

2021 年度 博士論文

森林における放射性物質動態
の時空間解析

櫻井哲史

東京都立大学 都市環境科学研究科
都市環境科学域

目次

第1章 序論.....	1
1.1 はじめに.....	2
1.2 地方自治体を主体とする近年の森林政策の動向.....	2
1.3 日本の森林資源の動向－森林の荒廃～資源の成熟－.....	3
1.4 日本と福島県の森林資源.....	3
1.5 日本と福島県の素材生産の状況－震災前と現在の比較－.....	4
1.6 木材に対する放射性物質濃度の制限と福島県の林業への影響.....	6
1.7 森林における放射性物質動態に関する既往研究とその課題.....	6
1.8 論文の目的及び構成.....	7
第2章 原発事故初期における森林の空間線量率の平面分布の不均質性.....	11
2.1 はじめに.....	12
2.2 方法.....	13
2.2.1 調査地と空間線量率の測定.....	13
2.2.2 統計解析.....	15
2.2.2.1 空間的自己相関の計算.....	15
2.2.2.2 ランダムフォレストによる回帰分析.....	15
2.3 結果と考察.....	17
2.3.1 2011年6月における空間線量率の地理的分布.....	17
2.3.2 2011年6月の空間線量率と地形及び森林植生の関係.....	20
2.3.3 2011年6月から11月における空間線量率の経時変化.....	24
2.4 まとめ.....	29
第3章 同一林分におけるスギ材部の放射性Cs濃度の個体差とその要因.....	33
3.1 はじめに.....	34
3.2 方法.....	35
3.2.1 サンプル採取とCs濃度の測定.....	35
3.2.2 統計解析.....	35
3.3 結果.....	36
3.4 考察.....	40
3.4.1 Csの拡散的移行.....	40
3.4.2 樹幹におけるCsの水平分布.....	40
3.4.3 樹冠投影面積と樹高における交互作用.....	41
3.5 まとめ.....	41

第4章 スギ幹内における放射性 Cs 濃度の季節変化	45
4.1 はじめに.....	46
4.2 方法.....	47
4.2.1 D シャトルについて	47
4.2.2 D シャトルによる測定	48
4.2.3 内樹皮に含まれる放射性 Cs 濃度の測定.....	48
4.2.4 データの標準化	49
4.2.5 樹幹内における Cs 濃度の季節変化の抽出.....	49
4.3 結果.....	49
4.3.1 D シャトルによる測定結果.....	49
4.3.2 内樹皮の ^{137}Cs 濃度の変化.....	52
4.3.3 樹幹内の線量変化-D シャトルによる測定と内樹皮サンプルとの比較.....	53
4.4 考察.....	55
4.5 まとめ	56
第5章 観測誤差を考慮した階層ベイズモデルを用いた空間線量率の時系列解析	61
5.1 はじめに.....	62
5.2 方法.....	62
5.2.1 使用データ	62
5.2.1.1 D シャトルによる空間線量率の測定	62
5.2.1.2 土壌含水率と温度測定	63
5.2.2 統計解析	63
5.2.2.1 状態空間モデルとは	63
5.2.2.2 パラメータのベイズ推定.....	64
5.2.2.3 状態空間モデルを用いた空間線量率のモデリング.....	65
5.3 結果と考察.....	68
5.4 まとめ	71
第6章 総括.....	75

Studies on spatio-temporal analysis of migration dynamics of radioactive nucleus in forests

Chapter 1: Objective and construction of this study

Forestry industry was affected by radionuclides released from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FDNPP) accident following the Great East Japan Earthquake in March 2011, which had never been experienced before. It is necessary to understand the migration dynamics of radionuclides for the utilizations of forest resources affected by radiations, however, they are unclear about the factors of spatial "heterogeneity" of radionuclide distributions and the migration dynamics of radionuclide in forests. Therefore, it will be important to understand the migration dynamics of radionuclides in forests from the viewpoint of consideration of multiple spatial scales and time-series. Furthermore, it is necessary to consider the temporal "heterogeneity" of measured values of the air dose rates that reflect ambient radionuclides contaminations, and to examine the cause of the "heterogeneity".

The objectives of this study were as follows. (1) Analyses of the migration dynamics of environmental radionuclide at multiple spatial scales, (2) Analyses of the temporal changes and distributions of air dose rates, (3) Considerations for monitoring of radionuclides in forest and using forest resources in the future. This dissertation consisted of 6 chapters. Chapter 1 and 6 were the introduction and the conclusion, respectively. Chapters 2-4 discussed about (1), Chapter 5 discussed about (2), Chapter 6 discussed about (3).

Chapter 2: Spatial and temporal distribution of air dose rates in forests

To elucidate the spatial and the temporal "heterogeneity", in terms of spatial distributions and temporal changes at variance, of air dose rates in forests at early phase of environmental radionuclides derived from FDNPP accident, the relationships between air dose rates and topography or vegetation types were statistically analyzed. The spatial distributions and the temporal changes of the air dose rates among three types of forest stands (seed orchards, Japanese red pine and deciduous hardwood forests, Japanese cedar forests) at the height of 0.1 m and 1.0 m above the ground from 2011 to 2015 in Koriyama, Fukushima Prefecture, were investigated. In June 2011, the air dose rates were associated with the vegetation types (seed orchards > Japanese red pine and deciduous hardwood forest > Japanese cedar forest) (Fig. 1). It was suggested that the air dose rates influenced by the canopy interceptions during the initial atmospheric fallout. The time-dependent changes of air dose rates varied among three types of the forests from June to November, 2011, the decrease rates of air dose were in the order of seed orchards, the Japanese red pine and deciduous hardwood forests and the Japanese cedar forests. Therefore, it was suggested that the

time-depended changes of air dose rates were influenced by the vertical migration processes of radionuclides such as above and below the ground.

Chapter 3: Individual differences of ^{137}Cs concentration in xylem in a Japanese cedar forest

To examine the factor affecting individual “heterogeneity”, in terms of individual differences, of ^{137}Cs concentrations in the xylem of the tree trunks, we evaluated the influence of parameters related to both the initial deposition by the canopy interception and the internal migration processes on ^{137}Cs concentration in the xylem of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) trunks in the early phase of radiocesium contamination. The discs were used from 1 m above the ground obtained from each of 36 trees felled in the same Japanese cedar forest. The discs without bark were divided into heartwood and sapwood. Samples were dried at 105 °C for 24 h, and ^{137}Cs concentration per kilogram of dry weight of the wood samples was measured using a Germanium semiconductor detector. The effects of canopy size and tree height on ^{137}Cs concentrations in the xylem showed interaction with an inverse relationship (Fig.2). Therefore, ^{137}Cs concentrations in the xylem of trunks are influenced by the initial deposition and internal migration processes.

Chapter 4: Seasonal changes of radiocesium concentration in a Japanese cedar trunk

To elucidate radiocesium transfer dynamics in standing trees, seasonal changes of radiocesium concentrations in trees were measured by non-invasive sampling and invasive sampling, for example, setting compact dosimeters on a trunk and measuring inner bark samples using a Germanium semiconductor detector. Compact dosimeters covered with lead blocks were set on a Japanese cedar trunk at two points of the heights of 0.5 m and 1m above the ground, and root at one point of 0.2 m under the ground, through 360 days, from July 2016 to July 2017. The trends of the estimated internal dose of the trunk at 0.5 m, 1.0 m and the standardized values of the compact dosimeters setting on the root were synchronized with each other, such as the decrease from summer to early fall, the increase to late fall, the re-decrease to winter, and the re-increase from winter to spring. Moreover, the relative seasonal changes estimated by compact dosimeters were corresponded to the radiocesium concentration of the inner bark. Therefore, this method will enable to observe the continual and long-term monitoring of radiocesium concentration changes without damaging tree.

Chapter 5: Time-series analysis of air dose rates by a hierarchical Bayesian model incorporated observation errors

We modeled the time-series fluctuations of the air dose rates measured by a compact dosimeter and

estimated the "true" dynamics of radionuclides depositions that could not be observed directly. In the measurement of radioactivity, the air dose rates are converted into the amount of radionuclides depositions, it is necessary to consider the environmental impact of the surroundings such as the soil moisture. The air dose rates and soil moisture were measured at 1 m above the ground in a forest in Kawamata, Fukushima Prefecture. The temporal changes of the air dose rates were analyzed using a state-space model based on the hierarchical Bayesian framework. This analysis suggests that the soil moisture content is a key factor that lowers the measured values of the air dose rates (Fig.3). It is possible to estimate the migration dynamics of radionuclides in forests from the air dose rates by using the state-space model incorporated noise components such as soil moisture.

Chapter 6: Conclusion and prospect toward the future

Factors of the spatial and the temporal "heterogeneity" of depositions at early deposition phase of radionuclides derived from FDNPP accident by the spatial and the temporal analysis of radionuclides depositions and air dose rates in trees and forests, were clarified. Research results that take these "heterogeneity" into consideration are important not only in the research field but also in the field of administrative measures.

第 1 章 序論

1.1 はじめに

日本の林業は、2011年3月に発生した東日本大震災に伴う福島第一原子力発電所事故(以下:原発事故)で放出された放射性物質により、これまでに経験したことない影響を受けた。福島県の総土地面積 137.8 万 ha のうち森林面積は 97.2 万 ha であり、県土面積の約 71%を占める。このため、放射性物質による汚染が深刻な福島県では、基幹産業である林業への影響も深刻なものとなった。しかしながら、原発事故から 10 年が経過した現在でも森林における放射性物質の動態には不明な点が多い。また、原発事故からの復興には政府や地方自治体による行政施策も重要となる。次節から、暦年の、木材需給報告書(農水産省)、特用林産基礎資料(林野庁)、森林・林業統計要覧(林野庁)、森林・林業白書(林野庁)、福島県森林林業統計書(福島県)、木材需給と木材工業の現状(福島県)に基づく統計数値を用いて、戦前以降から現在に至るまでの日本の森林資源の動向を確認し、現在の日本と福島県の森林資源を比較しながら、原発事故が福島県の林業に与えた影響を説明し、問題意識を焦点化する。

1.2 地方自治体を主体とする近年の森林政策の動向

まず、近年の森林政策の動向を紐解くとともに地方自治体の役割について述べたい。森林は、日本の国土の約 2/3 を占め、水源涵養、地球温暖化の緩和、土砂災害防止、生物多様性の保全、木材やきのこ等の林産物の供給などの多面的な機能を有する。近年の頻発する災害により土壌表層の浸食や崩壊の防止機能に関心が寄せられ、また、木材需給の高まりから、資源を循環させる森林の保全・管理に向けた政策が実施されている。

日本では、森林法により、国、都道府県、市町村の各行政機関における森林に対する一定の“行政ルール”が、1963年に改正された森林法が原型となった森林計画制度として体系化されている。林務行政においては、1999年の地方分権一括法や2001年の森林・林業基本法により、都道府県や市町村といった地方自治体の権限が強化された。近年では林務の重点が市町村に置かれ、その権限は段階的に強化されてきた。現在の制度は1963年に改正された森林法が原型となっており、1998年の森林法改正により、林務に関する権限が都道府県から市町村に委譲された。2009年に木材生産と森林の公益的機能の発揮に向けた政策指針となる「森林・林業再生プラン」が策定され、法整備に向けて2010年にまとめられた「森林・林業の再生に向けた改革の姿」により森林計画制度が大きく見直されたことで市町村の権限が強化された。さらに、森林所有者の多くが森林経営に対する意欲が低いことを背景に、2018年5月に森林経営管理法が国会で可決され、人工林に関する市町村の権限が一層強化されることとなった。これらの権限の強化は地方の独自性を高める政策として評価される一方で、人数が少なく専門性を欠いていることが多い市町村の執行体制には、限界が指摘されるとともに、都道府県との連携の強化の必要性が指摘されてきた。都道府県においては、地方分権化による地方財源充実の施策として、住民税の超課税方式による地方

森林環境税の創設が活性化し林務政策において、財政面でも主体性が発揮されるようになった。また、2005年の森林法改正により従来の林業専門技術員と林業改良指導員の2つの資格が林業普及指導員として一元化され、林業普及指導員は所有者等に対して森林・林業に関する技術および知識の普及や森林施業に関する指導や市町村の求めに応じ専門的な援助を行うこととされた。

1.3 日本の森林資源の動向－森林の荒廃～資源の成熟－

1935年から1945年頃、戦中・戦後の大量の木材需要に伴う伐採により日本の森林は荒廃した。森林の荒廃に伴う水源涵養機能・土砂災害防止機能の低下により、日本各地で山地災害や水害が大規模化したことが報告されている。特に、1947年9月に発生したカスリーン台風による被害は甚大であり、利根川水系を中心に山腹崩壊、土石流、洪水を引き起こし、死者1千人以上、罹災者は70万人以上にのぼったと推定されている。

1950年頃は、戦後の復興からの経済発展に伴い、住宅用材などの木材需要が増大した一方、戦中・戦後期の過度の伐採により当時の市場を満たす資源量は国内に残されていなかったことから素材価格が高騰した。当時の国産材の供給不足を補ったのが海外から輸入であり、木材需要の急増と価格の高騰に対応するため、木材輸入が自由化された。輸入された木材は国産材に比べて安価であり、大量のロットで安定的に供給されたことから、外国産材が木材供給を主導する体制が築かれることとなった。

戦後は木材を市場に供給するために伐採後の植林が進められるようになった。広葉樹を伐採し針葉樹の人工林を造成する「拡大造林」と呼ばれる政策が1960年代をピークに行われてきた。この造林政策や木材需給に占める外国産材の台頭に伴う国産材供給の長期的な低迷等により、樹木の生長量が伐採量を上回り続け、森林蓄積は約半世紀で2倍以上に増加し、特に人工林の蓄積量では約5倍に増加した。2012年には人工林の50%以上が10齢級(45年生)以上に達し、現在、日本の森林資源は本格的な利用期を迎えることとなった。

1.4 日本と福島県の森林資源

日本の森林面積は、2017年時点で約2,500万haである。4割に相当する約1,000万haがスギ・ヒノキ等の針葉樹を主体とする人工林であり、6割に相当する約1,500万haが広葉樹を主体とする天然林である。人工林面積の樹種別の内訳は、約5割をスギが占め、約3割をヒノキが占める。

福島県の森林面積は2017年時点で約97万haである。県土の約7割を森林が占め、北海道、岩手県、長野県に次いで4番目に大きい森林面積を有し、その約4割に相当する約34万haが針葉樹を主体とする人工林であり、約6割に相当する約58万haが広葉樹を主体とする天然林である。福島県の県土に対する森林面積の割合及び森林面積に対する人工林・

天然林面積の割合は全国的な平均と同様であるが、人工林に植栽される樹種の傾向は一部で異なる。福島県の人工林面積の樹種別の内訳は、約 5 割をスギが占め、約 3 割がアカマツ・クロマツであり、ヒノキの占める割合は 1 割未満である。ヒノキに関しては、全国の平均の約 3 割よりも低い割合となっているが、ヒノキは西日本を中心に造林されており、東北以北で造林されることは少ない。福島県をはじめとする東北地方においては、ヒノキの木材価格がスギより高価であること等から、1970 年代から一部の地域で植栽されたものの、根本上部で異常な肥大が生じることで著しい材質の劣化をもたらす「ヒノキとっくり病」や、樹脂の流出や形成層の壊死をもたらす「漏脂病」が多発し、不成績な造林地を抱えることとなった。アカマツ・クロマツの資源は、マツ材線虫病の被害により全国的に減少傾向にあり、近年は東北地方における高緯度・高標高地域への被害の拡大がみられる。福島県の海岸線では古くからクロマツを主体とする海岸林が造成されてきた。また、福島県は「津島マツ」と呼ばれる銘木の産地としても知られている。1960 年頃を中心に造林も行われており、阿武隈高地などに現在も一定面積のマツ林を有している。

1.5 日本と福島県の素材生産の状況－震災前と現在の比較－

1985 年以降、日本の素材生産量は木材需要の低下により長期的に減少傾向にあったものの、近年は増加傾向に転じている。2010 年は約 1,700 万 m^3 であったが、2011 年に約 1,800 万 m^3 (対 2010 年比 106%)、2016 年に約 2,100 万 m^3 (対 2010 年比 120%)(Fig. 1-1)と、原発事故以前から現在までゆるやかな増加傾向を示す。日本の素材生産量の樹種別割合は、2016 年時点でスギを主体とする針葉樹が約 9 割を占め、広葉樹は約 1 割である。主要な地域は、生産量の多い順に東北、九州、北海道である。また、主要樹種の生産量を都道府県別に比較した場合、福島県は、2016 年時点でスギの素材生産量が第 7 位、広葉樹の生産量が第 6 位であり、重要な木材産地の一つとなっている。

福島県の素材生産量は、2010 年に約 76 万 m^3 であり、2011 年に約 69 万 m^3 (対 2010 年比 91%)、2016 年に約 77 万 m^3 (対 2010 年比 101%)(Fig. 1-1)であった。原発事故後には約 1 割減少したが、現在は原発事故以前の水準まで回復しつつある。しかし、素材生産量の全国的な増加傾向を踏まえると、福島県の増加水準は全国水準を下回っており、生産量が伸び悩んでいるものと考えられる。なお、福島県の素材生産量の樹種別割合は、2016 年時点でスギを主体とする針葉樹が約 9 割を占め、広葉樹は約 1 割を占めており、樹種別の内訳は全国的な生産傾向と類似する。2011 年の素材生産量は、福島県だけでなく東日本大震災の影響の大きかった岩手県や宮城県などでも大きく減少したが、両県は 2012 年には震災以前の水準に回復しており、福島県の素材生産の回復の遅れには、原発事故による避難指示や放射性物質に伴う林業活動の停滞が影響していることが指摘されている。例えば、原発事故の影響が特に大きかった除染特別地域を含む 12 市町村では、2010 年には約 14 万 m^3 を生産していたが、2011 年では約 5 万 m^3 (対 2010 年比 38%)、2016 年では約 4 万 m^3 (対 2010 年比

28%)(Fig. 1-1)まで減少し、原発事故に伴う素材生産活動の停滞の状況を端的に表している。

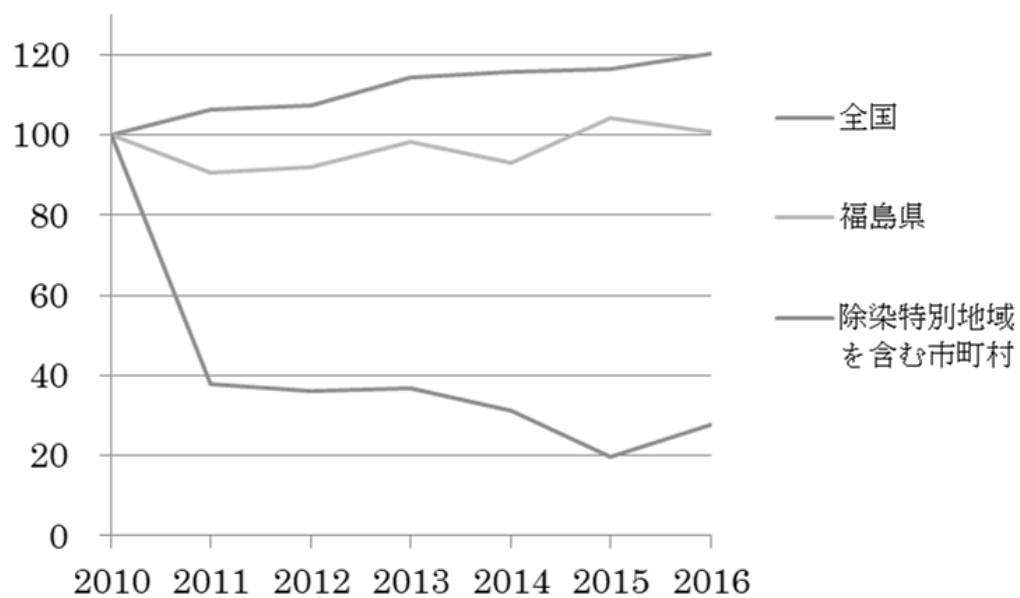


Fig. 1-1 Annual changes of wood production volume.

Y-axis represents the relative value of the wood production volume based on the volume in 2011.

1.6 木材に対する放射性物質濃度の制限と福島県の林業への影響

我々の生活において欠かすことのない材料の一つである木材は、建築用資材、合板、紙・パルプをはじめとする様々な用途に用いられている。現在では、木材はその用途に応じて放射性物質濃度に一定の制限がされており、これらの基準の多くは、原発事故後半年～1年半の期間を中心に整備された。このため、基準が整備されていなかった原発事故直後などは、福島県産であることを理由に取引が停止される事態も発生した(木村 2014)。木材の放射性物質濃度の制限値は用途によって様々であるが、例えば、比較的低濃度でも制限をされる用途に、家庭用暖房や調理加熱用として用いられる場合における薪(指標値: 40 Bq/kg)や、木質ペレットの一つであるホワイトペレット・全木ペレット(指標値: 40 Bq/kg)などが挙げられる。また、比較的高濃度の制限であるものの、「樹皮」の取扱いは素材の流通に大きな影響を及ぼした。原木の丸太を加工する製材所等では、木質廃棄物として大量の樹皮が排出されており、原発事故以前には家畜敷料、堆肥、燃料等に利用されてきたものの、指標値等による制限により(e.g. 家畜用敷料、肥料・土壌改良資材:400 Bq/kg(暫定許容値)、パークペレット:300 Bq/kg(指標値))、二次の利用が困難となった。また、8,000 Bq/kg を超える廃棄物については、放射性物質汚染対処特措法により指定廃棄物として処分されることになるため、高濃度に汚染された樹皮の保管や処分のコストが課題となっている。加えて、福島県の林業において大きな影響を与えた放射性物質濃度の制限に、キノコ生産用原木の指標値(50 Bq/kg)が挙げられる。原発事故により福島県のコナラ等のキノコ生産用原木の生産は壊滅的な被害を受けた。事故以前、福島県は全国有数の産地であり、県外移出量では全国1位を誇っていたことから、キノコ生産用原木の市場に大きな混乱をもたらした。

1.7 森林における放射性物質動態に関する既往研究とその課題

福島第一原子力発電所事故により放出された放射性物質により、東日本の広域が汚染された。事故によって放出された放射性物質は大気により輸送されることで、福島県浜通り地域においては北西方向へ放射状に広がり、また栃木県北部から福島県中通り地域にかけては帯状に広がる沈着分布が形成された(Katata et al., 2012)。福島県は、阿武隈高地や奥羽山脈、越後山脈などの山岳地系に富んだ県土を有し、県土面積の約7割を森林が占めている。原発事故により放出された放射性物質の多くが森林に沈着したことから、森林生態系における放射性物質の分布・動態の把握が重要である(Hashimoto et al., 2013)。

放射能の測定において空間線量率の測定は、沈着量への換算が可能であり、面的な沈着分布の把握に有効である(眞田ら 2017)。航空機モニタリングや自動車を利用した走行サーベイが実施され、面的なデータが整備されてきた(眞田ら 2017; Andoh et al., 2015)。航空機モニタリングでは、山岳地形等の影響されることから人の手による現地測定が重要であることが指摘されているものの(Gonze et al., 2016; Atarashi-Andoh et al., 2015; Kato et al., 2018)、道路網の単位面積あたりの密度の低い森林域ではこれまで十分に実施されてこなかった。

Atarashi-Andoh et al. (2015)は、森林の空間線量率の現地測定により、その平面分布の”ばらつき”を報告したが、このような”ばらつき”が生じる要因を解析した研究は少ない。また、空間線量率の測定は森林における放射性物質の動態を把握するために重要であることから、定点測定による経時変化が報告されてきたが(今村ら 2015; Kato et al., 2018)、測定は1年に1回程度に留まり、より詳細な経時変化については報告が少なく、経時変化の動態を統計的解析した研究もほとんど報告されてこなかった。

