

論文 (Original article)

2011 年の福島第一原子力発電所事故で放出された放射性セシウムの野生フキ (*Petasites japonicus*) の葉柄への移行清野 嘉之^{1)*}、赤間 亮夫²⁾、岩谷 宗彦³⁾、由田 幸雄³⁾

要旨

2011 年 3 月の東京電力福島第一原子力発電所事故以降、高レベルの放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) が検出された 10 種以上の日本の野生山菜に出荷制限が課されている (2017 年 7 月 31 日)。しかし、環境から野生山菜への放射性セシウムの移行やそれに影響を及ぼす要因を調べた研究はほとんどない。2016 年 6 月に福島県 4 町村の 100 地点で多年生草本のフキ (*Petasites japonicus*) の野生個体から葉柄を採取した。リター中の ^{137}Cs 量や深さ 5cm までの土壌 ^{137}Cs 量はともにフキ葉柄 ^{137}Cs 濃度 ($P < 0.001$) や空間線量率 (ADR, $P < 0.01$) と有意な関係があった。ADR とフキの葉柄 ^{137}Cs 濃度の関係を回帰分析し、ADR 値が広範囲に互る 28 地点で 2016 年 4 月に採取した葉柄データで検証した。6 月と 4 月の間で回帰式の傾きに有意差はなかった ($P = 0.494$) が、Y 切片は有意に異なった ($P = 0.0002$)。同じ ADR のときの 6 月の ^{137}Cs 濃度は 4 月の約 5 倍で、4 月と 6 月の間に ^{137}Cs 濃度が上昇したことを示唆した。葉柄の含水量と $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比にもとづいて、2016 年 6 月の葉柄生重当たりの $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度の 95% 予測区間を求めたところ、予測区間は予測値の約 1/8 ~ 8 倍の間にあった。 ^{137}Cs 濃度の季節変化の幅が大きいことから、フキの ^{137}Cs 濃度の時間的変化についてさらなる研究が必要と考えられる。

キーワード：空間線量率、蕨、山菜、放射性セシウムの沈着、季節変化、出荷制限、食品の基準値

1. はじめに

東京電力福島第一原子力発電所事故は、山菜にも深刻な放射性セシウム汚染をもたらした。市場に流通させる山菜をターゲットとする対策のひとつに、市町村単位で設けられる出荷制限がある。放射性セシウム濃度が食品の基準値を超え、出荷を制限されている野生山菜が 2017 年 7 月 31 日現在、10 数種ある (林野庁 2017)。野生山菜は採取地が広域に散在することから、出荷制限解除の方法も広域を単位とする必要がある。しかし、採取地における放射性セシウムの移行状況のバラツキや経年的トレンド (田上・内田 2015, 清野・赤間 2017a, 2018)、移行を制御する要因についての調査例が少なく、出荷制限解除の準備に利用できる情報は限られている。2015 年に野生山菜で初めて出た出荷制限の解除例 (厚生労働省 2015a, b) では 3 ~ 4 年の継続調査を複数か所で行って濃度のトレンドが下がる方向にあることを示し、かつ、調査対象地域全体で濃度が高そうなところを含めて 60 あまりの地点で検体を取って、全て基準値未満であることを示している。これまでの調査から、山菜への放射性セシウムの移行は山菜の種類によって異なる場合や類似する場合があることが予想されている (Kiyono and Akama 2013, 2015)。主要な山菜について順次情報を収集することによ

り、野生山菜の検体採取の負担を軽減化する手法の提案のための基礎的データが得られると考えられる。著者らはゼンマイ (*Osmunda japonica*) について、郡山市を対象に 131 か所の生育地で葉を採取し、放射性セシウムの沈着量やリターなどの環境条件と放射性セシウムの葉への移行程度の間に関連があること、空間線量率が同じでも葉の ^{137}Cs 濃度が最大 100 倍違うなど大きなバラツキがあることを明らかにした (清野ら 2016)。

本研究ではフキ (*Petasites japonicus*) を取り上げた。フキはユーラシア大陸東部の亜熱帯から亜寒帯までの広い範囲に天然分布する落葉性多年草 (Fig. 1) で、種子と地下茎で繁殖し、群生する性質がある。春と秋の年 2 回、出葉が盛んになる (清野・赤間 2015)。日本の主要な山菜の一つで、葉を食用にし、おもに葉柄が使われる。施設栽培ではフェノロジ (生物季節) を利用した春化处理や冬季加温により通年栽培も行われる。野生品もよく利用される (農林水産省 2016)。利用期間が春から秋までと他の山菜より長期間に及び、放射性セシウム濃度の評価において他種からの類推が難しい点があることや、生活史、放射性セシウムやカリウム (^{40}K) の現存量、濃度の季節的・経年的変化についての基礎的研究 (田上・内田 2015, 清野・赤間 2015, 2017b, 2018) が比較的事実であることが、

原稿受付：平成 29 年 8 月 1 日 原稿受理：平成 30 年 7 月 12 日

1) 森林総合研究所 植物生態研究領域

2) 森林総合研究所 震災復興・放射性物質研究拠点

3) 日本特用林産振興会

* 森林総合研究所 植物生態研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1



Fig. 1. フキの地上部の1年（常陸大宮市の暖温帯栽培地の例）

春の開花後から冬の霜雪期まで、葉を株（ラメット）の先端に束生する。暖温帯では葉の寿命が1～3ヶ月と短い（清野・赤間 2015）。ラメットの寿命は発生から花蕾枯死後しばらくの間までの、長くて数年と考えられる。

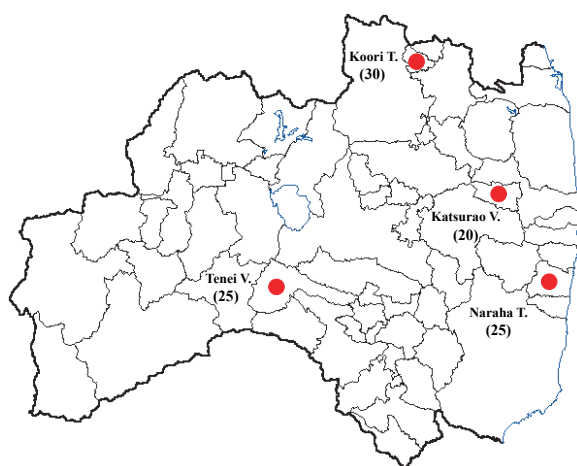


Fig. 2. 検体の採取地

町村名の下は調査地点数。1 調査地点からフキの葉柄検体 1 つを採取した。

フキを取り上げる理由である。本研究では、フキが出荷制限を受けている福島県 4 町村から 100 か所の生育地を選んでフキの葉柄を採取し、放射性セシウムの沈着量や地形など環境から山菜への放射性セシウムの移行と関係する条件を考慮しつつ、フキ葉柄の放射性セシウム濃度とそのバラツキ、それらに影響を及ぼす条件を明らかにすることとした。

