

令和 8 年 5 月 1 3 日

スギの心材における放射性セシウム移行の総説論文による解明

日本の代表的な造林樹種であるスギ (*Cryptomeria japonica*) の幹内部における放射性セシウム (^{137}Cs) の長期的な動態について今までの知見をまとめた福島大学環境放射能研究所 (IER) のプロジェクト研究員ムヨワ・マイケル・オロスン博士、ならびにヴァシル・ヨシェンコ教授、難波謙二教授による総説論文が Journal of Environmental Radioactivity に掲載されました。本論文では、 ^{137}Cs が幹の中で生理的に活性な外側の木部 (辺材) から不活性な心材へ移行するスギ特有のメカニズム、その移行を駆動する生理学的・環境学的要因、さらに木材利用の安全性、森林管理、長期的放射線リスク評価への意味について検討しています。

2011 年 3 月 11 日の福島第一原子力発電所 (FDNPP) 事故により、大量の ^{137}Cs が環境中へ放出されました。福島県の約 70% を占める森林生態系において、物理半減期が 30.2 年である ^{137}Cs は現在、そしてこれから先も主要な放射線リスク要因です。スギ人工林は日本の主要建築材として極めて重要な経済的価値を有しており、福島県の人工林の中で多くを占めることから生態的にも重要です^[1]。したがって、 ^{137}Cs がスギ内部でどのように移動・蓄積するかを理解することは、その長期的挙動の予測、木材安全性評価、効果的な森林管理戦略の構築に不可欠です。

◇ スギの樹体各部位における ^{137}Cs 分布の時間変化

事故直後、 ^{137}Cs は主として樹冠に捕捉され (総沈着量の 70~90%)^[2]、師部輸送や拡散を通じて辺材へ移行しました^[3]。2012 年以降、辺材中の濃度は安定またはわずかに減少する一方、心材中の濃度は上昇しました。2016 年までには、すべての調査林分において心材中の ^{137}Cs 濃度が辺材を上回り、心材/辺材比 (HW/SW 比) は 2 を超えました^[5]。さらに 2020 年には、一部林分で比率が 3 近くに達しました^[6] (図 1)。これにより、事故後の汚染過程は、①初期の辺材濃縮 (2011 年)、②活発な内部再分配 (2012-2013 年)^[2]、③心材への安定化進行 (2014 年以降)^[5,6] という 3 段階で説明できることが示されました (図 2)。

◇ スギ特有の心材濃縮メカニズム

スギの心材はカリウム (K) を豊富に含み、高い含水率を維持するという特徴があります。心材は通常赤味がかかった色で、ときに黒っぽい「黒心 (くろしん)」を形成することもあります^[8]。セシウムイオン (Cs^+) とカリウムイオン (K^+) は、ともにアルカリ金

属イオンとして化学的性質が似ており、競合的に同じ経路で輸送されます^[4,9]。つまり、スギ心材中で K^+ が高濃度であることは、 K^+ とともに ^{137}Cs を心材に輸送するメカニズムの存在を示しています。放射線細胞による能動的な放射方向輸送と、心材内の水分を介した受動的拡散によるものと考えられます^[3,4]。

こうしたスギの植物生理学上の特性はスギが本来持っている特性であり、核実験由来降下物を測定した、数十年前に行われた研究でもスギ心材における高い ^{137}Cs 濃度が報告されています^[10,11]。

◇ 樹種ごとの違い

アカマツ (*Pinus densiflora*) やコナラ (*Quercus serrata*) では、これまで辺材中に高い ^{137}Cs 濃度が保持されることが観察されています^[5,12]。一方、ヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*) とカラマツ (*Larix kaempferi*) では、HW/SW比はほぼ1でした^[13]。継続的かつ顕著な心材への濃縮を示したのはスギのみでした。種によって放射性セシウムの濃縮状況が異なることは、放射生態学的評価や木材汚染予測や汚染後の森林管理を、樹種を超えて一般化することはできず、樹種別のアプローチが必要であることを示しています^[5,6,13]。

◇ 生態系レベルでの動態と管理上の意味

福島の森林生態系は、事故から約6年後に準平衡状態へ到達したと考えられています^[6,14,15,16]。この段階では、根からの吸収が樹木への ^{137}Cs 供給の主要経路（全取得量の40~70%）となり^[6,15]、地上部スギバイオマス中の ^{137}Cs 総量は、スギ林生態系全体の約3%で安定しました^[6,16,17]。しかし、この値が安定化した後も、樹体内部では心材への再分配が継続しています^[6,7]。そのため、木材全体を平均化した測定だけでは、実際の心材汚染を過小評価する可能性があります。外樹皮・内樹皮・辺材・心材を分けた区画別の分析が必要です。また、心材内部に固定された ^{137}Cs は、伐採しない限り除去できないため、汚染スギ材は当初想定より長期間にわたり規制対象となる可能性があります^[18,19]。

◇ スギ心材への ^{137}Cs 蓄積は人の健康にどのような意味を持つのか

スギ心材への ^{137}Cs 蓄積は、汚染木材を使用した住宅居住者、木材加工従事者、あるいは汚染森林で作業する人々に対して、重大な健康リスクをもたらすものではありません。例えば、津島で観察されたレベルの汚染（約 $1,300 \text{ Bq kg}^{-1}$ ）の木材を使用した住宅での年間被曝線量は、約 0.026 mSv と推定され、日本の年間自然放射線量（ 2.1 mSv ）を大きく下回ります^[20]。ただし、正確な防護評価のためには、心材など区画別分析が推奨されます。表に主要な被曝線量をまとめました。森林内では、空間線量率は主として土壌中の ^{137}Cs （生態系全体の90%以上）によって支配されており、心材由来の寄与は極めて

て小さいです。

したがって、本総説の科学的意義は、新たな放射線リスクを提示することではなく、木材の安全性評価において、スギ心材内への¹³⁷Cs 偏在を適切に考慮した区画別分析によるモニタリングが必要であることを明らかにした点にあります。

