

土壌中の放射性セシウムの挙動に関するレビュー

土壌中の放射性セシウム(以下、放射性Cs)の挙動については、様々な調査研究がなされている。本報告は、土壌中の放射性Csの挙動に関する現状の知見を、地盤工学会が中心となって関連する学会等と連携してとりまとめたものである。



公益社団法人 地盤工学会

土壌中の放射性セシウムの挙動に関するレビュー
作成検討委員会

委員名簿

	氏名	所属
委員長	勝見武	国立大学法人 京都大学大学院 地球環境学堂 教授（地盤工学会 理事）
副委員長	大迫政浩	国立研究開発法人 国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター センター長（環境放射能除染学会 副理事長）
幹事委員	保高徹生	国立研究開発法人 産業技術総合研究所 地質調査総合センター 地圏資源環境研究部門 主任研究員（地盤工学会 所属）
委員	中尾淳	京都府公立大学法人 京都府立大学 大学院生命環境科学研究科 助教（土壌肥料学会 所属）
委員	万福裕造	国立研究開発法人 国際農林水産業研究センター 企画調整部 情報広報室 技術促進科長（粘土学会 常務委員）
委員	肴倉宏史	国立研究開発法人 国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター 主任研究員（地盤工学会 所属）
委員	遠藤和人	国立研究開発法人 国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター 主任研究員（地盤工学会 所属）
委員	塚田祥文	国立大学法人 福島大学 環境放射能研究所 副所長（土壌肥料学会 所属）
委員	山田裕久	国立研究開発法人 物質・材料研究機構 環境再生材料ユニット 特命研究員（日本粘土学会 前会長）
委員	矢板毅	国立研究開発法人 日本原子力研究開発機構 量子ビーム応用研究センター 放射光エネルギー材料研究ディビジョン ディビジョン長
委員	坂本義昭	国立研究開発法人 日本原子力研究開発機構 バックエンド研究開発部門 廃棄物対策・埋設事業統括部 技術主席
委員	田上恵子	国立研究開発法人 放射線医学総合研究所 放射線防護研究センター 主任研究員

土壤中の放射性Csの挙動に関するレビュー（目次）

重要トピックスA 過去の土壤中の放射性Csのデータ

- 項目1: 放射性Csの土壤中の深度分布に関する従来の知見は？ 4

重要トピックスB 土壤中の放射性Csの存在形態

- 項目2: 放射性Csは土壤中でどのように存在しているのか？ 5
- 項目3: 放射性Csの存在形態はどのように変わっていくのか？ 6
- 項目4: 放射性Csの存在形態ごとの割合は？ 7

重要トピックスC 土壌と放射性Csの関係

- 項目5: 放射性Csの吸着能力は土壌によって異なるのか？ 8
- 項目6: 環境条件によって溶出・吸着性能は変わるのか？ 9

重要トピックスD 土壤中の放射性Csの移動性

- 項目7: 表層から地中における放射性Csの移動性は？ 10
- 項目8: 放射性Csは、時間が経つとどの程度移動するか？ 11

1: 放射性Csの土壌中の深度分布に関する従来知見は？

- 土壌中における放射性Csの深度分布のデータは、1950～60年代の大気圏核実験によるフォールアウトと1986年のチェルノブイリ原子力発電所事故を対象に国内外に多数存在する。
- チェルノブイリ事故を対象としたデータでは、事故後6～8年で未攪乱土壌中の放射性Csの大部分は表層10 cmまででとどまっている(図1-1)。
- 過去の大気圏核実験に伴うフォールアウトによるデータでは、耕作などにより土壌が攪乱されても、放射性Csは耕作層より深い層には30年以上かかっても浸透しない(図1-2)。