2. 材料と方法

2.1 検体の採取

野生フキの出荷が制限されている福島県桑折町、天栄村、葛尾村、楡葉町（福島県 2017）で検体を採取した（Fig. 2）。フキの葉の放射性セシウム濃度は季節変化する

（清野・赤間 2015, 2017b）。場所、年度にもよるが 7 月以降は濃度が著しく高くなる場合がある（清野・赤間 2015, 2017b）ことから、2016 年 6 月 6 日～29 日に検体を採取した。なお、葉柄の含水率もわずかではあるが季節変化したし、春～夏に高く、秋～冬は低い（92～94% 常陸大宮市、91～94% つくば市、清野・赤間 未発表）。検体を採取した 6 月は、一年を通じて含水率が比較的高い時期に当たる。採取地点が調査地域全体にわたるよう、フキの群生地を 100 か所、さまざまな場所で選び（桑折町国有林 20 か所、民地 10 か所、天栄村国有林 15 か所、民地 10 か所、葛尾村国有林 10 か所、民地 10 か所、楡葉町国有林 15 か所、民地 10 か所）、フキの葉柄を採取した（以下、この葉柄 100 検体を Pj-100 と呼ぶ。検体を採取した群生地の場所を地点と呼ぶ）。採取地は暖温帯上部から冷温帯下部に位置する。土壌母材は堆積岩類、火山岩類、花崗岩類、変成岩類などであった（産業技術総合研究所地質調査総合センター 2015）。採取地では採取地点の位置（GPS 使用）、地形（斜面上部、中部、下部）、斜面傾斜角（クリノメータ使用）、上木の被覆（疎開地、林縁、林内を目視判定）、空間線量率（地上高 1 m と 0.1 m の $\mu\text{Sv h}^{-1}$ 。CdTe 半導体検出器（株式会社テクノエーピー TA100U, 測定範囲：0.01 $\mu\text{Sv h}^{-1}$ ～ 10 mSv h^{-1} , http://www.techno-ap.com/seihin_TA100.html）あるいはシンチレーションサーベイメータ（日立アロカメディカル株式会社 TCS-172B, 測定範囲：バックグラウンドレベル～30 $\mu\text{Sv h}^{-1}$, www.hitachi.co.jp/products/healthcare/products.../catalog_survey_J_160308.pdf）を使用）を計測した。また、フキの生育地の全景と、株元のリターの被覆状態が分かるもの各 1 枚の写真をモノサシとともに撮った。後者の画像を目視して「土地面積に占める、鉍質土壌や礫、コケ植物が被覆していない土地面積の割合」、「土地面積に占める、鉍質土壌や礫、コケ植物、陽性草本が被覆していない土地面積の割合」を計測し、それぞれリター量の指標 A、指標 B とした。1 地点当たりのフキ葉柄の採取量は 10 数本以上、生重でおよそ 200 g 以上とした。採取したフキ葉柄の長さ（最短長、最長長, m）を記録した。

フキ葉柄を採取した 5 地点に 1 つの割合でリターと土壌の検体を各 1 点採取した。フキ株のわきでリター（落葉落枝など）の検体を一辺 0.25 m の正方形枠で 1 点ずつ採取した（計 20 地点）。また、リターを採取した正方形枠内で、土壌の検体を 100 cc 採土円筒（地表面積 0.002 m^2 、深さ 0.05 m）で 1 点ずつ採取した（計 20 地点）。リターと土壌採取地ではフキの濃度の時間的変化を調べられるよう、杭を打って土地を標識した。

採取した検体は乾かないよう採取地点ごとに標識したビニール袋に入れて密封し、全体を梱包して冷蔵条件（0～10℃）で速やかに検体分析者に送付した。

2.2 検体の分析

検体の放射性セシウム濃度の計測は、日鉄住金環境

株式会社分析ソリューション事業本部で行った。フキは水道水で軽く洗って土などの汚れを落としたのち、生のまま U-8 容器に詰めた。リターは細かく裁断し、土壌は石や根を除いて細かく碎き、全量重の測定後、中身がまんべんなく混ざるようにして 100 mL を U-8 容器に入れた。いずれの検体も別に一部を取って含水率を測定した (110 °C、12 時間)。同軸型ゲルマニウム半導体検出器 (キャンベラ社 GC-2520, 測定可能エネルギー範囲: 約 40 keV ~ 10 MeV, http://www.canberra.com/jp/products/detector_germanium.asp) を用いたガンマ線スペクトロメトリにより検体のセシウム 134 (^{134}Cs)、セシウム 137 (^{137}Cs)、 ^{40}K の量を計測し、計測誤差、検出下限値とともに Bq dry-kg^{-1} の値を含水率 0% で算出した。計測の条件として、① ^{137}Cs の計測値は相対誤差 10% 以下、② ^{134}Cs の計測値は相対誤差 10% 超で良いが、検出限界 (計測値の標準偏差 SD の 3 倍, 3σ) 以上、③①②の条件を満たさなくても計測時間は 12 時間を上限として打ち切り、④ ^{40}K は ^{137}Cs や ^{134}Cs の計測を打ち切ったときの値を記載することとした。

2.3 データの解析

放射性物質濃度が検出下限値以下となった場合は、検出下限値で代用した。目視計測したリター指標 A (%)、指標 B (%) は一辺 0.25 m の正方形枠により実測したリター量と有意な相関関係 (指標 A: $P = 0.048$, $r = 0.45$, $n = 20$, 指標 B: $P = 0.002$, $r = 0.65$, $n = 20$) があり、目視によるリター量推定の手法は有効であった。一般に、種子サイズの小さい植物は、リターが多いと乾燥で稚苗が枯れ易く (Jensen and Gutekunst 2003)、陽性草本は概して種子サイズが小さいのでリターの少ない場所で良く生存する。陽性草本を通したリター評価を加味した指標 B の方が正確であるが、目視者には稚苗の種同定力が求められる。この条件がいつも適うとは限らないので、次の重回帰式のパラメータには指標 A を用いた。山菜への放射性セシウム移行に影響を与える可能性のある 7 条件 (平均葉柄重 (g)、斜面位置 (ダミー変数として上部に 1、中部や平坦地に 2、下部に 3 を与えた)、斜面傾斜角 (°)、上木の被覆 (ダミー変数として疎開地に 1、林縁に 2、林内に 3 を与えた)、リター指標 A、空間線量率 ($\mu\text{Sv h}^{-1}$)、葉柄の ^{40}K 濃度 (Bq dry-kg^{-1}) の相関を調べた。斜面傾斜角とリター指標 A との間に負の相関 ($r = -0.4020$) があったことから、斜面傾斜角を外して 6 条件を説明変数、 ^{137}Cs 濃度を目的変数に、BIC (Schwarz 1978) を基準に変数減増法で変数を選び、重回帰式を求めた。

2.4 検証調査における検体の採取と分析

立地環境条件や汚染の程度に応じた放射性セシウムの移行の状況に関して、Pj-100 の結果を検証するため、同年の 6 月と葉柄濃度が大きくは変わらない (清野・赤間 2015) と考えられる 2016 年 4 月 2 日～5 月 1 日に福島県