【掲載誌・論文】

・掲載誌 : *Journal of Environmental Radioactivity (Elsevier)*

<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2026.107996>

(ジャーナル オブ エンバイロメンタル ラジオアクティビティ)

・公開日 : 13 April 2026 | Volume 296, Article 107996 | Special Issue: ENVIRA2025

・タイトル : “Radiocesium Uptake and Distribution in Japanese Cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don): A Review of Current Knowledge and Future Perspectives”

(スギの放射性セシウム取り込みと分布:最近の知見と今後)

・著者 : Muyiwa Michael Orosun^a, Vasyl Yoschenko^a, Kenji Nanba^a

(ムヨワ・マイケル・オロスン、ヴァシル・ヨシェンコ、難波謙二)

・著者の所属

^a 福島大学 環境放射能研究所

(お問い合わせ先)
環境放射能研究所事務室
電話 : 024-504-2114
メール : ier @ adb.fukushima-u.ac.jp

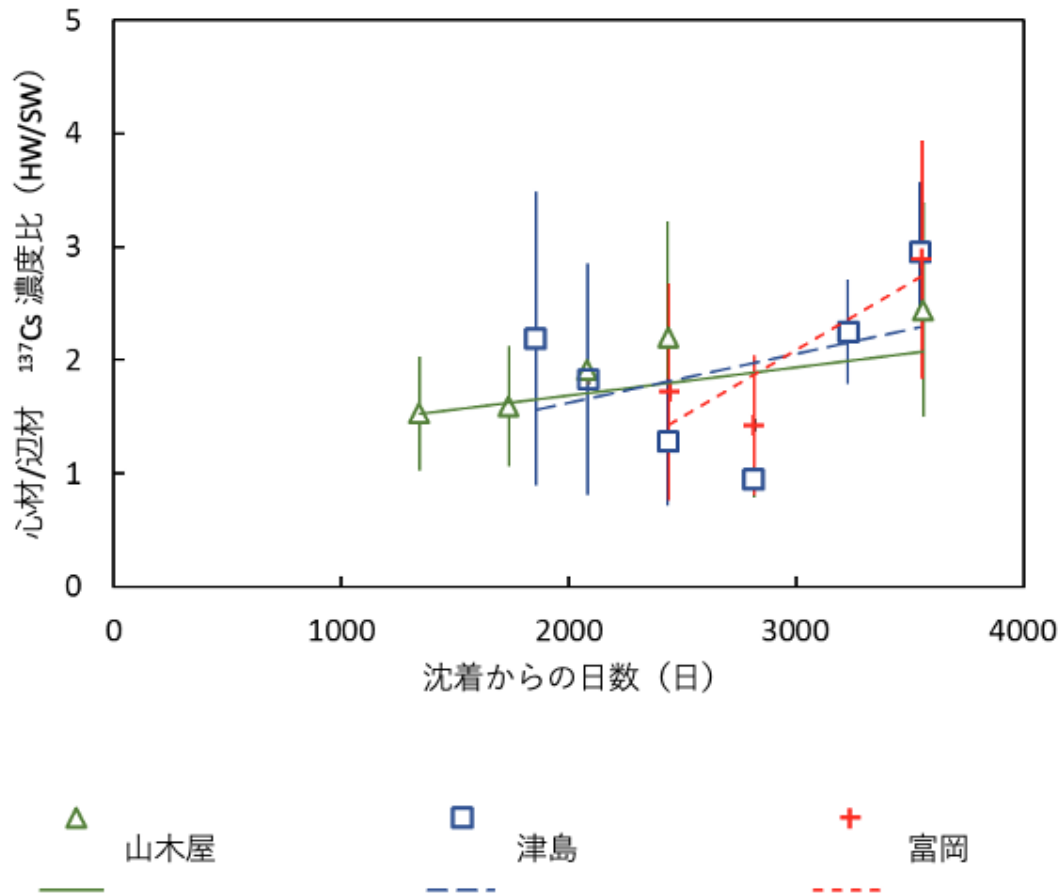


図 1 3ヶ所のスギ林で観察された心材/辺材の ^{137}Cs 濃度比 (平均値 \pm STD)。期間は、2014年10月から2020年12月。変化の傾向は以下の式で表される:

$$y = 0.0004x + 1.0, R^2 = 0.13 \text{ (山木屋);}$$

$$y = 0.00049x + 0.9, R^2 = 0.06 \text{ (津島);}$$

$$y = 0.001x - 0.68, R^2 = 0.22 \text{ (富岡)}$$

(Yoschenko et al. (2022)^[6]を元に作成).

