38		Seturia pallidefusea (Schumach.) Stapf et C. E. Hubb.	RI	H 01	925±114(3)	79	0.116	20	
39 Startia pumila (Poir.) Roem. et Schult. $\# > \# > \# > \# > \# > \# > \# > \# > \# > \# $			コツブキンエノコロ	R2	10 H	327±69(3)	158	0.017	173	
40 Triserum bifidum (Thunb.) Ohwi カニツリガサ R2 7月 1,318 (1) 73 0.068 84 41 1/u/pia myuros (L.) C. C. Gmel. var. myuros ナギナラガヤ R2 7月 64/(2) 117 0.034 129 ¹ 183 ± 1 42 Ramuculaceae キンポウゲ科 Ramueulus silerifolius H. Lév. var. glaber (H. Boissicu) R1 7月 193±112 (3) 182 0.022 165 43 Ramuculaceae キンポウゲ科 Ramueulus silerifolius H. Lév. var. glaber (H. Boissicu) R1 7月 1,273±110 (6) 75 0.159 37 13 Tamura キツネノボラン R2 7月 390*(2) 152 0.020 169 *0 (ND)	39		Sciaria pumila (Poir.) Roem. et Schult. $\# > x / \exists \Box$	R3	H 01	1,987±96 (3)	48	0.077	75	
 41 初<i>lpia mpuros</i> (L.) C. C. Gmel. var. <i>mpuros</i> ナギナタガヤ R2 7月 664(2) 117 0.034 [29 ¹183 と 1 42 Rammeulaceae キンボウゲ科 Rammeulus silerifolius H. Lév. var. glaber (H. Boissieu) R1 7月 1.273±110 (6) 75 0.159 37 13 Tanura キツネノボタン R2 7月 390⁴ (2) 152 0.020 [69 ⁴0 (ND) 	40		Trisetum bifidum (Thunb.) Ohwi $\mu = \gamma g f +$	R2	1月	1,318 (1)	73	0.068	84	
F1 7月 193±112 (3) 182 0.022 165 42 Ranneulaceae キンボウザ科 Ranneulus siterifolius H. Lév. var. glaber (H. Boissieu) R1 7月 1,273±110 (6) 75 0,159 37 Tamura キンネノボラン R2 7月 390 ⁴ (2) 152 0.020 169 ⁴ 0 (ND)	4		Vulpia mpuros (L.) C. C. Gmel. var. myuros † ¥+9 #+	R2	7 H	664 ⁱ (2)	117	0.034	129	1183 と 1,146 の平均値
42 Ranunculaceae キンボウゲ科 Ranunculus silerifolius H. Lév var. glaber (H. Boissieu) R1 7.月 1,273±110.(6) 75 0.159 37 Tamura キンネノボラン R2 7.月 390 ⁶ (2) 152 0.020 169 ⁶ 0 (ND)				FT	7月	193 ± 112 (3)	182.	0.022	165	
Tamura キツネノボタン R2 7月 390 ⁴ (2) 152 0.020 169 ⁴ 0 (ND)	4	Ranunculaceae キンボウゲ科	Ranmeulus silerifolius H. Lév. var. glaber (H. Boissieu)	Rİ	7 H	$1,273 \pm 110.(6)$	75	0.159	37	
			Tamura キツネノボタン	R2	7.H	390 ^k (2)	152	0.020	691	*0(ND)と780 の平均値

Ð	料。	種	調査区	採取期	[Cs]plum		Transfer factor		備考
					mean \pm SE (n)	順位,	[Cs]phan/[Cs]soil	順位。	
43	Crassulaceae ベンケイソウ科	Sedum bulbiferum Makino コモチマンネングサ	RI	7 H	1.656 ± 148 (3)	58	0.207	29	
4		Sedum sarmentosum Bunge ツルマンネングサ	R2	7. H	$11,094 \pm 543$ (3)	3	0.576	01	
			R2	10月	4,368 ± 1,459 (3)	17	0.227	26	
45	Fabaceae マメ科	Pueraria lobata (Willd.) Ohwi subsp. lobata 27 X	R3	10月	785 (1)	106	0,030	142	方形区 Q4 の植物
			R3	10月	391 ± 62 (3)	151	0.015	178	
46		Trifolium pratense L. ムラサキツメクサ	RI	7 月	3,658 ± 209 (3)	21	0.458	12	
			R2	7月	$1,930 \pm 704$ (3)	49	0.100	64	
			R2	10月	553±126(3)	131	0.029	146	
			Ы	7月	56±29(3)	206	0.006	203	
47		Trifolium repeats L. 20245+	RI	4月	1,877 (1)	51	0.235	25	葉のみを使用した
			RI	7月	10,341 ± 2,240 (4)	4	1,294	÷	薬のみを使用した
			RI	10月	$2,784 \pm 97$ (3)	35	0,348	61	葉のみを使用した
			R2	4月	2,308 (1)	41	0.120	52	葉のみを使用した。
			R2	7.月	2,732 ± 110 (3)	36	0.142	43	葉のみを使用した
			R2	7.H	2,442 ± 296 (3)	38	0.127	91	花茎のみを使用した
			R2	10 月	1,455±120 (5)	99	0.076	11	葉のみを使用した
			FI	7月	218(1)	174	0.024	157	葉のみを使用した
			FI	7月	213(1)	175	0.024	160	花茎のみを使用した
48	Rosaccae バラ科	Potentilla frequiana Borum. ミッパシッチゲリ	RI	4,月	1,081 (1)	87	0,135	45	
			R2	4月	1,103 (1)	85	0.057	100	
			R2	7月	1,520 ± 126 (3)	64	0.079	74	
49	Cannabaccae	Humulus scandens (Lour.) Merr. $21 + 47 = 7$	R2	7月	156±16(3)	190	0.008	961	

Yamashita et al.-19
9	来外。	穮	調査区	採取期	[Cs]plint		Transfer factor		備考
					$mean\pm SE\left(n\right)$	順位节	[Cs]phin/[Cs]son ^c	順位。	
20	Celastraceae ニシキギ科	Celastrus orbiculatus Thunb. var. orbiculatus ッルウメモドギ	R2	7月	1,540±324 (3)	62	0.080	72	
3	Salicaceae ヤナギ科	Salix coprea L. 13 y = ++++	R2	7 H	155±9(3)	161	0.008	861	
			R2	10.1	158 ± 32 (3)	189	0.008	561	
			R3	10/H	348 ± 9 (3)	156	0.013	179	方形区 Q2 07植物
52		Solix integra Thunb. イヌコリヤナギ	R2	7 H	ND ¹ (2)	2)3	0'000	213	- 両値とも ND
53		Salix miyabeana Seemen subsp. miyaheana	R2	7.月	100 ± 80 (3)	203	0.005	208	
		エゾノカワヤナギ	R2	10 H	123 ± 54 (3)	197	0,006	201	
54	Hypericaceae オトギリソウ科	Hypericum erection Thunk, var. evection オトギリソウ	FI	7 H	135 ± 79 (3)	194	0,015	176	
55		Hypericum laxum (Blume) Koidz. 254 141	RI	7月	3,075° (2)	30	0,385	15	"2,563と3,588 の平均値
56	Geraniaceae フウロソウ科	Geranium thunbergii Siebold ex Lindl. et Paxton	R2	7.H	(1) 600,1	06	0.052	106	
		ゲンノショウユ	R3	H 01	1,635 ± 241 (3)	.09	0.063	06	
57	Onagraceae アカバナ科	Epilobium pyrricholophum Franch. et Sav. \mathcal{T} \mathcal{I} 234.	R3	10 A	2,187 ± 107 (3)	42	0.085	69	
58		Oenothera biennis L. チマツヨイガサ	EI	4 A	5,750(1)	12	0.645	8	
			FI	7.A	135±38(3)	195	0.015	177	
59	Brassicaceae アブラナ科	Barbareu vulgaris R. Br. ハルザキヤマガラシ	R2	4 H	1,035 (1)	68	0.054	105	
			R2	7.H	592 ± 27 (3)	127	0.031	140	
60		Cardamine scattata Thunb. var. sentata サネッケッペナ	R2	4 H	770" (2)	109	0.040	119	"765 と 775 の平均値
61		Draba nemorosa L. $\mathcal{A} \rtimes \mathcal{F} \mathcal{I}^+$	FI	4月	1,127(1)	82	0,126	48	
62	Polygonaceae 夕子科	Persicaria hydropiper (L.) Delarbre ヤナギタテ	R2	H 01	233 ± 78 (3)	121	0.012	183	
63		Persicuria lapathifolia (L.) Delarbre var. lapathifolia	RI	1 H	1,317±281 (3)	74	0.165	36	

V JANK CALL								
ID 新*	種	調査区	採取期	[Cs]plan		Transfer factor		舗考
				$mean \pm SE (n)$	順位。	[Cs]pian/[Cs]sei ^c	順位。	
64 Polygonaceae 多元科	Persicaria longiseta (Bruijn) Kitag. イヌサテ	R2	10 A	170 ± 60 (3)	185	0.009	192	
		FI	H 01	199 ± 27 (3)	179	0.022	163	
65	Persicaria maricata (Meisn.) Nemoto オノネガサ	R2	7月	812(1)	103	0.042	114	
99	Persicaria saginata (L.) H. Gross var. sibirica (Meisn.)	R3	H 01	1,807 ± 557 (3)	53	0.070	82	
	Miyabe アキノウナギツカミ							
67	Persicuria thunbergii (Siebold et Zucc.) H. Gross	R2	7月	573 ± 85 (3)	129	0.030	144	
	var. thumbergit \$ 572 is							
		R3	H 01	$3,200 \pm 487$ (3)	26	0.124	50	
68	Rumex acetosa L. 24 14	RI	4月	929° (2)	96	0.116	58	根生薬のみを使用した
								。854 と 1,003 の平均値
		R2	4月	606(1)	125	0.031	137	根生薬のみを使用した
		R2	「日日」	889 ± 242 (3)	86	0.046	109	根生薬のみを使用した
		R2	H 01	402 ± 84 (3)	150	0.021	167	根生薬のみを使用した
		R3	H 01	3,120 ± 105 (3)	27	0.121	51	根生薬のみを使用した
69	Rumex acetosella L. subsp. pyrenaicus (Pourret ex Lapeyr.)	RI	7.月	792 ± 52 (3)	105	660'0	65	花序のある茎を使用した
	Akeroyd ヒメスイン							
70	Rumer obtusifatius L. エゾノギンギシ	RI	4月	506(1)	138	0.063	68	根生葉のみを使用した
		RI	7月	316 ± 102 (3)	159	0.040	120	花序のある茎を使用した
		RI	10月	473 ± 40 (3)	144	0.059	96	花序のある茎を使用した
		R2	4月	552 ^b (2)	132	0.029	147	根生業のみを使用した
								P535 と 568 の平均値
		R2	7月	$194 \pm 27 (9)$	181	0.010	061	花序のある茎を使用した
		R2	H 01	671 ± 52 (3)	115	0.035	126	花序のある茎を使用した
		Ы	7月	$28 \pm 16(3)$	210	0.003	209	花序のある茎を使用した

ž	1 MARCIN									L
	4.	種	調査区	採取期	[Cs] _{plant}		Transfer factor		備考	
					mean \pm SE (n)	順位も	[Cs]plan/[Cs]soil	順低位 d		
11	Caryophyllaceae ナデシコ科	Sogina japonica (Sw.) Ohwi ツメカサ	R2	7 H	417(1)	148	0.022	164		D
72		Stellaria aquatica (L.) Scop. ノミノブズマ	R2	4月	629 (1)	611	0.033	131		
			R2	7 H	476(1)	143	0.025	156		
73		Stellaria media (L.) Vill. 2022	RI	4月	3,300 (1)	25	0.413	14		
			RI	7 A	332 ± 147 (3)	157	0.041	115		
			Ы	7 A	202 ± 29 (3)	178	0.023	162		
74		Stellaria uliginosa Murray var. undulata (Thunh.) Fenzl	R2	4月	521(1)	135	0.027	151		
		> rev.sh	R2	7. H	729 ± 223 (3)	μi	0.038	121		
25	Phytolaccaceae ヤマゴボウ科	Phytolocca americana L. ヨウシュヤマゴボウ	R2	7.H	405 ± 133 (3)	149	0.021	166		1
76	Convoluvulaceate ヒルガオ科	Calystegia pubescens Lindl. E/PHA-	RI	7 H	234±44 (3)	170	0.029	145		[]]
17	Plantaginaceae オオバコ科	Plantago asiatica L. var. densiuscula Pilg. $\frac{1}{2}$	RI	H 01	1,534 ± 331 (3)	63	0.192	30	葉のみを使用した	1
			RI	H 01	1,427 ± 62 (3)	68	0.179	33	花茎のみを使用した	
			R2	7 H	629 ± 127 (3)	120	0.033	132	葉のみを使用した	
			R2	10 H	612 ± 102 (6)	123	0.032	136	葉のみを使用した	
			R2	日 月	363 ± 53 (4)	155	610.0	172	花茎のみを使用した	
78		Plantago major L. セイヨウオオバコ	R3	月0月	4,898 ± 423 (3)	15	0.189	32	葉のみを使用した	
			R3	H 01	2,045 ± 301 (3)	45	0.079	73	花茎のみを使用した	
61		Veronica persica Poir. オオイスノフリリ	RI	4月	1,904 (1)	50	0.238	24		
80	Lamiaceae シン科	Lamium purpureum L. ヒメオドリコソウ	RI	4 H	1,729 (1)	55	0.216	27		1
81		Prunella vulgaris L. subsp. asiatica (Nakai) H. Hara	R2	7月	2,007 (1)	47	0.104	62		
		var. lilacina Nakai ウツボダサ								
82	Mazaceae サギゴケ科	Mazus miquelit Makino サギゴケ	RI	7.A	2,981 ± 553 (3)	33	0.373	17		1
			R3	H 01	9,450 ± 942 (3)	9	0.365	18	方形区 Q2 の植物	

E C	1			and the second s	a set and the set of t					an de la
E A			The second se	調査区	採取期	[Cs]phun	1. 1. 1. 1. 1. 1. 1. 1. 1. 1. 1. 1. 1. 1	Transfer factor		備考
						mean \pm SE (n)	順位。	[Cs]ptun/[Cs]stif	順位。	
83 AS	ternese	キク科	Artemisia indica Willd, var. maximowiczii (Nakai) H. Hara	RI	4月	4,740° (2)	16	0.593	6	43,860 と 5,620 の平均値
			日子子	RI	7月	1,219±254 (3)	17	0.152	40	
				RI	10 H	756±39 (6)	110	0.095	67	方形区 Q1 の植物
				R2	4月	(1) 662,1	54	060'0	89	
				R2	7月	$1,101\pm55(3)$	98	0.057	101	
				R2	10 A	695±49 (3)	113	0.036	124	
				R3	10月	3,086±522 (3)	29	611.0	54	方形区 Q2 m植物
				R3	10 H	4,929 ± 115 (3)	14	161.0	31	方形区Q3の植物
				R3	10 月	1,039 ± 162 (3)	88	0.040	811	方形区Q4の植物
				FI	7月	234 ± 92 (3)	169	0.026	[52	
84			Aster microcephalus (Miq.) Franch. et Sav. var. ovanus	R3	10月	1,426±110(3)	69	0.055	103	方形区 Q2 の植物
			(Franch. et Sav.) Soejima et Mot. Ito ノコンギク							
85			Bidens frondosa L. TAU trevery	RI	10 月	559±144(3)	130	0.070	18	
				R3	10 月	800 ± 102 (3)	104	0.031	139	方形区Q3 の植物
86			Bidens tripartita L. var. tripartita & 0.24	RI	10 A	505±100(3)	139	0.063	16	
87			Compar canadensis (L.,) Cronquist ヒメムカショモギ	R3	10 月	3,758±370 (3)	20	0.145	41	方形区Q3の植物
				EI	7月	274±165 (3)	165	0.031	141	
88			Erigeron annuus (L.) Pers. ビメジョオン	RI	10月	2,043 ± 540 (3)	46	0.256	23	
				R2	7月	671 ± 189 (3)	116	0.035	127	
				R2	10 月	1,343±14 (3)	72	0.070	83	
				EI	7月	$310 \pm 120(3)$	160	0.035	128	
89			Erigeron philadelphicas L. 2012 342	RI	4.月	8,140(1)	×	1.018	61	
				Id	7月	\$35±61 (3)	134	0.060	-94	
06			Hemistepta lyrata Bunge キッネアザミ	R2	7月	164(1)	188	0.009	194	

D 科·		All	調査区	採取期	[Cs] _{plant}		Transfer factor		編売
					mean \pm SE (n)	順位节	[Cs]plant/[Cs]soil	順位。	
91 Ast	staceae キク科	lixeris stolonifera A. Gray var. stoloniferu A $D = \mathcal{H} +$	R2	H 01	$1,446 \pm 260$ (3)	67	0.075	82	
92		Petasites japonicus (Siebold et Zucc.) Maxim.	R2	7.月	1,121 ± 345 (3)	83	0.058	79	
		subsp. japonicus 7 +							
			R2	10.8	992 ± 144 (3)	16	0.051	107	
93		Pseudognaphalium affine (D. Don) Anderb. $\longrightarrow \rightarrow \cancel{J} \oplus$	R2	7月	2,395 ± 253 (3)	40	0.124	46	
94		Senecio vulgaris L. ノボロギク	R2	4月	1,202 (1)	38	0.062	92	
56		Solidago altissima L. セイタカブワサチソウ	RI	4月	4,365' (2)	18	0.546	п	'4,330 と 4,400 の平均値
			RI	H 01	929±177 (3)	56	0.116	57	
			RI	H 01	455 ± 44 (6)	146	0.057	102	方形区 Q1の植物
			R2	4 月	2,138 (1)	43	0.111	60	
			R2	7.月	782 ± 45 (7)	107	0.041	116	
			R2	10 H	$1,116 \pm 156(3)$	84	0.058	86	
			ß	10 H	1,821 ± 175 (3)	52	0.070	80	方形区 Q2 の植物
			R3	10月	$4,049 \pm 289$ (3)	61	0.157	30	方形区 Q3 の植物
			R3	H 01	$1,142 \pm 234$ (3)	80	0.044	112	方形区 Q4 の植物
96		Sonchus oleraceus L. 142	R2	7月	460 ± 98 (3)	145	0.024	159	
-16		Taraxacum officinale Weber ex F. H. Wigg.	Ri	4月	5,920(1)	11	0.741	ŝ	
		セイヨウタンボボ	RI	7月	$365 \pm 114 (3)$	153	0.046	011	
			R2	4 JI	(1) 111	801	0.040	117	
			R2	7.月	860 ± 233 (3)	66	0.045	111	
			R2	10.1	$626 \pm 66 (3)$	121	0.032	133	
86		Youngia japonica (L.) DC. $\mathcal{A} = \mathcal{A} \models^{2} \mathcal{F} =$	R2	7月	1,153 ± 205 (3)	64	0.060	95	
iqA 99	aceae 논기위	Oenanthe javanica (Blume) DC. subsp. javanica 🗠 🏾	RI	4月	934 (1)	94	0.117	55	
			RI	日と	1,662 ± 508 (3)	57	0.208	28	
			R2	7.月	545 ± 169 (3)	133	0.028	149	

Yamashita et al.-24

Site	: 方形区 (2m×2m)	内の土壌の放射性	: Cs	方形区内の植物地上部の加	纹射性 Cs				方形区の	群落地上部
	直径 5 cm、地表 から深さ 5 cm までの土壌コア [*] の[Cs] _{Sol} (Bq kg DW ⁻¹) ⁶	1つの上壌コア に含まれる Cs の y 線量 (Bq) ^b	方形区 1 m ² あたりの装層 5 cm の上に 含まれる Cs の γ線量推定 値 (Bq m ²) ⁶	植物種	方形区内の植物 地上部 Ikg 乾重 あたりの Cs の ソ 線量 [Cs]pun (Bq kg DW ⁻¹) ^b	1 m ² あた 9 の種別 の教重量 (kg DW m ⁻³)	1 m ² あたり の種別の Cs 放射線量 (Bq m ⁻²)	方形区内の 群落1m ² の地上部に 含まれるCs の放射線量 (Bq m ²) ^d	画物で十 通行して 大学道し 大教行祭 ([Cs] _{ben} / [Cs] _{ben} /	刈り取りに よる土壌中 放射性 Cs の 推定除去率 (%) (100 × d/c) ^c
69	25,453 ± 3,870 (5)	2,306 ± 351 (5)	1,174,654	イヤメタカアロゼチッカ	$1,271 \pm 219(3)$ 4 040 + 280(3)	0.310	394 417	4,614	0.050	0.393
				コプナクサ	3,013 ± 349 (3)	0.116	350		0.118	
				オガラガヤ	950 ± 347 (6)	0.029	27		0.037	
				山七米	$4,929 \pm 115(3)$	0.020	100		0.194	
				ヒメムカショモギ	3,758 ± 370 (3)	0.011	42		0.148	
				アメリカゼンダングサ	800 ± 102 (3)	0.011	-6		1£0.0	
				イボクサ	9,658 ± 781 (3)	0.006	61		0.379	
				その他の小型草本	26,179 ± 3,735 (3)	0.123	3.213		1.029	
Q4	28,073 ± 6,552 (5)	$2,786 \pm 617$ (5)	1,418,759	山市井	$1,039 \pm 162$ (3)	0.304	315	3,815	0.037	0.269
(R3	3)			セイタカアワダチソウ	$1,142 \pm 234$ (3)	0.180	206		0.041	
				カモガヤ	1,486 ± 136 (3)	0.072	107		0.053	
				タズ	785 (1)	0.007	9		0.028	
				その他の小型草本	14,702 ± 1,378 (3)	0.216	3,182		0.524	
「大山」	それぞれの方形区(法」を参照のこと。 也表面から深さ 5 cm ち々の値は、Q4 のク 数である	4 m ²) におけるJ 試料の採取は第: まで、直径 5 cm ・ズを除き、平均	ビ嬢の放射性 Cs 3 回調査期間中 1 の円筒形に打 値 ± 標準誤差	s濃度([Cs] _{sei} l)および植 (2012 年 10 月 15-19 日) ち抜いた土壌試料 (SE) で表される。括弧	物中の放射性 Cs 離りに行われた。 りに行われた。 内の数字は測定計	度 ([Cs] ₆ 件 (U-8 測	un()の測定の) 同定容器に調製	方法について された試料:	は、本文の 「材料と方法	「材料と 古」を参照) の
2 2 2	この値は、脚注 e (C) この値は、脚注 e (C) 20 × (方形区 1 m ² 8	示されるように, 示されるように, もたりの表層 S cr	群落地上部に、 群落地上部に、 nの土に含まれ	よる土壌中放射性 Cs の除 よる土壌中放射性 Cs の除 ろ Cs のッ線量推定値) /	はお本の推定に用い はま本の推定に用い (方形区内の群落1)	られた られた m ² の地上	部に含まれる	Cs の放射線	量)	

福島第一原子力発電所事故による海藻類の放射性セシウム蓄積

-いわき市とその周辺における2年間の推移-

川井浩史¹・北村晃²・三村真理³・三村徹郎³・田原睦也⁴・會田大来⁵・佐藤健二⁵・ 佐々木秀明⁵

 神戸大学・自然科学系先端融合研究環内海域環境教育研究センター 〒657-8501 神戸市灘区六甲台町1-1

2. 神戸大学·海事科学研究科

〒658-0022 神戸市東灘区深江南町5-1-1

3. 神戸大学·理学研究科

〒657-8501 神戸市灘区六甲台町1-1

4. いわき明星大学・いわき地域復興センター

〒970-8044 福島県いわき市中央台飯野 5-5-1

5. いわき明星大学・科学技術学部 〒970-8044 福島県いわき市中央台飯野5-5-1

Radioactive cesium accumulation in seaweeds by the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident – Two years' monitoring at Iwaki and its vicinity –

Hiroshi Kawai¹, Akira Kitamura², Mari Mimura³, Tetsuro Mimura³, Tomoya Tahara⁴, Daiki Aida⁵, Kenji Sato⁵, Hideaki Sasaki⁵

- 1. Kobe University Research Center for Inland Seas, Rokkodai, Nadaku, Kobe 657-8501, Japan
- 2. Graduate School of Maritime Science, Kobe University Fukae, Higashinada, Kobe 658-0022, Japan
 - 3. Graduate School of Science, Kobe University Rokkodai, Nadaku, Kobe 657-8501, Japan
- 4. Iwaki Community Reconstruction Center, Iwaki Meisei University Iwaki, Fukushima 970-8551, Japan

5. Faculty of Science and Technology, Iwaki Meisei University, Iwaki, Fukushima 970-8551, Japan

要 旨

2011年3月に発生した福島第一原子力発電所(福島第一原発)事故による沿岸海水の放射能汚染によって引きおこされた海藻類への放射性物質の蓄積状況とその推移を,高純度ゲルマニウム検出器を用いて2年間にわたり調査した。測定に用いた海藻試料は福島第一原発から約50 km圏にある福島県いわき市永崎海岸においておおむね季節毎にスノーケリングなどにより採集したほか,福島県相馬町,広野町,久ノ浜,塩屋崎においても適宜採集し,また千葉県および兵庫県において採集した試料を対照として用いた。その結果,2011年5月には、塩屋崎と永崎で採集した海藻類試料のほとんどは3,000 Bq kg⁻¹を超える¹³⁷Csの放射能強度を示し,最も高い値は褐藻ワカメの7371.20±173.95 Bq kg⁻¹であった。同時期の2011年5月2日に塩屋崎および永崎で採水した海水はそれぞれ8.41±3.21 および9.74±3.43 Bq kg⁻¹の値を示した。この結果から推定される海藻類のCs濃縮率は生の状態と乾燥後の海藻類の重量比(湿重量/乾重量)を10と仮定すると,分類群によって異なり,8-50の範囲にあった。その後,5-6ヶ月の間に¹³⁷Csの放射能強度は急激に減少したが,続く12-16ヶ月はあまり変化せず,10-110 Bq kg⁻¹であった。海藻類の¹³⁷Cs 蓄積は,周辺海水の汚染が最も高濃度であった2011年3-4月から2年経過した2013年3月でも今回の測定機器・方法で検出可能なレベルにあった。

1. はじめに

福島第一原子力発電所事故によって引きおこされた沿岸海水の放射能汚染は、それ が短期間に起こったことや、その規模の大きさにおいてこれまで例を見ないものであ った (Linsley et al. 2005, Buesseler et al. 2011)。この事故によって事故直後に放出された 放射性物質の量は大気中に5-10 PBq (ペタベクレル)であり、また汚染された冷却水の 流出によって海洋に放出された量は3-6 PBqであったとされている (Kawamura et al. 2011, Estournel et al. 2012, Miyazawa et al. 2012, Tsumune et al. 2012)。

海洋における放射性物質による汚染は、大きく分けて、1)大気中にプリュームと して放出されたものが落下したもの、2)高濃度の汚染水が直接海洋に排水されたも の、3)汚染された土壌から雨水により川を通して流入したものよって引きおこされ た。

これらのうち、1)は2011年3月中旬に最も顕著であり、2)は2011年3月下旬から 同4月上旬にかけて顕著であった。これらの放射能汚染された海水は基本的に希釈され るか、海流によって沖合へ運ばれた。しかし、沿岸域においては放出された放射性セ シウムやそのほかの放射性物質の相当量が、沿岸に生育・生息する生物に取り込まれ るか懸濁する粒子に結合し、次いでこれらが沈下することによって海底に堆積したと 考えられる。海水中の放射性物質の濃度は、2011年4月中旬に最も高く、その後、急激 に減少した。しかし、河川からの流入に加えて、少なくとも2012年の時点でも福島第 一原発からの直接的な流出が継続していたことが報告されている (Kanda 2013)。

原発事故により放出された放射性物質のうち,その量の多さと自然崩壊に要する期間の長さから¹³⁴Cs と¹³⁷Cs が,汚染水による生物汚染を引きおこす要因として特に重要であると考えられる。海藻類は成長時に藻体の表面から直接海水中に溶けている栄養塩類やさまざまな無機物を吸収する。セシウムイオン(Cs⁺)は海水によく溶け,海藻類を含む藻類の細胞はCs⁺をカリウム(K⁺)トランスポーターを通して吸収し,細胞内に蓄積すると考えられている (Zhu & Smolders 2000, Kanter et al. 2010)。

海藻類の¹³⁷Cs の濃縮率(CF: concentration factor)は種によって大きく異なることが 報告されており (Pentreath 1976, Coughtrey & Thorne 1983, Tateda & Koyanagi 1994), IAEAは標準的な値として50を用いることを推奨している (IAEA 2004)。一方,海藻類 はアルギン酸,フカン,アガー(寒天),カラギナンなどの細胞壁を構成している多 糖類(いわゆるファイココロイド)によってこれらのイオンを吸着すると考えられる が、Cs⁺ に対する親和性については十分な知見が得られていない (Morris et al. 1980)。 海藻類は沿岸域生態系における主要な一次生産者のひとつであり、さまざまな底生動 物や魚が海藻類を餌として利用している。このため海藻類に含まれる放射性汚染物質 は消費者である動物によって摂食された後、食物連鎖により生物濃縮される可能性が ある。

福島第一原発事故以前には、太平洋沿岸における海水の放射性物質汚染は、主に核 兵器の試験によって大気中に放出された放射性物質の落下が原因であった。これによ る海水の¹³⁷Cs汚染の放射能強度としては1-4 Bq m⁻³ が報告されている (Ikeuchi 2003, Povinec et al. 2004, Nakanishi et al. 2010)。Tateda & Koyanagi (1994) は、緑藻アオサ、紅 藻アカバ、褐藻ホソメコンブ、アカモク、ウミトラノオなどに含まれる¹³⁷Csの放射能 強度を測定し、海藻類における¹³⁷Csの平常値として生の標本あたり0.03-037 Bq kg⁻¹ (湿 重量)を報告している。また、Morita et al. (2010) は1998-2008年に日本各地(長崎県、 神奈川県、新潟県)で採集されたワカメと北海道で採集されたナガコンブにおける測 定で、¹³⁷Csについてはワカメで約0.03-0.08 Bq kg⁻¹、ナガコンブで約0.05-0.09 Bq、その 他のコンブ類やホンダワラ類で、0.02-0.34 Bq kg⁻¹ (いずれも湿重量)という測定結果 を示している。

福島第一原発の事故の後,いくつかの研究機関などが主要な漁業対象生物に含まれ る放射性物質の放射能強度の測定を行ってきた。その中にはいくつかの海藻類の種, たとえばアマノリ類,コンブ類,アラメ類,フノリ類,ヒトエグサ類なども含まれて いるが,その種数はかなり限定されており,また系統上(分類上)の多様性,潮間帯 であるか潮下帯であるかという生育場所,一年生であるか多年生であるかという生活 史などの特徴などにおいてかなり偏っている。さらに,測定機関によって測定の方法 はさまざまであり,検出限界値も測定機関によってはかなり高く,生の試料あたり20 Bq kg⁻¹を超える場合もある。このため,これらの測定結果に基づいて海藻類における一般 的な放射性物質汚染の動態を把握することは困難であり,また分類群間の濃縮率の違いを比較することも困難であった。

これらのことをふまえて、本研究では高純度ゲルマニウム検出器を用いて、陸上植物試料や土壌試料とも共通の標準化された測定方法により、海藻類試料に含まれる¹³⁴Cs,¹³⁷Cs および⁴⁰K 放射能強度の変化を、可能な限り季節的に解析することを目的として研究を行った。

2. 材料と方法

測定に用いた海藻試料は福島第一原発から約50 km圏にある福島県いわき市永崎海 岸において概ね季節毎にスノーケリングにより採集したほか,福島県相馬町,広野町, 久ノ浜,塩屋崎,宮城県岩沼においても適宜採集し,また千葉県鴨川,勝浦および兵 庫県淡路島岩屋において採集したものを対照として用いた(図1,16a-f,17,18)。測定 に用いた試料の一覧を,神戸大学において測定したものについては表1に,いわき明星 大学において測定したものについては表2に示す。



図1 本研究で測定に用いる海藻試料を採集した地点

神戸大学における測定では,採集された試料を種類毎に分けた後,その形態学的特 徴により種同定を行い,室内において送風し,予備的に乾燥させた(図16g)。次いで, 乾熱オーブンで90-100 °Cで8時間乾燥させた。乾燥前と乾燥後の海藻類試料の重量の 比は約10であり,生の海藻試料について行われた測定結果との比較や,濃縮率(濃縮 係数)の議論の際にはこの値を用いた。試料は乾燥後,手によって予備的に断片化し た後,Waring J-SPEC 7011BUJブレンダー(Conair Corp., Stamford, CT, USA)によって粉砕 した。粉砕した試料はU-8試料カップ(直径56 mm,高さ68 mm)に充填し,測定に用 いた。資料に含まれる放射性物質の放射能強度測定方法については Mimura et al. (2014) に記述する。表1,2において,「誤差」は測定に用いた機器プログラムソフトウェアの システムエラーに起因するものと,計測における標準偏差の両方を合わせたものに相 当する。また,2011年5月に永崎および塩屋崎において採水された海水もU-8試料カッ プに充たして,濃縮すること無く測定に用いた。

いわき明星大学における測定では,採集された試料を種類毎に分けた後,その形態 学的特徴により種同定を行い,淡水で洗った後,室温で予備乾燥させた。次いで,乾 熱オーブンで60 °Cで48時間乾燥させた後,ブレンダーで粉砕し,U-8試料カップに充 填した(図16h)。放射能強度測定はGEM40P4-76 ゲルマニウム検出器 (Seiko EG & G, Tokyo, Japan)により,製品指定の取り扱い方法で¹³⁴Cs および¹³⁷Cs の放射能強度を測 定した。

