

研究ノート

福島第一原発事故によるCs起源放射線の福島県における時間、位置および気象依存性

飽本 一裕

帝京大学大学院理工学研究科総合工学専攻

〒320-8551 栃木県宇都宮市豊郷台 1-1

TEL/FAX 028-627-7200, E-mail: akimoto@ees.teikyo-u.ac.jp

Time, Location and Weather Dependence of Radiation of Cs-origin in Fukushima Prefecture due to the Accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant

Kazuhiro AKIMOTO

Graduate School of Science and Engineering, Teikyo University,
1-1 Toyosatodai, Utsunomiya-shi, Tochigi Pref. 320-8551, Japan

Summary

The data on air dose rates of Cs-origin acquired at 155 points in central and eastern Fukushima prefecture by the central and local governments during the period of June 10th through December 5th (the summer and the fall) in 2011 are analyzed to investigate their temporal as well as locational variations. The average air dose rate in the region had declined at a remarkably swift pace with the half-life of 1.4 years, showing the importance of weathering effects. The average reduction rate was twice as large as that due to radioactive decay of Cs. Owing to the strong weathering effects, the reduction rate tends to sensitively depend on the season; the average reduction rate in the summer was twice as large as that in the fall. Several locations with extreme behaviors were introduced and analyzed. It is also found that extensive areas in Fukushima were still being weakly contaminated. The possible sources of this secondary contamination may include forests, farmlands and roads from where radio-aerosols were resuspended and transported presumably via wind, rainwater etc. As the wind effects are extensive, and sensitive to geographical features, detailed work will be needed to predict future dose rates with reasonable precision.

Key Words : Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, dose rate, space-time dependence, wind transport, resuspension, secondary contamination

1. はじめに

2011年3月11日に発生した東日本大震災をきっかけに、東京電力福島第一原子力発電所の原子炉が次々と制御不能に陥った。その結果、福島県を中心とする広範な地域が放射能汚染され、多数の住民が長期避難生活を強いられた。原子力災害対策の一環としての避難期間の予測は、避難住民や行政の最大の関心事に属す。また、避難に至っていない住民や他県民も、放射能の残存期間には健康や業務の観点から深い関心を持っている。

前報¹⁾では、福島県内各地の空間放射線量率の予測に資するため、Cs起源放射線が支配的になった6月10日以降約半年間の線量率データ²⁻⁴⁾を解析し、その変化率や地理的分布を解析した。結果的に、Cs(¹³⁴Cs + ¹³⁷Cs) 放射性崩壊に匹敵する強

いウェザリング効果の存在が判明した。つまり、一帯の線量率の平均減少率は $22 \pm 2\%$ 、半減期換算で約 1.4 年と、¹³⁴Cs + ¹³⁷Cs の理論的な期間半減期 2.3 年に比べてほぼ 2 倍速い減少ペースであった。この速い減少ペースは風雨等のウェザリング（風化）効果によるものと考えられる。ウェザリングは放射能の時間的変動のみならず空間的移行へも影響を与える。具体的には、1 次汚染によって沈着した放射性物質が、土壤侵食、降水、風、道路交通等の影響で多方向に拡散、場合によっては集積する^{1), 5-11)}。各過程（動態）は互いに複雑に絡み合っており、例えば土壤浸食は主に水や風の影響で発生し、それぞれ水蝕（食）や風蝕（食）と呼ばれる。また、道路交通により再浮遊した放射性ダストは風で移流し、降水等の影響で再度沈着する。これらの動態は、チェルノブイリ事故後にお

いても確認され、研究された^{6)~10)}。また、福島第一原発事故後の我が国でも特に土壤侵食や降水の影響に関しては福島県川俣町を中心に組織的かつ精力的に研究されてきた⁵⁾が、風や道路交通の研究に関しては比較的希薄である。

前報¹⁾では、浪江町中央部の阿武隈高地から主に西風で再浮遊し拡散する放射性物質のため、浪江町や南相馬市の一部が2次汚染されたと推定できる状況が判明した。外部被ばくや内部被ばくに寄与し得る、放射性物質の再浮遊や風による移流の影響は、発生個所において土壤侵食や降水による移流ほど顕著ではないものの広範で、チェルノブイリ原発事故後にも広く観測された^{6)~10)}。例えば、事故の約1年後、1987年に起きた砂嵐のため、避難区域の土壤が一部再浮遊して飛散し、原発に近いプリビヤチ市の大気中放射能濃度が300Bq/m³へと約1000倍に増加した。1992年には森林火災で再浮遊した放射性物質が風で移流し、避難区域周辺で放射能(ベータ線)濃度が20Bq/m³に増加した。このとき、避難区域からなるかに離れた地点まで影響が及んだ⁸⁾。

風による2次汚染の大規模な例として、中国等から飛来する黄砂に含まれる、大気圈核実験起源のCsは詳細に研究されてきた¹¹⁾。他方、放射能汚染とは無関係で小規模なものに風塵(風送塵)があり、主に農業・土木関係者や火山研究者等に知られてきた¹²⁾。例えば、多くの防風林は風塵に伴って発生する、土壤の風蝕から農地を守る目的で整備された。風塵の発生条件は最大瞬間風速5.5m/s程度以上¹²⁾、ないし5~7m/s以上^{13),14)}および相対湿度25~30%程度以下¹²⁾(強風と乾燥)なので、国内では主に秋以降、翌年春まで発生する。チェルノブイリ周辺に沈着した放射性物質の再浮遊の主因も土壤の風蝕とされる¹⁴⁾。従って、チェルノブイリ周辺では風塵による放射性物質の拡散を防ぐため防風林が整備された¹⁵⁾。さらに、風による再浮遊と2次汚染がモデル化され、シミュレーションも行われた¹⁶⁾。ちなみに、風塵の大規模なものが黄砂の原因でもある砂嵐で、風速10m/s以上で発生する¹³⁾。さらに、福島県における原発事故直後の、風による放射性物質の移動効果も既に報告された¹⁷⁾。だが、チェルノブイリ関連でも福島関連でも、風による2次汚染の時間、位置、そして気象依存性の詳細を総合的に論じた研究は筆者の知る限りほぼ皆無である。

本論文では前報¹⁾の内容を拡充し、将来の線量率予測およびウェザリング、特に2次汚染の理解を目指し、福島県東部での線量率^{2)~4)}等の時間空間および気象依存性に関する詳細を報告する。2章では線量率の変化率(線量変化率)の時間依存性を回帰分析で求めて解析し、季節依存性を確かめ、線量変化率の位置依存性を解析する。そして、3章では2次汚染の原因として、土壤侵食、降水、風、自動車を考慮し、それを基に特異事例や高汚染地区における線量率の経時変化について述べる。最後に4章で結果をまとめ、さらに応用を考察する。

2. 空間放射線量率の時系列解析

放射線量率の変動は、放射性崩壊(物理的減衰)に加え、ウェザリング(環境的減衰)^{17),18)}、交通や農耕、除染等の人間活動に起因する。本論文で扱う2011年6月10日~12月5日の約半年間(178日間)では、県の除染担当者によると、学校以外の除染予算が降りず、測定点周辺での除染はほぼ無視できるため、放射性崩壊による減少以外は、ウェザリング効果とみなす。

まず、放射性崩壊による経時変化を確認する。2011年6月以降の空間放射線はほぼCs起源とみなせる^{19),20)}ため、本稿ではCsのみに注目する。放出t年後のCs起源空間放射線量率R(t)は放出時(t=0)、半減期2.07年の¹³⁴Csと同30.1年の¹³⁷Csが報告^{19)~21)}通りほぼ等量存在するなら、放射性崩壊理論から次式で与えられる²¹⁾。

$$R(t) = \frac{R(0)}{3.7} \left\{ 2.7 \times \exp\left(-\frac{\ln 2}{2.07}\right) + \exp\left(-\frac{\ln 2}{30.1}\right) \right\} \quad (1)$$

ここで、右辺の分母の3.7は規格化因子、中カッコ内第1(2)項は¹³⁴Cs(¹³⁷Cs)の寄与で、半減期が短い¹³⁴Cs起源の gamma線の寄与は¹³⁷Csの2.7倍ある。従って、線量率R(t)の半減期は経時変化し、最初は¹³⁴Csの半減期に近いが、その後¹³⁷Csの半減期に近づく。以下では、適当な時間をt=0とし、放射性崩壊による理論線量率を評価する。そして、理論値だけでなく測定値も含めて、R(t)/R(0)等を変化率、1-R(t)/R(0)等が正なら、それを減少率、負ならその絶対値を増加率とそれぞれ呼ぶ。ちなみに、本稿の研究対象である6月10日以降の半年間の理論変化率0.89(減少率11%)を半減期換算すると約2.3年である。この期間中、線量率減少の97%は、半減期が短い¹³⁴Csの崩壊による。ウェザリングが無視できる場合、線量率は理論値(1)に沿って減少し、2次汚染の影響がある場合、線量率は理論値より増加する。

2.1 経時変化の全体的傾向

前報¹⁾では先ず福島県の高人口密度地帯であり、比較的放射線量が高い中通り地方の福島市、郡山市、白河市の空間放射線量率の減少率(期間半減期)がそれぞれ30%(0.96年)、37%(0.72年)、28%(1.02年)と大きく(短く)、理論値11%(2.3年)よりウェザリング効果が優勢な点を指摘した。なお、上記減少率は、福島県内155個所における線量率の平均減少率22±2%(半減期1.4年)より3地点共に大きい(短い)。上記3都市のみならず、県内の平均減少率が理論減少率11%より遙かに大きい側面は、風雨等に加え、都市のインフラや人間活動の重要性を反映した可能性がある。つまり、測定点は人間活動が比較的活発な公共施設の敷地が多い。清掃は無論、道路交通や歩行者は路面を摩耗させ、堆積した放射性物質を飛散または流失させやすくする等、線量率減少に寄与する^{16),18)}(農業も同様)。前報で得た線量率の平均減少率は、人口密

度が高めの地域を強調したため、福島県全域の線量率を一様にサーベイする調査に比べ、住民の生活実態を過大に反映したと言える。実際、文部科学省が2011年6月と同12月に実施した自動車走行サーベイ²²⁾では、半年間の減少率は約30%だった。内20%弱がウェザリングによる減衰である。この結果は道路という、人間活動が及びやすい環境を反映しており、実際、上記の福島市、郡山市、白河市における減少率にはほぼ等しい。