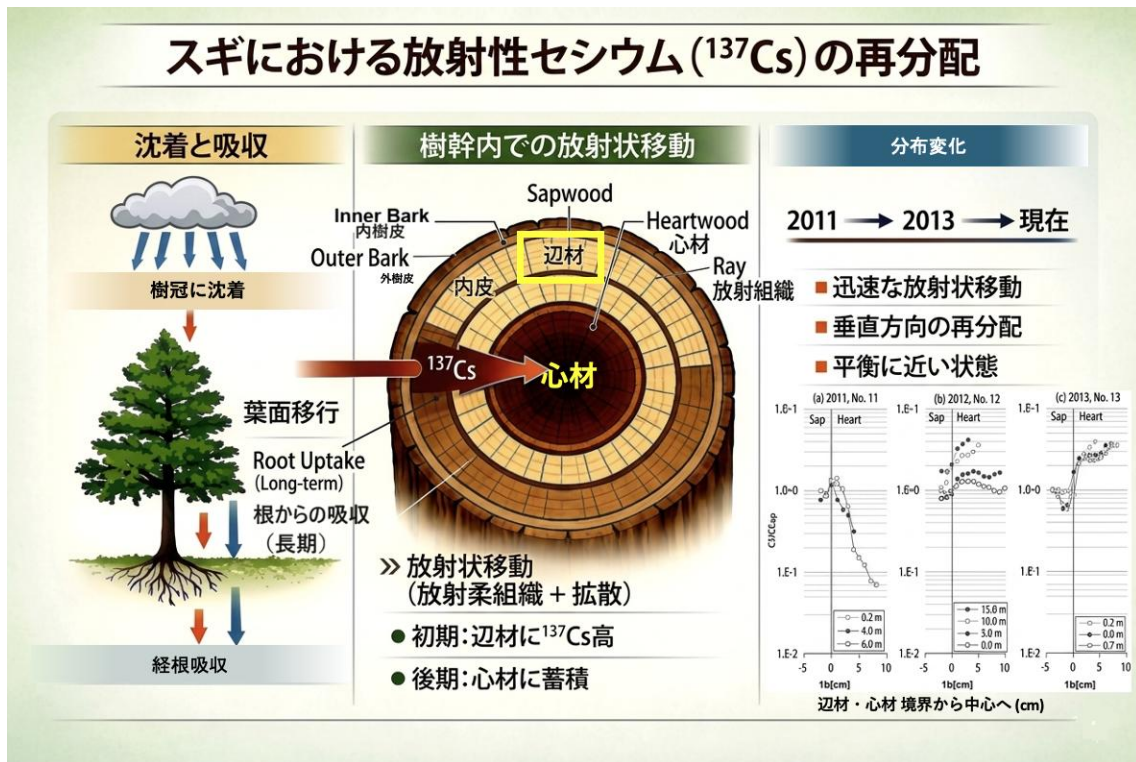


図 2 福島第一原子力発電所 (FDNPP) 事故後におけるスギ (*Cryptomeria japonica*) の放射性セシウム (^{137}Cs) の分布変化

表 スギ心材の ^{137}Cs に起因する主要な経路による被曝線量推定

被曝経路	主要な数値	文献
家屋に居住	線量換算係数 (2.0×10^{-5} mSv/y per Bq/kg) を用いて、 心材濃度 1,300 Bq/kg とすると 0.026 mSv/y	[8, 21, 22]
製材作業 (1日8時間、年間200日)	線量換算係数 (1.5×10^{-4} mSv / (Bq/kg)) を用いて 0.2 mSv/年	[21, 22, 23]
森林作業 (1日8時間、年間200日)	森林内 3 $\mu\text{Sv/h}$ として (土壌が主要な放射線の発生源) として 4.8 mSv/h	[16, 17, 23]

以上まとめると

心材濃縮の公衆への被曝影響は極めて小さい [19, 24]

文献

- [1] 福島県 (2022). 第 136 回福島県統計年鑑 2022.
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/11045b/nenkan136.html>.
- [2] 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: 8179. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08261-x>
- [3] Ogawa, H., Hirano, Y., Igei, S., Yokota, K., Arai, S., Ito, H., Kumata, A. and 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.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.12.021>.
- [4] Okada N., Hirakawa Y., and Katayama Y. (2012). Radial movement of sapwood-injected rubidium into heartwood of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) in the growing period. *J Wood Sci* 58:1–8. <https://doi.org/10.1007/s10086-011-1218-6>.
- [5] Ohashi, S., Kuroda, K., Takano, T., Suzuki, Y., Fujiwara, T., and Abe, H., Kagawa, A., Sugiyama, M., Kubojima, Y., Zhang, C., Yamamoto K. (2017). Temporal trends in ¹³⁷Cs concentrations in the bark, sapwood, heartwood, and whole wood of four tree species in Japanese forests from 2011 to 2016. *Journal of Environmental Radioactivity*, 178–179: 335–342. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.09.008>.
- [6] Yoschenko, V., Nanba, K., Wada, T., Johnson, T. E., Zhang, J., Workman, D., and Nagata, H. (2022). Late phase radiocesium dynamics in Fukushima forests post deposition. *Journal of Environmental Radioactivity*, 251–252: 106947.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.106947>.
- [7] 新里忠史・佐々木祥人・雨宮浩樹・菅野拓. (2025). 福島の山地森林のスギ立木における樹皮から木部に向かう放射性セシウムの分布と移行プロセス. *地学雑誌* 134(3), 309–321.
- [8] Iizuka, K., Toya, N., Ohshima, J., Ishiguri, F., Miyamoto, N., Aizawa, M., Ohkubo, T., Takenaka, C. and Yokota, S. (2018). Relationship between ¹³⁷Cs concentration and potassium content in stem wood of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*). *J Wood Sci.*, 64: 59–64. <https://doi.org/10.1007/s10086-017-1673-9>
- [9] Kaunisto, S., Aro, L. and Rantavaara, A. (2002). Effect of fertilisation on the potassium and radiocaesium distribution in tree stands (*Pinus sylvestris* L.) and peat on a pine mire. *Environmental Pollution*, 117, 111–119.