事故後,最初に採集された海藻試料は,測定まで-20°Cで保存されていた。この凍 結過程が,凍結した試料が融解した際に,藻体に含まれていた放射性物質が高濃度(あ るいは低濃度)の融解水(ドリップ)として失われることで,測定値に影響すること が推定された。このため,凍結試料の融解過程において融解水で失われる放射性物質 の量を測定し,その影響を明らかにするために,2011年7月には採取された試料の一部 を凍結・融解した後,乾燥するものと直接乾燥するものに分けて測定を行った。また, この際生じた融解水に含まれる放射能の強度も測定した。

残念ながら本研究においてはさまざまな制約,例えば測定に十分な量の1つの種の 試料を野外から採集することの困難さ,海藻類の測定に利用可能なゲルマニウム検出 器の使用割当時間の不足などから,1カ所から採集されたそれぞれの海藻類の種につ いて複数の試料を調整したり,反復測定を行ったりすることは困難であった。さらに, 採集されたそれぞれの海藻試料の量が,測定に用いるU-8試料カップを充たすには十分 でなく,測定によって得られた測定シグナルがかなり低い場合もあった。これらの理 由から,本測定結果の信頼度について,統計的な検定を行うことは困難であった。

3. 結果

図2に,各測定試料において得られた¹³⁴Cs および¹³⁷Cs の放射能強度の比を時系列的に示す。¹³⁴Cs /¹³⁷Cs 比の値は2年後には約0.6に減少しており,両者の自然崩壊時間の違いから予想される比の値(1年後に0.79,2年後に0.64)と概ね一致した。



図2 測定試料における¹³⁴Cs/¹³⁷C 比の変遷。破線は¹³⁴Csおよび ¹³⁷Cの自然崩壊により予想さ れる理論値。 神戸大学における¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs および ⁴⁰Kの,いわき明星大学における¹³⁴Cs および ¹³⁷Csの測定結果をそれぞれ表1,表2 に示す。福島第一原発から約50 km圏にあたる塩 屋崎において2011年5月2日に,同じく永崎において2011年5月6日に採集された海藻試 料はそのほとんど(緑藻アナアオサ,ウスバアオノリ,褐藻カヤモノリ,アラメ,ワ カメ,タマハハキモク,ウミトラノオ)において¹³⁷Csの放射能強度は3,000Bq kg⁻¹を超 えていた(図3,4)。今回の測定における最も高い¹³⁷Cs放射能強度を示した海藻試料は 5月2日に塩屋崎で採集されたワカメの 7,371.20±173.95 Bq kg⁻¹であった(図4および表 1における資料番号k010)。また2011年5月2日に塩屋崎(図3)および永崎(図4)で採 水された海水はそれぞれ 8.41±3.21 Bq L⁻¹および 9.74±3.43 Bq L⁻¹であった。



図3 2011年5月に福島県いわき市塩屋崎におい て採集された海藻類および海水の¹³⁴Csおよび ¹³⁷Cの放射能強度。海水の測定単位はBq kg-1 w.w.(湿重量)。星印はいわき明星大学におけ る測定を示し、それ以外は神戸大学において測 定。

図4 2011年5月に福島県いわき市永崎におい て採集された海藻類および海水の¹³⁴Csおよ び¹³⁷Cの放射能強度。海水の測定単位はBq kg-1 w.w.(湿重量)。星印はいわき明星大学 における測定を示し,それ以外は神戸大学に おいて測定。

一方,対照として用いた淡路島で2011 年5月に淡路島で採集された褐藻ワカメ,タマハハキモク,緑藻アナアオサの¹³⁷Cs放射能強度は検出限界値(0.001-0.002)以下であった。

永崎では海藻類の¹³⁷Cs放射能強度は、その後5-6ヶ月の間に著しく減少した。2011
 年7月に¹³⁷Cs放射能強度は約300-600 Bq kg⁻¹(図5)であったが、同年10月には 40-200 Bq kg⁻¹ まで減少し(図6)、2012年7月および同年12月には100 Bq kg⁻¹ 以下であった(図7,8)。



図5 2011年7月に福島県いわき市永崎におい て採集された海藻類の¹³⁴Csおよび¹³⁷Cの放射 能強度。星印はいわき明星大学における測定 を示し、それ以外は神戸大学において測定。



図7 2012年7月に福島県いわき市永崎におい て採集された海藻類の¹³⁴Csおよび¹³⁷Cの放射 能強度。星印はいわき明星大学における測定 を示し、それ以外は神戸大学において測定。



図6 2011年10月に福島県いわき市永崎におい て採集された海藻類の¹³⁴Csおよび¹³⁷Cの放射 能強度。星印はいわき明星大学における測定 を示し、それ以外は神戸大学において測定。



図8 2012年12月に福島県いわき市永崎におい て採集された海藻類の¹³⁴Csおよび¹³⁷Cの放射 能強度。星印はいわき明星大学における測定 を示し、それ以外は神戸大学において測定。

しかし,その一方で,最も高濃度の汚染にさらされた2011年3-4月から2年が経過した2013年3月においても¹³⁷Cs放射能強度は多くの海藻試料で検出可能な範囲にとどまり,約10-100 Bq kg⁻¹であった(図9)。

海藻試料中の¹³⁷Cs放射能強度の変化は分類群毎に異なる経過を示した。世代時間が 非常に短い緑藻アナアオサでは、¹³⁷Cs 放射能強度は2011年の夏季に顕著に減少したが、 その後2011年冬季から2013年春季にかけても10-110 Bq kg⁻¹の範囲にとどまった(図10)。





図10 福島県いわき市永崎において採集 した一年生緑藻アオサにおける¹³⁴Cs, ¹³⁷Cおよび⁴⁰Kの放射能強度の推移。

図9 2013年3月に福島県いわき市永崎にお いて採集された海藻類の¹³⁴Csおよび¹³⁷Cの 放射能強度。測定は神戸大学で実施。

一方, ⁴⁰K の放射能強度は2011年5月の試料ではやや高い傾向を示したが,その後の試料では約1,000-1,500 Bq kg⁻¹で,ほぼ一定の値を示した。1年生褐藻のワカメ(図11) とアカモクは¹³⁷Cs の放射能強度変化では類似した傾向を示し,1年目に顕著な減少を 示し,その後も2013年3月まで連続的に減少した。ワカメの⁴⁰K の放射能強度は千葉県 および兵庫県の海藻試料で1,840-1,990 Bq kg⁻¹(図11)であった。



図11 福島県いわき市永崎において採集 した一年生褐藻ワカメにおける¹³⁴Cs, ¹³⁷Cおよび⁴⁰Kの放射能強度の推移。



図12 福島県いわき市永崎において採集 した多年生褐藻アラメにおける¹³⁴Cs, ¹³⁷Cおよび⁴⁰Kの放射能強度の推移。

アラメ(図12)やアズマネジモク(図13)などの多年生褐藻は福島県周辺の沿岸の 藻場の重要な構成要素であるが、¹³⁷Csの放射能強度変化では上述の一年生の海藻類と 類似した傾向を示したが、⁴⁰Kの放射能強度は約1,500-2,000 Bq kg⁻¹とアオサよりやや高 い値を示した(図11)。千葉県で採集された褐藻アラメ、アズマネジモクの⁴⁰Kの放射 能強度は、1,650-1,750 および1,180 Bq kg⁻¹で福島県における測定結果とほぼ同様であ った(図12,13)。残念ながら季節毎に採集することができた紅藻類は少なかったが、 ハリガネ(図14)は2011年に¹³⁷Csの放射能強度が顕著に減少したが、2013年3月でも約 10 Bq kg⁻¹ と検出可能な強度の範囲にとどまった。一方、⁴⁰Kの放射能強度は800-1,000 Bq kg⁻¹で緑藻アオサと同程度であったが、褐藻ワカメ、アラメ、ホンダワラ類などと比 較すると顕著に低い値を示した。



図13 福島県いわき市永崎において採集した多年生褐藻アズマネジモクにおける ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cおよび⁴⁰Kの放射能強度の推移。



図14 福島県いわき市永崎において採集 した多年生紅藻ハリガネにおける¹³⁴Cs, ¹³⁷Cおよび⁴⁰Kの放射能強度の推移。

4. 考察

福島第一原発の事故以前の本州東海岸における沿岸海水の¹³⁷Cs 放射能強度は 1-3 Bq m⁻³ で,外洋の表層水の放射能強度とほぼ同等であった (Nakanishi et al. 20101)。一 方,事故後の原発から30 km圏の放射能強度は 10 Bq L⁻¹ を超えていた (Bailly du Bois et al. 2012)。

事故後の大量排水から約1ヶ月経過後のいわき市塩屋崎および永崎沿岸の海水に含まれる¹³⁷Csの放射能強度は約8-10 Bq L⁻¹ であった(図4)。この値は, Bailly du Bois et al. (2012) で示されている測定結果に概ね一致する。一方,塩屋崎及び永崎の周辺の沿岸は,この論文で示されている放射性物質濃度の水平分布推定図から判断すると,2011年4月15日から5月1日頃の2週間程度にわたって,約60 Bq L⁻¹の汚染水にさらされていたことになる。

福島第一原発から直接流出した汚染水の影響は,2011年3月26日から4月8日にかけて 特に著しく,2011年4月10日以降に福島第一原発周辺で測定された海水中の放射能強度 は減少している。多年生の褐藻アラメに含まれる放射性物質の放射能強度は、この海水中の汚染物質の推移と類似した傾向を示したが、紅藻ハリガネはこれとは異なり、2012年12月、2013年3月の間もほぼ同様の放射能強度を示した。一方、⁴⁰K の値は調査期間を通じて概ね一定であり、またその値は対照とした千葉県や兵庫県で採集された標本とほぼ一致したことから、⁴⁰K は人為的な原因によるものではないことが確認された。

本調査の測定結果および Bailly du Bois et al. (2012)で示されるように,2011年4月に おける塩屋崎および永崎での海水中の¹³⁷Cs 放射能強度が 10 to 60 Bq L⁻¹ であったと すると、2011年5月に採集された同沿岸の海藻類の¹³⁷Cs 放射能強度は約5,000 Bq kg⁻¹で あったことから、(測定を行った乾燥試料で放射能強度が80-500倍で,湿重量/乾重量 比を10とした場合)これらの海藻類はその組織内に約8-50倍の濃度の¹³⁷Csを蓄積してい たことになる。一方、海藻類の成長速度は種類によって異なるが、かなり成長が速い アオサ類やワカメを例にとってもその成長期間は1ヶ月より長く、多くの種では3-4 ヶ月である。このため、2011年5月初旬(5月2日および5月6日)に採集された試料の藻 体組織のかなりの部分は、周囲の海水が高濃度の汚染水によって汚染されるより前に 形成されていたことになる。このことから、先に述べた海藻類の組織における濃縮率 推定値は、実際にはより高い可能性がある。

この海藻類のCs濃縮率推定値(約8-50)はIAEA (2004)で示されている海藻類の濃縮 率(約30-50)と概ね一致する。先に述べたように,海藻類の実際の濃縮率はこれより もやや高いと考えるが,海藻類の採集時期より前の海藻類の成長時期(2011年4月下旬) に,海藻類が生育している海岸線の直近では汚染水の濃度が推定値よりさらに高かっ た可能性も考えられる。

採集直後に直接乾燥させた試料(風乾後,加熱乾燥:表1における試料k001,k004な ど)と、いったん凍結した後に乾燥させた試料(凍結,解凍,風乾,加熱乾燥:k017, k023など)の¹³⁷Cs 放射能強度は,概ね一致した。しかし,解凍時に海藻類の組織から 流出する融解水(k048-k051)に含まれる¹³⁷Cs放射能強度は,分類群によって大きな違 いが見られた(褐藻ワカメ40BqL⁻¹,アラメ800BqL⁻¹)が,解凍した海藻組織に含ま れる¹³⁷Cs より高い放射能強度を示すことが多かった。この値は2011年7月初旬の周辺海 域の海水中の¹³⁷Csが,本調査における検出限界である約1 BqL⁻¹より低かったことを考 えると顕著に高く,同時期に採集された藻体の測定結果から推定した,海藻類の生組 織中に含まれる放射性物質の濃度に近いものであった。このため,筆者らは凍結した 試料を融解・乾燥させた測定結果は,実際の藻体中の濃度より低い数値となる可能性 があると結論した。

海藻類が一般に成長が速く、また世代時間が短いことを考えると2011年夏季に海藻 類の放射性Cs の放射能強度が速やかに減少したことは理解できる。多くの一年生海藻 類(褐藻カヤモノリ、緑藻ヒトエグサ、紅藻アマノリ類など)はその生活史型にかか わらず各個体の生育期間は6ヶ月にみたない(図15)。多くの種(褐藻ワカメ、カヤ モノリ、緑藻ヒトエグサ、紅藻スサビノリなど)は異形の世代交代を示し、大形の藻 体をつくる世代は夏から秋にかけては観察されない(Bold and Wynne 1985, Hori et al. 1993, 1994, Graham & Wilcox 2000)。このような場合,2011年3月下旬から4月にかけての海水中の放射性物質の濃度が高い時期に成長した海藻組織は、その後の成長で新たに形成された組織と一部でおきかわり、また最終的には2011年夏季から秋季にかけて消失していたと考えられる。



図15 福島県いわき市およびその周辺に生育する海藻類の生育期間と季節的消長。

一部の異形世代交代を示す種、たとえば褐藻アラメ、マコンブなどには多年生のものが含まれ、この場合には藻体の一部は夏季を通して残存する。しかし、この様なコンブ目の種は葉状部と茎状部の移行帯に介生成長する成長帯をもっており、藻体上部の古い葉状部は数ヶ月のうちには先端から失われていく (Bold & Wynne 1985)。その他の多くの種、たとえば緑藻アオサ類、褐藻アミジグサ、アツバコモングサ、紅藻ツノマタ類、フクロフノリ、ハリガネなど)はほぼ同じ形態をした大形の藻体が交代する同形の世代交代を示すが、この場合でも1つの世代の生育期間は6ヶ月にみたない。

ー部の種、たとえば緑藻ミル類、褐藻ホンダワラ類はその生活史型において世代交 代がみられず、このうちホンダワラ類のアカモクは冬季から春季にかけて大形化する ー年生で、アズマネジモクは春季から夏季にかけて大形化する多年生である。このた め、2011年秋季以降に採集された海藻類(その藻体を構成している組織)は周辺海水 中の放射性物質の濃度が急速に減少した時期以降に海水中の栄養塩(とCs)を吸収し ながら成長したことになる。しかし、2012年の冬季以降、海水中の¹³⁴Csおよび¹³⁷Cs の 放射能強度は概ね一定であり、ほとんどの海藻類で2013年春季においても、¹³⁷Cs で約 8-140 Bq kg⁻¹の放射能強度を示し、検出可能であった。このことは、海藻類のCs濃縮率 が本調査の結果で8-50、IAEAの報告で50であったことから、濃縮率50を用いるとこれ らの海藻類の生育場所では海水中に0.02-0.3 Bq L⁻¹の³⁷Csが存在していたことになる。 海水中の¹³⁴Cs および¹³⁷Cs の検出限界は、測定を行う機関により0.00008Bq L⁻¹から 1.2 Bq L⁻¹と大きく異なるが、いずれにせよこの時期の海水中に含まれる放射性物質の 放射能強度(0.02-0.3 Bq L⁻¹)はいくつかの測定機関の検出限界に近い。



図16 a, 震災直後(2011年5月)の福島県いわき市永崎海岸; b, 同塩屋崎海岸; c, d, 震災約1 年後(2012年4月)のいわき市永崎海岸潮間帯; 震災約1年半後(2012年12月)の永崎海岸 漸深帯消波ブロック; f, 採集された海藻類; g, 実験室でソーティングされ風乾中の海藻類; h, 乾燥・粉砕後U-8サンプルカップに充填した海藻試料。



図17 福島県いわき市周辺で一般に見られる海藻類(褐藻)。a, コモングサ; b, アミジ グサ; c, マツモ; d, カヤモノリ; e, アカモク; f, アズマネジモク; g, マコンブ; h, ワカメ; i, アラメ。スケールバー: 5 cm。

海藻類が金属イオンを濃縮する性質を持つことから,地点毎の海藻類中の金属イオ ン濃度を測定・比較することで,それらの海藻類が生育する場所の海水中の金属イオ ン濃度の地理的な分布を推定できることが報告されてきた(アオサ類, Caliceti et al. (2002), Haritonidis & Malea (1999):ワカメ,Yamada et al. (2007))。これらの報告と同 様に,海藻類は広く¹³⁷Csを比較的高濃度(濃縮率約8-50)に濃縮するが,その成長が速 くその時期の海水の状況を反映すること,また一次生産者であることから生物濃縮に よる影響を受けないことなどから,沿岸域における海水中の¹³⁷Csの濃度をモニタリン グする生物種として適していると考える。



図18 福島県いわき市周辺で一般に見られる海藻類(a, 緑藻; b-i, 紅藻)。a, アナア オサ; b, フダラク; c, アカバギンナンソウ; d, エゾシコロ; e, スサビノリ; f, イソマ ツ; g, ハリガネ; h, ユナ; i, ユカリ。スケールバー:5 cm。

謝辞

本研究を行うにあたって,海藻試料の放射性強度測定・資料整理においては神戸大 学小宮山千代,小谷朋子両氏にお世話になった。また,海藻試料の採集においては福 島県水産試験場和田敏裕,岩崎高資,平川直人各氏のご協力を得た。また,本研究は 神戸大学自然科学系先端融合研究環の震災関連研究支援費による支援を頂いた。

引用文献

Bailly du Bois, P., Laguionie, P., Boust, D., Korsakissok, I., Didier, D., Fiévet, B. 2012.
Estimation of marine source-term following Fukushima Dai-ichi accident. J. Env.
Radioactivity 114: 2–9.

Bold, H.C., Wynne, M.J. 1985. Introduction to the Algae: Structure and reproduction. 2nd ed.

Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, USA, 720 pp.

- Buesseler, K., Aoyama, M., Fukasawa, M. 2011. Impacts of the Fukushima nuclear power plants on marine radioactivity. *Env. Sci. Tech.* 45 (23): 9931–9935.
- Caliceti, M., Argese, E., Sfriso, A., Pavoni, B. 2002. Heavy metal contamination in the seaweeds of the Venice lagoon. *Chemosphere* 47: 443–454.
- Coughtrey, P.J., Thorne, M.C. 1983. Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. A critical review of data. Vol. 1 A.A. Balkema, Rotterdam, 496 pp.
- Estournel, C., Bosc, E., Bocquet, M., Ulses, C., Marsaleix, P., Winiarec, V., Osvath, I., Nguyen, C., Duhaut T., Lyard, F., Michaud, H., Auclair, F. 2012. Assessment of the amount of Cesium-137 released into the Pacific Ocean after the Fukushima accident and analysis of its dispersion in Japanese coastal waters. J. Geophys. Res. 117, C11 10.1029/2012JC007933
- Graham, L.E., Wilcox, L.W. 2000. Algae. Prentice-Hall, London 640 pp.
- Haritonidis, S., Malea, P. 1999. Bioaccumulation of metals by the green alga *Ulva rigida* from Thermaikos Gulf, Greece. *Environ. Poll.* 104: 365–372.
- Hori, T. 1993. An Illustrated Atlas of the Life History of Algae. Vol. 2. Brown and Red Algae. Tokyo: Uchida Rokakuho, 345 pp.
- Hori, T. 1994. An Illustrated Atlas of the Life History of Algae. Vol. 1. Green Algae. Tokyo: Uchida Rokakuho, 367 pp.
- International Atomic Energy Agency 2004. Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment. IAEA Technical Reports Series No. 422. IAEA Vienna.
- Ikeuchi, Y. 2003. Temporal variations of 90Sr and 137Cs concentrations in Japanse coastal surface seawater and sediments from 1974 to 1998. *Deep-Sea Res.* 50: 2713–2726.
- Kanda, J. 2013. Continuing ¹³⁷Cs release to the sea from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant through 2012. *Biogeoscinces Disuss*. 10: 3577–3595.
- Kanter, U., Hauser, A., Michalke, B., Dräxl, S., Schäffner, A.R. 2010. Caesium and strontium accumulation in shoots of *Arabidopsis thaliana*: genetic and physiological aspects. J. Exp. Bot. 61: 3995–4009.
- Kawamura, H., Kobayashi, T., Furuno, A., Ishikawa, Y., Nakayama, T., Shima, S., Awaji, T.
 2011. Preliminary numerical experiments on oceanic dispersion of 1311 and 137 Cs
 discharged into the ocean because of the Fukushima Daiichi nuclear power plant disaster. J.
 Nucl. Sci. Technol. 48: 1349–1356.
- Linsley, G., Sjoblom, K., Cabianca, T. 2005. Overview of point source of anthropogenic radionuclides in the oceans, vol. 6. Chapter 4, issues 17–21, 109–138.
- Mimura, T., Mimura, M., Komiyama, C., Miyamoto, M., Kitamura, A. 2014. Measurements of gamma (γ)-emitting radionuclides with a high-purity germanium detector: the methods and reliability of our environmental assessments on the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident. J. Plant Res. DOI 10.1007/s10265-013-0594-y.

- Miyazawa, Y., Masumoto, Y., Varamov, S.M., Miyama, T., Takigawa, M., Honda, M., Seino, T. 2012. Inverse estimation of source parameters of oceanic radioactivity dispersion models associated with the Fukushima accident. *Biogeosciences Discuss*. 9: 13783–13816.
- Morita, T., Fujimoto, K., Kasai, H., Yamada, H., Nishiuchi, K. 2010. Temporal variations of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs concentrations and the ⁹⁰Sr/¹³⁷Cs activity ratio in marine brown algae, *Undaria pinnatifida* and *Laminaria longissima*, collected in coastal areas of Japan. *J. Environ. Monit.* 12: 1179–1186.
- Morris, E.R., Rees, D.A., Robinson, G. 1980. Cation-specific aggregation of carrageenan helices: domain model of polymer gel structure. *J. Mol. Biol.* 138: 349–362.
- Nakanishi, T., Aono, T., Yamada, M., Kusakabe, M. 2010. Temporal and spatial variations of ¹³⁷Cs in the waters off a nuclear fuel reprocessing facility in Rokkasho, Aomori, Japan. J. *Radioanal Nucl. Chem.* 283: 831–838.
- Pentreath, R.J. 1976. Monitoring of radionuclides. Fish Tech Paper 150, FAO Rome.
- Povinec, P.P., Hirose, K., Honda, T., Ito, T., Scott, E.M., Togawa, O. 2004. Spatial distribution of ³H, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs and ^{239,240}Pu in surface waters of the Pacific and Indian Oceans–GLOMARD database. *J. Envir. Radioact.* 76 (1–2): 113–137.
- Tateda, Y., Koyanagi, T. 1994. Concentration factors for Cs-137 in marine algae from Japanese coastal waters. *J. Radiat. Res.* 35: 213–221.
- Tsumune, D., Tsubono, T., Aoyama, M., Hirose, K. 2012. Distribution of oceanic ¹³⁷Cs from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant simulated numerically by a regional ocean model. *J. Environ. Radioact.* 111: 100–108.
- Yamada, M., Yamamoto, K., Ushihara, Y., Kawai, H. 2007. Variation in metal concentrations in the brown alga *Undaria pinnatifida* in Osaka Bay, Japan. *Phycol. Res.* 55: 222–230.
- Zhu, Y.-G., Smolders, E. 2000. Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application. J. Exp. Bot. 51: 1635–1645.
- 注:本稿は日本植物学会英文誌 Journal of Plant Research (JPR) Symposiumに掲載予定(オ ンライン公表済み、オープンアクセス)の原稿を和訳・一部改変したものである。
- H. Kawai, Kitamura, A., Mimura, M., Mimura, T., Tahara, T., Aida, D., Sato, K., Sasaki, H. (2013 online/2014 print) Radioactive cesium accumulation in seaweeds by the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident—two years' monitoring at Iwaki and its vicinity. *J. Plant Res.*, DOI: 10.1007/s10265-013-0603-1; Print ISSN 0918-9440; Online ISSN 1618-0860. http://link.springer.com/article/10.1007/s10265-013-0603-1

表1 4	申戸大学にお	いて測定した	$^{134}\mathrm{Cs},~^{137}\mathrm{Cs}$ and	⁴⁰ K の測定結果											
Sample	Collection	Taxonomy			Locality	Note (sample	¹³⁴ Cs			¹³⁷ Cs			$^{40}\mathrm{K}$		
code	date	Class	Order	Species		preparation and nature of samples)	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit
k001	9 July 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Fertile thalli, directly dried	320.57	16.07	0.012	346.14	22.70	600.0	1,132.70	310.81	0.282
k002	2 May 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Eisenia bicyclis	Shioyazaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	5,406.70	68.22	0.029	5557.90	93.10	0.020	2,494.30	375.95	0.309
k003	2 May 2011	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva pertusa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	3,009.50	97.10	0.054	2897.80	122.56	0.042	2,780.80	1013.30	0.942
k004	9 July 2011	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva pertusa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	487.54	58.31	0.051	567.83	74.20	0.046	n.d.	n.d.	1.381
k005	2 May 2011	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum thunbergii	Shioyazaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	4,151.90	60.11	0.026	4239.90	81.19	0.020	2,507.50	384.80	0.315
k006	2 May 2011	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Scytosiphon lomentaria	Shioyazaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	5,417.10	131.01	0.073	5672.50	172.27	0.041	n.d.	n.d.	1.013
k007	6 May 2011	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Scytosiphon lomentaria	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	4,544.90	69.54	0.031	4616.00	93.95	0.021	n.d.	n.d.	0.376
k008	2 May 2011	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum muticum	Shioyazaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	3,991.30	98.26	0.049	4282.40	132.04	0.038	1,981.80	808.57	0.760
k009	2 May 2011	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva pertusa	Shioyazaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	4,231.90	138.52	0.070	4340.20	182.55	0.062	n.d.	n.d.	1.409
k010	2 May 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Shioyazaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	7,433.50	133.33	0.060	7371.20	173.95	0.047	1,152.20	799.52	0.800
k011	9 July 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Juvenile thalli, directly dried	529.92	48.56	0.160	569.08	60.43	0.142	n.d.	n.d.	3.396
k012	9 July 2011	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum horneri	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Basal portion, directly dried	457.65	22.24	0.053	501.06	29.90	0.044	2,867.30	411.99	1.061
k013	2 May 2011	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva linza	Shioyazaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	5,516.50	128.99	0.073	5433.80	165.31	0.038	n.d.	n.d.	0.944
k014	6 May 2011	Rhodophyceae	Gigartinales	Gloiopeltis furcata	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	691.86	23.50	0.015	767.37	32.90	0.012	371.85	260.95	0.257
k015	6 May 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	4,690.00	71.89	0.031	4810.30	96.65	0.023	2,957.80	462.11	0.383
k016	9 July 2011	Rhodophyceae	Gigartinales	Grateloupia lanceolata	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	318.48	28.83	0.106	352.40	36.17	060.0	n.d.	.p.u	2.073
k017	9 July 2011	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva pertusa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	606.50	66.73	0.200	576.93	85.96	0.199	n.d.	n.d.	5.182
k018	9 July 2011	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum horneri	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Tip portion, directly dried	340.77	21.65	0.018	321.15	26.71	0.016	4,783.70	525.79	1.280
k019	9 July 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Saccharina japonica	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	426.87	37.52	0.136	425.32	45.34	0.097	n.d.	n.d.	2.638
k020	9 July 2011	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum yamadae	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	499.62	25.71	0.064	498.74	33.71	0.061	1,871.40	446.75	1.295
k023	9 July 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Fertile thalli, frozen	278.38	16.89	0.045	292.40	21.88	0.038	1,987.90	355.52	0.976

表 1 ㎝	ontinued														
Sample	Collection	Taxonomy			Locality	Note (sample	¹³⁴ Cs			^{137}Cs			$^{40}\mathrm{K}$		
apoo	date	Class	Order	Species		preparation and nature of samples)	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit
k024	17 May 2011	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum muticum	Iwaya, Awaji Isl., Hyogo	Directly dried	n.d.	0.00	0.002	n.d.	0.00	0.003	2,768.80	25.04	I
k025	17 May 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Iwaya, Awaji Isl., Hyogo	Directly dried	n.d.	0.00	0.001	n.d.	0.00	0.001	1,841.80	34.15	0.029
k026	31 May 2011	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Colpomenia sinuosa	Iwaya, Awaji Isl., Hyogo	Directly dried	n.d.	0.00	0.001	n.d.	0.00	0.001	496.50	45.30	0.042
k027	31 May 2011	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva pertusa	Iwaya, Awaji Isl., Hyogo	Directly dried	n.d.	0.00	0.001	n.d.	0.00	0.001	1,147.60	42.53	0.037
k028	30 May 2011	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Scytosiphon lomentaria	Iwaya, Awaji Isl., Hyogo	Directly dried	n.d.	0.00	0.007	n.d.	0.00	0.005	1,955.90	188.09	0.176
k029	6 September 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Eisenia bicyclis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	681.86	20.68	0.043	773.22	30.83	0.034	2,115.40	278.58	0.703
k030	6 September 2011	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva pertusa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.220	202.85	43.48	0.158	n.d.	n.d.	4.519
k031	6 September 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Saccharina japonica	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Juvenile thallus, directly dried	193.70	25.07	0.097	230.31	36.71	0.086	4,214.10	860.98	2.389
k032	6 September 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Old sporophyll, directly dried	255.02	31.38	0.121	224.34	36.26	0.108	n.d.	n.d.	2.716
k035	14 October 2011	Rhodophyceae	Gigartinales	Hypnea asiatica	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	114.04	28.88	0.045	161.96	28.91	0.039	2,423.00	1144.60	1.108
k036	14 October 2011	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva pertusa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	36.56	4.75	0.006	43.05	6.67	0.007	1,013.10	194.79	0.177
k037	14 October 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Saccharina japonica	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	57.64	4.20	0.005	67.41	6.09	0.005	1,120.30	158.44	0.137
k038	14 October 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Eisenia bicyclis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	51.42	9.67	0.014	64.29	10.74	0.013	1,380.30	372.98	0.348
k039	14 October 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Eisenia bicyclis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Mature thalli, directly dried	105.99	4.78	0.004	114.00	6.66	0.004	995.04	126.90	0.109
k040	14 October 2011	Rhodophyceae	Gigartinales	Neodilsea yendoana	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	53.92	6.21	0.009	68.46	8.43	0.007	1,550.90	264.19	0.233
k041	14 October 2011	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum yamadae	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	200.17	14.01	0.013	229.20	17.54	0.012	1,522.60	401.82	0.380
k042	14 October 2011	Rhodophyceae	Gigartinales	Ahnfeltiopsis paradoxa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	59.91	5.33	0.007	86.65	7.68	0.006	761.02	184.22	0.170
k043	14 October 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Eisenia bicyclis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Juvenile thalli, directly dried	59.57	6.33	0.008	69.15	8.25	0.008	1,742.10	259.79	0.226
k045	14 October 2011	Rhodophyceae	Ceramiales	Chondria crassicaulis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	121.40	7.23	0.006	111.81	9.18	0.008	2,772.70	244.74	0.192
k046	2 May 2011	Seawater			Shioyazaki, Iwaki, Fukushima	Seawater	9.54	2.25	0.004	8.41	3.21	0.003	n.d.	n.d.	0.096
k047	2 May 2011	Seawater			Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Seawater	11.27	2.15	0.003	9.74	3.43	0.003	n.d.	n.d.	0.094