本稿で利用した測定点は警戒区域や計画的避難区域等、人間活動に乏しい測定点も含む。建物や道路等のインフラの多くは表面が比較的滑らかで付着物質はウェザリングの影響を受けやすいため^{16), 18)}、無人市街区域での減少率は大きめだろう。だが、森林や河川等、人間活動に乏しい箇所を含めると平均減少率は低下する。現に、文部科学省が実施した第4次航空機モニタリング²³⁾では森林や原野を含むため、2011年7月2日から同11月5日までの4ヵ月間における線量率の平均減少率は11%(半減期換算2年)で、その内、ウェザリング効果の寄与は1.8%程度と比較的低い。

また、前稿¹⁾では線量率の経時変化の季節依存性が一部判明した。Fig.1(a)には、半年間における各地の空間放射線量率の変化率をヒストグラムで分類した。理論値(1)並みの減少を示す変化率は0.85~0.90(半減期換算で2~3年)である。また、平均値並みの減少率は0.71~0.85(半減期1~2年)に、変化率0.71未満は半減期1年未満に相当する。半減期3年以上は変化率0.90以上に対応する。変化率分布の本体は、平均値に関してほぼ対称的な正規分布状であり、標準偏差は0.12である。本体の両端に尾部が存在する。尾部に属する特異地点を列挙したTable1によると、最大値1.22(川俣町山木屋向出山)から最小値0.28(伊達市靈山町大石字三ノ輪)まで、大きな開きがある。放射性崩壊のみによる変化率0.89が、強めのウェザリングおよび¹³⁴Cs/¹³⁷Csの沈着率のバラツキ²⁴⁾等で中心が0.78に下降し、分布幅が拡大し、ここに見られるガウス型状分布を形成したのだろう。さらに前報では、強いウェザリング効果で、夏の平均減少率が秋の約2倍になったことも指摘した。Fig.1(b), (c)はそれぞれ夏と秋における線量率変化率の分布である。夏(6月10日~9月6日)の変化率の平均値は0.85±0.02で、秋(9月6日~12月5日)は0.93±0.02である。減少率は、それぞれ15±2%と7±2%である。式(1)から、放射性崩壊による減少率は、夏に6%，秋に5.8%となる。ウェザリングによる減衰は夏に約9%，秋に約1.2%と、前者がはるかに大きい。秋の放射性崩壊とウェザリング効果の比率(1.2/7=0.17)は、ほぼ同時期に文部科学省の航空機モニタリング²³⁾で得られた比率(1.8/11=0.16)に近い。Fig.1で、夏(b)と秋(c)の変化率のピークは0.85から0.93に上昇するが、共にほぼ対称的な分布で、標準偏差はそれぞれ0.14, 0.15と大差ない。つまり、夏から秋にかけて分布の本体は形状を維持しながら高い線量変化率へと移動した。他方、尾部はかなり変化し、

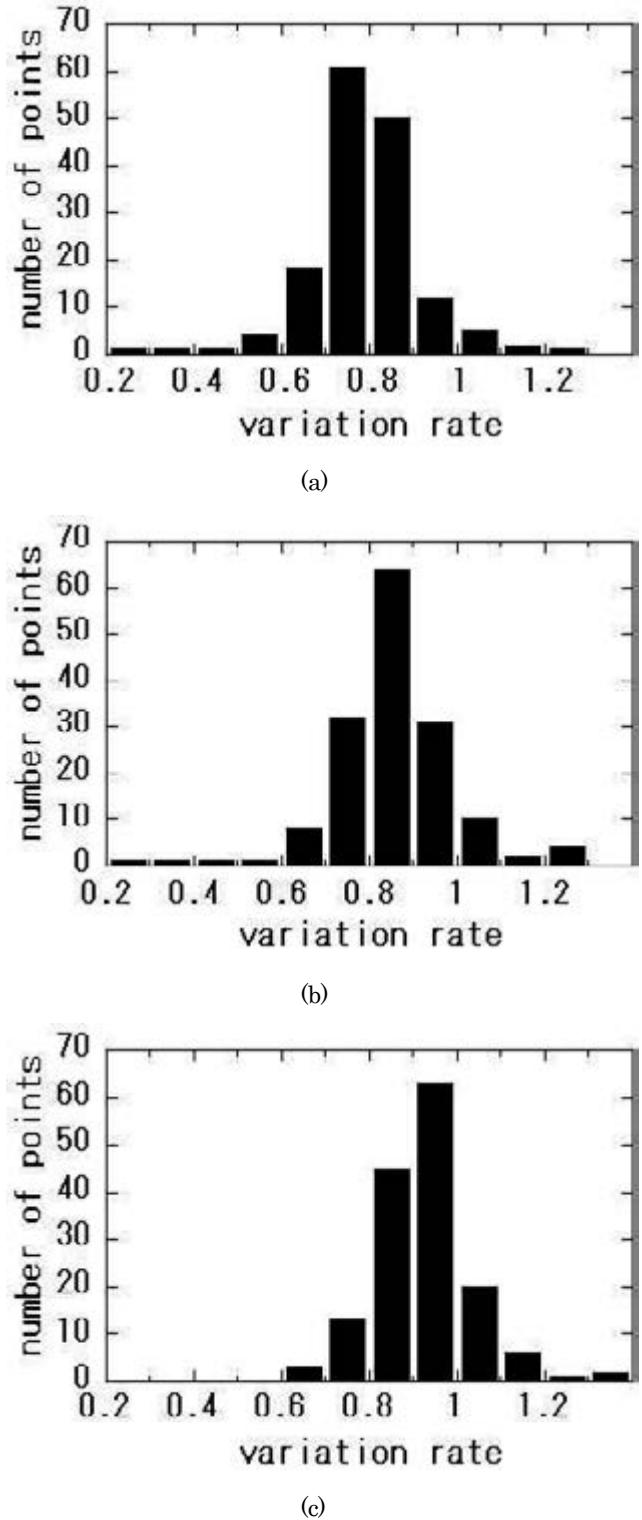


Fig.1 Distribution of variation rates of dose rate in central and eastern Fukushima Prefecture in 2011 during (a) June 10th through December 5th and (b) June 10th through September 6th, (c) September 6th through December 5th.

秋の分布では、夏秋(a)と夏(b)に存在した低変化率側の尾部が消えた。その代り、高変化率側の地点数は増加し、夏から秋にかけて線量率が一定ないし増加した地点数は16から30

へほぼ倍増した。変化率が、分布の平均値から $\pm 3\sigma$ を越え、分布の尾部を形成するような特異事例として、夏の伊達市靈山町字三ノ輪の変化率 0.20 と川俣町鶴沢の 0.39、同山木屋向出山の 1.26 と浪江町室原の 1.23 がある。他方、秋の特異事例は、川俣町鶴沢の 2.13 という大幅増加例のみ (Fig. 1(c) には非表示) である。ただ、これらの地点の線量率が $1\mu\text{Sv}/\text{h}$ 未満なら有効数字は 1 術のみの場合があり、しかも、警戒区域や飯館村等での測定は週毎のため、該当地点での変動率は比較的誤差が大きくなり得る。

Table 1 Observation points that showed extreme dose variation rates during the period of investigation

extreme observation point (direction, distance from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant)	variation rate
Yamakiya・Mukaideyama, Kawamata-machi (WNW, 34km)	1.22
Arai・Harajiku, Fukushima-shi (WNW, 66km)	1.19
Yamane・Tomioka Tamura-shi (W, 33km)	1.13
Tsurusawa, Kawamata-machi (NW, 48km)	1.01
Sugitsuma, Fukushima-shi (NW, 62km)	0.54
Yamane・Kashima, Tokohacho, Tamura-shi (W, 32km)	0.53
Nagatsuka, Futaba-machi (NNW, 4.1km)	0.45
Baba・Shimonakauchi, Haramachi-ku, Minamisoma-shi (NNW, 23km)	0.38
Minowa, Oishi, Ryozen-cho, Date-shi (NW, 55km)	0.28

2.3 特異事例

ここでは、福島県中・東部 155 カ所の内、半年間に線量率が最大増加率と最大減少率を示した 9 カ所 (Table 1) を紹介する。川俣町鶴沢は最大増加率の上位 4 位に入らないが、夏の変化率が 0.39 と最小の上、消えた尾部 4 点の 1 点で、秋は 2.13 で最大と両極端を示すユニークな傾向のため含めた。消えた尾部 4 点中、他の 2 点の福島市杉妻町(変化率 0.49)や双葉町大字長塚(同 0.55)も秋の変化率は各々 1.01, 0.97 と、春のそれから極端に増加した。伊達市靈山町大石字三ノ輪(同 0.28)のみが秋に 0.88 と平均値並みの変化率を示した。

Fig.2(a),(b),(d)に、各特異地点での線量率の 5 日間移動平均を示す。田村市常葉町山根富岡(Fig.2(a))は、7 月下旬～8 月に急峻なピークを形成後に停滞気味だが次第に減少した。この間、新潟・福島豪雨の影響で近隣の田村市船引観測所では 7 月 25 日～8 月 1 日に連日の降雨と総雨量 61mm を記録した²⁵⁾。ここは東西 1km、幅 100m ほどの細い谷間のやや奥まった緩

やかな斜面上である。短期的な線量率ピークの成因としては、放射性プルームの場合 $300\text{Bq}/\text{m}^3$ もの濃度が必要²⁶⁾なため、斜面という地形的にも、土砂に沈着した放射性物質が雨水に混入して通過した可能性がある。

僅か 1km 離れた同市常葉町山根鹿島の測定点は、西風が通りにくい南北方向の短く狭い谷間にあり、10 月まで概ね直線的に減少後に停滞した。福島市の荒井原宿では 6 月以降、上下動が激しいまま殆ど停滞し、12 月に急上昇した。この測定点は陸上自衛隊駐屯地の建物の西側にあり、西風を受けやすいが東風からは遮蔽される。

降下例では、Fig.2(b)の伊達市靈山町大石字三ノ輪の測定値が半年間で最も降下した。6 月 10 日の $0.9\mu\text{Sv}/\text{h}$ が 7 月 3 日までに $0.7\mu\text{Sv}/\text{h}$ へ降下し、翌日 $0.2\mu\text{Sv}/\text{h}$ まで 1 日で急減後、長期間ほぼ停滞した。この測定点は小学校校庭で、急減の原因是校庭の表土を入れ替えた除染である(唯一の除染例)。

