

(別添)

## 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について

### 1 背景と目的

東京電力福島第一原子力発電所の事故により、発電所周辺の大半を占める森林地域に大量の放射性物質が降下しました。チェルノブイリ原子力発電所事故による影響等については、これまで様々な調査が行われ知見が得られていますが、我が国の森林と気候や地形、土壌、森林植生が大きく異なることから、今般の事故で汚染された森林の取扱いなどを検討するためには、森林における汚染の実態を的確に把握する必要があります。

そこで、独立行政法人森林総合研究所は、森林内部における放射性物質の分布状態を明らかにするため、福島第一原子力発電所から距離別に3箇所（川内村、大玉村、只見町）の調査地を設け（下図参照）、土壌や落葉、樹木の葉や幹などの部位別の放射性セシウム濃度とその蓄積量を調べました。

今回、3箇所の調査地の調査結果を取りまとめたので報告します。



それぞれの調査地と調査日は次のとおりです。

#### 大玉調査地

住所：福島県安達郡大玉村（福島森林管理署管内国有林）（写真1～3）

調査日：平成23年8月8日（月）～12日（金）

#### 川内調査地

住所：福島県双葉郡川内村（磐城森林管理署管内国有林）（写真4）

調査日：平成23年8月30日（火）～31日（水）

#### 只見調査地

住所：福島県南会津郡只見町（会津森林管理署南会津支署管内国有林）（写真5）

調査日：平成23年9月6日（火）～7日（水）



写真1 大玉調査地のスギ林



写真2 大玉調査地のアカマツ林



写真3 大玉調査地の落葉広葉樹林（コナラ）



写真4 川内調査地のスギ林



写真5 只見調査地のスギ林

## 2. 調査方法

各調査地の樹種、林齢等は表1のとおりです。対象の森林に調査プロットを設定して森林の生育量など基礎的な調査を行い、既存の推定式を用いて直径と樹高から幹材積や葉、枝、根の重量を推定しました。さらに調査プロット内の数十か所で空間線量率を測定しました（写真6）。

表1 各調査地の概要

調査地	樹種	林齢(年)	森林の区分	空間線量率( $\mu\text{Sv/h}$ )*
大玉	スギ	41	育成林	0.31
大玉	アカマツ	42	育成林	0.33
大玉	コナラ	42	天然生林(落葉広葉樹林)	0.33
川内	スギ	42	育成林	3.11
只見	スギ	40	育成林	0.12

\*地上1mの複数地点の平均値

次に、調査プロットから生育程度の異なる調査対象木を3本選び、その木の周囲の4箇所方形枠(25 cm $\times$ 25 cm)内の落葉層(落葉や落枝およびそれらの腐朽した有機物からなる堆積有機物層)の試料を採取し、さらに土壌採取用円筒(容積500 mL、高さ5 cm、面積100 cm<sup>2</sup>)を用いて深さ別(0-5、5-10、10-15、15-20 cm)に土壌の試料を採取しました(写真7)。調査対象木を伐採し、葉、枝、樹皮、幹材に分け、幹材はさらに心材と辺材に分けて採取しました(写真8、写真9)。

試料は乾燥・粉碎した後に、ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー法で放射性セシウム( $\text{Cs134}$ 、 $\text{Cs137}$ )を定量しました。葉、枝、樹皮は100 mLのU-8容器に、心材、辺材は2Lのマリネリ容器に試料を詰めて測定しました。測定時間は土壌が2,000秒あるいは3,000秒、それ以外はすべて1,000秒で行いました。部位別の単位面積当たりの放射性セシウム蓄積量は、面積あたりの落葉層、土壌、樹木の各部位の現存量に、それぞれの放射性セシウム濃度を乗じて求めました。放射性セシウム量が検出限界以下の試料(幹材)については、検出限界値と仮置きした上で平均値と標準偏差を求めました。

幹材については、川内調査地以外の調査地で検出限界値を下回る試料が多かったことから、空間線量率と放射性セシウム濃度との関係を確認するため、川内村内のスギ林2箇所に調査地を追加し(川内2:林齢55年、空間線量率1.17  $\mu\text{Sv/h}$ 、川内3:林齢40-50年、空間線量率0.47  $\mu\text{Sv/h}$ )、11月28日にスギの辺材と心材の試料を採取し、同様の方法で放射性セシウム濃度を分析しました。



