

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ゼンマイ (*Osmunda japonica*) の葉への移行清野 嘉之^{1)*}、小松 雅史²⁾、赤間 亮夫³⁾、松浦 俊也⁴⁾、広井 勝⁵⁾、
岩谷 宗彦⁶⁾、二元 隆⁷⁾

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がほとんどなく、出荷制限が維持されるべきかどうかの判断に利用できる情報は限られている。福島県郡山市の131地点で野生のゼンマイ (*Osmunda japonica*) の葉を2015年7月と8月に採取し、 ^{137}Cs の野生山菜への移行に影響を及ぼす可能性のある環境要因を調べた。重回帰分析によると、ゼンマイの葉の ^{137}Cs 濃度は生育地のリター中の ^{137}Cs 量、空間線量率、上層木の被覆率、リターの被覆率と有意な関係があった。後3者をパラメータに用い、ゼンマイの葉の ^{137}Cs 濃度を予測するモデルを100地点の検体を用いて構築し、残りの31地点の検体で検証した。予測の結果は系統誤差が小さく、モデルの正確さ (accuracy) は高かった。しかし、予測値は観測値の約1/5~5倍の間に分布しており、モデルの精度 (precision) は低かった。測定値と予測値の残差平方和が大きいため、生育環境に関する上記の3つの情報を利用しても、出荷制限を解除するために必要な検体数を現行の目安(60)から減らすことはできないと考えられた。植物季節の違いが、今回観察されたゼンマイの葉における ^{137}Cs 濃度の変動に関与している可能性がある。今後の研究では、このような大きな変動を引き起こすメカニズムを明らかにする必要がある。

キーワード：空間線量率、山菜、シダ、放射性セシウム濃度の予測モデル、放射性セシウムの沈着、出荷制限、食品の基準値

1. はじめに

東京電力福島第一原発事故は、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対象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)。食品中の放射性物質に関する原子力災害対策本部(2015)のガイドラインによると、都道府県は、国が行う出荷制限・摂取制限の品目・区域の解除を申請でき、管理が可能であれば県内を複数の区域に分割できる。解除の条件は1市町村当たり3か所以上で、直近1か月以内の検査結果が全て基準値以下であることが原則である。また、検査結果が安定して基準値を下回ることが確認できるよう検査すること、他の地点より高い放射性セシウム濃度の検出が見込まれる地点でも検体を採取し、繰り返し分析を行っても基準値を超える分析

値が出ないことが統計的に推定できることといった条件が付く。さらに、野生山菜は管理の困難性などがあるため、検体数を増やすこととされている。

2015年に初めて2種の野生山菜で出荷制限の解除例が出た。宮城県加美町の野生品を含むクサソテツ (*Matteuccia struthiopteris*) (厚生労働省2015a)、岩手県一関市の野生セリ (*Oenanthe javanica*) (厚生労働省2015b) である。いずれも「原子力災害対策本部のガイドライン」に沿って、3~4年の継続調査を複数か所で行って放射性セシウム濃度が下がる傾向 (Appendix 1 参照) にあることを示し、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以下であることを示したうえで解除を申請している。その後、野生クサソテツ、もしくは野生品を含むクサソテツが、2017年に3市町で出荷制限を解除されている(厚生労働省2017a, b, c)。

原稿受付：平成29年8月1日 原稿受理：平成30年3月30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 きのこ・森林微生物研究領域
- 3) 森林総合研究所 震災復興・放射性物質研究拠点
- 4) 森林総合研究所 森林管理研究領域
- 5) 郡山女子大学
- 6) 日本特用林産振興会
- 7) 元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

しかし、出荷制限解除のための検体採取の負担は軽いものではない。種の特性にもとづいて、合理的な検体採取計画を立てることが重要であり、例えば、生育地で比較的容易に測れる項目で山菜の放射性セシウム濃度やその時間的変化の傾向と関係があるものが見いだされれば、それを利用して精度を保ったまま検体数を減らすなど、解除要請の方法を改善できる可能性がある。これまでの調査から、空間線量率 (air dose rate, ADR, $\mu\text{Sv h}^{-1}$) や放射性セシウムの沈着量 (Bq m^{-2}) が野生山菜の放射性セシウム濃度と有意な関係を持つことや、放射性セシウムの環境から山菜へ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示唆されている (Kiyono and Akama 2015, 清野・赤間 2017)。放射性セシウム濃度の経年変化の傾向も一部の種で報告されており、種によって異なる場合がある (田上・内田 2015, 清野・赤間 2017, 2018)。しかし、現状では、採取地における放射性セシウムの移行レベルのバラツキや経年変化の傾向、それらに影響する条件についての調査例は少なく、出荷制限解除の準備に利用できる情報は限られている。主要な山菜について順次情報を収集することにより、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。

そこで、本研究では、福島県で生産量が多いワラビ (*Pteridium aquilinum*)、ゼンマイ (*Osmunda japonica*)、フキ (*Petasites japonicus*) の3種 (農林水産省 2016) のうち、野生個体の生育地が刈払いなど人為攪乱を比較的受けにくいと考えられるゼンマイを選び、放射性セシウムの汚染レベルが多様になるよう、ある程度広い地域を対象に多数の検体を採取し、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、ゼンマイ葉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。

ゼンマイは落葉性の多年生シダ植物で、日本全国に広く分布する (倉田・中池 1990)。春の新芽を食用にし、生産量のうち全国では8割、福島県でも6割が野生品 (農林水産省 2016) である。本研究の調査計画時点 (2015年3月20日) でゼンマイの出荷制限が出されている市町村は岩手県住田町、奥州市、一関市、宮城県気仙沼市、大崎市、丸森町、福島県相馬市、川俣町、南相馬市、二本松市、大玉村、葛尾村、郡山市、川内村、須賀川市、楢葉町、広野町、いわき市、栃木県那須町、日光市、鹿沼市であった (厚生労働省 2015a)。このうち福島県郡山市は、ゼンマイがよく見られ (倉田・中池 1990)、土地面積が広く、多様な立地環境条件や、放射性セシウムの汚染の程度がさまざまに異なる (文部科学省 2013) 場所が得られる。多様な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を把握するのに適していることから、郡山市を本研究の調査地に選んだ。

なお、郡山市では4～5月がゼンマイの新芽の採取適

期であるが、葉の放射性セシウム濃度は一般に季節変化し (例えば、Bunzl and Kracke 1989)、特に春の展葉期は濃度の変化が速い可能性がある。本調査では多数の地点で検体を採取することから、採取期間が比較的長期にわたる可能性があるため、採取時期による濃度の違いが大きくなるよう、夏の成葉を検体にした。一方で、放射性セシウム濃度の季節変化を調べ、春から夏にかけての葉の濃度の変化の傾向にもとづいて、採取適期である春の新芽濃度を夏の成葉濃度から推定できるようにした。あわせて、植物季節の観点から放射性セシウムの移行濃度のバラツキについて考察した。

本研究の成果の一部は第5回環境放射能除染研究発表会で口頭発表した (清野ら 2016)。

2. 材料と方法

2.1 検体の採取と分析

2015年7月に郡山市 (Fig. 1) の地区1～5を観察し、ゼンマイの群生地をそれぞれ5～30 (計100) か所選んで、ゼンマイの成葉 (栄養葉, sterile leaf, Fig. 2) を1か所につき1検体 (生重15～70 g) 採取した。各地区は農地や市街地によって互いに隔てられている土地で、森林公園や林業に関する試験・調査施設などに使われていて樹木が多い。ゼンマイは群生することが多く、1つの群生地は1～数100個体からなる。選んだ群生地ごとに1～数個体から採取した葉を混合して1検体とした (以下、この成葉の100検体を郡山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、花崗岩類、流紋岩類、火砕流堆積物などである (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、採取個体位置の緯度・経度 (GPS使用)、地形 (斜面上部、中部、下部に区分)、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) あるいは固体シンチレータ (CsI (Tl)) 検出器 (株式会社堀場製作所 PA-1000 Radi) を使用)、採取したゼンマイの葉長 (m) を記録した。また、採取したゼンマイの個体全体と根元に堆積したリターの状況が分かる写真を撮り、画像を目視してゼンマイ個体の根元周りでリターに被われて鉍質土壌やコケが見えていない土地面積割合 (%) を計測し、リターの被覆率とした。

採取地5つにつき1つの割合で、ゼンマイの個体のわきでリター検体を一辺0.25 mの正方形枠で1点ずつ採取した。この際に植物の根とコケは生きているものもリターに含めた。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 m²、深さ0.05 m) で1点ずつ採取した。リターと土壌採取地では再測に備え、杭を打って土地を標識した。

ゼンマイとリター、土壌の各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

Air dose ratio ($\mu\text{Sv h}^{-1}$)
(6th airborne monitoring,
Oct-Nov 2012)

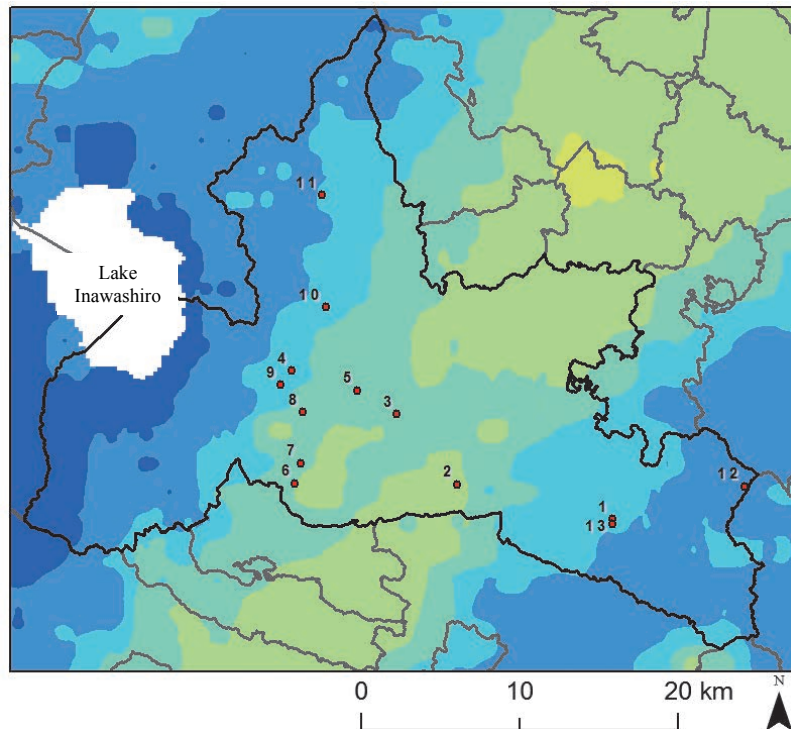
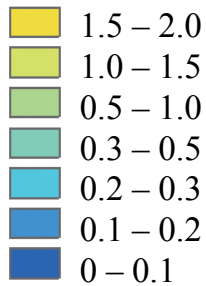


Fig. 1. ゼンマイの検体採取地区の位置

1. 郡山市東部森林公園、2. 福島県林業研究センター、3. 大槻公園、4. 郡山市高篠山森林公園、5. 逢瀬公園、6～13は検証データの採取地区で国有林と民地がある。背景は空間線量率 (air dose rate, ADR, $\mu\text{Sv h}^{-1}$) の分布で文部科学省 (2013) にもとづいて作成した。

