

# 福島県霊山登山道における空間線量率の推移および空間線量率とコケ中 $^{137}\text{Cs}$ 濃度との関係性について

佐藤 守<sup>1</sup>・大野 剛<sup>2</sup>・寺島 颯一<sup>1</sup>・高瀬 つぎ子<sup>3</sup>・山口 克彦<sup>1</sup>

<sup>1</sup>福島大共生システム理工学類、<sup>2</sup>学習院大学理学部、<sup>3</sup>福島大環境研

## 1. はじめに

東京電力福島第一原子力発電所（FDNPP）の事故で放出された放射性物質により、浜通りと中通りの間を南北に走る阿武隈山地は広範囲に亘って汚染された。この一帯は 1000m 級の低山が連座し、事故以前は多くのハイカーに親しまれてきた。阿武隈山地は常緑針葉樹と落葉広葉樹林が混成した自然林とスギ、ヒノキ等の人工林が混在している。このため、登山道の放射線量はこのような林相の影響を受けることは明らかである。これまで、登山道の複数に亘る定点の放射線量を経年調査した事例は見当たらない。一方で、登山道沿いの森林ではコケの着生が多く見られる。コケおよび地衣類は放射性セシウム（本稿では  $^{134}\text{Cs}$  および  $^{137}\text{Cs}$  とする、以下 RCs）の保持機能が優れることから、放射能汚染を評価する生物指標に適しているとされる[1]が、FDNPP 事故に関連し、コケと放射線量の関係を検討した報告は見られない。

そこで阿武隈山地の北部に位置する霊山（標高 825 m）において 2011 年から 2017 年までの 7 か年に亘り、登山道の空間線量率を測定し、経年推移を検証した。また、登山コース沿いに生育するコケを採取し、コケの  $^{137}\text{Cs}$  濃度と空間線量率との関係を検討したので報告する。

## 2. 調査地と方法

### 2.1 登山道における空間線量率の推移

伊達市霊山町石田地区の登山口（東経 140.41.29、北緯 37.45.38）から霊山山頂（東経 140.41.15、北緯 37.46.08）に至り、学問岩を経由する周回コースの 17 定点（Table 1）の地上 1 m の空間線量率を 2 台の NaI シンチレーションサーベーター（TCS172; Hitachi Aloka, Tokyo）にて測定した。測定は 2011 年から 2017 年の以下の日に実施した。なお、本周回コースの標高は 530 m（登山口）から 825 m（東物見岩）である。

調査日：2011 年 9 月 10 日、2012 年 9 月 9 日、2013 年 9 月 14 日、2014 年 9 月 23 日、2015 年 9 月 19 日、2016 年 10 月 8 日、2017 年 9 月 16 日

17 地点の測定値を平均し、2011 年 9 月 10 日の測定値（汚染後 179 日）に対する測定値の比を物理的半減期による理論値の比と比較した。理論値は  $^{134}\text{Cs}$  および  $^{137}\text{Cs}$  の 2011 年 3 月 15 日の値を 1 とし、以下の手順により算出した。

#### Step1

放射性物質の 1cm 線量当量率定数から空間線量率に対する  $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  の寄与率を算出

1cm 線量当量率定数： $^{134}\text{Cs} = 0.249$ 、 $^{137}\text{Cs} = 0.0927$

$$^{134}\text{Cs} \text{ の寄与率} = 0.249 (^{134}\text{Cs}) / [0.249 (^{134}\text{Cs}) + 0.0927(^{137}\text{Cs})] = 0.728$$

$$^{137}\text{Cs} \text{ の寄与率} = 0.0927(^{137}\text{Cs}) / [0.249 (^{134}\text{Cs}) + 0.0927(^{137}\text{Cs})] = 0.271$$

