

補助事業名	環境研究総合推進費補助金循環型社会形成推進研究事業（平成 25 年度～平成 27 年度）
所管	環境省
研究課題名	焼却排ガス処理薬剤や飛灰処理キレートが埋立管理に与える影響と対策研究
課題番号	3K133007
研究代表者名	樋口壮太郎（福岡大学）
国庫補助金	53,386,000 円（うち平成 27 年度：18,519,000 円）
研究期間	平成 25 年 5 月 15 日～平成 28 年 3 月 31 日
本研究のキーワード	排ガス処理薬剤、キレート剤、硝化阻害、浸出水、埋立地安定化、準好気性埋立
研究分担者	武下俊宏（福岡大学）

## 研究概要

### 1. はじめに（研究背景等）

国土が狭く、最終処分場用地の確保が極めて困難な我が国においては焼却等中間処理の導入により減容化、無害化、資源化を行った後、残渣を埋立処分することを廃棄物管理の基本方針としてきた。この結果、我が国は世界でも突出した焼却大国となり、一般廃棄物においては最終処分される廃棄物の 80%程度を焼却残渣が占めるようになった。このような廃棄物管理システムをとる国は国際的にも我が国唯一といっても過言ではない。このプロセスにおいて焼却技術は高度焼却、高度排ガス処理に取り組んできた。一方、最終処分技術は上流側プロセスの焼却技術の高度化に対して対症的、事後処理的に対応してきた。この結果、最終処分場では様々な課題が生じてきた。例えば①排ガス高度処理による焼却残渣の高濃度無機塩類化により、浸出水の脱塩処理が増加し、これに伴い発生する副生塩の適正処分方法。②排ガス処理に用いられる石灰による浸出水処理におけるカルシウム汚泥の大量発生。③飛灰処理に使用される有機キレート剤に起因するチオ尿素様物質により浸出水処理における硝化阻害が顕在化している。④埋立地の高濃度無機塩類化、高アルカリ化により我が国の埋立技術の根幹を形成している埋立地を一種のバイオリアクターとして位置付ける「準好気性埋立構造」の在り方が問われている。等があげられる。これらの結果、埋立地の安定化が遅れる主要因となっている。その原因として、これまで焼却場では減容化や排ガス処理の高度化あるいは飛灰の無害化に傾注し、埋立処分された場合の影響を考慮することがなく、最終処分場では上流側技術の変遷をそのまま受け入れたことにあり、廃棄物管理システムとしての検討がなされなかったことが挙げられる。このため、これらの課題を廃棄物管理システムとして経済性評価を含め効率的で持続的な処理システムを構築し最終処分場の安定化促進、適正管理をおこなうことが望まれている。（図 1 参照）

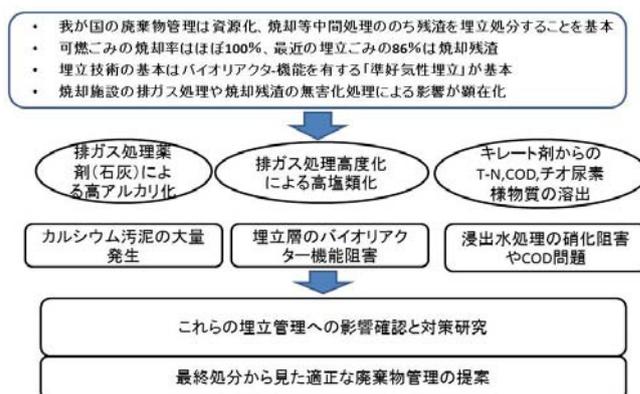


図 1 研究の概要

### 2. 研究開発目的

焼却施設で用いられている薬剤（排ガス処理薬剤、キレート等）が埋立管理に与える影響を明らかにし、その対策を検討し合理的な処理処分システムの構築を行う。

- ①キレート剤からのチオ尿素様物質、窒素、難分解性 COD の溶出特性を明らかにし、適正な埋立方法と浸出水中のチオ尿素様物質、COD、残存キレートの分解処理方法を確立する。
- ②焼却排ガス処理に用いられる薬品（石灰、重曹、苛性ソーダ等）と飛灰無害化に用いられるキレート剤の組み合わせごとに、最終処分場浸出水の処理および汚泥発生量に与える影響を明らかにし、経済的、技術的に最適な処理処分システムを提案する。
- ③我が国の埋立技術の基本となっている「準好気性埋立」について、埋立ごみ質を考慮したあり方について検討する。

### 3. 研究方法

研究は実態調査と模擬埋立実験による検証およびフィジビリティスタディにより構成される。

(1)実態調査：実態調査は①焼却施設で排ガス処理に乾式または半乾式を採用しており、かつ：飛灰処理にキレート剤を用いている焼却施設に対して使用キレートの種類（ジチオカルバミン酸系、ピペラジン系、無機リン系等）、飛灰に対する添加量を調査する。②最終処分場には浸出水濃度（特に窒素、COD）の実態および硝化阻害やCOD処理阻害状況を調査する。

(2)模擬埋立実験等：実験は以下の5つのプロセスで検証する。①キレートの組成分析およびチオ尿素様物質の分析。②浸出水中の残存キレートの分析精度向上。③有機キレート剤による硝化阻害の確認実験。④模擬埋立槽（ライシメーター）23本を用い、排ガス薬剤、キレート剤の組み合わせごとに浸出水中の残存キレート、COD、窒素等の浸出特性をモニタリングする。⑤残存キレートの促進酸化等による分解実験。

(3)フィジビリティスタディ：焼却施設規模を200 t/日に設定し、我が国の平均的排ガス濃度を設定し、焼却施設と最終処分場についてフィジビリティスタディを行う。評価の視点として焼却施設の薬剤費、浸出水処理施設におけるカルシウム汚泥の発生量、キレート由来の難分解性窒素、CODによる安定化遅延等をLCCとして評価する。フィジビリティスタディにおけるパラメーターは以下の通りとする。①排ガス処理方法；特号石灰、高反応石灰、水酸化ドロマイト、重曹を用いる4ケース、②飛灰処理キレート剤に有機系キレート剤としてピペラジン系を用いるケース、および無機リン系を用いる場合の2ケースの計8ケースとする。

(4)廃棄物管理の在り方：我が国の現在の埋立ごみ質に対して焼却から埋立までを一つのシステムと考えた場合の適正な処理処分システムの在り方を提案する。また「準好気性埋立」の在り方を含む新しい埋立システムの在り方を検討する。

### 4. 結果及び考察

#### (1) 実態調査

##### ①アンケート調査

キレート剤の使用等に関する内容について、キレート剤を使用し飛灰の中間処理を実施している全国の焼却施設から無作為に147施設を抽出し、発生する主灰、飛灰の発生量及び飛灰の中間処理に使用するキレート剤等の種類、添加量についてアンケート調査を実施した。また、それら中間処理をおこなった飛灰を受け入れる最終処分場の浸出水に関する状況を、全国108施設<sup>2)</sup>に対してアンケート調査を実施し回答を得た。なお、最終処分場に対しては浸出水の脱窒素処理をおこなっている施設をアンケート調査の対象とした。調査結果一般廃棄物焼却施設に対するアンケートは、147施設に対して122施設から回答を得た（アンケート回収率83%）。調査結果から、飛灰処理に使用するキレート剤等の使用状況は、ジチオカルバミン酸系キレート剤が63施設/122施設（46.3%）と最も多く、次いでピペラジン系キレート剤が41施設/122施設（30.1%）となっている（図2）。飛灰へのキレート剤添加率は、0～0.5%

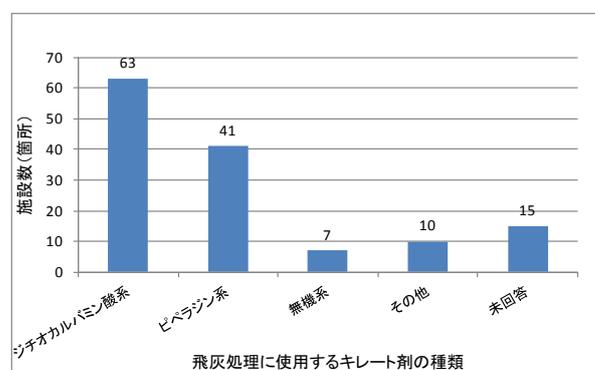


図2 飛灰処理に使用するキレートの種類

添加で2施設(1.6%)と最も低く、最大添加量では11.5~12%が3施設(2.5%)となっている。また、平均では2.5~3.0%が28施設と全体の23.0%を占めた(図3)。また、最終処分場浸出水のCOD、硝化阻害に関する質問に対しては全国の一般廃棄物最終処分場108施設に対しアンケート調査を実施した(アンケート回収率64%)。COD処理水の水質では除去率では、70%を超える施設は36施設(43.8%)となっており、半数以上の施設でCODの除去が70%未満であった。(図4)

イ 調査結

硝化阻害に係るT-Nに係る浸出水処理水の除去率は50%未満の施設が42施設(60.7%)となっている。

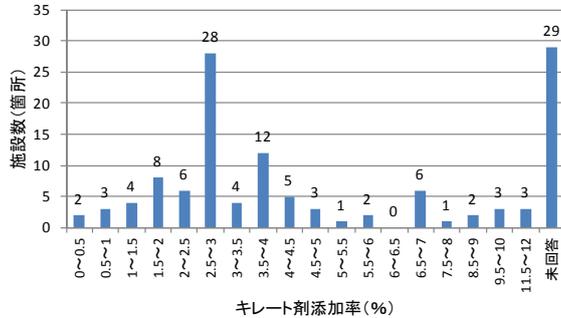


図3 キレート添加率

アンケート調査の結果から、除去

率が70%に満たない施設がCOD成分では56.2%、窒素成分では69.6%と半数を超えている状況が明らかとなり、特に窒素成分の除去率が低い原因としては、生物硝化工程に必要な栄養塩類の不足、キレート剤等何らかの影響により硝化阻害を起している可能性が示唆された。

(2) 模擬埋立実験等

1) キレート組成分析

実験に使用するキレート剤、4種類(有機系:ピペラジン、カルバミン、無機系:リン、酸化マグネシウム)について組成分析を行った。その結果を表1に示す。これより有機系キレート剤にはCOD、硫黄、T-N、Cl、チオ尿素を高濃度に含まれていた。

2) 残存キレート分析精度向上

既存のキレート定量法はカルバミン系キレート剤が銅イオンと銅イオンと反応し、錯体を形成することを利用した銅比濁法<sup>1)</sup>が用いられており、定量限界は10mg/Lである<sup>2)</sup>。しかし2mg/Lで硝化阻害影響があるため、精度向上のため図5に示す方法で精度向上を図り、定量範囲はカルバミン系:3mg/L、ピペラジン系:5mg/Lを定量下限値とした。しかし2mg/Lには至らなかった。

3) 硝化阻害実験

チオ尿素様物質として硝化阻害影響が疑われる有機系キレート剤2種類について、産業廃棄物処分場浸出水処理設備の活性汚泥を用いて硝化実験を実施した。各キレート剤添加濃度(1mg/L, 3mg/L, 5mg/L, 10mg/L)の6時間曝気後における硝化効率は、ジチオカルバミン酸系では100%, 87.4%, 52.1%, 29.2%となっており、ピペラジン系では、97.8%, 93.7%, 83.8%, 54.4%となった。また、これと並行して無機キレート剤(2種類)に

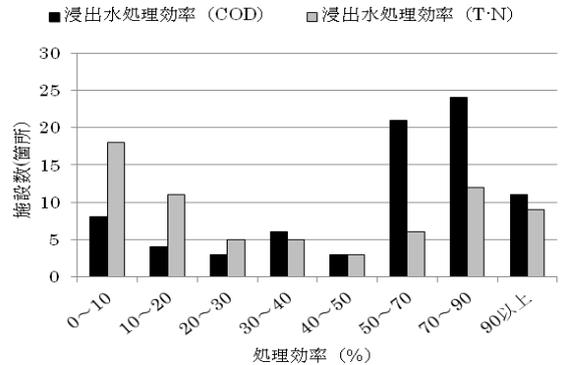


図4 処理効率

表1 キレート剤の組成(酸化Mg;U社、その他K社製)

項目	単位	ピペラジン	カルバミン	リン	酸化Mg
COD <sub>Cr</sub>	mg/kg	321,000	399,000	6900	5,070
COD <sub>Mn</sub>	mg/kg	195,000	314,000	4080	120
硫黄(S)	mg/kg	100,000	115,000	<300	11300
T-N	mg/kg	35,200	40,300	80	<20
T-P	mg/kg	<10	<10	228,000	270
Cl	mg/kg	89,431	110,169	<40	<25
PH	-	13.7	>14	<1	10.6
比重	-	1.235	1.2	1.58	0.68
チオ尿素	mg/kg	1,500	2,000		

比色管(50ml) 試料35ml

有機系キレート剤  
← 0.02w/v%溶液: 0.5~20ml  
← 0.04w/v%CuSO<sub>4</sub>溶液: 4ml

5分間攪拌(緩やかに)

測定(UV: 450nm、1cmセル)

図5 有機キレート定量精度向上

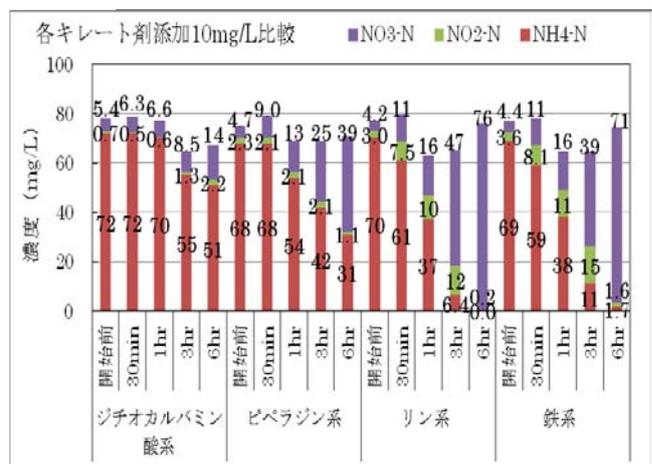


図6 硝化阻害実験

ついても添加濃度を 10mg/L となるように添加し、同様に硝化阻害について確認をおこなった。実験結果から、リン系キレート剤では硝化効率は約 100%、鉄系では約 97.5%を示したことから、無機系キレート剤には硝化阻害作用はないことが確認できた。また、ジチオカルバミン酸系キレート剤では添加濃度 5mg/L 以上、ピペラジン系キレート剤では 10mg/L 以上で、それぞれ顕著な硝化阻害を起こすことが確認できた（図 6 参照）

4) 模擬埋立実験

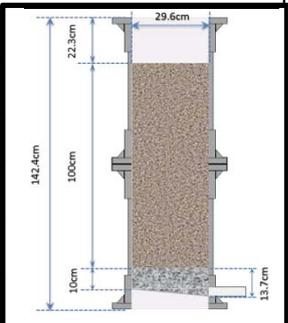
直径 300 mm 有効高さ 1000 mm の模擬埋立槽（ライシメーター）を用い、キレート処理（ジチオカルバミン酸系、ピペラジン系、無機リン系、酸化マグネシウム系）した飛灰と主灰を重量比で 3:7 に充填し、人口散水（2, 240mL/週）により浸出水モニタリングを行った。飛灰と主灰は焼却排ガス処理に石灰、重曹および水酸化ドロマイトを用いた乾式 3 種類と水酸化ナトリウムを用いた湿式 1 種類の計 4 ケースから採取した灰を用いた。飛灰は充填前にキレート剤を注入攪拌し鉛の溶出が止まった混入率を示した。また埋立構造は準好気性と嫌気性の 2 構造を設定した。これらの浸出水の長期モニタリングを行った。ライシメーターは 23 本設置した。表 2 にライシメーターの構成、表 3 にライシメーターに充填した焼却残渣の組成分析結果を示した。図 4、図 5 にライシメーターに充填した焼却残渣の T-N、CODmn の内訳を示した。これより有機系キレートからの供給源が T-N で 60~82 %、CODmn で 20~32%と高い比率を占めていることが判る。

表 2 ライシメーターの構成

ライシメーター番号	RUN 1	RUN 2	RUN 3	RUN 4	RUN 5	RUN 6	RUN 7	RUN 8	RUN 9	RUN 10	RUN 11	RUN 16	RUN 17
排ガス処理方式	乾式	乾式	乾式	乾式	乾式	乾式	乾式	湿式	湿式	湿式	湿式	乾式	湿式
排ガス処理薬剤	石灰	石灰	石灰	石灰	石灰	石灰	石灰	苛性ソーダ	苛性ソーダ	苛性ソーダ	苛性ソーダ	石灰	苛性ソーダ
飛灰処理キレート(%)	5	5	10	10	5	5	10	5	5	5	5	0	0
キレート等	カルバミン	ピペラジン	リン	酸化マグネシウム	カルバミン	ピペラジン	リン	カルバミン	ピペラジン	リン	酸化マグネシウム	無添加	無添加
埋立構造	準好気	準好気	準好気	準好気	嫌気	嫌気	嫌気	準好気	準好気	準好気	準好気	準好気	準好気

ライシメーター番号	RUN 12	RUN 13	RUN 14	RUN 15	RUN 18	RUN 19	RUN 20	RUN 21	RUN 22	RUN 23
排ガス処理方式	乾式									
排ガス処理薬剤	重曹	重曹	重曹	重曹	重曹	ドロマイト	ドロマイト	ドロマイト	ドロマイト	ドロマイト
飛灰処理キレート(%)	5	7	5	7	0	5	11	5	11	0
キレート等	ピペラジン	リン	ピペラジン	リン	無添加	ピペラジン	リン	ピペラジン	リン	無添加
埋立構造	準好気	準好気	嫌気	嫌気	準好気	準好気	準好気	嫌気	嫌気	準好気



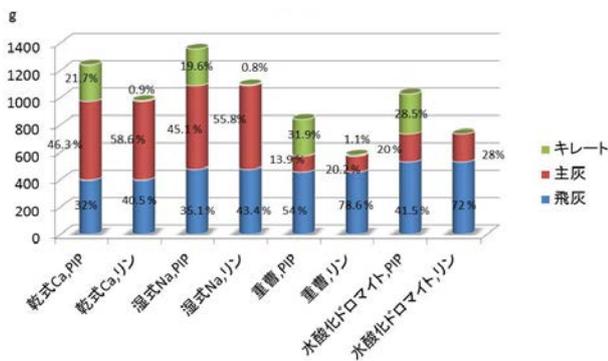


図 4 ライシメーター中の CODcr 源

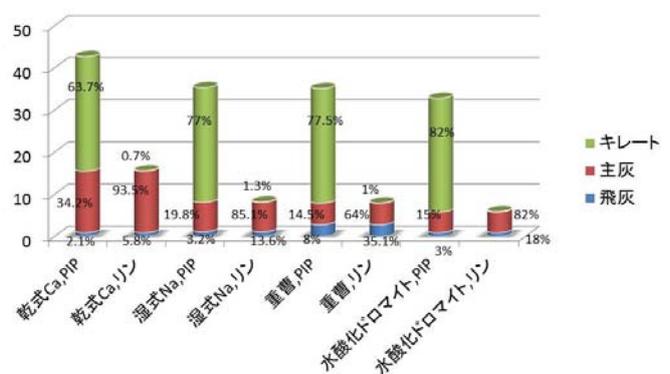


図 5 ライシメーター中の T-N 源

①浸出水経時変化

図6に乾式カルシウムのキレート剤別、準好気、嫌気性のPHを示した。キレート剤別では有機系が埋立構造では嫌気性がやや高い傾向を示した。600日目位から低下したが650日目から再度上昇し始め、リンについては暫くして低下し始めた。これは650日に準好気を嫌気に切り替えたためアルカリ成分溶出が高まったためと考えられる。図7には重曹(炭酸水素ナトリウム)、図8には水酸化ドロマイトのキレート剤別、埋立構造別PH変化を示した。これらはPHが比較的低く、特に水酸化ドロマイトで準好気性については中性域で推移している。

図9、図10にT-Nの初期浸出水の経時変化を示した。有機キレート剤を用いたライシメーター浸出水のT-Nは150~600mg/L、無機リン系キレート剤の場合は100mg/L以下であり、早期に低下した。

準好気と嫌気では嫌気性にした方が高濃度に浸出した。

図11に排ガス処理に重曹を用いた焼却残渣を用いたライシメーター

浸出水のCODMnの経時変化を示した。飛灰処理に有機キレート剤であるピペラジンをを用いたライシメーターのCODMnは散水後、100日前後でピークで1,700mg/L~2,000mg/Lを呈した。

その後、低減化するが250日経過後でも300~700mg/Lであった。

表3 焼却残渣の組成

項目	単位	乾式Ca		湿式		乾式Na		乾式水酸化ドロマイト	
		飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰
COD <sub>Mn</sub>	mg/Kg	3,150	4,000	1,080	3,320	2,500	2,800	2,810	1,860
COD <sub>Cr</sub>	%	2.95	2.28	3.56	2.53	3.57	0.48	3.52	0.589
T-N	mg/Kg	67	580	84	290	220	210	60	140
T-P	mg/Kg	5,700	2,140	4,070	3,050	4,400	4,300	2,170	4,460
K	%	4.18	0.712	11.7	0.592	3.51	0.775	3.71	0.614
Ca	%	27.6	16.2	10.4	17.4	16.1	8.81	19.3	16.5
Cu	mg/Kg	490	1,890	1,400	3,260	530	1,200	560	3,340
Pb	mg/Kg	2,100	1,420	5,600	1,140	1,510	930	1,170	260
Hg	mg/kg	14	0.06	0.76	0.01	19	<0.01	5.8	0.06
CL	%	20.1	0.932	26.5	1.48	15.6	0.608	19.2	0.851
S	%	2.54	0.484	4.65	0.228	2.28	0.288	1.51	0.122
PH	-	12.2	12.5	6.7	12.5	12.3	11.2	10.5	12.1
含水率	%	0.5	20.1	1.2	23.3	1.1	18.6	14.0	20.1

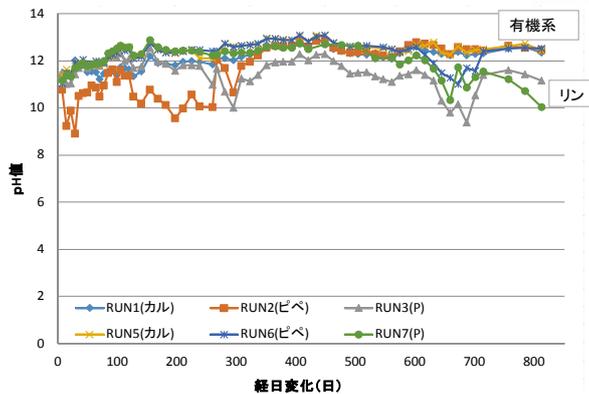


図6 乾式 Ca、キレート剤別、埋立構造別 PH

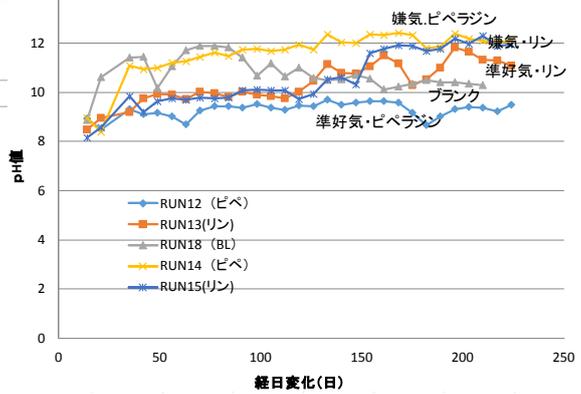


図7 乾式 Na、キレート剤別、埋立構造別 PH

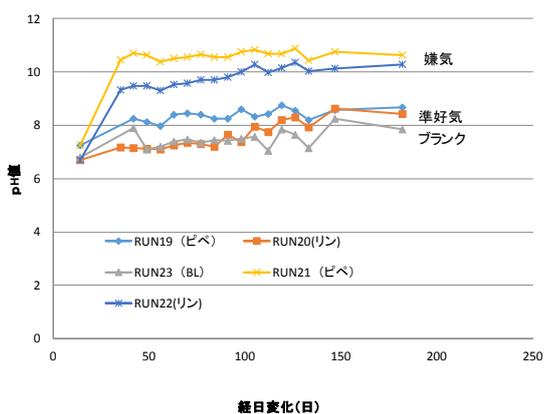


図8 水酸化ドロマイト、キレート剤、埋立構造別 PH

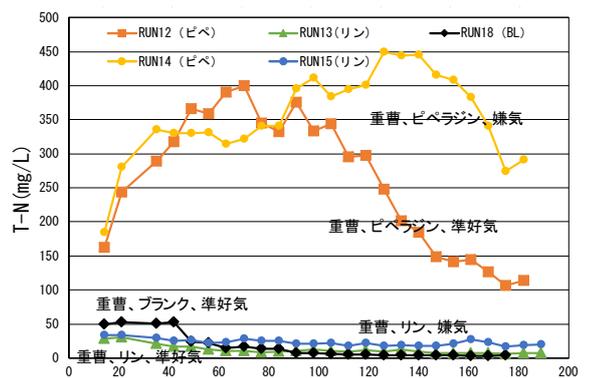


図9 重曹、キレート剤別、埋立構造別 T-N

一方、飛灰処理にリンを用いたライシメーターでは初期で 130 mg/L、250 日経過後で 50mg/L に低下した。キレートを混入しないblankでは初期値はリンと同様 130mg/L 程度、250 日経過後は 20mg/L に低下した。埋立構造の違いでは嫌気性構造にした方が濃度が高く、高濃度の時期も長期間継続することが推察され、T-N と同様な傾向を示した。これらの結果より、T-N と同様に焼却残渣よりも有機キレートの影響が大きいことが判った。特に T-N については埋立地に供給される T-N 源は 70~80% が有機キレートであり、特にカルバミン系キレート剤の含有量が高いことが判った。

図 12 に浸出水中の残存キレート濃度の経時変化を示した。残存キレートは 1 mg/L で硝化阻害を起こすため、キレート添加は最小限にする必要があるが、有機キレート剤は銅、水銀、銀等と優先的に反応するため、鉛を不溶化するためには、飛灰の組成により異なるため、残存キレートをゼロにすることは困難である。さらに残存キレートの分析法は確立されておらず、銅比濁法が用いられている。しかし、定量限界が10.mg/L であるため前述したように分析精度の向上検討を行い、本研究では 5.0mg/L まで精度を高めた。有機キレート剤のうち特にピペラジンは水溶性であるため埋立地内に保水、いわゆる内部貯留状態（嫌気的構造）になると浸出水中に高濃度、かつ長期にわたり浸出し、浸出水処理に支障を来すことになる。

これらのことから有機キレート剤は浸出水中の T-N, CODMn の濃度を上昇させ浸出水処理施設への負荷を増大させることになる。一方、無機リン系キレート剤には T-N, CODMn を含まないため、これらの問題は生じない。次に排ガス処理薬剤については一般的に用いられている消石灰は浸出水の PH 濃度を上昇させ、最終処分場の廃止阻害要件の一つになっているが、重曹、水酸化ドロマイトおよび湿式については PH は中性域にあり、PH 問題は軽減される。一方、無機リン系キレート剤は酸性であるため石灰系飛灰の重金属安定化剤として使用する場合、アルカリ分を消費するため、飛灰に対する添加率が増加することになる。このため排ガス処理薬剤と重金属安定化剤の組み合わせは飛灰の PH の他、浸出水処理への影響や維持管理コストあるいは最終処分場の廃止期間を含め総合的に判断する必要がある。

有機キレート剤を使用している場合には残存キレートによる浸出水処理阻害を最小限にするために、埋立地内に浸出水を滞水させないように浸出水管理を行うことが望ましい。

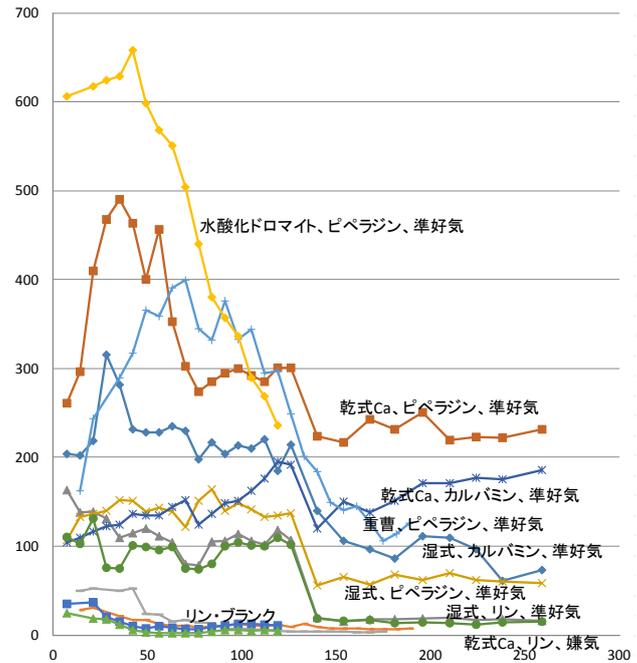


図 10 排ガス処理薬剤、キレート剤別、埋立構造別 T-N

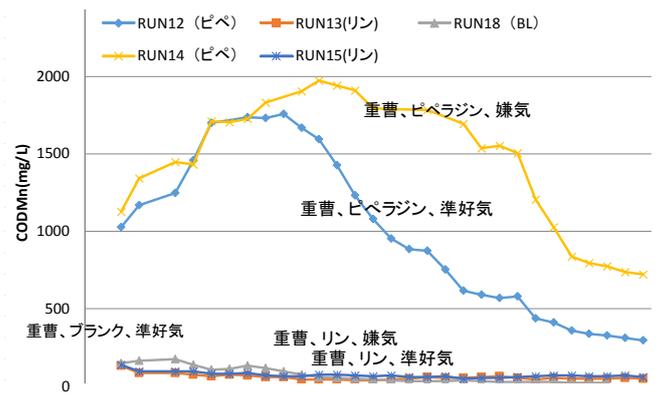


図 11 CODMn の経時変化(排ガス処理薬剤重曹)

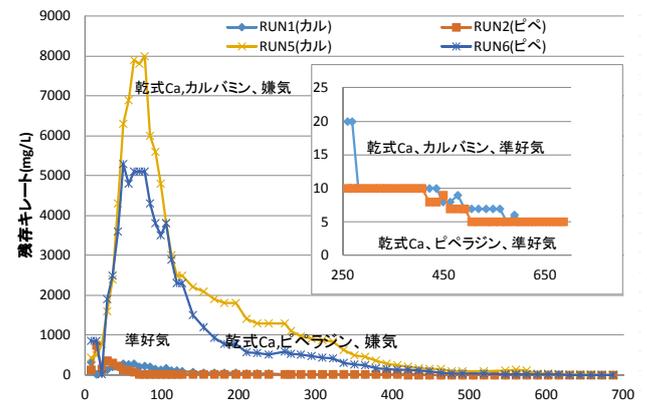


図 12 残存キレートの経時変化(準好気、嫌気)

## 5) 残存キレート分解実験

有機系キレート剤に含有されるキレート成分等を、化学的に酸化分解処理するため、有機キレート剤を加えた模擬浸出水を用いて、過酸化水素、オゾン及び促進酸化法の化学的酸化手法を用いた処理効果について確認を行った。この結果を図 13 に示した。

### ①過酸化水素による酸化分解

酸化分解実験（純水 12ℓに有機キレート 1,000mlを加えた模擬浸出水に過酸化水素 10mg/L を添加し 60min 処理）において、 $COD_{Cr}$  は 30mg/L 低下し反応当量は 3mg/ $O_3$ mg となっているものの、これ以上の削減は難しいものと推察された。また、T-N ではその組成の約 98%は Or-N であるが、過酸化水素を用いた酸化分解手法では、Or-N に変化は認められなかった。

### ②オゾンによる酸化分解

純水に有機キレート剤を添加（100mg/L）し同様に試験を行った。その結果、キレート剤が定量下限値未満になるまで約 60 分の処理が目安となっていたが、本実験においても模擬浸出水に含まれる塩分や有機キレート剤濃度が 10 倍量となった場合でも約 60 分間で残存キレート成分は定量下限値未満となることが確認されたことから、オゾン処理は実際の浸出水に対しても適応できるものと考えられる。なお、試料中に含有される T-N 成分である Or-N に変化はなかった。

### ③促進酸化による酸化分解

促進酸化法として過酸化水素+オゾンによる方法を用い、過酸化水素は約 10mg/L とオゾンとした。この実験結果から、各キレート剤の反応当量はピペラジン系では約 4.4 mg/ $O_3$ mg となり、特に初期 5 分間の反応でピペラジン系で 340mg/L 低下し 20.6mg/ $O_3$ mg と効率的な状況を示した。キレート剤の分解速度は、オゾン単体より速い結果となっている。反応初期 5 分間処理に於ける各キレート剤の分解率は、オゾン単体ではピペラジン系では約 34%（純水ベースでは約 40%及び約 76%）に対し、促進酸化法では 40%及び 58%（純水ベースでは約 82%及び 86%）となっている。

この結果から、促進酸化法はキレート剤分解処理において最も効果が高い方法であると考えられる。また、試料中の  $COD_{Cr}$  については、有機キレート剤共に 280mg/L が低下し、反応当量は 1.34 mg/ $O_3$ mg を示した。なお、試料中の T-N に変化は認められなかった。

### ④結論

過酸化水素、オゾンおよびこれらを組み合わせた促進酸化法で残存キレートの分解は可能であるが、キレートを構成する成分の T-N（Or-N）は酸化することができなかった。

## (3) フィジビリテスタデイ

人口 20 万人規模の都市をモデルとしてフィジビリテスタデイを行った。

### 1) 焼却飛灰処理費

20 万都市の焼却施設規模を 200t/日と設定し、排ガス処理薬剤を特号消石灰、高反応消石灰、水酸化ドロマイトおよび重曹の 4 種類を想定し、特号消石灰を標準として相对比较を行った。薬剤により飛灰量が異なるため、飛灰のコスト評価については特号消石灰使用時の飛灰発生量に対して、減量分については委託処分費をコ

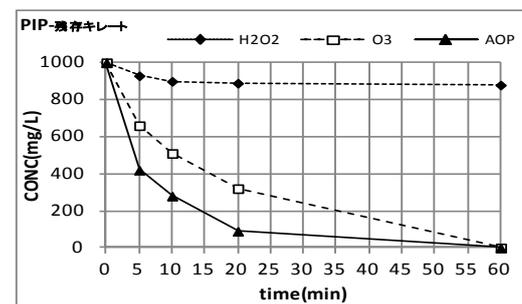
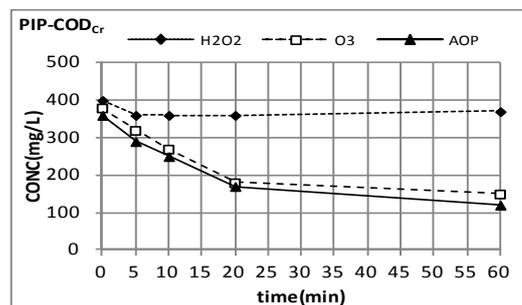
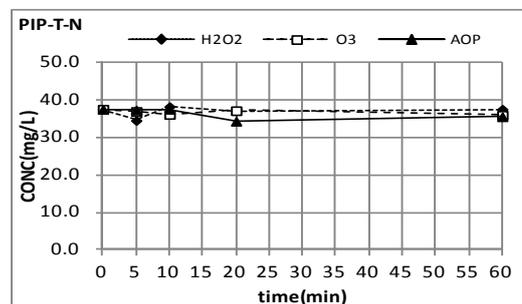


図 13 残存キレート分解実験結果

スト評価とした。ここでは、有機系キレート剤は 350 円/kg、無機系キレート剤 200 円/kg、飛灰の場外処分費を 50,000 円/t で算定した。

表 4 に焼却施設飛灰処理費比較を示した。

キレート添加量は福岡大学で行った鉛不溶性実験の結果に基づく。また水酸化ドロマイトの単価は栃木県近隣の価格で遠方は輸送費が加算される。薬剤費及び場外処分費をみると、有機キレート使用の場合、水酸化ドロマイト、高反応消石灰、特号消石灰、重曹の順に安価になっている。無機キレートの場合は高反応石灰、水酸化ドロマイト、特号消石灰・重曹の順に安価になっている。

## 2) 最終処分費

我が国の管理型最終処分場の平均埋立高さ約 10m より埋立面積 18,000 m<sup>2</sup>、浸出水処理能力は 90 m<sup>3</sup>/日と設定し、表 5 に最終処分費を示した。

## 3) トータルコスト

表 6 にトータルコストを示した。

## 4) 総合評価

表 6 より特号消石灰と有機キレートのピペラジンの組み合わせを 100 とした場合、トータルコストでは重曹と無機リンの組み合わせが 42.6% と最も安価であった。この要因としては薬剤費用と埋立処分した場合の浸出水処理項目の T-N、COD 負荷が低いことから浸出水処理維持管理費がかなり低減化できることが挙げられる。また原水水質が低いことから安定化、廃止までの期間も短く、埋立中、埋立終了後廃止までの長期の維持管理費を含めるとさらに経済性は向上すると予想される。また水酸化ドロマイトと有機キレートの組み合わせもトータルコスト 48.2% と従来の消石灰よりも安価である。さらに浸出水負荷も小さい。消石灰系では高反応型消石灰と無機リンの組み合わせが 73.5% と安価である。このように無機リン系キレート剤は添加率が高いが高濃度の窒素や COD を含まないため浸出水処理費用が低減化し、トータルコストで評価すると低コストとなる。

## (4) 廃棄物管理の在り方

コスト面、最終処分場の早期安定化等を考えた場合、焼却施設排ガス処理で使用される薬剤は重曹または水酸化ドロマイトが、飛灰安定化

表 4 焼却施設薬剤費

脱塩剤	特号消石灰		高反応消石灰		水酸化ドロマイト		重曹	
	有機	無機	有機	無機	有機	無機	有機	無機
脱塩剤	242t		188t		188t		269t	
脱塩剤単価	25円		35円		30円		70円	
脱塩剤費 〔百万円〕	6.10		6.60		5.60		18.8	
飛灰発生量 (乾)	1,075t		995t		995t		941t	
キレート添加率	有機	無機	有機	無機	有機	無機	有機	無機
	5%	10%	5%	10%	5%	11%	5%	7%
キレート添加量	53.8t	108t	49.8t	99.5t	49.8t	110t	47.1t	66.2t
キレート剤費用 〔百万円〕	18.8	21.6	17.4	19.9	17.4	21.9	16.5	13.2
薬剤費計 〔百万円〕	24.9	27.7	24.0	26.5	23.0	27.7	35.3	32.0
飛灰発生量 (湿)	1,344t		1,236t		1,236t		1,183t	
飛灰処分費 〔百万円〕	0		-5.4		-5.4		-8.1	
合計 (百万円)	24.9	27.7	18.6	21.1	17.6	22.3	27.2	23.9
率	100%	111%	74.7%	84.7%	70.7%	89.6%	109%	96%

表 5 最終処分費用相対評価

脱塩剤	特号消石灰		高反応消石灰		水酸化ドロマイト		重曹	
	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン
キレート	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン
浸出水処理 対象水質項目	PH,Cl-, COD,T-N	PH,Cl-	PH,Cl-, COD,T-N	PH,Cl-	Cl-,COD, T-N	Cl-	Cl-,COD, T-N	Cl-
Ca除去薬品 (Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> )					-3.2	-3.2	-7.4	-7.3
CaCO <sub>3</sub> 汚泥 費用換算					-2.4	-2.4	-4.2	-4.2
活性炭		-1.5		-1.5		-0.9	-3.0	
メタノール		-1.3		-1.3		-1.7		-1.8
計		-2.8		-2.8	-5.6	-8.2	-14.6	-13.3

表 6 総合評価

脱塩剤	特号消石灰		高反応消石灰		水酸化ドロマイト		重曹	
	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン
キレート剤	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン
トータルコスト (薬剤+飛灰+汚泥) (%)	100	100	74.7	73.5	48.2	56.2	50.6	42.6
水処理設備 コスト低減化	×	○	×	○	△	◎	△	◎
処分場廃止 阻害要因	PH,Cl-, COD,T-N	PH,Cl-	PH,Cl-, COD,T-N	PH,Cl-	Cl-,COD, T-N	Cl-	Cl-,COD, T-N	Cl-
早期安定化 廃止	×	○	×	○	×	◎	×	◎
灰セメントリ サイクル	○	○	○	○	○	○	×	×
副産物リサイ クル(エコ 次業)	○	○	○	○	○	○	◎	◎
総合評価	×	×	△	○	○	◎	○	◎

処理キレートは無機リン系が最も良い結果が出た。また我が国の埋立技術の基本である「準好気性埋立」は高アルカリ、高塩類環境下で埋立初期は機能しない。しかし、残存キレートの溶出抑制には有効である。さらに中性化、低塩類化が進行した埋立後期に低負荷バイオリクターとして有効に機能すると考えられる。

#### 参考文献

- 1) 久保倉宏一、富田弘樹、木村哲久、吉武和人：キレート処理飛灰溶出液中に残存するジチオカルバミン酸塩の簡易定量法、第29回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集 p285-288 (2008)
- 2) 佐々木与志実：銅(II)キレート-ジエチルジチオカルバミン酸配位子交換抽出による水中の強キレート剤の吸光度定量 分析化学 vol.27 p386-390 (1978)

## 5. 本研究により得られた主な成果

### (1) 科学的意義

有機キレート剤の組成が明らかになり残存キレートの分析法精度向上を行うことができた。また模擬埋立実験により、有機キレート剤が最終処分場の浸出水処理阻害要因であることを明らかにした。さらに残存キレートは促進酸化法で分解できること、埋立地の維持管理で内部貯留を回避することにより影響を軽減することを明らかにした。実験結果に基づくF/Sにより理想的な廃棄物処理システムとして焼却排ガス処理薬剤は水酸化ドロマイトか重曹、キレート剤は無機キレート剤が最も適していることを提案した。