表1 co	ontinued															
Sample	Collection	Taxonomy			Locality	Note (sample	¹³⁴ Cs			¹³⁷ Cs			$^{40}\mathrm{K}$			
code	date	Class	Order	Species		preparation and nature of samples)	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	
k048	9 July 2011	Meltwater (drip	ping)		Nagasaki, Iwaki, Fukushima	From Undaria pinnatifida	39.48	3.10	0.003	42.21	4.05	0.003	340.45	97.78	0.091	-
k049	9 July 2011	Meltwater (drip	oping)		Nagasaki, Iwaki, Fukushima	From Scytosiphon lomentaria	344.71	8.63	0.005	383.09	12.01	0.005	n.d.	n.d.	0.120	
k050	9 July 2011	Meltwater (drip	(guiqc		Shioyazaki, Iwaki, Fukushima	From Sargassum thunbergii	402.97	8.86	0.005	436.72	12.14	0.004	502.65	116.14	0.108	
k051	9 July 2011	Meltwater (drip	ping)		Shioyazaki, Iwaki, Fukushima	From Eisenia bicyclis	697.87	11.19	0.006	809.50	16.20	0.005	440.83	113.32	0.106	
k052	5 December 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Eisenia bicyclis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Juvenile thalli, directly dried	54.38	7.13	0.009	69.84	12.27	0.009	2,512.00	310.20	0.232	
k053	5 December 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Eisenia bicyclis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Mature thalli, directly dried	96.84	8.52	0.007	106.11	12.00	0.010	2,258.50	275.40	0.210	
k054	5 December 2011	Rhodophyceae	Gigartinales	Neodilsea yendoana	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	45.30	7.30	0.010	40.58	13.32	0.012	1,082.40	281.80	0.249	
k056	5 December 2011	Rhodophyceae	Corallinales	Calliarthron sp.	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	25.56	5.17	0.007	34.10	8.95	0.007	.p.u	n.d.	0.197	
k057	5 December 2011	Rhodophyceae	Ceramiales	Dasya sessilis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	219.43	22.28	0.022	234.59	29.33	0.021	4,101.20	705.21	0.592	
k058	5 December 2011	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum yamadae	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	70.49	7.93	0.007	82.22	11.74	0.010	2,037.50	297.70	0.234	
k059	5 December 2011	Rhodophyceae	Gigartinales	Ahnfeltiopsis paradoxa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	100.85	9.72	0.010	92.07	11.75	0.009	468.71	261.31	0.248	
k060	5 December 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Saccharina japonica	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	67.14	7.07	0.007	78.82	10.21	0.008	1,793.10	259.95	0.209	
k061	5 December 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Saccharina japonica	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	57.12	8.51	0.011	59.34	13.53	0.011	2,279.10	351.17	0.283	
k062	5 December 2011	Phaeophyceae	Ralfsiales	Analipus japonicus	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.048	197.20	41.70	0.042	n.d.	n.d.	1.285	
k063	5 December 2011	Rhodophyceae	Gigartinales	Gloiopeltis furcata	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	51.77	10.06	0.008	53.65	11.71	0.011	592.87	309.57	0.296	
k064	7 March 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum horneri	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	133.87	23.47	0.031	187.58	30.54	0.023	2,015.00	856.60	0.831	
k065	7 March 2012	Rhodophyceae	Bangiales	Bangia fuscopurpurea	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	160.51	8.98	0.009	226.22	13.80	0.009	936.70	256.60	0.240	
k066	7 March 2012	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva linza	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	66.25	10.30	0.016	85.16	14.60	0.015	1,865.00	443.30	0.408	
k067	7 March 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum thunbergii	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	106.37	6.40	0.007	137.03	9.24	0.006	1,654.00	208.10	0.178	
k068	7 March 2012	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Scytosiphon lomentaria	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	82.48	7.86	0.008	115.59	10.55	0.009	2,442.00	285.50	0.237	

表1 co	ntinued														
Sample	Collection	Taxonomy			Locality	Note (sample	^{134}Cs			¹³⁷ Cs			$^{40}\mathrm{K}$		
code	date	Class	Order	Species		preparation and nature of samples)	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit
k069	7 March 2012	Rhodophyceae	Bangiales	Pyropia yezoensis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	24.47	4.78	0.008	51.06	9.61	0.008	1,195.00	252.30	0.230
k070	7 March 2012	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Petalonia fascia	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	53.68	8.59	0.013	84.37	12.50	0.014	3,159.00	446.90	0.381
k071	7 March 2012	Ulvophyceae	Ulvales	Monostroma nitidum	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	46.99	9.58	0.017	69.71	10.99	0.013	1,614.00	412.70	0.400
k072	7 March 2012	Phaeophyceae	Ralfsiales	Analipus japonicus	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	76.48	5.71	0.006	105.77	8.00	0.005	1,064.00	184.90	0.164
k073	7 March 2012	Phaeophyceae	Ralfsiales	Analipus japonicus	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	93.27	6.47	0.008	101.18	8.32	0.008	1,512.00	258.00	0.243
k074	7 March 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	33.69	4.58	0.005	62.91	6.44	0.005	1,642.00	178.60	0.148
k075	7 March 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	26.96	3.95	0.005	37.92	5.43	0.005	2,999.00	193.90	0.140
k076	9 April 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum horneri	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	17.43	2.09	0.003	21.75	2.40	0.003	1,996.70	101.66	0.082
k077	9 April 2012	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva pertusa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	42.63	4.35	0.006	60.71	5.65	0.006	862.87	172.48	0.164
k078	9 April 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Eisenia bicyclis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	21.71	1.83	0.002	28.45	2.48	0.002	1,588.50	89.13	0.073
k079	9 April 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum thunbergii	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	67.57	2.97	0.003	90.22	4.19	0.003	1,293.00	1016.60	0.088
k080	9 April 2012	Phaeophyceae	Desmarestiales	Desmarestia ligulata	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.007	n.d.	0.00	0.007	1,743.30	203.49	0.186
k081	9 April 2012	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Scytosiphon lomentaria	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	48.66	2.99	0.003	71.76	4.17	0.003	1,603.20	115.51	0.099
k082	9 April 2012	Rhodophyceae	Rhodymeniales	Lomentaria hakodatensis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	157.82	3.96	0.003	221.71	6.00	0.003	897.33	95.59	0.086
k083	9 April 2012	Rhodophyceae	Bangiales	Pyropia yezoensis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	38.64	3.26	0.004	49.65	3.92	0.004	967.23	130.02	0.120
k084	9 April 2012	Rhodophyceae	Ceramiales	Pterosiphonia pinnulata	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	253.76	7.22	0.007	360.95	10.61	0.006	2,149.90	190.20	0.169
k085	9 April 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Ahnfeltiopsis paradoxa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	29.80	2.24	0.003	44.04	2.91	0.002	982.30	87.27	0.077
k086	9 April 2012	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Colpomenia sinuosa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	29.86	2.60	0.004	41.46	3.64	0.004	649.33	113.44	0.107
k087	9 April 2012	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Colpomenia sinuosa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	222.63	9.12	0.010	302.99	12.39	0.009	3,865.90	282.48	0.243
k088	9 April 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Saccharina japonica	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	10.05	1.89	0.003	15.28	2.59	0.003	1,988.00	103.71	0.084
k089	9 April 2012	Phaeophyceae	Ralfsiales	Analipus ianonicus	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	53.89	2.75	0.003	77.91	3.90	0.003	983.29	95.03	0.085

表1 co	ntinued														
Sample	Collection	Taxonomy			Locality	Note (sample	^{134}Cs			¹³⁷ Cs			40 K		
anoo	aare	Class	Order	Species		preparation and nature of samples)	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit
k090	9 April 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	7.84	1.17	0.002	8.58	1.53	0.002	1,051.40	76.61	0.007
k091	9 April 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Juvenile thalli, directly dried	8.30	2.89	0.005	18.21	2.96	0.004	1,905.00	142.12	0.123
k092	9 April 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Sporophyll, directly dried	16.73	1.98	0.003	22.49	2.54	0.003	2,767.40	104.09	0.077
k093	10 April 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum yamadae	Yoshio, Katsuura, Chiba	Directly dried	n.d.	0.00	0.003	n.d.	0.00	0.003	1,184.00	102.98	0.091
k094	10 April 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Eisenia bicyclis	Yoshio, Katsuura, Chiba	Directly dried	n.d.	0.00	0.002	n.d.	0.00	0.002	1,745.10	93.14	0.076
k095	10 April 2012	Phaeophyceae	Dictyotales	Padina arborescens	Yoshio, Katsuura, Chiba	Directly dried	n.d.	0.00	0.006	n.d.	0.00	0.006	1,579.40	183.42	0.166
k096	10 April 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Yoshio, Katsuura, Chiba	Directly dried	n.d.	0.00	0.003	n.d.	0.00	0.003	1,991.10	94.59	0.075
k097	10 April 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Eisenia bicyclis	Kamogawa, Chiba	Directly dried	n.d.	0.00	0.003	n.d.	0.00	0.003	1,652.30	95.39	0.079
k098	10 April 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Ecklonia cava	Kamogawa, Chiba	Directly dried	n.d.	0.00	0.003	n.d.	0.00	0.003	2,714.60	119.12	0.092
k099	10 April 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum fusiforme	Kamogawa, Chiba	Directly dried	n.d.	0.00	0.002	n.d.	0.00	0.002	3,236.60	91.82	0.061
k100	10 April 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Kamogawa, Chiba	Directly dried	n.d.	0.00	0.003	n.d.	0.00	0.003	1,922.90	103.42	0.084
k101	23 May 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum horneri	Terashima, Iwanuma, Miyagi	Directly dried	67.12	26.24	0.029	76.05	23.03	0.022	1,701.70	723.22	0.711
k102	23 May 2012	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva prolifera	Terashima, Iwanuma, Miyagi	Directly dried	370.13	20.46	0.023	485.87	27.16	0.022	1,268.70	663.95	0.655
k103	23 May 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum horneri	Matsukawaura, Soma, Fukushima	Directly dried	55.55	2.55	0.003	81.23	3.75	0.003	1,619.50	76.76	0.081
k104	23 May 2012	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva pertusa	Soma Port, Soma, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.012	n.d.	0.00	0.011	449.78	329.17	0.329
k105	23 May 2012	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva pertusa	Matsukawaura, Soma, Fukushima	Directly dried	21.80	3.16	0.004	26.03	3.99	0.004	1,015.10	157.70	0.148
k106	23 May 2012	Phaeophyceae	Desmarestiales	Desmarestia ligulata	Soma Port, Soma, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.005	6.25	5.01	0.005	1,261.70	154.20	0.141
k107	23 May 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum muticum	Soma Port, Soma, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.009	13.29	8.60	0.008	2,181.51	287.91	0.260
k108	23 May 2012	Rhodophyceae	Ceramiales	Delesseria serrulata	Soma Port, Soma, Fukushima	Directly dried	14.26	4.03	0.005	25.17	4.34	0.004	1,723.80	145.10	0.128
k109	9 April 2012	Ulvophyceae	Ulvales	Monostroma nitidum	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	25.73	3.51	0.007	27.32	5.02	0.006	703.11	180.50	0.173

表 1 co	ntinued														
Sample	Collection	Taxonomy			Locality	Note (sample	¹³⁴ Cs			¹³⁷ Cs			40 K		
2000	uate	Class	Order	Species		preparation and nature of samples)	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit
k110	23 May 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Grateloupia lanceolata	Matsukawaura, Soma, Fukushima	Directly dried	12.96	3.27	0.006	n.d.	0.00	0.005	825.74	168.62	0.160
k111	23 May 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Schizymenia dubyi	Matsukawaura, Soma, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.004	n.d.	0.00	0.003	721.71	108.01	0.101
k112	23 May 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Schizymenia dubyi	Matsukawaura, Soma, Fukushima	Directly dried	19.68	6.73	0.007	17.97	7.14	0.007	882.64	216.67	0.210
k113	23 May 2012	Rhodophyceae	Corallinales	Gelidium elegans	Matsukawaura, Soma, Fukushima	Directly dried	60.91	4.66	0.006	90.92	6.23	0.006	1,165.70	177.93	0.167
k115	23 May 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Matsukawaura, Soma, Fukushima	Directly dried	49.35	2.50	0.003	54.70	3.31	0.003	1,428.50	99.27	0.008
k116	9 December 2012	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva pertusa	Hirono, Futaba, Fukushima	Directly dried	36.73	3.03	0.004	54.46	4.98	0.004	0.00	0.00	0.209
k117	9 December 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Chondrus giganteus	Hirono, Futaba, Fukushima	Directly dried	13.61	1.84	0.002	22.89	2.22	0.002	0.00	0.00	0.132
k118	9 December 2012	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Petalonia fascia	Hirono, Futaba, Fukushima	Directly dried	33.09	2.67	0.003	48.98	3.81	0.004	0.00	0.00	0.200
k119	9 December 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Neodilsea longissima	Hirono, Futaba, Fukushima	Directly dried	13.66	2.15	0.002	n.d.	0.00	I	0.00	0.00	0.139
k122	10 December 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum yamadae	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	17.05	1.79	0.002	22.02	2.63	0.003	1,299.00	88.13	0.075
k123	10 December 2012	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva pertusa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.007	26.19	6.81	0.006	769.50	208.60	0.202
k124	10 December 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Eisenia bicyclis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.003	10.49	3.04	0.003	1,996.00	106.00	0.086
k125	10 December 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Eisenia bicyclis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	19.62	3.96	0.004	21.56	4.08	0.005	2,457.00	160.10	0.135
k128	10 December 2012	Phaeophyceae	Dictyotales	Spatoglossum pacificum	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	41.53	2.92	0.004	68.91	5.62	0.004	2,484.00	147.10	0.121
k130	10 December 2012	Rhodophyceae	Bangiales	Pyropia yezoensis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	12.21	2.80	0.004	26.86	3.84	0.005	657.28	148.70	0.143
k131	10 December 2012	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva prolifera	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.008	8.04	7.58	0.008	848.51	236.56	0.229
k132	10 December 2012	Ulvophyceae	Cladophorales	Chaetomorpha moniligera	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.007	n.d.	0.00	I	3,770.30	247.20	0.214
k133	10 December 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Chondrus ocellatus	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.003	6.68	3.58	0.004	677.03	112.57	0.106

表1 co	ntinued														
Sample	Collection	Taxonomy			Locality	Note (sample	^{134}Cs			¹³⁷ Cs			40 K		
code	date	Class	Order	Species		preparation and nature of samples)	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit
k134	10 December 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Grateloupia turuturu	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	10.32	2.49	0.003	9.46	4.22	0.004	1,163.40	128.02	0.116
k135	10 December 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Ahnfeltiopsis paradoxa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	10.64	2.14	0.002	9.84	1.87	0.003	604.94	81.66	0.076
k138	10 December 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Gloiopeltis furcata	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	64.95	8.00	0.014	92.33	12.25	0.013	5,190.10	427.40	0.376
k139	10 December 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Grateloupia lanceolata	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	.p.u	0.00	0.007	8.51	6.27	0.006	688.58	198.65	0.193
k140	10 December 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Plocamium cartilagineum	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	22.16	3.92	0.007	59.69	6.30	0.006	514.62	206.47	0.204
k141	10 December 2012	Rhodophyceae	Ceramiales	Chondria crassicaulis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	41.82	4.62	0.005	47.81	5.45	0.006	3,859.40	213.11	0.174
k142	9 December 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum thunbergii	Hisanohama, Iwaki, Fukushima	Directly dried	345.96	5.95	0.004	592.67	98.32	0.004	1,401.50	112.60	860.0
k143	9 December 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Chondrus giganteus	Hisanohama, Iwaki, Fukushima	Directly dried	38.55	2.44	0.003	59.74	3.62	0.003	1,149.10	97.59	0.086
k144	9 December 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Chondrus giganteus	Hisanohama, Iwaki, Fukushima	Directly dried	18.33	3.51	0.004	36.82	3.47	0.004	1,257.70	122.81	0.110
k145	9 December 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum muticum	Hisanohama, Iwaki, Fukushima	Directly dried	123.97	4.21	0.004	209.89	6.76	0.004	1,503.30	1290.70	0.113
k146	9 December 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum fusiforme	Hisanohama, Iwaki, Fukushima	Directly dried	21.49	1.86	0.003	34.70	3.37	0.003	4,206.90	116.52	0.078
k147	9 December 2012	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Colpomenia sinuosa	Hisanohama, Iwaki, Fukushima	Directly dried	219.97	4.88	0.004	363.65	7.70	0.003	3,025.40	122.48	0.093
k148	9 December 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Saccharina japonica	Hisanohama, Iwaki, Fukushima	Directly dried	33.55	2.71	0.003	60.87	35.82	0.003	3,479.60	118.90	0.086
k149	9 December 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Saccharina japonica	Hisanohama, Iwaki, Fukushima	Directly dried	34.03	2.82	0.003	54.74	3.61	0.003	3,218.60	122.46	0.091
k150	9 December 2012	Rhodophyceae	Ceramiales	Chondria crassicaulis	Hisanohama, Iwaki, Fukushima	Directly dried	42.05	4.27	0.005	58.60	6.18	0.005	3,937.10	186.64	0.147
k151	16 March 2013	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum horneri	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.003	10.64	3.11	0.003	2,250.80	108.28	0.085
k152	16 March 2013	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum yamadae	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	9.69	2.30	0.005	7.91	4.56	0.004	840.94	140.74	0.132

表 1 ㎝	ontinued														
Sample	Collection	Taxonomy			Locality	Note (sample	^{134}Cs			¹³⁷ Cs			$^{40}\mathrm{K}$		
code	date	Class	Order	Species		preparation and nature of samples)	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit
k153	16 March 2013	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva pertusa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	9.79	1.87	0.003	19.12	3.24	0.003	1,453.10	117.82	0.103
k154	16 March 2013	Phaeophyceae	Laminariales	Eisenia bicyclis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	.p.u	0.00		7.18	1.84	0.003	1,274.50	91.32	0.079
k155	16 March 2013	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum thunbergii	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	13.92	2.35	0.003	20.90	2.88	0.003	1,738.20	124.22	0.106
k156	16 March 2013	Rhodophyceae	Gigartinales	Ahnfeltiopsis flabelliformis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	16.71	3.77	0.008	22.80	7.53	0.007	1,349.40	230.51	0.217
k158	16 March 2013	Rhodophyceae	Rhodymeniales	Lomentaria hakodatensis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	34.77	3.08	0.004	60.47	4.43	0.004	993.42	130.86	0.121
k159	16 March 2013	Phaeophyceae	Dictyotales	Pachydictyon coriaceum	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	26.23	4.94	0.007	38.11	5.35	0.007	1,494.50	229.91	0.216
k160	16 March 2013	Ulvophyceae	Cladophorales	Cladophora sp.	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	50.88	5.23	0.006	75.11	6.10	0.006	1,029.20	190.05	0.179
k161	16 March 2013	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva prolifera	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	44.66	4.58	0.006	67.05	5.66	0.006	1,218.00	182.82	0.172
k162	16 March 2013	Ulvophyceae	Cladophorales	Chaetomorpha moniligera	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	.p.u	0.00	0.004	10.23	3.07	0.004	3,397.30	168.28	0.134
k164	16 March 2013	Rhodophyceae	Gigartinales	Almfeltiopsis paradoxa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	11.31	2.13	0.002	16.85	2.18	0.002	902.53	85.45	0.076
k165	16 March 2013	Rhodophyceae	Gigartinales	Gloiopeltis furcata	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	.p.u	0.00	0.003	n.d.	0.00	0.003	534.66	105.28	0.100
k166	16 March 2013	Rhodophyceae	Gigartinales	Grateloupia lanceolata	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.004	n.d.	0.00	0.004	601.26	125.92	0.120
k167	16 March 2013	Rhodophyceae	Gigartinales	Grateloupia lanceolata	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.003	7.42	1.97	0.003	503.27	85.20	0.081
k169	16 March 2013	Rhodophyceae	Gigartinales	Polyopes affinis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	27.53	4.41	0.004	48.01	4.06	0.004	533.00	133.37	0.128
k170	16 March 2013	Rhodophyceae	Gigartinales	Polyopes affinis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	12.20	2.42	0.004	13.51	3.60	0.003	377.65	107.94	0.105
k171	16 March 2013	Phaeophyceae	Ralfsiales	Analipus japonicus	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	13.12	2.58	0.006	36.35	5.03	0.005	931.90	180.17	0.172
k173	16 March 2013	Rhodophyceae	Ceramiales	Chondria crassicaulis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	12.14	2.48	0.004	15.77	3.92	0.004	4,277.60	152.07	0.110
k174	16 March 2013	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	6.70	2.11	0.003	n.d.	0.00	0.029	1,352.80	100.01	0.086
k175	16 March 2013	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	5.29	2.10	0.003	11.27	2.96	0.003	1,808.80	102.71	0.084
k176	16 March 2013	Ulvophyceae	Cladophorales	Cladophora albida	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	62.13	5.30	0.006	113.19	8.75	0.006	1,573.60	205.12	0.190
k177	16 March 2013	Rhodophyceae	Gigartinales	Mazzaella japonica	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.004	8.24	2.33	0.004	771.82	109.99	0.103

表 1 ㎝	ntinued														
Sample	Collection	Taxonomy			Locality	Note (sample	^{134}Cs			¹³⁷ Cs			$^{40}\mathrm{K}$		
code	date	Class	Order	Species		preparation and nature of samples)	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit	Bq kg ⁻¹	Error	Detect. limit
k178	16 March 2013	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva pertusa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	32.05	3.56	0.005	60.48	5.13	0.005	1,362.20	161.87	0.148
k179	16 March 2013	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva pertusa	Hirono, Futaba, Fukushima	Directly dried	26.06	4.60	0.007	58.17	5.74	0.006	1,016.70	201.46	0.192
k180	16 March 2013	Rhodophyceae	Gigartinales	Chondrus giganteus	Hirono, Futaba, Fukushima	Directly dried	8.03	2.00	0.003	13.81	3.09	0.003	537.88	90.53	0.086
k183	16 March 2013	Rhodophyceae	Bangiales	Pyropia yezoensis	Hirono, Futaba, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.005	11.26	2.88	0.004	759.90	146.33	0.139
k184	16 March 2013	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva prolifera	Hirono, Futaba, Fukushima	Directly dried	78.64	6.22	0.008	139.62	8.75	0.007	828.08	230.72	0.224
k185	16 March 2013	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Petalonia fascia	Hirono, Futaba, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.005	21.69	3.26	0.004	1,394.70	138.48	0.125
k186	16 March 2013	Rhodophyceae	Gigartinales	Neodilsea longissima	Hirono, Futaba, Fukushima	Directly dried	7.08	2.59	0.003	14.36	3.25	0.003	1,756.70	113.02	0.096
k187	16 March 2013	Rhodophyceae	Gigartinales	Gloiopeltis furcata	Hirono, Futaba, Fukushima	Directly dried	14.63	2.89	0.005	18.17	3.36	0.005	437.27	148.11	0.145
k188	16 March 2013	Rhodophyceae	Gigartinales	Gloiopeltis furcata	Hirono, Futaba, Fukushima	Directly dried	9.04	2.42	0.005	24.57	3.71	0.005	542.12	143.03	0.138
k189	16 March 2013	Phaeophyceae	Ralfsiales	Analipus japonicus	Hirono, Futaba, Fukushima	Directly dried	22.10	2.30	0.003	36.36	3.02	0.003	1,113.90	1017.40	0.910
k190	16 March 2013	Rhodophyceae	Ceramiales	Chondria crassicaulis	Hirono, Futaba, Fukushima	Directly dried	29.82	2.84	0.003	49.95	4.25	0.003	3,051.80	126.98	0.097
k191	16 March 2013	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Hirono, Futaba, Fukushima	Directly dried	n.d.	0.00	0.003	11.93	2.67	0.002	1,313.60	89.82	0.077
Values of of the co	f detection limit unting	in Bq kg ⁻¹ . n.d. m	leans not detectable	(blow the detection]	limit). Error means over	all error estimated b	y the analyzin	g softwar	e from sy	tematic erro	rs in the	system toge	ether with th	e standard	deviation

表2 い∛	っき明星大学にお	いて測定した 13	⁺ Cs and ¹² , Cs Ø	測泛結果								
Sample	Collection	Taxonomy			Locality	Note (sample	¹³⁴ Cs			¹³⁷ Cs		
anoo	uate	Class	Order	Species		preparation and nature of samples)	$\mathrm{Bq}_{\mathrm{kg}^{-1}}$	Error	Detect. limit	$_{\rm kg^{-1}}^{\rm Bq}$	Error	Detect. limit
IMU001	2 May 2011	Phaeophyceae	Dictyotales	Spatoglossum pacificum	Shioyazaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	5,200	138	156	9,430	179	133
IMU002	2 May 2011	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum yamadae	Shioyazaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	1,210	25.2	25.8	1,980	31.5	19.9
IMU003	6 May 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Saccharina japonica	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	3,910	116	144	6,020	138	108
IMU004	6 May 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Eisenia bicyclis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	3,670	96.5	107	5,980	119	89.2
IMU005	6 May 2011	Rhodophyceae	Gigartinales	Grateloupia lanceolata	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	2,920	123	159	4,390	146	144
IMU006	9 July 2011	Phaeophyceae	Dictyotales	Dictyota dichotoma	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	556	72.1	167	1,130	88.2	148
IMU007	9 July 2011	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Colpomenia sinuosa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	720	163	446	1,390	189	434
IMU008	9 July 2011	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Scytosiphon lomentaria	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	590	53.4	98.5	1,080	68.3	101
IMU009	9 July 2011	Phaeophyceae	Desmarestiales	Desmarestia ligulata	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	154	7.70	11.3	255	9.98	11.5
IMU010	9 July 2011	Phaeophyceae	Laminariales	Eisenia bicyclis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	676	16.0	21.0	1,240	21.1	17.5
IMU011	9 July 2011	Rhodophyceae	Gigartinales	Chondrus ocellatus	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	288	64.1	174	333	63.7	164
IMU012	9 July 2011	Rhodophyceae	Gigartinales	Grateloupia sparsa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	569	50.0	102	1,030	58.8	81.1
IMU013	9 July 2011	Rhodophyceae	Gigartinales	Ahnfeltiopsis paradoxa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	174	13.2	23.3	339	17.4	22.9
IMU014	9 July 2011	Rhodophyceae	Rhodymeniales	Gastroclonium pacificum	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	733	43.8	70.2	1,190	53.1	64.5
IMU015	14 October 2011	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum horneri	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Frozen	267	62.3	172	470	66.2	147
IMU016	4 July 2012	Phaeophyceae	Ralfsiales	Analipus japonicus	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	54.2	6.30	13.8	87.8	7.52	13.7
IMU017	4 July 2012	Phaeophyceae	Dictyotales	Dictyota dichotoma	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	113	8.20	14.8	150	9.31	14.7
IMU018	4 July 2012	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Leathesia difformis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	128	10.4	20.7	213	12.2	18.5
IMU019	4 July 2012	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Scytosiphon lomentaria	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	n.d.	0	51.0	56.3	15.8	45.7
IMU020	4 July 2012	Phaeophyceae	Ectocarpales s.l.	Tinocladia crassa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	27.3	8.31	24.4	38.7	9.62	27.0
IMU021	4 July 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum confusum	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	15.5	3.80	10.6	30.0	4.20	9.20
IMU022	4 July 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum horneri	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	17.7	3.75	10.3	37.4	4.75	11.1
IMU023	4 July 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum thunbergii	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	14.3	2.81	7.59	31.3	3.60	8.00
IMU024	4 July 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Undaria pinnatifida	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	n.d.	0	10.8	23.0	4.25	11.2
IMU025	4 July 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Saccharina japonica	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	n.d.	0	10.8	23.7	3.92	9.39
IMU026	4 July 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Eisenia bicyclis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	14.8	3.23	8.69	19.0	3.67	9.52
IMU027	4 July 2012	Ulvophyceae	Ulvales	Ulva pertusa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	15.3	3.76	10.5	23.7	4.32	11.0
IMU028	4 July 2012	Ulvophyceae	Cladophorales	Chaetomorpha moniligera	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	17.1	3.99	11.0	26.5	4.93	12.7
IMU029	4 July 2012	Ulvophyceae	Codiales	Codium lucasii	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	n.d.	0	48.0	109	18.3	4.50
IMU030	4 July 2012	Ulvophyceae	Bryopsidales	Bryopsis plumosa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	72.4	8.32	19.0	86.7	8.96	19.5
IMU031	4 July 2012	Rhodophyceae	Corallinales	Corallina pilulifera	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	36.2	3.56	7.29	63.9	4.63	7.87
IMU032	4 July 2012	Rhodophyceae	Corallinales	Calliarthron yessoense	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	14.7	3.53	9.82	22.1	3.83	9.45
IMU033	4 July 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Chondracanthus intermedius	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	38.9	6.04	14.9	54.2	6.64	14.7
IMU034	4 July 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Chondrus ocellatus	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	23.2	4.07	10.3	40.6	4.87	10.4
IMU035	4 July 2012	Rhodophyceae	Gigartinales	Ahnfeltiopsis paradoxa	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	27.9	35.9	8.22	47.0	4.54	9.15
IMU036	4 July 2012	Rhodophyceae	Ceramiales	Chondria crassicaulis	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	69.0	7.69	16.4	105	8.81	15.4
IMU037	4 July 2012	Rhodophyceae	Ceramiales	Laurencia okamurae	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	129	7.29	11.3	239	9.59	9.84

continued
2
表

Sample	Collection	Taxonomy			Locality	Note (sample	^{134}Cs			¹³⁷ Cs		
code	date	Class	Order	Species		preparation and nature of samples)	$\substack{Bq}{kg^{-1}}$	Error	Detect. limit	$\substack{Bq\\kg^{-1}}$	Error	Detect. limit
IMU038	10 December 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum horneri	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	16.3	4.69	13.6	n.d.	0	16.0
IMU039	10 December 2012	Phaeophyceae	Fucales	Sargassum siliquastrum	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	60.5	7.04	16.2	118	8.37	13.1
IMU040	10 December 2012	Phaeophyceae	Laminariales	Saccharina japonica	Nagasaki, Iwaki, Fukushima	Directly dried	26.2	5.23	13.8	47.5	6.22	13.9
Values of deviation 4	detection limit in Bq k _i of the counting	g ⁻¹ . n.d. means no	ot detectable (blow	the detection limit). Error mean	s overall error estimated by the anal	yzing software from sy	/stematic	errors in	the system	t together	with the	standard

福島第一原子力発電所から北西32 kmに位置する牧草地における 事故後2年間の¹³⁴Cs および¹³⁷Cs放射線量の変化

塩見正衛¹・寺島一郎²・福田裕穂³

¹放送大学茨城学習センター, 310-0056 水戸市文京2-1-1 e-mail: shiyomi masae2007@yahoo.co.jp

²東京大学理学系研究科生物科学専攻, 113-0033 東京都文京区本郷7-3-1 e-mail: itera@biol.s.u-tokyo.ac.jp

³東京大学理学系研究科生物科学専攻, 113-0033 東京都文京区本郷7-3-1 e-mail: fukuda@biol.s.u-tokyo.ac.jp

キーワード:移行係数・イネ科牧草・クローバ類・植物による除染・飼料

¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs levels in a grassland, 32 km northwest of the Fukushima 1 Nuclear Power Plant, measured for two seasons after the fallout

Masae Shiyomi¹ • Ichiro Terashima² • Hiroo Fukuda³

¹Ibaraki Study Center, The Open University of Japan, 2-1-1 Bunkyo, Mito 310-0056, Japan e-mail: shiyomi masae2007@yahoo.co.jp

²Department of Biological Sciences, Graduate School of Science, The Universisty of Tokyo, 7-3-1 Hongo, Bunkyo-ku, Tokyo 113-0033, Japan e-mail: itera@biol.s.u-tokyo.ac.jp

³ Department of Biological Sciences, Graduate School of Science, The Universisty of Tokyo, 7-3-1 Hongo, Bunkyo-ku, Tokyo 113-0033, Japan e-mail: fukuda@biol.s.u-tokyo.ac.jp

Keywords: Forage • Clover • Grass • Phytoremediation • Transfer factor

要 旨

福島第1原子力発電所の北西32 kmに位置する牧草地において,2011年6月から2012年10月まで,牧草および土壌中の放射性セシウム(¹³⁴Csおよび¹³⁷Cs; RACs)量を測定した。2011年には,牧草サンプル

Shiyomi et al.-1
および深さ5 cmまでの土壌サンプルのRACs(¹³⁴Cs +¹³⁷Cs) 値は、最高がほぼ80 kBq kg DW⁻¹であっ た。牧草地のイネ科牧草とクローバはほぼ同一のRACs値であった。2年間とも、これらの牧草におけ るRACs値はバイオマス(乾物重)の増加にともなって増加する傾向にあったが、その絶対値は2012 年には減少した。土壌中のRACs値は、土壌が深くなると急激に減少し、深さ5-10 cmの土壌層におけ るRACs値は深さ0-5 cmの土壌層のわずか3%であった。牧草地上部および地下部への移行係数(深さ 0-10 cmの土壌層(DW)の放射線量に対する牧草(DW)のもつ放射線量の比)は、2011年には、そ れぞれ0.5および1.0であったが、2012年には、ほぼその1/2に減少した。これらの変動をもたらしたメ カニズム、および牧草として許容できるレベルまでRACs値を減らす方法について若干の議論を行った。

1. はじめに

2011 年 3 月 11 日に発生したマグニチュード 9.0 の地震とそれによって引起こされた巨大津波は,本 州北部に大災害をもたらした。最大の災害の一つが,福島第 1 原子力発電所(以降,F1NPP)で発生 した水素爆発の事故である。その事故によって,放射性ヨウ素(¹³¹I)および放射性セシウム(¹³⁴Cs と¹³⁷Cs;以降,RACs)などの大量の放射性物質が放出されるに至った。放出された放射性物質の総 量は,¹³¹I が 1.3–1.6×10¹⁶ Bq,¹³⁷Cs が 0.61–1.5×10¹⁷ Bqと推定されている(Nuclear Emergency Response Headquarters, Government of Japan, 2011)。Morino et al. (2012)は、2011 年 3 月に F1NPPから放出され た¹³¹I の 13%および¹³⁷Cs の 22%が日本の国土に降下し、その 60–70%は福島県内に降下したとしてい る。このため、福島における放射性物質の状態と動きを明らかにしておくことはきわめて重要である と考える。

植物は、ほとんどの生態系において、物質循環の中心的な役割をもっているとの観点に立ち、FINPP 由来の放射性物質が降下した福島県川俣町山木屋地区において、2011 年と 2012 年に牧草地の植物(牧 草)と土壌のもつ放射性物質の分布量の調査を6回行った。これまでに国際原子力委員会(IAEA)は、 チェルノブイリ事故以降のロシアおよびヨーロッパにおける放射性物質の植物による吸収事例につい ての報告を行っている (IAEA 2001, 2006) けれども、生育している植物種、土壌タイプ、気候・気 象条件などは、福島とは大きく異なっている。このことは、単純にチェルノブイリ事故の結果を福島 に適用することができないことを示唆している。