写真6 空間線量率の測定



写真7 土壌試料の採取



写真8 伐採時の汚染防止のための養生



写真9 材の試料の採取

### 3. 結果

#### (1) 同一調査地の樹種別の放射性セシウム濃度について

大玉調査地の3種類の樹種（スギ、アカマツ、コナラ）を比較すると、同程度の空間線量率でも樹種によって部位別の放射性セシウム濃度が異なることがわかりました。

針葉樹林のスギ林とアカマツ林では落葉層と葉で放射性セシウム濃度が高くなりました。一方、落葉広葉樹林のコナラ林では落葉層の放射性セシウム濃度が最も高くなり、1キログラム（乾燥重量）あたり 55.2 キロベクレル（以下、試料重量単位は省略）でしたが、葉は0.6 キロベクレルと低くなりました（図1）。

#### (2) 同一樹種（スギ林）の調査地別の放射性セシウム濃度について

空間線量率の異なる3地点のスギ林を比較すると、各部位の放射性セシウム濃度は概ね空間線量率の高低に対応していました。

空間線量率の高い川内調査地から順に大玉、只見調査地の部位別の濃度を比べると、枝は、川内は115.1 キロベクレル、大玉は5.2 キロベクレル、只見は0.7 キロベクレル、樹皮は、川内は29.9 キロベクレル、大玉は1.3 キロベクレル、只見は0.3 キロベクレルでした。空間線量率が3  $\mu\text{Sv/h}$  を超える川内調査地では全般に濃度が高くなり、葉と落葉層の放射性セシウム濃度がともに300 キロベクレル以上になりました。