### (2) 環境政策への貢献

#### 1) 廃棄物管理システムの見直しによる適正処理推進

我が国の廃棄物管理システムは対症療法的、事後処理的に発展してきたが様々な課題を抱えている。このためこれを見直すための根拠として使用することが可能である。

我が国は焼却等中間処理の導入により減容化、無害化、資源化を行った後、残渣を埋立処分することを廃棄物管理の基本方針としてきた。この結果、世界でも突出した焼却大国となり、一般廃棄物においては最終処分される廃棄物の80%を焼却残渣が占めるようになった。このような廃棄物管理システムをとる国は国際的にも我が国唯一といっても過言ではない。焼却技術は高度焼却、高度排ガス処理に取り組んできた。一方、最終処分技術は上流側プロセスの焼却技術の高度化に対して対症療法的、事後処理的に対応してきた。この結果、最終処分場では①焼却残渣の高濃度無機塩類化による浸出水の脱塩処理が増加し、これに伴い発生する副生塩の適正処分方法。②排ガス処理に用いられる石灰による浸出水処理におけるカルシウム汚泥の大量発生。③飛灰処理に使用される有機キレート剤に起因する硝化阻害が顕在化している。④埋立地の高濃度無機塩類化、高アルカリ化により我が国の埋立技術の根幹を形成している埋立地を一種のバイオリクターとして位置付ける「準好気性埋立構造」の在り方が問われている。本研究成果はこれらの課題を廃棄物管理システムとして経済性評価を含め、再評価し効率的で持続的な処理システムを構築し最終処分場の安定化促進、適正管理に貢献することができる。

#### 2) 焼却施設で使用される薬剤見直すことによるコスト低減化

焼却施設で使用されている薬剤は数多くあるが、その中で最も使用量が多いのは塩化水素ガス処理に用いられている消石灰である。次に飛灰の安定化処理に用いられている有機キレート剤が挙げられる。塩化水素ガスは塩化カルシウムとして飛灰回収され、埋立処分されるが焼却炉の普及により最近の埋立物の80%が焼却残渣(飛灰と主灰)で占められるようになった。このため埋立地環境は高アルカリ、高塩類の状態となっており浸出水中のカルシウムイオンはスケールを生成し、集水管や機器類の閉塞原因となるため浸出水処理段階でライムソーダ法等で分離される。この場合、カルシウムイオン1gを除去するために2.5倍の炭酸カルシウム汚泥が生成し、処分量が増加するという課題を有している。また最近の最終処分場浸出水処理施設では脱塩処理するところが多くなり、これにともなう副生塩の問題が顕在化し始めている。副生塩は凍結防止剤や最近では電気分解等ソーダ技術を用いて次亜塩素酸ナトリウム(エコ次亜)を生成させ滅菌剤として有効利用するところが増加し始めている。この場合、排ガスに石灰を使用することはエコ次亜生成のためには阻害要因となる。キレート

は飛灰が特定一般廃棄物となったことから安定化処理の一方法として多用されている。一般的に使用されているのはピペラジン等の有機キレートが用いられている。この有機キレートには高濃度の窒素、COD、硫化物を含み、さらに水処理の窒素処理時の阻害要因となるチオ尿素様物質が多量に含まれ、硝化阻害の原因となっている。キレート剤にはリン、鉄、マグネシウム等の無機キレート剤もあるが灰が高アルカリであるため、酸性のリンは有機系にくらべ注入率が高くなってしまいうため使用率は少ない。これらのことから使用薬剤が制限され、廃棄物管理上の矛盾を抱えている。このため最終処分も考慮した適正な薬剤を見直すことにより全体のコスト低減化が可能となる。

### 3) 我が国から発信する焼却を主体とする廃棄物管理システム技術による国際貢献

焼却先進国の我が国から後続国に対して合理的な廃棄物管理システムを発信し、薬剤の販売を含む国内企業のビジネス展開とノウハウ提供による国際貢献が可能となる。我が国から発信した「準好気性埋立構造」は全量埋立対応技術であるが、これに次ぐ「高塩類、高アルカリ条件下の埋立管理技術」を発信することができる。

<行政が既に活用した成果>

個別行政からの相談対応で、内部貯留回避は実施されているが焼却施設の薬剤変更については維持管理企業との性能保証契約の関連で成果はできていない。

<行政が活用することが見込まれる成果>

対症療法的対応は可能であるが前述の維持管理企業との契約の関係で、抜本的対応は行政では対処できないのが現状である。このため企業への啓蒙普及努力を行っている。

## 6. 研究成果の主な発表状況

### (1) 主な誌上発表

<査読付論文>

- 1) 内田正信、樋口壯太郎、為田一雄、埋立地におけるキレート成分の挙動に関する研究、公益社団法人全国都市清掃会議、都市清掃 第68巻、第323号、pp. 81-88 (2015)
- 2) 内田正信、樋口壯太郎、為田一雄、有機キレート成分が浸出水処理に及ぼす影響に関する研究、公益社団法人全国都市清掃会議、都市清掃 第69巻、第329号、(2015)

<査読付論文に準ずる成果発表>

該当なし

### (2) 主な口頭発表 (学会等)

- 1) 樋口壯太郎、内田正信、為田一雄、宋雨霖、浸出水中の残存キレート剤分解に関する研究、第25回廃棄物資源循環学会研究発表会、pp. 423-424 (2014) 他3編
- 2) Y. Song、M. Uchida、S. Higuchi、Effects of incinerator exhaust gas treatment agents and fly ash processing chelates on MSW landfill management、THE 9TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE MANAGEMENT AND TECHNOLOGY / TOWARDS CLOSED LOOP OF WASTE MANAGEMENT Beijing China(2014) 他4編
- 3) M. Uchida、Y. Song、R. Chen、S. Higuchi、Behavior of chelating components leaching from a MSW landfill site、International Conference on Solid Wastes2015:Knowledge Transfer for Sustainable Resource Management Hong Kong SAR、P. R. China pp. 647-649 (2015) 他1編

## 7. 研究者略歴

研究代表者：樋口 壯太郎

福岡大学工学部、九州大学大学院工学研究科卒業、博士（工学）、現在、福岡大学工学部教授

研究分担者：武下 俊宏

福岡大学工学部卒業、博士（農学）、現在、福岡大学工学部准教授

### [要旨]

焼却施設の排ガス処理に用いられている薬剤や飛灰の安定化処理に用いられているキレート剤が最終処分場の浸出水管理に支障を来している。このため焼却施設と最終処分場を対象にアンケート調査を行い、実態を調査した。その結果、排ガス処理薬剤とキレート剤の使用実態と多くの施設の浸出水処理で窒素処理や COD 処理に支障を来していることが判った。次に排ガス処理方式の異なる焼却施設 4 か所（乾式石灰、湿式、乾式重曹、乾式水酸化ドロマイト）の焼却残渣と飛灰処理キレート剤 4 種類（有機系キレート 2 種類、無機系キレート 2 種類）の組み合わせ 23 ケースについて模擬埋立槽を設置し、浸出水モニタリングを行った。その結果、有機キレート剤は浸出水処理において硝化阻害の影響があることがわかった。また浸出水中に残存する有機キレート剤は促進酸化法により分解できることを明らかにした。さらに内部貯留状況を想定した模擬埋立槽からは高濃度の残存キレートが長期にわたって浸出水中に溶出することが判った。これらの結果を元に排ガス処理薬剤とキレート剤の組み合わせ 8 ケースについて焼却から埋立処分までの総維持管理費や焼却残渣のリサイクル特性等を対象とした「Fizjビリティースタゲ」を実施し、排ガス処理薬剤に重曹または水酸化ドロマイト、飛灰処理キレートにリン系キレート剤を用いたケースが総合的に最も経済的かつ最終処分場の早期安定化に効果が高いことが判った。我が国の埋立管理の基本となっている「準好気性埋立構造」は埋立初期から中期は高濃度無機塩類濃度や高アルカリの影響から「準好気性埋立構造」の特色であるバイオリクター機能は期待できないが、空気流入による中性化のために「準好気性埋立構造」を維持し、中性化進行および降水による塩類濃度低下後、低負荷有機物環境下で「準好気性埋立構造」が機能する。

### 1. はじめに

国土が狭く、最終処分場用地の確保が極めて困難な我が国においては焼却等中間処理の導入により減容化、無害化、資源化を行った後、残渣を埋立処分することを廃棄物管理の基本方針としてきた。この結果、我が国は世界でも突出した焼却大国となり、一般廃棄物においては最終処分される廃棄物の 80% 程度を焼却残渣が占めるようになった。このような廃棄物管理システムをとる国は国際的にも我が国唯一といっても過言ではない。このプロセスにおいて焼却技術は高度焼却、高度排ガス処理に取り組んできた。一方、最終処分技術は上流側プロセスの焼却技術の高度化に対して対症的、事後処理的に対応してきた。この結果、最終処分場では様々な課題が生じてきた。例えば①排ガス高度処理による焼却残渣の高濃度無機塩類化により、浸出水の脱塩処理が増加し、これに伴い発生する副生塩の適正処分方法。②排ガス処理に用いられる石灰による浸出水処理におけるカルシウム汚泥の大量発生。③飛灰処理に使用される有機キレート剤に起因するチオ

尿素様物質により浸出水処理における硝化阻害が顕在化している。④埋立地の高濃度無機塩類化、高アルカリ化により我が国の埋立技術の根幹を形成している埋立地を一種のバイオリクターとして位置付ける「準好気性埋立構造」の在り方が問われている。等があげられる。これらの結果、埋立地の安定化が遅れる主要因となっ

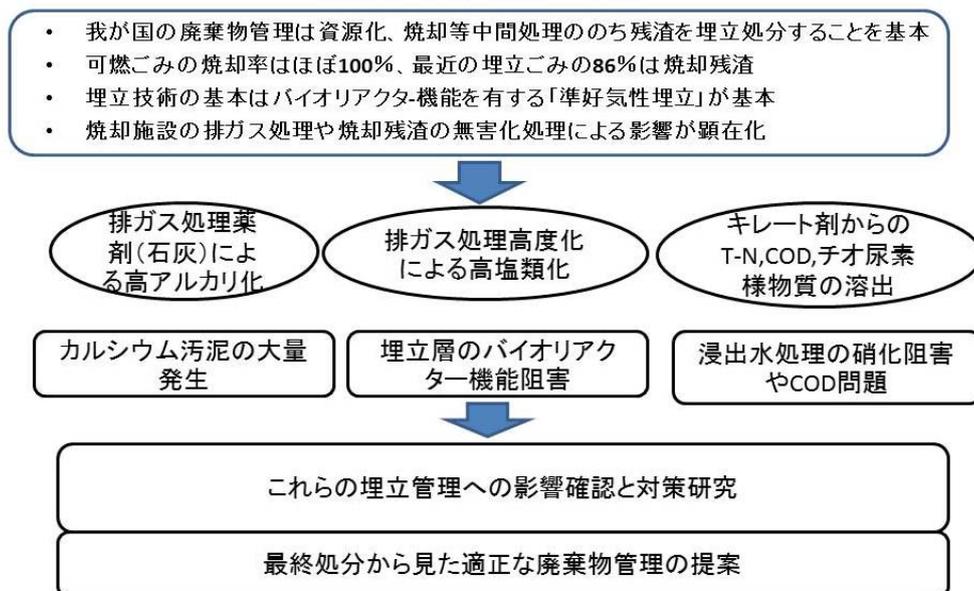


図 1-1 研究の概要

た。④埋立地の高濃度無機塩類化、高アルカリ化により我が国の埋立技術の根幹を形成している埋立地を一種のバイオリクターとして位置付ける「準好気性埋立構造」の在り方が問われている。等があげられる。これらの結果、埋立地の安定化が遅れる主要因となっ

ている。その原因として、これまで焼却場では減容化や排ガス処理の高度化あるいは飛灰の無害化に傾注し、埋立処分された場合の影響を考慮することがなく、最終処分場では上流側技術の変遷をそのまま受け入れたことにあり、廃棄物管理システムとしての検討がなされなかったことが挙げられる。このため、これらの課題を廃棄物管理システムとして経済性評価を含め効率的で持続的な処理システムを構築し最終処分場の安定化促進、適正管理をおこなうことが望まれている。(図1-1参照)

## 2. 研究目的

焼却施設で用いられている薬剤(排ガス処理薬剤、キレート等)が埋立管理に与える影響を明らかにし、その対策を検討し合理的な処理処分システムの構築を行う。

- ①キレート剤からのチオ尿素様物質、窒素、難分解性CODの溶出特性を明らかにし、適正な埋立方法と浸出水中のチオ尿素様物質、COD、残存キレートの分解処理方法を確立する。
- ②焼却排ガス処理に用いられる薬品(石灰、重曹、苛性ソーダ等)と飛灰無害化に用いられるキレート剤の組み合わせごとに、最終処分場浸出水の処理および汚泥発生量に与える影響を明らかにし、経済的、技術的に最適な処理処分システムを提案する。
- ③我が国の埋立技術の基本となっている「準好気性埋立」について、埋立ごみ質を考慮したあり方について検討する。

## 3. 研究方法

研究は実態調査と模擬埋立実験による検証およびフィジビリティスタディにより構成される。

### (1) 実態調査

実態調査は①焼却施設で排ガス処理に乾式または半乾式を採用しており、かつ飛灰処理にキレートを用いている焼却施設に対して使用キレートの種類(ジチオカルバミン酸系、ピペラジン系、無機リン系等)、飛灰に対する添加量を調査する。②最終処分場には浸出水濃度(特に窒素、COD)の実態および硝化阻害やCOD処理阻害状況を調査する。

### (2) 模擬埋立実験等

実験は以下の5つのプロセスで検証する。①キレートの組成分析およびチオ尿素様物質の分析。②浸出水中の残存キレートの分析精度向上。③有機キレート剤による硝化阻害の確認実験。④模擬埋立槽(ライシメーター)23本を用い、排ガス薬剤、キレート剤の組み合わせごとに浸出水中の残存キレート、COD、窒素等の浸出特性をモニタリングする。⑤残存キレートの促進酸化等による分解実験。

### (3) フィジビリティスタディ

焼却施設規模を200 t/日に設定し、我が国の平均的排ガス濃度を設定し、焼却施設と最終処分場についてフィジビリティスタディを行う。評価の視点として焼却施設の薬剤費、浸出水処理施設におけるカルシウム汚泥の発生量、キレート由来の難分解性窒素、CODによる安定化遅延等をLCCとして評価する。フィジビリティスタディにおけるパラメーターは以下の通りとする。①排ガス処理方法;特号石灰、高反応石灰、水酸化ドロマイト、重曹を用いる4ケース、②飛灰処理キレート剤に有機系キレート剤としてピペラジン系を用いるケース、および無機リン系を用いる場合の2ケースの計8ケースとする。

### (4) 廃棄物管理の在り方

我が国の現在の埋立ごみ質に対して焼却から埋立までを一つのシステムと考えた場合の適正な処理処分システムの在り方を提案する。また「準好気性埋立」の在り方を含む新しい埋立システムの在り方を検討する。

## 4. 結果及び考察

### (1) 実態調査

#### 1) 焼却施設

ランダムに抽出した全国の一般廃棄物焼却施設 151 施設に対し、122 施設から回答を得た（回答率：80.8%）。アンケート結果を以下に示す。

#### ① 焼却施設の種類

焼却装置で最も多く用いられていたのはストーカー式焼却炉の 69.7% であり、次にガス化熔融炉の 21.0% となっている。本調査により最も多く用いられているストーカー式焼却炉は、ごみを火格子（ストーカー）の上で移動させながら乾燥し、炉の下部から燃焼用の空気を送り、炉上部からの輻射熱でごみを燃焼するものである。日本では 1950 年代から建設が始まり、火格子の形状や移動方式には様々な種類がある。なお、近年ではダイオキシン類対策特別措置法（平成 11 年 7 月 6 日 法律第 105 号、以降、「ダイオキシン特措法」という。）の制定により、熔融炉などの次世代型ごみ焼却技術への移が増加している。アンケート結果を図 4-1 に示す。

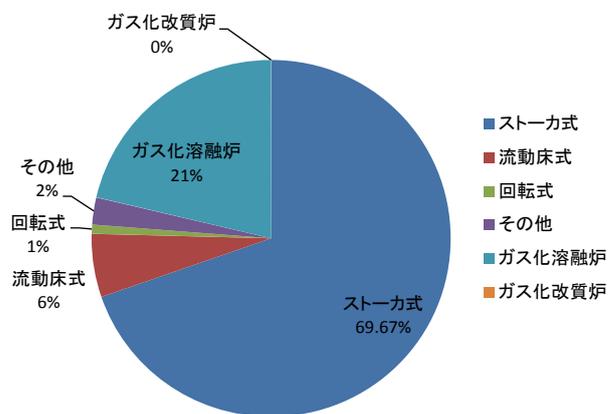


図 4-1 焼却施設の種類

#### ② 熱分解炉の方式

ガス化熔融炉が 26 施設となっており、ガス化改質炉との回答はゼロであった。また、ガス化熔融炉の内訳ではシャフト炉式が 15 施設（58%）を占め、次に流動床式が 8 施設（31%）となっている。平成 11 年のダイオキシン特措法の施工により、高温処理によりダイオキシン類を分解でき、ごみの保有するエネルギーを利用して熔融が行うことができるガス化熔融が注目され、メーカー各社の実証施設建設による技術開発・実証が進み、2000 年代に入り本格的な導入が進みつつある。平成 23 年度の環境省資料<sup>13)</sup>によれば、ガス化熔融施設数は 95 施設、処理能力は約 17.1 千トン/日である。これに対して、焼却施設は 1,131 施設、約 171 千トン/日である。ガス化熔融施設数はダイオキシン特措法の制定もあり平成 10 年度から平成 18 年度にかけて 5 施設から 83 施設と 10 倍以上に増加し、処理能力も 640 トン/日から 12.8 千トン/日と 20 倍以上に増えている。平成 9 年以降の廃棄物処理法等に基づくごみ焼却施設からのダイオキシン類の排出規制の強化に伴い、ガス化熔融施設の導入が進められ、特に平成 14 年度には、施設数、処理能力がともに倍増した。その後も伸び率は若干鈍化しているものの、施設数、処理能力とも一貫して増加している。図 4-2 に結果を示した。

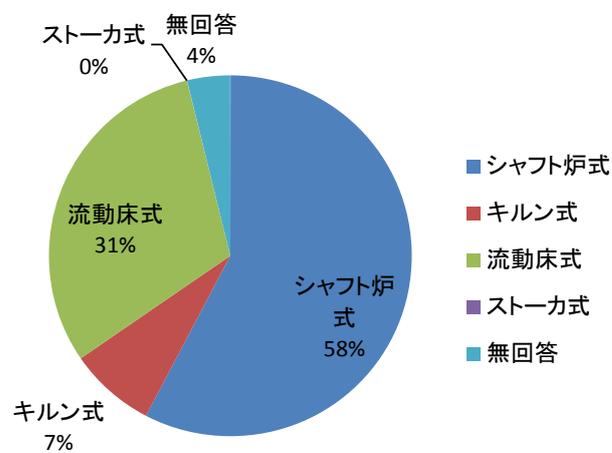


図 4-2 熱分解炉の種類

施設数、処理能力とも一貫して増加している。図 4-2 に結果を示した。

### ③焼却施設の処理規模

焼却施設の処理規模では、50～100t/日の施設が18施設（15.0%）を占め、次に150～200t/日規模の施設が16施設（13.3%）であった。結果を図4-3に示す。

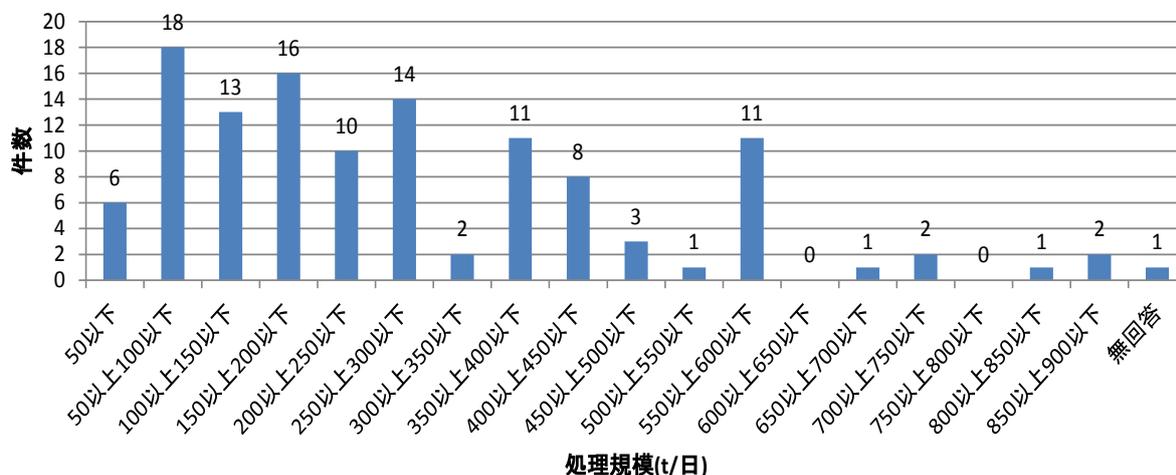


図 4-3 焼却施設の規模

### ④飛灰の発生量

焼却施設から搬出される飛灰の年間排出量は、1,000～1,500t/年が最も多く15施設（12.3%）を占め、次に500～1,000t/日及び1,500～2,000t/日がそれぞれ12施設（9.8%）となっている。また、無回答も59施設（48.3%）を占めており、飛灰処理に関する管理情報の開示が出来ないか、または、管理されていないなどが考えられた。調査結果を図4-4に示す。

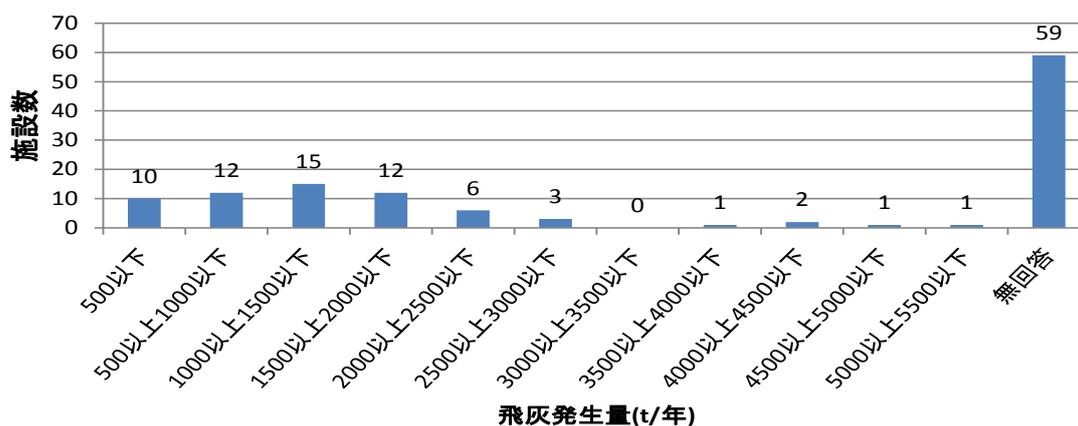


図 4-4 飛灰の発生量

### ⑤処理後飛灰の発生量

焼却施設で焼却された飛灰には薬剤等により中間処理することが定められている。この中間処理により、飛灰発生量に薬剤等の添加量加わるため、この増加に伴う飛灰量を把握した。調査結果を図 4-5 に示す。

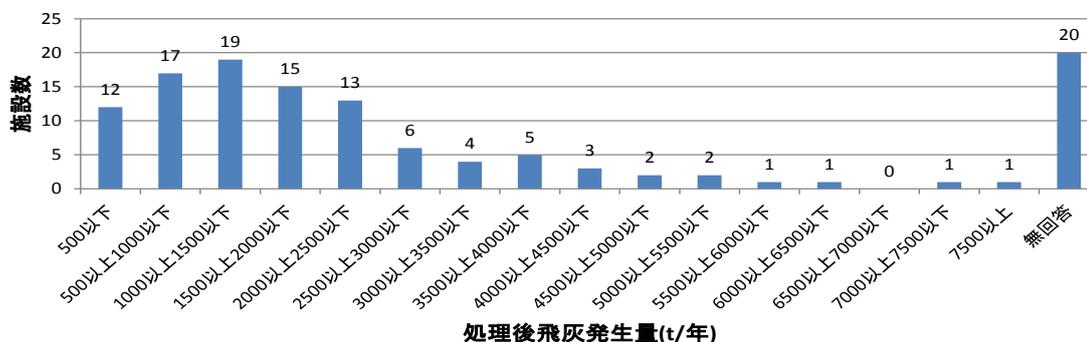


図 4-5 処理後飛灰の発生量（年間）

### ⑥排ガス処理の方法（脱塩方式）

国内において焼却施設における燃焼ガスの処理に用いられる処理方式には主に乾式（消石灰吹込み方式）、湿式（苛性ソーダ吹込み方式）などがある。結果から、乾式法が 98 施設（80%）を占め、次に湿式法が 16 施設（13%）となっている。調査結果を図 4-6 に示す。

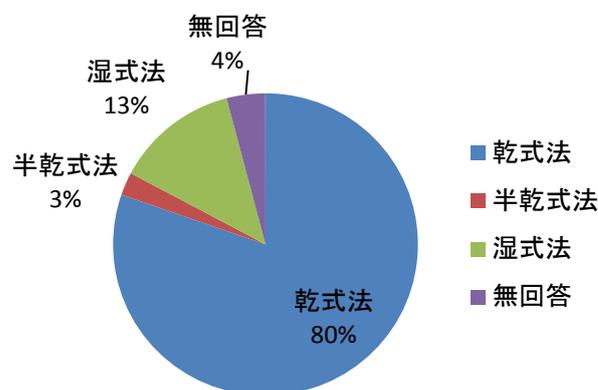


図 4-6 排ガス処理の方法

### ⑦中間処理に用いるキレート剤等の種類

キレート等の薬剤の使用に関し、調査結果では DTC 系及び PIP 系がそれぞれ 63 施設（46%）、41 施設（30%）となっている。図 4-7 の調査結果を示す。

### ⑧キレート剤等の添加率

中間処理する飛灰に対しキレート剤等の薬剤処理は 91 施設（74.6%）に及ぶ。また、添加するキレート剤等の添加率は、2.5~3.0%が最も多く 26 施設（21.3%）を占め、次に 3.5~4.0%が 10 施設（8.2%）となっている。回答の中で最も大きな添加率は 11.5~12.0%が 3 施設（2.5%）であった。なお、無回答は 31 施設（25.4%）であった。これは、キレート等の薬剤による中間処理以外の処理によるために無回答となっている。調査結果を図 4-8 に示す。

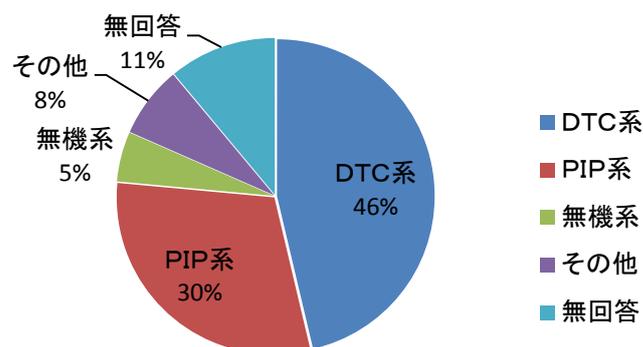


図 4-7 使用されているキレート剤

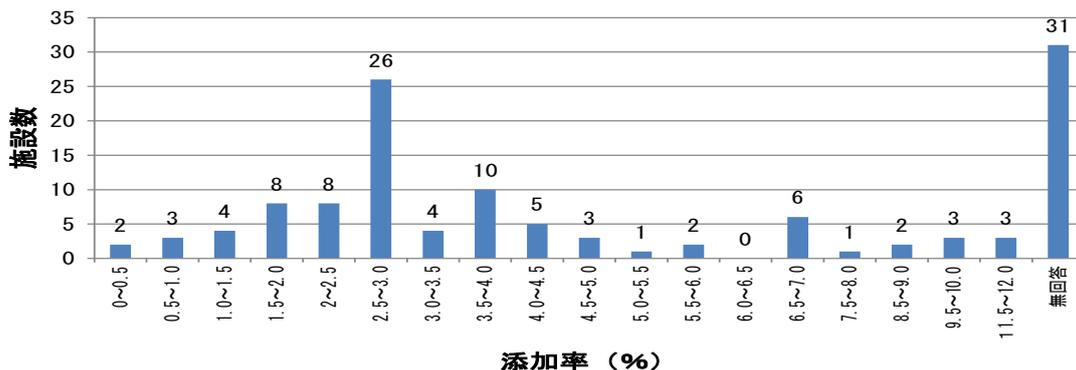


図 4-8 使用されているキレート剤

### ⑨処理後飛灰の処分方法

中間処理した飛灰の最終処分先として、自治体が所有する最終処分場への搬出が 65 施設 (54%) を占め、次いで外部委託の 38 施設 (30%) の順となっている。調査結果を図 4-9 に示した。

#### 1) 一般廃棄物最終処分場

浸出水処理において脱酸処理をおこなっている全国の一般廃棄物最終処分場 107 施設に対し、69 施設から回答を得た (回答率: 64.5%)。アンケート結果を以下に示す。

なお、結果のまとめについては、回答を得られなかった施設については平成 23 年度の環境省資料を用い、資料が確認できなかった場合はカウントしなかった。

#### 2) 年間の焼却残渣埋立輻

脱酸処理をおこなっている最終処分場における年間の焼却残渣埋立量の平均は、飛灰では 1,136t/年、主灰で 2,428t/年、その他 (スラグ、鉄、溶融不適用物、その他) では 24,435t/年となっている。また、飛灰では主灰に対し重量比で約 47%となっている。

#### 3) 浸出水の状況

平均的な水質の状況を表 4-1 に示した。COD<sub>Mn</sub> の状況は浸出水では 0~20mg/L が最も多く 35.8% (29 施設/81 施設) を示した。次いで 20~50mg/L が 27.2%、50~100mg/L が 19.8%、100~200mg/L で 11.1%を示し、500mg/L を超過する施設は 4.9%であった (図 4-10)。また、処理水の水質では 0~20mg/L が最も多い 78.6% (77 施設/98 施設) を占め、100mg/L を超過する施設は 1.0%であった (図 4-11)。処理効率では、70%を超える施設は 43.8% (35 施設/80 施設) となっており、半数以上の施設で処理効率が 70%未満であった (図 4-12)。このことから、浸出水に含まれる COD 成分中には、生物処理で除去が難しいとされる COD<sub>Cr</sub> を多く含む可能性が高いと推察された。また、T-N の状況は浸出水では 0~50mg/L が最も多く 54.9% (39 施設/71 施設)、50~100mg/L で 21.1%、100~200mg/L で 18.8%を占め、300mg/L を超える施設は 4.2%であった (図 4-13)。処理水の状況は、0~20mg/L の範囲で 54.3% (51 施設/94 施設)、20~50mg/L で 27.7%、50~100mg/L で 13.8%となっており、100mg/L 以上の施設は 4.3%であった (図 4-14)。処理効率は 50%未満の施設が 60.9% (42 施設/69 施設) (図 4-14) であった。処理効率が 70%に満たない施設が COD では 56.2%、窒素では 69.6%と半数を超えている状況が明らかとなり、特に窒素の除去率が低い原因としては、硝化工程に必要な栄養塩類の不足、高塩類環境下における硝化阻害又はキレート剤等の影響により硝化阻害を起こしている可能性が推察された。

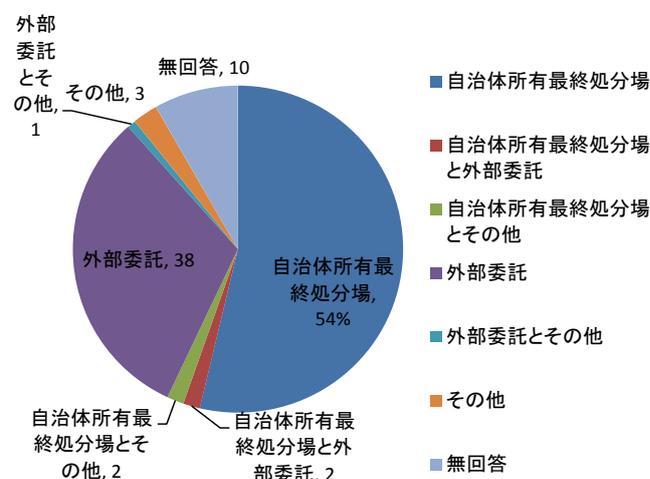


図 4-9 処理後飛灰の処分方法

表 4-1 浸出水の現況

水質項目	単位	浸出水 (平均)	処理水 (平均)	除去率 (平均)
BOD	mg/L	177	11.9	69.3
COD	mg/L	110	13.8	58.2
T-N	mg/L	77.5	72.6	38.0
NH <sub>4</sub> -N	mg/L	78.4	10.0	60.6
pH	—	7.9	7.3	—
EC	ms/m	962	971	—
CL	mg/L	5、959	4、895	22.6
Ca	mg/L	1、026	359	17.9

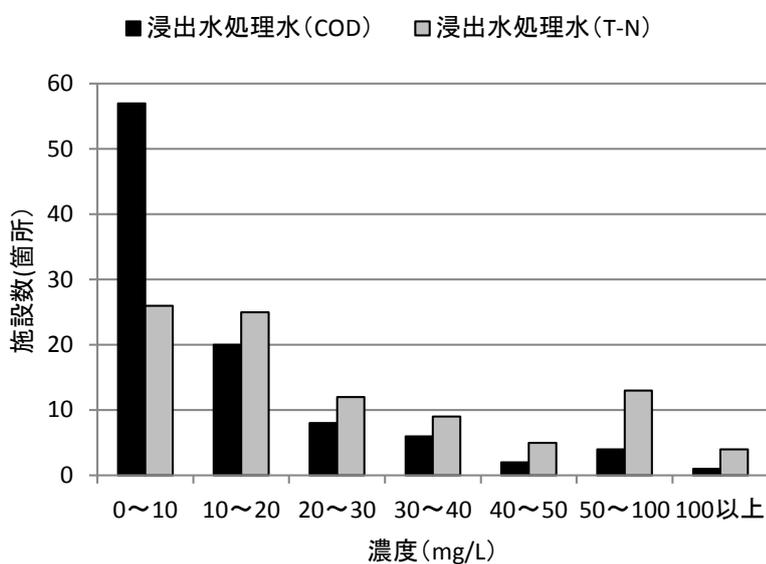


図 4-10 浸出水の状況

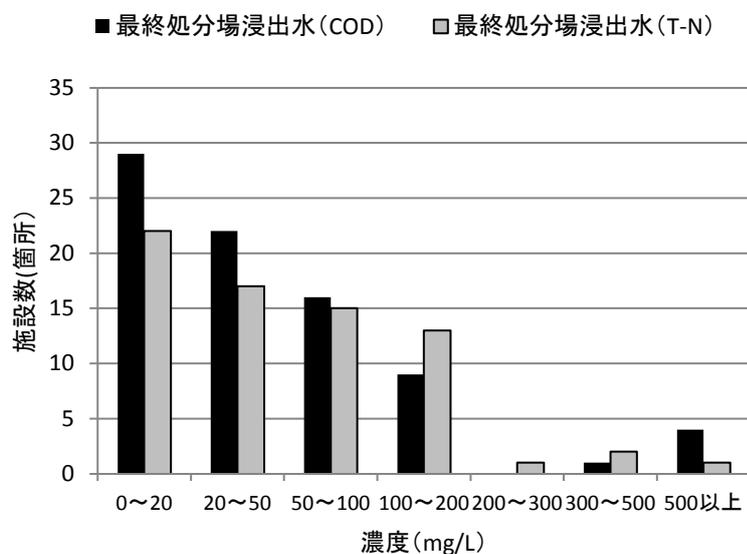


図 4-11 処理水の状況

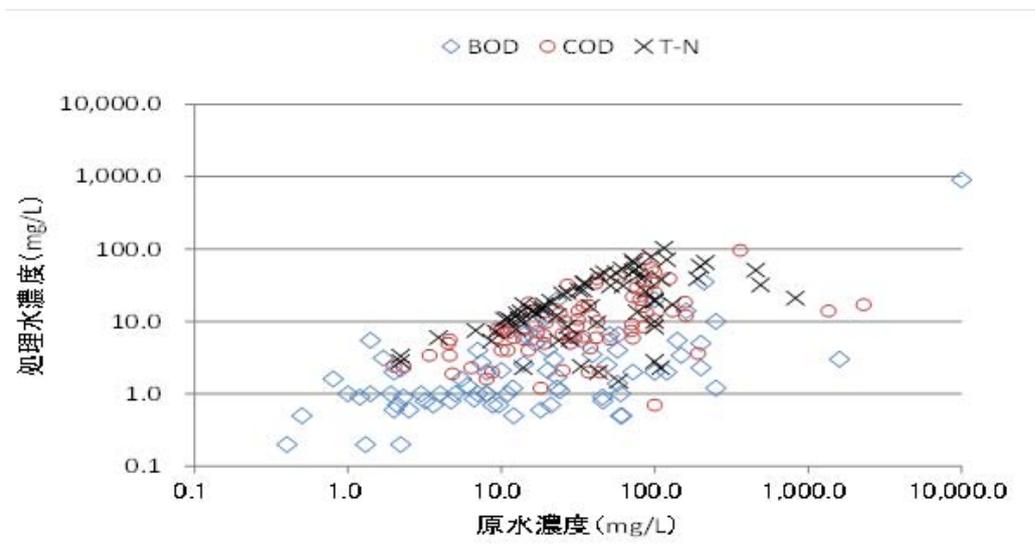


図 4-12 浸出水の処理効率

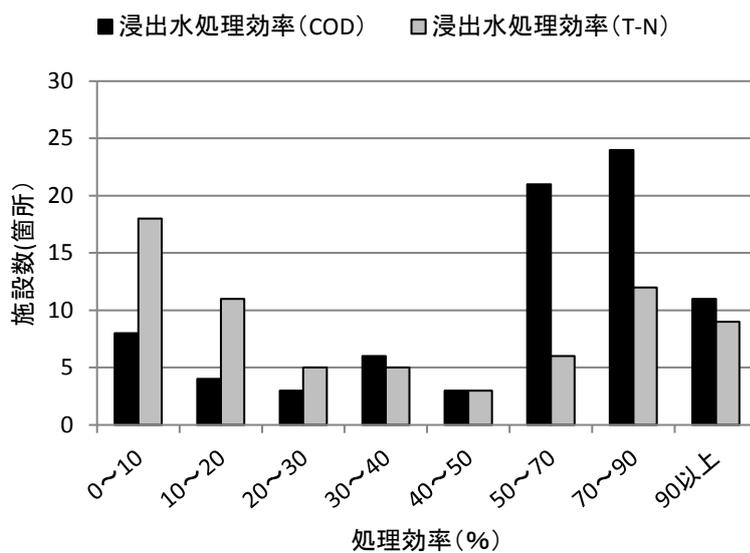


図 4-13 原水濃度と処理水濃度

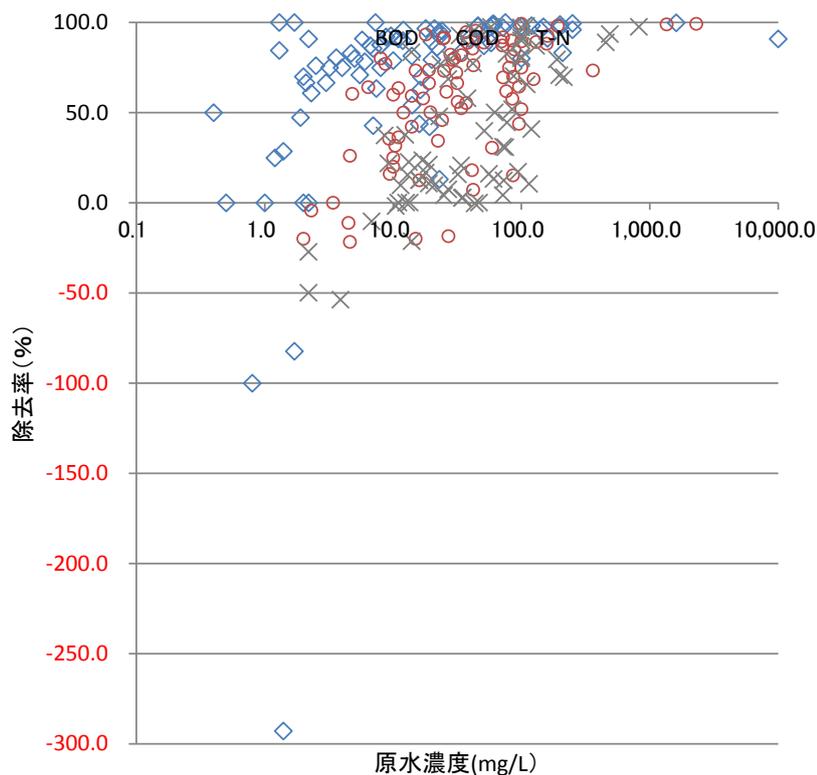


図 4-14 原水に対する除去率の状況

## (2) 模擬埋立実験等

### 1) キレート組成分析

実験に使用するキレート剤、4種類（有機系：ピペラジン、カルバミン、無機系：リン、酸化マグネシウム）について組成分析を行った。その結果を表 4-2 に示す。これより有機系キレート剤には COD、硫黄、T-N、Cl、チオ尿素を高濃度に含まれていた。

表 4-2 キレートの組成分析

項目	単位	ピペラジン	カルバミン	リン	酸化Mg
COD <sub>Cr</sub>	mg/kg	321,000	399,000	6900	5,070
COD <sub>Mn</sub>	mg/kg	195,000	314,000	4080	120
硫黄(S)	mg/kg	100,000	115,000	<300	11300
T-N	mg/kg	35,200	40,300	80	<20
T-P	mg/kg	<10	<10	228,000	270
Cl	mg/kg	89,431	110,169	<40	<25
PH	-	13.7	>14	<1	10.6
比重	-	1.235	1.2	1.58	0.68
チオ尿素	mg/kg	1,500	2,000		

