

原子力災害環境影響評価論 I

第6回 『森林の放射能汚染』

担当教員：
生命環境系 加藤 弘亮

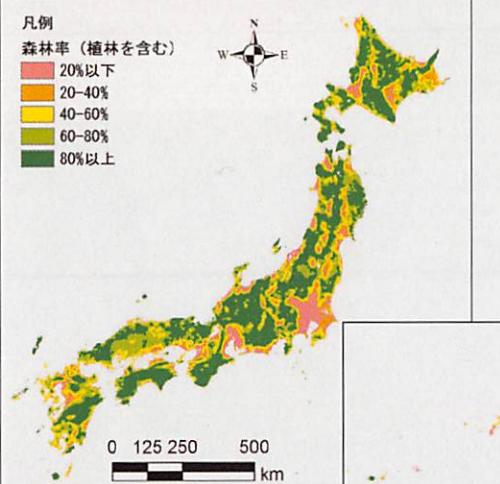
森林面積の比較

	全国 (2012年度)	福島県 (2012年度)
森林	251,000 (66.4%)	9,740 (70.7%)
人工林	103,000 (41.0%)	3,390 (34.8%)
天然林	134,000 (53.4%)	5,790 (59.5%)
その他	1,360 (0.5%)	560 (5.8%)
国有林	77,000 (30.7%)	4,090 (42.0%)
民有林	174,000 (69.3%)	5,650 (58.0%)

林野庁HP、森林資源の現況(平成24年3月31日現在)の統計情報に基づく

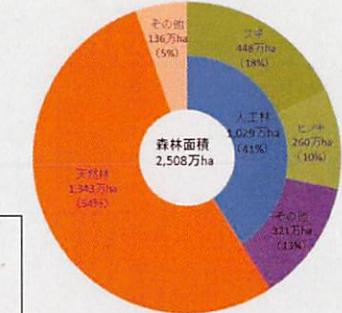
日本の森林分布

国土面積の66%を森林が占める！



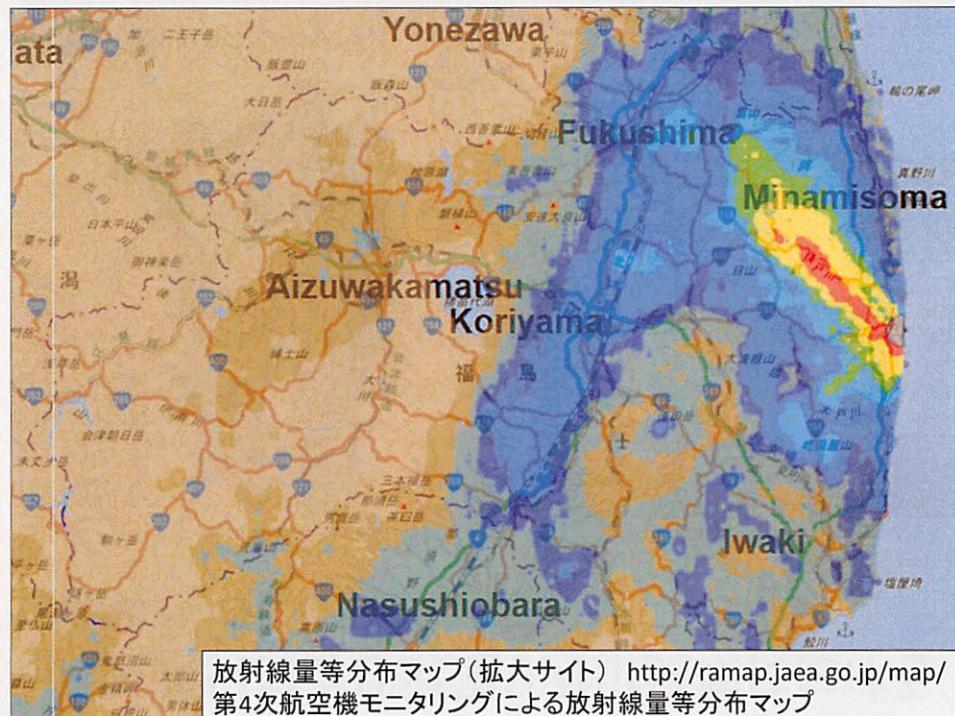
森林面積: 2510万ha
天然林: 約1300万ha
人工林: 約1000万ha
その他: 約200万ha
(森林・林業白書 平成22年)

森林面積に占めるスギ・ヒノキ人工林の割合



林野庁:スギ・ヒノキ林に関するデータ
(林野庁業務試料 平成24年3月31日時点)

環境省『みんなで学ぶ、みんなで守る 生物多様性 Biodiversity』 森林の連続性データ
<http://www.biodic.go.jp/biodiversity/activity/policy/map/map03/index.html>





阿武隈川および浜通り河川流域における土地利用と放射能汚染

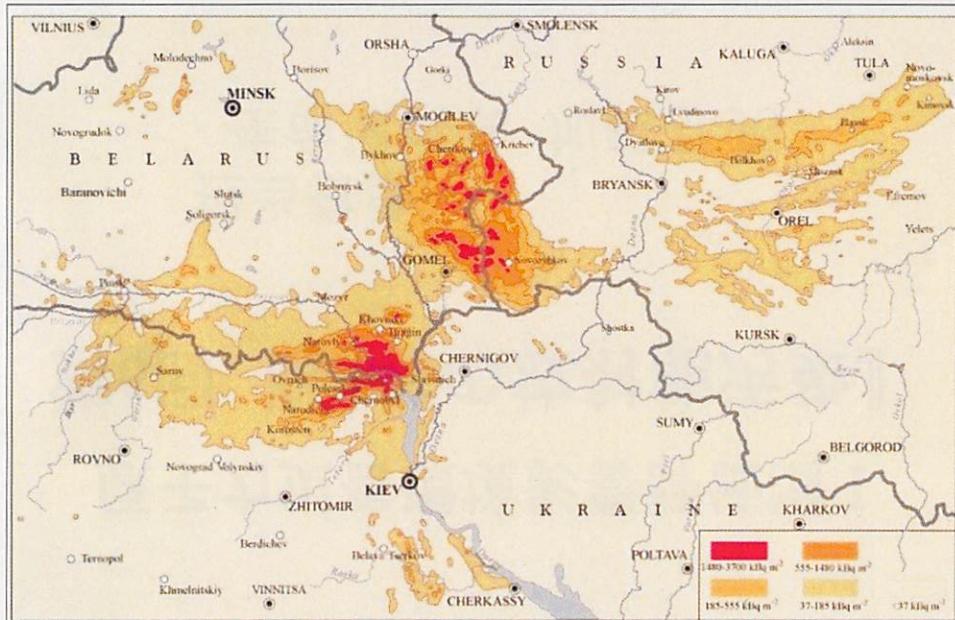


Table Proportion of Land use

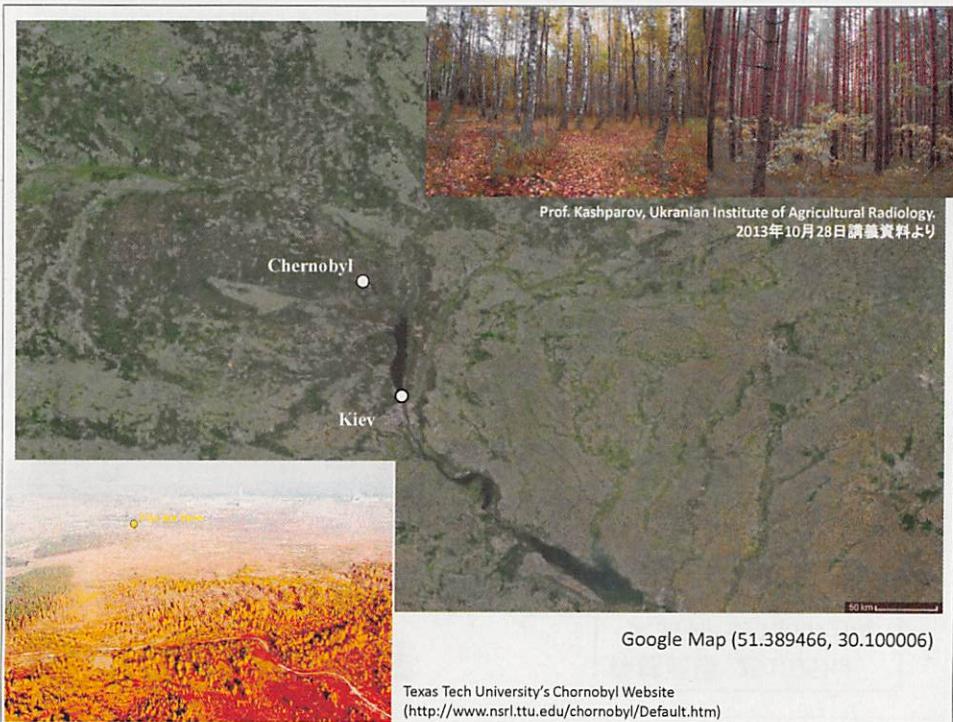
Land use	Area [km ² (%)]	Total amount of Cs-137 [TBq (%)]
Forest	5329 (63.7)	920 (68.9)
Paddy field	1157 (13.8)	160 (12.0)
Crop field	852 (10.2)	130 (9.7)
Built-up area	457 (5.5)	68 (5.1)
River & Lake	156 (1.9)	11 (0.8)
Waste land	152 (1.8)	16 (1.2)
Other land use	147 (1.8)	17 (1.3)
Road/railways	67 (0.8)	10 (0.7)
Golf field	47 (0.6)	3.5 (0.3)
Beach	1 (0.01)	0.19 (0.01)
Total	8365 -	1336 -

阿武隈川流域の土地利用

Kitamura et al. (2014) Anthropocene, 55, 22-31.



