

福 岡 大 学

博 士 学 位 論 文

管理型最終処分場における硫化水素ガスの発生抑制及び対策に関する研究

(平成 31 年 3 月)

石橋 稔

工学研究科 エネルギー・環境システム工学専攻

目次

第1章 序章	1
1.1 研究の背景及び目的	1
1.2 通気制御とpH制御の着眼理由	2
1.3 研究の概要と本論文の構成	3
第2章 通気制御による硫化水素発生抑制の研究	6
2.1 バイアル瓶を用いた通気実験	7
2.1.1 実験方法	
2.1.2 実験結果	
2.2 ライシメーターを用いた硫化水素ガス抑制効果及び SO_4^{2-} 等 溶出特性確認実験	10
2.2.1 実験方法	
2.2.2 実験結果	
2.3 室内実験に関する考察	19
2.4 準好気性埋立構造の最終処分場における硫化水素発生状況測定実験	22
2.4.1 計測施設の概要	
2.4.2 計測実験方法	
2.4.3 計測結果	
2.5 フィールド実験に関する考察	30
2.6 準好気性埋立構造におけるガス抜き管の通気特性および通気量と ガス発生に関連性確認実験	31
2.6.1 実験概要	
2.6.2 管内環境の特性	
2.6.3 硫化水素の発生ガスの流速	
2.7 結果および考察	42
第3章 飛灰添加による硫化水素ガス発生抑制実験	44
3.1 実験方法	44
3.2 結果および考察	47

第4章 廃棄物集積場所における硫化水素発生抑制資材の研究	51
4.1 研究の背景と目的	51
4.2 硫化水素抑制に対するポリ硫酸第二鉄溶液および水酸化第二鉄懸濁液の反応機構	52
4.2.1 反応機構	
4.2.2 通ガス実験による反応機構の再現	
4.2.3 初期反応の特性確認	
4.2.4 反応機構に関する考察	
4.3 ポリ硫酸第二鉄溶液および水酸化第二鉄懸濁液の比較実験	56
4.3.1 テドラーバック法による硫化水素ガス吸着実験	
4.3.2 硫化水素通ガス試験	
4.3.3 中和アルカリ量試験	
4.3.4 資材添加土壌からの陽イオン溶出試験	
4.4 ポリ硫酸第二鉄溶液および水酸化第二鉄懸濁液の比較評価と考察	61
4.5 産業廃棄物不法投棄場所における硫化水素ガス抑制実験	62
4.5.1 実験対象フィールド	
4.5.2 硫化水素ガス抑制実験	
4.5.3 結果および考察	
4.6 経済性評価	67
4.6.1 水酸化第二鉄コロイド溶液必要量の試算と経済性評価	
4.6.2 通気による改善対策と対策資材使用による経済性の比較評価	
第5章 結論	72

第1章 序章

1.1 研究の背景及び目的

廃棄物に関する問題として、建設系廃棄物等を受け入れてきた安定型最終処分場や不法投棄等現場などにおいて、高濃度硫化水素ガスの発生による環境への影響といった現象がある。

硫化水素の発生機構は、硫酸塩還元菌による乳酸や酢酸などの低分子の有機物を基質として利用した、硫酸塩の還元によるものである。その発生には、①硫酸塩(S)と②硫酸塩還元菌の存在とそれら硫酸塩還元菌の基質となる③低分子の有機物の存在、硫酸塩還元菌の生息条件となる④滞留水の影響等による嫌気性の環境の存在、⑤温度、pHなど生息環境の条件がそろった際に、硫酸塩還元菌が活動し硫化水素を発生させる¹⁾。

特に建設系の廃棄物に混在する石膏ボードは、硫酸カルシウムを原料としていることから、それら廃石膏ボードが混在する廃棄物の集積場所では高濃度の硫化水素の発生する可能性が高まる。我が国では、浸出水の排水設備や通気設備がない安定型最終処分場に埋立処分していた経緯があり、高濃度硫化水素発生による事故等が生じた²⁾。

その後、「廃石膏ボードから付着している紙を除去したものの取扱いについて」(平成18年6月)により、廃石膏ボードの安定型最終処分場への埋立処分が全面禁止となり、現在では廃石膏ボードは浸出水排水設備とガス抜き管設備を有するいわゆる管理型最終処分場に埋立処分されている³⁾。近年、廃石膏ボードについては新材の残材などではリサイクル技術の開発などが進んでいるが、解体に伴い排出される廃石膏ボードについては依然としてその多くが最終処分場に埋立処分されている。廃石膏ボードの年間総排出量の推計によれば解体工事由来の廃石膏ボードが79.6万t/年(平成22年度)とされ、今後も年々その量が増加し、ピーク時となる2052年頃には、新築・解体合わせて約340万t/年の廃石膏ボードが排出される見込みである⁴⁾。こうした中で、管理型最終処分場において設計及び維持管理の不備等によって硫化水素ガスの発生が懸念される状況となっている。さらに、いわゆるクローズドタイプ処分場の中には硫化水素の発生を危惧するため、廃石膏ボードが埋め立てられている部分に散水を行っていない事例も見られる。そうした状態では埋立廃棄物の安定化が進まず、廃止に至らないなどの新たな問題も生じている現状がある。廃石膏ボードの埋め立てに関しては、埋立物からの硫化水素の発生が抑制されるとともに、硫化物イオンの溶出も安定した状態となることが必要とされる。廃石膏ボードの埋め立てを巡るこれら現状を踏まえると、管理型最終処分場における硫化水素ガス発生状況の検証と適正な維持管理方策の検討並びに発生抑制対策についてシステム化することが急務である。

これまで不法投棄場所などで発生した硫化水素ガス自体の抑制対策の検討は行われているが、廃石膏ボードを管理型最終処分場に埋立処分した際の発生抑制手法や、廃石膏ボード埋め立てにおける安定化の検討は行われてこなかった。本研究は、最終的な目標として、そうした廃石膏ボードが埋立処分されている管理型最終処分場の適正な埋立方法とはどう

あるべきかといった命題に対し、管理型最終処分場の浸出水排水管及びガス抜き管を活用した通気により好气的状況を積極的に作り出すことで、硫酸塩還元菌の生息環境条件である嫌気性の改善による硫化水素発生制御の可能性を明らかとするものである。また、合わせて硫酸塩還元菌のもうひとつの生息環境条件である pH 制御について研究を加えた。そして、さらに硫化水素発生抑制に関して本研究で得られた結果を実際のフィールドに落とし込む過程で必要となる、理論値の補助としての視点から、発生した硫化水素ガスの処理のための対策資材について、廃棄物集積場所の特性を踏まえたうえで検討を加えた。

1.2 通気制御と pH 制御の着眼理由

硫化水素の発生抑制に対しては、先述した⑤つの条件である ①硫酸塩 (S) と、②硫酸塩還元菌の存在、③低分子の有機物、④嫌気性の環境、⑤温度、pH など硫酸塩還元菌の生息環境条件のいずれかの条件を回避する、すなわちなくす方策を講じる必要がある。

これら硫化水素の発生条件については、物質の存在によるものと、硫酸塩還元菌の生息に対する環境によるものとに分類することができる (表-1.1)。

表-1.1 制御の視点からみた硫化水素発生条件の特徴 (物質・環境条件による分類)

条件分類	項目 (発生条件)	内容	管理型最終処分場における 制御 (人為的操作) の可能性と実現性の評価	
			制御方法	評価
物質 (存在) 条件	硫酸還元菌	環境中の常在菌 絶体嫌気性 (酸素のない状態で活動) バクテリア群	環境遮断が必要	▲
	硫酸塩 (S)	廃石膏ボード ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) の原料 還元反応 (還元菌の活動等) により硫化水素 (H_2S) に変化	(選別等による除去、ただし産廃では受入対象とせざるを得ない)	▲
	低分子の有機物	硫酸塩還元菌の基質 (栄養源) 廃石膏ボード付着紙、廃棄物に混在の有機性汚泥等	可燃物の混在禁止 選別等による除去 埋立て区画の分離	○
環境 (硫酸還元菌 生息) 条件	嫌気的条件	雨水等の滞留や難透水性物 (汚泥や粘土等) の堆積に	準好気性の確保	○
	温度	温度15~65℃程度まで生息	廃棄物温度制御	×
	pH	pH 6~8 (特殊生育菌は pH 3~4)	高 pH 廃棄物 (焼却残渣) の活用	○

物質条件である、硫酸塩および有機物の存在については、その物自体を除去する方策が考えられる。例えば、有機物や硫酸塩であればそれら含有の多い廃棄物の選別・除去である。ただし、実際の最終処分場について当てはめてみると、①硫酸塩還元菌については環境常在菌であり、また、②硫酸塩および ③低分子の有機物については、産業廃棄物最終処分場の受け入れ廃棄物の実態から、廃石膏ボードの受け入れ先となっている実情もあり、石膏ボードや建設廃材に混在する有機物混在を排除できない。またすでに硫化水素が発生している現場での対応を考えると、いずれの方策でも廃棄物掘削などの大掛かりな作業が生じる。これらの物質の存在条件を取り除くことは事実上困難である。

一方、硫酸塩還元菌の生息条件となる環境条件についてみると、④嫌気性の環境については、酸素残存下では硫化水素ガスの発生が抑えられるなど、人為的通气による嫌気状況の改善が硫化水素ガス発生を抑制するものと考えられる。硫酸塩還元菌の生息環境条件である嫌气的条件についてみると、上記の2物質の存在状況下の密閉系の実験事例において、瓶内を無酸素ガスで置換せず酸素の残存がある場合では硫化水素の発生が生じないなど、嫌气的条件が成立させないことで硫化水素の発生を抑制できるものと考えられる。特に、硫化水素の発生状況下で廃棄物の内部に通气を行った場合、硫化水素濃度が急激に低下するなど、通气による硫化水素排出と抑制の制御可能性を示唆した報告もある¹⁾。硫酸塩還元菌は絶対嫌気性の細菌群であることから、こうした廃棄物層内への通气により微生物活性抑制効果が期待できる。

⑤温度、pHについては、高pHやpH6.0以下でも硫酸塩還元菌の生育が阻害されることにより高pHの飛灰などの廃棄物活用による制御の可能性がある⁵⁾。なお温度条件については、硫酸塩還元菌の生育適用範囲が15~65℃と広く、また制御のための投入エネルギーの大きさから制御等の可能性は低い。

このような硫化水素発生各条件の分類とその要因検討より、本研究では最終処分場施設の構造を踏まえたうえで、人為的な対策・制御の可能性を有する通气制御とpH制御に着目し、硫化水素の発生対策としてその制御手法の実用化を目指した研究を行うこととした。

1.3 研究の概要と本論文の構成

本論文の構成フローを図-1.1に示す。

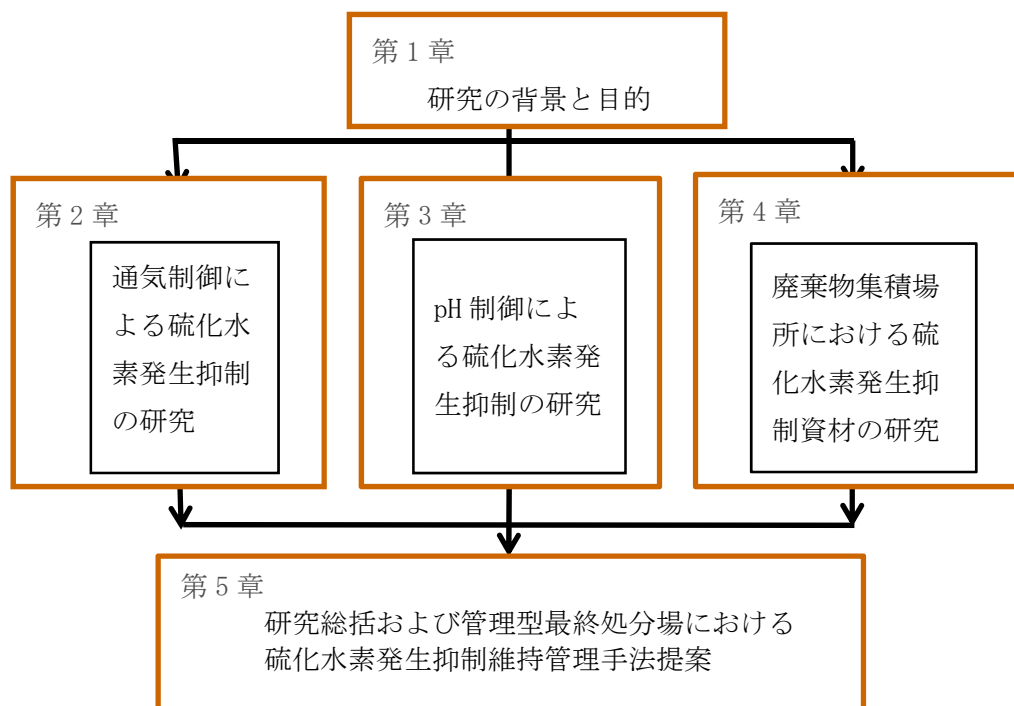


図-1.1 本論文の構成フロー

第1章では、本研究の背景と目的、本論文の構成について述べた。

第2章では、第1の研究として、通気制御による硫化水素発生抑制の研究について、室内実験としてバイアル瓶並びにライシメーターを用いた模擬実験により、通気・ガス抜き設備の活用を念頭とした、通気による硫化水素発生抑制の可能性について研究を行うこととした。また、廃石膏ボードに含まれる高濃度の SO_4^{2-} が浸出水の脱塩処理を阻害することが問題となる中で、通気による洗い出し効果についても研究を加えた。さらに、実際に稼働中の管理型最終処分場をフィールドとして選定し、準好気性埋立構造の最終処分場における気象条件と硫化水素のモニタリング計測とガス抜き管内部の環境とガスの流出状況の計測を行い、通気現象と硫化水素発生現象を確認することにより、準好気性最終処分場における硫化水素発生抑制の可能性を探ることとした。

第3章では、第2の研究として、pH制御による硫化水素発生抑制の研究について、硫化水素発生のもう一つの要因である硫酸塩還元菌の生息環境に着目し、硫酸塩還元菌の活性に影響を与えるpHの改善に対して、最終処分場に実際に埋め立てられている廃棄物の有効活用を兼ねた高pHである焼却灰による硫化水素発生抑制効果について検討を加えた。

第4章では、第3の研究として、通気による硫化水素発生抑制手法の補助手段となる廃棄物集積場所における硫化水素発生抑制資材の研究について、廃棄物堆積場所の特性を踏まえたうえで、発生後の硫化水素の処理について研究を行った。廃棄物集積場所は、降雨等の影響を受け嫌氣的雰囲気再現されやすいといった特徴がある。また廃棄物の移動がない。このため従来から下水分野等で多用されている流水を対象とした酸化剤使用による酸化還元反応の一時的な反応処理をこうした廃棄物の埋立場所で行った場合、時間経過とともに再度嫌氣的雰囲気に転じ硫化水素を発生させてしまう可逆性が問題となる。このため継続的な処理効果がありかつ廃棄物内部への浸透効果を有する薬液として水酸化第2鉄懸濁液の活用について着目し、その硫化水素の固定・補足方法の研究を加えた。なお、同研究については第1、第2の研究に先んじて構想・研究を加えてきたもので、その研究過程において考案した資材について、工業所有権を取得した⁶⁾。

第5章においては、結論として研究の総括を行なうとともに、第2章、第3章、第4章の3つの一連の研究結果から、管理型最終処分場における硫化水素発生抑制に向けた一連の維持管理システムについて論じた。

【参考文献】

- 1) 井上雄三編：安定型最終処分場における高濃度硫化水素発生機構の解明ならびにその環境汚染防止対策に関する研究, 国立環境研究所研究報告, 第188号, 2005. 3
- 2) 平川周作他：安定型最終処分場における硫化水素発生対策と経時的モニタリング, 福岡県保健環境研究所年報第41号, 78-83, 2014
- 3) 環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部：環廃産 060601001号 「廃石膏ボードから付着している紙を除去したものの取扱いについて」 各都道府県知事・各政令市市

長あて通知, 平成 18 年 6 月 1 日

- 4) 環境省：平成 25 年度 廃石膏ボードの再資源化促進方策検討業務調査報告書, 平成 26 年 3 月
- 5) 樋口壯太郎：最終処分場の技術的変遷と今後の動向, 廃棄物資源循環学会誌, Vol. 26, No.1, pp. 3-11, 2015
- 6) 柳田友隆、石橋稔：硫化水素ガスの発生を抑制する方法及び硫化水素ガス発生抑制剤, 特許第 5775297 号, 平成 27 年 7 月 10 日

第2章 通気制御による硫化水素発生抑制の研究

本研究では、第1に室内実験として、最終処分場で埋め立てられている廃石膏ボードを用いたバイアル瓶の通気実験により、硫化水素ガス発生抑制に必要な単位通気量の確認を行うこととした。また、安定化に関して通気による硫化水素発生抑制と同時に浸出水の塩類濃度の低減が進むことも確認する必要があると考えた。硫化水素の発生が収まり同時に硫化物イオンの流出も安定する状態になることが望まれる。そこで、廃石膏ボードの埋立状況を模擬したライシメーター実験で、通気による硫化水素ガスの発生抑制と廃石膏ボードの分解等による塩類の洗い出しに対する影響について、合わせて検証することとした。

なお、本研究で考える安定化とは、廃石膏ボードの埋め立て物からの硫化水素の発生が収まり、また硫化物イオンの溶出も減少することを考える。定量的には、硫化水素ガスについて、廃止基準において「悪臭が発生しないこと」、「ガスの発生量の増加が2年以上にわたり認められないこと」¹⁾とされていることから、においの感知濃度である0.06ppmなどがひとつの目安と考える。ただし、実際にはガス抜き管から排出されたガスは大気により急速に希釈されるため、同濃度が単純にガス抜き管内部の滞留ガスの濃度ではない。そうした中、一義的には人体に対する影響の生じない濃度の目安となる廃棄物掘削の際の「可燃性ガスの発生基準」²⁾とされている10ppmがひとつの数値となる。また、硫化物イオンの水質濃度については、廃止基準において地下水基準への適合や浸透水のBOD値が20mg/Lといった数値はあるが、硫化物自体の環境基準等が定められているわけではない。そうした中、例えば硫化水素ガスとの関連からみると、1,000ppmの高濃度の硫化水素発生につながる液相の硫化水素溶存濃度の検討例で170ppm程度であるといった研究もある³⁾。今回の実験では継続的に硫化物イオンが溶出しているが未だ1,000ppmを超えており、そうした170ppm以下となるためには相当の時間を要すると考える。さらに、硫化物については、硫酸イオン、特に硫酸カルシウムがスケールとして膜処理の幕の閉塞等を起こす懸念がある。そこでSS濃度として逆浸透膜の原水管理水質で30ppm程度としている事例もある。幕処理工程では硬度処理工程を先行させるが、ひとつの数値としてはそうした値が目安と考える。なお厳密には、ガス測定方法等との関連性の議論等を含め今後の研究にゆだねたい。

次に、第2にフィールド実験として、準好気性埋立最終処分場における通気管内の硫化水素ガス発生状況および通気状況の計測実験を行った。管理型最終処分場において通気により硫化水素ガス発生抑制を行おうとした場合にガス抜き管設備を用いることになるため、先立って稼働中の準好気性埋立地内の人為的に通気が行なわれていない静的な状況下での気流状況と硫化水素ガス発生抑制に対する効果について明らかにした。

2.1 バイアル瓶を用いた通気実験

硫化水素ガスの発生抑制に必要な通気量特定のために実施した、バイアル瓶の通気実験について以下に示す。

2.1.1 実験方法

実験方法は、2,000ml のバイアル瓶に最終処分場で埋め立てられている廃石膏ボードを20mm 以下に粉砕した 880g の試料を充填し、純水 400 ml を加えて飽和状態とした後に 35℃ のインキュベーターの中で養生し、密閉状態の硫酸塩還元菌活性による嫌気性雰囲気再現し、硫化水素ガス発生を再現する装置を準備した。バイアル瓶内にブローア（送風ポンプ）を用いて空気を入れ通気を行い、硫化水素ガスを回収しガス濃度を検知管を用いて計測した。なお実験では、バイアル瓶に充填した試料全体に対して均質に通気が行えるように、試料下部に設けた碎石層中の十字状の散気管を通じて空気を入れ、バイアル瓶上部の排気管から押し出されるガスを回収した（図 - 2.1）。写真 - 2.1 に実験状況を示す。



写真 - 2.1 通気による硫化水素ガス抑制実験状況

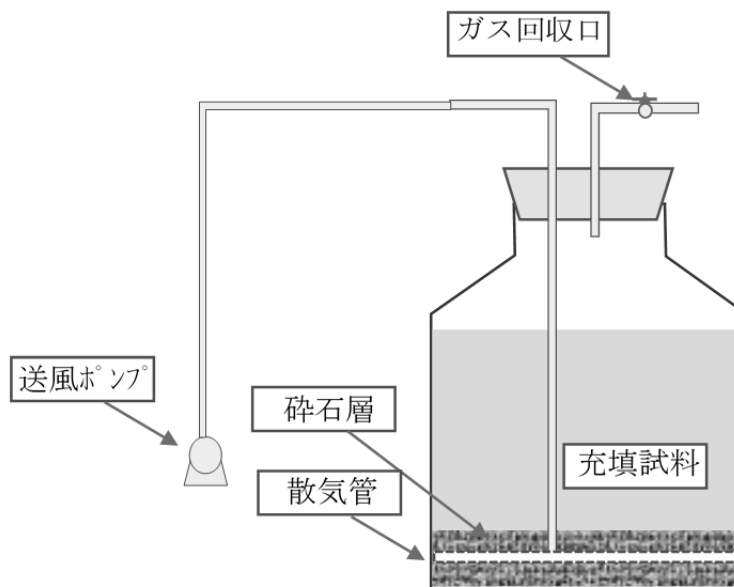


図 - 2.1 バイアル瓶実験概要図

バイアル瓶内部上部からのガスの回収状況を写真 - 2.2 に示す。



写真 - 2.2 硫化水素ガスの測定

実験は、窒素で瓶中の空気を置換させた嫌気状態のバイアル瓶をブランク（以下、RUN1）とし、通気量を 0.6ml/min（以下、RUN2）、0.8 ml /min（以下、RUN3）、1.0 ml /min（以下、RUN4）とした。なお、実験に用いた廃石膏ボードは 2015 年 10 月に採取し保管していたものを用いて、実験は 2016 年の 4 月から 5 月にかけて実施した。バイアル瓶の実験条件を表 - 2.1 に示す。

表 - 2.1 バイアル瓶の実験条件

仕様		実験ケース		RUN1	RUN2	RUN3	RUN4
		(単位)		通気なし	通気あり		
バイアル瓶容量	L	2.0					
廃棄物（廃石膏ボード）充填量	g	880	880	880	880	880	880
通気量	ml/min	—	0.6	0.8	1.0		

2.1.2 実験結果

図 - 2.2 はバイアル瓶における硫化水素ガス発生状況を示したものである。嫌気状態を再現した RUN1 について 3 日目から硫化水素ガスが発生し、20 日目には 3,000ppm、40 日目には 24,000ppm と高濃度の硫化水素ガスが検出された。

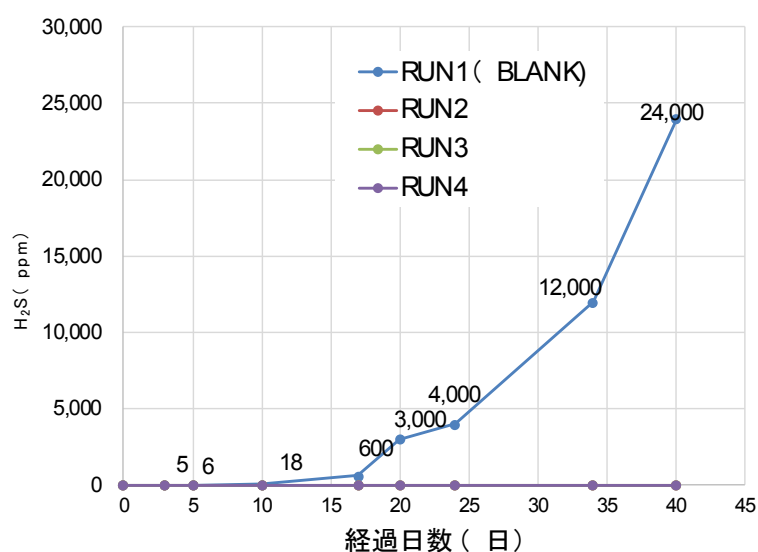


図 - 2.2 バイアル瓶における硫化水素ガス発生状況

一方、通気を行ったいずれのケース RUN2～4 においても計測期間を通じ硫化水素ガスは検出されず、通気による硫化水素ガスの発生抑制効果が確認された。

なお、通気による硫化水素の発生抑制状況を示すものとして、RUN1～4 とは異なる実験であるが、同じ廃石膏ボード試料を用いた嫌気状態のバイアル瓶実験における硫化水素ガス測定において、実験中に一時的にコックを開きバイアル瓶が解放状態となったことで急激に硫化水素ガス濃度が低下し、再度その後 2 日経過後に徐々に濃度が上昇する現象が生じていた (図 - 2.3 硫化水素ガス発生状況 (一時的な大気解放あり))。