本研究の目的は、牧草地における RACs の動態を明らかにするために、牧草-土壌間における¹³本研究の目的は、牧草地における RACs の動態を明らかにするために、牧草-土壌間における¹³⁴Cs および¹³⁷Cs の空間的・時間的変化を解析し、土壌からの RACs の移行効率が異なった牧草種間で異なっているかどうかを比較し、また牧草部位や時間経過によって RACs の蓄積に変化が起こるかどうかを明らかにすることである。

2. 材料および方法

2-1. 調査地

調査地は、福島県川俣町山木屋地区に所在する農家の牧草地(北緯 37°35′、東経 140°38′、標 高 630 m) で、F1NPP から北西 32 km に位置し、高放射線量のため除染が予定されている(2013 年 10 月末現在未実施)。土壌は火山灰に由来するクロボク土で、砂土 50%、シルト 30%、粘土 20% の構成比である(分析:エーザイ生科研株式会社)。調査した牧草地の植生は、イネ科牧草のチモシ ー (*Phleum pratense* L.)、オーチャードグラス(*Dactylis glomerata* L.)、ペレニアルライグラス(*Lolium perenne* L.) とクローバ類(主にシロクローバ *Trifolium repens* L、まれにアカクローバ *Trifolium pratense* L.が見られる) が播種され、優占している。これらはすべて多年生植物である。牧草地は 30 年以上 にわたって刈取り飼料用に利用されてきた。

牧草地は毎年秋に、生育が悪い場所は深さ約15 cm の耕起を行い、m²当りチモシー0.5 g、オーチャ ードグラス2 g、ペレニアルライグラス0.5 g、シロクローバ0.5 gの播種を行っている。F1NPP 事故の 前年、2110年9月10日に耕起・播種を行った。施肥は次のように年3回分施した:3月下旬に窒素、 リン酸、カリそれぞれ8.4 g m⁻²、5月下旬と8月上旬ともに尿素20 g m⁻²とカリ10 g m⁻²。F1NPP 事故 後は、播種、施肥は行っていない。事故後の2011年8月および2012年8月に、牧草は地上10-15 cm の高さで全部刈取り、牧草地外に持ち出した。

2-2. サンプリング

サンプリングは、2011 年 6 月 25 日、9 月 6 日、10 月 29 日、2012 年 5 月 2 日、7 月 15 日、10 月 24 日の計 6 回行った。2011 年 6 月 25 日、牧草地に 50 m×50 m 区画を設定し、その中のランダムな地点 から主要な種の地上部を採取した。2011 年 9 月 6 日には、上記区画内に 50 cm×50 cm のコドラート を 7 個置き、地上部を牧草種ごとに採取した。これらのコドラートの中 3 個で、直径 5 cm の土壌コア・ サンプラー (藤原科学製) を用いて、地表 0-2.5 cm、2.5-5 cm および 5-10 cm の層に分けて土壌を 採取した。

2011年10月29日以降のサンプリングでは、上記50m×50mの区画内の牧草地(2010年9月10日に播種) の尾根に沿った15m×10mの緩傾斜地に、調査時ごとに50cm×50cmのコドラートを3個置いて牧草と 土壌を採取した(図1)。コドラート内の牧草地上部は、地上3cm以上の部位、0-3cmの部位、地表面 リターに分けて採取した。また、直径5cmの土壌コア・サンプラー (藤原科学製) を用いて、50cm ×50cmの各コドラート内で地表から深さ5cmまでの牧草地下部(根と根系)を含む土壌を25個



図1. 牧草地上部刈取りお よび土壌採取後の50 cm× 50 cm コドラート

2011年10月29日撮影。

Shiyomi et al.-3

採取(図1),混合した後,採取後3mmメッシュの篩を用いて地下部と土壌に分けた。牧草地下部は、 付着している土壌を除去するため現地おいて水道水で洗浄し、実験室に持ち帰った後、さらに水道水 で5回洗浄して完全に土壌を除去した。牧草および土壌サンプルは80℃に設定した乾燥器 (サンヨー MOV-2125) で48時間乾燥を行った。

2-3. 放射線量の測定

牧草および土壌の放射線量は神戸大学で測定した(Mimura et al. 2014)。

2-4. 土壤特性

2012年10月24日に採取した土壌の特性をエーザイ生科研株式会社(東京)に依頼、分析した。

3. 結果

3-1. 土壌中の放射性セシウム量

2011 年9月6日に3個のコドラートで、地表面から2.5 cm まで、2.5–5.0 cm、5–10 cm の3層の土壌 を採取した。地表面から10 cm までの土壌層のRACs 値は、¹³⁴Cs が13.4–43.0 kBq kg DW⁻¹、¹³⁷Cs が 15.7–49.5 kBq DW⁻¹であった (図2)。深さ5–10 cm 土壌層における RACs 値は0–5 cm 層のわずか3% だったので、以後の調査では0–5 cm 層の土壌だけのRACs 値を測定することにした。



3-2. 放射性セシウム量の牧草種間差異

2011 年 6 月 25 日および 9 月 6 日,牧草種ごとの地上部 RACs 値の測定を行った。2011 年 6 月 25 日 に採取したクローバ類の RACs 値 (¹³⁴Cs + ¹³⁷Cs) は 12.5 kBq kg DW⁻¹で,イネ科牧草の平均 (6.3 kBq kg DW⁻¹)より相当高い値を示した。しかし、2011 年 9 月 6 日に採取した牧草地上部の RACs 値は,オー チャードグラスの RACs 値 (15.4 kBq kg DW⁻¹) は、クローバの RACs 値 (9.1 kBq kg DW⁻¹) より 高かった (図 3)。これらから、この時点では、特定の牧草種の RACs 値が特に高い値を示す傾向は 認められないと判断した。2011 年 3 月の放射性物質降下時には、牧草地上部の出葉はまだほとんどな かったと考えられるので、牧草地上部の放射線量は主に土壌から吸収、輸送された ¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs によ るものと考える。



図3. 2011年6月25日および9月9日に採 取した牧草のRACs値(種ごとのデータ数n= 4-8)

Ti, チモシー; Or, オーチャードグラス; Pe, ペレニアルライグラス; Cl, クローバ類 (シ ロクローバ+少量の赤クローバ)。

3-3. 放射性セシウム量の場所間変動

6月25日に設定した50m×50m区画内に、2011年9月6日、7個のサイズ50cm×50cmのコドラートを置き、牧草種を込みにした地上部を刈取ってRACs値を測定した。最大値/最小値比は非常に大きく、 134 Csで17.2、 137 Csで16.6であった(図4a)。また、牧草バイオマスが大きいほど牧草重量当りRACs値が高いことが分かった(図4b)。このことから、牧草の乾物重(以後、DW)にもとづいて計算したRACs値の変動は、主に地上部バイオマスの変動によるものと考えられる。

3-4. 牧草の部位別および地上リターと土壌の放射性セシウム量

2011 年 10 月 29 日以降の調査では、牧草の部位別 RACs 値を測定した。2012 年 5 月 2 日および 7 月 15 日に採取した RACs 値を図 5 に示す。RACs の部位別分布には、牧草種間で大きな差異は認められ なかった。RACs 値の変動はチモシーの穂(H:Ti)、リター(Litter)、地下部(Root)で、他の牧草種 よりも若干大きかったけれども、測定したコドラート数がわずか 3 なので、これらの数値だけから確 実な結論を出すのは困難だろう。土壌サンプル間の RACs 値の変動は相対的に小さかった。



- 図4. 牧草地上部の RACs 値の空間的変動(2011年9月6日にサンプル採取)
- a) 50 m×50 mの面積内に設置した7 個の 50 cm×50 cm コドラート間の RACs 値の変動。 変動係数は¹³⁴Cs が 84.5%,¹³⁷Cs が 85.1%。
- b) 牧草地上部バイオマス(DW)とRACs値の関係
 バイオマス(DW)と¹³⁴Csおよび¹³⁷Csの放射線量の相関係数はそれぞれ0.808および0.813で、
 ともに1%水準で統計的に有意。

すなわち,2011年10月29日では,¹³⁴Csが7.5-8.2 kBq kg DW⁻¹,¹³⁷Csが9.1-9.9 kBq kg DW⁻¹;2012 年5月2日では,¹³⁴Csが8.0-9.2 kBq kg DW⁻¹,¹³⁷Csが11.4-13.3 kBq kg DW⁻¹;2012年7月15日では, ¹³⁴Csが3.3-6.6 kBq kg DW⁻¹,¹³⁷Csが4.8-10.3 kBq kg DW⁻¹;2012年10月24日では,¹³⁴Csが5.3-5.9 kBq kg DW⁻¹,¹³⁷Csが8.6-9.7 kBq kg DW⁻¹であった。ただ、これらの時日より前の2011年9月6日に採取 した土壌では、コドラート間に大きな変動が見られ、¹³⁴Csが13.4-43.0 kBq kg DW⁻¹,¹³⁷Csが15.7-49.5 kBq kg DW⁻¹であった。

3-5. 土地単位面積当り放射性セシウム量

牧草地を主に植物と土壌が形成している生態系とみなすとき、RACs はこの生態系内で相互に作用 し合っている様々な要素間のネットワークを通じて移動・循環していると考えることができる。この ような RACs の動態を理解するために、土地単位面積当り RACs 値の解析を行った。図 6a-c に、2011 年 10 月 29 日に採取し測定した 3 個のコドラートに対する単位面積当り RACs 値を示す。先ず、単位 面積当り RACs 値を、① 生態系要素の牧草と土壌の RACs 値に分け (各図の左側)、② さらに牧草 の ARC 値を牧草の部位ごとに分けた (右側)。この調査では、3 個のコドラート間に大きな差は認め られなかった。3 個のコドラートの平均 RACs 値を図 6d に示す。土地面積当たりを考えると、土壌の RACs は、牧草の RACs 値に比べ圧倒的に高い値をとった。土壌の RACs 値は ¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs を込みで みると 327-394 kBq m⁻²、牧草(地表面リターを含む)の RACs 値は 28-65 kBq m⁻²で、牧草の RACs 値の割合は 6.5-15.7%であった。乾物当りで牧草部位別の RACs 値を見た場合、地表面から 3 cm 以上 の部位(飼料は主にこの部分)に含まれる RACs 値が ¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs を込みで平均 15.2 kBq kg DW⁻¹ と



図 5. 2012 年 5 月 2 日 (a, b) およ び 7 月 5 日 (c, d) における牧草の 部位別,地表リター,土壌の RACs 値

縦線は3個のコドラートにおける変 動幅,縦線上の中間の1点は3個の データの2番目の値を示す。H,穂,
Up,牧草の地表面から3cm以上の部 位,Lw,牧草の地表面から3cm以下 の部位,Ti,チモシー,Or,オーチャ ードグラス,Pe,ペレニアルライグラ ス,Cl,クローバ類,Gr,イネ科牧草。

Shiyomi et al.-6

なるから、農林水産省が飼料用として 2013 年 9 月現在許容されている放射線量 0.5 kBq kg DW⁻¹(農 林水産省:含水率 80%の飼料で、許容放射線量 0.1 kBq kg DW⁻¹、農林水産省 2012)よりも相当高い値 であった。牧草地上部で地表面から 3 cm 以上の部位の RACs 値は単位面積当たりでは 6.23 kBq m⁻²で あった。

2012年5月2日および7月15日における単位面積当たりRACs値を図7に示す。5月2日における 牧草の¹³⁴Cs と¹³⁷Csを込みにしたRACs値は3個のコドラート間で3.2–7.2kBqm⁻²で,この値は土壌 と牧草を込みにした全ARCs値の1.1%であった。7月と10月における調査では、牧草のRACs値は5 月の値より高かった。7月15日の牧草の(¹³⁴Cs と¹³⁴Csを込みにした)平均RACs値は19.4kBqm⁻², 10月24日の牧草の平均値は9.7kBqm⁻²で,それぞれ土壌と牧草を込みにしたRACs値の6.7%および 3.1%に相当した。2012年7月15日の調査における単位面積当り牧草のDWと、単位面積当たり牧草 部位のRACs値の関係を図8に示す。図8では、単位面積当り¹³⁴Cs値と牧草部位のDW間に0.871の、 また¹³⁷Cs値と牧草部位のDW間に0.852の相関がみられた(ともに、1%水準で統計的に有意)。これ らのことから、牧草の全体あるいは部位ごとのDW当りRACs値の差異は、主に牧草部位のバイオマ ス (DW)の大きさに依存していると考えられる。

なお、2011年9月6日の調査においては、単位面積当り牧草DWと牧草の単位重量当りRACs値の間には高い相関が見られた(図4b)が、単位面積当り牧草DWと単位面積当り牧草のRACs値の間にも、¹³⁴Csでは0.878、¹³⁷Csでは0.882の高い相関がみられた。このことは、単位重量当り高いRACs値をもつ牧草の地点では、面積当りに換算してもRACs値は高いことを意味している。実際、図4に示した7個のコドラートから得られたデータでは、単位重量当りRACs値と単位面積当りRACs値の相関係数はほぼ1であった。



図 6. 2011 年 10 月 29 における牧草地単位面積当り RACs 値

 m^2 当りRACs値を牧草と土壌部分に分け、牧草はさらに地表面から3 cm以上の部位 (Upper)、地表面から3 cm以下の部位 (Lower)、地表リター (Litter)、地下部 (Root)のRACs 値に分けた。3個のコドラートごとの数値 (a, b, c) と平均 (d) を示した。

以上から、牧草の部位別 RACs 値は調査日によって異なっており (図 7)、かつ牧草の部位によっても異なっていること(図 8)が明らかになった。



図7. 2012年5月2日 (a),7月12日 (b) および10月24日 (c) の単位面積当り RACs 値

左:牧草および土壌のm²当りRACs値; 右:牧草のm²当り部位別RACs値 牧草および土壌のRACs値は280-430kBq m⁻²。部位等の記号は図5,6を参照のこと, Mossは蘚類。

図 8. 牧草の部位別バイオマス(DW)と 部位別 RACs 値の関係

図中の点は、穂、地表面から3cm以上の 部位、地表面から3cm以下の部位、地上 リターのいずれかのRACs値。バイオマス

(DW)と¹³⁴Cs値およびバイオマス(DW) と¹³⁷Cs値の相関係数は、それぞれ0.871 および0.852で、ともに1%水準で統計的 に有意 (*n*=28)。

3-6. 牧草部位および土壌乾物重当り放射性セシウム量の経時的変化

イネ科牧草とクローバ類の地上部,地下部および土壌の RACs 値の経時的変化を図9に示す。2011 年10月29日および2012年10月24日に採取した牧草地上部では,測定時にイネ科牧草とクローバ類 を(種類に分けせず)込みにして取扱った。2011年9月6日に採取した地上部データは種別に分けて あるが,土壌のデータが欠如している(△で示してある)。土壌と地下部の¹³⁴Csの放射線量は2011年 9月6日以降わずかずつ減少したが,¹³⁷Csには大きな減少は見られなかった。これは、¹³⁴Csは崩壊速 度が速い(半減期:2.06年)ためと考えられる。2012年5月2日を除くと,牧草地上部における RACs 値の変動はそれほど大きくない。2012年5月2日,7月15日および10月24日に採取した地上部バイ オマスのサンプルは、それぞれ389,921,804g DW m⁻²であった。これらの数値は、2011年9月6 日に採取したサンプルからの傾向(図4)とよく一致していて,牧草地上部の RACs 値とバイオマス の間に強い相関関係があることを示している。以上のデータから、次の2つの結論が導ける:⊖乾 物重当たり RACs 値は、牧草の成長に伴って増加した(図6,7,9);⊜牧草の RACs 値は2012年よ りも2011年の方が高かった(図6,7,9)。





2011 年 7 月 11 日から 2012 年 10 月 24 日までに記録したデータを用いて集計したイネ科牧草,クロー バ類の地上部,全種込みの地上部,地下部,土壌における RACs 値の経時的変化を示す(▼はデータ を記録した日)。データ採取部位はサンプリング日によって異なっているので,図中の打点は日間で不 揃いである。2011 年 10 月 29 日および 2012 年 10 月 24 日に採取した地上部サンプルでは,種の分類 を行わなかった。2011 年 9 月 6 日に採取したサンプルは種に分類されておらず,土壌サンプルを採取 した 3 コドラートを含む 7 コドラートから採取したサンプルである。これらのサンプルでは,地上部 の RACs 値は¹³⁴Cs で 17.1 kBq kg DW⁻¹,¹³⁷Cs で 19.6 kBq kg DW⁻¹であった(▲で示してある; n=7)。

4. 考察

4-1. 放射線量の空間的変動

本調査はすべて同一牧草地の 50 m×50 m 区画内で行った。さらに、2011 年 10 月 29 日以降に設定 したコドラートは、すべて上記 50 m×50 m 区画内の面積 15 m×10 m 内に設置した。このような小面 積内で調査したにもかかわらず、RACs 値のコドラート間変動はかなり大きかった。これは、この区 画内に飛来・降下した放射性物質の量に大きな空間的変動があったことを意味している。F1NPP の水 素爆発直後 (2011 年 5 月 11 日の予備調査) における植物葉のオートラディオグラムを見ると、数 cm²の牧草葉内に多数の放射性スポットが見られた。これは、葉面へ降下・沈着した放射性物質によ るものと考えられる。このような強い放射性物質の牧草地における不均一な分布が、調査地点間にお ける放射線量に大きな変動をもたらしたのであろう。2011 年 6 月 26 日に、2 m×2 m のコドラートを 3 個設けて、携帯用放射線測定器で測ったところ、2 m×2 m 内でさえいくつかのホットスポットが存 在することが分かった。このことは、RACs 値の空間的変動は 30-50 cm 程度の小さな面積においてさ え生じていることを意味している。岩手県内の牧草地(F1NPP の北約 170 km)で 2011 年 6 月から 11 月に行った放射性物質の分布調査では、5-10 m くらいの距離で顕著な空間的変動が存在したと報告し ている (Tsuiki and Maeda 2012)。同様の規模の空間的変動は、福島県内の都市部環境でも見られた (Bossew 2013)。このように、RACs 値はいろいろな大きさの空間的変動をもっている可能性がある。

われわれの調査地点は、F1NPP から北西 32 km に位置しているけれども、¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs の放射線量 は F1NPP から同等の距離にある他の地域より高かった (Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology 2011a,b)。F1NPP の水素爆発によって発生し、大気中に浮遊していた放射性物質が南東 風によって移動、降雨によってわれわれの調査地など特定の地域に降下・沈着した。牧草地上部の RACs 値は、2011 年 9 月には 5–80 kBq kg DW⁻¹であった (図 4)。牧草を部位別にみると、2011 年 10 月 29 日時点では、地表面に近い部位 (地表から 3 cm まで) が最も高い RACs 値を示し、地下部も 比較的高い値を示した。飼料として利用される牧草はほぼ地上 5 cm よりも上部であるが、本調査の 2012 年 10 月 24 日における RACs 値は、¹³⁴Cs と 137Cs を込みにして 5.19 kBq kg DW⁻¹なので、政府が 決めた飼料として用いることのできる基準値 0.5 kBq kg DW⁻¹ (農林水産省 2012) を大幅に超えている。

4-2. 放射性セシウムの牧草への移行

土壌から植物への放射性物質の吸収を表わす「移行係数 Fv」は、「特定の土壌層の土壌の DW がも つ放射性物質の量に対する,植物体の DW がもつ放射性物質量の比」で表わされている(IAEA 2010)。 牧草類に対しては、「0–10 cm の土壌層をとる」とことになっている(IAEA 1982, 2010)。われわれの データでは、RACs 値は牧草中と土壌中でほぼ同量であった(たとえば、2012 年 7 月 15 日のデータは 図 5 を、また 2012 年 7 月 15 日と 10 月 24 日のデータは図 9)。牧草地下部の RACs 値は、0–5 cm の土 壌層とほぼ同じであった (図 9 を参照)。図 5 では、地上部の RACs 値は 2011 年における土壌中の RACs 値とほぼ同じかやや高く、2012 年の土壌中の RACs 値のほぼ半分だったと考えられる。深さ 5–10 cm の土壌層の RACs 値は、0–5 cm 層における RACs 値に比べて無視できる程度であった (図 2)。こ の 2 つの土壌層における土壌の仮比重に大きな差がないと仮定すると、データ (図 9) から推定し た Fv 値は、地下部ではほぼ 1 (サンプルによっては > 2)、2011 年の地上部では 0.5–1.0、2012 年では 地下部で 0.5,地上部で 0.25 であった。これらの数字は、これまでに報告されている牧草に対する値 にほぼ一致している (IAEA 2010)。Kobayashi et al. (2013) は、F1NPP から 112 km 南西に位置す る那須の褐色低地土壌の圃場で、バイオ燃料生産試験のために栽培した以下のイネ科植物についての Fv 値を得ている: Erianthus arundanaceus エリアンサス、Miscanthus × giganteus ジャイアントミスカン サス, Miscanthus sinensis ススキ、Panicum virgatum ウイッチグラス、Sorghum bicolor ソルガム、Zea mays トウモロコシ。この試験から 2011 年に得られた Fv 値は 0.1–0.4 であった。2012 年には、Miscanthus 属だけについて Fv が得られていて、その値は 2011 年に得られた値の 30–60%であった。本研究にお ける Fv の絶対値は、Kobayashi et al. (2013) の数値より大きい傾向にあるが、2012 年の Fv 値は減 少し、Kobayashi et al. (2013) が得た値とほぼ一致した。

4-3. 放射性セシウム量のバイオマス量への依存度

図4と図8などは、DW当りRACs値が、牧草のバイオマス(DW)や牧草の部位ごとのバイオマス(DW)と正の相関にあることを示している。図9に示したように、牧草バイオマスが最も少なかった2012年5月2日の牧草(DW)のRACs値は、土壌(DW)のRACs値に対する比が最も低かった。牧草のDW当りRACs値は牧草部位間では大差なく、また牧草種間の違いも小さかった(図5)。このことが、図8で直線傾向が得られたことを裏付けている。牧草のDW当りRACs値は、牧草の成長に伴って大きくなり、どの成長ステージにおいても、牧草部位間でほぼ同じ値になるようである。

被災後,調査地には施肥が行われなかったので,牧草地の土壌は栄養制限状態になっている。2012 年 10月 24日に採取した土壌中の置換性 K⁺含有量は、11.9±1.65 mg K⁺ (100 g 風乾土)⁻¹ (平均 ± 標 準偏差)で、良好に維持された牧草地より低い値であった。牧草根による Cs⁺吸収は、K⁺によって競 争的に抑えられる (山口ほか 2012)。もし牧草の成長が盛んで、根圏で可吸性 K⁺の減少が生じたな ら、牧草による Cs⁺の吸収が増加する可能性がある。さらに、牧草の成長によって根系の生育が促進 されると、新しい根系は土壌粒子表面に吸着している Cs⁺イオンをより効率よく吸収すると考えられ る。このような理由で、牧草の DW 当り RACs 値が牧草のバイオマス (DW)の大きさに関係してい たのではないかと考える。

4-4. 土壌からの放射性セシウムの除去方法

すでに述べたように、本草地の牧草は、高濃度のRACsのため飼料として使うことはできない。RACsによって汚染された土壌を回復させる方法はいくつか提案されている。たとえば、地表面の土壌を剥がし取る方法 (表土剥離)、RACsの高吸収力をもつ植物を栽培して土壌中のRACsの濃度を低くする方法、カリ肥料やRACs吸収材を施用する方法などがある (Dusenkov et al. 1999; Gommers et al. 2005; Nakano and Yong 2013;山口ほか2012)。

放射性物質で汚染された土壌を深耕・撹拌すると、浅層の高濃度のRACs 値をある程度下げること ができる。2012 年 10 月 24 日のデータでは、0-5cm の土壌層における ¹³⁴Cs + ¹³⁷Cs の RACs 値は 14.58 kBq kg DW⁻¹であった。ここで、5 cm より深層の土壌の RACs 値が無視でき、かつ仮比重が深さに関 係なく一定であると仮定きるなら、耕起後の RACs は種々の耕深に対して以下のようになる。ここで、 前に示したように Fv = 0.25 と仮定する。深さ 10、50、100、200 cm の耕起・撹拌を行うと、飼料中の RACs 値をそれぞれ 1.82、0.305、0.182、0.091 kBq kg DW⁻¹に減らすことができるが、0.5 Bq kg DW⁻¹以下に薄めるには 40-50 cm の深さまで耕起しなくてはならないから、このような処理は有機物の豊富な表層土を失ってしまうので問題である。

土壌中における Cs⁺の下層への移動は非常に緩慢で、さらに時間が経過するとますます緩慢になっ ていくとの報告が多数ある (IAEA 2010,山口ほか 2012)。これらの文献では、褐色森林土では当初1 年間に1 cm の深層への移動がみられたけれども、その後は、1 年間に数 mm の移動しかなかったと記 載されている。ただし、クロボク土についての報告は見当たらない。以上のことから、表土剥離と、 深層土と表層土の置換を併用する方法が、深耕だけ行うより実際的であると考える。RACs の下層へ の移動が非常に緩慢で、かつ土壌表層だけに高い RACs の蓄積が起こる場合 (図 2)、表層土 5 cm ま でを剥離し、剥離した土を深層に埋めることで 0-10 cm 層の RACs 値を減少させることができる。さ らに、カリ肥料施用も植物体の RACs 値の減少に役立つと考えられる。

イネ科牧草およびクローバの Fv 値はその他の植物に比べてかなり高い (IAEA 2010; 農林水産省 2011)。特に,本調査で2011 年に採取したイネ科牧草とクローバの Fv 値は, Kobayashi et al. (2013) の得た数値にほぼ等しかった。 Cs⁺の土壌への移行係数は,時間とともに減少する傾向があり

(Kamei-Ishikawa et al. 2008; 山口ほか 2012), このためFv値が時間とともに小さくなると考えられる。 以上から,牧草類を使た RACs の除染には,Cs の飛来・沈着後,可及的速やかに行うことが勧められ る。図6が示すように,単位面積当りでみると,牧草の RACs 値は土壌中の RACs 値よりうんと少な かった。このため,土壌へのCs⁺吸着が時間とともに強くなるとすると,牧草などの植物を用いた除 染は,ある程度時間がたつと有効性が減少すると考える。

5. 謝辞

著者らは、牧草地利用の許可と貴重な援助をいただいた牧草地の所有者であり福島県県会議員佐藤 金正氏に心から謝意を表する。また、サンプルの放射線量測定を引き受けていただいた三村真理氏お よび三村徹郎教授(神戸大学理学系大学院)に心からの感謝を表したい。本研究は、三井物産環境基 金(R11-F1-010)および文部科学省新学術領域研究 (#24110007) によって行われた。

6. 参考文献

- Bossew P (2013) Small-scale variability of gamma dose rate in urban environment of Fukushima city. Radiation Emergency Medicine 2:63–68
- Dushenkov S, Mikheev A, Prokhnevsky A, Ruchiko M, Sorochinsky B (1999) Phytoremediation of radiocesium-contaminated soil in the vicinity of Chernobyl, Ukraine. Environ Sci Tech 33:469–475
- Gommers A, Gäfvert T, Smolders E, Merckx R, Vandenvove H (2005) Radiocaesium soil-to-wood transfer in commercial willow short rotation coppice on contaminated farmland. J Environ Radioactivity 78:267–287
- IAEA (International Atomic Energy Agency) (1982) Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. IAEA Safety Sr. No. 57: 61–65
- IAEA (International Atomic Energy Agency) (2001) Present and Future Environmental Impact of the Chernobyl Accident. AEA-Tecdoc-1240. IAEA, Vienna

- IAEA (International Atomic Energy Agency) (2006) Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience - Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'. AEA-Tecdoc -1616. IAEA, Vienna
- IAEA (International Atomic Energy Agency) (2010) Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Tech Rep Ser 472: 1–194
- Kamei-Ishikawa N, Uchida S, Tagami K (2008) Distribution coefficients for ⁸⁵Sr and ¹³⁷Cs in Japanese agricultural soils and their correlations with soil properties. J Radioanal Nucl Chem 277: 433–439
- Kobayashi K, Takeno K, Matsumoto K, Matsunami H, Tsuruta S-I, Ando S (2013) Cesium transfer to gramineae biofuel crops grown in a field polluted by radioactive fallout and efficiency of trapping the cesium stable isotope in a small-scale model system for biomass gasification. Grassl Sci 59: 173–181
- Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology (2011a) Results of the fourth airborne monitoring survey by MEXT. (http://radioactivity.mext.go.jp/en/contents/4000/3179/view.html)
- Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology (2011b). Summarized version of the "Results of the research on distribution of radio-active substances discharged by the accident at TEPCO's Fukushima Daiichi NPP." (http://radioactivity.mext.go.jp/en/contents/1000/294/view.html)
- MimuraT, MimuraM, Komiyama C, Miyamoto M, KitamuraA (2014) Measurements of radio-nuclides with germanium semi-conductive detector used in the present JPR symposium. J Plant Res: in press
- Morino Y, Ohara T, Nishizawa M (2011) Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011. Geophys Res Lett 38: L00G11 (http://dx.doi.org/10.1029/2011GL048689.)
- Nakano M, Yong RN (2013) Overview of rehabilitation schemes for farmlands contaminated with radioactive cesium released from Fukushima power plant. Engin Geol 155: 87–93.
- 農林水産省 (2011) URL: 農地土壌中の放射性セシウムの野菜類と果実類への移行について. (http://www.maff.go.jp/j/press/syouan/nouan/110527.html)
- 農林水産省 (2012) URL:放射性セシウムを含む飼料の暫定許容値の改定について. (http://www.maff.go.jp/j/press/syouan/tikusui/120203.html)
- Nuclear Emergency Response Headquarters, Government of Japan (2011) Report of Japanese government to the IAEA ministerial conference on nuclear safety–The accident at TEPCO's Fukushima Nuclear Power Stations. (http://www.kantei.go.jp/foreign/kan/topics/201106/iaea houkokusho e.html.)
- Tuiki M, Maeda T (2012) Spatial distribution of radio-activecesium fallout on grasslands from Fukushima Daiicih Nuclear Power Plant in 2011. Grassland Sci 58: 153–160
- 山口紀子・高田祐介・林健太郎・石川 覚・倉俣正人・江口定夫・吉川省子・坂口 敦・朝田景・和 田頴太郎・牧野知之・赤羽幾子・平館俊太郎(2012)土壌-植物系における放射性セシウムの挙動と その変動要因,農業環境技術研究所報告 31:75-129.