#### Step2

放射性物質の半減期と起点日の構成比から放射性物質濃度の推移を算出

半減期(日)： $^{134}\text{Cs}=752.63$ 、 $^{137}\text{Cs}=10950$

起点日（2011 年 3 月 15 日）の  $^{134}\text{Cs}$  の濃度 ( $A_{\text{Cs-134}}$ ) =  $^{137}\text{Cs}$  の濃度 ( $A_{\text{Cs-137}}$ ) = 1.00

$$t \text{ 日後の放射性物質濃度}(A) = A_0 \exp[-\ln 2(t/T)]$$

$A_0$  : 起点日の濃度(Bq/kg)、 $T$  : 半減期 (日)

### Step3

$^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  の寄与率から空間線量率を算出し、2011年9月10日を起算日(1.00)として起算日に対する比率を算出

$$t \text{ 日後の空間線量率} = 0.728A_{\text{Cs-134}} + 0.271A_{\text{Cs-137}}$$

また、平均値、岩場、広場(ミズナラを優占種とする広葉樹林に囲まれた開放空間)、初年度最高測定値地点(護摩壇上部の広葉樹林)および常緑針葉樹(スギ、アカマツ)下に区分(Table 1)して非線形最小二乗法により1成分または2成分指数関数減衰モデルにより実効半減期( $T_{\text{eff}}$ )を算出した。最適モデルは赤池の情報量規準(AIC)により選択した。

$$D = K_1 \exp(-\lambda_1 t) + K_2 \exp(-\lambda_2 t)$$

$D$  : 空間線量率( $\mu\text{Sv/h}$ )、 $K_1$ 、 $K_2$  : モデルの初期の空間線量率、 $\lambda_1$ 、 $\lambda_2$  減衰係数

$$T_{\text{eff}} = \ln 2 / \lambda_1 \text{ or } \lambda_2$$

$$\text{AIC} = n[\ln(2\pi) + \ln(\text{RSS}/n) + 1] + 2(p+1)$$

$n$  : データ数、 $\text{RSS}$  : 残差平方和、 $p$  : 説明変数の数

非線形最小二乗法による計算は KaleidaGraph 4.5J (HULINKS Inc. Tokyo, Japan) にて行った。

## 2.2 空間線量率とコケ中 $^{137}\text{Cs}$ 濃度との関係

調査ルート上の落葉樹および岩上に着生するコケを2015年9月15日に6か所から7点および2016年10月8日に13か所から16点を採取した(Table 2)。併せて採取地点直上の地上1mの空間線量率を測定した。コケは実態顕微鏡および光学顕微鏡にて葉および蒴の形態を観察し種を同定した。種の同定は原色日本蘚苔類図鑑(1975, 岩月ら)により行った。福島大学共生システム理工学類のゲルマニウム半導体検出器(GEM40-76 germanium detector, Seiko EG&G ORTEC, Tokyo, Japan)にてコケの  $^{137}\text{Cs}$  濃度を測定した。測定時間は3600秒とした。コケ試料を105°Cで1昼夜乾燥し水分率を求め、乾物当たりのコケ中  $^{137}\text{Cs}$  濃度と採取地の空間線量率との単回帰分析を行った。回帰分析は KyPlpot 5.0 (KyensLab Incorporated, Tokyo, Japan) にて行った。

Table 1 Measuring sites of the air dose rate

Site No.	Measuring site	Categorized type
1	Parking	
2	Under cedar advance to within approximately 100 m of parking	Cedar
3	Bank side at the entrance of mountain road	
4	Under cedar site at the entrance of mountain road	Cedar
5	Under red pine before the stairs	Red pine
6	Beside the stream	
7	Beside "Kjiyakoya" rock	
8	On "Mioroshi" rock	Rock
9	Entrance of "Mioroshi" rock	
10	Beside "Kokushi" rock	Rock
11	Upper site of "Gomadan"	Highest measured value
12	Site in the open space at "Kokushikan"	Space
13	Site in the open space at "Ryouzen-jyo" castle ruins	Space
14	On "Higashimonomi" rock	Rock
15	Entrance of "Higashimonomi" rock	
16	Beside "Gakumon" rock	
17	Under red pine on the mountain road	Red pine