森林では、降下した放射性物質の多くが林冠に捕捉されたことが報告されている。スギ林及びヒノキ林において、森林の内外の降雨及び樹幹流に含まれる Cs-137 濃度を測定した Kato & Onda (2014) は、降下量の90%以上が林冠に捕捉され、事故から約5ヶ月経過した2011年8月時点においても60%以上を林冠が保持していたと推定している。また、林冠の捕捉効果においては葉のバイオマス量が影響する可能性が報告されている(IAEA 2009)。Komatsu et al. (2016) は、福島県大玉村でスギ林、落葉広葉樹林、アカマツ林における Cs-137 蓄積量を調査し、樹種により捕捉効果が異なる可能性を報告している。森林に沈着した放射性 Cs は時間の経過とともに林冠から林床へと移行した。2012年8月～9月時点では森林に沈着した Cs-134,137 の約8割以上がリター層や硬質土壌層に存在したと推定されている(今村ら 2015)。林冠から林床へは、主に林内雨及び落葉により移行したことが報告されている(Kato et al., 2017)。

樹体内において、放射性 Cs は同族元素であるカリウムと類似する分布傾向を示すとともに、樹体内で移動しやすい可能性が指摘されている(Kudo et al., 1993; Yoshida et al., 2011)。チェルノブイリ及び福島原発事故後の初期においては、樹冠の枝葉から直接的に吸収された放射性 Cs が、幹を髓心方向へ拡散的に移行していたことが報告されてきた (Garrec et al., 1995; Mahara et al., 2014)。樹木内での Cs-137 の移行については、特に Ogawa et al. (2016)により詳細な調査が行われ、その動態が報告されている。しかしながらこれらの調査に用いられたサンプル数は限定的であり、サンプルによる”ばらつき”が生じることが知られるが、その要因についてはほとんど解析されてこなかった。

1.8 論文の目的及び構成

ここまで、現在の日本の森林資源が充実し、さらに木材需要・供給が増加しつつある一方で、福島県の素材供給には伸び悩みがみられ、その背景には原発事故による放射性物質の影響があることを述べてきた。放射性物質濃度の制限を考慮して木材生産を行うためには、調査研究や林務行政における広域的・長期間的な放射性物質の動態把握の構築が重要であると考えられる。林業は、行政政策の展開や木材需要の高まりを受けさらなる活性化が見込まれる一方、長期的な木材価格の停滞を受け、慢性的な労働者不足を抱える産業である。森林資源の保全・管理においては、近年の多様化するニーズへの対応や、国民の生活や命を守る公共インフラとしての期待など、森林の多面的機能の発揮が一層期待されて

おり、上述したとおり、都道府県や市町村といった地方自治体がそれらの施策を担っている。

本論では、2点の大きな課題意識の下に個別課題を研究する。まず1点目が、福島県による森林の放射性物質調査に対する検討である。現在、福島県では、放射性物質により汚染された広大な森林を管理していかなければならないため、森林における放射性物質のモニタリング調査が実施されているが、いくつかの問題点もある。共通する問題点として、人が森林に直接行き、測定、採取等を行うため、人的・経費的・時間的な負担が大きく、多くのサンプルを取得することが困難ということが挙げられる。また、空間線量率の測定に焦点を当てると、これまでの調査手法では空間線量率の測定のみにも留まるため、せっかく人が現地で空間線量率を測定しても、その日、その日ごとに測定値が”ばらついて”しまい、放射性物質の蓄積量を定量的に把握できないという問題点があげられる。さらに、樹木の放射性物質測定に焦点を当てると、樹木を伐倒してサンプル採取するため、経時的な変化を測定できないことや、樹木の調査はモニタリング調査の中でも特に負担が大きく、サンプル数が限定的となるため、樹木の個体ごと”ばらつき”により、放射性物質の蓄積量の定量的な把握が難しい、という問題が挙げられる。

2点目が、2016年3月に首都大学東京大学院都市環境科学研究科において博士課程を修了した小川(2016)の研究課題の発展である。森林における放射性物質の動態には不明な点が多い(Mahara et al., 2014; Imamura et al., 2020)。小川は博士論文を通して、樹木における初期の放射性物質の蓄積分布とその動態を明らかにし、今後の研究においては、単木よりも大きな空間スケールや、時系列を考慮した動態把握が重要となることを述べている。さらに、これらの研究には、各サンプルの測定値の”ばらつき”を考慮するとともに、その”ばらつき”が生じた要因について検討することが必要であると述べられている。したがって、本論では、小川の研究課題を発展させるため、異なる時空間スケールで放射性物質の環境動態の解析を行い、得られた成果を森林の放射性物質調査への検討に資することを目的とした。

第2章では、「原発事故初期における森林の空間線量率の平面分布の不均質性」をテーマに、空間線量率に対する地形や森林植生との関係を解析することで、森林における空間線量率の”ばらついた”平面分布の形成に与える要因を明らかにする。

第3章では、「同一林分におけるスギ材部の放射性 Cs 濃度の個体差とその要因」をテーマに、林冠による捕捉効果と樹木内での移行に注目して幹材部における放射性 Cs 濃度を解析することにより、個体間で”ばらつき”が生じる要因を明らかにする。

第4章では、「スギの幹内における放射性 Cs 濃度の季節変化」をテーマに、個体ごとの樹木内での放射性物質濃度の時間的な”ばらつき”を直接的に調査するため、ポケット線量計を用いて樹木内部の Cs 濃度の季節変化を簡易測定する新たな調査方法を試みる。

第5章では、「観測誤差を考慮した階層ベイズモデルを用いた空間線量率の時系列解析」をテーマに、観測誤差を考慮した階層ベイズモデルにより、短期・中期的な空間線量率の経時変化を解析し、測定値の時間的な「ばらつき」から、放射性物質蓄積の真の動態を推

定する。

第6章では、本論を総括する。

脚注

*) 樹木を伐採・加工し、所定の場所に運搬・集積することで森林から素材(丸太)を生産することを、素材生産という。

文献

Andoh, M., Nakahara, Y., Tsuda, S., Yoshida, T., Matsuda, N., Takahashi, F., Mikami, S., Kinouchi, N., Sato, T., Tanigaki, M., Takamiya, K., Sato, N., Okumura, R., Uchihori, Y., and Saito, K. (2015) Measurement of air dose rates over a wide area around the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant through a series of car-borne surveys. *Journal of environmental radioactivity*, 139:266-280.

Atarashi-Andoh, M., Koarashi, J., Takeuchi, E., Tsuduki, K., Nishimura, S., Matsunaga, T., (2015) Catchment-scale distribution of radiocesium air dose rate in a mountainous deciduous forest and its relation to topography. *Journal of environmental radioactivity*, 147:1-7.

Garrec, J. P., Suzuki, T., Mahara, Y., Santry, D. C., Miyahara, S., Sugahara, M., Zheng, J., Kudo, A., (1995) Plutonium in tree rings from France and Japan. *Applied radiation and isotopes*, 46, 1271-1278.

Hashimoto, S., Matsuura, T., Nanko, K., Linkov, I., Shaw, G., and Kaneko, S. (2013) Predicted spatio-temporal dynamics of radiocesium deposited onto forests following the Fukushima nuclear accident. *Scientific reports*, 3:2564.

IAEA, 2009. Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA-TECDOC-1616.

今村直広・金子真司・小林政広・高橋正通・赤間亮夫 (2015) 東京電力福島第一原発 事故後の森林における空間線量率の4年間の変化. *森林立地* 57(2):101-107.

Imamura, N., Watanabe, M., and Manaka, T. (2020) Estimation of the rate of ¹³⁷Cs root uptake into stemwood of Japanese cedar using an isotopic approach. *Science of The Total Environment*, 755, 142478.

Katata, G., Terada, H., Nagai, H., and Chino, M. (2012) Numerical reconstruction of high dose rate zones due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of environmental radioactivity*, 111:2-12.

Kato, H., Onda, Y. (2014) Temporal changes in the transfer of accidentally released ¹³⁷Cs from tree crowns to the forest floor after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Progress*

in Nuclear Science and Technology, 4, 18-22.

- Kato, H., Onda, Y., Hisadome, K., Loffredo, N., Kawamori, A., (2017) Temporal changes in radiocesium deposition in various forest stands following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. **166**, Part3, 449-457.
- Kato, H., Onda, Y., and Yamaguchi, T. (2018) Temporal changes of the ambient dose rate in the forest environments of Fukushima Prefecture following the Fukushima reactor accident. *Journal of environmental radioactivity*, 193:20-26.
- 木村憲一郎・岡田秀二・伊藤幸男・早尻正宏・岡田久仁子 (2014) 東日本大震災後の福島県森林・林業行政の取り組みと課題. *農村計画学会誌*, 33, 209-214.
- Komatsu, M., Kaneko, S., Ohashi, S., Kuroda, K., Sano, T., Ikeda, S., Saito, S., Kiyono, Y., Tonosaki, M., Miura, S., Akama, A., Kajimoto, T., Takahashi, M., 2016. Characteristics of initial deposition and behavior of radiocesium in forest ecosystems of different locations and species affected by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 161, 2-10.
- Kudo, A., Suzuki, T., Santry, D. C., Mahara, Y., Miyahara, S., & Garrec, J. P., 1993. Effectiveness of tree rings for recording Pu history at Nagasaki, Japan. *Journal of environmental radioactivity*, 21, 55-63.
- Mahara, Y., Ohta, T., Ogawa, H., Kumata, A. (2014) Atmospheric direct uptake and long-term fate of radiocesium in trees after the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports*. 4, 7121.
- Ogawa, H., Hirano, Y., Igei, S., Yokota, K., Arai, S., Ito, H., Kumata, A., Yoshida, H., (2016) Changes in the distribution of radiocesium in the wood of Japanese cedar trees from 2011 to 2013. *Journal of Environmental Radioactivity*. 161, 51-57.
- 小川秀樹 (2016) 福島原発事故由来放射性物質による樹木の汚染状態の解析と木材資源の有効利用に関する研究 首都大学東京大学院都市環境科学研究科博士論文.
- 眞田幸尚, 石崎梓, 西澤幸康, ト部嘉 (2017) 有人ヘリコプタを用いた放射線モニタリング. *分析化学*, 66(3), 149-162.
- Yoshida, S., Watanabe, M., Suzuki, A., 2011. Distribution of radiocesium and stable elements within a pine tree. *Radiation Protection Dosimetry*. 146, 326-329.

第2章 原発事故初期における森林の空間線量率の平面分布

の不均質性

2.1 はじめに

東日本大震災が引き起こした福島第一原子力発電所事故(以下：原発事故)により大気中に大量の放射性物質が放出された。放出された放射性物質のうち約 80%は太平洋に降下した一方、約 20%が東日本の陸域に沈着したことが推定されている(Koo et al., 2014)。東日本は森林に覆われた山岳地帯であり、特に汚染の深刻な福島県は県土の 7 割を森林が占める。原発事故により放出された放射性物質の多くが森林に沈着したことから、森林生態系における放射性物質の分布・動態の把握が重要である(Hashimoto et al., 2013)。

文部科学省や多くの研究機関が連携した「放射性物質の分布状況等に関する調査研究」プロジェクトにより放射性物質の沈着分布が広域にわたり調査されてきた(Saito and Onda, 2015)。このプロジェクトにより航空機モニタリング(Sanada and Torii, 2015; Sanada et al., 2016)、走行サーベイ(Tsuda et al., 2015; Andoh et al., 2015)、歩行サーベイ(Andoh et al., 2018)、定点測定(Mikami et al., 2015a; 2015b)による空間線量率の測定が行われ、福島県及びその近隣県を中心に放射性物質の沈着分布が明らかにされてきた。しかしながら、路網密度が小さい森林での地上測定は十分に行われてきていない。原発事故後の森林環境における空間線量率の分布特徴や経時変化を明らかにするために、森林内で測定することの必要性がいくつかの研究において示されている。Gonze et al. (2016)は、森林内または森林上の空間線量率が検出器の高さと森林の放射性セシウム(以下：Cs)の垂直分布に影響されることを示唆している。また、Atarashi-Andoh et al. (2015) は、森林における歩行サーベイにより、航空機モニタリングでは確認されなかった地理的に不均質な放射性物質の分布がみられたことを報告している。したがって、森林域の空間線量率の調査には、人による地上測定が重要であると考えられる(Kato et al., 2018)。

一方、森林に沈着した放射性物質の鉛直方向の分布は、時間とともに変化したことが報告されてきた(Imamura et al., 2017)。森林では、原発事故により降下した放射性物質の多くが林冠に捕捉されるとともに、森林に沈着した放射性物質は時間の経過とともに林冠から林床へと、主に林内雨及び落葉により移行した。スギ林及びヒノキ林において、森林の内外の降雨及び樹幹流に含まれる ^{137}Cs 濃度の測定した Kato and Onda (2014) は降下量の 90%以上が林冠に捕捉され、事故から約 5 ヶ月経過した 2011 年 8 月時点においても 60%以上を林冠が保持していたと推定している。また、今村ら(2015) は、高さ 0.1 m と 1.0 m の空間線量率を調査し、時間経過に伴う森林内の空間線量率の変化と放射性 Cs の蓄積分布の変化の関係を示唆している。

さらに、森林における空間線量率は、地形や植生の影響を受け、空間的、時間的に変化したことが報告されてきた (Atarashi-Andoh et al., 2015; Kato et al., 2018)。空間線量率の測定は森林における放射性物質の動態を把握するために重要であることから、定点測定による経時変化が報告されてきたが(今村ら, 2015; Kato et al., 2018)、測定は 1 年に 1 回程度に留まり、より詳細な経時変化については Kato and Onda (2014)を除いては報告が少ない。また、空間線量率の地理的分布における研究は Atarashi-Andoh et al. (2015)を除いてはほとんど報

告されてこなかった。特に、森林に蓄積した放射性物質の鉛直方向の分布が急激に変化した 2011 年における空間線量率の地理的分布及びその変化を解析した研究はこれまでに報告されていない。

本章では、空間線量率に対する地形と森林植生の関係性を評価し、さらに経時変化の特徴を示すことを目的とした。異なる林分が不規則に配置された森林を対象とし、2011 年 6 月以降に定点で毎月測定した空間線量率を用いて統計的な解析を行った。

2.2 方法

2.2.1 調査地と空間線量率の測定

福島県郡山市に位置する福島県林業研究センターの敷地内で調査を実施した(Fig. 2-1)。当センターは、周囲を水田や住宅地に囲われ、標高約 230 m から約 260 m、敷地面積は約 38 ha である。当センターは、様々な森林パッチが不規則に存在し、高低差のある丘陵地であることから、空間線量率に対する地形と森林植生の関係性の解析に適した対象地であると考えられる。敷地内に 42 点の定点を設け、高さ 0.1 m、1.0 m の空間線量率を測定した。空間線量率の測定にはエネルギー補償型 GM 管式サーベイメータ(Mirion Technologies, RDS-31S/R)を用い、1 分間以上静止後の値を記録した。2011 年 6 月から 2011 年 11 月まで各測点で毎月 1 回の測定を行った。6 月は 8 日と 9 日に、7 月は 12 日、15 日、22 日に、8 月は 9 日、10 日、12 日、17 日に、9 月は 13 日と 14 日に、10 月は 12 日と 27 日に、11 月は 17 日に実施した。調査地点は、スギ林分(C)(13 地点)、アカマツ・落葉広葉樹林分(PD)(24 地点)、採種園・採穂園(SO)(5 地点)の 3 つカテゴリーに区分して設定した。なお、ここでは苗木の生産のために種子の採取を目的に造成された森林、及び、挿し穂の採取を目的に造成された森林を、それぞれ採種園、採穂園と呼ぶ。

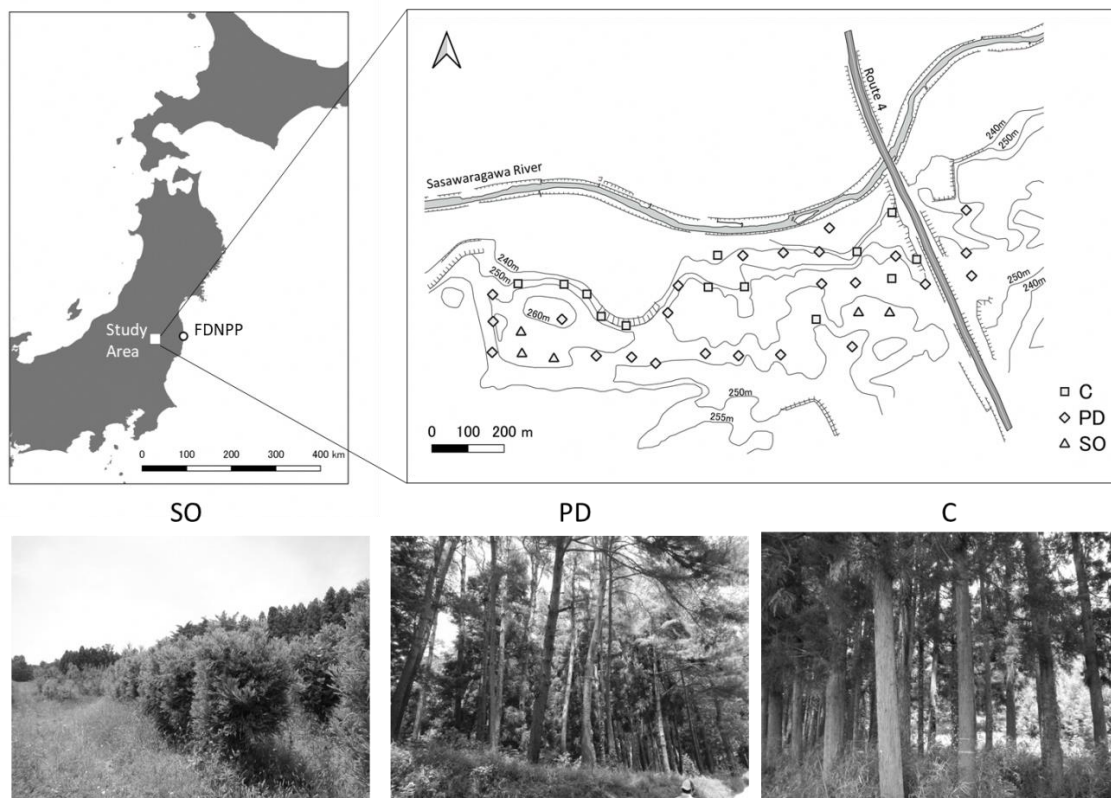


Fig. 2-1. Location of the study site and photographs of vegetation categories.

The vegetation was classified into three categories: Seed Orchard (SO), Red Pine and Deciduous hardwood forest (PD), Cedar forest (C).

2.2.2 統計解析

2.2.2.1 空間的自己相関の計算

原発事故により発生した放射性プルームの移動に伴う面的な汚染の実態を考慮すると、隣接する測点間における空間線量率が近い値となるような空間的な依存関係が生じる可能性が考えられる(Atarashi-Andoh et al., 2015)。この空間的な依存関係を検証するため、空間的自己相関を定量化する Moran の I 統計量を式(2-1)により計算した(Moran, 1948)。測点からボロノイ多角形を作成し、作成された多角形の共有線分により隣接関係を定義し、隣接のあり、なしを 1,0 のダミー変数により規定し、空間重み付け行列 W の行和を 1 になるよう規格化した(Bivand et al., 2008)。なお、ボロノイ多角形とは、平面上に複数の点が配置されている時、任意の点と、その隣接点とで空間を分割して作成される多角形である。このとき、空間重み付け行列 W の要素 w_{ij} を 2 進数重み係数により次のように定義した。

$w_{ij} = \{1: \text{多角形 } i \text{ と多角形 } j \text{ が共有線分をもつ, } 0: \text{多角形 } i \text{ と多角形 } j \text{ が共有線分をもたない}\}$

$$I = \frac{n}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{i,j}} \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{i,j} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (2-1)$$

2.2.2.2 ランダムフォレストによる回帰分析

放射性物質の地理的な分布は、放射性プルームの移動に伴い斜面方位や標高に沿って形成されたことが報告されている(Atarashi-Andoh et al., 2015; Sanada et al., 2018)。このため、既往研究により指摘されている変数である標高、斜面方位をパラメータとした。なお、斜面方位は 0 度(真北)–360 度(真北)で右回りに定義した。これらの地形に関連するパラメータは、数値標高モデル (DEM: Digital Elevation Model) (解像度: $10 \times 10 \text{ m}^2$, 国土地理院) を用いて計算した。

また、地上で測定される空間線量率と森林の種類の関係が報告されていることから(Kato et al., 2018)、測点における植生を、スギ林分、アカマツ・落葉広葉樹林分、採種園・採穂園の 3 つのカテゴリに区分し、説明変数とした。

多変量データを統計的に処理する場合、回帰分析は有効な手段の一つであるものの、モデルが頑健であるのは、サンプル数 n が変数の数 p よりも明らかに大きい場合である。しかし、サンプル数 n が変数の数 p よりも少ない場合においても分類回帰樹木法(CART: Classification And Regression Trees) は、適用可能であることが報告されている(Grömping, 2009)。これは、CART 法におけるモデルの構築過程において不要な変数が含まれないことに起因する。本研究では、CART 法を基礎とするアンサンブル学習器のひとつであるランダムフォレスト(RF: Random Forest)を用いて、空間線量率に対する斜面方位、標高、空間的自

己相関、植生カテゴリーの関係を解析した。Breiman(2001)によって提唱された RF は、ノンパラメトリックな手法であり、非線形性や相互作用を明示的にモデル化する必要なく学習することができる。なお、RF の解析における空間自己相関パラメータには緯度、経度を用いた(e.g., Di Vittorio and López-López 2014; Snapir et al., 2019)。

RF アルゴリズムの概要は以下のとおりである(Breiman, 2001; Liaw and Wiener, 2002)。

- 1) データセットから反復抽出により B 個のブートストラップ標本を生成する。
- 2) 各ブートストラップ標本に対して、CART 法により回帰木を作成する。
この際、ランダムに選択された p 個の変数を用いて分岐を行い、すべての末端のノードサイズが m よりも小さくなるまで分岐させる。
- 3) 全ての回帰木を平均することで推定モデルを作成する(式(2-2))。

$$f(x) = \frac{1}{B} \sum_{b=1}^B h_b(X, \theta_b) \quad (2-2)$$

RF において、 b 番目のブートストラップ標本 θ_b から導かれた予測子は $h_b(X, \theta_b)$ で表される。 θ_b は互いに独立かつ理想的なブートストラップ標本である。

次に、ブートストラップ標本を生成する際に含まれなかったデータセット(OOB: Out-of-bag)における予測精度を用いて変数の重要度(VI: Variable Importance)を算出した。 b 番目のブートストラップ標本 θ_b から導かれた予測子 $h_b(X, \theta_b)$ について、 OOB_b データを用いて予測誤差 err_{OOB_b} を算出する。 OOB_b データ内の j 番目の説明変数 X_j の値をランダムに置換することにより次元を保ったまま、ある説明変数 X_j と目的変数との関係をなくした $err_{\widetilde{OOB}_{b,j}}$ を計算する。その結果、どれだけ予測誤差が増加するかを測定し、すべての予測誤差の差を平均することで変数の重要度とする(式(2-3))。

$$VI(X_j) = \frac{1}{B} \sum_{b=1}^B (err_{OOB_b} - err_{\widetilde{OOB}_{b,j}}) \quad (2-3)$$

本研究では、 $B=2,000$, $m=5$, $p=2$ とした。解析には R 環境下で実装されている”random Forest”パッケージ(Liaw and Wiener, 2002)のアルゴリズムを用いた。