内の民地と福島森林管理署、磐城森林管理署国有林、茨城県内の民地と茨城森林管理署国有林の計 28 地点で採取したフキの葉柄 (一地点当たりの生重 0.55 ~ 162 g) (以下、この葉柄 28 検体を Pj-28 と呼ぶ) のデータを利用した。Pj-28 の生育地は暖温帯上部から冷温帯に位置する。土壌母材は花崗岩類、堆積岩類、未固結の堆積物、変成岩類であった (産業技術総合研究所地質調査総合センター 2015)。Pj-28 の生育地の他の環境条件は Pj-100 の調査と同様の方法で計測、記録した。また、Pj-28 のうち、磐城森林管理署管内国有林の 2 地点では 7 月にも葉柄を採取して濃度を調べた。空間線量率はシンチレーションサーベイメータ (日立アロカメディカル株式会社 TCS-172B) で計測した。検体は森林総合研究所において、熱風乾燥器で 75°C、48 時間以上の条件で乾燥 (乾燥後の含水率約 4%) させてから、U-8 容器または 0.7L マリネリ容器に入れ、同軸型ゲルマニウム半導体検出器 (セイコー・イーザーアンドジー株式会社 GEM40P4-76, 測定可能エネルギー範囲: 3 keV ~ 10 MeV, <http://www.sii.co.jp/jp/segg/products/germanium-semiconductor-detector/284/>) を用いたガンマ線スペクトロメトリにより ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{40}K の量を計測し、含水率 0% のときの濃度に換算した。

Pj-100 について求めた空間線量率と葉柄 ^{137}Cs 濃度の関係の回帰式を、Pj-28 についても求め、値を対数変換したうえで共分散分析を行って、Pj-100 と Pj-28 の回帰式の傾きと Y 切片を比較した。

本研究では、放射性セシウム濃度を 2016 年 9 月 1 日を基準日に減衰補正した。統計解析に R3.3.1 (R Development Core Team 2011) を使用した。空間線量率や ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{40}K 濃度を異なる機器で測定している場合があるが、測定機器はいずれも定期的な校正を受けており、測定値は信頼できる。ちなみに検体を生のまま、あるいは乾燥器で乾燥させてから測定したときの放射性セシウム濃度に有意差はなかった (対応のある 2 組の平均値の差の t 検定, $P = 0.970$, $n = 6$, 濃度範囲 5 ~ 31000 Bq dry-kg^{-1})。

3. 結果

3.1 フキの生育地

Pj-100 の生育地の地形は、斜面上部が 2 地点、斜面中部ないし平坦地が 57 地点、斜面下部が 41 地点で、斜面中・下部が 98% を占めた。斜面傾斜角は 0 ~ 65 度とさまざまであった。疎開地は 2 地点 (いずれも最も近い高木の樹冠縁から 3 m 離れた場所) と少なく、林縁が 76 地点、林内が 22 地点であった。このうち路肩や石垣、側溝わきといった適度に日当たりが良く、よく草刈りが行われる場所に生育するものが計 66 地点、一次林におけるフキの典型的生育地の一つと考えられる斜面崩壊地は 2 地点であった。空間線量率は地上高 1 m では 0.05 ~ 12 $\mu\text{Sv h}^{-1}$ (平均値と SD は $0.82 \pm 1.9 \mu\text{Sv h}^{-1}$)、地上高 0.1 m では 0.06 ~ 15 $\mu\text{Sv h}^{-1}$ (同 $1.1 \pm 2.5 \mu\text{Sv h}^{-1}$) であった。株元の

リターの被覆率は概して高く、指標 A の平均値と SD は $92 \pm 18\%$ 、指標 B は同 $56 \pm 27\%$ であった。また、20 地点で調べたリターの重量は $0.20 \sim 4.9 \text{ Mg ha}^{-1}$ (平均値と SD は $1.0 \pm 1.0 \text{ Mg ha}^{-1}$) であった。

3.2 フキの葉柄、生育地のリター、土壌の ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{40}K 、空間線量率

フキの葉柄の ^{134}Cs 濃度は $5 \sim 6500 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ (平均値と SD は $412 \pm 1108 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ 、100 検体中 5 検体は検出下限値: $5 \sim 7 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ で代用)、 ^{137}Cs 濃度は $9 \sim 33000 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ (同 $2100 \pm 5609 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$)、 ^{40}K 濃度は $920 \sim 4000 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ (同 $2929 \pm 569 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$) であった。また、リターの ^{134}Cs 濃度は $36 \sim 19000 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ (同 $1848 \pm 4379 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$)、 ^{137}Cs 濃度は $170 \sim 100000 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ (同 $9737 \pm 22916 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$)、 ^{40}K 濃度は $130 \sim 550 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ (同 $300 \pm 115 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ 、20 検体中 13 検体は検出下限値: $130 \sim 550 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ で代用) であった。土壌の ^{134}Cs 濃度は $17 \sim 150000 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ (同 $9026 \pm 33267 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$)、 ^{137}Cs 濃度は $77 \sim 760000 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ (同 $46100 \pm 168518 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$)、 ^{40}K 濃度は $180 \sim 1100 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ (同 $630 \pm 274 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ 、20 検体中 6 検体は検出下限値: $360 \sim 910 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ で代用) であった。福島第一原発事故で放出された ^{134}Cs と ^{137}Cs は事故時の Bq 値はほぼ同量で、その後は半減期の違いにより ^{134}Cs が早く

失われている。2016 年 6 月の調査時点の Bq dry-kg^{-1} 値の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 比の平均値と SD はフキ葉柄で 0.20 ± 0.03 (^{134}Cs が検出下限値未満の 5 検体は除いた)、リターで 0.19 ± 0.01 、土壌で 0.19 ± 0.01 であった。

フキの葉柄 ^{137}Cs 濃度はリター ($P = 0.0002$, $n = 20$)、土壌 ($P < 0.0001$, $n = 20$) (Eqs. 1, 2; Fig. 3a, b)、リター+土壌 ($P < 0.0001$, $n = 20$) の ^{137}Cs 沈着量とそれぞれ有意な関係があった。リターと土壌の ^{137}Cs 沈着量の間にも有意な関係 ($P = 0.0002$, $n = 20$) があり、両者をパラメータとする重回帰式は決定係数がより高くなった (Eq. 3)。

$$\text{Ln}(\text{CON } ^{137}\text{Cs-Pj-petiole-Jun}) = 0.8334 \text{Ln}(\text{DEP } ^{137}\text{Cs-litter-Jun}) + 5.1303 \quad (R^2 = 0.5757, P < 0.0002, n = 20) \quad (1)$$

$$\text{Ln}(\text{CON } ^{137}\text{Cs-Pj-petiole-Jun}) = 0.7160 \text{Ln}(\text{DEP } ^{137}\text{Cs-soil}_{0-5}\text{-Jun}) + 2.6166 \quad (R^2 = 0.5811, P < 0.0001, n = 20) \quad (2)$$

$$\text{Ln}(\text{CON } ^{137}\text{Cs-Pj-petiole-Jun}) = 0.4736 \text{Ln}(\text{DEP } ^{137}\text{Cs-litter-Jun}) + 0.4177 \text{Ln}(\text{DEP } ^{137}\text{Cs-soil}_{0-5}\text{-Jun}) + 3.5766 \quad (R^2 = 0.6661, P < 0.0001, n = 20) \quad (3)$$

