

平成 25 年度
環境研究総合推進費補助金 研究事業
総合研究報告書

東アジア標準化に向けた廃棄物・副産物の
環境安全品質管理手法の確立
(3K113004)

平成 26 年 3 月

(独) 国立環境研究所 肴 倉 宏 史

補助事業名	環境研究総合推進費補助金研究事業（平成 23 年度～平成 25 年度）
所 管	環境省
国庫補助金	70,306,000 円
研究課題名	東アジア標準化に向けた廃棄物・副産物の環境安全品質管理手法の確立
研究期間	平成 23 年 4 月 1 日～平成 26 年 3 月 31 日
研究代表者名	肴倉 宏史（(独)国立環境研究所）
研究分担者名	大迫 政浩（(独)国立環境研究所） 遠藤 和人（(独)国立環境研究所） 石森 洋行（立命館大学（H25.3 まで (独)国立環境研究所）） 佐藤 研一（福岡大学） 藤川 拓朗（福岡大学） 渡邊 信久（大阪工業大学） 水谷 聡（大阪市立大学）

目 次

総合研究報告書概要	1
1. 研究背景と目的	11
2. 環境安全品質管理手法の東アジア共通の枠組みの確立と標準化 肴倉 宏史、大迫 政浩（国立環境研究所）	12
3. 循環資材環境安全性評価シミュレーションモデルの構築に向けた、バッチ溶出試験と カラム試験の互換性に関する検討 石森 洋行（立命館大学）、遠藤 和人、肴倉 宏史（国立環境研究所）	40
4. 東アジア各国の気候・地盤パラメータ調査と解析 遠藤 和人、肴倉 宏史（国立環境研究所）、石森 洋行（立命館大学）	49
5. 乾湿サイクル法等の環境暴露試験法の開発 ～乾湿繰返し履歴を受けた石炭灰混合材料の 耐久性評価～ 藤川 拓朗、佐藤 研一（福岡大学）	57
6. 都市ごみ焼却残渣を主原料とする熱的処理による再資源化技術の開発 渡辺 信久（大阪工業大学）	78
7. 気相中 CO ₂ の吸収による都市ごみ焼却残渣の安定化 渡辺 信久（大阪工業大学）	81
8. 循環資源の性状のばらつきと評価手法に関する検討 水谷 聡（大阪市立大学）	96
9. 結論	111
10. 成果発表	112
11. 知的財産の取得状況	114
12. 研究概要図	115
13. 英文概要	116

研究課題名：東アジア標準化に向けた廃棄物・副産物の環境安全品質管理手法の確立

研究番号：3K113004

国庫補助金精算所要額：70,306,000 円

研究期間：平成 23 年 4 月 1 日～平成 26 年 3 月 31 日

研究代表者名：肴倉宏史（国立環境研究所）

研究分担者：大迫政浩（国立環境研究所）、遠藤和人（国立環境研究所）、
石森洋行（立命館大学）、佐藤研一（福岡大学）、藤川拓朗（福岡大学）、
渡邊信久（大阪工業大学）、水谷聡（大阪市立大学）

研究目的

鉄鋼業や電力業等から発生する鉄鋼スラグ・石炭灰等の産業副産物、廃コンクリート等の建設副産物、焼却灰や溶融スラグなど廃棄物処理残渣等の、「循環資材」の利用推進は、天然資源の消費抑制や最終処分量削減によって 3R の推進に貢献する一方、原料等に由来する有害物質の適切な管理が必要であり、合理的な着地点を見いだすことが、日本のみならず東アジア共通の課題となっている。

そこで、現在、日本で取り組み進められている循環資材のライフサイクルを通じた環境安全品質管理の枠組みと検査法を、東アジアで共有し共通化するとともに、環境安全品質基準設定のための試験評価法と環境影響解析手法を開発して各国地域に応じた循環資材を各国の気候・地盤条件で評価することを試み、さらに、安定で環境安全品質の高い循環資材の製造技術と循環資材の合理的な品質管理技術を確立することにより、東アジアでの合理的な循環資材の利用推進に貢献することを本研究の目的とする。

研究方法

サブテーマ 1 環境安全品質管理手法の東アジア共通の枠組みの確立と標準化

日本の循環資材に対して提案された環境安全品質管理の枠組みと品質検査手法を東アジア各国に提案し、この枠組の各国における適用可能性を検討する。このため、各国の廃棄物・副産物の発生と利用に関するフロー及び関連する法制度、管理の仕組み等の現状調査を行い、ワークショップを開催するなどして研究者ネットワークを構築し相互理解を図る。

サブテーマ 2 環境曝露試験等の試験評価法と環境影響解析モデルの開発

循環資材の長期的な安全性を評価するための試験評価法と環境影響解析モデルを開発し、東アジア各国・地域の気候（降水量、寒暖差、凍上など）・地盤パラメータ情報を収集整理し、環境影響シミュレーションを実施することにより、各々の利用条件ごとに要求される環境安全品質を明らかにする。試験評価法開発では、学協会等でも標準法の定められていない乾湿サイクル試験法等の環境曝露試験法の開発に取り組む。

サブテーマ 3 安定・安全な循環資材製造技術と品質管理技術の開発

循環資材の環境安全品質向上を目指して、品質性状にばらつきの大きい都市ごみ焼却灰を主な対象に、前処理技術改善による熔融スラグの品質安定化研究、及び、焼却灰のセメント原料化、エージングによる有効利用の研究に取り組む。さらに、より合理的な品質管理技術を確立するための品質管理技術を提示し、循環資材の製造技術と品質管理技術の高度化を図る。

結果と考察

サブテーマ1 環境安全品質管理手法の東アジア共通の枠組みの確立と標準化

日本における循環資材の発生・利用と環境安全品質管理の整理：既往の情報を元に、日本では、年間約3億トンの大量の循環資材が発生していること、一方、循環利用の推進によって廃棄物の最終処分量は劇的に減少していることを整理した。両者の量的なバランス（循環資材発生量約3億トンに対し、最終処分量19百万トン）から明らかなように、最終処分場には大量の循環資材を受け入れる余裕は皆無であり、循環利用をより安定で強固な仕組みとし運用していくことが必須である。このため、本研究では、日本で取り組みの進められている「循環資材に共通の環境安全品質管理手法の基本的考え方」¹⁾をアジアへ展開し、共通の土台の元に各国地域の状況に応じた環境安全品質管理手法を確立することを目指す。

アジア各国における循環資材の発生・利用状況調査：韓国、台湾、中国について、各種循環資材の発生状況について調査を実施した。調査対象は①鉄鋼業、②非鉄金属精錬業、③石炭火力発電所、④廃棄物焼却施設、⑤建設副産物、⑥セメント製造施設、⑦その他の主な副産物・廃棄物とし、調査報告書²⁻³⁾にとりまとめ、各施設の所在地や生産能力等を把握し、地図上に表示した。結果の例として、韓国では石炭灰は8百万トンの発生に対して利用は5百万トンにとどまっている（日本は10百万トンのほぼ全量を有効利用）。一方、発生量は近年急増しているため、有効利用推進が喫緊の課題となっている。主な利用先はセメント原材料である。都市ごみ焼却灰は約60万トンの発生、ブロック等へ5万トンの利用が確認された。廃コンクリートは日本では24百万トン程度の発生であり、韓国は42百万トンで非常に多いが、利用率も高い。台湾では廃棄物焼却施設が24施設確認され、焼却灰の発生量が増加傾向にある。中国は対象範囲が極めて広いため、統計情報の整備が課題となった。

循環資材の環境安全品質に関する各国専門家との意見・情報交換：韓国、中国、台湾、シンガポール、インドの廃棄物政策に直接的に貢献している研究機関または調査機関を訪問し、日本の循環資材利用の取組を紹介するとともに、各国の状況について情報交換を行い、東アジア共通の枠組みづくりへの土台作りを進めた。意見・情報交換を行った主な訪問機関を表-1に示す。紹介を行った日本の取組とは、コンクリート用または道路用の鉄鋼スラグ、非鉄スラグ、熔融スラグの日本工業規格（JIS）に共通の環境安全品質基準とその検査法を導入するための指針であり、循環資材の利用推進では環境安全品質管理が重要な課題であることは各国から十分な理解を得られた。現在、循環資材の環境安全品質基準に類する基準はアジア各国に無く、廃棄物処分基準または土壌環境基準を援用されていることが明らかとなった。

表-1 意見・情報交換を行った主な研究機関・調査機関

	機関名
韓 国	国立環境科学院 (NIER) 環境資源研究部
中 国	中国環境科学研究院 (GRAES) 固体廃棄物汚染制御技術研究所
台 湾	環境資源研究発展基金会 (IER)
シンガポール	環境庁 (NEA), Building & Construction Authority (BCA) 他
インド	National Environmental Engineering Research Institute 他

表-2 日本・韓国・中国・台湾の土壤環境基準の比較

Country Content	Standard	Japan			Korea						China						Taiwan	
		Environmental standards related to soil contamination			Warning level (mg/kg)			Action level (mg/kg)			Standards for Soil Environmental Quality of China (GB15618-1995) (mg/kg)						Soil pollution control standards (mg/kg)	Soil pollution monitoring standards (mg/kg)
		Basic Environment Law (mg/L)	Limit value stated in the Soil Contamination Countermeasure Act Content (mg/kg)	Limit value stated in the Soil Contamination Countermeasure Act Leaching (mg/L)	Area1 (agricultural land + academe etc)	Area2 (for est, amuseme nt park etc)	Area3 (parking+ rail+ factory etc)	Area1 (agricultural land+ academe etc)	Area2 (for est, amuseme nt park etc)	Area3 (parking+ rail+ factory etc)	First grade	Second grade			Third grade			
												pH<6.5	pH 6.5-7.5	pH>7.5		pH>6.5		
											natural background							
Cadmium		0.01 (For rice cultivation, under 1mg per 1kg of	150	0.01	4	10	60	12	30	180	0.2	0.3	0.3	0.6	1	20	10 (In case of plantation 2.5)	
Total cyanide		None			2	2	120	5	5	300								
Lead		0.01	150	0.01	200	400	700	600	1200	2100	35	250	300	350	500	2000	1000(In case of plantation 300)	
Hexavalent chromium		0.05	250	0.05	5	15	40	15	45	120	90	250	300	350	400	250	175	
Arsenic		0.01 (For agricultural land, 15mg per 1 kg of	150	0.01	25	50	200	450	1500	6000	15	30	25	20	30	60	30	
Total mercury		0.0005	15	0.0005	4	10	20	12	30	60	0.15	0.3	0.5	1	1.5	20	10(In case of plantation 2)	
Alkyl mercury		None																
PCB polychlorinated biphenyl		None			1	4	12	3	12	36								
Dichloromethane		0.02																
Carbon tetrachloride		0.002															5	
1,2-Dichloroethane		0.004															8	
1,1-Dichloroethene		0.02															7	
Cis-1, 2-dichloroethylene		0.04															50	
1,1,1-trichloroethane		1																
1,1,2-trichloroethane		0.006																
Trichloroethylene		0.03			8	8	40	24	24	120						60		
Tetrachloroethylene		0.01			4	4	25	12	12	75						10		
1,3-Dichloropropene		0.002																
Thiuram		0.006																
Simazine		0.003																
Thiobencarb		0.02																
Benzene		0.01			1	1	3	3	3	9	0.05	0.5			1	5		
Selenium		0.01	150	0.01														
Organic phosphorus		None			10	10	30	N/A	N/A	N/A								
Copper		For agricultural land, 125mg per 1kg of soil			150	500	2000	450	1500	6000	35	50	100	100	400	400	220(In case of plantation 120)	
Zinc					300	600	2000	900	1800	5000	100	200	250	300	500	2000	1000(In case of plantation 260)	
Chromium		None																
Phenol		None			4	4	20	10	10	50								
Fluorine		0.8	4000	0.8	400	400	800	800	800	2000								
Beryllium		None																
Nickel		None			100	200	500	300	600	1500	40	40	50	60	200	200	130	
Vanadium		None																
Boron		1	4000	1														
Dioxin		1000pg-TEQ/g																
Environmental standards only applicple outside of Japan																		
Toluene					20	20	60	60	60	180							500	
Ethyl benzene					50	50	340	150	150	1020							250	
Xylene					15	15	45	45	45	135							500	
TPH					500	800	2000	2000	2400	6000								
Benzo(a)pyrene					0.7	2	7	2	6	21								
DDT																		
dichloro-diphenyl-trichloro-ethane											0.05	0.5			1	3		
Chloroform																	100	
Dichlorobenzene																	100	
Dichlorobenzidine																	2	
Hexachlorobenzene																	500	
Pentachlorophenol																	200	
Petroleum hydrocarbon																	1000	
Trichlorophenol																	350	
Chloroethene																	10	
Aldrin																	0.04	
Chlordane																	0.5	
Dieldrin																	0.04	
Endrin																	20	
Heptachlorobipheny																	0.2	
Toxaphene																	0.6	
Endosulfan																	60	

