

種間差と採取市町村内のばらつきを考慮した野生きのこの放射性セシウム濃度特性*

小松 雅史**¹

東日本の広域で野生きのこのに課されている、出荷制限のより効率的な設定・解除に資するため、同一市町村内で得られた種ごとの放射性セシウム (^{137}Cs) 濃度分布特性に着目した解析を行った。解析には 2014 年から 2019 年に東日本の各県で採取された 7,920 件の野生きのこの測定データを用いた。同一市町村で採取された種の ^{137}Cs 濃度分布を見ると対数正規分布と見なすことが可能であった。対数正規分布のばらつきの指標である種・市町村ごとの幾何標準偏差を見ると、検体数が増えると収束する傾向がある一方、種によって 2~3 の幅で異なると考えられた。また、同一市町村で採取したナメコと他の種の ^{137}Cs 濃度を比較したところ、幾何平均値の比は採取市町村によらず比較する種ごとに一定であり、種の濃度傾向は地域によらず共通であると考えられた。種のばらつきを考慮した濃度分布を見ると、幾何平均が 10 倍異なる種であっても濃度分布が重なる場合があった。一方で種が異なっても濃度の分布が非常に似通ったケースも認められた (例: ナメコとムキタケ、ブナハリタケとヒラタケ)。こうした情報は出荷制限や解除を考える上で重要な情報となる。

キーワード: 野生きのこ, 出荷制限, 放射性セシウム, 幾何標準偏差, ベイズ推定

Masabumi Komatsu¹ (2023) Characteristics of ^{137}Cs Concentrations in Wild Mushrooms Considering Interspecific and Intramunicipal Variation. J Jpn For Soc 105: 209-215** Due to radioactive contamination following the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident in 2011, shipping restrictions have been imposed on wild mushrooms in a wide area of eastern Japan. In order to contribute to more efficient restriction and its lifting, I focused on the variation of radiocesium (^{137}Cs) concentration for each species obtained within the same municipality, and 7,920 sample data collected in prefectures in eastern Japan from 2014 to 2019 were analyzed. The ^{137}Cs concentrations of mushroom species collected in municipalities could be regarded as a lognormal distribution. The geometric standard deviation (GSD) for each species and municipality, which is an indicator of the variability of the lognormal distribution, tended to converge as the number of samples increased, while the values were considered to vary to 2-3 by species. The ratio of the geometric mean (GM) of ^{137}Cs concentrations for each species was constant regardless of the sampling municipality, suggesting that the trend in species concentrations is common regardless of the region. The concentration distribution considering the variation of species showed that there were cases where the concentration distributions overlapped even when the geometric mean concentrations differed by a factor of 10. On the other hand, there were cases in which the concentration distributions were very similar even though the species differed (e.g., nameko and mukitake, or bunaharitake and hiratake). Such information is important when considering shipping restriction or its lifting.

Key words: wild mushrooms, shipping restriction, radiocesium, geometric standard deviation, bayesian estimation

I. はじめに

2011 年 3 月の福島第一原子力発電所事故以降、東日本の広い地域で採取された野生きのこのより、事故に起因すると考えられる放射性セシウム (^{134}Cs , ^{137}Cs) が多く検出された。厚生労働省は放射性セシウムを含む流通食品の摂取による内部被曝をおさえるため、一般食品の基準値として ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計で 500 Bq/kg と設定した。その後、2012 年 4 月以降基準値は 100 Bq/kg となった (厚生労働省 2019)。基準値を超える野生きのこのが他の食品とともに広域で検出されたことにより、原子力災害対策本部の指示のもと、野生きのこのを含む出荷制限が 14 県 (2012 年 12 月時点) で設定された (厚生労働省 2012)。野生きのこの出荷制限は他の農産物とは異なり、種が多く判別も難しいことから、種ごとの区別を行わずに一括で行うという特徴がある。また、出荷制限の解除は、通常は市町村ごとに該当品目の放射性セシウム濃度を検査し、濃度が基準値を下回ることを確認することによって市町村単位で許可されるが、野生きのこの場合種ごとに検査および解除が行われている (厚生労働

省 2022)。

福島原発事故以前の研究によって野生きのこの放射性セシウム濃度は種や生態的特性によって異なることが示されている (Calmon *et al.* 2009; Duff and Ramsey 2008; International Atomic Energy Agency 2010)。Komatsu *et al.* (2019, 2021) は厚生労働省の公表データや村の住民が行った自家消費食品の検査データを用いて野生きのこの種や採取地域による濃度特性の解析を行った。その結果、種の平均的な放射性セシウムの濃度特性値 (採取地点や沈着量の影響を正規化した濃度) は種によって最大 100 倍以上異なることを示した。

こうした結果は出荷制限が課せられている地域でも種ごとの濃度特性 (安定して放射性セシウム濃度が基準値を下回る可能性) が異なることを示唆している。そこで、種ごとや濃度特性値の近いグループ単位で出荷制限や解除を行う、という運用法が考えられるだろう。しかし、これまでの研究は、同一市町村内で採取された野生きのこの種ごとの濃度差 (比) が相対的に一定であることを前提としているものの、これまで検証は行われてこなかった。

また、実際に出荷を考えるためには種の平均的な濃度だ

*本内容の一部は、第 134 回日本森林学会大会で口頭発表された。

**連絡先著者 (Corresponding author) E-mail: kopine@ffpri.affrc.go.jp  <https://orcid.org/0000-0003-4826-4219>

¹ 国立研究開発法人森林研究・整備機構森林総合研究所きのこ・森林微生物研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1 (Department of Mushroom Science and Forest Microbiology, Forestry and Forest Products Research Institute, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan) (2022 年 12 月 19 日受付; 2023 年 4 月 18 日受理; 2023 年 6 月 1 日発行)

©2023 一般社団法人日本森林学会: この著作はクリエイティブ・コモンズのライセンス CC BY-NC-ND (引用を表示し、改変せず、非営利目的に限定) の条件の下で再配布・二次利用が可能なオープンアクセスです。 <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.jp>