図1-1 チェルノブイリ事故後のスウェーデンの放射性Csの深度分布¹⁾

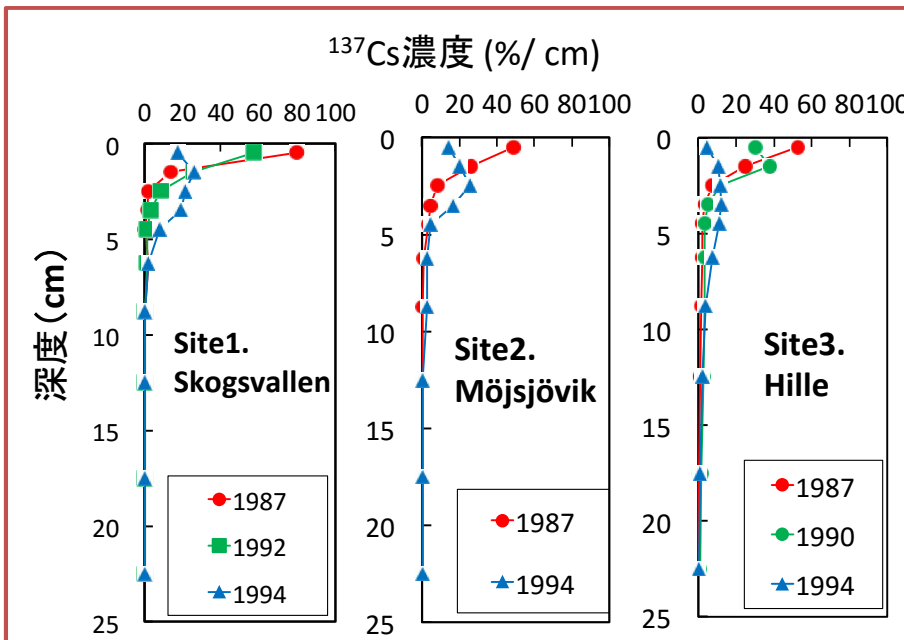
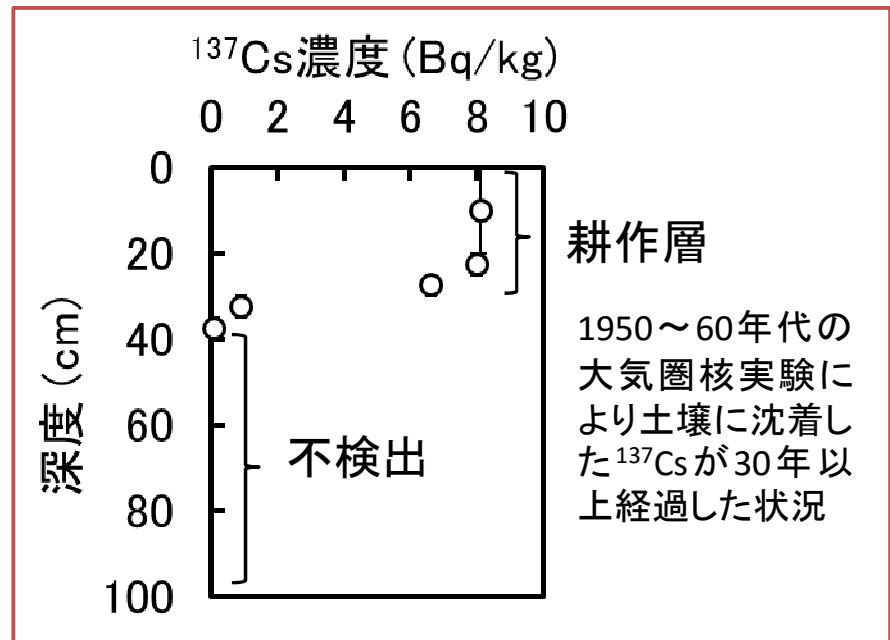


図1-2 フォールアウト後の農耕地における放射性Csの深度分布(青森県内のデータ)²⁾



2: 放射性Csは土壤中でどのように存在しているのか？

- 放射性Csは、土壤中では主に**固定態**、**イオン交換態**、**水溶態**として存在する。**固定態**と**イオン交換態**は移動しにくく(このレビューでは両者を合わせて“吸着”とみなす)、**水溶態**は移動しやすい。
- 大部分の放射性Csは、**固定態**として、土に含まれる雲母などの鉱物の層間(フレイド・エッジ等)に脱水和イオンの形で固定されており、他の陽イオンとは容易に交換されず、溶出しない(図2-1)。
- 一部の放射性Csは、土壤有機物(腐植)や鉱物に**イオン交換態**として吸着されており、他の陽イオンと交換されてそのごく一部が**水溶態**に変わる可能性がある(図2-2)。

図2-1 **固定態**の放射性Cs(雲母層間(フレイド・エッジ)でのCsイオン(脱水和)の固定)