2.3 結果と考察

2.3.1 2011年6月における空間線量率の地理的分布

2011年6月における空間線量率の平面分布を Fig. 2-2 に示す。2011年6月における空間線量率は、高さ0.1 mで0.97~2.45 $\mu\text{Sv/h}$ 、高さ1.0 mで0.84~1.98 $\mu\text{Sv/h}$ であり、地理的に不均質な分布が生じていた。それぞれの高さにおける空間線量率を箱ひげ図を用いて Fig. 2-3 に示す。森林植生における空間線量率の平均値の関係はいずれの高さにおいても、採種園・採穂園で最も高く、次いでアカマツ・落葉広葉樹林分、スギ林分の順になった。測点ごとの高さ別の空間線量率の関係を箱ひげ図を用いて Fig. 2-4 に示す。測点ごとの高さ0.1 mと1.0 mの空間線量率の比(0.1 m/1.0 m)の平均値の関係は、採種園・採穂園が最も高く、次いでアカマツ・落葉広葉樹林分、スギ林分の順になり、それぞれの高さにおける森林植生ごとの空間線量率の大小関係と一致した(Fig. 2-3, Fig. 2-4)。また、測点ごとの高さ0.1 mと1.0 mの空間線量率の比(0.1 m/1.0 m)の平均値の関係から、高さ1.0 mの空間線量率が高い地点ほど地表からの寄与が大きいことが示唆された(Fig. 2-4)。MoranのI統計量は、高さ0.1 mの空間線量率に対して0.19 ($p=0.01$)、高さ1.0 mの空間線量率に対して0.25 ($p<0.01$)となり、5%有意水準の下で有意な正の空間的自己相関が認められた。このため、近い測点間の空間線量率は類似する傾向が示唆された。

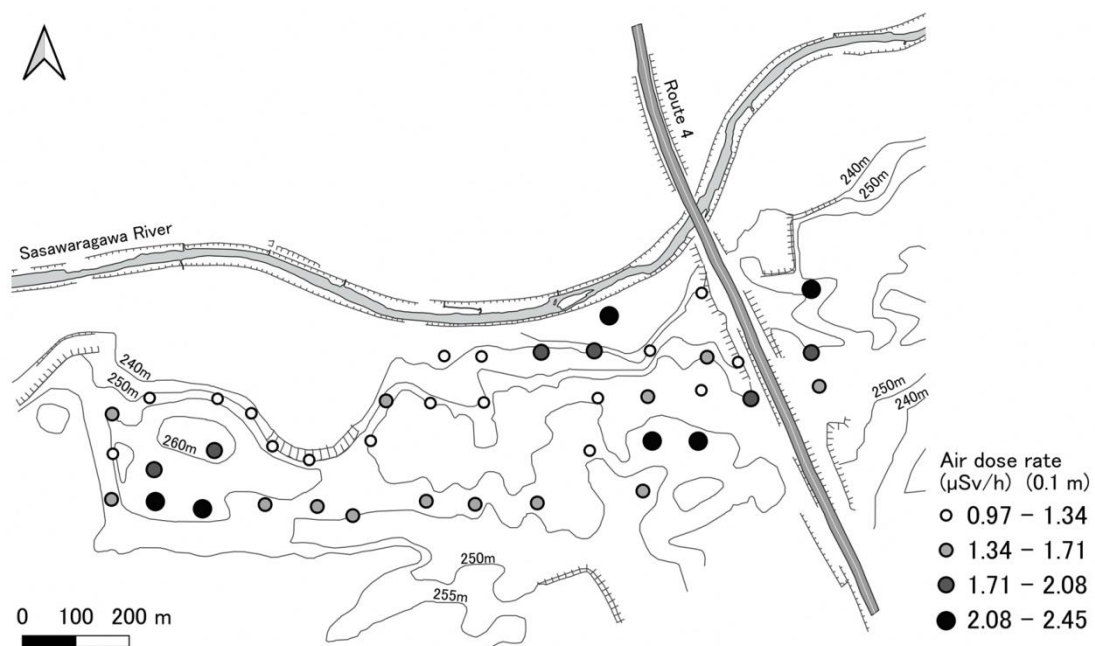
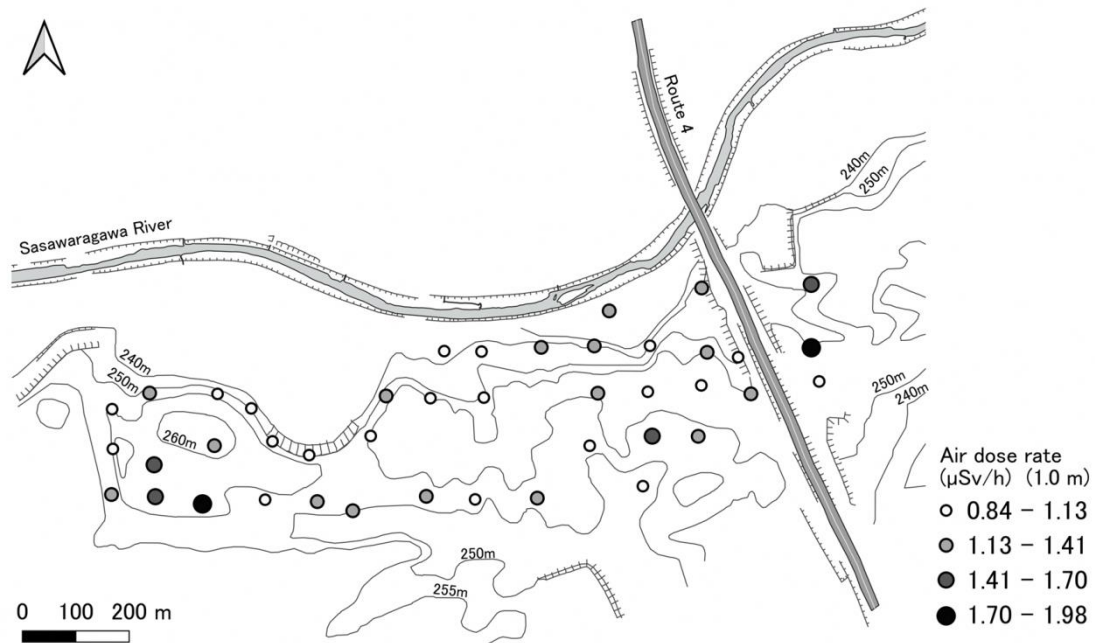


Fig. 2-2. Spatial distributions of air dose rates on June, 2011.

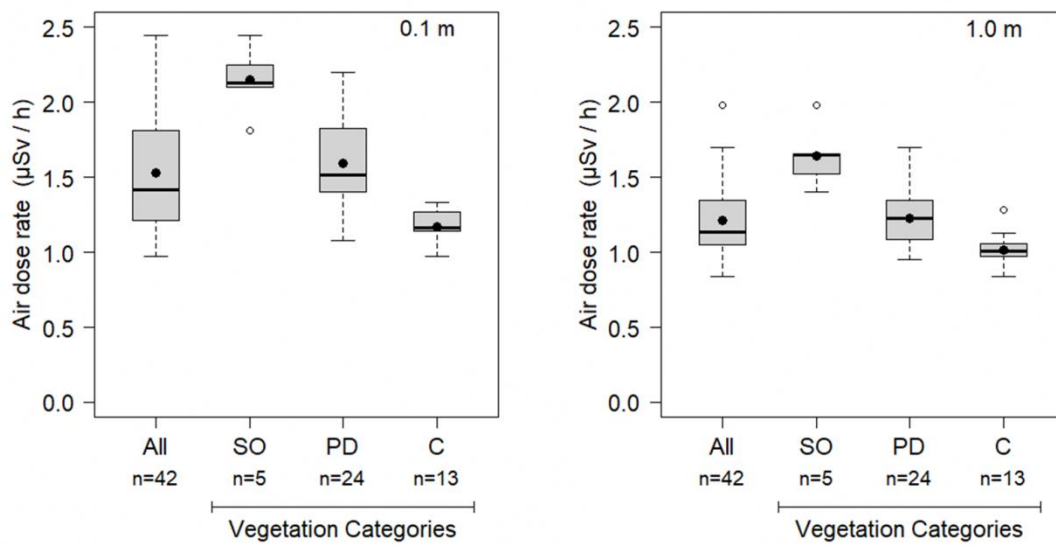


Fig. 2-3. Boxplots of air dose rates on June, 2011.

Closed circles represent the mean values

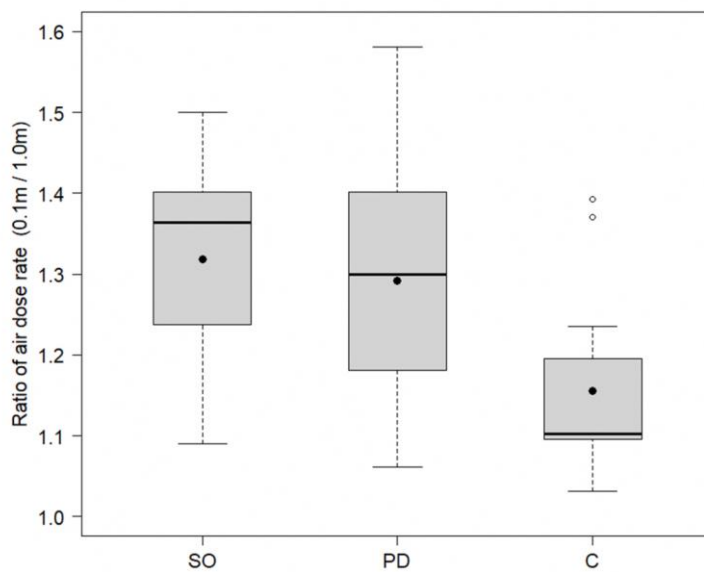


Fig. 2-4. Relationships between air dose rate at the height of 0.1 m and 1.0m above the ground on June, 2011.

Boxplot of ratio of air dose rates classified by the vegetation categories.

Closed circles represent the mean value.

2.3.2 2011年6月の空間線量率と地形及び森林植生の関係

RFによる変数の相対的重要度を Fig.2-5 に示し、部分従属プロットを Fig. 2-6 に示す。高さ 0.1 m と 1.0 m の空間線量率に対し、いずれの高さにおいても最も空間線量率と関連が強かった変数は森林植生であった。

部分従属プロットから目的変数と説明変数の関係が得られる。標高については、235 m 付近の低標高で空間線量率の上昇傾向がみられ、また、標高が高くなるにつれてゆるやかに空間線量率が上昇する傾向がみられた。斜面方位については、東～南側の斜面でゆるやかに空間線量率が上昇する傾向がみられた。しかしながら、空間線量率に対する標高や斜面方位の関係性は森林植生の重要度に比べて小さく(標高(EI): 12-13%, 斜面方位(Asp): 12-22%(Fig. 2-5))、本対象地内においては、地形に関連するパラメータよりも森林植生(VC)の方が空間線量率と関連が強かった可能性が示唆された。Atarashi-Andoh et al. (2015)は、茨城県の山間部で2013年8月、9月に調査を行い、空間線量率の地理的分布が地形に依存し、放射性プルームの通過経路に従って放射性物質の沈着分布が形成された可能性を示唆している。本対象地内で、2012年9月に約70年生のコナラを伐倒し、方位別に材部の ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 濃度を測定したMahara et al. (2014)は、北西方向に放射性物質の沈着の異方性が観察され、その方向がプルームの移動経路と一致したことを報告している。本研究においてはRFの結果から、標高や斜面方位と空間線量率の関係は森林植生に比べ弱いことが示唆された。これらの地形パラメータの寄与が弱かった要因については、本調査区域の標高差がやや小さいことだけでなく、Atarashi-Andoh et al. (2015)が対象とした地域とは沈着様式が異なることが関与した可能性が考えられる。Atarashi-Andoh et al. (2015)の対象地域では乾性沈着が優占した一方、本対象地は湿性沈着が優占した地域であったことが推定されている(Katata et al., 2012; Terada et al., 2012; Gonze et al., 2014)。降雨により地上に沈着する湿性沈着に比べ、乾性沈着では地形などに伴う局所風の影響を受けて沈着した可能性が考えられ、沈着様式の違いが空間線量率の地理的分布に関与した可能性が考えられる。

高さ 1.0 m の空間線量率と森林植生との関連はいくつかの研究で報告されてきた(e.g., 今村ら, 2015; Kato and Onda, 2014)。森林においては、フォールアウト時に林冠により放射性物質が捕捉されたことが推定されている(Komatsu et al., 2016; Kato et al., 2017)。Kato and Onda (2014)はスギ壮齢林、落葉広葉樹・アカマツ混交林において、地表から林冠まで高さ別に2011年から2012年にかけて空間線量率を調査し、スギ壮齢林では林冠上部で最も高い空間線量率を示したのに対し、落葉広葉樹・アカマツ混交林では地表付近で最も高い値となったことを報告している。2011年9月から11月にかけて林野庁が測定した福島県の森林の高さ 1.0 m の空間線量率について、航空機モニタリングにより得られた ^{137}Cs 面汚染密度(kBq/m^2)により基準化することで森林植生と空間線量率の関係を解析したKato et al.(2018)は、常緑針葉樹林に比べて落葉広葉樹林の方が高い空間線量率が測定されたことを報告している。さらに、大谷ら(2013)は福島県郡山市の森林において(本調査地から西に約10 km)、2011年9月に草地、落葉広葉樹林、常緑針葉樹林で高さ 1.0 m の空間線量率の測定を行い(常

緑針葉樹林と落葉広葉樹林、落葉広葉樹林と草地の距離はともに約 100 m)、草地が最も高い空間線量率を示し、また、常緑針葉樹林に比べて落葉広葉樹林の方が高い空間線量率であったことを報告している。大谷ら(2013)は高さ 1.0 m で測定される空間線量率について、鉛の遮蔽体を用いて林冠と林床から入射する放射線を分けて評価し、常緑針葉樹林に比べ落葉広葉樹林の方が、林床からの寄与率が大きかったことを示した。大谷ら(2013)が調査対象とした森林において、針葉樹区域(スギ・ヒノキ)、広葉樹区域(アカマツ・広葉樹)における堆積有機物層、及び、鉍質土壌層全体の ^{137}Cs 蓄積量を調査した蛭田ら(2016)は、2012 年 4 月では、針葉樹区域に対し広葉樹区域の方が高い値であったことを報告している。これらの結果から、高さ 1.0 m の空間線量率は、林床に堆積した放射能に強く影響を受けることが推察される。大谷ら(2013)の結果は、常緑針葉樹林に対して草地は約 1.68 倍の空間線量率であり、常緑針葉樹林に対して落葉広葉樹林は約 1.26 倍であった。本調査地において、森林植生区分ごとの空間線量率の平均値を比較すると、採種園・採穂園はスギ林分に対し 2011 年 6 月の測定で約 1.64 倍、2011 年 9 月の測定で約 1.35 倍、アカマツ・落葉広葉樹林分はスギ林分に対し 2011 年 6 月の測定で約 1.21 倍、2011 年 9 月の測定で約 1.19 倍であり、我々の結果における三者の関係性は大谷ら(2013)の報告と類似した。対象としたスギ林分の林冠は冬季でも閉鎖していたのに対し、原発事故時、落葉広葉樹は開葉前であったため、アカマツ・落葉広葉樹林分における林冠はある程度開けていたと考えられる。一方で、採種園・採穂園は、約 2.0 m 間隔に、高さ約 0.5~4.0 m の母樹が植えられており、空の開けた林分である。事故初期における空間線量率には、林冠閉鎖の程度の違いが影響し、それを森林植生というパラメータが代替した可能性が示唆された。

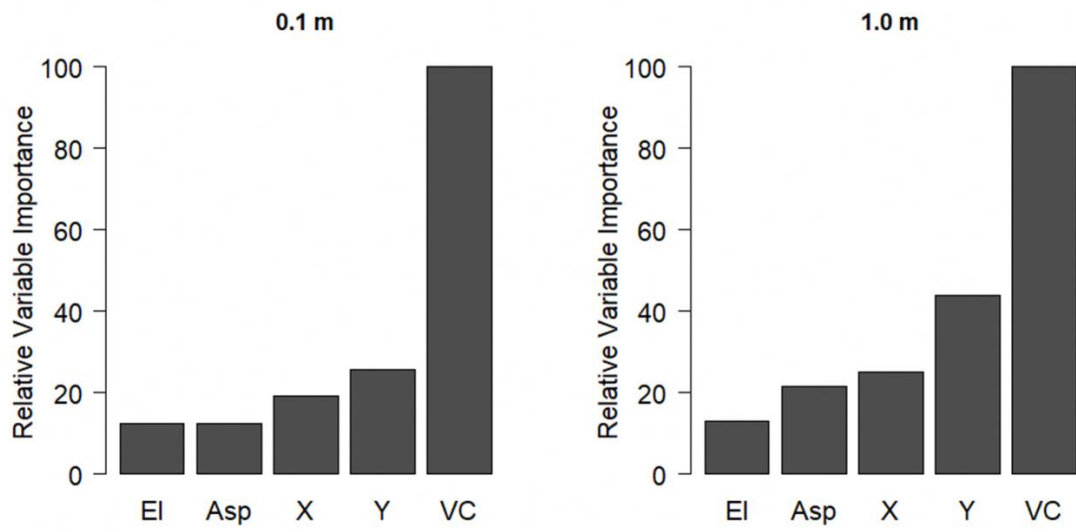


Fig. 2-5. Relative variable importance generated by the random forest algorithm.

El: Elevation, Asp: Slope aspect, X: Longitude, Y: Latitude, VC: Vegetation Category.

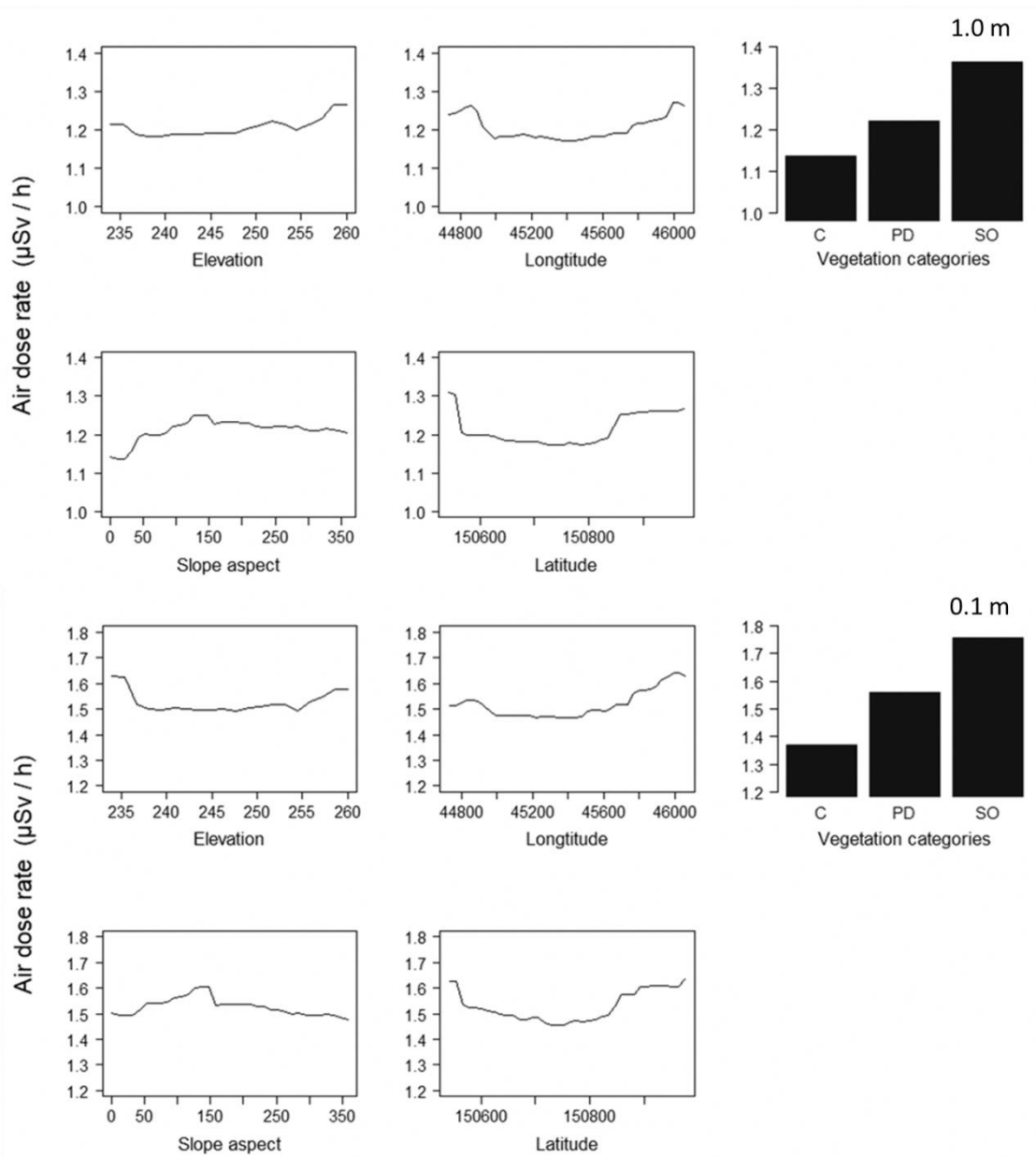


Fig. 2-6. Partial dependency plots calculated by the random forest algorithm.

