

# 福島第一原子力発電所事故後の千葉県北部における 土地利用形態別空間線量率の特徴と時間変化

津崎 昌東\*、佐藤 歩、長岡 亨、若松 孝志、吉原 利一  
一般財団法人 電力中央研究所 (〒270-1194 千葉県我孫子市我孫子1646)

## Characteristics and Transition of Air Dose Rate by Land Use Pattern in Northern Chiba Prefecture after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident

Masaharu TSUZAKI,\* Ayumu SATO, Toru NAGAOKA, Takashi WAKAMATSU, and Toshihiro YOSHIHARA  
Central Research Institute of Electric Power Industry (1646 Abiko, Abiko-Shi, Chiba 270-1194 Japan)

### Summary

A severe accident at the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011, released large amounts of radioactive matter into the atmosphere, causing higher-than-normal air dose rates over a large area. We measured the air dose rate at 196 points in northern Chiba prefecture in July 2011, and found high rates in woods and lawns, and low rates in bare ground and asphalt. There was no distinction in measured values between maintained woods and non-maintained woods. We also measured rates by land use pattern in August 2012, and similarly found relatively high air dose rates in woods and lawns. While reduction of the air dose rate by radioactive decay was 0.79 over the year, measured values remained at 0.59–0.70 times the previous year's values. Calculations show that downward migration of radioactive matter account for the decrease in air dose rate, and that attempts to remove radioactive matter through weeding were ineffective.

**Key Words:** Air dose rate, Land use pattern, Radioactive cesium, Weathering effect

### 1. はじめに

2011年3月11日に発生した東北太平洋沖地震に起因する福島第一原子力発電所の事故により、大量の放射性物質が環境中に放出された。原子力安全・保安院が2011年6月に公表した推計(2011年10月に一部訂正)<sup>1)</sup>によると、大気への放出量は13核種の合計で $1.1 \times 10^{19}$  Bqとされる。放出された放射性物質は大気中を移動し、一部が地表に沈着した。これにより、各地で通常時を上回る空間線量率が観測され、原子力発電所近傍の市町村の住民避難が実施された。住民の避難は、事故から2年以上経過した時点においても継続しており、被曝線量の低減と避難住民の早期帰還が喫緊の課題となっている。

政府は、放射性物質汚染対処特措法に基づき、国が除染等の措置を実施する必要がある地域として、福島県内の11市町村を除染特別地域に指定した。また、環境汚染の状況について重点的に調査測定することが必要な地域として、福島県他の104市町村を汚染状況重点調査地域に指定した<sup>2-4)</sup>。除染特別地域においては、追加被曝線量が年間20 mSvを超える地域ではその範囲の迅速な縮小、20 mSv未滿の地域では、

長期的な追加被曝線量の目標を年間1 mSvとして、2013年8月末までに2012年8月末の被曝線量から50%低減することなどが目標とされている。一方、重点調査地域では、指定を受けた市町村が調査のうえ、空間線量率が $0.23 \mu\text{Sv/h}$ (年間追加被曝線量1 mSvに相当)以上の地域について、具体的な除染計画を策定することとなった<sup>5,6)</sup>。

除染の対象となり得る地域は広範囲にわたっており、それぞれの地域における空間線量率も幅広いため、全域を短期間に除染することは困難である。さらに、除染によって発生する土壌等の廃棄物量は $1,640 \text{万 m}^3 \sim 4,100 \text{万 m}^3$ に達するとの試算<sup>7)</sup>もあり、処分地の確保が大きな問題となっている。このため、除染に当たっては、優先順位を付けて効率的に実施することが必要となる。

除染の目安となる空間線量率は、放射性物質の放射性壊変(以下、壊変とする)により時間の経過とともに減少する。また、自然現象により放射性物質が移動して分布が変化し、空間線量率が増減するウェザリング効果が指摘されている。例えば、斜面地において放射性物質は水食によって流域下方へ移動する<sup>8)</sup>。一方、平坦地においても、地下への浸透や風食などに

\*Corresponding author: TEL: 04-7182-1181, E-mail: tuzaki@criepi.denken.or.jp

よって放射性物質の分布が変化することによって空間線量率が変化する。チェルノブイリ事故で放出された放射性セシウムの移動に関する研究(例えば Rosén *et al.*<sup>9)</sup>)によると、地下への浸透速度は概ね数 mm/y ~ 1 cm/y になることが報告されているが、その値は土壌の性質などに依存する。したがって、様々な環境において空間線量率の現状を把握し、さらにそれがどのように変化するかを予測することが、必要な除染の規模、範囲や有効な実施時期を判断するために重要である。現在、福島県を中心とした地域において、空間線量率や放射性物質の分布などの測定<sup>10)</sup>が行われているが、対象とすべき範囲は広く、環境等の条件も様々であるため、さらに多くの調査が必要である。