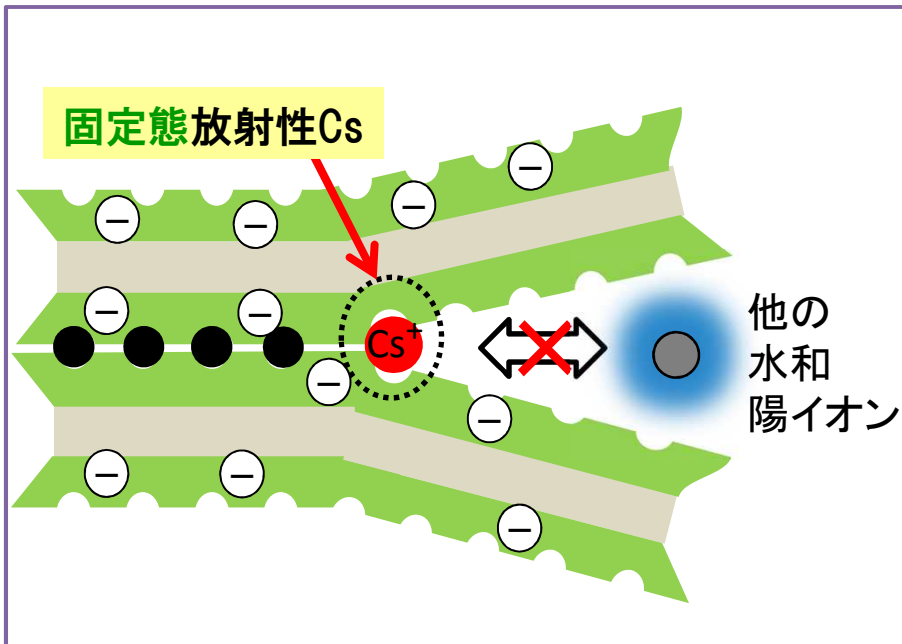
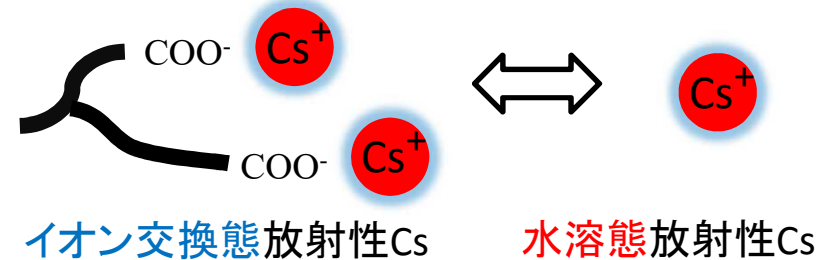
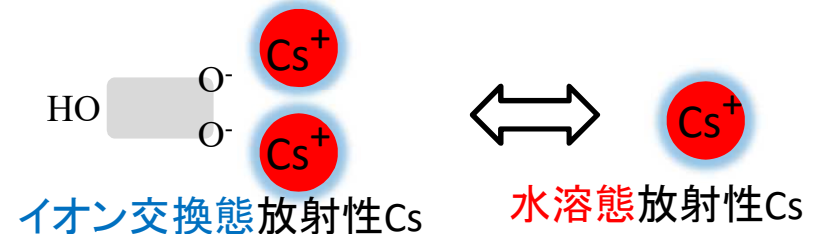