Fig. 1 Sites selected for modeling the temporal changes of the air dose rate

Table 2 Collected moss species and the vegetation site

No	Moss species	Vegetation site	Sampling year	
			2015	2016
1	<i>Pogonatum inflexum</i>	Rock under cedar	○*	○
2	<i>Brachythecium plumosum</i>	Same site as No.1	○	○
3	<i>Pylaisiella brotheri</i>	Rock	○	○
4	<i>Fissidens adelphinus</i>	Same site as No.3		○
5	<i>Fauriella tenuis</i>	<i>Carpinus cordata</i>		○
6	<i>Neckera yezoana</i>	Same site as No.5	○	
7	<i>Conocephalum conicum</i>	Rock		○
8	<i>Fissidens dubius</i>	"Kjiyakoya"rock		○
9	<i>Plagiomnium acutum</i>	Rock		○
10	<i>Fissidens dubius</i>	Rock		○
11	<i>Hypnum plumaforme</i>	Rock		○
12	<i>Orthotrichum consobrinum</i>	<i>Carpinus japonica</i>		○
13	<i>Anomodon rugelii</i>	<i>Acer pictum</i>	○	○
14	<i>Plagiochila ovalifolia</i>	<i>Carpinus laxiflora</i>		○
15	<i>Thuidium cymbifolium</i>	Rock	○	○
16	<i>Fissidens dubius</i>	Same site as No.15		○
17	<i>Hypnum plumaforme</i>	Rock	○	
18	<i>Thuidium cymbifolium</i>	Rock		○

\* ○ means the collected moss

### 3. 結果および考察

#### 3.1 登山道における空間線量率の推移

2011年の空間線量率の最大値は護摩壇上部で  $3.2 \mu\text{Sv/h}$ 、最小値は見下し岩で  $1.0 \mu\text{Sv/h}$  であった。



2012年以降は、針葉樹下が高く、岩場で低く推移した。駐車場を除いた最大/最小比は約4倍で推移した。また、2011年に最高値を記録した護摩壇上部は2013年以降、著しく低下した (Fig. 2)。

17か所の平均空間線量率の2011年に対する対比値は理論値と比較して2014年までは約5%、2015年以降は約10%程度低く推移した (Fig. 3)。平均空間線量率の経年推移は1成分指数関数減衰モデルに適合し、実効半減期は1016日であった (Fig. 4)。測定地点の周辺環境により分類した空間線量率の経年推移は広場および護摩壇は1成分指数減衰モデルに適合し、実効半減期は969日および761日であった。これに対し、岩場は2成分指数減衰モデルに適合し、実効半減期は急減成分が412日、緩減成分が4630日であった。一方で、針葉樹下は指数減衰モデルに不適合で2015年までは線量低下が緩慢で、2016年から急減した。この傾向はアカマツ下で顕著であり、線量も高く経過した (Fig. 5)。

環境中に沈着したRCsはウエザリング効果により流出することが知られている。福島気象台の観測[2]によると2011年から2017年の期間に福島市において月当たりの降水量が300mmを超えた年は2011年(9月)、2015年(9月)、2016年(8月)、2017年(10月)である。特に2015年9月10日は1時間当たり87mmに達し、この日は“平成27年9月関東・東北豪雨”として記録されている。このことから、集中的な降雨が当該山域におけるRCsの洗浄効果をもたらした可能性がある。

FDNPP事故により汚染された地域の空間線量率の経時的推移の評価においては急減成分と緩減成分の2成分指数関数によるモデルリングが有効であることが報告されている[3]。空間線量率の環境半減期は測定地点の土地利用条件(森林、水田、草地、居住地)や100m以上の標高差の影響を受ける[4]。本研究の調査山域の標高差は約300mであるが、100m以上の標高差のある見下し岩と東物見岩間で差異が認められないこと、類型化された調査地点間の標高差は100m以下であることから標高による影響は無視できると考えた。本研究で算出された実効半減期は物理的半減期と環境半減期を併せたもので実効半減期の逆数は物理的半減期と環境半減期の逆数の和で表される[5]。物理的半減期のみにより空間線量率が低減した場合の実効半減期は、step3から1166日である。Fig. 4およびFig. 5において1成分指数関数減衰モデルに適合した空間線量率の経年推移はいずれも1166日より短いことから、ウエザリングの影響を受けていることを示している。これに対し岩場では2成分指数減衰モデルが適合した。その理由として、岩場は半円方向が障害物の無い開放空間であることが推察された。岩場の急減成分は1166日より短いことからRCsの系外への速やかな流出を示すものと考えられた。しかし、緩減成分は1166日より長く、岩場周辺環境へのRCsの流出と流入の存在を示唆していた。一方で針葉樹林下の空間線量率は指数関数減衰モデルには適合せず、広葉樹林中の開放空間および岩場とは異なった。