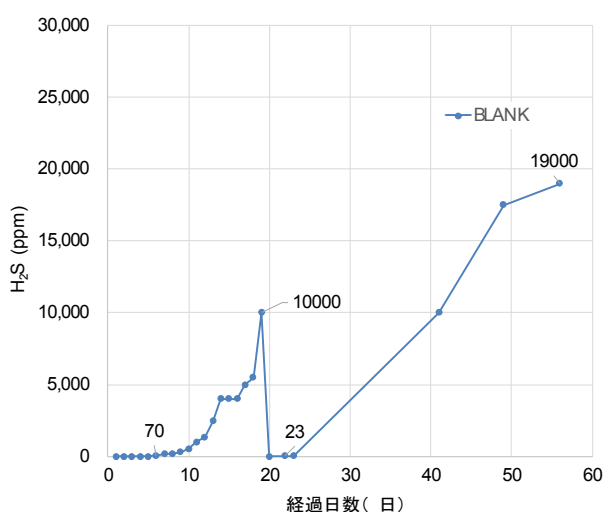


図 - 2.3 硫化水素ガス発生状況 (一時的な大気解放あり)

これらより本実験において RUN2 の最小通気量 0.6ml /min の通気量を硫化水素ガス発生抑制通気量とした。廃棄物単位容積当たり換算すると 0.5L/min/m³ となる。

2.2 ライシメーターを用いた硫化水素ガス抑制効果及びSO₄²⁻等溶出特性確認実験

廃石膏ボードを模擬埋立槽（以下、ライシメーター）に充填し、通気実験を行った。

2.2.1 実験方法

実験は、直径 20 cm、高さ 200 cmの透明アクリル製のライシメーターに廃石膏ボード試料を充填（充填密度 0.78g/cm³）し、降雨を想定した散水を行うことで、浸出水の水質変化を把握することとした。散水は週に一度行い、散水量は日本の全国平均降水量 1,718 mmより 1,018 ml/週とした。

充填した廃石膏ボードは、最終処分場の廃石膏ボード埋立区画に持ち込まれたものを粒形 20mm 以下に粉砕し使用した。実験に用いた廃石膏ボードは事前に採取し保管していたものを用いた。

実験にあたり、使用する廃石膏ボードの組成を 5 つの組成項目に分類し、目視と手選別によりそれぞれの組成ごとの重量を測定した。測定結果による廃石膏ボードの物理組成について表 - 2.2 に、重量比率を図 - 2.4 に、選別した組成ごと状況を写真 - 2.3～2.8 に示す。組成割合として最も大きいのは、重量比で 40%の粉末石膏となっていた。同じく重量比で 38.5%となる粉末状のものを除く石膏と合わせて 88.5%を占めていた。その他は、木くず、ガラス、セメント塊などで、建築物の解体廃棄物として混合し排出されたものと考えられた。紙として選別できたのは重量比で 9%であった。

表 - 2.2 廃石膏ボードの物理組成

項目	重量 (g)	重量比率 (%)	備考
粉末石膏	1,280	35.2%	
石膏	1,232	33.9%	
紙付石膏	352	9.7%	
紙類	288	7.9%	
その他	480	13.2%	木くず、ガラス、セメント塊
合計	3,632	100.0%	

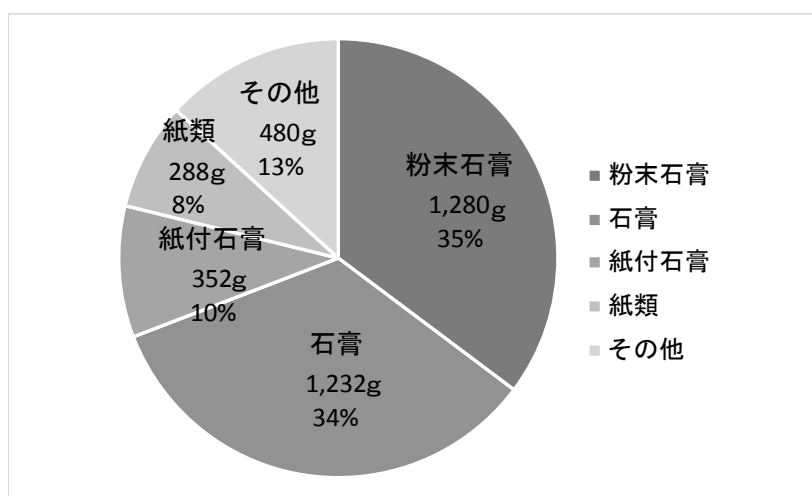


図 - 2.4 廃石膏ボードの物理組成 (重量比率)



写-2.3 物理組成全体



写真 - 2.4 物理組成 (石膏ボード)



写真 - 2.5 物理組成 (紙)



写真 - 2.6 物理組成 (紙付石膏)

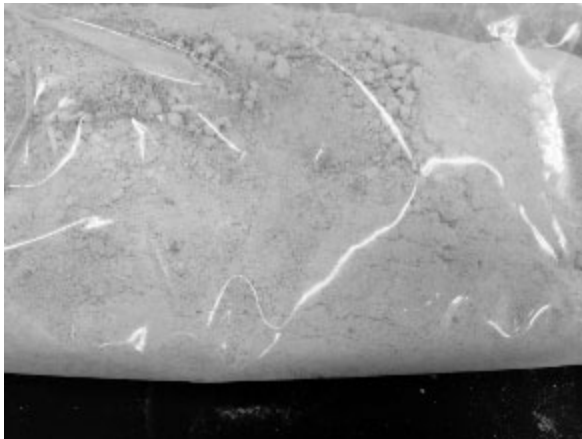


写真 - 2.7 物理組成 (粉末石膏ボード)



写真 - 2.8 物理組成 (その他)

廃石膏ボードの埋立層厚による浸出水濃度への影響を確認するために、ライシメーターへの充填層厚を RUN1 について 45 cm、RUN2 について 90 cm、RUN3 について 180 cm とした。また RUN4~6 については充填層厚を 180 cm とした。一方通気による硫化水素ガス発生抑制への影響を確認するために、ライシメーターへの通気について RUN1~3 は通気を行わないこととし、RUN4 について通気量を 0.1L/min/m³、RUN5 について 0.532L/min/m³、RUN6 について 0.731L/min/m³ と通気量を変化させた。充填層厚と通気量のそれぞれの条件の異なるライシメーター実験を行うことで、硫化水素ガス発生抑制と同時に埋立廃石膏ボードの浸出水濃度の低減効果に関して探ることとした。表 - 2.3 にライシメーターの実験条件を、図 - 2.5 にライシメーター実験概要図を、写真 - 2.9 にライシメーター実験状況を示す。

表 - 2.3 ライシメーターの実験条件

実験ケース (単位)		RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6
		通気なし			通気あり		
ライシメーター形状・材質	cm	直径20×高さ200 (透明アクリル製)					
層厚	cm	45	90	180	180	180	180
廃棄物 (廃石膏ボード) 充填量	kg	1.103	2.205	4.410	4.410	4.410	4.410
比重	t-dry/m ³	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78
散水量	ml/回・週	1,018	1,018	1,018	1,018	1,018	1,018
通気量	L/min/m ³	—	—	—	0.1	0.532	0.731
浸出水測定項目		pH、EC、COD、TOC、SO ₄ ²⁻ 、Ca ²⁺					

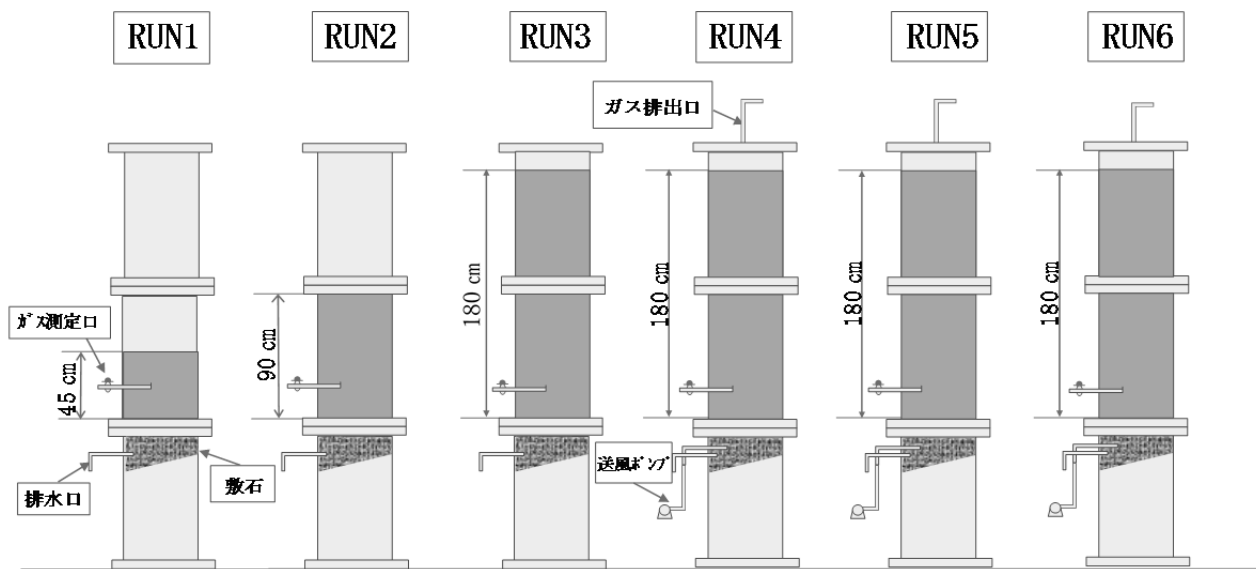


図 - 2.5 ライシメーター実験概要図



写真 - 2.9 ライシメーター実験状況

通気はライシメーター下よりブローア（送風ポンプ）を用いて空気を入れ、碎石層中の十字散気管を通して埋立廃石膏ボードに送気するようにした。また、硫化水素ガスの測定は、ライシメーターの壁部に開けた直径 4.5 mm の穴からライシメーター中心部まで管を差し込むことで、廃棄物層内のガスの測定を行えるようにした（写真 - 2.10）。

浸出水については、週に一度、採水し分析を行った。分析項目は、6 項目（pH、EC、COD、TOC、 SO_4^{2-} 、 Ca^{2+} ）とした。なお、 Ca^{2+} 、 SO_4^{2-} については月に 1 度の頻度で採水し分析を行った（写真 - 2.11）。



写真 - 2.10 浸出水の回収状況



写真 - 2.11 回収した浸出水

2.2.2 実験結果

(1) 硫化水素ガス抑制

図 - 2.6 にライシメーター (RUN3~6) 内部の硫化水素ガス濃度の経日変化を示す。

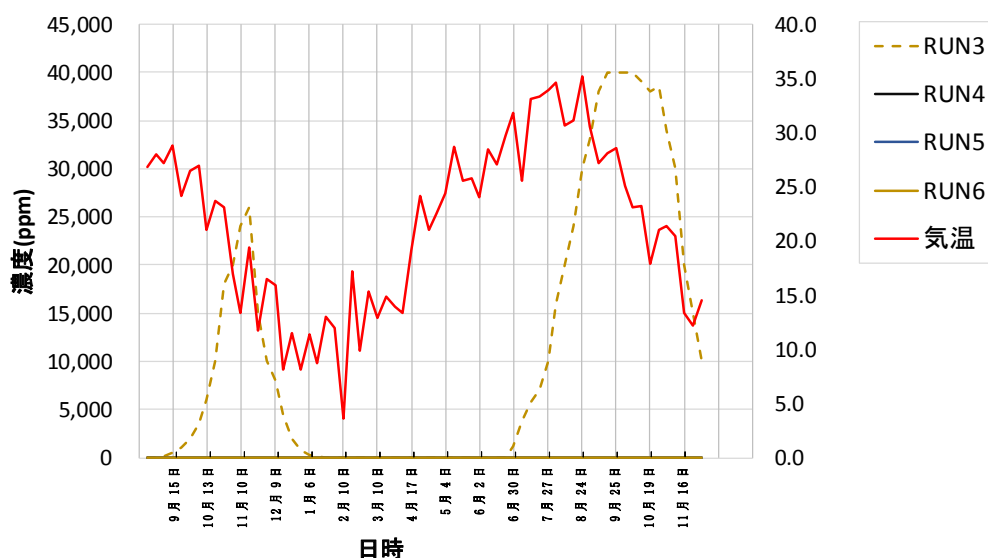


図 - 2.6 ライシメーター内部 H₂S 濃度の経日変化

初期段階ではすべてのライシメーターで硫化水素ガスは検出限界以下であった。通気を行っていない RUN3 については、14 日目から 10ppm の硫化水素ガスが発生し、91 日目には 26,000ppm まで増加した。それ以降、減少傾向に転じ 154 日目に硫化水素ガスは検出限界以下となった。また、301 日目から再度増加傾向に転じ 65ppm の硫化水素が発生し、385 日目から 406 日目の間、約 40,000ppm の硫化水素ガスの発生が確認できた。その後、413 日目から硫化水素ガス濃度は減少傾向に転じた。この原因は、気温の影響であると考えられる。硫化水素が発生した時期はいずれも冬季を除く気温が上昇した時期であり、廃棄物層が暖められ硫酸塩還元菌の活性が高まったものと推測された。気温上昇時期のピークと硫化水素ガス発生ピークにずれがある。温度を支配要素とするものとして硫酸還元菌の活性を考えているが、実験条件となる筒状のライシメーター形状に起因して実際の処分場層内とは異なり外気と接触する比表面積が大きいことや、これにより例えば温度と気相における湿潤・乾燥化の発生等層内環境の特性などが生じていることなども想定されるため、今後検討が必要と考える。

(2) 浸出水中の pH の経日変化

pH については、傾向として、通気を行っていない RUN1~3 では 7.4~8.1 の間で変動しており、中性域を維持していた (図 - 2.7)。一方、通気を行っている RUN4~6 では傾向として 7.0~8.5 の間の中性域を維持しながらも、徐々に高くなっていった。

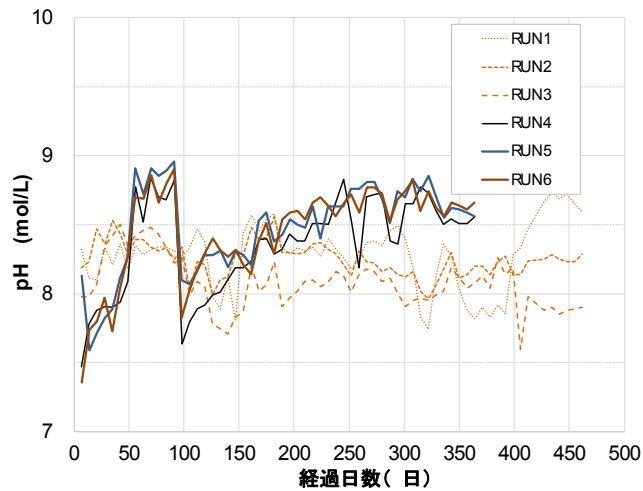


図 - 2.7 浸出水の pH

(3) 浸出水中の SO_4^{2-} 、 Ca^{2+} の経日変化

SO_4^{2-} の挙動について、実験開始後から 150 日前後まで濃度低下傾向を示したが、初期値は通気を行っていない RUN3 の 3,336 mg/L と比較し、通気を行っている RUN4~6 の初期値が 4,536~4,794 mg/L と高くなっていた (図 - 2.8)。実験開始後初期の浸出水については微細粉の移動によるものと推測される白濁が生じていたため、高濃度の SO_4^{2-} については SS 成分による影響も考えられた。その後、 SO_4^{2-} については通気を行っていない RUN1~3 では濃度が 1,100~1,300 mg/L で安定しているのに対し、通気を行っている RUN4~6 では 1,400~1,800 mg/L と通気を行っていないグループと比較して高い濃度を維持しながら徐々に低下していく傾向を示していた。

Ca^{2+} については、 SO_4^{2-} の現象とは逆に通気を行っていない RUN3 の 1,256 mg/L と比較し、通気を行なっている RUN4~6 の初期値が 950~1,028 mg/L と低くなっていた (図 - 2.9)。

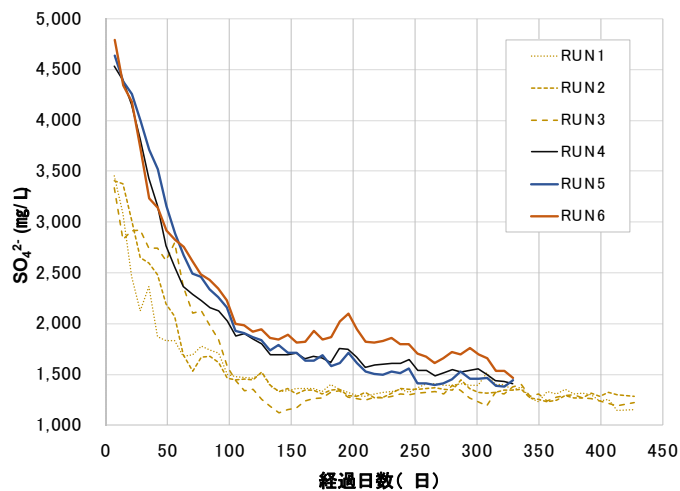


図 - 2.8 浸出水の SO_4^{2-}

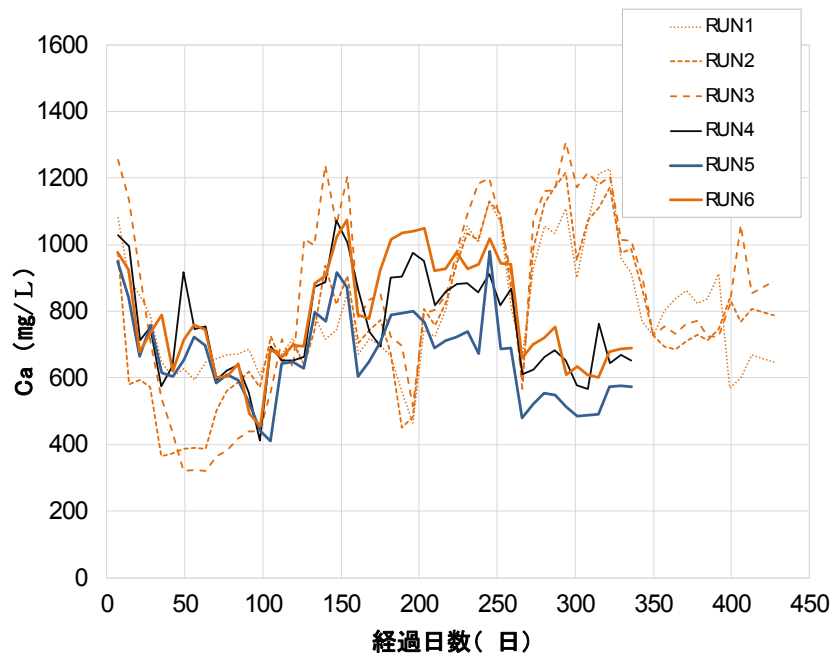


図 - 2.9 浸出水の Ca^{2+}

また層厚の条件の違いからみると、初期の RUN1～3 の SO_4^{2-} 濃度の違いについては、RUN1 の層厚 45 cm、RUN2 の層厚 90 cm、RUN3 の層厚 180 cm といった層厚の違いによるものと考えられた。

その後、RUN1～3 のグループが安定して推移しているのと比べ、RUN4～6 のグループで徐々に低下傾向を示した。これは、通気により浸出水の水質の濃度が低減化し流出特性の変動が少なく安定的になるものと考えられた。なお、 SO_4^{2-} についてはいずれのライシメーターにおいても 1,000 mg/L を超える高い濃度で推移していた。

(4) 浸出水中の TOC、COD の経日変化

有機物濃度の推移として、TOC、COD について、通気を行っていない RUN1～3 と通気を行っている RUN4～6 のそれぞれのグループが同じような挙動を示していた。通気を行っていない RUN1～3 で、200 日目前後において TOC が 3.8～37.7 mg/L、COD が 12.6～63.1 mg/L まで低下しているのに対し、通気を行っている RUN4～6 は、TOC が 80.5～106.5 mg/L、COD が 135.3～166.2 mg/L と、いずれも通気を行っていない RUN1～3 より濃度が高い状態となっていた (図 - 2.10、2.11)。実験開始後初期の急速な濃度低下は、 SO_4^{2-} の挙動でもおおむね 150 日前後までで生じており、ライシメーター内部の埋立廃石膏ボードが落ち着くまでの初期のみずみちの影響や散水による微細粉の移動によるものと推測された。通気を行っている RUN4～6 の濃度低下が通気を行っていない RUN1～3 より遅い理由としては、通気をライシメーター下部から実施していることもあり、通気によりそうしたみずみちや散水に

よる埋立廃石膏ボードからの微細粉の移動が抑制されていたものと考えられた。ちなみに、こうした下部からの通気による塩類の流出抑制の効果は、カルシウムについても発生していた。

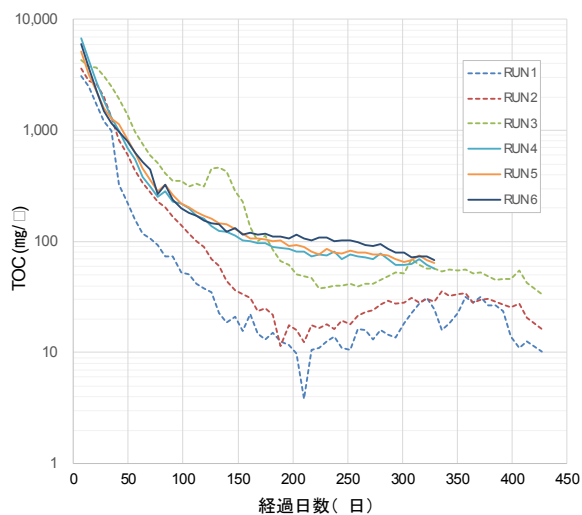


図 - 2.10 浸出水の TOC

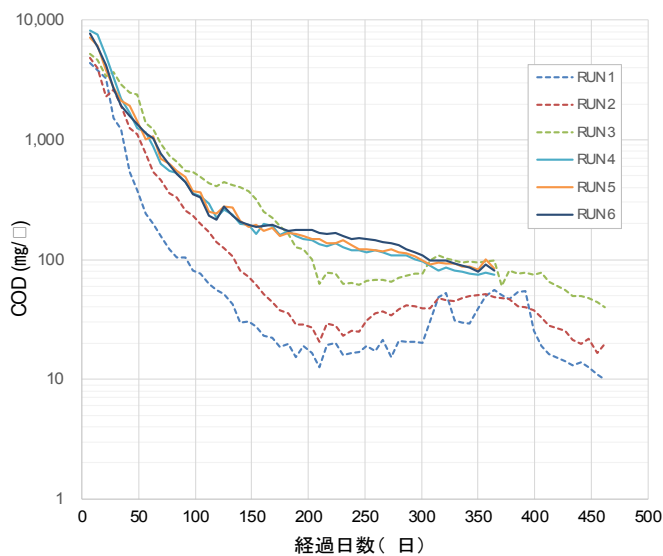


図 - 2.11 浸出水の COD

おおむね 150 日目以降の挙動においては、RUN1～3 ではそれぞれのライシメーターとも難分解性有機物を含む有機物を示す COD について再度濃度上昇を起こしたのちに 20～50 mg/L 程度のレンジにおいて徐々に低下するといった挙動を示した。一方、RUN4～6 では、100～200 mg/L の比較的高い濃度で継続的に徐々に低下していく傾向を示した。

また層厚と濃度の変化との関係について、RUN 1、RUN2、RUN3 と埋立廃石膏ボード層厚が大きいほど COD の濃度が増す傾向にあった。層厚と濃度との関係は、洗い出し効果によるものと考えられた。

2.3 室内実験に関する考察

バイアル瓶を用いた実験で硫化水素ガス発生抑制に必要となる単位通気量の確認を行った。また、ライシメーターを用いた実験で通気による廃石膏ボードの分解と塩類の洗い出しについて検証した。

バイアル瓶を用いた硫化水素発生抑制に必要となる単位通気量の確認実験において、廃棄物単位容積当たり換算すると 0.5L/min/m³の通気で硫化水素発生抑制が可能であった。

最終処分場における廃棄物安定化に関する研究等で、準好気状態の検証のため集水管の風量測定や廃棄物への空気の流入量を換算している例が散見されるが、その一例を挙げれば廃棄物単位容積当たり 8.6～26.8 l/min/m³⁴⁾、準好気型埋立における浸出水排水管から供給される空気流入量の最大値 1.5 l/min/m³⁵⁾ といったレベルにある。今回の実験で得られた数値はこれを下回るもので、より少ない通気により硫化水素の発生抑制が可能であることが裏付けられた。なお、バイアル瓶実験における硫化水素濃度の測定にあたっては、通気状態でヘッドスペースに滞留した気体試料を採取して行っているため、通気による希釈要因も排除できていない。今後同様の実験においては、濃度と合わせて総量を示すべきと考える⁶⁾。