けではなく、濃度のばらつきも考慮する必要がある。野生きのこの放射性セシウム濃度は同一市町村内で採取された同じ種であっても検体によって100倍以上異なることが報告されており (Cui *et al.* 2020; 小松 2021), 種間だけでなく種内でも放射性セシウム濃度は大きくばらつくことが予想される。きのこや植物の放射性セシウム濃度の分布は対数正規分布と仮定することが一般的であり (Komatsu *et al.* 2019; Yamamura *et al.* 2018; 田上・内田 2017), 高濃度の検体が低頻度ではあるが発生する可能性を示唆している。そのため、小数の検体では基準値を安定して下回るかどうかを確認できないという問題が生じている。実際に野生きのこの出荷制限を解除するためには合計60検体の検査が必要とされている (林野庁 2015)。野生きのこの発生は種類ごとに時期に限られるほか、発生量は気候の影響を受けるため、多数の検体を集めることは多大な労力を要する。出荷制限の解除を効率的に行うためには、その濃度特性を把握することは極めて重要ではあるものの、種単位でのばらつきを含めた検証はこれまで行われてこなかった。

野生きのこや山菜の基準値超過が低頻度で続いていることから、17都県では2022年現在も検査を継続して行っており、1万件以上の膨大な量の測定データが蓄積されている。そこで本研究では野生きのこの市町村・種単位での出荷制限および解除のより効率的な実施の可能性を検証するため、自治体等が採取した放射能測定データを用いて、市町村単位での種の濃度特性について種内のばらつきの特徴も考慮した解析を行った。具体的には、解析では種や採取市町村ごとの放射性セシウム濃度の基礎統計量を計算・比較したほか、モデルの自由度が高く、パラメータの予測結果を確率分布として入手可能、などのメリットがあるベイズ推定によって同一市町村内で野生きのこを採取した場合の放射性セシウム濃度分布の予測を行った。

II. 材料と方法

1. データ

解析には2014年から2019年までに得られた東日本の都道府県等地方自治体が行った食品中の放射性物質の検査結果を用いた。市町村によって検体数に幅はあるものの、過去に避難指示区域であったような沈着量の多い地域から、航空機モニタリングによる放射性セシウム沈着量が検出限界以下となるような地域を含む。2014~2016年のデータの一部はKomatsu *et al.* (2019)と同様に、厚生労働省が公表したデータを利用した (Ministry of Health, Labour and Welfare 2018)。2017~2019年の全データは県からの提供データを利用した。ただし、厚生労働省公表データでは野生品か栽培品か分からない検体は解析から除いていたことから、2014~2016年のデータについても、野生品であることが確認できる一部の県からの提供データや、HPに公開されている野生品の報告結果を利用した。事故初期は濃度の変化が大きいと考えられたため (Tagami *et al.* 2021), 2013年以前のデータは解析から除いた。なお、提供データには非公表データも含まれていることから、データの公開は行わないこととした。各検体のデータには、種名、採取市町

村名、採取日、測定日、 ^{134}Cs 濃度、 ^{137}Cs 濃度が含まれていた。測定データのうち、半減期が長く事故後の時間経過によっても検出されやすい ^{137}Cs の結果のみ利用した。もしも ^{137}Cs 濃度の測定値が検出限界以下であった場合、検出限界値を解析に利用した。合計で7,920点のデータを解析に利用した。

2. 方法

1) 同一市町村内で多数採取された野生きのこの ^{137}Cs 濃度の分布の確認

2014年以降に同一市町村で採取された検体数が60検体を超え、 ^{137}Cs 濃度の検出率 (測定値が検出限界以上であった検体数の割合) が0.5以上の種の結果について横軸を ^{137}Cs 濃度の常用対数値としたヒストグラムを作成した。各市町村・種のセットごとに幾何平均 (GM: geometric mean) と幾何標準偏差 (GSD: geometric standard deviation) を計算し、ヒストグラムに合わせて対数正規分布 (横軸を対数目盛りで示したため見かけ上は正規分布) 曲線を描いた。検出限界値を含む場合は打ち切りデータを含む対数正規分布を仮定した最尤法 (Helsel 2005) によりGMとGSDを計算した。最尤法の計算にはRのNADAパッケージ (Lee 2017) を用いた。分布の適合度をみるため、種・市町村ごとの ^{137}Cs 濃度データについてRのNADA2パッケージ (Julian and Helsel 2023) のcenCompareQQ関数を用いた。cenCompareQQ関数は打ち切りデータを含むデータについて正規分布・ガンマ分布・対数正規分布を仮定した統計量 (Shapiro-FranciaのW; 0~1の範囲で1に近いほど分布に近いことを意味する) を計算し、最も値が高い分布を選択する。

2) 市町村当たりの種の検体数と ^{137}Cs 濃度のGSDの関係

同一市町村で採取された検体数が10以上かつ ^{137}Cs 濃度の検出率が0.5以上の条件を4市町村以上で満たす種 (9種) について、1)の解析と同様の方法で市町村ごとのGSDを計算し、市町村ごとの検体数との関係を調べた。対数正規分布の母集団からサンプリングした場合の検体数とGSD推定値の関係を調べるため、GMを一定とし、GSDを2および3とした対数正規分布の母集団から一定数 (n) の検体を10,000回サンプリングした場合のGSDの分布を計算した。 n は10から160まで5間隔で設定した。

3) 同一市町村で採取された野生きのこの ^{137}Cs 濃度の比較

2014年以降同一市町村内で採取された検体数が5以上かつ ^{137}Cs 濃度の検出率が0.5以上の検体について、1)の解析と同様の方法で市町村・種ごとのGMおよびGSDを計算し、幅広い地域で採取されているナメコと比較した。なお、ナメコと比較できる市町村数が3以上の15種 (ナメコ除く) を選んだ。

