

福岡大学

博士学位論文

放射性物質に汚染された焼却残渣の洗浄による埋立前処理

及び焼却残渣中のセシウムの溶出特性に関する研究

(平成 28 年 3 月)

加藤 隆也

工学研究科 エネルギー・環境システム工学専攻

目 次

第 1 章 序論	
1.1 研究の背景及び目的	1
1.2 本論文の構成	4
第 2 章 放射性物質に汚染された焼却残渣の洗浄による埋立前処理に関する研究	6
2.1 安定セシウムによる実験	6
2.1.1 実験の概要	6
2.1.2 実験結果	6
2.2 放射性セシウム	10
2.2.1 実験概要	10
2.2.2 実験結果	10
2.3 安定セシウムを指標としたスケールアップ試験	12
2.3.1 実験方法	13
2.3.2 実験結果	13
2.4 放射能汚染飛灰の洗浄による除染方法	15
2.5 まとめ及び今後の課題	16
第 3 章 埋立構造による安定セシウム溶出濃度の制御、 平準化または低減化に関する研究	18
3.1 埋立模擬実験による Cs133 及びその他水質項目の溶出挙動	18
3.1.1 埋立模擬実験の概要	18
3.1.2 実験供試材料	18
3.1.3 含有試験	19
3.1.4 溶出試験	20
3.1.5 考察	22
3.2 埋立模擬実験の方法	24
3.3 積増し	26
3.4 結果および考察	27
3.4.1 実験結果	27
3.4.2 考察	45
3.5 解体後の焼却残渣	49
3.5.1 サンプルング	49

3.5.2	溶出試験結果	49
3.5.3	考察	50
3.5.4	結論	52
第4章	浸出水中の Cl^- のモニタリングによる放射性セシウムの指標化の研究	54
4.1	安定セシウムとの相関関係	54
4.1.1	無機塩類との相関関係	54
4.1.2	EC との相関関係	56
4.1.3	その他の分析項目との相関関係	60
4.2	埋立高さとの塩素ピーク濃度の関係	63
4.3	塩素ピーク濃度と充填物の塩素含有量との関係	64
4.4	安定セシウムと放射性セシウムとの相関関係	66
4.5	考察	66
第5章	環境リスクへの影響と経済性評価	69
5.1	環境リスクへの影響	69
5.1.1	飛灰の洗浄による放射性物質の低減化	69
5.1.2	埋立構造による溶出濃度の制御、平準化または低減化	71
5.1.3	浸出水中の Cl^- のモニタリングによる放射性セシウムの指標化	72
5.2	経済性の評価	73
5.2.1	飛灰の洗浄による放射性物質の低減化	73
5.2.2	洗浄方式とセメント固化方式の比較	74
5.2.3	埋立構造による溶出濃度の制御、平準化または低減化	74
5.2.4	浸出水中の Cl^- のモニタリングによる放射性セシウムの指標化	75
第6章	結論	76
	謝辞	78

第1章 序章

1.1 研究の背景及び目的

2011年3月11日に発生した東日本大震災は、我が国に未曾有の被害を与えた。この地震により、2015年（平成27年）9月9日時点で、震災による死者・行方不明者は19,335人、建築物の全壊・半壊は合わせて399,808戸が確認されている。¹⁾この地震により、場所によっては波高10m以上、最大遡上高40.1mにも上る巨大な津波が発生し、東北地方と関東地方の太平洋沿岸部に壊滅的な被害を引き起こした。津波以外にも、地震の揺れや液状化現象、地盤沈下、ダムの決壊などによって、北海道南岸から東北を経て東京湾を含む関東南部に至る広大な範囲で被害が発生した。またこの震災により発生した災害廃棄物は239市町村で20,188,000t、津波堆積物は36市町村で11,016,000tにもおよび、その処理は長期間にわたったが、現時点でほぼ処理が完了している。²⁾

また、この地震及びつなみにより(株)東京電力福島第一原子力発電所に大きな被害が発生した。地震と津波によって、冷却に必要な電源と装置の機能が失われたことから、原子炉内の水位が低下、燃料が露出し燃料を覆う金属が高温になり水蒸気と反応したため水素が異常に発生して1、3号機で水素爆発が起こり、また4号機においても3号機から流入した水素により爆発が起こった。これにより原子炉建屋などが破損し、多量の放射性物質が大気中に放出された。放出された放射性物質は、空中を広域に移動するとともに、降雨に伴って地上に降下沈着し、環境放射能のほとんどを占めている放射性セシウムは、降雨に溶けてイオンの形で降り注いだと考えられる。文部科学省が行った航空機モニタリングの結果では、福島県内だけでなく、県外の広範囲に汚染が進んでいることが明らかとなった。関東圏域でも、千葉県の西北部や栃木県、群馬県の山麓部など、高線量地域が分布しており、高線量地域では、放射性セシウムを含むごみが一般廃棄物の焼却施設に混入し、高濃度の焼却灰が発生している。これは、日常生活の中で放射性セシウムを含む土壌が付いた雑草を除去したり、葉や樹皮に放射性セシウムが付いた樹木等を剪定するなどした際に生じた草木類のごみに起因するものと考えられる。また、合流式下水道では、放射性セシウムが付着した地上部の土壌粒子が懸濁物として下水道に流入し、終末処理場において下水汚泥に濃集した。上水の場合も同様に、取水域に懸濁物が流入し浄水過程で上水汚泥中に濃集した。それ以外にも、降下物の付着による稲わらや腐葉土などの汚染も発生した。このような放射性物質に汚染された廃棄物は、放射性セシウムが8,000 Bq/kgを超えるものだけでも1都11県で161,783 tに及ぶ量である。放射性物質により汚染された廃棄物の処理は汚染状態が8,000Bq/kg以下のものについては従来の最終処分場に埋立処分が可能であるが8,000Bq/kgを超える廃棄物は指定廃棄物として環境大臣が指定を行い、国の責任において処理されることとなった³⁾。このため一般廃棄物においては福島県を中心とした一部の自治体の焼却灰中の放射性セシウムが8,000Bq/kgを超えたため直接埋立処分することができずにフレコンパックやドラム缶で保管されている。一方で8,000Bq/kgを超え100,000 Bq/kg以下の焼却

灰については放射性物質の溶出を防止するため環境大臣が定める方法により固形化（セメント固化）し、土壌層を設置したうえで、①隔離層の設置による埋立、②耐久性容器による埋立、③屋根付処分場での埋立が義務付けられている。また、100,000Bq/kg を超える廃棄物については中間貯蔵施設に長期保管することとなった³⁾。この中で①や②でコンクリートによる容器による方法についてはセメント添加（150kg/m³以上）や隔離層設置により埋立処分容量が増加し、最終処分場の残容量に余裕のない自治体にとってはあらたな問題を抱えることになる。また処分場を設置している地区の住民の不安もあり、搬入に同意をえられず、8,000Bq/kg を超え 100,000 Bq/kg 以下の廃棄物も処分されずに保管状態が継続している実態である。

表-1.1に指定廃棄物の内訳を示す。

本研究の対象となる飛灰を含む焼却灰のみをみても114,522 t の指定廃棄物が発生しており、そのうちの実に92.4%あたる105,789 t が福島県内で発生したものである。福島県では県内に中間貯蔵施設の予定地として2ヶ所を選定し、建設にむけて進みだしたところであるが、これら指定廃棄物が計画通りに処理されるまでには、まだ多くの時間を要する状況である。

表-1.1 指定廃棄物の数量（平成27年6月30日時点）⁴⁾

都道府県	焼却灰 (一廃)		浄水発生土 (上水)	浄水発生土 (工水)	下水汚泥 ※焼却灰含む	農林業系副産物 ※焼却灰含む	その他	合計
	焼却灰 (一廃)	焼却灰 (産廃)						
	数量(t)	数量(t)						
岩手県	199.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	275.8	475.6
宮城県	0.0	0.0	1,014.2	0.0	0.0	2,271.5	118.4	3,404.1
山形県	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.7	2.7
福島県	102,421.6	3,367.5	2,261.2	188.1	10,050.2	2,990.5	12,667.5	133,946.6
茨城県	2,380.1	0.0	0.0	0.0	925.8	0.0	226.9	3,532.8
栃木県	2,447.4	0.0	727.5	0.0	2,200.0	8,137.0	21.3	13,533.2
群馬県	0.0	0.0	545.8	127.0	513.9	0.0	0.0	1,186.7
千葉県	2,723.6	0.6	0.0	0.0	542.0	0.0	424.1	3,690.3
東京都	980.7	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	981.7
神奈川県	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.9	2.9
新潟県	0.0	0.0	1,017.9	0.0	0.0	0.0	0.0	1,017.9
静岡県	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.6	8.6
合計	111,153.2	3,369.1	5,566.6	315.1	14,231.9	13,399.0	13,748.2	161,783.1

国の責任において処理されるシステムについても、その第一段階である中間貯蔵施設の建設について、福島県の2ヶ所以外は用地も決定していない状況である。現在の指定廃棄物を保管している状況は今後も長期化することは明らかである。指定廃棄物を作業場周辺に保管し、作業者が長期的に管理を続けることは、廃棄物処理施設の作業者の健康に影響を与える可能性を否定できないことや、周辺住民の不安を招き、ひいては廃棄物行政に対する信用を失うものであることから、早期の適正処理を可能にする必要がある。

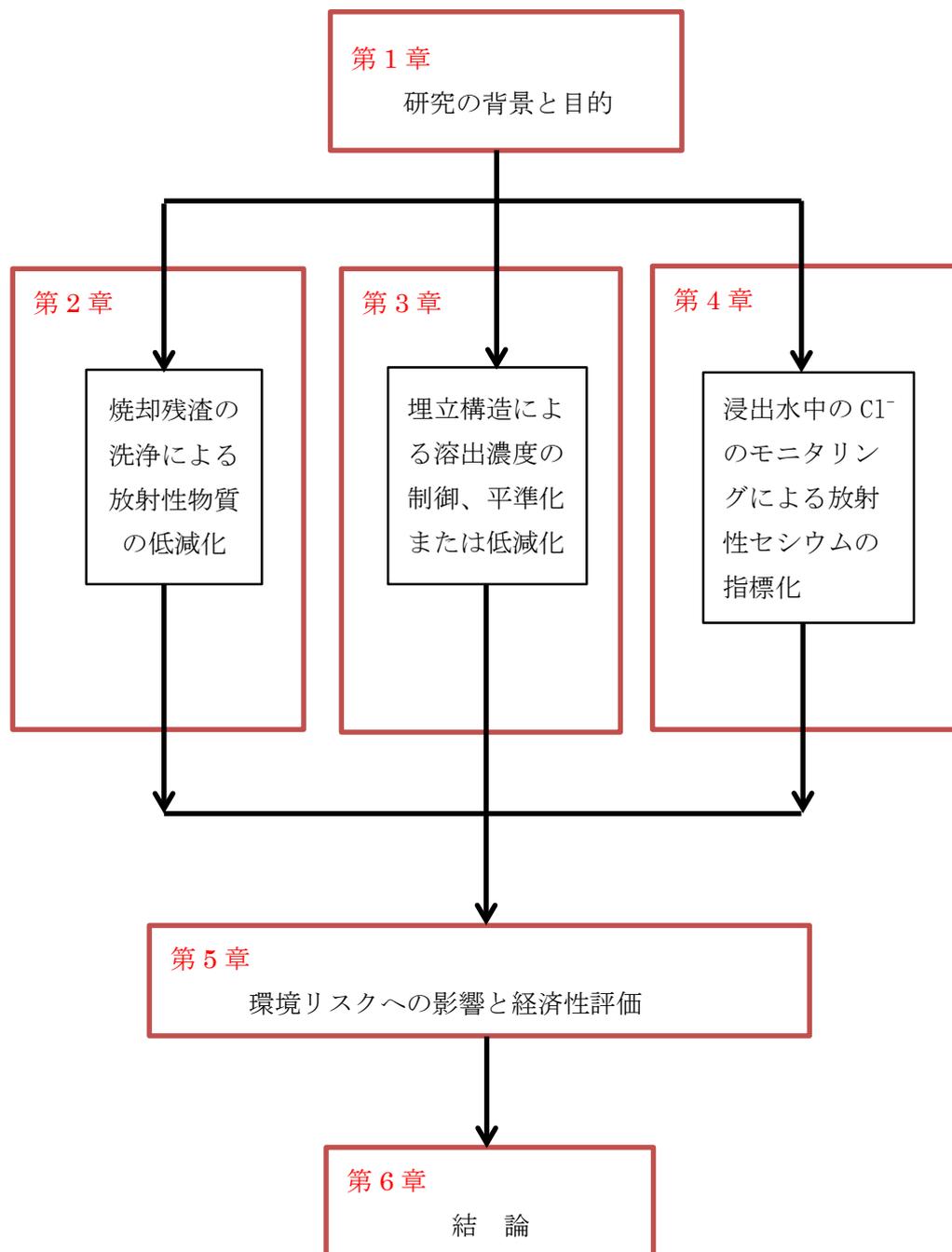
このような背景下、本研究は第一段階として、飛灰中のセシウムの水への溶解度が高いことに着目し、水洗浄により8,000Bq/kg以下になった洗浄灰を埋立処分することにより、技術的に処分場への適正処理を進め、これらの問題を軽減化することを目的とし、飛灰の洗浄によるセシウム分離実験を行ったものであり、これを「放射性物質に汚染された焼却残渣の洗浄による埋立前処理に関する研究」として報告する。

また、上記の研究により、放射性物質が低減化され、処分場に埋立処分されたさいにも発生しうる課題として、放射性セシウムの浸出水への流出対策を考える必要がある。この放射性物質に汚染された廃棄物の埋立処分に関しては、最終処分場からの浸出水処理水にもセシウム濃度の排水基準ガイドラインが設けられており、Cs134 (Bq/L) /60 +Cs137 (Bq/L) /90により算出された数値が1.0以下であることが示されている。このことから、放射性物質に汚染された焼却残さを処分する最終処分場においては、放射性物質の浸出水への影響についての把握を行う必要がある。これまでの実験により埋立前処理として飛灰中のセシウム除去には洗浄工法が有効であることが確認できている^{5) 6) 7) 8)}ことから、第二の研究ではライシメーターを用いた埋立模擬実験により、安定セシウム（以下、Cs133）を指標に浸出水初期値における洗浄の効果および、埋立構造による溶出濃度の制御、平準化または低減化を目指す技術の検討を行った。埋立構造による溶出濃度の制御等に関しては、既存研究⁵⁾から埋立方法は積み増し型埋立工法による溶出制御を検討するために、段階的に積み増しを行うことにより、浸出水への溶出濃度の制御を行おうとするものである。更に、第三の研究では、浸出水中のCs133とCl⁻の溶出傾向が類似していることから、浸出水のCl⁻をモニタリングすることで、Cs133溶出の傾向を推定できるかの検討を行った。最後にCs133と放射性セシウムとの相関関係を確認することにより、実際の処分場において、比較的容易な浸出水のCl⁻をモニタリングすることで、放射性セシウムの浸出水への流出状況を把握し、放射性セシウムの除去設備の設置等対策の実施にむけた指標とすることで、処分場での有効的な活用が図れることを目的としている。

本論文は以上の3つの研究から、保管されている指定廃棄物である焼却灰の放射性物質量を低減化し、通常の埋立処分システムに導くとともに、その処分場から発生する可能性がある放射性物質の浸出水への流出を把握するための、現実的な指標を構築することを目指したものである。

1.2 本論文の構成

本論文の構成フローを図-1.2 に示す。



第1章では、本研究の背景と目的、本論文の構成について述べた。

第2章では、「放射性物質に汚染された焼却残渣の洗浄による埋立前処理に関する研究」として、室内試験及び福島県内における現地試験により、洗浄による放射性物質の低減化効果を確認した。

第3章では、「埋立構造による安定セシウム溶出濃度の制御、平準化または低減化に関する研究」として、処分場のモデルとしてカラム試験により、積み増しによる安定セシウムの溶出濃度の制御、平準化または低減化について検証した。

第4章においては、「浸出水中のCl⁻のモニタリングによる放射性セシウムの指標化」として、浸出水中のCl⁻のモニタリングにより放射性セシウムの流出動向を把握することを検討した。

第5章においては、第2章の結果から、現在保管されている指定廃棄物である焼却灰を既存の処理システムである最終処分場に処分すること及び、第3章、第4章の結果から、その後の処分場浸出水中の放射性物質の溶出制御と影響を予測して管理を行うことによる、環境リスクへの影響と経済性について検証、評価を行った。

第6章では研究の総括を行い、飛灰の洗浄による放射性物質の低減化により、保管されている指定廃棄物の通常埋立処分が技術的に十分可能であることを示すとともに、実行するために必要な法改正について提言した。また処分場から放射性物質を流出させないための、現実的な指標を設定し、処分場の現場での応用が可能であることを示した。これらにより指定廃棄物が身近に保管されているという現実を解消するための有効な手法として、早期に利用できることを述べて結論とした。

【参考文献】

- 1)消防庁：災害対策本部東日本大震災被害報 平成27年9月9日
- 2)環境省：東日本大震災における災害廃棄物について（概要）平成26年4月25日
- 3)環境省：指定廃棄物の処理情報サイト 平成24年12月28日
- 4)環境省：放射性物質汚染廃棄物処理情報サイト 平成27年9月9日を一部編集
- 5)樋口壯太郎：「飛灰中のセシウムの洗浄分離に関する研究」 第23回廃棄物資源循環学会研究発表会 2012.10 pp.573-574
- 6)加藤隆也他：「放射性物質に汚染された飛灰の洗浄による埋立前処理に関する研究」 都市清掃平成26年1月号掲載
- 7)内田貴浩他：「埋立地における安定セシウムの移動に関する研究」 第24回廃棄物資源循環学会研究発表会公演論文集 2013 pp.595-596
- 8)内田貴浩他：「埋立地における安定セシウムの移動に関する研究（その2）」 第35回全国都市清掃研究・事例発表会 2014.1 pp.306-308

第2章 放射性物質に汚染された焼却残渣の洗浄による埋立前処理に関する研究

2.1 安定セシウムによる実験

放射性セシウムで汚染された飛灰での実験は場所が限定されるため、まず、安定同位体である安定セシウム (Cs133) を指標とし洗浄分離特性の基礎的実験を行った。

2.1.1 実験の概要

ごみと一緒に焼却炉にはいった放射性セシウムは 800°C以上の高温で燃やされ、多くは揮発、もしくは液滴となって排ガスへ移動する。排ガスへ移動しなかったもののみが、主灰に留まるが、その量は極めて少ないことが明らかにされており、セシウムの除去対象は飛灰のみとすることで、その目的を十分果たすことができる。また、安定セシウム(以下 Cs133 と表記する)においても同様であり、今回実験に使用した K 市一般廃棄物焼却施設 (ストーカー炉) から排出される焼却残渣中の Cs133 の濃度を表 2-1 に示す。

表 2-1 焼却残渣中の Cs133 濃度

試料名	Cs133
	(mg/kg)
焼却主灰	<1
飛灰	3.7

本試料の Cs133 においても飛灰に存在していることが示されていることから、洗浄実験は飛灰に限定して行うものとする。

また排ガスに移動した放射性セシウムは、主に塩化セシウム (CsCl) の形であればじんに着すると考えられ、バグフィルターであればじんと一緒に捕集されることから、塩素と同じように水溶性が高く、これまで水による洗浄により行われてきた飛灰からの脱塩素実験と同じ方法を用いて、その効果を検証するとともに、効率化に関する実験を行う。

実験は K 市一般廃棄物焼却施設 (ストーカー炉) から排出される飛灰を用い、洗浄による Cs133 の溶出特性を把握するために実施した。実験はビーカー試験とし、Cs133 の分析は ICP-MS 法 (定量限界値 0.01mg/L) により実施した。実験は液固比の設定、洗浄回数、分級効果の確認、洗浄方法等について行った¹⁾。

2.1.2 実験結果

(1) 液固比の検討

飛灰 50g をビーカーにとり、液固比 3, 5, 10, 15 となるように超純水を加え、液固比以外は環境庁告示第 46 号に準じて溶出試験を行った。その際、原灰と原灰に 5%のピペラジン系キレート剤を加え、24 時間静置したものを用いた。なお飛灰中の Cs133 は 5.9mg/kg、CL:20 %、Ca:26%であった。図 - 2.1、図 - 2.2 にその結果を示した。

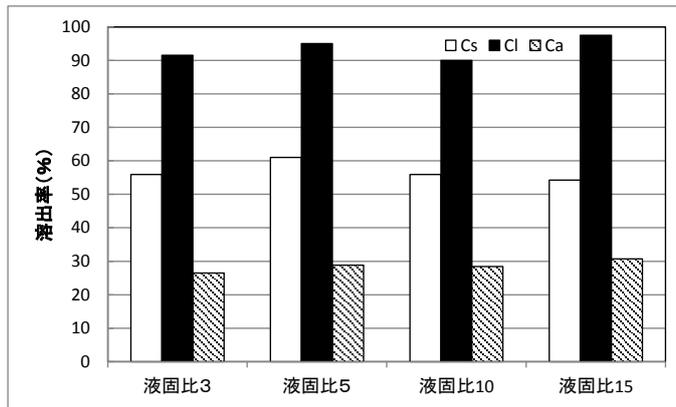


図-2.1 液固比の違いによる Cs:133 の溶出率 (原灰)

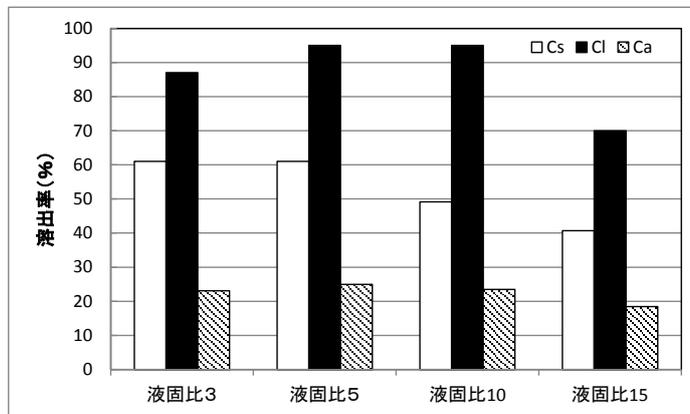


図-2.2 液固比の違いによる Cs:133 の溶出率
(原灰+キレート)

図 - 2.1、図 - 2.2 より飛灰原灰の Cs133 の溶出率は 54~61%と液固比による溶出率の差異はあまり認められなかった。キレート処理飛灰は 41~61%と液固比が上がると溶出率が下がった。Cl はキレート処理飛灰の液固比 15 のみ 70%であったが、その他は 87~98%と高い溶出率であった。Ca についてもキレート処理飛灰の液固比 15 のみ 18%であったが、その他は 23~31%であった。以上の結果より、液固比による溶出率の差異、原灰とキレート処理飛灰の溶出率の差は、あまり認められなかった。

(2) 洗浄回数数の検討

飛灰 50g をビーカーにとり、液固比 3 となるように超純水を加え、液固比以外は環境庁告示第 46 号に準じて溶出試験を行った。さらに回収した洗浄飛灰に液固比 3 倍となるように純水を加え、連続洗浄実験を行った。図 - 2.3 にその結果を示した。

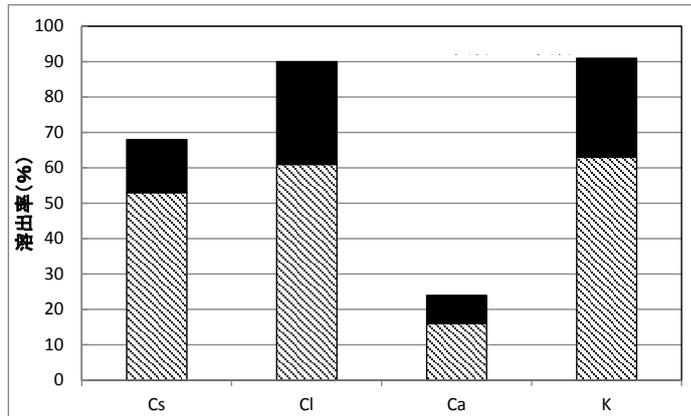


図-2.3 洗浄回数と Cs:133 の溶出率

▨ 1回目 ■ 2回目

Cs133 は 1 回目 53%、2 回目でも 25%溶出し計 78%が溶出した。同様に CL、Ca、K についても 2 回目も溶出が続き、それぞれ 90%、24%、91%の溶出率となった。以上の結果より、飛灰中の Cs133 等の溶出は時間を要することが示唆された。

(3) 粒径分布と分級効果の検討

連続溶出実験で 2 回目も溶出が続く要因として飛灰の粒径が小さいため比表面積が大きく飛灰と水との接触効率が悪いことが考えられる。そこで飛灰の粒径分布と粒径別 Cs133 の溶出量、存在率を確認し、分級効果について検討した。表 - 2.2 に Cs133 の存在率と粒径別溶出量試験結果、図 - 2.4 に飛灰の粒径加積曲線を示した。

表 - 2.2 飛灰の粒径分布と粒径別 Cs:133 の溶出率

粒径 (μm)	存在比	Cs分析値	Cs絶対量	Cs存在率	Cs溶出量
	(%)	(mg/kg)	(mg/kg)	(%)	(mg/L)
75μm以上	23.4	-	-	-	-
75~53μm	13.5	2.4	0.42	11.3	0.28
53~32μm	23.4	3.5	1.07	28.6	0.34
32~20μm	30.6	4.2	1.68	44.9	0.44
20μm以下	9.1	4.8	0.57	15.3	0.48
合計	100.0	-	3.74	100.1	

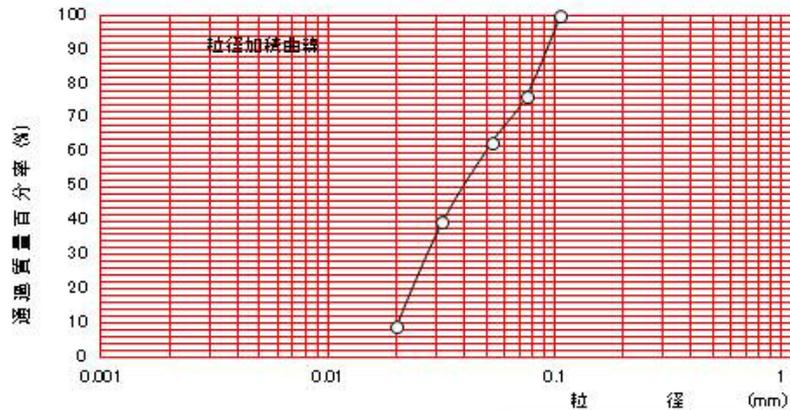


図-2.4 飛灰の粒径加積曲線

表-2.2、図-2.4より本実験に用いた飛灰のうち75 μm 以上は23.4%、75 μm 以下は76.6%、53 μm 以下は63.1%であった。Cs133の存在率は32~20 μm が44.9%と最も多く、次いで53~32 μm 、20 μm 以下であった。75 μm 以上のCs133の存在率はゼロとすると分級により75 μm 以上を除外することにより処理対象物の減量効果を見込むことが可能である。また53 μm で分級するとCs133の存在率累計は88.8%、重量存在率累計は63.1%となり、分級による処理効率の向上が可能であることが示唆された。

(4) 浸漬洗浄におけるCs133の物質収支

「(2) 洗浄回数」より2回の連続溶出においても溶出が続くため粒径が小さい飛灰特性から浸漬時間と溶出率との関連を確認した。

ここでCs133の含有量を再度分析した。K市の飛灰を1%硝酸溶液にて酸処理し、100mLにメスアップし(分取量0.5g、5検体、分取量1.0g、5検体、計10検体)ICP-MS法(定量下限値:0.01mg/L)で分析を行った。10検体の平均含有量は4.1mg/kgであった。

① 実験条件

浸漬実験は液固比3倍(飛灰100gに超純水300gを加える)に設定し浸漬時間を1, 3, 6, 12, 24, 48時間の6条件とし、沈殿防止のために回転翼100rpmで攪拌しながら浸漬を実施した。設定時間経過後、速やかに、0.45 μm メンブレンフィルターで上澄みを全量濾過し、濾紙上の残渣を全量回収し、再度、液固比3倍となるように超純水を添加後、10分間振とうを行った。振とう終了後、遠心分離を行い、0.45 μm メンブレンフィルターで溶出液を全量濾過し、分析を行った。また残渣に付着した水分についても分析を行った。

② 実験結果

図-5に結果一覧を示した。

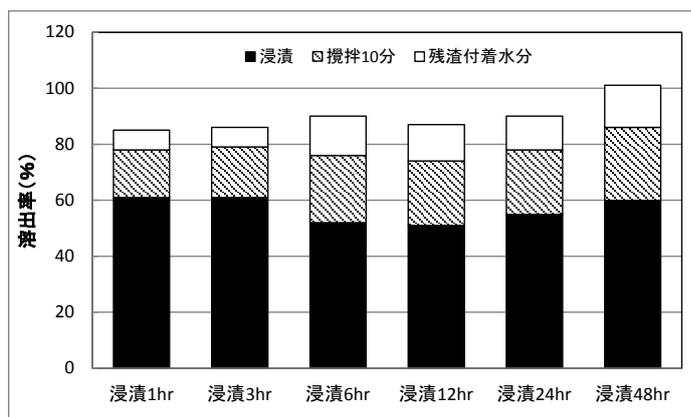


図-2.5 浸漬時間と Cs:133 の溶出率

浸漬による溶出率は51～61%、振とうによる溶出率は17～26%、残渣に付着した水分中のCs133は7～15%で総溶出率では85～100%であった。浸漬時間が長いほど溶出率もやや高くなる傾向が見られるが浸漬時間1時間でも総溶出率約85%を得ることができた。浸漬による溶出は滞留時間の確保から浸漬槽の容量が大きくなる半面、攪拌等のエネルギーが少なく、有効な方法の一つであるといえる。また、この結果より飛灰の間隙水、すなわち付着水分を除去することにより溶出率向上を行うことが可能であることが分かった。

2.2. 放射性セシウム

指定廃棄物として清掃工場敷地内に保管されている福島県A市の飛灰の提供を受け、現地において実験を行った。

2.2.1 実験概要

放射性セシウム汚染レベルの異なる飛灰3試料をサンプリングし、安定セシウムとの洗浄特性を比較検討するため室内実験を行った。洗浄条件のうち液固比については、安定セシウム洗浄実験結果より、液固比による洗浄効率による違いが認められなかったことから、飛灰と溶媒の攪拌効率が最適であった液固比5を採用した。

実験は試料100gをビーカーにとり、液固比5.0になるように純水500gを加え、JISK0058-1タンクリーチング試験(100rpm、3時間溶出)ののち10分間200rpmで急速攪拌を行う。その後0.45μmメンブレンフィルターろ過を行い、ろ液と残渣について分析を行った³⁾。

2.2.2 実験結果

(1) 組成分析

図-2.6、図-2.7に3試料の組成を示した。

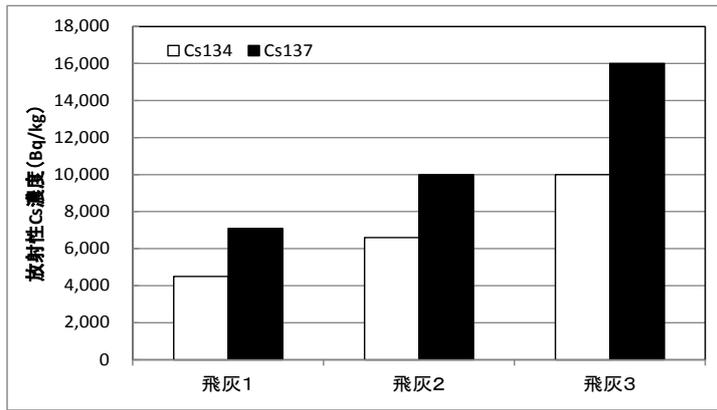


図-2.6 飛灰中放射性Cs含有量試験結果

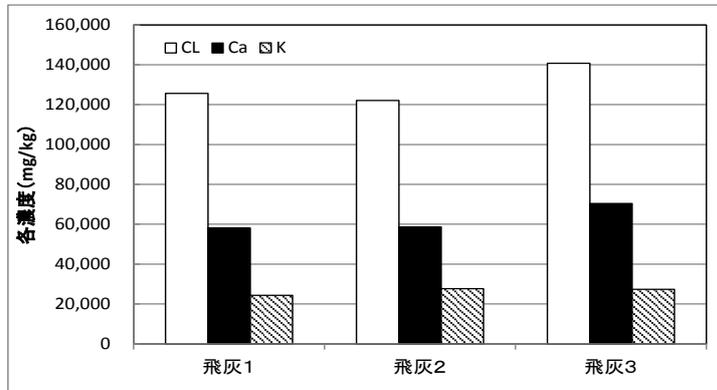


図-2.7 飛灰中Cl、Ca、K含有量試験結果

Cs134 及び Cs137 は放射能汚染時期により異なり Cs134 については 4,500~10,000Bq/kg、Cs137 については 7,100~16,000Bq/kg とばらついていた。Cl、Ca の含有量試験結果については、Cs134、Cs137 の濃度傾向とは異なり全て同程度の濃度を示していた。