## 2) 残存キレート分析精度向上

焼却残渣のうち、ばいじん（以降、「飛灰」という。）は、特別管理産業廃棄物に指定されており厚生省令により特別管理一般廃棄物に指定されている。また、中間処理には5種類の方法があり、特に薬剤処理（他の方法との併用を含む）による方法が全体の8割を超えている状況である。この薬剤に使用されているのがキレート剤及びリン系等の無機薬剤である。現在、主に使用されているものがキレート剤である。キレート剤にはジチオカルバミン酸系キレート剤（DTC系）とピペラジン系（PIP系）の2種類があり、DTC系には薬剤の取り扱いに際して二硫化炭素の発生が知られており、作業環境上、作業者の健康被害の恐れが懸念されるため、これらの問題を改善したPIP系キレート剤が新たに開発され発売されるようになった。

最終処分場の浸出水に含まれる難分解性有機物や窒素の長期的な溶出に係る問題や浸出水処理の過程で起こっている生物硝化阻害の問題が、キレート剤に起因すると考えられるため、キレート剤が原因物質であると考えられる生物硝化阻害の問題を把握するために、キレート剤に含まれる硝化阻害物質特定するための定量分析法の開発をおこなった。DTC系の有機系キレート剤が銅イオンと非常に強く反応し、褐色錯体を生成することを利用した手法を用いて、実験に用いるDTC及びPIPの有機系キレート剤について、既存の吸光度法について適応可能な可否について試験をおこなった。なお、有機系キレート剤定量に際して、標準試料的な濃度が値付けされている物質が存在しない。このため、一般的な有機系キレート剤はジエチルジチオカルバミン酸カリウム塩であるため、試薬のDDTC-Na（ジエチルジチオカルバミン酸ナトリウム）を用いた定量手法も考えられるが、PIP系の有機系キレート剤も定量の対象とするため、実験は一般的な飛灰の中間処理に用いるDTC及びPIP系有機系キレート剤の商品を原液として実験を実施した。検量線及び分析操作フローを図4-15に示す。確認実験は、市販メーカー2社のDTC系及びPIP系キレート剤を用いた吸光度法について、残存キレート剤の

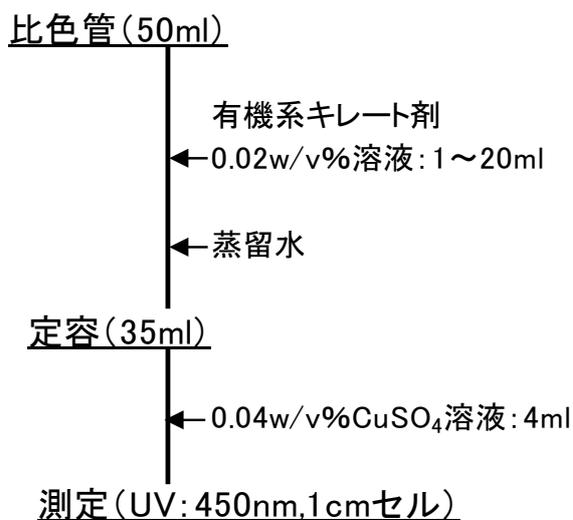


図 4-15 既存キレート定量法

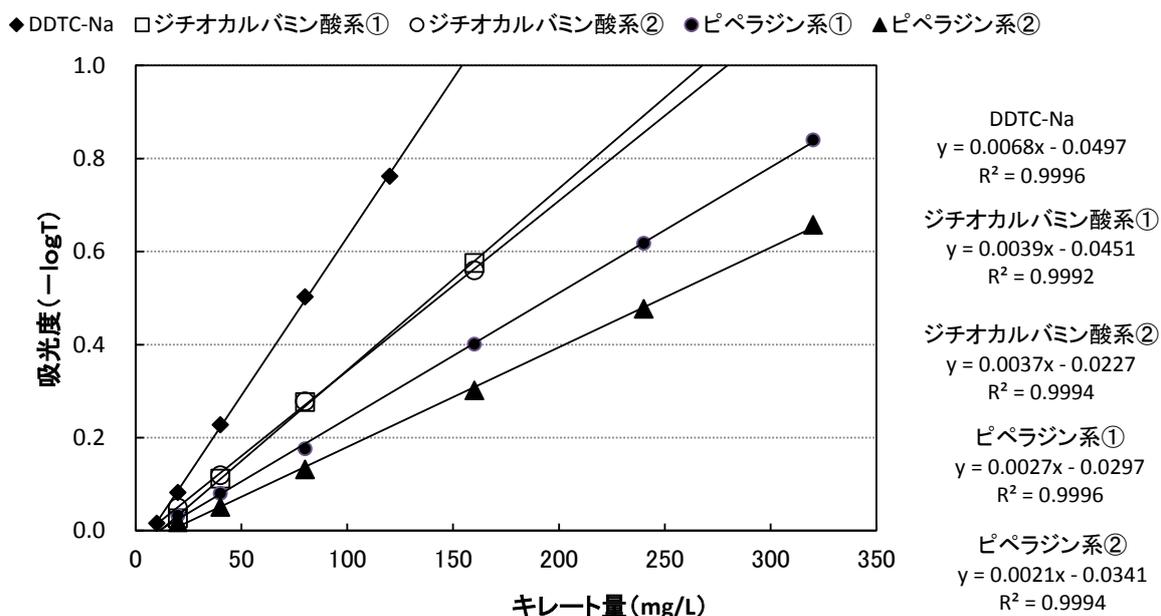


図 4-16 既存定量法による有機キレート定量

定量を試みた。なお、残存キレート分析はキレート剤の特性を利用し、キレート剤に銅を添加し水に不溶の銅キレート錯体とした後、波長 450nm 付近の吸光度を測定し、吸光度より各キレートの濃度を求めるものである。本法は、キレート剤の濃度に比例し銅キレート錯体の量が増加するため検液の比濁が増すことを利用した方法である。試験は、試薬の DDTC-Na 1g 及び市販の DTC 系、PIP 系の各キレート剤 2g を 100ml のメスフラスコに採取し、定容したものを標準原液とした。次に標準原液を 100 倍希釈したものを 50mL 比色管に 0.5~20mL を採取し純水を加えて 35mL とした後、0.04%硫酸銅溶液 4mL を加え密栓し緩やかに攪拌した後、速やかに波長 450nm の吸光度を測定した。図 4-16 に示した定量結果から、DDTC-Na 試薬及び各キレート剤に対する定量精度は良好な結果であった。各試料に対する精度を検量線の直線性 ( $R^2$ ) で示した場合、DDTC-Na : 0.9996、DTC 系 : 0.9992~0.9994、PIP 系 : 0.9996~0.9994 となった。この結果から、本実験で用いた吸光度法による各キレート剤の定量は、DTC 系キレート剤に関わらず PIP 系に対しても精度よく定量できることが示されたが、目標定量下限値を満足する結果は得られなかった。既存の定量法において、本実験に用いるキレート剤の定量は良好であるもののアンモニアモノオキシゲナーゼを 70%阻害する濃度がチオ尿素で 37.4 $\mu$ mol (約 3mg/L)、DDTC-Na で 10 $\mu$ mol (約 2mg/L) となっており、硝化阻害の影響を把握するためには 1mg/L 以下の分析精度が必要である。このため、既存分析方法における分析精度の向上を目指した。

既存定量法を改良した分析定量方法のフローを図 4-17 に示した。また、精度管理結果を表 4-3 に示した。この結果から、既存定量方法を改良した結果、分析定量下限値は 6mg/L を確保できたものの、1mg/L の精度は満足しない結果であった。

よって、本方法を用いてキレート剤を定量する場合、表 4-3 から定量範囲は DTC 系 : 3mg/L、PIP 系 : 6mg/L を定量下限値とした。

表 4-3 分析法検討結果

キレート剤の種類	D T C 系 ( $y=2548x+141.43$ )					
CONC( $\mu$ g)	200	400	600	1000	1200	相関係数
1	0.022	0.095	0.182	0.338	0.415	0.9998
2	0.025	0.092	0.183	0.335	0.412	0.9995
3	0.024	0.095	0.182	0.327	0.416	0.9995
4	0.023	0.093	0.181	0.330	0.408	0.9997
5	0.020	0.091	0.184	0.345	0.420	0.9996
標準偏差	0.0019	0.0018	0.0011	0.0070	0.0045	—
定量下限値	5.42	—	—	—	—	—
検出下限値	4.45	—	—	—	—	—
キレート剤の種類	P I P 系 ( $y=3719x+56.854$ )					
CONC( $\mu$ g)	100	200	400	600	1,000	相関係数
1	0.015	0.036	0.090	0.147	0.254	0.9997
2	0.018	0.040	0.090	0.142	0.247	0.9998
3	0.016	0.039	0.095	0.143	0.249	0.9998
4	0.016	0.042	0.086	0.140	0.243	0.9996
5	0.016	0.034	0.072	0.116	0.200	0.9996
標準偏差	0.0011	0.0032	0.0088	0.0123	0.0219	—
定量下限値 (mg/L)	2.79	—	—	—	—	—
検出下限値 (mg/L)	1.98	—	—	—	—	—

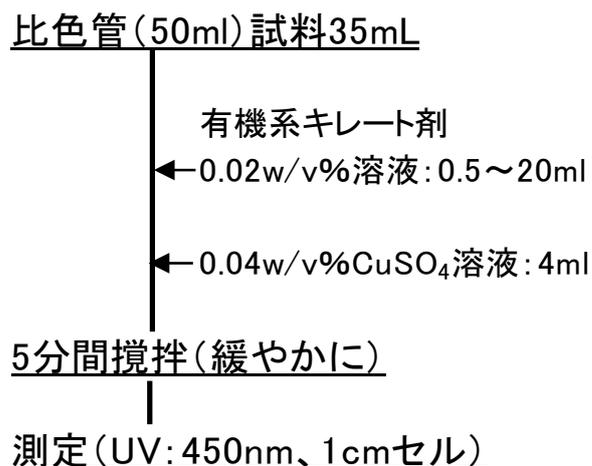


図 4-17 改良定量法の検量線作成フロー

### 3) 硝化阻害実験

#### ①実験方法

硝化実験は、5L ガラスビンに模擬浸出水を 4L 程度充填し、DTC 系及び PIP 系のキレート剤 2 種類を用いて、キレート剤等の濃度を 1mg/L、3mg/L、5mg/L、10mg/L（無機系薬剤については 10mg/L の 1 水準）となるように添加し、MLSS は約 3,000mg/L の活性汚泥を充填した後、模擬浸出水にて全量を 5L とし、連続 6 時間曝気によるバッチ式とした。また、試料採取はあらかじめ定めた時間における試料を採取し、各項目について試験をおこなった。なお、本実験での曝気量は 800mL/分とした。

アンモニアから硝酸への硝化について、一般的な硝化反応式を以下に示す。また、実験の概要を図 4-18 に示した。

（一般的な硝化反応の一例）

- $2\text{NH}_4+3\text{O}_2\rightarrow 2\text{NO}_2+2\text{H}_2\text{O}+4\text{H}^+$
- $2\text{NO}_2+2\text{O}_2\rightarrow \text{NO}_3+\text{H}_2\text{O}+2\text{H}^+$



図 4-18 実験概要

## ②硝化実験結果

実験状況を図 4-18 に示した。各キレート剤の硝化実験結果を図 4-19～図 4-23 に示した。キレート剤を 1mg/L、3mg/L、5mg/L、10mg/L 添加した各試料の 6 時間曝気後における硝化率は、DTC 系でそれぞれ 100%、87.4%、52.1%、29.2%となっており、PIP 系では、97.8%、93.7%、83.8%、54.4%となり、添加濃度が増加するに従い硝化率は低下した。また、硝化率が 50%まで低下する濃度は DTC 系で 5mg/L、PIP 系では 10mg/L であった。このことから、キレート剤には硝化阻害を起こす性質が示され、その影響は添加濃度が増加する毎に強くなることが示唆された。なお、図 4-22 に示したコントロールの硝化率は曝気 6 時間では約 100%を示した。また、これと並行して無機薬剤のリン系及び鉄系についても添加濃度を 10mg/L となるように試料を調整し、同様に硝化阻害について確認をおこなった。図 4-23 に示すキレート剤等の 10mg/L 添加試料における硝化状況は、リン系で硝化率は約 100%、鉄系では約 97.5%を示したことから、無機系の薬剤には硝化阻害を引き起こす作用はないことが示唆された。



図 4-19 実験状況

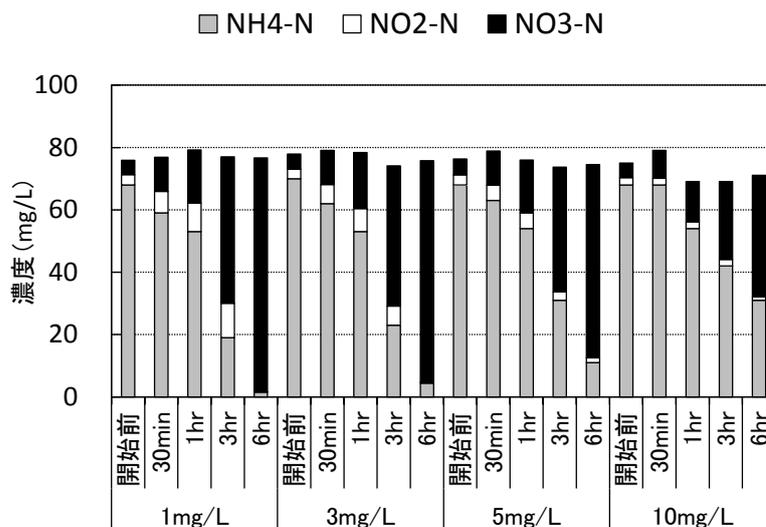


図 4-20 DTC 系キレートの硝化状況

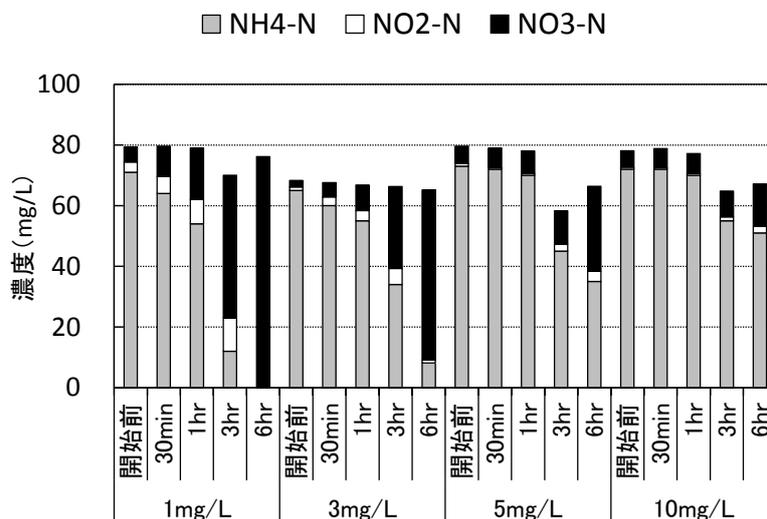


図 4-21 PIP 系キレートの硝化状況

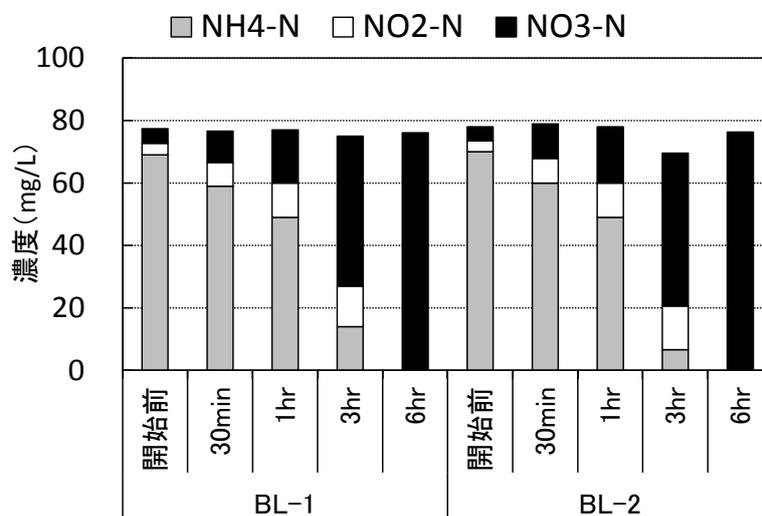


図 4-22 コントロール試料の硝化状況

濃度別の6時間後におけるアンモニア性窒素の硝化率を図 4-24 に示した。この結果から、添加濃度と硝化率は比例関係があることが示唆された。また、図 4-25 及び図 4-26 に示したアンモニア性窒素を指標とした DTC、PIP 系各キレート剤添加試料の濃度減衰状況を示した。結果から、コントロールや無機系薬剤の様に硝化阻害作用がない条件では、ほぼ直線的な濃度減衰を示し、100%硝化を達成するまでに必要な時間は約3時間から4時間程度となることがわかった。また、硝化阻害を受けている試料では濃度減衰は2次曲線的になることが明らかとなった。

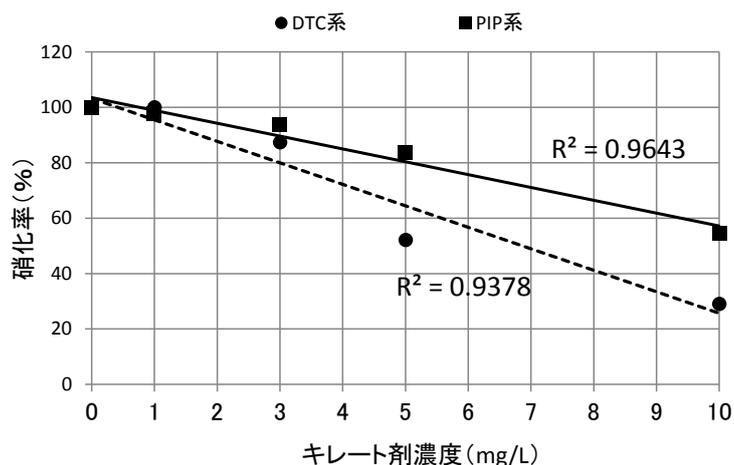


図 4-23 10.mg/L 添加試料の硝化状況

本実験結果から、硝化に与えるキレート剤の影響

は、DTC 系キレート剤で 1mg/L 添加試料ではコントロールよりやや時間を必要とするが硝化率は 100%であり、3mg/L では 87.4%、5mg/L で 52.1%となり、5mg/L では硝化率は 1/2 まで急激に減少し、10mg/L では 29.2%となっている。一方、PIP 系では 1mg/L で 97.8%、3mg/L で 93.7%、5mg/L で 83.8%、10mg/L で 54.4%となり、キレート剤の添加量に伴い硝化率が減少し、その減少傾向は直線的な傾向を示した。

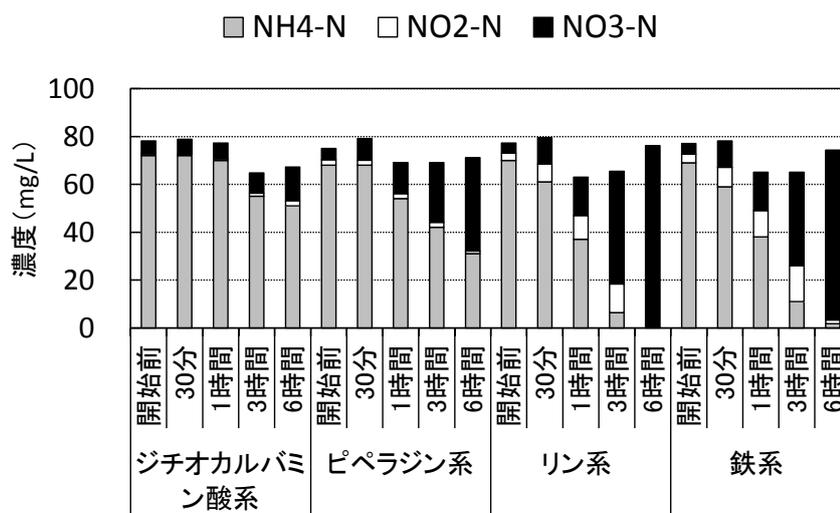


図 4-24 濃度別 6 時間後の硝化率

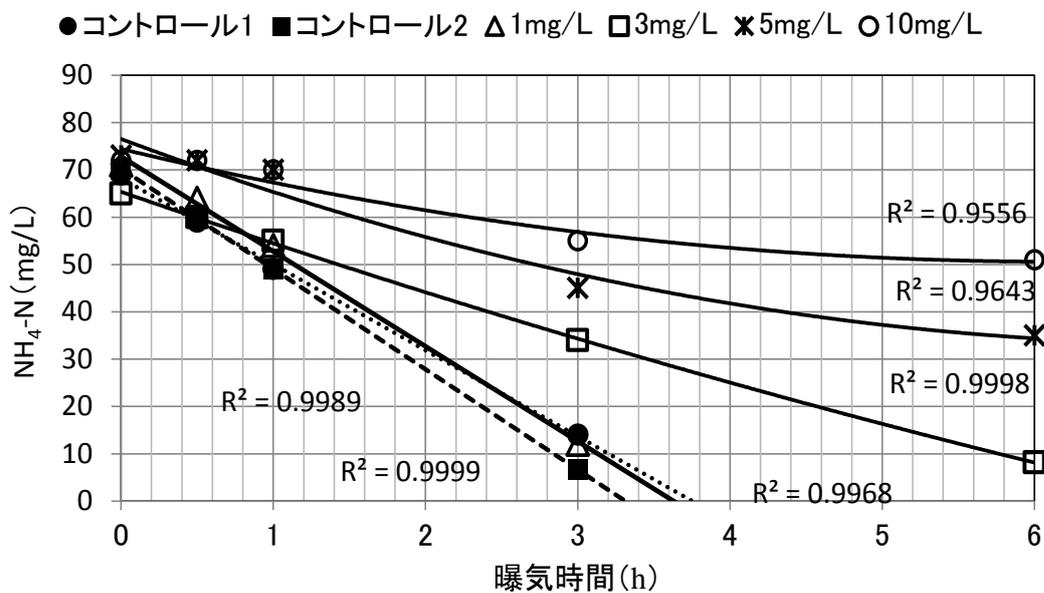


図 4-25 DTC 系キレートの硝化状況

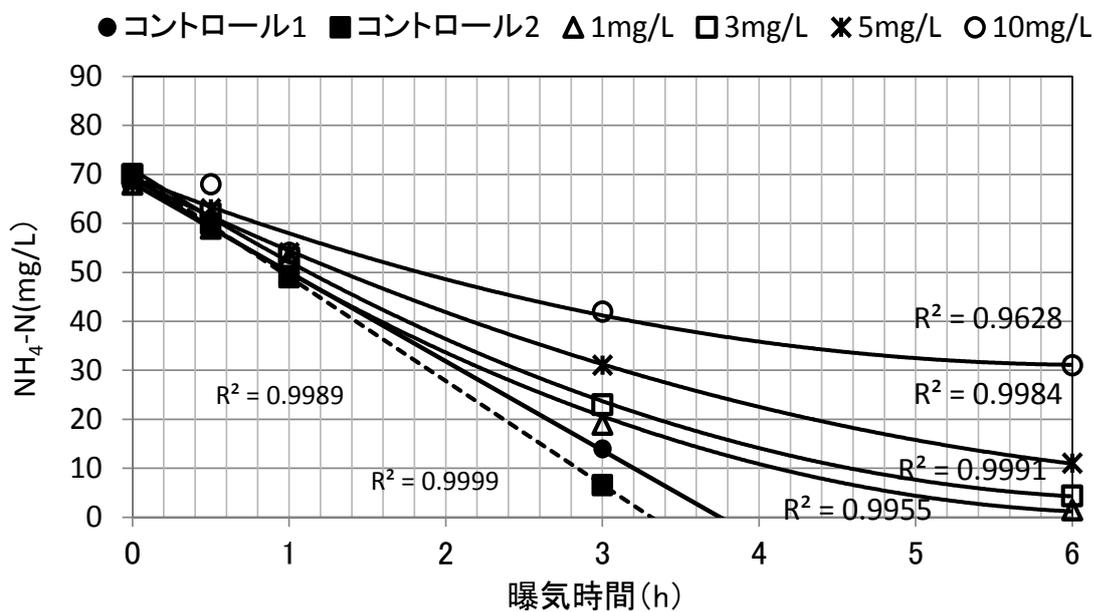


図 4-26 PIP 系キレートの硝化状況

## 4) 模擬埋立実験

## ①実験概要

直径 300 mm 有効高さ 1000 mm の模擬埋立槽 (ライシメーター) を用い、キレート処理 (ジチオカルバミン酸系、ピペラジン系、無機リン系、酸化マグネシウム系) した飛灰と主灰を重量比で 3:7 に充填し、人口散水 (2, 240mL/週) により浸出水モニタリングを行った。飛灰と主灰は焼却排ガス処理に石灰、重曹および水酸化ドロマイトを用いた乾式 3 種類と水酸化ナトリウムを用いた湿式 1 種類の計 4 ケースから採取した灰を用いた。飛灰は充填前にキレート剤を注入攪拌し鉛の溶出が止まった混入率を示した。また埋立構造は準好気性と嫌気性の 2 構造を設定した。これらの浸出水の長期モニタリングを行った。ライシメーターは 23 本設置した。表 4-4 にライシメーターの構成、図 4-27 にライシメーター写真、4-28 にライシメーターの概要図を示した。

表 4-4 ライシメーターの構成

ライシメーター番号	RUN 1	RUN 2	RUN 3	RUN 4	RUN 5	RUN 6	RUN 7	RUN 8	RUN 9	RUN 10	RUN 11	RUN 16	RUN 17
排ガス処理方式	乾式	乾式	乾式	乾式	乾式	乾式	乾式	湿式	湿式	湿式	湿式	乾式	湿式
排ガス処理薬剤	石灰	石灰	石灰	石灰	石灰	石灰	石灰	苛性ソーダ	苛性ソーダ	苛性ソーダ	苛性ソーダ	石灰	苛性ソーダ
飛灰処理キレート (%)	5	5	10	10	5	5	10	5	5	5	5	0	0
キレート等	カルバミン	ピペラジン	リン	酸化マグネシウム	カルバミン	ピペラジン	リン	カルバミン	ピペラジン	リン	酸化マグネシウム	無添加	無添加
埋立構造	準好気	準好気	準好気	準好気	嫌気	嫌気	嫌気	準好気	準好気	準好気	準好気	準好気	準好気
ライシメーター番号	RUN 12	RUN 13	RUN 14	RUN 15	RUN 18	RUN 19	RUN 20	RUN 21	RUN 22	RUN 23			
排ガス処理方式	乾式	乾式	乾式	乾式	乾式	乾式	乾式	乾式	乾式	乾式			
排ガス処理薬剤	重曹	重曹	重曹	重曹	重曹	ドロマイト	ドロマイト	ドロマイト	ドロマイト	ドロマイト			
飛灰処理キレート (%)	5	7	5	7	0	5	11	5	11	0			
キレート等	ピペラジン	リン	ピペラジン	リン	無添加	ピペラジン	リン	ピペラジン	リン	無添加			
埋立構造	準好気	準好気	嫌気	嫌気	準好気	準好気	準好気	嫌気	嫌気	準好気			



図 4-27 ライシメーター写真

表 4-5 にライシメーターに充填した焼却残渣の組成分析結果を示した。それぞれのライシメーターには北九州市の 1993 年から 2012 年の過去 20 年間の年平均降水量 1563mm を参考に 1 週間に 1 回、人口散水を行い、2300ml を散水し、浸出水を発生させた。浸出水については COD、窒素、Cl<sup>-</sup>等の分析を行い、浸出水処理への影響、および安定化への影響等長期溶出実験を行った。

図 4-29、図 4-30 にライシメーターに充填した焼却残渣の T-N、CODmn の内訳を示した。これより有機系キレートからの供給源が T-N で 60~82 %、CODmn で 20~32%と高い比率を占めていることが判る。

表 4-5 ライシメーターに充填した焼却残渣

項目	単位	乾式Ca		湿式		乾式Na		乾式水酸化ドロマイト	
		飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰
COD <sub>Mn</sub>	mg/Kg	3,150	4,000	1,080	3,320	2,500	2,800	2,810	1,860
COD <sub>Cr</sub>	%	2.95	2.28	3.56	2.53	3.57	0.48	3.52	0.589
T-N	mg/Kg	67	580	84	290	220	210	60	140
T-P	mg/Kg	5,700	2,140	4,070	3,050	4,400	4,300	2,170	4,460
K	%	4.18	0.712	11.7	0.592	3.51	0.775	3.71	0.614
Ca	%	27.6	16.2	10.4	17.4	16.1	8.81	19.3	16.5
Cu	mg/Kg	490	1,890	1,400	3,260	530	1,200	560	3,340
Pb	mg/Kg	2,100	1,420	5,600	1,140	1,510	930	1,170	260
Hg	mg/kg	14	0.06	0.76	0.01	19	<0.01	5.8	0.06
CL	%	20.1	0.932	26.5	1.48	15.6	0.608	19.2	0.851
S	%	2.54	0.484	4.65	0.228	2.28	0.288	1.51	0.122
PH	-	12.2	12.5	6.7	12.5	12.3	11.2	10.5	12.1
含水率	%	0.5	20.1	1.2	23.3	1.1	18.6	14.0	20.1

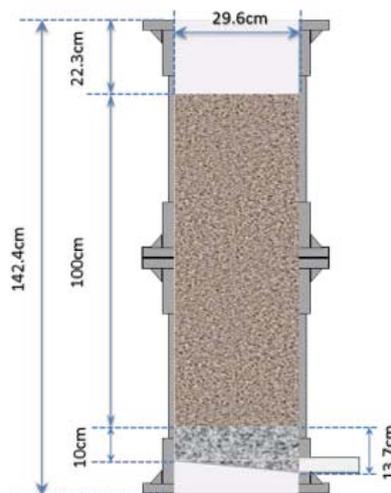


図 4-28 ライシメーター概要図

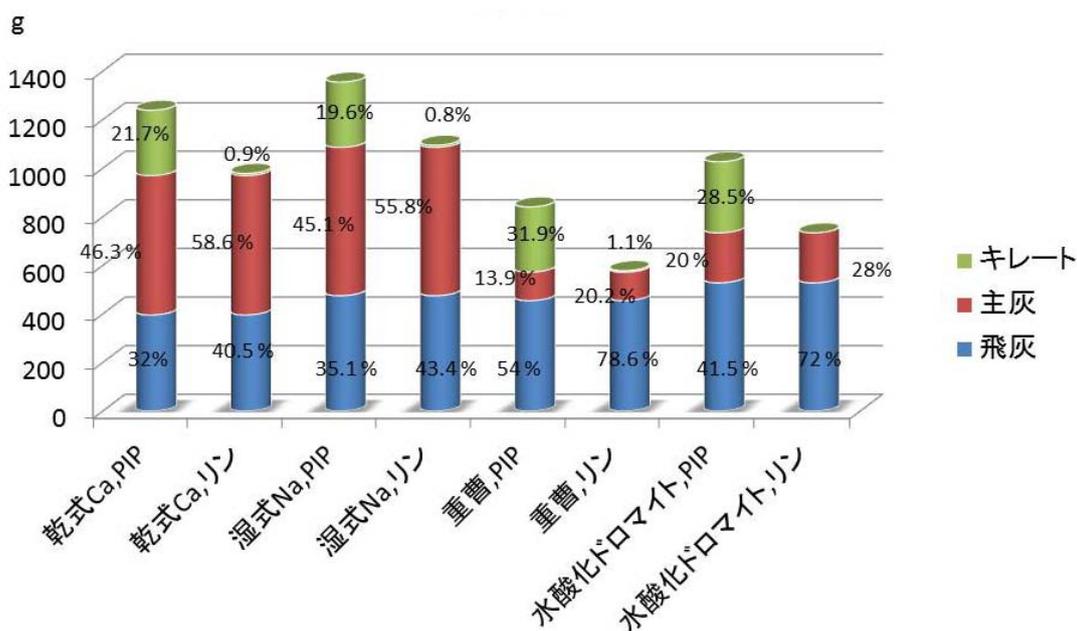


図 4-29 ライシメーター充填物の COD<sub>Cr</sub> 供給源

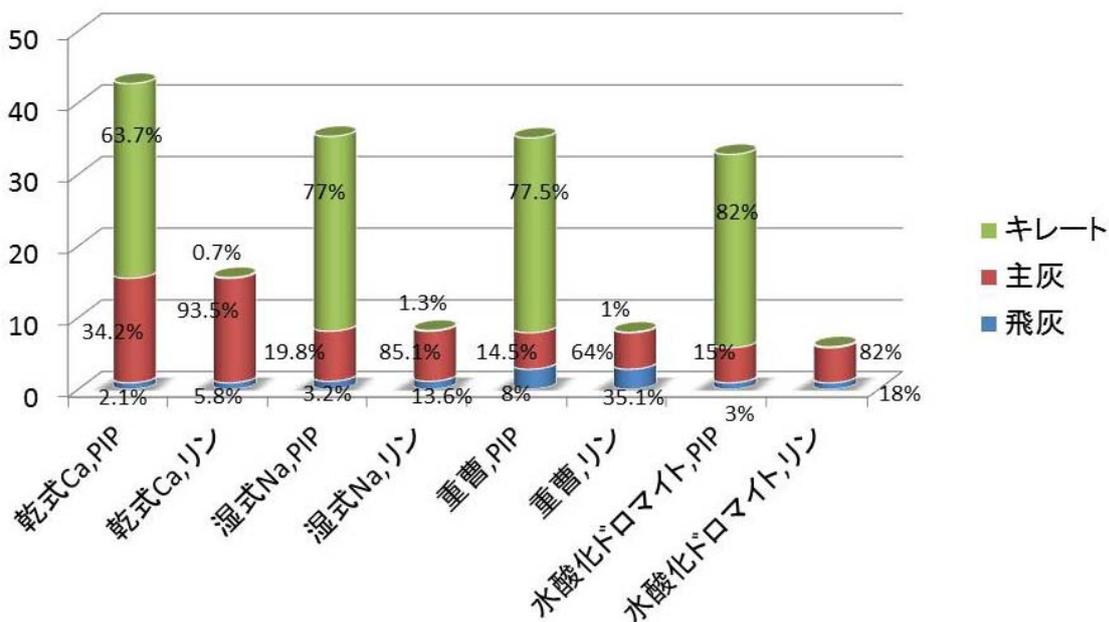


図 4-30 ライシメーター充填物の T-N 供給源

②浸出水経時変化

ア、PH

図 4-31 に乾式カルシウムのキレート剤別、準好気、嫌気性の PH を示した。キレート剤別では有機系が埋立構造では嫌気性がやや高い傾向を示した。600 日目位から低下したが 650 日目から再度上昇し始め、リンについては暫くして低下し始めた。これは 650 日に準好気を嫌気に切り替えたためアルカリ成分溶出が高まったためと考えられる。図 4-32 には重曹（炭酸水素ナトリウム）、図 4-33 には水酸化ドロマイトのキレート剤別、埋立構造別 PH 変化を示した。これらは PH が比較的 low、特に水酸化ドロマイトで準好気性については中性域で推移している。

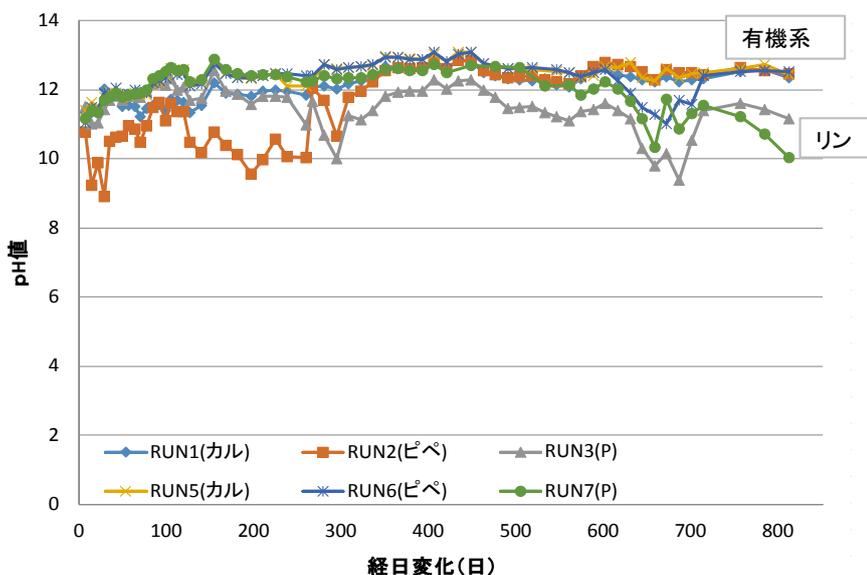


図 4-31 乾式 Ca、キレート剤別、埋立構造別 PH

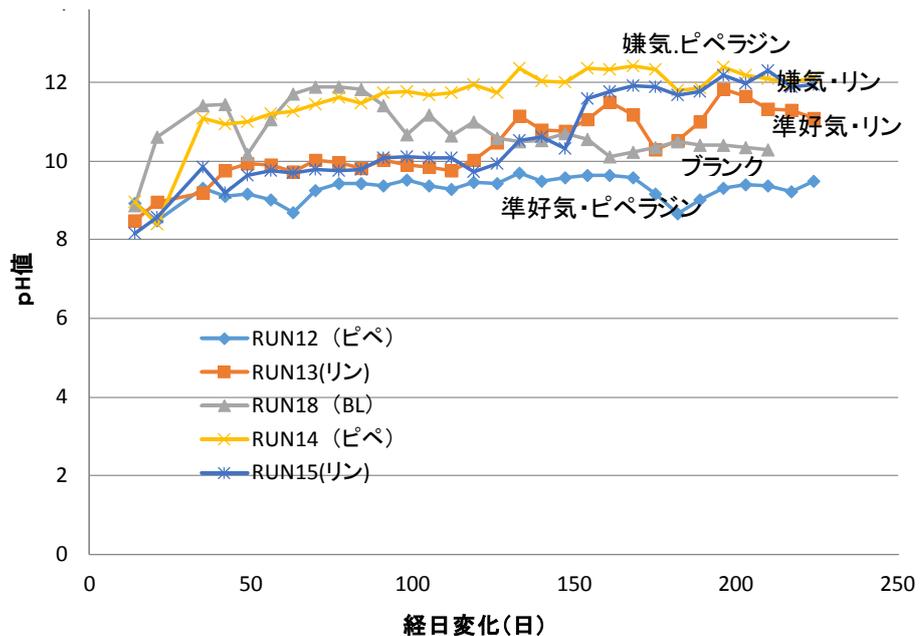


図 4-32 乾式 Na、キレート剤別、埋立構造別 PH

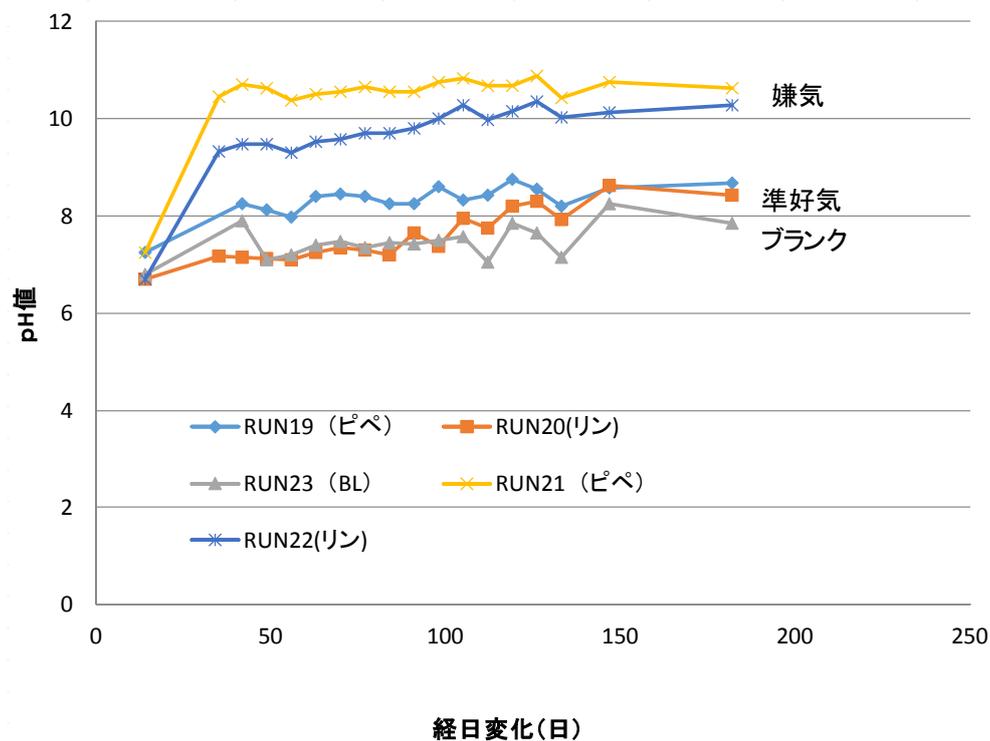


図 4-33 水酸化ドロマイト、キレート剤、埋立構造別 PH

イ、T-N

図 4-34、図 4-35 に T-N の初期浸出水の経時変化を示した。有機キレート剤を用いたライシメーター浸出水の T-N は 150~600mg/L、無機リン系キレート剤の場合は 100mg/L 以下であり、早期に低下した。準好気と嫌気では嫌気性にした方が高濃度に浸出した。