United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR).
<http://www.unscear.org/unscear/en/chernobylmaps.html>



森林におけるセシウムの挙動

- チェルノブイリ原発事故の経験から
 - ・セシウムは森林内に保持され、森林外へ流出する量は少ない
 - ・森林生態系内の循環により汚染が長期化
 - ・セシウムの再拡散リスクの長期化



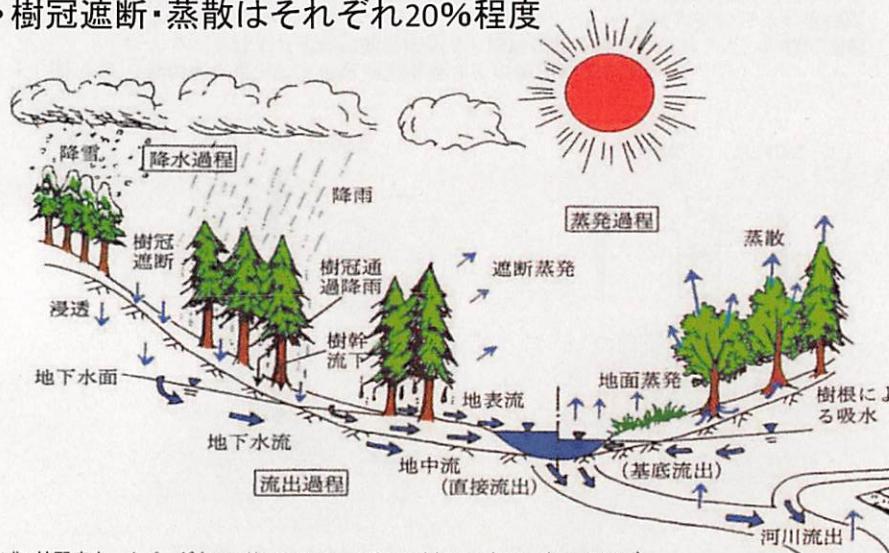
○ 福島原発事故では？

- ・森林外へ流出する量はチェルノブイリより多い？
- ・森林生態系内の循環は早い？
→急峻な斜面からなる地形、温暖多雨な気候等

**既往の知見を踏まえつつ、
長期的なモニタリングを続けていく必要がある！**

森林の水循環

- ・樹冠遮断・蒸散はそれぞれ20%程度



出典：林野庁ホームページ(http://www.rinya.maff.go.jp/j/suigen/suigen/con_1.html)
「太田猛彦「斜面における水文循環の各種成分(1996)」より作成」を引用

ここまでまとめ

- 日本の国土面積の約7割を森林が占める。
- 福島原発事故により広大な森林面積(福島県面積の約70%)が放射能汚染を受けた。
- 福島県及び近県の森林は、チェルノブイリ原発事故の影響地域の森林と様相が異なる。

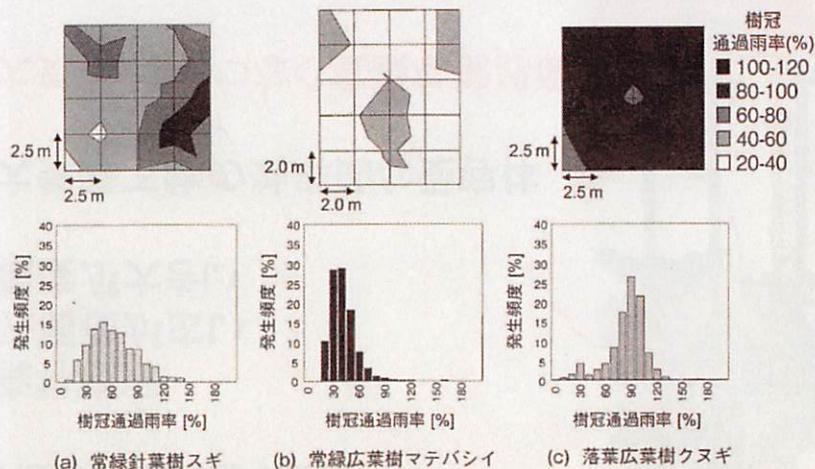
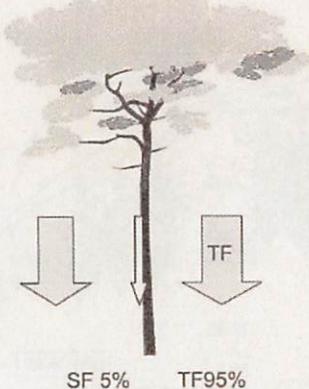


図 1.5 樹冠通過雨量の空間的不均一性
上段の図で特に色の濃い部分は樹冠通過雨が集中しているところ(集中滴下点)を示す。下段は、各林分における樹冠通過雨率の発生頻度を示す。林分を構成する樹種によって、林床に供給される樹冠通過雨の空間分布特性が大きく異なる。

図：森林水文学(森林の水のゆくえを科学する) 森林水文学編集委員会

針葉樹（アカマツ）



常緑広葉樹（マテバシイ）

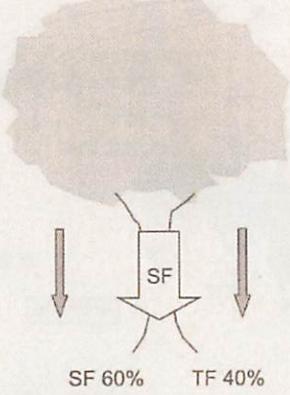


図 7.3 樹幹流下量 SF と樹冠通過雨量 TF の樹種による違い
アカマツ林やスギ林の樹幹流が5~10%程度であるのに対して、常緑広葉樹では林外雨量の60%に達することがある。マテバシイ以外の日本の常緑広葉樹や針葉樹であるヒノキも自分の根元に水を集めることが多い(図中の値は典型的な値)

森林水文学(森林の水のゆくえを科学する) 森林水文学編集委員会

森林への汚染物質の沈着の概念図

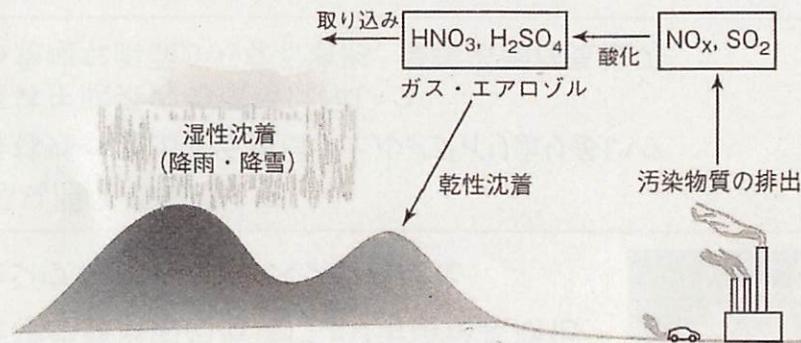


図 9.1 森林への汚染物質の沈着の概念図

都市域から排出された大気汚染物質は、湿性沈着と乾性沈着を経て、森林へ負荷される。

『森林水文学: 森林の水のゆくえを科学する』森林水文学編集委員会、森北出版株式会社
第9章 森林への物質の沈着と樹冠の相互作用、智和正明、より引用

森林での物質循環

大気

- 大気降下物は栄養塩、汚染物質等の大気降下物の効率的な受容体の陸域への流入経路
- 森林樹冠
 - ・表面積が広い
 - ・粗度が大きい
- 大気降下物の効率的な受容体
- 大気-土壤をつなぐ重要な界面面



樹冠と大気降下物の相互作用

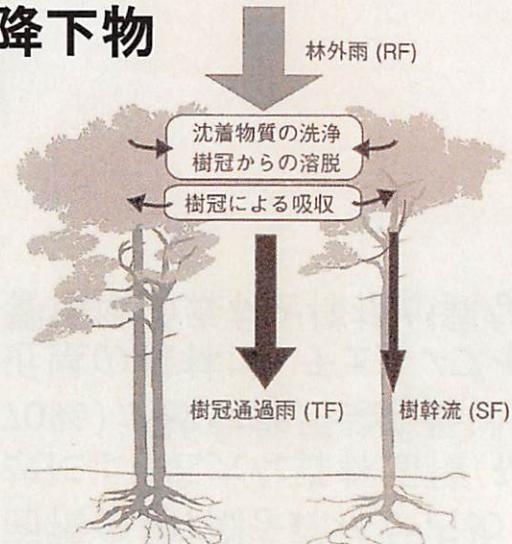


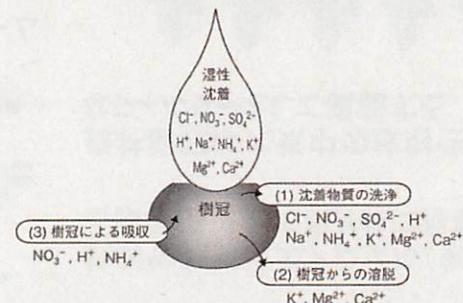
図 9.2 林冠における樹冠と大気沈着物の相互作用に関する概念図

『森林水文学: 森林の水のゆくえを科学する』森林水文学編集委員会、森北出版株式会社
第9章 森林への物質の沈着と樹冠の相互作用、智和正明、より引用

降水と樹冠に蓄積された沈着物の相互作用

降水が樹冠に触れるときどうなるか？？

- ①樹冠に蓄積された沈着物の降水による洗浄
- ②樹木体内からの物質の溶脱
- ③樹冠における植物による吸收



『森林水文学: 森林の水のゆくえを科学する』森林水文学編集委員会、森北出版株式会社
第9章 森林への物質の沈着と樹冠の相互作用、智和正明、より引用

ここまでまとめ

▶ 森林の水循環

- ・森林への降雨は遮断蒸発と林内雨に分かれる
- ・林内雨は様々な経路を通って流出する
- ・森林内の水の動きは物質移動を支配する

▶ 森林の物質循環

- ・森林樹冠は大気降下物を効率的に捕捉
- ・大気-土壤間の重要な境界面
- ・大気降下物には湿性・乾性沈着がある
- ・森林樹冠に蓄積された降下物は、植物による吸收・降雨による洗浄・溶脱を受ける

アカマツ樹冠への乾性沈着量

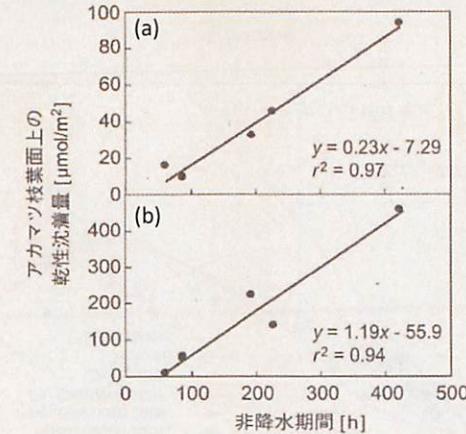
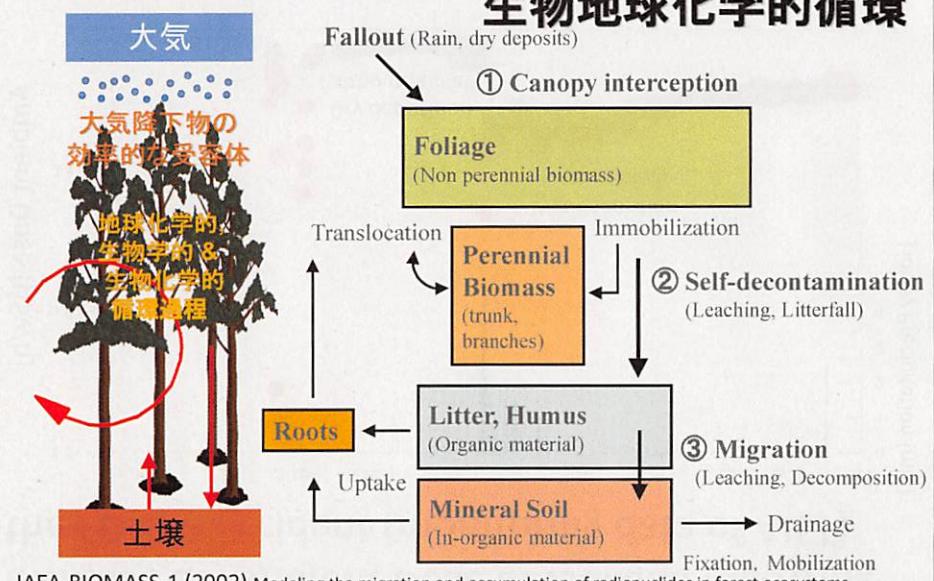