(2) 浸漬攪拌による溶出実験

浸漬実験結果を図 - 2.8、図 - 2.9 に示した。

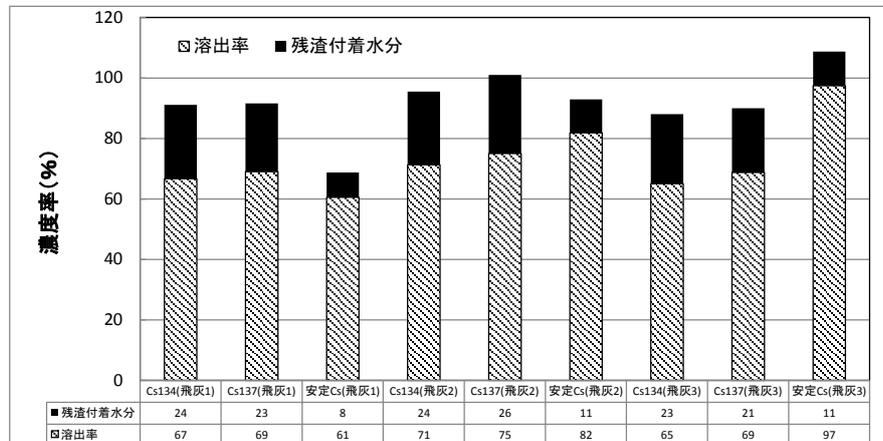


図-2.8 放射性物質汚染飛灰洗浄実験結果(Cs)

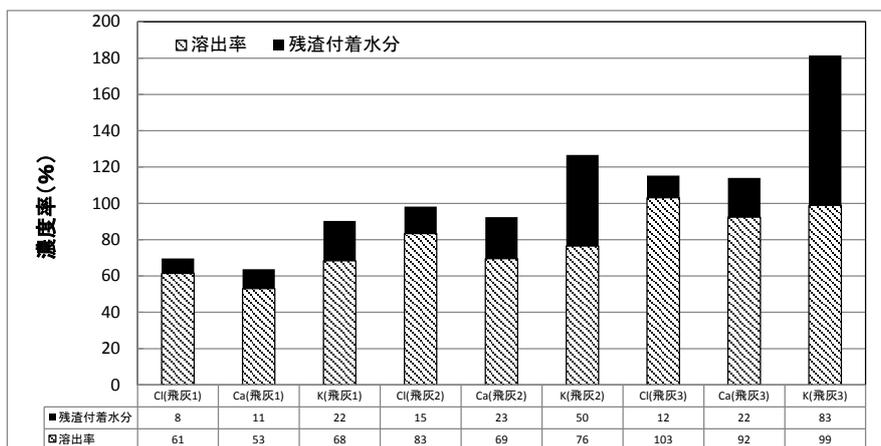


図-2.9 放射性物質汚染飛灰洗浄実験結果(Cl, Ca, K)

Cs134、Cs147 の溶出率は乾燥ベースで共に 65～75%であった。Cl、Ca については溶出率 53～100%であった。以上の結果より K 市の Cs133 の結果とほぼ同様な洗浄効果が確認できた。

2.3 安定セシウムを指標としたスケールアップ試験

室内実験の結果から、飛灰中の Cs133 及び Cs134、Cs137 については、効率的に洗浄分離処理を行えることが確認できた。ここでは、室内実験で設定した洗浄分離条件により、スケールアップした実証実験機による洗浄分離処理効果の確認実験を行った。特に室内実験の結果、洗浄後の飛灰の付着水の除去の程度によりセシウムの分離効果が大きいため、脱水時のリンシング効果³⁾の確認を主目的として実施した。但し、放射性セシウムで汚染された飛灰での実証実験は場所が限定されるため、安定同位体である Cs133 を指標とし洗浄分離実験を行った。

今回、使用した洗浄実証実験機の処理フローは図-2.10 に示す通りである。

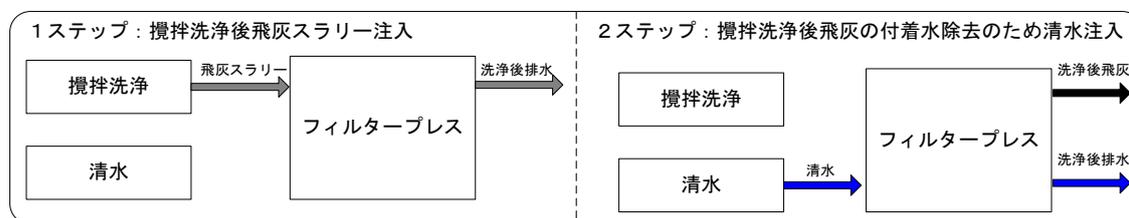


図-2.10 洗浄フロー

まず一次洗浄工程として浸漬攪拌洗浄を 5 時間行う。次にフィルタープレスに一次洗浄後の飛灰スラリーを圧送し、二次洗浄工程として飛灰の間隙水（付着水）を除去するため脱水機に清水を注入し洗浄後飛灰として回収した。

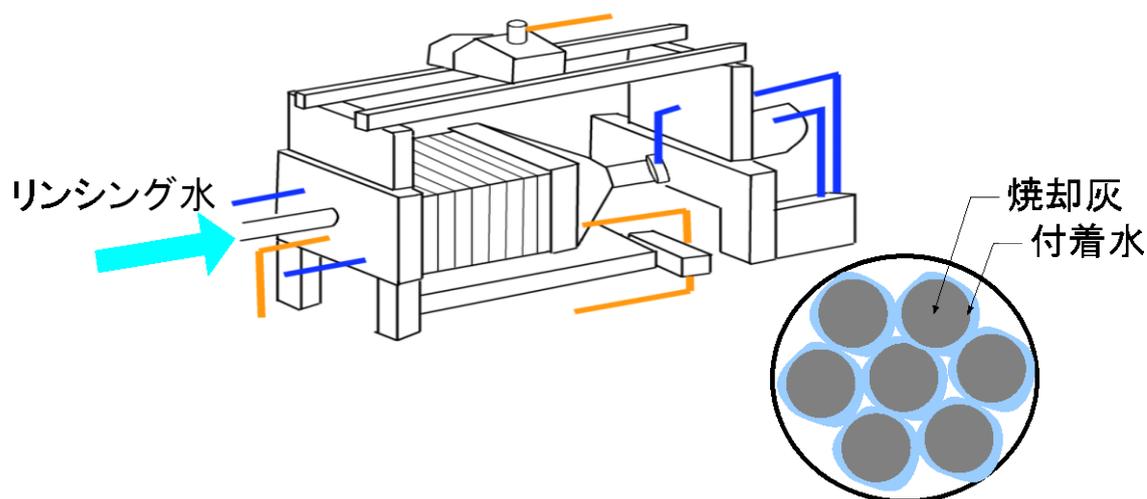


図-2.11 リッシングイメージ

2.3.1 実験方法

実験はK市焼却施設（ストーカー炉）から排出される飛灰を用い、実証実験機による洗浄分離処理による Cs133 の溶出分離特性及びリッシング洗浄処理効果を把握するために実施した。本洗浄分離実験条件としては、液固比は5に設定し、リッシング洗浄処理効果を確認するために、清水液固比を5倍、10倍の2条件で行った。浸漬攪拌洗浄時間は5時間とし、攪拌方法は攪拌機を使用し攪拌速度約50～100rpmで行った。洗浄対象飛灰は200kg-dryを使用した。洗浄に使用した飛灰の組成は「Cl：176,000mg/kg、K：37,000mg/kg、Ca：317,000mg/kg、Cs133：3.7mg/kg」であった。

また、分析項目は「Cl、Ca、Cs133、TDS、EC」とし、Cs133分析はICP-MS法（定量限界値0.01mg/L）により実施した。

2.3.2 実験結果

(1) 洗浄実験による安定セシウム溶出特性の確認

洗浄実験によるCs133溶出試験結果は図-2.12に示す通りである。

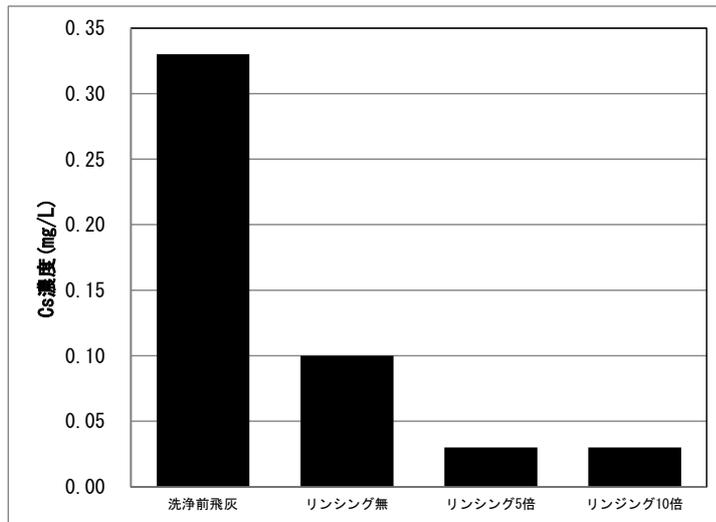


図-2.12 Cs133 溶出試験結果

その結果、洗浄処理により全ての条件（リンシング有無）でCs133の溶出率が70%以上を示していた。特にリンシングを行った場合、溶出90%以上が得られた。次にリンシング液固比別に見ると、液固比5、液固比10ともにCs133溶出率が91%とリンシング液固比5でも十分なCs133溶出効果が得られた。Clについてもリンシング効果が確認された。以上の結果からリンシングによる洗浄効果が確認でき、リンシング液固比では5倍程度でも洗浄効果が高いことが確認できた。

(2) 洗浄後排水中のCs133濃度試験結果

洗浄実験による洗浄排水中Cs133濃度を図-2.13に示した。

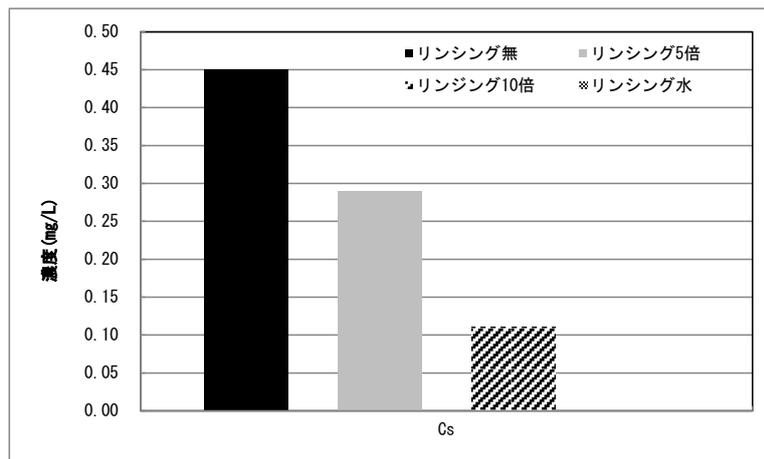


図-2.13 排水中Cs133濃度試験結果

その結果、リンシング液固比と比例しており、洗浄後排水中のCs133濃度は、リンシング無で0.45mg/L、リンシング5倍で0.29mg/L、リンシング10倍で0.11mg/Lとリンシング水

量に比例して Cs133 濃度の低下が確認できた。Cl、Ca、TDS、EC についても図 - 13 に示す通り Cs133 と同様の傾向を示し、TDS について見るとリンシング無で 43,800mg/L、リンシング 5 倍で 29,000mg/L、リンシング 10 倍で 10,900mg/L とリンシング水量に比例して TDS 濃度の低下が確認できた。

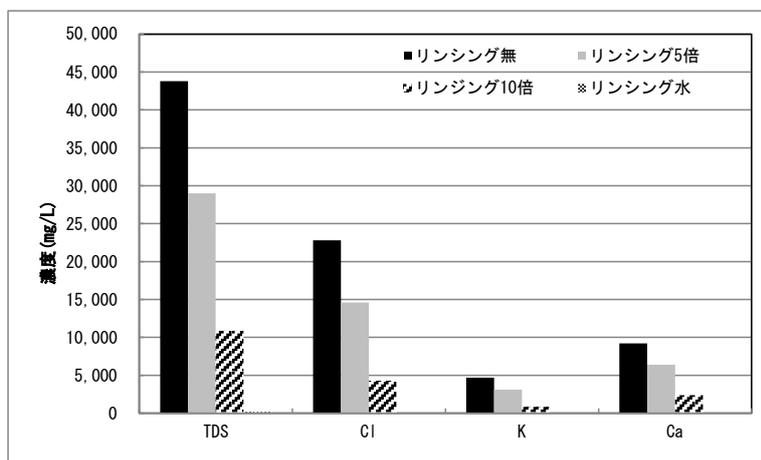


図 2-14 排水中 TDS、Cl、K、Ca 濃度試験結果

浸漬による溶出は滞留時間の確保から浸漬槽の容量が大きくなる半面、攪拌等のエネルギーが少なく、有効な方法の一つであるといえる。また、この結果より飛灰間隙水、すなわち付着水分を除去することにより溶出率向上を行うことが可能であることが分かった。

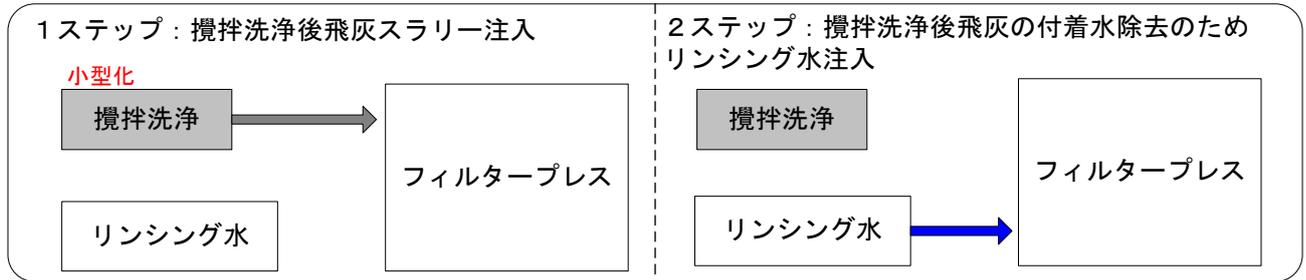
2.4. 放射能汚染飛灰の洗浄による除染方法

以上の実験結果より最適な Cs134、Cs137 の洗浄工法を以下に示す。

今回の実験結果より、液固比（3 倍、5 倍、10 倍、15 倍）による Cs133 の溶出率に差異が認められなかった。従って、液固比設定については、実際洗浄処理を行う際の攪拌効率、及び飛灰と洗浄水の接触効率等の関係から 5 倍を採用するものとする。また、洗浄方法として攪拌洗浄及び浸漬洗浄を比較した場合、浸漬洗浄についても十分な洗浄効果が得られたことから、洗浄機設置スペースが十分に確保出来る場合は攪拌エネルギー低減を目的として浸漬槽を大きくして浸漬洗浄を採用する。また、十分なスペースが確保できない場合は攪拌洗浄を採用する。

更に、洗浄後飛灰間隙水（付着水）を除去するリンシング効果も確認できたことより、最終段階である脱水工程におけるリンシングも実施する。その際のリンシング水量は、今回の実験結果より液固比 5 倍を採用するものとする。以上の結果より、洗浄工程は図-2.15 に示す通りである。

洗浄機設置スペースに余裕が無い場合



洗浄機設置スペースに余裕がある場合

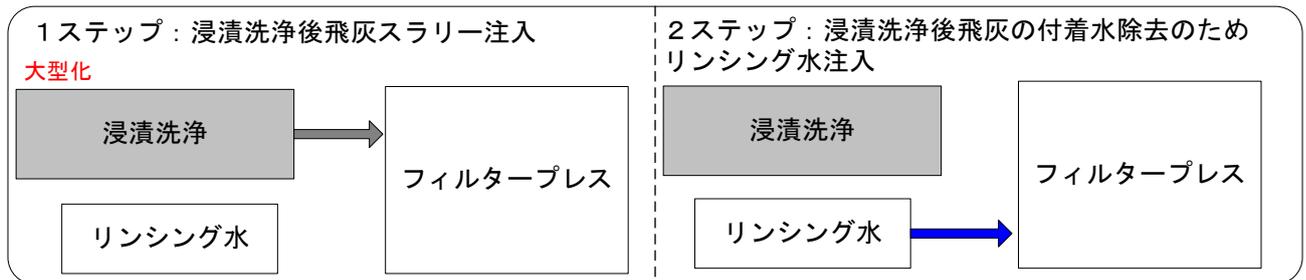


図-2.15 洗浄工程フロー

今回の洗浄工程は、洗浄機設置スペースの条件により攪拌洗浄と浸漬洗浄の2ケースとする。両ケースとも洗浄処理を行った後に、フィルタープレスに注入し圧縮脱水を行う前に清水を注入し洗浄後飛灰付着水を除去する。その後、洗浄後飛灰として回収する。

また、洗浄排水中に移行したCs134、Cs137についての回収方法としては、蒸発固化、RO、吸着剤等が考えられ、洗浄排水中のTDS濃度やCs134、Cs137濃度によって選択することとなる。

2.5 まとめ及び今後の課題

- (1) Cs133 について液固比による溶出率の差異は認められなかったことより、最適液固比は洗浄効率（攪拌効率、飛灰及び洗浄水接触効率）の関係より3～5倍が適していると考えられる。
- (2) 分級効果として、75 μm 以下を除去することにより処理対象物の減量効果の可能性が示唆された。また、粒径53 μm 以下を分級し洗浄対象物（Cs133濃度存在率88.8%、飛灰重量存在率63.1%）とすることにより、洗浄対象物の減量化が可能となり洗浄効率の向上の可能性が示唆された。
- (3) リンシング洗浄により洗浄後飛灰付着水を除去することにより、Cs133除去率約90%を得ることができた。その結果、リンシング水は液固比約5倍が適していることが確認できた。
- (4) 洗浄による飛灰中のセシウム除去には洗浄液固比3～5倍、リンシング水液固比約5倍、液固比計約8～10倍が適している。洗浄方法は浸漬攪拌洗浄が適しており、浸漬時間3時

間以上、攪拌速度 50～100rpm 程度が最も適している。

これまでの研究において、洗浄効果に対する大きな影響要素は、以下の 2 点である。

①飛灰と水との接触効率を高めること。

②洗浄後の飛灰間隙水（付着水）の除去

①については、浸漬による洗浄が効果的であり、1 時間の浸漬で総溶出率約 85%を確保することができた。ただし、洗浄飛灰量が大きくなると、大きな浸漬槽が必要となることから、洗浄量により攪拌と組み合わせた効率的な浸漬時間を設定する必要がある。

②については、リンシングを行うことで、約 90%の Cs133 除去率を得られたことから、洗浄の後工程として導入することで、極めて高い洗浄効率を達成できることが明らかになった。今回の実験においては、リンシング水を 5 倍としてその効果を確認したが、リンシング水量の増加は、水処理経費の増加に繋がることから、より少ないリンシング水量での洗浄効率を向上させるための、脱水機内でのリンシング水の供給方法についての改良が必要である。

また今回実験で使用した Cs133 と Cs134、Cs137 の飛灰の粒度分布に対する特性が異なることから、清掃工場の焼却方法や使用している塩化水素除去剤等の違いによる焼却施設飛灰の特性（粒度分布毎の濃度）を明確にすることで、事前選別による洗浄対象物の分離・選定により、洗浄処理システムとしての効率化が図れる。

【参考文献】

- 1) 樋口壯太郎他「飛灰中のセシウムの洗浄分離に関する研究」、第 23 回廃棄物資源循環学会研究発表会 (CD 版) (2012)
- 2) 加藤隆也他 「放射性物質に汚染された飛灰の洗浄による埋立前処理に関する研究」、第 34 回全国都市清掃研究 事例発表会論文集」(CD 版) (2013)
- 3) Tameda, K., etc (2007) “Feasibility of the Fly Ash Recycling by Waste Washing System”, Proceedings of the Korean Society of Environmental Engineers. Pusan. Korea, pp. -

第3章 埋立構造による安定セシウム溶出濃度の制御、平準化または低減化に関する研究

3.1 埋立模擬実験による Cs133 及びその他水質項目の溶出挙動

放射性セシウムで汚染された飛灰での実験は場所が限定されるため、まず、安定同位体である Cs133 を指標とし最終処分場からの浸出水への溶出特性等の基礎的実験を行い、更に埋立方法の違いによる Cs133 の溶出制御等に関する確認実験を行った。

3.1.1 埋立模擬実験の概要

最終処分場の構造を模擬したライシメーター（高さ約 2 m φ 約 20 cm）を使用し、浸出水中への安定セシウム溶出のモニタリングを行うことで、最終処分場における安定セシウムの挙動について把握を行う。

この実験では主に、最終処分場を模擬したライシメーターから出てくる浸出水は、埋立前処理として焼却残渣を洗浄することで、どの程度の洗浄効果が出るのかについて把握を行う。この結果により、現在、中間貯蔵施設建設の困難さ、隔離層の設置などの観点から埋立処理量の増加などで問題となっている指定廃棄物に関して、洗浄前処理（WOWシステム）の有用性の有無について検討する。また、埋立地における安定セシウムの溶質モデルについて検討するため、長期間の最終処分場における安定セシウムの挙動について把握を行う。

3.1.2 実験供試材料

ライシメーターへ充填する焼却残渣は、K市一般廃棄物焼却施設から排出される焼却残渣を使用している。焼却残渣の提供元であるK市一般廃棄物焼却施設の概要を表-3.1に示す。ストーカー式の連続運転式焼却施設は日本で最も一般的なごみ焼却方法である。処理能力は270t/日の焼却炉が3基、合計1日当たり810tと比較的大きい。よって、K市一般廃棄物焼却施設は規模が大きいものの、一般的な焼却施設の特徴を備えているといえる。また、排ガス処理に半乾式の高度処理装置を導入している。

表-3.1 K市一般廃棄物焼却施設の概要

建設年月	平成10年6月
建設費	34,500百万円
形式	連続運転式ごみ焼却施設 (ストーカー式)
処理能力	810トン (1日当たり) (270トン×3基)
排ガス処理	半乾式有害ガス除去装置 (バグフィルター)

3.1.3 含有試験

含有試験は土壌の定出調査法を基に行った。表-3.2 に焼却主灰の含有試験の結果を示し、表-3.3 に飛灰の含有試験の結果を示す。まず、指標となっている Cs133 に着目すると焼却主灰の含有試験では洗浄前、洗浄後のどちらも溶出が見られなかった。一方で飛灰の含有試験では未洗浄飛灰では 3.70mg/L 溶出していたのに対し、1次洗浄後飛灰（リンシングなし）では 1.20mg/L、1次洗浄後飛灰（リンシング5倍）では 0.77mg/L の溶出が見られた。飛灰洗浄による溶出率はそれぞれ 67.6%と 79.3%である。

Cl、K、Ca に着目すると焼却主灰の含有試験結果について、洗浄前焼却主灰の Cl は 6,100mg/L、K は 6,220mg/L、Ca は 145,000mg/L であるのに対し、洗浄後焼却主灰の Cl は 920 mg/L、K は 6,150mg/L、Ca は 109,000mg/L であった。洗浄による溶出率はそれぞれ Cl は 84.9%、K は 1.1%、Ca は 24.8%であり、Cl、と比較して K と Ca の洗浄による溶出率が低く、特に K の洗浄による溶出がほとんどないことが分かった。

次に飛灰の含有試験について、未洗浄飛灰の試験結果では、Cl は 176,000mg/L、K は 37,000mg/L、Ca は 317,000mg/L であるのに対し、1次洗浄後飛灰（リンシングなし）の試験結果では Cl は 46,800mg/L、K は 11,000mg/L、Ca は 302,000mg/L、1次洗浄後飛灰（リンシング5倍）の試験結果では、Cl は 24,900mg/L、K は 6,350mg/L、Ca は 292,400mg/L であった。飛灰洗浄による溶出率は1次洗浄後飛灰（リンシングなし）では、Cl は 73.4%、K は 70.3%、Ca は 4.7%であり、1次洗浄後飛灰（リンシング5倍）では Cl は 85.9%、K は 82.8%、Ca は 7.8%である。洗浄による溶出率に関して、Cl と Ca は焼却主灰と同様の傾向が見られたが、K は焼却主灰とは異なり洗浄による溶出率が高かったことが分かった。

含有試験の結果から、WOW システムを用いた焼却主灰の洗浄の効果は Cl では約 85%の洗浄効果があるものの、K、Ca では約 1%~25 程度の洗浄効果しか確認できなかった。一方で飛灰（リンシング5倍）洗浄の効果に関して、Ca、Cl、K では約 80%以上の洗浄効率があることが確認された。

表-3.2 焼却主灰含有試験の結果

試料名	Cl	K	Ca	Cs133
	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
洗浄前焼却灰	6,100	6,220	145,000	<1
洗浄後焼却灰	920	6,150	109,000	<1
溶出率	84.9%	1.1%	24.8%	-

表-3.3 飛灰含有試験の結果

試料名		Cl	K	Ca	Cs133
		(mg/kg/dry)	(mg/kg/dry)	(mg/kg/dry)	(mg/kg/dry)
洗浄前飛灰		176,000	37,000	317,000	3.70
1次洗浄後飛灰	リンシングなし	46,800	11,000	302,000	1.20
	リンシング5倍	24,900	6,350	292,400	0.77
溶出率	リンシングなし	73.4%	70.3%	4.7%	67.6%
	リンシング5倍	85.9%	82.8%	7.8%	79.3%

3.1.4 溶出試験

1) 試験方法

溶出実験のフローについて図-3.1 に示す。溶出実験は環境省告示第 13 号を基に行った。まず、乾燥重量 50g の焼却主灰（もしくは飛灰）と、500ml の純水をポリ容器中に入れ、回転数 200rpm で 6 時間振動させた。固液比は 1 : 10 である。振動後、吸引濾過を行い、水質分析を行った。



図-3.1 溶出試験のフロー³⁾

2) 結果

表-3.4 に焼却主灰の溶出試験の結果を示し、表-3.5 に飛灰の溶出試験の結果を示す。

表-3.4 焼却主灰の溶出試験の結果

試料名	Cl	K	Ca	Cs133
	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
洗浄前焼却灰	550	120	360	<0.01
洗浄後焼却灰	45	10	120	<0.01
溶出率	91.8%	91.7%	66.7%	-

表-3.5 飛灰の溶出試験の結果

試料名		Cl	K	Ca	Cs133
		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
洗浄前飛灰		17,200	3,400	7,600	0.33
1次洗浄後飛灰	リンシングなし	4,660	870	3,100	0.10
	リンシングあり5倍	1,530	230	2,000	0.03
溶出率	リンシングなし	72.9%	74.4%	59.2%	69.7%
	リンシングあり5倍	91.1%	93.2%	73.7%	90.9%

まず、指標となっている Cs133 に着目すると焼却主灰の溶出試験では洗浄前、洗浄後のどちらも溶出が見られなかった。一方で飛灰の溶出試験では未洗浄飛灰では 0.33mg/L 溶出していたのに対し、1次洗浄後飛灰（リンシングなし）では 0.10mg/L、1次洗浄後飛灰（リンシング5倍）では 0.03mg/L の溶出が見られた。飛灰洗浄による溶出率はそれぞれ 69.7%と 90.9%である。

Cl、K、Ca に着目すると焼却主灰の溶出試験結果について、洗浄前焼却主灰の Cl は 550mg/L、K は 120mg/L、Ca は 360mg/L であるのに対し、洗浄後焼却主灰の Cl は 45 mg/L、K は 10mg/L、Ca は 7,600mg/L であった。洗浄による溶出率はそれぞれ、Cl は 91.8%、K は 91.7%、Ca は 66.7%であり、Cl、K と比較して Ca の洗浄による溶出率が低いことが分かった。

次に飛灰の溶出試験について、未洗浄飛灰の試験結果では、Cl は 17,200mg/L、K は 3,400mg/L、Ca は 360mg/L であるのに対し、1次洗浄後飛灰（リンシングなし）の試験結果では Cl は 4,660mg/L、K は 870mg/L、Ca は 3,100mg/L、1次洗浄後飛灰（リンシング5倍）の試験結果では、Cl は 1,530mg/L、K は 230mg/L、Ca は 2,000mg/L であった。飛灰洗浄による溶出率は1次洗浄後飛灰（リンシングなし）では Cl は 72.9%、K は 74.4%、Ca は 59.2%であり、1次洗浄後飛灰（リンシング5倍）では Cl は 91.1%、K は 93.2%、Ca は 73.7%である。焼却主灰と同様 Cl、K と比較して Ca は洗浄による溶出率が低いことが分かった。

溶出試験の結果から、WOW システムを用いた焼却主灰、飛灰（リンシング5倍）洗浄の効果は、Ca、Cl、K では 90%以上の洗浄効率があることが確認された。

3.1.5 考察

Cs133、Cl、K、Ca それぞれの含有量ベース、溶出量ベースにおける洗浄効果について、図-3.2～図-3.5 に示す。

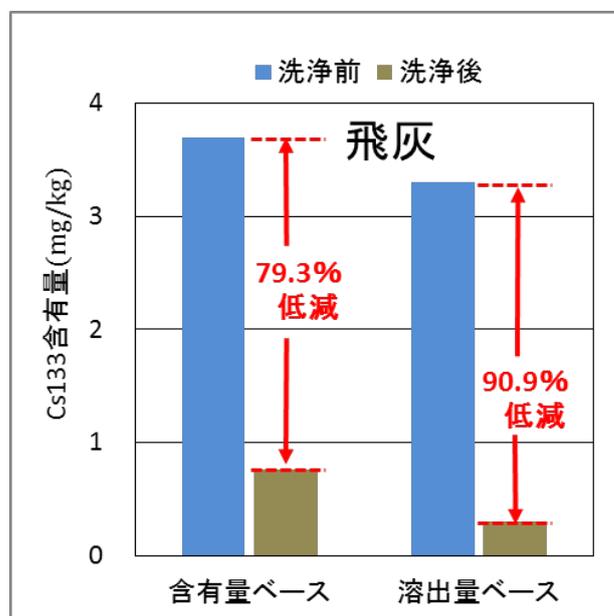


図-3.2 洗浄によるCs133の低減効果

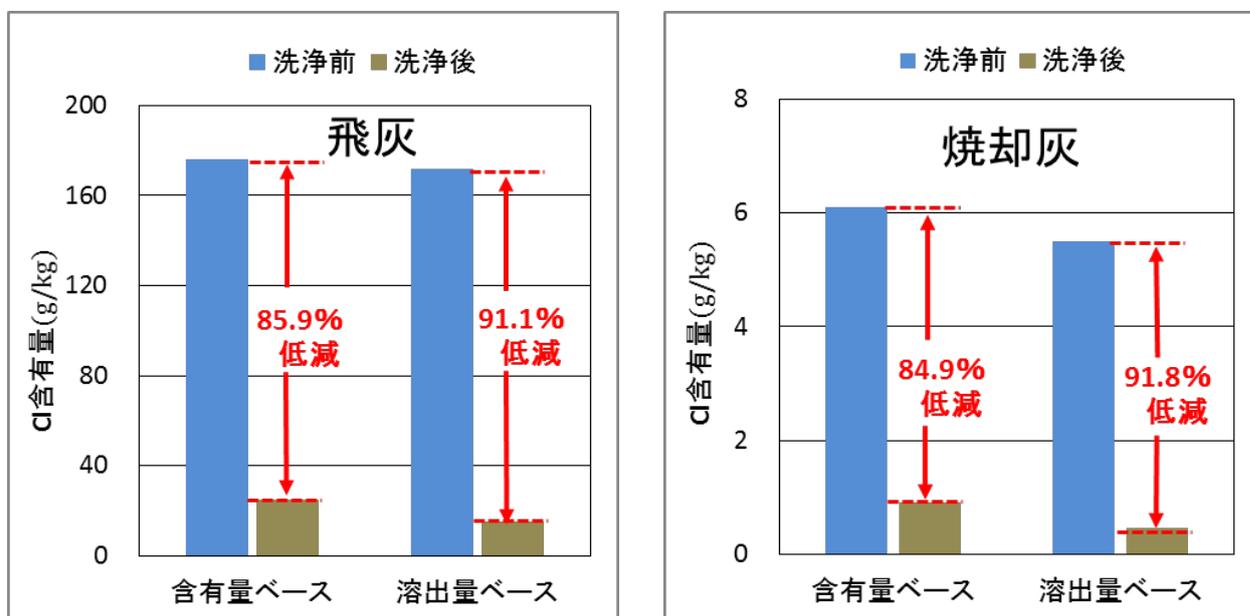


図-3.3 洗浄によるClの低減効果

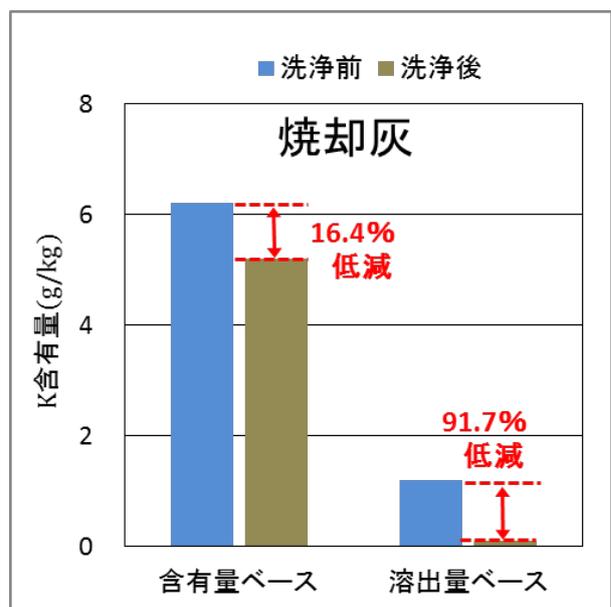
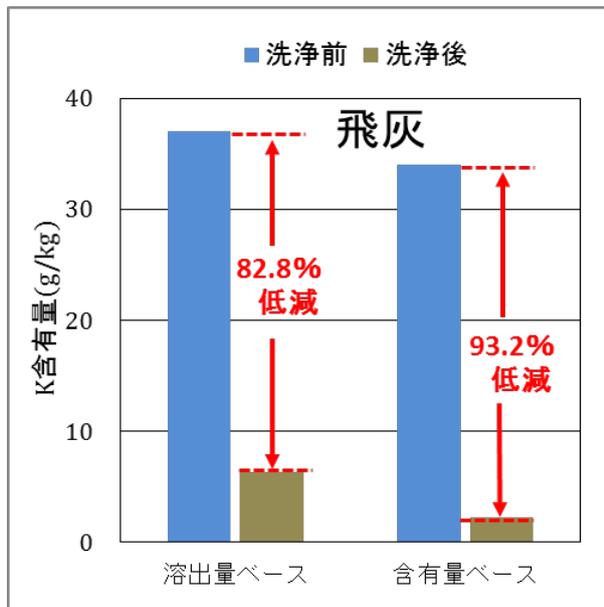