1: Standard for land use in China First grade Soil environmental standard for natural protection in naturally protected area
 Second grade Soil environmental standard for agricultural production and for human health
 Third grade Soil environmental standard for forestry production and for plantation of plants

ワークショップの開催： 2012年10月25日から26日の2日間にわたって、International Workshop on "Utilization of Recycling Materials and Their Environmentally Sound Quality in Asian Countries"と題してワークショップを仙台市にて開催した。参加者は、韓国2名、台湾2名、インド2名、シンガポール1名を含む26名であった。各国より循環資材利用の取組と課題についてプレゼンテーションが行われ、熱心な討論が交わされた。第二日目の製錬会社等の見学会では、日本の環境技術、リサイクル技術について強い関心が寄せられ、現場対応者と活発な意見交換が行われた。ワークショップの議論より、循環資材利用に対する取組は各国の人口密集度、工業化の程度、国土の大きさなどが強く関係しており、特にシンガポールと台湾は喫緊の課題であることが明らかとなった。また、日本・韓国・中国・台湾の土壤環境

基準のとりまとめ結果（表-2）に基づき、各国の基準の考え方について議論し、循環資材利用においてはこれら各国の相違を認識しつつ、連携を強化して共通の考え方を提案することが重要であることが共有された。

韓国との共通試験の実施： 韓国国内で発生した循環資材（石炭灰）と、日本で発生した循環資材（スラグ類）を用いて、それぞれの国の環境安全品質試験を適用した。試験方法は、廃棄物の溶出試験として昭和 48 年環境庁告示第 13 号（WLT：日本と韓国と共通）、および、土壌の溶出試験として平成 3 年環境庁告示第 46 号（JSLT：日本のみ）を適用した。循環資材を単味で実施した場合、各国の廃棄物埋立基準に合格するものであっても、日本の土壌環境基準は合格できない場合がある。韓国は土壌の基準は含有量で整理されており、循環利用における基準の適用は今後整備が必要である。

サブテーマ 2 環境曝露試験等の試験評価法と環境影響解析モデルの開発

バッチ溶出試験とカラム試験の互換性に関する検討： スラグ等の循環資材の利用現場における化学物質の長期溶出挙動の評価とその予測方法に関する知見を得るために、図-1 のような循環型カラム溶出試験を新たに提案し、カラム試験における溶出挙動がバッチ試験とどのように異なるのかを調査した。通水条件では、シリアルバッチ溶出試験（溶媒を一度に全て入れ替える溶出試験）で実施した攪拌速度 30 rpm、120 rpm のときに発生した流体流速に合うように、カラム溶出試験（溶媒を連続的に流す溶出試験）では、そのカラム内径と通水流量を設定した。Case 1 では通水流速を 12.9 cm/s（200 rpm 攪拌に相当）に設定し、Case 2 では 9.0 cm/s（120 rpm 相当）、Case 4 では 2.0 cm/s（30 rpm 相当）とした。次に、循環資材利用現場の溶出量に及ぼすみず道の影響を評価するために、既知サイズの廃棄コンクリートを用いてバッチ溶出試験と下向流カラム溶出試験を行うことでその影響度を調べるとともに、溶出に寄与するみず道の影響を理論的に検証するための解析方法を X 線 CT 分析と数値解析を用いて提案した。

結果の例として、図-2 に循環型カラム溶出試験から得られた銅の溶出速度を示す。化学物質の溶出速度は時間とともに減少する傾向にあり、また、上向流カラム溶出試験における溶出特性は、その通水流量と等価な攪拌強度で実施したシリアルバッチ試験の結果とほぼ等しくなった。このことから、循環資材のカラム溶出試験や利用現場における溶出挙動は、通水流量とバッチ試験時の攪拌強度の違いを勘考すれば、シリアルバッチ試験から推測し得ると考えられた。

次に図-3 に粒径の異なる廃棄コンクリートを使用したバッチ溶出試験とカラム溶出試験の結果を示す。単位試料質量当たりの Na 溶出速度は、試料を水没させたバッチ試験と同程度の溶出速度がカラム溶出試験でも得られたことから、粒径 2 mm 以下試料の場合ではみず道の発生もしくはそれに追従する溶出量の抑制はほとんど現われなかったと考えてよい。一方で 100 mm 角の試料を用いた場合では、バッチ試験（飽和）よりもカラム溶出試験（不飽和）の方が溶出量は約 1/10 倍になっており、これはみず道の発生（不飽和条件）による溶出面積の減少が生じたためだと考えられる。

次に、溶出量低減に及ぼすみず道の影響を理論的に解明する手段を検討することを目的として、X 線 CT 分析を用いた試料中の間隙構造の可視化を試みた。図-4 は、得られた間隙構造を対象にその中を流れる流体の移動を計算した結果である。解析条件は、解析モデルの側方 4 面を不透水境界として、上部に水位 10 cm の圧力固定境界、下部に水位 0 cm の圧力固定境界を与えた。図は、間隙内流速が早い部分は通水溶液が選択的に流れることを意味している。間隙内流速が遅い部分は、その溶液は滞留するので、見かけ上溶出には寄与していないことになる。間隙内流速を高いエリアを溶出に寄与する有効間隙率としてみず道をパラメータ化した結果、図-4 に示す解析空間は間隙率 37.8% のうち、間隙内流速が最大値の 1/100 倍以上をもつ有効間隙率は 25.2% であった。本計算により、循環資材を埋め立てた現場やカラム溶出試験では、みず道により化学物質の溶出量が抑制されることが確認できた。本計算の特長はみず

道の存在を可視化・定量化できる点にある。今後は有効間隙率と溶出量の関係について解析を行うために、流体解析と移流分散解析を連成した検討や、みず道（有効間隙率）に及ぼす試料長さや通水速度の影響をみるためのパラメータスタディ等を行うことが必要である。

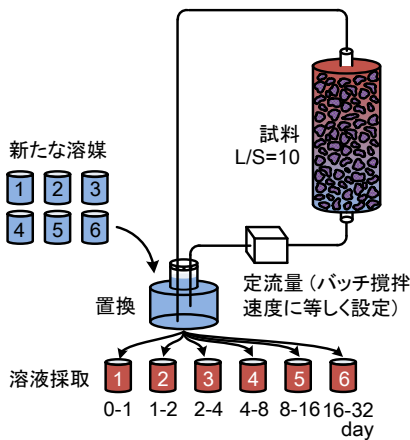


図-1 循環型カラム溶出試験の概念図

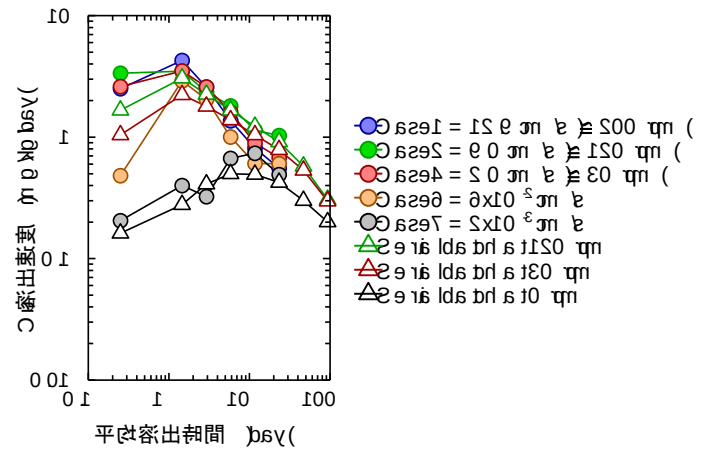


図-2 カラム試験とバッチ試験から得た Cu 溶出速度

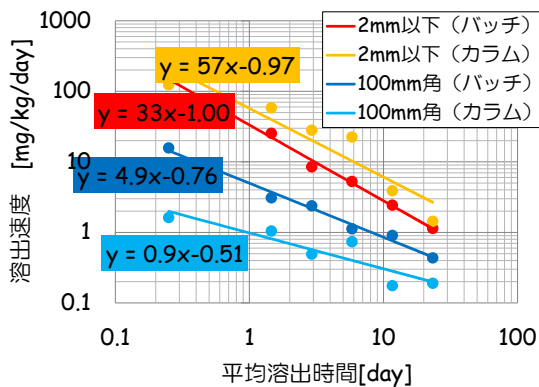


図-3 廃棄コンクリートからの Na 溶出速度

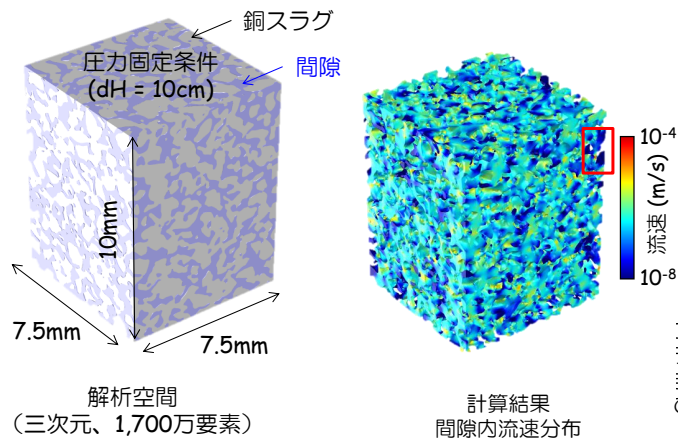


図-4 間隙構造を対象とした流体解析と得られた間隙内速度分布

東アジアの気候・地盤パラメータ調査と感度解析: 環境影響の数値シミュレーションによる評価では、各国・地域の地盤特性に依存する移流分散パラメータ、気候条件を考慮することが必要となる。また、新たな気候・地質条件の評価を行う際にも、既往のデータに基づいた影響評価をしておくことは極めて有効となる。そこで、中国、韓国、台湾の地質や気候条件のデータ収集を行うとともに、幾つかの組合せによる感度解析を実施し、各パラメータの影響を評価した (図-5)。また、韓国との共同研究として、石炭灰利用地盤の浸透流解析を行い、評価ポイントにおける汚染物質濃度変化を把握した。

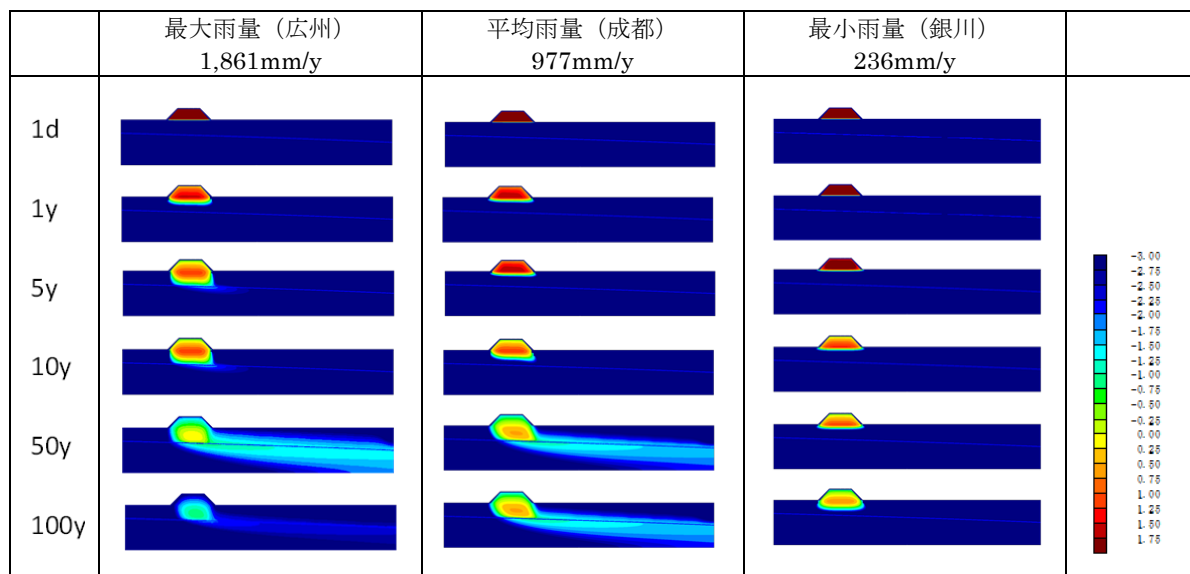


図-5 降雨量に着目した盛土からの移流分散解析結果

乾湿繰返し履歴を受けた石炭灰混合材料の耐久性評価： 循環資材の有効利用を進めていく上で重要なことは、品質の保証をはじめ、耐久性や安全性を担保することである。本研究は、乾湿繰返し試験を用いて石炭灰混合材料の耐久性評価手法を確立することを目的とし、①種々の乾湿繰返し履歴を受けた石炭灰混合材料の耐久性、②種々の環境劣化を受けた供試体の環境影響評価、③土壌内曝露環境下における石炭灰混合材料の力学特性について検討を行った。なお乾湿繰返し試験は、60℃・24 時間乾燥し 1 時間冷却後、蒸留水に 23 時間浸水する ASTM-4843 をベースとし、浸漬溶媒を変更した。