図 9.8 非降水期間とアカマツ枝葉面積当りの SO_4^{2-} (a) と NO_3^- (b) の乾性沈着量との関係
縦軸の沈着量は極楽寺山における都城側・山側地点の合計 8 地点の平均値。

『森林水文学: 森林の水のゆくえを科学する』森林水文学編集委員会、森北出版株式会社
第9章 森林への物質の沈着と樹冠の相互作用、智和正明、より引用

森林生態系における放射性セシウムの生物地球化学的循環

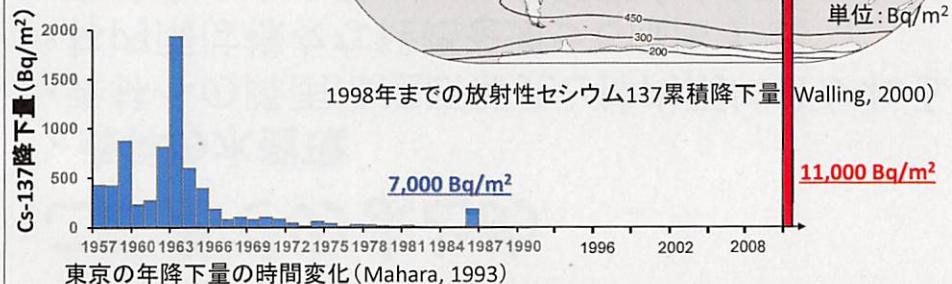


IAEA-BIOMASS-1 (2002) Modeling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems
International Atomic Energy Agency, Forest WG.

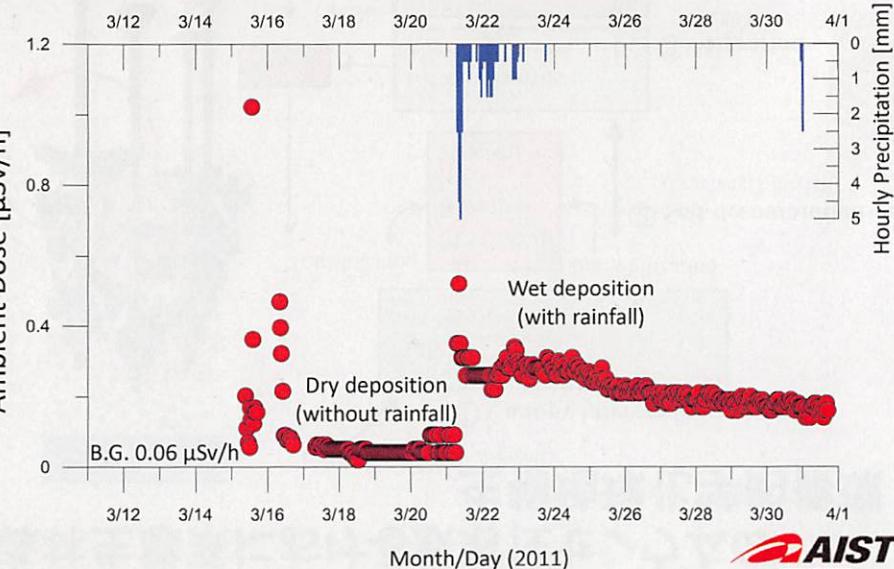


原水爆実験による全球規模の放射性セシウム拡散と沈着 グローバルフォールアウト

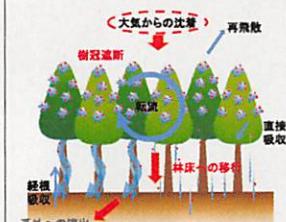
大気圏原水爆実験@ビキニ環礁
1946年



Increase of Ambient Dose in Tsukuba following the FDNPP accident (monitoring data of AIST)



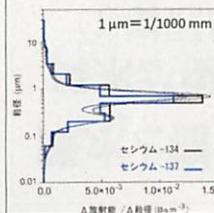
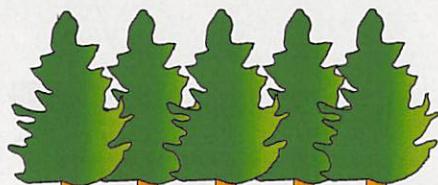
大気からの沈着(乾性沈着・湿性沈着)



放射性物質はエアロゾル(気体中に浮遊する微粒子)として風と共に移動(放射性雲)

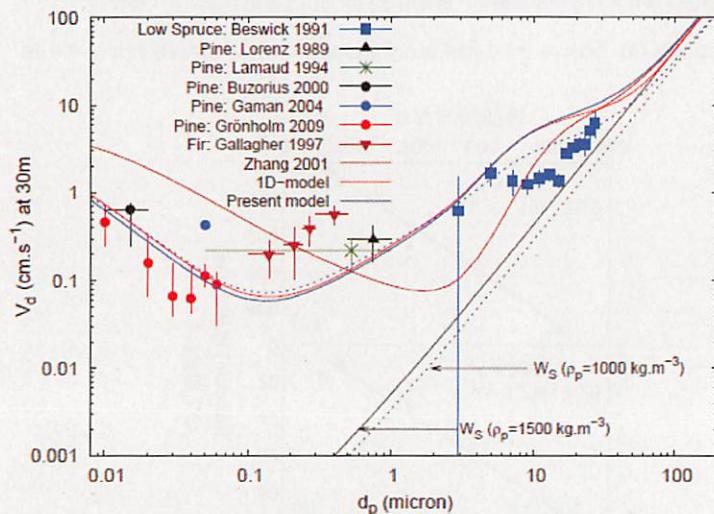
森林樹冠は大気中の放射性物質の効率的なフィルターとして機能する

放射性雲(ブルーム)



産総研(2012) 風に乗って長い距離を運ばれる放射性セシウムの存在形態
2011年4月28日～5月12の期間に観測されたエアロゾルの粒径分布

沈着率($\text{Bq}/\text{cm}^2/\text{s}$) = 大気中放射性核種濃度(Bq/cm^3) × 沈着速度(cm/s)



Petroff and Zhang (2010) Development and validation of a size-resolved particle dry deposition scheme for application in aerosol transport models.
Geoscientific Model Development, 3, 753-769.

Table 3
Deposition velocities of atmospheric sulfate

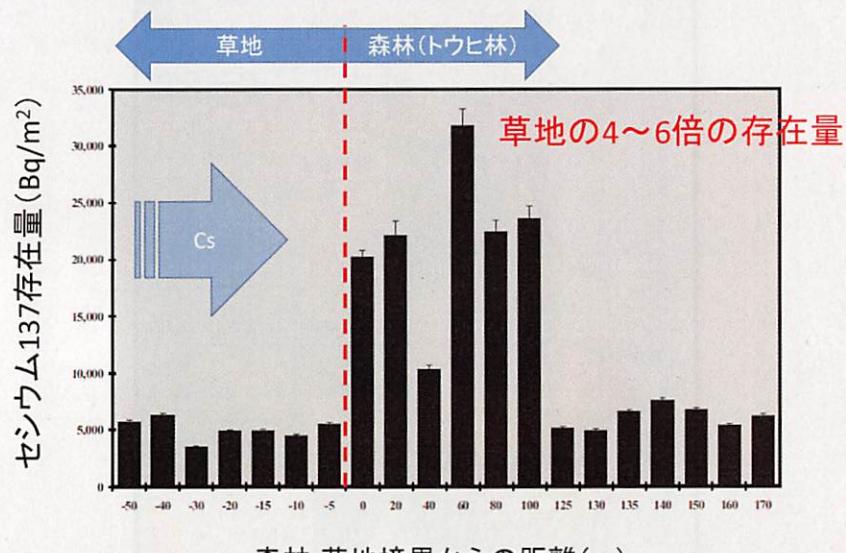
Reference	Canopy type	Method	V_d (cm s^{-1})
Hofken et al. (1982)	Spruce	Throughfall analysis	1.5
Hicks et al. (1982)	Pine	Micrometeorological	0.5–2.0
Gravenhorst and Höfken (1982)	Spruce	Aerosol depletion	1.3
Dasch (1986)	Pine	Foliar washing	0.15–0.45
Shanley (1989)	Spruce	Foliar washing	0.034–0.78
Wyers et al. (1995)	Douglas fir	Micrometeorological	1.2–1.5

Ould-Dada (2002) Effect of forest edges on deposition of radioactive aerosols.
Atmospheric Environment 36, 5595–5606.

森林への乾性沈着の例



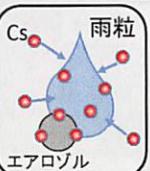
草地と森林(Lady Wood)におけるセシウム蓄積量



Ould-Dada et al (2002) Atmospheric Environment 36, 5595–5606.

大気からの沈着(湿性沈着)

黒い雨?



大気中の放射性物質が降雨に伴って降下(ウォッシュアウト)