図-3.4 洗浄によるKの低減効果

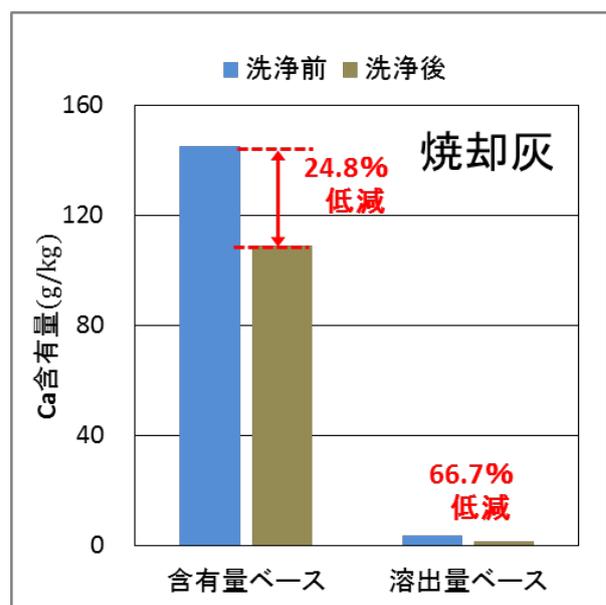
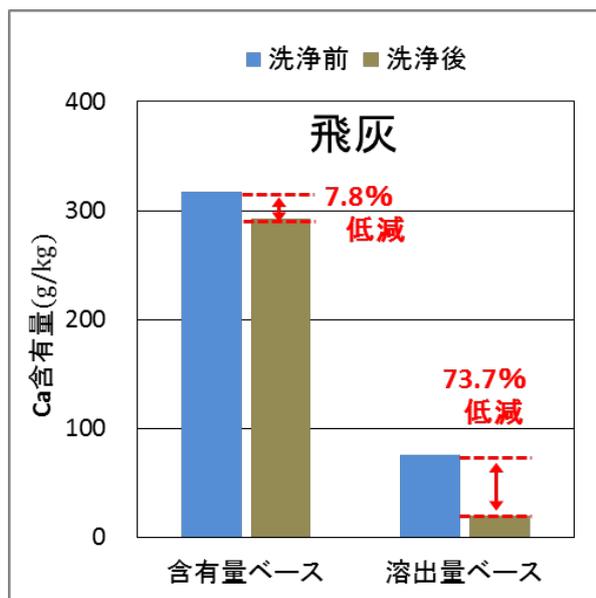


図-3.5 洗浄によるCaの低減効果

Cs133、Cl に関して、含有量ベースでは焼却主灰、飛灰に関係なく洗浄による低減率が約 79%～86%であり、洗浄による低減効果が高いことを示している。溶出量ベースで見ても同様に 91%～92%と、高い低減率であることが分かった。

次に K に関して、溶出量ベースでは焼却主灰、飛灰に関係なく洗浄による低減率が 92%～93%であり洗浄効果が高いことを示している。しかし含有量ベースにおいては、飛灰の低減率が約 83%であるのに対し、焼却主灰の低減率は 16%程度しかないことが分かった。

Cs に関しては、溶出量ベースでは焼却主灰、飛灰に関係なく洗浄による低減率が 67%～74%程度で、Ca は Cs133、Cl、Ca と比較して洗浄による低減率が低く、また、含有量ベースにおいては低減率が 8%～25%程度しかないことが分かった。

以上のことから、まず Cs133、Cl に関して本研究で使用した洗浄システム (WOW システム) は飛灰、焼却主灰ともに高い洗浄効果があることが分かった。次に K に関しては、焼却主灰中の K は含有量ベースではさほど低減はしていないものの、溶出量ベースでは高い低減率を示していることから、焼却主灰中の K は水に溶けにくいことが示唆された。一方、飛灰については高い洗浄効果がみられた。最後に Ca に関しては、含有量ベースでの低減率は飛灰、焼却主灰ともに低く、また、溶出量ベースにおいても飛灰、焼却主灰ともに Cs133、Cl、K と比較して少々低いことから、本研究で使用した洗浄機 (WOW システム) では Ca に関して、Cs、Cl、K と比べて洗浄効果が低いことが示唆された。

3.2 埋立模擬実験の方法

本実験は、最終処分場を模擬した小型のライシメータを 6 本用いて行った。使用したライシメータはアクリル製 (高さ 2m、φ20cm) で実験装置の概念図を図-3.6 に、実際に使用したライシメータの外観図を写真-3.1 示す。

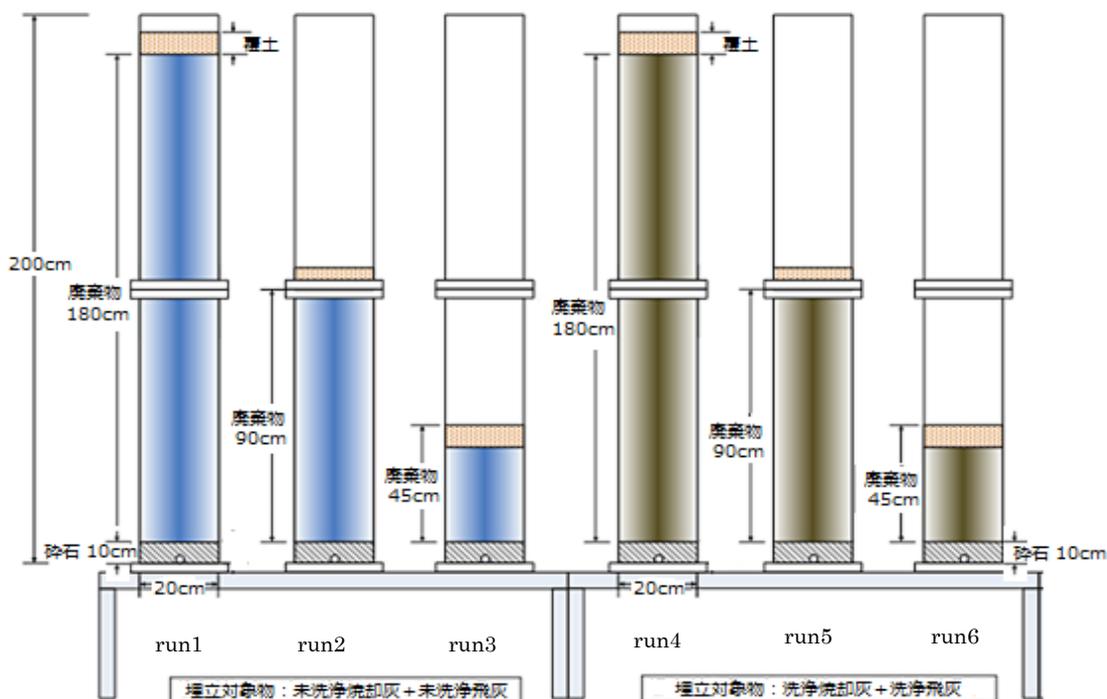


図-3.6 実験装置の概念図



写真-3.1 ライシメーターの概観

表-3.6 に本実験の充填条件を示す。本研究ではより最終処分場を模擬するために、焼却主灰と飛灰の両方（以降、焼却残渣）をライシメーターに充填している。埋立構造は準好気性埋立構造を採用した。run 1～run 3の充填物は未洗浄焼却残渣、run 4～run 6の充填物は洗浄後焼却残渣であり、それぞれの焼却主灰と飛灰の比率は重量比で7：3である。本研究においては飛灰を充填したことによる根詰まりの発生を防ぐために、水道確保をする目的として碎石（バルク材）を焼却残渣との体積比で3：7の割合で充填している。埋立方法ごとの挙動をみるために、バルク材を加えた充填物の高さを run 1 と run 4 では 180cm（以降、呼称を 2m とする）、run 2 と run 5 では 90cm（以降、呼称を 1m とする）、条件 3 と条件 6 では 45cm（以降、呼称を 50cm とする）としている。本研究では塩類溶出制御システムと同様、 Cl^- の濃度が約 1000mg/L～2000mg/L の範囲になると run 5、run 6 では積増しを行うものとする。散水条件は焼却残渣を頂いた焼却施設のある K 市の直近 15 年間（1997 年～2011 年）の平均週間降水量の 1400ml であり、毎週 1 回、1 週間分の純水を散水している。散水の翌日に浸出水を採取し、JIS 規格 K 0102 に準拠して Cl^- 、COD、BOD、T-N、TOC、pH、EC、ORP、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の 9 項目の水質分析、陽イオンクロマトグラフィーを用いた K^+ 、 Ca^{2+} の水質分析、ICP - mas 法を用いた Cs133 の水質分析を行った。

表-3.6 ライシメーター充填条件

項目	run1	run2	run3	run4	run5	run6
充填物	未洗浄焼却灰+未洗浄飛灰			洗浄焼却灰+洗浄飛灰		
焼却灰・飛灰(質量比)	未洗浄焼却灰:未洗浄飛灰=7:3			洗浄焼却灰:洗浄飛灰=7:3		
焼却残渣・砕石(体積比)	未洗浄焼却残渣(焼却灰+飛灰):砕石=7:3			洗浄焼却残渣(焼却灰+飛灰):砕石=7:3		
充填高さ(cm)	180	90	45	180	90	45
充填量(kg)	80	40	20	80	40	20
散水条件(ml/week)	1400					

3.3 積増し

本実験では、充填物が未洗浄焼却残渣である run5、run6 においては、埋立方法に積増し型埋立工法を採用した。この積増し型埋立工法とは 1 層当たりの埋立層高を低くして段階的に積み増していく工法である。

図-3.7 に概念図を示す。最終処分場は小規模のものを除いて区画分けされていることが多い。今回、仮想の最終処分場を A・B・C・D の 4 区画に区画分けしたとす。まず、A 区画に廃棄物①を投入する。この時、残りの B・C・D 区画は希釈領域となるため、廃棄物①の浸出水は B・C・D 区画の降水分で希釈され、濃度は低減される。このあと従来の埋立方法であれば廃棄物①の上に廃棄物②を投入し、A 区画の埋立を終了させた後、B 区画の埋立に移るが、今回採用した積み増し型埋立工法では、B 区画に廃棄物②を投入し埋立層高を低くする。希釈域は C・D のみと狭くなるものの廃棄物への降雨量が増加し、廃棄物①と廃棄物②の洗い出しが同時に行われる。この時、廃棄物①は廃棄物②より濃度が低減される状態である。その後順次廃棄物③と④をそれぞれ C と D に投入する。全ての埋立区画に廃棄物を投入すると、希釈領域は無くなり、最初に投入した廃棄物①の上に廃棄物⑤を積み増していく。この時、廃棄物①は洗浄が進み一定レベルまで濃度が低減しているため、廃棄物①の層をバッファー層として機能させ、濃度の低減化を行う。この作業を繰り返し、順次廃棄物を投入する。この埋立方法が積み増し型埋立工法である。

本実験において、run5、run6 では Cl⁻の濃度が約 1000mg/L~2000mg/L の範囲になると、それぞれ 45 cm ずつ (計 3 回)、90 cm (計 1 回) の積み増しを行った。

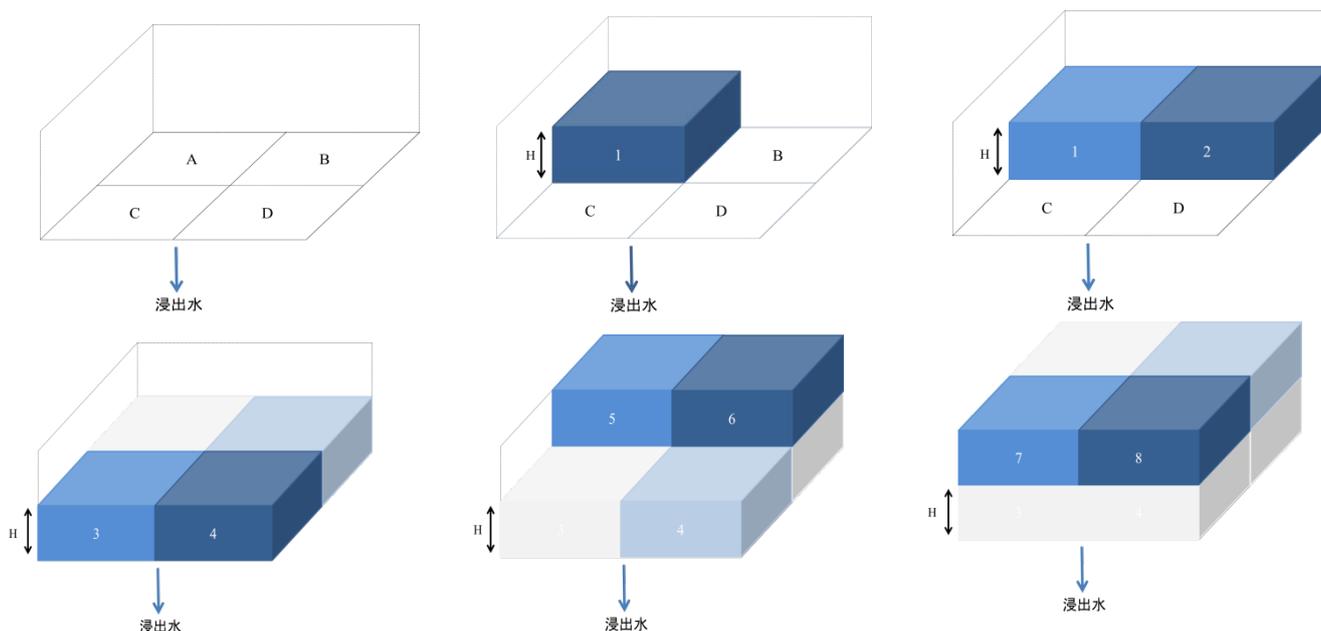


図-3.7 積増し型埋立工法のイメージ⁸⁾

3.4 結果および考察

3.4.1 実験結果

1) 散水量と浸出水量

図-3.8、図-3.9に散水量と各ライシメーターの浸出水量の経日変化を示し、図-3.10、図-3.11に累加散水量と累加浸出水量、浸出率の経日変化を示す。

散水量は表-3.1に示したように毎週1400mlで行っている。なお、28日目以降は2倍促進（毎週2800mlの散水）を行った。それぞれのライシメーターで7日目～70日目までは、散水量に対して浸出水量のばらつきがみられるものの、70日目以降は比較的浸出量が確認された。

実験終了時点でのrun1～run5の総散水量は119,000ml、run6の総散水量は116,200mlである。各ライシメーターの累加浸出水量はrun1が90,127ml、run2が95,826ml、run3が102,637ml、run4が98,588ml、run5が97,690ml、run6が95,959mlとなっている。浸出率は洗浄後焼却残渣を充填したrun4～run6が82.1%～82.8%と同様であるのに対し、未洗浄焼却残渣を充填したライシメーターであるrun1は75.7%、run2は80.5%、run3は86.2%であり、埋立高さが高いほど浸出率が悪いことが確認された。これは洗浄焼却残渣はWOWシステムで洗浄を行う際に、焼却主灰に関してはハイドロサイクロンで分級したことで粒径65 μm 以下の粒子は含まれておらず、また、飛灰に関しては洗浄したことにより、粒子通しが固まったことから、run4～run6のライシメーター内には水を滞水する細かな粒子が含まれていないことによるものと考えられる。約14～25%に関しては、ライシメーター内に保水または上部から蒸発していると考えられる。

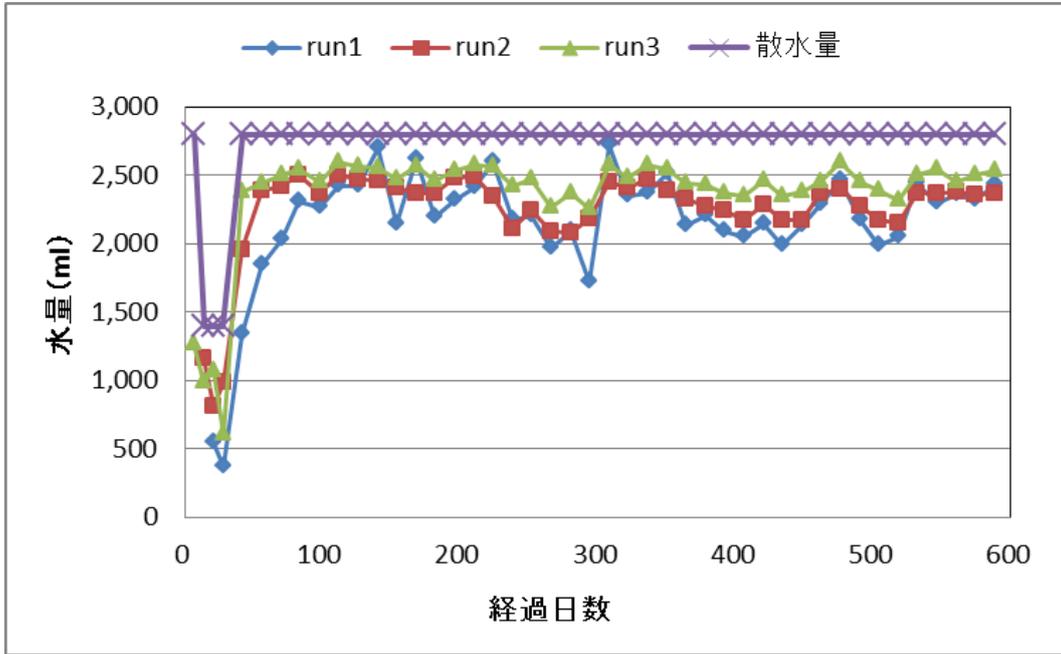


図-3.8 散水量と各ライシメーターの浸出水量の経日変化 (run1~run3)

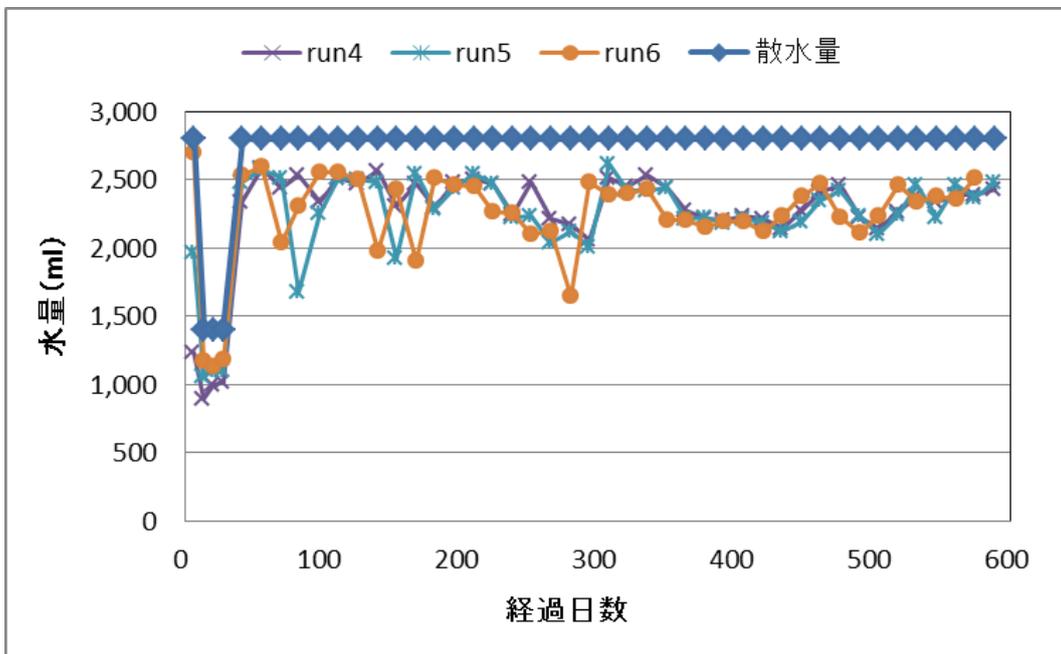


図-3.9 散水量と各ライシメーターの浸出水量の経日変化 (run4~run6)

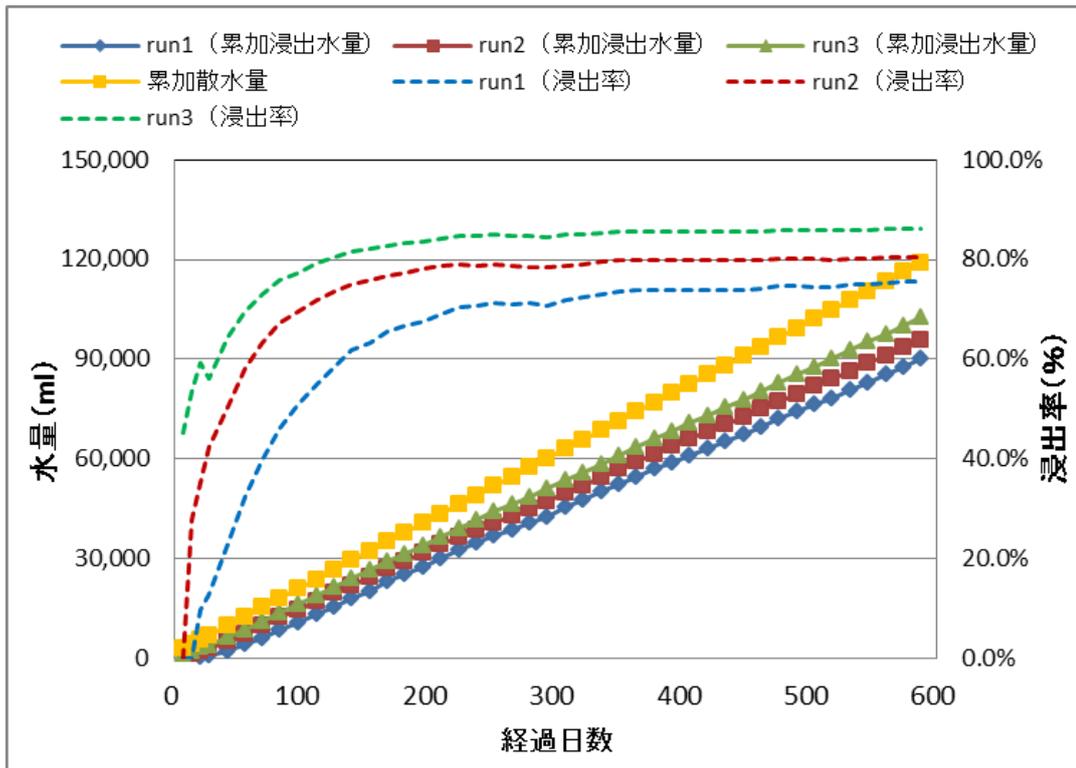


図-3.10 累加散水量と累加浸出水量、浸出率の経日変化 (run1~run3)

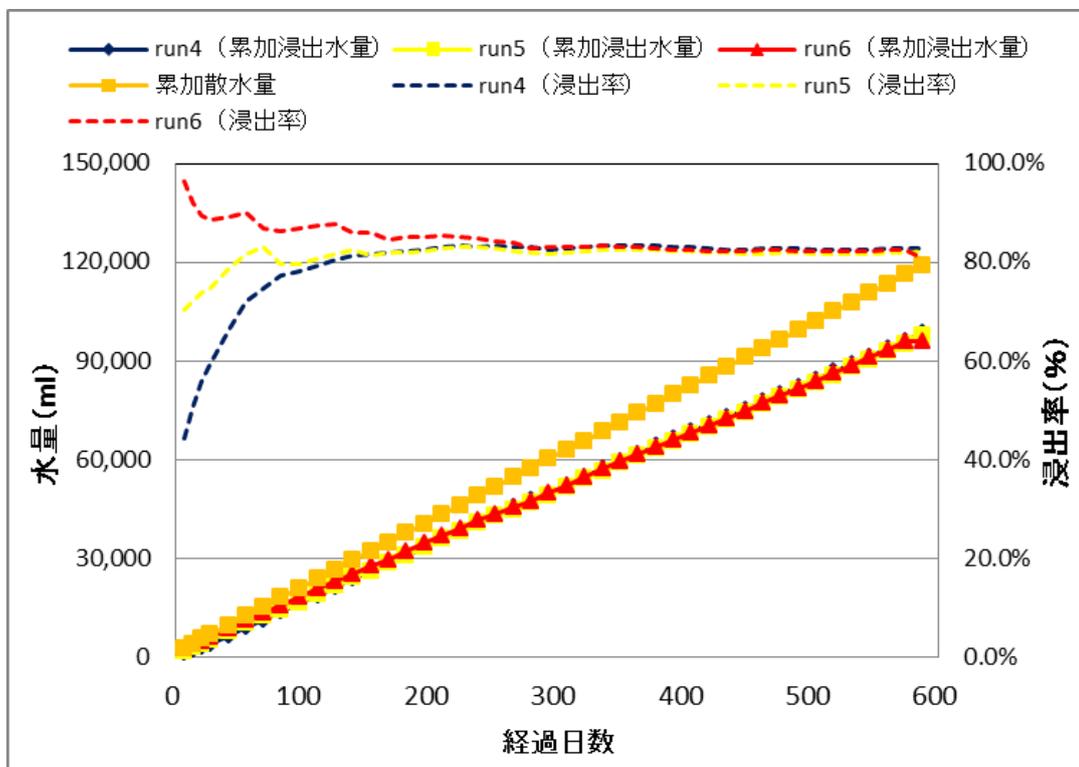


図-3.11 累加散水量と累加浸出水量、浸出率の経日変化 (run4~run6)

2) Cs133 (安定セシウム)

図-3.12 に浸出水中の安定セシウム濃度の経日変化 (run1~run6) を示し、図-3.13 に run4~run6 の浸出水中の安定セシウム濃度の経日変化を示す。

まず、充填物が未洗浄焼却残渣である run1~run3 に着目すると、2 m層 run1 の初期濃度は 1.20mg/L、1 m層 run2 の初期濃度は 1.10mg/L、50 cm層 run3 の初期濃度は 0.79mg/L であった。埋立高さの変化に伴い Cs133 の初期溶出濃度が異なることが確認された。充填物が洗浄後焼却残渣である run4~run6 にも着目すると 2 m層 run4 の初期濃度は 0.08mg/L、1 m層 run5 の初期濃度は 0.09mg/L、50 cm層 run6 の初期値は 0.05mg/L であった。このことにより、浸出水中の Cs133 の初期濃度は埋立高さを変化させることによりコントロール可能であることが示唆された。

それぞれの層厚ごとの洗浄による初期濃度の低減率は 2 m層 (run1 と run4) が 93.3%、1 m層 (run2 と run5) が 91.8%、50 cm層 (run3 と run6) が 93.6%であった。このことから、浸出水中の Cs133 初期濃度は洗浄を行うことにより約 92%~94%低減させることが可能であることが分かった。

次に、積み増しを行った run5、run6 に着目する。散水量換算による経過日数で 70 日目に積み増しを 1 回行った run5 は初期濃度 0.08mg/L から 0.02mg/L まで濃度が低減した後、上昇はみられなかった。散水量換算による 56 日、126 日、226 日に積み増しを行った run6 は初期濃度 0.05mg/L から 0.01mg/L まで低減した後、1 回目と 2 回目の積み増しの間の期間にあたる 56 日~126 日では 0.03mg/L まで上昇、その後 0.01mg/L まで低減、2 回目と 3 回目の積み増しの間の期間にあたる 126 日~226 日では 0.03mg/L まで上昇、その後 0.01mg/L まで低減、3 回目の積み増し (226 日) 以降は 0.04mg/L まで上昇し、588 日時点で定量限界まで低減している。

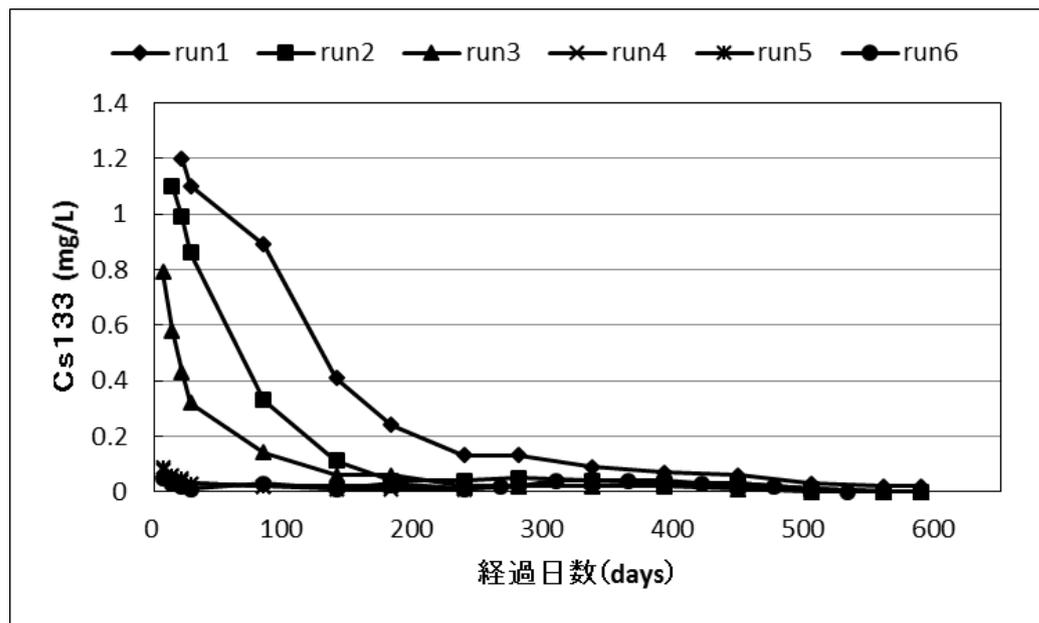


図-3.12 浸出水中の安定セシウム濃度の経日変化 (run1~run6)