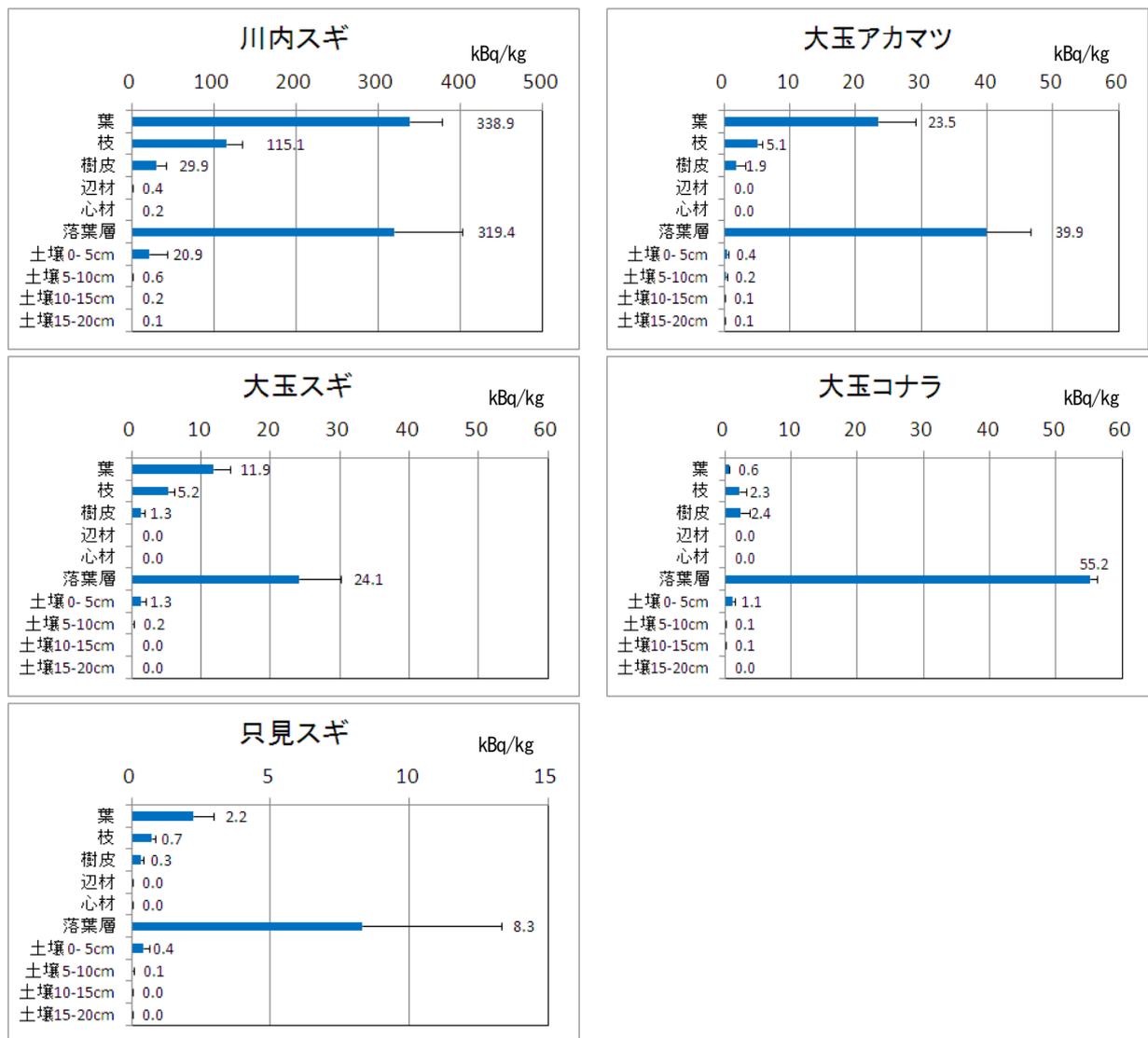


図1 各調査地における部位別の放射性セシウム濃度

注1：図中のバーは標準偏差を示す。

注2：調査地毎に放射性セシウム濃度（横軸）のスケールの単位を変えている。

表2 各調査地における空間線量率とスギの各部位の放射性セシウム濃度

	空間線量率 ( $\mu\text{Sv/h}$ )	葉 (Bq/kg)	枝 (Bq/kg)	樹皮 (Bq/kg)	辺材 (Bq/kg)	心材 (Bq/kg)
只見	0.12	2,222 $\pm$ 708	699 $\pm$ 157	316 $\pm$ 118	<13	<11
大玉	0.31	11,852 $\pm$ 2,412	5,203 $\pm$ 919	1,323 $\pm$ 444	<27	<14
川内3	0.47	—	—	1,335 $\pm$ 637	36 $\pm$ 8.4	15 $\pm$ 4.7
川内2	1.17	—	—	2,661 $\pm$ 580	125 $\pm$ 30.7	38 $\pm$ 27.9
川内	3.11	338,918 $\pm$ 39,006	115,059 $\pm$ 18,773	29,876 $\pm$ 12,446	406 $\pm$ 112.7	159 $\pm$ 34.5

注1：空間線量率は地上1mの複数地点の平均である。

注2：心材、辺材の値は平均 $\pm$ 標準偏差であるが、只見、大玉調査地については検出限界以下の試料があるため、標準偏差は求められず、また検出限界値に仮置きしたため「<」とした。

川内調査地のスギ林では、幹材についても放射性セシウムが検出され、空間線量率の高い順（川内、川内 2、川内 3）に辺材でそれぞれ 406 ベクレル、125 ベクレル、36 ベクレル、心材でそれぞれ 159 ベクレル、38 ベクレル、15 ベクレル（通常木材を使用する気乾状態ではそれぞれ表記の 6 分の 5 に相当する数値）で、空間線量率と幹材の放射性セシウム濃度は概ね比例関係にありました（表 2）。

しかし、川内村以外の調査地では心材 12 点中 10 点で放射性セシウム 134 と放射性セシウム 137 がともに検出限界以下であり、辺材でセシウム 134 とセシウム 137 の両方が測定された場合（12 点中 4 点）でもいずれも 37 ベクレル以下と非常に低い濃度でした。また全ての調査地において、幹材の放射性セシウム濃度は樹体の他の部位と比べ著しく低い傾向がありました。

### （3）森林全体の放射性セシウム蓄積量について

森林全体の放射性セシウム蓄積量と、森林内部における放射性セシウムの立体的な分布状況を把握するため、部位別の放射性セシウム濃度と単位面積あたりのそれぞれの重量を掛け合わせて、部位別の蓄積量を計算しました（図 2）。

