

放射線量等分布マップ作成の経過と現状

中村 尚司

東北大学名誉教授、文部科学省放射線量等分布マップの作成等に係る検討会主査

1. 概要

文部科学省の中に 2011 年 5 月下旬に設置された、「放射線量等分布マップの作成等に係る検討会」の主査を引き受けて、10 月末までに 12 回の会合を開いて検討してきた。大学や研究所の 90 を超える機関から 400 人を超える協力を得て、6 月 6 日から 6 月 13 日に掛けてと、6 月 27 日から 7 月 8 日に掛けての 2 回、以下に述べる測定が行われた。

- 1) 京都大学で開発された KURAMA という自動車による空間線量率の走行サーベイ
- 2) 福島第 1 原子力発電所から 80 km 圏内では 2 km 間隔、80 から 100 km と福島県の残りの全域では 10 km 間隔毎に 1 か所を選んで、その中で 3m x 3m の広さで 5 地点の土壌を深さ 5 cm 採取して、その核種別放射能濃度を Ge 検出器を用いて測定する。
- 3) 土を採取したのと同じ地点で、シンチレーションサーベイメータで空間線量率を測定する。そのうち数地点で、in situ (その場で) Ge 検出器により空間線量率を測定する。
- 4) 農水省は、田畑の土壌の放射能分布を測定する。
- 5) 関連する調査研究として、森林中の放射性物質の分布とその移行の測定、土壌中の深さ方向の放射性物質分布の測定、土壌表面に蓄積した放射性物質の移行調査、河川や地下水の放射性物質の調査等を行う。

これまでに測定され、分析評価がなされた項目については、順次文科省のホームページに公開されてきている。

8 月 2 日と 12 日には、まず空間線量率の分布マップとして、航空機サーベイ、走行サーベイ、定点測定の結果が公開された。8 月 29 日には、Cs-134 と Cs-137 の土壌濃度マップと Ge 検出器による in situ 測定の結果が公開され、9 月 13 日には、森林内のセシウムの移行調査結果が公開された。その後、I-131 の土壌濃度マップが 9 月 21 日に公開され、9 月 30 日に Sr-89, Sr-90, Pu-238, Pu239+240 の土壌濃度マップが公開された。10 月 20 日には河川水や井戸水への放射性核種の移行が公開された。その他の希少放射性核種 (Te-129m, Ag-110m) の分布マップの結果などが 10 月 31 日に公開された。また、これらの測定結果はデータベースとして整理保存され、2012 年 1 月末に公開予定である。

2. 空間線量率と放射性セシウムの土壌濃度の分布

これらの公開データのうちから、空間線量率の分布マップを図 1 に、Cs-137 の土壌濃度マップの結果を図 2 に示す。図 1、図 2 とも、航空機サーベイによる空間線量率分布マップ

の結果と合わせて示されている。図1と図2から各地点の空間線量率の測定値とCs-137の土壤濃度マップは、ともに原発から北西方向に最も高い値を示し、それから福島県中通り地方に高い値を示している、その分布は航空機サーベイの結果と全般的な分布傾向が良く一致している。この分布マップは、SPEEDI計算による結果とも良く一致し、当時の気象条件に支配された結果を示している。図3に、各地点の空間線量率分布とCs-137の土壤濃度分布の関係を示したが、両者の間には良い相関があり、土壤放射能濃度の高い地点は空間線量率が高いことが分かった。土壤採取は非常な手間がかかるので、今後経時変化を見る時には、in situ Ge検出器による空間線量率測定法が検討されている。