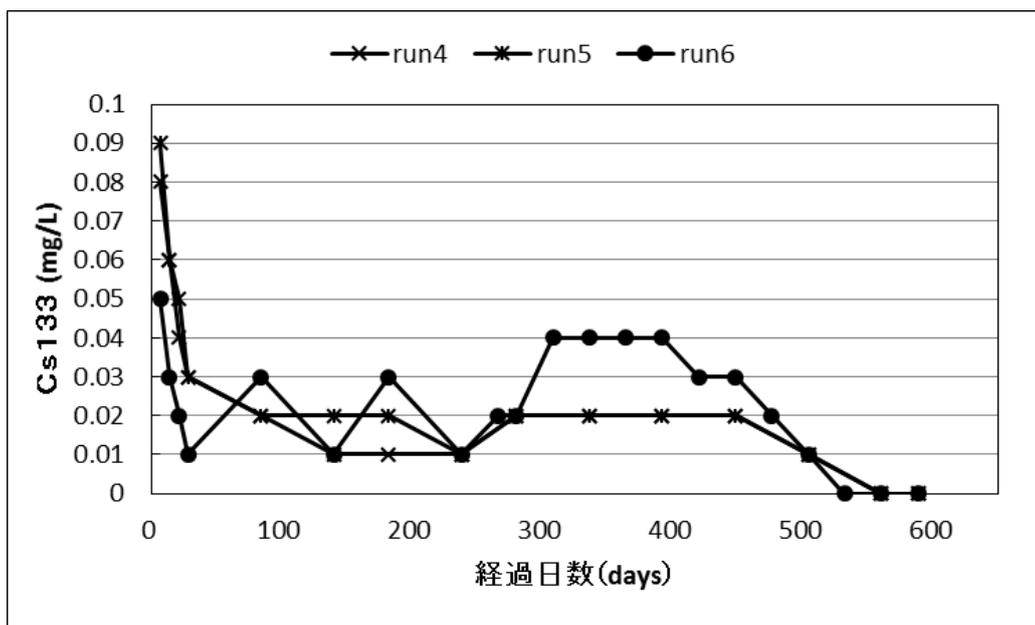


図-3.13 浸出水中の安定セシウム濃度の経日変化 (run4~run6)

3) Cl⁻

図-3.14 に浸出水中の Cl⁻濃度の経日変化 (run1~run6) を示し、図-2.15 に run4~run6 の浸出水中の Cl⁻濃度の経日変化を示す。

まず、充填物が未洗浄焼却残渣である run1~run3 に着目すると、2 m層 run1 の初期濃度は 91,400mg/L、1 m層 run2 の初期濃度は 71,900mg/L、50 cm層 run3 の初期濃度は 52,900mg/L であった。Cs133 と同様、埋立高さの変化に伴い Cl⁻の初期溶出濃度が異なることが確認された。充填物が洗浄後焼却残渣である run4~run6 においても、2 m層 run4 の初期濃度は 127,000mg/L、1 m層 run5 の初期濃度は 12,200mg/L、50 cm層 run6 の初期値は 6,900mg/L であったことから同様のことが言える。このことにより、浸出水中の Cl⁻の初期濃度は埋立高さを変化させることによりコントロール可能であることが示唆された。

それぞれの層厚ごとの洗浄による浸出水中の初期濃度の低減率は 2 m層 (run1 と run4) が 86.1%、1 m層 (run2 と run5) が 83.0%、50 cm層 (run3 と run6) が 86.9%であった。このことから、浸出水中の Cl⁻初期濃度は洗浄を行うことにより約 83%~87%低減させることが可能であることが分かった。

次に、積み増しを行った run5、run6 に着目する。散水量換算による経過日数で 70 日目に積み増しを 1 回行った run5 は初期濃度 12,200mg/L から 2,200mg/L (70 日目) まで濃度が低減した後、112 日の 5100mg/L まで上昇、その後 128 日に積み増しを行った 2,200mg/L まで低減した。散水量換算による 56 日、126 日、266 日に積み増しを行った run6 は初期濃度 6,900mg/L から 1,200mg/L まで低減した後、積み増し 1 回目と 2 回目間にあたる 84 日目までの間に 4,600mg/L まで上昇、その後 2,100mg/L まで低減、積み増し 2 回目と 3 回目間にあたる 196 日までの間に 2,400mg/L まで上昇、その後 1,000mg/L まで低減、3 回目の積み増

し（266日）以降は336日までの間に2,400mg/Lまで上昇し、462日の時点で3回目の積み増しを行った濃度へと低減している。

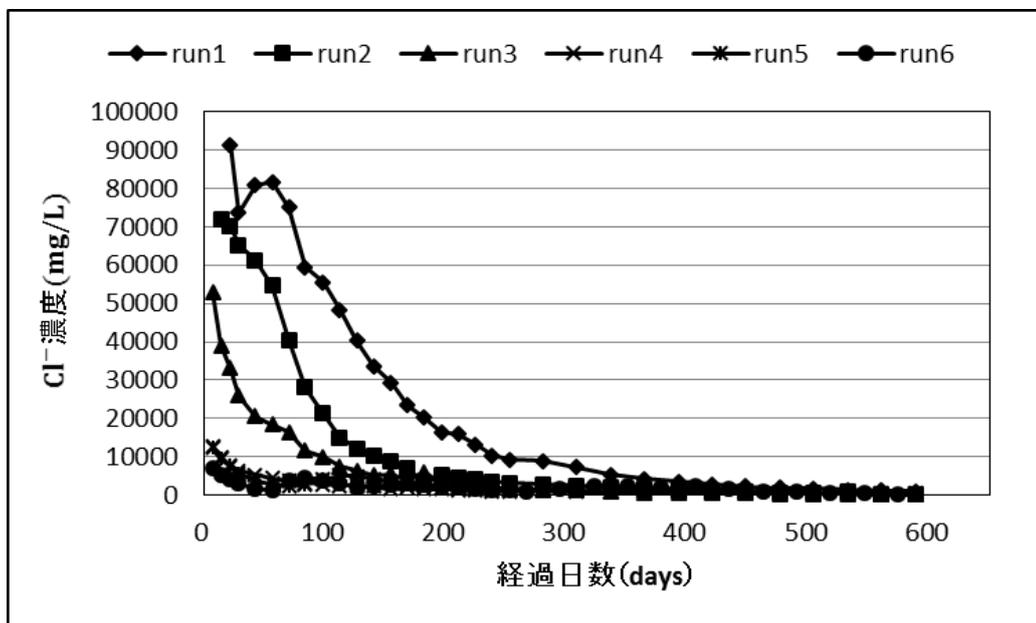


図-3.14 浸出水中の Cl⁻濃度の経日変化 (run1~run6)

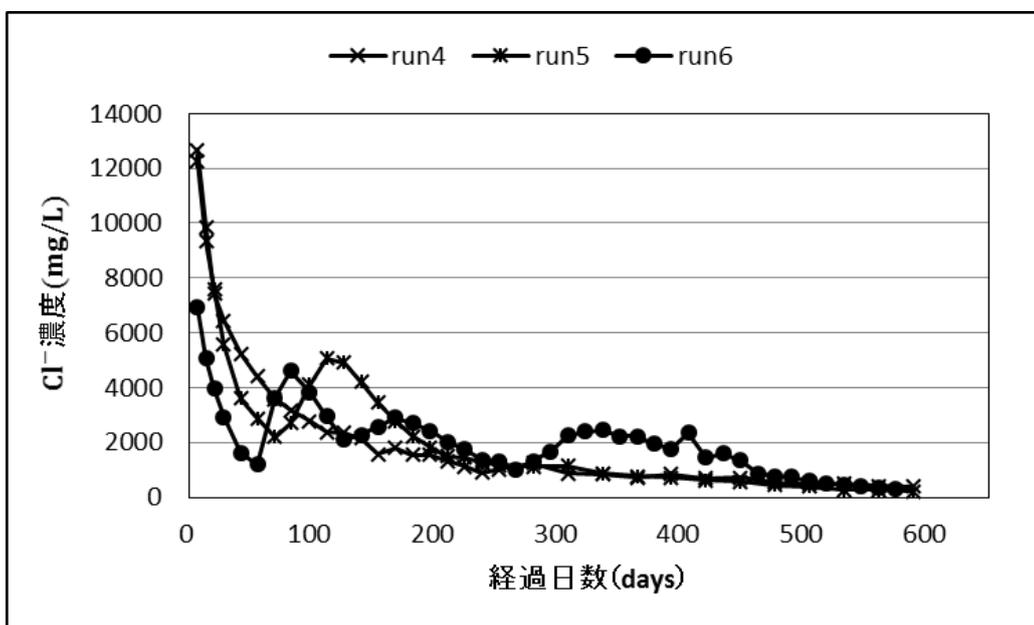


図-3.15 浸出水中の Cl⁻濃度の経日変化 (run4~run6)

4) COD

図-3.16 に浸出水中の COD 濃度の経日変化 (run1~run6) を示し、図-3.17 に run4~run6 の浸出水中の COD 濃度の経日変化を示す。

まず、充填物が未洗浄焼却残渣である run1~run3 に着目すると、2 m層 run 1 の初期濃度は 930mg/L、1 m層 run2 の初期濃度は 870mg/L、50 cm層 run3 の初期濃度は 550mg/L であった。Cs133 や Cl⁻ と同様、埋立高さの変化に伴い COD の初期溶出濃度が異なることが確認された。充填物が洗浄後焼却残渣である run4~run6 にも着目すると 2 m層 run4 の初期濃度は 180mg/L、1 m層 run5 の初期濃度は 190mg/L、50 cm層 run6 の初期値は 100mg/L であった。このことにより、浸出水中の COD の初期濃度は埋立高さを変化させることによりコントロール可能であることが示唆された。

それぞれの層厚ごとの洗浄による初期濃度の低減率は 2 m層 (run1 と run4) が 80.7%、1 m層 (run2 と run5) が 78.4%、50 cm層 (run3 と run6) が 82.2% であった。このことから、浸出水中の COD 初期濃度は洗浄を行うことにより約 78%~82% 低減させることが可能であることが分かった。

次に、積み増しを行った run5、run6 に着目する。散水量換算による経過日数で 70 日目に積み増しを 1 回行った run5 は初期濃度 190mg/L から 51mg/L まで濃度が低減した(70 日目)後、112 日の 105mg/L まで上昇、その後 224 日に積み増しを行った時点での濃度まで低減した。散水量換算による 56 日、126 日、266 日に積み増しを行った run6 は初期濃度 100mg/L から 35mg/L まで低減した (56 日目) 後、積み増し 1 回目と 2 回目間にあたる 84 日目までの間に 90mg/L まで上昇、その後 56mg/L まで低減 (126 日目)、積み増し 2 回目と 3 回目間にあたる 168 日までの間に 76mg/L まで上昇、その後 43mg/L まで低減、3 回目の積み増し (266 日) 以降は 336 日までの間に 80mg/L まで上昇し、406 日の時点で 3 回目の積み増しを行った濃度へと低減している。

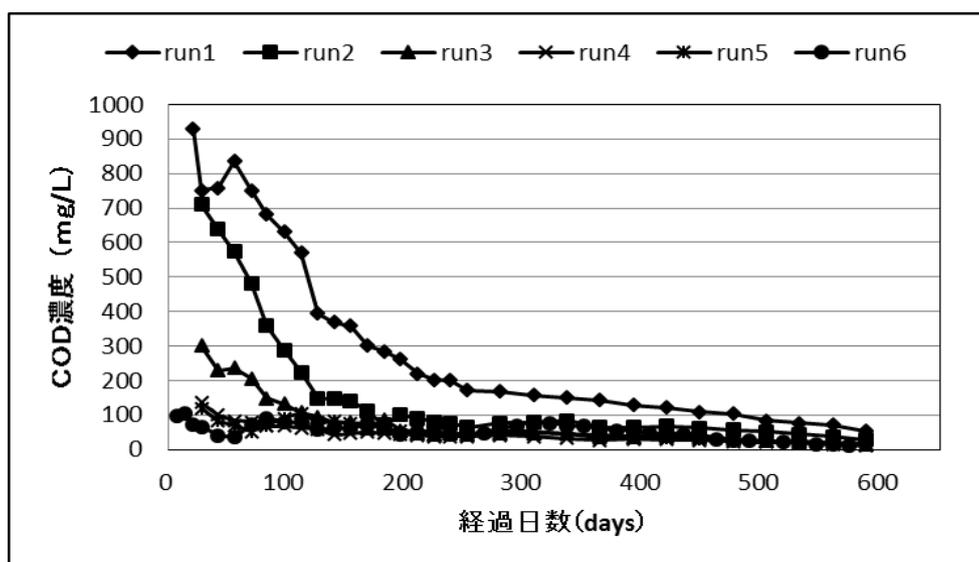


図-3.16 浸出水中の COD 濃度の経日変化 (run1~run6)

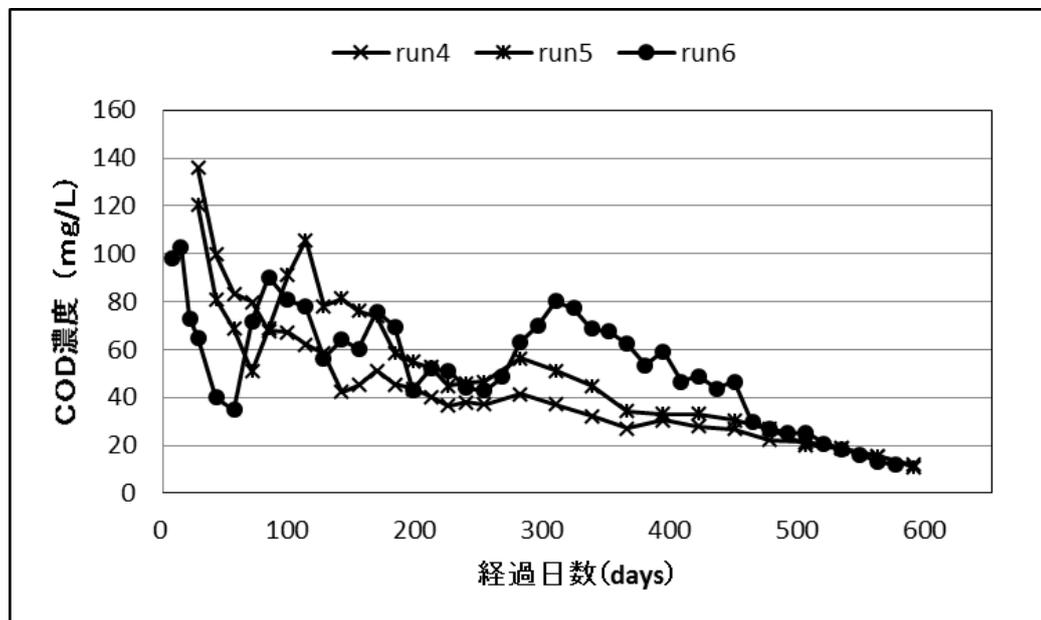


図-3.17 浸出水中のCOD濃度の経日変化 (run4~run6)

5) BOD

図-3.18 に浸出水中のBOD濃度の経日変化 (run1~run6) を示し、図-3.19 に run4~run6 の浸出水中のBOD濃度の経日変化を示す。

まず、充填物が未洗浄焼却残渣である run1~run3 に着目すると、2 m層 run1 の初期濃度は 680mg/L、1 m層 run2 の初期濃度は 490mg/L、50 cm層 run3 の初期濃度は 350mg/L であった。Cs133 や Cl⁻、COD 同様、埋立高さの変化に伴い BOD の初期溶出濃度が異なることが確認された。充填物が洗浄後焼却残渣である run4~run6 にも着目すると 2 m層 run4 の初期濃度は 62mg/L、1 m層 run5 の初期濃度は 57mg/L、50 cm層 run6 の初期値は 32mg/L であった。このことにより、浸出水中の BOD の初期濃度は埋立高さを変化させることによりコントロール可能であることが示唆された。

それぞれの層厚ごとの洗浄による初期濃度の低減率は 2 m層 (run1 と run4) が 90.9%、1 m層 (run2 と run5) が 88.1%、50 cm層 (run3 と run6) が 91.0%であった。このことから、浸出水中の BOD 初期濃度は洗浄を行うことにより約 88%~91%低減させることが可能であることが分かった。

次に、積み増しを行った run5、run6 に着目する。散水量換算による経過日数で 70 日目に積み増しを 1 回行った run5 は初期濃度 57mg/L から 26mg/L まで濃度が低減した (70 日目) 後、126 日の 46mg/L まで上昇、その後 210 日に積み増しを行った時点での濃度まで低減した。

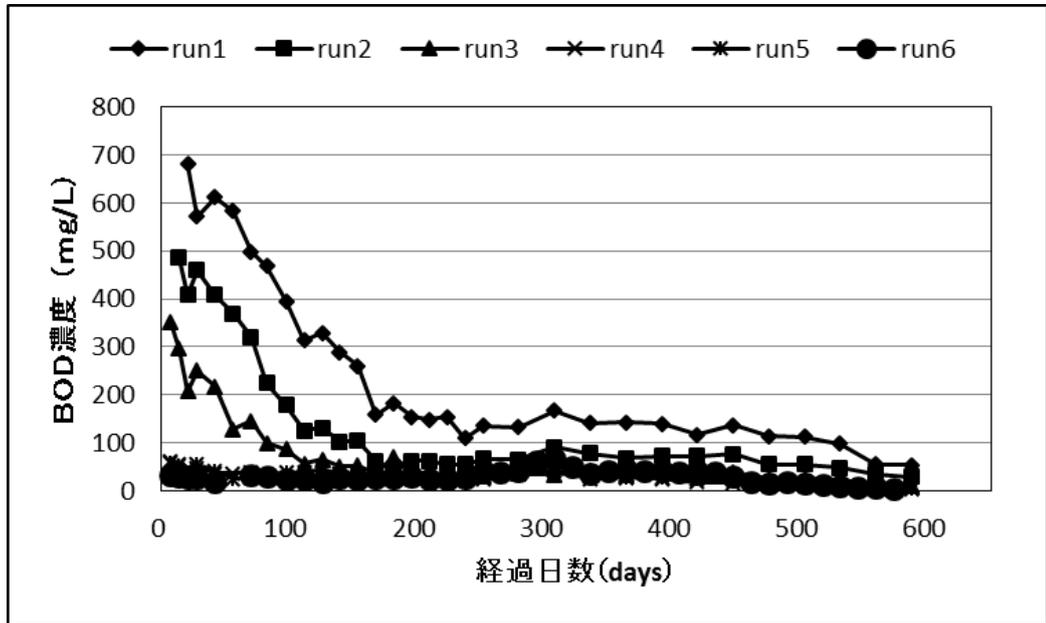


図-3.18 浸出水中の BOD 濃度の経日変化 (run1~run6)

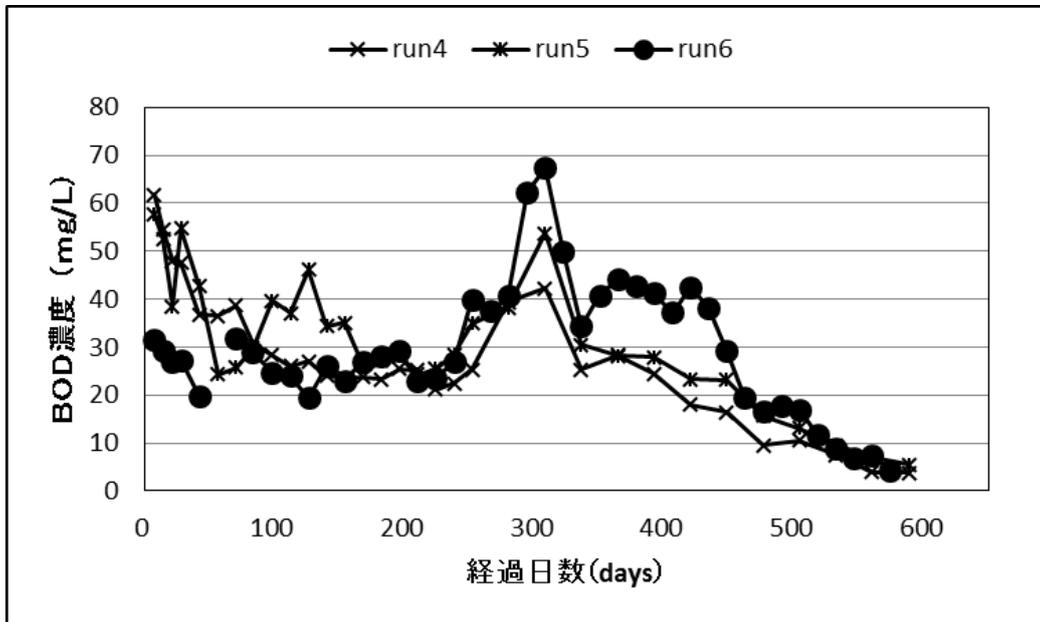


図-3.19 浸出水中の BOD 濃度の経日変化 (run4~run6)

6) T-N

図-3.20 に浸出水中の T-N 濃度の経日変化 (run1~run6) を示し、図-3.21 に run4~run6 の浸出水中の T-N 濃度の経日変化を示す。

まず、充填物が未洗浄焼却残渣である run1~run3 に着目すると、run1、run2 はピーク濃度が初期値ではなく、それぞれのピーク濃度は 83 日目と 56 日目である。2 m 層 run 1 のピーク濃度は 62mg-N/L、1 m 層 RUN2 のピーク濃度は 52mg-N/L、50 cm 層 run3 の初期濃度は 29mg-N/L であった。

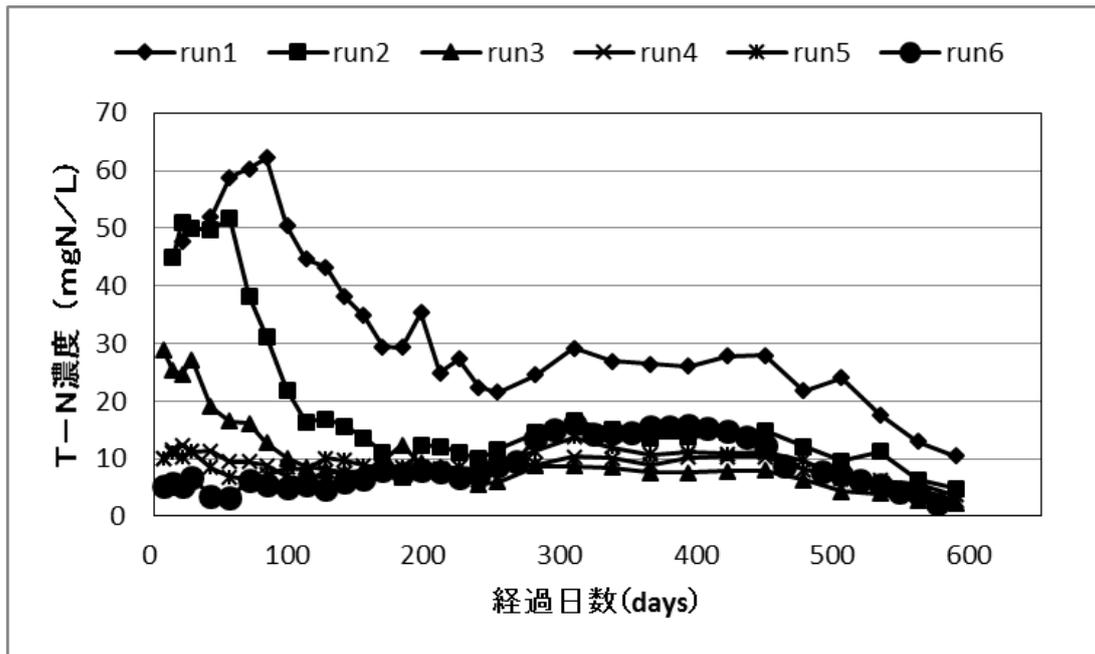


図-3.20 浸出水中の T-N 濃度の経日変化 (run1~run6)

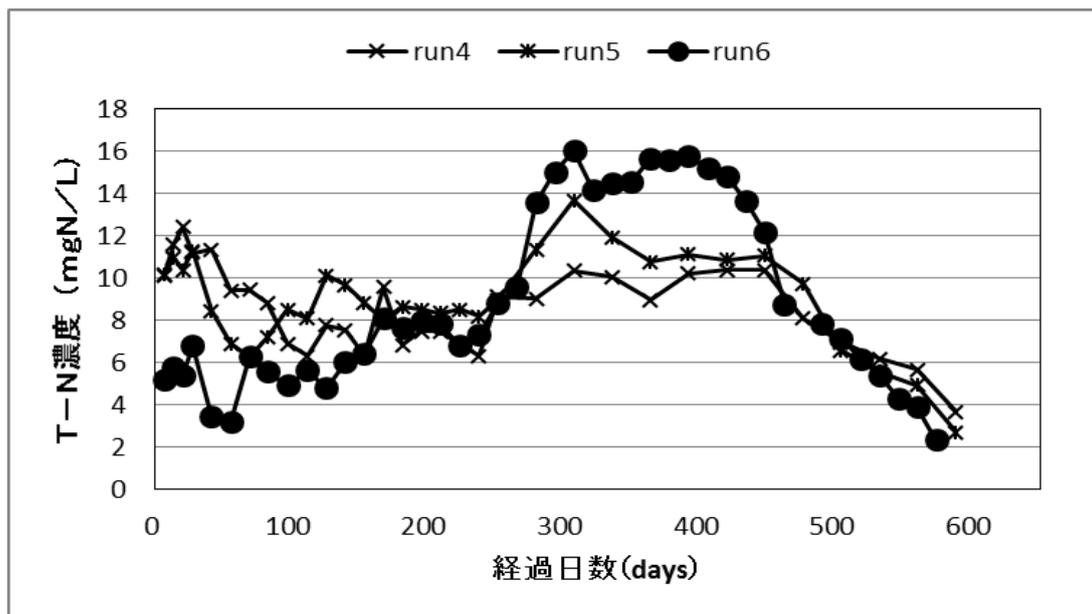


図-3.21 浸出水中の T-N 濃度の経日変化 (run4~run6)

7) TOC

図-3.22 に浸出水中の TOC 濃度の経日変化 (run1~run6) を示し、図-3.23 に run4~run6 の浸出水中の TOC 濃度の経日変化を示す。

まず、充填物が未洗浄焼却残渣である run1~run3 に着目すると、2 m層 run 1 の初期濃度は 550mg/L、1 m層 run2 の初期濃度は 466mg/L、50 cm層 run3 の初期濃度は 335mg/L であった。Cs133 や Cl-、COD、BOD 同様、埋立高さの変化に伴い COD の初期溶出濃度が異なることが確認された。充填物が洗浄後焼却残渣である run4~run6 にも着目すると 2 m層 run4 の初期濃度は 93mg/L、1 m層 run5 の初期濃度は 90mg/L、50 cm層 run6 の初期値は 49mg/L であった。このことにより、浸出水中の COD の初期濃度は埋立高さを変化させることによりコントロール可能であることが示唆された。

それぞれの層厚ごとの洗浄による初期濃度の低減率は 2 m層 (run1 と run4) が 83.0%、1 m層 (run2 と run5) が 80.7%、50 cm層 (run3 と run6) が 85.5%であった。このことから、浸出水中の Cl-初期濃度は洗浄を行うことにより約 81%~86%低減させることが可能であることが分かった。

次に、積み増しを行った run5、run6 に着目する。散水量換算による経過日数で 70 日目に積み増しを 1 回行った run5 は初期濃度 49mg/L から 30mg/L まで濃度が低減した (70 日目) 後、112 日の 54mg/L まで上昇、その後 210 日に積み増しを行った時点での濃度まで低減した。

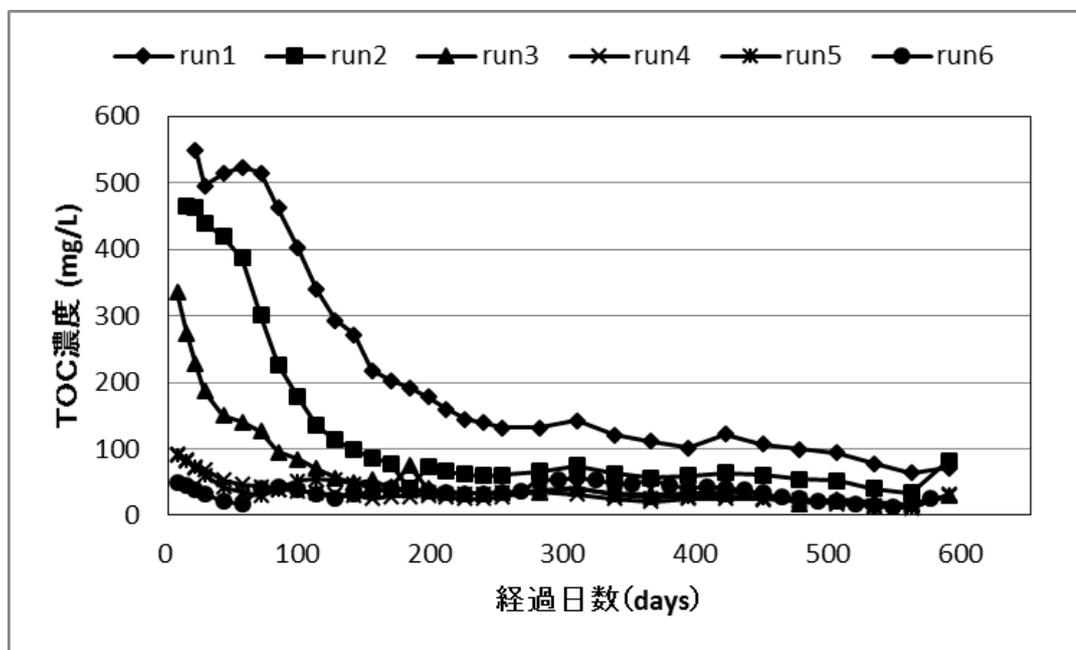


図-3.22 浸出水中の TOC 濃度の経日変化 (run1~run6)

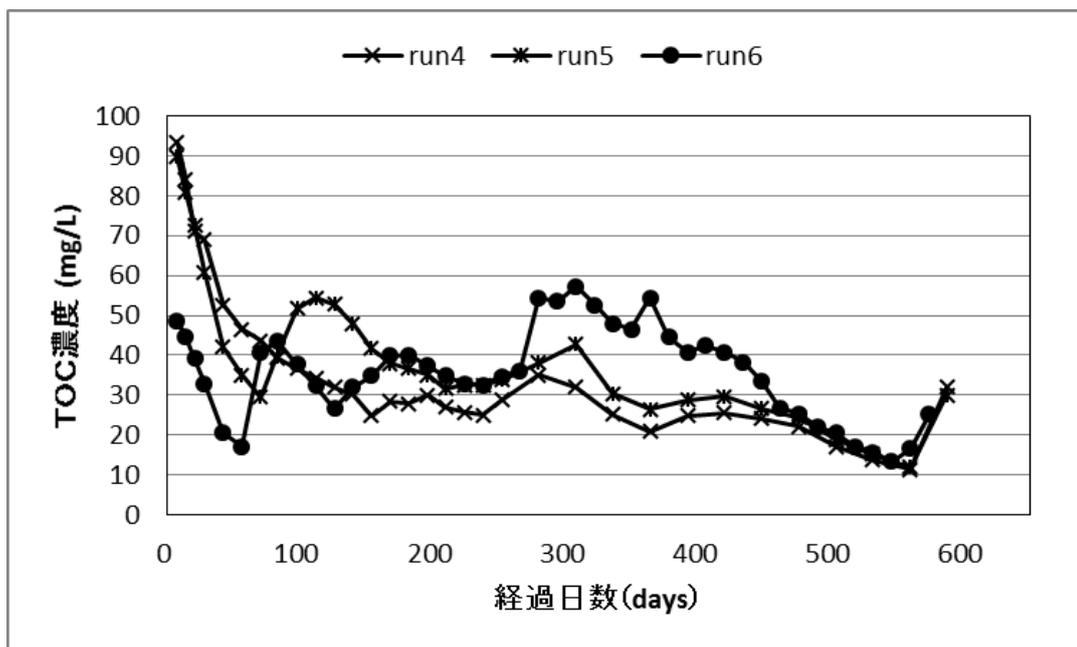


図-3.23 浸出水中の TOC 濃度の経日変化 (run4~run6)