事業本部で行った。ゼンマイ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砕き、全量重の測定後、中身がまんべんなく混ざるようにして必要量を 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。ゲルマニウム半導体検出器 (キャンベラ社 GC-2520) 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)、カリウム 40 (^{40}K) の量を計測し、計測誤差、検出下限値とともに $\text{Bq dry}\cdot\text{kg}^{-1}$ の値を含水率 0% のときの値に換算した。計測の条件は以下とした。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) 以上とした。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。

2.2 検証調査におけるゼンマイの検体の採取と分析

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、郡山 100 で得られた結果を検証するため、8 月に Fig. 1 中の地区 6～13 の、それぞれ 2～9 地点 (計 31 地点) でゼンマイの成葉を 1 地点につき 1 検体 (生重 50～300 g) 採取し、生育地の環境条件を、採取個体位置の緯度・経度や地形など郡山 100 と同じ項目

について計測、記録した (以下、この成葉の 31 検体を郡山 31 と呼ぶ)。採取地は暖温帯上部から冷温帯に位置する。土壌母材は火山岩類、堆積岩類、花崗岩類などである (産業技術総合研究所地質調査総合センター 2015)。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。ゼンマイの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 0.7 L 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・イージーアンドジー株式会社 GEM40P4-76) でガンマ線スペクトロメトリの計測値を求めた。計測の条件は 2.1 の①～④と同じである。さらに含水率 0% のときの濃度に換算した。

フキでは葉身の方が葉柄よりも ^{137}Cs 濃度が高い傾向があり (清野・赤間 2015)、ワラビの新芽も穂先が葉柄より高いことが報告されている (長谷川・竹原 2016)。ゼンマイは大きい葉では葉柄 (stipe, Fig. 2) がとくに長くなり、葉全体に占める葉身の割合が小さくなることから、生育地の環境条件の影響とは別に、採取する葉の大きさによっても葉 ^{137}Cs 濃度が変わる可能性がある。そこで 10 地点の検体は小羽片 (pinnule) と [羽片中肋 (midrib) + 中軸 (rachis) + 葉柄] (Fig. 2) に分け、それぞれの ^{137}Cs 濃度を測定した。

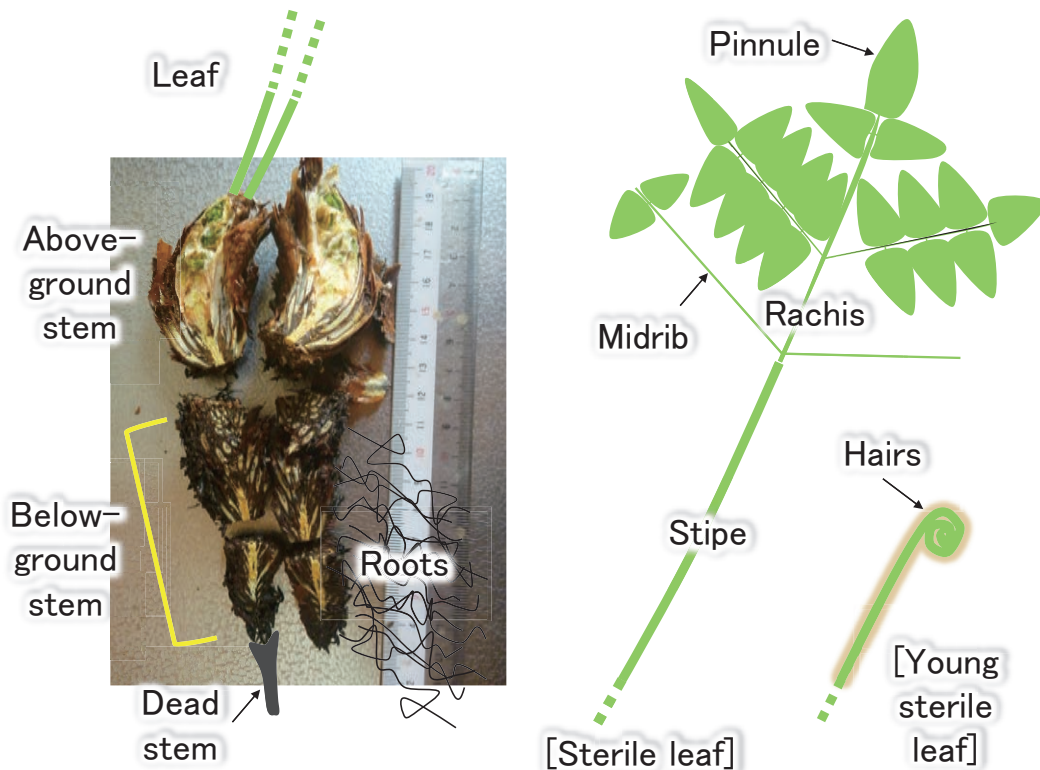


Fig. 2. ゼンマイ個体の形態と部位名
葉と枯死茎、根は模式的に描いた。

2.3 ゼンマイの成長と放射性セシウム濃度の季節変化

茨城県石岡市柵平国有林で2015年4月18日に林道の山側法面に生育するゼンマイ58個体を標識し、各個体の生育地の環境条件を計測、記録した(柵平プロット)。58個体は林道沿いの距離で約400m離れた2群(A、B群)に分かれ、A群は27個体、B群は31個体からなる。A、B群はいずれも斜面中～下部の林縁に分布し、斜面傾斜角の平均値とSDはそれぞれ 54 ± 18 度($n=27$)、 60 ± 18 度($n=31$)であった。生育地は暖温帯上部に位置し、土壌母材は領家変成岩(産業技術総合研究所地質調査総合センター2015)である。地上1mの平均空間線量率(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))は2015年4月18日にA群が $0.135 \mu\text{Sv h}^{-1}$ 、B群が $0.16 \mu\text{Sv h}^{-1}$ 、2016年6月17日にA群が $0.125 \mu\text{Sv h}^{-1}$ 、B群が $0.135 \mu\text{Sv h}^{-1}$ であった。

2015年4月18日は標識した全個体について、以降は5～9月の毎月中旬にA、B各群の3～6個体について栄養葉の長さを計測し、各計測個体から平均サイズの葉を1枚ずつ採取し、各月、群ごとに混合したものを検体とした。7月には標識した各個体について平均サイズの栄養葉の長さを計測した。2016年は2、4、5、6月に各群から1～3個体を掘り取って根系の空間的な広がりを観察するとともに、葉(leaf, Fig. 2; 栄養葉(sterile leaf)と孢子葉)、地上茎(aboveground stem, Fig. 2)、地下茎(belowground stem, Fig. 2)、根(roots, Fig. 2)、枯死茎(dead stem, Fig. 2)

に分け、個体(葉+茎+根)当たりのバイオマスや放射性セシウム、 ^{40}K の濃度、量の季節変化を求めた。また、11月に各群から1個体を掘り取ってバイオマスを求めた。ゼンマイの検体の放射性セシウム、 ^{40}K 濃度の測定方法は郡山31と同じであるが、採取月によって採取個体のサイズがやや異なった。ゼンマイは栄養葉の枚数(N)と絶乾個体重(W_t , g)との間に、ほぼ正比例の関係($W_t = 17.7N - 8.0$, $R^2 = 0.6293$, $P = 0.019$, $n = 8$)が成り立つことから、個体レベルでバイオマスや放射性セシウム、 ^{40}K の量を採取月間で比較するときは、栄養葉一枚当たりの量に変換した。その際、2月採取個体は当年の栄養葉が未展開であるため、枯れたまま脱落しない前年の栄養葉の数で代用した。

また、ゼンマイの同一個体から春と夏に栄養葉を採取して放射性セシウム濃度を計測した事例を、公表データ(清野・赤間2013, Kiyono and Akama 2013)や著者の未発表データから集めた。

2.4 ゼンマイの新芽の部位別の放射性セシウム濃度と葉柄の含水率

ゼンマイは主に栄養葉の新芽の葉柄を食用とし、綿毛(hairs, Fig. 2)や未展開の小羽片、大半の羽片中肋や中軸は除去される。しかし、過去に収集された栄養葉の新芽の検体の一部は食用部分以外も含んでいることから、食用部分の濃度に換算できるよう、茨城県石岡市の1群生

地の栄養葉の新芽 148 本（混合して 1 検体とした）について、調理の下ごしらえを念頭に置いて葉柄、綿毛、[小羽片+羽片中肋+中軸]に区分して検体を採り、それぞれの乾燥重と放射性セシウム濃度を計測した。また、葉柄の含水率を公表資料（清野・赤間 2013）や柵平プロットの検体で調べ、集計した。

2.5 生育地の環境条件とゼンマイの ^{137}Cs 濃度との関係

郡山 100 のデータについて、ゼンマイの葉の ^{137}Cs 濃度を基準変数とする重回帰分析を行った。生育地の環境条件のうち、①空間線量率、②斜面上の位置（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）、③斜面傾斜角（°）、④上木の多寡（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）、⑤リターの土地被覆面積割合（%）の 5 つを選び、相互の相関を求めたところ、空間線量率と斜面傾斜角との間に負の相関（ $r = -0.4291$ ）があり、他は $-0.2570 \sim 0.2274$ の弱い相関があった。このため、斜面傾斜角を除いた 4 条件について、ダミー変数以外は値を対数変換して予測変数とし、変数減増法で重回帰式を求めた。得られた結果にもとづき、ゼンマイの ^{137}Cs 濃度を予測するモデルを作成し、郡山 31 のデータで検証した。

本研究では、文献値以外の放射性セシウム濃度を 2015 年 9 月 1 日を基準日に減衰補正した。統計解析には R3.3.1（R Development Core Team 2011）を使用した。データの分布の正規性の判定に正規性検定ツール（CivilWorks（シビルワークス）、<http://www.civilworks.jp/>）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。

3. 結果

3.1 ゼンマイの生育地

郡山 100 の生育地 100 地点の地形は、斜面上部が 7 地点、斜面中部ないし平坦地が 69 地点、斜面下部が 24 地点で、斜面中・下部が 93% を占めた。斜面傾斜角は 1 ~ 46 度とさまざまであった。疎開地は 2 地点と少なく、林縁が 12 地点、林内が 86 地点であった。リターの被覆率は概して高く、96 地点で 100% であった。被覆率が 60 ~ 70% とやや低い 4 例は林縁や疎開地の生育地であった。敷地管理のため林床の草木が定期的に刈り払われている森林公園では、大きく育ったゼンマイの、面積数 10 m^2 におよぶ群生地も見られた。20 地点で調べたリターの現存量は $0.32 \sim 8.1 \text{ Mg ha}^{-1}$ （平均値と SD は $2.22 \pm 1.64 \text{ Mg ha}^{-1}$ ）であった。

郡山 31 の生育地は郡山 100 と同様で、斜面上部が 1 地点、斜面中部が 16 地点、斜面下部が 14 地点で、斜面中・下部が 97% を占めた。斜面傾斜角は 0 ~ 62 度とさまざまであった。疎開地はなく、林縁が 14 地点、林内が 17