4) ベイズ推定による種ごとの ^{137}Cs 濃度の幾何平均および幾何標準偏差の推定

^{137}Cs 濃度の常用対数値を目的変数とし、種 (r_{sp}) および採取市町村 (r_{mun}) を検体ごとの平均値に影響するランダム効果とし、さらに誤差項も種ごとのランダム効果 (r_{sigma}) で表す階層モデルを設定した。すなわち、

$$\log_{10}^{137}\text{Cs} \sim \text{Normal}(\mu, r_{sigma}) \quad (1)$$

$$\mu = r_{sp} + r_{mun} \quad (2)$$

$$r_{sp} \sim Normal(\mu_{sp}, \sigma_{sp}) \quad (3)$$

$$r_{mun} \sim Normal(0, \sigma_{mun}) \quad (4)$$

$$r_{sigma} \sim Normal(\mu_{sigma}, \sigma_{sigma}) \quad (5)$$

という式が成り立つ。ランダム効果を規定するハイパーパラメータ ($\mu_{sp}, \sigma_{sp}, \sigma_{mun}, \mu_{sigma}, \sigma_{sigma}$) は無情報事前分布からサンプリングした。検出限界以下の結果については、検出限界値を打ち切り値とした解析を行った (Stan Development Team 2021)。解析には2014年以降のデータが60検体以上ある22種を選び、さらにそこから市町村当たりの検体数が10以上の67市町村のデータを利用した。解析は stan ver. 2.21.3 を用いてベイズ推定法によって行った。Chain を4とし、chain ごとの burn-in と burn-out をそれぞれ5,000, 10,000 とした。各 chain の収束の判断として、Rhat 値 (\hat{R}) が1.05 以下であることを確認した (Gelman et al. 2004)。各パラメータについて20,000回分の事後分布を得た。

種の効果のパラメータ r_{sp}, σ_{sp} の事後分布を用いて種の¹³⁷Cs濃度の分布の推定を行い、中央値、幾何平均、幾何標準偏差、ベイズ信用区間 (2.5%および97.5%) を得た。得られた¹³⁷Cs濃度について [100/ (ナメコの中央値)] を乗じて、ナメコを基準 (100) とした値を得た。

III. 結 果

2014年以降、同一市町村で60検体以上が得られた野生きのこの種について、¹³⁷Cs濃度のヒストグラムを図-1に示した。対数軸上ではどの市町村・種の検体も一山型の分布を示し、幾何平均と幾何標準偏差の対数正規分布曲線 (対数軸では見かけ上正規分布曲線) とよく一致した。これらの検体の¹³⁷Cs濃度の常用対数値は正規Q-Qプロットでも直線性が認められた (J-Stage 電子付録付図-1)。図-1 で利用した各市町村・種のデータセットごとに正規分布・ガン

マ分布・対数正規分布を仮定した場合の Shapiro-Francia の統計量 (W) を計算したところ、22セットの種・市町村のうち17セットで対数正規分布が最も高い (当てはまりがよい) 結果となった (J-Stage 電子付録付表-1)。対数正規分布以外の分布の統計量の方が高いセットであっても、最適分布と対数正規分布の統計量の差は小さかった。分布のばらつきを見ると、ナメコやムキタケの分布幅が狭い傾向がある一方、クリタケやナラタケは分布幅が広い傾向が見られた。また、市町村によっても分布の幅が異なる場合があったが、市町村ごとの傾向は明瞭ではなかった。