8) pH

図-3.24 に各ライシメーター浸出水中の pH の経日変化を示す。全体を通して、散水量換算による経過日数 250 日からわずかに pH の低下傾向が確認されるが、実験開始初期の段階から浸出水は pH=11~13 程度の強アルカリ性を示している。また、積み増しを行った後も大きな変化は見られない。この結果から全てのライシメーターにおいて、微生物分解活性には適していない環境であることが確認された。従って、全てのライシメーター浸出水中の濃度低減は、微生物分解による汚濁物質の溶出効果よりも、洗い出しによる汚濁物質の溶出効果が高いものと考えられる。

本来、最終処分場において浸出水中の pH は時間の経過とともに低下するものであるが、今回 pH が低下していない原因として散水に使用している水が原因であると考えられる。散水に使用している水は今回純水を使用したため、自然降雨に比べ CO₂ がほとんど含まれていない。自然降雨による洗い出しの場合は通常 CO₂ が含まれており CO₂ の供給によって pH が低下するが、純水による洗い出しでは CO₂ の供給が行われなため、pH が低下していないものと考えられる。

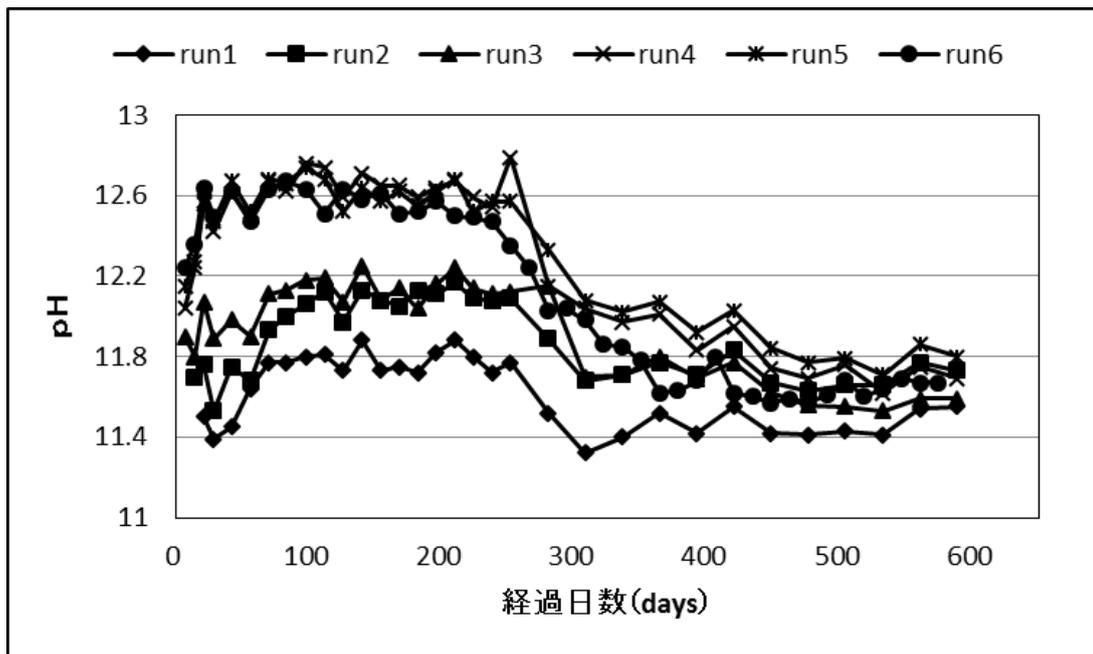


図-3.24 に各ライシメーター浸出水中の pH の経日変化

9) EC (電気伝導率)

図-3.25 に浸出水中の EC の経日変化 (run1~run6) を示し、図-3.26 に run4~run6 の浸出水中の EC の経日変化を示す。

まず、充填物が未洗浄焼却残渣である run1~run3 に着目すると、2 m層 run1 の初期値は 16.9s/m、1 m層 run2 の初期値は 14.7s/m、50 cm層 run3 の初期値は 11.5s/m であった。Cs133 や Cl-、COD、BOD 同様、埋立高さの変化に伴い COD の初期値が異なることが確認された。充填物が洗浄後焼却残渣である run4~run6 にも着目すると 2 m層 run4 の初期値は 3.44s/m、1 m層 run5 の初期値は 3.34s/m、50 cm層 run6 の初期値は 2.00s/m であったことから、未洗浄焼却残渣でも同様のことが確認された。

次に、積み増しを行った run5、run6 に着目する。散水量換算による経過日数で 70 日目に積み増しを 1 回行った run5 は初期値 3.34s/m から 1.23s/m まで値が低減した (70 日目) 後、112 日の 2.02s/m まで上昇、その後 196 日に積み増しを行った時点での値まで低減した。

散水量換算による 56 日、126 日、266 日に積み増しを行った run6 は初期濃度 2.00s/m から 0.85s/m まで低減した (42 日目) 後、積み増し 1 回目と 2 回目間にあたる 83 日までの間 1.83s/m L まで上昇、その後 1.18mg/L まで低減 (126 日目)、積み増し 2 回目と 3 回目間にあたる 168 日までの間に 1.38s/m まで上昇、その後 0.70s/m まで低減、3 回目の積み増し (266 日) 以降は 322 日目までの間に 0.95s/m まで上昇し、392 日の時点で 3 回目の積み増しを行った濃度へと低減している。

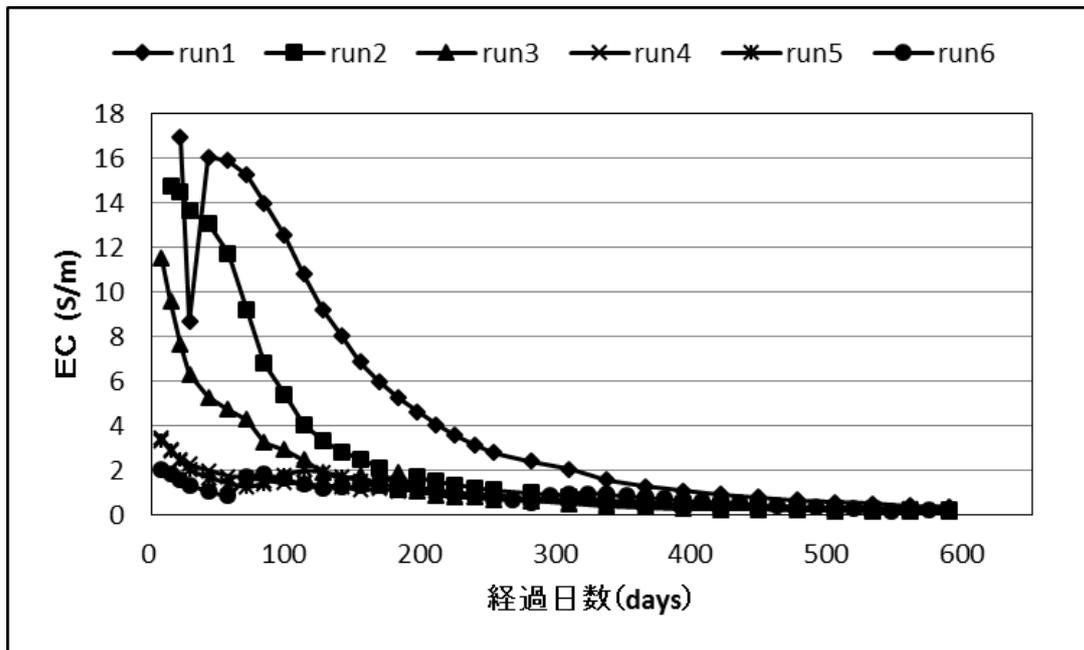


図-3.25 浸出水中の EC の経日変化 (run1~run6)

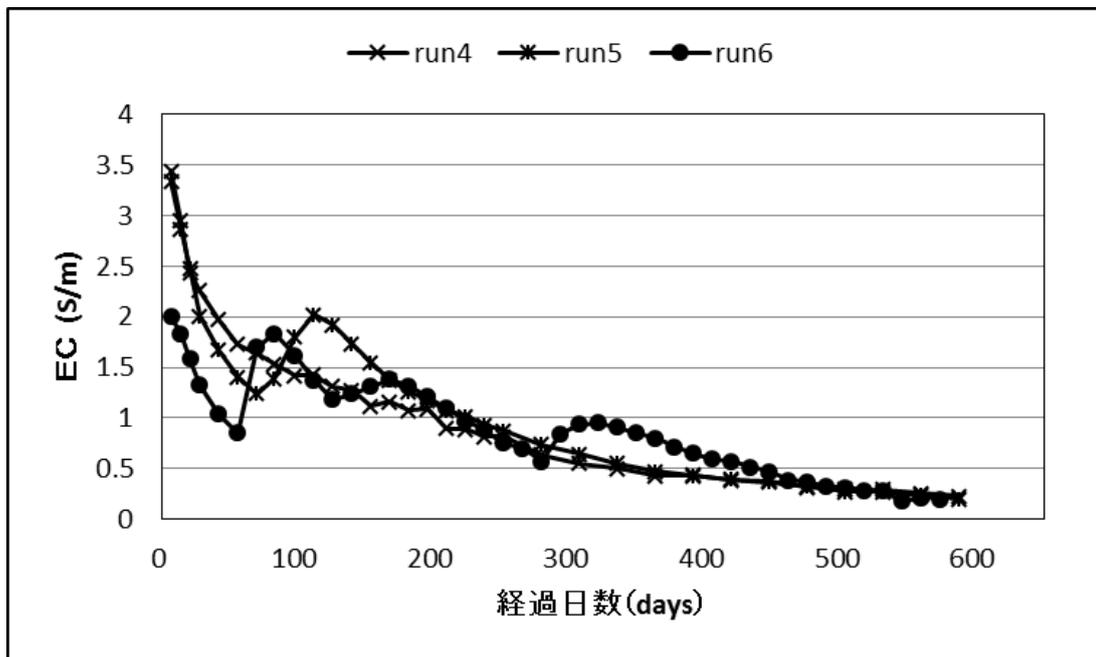


図-3.26 浸出水中の EC の経日変化 (run4~run6)

10) K^+

図-3.27 に浸出水中の K^+ 濃度の経日変化 (run1~run6) を示し、図-3.28 に run4~run6 の浸出水中の K^+ 濃度の経日変化を示す。

まず、充填物が未洗浄焼却残渣である run1~run3 に着目すると、2 m層 run 1 の初期濃度は 18,500mg/L、1 m層 run2 の初期濃度は 14,900mg/L、50 cm層 run3 の初期濃度は 10,300mg/L であった。Cs133 や Cl^- などと同様、埋立高さの変化に伴い K^+ の初期溶出濃度が異なることが確認された。充填物が洗浄後焼却残渣である run4~run6 にも着目すると 2 m層 run4 の初期濃度は 1,900mg/L、1 m層 run5 の初期濃度は 1,850mg/L、50 cm層 run6 の初期値は 960mg/L であった。このことにより、浸出水中の K^+ の初期濃度は埋立高さを変化させることによりコントロール可能であることが示唆された。

それぞれの層厚ごとの洗浄による初期濃度の低減率は 2 m層 (run1 と run4) が 89.7%、1 m層 (run2 と run5) が 87.5%、50 cm層 (run3 と run6) が 90.7%であった。このことから、浸出水中の K^+ 初期濃度は洗浄を行うことにより約 88%~約 91%低減させることが可能であることが分かった。

次に、積み増しを行った run5、run6 に着目する。散水量換算による経過日数で 70 日目に積み増しを 1 回行った run5 は初期濃度 1,850mg/L から 370mg/L まで濃度が低減した (84 日目) 後、140 日の 580mg/L まで上昇、その後 196 日に積み増しを行った時点での濃度まで低減した。散水量換算による 56 日、126 日、266 日に積み増しを行った run6 は初期濃度 960mg/L から 360mg/L まで低減した後、1 回目と 2 回目の積み増しの間の期間にあたる 56 日~126 日では 720mg/L まで上昇、その後 280mg/L まで低減、積み増し 2 回目と 3 回目間にあたる 126 日~226 日では 480mg/L まで上昇、その後 80mg/L まで低減、3 回目の積み増し (266 日) 以降は 336 日までの間に 80mg/L まで上昇し、406 日の時点で 3 回目の積み増しを行った濃度へと低減している。

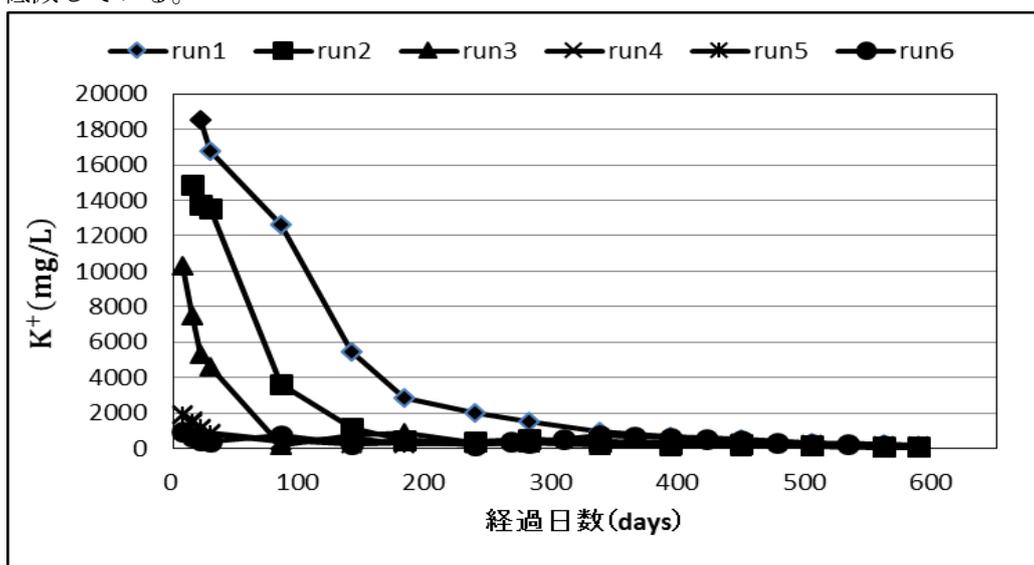


図-3.27 浸出水中の K^+ 濃度の経日変化 (run1~run6)

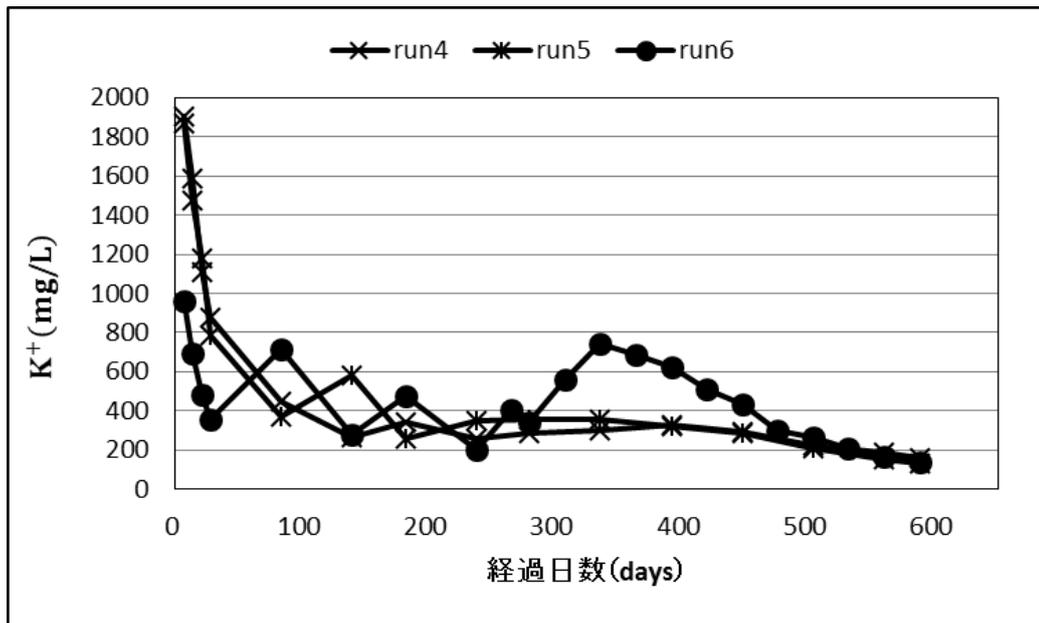


図-3.28 浸出水中のK+濃度の経日変化 (run4~run6)

11) Ca²⁺

図-3.29 に浸出水中のCa²⁺濃度の経日変化 (run1~run6) を示し、図-3.30 に run4~run6 の浸出水中のCa²⁺濃度の経日変化を示す。

まず、充填物が未洗浄焼却残渣である run1~run3 に着目すると、2 m層 run 1 の初期濃度は 19,000mg/L、1 m層 run2 の初期濃度は 15,800mg/L、50 cm層 run3 の初期濃度は 11,100mg/L であった。Cs133 や Cl⁻ などと同様、埋立高さの変化に伴い Ca²⁺の初期溶出濃度が異なることが確認された。充填物が洗浄後焼却残渣である run4~run6 にも着目すると 2 m層 run4 の初期濃度は 4,100mg/L、1 m層 run5 の初期濃度は 3,900mg/L、50 cm層 run6 の初期値は 2,500mg/L であった。このことにより、浸出水中のCa²⁺の初期濃度は埋立高さを変化させることによりコントロール可能であることが示唆された。

それぞれの層厚ごとの洗浄による初期濃度の低減率は 2 m層 (run1 と run4) が 78.2%、1 m層 (run2 と run5) が 75.4%、50 cm層 (run3 と run6) が 77.5%であった。このことから、浸出水中のCa²⁺初期濃度は洗浄を行うことにより約 75%~約 78%低減させることが可能であることが分かった。

次に、積み増しを行った run5、run6 に着目する。散水量換算による経過日数で 70 日目に積み増しを 1 回行った run5 は初期濃度 3,900mg/L から 1100mg/L まで濃度が低減した (84 日目) 後、140 日の 1,600mg/L まで上昇、その後 252 日に積み増しを行った時点での濃度まで低減した。散水量換算による 56 日、126 日、266 日に積み増しを行った run6 は初期濃度 2,500mg/L から 1,100mg/L まで低減した後、1 回目と 2 回目の積み増しの間の期間にあたる 56 日~126 日では 1,600mg/L まで上昇、その後 1,300mg/L まで低減、積み増し 2 回目と 3 回

目間にあたる 126 日～226 日では 1,300mg/L で 1 回目からあまり濃度の上昇はみられず、その後 950mg/L まで低減、3 回目の積み増し（266 日）以降についても積増しによる濃度上昇は見られなかった。

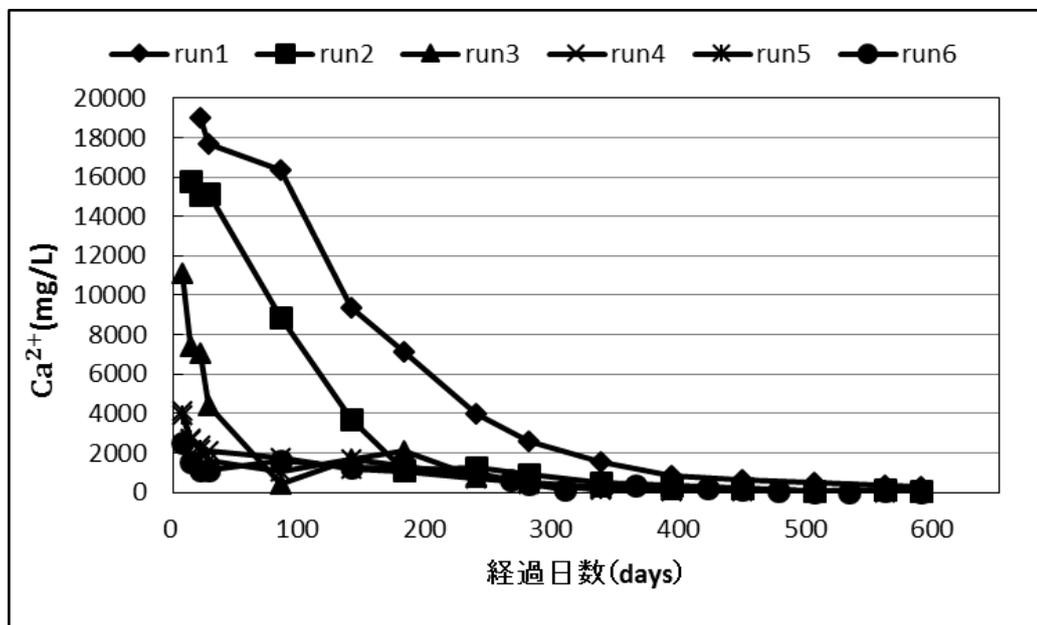


図-3.29 浸出水中の Ca²⁺濃度の経日変化 (run1～run6)

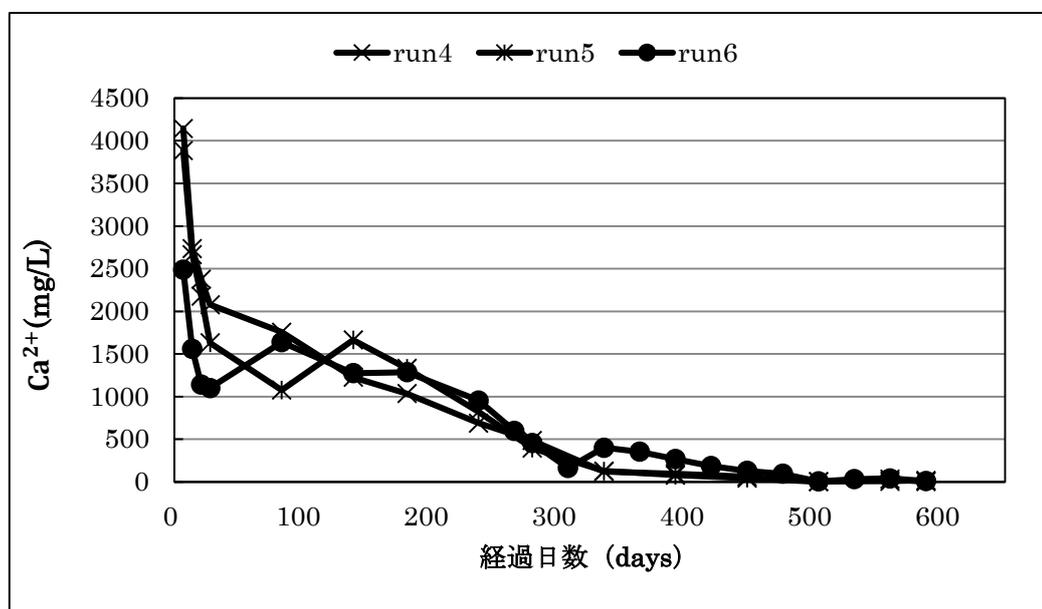


図-3.30 浸出水中の Ca²⁺濃度の経日変化 (run4～run6)

12) $\text{NH}_4\text{-N}$ (アンモニア性窒素)

図-3.31 に浸出水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の経日変化 (run1~run6) を示し、図-3.32 に run4~run6 の浸出水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の経日変化を示す。

まず、充填物が未洗浄焼却残渣である run1~run3 に着目すると、埋立高さの違いによる初期濃度の顕著な差はみられないものの、ピーク濃度に関しては2 m層 run 1 のピーク濃度は 29mg/L、1 m層 run2 のピーク濃度は 23mg/L、50 cm層 run3 のピーク濃度は 9.8mg/L であったことから、埋立高さの違いによる差が見られた。充填物が洗浄後焼却残渣である run4~run6 にも着目すると未洗浄焼却残渣と同様、初期濃度の顕著な差はみられなかったものの、2m層 run4 のピーク濃度は 6.4mg/L、1 m層 run5 のピーク濃度は 4.6mg/L、50 cm層 run6 のピーク濃度は 2.4mg/L であった。このことにより、浸出水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ のピーク濃度は埋立高さを変化させることによりコントロール可能であることが示唆された。

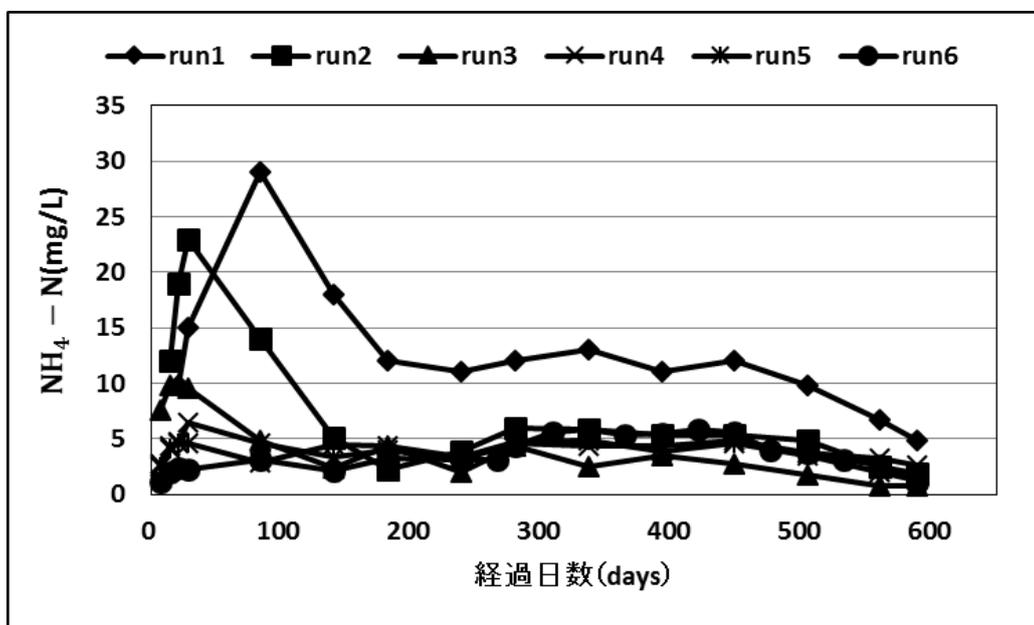


図-3.31 浸出水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の経日変化 (run1~run6)

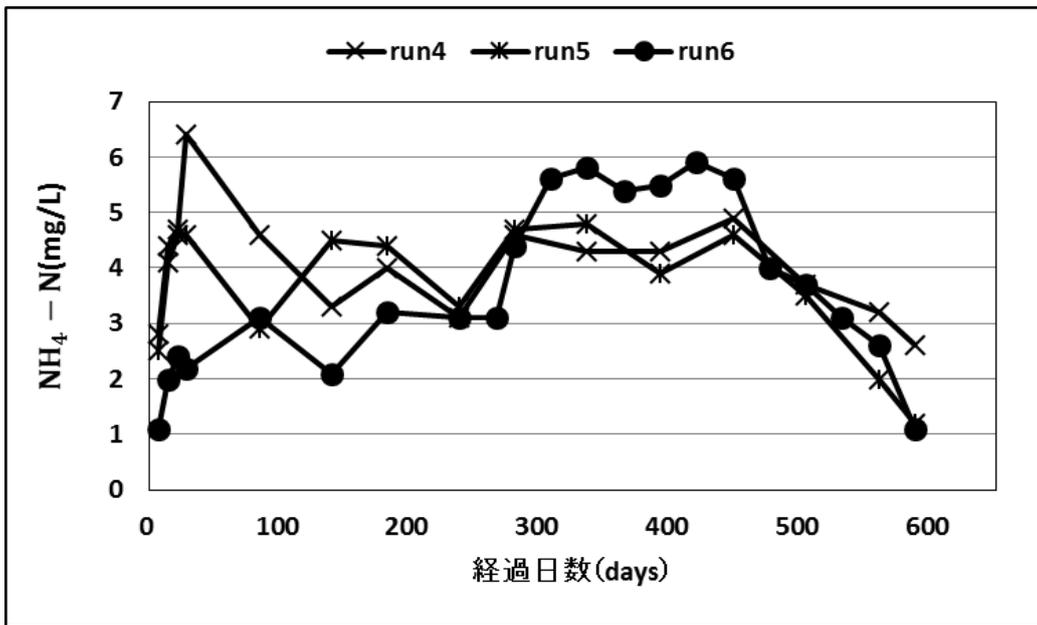


図-3.32 浸出水中の NH₄-N 濃度の経日変化 (run4~run6)

3.4.2 考察

1) 浸出水初期値における洗浄の効果

表-3.7 に焼却残渣洗浄と初期値溶出濃度の関係について示す。まず、指標としている Cs133 に関しては、洗浄による低減率が 92%~93%であり、洗浄による低減率が非常に高いことが分かった。また、他の分析項目の結果に関しても、pH 以外に関して、WOW システムで洗浄を行うことで浸出水初期濃度を 73%~91%低減することが可能であることが分かった。pH に関しては、洗浄効果はみられなかった。これらのことは、低減率は多少異なるものの、WOW システム研究会の成果報告書と同様の結果が得られたと考えられる。

また、2m層と 50cm層の低減率について比較すると、数パーセントの差は見られるものの、低減率はほぼ同等であることが分かった。このことから、浸出水初期値に関する洗浄効果に層厚の影響は出ないことが分かった。

表-3.7 焼却残渣洗浄と初期値溶出濃度の関係

	2m層			1m層			50cm層		
	未洗浄	洗浄	低減率	未洗浄	洗浄	低減率	未洗浄	洗浄	低減率
	run1	run4		run2	run5		run3	run6	
Cs133 (mg/L)	1.2	0.08	93%	1.1	0.09	92%	0.79	0.05	94%
Cl (mg/L)	91,400	12,700	86%	71,900	12,200	83%	53,000	6,900	87%
COD (mg/L)	930	180	81%	870	190	78%	550	98	82%
BOD (mg/L)	680	62	91%	490	58	88%	350	32	91%
T-N (mgN/L)	48	10	79%	45	10	78%	29	5.2	82%
TOC (mg/L)	550	93	83%	470	90	81%	335	49	85%
K (mg/L)	18,500	1,900	90%	14,900	1,870	87%	10,300	960	91%
Ca (mg/L)	19,000	5,100	73%	15,800	3,900	75%	11,100	2,500	77%
NH ₄ -N (mg/L)	9.8	2.8	71%	12	2.5	79%	7.6	1.1	86%
EC (s/m)	16.9	3.4	80%	14.7	3.4	77%	11.5	2.0	83%
pH	11.5	12	-4%	11.7	12.2	-4%	11.9	12.2	-3%

2) 埋立高さと初期溶出濃度

表-3.8、表-3.9 に埋立高さと初期溶出濃度の関係について示す。埋立層高と初期溶出濃度の関係については、過去に樋口や李、平角らによって明らかにされている。本実験においても、大部分の項目において埋立層高の高い run1 で高く、run3 で低いという結果を確認した。まず、指標となっている Cs133 に着目し、未洗浄焼却残渣を充填したライシメーターの初期濃度を比較すると埋立層高 1/2 (run1 比) が低減率 8%であるのに対し、埋立層高 1/4 (run1 比) は 34%であることから、高い低減率が確認された。次に、洗浄焼却残渣を充填したライシメーターの初期濃度を比較すると埋立層高 1/2(run4 比)が低減率-13%であり、埋立層高 1/4 (run4 比) は 38%であることが分かった。埋立層高 1/2 (run4 比) よりも埋立層高 1/4 (run4 比)の方が低減率が高いとは確認されたが、埋立層高 1/2 (run4 比)の低減率はマイナスとなっている。これに関しては、Cs 濃度が非常に低いことによる誤差と考えられる。

次の他の分析項目も交えて考察を行う。未洗浄焼却残渣を充填した run1～run3 に関して、NH₄-N、pH を除く各水質分析項目の初期溶出濃度を比較すると、埋立層高を 1/2 (run1 比) にすることで 6～28%、1/4 (run1 比) にすることで 32～49%の低減が可能であることが確認された。次に、洗浄焼却残渣を充填した run4～run6 に関して、まず埋立層高を 1/2 (run4 比) に着目すると Ca、NH₄-N を除く各水質分析項目の初期溶出濃度の低減率は-13～6%であり、未洗浄焼却残渣の埋立層高 1/2 (run1 比) と比べ、比較的低い低減率であったことが分かった。一方、洗浄焼却残渣の埋立層高 1/4 (run4 比) は NH₄-N、pH を除くすべての項目で 38%～51%の低減が可能であることが確認された。

埋立層高を 1/2 (run4 比) の Ca、NH₄-N を除く各水質分析項目の初期溶出濃度低減率が低かった原因はわからない。しかしながら、その後の浸出水への溶出濃度(経日変化)に関しては、埋立層高 2m の run4 と埋立層高 1m の run5 では差が出ていたことから、一時的なものと考えられる。