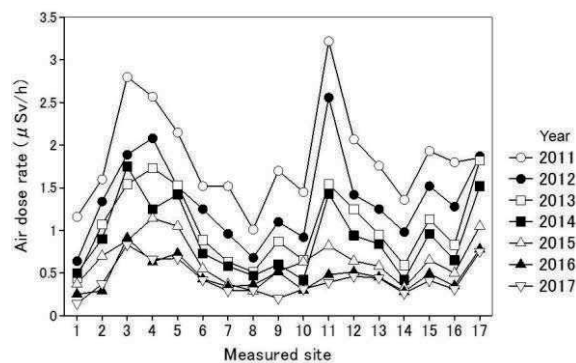


Fig. 2 Temporal changes of the air dose rate along the Mt. Ryozen mountain trail during the 6 years after 2011.

実効半減期は急減成分が412日、緩減成分が

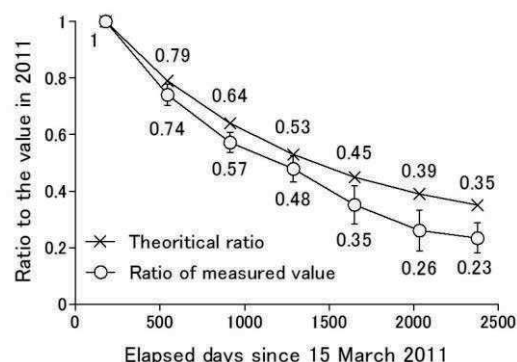


Fig. 3 Comparison of the ratio to the air dose rate in 2011 between the measured value and the theoretical value.

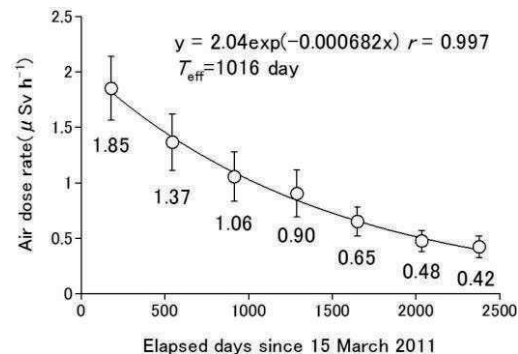


Fig. 4 Temporal changes of the mean air dose rate during the 6 years after 2011. Vertical bars represent standard deviation.