ライシメーターを用いた硫化水素ガス抑制効果の確認実験で、通気を行なったライシメーターでは硫化水素ガスは実験期間を通じ検出限界以下であった。

pH については、傾向として、通気を行っていないケースでは中性域を維持している一方、通気を行なっているグループでは傾向として中性域を維持しながらも、徐々に高くなっていった。

SO₄²⁻の挙動については、実験開始後から 150 日前後まで濃度低下傾向を示したが、初期値は通気を行っているグループの初期値が、通気を行っていないグループと比較して高くなっていた。その後、通気を行っていないグループの濃度が安定しているのに対し、通気を行っているグループでは、高い濃度を維持しながら徐々に低下していく傾向を示していた。

Ca²⁺については、SO₄²⁻の現象とは逆に通気を行っていないグループと比較し、通気を行なっているグループの初期値が低くなっていた

有機物濃度の推移として、TOC、COD について、実験開始直後はいずれも 1,000ppm を超え

る高い数値を示したのちに急速に低下していた。その後通気を行っていないグループではそれぞれ 100ppm 以下まで低下しているのに対し、通気を行っているグループでは一部 TOC で 100ppm を切る数値もあるが TOC で実験開始後 150 日、COD で実験開始後 300 日位までは 100ppm を超えており、いずれも通気を行っていないグループより濃度が高い状態となっていた

全体的な傾向として、通気状態における廃棄物の安定化効果といった面からみると、実験初期に高濃度であった有機物濃度や SO_4^{2-} の急速な低下後は、継続的に、徐々に低下していた。

以上の測定結果をみてみると、実験開始後初期の TOC、COD の急速な濃度低下といった挙動については、 SO_4^{2-} の挙動でもおおむね 150 日前後までで生じており、ライシメーター内部の埋立廃石膏ボードが落ち着くまでの初期のみずみちの影響や散水による微細粉の移動によるものと推測された。実験初期に浸出液が白濁していた現象について、発生した硫化水素の反応物である硫黄の微粒子である可能性もあるが、硫酸イオンの初期の流出が高い数値を示していたことから、水路からの廃石膏の微細粒子の流出によるものと推測した。通気を行っているグループの濃度低下が通気を行っていないグループと比較して遅い傾向にあるが、その理由としては、通気をライシメーター下部から実施していることもあり、通気によりそうしたみずみちや散水による埋立廃石膏ボードからの微細粉の移動が抑制されていたものと考えられた。ちなみに、こうした下部からの通気による塩類の流出抑制の効果は、カルシウムについても発生していた。

pH については、傾向として、通気を行なっているグループの中性域を維持しながらも、徐々に高くなる傾向の原因として、嫌気状態における pH の変動要因としての有機物分解による生じる有機酸の影響が考えられる。廃石膏ボードの埋め立て場所では還元状態で初期の有機物分解により有機酸が発生し一時的に pH が下がる。その後有機酸が硫酸還元菌に消費され、pH が上がるといった現象をとっていたものとする。

SO_4^{2-} 濃度については、通気を行なった実験では初期の SO_4^{2-} 濃度が高くなりかつその後に継続して徐々に濃度が下がる挙動を継続しており、通気により SO_4^{2-} の濃度が減少し流出特性の変動が少なく安定的になることが確認できた。ちなみに、 SO_4^{2-} についてはいずれのライシメーターにおいても高い濃度で推移するが、 CaSO_4 については溶解度が非常に低い物質であるため、 SO_4^{2-} の溶出に時間がかかることが推察される。なお、通気により初期の硫酸イオン流出濃度が高まる要因として、廃石膏ボードの主成分の硫酸カルシウム以外に含まれる硫酸化合物不純物が影響していることも考えられた。例えば、廃石膏ボードの浸出水の分析において、ナトリウムやアンモニアが検出されるが、これは硫酸カルシウム以外の不純物として硫酸ナトリウムや硫酸アンモニウムの混在を示す。それら硫酸化合物の溶解度は、硫酸カルシウムと比べて高い。例えば硫酸カルシウム二水和物 ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) の溶解度が 0.255g/100g (H_2O) であるのに対して、それら浸出水中に検出される不純物の化合物である硫酸ナトリウム Na_2SO_4 の溶解度は 19.5g/100g (H_2O)、硫酸アンモニウム $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ の溶解度

が 75.4g/100g (H₂O) と、硫酸カルシウムの溶解度と比べてそれぞれ 76 倍、295 倍になる。初期の硫酸イオンの溶出では、これらの溶解度の高い物質の影響もあると考える。また、本実験では初期の廃石膏ボードから溶出する硫酸イオン濃度が急速に減少している中で、硫酸イオンの溶出濃度の影響により酸性化条件が弱まったことも考えられる。安定化に対しては硫酸イオンが収まるのが好ましく、pH の変化と合わせて、さらに関連性を検討する必要がある。なお、廃石膏ボード自体の pH も、経年変化として大気（二酸化炭素）との反応により pH が変動することが知られており、例えば、埋め立て前に粉砕されることで大気との反応が促進し pH が下がり炭酸カルシウムの溶解が増すなども考えられるため、溶出濃度の低減に向けては、埋め立て管理行為についても考慮が必要である。

Ca²⁺については、充填試料にはセメント塊も混在するが、浸出水の pH が弱アルカリを示していることから、COD の上昇はセメント成分の洗い出しによるものではなく、難分解性有機物によるものと推測された。また、初期の通気を行っているグループで SO₄²⁻の濃度が高く推移し逆に Ca²⁺の濃度が低く推移するといった挙動を合わせて考えると、SO₄²⁻については嫌気化により硫化物イオンに還元されて難溶出塩を形成することが知られていることから、通気による好氣的雰囲気石膏中の成分である SO₄²⁻を生じさせ濃度を高くする一方で、通気により埋立廃石膏ボード層内に注入された二酸化炭素が、硫酸カルシウム (CaSO₄) の溶出により生じたカルシウムイオンと反応し炭酸カルシウムを生成した結果、Ca²⁺濃度が低くなっているものと考えられた^{7) 8)}。なお、通気状況下のカルシウムの溶出特性については、二酸化炭素と硫酸カルシウムの反応による炭酸カルシウムの生成とともに、その一方で微生物活性により二酸化炭素が排出され濃度が高くなることで酸性化し再溶解する可能性も考えられる。本実験において通気当初に pH が変動しているが、通気のない状態より酸性に傾いている状況下で浸出水中のカルシウムイオン濃度が高い数値を示すなど、微生物活性に起因する再溶出とも考えられる現象である。

有機物濃度については、初期の急速な低下後は継続的に徐々に低下し、有機物の分解が進んでいた。初期のそうした挙動の後、通気を行なっているグループで比較的高い濃度で継続的に徐々に低下していく傾向を示していたが、こうした継続的な難分解性有機物の流出の挙動は、好氣的な方法による硫化水素ガス対策としての空気吹き込み法による易分解性有機物の分解と同様に、通気により難分解性有機物の分解が進んでいることによるものと考えられた。また層厚と濃度の変化との関係について、層厚が大きいほど COD の濃度が増す傾向にあり、層厚と濃度との関係は、洗い出し効果によるものと考えられた。なお、有機物については、硫化物イオン生成の必須条件となる溶液中の酸化還元電位 Eh (mV) の低下＝嫌気化させるためにも、硫酸塩還元菌やその他の細菌の栄養源として有機物の存在が必要となる。旧厚生省通知で石膏ボードの付着紙を分離するようにされたが、その際の目安は熱尺減量で 5% といった有機物の存在であった。その後の研究で菌類の活性により嫌気化を生じさせるための有機物の含有量について着目した例があるが、一例として、酸化還元電位と埋立前の廃棄物溶出液中の有機物の関係を研究した例で、溶出液 TOC 濃度が

30mg/L 以上の場合に実験区の酸化還元電位がマイナスとなることから廃棄物の溶出液の TOC 濃度を 30mg/L 以下に管理する必要があるとした例もある³⁾。また、硫化水素ガス発生に関して、硫酸イオン濃度を一定とした場合 BOD 濃度が上昇するほど硫化水素転換率が高くなり、硫化水素ガス発生に対しては硫酸イオンよりも有機物質の方が寄与するとした研究もあり⁸⁾、有機物含有量も大きな指標である。

以上、通気における廃棄物の安定化効果に関して効果があることが確認できた。

また、今回の実験から、通気により硫酸塩還元菌の生息環境改善が行えることとともに、有機物の分解が進むことで硫化水素ガス発生の抑制効果が高まることがわかった。

2.4 準好気性埋立構造の最終処分場における硫化水素発生状況測定実験

本実験では、実際に稼働中の管理型最終処分場をフィールドとして選定し、準好気性埋立構造の最終処分場における気象条件と硫化水素のモニタリング計測を継続して行うことで、硫化水素ガス発生と気象の関係性を把握するとともに、ガス抜き管内部の環境とガスの流出状況の計測実験を行い、通気現象と硫化水素発生現象の確認することとした。これらより、準好気性最終処分場における硫化水素発生抑制の可能性を探ることとした。

2.4.1 計測施設の概要

石膏ボードの埋め立てを行っている稼働中の最終処分場において、廃棄物層内の環境状況と硫化水素発生の関係性を確認することを目的に、降雨量と気温等気象条件ならびに硫化水素の発生濃度の継続計測を行った。

対象とした処分場は、浸出水排水管とガス抜き管を連結することで廃棄物層内への空気の侵入を促進させる準好気性埋立構造となっている（写真 - 2.12、2.13、図 - 2.12）。こうした構造から降雨により一旦は廃棄物埋立層内が湿潤となるものの、その後、重力による浸出水の自然排水と大気の侵入により、再度好气的状態に回復する構造となっている。

こうした降雨の排水が速やかに行われる準好気性埋立構造の処分場において、降雨と晴天が交互に発生する時期に硫化水素ガスの計測を行うことで、降雨による廃棄物層内の湿潤化と硫化水素ガスの発生の関連性を確認することとした。



写真 - 2.12 計測実験対象とした最終処分場（施設整備時）



写真 - 2.13 計測実験対象とした最終処分場の廃棄物埋立状況（UAV 撮影）



図 - 2.12 ガス抜き管の配置図

2.4.2 計測実験方法

計測は、連続計測データ取得を目的に硫化水素ガスの警報装置として汎用されている定電位電解式硫化水素検知機を用いて行った（写真-2.14、2.15）。なお、ガス採取にあたり対象とした最終処分場が稼働中であり計測目的として降雨の排水による関連性を探ることを目的としているため、ガス抜き管の大気への通気による準好気性構造を阻害しないようガス採取孔へのフタ設置は行わないこととした。ガスの採取はガス抜き管内の開口部からガス検知器の検知部への吸引用チューブホースを差し込み、廃棄物埋立面よりおよそ2,000mm地点からガス吸引を行ない実施した。ガス測定でガス抜き管を利用する際、発生ガスのリスク検討などに対するガス濃度の評価に対して外気が侵入しやすい蓋を設置することが必要とされる。ただし、今回、埋立層内のガスの濃度変化計測を目的としており、採取について開放状態にあるガス抜き管を利用したことで、埋立層内ガスの短時間の濃度変化を計測できるとともに、また埋立層の局所的な現象としてではなく当該エリア全体から排出されるガスのパフォーマンス評価となる点で、経時的変化計測のために適していると考えた。



写真 - 2.14 硫化水素測定状況 1



写真 - 2.15 硫化水素測定状況 2

2.4.3 計測結果

8月31日から10月3日までのガス抜き管における硫化水素ガスの計測結果について、図 - 2.13 に示す。

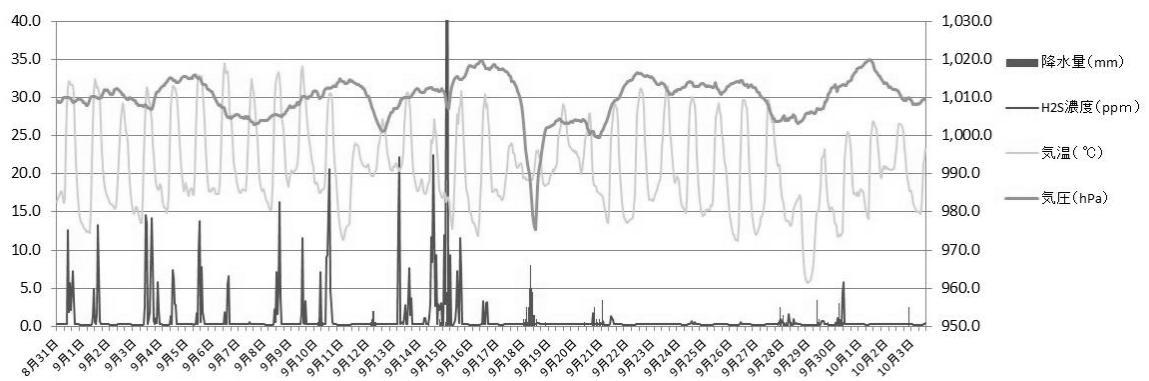


図 - 2.13 気温・降水量・気圧と硫化水素ガス濃度の推移

計測期間を通じ、硫化水素ガスは断続的に発生していた。

9月2日を除く8月31日から9月9日の間の降雨のない状況下では、硫化水素の発生は日中（8月31日の日の出AM5:04、日の入りPM6:18）の温度上昇に一致した挙動を示していた。一方、9月19日以降は硫化水素の発生が、日中の気温上昇に一致した挙動を示すことはなかった。ちなみに、計測期間中の現地の平均気圧は1009.9hPaとなる中で、9月18日は当該地域を台風が通過し、気圧が976.7hPaまで下降していた（図-2.14）。

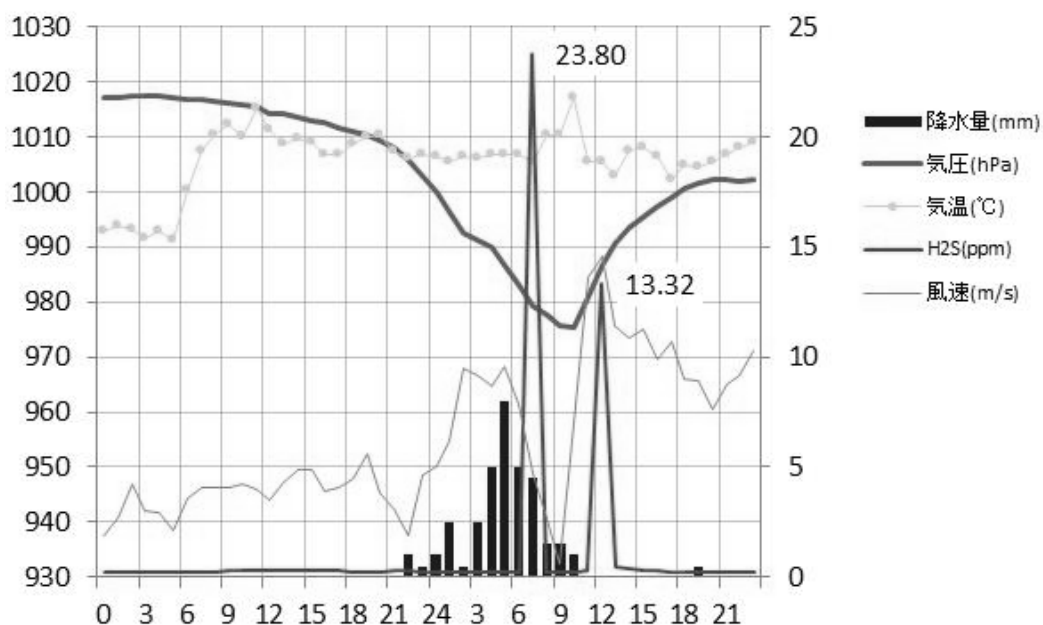


図 - 2.14 平成 29 年 9 月 18 日の台風による気圧低下と硫化水素の発生状況

また、この期間、降雨が記録された日が11日あったが、10月2日を除く10日について、降雨の後に硫化水素ガスが発生する傾向が見られた。その後、降雨がなくなるとともに、硫化水素の発生も見られなくなるといった挙動を示した。

夜間に降雨が記録されたいずれの日も、降雨のない場合とは異なり温度上昇のない夜間（10月3日の日の入りPM5:21、日の出AM5:39）においても硫化水素ガスが発生していた。以下に、計測期間中のガス抜き管の計測結果について詳細を図-2.15～2.19に示す。

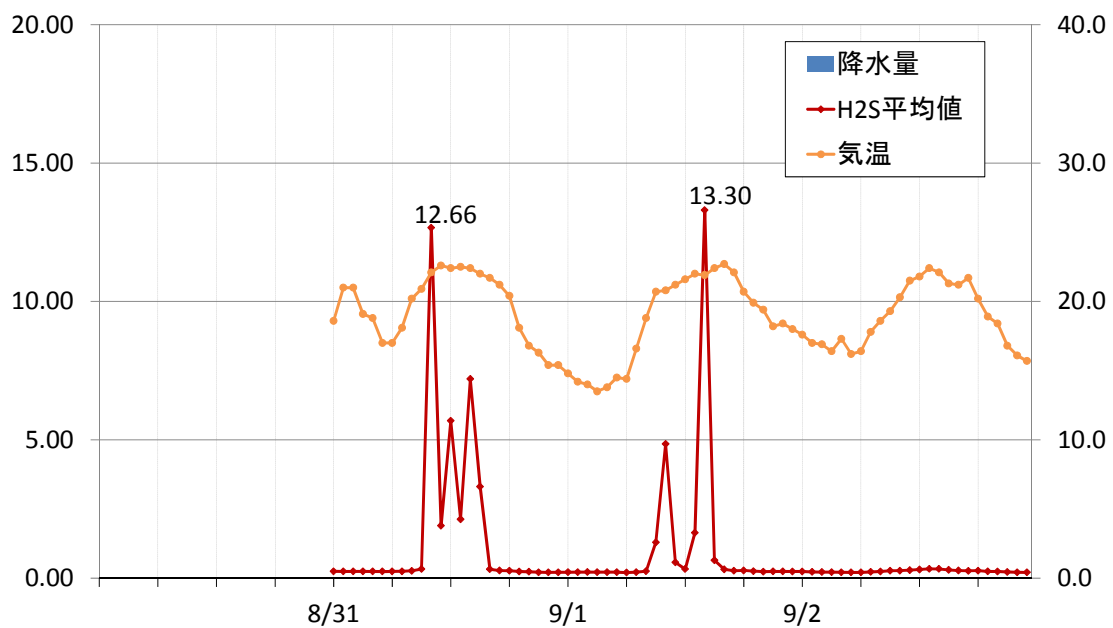


図 - 2.15 降水量・気温と硫化水素ガス濃度の推移 (8月31日～9月2日)

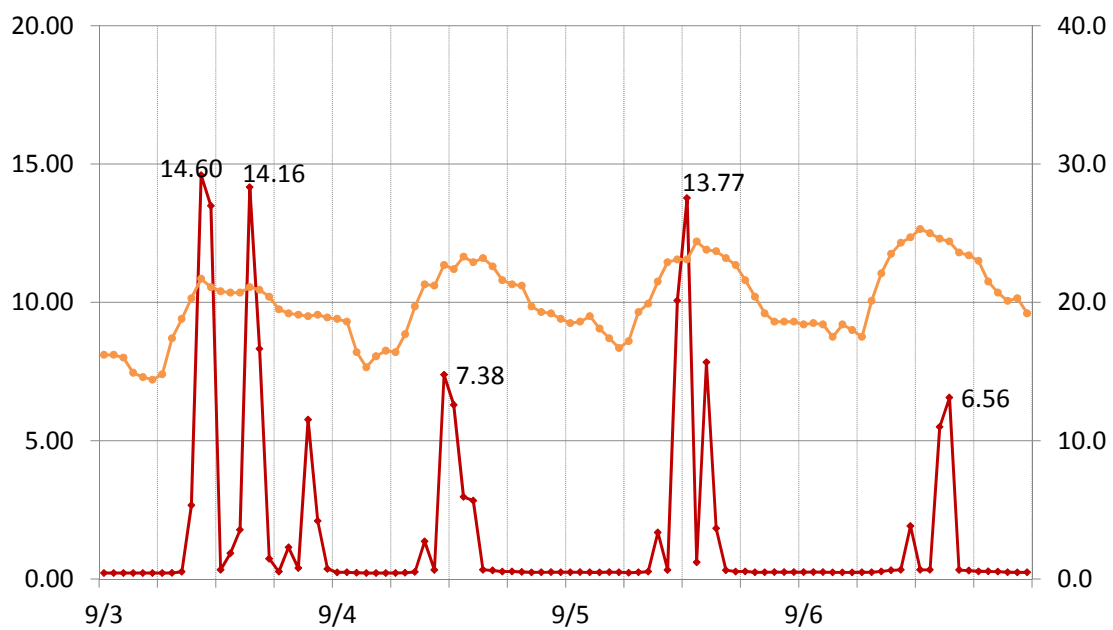


図 - 2.16 降水量・気温と硫化水素ガス濃度の推移 (9月3日～9月6日)

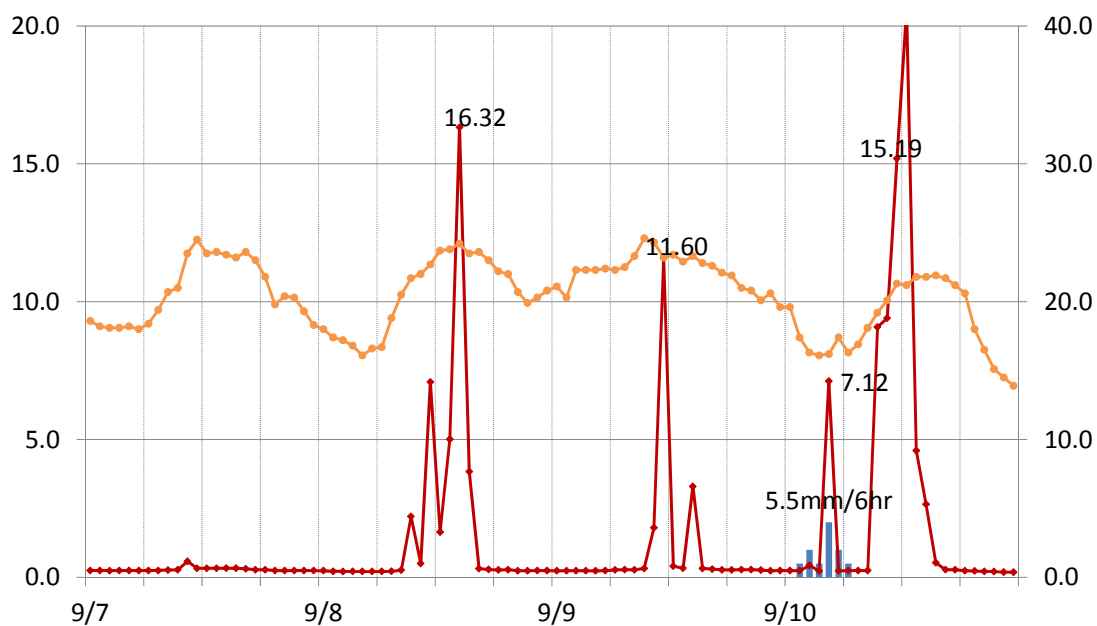


図 - 2.17 降水量・気温と硫化水素ガス濃度の推移 (9月7日～9月10日)

降雨後と日中の硫化水素の発生といった挙動は、9月10日、9月15日で顕著であり、深夜の降雨に対して硫化水素ガスを発生したのち一旦濃度が低下したが、日中の温度上昇に伴い再度硫化水素ガス濃度が高まっていた (図 - 2.17, 2.18)。

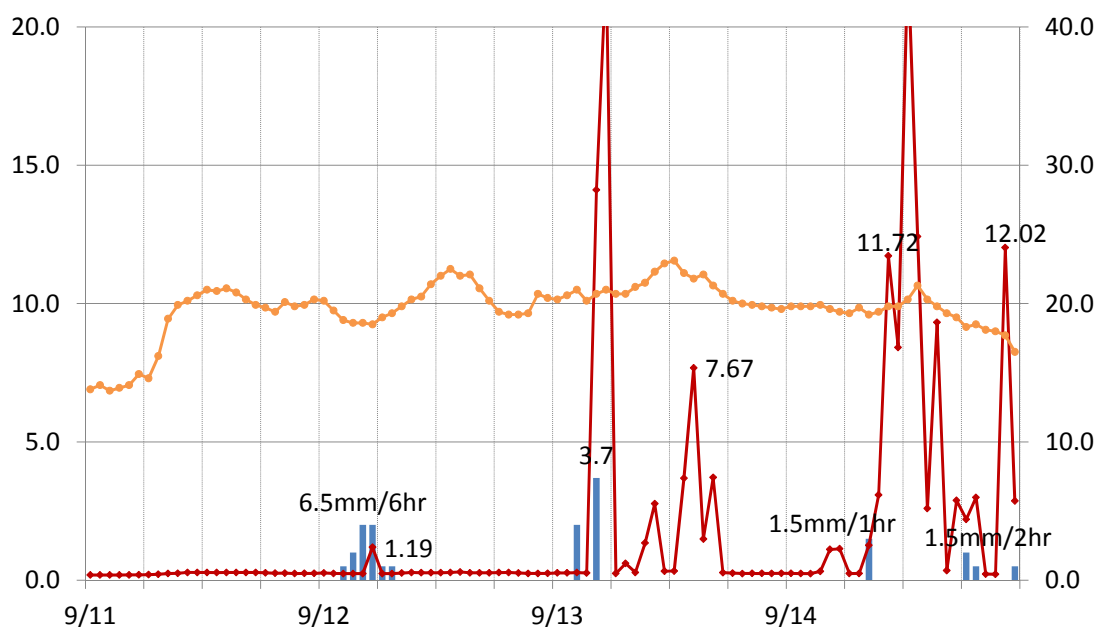


図 - 2.18 降水量・気温と硫化水素ガス濃度の推移 (9月11日～9月14日)