他の急減事例は、Fig.2(b)のようにほぼ夏に急減した。急減後は、数カ月間緩やかに減少し停滞した。ビル街の東端にある福島市杉妻町(県庁東側の紅葉山公園内)の測定点では 7 月上旬に線量率が $1.1\mu\text{Sv}/\text{h}$ から $0.7\mu\text{Sv}/\text{h}$ 程度に 3,4 日で急降下した。この間、ほぼ 2 日に 1 回のペースで降雨があった。除染はしていない。南相馬では 9 月中旬に線量率が $1.1\mu\text{Sv}/\text{h}$ から $0.8\mu\text{Sv}/\text{h}$ に 4,5 日で減少したが、降雨との相関はない。ただ、測定点の西約 100m には建設中の高速道があり、西風が一部抑制される可能性があるが詳細は不明である。

特異事例は線量率 $2.0\mu\text{Sv}/\text{h}$ 以下の地点に多い。Fig.2(c)には例外的な高線量率地点の急減例と上昇例を示す。警戒区域内の双葉町長東では、6 月末に $14.6\mu\text{Sv}/\text{h}$ まで急上昇した後、長く降下傾向にある(週毎のデータ)。測定点の東西に位置するビルで風が抑制される。他方、川俣町山木屋向出山では、7 月末～8 月に顕著なピークを形成後、次第に減少した(欠測がちなデータを適切に線形補間した日毎のデータ)。そのピークは田村市山根富岡のものと同時期で、福島・新潟豪雨に当たり、川俣町に隣接する飯館村測候所でも 7 月 26 日～8 月 1 日に連日の降雨があり、総雨量 76.5mm を記録した。ピークは比較的短期で変化も大きい。測定現場は緩い傾斜の舗装道路上で、その上部に舗装された広場(ゴーカート場)がある。地形的に見ても、放射性物質を含んだ雨水の通過による 2 次汚染と推定される。原因がプルームとする場合、その Cs 濃度は $5\text{kBq}/\text{m}^3$ 程度が必要になるが、Cs の沈着量変化とする場合、 $340\text{kBq}/\text{m}^2$ 程度の増加となる²⁶⁾。前者は当時の川俣町山木屋における測定値^{5,29)} $0.001\sim1\text{Bq}/\text{m}^3$ とは遥かに桁違いである。

一方、Fig.2(d)は同じ川俣町の鶴沢におけるデータである。線量率は降雨の増加と共に、不規則に激しく上下動しながら降下し、新潟・福島豪雨の前後に相当する 7 月下旬～8 月初旬に $0.2\mu\text{Sv}/\text{h}$ 程度まで低下した。だが、9 月以降は線量率が増加した。7～9 月期の線量率はほぼ $0.5\mu\text{Sv}/\text{h}$ 以下だが、11 月末には $1.4\mu\text{Sv}/\text{h}$ まで上昇した。データは 1 日程度で平均値

をはるかに超える $1\mu\text{Sv}/\text{h}$ ほど変動する不可解な挙動も示す。短期に大幅に変動する傾向は、風による 2 次汚染らしくないが、大きな日変化を繰り返す点は水や土砂より風現象を思わせる。測定点は警察署の玄関前方の舗装スペース上で、すぐ東側に高さ 50cm 程度の花壇がある。秋の線量率増加が大気中のダスト起因なら、 $1\text{kBq}/\text{m}^3$ もの濃度が必要²⁶⁾なため、放射性原因物質の殆どは地上に堆積していただろう。現地には、警戒区域も巡視する数十台の警察車両がそれぞれ毎日何度も出入りするため、車両に付着した放射性物質の移入も可能である。それらの放射性物質が現地に落下し、風により地表付近を移動した可能性もある。観測点周辺は東西に走る谷が 200m 程に狭まった市街地状で、幹線道路が 2 本併走し、粗度が低く風の影響を受けやすい。東側は盆地で、その東の山地が夏の東

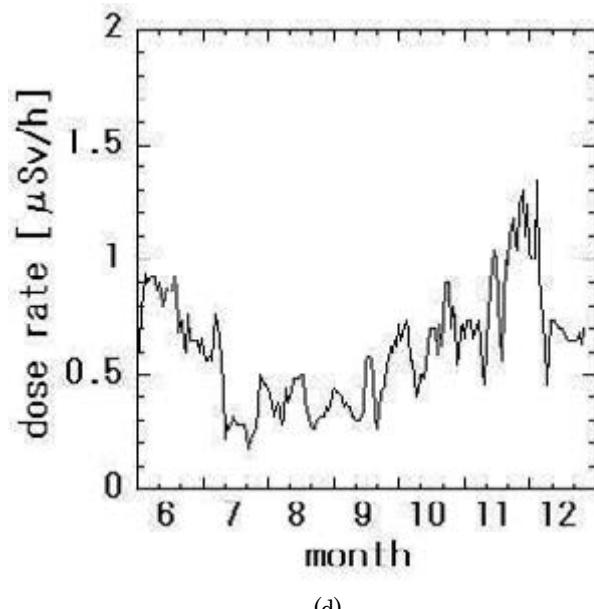
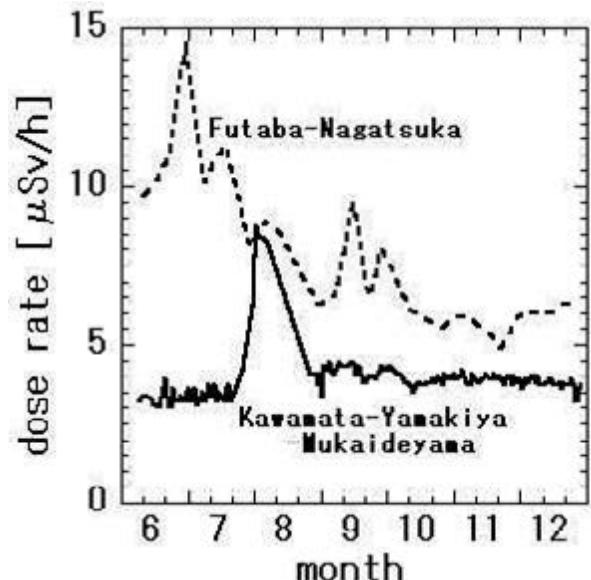
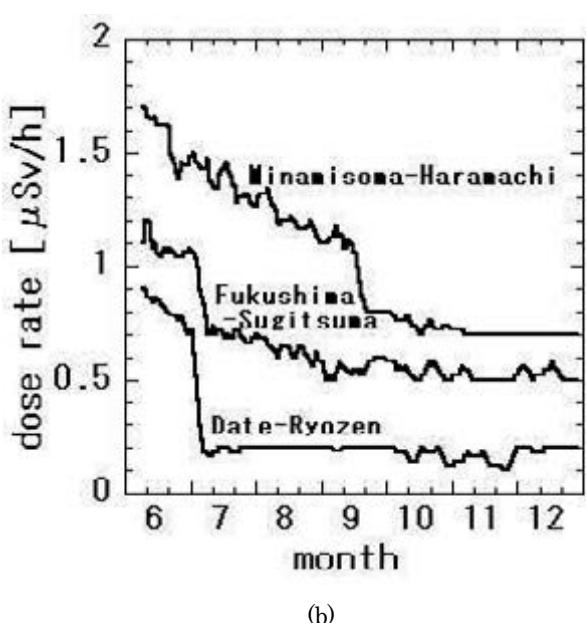
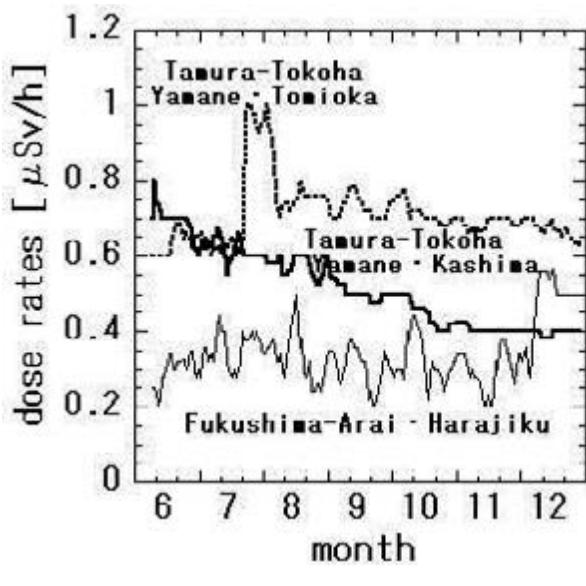


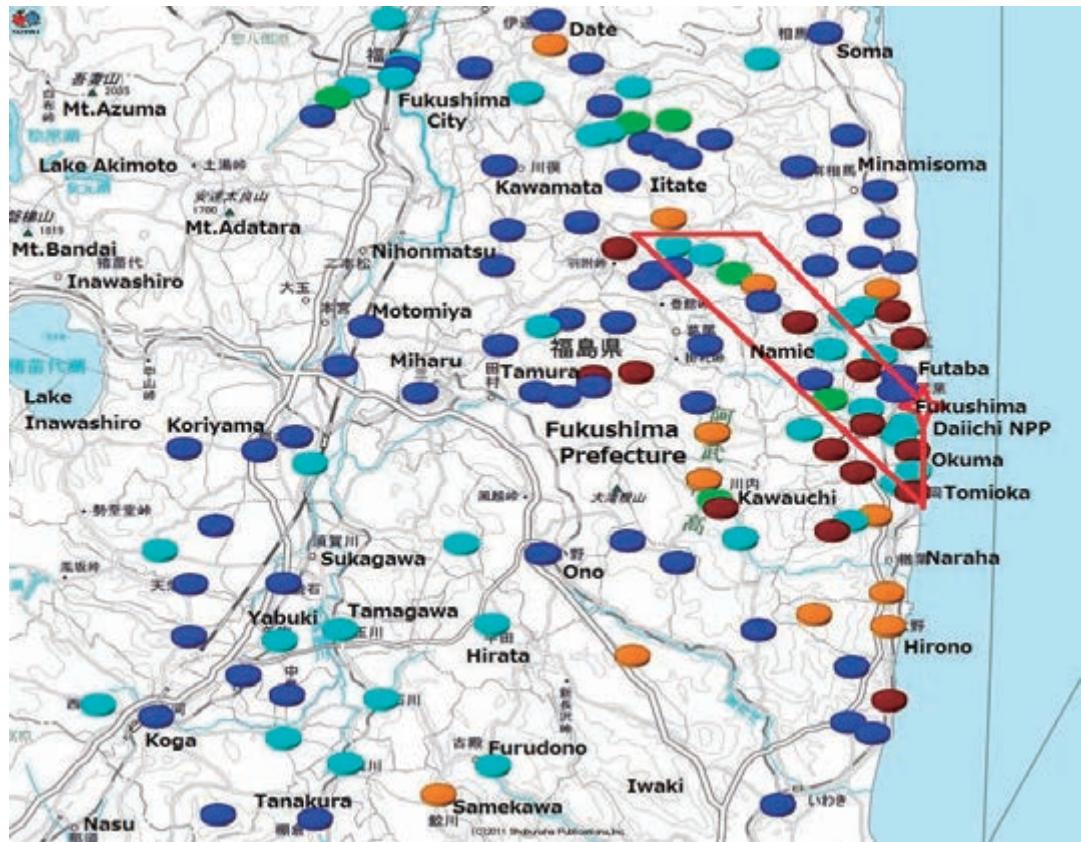
Fig. 2 (a)-(d) Temporal evolution of dose rates at extreme observation points presented in Table 1