3. 森林内の放射性セシウム分布

この地域は森林が約70%を占めているので、森林内の放射能分布とその環境中への移行が大きな問題である。この調査は筑波大学の恩田教授のグループを中心に、モデル地区（福島県伊達郡川俣町）を選んで、針葉樹林として、スギ壮齢林（樹齢40～50年）1地点及びスギ若齢林（樹齢18年）1地点選定し、広葉樹林として、ナラガシワ等が生育している広葉樹混合林1地点を選定して行われた。図4の（1）と（2）に広葉樹林とスギ壮齢林の樹木の放射性セシウムの分布状況を示す。その結果、広葉樹林では、事故発生初期に放射性セシウムが放出された際、広葉樹林内の樹木の葉は生育途中であったことから、降下した放射性セシウムは葉に蓄積されずに土壤表層の落葉等のリター層（森林において地表面に落ちたままで、まだ土壤生物によってほとんど分解されていない葉・枝・果実・樹皮・倒木などが堆積している層）に直接付着したため、地表面に近いほど、空間線量率が増加する傾向にある。スギ林内は、樹冠に顕著に放射性セシウムが付着しているため、樹冠に近いほど空間線量率が増加する傾向にある。

葉や樹木の幹に付着した放射性セシウムは、森林内での降雨を通じて、徐々に林内の地表面に移行しているものと考えられる。広葉樹混合林では、落葉等のリター層における放射性セシウムの蓄積量が多いことから、生態系への影響を考慮しつつ、表面に堆積しているリター層を除去することが効果的である。他方で、スギ林では、樹冠付近の生葉や枯葉に付着した放射性セシウムの濃度が高いことから、生葉や枯葉を除去することが効果的である。また、森林内から周辺の水系への放射性セシウムの移行は非常に少ないので、森林内で循環しているものと思われる。

4. 希少放射性核種の分布

さらにその他の希少放射性核種 I-131, Te-129m, Ag-110m, Sr-89, Sr-90, Pu-238, Pu-239+240 のマップについても公表された。I-131は半減期が8日と短いので、今回の測定時期(6月)ではほとんど減衰していて、検出された地点が少なかったが、セシウムと同じように、原発から北西方向に高い値を示していた。ただし、I-131のCs-137に対する沈着量の比を取ると、北方では0.0059程度であるのに対し、南方沿岸部では0.024程度となり、

北方に比べて I-131 の沈着量が Cs-137 の沈着量より高い傾向を示すことが分かった。また、Te-129m, Ag-110m の沈着量は、Cs-137 の沈着量との比を取ると、Te-129m は南方沿岸部で1程度と他の地域と比べて高くなっていて、I-131 と同様の傾向を示しているが、Ag-110m には明確な傾向は見られなかった。これは、原発からの放射性物質の放出時期の違いにより、放射性プルームに含まれるこれらの核種の比率や放出された時の物理的、化学的形態の違いによるものと、放射性プルームが通過した時の天候の違いによるものと思われる。

ベータ線放出核種である Sr-89, Sr-90 とアルファ線放出核種である Pu-238, Pu-239+240 は、100 地点の土を選んで日本分析センターで非常に長時間かかる精密な測定がおこなわれた。Sr-90 は半減期が 28.8 年、Sr-89 は半減期が 50.5 日なので、Sr-89 が検出された地点は今回の事故によるものであり、Sr-90 は今回の事故と 1960-70 年代の大気圏核実験のフォールアウト（放射性降下物）によるものとが混じっていると考えられる。Sr-89 が検出された地点は原発近辺のやはり北西方向が多かったが、Sr-89 と Cs-137（半減期 30.2 年）および Cs-134（半減期 2.06 年）との沈着量の比を取ると、4 分の 1 位から 1500 分の 1 位と大きく変化していたが、原発近辺を除くと、数百から数千分の 1 であった。セシウムよりストロンチウムの方が沸点が高く、プルームとして飛び出しにくかったためであろう。Sr-90 だけが検出された地点の測定値は、事故発生前の平成 11 年度から 20 年度にかけて全国環境放射能水準調査で測定された値、2.3~950 Bq/m² の範囲内であり、これはフォールアウトによるものであろう。また、プルトニウムは 5 地点において検出されたが、その測定値は Sr-90 と同じく、いずれも事故発生前の平成 11 年度から 20 年度にかけて全国環境放射能水準調査で測定された値の範囲内であった。