福島県で行った植物による農地からの放射性セシウム除去の検証

小林大輔¹·大河内利康¹·山上睦²·信濃卓郎³

¹福島県立医科大学医学部細胞統合生理学講座 〒960-1295 福島県福島市光が丘1番地

2 (公財) 環境科学技術研究所環境影響研究部

〒039-3212 青森県上北郡六ヶ所村大字尾駮字家ノ前1-7

³農研機構東北農業研究センター福島研究拠点 農業放射線研究センター 〒960-2156 福島県福島市荒井字原宿南 50

Verification of radiocesium decontamination from farmlands by plants in Fukushima

¹Daisuke Kobayashi, ¹Toshiyasu Okouchi, ²Mutsumi Yamagami, and ³Takuro Shinano

¹Department of Cellular and Integrative Physiology, School of Medicine, Fukushima Medical University, 1 Hikarigaoka, Fukushima, Fukushima 960-1295, Japan

²Department of Radioecology, Institute for Environmental Science, 1-7 Ienomae, Obuchi, Rokkasho, Kamikita, Aomori 039-3212, Japan

³Agriculture Radiation Research Center, NARO Tohoku Agricultural Research Center, 50 Harajukuminami, Arai, Fukushima, Fukushima 960-2156, Japan

Keywords: Contamination, decontamination, phytoremediation, radiocesium, transfer factor

1. はじめに

2011年3月、東北地方太平洋沖地震に起因する津波は東京電力福島第一原子力発電所を襲い、同発電所で生じた水素爆発は¹³⁴Cs及び¹³⁷Csを含む放射性物質の放出をもたらした(Matsumura et al. 2011)。この¹³⁴Cs及び¹³⁷Csは福島県をはじめ東北地方全域に広がった。福島県のいくつかの場所で確認された高い線量は、主に放射性物質が植物表面や土壌に直接付着したためと考えられ、東日本大震災から3ヶ月経た福島県で観測される主な放射線の発生源は、この時地表に沈着した放射性セシウムによると推測される(González 2012; Kobayashi 2011)。作物は放射性セシウムに汚染された圃場で栽培することにより土壌中の放射性セシウムの一部を作物可食部および非可食部へと吸収する。消費者の放射性物質に汚染されていない食糧に対する要望が大きいため、農家は

土壌から植物への放射性セシウムの移行を抑えるために尽力している。移行係数は土壌から作物 への移行を推定するためのリスクアセスメントとして用いられており(Smolders and Tsukada 2011) ^{注1}、土壌から植物への放射性セシウムの移行を減少させる栽培技術の確立は重要な課題である。 一方で、効果的なファイトレメディエーション技術の開発は圃場から放射性セシウムを減少させ るために有用である。ファイトレメディエーションに関するいくつかの研究は、実験室レベルや チェルノブイリ原子力発電所事故の被災地で行われた野外試験の適用例が報告されてきた(Bunzl and Kracke 1989; Putyatin et al. 2006; Soudek et al. 2002)。ファイトレメディエーションそのものの能力 は水耕栽培などで検証され、水溶液から放射性セシウムを効果的に除去した例がある (Soudek et al. 2006)。しかしながら、Soudekらは土壌中に強固に捕捉されているセシウムの物理化学的特性のた め、ファイトレメディエーション能力は土壌条件で再検証されなければならないと論じている。 さらには植物栽培というものは土壌特性、天候、そして地理的環境のような様々な条件に依存し ているため、地域性も非常に重要である。本調査で我々は福島第一原子力発電所事故後に福島市 の圃場で行った、土壌から植物への放射性セシウムの移行について報告し、どのような種の植物 が土壌からの放射性セシウムのファイトレメディエーションに有効であるかを検証した。加えて 圃場から放射性セシウムを除去するために植物を栽培するその効果についても議論する。 注1: 震災直後に 5000 Bq/kg 以上の水田でコメ作付け制限が行われたが、これはイネの移行係数を過大評価で 0.1 とし、 食品に含まれる放射性物質の基準値を 500 Bq/kg とした計算から算定された基準であった(土壌中濃度 × 移行係数 = 植物中濃度)。

2. 材料及び方法

2-1. 供試植物

本研究では3科13種の作物を栽培した。ヒマワリ 'ハイブリッドサンフラワー'(Helianthus annuus L. 'Hybrid sunflower'; キク科); アルファルファ 'ケレス'(Medicago sativa L. 'Celes'; マメ 科)、アルサイクローバー 'テトラ'(Trifolium hybridum L. 'Tetra'; マメ科)、クリムソンクローバ ー 'くれない'(Trifolium incarnatum L. 'Kurenai'; マメ科)、シロクローバー 'リベンデル'(Trifolium repens L. 'Rivendel'; マメ科); 及びバヒアグラス (Paspalum notatum Flüggé; イネ科)、野生種エン バク (Avena strigosa; イネ科)、オーチャードグラス 'ナツミドリ'(Dactylis glomerata L. 'Natsumidori'; イネ科)、リードカナリーグラス 'ベンチャー'(Phalaris arundinacea L. 'Venture'; イ ネ科)、スーダングラス (Sorghum sudanense Stapf 'Hay sudan'; イネ科)、チモシーグラス 'ホライ ズン'、'シリウス'、'ホクエイ'(Phleum pretense L. 'Horizon'、Phleum pretense L. 'Sirius'、及び Phleum pretense L. 'Hokuei'; イネ科)。これらの種子はカネコ種苗株式会社(群馬)及び雪印種苗株式会社 (北海道)から購入した。

2-2. 試験地

2011年5月から2011年10月迄の期間に、二つの異なる耕起深度を設定し福島市郊外 (37°39 N、140°32 E) で圃場試験を行った。この試験地は福島第一原子力発電所から北西方向 50.9 km に位置する。この地域の土壌型は灰色低地土に分類される(MLIT)。2011年5月9日 の土壌表面(0から2.5 cmの深さ)の¹³⁴Cs 及び¹³⁷Csの放射能濃度はそれぞれ12±3 及び14±4 kBq/kg(平均値±標準偏差、n=4)であった。 試験圃場は播種前に試験地地域で日常的に使用 されている耕耘機で0から8cm(浅耕)及び0 から15cm(普通耕)の深さで耕起した。ヒマ ワリ栽培区(2×2m)及び牧草栽培区(2.5×5m) にそれぞれ240及び100kg/haとなるよう混合肥

表1 土壌中放射性セシウム濃度(栽培前後の浅耕地と普通耕地の¹¹⁴Cs及び¹¹³Cs濃度) (Backe数重)

	浅耕地		普通耕地		日付	
	<u>(0-8-cm</u>	耕起)	<u>(0-15-cn</u>		E 13	
栽性前	03	C3	03	C3		
A& -D 71	1964	2158	1484	1723	2011/6/5	
未耕作地						
	1735	2055	1275	1488	2011/8/29	
	1638	2109	1244	1535	2011/10/16	
作物栽培地						
キク科					2011/8/29	
ヒマワリ	1808	2184	1384	1637		
マメ科					2011/10/16	
アルファルファ	1637	1959	1130	1341		
アルサイクローバー	1688	2117	1161	1409		
クリムソンクローバー	1717	2235	1208	1431		
シロクローバー	1339	1657	1092	1298		
イネ科					2011/10/16	
バヒアグラス	1645	2000	1336	1555		
野性エン麦	1962	2390	1089	1325		
オーチャードグラス	1926	2351	1045	1242		
リードカナリーグラス	1751	2140	1072	1345		
スーダングラス	1720	2154	1312	1607		
チモシーグラス'ホライズン'	1867	2197	1165	1420		
チモシーグラス'シリウス'	1455	1701	928	1126		
チモシーグラス'ホクエイ'	1569	1952				
5地点から採取した土壌を混合したものを1試料とした。						

表2 作物地上部中の放射性セシウム濃度

作物	(Bq/kg乾重)					
	浅耕地 (0-8-cm 耕起)		普通耕地 (0-15-cm 耕起)		日付	
					ц 13	
	134Cs	¹³⁷ Cs	134Cs	¹³⁷ Cs		
キク科					2011/8/9	
ヒマワリ	84	109	73	102		
マメ科					2011/10/16	
アルファルファ	90	104	148	179		
アルサイクローバー	128	132	68	80		
クリムソンクローバー	143	159	133	182		
シロクローバー	45	55	29	37		
イネ科					2011/10/16	
バヒアグラス	56	72	62	74		
野性エン麦	ND	46	ND	29		
オーチャードグラス	85	87	76	92		
リードカナリーグラス	110	115	76	100		
スーダングラス	36	42	22	ND		
チモシーグラス'ホライズン'	39	49	51	ND		
チモシーグラス'シリウス'	179	225	102	113		
チモシーグラス'ホクエイ'	159	208				

ヒマワリは3個体を、マメ科とイネ科は単位面積あたりの植物体を混合して1試料とした。NDは検出限界以下。

料(14-14-14、N, P₂O₅, K₂O、アイアグリ株式会 社(茨城))を施肥した。本試験では事故直後に スクリーニングを主たる目的としたため処理区 の反復を設けることができなかった。表土は播 種前に耕耘機で十分に攪拌した。未耕作区は試 験期間中に適宜除草した。

2-3. 土壌及び植物サンプリング

土壌試料は0から5cmの深さの表土を各栽培区より播種前と収穫後に採取した。土壌採取方法 は農業環境技術研究所の方法(2011)に準じて、播種前の浅耕地及び普通耕地より5地点の土壌 を採取し、これをよく攪拌して1試料とし土壌中の放射性物質の測定を行った。収穫後の土壌試 料は、植物栽培区毎に5地点の根圏土壌を採取しよく混合し1試料とした。ヒマワリは条播した。 牧草類(アルファルファ、アルサイクローバー、バヒアグラス、クリムソンクローバー、野性エ ン麦、オーチャードグラス、リードカナリーグラス、スーダングラス、チモシーグラス3種、及 びシロクローバー)の種子は2g/m(イネ科)及び3g/m(マメ科)の密度で播種した。播種は2 011年6月5日に行い、収穫は同年8月29日(ヒマワリ)、10月16日(イネ科及びマメ科) に行った。植物試料は3個体の植物をまとめて1試料として扱った。採取した土壌は50℃で約2 週間風乾し、その後2-mmの篩に通した。地上部の植物試料は収穫後、付着した土壌粒子をよく 水洗いし、70℃で72時間乾燥、秤量後、ステンレス製のブレンダーで粉砕した。

2-4. 分析

土壌試料及び植物試料中の¹³⁴Cs 及び¹³⁷Csのγ-線測定はゲルマニウム半導体検出器(Canberra Inc., Meriden, CT, USA) で行い、土壌は 1,000 秒、植物試料は 3,000 秒で測定した。詳細は Mimura et al. (2014) を参照。

3. 結果

3科13種の植物を2011年6月から同年10月迄の期間放射性セシウムによって汚染され た農地で栽培した。我々はこの試験期間中に放射性セシウム汚染農地からどのようにして放射性 セシウムが減少していくかについて調査した。土壌中及び植物地上部中の放射性セシウム濃度に ついてそれぞれ表1(土壌)及び表2(植物)に示した。土壌中の放射性セシウム量は植物の栽 培の如何に関わらず栽培試験後には減少していた(浅耕地のヒマワリ、クリムソンクローバー、 野性エン麦、オーチャードグラス、チモシーグラス、ホライズン'の¹³⁷Csについては除く)。栽培試 験後の土壌中放射性セシウムの放射活性は、放射性セシウムの物理的な半減期から計算される値 よりも減少していた(表1)。植物体内の¹³⁴Cs放射活性は22から179 Bq/kg乾重および¹³⁷Csの放 射活性は29から225 Bq/kg乾重であった(表2)。浅耕地(0~8 cm 耕起)で生育した植物体内の 放射性セシウム濃度は普通耕地(0~15 cm 耕起)で生育した植物体内の放射性セシウム濃度より も高い傾向が見られた。しかしながら、普通耕地で生育したアルファルファ中の放射性セシウム 濃度は1.5倍以上も浅耕地で生育した放射性セシウム濃度よりも高い値を示した。土壌-植物間の 移行係数について次の通りに定義する。

移行係数 = 植物中¹³⁴Cs 又は¹³⁷Cs 濃度 (Bq/kg 乾重) / 土壌中¹³⁴Cs 又は¹³⁷Cs 濃度 (Bq/kg 乾重) (1)

	0-8-cr	n 耕起	0-15-cm 耕起		
作物	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	
キク科					
ヒマワリ	0.046	0.050	0.052	0.062	
マメ科					
アルファルファ	0.055	0.053	0.13	0.13	
アルサイクローバー	0.076	0.062	0.059	0.056	
クリムソンクローバー	0.083	0.071	0.11	0.13	
シロクローバー	0.033	0.033	0.026	0.029	
イネ科					
バヒアグラス	0.034	0.036	0.046	0.048	
野性エン麦		0.019		0.022	
オーチャードグラス	0.044	0.037	0.073	0.074	
リードカナリーグラス	0.063	0.054	0.071	0.074	
スーダングラス	0.021	0.019	0.017		
チモシーグラス'ホライズン'	0.021	0.022	0.044		
チモシーグラス'シリウス'	0.12	0.13	0.11	0.10	
チモシーグラス'ホクエイ'	0.10	0.11			
移行係数は作物中の放射活性 (Ba	/ko	ト 撞中の 故 転	t活性 (Ba/ka	, 故 重)で	

表3 作物地上部の移行係数

移行係数は作物中の放射活性 (Bq/kg乾重)を土壌中の放射活性 (Bq/kg乾重)で 除したもので計算した。

¹³⁴Cs 及び¹³⁷Cs の移行係数を表3に示した。浅耕地で栽培した植物の¹³⁴Cs 及び¹³⁷Cs の移行係数 はそれぞれ0.021~0.12 及び0.019~0.13 の範囲で、相乗平均は0.051 及び0.057 であった。普通耕

地で栽培した植物の¹³⁴Cs及び¹³⁷Csの移行係数はそれぞれ0.019~0.13及び0.022~0.13の範囲で、 相乗平均は0.045及び0.063であった。本試験で得られた移行係数の範囲は過去の報告と同様の値 を示した(Zhu and Smolders 2000)。試料数が少ないため統計的な有意差について議論することは 困難であるが、¹³⁴Cs及び¹³⁷Csの移行係数は同じ耕起深度では同様の値を示した。しかしながら、 耕起深度が異なると移行係数は異なる傾向にあった。普通耕地で栽培したアルファルファ、クリ ムソンクローバー、オーチャードグラス、チモシーグラス、ホライズン'より得られた放射性セシ ウムの移行係数は浅耕地で栽培したそれらよりも1.5倍高かった。

¹¹³⁷Csの減少率と¹³⁷Cs移行係数の関係について図1にプロットし、放射性セシウムの土壌-植物間の動態について評価した。減少率は土壌からの放射性セシウムの減少について次式に基づいて指標化したものである。

減少率 = [栽培前土壤中¹³⁷Cs 濃度 (Bq/kg 乾重) - 栽培後土壤中¹³⁷Cs 濃度 (Bq/kg 乾 重)] / 栽培前土壤中¹³⁷Cs 濃度 (Bq/kg 乾重) × 100 (%) (2)

未耕作区の減少率は浅耕地および普通耕地ともにそれぞれ 2.9% および 11.7%であった。式2 を用いて算出された減少率は、栽培後の土壌中¹³⁷Cs濃度が栽培前の値よりも高い場合があり、い くつかのデータは0以下になった。減少率は普通耕地のほうが浅耕地よりも高い傾向であった。 シロクローバーとチモシーグラス'シリウス'は浅耕地及び普通耕地ともに減少率が 20% を超えた。 しかしながら本試験で用いた作物では実用的に有意に農地から放射性セシウムを吸収するものは 見つからなかった。

4. 考察

福島第一原子力発電所の水蒸気爆発によって拡散した放射性セシウムは関東・東北地方の土壌 表面に沈着し残留した。未耕起の農地土壌表面はとりわけ放射性セシウム濃度が高い(Kobayashi et al. 2012; Yamaguchi et al. 2012)。我々は浅耕地(0~8 cm 耕起)及び普通耕地(0~15 cm 耕起)の 放射性セシウム動態について調査した。農地土壌の放射性セシウム濃度は耕起後に減少したが、 これは高い放射性セシウム濃度の上層土壌が放射性セシウム濃度の低い下層土壌と十分に混和さ れ、希釈されたためと考えられる。

土壌に含まれる放射性物質濃度は放射性物質の物理的半減期に基づき減少するはずである。し かしながら、我々は10月16日に採取した土壌中の放射性セシウム濃度が8月29日に採取し た土壌試料中のそれよりも高くなっていることを確認した(表1)。このことについては、我々が 厳密に全く同じ場所から土壌試料を採取できなかったことや試験地の放射性セシウム濃度が不均 ーであったためと推測される。チモシーグラス、シリウス、が放射性物質汚染土壌において放射性 セシウムを減少させるために有用な作物であるように見えるが、チモシーグラス、シリウス、の汚 染土壌からの吸収能はファイトレメディエーションとして効果的に放射性セシウム除去できるか と考えるとその吸収量は極端に少ない。水耕栽培した植物は(イオン状の)可溶化セシウムを利 用することができることから(Soudek et al. 2006)、福島県では多大な労力をかけてヒマワリを使っ たファイトレメディエーションを試みたが、この努力はかけた労力の割には実益が少なかったこ とを認識させられた。原因の一つとして土壌中に存在するセシウムの溶解度が低いためで、水耕 栽培のセシウムの溶解度とは異なることが明確に示されたといって良いだろう。我々は放射性セ シウムのファイトレメディエーションを放射性物質汚染農地に適応することは考え直さなければ ならないということを改めて強調したい。一方で、広大な地域から植物を用いて低濃度の放射性 セシウムの除去を目指す、あるいは作物を栽培することで放射性セシウムの下層土壌への地下浸 透を抑制することは、通常の営農条件下で作業農地から放射性セシウムを除去するために容易且 つ安価な方法であると考える。

我々は放射性物質が地表面に沈着してい る試験地で二つの耕起深度を計画した

(Kobayashi et al. 2012; Yamaguchi et al. 2012) 作物を栽培する際には耕起は必要であるが、 我々は土壌中の放射性セシウム濃度は高い 方が植物に吸収されやすいと考えた。作物 地上部の移行係数は同じ耕起深度では ¹³⁴Cs も ¹³⁷Cs も違いはなかった。加えて移行 係数はアルファルファ、クリムソンクロー バー、オーチャードグラス、及びチモシー グラス'ホライズン'を除いて浅耕地も普通 耕地もほとんど同じであった(Table 3)。ア ルファルファ、クリムソンクローバー、オ ーチャードグラス、及びチモシーグラス'ホ ライズン'の移行係数は浅耕地よりも普通 耕地が高い傾向にあった。さらには Ehlken 及びKirchner (2002) は土壌中の根と根圏微 生物がもたらす土壌の生物的利用効率は単 純な土壌とは異なることも報告しており、



図1 移行係数と減少率の相関. 137Csの移行係数及び 式(2)より計算した減少率をプロットした. 各点は 浅耕地(○)および普通耕地(●)より得られた値を 示す. 破線及び実線の矢印は未耕作地で得られた減少 率を示す。

これらのことは、浅耕地と普通耕地の移行係数の違いは土壌発達の違いに基づく可能性がある。 図1のデータは基本的には移行係数と減少率の間に良い正の相関が見られるが、いくつかのデ ータ(浅耕地のチモシーグラス'シリウス'、'ホクエイ'及びシロクローバー、普通耕地のアルファ ルファ、クリムソンクローバー、野性エン麦、及びシロクローバー)については相関関係が見ら れない。野性エン麦とシロクローバーについて、移行係数は低いけれども減少率が高く、一方ア ルファルファ、クリムソンクローバー、チモシーグラス'シリウス'、'ホクエイ'については、移行 係数は高いが減少率は低かった。これらの結果からファイトレメディエーションに適した植物の 候補というものは、移行係数も減少率も高い植物である方が良い。但し、移行係数や減少率は土 壌成分、例えば砂、シルト、粘土の比率の違いに依存するため(Massas et al. 2002)、場所に適した 植物の選定も重要である。 本調査の目的は福島県の農地から植物を用いた放射性セシウムの除去が可能かを検証し、ファ イトレメディエーションに有効な植物を選定することであった。今回の分析結果については、当 初予定していた植物が気象条件によって生育せず試料が得られない、あるいは試験圃場利用上の 制約があった。試験地の区画については数多くの植物種(区画)を設定し、ファイトレメディエ ーションの候補を選定するため反復区画を設けなかった。今後は処理区数やサンプリング試料数 を増やして繰り返し試験を行う必要がある。今回得られた結果については、今後数年をかけて追 跡調査を行う必要があると考える。

汚染土壌に対してファイトレメディエーション適応の可能性を検証したが、土壌、特に粘土粒子 に強くセシウムが固着しているため、除去できる放射性セシウムの量は非常に少なく、実際の圃 場で実験を行うことは困難であった(Zhu and Smolders 2000)。しかしながら、圃場で栽培した作 物は土壌中に含まれる放射性セシウムを減少しているようにも見えた。植物によって吸収される 放射性セシウムの量はこの減少を説明するには非常に少ないし、物理的半減期による減少だけで もこの現象を十分に説明することはできない。したがって、この現象は物理的、化学的、及びあ るいは生物学的変化が、植物種の間で変化の程度は同じではないけれども植物に起因することを 示唆している。屋外条件の不均一な放射性セシウムの分布、他の土壌特性、降水による表土の流 亡、流入の不均衡を無視することができないため、この結論には野外レベルでの更なる検証が必 要である。

5. 謝辞

本研究は、三井物産環境基金をもとに進めた。放射性同位体測定は神戸大学三村徹郎博士、三 村真理氏、小宮山千代氏、北村晃博士より多大なる支援を頂いた。栽培管理及びサンプリングに は北海道大学、いわき明星大学、福島県立医科大学の学生諸君、筆者らの研究室のメンバーに助 力を頂いた。この場をお借りして深く感謝申し上げる。

6. 引用文献

Hori, T. 1971. Survey of pyrenoid distribution in brown algae. Bot. Mag., Tokyo 84: 231-242.

Ohsawa, T., Nishida, H., & Nishida, M. 1993. Structure and affinities of the petrified plants from the Cretaceous of Northern Japan and Saghalien XIII. *Yubaristrobus* gen. nov., A new taxodiaceous cone from the upper Cretaceous of Hokkaido. *J. Plant Res.* 106: 1-9.

- Bunzl, K., & Kracke, W. 1989. Seasonal variation of soil-to-plant transfer of K and fallout ^{134,137}Cs in peatland vegetation. *Health Phys.* 57: 593–600.
- Ehlken, S., & Kirchner, G. 2002. Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review. *J. Environ. Radioact.* 58: 97–112.
- González, AJ. 2012. The recommendations of the ICRP vis-á-vis the Fukushima Dai-ichi NPP accident aftermath. *J. Radiol. Prot.* 32: N1–N7.

Kobayashi, D., Miyake, M., Kakamu, T., Tsuji, M., Mori, Y., Fukushima, T., & Hazama, A. 2013. Reducing

radiation exposure using commonly available objects. Environ. Health Prev. Med. 18: 261-266.

- Kobayashi, T. 2011. Radiation measurements at the campus of Fukushima Medical University through the 2011 earthquake off the Pacific coast of Tohoku and subsequent nuclear power plant crisis. *Fukushima J. Med. Sci.* 57: 70–74.
- Massas, I., Skarlou, V., & Haidouti, C. 2002. Plant uptake of ¹³⁴Cs in relation to soil properties and time. *J. Environ. Radioact.* 59: 245–255.
- Matsumura, H., Saito, K., Ishioka, J., & Uwamino, T. 2011. Diffusion of Radioactive Materials from Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Obtained by Gamma-Ray Measurements on Expressways. *Transact. Atom. Energy. Soc. Jpn.* 10: 152–162. (Article in Japanese with English abstract)
- Mimura, T., Mimura, M., Komiyama, C., Miyamoto, M., & Kitamura, A. 2014. Measurements of gamma (γ)-emitting radionuclides with a high-purity germanium detector: the methods and reliability of our environmental assessments on the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident. J. Plant Res. 2014.
- Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism (MLIT) Soil map of Fukushima Prefecture
- National Institute for Agro-Environmental Sciences. 2011.

http://www.mext.go.jp/b_menu/shingi/chousa/gijyutu/017/shiryo/__icsFiles/afieldfile/2011/05/30/1306566_4. pdf.

- Putyatin, YV., Seraya, TM., Petrykevich, OM., & Howard, BJ. 2006. Comparison of the accumulation of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr by six spring wheat varieties. *Radiat. Environ. Biophys.* 44: 289–298.
- Soudek, P., Tykva, R., & Vanek, T. 2002. Plant uptake of ¹³⁴Cs in relation to soil properties and time. *J. Environ. Radioact.* 59: 245–255.
- Soudek, P., Valenová, S., Vavríkovâ, Z., & Vanek, T. 2006. ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr uptake by sunflower cultivated under hydroponic conditions. *J. Environ. Radioact.* 88: 236–250.
- Yamaguchi, N., Eguchi, S., Fujiwara, H., Hayashi, K., & Tsukada, H. 2012. Radiocesium and radioiodine in soil particles agitated by agricultural practices: Field observation after the Fukushima nuclear accident. *Sci. Total Environ.* 425: 128–134.
- Zhu, YG., & Smalders, T. 2000. Plant uptake of radiocesium; a review of mechanisms, regulation, and application. *J. Exp. Bot.* 51: 1635–1645.

福島水田におけるセシウム吸収のイネ品種間差

田中伸裕, 大森良弘, 藤原徹

東京大学農学生命科学研究科 〒133-8657 東京都文京区弥生 1-1-1

Difference in cesium accumulation among rice cultivars grown in the Fukushima paddy field.

Nobuhiro Tanaka, Yoshihiro Ohmori and Toru Fujiwara

Graduate School of Agricultural and Life Sciences, the University of Tokyo Yayoi, Bunkyo-ku, Tokyo 113-8657, Japan

Keywords: cesium; brown rice; rice straw; rice cultivars; Fukushima paddy field

1. はじめに

2011 年 3 月 11 日の東日本大震災に伴って発生した東京電力福島第一原子力発電所の事故により, 多くの放射性物質が放出された。中でも¹³⁴Cs と¹³⁷Cs はその比較的長い半減期のため (¹³⁴Cs: 2.06 年, ¹³⁷Cs: 30.2 年),長期的影響が懸念される放射性物質である (Matsumura et al. 2011)。¹³⁴Cs と¹³⁷Cs は日本 有数の稲作地帯である福島地方にも放出,拡散された。セシウムは植物に吸収され可食部に蓄積する 可能性があり,福島水田で栽培したイネの放射性セシウム量を測定することが重要になった。

セシウムは土壌から根を通ってイネに吸収された後,可食部である種子などに分配される。2002年 にTsukada らによって,青森県で栽培されたイネの放射性セシウム量が報告された。1960年代を中心 に世界各地で行われてきた核実験や,チェルノブイリ原子力発電所の事故に起因する放射性物質が地 球を循環し,日本にも降下した。そのため日本の土壌は,今回の事故の前から放射性セシウムを含ん でおり。セシウム動態を知るために調査が行われた。その結果,降下したセシウムの植物体による吸 収は極めて少なく,可食部である種子にもほとんど蓄積されなかった (Tsukada et al. 2002)。しかしな がら今回の事故による放射性降下物の量はそれまでの降下量に比べて非常に多いため,東北,関東地 方のほとんどでイネにおける放射性セシウムの蓄積量を再測定することが重要になった。

イネでのセシウム吸収を予測する一つの方法としては、輸送に関与するトランスポーターを同定し てその分布や発現を知るということが考えられるが、以下に述べる様に現状では困難である。植物に おいてセシウム輸送能をもつトランスポーターは報告されており、モデル植物であるシロイヌナズナ では、KUP/HAK/KT タイプのトランスポーターである AtHAK5 が、セシウムと同族元素であるカリ ウム欠乏条件下において、非放射性セシウムである¹³³Cs の吸収に関わっている (Qi et al. 2008)。また AtCNGC1は、セシウム吸収のシロイヌナズナ品種間差を決める量的形質座位 (QTL)と予想されている (Kanter et al. 2010)。しかしながらこれらの遺伝子の植物全体におけるセシウム吸収と輸送能は、未だに 明らかにされておらず、イネではセシウム濃度を制御する遺伝子の報告すらなされていない。

Number	Cultivar name	Number	Cultivar name	Number	Cultivar name
1	Karahoushi	30	Co 13	58	Gaisen Mochi
2	Houmanshindenine	31	Tachiaoba	59	Meguro Mochi
3	Mansaku	32	Bekoaoba	60	Senshou
4	Himenomochi	33	Kusahonami	61	Moritawase
5	Akage	34	Dango	62	Momiroman
6	Hassokuho	35	Tupa 121-3	63	Yamada Baka
7	Kahei	36	Hirayama	64	Hetadawee
8	Shinyamadaho 2	37	Naba	65	Taichung 65
9	Aichiasahi	38	Hinode	66	Mack Kheua
10	Hamasari	39	Muha	67	Rikutou Rikuu 2
11	Hakamuri	40	Touboshi	68	Omachi
12	Shinriki Mochi	41	Bouzu Mochi	69	Chinsurah Boro 2
13	Raiden	42	Fukuhibiki	70	Hiyadachitou
14	Puluik Arang	43	Okabo	71	Okka Mososhi
15	Ginbouzu	44	Kabashiko	72	Daw Dam
16	Vary Futsi	45	Jamaica	73	Deng Pao Zhai
17	Ishijiro	46	Shichimenchou Mochi	74	Basilanon
18	Nipponbare	47	Khauk Yoe	75	Koshihikari
19	Mogumoguaoba	48	Tachisugata	76	Badari Dhan
20	Bekogonomi	49	Shiroine	77	Hoshiaoba
21	Nishiaoba	50	Mizuhochikara	78	Asominori
22	Nagoyashiro	51	Akamai	79	Kaneko
23	Aikoku	52	Kusanohoshi	80	Oiran
24	Kameji	53	Sekiyama	81	Khau Mac Kho
25	Yumeaoba	54	Fukoku	82	Joushuu
26	Moroberekan	55	Shinriki	83	Wataribune
27	Hosogara	56	LeafStar	84	Iruma Nishiki
28	Kasalath	57	Chinya	85	Shinshuu
29	Kvoutoasahi				

表 1 本調査で用いたイネ85品種の品種名

イネ品種間におけるセシウム濃度の差は、遺伝要因と環境要因によって引き起こされると考えられる。セシウムの安定同位体である¹³³Cs 濃度のイネ玄米中における品種間差は既に報告されているが、 放射性セシウム濃度の測定は報告されていない(Yamaguchi et al. 2012)。我々は85 種類のイネ品種を、約37000から成るイネ在来種の遺伝的多様性のほとんどを網羅するように選抜した(Ebana et al. 2008, Kojimaet al. 2005)。これらのイネ85 品種を福島市の水田で栽培し、2011 年と2012 年の2 年間に渡って 植物体中の放射性セシウム(¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs)、非放射性セシウム(¹³³Cs)濃度を測定した。その結果、イネ中の放射性セシウム濃度は非常に低いが、品種間で吸収や蓄積量に差があることを明らかにした。

2. 結果と考察

2-1. 2011 年栽培イネのワラ、玄米中におけるセシウム濃度と相関関係

選抜された 85 種類のイネ品種は、2011 年 5 月 31 日に福島水田に移植後、登熟まで栽培し、同年 9 月 23 日、10 月 4 日、10 月 18 日にサンプリングを行い、ワラにおけるセシウム濃度を測定した(表 1)。

非放射性セシウム¹³³Cs 濃度は、イネ品種間で10 倍以上の差があり、平均値は41.1 pmol g⁻¹、中央値は 35.2 pmol g⁻¹であった (表 2)。同様に放射性セシウム¹³⁴Cs,¹³⁷Cs 濃度も品種間で差があり、平均値は それぞれ 38.9 Bg kg⁻¹, 39.0 Bg kg⁻¹, 中央値はそれぞれ 35.8 Bg kg⁻¹, 35.5 Bg kg⁻¹であった (表 2)。

放射性セシウムはワラの表面に付着している可能性も考えられたので、サンプリングしたコシヒカ リの一部を水で洗浄したが、放射能の変化は5%以下であった。そのため我々はイネワラ中の放射性セ シウムはほとんど土壌由来であると結論付けた。

図1には異なるイネ品種間のワラ中における¹³³Cs,¹³⁴Cs,¹³⁷Cs濃度の相関関係を示した。各セシウム 同位体間の相関は、¹³⁴Cs、¹³⁷Cs 濃度でのみ強く見られた (p=2.2×10⁻¹², R²=0.57, 図 1)。

イネ品種間における玄米中の¹³³Cs 濃度もワラ中と同様に10倍以上異なり、平均値は8.0 pmol g⁻¹, 中央値は 6.3 pmol g⁻¹ であった (表 2)。 玄米中における ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs 濃度も, ワラ中と同様にイネ品種間

表 2 2011年に福島で栽培したイネ品種間のワラ中、玄米中に

おけるセシウム濃度の平均値、中央値、最小値、最大値

ワラ中のセシウム	ム濃度			
	平均值	直 (SD)	中央値	最小値~最大値
¹³³ Cs (pmol/g)	41.1	(26.9)	35.2	13.9 ~ 187.6
¹³⁴ Cs (Bq/kg)	38.9	(13.5)	35.8	19.4 ~ 73.4
¹³⁷ Os (Bq/kg)	39.0	(17.2)	35.5	10.3 ~ 100.3
玄米中のセシウ	ム濃度			
	平均值	直 (SD)	中央値	最小値~最大値
¹³³ Cs (pmol/g)	8.0	(4.9)	6.3	2.3 ~ 29.1
¹³⁴ Cs (Bg/kg)	8.1	(4.7)	6.7	0.7 ~ 20.3

10.2

11.6 (5.8)

¹³⁷Cs (Bq/kg)

で10倍近い差があったが、平均値は それぞれ 8.1 Bq kg⁻¹と 11.6 Bq kg⁻¹で, ¹³³Cs 濃度も含めてワラ中の 30%以下 であった(表2)。

異なるイネ品種間の玄米中におけ る¹³³Cs, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs 濃度の相関は, 図2に示した。¹³³Csと¹³⁴Cs 濃度 (p=5.4×10⁻²³)と¹³³Cs と¹³⁷Cs 濃度 の間 (p=8.2×10⁻²³)には有意な正の相 関が見られ,決定係数 (R²)は¹³³Cs と ¹³⁴Cs 濃度間で 0.70, ¹³³Cs と ¹³⁷Cs 濃度 間で0.70 であった (図 2a, b)。¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs 濃度もまた有意な正の相関を示

し (p=3.4×10²⁹),決定係数 (R²)は 0.79 であった (図 2c)。 セシウム核種においてアイソトープ効果が 無いとしたら、イネへの吸収とその後に起きる植物体の各組織への分配も各同位体間で同じだと考え られる。しかし我々が 2011 年に行った圃場調査では、イネワラ中の¹³³Cs と¹³⁴Cs 濃度、¹³³Cs と¹³⁷Cs 濃度の間には弱い相関しか見られず (図 1), 一方で玄米中では比較的強い相関が見られた (図 2)。特 に¹³⁴Cs と¹³⁷Cs 濃度は強い相関が見られたため (図 2), 放射性降下物由来の¹³⁴Cs と¹³⁷Cs は、土壌由 来の¹³³Cs とは異なる経路で植物体に吸収されている、または放射性物質の降下は続いており、¹³³Cs と¹³⁴Cs, ¹³⁷Csの土壌分布が異なっている可能性が示唆された。また放射性セシウムは土壌の表層に堆 積しており、十壌深層に分布している非放射性セシウムとは異なるシステムで根から吸収されている 可能性も考えられる。

2.7 ~ 26.6





Tanaka et al.-4

異なるイネ品種間において、ワラと玄米中のセシウム濃度はどちらも約 10 倍の差異を示したため、 ワラと玄米中におけるセシウム濃度の相関関係を解析した。結果として、ワラと玄米間の¹³³Cs ($p=6.5\times10^4$)、¹³⁴Cs ($p=1.2\times10^6$)、¹³⁷Cs 濃度 ($p=4.9\times10^7$)はそれぞれ有意な正の相関を示した (図 3)。決 定係数 (R^2)は¹³³Cs、¹³⁴Cs、¹³⁷Cs 濃度それぞれにおいて、0.11、0.33、0.35 であった (図 3)。これらの 結果から、いくつかの例外はあるが、玄米中のセシウム濃度はワラ中のセシウム濃度からある程度推 測できると結論付けた。