本研究では、人が居住する、比較的平坦な地形における汚染状況とその時間変化について、基礎的な知見を得ることを目的として調査を行った。このため、通常より高い空間線量率が見られ、汚染状況重点調査地域に指定されているものの、日常的な生活が維持されている千葉県北部において、2011年7月に土地利用形態別に空間線量率を測定し、その特徴を明らかにした。また、約1年後に一部の平坦地形において再度測定を実施し、前年の結果と比較評価した。

## 2. 方法

### (1) 調査地域

千葉県北部に位置する一般財団法人電力中央研究所の敷地内(面積約17万m<sup>2</sup>、以下、調査地域)において空間線量率の測定を行った。調査地域は周辺から10m~20m高台に位置しており、主として上部の平坦地に建物、空き地、芝地、林地、駐車場等が散在している。北側、西側および南側は斜面であり、主に林地となっている。北東および東側には住宅地がある。調査地域内では、特に放射性物質を除去するための活動は行われていないが、除草等の日常的な整備作業が実施されている。

調査地域を約25m四方に分割し、それぞれの区画の屋外1地点を測定地点として選定した。測定地点は、区画の中心付近に位置する平坦な地形で、周辺約3m以内に大きな植栽や構造物がなく、同範囲の地表面の性状が概ね一様な場所とした。ただし、林地内では地表面の性状や傾斜は考慮せず、立木から1m程度離れた場所を選定した。

### (2) 測定地点の土地利用形態

測定地点を周辺状況および地表面の性状によってアスファルト、裸地、芝地、林地の土地利用形態に分類した。航空写真を用いて、各区画内で70%以上の面積を占めている土地利用形態を抽出し、それを測定地点の土地利用形態と考えた。なお、二つあるいは三つの土地利用形態が同程度の面積を占める場合は、測定地点周辺の性状によって分類した。航空写真で判別できない場合は現地での目視により判別した。孤立

図1 調査地域の土地利用形態の分布

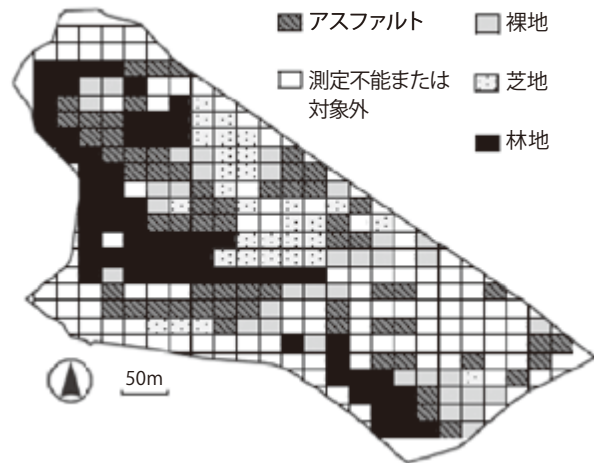


表1 土地利用形態別測定地点数

土地利用形態	測定地点数	
	2011年	2012年
アスファルト	63	5
裸地	36	5
芝地	31	5
林地	66	5

木、並木は林地とは見なさず、地表面の性状で判別した。測定可能な区画は229地点であったが、このうち33地点は建物が大部分を占める、地表面の性状が他と著しく異なる、土地利用形態が混在している、区画中で多くを占める土地利用形態と測定地点周辺の性状が異なるといった条件を有していたため、これらを除いた196地点について解析した。図1に調査地域の土地利用形態の分布を示す。また、表1に土地利用形態ごとの測定地点数を示す。

アスファルトは駐車場および道路である。2011年3月以降、落ち葉等の清掃が適宜行われたほか、排水溝の清掃が不定期に行われた。

裸地は空地、草地、野球場の内野部分、砂利が敷かれている地点をさす。裸地では2011年3月~11月および2012年3月~7月に概ね月1回の頻度で除草や枯れ草などの除去が行われた。また、野球場ではスポーツ活動や表面をならす作業が行われた。2011年3月の時点では草はほとんど生えておらず、枯れ草などの堆積も少なかった。

芝地には日常的に人が使用するグラウンドと人の出入りがほとんど無い地点がある。芝刈り、除草は2011年4月~10月に概ね月1回、2012年3月~7月に概ね月1回行われた。また、施肥、落葉等の清掃も複数回行われた。

林地には下草を定期的に伐採したり堆積物を除去したりするなど整備が行われている地点と、整備されていない地点がある。整備は裸地と同様の頻度で行われた。整備が行われて

いる地点では、2011年3月の時点で落葉層はほとんど無かった。主な樹種はスギ、アカマツ、クスノキ等であった。

**(3) 空間線量率測定方法**

空間線量率 ( $\mu\text{Sv/h}$ ) の測定は、NaI シンチレーションサーベイメータ (Ludlum Measurements 社製、Model3 型サーベイメータ、および、Model44-2 型シンチレーションガンマ線検出器、エネルギー無補償) を用いて行った。装置の時定数の設定を22秒として、時定数の3倍(66秒) 静置したのち1回、その後30秒ずつ間隔を開けて計3回表示値を読み、その平均値を測定値とした。測定高さは地表面より1mおよび0.1mとした。