表-3 に劣化状態を把握するために用いた健全度評価基準を、表-4 に健全度評価結果を示す。Case1（蒸留水）及び Case2（酸性雨）においては、サイクルの経過にともない供試体中にクラックが発生し健全度ランクが低下するものの、15 サイクルを通して崩壊まで至ることはなかった。一方で、Case3（硫酸塩 1%）及び Case4（硫酸塩 5%）の硫酸塩溶媒に着目すると、硫酸塩濃度の増加に伴い劣化が進行し、Case4 においては写真からわかるように、大きな剥離による劣化がみられた。このことから、硫酸塩の存在は石炭灰混合材料の耐久性に影響を与える因子であると考えられる。

次に図-6 に強度比（0 サイクルにおける一軸圧縮強さで正規化したもの）とサイクルの関係を示す。石炭灰混合材料は、溶媒の種類によらずサイクル初期に強度増加を示し、7 サイクル付近から強度が低下した。サイクル初期の強度増加は、高温養生と水浸過程による水和の促進によるが、サイクル数の増加と並行して、Ca の溶脱等の劣化因子が強度増加因子を卓越した時点から一軸圧縮強度が低下したと考えられる。サイクル数と伸縮率の関係（図-7）を見ると、Case3 において強度低下域において膨張傾向が見られ、硫酸塩溶媒を用いたことによるエトリングタイトの析出による供試体の膨張は、強度低下及び劣化を引き起こしたのと考えられた。次にサイクル数と質量変化率（図-8）を見ると、Case2 及び Case3 は Case1 と比べて乾燥と湿潤における質量変化の差、すなわち水の出入りによるポーラス化の進行が大きい。またその傾向は Case3 において顕著で Ca 溶脱量も最大であった。以上から、石炭灰混合材料の劣化メカニズムは乾燥収縮や体積膨張、質量変化に伴うポーラス化や崩壊であると考えられた。

乾湿繰返し試験において、浸漬溶媒中の六価クロム、フッ素及びホウ素を測定した結果、六価クロムはいずれの条件においても定量下限値以下であり、フッ素は、供試体の表面および中心ともに、土壤環境基準値以下かつホウ素とよく似た溶出挙動を呈した。ホウ素（図-9、図-10）は、供試体表面部分と中心部分のホウ素溶出濃度を測定した結果、中心部分の方が表面部分と比べて全体的に溶出濃度が高いこ

とから、劣化の進行が表面から起きていると推察された。今回の一連の検討から、乾湿繰返しに伴う劣化の進行は、石炭灰混合材料の溶出特性に少なからず影響を及ぼすものの、そこから土壤環境基準を超過するような過度の溶出が起こる可能性は低いと考えられた。

365日目までの土壌内曝露試験（図-11）では、強度は殆ど横ばいであった。土壌内は常に湿潤状態にあり、伸縮率に示す通り収縮も膨張もしていないことから、乾燥収縮及び水和生成物の過剰な生成がなかったことが要因と考えられる。また、Caの含有量については、施工後91日以降365日にかけて低下が確認された。健全度ランクの低下はみられてないことから、これは、降雨による洗い出しやタンク内に降雨が溜まり供試体が水浸状態にあるときに濃度勾配が生じ溶出したと考えられる。供試体に劣化がみられないことから、Caの溶脱は降雨によるものと考えられる。今後もモニタリングを継続し、乾湿繰返し試験との相互関係から石炭灰混合材料の耐久性について把握を行っていく。

表-3 健全度評価基準

	クラック状況	欠落状況
A	外見上、ほとんど変化なし	
B	微細クラック、局部クラック発生	表面剥離が局部的に発生
C	明瞭なクラックが一部に発生	供試体の一部が僅かに欠落
D	明瞭なクラックが全体に発生	供試体より大きく欠落
E	供試体の一部または全体が崩落（～20%程度）	
F	供試体全体的に崩壊、崩落、供試体としての形は存在	
G	供試体全体が崩壊し、片々は塊状	
H	供試体全体が崩壊し、片々は細粒化～泥状化	

ここで、細粒化とは粒径2mm程度に細分化された状況を指す。

表-4 健全度評価結果

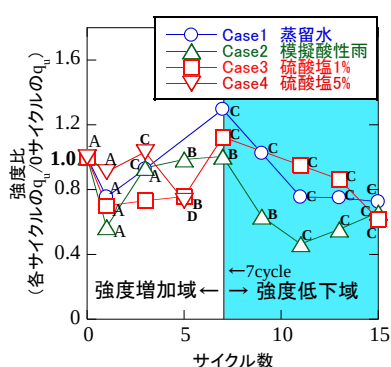
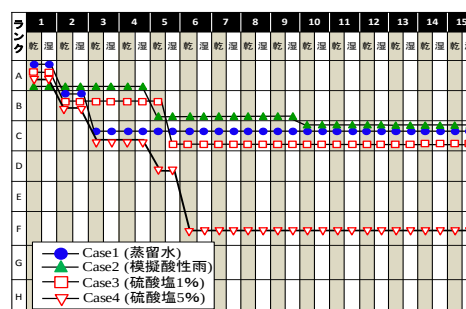


図-6 強度比とサイクル数

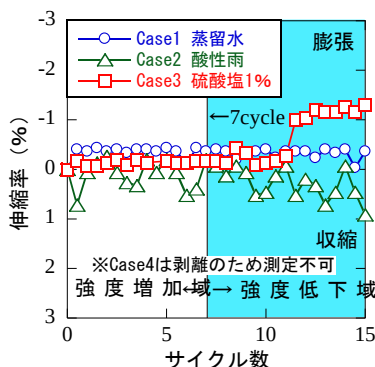


図-7 サイクル数と伸縮率

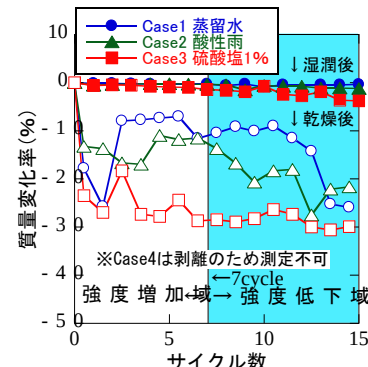


図-8 サイクル数と質量変化率

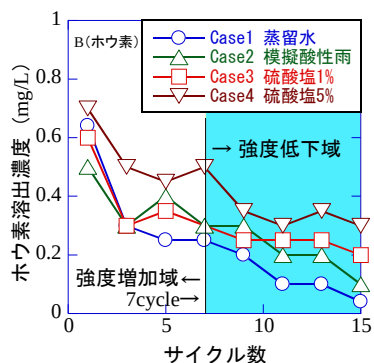


図-9 ホウ素溶出濃度変化とサイクル数（表面部）

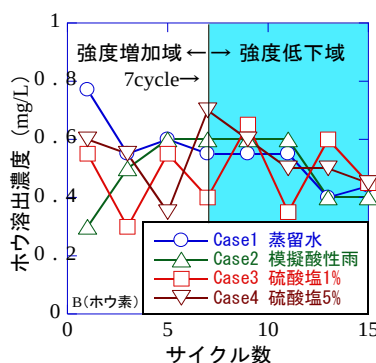


図-10 ホウ素溶出濃度とサイクル数（中心部）

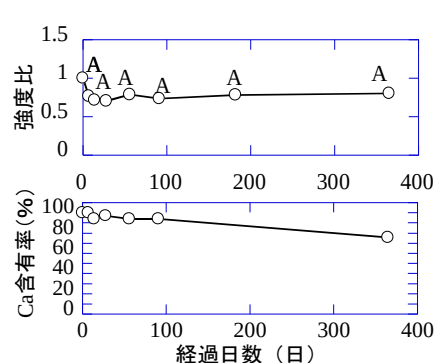


図-11 土壌内曝露試験から得られた石炭灰混合材料の諸特性（抜粋）

サブテーマ3 安定・安全な循環資材製造技術と品質管理技術の開発

焼却残渣を主原料とする熱的処理による再資源化技術の開発： これまでの国内ならびに海外調査から、有効利用において、有害物質を比較的多く含むため細心の注意を払わねばならない循環資材は、都市ごみ焼却残渣であり、高温での熔融やセメント化が有効と考えられる。熔融処理では塩分が揮発・付着し、長期的には装置の耐久性に悪影響を及ぼすことから、その熱的挙動を室内実験で明らかとするため、焼却灰および焼却飛灰を高温下で熔融させ、質量減少と、試料を精製水で洗浄した際の水溶液の電気伝導率で、塩分の挙動を観察した。また、焼却灰に CaO のみを補う方法でセメント化を試みた。

熔融実験の結果、1500 °C の熱処理で質量は初期の 50～60% になった(図-12)。質量減少の様子は種類によって異なり、石灰含有量が少ない飛灰では 1100～1200 °C の区間での質量減少が著しかった。電気伝導率の変化も質量減の変化と類似の結果であった。セメント化実験では、焼却主灰に CaO を添加した混合物からは、1300～1400 °C でもビーライトを観測することができず、1400 °C 以上の温度で、熔融・スラグ化が進行し、セメントの状態にできなかった。

気相中 CO₂ の吸収による焼却残渣の安定化： 焼却残渣の資源化方法の一つとして、空気中の CO₂ による風化(中性化・炭酸化)が有効と考えられている。そこで、二重境膜モデルから気候変動までのモデル式を参照しながら、実際の設計パラメータ(CO₂ 暴露濃度、面積、時間、切り返し回数など)を決定するための試験方法について検討を行った。

焼却灰を懸濁させた水(初期 pH は 12)が CO₂ を吸収する速度は、水溶液での結果とやや異なり、最も早い CO₂ 吸収を示した結果では、液相基準での総括物質移動係数(MTC_{L Overall}) = 2.18 m h⁻¹(大気 - 海間の CO₂ 輸送中央値の 20 倍)であったが、多くの場合、MTC_{L Overall} = 0.3～0.4 m h⁻¹(同 3～4 倍)であった。単に初期 pH だけではなく、未反応消石灰の影響や、吸収された CO₂ (aq) の解離以降の反応が律速になるなど、まだ、考慮すべき要因が複数あることがわかった。図-13 に、MTC_{L Overall} を一覧した。焼却飛灰を懸濁させた実験での MTC_{L Overall} は、懸濁液の初期 pH が 12.5 付近に集中していたにもかかわらず、幅広い値になった。