2-2. 飼料イネのワラ中におけるセシウム濃度

イネワラの放射性セシウム汚染は、家畜飼料への利 用の点で重大な問題である。我々が調査に用いた 85 種 類のイネ品種のうち、15 種類は飼料用イネ品種である。 放射性セシウムである ¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs 濃度は、飼料用イ ネ 15 品種のワラ中でそれぞれ 21.7 から 45.3 Bq kg⁻¹, 15.1 から 41.0 Bq kg⁻¹ であった。これらの濃度は、日本 政府が定める食品中の放射性セシウム量の新基準値 (100 Bq kg⁻¹)を下回っている。85 種類のイネ品種の中で、 ¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs 濃度の最小値はそれぞれ 19.4 と 10.3 Bq kg⁻¹ であった (表 2)。飼料用イネ品種の中では、「はま さり」が最も低い放射性セシウム吸収能を示した。こ の品種はワラへのセシウム蓄積が少ない飼料用イネ品 種の育種に利用できる可能性がある。

2-3. 2012年に栽培した選抜 15 品種における玄 米セシウム濃度

上述したように玄米中のセシウム濃度は 85 イネ品 種間で異なっており、またワラ中と比べて、玄米中に おいて非放射性セシウムと放射性セシウムの間で顕著 な相関が見られたため (図 2)、2011 年に栽培したイネ 玄米中¹³³Cs濃度の結果を基に15 品種を選抜し、翌2012 年に同様の圃場試験を行った。「Khau Mac Kho」,「あそ みのり」,「金子」,「Deng Pao Zhai」をセシウム濃度が 高い品種として選抜し、「Kasalath」,「はまさり」,「亀 治」,「愛知旭」,「渡舟」,「万作」,「赤毛」,「八束穂」 をセシウム濃度が低い系統として選抜した。また「コ シヒカリ」,「日本晴」,「Taichung 65」を日本の典型的 な栽培品種として選抜した (図 4)。



選抜 15 品種は、2012 年 5 月 23 日に 2011 年と同じ福島市の水田に移植後、登熟まで栽培し、同年 10 月 13 日にサンプリングを行い、2011 年と同じ手法でセシウム濃度を測定した。

Tanaka et al.-5

「Khau Mac Kho」,「あそみのり」,「Deng Pao Zhai」は、2011、2012年共通に他のイネ品種と比較して相対的に高い玄米中の¹³³Cs 濃度を示した(図4a)。またこれら3品種は、玄米中の¹³⁷Cs 濃度に関しても異なるイネ品種間で相対的に高い濃度を示したため(図4b)、これらの3品種は玄米へのセシウム 蓄積能が高いことが示唆された。一方で「はまさり」,「愛知旭」,「万作」は、2011年、2012年共通に他のイネ品種と比較して相対的に低い玄米中のセシウム濃度を示したため(図4b)、これらの3品種は 玄米へのセシウム蓄積能が低いことが示唆された。

今後はセシウム濃度が異なるイネ品種に対する分子遺伝学的なアプローチによって、イネのセシウ ム輸送と蓄積に関わる遺伝子が同定されるかもしれない。



N.A.: 未解析

3. 引用文献

- Ebana K, Kojima Y, Fukuoka S, Nagamine T, Kawase M (2008) Development of mini core collection of Japanese rice landrace. *Breed. Sci.* 58: 281–291
- Kanter U, Hauser A, Michalke B, Dräxl S, Schäffner AR (2010) Caesium and strontium accumulation in shoots of *Arabidopsis thaliana*: genetic and physiological aspects. *J. Exp. Bot.* 61 (14): 3995–4009
- Kojima Y, Ebana K, Fukuoka S, Nagamine T, Kawase M (2005) Development of an RFLP-based Rice Diversity Research Set of Germplasm. *Breed. Sci.* 55: 431–440

- Matsumura H, Saito K, Ishioka J, Uwamino Y (2011) Diffusion of Radioactive Materials from Fukushima-Daiichi Nuclear Power Station Obtained by Gamma-Ray Measurements on Expressways. *Trans. Atomic Energy Soc. Jpn.* 10 (3): 152–162 (in Japanese)
- Mimura, T., Mimura, M, Komiyama, C., Miyamoto, M., & Kitamura, A. (2014) Measurements of gamma (γ) emitting radionuclides with a high purity germanium detector: the methods and reliability of our environmental assessments on the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident. *J Plant Res.* 127 (in this issue). doi:10.1007/s10265-013-0594-y
- Qi Z, Hampton CR, Shin R, Barkla BJ, White PJ, Schachtman DP (2008) The high affinity K⁺ transporter AtHAK5 plays a physiological role in planta at very low K⁺ concentrations and provides a caesium uptake pathway in *Arabidopsis. J. Exp. Bot.* 59: 595–607
- Tsukada H, Hasegawa H, Hisamatsua S, Yamasakib S (2002) Transfer of 137Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan. Environ. *Pollut.* 59: 351–363
- Yamaguchi N, Takata Y, Hayashi K, Ishikawa S, Kuramata M, Eguchi S, Yoshikawa S, Sakaguchi A, Asada K, Wagai R, Makino T, Akahane I, and Hiradate S (2012) Behavior of radio cesium in soil-plant system and its controlling factor: a review. *Rep. Natl. Inst. Agro. Environ. Sci. Jpn.* 31: 75–129 (in Japanese)

福島県の水田で栽培された水稲の放射性セシウム濃度に対する施肥の影響

大森 良弘,田中 伸裕,藤原 徹

東京大学大学院 農学生命科学研究科 植物栄養・肥料学研究室 東京都文京区弥生 113-8657

The effect of fertilization on radioactive cesium concentration of rice grown in a paddy field in Fukushima Prefecture

Yoshihiro Ohmori, Nobuhiro Tanaka, and Toru Fujiwara

Department of Applied Biological Chemistry, Graduate School of Agricultural and Life Sciences, the University of Tokyo Yayoi, Bunkyo-ku, Tokyo 113-8657, Japan

Keywords: fertilizer; Fukushima 1 Nuclear Power Plant Accident; paddy field; radioactive cesium; rice

1. はじめに

福島第一原子力発電所の事故によって,福島県を中心に東北や関東地域に広く放射性物質が沈積した。事故直後,福島県の土壌では^{12m}Te,¹²⁹Te,¹³¹I,¹³²Te,¹³²L¹³⁴Cs,¹³⁶Cs,¹³⁷Cs,¹⁴⁰Ba および¹⁴⁰La が放射性物 質として沈積した (Endo et al. 2012a)。これらの中で,沈積量が多く半減期が長い¹³⁴Cs (半減期: 2.06 年) および¹³⁷Cs (半減期: 30.2 年)が農作物において汚染が深刻な問題となる放射性物質である。したがっ て,農作物におけるセシウム (Cs)の取り込みと輸送に関する性質を明らかにすることが,放射性 Cs (¹³⁴Cs および¹³⁷Cs)の不必要な取り込みを避け作物中の放射性物質濃度を低減するために必要である。

福島第一原子力発電所の事故以前の作物の放射性 Cs の取り込みに関する研究は,主に 1950 年代 から 1980 年代にかけて行われていた核実験,および 1986 年に起きたチェルノブイリ原子力発電所 の事故によって世界中に拡散した放射性 Cs が対象である。これらの研究から,多数の植物種におい て放射性 Cs の取り込みが低カリウム条件下で増加することが報告されている (Shaw 1993, Lembrechts 1993)。例えば、コムギ、オオムギ、ライムギ、およびジャガイモなどの作物では、カリウ ム含有量の高い土壌で育成させた場合、カリウム含有量の低い土壌に比べ放射性 Cs の取り込みが少 ない (Shaw 1993, Lembrechts 1993)。また、窒素肥料の添加により作物の放射性 Cs の取り込みが増加 することが報告されている (Lembrechts 1993)。一方で、作物の放射性 Cs の取り込みの程度は土壌の 種類や状態によって大きく異なることが報告されている (Lembrechts 1993, Smolders 1997)。したがって、 福島第一原子力発電所の事故により高濃度の放射性 Cs に汚染された福島県の農地において、実際に 作物への放射性 Cs の取り込みが、カリウムと窒素により同様の影響を生じるかの検討が必要であっ た。

日本の農地においても核実験およびチェルノブイリ原子力発電所の事故に由来する放射性 Cs が,

Y. Ohmori – 1

福島第一原子力発電所の事故以前にも微量ながら沈着しており、イネの放射性 Cs の取り込みに関す る研究が行われている (Hirose et al. 1987)。Tsukada ら (2002) は青森県の水田において土壌から米 (白 米) への放射性 Cs の取り込みが極めて低い (移行係数 =0.0016) こと,ならびに土壌中のカリウム濃 度が高いほど放射性 Cs のイネへの移行が少ない傾向にあることを報告している (Tsukada et al. 2002)。 また Endo ら (2012b) は、福島第一原子力発電所の事故後に高濃度の放射性 Cs に汚染された福島県 南相馬市の水田において、土壌からイネへの放射性 Cs の移行に関する研究を行い、南相馬市の水田 における土壌から米 (白米) への放射性 Cs の取り込みが Tsukada ら (2002) の研究と同様に低い (移行係数 =0.005-0.0013) ことを報告している (Tsukada et al. 2002, Endo et al. 2012b)。しかしながら、 高濃度の放射性 Cs に汚染された水田におけるイネの Cs の取り込みに対する肥料の影響については 未だ不明瞭であった。そこで我々は、福島第一原子力発電所の事故により高濃度の放射性 Cs に汚染 された福島県川俣町山木屋地区の水田において、イネの Cs 取り込みに対する施肥の影響を 2011 年 ならびに 2012 年の二年間に渡り調査した。

2. 栽培場所および肥料条件・品種

福島第一原子力発電所の事故後,放射線量が高いために計画的避難区域に指定された福島県川俣町 山木屋地区 (2013 年 8 月 8 日以降は避難指示解除準備区域・居住制限区域に再編) に位置し,事故 の前年 (2010 年) まで通常の米生産が行われていた 40 m × 30 m の水田を,通常肥料区 (normal),無 カリウム肥料区 (-K),無カリウム肥料 + 2 倍窒素肥料区 (-K+2N),無肥料区 (no) の 4 つの処理区 に分け実験を行った。2011 年栽培時の土壌中の全放射性 Cs 量 (¹³⁴Cs および ¹³⁷Cs) は約 4,000 Bq kg⁻¹ であり,Tsukada ら (2002) によって土壌中のカリウム濃度とイネの放射性 Cs の取り込みの関係が 調査された水田のおよそ 300 倍の放射性 Cs に汚染されていた (Tsukada et al. 2002)。

4 つの肥料区には、それぞれ異なる分量で肥料を撒いた。通常肥料区 (normal) には市販の化成肥料 をもちい、窒素 – リン酸 – カリウムが 10 a あたりそれぞれ 6 kg - 9 kg - 8 kg となるように調整し た。無カリウム肥料区 (-K) には窒素肥料として尿素を、リン酸肥料としてリン酸一カルシウムを使 用し、窒素およびリン酸がそれぞれ 10 a あたり 6 kg および 9 kg となるように調整した。無カリウ ム肥料 +2 倍窒素肥料区 (-K+2N) では 2 倍量の尿素を窒素肥料とし、リン酸肥料としてリン酸一カ ルシウムを加え、10 a あたり 12 kg の窒素および 9 kg のリン酸となるように調整した。無肥料区 (no) では肥料を使用しなかった。

本研究では、福島県で作付面積が多いコシヒカリおよびヒトメボレの水稲二品種を用いて、イネの 放射性 Cs の取り込みに関する肥料の影響を検討することで、今後の福島県での米生産に有益な知見 を得ることを目指した。

3. 藁中の放射性 Cs 濃度に対する肥料の効果

3-1. 2011 年の藁中放射性 Cs 濃度

2011 年は 6 月下旬に 4 つの肥料区においてコシヒカリおよびヒトメボレの田植えを行い, 10 月 18 日に稲刈りを行った。刈り取ったイネは藁と玄米に分けてからそれぞれ放射性 Cs (¹³⁴Cs および ¹³⁷Cs) 濃度の測定を行った。その結果,イネ藁中の ¹³⁴Cs の濃度はコシヒカリ,ヒトメボレともに – K+2N で最も高く, normal のおよそ 1.5 倍であった (図 1a)。–K では normal に比べ放射性 Cs の濃 度が高い傾向にあったが、その差は小さかった (図 la)。また、 no と normal の間では放射性 Cs 濃度に差は見られなかった (図 la)。同様の傾向は 137 Cs においても観察された (図 lb)。

3-2. 2012 年の藁中放射性 Cs 濃度

2011 年の結果の再現性を調査するため、2012 年にも 2011 年と同じ水田でコシヒカリとヒトメボレの水稲二品種の栽培 を 4 つの肥料区で行った。2012 年は 7 月上旬に田植えを行 い,8月8日と10月10日に稲刈りを行った。この8月8 日の藁を夏藁とし、10月10日の藁を秋藁として放射性Cs (¹³⁷Cs) 濃度の測定をそれぞれ行った。その結果, 夏藁中の放射 性 Cs 濃度はコシヒカリ, ヒトメボレともに --K+2N で最も 高く normal のおよそ 2 倍であった (図 2a)。また、-K での 放射性 Cs の濃度も normal の 約 1.5 倍と高かった (図 2a)。 no ではヒトメボレの放射性 Cs 濃度が検出感度以下であっ たが, normal と no の間に大きな差は見られなかった (図 2a)。 秋藁中の放射性 Cs 濃度もまたコシヒカリ, ヒトメボレとも に -K+2N で最も高く normal のおよそ 2 倍であった (図 2b)。さらに、-K での放射性 Cs の濃度は normal より高い傾 向にあり, no では normal と濃度に大きな差は見られなかっ た (図 2b)。したがって、2011 年と 2012 年とでは程度に差 は見られるものの、イネ藁中放射性 Cs 濃度に対する肥料の 影響は同様であった (図 1, 図 2)。

4. 玄米中の放射性セシウム濃度に対する肥料の効果

4-1. 2011 年の玄米中放射性 Cs 濃度

2011 年に 4 つの肥料区で栽培したイネの玄米中放射性 Cs 濃度 (134 Cs および 137 Cs) を測定した。その結果, 玄米中の 134 Cs 濃度はコシヒカリ, ヒトメボレともに -K+2N で最も高 く, normal のおよそ 2 倍であった (図 3a)。-K での放射性 Cs の濃度は normal よりも高い傾向にあったが, no での放射性 Cs 濃度は normal に比べて低い傾向にあった (図 3a)。同様の 傾向は 137 Cs においても観察された (図 3b)。

4-2. 2012 年の玄米中放射性 Cs 濃度

2011 年の玄米で観察された放射性 Cs 濃度に対する肥料 の効果の再現性を調査するため,2012 年に採種した玄米中の 放射性 Cs (¹³⁷Cs) 濃度を同様に測定した。その結果,コシヒカ



図1.2011年の肥料区別藁中セシウム濃度 a 藁中の¹³⁴Cs濃度.b 藁中の¹³⁷Cs濃度.コ シヒカリを青,ヒトメボレを橙でそれぞれ示す. normal,通常肥料区;-K,無カリウム肥料 +2倍窒素肥料区;-K,無カリウム肥料区;no, 無肥料区.



図2. 2012 年の肥料区別藁中セシウム濃度 a 夏藁中の¹³⁷Cs 濃度. b 秋藁中の¹³⁷Cs 濃 度. コシヒカリを青, ヒトメボレを橙でそれぞれ 示す. 肥料区の種類は図1. に準ずる.



図3. 2011 年の肥料区別玄米中セシウム濃度 a 玄米中の¹³⁴Cs 濃度.b 玄米中の¹³⁷Cs 濃度. コシヒカリを青,ヒトメボレを橙でそれぞれ示す. 肥料区の種類は図1.に準ずる.

リ, ヒトメボレともに -K+2N で玄米中の放射性 Cs 濃度が normal と比べ 2 倍程度高くなっていた (図 4)。また, no で は normal に比べ玄米中の放射性 Cs 濃度が低い傾向にあり, これらは2011 年の結果と非常に良く似ていた (図 3b, 図 4)。 一方, -K での放射性 Cs の濃度は 2011 年よりも低く normal との差は小さかった (図 3b, 図 4)。したがって, 2011 年と 2012 年とでは -K での放射性 Cs 濃度に差は見られる ものの, 玄米中放射性 Cs 濃度に対する肥料の影響は同様で あった (図 3, 図 4)。



図4. 2012年の肥料区別玄米中セシウム濃度 玄米中の¹³⁷Cs濃度について、コシヒカリを青、 ヒトメボレを橙でそれぞれ示す.肥料区の種類 は図1、に準ずる。

5. おわりに

本研究で我々は、福島第一原子力発電所の事故後、高濃度の放射性 Cs に汚染された福島県川俣町 山木屋地区の水田において 2011 年および 2012 年の二年間、イネの放射性 Cs の取り込みに対する 施肥の影響を調査し、低カリウム条件ではイネ藁や玄米への放射性 Cs の取り込みが増加する傾向に あることを報告した。農林水産省の報告によると、2011 年に福島県で栽培された米の一部から食品中 の放射性物質の新基準値 (100 Bq kg⁻¹) を超えた放射性 Cs が検出された原因は、それらイネの栽培さ れた土壌中のカリウム濃度が低いためであるとしており、我々の調査結果はこの政府の見解と矛盾し ない。一方で我々は、イネの藁や玄米中で最も放射性 Cs の濃度が高くなるのは、窒素肥料が多くカ リウム肥料が少ない場合であることも明らかにした。この結果は、カリウム肥料に加え窒素肥料もイ ネの放射性 Cs の取り込みに影響することを示唆している。したがって、米の放射性 Cs 濃度を低減 するためには、カリウム肥料を増加させるだけではなく、過剰な窒素肥料の施肥を避けることも重要 であると考えられる。

引用文献

- Endo, S., Kimura, S., Takatsuji, T., Nanasawa, K., Imanaka, T., Shizuma, K., 2012a. Measurement of soil contamination by radionuclides due to Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident and associated cumulative external dose esti- mation. *J. Environm. Radioact.* 111: 18-27.
- Endo, S.,Kajimoto, T., Shizuma, K. 2012b. Paddy-field contamination with ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs due to Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident and soil-to-rice transfer coefficients. *J. Environm. Radioact*. 116: 59-64.
- Hirose, K., Igarashi, Y., Aoyama, M. 2008. Analysis of the 50-years records of the atmospheric deposition of long lived radionuclides in Japan. *Appl. Radiat. Isot.* 66: 1675-1678.
- Lemmbrechts, J. 1993. A review of literature on the effectiveness of chemical amendments in reducing the soil-to-plant transfer of radiostrontium and radiocaesium. *Sci. Total Environ.* 137:81–98.
- Shaw, G. 1993. Blockade by fertilisers of caesium and strontium uptake into crops: effects on the root uptake process. *Sci Total Environ*. 137:119–133.
- Smolders, E., Van den Brande, K., Merckx, R. 1997. Concentrations of ¹³⁷Cs and K in Soil Solution Predict the Plant Availability of ¹³⁷Cs in Soils. Environ. *Sci. Technol.* 31: 3432-3438.
- Tsukada, H., Hasegawa, H., Hisamatsu, S., Yamasaki, S. 2002. Rice uptake and distributions of radioactive ¹³⁷Cs, stable ¹³³Cs and K from soil. *Environ. Pollut.* 117: 403-409.

イネ植物体のK栄養を考慮した、玄米の放射性Cs濃度の診断法

関本 均¹·山田 孝¹·宝槻朋恵¹·藤原徽²·三村徹郎³·松﨑昭夫⁴

1宇都宮大学農学部,〒321-8505 宇都宮市峰町350

²東京大学農学生命科学研究科, 〒113-8657 東京都文京区弥生 1-1-1

3神戸大学大学院理学研究科、〒657-8501 神戸市灘区六甲台町 1-1

4元東京大学農学生命科学研究科,現住所 〒970-1377 いわき市三和町差塩字川下30

Evaluation of the radioactive Cs concentration in brown rice based on the K nutritional status of shoots.

Hitoshi Sekimoto¹, Takashi Yamada¹, Tomoe Hotsuki¹, Toru Fujiwara², Tetsuro Mimura³, Akio Matsuzaki

¹Faculty of Agriculture, Utsunomiya University, Utsunomiya 321-8505, Japan

²Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo, Tokyo 113-8657, Japan
³Graduate School of Sciences, Kobe University, Kobe 657-8501, Japan

⁴Former affiliation: Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo
⁴Present address: 30 Kawasita, Saiso, Miwa-machi, Iwaki 970-1377, Japan

Keywords: K nutritional status $\cdot {}^{40}$ K/(134 Cs+ 137 Cs) concentration ratio- Plant nutritional diagnosis \cdot Radioactive Cs

1. はじめに

カリウム (K) による Cs の吸収抑制効果は,現象として古くから知られている (Bange and Overstreet 1960, Handley and Overstreet 1961, Smolders et al. 1996a, 1997, Shaw and Bell 1989, 天正 ら 1961,津村ら 1984, Zhu et al. 2000, Zhu and Smolders 2000)。近年では,K 輸送系を利用した Cs 輸送をはじめとする,植物における Cs 輸送に関する生理学的・分子生物学的研究が進められ,知見が集積されている (Ichida et al. 1999, Kanter et al. 2010, Maathuis et al. 1996, White and Broadley 2000)。肥料学的にもカリ施用の放射性 Cs 吸収抑制効果は顕著であり(Lembrechts 1993, Smolders et al. 1996b, Tsukada et al. 2002a),実用的な知見としては,土壤中のカリ含量が少ないと玄米の放射性 Cs 濃度が高くなり,土壤の交換性 K が 0.21 cmol_c kg⁻¹ (10 mg 100g⁻¹)以下で移行係数も高くなること,K 含量の低い土壤では,土壤の交換性 K が 5.3 mmol kg⁻¹ (25 mg 100g DW⁻¹) となるよう

に土壌改良することが玄米の放射性 Cs 濃度の低減に有効であること,カリ施用による放射性 Cs 吸収抑制は塩化カリの元肥施用が推奨されることなどがある(福島県・農林水産省 2013)。

一般に、多様な土壌要因(粘土鉱物組成、土壌の交換性 K レベルなど)が関与するために、玄 米の放射性 Cs 濃度と土壌の放射性 Cs 濃度との関係は認められない(福島県・農林水産省 2013)。 K は Cs よりも移行しやすく、玄米への移行と分布は、Cs と K で必ずしも一致しないという指摘 もある(Tsukada et al. 2002b)が、玄米の放射性 Cs 濃度は、わらや籾がらの放射性 Cs 濃度と相関 性が高く、また、イネ植物体における放射性 Cs の分布と、Cs と同族である K の分布は、同様で ある(福島県農林水産部 2013)。異なる器官の間の K と放射性 Cs の移行・分布が同調するので、 茎葉部の K 濃度を指標とすれば、茎葉部の放射性 Cs 濃度を、さらには玄米の放射性 Cs 濃度を評 価することができると考えられる。また、同時に、イネの生産要因である K 栄養状態も把握でき る。放射性 Cs と K の濃度比が、土壌一植物系における放射性 Cs の吸収・移行を評価する指標と してしばしば用いられる((Cline 1962, Smolders et al. 1996a、天正ら 1961、津村ら 1984)。

K には⁴⁰K が含まれている。⁴⁰K の天然存在比は、0.0117 %であり, K 1g には 30.4 Bq の ⁴⁰K が 含まれる (例えば、4000 Bq の ⁴⁰K は 0.0154 g)。これを用いれば, 土壌や植物の K 濃度は ⁴⁰K 濃 度から算出できるので, ⁴⁰K 濃度, または放射性 Cs と ⁴⁰K の濃度比もまた、土壌一植物系におけ る放射性 Cs の吸収・移行の指標となりうる (Brownridge 1984, Bunzl et al. 2000, Ciuffo et al. 2002, Ciuffo and Belli 2006, Endo et al. 2013, Karunakara et al. 2013)。Ciuffo and Belli (2006) は土壌の ¹³⁷Cs と ⁴⁰K の濃度比で ¹³⁷Cs の植物吸収を評価できることを報告している。

そこで、茎葉部の K 濃度に代えて ⁴⁰K 濃度を用い、特に茎葉部の ⁴⁰K と ^{134, 137}Cs の濃度比で、 玄米の放射性 Cs 濃度を推定することを試みた。茎葉部の放射性 Cs と ⁴⁰K 濃度を指標とすること は、土壌の種類、土壌の放射性 Cs レベル、試験年次などの植物の放射性 Cs 吸収に関わる要因を 排除できること、Ge 半導体検出器では、放射性 Cs と同時に ⁴⁰K も検出できること、⁴⁰K 濃度から K 濃度が算出できるので、試料の分解操作を必要とせずに茎葉部の K 栄養レベルを把握でき、そ れを考慮しながら玄米の放射性 Cs 濃度が評価できるといった利点がある。

ここでは, 茎葉部(わら)と玄米の^{134,137}Csの濃度の関係およびわらの⁴⁰K:^{134,137}Cs濃度比と玄米の^{134,137}Cs濃度との関係について検討した。

2. 材料および方法

2-1. 2011 年圃場試験(川俣・いわき)

2011 年に福島県川俣町山木屋地区の水田 (¹³⁴Cs: 約 1200、¹³⁷Cs: 1400 Bq Kg(DW)⁻¹) で,イネの 放射性 Cs の吸収移行に関する施肥試験を行った。標準区と K 無施用区, K 無施用に加えてアン モニア態窒素を増量した試験区を設けた。2011 年 6 月 19 日にコシヒカリおよびひとめぼれを移 植し,10 月 7 日収穫した (Ohmori et al. 2014)。

福島県いわき市の水田で、イネの放射性 Cs,吸収に及ぼす K の影響を検討するために、鶏ふん 連年施用を慣行施肥として K 施肥試験を行った。2011 年 5 月 29 日にイネ(品種:ひとめぼれ) を移植し、追肥は行わずに栽培した。収穫は 10 月 3 日に行った。栽培開始時の土壌の平均放射性 Cs 濃度は、¹³⁴Cs: 248、¹³⁷Cs: 238 Bq kg⁻¹であった(関本ら 2014)。

2-2. 2012年圃場試験(いわき)

2011 年と同一の圃場で,鶏ふん連年施用を慣行施肥として K および Ca 施肥試験を実施した。 2012 年 5 月 13 日に移植し,収穫は 10 月 9 日に行った。2012 年では¹³⁴Cs: 151,¹³⁷Cs: 230 Bq kg⁻¹ であった(関本ら 2014)。

2-3. ポット試験

福島県いわき市の水田土壌(¹³⁴Cs:165、¹³⁷Cs:253 Bq kg⁻¹)を用いて,0.05 m²のワグネルポットで,K または Ca の添加によるイネの放射性 Cs,吸収抑制に関する検討を行った。2012 年 5 月 18 日にイネ(品種:ひとめぼれ)3本1株を移植し,収獲は9月7日に行った(関本ら 2014)。 2-4.放射性 Cs 濃度計測のための試料調整と計測方法

収穫後の試料は、 稲わら、 籾ガラ、 精 玄米(粒厚 1.8mm 以上)に分けた。乾燥 粉砕試料をU8容器に詰めて,Ge半導 体検出器で放射性セシウム濃度を定量し た。神戸大学海事科学研究科のキャンベ ラ社の高純度 Ge 半導体検出器 (GC 3019) システム、または宇都宮大学のセイコ ー・イージーアンドジー社の Ge 半導体 検出器 (GEM 30-70) システムで 40,000 秒の計測を行った。データ解析には、神 戸大学の海事科学研究科の検出器ではキ ャンベラ社の GammaExplorer を, 宇都宮 大学の検出器では、セイコー・イージー アンドジー社の GammaStudio を用いた。 604.66, 661.64, 1460.7 keV のピーク計数 値をそれぞれ¹³⁴Cs、¹³⁷Cs、⁴⁰K 濃度とし \hbar (Mimura et al. 2014)



3. 結果と考察

わらと玄米の^{134,137}Cs 濃度は,それぞれ 2.3 - 197.2 Bq kg DW⁻¹, 1.1 - 44.6 Bq kg DW⁻¹の範囲に あり,両者には高い正の相関があった(図1)。これは福島県農林水産部(2013)の結果と同様で あった。なお,わらの⁴⁰K 濃度は 263 - 1,236 Bq kg DW⁻¹であった。

図2に、わらの⁴⁰K:^{134,137}Cs 濃度比と玄米の^{134,137}Cs 濃度との関係を示した。試験年、試験場所 および試験方法(圃場あるいはポット試験)とは無関係に、この両者には高い相関があった (r = 0.907; y=72.922 x^{-0.759})。わらと玄米の^{134,137}Cs 濃度の関係(図1)では'はずれ値'となった、試 料 A、B および C は、わらの⁴⁰K:^{134,137}Cs 濃度比と玄米の^{134,137}Cs 濃度との関係(図2)において は、その関係式があてはまり、'はずれ値'とはならなかった。このことは、試料 A、B および C
の玄米の^{134,137}Cs 濃度は、茎葉部のK 栄養 状態の影響を受けたこと意味する。

玄米の放射性 Cs 濃度を規定することに なる,わらの放射性 Cs 濃度と K 栄養レベ ルについていくつかの試算を行った。まず, 十分レベルまたは欠乏レベルのわらの K 濃 度を既報データから設定した。成熟期のイ ネ (わら)の K 濃度は,それぞれ 19.1-28.2 mg g DW⁻¹ (北海道農政部 2010),14.8 mg g DW⁻¹ (高橋ら 2003),17.4 mg g DW⁻¹ (吉 澤ら 2011)と報告されている。また,長谷 川ら (1987,1990)は成熟期のイネの最適 K 濃度は 17.0 mg g DW⁻¹であることを示した。 さらには,松坂ら (1962a, b)によれば、K 施用区と K 欠乏区の稲わらの K 濃度は,そ れぞれ 18.5,13.9 mg g DW⁻¹である。これ



図2 わらの40K - 134. 137Cs 濃度比と玄米の放射性Cs濃度との関係

らの知見から,成熟期のわらの十分な K 濃度として 20 mg g DW⁻¹を,欠乏レベルとして 10 mg g DW⁻¹を設定した。

⁴⁰K 濃度は K 濃度から算出できる。十分レベル (K: 20 mg g DW⁻¹) および欠乏レベル (K: 10 mg g DW⁻¹) の ⁴⁰K 濃度は, それぞれ 624 Bq kg DW⁻¹、312 Bq kg DW⁻¹になる。図 2 から, 玄米の放射性 Cs 濃度が十分に低くなることが保証される (2 Bqkg DW⁻¹以下), ⁴⁰K:^{134,137}Cs 濃度比の下限 は 50 である。つまり, 玄米の放射性 Cs 濃度が十分に低くなるには, わらの K 濃度が十分レベル では, わらの放射性 Cs 濃度は 12.5 Bq kg DW⁻¹以下, 欠乏レベルでは 6.2 Bq kg DW⁻¹以下である 必要がある。同様に, 玄米の放射性 Cs 濃度が 20 Bq kg DW⁻¹程度になる, わらの放射性 Cs 濃度 を図 2 の式 (y=72.922 x^{-0.759}) から求めると, それぞれ 113.2 (K 十分レベル), 56.6 Bq kg DW⁻¹ (K 欠乏レベル) である。このように, 玄米の放射性 Cs 濃度が同じであっても, それを与えるわら の放射性 Cs 濃度はイネ (わら) の K 栄養状態によって 2 倍の差が生じる。

図1に示されているように、図2の関係式は、わらの放射性 Cs 濃度が 200 Bq kg⁻¹まで、玄米 のそれは 50 Bq kg DW⁻¹までの範囲で適用できるものである。この範囲から逸脱することになる が、玄米の放射性 Cs 濃度の基準値(100 Bq kg DW⁻¹)になる、わらの放射性 Cs 濃度を試算する と、それぞれ 945.5(K+分レベル)、472.7 Bq kg DW⁻¹(K 欠乏レベル)になる。イネが K 欠乏 でない限り、わらの放射性 Cs 濃度が 500 Bq kg DW⁻¹以下であれば、玄米の放射性 Cs 濃度は基準 値以内に収まると考えられる。

また,わらの放射性 Cs 濃度が 400 Bq kg DW⁻¹の場合(土壌改良材としての基準値),関係式から,K+分レベルの場合の玄米放射性 Cs 濃度は 52.0 Bq kg DW⁻¹,K 欠乏レベルでは 88.1 Bq kg DW⁻¹ と計算される。加えて,わらの放射性 Cs 濃度が 800 Bq kg DW⁻¹の場合には,玄米放射性 Cs 濃度 は,K+分レベルでは 88.1 Bq kg DW⁻¹,K 欠乏レベルでは 149.0 Bq kg DW⁻¹になる。K 欠乏状態では玄米の放射性 Cs 濃度が高まり,基準値(100 Bq kg DW⁻¹)を超えることになる。生育抑制が

現れない潜在的なイネの K 欠乏があることが知られている(松坂ら 1962c)。玄米の放射性 Cs 濃度を抑制するためには、十分な茎葉の K 濃度を確保することが必要であり、そのためには、K 施肥によって土壌の交換態 K レベルの維持向上を図ることが重要である。

既報(北海道農政部 2010, 長谷川ら 1987, 1990, 高橋ら 2003, 吉澤ら 2011) によれば, 幼穂 形成期の茎葉の K 濃度は, わらの K 濃度の 1.4 倍である。さらに, 放射性 Cs は幼穂形成期まで に吸収されるという知見(福島県・農林水産省, 2013)がある。つまり, わらの⁴⁰Kと^{134,137}Cs 濃 度を幼穂形成期の茎葉のそれらに換算できるので, 収穫前の茎葉の⁴⁰K:^{134,137}Cs 濃度比から玄米の 放射性濃度を予測することができる。今後, 幼穂形成期の茎葉の⁴⁰K:^{134,137}Cs 濃度比と玄米の放射 性 Cs 濃度の実測によって関係式を見直すとともに, 放射性 Cs の減衰補正を図って、より正確な 診断法を確立する必要がある。

4. 引用文献

- Bange, G.G.J, & Overstreet R. 1960. Some observations on absorption of cesium by excised barley root. *Plant Physiol.* 35: 605-608.
- Brownridge, J.D. 1984. The radial distribution of ¹³⁷Cs and ⁴⁰K in tree stems. J. Plant Nutrition 7: 887-896.
- Bunzl, K., Albers, B.P., Schimmack, W., Belli, M., Ciuffo, L. & Menegon, S. 2000. Examination of a relationship between ¹³⁷Cs concentrations in soils and plants from alpine pastures. *J. Environ. Radioactivity* 48: 145-158.
- Ciuffo, L.E.C., Belli, M., Pasquale, A., Menegon, S. & Velasco, H.R. 2002. ¹³⁷Cs and ⁴⁰K soil-to-plant relationship in a semi natural grassland of the Giulia Alps, Italy. *Science Total Environ*. 295: 69-80.
- Ciuffo, L.E.C. & Belli, M. 2006. Radioactive trace in semi natural grassland. Effect of ⁴⁰K in soil and potential remediation. *Electric J. Biotech*. 9: 297-302.
- Cline, J.F. 1962. Effect of nutrient potassium on the uptake of caesium-137 and potassium discrimination factor. *Nature* 193: 1302–1303.
- Endo, S., Kajimoto, T., & Shizuma, K. 2013. Paddy-field contamination with ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs due to Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident and soil-to-rice transfer coefficients. *J. Environ. Radioactivity* 116: 59-64.
- 福島県農林水産部 2013. 農作物の放射性セシウム対策に係る除染及び技術対策指針(第2版, 平成 25 年 3 月 29 日). http://www.cms.pref.fukushima.jp/download/1/2-1-s_suitou_h250329. pdf (in Japanese)
- 福島県・農林水産省 2013. 放射性セシウム濃度の高い米が発生する要因とその対策について-要因解析調査と試験栽培等の結果の取りまとめー(概要)(平成25年1月24日). http://www.cms.pref.fukushima.jp/download/1/youinkaiseki-kome130124.pdf (in Japanese)
- Handley, R. & Overstreet, R. 1961. Effect of various cations upon absorption of carrier-free cesium. *Plant Physiol*. 36: 66-69.
- 長谷川栄一・斉藤公夫・安井孝臣・久末 勉・塩島光洲 1987. 水稲のカリウム及びナトリウム吸 収. 宮城県農研セ研報 (55): 19-36.