2.3.3 2011年6月から11月における空間線量率の経時変化

森林植生別に空間線量率の経時変化を Fig. 2-7 と table 2-1 に示す。原発事故により放出された ^{134}Cs と ^{137}Cs の比を 1:1 とした場合、2011年6月から11月までの物理的減衰率は約10%と見積もられる。本調査区域全体の平均値は、高さ1.0 m で物理的減衰と同程度、高さ0.1 m で物理的減衰よりも早い速度で減衰していた。変化の傾向は森林植生によって異なり、採種園・採穂園では物理的減衰より減衰速度が早い傾向を示し、5ヶ月間で、高さ1.0 m で約23%、高さ0.1 m で約41%の低下がみられた。一方、スギ林においては、物理的減衰より減衰速度が遅い傾向を示し、高さ1.0 m で約1%増加し、高さ0.1 m で約12%の低下が見られた。2011年11月における高さ0.1 m と1.0 m の空間線量率の関係を Fig.2-8 に示す。高さ0.1 m と1.0 m の空間線量率の比において6月と11月を比較すると、森林植生間の平均値の差は小さくなり、またそのばらつきも小さくなった(Fig.2-4, Fig.2-8)。

採種園・採穂園では、物理的減衰に比べて空間線量率の低下が早く、またスギ林に比べてアカマツ・落葉広葉樹林の方が空間線量率の低下が早い結果は既往研究と一致する。Mikami et al. (2015a, 2015b)は、植生のほとんどない地点では、空間線量率の減少率が物理的減衰よりも早かったことを報告している。さらに、Mikami et al. (2015b)は、この空間線量率の減衰について、地表に沈着した放射性物質の土壌への鉛直方向の移動に伴う可能性を示唆している。Kinase et al. (2017)は、福島第一原子力発電所から半径80 km 圏内で実施された走行サーベイの結果を基に、土地利用形態ごとに環境半減期の予測を行った。その結果、森林は他の土地利用形態に比べて環境半減期が長い傾向を示唆した。また、落葉樹林は常緑樹林に比べて環境半減期が短いことを示唆している。さらに、Kato et al. (2017)は、福島県内で高さ1.0 m の空間線量率を調査し、アカマツ-広葉樹混交林や落葉広葉樹林と比較して常緑針葉樹林では空間線量率の減少が遅い傾向を報告している。

森林では、降下した放射性物質の多くが林冠に捕捉された。林冠による放射性物質の捕捉効果は樹種により異なり、特に常緑針葉樹で効率的に捕捉されていた可能性が示唆されている(Komatsu et al., 2016; Kato et al., 2017)。林冠に捕捉された放射性物質は、時間経過とともに林冠から林床へと移行したことが報告されており、今村ら(2015)は、高さ0.1 m と1.0 m の空間線量率を調査し、時間経過に伴う森林内の空間線量率の変化と放射性Csの蓄積分布の変化の関係を示唆している。Kato and Onda (2014)は、地上から林冠にかけて鉛直方向に空間線量率を調査し、常緑針葉樹林において空間線量率が2011年7月から2012年5月にかけてあまり変化しない、またはやや増加した結果から、林冠から地表への放射性物質の二次的な供給が高さ1.0 m 付近の空間線量率に反映された可能性を述べている。

本対象地において、高さ0.1 m と1.0 m の空間線量率の関係は、6月と11月で大きく異なった(Fig. 2-4, Fig. 2-8)。原発事故から日の浅い6月時点では、放射性物質が地表面に多く存在したことで、高さ1.0 m に比べて高さ0.1 m の方が測定器の検出器と放射性物質の距離が近かったため、高さ0.1 m の方が高い空間線量率が測定されたと考えられる。一方で、11月には高さ0.1 m と1.0 m の両者の空間線量率が近似し、そのばらつきも小さく

なったことから、放射性物質の土壌における鉛直方向の浸透と、水平方向の移動による均質化が生じた可能性が考えられる。堆積有機物層は、分解前の落葉層などにより構成され、遮蔽効果をもつことが示唆されている (Mikami et al., 2015b; 今村ら, 2017)。したがって、高さ 0.1 m と 1.0 m の空間線量率の比の経時変化は、放射性物質の土壌における鉛直方向の浸透を反映した可能性が考えられる。

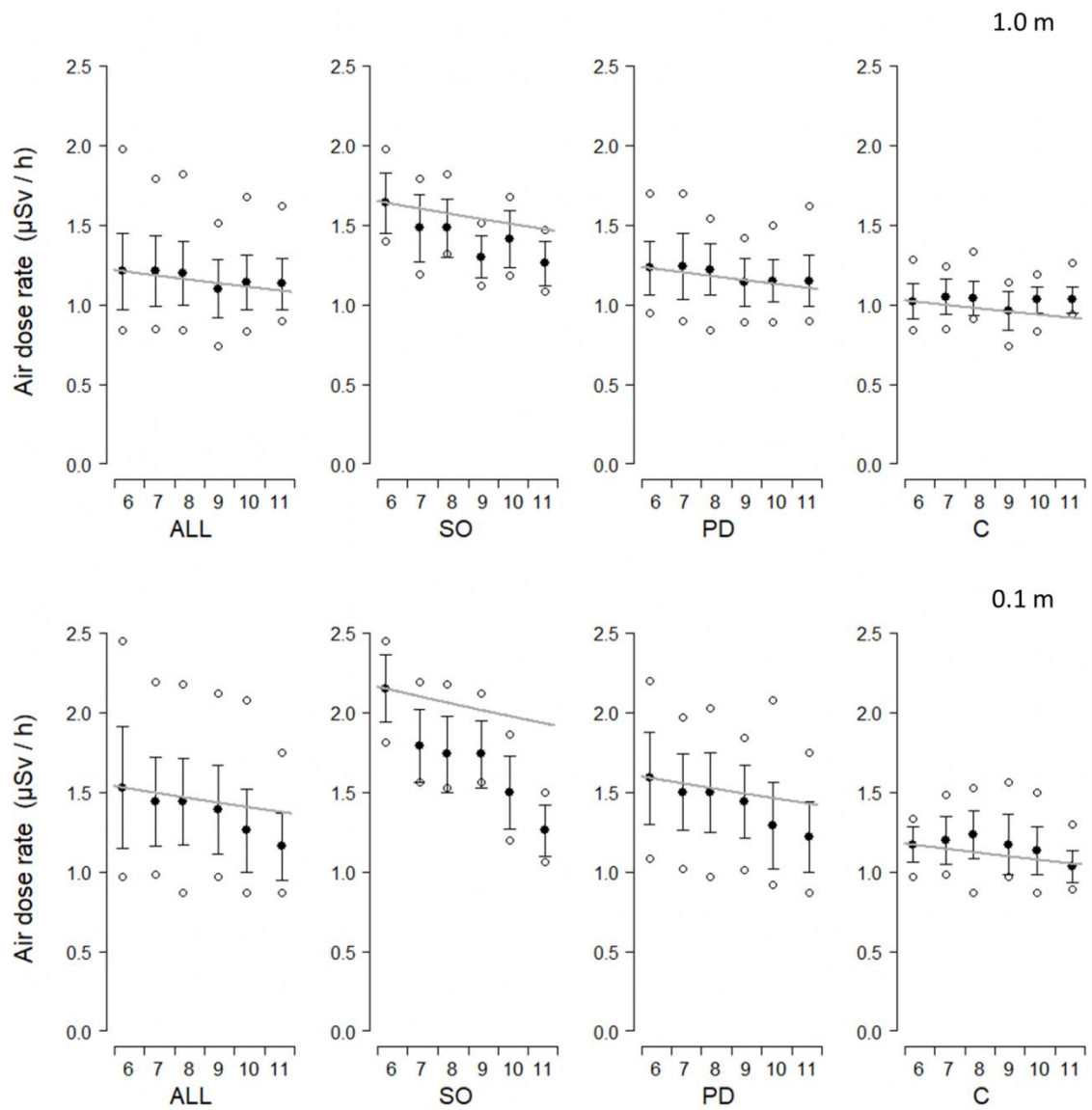


Fig. 2-7. Time-dependent changes of air dose rates.

Error bars represent the standard deviations.

Closed circles and open circles indicate the mean values and Maximum-Minimum values, respectively.

Grey lines represent the physical decay of radiocaesium.

Table 1. Time-depended changes of air dose rates.

		Jun.		Jul.		Aug.		Sep.		Oct.		Nov.	
Days since the accident		89		123		151		186		215		251	
Phys. Decay rate		(1.00)		(0.98)		(0.96)		(0.94)		(0.92)		(0.90)	
		Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
1.0 m	All	1.21	0.24	1.21	0.22	1.20	0.2	1.10	0.18	1.14	0.17	1.13	0.16
		(1.00)		(1.00)		(0.99)		(0.91)		(0.94)		(0.93)	
	SO	1.64	0.19	1.48	0.21	1.48	0.18	1.3	0.13	1.41	0.18	1.26	0.14
		(1.00)		(0.90)		(0.90)		(0.79)		(0.86)		(0.77)	
VC	PD	1.23	0.17	1.24	0.21	1.22	0.16	1.14	0.15	1.15	0.13	1.15	0.16
		(1.00)		(1.01)		(0.99)		(0.93)		(0.93)		(0.93)	
	C	1.02	0.11	1.05	0.11	1.04	0.11	0.96	0.12	1.03	0.08	1.03	0.08
		(1.00)		(1.03)		(1.02)		(0.94)		(1.01)		(1.01)	
0.1 m	All	1.53	0.38	1.44	0.28	1.44	0.27	1.39	0.28	1.26	0.26	1.16	0.21
		(1.00)		(0.94)		(0.94)		(0.91)		(0.82)		(0.76)	
	SO	2.15	0.21	1.79	0.23	1.74	0.24	1.74	0.21	1.5	0.23	1.26	0.16
		(1.00)		(0.83)		(0.81)		(0.81)		(0.70)		(0.59)	
VC	PD	1.59	0.29	1.5	0.24	1.5	0.25	1.44	0.23	1.29	0.27	1.22	0.22
		(1.00)		(0.94)		(0.94)		(0.91)		(0.81)		(0.77)	
	C	1.17	0.11	1.2	0.15	1.23	0.15	1.17	0.19	1.13	0.15	1.03	0.1
		(1.00)		(1.03)		(1.05)		(1.00)		(0.97)		(0.88)	

SD: Standard Deviation

The decrease rates of air dose from June are given in parentheses.

The vegetation was classified into three categories: Seed Orchard (SO), Red Pine and Deciduous hardwood forest (PD), Cedar forest (C).

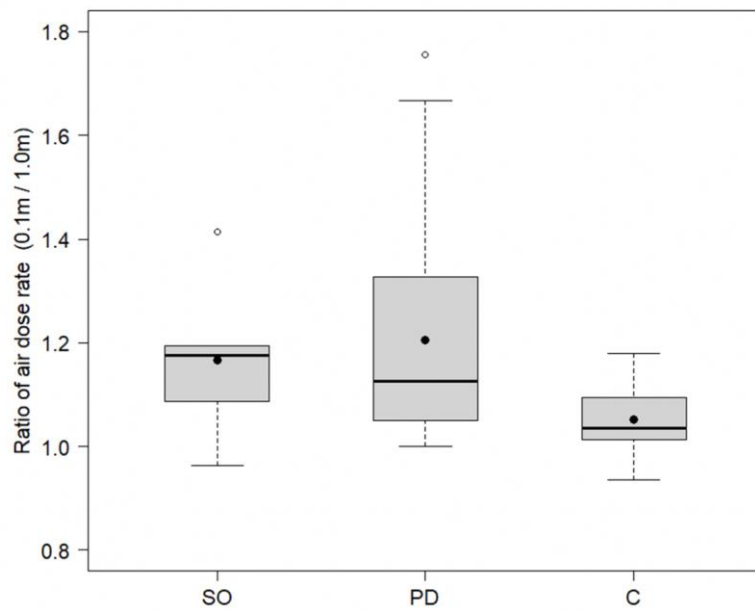


Fig.2-8. Relationships between air dose rate at the height of 0.1 m and 1.0 m above the ground on November, 2011.

Boxplot of ratio of air dose rates classified by the vegetation categories.

Closed circles represent the mean value.

2.4 まとめ

2011年6月から11月までの空間線量率を定点で調査し、空間線量率に対する地形や森林植生の関係について、統計手法を用いて解析した。2011年6月において、空間線量率は地理的に不均質分布が観察された。統計解析の結果、地形に比べ森林植生の方が空間線量率と強く関係していたことが示唆された。乾性沈着が優占したと推定される地域で行われた既往研究においては標高や斜面方位といった地形に関連するパラメータと空間線量率との関連が指摘されてきたが、本対象地は湿性沈着が優先したと推定されており、沈着様式の違いにより関連するパラメータが異なる可能性が示唆された。

事故初期における空間線量率の減少傾向は、森林植生により異なることが示された。採種園・採穂園は物理的減衰よりも早く低下した。また、高木が優占するスギ林分やアカマツ・落葉広葉樹林分では、物理的減衰よりもやや早い、または物理的減衰と同程度の経時変化が観察された。特にスギ林分では、アカマツ・落葉広葉樹林分に比べて緩やかな減少を示した。空間線量率の経時変化は、フォールアウト時に沈着した放射性物質の林冠による捕捉と、その後の林冠から林床への移行や土壌の下方浸透に関連している可能性が考えられる。

文献

- Andoh, M., Nakahara, Y., Tsuda, S., Yoshida, T., Matsuda, N., Takahashi, F., Mikami, S., Kinouchi, N., Sato, T., Tanigaki, M., Takamiya, K., Sato, N., Okumura, R., Uchihori, Y., and Saito, K. (2015) Measurement of air dose rates over a wide area around the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant through a series of car-borne surveys. *Journal of environmental radioactivity* 139:266-280.
- Andoh, M., Yamamoto, H., Kanno, T., and Saito, K. (2018) Measurement of ambient dose equivalent rates by walk survey around Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant using KURAMA-II until 2016. *Journal of environmental radioactivity* 190:111-121.
- Atarashi-Andoh, M., Koarashi, J., Takeuchi, E., Tsuduki, K., Nishimura, S., Matsunaga, T., (2015) Catchment-scale distribution of radiocesium air dose rate in a mountainous deciduous forest and its relation to topography. *Journal of environmental radioactivity* 147:1-7.
- Bivand, R. S., Pebesma, E. J., Gomez-Rubio, V., and Pebesma, E. J. (2008) *Applied spatial data analysis with R*. Springer, New York.
- Breiman, L. (2001) Random forests. *Machine learning* 45(1):5-32.
- Di Vittorio, M. and López-López, P. (2014) Spatial distribution and breeding performance of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Sicily: implications for conservation. *Acta Ornithologica* 49(1):33-45.
- Gonze, M. A., Renaud, P., Korsakissok, I., Kato, H., Hinton, T. G., Murlon, C., and Simon-Cornu, M. (2014) Assessment of dry and wet atmospheric deposits of radioactive aerosols: application to Fukushima radiocaesium fallout. *Environmental science & technology* 48(19):11268-11276.
- Gonze, M. A., Murlon, C., Calmon, P., Manach, E., Debayle, C., and Baccou, J. (2016) Modelling the dynamics of ambient dose rates induced by radiocaesium in the Fukushima terrestrial environment. *Journal of environmental radioactivity* 161:22-34.
- Grömping, U. (2009) Variable importance assessment in regression: linear regression versus random forest. *The American Statistician* 63(4):308-319.
- Hashimoto, S., Matsuura, T., Nanko, K., Linkov, I., Shaw, G., and Kaneko, S. (2013) Predicted spatio-temporal dynamics of radiocesium deposited onto forests following the Fukushima nuclear accident. *Scientific reports* 3:2564.
- 蛭田利秀・川口知穂・壽田智久・坪山良夫・大谷義一・小林政広・篠宮佳樹 (2016) 落葉・落枝および林床における放射性セシウムの動態. *東北森林科学会誌* 21(2): 43-49.
- 今村直広・金子真司・小林政広・高橋正通・赤間亮夫 (2015) 東京電力福島第一原発事故後の森林における空間線量率の4年間の変化. *森林立地* 57(2):101-107.
- 今村直広・赤間亮夫・大谷義一・小林政広・坪山良夫・高橋正通 (2017) 森林内の放射性セシウム分布を考慮した空間線量率の推定. *日本森林学会誌* 99(1):1-9.
- Imamura, N., Komatsu, M., Ohashi, S., Hashimoto, S., Kajimoto, T., Kaneko, S., and Takano, T.

- (2017) Temporal changes in the radiocesium distribution in forests over the five years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Scientific reports* 7(1):8179.
- Katata, G., Terada, H., Nagai, H., and Chino, M. (2012) Numerical reconstruction of high dose rate zones due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of environmental radioactivity* 111:2-12.
- Kato, H. and Onda, Y. (2014) Temporal changes in the transfer of accidentally released ¹³⁷Cs from tree crowns to the forest floor after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Progress in Nuclear Science and Technology* 4:18-22.
- Kato, H., Onda, Y., Hisadome, K., Loffredo, N., and Kawamori, A. (2017) Temporal changes in radiocesium deposition in various forest stands following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 166:449-457.
- Kato, H., Onda, Y., and Yamaguchi, T. (2018) Temporal changes of the ambient dose rate in the forest environments of Fukushima Prefecture following the Fukushima reactor accident. *Journal of environmental radioactivity* 193:20-26.
- Kinase, S., Takahashi, T., and Saito, K. (2017) Long-term predictions of ambient dose equivalent rates after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *Journal of Nuclear Science and Technology* 54(12):1345-1354.
- Komatsu, M., Kaneko, S., Ohashi, S., Kuroda, K., Sano, T., Ikeda, S., Saito, S., Kiyono, Y., Tonosaki, M., Miura, S., Akama, A., Kajimoto, T., Takahashi, M., (2016) Characteristics of initial deposition and behavior of radiocesium in forest ecosystems of different locations and species affected by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 161:2-10.
- Koo, Y. H., Yang, Y. S., and Song, K. W. (2014) Radioactivity release from the Fukushima accident and its consequences: A review. *Progress in Nuclear Energy* 74:61-70.
- Liaw, A. and Wiener, M. (2002) Classification and Regression by randomForest. *R News* 2: 18–22.
- Mahara, Y., Ohta, T., Ogawa, H., and Kumata, A. (2014) Atmospheric direct uptake and long-term fate of radiocesium in trees after the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports* 4:7121.
- Mikami, S., Maeyama, T., Hoshide, Y., Sakamoto, R., Sato, S., Okuda, N., Sato, T., Takemiya, H., and Saito, K. (2015a) The air dose rate around the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant: its spatial characteristics and temporal changes until December 2012. *Journal of environmental radioactivity* 139:250-259.
- Mikami, S., Maeyama, T., Hoshide, Y., Sakamoto, R., Sato, S., Okuda, N., Demongot, S., Gurriaran, R., Uwamino, Y., Kato, H., Fujiwara, M., Sato, T., Takemiya, H., and Saito, K. (2015b) Spatial distributions of radionuclides deposited onto ground soil around the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant and their temporal change until December 2012. *Journal of environmental radioactivity* 139:320-343.

- Moran, P. A. P. (1948) The interpretation of statistical maps. *Journal of the Royal Statistical Society Series B (Methodological)*. 10(2):243-251.
- 大谷義一・坪山良夫・岡野通明・橋内雅敏・新津修 (2013) 森林域における除染効果確認のための上下方向別空間線量率測定. *関東森林研究* 64(1) : 89-92.
- Saito, K. and Onda, Y. (2015) Outline of the national mapping projects implemented after the Fukushima accident. *Journal of environmental radioactivity* 139:240-249.
- Sanada, Y. and Torii, T. (2015) Aerial radiation monitoring around the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant using an unmanned helicopter. *Journal of environmental radioactivity* 139:294-299.
- Sanada, Y., Orita, T., and Torii, T. (2016) Temporal variation of dose rate distribution around the Fukushima Daiichi nuclear power station using unmanned helicopter. *Applied Radiation and Isotopes* 118:308-316.
- Sanada, Y., Katata, G., Kaneyasu, N., Nakanishi, C., Urabe, Y., and Nishizawa, Y. (2018) Altitudinal characteristics of atmospheric deposition of aerosols in mountainous regions: Lessons from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident. *Science of the Total Environment* 618:881-890.
- Snapir, B., Waite, T. W., and Biermann, L. (2019) Maritime Vessel Classification to Monitor Fisheries with SAR: Demonstration in the North Sea. *Remote Sensing* 11(3):353.
- Terada, H., Katata, G., Chino, M., and Nagai, H. (2012) Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Part II: verification of the source term and analysis of regional-scale atmospheric dispersion. *Journal of environmental radioactivity* 112:141-154.
- Tsuda, S., Yoshida, T., Tsutsumi, M., and Saito, K. (2015) Characteristics and verification of a car-borne survey system for dose rates in air: KURAMA-II. *Journal of environmental radioactivity* 139:260-265.

第3章 同一林分におけるスギ材部の放射性Cs濃度の個体差 とその要因

3.1 はじめに

福島第一原発事故により放出された主要な核種のうち、特に¹³⁷Cs(以下 Cs)の半減期は約30年であり、環境中に長期間に渡り存続する。フォールアウト時に樹冠の葉や樹皮に捕捉されたCsの一部が急速に樹体内に取り込まれたことから、樹木の内部汚染状況は、概ね周囲の空間線量率やCs蓄積量を反映することが知られる(Kuroda et al., 2013; Komatsu et al., 2016)。これまで、樹木における汚染分布や沈着量については、乾性沈着や湿性沈着などの気象条件が及ぼす影響や(Petroff et al., 2008a, 2008b; IAEA 2009; Pröhl 2009)、異なる樹種間での差異(Ohashi et al., 2014; Komatsu et al., 2016)が議論されてきた。しかしながら、樹木汚染は、同一林分内に存在する同種の樹木でも、単木ごとに大きく異なることが報告されている(Yoshihara et al., 2014; Coppin et al., 2016; Komatsu et al., 2016)。このばらつきは、樹形や樹齢、生理状態、単木の林地条件などの様々な要因を伴う「個体差」と解釈されうるものの、個体差が生じる要因を解析した研究例は少ない。同一林分内におけるCs濃度の個体差は、樹木におけるCs動態への理解を複雑にし、さらに、空間線量率等の周囲の汚染レベルを指標としたCs濃度の推定を困難にする。林産物には、基準値や指標値が設定されており、特に後者の問題は、林業の素材生産の現場では大きな課題となっている。

これまで、樹木汚染には、沈着量と樹体内での移行に関する議論がされてきた。葉のバイオマスや葉面積の増加はCsの捕捉量を増加させることが報告されてきた。チェルノブイリ原発事故及び福島第一原発事故の両者の既往研究で、樹冠のバイオマスや葉面積指数の増加は大気中からのCsの効率的な捕捉に寄与することが報告されている(Vandecasteele et al., 2001; Petroff et al., 2008a, 2008b; IAEA 2009; Pröhl 2009; Coppin et al., 2016)。Komatsu et al. (2016)は、樹種の異なる林分で汚染状況を調査し、樹体全体のCs蓄積量に対する樹冠の葉のCs蓄積量の割合がスギに比べアカマツやコナラで低いことを報告し、樹冠が効果的にCsを捕捉した可能性を支持している。

樹体内において、Csは同族元素であるカリウムと類似する分布傾向を示すとともに、樹体内で移動しやすい可能性が指摘されている(Kudo et al., 1993; Yoshida et al., 2011)。チェルノブイリ及び福島原発事故後の初期においては、樹冠の枝葉から直接的に吸収されたCsが、幹を髓心方向へ拡散的に移行していたことが報告されてきた(Garrec et al., 1991; Mahara et al., 2014)。スギについては、Ogawa et al. (2016)により成長錐による詳細な調査が行われ、スギの垂直方向と半径方向のCs分布の時間動態が次のように示されている：i) 垂直方向の濃度勾配、ii) 辺材から心材への拡散的移動、iii) 心材と辺材における垂直方向拡散。

本研究では、福島第一原発事故による汚染の初期段階において、既往研究で指摘されている樹冠による捕捉や幹での移行過程動態の仮説に基づき、これらに関連するパラメータと材部の Cs 濃度の関係を統計的に解析した。

3.2. 方法

3.2.1 サンプル採取と Cs 濃度の測定

福島県二本松市の 35 年生のスギ人工林を対象とした。2013 年 3 月に 36 本を伐倒し、約 1 m の高さで円盤を採取した。円盤から辺材、心材ごとにサンプルを採取し、105 °C で 24 時間乾燥して乾燥重量を測定後、U8 型容器に密封して Ge 半導体検出器(SEIKO EG&G: GEM20-70, CANBERRA: GC4020)を用いて乾燥重量あたりの Cs 濃度を測定した。気乾状態のサンプルの含水率から、Cs 濃度を乾燥重量に換算した。測定は、2015 年 12 月 23 日から 2016 年 1 月 5 日に行った。

伐倒前に、対象木の等高線方向及び等高線と直角方向の 4 点の樹冠径を測定した。その 4 点の頂点からなる四辺形の面積を計算し、樹冠投影面積とした。樹高は、伐倒後に測定した。

3.2.2 統計解析

心材・辺材の Cs 濃度に対する、樹冠による捕捉と幹内部での垂直方向及び水平方向における移行の影響を、(3-1)式の線形モデルを用いて、回帰分析により解析した。解析にあたり、樹冠による捕捉に関与するパラメータを樹冠投影面積、垂直方向及び水平方向における移行に関与するパラメータを、樹高、心材と辺材の Cs 濃度比(心材の Cs 濃度 / 辺材の Cs 濃度)とした。モデルを作成する前に、それぞれの変数(樹冠投影面積、樹高、心材と辺材の Cs 濃度比)間の相関係数を計算した。また、樹冠による捕捉と幹内部の移行は相互作用する可能性が考えられることから、樹冠投影面積と樹高の交互作用を説明変数とした。交互作用項はそれぞれの変数の積で表現されることから、一般に、変数間で強い相関が生じやすい。多重共線性を避けるために、樹冠投影面積、樹高の各値からそれぞれの平均値を引く、中心化を行った(Jaccard and Turrisi 2003)。総当たり法で AIC (Akaike's Information Criterion)によりモデル選択を行い、モデル選択の不確実性を考慮し、 ΔAIC ($\Delta AIC_i = AIC_i - AIC_{\min}$) ≤ 2 のモデルをベストモデル同等の水準とみなした(Burnham and Anderson 2002)。解析には R ver.3.2.3(R Core Team 2015)を用いた。

$$E(Y_i) = \mu_i = \mathbf{X}_i^T \boldsymbol{\beta} ; Y_i \sim \text{Normal}(\mu_i, \sigma^2) \quad (3-1)$$

ここで、 Y : 目的変数、 X : 説明変数、 $\boldsymbol{\beta}$: 回帰係数である。

3.3 結果

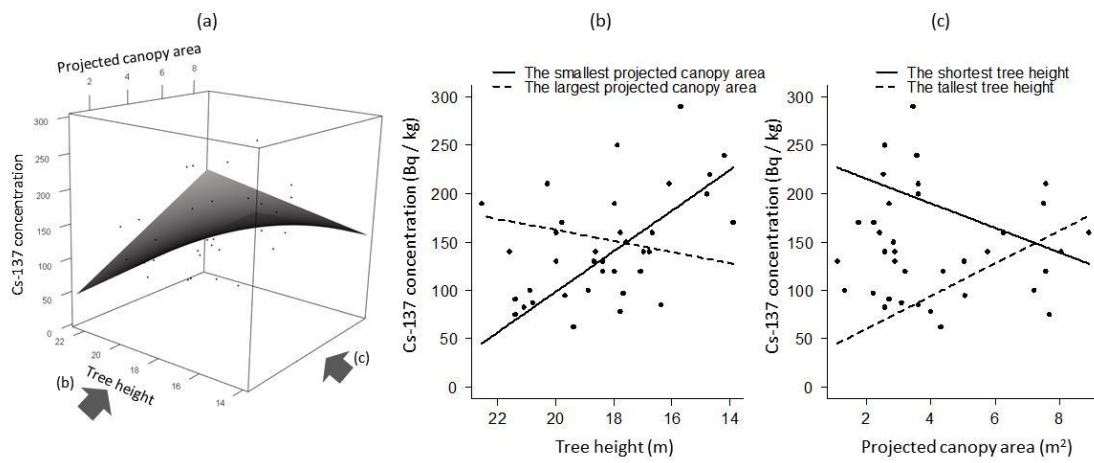
モデル選択により $\Delta AIC \leq 2$ のモデルを、**null model** と併せて **Table 3-1** に示す。心材・辺材の解析結果は、樹高、樹高と樹冠投影面積の交互作用、心材と辺材の Cs 濃度比がベストモデルに選ばれた。ベストモデルと同等のモデルになるのはセカンドモデルまでであり、セカンドモデルには全ての変数が含まれた。また、樹高、樹高と樹冠投影面積の交互作用、心材と辺材の Cs 濃度比には有意性が認められた。樹冠投影面積は、 p 値が高い値となったものの、セカンドモデルに選択された。樹高と樹冠投影面積の交互作用の結果を **Fig.3-1** に示す。樹冠投影面積が小さければ、樹高の増加に伴い Cs 濃度は低下するが、樹冠投影面積が大きくなると、樹高の増加に伴い Cs 濃度が上昇する傾向を示した。心材と辺材の Cs 濃度比と Cs 濃度の関係を **Fig.3-2** に示す。心材と辺材の Cs 濃度比の増加に伴い、辺材では Cs 濃度が低下する一方、心材では Cs 濃度が上昇する傾向を示した。

Table 3-1 Results of model selection based on Akaike's Information Criterion (AIC).