地点であった。リターの被覆率は 27 地点で 100% であった。被覆率が 50 ~ 83% とやや低い 4 例は、斜面上部や林縁の生育地であった。人による植生管理に関しては、植物がよく刈り払われる道わき、法面などが 17 地点、数年以上刈り払いされていない林内が 14 地点であった。

空間線量率（地上高 1 m）は郡山 100 が $0.14 \sim 0.46 \mu\text{Sv h}^{-1}$ で、その平均値と SD は $0.30 \pm 0.089 \mu\text{Sv h}^{-1}$ （ $n = 100$ ）、郡山 31 が $0.08 \sim 0.41 \mu\text{Sv h}^{-1}$ と $0.23 \pm 0.084 \mu\text{Sv h}^{-1}$ （ $n = 31$ ）であった。

3.2 ゼンマイの葉の含水率、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{40}K 濃度、生育地のリター、土壌の ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{40}K 濃度と沈着量

郡山 100 の含水率の平均値と SD は $77 \pm 3\%$ （ $n = 100$ ）であった。 ^{134}Cs 濃度は $9 \sim 320 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ （100 検体中 9 検体は検出下限値未満であったため、検出下限値 $21 \sim 72 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ で代用：Appendix 2 参照）、 ^{137}Cs 濃度は $21 \sim 1200 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ 、 ^{40}K 濃度は $420 \sim 1500 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ （100 検体中 8 検体は検出下限値 $430 \sim 1300 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ で代用：Appendix 2 参照）であった。また、リターの ^{134}Cs 濃度は $260 \sim 5100 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ 、 ^{137}Cs 濃度は $950 \sim 20000 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ であった。 ^{40}K 濃度は 20 検体中 18 検体が検出下限値（ $480 \sim 1200 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ ）未満であった。リターの沈着量は ^{134}Cs が $0.47 \sim 22.3 \text{ kBq m}^{-2}$ 、 ^{137}Cs が $1.8 \sim 92.5 \text{ kBq m}^{-2}$ 、 ^{40}K が $9.1 \sim 390 \text{ kBq m}^{-2}$ （20 検体中 18 検体は検出下限値で代用：Appendix 2 参照）であった。土壌の ^{134}Cs 濃度は $150 \sim 1600 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ 、 ^{137}Cs 濃度は $550 \sim 6700 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ 、 ^{40}K 濃度は $260 \sim 900 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ （20 検体中 10 検体は検出下限値 $260 \sim 430 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ で代用：Appendix 2 参照）であった。土壌の沈着量は ^{134}Cs が $2.9 \sim 46.4 \text{ kBq m}^{-2}$ 、 ^{137}Cs が $11.6 \sim 200 \text{ kBq m}^{-2}$ 、 ^{40}K が $7.6 \sim 3500 \text{ kBq m}^{-2}$ 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。2015 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 はゼンマイ葉で 0.28 ± 0.08 （ $n = 100$ ）、リターで 0.25 ± 0.02 （ $n = 20$ ）、土壌で 0.25 ± 0.02 （ $n = 20$ ）であった。

^{134}Cs 濃度が検出下限値を下回った検体を除外し、 ^{137}Cs 濃度と $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比との関係をゼンマイとリター、土壌についてそれぞれ求めたところ、ゼンマイ（ $P = 0.362$, $n = 91$ ）とリター（ $P = 0.981$, $n = 20$ ）では関係は有意でなく、土壌では ^{137}Cs 濃度が薄い場合に $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比がやや大きくなる傾向（ $P = 0.0251$, $n = 20$ ）があった。 ^{137}Cs 濃度が低い検体では、福島事故前に大気圏内での核実験で放出された ^{137}Cs の影響で、 $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比が小さくなると思われるが、今回のデータではそのような傾向はなかった。したがって、今回計測された ^{137}Cs は福島事故由来のものが殆どで、核実験の影響は無視できる程度と考えられた。

また、 ^{134}Cs 濃度が検出下限値を下回った検体は除外し

て¹³⁴Cs/¹³⁷Cs濃度比を求めたところ、郡山100ゼンマイ葉が 0.27 ± 0.04 ($n=91$)、郡山31検証用ゼンマイ葉が 0.25 ± 0.06 ($n=31$)、春-夏葉濃度比算出用ゼンマイ個体 ($n=8$)の春葉と夏葉がそれぞれ 0.27 ± 0.08 と 0.26 ± 0.09 、郡山100リターが 0.26 ± 0.01 ($n=20$)、郡山100土壌が 0.25 ± 0.02 ($n=20$)であった。分散分析の結果、群間に平均値の有意差はなかった ($P=0.1604$)。このため、以下では放射性セシウムに関しては¹³⁷Cs濃度の解析結果について述べることにする。

3.3 ゼンマイとその生育地のリター、土壌の¹³⁷Cs、⁴⁰K濃度の範囲と頻度分布の形

郡山100の¹³⁷Cs濃度の分布は対数正規分布にしたがった (D'Agostino's K-squared test, $K^2=1.5054$, $P=0.4711$; Anderson-Darling test, $A^2=0.2717$)。SDは0.9291、対数平均値の真数は165 (同平均値+SD, 417; 平均値-SD, 65) Bq dry-kg⁻¹であった。⁴⁰K濃度は8検体で検出下限値 (430~1,300 Bq dry-kg⁻¹)を下回った。検出下限未満の8検体の⁴⁰K濃度を検出下限値で代用したときの郡山100の⁴⁰K濃度は420~1,500 Bq dry-kg⁻¹であった。濃度分布は対数正規分布にしたがった ($K^2=0.1528$, $P=0.9265$; $A^2=0.5464$)。SDは0.2720、対数平均値の真数は795 (平均値+SD, 1,044; 平均値-SD, 606) kBq dry-kg⁻¹であった。⁴⁰K濃度は¹³⁷Cs濃度との間に有意な関係が認められなかった

($P=0.227$)。⁴⁰K濃度は¹³⁷Cs濃度と比べて値の変動幅がごく小さかった。

リター、土壌それぞれ20検体の¹³⁷Csの沈着量も対数正規分布にしたがった (リターの¹³⁷Cs, $K^2=0.5073$, $P=0.7759$; $A^2=0.1963$ 、土壌の¹³⁷Cs, $K^2=1.2604$, $P=0.5325$; $A^2=0.3266$)。対数平均値の真数は、リター¹³⁷Csが11 (平均値+SD, 29; 平均値-SD, 3.8) kBq m⁻²、土壌¹³⁷Csが44 (平均値+SD, 102; 平均値-SD, 19) kBq m⁻²であった。深さ0.05 mまでの表層土壌にリターの約4倍の放射性セシウムが存在していた。

3.4 ゼンマイの葉の大きさが葉¹³⁷Cs濃度に及ぼす影響

大きな葉では小羽片の葉全体に占める重量比が小さくなる傾向があり (Fig. 3a)、小羽片/[羽片中肋+中軸+葉柄]の¹³⁷Cs濃度比は高くなる傾向があった (Fig. 3b)。二つの傾向が打ち消しあった結果として、小羽片/[羽片中肋+中軸+葉柄]の¹³⁷Cs量比 (Fig. 3c) や葉全体の¹³⁷Cs濃度 (Fig. 3d) が葉の大きさによって変化する傾向は認められなかった。

3.5 ゼンマイのバイオマスとその¹³⁷Cs、⁴⁰K濃度、量の時間的変化

棚平プロットのゼンマイは、2015年4月に孢子葉に少し遅れて栄養葉を伸ばし始めた (Fig. 4a)。栄養葉は5月ま

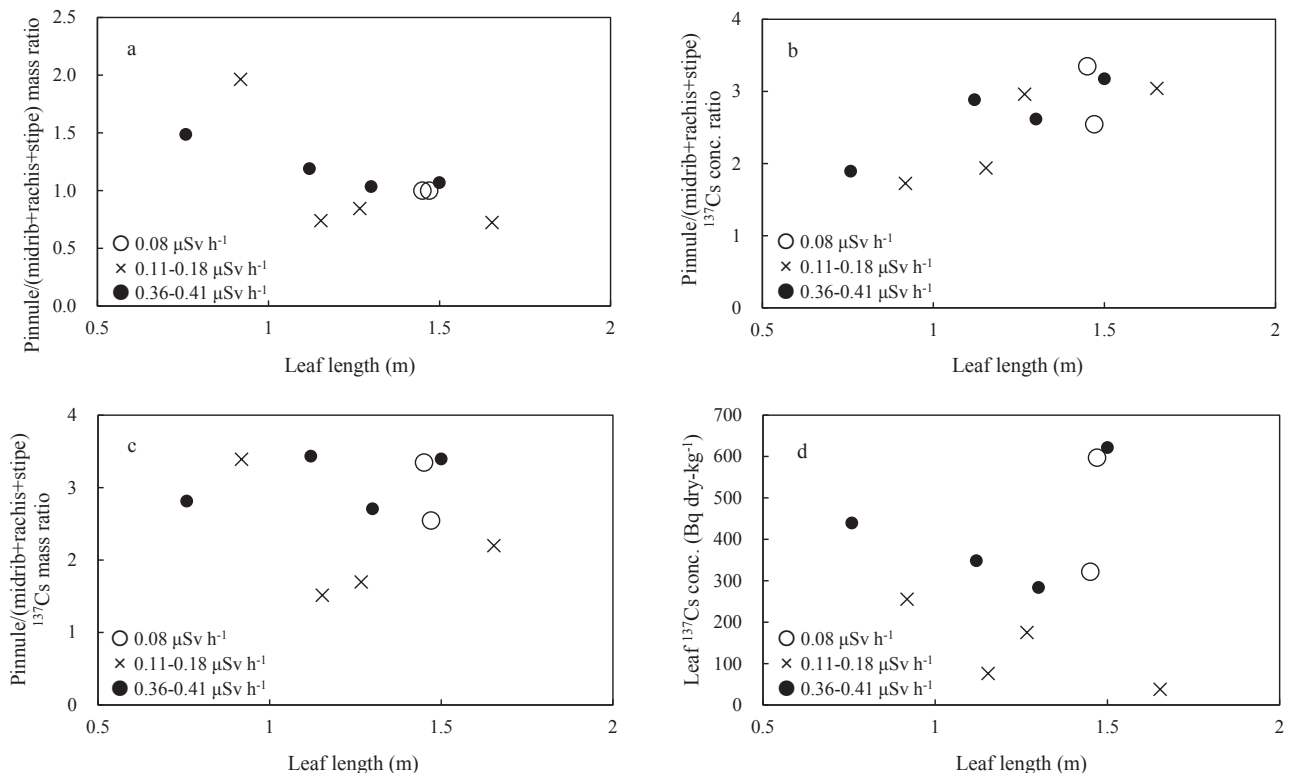


Fig. 3. ゼンマイの葉の大きさと小羽片、[羽片中肋+中軸+葉柄]の重量、¹³⁷Cs濃度の関係

福島県と茨城県の10検体。a: 小羽片/[羽片中肋+中軸+葉柄]重量比、b: 小羽片/[羽片中肋+中軸+葉柄]¹³⁷Cs濃度比、c: 小羽片/[羽片中肋+中軸+葉柄]¹³⁷Cs量比、d: 葉¹³⁷Cs濃度