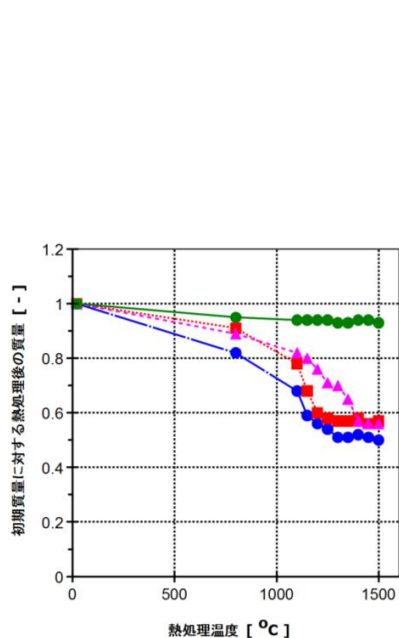


図-12 熱処理に伴う質量減少

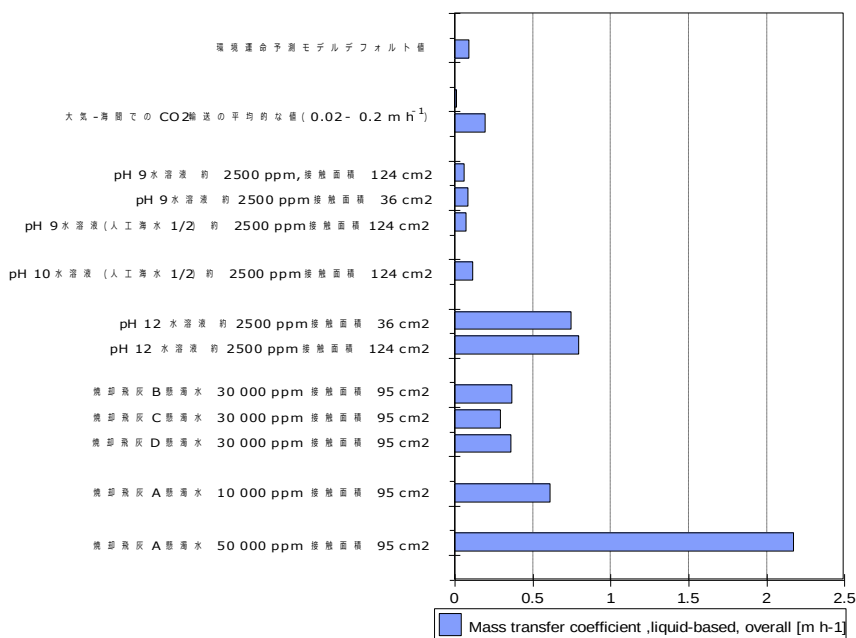


図-13 液相基準の総括物質移動係数

循環資源の性状のばらつきと評価手法に関する検討： ばらつきを有する循環資材の品質管理を合理的に行うためには、試料のサンプリング方法と評価手法が非常に重要である。そこで代表例として、製鋼スラグ中のフッ素に着目したサンプリング方法の検討と、コンクリート再生砕石中のクロムのばらつき調査を行った。

製鋼スラグ中のフッ素を題材としたサンプリング・試料調製方法の検討では、1000 トンを1ロットとして管理されているA製鉄所の製造ラインにて、ベルトコンベアから6分おきに各15kg程度の50インクリメントを採取しJIS K0058-2 含有量試験を行った。これら50個のインクリメントを、12分間隔(25個)、30分間隔(10個)、60分間隔(5個)、75分間隔(4個)、100分間隔(3個)、150分間隔(2個)のデータと見なし、各データのばらつきを見た結果を図-14に示す。データ系列により、平均値は大きくなることも小さくなることもあったが、5インクリメントまでであれば、そのばらつきの範囲は、全体の平均値 $\pm\sigma$ の範囲に収まったことから、この製鋼スラグに関しては、5回のサンプリングを行えば、かなり正確に平均値を推定できると思われた。

コンクリート再生砕石中のクロムのばらつき調査では、コンクリート再生砕石製造工場にて、製造日ごとに40日(約4ヶ月間)、製造された砕石のストックヤードから約15kg程度を採取した。路盤材に求められる粒度分布を参考に9.50~4.76mmと4.76~2.00mmを各25g、2.00mm以下50gを混合し、JIS K0058-1の5. 利用有姿による溶出量試験を行い、全クロムと六価クロムの溶出量を測定した。その結果、六価クロムの溶出量は0.01~0.04 mg/Lの範囲を示し、平均値は約0.02 mg/L、変動係数は26.5 %で、土壤環境基準値(0.05 mg/L)を超えることはなかった。砕石試料における2mm未満の画分の割合と六価クロムの溶出量との関係等を検討したが、明確な相関は見られなかった(図-15)。

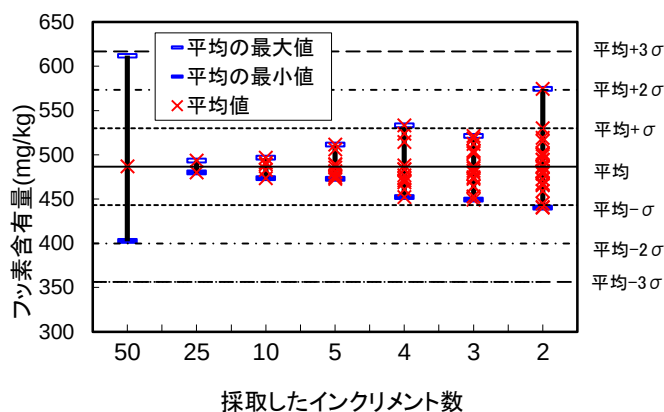


図-14 製鋼スラグのインクリメント数ごとのフッ素含有量のばらつき

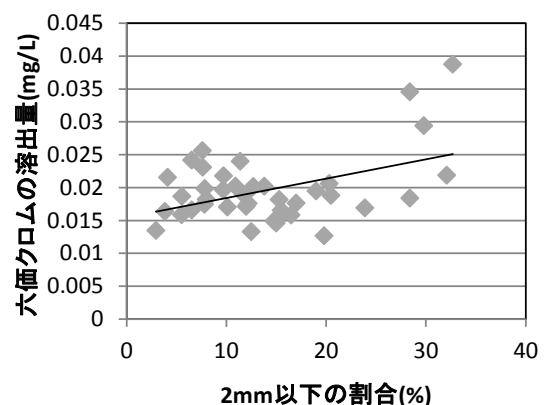


図-15 コンクリート再生砕石の2mm以下の割合と六価クロム溶出量の関係

環境政策への貢献

本研究は、日本のみならず、工業化の著しいアジア地域で発生する様々な循環資材の有効利用に際して、環境安全品質管理のための考え方をアジア各国で情報共有し、課題を明らかにすることにより、国際標準化に向けた礎とすることができた。また、そのための学術的基礎として、溶出試験の現象解明、数値モデル化のための情報収集と適用、環境劣化試験の開発を進めた。これらは、個別の試験項目として標準化が期待される。さらに、循環資材の信頼性確保のため、有害性を有する都市ごみ焼却残渣の環境安全品質を高めるための技術の開発を試み、また、ばらつきを有する循環資材の品質管理方法を検討した。これらによって、より合理的な循環資材の利用推進への貢献が期待できる。

研究成果の実現可能性

環境安全品質管理の重要性はアジア各国の関係機関に理解を得ることができ、特に韓国では共同研究が継続され、シンガポールでは焼却残渣利用基準検討に関与することになったことから、個別ではあるが、日本の考え方が今後も展開されることが約束されている。国際標準化の実現に向けては、中長期的なマンパワーの確保が必要と思われる。個々の試験法については、地盤工学会、廃棄物資源循環学会などで検討を進めており、2-3年以内に幾つかは学会基準として制定が期待できる。技術開発面では、都市ごみ焼却残渣の利用が日本、台湾、シンガポールなどで大きな課題と認識され、平成26年度から3カ年の環境研究推進費において、焼却主灰のエイジングによる土木資材化研究を実施予定であり、その実現を目指す。

結論

サブテーマ 1 環境安全品質管理手法の東アジア共通の枠組みの確立と標準化： 循環資材の環境安全管理方策について、韓国、台湾、シンガポール、インドを訪問し現状調査と意見交換を重ね、さらに、このテーマに関するワークショップを開催した。日本・韓国間で鉄鋼スラグと石炭灰へ溶出試験を適用し、得られたデータについて比較評価を行った。東アジアにおける循環資材の発生と利用について、現状調査を行った。以上をもとに、東アジア共通の環境安全品質評価手法、管理手法の標準化に向けた課題として、各国の環境基準と整合化させる仕組みを提示することが最重要であることを明らかにした。

サブテーマ 2 環境曝露試験等の試験評価法と環境影響解析モデルの開発： 循環型カラム溶出試験を新たに提案し、カラム試験における溶出挙動はシリアルバッチ試験より推測可能であることを示した。乾湿サイクル試験法の基準化に向けて、石炭灰混合材料を試料とし屋外曝露試験との比較を実施し、健全度による評価データを蓄積した。東アジア各地の気候や地盤パラメータを調査し、要因の違いによる環境影響範囲を評価することを可能とした。

サブテーマ 3 安定・安全な循環資材製造技術と品質管理技術の開発： 焼却残渣に注目し、熔融固化、セメント化における塩類挙動を検討した。また、安定化に影響の大きい二酸化炭素の水への吸収速度を求める手法を提示し、また、実験的に各種パラメータを求めた。循環資材の品質管理方法について、製鉄スラグとコンクリート再生砕石のばらつき評価を実施し、適切な試料採取頻度等を実データに基づき提示することができた。

引用文献

- 1) 日本工業標準調査会、スラグ類に化学物質評価方法を導入する指針について－総合報告書を策定－、
http://www.jisc.go.jp/newstopics/2012/201203slag_hokokusho.htm
- 2) 日本能率協会総合研究所（2012）韓国における副産物・廃棄物リサイクル実態調査業務報告書（環境研究総合推進費補助金 研究事業 受託業務）
- 3) 日本能率協会総合研究所（2013）日本、台湾、中国における副産物・廃棄物リサイクル実態調査業務報告書（環境研究総合推進費補助金 研究事業 受託業務）

1. 研究背景と目的

鉄鋼業や電力業等から発生する鉄鋼スラグ・石炭灰等の産業副産物、廃コンクリート等の建設副産物、焼却灰や溶融スラグなど廃棄物処理残渣等の「循環資材」の利用推進は、天然資源の消費抑制や最終処分量削減によって 3R の推進に貢献するものである。しかしながら、循環資材中には原料等に由来する有害物質を含む場合があるため、環境安全品質の適切な管理が必要な場合がある。そのため循環資材の利用推進と環境安全品質管理のバランスの取れた着地点を見いだすことは重要な課題であるが、この課題は日本に限定されたものではなく、工業化の進むアジアに共通のものとなっている。そこで本研究は、下記の各研究課題に取り組むことにより、東アジアでの循環資材の利用推進に貢献することを目的とする。

サブテーマ 1（2 章） 環境安全品質管理手法の東アジア共通の枠組みの確立と標準化

日本の循環資材に対して提案された環境安全品質管理の枠組みと品質検査手法をアジア各国に提案し、この枠組の各国における適用可能性を、アジアにおける循環資材の発生と利用や法制度等の現状調査とワークショップ開催、相互訪問等の情報交換や意見交換を通して明らかにし、標準化に向けた課題を整理する。

サブテーマ 2（3・4・5 章） 環境曝露試験等の試験評価法と環境影響解析モデルの開発

循環資材の長期的な安全性を評価するための試験評価法と環境影響解析モデルを開発し、東アジア各国・地域の気候・地盤パラメータ情報に基づき数値シミュレーションを行い、各利用条件ごとに要求される環境安全品質を明らかにする。また、乾湿サイクル試験法の基準化に向けて、石炭灰混合材料を試料とした検討を行う。

サブテーマ 3（6・7・8 章） 安定・安全な循環資材製造技術と品質管理技術の開発

循環資材の環境安全品質向上を目指して、都市ごみ焼却灰を題材に、溶融スラグ化における品質安定化、セメント原料化可能性、エージングによる有効利用に関する研究に取り組む。また、製鋼スラグとコンクリートがらを題材に、循環資材のより合理的な品質管理手法を提示する。

2. 環境安全品質管理手法の東アジア共通の枠組みの確立と標準化

国立環境研究所 肴倉 宏史、大迫 政浩

2.1 はじめに

循環資材^{*}には、鉄鋼業、非鉄金属製錬業、電気事業のそれぞれから発生する鉄鋼スラグ、非鉄スラグ、石炭灰などの産業副産物、廃コンクリートや廃アスファルトコンクリートなどの建設副産物、廃棄物焼却灰や溶融スラグなどの廃棄物熱処理残渣、などがある。これら循環資材の利用推進は、工業化の進むアジアで共通の課題となっている。すなわち、循環資材の利用推進は天然資源の消費抑制や最終処分量削減によって 3R に貢献するものであるが、原料等に由来する有害物質の適切な管理が必要な場合がある。そこで、利用推進と環境安全品質管理のバランスの取れた着地点を見いだすことが極めて重要な課題となっている。