これらの放射性核種による 50 年間の積算実効線量を国際原子力機関（IAEA）の技術報告書 TECDOC-1162 に示された線量換算係数を用いて計算したところ、いずれの核種も沈着量が最も大きい地点の値は表 1 のような結果になり、Cs-134 と Cs-137 による線量が圧倒的であり、今後はセシウムの沈着量とその環境中での移行に注目すれば良いことが確認された。

表 1 沈着量が最も大きい地点における様々な放射性核種による
50 年間の積算実効線量値

（IAEA の TECDOC-1162 による計算）

核種	半減期	積算実効線量 (mSv)
Cs-134	2.06 年	71
Cs-137	30.2 年	2000
Te-129m	33.6 日	0.6
Ag-110m	29.8 日	3.2
Sr-89	50.5 日	0.00061
Sr-90	28.8 年	0.12
Pu-238	87.7 年	0.027

Pu 239+240 2.41x10⁴年(Pu-239) 0.12
6564年(Pu-240)

5. 河川水や井戸水への移行

河川水や井戸水への放射性核種の移行に関しては、梅雨前の6月末から7月初めと、梅雨後の8月初めの2回、日本分析センターが50か所において調査を行った。河川水においては、セシウム134の放射能濃度は最大で1.9 Bq/kg、セシウム137の放射能濃度は最大で2.0 Bq/kgであり、井戸水においては、セシウム134の放射能濃度は最大で0.85 Bq/kg、セシウム137の放射能濃度は、最大で1.1 Bq/kgであった。この値を本調査で検出された80km圏内の地表面への放射性セシウムの沈着量の平均値について、土の比重を1.3と仮定して換算した土壤濃度(Cs-134: 2,200 Bq/kg、Cs-137: 2,500 Bq/kg)と比べると、河川水、井戸水中の放射能濃度は極めて低いことが分かった。

梅雨前、梅雨後それぞれの河川水の調査でCs-134、Cs-137が検出された箇所について、その放射能濃度の変化を確認したところ、図5に見られるように、いくつかの地点において、梅雨前後で放射能濃度の増加、減少が見られるものの、採取箇所に共通した傾向は確認されなかった。また、I-131、Pu-238、Pu-239+240はいずれも検出されなかった。Sr-89、Sr-90に関してはそれぞれ最大放射能濃度が、0.055 Bq/kg、0.018 Bq/kgであり、同じく80km圏内の地表面への放射性ストロンチウムの平均土壤濃度がSr-89は46 Bq/kg、Sr-90が7.4 Bq/kgであり、河川水の濃度は十分低いことが判明した。井戸水では1か所のみSr-90だけが検出されたが、その濃度は0.0014 Bq/kgと極微量であった。

6. 今後の進め方

今後は、放射性物質特に放射性セシウムの移行状況の経時変化を見るために、第3次調査として、より広い地域の走行サーベイによる空間線量率の詳細な調査、in situ Ge 検出器による土壤濃度の核種分析、放射性セシウムの土壤中の深度分布測定、移行メカニズム解明のための核種移行調査や狭域詳細調査等を行う予定である。

1.3 放射線量等分布マップ作成(空間線量率測定:航空機モニタリングの結果及び文部科学省が実施しているモニタリングとの比較

(参考)