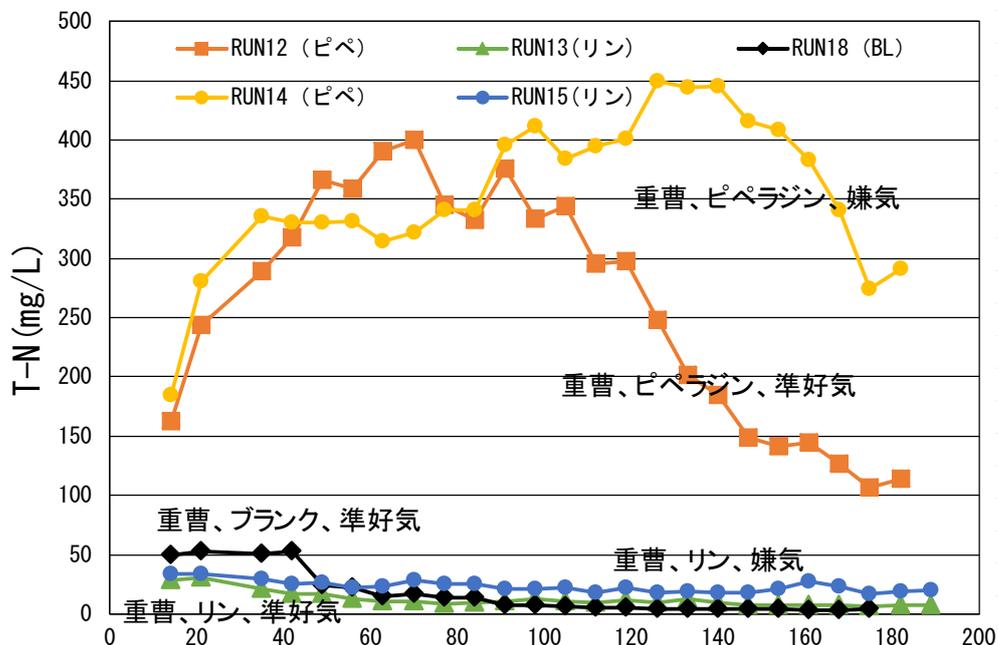


図 4-34 重曹、キレート剤、埋立構造別 T-N

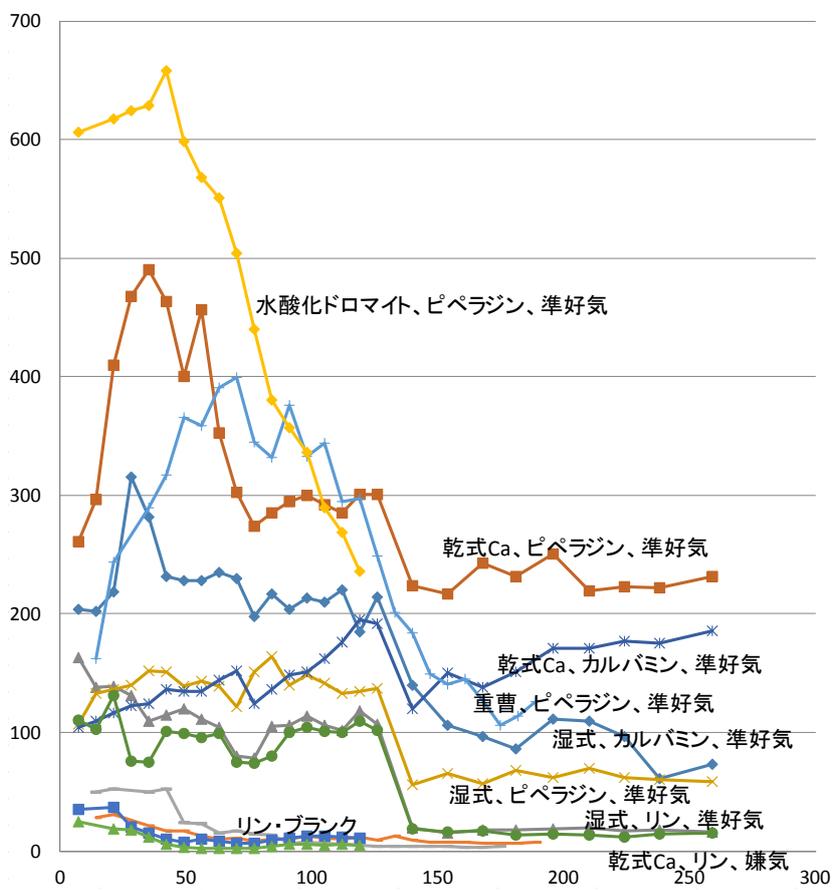


図 4-35 水酸化 Ca、重曹、湿式キレート剤、埋立構造別浸出水の T-N

ウ、COD<sub>Mn</sub>

図 4-36～図 4-38 に浸出水中の COD<sub>Mn</sub> 濃度の経日変化 (RUN1～RUN11) を示した。

図 4-36 は乾式排ガス処理飛灰に有機キレートと無機キレートを添加し、準好気性を模擬したライシメータに充填したものである。RUN1 はカルバミン、RUN2 はピペラジン、RUN3 は無機リン系、RUN4 は酸化 Mg 系を添加したものである。図 3-18 は乾式排ガス処理飛灰に有機キレートと無機キレートを添加し、嫌気性を模擬したライシメータに充填したものである。RUN5 と RUN6 は有機キレート剤カルバミン、ピペラジンを添加し、RUN7 は無機リン系を添加したものである。

図 4-37 は湿式排ガス処理飛灰に有機キレート剤と無機キレート剤を添加し、RUN8 はカルバミン、RUN9 はピペラジン、RUN10 は無機リン系、RUN11 は酸化 Mg 系を添加したものである。実験開始後 728 日後の COD<sub>Mn</sub> の経時変化を示した。乾式について有機キレートのほうが濃度が高く、無機系のほうは低い。

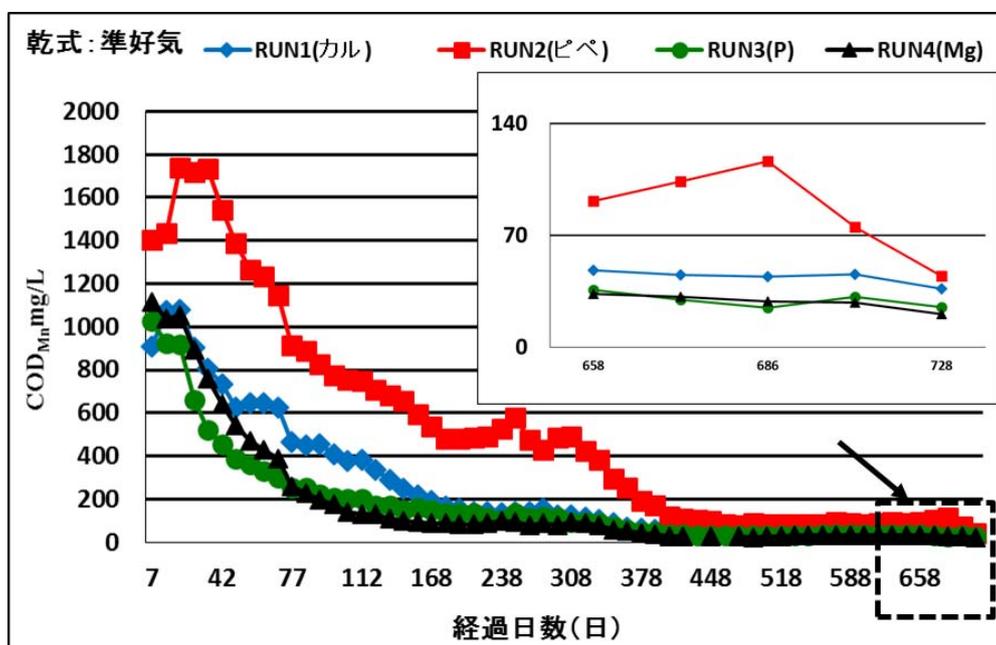


図 4-36 浸出水中の COD<sub>Mn</sub> の経日変化(乾式準好気性)

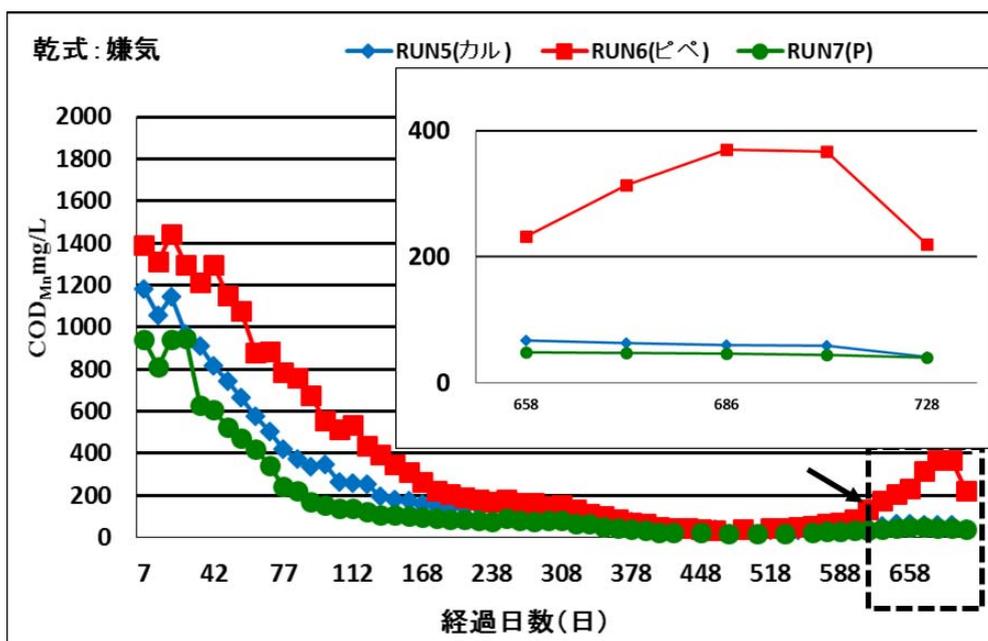


図 4-37 浸出水中の COD<sub>Mn</sub> の経日変化(乾式嫌気性)

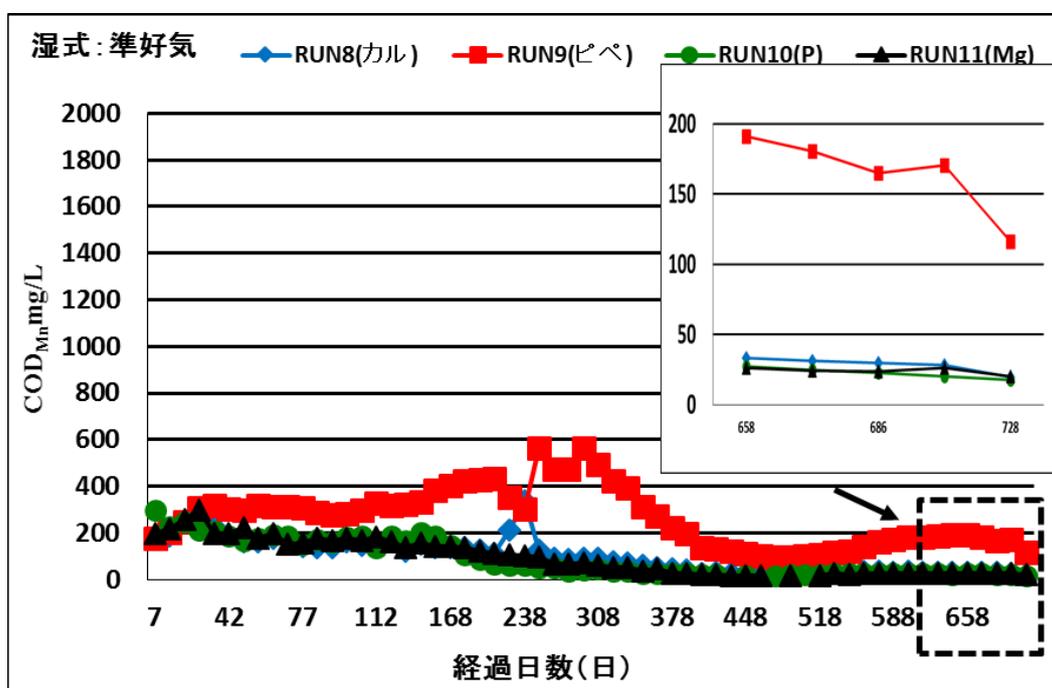


図 4-38 浸出水中の COD<sub>Mn</sub> の経日変化(湿式準好気)

図 4-39～図 4-41 は  $COD_{Mn}$  について同じ経過日数時初期のグラフを示した。

RUN12 と RUN13 は乾式(ナトリウム)排ガス処理飛灰を添加し、準好気性を模擬したライシメーターに充填したものである。RUN12 はピペラジン、RUN13 は無機リン系を添加したものである。

RUN14 と RUN15 は乾式(ナトリウム)排ガス処理飛灰を添加し、嫌気性を模擬したライシメーターに充填したものである。RUN14 は有機キレート剤ピペラジンを添加し、RUN15 は無機リン系を添加したものである。RUN18 は乾式(ナトリウム)排ガス処理飛灰を添加したブランクである。図 4-39～図 4-41 は  $COD_{Mn}$  について同じ経過日数時初期のグラフを示した。

有機キレート剤であるピペラジンを使用した焼却残渣は初期濃度 1100mg/L 前後、無機リン系を使用した焼却残渣では 135mg/L 前後である。一方、キレート剤を添加していないブランクのライシメーターでは 150mg/L であった。埋立構造の違いでは準好気性では経時変化とともに低減化し 350 日目にはピペラジンを使用した RUN12 では 141mg/L、リンを添加した RUN13 では 14mg/L に低減化した。嫌気性では低減速度が遅く、350 日目にはピペラジンを使用した RUN14 では 59mg/L、リンを添加した RUN15 では 18mg/L に低減化した。90 日経過時までブランク値が高いがこれはリン系キレートを添加する場合、pH が中性側にシフトするため、COD 成分の溶出が遅延し、結果、ブランクが初期に高値を示したものと考えられる。

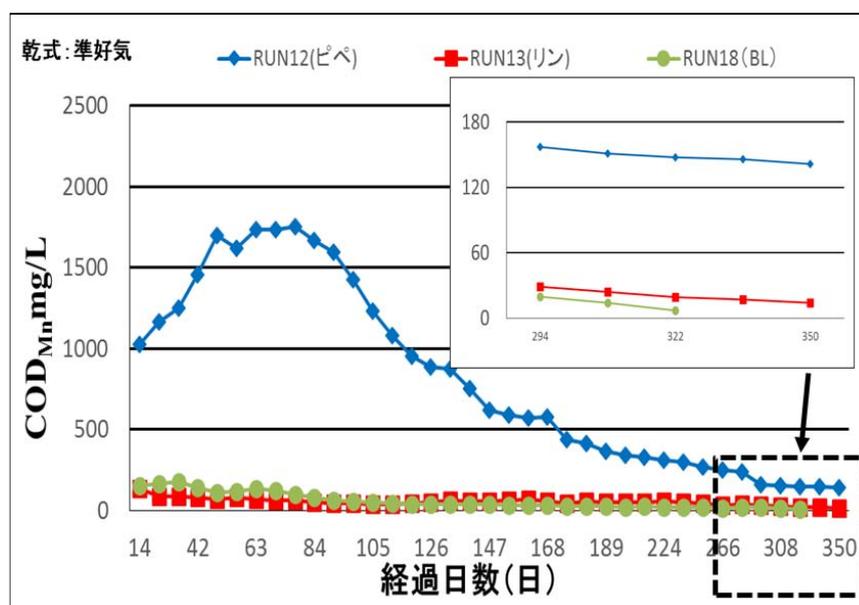


図 4-39 浸出水中の  $COD_{Mn}$  の経日変化(重曹、準好気性)

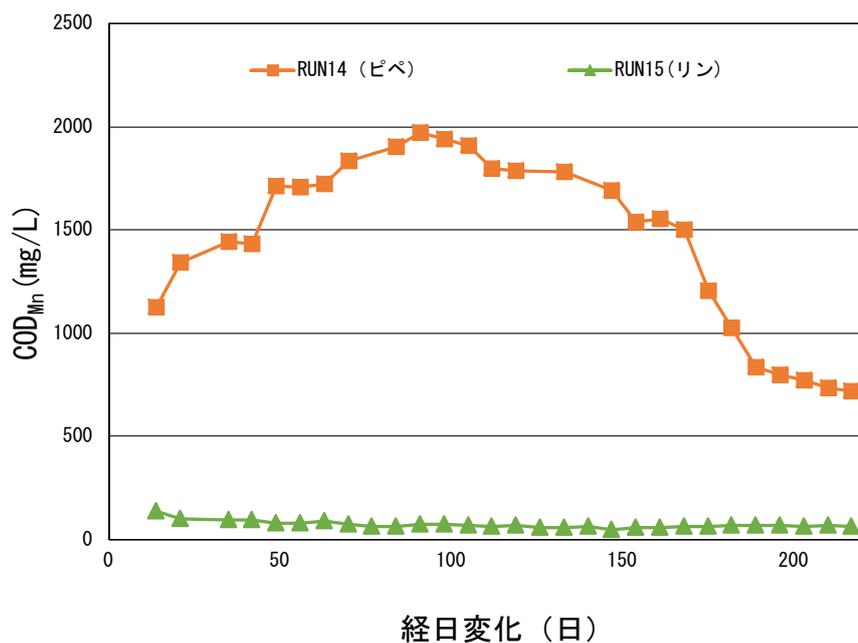


図 4-40 浸出水中の COD<sub>Mn</sub> の経日変化(重曹、嫌気性)

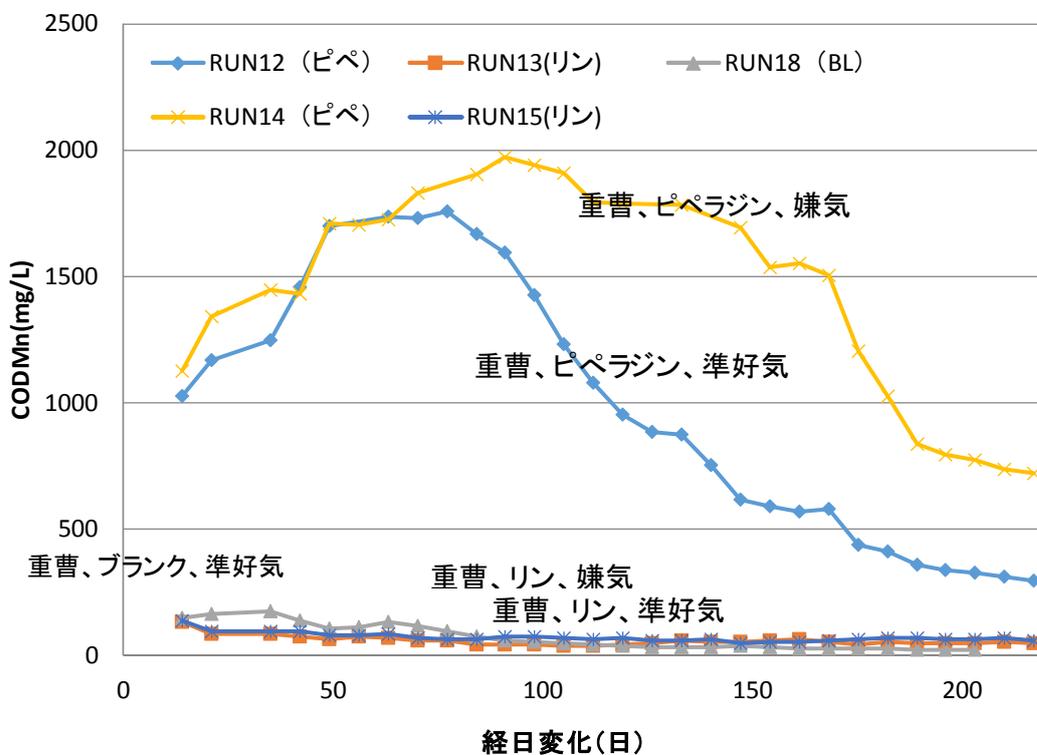


図 4-41 浸出水中の COD<sub>Mn</sub> の経日変化(重曹、準好気、嫌気性)

図 4-42～図 4-43 は乾式ドロマイト焼却残渣について経過日数のグラフを示した。

RUN19 と RUN20 は乾式(ドロマイト)排ガス処理飛灰を添加し、準好気性を模擬したライシメーターに充填したものである。RUN19 はピペラジン、RUN20 は無機リン系を添加したものである。

RUN21 と RUN22 は乾式(ドロマイト)排ガス処理飛灰を添加し、嫌気性を模擬したライシメーターに充填したものである。RUN21 は有機キレート剤ピペラジンを添加し、RUN22 は無機リン系を添加したものである。RUN23 は乾式(ドロマイト)排ガス処理飛灰を添加したブランクである。

有機キレート剤であるピペラジンを使用した焼却残渣は初期濃度 2000 mg/L 前後、無機リン系を使用した焼却残渣では 260 mg/L 前後である。一方、キレート剤を添加していないブランクのライシメーターでは 295 mg/L であった。埋立構造の違いでは準好気性では経時変化とともに低減化し 210 日目にはピペラジンを使用した RUN19 では 267 mg/L, リンを添加した RUN20 では 14 mg/L に低減化した。嫌気性では、210 日目にはピペラジンを使用した RUN21 では 243 mg/L, リンを添加した RUN22 では 22 mg/L に低減化した。

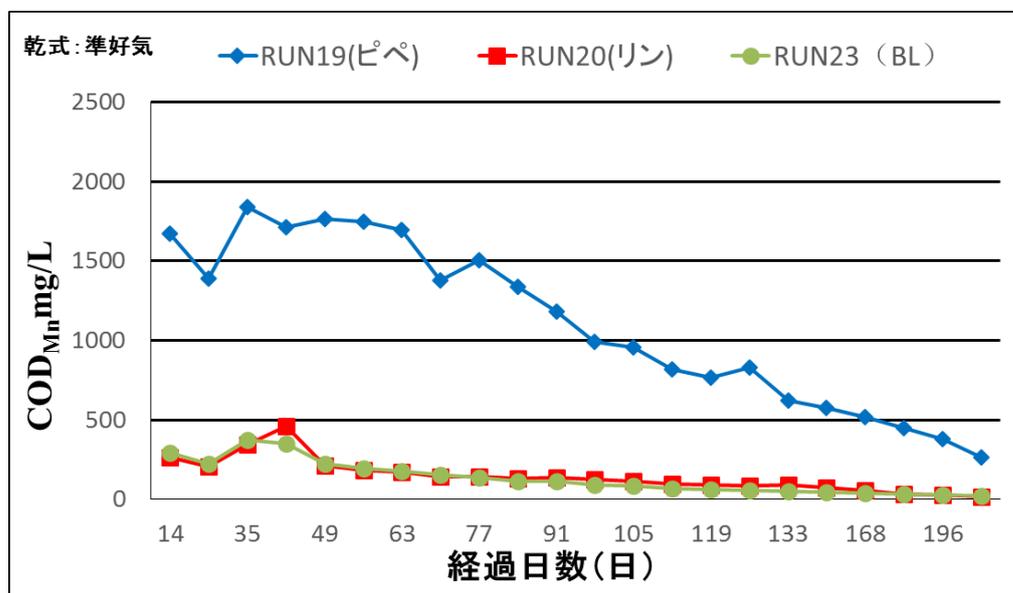


図 4-42 浸出水中の COD<sub>Mn</sub> の経日変化(水酸化ドロマイト、準好気)嫌気性)

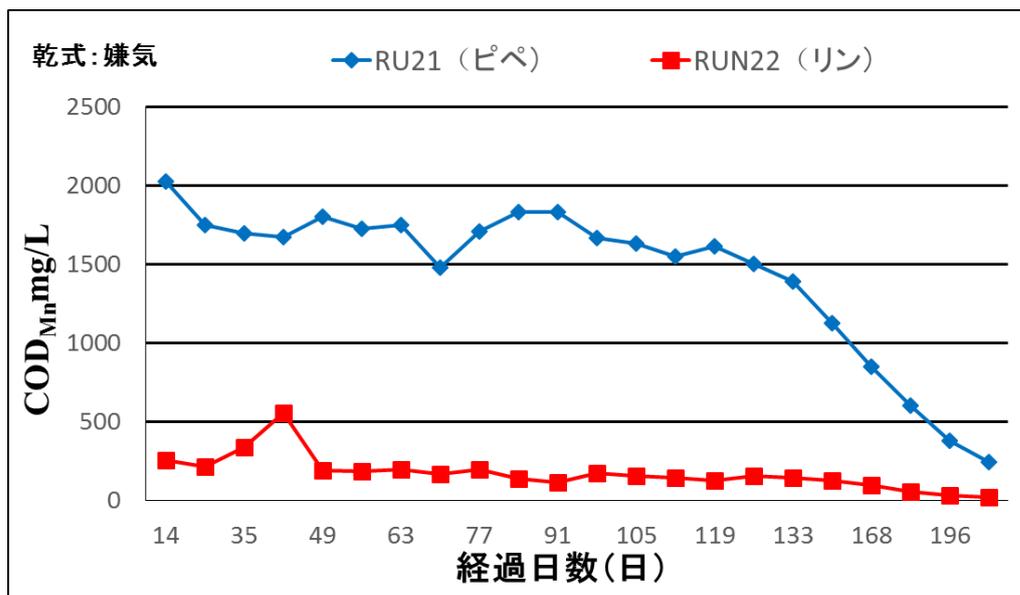


図 4-43 浸出水中の COD<sub>Mn</sub> の経日変化(水酸化ドロマイト、嫌気性)、嫌気性)

エ、COD<sub>cr</sub>

図 4-44～図 4-46 に乾式 Ca と湿式排ガス処理焼却残渣の実験開始後 686 日後の COD<sub>cr</sub> の経時変化を示した。図 4-44 は乾式排ガス処理飛灰に有機キレートと無機キレートを添加し、準好気性を模擬したライシメータに充填したものである。RUN1 はカルバミン、RUN2 はピペラジン、RUN3 は無機リン系、RUN4 は酸化 Mg 系を添加したものである。図 4-45 は乾式排ガス処理飛灰に有機キレートと無機キレートを添加し、嫌気性を模擬したライシメータに充填したものである。RUN5 と RUN6 は有機キレート剤カルバミン、ピペラジンを添加し、RUN7 は無機リン系を添加したものである。RUN2 の 686 日目の COD<sub>cr</sub> は 125mg/L、RUN6 の COD<sub>cr</sub> は 385mg/L であった。RUN3、4、7 は無機系キレートを添加したものである。COD<sub>cr</sub> はそれぞれ 102mg/L、89mg/L、161mg/L であった。無機系キレートは COD<sub>cr</sub> をほとんど含まないため、焼却残渣に含まれる COD<sub>cr</sub> が浸出してきたものと考えられる。これらのことから有機系キレートが浸出水中の COD<sub>cr</sub> に与える影響が認められ、埋立層内を内部貯留状態（嫌気性）に維持すると有機系キレートを構成する COD<sub>cr</sub> 成分が溶出し、濃度上昇するが洗い出し効果により濃度低減は早いと推察される。図 4-46 は湿式排ガス処理飛灰に有機キレート剤と無機キレート剤を添加し、RUN8 はカルバミン、RUN9 はピペラジン、RUN10 は無機リン系、RUN11 は酸化 Mg 系を添加したものである。これはキレート剤の種類に関わらず 200mg/L 以下で推移している。

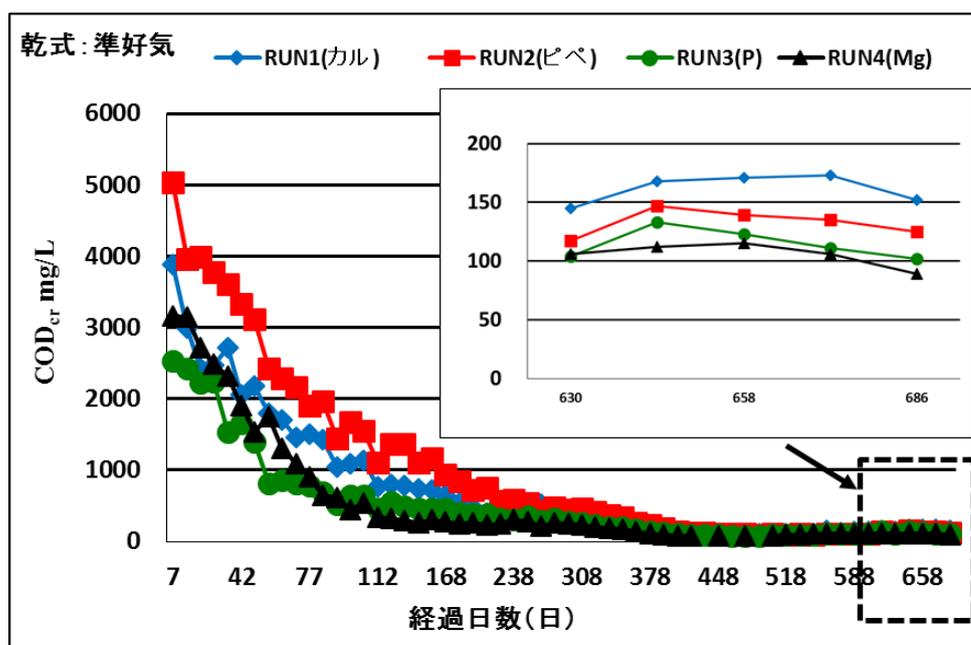


図 4-44 浸出水中の COD<sub>cr</sub> の経日変化 (乾式 Ca, 準好気性)

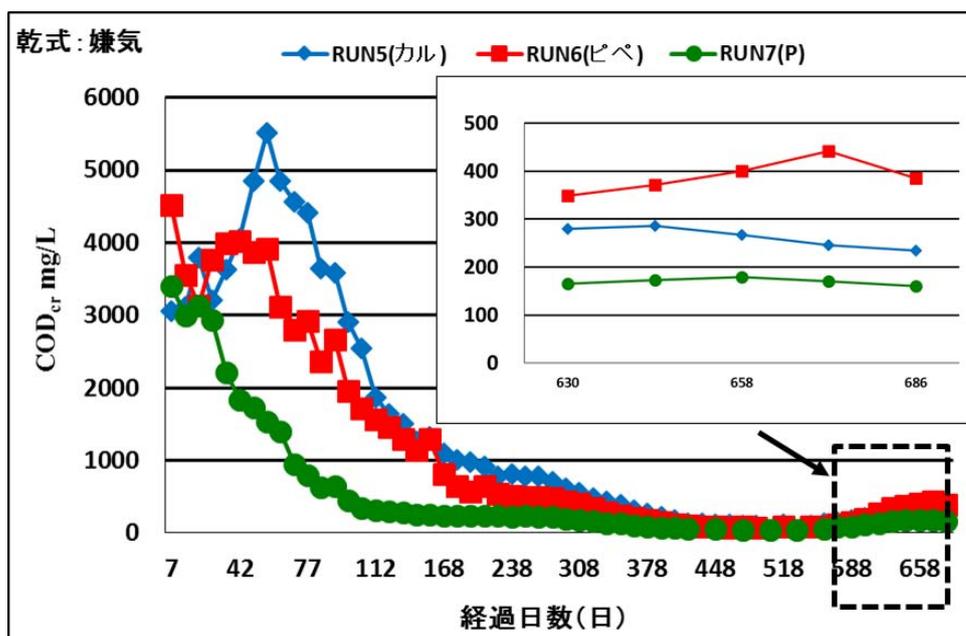


図 4-45 浸出水中の COD<sub>cr</sub> の経日変化(乾式 Ca, 嫌気性)

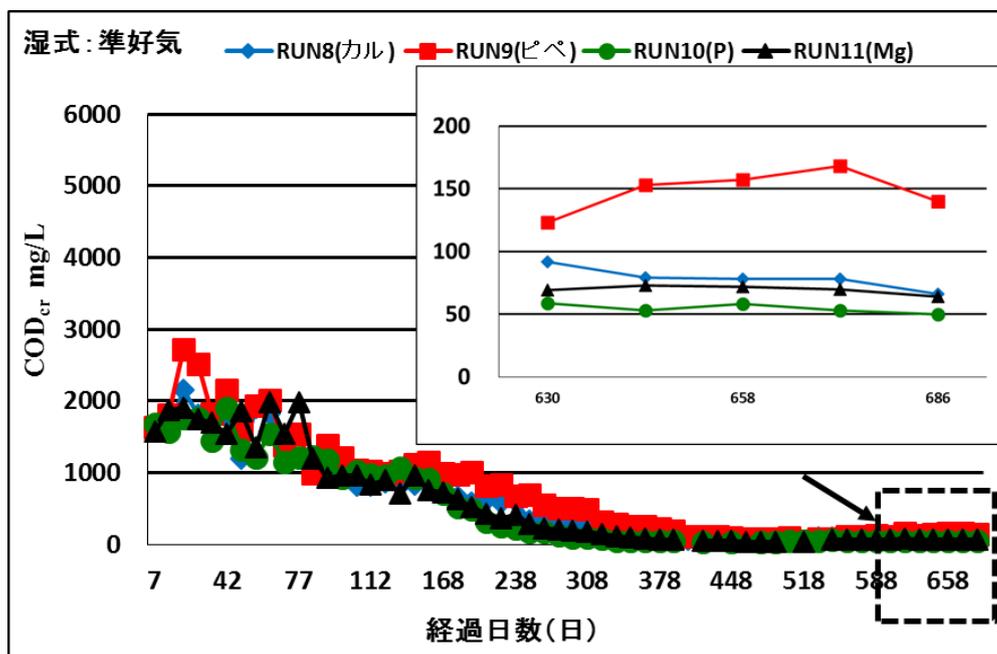


図 4-46 浸出水中の COD<sub>cr</sub> の経日変化(湿式, 準好気性)

図 4-47～図 4-49 は排ガス処理に重曹を用いた焼却残渣の  $COD_{Cr}$  について同じ経過日数のグラフを示した。RUN12 と RUN13 は乾式(ナトリウム)排ガス処理飛灰を添加し、準好気性を模擬したライシメーターに充填したものである。RUN12 はピペラジン、RUN13 は無機リン系を添加したものである。

RUN14 と RUN15 は乾式(ナトリウム) 排ガス処理飛灰を添加し、嫌気性を模擬したライシメーターに充填したものである。RUN14 は有機キレート剤ピペラジンを添加し、RUN15 は無機リン系を添加したものである。RUN18 は乾式(ナトリウム)排ガス処理飛灰を添加したブランクである。

有機キレート剤であるピペラジンを使用した焼却残渣は初期濃度 3,500mg/L、無機リン系を使用した焼却残渣では 1,000～1,500mg/L である。一方、キレート剤を添加していないブランクのライシメーターでは 2,220mg/L である。焼却残渣の組成からブランク値との差分がキレート剤による影響と考えられる。埋立構造の違いでは準好気性では経時変化とともに低減化し 266 日目にはピペラジンを使用した RUN12 では 93mg/L,リンを添加した RUN13 では 77mg/L に低減化した。嫌気性では低減速度が遅く、266 日目にはピペラジンを使用した RUN14 では 341mg/L,リンを添加した RUN15 では 99mg/L に低減化した。

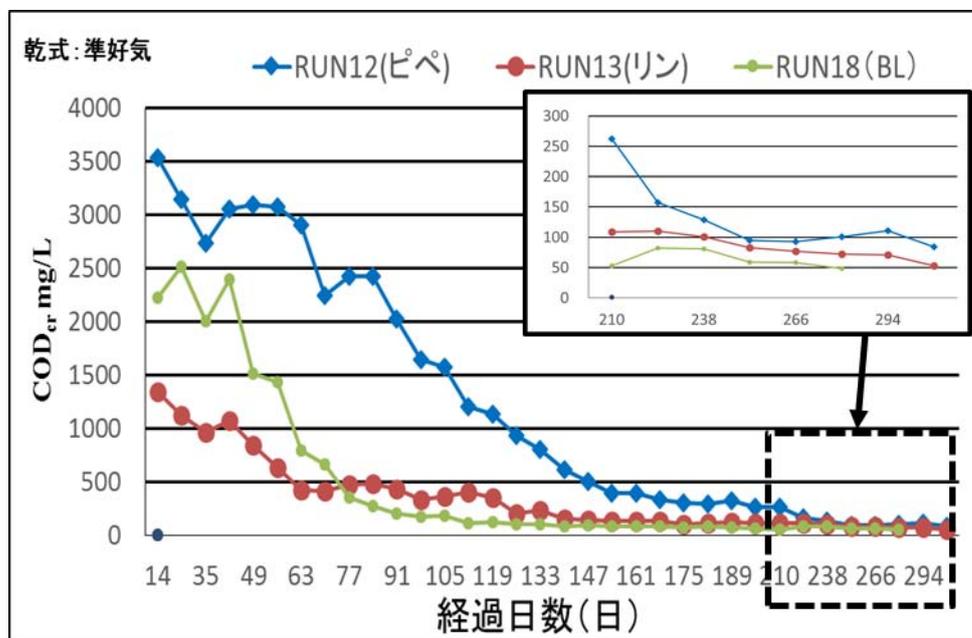


図 4-47 浸出水中の  $COD_{Cr}$  の経日変化(重曹, 準好気性)

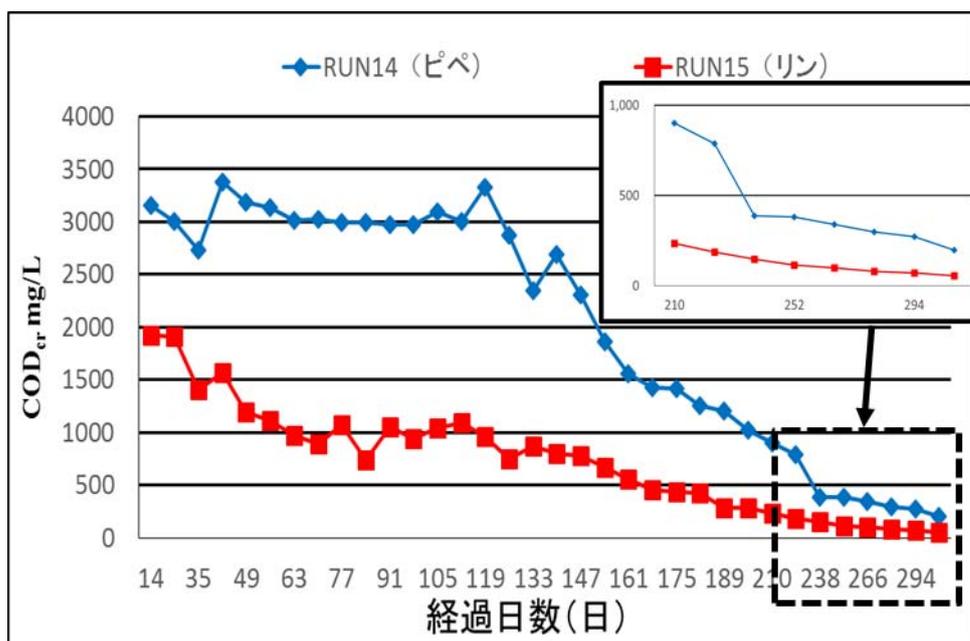


図 4-48 浸出水中の COD<sub>cr</sub> の経日変化(重曹, 嫌気性)

図 4-49 は排ガス処理に水酸化ドロマイトを用いた焼却残渣の COD<sub>cr</sub> について同じ経過日数のグラフを示した。

RUN19 と RUN20 は乾式(ドロマイト)排ガス処理飛灰を添加し、準好気性を模擬したライシメーターに充填したものである。RUN19 はピペラジン、RUN20 は無機リン系を添加したものである。

RUN21 と RUN22 は乾式(ドロマイト) 排ガス処理飛灰を添加し、嫌気性を模擬したライシメーターに充填したものである。RUN21 は有機キレート剤ピペラジンを添加し、RUN22 は無機リン系を添加したものである。

RUN23 は乾式(ナトリウム)排ガス処理飛灰を添加したブランクである。

有機キレート剤であるピペラジンを使用した焼却残渣は初期濃度 3,500mg/L、無機リン系を使用した焼却残渣では 2,500~2,650mg/L である。一方、キレート剤を添加していないブランクのライシメーターで 2,000mg/L である。焼却残渣の組成からブランク値との差分がキレート剤による影響と考えられる。埋立構造の違いでは準好気性では経時変化とともに低減化し 154 日目にはピペラジンを使用した RUN19 では 660mg/L、リンを添加した RUN20 では 160mg/L に低減化した。嫌気性では低減速度が遅く、154 日目にはピペラジンを使用した RUN21 では 1,720mg/L、リンを添加した RUN22 では 435mg/L に低減化した。

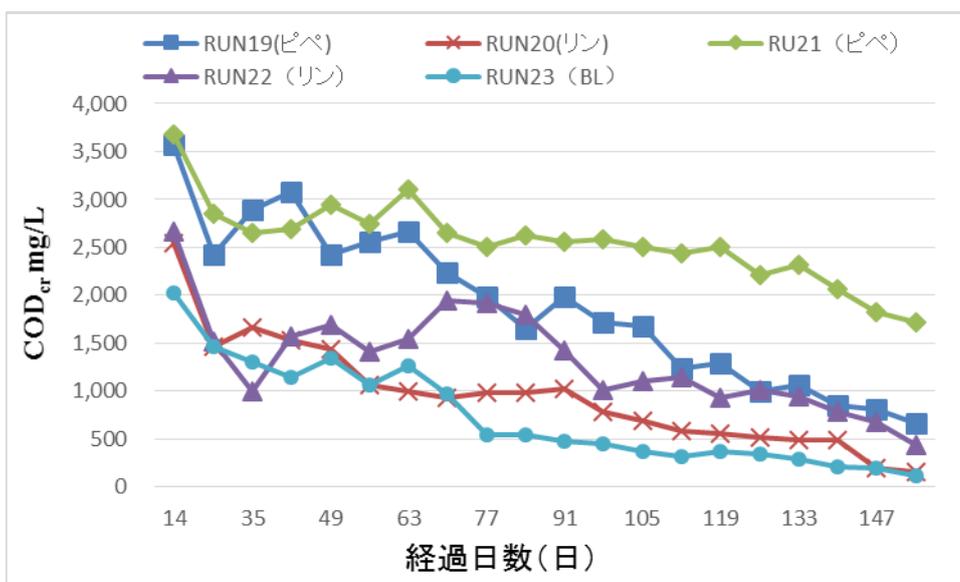


図 4-49 浸出水中の  $COD_{cr}$  の経日変化(水酸化ドロマイト, 準好気性、嫌気性)