**(4) 2011年調査**

調査は、2011年7月7日から7月22日の間に行った。調査時の天候は曇りまたは晴れ、気温は25℃から30℃程度であった。

**(5) 2012年調査**

2011年に調査を実施した各土地利用形態から、それぞれ5地点、計20地点(以下、選定地点)を選んで空間線量率を測定した。傾斜地では放射性物質が水の流れなどにもなって斜面方向に移動することにより分布が変化し、空間線量率が特異的に増減することが考えられる。これを避けるために、比較的平坦な地点を選定した。加えて、前年の測定値が各土地利用形態の中で上位または下位の10%に入っていないこと、地表面の掘削や構造物の設置などの大規模な改変が行われて

いないことを選定条件とした。各測定地点で東西および南北方向の勾配を計測した結果、傾斜角はアスファルト、裸地、芝地で0.0度~1.3度(平均0.5度)、林地で0.0度~4.8度(平均1.7度)であった。ただし、林地の1地点では窪地状の地形が認められた。

調査は、2011年調査のほぼ1年後の2012年8月1日および8月2日に行った。調査時の天候は曇りまたは晴れ、気温は30℃前後であった。

**3. 結果と考察**

**(1) 2011年調査**

地表1m高さにおける空間線量率は0.5  $\mu\text{Sv/h}$  ~ 1.2  $\mu\text{Sv/h}$  であった。図2に土地利用形態ごとの空間線量率を示す。なお、1m高さに対する0.1m高さの空間線量率の比は1.1であり、土地利用形態による差は見られなかった。以下では、1m高さの測定結果について述べる。

空間線量率の平均値を比較すると、芝地が最も高く、林地、裸地、アスファルトの順に低くなった。分散分析を行ったところ、アスファルトと裸地、また、芝地と林地では有意差は無いが、その他は有意に異なる結果となった ( $P < 0.05$ )。

アスファルトでは、沈着した放射性物質が雨水などによって除去されやすいため、空間線量率が低い傾向にあったと考えられる。福島県内および周辺県で測定された道路上の空間線量率は、測定地点周辺の土壌採取可能な場所での空間線量率に対して約0.85倍となることが報告されている<sup>10)</sup>。本調査ではアスファルト/芝地:0.82、アスファルト/林地:0.87、アスファルト/裸地:0.95となっており、裸地では若干大きいものの、

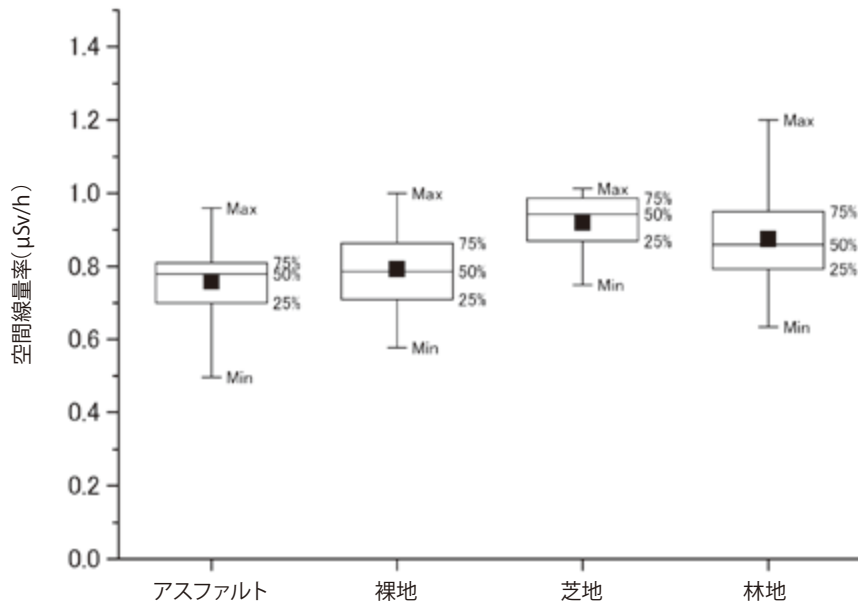


図2 土地利用形態別空間線量率(2011年)  
 バーは最大・最小を、ボックスは25・50・75パーセンタイルを、  
 ■は平均を表す

福島県周辺での調査結果と一致した傾向を示している。

裸地の空間線量率は比較的低かった。隣接する4測定地点(すなわち、1辺約50m四方の区画内)の裸地同士の空間線量率の差は平均9.8%であり、この範囲では、土壌はほぼ一様に汚染されているといえる。一方、調査地域に放射性物質が多く到達したとされる2011年3月15日<sup>11)</sup>以降、最大5回除草などの整備が行われており、これによって草や堆積物に含まれる放射性物質が除去された可能性がある。また、放射性物質が土壌下層へ移動し、遮蔽効果によって空間線量率が減少した可能性がある。裸地および芝地の整備および下層への移動による空間線量率の低減効果については3(3)で述べる。