図2-2 **水溶態**と**イオン交換態**の放射性Cs

a) 有機物(腐植)への吸着



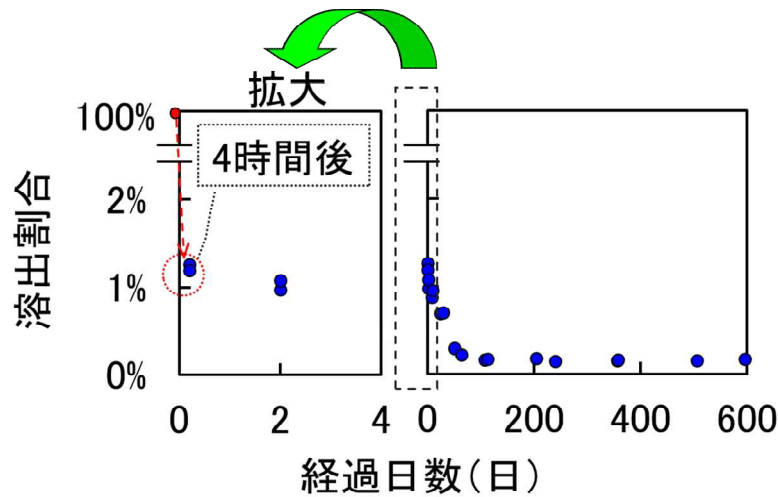
b) 粘土鉱物構造末端への吸着



3: 放射性Csの存在形態はどのように変わっていくのか？

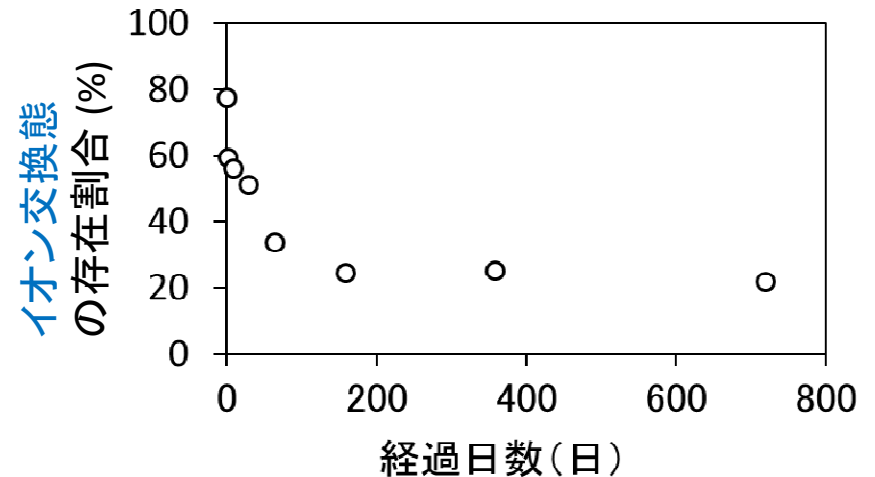
- **水溶態**の放射性Csが土壤に付加されると、そのほとんどは数時間で**イオン交換態**や**固定態**に変化し、その後も緩やかに**水溶態**の割合は減少する(図3-1)。
- **イオン交換態**も時間の経過とともに**固定態**に変化し、その割合は減少する(図3-2)。

図3-1 土壤中(黒ボク土)の放射性Cs(**水溶態**)の割合の経時変化^{1),2)}



※非汚染土壤に低濃度放射性Csを添加して行った試験結果
試験条件: 液固比1:10、
水溶態抽出溶液: 純水

図3-2 土壤中(黒ボク土)の放射性Cs(**イオン交換態**)の割合の経時変化³⁾



※非汚染土壤に低濃度放射性Csを添加して行った試験結果
試験条件: 液固比1:10、
イオン交換態抽出溶液: 1M酢酸アンモニウム

4: 放射性Csの存在形態ごとの割合は？

- 多くの土壌を対象に、放射性Csの存在形態を調べるための抽出試験がなされている¹⁾⁻⁵⁾。
- 土壌中の放射性Csの存在形態は、大部分の土壌で90%以上が**固定態**として保持されている。**イオン交換態**は概ね10%以下であり、**水溶態**は極めて僅かである(図4-1)。
- 世界中のほぼ全ての土壌は、**固定態**として放射性Csを保持するのに十分な量のフレイド・エッジを有している(図4-2)。

図4-1 複数土壌の放射性Csの存在割合³⁾
(事故後、1年が経過した土壌)