ただし、 $\text{CON } ^{137}\text{Cs-Pj-petiole-Jun}$ は 2016 年 6 月におけるフキの葉柄 ^{137}Cs 濃度 (Bq dry-kg^{-1})、 $\text{DEP } ^{137}\text{Cs-litter-Jun}$ は 2016 年 6 月におけるリター ^{137}Cs 沈着量 (kBq m^{-2})、 $\text{DEP } ^{137}\text{Cs-soil}_{0-5}\text{-Jun}$ は 2016 年 6 月における深さ $0 \sim 5 \text{ cm}$ の土壌 ^{137}Cs 沈着量 (kBq m^{-2}) である。

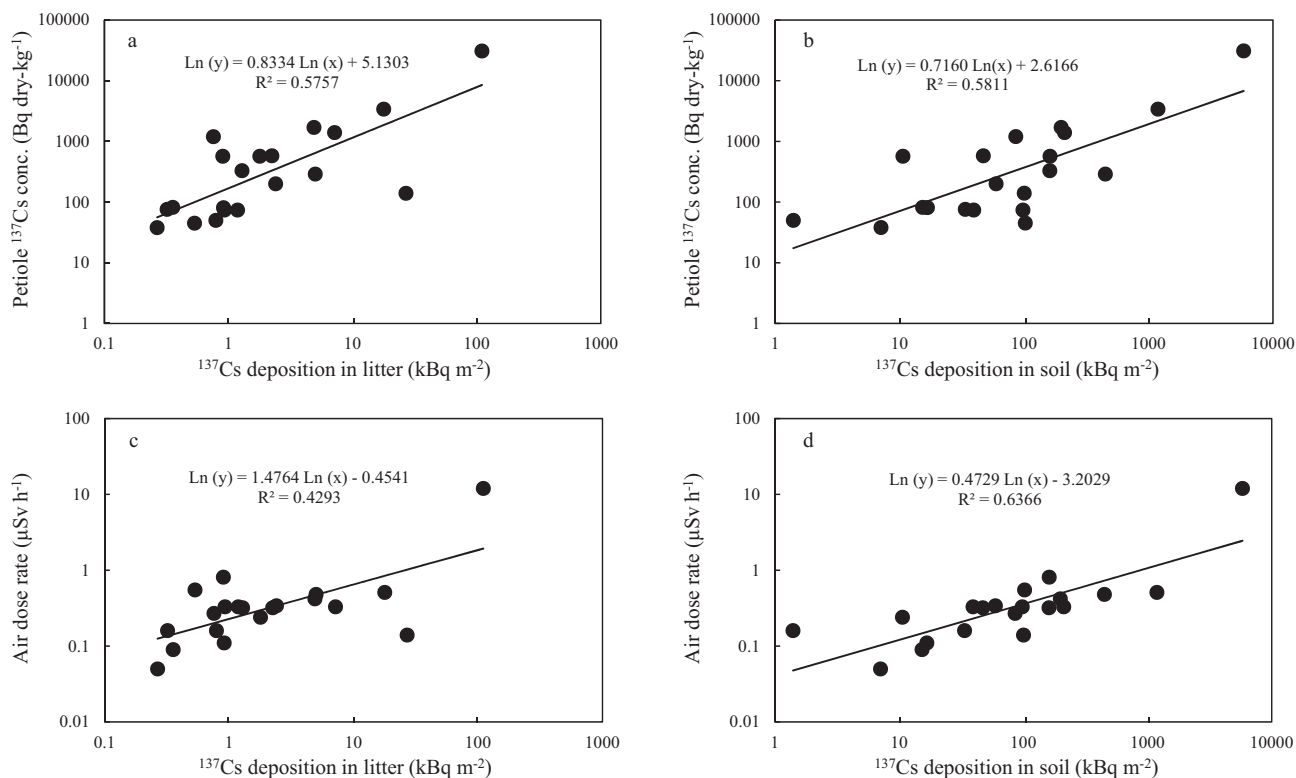


Fig. 3. リター、深さ $0 \sim 5 \text{ cm}$ 土壌の ^{137}Cs 沈着量とフキの葉柄 ^{137}Cs 濃度、空間線量率の関係

a リター ^{137}Cs 沈着量と葉柄 ^{137}Cs 濃度, b 土壌 ^{137}Cs 沈着量と葉柄 ^{137}Cs 濃度, c リター ^{137}Cs 沈着量と空間線量率, d 土壌 ^{137}Cs 沈着量と空間線量率

空間線量率もリター ($P = 0.0017$, $n = 20$) や土壌 ($P < 0.0001$, $n = 20$) (Fig. 3c,d)、リター+土壌 ($P = 0.0001$, $n = 20$) の ^{137}Cs 沈着量と有意な正の相関関係を持った。深さ 0 ~ 5 cm の土壌にはリターの 2 ~ 192 (平均値と SD は 64 ± 57) 倍の ^{137}Cs があり、空間線量率との関係の決定係数はリター ($R^2 = 0.4293$) より土壌 ($R^2 = 0.6366$) の方が高かった (Fig. 3c, d)。リター+土壌 ($R^2 = 0.5714$) は両者の間にあった。

リター ^{40}K 濃度はフキ葉柄 ^{40}K 濃度より低く、リター / フキ葉柄 ^{40}K 濃度比の平均値と SD は 0.10 ± 0.04 ($n = 20$) であった。一方、リター ^{137}Cs 濃度はフキ葉柄 ^{137}Cs 濃度より高く、リター / フキ葉柄 ^{137}Cs 濃度比は同 17.4 ± 18.4 ($n = 20$) であった。リター / フキ葉柄 ^{40}K 濃度比よりリター / フキ葉柄 ^{137}Cs 濃度比が有意に大きかった (対応のある 2 組の平均値の差の t 検定, $P = 0.0002$, $n = 20$)。