- [10]Kudo, A., Suzuki, T., Santry, D.C., Mahara, Y., Miyahara, S., and Garrec, J.-P. (1993). Effectiveness of trees rings for recording Pu history at Nagasai, Japan. *J. Environ. Radioact.* 21: 55-63.
- [11]Momoshima, N., Eto, I., Kofuji, H., Takashima, Y., Koike, M., Imaizumi, Y., Harada, T. (1995). Distribution and chemical characteristics of cation in annual rings of Japanese cedar. *J. Environ. Qual.* 24: 1141e1149.
- [12]Ohashi, S., Okada, N., Tanaka, A., Nakai, W., and 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. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.03.001>.
- [13]Ohashi, S., Kuroda, K., Fujiwara, T. and Takano, T. et al. (2020). Tracing radioactive cesium in stem wood of three Japanese conifer species 3 years after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J Wood Sci* 66: 44. <https://doi.org/10.1186/s10086-020-01891-2>
- [14]Sakashita, W., Imamura, N., Ohashi, S., Komatsu, M., Araki, M.G., Saito, S., Kajimoto, T., Hashimoto, S., Manaka, T., Sakata, T., Ohmae, Y., Miura, S., and Shinomiya, Y. (2026). Decadal stability of radiocesium inventories and soil to tree transfer in forests affected by the Fukushima nuclear accident. *Sci Rep* 16: 4653 (2026). <https://doi.org/10.1038/s41598-025-34898-0>
- [15]Gonze, M.A., Calmon, P., Hurtevent, P. and Coppin, F. (2021). Meta-analysis of radiocesium contamination data in Japanese cedar and cypress forests over the period 2011–2017. *Science of the Total Environment*, 750: 142311. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142311>.
- [16]Yoschenko, V., Nanba, K., Orosun, M.M., Zhang, J., and Johnson, T.E. (2025). Assessing the quasi-equilibrium distribution of Fukushima-derived radiocesium in a typical Japanese cedar forest using an isotopic approach. *Journal of Environmental Radioactivity*, 288: 2025. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2025.107742>.
- [17]Yoschenko, V., Takase, T., Konoplev, A., Nanba, K., Onda, Y., Kivva, S., Zheleznyak, M., Sato, N., and Keitoku, K. (2017). Radiocesium distribution and fluxes in the typical *Cryptomeria japonica* forest at the late stage after the accident at Fukushima Dai-ichi nuclear power plant. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.02.017>.
- [18]UNSCEAR (2022). Levels and Effects of Radiation Exposure Due to the Accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. United Nations, New York. Annex B.
- [19]UNSCEAR (2022). Levels and Effects of Radiation Exposure Due to the Accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. United Nations, New York. Annex B.

^[20]Japan Ministry of Environment (2020). BOOKLET to Provide Basic Information Regarding Health Effects of Radiation. <https://www.env.go.jp/en/chemi/rhm/basic-info/index.html> (Accessed 2026)

^[21]Shaw, G. (2007). Radionuclides in forest ecosystems. In: Shaw, G. (Ed.), Radioactivity in the Environment, vol. 10. Elsevier, Amsterdam, pp. 127–155.

^[22]IAEA (2003). Extent of Environmental Contamination by Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) and Technological Options for Mitigation (Technical Reports Series No. 419). International Atomic Energy Agency, Vienna. (Source of dose conversion coefficients)

^[23] Tikhomirov, F.A. and Shcheglov, A.I. (1994). Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones. The Science of the Total Environment, 157, 45–57.

^[24]IAEA (2015). The Fukushima Daiichi Accident — Report by the Director General. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria. STI/PUB/1710.

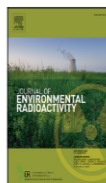
スギの心材における放射性セシウム移行の総説論文による説明

Journal of Environmental Radioactivity 296 (2026) 107996

Contents lists available at [ScienceDirect](#)

Journal of Environmental Radioactivity

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jenvrad



環境放射能研究所

ムヨワ・マイケル・オロスン

Radiocesium uptake and distribution in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don): A review of current knowledge and future perspectives

Muyiwa Michael Orosun , Vasyl Yoschenko, Kenji Nanba

Institute of Environmental Radioactivity, Fukushima University, Japan

Review Paper 総説論文

論文URL : <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2026.107996>

公開日 : 2026年04月13日付

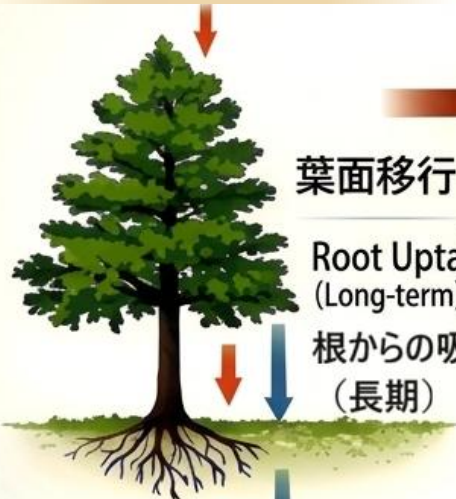
**・著者 : Muyiwa Michael Orosun, Vasyl Yoschenko, Kenji Nanba
(ムヨワ・マイケル・オロスン、ヴァシル・ヨシェンコ、難波謙二)**

スギにおける放射性セシウム (^{137}Cs) の再分配

沈着と吸収



樹冠に沈着



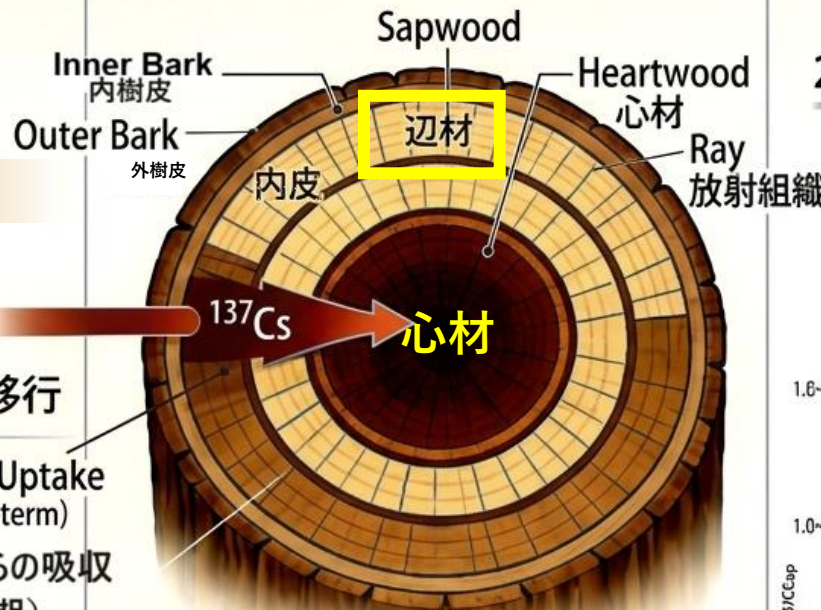
葉面移行

Root Uptake
(Long-term)