そこで本章（本研究）は、日本で取り組みの進められている、循環資材の環境安全品質管理手法の基本的考え方¹⁾ をアジアへ展開し、基本的考え方という共通の土台の元に、各国地域の状況に即した環境安全品質管理手法を提示することを目指す。本章では、まず、環境安全品質の基本的考え方を示し（2-1 節）、次に、本検討の対象とした韓国、台湾、中国、インド、シンガポールの循環資材利用や規制の状況とワークショップ等の取組について記述する。さらに、主に建設副産物について、各国の循環利用推進制度の現状と課題について整理する。

2.2 日本における循環資材の発生・利用と環境安全品質管理

2.2.1 循環資材の発生と利用

図-2.1 に、わが国における循環資源フロー¹⁾を示す。廃棄物等の発生量 579 百万トンのうちの 34% (196 百万トン) を非金属鉱物系が占めている。非金属鉱物系は、産業廃棄物の分類では「がれき類」、「燃えがら」、「ガラスびん」などが属し、そのほとんどが建設資材として利用可能な「循環資材」である。非金属鉱物系の他には、バイオマス系 55%、金属系 8%、化石系 3%があるが、これらから物質やエネルギーを回収した後にも、焼却灰などの残渣が発生し、循環資材としての利用可能性が発生することになる。以上より、循環資材の課題解決は循環型社会実現の最も重要なカギの一つであることが理解できる。

次に表-2.1 と図-2.2 に、主な循環資材の発生量、および、廃棄物最終処分量の推移を示す。日本では、表-2.1 のように大量の循環資材が毎年発生している。その発生量は、多くは横ばいで推移している。一方、図-2.2 に示すように、循環利用の推進によって廃棄物の最終処分量は劇的に減少している。両者の量的なバランス（循環資材発生量約 3 億トンに対し、最終処分量 19 百万トン）から明らかなように、最終処分場には大量の循環資材を受け入れる余裕は皆無であり、循環利用をより安定で強固な仕組みとし運用していくことが必須である。

表-2.2 は、循環資材の発生分布特性から類型化を試みたものである。このように、循環資材は広域で不定期に発生するもの、集中的に大量に発生するもの、広域的に定常的に発生するものなどに分類す

^{*} 循環資源のうち建設資材として利用可能なもの。循環資源という用語は循環型社会形成推進基本法で定義されたもので、廃棄物等（無価値物である廃棄物及び使用済製品等や副産物等では価値のあるもの）のうち有用なものを指し、有価・無価という違いを越えて廃棄物等を一体的にとらえ、その発生抑制と循環的利用（再使用、再生利用、熱回収）を推進するために提案された¹⁾。

ることが可能である。循環資材の利用の仕組みは、材料としての品質や環境に対する安全品質に加えて、このような発生分布特性を踏まえた受給システムの組み立てが重要と考えられる。この指摘は、基本的に日本に限られたものではなく、東アジアさらには世界的にも意識すべきポイントであり、したがって、各国地域の発生特性の把握が重要である。

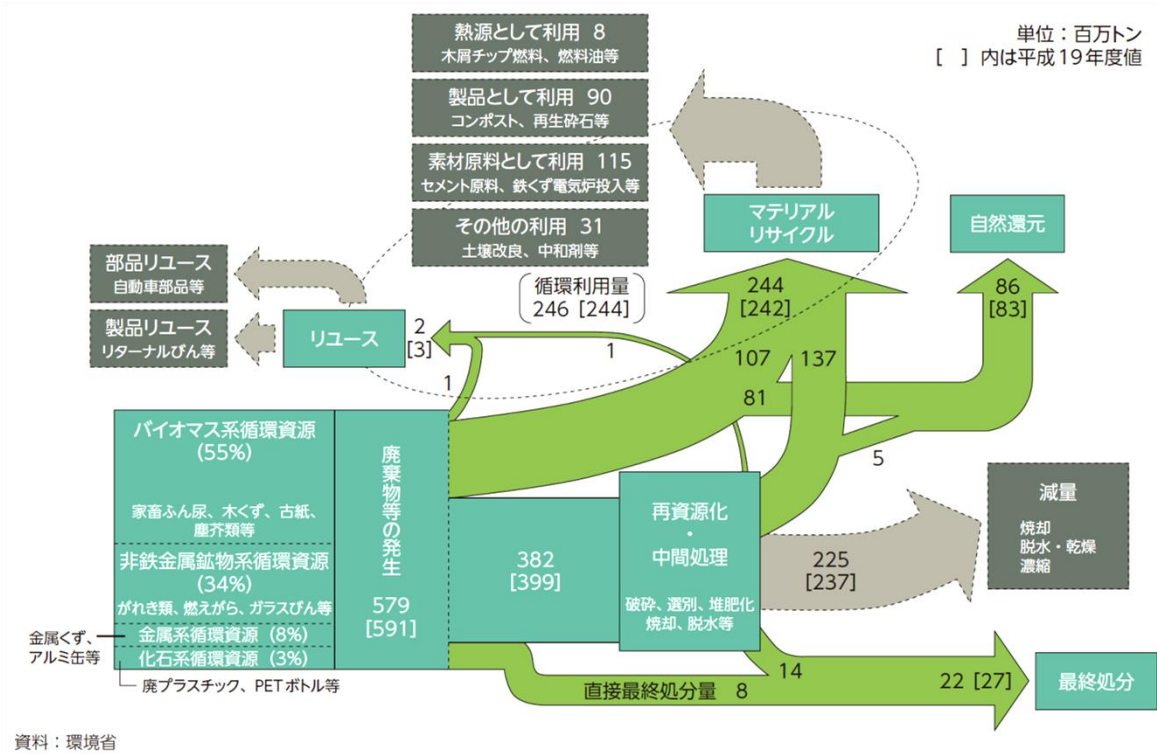


図-2.1 わが国における循環資源フロー (平成 20 年度) 1)

表-2.1 わが国の主な循環資材の発生量

副産物・廃棄物の種類		年間発生量
建設副産物・廃棄物	建設発生土 ^a	1.4 億 m ³
	コンクリート塊 ^a	3000 万トン
	アスファルトコンクリート塊 ^a	2000 万トン
	廃石膏ボード	120 万トン
	建設汚泥 ^e	750 万トン
鉄鋼スラグ ^b	高炉スラグ	2500 万トン
	製鋼スラグ (転炉)	1100 万トン
	製鋼スラグ (電気炉)	270 万トン
	銅スラグ	300 万トン
非鉄スラグ ^c	フェロニッケルスラグ	240 万トン
石炭灰 ^d		1100 万トン
下水汚泥中間処理残渣 ^f		260 万トン
一般廃棄物焼却灰 (熔融スラグを含む) ^g		450 万トン

a 平成 20 年度建設副産物実態調査 b 鉄鋼スラグ統計年報 (平成 22 年度実績) c 日本鉱業協会調べ (平成 21 年度実績)
d 石炭灰全国実態調査報告書 (平成 21 年度実績) e 石膏ボード工業会 (平成 24 年推計値) f 産業廃棄物排出・処理状況調査 (平成 21 年度実績、再生利用量 + 最終処分量) g 日本の廃棄物処理 平成 22 年度版 (再生利用量 + 埋立量)

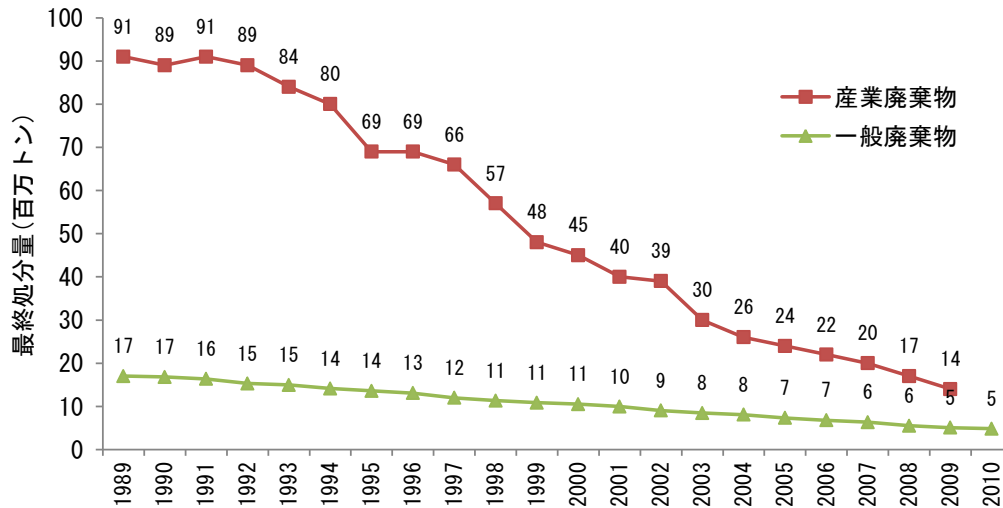


図-2.2 廃棄物最終処分量の推移 (環境省統計を元に作成)

表-2.2 循環資材の発生分布特性から見た類型

	例	空間分布	時間分布	利用特性
広域非定常型	建設副産物・廃棄物 (コンクリート塊 など)	全国の土木また は建築工事	工期中に限られ る	供給と需要のリアル タイムのマッチング が重要
大量集中定常型	産業副産物 (鉄鋼スラグ、石炭 灰など)	数施設、数十施 設などに限定さ れる	定常的に発生	定常的な大量利用に 適(例:セメント原材 料)
広域定常型	公共対応の廃棄物 (下水汚泥、一般廃 棄物焼却灰など)	百～千数百施設	定常的に発生	定常的な地産地消が 必要(例:道路用材)

2.2.2 環境安全品質の基本的考え方の提案内容

(1)「指針検討会報告書」について

本研究において各国へ提案する、循環資材の環境安全品質に関する基本的考え方は、下記の報告書(以下、「指針検討会報告書」という)に示されたものである。

「コンクリート用骨材又は道路用等のスラグ類に化学物質評価方法を導入する指針に関する検討会総合報告書」²⁾

参照先 URL: http://www.jisc.go.jp/newstopics/2012/201203slag_hokokusho.htm

この指針検討会報告書は、次の構成となっている。

第1章 はじめに

第2章 循環資材に共通の基本的考え方

第3章 コンクリート用スラグ骨材又は道路用スラグへの基本的考え方の適用

第4章 建設分野のあらゆる循環資材に共通の環境安全品質及びその検査方法の導入に向けて

付録 A1 建設分野の規格への環境側面の導入に関する指針

付録 A2 附属書 I コンクリート用スラグ骨材に環境安全品質及びその検査方法を導入するための指針（本文）

付録 A3 附属書 I コンクリート用スラグ骨材に環境安全品質及びその検査方法を導入するための指針（解説）

付録 A4 附属書 II 道路用スラグに環境安全品質及びその検査方法を導入するための指針（本文）

付録 A5 附属書 II 道路用スラグに環境安全品質及びその検査方法を導入するための指針（解説）

指針検討会の目的は、報告書タイトルのとおりであり、コンクリート用骨材又は道路用等の非鉄スラグ、鉄鋼スラグ、溶融スラグの日本工業規格（JIS）へ環境安全品質を導入するための指針を示すことであり、その成果物は付録として収録されている。指針検討会報告書の本文は、コンクリート用、道路用のスラグの指針に対する考え方（第3章）を示すだけでなく、他のあらゆる循環資材に共通の基本的考え方（第2章）を示している。第3章は、その考え方をスラグに適用する形式としている。さらに第4章では、建設分野のあらゆる循環資材に共通の環境安全品質及びその検査方法の導入に向けた提案がなされている。このようにコンクリート用、道路用のスラグにとどまらず広く提案を行うこととしたのは、環境安全品質の確保が循環資材利用の分野共通の課題であり、共通の考え方で臨むことが重要との認識に基づく。検討は2009年頃から行われ、本研究の研究者（大迫、肴倉）が当初より検討に参加し、それぞれ委員長ならびに指針取りまとめの中心的役割を担った。指針は2011年7月に公表され（付録 A2 および A5）、スラグ関係の JIS は2年以内に、この指針に基づき環境安全品質を導入する改正を実施することとなっている。総合報告書は2012年3月にとりまとめられ、工業標準調査会ホームページで公表された。

図-2.3 に示すように、この基本的考え方に基づき、石炭灰混合材料や非鉄スラグなどの港湾整備用資材など、様々な循環資材や用途へ、環境安全品質とその検査方法の導入が進みつつある。