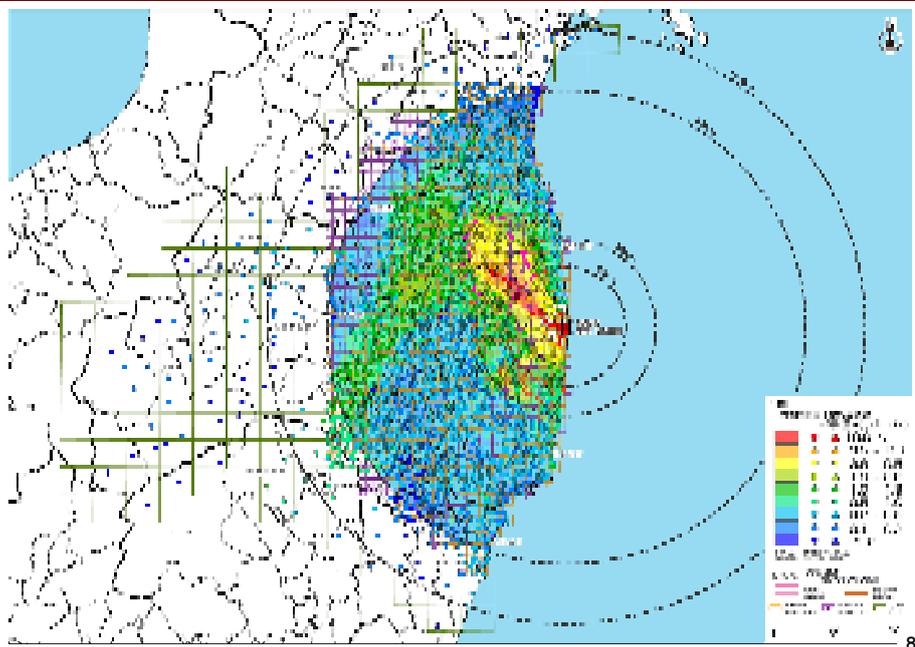


図1 空間線量率分布—航空機モニタリングとの比較

第3次航空機モニタリング結果とセシウム137の土壌濃度マップの比較について 別紙6