3.3 フキの葉柄 ^{137}Cs 濃度と空間線量率の関係

重回帰分析の結果、葉柄 ^{137}Cs 濃度との関係が有意であったのは空間線量率 ($P < 0.0001$, $n = 100$) と葉柄 ^{40}K 濃度 ($P = 0.0016$, $n = 100$) であった。葉柄 ^{137}Cs 濃度は空間線量率と正の比例関係、葉柄 ^{40}K 濃度とは反比例に似た関係があった。葉のサイズ、生育地の地形、リターの多寡、上木との関係はほぼ無関係 ($P = 0.357 \sim 0.930$) であった。そこで、葉柄 ^{137}Cs 濃度を目的変数、空間線量率と葉柄 ^{40}K 濃度を説明変数とする式 (Eq. 4)、空間線量率だけを説明変数とする式 (Eq. 5) をそれぞれ作成した。また、葉柄 ^{40}K 濃度は現場では簡単には得られないので、空間線量率だけをパラメータとする Eq. 5 を、葉柄 ^{137}Cs 濃度を空間線量率で予測するモデルとした (Fig. 4a, 実線が回帰線)。

$$\begin{aligned} \ln (\text{CON } ^{137}\text{Cs-Pj-petiole-Jun}) &= 1.284 \ln (\text{ADR}) - 1.480 \\ \ln (\text{CON } ^{40}\text{K-Pj-petiole-Jun}) &+ 19.080 \quad (R^2 = 0.7347, P < 0.0001, n = 100) \end{aligned} \quad (4)$$

$$\begin{aligned} \ln (\text{CON } ^{137}\text{Cs-Pj-petiole-Jun}) &= 1.3687 \ln (\text{ADR}) + 7.4005 \\ (R^2 &= 0.7017, P < 0.0001, n = 100) \end{aligned} \quad (5)$$

ただし、ADR (air dose rate) は 2016 年 6 月における生育地の地上高 1 m の空間線量率 ($\mu\text{Sv h}^{-1}$)、CON $^{40}\text{K-Pj-petiole-Jun}$ は 2016 年 6 月における葉柄 ^{40}K 濃度 (Bq dry-kg^{-1}) である。これらのモデルは 2016 年 6 月における ADR が $0.05 \sim 12 \mu\text{Sv h}^{-1}$ 、葉柄 ^{40}K 濃度が $920 \sim 4000 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ の範囲に適用される。

Pj-28 について空間線量率と葉柄 ^{137}Cs 濃度との関係を求めた (Fig. 4a, 破線が回帰線) と、Pj-100 の場合と同様、有意な関係 ($R^2 = 0.8819$, $P < 0.0001$, $n = 28$) があった。共分散分析の結果、Pj-100 と Pj-28 の区分と空間線量率との交互作用項は有意でなく ($P = 0.494$)、空間線量率と ^{137}Cs 濃度の関係の傾きは 4 月 (Pj-100, 1.2787) と 6 月 (Pj-28, 1.3687) の間で違いがあるとは言えなかった。一方、切片の違いは有意 ($P = 0.0002$; 空間線量率が 1 のとき Pj-

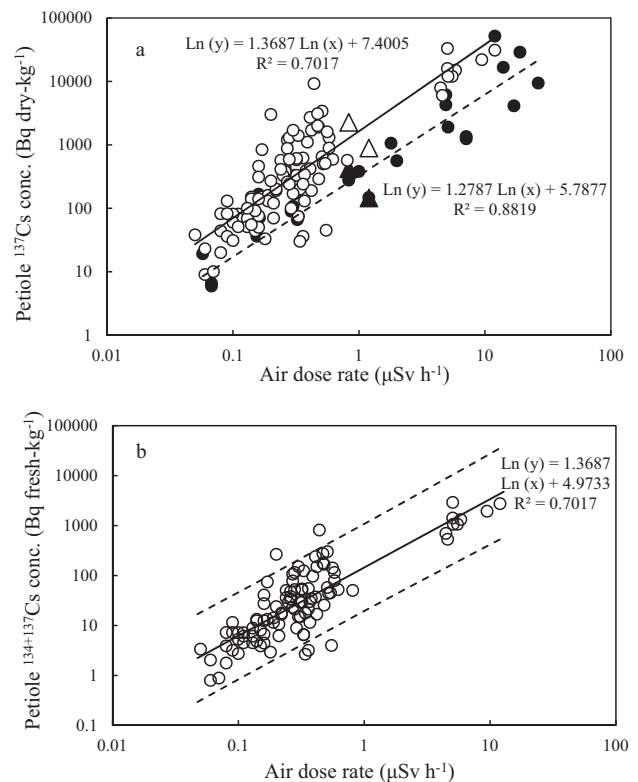


Fig. 4. 空間線量率とフキの葉柄 ^{137}Cs 濃度との関係

a 空間線量率とフキ葉柄の乾重当たり ^{137}Cs 濃度の関係

○, 福島県 4 町村 100 地点で 6 月採取, Pj-100。●, ▲, 福島県の他の場所と茨城県の 28 地点で 4 月採取, Pj-28。実線は Pj-100 の回帰線、破線は Pj-28 の回帰線。△, 福島県の 4 月採取の 2 地点 (▲) で 7 月再採取。

b 空間線量率とフキ葉柄の生重当たり $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度の関係

Pj-100 を用いて作成。破線は 95% 予測区間。 ^{134}Cs は ^{137}Cs の 2 割の Bq 量 (Bq kg^{-1}) が存在していると仮定した。

100 が $1636.8 \mu\text{Sv h}^{-1}$, Pj-28 が $326.3 \mu\text{Sv h}^{-1}$) で、空間線量率から推定される葉柄の ^{137}Cs 濃度の値は 4 月と 6 月では異なった。同じ空間線量率のときの ^{137}Cs 濃度は Pj-28 と比べて Pj-100 は約 5 倍で、4 月から 6 月までの間に ^{137}Cs 濃度が上昇したことが示唆された。Pj-28 の 2 地点 (Fig. 4a, ▲) で 7 月に再採取した葉柄の ^{137}Cs 濃度 (Fig. 4a, △) は 4 月の 6.1 倍と 5.4 倍に上昇しており、Pj-28 と Pj-100 の濃度の約 5 倍の違いとほぼ符合した。

3.4 6 月のフキ葉柄の生重ベースの放射性セシウム濃度範囲の予測区間

Pj-100 の平均含水率の平均値と SD は $92.6 \pm 0.9\%$ ($n = 100$) であった。平均含水率と Bq dry-kg^{-1} 値の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 比 (0.20) とを使い、フキの葉柄の生重ベースの $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度を求めた (Fig. 4b)。空間線量率が $0.05 \sim 10 \mu\text{Sv h}^{-1}$ のとき、濃度は、空間線量率から予測される値 (6 月の生の葉柄放射性セシウム濃度 = $1.3687 \ln (\text{ADR}) + 4.9733$,

$R^2 = 0.7017$, $P < 0.0001$, $n = 100$) の約 1/8 ～ 8 倍の範囲 (95% 予測区間) に収まる可能性が非常に高い。

4. 考察

4.1 野生フキの生育地の特徴

フキは林縁の路肩や側溝わきなど、よく草刈りされる、適度に日当たりの良い湿った場所に多かった。フキは地上部の刈払いに比較的耐性があるので、草刈りなどが定期的に行われ、背がフキより高くなる草木の背が刈り下げられることがフキの生存に有利に働いている (清野・赤間 2017a)。半栽培に当たる自生地管理 (阿部 2004) では雑草対策が重要で、春の収穫後の刈払いが推奨されている。