沈着量は被覆に関係なし

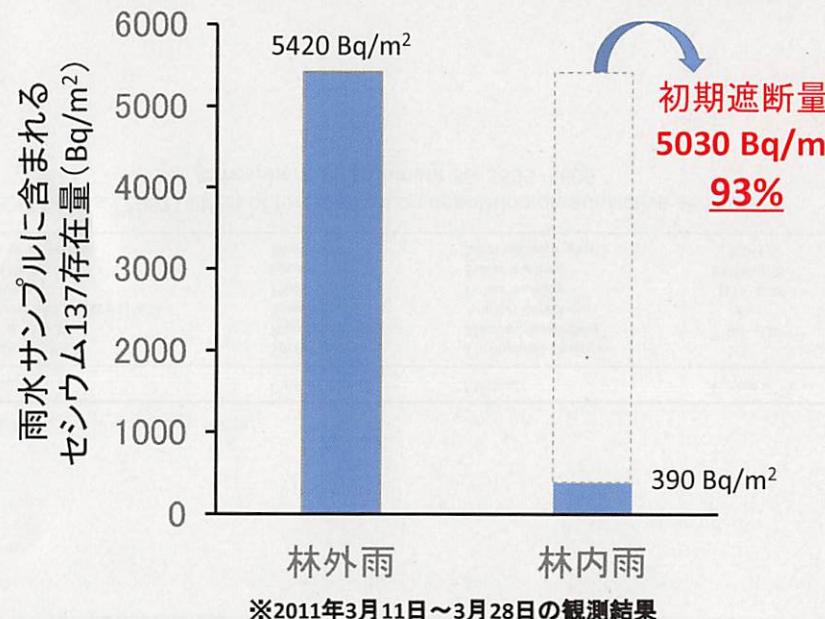
高い除去率

ホットスポットを形成

2011年3月21日 つくば市降水のセシウム137濃度 1590 Bq/kg
沈着量におよぶと24,000 Bq/m²



スギ林樹冠によるセシウム137の初期遮断



福島県の森林放射能汚染の予備調査

隣接する森林(スギ)と牧草地に測線を設け、5cm深の土壌を採取した。
土壤試料の採取は2011年5月21日に行った。

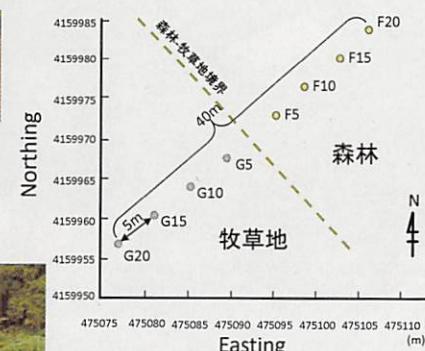


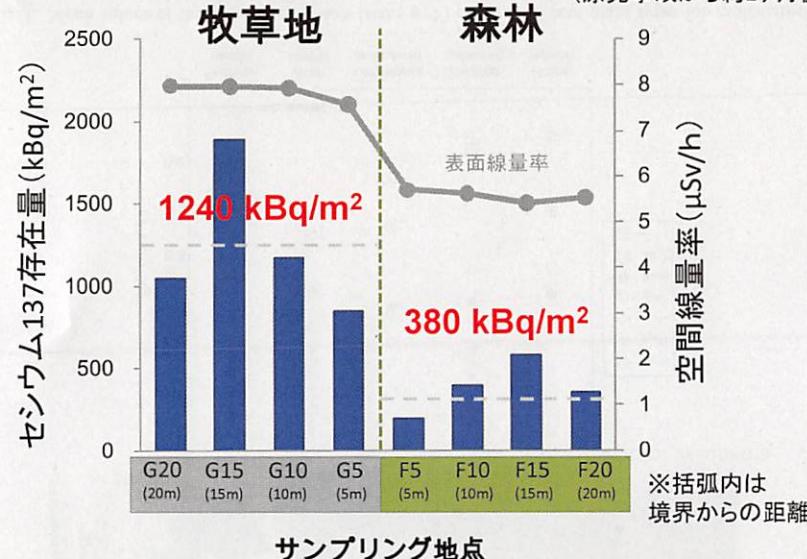
図 土壤サンプリング地点の位置図
(福島県伊達郡川俣町山木屋地区)



セシウム137の場合

樹冠遮断率 69%

(原発事故から約2ヶ月後)

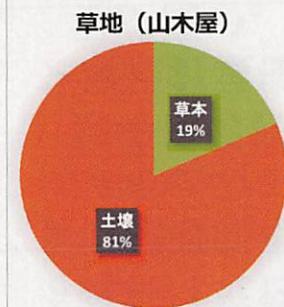


森林-牧草地境界からの距離とCs-137インベントリーの関係

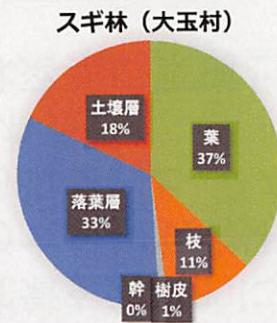
11

セシウム137存在量の分布

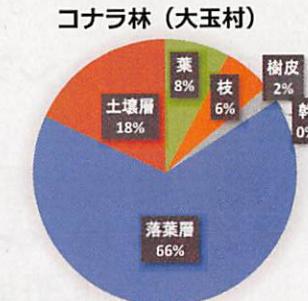
草地 (山木屋)



スギ林 (大玉村)



コナラ林 (大玉村)



文科省 第1次分布状況等調査

※2011年7月の調査結果

森林総合研究所 橋本・金子(2012)

※2011年8月・9月の調査結果

放射性セシウムの樹冠遮断率

出典: Thiry (2012)

森林タイプ Forest species	放射性核種 Radionuclides	樹冠遮断率 f value (%)	出典 Reference
Deciduous	Cs-137	10-40	Melin et al., 1994
Beech	Cs-134, 137	20	Schimmack et al., 1991
Coniferous	not specified	70-90	Thikomirov et al., 1991
Coniferous	Cs-137	79	Ronneau et al., 1987
Coniferous	Cs-134, 137	70	Bunzl et al., 1989
Spruce	Cs-134, 137	70	Schimmack et al., 1991
Coniferous	Cs-137 (乾性沈着)	80-100	Melin et al., 1994
Coniferous	Cs-137	80	Sombré et al., 1990
Spruce (exp.)	Cs-134	79-86	Thiry, 1997
スギ林	Cs-137	92	Kato et al., 2012
ヒノキ林	Cs-137	93	(栃木県佐野市H23年3月実測値)
スギ林	Cs-137	69	Onda et al., 2015
スギ林	Cs-137	70	Kato et al., 2015
コナラ・赤松	Cs-137	23	(福島県山木屋のモデル推定値)



葉面積指數＝
単位面積あたりの
葉面の総面積の割合

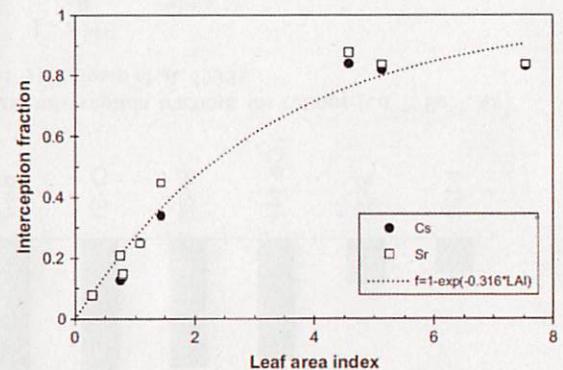
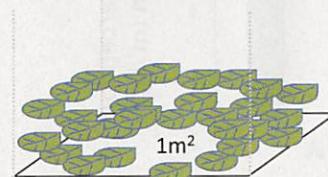
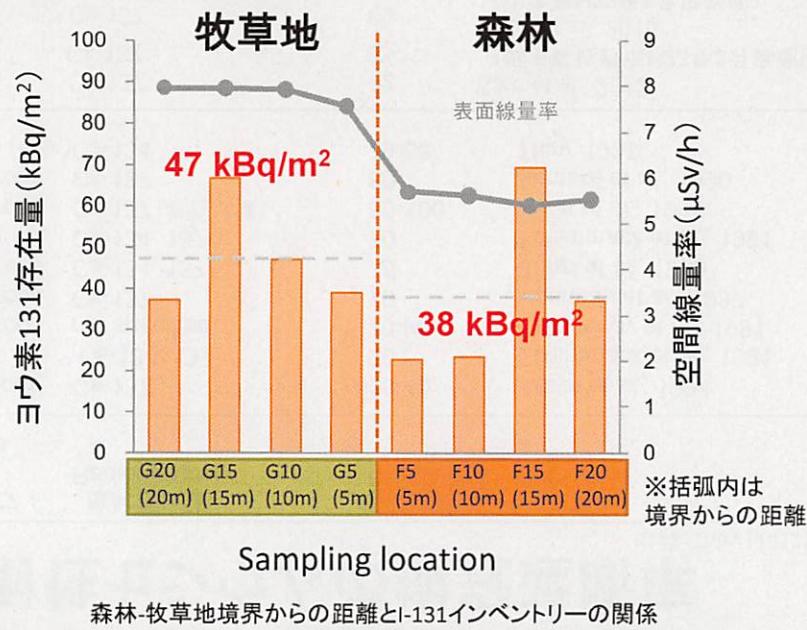


Fig. 5. Relationship between the interception factor, f , of ^{137}Cs and ^{90}Sr particles on wheat and the leaf area index LAI (Vandecasteele et al., 2001).

Pohl (2009) Interception of dry and wet deposited radionuclides by vegetation. Journal of Environmental Radioactivity 100 (2009) 675-682

ヨウ素131の場合

樹冠遮断率 29%



12

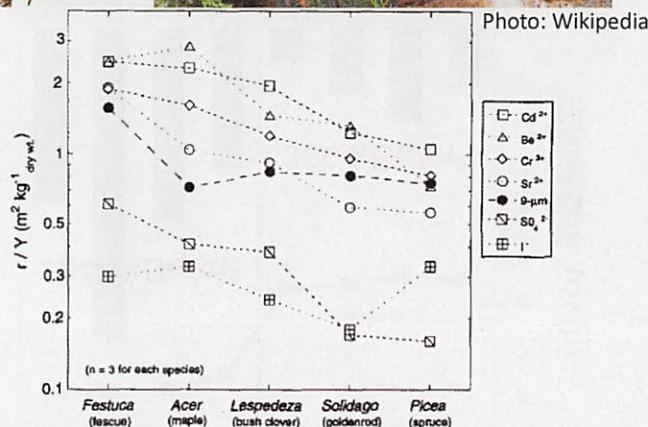


Fig. 1. Mean values of the mass interception factor (r/Y) on five different plant types for radioactively labeled cations, anions, and one size-class of insoluble microspheres.

Hoffman et al (1995) COMPARISON OF INTERCEPTION AND INITIAL RETENTION OF WET-DEPOSITED CONTAMINANTS ON LEAVES OF DIFFERENT VEGETATION TYPES. Atmospheric Environment, 29, 15, 1771-1775.

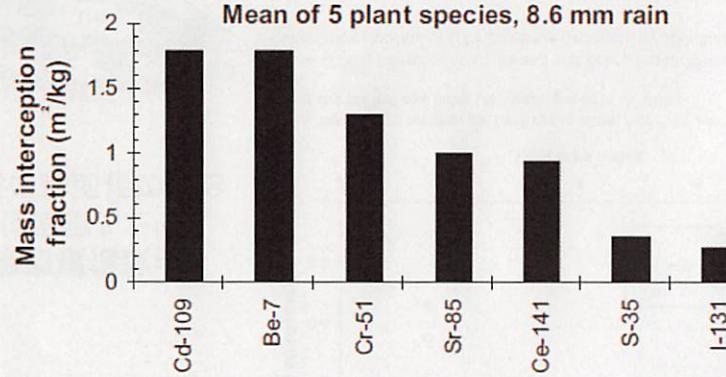


Fig. 2. Comparison of the mass interception fractions for cations (Cd^{2+} , Be^{2+} , Cr^{3+} , Sr^{2+} , Ce^{3+}) and anions (SO_4^{2-} , I^-) (Hoffman et al., 1995).

