

福島県外において発生した除去土壌の
埋立処分に係るガイドライン
【参考資料】

令和7年3月

**福島県外において発生した
除去土壌の埋立処分に係る
ガイドライン【参考資料】**

福島県外において発生した除去土壌の埋立処分に係るガイドライン 【参考資料】

目 次

【参考1】 除去土壌の埋立処分に係る実証事業の結果.....	3
【参考2】 除去土壌の埋立処分における放射性セシウムによる影響.....	6
【参考3】 放射性セシウムの土壌への吸着メカニズム.....	16
【参考4】 放射性セシウムの分配係数.....	19
【参考5】 降雨等による放射性セシウムの移動.....	23
【参考6】 福島県外における除去土壌の放射性セシウム濃度.....	28
【参考7】 雨や雪による空間線量率への影響.....	29
【参考8】 除去土壌の保管容器の表面線量率と除去土壌の放射性セシウム濃度の関係..	30

【参考 1】 除去土壌の埋立処分に係る実証事業の結果

埋立処分に伴う作業員や周辺環境への影響等を確認することを目的として、茨城県東海村、栃木県那須町及び宮城県丸森町において除去土壌の埋立処分に係る実証事業を実施した結果、以下のことが確認された。

■作業上の放射線安全

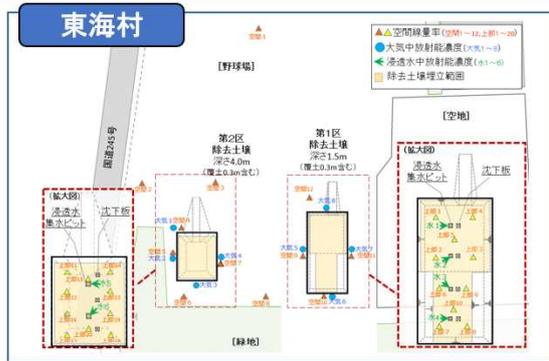
- 埋立作業や分別作業に従事する作業員の安全を確認するため、作業員の個人被ばく線量を測定したところ、年間追加被ばく線量は1 mSvを下回ることを確認した。
- 作業員の被ばく線量（外部被ばく）を予測するため、シミュレーションとの比較を行ったところ、被ばく線量はシミュレーションによる推計値と同程度以下であったことから、シミュレーションの想定どおり作業員の安全性が確認できた。
- 作業員の吸入による内部被ばく線量を評価したところ、極めて小さかった。また、大気中放射性セシウム濃度は総浮遊粉じんと相関があったことから、粉じんの飛散防止措置を講ずることで吸入による追加被ばく線量を抑えることができると考えられる。

■周辺環境の安全

- 周辺環境の安全を確認するため敷地境界の空間線量率等を測定したところ、除去土壌の埋立前後で大きな変化はなかった。適切な厚さの覆土により放射線を遮蔽することで、周辺環境の外部被ばくを抑えることができると考えられる。
- 地下水を経由した被ばくが懸念されることから浸透水中の放射性セシウム濃度を測定したところ、全ての検体で検出下限値未満であった。これまでの科学的知見（セシウムは土壌に強く固定・保持される）とも整合することから、基本的には除去土壌の埋立処分に伴う地下水への影響はないものと考えられる。

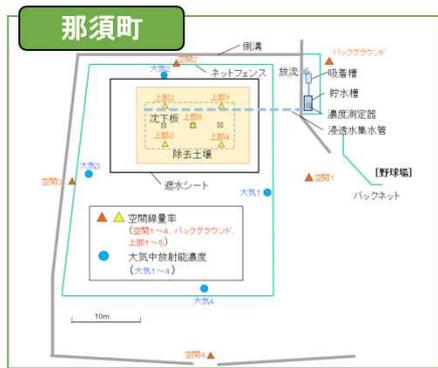
（除去土壌の処分に係る検討チーム会合（第9回）資料1）

測定位置、除去土壌の放射能濃度



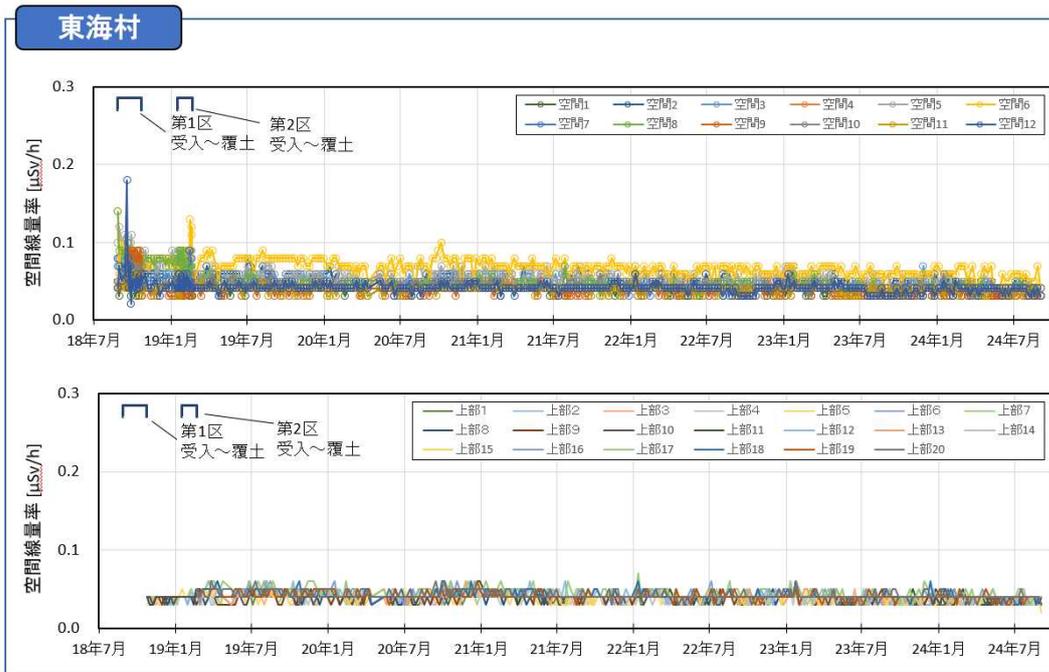
	放射能濃度
東海村	平均 ^{※2} : 1,220 Bq/kg (0~7,600 Bq/kg) ^{※1}
那須町	平均 ^{※2} : 1,710 Bq/kg (520~2,900 Bq/kg) ^{※1}
丸森町	平均 ^{※2} : 2,030 Bq/kg (150~15,700 Bq/kg) ^{※1}

※1: 袋毎の放射能濃度(実測濃度及び表面線量率からの推計値)
 ※2: 袋毎の濃度及び重量を用いて算出(加重平均)

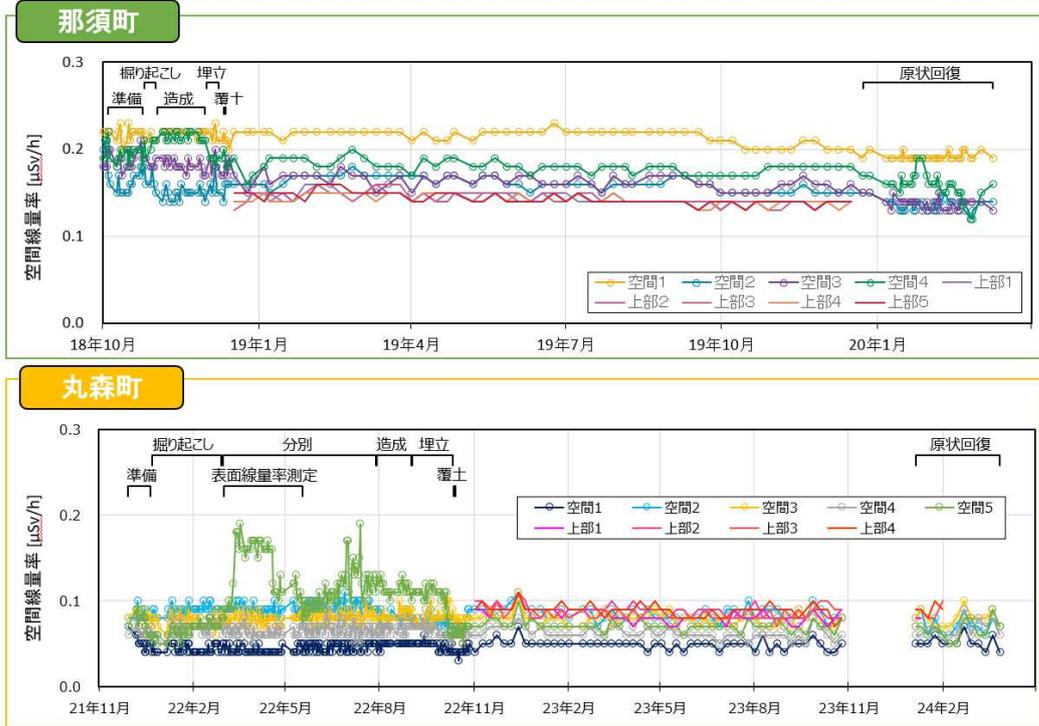


測定結果: 空間線量率

- 除去土壌の埋立前後で空間線量率に大きな変化はなかった。



測定結果：空間線量率



測定結果：浸透水中の放射能濃度

- 浸透水中の放射能濃度は、全ての検体で検出下限値未満であった。

東海村

	測定日	測定頻度	測定回数	核種	放射能濃度 [Bq/L]	検出下限値 [Bq/L]
第1区	2018/10/24～ 2024/8/27	1回/週	303回 (1101検体)	Cs-134	N.D.	0.44～0.91
				Cs-137	N.D.	0.57～0.99
第2区	2019/2/27～ 2024/8/27	1回/週	280回 (436検体)	Cs-134	N.D.	0.60～0.95
				Cs-137	N.D.	0.68～0.99

那須町

	測定日	測定頻度	測定回数	核種	放射能濃度 [Bq/L]	検出下限値 [Bq/L]
埋立地	2018/12/20～ 2020/1/27	1回/週	60回 (60検体)	Cs-134	N.D.	0.33～0.73
				Cs-137	N.D.	0.42～0.80