オ、 $\text{Cl}^-$ 

図 4-50～図 4-52 に排ガス処理に乾式 Ca と湿式を用いた焼却残渣の浸出水中の  $\text{Cl}^-$  濃度の経日変化 (RUN1～RUN11) を示した。図 4-50 は乾式排ガス処理飛灰に有機キレートと無機キレートを添加し、準好気性を模擬したライシメーターに充填したものである。RUN1 はカルバミン、RUN2 はピペラジン、RUN3 は無機リン系、RUN4 は酸化 Mg 系を添加したものである。図 4-51 は乾式排ガス処理飛灰に有機キレートと無機キレートを添加し、嫌気性を模擬したライシメーターに充填したものである。RUN5 と RUN6 は有機キレート剤カルバミン、ピペラジンを添加し、RUN7 は無機リン系を添加したものである。図 4-52 は湿式排ガス処理飛灰に有機キレート剤と無機キレート剤を添加し、RUN8 はカルバミン、RUN9 はピペラジン、RUN10 は無機リン系、RUN11 は酸化 Mg 系を添加したものである。 $\text{Cl}^-$  の初期の結果を見ると、初期濃度は 82,200mg/L から 164,100mg/L と高濃度であり、湿式の方が高い傾向が見られた。散水により低減化傾向が続いている。728 日経過すると、乾式の準好気性の RUN1～RUN4 は 200mg/L から 1200mg/L、乾式の嫌気性の RUN5～RUN7 は 200mg/L から 400mg/L、湿式の準好気性の RUN8～RUN11 は 200mg/L から 800mg/L まで低下した。湿式の方が高い理由は焼却施設の排ガス規制の差によるもので HCl ガスの排出濃度は設計値で 3ppm、乾式の焼却施設の HCl ガスの排出濃度は 30ppm であることに起因する。

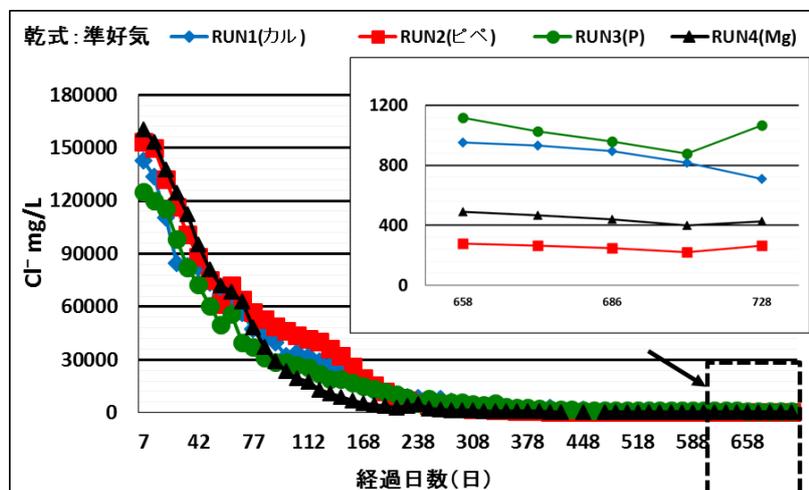
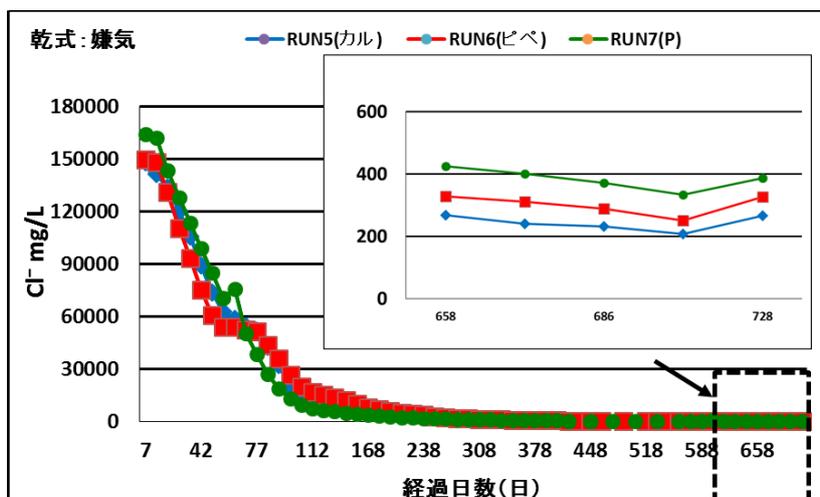
図 4-50 浸出水中の  $\text{Cl}^-$  の経日変化 (乾式 Ca, 嫌気性)図 4-51 浸出水中の  $\text{Cl}^-$  の経日変化 (湿式, 準好気性)

図 4-52～図 4-53 は排ガス処理に重曹を用いた焼却残渣の  $\text{Cl}^-$  について経過日数のグラフを示した。RUN12 と RUN13 は乾式(ナトリウム)排ガス処理飛灰を添加し、準好気性を模擬したライシメーターに充填したものである。RUN12 はピペラジン、RUN13 は無機リン系を添加したものである。RUN14 と RUN15 は乾式(ナトリウム)排ガス処理飛灰を添加し、嫌気性を模擬したライシメーターに充填したものである。RUN14 は有機キレート剤ピペラジンを添加し、RUN15 は無機リン系を添加したものである。RUN18 は乾式(ナトリウム)排ガス処理飛灰を添加したブランクである。RUN12～RUN15 の初期濃度は 147, 000 mg/L から 200, 000 mg/L であった、塩分は水に溶解しやすい特徴があるため、塩素の洗い出しが進んでいる。350 日目に、準好気ライシメーターを使用した焼却残渣は 100～500 mg/L であり、嫌気性ライシメーターを使用した焼却残渣は 400～1200 mg/L であった。

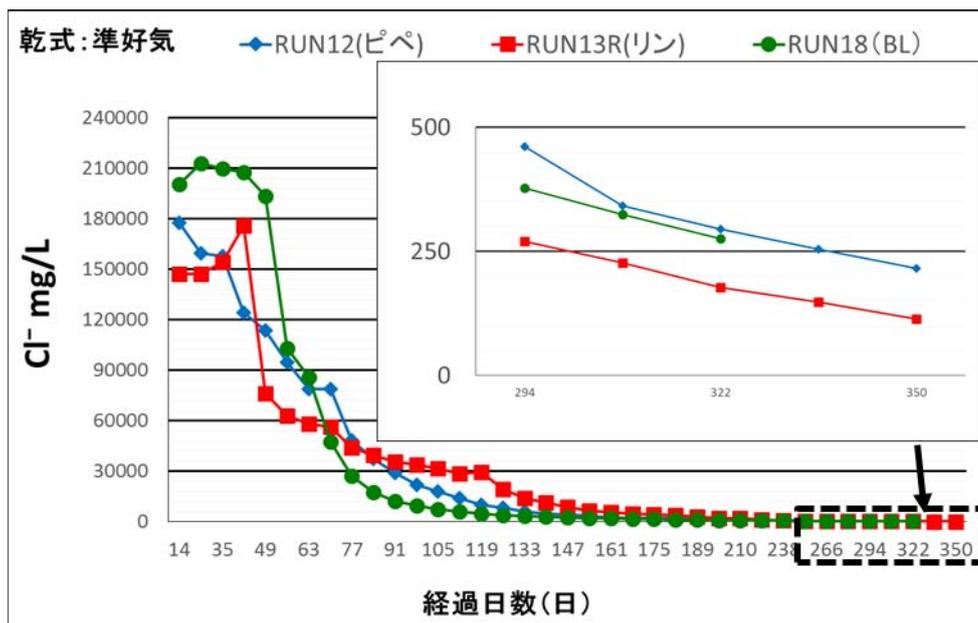


図 4-52 浸出水中の  $\text{Cl}^-$  の経日変化(重曹、準好気性)

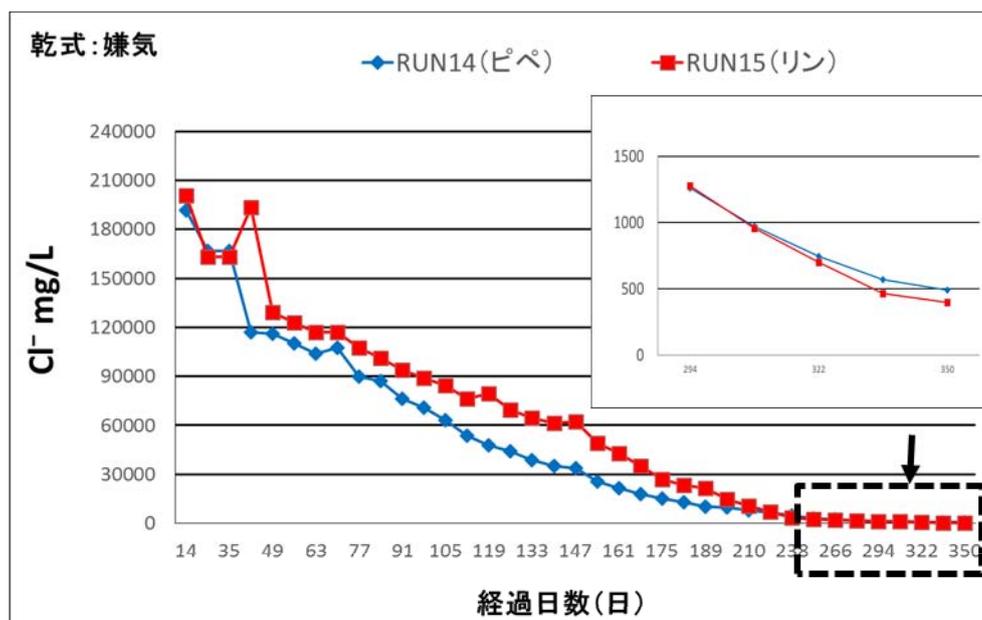


図 4-53 浸出水中の  $\text{Cl}^-$  の経日変化 (重曹、嫌気性)

図 4-54～図 4-55 は排ガス処理に水酸化ドロマイトを用いた焼却残渣の  $\text{Cl}^-$  について経過日数のグラフを示した。RUN19 と RUN20 は乾式(ドロマイト)排ガス処理飛灰を添加し、準好気性を模擬したライシメータに充填したものである。RUN19 はピペラジン、RUN20 は無機リン系を添加したものである。RUN21 と RUN22 は乾式(ドロマイト)排ガス処理飛灰を添加し、嫌気性を模擬したライシメータに充填したものである。RUN21 は有機キレート剤ピペラジンを添加し、RUN22 は無機リン系を添加したものである。RUN23 は乾式(ナトリウム)排ガス処理飛灰を添加したブランクである。RUN19～RUN23 の初期濃度は 120,000 mg/L から 190,000 mg/L であった、塩分は水に溶解しやすい特徴があるため、塩素の洗い出しが進んでいる。210 日目に、準好気ライシメーターを使用した焼却残渣は 3,600～16,500 mg/L であり、嫌気性ライシメーターを使用した焼却残渣は 8000～16,000 mg/L であった。

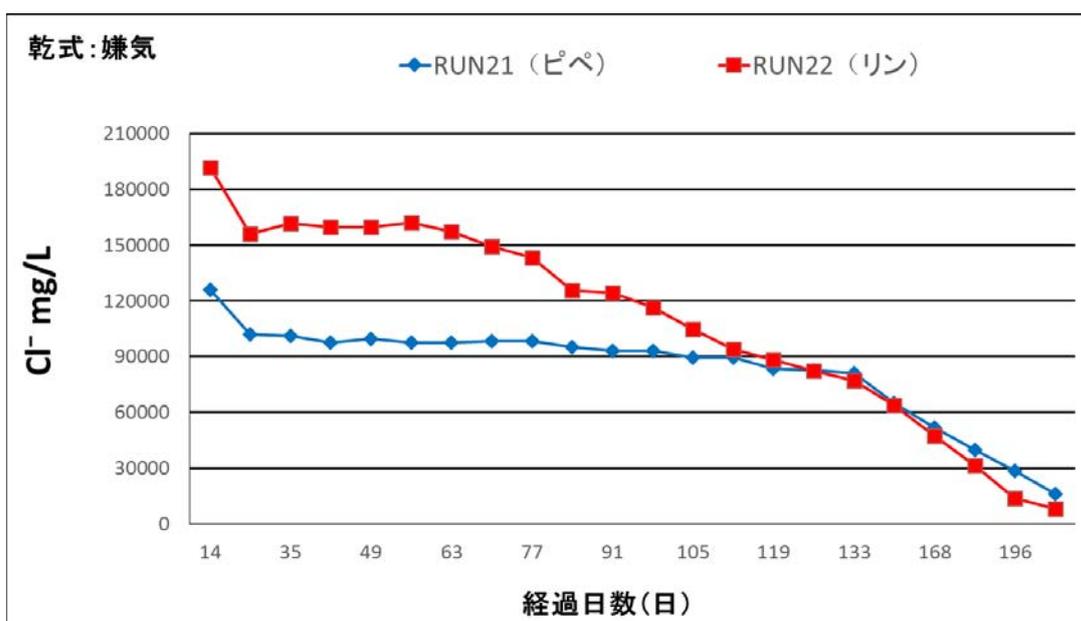


図 4-54 浸出水中の  $\text{Cl}^-$  の経日変化 (水酸化ドロマイト、準好気性)

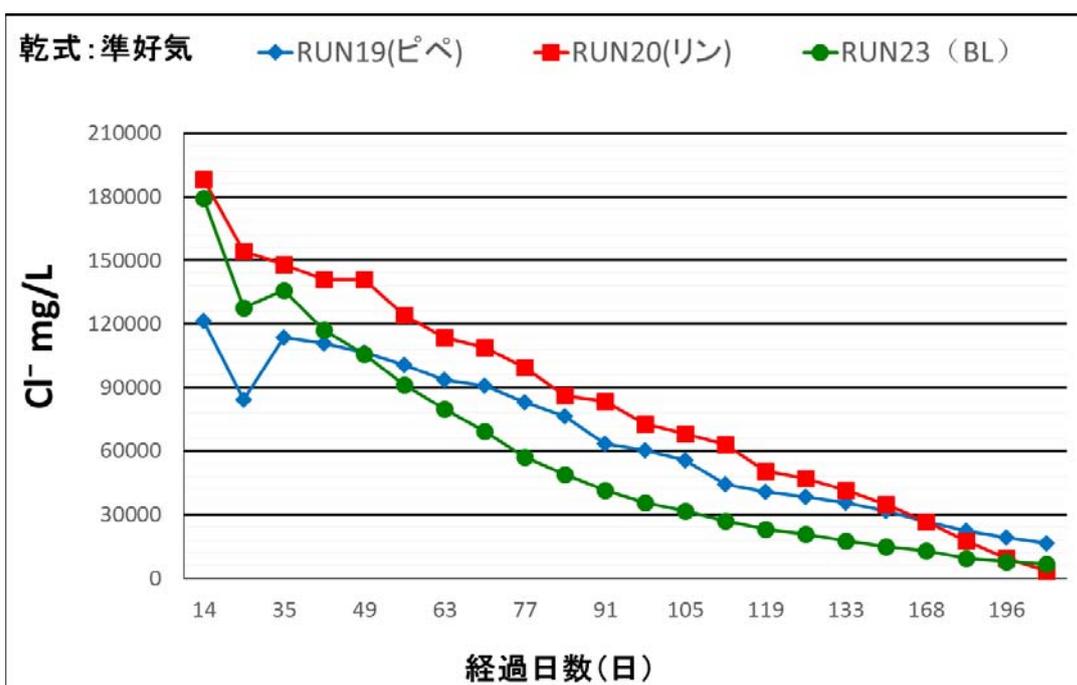


図 4-55 浸出水中の  $\text{Cl}^-$  の経日変化 (水酸化ドロマイト、嫌気性)

## Ca、Ca<sup>2+</sup>

図 4-56 ～図 4-59 に高反応型石灰を排ガス処理に使用している焼却残渣の Ca<sup>2+</sup>の経日変化を示した。  
 図 4-56 の準好気性埋立構造では初期濃度は 35,000mg/L と高濃度であるが、散水後、300 日経過後には 1,500～500mg/L に低減化した。図 4-57 の嫌気性では初期濃度 33,000～40,000mg/L とさらに高濃度で、300 日経過後は 300～700mg/L であった。

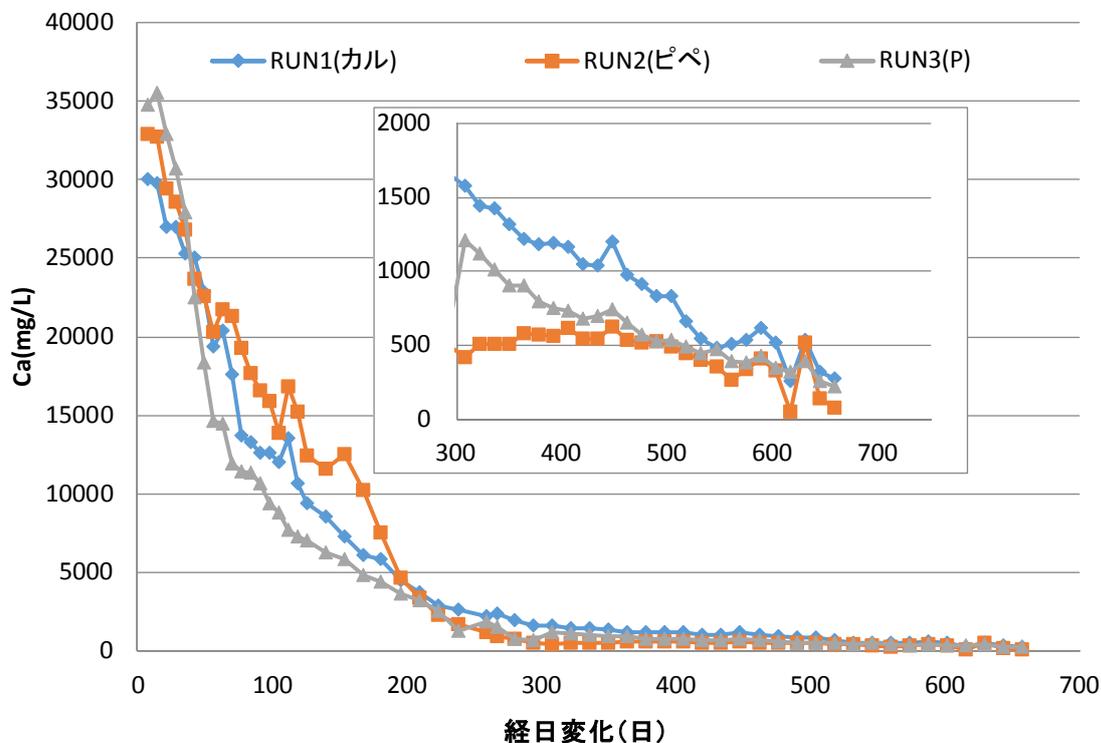


図 4-56 浸出水中の Ca<sup>2+</sup>の経日変化（乾式 Ca、準好気性）

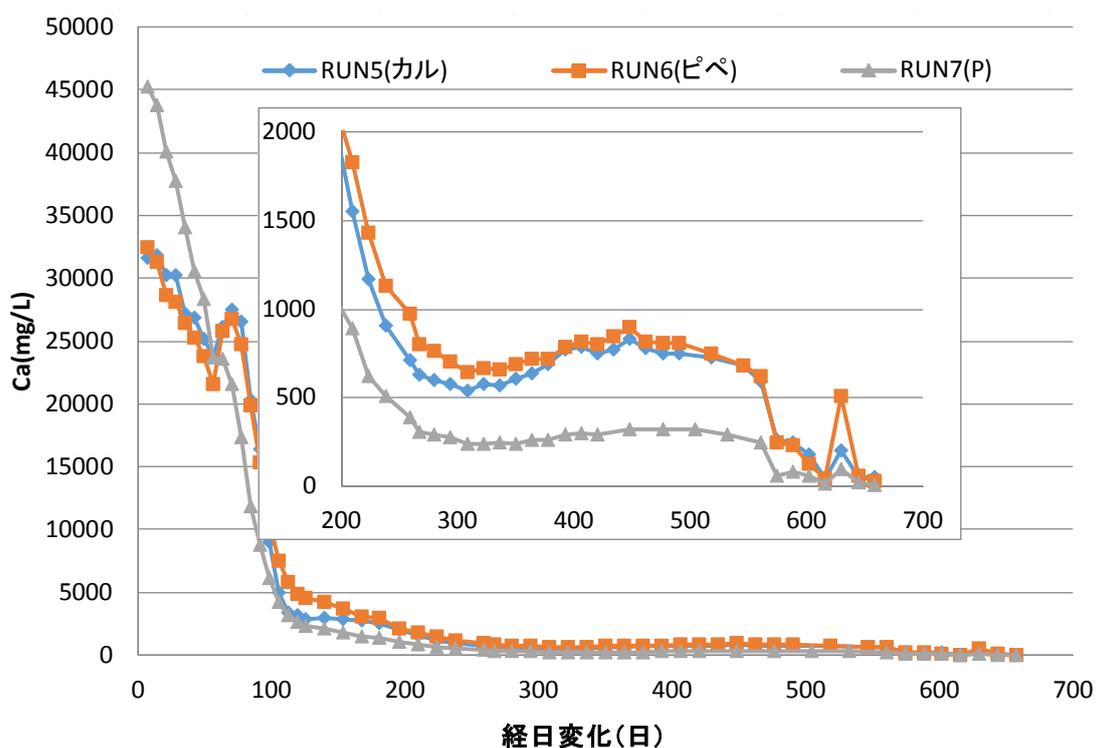


図 4-57 浸出水中の Ca<sup>2+</sup>の経日変化（乾式 Ca、嫌気性）

図 4-58 に埋立構造の比較図を示した。また図 4-59 に湿式、準好気性の経日変化を示した。

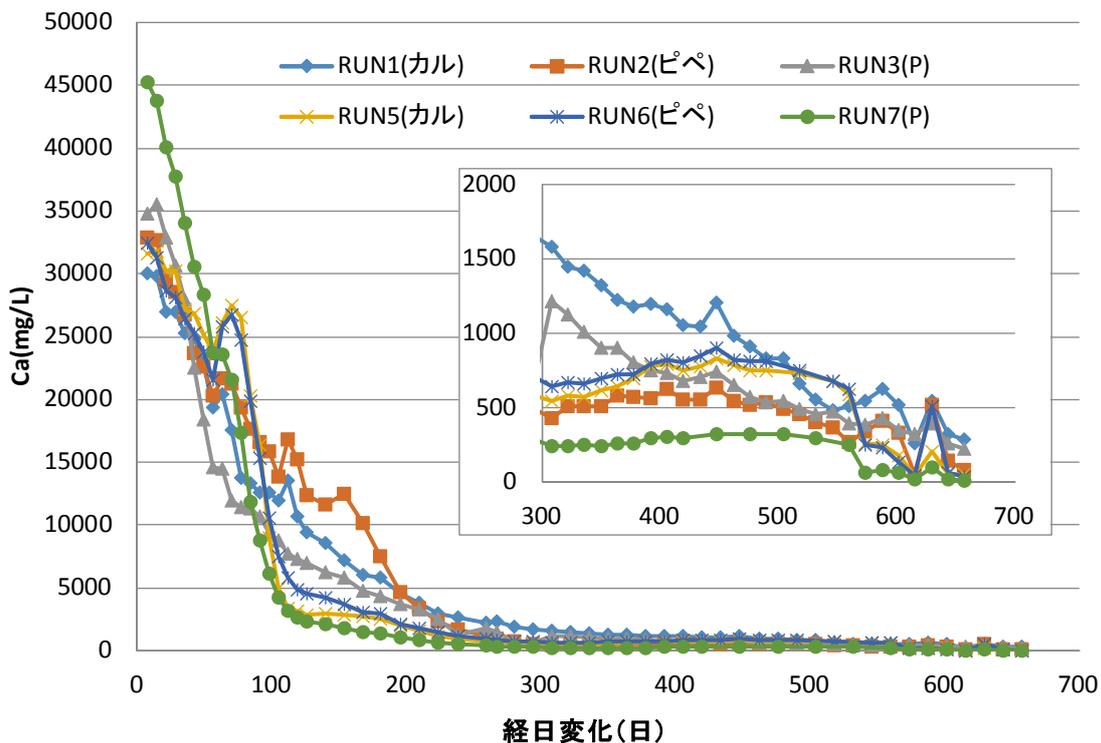


図 4-58 浸出水中の  $\text{Ca}^{2+}$  の経日変化（乾式 Ca、準好気性と嫌気性）

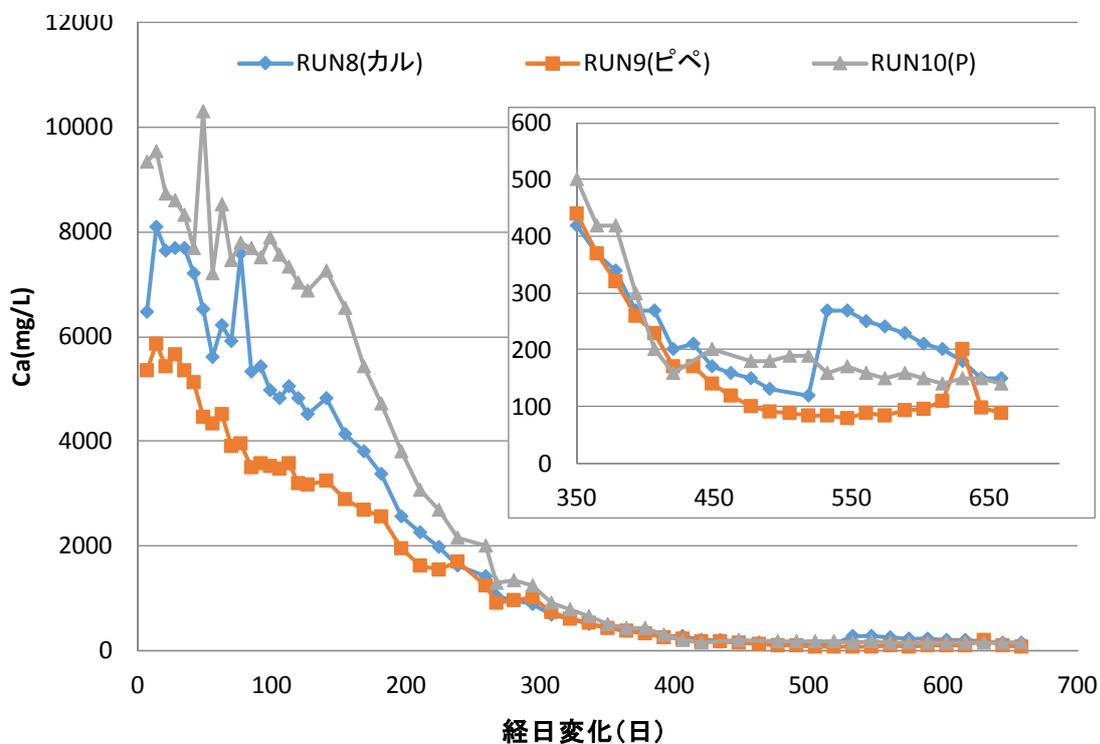


図 4-59 浸出水中の  $\text{Ca}^{2+}$  の経日変化（湿式、準好気性）

図 4-60 ～図 4-62 に重曹を排ガス処理に使用している焼却残渣の  $\text{Ca}^{2+}$  の経日変化を示した。  
 図 4-60 の準好気性埋立構造では初期濃度は 200～700mg/L と低濃度であり、散水後、100 日経過後には 20mg/L 以下に低減化した。図 4-61 の嫌気性では初期濃度はやや高い程度であるが 100 日後は低減が遅く、100～250mg/L であった。図 4-62 に埋立構造の比較図を示した。

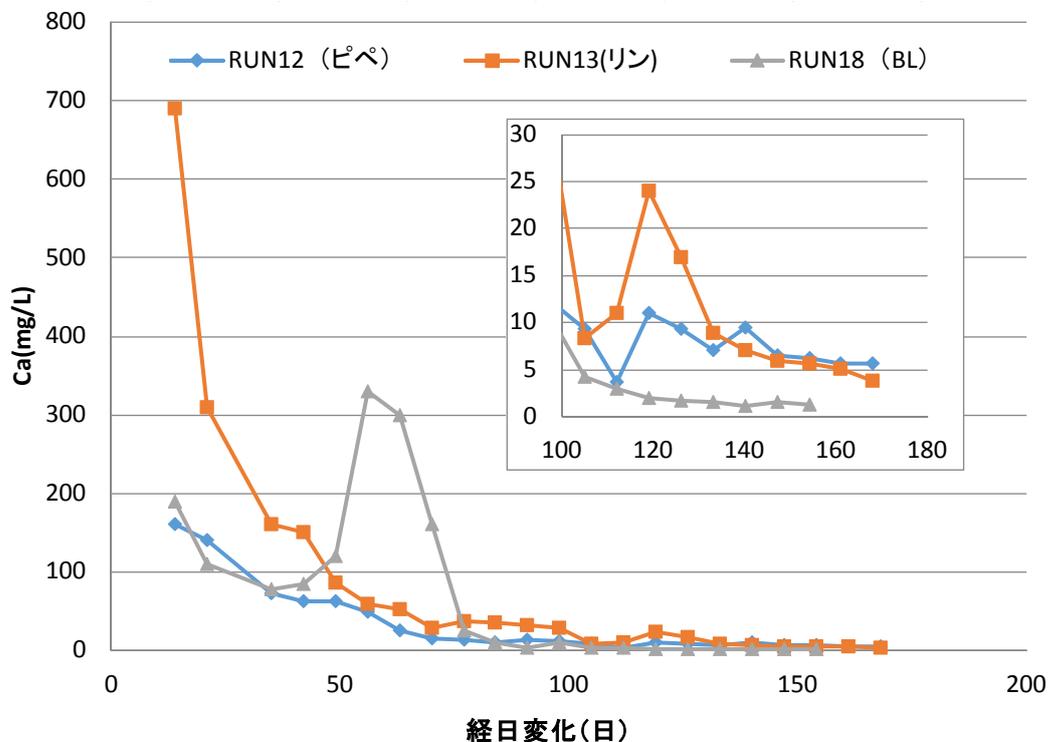


図 4-60 浸出水中の  $\text{Ca}^{2+}$  の経日変化（重曹、準好気性）

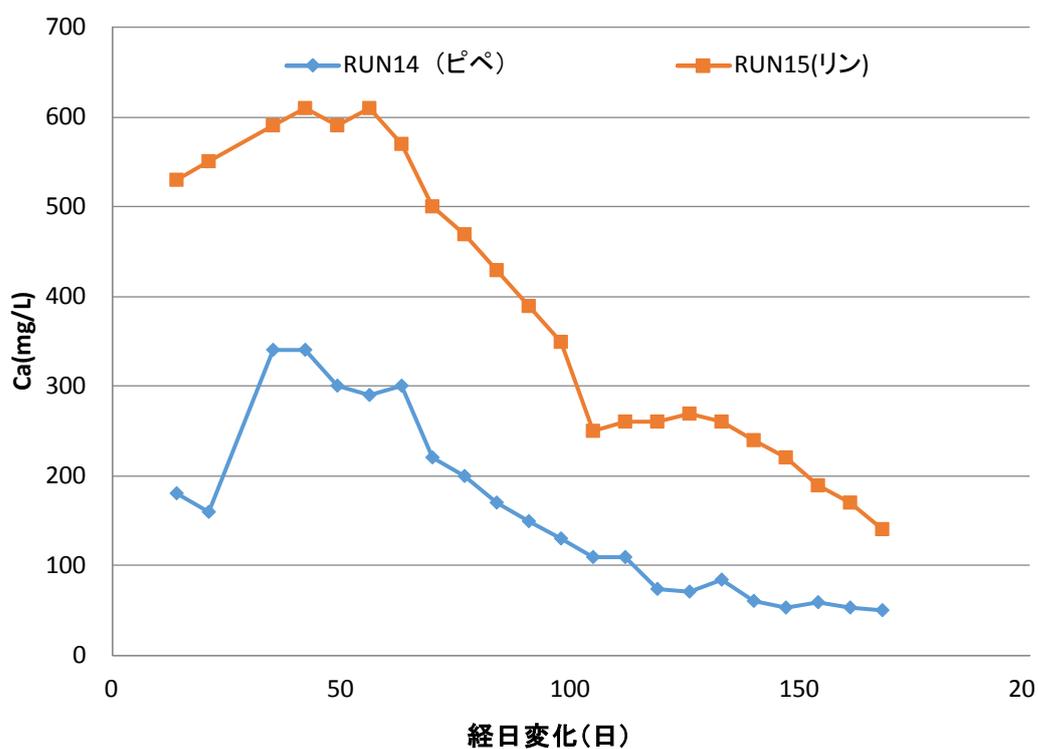


図 4-61 浸出水中の  $\text{Ca}^{2+}$  の経日変化（重曹、嫌気性）

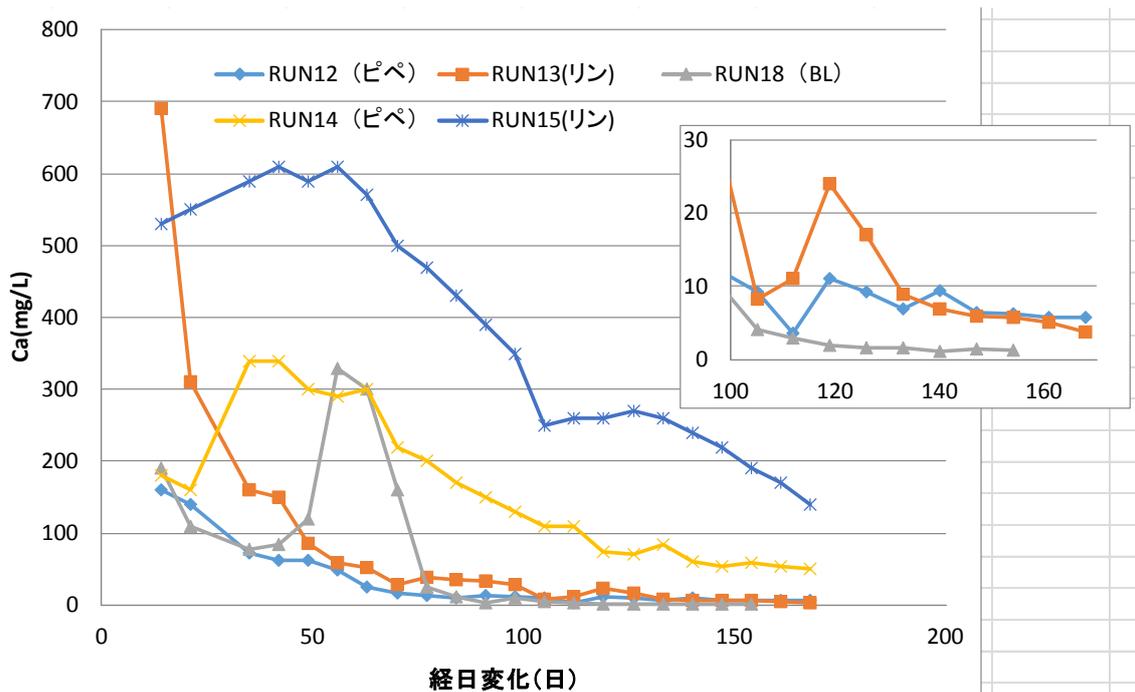


図 4-62 浸出水中の Ca<sup>2+</sup>の経日変化 (重曹、準好気性、嫌気性)

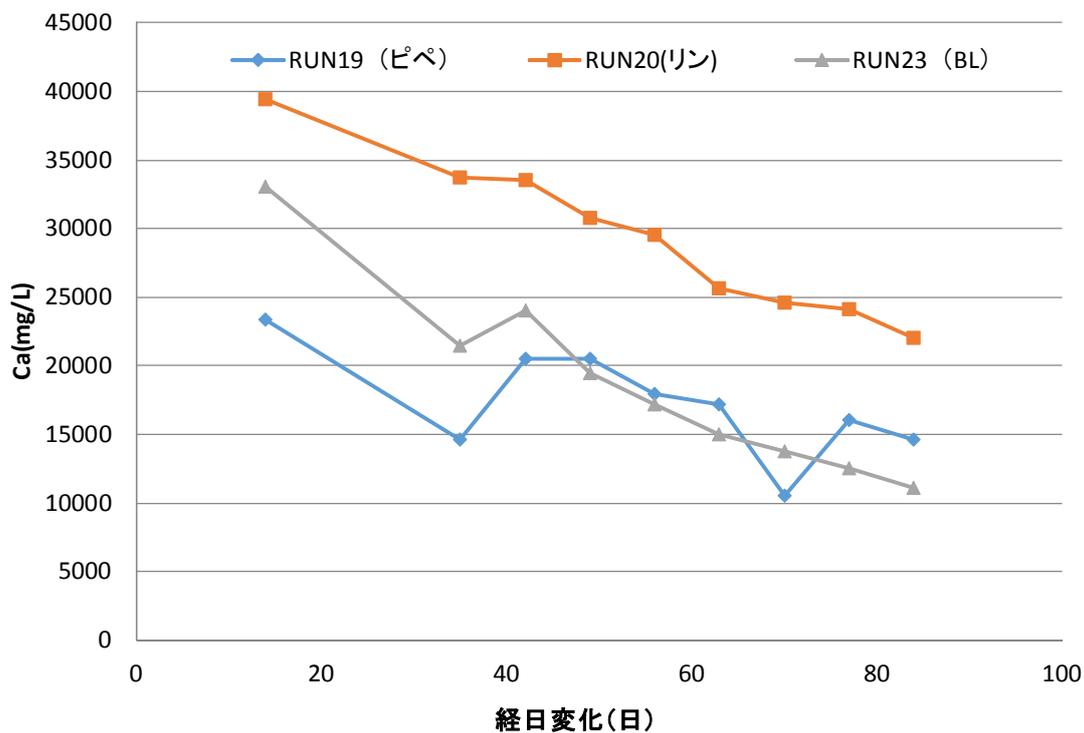


図 4-63 浸出水中の Ca<sup>2+</sup>の経日変化 (水酸化ドロマイト、準好気性)

図 4-63 ～図 4-65 に水酸化ドロマイトを排ガス処理に使用している焼却残渣の  $\text{Ca}^{2+}$  の経日変化を示した。  
 図 4-63 の準好気性埋立構造では初期濃度は 23,000～40,000mg/L と高濃度であり、散水後、80 日経過後には 10,000～20,000mg/L 以下に低減化した。図 4-64 の嫌気性では初期濃度は準好気性と同程度であるが 80 日後は低減が遅く、16,000～31,000mg/L であった。図 4-65 に埋立構造の比較図を示した。

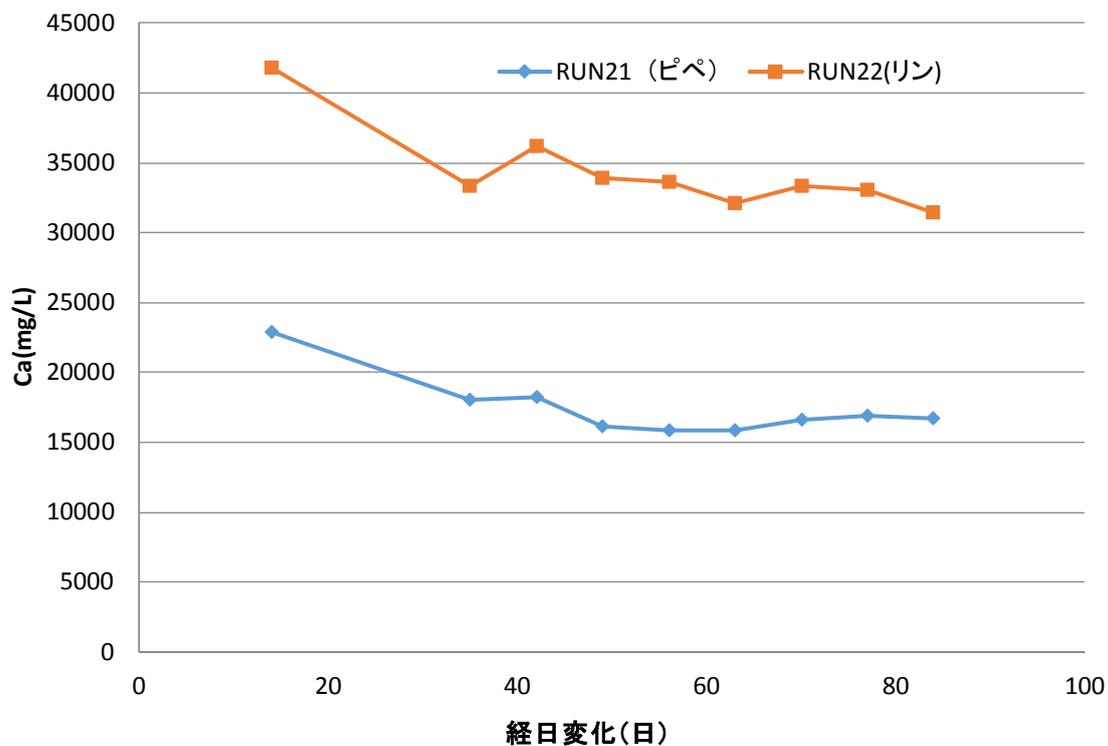


図 4-64 浸出水中の  $\text{Ca}^{2+}$  の経日変化（水酸化ドロマイト、嫌気性）

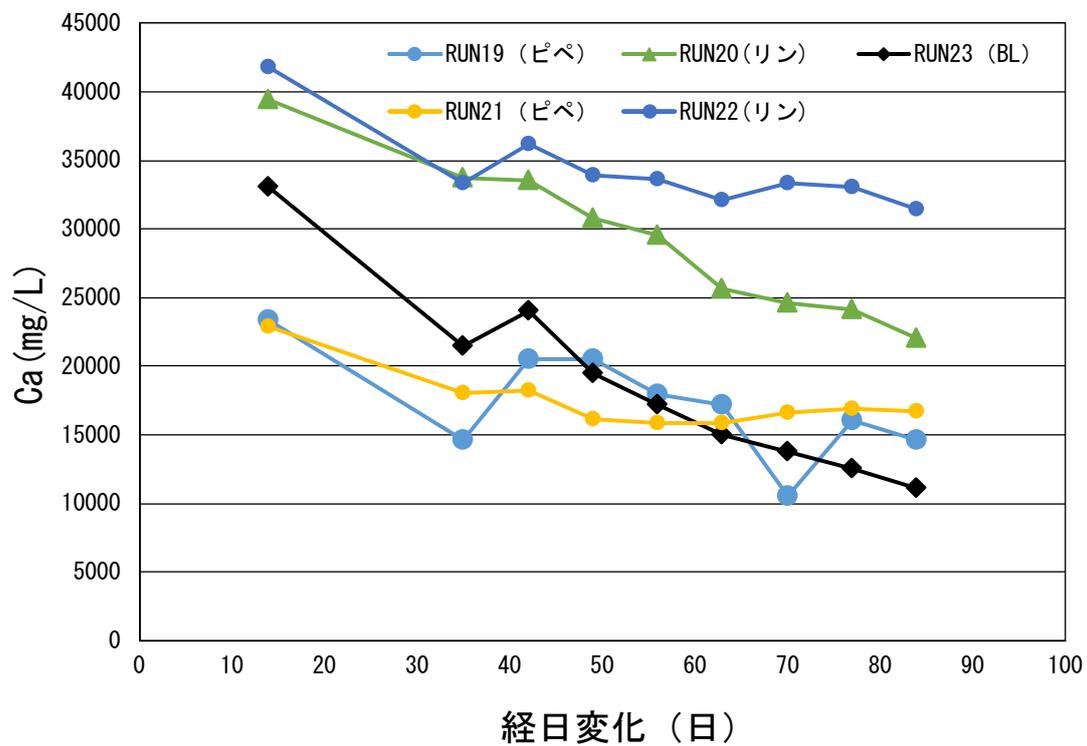


図 4-65 浸出水中の  $\text{Ca}^{2+}$  の経日変化 (水酸化ドロマイト、準好気性、嫌気性)