$$\text{Interception factor: } f = 1 - e^{-\mu B}$$

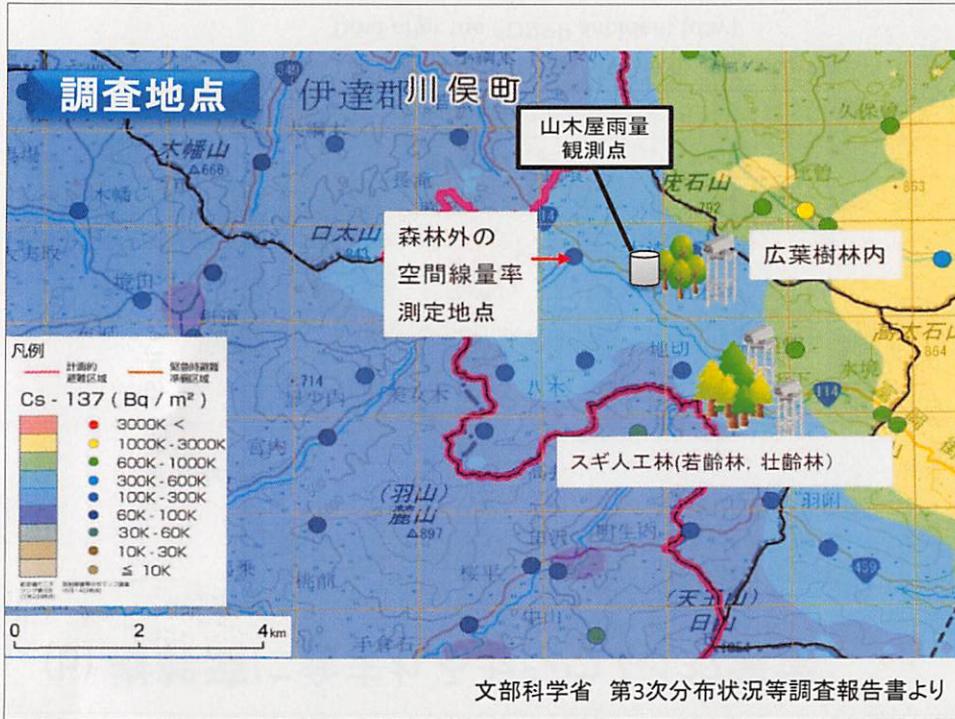
$$\text{Mass interception fraction} = \frac{1 - e^{-\mu B}}{B}$$

where
B: above ground biomass per unit area (kg/m^2)
 μ : absorption coefficient (m^2/kg)

Prohl (2009) Interception of dry and wet deposited radionuclides by vegetation.
Journal of Environmental Radioactivity 100 (2009) 675–682

ここまでまとめ

- 大気から森林に降下した放射性核種は樹冠遮断を受ける。
- 森林は乾性沈着を効率的に捕捉する。
- 樹冠遮断率の大きさは、樹種やバイオマス量、LAIなどの生物的要因と、降水量や核種の種類等に影響される。
- 常緑針葉樹は落葉広葉樹と比べて樹冠遮断率が高い。



針葉樹人工林サイト



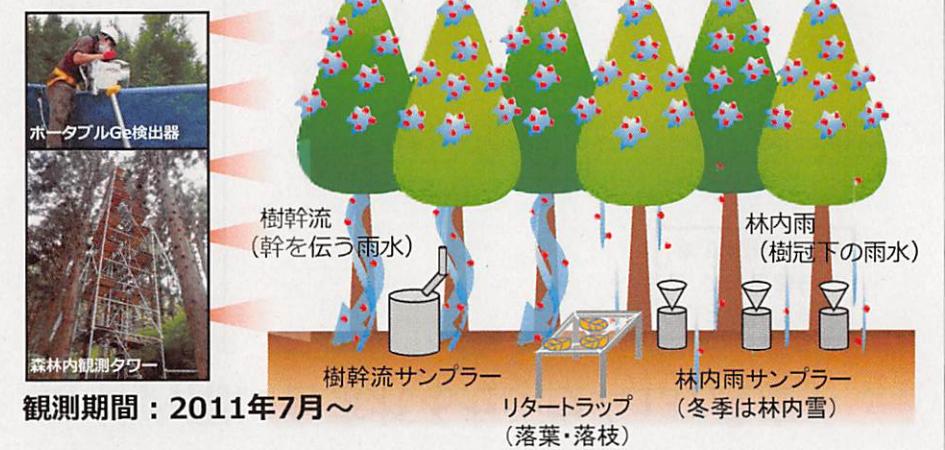
観測体制 (山木屋サイト)

①分布調査

- ・高さ別葉の採取
- ・In-situ測定
(計数率・空間線量率)

②移行調査

- ・林内雨、樹幹流、落葉等
のセシウム濃度測定



サンプル処理方法

林外雨、林内雨、樹幹流

100μmのステンレスメッシュに通し粗大有機物等を除去



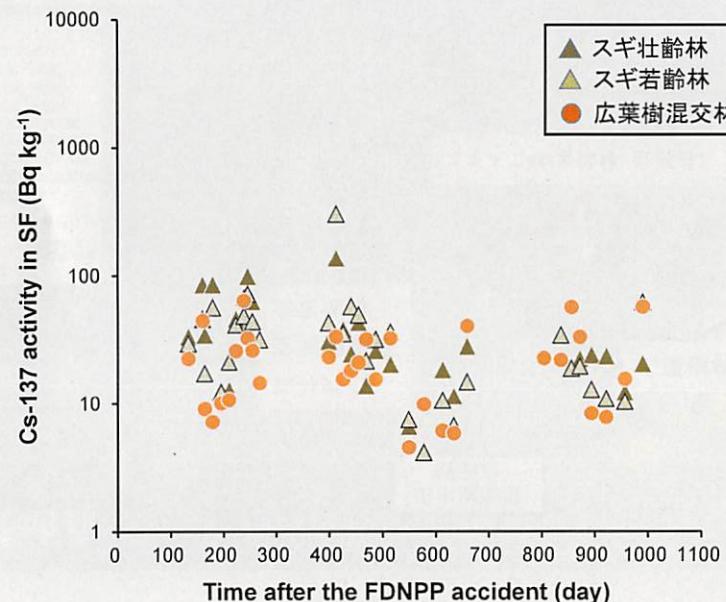
リターサンプル

葉、小枝、枝、樹皮等を手作業で分類

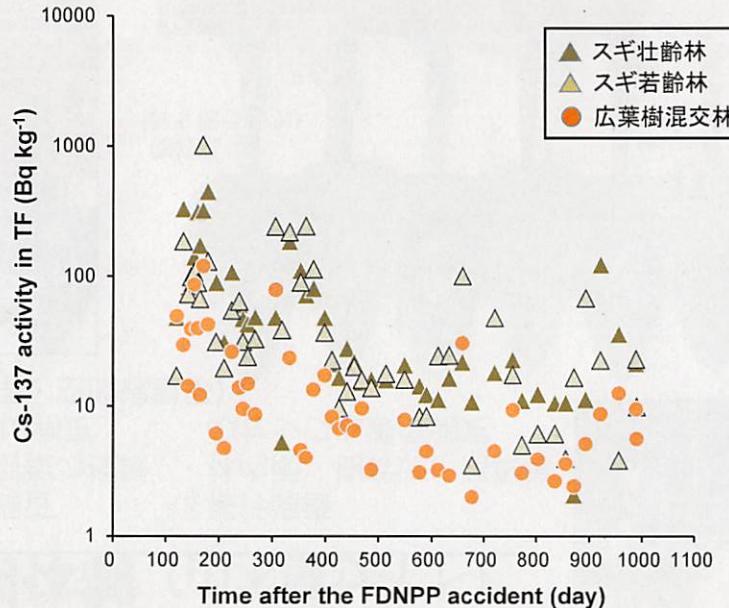


Geガンマ線検出器で放射性セシウム濃度測定

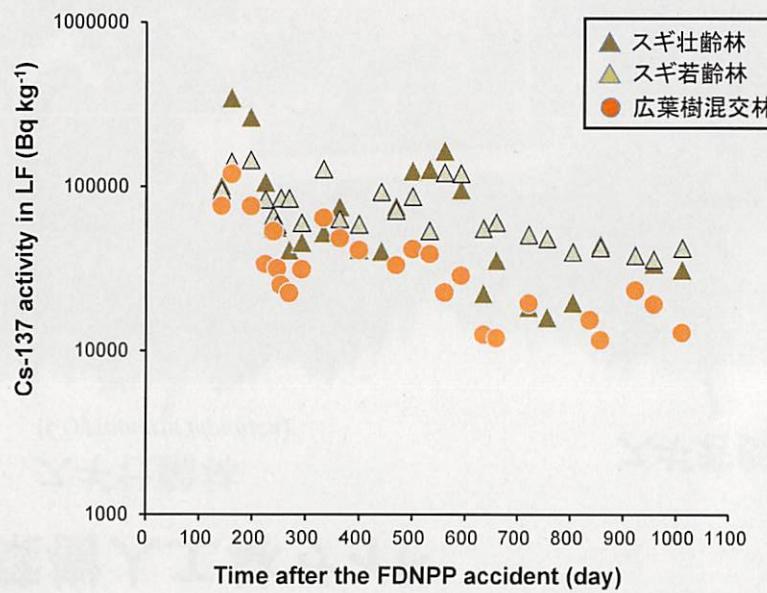
(b) 樹幹流に含まれるセシウム137濃度



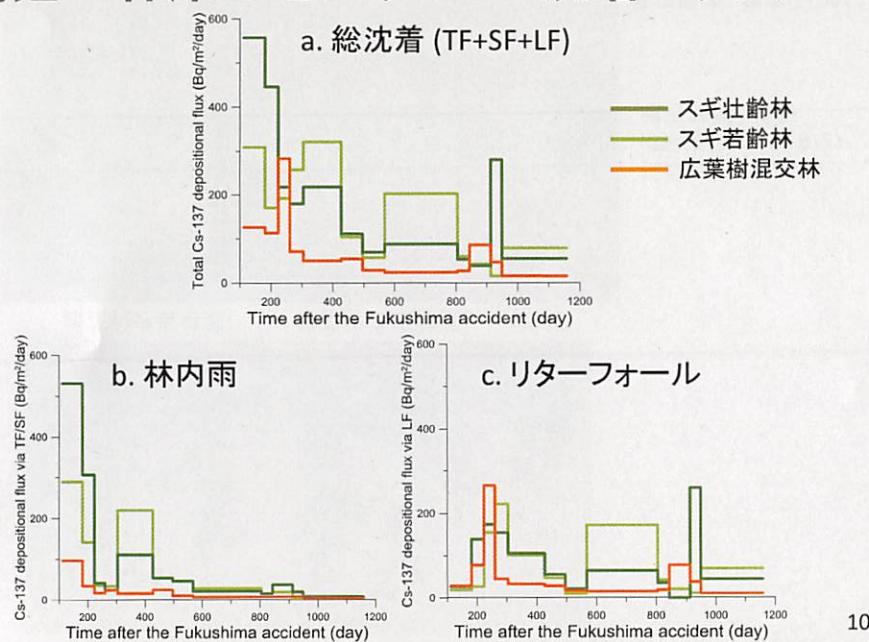
(a) 林内雨に含まれるセシウム137濃度



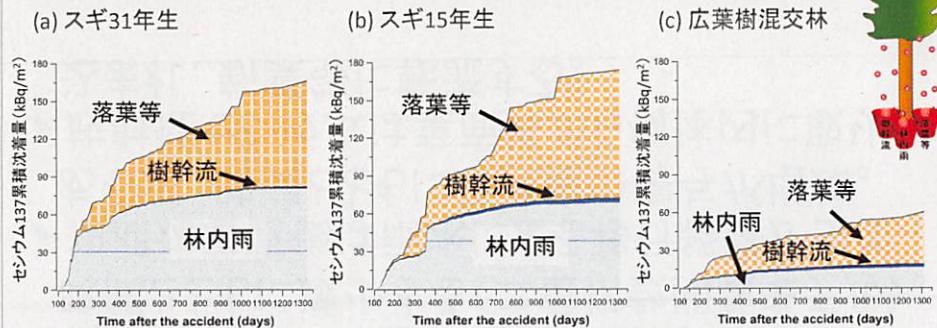
(c) 落葉等に含まれるセシウム137濃度



樹冠-林床のセシウム137沈着フラックス



移行経路別セシウム沈着量の時間変化



平成23年7月1日～平成26年10月23日の期間のモニタリングデータ

総移行量: 166 kBq/m²

林内雨: 48%
樹幹流: 1%
落葉等: 51%
※8 kBq/m²(H26年度)