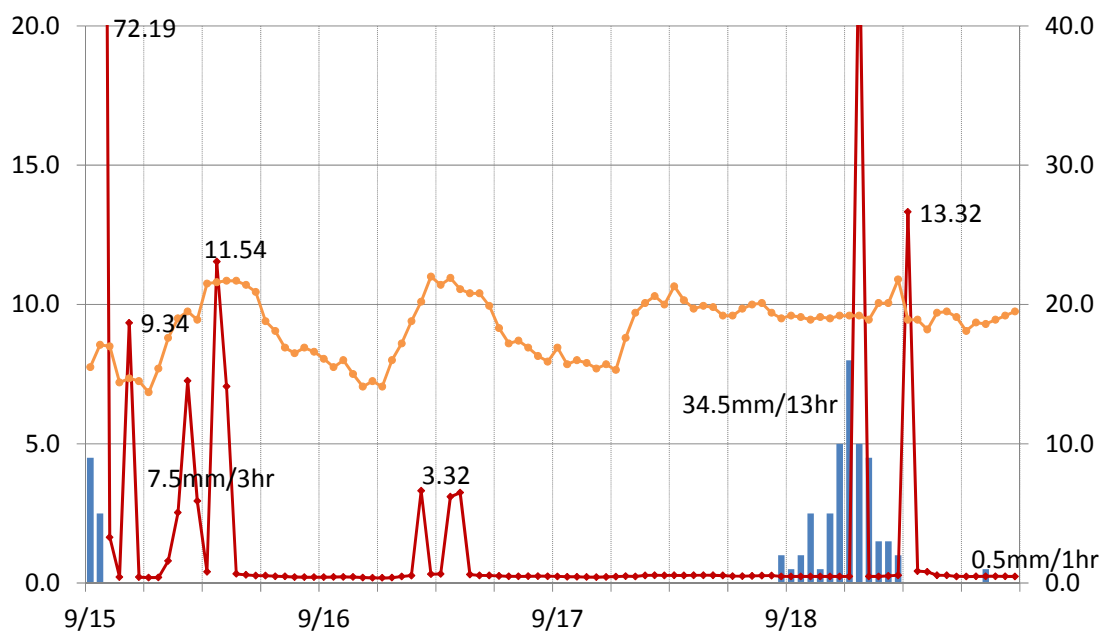


図 - 2.19 降水量・気温と硫化水素ガス濃度の推移 (9月15日～9月18日)

硫化水素ガスの発生は比較的短い時間で濃度が上昇した後に減じていた。なお、硫化水素ガス濃度は、風速の変化の影響は受けていなかった (図 - 2.20、2.21)。

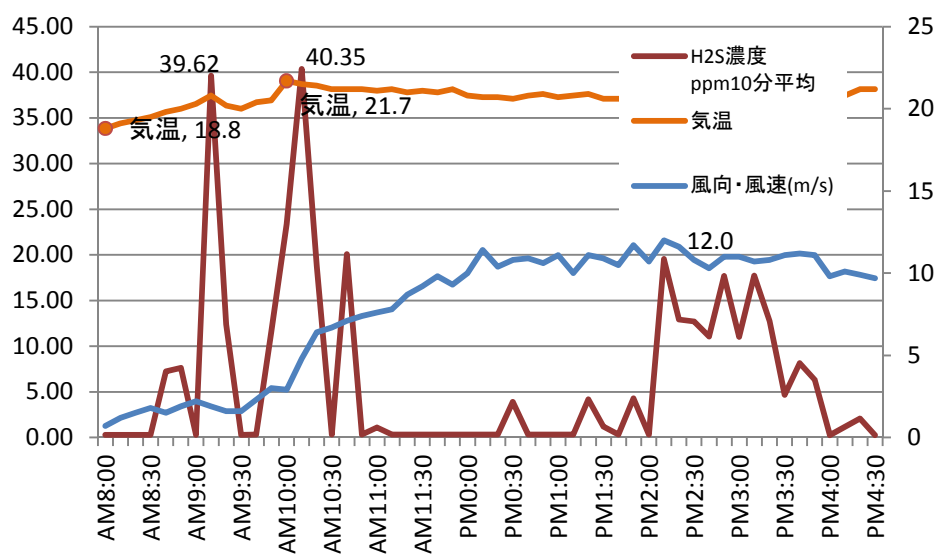


図 - 2.20 気温・風速と硫化水素ガス濃度の推移 (9月3日)

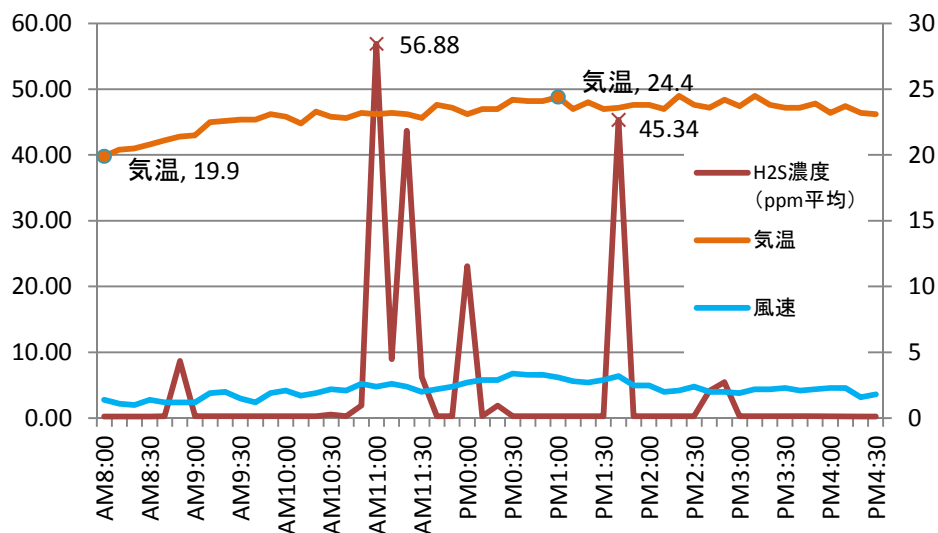


図 - 2.21 気温・風速と硫化水素ガス濃度の推移 (9月5日)

2.5 フィールド実験に関する考察

廃石膏ボードの埋立を行っている準好気性埋立構造を有する最終処分場において、気象条件とガス抜き管内部の硫化水素ガスの発生状況について連続した計測を行った。計測結果から、日中の気温変化と硫化水素の発生、降雨による硫化水素の発生、台風による気圧変化による硫化水素ガスの発生といった現象を確認した。

気温と硫化水素の関連性について、硫化水素の発生は、台風通過以前は日中の気温上昇と一致した挙動を示していた。温度変化と硫化水素ガスの発生については、硫酸塩還元菌の活性化と廃棄物層内のガスの浮力発生などが想定された。しかし、硫酸塩還元菌の活性化については、今回8月31日から9月9日の気温の変化が夜間と日中でも13.5°Cから25.3°Cの範囲にありまた硫化水素の濃度が短時間で変化していることから、硫酸塩還元菌の生育に大きく影響したことによるものとは考えられない。一方埋立層内の気流発生による流出については、既往の研究においても準好気性埋立の空気流動について、発熱により生じる浮力によるエアレーションが生じるとしており⁹⁾、気温変化により廃棄物層内に残留していた硫化水素がエアレーションにより流出した可能性が考えられた。

また気圧と硫化水素の関連性について、台風による気圧低下における硫化水素ガス発生とその後の硫化水素ガス発生が安定していることから、気圧低下により、硫化水素濃度の大气中の分圧も下降することで、廃棄物層内の硫化水素との分圧勾配が高くなり、ガス排出現象が生じたことによるものと考えられた。日中の気温上昇と硫化水素ガスの関連は、廃棄物層内のエアレーションと吸出しにより残存する硫化水素ガスの排出が生じていたものと考えた。

一方、降雨と硫化水素の関連性については、気温との関連性に加えて、降雨の後に硫化水素発生濃度が高くなる現象が見られた。硫化水素が降雨後に発生し、降雨が収まると硫

化水素の発生も減少していることから、埋立廃棄物層内の嫌氣的状態の変化による硫酸塩還元菌の活性化と不活性化が交互に生じているものと考えられた。なお、嫌氣性が進むことで、硫酸還元菌の活性が進むといった硫化水素発生現象に加えて、降雨による物理的現象として、廃棄物中の含水率が増えることで、空隙が狭くなり気相率が下がることで気体が物理的に排出される押し出し効果もある。また、降雨に関する現象として、溶存酸素を含む雨水の供給が一時的な好氣活性を生じ、結果として嫌氣状態化を進めることが、硫酸還元菌の活性を生むとの考察もできる。降雨に伴う硫化水素発生の要因のひとつに、雨水の溶存酸素による影響が考えられる。溶存酸素について一般的に、最終処分場では浸出水において10%程度となる一方、雨水では溶存酸素濃度は高く90%以上となる。こうした溶存酸素濃度が高い雨水による一時的酸素供給が好氣性菌活性を高め、逆に酸素消費による嫌氣性を進展させることも考えられる。本実験では定性的な現象を確認した上で、考察を行っているが、詳細な現象の分析については今後の検討が必要である。

硫酸塩還元菌による硫化水素ガスの発生については、既往の研究で嫌氣性の強い環境でしか大量の硫化水素の発生がないこと、廃棄物埋立層の嫌氣性の視点から見て廃棄物の含水状態と硫化水素発生の関係については水で飽和された廃棄物（水没状態）において硫化水素発生が顕著なこと、通気により急速に硫化水素濃度が低下すること、といった特徴が示されている¹⁰⁾。

今回の計測においても、こうした降雨による廃棄物の飽和嫌氣化と硫化水素の発生、排水好氣化による急速な低下といった現象が生じていた。降雨による埋立廃棄物層内の嫌氣化が硫酸塩還元菌活性による硫化水素発生を生じた後、準好氣性埋立構造による廃棄物層からの浸出水の排水が埋立廃棄物層内の環境を好氣的状態に改善し、硫酸塩還元菌活性が急速に収まったものと推測した。

今回、継続的に硫化水素ガスと気象を計測した結果、当該処分場において生じていたエアレーションによる残存硫化水素ガスの排出と、降雨後の排水による硫化水素発生抑制といった現象が把握できた。

2.6 準好氣性埋立構造におけるガス抜き管の通気特性および通気量とガス発生の関連性確認実験

ここでは、稼働中の準好氣性埋立処分場のガス抜き管内部の硫化水素ガスの発生状況及び通気状況等の計測実験を通じて、ガス抜き管設備を用いた硫化水素ガス発生抑制の可能性について検討を行った。

積極的な通気による硫化水素ガス発生抑制に先立つ課題として、準好氣性埋立構造における既存の処分場で設置されているガス抜き管が積極的な通気ではない静的な状態において、内部の嫌氣性状態の改善、硫化水素ガスの発生抑制にどういった影響を与えているかその現況のメカニズムを研究するものである。このため、硫化水素ガスが実際に発生している最終処分場において、硫化水素発生場所の通気状態と硫化水素発生が生じていない場

所の通気状態の差異並びに大気気象状況を同時に計測した。そのうえで、準好気性埋立構造におけるガス抜き管の通気特性の把握と、通気量とガス発生との関連性を明らかにすることとした。

2.6.1 実験概要

計測実験の対象とした管理型最終処分場は、埋立容量 168,868 m³、計測実験実施時点で埋立開始後 4 年を経過し 46,800 m³ (33%) 埋立処分されている。

埋め立てられている廃棄物の種類は、それぞれの受入れ量から大別すると廃プラ、石膏ボード、その他廃棄物の 3 種類に分けられる。その他廃棄物は、建設系混合廃棄物及び無機性の汚泥と一部有機性汚泥からなる。これら大別された 3 種類の廃棄物がそれぞれ区画され埋め立てられている。

当該処分場では周辺地域に同種の管理型最終処分場がなく、周辺の産業廃棄物はこれまで隣接する渡島郡のセメント工場において大半が焼却処理されている。しかしセメント工場ではそれら受入れる廃棄物をセメント原料としてリサイクルする都合上、硫酸カルシウムを主成分とする廃石膏ボードは受け入れない。このため、同最終処分場に近郊の廃石膏ボードが集中して埋立られており、硫化水素ガス発生の高危険性が高い施設となっている。

同処分場は準好気性埋立構造であり、直径 600 mm の幹線浸出水集水管に対して、19 本の直径 200 mm の支線浸出水集排水管に接続した同じく直径 200 mm の法面ガス抜き管が接続している。幹線浸出水集水管は最下流で直径 1,500 mm のマンホール型の集水ピットに接続しており、浸出水は同集水ピットからポンプにより調節池に贈られる構造となっている。また、幹線浸出水集水管には直径 400 mm の 8 本の堅型ガス抜き管が接続されている。これらより、最終処分場が 20 個所に区画される形となっている (図 - 2.22)。

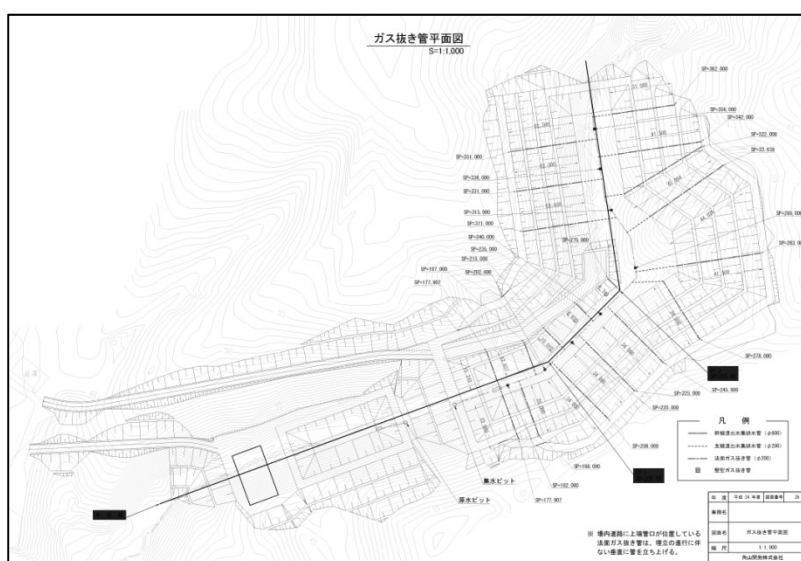


図 - 2.22 ガス抜き管配置図

実験では、これら埋立区画の中で、廃石膏ボードが埋め立てられている区画のうち3か所のガス抜き管と集水ピットにおいて、大気環境の測定項目として気温、風速、管内環境の測定項目として温度、湿度、ガス流速、ガス流向、硫化水素ガス濃度、可燃性ガス濃度、酸素濃度について計測した。表 - 2.4 に測定項目と測定方法の概要を示す。

表 - 2.4 測定項目と測定方法の概要

計測項目	計測方法	単位	備考
大気環境			
気温	手持式デジタル温度計 (NTCサーミスタセンサー)	℃	精度 ±0.8℃
湿度	手持式デジタル湿度計 (静電容量型湿度センサ)	%	精度 ±2.0%
風速	携帯型風速計 (熱式風速計)	m/s	精度 2% 測定レンジ 0.01~30.0m/s
管内環境			
風向	小型ミスト発生機	—	開口部への噴霧に用目視確認による 開口部への出入り判別
風速	携帯型風速計 (熱式風速計)	m/s	精度 2% 測定レンジ 0.01~30.0m/s
温度	手持式デジタル温度計 (NTCサーミスタセンサー)	℃	精度 ±0.8℃
湿度	手持式デジタル湿度計 (静電容量型湿度センサ)	%	精度 ±2.0%
硫化水素ガス濃度	接触燃焼式(自動吸引型)	ppm	検知範囲 0~100%LEL
可燃性ガス濃度			
酸素濃度		%	

計測は、大気環境については各管内測定場所のガス抜き管位置において手持ち式計測を用いて地上高さ1.5m付近で実施した。管内環境については、ガス抜き管が地上部に出た部位に測定機器のセンサー部分が挿入できる大きさの孔をあけ、同場所より管内にセンサーをガス抜き管中心部位に位置するように挿入したうえで開口部を塞ぐようにテープにより固定して行った(写真-2.16~2.20)。なお、管内ガスの流向測定は、市販のミスト発生装置を用いて、開口部分で着色水のミストを発生させ、同ミストの移動を確認することで、管内ガスの吐出であるか、周辺大気の吸い込みであるかを判別した。



写真 - 2.16 ガス抜き管内の環境測定状況 1



写真 - 2.17 ガス抜き管内の環境測定状況 2



写真 - 2.18 ガス抜き管内の環境測定状況 3



写真 - 2.19 ガス抜き管の密閉状況



写真 - 2.20 集水ピットの密閉状況

以下に、管内環境の特性と硫化水素の発生ガス流速について示す。

2.6.2 管内環境の特性

管内環境の測定において外気の影響を抑えるため、直径 200 mm のガス抜き管の端部開口を密閉したうえで、直径 28 mm（断面積 615 mm^2 ）の計測用ポールを挿入し、同ポールを通じて流出するガスを測定した。測定は測定地点 2 のガス抜き管で行った。

地点 2 における管内環境の測定結果について図 - 2.23 に示す。

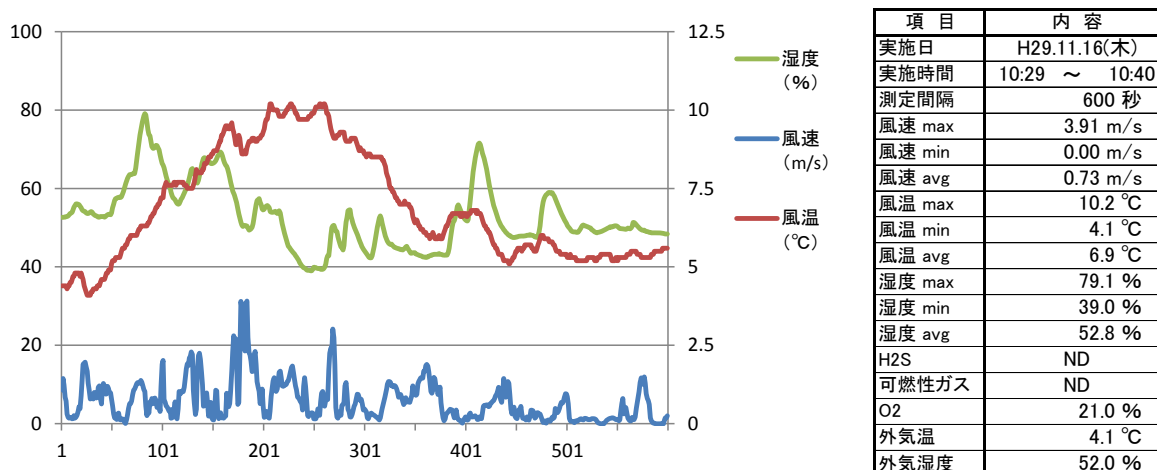


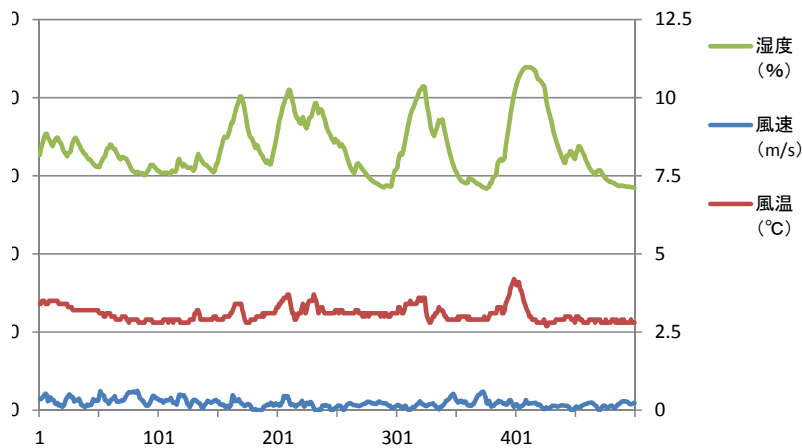
図 - 2.23 地点 2 における管内環境の測定結果

端部開口部を開放している状態で、ミストによる風向確認を行っており、風向は管内ガスの流出であった。

計測時点の気温が 4.1°C であるのに対し、管内の温度は 4.1~6.9°C の間で変動していた。ガス温度が外気温より高い場合、その原因としては有機物の分解によるものと考えられた。また計測では、管内ガスの温度とともに、湿度についても短時間での変動が激しいことから、埋立地内からのガスの排出が生じていることが確認できた。管内の風速について平均で 0.73m/s、最大では 3.91m/s と管内ガス流出が生じていた。

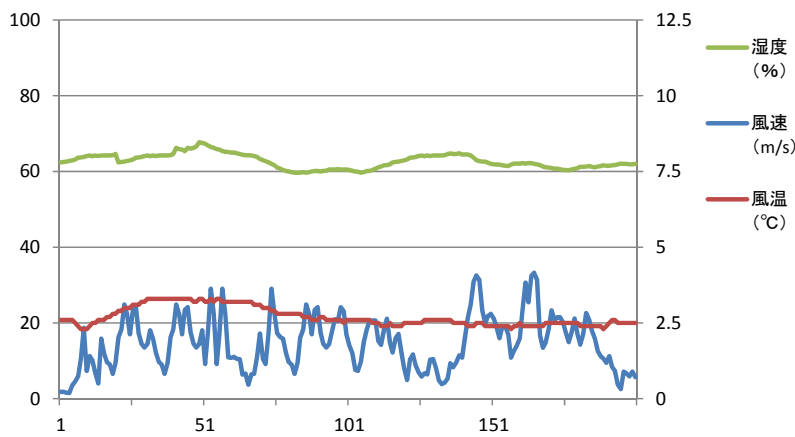
次に、同場所で計測用ポールの端部を塞ぎ外気との出入りを遮断し、4 時間ほど放置した後の測定結果を図 - 2.24 に示す。開口部を塞ぐことで、ガス抜き管内部の温度は外気温は、1°C 以下まで下がっていた。同時刻の大気の風速が平均 9m であることから、地中のガスの排出が抑えられ、ガス抜き管の立上がり部の冷却により管内温度が低下したものと考えられた。管内の風速については平均で 0.22m/s と開口部の解放時点より小さい値であった。

以上の結果より、当該処分場におけるガス抜き管内部でのガスの流れが確認されるとともに、同時に実施している大気の計測と管内環境計測から (図 - 2.25)、ガスの排出について廃棄物の分解により埋立地内の温度が上昇し、ガス抜き管からガスが排出、出入りするといった管内環境の特性が確認された。



項目	内容
実施日	H29.11.17(金)
実施時間	8:54 ~ 9:05
測定間隔	500 秒
風速 max	0.62 m/s
風速 min	0.00 m/s
風速 avg	0.22 m/s
風温 max	9.2 °C
風温 min	6.5 °C
風温 avg	8.0 °C
湿度 max	96.8 %
湿度 min	94.7 %
湿度 avg	96.4 %
H2S	3.2 ppm
可燃性ガス	ND
O2	21.0 %
外気温	3.4 °C
外気湿度	56.0 %

図 - 2.24 地点 2 における管内環境の測定結果 (外気の入出力遮断)



項目	内容
実施日	H29.11.17(金)
実施時間	9:08 ~ 9:12
測定間隔	200 秒
風速 max	4.16 m/s
風速 min	0.15 m/s
風速 avg	1.85 m/s
風温 max	3.3 °C
風温 min	2.3 °C
風温 avg	2.7 °C
湿度 max	94.6 %
湿度 min	59.7 %
湿度 avg	62.7 %
H2S	ND
可燃性ガス	ND
O2	21.0 %
外気温	3.4 °C
外気湿度	56.0 %

図 - 2.25 地点 2 測定時の外気温度

なお、同場所においてガス抜き管の端部開口の密閉処理と計測用ポール挿入を実施した後の翌日に、再度計測を実施した。計測結果を図 - 2.26 に示す。また同時に実施した大気の測定結果を図 - 2.27 に示す。