根からの吸収
(長期)

経根吸収

樹幹内での放射状移動



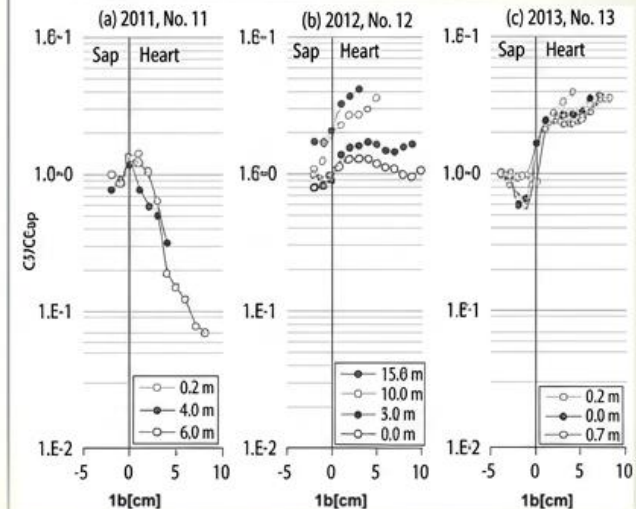
放射状移動
(放射組織 + 拡散)

- 初期: 辺材に ^{137}Cs 高
- 後期: 心材に蓄積

分布変化

2011 → 2013 → 現在

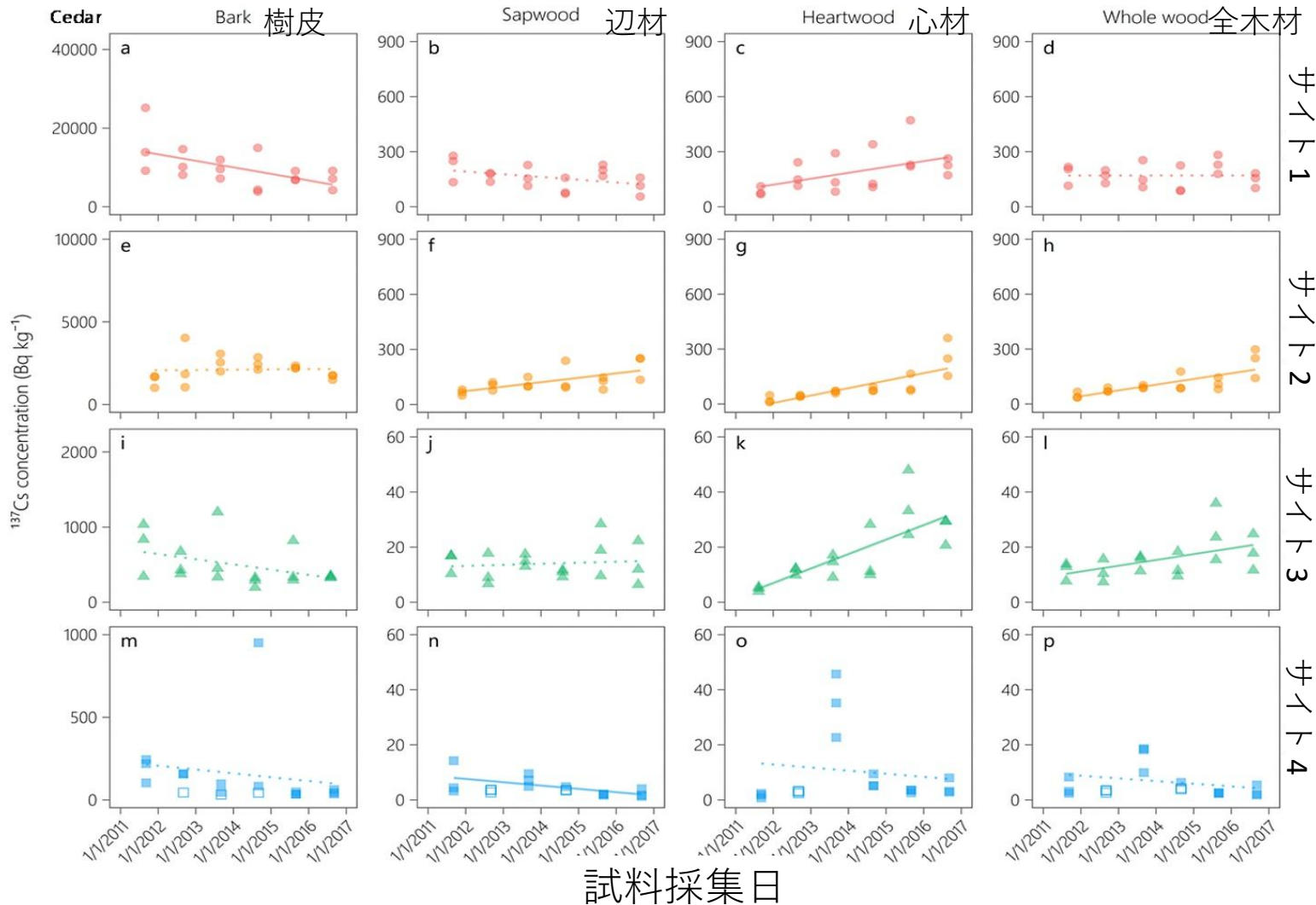
- 迅速な放射状移動
- 垂直方向の再分配
- 平衡に近い状態



辺材・心材 境界から中心へ (cm)