芝地は空間線量率の平均値が最も高かった。裸地同様、50m以内の空間線量率の差は平均8.4%であり、汚染状況に大きな偏りは見られなかった。芝地は表面が芝草および枯れた芝草の層(サッチ層)に覆われている。サッチ層には放射性物質が濃集することが指摘されており<sup>12)</sup>、このため放射性物質が地表面近くに集中して空間線量率が高くなった可能性がある。

林地の空間線量率は比較的高いが、最大値、最小値の差が0.6 μSv/h、標準偏差0.1 μSv/hと、ばらつきが大きくなっている。また、50m以内の空間線量率の差は平均16%で、地点によっては40%を超えており、変動が大きい。林地では放射性物質は土壌だけでなく樹木に付着したり、内部に取り込まれたりしており、その分布は一様ではなく、また、樹種によっても違いがある(IAEA-TECDOC-1376<sup>13)</sup>)。Yoshihara *et. al.*<sup>14)</sup>の報告によれば、調査地域の樹木においても同様の違いが認められている。このため、放射線源が上方にも分布しており、測定地点から樹木までの距離や枝葉の量などが空間線量率に影響を与えていると考えられる。また、林地の測定地点は傾斜地が多く、地形による効果が測定値のばらつきにつながっていることが推測される。

2011年3月以降、林地の測定地点66地点中8地点では下草刈りなどの整備が4回程度行われており、調査時には落葉、雑草とも少なく、土壌表面が見える状態であった。表2に林地の調査結果を整備状況別に示す。表2より、整備の有無によって空間線量率に差は見られない。調査実施は7月であり、3月以降の落葉の量は少ないため、その影響は不明である。一方、数回の除草作業は空間線量率に大きな影響を与えていないことが示された。

(2) 2012年調査

図3に選定地点における2012年の測定結果と、同一地点における2011年の測定結果を示す。空間線量率は前年から0.26 μSv/h ~ 0.32 μSv/h 減少している。平均値は前年同様芝地で最も高く、林地、裸地、アスファルトの順となった。

図4に2011年に対する2012年の空間線量率の比を示す。図中の点線は、放射線源を2012年現在の主要な放射性核種<sup>10)</sup>であるCs-134およびCs-137とし、放射性壊変のみを考慮

表2 林地の整備状況別空間線量率

林地の整備状況	地点数	空間線量率平均値(μSv/h)	標準偏差
整備無し	58	0.88	0.12
整備あり	8	0.86	0.08

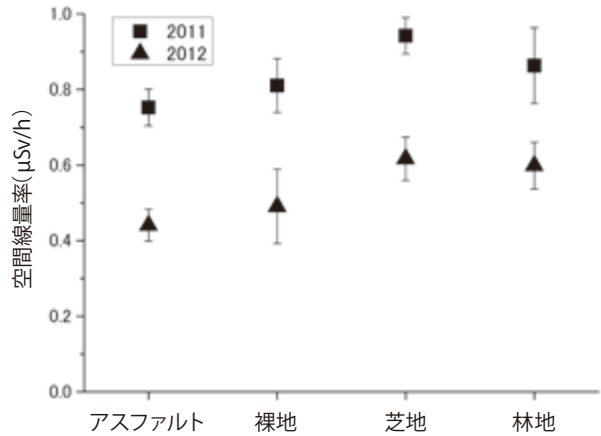


図3 同一地点における2011年および2012年の空間線量率測定値  
バーは標準偏差を表す

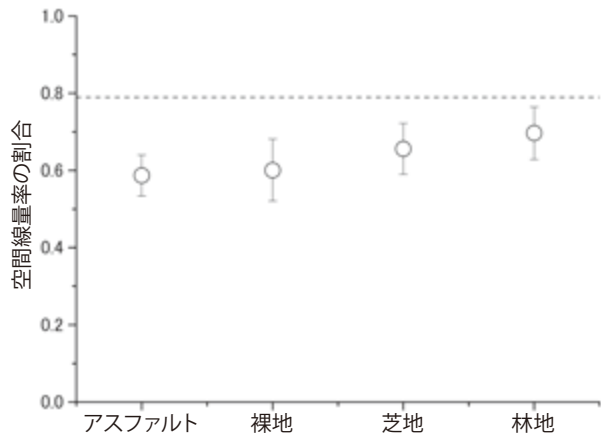


図4 2011年の測定値を1とした時の2012年の空間線量率の割合  
点線は放射性壊変による減少のみを想定した場合の割合、バーは標準偏差を表す

した場合の計算値(以下、計算値=0.79)である。計算値は以下の方法で算出した。まず、文部科学省等が行った現地調査<sup>10)</sup>より2011年6月14日時点の土壌中のCs-134 / Cs-137の比を0.91とした。次に、壊変による減少を式(1)で算出して2011年7月22日および2012年8月2日の土壌中濃度比を求めた。これに、土壌中濃度から空間線量率への換算係数<sup>15)</sup>を乗じて得た核種ごとの空間線量率を合計して、2011年に対する2012年の割合を算出した。