風を遮蔽できる。測定地点の約 1m 東には花壇で遮蔽されているため尚更東風の影響は受けにくい。一般に、夏に急減し秋に減少率が半減する線量率の季節依存性は、特異事例の大半に見られるが、本事例ほど極端ではない。夏に線量率が減少した理由は、降雨で放射性物質が洗い流されたためと思われる。

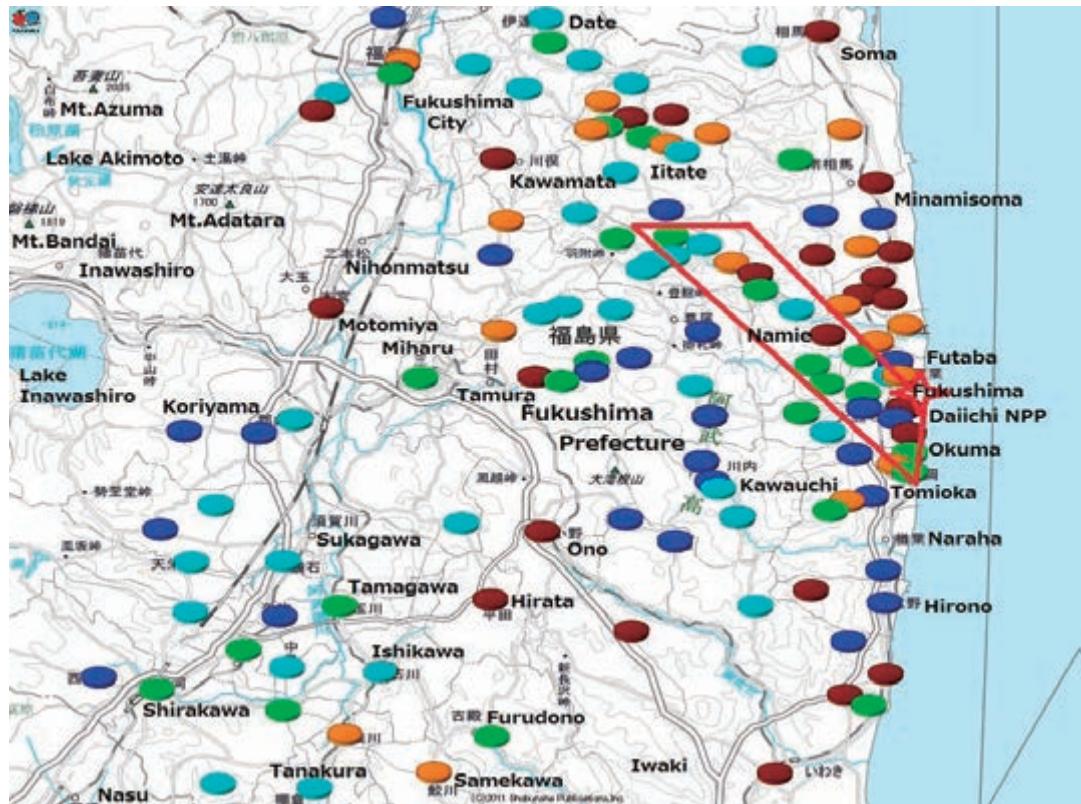
以上のように増加例に関しては降雨の影響が大きいように見受けられる。他方、減少例に関しては風が遮蔽される条件が備わっているようであるが、現状では詳細は不明である。

2.4 空間線量率の空間分布特性

今後の線量率の推移に影響する 2 次汚染等の要因をより明



(a)



(b)

Fig.3 Distributions of variation rates of dose rates during (a) summer and (b) fall in 2011 in eastern Fukushima prefecture : blue (<0.83), light blue (0.84~0.9), green (0.91~0.95), brown (0.95~1.0), and dark brown (≥ 1.0)

Table 2 Summary for spatial dependence of variation rates of air dose rate depicted in Fig.3

color	variation rate	summer		fall	
		number of points	percentage	number of points	percentage
dark brown	>1	16	10.3	29	18.7
brown	1-0.95	15	9.7	25	16.1
green	0.95-0.91	11	7.1	33	21.3
light blue	0.9-0.84	41	26.5	38	24.5
blue	<0.83	72	46.5	30	19.4

Table 3 Monthly precipitation[mm], the number of days with precipitation and the number of days when westerly wind was the strongest in Koriyama, Tamura, and Namie, respectively

	Koriyama			Tamura			Namie		
month	precipi-tation	rainy days	days of westerly wind	precipi-tation	rainy days	days of westerly wind	precipi-tation	rainy days	days of westerly wind
June	61	17	22	64.5	16	17	69.5	15	7
July	190	14	16	168	14	17	208.5	14	4
August	87	14	13	113.5	14	17	99.5	13	8
September	285	9	11	315.5	14	16	348.5	10	7
October	94	9	21	111.5	8	16	140.5	11	15
November	58.5	6	23	64	10	19	47.5	8	19
December	17.5	6	27	14.5	8	16	45.5	4	27

Table 4 Precipitation[mm], the number of days with precipitation and the number of days when westerly wind was the strongest in Fukushima City and Namie, respectively

location	season	precipitation	No. of rainy days	No. of dry days	No. of days with westerly wind
Fukushima City	summer	340.5	44	2	31
	fall	468.5(197.5)	27	12	49
Namie	summer	431.5	43	—	22
	fall	522.5(253.5)	25	—	44

確に把握するには、時系列情報をベースに、各地の線量変化率の地理的分布を知る必要がある。そのため、各地の夏(6月10日～9月6日)および秋(9月6日～12月5日)の線量変化率をFig.3に示した。赤枠は高汚染地帯(10 μ Sv/h程度以上の線量率)を、そして赤い十字は福島第一原発の位置を近似する。第一原発から福島市中心街までの距離は約60kmである。緑色は変化率が0.91～0.95(半減期2～3年)と理論値程度か、秋の平均値(0.93)程度の地点である。一方、夏の平均値(0.85)程度の変化率0.84～0.9(半減期1～2年)は水色、0.83(半減期1年)未満は青色でそれぞれ示す。他方、理論値より小さな減少率0.95～1.0は茶色、変化率1.0以上(増加)は茶褐色である。さらに、Table 2には夏と秋の各色の地点数と百分率を示した。

夏の線量変化率の分布図Fig.3(a)では、青色が46.5%と最も目立つ。全体的に、多くの観測点での線量率が理論(1)より急速に減少した。水色地点を含め、実に73%の地点が半減期2年未満と高速で減少した。一方、茶褐色の2次汚染地点は第一原発周辺の30km圏内に分布し、特に20km圏(警戒区域)内に集中する傾向がある。原発直近には茶褐色地点は少なく、原発自体が汚染源になった可能性は低い。茶褐色地点の近傍には茶色地点も多い。

他方、秋の分布Fig.3(b)では各色が混在した。実際、Table 2には、5種類の色の地点がほぼ2割ずつある。夏に比べ、青色・水色の急降下地点が減少し、茶色・茶褐色の2次汚染地点は20%から35.5%に大幅に増加した。それらの密度が高い地帯が3ヵ所存在する。浪江町中央部の高汚染地帯の東側、飯舘村、県南東部のいわき市とその西方一帯であるが、最も顕著な地域は、浪江町と南相馬市にまたがる、高汚染地域の東方に広がる一帯である。また、夏秋どちらでも全体的に、西部に青系統色が多く、東部に茶系統色が多い特徴がある。

前述のように、一部の測定値の有効数字は1桁のみで、警戒区域や飯舘村等での測定は週毎のため、該当地点での変動率は比較的誤差が大きくなり得る。そのため、各地点の色が1段階異なる程度の誤差は起こり得る。

3. ウエザリング効果と2次汚染機構

ここまで、主としてウェザリング効果により、福島県東部におけるCs起源放射線量率が時間的・空間的に、夏と秋で大きく異なる季節性を示した傾向を紹介した。ここで、線量変化率の時間・空間特性を要約する：

1. 季節性：線量率は平均して、理論値の2倍の速いペースで減少したが、夏には秋の倍のペースで減少した。
2. 地域性：夏には原発周辺の警戒区域が、秋には原発北方の浪江町東部・南相馬市南部一帯が弱く汚染された。
3. 広範性：2次汚染地帯は數10kmもの広範囲にわたる。

2次汚染の原因として、土壤侵食⁵⁾、水⁵⁾、道路交通²²⁾、そして風^{10,5),17)}の影響が考えられるため、以下にそれぞれを検討する。これらの影響が複雑に絡み合った複合効果が、上記の線

量率特性1-3として演出されていることを明記しておく。

まず、土壤侵食だが、前述のように、主因には水と風がある。水による水蝕は表土を一挙にはぎ取る可能性もある。放射性物質の多くは、ほぼ地表近傍に位置するため、一旦発生すると大量の放射性物質が移動し、線量率の大きな変動を伴う可能性がある。侵食された地点では線量率が低下し、下流では線量率が増加する。2章Fig.3で観測された茶褐色の線量率上昇地点に関しても、周囲に同色系地点がない、独立した地点が、山間部や斜面上にあれば、土壤侵食や次に述べる降水による2次汚染が原因かもしれない。土壤による2次汚染は、他に比べて範囲が限定的であるが、侵食された土壤が河川に流れ込むと、影響が遠隔地に及ぶ。他方、風蝕起因の土壤侵食は、降水によるものに比べて、現場に与える影響は弱めだが、風下に与える影響は広範に及ぶ。