このような場所に生育していた Pj-100 のうち、 $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度が出荷制限の基準値 ($100 \text{ Bq fresh-kg}^{-1}$) を超えると推定されるものが、天栄村以外の 3 町村で計 23 例あり、これらの町村では依然として出荷制限が必要な状況にあることが確かめられた。

4.2 フキの葉柄 ^{137}Cs 濃度と関係する環境条件

空間線量率はフキの葉柄 ^{137}Cs 濃度と有意な関係を持った (Fig. 4)。事故後の空間線量率と生物体の放射性セシウム濃度との有意な関係は、他の生物種や部位でも認められており、観測値に対する予測値のバラツキの範囲はスギ雄花 (Akama et al. 2013) やゼンマイ葉 (清野ら 2016)、カワラタケ子実体 (根田 2014) では 1/5 ～ 5 倍以下であった。これらと比較すると、今回の 6 月のフキの葉柄では観測値の約 1/8 ～ 8 倍の範囲に予測値が分布しており、予測の精度 (precision) は必ずしも高いものではなかった。

リターと土壌は、その ^{137}Cs 沈着量がフキの葉柄 ^{137}Cs 濃度と有意な関係にあったことから、フキの ^{137}Cs の供給源になっていると考えられる。関係式の決定係数はリター ($R^2 = 0.5757$) と土壌 ($R^2 = 0.5811$) でほぼ同じであり、両者をパラメータとする重回帰式では決定係数が高まる ($R^2 = 0.6661$) ので、リターと土壌はそれぞれに、また相補的にフキの葉柄 ^{137}Cs 濃度に影響を与えていると考えられる。

ゼンマイ (清野ら 2016) では、葉 ^{137}Cs 濃度はリター ^{137}Cs 沈着量と有意な正の相関関係があり ($r = 0.4599$, $P = 0.0224$)、土壌 ^{137}Cs 沈着量とは有意な関係が認められなかった ($P = 0.7823$)。リターと土壌の ^{137}Cs 沈着量の関係は明瞭でなかった ($r = 0.0904$, $P = 0.7046$)。また、コシアブラ (赤間・清野 2016) では、新芽 ^{137}Cs 濃度はリター ^{137}Cs 沈着量と比較的高い相関関係 ($r = 0.9069$, $P < 0.0001$) があり、土壌 ^{137}Cs 沈着量とはそれほどでもなく ($r = 0.5787$, $P = 0.0487$)、リターと土壌の ^{137}Cs 沈着量の関係は明瞭でなかった ($r = 0.2700$, $P = 0.3972$)。このようにゼンマイの葉やコシアブラの新芽ではリターが ^{137}Cs の主要な供給源と考えられるのに対して、フキでは、土壌から移行する ^{137}Cs も少なくないようである。なお、事故時に飛散した ^{137}Cs は、時間とともにリターから土壌への移行

が進んでいる。上記のゼンマイとコシアブラは事故から 3 ～ 4 年後 (ゼンマイ 2015 年 7 月、コシアブラ 2014 年 4 ～ 6 月)、本研究のフキは 5 年後に検体を採取しており、ゼンマイ、コシアブラとフキとで土壌の ^{137}Cs との関係が異なることに ^{137}Cs の土壌への移行程度の違いが影響した可能性もある。

フキは落葉性多年草で、土地面積当たりの地上部と地下部をあわせたバイオマスを一年単位で周期的に変える (Fig. 1)。春から初夏にかけて最大になったバイオマスはその 9 割以上が夏までに失われる (清野・赤間 2017b)。成長と枯死を通じてバイオマスが全て置き換わるのに要する時間は、代謝回転率 (八杉ら 1996) の逆数である平均値 / 変化量で表せることから、それを ((最大値 + 最小値) / 2) / (最大値 - 最小値) により近似し、清野・赤間 (2017b) のフキ群落バイオマスの毎月値について計算すると 0.5 ～ 0.6 年であった。フキはバイオマスを年 2 回置き換えている計算になる。同じ式で計算した、同じ落葉性多年草のゼンマイの代謝回転率の逆数は 1.4、5.7 年 (2 例, 清野ら 2018) であるので、ゼンマイと比べて、フキは物質代謝の速い落葉性多年草といえる。枯れて間もないフキの遺体中の ^{137}Cs はフキに吸収され易い形態で維持されていると考えられることから、地下部を含め枯れるフキが供給した ^{137}Cs を、フキの根が速やかに吸収しているとも考えられる。

フキに吸収された ^{137}Cs の挙動は ^{40}K の挙動と同じではなかった。カリウムとセシウムはともにアルカリ金属で植物が根から吸収するときに競合するが、吸収後の挙動は違う可能性がある (小林 2013)。茨城県の栽培フキで枯死直後の葉柄と生きている葉柄を比べる (清野・赤間 未発表) と、枯死葉柄 / 生葉柄 ^{40}K 濃度比の平均値と SD は 0.84 ± 0.17 ($n = 4$)、枯死葉柄 / 生葉柄 ^{137}Cs 濃度比は同 2.0 ± 0.70 ($n = 4$) で違いは有意 (対応のある 2 組の平均値の差の t 検定 $P = 0.030$, $n = 4$) であった。カリウムと比べ、セシウムは枯れる葉柄にとどまり易いようである。これは、Pj-100 中の 20 地点で調べたリター / フキ葉柄 ^{40}K 濃度比より、リター / フキ葉柄 ^{137}Cs 濃度比が有意に大きく、 ^{40}K と比べて ^{137}Cs がリターにとどまり易い傾向があることと符合する。土壌表層の ^{137}Cs が植物によって経根吸収されて葉に至り、これが再び溶脱やリターとともに林床に返るという循環 (日本土壌肥科学会土壌・農作物等への原発事故影響 WG 2011) を通して、植物に吸収され易い形態の ^{137}Cs がリターの多い場所でしだいに増え、リターの少ない場所ではしだいに減って、存在量の空間分布のバラツキが拡大していくことも考えられる。

4.3 フキの葉柄 ^{137}Cs 濃度の季節変化

Pj-28 と Pj-100 を比較すると、同じ空間線量率のときの ^{137}Cs 濃度が後者は約 5 倍高かった。考えられる一つの理由は、濃度の季節変化である。Pj-28 の採取日が 4 月 2 日～ 5 月 1 日であるのに対して、Pj-100 の採取日は 6