同測定では、管内風速が平均で 0.78m/s と継続してガスの流出を示し、管内湿度が平均 76.4%と大気湿度の平均 50.6%より高い値であったが、前日のガス抜き管の端部開口の密閉処理直後の計測値 (図 - 2.23) のような管内温度の激しい変化はなく、平均温度 2.8°Cと大気平均温度 3.1°Cとほぼ同じであった。これは、ガス抜き管の端部開口の密閉処理のまま放置したことで、同場所で当初ガスの排出が活発であったものが、管内ガスの流れが安定したためと推測した。

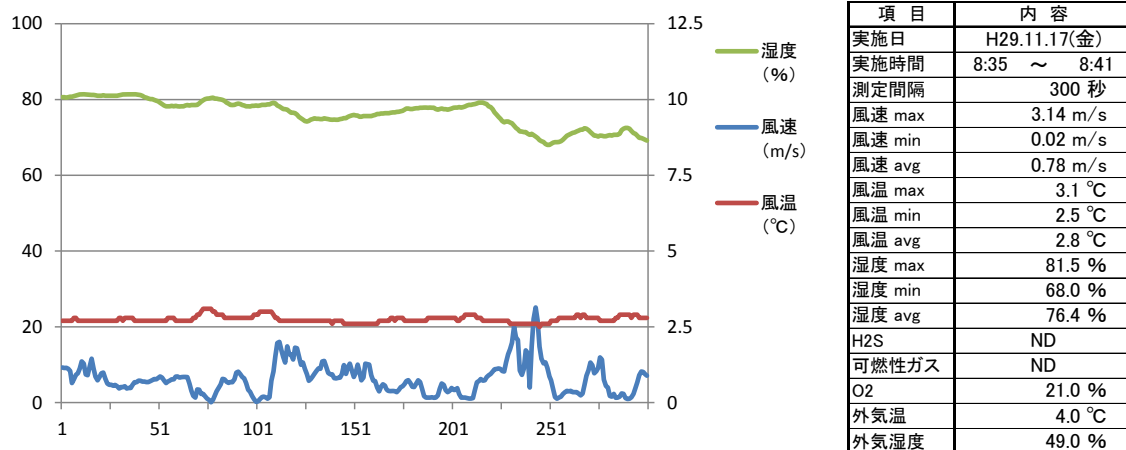


図 - 2.26 地点 2 における管内環境の測定結果 (外気遮断 24 時間静置後)

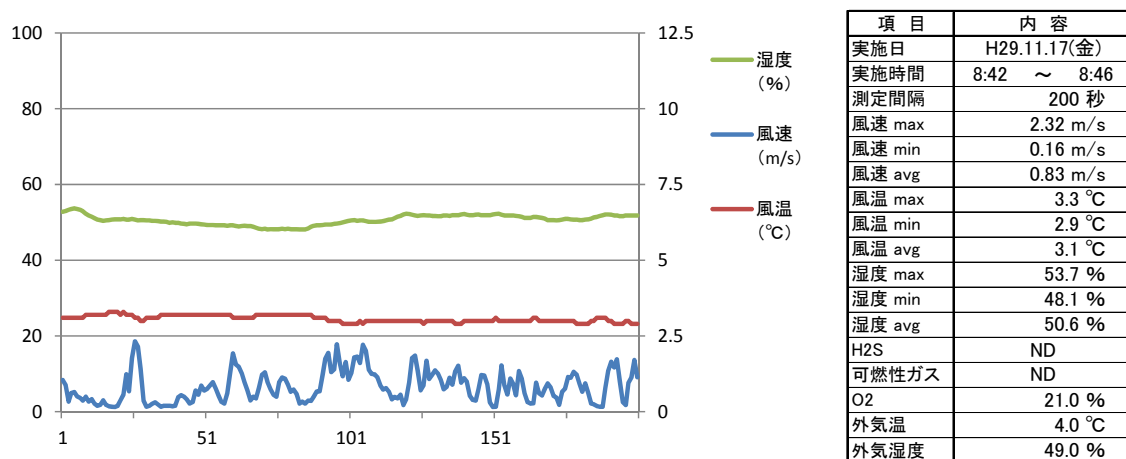


図 - 2.27 地点 2 測定時の外気温度

こうした管内からのガスの排出特性について、地点 4 の集水ピットにおける、特徴的な現象を確認した。

図 - 2.28 に地点 4 における管内環境の測定結果を示す。実験開始後 520 秒付近で、計測用ポールの端部の閉塞シールを取り除き解放した。その時点で、一気に管内風速が 3.5m/s まで速くなるとともに、同時に管内温度が上昇し最大で 10.8°C となった。大気温度が 5.9°C であったことから (図 - 2.29)、計測用ポールの解放とともに集水ピット内のガスが一気に流れ出たものと考えられる。なお、日中の温度上昇により、地上部に露出した排ガス管立ち上がり部が加温され、これにより廃棄物埋め立て地内の排ガス管の温度が上昇していくことが考えられる。その結果として熱上昇・煙突効果が生じた可能性もある。今後、廃ガス管からのガス排出現象を見る際に、温度とガス排出の関係について、そうした局所的な環境変化についても見ていかなければならない。

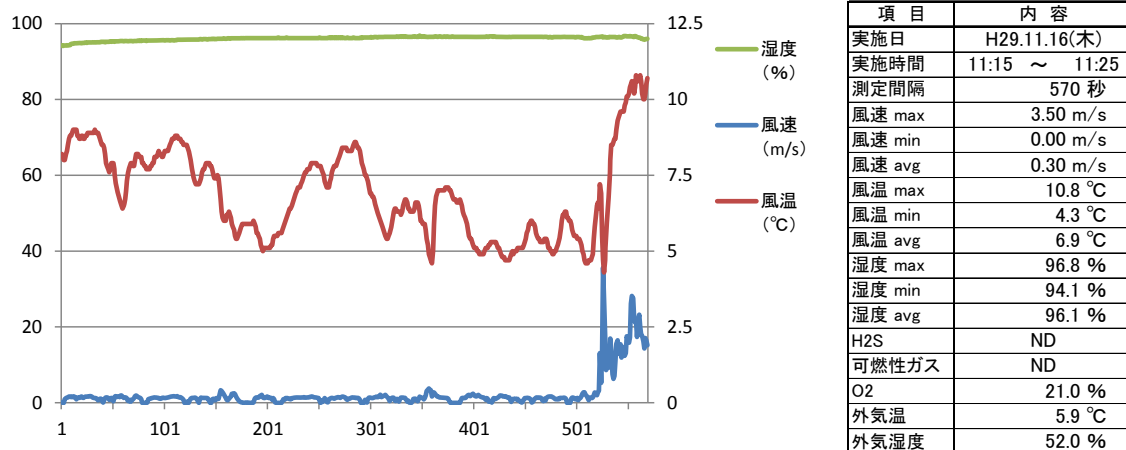


図 - 2.28 地点 4 における管内環境の測定結果

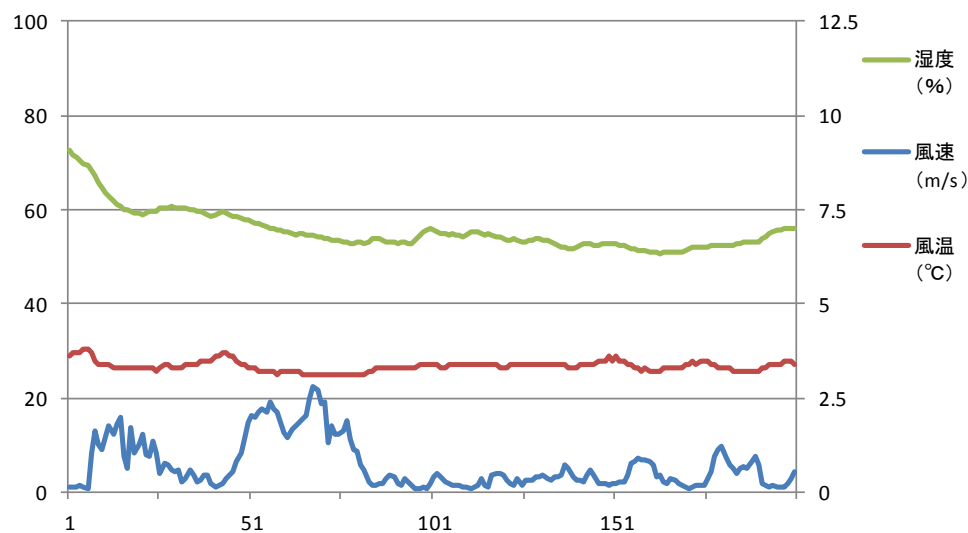


図 - 2.29 地点 4 測定時の外気温度

2.6.3 硫化水素の発生ガスの流速

管内風速と硫化水素ガスの発生濃度について表 - 2.5 と図 - 2.30 に示す。

硫化水素ガスの発生濃度と風量の関係について、硫化水素ガスの発生濃度が 119.5ppm と 29.8ppm を示した地点 3 において、管内風速が 0.04~0.06m/s と小さい値を示していた(図 - 2.31、2.32)。単位廃棄物 1 m³あたりの通気量に換算すると、0.057L/min/m³となる。なお、同場所の管内温度は 3.5~6.4°Cであり、大気気温 3.9~5.6°Cとほぼ同じ温度であった。さらに湿度について地点 2 で見られた細かな変動もなく、埋立地内の温度変化に伴う浮力の発生とガスの流れや管内のガスの出入りといった現象は見られない状況であった。

表 - 2.5 管内風速と硫化水素ガスの発生濃度

測定場所	測定回	管内風速	測定部位	断面積	風量	区画廃棄物量	単位通気量	硫化水素ガス濃度
		m/s		m ²	L/m in	m ³	L/m in/m ³	ppm
地点 1	1	0.49	ガス抜き管	0.031	923.2	2000	0.462	9.4
	2	0.43	ガス抜き管	0.031	810.1	2000	0.405	6.8
	3	0.22	ガス抜き管	0.031	414.5	2000	0.207	3.2
地点 2	1	0.73	ボール	0.000615	27.0	2000	0.013	0
	2	0.22	ボール	0.000615	8.1	2000	0.004	0
	3	0.27	ボール	0.000615	10.0	2000	0.005	0
	4	0.78	ボール	0.000615	28.8	2000	0.014	0
地点 3	1	0.06	ガス抜き管	0.031	113.0	2000	0.057	29.8
	2	0.06	ガス抜き管	0.031	113.0	2000	0.057	119.5
	3	0.04	ガス抜き管	0.031	75.4	2000	0.038	0
地点 4 (集水ピット)	1	0.15	ボール	0.000615	5.5	—	—	—
	2	0.94	ボール	0.000615	34.7	—	—	—
	3	1.41	ボール	0.000615	52.1	—	—	—

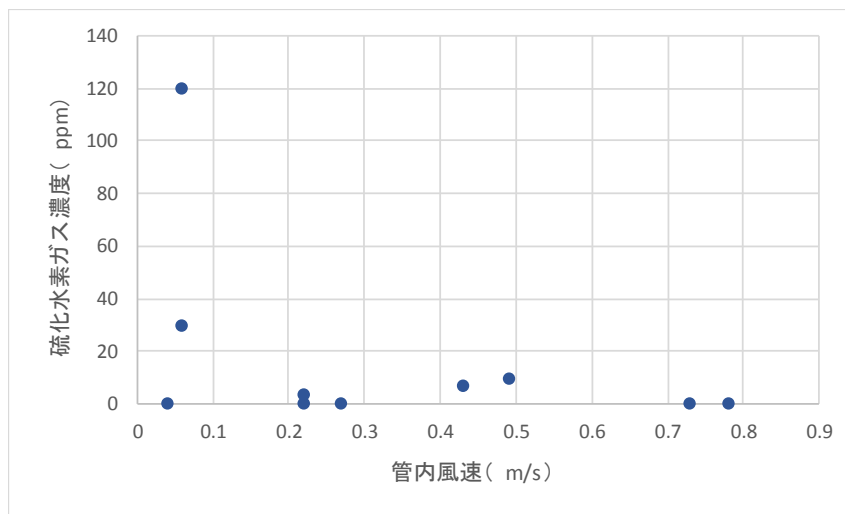


図 - 2.30 管内風速と硫化水素ガスの発生濃度

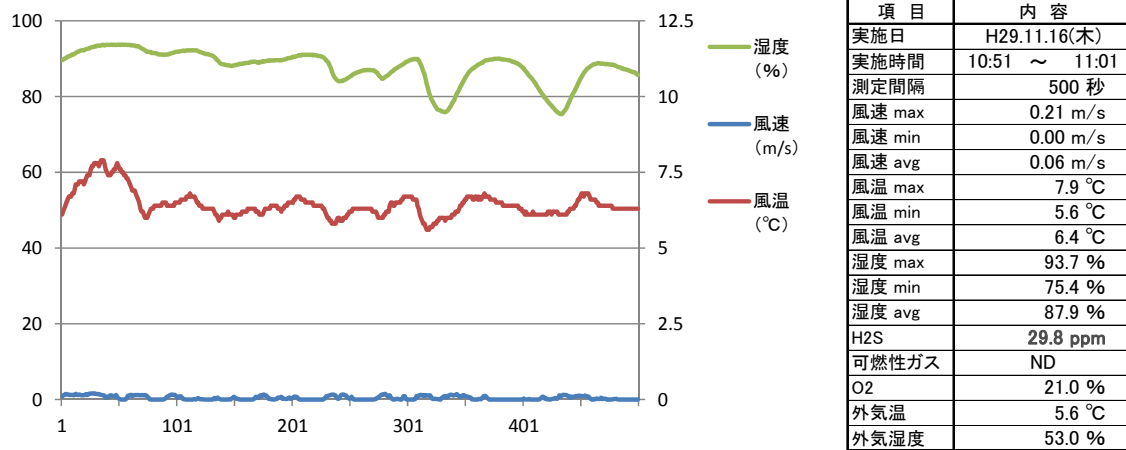


図 - 2.31 地点3における管内環境の測定結果

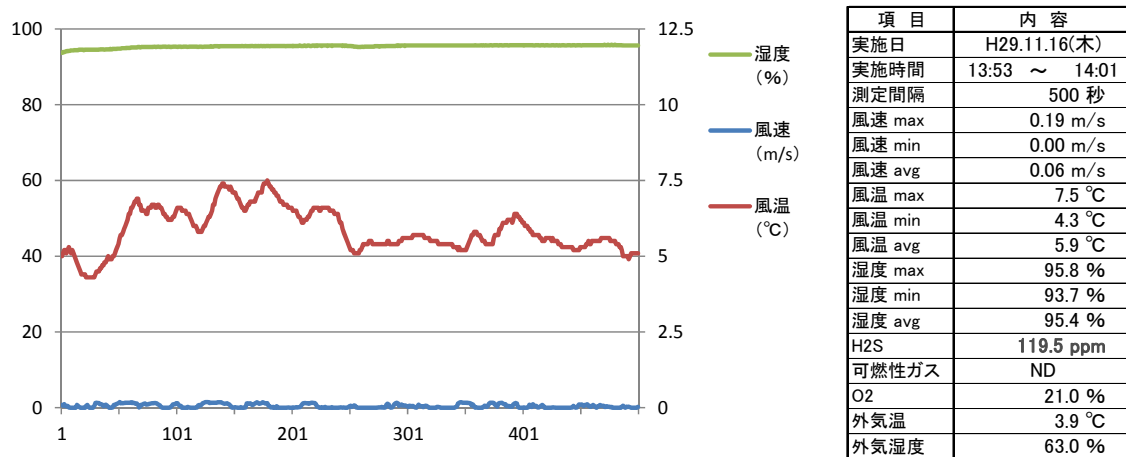


図 - 2.32 地点3における管内環境の測定結果 (2回目)

一方、硫化水素ガスは地点1においても3.2~9.4ppmの範囲で生じていた(図-2.33)。

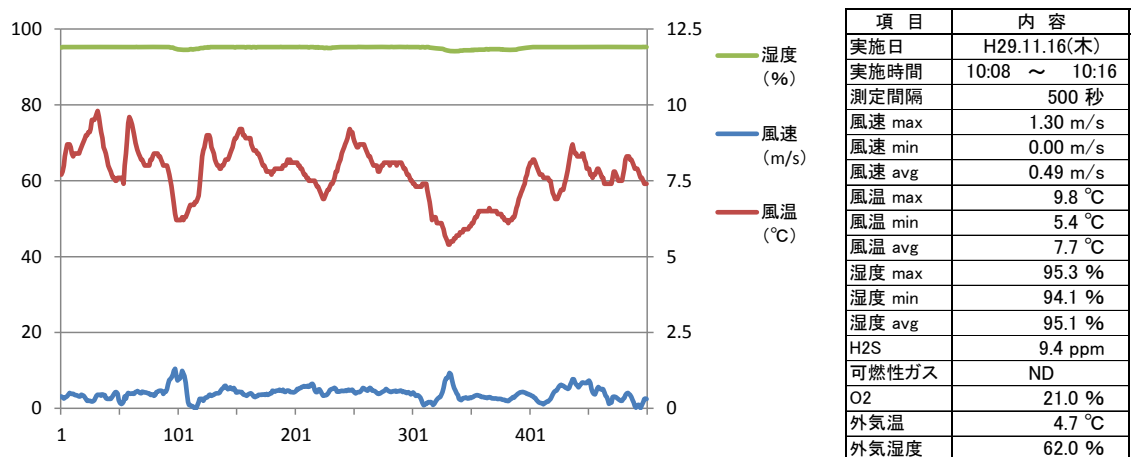


図 - 2.33 地点1における管内環境の測定結果

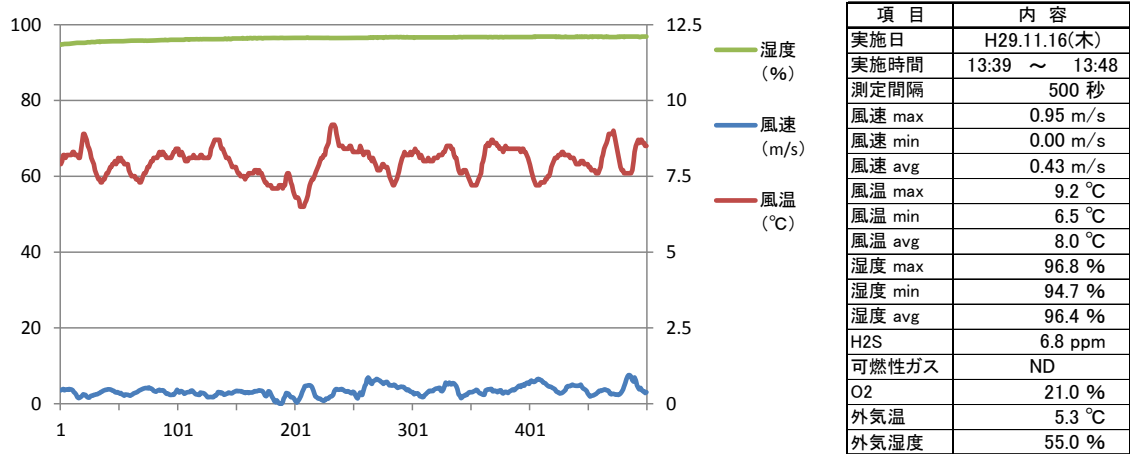


図 - 2.34 地点 1 における管内環境の測定結果 (2 回目)

同場所における管内風速は 0.22~0.49m/s、単位廃棄物 1 m³あたりの通気量に換算し 0.207~0.462 L/min/m³となり、ガスの流れは測定できていた。しかし管内湿度については外気が 55~62%であったのに対して 94.7~95.1%と高く、地点 3 と同様に細かな変動はなかった (図 - 2.34)。これらのことから、埋立層内からのガスの流れはあるものの、同量の空気の移動では、管内からガスの排出を十分に行えている状況ではないことが分かった。

これらから、硫化水素ガスの発生しているガス抜き管から、ガスの十分な排出効果を期待するためには、0.207~0.462 L/min/m³といった量よりも多くの風量が必要になることが分かった。

2.7 結果および考察

今回の実験より、準好気性埋立において、廃棄物層内の有機物の分解を含むガスの流れについて、ガス抜き管で排出ガス速度最大 0.78m/s のガス排出が生じていることが判明した。また、高い濃度で硫化水素が発生している地点での風量は単位廃棄物 1 m³あたりの通気量に換算すると、0.057L/min/m³と低い値であることから、硫化水素ガスの発生濃度を低くするためにはガス抜き管内で一定の風量が必要であることが示唆された。そして、ガス抜き管内の硫化水素ガスの濃度を低下させるためには、単位廃棄物 1 m³あたりの通気量で 0.462 L/min/m³以上が必要とされることが分かった。既往の報告等によれば、準好気性埋立における空気の流入量として廃棄物 1 m³当たり最大 1.5L/min との報告もあり、本実験では当該値の範囲となっていた。

この 0.462 L/min/m³といった数値を、第 2 章で研究した硫化水素発生抑制に対する通気量である廃棄物単位容積あたりに換算すると 0.5L/min/m³と比較すると、ほぼ同レベル数値である。しかし、今回計測したガス抜き管では同レベルの管内からの風量では硫化水素が検出されており、ガス抜き管による静的なガスの排出量だけでは、必ずしも硫化水素発生

抑制に十分な量ではないことが示唆された。

以上より、実際の処分場で準好気性埋立構造を有している場合、ガス抜き管において管内ガス排出に対する静的な空気の流れは生じるものの、さらに通気による硫化水素発生抑制効果を確保しようとした場合、通気を最大化させるための埋立方法や管理方法、さらには、埋立廃棄物層内への均等な通気確保といった課題があることが示唆された。

【参考文献】

- 1) 一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める省令（昭和三十二年総理府・厚生省令第一号：平成二十九年六月九日（平成二十九年環境省令第十二号）改正）
- 2) 最終処分場跡地形質変更に係る施行ガイドライン 環境省 廃棄物最終処分場跡地形質変更に係る基準検討委員会 平成 17 年 6 月 6 日（環廃対 050606001 号、環廃産 050606001 号）
- 3) 小野雄策：廃石膏ボード類埋立における 硫化水素ガスの発生とその防止対策, 安全工学, Vol. 49, No. 4, 2010
- 4) 樋口壯太郎他：準好気性埋立処分場の機能検査と評価事例, 第 26 回廃棄物資源循環学会研究発表講演集 pp. 465 - 466, 2015
- 5) 花嶋正孝：廃棄物の好気性埋立に関する研究, 九州大学学位論文, 九州大学学位論文, pp90, 1985
- 6) 竹下俊宏、姜誠、樋口壯太郎：硫化水素発生試験において生成する硫化物量と硫化水素ガス濃度の関係, 第 22 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集 pp. 209-210, 2011
- 6) 樋口壯太郎：最終処分場の技術的変遷と今後の動向, 廃棄物資源循環学会誌, Vol. 26, No.1, pp. 3-11, 2015
- 7) 平川周作他：安定型最終処分場における硫化水素発生対策と経時的モニタリング, 福岡県保健環境研究所年報第 41 号, 78-83, 2014
- 9) 田中宏和他：最終処分場モニタリング技術の現状と課題, 廃棄物資源循環学会誌, Vol. 27, No.1, pp. 27-38, 2016
- 10) 北海道大学学院高額研究院環境創生工学部門廃棄物処分工学研究室：実験および現地測定による準好気性埋立地内空気流動メカニズムに関する研究 2016. 3
- 11) 井上雄三編：安定型最終処分場における高濃度硫化水素発生機構の解明ならびにその環境汚染防止対策に関する研究, 国立環境研究所研究報告 第 188 号 2005. 3

第3章 飛灰添加による硫化水素ガス発生抑制実験

最終処分場に搬入される廃棄物として、焼却によって中間処理された焼却灰がある。近年では、一般廃棄物などにおいて可燃物の直接埋立が基本的に実施されていない行われないう処理体系になってきているため、以前と比べて最終処分場に埋立廃棄物に占める焼却灰の割合が高くなってきている¹⁾。

焼却灰は焼却施設において、ごみ燃焼時に発生する酸性ガスを捕捉することを目的としてバグフィルターにおいて消石灰が噴霧され、結果として焼却灰にCaが高濃度に含有されている。一説によれば、ごみに含まれる塩素の約85%が飛灰に捕捉され、ごみ中Caとバグフィルターにおいて噴霧されるCaの合わせて約49%が飛灰に捕捉されるとしている。そしてこれら飛灰は、重金属の溶出対策としてキレート処理されることが多い。この場合、pH調整されること一般的には高いpHにはならないが、キレート処理されない飛灰や主灰についてはCa含有比率が高いことに起因してpHが高くなる。こうした飛灰の溶出液のpHが11以上の高アルカリとなる²⁾。

こうした中、硫酸塩還元菌の最適生育範囲のpHについては、既存の研究によればpH6.5～8.0とされる³⁾。今回、硫化水素の発生抑制を目的とした硫酸塩還元菌の活性を抑えるため、そうした最適生息範囲を外した高いpHへの廃棄物のpH調整に対して、埋め立て量が増しているこれら高アルカリの飛灰の活用を念頭に、飛灰添加による硫化水素ガス発生抑制実験を行った。飛灰添加による硫化水素発生抑制の目的として、pH調整により硫酸還元菌の生息適用pHを外すことと、飛灰自体が強アルカリであることによる弱酸性の硫化水素の吸収・固定効果を期待している。