次に、降水による2次汚染は、土壤侵食によるものと重なる部分があるが、放射性Csが水に溶けやすいため、大量の放射性物質を移動させられ、線量率を大きく変動できる。また、降水は樹冠に付着した放射性物質を地面に落下させたり、市街地や道路の放射性物質を流失させたりと、影響範囲も広い。その影響は線量率を下げる方向に作用することが多いが、建物の雨樋、河川や下水の下流域や下水処理場、一部の道路等では汚染水が線量率を上昇させることがある⁷⁾。現に、2.3節で紹介した特異事例のうち、増加例である田村市常葉町や川俣町山木屋の測定点は斜面上にあり、時期的にも降雨と重なるため、降水が原因である可能性が高い。

Tables 3, 4は福島東部各地における降雨、湿度や風の月別、ないし季節別データをそれぞれ示す。Table 4のdry daysとは最低湿度が35%以下の日数で、カッコ内の数値は2011年9月20, 21日に福島を直撃した台風15号による寄与を差し引いた降水量である。この特異的な事例を除けば、福島では一般的に降雨と降雨日数が夏に増え、秋に減り、乾燥する傾向がある。それが乾燥日数に表されている。また、秋には概ね、西向き成分をもつ風が増加することも分かる。このように、福島中・東部の気候の季節性がTables 3, 4に示されている。

一般的に、降水は地表の放射性物質を流失^{7),18)}させる。つまり、事故直後は森林の樹冠部等に留まっていた放射性物質も雨により地表から河川へ、屋根や路上の放射性物質は下水口へと流失し、線量率が減少する傾向が知られている¹⁶⁾。その結果、Tables 3, 4が示すように、降雨日が比較的多い夏の福島県でも中期的には降雨のために線量率が降下したと思われる。だが、短期的には各地の日毎の線量率と降水量との間に明確な相関は見つけ難い。現に、秋の降水量を増やした原因である台風は200-300mmもの大雨を降らせたが、明瞭に線量率が変化しなかった地点が多い。梅雨のように数mm～10mm程度の降雨が1,2日置きに続くと線量率が降下する場合もある¹⁾が、しない場合もある。実際、降水は放射性物質の土壤浸透に影響しないという報告もある¹⁸⁾。一般に、高線量地域では

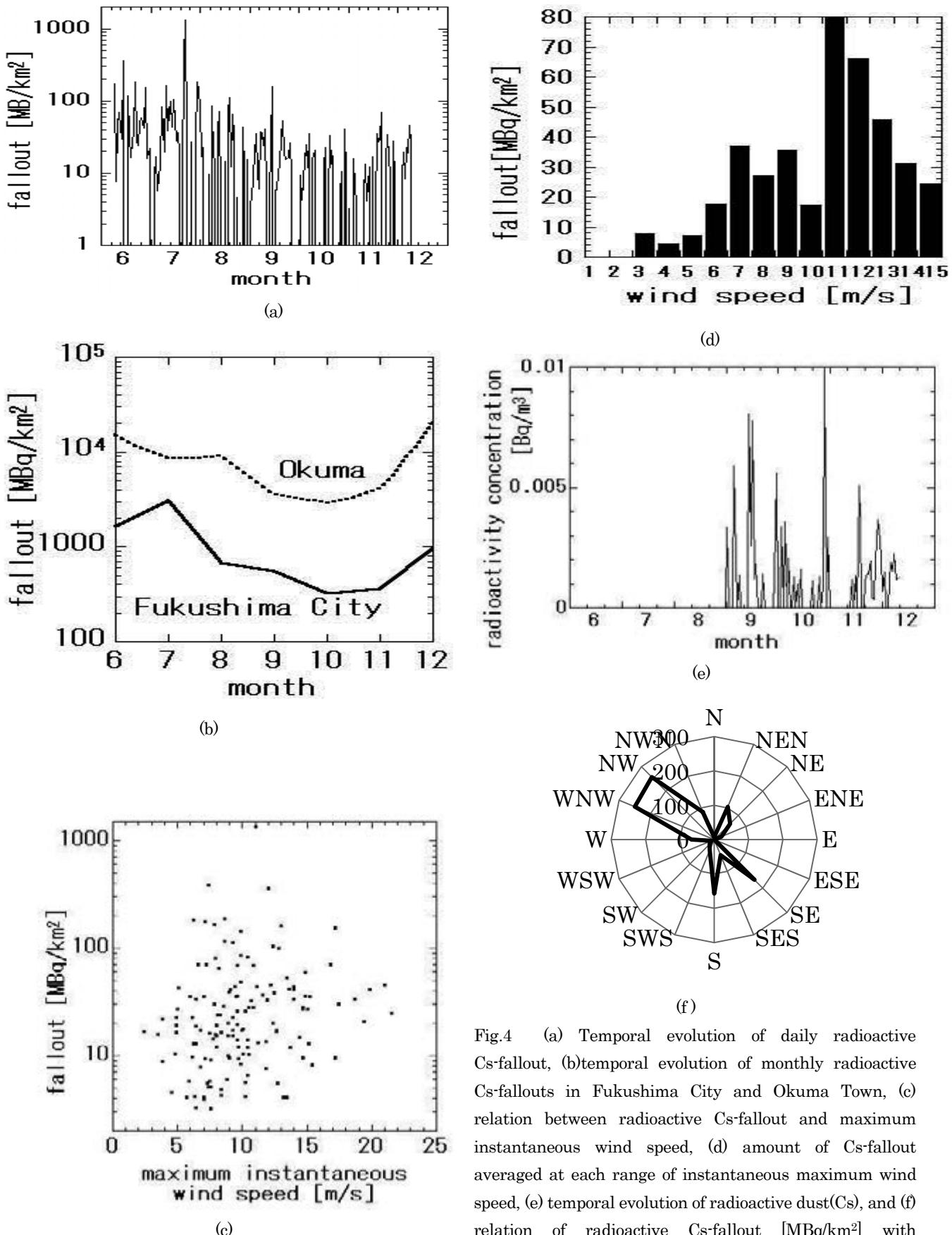


Fig.4 (a) Temporal evolution of daily radioactive Cs-fallout, (b) temporal evolution of monthly radioactive Cs-fallouts in Fukushima City and Okuma Town, (c) relation between radioactive Cs-fallout and maximum instantaneous wind speed, (d) amount of Cs-fallout averaged at each range of instantaneous maximum wind speed, (e) temporal evolution of radioactive dust(Cs), and (f) relation of radioactive Cs-fallout [MBq/km²] with direction of maximum wind speed in the city of Fukushima.

降雨が線量率を減らす傾向があるが、逆に青森、秋田、東京のような低線量地域では、降雨が空中の放射性物質を捕捉して線量率が増加する。福島における降雨の全体的な影響の詳細は、現状では依然不明である。

自動車による2次汚染は、タイヤ等に付着した放射性物質が道路沿いに搬送されることによって発生し、チェルノブイリ事故後においても観測されている¹⁰⁾。川俣町鶴沢における特異事例も、風雨だけでなく自動車による汚染の影響が窺える。このように、車両による2次汚染が最も懸念される地点には、高汚染区域に入りする車両の中継地点や拠点がある。汚染範囲は道路とその周辺に限定され、大量の放射性物質の移動は起こり難いため、線量率の変動は比較的小さいものの、自動車によって再浮遊したダストは風によって遠隔地へと運ばれる。しかし、上記の2次汚染区域の多くは警戒区域内に位置するため、自動車によるものである可能性は低いだろう。

最後に、風による2次汚染の福島における機構を説明すると、①福島の夏に浜通りで頻繁に発生する浜（東）風や、夏以外に支配的な西風など、強めの風により地表の放射性物質が再浮遊し、②風塵として風と共に風下に移流した後、③降水や重力の影響で地上に降下して、線量率を増加させ、または線量率の減少を抑制して2次汚染に至る。

また、夏季には、風が強い浜通り以外では2次汚染が発生しにくいため全体的に線量率が急減し、ほぼ全域で強い西風が吹く秋季には、全体的に減少ペースが落ち、多数の地点が2次汚染される。原因が風であるため、汚染範囲が広域である。

上記の風による2次汚染のシナリオの各過程(①～③)を、放射能や気象データ等を利用して以下に評価する。

a) 過程①：再浮遊

前述のように、風塵の発生条件は乾燥と強風である^{12,13)}。風との関係で重要な気象データは降水量および降雨日数だろう。降雨日数が重要な理由は、降雨後でも1日晴れれば、地表はかなり乾燥するものの、降雨日数の多い夏は土壌が湿りがちで、地表の放射性物質が再浮遊しにくいからである。Table 3によると、降水量は10月以降、降雨日数は9月以降減少するため、秋には土壌が乾燥し風による再浮遊が発生しやすくなる。また、福島市の相対湿度が35%以下の日数は夏季に2日のみで、秋季には12日に増加した(Table 4)。夏の定時降下物と湿度の相関係数は-0.28と弱い逆相関関係で、秋にはさらに弱まるが、冬季の相関はかなり強い²⁸⁾。これらの背景は、10月以降の定時降下物が冬にかけて上昇した側面とほぼ整合している(Figs.4(a),(b))。福島市で日々計測される定時降下物²⁷⁾は、やはり風塵が主因と考えられていて、冬季における50MBq/km²を越える高濃度降下物の発生条件は風速10m/sを越える風と水蒸気量4g/m³以下の乾燥とされている²⁸⁾。Fig.4(a)は当該期間中の福島市での定時降下物量の日変化を示す²⁷⁾。放射性崩壊やウェザリングのため、時間と共に放射性Cs(¹³⁴Cs + ¹³⁷Cs)の降下量が急減した。7月以降の各時期の

極大値は、概ね3ヶ月で1/10程度に減少したが、10月以降下げ渋り、上昇に転じた。この間、日平均降下物量は夏の57MBq/km²/日から秋の14MBq/km²/日へ、3カ月で1/4に減少した。10月以降の上昇傾向は乾燥や強風増加の傾向と相まっていている。この上昇傾向は、Fig.4(b)の福島市と大熊町の月間降下物データにもよく表されていて、風による再浮遊と降下の重要性を示すと解釈できる。ちなみに、両地点の定時降下物量は、この時期においては、ほぼ相似形である。