でほぼ伸び切り、以後夏までの成長はわずかであった。個体によって開葉開始の遅速はあったが、同じ個体の葉は一斉に開葉し、開葉後の葉数はほぼ一定であった。7月の個体ごとの平均サイズの栄養葉の長さの平均値とSDはA群 1.1 ± 0.3 m ($n = 25$)、B群 1.3 ± 0.2 m ($n = 31$) で、B群の方が平均個体サイズは大きかった ($P = 0.007$, 対応のない異分散の2組の平均値の差のt検定)。一部(2%)の個体は8~9月に新しい葉を1~2枚展ばした。これは、樹木等の土用芽に相当するものと考えられた。8~9月に展開した栄養葉は概して小さく、春の栄養葉が生存していれば、それより大きくなることはなかった。9月20日には小羽片の約1/3~1/2が黄葉ないし枯死していた。11月も一部の小羽片は生存していた。

ゼンマイの根はひげ根で、短い地下茎から周囲に広がっていた (Fig. 2, 写真)。根は概して浅く、その広がりは水平方向には個体の葉群半径に近い0.3~0.5 m、垂直方向には地表面から深さ0.1ないし0.17 mまでの範囲であった。検体にした個体の解体時の観察によると、春の開葉後の個体でも茎頂に多数の未展開の幼葉(葉原基)を保持していた (Fig. 2, 写真)。この未展開の幼葉は植食動物に葉を損なわれたときなどに発芽させるスベアと考えられ、その数は個体サイズの小さいA群では少なかった。サイズの小さい個体は多くの資源を温存に割くことができな

いようである。春の開葉後の5、6月の同化/非同化部重比はA群が0.31と0.26、B群が0.67と0.39、両群込みの比の平均値とSDは 0.41 ± 0.18 ($n = 4$) であった。

葉の ^{137}Cs 、 ^{40}K 濃度は5月にピークを持ち、6月以降はより低い濃度でおおむね安定していた (Fig. 4b,c)。

2月から6月にかけて葉一枚当たりの個体(葉+茎+根)バイオマスは増加傾向にあった (Fig. 5a)。 ^{137}Cs の個体当たりの量も上昇し (Fig. 5b, c)、値の上昇はA群で著しかった。 ^{40}K の個体当たりの濃度も上昇傾向にあったが ^{137}Cs と異なり、A、B群間の違いは小さかった (Fig. 5d)。 ^{137}Cs の個体当たりの量の増加の開始はB群が早く、4月にピークを持った (Fig. 5e)。A群は開始が遅れ、6月まで増加を続けた。個体 $^{137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$ 濃度比は5月のA群が顕著に高かった (Fig. 5f)。葉一枚当たりの個体バイオマスは6月と11月の間で有意差がなかった ($P = 0.49099$, $n = 2$; 対応のある2組の平均値の差のt検定)。成長と枯死によりバイオマスが全て入れ替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。それを2016年2~11月に観測したバイオマスの((最大値+最小値)/2)/(最大値-最小値)で近似したところ、A群は1.4年、B群は5.7年で、A群の個体はB群の個体より短い時間でバイオマスを置き換えていると考えられた。

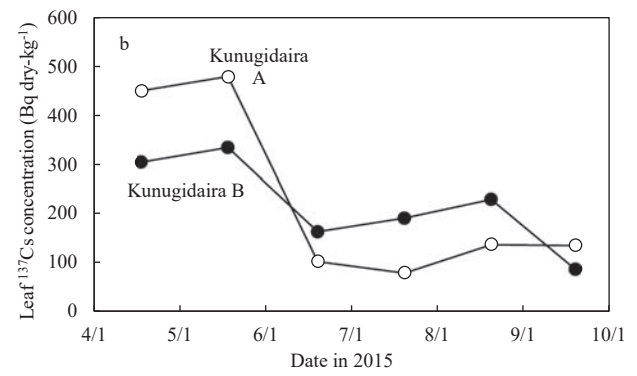
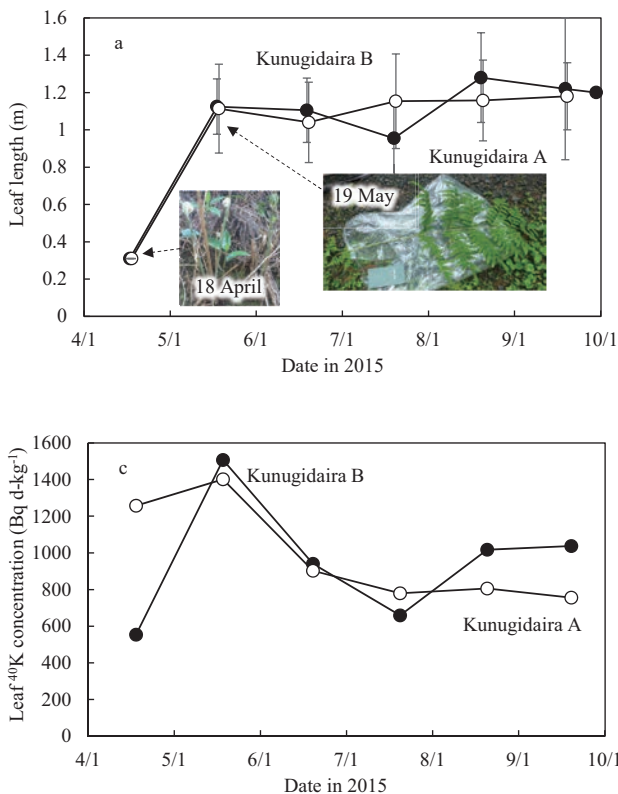


Fig. 4. ゼンマイの葉の長さ と ^{137}Cs 、 ^{40}K 濃度の季節変化
a: ゼンマイの葉長。A、B群それぞれ3~5以上の個体の各平均サイズの栄養葉の長さの平均値。バーは標準偏差。毎月同じ個体とは限らない。b: 葉の ^{137}Cs 濃度。c: 葉の ^{40}K 濃度。A、B群それぞれ3~5個体以上の栄養葉の混合。毎月同じ個体とは限らない。4月の検体は綿毛を除去した。

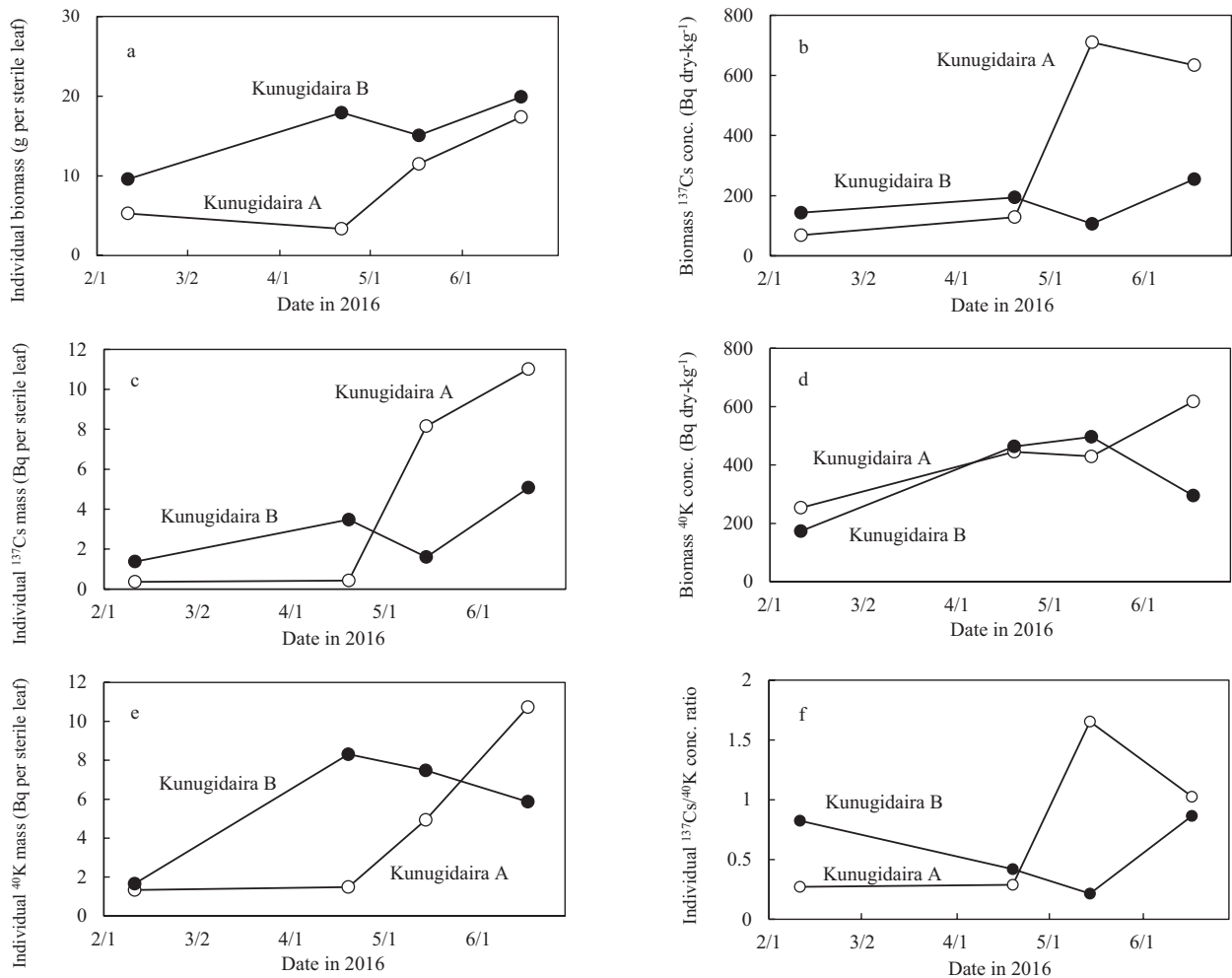


Fig. 5. ゼンマイの個体のバイオマスと ^{137}Cs 、 ^{40}K の濃度、量の季節変化

a: バイオマス、b: ^{137}Cs 濃度、c: ^{137}Cs 量、d: ^{40}K 濃度、e: ^{40}K 量。個体バイオマスは地上部（綿毛を含む葉、地上茎）と地下部（地下茎、根）の合計。個体のバイオマスと ^{137}Cs 量、 ^{40}K 量は葉一枚当たりの値で表した。

3.6 新芽の食用部分の濃度と夏の成葉濃度の関係

^{137}Cs の春の新芽濃度と夏の成葉濃度を比較できる事例が福島県川内村で3つ、郡山市、只見町、茨城県石岡市から1つずつ得られた。これに柗平プロットA、B群の4月と7月の値を加えた8事例について求めた新芽/成葉 ^{137}Cs 濃度比の平均値とSDは 2.4 ± 1.5 ($n = 8$)であった。 ^{137}Cs について、新芽全体の濃度を1としたときの綿毛、[小羽片+羽片中肋+中軸]、葉柄の各部分の濃度はそれぞれ0.32、1.39、0.77であった。新芽/成葉 ^{137}Cs 濃度比(2.4)、新芽全体に対する葉柄濃度比(0.77)から、春の新芽の食用部分の濃度は夏の成葉濃度の1.8倍と見積もられた。