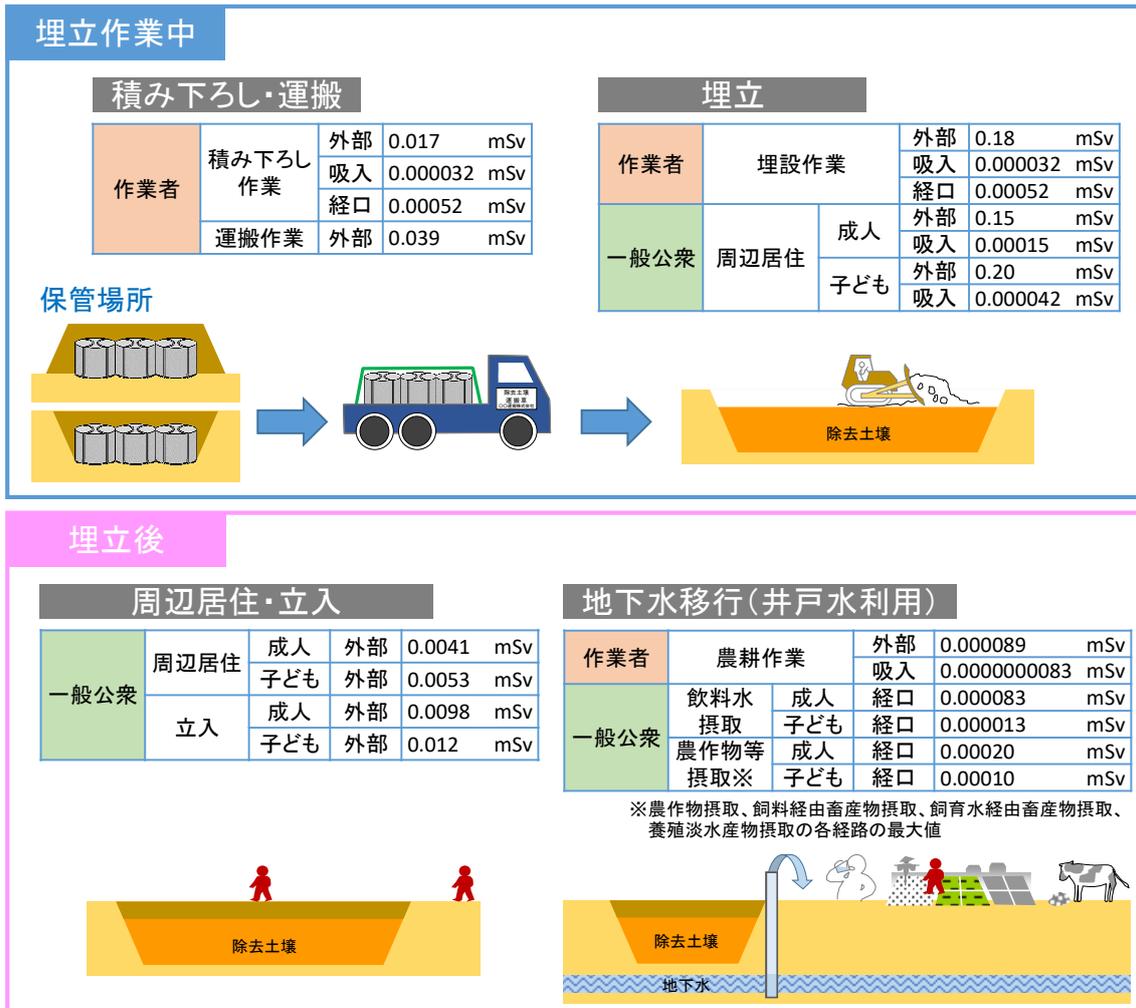
丸森町

	測定日	測定頻度	測定回数	核種	放射能濃度 [Bq/L]	検出下限値 [Bq/L]
No.1 ピット	2022/10/28～ 2024/1/10	1回/週	55回 (55検体)	Cs-134	N.D.	0.44～0.99
				Cs-137	N.D.	0.56～1.00
No.2 ピット	2022/10/28～ 2024/1/10	1回/週	55回 (55検体)	Cs-134	N.D.	0.49～0.98
				Cs-137	N.D.	0.62～1.00

図1 除去土壌の埋立処分に係る実証事業の結果概要

【参考2】除去土壌の埋立処分における放射性セシウムによる影響

福島県外の除去土壌の埋立処分を行った場合の作業員、周辺住民等の追加被ばく線量について、被ばく経路等を設定し、保守的に条件を設定して推計した結果、追加被ばく線量は最大でも 0.20 mSv/年であった。



除去土壌の処分に関する検討チーム会合（第2回）参考資料6の「表3-2 200m×200m×10mの除去土壌を処分した場合の年間被ばく線量評価結果」の単位土壌中濃度あたりの年間被ばく線量をもとに令和7年3月（Cs-134/Cs-137=0.013）の被ばく線量を算出。

放射性セシウム濃度を 2,000Bq/kg（福島県外における除去土壌の放射性セシウム濃度推計値の95パーセンタイル値）、除去土壌の量を40万m³（福島県外で保管されている全量に相当する量）、覆土厚さを30cmとし、埋立作業中の作業員は年間1,000時間従事する、埋立作業員の遮へい係数は0.6とする、一般公衆は埋立場所から1m離れた地点に1年間居住し1日のうち20%を屋外で過ごす、埋立後の一般公衆の立入時間は年間1,000時間とする、埋立場所端から井戸までの距離は0mとするなどの条件で計算を実施。

図2 埋立作業中・埋立後の主な計算条件と計算結果

表1 評価経路

No.	評価対象	線源物質	対象者	被ばく形態	
1	埋立中	積み下ろし作業	作業者	外部	
2				粉じん吸入	
3				直接経口	
4		運搬作業	除去土壌	作業者	外部
5		埋立作業	除去土壌	作業者	外部
6					粉じん吸入
7					直接経口
8		周辺居住	除去土壌	公衆（成人）	外部
9					粉じん吸入
10				公衆（子ども）	外部
11					粉じん吸入
12	埋立後	周辺居住	除去土壌	公衆（成人）	
13				外部	
14				公衆（成人）	
15				外部	
16	地下水移行	飲料水摂取	井戸水	公衆（成人）	
17				公衆（子ども）	
18		農耕作業	井戸水で灌漑した土壌	作業者	外部
19					粉じん吸入
20		農作物摂取	灌漑した土壌で生産された農作物	公衆（成人）	経口
21					公衆（子ども）
22		畜産物摂取	灌漑した土壌で生産された畜産物	公衆（成人）	経口
23					公衆（子ども）
24		畜産物摂取	井戸水で飼育された畜産物	公衆（成人）	経口
25					公衆（子ども）
26		養殖淡水産物摂取	井戸水で養殖された淡水産物	公衆（成人）	経口
27	公衆（子ども）				

表2 評価パラメータ

経路 No.	名称	単位	選定値	選定根拠
1~27	被ばく中の減衰期間	y	1	IAEA RS-G-1.7 では、各評価経路について被ばく期間（1年）の減衰を考慮しており、本試算でも被ばく期間（1年）中の放射能の減衰を考慮することとした。
1~27	埋立開始までの期間	y	0	保守的に、除去土壌が事故6年後すぐに埋立場所に埋め立てられることとした。
1~27	線源に対する希釈係数	—	1.0	希釈は行われたいものとした。
1,4	除去土壌幅	m	2.0	大型トラックの荷台の寸法をもとに、幅 2.0m × 長さ 5.0m × 厚さ 0.6m と選定した。
	除去土壌長さ	m	5.0	
	除去土壌厚さ	m	0.6	

5~27	埋立場所の幅		m	200	福島県外の除去土壌を1カ所で埋め立てた場合を想定し、幅200m×長さ200m×高さ10.3m(覆土の厚さを含む)とした。
	埋立場所の長さ		m	200	
	埋立場所の深さ		m	10.3	
1,4,5,8,10,12~27	除去土壌のかさ密度		g/cm ³	1.7	Yamano, N., JSD1000: Multi-group gross section sets for shielding materials, JAERI-M 84-038, Japan Atomic Energy Research Institute, (1984)の値を参考に外部被ばく線量換算係数が保守的な値になるよう土壌の設定値としては比較的大きい値とした。
12~15	覆土の厚さ		m	0.3	除染関係ガイドライン等に基づき除去土壌の保管等に広く採用されている覆土厚さを参考に30cmとした。
12~15	覆土のかさ密度		g/cm ³	1.5	過度な遮へい効果を有しないよう、災害廃棄物評価 ^{*1} における最終覆土と同じ値とした。
12~15	周辺土壌のかさ密度		g/cm ³	1.5	過度な遮へい効果を有しないよう、災害廃棄物評価 ^{*1} における最終覆土と同じ値とした。
5~27	埋立が完了するまでの期間		y	0	保守的な設定とした。
1~4	積み下ろし、運搬作業時における線源に対する希釈係数		—	1	作業者は、除去土壌のみを取り扱うものとし、線源に対する希釈は保守的に1とした。
1	積み下ろし作業時の遮へい係数		—	0.4	重機を使用した際の遮へい(鉄板2cm相当)を考慮する。災害廃棄物評価 ^{*1} で埋設作業時の重機を使用したCs-134およびCs-137に対する遮へい係数はQAD-CGGP2Rより0.4と計算され、積み下ろし作業時の遮へい係数も同様に設定した。
1~4	積み下ろし、運搬の年間作業時間		h/y	1,000	福島県外の除去土壌を1箇所に埋め立てる場合は、1日8時間、年間250日の労働時間のうち半分の時間を除去土壌のそばで作業するとした。 ここでは、除去土壌を埋立場所へ運搬するための積み下ろし、運搬の作業が対象である。
1,4	外部被ばくに対する線量換算係数(積み下ろし作業、運搬作業)	Cs-134	μSv/h per Bq/g	5.9E-02	以下の条件で、QAD-CGGP2Rコードにより算出した。 線源の形状：高さ0.6m、幅2m、長さ5mの直方体 線源のかさ密度：1.7g/cm ³ 評価点：0.6m×5.0mの中心から1.0m
		Cs-137		2.1E-02	
2,6,9,11,19	作業時の空气中ダスト濃度		g/m ³	5E-04	NUREG/CR-3585に示されたOPEN DUMP時及びIAEA-TECDOC-401に示された埋設処分場での埋め立て作業時における空气中ダスト濃度を採用した。
2,6,9,11,19	微粒子への放射性物質の濃縮係数(吸入摂取)		—	4	IAEA Safety Reports Series No.44に示された吸入可能な粒子の濃縮係数を使用した。