3.1 実験方法

バイアル瓶を用いた飛灰添加による硫化水素ガス発生抑制実験を行った。実験では、飛灰の高pHといった特性を用いてこれをpH調整材として添加することで、硫酸塩還元菌が活性化しないpH条件の再現による硫化水素発生抑制効果を確認することとした。

実験方法は、1Lのバイアル瓶を使用し、最終処分場での石膏ボード埋立上にpH調整材として飛灰を層状に散布することを想定したモデルを再現することとした。

再現モデルとして、1Lのバイアル瓶に破砕した廃石膏ボード試料880gを充填し、この廃石膏ボードの上に飛灰を層状に添加した。次に水を注入して廃石膏ボードを飽和状態とし、35°Cのインキュベーター（恒温槽）の中に設置することで、硫化水素の発生環境を再現した。その後週1回の頻度で散水を行い浸出水とバイアル瓶内のガスを回収した。

使用したバイアル瓶は底部のところに排水口を設置した。この排水口から浸出水を回収し、ガスの回収については、注射器を用いて、直接廃棄物層内からガスを回収することとした。実験概念図と実験状況をそれぞれ図-3.1と写真-3.1に、回収した浸出水の状況を写真-3.2にそれぞれ示す。

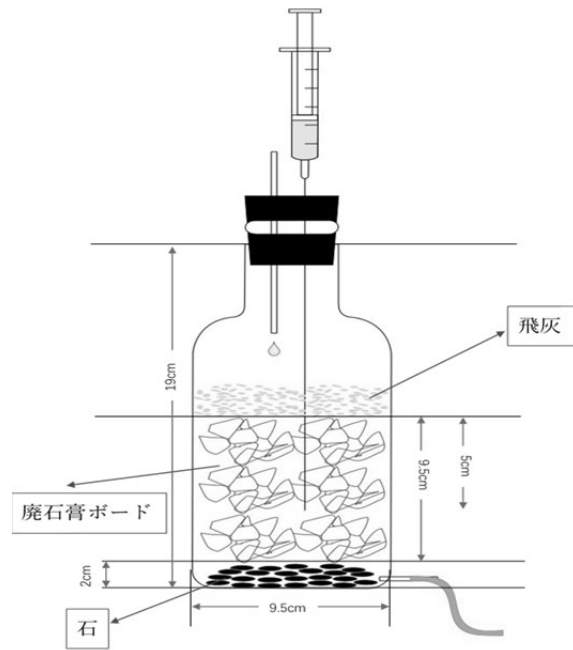


図 - 3.1 通気実験の概念図



写真 - 3.1 通気実験の実施状況

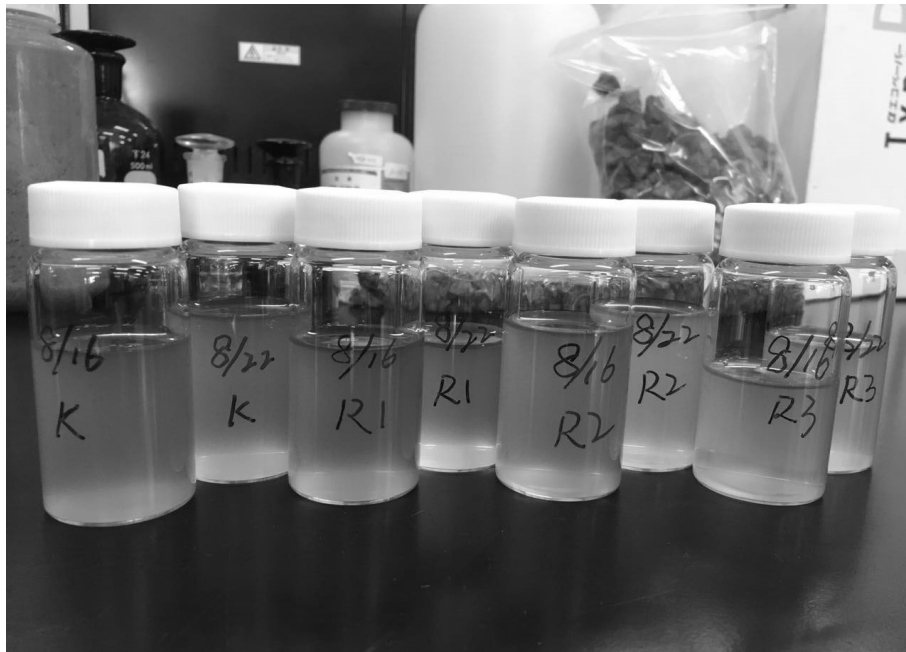


写真 - 3.2 回収した浸出水

実験は散水方法を変えて2回行った。1回目は、バイアル瓶4本を用いて、飛灰の添加量ごとにそれぞれ、blank（飛灰添加なし）、RUN1（飛灰添加44g）、RUN2（飛灰添加88g）、RUN3（飛灰添加132g）とした。バイアル瓶の4本とも窒素で瓶中の空気を置換させた。実験条件を表-3.1に示す。

表 - 3.1 実験条件（1回目）

項目		実験ケース（バイアル瓶番号）			
		BLANK	RUN1	RUN2	RUN3
飛灰添加量（g）		0	44	88	132
廃石膏ボード	充填量（g）	880			
	充填容積（m l）	673			
	充填密度（g/cm ³ ）	1.3			
週散水量（m l）		50			

2 回目は、散水量と飛灰の添加量のケースを変更して行った。バイアル瓶 3 本を用いて、飛灰の添加量ごとにそれぞれ、ブランク（飛灰添加なし）、RUN1（飛灰添加 88g）、RUN2（飛灰添加 176g）とし、バイアル瓶 3 本とも窒素で瓶中の空気を置換させた。実験条件を表 - 3.2 に示す。

表 - 3.2 実験条件（2 回目）

項目		実験ケース（バイアル瓶番号）		
		BLANK	RUN1	RUN2
飛灰添加量（g）		0	88	176
廃石膏ボード	充填量（g）	880		
	充填容積（m l）	673		
	充填密度（g/cm ³ ）	1.0		
週散水量（m l）		100		

3.2 結果および考察

1 回目の実験は実験開始後 18 日間行った。実験結果を表 - 3.3 と図 - 3.2 に示す。

飛灰を添加していないブランクでは実験開始後 3 日目から 500ppm の硫化水素ガスが発生した。その後、12 日目に掛けては硫化水素濃度が上昇し 2,000ppm となり、16 日目に一旦 1,200ppm に下がった。濃度が一旦下降した現象は、バイアル瓶の中の硫化水素ガスの測定と浸出水回収の際にバイアル瓶内に空気が入ったためと推測する。その後実験終了時点の 18 日に 7,000ppm にまで上昇した。

一方、飛灰を添加した RUN1（飛灰添加 44g）、RUN2（飛灰添加 88g）、RUN3（飛灰添加 132g）については、それぞれ実験終了時の 18 日まで上昇をし、600ppm、250ppm、80ppm の硫化水素ガスが発生していた。

表 - 3.3 硫化水素ガスの経日変化（1 回目）

実験ケース	経過日数	1	3	5	6	8	12	16	18
BLANK		0	500	1400	1700	2000	1200	1700	7000
RUN1		0	0	0	0	0	0	200	600
RUN2		0	0	0	0	0	0	200	250
RUN3		0	0	0	0	0	0	80	80

単位（ppm）

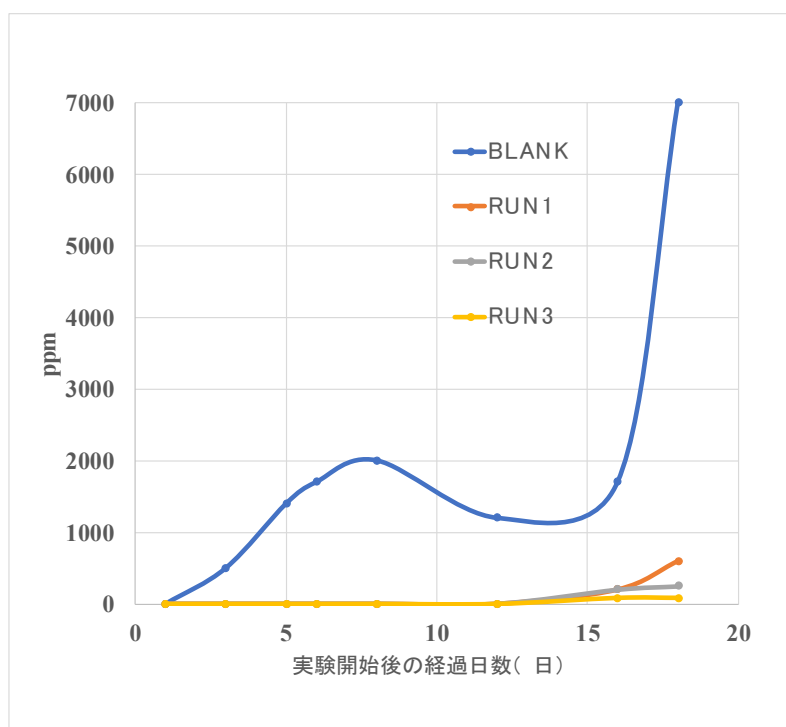


図 - 3.2 硫化水素ガスの経日変化（1回目）

浸出水の pH 結果を図 - 3.3 に示す。

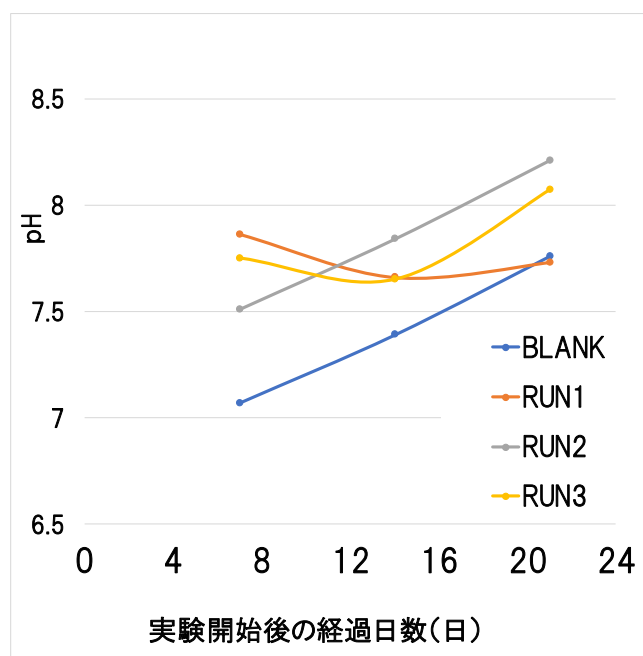


図 - 3.3 浸出水の pH 変化（1回目）

次に2回目の実験を1ヶ月あたり実施した。実験結果を表-3.4と図-3.4に示す。

表-3.4 硫化水素ガスの経日変化(2回目)

実験ケース	経過日数	1	3	6	8	13	16	20	23	28	31
BLANK		0	80	200	600	800	1800	3000	3800	2100	3000
RUN1		0	0	0	80	100	0	50	150	100	150
RUN2		0	0	24	120	50	0	5	80	0	100

単位 (ppm)

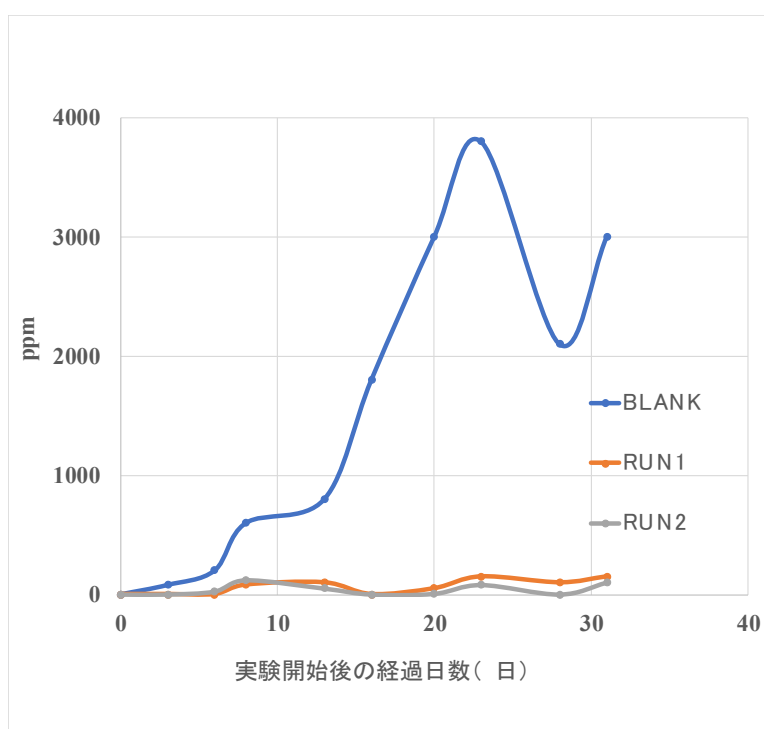


図-3.4 硫化水素ガスの経日変化(2回目)

飛灰を添加していないブランクでは実験開始後3日目から80ppmの硫化水素ガスが発生した。その後、23日目に掛けて硫化水素濃度が上昇し3,800ppmとなり、28日目に一旦2,100ppmに下がった。濃度が一旦下降した現象は、1回目の実験と同様にバイアル瓶の中の硫化水素ガスの測定と浸出水回収の際にバイアル瓶内に空気が入ったためと推測する。

一方、飛灰を添加したRUN1(飛灰添加88g)、RUN2(飛灰添加176g)については、それぞれ実験終了時まで上昇を示し、それぞれ150ppm、100ppmの硫化水素ガスが発生していた。

次に2回目の実験では、pHについて飛灰添加による調整効果が見られた。実験開始当初弱アルカリ性であるが、実験経過とともに散水を繰り返す中でpHが上がっている傾向が確認できた(図-3.5)。なお、飛灰を添加した中で、pHが大きく上昇しない理由として、硫化水素が飛灰と反応した可能性がある。

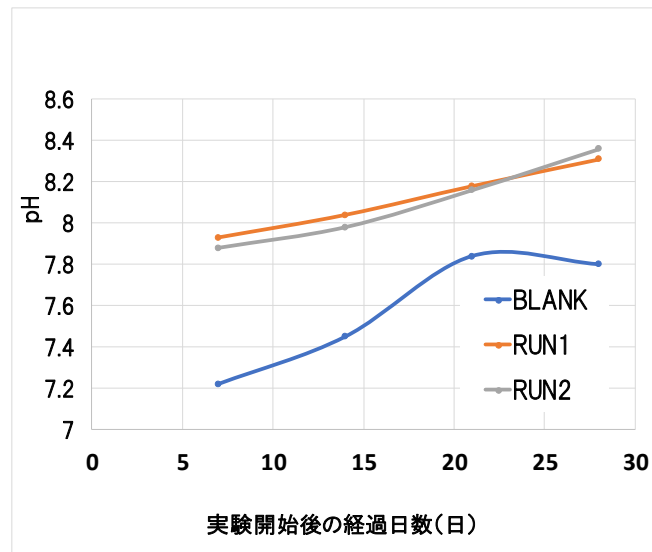


図 - 3.5 浸出水の pH 変化 (2 回目)

以上の実験より、飛灰を添加した RUN1（飛灰添加 88g、充填廃石膏ボードに対する重量比 20%）において、硫化水素ガスの発生抑制に効果があることが明らかとなった。また、廃棄物の pH 調整効果が確認できた。ただし、本実験では、未だ取り扱い試験数が少ないため、定性的な現象確認として考えている。実験で示した飛灰添加量の廃棄物重量比 10%の数値は、実際の運用において処分場全体を当該割合で実施することは未だ現実的ではない。このため、定量的評価は今後の研究に期待する。

なお飛灰添加後の浸出液 pH が 8.4 に達していないことについては、硫化水素ガスが金属類と反応によるものと考えられる。高アルカリの飛灰活用に際して、硫化水素発生抑制に対する効果とともに、pH 調整による重金属類への影響についても考慮しなければならない。pH のアルカリ化についてはそれら副次的現象も含め、適切な添加量についてさらにデータを重ねていくことが望まれる。

【参考文献】

- 1) 環境省：平成 25 年度廃石膏ボードの再資源化促進方策検討業務調査報告書, 2014. 3
- 2) 西尾孝之他：一般廃棄物焼却場のバグフィルターにおける消石灰噴霧が飛灰中重金属類の溶出特性に及ぼす影響, 大阪市立環科研報告, Vol. 76, pp37 - 45, 2014
- 3) 井上雄三編：安定型最終処分場における高濃度硫化水素発生機構の解明ならびにその環境汚染防止対策に関する研究, 国立環境研究所研究報告, 第 188 号, 2005. 3

第4章 廃棄物集積場所における硫化水素発生抑制資材の研究

4.1 研究の背景と目的

第2章、第3章で論じた研究成果である通気による硫化水素発生抑制に関する通気及びpH制御の研究理論値については、実際の施設への応用にあたり、埋立廃棄物の均質性や埋立管理手法により適合性をどうとらえるかといった側面で課題がある。このため、現時点では補助手法として硫化水素ガス処理資材についても検討が必要と考えた。こうした中、本研究において、廃棄物集積場所の特徴分析を踏まえた硫化水素発生抑制資材の研究について行う。

廃棄物集積場所で発生する硫化水素ガス対策資材について、表-4.1に示す。

表-4.1 廃棄物集積場所で発生する硫化水素ガスへの対策資材の反応機構とその特徴

反応機構	資材の種類	性状	使用方法	特徴
硫化金属（硫化鉄）生成反応	グラインダーダスト	固体（粉体）	廃棄物に混合するか層状に敷設	覆土等資材として兼用できる
	遊離性の酸化鉄を多く含む土壌（火山灰土壌等）	固体		
	水酸化第一鉄懸濁液	液状物	廃棄物への注入・散布	強酸性であり酸化反応が強い
酸化還元反応（酸化剤としての反応）	ポリ硫酸第二鉄溶液	液状物	〃	還元状態で安定している
	ドライフォグ状オゾン水	霧状物	〃	廃棄物内部で拡散する

これまで、既に発生した硫化水素ガスを処理する方法としては、遊離性の酸化鉄を多く含む土壌（火山灰土壌等）を用いて硫化水素ガスを酸化鉄に固定する方法や、鉄工所での金属切断作業等により排出されるグラインダーダストや金属表面研削作業により排出されるショットブラストダストなどの鉄粉を利用し、酸化鉄として固定する方法がある^{1) 2) 3)}。それら資材を廃棄物に混合するか層状に敷くことで発生する硫化水素ガスを補足しようとするものである。これら反応機構としてはいずれも鉄の酸化剤としての利用により、硫化水素を硫化鉄として固定することで共通する。それら資材は固形物であるため、事前に硫化水素の発生が予想される廃石膏ボードの埋立などの際に、埋立管理の中で事前に層状に敷くこととしたり事前混合することで、発生抑制剤としての活用することが考えられる。一方で、既存の硫化水素が発生する廃棄物集積場所への適用に当たっては、硫化水素発生場所を覆うように散布するか混合作業が必要となり、埋立部深部の嫌気状態にある硫化水素発生場所に対しては別の手段を講じる必要が生じる。

こうした中、集積する廃棄物内部の硫化水素に対して処理を行う方法として下水道分野で用いられている液状物である硫酸第一鉄の散布・注入が行われるが、液状物が十分に廃棄物に浸透せずに結果として対象物の表面でのみの酸化反応にとどまってしまう。そこで、集積する廃棄物での拡散性に着目した処理方法として、ドライフォグ状オゾン水を用いた方法が開発されている⁴⁾。硫酸第一鉄やドライフォグ状オゾン水は酸化還元反応を活用した

資材であり、反応の継続性や安定性といった側面から改良・開発が進められている。

ここで、廃棄物集積地を概観すると、有機物の微生物分解に伴う酸素消費と混入する汚泥や細粒分による通気性の低下、湿潤化などにより嫌氣的雰囲気となり強い還元状態になりやすい状態にある。また、集積に至る過程で建設系廃棄物以外にも各種の残渣物が混入することもあり、有機物に加えアンモニア、鉄類やマグネシウムなどの重金属類など、各種の還元性物質が含まれるといった特徴がある。このため、発生した硫化水素ガスの処理対策にあたって酸化還元反応を用いた処理を実施した場合、硫化水素以外の重金属類の溶出を生じさせる危険性もあることから、酸化除去以外の手法を用いることが望まれる。

硫化水素ガスの存在形態は、廃棄物間隙中の気層において硫化水素ガスとして存在し、液相中においては 20°Cにおける水への溶解度で 2.58 (1 気圧の硫化水素気体が水の 1 に溶解するときの容積比) と高く、溶存硫化水素がより多量に存在する。そこで、その対策にあたっては、廃棄物集積箇所より発散したガス自体のみの対策ではなく、廃棄物間隙中の液相及び気相中の硫化水素の除去も考慮した手法とする必要がある。

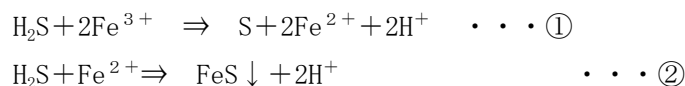
以上のことから、廃棄物の集積場所といった移動性がなくかつ嫌氣的雰囲気の還元状態下においては、酸化還元によらない反応機構を有する資材でかつ、発生ガス自体の処理に加え液相中に存在する高濃度の硫化水素を処理対象として考慮した処理機能を有する資材を模索することとした。

本研究では、硫化水素対策として、上記の条件に適合する資材として開発された水酸化第二鉄懸濁液について着目し、下水道分野で実績のあるポリ硫化第二鉄溶液との比較検討により、その能力および特性を評価した。また、高濃度の硫化水素ガスが発生する廃棄物の不法投棄場所においてフィールド実験を行い、効果を検証した。

4.2 硫化水素抑制に対するポリ硫酸第二鉄溶液および水酸化第二鉄懸濁液の反応機構

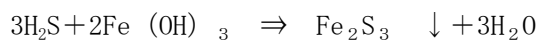
4.2.1 反応機構

ポリ硫酸第二鉄による硫化水素反応式を以下に示す。



ポリ硫酸第二鉄と硫化水素との反応は、①第二鉄イオンが硫化水素を硫黄に変える酸化反応と、②還元された第一鉄イオン (Fe^{2+}) と硫化水素の二段階の反応機構となっている。すなわち、①鉄イオンの酸化作用により硫化水素を分解する反応と、②還元された鉄イオンが硫化水素と反応し硫化鉄として補足する反応との2つの反応を経て、硫化水素が補足される。

次に、水酸化第二鉄懸濁液による硫化水素反応式を以下に示す。



水酸化第二鉄懸濁液との反応はポリ硫酸第二鉄における酸化反応とは異なり、硫化水素と直接反応し、硫化第二鉄を生成することで硫化物イオンを固定する。

4.2.2 通ガス実験による反応機構の再現

前述の反応機構を再現・確認するために、硫化水素通ガス実験を実施した。

実験方法は、硫化鉄一塩酸反応により生成した硫化水素ガスを、鉄濃度1%に調整したポリ硫酸第二鉄溶液、水酸化第二鉄懸濁液中に導入・通ガスし、硫化水素と資材液の反応による変化を観察した。写真-4.1~4.3に、通ガス前、通ガス終了後、24時間静置後の状況を示す。



写真 - 4.1 通ガス前状況（左：硫酸第二鉄 右：水酸化第二鉄）



写真 - 4.2 通ガス終了時状況（左：硫酸第二鉄 右：水酸化第二鉄）

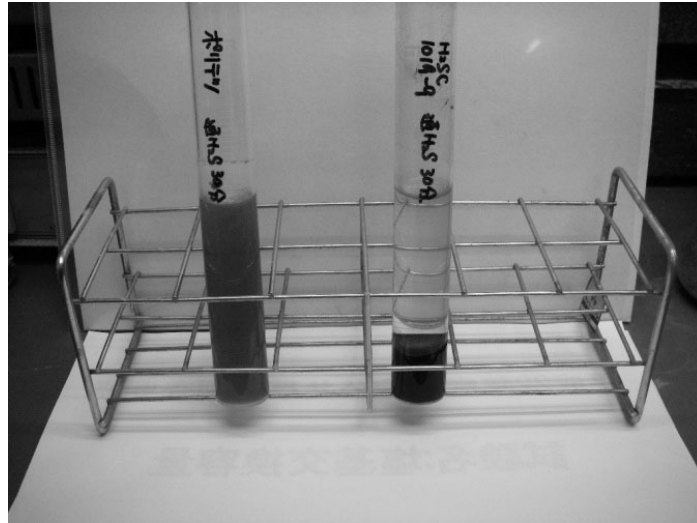


写真 - 4.3 通ガス終了後 24 時間静置状況 (左：硫酸第二鉄 右：水酸化第二鉄)

実験の結果、ポリ硫酸第二鉄溶液を用いた試料では硫黄と推定される黄白色の浮遊粒子の生成が認められた。一方、水酸化第二鉄懸濁液を用いた試料では通ガス直後から硫化鉄と推定される黒色粒子の生成が認められた。