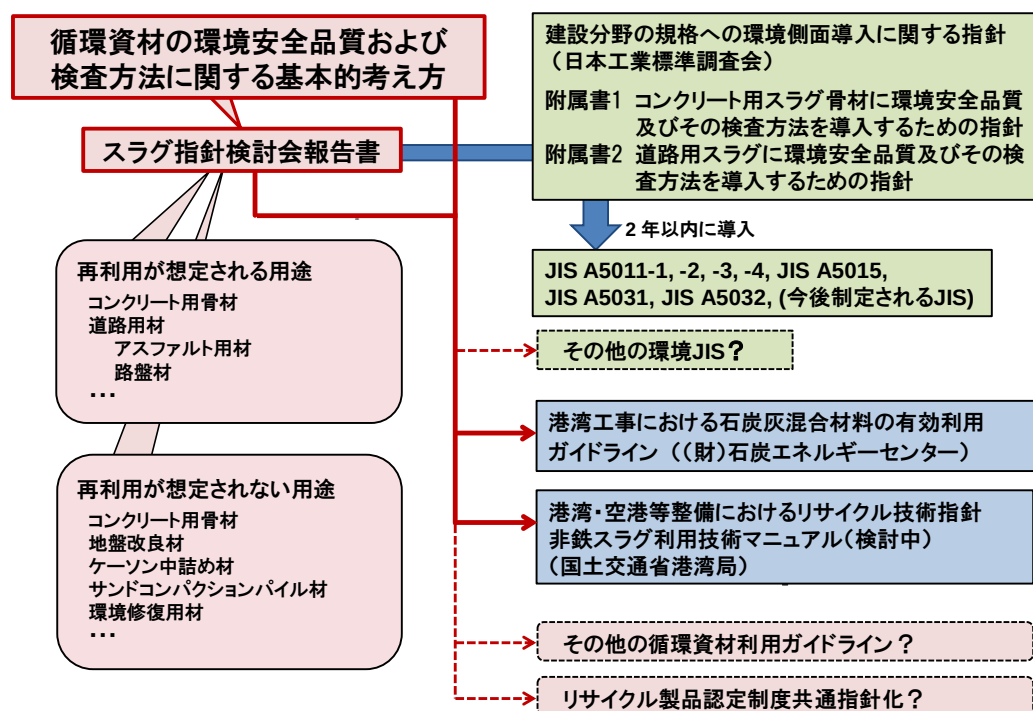


図-2.3 循環資材の環境安全品質導入に関する展開²⁾

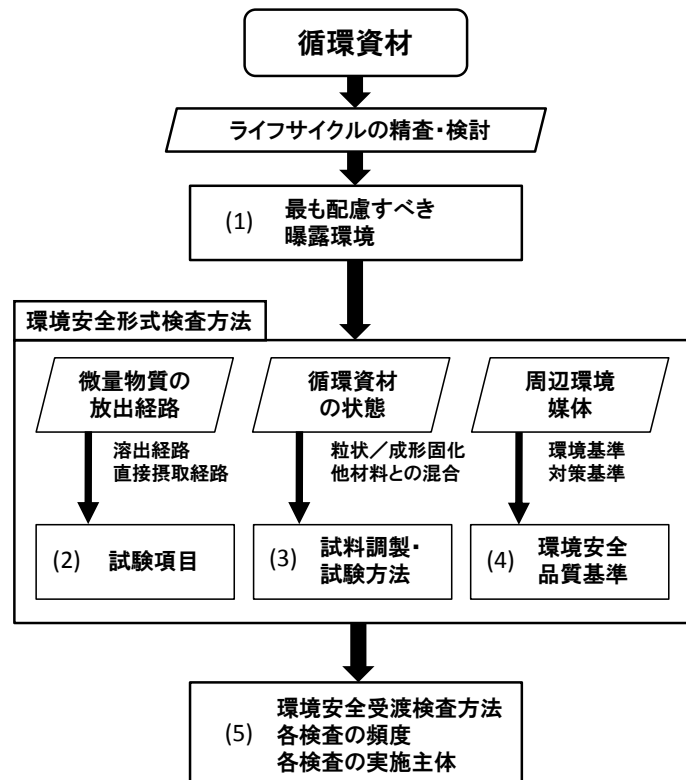
(2) 基本的考え方の内容

「指針検討会報告書」が提示する「循環資材の環境安全品質及び検査方法に関する基本的考え方」と、その設定のための手順の概要を、表-2.3 および図-2.4 にそれぞれ示す。

「基本的考え方」は、次のような議論を経て構築された。まず、循環資材の使用は一度のみとは限らず、再利用が想定される場合もある。例えば、コンクリート構造物の骨材に利用される場合は、数十年の構造物の使用後に解体され、路盤材などより環境影響の大きい場面で使用される場合がある。そこでライフサイクルを精査し、その中で最も環境影響の大きい場面（“最も配慮すべき曝露環境”という）を想定して環境安全品質の検査方法を決定することとされた。ここで再利用の想定されない大規模港湾構造物のような場合、最も配慮すべき曝露環境は、構造物としての使用時そのものが最も配慮すべき曝露環境となる。次に、その環境における微量有害物質放出の経路に基づき、溶出量試験や含有量試験の試験項目を決定する。さらに試験方法は、循環資材が他の材料と混合されたり成形固化されたりする場合は、それを模擬した調製を行い試験を適用することとされた。そして環境安全品質の基準値は、周辺環境の環境基準や対策基準を満足できるように設定することとされた。以上の一連の検査を「環境安全形式検査」と呼ぶが、環境安全形式検査は試料調製などに時間を多く費やすため、品質管理にはより迅速に実施可能な「環境安全受渡検査」を適用することとされた。より詳細は、指針検討会報告書²⁾を参照されたい。

表-2.3 循環資材の環境安全品質及び検査方法に関する基本的考え方²⁾

項 目		内 容
(1)	最も配慮すべき曝露環境に基づく評価	環境安全品質の評価は、対象とする循環資材の合理的に想定しうるライフサイクルの中で、環境安全性において最も配慮すべき曝露環境に基づいて行う。
(2)	放出経路に対応した試験項目	溶出量や含有量などの試験項目は、(1)の曝露環境における化学物質の放出経路に対応させる。
(3)	利用形態を模擬した試験方法	個々の試験は、試料調整を含め、(1)の曝露環境における利用形態を模擬した方法で行う。
(4)	環境基準等を遵守できる環境安全品質基準	環境安全品質の基準設定項目と基準値は、周辺環境の環境基準や対策基準等を満足できるように設定する。
(5)	環境安全品質を保証するための合理的な検査体系	試料採取から結果判定までの一連の検査は、環境安全品質基準への適合を確認するための「環境安全形式検査」と、環境安全品質を製造ロット単位で速やかに保証するための「環境安全受渡検査」とで構成し、それぞれ信頼できる主体が実施する。



図－2.4 循環資材に環境安全品質と検査方法を設定するための手順の概要²⁾

2.3 アジア各国における循環資材の発生・利用と環境安全品質管理

本研究で行った調査から、アジア各国の状況を以下に記す。なお、各国の参考文献については、各調査業務報告書³⁻⁶⁾を参照のこと。

2.3.1 韓国における副産物・廃棄物リサイクルの実態

(1) 指定副産物について (Designated By-Products)

韓国では、副産物は「省資源及びリサイクル促進法」(Promotion of Saving and Recycling of Resources) 第2条及び第25条で次のように定義されている。

- － 副産物：製造、処理、修繕、物品販売、エネルギー供給、土木建築工事の工程で付随的に生じるもの
- － 指定副産物：大統領令で指定された副産物で、全量または一部のリサイクルがその資源の有効活用のため特に必要なもの

指定副産物の政策の目的は次のようなものがあり、リサイクル率目標値は75%である。

- － 廃棄物リサイクルの促進
- － 製造業者に対しては、“リサイクル義務実効のための年間計画”および“リサイクル義務実効結果報告書”の環境大臣への提出

指定副産物には鉄鋼スラグ (Steel Slag) および石炭灰 (Coal Ash) の2種類のみが指定されている。

品目の追加（レアメタルを含むものなど）と関係する政策の追加は検討中である。

以下に述べるように、指定副産物のうち、鉄鋼スラグはリサイクル率が100%に近いが、石炭灰は64%にとどまっている（2009年）。そのため、特に石炭灰についてリサイクル率向上が模索されており、韓国国立環境科学院では次のような取組が進められている。

- 石炭灰の発生と処理方法の調査
- 韓国国内におけるリサイクル技術調査
- 用途に基づく環境規制の確立
 - 新たなリサイクル方法の評価と規制の確立
 - 既存のリサイクル用途に対する特定の規制の構築
- 石炭灰に関係する政策の修正と石炭灰リサイクル促進手法の構築

なお石炭灰のリサイクル率が低いのは、石炭灰のセメント原材料化について、石炭灰供給者（石炭火力発電会社）と石炭灰受入者（セメント製造会社）との間で、次のような相違があることが大きな要因となっている。

- 石炭灰供給者（石炭火力発電会社）：レディミクストコンクリート会社へ90%のフライアッシュの販売が好まれ、セメント原材料として無償提供は好まれない。輸送コストのため、セメント会社への提供は実効的ではない。ボトムアッシュ（クリンカアッシュ）は塩素含有量が高いためセメント製造へ適用できない。
- 石炭灰受入者（セメント製造会社）：国内の需要と供給のバランスがとれていないため、石炭灰の輸入が不可欠。国内の石炭灰（フライアッシュ）の供給が不十分なのは、火力発電側が販売利益を求めるため。ボトムアッシュ（クリンカアッシュ）の塩素除去と輸送費は火力発電側が担うべき。

結果としてセメント原材料として、主に日本から韓国へ石炭灰が輸入されている。

(2) 鉄鋼スラグの発生と利用

韓国の粗鋼・製鋼・高炉スラグ・転炉系製鋼スラグ・電炉系スラグの各生産実績（2004年～2010年）を、表-2.4に示す。なお、表-2.4～2.9ならびに図-2.5～2.8は、本研究の委託業務において、韓国の各会社や協会等のホームページ等を取りまとめたものである。個々のデータの出典は委託業務報告書³⁾を参照のこと。

高炉スラグ、製鋼スラグの用途別利用実績（2006年～2009年）は、次項の表-2.5のとおりであった。なお、高炉スラグ、製鋼スラグのリサイクル率は、ほぼ100%となっている。

表-2.4 粗鋼・製鋼・高炉スラグ・転炉系製鋼スラグ・電炉系製鋼スラグの各生産実績

(単位：千t)

対象項目		2001年	2002年	2003年	2004年	2005年	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年
Ⅰ. 粗鋼	粗鋼（転炉）	24,741	24,890	25,580	26,651	26,727	26,291	27,560	30,226	27,666	34,111
	粗鋼（電炉）	19,110	20,498	20,728	20,869	21,092	22,164	23,956	23,398	20,905	24,800
	粗鋼（合計）	43,852	45,389	46,309	47,520	47,820	48,455	51,517	53,624	48,572	58,912
製鋼		48,900	51,700	53,300	54,500	55,100	57,400	61,600	64,400	56,900	65,900
高炉スラグ			8,169	8,076	8,599	8,526	8,843	9,502	10,228	8,868	-
製鋼スラグ	製鋼スラグ（転炉系）		4,049	4,135	4,131	4,891	5,209	5,396	5,329	4,839	-
	製鋼スラグ（電炉系）		2,774	2,742	3,092	3,204	3,480	3,768	3,662	2,992	-
	製鋼スラグ（合計）		6,823	6,877	7,223	8,095	8,689	9,164	8,991	7,831	-
スラグ合計		Ⅲ. + Ⅳ. + Ⅴ.	15,992	14,953	15,822	16,621	17,533	18,666	19,219	16,699	-

表-2.5 用途別の利用実績

(単位: 千t, %)

区分	2006年				2007年				2008年				2009年			
	高炉スラグ		製鋼スラグ		高炉スラグ		製鋼スラグ		高炉スラグ		製鋼スラグ		高炉スラグ		製鋼スラグ	
	リサイクル量	リサイクル率	リサイクル量	リサイクル率	リサイクル量	リサイクル率	リサイクル量	リサイクル率	リサイクル量	リサイクル率	リサイクル量	リサイクル率	リサイクル量	リサイクル率	リサイクル量	リサイクル率
セメント原料	7,046	80	79	1	7,265	77	112	1	7,135	70	62	1	6,777	76	27	0
道路用骨材	1,216	14	3,150	35	1,530	16	3,303	36	2,579	25	2,491	28	1,558	18	2,122	27
盛土用骨材	14	0	3,947	43	166	2	3,418	38	73	1	4,256	47	24	0	3,366	43
珪酸質肥料	483	5	97	1	412	4	73	1	337	3	73	1	422	5	84	1
工程再使用	-	-	1,548	17	-	-	1,788	20	-	-	1,616	18	-	-	1,689	22
レンガ用骨材	-	-	55	1	-	-	56	1	-	-	21	0	-	-	16	0
基礎雑石用	-	-	195	2	-	-	239	3	-	-	329	4	-	-	212	3
その他	86	1	37	0	130	1	114	1	104	1	192	2	86	1	284	4
合計	8,843	100	9,107	100	9,502	100	9,104	100	10,228	100	9,040	100	8,868	100	7,800	100