$$C(t) = C(0)e^{-\frac{\ln 2}{T}t} \dots\dots\dots (1)$$



ここで、 $t$ は経過時間 ( $y$ )、 $C(t)$  は時間  $t$ における土壤中濃度 (Bq/kg)、 $T$ は放射性物質の半減期<sup>16)</sup>( $y$ )を表す。

図4より、いずれの土地利用形態でも空間線量率は計算値よりも大きく減少し、前年の0.59倍～0.70倍となった。減少幅はアスファルトで最も大きく、裸地、芝地、林地の順であり、2011年の調査で明らかとなった土地利用形態間の差を強める傾向があった。ただし、分散分析では土地利用形態別の減少幅に有意な差は認められなかった ( $P < 0.05$ )。文部科学省が行った航空機モニタリングの結果<sup>17)</sup>では、福島第一原子力発電所から80 kmの圏内の空間線量率は、8箇月弱で計算値14%に対して23%減少している。航空機モニタリングでは土地利用形態や地形による効果を考慮していないため、本調査と定量的な比較はできないものの、一般的に空間線量率が計算値以上に減少する傾向があるものと考えられる。

**(3) 空間線量率減少要因の検討**

壊変以外の空間線量率の減少要因として、アスファルトについては、雨水によって放射性物質の除去が進んだと推測される。また、自動車等の走行によりアスファルト表面が摩耗して除去された可能性がある。

裸地および芝地については、除草、芝刈り等(以下、単に除草とする)により植物に含まれる放射性物質が除去された可能性がある。土壌から植物への放射性物質の移行については様々な報告があり、種間の差が大きいことが指摘されている。例えばチェルノブイリ周辺における研究<sup>18)</sup>によると、植物種によって単位面積あたりの土壌中の放射性セシウムの除去量は15倍以上の差があった。福島第一原発の事故によって汚染された地域の植物についての報告例は少ないが、イネ科植物17種を調査した結果<sup>19)</sup>では、除去量で約10倍の差があった。そこで、チェルノブイリ周辺において特に除去量が多かった<sup>18)</sup>アオゲイトウ、および土壌-植物間の移行係数や単位面積あたりの収量が報告<sup>20,21)</sup>されている牧草の一種であり、日本に広く分布しているオーチャードグラスについて、除草による空間線量率の変化を試算した。

土壌中から除去される放射性セシウムの割合は式(2)によって算出した。

$$E_f = (B_f \times Y_i) / (\rho \times D) \dots\dots\dots (2)$$

ここで、 $E_f$ は土壌中の放射性セシウムに対する除去された放射性セシウムの比(除去効率)、 $B_f$ 、 $Y_i$ はそれぞれ土壌中濃度に対する植物中濃度の比(移行係数)、および、植物の単位面積あたりの収量(kg/m<sup>2</sup>)である。 $\rho$ は土壌密度、 $D$ は放射性セシウムの分布深さであり、それぞれ1,300 kg/m<sup>3</sup>、0.05 mと仮定した。放射性セシウムの移行係数は時間の経過とともに小さくなることが知られている。オーチャードグラスでは最初の100日でおおよそ1/10となり、以後の減少は緩やかとなる<sup>20)</sup>。本調査地域では3月以降月に1回程度の割合で除草が行われているため、オーチャードグラスについては4回目の除草までを放射性セシウム沈着後50日後の移行係数、それ以降を100日後の移行係数を用いて計算した。一方アオゲイトウについてはデータがないため、毎回同じ移行係数とした。なお、設定した収量は、オーチャードグラスは年間で最も収量が多かった収穫時の値であり、アオゲイトウは1年草であるが、一定の収量があると仮定しているため、過大な値となっている可能性がある。表3に計算条件および結果を示す。