## キ、残存キレート

図 4-66 ～図 4-69 に高反応石灰による排ガス処理焼却施設から排出された焼却残渣からの浸出水中の残存キレートの経日変化を示した。図 4-66 の準好気性埋立構造では初期濃度は 300～750mg/L と高濃度であり、散水後、280 日経過後には定量限界の 10mg/L 以下に低減化した。図 4-67 の嫌気性では初期濃度は 5,000～8,000mg/L 準好気性よりさらに高濃度であるが 400 日経過後も 150～250mg/L と高濃度ある。図 4-68 に埋立構造の比較図を示した。

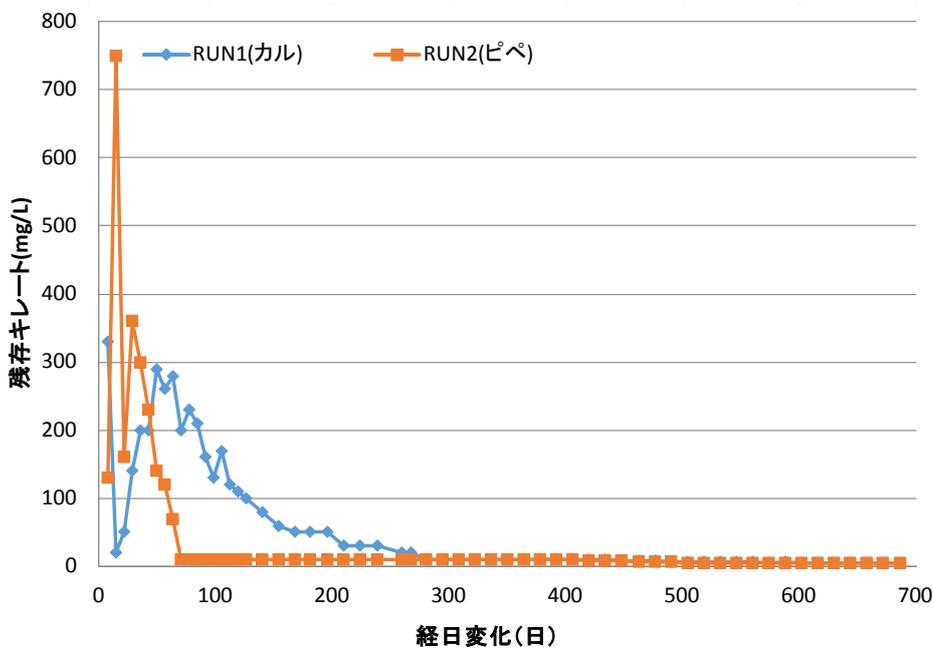


図 4-66 浸出水中の残存キレートの経日変化（乾式 Ca、準好気性）

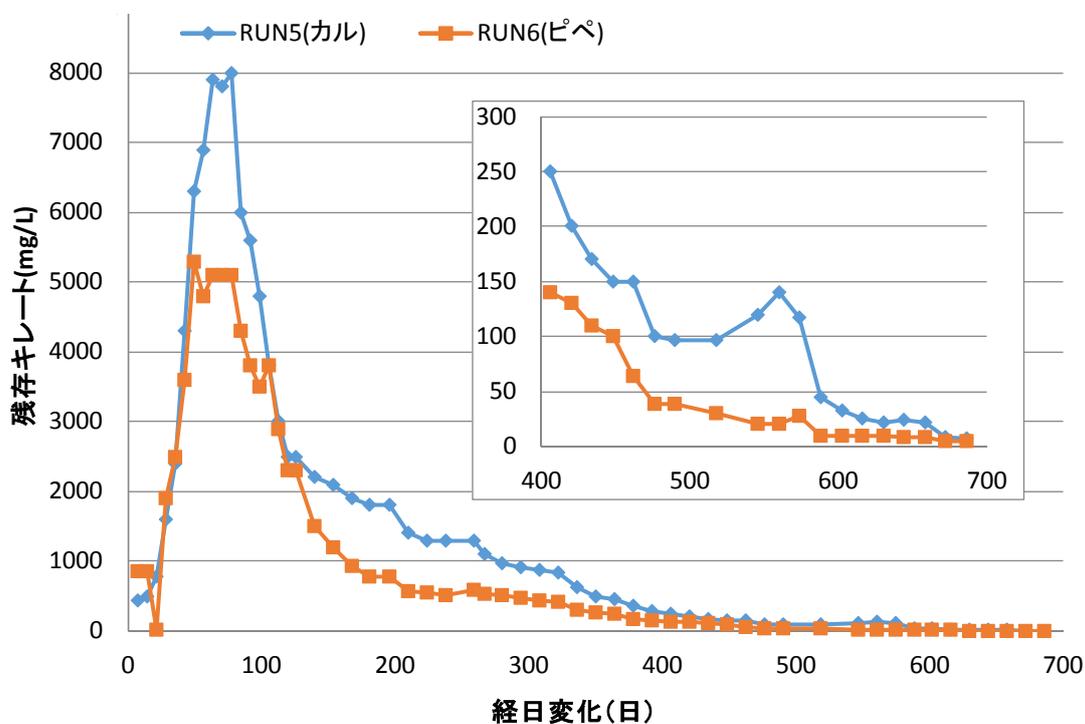


図 4-67 浸出水中の残存キレートの経日変化（乾式 Ca、嫌気性）

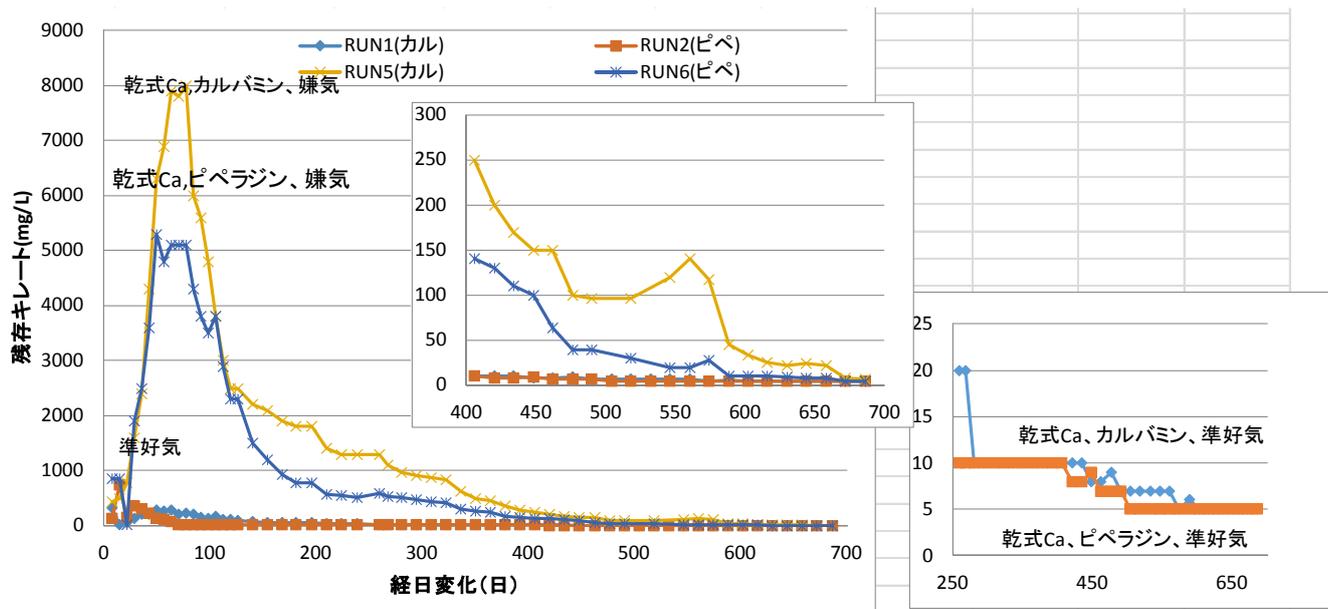


図 4-68 浸出水中の残存キレートの経日変化（乾式 Ca 準好気性、嫌気性）

図 4-69 には湿式による排ガス処理焼却施設から排出された焼却残渣からの浸出水中の残存キレートの経日変化を示した。図より湿式の場合はカルバミンでは初期濃度で 20mg/L、ピペラジンでは 10mg/L 以下であった。400 日以降 10mg/L の表記があるのは、分析精度向上により、定量限界を 5 mg/L 以下にできたことによる。ピペラジンの場合は定量限界以下であった。

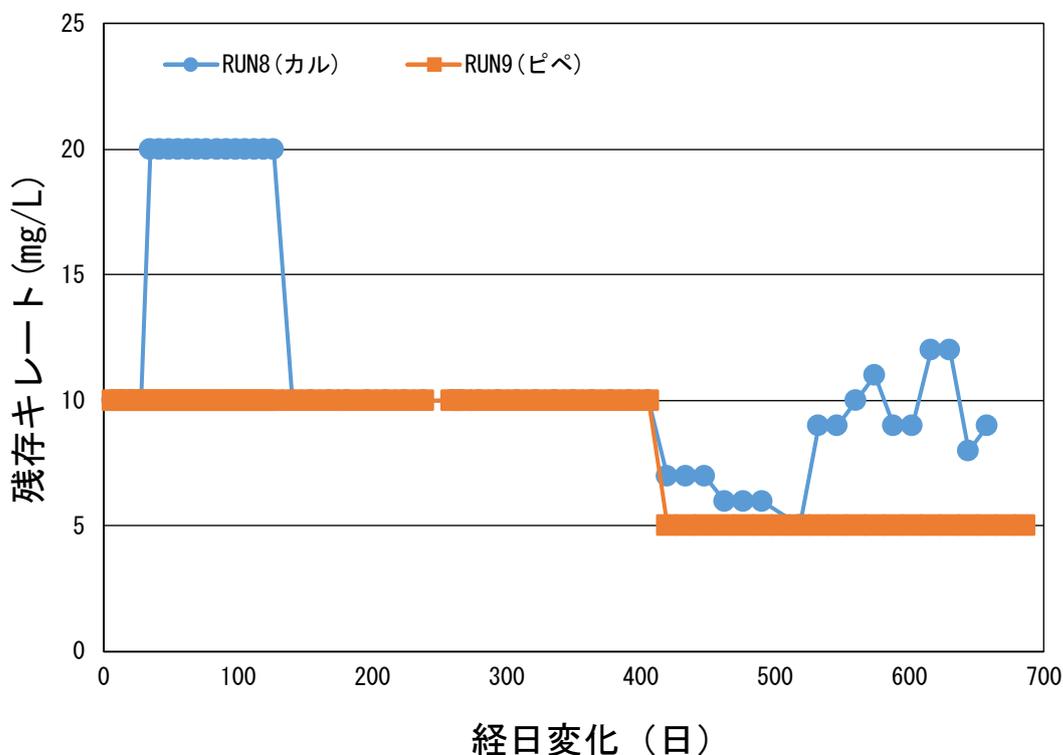


図 4-69 浸出水中の残存キレートの経日変化（湿式、準好気性）

図 4-70～図 4-72 に重曹を排ガス処理に使用している焼却残渣の残存キレートを経日変化を示した。

図 4-70 の準好気性埋立構造では初期濃度は 400mg/L と低濃度であり、散水後、100 日経過後には 80mg/L 以下に低減化した。図 4-71 の嫌気性では初期濃度は 800mg/L と高濃度でありさらに上昇し、130 日目には 1,500mg/L まで上昇した。その後は低減化に転じた。図 4-72 に埋立構造の比較図を示した。

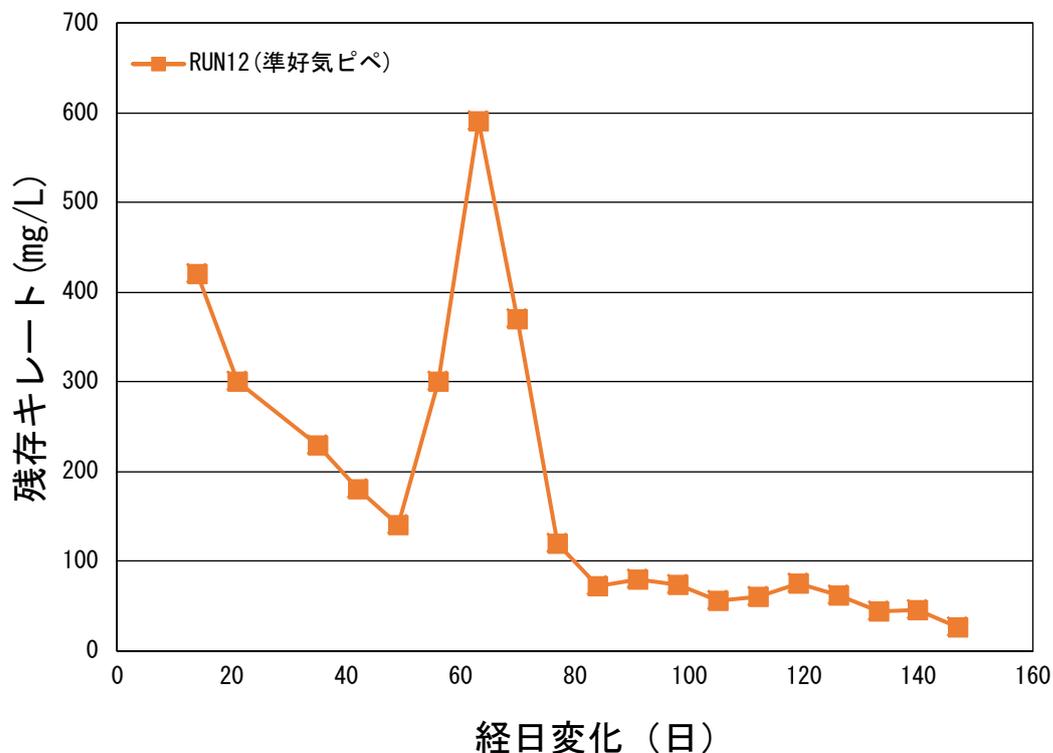


図 4-70 浸出水中の残存キレートの経日変化（重曹、準好気性）

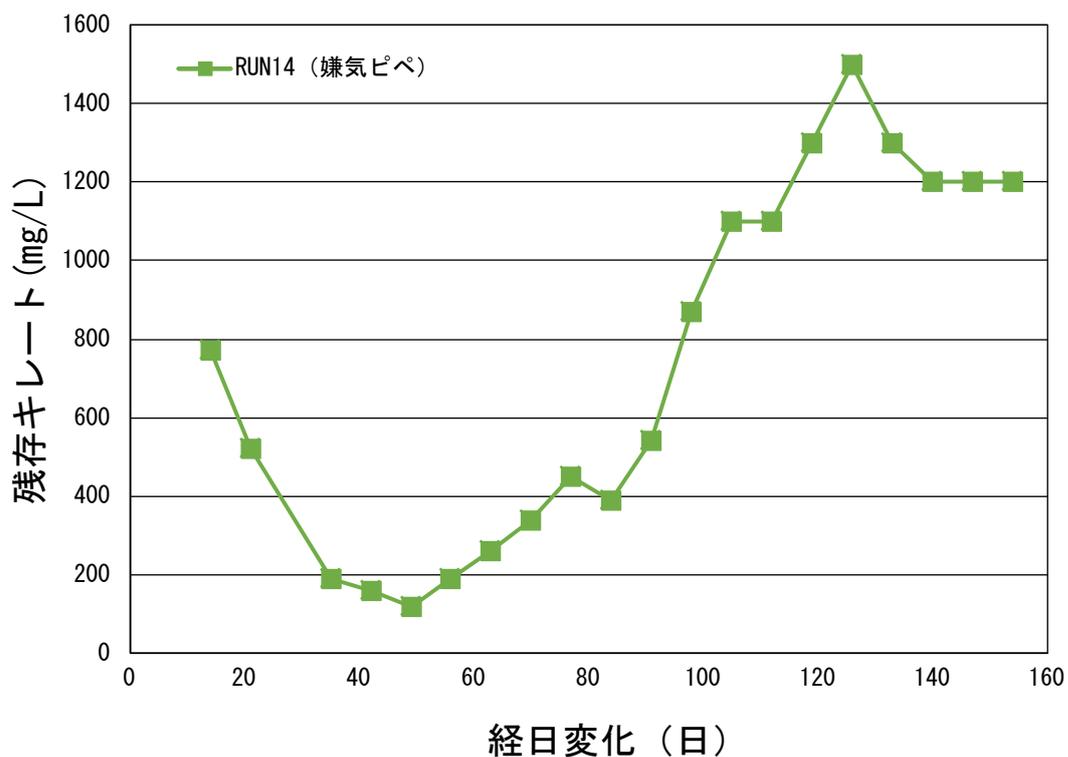


図 4-71 浸出水中の残存キレートの経日変化（重曹、嫌気性）

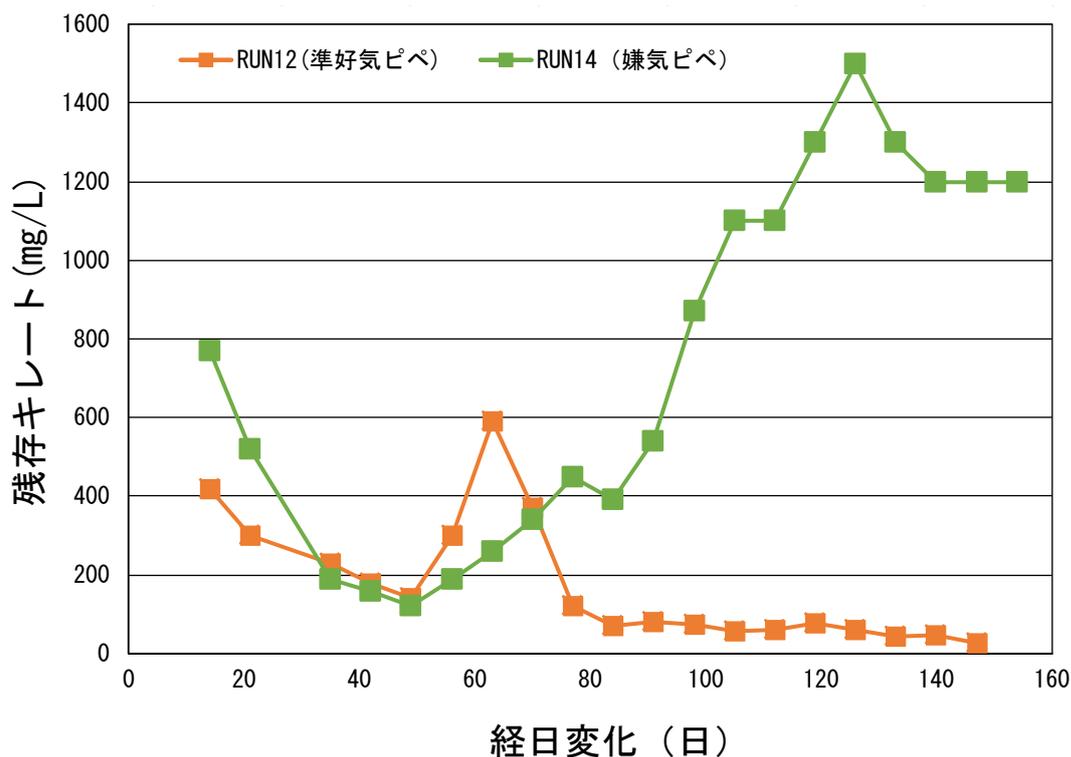


図 4-72 浸出水中の残存キレートの経日変化（重曹、準好気、嫌気性）

図 4-73～図 4-75 に水酸化ドロマイトを排ガス処理に使用している焼却残渣からの浸出水中の残存キレートの経日変化を示した。図 4-73 の準好気性埋立構造では初期濃度は 18mg/L と低濃度であり、散水後、130 日経過後には 6 mg/L 以下に低減化した。図 4-74 の嫌気性では初期濃度は準好気性よりも低いが高濃度の傾向は見られなかった。図 4-75 に埋立構造の比較を示した。

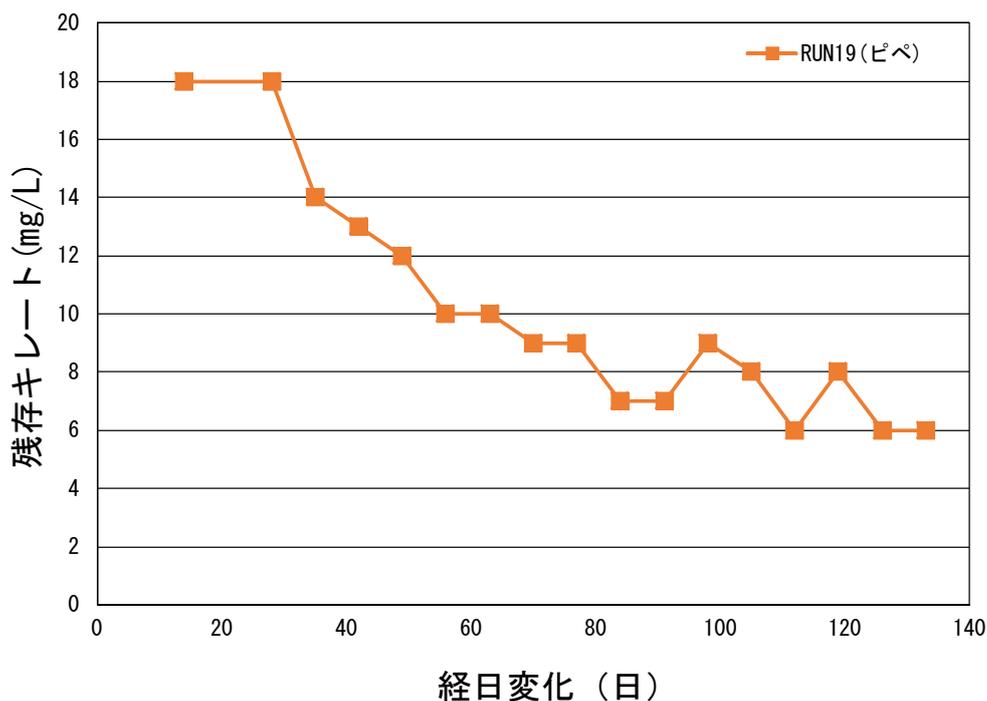


図 4-73 浸出水中の残存キレートの経日変化（水酸化ドロマイト、準好気）

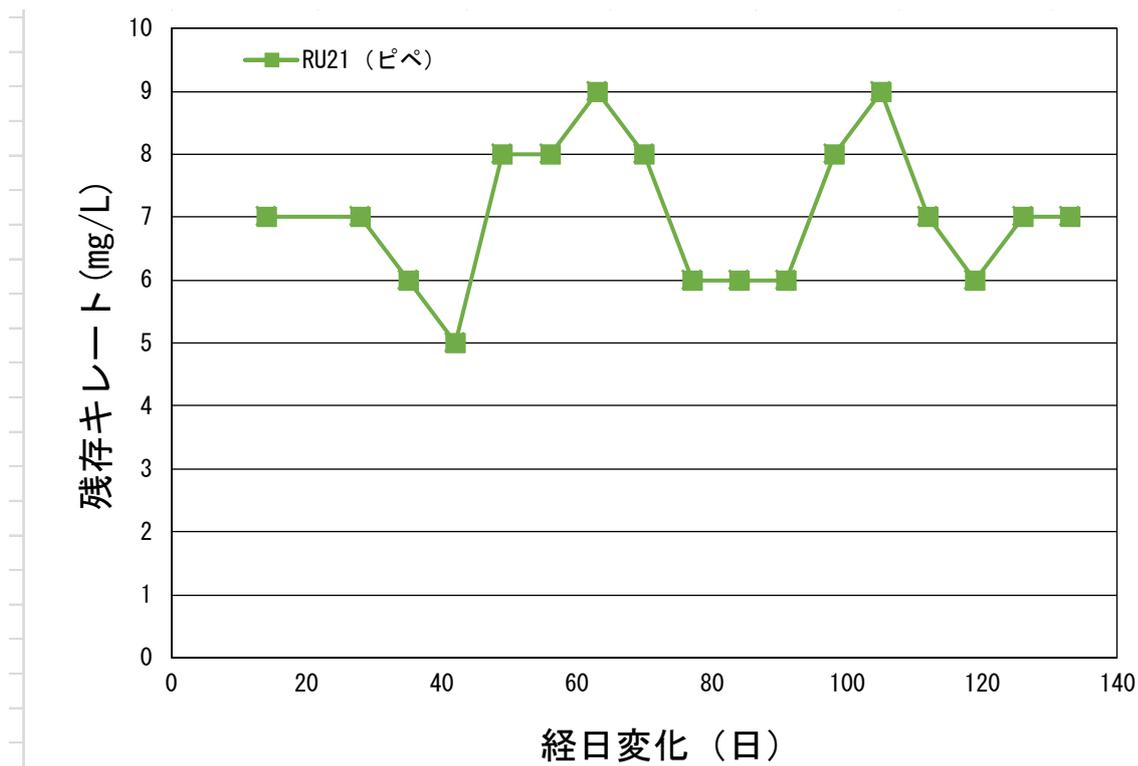


図 4-74 浸出水中の残存キレートの経日変化 (水酸化ドロマイト、嫌気性)

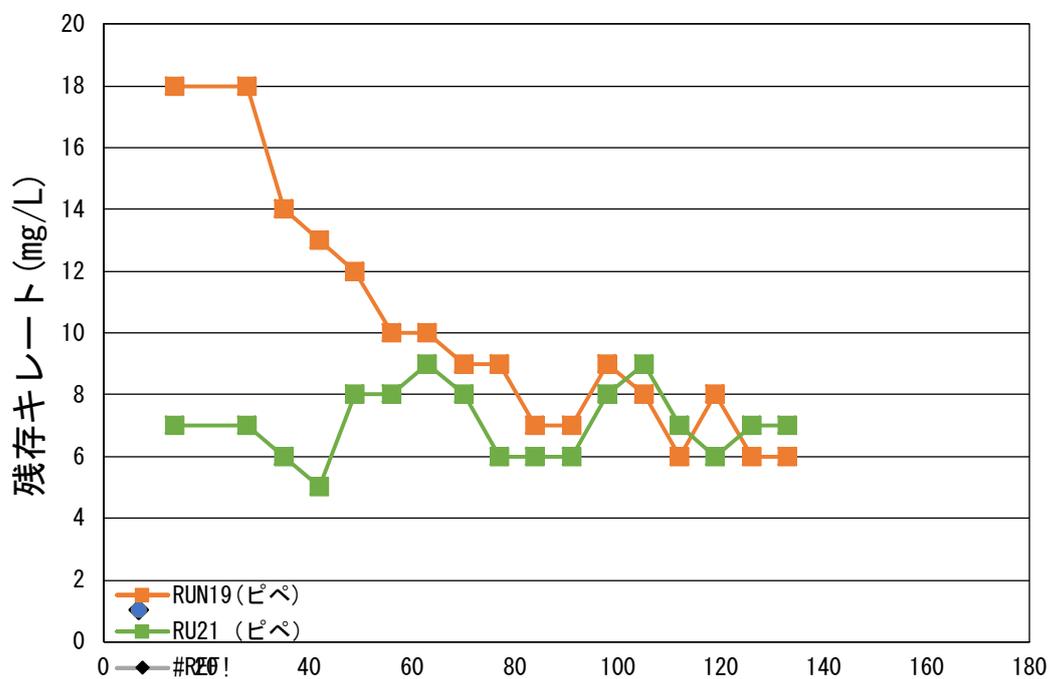


図 4-75 浸出水中の残存キレートの経日変化 (水酸化ドロマイト、準好気性、嫌気性)

## 5) 残存キレート分解実験

残存有機系キレート剤の硝化阻害作用を改善するため、キレート剤（ジチオカルバミン酸系及びピペラジン系）の化学結合の分断を目的とし、空気酸化を含め過酸化水素、オゾンの各酸化剤を使用した化学分解処理について検討を行った。

実験は、各キレート物質と各酸化剤の化学反応当量をビーカー試験により求めた後、促進酸化法による化学分解処理を実施した。なお、各実験については、過酸化水素水による酸化分解では、一定量のキレート剤濃度に対して適量（50～150mg）を加え24時間静置後、各分析項目について定量試験を実施した。また、空気、オゾンガスによる酸化分解については、試料10Lに対して60分間の連続試験を実施し、各時間での試料についてそれぞれ定量試験をおこなった。促進酸化については実験開始時に過酸化水素の適量を添加後、空気、オゾン同様に試験を実施した。

### ①空気酸化

空気酸化による酸化分解実験の結果を図4-76に示す。試験結果から、空気酸化（5L/min）によるキレート剤の分解効果は、ジチオカルバミン酸系及びピペラジン系の各キレート剤に対して認められなかった。またCODの低減化も認められなかった。

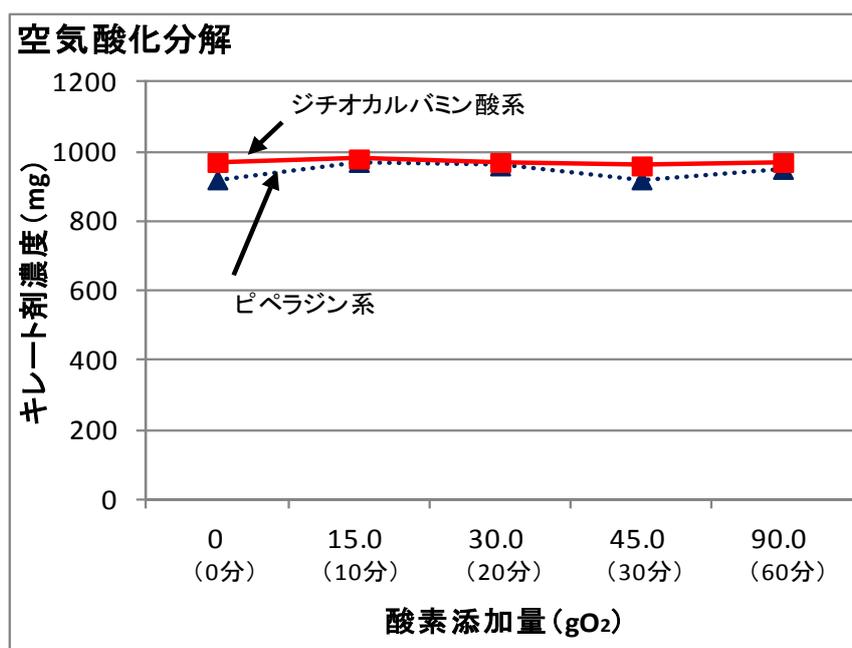


図4-76 空気酸化によるキレート分解

## ②過酸化水素水

過酸化水素水によるキレート剤分解実験は図 4-77 に示すとおりである。各キレート剤との酸化分解における反応当量の平均値は、ジチオカルバミン酸系キレート剤で約 6.8mg/mg、ピペラジン系では約 5.9mg/mg となっている。また、過酸化水素水 50mg/L 添加での反応当量は 11.6mg/mg 及び 8.6mg/mg となっており、添加量が増加するにつれ反応当量は低下する傾向を示した。COD 成分については、カルバミン系で  $COD_{Mn}$  は添加量に対する濃度の直線的な減少が推察されたが、 $COD_{Cr}$  は増加する傾向を示した。ピペラジン系では少ない酸化剤量で早期に  $COD_{Mn}$  に低分子化され、増加した  $COD_{Mn}$  は添加量が増加すると伴に増加した  $COD_{Mn}$  も減少した。以上のことから、過酸化水素水によるキレート成分、COD 成分の酸化分解は、ピペラジン系に対して効果が高いことが示唆された。

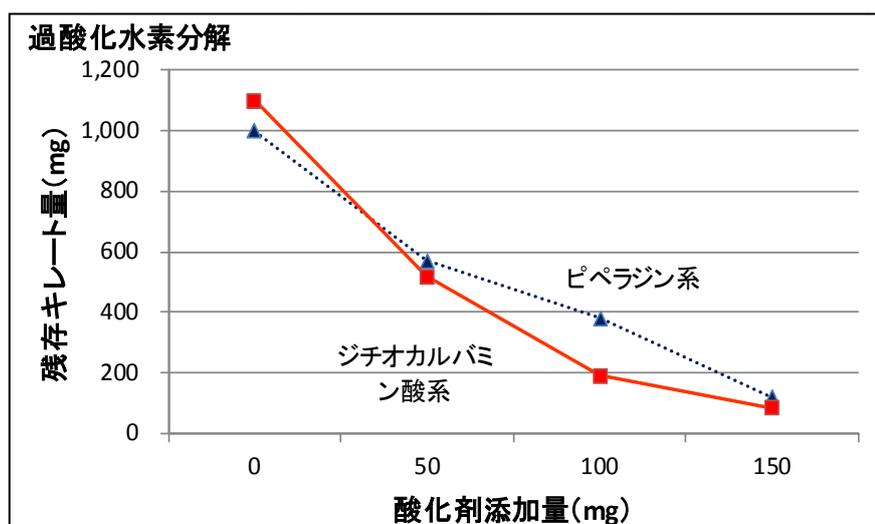


図 4-77 過酸化水素によるキレート分解

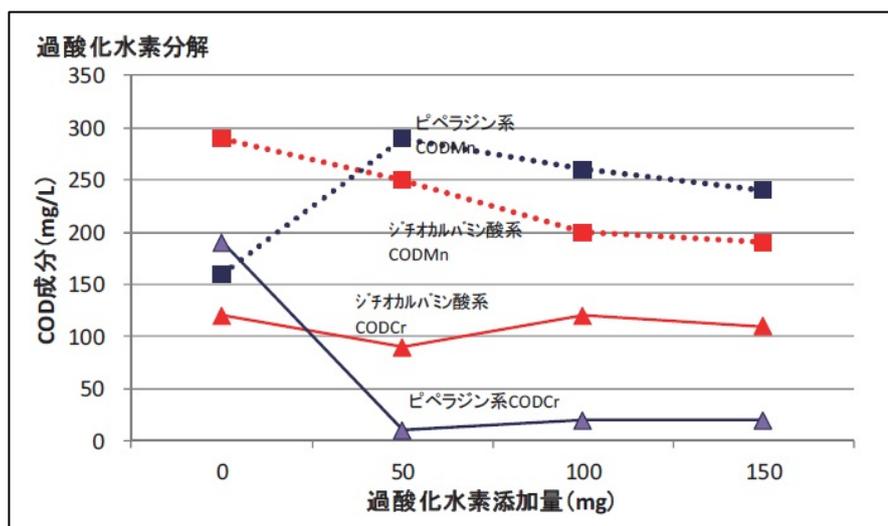


図 4-78 過酸化水素による COD 分解

### ③オゾン酸化

オゾンガスによる酸化分解 ( $14.2\text{g}/\text{m}^3 \times 2\text{L}/\text{min}$ ) では、酸化分解処理 (60min) に於ける各キレート剤の反応当量は、ジチオカルバミン酸系キレート剤で約  $0.55\text{mg}/\text{mg}$ 、ピペラジン系では約  $0.56\text{mg}/\text{mg}$  となっている (図 4-79 参照)。初期反応では、それぞれ  $1.32\text{mg}/\text{mg}$  及び  $2.57\text{mg}/\text{mg}$  となっており、過酸化水素水同様に初期反応効率は高く、処理反応が進むにつれ反応当量は低下する結果となっている。実験結果を図-3 に示す COD 成分では、過酸化水素水による酸化分解同様に、カルバミン系では  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  は初期に減少するが、酸化分解過程において一端増加する傾向を示した。ピペラジン系では  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  の分解は初期に  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  へと分解され、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$  濃度は増加するものの、以降、減少する傾向を示した。これらの関係は、過酸化水素水による酸化分解と非常に類似する傾向となっている。

通常、酸化還元電位は過酸化水素水 (1.77V) に比べ、オゾン (2.07V) の方が高いが、今回は実験結果に示すように、過酸化水素水に優位性が認められた。この原因として、実験に用いたオゾン溶解器の溶解効率が低いことが原因と考えられる。

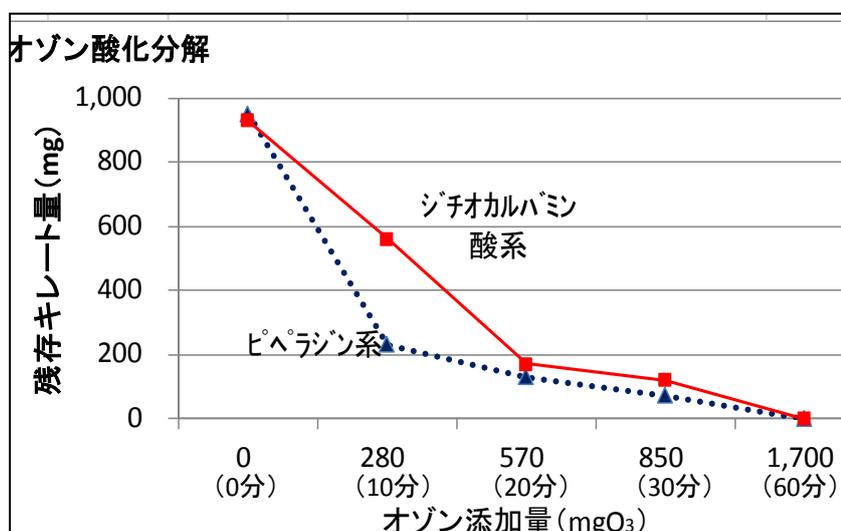


図 4-79 オゾンによるキレート分解

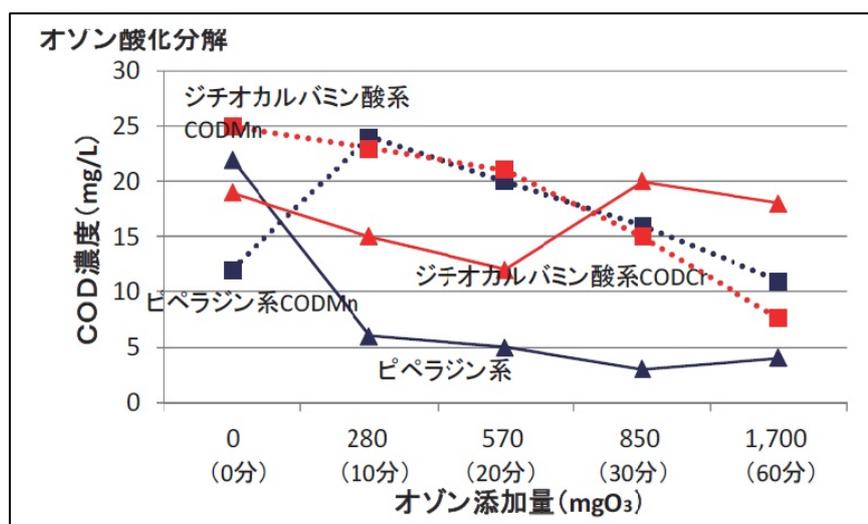


図 4-80 オゾンによる COD 分解

#### ④促進酸化

上記の結果を踏まえ、各酸化剤の反応効率を高める方法として、促進酸化法による有機系キレート剤の分解実験を実施した。試験結果から、各キレート剤の反応当量はジチオカルバミン酸系キレート剤で約 0.48mg/mg、ピペラジン系では約 0.48mg/mg となり、初期反応当量では 1.44mg/mg 及び 1.51mg/mg となっている。酸化剤の添加量で見ると、過酸化水素、オゾンの単体に劣るものの、キレート剤分解速度は最も早い結果となっている。反応初期での 10 分間処理に於ける各キレート剤の分解率は、オゾン単体ではジチオカルバミン酸系で約 40%、ピペラジン系では約 76% に対し、促進酸化法では 82% 及び 86% となっている。また、ジチオカルバミン酸系では約 2 倍、ピペラジン系では約 1.1 倍の速度で各キレート剤の分解を達成している（図 4-81 参照）。

COD 成分では過酸化水素、オゾン同様にピペラジン系では、初期段階にほとんどの COD<sub>Cr</sub> は分解し、COD<sub>Mn</sub> へと低分子化され徐々に減少する傾向を示し、カルバミン系では、COD<sub>Cr</sub> の中間段階における濃度上昇はなく、COD<sub>Mn</sub> とともに減少することが推察されたこの結果から、促進酸化法はキレート剤分解処理において最も効果が方法であると考えられる。よって、今後はオゾンガス溶解効率の高い溶解器を用いて更に効率の高い手法を検討する。カルバミン酸系及びリン系に溶出が確認されたが徐々に減少傾向となっている。