森林全体では、調査地点の 1 平方メートル当たりの放射性セシウム蓄積量は、川内調査地のスギ林が約 138 万ベクレルと相対的に高く、大玉調査地の 3 樹種（スギ、アカマツ、コナラ）では約 8 万～12 万ベクレル、只見調査地のスギ林は約 2 万ベクレルと低くなり、空間線量率に概ね比例していました。なお、文部科学省の行った航空機モニタリングの測定結果（8 月 28 日現在）によれば、今回調査した川内調査地のスギ林付近は放射性セシウム蓄積量が 1 平方メートルあたり 100 万ベクレルを超える地域であり、周辺の森林に比べても著しく高い場所でした。

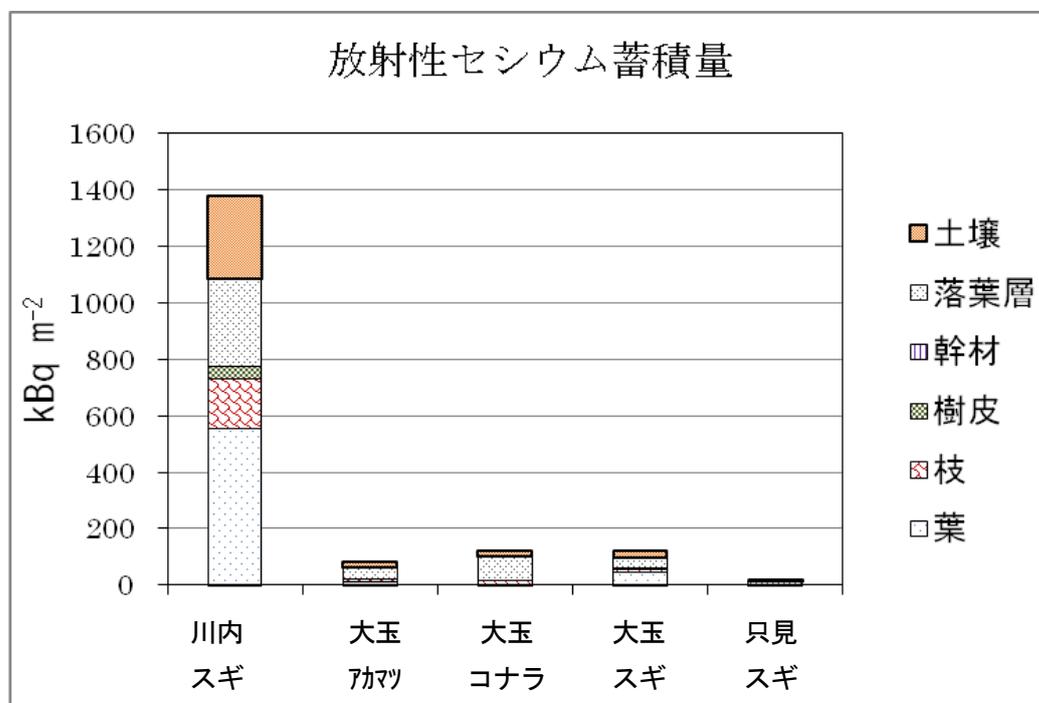