表-3.8 run1～run3 における埋立高さと初期溶出濃度の関係

	未洗浄焼却残渣				
	run1	run2	低減率 (run1比)	run3	低減率 (run1比)
Cs133 (mg/L)	1.2	1.1	8%	0.79	34%
Cl (mg/L)	91,400	71,900	21%	53,000	42%
COD (mg/L)	930	870	6%	550	41%
BOD (mg/L)	680	490	28%	350	49%
T-N (mgN/L)	48	45	6%	29	40%
TOC (mg/L)	550	470	15%	335	39%
K (mg/L)	18,500	14,900	19%	10,300	44%
Ca (mg/L)	19,000	15,800	17%	11,100	42%
NH ₄ -N (mg/L)	9.8	12	-22%	7.6	22%
EC (s/m)	16.9	14.7	13%	11.5	32%
pH	11.5	11.7	-2%	11.9	-3%

表-3.9 run4～run6 における埋立高さ と 初期溶出濃度 の 関係

	洗浄焼却残渣				
	run4	run5	低減率 (run4比)	run6	低減率 (run4比)
Cs133 (mg/L)	0.08	0.09	-13%	0.05	38%
Cl (mg/L)	12,700	12,200	4%	6,900	46%
COD (mg/L)	180	190	-6%	98	46%
BOD (mg/L)	62	58	6%	32	48%
T-N (mgN/L)	10	10	0%	5.2	48%
TOC (mg/L)	93	90	3%	49	47%
K (mg/L)	1,900	1,870	2%	960	49%
Ca (mg/L)	5,100	3,900	24%	2,500	51%
NH ₄ -N (mg/L)	2.8	2.5	11%	1.1	61%
EC (s/m)	3.4	3.4	0%	2.0	41%
pH	12	12.2	-2%	12.2	-2%

3) 洗浄および、散水による溶出

Cs133 含有試験の結果および浸出水中の Cs133 の経日変化、浸出水量の経日変化を基に、図-3.33 に未洗浄焼却残渣の Cs133 含有量と散水による溶出量について示す。充填物が未洗浄焼却残渣である run1～run3 に関して、Cs133 総含有量に対する 588 日分の散水による溶出率は run1 (2m 層) が 70.4%、run2 (1m 層) が 78.4%、run3 (50cm 層) が 88.0% であることが分かる。このことから、層厚が低いほど溶出効率がいいことが確認された。

次に、図-3.34 に焼却残渣中の Cs133 含有量と洗浄及び散水による溶出量について示す。充填物が洗浄焼却残渣である run4～run6 に関して、総溶出量は run1 が 84.5%、run2 が 85.3%、run3 が 86.8% であり、充填物が未洗浄焼却残渣である run1～run3 と比較して、層厚や積み増しの有無の違いによる溶出効率の違いは見られなかった。Cs133 総含有量に対する洗浄による溶出率は 79.3% である。これに対し、588 日分の散水による溶出率は run4 が 5.2%、run2 が 6.0%、run3 が 7.5% であり、洗浄による溶出率と比較すると散水による溶出率が低いことが分かる。このことから、焼却残渣中の Cs133 は洗浄を行うことであらかじめ大部分を除去することが可能であるといえる。

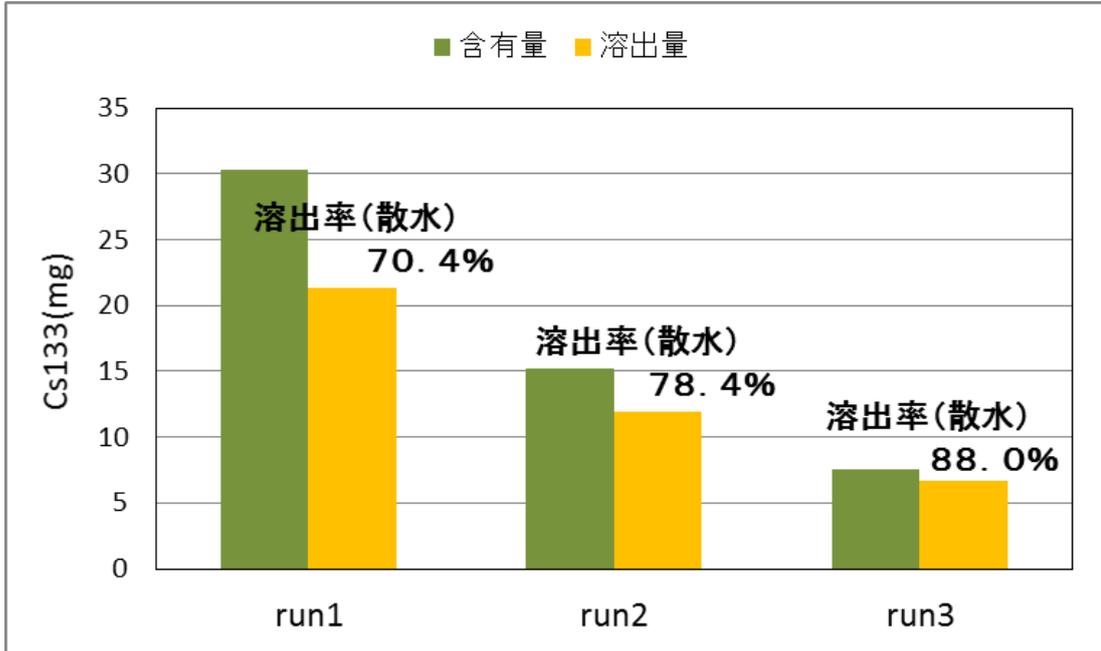


図-3.33 未洗浄焼却残渣の Cs133 含有量と散水による溶出量

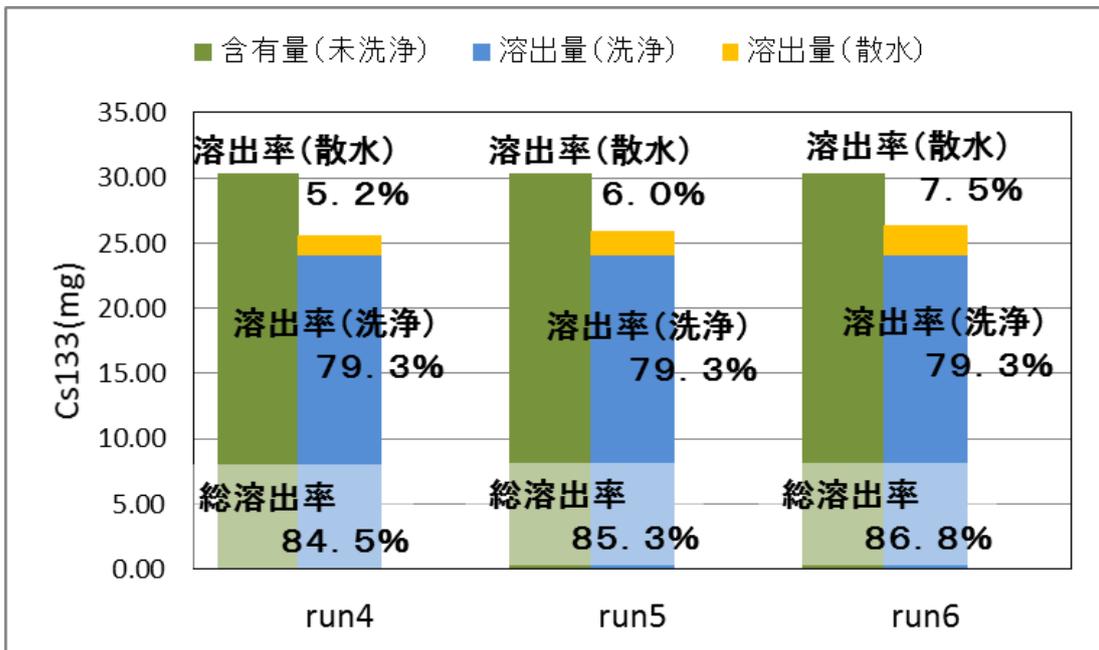


図-3.34 焼却残渣中の Cs133 含有量と洗浄及び散水による溶出量

3.5 解体後の焼却残渣

3.5.1 サンプルング

経過数 588 日目にすべてのライシメーター浸出水の Cl^- 濃度が 1000mg/L 以下となったため、ライシメーターの解体および各ライシメーター充填物（焼却残渣）のサンプルングを行った。図-3.35 にライシメーター解体時のサンプルング位置を示す。またこの他、それぞれのライシメーターごとにコンポジットサンプルのサンプルングも行っている。

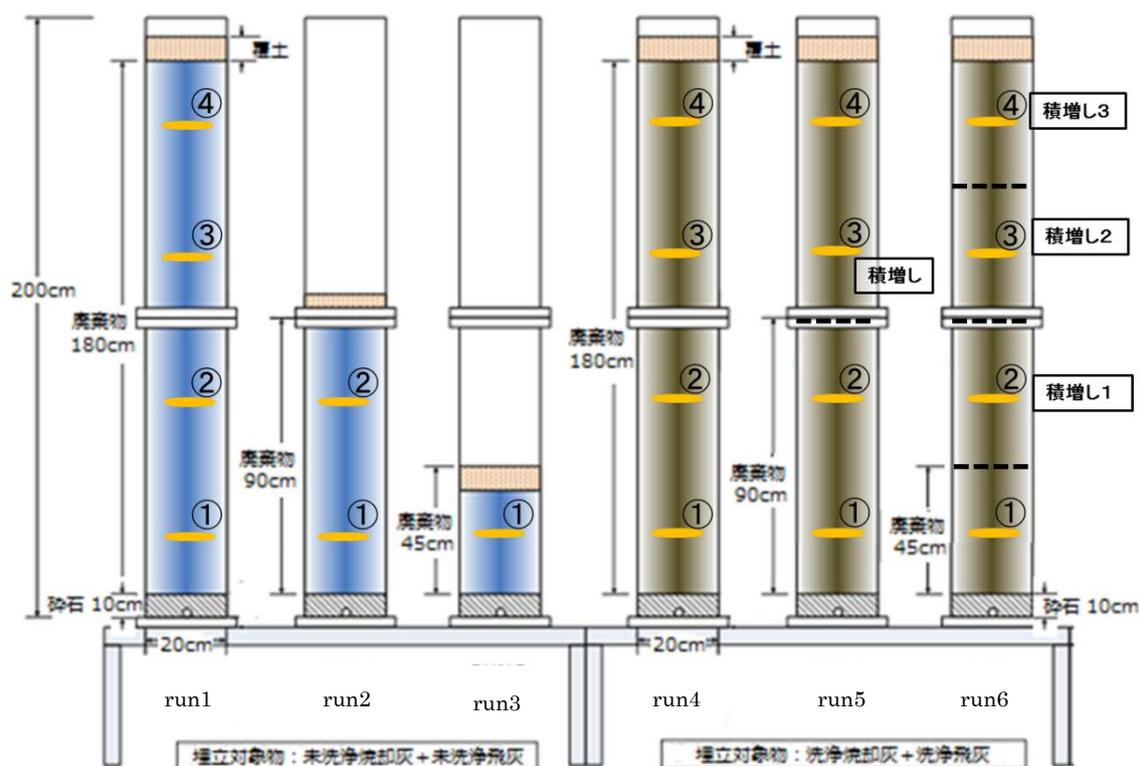


図-3.35 ライシメーター解体時のサンプルング位置

3.5.2 溶出試験結果

表-3.10 に解体後のサンプルング（焼却残渣）の溶出試験結果を示す。Cs133 に着目すると、Cs133 はすべてコンポジットサンプルにおいて定量限界であった。（コンポジットサンプル以外のサンプルの分析は行っていない）次に、サンプルング位置ごとの溶出濃度について着目すると、それぞれのライシメーターごとのサンプルング位置の違いによる濃度の増減に、一貫性がないことが分かった。また Cl^- 濃度において、run3-①、run4-全、run4-①の Cl^- 濃度が低いのは、埋立地に雨水などの水が浸透する際に水が通る道（みずみち）の影響であると考えられる。

表-3.10 解体後のサンプリング（焼却残渣）の溶出試験結果

	充填物（未洗浄焼却残渣）				
	run1-全	run1-①	run1-②	run1-③	run1-④
Cl濃度(mg/L)	114.24	115.43	109.73	115.19	138.47
K濃度(mg/L)	5.82	6.52	3.94	4.62	5.56
Ca濃度(mg/L)	93.02	104.14	97.66	107.72	112.64
Cs133濃度(mg/L)	(定量限界)	—	—	—	—
	充填物（未洗浄焼却残渣）				
	run2-全	run2-①	run2-②	run3-全	run3-①
Cl濃度(mg/L)	103.32	80.99	87.88	81.23	47.21
K濃度(mg/L)	2.675	3.56	2.59	3.28	1.81
Ca濃度(mg/L)	77.3	93.46	94.44	66.95	74.52
Cs133濃度(mg/L)	(定量限界)	—	—	(定量限界)	—
	充填物（洗浄後焼却残渣）				
	run4-全	run4-①	run4-②	run4-③	run4-④
Cl濃度(mg/L)	94.06	115.15	58.43	57.72	62.70
K濃度(mg/L)	19.91	23.74	10.91	13.05	1.63
Ca濃度(mg/L)	74.65	92.13	78.31	78.66	63.56
Cs133濃度(mg/L)	(定量限界)	—	—	—	—
	充填物（洗浄後焼却残渣）				
	run5-全	run5-①	run5-②	run5-③	run5-④
Cl濃度(mg/L)	46.17	55.29	58.00	46.32	41.33
K濃度(mg/L)	4.12	7.79	3.87	6.02	1.84
Ca濃度(mg/L)	77.42	61.36	60.02	72.53	26.97
Cs133濃度(mg/L)	(定量限界)	—	—	—	—
	充填物（洗浄後焼却残渣）				
	run6-全	run6-①	run6-②	run6-③	run6-④
Cl濃度(mg/L)	48.88	50.59	38.90	42.75	41.33
K濃度(mg/L)	3.98	4.96	3.89	3.08	2.36
Ca濃度(mg/L)	83.58	74.92	83.91	89.56	87.46
Cs133濃度(mg/L)	(定量限界)	—	—	—	—

3.5.3 考察

（層厚、積み増し）

図 3.36 に層厚ごと（run1～run3）の溶出濃度を示し、図-2.37 に積み増し回数ごと（run4～run6）の溶出濃度を示す。

まず層厚ごと（run1～run3）の溶出濃度についてである。K 濃度については傾向をみることはできないが、Cl 濃度および Ca 濃度に関しては、2m 層、1m 層、50 cm 層と埋立て高さが低くなるほど、コンポジットサンプルの濃度は低くなっていることが分かった。このことにより、埋立て高さを変化させることにより、埋立地における埋立廃棄物の濃度低減をコントロールすることが可能であることが示唆される。

次に、積み増し回数ごと（run4～run6）の溶出濃度についてである。run4-全のコンポジットサンプル濃度が比較的高い値を示しているものの、Cl 濃度および Ca 濃度に関しては、

0回、1回、4回と積み増し回数が多いほど、コンポジットサンプルの濃度が高いといえる。これは平角が行った積み増し実験でも同様のことが起きており、積み増し型埋立ては浸出水濃度の大幅なピークカットが行えるものの、その影響として埋立地における廃棄物の濃度低減期間が長く必要となることが考えられる。

(焼却残渣の散水による溶出率)

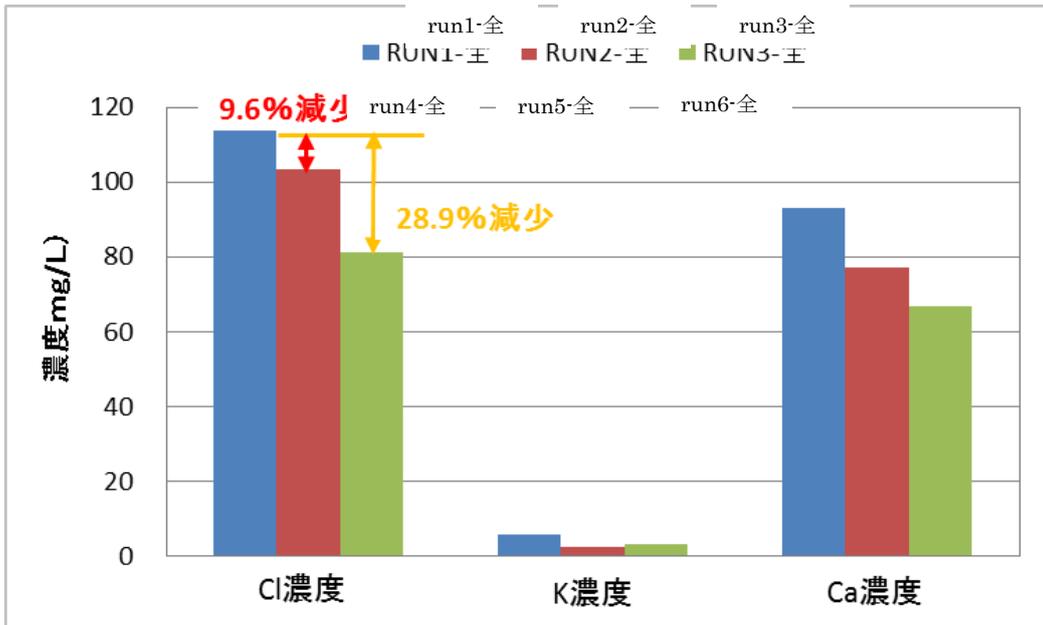


図-3.36 層厚ごと (run1~run3) の溶出濃度の変化

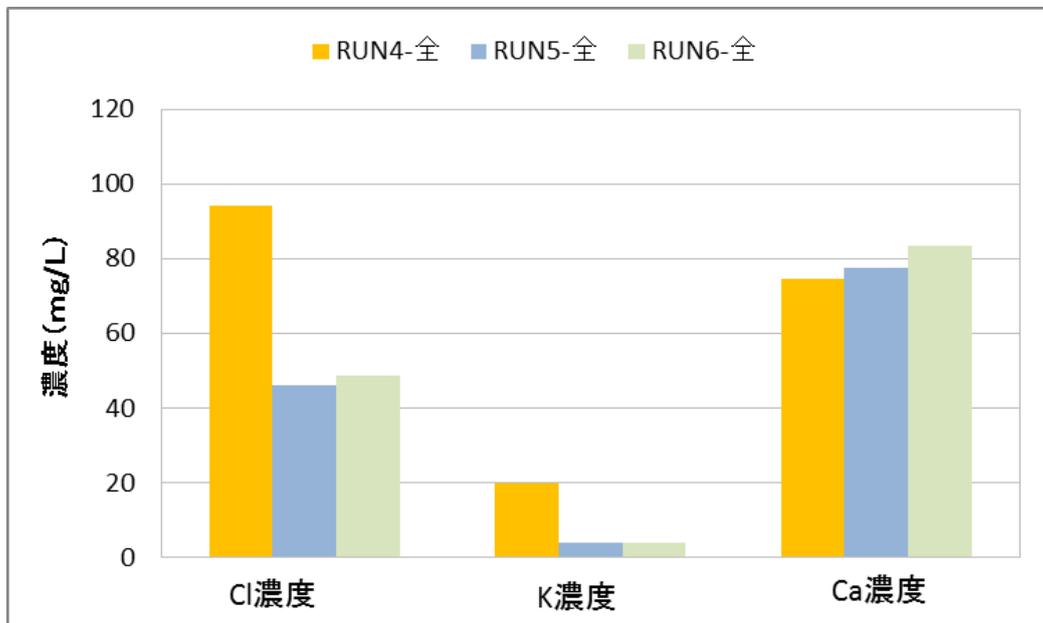


図-3.37 積み増し回数ごと (run4~run6) の溶出濃度の変化

表-3.11 に解体後の溶出試験および、浸出水分析から算出した C1 溶出率を示す。浸出水分析から算出した C1 溶出率は 70.4%~88.0%であるのに対し、解体後の C1 溶出試験結果から算出した C1 溶出率は 97.9%~99.1%と比較的高い値であることが分かった。また、浸出水分析から算出した C1 溶出率において、未洗浄焼却残渣は層厚の高さによる溶出率の差が見られるのに対し、解体後の C1 溶出試験結果から算出した C1 溶出率においてはさほど差は見られない。これらに関しては、一度の溶出試験では C1 が完全に溶出しきれなかったと考えられるため、このことが原因の一つではないかと考えられる。

表-3.11 解体後の溶出試験および、浸出水分析から算出した C1 溶出率

		充填前(未洗浄時)	解体後	溶出率	浸出水分析から算出した溶出率 (図-2.33, 2.34)
		Cl含有試験結果 (mg/kg)	Cl溶出試験結果 (mg/kg)		
未洗浄焼却残渣	run1	53,341	1142	97.9%	70.4%
	run2		1033	98.1%	78.4%
	run3		812	98.5%	88.0%
洗浄後焼却残渣	run4		941	98.2%	84.5%
	run5		462	99.1%	85.3%
	run6		489	99.1%	86.8%

3.5.4 結論

本実験では、最終処分場を模擬したライシメーターを用いて、埋立地における安定セシウムの挙動について研究を行い、焼却残渣洗浄による浸出水への濃度低減の効果と埋立層高の違いによる浸出水濃度のコントロールについて検討した。

浸出水の水質分析結果では、焼却残渣の洗浄を行うことにより、初期溶出濃度低減化が可能であることが確認された。埋立層高の違いによる浸出水濃度のコントロールに関しては、樋口、李、平角らの既存研究により初期溶出濃度は埋立層高と相関性が高く、本実験においては各種水質分析項目において充填物が未洗浄焼却残渣の場合、埋立層高を 1/2 にすることにより、溶出濃度を 6~28%、1/4 にすることで 32~49%低減することが可能であると確認された。充填物が洗浄焼却残渣の場合においては、埋立層高が 1/2 では低減の確認ができなかったものの、埋立層高 1/4 では 38~59%低減することが可能であると確認された。また、焼却残渣中の Cs133 は洗浄を行うことであらかじめ大部分を除去することが可能であることが確認された。

【参考文献】

- 1) K市一般廃棄物焼却施設：提供資料
- 2) 環境省：環境省告示第19号 土壌含有量調査に係る測定方法を定める件、平成15年3月6日
- 3) 環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部：
- 4) 産業廃棄物の検定方法に係る分析操作マニュアル、平成25年5月
- 5) 樋口壯太郎、早期安定型埋立処分システムの開発研究、福岡大学工学集報 85、p49-56, 2010-09
- 6) 李 南勲 他、埋立廃棄物層における水分及び保存性物質の挙動に関する研究、
廃棄物学会論文誌 Vol. 4、No. 4、pp123-132、1993
- 7) 矢羽田聡彦、修士論文、副生塩排出量実態調査と塩類溶出制御システム研究、 pp62-64
- 8) 平角貴明、修士論文、 廃棄物処理処分に伴い発生する副生塩対策に関する研究、pp52-53 pp70-72

第4章 浸出水中のCl⁻のモニタリングによる放射性セシウムの指標化の研究

4.1 安定セシウムとの相関関係

4.1.1 無機塩類との相関関係

図-4.1に run1~run3 における浸出水中の Cs133 濃度、Cl 濃度の経日変化および、それぞれの近似曲線と近似式を示す。それぞれライシメーターの Cs133 濃度と Cl 濃度から算出した近似曲線は非常に似通っている。近似式は、run1 の Cs133 が $y=1.2073e^{-0.007x}$ 、Cl が $y=114151e^{-0.009x}$ 、run2 の Cs133 が $y = 0.6734e^{-0.008x}$ 、Cl が $y = 58626e^{-0.01x}$ 、run3 の Cs133 が $y=0.4114e^{-0.009x}$ 、Cl が $y=31001e^{-0.011x}$ である。また、R²の値は0.815~0.9699であることから、信頼できる近似式といえる。図-4.2に run1~run3 における浸出水中の Cs133 と Cl の関係に関して示す。run1~run3 それぞれの近似式がほぼ同一直線上に並んでいる。また、R²の値は0.9888~0.9901であることから、信頼できる近似式といえる。これらのことから、充填物が未洗浄焼却残渣である run1~run3 において、浸出水中の安定セシウムと無機塩類に相関関係があるといえる。

図-4.3、図-4.4、図-4.5にそれぞれ run4~run6 における Cs133 濃度、Cl 濃度の経日変化について示す。それぞれの図において、多少の経日変化による濃度のずれはあるものの、Cs133 の濃度が非常に低いことによる誤差と考えられることから、Cs133 充填物が洗浄焼却残渣である run4~run6 のライシメーター浸出水中の Cs133 と Cl に関しても、run1~run3 と同様に相関関係があると言える。

以上のことから、充填物である焼却残渣の洗浄、未洗浄にかかわらず、安定セシウムと無機塩類に相関関係があることが分かった。

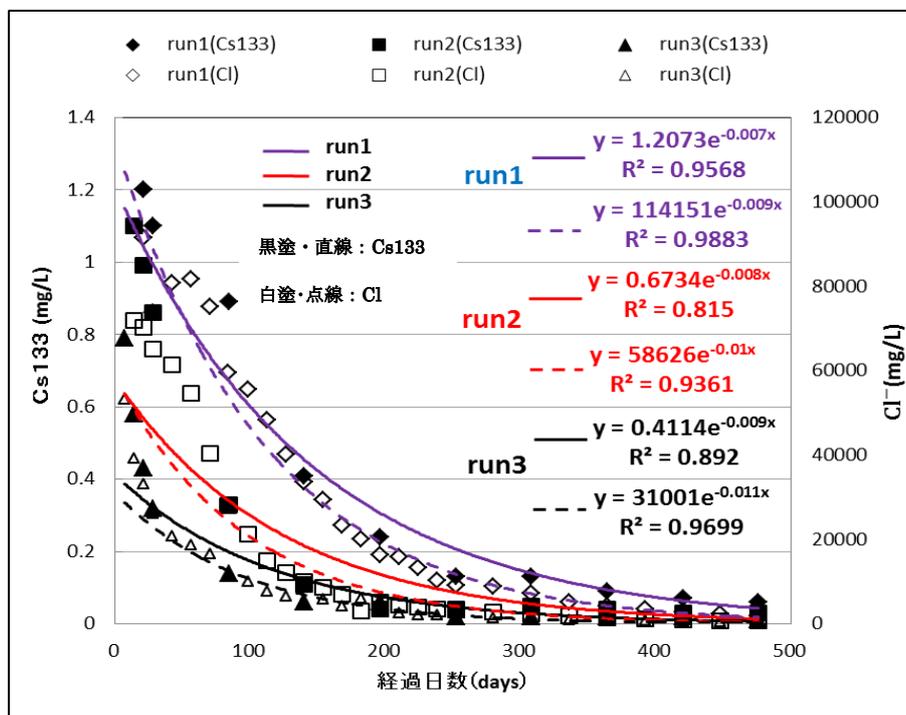


図-4.1 Cs133 近似曲線および Cl 近似曲線

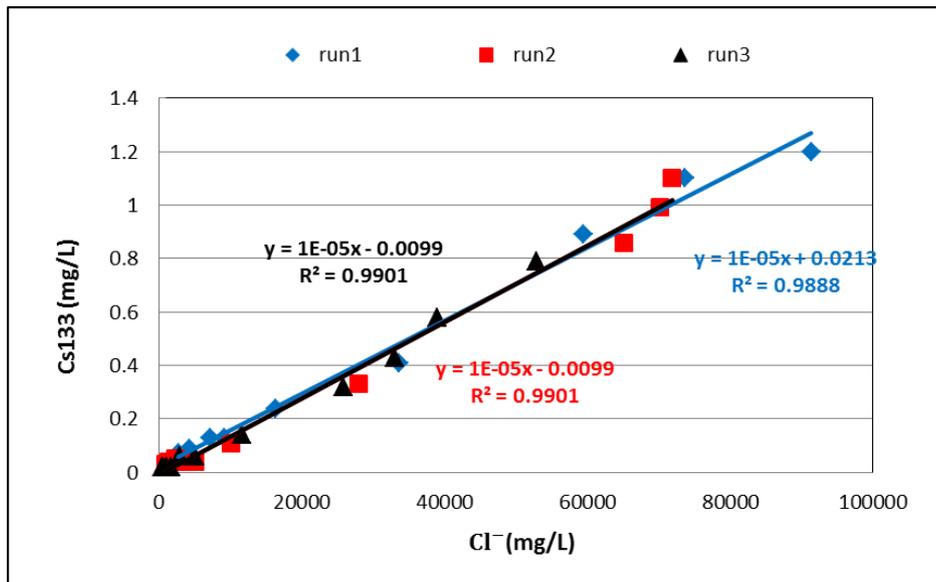


図-4.2 浸出水中の Cs133 濃度と Cl⁻濃度の近似式

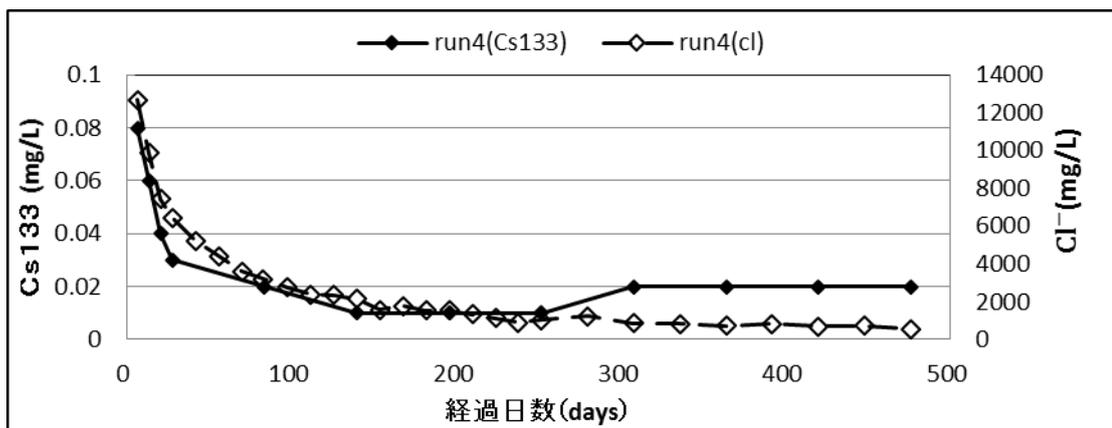


図-4.3 run4 の Cs133 濃度と Cl⁻濃度の経日変化

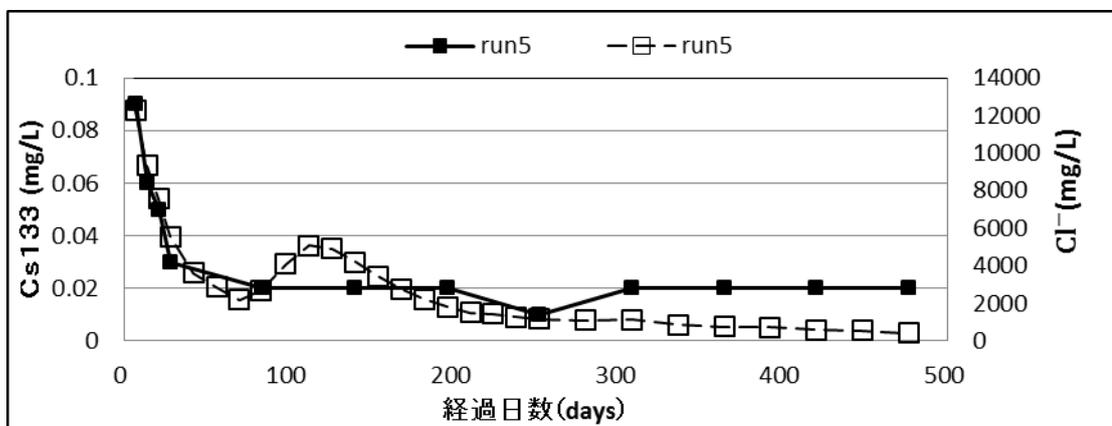


図-4.4 run5 の Cs133 濃度と Cl⁻濃度の経日変化

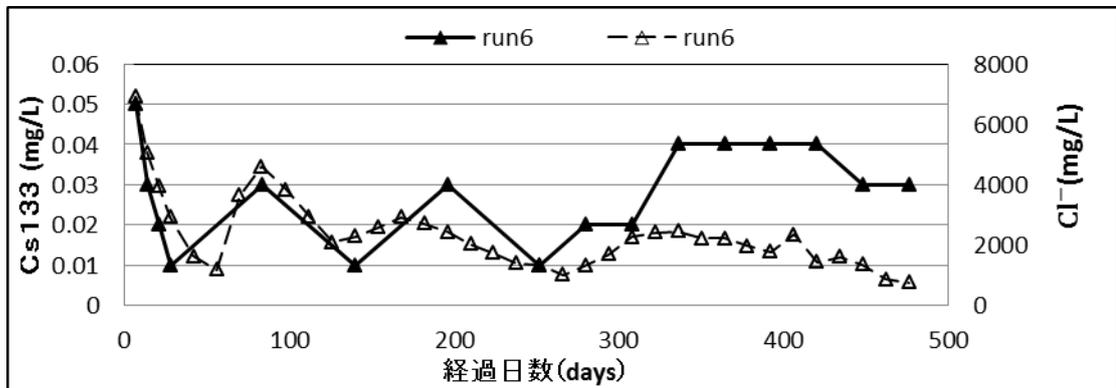


図-4.5 run6 の Cs133 濃度と Cl⁻濃度の経日変化

4.1.2 EC との相関関係

浸出水中の Cl 濃度と EC には相関関係があるとされている。このことから、4.1.1 において Cs133 濃度と Cl 濃度に相関関係がある言えることから、浸出水中の Cl 濃度と EC に相関関係があるのであれば、浸出水中の Cs133 濃度と EC にも相関関係があることが示唆される。