Response variables	Model Rank	Coefficients					AIC	Δ AIC
		Intercept	Projected canopy area	Tree height	Interaction (Projected canopy area × Tree height)	Cs concentration ratio		
Heartwood	1	52.1*	-	-10.0*	3.8*	48.3*	371.30	0.00
	2	50.0*	2.49	-10.6*	3.4*	49.7*	372.70	1.43
	13	145.4*	-	-	-	-	393.61	22.31
Sapwood	1	115.4*	-	-6.2*	2.3*	-19.2*	335.66	0.00
	2	115.7*	-0.4	-6.2*	2.2*	-19.5*	337.62	1.96
	15	82.8*	-	-	-	-	350.35	9.71

An asterisk indicates a statistically significant variable based on p value ($p < 0.01$).

(1) Heartwood



(2) Sapwood

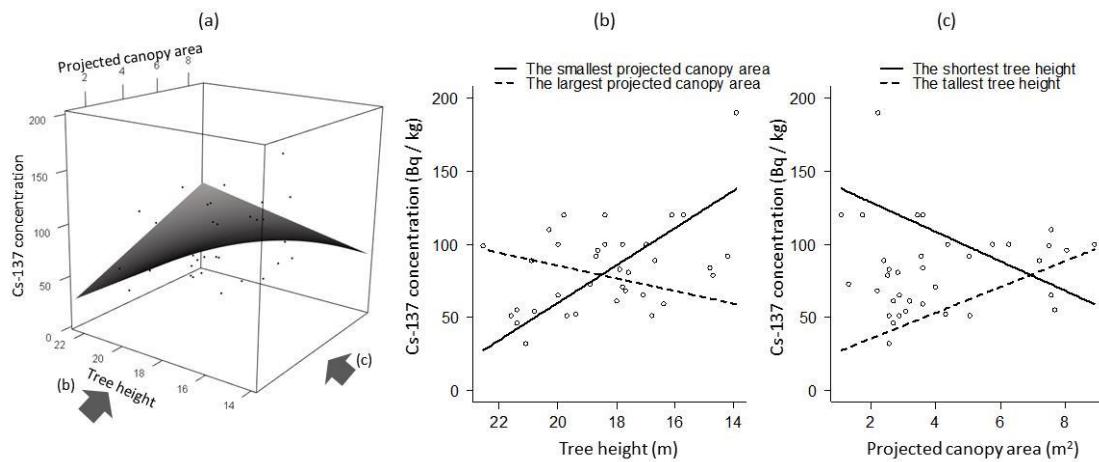


Fig.3-1. Relationships between projected canopy area, tree height, and ¹³⁷Cs concentrations in heartwood and sapwood of Japanese cedar.

(a) The ruled surface of interaction between projected canopy area and tree height. (b) Relationship between ¹³⁷Cs concentration and tree height. (c) Relationship between ¹³⁷Cs concentration and projected canopy area.

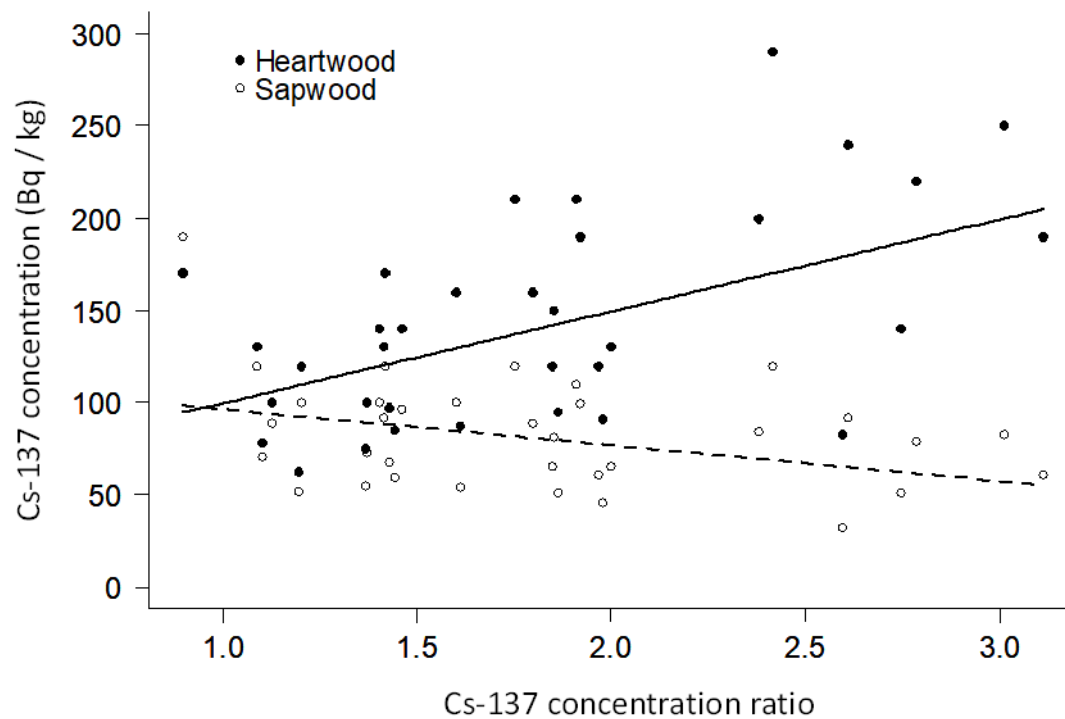


Fig.3-2. Relationship between ^{137}Cs concentration and the ^{137}Cs concentration ratio of heartwood to sapwood of Japanese cedar.

3.4 考察

3.4.1 Cs の拡散的移行

対象とした林分の樹高の平均は、18.3 m であったのに対し、枝下高の平均は 9.1 m であった。そのため、多くの個体において樹冠に補足された Cs の多くは、樹幹の中部から上部で樹体内に取り込まれたと考えられる。

心材・辺材のいずれにおいても、推定された樹高の係数が負であったことから、樹高が高くなるほど、Cs 濃度が低下する関係が示された。この関係は、上部から下部にかけての垂直方向における拡散的に移動に伴い、樹高が高いほど拡散が遅れている可能性を示しうる。分散の標準尺度である変動係数(標準偏差 / 平均)を計算すると、心材では 0.38、辺材では 0.36 となった。特に、心材では濃度の増加に伴いその標準偏差も大きくなるため、ばらつきは大きく見える。しかし、平均で割ることにより相対化したばらつきは、心材と辺材でほとんど一致した。Ogawa et al. (2016)は、特に心材における垂直方向の拡散的移行を報告しているが、本研究により、心材のみでなく辺材においても、垂直方向における拡散の遅れが生じ、材部の Cs 濃度に個体差に関与していた可能性が示唆された。

3.4.2 樹幹における Cs の水平分布

チェルノブイリ原子力発電所事故から 10 年以上経過し定常状態にあるヨーロッパアカマツでは、辺材の Cs 濃度が心材よりも高かったことが報告されている(Thiry et al., 2002; Soukhova et al., 2003; Yoshida et al., 2011)。一方、スギを対象に調査されたグローバルフォールアウトに由来する Cs の樹幹中の水平分布においては、辺材よりも心材の方が高いことが報告されている(Chigira et al., 1988; Kudo et al., 1993; Mahara et al., 1995; Momoshima et al., 1995; Kagawa et al., 2002)。これらの蓄積分布については種による違いである可能性が示唆されている(Ohashi et al., 2014)。心材の形成と水による水平方向への輸送メカニズムは必ずしも明らかにされていないものの (Nagai and Utsumi 2012; Barnard et al., 2013; Kuroda et al., 2013)、Cs の水平方向及び垂直方向への移行が報告されてきた (Garrec et al., 1991; Mahara et al., 2014; Ogawa et al., 2015; Wang et al., 2016)。スギの心材は含水率が高く、カリウムなどのアルカリ金属が多く含まれていることが知られている(Matsunaga et al., 2006)。近年の研究では、アルカリ金属、¹³³Cs、およびルビジウムは柔細胞を介して髄心に急速に移動することが報告されている(Okada et al., 2012; Aoki et al., 2017)。本研究では、心材と辺材の Cs 濃度比が大きいほど、辺材の Cs 濃度が低下し、心材の Cs 濃度は増加する傾向が示された。一方で、心材と辺材の傾きの絶対値は異なり、水平方向においては、辺材の Cs 減少量に比べて

心材の Cs 増加量が大きくなるという結果になった。すなわち、心材の Cs 濃度の上昇には、水平方向における辺材からの移行に加えて、上部から下部への垂直方向の移行による寄与を伴う可能性を支持したと考えられる。

3.4.3 樹冠投影面積と樹高における交互作用

樹冠投影面積が小さければ、樹高の増加に伴い Cs の拡散に時間差が生じ、濃度は低下する可能性が示される一方、樹冠が発達し効果的に Cs を捕捉することで、樹高の増加に伴い Cs 濃度が増加する、交互作用が示された。樹冠投影面積と樹高におけるピアソンの積率相関係数は 0.27 であり、両者はゆるやかな正の相関関係にあった。そのため、樹高が大きい個体ほど樹冠投影面積が大きい傾向にあり、樹冠による捕捉量が樹冠葉面積などの表面積に従うならば、その捕捉量は指数的に増加する可能性が考えられる。よって、樹冠の発達した個体では、樹高の増加が効率的な Cs の捕捉に寄与し、樹高が高くなるほど Cs 濃度が上昇する可能性が示唆された。

3.5 まとめ

材部の Cs 濃度は、樹冠による捕捉と材内部の移行に影響される可能性が示唆された。すなわち、同一林分内における幹材部の Cs 濃度の個体差には、フォールアウト時の初期沈着量や樹幹内の移行過程における時間的変化のそれぞれの個体差が関与していると考えられる。したがって、樹体内に取り込まれた Cs は幹内部で上部から下部に、または辺材から心材に移行するとともに、その濃度は、一定時間の経過後も初期沈着量に影響される可能性が示唆された。辺材から心材への移行においては樹体内の生理的な要因が関与するが、樹冠サイズや樹高は個体の外観的な特徴である。樹木の Cs 動態を長期的なモニタリングにより明らかにするためには、個体ごとの特徴を考慮した検討が必要になりうる。

文献

- Aoki, D., Asai, R., Tomioka, R., Matsushita, Y., Asakura, H., Tabuchi, M., Fukushima, K., 2017. Translocation of 133 Cs administered to *Cryptomeria japonica* wood. *Science of The Total Environment*, **584**, 88-95.
- Barnard, D. M., Lachenbruch, B., McCulloh, K. A., Kitin, P., Meinzer, F. C., 2013. Do ray cells provide a pathway for radial water movement in the stems of conifer trees? *American journal of botany*, **100(2)**, 322-331.
- Burnham, K.P. and Anderson, D.R., 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. (2nd ed.) Springer, New York.
- Chigira, M., Saito, Y., Kimura, K., 1988. Distribution of ^{90}Sr and ^{137}Cs in annual tree rings of Japanese cedar, *Cryptomeria japonica* D. Don. *Journal of radiation research*. **29**, 152-160.
- Coppin, F., Hurtevent, P., Loffredo, N., Simonucci, C., Julien, A., Gonze, M. A., Nanba, K., Onda, Y., Thiry, Y., 2016. Radiocaesium partitioning in Japanese cedar forests following the “early” phase of Fukushima fallout redistribution. *Scientific Reports*. **6**
- Garrec, J. P., Suzuki, T., Mahara, Y., Santry, D. C., Miyahara, S., Sugahara, M., Zheng, J., Kudo, A., 1995. Plutonium in tree rings from France and Japan. *Applied radiation and isotopes*, **46**, 1271-1278.
- IAEA, 2009. Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA-TECDOC-1616.
- Jaccard, J., Turrisi, R., 2003. Interaction Effects in Multiple Regression, 2nd ed. Sage, Thousand Oaks, CA.
- Kagawa, A., Aoki, T., Okada, N., Katayama, Y., 2002. Tree-ring strontium-90 and cesium-137 as potential indicators of radioactive pollution. *Journal of environmental quality*, **31**, 2001-2007.
- Komatsu, M., Kaneko, S., Ohashi, S., Kuroda, K., Sano, T., Ikeda, S., Saito, S., Kiyono, Y., Tonosaki, M., Miura, S., Akama, A., Kajimoto, T., Takahashi, M., 2016. Characteristics of initial deposition and behavior of radiocesium in forest ecosystems of different locations and species affected by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. **161**, 2-10.
- Kudo, A., Suzuki, T., Santry, D. C., Mahara, Y., Miyahara, S., & Garrec, J. P., 1993. Effectiveness of tree rings for recording Pu history at Nagasaki, Japan. *Journal of environmental radioactivity*, **21**, 55-63.

- Kuroda, K., Kagawa, A., Tonosaki, M., 2013. Radiocesium concentrations in the bark, sapwood and heartwood of three tree species collected at Fukushima forests half a year after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. **122**, 37-42.
- Mahara, Y., Kudo, A., 1995. Plutonium released by the Nagasaki A-bomb: Mobility in the environment. *Applied radiation and isotopes*. **46**, 1191-1201
- Mahara, Y., Ohta, T., Ogawa, H., Kumata, A., 2014. Atmospheric direct uptake and long-term fate of radiocesium in trees after the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports*. **4**, 7121.
- Matsunaga, H., Shiotari, R., Matsumura, J., Oda, K., Utsumi, Y., Yamamoto, K., 2006. Potassium distribution in black heartwood of sugi (*Cryptomeria japonica*) I: localization in axial parenchyma cells. *Journal of wood science*, **52**, 95-100.
- Momoshima, N., Eto, I., Kofuji, H., Takashima, Y., Koike, M., Imaizumi, Y., Harada, T., 1995. Distribution and chemical characteristics of cations in annual rings of Japanese cedar. *Journal of environmental quality*, **24**, 1141-1149.
- Nagai, S., Utsumi, Y., 2012. The function of intercellular spaces along the ray parenchyma in sapwood, intermediate wood, and heartwood of *Cryptomeria japonica* (Cupressaceae). *American journal of botany*, **99**, 1553-1561.
- Ogawa, H., Hirano, Y., Igei, S., Yokota, K., Arai, S., Ito, H., Kumata, A., Yoshida, H., 2016. Changes in the distribution of radiocesium in the wood of Japanese cedar trees from 2011 to 2013. *Journal of Environmental Radioactivity*. **161**, 51-57.
- Ohashi, S., Okada, N., Tanaka, A., Nakai, W., Takano, S., 2014. Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster. *Journal of Environmental Radioactivity*. **134**, 54-60.
- Okada, N., Hirakawa, Y., Katayama, Y., 2012. Radial movement of sapwood-injected rubidium into heartwood of Japanese cedar in the growing period. *Journal of Wood Science*. **58**, 1-8.
- Petroff, A., Mailliat, A., Amielh, M., Anselmet, F., 2008. Aerosol dry deposition on vegetative canopies. Part I: review of present knowledge. *Atmospheric Environment*, **42**, 3625-3653.
- Petroff, A., Mailliat, A., Amielh, M., Anselmet, F., 2008. Aerosol dry deposition on vegetative canopies. Part II: A new modelling approach and applications. *Atmospheric Environment*, **42**, 3654-3683.
- Pröhl, G., 2009. Interception of dry and wet deposited radionuclides by vegetation. *Journal of environmental radioactivity*, **100**, 675-682.
- R Core Team, 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

- Soukhova, N.V., Fesenko, S.V., Klein, D., Spiridonov, S.I., Sanzharova, N.I., Badot, P.M., 2003. ^{137}Cs distribution among annual rings of different tree species contaminated after the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, **65**, 19-28.
- Thiry, Y., Goor, F., Riesen, T., 2002. The true distribution and accumulation of radiocaesium in stem of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Journal of environmental radioactivity*, **58**, 243-259.
- Thiry, Y., Garcia-Sanchez, L., Hurtevent, P., 2016. Experimental quantification of radiocesium recycling in a coniferous tree after aerial contamination: Field loss dynamics, translocation and final partitioning. *Journal of environmental radioactivity*, **161**, 42-50.
- Vandecasteele, C. M., Baker, S., Förstel, H., Muzinsky, M., Millan, R., Madoz-Escande, C., Tormos, T., Sauras, T., Schulte, E., Colle, C., 2001. Interception, retention and translocation under greenhouse conditions of radiocaesium and radiostrontium from a simulated accidental source. *Science of the total environment*, **278**, 199-214.
- Wang, W., Hanai, Y., Takenaka, C., Tomioka, R., Iizuka, K., Ozawa, H., 2016. Cesium absorption through bark of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*). *Journal of Forest Research*, **21**, 251-258.
- Yoshida, S., Watanabe, M., Suzuki, A., 2011. Distribution of radiocesium and stable elements within a pine tree. *Radiation Protection Dosimetry*, **146**, 326-329.
- Yoshihara, T., Matsumura, H., Tsuzaki, M., Wakamatsu, T., Kobayashi, T., Hashida, S.-N., Nagaoka, T., Goto, F., 2014. Changes in radiocesium contamination from Fukushima in foliar parts of 10 common tree species in Japan between 2011 and 2013. *Journal of Environmental Radioactivity*, **138**, 220-226.

第 4 章 スギ幹内における放射性 Cs 濃度の季節変化

4.1 はじめに

福島第一原発事故により放出された主要な核種のうち、特に ^{137}Cs の半減期は約 30 年であり、環境中に長期間に渡り存続する。森林は東日本の大面積を占める一方で、森林における除染は極めて限定的であり現在も多く ^{134}Cs や ^{137}Cs (以下: 放射性 Cs) を保持している。フォールアウト直後林冠に捕捉された放射性 Cs は、降雨等により大部分が地表に移行した (Coppin et al., 2016)。

チェルノブイリ原発事故により放出された放射性 Cs は、地表層に蓄積することで二次的なソース(発生源)となり、樹木を介した循環により、長期にわたり森林生態系内に存在し続けている (Fesenko et al., 2001; Kruyts et al., 2002)。そのため、森林における長期的な放射性 Cs 動態を把握するためには、樹木を介した循環に注目することが重要である (Koarashi et al., 2014; Yoshihara et al., 2014, 2016a)。

これまで樹体内における Cs の移行動態が報告されてきたが (Yoshihara et al., 2016a; Mahara et al., 2014; Ogawa et al., 2016)、材部や枝葉などの器官ごとの調査に留まる研究例が多く、これらの個別の移行傾向から樹木全体の動態へ関連づけることが求められる。樹体の Cs 濃度には、年変化や季節変化、個体差、種による差も報告されていることから (Yoshihara et al., 2014)、これらの違いを考慮したモニタリングも必要とされる。木材の汚染状況を把握するためにこれまで多くの調査が実施されてきたが、特に材部の調査は、対象とする樹木の伐倒や、成長錐の採取等の一部損傷を伴うため、連続的なデータの取得が困難である。加えて、樹木を伐倒して採取したサンプルを室内に設置したエネルギー分解能をもつ検出器 (e.g. ゲルマニウム半導体検出器、ヨウ化ナトリウムシンチレーション検出器) を用いて、大量のサンプルの放射性 Cs 濃度を測定することは、労働力や費用の面から現実的ではない。したがって、樹木における長期的な Cs 動態を把握するために、より簡便かつ、対象の非破壊的な調査手法の確立が求められる。

本研究は、”D-シャトル”(株)千代田テクノロという小型放射線線量計を用いる。人の外部被ばくを測定することを主な目的に開発された D-シャトルは、個人向けの線量計として広く使用されている (Adachi et al., 2016; Naito et al., 2015, 2016; 斎藤ら 2016)。また、D-シャトルは環境放射線のモニタリングに応用され、河川の氾濫原における土壌表面からの γ 線測定 (Konoplev et al., 2018) や、樹木内部の γ 線測定のシミュレーションモデル (Kurita et al., 2018)、ハウス栽培した若木からの γ 線測定 (Yoshihara et al., 2016b) が報告されている。本報告では、標本木からの経年的な採取により、内樹皮の Cs 濃度の季節変化を明らかにするとともに、ポケット線量計を幹表面に約 1 年間設置した結果から、樹幹内部の線量の季節変化を推定し、内樹皮の放射性 Cs 濃度の季節変化と比較した。

4.2 方法

4.2.1 D シャトルについて

D-シャトルは(Fig. 4-1A)、小さくて軽いシリコン半導体検出器(約 $2.77 \times 2.77 \times 0.32 \text{ mm}^3$)で構成されており、その感度は ^{137}Cs が放出する 662 keV の光子で校正されている(Naito et al., 2016; Čemusová et al., 2017)。D-シャトルは一般的な電子式個人向け線量計と同様に測定対象である $80 \text{ keV} \sim 1.25 \text{ MeV}$ のエネルギー範囲においては誤差 30%以内となるよう設計されており、放射性 Cs から放出される γ 線を計測することができる(村山 2018)。この線量計は検出領域内のエネルギーが付与された光子の数をカウントし、人に対する 1 cm 線量当量(線量率)($\mu\text{Sv/h}$)へと変換する。1年以上バッテリーを交換せずに測定することができ、線量率($\mu\text{Sv/h}$)と総積算線量($0.1 \mu\text{Sv} - 99.9999 \text{ mSv}$)を記録できる(村山 2018)。

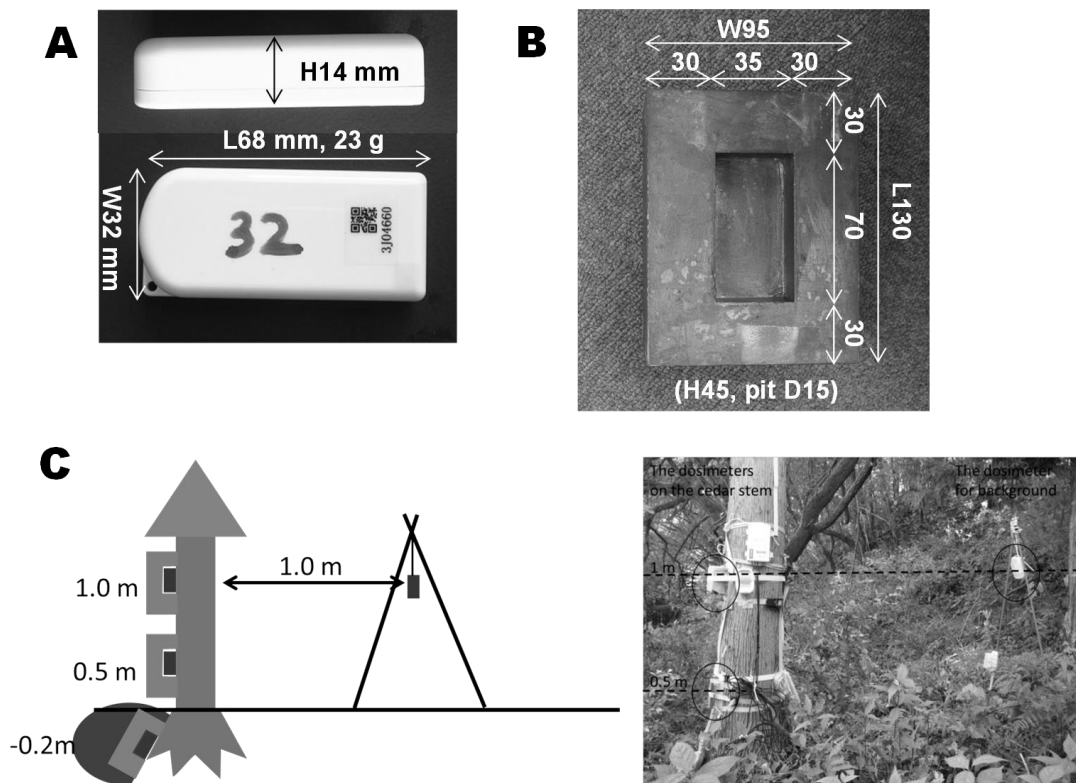


Fig. 4-1. Photograph of dosimeters set-up for field measurements.