長谷川栄一・斉藤公夫・安井孝臣 1990. 水稲のナトリウム吸収から推定した水稲茎葉の最適カリ ウム含有率と施肥法についての一考察, 土肥誌 (61): 649-652.

北海道農政部 2010. 北海道施肥ガイド 2010. pp. 18. 北海道農政部. 札幌.

- Ichida, A.M., Baizabal-Aguirre, V.M. & Schroeder, J.I. 1999. Genetic selection of inward-rectifying K⁺ channel mutants with reduced Cs⁺ sensitivity by random recombinant DNA shuffling mutagenesis and mutant selection in yeast. *J. Exp. Bot.* 50: 967–978.
- Kanter, U., Hauser, A., Michalke, B., Dräxl, S. & Schäffner, A.R. 2010. Caesium and strontium accumulation in shoots of *Arabidopsis thaliana* genetic and physiological aspects. *J. Exp. Bot.* 61: 3995-4009.
- Karunakara, N., Rao, C., Ujwal, P., Yashodhara, I., Kumara, S. & Ravi, P.M. 2013. Soil to rice transfer factors for ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, ²¹⁰Pb, ⁴⁰K and ¹³⁷Cs: a study on rice grown in India. *J. Environ. Radioactivity* 118: 80-92.
- Lembrechts, J. 1993. A review of literature on the effectiveness of chemical amendments in reducing the soil-to-plant transfer of radiostrontium and radiocesium. *Science Total Environ*. 137: 81-98.
- Maathuis, F.J.M. & Sanders, D. 1996. Characterization of *csi52*, a Cs⁺ resistant mutant of *Arabidopsis thaliana* altered in K⁺ transport. *Plant J*. 10: 579-589.
- 松坂泰明・白井昭登・今泉吉郎 1962a. 水稲のカリ欠乏に関する研究(第1報)カリ欠乏水稲の 養分吸収および代謝の異常性について(その1). 土肥誌 (33): 125-128.
- 松坂泰明・白井昭登・今泉吉郎 1962b. 水稲のカリ欠乏に関する研究(第2報)カリ欠乏と窒素 栄養条件との関連について. 土肥誌 (33): 129-132.
- 松坂泰明・白井昭登・今泉吉郎 1962c. 水稲のカリ欠乏に関する研究(第3報)カリ欠乏水稲の 養分吸収および代謝の異常性について(その2). 土肥誌 (33): 173-176.
- Mimura, T., Mimura, M., Komiyama, C., Miyamoto, M. & Kitamura, A. 2014. Measurements of gamma (γ)-emitting radionuclides with a high-purity germanium detector: the methods and reliability of our environmental assessments on the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident. *J. Plant Res.* 127. doi:10.1007/s10265-013-0594-y
- Ohmori, Y., Kajikawa, M., Nishida, S., Tanaka, N., Kobayashi, N.I., Tanoi, K., Furukawa, J. & Fujiwara, T. 2014. The effect of fertilization on cesium concentration of rice grown in a paddy field in Fukushima Prefecture in 2011 and 2012. *J. Plant Res.* 127. doi:10.1007/s10265-013-0618-7.
- 関本 均・山田 孝・宝槻朋恵・松崎昭夫・三村徹郎 2014. イネの放射性セシウム吸収抑制のた めの交換性および土壌溶液のカリウムおよびカルシウムレベルと土づくりに関する一考察. 土 肥誌 (85): 印刷中.
- Shaw, G. & Bell, J.N.B. 1989. The kinetics of cesium absorption by roots of winter-wheat and the possible consequences for the derivation of soil-to-plant transfer factors for radiocesium. *J. Environ. Radioactivity* 10: 213-231.
- Smolders, E., Kiebooms, L., Buysse, J. & Merck, R. 1996a. ¹³⁷Cs uptake in spring wheat (*Triticum aestivum* L. cv Tonic) at varying K supply I. The effect in solution culture. *Plant and Soil* 181: 205-209.
- Smolders, E., Kiebooms, L., Buysse, J. & Merck, R. 1996b. ¹³⁷Cs uptake in spring wheat (*Triticum aestivum* L. cv Tonic) at varying K supply Π. A potted soil experiment. *Plant and Soil* 181: 211-220.

- Smolders, E., Van den Brande, K. & Merck, R. 1997. Concentrations of ¹³⁷Cs and K in soil solution predict the plant availability of ¹³⁷Cs in soils. *Environ. Sci. Technol.* 31: 3432-3438.
- 高橋良学・島 輝夫・高橋好範・高橋正樹・小野剛志 2003. 水稲無カリ栽培が可能となる土壌中 カリ蓄積水準. 岩手県農研セ研報 (3): 49-56.
- 天正 清・葉 可霖・三井進午 1961. 水稲による特異的セシウム吸収機構. 土肥誌 (32): 139-144.
- Tsukada, H., Hasegawa, H., Hisamatsu, S. & Yamasaki, S. 2002a. Transfer of ¹³⁷Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan. *J. Environ. Radioactivity* 59: 351-363.
- Tsukada, H., Hasegawa, H., Hisamatsu, S. & Yamasaki, S. 2002b. Rice uptake and distributions of radioactive ¹³⁷Cs, stable ¹³³Cs and K from soil. *Environ. Pollution* 117: 403-409.
- 津村昭人・駒村美佐子・小林宏信 1984. 土壌及び土壌—植物系における放射性ストロンチウムと セシウムの挙動に関する研究. 農技研報B (36): 57-113.
- White, P.J. & Broadley, M.R. 2000. Mechanisms of caesium uptake by plants. New Phytol. 147: 241-256.
- 吉澤比英子・高沢由美・常見譲史・大島正捻 2011. 黒ボク土水田に連用する有機物の違いが水稲 の窒素吸収パターンと収量構成要素に違いをもたらす. 栃木県農試研報 (66): 27-35.
- Zhu, Y-G. & Smolders, E. 2000. Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application. *J. Exp. Bot.* 51: 1635-1645.
- Zhu, Y-G., Shaw, G., Nisbet, A.F. & Wilkins, B.T. 2000. Effects of external potassium supply on compartmentation and flux characteristics of radiocaesium in intact spring wheat roots. *Annals Bot.* 85: 293-298.

放射能汚染水から放射性セシウム、ヨウ素およびストロンチウムを除去する能 カが高い微細藻類と水生植物の探索:バイオレメディエーション戦略に向けて

福田真也・岩本浩二・熱海美香・横山亜紀子・中山剛・石田健一郎・井上勲・白岩善博

筑波大学 生命環境系 〒305-8572 茨城県つくば市天王台1-1-1

Global searches for microalgae and aquatic plants that can eliminate radioactive cesium, iodine and strontium from the radio-polluted aquatic environment: a bioremediation strategy.

Shin-ya Fukuda, Koji Iwamoto, Mika Atsumi, Akiko Yokoyama, Takeshi Nakayama, Ken-ichiro Ishida, Isao Inouye, Yoshihiro Shiraiwa

> Faculty of Life and Environmental Sciences, University of Tsukuba 1-1-1, Tennodai, Tsukuba, Ibaraki 305-8572 Japan

Keywords: Algal phytoremediation, Bioaccumulation, Radiopollution, Radionuclide elimination, Radioactive cesium

要 旨

福島第一発電所から拡散した放射性物質の内,親生物元素であるセシウム,ヨウ素,ストロンチウムは生物に取り込まれやすいため、早急に環境中から除去する必要がある。本論文では、188株の微細 藻類や水生植物についてそれら放射性3核種の除去能力を検定し、バイオレメディエーションに利用可 能な有望株を見出した。

1. はじめに

2011年3月11日の東北地方太平洋沖地震(東日本大震災)による福島第一原子力発電所の事故は環境中に900 pBqもの放射性物質を飛散させた。その内キセノン133(¹³³Xe)が大半を占めるが,その他に,それぞれ10-37 PBq,150 TBqおよび90-500 PBqの親生物性元素であるセシウム(Cs),ストロンチウム(Sr)およびヨウ素(I)の放射性同位体が大気中に放出されたと報告されている(TEPCO 2012)。また海洋には、¹³⁴Csおよび¹³⁷Cs(1.88 PBq),⁹⁰Sr(90~900 TBq),さらに¹³¹I(2.8 PBq)が流出した。さらには、事故直後から原子炉を冷却するために注入した海水が、およそ92,750 m³もの汚染水となって建屋内に貯留しており(2013.12.10現在、TEPCO 2013),放射性物質の早急な除去が必要とされている。除染は、福島第一原子力発電所内だけでなく、環境に放出された放射性物質にも求められる。¹³⁴Cs,¹³⁷Cs,⁹⁰Sr,さらには^{129m}Teの崩壊により生じた¹²⁹Iは、生物の体内に吸収・濃縮されやすいとい

う性質を有し、これらの元素を直接的・間接的に水や空気や食物を通して摂取すれば内部被曝のリス クが高まることから、環境からの放射性物質除去が喫緊の課題とされている。ところが、放出された 放射性物質は、線量としては莫大なものの、物質量としては極めて微量であり、沈殿や吸着を利用す る物理化学的方法による除去には困難を伴っているため、新規の除染技術開発が必要とされている。 一方、低濃度で広範囲におよぶ環境汚染については、近年、生物機能を活用するバイオレメディエー ションや特に植物の機能を活用するファイトレメディエーションなどの生物学的プロセスが注目され



図1. 本研究で用いた微細藻類および水生植物の門レベルでの系統関係.★:検定を行った グループ.A:独立栄養生物,H:従属栄養生物,A/H:混合栄養可能生物

ている。除染に関しては、1986年のチェルノブイリ原子力発電所の事故以来、茶、米、トマトといった植物に放射性セシウムが蓄積することが明らかになったほか、ヒマワリ等を利用したファイトレメディエーションの研究も行われた。しかし、微細藻類や水生植物に関する放射性物質の吸収については、網羅的な研究は行われていない。そこで本研究では、188種類の藻類や水生植物が持つ放射性物質除去能力について網羅的に調べ、いくつかの放射性物質の除去に有用と思われる生物種(株)を特定することが出来た。それらの株は効率的に特定の放射性核種を蓄積することから、環境中の放射性物質の除去に活用出来る可能性を有している。

2. 材料と方法

本研究では、ほぼ全ての微細藻類分類群を網羅するように、筑波大学植物系統分類学研究室に保存 中の株の他、国立環境研究所微生物系統保存施設(NIESコレクション)や野外からの採取等より取得 した微細藻類、水生植物および無色原生生物を含む188株を使用した(図1)。このうち海産の藻類は 天然海水をベースとしてEMS、IMKもしくはf/2液で無機栄養素を補強した培地、淡水性藻類は蒸留水 を用いたC、CSもしくはAF6培地を用いて維持培養した。従属栄養性生物にはGPY(4gl⁻¹glucose, 2gl⁻¹, polypeptone, 1gl⁻¹ yeast extract)もしくはYT(2gl⁻¹ triptone, 1gl⁻¹ yeast extract)などの有機栄養素強化培 地を用いた。培地の組成等についてはKasai ら (2004)を参照されたい。放射性物質のとりこみ実験 でも同じ培地を用いたが、淡水培地 (C, CS, AF6) についてはカリウムを除去した培地を用いて実 験を行った。全ての実験は温度20°C,光条件100 μ mol photons m² s⁻¹で実施した。



2-1. 網羅的 (グローバル) スクリーニング

全188種類の生物株について,培地からの放射性物質除去能力を検定した。実験では培地15 mlに1,000 Bq mL⁻¹となる様に¹³⁷Cs (比活性61.7GBq mmol L⁻¹ Eckert and Ziegler Isotope Products, Valencia, CA, USA), 85 Sr (比活性 17.6 GBq mmol L⁻¹ Perkin Elmer, Inc., Waltham, USA) もしくは¹²⁵I (MP Biomedicals, Inc., Santa Ana, USA) を加え実験した。ただし, ¹²⁵Iはヨウ化物 (I) と2.0% H₂O₂で酸化したヨウ素酸塩 (IO₃)を1:1の割合で混合して実験に用いた。添加した放射性物質の物質濃度はCsとSrでそれぞれ2.2 ng mL⁻¹と7.1 ng mL⁻¹であった。¹²⁵Iはキャリアフリーであるため濃度は不明であるが、海水培地にはベースとなる海水に5.9 µg L⁻¹のヨウ素が含まれている。まず、新鮮な培地に株を接種し24時間培養した。 そして放射性物質添加後、無機培地で培養した独立栄養生物については0,7,14日目に、有機源を含む培地で培養した従属栄養生物については0,4,7日目に、それぞれの細胞懸濁液を100 µLずつサンプリングしてシリコンオイルレイヤー法により細胞と培地を分離した。培地および細胞画分に含まれる放射活性はγ線測定装置 (Aloka Accuflex γ 7000, Tokyo, Japan) で測定した。除去能力は、培地に 含まれる放射活性が培養期間中にどれだけ減少したかの減少率として算出した(それぞれの株に対して独立した二回の実験を実施)。

2-2. 選抜された株による除去能力テスト

グローバルスクリーニング(一次スクリーニング)で40%以上の除去能を示した株について、より 詳細なテスト(二次スクリーニング)を実施した(放射活性の測定を0,2,4,8日目に行い、同じ実 験を3回繰り返し確認)。生物量は対照実験(放射性元素の取り込み実験と同様の操作を放射性物質 非添加の状態で行った)において、実験終了後に遠心分離等で試料を回収し、凍結乾燥後、乾燥重量 を測定することで得た。細胞、培地および培養容器への付着性沈殿に含まれる放射活性は、細胞と培 地はGF/Fグラスフィルターで濾過することで分離し、付着性沈殿はフラスコに5% SDS溶液を添加した 後、超音波破砕で壁から剥離もしくは可溶化することで回収し、y線測定装置で計測した。

3. 実験結果

3-1. 放射性物質除去能力を有する微細藻類の選抜

グローバルスクリーニングにより、放射性Cs, SrおよびIの除去能力を有する株は、全188株中それ ぞれ167, 181および187株見出された(図2, Table S1 (Fukudaら 2014))。そこで、特に高い除去活性 を示した株について二次スクリーニングを実施し、放射性セシウム、ストロンチウム、およびヨウ素 の高度除去の候補株として、それぞれ15株、10株、および14株を選抜しさらに詳細な解析を行った(図 3, 4)。除去の継時変化を調べたところ、放射性物質は多くの株で実験期間において直線的に除去率 が増加していた。そのため、これらの株では放射性物質は単なる表面への吸着ではなく、細胞内への 吸収によって除去されていることが示唆された(図3)。また、放射性物質の細胞、付着性沈澱および

RI	Phylum	Species	Strain code	Elimin	ation abili	ty (%)	Medium	Habitat
				^{137}Cs	$^{85}\mathrm{Sr}$	$^{125}\mathrm{I}$		
¹³⁷ Cs	Eustigmatophyceae	Unidentified	nak 9	89.2	-	-	AF6	Freshwater
	Tracheophyta	Lemna aoukikusa	TIR 3*	66.0	-	37.6	С	Freshwater
	Tracheophyta	Lemna aoukikusa	TIR 2*	44.5	-	-	С	Freshwater
	Florideophyceae	Batrachospermum						
		virgato-decaisneanum	NIES-1458	37.9	-	-	С	Freshwater
	Chlorophyta	Chloroidium						
		saccharophilum	NIES-2352	22.4	-	-	AF6	Freshwater
$^{85}\mathrm{Sr}$	Cyanophyceae	Stigonema ocellatum	NIES-2131	-	41.3	48.5	AF6	Freshwater
	Chlorophyceae	Oedogonium sp.	nak 1001*	5.6	36.3	-	AF6	Freshwater
	Magnoliopsida	Egeria densa	We2*	-	33.9	-	С	Freshwater
^{125}I	Cyanophyceae	Nostoc commune	TIR 4*	-	-	65.9	С	Terrestrial
	Cyanophyceae	Scytonema javanicum	NIES-1956	-	-	61.9	С	Terrestrial
	Cyanophyceae	Stigonema ocellatum	NIES-2131	-	41.3	48.5	AF6	Freshwater
	Xanthophyceae	Ophiocytium sp.	nak 8	-	-	41.6	AF6	Freshwater
	Chlorophyta	Elodea nuttallii	We 4	17.1	15.4	38.8	С	Freshwater
	Tracheophyta	Lemna aoukikusa	TIR 3*	66.0	-	37.7	С	Freshwater
	Chlorophyta	Rhizochlonium sp.	nak 1002	5.1	-	35.6	AF6	Freshwater
	Magnoliopsida	Cabomba caroliana	We 1*	-	-	30.6	С	Freshwater

圭 1	直度故鮎灶物質陰土活灶を示]	た姓
衣 1.	同反成剤生物員际広伯生を小し	/(_1木

除去率は独立した3回の実験における最高値の平均を示した. *: 無菌株.

培地への分画を測定したところ,放射性物質の大部分は細胞および培地画分に存在し,沈殿中にはわずかしか含まれないことが分かった(図4)。

本研究では高能力を有する放射性セシウム除去株として5株が選抜された(表1)。それらは微細藻 類3株, すなわちnak 9(除去率 90%:淡水生, 種名未同定, 真正眼点藻綱), NIES-1458(除去率 38%: Batrachospermum virgato-decaisneanum, 紅藻植物門), NIES-2352 (除去率 22%: Chloroidium saccharophilum, トレボクシア藻綱), および水生植物2株, すなわちTIR2とTIR3 (除去率45%, 66%: Lemna aoukikusa, 維管束植物門), であった。特にnak 9は2日で90%以上の除去率を示す等, 高速で高効率の除去能を示した(図3a)。放射性ストロンチウムについては, NIES-2131 (除去率 41%: Stigonema ocellatum, ラン藻植物門), nak 1001 (除去率 36%: Oedogonium sp., 緑藻綱) およびWe2 (除去率 34%: Egeria densa, 維管束植物門)の3株が選抜された(表1)。また, 放射性ヨウ素についてはTIR4 (除去率 66%: Nostoc commune, ラン藻植物門), NIES-1956 (除去率 62%: Scytonema javanicum, ラン藻植物門), NIES-2131 (除去率 49%: Stigonema ocellatum, ラン藻植物門), 淡水生のnak 8 (除去率 42%: Ophiocytium sp., 黄緑色藻綱) およびWe1 (除去率 39%: Elodea nuttallii, 維管束植物門)等の8株が選抜された(表1)。

3-2. 複数の放射性物質の除去可能な株

いくつかの株は複数の放射性物質について高効率の除去能を示した(図5)。TIR 3と4は培地から¹³⁷Cs, ⁸⁵Sr, ¹²⁵Iを比較的効率よく除去した(除去率25%~78%).しかし,1株のみでセシウム,ストロンチ ウム,ヨウ素のすべてを90%以上の効率で除去可能な株を見出すことは出来なかった。



図3. グローバルスクリーニングで選抜された株に よる培地からの放射性物質除去の継時変化. 白色, 斜線,黒色バーはそれぞれ2日目,4日目,8日目 の除去率を示す.a:¹³⁷Cs,b:⁸⁵Sr,c:¹²⁵I, elimination: 8日目における乾燥重量当りの放射性物質吸収量, 下線:成績上位株として詳細データを表1に記載.



図 4. グローバルスクリーニングで選抜された株による 細胞,付着性沈殿および培地への放射性物質の分画. 白色,斜線および黒色バーはそれぞれ 8 日間培養後 の細胞,付着性沈殿および培地における放射活性を示 す. a:¹³⁷Cs, b:⁸⁵Sr, c:¹²⁵I,下線:成績上位株とし て詳細データを表1に記載.

3-3. 放射性セシウム除去に対するカリウムの影響

セシウムはカリウムの類似体として細胞に吸収されると考えられている。そのため、真正眼点藻nak 9のセシウム除去活性に対するカリウムによる阻害効果を検定した。実験では塩化カリウムを添加した が、効果はカリウムの物質量として表記した。その結果、放射性セシウムの吸収は外因的に供給され るカリウムによって濃度依存的に抑制されることが確認された(図6)。カリウムが1.25 mg K⁺L⁻¹以下 の濃度では除去率60%以上を記録しほとんどコントロールと除去能は変わらなかったが、2.5 mg K⁺ L⁻¹条件では除去能力が半減し、カリウム濃度が25 mg K⁺L⁻¹になると除去率は14%以下に低下した。こ れらの結果は¹³⁷Csとカリウムが競争的に細胞内に取り込まれることを示唆している。



図 5. 複数の放射性物質の除去. a:¹³⁷Cs vs.⁸⁵Sr, b:¹³⁷Cs vs.¹²⁵I, c:¹²⁵I vs.⁸⁵Sr. *: 単細胞性生物. A: nak 8, B: nak 9, C: nak 1001, D: nak 1002, E: NIES-1458, F: NIES-1956, G: NIES-2131, H: TIR 3, I: TIR 4, J: We 2.

4. 考察

4-1. 微細藻類による放射性物質の除去

本研究で、全188株の微細藻類、水生植物および無色原生生物の¹³⁷Cs、⁸⁵Srおよび¹²⁵Iに対する除去能 力を検定した結果、その能力に差はあるが、多くの株が放射性物質を除去する能力を有することが明 らかとなった(図2, Table S1 (Fukudaら 2014))。さらに、いくつかの株では高度に放射性物質を培地 から吸収・除去する能力を有することも確認された(図3, 4, 表1)。それら生物の生育環境特性につ いて、淡水性および陸性の株は海水性の株に比べて高い除去能力を示すことが示された。海水性の生 物においては、海水中に含まれる非放射性のカリウムやカルシウム、ヨウ素が競争的に吸収されるた め、放射性物質の吸収・蓄積効率が低下したものと考えられる。また、栄養的分類からは、従属栄養 生物は独立栄養生物と比べて放射性物質の除去活性が低い傾向が見られた(Table S1 (Fukudaら 2014))。 これについても、培地に有機物質源として添加した酵母抽出物中のカリウムやカルシウムが放射性物 質の取り込みを阻害した可能性が高いものと考えられる。また、生物の体制からは、コロニー性や多 細胞性の株には効率的に¹²⁵Iを除去する傾向が見られた。しかし、そのメカニズムは不明である。分類 群ごとの比較ではラン藻植物、緑藻植物およびオクロ植物(黄色植物)は他の分類群の生物より高い 放射性物質の取り込み能力を持つ傾向があった。これらの藻類グループが細胞壁を持つことに起因す るのかもしれない。しかし、紅藻類は厚い細胞壁とムコイド物質を持つにもかかわらず全体的に除去 能力が低かったことから、細胞壁が放射性物質の取り込みに対してネガティブな影響を与えることも 考えられた。

4-2. 放射性セシウムの除去

本研究の結果,5種類の株で¹³⁷Csの高い除去能 力が確認された(表1)。これらの株はいずれも 収穫と乾燥が容易に行える為、膨大な放射性汚 染水からセシウムを回収するのに大いに役立つ と思われる。本研究において各核種とも高い除 去能力を示したのは淡水性の藻類であった。ア ルカリ金属であるセシウムは、培地中にカリウ ムが存在するとセシウムの取り込みが大きく制 限されることから、カリウムの類似体として細 胞に輸送されるものと考えられている。Plato and Denovan (1974)は1.3 mMのカリウムが培地 に存在するとクロレラのセシウムの取り込みが 80%減少したと報告している。カリウムによる 取り込み抑制は高度放射性セシウム吸収活性を 持つnak9でも確認出来た。しかし、一般に淡水 中のカリウム濃度は0.5~3.0 mg L⁻¹程度であり, nak 9のカリウムによる¹³⁷Csの吸収阻害は1.25 mgL^{-1} ではほとんど認められなかった(図6)。 そのため、環境で本藻により放射性セシウムの 除去を試みる場合でも、現場の水に含まれるカ リウムによりセシウムの取り込が阻害されるこ とは無いと考えられる。一方,海水には390 mg/L



図 6. 真正眼点藻 nak 9 の Cs 吸収にカリウムが及ぼす 影響. カリウム無し FA-6 培地で 14 日間培養した nak 9 をカリウム除去培地に継代し,¹³⁷Cs を添加して 4 時間 インキュベートした後,様々な濃度でカリウムを加え て細胞への放射活性の取り込みを測定した.

のカリウムが含まれる。このため、グローバルスクリーニングで海水生藻類が全体的に放射性セシウ ムの除去能力が低いという傾向は、培地に用いた海水中に含まれるカリウムとの競合の結果生じたも のと考えられる。

陸上植物による放射性セシウムの吸収に関しては、ヒマワリが150 µgのセシウムを100時間で吸収したとの報告がある(Dushenkovら 1997)。また*Vetiveria zizanoides*がチェルノブイリ原発事故で発生した汚染水から61%の¹³⁷Csを168 hで吸収した例もある(Singhら, 2009)。海藻では、細胞膜をリン酸化処理した褐藻*Laminaria digitata*は、高pH条件下で¹³⁴Csを高効率で吸着したという報告がある(Pohl and Schimmack, 2006)。それに対して本研究において見出された真正眼点藻nak 9は、リン酸化等の前処理を行わなくても放射性セシウムの90%以上を除去することが出来た。その除去能は乾燥重量1kgあたりで一日46.9 mgに及ぶ非常に高いものであった。その吸収機構は不明なものの、nak 9によるセシウムの吸収が著しく早いことから、細胞表面への吸着も考えられる。

4-3. 放射性ストロンチウムの除去

放射性ストロンチウムの除去について、3種類の株で高い除去能力が確認された(表1)。陸上植物ではヒマワリがストロンチウムを100時間で放射性汚染水から150µgのSrを吸収したという報告があるが(Dushenkov, 1997)、本研究で最も⁹⁰Srの除去能力が高かったラン藻NIES-2131は40%を越える除去率を示すと共に、乾燥重量1kgあたりで21.9 mgとより高い能力を有していた。ストロンチウムは生体内ではカルシウムの類似体として挙動することが知られており、また一般的に放射性物質除去の能力は細胞表面に分布しているゼラチン状の多糖類の量に依存すると考えられている。Pohl and Schimmack (2006)は、陸生ラン藻のNostoc communeの細胞表面を人工的にリン酸化することにより⁸⁵Srの除去能力が向上したと報告している。一方本研究では、8日間にわたる実験の間、除去率はコンスタントに増加し続けた(図3)。この結果は⁸⁵Srが単なる細胞表面への吸着ではなく細胞内への吸収によって培地中から除かれていることを示唆している。

4-4. 放射性ヨウ素の除去

本研究ではラン藻植物や緑藻植物,オクロ植物など8種類の株で¹²⁵Iの高い除去能力が確認された(表 1)。¹²⁵I除去能力の上位3株はすべてラン藻で,特に陸生ラン藻 Nostoc commune (TIR4) とScytonema javanicum (NIES-1956) は高い能力を示した(表1,図3,4)。これらは全て淡水生もしくは陸生の株 であり,海水生の株を見出すことが出来なかった。海水生の藻類としては,褐藻等の海藻が高濃度の ヨウ素を蓄積することが知られている。その吸収機構や生理学的意義については不明なところが多い ものの,オゾンや過酸化水素などの活性酸素を無毒化する抗酸化物質としての機能が提唱されている (Küpperら 2008)。また一部の微細藻類でも細胞内にヨウ素が蓄積することが報告されているが,そ

の生理的意義は明らかにされていない(Iwamoto and Shiraiwa 2012)。陸上植物では小松菜の根でヨウ素が濃縮されていることやイネに放射性ヨウ素を与えたところ根に高濃度で蓄積されることが報告されている(Muramatsuら 1983, Tensho and Yehn 1970)。

4-5. 複数の放射性物質の除去

いくつかの株では複数の核種について高い除去能力を有することが明らかとなった(表1)。水草 Lemna aoukikusa (TIR3) とラン藻Nostoc commune (TIR4) が放射性セシウムとヨウ素の除去に、また Stigonema ocellatum (NIES-2131) は放射性ストロンチウムとヨウ素の除去に有効と考えられる(図1)。 しかし、多くの株では核種に特異的な除去能を示し、セシウム、ストロンチウム、ヨウ素のすべてを 高効率で除去し、多目的に活用可能な株は見出すことは出来なかった(表1)。

5. 今後の展望

高濃度汚染水は現在も福島第一原子力発電所の原子炉建屋やタービン建屋に大量に残存している。 また、表土剥離等の除染作業により汚染土が大量に発生しており、汚染水の処理と汚染土の減容は緊 急の課題となっている。生物濃縮を利用した放射性物質の回収は、バイオレメディエーションによる 除染と環境修復のために必要不可欠な技術の一つである。本研究において、真正眼点藻nak 9などいく つかの有用な微細藻類の検索に成功した。それらは福島第一原発の原子炉建屋に残存する高濃度汚染 水の処理に役立つ可能性を有している。ただし、今後の実用化のためには、藻の大量培養と効率的な 収穫システムの構築が必要と考えられる。また、より効率的に複数核種を同時に除去可能な藻類株の 探索も継続して行う必要がある。

また汚染土の減容については、セシウムの土壌からの抽出が重要なポイントと考えられる。現在、 河川や湖沼などの水中における放射性物質は検出限界以下であり、放射性セシウムは、土壌と強固に 結合している状態にある。そのため、汚染土の減容を行う場合は、何らかの方法でセシウムを抽出・ 可溶化し、その後nak 9などの微細藻類で吸収するなどの一連の戦略が挙げられる。そのためには、生 物学を含む多くの分野の研究者の協力体制が必要である。

6. 引用文献

- Dushenkov, S., Vasudev, D., Kapulnik, Y., Gleba, D., Fleisher, D., Ting, K.C., & Ensley, B. 1997. Removal of uranium from water using terrestrial plants. *Environ Sci Technol* 31: 3468–3474.
- Fukuda, S., Iwamoto, K., Atsumi, M., Yokoyama, A., Nakayama, T., Ishida, K., Inouye, I & Shiraiwa, Y. 2014. Global searches for microalgae and aquatic plants that can eliminate radioactive cesium, iodine and strontium from the radio-polluted aquatic environment: a bioremediation strategy. J Plant Res. DOI 10.1007/s10265-013-0596-9.
- Iwamoto, K., & Shiraiwa, Y. 2012. Characterization of intracellular iodine accumulation by iodine-tolerant microalgae. *Procedia Environ Sci* 15: 34–42.
- Kasai, F., Kawachi, M., Erata, M., & Watanabe, M.M. 2004. NIES-collection: list of strains. Microalgae and protozoa, 7th edn. pp 49–58. National Institute for Environmental Studies, Ibaraki.
- Küpper, F.C., Carpenter, L.J., McFiggans, G.B., Palmer, C.J., Waite, T.J., Boneberg, E.M., Woitsch, S., Weiller, M., Abela, R., Grolimund, D., Potin, P., Butler, A., Luther, G.W. 3rd, Kroneck, P.M., Meyer-Klaucke, W., & Feiters, MC. 2008. Iodide accumulation provides kelp with an inorganic antioxidant impacting atmospheric chemistry. *Proc Natl Acad Sci USA* 105: 6954-6958.
- Muramatsu, Y., Christoffers, D., & Ohmomo, Y. 1983. Influence of chemical forms on iodine uptake by plant. *J Rad Res* 24: 326–338.
- Plato, P. & Denovan, J. T. 1974. The influence of potassium on the removal of ¹³⁷Cs by live Chlorella from low level radioactive wastes. *Rad Bot* 14: 37–41.
- Pohl, P. & Schimmack, W. 2006. Adsorption of radionuclides (¹³⁴Cs, ⁸⁵Sr, ²²⁶Ra, ²⁴¹Am) by extracted biomasses of cyanobacteria (*Nostoc carneum*, *N. insulare, Oscillatoria geminata and Spirulina laxissima*) and Phaeophyceae (*Laminaria digitata* and *L. japonica*; waste products from alginate production) at different pH. *J Appl Phycol* 18: 135–143.
- Singh, S., Thorat, V., Kaushik, C.P., Raj, K., Susan, Eapen S., & D'Souza, S.F. 2009. Potential of Chromolaena odorata for phytoremediation of ¹³⁷Cs from solution and low level nuclear waste. *Ecotoxicol Environ* 69: 306–311.
- Tensho, K., & Yeh, K. 1970. Radio-iodine uptake by plant from soil with special reference to lowland rice. *Soil Sci Plant Nutr* 16: 30–37.