1) EC と Cl⁻との相関関係

図-4.6 に run1～run3 における浸出水中の EC 濃度、Cl 濃度の経日変化および、それぞれの近似曲線と近似式を示す。それぞれライシメーターの Cl 濃度、EC から算出した近似曲線は非常に似通っている。近似式は、run1 の Cl が $y = 114151e^{-0.009x}$ 、EC が $y = 21.069e^{-0.008x}$ 、run2 の Cl が $y = 0.7642e^{-0.009x}$ 、EC が $y = 12.463e^{-0.009x}$ 、run3 の Cl が $y = 31001e^{-0.011x}$ 、EC が $y = 7.1661e^{-0.008x}$ である。また、 R^2 の値は 0.8378～0.9883 であることから、信頼できる近似式といえる。図-4.7 に run1～run3 における浸出水中の Cs133 と Cl の関係に関して示す。run1 の Cl 濃度約 7500mg/L の一点が突出していることによる影響で、run1 は run2、run3 と少しずれた近似曲線を描いているものの、run1～run3 それぞれの近似式が比較的同一直線上に並んでいるといえる。また、 R^2 の値は 0.8831～0.9977 であることから、信頼できる近似式といえる。これらのことから、浸出水中の EC と無機塩類に相関関係があることが分かった。

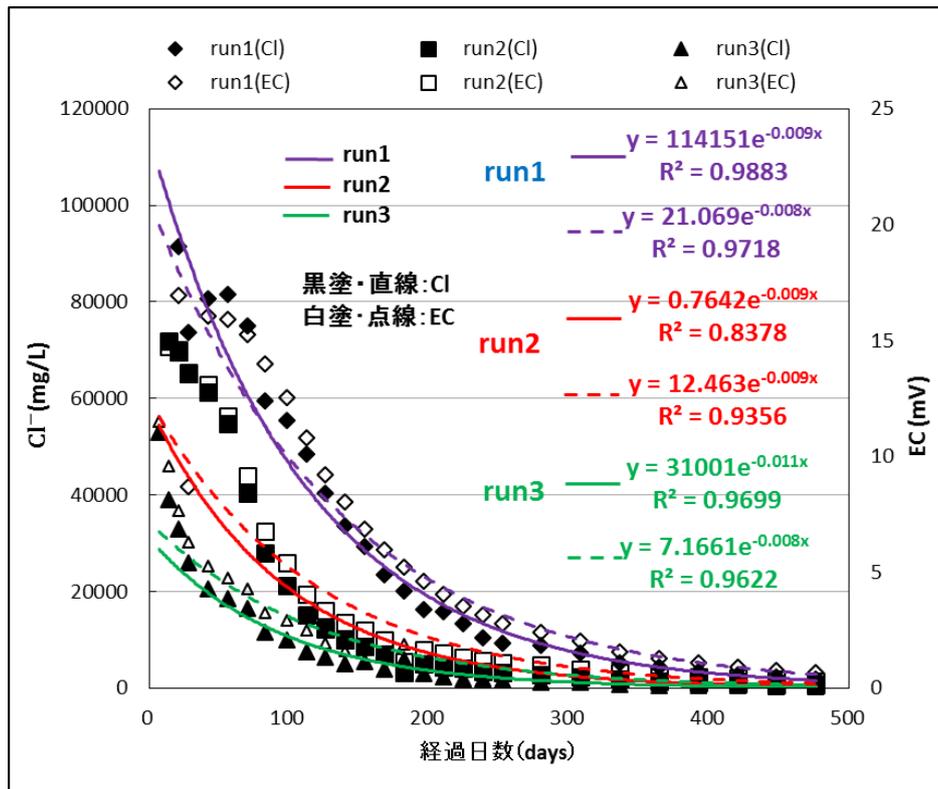


図-4.6 浸出水中の Cl^- 濃度と EC の相関関係

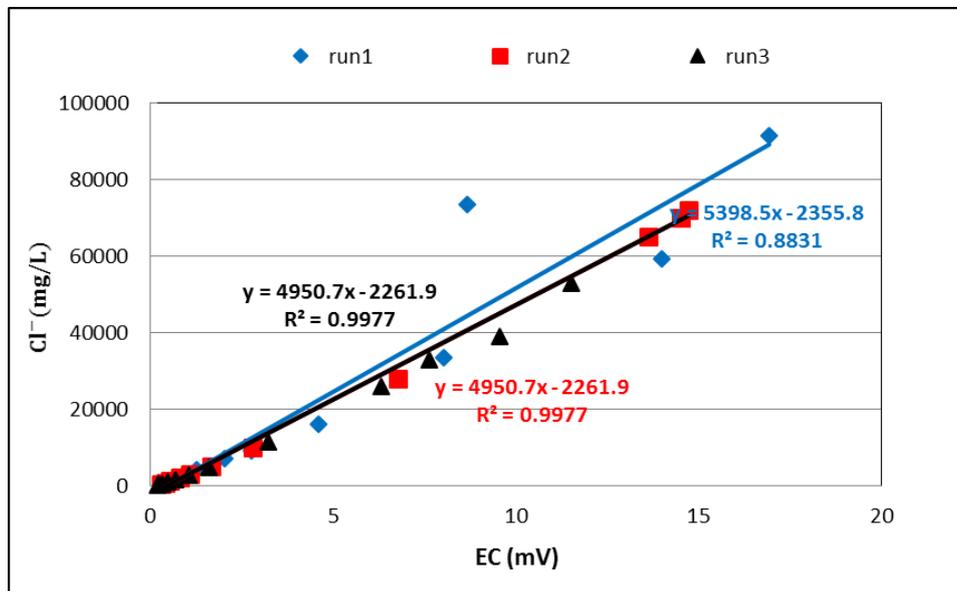


図-4.7 浸出水中の Cl^- 濃度と EC の近似式

2) Cs_{133} と EC との相関関係

図-4.8 に run1~run3 における浸出水中の Cs_{133} 濃度、EC の経日変化および、それぞれの近似曲線と近似式を示す。それぞれライシメーターの Cs_{133} 濃度と EC から算出した近

似曲線は非常に似通っている。近似式は、run1 の Cs133 が $y = 1.2073e^{-0.007x}$ 、EC が $y = 21.069e^{-0.008x}$ 、run2 の Cs133 が $y = 0.7642e^{-0.009x}$ 、EC が $y = 12.463e^{-0.009x}$ 、run3 の Cs133 が $y = 0.4114e^{-0.009x}$ 、EC が $y = 0.4114e^{-0.009x}$ である。また、 R^2 の値は 0.8378~0.9622 であることから、信頼できる近似式といえる。図-4.9 に run1~run3 における浸出水中の Cs133 と EC の関係に関して示す。run1 において一点が突出していることによる影響で、run1 は run2、run3 と少しずれた近似曲線を描いているものの、run1~run3 それぞれの近似式が比較的同一直線上に並んでいるといえる。また、 R^2 の値は 0.8335~0.981 であることから、信頼できる近似式といえる。これらのことから、充填物が未洗浄焼却残渣である run1~run3 において、浸出水中の安定セシウムと電気伝導率 (EC) に相関関係があるといえる。

図-4.10、図-4.11、図-4.12 にそれぞれ run4~run6 における Cs133 濃度、EC の経日変化について示す。それぞれの図において、多少の経日変化による濃度のずれはあるものの、Cs133 の濃度が非常に低いことによる誤差と考えられることから、Cs133 充填物が洗浄焼却残渣である run4~run6 のライシメーター浸出水中の Cs133 と Cl についても、run1~run3 と同様に相関関係があると言える。

以上のことから、充填物である焼却残渣の洗浄、未洗浄にかかわらず、安定セシウムと電気伝導率に相関関係があることが分かった。

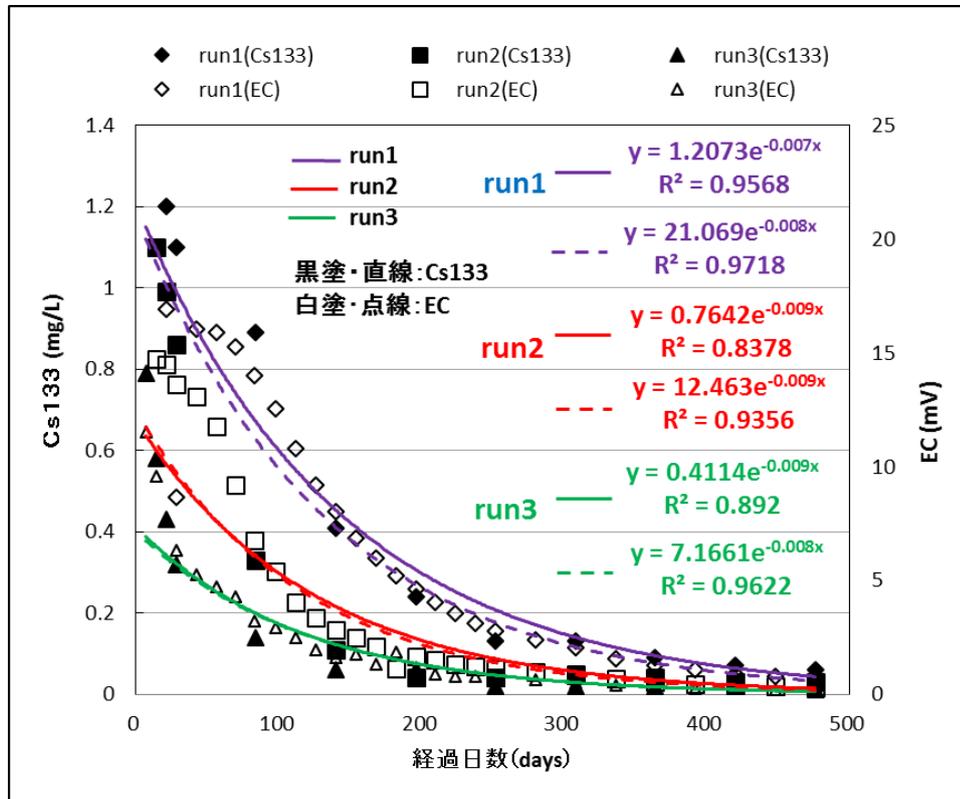


図-4.8 Cs133 濃度と EC の近似曲線

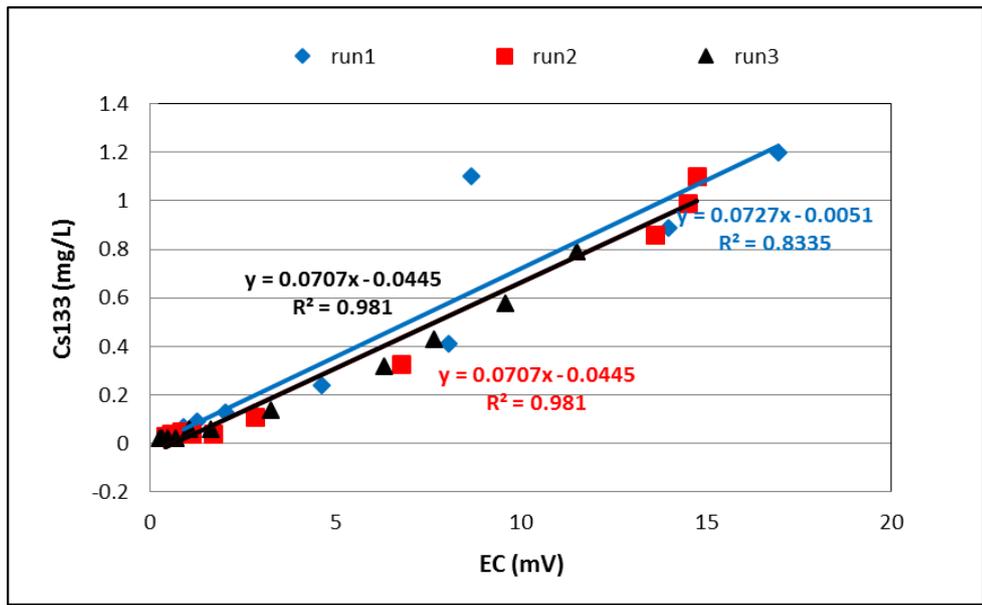


図-4.9 浸出水中の Cs133 濃度と EC の近似式

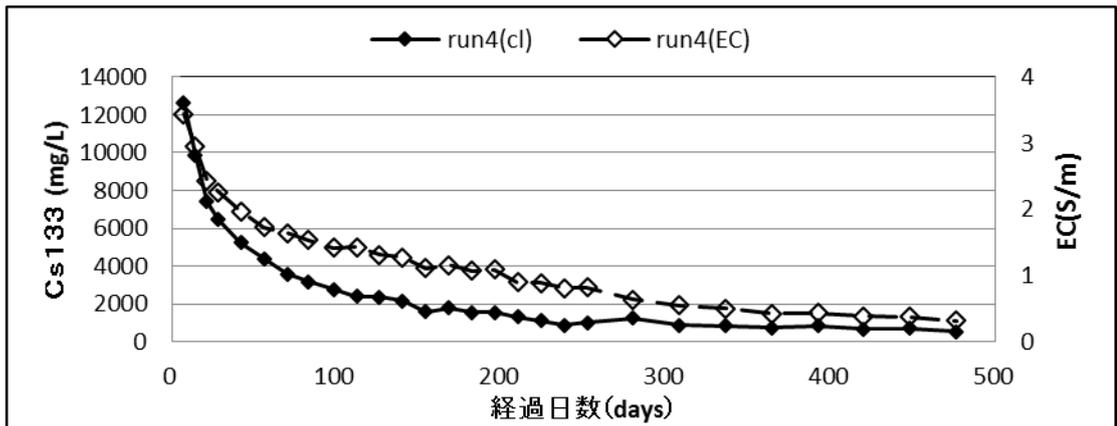


図-4.10 run 4 の Cs133 濃度と EC の経日変化

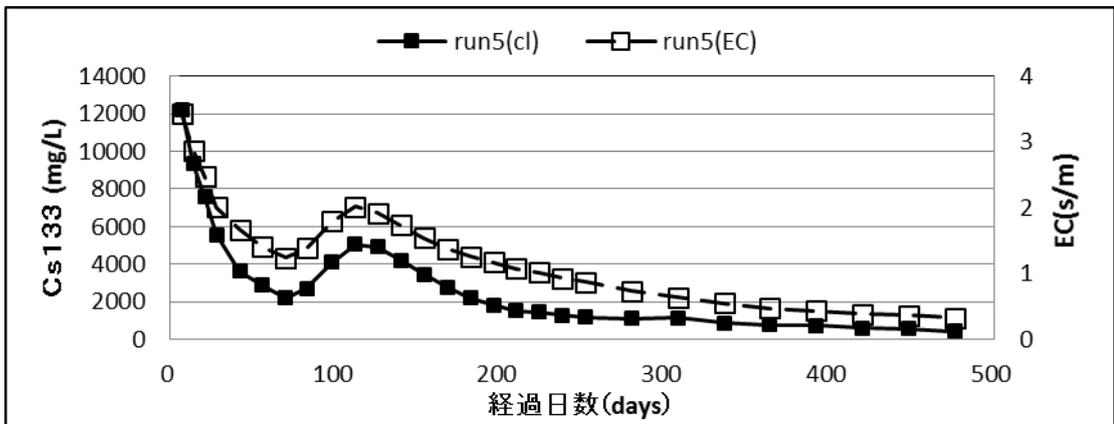


図-4.11 run5 の Cs133 濃度と EC の経日変化

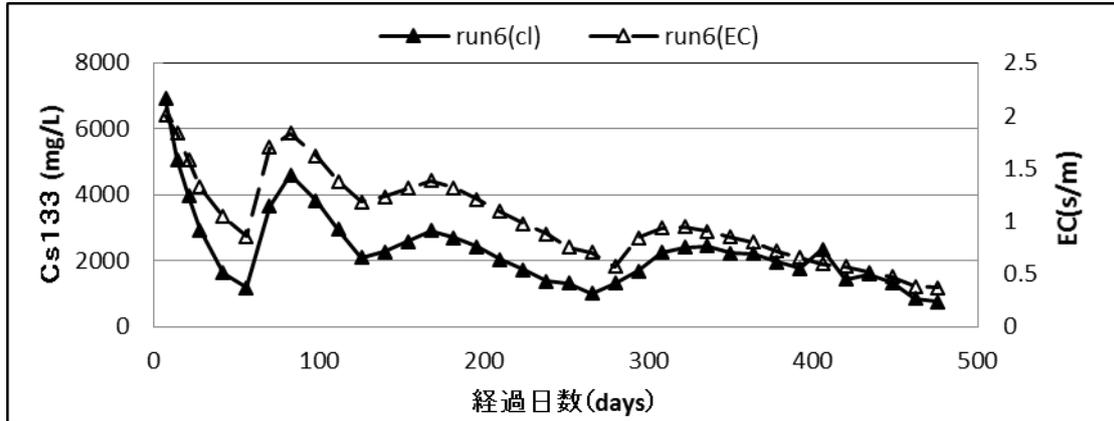


図-4.12 run6 の Cs133 濃度と EC の経日変化

4.1.3 その他の分析項目との相関関係

焼却残渣に多く含まれている物質で Cs と同様にアルカリ金属である物質に K と Ca が挙げられる。Cs 同じアルカリ金属である K、Ca は Cs と溶質特性が似通っている可能性がある。このことから、K、Ca においても Cs との相関関係があるのではないかと考えられる。

1) K⁺

図-4.13 に run1～run3 における浸出水中の Cs133 濃度、K 濃度の経日変化および、それぞれの近似曲線と近似式を示す。それぞれライシメーターの Cs133 濃度と K 濃度から算出した近似曲線は非常に似通っている。近似式は、run1 の Cs133 が $y = 1.2073e^{-0.007x}$ 、K が $y = 19389e^{-0.008x}$ 、run2 の Cs133 が $y = 0.7642e^{-0.009x}$ 、K が $y = 9304e^{-0.009x}$ 、run3 の Cs133 が $y = 0.4114e^{-0.009x}$ 、K が $y = 6290.3e^{-0.01x}$ である。また、 R^2 の値は 0.8366～0.9792 であることから、信頼できる近似式といえる。図-4.14 に run1～run3 における浸出水中の Cs133 と K の関係に関して示す。run1～run3 それぞれの近似式が比較的同一直線上に並んでいるといえる。また、近似式 R^2 の値は 0.991～0.997 であることから、信頼できる近似式といえる。これらのことから、浸出水中の安定セシウムとカリウムに相関関係があるといえる。

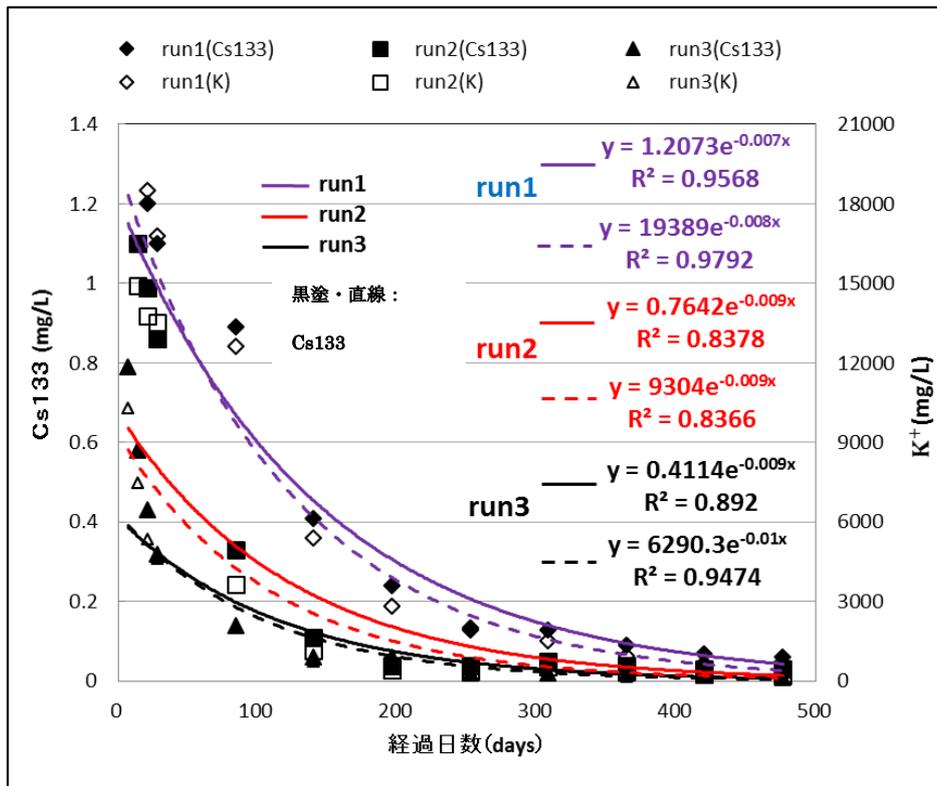


図-4.13 Cs133 濃度と K⁺濃度の近似曲線

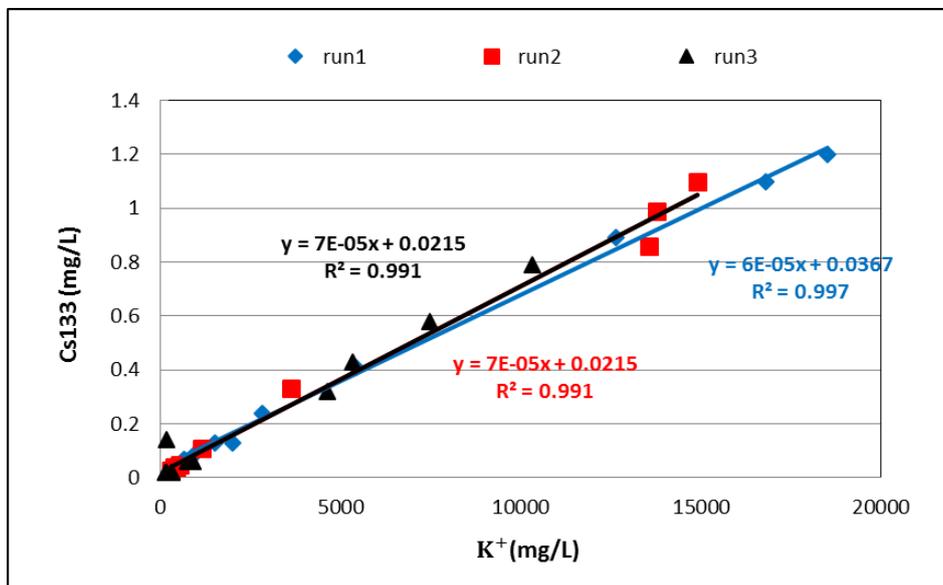


図-4.14 Cs133 濃度と K⁺濃度の近似式

2) Ca^{2+}

図-4.15 に run1～run3 における浸出水中の Cs133 濃度、Ca 濃度の経日変化および、それぞれの近似曲線と近似式を示す。それぞれライシメーターの Cs133 濃度と Ca 濃度から算出した近似曲線は run3 においては非常に似通っているものの、run1 と run2 においては似通っているとはいえない。近似式は、run1 の Cs133 が $y = 1.2073e^{-0.007x}$ 、Ca が $y = 26413e^{-0.008x}$ 、run2 の Cs133 が $y = 0.7642e^{-0.009x}$ 、Ca が $y = 15871e^{-0.009x}$ 、run3 の Cs133 が $y = 0.4114e^{-0.009x}$ 、Ca が $y = 5834.6e^{-0.008x}$ である。また、 R^2 の値は 0.8103～0.9635 であることから、信頼できる近似式といえる。図-4.16 に RUN1～RUN3 における浸出水中の Cs133 と Ca の関係に関して示す。run1～run3 それぞれの近似式が比較的同一直線上に並んでいるといえる。また、近似式 R^2 の値は 0.9559～0.965 であることから、信頼できる近似式といえる。これらのことから、一部相関性は見られるものの、現段階においては浸出水中の安定セシウムとカルシウムに相関関係があるとは言えない。

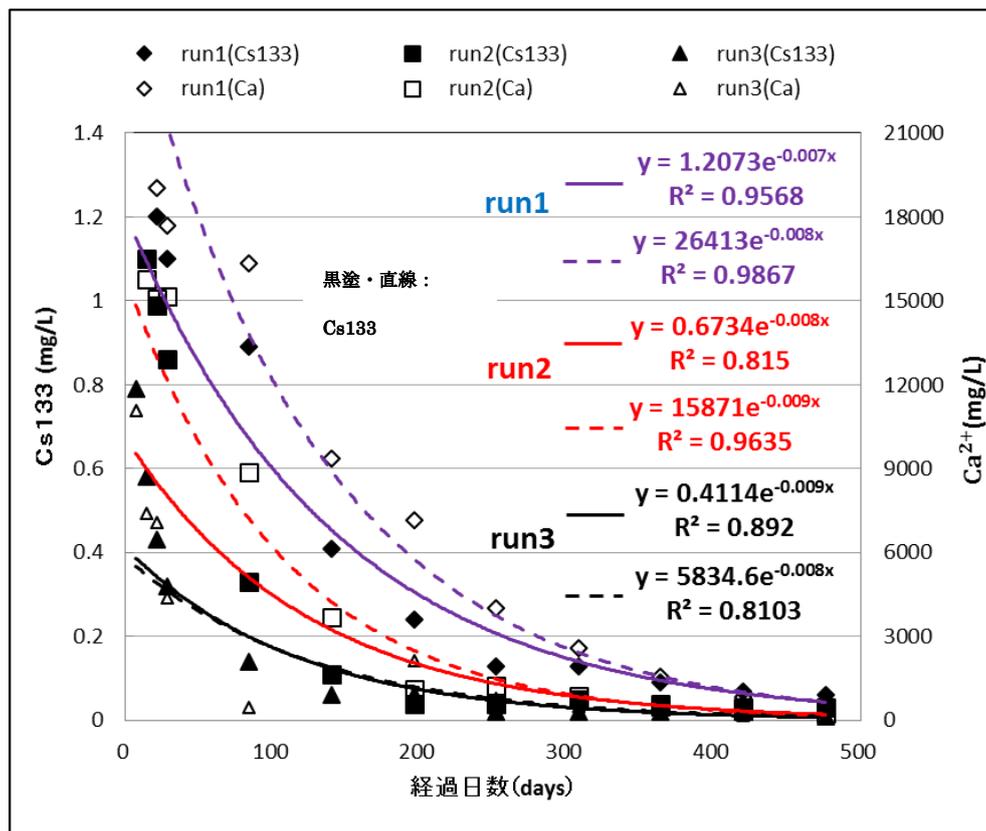


図-4.15 浸出水中の Cs133 濃度と Ca^{2+} 濃度の近似曲線

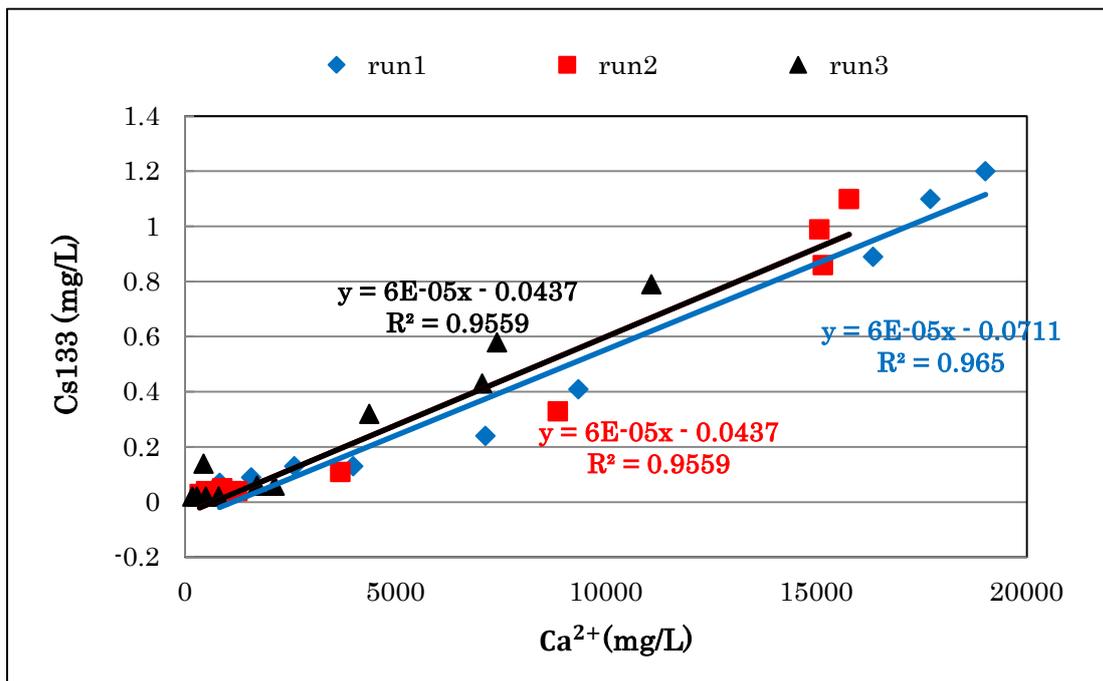


図-4.16 浸出水中の Cs133 濃度と Ca²⁺濃度の近似式

4.2 埋立高さや塩素ピーク濃度の関係

図-4.17 に埋立高さや塩素ピーク濃度の関係を示す。塩素含有量の異なる条件 1～条件 3 で行ったライシメーター実験結果を用いている。条件 1 は塩素含有率 4.1%の未洗浄焼却残渣、条件 2 は塩素含有率 0.58%の洗浄後焼却残渣、条件 3 は塩素含有率 0.67%の焼却主灰である。3 点ではあるものの、それぞれの近似曲線および近似式を作成したところ、条件 1 の近似式は $y = 27733\ln(x) - 52685$ 、条件 2 の近似式は $y = 4548.8\ln(x) - 7740.5$ 、条件 3 の近似式は $y = 4148.5\ln(x) - 8053.3$ であり、それぞれの R^2 は 0.8052～0.9887 であることから、信用できる近似式といえる。

条件 2 と条件 3 は含有率により、溶出濃度は条件 2 が下回らなければならないのであるが、これに関しては、条件 2 では充填物として洗浄焼却残渣と体積比で 30%の碎石を混合していることから、条件 1 と条件 3 と比べ散水後の透水性がよいため、条件 3 と比較して多くの水道（みずみち）を通ったためと考えられる。