上記を踏まえ、福島市での夏と秋の線量率や定時降下物量と気象データ（気圧、降水量、湿度、風速、日照時間等）²⁵⁾の相関を調べた。まず、秋の定時降下物量(Cs)は風速と相関し、最大風速との相関係数は0.51、最大瞬間風速とは0.45である。地表に沈着した放射性物質が秋以降の乾燥と強風で再浮遊しやすくなる傾向を示す。そこで、夏秋のCs降下物と最大瞬間風速の関係をFig.4(c)に示した。全体的に、強風になるほど定時降下物が増える傾向が存在する。このグラフは片対数なので、強風になるほど急速に大量のダストが舞い上がる傾向が窺える。概ね定説通り、最大瞬間風速が5m/sを越えると、降下物が一挙に増大する傾向も読める。それ以下の低速では、地上の放射性物質を舞い上げられないこともあり、データも少ない。その解釈を補足するためFig.4(d)に、各風速レンジにおける降下物量の平均値を示す。最大瞬間風速5m/s台まで約8MBq/km²以下の降下物量は、風速6-7m/sを越えると一挙に30MBq/km²前後に上昇する。最大瞬間風速11m/s台では、1件の特異事例のため100MBq/km²程度を越えた。全体的な挙動は定説^{12,13)}に従っている。よって、主として瞬間風速52m/sを超す強風が風塵を発生させ、地表の放射性物質を巻き上げると解釈できる。これらのデータは、風による地表の放射性物質の再浮遊に関する、さらなる根拠を与えるものである。その結果、福島県の他の地域においても同様な条件下で風塵が発生すると演繹される。

他方、Fig.4(e)には当該期間中の福島市杉妻町での¹³⁴Cs + ¹³⁷Csのダストサンプリング結果を示す²⁹⁾。定時降下物は夏季に急減した一方、ダストは夏に検出限界以下ためゼロだったものの、9月以降に測定器の吸気量が上昇し、検出限界が低下したためダスト密度が急上昇したように見える。重要なのは、降下物もダストも10月に底打ちし、上昇に転じた点である。これは2次汚染の存在を明示すると共に、時期的には降雨日数の減少や乾燥日数・風速の増加と合致し、乾燥と強風による再浮遊の増加を示すものと理解できる。

参考まで、秋の福島市でのダストの平均値は1mBq/m³である。これと沈着量の比率であるCsの再浮遊係数(resuspension factor)は、約3×10⁻⁹m⁻¹程度になる。再浮遊係数は住民の内部被ばくを評価するために重要なパラメータで、原発事故が発生した1986年のチェルノブイリでの年平均値²³⁾は3.3×10⁻⁸m⁻¹、1989年には1.4×10⁻⁹m⁻¹(¹³⁷Cs)だった。後者はほぼ2011年秋の福島市レベルである。なお、1991年12月のキエ

フでも同程度の $1.5 \times 10^{-9} \text{ m}^{-1}$ (^{137}Cs)である。

b) 過程②：再浮遊後の移流

再浮遊物質の移流先を探るため、福島市での秋の降下物と最大風速の風向との関係を Fig.4(f)に示す。降下物は西～北北西、特に北西～西北西の風と相関が強い。これらの風が福島市に降下物をもたらすと同時に、浮遊した放射性物質が、特に南東～東南東方向に飛散する傾向がある。福島県では夏以外に西風が優勢な傾向が存在する²⁵⁾ため、広範な領域で、秋以降に放射性物質が東方に移動するだろう。ラジオゾンデを利用した福島大の放射線測定³⁰⁾で確認されたように、再浮遊した放射性物質は高層大気中にまで上昇するため、県外は無論、一部は黄砂のように海洋や国境を超えて、世界中に移流する可能性もある。移流の詳細については後述する。

c) 過程③：降下とその影響

低気圧等に伴う強風および上昇気流で高く舞い上がり、移動した放射性物質はどうなるのか？実は、秋の定時降下物量と降水量、それも 10 分間最大降水量との間に相関係数 0.74 という強い相関がある。比較的大粒の雨により、空中を浮遊する放射性物質が捕捉されやすい傾向がわかる。もちろん、晴天日にも降下物は観測される。降雨日と非降雨日における降下物量の比率は夏に 7 対 3、秋に 1 対 1 で、夏の方が降雨と共に降下しやすい。

他方、Fig.3(a)で観察できるように、原発および付近の放射性物質が、沿岸部（浜通り）で夏によく吹く浜風により内陸に運ばれた可能性がある。浜通りでは、夏に東風（浜風）が優勢で、しかも第一原発の敷地内、免震棟付近での線量率は 2012 年 6 月 25 日の時点でも約 $220\mu\text{Sv}/\text{h}$ 、敷地外でも最高 $50\mu\text{Sv}/\text{h}$ 程度あるため、浜風が 2 次汚染を駆動できた可能性がある。原発敷地内での諸作業も 2 次汚染を発生させられる（福島県によると、敷地内での 2 次汚染を防ぐ、防塵剤散布は、事故直後に一度実施したのみ）。ただし、前報¹⁾の、線量率の位置依存性(Fig.4)を見ると、第一原発西方地域の夏の 2 次汚染は恐らく秋以降の西風によりほぼ相殺される程度である。

秋の分布 Fig.3(b)では 2 次汚染地点数が大幅に増加した。2 次汚染が特に顕著な、浪江町中央部の高汚染地帯の東側が、秋以降に吹く西寄りの風で 2 次汚染された地域である可能性が高い。高標高・高汚染地域の浪江町中央部と周辺から、粉塵や落葉等を介して西風と重力で東方に拡散する機構が、この 2 次汚染の機構および経路と考えられる。この 2 次汚染地帯は「阿武隈降ろし」と言う、山稜から麓に下降する強風現象が起きやすい地域もある。

1 次汚染が無視できる場合、降下物量は風や道路交通等で再浮遊する Cs とほぼ均衡するはずである。福島市の Cs 沈着量は、汚染が深刻な福島県中・東部の平均値程度($^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs} \sim 300\text{kBq}/\text{m}^2$)のため、秋の降下物量も平均値程度と推測できる。現に、Fig.4(b)の月間効果物量によると、福島市の空間線量率より 7-10 倍高めの大熊町にある福島県原子力センター本部

での降下物量はやはり 7-10 倍または、それ以上²⁷⁾、と空間線量率と定時効果物量はほぼ比例している。従って、近似的に福島県中・東部においては、線量率にほぼ比例した量の放射性物質が再浮遊し、やがて降下すると考えられる。再浮遊後に飛散する Cs の一部は県外に移流するが、県東部では平均的に最小限 $14\text{MBq}/\text{km}^2 \times 7000\text{km}^2 \sim 100\text{TBq}$ 程度が日々再浮遊したと概算できる。なお、再浮遊量と沈着量の比率は 5×10^{-5} /日程度に過ぎない。しかし、これはチェルノブイリ近郊の農地の再浮遊量を超えている¹³⁾。また、福島市の秋の降下物量は計約 $1.3\text{kBq}/\text{m}^2$ のため、この時期の風による 2 次汚染は空間線量率にほぼ影響しないが、風下の、沈着量が $10\text{kBq}/\text{m}^2$ 程度の地域なら中期的に線量率を 1 割強押し上げられる。チェルノブイリ事故後のヨーロッパにおいては再浮遊のため、線量率が初期値の 1-100% 変動した¹⁰⁾ので、その事実とも符合する。さらに、最近の測定によると、森林での放射性浮遊物濃度は他の 5 倍程度⁵⁾なので、汚染された山間部は深刻な汚染源になり得る。よって、浪江町山間部のように福島市の 10 倍以上汚染された森林地帯では再浮遊量も降下物量も 50 倍以上になり得る。仮に 50 倍とすると、秋の降下物量は合計約 $65\text{kBq}/\text{m}^2$ 以上になる。他方、南相馬南部・浪江町東部の線量率は高汚染地区に比べてはるかに低く、福島市程度かそれ未満の地点もあり、仮に福島市程度であれば、降下物により線量率が約 20% 上昇する。この場合、前述のように、放射性崩壊による減少率は、夏に 6%、秋に 5.8% ので、夏秋どちらでも線量変化率がさらに上昇することになる。よって、風起源 2 次汚染は、南相馬南部・浪江東部のように、風上に高汚染地域がある低汚染地域で観測されやすいと言える。また、原発周辺の線量率は、高い地点で浪江町山間部の 2 倍程度のため、風下地域が 2 次汚染される可能性は高い。このシナリオの、根拠不足な側面は、高汚染地帯から再浮遊した放射性物質のどの程度が、2 次汚染地帯に到達し、降下するかに関してである。だが、チェルノブイリ事故後 1 年間では、初期沈着量の 1-100% が再浮遊後に沈着しており、その影響範囲は 20km 程度¹⁰⁾なので、2 次汚染は充分可能と言える。

d) 過程②：再浮遊後の移流（その 2）

最後に、2 次汚染地帯の内、特に夏の警戒区域および秋の南相馬南部・浪江東部に関する評価をさらに進める。そのため、当該地點に比較的近い 3 地点での、夏と秋における、日々の最大瞬間風速の絶対値を風向毎に合計した値をレーダー図(風配図)Fig.5 として示した²⁵⁾。Fig.5 (a)は夏の、(b)は秋の福島市、(c)は夏の、(d)は秋の飯舘村、そして(e)は夏の、(f)は秋の浪江町でのものである。夏と秋の季節性が顕著なことが分かる。他の県内 10 地点の風配図も調べた結果、一般的に夏季の主要風向は複数あり、放射性物質が再浮遊しても、正味の移流効果が相殺する傾向がある(Figs.5(a),(c))。相殺しない例外的な地點の一つが、浜通りの浪江町で、南東の浜風が優勢である(Fig.5(e))。この傾向は、Fig.3(a)に示した夏季の警戒区域の 2

次汚染傾向、つまり浜風により第一原発を中心として、警戒区域が広く2次汚染されたと推測される傾向と合致する。他方、秋には殆どの地点で西風が支配的である。他の地点でも阿武隈高地を除き、概ね同様な傾向を示すため、秋に再浮遊した放射性物質は西風に載り、相殺されずに東方へ移動し、そのため、高汚染地帯の東に隣接する低汚染地帯が汚染されやすいと考えられる。