また、両試料とも 30 分間のガス導入後に密閉し、室温にて静置したものを観察した。その結果、ポリ硫酸第二鉄溶液検体では下部に白色沈殿が認められ、全体に白色粒子の懸濁が見られた。一方、水酸化第二鉄懸濁液検体は黒色沈殿が沈降し、上澄みは無色透明となった。

4.2.3 初期反応の特性確認

次に、水酸化第二鉄懸濁液の廃棄物への散布を考慮し、撒布直後の反応の特性を確認するため、廃棄物層内に硫化水素を溶存した液層が存在する状態を考慮し、硫化水素の飽和水に両資材を添加した際の硫化水素の発生濃度の変化確認の実験を行なった。

試験方法は、窒素ガスで満たしたポリ袋内で硫化水素飽和水に資材を添加し、経時的にポリ袋内の硫化水素濃度を測定した (表 - 4.2)。

表-4.2 硫化水素飽和水への資材添加によるガス濃度変化

添加資材の種類	硫化水素ガス濃度 (ppm)				
	初期	添加直後	10分後	20分後	30分後
資材無添加	1,200	-	1,200	1,400	1,400
ポリ硫酸第二鉄溶液 (1回目)	800	14,000	-	-	-
〃 (2回目)	2,000	13,000	-	-	-
水酸化第二鉄懸濁液 (1回目)	400	600	500	600	500
〃 (2回目)	1,400	1,600	1,400	1,400	-

表-4.2 から、ポリ硫酸第二鉄溶液について、添加直後にポリ袋内の硫化水素ガス濃度が急速に上昇し、高濃度の硫化水素を発生させた。一方、水酸化第二鉄懸濁液では、硫化水素ガス濃度の変化は認められない。

これらより、強酸性資材であるポリ硫酸第二鉄溶液の酸化還元反応により、溶存していたHS⁻イオンが急速に反応し、硫化水素ガスが湧出、追い出されたため、ガス濃度が上昇したものと考えられた。

4.2.4 反応機構に関する考察

ポリ硫酸第二鉄溶液による硫化水素反応機構は、酸化還元反応によるものである。ポリ硫酸第二鉄溶液の強酸性によって、一旦硫化水素の硫黄への反応は生じる。実際、下水道の処理などの場面では、流下・移動する汚水等により希釈効果などもあり、添加したポリ硫酸第二鉄溶液によって酸性雰囲気は生じにくく、処理効果は高い。しかし、集積廃棄物と同様、今回実施した試験管といった閉鎖空間の移動性のない対象物に対しては、ポリ硫酸第二鉄溶液は強酸性雰囲気を作り出してしまうため、硫黄が硫化鉄になる反応は再現されず、硫黄のまま残ってしまうと考えられた⁵⁾。

ここではそれら特徴を確認すべく、反応機構に関する確認実験を行った。

実施した通ガス実験においても、それら現象について、ポリ硫酸第二鉄溶液による硫黄の生成と、水酸化第二鉄溶液による鉄類の生成が確認できた。

また、実施した初期の反応特性に関する実験においても、強酸性資材であるポリ硫酸第二鉄溶液の酸化還元反応による硫化水素ガスが湧出現象が確認できた。溶解度が高く、間隙水中に多量に賦存する溶存硫化水素が、急速な反応により湧出現象が再現されていた。廃棄物の集積場所の嫌氣的雰囲気の還元状態は一旦改善が行われたとしても降雨等の影響を受け嫌氣的雰囲気が再現されやすい。このことから、酸化還元反応による一時的な反応では嫌氣的雰囲気に転じた際に硫化水素を再度発生させてしまう可逆性を有する。

以上から、継続的処理方法として、上記反応機構を有する水酸化第二鉄懸濁液の活用が適用性が高いと判断された。

4.3 ポリ硫酸第二鉄溶液および水酸化第二鉄懸濁液の比較実験

以下に、室内における水酸化第二鉄懸濁液及び硫酸第二鉄溶液の比較として、以下の項目を取り上げ、それぞれ試験を行った（表-4.3）。

表-4.3 ポリ硫酸第二鉄溶液および水酸化第二鉄懸濁液の比較実験実施項目

比較検討項目	実施試験内容
反応・除去効果の確認	テドラーバック法を用いての硫化水素吸着試験
生成物の確認	硫化水素通ガス試験
作業安全性の確認	中和アルカリ量試験
処理廃棄物の安全性確認	資材添加土壌からの陽イオン溶出試験

4.3.1 テドラーバック法による硫化水素ガス吸着実験

ポリ硫酸第二鉄溶液および水酸化第二鉄懸濁液の硫化水素ガスの反応・固定能力を確認するため、テドラーバックを用いた硫化水素吸着実験を実施した。

実験は、ろ紙に担持させた資材を入れたポリ袋中に、乾燥空気希釈した硫化水素ガス2Lを分注した。測定は分注開始時・1時間後・3時間後とし、検知管（ガステック製）を用いた（表-4.4）。

表-4.4 資材塗布担体吸着による硫化水素ガス濃度

資材の種類	硫化水素濃度 (ppm)			備考
	開始時	1時間後	3時間後	
資材無添加	2400	2050 (減量15%)	2000 (減量17%)	
水酸化第二鉄懸濁液 標準量※1)		1300 (減量43%)	750 (減量69%)	資材色黒変
水酸化第二鉄懸濁液 3倍量		400 (減量83%)	80 (減量97%)	資材色黒変
硫酸第二鉄溶液※2)		1900 (減量21%)	1400 (減量42%)	資材色褐橙変

※1) 試料袋内の硫化水素量から添加量を計算した

※2) 鉄としての添加量は水酸化第二鉄コロイド3倍量に相当

硫化水素吸着実験の結果、ポリ硫酸第二鉄溶液添加試料において袋中の硫化水素濃度は低下した。しかし、資材色は黄色から僅かに赤みをおびた黄色へと変化したのみであった。一方、水酸化第二鉄懸濁液添加試料において袋中の硫化水素濃度の低下が確認され、併せて資材色が赤褐色から黒色へと変化した。

これらより、ポリ硫酸第二鉄溶液添加試料においては硫化水素との反応で硫黄生成は容易に生じるものの、硫化鉄の生成が起こらなかったものと推定された。一方、水酸化第二鉄懸濁液では予想されていた硫化鉄の生成が確認できた。

4.3.2 硫化水素通ガス試験

硫化水素発生抑制効果を確認するため、実際の廃棄物試料を用いた硫化水素通ガス試験により濃度の変化を確認した。

実験は、廃棄物試料に硫化ナトリウム溶液を添加し、これを中性～弱アルカリ性とするために必要な酸を加えた。これにより廃棄物試料自身の持つ硫化水素固定能力を消費し、さらに硫化水素ガスを発生する試料を作成した。

次にポリ袋内で、上で作成した試料にポリ硫酸第二鉄溶液、水酸化第二鉄懸濁液を添加し、経時的にポリ袋内の硫化水素濃度を測定した（表-4.5）。

結果として、ポリ硫酸第二鉄溶液、水酸化第二鉄懸濁液とも、撒布 2 分後には初期の硫化水素ガス濃度より半減し、特に水酸化第二鉄懸濁液では、1/4 以下にまで減少していた。また資材撒布後 40 分後には、それぞれ 15～20ppm 以下にまで減少した。

表-4.5 廃棄物試料への資材添加によるガス濃度変化

添加資材の種類	硫化水素ガス濃度 (ppm)			
	2分後	5分後	20分後	40分後
資材無添加	2600	2000	1100	310
ポリ硫酸第二鉄溶液 (1回目)	900	800	120	<10
〃 (2回目)	950	700	180	<10
〃 (3回目)	1100	900	400	15
〃 (4回目)	1000	800	40	<10
水酸化第二鉄懸濁液 (1回目)	450	400	110	<10
〃 (2回目)	600	450	90	20
〃 (3回目)	600	350	70	<10
〃 (4回目)	400	100	20分後	10

※ ポリ硫酸第二鉄、水酸化第二鉄懸濁液とも、Fe4%当量とし、添加量を2mlとした

なお、水酸化第二鉄懸濁液による硫化水素ガス固定状況の確認として、廃棄物に水酸化第二鉄懸濁液を含浸させた試料に、強制的に硫化水素ガスを通気させ、固定状況を確認した。硫化水素ガス通気の後、試料が黒色化し、反応機構で示した硫化鉄としての硫化水素固定状況を確認した（写真-4.4）。



写真 - 4.4 資材添加廃棄物試料における硫化水素ガス通気前後の状況
(ガス通気による黒色化状況)

これら実験により、両資材の硫化水素発生抑制効果が確認できた。

一方、ポリ硫酸第二鉄溶液の撒布直後に、廃棄物表面にわずかであるが発泡現象を確認した（写真-4.5）。

ポリ硫酸第二鉄溶液による硫化水素ガス反応機構は強酸性資材による酸化還元反応によるため、撒布直後の急速な反応による影響が懸念された。このため、初期の反応特性確認を目的として、引き続き中和に要するアルカリ量の特定を行った。



写真 - 4.5 ポリ硫酸第二鉄溶液撒布後の発泡状況

4.3.3 中和アルカリ量試験

実験は、水酸化第二鉄懸濁液と硫酸第二鉄溶液のそれぞれの原液各 20mL を採取し、水酸化ナトリウムを用いて中和滴定曲線を作成した。

中和滴定曲線を図 - 4.1 に示す。

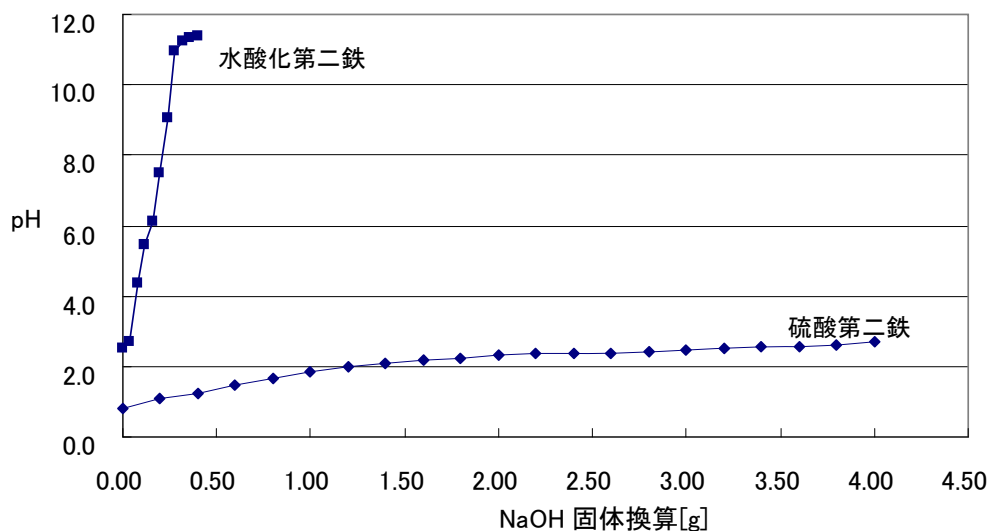


図 - 4.1 中和滴定曲線

中和滴定によれば、水酸化第二鉄懸濁液は容易に中和、アルカリ化されたが、硫酸第二鉄溶液原液では中和までに多量のアルカリを必要とすることが確認された。

酸化反応といった急速な処理を行った場合、副次的に集積した廃棄物中に混在する重金属等物質の溶出やガス発生につながる。実験における硫酸第二鉄溶液原液が中和までに多量のアルカリを必要とするといった現象は、廃棄物集積場所において薬液の撒布直後に発泡現象を伴う恐れがあり、液層に多く含まれる硫化水素の急激なガス化等の危険性が示された。

4.3.4 資材添加土壌からの陽イオン溶出試験

ポリ硫酸第二鉄溶液による硫化水素ガス反応機構は強酸性資材の反応による影響として、混在する重金属類の溶出状況を把握するため、資材添加土壌からの陽イオン溶出試験を行った。

試験方法は、集積廃棄物を模した植栽用黒土・マサ土各 20 g (風乾土) に対し、硫酸第二鉄溶液・水酸化第二鉄懸濁液を 1 ml 添加し、陽イオン溶出量を比較した。

実験では、あらかじめ湿潤状態に調整混合した植栽用黒土・マサ土を、混合後一晩養生し、その後、固液比 1 : 5 として 1 時間振とう抽出後、メンブレンフィルターによりろ過したものを検液とした。検液中の溶出元素を原子吸光光度法により測定、比較した。

実験結果について、図 - 4.2~4.5 に示す。

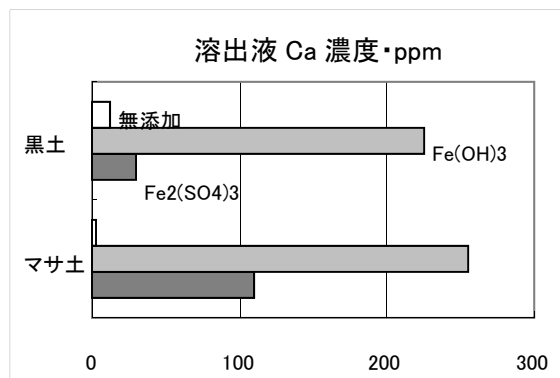


図 - 4.2 土壌からの陽イオン溶出濃度 (Ca)

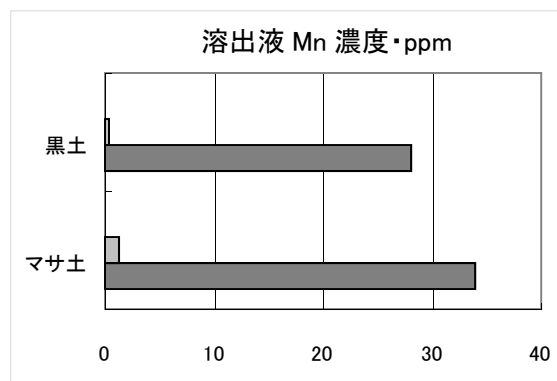


図 - 4.3 土壌からの陽イオン溶出濃度 (Mn)

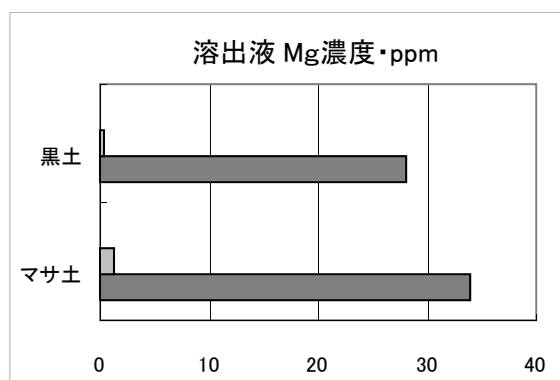


図 - 4.4 土壌からの陽イオン溶出濃度 (Mg)

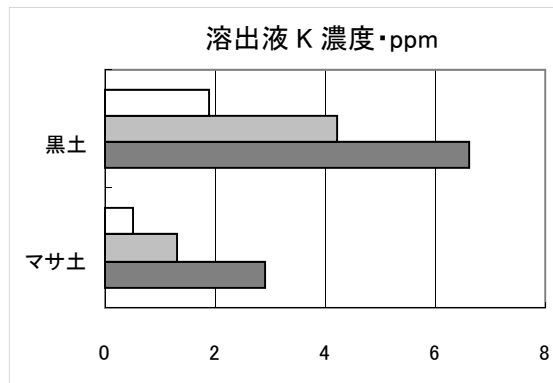


図 - 4.5 土壌からの陽イオン溶出濃度 (K)

実験結果について、資材無添加土壌からの溶出量と比較すると、黒土+水酸化第二鉄懸濁液試料検液では、Ca、K の濃度が大きく増加した。また、マサ土+水酸化第二鉄懸濁液試料検液では、Ca、K の濃度が大きく増加した。黒土+硫酸第二鉄溶液試料検液では、Ca、K、Mg、Mn の溶出量が増加した。マサ土+硫酸第二鉄溶液試料検液では、Ca、K、Mg、Mn の溶出量が増加した。

硫酸第二鉄溶液について、マグネシウム、マンガンといった両生金属の溶出が水酸化第二鉄溶液を用いた場合より多く溶出した。なお、水酸化第二鉄懸濁液添加試料における Ca 濃度の上昇、硫酸第二鉄溶液添加試料における Mn 濃度の上昇はともに資材からの影響と考えられる。

以上のことから、硫酸第二鉄溶液との比較において、水酸化第二鉄懸濁液による重金属類の溶出は少ないことが分かった。

4.4 ポリ硫酸第二鉄溶液および水酸化第二鉄懸濁液の比較評価と考察

以上のポリ硫酸第二鉄溶液および水酸化第二鉄懸濁液の比較検討の結果から、反応機構の確認実験に加えて、集積廃棄物中における反応特性の特徴を得ることができた。

テドラーバックを用いた硫化水素吸着実験において、ポリ硫酸第二鉄溶液では硫化水素との反応で硫黄生成は容易に生じるが硫化鉄の生成が起こらず、一方、水酸化第二鉄懸濁液では予想した硫化鉄の生成が確認できた。

廃棄物試料を用いた硫化水素通ガス試験においては、硫化水素ガス通気の後、試料が黒色化し、反応機構で示した硫化鉄としての硫化水素固定状況を確認した。

中和アルカリ量試験では、水酸化第二鉄懸濁液は容易に中和しアルカリ化されることから、酸化反応といった急速な反応とはことなり、処理作業における危険性は少ないことが推察された。

資材添加土壌からの陽イオン溶出試験においては、水酸化第二鉄懸濁液による重金属類の溶出は少ないことが分かった。

こうしたことから、水酸化第二鉄懸濁液について、実際の廃棄物集積場所においても、資材散布による処理で、硫化水素と速やかに結合し、有害金属類の再溶出に対する恐れが少なく、集積した廃棄物内の還元雰囲気下で安定な硫化鉄を生成することが期待できることが分かった。下水道分野で多用されている硫化水素対策資材としてポリ硫酸第二鉄と比べた上で、廃棄物集積場所の特徴を踏まえた硫化水素対策資材として、反応機構や生成物の安定性等を含め、処理資材としての適性が高いことが判明した。

4.5 産業廃棄物不法投棄場所における硫化水素ガス抑制実験

4.5.1 実験対象フィールド

廃棄物集積場所における硫化水素ガス抑制対策として検討を加えた水酸化第二鉄懸濁液について、実際の高濃度硫化水素をガスが発生している不法投棄現場において、その抑制効果を検証するためのフィールド実験を実施した⁶⁾。

実験に用いたフィールドは、狭小な場所に急傾斜で不法投棄された廃棄物集積場所である（写真-4.6）。集積、不法投棄された廃棄物は、総量約 45,800 m³、投棄面積約 6,320 m²、最大投棄高さ 17.9mとなっている。実施されたボーリング孔内ガス調査結果で、最大 13,000ppm の高濃度の硫化水素が確認された。なお、有機物が体積比で 40%程度存在していた。

今回、作業に伴う安全と周辺環境への影響防止の観点から、硫化水素対策資材の撒布による抑制効果を認することとした。水酸化第二鉄懸濁液の使用は、掘削作業前にボーリング坑内で行った。以下に資材散布による硫化水素ガス抑制実験について示す。



写真 - 4.6 フィールド実験対象とした廃棄物集積場所

4.5.2 硫化水素ガス抑制実験

実験場所は、現地に設置されている下記のボーリング孔 3 本について、初期値と、水酸化第二鉄懸濁液撒布後の時間経過における坑内の硫化水素濃度を測定した。

- ① 1.5mボーリング孔 ガス採取位置 1.0m
- ② 5mボーリング孔 ガス採取位置 1.5m
- ③ 10mボーリング孔 ガス採取位置 2.0m

測定前に、一旦外気を送り込んだ後、硫化水素濃度を検知管により測定し、初期値とした。次に、先行して実施されていたポリ硫酸第二鉄溶液による実験と比較のため鉄量をそろえ、鉄濃度 25,000mg/L (2.5%液) に調整した水酸化第二鉄懸濁液 25L を準備し、これをボーリング孔に市販のジョーロを用いて散布・流し込んだ (写真-4.7)。

散布後 5分、15分、30分、1時間、2時間、3時間 24時間、48時間経過後にボーリング坑内のガスを採取し、検知管により硫化水素濃度を測定した。坑内ガス採取に当たっては、ガス採取用の管を所定の深さまで差し込み、吸引用ポンプを用いて行なった (写真-4.8)。



写真 - 4.7 ボーリング孔への資材撒布状況



写真 - 4.8 ボーリング孔内ガス採取状況

4.5.3 結果および考察

以下に実験対象としたボーリング孔ごとの結果について示す（表-4.6、図-4.6～4.7）。

表-4.6 資材撒布による孔内硫化水素ガス濃度の変化

添加資材の種類	ボーリング孔深さ	硫化水素ガス濃度 (ppm)								
		初期値	5分	15分	30分	60分	120分	180分	24時間	48時間
ポリ硫酸第二鉄溶液	1.5m	8000	400	150	12.5	5	36	110	7000	13000
"	5.0m	10000	650	300	70	350	3300	4000	5000	7500
"	10m	5000	150	120	250	500	500	500	450	
水酸化第二鉄懸濁液	1.5m	8000	90	45	15	140	250	450	5500	3600
"	5.0m	8000	100	950	2400	4000	4000	3500	2000	2200
"	10m	5000	80	90	160	80	112.5	120	400	400

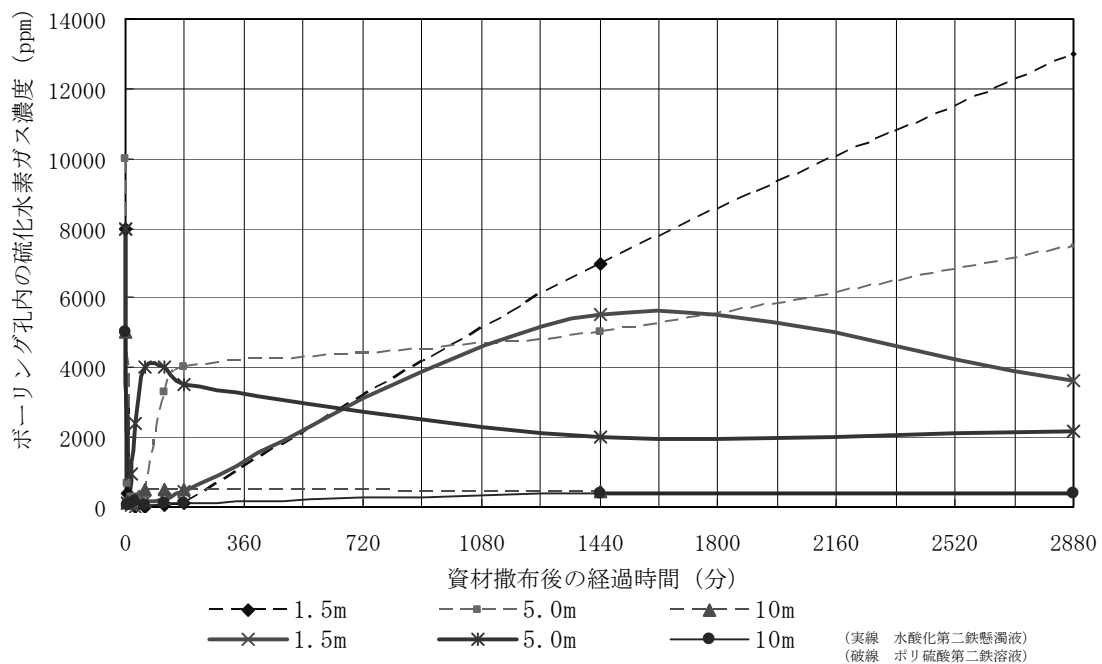


図 - 4.6 資材撒布による孔内硫化水素ガス濃度の変化

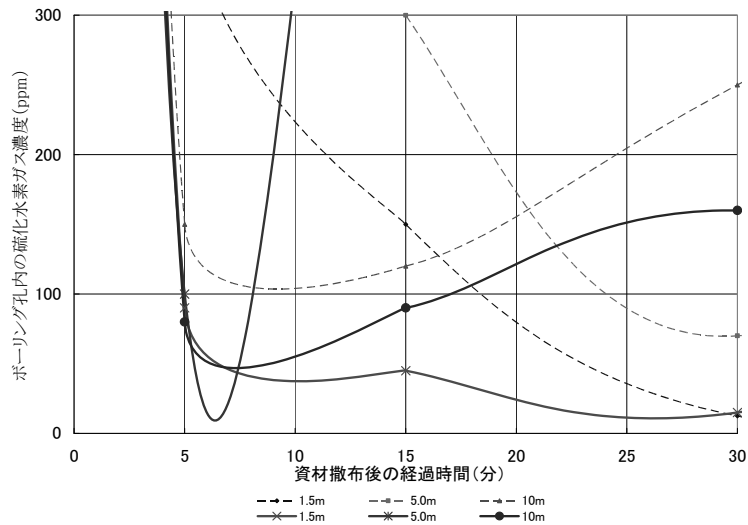


図 - 4.7 資材撒布直後の孔内硫化水素ガス濃度の変化

1) 1.5m孔

対象としたボーリング孔では、14,000ppmとなる高い濃度で硫化水素ガスが計測されていた。ボーリング孔内の硫化水素濃度の初期値が高かったことから、硫化水素発生源近くにボーリング孔が存在しているものと思われた。しかし、ボーリング孔の深度が1,5mと、管内の廃棄物表面積は最も小さいことから、高濃度硫化水素が比較的少量ずつ新規供給される状況が想定された。