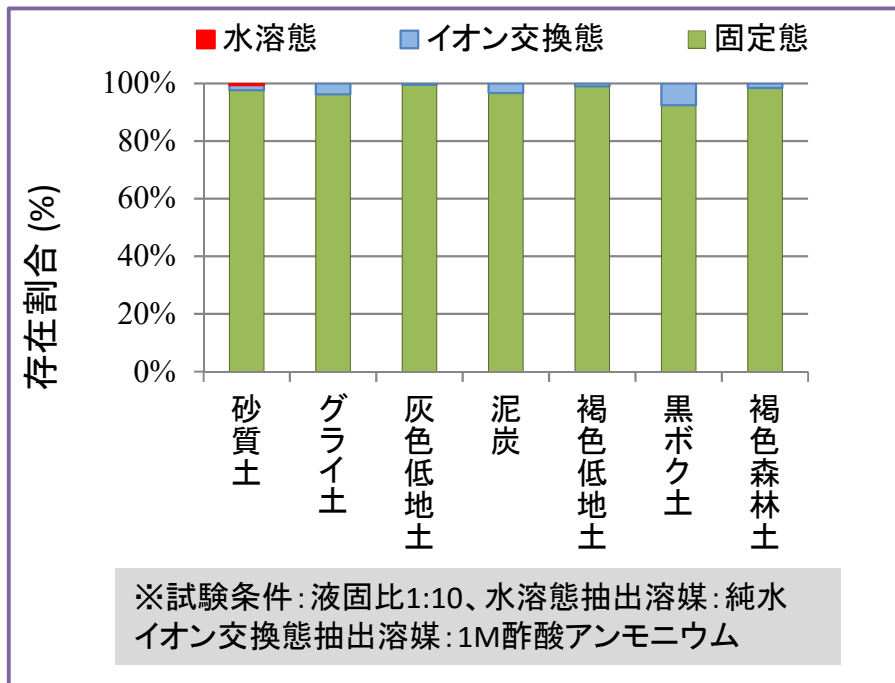
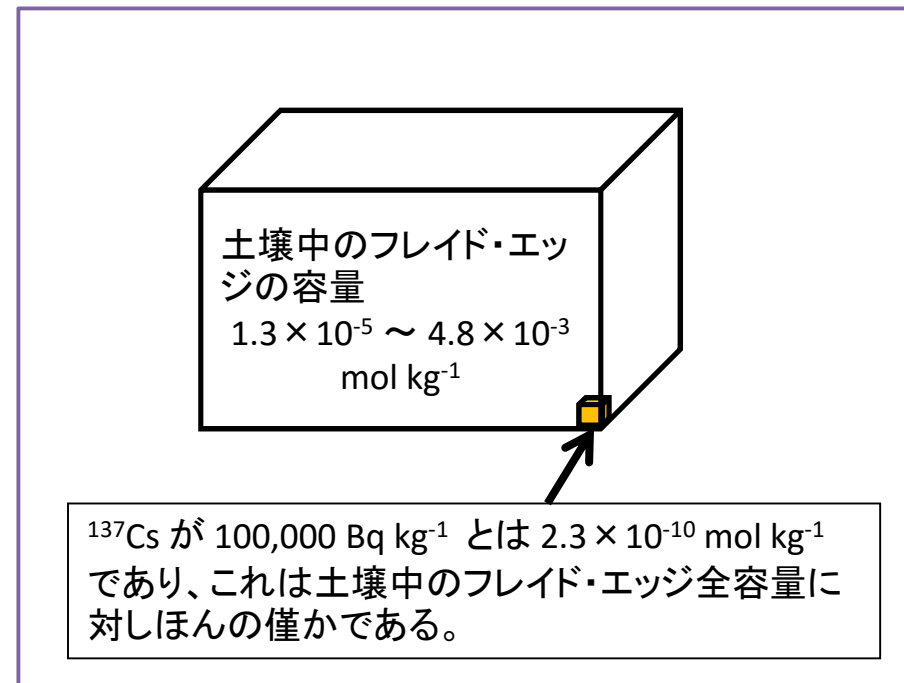


図4-2 放射性Csとフレイド・エッジの量的関係^{6),7)}



(出典) 1) Kikawada et al(2015): J RADIOANAL NUCL CHEM., 304 (1), 27-31. 2) Hirose et al(2015): J RADIOANAL NUCL CHEM., 303 (2), 1357-1359. 3) 保高ら(2013): 廃棄物資源循環学会誌 24(4), 267-273, 2013-07. 4) Takeda et al(2013): J. Environ. Radioact., 122, 29-36. 5) Facchinelli et al.(2001): J. Environ. Radioact., 56(3), 299-307. 6) Okumura et al(2013): J. Phys. Soc. Jpn. 82, 3802-3807. 7) Delvaux (2000): Environ. Sci. Technol., 34, 1489-1493.

5: 放射性Csの吸着能力は土壌によって異なるのか？

- 分配係数は、放射性Csなど物質の土壌への吸着しやすさを表す指標であり、値が大きいほど吸着能力が高いこと意味する。
- 放射性Csに対する国内の土壌の分配係数は、土壌の種類や放射性Cs濃度により異なるが、ほとんどが1000 mL/g以上である(図5-1)。なかでも土壌中の細かい粒子が放射性Csをよく吸着する(図5-2)。
- 放射性Csの分配係数は、カドミウム等の多くの有害物質と比較して大きな値である(図5-1)。したがって、放射性Csは多くの有害物質と比較して土壌に吸着しやすいと言える。