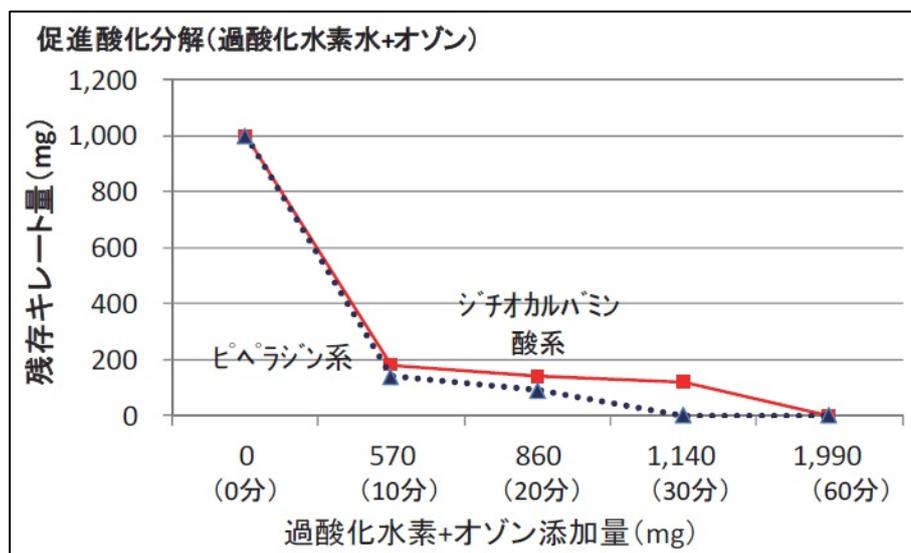


図 4-81 促進酸化によるキレート分解

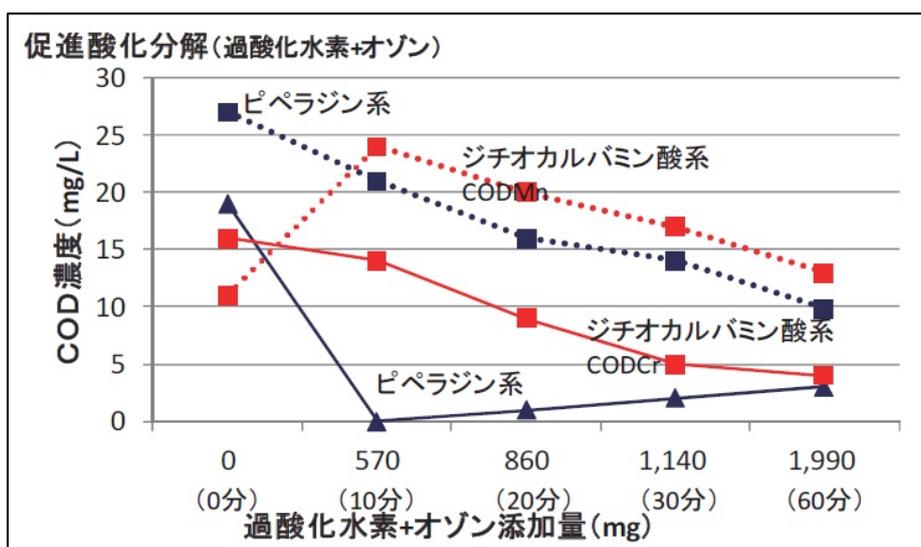


図 4-82 促進酸化による COD 分解

## ⑤まとめ

今回の実験結果より以下のことが確認できた。

- キレート成分の酸化分解処理において、過酸化水素水、オゾンは共に有効な酸化剤であり、この2種類を混合した促進酸化法はより短時間に処理が可能である。
- 各キレート処理飛灰から溶出されるキレート剤濃度については、溶出試験ではジチオカルバミン酸系が高値を示したが、小型ライシメータ試験ではピペラジンが高く、中型ライシメータでも同様にピペラジンが高値を示す結果となっている。また、キレート添加が過剰となると、溶出濃度が上昇するが早期に溶出する可能性が指摘され、未反応キレート剤として生物硝化に影響を及ぼす可能性も高くなると考えられる。

## 6) 細菌叢解析

高アルカリ、高塩類環境下では微生物や細菌の活性は低く、バイオリクター機能は働かないと考えられる。しかし、降水による洗い出しや空気流入による PH、塩類低下とともに、微生物や細菌の活動は活性化し、バイオリクター機能が働く可能性があるため、ライシメーターの浸出水流出に伴う、SS 分あるいは浸出水中の細菌叢解析を行った。サンプリング第 1 回-第 3 回までのシーケンス解析から検出された細菌叢については、微量なものまで含めると、数百種類、数十万リード数に及ぶため、その主要構成細菌に絞りを絞って、各サンプルの主要構成菌叢群の経時的な変化について考察をおこなった。各サンプルの菌叢の変化に共通することとして、第 1 回目と第 2 回目のサンプリングでは、水・土壌・植物など自然界に広く分布しているグラム陰性土壌細菌の *Ralstonia pickettii* が主要な地位を占めていた。しかし経時的に構成細菌が多様化し、第 3 回目のサンプリングでは *Ralstonia pickettii* はほとんど見られなくなり(図 4-83)、代わりに様々な有機化合物を分解する能力があるため、地球上の炭素循環に大きく貢献していると考えられる *Pseudomonas cedrina* がほとんどのサンプルにおいて大部分を占めるようになった(図 4-84)。しかしながら、排ガス処理薬剤が乾式だとキレート剤ピペラジン処理区で、排ガス処理薬剤が湿式だとキレート剤リン処理区で増加量が少なく、各薬剤の組み合わせによって菌叢への影響が変わってくるのが分かった。以上の事より、ほとんどのライシメーター内の有機化合物の分解が活性化され、安定化も促進されているのではないかと考えられ、*Pseudomonas cedrina* の菌叢の変化を捉えることは安定化の指標の一つになり得ると考えられた。また埋立構造が準好気においてのみ pH が 3-9 前後の広い範囲において優れた油脂分解能力 *Raoultella planticola* などが主要な地位を占める傾向が見られた(図 4-85)。この *Raoultella planticola* はキレート剤無しの試験区で最も増加量が多かったが、好気条件下ではキレート剤があっても比較的安定して増加していると考えられた。以上の事より、当初 *Ralstonia pickettii* が大部分を占めていた菌叢が、試験区ごと特徴を持った菌叢に変化したことが分かった。今回実施した土壌の菌叢解析は、今後も継続的に菌叢解析を実施しデータを蓄積することや、安定化後の菌叢を把握することで土壌管理や施設全体の管理の一助になる方法であると考えられた。

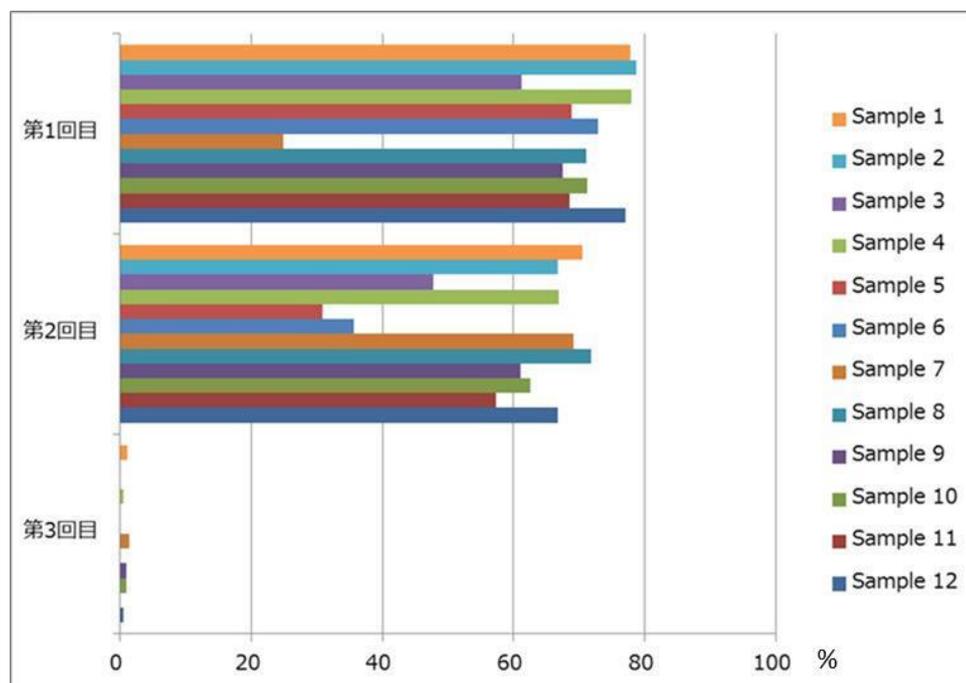


図 4-83 *Ralstonia pickettii* の経時的変化

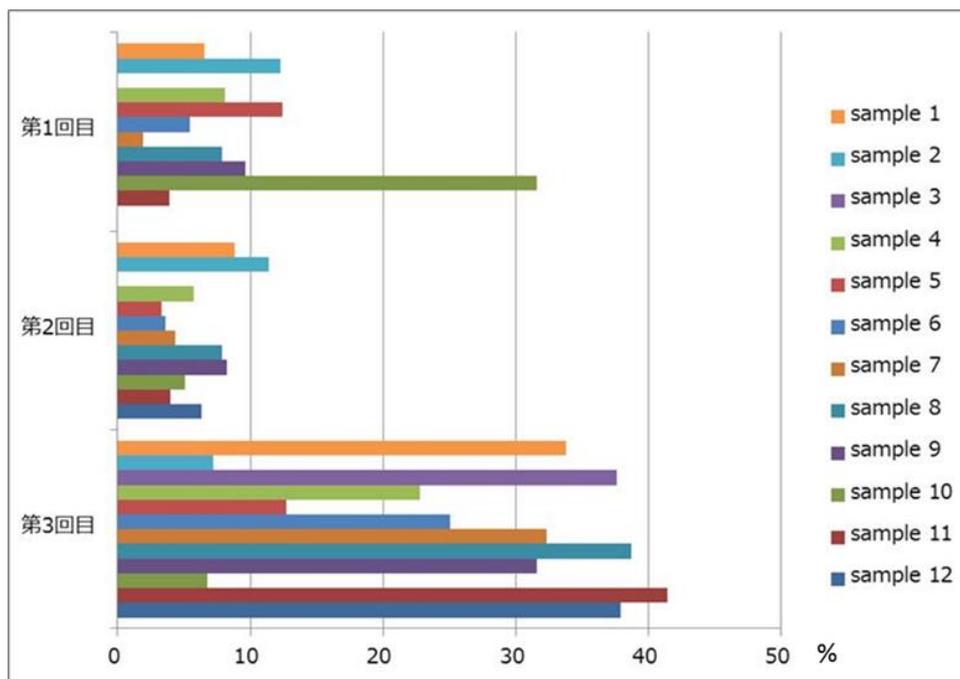


図 4-84 *Pseudomonas cedrina* の経時的変化

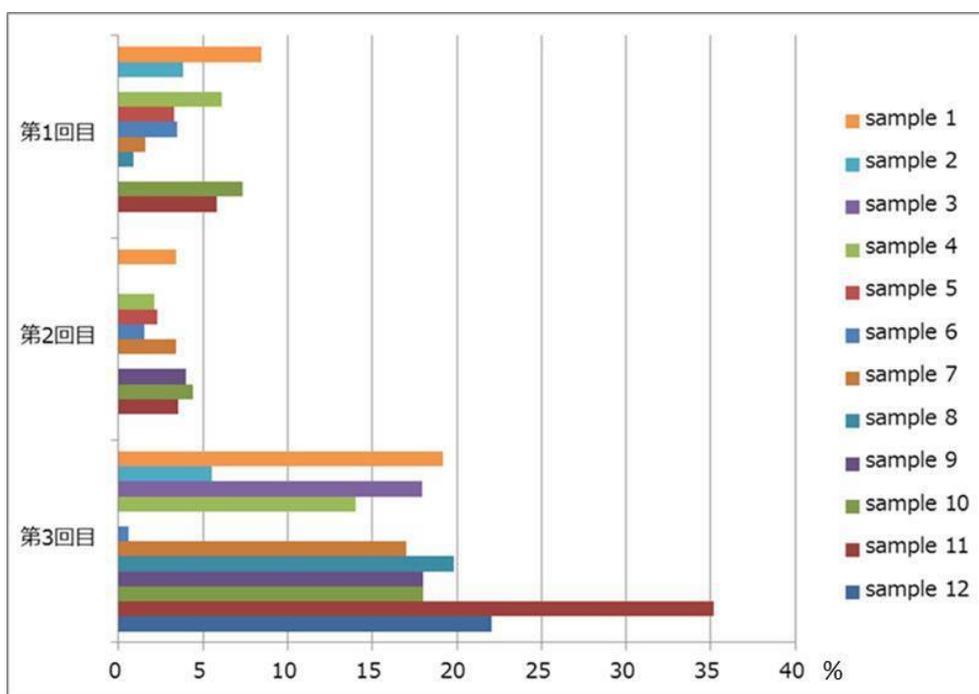


図 4-85 *Raoultella planticola* の経時的変化

## (3) フィジビリティスタディ

## 1) 焼却処理と最終処分の実態

一般廃棄物の排出及び処理状況の実績が、毎年環境省から公表されている。最新版は平成 26 年度で、これを基に焼却処理と最終処分の実態をみると次のようになる。

- |   |                                  |                              |
|---|----------------------------------|------------------------------|
| ① | ごみ総排出量                           | 4,432 万 t                    |
|   | 収集人口                             | 128,166 千人                   |
|   | 排出量原単位                           | 949 g/人日                     |
| ② | 可燃物焼却量                           | 3,486 万 t (処理残渣を含む)          |
|   | 焼却量原単位                           | 746 g/人日 (総排出量の 79%)         |
| ③ | 焼却残渣量                            | 440 万 t (焼却量の 12.6%)         |
|   | 埋立量                              | 321 万 t                      |
|   | 資源化量                             | 119 万 t                      |
|   | 埋立量原単位                           | 69 g/人日 (排出量の 7.3%)          |
| ④ | 不燃物量等                            | 577 万 t (不燃ごみ、粗大ごみ、資源ごみ等処理量) |
|   | 焼却量                              | 139 万 t (24.1%)              |
|   | 埋立量                              | 56 万 t (9.7%)                |
|   | 資源化量                             | 390 万 t (66.2%)              |
|   | (直接資源化量、集団回収量、自家処理量 472 万 t を除外) |                              |
|   | 不燃物等原単位                          | 124 g/人日 (総排出量の 13.1%)       |
|   | 埋立量原単位                           | 12 g/人日 (処理量の 9.7%)          |
| ⑤ | 最終処分量                            | 430 万 t (排出量の 9.9%)          |
|   | 直接埋立                             | 53 万 t (12.3%)               |
|   | 焼却残渣                             | 321 万 t (74.7%)              |
|   | 中間処理残渣                           | 56 万 t (13.0%)               |

## 2) 都市規模と焼却施設規模

わが国のごみ排出量は、1人1日949g、その内可燃ごみが746gである。これは、事業系一般廃棄物も含んだ総排出量の実績値である。この排出量から10万人都市の可燃ごみ量を算定すると1日75t（100,000人×746g/人・日×10<sup>-6</sup>=74.6t→75t/d）、50万人都市で370t（500,000人×746g/人・日×10<sup>-6</sup>=373t→370t/d）となる。また、焼却施設の規模はこの平均発生量に対して、季節変動や炉の稼働率などを考慮して設定されている。

$$\text{焼却施設規模 (t/d)} = \text{平均排出量 (t/d)} \times \text{稼働率 (365/280=1.30)} \div 0.96 \text{ (調整稼働率)}$$

これらをまとめると表4-6のようになる。以降のフィジビリティスタディでは都市規模20万人、焼却施設規模200t/dを対象として検討する。

表 4-6 都市規模と焼却施設規模

都市規模	平均排出量 (t/d)	施設規模 (t/d)	備考
2万人	15	20	15 t/d×1.30÷0.96=20.3→20 t/d
10万人	75	100	75 t/d×1.30÷0.96=101.6→100 t/d
20万人	150	200	150 t/d×1.30÷0.96=203.1→200 t/d
100万人	750	1,000	750 t/d×1.30÷0.96=1,015.6→1,000 t/d

(注) 焼却施設の規模は、この値より大きく設定されているところが多い。

## 3) 焼却処理に伴う残渣発生量

ごみ焼却に伴い発生する焼却飛灰は、焼却炉の形態により発生する量や質が異なる。ストーカ炉の場合は、焼却灰(主灰)と焼却飛灰に分かれる。ごみ焼却に伴う残渣の物質収支をマクロ的にみると次のようになっている。

可燃ごみ	→	焼却灰(主灰)	→	焼却飛灰	焼却残渣
(100%)		(乾灰 8%)		(乾灰 2%)	(乾灰計 10%)
		(湿灰 11.4%)		(湿灰 2.5%)	(湿灰計 13.9%)
		(82%)		(18%)	(100%)

なお、焼却灰の発生量は、瓦礫や鉄などを除去した乾灰で、含水率を30%で算定した値である。焼却灰の発生量は、ストーカ炉の種類や灰出し方式により異なってくる。

焼却飛灰は、バグフィルタに石灰を吹き込んだ乾灰で、含水率を20%で算定した値である。

焼却飛灰の発生量は、排ガス処理でバグフィルタに石灰などのアルカリ剤(脱塩剤)を吹込み、中和された反応生成物(塩素分や硫黄分)と飛散した灰分の混合物である。

ストーカ炉の飛灰発生量は、ごみ処理施設整備の計画・設計要領(改訂版)によると、ごみ質の灰分の90%が焼却灰、残りの2倍量が消石灰による飛灰と解説されている。

排ガス処理薬剤の吹込み量は、薬剤の種類や塩化水素濃度などにより異なり、高反応石灰、重曹や水酸化ドロマイトなどを使用すると、消石灰に比べて発生量が少なくなる。

また、集じん装置の後段で苛性ソーダによる除去を行う湿式洗煙では、主に洗煙排水中に塩素分が捕捉さる。二段バグ後段に重曹を吹込む方式では、前段でばいじんと重金属類が、後段で塩素分が捕捉される。湿式洗煙や二段バグ前段の捕集飛灰の発生量は、当然、塩分回収分が少なくなってくる。

ストーカ炉の焼却残渣発生量13.9%は、平成26年度実績の焼却残渣発生量12.6%と比較すると、1.3%多くなっている。これは流動床炉やガス化熔融炉のように残渣発生量の少ない焼却炉や、焼却残渣を熔融処理する灰熔融施設が設置されているためと考えられる。

#### 4) 最終処分量の概要

わが国の一般廃棄物を直接最終処分する比率は、前述したように総排出量の 1.2%と非常に少なくなっている。総排出量の 75.5%が焼却処理、焼却以外の中間処理量が 13.0%、残りが資源化量である。

すなわち、最終処分の大部分が焼却残渣と焼却以外の中間処理の不燃残渣となっている。直接最終処分を行っているのは、寒冷地で広大な敷地が確保できる地方と考えられる。ほとんどの自治体では、焼却残渣と不燃残渣で、その内訳は表 4-7 のとおりである。これを基に、20 万人都市の最終処分量を算定すると表 4-8 のようになる。

表 4-7 最終処分の内訳(平成 26 年度実績)

内訳	年間排出重量(t)	見掛比重	年間排出容量(m <sup>3</sup> )
焼却残渣	321 万 t [85%]		
(焼却灰)	(263 万 t) (70%)	0.7	376 万 m <sup>3</sup> (75%)
(焼却飛灰)	( 58 万 t) (15%)	1.0	60 万 m <sup>3</sup> (14%)
不燃残渣	63 万 t [16%]	1.0	63 万 m <sup>3</sup> (11%)
計	396 万 t [100%]		500 万 m <sup>3</sup> (100%)

(注) 焼却残渣の比率は、ストーカ炉の湿重量で配分

表 4-8 20 万人都市の最終処分量内訳(実績から配分)

内訳	年間排出重量(t)	見掛比重	年間排出容量(m <sup>3</sup> )
焼却灰	4,019 (60%)	0.7	5,870
焼却飛灰	906 (15%)	1.0	906
不燃残渣	875 (16%)	1.0	875
計	5,890 (100%)		7,651

(注) 焼却残渣 5,015 t (85%)

#### 5) 排ガス処理薬剤の概要

ごみ焼却施設の排ガス処理施設での石灰消費量は、次のような考えで計画されている。ごみ質と排ガス条件を次のように設定すると、ごみ 1 t 当りの石灰吹込み量は以下のように算定される。

- ・ごみ組成： 可燃物 45% 灰分 7% 水分 48%
- ・可燃物中の塩素量：0.5%
- ・可燃物中の硫黄量：0.05%
- ・排ガス量(乾ガス)：ごみ 1 t 当り 6,000Nm<sup>3</sup>

##### ①HCl 発生量と石灰消費量

HCl 発生量：1,000kg×0.45×0.005×0.7=1.6kg (HCl 移行率 70%の場合)

$$1.6\text{kg} \div 35.5 \times 22.4 = 1.0\text{Nm}^3$$

HCl 濃度：1.0 Nm<sup>3</sup>÷6,000 Nm<sup>3</sup>×10<sup>-6</sup>=167ppm (実濃度、O<sub>2</sub> 12%換算約 0.8 掛)

石灰消費量：1.0Nm<sup>3</sup>÷22.4×74÷0.95(純度)×0.5(モル比)=1.7kg(1 当量)

通常は 2 当量(ごみ 1 t 当たり 3.4kg)程度吹込まれており、高反応消石灰は 20~30%低減(1.4~1.6 当量)している。

また、処理後の HCl 濃度は 20~30ppm(除去率 85%)程度となっている。

水酸化カルシウム(Ca(OH)<sub>2</sub>分子量 74)の反応生成物は、塩化カルシウム(CaCl<sub>2</sub>分子量 111)<sup>※1)</sup>、未反応消石灰の一部は排ガス中の炭酸ガスと反応し、炭酸カルシウム(CaCO<sub>3</sub>分子量 100)となる。消石灰を添加した飛灰中の平均的な炭酸カルシウム濃度は 8.2%程度であり、残りは水酸化カルシウムのまま残留する。

※1) Ca(OH)<sub>2</sub> + HCl → CaClOH + H<sub>2</sub>O 反応が優先的に進み、当量比が 1 に近づくと CaClOH + HCl → CaCl<sub>2</sub> + H<sub>2</sub>O まで進む。計算上は、便宜的に直接 CaCl<sub>2</sub>で行う。

②SO<sub>x</sub>発生量と石灰消費量

SO<sub>x</sub>発生量：1,000kg×0.45×0.0005=0.23kg (SO<sub>x</sub>移行率 100%の場合)

$$0.23\text{kg} \div 32 \times 22.4 = 0.16\text{Nm}^3$$

SO<sub>x</sub>濃度：0.16 Nm<sup>3</sup>÷6,000 Nm<sup>3</sup>×10<sup>-6</sup>=27ppm (実濃度、O<sub>2</sub> 12%換算約 0.8掛)

石灰消費量：0.16Nm<sup>3</sup>÷22.4×74÷0.95 (純度) ×1.0 (モル比) =0.6kg (1当量)

通常は2当量 (ごみ1t当たり1.2kg) 程度吹込まれており、HCl同様に高反応消石灰の場合は20~30%低減 (0.7~0.8当量) している。

また、処理後のSO<sub>x</sub>濃度は10~15ppm (除去率50%) 程度となっている。

反応生成物は、焼却炉排ガスの温度域では Ca(OH)<sub>2</sub> + SO<sub>2</sub> → CaSO<sub>3</sub> + H<sub>2</sub>O 反応により亜硫酸カルシウム (CaSO<sub>3</sub>分子量120) となる。亜硫酸カルシウムは、徐々に酸化し、硫酸カルシウム (CaSO<sub>4</sub>分子量136) となり、さらに吸湿すると2水和物 (石膏、分子量172) になる。

上記から、HClおよびSO<sub>x</sub>処理のためのごみ1t当たりの石灰吹込み量を、特号消石灰で4.6kg (2当量)、高反応消石灰消費量を3.5kg (1.5当量) とする。

## (注1) 酸化ドロマイト消費量

ドロマイト (CaCO<sub>3</sub>・MgCO<sub>3</sub>) は、炭酸カルシウムと炭酸マグネシウムの複塩鉱物である。ドロマイトを焼成した軽焼ドロマイト (CaO・MgO) を消化 (水と反応) すると、水酸化ドロマイト

(Ca(OH)<sub>2</sub>+Mg(OH)<sub>2</sub>) が得られる。今回検討した水酸化ドロマイト中のCa(OH)<sub>2</sub>含有量は63.5%、残りがMg(OH)<sub>2</sub>等となる。

数年前から酸性ガス除去用に使用され始め、高反応石灰と同等以上の除去効率とアルカリ度が低く、飛灰処理のコストや浸出水のスケーリング問題に有効なため普及が期待されている。

高反応消石灰では、Ca(OH)<sub>2</sub>と酸性ガスの反応生成物により粒子が膨張して酸性ガスの流通路が閉塞されるためCa(OH)<sub>2</sub>の反応率が低くなる。一方、水酸化ドロマイト中のMg化合物は酸性ガスとの反応速度は遅いが、粒子内に均一に分散していることで、酸性ガスの流通経路を保持する役割を担う。その結果、Ca(OH)<sub>2</sub>の反応効率を高く維持できるため、結果的に高反応消石灰と同等の使用量で同等以上の排ガス処理効果が得られている。ここでは、高反応消石灰と同等のごみ1t当り3.5kgの吹込み量とした。

## ・HCl除去

消費量：1.0Nm<sup>3</sup>÷22.4×74×0.5÷0.635 (Ca(OH)<sub>2</sub>濃度) = 2.6kg (1当量)

反応生成物は塩化カルシウム (分子量111)、未反応石灰の大部分は炭酸カルシウム (分子量100) となり、水酸化カルシウムはほとんど残留しない。Mg(OH)<sub>2</sub> (分子量58.3) は、そのまま残留する。

Mg残留物：2.6kg×0.365=0.9kg

・SO<sub>x</sub>除去

消費量：0.16Nm<sup>3</sup>÷22.4×74×1.0÷0.635 = 0.8kg (1当量)

反応生物は、亜硫酸カルシウム (分子量120) となる。

Mg残留物：0.8kg×0.365 = 0.3kg

(注2) 重曹 (NaHCO<sub>3</sub>) 消費量

## ・HCl除去

重曹消費量：1.0Nm<sup>3</sup>÷22.4×84÷1.0 (純度) ×1.0 (モル比) =3.8kg (1当量)

通常は1当量 (ごみ1t当たり3.8kg) 程度吹き込まれている。

処理後のHCl濃度は10ppm (除去率95%) 程度以下となっている。

重曹 (NaHCO<sub>3</sub>分子量84) の反応生成物は、塩化ナトリウム (NaCl分子量58.5)、未反応重曹は炭酸ナトリウム (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>分子量106) となる。

・SO<sub>x</sub>除去

重曹消費量：0.16Nm<sup>3</sup>÷22.4×84÷1.0 (純度) ×2.0 (モル比) =1.2kg (1当量)

石灰より反応効率がよく、処理後のSO<sub>x</sub>濃度は5~10ppm (除去率80%) 程度以下となっている。

反応生成物は亜硫酸ナトリウム (Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>分子量126) となる。

重曹吹込み量：(3.8kg+1.2kg) × 1.0 = 5.0kg

以下に、20万人都市の「ごみ1tを焼却したときの飛灰発生量」として、排ガス処理薬剤4種類について試算する。

(前提条件)

排ガス量：6,000Nm<sup>3</sup> 飛灰発生量(乾ベース)：特号消石灰で19.2kg<sup>※2)</sup>

HCl除去：167→30ppm 36.7mol相当(消石灰、水酸化ドロマイト)

167→10ppm 42.1mol相当(重曹)

SO<sub>2</sub>除去：27→15ppm 3.2mol相当(消石灰、水酸化ドロマイト)

27→10ppm 4.6mol相当(重曹)

※2) 特号消石灰で4.6kg(2当量)吹込み時の飛灰発生量(本推計では、Cl含有量が低く飛灰発生量が通常より少いため、炉からの発生量を補正した。)

### ①特号消石灰の場合

吹込み量：4.6kg(2当量) Ca(OH)<sub>2</sub>量=4.6×0.95=4.4kg

HCl除去：0.074×36.7×0.5=1.4kgCa(OH)<sub>2</sub> → 0.111×36.7×0.5=2.0kgCaCl<sub>2</sub>

SO<sub>2</sub>除去：0.074×3.2=0.2kgCa(OH)<sub>2</sub> → 0.120×3.2=0.4kgCaSO<sub>3</sub>

CaCO<sub>3</sub>(飛灰中の8.2%)：19.2×0.082=1.6kg ← 19.2×0.082×74/100=1.2kgCa(OH)<sub>2</sub>

未反応Ca(OH)<sub>2</sub>：4.4-(1.4+0.2+1.2)=1.6kg

その他成分：0.2kg

消石灰反応生成物：2.0+0.4+1.6+1.6+0.2=5.8kg

炉からの飛灰：1,000×0.07×0.2=14.0kg(灰分の2割)

飛灰総量：5.8kg+14.0kg(炉からの飛灰)=19.8kg

有機系キレート添加量：19.8kg×0.03=594g

### ②高反応消石灰の場合

吹込み量：3.5kg(1.5当量) Ca(OH)<sub>2</sub>量=3.5×0.95=3.3kg

HCl除去：0.074×36.7×0.5=1.4kgCa(OH)<sub>2</sub> → 0.111×36.7×0.5=2.0kgCaCl<sub>2</sub>

SO<sub>2</sub>除去：0.074×3.2=0.2kgCa(OH)<sub>2</sub> → 0.120×3.2=0.4kgCaSO<sub>3</sub>

CaCO<sub>3</sub>(飛灰中の8.2%)：1.6kgCaCO<sub>3</sub> ← 1.2kgCa(OH)<sub>2</sub>

未反応Ca(OH)<sub>2</sub>：3.3-(1.4+0.2+1.2)=0.5kg

その他成分：0.2kg

消石灰反応生成物：2.0+0.4+1.6+0.5+0.2=4.7kg

飛灰総量：4.7kg+14.0kg(炉からの飛灰)=18.7kg

有機系キレート添加量：18.7kg×0.03=561g

### ③水酸化ドロマイトの場合

吹込み量：3.5kg(高反応消石灰と同量) Ca(OH)<sub>2</sub>量=3.5×0.635=2.2kg

HCl除去：0.074×36.7×0.5=1.4kgCa(OH)<sub>2</sub> → 0.111×36.7×0.5=2.0kgCaCl<sub>2</sub>

SO<sub>2</sub>除去：0.074×3.2=0.2kgCa(OH)<sub>2</sub> → 0.120×3.2=0.4kgCaSO<sub>3</sub>

CaCO<sub>3</sub>：(2.2-1.4-0.2)×100/74=0.8kg

Mg化合物他：1.3kg

水酸化ドロマイト反応生成物：2.0+0.4+0.8+1.3=4.5kg

飛灰総量：4.5kg+14.0kg(炉からの飛灰)=18.5kg

有機系キレート添加量：18.5kg×0.02=370g(高反応石灰の7割)

無機系キレート添加量：18.5kg×0.01=350g(高反応石灰の3割)

## ④重曹の場合

吹込み量：5.0kg（1.0当量） NaHCO<sub>3</sub>量=5.0kg

HCl除去：0.084×42.1×1.0=3.5kg NaHCO<sub>3</sub> → 0.0585×42.1×1.0=2.5kg NaCl

SO<sub>2</sub>除去：0.084×4.6×2.0=0.8kg NaHCO<sub>3</sub> → 0.126×4.6×1.0=0.6kg Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>

Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>：(5.0-3.5-0.8)×106/168=0.4kg

重曹反応生成物：2.5+0.6+0.4=3.5kg

飛灰総量：3.5kg+14.0kg(炉からの飛灰)=17.5kg

有機系キレート添加量：17.5kg×0.02=350g（高反応石灰の7割）

## 6) 薬剤別飛灰発生量比較

ごみ1トン当りの石灰等、排ガス処理薬剤吹き込み量と飛灰発生量は、表4-9のように算定される。

表4-9 焼却飛灰発生量等の比較（ストーカ炉）

内訳	特号消石灰	高反応消石灰	水酸化ドロマイト (高反応と同量)	重曹
吹込み当量	2.0	1.5	(高反応と同量)	1.0
吹込み量	4.6kg	3.5kg	3.5kg	5.0kg
飛灰発生量	19.8kg	18.7kg	18.5kg	17.5kg
発生量比率	100	94	93	88

## 7) 20万人都市の焼却残渣発生量

前述したように20万人都市の焼却残渣の発生量について、JIS特号消石灰吹き込みによる乾式脱塩装置で算定すると以下ようになる。

## ① 年間可燃ごみ処理量（中間処理残渣を含む）

$$200,000 \text{ 人} \times 746 \text{ g/人日} \times 365 \text{ 日} \times 10^{-6} = 54,458 \text{ t}$$

## ② ごみ焼却施設の規模

$$54,458 \text{ t} \div 365 \text{ 日} \times 365 / 280 \text{ (稼働率)} \div 0.96 \text{ (調整稼働率)} = 203 \text{ t/日} \approx 200 \text{ t/日}$$

## ③ ごみ焼却炉

ストーカ式焼却炉 100 t/24h × 2 炉

## ④ 排ガス処理

石灰吹き込みバグフィルタ方式（石灰吹き込みみ量2当量）

- 石灰吹き込み量：4.6kg/t × 200 t × 10<sup>-3</sup> = 0.9 t/日

- 飛灰発生量：19.8kg/t × 200 t × 10<sup>-3</sup> = 4.0 t/日

（この飛灰発生量は、ごみ処理施設整備の計画・設計要領0.07×3の94%）

## ⑤ 灰出し方式

灰押し出し方式（含水率30%）

乾灰発生量：200 t × 0.07 × 0.8 = 11.2 t/日（灰分の8割）

湿灰発生量：11.2 t ÷ 0.7 = 16.0 t/日

## ⑥ 飛灰処理

キレート処理（添加量3% 含水率20%）

キレート添加量：4.0 t × 0.03 × 10<sup>3</sup> = 120kg/日

湿灰発生量：4.0 t ÷ 0.8 = 5.0 t/日

## ⑦ 年間処分量

焼却灰：16.0 t/日 × 280 日 × 0.96 = 4,301 t（実績の105%）

焼却飛灰：5.0 t/日 × 280 日 × 0.96 = 1,344 t（実績の148%）

計 5,645 t（標準値）（実績の113%）

（前述したように、最終処分量はこの数値の方が現実的と考えられる。）

## 8) 20万人都市の不燃残渣等発生量

20万人都市の不燃ごみや粗大ごみ等中間処理に伴う不燃残渣（埋立量）の発生量について、実績を基に算定すると以下ようになる。

## ① 年間不燃ごみ等処理量

$$200,000 \text{ 人} \times 127\text{g/人日} \times 365 \text{ 日} \times 10^{-6} = 9,271 \text{ t}$$

## ② 不燃・粗大ごみ処理施設の規模

$$9,271 \text{ t} \div 365 \text{ 日} \times 365 / 260 \text{ (稼働率)} \times 1.15 \text{ (月変動係数)} = 41.0 \text{ t/日} \approx 40 \text{ t/日}$$

## ③ 処理の内訳

平成25年度処理実績の比率による。

$$\text{焼却量} : 9,271 \text{ t} \times 0.239 = 2,126 \text{ t}$$

$$\text{埋立量} : 9,271 \text{ t} \times 0.106 = 983 \text{ t}$$

$$\text{資源化量} : 9,271 \text{ t} \times 0.655 = 6,073 \text{ t}$$

## 9) 20万人都市の最終処分量内訳

本計画においては、表4-10のようにストーカ炉で石灰吹込みの値を最終処分場計画の基本ベース（標準値）とする。

表4-10 20万人都市の最終処分量内訳（標準値）

内訳	年間排出重量(t)	見掛比重	年間排出容量 (m <sup>3</sup> )
焼却灰	4,301 (65%)	0.7	6,144
焼却飛灰	1,344 (20%)	1.0	1,344
不燃残渣	983 (15%)	1.0	983
計	6,628 (100%)		8,471

(注) 焼却残渣 5,591 t (85%)

なお、この算定の焼却灰は、瓦礫や鉄を除外した組成から計画している。通常、これらは焼却灰中に5～10%含有している。ここでは、安全をみて10%を加算して、表4-11のように処分場計画を行うものとする。

表4-11 20万人都市の最終処分量内訳（計画値）

内訳	年間排出重量(t)	見掛比重	年間排出容量 (m <sup>3</sup> )
焼却灰	4,731 (67%)	0.7	6,759
焼却飛灰	1,344 (19%)	1.0	1,344
不燃残渣	983 (14%)	1.0	983
計	7,058 (100%)		9,086

## 10) 20万人都市の焼却残渣発生量（ケース1）

20万人都市の焼却残渣の発生量について、高反応石灰吹込みによる乾式脱塩装置で算定すると以下ようになる。

## ① 年間可燃ごみ処理量（中間処理残渣を含む）

$$200,000 \text{ 人} \times 746\text{g/人日} \times 365 \text{ 日} \times 10^{-6} = 54,458 \text{ t}$$

## ② ごみ焼却施設の規模

$$54,458 \text{ t} \div 365 \text{ 日} \times 365 / 280 \text{ (稼働率)} \div 0.96 \text{ (調整稼働率)} = 203 \text{ t/日} \approx 200 \text{ t/日}$$

## ③ ごみ焼却炉

$$\text{ストーカ式焼却炉 } 100 \text{ t/24h} \times 2 \text{ 炉}$$

## ④ 排ガス処理

石灰吹込みバグフィルタ方式（高反応石灰吹込み量 1.5 当量）

・石灰吹込み量： $3.5\text{kg}/\text{t} \times 200\text{t} \times 10^{-3} = 0.7\text{t}/\text{日}$

・飛灰発生量： $18.7\text{kg}/\text{t} \times 200\text{t} \times 10^{-3} = 3.7\text{t}/\text{日}$

（この飛灰発生量は、ごみ処理施設整備の計画・設計要領の 89%）

## ⑤ 灰出し方式

灰押し出し方式（含水率 30%）

乾灰発生量： $200\text{t} \times 0.07 \times 0.8 = 11.2\text{t}$ （灰分の 8 割）

湿灰発生量： $11.2\text{t} \div 0.7 = 16.0\text{t}$

## ⑥ 飛灰処理

キレート処理（添加量 3% 含水率 20%）

キレート添加量： $3.7\text{t} \times 0.03 \times 10^3 = 111\text{kg}$

湿灰発生量： $3.7\text{t} \div 0.8 = 4.6\text{t}$

## ⑦ 年間処分量

焼却灰： $16.0\text{t}/\text{日} \times 280\text{日} \times 0.96 = 4,301\text{t}$

焼却飛灰： $4.6\text{t}/\text{日} \times 280\text{日} \times 0.96 = 1,236$ （標準値の 92%）

計 5,537 t（標準値の 98%）

## 11) 20 万人都市の焼却残渣発生量（ケース 2）

20 万人都市の焼却残渣の発生量について、水酸化ドロマイト吹込みによる乾式脱塩装置で算定すると以下のようになる。

## ① 年間可燃ごみ処理量（中間処理残渣を含む）

$200,000\text{人} \times 746\text{g}/\text{人日} \times 365\text{日} \times 10^{-6} = 54,458\text{t}$

## ② ごみ焼却施設の規模

$54,458\text{t} \div 365\text{日} \times 365 / 280$ （稼働率） $\div 0.96$ （調整稼働率） $= 203\text{t}/\text{日} \div 200\text{t}/\text{日}$

## ③ ごみ焼却炉

ストーカ式焼却炉  $100\text{t}/24\text{h} \times 2$  炉

## ④ 排ガス処理

水酸化ドロマイト吹込みバグフィルタ方式（吹込み量高反応石灰と同量）

・吹込み量： $3.5\text{kg}/\text{t} \times 200\text{t} \times 10^{-3} = 0.7\text{t}/\text{日}$

・飛灰発生量： $18.5\text{kg}/\text{t} \times 200\text{t} \times 10^{-3} = 3.7\text{t}/\text{日}$

（この飛灰発生量は、ごみ処理施設整備の計画・設計要領の 88%）

## ⑤ 灰出し方式

灰押し出し方式（含水率 30%）

乾灰発生量： $200\text{t} \times 0.07 \times 0.8 = 11.2\text{t}$ （灰分の 8 割）

湿灰発生量： $11.2\text{t} \div 0.7 = 16.0\text{t}$

## ⑥ 飛灰処理

キレート処理（有機系添加量 2%、無機系添加量 1% 含水率 20%）

キレート添加量： $3.7\text{t} \times 0.02 \times 10^3 = 74\text{kg}$ （有機系）

キレート添加量： $3.7\text{t} \times 0.01 \times 10^3 = 37\text{kg}$ （無機系）

湿灰発生量： $3.7\text{t} \div 0.8 = 4.6\text{t}$

## ⑦ 年間処分量

焼却灰： $16.0\text{t}/\text{日} \times 280\text{日} \times 0.96 = 4,301\text{t}$

焼却飛灰： $4.6\text{t}/\text{日} \times 280\text{日} \times 0.96 = 1,236$ （標準値の 92%）

計 5,537 t（標準値の 98%）

## 12) 20万人都市の焼却残渣発生量 (ケース 3)

20万人都市の焼却残渣の発生量について、重曹吹込みによる乾式脱塩装置で算定すると以下のようになる。

## ① 年間可燃ごみ処理量 (中間処理残渣を含む)

$$200,000 \text{ 人} \times 746 \text{ g/人日} \times 365 \text{ 日} \times 10^{-6} = 54,458 \text{ t}$$