今回の実験結果では、ポリ硫酸第二鉄溶液は添加後1時間程度まで継続的に反応し、その後周辺部からの硫化水素供給により1日かけて初期値の半分程度、2日後に初期値近くまで上昇したものと想定される。一方、水酸化第二鉄コロイド溶液は添加後30分程度まで初期反応し、その後ポリ硫酸第二鉄溶液と同様に1日かけて初期値の半分程度まで上昇するが、2日後には再度濃度が低減している。

これらより、ボーリング孔が比較的浅いことから、反応しなかった薬剤の下部浸透によるボーリング孔下部からの硫化水素供給の抑制効果が30分程度継続し、初期濃度の半分程度の3,600~5,500ppmで周辺硫化水素濃度と均衡したものと推定した。

2) 5m孔

対象としたボーリング孔では、事前の予備散布時点で孔内の硫化水素濃度の低減効果が弱かったことから、硫化水素発生源近くにボーリング孔が存在しており、ボーリング孔表面積も1.5m孔の3倍以上あることから、周辺からの硫化水素の供給能力も比較的大きいと想定した。

今回の実験結果では、ポリ硫酸第二鉄溶液では30分程度まで継続的に反応後、その後周辺部からの硫化水素供給により1日かけて初期値の半分程度、2日後には初期値の3/4程度

まで上昇したものと想定できる。一方、水酸化第二鉄コロイド溶液は添加後 5 分程度まで初期反応し、その後 1 時間後には初期値の半分程度まで上昇後、1 日・2 日後には初期値の 1/4 程度まで再度低減している。反応しなかった薬剤の下部浸透を 1) と同様に 30 分程度とすると、ボーリング孔下部からの硫化水素抑制効果と並行して、急激な初期濃度低減によるボーリング孔周辺からの濃度平衡作用により、一時的にボーリング孔内に周辺廃棄物中の高濃度硫化水素ガスが供給され検出されたことが想定できる。このことは、1 日～2 日後に硫化水素濃度が 2,000～2,200ppm で濃度平衡していることから一時的なものと思われる、周辺からの硫化水素供給能自体は 1.5m 孔周辺部よりも小さいと考えられた。

3) 10m 孔での比較

対象としたボーリング孔では、事前の予備散布時点でボーリング孔内硫化水素濃度の硫化水素濃度の初期値が低かったことから、硫化水素発生源から比較的離れた位置にボーリング孔が存在しているものと推定した。ボーリング孔表面積が 1.5m 孔の 6 倍以上あるため、周辺からの硫化水素の供給能力は最も大きいものと考えられた。供給される硫化水素濃度は発生源からの距離により比較的低濃度であると想定した。

今回の実験結果では、ポリ硫酸第二鉄溶液では 15 分程度まで継続的に反応後、その後周辺からの硫化水素供給により 1 日かけて初期値の 1/10 程度まで回復したものと考えた。一方、水酸化第二鉄コロイド溶液は添加後 3 時間程度まで初期反応し、その後 1 日・2 日後にはポリ硫酸第二鉄溶液と同様に初期値の 1/10 程度まで回復している。

10m ボーリング孔内ガス濃度の再上昇が緩やかであることの要因としては、発生源からの距離が遠く、孔内体積に対してガス供給量が少ないことが考えられる。このため、溶存硫化水素を含むガス発生廃棄物と薬剤の反応というよりは、孔内ガスと散布薬剤の反応による濃度低減効果が現れているものと推察された。なお、硫化水素ガスと水酸化第二鉄剤との反応については、室内で実施した反応機構の確認に関する一連の実験においても、速やかな反応であることが確認されている。

以上の結果について、試験を行った 3 本のボーリング孔では、硫化水素濃度変化の傾向に差がみられた。5m のボーリング孔では、水酸化第二鉄懸濁液撒布により低下した硫化水素濃度が短時間で増加（回復）し、15 分で 1,000ppm 近くまで上昇し、30 分で 2,000ppm 以上となった。10m のボーリング孔では、長時間経過後も硫化水素の大幅な増加（回復）は認められず、24 時間経過後も 500ppm 程度であった。ちなみに、ポリ硫酸第二鉄溶液撒布では、撒布後 15～30 分程度で硫化水素濃度が減少した後、いずれのボーリング孔においても 2 時間以内に増加傾向に転じている。なお、ボーリング孔ごとの差異については、周辺廃棄物の状況などの違いもあり一概に評価できない面もあるが、硫化水素濃度の再上昇に要する時間がボーリング孔の深さ（井戸孔内表面積）に比例傾向にあることから、ボーリング孔周辺からの新規硫化水素ガス供給能力に影響を受けているものと推測できる。

なお、薬剤添加後 5 分後の硫化水素濃度は、1.5m、5m、10mボーリング孔ともにポリ硫酸第二鉄溶液添加時の硫化水素濃度を大きく下回っていることから、水酸化第二鉄コロイド溶液がポリ硫酸第二鉄と同等以上の硫化水素ガス固定能力を持っていることが分かった。なお、現地の反応後の廃棄物の一部が黒色変化していたことから、室内試験で実施・確認した、水酸化第二鉄剤が速やかに硫化水素ガスを固定し黒色の硫化鉄沈殿を生成するという結果と整合していた。

また、48 時間後の硫化水素濃度を見た場合、ポリ硫酸第二鉄溶液では初期値程度まで再上昇しているのに対して、水酸化第二鉄コロイド溶液では初期値の半分以下の数値に抑制されていた。これらより、水酸化第二鉄コロイド溶液はボーリング孔周辺から供給される硫化水素ガスを固定すると共に、ボーリング孔周辺廃棄物中へと浸透した薬液の溶存硫化水素の固定（硫化水素ガス発生抑制能力）により、周辺部からの硫化水素供給自体を抑制する能力がより高いことが推定できた。

4.6 経済性評価

4.6.1 水酸化第二鉄コロイド溶液必要量の試算と経済性評価

今回、事前に検討されていた同集積場所全体への薬剤散布コストについて、ポリ硫酸第二鉄の使用により、Fe 濃度 11%のポリ硫酸第二鉄溶液で 14.8 t とされていた。同検討における鉄分量については、次の通りとなる。

$$14.8 \text{ t} \times 0.11 = 1.628 \text{ t}$$

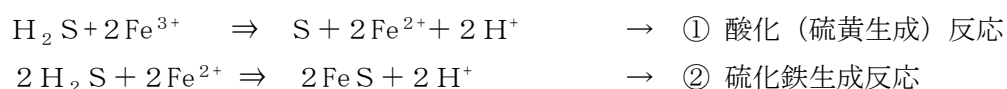
ここで、ポリ硫酸第二鉄溶液の使用量は廃棄物中の他の化学物質と反応（①の酸化反応が廃棄物中の酸化力消費物質により消費）したり、硫化水素ガスと接触しないで廃棄物表面に付着するという理由により、ここで実際の薬剤使用に対する安全率については、下水道関係資料の経験的係数である 4~6 を参考に、安全率を 5 と設定されていた。

このため、鉄量としては、下記の通りとなる。

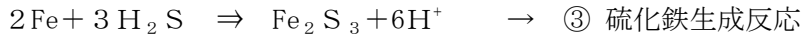
$$1.628 \text{ t} \div 5 = 0.3256 \text{ t}$$

これと同等量の鉄量を含む水酸化第二鉄コロイド溶液（鉄濃度 8%）は、次の通りとなる。

まず、ポリ硫酸第二鉄溶液では理論上、以下の 2 段階の反応をとることから、硫化水素：鉄イオン=3：2（モル比）の反応をすることとなる。



これに対して、水酸化第二鉄コロイド溶液では次の反応で終始することから、硫化水素：鉄イオン=3：2（モル比）の反応となる。



モル比はポリ硫酸第二鉄溶液と同様であるが、③は①のような酸化反応を含まないため、硫化水素以外の酸化力消費物質の影響を受けず、理論値と実際の処理能力が同等となることが期待できる。このことは、水酸化第二鉄溶液の硫化水素ガス通ガス試験において硫化水素と接触した鉄分が速やかに硫化鉄を生成（黒色変化）することにより確認している。

このため、水酸化第二鉄コロイド溶液での安全率は硫化水素ガスと接触しないで廃棄物表面に付着する可能性のみを考慮して、安全率 1.5 と設定した。

以上より、当該集積場所の処理における水酸化第二鉄コロイド溶液（8%）の設計量は次の通りとなる。

$$0.3256 \div 0.08 \times 1.5 = 6.105 \text{ t}$$

その際の薬剤コストについては、ポリ硫酸第二鉄溶液 25 kg 入りの箱容器の市場単価を 3,650 円/箱とすると

$$14.8 \text{ t} \div 0.025 = 592 \text{ 箱} \quad 592 \text{ 箱} \times 3,650 \text{ 円/箱} = 2,160,800 \text{ 円}$$

一方、水酸化第二鉄コロイド溶液の、納入単価は 320,000 円/t となるため

$$6.105 \text{ t} \times 320,000 \text{ 円/t} = 1,953,600 \text{ 円}$$

以上から、価格的に水酸化第二鉄コロイド溶液は経済性に優れると評価する。

4.6.2 通気による改善対策と対策資材使用による経済性の比較評価

ここでは、硫化水素発生に対する埋め立て廃棄物の改善策としての通気対策と、硫化水素発生後の薬液資材使用による処理対策の経済性を比較する。比較にあたっては、通気改善策については、第2章の研究で判明した通気量を維持管理において常時実施した場合の設備費用およびランニング費用の合計と、硫化水素発生後に薬液資材を使用した対策費用について比較を行うこととした。なお、通気による改善費用と薬剤による対策費用の単純比較とするため、実際の対策実施サイトの特性等を踏まえた設備費や工事費などは除外することとした。このため、通気の維持管理に必要となる廃棄物層内への通気管等設備は、事前に設置してあるガス抜き管等を活用できるものとしてここでの費用算定には加えない。また、薬剤散布に掛かる費用や散布に際して採用するだろう注入等工事関連作業は見込まないものとした（表-4.7）。

検討対象条件として、前節で検討した廃棄物集積場所（廃棄物量 45,800 m³）のうち、硫化水素処理対策とした廃棄物量 28,200 m³に対する比較とし、現地の構造としては管理型処分場と同様の浸出水排水管などの設備があるものとして、通気にあたってそれら設備利用

が可能なものとした。なお、通気による改善対策については、最終処分場における安定化に至る維持管理期間等を踏まえ、通気実施期間を10年と想定した。

表-4.7 経済性比較検討で考慮した費用項目

項目		費用項目		備考
		設備・資材費用	管理費用	
A	通気による改善対策	通気設備費（送風機）	電気費用	
B	薬剤使用による処理対策	薬剤費	—	

1) ケースAにおける費用算定

対象とする廃棄物に対して、浸出水排水管等の設備利用による通気が行えるものとする。通気量として、第2章で求めた廃棄物単位容積当たり換算0.5L/min/m³の通気で硫化水素発生抑制が可能であるとする。そこで28,200 m³の埋め立て廃棄物について、送風量を想定すると以下の通りとなる。

$$28,200 \text{ m}^3 \times 0.5 \text{ L/min/m}^3 = 141 \text{ m}^3/\text{min}$$

ここで、仮に埋め立て高さ10mとすると対象面積で2,820 m²となる。第2章のフィールド実験で対象とした管理型最終処分場の例によれば、浸出水排水管およびガス抜き管の設置された処分場で、それら施設が負担する廃棄物の区画面積単位としてはおよそ2,000 m²である。ここで今回対象として算出した想定面積2,820 m²に対しては、浸出水排水管の連結状態や、端部の開放状況などの条件にもよるが、2系統以上の通気・送風系統とすることが想定される。そこで、141 m³/minを2系統で配分して、1系統あたり約80 m³/minの送風能力の設備が必要になるものとする。

以上の条件より、同通気量を送風するために送風機として、以下の諸元の機器を計2台新たに設置し、送風を継続して行う（表-4.8）。

表-4.8 通気用送風機仕様（案）

項目	仕様	備考
ファンブローア	80 m ³ /min ノンサージャータイプ・ベルト駆動型 駆動電源 三相 0.75kw	工業用耐食仕様

上記仕様機器を既設管に接続し、送風を行う。当該設備用等について試算を以下に示す。

・設備関連費用（税込み）

ファンブローア（発動機込み）	400,000 円	× 2 台	= 800,000 円
ハウジング・接続費	300,000 円		
電源接続費	250,000 円		
諸経費	150,000 円		
計	1,500,000 円		①

・維持管理費用

$$\text{電気代} ※ 12 \text{ 円/kwh} \times 0.75 \text{ kw} \times 24 \text{ h} \times 365 \text{ 日} \times 10 \text{ 年} \approx 800,000 \text{ 円} \quad \textcircled{2}$$

※産業用電力相当単価を想定

$$\text{改善対策費用} = \textcircled{1} + \textcircled{2} = 2,300,000 \text{ 円}$$

2) ケース B における費用算定

前節において、薬剤使用による処理対策として水酸化第二鉄コロイド溶液を用いた場合、対象廃棄物に対して 6.105 t、納入単価は 320,000 円/t より下記の処理対策費用となる。

$$6.105 \text{ t} \times 320,000 \text{ 円/t} = 1,953,600 \text{ 円}$$

以上より、硫化水素発生に対する埋め立て廃棄物の改善策として新たな設備投資を伴う通気対策と、硫化水素発生後の薬液資材使用による処理対策を単純に比較した場合、その経済性に関して同程度であると評価する。

ただし、実際には廃棄物集積場所において硫化水素の発生個所や時期が特定できず、また、発生後の対策となった場合、薬剤散布方法や周辺環境保全・作業員保護対策等で過大な費用が別途発生する可能性が高いこと、そして硫化水素ガス発生によるリスク対策としては発生後の対処より予防対策としての通気による改善が望ましく、今回それら要因を考慮しない中で同程度の経済性であると評価したことから、事前の設備準備の有効性を認識できた。

【参考文献】

- 1) 坂本陵治：最終処分場における硫化水素ガス発生対策に関する研究，長崎県環境保健研究センター 53，2007
- 2) 成岡朋弘・小野雄策：廃棄物最終処分場における硫化水素対策 - 含鉄資材による硫化水素の発生抑制 - ，全国環境研会誌，VOL29，No24，2004
- 3) 宮城県村田町竹の内地区産業廃棄物最終処分場対策調査検討会：竹の内産業廃棄物最終処分場における硫化水素発生原因等調査報告書の概要，2005
- 4) 為，田一雄、内田正信、高野治、趙 銀娥、樋口壯太郎、花嶋正孝：ドライフオグ状オゾン水注入による最終処分場の早期安定化技術，第 20 回廃棄物資源循環学会研

究発表講演集, 2009

- 5) 柳田友隆、石橋稔：硫化水素ガスの発生を抑制する方法及び硫化水素ガス発生抑制剤
特許第 5775297 号, 平成 27 年 7 月 10 日
- 6) 石橋稔他：高濃度硫化水素対策における水酸化第二鉄懸濁液の適応性に関する検討,
佐藤工業技術研究所報, No. 37, 2012

第 5 章 結論

各章で得られた結果を総括すると次のとおりである。

第 1 章では、本研究の背景と目的について論じた。本研究の背景として、廃棄物集積場における硫化水素発生問題を概観したうえで、現在、廃石膏ボード管理型最終処分場に埋め立て処分される中、維持管理の不備等で硫化水素ガス発生する懸念があり、その対策が急務であることを指摘した。そのうえで、硫化水素発生原因を物質条件と環境条件に分類し、実現可能な対応として硫酸塩還元菌の生息環境条件への対策となる通気による嫌気的條件の改善と焼却飛灰による pH 改善が有効であることを述べ、本研究対象とした理由を示した。また、硫化水素発生抑制に対するそれら環境制御に加え、硫化水素ガス発生時の対策となる処理対策資材について、補助的に準備しておく必要性を述べ、本研究で対象に加えることを述べた。

第 2 章では、通気制御による硫化水素発生抑制の研究について論じた。通気による環境条件改善効果確認のため、バイアル瓶を用いた実験で硫化水素ガス発生抑制に必要となる単位通気量の確認を行った。同実験を通じ廃棄物単位容積当たりに換算すると 0.5L/min/m³の通気で硫化水素発生抑制が可能であることを明らかにした。また、ライシメーターを用いた実験で通気による廃石膏ボードの分解と塩類の洗い出しについて検証し、通気による有機物濃度の継続的な低下と、脱塩処理の疎外要因となる SO₄²⁻濃度の継続的なかつ安定的な溶出といった、通気における廃棄物の硫化水素の発生が収まる硫化物イオンの流出も安定する状態に向かう効果を確認した。

なお、室内実験では、通気条件に限定して硫化水素発生抑制効果の関連性を検討した。しかし実際の処分場においては通気条件に関連する行為として埋め立て管理等も重視しなければならない。例えば廃棄物の積増し・圧縮による廃棄物密度の変化や降雨による一時的な表面の被膜効果による通気悪化、汚泥等の堆積による不透水個所の発生など管理により通気阻害要因を誘発する可能性がある。また、有機物の増加や酸素の供給等好气的現象下での微生物活性が急速に嫌気条件を進展させてしてしまうなど、直接的な通気疎外以外にも嫌気条件再現についてはいくつもの要因が複雑に関係する。今後、硫化水素発生抑制に対してはそうした廃棄物の有する複雑性を踏まえたうえで、通気による改善効果を評価していくことが望まれる。

さらに、稼働中の管理型最終処分場のモニタリング測定により、降雨後の廃棄物の飽和嫌気化が準好気性埋立構造による廃棄物層からの浸出水排水による廃棄物層内環境改善によって硫化水素の発生が抑制されるといった現象を把握した。また、廃棄物層内の有機物の分解を含むガスの流れについて、ガス抜き管で排出ガス速度最大 0.78m/s のガス排出が生じていることを確認するとともに、ガス排出量が多くなるにつれ硫化水素発生濃度が低

下することを明らかにした、なお計測されたガス抜き管による静的なガスの排出量の単位廃棄物 1 m³あたりの通気量 0.462 L/min/m³だけでは、実際の処分場では廃棄物埋め立て状況のバラツキ等もあり、必ずしも硫化水素発生抑制に十分な量ではないことについて明らかにした。準好気性埋め立て構造のガス抜き管において管内ガス排出に対する静的な空気の流れは生じるものの、通気による硫化水素発生抑制効果を確保しようとした場合、通気を最大化させるための埋め立て方法や管理方法、さらには、埋め立て廃棄物層内への均等な通気確保が必要であることを論じた。

第 3 章では、pH 制御による硫化水素発生抑制の研究について論じた。硫酸塩還元菌の活性に影響を与える pH の改善に対して、最終処分場に実際に埋め立てられている廃棄物の有効活用を兼ねた高 pH である焼却灰を用いたバイアル瓶実験において、飛灰添加による pH 調整効果を確認するとともに、硫化水素ガスの発生抑制効果を明らかにした。

第 4 章では、廃棄物集積場所における硫化水素発生抑制資材の研究について論じた。廃棄物集積場所の特徴を踏まえたうえで、本研究で明らかとした通気及び pH による環境制御に関する補助手段として、水酸化第二鉄懸濁液を開発し、その効果を検証した。廃棄物埋め立て箇所の特徴として降雨等の影響を受け嫌氣的雰囲気再現されやすく、廃棄物の移動がないことから、酸化還元反応の一時的な反応処理ではない同資材の優位性を論じ、その反応機構を明らかにした。

第 5 章では、研究総括を行った。

ここで、本論文のおわりに、本研究における結果をもとに石膏ボードが埋立処分されている管理型最終処分場において硫化水素発生対策としての維持管理手法について論じる。

第 2 章の通気制御による硫化水素発生抑制の研究で、硫酸塩還元菌の生息環境条件である嫌気性の改善として通気が効果的であること、また、硫酸塩還元菌のもひとつの生息環境条件である pH の制御について効果的であることが分かった。そして、その定量的な評価として、表 - 5.1 に示す内容であった。

表 - 5.1 本研究における通気量及び pH に関する理論値のまとめ

項目	実験内容	説明	定量的値	備考
通気量	室内実験 (バイアル瓶実験)	硫化水素ガス発生抑制通気量	廃棄物単位容積当り換算通気量 0.532 L/m ³ in/m ³	硫化水素ガス発生なし
	管理型最終処分場ガス抜き管測定	パッシブなガスの排出量	廃棄物単位容積当り換算通気量 0.462 L/m ³ in/m ³	硫化水素ガス濃度 9.4ppm
	”	”	参考 同上 0.057 L/m ³ in/m ³	硫化水素ガス濃度 119.5ppm
	浸出水排水管から供給される空気流入量		参考 最大値 1.5 l/m ³ in/m ³	廃棄物の好気性埋立に関する研究 花嶋正孝,1985
pH	室内実験 (バイアル瓶実験)	硫化水素ガス発生抑制効果がみられた状態の浸出水 pH	pH 7.51	飛灰添加割合10% (飛灰添加量88g/充填廃棄物880g : 表-3.2、図-3.1 RUN 2)

これらの研究成果から、管理型最終処分場において硫化水素発生対策となる維持管理手法として、以下について考えた。

1つ目に、廃棄物層内の通気状態を確認することと、所定の通気量を確保することである。準好気性埋め堅構造によるガス抜き効果により、硫化水素発生抑制に一定の効果があり、静的な状態でガス排出量は、0.462 ～ (1.5) L/min/m³レベルにある（カッコ内は先行研究における参考測定数値）。ただし、同通気量では硫化水素は不快臭を感じるレベル（測定値 9.4ppm）の発生がみられるため、室内試験より確認した廃棄物単位容積当りの換算値で 0.5L/min/m³が均質に確保されるような廃棄物の埋立管理について考慮する必要がある。そのために、通気に関して準好気性埋め立て状態が維持されているか、ガス抜き管や廃棄物層の通気確認を行うことが考えられる。今回の研究で得られた数値レベルになるように、必要に応じて廃棄物層内に例えば新たなガス抜き管を追加したり、レキ状物による中間通気層的な埋め立ても考えられる。そして、通気管や浸出水排水管を利用したアクティブな通気処理を行うことも検討すべきである。

2つ目に、埋め立て方法として、飛灰などを積極的に活用することで廃棄物層全体の pH を改善し、浸出水で計測数値例 pH7.51 レベルの弱アルカリ性に改善することが効果的である。なお、飛灰の添加による硫化水素発生抑制は、あくまで局所的な硫化水素発生抑制効果を確認する手段として考える。また、飛灰に代わる水処理作業で発生する塩類雄等のアルカリ系廃棄物の活用について、事前に室内試験棟で重金属の流出など副次的な影響を確認する必要がある。

3つ目に、硫化水素がすでに発生している場合、廃棄物堆積場所といった特性を考慮したうえで、補助的な手段として硫化水素対策資材の準備をしておくことである。硫化水素ガスの発生濃度は、研究における測定でも最大で 119.5ppm を記録した。これは、日本産業衛生学会が示す作業環境中の許容濃度 10ppm をはるかに超え、眼・鼻・上気道に対する灼熱性疼痛を起こす危険性がある濃度である。測定場所が通気管内部であり、地上に出たところでは大気に拡散され希釈されることがあるにしても、くぼ地等ガス溜まりがあった場合、吸引・暴露のリスクがある。このため、可能な限り発生濃度を下げることの処理は事前に考えておかなければならない。そのためにも、硫化水素対策資材については維持管理上も重要な項目と考える。

本研究で、室内試験及び稼働中の管理型最終処分場での測定実験を通じて、理論的数値の検証を加えた。今後同様の研究を重ねることで、さらに研究精度が高まることを望むものである。

謝 辞

本論文は、福岡大学大学院工学研究科在籍中及び満期退学後に実施した研究をまとめたものである。本研究を遂行するに当たり、大学院在籍中から退学後においても終始ご指導、ご教授を賜った福岡大学大学院工学研究科樋口壯太郎教授に、衷心より厚く御礼申し上げます次第です。

また、本論文をまとめるにあたり、ご助言をいただいた加藤達也氏、為, 田一雄氏、硫化水素ガス発生抑制資材の共同発明者である柳田友隆氏、実験作業に大きな助力を頂いた徐子洋氏、巖厚亮氏に深く感謝の意を表します。福岡大学大学院工学研究科樋口研究室のみなさんには、大変お世話になりました。

そして、本論文で稼働中の最終処分場のフィールドをご提供頂きました北清えさし様、大学院での研究活動の機会を与えていただきました佐藤工業様(株)に厚くお礼申し上げます。

ここに、感謝の意を表します。