図5-1 国内土壌の放射性Csと有害物質の分配係数¹⁾⁻⁴⁾

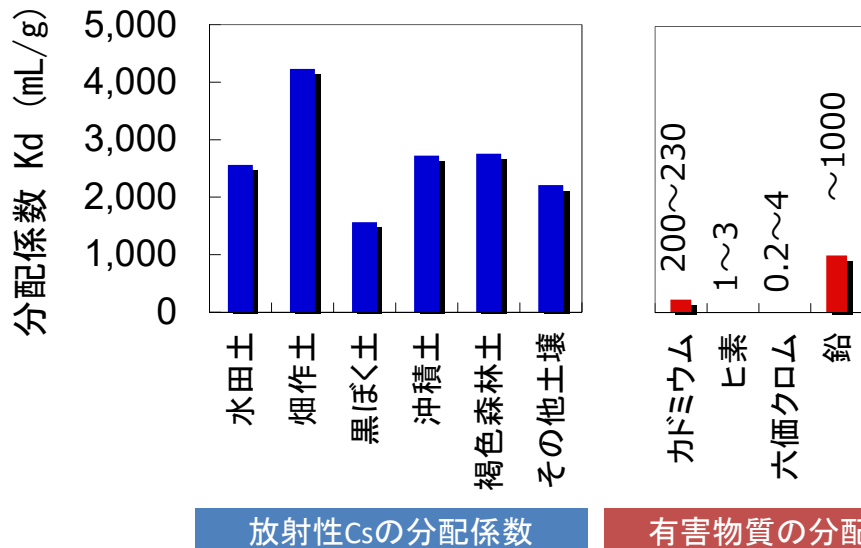
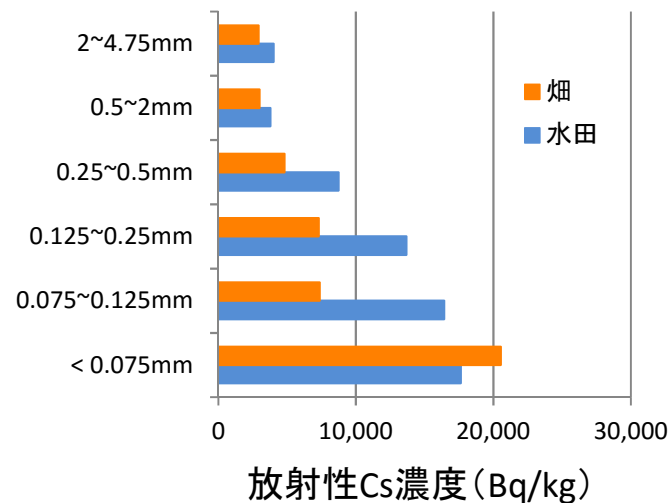


図5-2 土壌分級画分と放射性Cs濃度の関係⁵⁾



(出典) 1) 青木ら(2012): 日本原子力学会2012年秋の大会。 2) 内田ら(2011): 日本原子力学会誌, 53(9), 623-627。 3) Nakamaru, Y. et al. (2007): Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 306, 111-117。 4) 建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル改訂準備会(監), 土木研究所(編)(2012): 建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル。 5) 伊藤健一ら(2012): 日本原子力学会和文論文誌, Vol.11, No.4, pp.255-271。

6: 環境条件によって溶出・吸着性能は変わるのか？

- カリウムイオン(K^+)やアンモニウムイオン(NH_4^+)の存在は、放射性Csの分配係数を低下させ溶出率を増加させるが^{1),3)}、一般環境で想定される濃度⁴⁾($1 \times 10^{-3} \text{ mol/L}$ 以下)では溶出を促進するほどではないと考えられる(図6-1)。
- 土壤に草木類などが混入した場合の放射性Csの溶出は、土壤のみの場合とほぼ変わらないという研究結果がある(図6-2)²⁾。これは、草木類そのものからの放射性Csの溶出、あるいは NH_4^+ の影響による土壤等からの放射性Csの溶出があっても、土壤に再び吸着されるためと考えられる。