2,6,19	作業者の呼吸量		m ³ /h	1.2	ICRP Publ.23 で示されている標準人の労働(軽作業)時の呼吸量の数値 20 L/min を基に算定した。
2,6,19	吸入に対する内部被ばく線量係数(作業者)	Cs-134	Sv/Bq	9.6E-09	ICRP publ.68 で示されている作業者の内部被ばく線量係数を用いた。
		Cs-137		6.7E-09	
3,7	微粒子への放射性物質の濃縮係数(経口摂取)		—	2	IAEA Safety Reports Series No.44 に示された経口摂取被ばくに関する粒子の濃縮係数を使用した。
3,7	ダストの経口摂取率		g/h	0.01	IAEA S.S. No.111-P-1.1 に示された値を用いた。
3,7	経口に対する内部被ばく線量係数(作業者)	Cs-134	Sv/Bq	1.9E-08	ICRP publ.68 で示されている作業者の内部被ばく線量係数を用いた。
		Cs-137		1.3E-08	
4	運搬作業時の遮へい係数		—	0.9	車両による遮へい(鉄板 3 mm 相当)を考慮する。災害廃棄物評価 ^{*1} で運搬作業時の Cs-134 及び Cs-137 に対する車両による遮へい係数は QAD-CGGP2R より 0.9 と計算され、運搬作業時の遮へい係数も同様に設定した。
5	埋立作業における遮へい係数(作業者)		—	0.6	復興再生利用の被ばく評価 ^{*2} で使用している遮へい係数を使用した。 遮へい条件:敷鉄板 3m×12m×2.2cm 厚(500m 四方の盛土上面) 以上の条件で MCNP5 コードにより算出されている。
5~7	埋立作業に従事する年間作業時間		h/y	1,000	福島県外の除去土壌を 1 箇所に埋め立てる場合は、1 日 8 時間、年間 250 日の労働時間のうち半分の時間を除去土壌の埋立作業に従事するものとした。
5	外部被ばくに対する線量換算係数(埋立作業)	Cs-134	μSv/h per Bq/g	4.1E-01	以下の条件で、MCNP5 コードにより算出した。 線源の形状:厚さ 10 m、幅 200 m、長さ 200 m の直方体(土壌) 線源のかさ密度: 1.7 g/cm ³ 覆土:なし 評価点:埋立場所に除去土壌がすべて埋め立てられ、覆土がない状態において、中心直上の高さ 1m
		Cs-137		1.5E-01	
8,10	居住時の遮へい係数		—	0.2	IAEA-TECDOC-401 から、居住時間の 20%を戶外で過ごすとして仮定した。
8~11	年間居住時間		h/y	8,760	保守的に、1 年間絶えず埋立場所の周辺に居住しているとした。
8,10	外部被ばくに対する線量換算係数(周辺居住者)	Cs-134	μSv/h per Bq/g	1.2E-01	以下の条件で、MCNP5 コードにより算出した。 線源の形状:厚さ 10 m、幅 200 m、長さ 200 m の直方体(土壌) 線源のかさ密度: 1.7 g/cm ³ 覆土:なし 評価点:埋立場所の一端の中央から 1m 離れた地点の地上高さ 1m なお、子どもの外部被ばく線量換算係数は成人の計算値を 1.3 倍した。
		Cs-137		4.3E-02	

9	居住者の呼吸量（成人）		m ³ /h	0.96	ICRP Publ.23 で示されている標準人の1日の呼吸量の数値 2.3×10 ⁴ (L/d)を基に算定した。
9	吸入に対する内部被ばく線量係数（一般公衆・成人）	Cs-134	Sv/Bq	6.6E-09	ICRP publ.72 で示されている一般公衆の内部被ばく線量係数を用いた。
		Cs-137		4.6E-09	
11	居住者の呼吸量（子ども）		m ³ /h	0.22	IAEA Safety Reports Series No.44 に示されていた 1～2 歳の居住者の呼吸率として示されている値を採用した。
11	吸入に対する内部被ばく線量係数（一般公衆・子ども）	Cs-134	Sv/Bq	7.3E-09	ICRP publ.72 で示されている一般公衆の内部被ばく線量係数を用いた。
		Cs-137		5.4E-09	
14,15	年間立入時間		h	1,000	毎日 2.5 時間立ち入るとして年間の立入時間を計算した時の値を安全側に丸めた。
12,13	外部被ばくに対する線量換算係数（周辺居住者）	Cs-134	μSv/h per Bq/g	3.5E-03	以下の条件で、MCNP5 コードにより算出した。 線源の形状：厚さ 10 m、幅 200 m、長さ 200 m の直方体（土壌） 線源のかさ密度：1.7 g/cm ³ 覆土：厚さ 0.3 m、かさ密度 1.5 g/cm ³ （土壌） 評価点：埋立場所の一端の中央から 1m 離れた地点の地上高さ 1m なお、子どもの外部被ばく線量換算係数は成人の計算値を 1.3 倍した。
		Cs-137		1.2E-03	
14,15	外部被ばくに対する線量換算係数（立入者）	Cs-134	μSv/h per Bq/g	1.5E-02	以下の条件で、MCNP5 コードにより算出した。 線源の形状：厚さ 10 m、幅 200 m、長さ 200 m の直方体（土壌） 線源のかさ密度：1.7 g/cm ³ 覆土：厚さ 0.3 m、かさ密度 1.5 g/cm ³ （土壌） 評価点：覆土完了後の埋立場所の中心直上の高さ 1m なお、子どもの外部被ばく線量換算係数は成人の計算値を 1.3 倍した。
		Cs-137		4.9E-03	
16～27	除去土壌の空隙率		—	0.36	除去土壌の真密度（2.6～2.7 g/cm ³ ）と当該除去土壌のかさ密度（1.7 g/cm ³ ）から導出し、0.36 とした。
16～27	Cs の除去土壌の分配係数		mL/g	2.7E+02	IAEA TRS No.364（有機土壌、砂）
16～27	浸透水量		m/y	0.4	クリアランスレベル評価 ^{*3} で使用している、日本の浸透水量の平均値である 0.4 とした。
16～27	Cs の帯水層土壌の分配係数		mL/g	2.7E+02	IAEA TRS No.364（砂）
16～27	帯水層厚さ		m	3	IAEA-TECDOC-401 に示された値を用いた。
16～27	地下水流速（ダルシー流速）		m/d	1	「新版地下水調査法」（山本荘毅、(株)古院書院、1983 年）
16～27	帯水層空隙率		—	0.3	「水理公式集」（土木学会水理公式集改訂委員会、土木学会、1971 年）

16~27	帯水層土壌密度		g/cm ³	2.6	「土質工学ハンドブック」(土質工学会編、1982年)
16~27	地下水流方向の分散長		m	0	保守的に選定した。
16~27	地下水流方向の分散係数		m ² /y	0	保守的に選定した。
16~27	埋立場所端から井戸までの距離		m	0	保守的に選定した。
16~27	井戸水の混合割合		—	0.33	「地下水ハンドブック」(地下水ハンドブック編集委員会編、(株)建設産業調査会、1979年)
16	人の年間飲料水摂取量(成人)		m ³ /y	0.61	ICRP Publ.23 の標準人の値を参考に、1日の摂取量を 1.65 L として算定した。
17	人の年間飲料水摂取量(子ども)		m ³ /y	0.1	IAEA Safety Reports Series No.44 に示された値を用いた。
16,20,22,24,26	経口に対する内部被ばく線量係数(一般公衆・成人)	Cs-134	Sv/Bq	1.9E-08	ICRP publ.72 で示されている一般公衆の内部被ばく線量係数を用いた。
		Cs-137		1.3E-08	
17,21,23,25,27	経口に対する内部被ばく線量係数(一般公衆・子ども)	Cs-134	Sv/Bq	1.6E-08	ICRP publ.72 で示されている一般公衆の内部被ばく線量係数を用いた。
		Cs-137		1.2E-08	
18,19	Cs の農耕土壌の分配係数		mL/g	2.7E+02	IAEA TRS No.364 (有機土壌)
18,19	農耕作業による年間作業時間		h/y	500	「日本の統計 2009 年版」(総務庁統計局編、2009年)に記載されている平成 18 年度の 1 戸当たりの平均経営耕地面積 248 a (水田率 54.4%)、水稲 10 a 当たりの労働時間 29.2 時間、小麦 10 a 当たりの労働時間 5.6 時間を基に算出し、値に裕度を持って選定した。 248×0.544×2.92 + 248×(1-0.544)×0.56 = 457 (h/y)
18	外部被ばくに対する線量換算係数(農耕作業時:灌漑土壌からの外部被ばく)	Cs-134	μSv/h per Bq/g	4.7E-01	従来のクリアランスレベル評価 ^{※3} で設定されている換算係数を設定した。条件は以下の通りである。 線源の形状:高さ 10 m、半径 500 m の円柱 線源のかさ密度:2.0 g/cm ³ 以上の条件で QAD-CGGP2R コードにより算出されている。
		Cs-137		1.7E-01	
18	農耕作業時の遮へい係数		—	1	保守的に遮へいを考慮しない。
19	農耕作業時の空気中ダスト濃度		g/m ³	5.0E-04	NUREG/CR-3585 に示された OPEN DUMP 時及び IAEA-TECDOC-401 に示された埋設処分場での埋め立て作業時における空気中ダスト濃度を採用した。
19	農耕作業者の呼吸量		m ³ /h	1.2	ICRP Publ.23 で示されている標準人の労働(軽作業)時の呼吸量の数値 20 L/min を算定した。
19	微粒子への放射性物質の濃縮係数(吸入摂取)		—	4	IAEA Safety Reports Series No.44 に示された吸入可能な粒子の濃縮係数を使用した。