2017年までのスギの部位別 ^{137}Cs 濃度変化

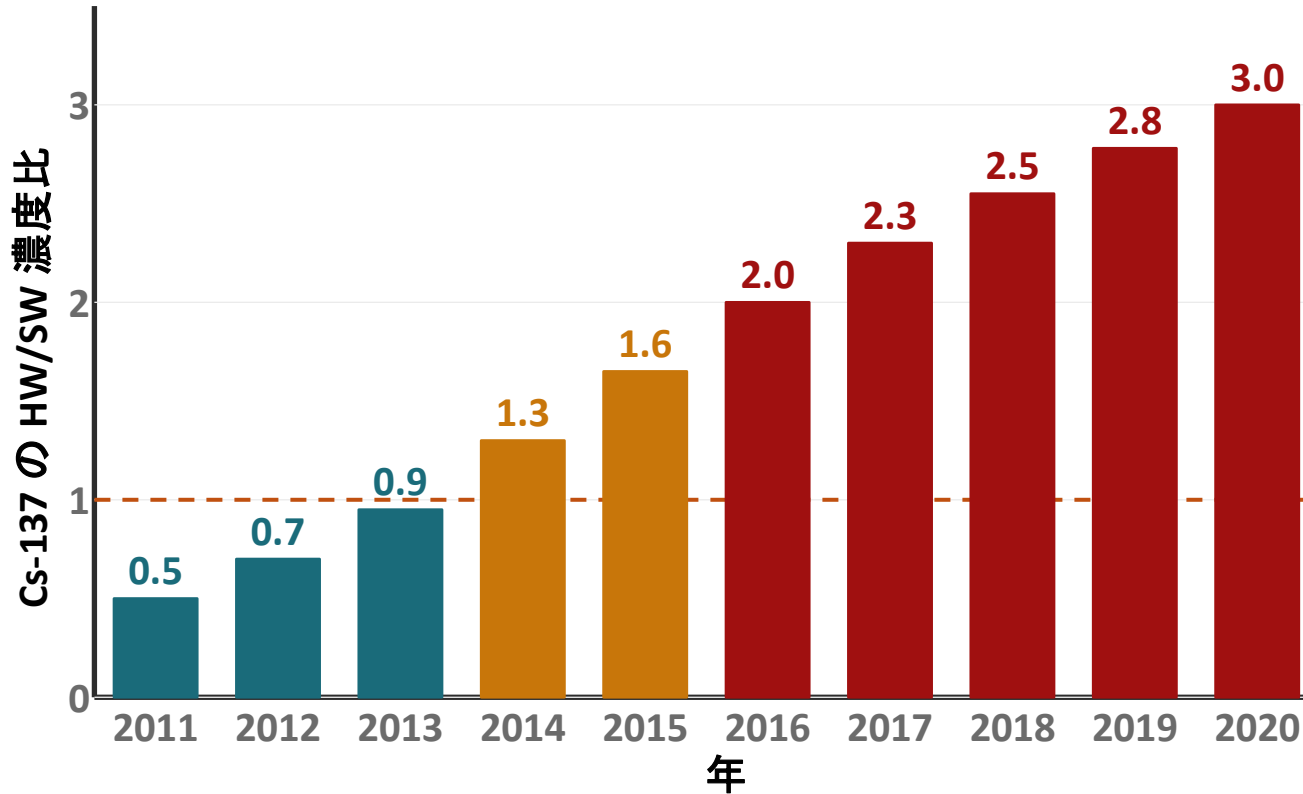
(Ohashi et al., 2017)



樹皮が最初は高い濃度...次第に減少
 辺材... 2011年に高濃度となり、その後安定または減少。
 心材...2011年には低かったが、どのサイトでも次第に顕著な濃度上昇。

スギ Cs-137の心材/辺材濃度比(HW/SW)の時間変化

スギでは心材に ^{137}Cs が蓄積続けている 上限は?



2011:

SW の濃度高; HW/SW ~0.5

2012-2013:

SWからHWに輸送;
HW/SW =1 を超える

2016:

HW/SW > 2

2020:

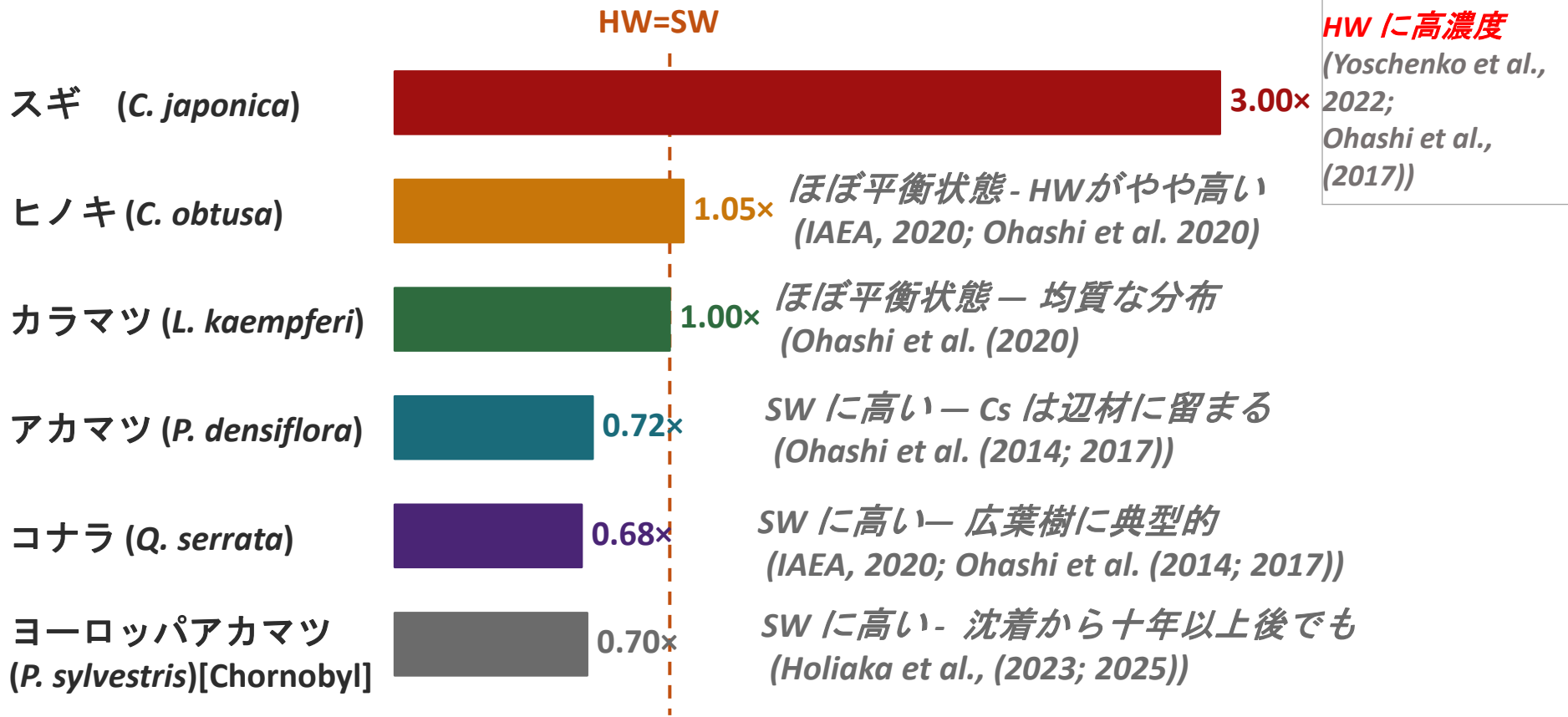
HW/SW > 3 (山木屋林分)