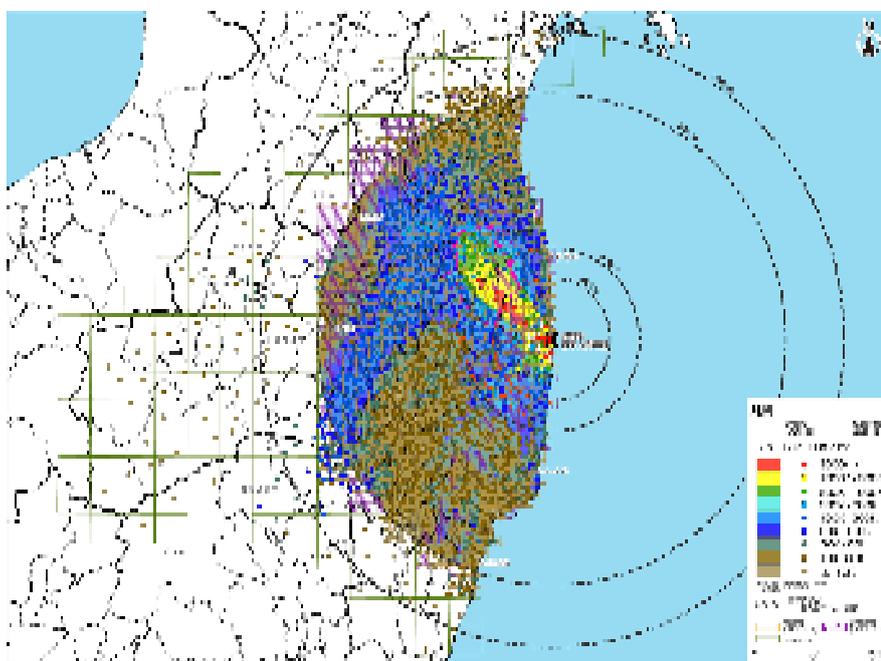


図2 Cs-137の土壌濃度分布—航空機モニタリングとの比較

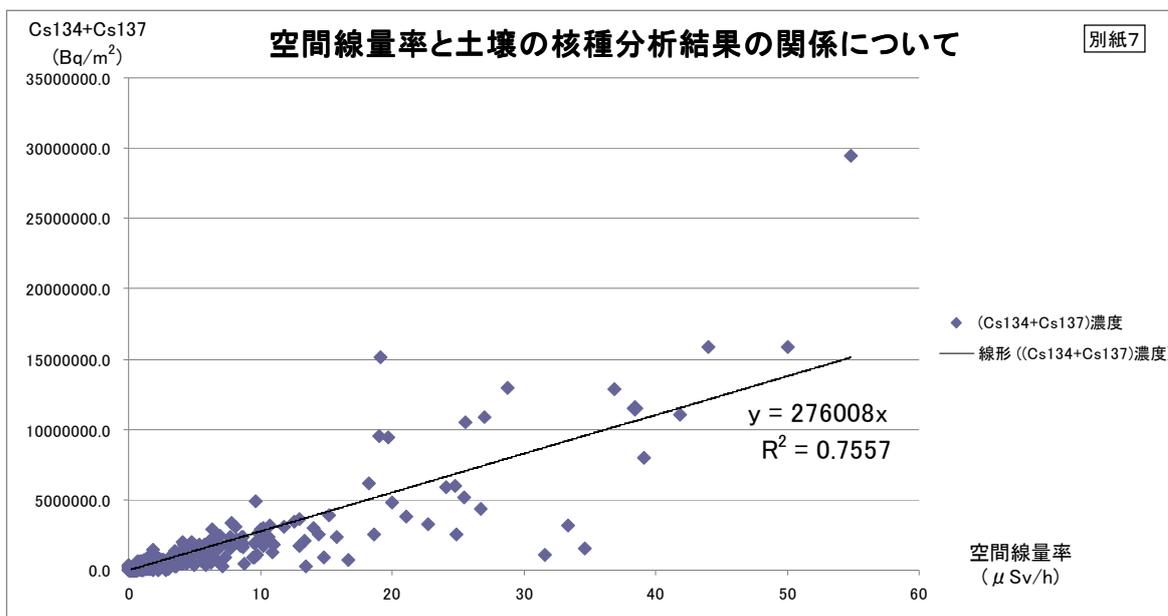


図3 空間線量率と土壌のセシウム放射能濃度との関係