20~23	灌漑水量（畑、牧草地）	m ³ /m ² /y	1.2	「日本の農業用水」（農業水利研究会編、(株)地球社、1980年）に示された畑地に対する平均単位用水量 4 mm/d と年間灌漑日数 300 日程度に基づいて選定した。	
20~23	土壌水分飽和度（畑、牧草地）	—	0.2	JAEA 原科研敷地内（砂層）における測定結果より選定した。	
20~23	土壌実効表面密度	kg/m ²	240	U.S.NRC Regulatory Guide 1.109 に示された値を用いた。	
20~23	灌漑土壌真密度	g/cm ³	2.60	「土質工学ハンドブック」（土質工学会編、1982年）に示された砂の粒子密度を基に選定した。	
20~23	実効土壌深さ	cm	15	U.S.NRC Regulatory Guide 1.109 に示された値を用いた。	
20~23	放射性核種の土壌残留係数	—	1	保守的に、全ての灌漑水中の放射性核種が土壌に残留するものとした。	
20~23	灌漑土壌空隙率	—	0.3	「水理公式集」（土木学会水理公式集改訂委員会、土木学会、1971年）	
20~23	灌漑水年間生育期間	d	60	「発電用軽水型原子炉施設の安全審査における一般公衆の線量評価について」に示された葉菜に関する栽培期間の値(60 d/y)を使用した。	
20~23	農作物（葉菜、牧草）の栽培密度	kg/m ²	2.3	「発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に対する評価指針」（原子力安全委員会、平成元年 3 月 27 日）	
20~23	放射性核種の農作物（葉菜、牧草）表面への沈着割合	—	1	保守的に全ての放射性核種が、農作物表面へ沈着するものとした。	
20~23	weathering 効果による植物表面沈着放射性核種の除去係数	1/y	18.08	「発電用軽水型原子炉施設の安全評価における一般公衆の線量評価について」に基づき、weathering half-life を 14 日として計算した。	
20,21	農作物の市場係数	—	1	自給自足を考慮して、最も保守的に選定した。	
20,21	農作物の輸送時間	d	0	保守的に、生産された農作物を直ちに消費する人を評価対象とした。	
20,21	灌漑水量（田）	m ³ /m ² /y	2.4	「日本の農業用水」（農業水利研究会、(株)地球社、1980年）に示された水田に対する平均単位用水量 24mm/d と水田の年間湛水期間 100 日程度に基づいて選定した。	
20,21	土壌水分飽和度（田）	—	1	田の土壌水分飽和度は、水田を想定しており、1 と選定した。	
20,21	Cs の米への移行係数	Bq/g-wet per Bq/g	7.1E-02	IAEA TRS No.364（シリアル）	
20,21	Cs の葉菜、非葉菜、果実への移行係数	Bq/g-wet per Bq/g	5.7E-02	IAEA TRS No.364（ジャガイモ）	
20	農作物の年間摂取量（成人）	米	kg/y	71	「平成 8 年版国民栄養の現状」（厚生省保健医療局健康増進栄養課監修、第一出版(株)、1996年）
		葉菜	kg/y	12	
		非葉菜	kg/y	45	
		果実	kg/y	22	

21	農作物の年間摂取量（子ども）	米	kg/y	25	「平成9年版国民栄養の現状」（厚生省保健医療局健康増進栄養課監修、第一出版（株）、1997年）
		葉菜		5	
		非葉菜		23	
		果実		22	
22~25	Csの畜産物への移行係数	牛肉	d/kg	5.0E-02	IAEA TRS No.364 に示された値を用いた。
		豚肉		2.4E-01	
		鶏肉		1.0E+01	
		鶏卵		4.0E-01	
		牛乳	d/L	7.9E-03	
22~25	畜産物の市場係数	—	1	自給自足を考慮して、最も保守的に選定した。	
22~25	畜産物の輸送時間	d	0	保守的に、生産された畜産物を直ちに消費する人を評価対象とした。	
22,23	放射性核種を含む飼料の混合割合	—	1	保守的に、放射性核種を含む飼料のみで家畜を飼育するとした。	
22,23	Csの飼料への移行係数	Bq/g-dry per Bq/g	5.3E-01	IAEA TRS No.364（牧草）	
22,23	家畜の飼料摂取量	肉牛	kg-dry/d	7.2	IAEA-TRS-No.364 において示された値を使用した。
		乳牛		16.1	
		豚		2.4	
		鶏		0.07	
30,32	畜産物の年間摂取量（成人）	牛肉	kg/y	8	「平成8年版国民栄養の現状」（厚生省保健医療局健康増進栄養課監修、第一出版（株）、1996年）
		豚肉		9	
		鶏肉		7	
		鶏卵		16	
		牛乳	L/y	44	
31,33	畜産物の年間摂取量（子ども）	牛肉	kg/y	3	「平成9年版国民栄養の現状」（厚生省保健医療局健康増進栄養課監修、第一出版（株）、1997年）
		豚肉		4	
		鶏肉		5	
		鶏卵		10	
		牛乳	L/y	29	
32,33	家畜の飼育水摂取量	肉牛	L/d	50	PNL-3209 に示された値を用いた。
		乳牛		60	
		豚		10	
		鶏		0.3	
26,27	養殖淡水産物の地下水利用率	—	0.25	「日本の水資源（平成19年版）」（国土庁長官官房水資源部編、大蔵省印刷局、2008年）より選定した。	
26,27	Csの魚類への濃縮係数	L/kg	2.0E+03	IAEA TRS No.364 に示された値を用いた。	

26,27	養殖淡水産物の市場係数	—	1	自給自足を考慮して、最も保守的に選定した。
26,27	養殖淡水産物の輸送時間	d	0	保守的に、養殖された淡水産物を直ちに消費する人を評価対象とした。
26	養殖淡水産物（魚類）の年間摂取量（成人）	kg/y	0.7	「日本の統計 1997 年版」に記載されている平成 6 年の内水面養殖業の生産量の内、魚類の生産量の合計値 76,579 トンを人口 1 億 2 千万人で除して算出した。
27	養殖淡水産物（魚類）の年間摂取量（子ども）	kg/y	0.33	全年齢の魚介類合計摂取量の平均値 (96.9 g/日) と 1-6 歳の平均値 (45.7 g/日) の比 (0.47) を成人の年間摂取量 0.7 kg/年 に乗じた 0.33 kg/年 を算出した。

※1 「日本原子力研究開発機構 安全研究センター 廃棄物安全研究グループ、福島県の浜通及び中通り地方（避難区域及び計画的避難区域を除く）の災害廃棄物の処理・処分における放射性物質による影響の評価について（平成 23 年 6 月 19 日，平成 23 年 11 月 15 日一部修正）」、災害廃棄物安全評価検討会（第 9 回）資料 11-1

※2 「復興再生利用に係るガイドライン（修正案）参考資料（令和 7 年 2 月 20 日）」、中間貯蔵施設における除去土壌等の再生利用方策検討ワーキンググループ（第 10 回）資料 1-2

※3 原子力安全委員会：原子炉施設及び核燃料使用施設の解体等に伴って発生するもののうち放射性廃棄物として取り扱う必要のないものの放射能濃度について（平成 16 年 12 月 16 日，平成 17 年 3 月 17 日一部訂正及び修正）
文部科学省科学技術・学術政策局放射線安全規制検討会：放射線障害防止法に規定するクリアランスレベルについて（平成 22 年 11 月 1 日，平成 24 年 3 月 27 日一部訂正）

表 3 年間追加被ばく線量評価結果

経路 No.	経路略称	単位土壌中濃度あたりの年間被ばく線量 (mSv/y per Bq/g)			年間被ばく線量 (mSv/y)
		Cs-134	Cs-137	Cs(134+137)	
1	積み下ろし作業員外部	2.0E-02	8.3E-03	8.4E-03	1.7E-02
2	積み下ろし作業員吸入	2.0E-05	1.6E-05	1.6E-05	3.2E-05
3	積み下ろし作業員直接経口摂取	3.2E-04	2.6E-04	2.6E-04	5.2E-04
4	運搬作業員外部	4.5E-02	1.9E-02	1.9E-02	3.9E-02
5	埋立作業員外部	3.5E-01	1.5E-01	9.1E-02	1.8E-01
6	埋立作業員吸入	2.0E-05	1.6E-05	1.6E-05	3.2E-05
7	埋立作業員直接経口	3.2E-04	2.6E-04	2.6E-04	5.2E-04
8	周辺居住者（成人）外部	1.8E-01	7.5E-02	7.6E-02	1.5E-01
9	周辺居住者（成人）吸入	9.4E-05	7.6E-05	7.6E-05	1.5E-04
10	周辺居住者（子ども）外部	2.3E-01	9.7E-02	9.9E-02	2.0E-01
11	周辺居住者（子ども）吸入	2.4E-05	2.1E-05	2.1E-05	4.2E-05
12	埋立後周辺居住者（成人）外部	5.2E-03	2.0E-03	2.0E-03	4.1E-03
13	埋立後周辺居住者（子ども）外部	6.8E-03	2.6E-03	2.7E-03	5.3E-03
14	埋立後立入者（成人）外部	2.5E-03	9.6E-04	4.9E-03	9.8E-03
15	埋立後立入者（子ども）外部	3.2E-03	1.2E-03	6.1E-03	1.2E-02
16	飲料水摂取(成人)	4.3E-06	4.2E-05	4.2E-05	8.3E-05

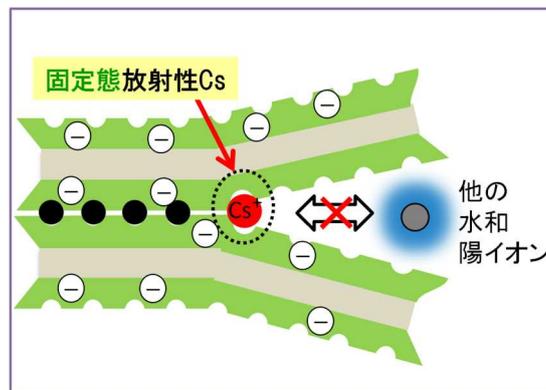
17	飲料水摂取(子ども)	5.9E-07	6.4E-06	6.3E-06	1.3E-05
18	農耕作業外部	9.2E-07	4.5E-05	4.4E-05	8.9E-05
19	農耕作業吸入	4.5E-11	4.2E-09	4.1E-09	8.3E-09
20	農作物摂取(成人)	3.1E-06	1.0E-04	9.9E-05	2.0E-04
21	農作物摂取(子ども)	1.1E-06	4.3E-05	4.2E-05	8.5E-05
22	飼料経由畜産物摂取(成人)	4.1E-06	1.0E-04	9.9E-05	2.0E-04
23	飼料経由畜産物摂取(子ども)	2.0E-06	5.3E-05	5.2E-05	1.0E-04
24	飼育水経由畜産物摂取(成人)	6.0E-07	5.9E-06	5.8E-06	1.2E-05
25	飼育水経由畜産物摂取(子ども)	2.8E-07	3.0E-06	3.0E-06	5.9E-06
26	養殖淡水産物摂取(成人)	2.5E-06	2.4E-05	2.4E-05	4.7E-05
27	養殖淡水産物摂取(子ども)	9.7E-07	1.1E-05	1.1E-05	2.2E-05