(A) “D-shuttle” dosimeter, (B) lead shielding holder, (C) photograph of dosimeters fixed on a tree trunk and poles.

4.2.2 D シャトルによる測定

福島県川俣町山木屋地区に生育する約 50 年生のスギ 1 本を対象とし、D-シャトルを、幹側面の高さ 0.5 m、高さ 1.0 m、地下 0.2 m の根の 3 カ所に設置した(Fig. 4-1C)。なお、線量計は専用のホルダーを備えた $130 \times 95 \times 45 \text{ mm}^3$ の鉛の遮蔽体を用いて幹の表面以外の方向を覆った(Fig. 4-1B)。高さ 0.5 m の設置箇所のみ、外樹皮を $4 \times 6 \text{ cm}^2$ の大きさに剥皮し内樹皮に面するように設置した。また、対象木から約 1m 離して、地上 1m の高さでバックグラウンドの空間線量の測定を行った。空間線量率の測定の際は鉛ブロックを用いず、プラスチック容器に入れた。測定は 2016 年 7 月 3 日から 2017 年 6 月 27 日までの 360 日間行った。

4.2.3 内樹皮に含まれる放射性 Cs 濃度の測定

二本松市のスギ林で、樹齢約 35 年生、DBH 37 cm のスギ 1 本を調査木として設定した(Fig. 4-2A)。地上高 0.8 m ~ 1.4 m の高さで樹皮を $10 \text{ cm} \times 10 \text{ cm}$ の大きさに剥皮した(Fig. 4-2B)。採取時期は 2013 年 8 月から 2014 年 10 月までは 1、2 ヶ月間隔とし、2014 年 10 月以降は冬期と夏期とした。採取した樹皮は外樹皮と内樹皮に区分した(Fig. 4-2C)。サンプルは湿重量を測定後に粉砕し、 $105 \text{ }^\circ\text{C}$ で 24 時間乾燥して乾燥重量を測定後、U8 型容器に密封して Ge 半導体検出器(SEG-EMS: SEIKO EG&G Inc. GC2513: CANBERRA)を用いて、20,000 秒 ~ 40,000 秒で乾燥重量あたりの Cs 濃度を測定し、同一日(2011 年 3 月 15 日)に減衰補正した。

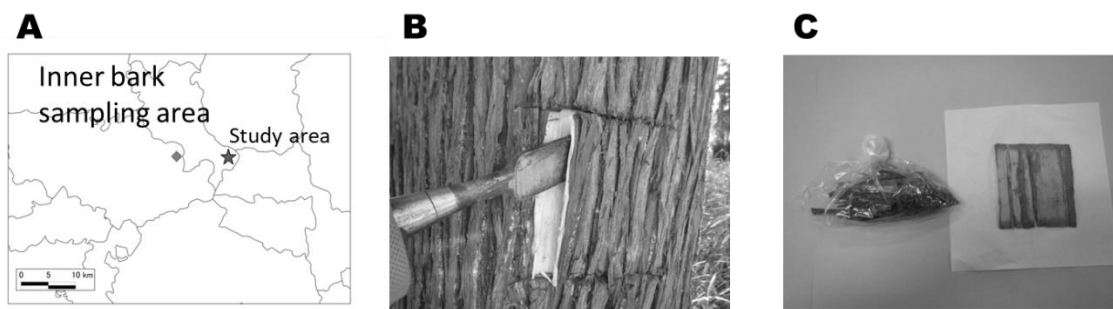


Fig. 4-2. Photograph of inner bark sampling.

(A)sampling site, (B) Photograph of peering the bark, (C) Photograph of the bark divided into the outer bark (left) and the inner bark (right).

4.2.4 データの標準化

本研究では、幹に設置したポケット線量計の値、バックグラウンドの線量を測定したポケット線量計の値、剥皮して採取した内樹皮の線量を比較する。相対的な関係性を議論するため、(4-1)式により平均が0、分散が1となるように標準化した。

$$z_i = (x_i - \bar{x})/\sigma \quad (4-1)$$

ここで、 z_i : 標準化した値、 x_i : 各値、 \bar{x} : 平均、 σ : 標準偏差である。

4.2.5 樹幹内における Cs 濃度の季節変化の抽出

樹皮表面に設置した線量計は、外樹皮、内樹皮、材部、及び鉛により減衰された空間線量を測定したと考えられる。外樹皮に捕捉された Cs は雨や樹幹流により流されにくいことが報告されている(岩瀬ら 2013; Kato et al., 2017)。そのため、線量計により測定される外樹皮の線量は雨などの気象条件等により変動しうるが、外樹皮の放射性 Cs 蓄積量はほぼ一定であったと仮定する。(4-1)式により標準化した測定値は、相対的な空間線量率の変化量と相対的な樹幹の線量率の変化量の合計と考えられる((4-2)式)。つまり、標準化した測定値から、相対的な空間線量率の変化量を引いた値は、相対的な樹幹の線量率の変化量を示しうる。

幹内部の放射性 Cs 蓄積量は、バックグラウンドや外樹皮に比べて少ない。測定誤差の影響を小さくするため、10日間の積算線量を用いて推定を行った。

$$STD = f_{(RAD,RID)} = RAD + RID \quad (4-2)$$

ここで、STD: the Standardized Total Dose rate、RAD: the Relative Ambient Dose、RID: the Relative Internal Dose rate of the stem である。

4.3 結果

4.3.1 D シャトルによる測定結果

D シャトルにより各定点で測定された1日当たりの積算線量率の推移を Fig.4-3 に示す。日当たりの積算線量率は高い方から順に、バックグラウンド、高さ0.5 m のスギの幹、高さ1.0 m のスギの幹、地下0.2 m のスギの根の値となった。鉛遮蔽体を用いてスギの幹に設置したポケット線量計の値は、鉛遮蔽体を用いずにバックグラウンドの線量を測定した D シャトルの値の約1/5程度であった。よって、鉛遮蔽体により周囲の γ 線の影響が大幅に低減できたことが示唆された。

スギの幹・根に設置した D シャトル及び空間線量率を測定した D シャトルの1日当たりの積算線量率の推移を標準化して Fig.4-4 に示す。スギの幹に設置した D シャトルの値と支柱に設置してバックグラウンドを測定した D シャトルの間には、標準化することで、同調

的な推移が確認された。鉛遮蔽体により周囲の γ 線の影響は大幅に低減されたものの、それでも完全ではないため、スギの幹に設置したポケット線量計は周囲の γ 線の影響を受けていた可能性がある。1月中旬に急激な値の低下が確認されたが、これは降雪・積雪によるものである。

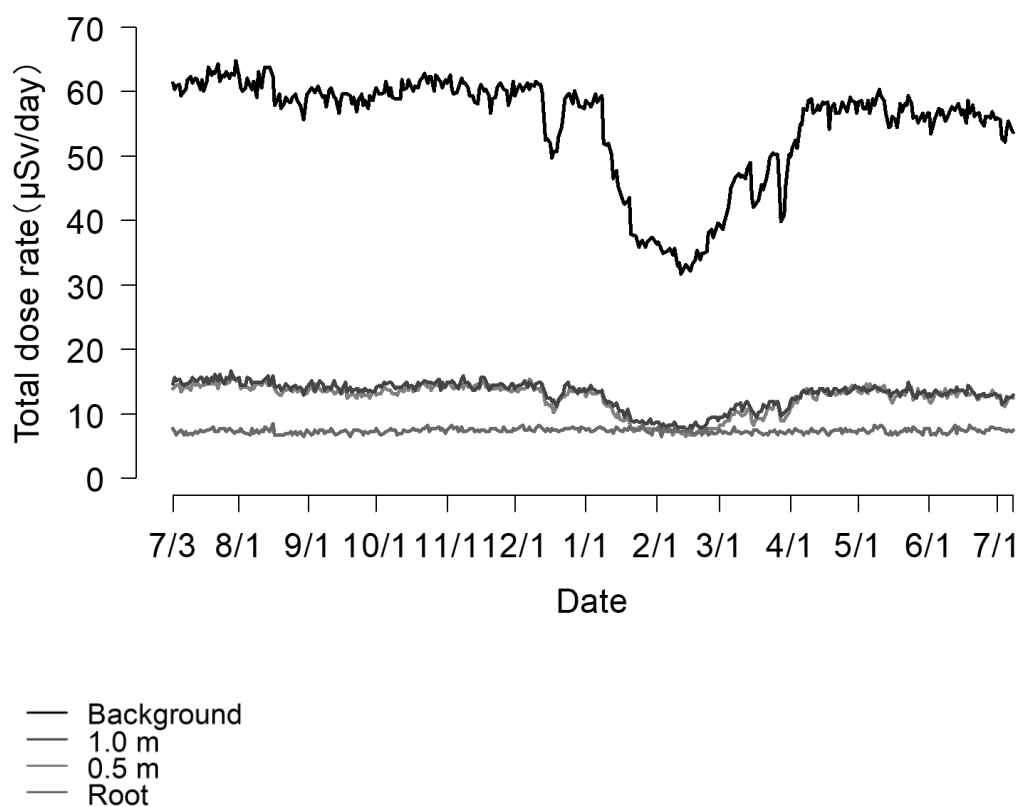
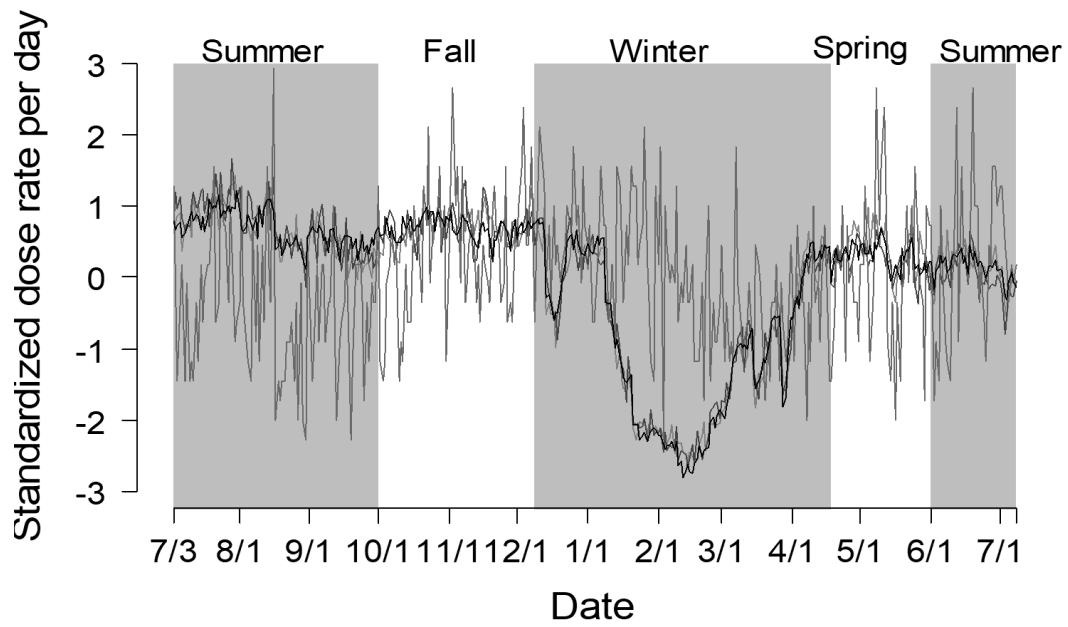


Fig. 4-3 Changes of the total dose rate per day ($\mu\text{Sv/day}$) observed by the D-shuttle dosimeters from July 2016 to July 2017.



- Background
- 1.0 m
- 0.5 m
- Root

Fig. 4-4 Changes of the standardized total dose rate per day observed by the D-shuttle dosimeters from July 2016 to July 2017.

4.3.2 内樹皮の ^{137}Cs 濃度の変化

2013年から2015年にかけて一本のスギの木から継続的に採取した内樹皮の ^{137}Cs 濃度の推移を Fig.4-5 に示す。内樹皮の ^{137}Cs 濃度は、夏から秋への増加、秋から冬への減少、冬から春への再増加、春から夏への再減少といった季節的変化を示した。2013年にはさらに大きな変化が見られ、季節ごとの増減は年々小さくなる傾向を示した。

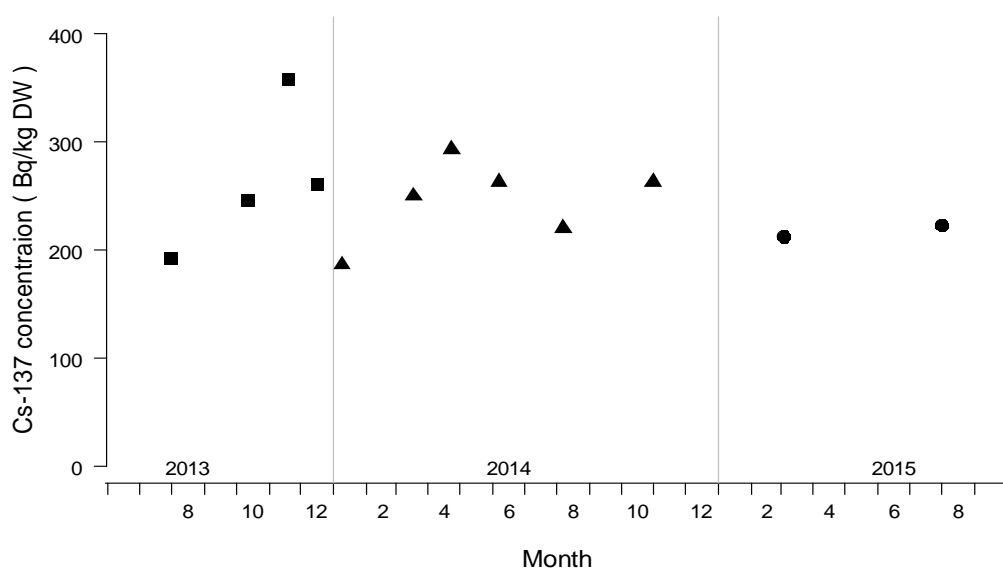


Fig. 4-5 Change of ^{137}Cs concentration in the inner bark from 2013 to 2015.

4.3.3 樹幹内の線量変化-D シャトルによる測定と内樹皮サンプルとの比較-

12月から4月は積雪の影響を受け、D シャトルの測定値が大きく低下したことから、この期間を除いて推定を行った。(4-2)式により、高さ0.5 m、高さ1.0 mの相対的な樹幹内線量を計算し、スケールをそろえるために再び標準化した結果を図に示す(Fig.4-6)。加えて根に設置したD シャトルの10日間の積算線量率を標準化して図に示す(Fig.4-6)。一本の木の中で、根と幹の線量の季節変化はよく一致し、夏から初秋にかけて減少、晩秋にかけて増加、秋から冬にかけて減少、冬から春に再増加するという関係を示した。

また、(4-2)式により計算した高さ0.5 m、高さ1.0 mの相対的な樹幹内線量の推移に、採取した内樹皮のCs濃度を標準化し、重ねて表示した(Fig.4-7)。推定した樹幹線量の季節変化は、内樹皮の季節変化とよく一致し、夏から秋への増加、秋から冬への減少、冬から春に再増加するという関係を示した。

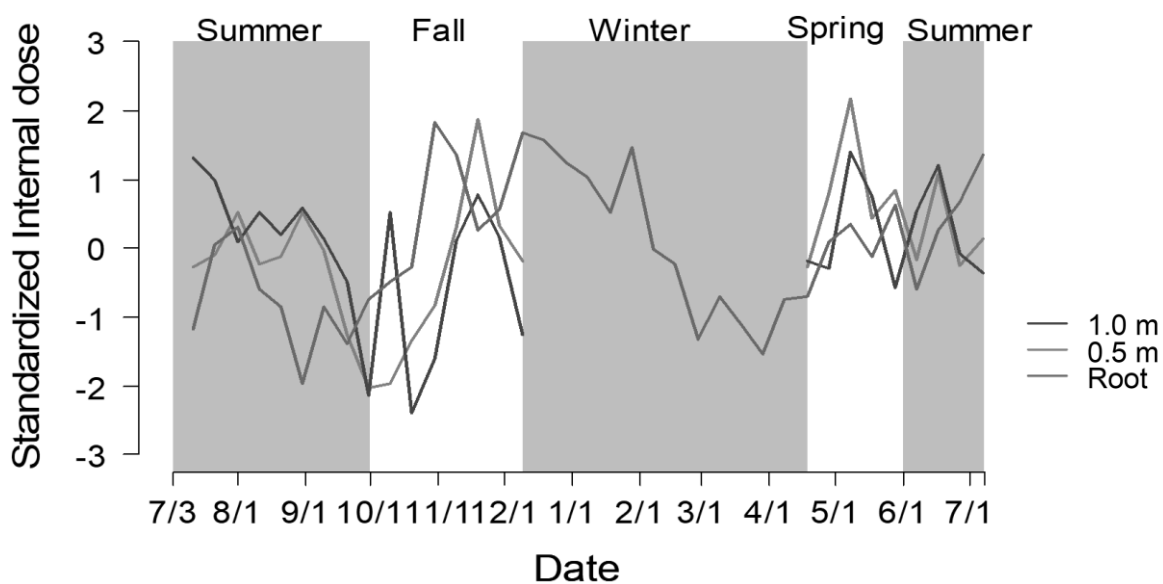
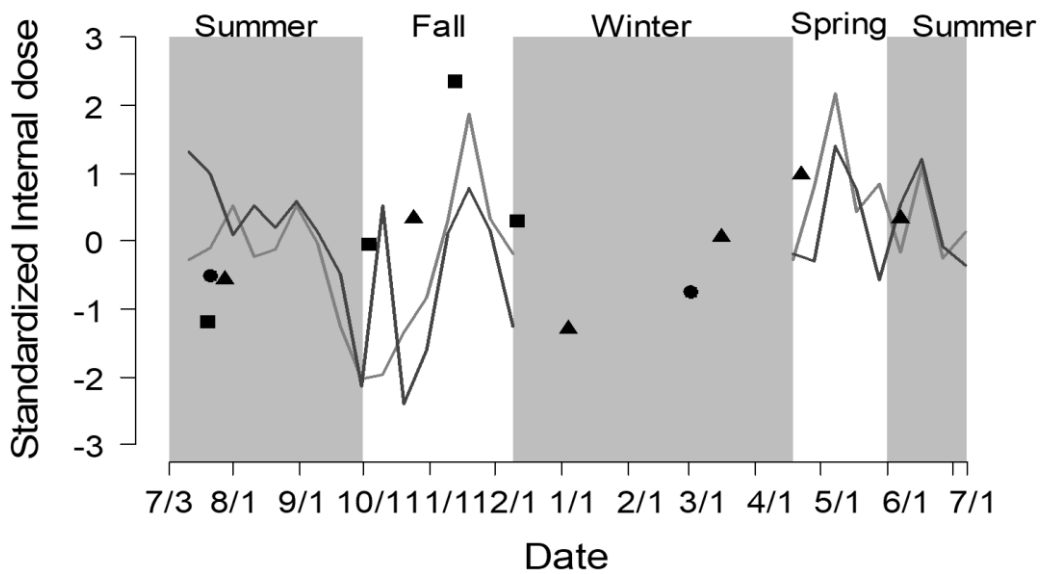


Fig. 4-6 Changes of the relative internal dose of the cedar trunk and root.



Sampling years of inner bark

- 2013
- ▲ 2014
- 2015

- 0.5m
- 1m

Fig. 4-7 Changes of the relative internal dose of the cedar trunk.

The lines indicated the values of the estimated relative internal dose of the cedar stem.

The points indicated the relative ¹³⁷Cs concentration in the inner bark.