新芽の葉柄の含水率は川内村で2つ（清野・赤間2013）、柗平プロットA、B群で2つの事例が得られた。含水率の平均値とSDは $90 \pm 3\%$ ($n = 4$)であった。

郡山100について、含水率を成葉77%、新芽90%とし、春の新芽の食用部分の絶乾重当たり濃度を夏の成葉濃度の1.8倍と仮定して春の新芽のときの $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ 濃度を推定したところ、 $100 \text{ Bq fresh-kg}^{-1}$ を超える検体数は100中81であった。

3.7 生育地の環境条件とゼンマイの葉の ^{137}Cs 濃度との関係

ゼンマイの葉の ^{137}Cs 濃度はリターの ^{137}Cs 沈着量と有意 ($P = 0.0224$, $n = 20$, Fig. 6a) な正の相関関係があり、土壌の ^{137}Cs 沈着量とは有意な関係が認められなかった ($P = 0.8621$, $n = 20$, Fig. 6b)。空間線量率はリターの ^{137}Cs 沈着量との関係が有意でなく ($P = 0.097$, $n = 20$, Fig. 6c)、土壌の ^{137}Cs 沈着量との間に有意 ($P = 0.0413$, $n = 20$, Fig. 6d) な正の相関関係があった。空間線量率とリターと土壌の ^{137}Cs 沈着量の合計値との間にはより強い ($P = 0.013$, $n = 20$) 正の相関関係があった。

重回帰分析の結果、ゼンマイの葉の ^{137}Cs 濃度との関係に意味があると判断されたのは、空間線量率 ($P = 0.0431$, $n = 100$) と上木の多寡 ($P = 0.1177$, $n = 100$)、リターの多寡 ($P = 0.0948$, $n = 100$) の3つであった。生育地の空間線量率が高い場合 (Fig. 7a) や、生育地が疎開地よりも林縁、さらに林内である (Fig. 7b)、個体周りのリターが多い (Fig. 7c) と ^{137}Cs 濃度が高くなると考えられた。

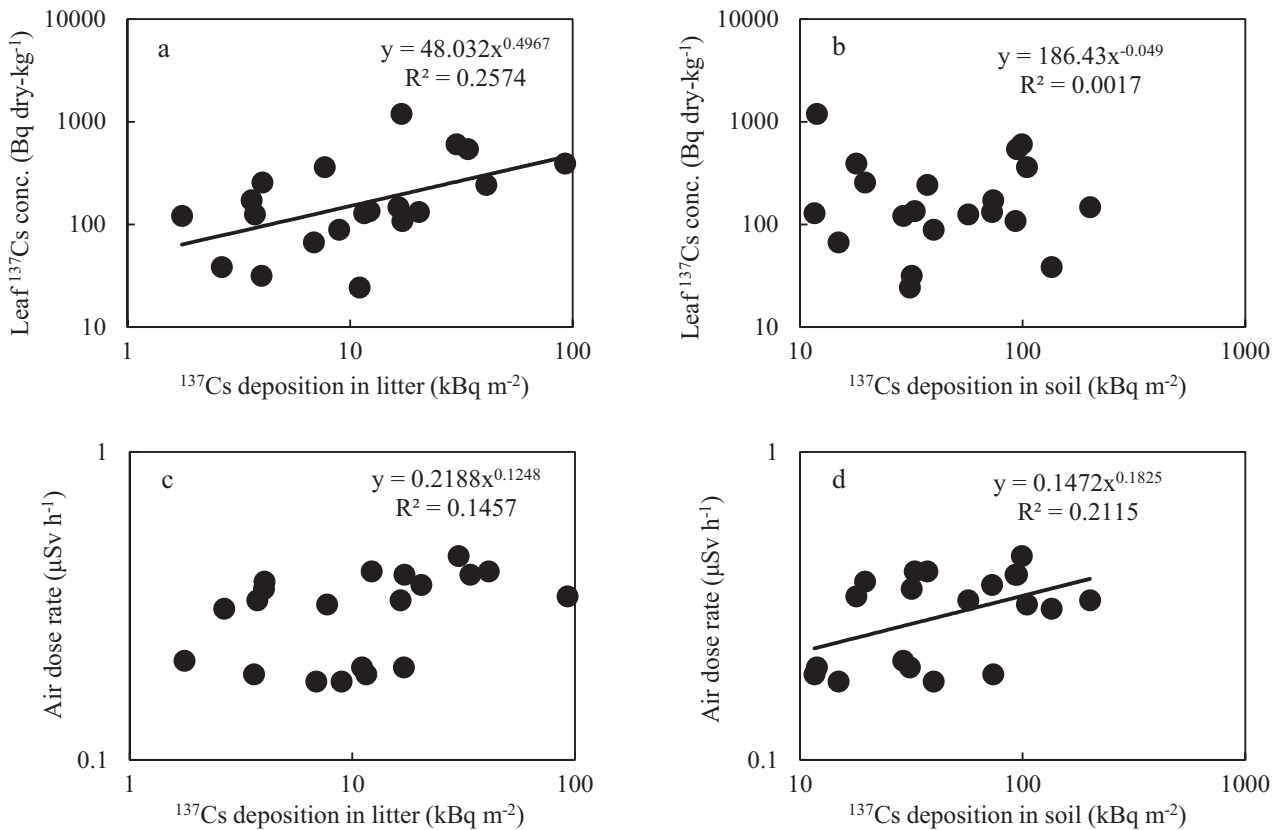


Fig. 6. リター、土壌への ^{137}Cs 沈着量と空間線量率、ゼンマイの葉 ^{137}Cs 濃度との関係
 郡山市内 20 地点で調査。空間線量率は地上高 1 m の値。a: ゼンマイの葉 ^{137}Cs 濃度とリターへの ^{137}Cs 沈着量、b:
 ゼンマイの葉 ^{137}Cs 濃度と土壌への ^{137}Cs 沈着量、c: 空間線量率とリターへの ^{137}Cs 沈着量、d: 空間線量率と土壌へ
 の ^{137}Cs 沈着量。

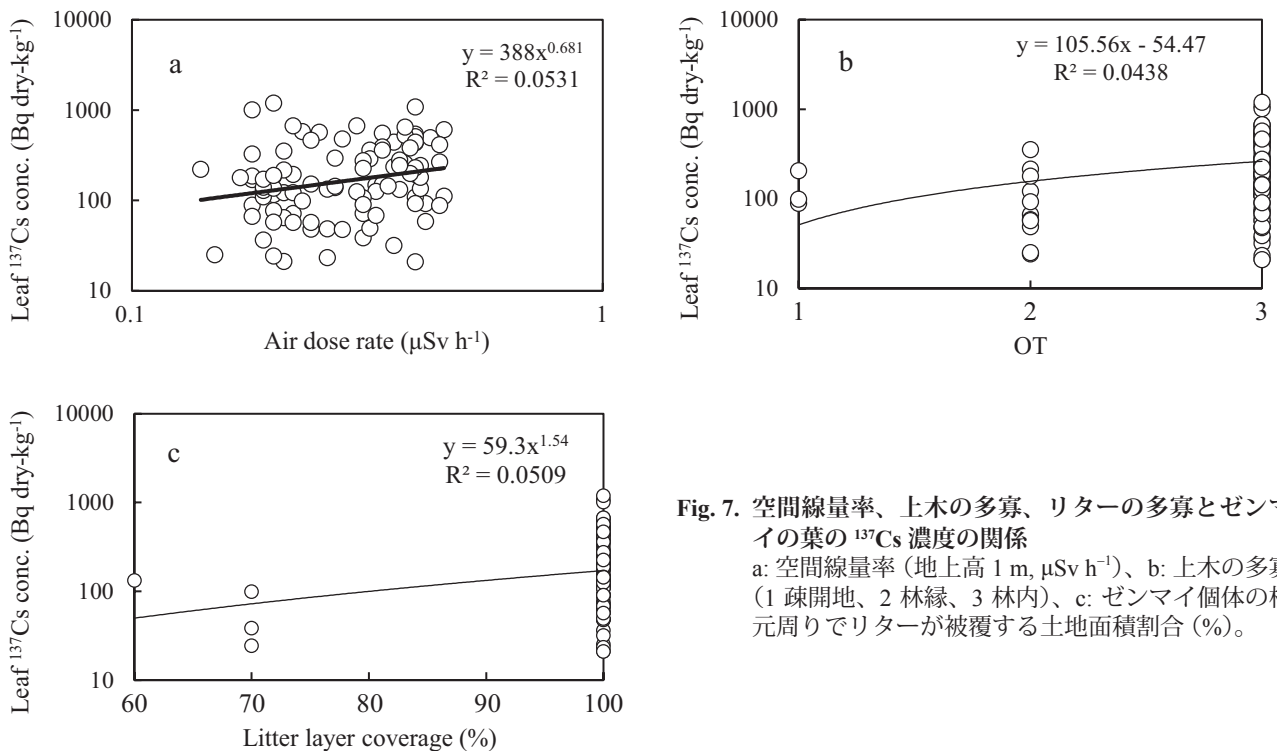


Fig. 7. 空間線量率、上木の多寡、リターの多寡とゼンマイの葉の ^{137}Cs 濃度の関係
 a: 空間線量率 (地上高 1 m, $\mu\text{Sv h}^{-1}$)、b: 上木の多寡 (1 疎開地、2 林縁、3 林内)、c: ゼンマイ個体の根
 元周りでリターが被覆する土地面積割合 (%)。

3.8 生育地の環境条件からゼンマイの葉の ^{137}Cs 濃度を予測するモデルの作成

ゼンマイの葉の ^{137}Cs 濃度との関係が見いだされた空間線量率、上木の多寡、リターの多寡の3つの一部あるいは全てを予測変数とする式 (Eqs. 1~7) を作成した。Eqs. 1~7 はいずれも有意であった ($P = 0.007 \sim 0.040$)。これらをゼンマイの葉の ^{137}Cs 濃度を予測するモデル1~7とした。 AIC (Akaike 1973) の値から、3要因のモデル1が最も当てはまりが良く、ついで空間線量率を含む2要因のモデル2、3が良いと考えられた。

$$\ln(\text{CON } ^{137}\text{Cs}_{\text{OIL}}) = 0.5905 \ln(\text{ADR}) + 0.3258 \text{OT} + 1.9559 \ln(\text{LT}) - 4.0519 \quad (R^2 = 0.1167, P = 0.0075, AIC = 265.7, n = 100) \quad (1)$$

$$\ln(\text{CON } ^{137}\text{Cs}_{\text{OIL}}) = 0.5779 \ln(\text{ADR}) + 0.4053 \text{OT} + 4.6837 \quad (R^2 = 0.0905, P = 0.0100, AIC = 266.6, n = 100) \quad (2)$$

$$\ln(\text{CON } ^{137}\text{Cs}_{\text{OIL}}) = 0.6716 \ln(\text{ADR}) + 2.3736 \ln(\text{LT}) - 4.9451 \quad (R^2 = 0.0938, P = 0.0084, AIC = 266.2, n = 100) \quad (3)$$

$$\ln(\text{CON } ^{137}\text{Cs}_{\text{OIL}}) = 0.4012 \text{OT} + 1.8943 \ln(\text{LT}) - 4.7244 \quad (R^2 = 0.0781, P = 0.0194, AIC = 267.9, n = 100) \quad (4)$$

$$\ln(\text{CON } ^{137}\text{Cs}_{\text{OIL}}) = 0.6808 \ln(\text{ADR}) + 5.9599 \quad (R^2 = 0.0531, P = 0.0211, AIC = 268.6, n = 100) \quad (5)$$

$$\ln(\text{CON } ^{137}\text{Cs}_{\text{OIL}}) = 0.4767 \text{OT} + 3.7557 \quad (R^2 = 0.0535, P = 0.0206, AIC = 268.6, n = 100) \quad (6)$$

$$\ln(\text{CON } ^{137}\text{Cs}_{\text{OIL}}) = 2.4148 \ln(\text{LT}) - 5.9778 \quad (R^2 = 0.0421, P = 0.0405, AIC = 269.8, n = 100) \quad (7)$$