【参考3】放射性セシウムの土壌への吸着メカニズム

土壌中の放射性セシウムの挙動について、平成27年に地盤工学会が中心となり関連する学術団体（土壌肥料学会、日本粘土学会、環境放射能除染学会等）と連携して「土壌中の放射性セシウムの挙動に関するレビュー」が取りまとめられている。

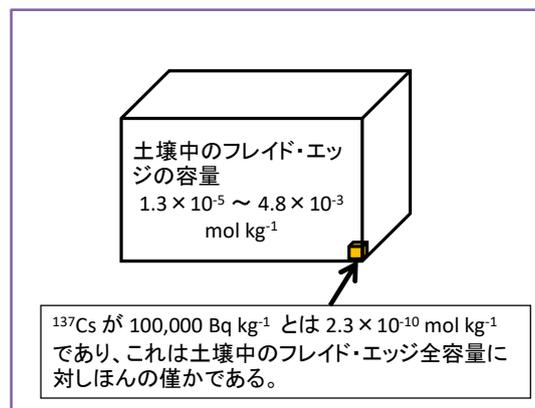
土壌中の放射性セシウムの大部分は鉱物の層間（フレイド・エッジ）に固定され、また一部有機物等に吸着して移動しにくい状態にある。時間の経過とともに、鉱物の層間により強固に固定される（図3）。

世界中のほぼ全ての土壌は、固定態として放射性セシウム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）。



（地盤工学会等資料：環境回復検討会（第15回）資料2-2）

図3 鉱物の層間(フレイド・エッジ)での放射性セシウムの固定の様子



（地盤工学会等資料：環境回復検討会（第15回）資料2-2）

図4 放射性セシウムと鉱物の層間（フレイド・エッジ）の量的関係

土壌中の放射性セシウムの存在形態は、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5）。

水溶態の放射性セシウムが土壌に付加されると、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6）。

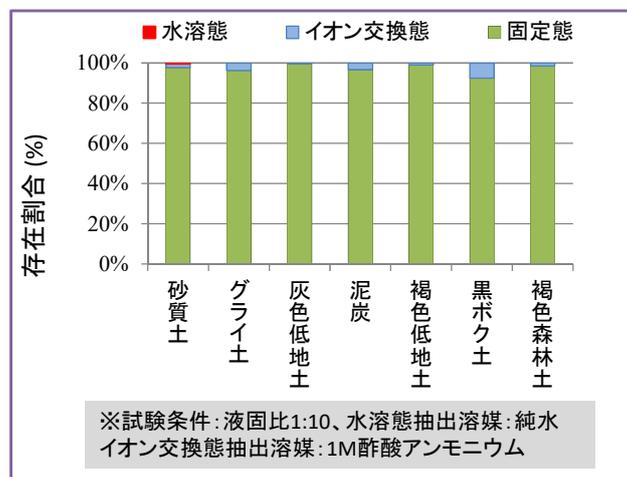
イオン交換態も時間の経過とともに固定態に変化し、その割合は減少する（図7）。

(注)

水溶態 : 水によって溶出される形態。

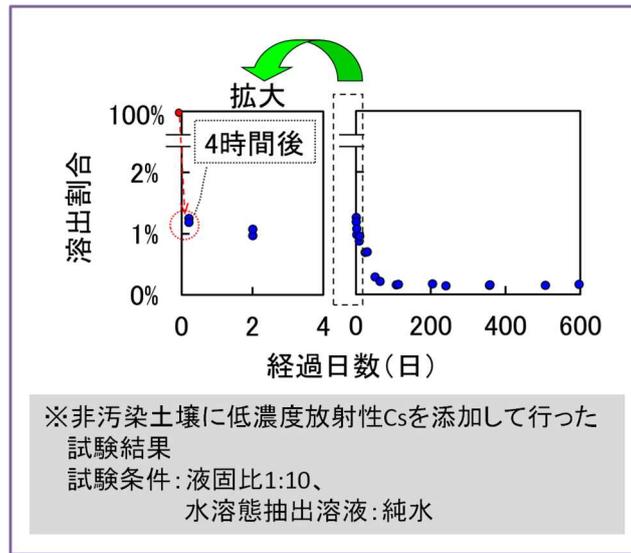
イオン交換態 : 酢酸カリウムや酢酸アンモニウムなど中性の塩類水溶液によって交換抽出される形態。

固定態 : 中性の塩類水溶液によっても容易に交換・溶出されない形態。固定態の放射性セシウムは、風化した雲母類の外縁部の膨潤部と非膨潤部の中間に位置するフレイド・エッジや、粘土鉱物の層状ケイ酸塩の表面に位置する六員環に吸着するといわれており、非常に強い力で保持される。



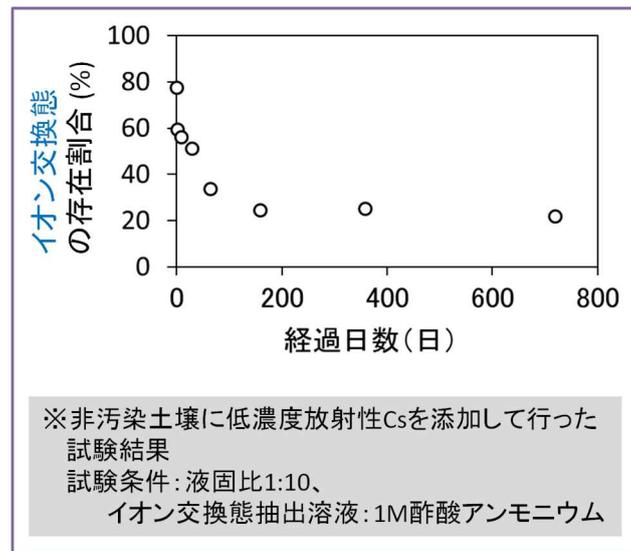
(地盤工学会等資料: 環境回復検討会 (第15回) 資料2-2)

図5 土壌中の放射性セシウムの形態別の存在割合 (事故後1年が経過した土壌)



(地盤工学会等資料：環境回復検討会（第15回）資料2-2)

図6 土壌中（黒ボク土）の放射性セシウム（水溶態）の割合の経時変化



(地盤工学会等資料：環境回復検討会（第15回）資料2-2)

図7 土壌中（黒ボク土）の放射性セシウム（イオン交換態）の割合の経時変化

【参考4】放射性セシウムの分配係数

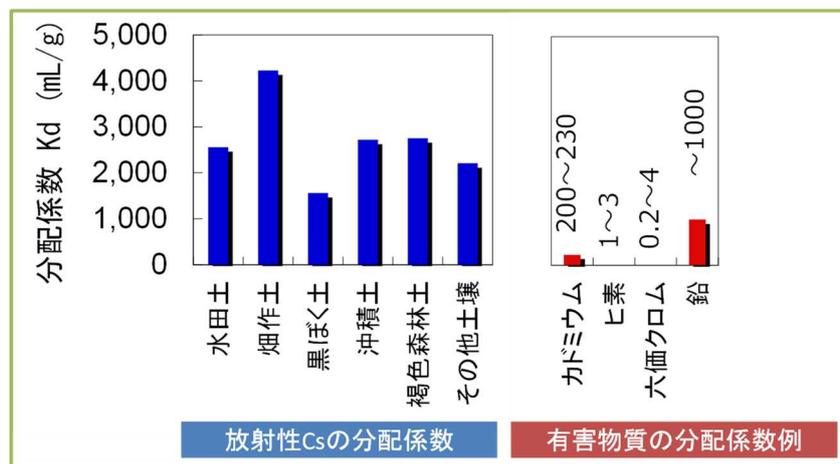
分配係数は、放射性セシウムなど物質の土壌への吸着しやすさを表す指標であり、値が大きいほど吸着能力が高いことを意味する。

放射性セシウムの場合は、土壌溶液中の放射性セシウム濃度（C [Bq/mL]）と土壌中の放射性セシウム濃度（q [Bq/g]）とが平衡状態にある場合の両者の比が放射性セシウムの分配係数（Kd [mL/g]）と定義される。

$$Kd \text{ [mL/g]} = q \text{ [Bq/g]} \div C \text{ [Bq/mL]}$$

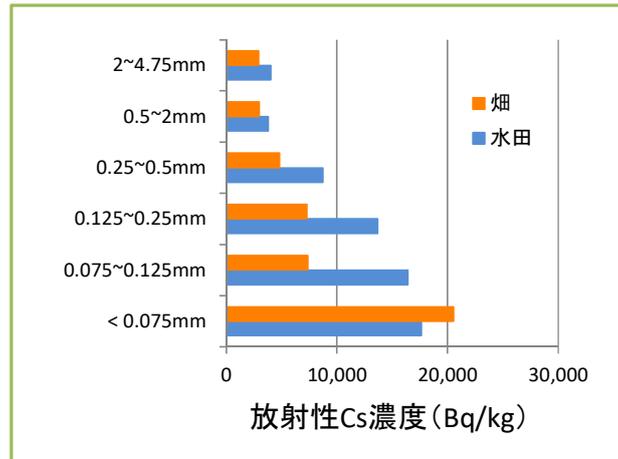
たとえば、分配係数 Kd=1000 mL/g の土壌の場合、土壌中の放射性セシウム濃度が 1 万 Bq/kg のときに土壌溶液中の放射性セシウム濃度は 10 Bq/L になる。

放射性セシウムに対する国内の土壌の分配係数は、土壌の種類や放射性セシウム濃度により異なるが、ほとんどが 1000 mL/g 以上である（図8）。なかでも土壌中の細かい粒子が放射性セシウムをよく吸着する（図9）。また、放射性セシウムの分配係数は、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8）。したがって、放射性セシウム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。



（地盤工学会等資料：環境回復検討会（第15回）資料2-2）

図8 国内土壌の放射性セシウムと有害物質の分配係数



(地盤工学会等資料：環境回復検討会（第15回）資料2-2)