上限は:

K^+ との競合により
Cs の HW への流入が抑制される (Yoschenko et al., 2022;
Ohashi et al., 2017)

- HW/SW 比は 2011 年には 0.5 であり、辺材 (SW) が優勢であった。
- 2012~2013 年の間に 1 を超え、心材 (HW) が主要な蓄積部位となった。
- HW はその後も増加し、2016 年までに 2 を超え、2020 年には山木屋で約 3 に達した。
- 心材中での K^+ との競合によって、上限が生じると予想される

樹種で比較 Cs-137の心材/辺材濃度比(HW/SW)



Cs-137の心材/辺材濃度比 (HW/SW)
 (福島の場合は 2020年までの値 ; チョルノービリのヨーロッパアカマツは 2000年までの値)

他の種ではスギほど心材に ¹³⁷Csを蓄積しない

^{137}Cs がスギ心材に蓄積…が意味すること

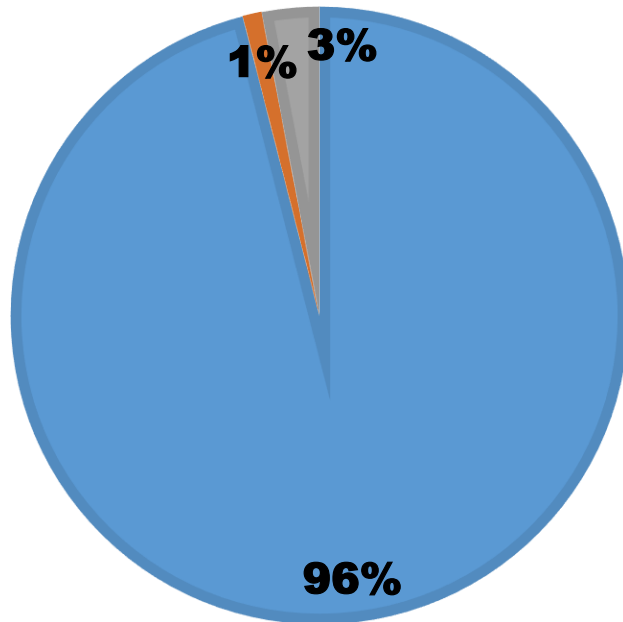
森林生態系の ^{137}Cs 分布

土壌

落葉層

地上部バイオマス

■ Soil (mineral) ■ Litter Layer ■ Aboveground Biomass



準平衡状態…2017年から2020年の間に準平衡状態へ到達。

・地上部バイオマス中の ^{137}Cs は、生態系全体インベントリの約3%で安定。

・一方で、各部位間での再分配は継続。

木材の安全性

木材全体での測定では、心材中の蓄積量を過小評価してしまう。規制基準への適合性評価には、部位別分析（外樹皮／内樹皮／辺材／心材）が不可欠。

事故後数十年を経ても、木材が規制基準値を上回ったままである可能性がある。

除染できない

いったん ^{137}Cs が心材中に固定化されると、表面の除去や洗浄は効果がない。対策としては、樹木を伐採し、放射性廃棄物として扱うしかない。

モニタリング戦略

非破壊的な成長錐試料には、放射方向（年輪方向）に再分配履歴が残っている。この放射生態学的アプローチは、輸送モデルの妥当性検証に有効である。

辺材から心材への濃縮の進行が明瞭かつ予測可能であるため、スギは長期的な生物指標に適した樹種である。

次の災害に備える

今後、針葉樹林に影響を及ぼす原子力事故が発生した場合には、樹種ごとの ^{137}Cs 特性評価を直ちに実施する必要がある。福島のスギに関するデータセットは、世界で最も包括的な参照資料である。

4つの要点

スギは心材に高濃度...他種では見られない

1

スギは、心材中に ^{137}Cs を濃縮するという、樹種特異的な固有の生理学的特徴を持つ。この現象は、放射線感受性細胞による輸送と、水分を介した拡散によって駆動されていると推定される。

2

K^+ -との競合により濃縮に上限があると予想

心材中の ^{137}Cs 濃度は今後も際限なく上昇するわけではなく、 K^+ 競合によって ^{137}Cs の内向き輸送は抑制されると予想される (Niizato et al., 2025; Fesenko et al., 2001)。