図-2に市町村ごとの検体数とGSDの関係について種ご

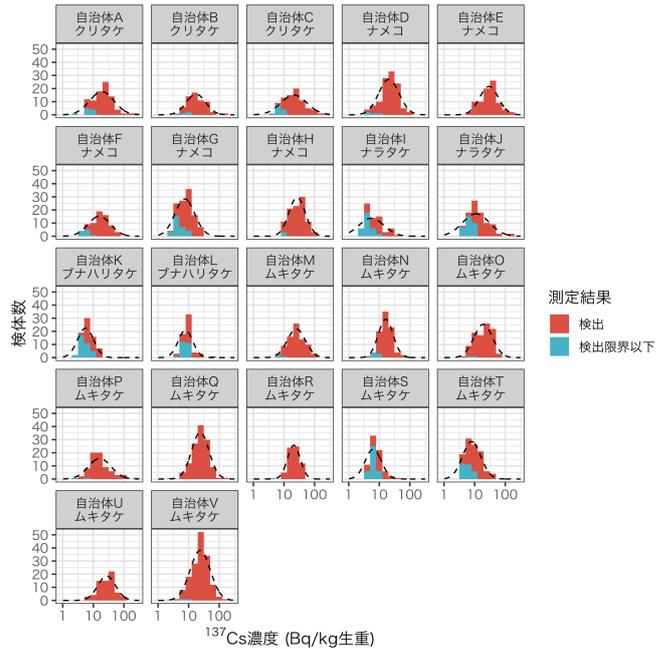


図-1. 同一市町村内の¹³⁷Cs濃度の分布

検体数が60以上、検出率が0.5以上の結果を用いた。横軸は常用対数軸で示した。点線は各標本の幾何平均、幾何標準偏差から求めた対数正規分布を表す。

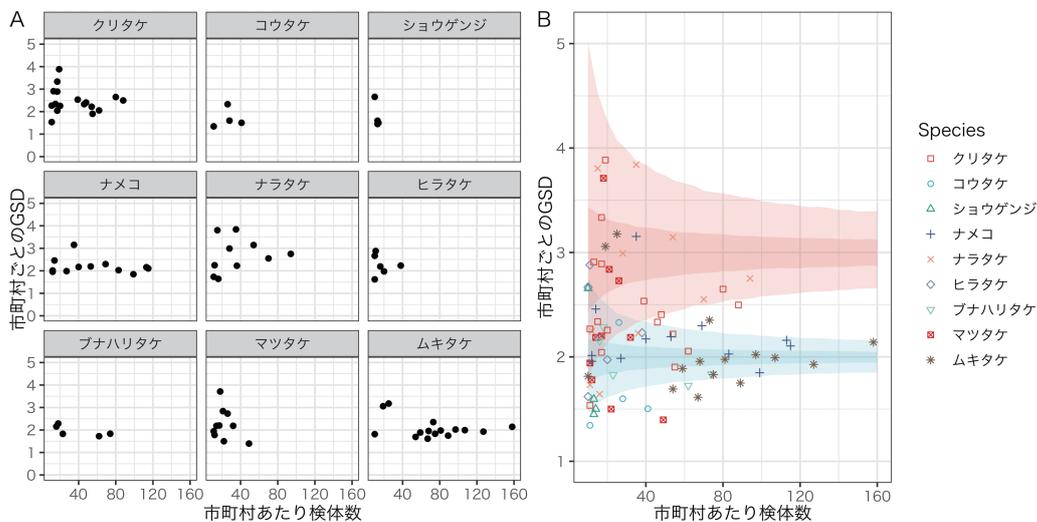


図-2. 市町村・種ごとの検体数と幾何標準偏差 (GSD) の関係

2014年以降で10検体以上の結果が4市町村以上で得られた種の結果を示した。Aは種ごとの分布。Bは複数の種をまとめて示した。GSD=2 (青、下部)、3 (赤、上部) の対数正規分布からランダムサンプリングした場合のGSDの分布をリボンで示した。薄いリボンは95%区間、濃いリボンは50%区間を表す。

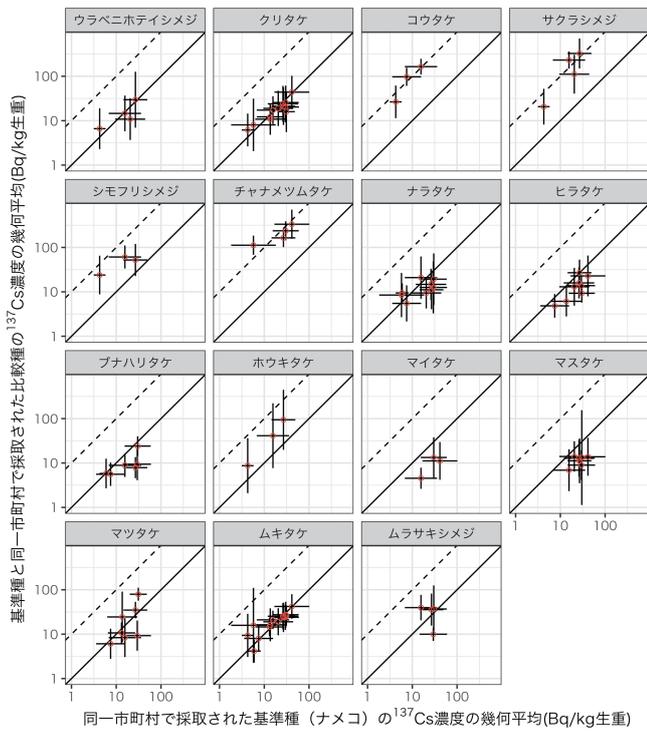


図-3. 同一市町村で得られたナメコとそれ以外の野生きのこの ^{137}Cs 濃度の幾何平均 (GM) および幾何標準偏差 (GSD)

ナメコの ^{137}Cs 濃度の幾何平均をx軸に示し、それ以外の野生きのこ各種の幾何平均をy軸に示した。エラーバーは $\text{GM} \times \text{GSD}$ と $\text{GM} \div \text{GSD}$ の範囲を表す。斜めの実線 ($y=x$) 上では両軸の値が一致することを、また斜めの点線 ($y=10x$) 上では比較対象 (y軸) とした種の ^{137}Cs 濃度がナメコより10倍大きいことを意味する。

とに示した。GSDは検体数が40以下の場合1.5~4の範囲で分布する一方、60から80検体では1.7~2.7の範囲に収まっており、検体数の増加によってGSDの幅は小さくなる傾向が認められた。検体数の多い種のうち、ムキタケやナメコは2~2.2位の幅に収まったが、ナラタケやクリタケは80検体以上の市町村でも2.5より大きい値を示しており、種によってGSDの範囲は異なっていた。図-2(B)には、GSDが2または3の対数正規分布の母集団から複数回サンプリングした場合に得られる標本GSDの分布シミュレーション結果を示した。母集団からサンプリングする検体数が10の場合、GSDが2の母集団では標本GSDは1.5~2.7の範囲で分布した一方、GSDが3の母集団では標本GSDは2~5の範囲でより広く分布することが示された。また、40検体以上では分布の幅が狭くなり、二つの母集団から得られた標本GSDの95%区間の分布は重ならなかった。

ナメコ以外の野生キノコの種の ^{137}Cs 濃度の幾何平均値を同じ市町村で得られたナメコの ^{137}Cs 濃度の幾何平均値に対してプロットしたところ、総じて種ごとに1:1の直線と同じ傾きでプロットされた(図-3)。クリタケやムキタケは幾何平均が多く市町村で1:1の直線付近に分布することが示された。一方マツタケも1:1の直線を中心に分布しているが、クリタケやムキタケと比較すると各市町村の点の1:1の直線からのずれは大きかった。また、ナメコと比較した種によっては1:1の直線から大きく外れているものもあった。コウタケ、サクラシメジ、チャナ