(3) 非鉄スラグの発生と利用

韓国の各非鉄金属生産実績を次の表-2.6に示した。なお、スラグ発生量については、公表資料からデータを得ることができなかった。そこで、銅とニッケルについて、我が国の製錬量に対するスラグ発生量比率を活用して、スラグ発生量の推計を行った。その結果を表-2.7に示す。

表-2.6 非鉄金属生産実績

(単位: t)

対象項目	2000年	2001年	2002年	2003年	2004年	2005年	2006年	2007年	2008年
鉛	電気鉛	169,123	161,010	178,722	-	168,994	188,742	179,256	200,545
	再生鉛	50,000	50,000	50,000	-	55,780	55,800	61,500	70,000
	小計	219,123	211,010	228,722	-	224,774	244,542	240,756	270,545
銅	電気銅	470,956	476,094	494,561	-	492,054	518,357	559,117	585,933
	亜鉛塊	474,829	503,315	600,027	-	656,437	646,031	660,475	683,257
ニッケル	ニッケル塊	61,955	62,078	64,536	-	95,002	90,498	88,007	54,235
アルミニウム	アルミニウム板	332,888	333,428	403,036	-	567,408	604,032	596,515	593,180
	アルミニウム箔	102,343	96,307	110,807	-	128,450	120,998	110,291	105,642
合計		1,881,217	1,893,242	2,130,411	-	2,388,899	2,469,000	2,495,917	2,572,332

表-2.7 非鉄金属におけるスラグ発生量、用途別利用量の推計

(単位: t)

対象項目	精錬量に対する割合	2000年	2001年	2002年	2003年	2004年	2005年	2006年	2007年	2008年
鉛										
銅	51%	240,188	242,808	252,226	-	250,948	264,362	285,150	298,826	274,342
亜鉛										
ニッケル	3250%	2,013,538	2,017,535	2,097,420	-	3,087,565	2,941,185	2,860,228	1,762,638	1,557,888

…計算で求めた推計値

(4) 石炭灰の発生と利用

2006年～2009年の韓国の石炭灰発生量とリサイクル量（フライアッシュ・ボトムアッシュ別）、発生量からリサイクル量を引いたものを埋立量とした結果を表-2.8に示す。石炭灰のうちリサイクルされた量について、用途別利用実績（2009年）を図-2.5に示す。

表-2.8 韓国の石炭火力発電所の石炭灰発生量（1997年～2009年）

区分	1997年	1998年	1999年	2000年	2001年	2002年	2003年	2004年	2005年	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年
石炭灰発生量 (万t)														
Ⅰ.フライアッシュ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	476.1	490.3	619.0	684.3	682.0
Ⅱ.ボトムアッシュ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	111.9	111.1	141.9	151.0	158.6
合計	320	366	395	443	-	-	-	561.0	-	588.0	601.4	760.9	835.3	840.6
リサイクル量 (万t)														
Ⅰ.フライアッシュ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	353	390	472	465	-
Ⅱ.ボトムアッシュ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	36	29	30	71	-
合計	87	118	168	242	-	-	-	434	-	390	418	502	536	-
リサイクル率 (%)														
Ⅰ.フライアッシュ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	74.2%	79.5%	76.3%	67.9%	-
Ⅱ.ボトムアッシュ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	32.6%	25.7%	20.8%	47.1%	-
全体	27.2%	32.2%	42.5%	54.6%	-	-	-	77.4%	-	66.3%	69.6%	65.9%	64.1%	-
埋立て量(万t)	233	248	227	201	-	-	-	127	-	198	183	259	300	-
埋立て率(%)	72.8%	67.8%	57.5%	45.4%	-	-	-	22.6%	-	33.7%	30.4%	34.1%	35.9%	-

※1997年～2005年は書籍「電気年鑑」（大韓電気協会、2010年）参照
2006年～2010年は韓国国立環境科学院研究員 ジョンデワン氏提供データ参照

...計算で求めた値

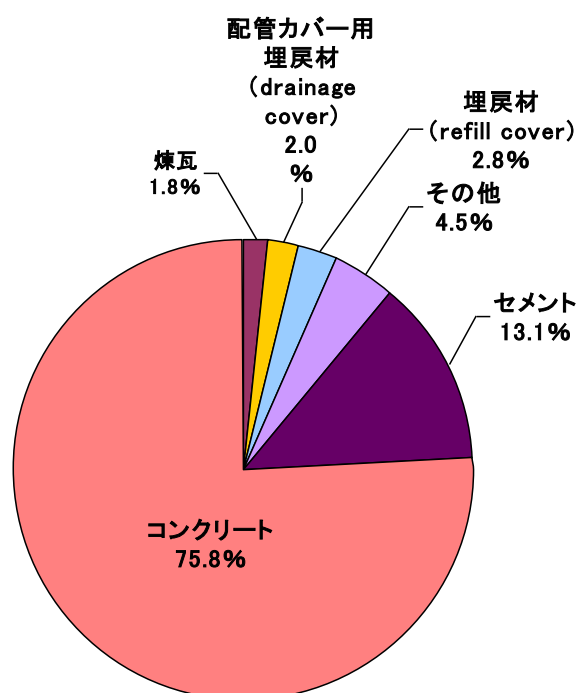


図-2.5 石炭灰・用途別利用実績（割合 2009年）

(5) 建設副産物・廃棄物の発生と利用

韓国では、廃棄物を家庭廃棄物、事業場排出施設系廃棄物、建設廃棄物に分類しており、全発生量約1.3億トンのうち、それぞれ14.2%、34.5%、51.2%を占める（2009年度）³⁾。このうち建設副産物・廃棄物の施策などについて、次のような取組がなされている。

(a) 定義（建設廃棄物リサイクル促進法第2条）

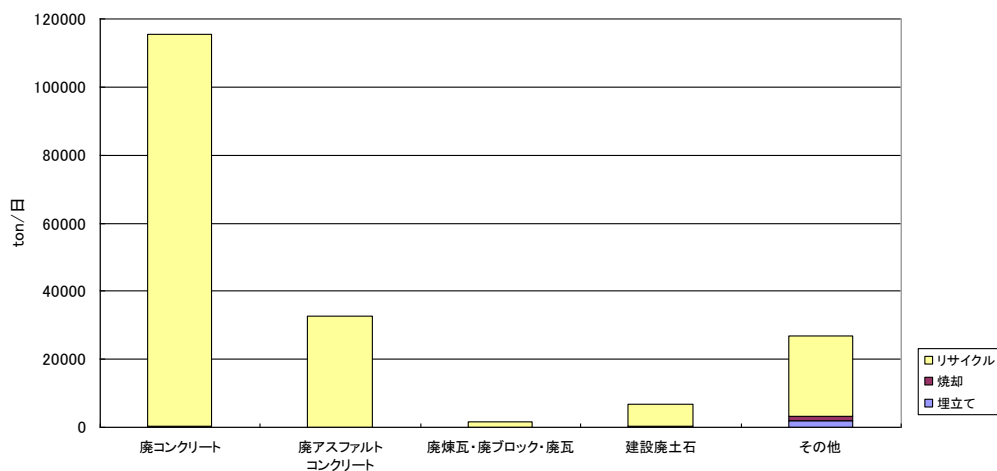
- 建設廃棄物：建設工事で発生した5トン以上の廃棄物
 - 建設廃棄物の分類については、本報告書付録を参照のこと
- リサイクル骨材：建設廃棄物を物理及び化学処理し、リサイクル骨材の品質基準（同法第35条）に適合したもの
- 建設廃土：建設工事や建設廃棄物の中間処理工程で発生したもので、土、砂、礫など。自然状態のものは除く。

(b) リサイクル制度

- 目的（省資源及びリサイクル促進法施行令第4条）

- リサイクル骨材の品質基準（建設廃棄物リサイクル促進法施行令第 35 条）
 - 14 種類の用途：コンクリート、アスファルトコンクリート、地盤改良材（Adding）、覆土材（Covering）など
- 品質認証（建設廃棄物リサイクル促進法施行令第 36 条）
- 有害性に関する規制
 - ガイドラインは未制定。
 - 地盤改良材と覆土材については、土壌汚染に係る基準を適用。

2009 年の主な建設副産物の発生量と処理の内訳結果について、図-2.6 および表-2.9 に示す。建設副産物の多くが、リサイクルされており、埋立処分される量は、1～2％程度となっている。



※その他に含まれる項目：建設汚泥、廃金属類、廃ガラス、廃タイル及び廃陶磁器、廃木材、廃合成樹脂、廃繊維、廃壁紙、廃ボード類、廃パネル、混合建設廃棄物

図-2.6 主な建設副産物の処理内訳

表-2.9 主な建設副産物の処理内訳

分類	処理現況	2009年																	
		総計	不燃性						可燃性					可燃性不燃性混合					
			建設・解体廃棄物 (건설폐기물/construction & demolition waste)						建設汚泥	廃金属類	廃ガラス	廃タイル及び 廃陶磁器	廃木材	廃合成樹脂	廃繊維	廃壁紙	廃ボード類	廃パネル	混合建設 廃棄物
発生量	183,350.8	115,423.8	32,612.6	949.9	690.5	39.3	6,778.7	794.7	1.8	5.9	10.1	1,124.6	900.8	40.2	27.0	261.2	1.6	23,623.3	64.8
埋立て	2,792.0	410.5	39.1	17.8	16.7	0.2	361.4	94.2	1.0	3.4	2.8	0.0	0.3	35.3	0.0	24.4	0.0	1,784.4	0.3
焼却	1,282.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	339.4	746.3	4.3	26.8	0.0	0.2	161.4	4.3
リサイクル	179,276.2	115,013.4	32,573.5	932.1	673.8	39.1	6,417.2	700.5	0.8	2.4	7.4	785.2	154.2	0.6	0.3	236.8	1.4	21,677.5	60.1

(c) 建設廃棄物リサイクルに関する計画

建設廃棄物の適切な処理システムを構築し、リサイクル骨材としてのリサイクル率を 15%から 30%へ高めることを目標としている。また、建設廃棄物処理基準の強化、有害または汚染のある建設廃棄物の処理施策の強化、廃木材リサイクルの拡大を目指している。

建設廃棄物の削減、リサイクル骨材としてのリサイクル率の向上、および、適切な処理により、自然環境への悪影響を防止し、骨材の需給を安定化し、埋立地の延命化を図る。以上により、年間 4430 億ウオンの効果を期待できる、としている。

(6) セメント製造施設の副産物・廃棄物リサイクル

韓国のセメント製造施設におけるセメント生産実績を図-2.7 に示した。また、セメント 1t 当たりの副産物・廃棄物の利用量を計算し、図-2.8 にグラフで示した。副産物・廃棄物利用割合は、年々増加し