そして、放射性物質は、線量率および標高の勾配の絶対値

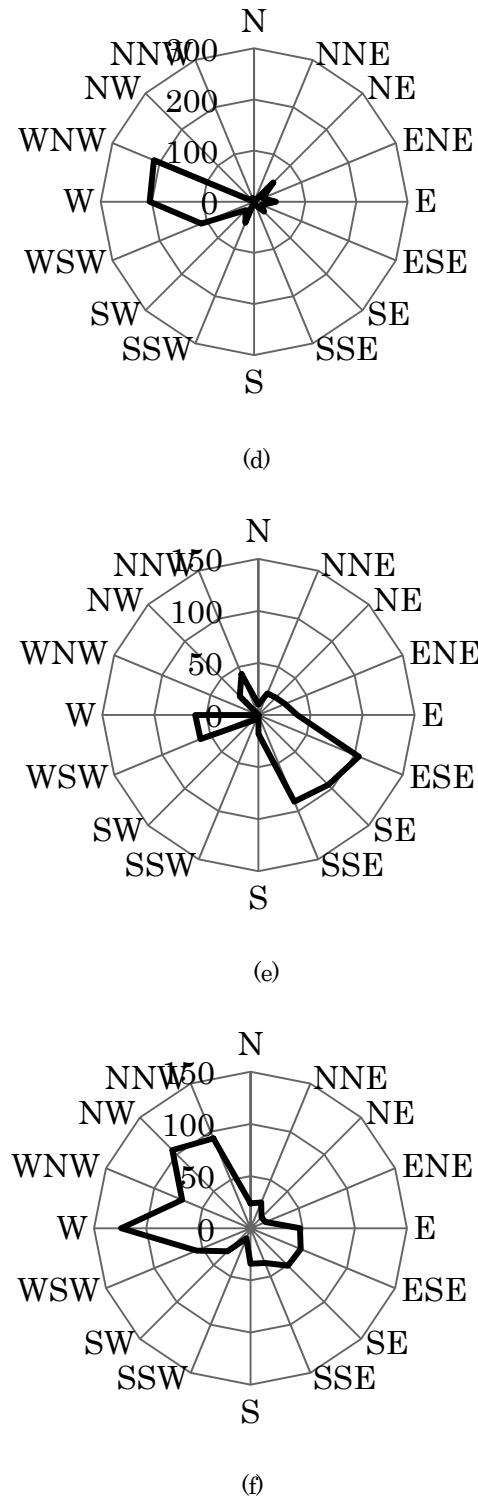
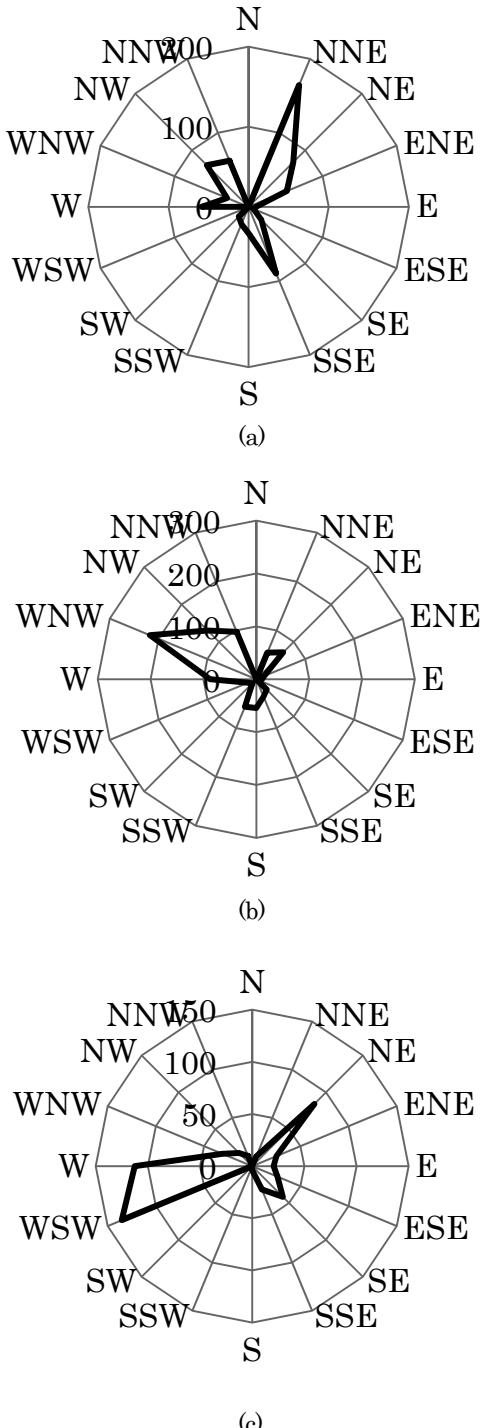


Fig.5(a)-(f) Summed values of maximum instantaneous wind speed in each direction at (a)Fukushima City in summer, and (b) in fall, (c) Iitate Village in summer, and (d) in fall, and (e) Namie Town in summer, and (f) in fall.

が大きいほど移動しやすいはずである。これらの傾向は、Fig. 3(b)に示す秋季の南相馬・浪江および高汚染地帯で特に顕著である。また、福島県東部で夏に線量率の平均値が大幅に減少し、

秋に比較的停滞した傾向も、風起源2次汚染が夏に抑制され、秋に拡大したためと、ある程度説明できる。従って、風による2次汚染のシナリオは、放射能や気象データとの整合性が高い。ただ、風起因2次汚染は前述のように、他の汚染源とも関連する。風塵は土壤浸食の一種、風蝕の裏返しであり、降水は風蝕を抑制する。さらに、自動車による2次汚染のため再浮遊したダストの、風による移流等がある。

4. 結果と付加的考察

福島では、当該期間中にCs起源の線量率の減少率が概ね理論値より大きく、季節依存性が見られた。ウェザリング効果を含む半減期として、駒村等³¹⁾は国内の田畠に降下した¹³⁷Csに関し15~18年、Golikov等³²⁾はチェルノブイリ周辺で2年程度を得た。後者は福島の現状によく合うが、より高い精度の比較には1年以上にわたるデータの蓄積が必要である。この線量変化率の季節性や空間的性質の解析から、季節性や地域性、そしてその広範性を特徴とする2次汚染の存在も判明した。この2次汚染は、夏には弱いものの、秋には2011年12月初旬の時点で35.5%の広範な地点に影響した。この汚染機構は、中期的に汚染地点で線量率を最大1割程度増やせるが、比較的広範な、最長数10km程度の汚染範囲をもつ。原因としては、土壤汚染、降水、風、道路交通が考えられる中、様々なデータから、特に夏季の警戒区域と秋季の浪江町東部・南相馬市南部の線量率上昇地点に関しては、風データとの整合性が高い地点が多い。無論、2次汚染は複合的で、風のみが原因ではない。測定点が山間部の斜面上にあれば土壤浸食が、舗装斜面等にあれば降水が、そして道路沿いにあれば自動車が、それぞれ、より深刻に影響するはずである。実際、特異事例には降雨起因と思われる線量率の増加を示すものが数例ある(Fig.2)。本稿で詳述した風の効果は、いずれの地点にも影響しやすい広範性を有するもの、影響は比較的弱い。

風の寄与をより厳密に評価するには、各地での定時降下物の測定や強風時の現地調査、航空機によるモニタリング等が望ましく、今後の検討課題である。また、福島市のデータを見る限り、降下物と相対湿度の逆相関は弱いため、より直接的な再浮遊の条件は、表面土壤の含水比である可能性がある。澤井等は含水比が8%以下の場合、風速6~7m/s以上で土壤粒子の移動が始まり、8%以上ならより強い風が必要になる(例えば、含水比10%なら風速10m/s)傾向を風洞実験で見い出した³³⁾。よって、風の寄与に対する理解を深めるには、土壤の含水比との相関も調べるべきである。以下では、上記の2次汚染の主因が風による地域に限定して、話を進める。

風起源2次汚染には、農地や樹木も汚染源として作用する。福島県の居住可能区域では、秋の稻の収穫後、水田が裸地になる。収穫後から植え付け直後までの畑地も裸地と言える。秋以降の乾燥した、遮蔽物に乏しい広大な裸地が強風時に放射性風塵を発生できる。逆に、作物の成育期は風塵の懸念が減

る。秋以降の農地は、居住制限区域かどうかに関わらず、汚染源になる可能性を秘めている。また、森林も同様である。広葉が繁茂する期間中も風に揺すられやすい樹林や無数の葉が汚染源になる可能性は高い。秋以降も落葉層や地面が露出し、放射性物質が風で飛散する可能性がある。それら農地も森林も福島に広範に存在する。従って、秋以降翌春まで福島では強風、乾燥、汚染源と、風による2次汚染の3条件が整う。福島の汚染地帯内の西部に位置する広大な農地、森林、道路等が2次汚染源になった可能性がある。

風媒体の他の汚染経路には、農作業や道路交通、除染活動、樹木の伐採、建設・解体工事等による放射性物質の再浮遊を介するものと原発本体が考えられる。風塵が殊更発生しやすい春期の農作業は、念のために降雨直後の実施、または、少なくともマスク着用が望ましいかもしれない。チェルノブイリ近郊では春の風蝕や農作業により1987~1990年の間、平均して年間1t/haの表土と7万Bq/haの¹³⁷Csが飛散したからである¹³⁾。福島でも同程度飛散していると思われる。

他方、2次汚染されやすい条件は、障害物の少ない、風の通り道で、風上に乾燥した汚染源があることである。また、風の吹きだまりも汚染されやすい。さらに、汚染源より標高が低いと重力効果が加わって汚染されやすい。

この種の2次汚染が深刻な地域では、ある時期に線量率が一様でも風況が異なれば、時の経過につれて場所により差異が生じ拡大する。この理由で、避難住民の帰宅に備え、きめ細かい線量率測定が必要だが、上記の関係性を踏まえれば測定地点を絞れる可能性がある。具体的には各集落の風通しのよい地点や風の吹きだまりにモニタリングポストを設置後、データ収集し、線量率予測を実施すべきだろう。