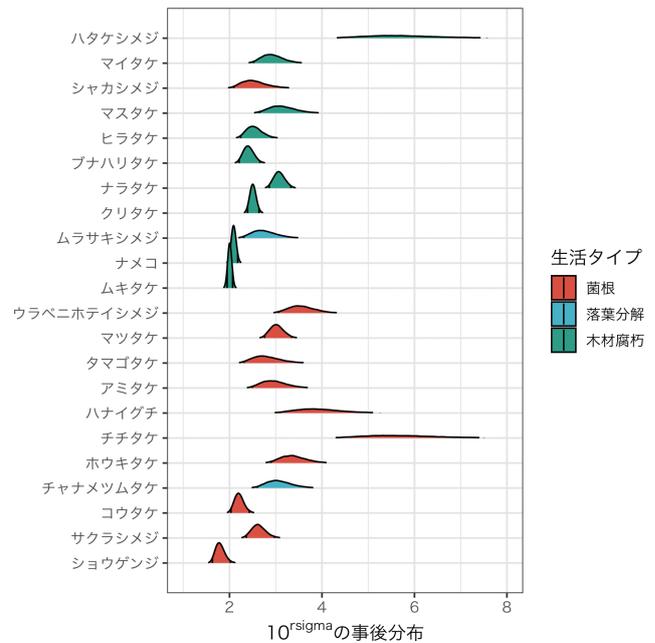


図-4. 種の ^{137}Cs 濃度の誤差パラメータ (r_{sigma}) の事後分布

種の幾何標準偏差として評価しやすくするため10の累乗数 ($10^{r_{\text{sigma}}}$) の分布を示し、生活タイプにより色分けした。種の順序は同じ市町村で採取した場合の推定中央値(表-1)順に従い分布中の縦線は両側95%のベイズ信用区間(2.5%, 97.5%)を示す。統計量はJ-Stage電子付録付表-3を参照。

メツムタケはナメコよりも10倍濃度が高いことを示す点線上に多く分布し、シモフリシメジやホウキタケは点線と実線の中間部に分布した。ヒラタケやブナハリタケ、マイタケ、マスタケは実線よりも下に点が分布していた。

ベイズ推定を行った際、パラメータの \hat{r} 値はすべて1.01以下となり、計算は収束していると判断した。式(1)~(5)で示した階層パラメータの事後分布の統計量をJ-Stage電子付録付表-2に示した。また種の ^{137}Cs 濃度の平均値のパラメーター (r_{sp}) の事後分布をJ-Stage電子付録付表-2に示した。誤差のパラメータ (r_{sigma}) の事後分布を図-4に示した。さらに r_{sp} と r_{sigma} の事後分布の統計量をJ-Stage電子付録付表-3に示した。 r_{sp} と r_{sigma} は種の幾何平均値と幾何標準偏差として評価しやすくするため10の累乗数 ($10^{r_{\text{sp}}}$, $10^{r_{\text{sigma}}}$) で示した。図では、菌根菌(樹木と共生して養分を得る菌)、落葉分解菌(地上の落葉や落枝から養分を得る菌)、木材腐朽菌(枯死木から養分を得る菌)といった生活タイプによって色分けした。 $10^{r_{\text{sp}}}$ は種によって最大360倍異なっており、菌根菌が高く、木材腐朽菌が低いという傾向があった。また、 $10^{r_{\text{sigma}}}$ は中央値が1.8~5.7の範囲にあり、22種中15種では2.1~3.1の範囲にあった。図-4で示されるように、菌根菌、落葉分解菌、木材腐朽菌といった生活タイプにより値が異なる傾向は認められなかった。

種のパラメータの事後分布を用いて行った、各種の ^{137}Cs 濃度の分布推定結果を表-1および図-5に示した。濃度値は採取地点の情報を考慮しない相対値であったことから、ナメコの中央値を100となるように調整して示した。さらに図表では生活タイプによる種の区分も示した。各種の推定 ^{137}Cs 濃度の中央値と幾何平均はほぼ同じ値であり、種によって最小のハタケシメジと最大のショウゲンジの間

表-1. 種ごとの平均値および誤差のパラメータ (r_{sp} , r_{sigma}) の事後分布より推定した野生きのこの¹³⁷Cs濃度の事後分布の統計量¹⁾

種名	生活タイプ ²⁾	検体数	市町村当たり 最大検体数	出荷制限検査 時の超過頻度 ³⁾	Median	GM	GSD	C12.5	C197.5
シヨウゲンジ	M	70	14	4	1467.9	1459.1	1.9	424.3	5004.7
サクラシメジ	M	155	52	10	982.8	983.8	2.7	137.3	6986.3
コウタケ	M	186	41	7	937.0	930.4	2.3	185.8	4715.7
チャナメツムタケ	L	79	19	5	810.9	806.9	3.1	86	7591.7
ホウキタケ	M	113	31	3	300.4	301.7	3.4	26.9	3454.2
チチタケ	M	68	24	21	270.7	268.8	5.9	8.1	8729.4
ハナイグチ	M	64	10	6	242.5	244.5	4.1	15.2	3802.4
アマタケ	M	71	8	6	241.8	238.1	3.0	26.6	2093.5
タマゴタケ	M	54	8	2	225.7	225.3	2.9	27.5	1791.3
マツタケ	M	597	146	1	104.7	104.4	3.1	11.2	912.8
ウラベニホテイシメジ	M	180	48	2	104.3	103.7	3.6	8.1	1298.2
ムキタケ	W	1573	172	1	100.2	99.7	2.1	23.9	413.4
ナメコ (基準)	W	949	115	0	100.0	100.4	2.2	22.4	446.9
ムラサキシメジ	L	87	27	0	96.2	96.5	2.9	12.2	754.3
クリタケ	W	1363	378	4	88.2	88.1	2.6	13.8	539.5
ナラタケ	W	979	193	5	66.6	66.4	3.1	7.3	612.2
ブナハリタケ	W	142	38	0	56.3	56.3	2.6	8.5	364.9
ヒラタケ	W	417	180	0	56.2	56.1	2.5	9.5	330.1
マスタケ	W	136	21	0	37.8	37.5	3.2	3.5	359.2
シャカシメジ	M	76	32	0	35.9	35.8	2.6	5.3	236.5
マイタケ	W	296	67	0	20.8	20.6	3.0	2.3	173.2
ハタケシメジ	L	234	95	1	4.0	4.0	6.0	0.1	130.4

¹⁾ ¹³⁷Cs濃度は種の平均値および誤差のパラメータ (r_{sp} , r_{sigma}) の事後分布から $10^{\wedge}Normal(r_{sp}, r_{sigma})$ により求め、ナメコの中央値が100になるように調整した。²⁾ 生活タイプの区分は以下の通り、Mは菌根菌、Lは落葉分解菌(土壌から発生する腐生菌)、Wは木材腐朽菌(枯死木から発生する腐生菌)。³⁾ 各市町村において野生きのこの出荷制限が課された際に放射性セシウム濃度 (¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs 合計) が基準値 (100 Bq/kg) を超過した種の頻度。検査によって一つの市町村で複数の種が基準値を超過した場合も重み付けはせずに積算した。厚生労働省資料より作成。