4.4 考察

内樹皮は師部とも呼ばれ、成長組織や貯蔵組織等の部位へ、光合成産物等を輸送する組織である。また、貯蔵された養分は師部を通して再び成長組織へと再分配される。カリウム(以下 K)は成長組織へと転流されることが知られており、K と同じアルカリ金属に属する Cs の樹体内の分布は、カリウムと類似することが報告されている(Rnneau et al., 1991; Yoshida et al., 2011)。そのため、内樹皮の Cs 濃度の測定により、樹体内における Cs 輸送の季節変化を把握できる可能性が考えられる。

森ら(1991)は、ミズキの樹液に含まれるミネラルの濃度を測定し、K 濃度は、4 月の開葉前の濃度が一年間で最も高く、その後 K 濃度は減少するが、11 月に一時的に上昇したことを報告した。坪内ら(1993)は、1 年以上にわたりスギの葉に含まれるミネラル濃度を測定し、K 濃度は 5 月が最も高く、冬季にかけて減少傾向を報告している。

内樹皮の Cs 濃度は、4 月と 11 月に高い濃度を示した(Fig.4-6, Fig.4-7)。4 月に内樹皮の Cs が高濃度であったことは、森ら(1991)や坪内ら(1993)の報告する、樹液や葉の K 濃度の季節変化と一致するとともに、11 月に高濃度であったことも森ら(1991)の報告と類似する。一方で、わずかながら 4 月の濃度より 11 月の方が高濃度となったのには、採取年次や採取日の気象等に影響された可能性も推察される。

坪内ら(1993)は、1 年以上にわたる調査から、スギの葉に含まれるミネラル濃度の個体差や年による違いを報告している。また、森ら(1991)は、樹液に含まれる K 濃度の日ごとの変化を報告している。

剥皮によるサンプリングは、連続的な調査が難しく、本研究では、1 か月から半年に一度のサンプリングによる測定であったことから、採取日や年の違いによる変化をとらえられなかったためと考えられる。加えて、11 月の顕著なピークは 2013 年に確認され、2014 年において、11 月の濃度は 4 月より低い値となった。スギの葉に含まれる Cs 濃度は、2011 年から 2015 年にかけて指数的な減衰が報告されている(Yoshihara et al., 2016a)。一方、内樹皮では、年次に伴う指数的な減衰は確認されなかったものの、季節的な変化は徐々に緩やかになる傾向を示した(Fig.4-5)。11 月の顕著なピークは 2013 年に観察され、2014 年において、11 月の濃度は 4 月より低い値となったことから、樹体の保持する Cs 量が影響した可能性も考えられる。

既往研究においても、Cs が転流により移行している可能性が報告されてきた(Yoshihara et al., 2016a; Kanasashi et al., 2015)。Kazda and Weilgony (1988)は、樹液に含まれるミネラル濃度は、転流などの樹体内作用を反映すると述べている。Cs 濃度の季節変化により、春季には葉などの成長部位へ、秋季には幹や根などの貯蔵器官へ転流される可能性が示唆された。

4.5 まとめ

(4-1)式を用いて標準化したことにより、バックグラウンドの影響を除いた幹内部の線量変化を推定値と、根の線量変化を同じスケールで比較することができ、両者の季節的变化はよく一致した。さらに、推定した樹幹線量の変化は、2013年から2015年に測定した内樹皮のCs濃度とも同じスケールで評価することができ、両者の季節的变化はよく一致した。Kは植物体に多く含まれる元素の一つである。Kの放射性同位体である ^{40}K は、自然界に存在し、89.1%が β 崩壊によりカルシウム(^{40}Ca)になり、10.7%が電子を捕捉しアルゴン(^{40}Ar)になる際に1.461 MeVの γ 線を放出する((公社)日本アイソトープ協会 2011)。樹幹に設置した線量計は、内樹皮の β 線を捕捉していた可能性は低い。また、D-シャトルのエネルギー検出領域は、60 keV - 1.33 MeVであるため、 ^{40}K に起因する γ 線は検出されない。したがって、本手法により、樹木を傷つけることなく、連続的に樹幹のCs濃度の変化を測定できる可能性が示唆された。

文献

- Adachi, N., Adamovitch, V., ... and Anzai, S. (220 authors), 2016. Measurement and comparison of individual external doses of high-school students living in Japan, France, Poland and Belarus—the ‘D-shuttle’ project—. *J. Radiolog. Protect.*, **36**, 49–66.
- Coppin, F., Hurtevent, P., Loffredo, N., Simonucci, C., Julien, A., Gonze, M. A., Nanba, K., Onda, Y., Thiry, Y., 2016. Radiocaesium partitioning in Japanese cedar forests following the “early” phase of Fukushima fallout redistribution. *Scientific Reports*. **6**
- Čemusová, Z., Ekendahl, D., Judas, L., 2017. Testing of the D-Shuttle personal dosimeter, *Radiat. Meas.*, **106**, 214–217.
- Fesenko, S.V., Soukhova, N.V., Sanzharova, N.I., Avila, R., Spiridonov, S.I., Klein, D., Badot, P.M., 2001. ¹³⁷Cs availability for soil to understory transfer in different types of forest ecosystems. *The Science of the Total Environment*. **269**, 87-103.
- 岩瀬香, 富岡利恵, 杉浦祐樹, 金指努, 竹中千里, 2013. スギとコナラ樹皮におけるセシウム吸着特性について, *森林立地*, **55**(2), 69-73.
- Kanasashi, T., Sugiura, Y., Takenaka, C., Hijii, N., Umemura, M., 2015. Radiocesium distribution in sugi (*Cryptomeria japonica*) in Eastern Japan: translocation from needles to pollen. *Journal of Environmental Radioactivity*. **139**, 398-406.
- Kato, H., Onda, Y., Hisadome, K., Loffredo, N., Kawamori, A., 2017. Temporal changes in radiocesium deposition in various forest stands following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. **166**, Part3, 449-457.
- Kazda, M., Weilgony, P., 1988. Seasonal dynamics of major cations in xylem sap and needles of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) in stands with different soil solution chemistry. *Plant and Soil*. **110**, 91-100.
- Koarashi, J., Atarashi-Andoh, M., Takeuchi, E., Nishimura, S., 2014. Topographic heterogeneity effect on the accumulation of Fukushima-derived radiocesium on forest floor driven by biologically mediated processes. *Scientific Reports*, **4**, 6853.
- Konoplev, A., Golosov, V., Wakiyama, Y., Takase, T., Yoschenko, V., Yoshihara, T., Parenjuk, O., Cresswell, A., Ivanov, M., Carradine, M., Nanba, K., Onda, Y., 2018. Natural attenuation of Fukushima-derived radiocesium in soils due to its vertical and lateral migration, *J. Environ. Radioact.*, **186**, 23–33.
- 公益社団法人日本アイソトープ協会, 2011. アイソトープ手帳第11版机上版, 丸善, 東京
- Kruyts, N., Delvaux, B., 2002. Soil organic horizons as a major source for radiocesium biorecycling in forest ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity*. **58**, 175-190.

- Kurita, K., Yamaguchi, M., Nagao, Y., Suzui, N., Yin, Y.-G., Yoshihara, T., Kawachi, N., 2018. Development of an Easy and Simple Method to Measure the Environmental Radioactivity in Trees with Efficient Personal Dosimeters, *RADIOISOTOPES*, **67**, 427–434.
- Mahara, Y., Ohta, T., Ogawa, H., Kumata, A., 2014. Atmospheric direct uptake and long-term fate of radiocesium in trees after the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports*, **4**, 7121.
- 森章, 生原喜久雄, 相場芳憲, 1991. ミズキ樹液の無機成分組成の季節変化および夏季の日変化. 日本森林学会誌, 73(6), 466-470.
- 村山賢太郎, 2018. D-シヤトルの概要とその応用について, *RADIOISOTOPES*, **67**, 453–460.
- Naito, W., Uesaka, M., Yamada, C., Ishii, H., 2015. Evaluation of dose from external irradiation for individuals living in areas affected by the Fukushima Daiichi Nuclear Plant accident, *Radiat. Prot. Dosim.*, **163.3**, 353–361.
- Naito, W., Uesaka, M., Yamada, C., Kurosawa, T., Yasutaka, T., Ishii, H., 2016. Relationship between individual external doses, ambient dose rates and individuals' activity-patterns in affected areas in Fukushima following the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident, *PloS one*, **11**, e0158879.
- Ogawa, H., Hirano, Y., Igei, S., Yokota, K., Arai, S., Ito, H., Kumata, A., Yoshida, H., 2016. Changes in the distribution of radiocesium in the wood of Japanese cedar trees from 2011 to 2013. *Journal of Environmental Radioactivity*. **161**, 51-57.
- Ronneau, C., Sombre, L., Myttenaere, C., Andre, P., Vanhouche, M., Cara, J., 1991. Radiocaesium and potassium behaviour in forest trees. *Journal of Environmental Radioactivity*. **14**, 259-268.
- 斎藤公明, 栗原治, 松田規宏, 高原省五, 佐藤哲朗, 2016. 個人の外部被ばく線量評価の現状と課題, *RADIOISOTOPES*, **65.2**, 93-112.
- 坪内彰, 前川勉, 日吉三郎, 植山洋一, 久嶋鉄郎, 1993. 樹木葉中成分濃度の季節変化について (第 3 報) —スギ葉中成分について—. 福井県環境センター年報, 73, 53-62.
- Yoshida, S., Watanabe, M., Suzuki, A., 2011. Distribution of radiocesium and stable elements within a pine tree. *Radiation Protection Dosimetry*. **146**, 326-329.
- Yoshihara, T., Matsumura, H., Tsuzaki, M., Wakamatsu, T., Kobayashi, T., Hashida, S.-N., Nagaoka, T., Goto, F., 2014. Changes in radiocesium contamination from Fukushima in foliar parts of 10 common tree species in Japan between 2011 and 2013. *Journal of Environmental Radioactivity*. **138**, 220-226.

Yoshihara, T., Matsumura, H., Hashida, S.-N., Nakaya, K., 2016a. Radiocesium contamination in living and dead foliar parts of Japanese cedar during 2011–2015. *Journal of Environmental Radioactivity*. **164**, 291-299.

Yoshihara, T., Kominato A., Nagao, Y., Kawachi, N., Hashida S-N., Suzui N., Yin Y.-G., Fujimaki S., 2016b. Measurement of environmental radioactivity using a cumulative gamma radiation dosimeter: Fertilization-induced changes in young fruit trees. *Proc. ENVIRA2015*, New challenges with new analytical technologies. (Eds. Ioannidou, A. & Povinec, P.P.) Sep. 21–25, 2015, Thessaloniki, Greece, pp.134–137

第5章 観測誤差を考慮した階層ベイズモデルを用いた

空間線量率の時系列解析

5.1 はじめに

放射能の測定において得られた空間線量率は、沈着量への換算が可能であり、周囲の放射能の蓄積を定量的に把握することができる(Mikami et al., 2015; 眞田ら 2017)。株式会社千代田テクノルが開発した半導体式小型線量計(D-シャトル)はバッテリーが内蔵されており、一度設置すれば長期間の経時測定が可能である。空間線量率から周囲の放射性物質蓄積量とその動態がD シャトルを用いた測定により研究されている。Yoshihara et al. (2019)は、D シャトルを用いた空間線量率の経時測定により、森林における除染の効果を報告している。Konoplev et al. (2018)は、河川の氾濫原におけるD シャトルを用いた空間線量率の調査と、土壌コアのサンプリングから河川の流出と堆積に伴う放射性物質動態を明らかにしている。

しかしながらその一方で、空間線量率が周囲の放射性物質蓄積量との関係性は複雑でもあり、空間線量率は周囲の放射性物質の面沈着分布の不均質性や植生、地形、人口構造物などの遮蔽効果に依存することが知られている(Saito et al., 2015; Malins et al., 2015; Yoshimura et al., 2017; Ishizaki et al., 2017; Kato et al., 2018; Kim et al., 2019)。特に野外の定点測定において、空間線量率は土壌水分による遮蔽効果を受けることが報告されている(古谷ら 2015; Yoshihara et al., 2019)。福島県川俣町山木屋地区の森林において、空間線量率と土壌水分率を統計解析し有意な負の相関があったことから、土壌表層に蓄積した放射能が水により遮蔽されることで空間線量率の経時変化が土壌水分率に影響された可能性を示唆されている(櫻井ら 2017)。2012 年以降、森林の放射能蓄積の大部分は落葉層や土壌などの地表に移行していることが知られており、下層植生が発達した緩やかな斜面の森林において、放射能蓄積の急激な変化が頻繁に生じていることは考えにくい(櫻井ら 2017)。測定された空間線量率の値が、土壌水分などの周囲の環境に影響されうることから、空間線量率によって周囲の放射能蓄積を議論する場合には、これらの影響を考慮する必要があると考えられる。

調査により得られた観測値から、直接観測できない”真の状態”を得ようとする統計的推定に状態空間モデルと呼ばれる枠組みが用いられる(樋口 2011; 深谷 2016)。本研究では、D シャトルによって測定された空間線量率の時系列データから、空間線量率の時系列変動をモデル化し、直接観測できない放射性物質の動態を推定することを目的とした。

5.2 方法

5.2.1 使用データ

5.2.1.1 D シャトルによる空間線量率の測定

福島県川俣町山木屋地区において、調査地点を設定し(調査地点は第4章と同じであり、設置状況はFig.4-1参照)、D-シャトルを用いて地上1mの高さでバックグラウンドの空間線量率の測定を行った。空間線量率の測定の際はポールで支柱を組み、プラスチック容器に入れた。測定は2016年3月22日から2016年7月1日までとした。

5.2.1.2 土壌含水率と温度測定

D シャトルを設置した箇所に土壌水分・温度のセンサーと接続したデータロガー(Em50: Decagon Devices, Inc.)を設置した。測定した2016年3月22日から2016年7月1日までの、日平均温度及び日平均の土壌体積含水率を解析に用いた。

5.2.2 統計解析

5.2.2.1 状態空間モデルとは

状態空間モデルについては、樋口ほか(2011)、Durbin and Koopman(2012)、深谷(2016)、伊藤(2016)、松浦(2016)などの文献に詳しい。ここではこれらの文献を参考にしながら状態空間モデルを説明する。

状態空間モデル(state-space model)は、システムモデルと観測モデルと呼ばれる2つのモデルによって時系列が表現される統計モデルである。このモデルでは、時点 t ($t = 1, \dots, T$) に観察される時系列データベクトル y_t と、直接的には観察されない状態変数を要素として含む状態ベクトル x_t ($t = 0, 1, \dots, T$) の変動がモデル化される。状態空間モデルの一般的な表現は以下ようになる。

$$x_t \sim p(x_t | x_{t-1}, \theta) \tag{5-1}$$

$$y_t \sim p(y_t | x_t, \theta) \tag{5-2}$$

$$x_0 \sim p(x_0) \tag{5-3}$$

式(1)および式(2)はそれぞれ状態モデル、観測モデルと呼ばれる。 $t = 1, \dots, T$ に対して、状態モデルは1つ前の時点の状態 x_{t-1} に依存した状態 x_t の条件付き確率密度分布を表しており、観測モデルは同一時点の状態 x_t に依存したデータ y_t の条件付き確率密度分布を表している。 θ は2つの確率密度分布を特徴づけるモデルのパラメータベクトルである。式(3)は状態の初期値 x_0 の確率密度分布を与えている。このように表される状態空間モデルの構造表現を Fig.5-1 に示す。

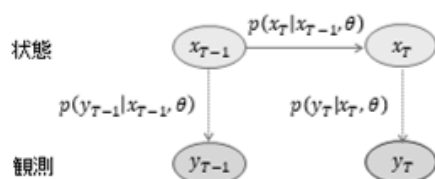


Fig.5-1. Directed acyclic graph for the linear Gaussian state-space model.

5.2.2.2 パラメータのベイズ推定

状態空間モデルのパラメータ推定には、カルマンフィルタや粒子フィルタ、最尤推定と様々な統計的推定がされているが、一般にモデルが複雑化していくと最尤推定などが困難となることが知られているため、ここではベイズ推定を用いる。ベイズ推定法は、状態空間モデルをベイズモデルとして定式化（パラメータに適切な事前分布を指定）し、パラメータと状態に関する事後分布 $p(\theta, \mathbf{X}_T | \mathbf{Y}_T)$ を特定する方法である。パラメータに対する事前分布を $p(\theta)$ とすると、事後分布は次式で与えられる。

$$\begin{aligned} p(\theta, \mathbf{X}_T | \mathbf{Y}_T) &= \frac{p(\mathbf{Y}_T | \mathbf{X}_T, \theta) p(\mathbf{X}_T | \theta) p(\theta)}{p(\mathbf{Y}_T)} \\ &= \frac{p(x_0) p(\theta) p \prod_{t=1}^T p(y_t | x_t, \theta) p(x_t | x_{t-1}, \theta)}{p(\mathbf{Y}_T)} \end{aligned} \quad (5-4)$$

$p(\mathbf{Y}_T)$ は規格化定数と呼ばれ、その計算が難しいために事後分布の厳密な解が求まらない。そのため実際には、マルコフ連鎖モンテカルロ(MCMC)法によって事後分布からの無作為標本を得ることによって推測される。事後分布はパラメータ θ と状態 \mathbf{X}_T の同時分布(多変量分布)であるが、これを以下のように周辺化(Integrate out)することによって、関心のある特定のパラメータ θ_i に関する(単変量の)周辺事後分布が得られる。

$$\begin{aligned} p(\theta_i | \mathbf{Y}_T) &= \iint p(\theta, \mathbf{X}_T | \mathbf{Y}_T) d\theta_{-i} d\mathbf{X}_T \\ \theta_{-i} &= (\theta_1, \dots, \theta_{i-1}, \theta_{i+1}, \dots) \end{aligned} \quad (5-5)$$

MCMC によって得られた同時事後分布標本から上記の周辺事後分布を得るには、事後分布標本のうち関心のあるパラメータ 1 つについての分布を見ればよい。同様に、同時事後分布の周辺化によって 特定の時点 t における状態 x_t の平滑化分布が得られる。

$$p(x_t | \mathbf{Y}_T) = \int \dots \int p(\theta, \mathbf{X}_T | \mathbf{Y}_T) d\theta dx_1 \dots dx_{t-1} dx_{t+1} \dots dx_T \quad (5-6)$$

このように、MCMC によって得られる状態の分布は全ての観測データ \mathbf{Y}_T に基づく平滑化分布である。また状態 x_t の周辺事後分布は、同時事後分布からパラメータを周辺化することによって得られるため、パラメータの不確実性を織り込んだ分布となる。

5.2.2.3 状態空間モデルを用いた空間線量率のモデリング

階層的ベイズフレームワークに基づき、状態空間モデルを用いて空間線量率の時間変化を解析する。ここで用いるモデルは、観測されたデータの変動を説明するための 1 つの方法にすぎないが、これは、第 3 章で扱ったような、線形回帰モデルの時系列データへの自然な拡張である。この方法では、時間的に変化する状態とパラメータの両方を推定できるとともに、これらの不確実性も考慮できる。

一般的な線形ガウス状態空間モデルは、観測方程式と状態方程式として次のように記述される。

$$y_t = F_t x_t + v_t, \quad v_t \sim \text{Normal}(0, V_t) \quad (5-7)$$

$$x_t = G_t x_{t-1} + w_t, \quad w_t \sim \text{Normal}(0, W_t) \quad (5-8)$$

y_t は時点 t における観測値のベクトル、 x_t は時点 t における状態のベクトルである。 F_t 、 G_t は係数行列であり、 v_t 、 w_t はそれぞれ、観測モデルおよび状態モデルの時点 t のノイズベクトルである。 V_t は観測モデルのノイズの分散共分散行列、 W_t は状態モデルのノイズの分散共分散行列である。

状態 x_t を、潜在変数であるレベル成分 μ_t と時点 $t-1$ から時点 t までのレベルの変化量(ドリフト)である δ_t とし、さらに、時点 $t-1$ から時点 t までのレベルの変化に空間線量率の自然減衰による低下 τ_t を考慮すると状態方程式は以下のように記述できる。

$$\mu_t = \mu_{t-1} + \tau_{t-1} \cdot \mu_{t-1} + \delta_{t-1} + w_t, \quad w_t \sim \text{Normal}(0, \sigma_w^2) \quad (5-9)$$

$$\delta_t = 2\delta_{t-1} - \delta_{t-2} + z_t, \quad z_t \sim \text{Normal}(0, \sigma_z^2) \quad (5-10)$$

$$R_t = C^{Cs-134} \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{\lambda^{Cs-134}} \cdot t\right) + C^{Cs-137} \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{\lambda^{Cs-137}} \cdot t\right) \quad (0 < R_t \leq 1) \quad (5-11)$$

C^{Cs-134} , C^{Cs-137} : セシウム 134、137 の空間線量率への線量換算係数率を 0.73:0.27 とする(EPA, 1993)。

λ^{Cs-134} , λ^{Cs-137} : セシウム 134、137 の物理的半減期を、それぞれ 2.0648 年、30.1671 年とする(公益社団法人日本アイソトープ協会, 2011)。

$$\tau_{t-1} = R_t - R_{t-1}, \quad (\tau \leq 0) \quad (5-12)$$

観測値 y_t は、レベル成分 μ_t が土壌表層の水分率 $ex_{1,t}$ に影響を受けるとともに、測定器(D-シヤトル)の温度特性 $aex_{2,t}$ に従うことから、観測方程式は以下のように記述できる。

$$\begin{aligned} y_t &= \alpha_t + v_t, & v_t &\sim \text{Normal}(0, \sigma_v^2) \\ \alpha_t &= \mu_t \cdot a \cdot ex_{2,t} + \beta \cdot ex_{1,t} \end{aligned} \quad (5-13)$$

上段の(5-7)および(5-8)で示した観測方程式、状態方程式において、このモデルは次のように記述することができる。

また、上述の関係式を模式的に Fig.5-2 に図示する。

$$\begin{aligned} x_t &= [\mu_t \quad 1 \quad \delta_t \quad \delta_{t-1}]^T \\ G_t &= \begin{bmatrix} 1 + \tau & 0 & 1 & 0 \\ 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 2 & -1 \\ 0 & 0 & 1 & 0 \end{bmatrix} \\ F_t &= [a \cdot ex_{2,t} \quad \beta \cdot ex_{1,t} \quad 0 \quad 0] \\ V_t &= [\sigma_v^2] \\ G_t &= \begin{bmatrix} \sigma_w^2 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \sigma_z^2 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \end{bmatrix} \end{aligned} \quad (5-14)$$

パラメータ推定は、RStan パッケージ(Stan Development Team 2019)を使用した MCMC (Calder et al., 2003)によって計算した。3本の独立した MCMC チェーンを実行し、MCMC サンプルング回数は 12,000 回とし、バーンイン(ウォームアップ)期間として最初の 2,000 回を破棄し、サンプルは 1/10 に間引きした。MCMC サンプルングの収束は、MCMC トレースのチェック、及びスプリットチェーンの $Rhat$ が 1.1 未満を基準に判断した(Gelman et al., 2013)。

$$\hat{R} = \sqrt{\widehat{\text{VAR}}/W}$$

$$\widehat{\text{VAR}} = \frac{n-1}{n}W + \frac{1}{n}B$$

(5-15)

W はあるサンプル列内の分散、 $\widehat{\text{VAR}}hat$ は周辺事後分布の分散、 B はサンプル列間の分散を示す。

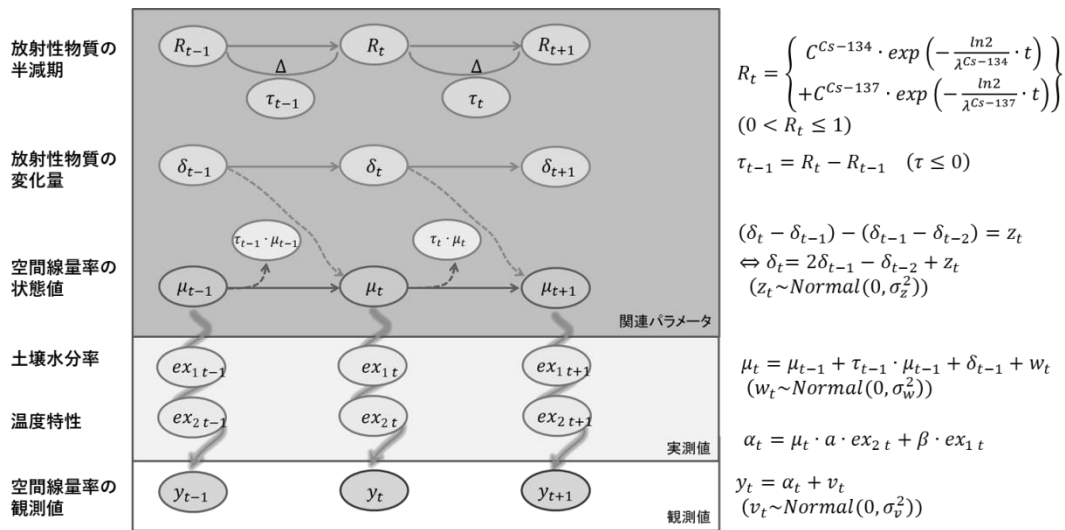


Fig.5-2. The diagram and the equations of the model.