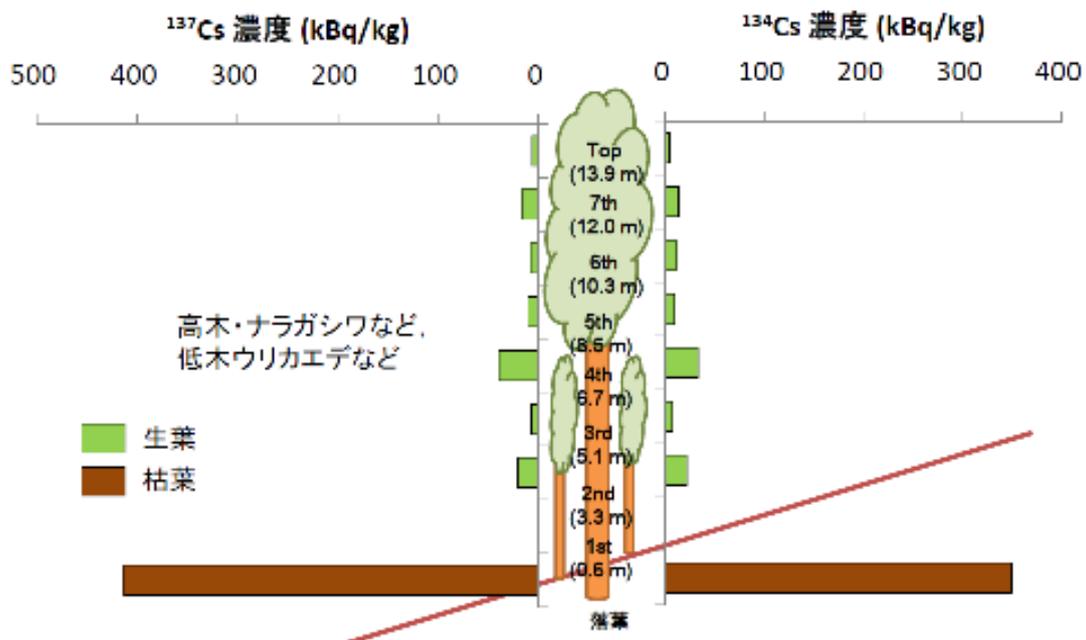


図4 (1) 広葉樹林の樹木の放射性セシウムの分布状況

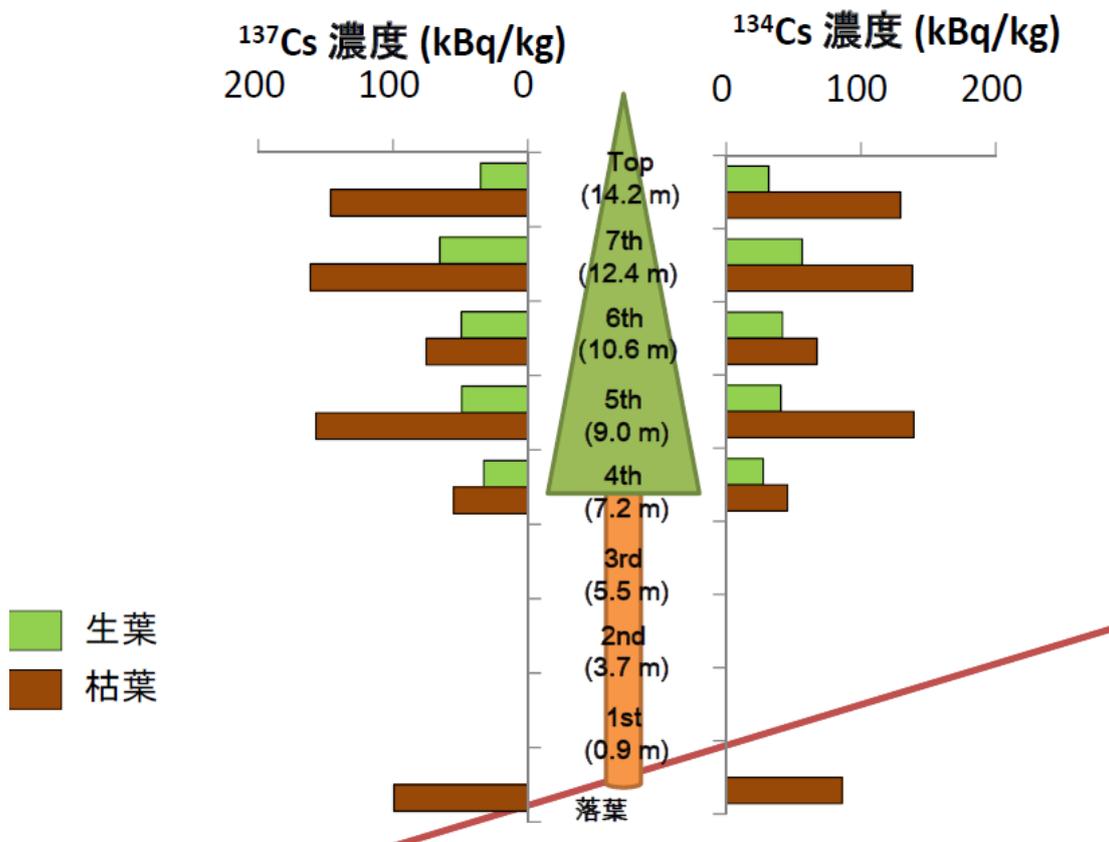