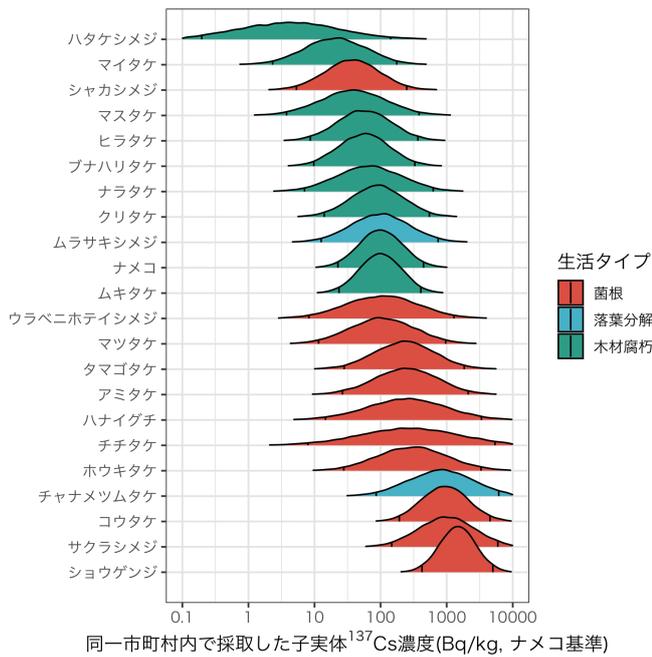


図-5. 平均値および誤差のパラメータ (r_{sp} , r_{sigma}) から推定した同一市町村内で採取された野生きのこの¹³⁷Cs濃度の事後分布

$10^{\wedge}Normal(r_{sp}, r_{sigma})$ の式より求め、ナメコの中央値が100になるように調整した。分布中の縦線は両側95%のベイズ信用区間 (2.5%, 97.5%) を示す。生活タイプにより色分けした。

は360倍の差があった。GSDは $10^{\wedge}r_{sigma}$ より少し大きいものの、同様の傾向を示した。すなわち、種によって1.9~6.0の幅があり、多く(15/22)の種は2.1~3.1の範囲にあった。チチタケとハタケシメジは特に高いGSDを示した。ヒラタケとブナハリタケ、またナメコとムキタケの二つの組み

合わせはGM, GSDともに似通っており、信用区間の幅も非常に近いものとなっていた。GSDが大きい種は信用区間の幅が大きく、中央値がナメコよりも小さいがGSDが大きいクリタケやナラタケにおいては、上側95%値(C197.5)の大きさがナメコよりも大きかった。

IV. 考 察

一つの市町村で採取された種ごとの野生きのこの放射性セシウム濃度について、ヒストグラム(図-1)や正規Q-Qプロット(J-Stage電子付録図-1)によって分布を観察した。種と市町村のデータセットごとに複数の分布への当てはまりの良さを見たところ(J-Stage電子付録表-1)、対数正規分布の当てはまりが良いデータセットの割合が多く、また他の分布の当てはまりがより良い場合も統計量の差は小さいことから、対数正規分布と見なすことが適当と考えられた。野生きのこの出荷制限解除のためには、5地点でのモニタリングを2年間続けると共に、3年目に複数地点で詳細検査を行い検体の放射性セシウム濃度が100 Bq/kgを下回ることが求められる(林野庁 2015)。その際合計で確保すべき目標となる検体数である60という数字は、95%の信頼水準(検出力)で95パーセンタイル値を得るため(95パーセンタイル以上の値を1度も得ない確率が5%以下となる検体数として導かれた)とされている。このようなサンプルサイズの決定方法はノンパラメトリックな手法に基づいており、分布に依存しない頑強性がある一方でパラメトリックな手法よりも必要な検体数が多くなるという特徴がある。一方で検体が60検体に満たない場合には、データの分布に基づいて95パーセンタイル値が基準値(100 Bq/kg)を超過する確率が低いことを確認する、という手法も

提案されている。今回の結果は市町村単位の解除が対数正規分布を基にしたパラメトリックな手法の活用でより効率的に考えることも可能となることを示唆している。例えば少数の検体数でも中央値や幾何平均値などの代表値が十分に小さい場合、種ごとのGSDを仮定した上で95パーセント値を予測することが手法として考えられる。

各市町村で得られた標本のGSDの結果より、検体数が少ないと不確実性が高くなることが示された(図-2(A))。対数正規分布の母集団からサンプリングを行うシミュレーションでも母集団のGSDに近い値を得るには40検体以上は必要と考えられた(図-2(B))。40検体以上が複数の自治体で得られたのは、ナメコ・ムキタケ・クリタケ・ナラタケ・ヒラタケなどの腐生菌に限られた。これらの種についてGSDを見ると、ナメコやムキタケに比べるとクリタケやナラタケは多くの自治体で高い傾向を示した。この結果から、野生きのこの放射性セシウム濃度分布に関して、市町村内のばらつきの大きさは種によって異なることが示唆された。

一方、十分な検体数が得られていないそのほかの種についても、ナメコなどと比べてより不確実性があるものの、ベイズ推定により求めたGSDの中央値は多くの場合2.0~3.0の範囲に含まれていた(表-1)。Komatsu *et al.* (2019)は種のばらつきが共通であると仮定した解析を行った場合のGSDは2.77であると報告しており、妥当な値であると考えられた。既往の結果として、同じ自治体内で採取されたコウタケの¹³⁷Cs濃度の最大値と最小値が100倍以上異なっていた(Cui *et al.* 2020; 小松 2021)が、本研究の推定でも種の95%信用区間の比(CI97.5/CI2.5)が100倍以上ある種は多くあり(表-1)、市町村内の野生きのこの放射性セシウム濃度のばらつきとしては一般的であると考えられる。