Shaded nodes indicate variables that are unobserved

5.3 結果と考察

推定したパラメータの R_{hat} 値はすべて 1.1 未満であった。D-シャトルによる観測値と状態空間モデルにより推定された空間線量率のレベルの推移を Fig.5-3 に示す。また、モデルパラメータ($\beta, \sigma_v, \sigma_w, \sigma_z$)の周辺事後分布の統計量を Table 5-1 に示す。

我々は、本解析に用いたデータである、2016 年 4 月～6 月まで空間線量率と土壌水分率の共分散から計算される相互相関関数を用いた統計解析により、空間線量率と土壌水分率の間に負の時系列相関がみられたことを報告している(櫻井ら 2017)。土壌水分率の影響パラメータ β の 95%信用区間が(-51.889, -34.768)で 0 を含まなかったことから、状態モデルにレベル成分やドリフト成分、空間線量率の自然減衰による低下を考慮した状態空間モデルにおいても、土壌水分率は空間線量率を低下させる要因となることが示唆された(注)。

実際に観測された空間線量率 y_t は日々大きく変動していた。また、土壌水分率や D-シャトルの温度特性を考慮した α_t においても観測値をよくトレースする変動が推定された。一方で空間線量率のレベル成分 μ_t は、観測値の日変動とは対照的なゆるやかに低減が推定された。測定を開始し 2016 年 4 月には、森林において、原発事故により沈着した放射性物質のほとんどが地表に蓄積していたことが報告されている(Mikami et al., 2015; Imamura et al., 2017)。また、森林の土壌に蓄積した放射性物質の水平移動については、土壌蓄積量に対する割合は限定的であることが報告されている(森林土壌における水平方向への ^{137}Cs の年間移動率は、0.07%(Yoshimura et al., 2015)、0.5%以下(Ueda et al., 2013)、1.1%以下(錦織ら 2015)と報告されている)。本対象地は下層植生により被覆され、傾斜もゆるやかであった。測定された空間線量率は日々大きく変動していた一方、推定された空間線量率のレベル成分 μ_t はゆるやかな単調減少を示した。測定された空間線量率は、その測定値の背後にある実際の周囲の放射能蓄積を必ずしも反映しておらず、(外部被ばく量を議論する場合にはこの限りではないが)森林の放射能蓄積の動態の観点から考えれば、土壌水分率により左右される、見かけ上の変化を観測していた可能性が示唆された。しかしながら、同時に、状態空間モデルを用いることにより、土壌水分率といったノイズ成分を除去することで、空間線量率から森林における放射性物質動態を推定できる可能性が示唆された。

注) 従来の頻度主義的統計手法は、帰無仮説を軸として対立仮説のありえなさを確率と有意水準で判断する。一方、ベイズ推定は両方の仮説を同等のものとして考慮し、仮説の相対的な”強さ”を判断する。頻度主義的統計手法における信頼区間(confidence interval)とある種対応する統計量として、ベイズ主義的手法では信用区間(credible interval)があげられる。頻度主義では真値は一つと考えるので、「信頼区間の中に 95%の確率で真値がある」という解釈は間違いであり、確率的に変動するのはデータの方であるため、「何度も同じサンプルサイズのデータを取ると、真値が 95%の確率で信頼区間内に入る」ということを意味する。一方、信用区間はベイズ主義に基づくもので、仮に真の値を考えると「95%の確率でその範囲に真値がある」と解釈される。

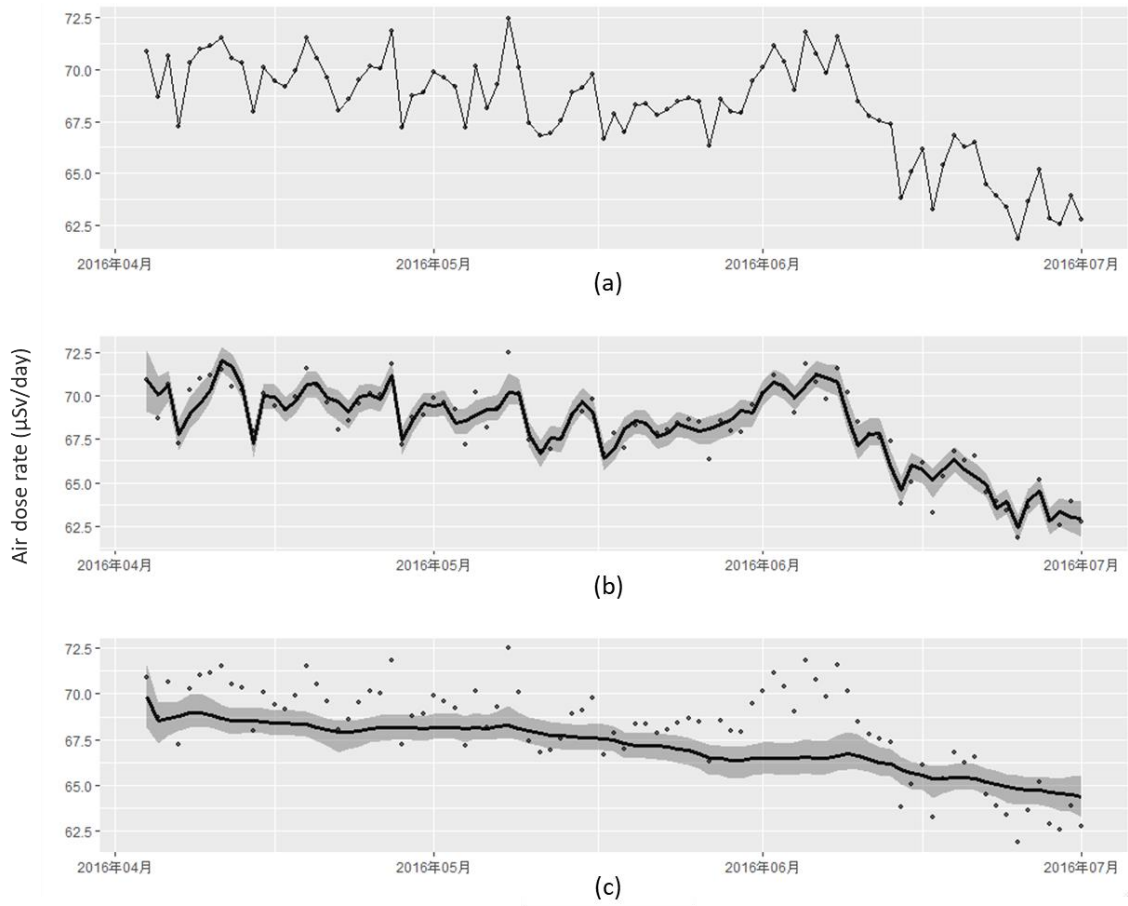


Fig.5-3. Observed air dose rate and Estimated air dose rate level that were obtained from the state–space model.

(a) Observed air dose rate.

(b) Estimated air dose rate α_t .

(c) Estimated air dose rate level μ_t .

The black thick line represents the posterior median of estimated air dose rate.

The 95% credible intervals are denoted the dark gray scales.

Table 5-1 Main statistics of the marginal posterior distribution for the parameters.

Parameters	Mean	95% credible interval		\hat{R}
		Lower bound	Upper bound	
w_t	0.280	0.027	0.619	1.013
z_t	0.002	0.0003	0.009	1.021
v_t	0.878	0.691	1.065	1.004
β	-43.262	-51.889	-34.768	1.000

5.4 まとめ

測定された空間線量率の値が、土壌水分といった環境影響を受け、空間線量率によって周囲の放射能性物質の蓄積量の経時変化を議論することが難しいという問題から、観測誤差を考慮した空間線量率の階層ベイズモデリングを行った。土壌水分率の影響を考慮した統計モデルの構築により、森林の放射性物質動態を推定できる可能性が示唆された。2012年以降、森林における放射性物質のほとんどは地表に存在することから、本研究で行った土壌水分率の影響を考慮した空間線量率の経時変化の統計モデリングは、森林の放射性物質動態を推定する有効な手法になりうると考えられる。

文献

- Calder C, Lavine M, Muller P, Clark JS. (2003) Incorporating multiple sources of stochasticity into dynamic population models. *Ecology*. 84, 1395–1402.
- Durbin, J., & Koopman, S. J. (2012) *Time series analysis by state space methods*. Oxford university press.
- EPA (1993) External Exposure to Radionuclides in air, water, and soil, Federal Guidance Report. 12.
- Gelman, A., J. B. Carlin, H. S. Stern, and D. B. Rubin. (2004) Bayesian data analysis. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, Florida.
- 樋口知之 (2011) 測にいかす統計モデリングの基本—ベイズ統計入門から応用まで. 講談社.
- 深谷肇一 (2016) 状態空間モデルによる時系列解析とその生態学への応用. *日本生態学会誌*, 66(2), 375-389.
- 古谷真人, 五十嵐康人, 北和之, 青山智夫, 石塚正秀, 羽田野裕子 (2015) 空間線量率の変動と気象条件の相関に関する研究. *Proceedings of the 16th Workshop on Environmental Radioactivity*. 183-189.
- Imamura, N., Komatsu, M., Ohashi, S., Hashimoto, S., Kajimoto, T., Kaneko, S., and Takano, T. (2017) Temporal changes in the radiocesium distribution in forests over the five years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Scientific reports* 7(1):8179.
- Ishizaki, A., Sanada, Y., Ishida, M., Munakata, M. (2017) Application of topographical source model for air dose rates conversions in aerial radiation monitoring. *Journal of environmental radioactivity*, 180, 82-89.
- 伊東宏樹 (2016) 状態空間モデルの実行方法と実行環境の比較. *日本生態学会誌*, 66(2), 361-374.
- Kato, H., Onda, Y., and Yamaguchi, T. (2018) Temporal changes of the ambient dose rate in the forest environments of Fukushima Prefecture following the Fukushima reactor accident. *Journal of environmental radioactivity*. 193, 20-26.

Kim, M., Malins, A., Yoshimura, K., Sakuma, K., Kurikami, H., Kitamura, A., Machida, M., Hasegawa, Y., Yanagi, H. (2019) Simulation study of the effects of buildings, trees and paved surfaces on ambient dose equivalent rates outdoors at three suburban sites near Fukushima Dai-ichi. *Journal of environmental radioactivity*. 210, 105803.

Konoplev, A., Golosov, V., Wakiyama, Y., Takase, T., Yoschenko, V., Yoshihara, T., Parenjuk, O., Cresswell, A., Ivanov, M., Carradine, M., Nanba, K., Onda, Y., (2018) Natural attenuation of Fukushima-derived radiocesium in soils due to its vertical and lateral migration. *Journal of environmental radioactivity*. 186, 23–33.

公益社団法人日本アイソトープ協会 (2011) アイソトープ手帳第11版机上版, 丸善, 東京.

Malins, A., Okumura, M., Machida, M. Saito, K. (2015) Topographic effects on ambient dose equivalent rates from radiocesium fallout. In: Proceedings of Joint International Conference on Mathematics and Computation, Supercomputing in Nuclear Applications and the Monte Carlo Method (M&C + SNA + MC 2015).

松浦健太郎 (2016) Stan と R でベイズ統計モデリング 共立出版.

Mikami, S., Maeyama, T., Hoshide, Y., Sakamoto, R., Sato, S., Okuda, N., Demongot, S., Gurriaran, R., Uwamino, Y., Kato, H., Fujiwara, M., Sato, T., Takemiya, H., and Saito, K. (2015) Spatial distributions of radionuclides deposited onto ground soil around the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant and their temporal change until December 2012. *Journal of environmental radioactivity*. 139, 320-343.

錦織達啓, 伊藤祥子, 辻英樹, 保高徹生, 林誠二 (2015) 林床被覆の違いが土壌侵食に伴う放射性セシウムの移動に及ぼす影響. *日本森林学会誌*. 97(1), 63-69.

Saito, K., Tanihata, I., Fujiwara, M., Saito, T., Shimoura, S., Otsuka, T., Onda, Y., Hoshi, M., Ikeuchi, Y., Takahashi, F., Kinouchi, N., Saegusa, J., Seki, A., Takemiya, H., Shibata, T. (2015). Detailed deposition density maps constructed by large-scale soil sampling for gamma-ray emitting radioactive nuclides from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of environmental radioactivity*. 139, 308-319.

櫻井哲史, 小川秀樹, 吉田博久, 吉原利一 (2017) スギ樹幹内における Cs 濃度の季節変化—空間線量率を指標としたトレンドの推定—, *Proceedings of the 18th Workshop on Environmental Radioactivity*. 145-150

眞田幸尚, 石崎梓, 西澤幸康, ト部嘉 (2017) 有人ヘリコプタを用いた放射線モニタリング. *分析化学*. 66(3), 149-162.

Stan Development Team (2019). *RStan: The R Interface to Stan*. R package version 2.19.2. Available online at: <http://mc-stan.org/>

Yoshihara, T., Kurita, K., Matsumura, H., Yoschenko, V., Kawachi, N., Hashida, S. N., Konoplev, A., Yoshida, H. (2019). Assessment of gamma radiation from a limited area of forest floor using a cumulative personal dosimeter. *Journal of environmental radioactivity*. 204, 95-103.

Yoshimura K, Onda Y, Kato H. (2015) Evaluation of radiocaesium washoff by soil erosion from various land uses using USLE plots. *Journal of environmental radioactivity*. 139: 362-369.

Yoshimura, K., Saito, K., Fujiwara, K. (2017) Distribution of ¹³⁷Cs on components in urban area four years after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of environmental radioactivity*. 178, 48-54.

Ueda S, Hasegawa H, Kakiuchi H, Akata N, Ohtsuka Y, Hisamatsu S. (2013) Fluvial discharges of radiocaesium from watersheds contaminated by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan. *Journal of environmental radioactivity*. 118: 96-104.

第6章 総括

本研究は、原発事故により放出された放射性物質の森林における時空間動態を解析した。小川(2016)が博士論文で述べていたとおり、放射性物質の環境動態を明らかにするためにはサンプルの”ばらつき”を考慮することが極めて重要となる一方、環境中の放射性物質に関するこれまでの研究では、サンプル間の”ばらつき”統計的に考慮されることは少なかった。統計解析を通して、小川の博士論文の一連の研究を発展させ、空間・時間的な”ばらつき”のある測定値からそれぞれのパラメータとの関係性を推定することで、森林における放射性物質動態を明らかにした。各章で得られた結果を以下に示す。

第2章では、森林内に定点を設け、原発事故初期である2011年に空間線量率の測定を行い、空間線量率に対する地形と森林植生の関係及び経時変化を統計的に解析した。降雨により放射性物質が多く沈着した森林においては、林冠に放射性物質が効率的に補足されたことで、空間線量率に森林植生が強く関与していたことを明らかにした。

第3章では、スギを伐倒し、小川により報告された樹冠による捕捉や幹での移行過程動態に基づき、各パラメータと幹材部の放射性Cs濃度の関係を統計的に解析した。樹冠投影面積と樹高の交互作用が示されたことから、材部の放射性Cs濃度は、樹冠による捕捉と材内部の移行の両者に影響されることを明らかにした。

第4章では、小型線量計をスギ幹側面に設置することで、樹体内における放射性物質の移行動態を直接的に測定する手法の開発を試みた。本手法により、樹木を傷つけることなく、連続的に樹幹の放射性Cs濃度の変化を測定できる可能性を示した。

第5章では、空間線量率の時系列データから、空間線量率の変動を統計的にモデル化し、直接観測できない放射性物質の動態を推定した。階層的ベイズ推定の枠組みを用いた状態空間モデルを用いることで、土壌水分率といった観測誤差に関与するノイズ成分を除去することで、空間線量率から森林における放射性物質動態を推定できる可能性を示した。

これらの”ばらつき”を考慮した研究成果は、研究分野だけでなく、行政施策の分野においても重要となりうる。本研究で得られた成果により、福島県の放射性物質モニタリング調査に対する示唆を述べる。

第1章で林務行政の主体は都道府県や市町村に置かれていることを述べてきたが、実務を担う市町村の担当者の中に専門的に林務行政に携わることができる職員は少ないうえ、近年の厳しい財政状況を背景に職員の数はさらに減少し、加えて、市町村を補助する都道府県の林務職員数も同様の減少している。このため、林業の現場からは、木材の放射能のモニタリング・管理体制に係る人的・経費的・時間的負担を軽減した測定の手法が求められている。我々は第4章で述べた小型線量計を用いた手法を応用し、簡易の樹木の放射性物質濃度を測定する手法を提案しており(櫻井 2019)。本手法を応用することで同時に多地点で連続的な測定を実施することができ、モニタリングに係る人的・経費的・時間的負担を軽減できることが期待される。小型線量計を用いて空間線量率を測定する際には、土壌水

分を同時に測定することにより、森林全体の放射性物質の動態の推定が可能となることが期待できる。さらに、小型線量計を樹木の調査に応用することにより、樹木を非破壊的に測定できるため、経時的に測定することが可能であることや、同時に多地点の計測が可能であるため、樹木の個体差を含めた詳細な状況の把握が可能となることが期待される。

最後に、原発事故から今年で10年が経過し、毎年のように発生する、台風や豪雨、地震等の災害も相まって、世の中の関心は年々薄くなっているように感じる。しかしながら、原発事故に伴う放射性物質の影響は現在進行中の災害であることを忘れてはならないだろう。本研究は、特に重要となる原発事故の初期段階における森林の放射性物質動態に着目したが、今後は長期的な動態についても研究を深めていきたい。

文献

- 小川秀樹 (2016) 福島原発事故由来放射性物質による樹木の汚染状態の解析と木材資源の有効利用に関する研究 首都大学東京大学院都市環境科学研究科博士論文.
- 櫻井哲史, 栗田圭輔, 吉田博久, 河地有木, 内山一美, 吉原利一 (2019) *Proceedings of the 18th Workshop on Environmental Radioactivity*. 242-247.

謝辞

首都大学東京大学院都市環境科学研究科分子応用化学域の吉田博久教授には、2015年より客員研究員に迎え入れていただき、客員研究員から博士課程まで、終始熱心なご指導をいただきました。心より感謝申し上げます。

また、東京都立大学大学院都市環境科学研究科分子応用化学域の故内山一美教授には、研究室に迎え入れていただき、多大なご指導いただきました。深く感謝申し上げます。

東京都立大学の加藤俊吾先生、中嶋秀先生、山登正文先生、河西奈保子先生には、お忙しいなか副査として貴重なご意見とご指導を頂きました。

また、吉原利一先生、中村立子先生にも、貴重なご意見とご指導を頂きました。加えて、本研究は、福島県林業研究センターの皆様にも多大なご協力いただきました。本当にありがとうございました。

思い返せば、2014年に福島県林業研究センターの小川秀樹主任研究員からお声をかけていただいたことが研究を始めるきっかけとなりました。常に刺激的な議論を頂き、精神的にも支えられました。ここに感謝の意を表します。ありがとうございました。

2021年9月5日

櫻井 哲史

研 究 業 績 一 覧

*印は、本論文に直接関係するものを示す

1. 論文（査読あり）

No.	論文名	掲載誌	巻, 号, 頁	発行年	著者名
1	エゾシカ高密度生息域における捕獲および防鹿柵による農業被害の抑制効果	ランドスケープ研究	76(5), 469-472	2013	櫻井哲史 森本淳子 三島啓雄 宇野裕之
2*	ポケット線量計を用いて樹体内の放射性物質濃度を測定する試み	Proceedings of the 17th Workshop on Environmental Radioactivity	213-218	2016	櫻井哲史 小川秀樹 吉田博久
3	成長錘を利用したスギ樹木内部の放射性 Cs 濃度の推移調査	Proceedings of the 17th Workshop on Environmental Radioactivity	77-82	2016	小川秀樹 櫻井哲史 吉田博久
4*	スギ樹幹内における Cs 濃度の季節変化 —空間線量率を指標としたトレンドの推定—	Proceedings of the 18th Workshop on Environmental Radioactivity	133-138	2017	櫻井哲史 小川秀樹 吉田博久
5*	同一スギ林分におけるスギ材部の Cs 濃度の個体差とその要因	Proceedings of the 18th Workshop on Environmental Radioactivity	145-150	2017	櫻井哲史 小川秀樹 吉田博久
6	きのこ原木生産に資するためのコナラ立木の汚染状況調査	Proceedings of the 18th Workshop on Environmental Radioactivity	179-184	2017	小川秀樹 櫻井哲史 吉田博久
7*	異なるタイプの森林における空間線量率の経年変化	Proceedings of the 19th Workshop on Environmental Radioactivity	148-153	2018	櫻井哲史 小川秀樹 吉田博久 内山一美
8*	スギ材部内における 2012 から 2017 年までの ¹³⁷ Cs 濃度分布の推移	Proceedings of the 19th Workshop on Environmental Radioactivity	165-170	2018	櫻井哲史 小川秀樹 吉田博久
9	福島第一原子力発電所事故由来放射性セシウムによる 2012 年のスギ樹皮の垂直汚染分布	森林立地	61(1), 15-22	2019	小川秀樹 横田かほり 新井志緒 櫻井哲史 吉田博久
10*	ポケット線量計を用いた森林の放射線モニタリングの試み —スギ外樹皮の放射性 Cs 濃度の簡易推定—	Proceedings of the 20th Workshop on Environmental Radioactivity	242-247	2019	櫻井哲史 栗田圭輔 吉田博久 河地有木 内山一美 吉原利一

11*	2011年における森林の空間線量率の地理的分布と経時変化	森林立地	62(1), 17-27	2020	櫻井哲史 小川秀樹 熊田淳 武井利之 内山一美 吉田博久
12	コナラ萌芽枝 Cs-137 汚染への土壌中交換性カリウム濃度およびバイオマスの影響について	Proceedings of the 21st Workshop on Environmental Radioactivity	75-80	2020	飯島健史 佐藤智樹 櫻井哲史
13	ロシアブナ樹体内における福島第一原子力発電所事故由来 137Cs の分布変化と葉の高濃度化の要因について	日本森林学会誌	103(3), 192-199	2021	小川秀樹 櫻井哲史 手代木徳弘 吉田博久

2. 国際会議

No.	論文名	掲載誌	巻, 号, 頁	発行年	著者名
1	Heterogeneity of radiocesium contamination in woods -Trial measurement of the seasonal changes by compact dosimeter-	IUFRO Regional Congress for Asia and Oceania 2016 (International Union of Forest Reserch Organizations) Forest for Sustainable Development: The Role of Research	Abstract	2016	<u>S. Sakurai</u> H. Ogawa H. Yoshida
2	Seasonal change of radiocesium concentration in tree	4th International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity	Abstract	2017	<u>S. Sakurai</u> H. Ogawa H. Yoshida T. Yoshihara

3. 口頭発表

No.	論文名	掲載誌	巻, 号, 頁	発行年	著者名
1	成長錘を利用したスギ材部の放射性 Cs 分布の変化	第 127 回日本森林学会全国大会	Abstract	2016	小川秀樹 村上海 横田かほり 新井志緒 櫻井哲史 吉田博久
2	原発事故由来の放射性 Cs によるスギ及びコナラ樹皮の汚染分布及び推移	東北森林科学会第 21 回大会	Abstract	2016	小川秀樹 櫻井哲史 吉田博久
3	同一林分におけるスギ材部の Cs 濃度の個体差とその要因	第 18 回「環境放射能」研究会	Abstract	2017	櫻井哲史 小川秀樹 吉田博久
4	きのこ原木生産に資するためのコナラ立木の汚染状況調査	第 18 回「環境放射能」研究会	Abstract	2017	小川秀樹 櫻井哲史 吉田博久
5	GM 管式サーベイメータを利用した樹皮の放射性 Cs 濃度の簡易推定手法の検討	第 22 回東北森林科学会大会	Abstract	2017	小川秀樹 櫻井哲史 吉田博久

6	異なるタイプの森林における空間線量率の経年変化	第 19 回「環境放射能」研究会	Abstract	2018	櫻井哲史 小川秀樹 吉田博久 内山一美
7	スギ材部における放射性 Cs 濃度の推移	第 19 回「環境放射能」研究会	Abstract	2018	小川秀樹 櫻井哲史 吉田博久
8	コナラ原木生産に資するためのコナラ立木の汚染状況調査	第 129 回日本森林学会全国大会	Abstract	2018	小川秀樹 手代木徳弘 齋藤諒次 櫻井哲史 吉田博久

4. 研究レポート等

No.	論文名	掲載誌	巻, 号, 頁	発行年	著者名
1	樹皮の放射性 Cs 濃度の簡易推定手法の検討とスギ材部の汚染状況調査	福島県林業研究センター研究報告	第 51 号 , 1-20	2019	小川秀樹 櫻井哲史 吉田博久