ここで、 $\text{CON } ^{137}\text{Cs}_{\text{OIL}}$ はゼンマイ葉の ^{137}Cs 濃度 (Bq dry-kg^{-1})、 ADR (air dose rate) は空間線量率 ($\mu\text{Sv h}^{-1}$)、 OT は上木の被覆の程度を表す値で疎開地は1、林縁は2、林内では3を取る。 LT はゼンマイ個体の根元周りにおけるリターの土地被覆面積割合 (%) である。これらのモデルは ADR が $0.14 \sim 0.46 \mu\text{Sv h}^{-1}$ 、 LT が $60 \sim 100\%$ の範囲に適用される。

郡山31の生育地の空間線量率や上木、リターの値をモデル1~7に代入して求めた ^{137}Cs 濃度の予測値 (Fig. 8) は、モデルによって異なるが31地点中25~30の予測値は観測値の約1/5から5倍の間にあり、バラツキが大きかった。予測値の系統誤差は小さかった。予測値と観測値の関係をべき乗式で近似したときの回帰線 (一本鎖線, Fig. 8) を見ると、モデル1、3、4は1:1の線にほぼ重なり、式の傾きも1に近かった (0.88~1.13)。モデル2、5、6は回帰線の傾きが大きく (1.82~1.94)、 ^{137}Cs 濃度が低いときに実際より高い濃度を予測する傾向、また、モデル7は回帰線の傾きが小さく (0.648)、 ^{137}Cs 濃度が低いときに実際より低い濃度を予測する傾向があった。

対数変換した郡山100の ^{137}Cs 濃度の平均値と測定値の差のSDが0.9291であったのに対して、3変数のモデル1の予測値の観測値からの隔たり (残差) のSDは0.8732と小さくなった。SDは同様に2変数のモデル2では0.8860、モデル3では0.8844、モデル4では0.8920、1変数のモデル5では0.9041、モデル6では0.9039、モデル7では

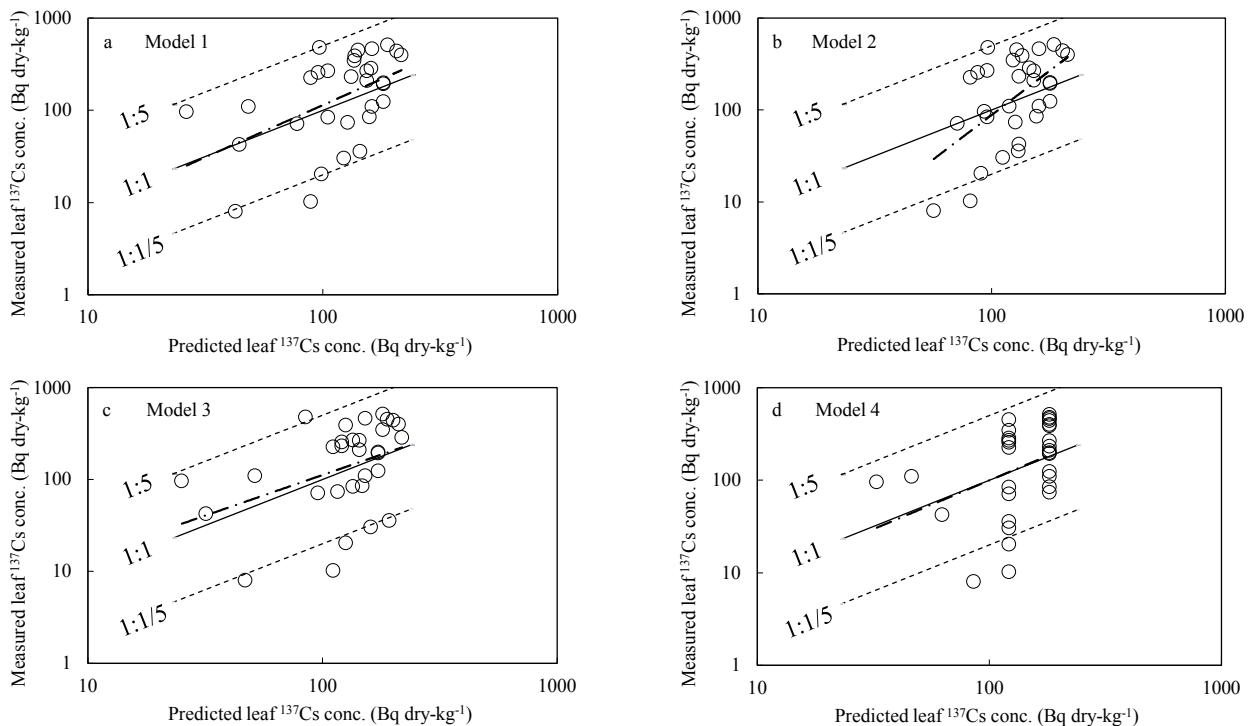


Fig. 8. モデルで予測したゼンマイの葉の ^{137}Cs 濃度の検証 (a~d)

a: 空間線量率 (ADR)、上木の被覆 (OT)、リターの被覆 (LT) の3要因モデル、b: ADR と OT の2要因モデル、c: 同 ADR と LT 、d: 同 OT と LT

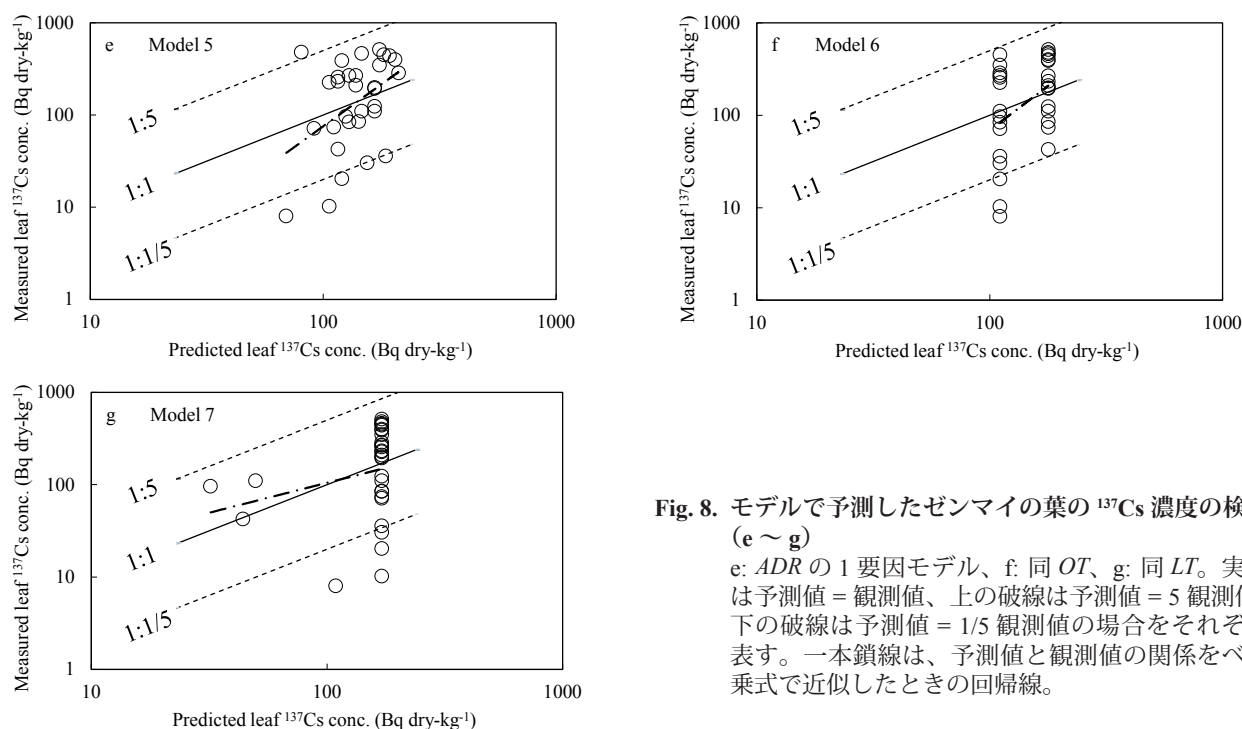


Fig. 8. モデルで予測したゼンマイの葉の ^{137}Cs 濃度の検証 (e ~ g)

e: ADR の 1 要因モデル, f: 同 OT, g: 同 LT。実線は予測値 = 観測値、上の破線は予測値 = 5 観測値、下の破線は予測値 = 1/5 観測値の場合をそれぞれ表す。一本鎖線は、予測値と観測値の関係をべき乗式で近似したときの回帰線。

0.9093 で、いずれも 0.9291 より小さい値であった。各モデルの 95% の予測区間は、マハラノビス距離を D_i 、変数の数を p 、残差平方和を RSS としたとき、予測値 $\pm 95\%$ の t 値 $x \left((1 + 1/n + D_i^2 / (n-1)) \times RSS / (n-p-1) \right)^{0.5}$ で表される (豊田 2012)。SD が減り、RSS が小さくなれば、その分 n (検体数) を減らしても、同じ幅の予測区間を維持できる可能性がある。そこでモデルを用いなかったときの n を出荷制限の解除申請例 (厚生労働省 2015a, b) を参考に 60 とし、モデル 1 ~ 7 を用いたときに同等の予測区間が得られる n を計算したところ、変数が 3 つのモデル 1 では $n = 62$ であった。同様に、2 変数のモデル 2 ~ 4 では $n = 61$ 、1 変数のモデル 5 と 6 では $n = 60$ 、モデル 7 では $n = 61$ で、いずれの n も 60 未満にならなかった。

4. 考察

4.1 野生ゼンマイの生育地の特徴

野生ゼンマイの生育地はおもに斜面の中部から下部にかけての林縁や林内で、リターの被覆率の高い場所であった。ゼンマイは孢子で繁殖する植物で、孢子は小さいので鉱質土壌がむき出しになった場所で発芽・定着し易い。自然条件では崖や侵食地などで表土の移動がしばらく止まっている場所がそれに当たるが、養分に恵まれないので、大きな個体には育たない。一方、そうした個体が土砂ごと斜面下部にずり落ちた場合や、法面や側溝のような人工物のそば、人や大型動物がよく立ち入る場所で落葉が剥がされて鉱質土壌が現れた場所に定着した個体は、大きくなる。ゼンマイは土が深く肥沃な場所でよく育つ (愛媛県 1986)。また、林内では上木の間引きや