その理由としては、針葉樹の葉は直接 RCs に汚染されており、それらの落葉の影響が推察された。

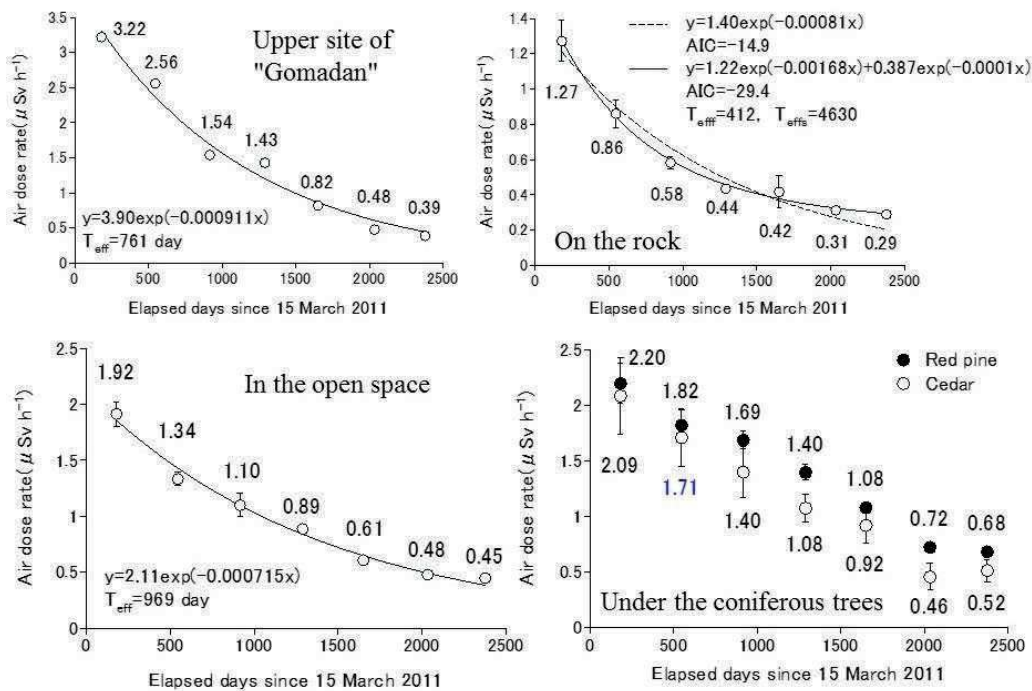


Fig. 5 Temporal changes of the air dose rate at sites categorized by the surrounding environment Vertical bars represent standard deviation.

### 3.2 空間線量率とコケ中 <sup>137</sup>Cs 濃度との関係

2015年、2016年ともにコケ中 <sup>137</sup>Cs 濃度と空間線量率間で有意な正の相関が認められた (Fig. 6)。また、採取地、種が同一のコケ (コスギゴケ、ハネヒツジゴケ、キヌゴケ、エゾイトゴケ、ヒメシノブゴケ) を用いた年次とコケ種による分散分析により、有意な年次間差が認められた。<sup>137</sup>Cs 濃度は2015年より約40%低下した (Fig. 7)。コケは皮層やクチクラ層を有しないがコケの原形質膜は細胞レベルで <sup>137</sup>Cs と結合する部位を有し、高い吸収力を有するとの報告がある[6]。実際、イオン交換水の振とう処理によりコケから浸出した溶存態 <sup>137</sup>Cs はコケ中 <sup>137</sup>Cs 濃度の約10%程度であった[7]ことから、コケの <sup>137</sup>Cs 保持力は低いと考えられる。しかし、本研究では1年で <sup>137</sup>Cs 濃度は約40%低下し、先行研究と比較して高い減少率を示した。コケから浸出する <sup>137</sup>Cs は降水量と比例することが明らかにされている[8]ことから、降水強度と <sup>137</sup>Cs 浸出との関係を検討する必要がある。

以上のことから、コケから <sup>137</sup>Cs の浸出は認められるが、事故後5か年が経過した時点でも空間線量率との比較的高い相関が認められたことから、コケは異なる地点における <sup>137</sup>Cs 汚染状況を比較する指標植物として有効であると推察された。なお、<sup>137</sup>Cs 保持力のコケ種間差は明らかでなかった。

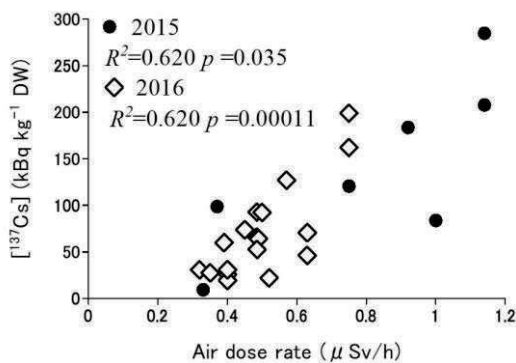


Fig. 6 Regression between the <sup>137</sup>Cs activity concentration ([<sup>137</sup>Cs]) and the air dose rate at the vegetation site of moss.