1回の除草によって土壌から除去される放射性セシウムはオーチャードグラスで最大0.08%、アオゲイトウで1.5%となる。2011年の調査以降、除草は地点によって8回～9回行われていることから、除草回数を9回とした場合、除去量は0.6%～13%となる。除去量が0.6%の場合には空間線量率への寄与はごく小さい。一方、13%の放射性セシウムが一度に除去されたと仮定した場合、空間線量率は初期値の0.87倍となる。さらに、1年後の空間線量率は壊変によって0.69倍となる。これは、芝地、裸地で測定された値に近い。しかし、チェルノブイリ周辺のアオゲイトウと同等の除去効率を有する自生植物は現在のところ国内では報告されていない。また、福島県内に自生するオオバコによって土壌中の放射性セシウムが除去された場合の空間線量率の減少を計算した例<sup>22)</sup>では、除草による効果はほとんど無いことが指摘されている。これらのことから、本調査地域においても、除草にともなう放射性セシウムの除去が空間線量率の減少に寄与している可能性があるものの、そ

表3 植物の移行係数、収量、除去効率および空間線量率の変化

	移行係数*	収量 (kg_dry/m <sup>2</sup> )	除去効率 (%)	空間線量率の変化**	参考文献
アオゲイトウ ( <i>Amaranthus retroflexus</i> )	1.50	0.65	1.50	0.69	18
オーチャードグラス(～50日)	0.08	0.70	0.08	0.79	20, 21
オーチャードグラス(51日～)	0.04	0.70	0.05		20, 21

\* 移行係数は乾燥土壌中濃度に対する乾燥植物中濃度の値  
 \*\* 2011年に対する2012年の空間線量率の比、放射性壊変による減少を含む

の効果は小さいと考えられる。

次に、放射性セシウムが土壌下層へ移動(以下、浸透とする)することによる空間線量率の減少について試算を行った。原子炉施設の安全審査における、外部被曝線量の考え方<sup>23)</sup>を参考に、2011年時点では土壌表面のみが一様に汚染されており、これが分布を変えずに一定の深さに浸透する場合を仮定して、計測位置におけるガンマ線の強度を式(3)～式(6)によって求めた。なお、土壌以外の媒体によるガンマ線の遮蔽、散乱およびビルドアップなどは考慮しなかった。

$$I = \int_0^R \frac{2\pi r P e^{-\mu l}}{4\pi(r^2+h^2)} dr \dots\dots\dots (3)$$

$$P = F_i C_i \dots\dots\dots (4)$$

$$\mu = \frac{\rho_s}{\rho_{Al}} \frac{\ln 2}{L_{1/2}} \dots\dots\dots (5)$$

$$l = \frac{d\sqrt{(r^2+h^2)}}{h} \dots\dots\dots (6)$$

ここで、 $I$  は計測位置でのガンマ線の強度、 $r$  は計測位置からの水平距離 (cm)、 $h$  は計測位置の高さ (cm) である。 $P$  は汚染土壌から放出されるガンマ線の強度で、IAEA-TECDOC1162<sup>15)</sup>で設定された核種  $i$  の点放射源における単位放射能あたりの空間線量率換算係数  $F_i$  ((mSv/h)/kBq) と、土壌中の核種の存在量  $C_i$  (kBq) から式(4)で近似した。ただし、本調査では土壌中の放射性物質濃度を定量していないため、2011年調査時のCs-137を1として、前述した方法で2011年のCs-134および1年後の核種の存在量を設定して計算を行い、 $I$  を比較した。減衰係数  $\mu$  (1/cm) は、土壌の質量減衰係数をアルミニウムと同じと仮定して、アルミニウム中のガンマ線の半減距離<sup>15)</sup>  $L_{1/2}$  (cm)、アルミニウムの密度  $\rho_{Al}$  (g/cm<sup>3</sup>)、湿潤土壌の密度  $\rho_s$  (g/cm<sup>3</sup>) から式(5)で算出した。なお、湿潤土壌密度は1.5 g/cm<sup>3</sup>とした。 $l$  はガンマ線が通過する土壌の距離 (cm) であり、 $r$ 、 $h$  および放射性セシウムの浸透深さ  $d$  (cm) から式(6)のように算出される。

Cs-134、Cs-137それぞれについて半径10 mの範囲で計算を行った結果、裸地における2011年調査と2012年調査の空間線量率の比に等しくなるのは、放射性セシウムが0.65 cm浸透した場合であった。同様に、芝地については0.43 cmと計算された。

福島県で2011年4月に実施された調査<sup>24)</sup>では、放射性セシウムの6割以上が地表から1 cm以内に存在しているが、2 cm～5 cmにも3割程度が分布していることが報告されている。同様に、本調査地域における研究<sup>25)</sup>では、2011年10月時点で、放射性物質の大部分は地表から1 cm以内に留まるが、芝地、裸地などで2 cm以深に分布している例が見られる。2011年6月および2012年2月～3月に福島県内の同一地点