図9 土壌分級画分と放射性セシウム濃度の関係

ボーリング調査により採取された土壌を試料として収着特性試験を実施した結果、分配係数は、820~7,000 mL/g の範囲であった（表4）。

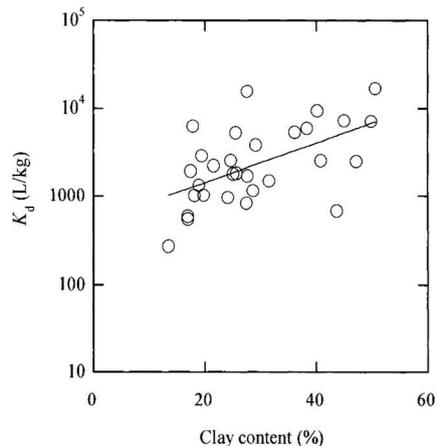
また、粘土鉱物が多いと分配係数は大きくなる（図10）。

表4 土壌の放射性セシウムの収着特性

No.	採取深度 (m)	地質	性状	収着分配係数* (mL/g)	備考	
1	5.35 ~ 5.45	砂質シルト岩	風化部	3,800	大年寺層の代表的岩種	
2	6.50 ~ 6.90		未風化部	1,100		
3	4.90 ~ 5.45	シルト質極細粒砂岩	風化部	2,800		
4	5.60 ~ 6.00		未風化部	1,400		
5	6.80 ~ 7.22	シルト岩	風化部	7,000		
6	9.45 ~ 9.93		未風化部	3,100		
7	3.55 ~ 3.87	シルト岩	風化部	3,800		
8	6.42 ~ 7.45		未風化部	1,500		
9	4.61 ~ 5.00	シルト岩	未風化部	1,300		
10	3.65 ~ 4.00	中粒砂	未風化部	820		中位段丘堆積物
11	2.85 ~ 3.00 3.80 ~ 4.00	砂礫	未風化部	1,300		

*: 試験期間は7日間。

(除去土壌等の再生利用に係る放射線影響に関する安全性評価検討ワーキンググループ（第8回）放安 WG1-5)



(石川奈緒, 内田滋夫, 田上恵子(2007): 放射性セシウムの水田土壌への
 収着挙動における粘土鉱物の影響. Radioisotopes, 56:519-528.)

図 10 粘土含量と Kd 値との相関 (Rc = 0.55, p<0.005)

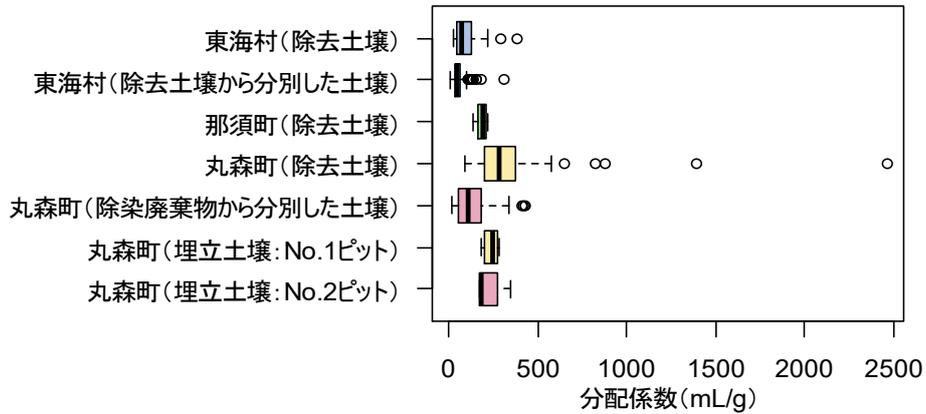
現場試験地の土壌を用いた収着特性試験の結果、実環境において想定される上限側のアンモニウムイオン濃度も含めても収着分配係数は 10^3 mL/g オーダーの値であった。

(除去土壌の埋設に係る試験施工からの知見：環境回復検討会（第 11 回）資料 4）

また、除去土壌の埋立処分に係る実証事業において、安定セシウムを用いた収着特性試験を行った結果、除去土壌等の分配係数はいずれも文献による分配係数の範囲内であった（図 11）。図 8 に掲げる分配係数に比較すると小さい値が測定されているが、

- ・実証事業で実施した試験では安定セシウムを使用したため、セシウム濃度の水準が同図の値が得られた試験（放射性セシウムを使用）に比べて大変大きくなっていること、
- ・分配係数は、試験に使用するセシウムの濃度が一定以上より大きくなると、濃度に応じて値が減少することが知られていること、
- ・同図には幾何平均値が掲げられており、最小値は 200 mL/g～400 mL/g 程度の値が測定されていること、

を考え合わせると、実証試験で確認された分配係数は、文献の値と整合すると考えられ、また、除去土壌に実際に存在する放射性セシウムの濃度の水準では、文献による分配係数と同程度であろうと考えることができる。



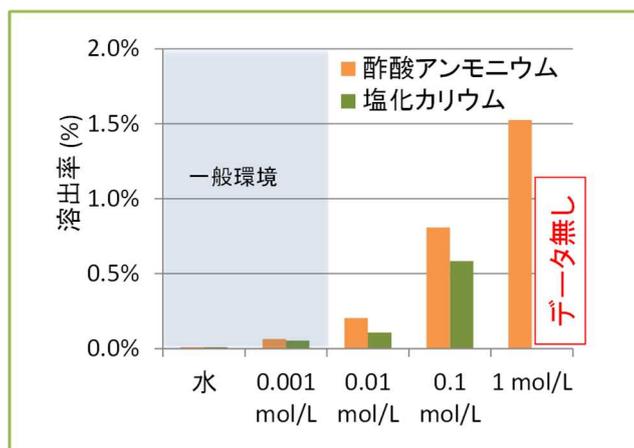
(除去土壌の処分にに関する検討チーム会合 (第 10 回) 参考資料 8)

図 11 実証事業で確認された分配係数

層状粘土鉱物へのイオンの吸着のしやすさは、イオンの種類によって異なり、 $\text{NH}_4^+ > \text{Cs}^+ > \text{Rb}^+ > \text{K}^+ > \text{Na}^+$ の順となる。

NH_4^+ や K^+ は、 Cs^+ より結合力は小さいが、 Cs^+ に比べて大量に存在すると層状粘土鉱物に吸着できる Cs^+ の割合が低下するため、放射性セシウムの分配係数を低下させ溶出率を増加させうる。ただし、一般環境で想定される濃度 (1×10^{-3} 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 12)。

NH_4^+ 等の影響による土壌からの放射性セシウムの溶出があっても、土壌に再び吸着される。



(地盤工学会等資料：環境回復検討会 (第 15 回) 資料 2 - 2)

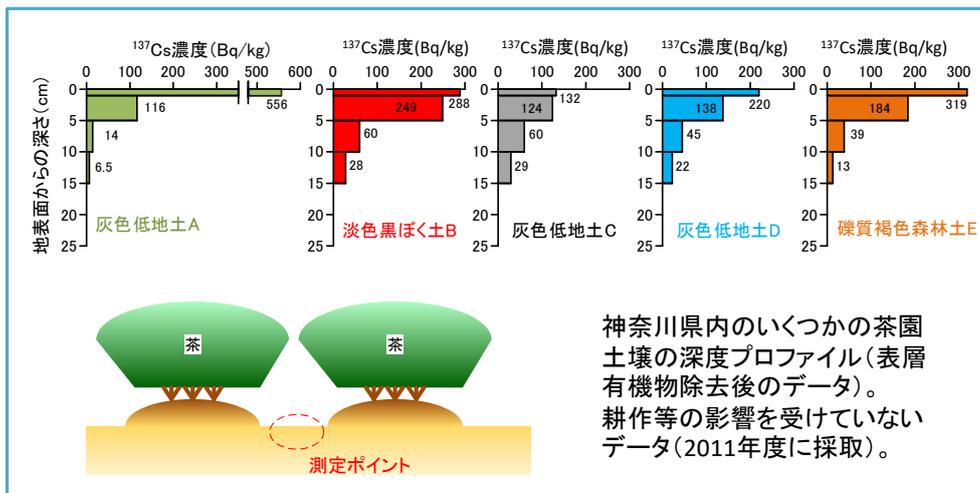
図 12 NH_4^+ と K^+ の濃度が溶出率に及ぼす影響

【参考5】降雨等による放射性セシウムの移動

○降雨浸透に伴う放射性セシウムの移動速度は、年間数 mm 以下

放射性セシウムは概ね表層から数 cm の深さに存在する（図 13）。

また、表層より下に到達した放射性セシウムの降雨浸透に伴う移動速度は、年間数 mm 以下である（図 14）。



(地盤工学会等資料：環境回復検討会（第15回）資料2-2)

図 13 神奈川県内の茶畑における放射性セシウムプロファイル

- 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

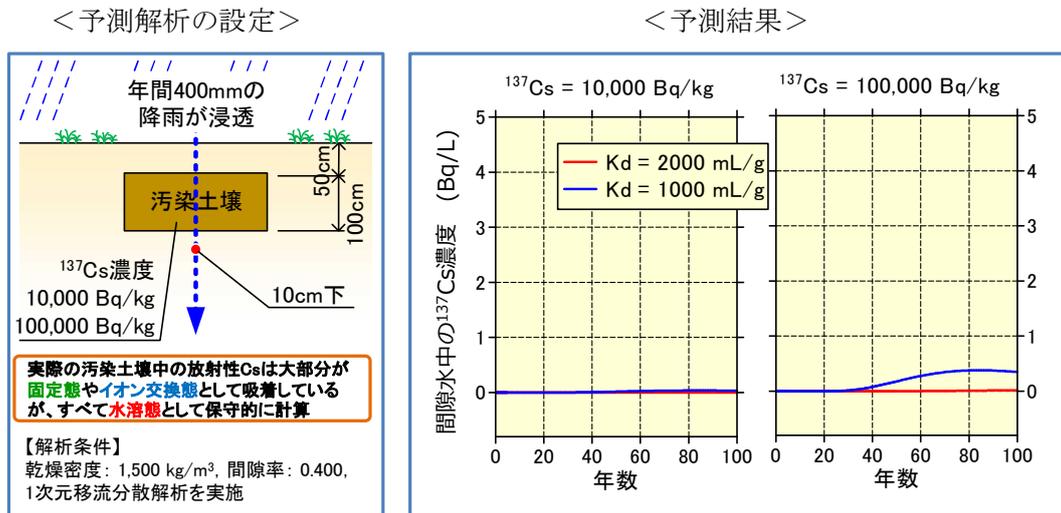
(地盤工学会等資料：環境回復検討会（第15回）資料2-2)