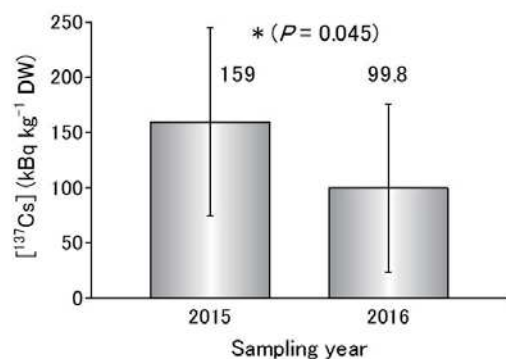


Fig. 7 Comparison of the <sup>137</sup>Cs activity concentration in moss between 2015 and 2016. Vertical bars represent standard deviation.

#### 4. 謝辞

本研究は学習院大学・故村松康行教授の発案により開始され、福島市の山岳自然保護団体「高山の原生林を守る会」の協力により実施された。ご協力いただいた皆様に厚く御礼申し上げます。

#### 5. 参考文献

- [1] Iurian, A. R., W. Hofmann, H. Lettner, R. Türk and C. Cosma. *Romanian J. of Physics* 56, 983–992 (2011).
- [2] <https://www.jma-net.go.jp/fukushima/>.
- [3] S.Kinase, T.Takahashi, S.Sato, R.Sakamoto, K.Saito. *Radiat. Prot. Dosim.* 160(4), 318–321 (2014).
- [4] 平成24年度放射能測定調査委託事業「福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の長期的影響把握手法の確立」成果報告書<<https://fukushima.jaea.go.jp/initiatives/cat03/pdf05/02-3.pdf>>
- [5] Zibold, G and E. Klemt. *Radioprotec. Suppl.* 1 40, 497–502 (2005).
- [6] Dragovića, S., O. Nedića, S. Stankovića and G. Bačićb. *J. Environ. Radioact.* 77, 381–388 (2004).
- [7] Sato, M., T. Takase and K. Yamaguchi. *J. Environ. Radioact.*, 178–179, 360–366 (2017).
- [8] Sato, M., T. Takase and K. Yamaguchi. *J. Agri. Meteorol.* 72, 82–87 (2017).

## The temporal changes of the air dose rate along the mountain trail at Mt. Ryozen in Fukushima prefecture and the relationship between the air dose rate and the $^{137}\text{Cs}$ activity concentration in moss

M. Sato<sup>1</sup>, T. Ohno<sup>2</sup>, K. Terashima<sup>1</sup>, T. Takase<sup>3</sup>, K. Yamaguchi<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Fukushima University, Faculty of Symbolic System Science

<sup>2</sup>Department of Chemistry, Faculty of Science, Gakushuin University

<sup>3</sup>Institute of environmental radioactivity, Fukushima University

We measured the air dose rate at the fixed 17 points along the Mt. Ryozen mountain trail during the 6 years after 2011, when  $^{137}\text{Cs}$  fallout was released by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, and we collected the 7 and 16 samples of moss at the 6 point in 2015 and at the 13 point in 2016 to validate the relationship between the air dose rate and the  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration in moss. The air dose rate under cedar and red pine was kept higher than that of other survey sites throughout the survey period. The ratio of the mean of air dose rate to that measured on 10 September 2011 was approximately 10% lower than that of the theoretical value which calculated due to the physical decay since 2015, when the effect of the weathering accelerated, whereas 5% lower ratio of measured value than that of the theoretical value was kept until 2014 from 2011. Temporal changes of the air dose rate at the open space surrounded the deciduous tree or on the rock were explained by a one or two-component negative exponential model. However those under cedar and red pine were not explained by the component negative exponential model. Consequently, the effective half-life of the mean of air dose rate at 17 points was 1016 day. A significant positive correlation was found between the  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration in the moss and the air dose rate in both 2015 and 2016, indicating that moss is effective as an indicator plant for comparing  $^{137}\text{Cs}$  contamination status among different points.