で実施された比較調査<sup>26)</sup>では、放射性セシウムの99%が存在する深さが14 cmから20 cmに拡大した例が報告されている。また、福島県内を対象として、約1年間の空間線量率の推移をモデル計算した報告<sup>22)</sup>によると、放射性セシウムの浸透を考慮した場合の方が、考慮しない場合よりも実際の測定値の再現性が高い。本試算は初期状態で地表面の一樣汚染を仮定し、深度分布を考慮していないことから、浸透深さを過小評価している可能性があるものの、これらの調査で得られた浸透深さと比較して小さな値であり、福島県を対象としたモデル計算の傾向とも合致することから、放射性セシウムの浸透が空間線量率の減少の要因となる可能性を示唆するものと考えられる。

林地における空間線量率の減少要因としては、裸地などと同様に放射性物質の浸透が考えられる。また、放射性物質が樹木中を移動して分布が変化することにより、空間線量率が変動することが考えられる。林地測定地点5地点のうち2地点では除草などの整備が8回行われており、前年同様調査時には落葉等は少なく、土壌表面が見える状態であった。2011年に対する2012年の空間線量率は、未整備の地点で0.64倍～0.68倍、整備地点で0.66倍、0.81倍であり、大きな差はなかった。このことから、放射性物質の沈着時に落葉層や下草が無い場合には、その後に落葉の除去や除草が行われても、空間線量率に与える影響は大きくないと考えられる。

#### 4. 結語

千葉県北部の調査地域において2011年7月に土地利用形態別に空間線量率を測定した。この結果、芝地、林地、裸地、アスファルトの順に空間線量率が高い傾向があったことから、放射性物質の沈着後4箇月で土地利用形態によって汚染の分布状況に変化が現われていることが明らかとなった。約1年後に、除染活動等を行っていない20地点で再測定した結果、空間線量率は放射性壊変によって想定される減少量よりも大きく低下し、0.59倍～0.70倍となった。空間線量率の減少要因として除草による土壌中の放射性物質の除去および土壌下層への移動について試算した結果、除草の影響は小さく、下層への移動、すなわちウェザリング効果の影響が大きいことが推測された。

2013年現在では比較的半減期の短いCs-134による放射線が強いが、長期的には半減期の長いCs-137の影響が大きくなるため、数年後には放射性壊変による空間線量率の減少は緩やかになると考えられる。一方、本研究で明らかとなった壊変以外の要因による空間線量率の減少は半減期に依存しないため、将来的に主要な減少要因となる可能性がある。今後の空間線量率を予測し、効果的な除染や被曝量の低減施策を実行するためには、より詳細に放射性物質の動態を解明することが必要である。

## 謝 辞

空間線量率測定について、(一財)電力中央研究所 道岡武信氏、野原大輔氏、橋田慎之介氏、(株)電力テクノシステムズ 妙見幸弘氏、山口慶太氏、中村節子氏に多大なご協力をいただきました。ここに記して感謝の意を表します。