図 14 核種移動モニタリング結果

○長期的な挙動を予測しても、放射性セシウムの移動は限定的

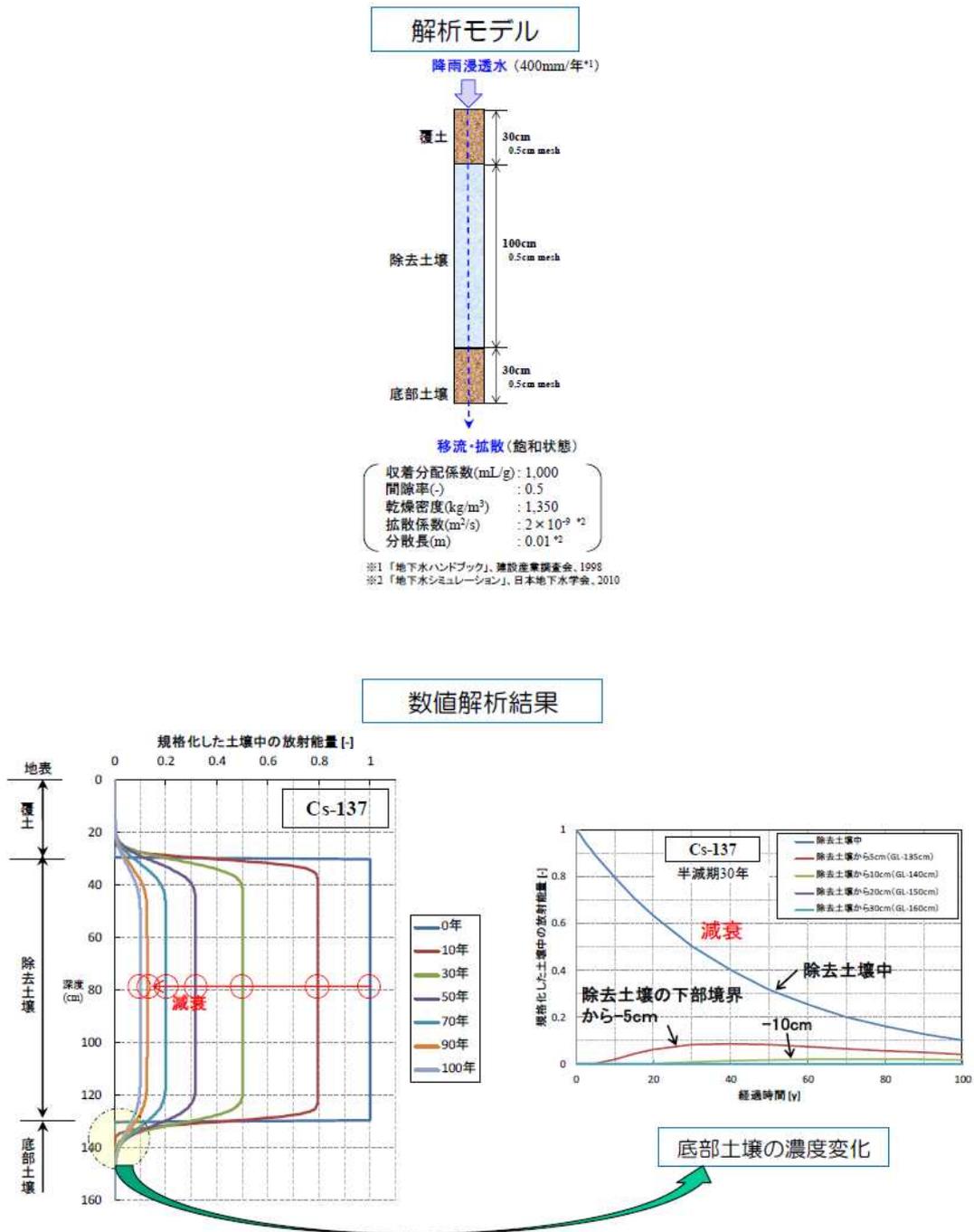
10 万 Bq/kg の汚染土壌の埋設を想定して保守的な計算を実施した結果、10cm 下の間隙水中の放射性セシウム濃度は、100 年を通じて 1 Bq/L を下回った（図 15）。

長期予測として数値解析を行った結果、通常想定される収着分配係数の範囲においては放射性セシウムの動きは遅く、その移行範囲は除去土壌周辺の狭い範囲（100年間で数10cm程度）に限定され、半減期に従って減衰することを確認した（図16）。



(地盤工学会等資料：環境回復検討会（第15回）資料2-2)

図15 分配係数の違いによる放射性セシウムの移動



(除去土壌の埋設に係る試験施工からの知見：環境回復検討会（第11回）資料4）

図16 長期的な移行予測の結果

除去土壌の埋立処分における放射性セシウムによる影響を保守的に推計した結果において、地下水への移行に伴う追加被ばく線量は最大でも 0.00020 mSv であった。（※詳細は【参考 2】を参照。）

○これまでの実証試験においても地下水への移行は認められず

現場試験及び通水カラム試験の結果、放射性セシウムの土壌中の移行現象は、土壌の分析からも土壌水の分析からも確認されなかった（検出下限値未満）。

現場試験地の土壌を用いた溶出特性試験の結果、純水及び 1 mol/L 酢酸アンモニウム溶液への放射性セシウムの溶出は確認されなかった（検出下限値未満）。

（除去土壌の埋設に係る試験施工からの知見：環境回復検討会（第 11 回）資料 4）

除去土壌の埋立処分に係る実証事業において、浸透水中の放射性セシウム濃度は、全ての検体で検出下限値未満であった。

（除去土壌の処分に関する検討チーム会合（第 9 回）資料 1）

○土壌から溶け出した放射性セシウムは、ほとんどコロイドとして存在しない

複数の土壌を純水に溶出させたところ、コロイド状の放射性セシウムの濃度(※)は、溶出液全体の濃度に対し、最高でも0.2%程度であった(表5)。

(※) 0.45 μm メンブレンによるろ過後の濃度から、限外ろ過(分画分子量(MWCO) 10,000; 約2nm)後の濃度を引いた値

表5 土壌溶出液中の、コロイド状の放射性セシウム濃度の測定結果

(±のついた数字は、その左の欄の数字の測定誤差)

土壌試料	液中放射能濃度(cpm/ml)				全体に対するコロイドの割合	
	ブランク	MBろ過後	限外ろ過後	コロイド状Cs量		
農地-6 (灰色低地土)	8182.8	±40.5	60 ±3.5	64.4 ±3.6	-4.4 ±5.0	-0.05% ±0.06%
			62.6 ±3.5	68.8 ±3.7	-6.2 ±5.1	-0.08% ±0.06%
			70 ±3.7	73 ±3.8	-3 ±5.3	-0.04% ±0.07%
			61.6 ±3.5	64 ±3.6	-2.4 ±5.0	-0.03% ±0.06%
農地-1 (褐色森林土)	7561.6	±38.9	30 ±2.4	47.2 ±3.1	-17.2 ±3.9	-0.23% ±0.05%
			33.4 ±2.6	36.6 ±2.7	-3.2 ±3.7	-0.04% ±0.05%
			39.87 ±2.8	41.8 ±2.9	-1.93 ±4.0	-0.03% ±0.05%
農地-4 (多湿黒ボク土)	8175.2	±40.4	32.4 ±2.5	32.6 ±2.6	-0.2 ±3.6	0.00% ±0.05%
			35.4 ±2.7	33.2 ±2.6	2.2 ±3.7	0.03% ±0.05%
			30.8 ±2.5	32.2 ±2.5	-1.4 ±3.5	-0.02% ±0.04%
農地-2 (黒ボク土)	8005.8	±40.0	32.4 ±2.5	37 ±2.7	-4.6 ±3.7	-0.06% ±0.05%
			32.6 ±2.6	32.2 ±2.5	0.4 ±3.6	0.00% ±0.04%
			58.6 ±3.4	59.8 ±3.5	-1.2 ±4.9	-0.01% ±0.06%
			19.6 ±2.0	22.2 ±2.1	-2.6 ±2.9	-0.03% ±0.04%
農地-7 (褐色森林土)	7147.2	±37.8	20.6 ±2.0	19.4 ±2.0	1.2 ±2.8	0.01% ±0.04%
			20.6 ±2.0	15 ±1.7	5.6 ±2.7	0.07% ±0.03%
			37 ±2.7	35.6 ±2.7	1.4 ±3.8	0.02% ±0.05%
			25.2 ±2.2	21.2 ±2.1	4 ±3.0	0.06% ±0.04%
			28.2 ±2.4	22 ±2.1	6.2 ±3.2	0.09% ±0.04%
			35.2 ±2.7	23 ±2.1	12.2 ±3.4	0.17% ±0.05%

(環境省：「中間貯蔵施設の概略安全評価について」別添資料4 (2013年9月))

【参考6】福島県外における除去土壌の放射性セシウム濃度

福島県外において保管されている除去土壌の令和6年3月末時点の放射性セシウム濃度を推計した結果、中央値は約 500 Bq/kg、平均値は約 730 Bq/kg となり、約 95%は 2,000 Bq/kg 以下であった。