総移行量: 174 kBq/m²

林内雨: 39%
樹幹流: 2%
落葉等: 59%
※6 kBq/m²(H26年度)

総移行量: 60 kBq/m²

林内雨: 26%
樹幹流: 4%
落葉等: 69%
※6 kBq/m²(H26年度)

23

Field loss model for canopy Cs-137

Double Exponential Model

$$A(t) = A_1 e^{-\lambda_f t} + A_2 e^{-\lambda_s t}$$

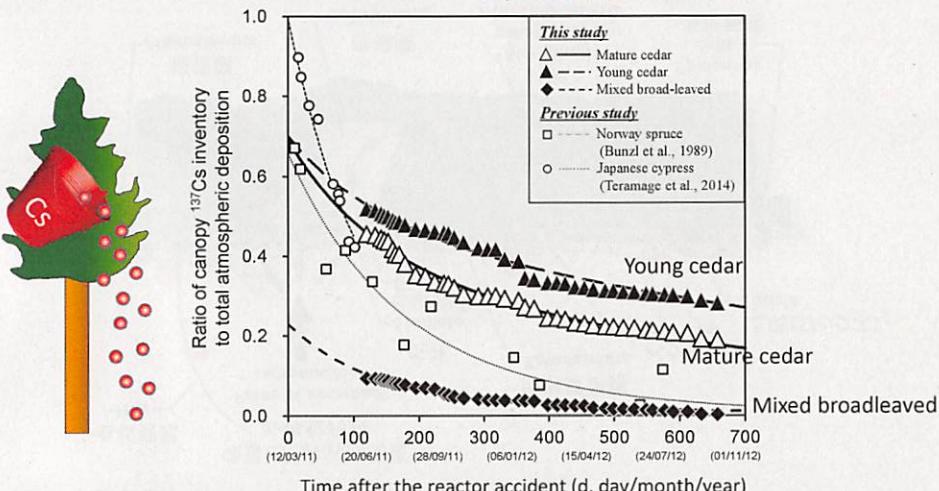
Rapid loss (%)

Slow loss (%)

Loss rate (day⁻¹)

(e.g., Kinnersley et al., 1996; Madoz-Escande et al., 2005)

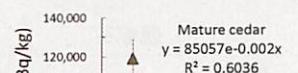
Y-axis: Ratio of canopy ¹³⁷Cs inventory to total atmospheric deposition



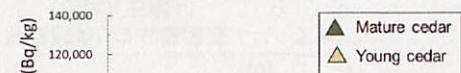
Kato et al. (2015) Temporal changes in radio cesium deposition in various forest stands following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Journal of Environmental Radioactivity, in press.

葉に含まれるセシウム137濃度の時間変化

a. 旧葉 (pre-accidental)



b. 新葉 (post-accidental)



樹体の放射性セシウム濃度は時間とともに低下
⇒リーチング、落葉等による樹冠からの除去
⇒新しい枝葉への転流

放射性セシウムの葉面吸着

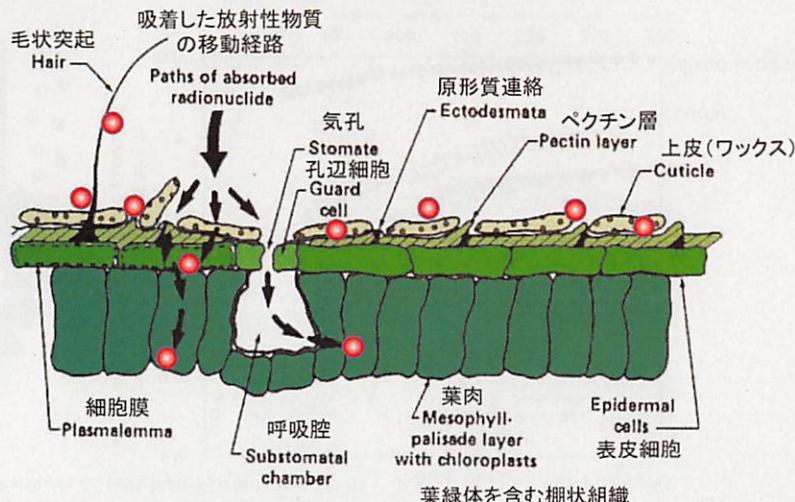


Figure 2. Cross sectional diagram of the leaf's surface showing where the entrance of radionuclides can take place. Illustration with permission from Koranda & Robison (1978).

Bengtsson (2013) Interception and Storage of Wet Deposited Radionuclides in Crops - Field Experiments and Modelling-. PhD Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences.



雄花付き当年葉

雄花除去当年葉

雄花

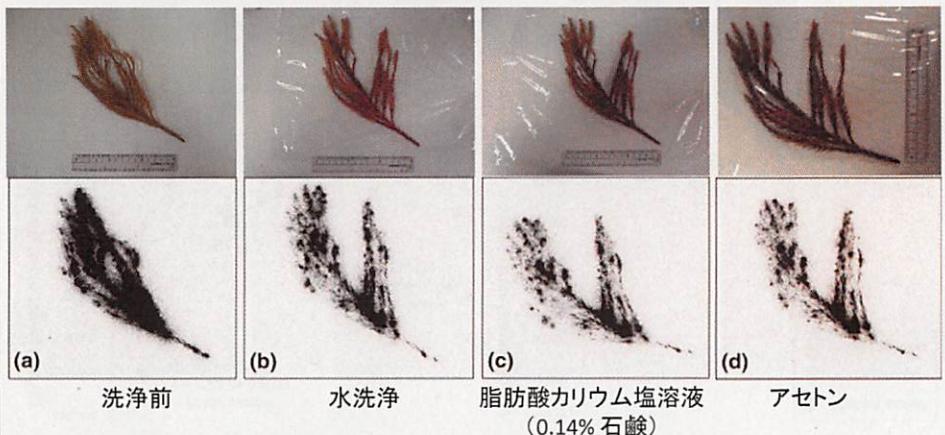


採取日: 2012/9/22
IP実施日: 2012/9/27
曝写時間: 39 hr

名古屋大 竹中ら(2012)

写真1. 2012年雄花つき当年葉の放射性物質の分布(双葉町スギ)

スギ葉の洗浄実験



※室温の水に入れ、超音波洗浄を30分間

広島大学 田中ら(2013)

ここまでまとめ

- 森林樹冠に捕捉された放射性セシウムは、雨水や落葉等に伴って林床へ移動する。
- 樹冠-林床への移行速度は初期に早いが、時間とともに減少する(二重指數関数モデル)。
- 初期沈着直後は雨水による移行経路が主であるが、時間とともに落葉等の寄与が増加。
- 放射性セシウムは葉面等から樹体内に取り込まれ、新葉等に転流する。

土壤侵食による放射性セシウムの流出

- ・様々な土地利用に侵食観測区画を設置
- ・土砂流出量及び土砂の放射性セシウム濃度を測定



緩傾斜の畠地(裸地A(左), 耕作された畠A2(右))



スギ若齢林



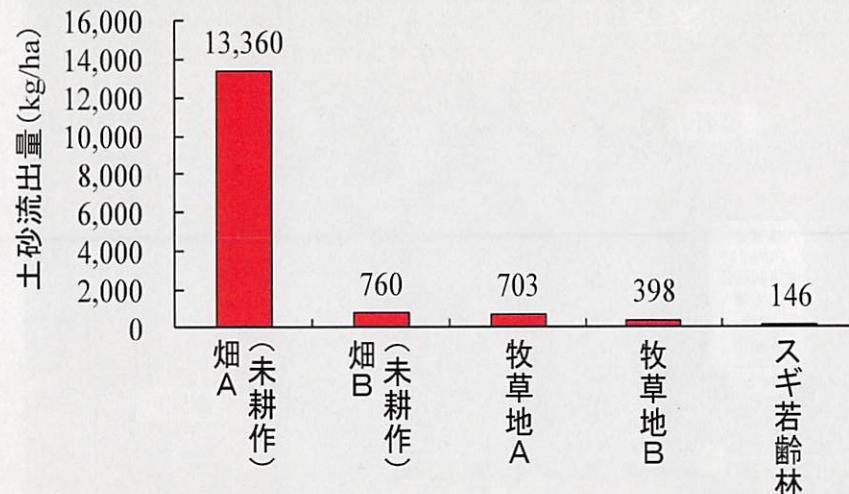
急傾斜の畠地(未耕作の畠B(左), 耕作された畠B2(右))



採草地(牧草地A(左)) 放牧草地(牧草地B(右))

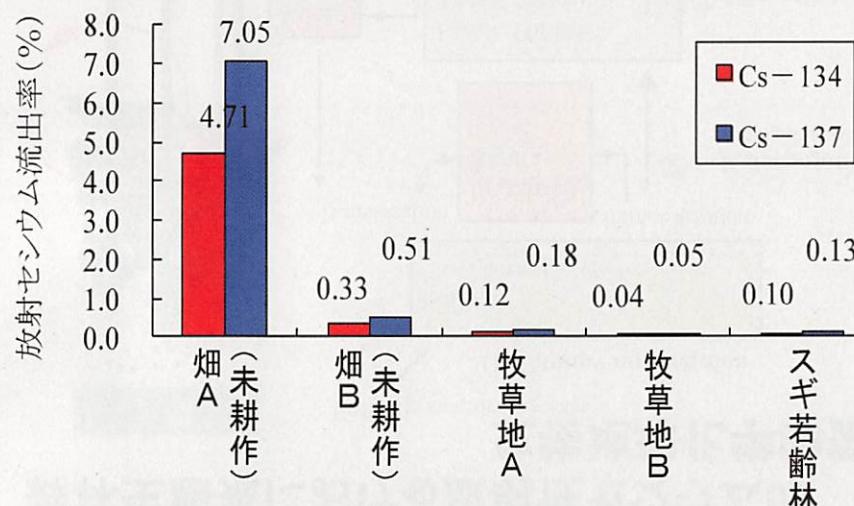
各土地利用からの土砂流出量

(観測期間: 2011. 7/ 17 – 2013 11/18)



各土地利用からの放射性セシウム流出量

(観測期間: 2011. 7/ 17 – 2013 11/18)



森林流域からの放射性セシウム流出量

[表1] 流域から河川への放射性Csの流出(流出率)