種によってGSDが異なる場合、GSDに影響する要因を考える必要があるだろう。野生きのこの放射性セシウム濃度の変化要因としては、(1)基質(土壌や材など)の放射性セシウム濃度(Ernst *et al.* 2022)、(2)pH、交換性カリウム濃度、粘土含量などの土壌の化学性(Heinrich 1993; Kaduka *et al.* 2006; Komatsu *et al.* 2020)、(3)菌糸の分布域(Yoshida and Muramatsu 1994)、(4)個体のサイズや含水率(Heinrich 1993)、そして(5)以上の要因で規定できない個体差や気象条件、などが考えられる。特に種の違いが生じる要因として、菌根性や腐生性といった生活タイプの違いが以前より指摘されている(Duff and Ramsey 2008; Komatsu *et al.* 2019; Yoshida and Muramatsu 1994)。生活タイプによって放射性セシウム濃度が異なる理由として、タイプごとに養分を吸収する基質の放射性セシウム濃度が大きく異なることが考えられており、濃度のばらつきにも影響を及ぼす可能性がある。そこで生活タイプごとにGSDを見ると、生活タイプによるGSDや種の誤差パラメータ(r_{sigma})の違いは認められなかった(図-4, 5)。このため同一市町村内で採取した種の放射性セシウム濃度のばらつきは、基質の種類によって単純に説明することはできないと考えられた。種ごとの特性として、放射性セシウムを吸収する基質の範囲の違いも影響を及ぼす可能性がある。森林土壌中の放射性セシウム濃度の空間的なばらつきが報告されており

(Koarashi *et al.* 2016; Takada *et al.* 2016)、例えば、より狭い範囲で養分を吸収する種の方が、広い範囲から養分を吸収する種よりも局所的な影響を受けて濃度のばらつきが増大することが予想される。種ごとの生態についてより注目して要因を明らかにする必要があるだろう。

種の幾何平均濃度を市町村ごとに比較した場合、種間の平均的な濃度の比は市町村に関わらず一定であることが示された(図-3)。このことは、今回の研究や過去の研究(Calmon *et al.* 2009; Komatsu *et al.* 2019, 2021; Tagami *et al.* 2021)で得られた種ごとの濃度特性値が普遍的であることを意味し、種ごとの放射性セシウム濃度は市町村が異なる場合でも相対的に予想することができることを示唆する。このような結果に基づくと、濃度が近いグループ単位で出荷制限や解除を行うという手法が考えられる。例えばベイズ推定によって得られた中央値(表-1)をもとに4倍ごとに区間を設定することで、解析した22種を以下の四つのグループに区分することが可能だろう、グループ1:中央値800以上、ショウゲンジ-チャナメツムタケの4種、グループ2:中央値200~800、ホウキタケ-タマゴタケの5種、グループ3:50~200、ヒラタケ-マツタケの9種、グループ4:中央値50以下、マスタケ-ハタケシメジの4種。過去に出荷制限が市町村に課せられた際に基準値超えが検出された野生きのこを見ると、サクラシメジやコウタケ、チチタケなどグループ1および2に属する野生きのこであるケースが多い。その場合他のグループに属する野生きのこは平均的に濃度が低く、基準値を下回る可能性がある。ただし、野生きのこの場合、幾何平均値だけでなく市町村内の濃度のばらつきを考慮した分布で考えることが必要であることが、今回のモデルの推定結果より明らかになった。例えば10倍以上平均濃度が異なるグループ1と4の間でも95%信用区間は重なる場合が多く見られた(表-1, 図-5)。そのため、ある市町村でグループ1に属する種の放射性セシウム濃度が基準値を超えた場合であっても、他のグループに属する種を調べることなく安定して基準値を下回るかどうかを推定することは難しい。解除に必要な60検体よりは少ないものの、基準値を超えた種についてある程度の検体数の検査を行い、その種の市町村内での濃度分布を把握すると共に他の種の濃度分布の幅を予測することが実際には求められるだろう。

また、市町村内で濃度が近い種の観測結果を組み合わせ解除を行う、という方法も考えられるが、この場合もばらつきの影響を考慮する必要がある。例えばナラタケの場合、幾何平均値はナメコより低い、上側95%予測値はナメコより高くなると予想されている(表-1)。そのため、単純に平均的な濃度傾向で区分されたグループ単位での検査計画を立てるのではなく、検証が必要ではあるが、例えばある自治体で得られた複数の種の検査結果と今回の研究で得られた種ごとのベイズ推定値を組み合わせることで、種ごとに濃度分布を予想して解除に役立てる、といった方策が考えられる。一方で幾何平均値とばらつきが非常に似通ったナメコとムキタケ、またブナハリタケとヒラタケなどのペアは分布域も近いことから、両者を混ぜた出荷制限

の解除はあり得るだろう。なお、グループの区分は推定された幾何平均値をもとに判断されたものではあるが、より実用に即したものとして利用するためさらなる検証が望まれる。

今回調べられていないこととして、GSDの市町村による違いについては評価されていない。例えば、市町村によって沈着量のばらつきが大きければ、きのこの濃度のばらつきにも影響する可能性がある。しかし、種ごとの発地点の広さも市町村によって異なることが予想され、市町村による濃度のばらつきへの影響を単純に評価することはできないと判断した。今後より詳細な採取地点情報などを考慮した解析を行うなどして、地域的な濃度のばらつき要因について明らかにする必要があるだろう。

V. 結 論

野生きのこの種ごとの放射性セシウム濃度は市町村内において対数正規分布し、通常、幾何標準偏差 (GSD) は2~3の範囲でばらつく。ただし、市町村によらず種の濃度を相対的に評価できることが示された。濃度の高い種の検査結果から濃度の低い種が基準値を超えるかどうか予測するなど、将来同一市町村で得られた複数種の結果を利用して、種ごとに放射性セシウム濃度を予測することで効率的に種の出荷制限の解除を行うことも現実的には可能だろう。今後は位置情報を利用した地域的な濃度の解析や市民が自家消費用に検査したデータの活用などを行い、ばらつきを生じる要因の解明や推定精度の向上をすすめ、より普遍的な種ごとの濃度特性を明らかにする解析が望まれる。