## ② ごみ焼却施設の規模

$$54,458 \text{ t} \div 365 \text{ 日} \times 365 / 280 \text{ (稼働率)} \div 0.96 \text{ (調整稼働率)} = 203 \text{ t/日} \div 200 \text{ t/日}$$

## ③ ごみ焼却炉

$$\text{ストーカ式焼却炉 } 100 \text{ t/24h} \times 2 \text{ 炉}$$

## ④ 排ガス処理

重曹吹込みバグフィルタ方式 (重曹吹込み量 1.0 当量)

$$\cdot \text{重曹吹込み量} : 5.0 \text{ kg/t} \times 200 \text{ t} \times 10^{-3} = 1.0 \text{ t/日}$$

$$\cdot \text{飛灰発生量} : 17.5 \text{ kg/t} \times 200 \text{ t} \times 10^{-3} = 3.5 \text{ t/日}$$

(この飛灰発生量は、ごみ処理施設整備の計画・設計要領の 83%)

## ⑤ 灰出し方式

灰押し出し方式 (含水率 30%)

$$\text{乾灰発生量} : 200 \text{ t} \times 0.07 \times 0.8 = 11.2 \text{ t (灰分の 8 割)}$$

$$\text{湿灰発生量} : 11.2 \text{ t} \div 0.8 = 16.0 \text{ t}$$

## ⑥ 飛灰処理

キレート処理 (添加量 2% 含水率 20%)

$$\text{キレート添加量} : 3.5 \text{ t} \times 0.02 \times 10^3 = 70 \text{ kg}$$

$$\text{湿灰発生量} : 3.5 \text{ t} \div 0.8 = 4.4 \text{ t}$$

## ⑦ 年間処分量

$$\text{焼却灰} : 16.0 \text{ t/日} \times 280 \text{ 日} \times 0.96 = 4,301 \text{ t}$$

$$\text{焼却飛灰} : 4.4 \text{ t/日} \times 280 \text{ 日} \times 0.96 = 1,183 \text{ t (標準値の 88\%)}$$

$$\text{計} \quad 5,481 \text{ t (標準値の 97\%)}$$

## 13) 20 万人都市の最終処分量のまとめ

20 万人都市のストーカ炉の焼却残渣の発生量について、排ガス処理薬剤別の算定結果及び最終処分量を比較すると、表 4-12 のようになる。

表 4-12 20 万人都市の最終処分量等の比較 (年間)

内訳	特号消石灰	高反応消石灰	水酸化ドロマイト	重曹
薬剤吹込み量	242 t	188 t	188 t	269 t
飛灰発生量 (乾)	1,075 t	995 t	995 t	941 t
キレート添加量	32 t	30 t	20 t *	19 t
飛灰発生量 (湿)	1,344 t	1,236 t	1,236 t	1,183 t
同上	1,344m <sup>3</sup>	1,236m <sup>3</sup>	1,236m <sup>3</sup>	1,183m <sup>3</sup>
焼却灰発生量 (A)	4,301 t	4,301 t	4,301 t	4,301 t
焼却灰発生量 (B)	4,731 t	4,731 t	4,731 t	4,731 t
同上	6,759m <sup>3</sup>	6,759m <sup>3</sup>	6,759m <sup>3</sup>	6,759m <sup>3</sup>
焼却残渣量	6,075 t	5,967 t	5,967 t	5,914 t
不燃残渣	983 t	983 t	983 t	983 t
同上	983m <sup>3</sup>	983m <sup>3</sup>	983m <sup>3</sup>	983m <sup>3</sup>
最終処分量	7,058 t	6,950 t	6,950 t	6,897 t
同上	9,086m <sup>3</sup>	8,978m <sup>3</sup>	8,978m <sup>3</sup>	8,925m <sup>3</sup>
最終処分重量比率	100	99	99	98

(注) 焼却灰発生量 (A) は瓦礫や鉄類を含まない値、(B) は実埋立量に補正した値

\*無機系キレートの場合 6 t

#### 14) 焼却飛灰処理費（20万人都市）FS

ストーカ炉（200t/日規模）の乾式脱塩装置から発生する飛灰処理において、4種類の薬剤について脱塩剤の費用、キレート添加剤費用及び場外処分費用（セメント原料又は産廃処理）の概算を算定すると表4-13、図4-87のようになる。

ここでは、有機系キレート剤は350円/kg、無機系キレート剤200円/kg、飛灰の場外処分費を50,000円/tで算定した。図4-86に飛灰発生比率を図示した。

表4-13 飛灰処理処分費の比較例（年間）

単位：百万円

脱塩剤	特号消石灰		高反応消石灰		水酸化ドロマイト		重曹	
	脱塩剤	242t		188t		188t		269t
脱塩剤単価	25円		35円		30円		70円	
脱塩剤費 〔百万円〕	6.10		6.60		5.60		18.8	
飛灰発生量 （乾）	1,075t		995t		995t		941t	
キレート添加率	有機	無機	有機	無機	有機	無機	有機	無機
	5%	10%	5%	10%	5%	11%	5%	7%
キレート添加量	53.8t	108t	49.8t	99.5t	49.8t	110t	47.1t	66.2t
キレート剤費用 〔百万円〕	18.8	21.6	17.4	19.9	17.4	21.9	16.5	13.2
薬剤費計 〔百万円〕	24.9	27.7	24.0	26.5	23.0	27.7	35.3	32.0
飛灰発生量 （湿）	1,344t		1,236t		1,236t		1,183t	
飛灰処分費 〔百万円〕	0		-5.4		-5.4		-8.1	
合計 （百万円）	24.9	27.7	18.6	21.1	17.6	22.3	27.2	23.9
率	100%	111%	74.7%	84.7%	70.7%	89.6%	109%	96%

（注）・キレート添加量は福岡大学で行った鉛不溶化実験の結果に基づく。

・水酸化ドロマイトの単価は 栃木県近隣の価格で遠方は輸送費が加算される。

薬剤費及び場外処分費をみると、有機キレート使用の場合、水酸化ドロマイト、高反応消石灰、特号消石灰、重曹の順に安価になっている。無機キレートの場合は高反応石灰、水酸化ドロマイト、特号消石灰・重曹の順に安価になっている。これは重曹の単価が大きく左右しているといえるが、飛灰の発生量が少ないため、処分費までを考えると変動幅が減少する。処分費も、地域により変動は大きい（千葉県協定単価は65,000円/t）が、ここでは50,000円/tで設定した。

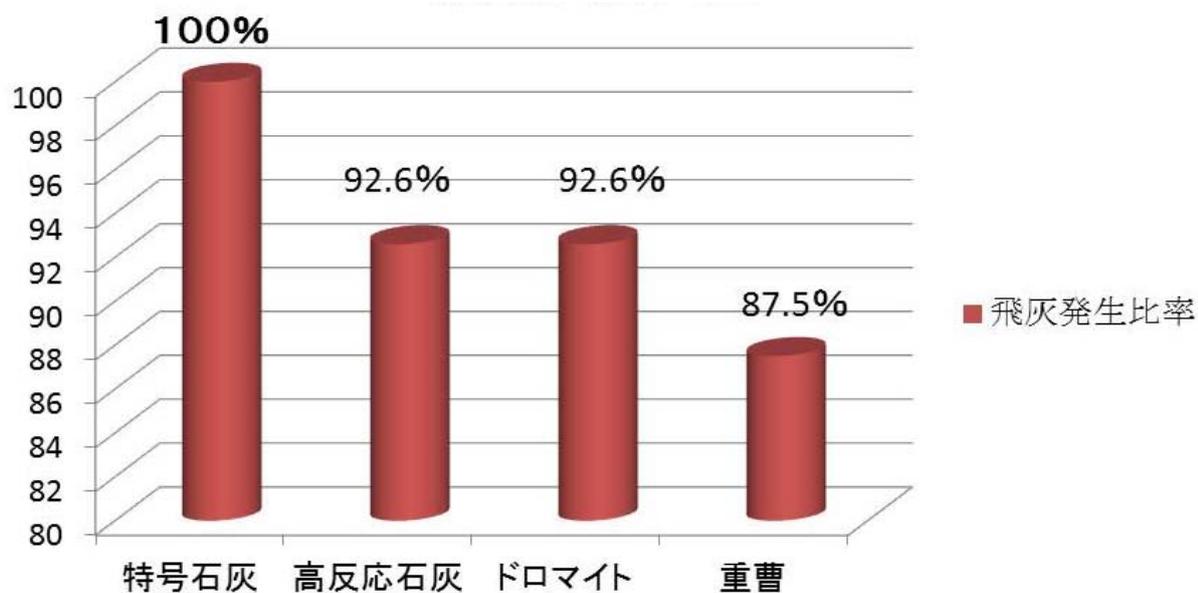


図 4-86 排ガス処理薬剤別飛灰発生量 (200 t /日 湿ベース)

単位: 百万円

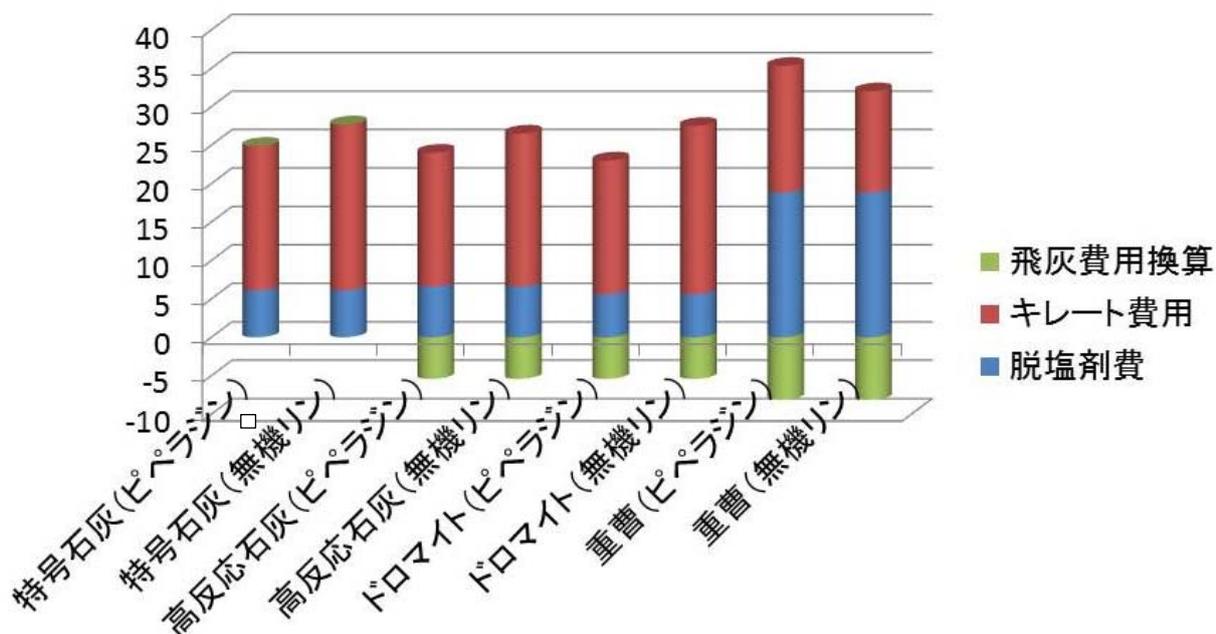


図 4-87 焼却施設薬剤費 (200t/日 飛灰費用評価を含む)

## 15) 焼却施設薬剤別最終処分費比較

### ①埋立容量

20 万都市の特号消石灰使用焼却施設等からの年間埋立処分量は 9,032 m<sup>3</sup>である。15 年分の埋立期間を見込み、覆土量を 30%とすると必要埋立容量は

$$9,032 \text{ m}^3 \times 15 \text{ 年} \times 1.3 = 176,124 \text{ m}^3 \rightarrow \underline{18 \text{ 万 m}^3}$$

### ②埋立面積

我が国の管理型最終処分場の平均埋立高さは約 10mである。

これより 1.8 万平方メートル→18,000 m<sup>2</sup>、埋立区画は 2 区画 (9,000 m<sup>2</sup>×2) とする。

### ③浸出水処理能力

合理式により求める。日平均降水量および最大月間降雨の日換算値は福岡の 4.3 mm/日～17.6mm/日とする。

(最終処分場計画設計管理要領)

$$Q=1/1,000 \cdot C \cdot I \cdot A$$

$$=1/1,000 \cdot 0.45 \cdot 4.3 \sim 17.6 \cdot 18,000$$

$$=34.8 \sim 142 \text{ m}^3/\text{日} \rightarrow \underline{90 \text{ m}^3/\text{日}} \text{と設定する(稼働率 70\%程度を見込む)}$$

### ④原水水質

ライシメーター実験による浸出水の経時変化より各ケースの計画浸出水濃度を表 4-14 のように設定する。

表 4-14 計画原水水質

	特号石灰		高反応石灰		水酸化ドロマイト		重曹	
PH	10~11		10~11		9~10		10~11	
BOD <sub>mg/L</sub>	200		200		200		200	
SS <sub>mg/L</sub>	300		300		300		300	
Cl <sub>-mg/L</sub>	15,000		15,000		15,000		15,000	
Ca <sup>2+</sup> <sub>mg/L</sub>	3,500		3,500		2,000		10	
COD <sub>Mn</sub> mg/L	500	200	500	200	500	100	1,000	50
T-N <sub>mg/L</sub>	300	100	300	100	300	50	300	30
水処理パ ターン	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>

### ⑤処理水水質

処理水水質は Cl<sup>-</sup>200mg/L, Ca<sup>2+</sup>100mg/L, BOD20mg/L, COD20mg/L, SS10mg/L, T-N10mg/L と設定する。

## ⑥処理フローシート

④、⑤より処理フロー概要を図 4-88 のように 4 パターンに設定する。



図 4-88 処理フロー例

## ⑦埋立処分コストへの影響

原水水質と処理方式によりコストが異なってくる。パターン 1 の処理フローを基準に考えるとパターン 2, 3, 4 では Ca 除去薬品ならびに Ca 除去汚泥に関わる部分が減少する。またパターン 2, 4 では窒素除去に伴うメタノール、COD 高度処理に伴う活性炭費用が削減されることになる。Ca 汚泥の削減についてはこれを外部委託処分した場合のコスト 1.5 万円/t をコスト換算する。これらの結果を表 4-15 に示した。

表 4-15 埋立処分コストへの影響

脱塩剤	特号消石灰		高反応消石灰		水酸化ドロマイト		重曹	
	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン
浸出水処理対象水質項目	PH,Cl-,COD,T-N	PH,Cl-	PH,Cl-,COD,T-N	PH,Cl-	Cl-,COD,T-N	Cl-	Cl-,COD,T-N,	Cl-
Ca除去薬品 (Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> )					-3.2	-3.2	-7.4	-7.3
CaCO <sub>3</sub> 汚泥費用換算					-2.4	-2.4	-4.2	-4.2
活性炭		-1.5		-1.5		-0.9	-3.0	
メタノール		-1.3		-1.3		-1.7		-1.8
計		-2.8		-2.8	-5.6	-8.2	-14.6	-13.3

図 4-89 に焼却薬剤コストと処分費用への影響をしめた。これより排ガス処理薬剤に重曹を用いた場合、薬剤コストは高いが、最終処分場での薬剤コスト削減によりトータルコストはほぼ同等もしくは無機リン系薬剤との組み合わせの場合は石灰系を用いるよりも経済的である。

単位：百万円

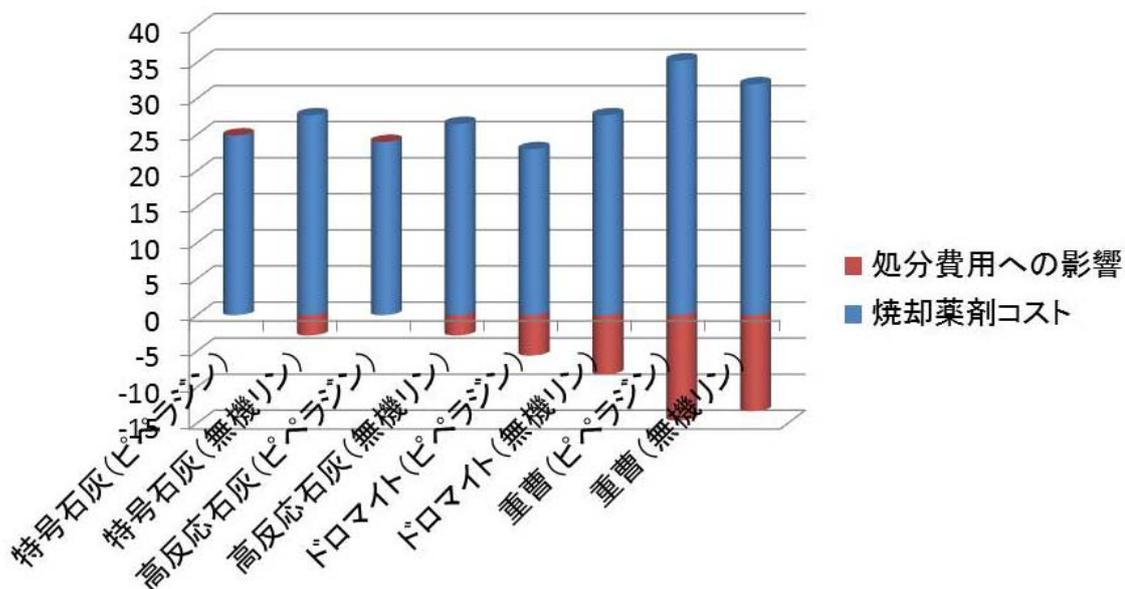


図 4-89 焼却薬剤コストが処分費用に与える影響

図 4-90 にトータルコスト比較図を示した。

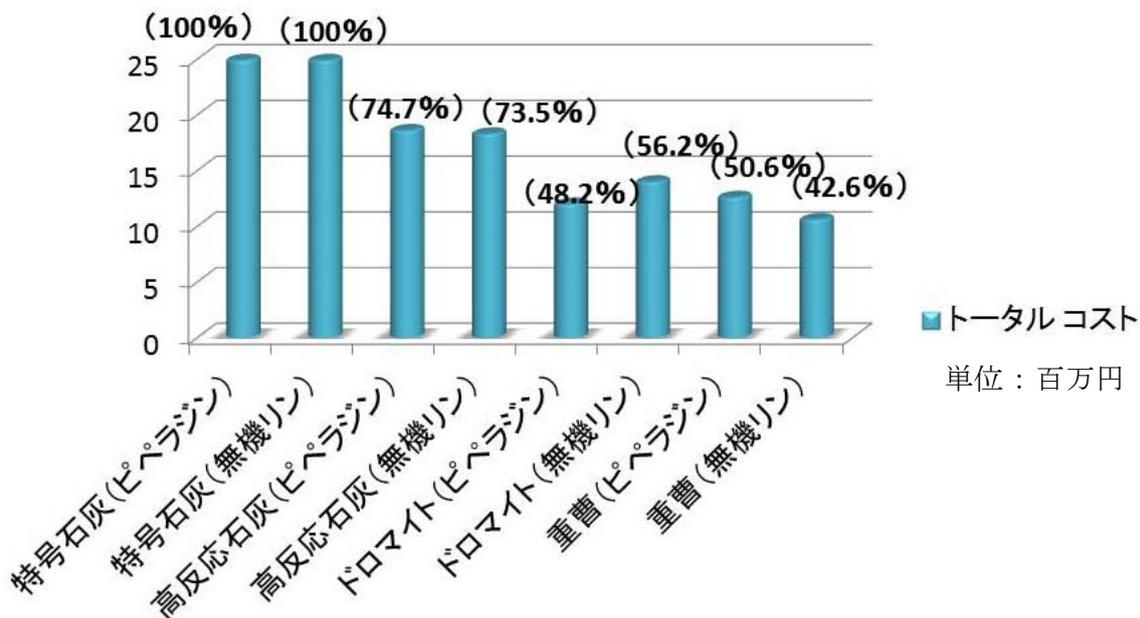


図 4-90 トータルコスト

## 16) 総合評価

これまでの結果を表 4-16 に示した。

表 4-16 総合評価

脱塩剤	特号消石灰		高反応消石灰		水酸化ドロマイト		重曹	
	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン	ピペラジン	無機リン
キレート剤								
薬剤コスト (焼却+処分場)(%)	100	100	96.4	87.9	95.2	88.0	101	92.0
	×	×	△	○	△	○	×	△
トータルコスト (薬剤+飛灰+汚泥)(%)	100	100	74.7	73.5	48.2	56.2	50.6	42.6
	×	×	○	○	◎	◎	◎	◎
水処理設備コスト低減化	×	○	×	○	△	◎	△	◎
処分場廃止阻害要因	PH,Cl-,COD,T-N	PH,Cl-	PH,Cl-,COD,T-N	PH,Cl-	Cl-,COD,T-N	Cl-	Cl-,COD,T-N	Cl-
早期安定化、廃止	×	○	×	○	×	◎	×	◎
灰セメントリサイクル	○	○	○	○	○	○	×	×
副生塩リサイクル(エコ次亜)	○	○	○	○	○	○	◎	◎
総合評価	×	×	△	○	○	◎	○	◎

表 4-16 より特号消石灰と有機キレートのピペラジンの組み合わせを 100 とした場合、トータルコストでは重曹と無機リンの組み合わせが 42.6%と最も安価であった。この要因としては薬剤費用と埋立処分した場合の浸出水処理項目の T-N、COD 負荷が低いことから浸出水処理維持管理費がかなり低減化できることが挙げられる。また原水水質が低いことから安定化、廃止までの期間も短く、埋立中、埋立終了後廃止までの長期の維持管理費を含めるとさらに経済性は向上すると予想される。また水酸化ドロマイトと有機キレートの組み合わせもトータルコスト 48.2%と従来の消石灰よりも安価である。さらに浸出水負荷も小さい。消石灰系では高反応型消石灰と無機リンの組み合わせが 73.5%と安価である。このように無機リン系キレート剤は添加率が高いが高濃度の窒素や COD を含まないためトータルコストで評価すると低コストとなる。

## (1) 廃棄物管理の在り方

コスト面、最終処分場の早期安定化等を考えた場合、焼却施設排ガス処理で使用される薬剤は重曹または水酸化ドロマイトが、飛灰安定化処理キレートは無機リン系が最も良い結果が出た。また我が国の埋立技術の基本である「準好気性埋立」は高アルカリ、高塩類環境下で埋立初期は機能しない。しかし、残存キレートの溶出抑制には有効である。さらに中性化、低塩類化が進行した埋立後期に低負荷バイオリクターとして有効に機能すると考えられる。

図 4-91 にそのイメージを示した。

現在、排ガス処理薬剤は安価であることから消石灰が用いられている。また飛灰安定化薬剤は有機キレートが多用されている。これにより焼却施設の主な性能は満足される。しかし、これらで処理された焼却残渣は最終処分場で高アルカリ、高塩類環境となり、現在でも最終処分場の早期安定化の阻害要因となっている。さらに今回の研究で有機キレート剤による浸出水処理阻害が明らかとなり、さらに最終処分場の安定化が遅延することが予想される。本研究ではこれらの対策についても研究成果を出すことができた。新たに建設する焼却施

設には排ガス処理薬剤として重曹または水酸化ドロマイト、飛灰安定化には無機リン系キレート剤を用いることにより、これらの問題を解決し、最終処分場浸出水処理施設の負荷が軽減される。トータルコストで見た場合には最大で約57%の薬品代等を削減することができる。長期的に見た場合には最終処分場の早期安定化により、さらなる経済的メリットを見込むことができる。

一方、既存の施設あるいは既存の排ガス処理薬剤や有機キレートを使用する場合には浸出水処理施設に残存キレート分解設備（例えば促進酸化法）の設置と埋立地の維持管理条件として埋立層内への浸出水の内部貯留回避を徹底することにより問題軽減化を図ることが可能となる。

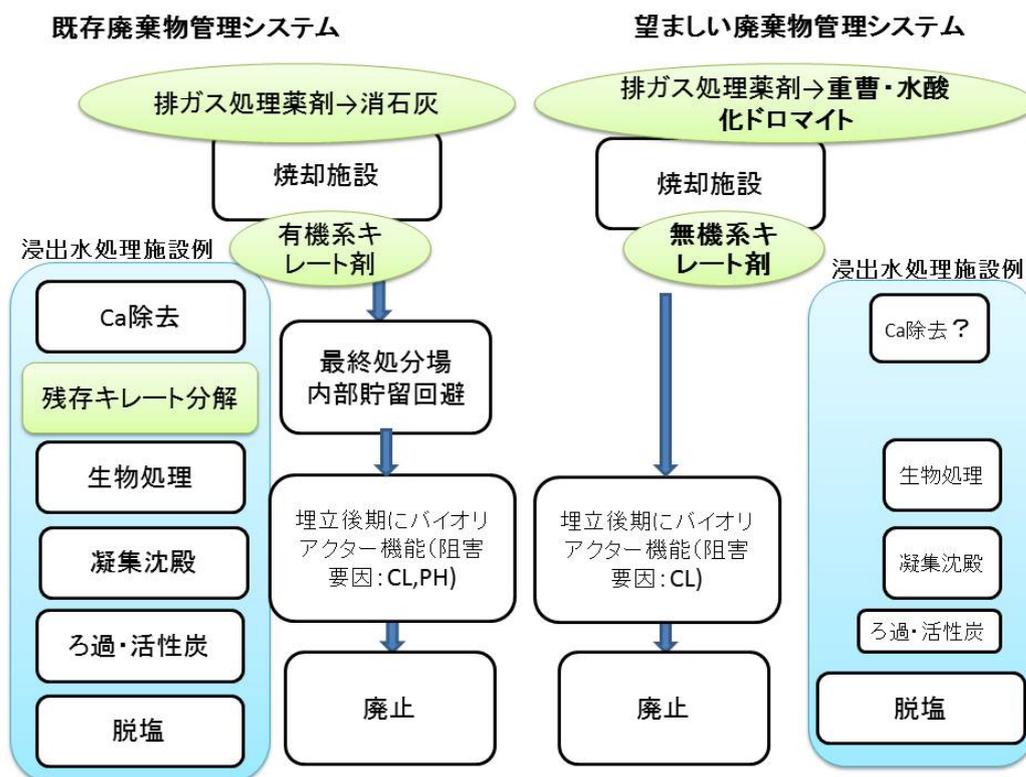


図 4-91 これからの廃棄物管理

我が国の埋立技術の基本は自然のサイクルとその分解メカニズムを利用したバイオリアクター型埋立システムの準好気性埋立である。本技術は我が国の焼却施設普及過程で開発され、有機物分解を種目的としたものである。しかし前述したように現在の埋立地環境は高アルカリ、高塩類環境であり、生物活動には適していないため、埋立初期はバイオリアクターは機能しない。しかし、降水による洗い出しにより塩類濃度の低下や PH 低下により徐々に微生物の生育環境は戻ってくる。

焼却残渣は熱灼減量数%においても浸出水中の BOD は 50~200/L の汚濁負荷を有している。既存のシステムの中では降水による洗い出しにより、塩類濃度が低下したときには BOD 源も流出していると考えられる。しかし埋立地の早期安定化が求められる昨今、今回提案した焼却排ガス処理薬剤に重曹や水酸化ドロマイトを用いた場合、特に重曹の場合は初期から PH が低く、塩類濃度が低下したら早期にバイオリアクター機能が働き、低負荷有機物の分解が可能である。

消石灰に比べ Ca が少ない、水酸化ドロマイトの場合も埋立層内に空気供給が可能な準好気性埋立構造をとることにより、早期に PH が低下し、早期安定化が可能である。

また既存の有機キレートを使用する場合、残存キレートやキレート由来の窒素や COD の溶出抑制のため埋立地への浸出水内部貯留を回避することが望ましいことを実験結果からも証明した。すなわち焼却残渣主体の埋立地においても構造的には準好気性埋立構造により、空気流通を図ることが埋立管理上も望ましい。

すなわち準好気性埋立は埋立初期はキレート由来物の溶出抑制による浸出水の適正処理と PH 低下機能。埋立後期には低負荷有機物の分解を主目的とするバイオリアクター機能として活用することになる。

## 5. 本研究により得られた成果

### (1) 科学的意義

有機キレート剤の組成が明らかになり残存キレートの分析法精度向上を行うことができた。また模擬埋立実験により、有機キレート剤が最終処分場の浸出水処理障害要因であることを明らかにした。さらに残存キレートは促進酸化法で分解できること、埋立地の維持管理で内部貯留を回避することにより影響を軽減することを明らかにした。実験結果に基づく F/S により理想的な廃棄物処理システムとして焼却排ガス処理薬剤は水酸化ドロマイトか重曹、キレート剤は無機キレート剤が最も適していることを提案した。

### (2) 環境政策への貢献

#### 1) 廃棄物管理システムの見直しによる適正処理推進

我が国の廃棄物管理システムは対症療法的、事後処理的に発展してきたが様々な課題を抱えている。このためこれを見直すための根拠として使用することが可能である。

我が国は焼却等中間処理の導入により減容化、無害化、資源化を行った後、残渣を埋立処分することを廃棄物管理の基本方針としてきた。この結果、世界でも突出した焼却大国となり、一般廃棄物においては最終処分される廃棄物の 80%を焼却残渣が占めるようになった。このような廃棄物管理システムをとる国は国際的にも我が国唯一といっても過言ではない。焼却技術は高度焼却、高度排ガス処理に取り組んできた。一方、最終処分技術は上流側プロセスの焼却技術の高度化に対して対症療法的、事後処理的に対応してきた。この結果、最終処分場では①焼却残渣の高濃度無機塩類化による浸出水の脱塩処理が増加し、これに伴い発生する副生塩の適正処分方法。②排ガス処理に用いられる石灰による浸出水処理におけるカルシウム汚泥の大量発生。③飛灰処理に使用される有機キレート剤に起因する硝化障害が顕在化している。④埋立地の高濃度無機塩類化、高アルカリ化により我が国の埋立技術の根幹を形成している埋立地を一種のバイオリアクターとして位置付ける「準好気性埋立構造」の在り方が問われている。本研究成果はこれらの課題を廃棄物管理システムとして経済性評価を含め、再評価し効率的で持続的な処理システムを構築し最終処分場の安定化促進、適正管理に貢献することができる。

#### 2) 焼却施設で使用される薬剤見直すことによるコスト低減化

焼却施設で使用されている薬剤は数多くあるが、その中で最も使用量が多いのは塩化水素ガス処理に用いられている消石灰である。次に飛灰の安定化処理に用いられている有機キレート剤が挙げられる。塩化水素ガスは塩化カルシウムとして飛灰回収され、埋立処分されるが焼却炉の普及により最近の埋立物の 80%が焼却残渣（飛灰と主灰）で占められるようになった。このため埋立地環境は高アルカリ、高塩類の状態となっており浸出水中のカルシウムイオンはスケールを生成し、集水管や機器類の閉塞原因となるため浸出水処理段階でライムソーダ法等で分離される。この場合、カルシウムイオン 1 g を除去するために 2.5 倍の炭酸カルシウム汚泥が生成し、処分量が増加するという課題を有している。また最近の最終処分場浸出水処理施設では脱塩処理するところが多くなり、これにともなう副生塩の問題が顕在化し始めている。副生塩は凍結防止剤や最近では電気分解等ソーダ技術を用いて次亜塩素酸ナトリウム（エコ次亜）を生成させ滅菌剤として有効利用するところが増加し始めている。この場合、排ガスに石灰を使用することはエコ次亜生成のためには障害要因となる。キレートは飛灰が特定一般廃棄物となったことから安定化処理の一方法として多用されている。一般的に使用されているのはピペラジン等の有機キレートが用いられている。この有機キレートには高濃度の窒素、COD、硫化物を含み、さらに水処理の窒素処理時の障害要因となるチオ尿素様物質が多量に含まれ、硝化障害の原因となっている。キレート剤にはリン、鉄、マグネシウム等の無機キレート剤もあるが灰が高アルカリであるため、酸性のリンは有機系にくらべ注入率が高くなってしまいうため使用率は少ない。これらのことから使用薬剤が制限され、廃棄物管理上の矛盾を抱えている。このため最終処分も考慮した適正な薬剤を見直すことにより全体のコスト低減化が可能となる。

#### 3) 我が国から発信する焼却を主体とする廃棄物管理システム技術による国際貢献

焼却先進国の我が国から後続国に対して合理的な廃棄物管理システムを発信し、薬剤の販売を含む国内企業のビジネス展開とノウハウ提供による国際貢献が可能となる。我が国から発信した「準好気性埋立構造」は全量埋立対応技術であるが、これに次ぐ「高塩類、高アルカリ条件下の埋立管理技術」を発信することができる。

### <行政が既に活用した成果>

個別行政からの相談対応で、内部貯留回避は実施されているが焼却施設の薬剤変更については維持管理企業との性能保証契約の関連で成果はできていない。

### <行政が活用することが見込まれる成果>

対症的対応は可能であるが前述の維持管理企業との契約の関係で、抜本的対応は行政では対処できないのが現状である。このため企業への啓蒙普及努力を行っている。

## 6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない

## 7. 研究成果の発表状況

### (1) 誌上発表

#### <論文（査読あり）>

- 1) 内田正信、樋口壮太郎、為田一雄、埋立地におけるキレート成分の挙動に関する研究、  
公益社団法人全国都市清掃会議、都市清掃 第68巻、第323号、pp. 81-88 (2015)
- 2) 内田正信、樋口壮太郎、為田一雄、有機キレート成分が浸出水処理に及ぼす影響に関する研究、  
公益社団法人全国都市清掃会議、都市清掃 第69巻、第329号、(2015)

#### <査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない

#### <その他誌上発表（査読なし）>

特に記載すべき事項はない

### (2) 口頭発表（学会等）

- 1) 樋口壮太郎、内田正信、為田一雄、宋雨霖、浸出水中の残存キレート剤分解に関する研究、  
第25回廃棄物資源循環学会研究発表会、pp. 423-424 (2014)
- 2) 宋雨霖、内田正信、陳睿明、樋口壮太郎、燃焼排ガス処理薬剤や飛灰処理キレートが埋立管理に与える影響、  
第25回廃棄物資源循環学会研究発表会、pp. 431-432 (2014)
- 3) 内田雅也、草野輝彦、樋口壮太郎、宋雨霖、内田正信、焼却残渣埋立地の細菌叢の挙動に関する研究、  
第25回廃棄物資源循環学会研究発表会、pp. 443-444 (2014)
- 4) Y. Song, M. Uchida, S. Higuchi, Effects of incinerator exhaust gas treatment agents and fly ash  
processing chelates on MSW landfill management,  
THE 9TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE MANAGEMENT AND TECHNOLOGY /  
TOWARDS CLOSED LOOP OF WASTE MANAGEMENT Beijin China(2014)
- 5) 内田正信、為田一雄、宋雨霖、陳睿明、樋口壮太郎、浸出水中の残存キレート分解に関する研究（その2）  
第36回全国都市清掃研究・事例発表会pp. 258-260 (2015)
- 6) 内田正信、陳睿明、樋口壮太郎、為田一雄、宋雨霖、  
キレート処理飛灰中に含まれる残存キレート成分等の長期挙動、  
第26回廃棄物資源循環学会研究発表会pp. 421-422 (2015)
- 7) 陳睿明、呂航、内田正信、宋雨霖、樋口壮太郎、  
乾式ナトリウム排ガス処理に伴い排出される焼却残渣の埋立特性に関する研究（2）、  
第26回廃棄物資源循環学会研究発表会pp. 435-436 (2015)
- 8) 為田一雄、内田正信、樋口壮太郎、  
キレート剤に起因する浸出水中の難分解性物質の対策技術（その4）、  
第26回廃棄物資源循環学会研究発表会pp. 449-450 (2015)

- 9) M.Uchida, Y.Song, R.Chen, S.Higuchi,  
Behavior of chelating components leaching from a MSW landfill site,  
International Conference on Solid Wastes2015:Knowledge Transfer for Sustainable Resource  
Management Hong Kong SAR, P.R. China pp. 647-649(2015)
- 10) 陳睿明、呂航、内田正信、樋口壯太郎、宋雨霖、  
乾式ナトリウム排ガス処理に伴い排出される焼却残渣の埋立特性に関する研究 (3)、  
第37回全国都市清掃研究・事例発表会、 pp. 273-275 (2016)
- 11) 樋口壯太郎、陳睿明、内田正信、呂航、宋雨霖、  
焼却排ガス処理薬剤や飛灰処理キレートが埋立管理に与える影響に関する研究 (その3)、  
第37回全国都市清掃研究・事例発表会、 pp. 279-281 (2016)

### (3) 出願特許

特に記載すべき事項はない

### (4) 「国民との科学・技術対話」の実施

特に記載すべき事項はない

### (5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

### (6) その他

特に記載すべき事項はない。

## 8. 引用文献

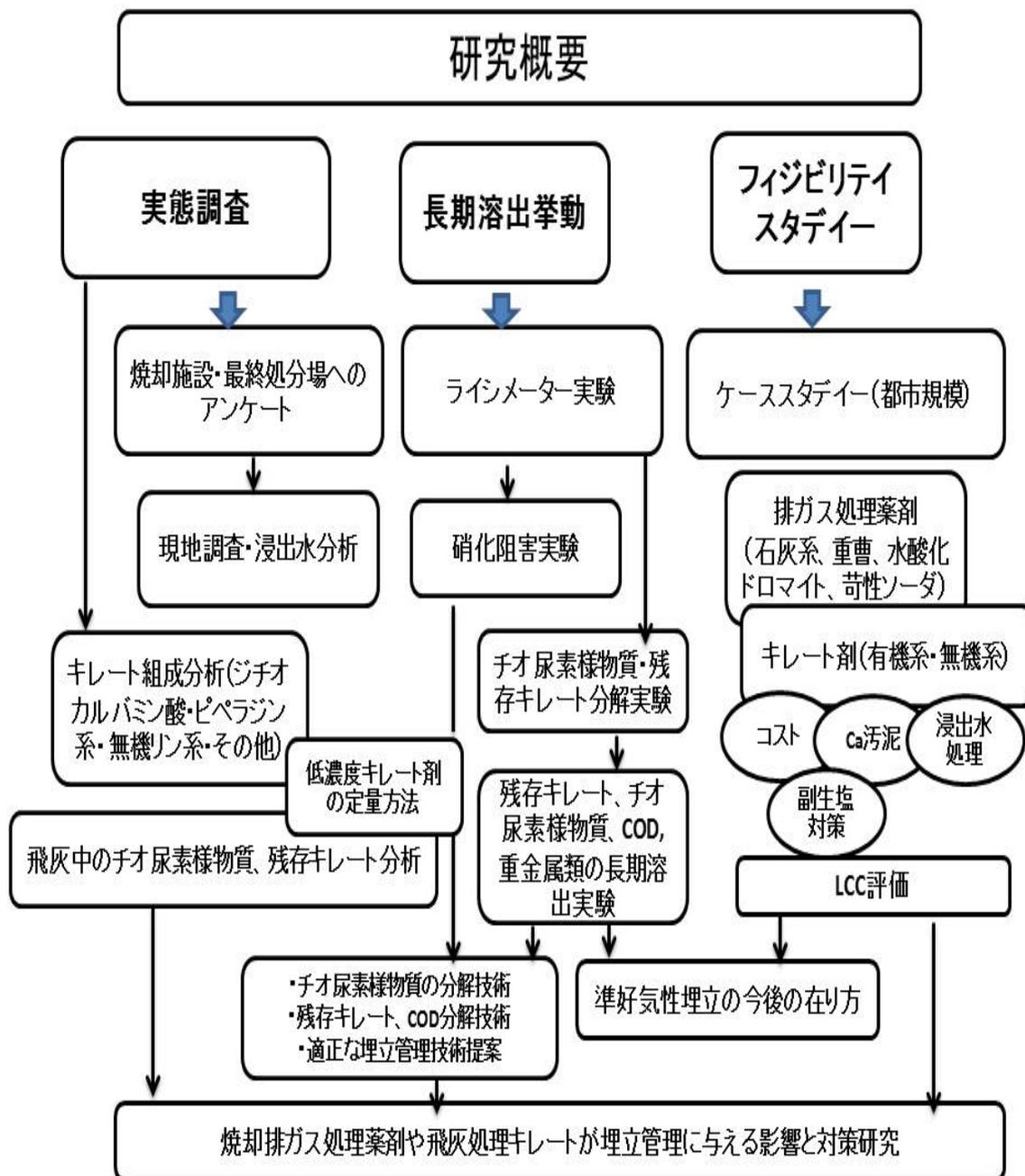
特に記載すべき事項はない

[研究概要図]

課題番号 3K133007

課題名 焼却排ガス処理薬剤や飛灰処理キレートが埋立管理に与える影響と対策研究

研究代表者 樋口壯太郎 (福岡大学)



## [英文概要]

**The Impacts of Exhaust Gas Treatment Agents and Fly Ash Processing Chelates on MSW Landfill Management and their Countermeasures**

Principal investigator: Sotaro HIGUCHI

Affiliation: Graduate School, Fukuoka University

2-1, Hibikino, Wakamatsu-ku, Kitakyushu City

Fukuoka Prefecture 808-0135 JAPAN

Tel:+81-093-695-3061/Fax:+81-093-695-3047

E-mail: higuchis@adm.fukuoka-u.ac.jp

**Abstract**

In order to simulate the impacts of exhaust gas treatment agents and fly ash processing chelates on MSW landfill management, the author used lysimeters (simulated landfills) to monitor the leachate from incinerator ash containing such agents. 23 samples of ash with different composition of agents were prepared by combining four types of exhaust gas treatment agents and four types of fly ash processing chelates. The result showed that while persistent organic chelates inhibit the nitrification reaction in the leachate treatment process, they can be decomposed by advanced oxidation processes. In addition, total costs of pollution control from the incinerator to the landfill site using different ash samples were estimated through a feasibility study. As a result of a comprehensive assessment, that use of dolomite hydrate for exhaust gas treatment and phosphate-based chelates for flue gas processing was rated as the best combination of agents.

**Keywords**

exhaust gas treatment agents, chelating agents, nitrification inhibition, stabilization of landfill sites; semi-aerobic landfill