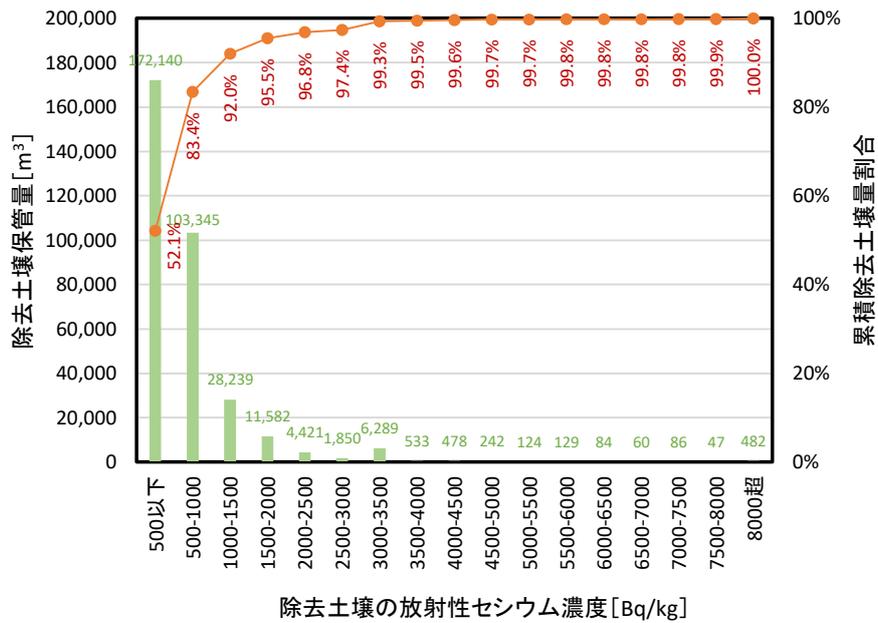


図 17 除去土壌の放射性セシウム濃度の度数分布（推計値）

【参考7】雨や雪による空間線量率への影響

雨や雪が降ると自然の放射性物質（ラドンとラドンから生まれた物質）が地上に降ることから空間線量率の上昇が見られる。これらの自然の放射性物質は半減期が短く、すぐに減っていくので、雨が止むと空間線量率も下がる（図18）。

また、雪が深く積もると、地面からの放射線を雪が遮るため、空間線量率は下がる。

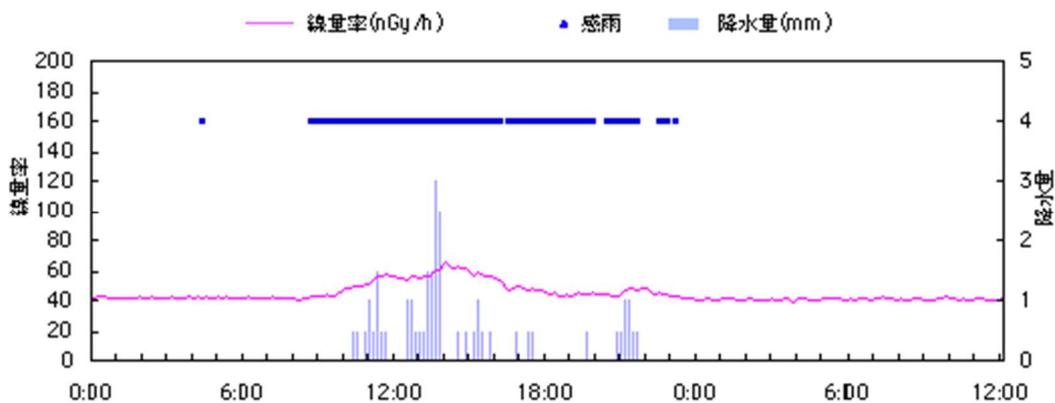


図18 降雨による空間線量率の上昇の例

(日本原子力研究開発機構 環境放射線モニタリング情報)

【参考8】 除去土壌の保管容器の表面線量率と除去土壌の放射性セシウム濃度の関係

除去土壌の保管容器の表面線量率と除去土壌の放射性セシウム濃度の相関関係を利用して、保管容器の表面線量率を測定することで除去土壌の放射性セシウム濃度を推計することができる。例えば、東海村と那須町で実施した除去土壌の埋立処分実証事業では、実測調査によって良好な相関関係がみられている（図19）。

ただし、除染を実施した地域によって、この相関の強さは異なる。これはそれぞれの地域によって土質や除染方法、バックグラウンドの空間線量率が異なるためである。また、サンプル数が少ないデータのばらつきが大きくなるため、地域ごとに十分なサンプル数を確保することも重要になる。

なお、相関の強さは保管容器の大きさに依存するため、保管容器の代表的な大きさのサンプルを選定して相関を調べる。保管容器の大きさが大きく異なる場合は、同じ推計式を適用することができない。

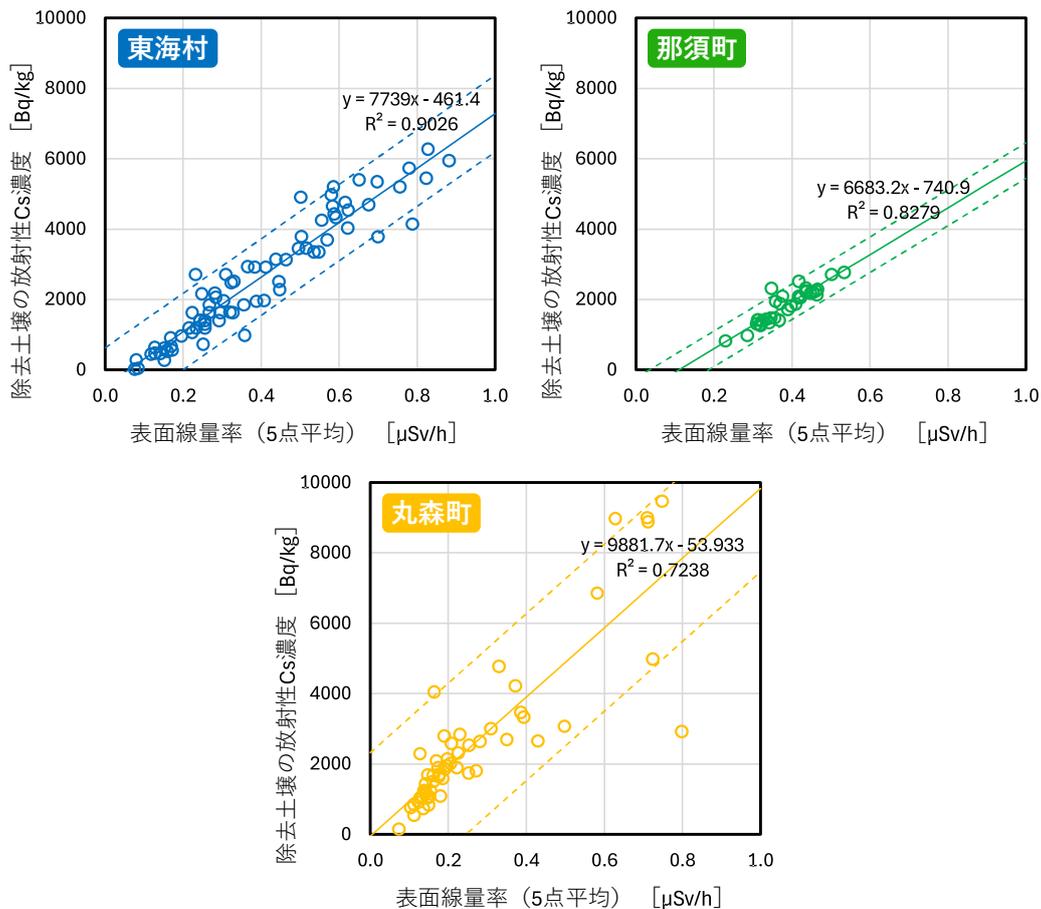
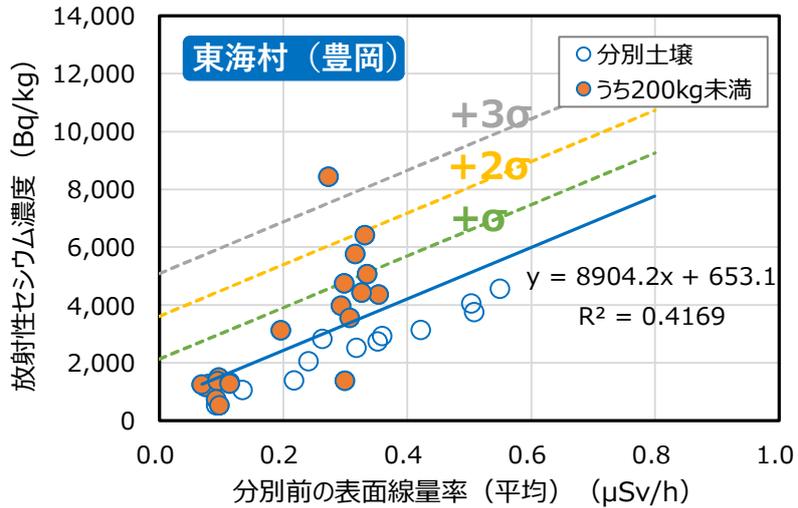
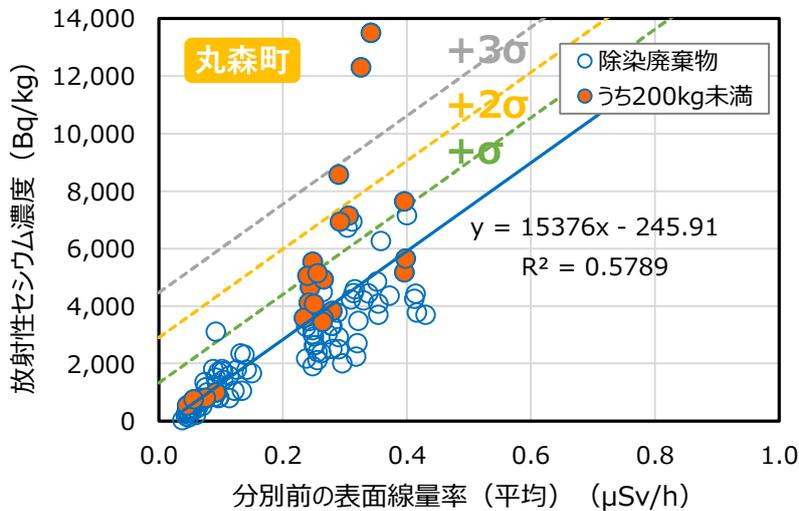


図19 除去土壌埋立処分実証事業における事例（破線は95%予測区間）

また、保管容器の容量の重量が小さくなる（容器内の除去土壌の量が極端に少ないなど）と推計式から大きく外れる場合があるので注意が必要である（図 20）。また、容器の中に草木等が多く混入している場合など密度が大きく異なる場合も同様である。



（除去土壌の処分にに関する検討チーム会合（第8回）資料1-3）



（除去土壌の処分にに関する検討チーム会合（第8回）資料1-4）

図 20 除去土壌の重量によるプロットのばらつき