流域	川俣町				筑波山	丸森町
	疣石山流域 ^{※1}	石平山流域 ^{※1}	高太石山流域 ^{※1}	霞ヶ浦流域 ^{※2}	宇多川上流 ^{※2}	
調査期間		44~45日間 ^{※3}			21か月間	15か月間
土壤へのCs-137沈着量 (kBq/m ²)	544	298	916	13	170~230	
Cs-137流出量 ^{※4} (kBq/m ²)	0.087	0.026	0.021	0.06	0.22~0.34	
土壤へのCs-137沈着量 に対するCs-137流出量	0.016%	0.009%	0.002%	0.5%	0.12~0.15%	
↓						
Cs-137の年間流出量 ^{※5}	0.13%	0.07%	0.02%	0.26%	0.10~0.12%	

※1: (出典) JAEA: 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

※2: (出典) 国立環境研究所, 2012, 2013

※3: 3流域の比較可能な2012年10月~10月22日~11月3日、11月29~30日~12月18~19日調査期間(44~45日間)を抽出し合計。

※4: ○疣石山流域、石平山流域、高太石山流域: 溪流水における溶存性セシウム濃度の測定データと流量から得られたSSの流量にかけた。

・溶存態: 2012年8月、10月の平常時における溶存性放射性セシウム濃度を溪流水の流出量にかけた。

・SS: SSサンプラーの放射性セシウム濃度と濁度計の測定データと流量から得られたSSの流量にかけた。

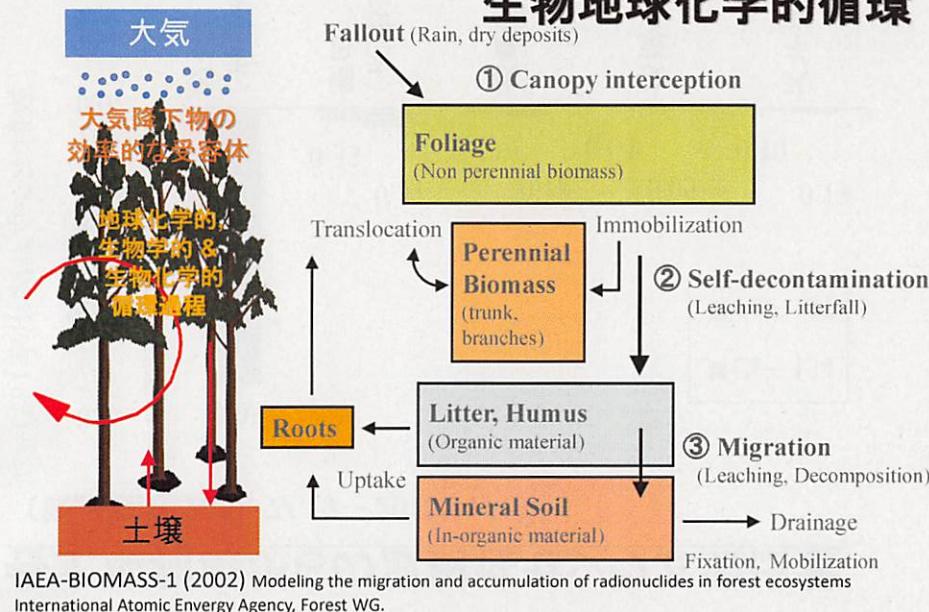
・粗大有機物: 有機物の放射性セシウム濃度をトラップされた全量にかけた。

○霞ヶ浦流域、宇多川上流: SS由来のCs-137

※5: 上表のデータより、土壤への沈着量に対する流出率と調査期間から年間流出率に換算(環境省による計算)。

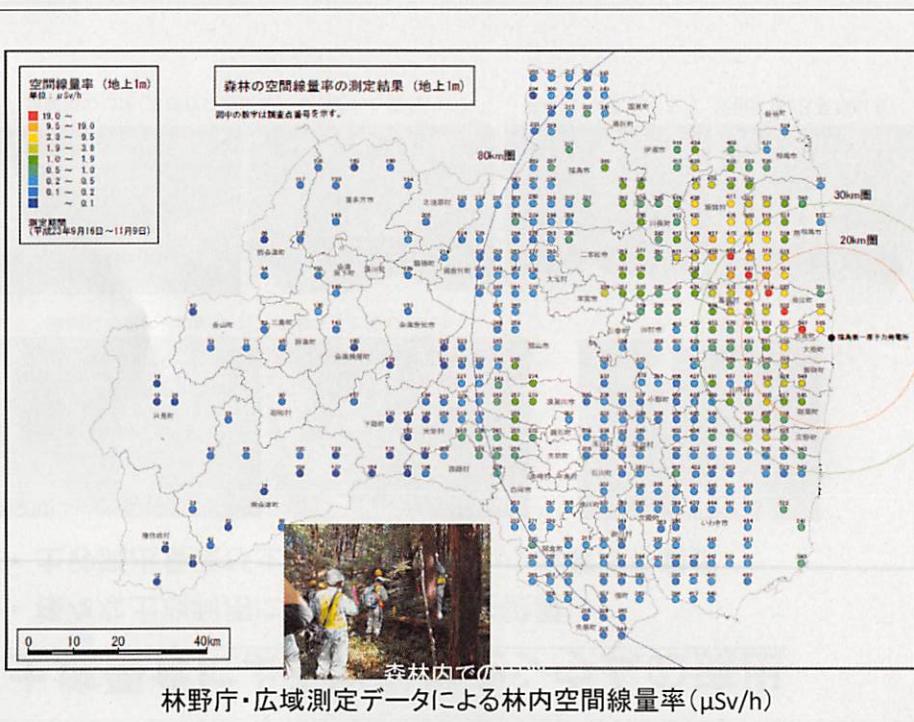
その際、放射性セシウムの自然崩壊や対象期間内の降雨の状況等は考慮していない。

森林生態系における放射性セシウムの生物地球化学的循環

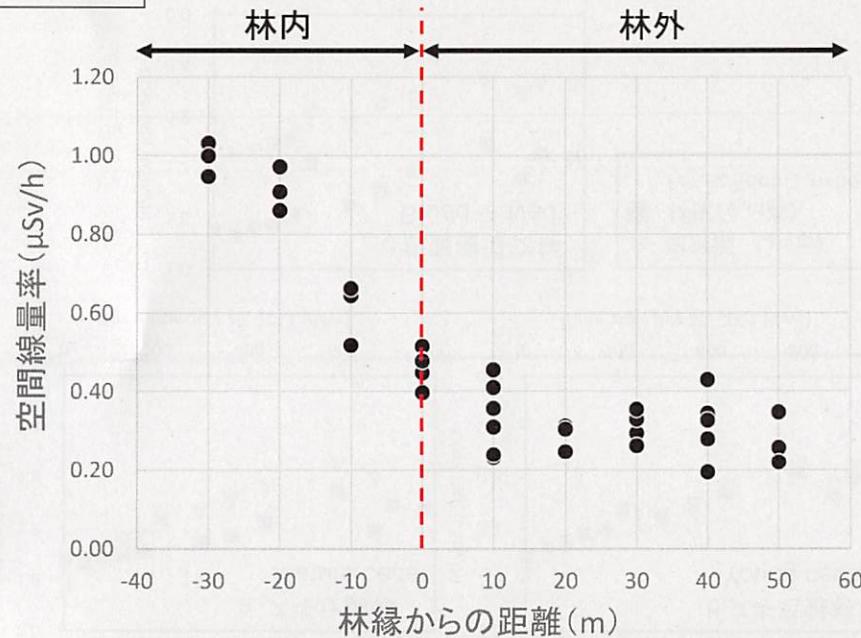


まとめ

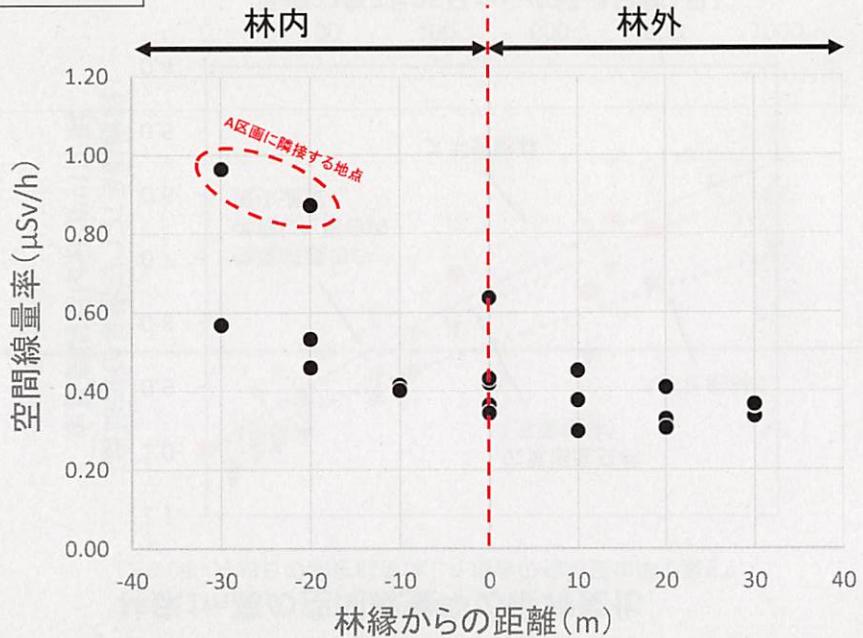
- 土壌侵食等により森林系外に流出する放射性セシウムの割合は土壌中存在量の0.3%以下(年間)。
- 放射性セシウムは森林生態系内に保持され、長期にわたって循環する。
- チェルノブイリ原発事故で得られた知見と合わせて、日本の森林での放射性セシウム動態のモニタリングと長期予測が不可欠。