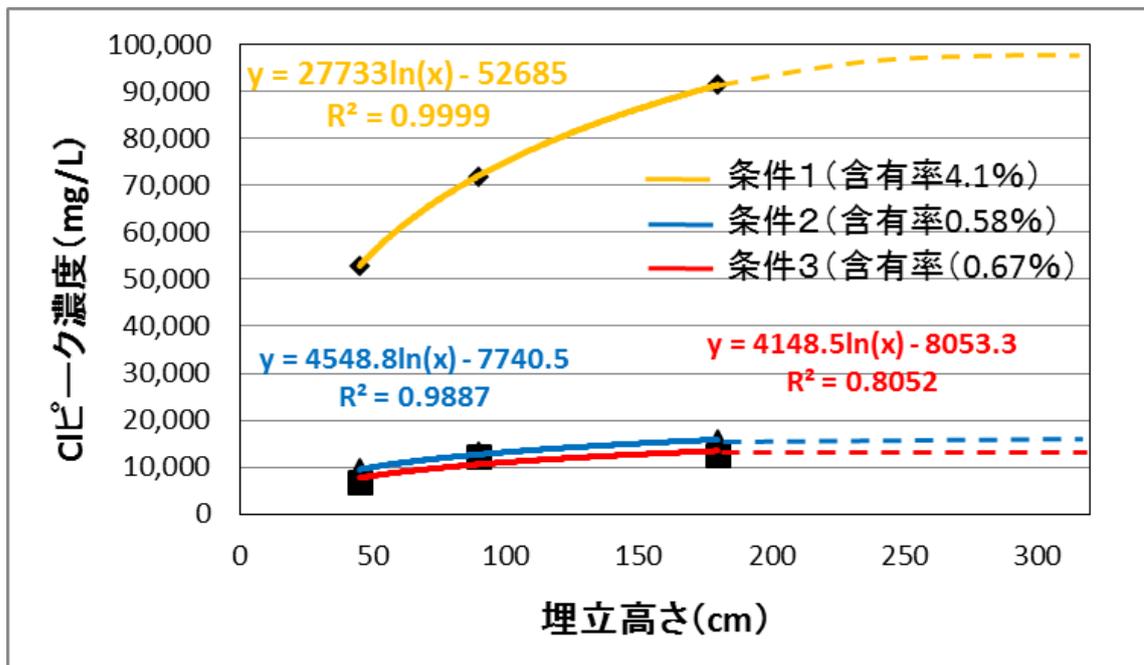


図-4.17 埋立高さと C1 ピーク濃度の関係

4.3 塩素ピーク濃度と充填物の塩素含有量の関係

図-4.18 に 1m における塩素ピーク濃度と充填物の塩素含有量の関係について示す。本研究のライシメーター実験における 1m 層の run2、run5、福岡大学 平成 24 年度 修士論文「キレート処理飛灰が埋立管理に与える影響に関する研究」の 1m 層 Brank、「廃棄物処理処分に伴い発生する副生塩対策に関する研究」で使用されていた run2 を使用している。それぞれの充填物は「廃棄物処理処分に伴い発生する副生塩対策に関する研究」で使用されていた run2 は焼却主灰であり、それ以外は焼却残渣を充填している。近似曲線および、近似式に着目すると近似式は $25070\ln(x)-200278$ となっており、R2 は 0.9725 であることから、信用できる値となっている。このため、この式を使用することにより 1m 層において、塩素含有量から塩素ピーク濃度の推定が可能といえる。

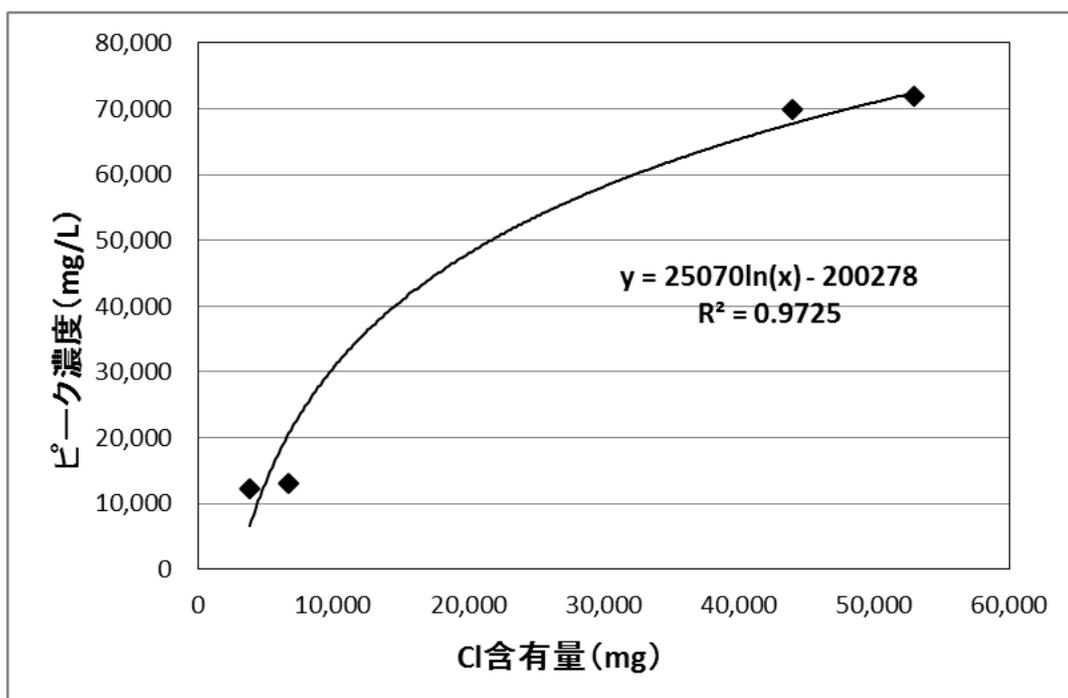


図-4.18 Cl含有量と塩素ピーク濃度の関係

4.4 安定セシウムと放射性セシウムとの相関関係

環境省により、福島県外にて放射性廃棄物の研究を行う際には放射性セシウムを指標にするのではなく、安定セシウムを指標にすることとなっている。本研究に関しても、安定セシウムを指標に行っている。しかしながら安定セシウムを指標に、洗浄の効果や層厚の高さによる溶出濃度の制御、溶出モデルにおいて成果があったとしても、安定セシウムと放射性セシウム（Cs134+Cs137）に相関関係がなければ、放射性廃棄物に関して本研究は意味を成さない。そのため、本研究では、安定セシウムと放射性セシウム（Cs134+Cs137）の相関関係についてみることにする。図-4.19に安定セシウムと放射性セシウムとの相関関係について示す。図-4.19に関しては、福島県A市で放射性廃棄物に関する実証実験を行い、2013年に全国都市清掃会議で発表された。加藤隆也他：「放射能に汚染された飛灰の洗浄による埋立前処理に関する研究」を基に、作成した。近似曲線、近似式に着目すると安定セシウムと放射性セシウムには相関関係がみられた。近似式は $y = 7314.6x - 46.749$ であり、 R^2 は0.9917であることから信用できるものといえる。このことから、安定セシウムと放射性セシウムは相関関係があるといえる。

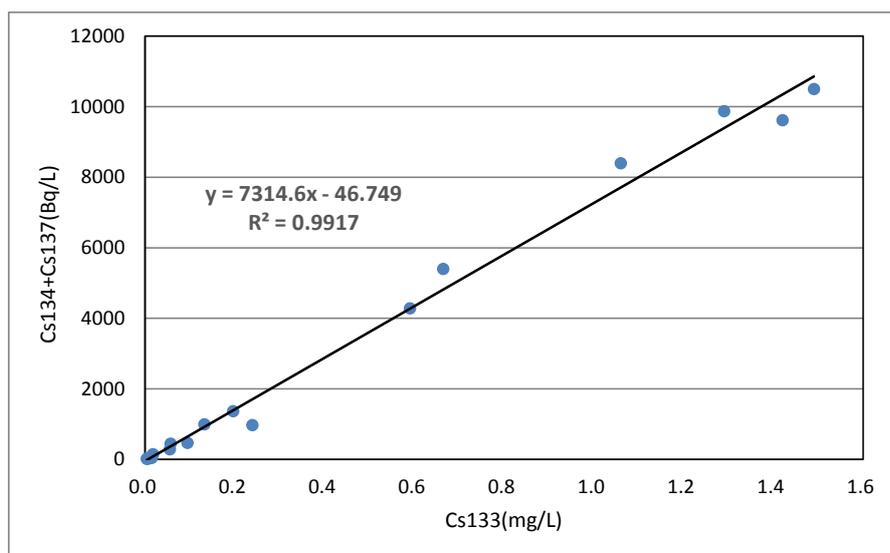


図-4.19 安定セシウム（Cs133）と放射性セシウムの関係

4.5 考察

1) 相関関係

本章において、以下の5つに相関関係があることが分かった。

- ①浸出水中の安定セシウム濃度と塩素濃度
- ②浸出水中の塩素濃度と電気伝導率
- ③浸出水中の安定セシウム濃度と電気伝導率
- ④浸出水中の安定セシウム濃度とカリウム濃度
- ⑤浸出水中の安定セシウム濃度（Cs133）と放射性セシウム濃度（Cs134+Cs137）

これらの相関関係が分かったことから、それぞれの関係式を用いて濃度推定が可能であるため、初期濃度のみを分析することで例えば、最も簡単な分析である電気伝導率の値から安定セシウム濃度、放射性セシウム濃度、塩素濃度、カリウム濃度の推定が可能であるといえる。

2) 塩素含有量からの推定

本章 4.1.1「無機塩類との相関関係」、4.2「埋立高さ」と塩素ピーク濃度との関係」のそれぞれの式を用いることによって、仮に埋立高さが 3m であったときの塩素ピーク濃度と安定セシウムピーク濃度の推定が可能である。以下に、例として含有率 4.1%の焼却残渣を層厚 3m で埋立処理を行ったときの塩素ピーク濃度と安定セシウムピーク濃度の推定を行う。

Cl と Cs133 の関係式

$$y = 1E-0.5x - 0.0099$$

y : 安定セシウム濃度

x : Cl 濃度

埋立高さ」と塩素ピーク濃度との関係式

$$y = 27733 \ln(x) - 52685$$

y : Cl 濃度

x : 埋立高さ

Cl 初期濃度 (推定値) 105,000mg/L

Cs133 初期濃度 (推定値) 1.61mg/L

このように、分析が比較的簡単な Cl 濃度から Cs133 などの推定が可能である。

これらの推定値から今回使用した福島県 A 市の試料による、安定セシウム濃度 (Cs133) と放射性セシウム濃度 (Cs134+Cs137) の関係式を用いて放射性セシウムの推定を行った結果は以下である。

Cs133 と放射性セシウム濃度 (Cs134+Cs137) の関係式

$$y = 7314.6x - 46.749$$

y : 放射性セシウム濃度

X : 安定セシウム濃度

安定セシウム (推定値) 1.61mg/L

放射性セシウム (推定値) 11,730Bq/L

それぞれの試料から、安定セシウム濃度 (Cs133) と放射性セシウム濃度 (Cs134+Cs137) の関係式を明らかにすることで同様の試算ができ、放射性セシウムの溶出を推定、抑制する埋立処分の指標とすることが可能である。

【参考文献】

- 1) 内田正信：キレート処理飛灰が埋立管理に与える影響に関する研究、修士論文、2012年度
- 2) 平角貴明：廃棄物処理処分に伴い発生する副生塩対策に関する研究、修士論文、2012年度、pp63
- 3) 加藤隆也他：「放射能に汚染された飛灰の洗浄による埋立前処理に関する研究」全都清，2013

第5章 環境リスクへの影響と経済性評価

5.1 環境リスクへの影響

5.1.1 飛灰の洗浄による放射性物質の低減化

指定廃棄物である焼却灰は、主に飛灰である。現状では、発生個所である清掃工場周辺に仮設倉庫を設置して保管されているのが一般的である。8,000Bq/kg を超え 100,000 Bq/kg 以下の指定廃棄物は、ガイドラインに従った処分方法によって従来の最終処分場に処分することが可能であるが、処分場周辺の住民の理解が得られないことや、ガイドラインに従った処分が、極めて非効率であることから国の処分を待って保管している施設がほとんどである。本研究で資料及び実験上の提供をいただいた福島県 A 市の焼却施設においても指定廃棄物はすべて施設内に保管されている状況である。保管されている焼却灰はフレコンに収められ、3～4 段積程度で仮設テント内におかれており、搬入、維持管理は作業者が行っている。保管状況を写真-5.1 に示す。



写真-5.1 放射性物質に汚染された焼却灰の保管状況

現状では空気中の放射性物質濃度も低下し、指定廃棄物の発生はなくなっているものの、福島第一原子力発電所事故直近以降の焼却灰、特に飛灰に含まれる放射性セシウムの濃度は、数万 Bq/kg に及びそれらも依然施設内にこのように保管されている。以下に仮置きしている現状の環境リスクを整理する。

1) 現状の保管における環境リスク

① 施設作業員に対する健康被害

焼却施設では多くの作業員、関係者が処理作業を日常的に行っている。またこの保管場所において、作業員は日常的に作業を行う必要がある。当然十分な対策をとって作業を行

い、定期的な健康診断も行われているが、時間の経過に従い、作業者に危険性の認識が薄れてきていることも否めない。

② 周辺住民に対する健康リスク

保管場所は焼却施設として住民に受け入れられている施設であり、このような通常の廃棄物処理ができないレベルの放射性物質に汚染された廃棄物を長期間にわたって保管する場所として認められているはずもない場所である。直接搬入する住民もおり、施設内に住民が立ち入ることや、住宅とは一定の距離があることから、直接的な健康被害はないと考えられるが、焼却処理により濃縮された放射性物質が長期間身近にあるという事実は、周辺住民の精神衛生上に与えるリスクは非常に大きいと考える。

③ 災害による流出リスク

焼却施設内の倉庫及び仮設テント内に保管されている状況であり、災害に対する備えとしては、何ら特別なものは設備されていない。仮設テントにおいては、通常の建築物に比べても災害対応能力は当然低いものである。その中に環境リスクが極めて大きい放射性物質を含んだ廃棄物が保管されているのであるから、当然災害により保管場所に被害があり、保管物が流出した際の被害は極めて大きいものになる。このことから、現状は非常にリスクが高い状況といえる。これは自然災害のみではなく、例えば火災が発生して放水すれば、保管されたフレコン中の焼却灰が水と一緒に流出することは明らかであるが、現状の保管においては、そのようなリスク管理はされていないのが、実情である。

2) 本研究による環境リスクの低減

本研究に示したように、保管されている焼却灰を洗浄することで、保管物すべての放射性セシウム濃度を 8,000Bq/kg 以下に低減することは可能である。低減化された焼却灰は、通常の処分システムである既存の最終処分場に処分され、処分場での管理を徹底することで、前記した「現状の保管における環境リスク」は無くなり、結果として最終処分場に大幅に縮小されて移転される。また、洗浄水側に移行した放射性物質は濃縮されて、充管理された形状で中間貯蔵施設で保管されることになることから、環境リスクは大幅に縮小されて中間貯蔵施設に移転される。つまり、住民の生活の場に近い焼却施設に仮置きされている環境リスクを、住民生活の場から一定の距離をおく最終処分場内に埋立処分し、浸出水としてのみ発生するリスクとして管理すること、および生活の場とは大きな距離のある中間貯蔵施設で極めて厳しい管理をすることに、縮小、移転することで、環境リスクは大幅に低減化される。

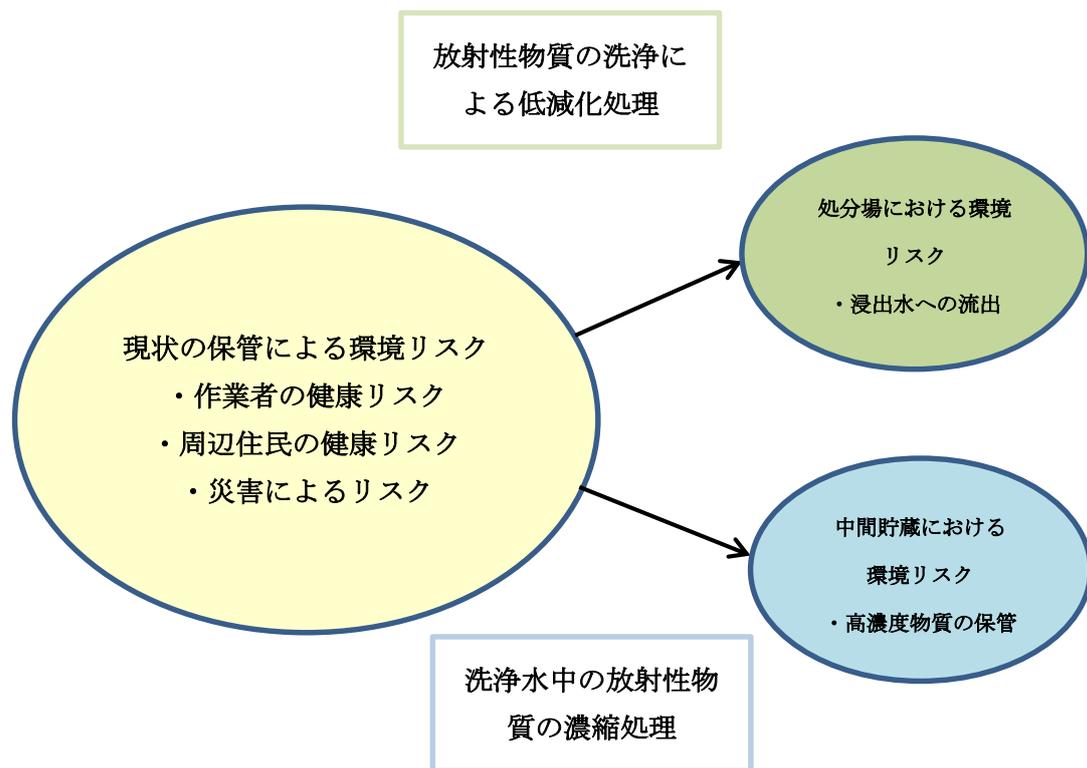


図-5.1 現状保管における環境リスクの縮小、移転

5.1.2 埋立構造による溶出濃度の制御、平準化または低減化

本研究において上記の洗浄を行った廃棄物では、洗浄によって放射性物質が削減されることから、埋立高さや、積み増し方法による溶出濃度には大きな違いがなく、すでに処分場側に移転された環境リスクは埋立構造で低下を図るレベルではないといえる。一方現時点で処分されている洗浄されていない放射性物質濃度が 8,000Bq/kg 以下の廃棄物については、埋立高さを低くすることで初期溶出濃度を低くすることが可能である。ライシメータによる今回の実験結果は、現実の処分場の底部、浸出水集水管に近い部分に処分する場合は、埋立高さを低くし、覆土を施すことで浸出水中への放射性セシウムの溶出を抑制することができる。現時点で浸出水処理施設の排水基準ガイドラインである、Cs134 (Bq/L) /60 +Cs137 (Bq/L) /90 により算出された数値が 1.0 以下の処分場においては、ほとんど放射性セシウムの除去設備は設置されていない。埋立高さにより放射性物質の溶出を抑制することで、処分場の浸出水処理水放流先への直接的な環境リスクを低下させることができる。その環境リスクは処分場内に長期間残置することとなるが、もともとのリスク要因の 50%程度を占める Cs134 は半減期が 3 年程度であり、時間とともにリスク要因自体のリスク値が低下していくことと、処分場内という周辺環境と隔離された場所でリスクを保有することで、環境リスクを低下することができる。

5.1.3 浸出水中のCl⁻のモニタリングによる放射性セシウムの指標化

浸出水中の放射性セシウムの測定は、費用も高くまた即時的ではないことから、日常管理事項とすることは難しい。そのため、ガイドライン値を超過する放射性セシウムが浸出水中に溶出しているとしても、処理水の1ヶ月に一度の定期的な放射性セシウムの測定で判明するまではわからず、また、その後除去設備を設置するとしても、予算化、設置工事に一定に期間を要することから、放流先の水環境に長期間影響を与える可能性が否定できない。測定が容易で、常時監視も可能なCl⁻をモニタリングすることにより、放射性セシウムの溶出動向が把握できれば、計画的に除去設備の設置ができることや、放流停止等の緊急対策を実施することが可能になり、浸出水処理施設放流先の水環境への環境リスクを回避することができる。

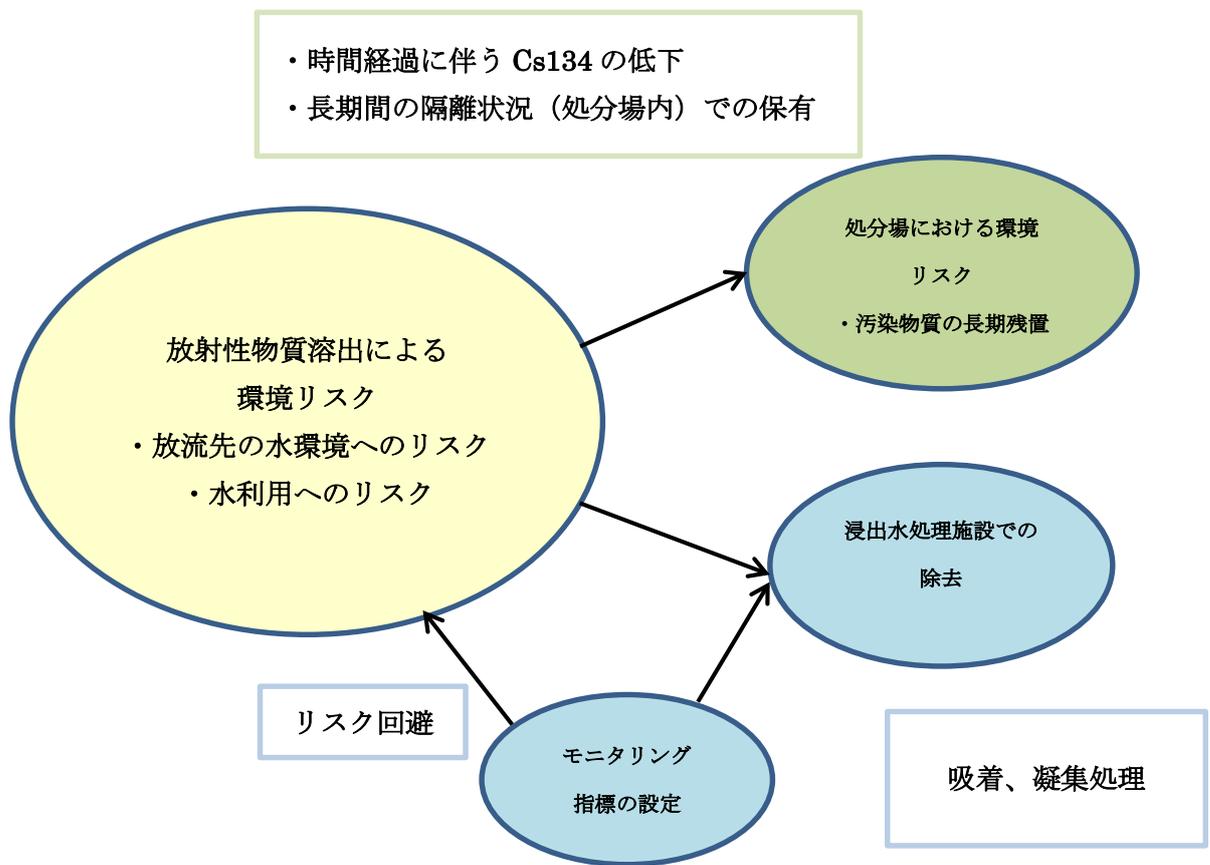


図-5.2 埋立構造, モニタリング指標設定による環境リスクの縮小、保有、回避

5.2 経済性の評価

5.2.1 飛灰の洗浄による放射性物質の低減化

現在保管されている焼却灰を中間貯蔵施設に移送、処分した場合と洗浄し放射性物質濃度を 8,000Bq/kg 以下として既存の処分場に処分した場合の費用を比較し、経済性を評価する。焼却灰の単位体積重量は 1.0t/m³とする。

1) 中間貯蔵施設での処理

① 廃棄物の移送費用

福島県内の中間貯蔵施設まで 100km の運搬費を考える。

積み込み、運搬費 10,000 円/ t

② 中間貯蔵施設建設費

中間貯蔵施設の建設コストは、その仕様が明らかでないことから、想定が難しい。一方現在議論されている中間貯蔵施設は除染土を対象とした施設の部分がほとんどであり、政府が同一敷地内に設置しようとしている指定廃棄物処理施設については今後詳細な検討が行われるものとする。ここでの費用としては、灰をセメント固化して処分した際の一般的な処分費と考えられる 96,000 円/t の 1.5 倍にあたる 144,000 円/t を考えることとする。

③ 維持管理費

既設の処分場に処分する場合と同等として、計上しない。

以上から 154,000 円/ t を設定する。

2) 既設最終処分場での処分

① 廃棄物の移送費用

既設最終処分場まで 10km の運搬費を考える。

積み込み、運搬費 3,000 円/ t

② 既設処分場における処分費

最終処分費として 30,000 円/ t

③ 洗浄、濃縮費用

68,000 円/ t

④ 濃縮放射性セシウム中間処理施設搬出費

洗浄水に溶出した放射性セシウムを濃縮は、10,000Bq/kg から 100,000Bq/kg までとし、0.1 t 分の中間貯蔵施設での処理費用を計上する。

4,000 円/ t

以上から 105,000 円/ t を考える。

3) 経済性比較

表-1.1 に示したように現在指定廃棄物である焼却灰は 114,522 t にのぼる。
このうちガイドラインに従って処分された量は不明であるが、80%が保管されていると仮定して試算する。

$$114,522 \times 80\% \times (154,000 \text{ 円} - 105,000 \text{ 円}) = 4,489,262,400 \text{ 円}$$

約 45 億円のコスト削減になり、経済性においても優位性が高いことが明らかである。

5.2.2 洗浄方式とセメント固化方式の比較

洗浄方式とセメント固化方式の経費について比較する。

洗浄方式の経費は 5.2.1 2) の②③に示したものであり、合計 98,000 円/t である。
これに対してセメント固化方式の費用は固化後処分費 96,000 円/t にセメント費 5,000 円を加えた 101,000 円となり、金額としては現状の試算において、3,000 円/t 程度洗浄方式が有利である。ただし、洗浄方式の経費の多くを占めている濃縮費用については、今後の中間貯蔵施設の整備状況や専用施設の建設により、安全に濃縮濃度や濃縮方法を変更することが可能になれば、大幅にコストが下がる可能性がある。また放射性物質濃度が低い廃棄物（現状の議論では 900 Bq/kg 以下）について、これまでの様な遮断層等の設置が緩和される方向性もあり、大幅に放射性物質を除去することのできる洗浄方式の経済的な優位性は極めて大きいと考える。

5.2.3 埋立構造による溶出濃度の制御、平準化または低減化

放射性セシウムの浸出水への溶出を抑制することにより、放射性セシウムの除去費用、及び凝集・濃縮した放射性セシウムの処分経費が不要になる。

浸出水処理施設能力を 100 t/日と仮定して試算を行う。

1) 放射性セシウム除去

設備使用が恒久的ではない可能性が高いことから、安価と考えられる凝集剤を使用した場合で検討する。凝集剤価格に運転経費を含む。

凝集剤添加量を 0.5%、凝集剤単価 3,000 円/kg として試算する。

$$100 \text{ t/日} \times 0.5\% \times 3,000,000 \text{ 円/t} = 1,500,000 \text{ 円/日}$$

2) 凝集濃縮汚泥の中間貯蔵施設での処理

処理水のガイドライン値を上回った際に除去を行うことを想定し、ガイドライン超過時として、Cs134、Cs137 あわせた放射性セシウム濃度が 100 Bq/L の場合を想定する。

$$100 \text{ Bq/L} \times 100 \text{ t/日} = 10,000,000 \text{ Bq/日}$$

これを 100,000 Bq/kg まで濃縮すると

$$10,000,000 \text{ Bq/日} \div 100,000 \text{ Bq/kg} = 100 \text{ kg/日}$$

100,000 Bq/kg まで濃縮した汚泥が一日 100kg 発生することになる。

$$40,000 \text{ 円} \times 0.1 \text{ t/日} = 4,000 \text{ 円/日}$$

3) 経済性比較

年間 100 日間継続してガイドライン値を超過した場合を想定すると、

$100 \text{ 日} \times 1,500,000 \text{ 円/日} + 100 \text{ 日} \times 4,000 \text{ 円/日} = 150,400,000 \text{ 円}$

約 1.5 億円の経費が必要になる。埋立方法の維持管理により溶出抑制ができ、ガイドライン値を超過することがなければ、本経費は不要となることから、経済的なメリットは大きい。

5.2.4 浸出水中の Cl^- のモニタリングによる放射性セシウムの指標化

本研究結果による経済性効果は、放射性セシウムの測定と Cl^- の測定費の差額として算出する。

1) 放射性セシウム測定

検査に 3~4 週間を要する。毎週 1 回測定することを考え、採水は自らが行うものとする。

$116,000 \text{ 円/1 検体} \times 52 \text{ 回/年} = 6,032,000 \text{ 円/年}$

2) Cl^- の測定費

塩化物イオン測定は委託に出すより、機器を購入して自らが行うことが経済的である。

測定器購入費は、100,000 円程度であり、ポータブル型で電池、校正等の維持管理費は含まない。

機器費 100,000 円

3) 経済性比較

放射性セシウムの濃度を測定するとなると、分析機関に委託するしかなく、週 1 回行ったとすると年間約 600 万円の分析費が必要になる。この放射性セシウムの溶出動向を Cl^- で把握することが可能であれば、 Cl^- 測定器を購入して自ら測定することでよくなることから、経済的なメリットも大きい。

第6章 結論

本論文は福島第一原子力発電所の事故により発生した放射性物質に汚染された廃棄物のうち、通常の廃棄物処理システムによって処理されない放射性物質濃度が 8,000Bq/kg 以上の指定廃棄物についての早期の適正処理を目的として、以下の研究を行ったものである。

- ・放射性物質に汚染された飛灰の洗浄による埋立前処理に関する研究
- ・埋立構造に

よる安定セシウム溶出濃度の制御、平準化または低減化に関する研究

- ・浸出水中の Cl^- のモニタリングによる放射性セシウムの指標化の研究

研究においては、実験場所の制約のない安定セシウムを使用した基礎実験に加え、指定廃棄物が保管されている福島県 A 市の焼却施設において、放射性セシウムを使用した実験も行った。

各章で得られた結果を総括すると次のとおりである。

第1章では、本研究の背景として研究対象の指定廃棄物の発生原因、発生量を示したうえで、事故からすでに4年以上が経過した現時点においても、指定廃棄物の処理が行われていない状況から、早期の適正処理を研究の目的として位置づけた。その具体的な方法として、廃棄物の洗浄による放射性物質の低減化が有効であることを述べた。さらにこれにより既設処分場での処分が行われた際に発生する課題として、放射性セシウムの浸出水への溶出をあげて、溶出を抑制、平準化する埋立構造と Cl^- を測定することで、相関のある放射性セシウムの浸出水への溶出動向の指標とすることが可能であることを明らかにした。

第2章では室内実験により洗浄による安定セシウムの溶出効率を明らかにした。また福島県 A 市焼却施設に保管されている指定廃棄物の飛灰を使用し、現地において室内試験を行い、放射性セシウムにおいても、洗浄効果が大きいことを確認した。その後機器を使用したスケールアップ実験を安定セシウムを使用して福岡県内で行った。その成果として、洗浄効果を高めるためには、1時間程度浸漬をした後に機械洗浄を行う浸漬洗浄と、洗浄廃棄物の表面に付着した高濃度の付着水を洗い流すために、廃棄物の5倍量のリンシング水で洗い流すことが重要であることが明らかになった。

第3章では第2章でえられた結果から、実際に洗浄することで既存の最終処分場に指定廃棄物を処分した際と、既に 8,000Bq/kg 未満の廃棄物は処分場に処分されている状況から、現実の処分場側で発生する課題として放射性セシウムの浸出水への溶出を考えた。埋立層高と Cl^- 初期溶出濃度の相関が高いことが、既存の研究で明らかであることから、埋立層厚により、放射性セシウムの溶出抑制、平準化を図る方法を示した。

第4章では第3章で述べた処分場側の課題である放射性セシウムの浸出水への溶出動向

を把握する手法を示した。放射性セシウムと相関があり、測定が容易な ^{137}Cs が指標となることで、即時的な判断が可能になるとともに、測定に係る経費の大幅な削減も可能であることを示した。

第 5 章では指定廃棄物をめぐる現状が保持している環境リスクを明らかにするとともに、上記の 3 つの研究に示した手法により、それぞれ環境リスクがいかに縮小できるかを具体的に明らかにした。また経済性を評価するために現状の処理と研究手法による処理での費用を算出比較し、非常に大きな経済的効果があることを示した。これにより本研究による指定廃棄物の処理の重要性を確認した。

以上の結果から本研究成果による指定廃棄物の処理が技術的に可能で、かつ安全性、経済性にも優れていることが明確になったことから、早期に実施されることが望まれる。

謝 辞

本論文は、福岡大学大学院工学研究科及び満期退学後実施した研究をまとめたものである。本研究を遂行するに当たり、終始ご指導、ご教授を賜った福岡大学大学院工学研究科樋口壯太郎教授に衷心より厚く御礼申し上げます。

本論文をまとめるにあたり、ご助言をいただいた為田一雄氏、内田正信氏、実験作業に大きなご助力いただいた内田貴浩氏に深く感謝の意を表します。

福島県内での実験におきまして、ご指導、ご助言をいただきました国立環境研究所の大迫政浩氏、蛭江美孝氏、(株)神鋼環境ソリューション谷田克義氏に厚く御礼申し上げます。福岡大学大学院工学研究科樋口研究室のみなさんには、大変お世話になりました。

ここに、感謝の意を表します。