除草が行われ、日当たりが良い条件を好む (新潟県森林研究所 2011)。ゼンマイは茎頂に多数の未展開幼葉を持ち (Fig. 2)、新芽や葉を取り去られると速やかに新葉を展開するので、夏に下草刈りが行われることの多い場所は他の草木との競争がゼンマイに有利に働く。ゼンマイの大群生は人の助力の結果であることが少なくない。森林公園などで見られた、大きく育ったゼンマイの面積数 10 m^2 におよぶ群生地は、敷地管理のための下草刈りの結果できたものと考えられる。

このような生育地の特徴が見られた郡山 100 のうち 81 例で、新芽の ^{134}Cs と ^{137}Cs 濃度の合計値が、出荷制限の基準値 ($100 \text{ Bq fresh}\cdot\text{kg}^{-1}$) を超えると推定された。郡山市では依然としてゼンマイの出荷制限が必要な状況にあることが確かめられた。

4.2 ゼンマイの成長と ^{137}Cs 、 ^{40}K 濃度、量の季節的变化

チェルノブイリ原発事故後や福島原発事故後の調査で、春から夏にかけて植物体が大きくなるときに ^{137}Cs 濃度が低下する傾向が、落葉性多年草のミネハリイ (*Trichophorum caespitosum*) やヌマガヤ (*Molinia coerulea*) (Bunzl and Kracke 1989)、フキ (清野・赤間 2015) で報告されている。ツツジ科の常緑樹 *Calluna vulgaris* では年によって葉の濃度に季節的な低下が認められないことがあった (Bunzl and Kracke 1989) が、同じ年に幹では顕著に濃度が低下しており、葉と幹を合わせたときの濃度には多年草と同様の傾向があると見られる。

しかし、ゼンマイでは葉がほぼ展開を終えた 5 月でも濃度が低下せず (Fig. 4b)、多年生植物でのこれまでの報

告とは異なるようである。地下部からの転流に加えて、根から新たな吸収があった可能性がある。ゼンマイで、2月から6月にかけて個体¹³⁷Cs量が増えた (Fig. 5c) のは、その間に根から新たに¹³⁷Csが吸収されたことを表す。同じ時期、個体当たり⁴⁰K濃度はA、B群で似たような値で推移した (Fig. 5d)。葉も同様であった (Fig. 4c)。カリウムは植物の多量必須元素の一つであるので、これらはゼンマイにとって季節や部位に応じた適度なカリウム濃度があることを示していると考えられる。セシウムは植物の必須元素ではないが、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 (小林 2013)。展葉期 (Fig. 4a) に必要なカリウムを吸収するときに¹³⁷Csも吸収し、結果としてA群はB群より多くの量を吸収した (Fig. 5c, f) と考えられる。⁴⁰Kで見られたような濃度調節のしくみ (Fig. 4c, 5d) が¹³⁷Csには働かないために、¹³⁷Cs濃度は変動が大きいのかも知れない。これは空間線量率と¹³⁷Cs濃度との関係 (Fig. 7a) のバラツキを大きくする一因となりうる。空間線量率はA群 (0.125 ~ 0.135 $\mu\text{Sv h}^{-1}$) がB群 (0.135 ~ 0.16 $\mu\text{Sv h}^{-1}$) より低かった。それにもかかわらず、A群の¹³⁷Cs濃度は5月にB群の7倍も高かった (Fig. 5c)。

こうした違いが生じた理由として考えられることの一つは、A、B群の春の成長開始時期の違いである。芽吹き時期は個体の栄養状態の影響を受ける (河合 2009)。A群は、B群より遅れてバイオマスの増加が始まっており (Fig. 5a)、この時期 (5月) の気温上昇で土壌有機物の分解がより進み、増えた交換性の¹³⁷Csを根が吸収していた可能性 (Burger and Lichtscheidl 2018) が考えられる。加えて、A群では個体が小さく、貯蔵されているものが少なく、新たな吸収分が占める割合が大きいことも影響している可能性も考えられる。A群はB群より短時間でバイオマスを置き換えているようであった (3.5)。濃度の季節変化は、貯蔵分の利用に加え、新たな吸収と個体の成長のバランスで決まる。B群は、A群と比べて吸収と成長のバランスが取れていたのに対して、A群は成長の開始が遅れたのでリターや土壌有機物の分解が始まってから急成長し、それにとまって¹³⁷Csの吸収も急激であったと考えられる。フキでも⁴⁰Kと比べ¹³⁷Cs濃度の季節変化が大きかった (清野・赤間 2017)。ゼンマイと同様に⁴⁰Kで見られたような濃度調節のしくみが¹³⁷Csに働かないために、¹³⁷Cs濃度の変動が大きくなったと考えられる。

4.3 ゼンマイの葉の¹³⁷Cs濃度と関係する環境条件

ゼンマイの葉¹³⁷Cs濃度と有意な関係があると判断された環境条件は、空間線量率と上木の多寡、リターの多寡であった (Fig. 7)。ただし、それぞれとの単回帰の決定係数の値は小さく ($R^2 = 0.0421 \sim 0.1167$)、データのバラツキは大きかった。空間線量率や上木、リターの状態が同じでも¹³⁷Cs濃度が100倍違う場合があった。換言すると、空間線量率が数倍違っても、それでゼンマイの放射性セ

シウム濃度が違うとは限らないという結果であった。上木の多寡については、事故時に放出された放射性セシウムを周囲より高い木が樹冠にいったん捉えて樹下に落とし、ゼンマイがそれを吸収した結果と考えられる。地表付近の空間線量率が、孤立したアカマツ樹群の下で目立って高く、そのアカマツの落葉に事故時に直接附着したと考えられる比較的高濃度の¹³⁷Csが含まれていることが報告されている (清野 2014)。

空間線量率はリター中の¹³⁷Csとは有意な関係がなく (Fig. 6c)、土壌中の¹³⁷Csと有意な相関関係にあった (Fig. 6d)。表層0 ~ 0.05 mの土壌にはリター中の量の約4倍の放射性セシウムがあった。空間線量率を計測した地上高1 mの位置から見ると、リターまでの距離とその下の表層0 ~ 0.05 mの土壌までの距離の違いは殆ど無視できるので、地上高1 mの空間線量率はリターよりも土壌中の放射性セシウム量に影響されて変化しているようである。

ゼンマイへの¹³⁷Csの移行に関しては、ゼンマイの根は地表面から深さ0.1 ~ 0.17 mまでの間にも分布するので、表層数cmの土壌に多くが分布する土壌中の¹³⁷Cs (松田・斎藤, fukushima.jaea.go.jp/initiatives/cat03/pdf08/Part1-6.pdf) の位置に届いているはずである。しかし、土壌中の¹³⁷Csは、ゼンマイの葉¹³⁷Cs濃度とは有意な関係がなかった (Fig. 6b)。これは土壌の¹³⁷Csの総量が多くても、交換性の¹³⁷Csが多いとは限らないことを示唆している。土壌中の¹³⁷Csがゼンマイの根にとって吸収しにくい状態にある理由として、事故から時間が経ち、土壌に吸着 (日本農学会 2011) された¹³⁷Csが増えていることが考えられる。

一方、リターはその¹³⁷Cs沈着量がゼンマイの葉の¹³⁷Cs濃度と有意な関係にあった。リターには表層土壌よりも多くの交換性セシウムが含まれており (山本ら 2014)、¹³⁷Csがゼンマイに吸収され易い形態で維持されていると考えられる。落葉はゼンマイ自身 (Fig. 4b, 黄葉や枯れが進んだ9月の葉にも¹³⁷Csが含まれていた)、また、上木のあるところでは上木からももたらされるので、ゼンマイではリターが¹³⁷Csの重要な供給源と考えられる。

なお、空間線量率がゼンマイの葉の¹³⁷Cs濃度と有意ではあっても決定係数の低い関係しか見られなかった (Fig. 7a) 他の理由として、地表面から1 mの高さの空間線量率が、ゼンマイの根系の範囲 (柵平プロット A、B群では個体の中心から0.3 ~ 0.5 m) の物質からの放射線だけを計測しているのではなく、その周囲からの放射線も計測していることや、降水の有無 (大瀧ら 2013)、土壌の種類による遮蔽の違いといった計測対象や計測条件の影響が考えられる。

その他の環境条件については、事故の翌春 (清野・赤間 2013) や翌々春 (Kiyono and Akama 2013) の調査で、ゼンマイを含む山菜の放射性セシウム濃度が、窪地や谷型をした地形など地表面水や地下水が集まりやすい場所では高いことが報告されている。しかし、今回のゼンマイ

では、生育地の斜面上の位置はゼンマイの放射性セシウム濃度と有意な関係はなかった。事故から年数が経つにつれ、交換性の放射性セシウムの地形に沿った分布が変化し、地形による違いがなくなっているのかも知れない。地形は事故後1～2年は山菜の放射性セシウム濃度の指標として価値が高かったが、現在は価値が低下している可能性がある。

4.4 出荷制限解除のための新芽の検体採取の負担の軽減の可能性

郡山100で作成した¹³⁷Cs濃度の予測モデルを郡山31で検証した結果、予測値と観測値の間の系統誤差は小さく(Fig. 8)、モデルの正確さ(accuracy)は高いと考えられた。「高い放射性セシウム濃度の検出が見込まれる地点」は空間線量率が高く、上木やリターが多い場所であった。新芽の検体採取の際にこうした情報を利用し、濃度が高いと考えられる場所を選んで優先することは、出荷制限解除のための検体採取の効率化につながる可能性がある。一方、ゼンマイの新芽の検体を採取する際に、空間線量率や上木、リターの状態を調べ、それらを変数に持つ予測モデルを利用すると、放射性セシウム濃度の予測値からの隔たりが減り、予測精度を上げられると期待した。しかし、このSDの減少の程度は大きなものではなく、モデルの変数の利用による自由度の減少に相殺され、モデルを利用しても現行の目安である60検体で得られる予測区間を、目安より少ない検体数で得ることはできなかった。

モデルの利用により検体数を減らせるのは、モデルの予測値と観測値の残差が、今回よりも顕著に小さくなる場合である。検体採取の際に放射性セシウム濃度と関係がある空間線量率などの条件の範囲が広く含まれるような方法でデータを収集することで、モデルの不確実性は低下できる(野間口・野間口2007)。しかし、それでは予測値の残差は必ずしも小さくならない。検体採取の負担の大幅な軽減を図るにはゼンマイの個々の検体の¹³⁷Cs濃度の違いの理由を十分に説明できるようにする必要がある。現時点では、出荷制限解除のための検体採取は、市町村など出荷制限対象の地理的スケールに応じて、系統的に多数の検体を採取して濃度の高いものが現れる確率を評価、利用する宮城県(厚生労働省2015a)や岩手県(厚生労働省2015b)のやり方が、ゼンマイについても現実的と考えられる。