図 2 各調査地における部位別の単位面積あたりの放射性セシウム蓄積量

注：幹材は心材と辺材の合計、土壌は深さ 0～20 cm の全層の合計、落葉層は落葉や落枝及びそれらの腐朽した有機物からなる堆積有機物層全体。

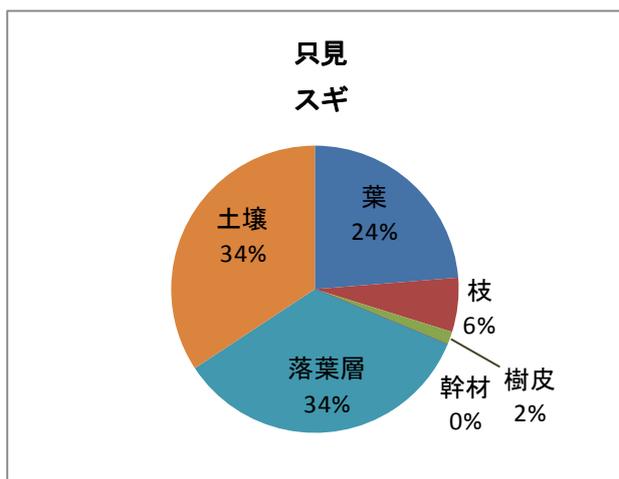
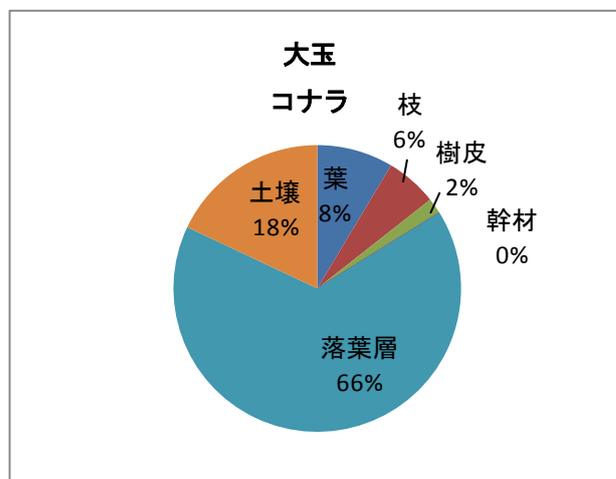
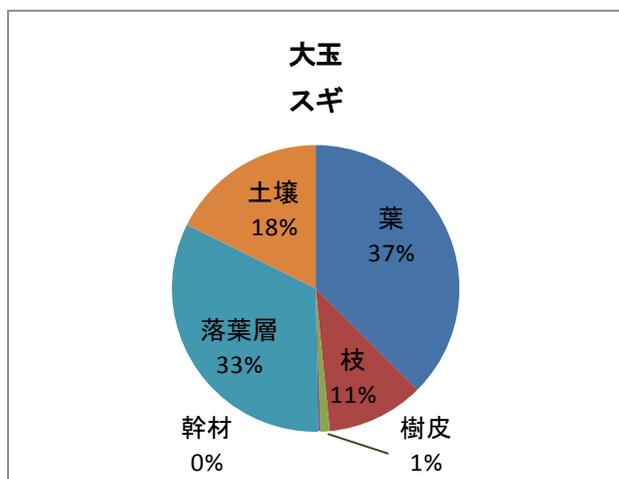
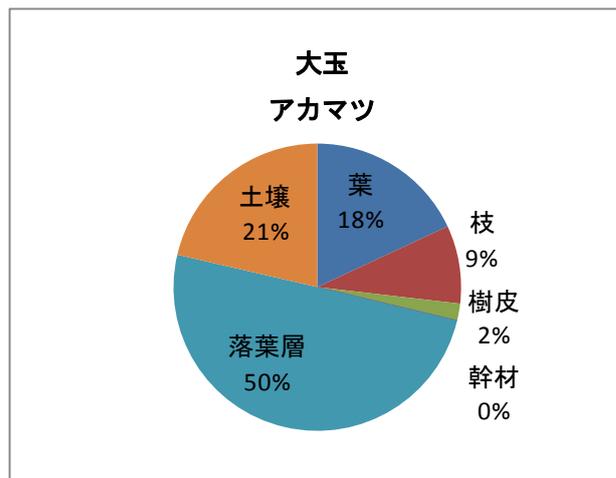
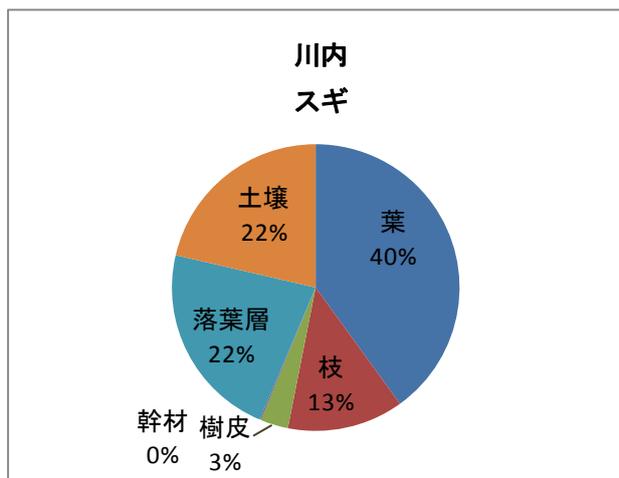