月6日～29日と2か月遅い。フキの葉柄の ^{137}Cs 濃度は季節的に変化し、大きく上昇することがある(清野・赤間 2015)。清野・赤間(2015)の例では4～6月に濃度の著しい上昇は見られなかった。このため、本研究では6月のPj-100の濃度を4月のデータであるPj-28で検証することを計画したが、実際には本研究の調査地で6月には濃度が高くなっていたようである。Pj-28中の2地点(Fig. 4a, ▲)で7月に採取した葉柄の ^{137}Cs 濃度(Fig. 4a, Δ)は4月以降の濃度上昇を裏付けた。清野・赤間(2015)は顕著な夏の濃度上昇が上木のある調査区で起きていること、その調査区では空間線量率には有意な違いはないが、上木のない調査区と比べ、地表に堆積したリターに約3倍の放射性セシウムが含まれていたことから、上木からの脱落物に由来するリターや表層土壌の腐植から供給された ^{137}Cs がフキに移行した可能性を推察している。夏の ^{137}Cs 濃度上昇はイネでも観察されている。食品の基準値を超える玄米が収穫された福島市の谷地田では、玄米中の放射性セシウムのうち、盛夏に吸収した量の割合が高く、葉も盛夏に展開した葉で高濃度の放射性セシウムが検出された(根本 2012)。その理由として、周囲の山林の落葉や水田の土壌有機物の分解が夏に進んだ結果、イネへの放射性セシウム供給量が増えた可能性が考えられている(根本 2012)。

Pj-100は全てが上木の影響のある場所で生育しており、上層木からの脱落物に由来する ^{137}Cs が原因となって季節的な濃度上昇が起きた可能性を否定できない。フキのバイオマス中の ^{137}Cs 量の年変化速度はバイオマスの年変化速度より小さく(清野・赤間 2017b)、枯れる組織からの回収(ひき戻し)や根からの新たな吸収を通して、フキの体内に ^{137}Cs がバイオマスよりも効率的に保持される仕組みがあるようである。また、上述の通り、フキはバイオマスが年2回入れ替わり、物質代謝が速い。環境中の放射性セシウム供給の変化が植物体濃度に反映され易いことから、フキによる ^{137}Cs の回収や吸収が進むときに、上木に由来する落葉や腐植から供給される ^{137}Cs もフキが取り込み、葉柄の ^{137}Cs 濃度が上昇したことが考えられる。

清野・赤間(2015)と比べ、本研究で濃度上昇の時期が早まった理由としては、年による気象条件の違いが考えられる。清野・赤間(2015)で2013年と2014年に濃度上昇を認めた常陸大宮市の調査区の最寄りの常陸大宮の気象観測点(気象庁 2017)では、フキの発芽・成長が盛んになる2月から6月の気温が平年とあまり違わなかった(2～6月の平均気温の平年差の平均値とSDは2013年が $+0.2 \pm 1.2^\circ\text{C}$, $n=5$ 、2014年は $+0.3 \pm 0.7^\circ\text{C}$, $n=5$)。これに対して、本研究の4町村の調査地それぞれに最寄りの福島、白河、川内、広野の4気象観測点(気象庁 2017)では2016年の2月から6月の気温がどの月も平年より高く(同白河の $+1.5 \pm 0.4^\circ\text{C}$ ～広野の $+1.8 \pm 0.3^\circ\text{C}$, $n=5$)、発芽・成長期の高温傾向がフキの植物季節や土壌有機物分解の開始を早め、土壌からフキへの ^{137}Cs の移行を促進し

た(Burger and Lichtscheidl 2018)可能性がある。フキの葉の ^{137}Cs 濃度の季節変化のさらなる理解には、 ^{137}Cs の供給源の解明とともに、植物季節の年度間比較や、気候が異なる生育地間の比較が有益であろう。

5. 結論

野生山菜の情報収集のため、福島県の4つの町村で環境からフキの葉柄への放射性セシウムの移行とその要因を調べた。フキの ^{137}Cs 濃度は空間線量率と有意な関係があった。予測値のバラツキは大きく、同じ空間線量率のときの放射性セシウム濃度の予測値(95%予測区間)は観測値の約1/8～8倍の範囲に分布した。また、樹下で育つフキの ^{137}Cs 濃度が夏に大きく上昇している可能性を述べた。フキは山菜としての利用期間が春から秋までと長い特長があるので、フキの ^{137}Cs 濃度の時間的な変化の実態をさらに研究する必要がある。

謝 辞

林野庁関東森林管理局福島森林管理署、福島森林管理署白河支署、磐城森林管理署、茨城森林管理署、福島県農林水産部林業振興課、林業研究センター、川内村役場の各位には現地調査と検体採取において協力を頂いた。福島県伊達郡桑折町、岩瀬郡天栄村、双葉郡葛尾村、楡葉町、川内村、大熊町、茨城県常陸大宮市、つくば市の皆様には所有地、管理地での検体採取を許可して頂いた。国立研究開発法人森林研究・整備機構森林総合研究所震災復興・放射性物質研究拠点の各位には検体の調整と放射性セシウムの測定をして頂いた。愛知県知多郡南知多町の石川勝則氏には栽培・収穫法をご教示頂いた。以上の皆様に、感謝の意を表する。本研究は日本特用林産振興会のきのこ原木等の放射性物質調査事業の一環として実施した。また、JSPS 科研費 JP15K07497 の助成を受けた。

引用文献

- 阿部 清(2004) 野ブキ・フキノトウ 株増殖法・露地栽培・自生地栽培・促成栽培・加工・新特産シリーズ, 農文協, 190pp.
- Akama, A., Kiyono, Y., Kanazashi, T. and Shichi, K. (2013) Survey of radioactive contamination of sugi (*Cryptomeria japonica* D. Don) shoots and male flowers in Fukushima prefecture. *Japanese Journal of Forest Environment*, 55 (2), 105-111.
- 赤間 亮夫・清野 嘉之(2016) コシアブラの放射性セシウム汚染—汚染程度が異なる地域間の比較および季節変化—. 関東森林研究, 66(2), 225-228.
- Burger, A. and Lichtscheidl, I. (2018) Stable and radioactive cesium: A review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation., *Science of the Total Environment*, 618, 1459-1485.