3

生態系レベルでは森林土壌が長期的な ^{137}Cs 貯留箇所

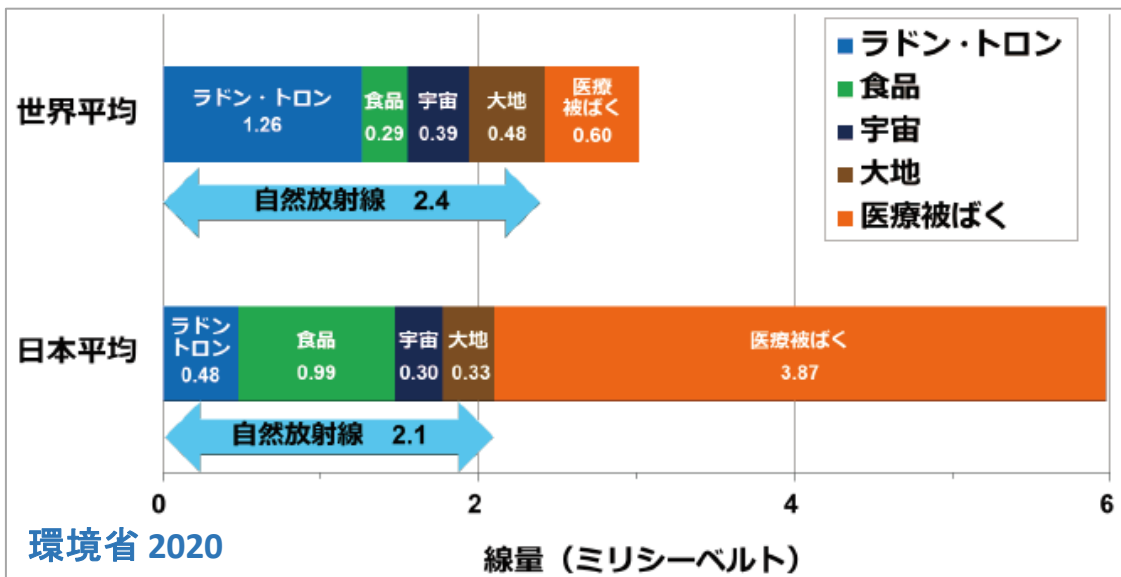
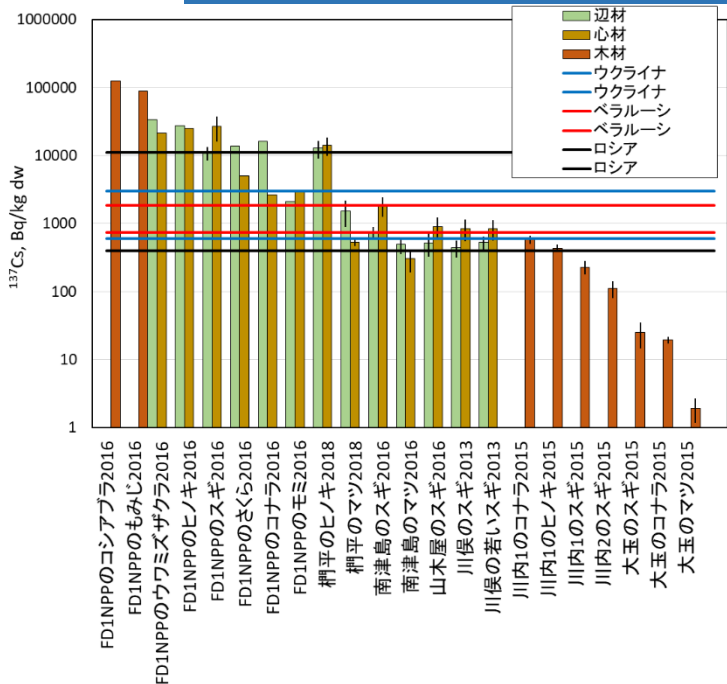
森林生態系内の ^{137}Cs のほとんどが存在していることから、心材に濃縮されているとはいえ、スギ林の放射線量を考える上では土壌が重要である。

4

スギの面移行係数 (T_{ag}) は十分に把握できていないかもしれない

沈着量を考慮した部位別の長期的モニタリングを、今後も継続することが重要である。これにより、木材の長期的リスク予測が可能である。

スギ心材の ^{137}Cs 蓄積が人の健康に与える影響は？



国際基準によれば、福島の木材の多くは、産業目的で安全に使用することができる。

この基準は消費者を保護し(有害な放射線量の照射を防ぐ)、林業の損失を最小限に抑える。

ACCORDING TO THE INTERNATIONAL STANDARDS, WOOD FROM MANY FORESTS IN FUKUSHIMA CAN BE SAFELY USED FOR CERTAIN INDUSTRIAL NEEDS. THE STANDARDS PROTECT CONSUMERS (PREVENT IRRADIATION IN THE HARMFUL DOSES) AND MINIMIZE LOSS IN FORESTRY.

木材の産業利用のための基準確立は、福島的林業復活の一助となるであろう。基準は、木材の用途に応じ、正確な線量計算に基づいたものでなければならない。

ESTABLISHING THE STANDARDS FOR WOOD FOR INDUSTRIAL NEEDS WOULD HELP TO CLARIFY THE FORESTRY PERSPECTIVES IN FUKUSHIMA. THE STANDARDS MUST BE BASED ON THE ACCURATE DOSE CALCULATIONS FOR DIFFERENT UTILIZATIONS OF WOOD.

シナリオ	線量係数 mSv/y ^{137}Cs in wood, Bq/kg	年間被曝線量
木造住宅に居住 南津島のスギ心材 (1300 Bq/kg)、 7 m x 7 m, 天井高3m, 壁厚さ20cm の部屋 1日11時間滞在)	2×10^{-5}	0.026 mSv
製材所作業 南津島のスギ心材 (約 1300 Bq/kg)、8時間/日, 200日/年	1.5×10^{-4}	0.2 mSv
森林内作業 (3 $\mu\text{Sv/h}$, 8時間/日, 200日/年)		4.8 mSv

**❖ THANK YOU VERY MUCH FOR YOUR
ATTENTION!**

❖ ご清聴ありがとうございます。

❖ QUESTIONS?

❖ ご質問お願いいたします。