5. 結論

空間線量率や上木、リターの被覆といった、生育地で比較的容易に測定でき、葉の¹³⁷Cs濃度と関係する環境条件の情報を変数に持つモデルを利用しても、ゼンマイの葉の¹³⁷Cs濃度の95%予測区間を同じ精度で求めるのに必要な検体数を減らせなかった。一見、同じような生育条件、放射性セシウムの汚染状況にあって、検体間で¹³⁷Cs濃度が非常に大きく異なる理由を解明する必要がある。

植物季節の違いにバラツキの理由の一端を知ることができた。バラツキが大きいことが、ゼンマイの特性にもとづくのか、他の植物にも通じることなのかまだ分からない。同様の調査を他の山菜についても行って、比較の材料を増やしたい。

謝 辞

福島県農林水産部林業振興課(郡山市東部森林公園)、福島県林業研究センター、学校法人新潟総合学院(大槻公園)、公益財団法人福島県都市公園・緑化協会(逢瀬公園)、郡山市森林組合(郡山市高篠山森林公園)、林野庁関東森林管理局福島森林管理署、磐城森林管理署、会津森林管理署南会津支署、茨城森林管理署の各位には現地調査と検体採取において協力を頂いた。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。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JP15K07496の助成を受けた。

引用文献

- Akaike, H. (1973) Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Proceedings of the 2nd International Symposium on Information Theory, Petrov, B. N., and Caski, F. (eds.), Akadimiai Kiado, Budapest, 267-281.
- Bunzl, K. and Kracke, W. (1989) Seasonal variation of soil-to-plant transfer of K and fallout ¹³⁴, ¹³⁷Cs in peatland vegetation. Health Physics, 57(4), 593-600.
- 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.
- 愛媛県(1986)ゼンマイの栽培. 山菜の栽培技術指針—ゼンマイ・ワラビ・タラノメ・ワサビ—, 昭和60年度緊急技術改善, 普及事業, http://www.pref.ehime.jp/h35700/1461/5_guide/5_sansai.html, (参照2017-11-15).
- 原子力災害対策本部(2015)“検査計画、出荷制限等の品目・区域の設定・解除の考え方”, 食品中の放射性物質に関する「検査計画、出荷制限等の品目・区域の設定・解除の考え方」の改正, 厚生労働省, <http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/0000043164.html>, (参照2016-10-03).
- 長谷川 孝則・竹原 太賀司(2016)山菜類の放射性物質による汚染実態調査と汚染減法の検討. 福島県林業研究センター研究報告, 48, 65-76.
- 河合 昌孝(2009)奈良県における山菜類の調査. 奈良県林業技術センター研究報告, 38, 69-74.

- 清野 嘉之 (2014) 生垣ぞいの道の空間線量率の変化—2011 年秋から 2012 年末まで. 関東森林研究, 65(1), 163-164.
- 清野 嘉之・赤間 亮夫 (2013) 2012 年春の山菜の放射能濃度. 関東森林研究, 64(2), 77-80.
- Kiyono, Y. and Akama, A. (2013) Radioactive cesium contamination of edible wild plants after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. The Japanese Society of Forest Environment, 55(2), 113-118.
- Kiyono, Y. and Akama, A. (2015) The amount of ^{137}Cs deposition and transfer ratio 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. 日林誌, 97, 158-164.
- 清野 嘉之・赤間 亮夫 (2017) 山菜と放射性物質. 水利科学, 355, 36-50.
- 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.
- 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).
- 厚生労働省 (2017a) 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 29 年 5 月 23 日 医薬・生活衛生局生活衛生・食品安全部, <http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/0000165600.html>, (参照 2017-11-17).
- 厚生労働省 (2017b) 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 29 年 7 月 24 日 医薬・生活衛生局, <http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/0000172292.html>, (参照 2017-11-17).
- 厚生労働省 (2017c) 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 29 年 9 月 11 日 医薬・生活衛生局, <http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/0000176997.html>, (参照 2017-11-17).
- 倉田 悟・中池 敏夫 (1990) 日本のシダ植物図鑑 分布・生態・分類 <6>. 東京大学出版会, 881pp.
- 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/seamless2015/2d/>, (参照 2016-10-03).
- 松田 規宏・斎藤 公明. 土壌中の放射性セシウムの深度分布調査. fukushima.jaea.go.jp/initiatives/cat03/pdf08/Part1-6.pdf, (参照 2016-10-03).
- 文部科学省 (2013) ①第 6 次航空機モニタリングの測定結果、及び②福島第一原子力発電所から 80km 圏外の航空機モニタリングの測定結果について. 平成 25 年 3 月 1 日プレスリリース, 文部科学省, radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/7000/6749/.../191_258_0301_18.pdf, (参照 2016-10-03).
- 日本農学会 (2011) 東日本大震災からの農林水産業の復興に向けて - 認識・理解・テクニカル・リコメンデーション -. <http://www.ajass.jp/image/recom2012.1.13.pdf>, (参照 2016-10-03).
- 新潟県森林研究所 (2011) ゼンマイ (*Osmunda japonica*). 関東・中部地域で林地生産を目指す特用林産物の安定生産技術マニュアル, 農林水産省実用技術開発事業 (高度化事業) 18021, 「関東・中部の中山間地域を活性化させる特用林産物の生産技術の開発」成果集 I, 森林総合研究所, 194pp.
- 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).
- 野間口 謙太郎・野間口 眞太郎 (訳) (2007) 一般線形モデルによる生物化学のための現代統計学—あなたの実験をどのように解析するか—. 原題: Modern statistics for the life sciences. Grafen A, Hails R (著), 共立出版, 335pp.
- 大瀧 慈・大谷 敬子・今中 哲二・遠藤 暁・星 正治 (2013) 東京電力福島第一原子力発電所近隣地域における空間放射線量率と直下土壌の放射能汚染度との関連について. 統計数理, 61(2), 247–256.
- 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) きのこと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).

田上 恵子・内田 滋夫 (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 報告書, 47-50.

豊田 秀樹 (2012) 回帰分析入門 R で学ぶ最新データ解析. 東京図書, 252pp.

山本 理恵・小林 達明・江幡 知紗・篠崎 敬太・小嶋 大地・太田 祥子・宮本ウルルマ・高橋 輝昌・鈴木 弘行・関崎 益夫・星澤 保弘・小竹守 敏彦・保高 徹生・辻 英樹 (2014) 原発事故被災地の丘陵地広葉樹斜面林における林床放射能低減試験とその後の水土流出. 日緑工誌, 40(1), 130-135.

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, 2027pp.

Appendix 1

放射性セシウムの時間的変化の傾向 (トレンド) の解明の課題

出荷制限解除の要件の一つである「検査結果が安定して基準値を下回ることを確認する」(原子力災害対策本部 2015) うえで、季節変化、経年変化といった、時間軸に沿った変化の傾向 (トレンド) の把握 (田上・内田 2015, 清野・赤間 2017, 2018) が重要である。同じような生育条件・放射性セシウムの汚染状況にあっても、検体間で ^{137}Cs 濃度のバラツキが非常に大きいことを考えると、山菜の放射性セシウム濃度の時間的変化に関しては、同じ個体 (集

団) を調べることが非常に有利である。

森林に生育する同一個体 (集団) について放射性セシウムの挙動を季節的・経年的に調べた事例 (清野・赤間 2017, 2018) は、ゼンマイに限らず少ない。放射性核種の崩壊速度から見積もられる ^{137}Cs の物理的減衰と異なる速度変化が植物体中で観測された場合に、どのような条件が関係しているのか、判断する材料が現時点では乏しい。季節的・経年的変化の解明には、環境中の交換性の ^{137}Cs 量の変化とともに、個体レベルの ^{137}Cs 吸収や転流、排出といった代謝の解明が重要である。

Appendix 2

検出下限値に届かなかった場合 (不検出) の測定値の扱いについて

今回、ゼンマイ葉の一部の検体で ^{134}Cs 濃度が不検出となったのは、検体量が少なかったことが一因であった。放射性セシウムの濃度が薄く、検体量が少ないと放射性セシウムの測定に長い時間がかかる。今回の場合は、濃度にもよるが、 ^{134}Cs の検出下限を上回るには、調査時点の生重で約 80 g 以上、できれば 200 g の検体の採取が必要であった。

不検出となったデータの取り扱いには必ずしも定まった決まりがない。検出下限値をそのまま使う例 (厚生労働省 2015a)、検出下限値の 1/2 とする例 (厚生労働省 2015b) がある。 ^{137}Cs が検出され、 ^{134}Cs だけ不検出のときは、他の検体で得られた $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比を使ったり、検出された ^{137}Cs が全て事故で排出されたと仮定し、放射性崩壊の理論比から ^{134}Cs 濃度を推定したりすることも考えられる。こうした扱いによって集計の結果が変わるのでその影響について注意が要る (Kiyono and Akama 2015)。

本研究では、山菜が食品であることから食品の取り扱いに準じ、放射性核種が不検出で実際の値 (真値) が分からないときは検出下限値で代用した。

The transfer of radiocesium released in the 2011 Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident to leaves of wild *Osmunda japonica*, an edible fern

Yoshiyuki KIYONO^{1)*}, Masabumi KOMATSU²⁾, Akio AKAMA³⁾, Toshiya MATSUURA⁴⁾, Masaru HIROI⁵⁾, Munehiko IWAYA⁶⁾ and Takashi FUTAMOTO⁶⁾

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⁺¹³⁷Cs) were detected. However, few studies have examined radiocesium transfer from the environment to edible wild plants or the factors that affect this transfer; therefore, it is difficult to assess current criteria for determining whether shipping restrictions should remain in place. In this study, we sampled leaves of wild *zenmai* (*Osmunda japonica*), an edible fern, from 131 habitats in Koriyama, Fukushima Prefecture, Japan, in July and August 2015. We also collected data for environmental factors that could affect ¹³⁷Cs transfer to wild plants. Multiple regression analysis showed that *zenmai* leaf ¹³⁷Cs concentrations had significant relationships with several environmental factors including litter ¹³⁷Cs amounts, air dose rates, canopy coverage, and litter coverage. Using the latter three environmental factors as parameters, models to predict ¹³⁷Cs concentrations in *zenmai* leaves were constructed using 100 samples and verified with the remaining 31 samples. The results showed low systematic error and high accuracy. However, model precision was low, with predicted values distributed between about 1/5 and 5 times observed values. Because the residual sums of squares between the measured and predicted values were large, we concluded that information about these three environmental factors could not reduce the number of samples required to cancel shipping restrictions on wild *zenmai* from the current standard (60) without also reducing prediction accuracy. Differences in phenology may have contributed to the variation in ¹³⁷Cs concentrations observed in this study. Future studies should clarify the mechanism that causes this large variation.

Key words: air dose rate, edible wild plant, fern, prediction model of radiocesium concentration, radiocesium deposition, shipping restrictions, standard concentration values for food

Received 1 August 2017, Accepted 30 March 2018

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

2) Department of Mushroom Science and Forest Microbiology, FFPRI

3) Center for Forest Restoration and Radioecology, FFPRI

4) Department of Forest Management, FFPRI

5) Koriyama Women's University

6) 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