謝 辞

本研究はJSPS科研費JP21K05679の助成を受けて行われた。本研究で解析した野生きのこの放射性セシウム濃度データは複数の県から提供していただいた。この場をかりてお礼申し上げる。

本論文に関して、開示すべき利益相反関連事項はない。

引用文献

- Calmon P, Thiry Y, Zibold G, Rantavaara A, Fesenko, S (2009) Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: A review. *J Environ Radioact* 100: 757-766
- Cui L, Orita M, Taira Y, Takamura N (2020) Radiocesium concentrations in mushrooms collected in Kawauchi Village five to eight years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *PLoS One* 15(9): e0239296
- Duff MC, Ramsey ML (2008) Accumulation of radiocesium by mushrooms in the environment: A literature review. *J Environ Radioact* 99: 912-932
- Gelman A, Carlin JB, Stern HS, Rubin DB (2004) *Bayesian Data Analysis*, second ed. Chapman and Hall/CRC
- Ernst A-L, Reiter G, Piepenbring M, Bässler C (2022) Spatial risk assessment of radiocesium contamination of edible mushrooms – Lessons from a highly frequented recreational area. *Sci Total Environ* 807: 150861
- Heinrich G (1993) Distribution of radiocesium in the different parts of mushrooms. *J Environ Radioact* 18: 229-245
- Helsel DR (2005) More than obvious: better methods for interpreting nondetect data. *Environ Sci Technol* 39: 419A-423A
- International Atomic Energy Agency (2010) *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments*, Technical Reports Series. International Atomic Energy Agency, Vienna

- Julian P, Helsel D (2023) NADA2: Data analysis for censored environmental data. <https://cran.r-project.org/package=NADA2>
- Kaduka MV, Shutov VN, Bruk GYa, Balonov MI, Brown JE, Strand P (2006) Soil-dependent uptake of ¹³⁷Cs by mushrooms: experimental study in the Chernobyl accident areas. *J Environ Radioact* 89: 199-211
- Koarashi J, Atarashi-Andoh M, Matsunaga T, Sanada Y (2016) Forest type effects on the retention of radiocesium in organic layers of forest ecosystems affected by the Fukushima nuclear accident. *Sci Rep* 6: 38591
- 小松雅史 (2021) 野生きのこの放射能汚染. 特集 東日本大震災から10年目のいま(3). *山林* 1648: 26-33
- Komatsu M, Hashimoto S, Matsuura T (2021) Effects of species and geo-information on the ¹³⁷Cs concentrations in edible wild mushrooms and plants collected by residents after the Fukushima nuclear accident. *Sci Rep* 11: 22470
- Komatsu M, Nishina K, Hashimoto S (2019) Extensive analysis of radiocesium concentrations in wild mushrooms in eastern Japan affected by the Fukushima nuclear accident: Use of open accessible monitoring data. *Environ Pollut* 255: 113236
- Komatsu M, Suzuki N, Ogawa S, Ota Y (2020) Spatial distribution of ¹³⁷Cs concentrations in mushrooms (*Boletus hiratsukae*) and their relationship with soil exchangeable cation contents. *J Environ Radioact* 222: 106364
- 厚生労働省 (2012) 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について (原子力災害対策本部長指示). 報道発表資料. <https://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/2r9852000002rsb3.html> (accessed 7.21.22)
- 厚生労働省 (2019) 食品中の放射性物質の新たな基準値. 東日本大震災関連情報. https://www.mhlw.go.jp/shinsai_jouhou/dl/leaflet_120329.pdf (accessed 6.27.22)
- 厚生労働省 (2022) 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 (原子力災害対策本部策定). 報道発表資料. https://www.mhlw.go.jp/stf/newpage_24849.html (accessed 7.21.22)
- Lee L (2017) NADA: Nondetects and Data Analysis for Environmental Data. <https://cran.r-project.org/package=NADA>
- Ministry of Health, Labour and Welfare (2018) Levels of radioactive contaminants in foods tested in respective prefectures. https://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011_eq/index_food_radioactive.html (accessed 7.29.22)
- 林野庁 (2015) 野生のきのこ類等の出荷制限解除に向けた検査等の具体的運用について. <https://www.rinya.maff.go.jp/j/tokuyou/kinoko/qa/attach/pdf/situmon-1.pdf> (accessed 7.29.22)
- Stan Development Team (2021) 4.3 Censored data. *Stan User's Guide*. https://mc-stan.org/docs/2_29/stan-users-guide/censored-data.html (accessed 6.27.22)
- 田上恵子・内田滋夫 (2017) 自然環境下において放射性セシウム濃度が低いキノコの種類の推定. *Radioisotopes* 66: 277-287
- Tagami K, Yasutaka T, Takada M, Uchida S (2021) Aggregated transfer factor of ¹³⁷Cs in wild edible mushrooms collected in 2016-2020 for long-term internal dose assessment use. *J Environ Radioact* 237: 106664
- Takada M, Yamada T, Takahara T, Okuda T (2016) Spatial variation in the ¹³⁷Cs inventory in soils in a mixed deciduous forest in Fukushima, Japan. *J Environ Radioact* 161: 1-7
- Yamamura K, Fujimura S, Ota T, Ishikawa T, Saito T, Arai Y, Shinano T (2018) A statistical model for estimating the radiocesium transfer factor from soil to brown rice using the soil exchangeable potassium content. *J Environ Radioact* 195: 114-125
- Yoshida S, Muramatsu Y (1994) Accumulation of radiocesium in basidiomycetes collected from Japanese forests. *Sci Total Environ* 157: 197-205

Data Availability Statement

J-STAGE Data

野生きのこの各種の市町村内の¹³⁷Cs濃度分布を推定するベイズモデルおよび事後分布データセット

Bayesian model and posterior distribution dataset for estimating the distribution of ¹³⁷Cs concentrations in various wild mushroom species in Japanese municipalities

<https://doi.org/10.50853/data.jjfs.23160467>