図4(2) スギ壮齢林の樹木の放射性セシウムの分布状況

河川水中のセシウム137の濃度の変化について 別紙5

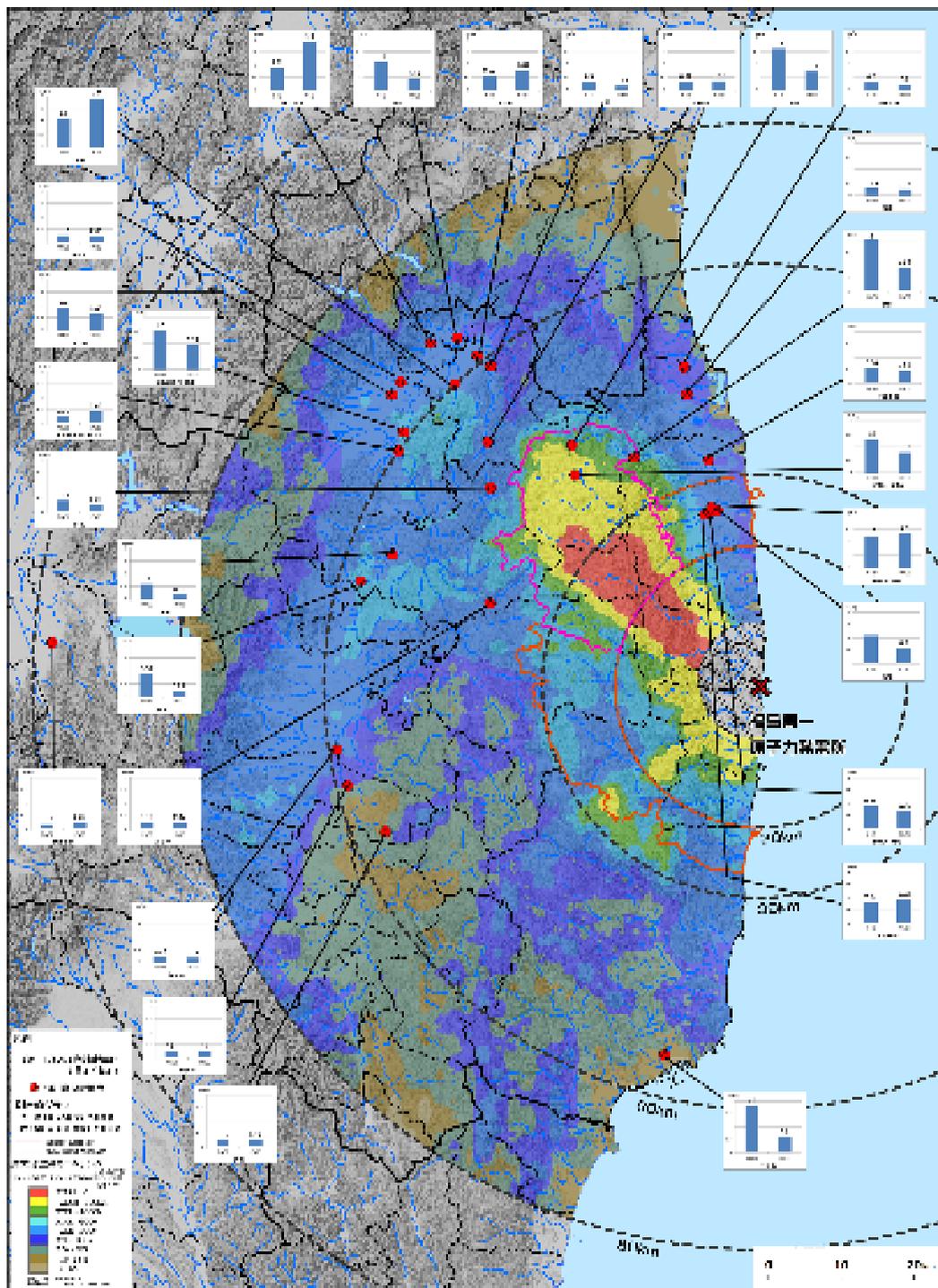


図5 河川水中の Cs-137 放射能濃度の梅雨前後の変化