- TEPCO (The Tokyo Electric Power Co., Inc.) 2012. About the estimation of the total amount of radioactive materials released to the atmosphere by the accident of the Fukushima Daiichi nuclear power plant. Press Release: 2012 (in Japanese)
- TEPCO (The Tokyo Electric Power Co., Inc.) 2013. No. 129: about the present situation of storage and processing of water containing high concentration of radioactive compounds in the Fukushima Daiichi nuclear power plant. Press Release: 2013 (in Japanese)

高純度ゲルマニウム検出器によるγ線放射性核種の測定: 福島第一原子力発電所の事故による環境汚染を評価するために用いた 手法とその信頼性

三村徹郎¹, 三村真理¹, 小宮山千代², 宮本昌明³, 北村晃²

 ¹神戸大学大学院理学研究科 生物学専攻 〒657-8501 兵庫県神戸市灘区六甲台町 1-1
 ²神戸大学大学院海事科学研究科 マリンエンジニアリング講座 〒658-0022 兵庫県神戸市東灘区深江南町 5-1-1
 ³神戸大学研究基盤センター アイソトープ部門 〒657-8501 兵庫県神戸市灘区六甲台町 1-1

Measurements of gamma (γ)-emitting radionuclides with a high-purity germanium detector: the methods and reliability of our environmental assessments on the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident.

Tetsuro Mimura¹, Mari Mimura¹, Chiyo Komiyama², Masaaki Miyamoto³, Akira Kitamura²

¹Department of Biology, Graduate School of Science, Kobe University, Rokkodai, Nada, Kobe, 657-8501 Japan.

²Department of Marine Engineering, Graduate School of Maritime Sciences, Kobe University, Fukae-minami, Higashi-nada, Kobe, 658-0022 Japan.

³Center for Support to Research and Educatio Activities, Kobe University, Rokkodai, Nada, Kobe, 657-8501 Japan.

Key words: A high-purity Ge semiconductor detector (高純度ゲルマニウム半導体検出器)・¹³⁷Cs・ ¹³⁴Cs・Fukushima 1 Nuclear Power Plant (福島第一原子力発電所)・ IAEA proficiency test (国際 原子力機関技能試験)・Radionuclides (放射性核種)

要 旨

2011年3月11日に生じた東日本大震災による福島第一原子力発電所の事故は,福島県を中心として広範囲の地域に放射性核種による汚染を引き起こした。このJPRシンポジウムでは, 植物科学者達が,野生植物や作物の放射性物質汚染の状況についての測定結果をまとめてい る。福島で集められたサンプルに含まれる放射性物質のγ線放射能は、主として神戸大学海 事科学研究科に設置されていた高純度ゲルマニウム半導体検出器によって測定された。この テクニカルノートでは、測定の際に用いたサンプル調整法と検出器による測定方法をまとめ るとともに、国際原子力機関(International Atomic Energy Agency (IAEA))による技能試験を 受けることで、測定の信頼性の確認を行ったので、その結果をまとめる。

略号:

F1NPP 福島第一原子力発電所

IAEA 国際原子力機関

- HPGe 高純度ゲルマニウム半導体検出器
- MCA マルチチャンネルアナライザー(多重波高分析器)
- cps Counts per second (毎秒あたりのカウント数)
- gps Gamma-ray counts per second (毎秒あたりのγ線放射量)

1. はじめに

 γ 線放出放射性核種である¹³⁷Cs,¹³⁴Csや¹³¹Iの測定は,福島第一原子力発電所(F1NPP)の爆発事故により引き起こされたフォールアウトによる広範囲の放射性物質汚染を評価するために必須である。以下のホームページには,この放射性物質汚染に関わる様々なデータが発表されている(日本の環境放射能と放射線(Environmental Radioactivity and Radiation in Japan);福島陸域・水域モニタリング大学連合チーム(Fukushima Radiation Monitoring, Water, Soil and Entrainment);国際原子力機関福島事故(IAEA, Fukushima Nuclear Accident)。放射性核種から放出される放射能は、ガイガー・ミューラー検出器、シンチレーションカウンター,半導体検出器など,様々な検出装置で測定することが出来る。このうち高純度ゲルマニウム半導体検出器(HPGe)による測定は、 γ 線のエネルギー分布を測定することが可能であり、サンプル中の放射性核種の種類を高解像度で検出することができる。HPGe を用いた測定は、文部科学省により標準化されており、日本語の測定説明書は「日本の環境放射能と放射線」のホームページ(http://www.kankyo-hoshano.go.jp/en/index.html)からダウンロードすることができる。

このシンポジウムで扱われている以下の研究(Kawai et al. 2014; Kobayashi et al. 2014; Mimura et al. 2014; Ohmori et al. 2014; Sekimoto et al. 2014; Terashima et al. 2014)では,福島地域 からのサンプルの多くを,神戸大学海事科学部に設置されていた HPGe で測定した。この報 告では,神戸大学における HPGe 検出器での測定方法の詳細と, IAEA 技能試験を受けること で,我々の測定法の信頼度の検証を行ったので,それについて報告する。

2. 測定

2-1. サンプル調整

福島で採集された植物体,藻類,土壌は,各サンプルの重量測定の後,乾熱オーブンを用 いて 105℃で 2 日間乾燥した。乾燥サンプルは,破砕器(ワーニングブレンダー,7011JBB) で細かく破砕し,U8 容器(馬野科学容器製)に詰めた。内容物の重量を決定した後,サンプ ル量が容器を完全に満たせない場合は,サンプル上面にアクリル製樹脂板を載せ,さらに発 泡スチロールのビーズを満たした。サンプルの高さは,U8 容器の異なる三箇所において,ノ ギスで測定し,その平均値をとった(Environmental Radioactivity and Radiation in Japan; Yoshihara et al. 2013)。

2-2. HPGe 検出器によるγ線放射の測定

サンプルから放出される γ線は、HPGe 検出器(GC3019、キャンベラ社)を用いて測定さ れた。⁶⁰Coの1.332 MeV ピークにおける半値幅から推定された測定効率は 30%、エネルギー 分解能は 1.9 eV であった。U8 容器に入れたサンプルは、液体窒素で冷却された Ge 検出器の 上部に直径 76 mmのキャップをかぶせ、その上にセットされた。プリアンプを装備した検出 器は、30 リットル液体窒素容器の上に置かれ、底部を除く全体は 5 cmの厚さの鉛で遮蔽され た。この装置では自然の背景放射を完全に除くことは出来ないので、空のサンプル容器を測 定することで、適当な間隔で背景放射の測定を行い、実測値から差し引くことを行った。

サンプルからのγ線放射は、上に述べた測定効率で、Ge 検出器に電気パルスを誘導する。 パルスの高さは、γ線のエネルギーに比例するので、パルスの高さを測定すれば、そのγ線 を放出している放射性核種を同定することができる。福島サンプルの初期の測定では、マル チチャンネルアナライザー(MCA2100C, Laboratory Equipment 社)を用い、データ解析はマ ニュアルで進めた。図1は、2011年の震災後すぐの3月末に採取され、4月5日に測定され た土壌サンプルのγ線のエネルギー分布(スペクトル)を示している。このサンプルは、複



数種の放射性核種が 含まれていることを 明確に示していた。 含まれていた主要な 放射性核種は,¹³⁴Cs 「ピークエネルギー Eg = 0.6047 MeV(97.6%)及び 0.7958 MeV (85.4%) で半減 期 2.06 年] と¹³⁷Cs(Eg = 0.6616 MeV, 半減 期30.1年)であった。 さらに, はるかに短 い半減期を持つ,¹³¹I (半減期 8.02 日) と ¹³²Te-¹³²I(半減期 3.20

図1 福島で採取されたサンプルのy線スペクトルの例。サンプル土壌は, 2011年3月末にいわき市で採取され,4月5日に測定された。青は4月5日のスペクトル,ピンクは背景スペクトルである。

日)もこの時期には検出された。その後、2011年の秋に同じサンプルを測定しても、これらの半減期の短い放射性核種は検出できなかった。 40 K と 208 Tl は、最も普通の自然放射性核種であるが、それらは、常に、0.2 と 0.02 cps の値で検出されている。この自然放射性核種による背景放射は、全てのサンプル中に見出され、その主要な構成要素であった。

マニュアルによる測定は詳細な検討が可能であるが、一つの測定に時間がかかることや補 正が困難な場合も多い。神戸大学本部からの緊急支援を受けることで、より汎用性の高い測 定器(MCA, MP2-1U(キャンベラ社))と計測プログラム(ガンマエクスプローラー(キャ ンベラ社))の購入が可能になったことから、その後の測定は、この測定器を用いて行うこと となった。放射性核種の同定、γ線放射量の測定、サンプル位置・自己吸収・サム効果の補 正を全て自動で行うことが可能となった(Knoll 2000)。

本測定で使用した HPGe-MCA 装置による計測エネルギーの補正には,自然放射性物質である⁴⁰K と²⁰⁸Tl が放射する 1.4608-と 2.6146- MeV のピークを用いた。また,計測効率の補正には,9 つの異なる放射性核種が,5 つの異なる量と異なる高さのアルミニウム粉末の中に混ぜてある標準セットを用いて行った。この標準セットは,

日本放射線安全管理学会が組織した福島における環境サンプル測定グループのために理研か ら借用したものである。含有放射性核種は、¹⁰⁹Cd(エネルギーピーク Eg 0.0880MeV;半減 期 462.6 日), ⁵⁷Co(Eg 0.1221 MeV, 0.1360 MeV;半減期 271.7 日), ¹³⁹Ce(Eg 0.1659 MeV;半 減期 137.6 日), ⁵¹Cr (Eg 0.3201 MeV;半減期 27.7 日), ⁸⁵Sr (Eg 0.5140 MeV;半減期 64.84 日),

¹³⁷C 半減期(Eg 0.6617 MeV; 半減期 30.1 年), ⁵⁴Mn(Eg 0.8349 MeV; 半減期 312.1 日), ⁸⁸Y (Eg 0.8980 MeV,1.8361 MeV; 半減期 106.7 日), ⁶⁰Co(Eg 1.1732 MeV,1.3325 MeV; 半減期 5.27 年)である。



これらの補正用標準核種を用いて測定した,サンプルの位置補正とエネルギー毎の検出効率を図2に示す。エネルギーの対数値に対して,多項近似曲線が良く当てはまっている。検

出効率は、0.14 MeV において最大値と与 え、それ以上ではエネ ルギーの減少関数に なっている。これは、 γ線と物質の相互作 用の確率が、数 MeV 以下ではエネルギー の減少関数である。ま た、検出効率は、最大 値以下のエネルギー 領域ではエネルギー の減少と共に減少し ている。これはサンプ ルと HPGe 検出器との

図2 9種類の放射性核種を用いて測定した検出効率の標準曲線。それぞれの放射性核種は、異なる量と異なる高さのアルミニウム粉末の中に混ぜて U8 容器に入れられていた。それぞれのアルミニウム粉末の高さは、 0.53 cm (赤), 1.03 cm (青), 2.04 m (緑), 3.04 cm (薄青), 5.08 cm (紫) である。検出効率は毎秒あたりの γ 線放射量と実際のカウント数の比で表わされている。

間に入る物質による隠蔽効果が,エネルギーの減少と共に増大することによる。今回の測定では,エネルギーとサンプルの厚みに依存してはいるが,検出効率は 0.02 と 0.06 の間であった。

ー連の測定の間,検出器の精度は,常に¹³⁴Cs と¹³⁷Cs のピークエネルギーによって確認し, 増幅度は,必要に応じて⁶⁰Co を使って調整した。計測器が設置された測定室の背景放射もし ばしば測定した。

2-3. IAEA 技能試験

神戸大学における我々の測定の信頼度を評価するために、今回 2011 年から 2012 年に掛け て IAEA が日本の測定機関のために行った技能試験(IAEA-TEL-2011-8 test(Fukushima radiation Monitoring, Water, Soil and Entrainment のための試験))に参加した。この試験には、国内の 20 の大学、研究機関、民間組織が参加している。IAEA が配布した 10 のサンプルを、それぞれ の測定機関が測定し、その精度が IAEA によって評価されるものである。サンプルには、2 Bq kg⁻¹から 10,000 Bq kg⁻¹の放射能を持つ、³H、⁶⁰Co、¹³³Ba、¹³⁴Cs、¹³⁷Cs、¹⁵²Eu、²⁴¹Am、⁴⁰K、²³⁴U、²³⁵U、 ²³⁸U、²³⁸Pu、²³⁹⁺²⁴⁰Pu および ⁵⁷Co の核種が、様々な組み合わせで含まれている(表 1)。

	標品	体積	含有放射性核種	放射活性 (Bq kg ⁻¹)
01	水	500 g	60Co, 133Ba, 134Cs, 137Cs, 152Eu, 241Am, 3H	5 - 15
02	水	500 g	⁶⁰ Co, ¹³³ Ba, ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs, ¹⁵² Eu, ²⁴¹ Am, ³ H	3 - 8
03	水	500 g	60 Co, 133 Ba, 114 Cs, 137 Cs, 152 Eu, 241 Am, 3H	4 - 11
04	土壤 (IAEA 377)	150 g	⁴⁰ K, ¹³⁷ Cs, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁸ U, ²³⁸ Pu, ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	400 - 24,000
05	草 (イラクサ) [*]	200 g	¹³⁷ Cs	2
06	草(IAEA 372 が希 釈されている)	200 g	¹³¹ Cs	3,000
07	草 (IAEA 372)	200 g	¹³⁷ Cs	10,000
08	疑似エアロゾル フィルター	l pc	⁵⁷ Co, ¹³³ Ba, ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs, ¹⁵² Eu, ²⁴¹ Am	0.2 - 1.6 (Bq/pc)
09	疑似エアロゾル フィルター	1 pc	57 Co, 133 Ba, 134 Cs, 137 Cs, 152 Eu, 241 Am	2 - 52 (Bq/pc)
10	疑似エアロゾル フィルター	1 pc	⁵⁷ Co, ¹³³ Ba, ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs, ¹⁵² Eu, ²⁴¹ Am	2 - 52 (Bq/pc)

表 1. IAEA 技能試験に用いられたサンプル

* Urtica dioica

今回の試験では、10の異なるサンプルに含まれる 38の核種を、IAEA の指示に従って測定した。我々の測定の最終結果は、「38の核種のうち 23 核種が "A"(十分な精度で測定されている)、8 核種が "N"(測定精度に問題がある)、1 核種が "W"(精度が十分とは言えない)、6 核種については測定せず」、という結果であった(表 2)。

ここでは、"N"と判定された 8 つの核種について議論する。サンプル 02(水)に含まれて いた ⁶⁰Co と ¹⁵²Eu (Eg (MeV) = 0.122, 0.245, 0.964, 1.112, 1.408) 及び、サンプル 03(水)の ¹³⁷Cs の放射能は極めて低く、10 Bq kg⁻¹以下であった。我々は、40,000 秒以上の測定を行ったが、

このような極低レベルのサンプルの正確な測定にはまだ十分ではなかったように見える。より正確な測定のためには、もっと長い測定時間か、マリネリ容器のような大容量の容器を用いた測定が必要になると思われる。

サンプル 08 (フィルター)の ⁵⁷Co (Eg = 0.122 MeV) とサンプル 08-10 (フィルター)の ²⁴¹Am (Eg = 0.061 MeV) も、"N"評価であった。これらの放射性核種が放射する γ 線のエネルギー は極めて低い。今回我々が用いた標準サンプルによる補正は、このような低レベルのエネル ギーを放出する核種には十分ではなかったと考えられる。実際には、福島のサンプルを測定 する限りにおいて、これらの低エネルギー放出核種は無視することができる。なぜなら、主要な放射性核種である ¹³⁴Cs や ¹³⁷Cs が放出する γ 線のエネルギーは、0.6 MeV 以上であるか らである。

もう一つ"N"判定を受けたのは、サンプル 05(草)の¹³⁷Cs である。このサンプルにおけ る放射性核種の放射能も大変低く(IAEA によると 2 Bq kg⁻¹),40,000秒(約半日)と130,000 秒(約1日半)に渡って二回測定した値は、 3.97 ± 1.15 Bq kg⁻¹ と 3.79 ± 1.13 Bq kg⁻¹ であっ た。二回の測定を合算して、測定時間を 170,000 秒として加重平均をとった値は、 3.83 ± 1.14 Bq kg⁻¹ である。いずれの値も良く似ており、我々の測定から判断する限り、統計誤差の範囲 である。しかし、IAEA によって示された 2.0 ± 0.4 Bq kg⁻¹(測定時間は、250,000 秒)とい う値よりはかなり大きい。そこで我々は、サンプル 05 を均等に二つに分け、05a と 05b とし、 それぞれを測定したところ、それぞれの値は、 1.18 ± 1.15 Bq kg⁻¹(571,000 秒)と 3.46 ± 1.41 Bq kg⁻¹(641,000 秒)となった。合算値は、 2.58 ± 1.39 Bq kg⁻¹(1,212,000 秒)であった。この 値は、我々が当初に測定した 3.83 ± 1.14 Bq kg⁻¹(170,000 秒)よりも、IAEA が示した正解値 (2.0 ± 0.4 Bq kg⁻¹(250,000 秒))に近い。現在、我々は U8 容器の中の放射性核種の相対的 存在位置が、測定に影響を与えているのではないかと考えている。実際のところ、このサン プルにおける測定値と IAEA が示す値との差が何に起因するのかは不明のままである。

最後に、サンプル 04(土壌)の¹³⁷Cs に"W"の評価が与えられた。この核種の測定値は、 2.57±0.0032(140,000 秒)と 2.56±0.0023(260,000 秒)kBq kg⁻¹であった。サンプル 04(土 壌)の想定値は 2.44±0.03 kBq kg⁻¹であり、この値はこれまで議論してきたようなサンプル 05(草)のものよりは、3 桁も高いものであるから、統計的な精度の問題ではなさそうであ る。この違いは、恐らくは測定に際してのサンプル位置の問題ではないかと考えている。実 際、同じサンプル中で、よりエネルギーが低い⁴⁰K(0.389±0.011 kBq kg⁻¹)では、測定値と 想定値(0.385±0.020 kBq kg⁻¹)は良く一致している。

我々の測定は,極く低いレベルの放射線(10 Bq kg⁻¹以下)を持つサンプルや,放射される γ線エネルギー自体が低い核種(例えば⁵⁷Coや²⁴¹Am),あるいは,土壌のように放射性核種 の存在が均一ではないサンプルでは,十分に信頼性の高いデータを得ることは出来なかった が,それ以外のサンプルについては,神戸大学の HPGe 検出器を用いて測定し,キャンベラ 社のガンマエクスプローラーにより計算された値は,福島の植物,水,あるいは食品におけ る放射性物質による汚染や,その動態を測定するには,十分に精度の高いものであると結論 づけられた。 表 2. IAEA-TEL-2011-08 技能試験における神戸大学グループの評価シート

水サンプル

パプノ	2	含有放射	诰 [Bq/kg]	ーメート・ ーメート・	五 - ター		 測定結果			統計	十値			真度		精	1 1.	看終評 二
	核種	確定値	不確かさ	MAB	LAP	値	不確かさ	[%]	バイアス [%]	$\mathbf{Z}\textbf{-}\boldsymbol{\mathcal{X}} \sqsupset \boldsymbol{\mathcal{F}}$	U-スコア	測定値/ 確定値	A1	A2	評価	Р	評価	申
~~ J	3H	50.2	0.9	20	20	I	I	I	ļ	I	I	I	I	I	I	I	I	-
ÿ	60Co	15.3	0.2	15	15	15.200	0.680	4.474	-0.654	-0.065	-0.141	0.993	0.100	1.829	A	4.661	A	A
	^{133}Ba	ы С	0.1	20	20	4.470	0.577	12.908	-10.600	-1.060	-0.905	0.894	0.530	1.511	A	13.062	A	A
	^{134}Cs	7.7	0.1	20	20	7.810	0.540	6.914	1.429	0.143	0.200	1.014	1.110	1.417	Α	7.035	Α	A
	^{137}Cs	6.2	0.1	20	20	6.840	0.610	8.918	10.323	1.032	1.035	1.103	0.640	1.595	A	9.063	A	A
	¹⁵² Eu	15.4	0.2	15	15	16.900	0.880	5.207	9.740	0.974	1.662	1.097	1.500	2.328	A	5.367	A	A
54	241 Am	4.7	0.1	20	20	I	I	Ι	I	I	I	I	Ι	I	Ι	I	I	I
~	3H	25	0.5	20	20	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	-
~	60Co	7.6	0.1	15	15	9.030	0.440	4.873	18.816	1.882	3.169	1.188	1.430	1.164	Z	5.047	Α	Z
. 1	^{133}Ba	2.5	0.1	20	20	2.710	0.440	16.236	8.400	0.840	0.465	1.084	0.210	1.164	Α	16.722	Α	Α
0	^{134}Cs	3.8	0.1	20	20	4.690	0.390	8.316	23.421	2.342	2.211	1.234	0.890	1.039	Α	8.722	Α	Α
. 1	^{137}Cs	3.1	0.1.	20	20	3.810	0.410	10.761	22.903	2.290	1.682	1.229	0.710	1.089	Α	11.234	Α	Α
	¹⁵² Eu	7.7	0.1	15	15	9.900	0.680	6.869	28.571	2.857	3.201	1.286	2.200	1.773	z	6.990	Α	Z
24	241 Am	2.4	0.1	20	20	I	Ι	I	I	Ι	Ι	Ι	I	Ι	I	I	-	I
~ ~ ~	3H	35.1	0.6	20	20	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	-
~	60Co	10.7	0.2	15	15	11.200	0.440	3.929	4.673	0.467	1.035	1.047	0.500	1.247	Α	4.351	Α	Α
	^{133}Ba	3.5	0.1	20	20	3.480	0.350	10.057	-0.571	-0.057	-0.055	0.994	0.020	0.939	A	10.455	Α	Α
 ന	^{134}Cs	5.4	0.1	20	20	6.150	0.380	6.179	13.889	1.389	1.909	1.139	0.750	1.014	Α	6.450	Α	Α
	^{137}Cs	4.4	0.1	20	20	5.620	0.430	7.651	27.727	2.773	2.763	1.277	1.220	1.139	Z	7.982	А	Z
	¹⁵² Eu	10.8	0.2	15	15	11.700	0.620	5.299	8.333	0.833	1.382	1.083	0.900	1.681	Α	5.613	Α	Α
54	241 Am	3.3	0.1	20	20	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	Ι	I	I

MAB : Maximum Acceptable Bias LAP : Limit of Acceptable Precision Mimura et al.-7

ププ
\mathcal{D}
\$
壞
H

最終	評価	A	Μ	I	I	I	I
茰	評価	Α	Α	I	I	I	I
精	Р	5.915	1.233	I	I	I	I
	評価	Α	Z	ļ	I	I	I
真度	A2	58.890	77.627	I	I	I	I
	A1	4.000	120.000	I	I	I	Ι
	測定値/ 確定値	1.010	1.049	I	I	I	Ι
値	\mathbf{U} - $\mathcal{X} \supset \mathcal{F}$	0.175	3.988	I	I	I	I
統計	$Z^{-}\mathcal{X} \supset \mathcal{F}$	0.104	0.492	I	I	I	I
	バイアス [%]	1.039	4.918	I	I	I	I
	[%]	2.828	0.090	I	I	I	I
」定結果	不確かさ	11.000	2.300	I	Ι	Ι	I
	値	389.000	2560.000	I	I	I	I
н - <i>А</i> -	LAP	20	10	20	20	20	25
いフメー	MAB	20	10	20	20	20	25
É [Bq∕kg]	不確かさ	20	30	0.53	0.52	0.008	0.02
含有妝射	確定値	385	2440	12.54	12.41	0.058	0.35
11'	核種	$^{40}\mathrm{K}$	^{137}Cs	234 U	238 U	$^{238}\mathrm{Pu}$	$^{239+240}\mathrm{Pu}$
サンフ	サンプル番号				101/104		

草サンプル

最終	評価	N	Α	Α	
11.1	評価	N	Α	Α	
精度	Р	35.247	4.048	3.501	
	評価	Α	Α	Α	
真度	A2	3.020	313.457	904.197	
	A1	1.790	50.000	200.000	
	測定値/ 確定値	1.895	1.017	1.020	
十値	$U^{-\mathcal{X}} \sqsupset \mathcal{F}$	1.529	0.412	0.571	
統	$Z^{-}\mathcal{X} \sqsupset \mathcal{F}$	8.950	0.167	0.200	
	バイアス [%]	89.500	1.667	2.000	
	[%]	29.024	0.623	0.833	
」定結果	を確かさ	1.100	19.000	85.000	
	興	3.790	3050.000	10200.000	
五 一夕一	\mathbf{LAP}	10	10	10	
声 パラメー	MAB	10	10	10	
E [Bq/kg]	不確かさ	0.4	120	340	
含有放射能	確定値	2	3000	10000	
	核種	^{137}Cs	^{137}Cs	^{137}Cs	
サンプミ	サンプル番号	サンプル 05	サンプル 06	サンプル 07	1 1

フィルター

-																		
サンプ	イ	含有放射能	§ [Bq/kg]	-メーン、 「酒	- ター		測定結果			統計	値			真度		精度		最終
サンプル番号	· 核種	確定値	不確かさ	MAB	LAP	値	不確かさ	[%]	バイアス [%]	\mathbf{Z} - \mathbf{X} = \mathbf{Y}	U-スコア	測定値/ 確定値	A1	A2	評価	Р	評価	評価
	57Co	0.18	0.02	30	30	0.593	0.110	18.550	229.444	22.944	3.694	3.294	0.413	0.288	z	21.623	Α	z
	^{134}Cs	0.22	0.02	25	25													
サンプル 08	^{137}Cs	0.47	0.04	15	15													
	$^{152}\mathrm{Eu}$	0.93	0.06	20	20													
	$^{241}\mathrm{Am}$	1.57	0.07	20	20	0.692	0.530	76.590	-55.924	-5.592	-1.642	0.441	0.878	1.379	Α	76.719	Z	Z
	57Co	2	0.1	30	30	3.900	1.100	28.205	95.000	9.500	1.720	1.950	1.900	2.850	Α	28.645	Α	A
	^{134}Cs	8.3	0.2	25	25	8.050	0.400	4.969	-3.012	-0.301	-0.559	0.970	0.250	1.154	A	5.522	A	A
サンプル 09	^{137}Cs	45.4	1.4	15	15	45.300	1.100	2.428	-0.220	-0.022	-0.056	0.998	0.100	4.594	A	3.925	A	A
	$^{152}\mathrm{Eu}$	35.7	1.1	20	20	33.800	0.940	2.781	-5.322	-0.532	-1.313	0.947	1.900	3.733	A	4.151	A	A
	$^{241}\mathrm{Am}$	51.7	1.6	20	20	27.100	1.300	4.797	-47.582	-4.758	-11.933	0.524	24.600	5.319	Ν	5.709	Α	Ν
	57 Co	2	0.1	30	30	2.870	0.650	22.648	43.500	4.350	1.323	1.435	0.870	1.697	A	23.193	A	A
	^{134}Cs	8.3	0.2	25	25	8.020	0.400	4.988	-3.373	-0.337	-0.626	0.966	0.280	1.154	А	5.539	A	A
サンプル 10	^{137}Cs	45.4	1.4	15	15	43.300	1.100	2.540	-4.626	-0.463	-1.179	0.954	2.100	4.594	Α	3.995	A	A
	^{152}Eu	35.7	1.1	20	20	35.900	0.960	2.674	0.560	0.056	0.317	1.006	0.200	3.767	А	4.080	A	A
	$^{241}\mathrm{Am}$	51.7	1.6	20	20	28.200	1.300	4.610	-45.455	-4.545	-11.399	0.545	23.500	5.319	Z	5.552	A	Z

Mimura et al.-8

3. 謝辞

新しいマルチチャンネルアナライザーとデーター解析システムは、神戸大学本部による緊急の予算措置により購入することができた。検出器の補正のための標準サンプルの借用と IAEA 技能試験の参加については、筑波大学の恩田裕一教授に大変お世話になった。ここに深く感謝したい。また、検出器補正のためのU8 容器の標準サンプルを借用するにあたり、日本 放射線安全管理学会で緊急グループを組織された桝本和義教授と、柴田理尋教授にも深く感 謝する。HPGe 検出器の利用と、IAEA の技能試験に参加するにあたり、神戸大学海事科学研 究科の小田啓二教授、山内知也教授、岡村秀雄教授と、工学研究科の遠山有二博士には大変 お世話になった。ここに改めて感謝したい。この研究は、三井物産環境基金、日本学術振興 会からの研究資金と、文部科学省による科学研究費補助金に支援され進められた。

4. 引用文献等

Environmental Radioactivity and Radiation in Japan, http://www.kankyo-hoshano.go.jp/en/index.html Fukushima radiation Monitoring, Water, Soil and Entrainment,

http://fmwse.suiri.tsukuba.ac.jp/FMWSE-english/indexEN.html

- Fukushima radiation Monitoring, Water, Soil and Entrainment, Japan Proficiency Test, http://www.ied.tsukuba.ac.jp/hydrogeo/fmwse/index.html
- International Atomic Energy Agency (IAEA), Fukushima Nuclear Accident,

http://www.iaea.org/newscenter/focus/fukushima/

- International Atomic Energy Agency (IAEA), Interlaboratory Comparisons & Proficiency Test, http://nucleus.iaea.org/rpst/ReferenceProducts/Proficiency Tests/index.htm
- Kawai H, Kitamura A, Mimura M, Mimura T, Tahara T, Aida D, Sato K, Sasaki H. (2014) Radioactive Cesium accumulation in seaweeds by the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident – two years' monitoring at Iwaki and its vicinity –. J Plant Res 127 (in this issue). doi:10.1007/s10265-013-0603-1.
- Knoll GF (2000) Radiation Detection and Measurement, 3rd ed., John Wiley & Sons.
- Kobayashi D, Yamagami M, Shinano T (2014) Verification of radio cesium decontamination from farmlands by plants in Fukushima. J Plant Res127. doi:10.1007/s10265-013-0607-x.
- Mimura T, Mimura M, Kobayashi D, Komiyama C, Miyamoto M, Kitamura A (2014) Radioactive pollution and accumulation of radionuclides in wild plants in Fukushima. J Plant Res 127 (in this issue). doi:10.1007/s10265-013-0599-6.
- Ohmori Y, Inui Y, Kajikawa M, Nakata A, Sotta N, Kasai K, Uraguchi S, Tanaka N, Nishida S, Hasegawa T, Sakamoto T, Kawara Y, Aizawa K, Fujita H, Ke L, Sawaki N, Oda K, Futagoishi R, Tsusaka N, Takahashi S, Takano J, Wakuta S, Yoshinari A, Uehara M, Takada S, Nagano H, Miwa K, Aibara I, Ojima T, Ebana K, Ishikawa S, Sueyoshi K, Hasegawa H, Mimura T, Mimura M, Kobayashi N, Okochi T, Furukawa J, Kobayashi D, Okochi T, Tanoi K, Fujiwara T. (2014)
 Difference in cesium accumulation among rice cultivars grown in the paddy field in Fukushima

Prefecture in 2011 and 2012. J Plant Res 127 (in this issue). doi:10.1007/s10265-013-0616-9

- Sekimoto H, Yamada T, Hotsuki T, Fujiwara T, Mimura T, Matsuzaki A (2014) Evaluation of the radio active Cs concentration in brown rice based on the K nutritional status of shoots. J Plant Res 127 (in this issue). doi:10.1007/s10265-013-0614-y
- Terashima I, Shiyomi M, Fukuda H (2014) ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs levels in a meadow, 32 km northwest of the Fukushima 1 Nuclear Power Plant, measured for two seasons after the fallout. J Plant Res 127 (in this issue). doi:10.1007/s10265-013-0608-9
- Yoshihara T, Matsumura H, Hashida S, Nagaoka T (2013) Radiocesium contaminations of 20 wood species and the corresponding gamma-ray dose rates around the canopies at 5 months after the Fukushima nuclear power plant accident. J Environ Radioact 115: 60-68