- 福島県 (2017) きのこと、山菜類のモニタリングと出荷制限品目・市町村について. 2017 年 9 月 11 日福島県林業振興課, <http://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/36055c/ringyo-monitoring.html>, (参照 2017-10-12).
- Jensen, K. and Gutekunst, K. (2003) Effects of litter on establishment of grassland plant species: the role of seed size and successional status. *Basic and Applied Ecology*, 4 (6), 579-587.
- 気象庁 (2017) 過去の気象データ・ダウンロード. 国土交通省気象庁, <http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php>, (参照 2017-10-30).
- Kiyono, Y. and Akama, A. (2013) Radioactive cesium contamination of edible wild plants after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, *Japanese Journal of Forest Environment*, 55(2), 113-118.
- Kiyono, Y. and Akama, A. (2015) The amount of ^{137}Cs deposition and transfer factors of ^{137}Cs to wild edible-wild-plants after the accident at TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. *Proceeding of the International Symposium on Radiological Issues for Fukushima's Revitalized Future*, Paruse Iizaka, Fukushima City, Japan, May 30–31 (Sat.–Sun.), 2015, 57-61.
- 清野 嘉之・赤間 亮夫 (2015) 栽培フキ (*Petasites japonicus*) の放射性セシウム汚染の季節変化. *日本森林学会誌*, 97(3), 158-164.
- 清野 嘉之・赤間 亮夫 (2017a) 山菜と放射性物質. *水利科学*, 355, 36-50.
- 清野 嘉之・赤間 亮夫 (2017b) 放射能汚染したフキ群落のバイオマスとそのカリウム 40・セシウム 137 量の季節変化. *関東森林研究*, 68(1), 71-72.
- 清野 嘉之・赤間 亮夫 (2018) 野生山菜の放射性セシウム濃度: 福島第一原発事故後の経年的トレンド. *関東森林研究*, 69, (印刷中).
- 清野 嘉之・小松 雅史・赤間 亮夫・松浦 俊也・広井 勝・岩谷 宗彦・二元 隆 (2016) 野生ゼンマイ 131 個体の葉の放射性セシウム濃度. 第 5 回環境放射能除染研究発表会要旨集, 一般社団法人環境放射能除染学会, 18.
- 清野 嘉之・小松 雅史・赤間 亮夫・松浦 俊也・広井 勝・岩谷 宗彦・二元 隆 (2018) 2011 年の福島第一原子力発電所事故で放出された放射性セシウムの野生ゼンマイ (*Osmunda japonica*) の葉への移行. *森林総合研究所研究報告*, 17(3), 217-232.
- 小林 奈通子 (2013) 放射性セシウムを減らす! なぜカリウムで?—植物研究者の思考回路—. 第 4 回サイエンスカフェ「放射性セシウムを減らす! なぜカリウムで?」配布資料, 東京大学大学院農学生命科学研究科食の安全研究センター, http://www.frc.a.u-tokyo.ac.jp/information/news/130727_report.html, (参照 2017-11-06).
- 厚生労働省 (2015a) 原子力災害対策特別措置法第 20 条第 2 項の規定に基づく食品の出荷制限の設定及び解除 (原子力災害対策本部長指示), 平成 27 年 5 月 25 日 医薬食品局食品安全部, <http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/0000086680.html>, (参照 2016-10-03).
- 厚生労働省 (2015b) 原子力災害対策特別措置法第 20 条第 2 項の規定に基づく食品の出荷制限の解除 (原子力災害対策本部長指示), 平成 27 年 12 月 21 日 医薬・生活衛生局生活衛生・食品安全部, <http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/0000107702.html>, (参照 2016-10-03).
- 根田 仁 (2014) きこの汚染と対策. *森林科学*, 72, 13-16.
- 根本 圭介 (2012) 放射性セシウムのイネへの移行 (第 2 報). 第二回放射能の農畜水産物等への影響についての研究報告会—東日本大震災に関する救援・復興に係る農学生命科学研究科の取組み—, 2012 年 2 月 18 日, 東京大学安田講堂, <http://www.a.u-tokyo.ac.jp/rpjt/event/20120218.html>, (参照 2017-10-08).
- 日本土壤肥料学会土壌・農作物等への原発事故影響 WG (2011) 森林生態系における放射性セシウム (Cs) の動態とキノコへの移行. 原発事故関連情報 (6), <http://jssspn.jp/info/nuclear/cs-2.html>, (参照 2017-11-06).
- 農林水産省 (2016) 特用林産物生産統計調査. 49: 山菜の生産量, II 品目別資料, 平成 26 年特用林産基礎資料, http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/tokuyo_rinsan/, (参照 2016-10-03).
- R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- 林野庁 (2017) きこのこや野生山菜の出荷制限等の状況について. <http://www.rinya.maff.go.jp/j/tokuyou/kinoko/syukkaseigen.html>, (参照 2017-07-28).
- 産業技術総合研究所地質調査総合センター (2015) 20 万分の 1 日本シームレス地質図 2015 年 5 月 29 日版. 産業技術総合研究所地質調査総合センター, <https://gbank.gsj.jp/seamless/>.
- Schwarz, G. (1978) Estimating the dimension of a model. *The Annals of Statistics*, 6, 461-464.
- 田上 恵子・内田 慈夫 (2015) 山菜と果実の調理・加工による放射性セシウムおよびカリウムの除去割合について. 第 4 回京都大学原子炉実験所原子力安全基盤科学研究シンポジウム—福島復興に向けての放射線対策に関するこれからの課題, 京都大学原子炉実験所原子力安全基盤科学研究プロジェクトシンポジウム報告書, 京都大学原子炉実験所 原子力安全基盤科学研究プロジェクト, 47-50, www.rii.kyoto-u.ac.jp/anzen_kiban/outcome/Symposium'15_Proceedings_JP.pdf, (参照 2017-10-08).
- 八杉 龍一・小関 治男・古谷 雅樹・日高 敏隆 (1996) 岩波生物学辞典第 4 版. 岩波書店, 2027 pp.

The transfer of radiocesium released in the 2011 Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident to petioles of wild butterbur (*Petasites japonicus*)

Yoshiyuki KIYONO^{1)*}, Akio AKAMA²⁾, Munehiko IWAYA³⁾ and Yukio YOSHIDA³⁾

Abstract

Following the Tokyo Electric Power Company's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident in March 2011, shipping restrictions were imposed on more than 10 Japanese edible wild-plant species (July 31, 2017) in which high levels of radiocesium ($^{134+137}\text{Cs}$) were detected. However, few studies have examined radiocesium transfer from the environment to edible wild plants and the factors that affect this transfer. We sampled the petioles of *fuki*, (wild butterbur: *Petasites japonicus*), an edible deciduous perennial, from 100 habitats in four municipalities in Fukushima Prefecture, Japan, in June 2016. The amounts of ^{137}Cs in litter and soil to a depth of 5 cm were each significantly associated with *fuki* petiole ^{137}Cs concentrations ($P < 0.001$) and with air dose rates (ADRs, $P < 0.01$). Regression analysis between ADRs and *fuki* petiole ^{137}Cs concentrations was performed and verified using a petiole dataset that was obtained in April 2016 from 28 habitats with a wide range of ADR values. The slopes of the regression equations for June and April were not significantly different ($P = 0.494$). However, their Y-intercepts were significantly different ($P = 0.0002$) and the June ^{137}Cs concentration was approximately five times that for April at the same ADR, suggesting an increase in ^{137}Cs concentrations between April and June. We determined the 95% prediction interval of $^{134+137}\text{Cs}$ concentration per fresh petiole weight for June 2016, based on petiole water content and $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ concentration ratio. The prediction interval of *fuki* petiole $^{134+137}\text{Cs}$ concentrations were distributed between about 1/8 and 8 times the predicted values. This dramatic seasonal variation in ^{137}Cs concentrations suggests that further examination of temporal shifts in *fuki* ^{137}Cs concentrations is required.

Key words: air dose rate, Japanese sweet-coltsfoot, edible wild plant, radiocesium deposition, seasonal change, shipping restrictions, standard concentration values for food

Received 1 August 2017, Accepted 12 July 2018

1) Department of Plant Ecology, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Center for Forest Restoration and Radioecology, FFPRI

3) Japan Special Forest Product Promotion Association

* Department of Plant Ecology, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 JAPAN; e-mail: kiono@ffpri.affrc.go.jp