図6-1 NH_4^+ と K^+ の濃度が溶出率に及ぼす影響¹⁾

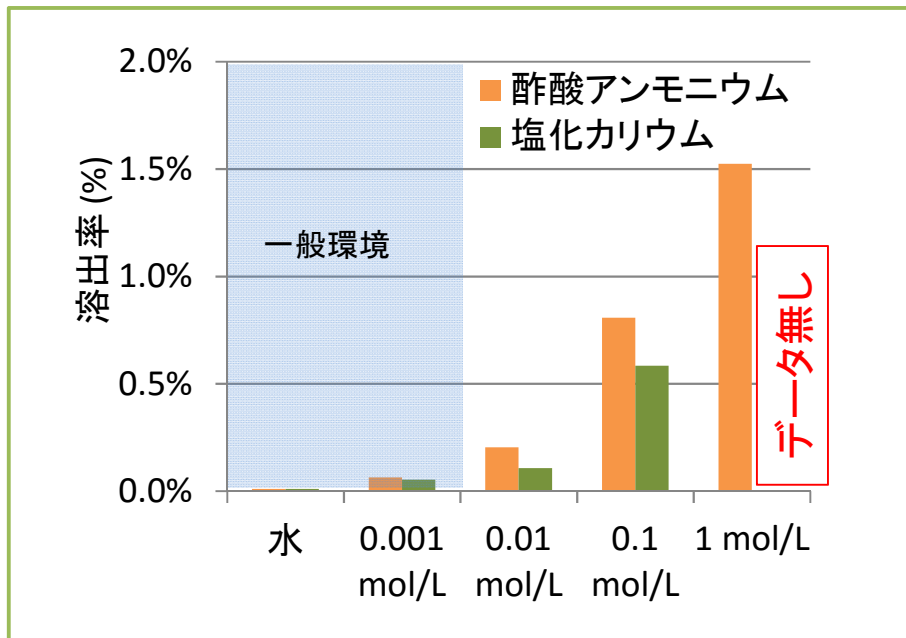
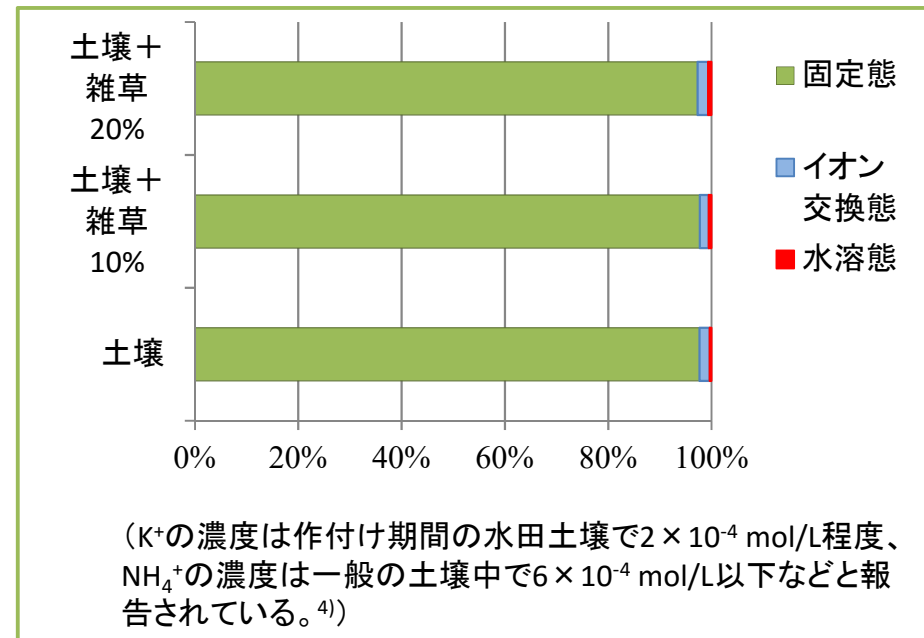


図6-2 土壤・雑草混合物中の放射性Csの存在形態²⁾



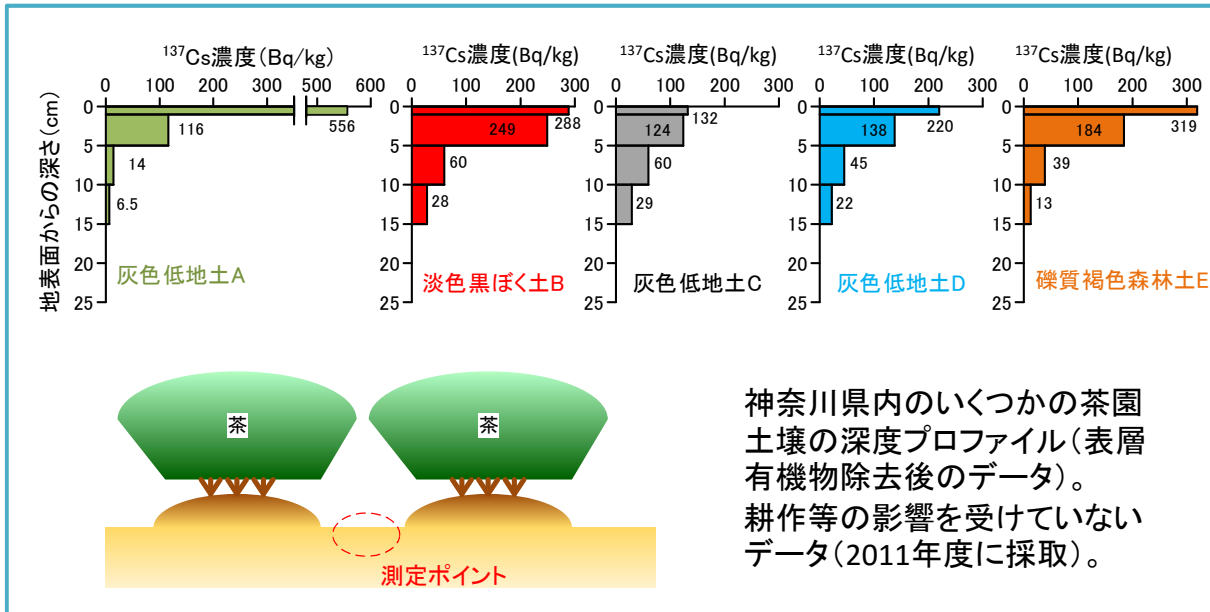
(出典) 1) 保高ら: 未発表資料. 2) 保高ら(2014): 環境放射能除染学会 第3回研究発表会 講演要旨集および発表スライド. 3) 田中ら(1991): 日本原子力学会誌, 33(4), 373-380. 4) 岡島ら(1983): 土壤肥沃度論, 農山漁村文化協会.