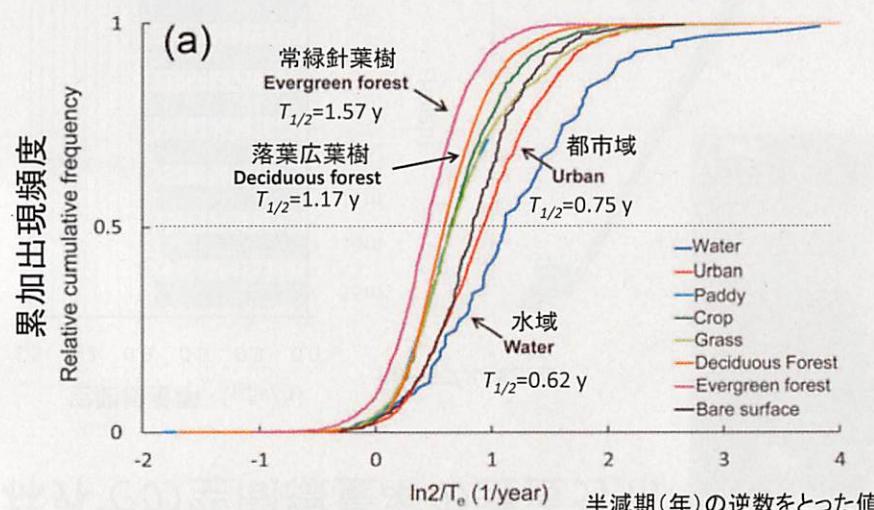
A区画



B区画

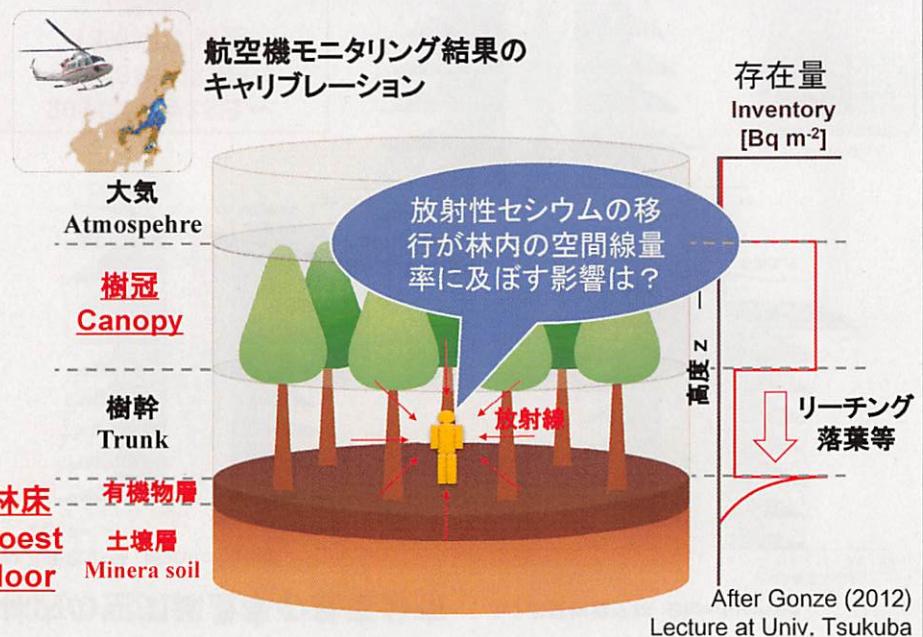


土地利用ごとの線量低下速度の比較 (車載線量モニタリングの結果)

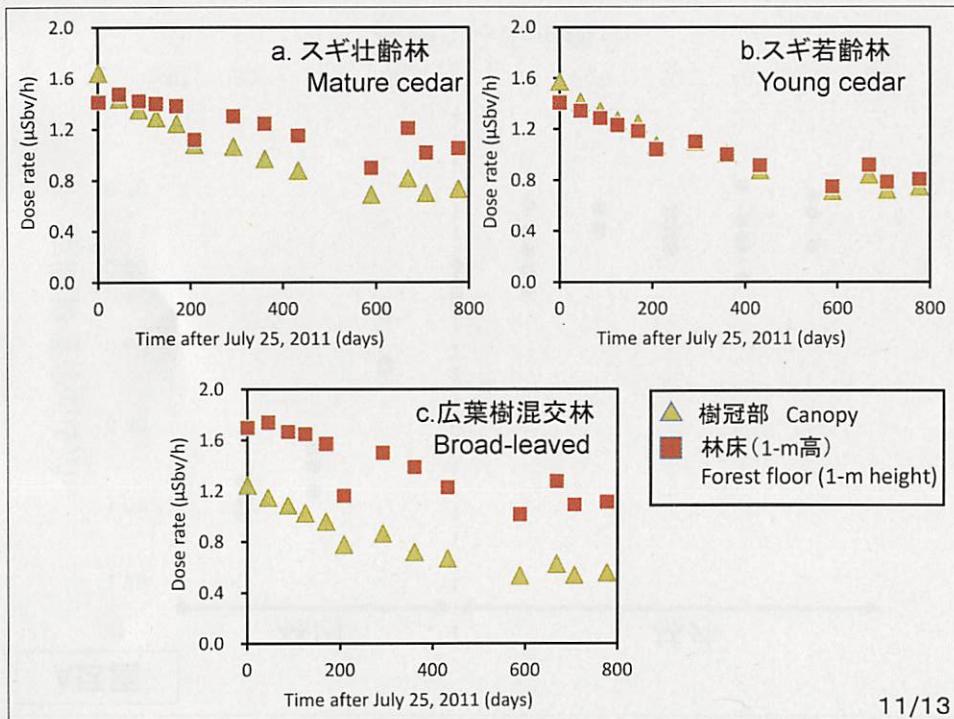
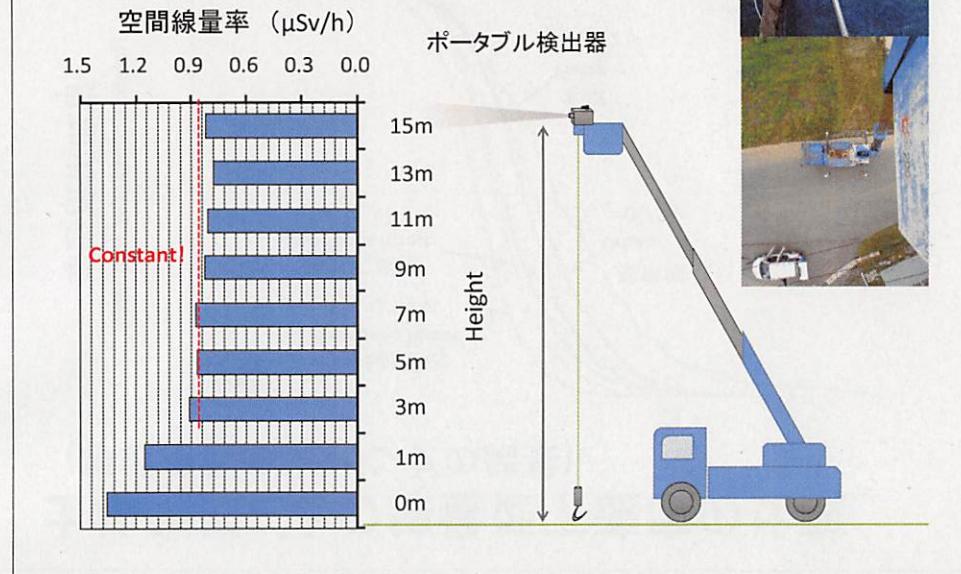


Kinase et al. (1990) Radiation Protection Dosimetry 160(4), 318-321.

森林環境中の放射性セシウムの垂直分布



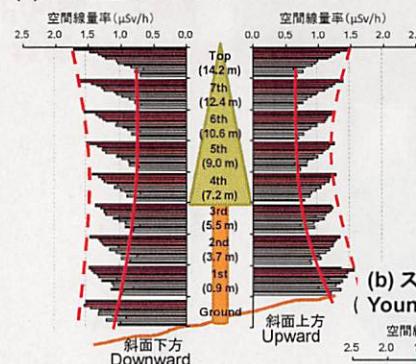
林外での空間線量率の垂直分布



11/13

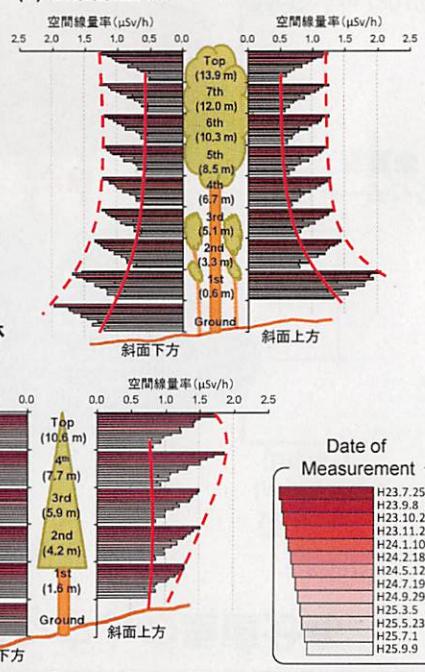
林内の空間線量率の垂直分布

(a) スギ壮齢林 Mature cedar



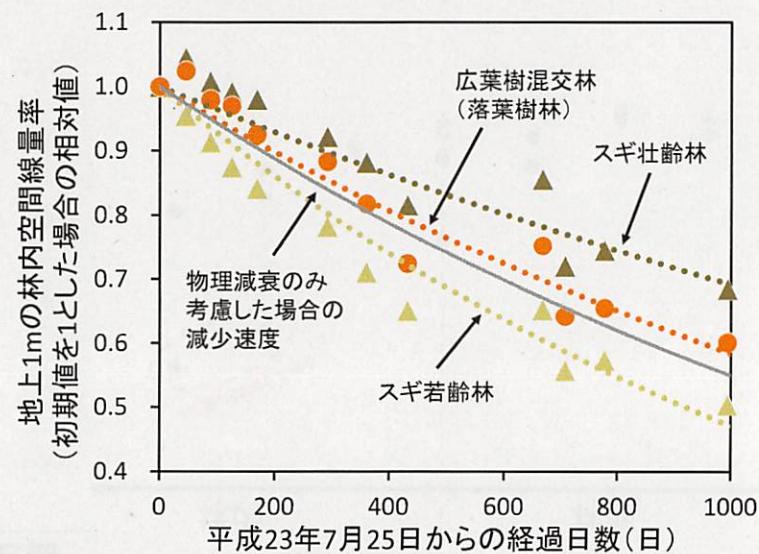
2011年7月25日～
2013年9月9日
13時期に測定
(継続中)

(c) 広葉樹混交林 Broad-leaved



林床1m高の空間線量率の経時変化

(2011年7月25日の測定値を1とした場合の相対変化率で表す)



森林及び淡水生態系の放射能汚染の重要性

自然生態系は大きな自然資源であり、経済的、栄養学的、レクリエーション、社会的な利益をもたらす。放射能汚染を受けた森林は、人々の内部及び外部被ばくの原因となる。原子力事故の後の長期間に渡って、放射能汚染された森林は外部被ばくを増加させる。ある特定の集団は、森林に関わることで高い外部被ばくを受ける。自然生態系は、どんな対策を選択するかに敏感に反応し、その結果生態系がどうなるか常時考慮されなければならない。

Fesenko (2013) Sampling/monitoring programmes in the forests affected by the Chernobyl accident, and dynamic models for evaluation of caesium behaviour and countermeasures for contaminated forests. International Symposium, Tsukuba

ここまでまとめ

- 林内空間線量率は依然として高い
- 林内の線量率低下速度は樹種・林齢によって異なる
- 林内空間線量率の将来予測のためには、樹冠から林床への放射性セシウム移行状況と関連づけて解析・モデル化する必要がある。

ロシアの放射能汚染地域におけるヒトへの被爆経路と寄与率の違い

	Normal Population 一般	Critical Group 特定集団
林内での外部被ばく	3	18
居住地での外部被ばく	41	11
乳製品・肉類の摂取による内部被ばく	33	58
ベリー類の摂取による内部被ばく	2	1
キノコ類の摂取による内部被ばく	19	11
その他林産物の摂取による内部被ばく	2	1
総被曝量に対する森林由来の被曝量の寄与率	24	88

Fesenko (2004) IAEA Training course, Vienna.