## 参 考 文 献

- 1) 「東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に係る1号機2号機及び3号機の炉心の状態に関する評価について」 原子力安全・保安院 (2011)
- 2) 「汚染廃棄物対策地域及び除染特別地域を指定する件」 環境省告示第106号 (2011)
- 3) 「汚染状況重点調査地域を指定する件」 環境省告示第108号 (2011)
- 4) 「汚染状況重点調査地域を指定する件」 環境省告示第15号 (2012)
- 5) 「除染特別地域における除染の方針(ロードマップ)について」 環境省 (2012)
- 6) 「平成二十三年三月十一日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う原子力発電所の事故により放出された放射性物質による環境の汚染への対処に関する特別措置法」平成二十三年八月三十日法律第十号 (2011)
- 7) 「除染に伴って生じる除去土壌等の試算について」 環境省 (<http://www.env.go.jp/jishin/rmp.html>, 2012/11 閲覧)
- 8) 山口紀子、高田裕介、林健太郎、石川覚、倉俣正人、江口定夫、吉川省子、坂口敦、朝田景、和穎朗太、牧野知之、赤羽幾子、平舘俊太郎: 土壌-植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因。農業環境技術研究所報告、**31**, 75-129 (2012)
- 9) K. Rosén, I. Öborn, H. Lönsjö: Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987-1995. *J. Environ. Radioactiv.* **46**, 45-66(1999)
- 10) 「東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況等に関する調査研究結果」 文部科学省、農林水産省 (2012)
- 11) Y. Morino, T. Ohara, M. Nishizawa: Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011. *Geophys. Res. Lett.* **38**, L00G11 (2011), (printed in **39**, NO.7 (2012))
- 12) 水庭千鶴子、茂木道教、赤堀勉、近藤三雄: 放射性物質で汚染された家庭の芝生の除染について-造園式芝生除染・更新工法の検証の試み-、芝草研究、**40**, 43-46 (2011)
- 13) 7. CASE STUDY: Application of the methodology to the BRYANSK region, Russian federation. 47-54, "IAEA TECDOC-1376 Assessing radiation doses to the public from radionuclides in timber and wood products". IAEA, Vienna Austria (2003)
- 14) T. Yoshihara, H. Matsumura, S. Hashida, T. Nagaoka: Radiocesium contaminations of 20 wood species and the corresponding gamma-ray dose rates around the canopies at 5 months after the Fukushima nuclear power plant accident. *J. Environ. Radioactiv.* **115**, 60-68 (2013)
- 15) SECTION E Dose Assessment. 81-122, "IAEA-TECDOC-1162 Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency". IAEA, Vienna Austria (2000)
- 16) 「理科年表 平成 21 年」 国立天文台編、丸善株式会社、東京 (2009)
- 17) 「第 5 次航空機モニタリングの測定結果、及び福島第一原子力発電所から 80 km 圏外の航空機モニタリングの測定結果について」 文部科学省 ([http://radioactivity.mext.go.jp/ja/contents/7000/6289/24/203\\_0928.pdf](http://radioactivity.mext.go.jp/ja/contents/7000/6289/24/203_0928.pdf), 2012/12 閲覧)
- 18) S. Dushenkov, A. Mikheev, A. Prokhnevsky, M. Ruchko, B. Soroichinsky: Phytoremediation of Radiocesium-Contaminated Soil in the Vicinity of Chernobyl, Ukraine. *Environ. Sci. Technol.* **33**, 469-475 (1999)
- 19) 小林真、安藤象太郎、松波寿弥、我有満: イネ科バイオマス資源作物における土壌からの放射性セシウムの移行。独立行政法人農業・食品産業技術総合研究機構 ([http://www.naro.affrc.go.jp/project/results/laboratory/nilgs/2011/220a0\\_10\\_03.html](http://www.naro.affrc.go.jp/project/results/laboratory/nilgs/2011/220a0_10_03.html), 2012/11 閲覧)
- 20) 武田晃、塚田祥文、高久雄一、久松俊一: 土壌に添加された Cs 及び I の形態変化と植物吸収。公益財団法人環境科学技術研究所 研究報告(平成 22 年度) ([http://www.ies.or.jp/research\\_j/data/2010/1312\\_H22.pdf](http://www.ies.or.jp/research_j/data/2010/1312_H22.pdf), 2013/4 閲覧)
- 21) 「オーチャードグラス「ハルジマン」は採草利用品種として有望である」 長野県農業試験場 (<http://www.alps.pref.nagano.lg.jp/hukyu/08-2/082h17.pdf>, 2013/4 閲覧)
- 22) 米田稔、佐藤昌哉、松井康人、島田洋子: 放射性セシウム汚染市街地土壌に起因する空間線量の経年変化に関する検討。土木学会論文集 G(環境)、**69**, 126-136 (2013)
- 23) 「発電用軽水型原子炉施設の安全審査における一般公衆の線量評価について」 原子力安全委員会 (<http://>

- www.nsr.go.jp/archive/nsc/shinsashishin/pdf/1/ho014.pdf, 2012/12 閲覧)
- 24) H. Kato, Y. Onda, M. Teramaga: Depth distribution of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ , and  $^{131}\text{I}$  in soil profile after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. *J. Environ. Radioactiv.* **111**, 59-64 (2012)
- 25) 長岡亨、横山信吾、中田弘太郎、吉原利一：環境中に拡散した放射性物質対策に関する基礎的検討(その3)
- GM 計数管を用いた土壌中の放射性セシウム分布特性評価 –、電力中央研究所 研究報告 (2012)
- 26) 斎藤公明、青木和宏、谷畑勇夫：3 土壌中における放射性物質の深度分布の確認、3-52, 「平成 23 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二次分布状況等に関する調査研究 成果報告書 第2編 放射線量等分布マップ関連調査研究」日本原子力研究開発機構 (2013)

2013 年 6 月 12 日受付

2013 年 10 月 10 日受理

### 和 文 要 約

2011 年 3 月に発生した福島第一原子力発電所の事故により、大量の放射性物質が環境中に放出され、広い地域で通常よりも高いレベルの空間線量率が観測された。同年 7 月に、そのような地域の一つである千葉県北部の 196 地点において空間線量率を測定し、土地利用形態別に集計した。この結果、空間線量率は林地、芝地で高く、裸地、アスファルトで低い傾向が認められた。また、下草刈り等の整備が常時実施されている林地とそれ以外の林地で測定値に差は無かった。2012 年 8 月に各土地利用形態について 5 地点ずつ再測定を実施した。林地、芝地で空間線量率が相対的に高い傾向は変わらなかったが、前年と比較すると 0.59 倍～0.70 倍となった。放射性壊変により放射性物質が減少することから想定される空間線量率の変化は 1 年間で 0.79 倍であり、実測値はこれよりさらに低下する結果となった。除草、芝刈りなどによる放射性物質の除去および土壌下層への移動を仮定して約 1 年間の空間線量率の変化を試算したところ、除草は減少要因としては限定的であり、土壌中の移動の影響が大きいことが示唆された。