なお、放射性崩壊やウェザリングのため、風起因の2次汚染は年々減少するだろう。実際、チェルノブイリ周辺では事故5年前後まで線量率が急降下したあと低レベルでほぼ停滞した。急降下の一因は汚染物質である定時降下物やダストが、Fig.4(a)のように急減するからである。その理由は当初、森林地帯の樹冠や路面等に降着した放射性降下物が、風雨により地面や下水等、より再浮遊しにくい場所へと移動することにある。とは言え、チェルノブイリ事故6年後に発生した山火事で広範な領域が2次汚染されたことは前述した^{6,8)}。浪江町の高汚染地区は山間部のため、汚染がこれ以上拡大しないよう、山火事防止策の徹底が望ましい。同様に、高汚染地区的商業地区や住宅街の火事は2次汚染防止の観点からも長期にわたり警戒すべきである。風による汚染の特徴には、1次汚染に無縁な地域が広範に汚染される可能性も含まれる。その影響範囲も考慮すると、風起源2次汚染は、水起源のものと共に最大級で、最短でも事故後4,5年間は継続するため今後も注視し、上記のような対策を練る必要がある。一般に、2次汚染は複合汚染のため、研究者が連携し、風以外の2次汚染源も含めた広域影響も総合的に調査する必要がある。

謝 辞

多大な困難を乗り越え、長期にわたって果敢に放射線関連の測定をして戴きました、福島県、文部科学省、警視庁、気象庁等の担当者諸氏に深く感謝致します。(株)昭文社には地図の利用に関しましてご協力戴きました。

参 考 文 献

- 1) 飽本一裕: 福島第一原発事故が及ぼしたセシウム起源空間放射線量率の福島県における経時変化と場所依存性, *RADIOISOTOPES*, **61**, pp. 373-378 (2012).
- 2) 文部科学省放射線モニタリング情報: 東京電力福島第一原子力発電所 20km 圏内の測定結果(空間線量率).
http://radioactivity.mext.go.jp/old/ja/monitoring_around_FukushimaNPP_radioactivity_level_inside_20km_dose/ (アクセス日 2012年12月20日).
- 3) 文部科学省放射線モニタリング情報: モニタリングカーを用いた固定測定点における空間線量率の調査結果.
http://radioactivity.mext.go.jp/old/ja/monitoring_around_FukushimaNPP_monitoring_out_of_20km/ (アクセス日 2012年12月20日).
- 4) 福島県: 県内各市町村環境放射能測定結果.
http://wwwcms.pref.fukushima.jp/pcp_portal/PortalServlet?DISPLAY_ID=DIRECT&NEXT_DISPLAY_ID=U000004&CONTENTS_ID=27468 (アクセス日 2012年12月20日).
- 5) 恩田裕一, 田村憲司, 辻村妙子, 福島武彦, 谷田貞亜紀代, 北和之, 山敷庸亮, 吉田尚弘, 高橋嘉男: 放射性物質の包括的移行状況調査, 放射線量等分布マップに関する報告書(第2編). pp. 118-214 原子力災害対策支援本部, 文部科学省(2012).
http://radioactivity.mext.go.jp/ja/contents/6000/5522/26/5600_201203131000_report2-2.pdf (アクセス日 2012年12月21日).
- 6) A. V. Yablokov, V. B. Nesterenko, A. V. Nesternko, *Chernobyl: Consequences of the Catastrophe for People and the Environment, Annals of the New York Academy of Sciences*, **1181**, Ch.8 (2009).
<http://www.strahlentelex.de/Yablokov%20Chernobyl%20book.pdf> (アクセス日 2013年1月5日).
- 7) International Atomic Energy Agency, *Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience*, Ch.3, Vienna (2006).
- 8) Nuclear Energy Agency, OECD, *CHERNOBYL Assessment of Radiological and Health Impacts* (2002).
- 9) H. Hötzl, G. Rosner, and R. Winkler, Sources of present Chernobyl-derived caesium concentrations in surface air and deposition samples, *The Science of the Total Environment*, **119**, 231-242 (1992).
- 10) J.A.Garland and I.R.Pomeroy, Reesuspension of fall-out material following the Chernobyl Accident, *J.Aerosol Sci.* **25**, 793-806(1994).
- 11) H.Kido, H.Fujiwara, U.Jamsran, A.Endo, The Simulation of Long-Range Transport of ¹³⁷Cs from East Asia to Japan in 2002 and 2006, *J. Environ Radioact.* **103**, pp.7-14 (2002).
- 12) 村上善道, 早川由紀夫: 群馬大学構内における1994年風塵堆積量の実測, 群馬大学教育学部紀要・自然科学編, **44**, pp. 115-128 (1996).
- 13) B. Faybushenko, Long-Term Monitoring of Radionuclides in Soils and Groundwater :Lessons Learned from Chernobyl. Materials of the DOE/NRC/EPA/USGS workshop "Long-Term Performance Monitoring of Metals and Radionuclides in the Subsurface: Strategies, Tool and Case Studies," LBNL-55552, 2004.
- 14) E.K.Garger, F.O.Hoffman, and C.W.Miller, Model testing using Chernobyl data: III. Atmospheric Resuspension of Radionucleids, *Health Phys.*, **70**, 18-24(1996).
- 15) V.I.Yoschenko, V.A.Kashparov, M.D.Melnychuk, S.E.Levchuk, Y.O.Bondar, M.Lazarev, M.I.Yoshenko, E.B.Farfán, and G.T.Jannik, Chronic Irradiation of Scots Pine Trees (*Pinus Sylvestris*) in the Chernobyl Exclusion Zone: Dosimetry and Radiobiological Effects, *Health Physics Com.* **101**, 393-408 (2011).
- 16) P. Jacob, R. Meckbach, and H.M.Muller, Reduction of External Exposure from Deposited Chernobyl Activity by Run-Off, Weathering, Street Cleaning and Migration in the Soil, *Radiation Prot. Dosimetry*, **21**, 51-57 (1987).
- 17) M.Yamauchi, Secondary wind transport of radioactive materials after the Fukushima accident, *Earth Planet Space*, **64**, e1-e4 (2012).
- 18) H.J.Gale, D.L.O.Humphreys and E.M.R.Fisher, Weathering of Caesium-137 in Soil, *Nature* **201**, 257-261(1964).
- 19) 野川憲夫, 橋本健, 田野井慶太朗, 中西友子, 二瓶直登, 小野勇治: 福島県の水田および畑作土壤からの¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs ならびに¹³¹I の溶出実験. *RADIOISOTOPES*, **60**, 311-315 (2011).
- 20) (財)日本分析センター: 日本分析センターにおける空間放射線量率と希ガス濃度調査結果 17(2012) .

- http://www.jcac.or.jp/lib/senryo_lib/nodo.pdf (アクセス日 2013年1月5日).
- 21) 第64回原子力安全委員会資料第1-1号: 現在の空間線量率から将来の空間線量率を予測する考え方について.
<http://www.nsr.go.jp/archive/nscazen/shidai/genan2011/genan064/siryo1-1.pdf>
(アクセス日 2013年1月5日).
- 22) 文部科学省: 文部科学省による走行サーベイによる連続的な空間線量率の測定結果(平成23年12月時点)について
http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5052/24/338_0321_18.pdf
(アクセス日 2013年5月10日).
- 23) 文部科学省: 文部科学省による第4次航空機モニタリングの測定結果について
<http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4901/view.html> (アクセス日 2013年5月10日).
- 24) 文部科学省: 土壌モニタリングの測定結果・平成23年6月1日～平成23年12月31日までの測定結果
http://radioactivity.mext.go.jp/ja/contents/7000/6415/24/116_2011_1101.pdf
(アクセス日 2012年12月25日).
- 25) 気象庁: 過去の気象データ
<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>
(2011) (アクセス日 2013年1月5日).
- 26) IAEA, Generic Procedures for Assessment and Response during a Radiological Emergency, p.96&p.118, IAEA-TECDOC 1162, Vienna(2000).
http://www-pub.iaea.org/mtcd/publications/pdf/te_1162_prn.pdf (アクセス日 2013年1月5日).
- 27) 福島県: 定時降下物モニタリング結果.
http://radioactivity.mext.go.jp/old/ja/monitoring_by_prefecture_fallout/(アクセス日 2012年12月26日).
- 28) 福島県原子力センター: 福島県で行っている定時降下物から放射性セシウムが比較的高い濃度で検出された要因について.
http://radioactivity.mext.go.jp/old/ja/1285/1285_020618.pdf (アクセス日 2013年1月4日).
- 29) 文部科学省: ダストサンプリングの測定結果(平成23年6月1日～平成24年3月3日までの測定結果).
http://radioactivity.mext.go.jp/old/ja/monitoring_around_FukushimaNPP_dust_sampling/
(アクセス日 2012年12月26日).
- 30) Urgent Radioactivity Sonde Observation Associated with the 1st Nuclear Power Generation Accident, Geophysical Institute, Fukushima University
http://www.sss.fukushima-u.ac.jp/sonde_data/
(アクセス日 2013年1月5日).
- 31) 駒村美佐子, 津村昭人, 山口紀子, 藤原英司, 木方展治, 小平潔: わが国の米, 小麦および土壌における⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の長期モニタリングと変動分析. 農業環境技術研究所報告 第24号, 1-21(2006).
- 32) V.Yu.Golikov, M.I.Balonov, and A.V.Pnomarev, Estimation of external gamma radiation doses to the population after the Chernobyl accident, *The CHERNOBYL PAPERS 1*, 247-288(1993).
- 33) 澤井洋介, 杉山徹, 佐藤公彦: 貯水池背水端における風塵抑制対策. 電力土木, 345, pp.84-88 (2010).

2012年9月27日受付
2013年4月22日受理

和文要旨

2011年6月10日-12月5日の半年間(夏季と秋季)に文部科学省や福島県によって測定された、福島県中・東部155ヶ所における、主としてCs起源の空間線量率を解析して時間・位置および気象依存性を求めた。平均線量率は、放射性崩壊を基に算出した理論値の2倍速いペース(期間半減期1.4年)で減衰し、この期間におけるウェザリング効果の重要性を示した。この強いウェザリング効果のため、夏の減少率は秋の2倍になるという季節依存性をも示した。また、福島県の一部地域が2次汚染された傾向が判明した。増加率や減少率が特に大きい地点を特異事例として紹介し、解析した。2次汚染源としては、放射性物質が風雨で輸送され得る、森林、農地、道路等が考えられる。例えば、気象データとの整合性が高い、風の2次汚染効果は比較的弱めだが広範にわたり、しかも地形にも影響されるため、線量率を充分高い精度で予測するには綿密な事前調査や手法が必要になる。