図3 各調査地における放射性セシウムの部位別分布割合

注：幹材は心材と辺材の合計、土壌は深さ 0~20 cm の全層の合計、落葉層は落葉や落枝及びそれらの腐朽した有機物からなる堆積有機物層全体。

#### (4) 森林内の放射性セシウムの分布状況について

次に、森林内部における放射性セシウムの分布状況を見るため、部位別の放射性セシウム蓄積量の存在割合を比較しました。スギ林では大玉調査地と川内調査地の分布の傾向は類似しており、濃度と同様に樹冠の葉と林床の落葉層に多くの放射性セシウムが分布していました(図3)。一方、只見調査地では、他の地域のスギ林と比べて土壌における蓄積量が多く、葉が少ない結果となりました。

大玉調査地の落葉広葉樹林(コナラ林)では、スギ林やアカマツ林と比べて葉の放射性セシウムの分布割合が森林全体の8%と低いのに対して、林床の落葉層には66%と多くの放射性セシウムが分布していました。また、アカマツ林は葉に18%、落葉層に50%でスギ林と落葉広葉樹林の中間的な分布割合を示しました。

#### 4. 考察

調査の結果、広葉樹林の葉に比べ、スギ林の葉に多くの放射性セシウムが分布していることが明らかになりました(図3)。これは、事故が起きた3月の時点で常緑樹であるスギは着葉していたため、葉に放射性物質が付着したのに対し、落葉広葉樹林では着葉していなかったため、森林全体に降下した放射性物質の多くが地面まで降下したものと考えられます。同じ常緑林でもアカマツはスギと比べて葉量が少ないため、森林全体に降下した放射性物質のうち葉に付着した放射性セシウムの割合が低かったものと考えられます。

また、スギ林を地域間で比較すると、各部位の放射性セシウム濃度は空間線量率と概ね比例関係にあることがわかりました。只見調査地のスギ林は土壌や落葉層の占める割合が大きくなっていましたが、ここは福島第一原子力発電所から最も離れた汚染度の低い地域で全体に放射性物質の濃度が低く、今回の事故以前に土壌や落葉層に蓄積していた放射性セシウムが影響したと考えられます<sup>1)</sup>。

以上のように、空間線量率と森林内部の放射性セシウム濃度は概ね比例することがわかりました。また、これまで樹木の部位別濃度は報告されているものの、森林全体における蓄積量はよくわかっていませんでしたが、今回、同じ地域でも樹種が異なると、放射性セシウムの蓄積量も異なり、またその分布も異なることが明らかになりました。

特に、落葉広葉樹林では、スギ林と比べて落葉層における放射性セシウムの分布割合が大きく(図3)、落葉層の除去が効果的な除染の方法であること(9月30日付け農林水産省プレスリリース)が改めて確認できました。アカマツ林では葉と落葉層を合わせると森林全体の放射性セシウム蓄積量の3分の2となること、アカマツは通常2年以内に大部分の葉を落とすこと、などから、森林の除染のためには引き続いて来年も落葉等の除去を行うことが効果的と考えられます。

スギやマツなど常緑樹についている葉は数年かかって落葉するので、樹冠に蓄積する放射性セシウムは次第に林床に移行するものと推察されます。また、落葉は分解するので、将来、放射性セシウムの大半は土壌表層に集中するものと推察されます。なお、チェルノブイリの影響調査から、土壌中の放射性セシウムは移動しにくく森林内にとどまることが報告されています<sup>2)</sup>。

森林内の放射性物質の分布状況は年々変化するものと考えられ、今後も森林内の放射性物質の分布と蓄積量の変化を調べるとともに、森林における放射性物質の拡散状態を監視する必要があることから、引き続き継続して調査を行うことにしています。

- 1) 日本の森林土壌の表層(0-5 cm)には大気核実験の影響等でもともと 100 Bq/kg 程度のセシウム 137 が含まれています(Chisato Takenaka ら、The Science of the Total Environment 222 1998. 193~199 (1998) より)
- 2) IAEA (2006) Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation : twenty years of experience, report of the Chernobyl forum expert group.