7: 表層から地中における放射性Csの移動性は？

- 土壌の表層は人・動植物の影響を受けやすく、放射性Csは概ね数cmの深さに存在する (図7-1)。
- 表層より下に到達した放射性Csの降雨浸透に伴う移動速度は、年間数mm以下である (図7-2)。

図7-1 神奈川県内の茶畑における放射性Csプロファイル¹⁾

図7-2 核種移動モニタリング結果²⁾⁻⁴⁾



- 福島第一原発事故
フォールアウト核種
 - $^{137}\text{Cs} \rightarrow 0.6 \text{ mm/年}$ (北関東)
- 長崎原爆フォールアウト核種
 - $^{137}\text{Cs} \rightarrow 1.0 \text{ mm/年}$
Kd = 1200 mL/g相当

(出典) . 1) 武田甲・白木与志也・船橋秀登・北宜裕・山田良雄(2013): 神奈川県内の茶園土壌における放射性セシウムの垂直分布、日本土壌肥科学雑誌、第84巻、第1号、49-52. 2) Mahara, Y. (1993): Storage and Migration of Fallout Strontium-90 and Cesium-137 for Over 40 Years in the Surface Soil of Nagasaki, *J. Environ. Qual.*, 22, 722-730. 3) Mahara, Y. and Miyahara, S. (1984): Residual Plutonium Migration in Soil of Nagasaki, *J. Geophys. Res.*, 89(B9), 7931-7936. 4) Ohta, T., et al. (2012): Prediction of groundwater contamination with Cs-137 and I-131 from the Fukushima nuclear accident in the Kanto District, *J. Environ. Radio.*, 111, 38-41.

8: 放射性Csは、時間が経つとどの程度移動するか？

- 汚染土壤中に僅かに存在する**水溶態**放射性Csは、水の移動に伴い下部土壤に浸透するが、速やかに下部土壤に吸着される。
- 自然地盤中での100,000 Bq/kgの放射性Cs含有土壤に対して移動予測解析を行った結果、年間移動距離は1.2 mmとなった(分配係数が1,000 mL/gの時のピーク濃度)。
- 100,000 Bq/kgの汚染土壤の埋設を想定して保守的な計算を実施した結果、10 cm下方の間隙水中の放射性Cs濃度は、100年を通じて1 Bq/Lを下回った。

図8-1 予測解析の設定

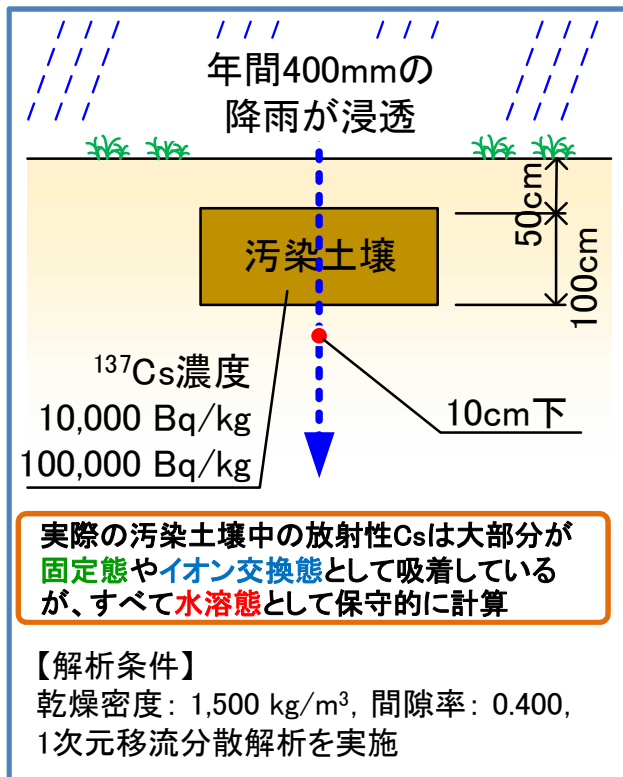


図8-2 分配係数の違いによる放射性Csの移動