ている。

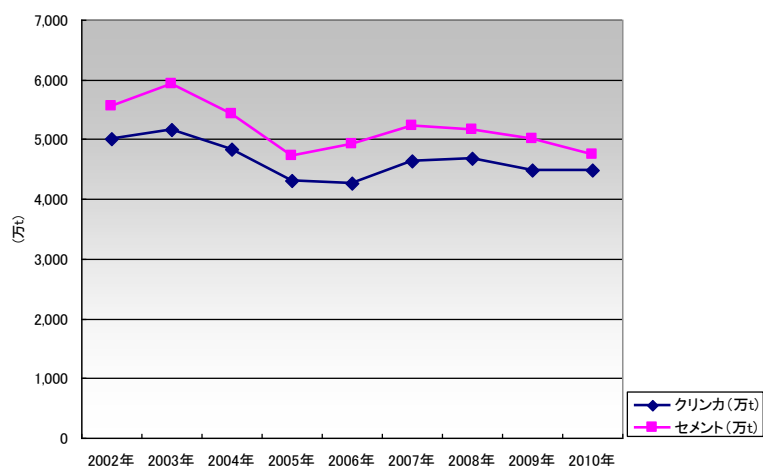


図-2.7 韓国におけるセメン等の生産実績（クリンカ・セメント別）

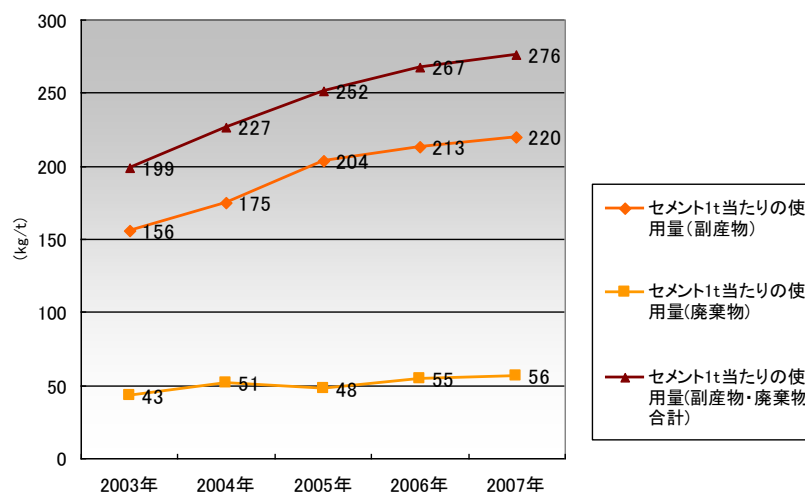


図-2.8 セメント 1t あたりの副産物・廃棄物利用量

(7) 環境基準および廃棄物埋立基準

上述のように、韓国では副産物や廃棄物の循環利用について積極的な取組がなされているが、個々の循環資材の環境安全品質の整備は今後の課題となっている。2.2 節で述べたように、環境安全品質は、循環資材の使用される周辺環境が環境基準や対策基準を満足できるように設定することが適切と考えられる。

韓国における環境基準（水質、地下水、土壌）および廃棄物処分基準は、次のように整理される。なお、出典はいずれも韓国国立環境科学院からの提供資料⁴⁾による。

(a) 河川および湖

韓国の河川および湖の環境基準の構成は日本のものとよく類似している。すなわち、人の健康保護基準（17 項目、表-2.10）と生活環境基準（表省略）が設定されており、後者は河川と湖の類型が異なっている。ただし、人の健康保護基準の設定項目は日本とやや異なっており、重金属等ではフッ素、ホウ素、セレンが無く、アンチモン（0.02 mg/L）が設定されている。pH は生活環境基準に設定されており、

河川、湖ともに 6.5～8.5（河川、湖それぞれ、類型 4 以上、4～5 は 6.0～8.5）となっている。

表-2.10 韓国における河川および湖の水質基準（人の健康保護基準）

項目	基準値 (単位 : mg/L)	項目	基準値 (単位 : mg/L)
カドミウム	0.005	陰イオン界面活性剤	0.5
ヒ素	0.05	四塩化炭素	0.004
シアン	0.01	1,2-ジクロロエタン	0.03
水銀	0.001	テトラクロロエチレン	0.04
有機リン	0.0005	ジクロロメタン	0.02
PCB	0.0005	ベンゼン	0.01
鉛	0.05	クロロホルム	0.08
六価クロム	0.05	ジエチルヘキシルフタレート (DEHP)	0.008
		アンチモン	0.02

(b) 地下水

地下水の水質基準（表-2.11）の構成は、日本の一律基準と異なり 4 段階に分けられている（ただし、出典では飲用水は別表で表されている）。4 つの段階は、飲用水基準が最も厳しく、次いで生活用水、農業・漁業用水、工業用水となっている。重金属等について、地下水飲用水の基準値は河川・湖の値と同程度であるが、VOC は基準設定項目そのものが共通となっていないものが多い。これは表流水と地下水の存在状態のと飲用水と工業用水では、2～5 倍程度異なっている。このようにきめ細かい基準を設定している理由として、非汚染地下水の水質と多様な用途への利用が行われていた経緯によると想像される。

表-2.11 韓国における地下水水質基準（抜粋）

		単位	飲用水	生活用水	農業用水 漁業用水	工業用水
一般汚染物質	pH	—	5.8-8.5	5.8 - 8.5	6.0 - 8.5	5.0 - 9.0
	大腸菌群数	検出数/100mL	不検出	5000	—	—
	硝酸性窒素	mg/L	10	20	20	40
	塩素イオン	mg/L	250	250	250	500
特定有害物質	カドミウム	mg/L	0.005	0.01	0.01	0.02
	ヒ素	mg/L	0.05	0.05	0.05	0.1
	シアン	mg/L	0.01	0.01	0.01	0.2
	水銀	mg/L	0.001	0.001	0.001	0.001
	有機リン	mg/L	不検出	0.0005	0.0005	0.0005
	フェノール	mg/L	0.005	0.005	0.005	0.01
	鉛	mg/L	0.05	0.1	0.1	0.2
	六価クロム	mg/L	0.05	0.05	0.05	0.1
	トリクロロエチレン	mg/L	0.03	0.03	0.03	0.06
	テトラクロロエチレン	mg/L	0.01	0.01	0.01	0.02
	1,1,1-トリクロロエタン	mg/L	0.1	0.15	0.3	0.5
	ベンゼン	mg/L	0.01	0.015	—	—
	トルエン	mg/L	0.7	1	—	—

(c) 海域

海域の水質基準は、河川および湖と同様に、人の健康保護基準（表-2.12）と生活環境基準（表省略）が設定されている。人の健康保護基準の設定項目は、重金属等では亜鉛、銅が設定されており、セレン

が無い点が日本と異なる。また、ダイアジノン等の農薬が河川・湖、地下水と異なり設定されている。

表-2.12 韓国における海域の水質基準
(人の健康保護基準)

項目	基準値 (単位 : mg/L)	項目	基準値 (単位 : mg/L)
カドミウム	0.01	亜鉛	0.1
ヒ素	0.05	銅	0.02
シアン	0.01	ダイアジノン	0.02
水銀	0.0005	パラチオン	0.06
PCB	0.0005	馬拉チオン	0.25
鉛	0.05	1,1,1-トリクロロエタン	0.1
六価クロム	0.05	テトラクロロエチレン	0.01
陰イオン界面活性剤	0.5	トリクロロエチレン	0.03
ジクロロメタン	0.02	フェノール	0.005
ベンゼン	0.01		

(d) 土壌

韓国の土壌基準(表-2.13)は、地域を1から3に分類し、それぞれについて、「憂慮基準」と「対策基準」が設定されている。基準値は、対策基準は憂慮基準の3倍に設定されている項目が多い。憂慮基準は目標値として設定されており、基準を超過しても対策義務は生じず、また、対策を行う場合は原位置からの移動が可能である。対策基準は対策義務が生じ、基本的には原位置からの移動が行えず、専門の会社によって対策(油分の場合は原位置浄化、重金属等の場合は舗装等)が行われる。土壌基準は行政が測定地点を定め、年1回モニタリングを行っている。ガソリンスタンド等、事業者に測定義務を課す場合もある。

土壌基準の評価方法は、次のように、王水抽出による。試料3g以上を秤量し、濃塩酸21mLと濃硝酸7mLを加え、2時間加熱蒸留を行う。蒸留側の吸収液は0.5M硝酸15mLを用いる。反応容器を冷却し、0.5M硝酸10mLを加え、ろ過を行ったものを検液とし、蒸留液と併せて各項目について測定を行い、土壌重量当たりで評価する。韓国でも日本の土壌汚染対策法の含有量試験法に類似した1M HCl抽出を適用していたが、人の摂取量を正しく評価することが困難との判断から、約5年前に、王水抽出法に変更されたとのことである。

基準設定項目の特徴としては、重金属等ではニッケルが、有機物では全油分(TPH)が設定されていることが挙げられる。また、地域1から3にかけて、基準の幅が最大で60倍(シアン)に設定されており、幼児の直接摂取の機会等が考慮された、実環境に対して合理的な設定となっていると想像される。

表-2.13 韓国における土壌基準

項目	憂慮基準 (単位 : mg/kg)			対策基準 (単位 : mg/kg)		
	地域 1	地域 2	地域 3	地域 1	地域 2	地域 3
カドミウム	4	10	60	12	30	180
銅	150	500	2000	450	1500	6000
ヒ素	25	50	200	75	150	600
水銀	4	10	20	12	30	60
鉛	200	400	700	600	1200	2100
六価クロム	5	15	40	15	45	120
亜鉛	300	600	2000	900	1800	5000
ニッケル	100	200	500	300	600	1500
フッ素	400	400	800	800	800	2000
有機リン化合物	10	10	30	－	－	－
PCB	1	4	12	3	12	36
シアン	2	2	120	5	5	300
フェノール	4	4	20	10	10	50
ベンゼン	1	1	3	3	3	9
トルエン	20	20	60	60	60	180
エチルベンゼン	50	50	340	150	150	1020
キシレン	15	15	45	45	45	135
TPH	500	800	2000	2000	2400	6000
トリクロロエチレン	8	8	40	24	24	120
テトラクロロエチレン	4	4	25	12	12	75
ベンゾ(a)ピレン	0.7	2	7	2	6	21

地域 1 : 農地、学校など 地域 2 : 森林、遊園地など 地域 3 : 駐車場、鉄道、工場など

(e) 廃棄物埋立基準

韓国の廃棄物埋立基準は、表-2.14 に示す溶出濃度によって規定されている。溶出試験方法は次のように、日本のものとほぼ同一である：試料の最大粒径が 5 mm 未満の場合はそのまま、5 mm 以上の場合は破砕し粒径 0.5～5 mm に調整したもの 100 g 以上を秤量し 2 L の三角フラスコに入れる。純水を試料質量 (g) の 10 倍量 (mL) 加え、毎分 200 回の強度で 6 時間反復振とうを行う。振とう後、孔径 1 μm のガラス繊維ろ紙でろ過を行ったものを検液とし、各項目について測定を行う。

項目は、重金属等については日本と同様のものが設定されているが、基準値は日本のものより 3～10 倍程度高いものが多い。有機物については、基準設定項目が日本よりもかなり少ない。

表-2.14 廃棄物埋立基準（抜粋）

項目	基準値 (単位 : mg/L)
シアン	1
六価クロム	1.5
銅	3
カドミウム	0.3
鉛	3
ヒ素	1.5
水銀	0.005
有機リン化合物	1
PCB (水溶性)	2
PCB (非水溶性)	0.003
油分	5%

2.2.3 韓国国立環境科学院との共同研究

韓国国立環境科学院との共同研究として、共通試料を用いた溶出試験を実施した。内容は、韓国国内で発生した循環資材（石炭灰）と、日本で発生した循環資材（スラグ類）を用いて、それぞれの国の環境安全品質試験を適用するものである。表-2.15 に、例として、韓国国内6施設で採取された石炭灰の溶出試験結果を示す。試験方法は、廃棄物の溶出試験として昭和48年環境庁告示第13号（WLT：日本と韓国と共通）、および、土壌の溶出試験として平成3年環境庁告示第46号（JSLT：日本のみ）を適用した。この表の解釈として、循環資材を単味で実施した場合、韓国の廃棄物埋立基準に合格するものであっても、日本の土壌環境基準は合格できない場合がある。ここで、韓国は土壌の基準は含有量で整理されており、循環資材の有効利用においてどのような基準を適用すべきかについては、今後、整理が必要である。さらに、単味での評価だけでなく、他の材料と混合した場合の実環境における有害物質挙動を評価するために、日本で開発している数値シミュレーションの適用について検討を行なった（4章に成果を示す）。

表-2.15 共通試験結果の例（金属等の単位：mg/L）

	B2-F		D2-F		N2-F		B2-B		D2-B		N2-B	
	WLT	JSLT	WLT	JSLT	WLT	JSLT	WLT	JSLT	WLT	JSLT	WLT	JSLT
Filter	1.0GF	0.45MF	1.0GF	0.45MF	1.0GF	0.45MF	1.0GF	0.45MF	1.0GF	0.45MF	1.0GF	0.45MF
EC	1742	1805	13300	12965	1840	1511	209	214	437	434	83.0	78.3
pH	11.8	11.7	12.8	12.8	11.7	11.7	10.8	10.8	10.5	10.5	9.4	9.1
Na	59.4	59.8	3.2	2.3	23.2	22.9	1.3	0.6	2.2	1.4	1.64	0.57
K	0.9	0.9	15.6	16.2	5.3	5.5	<0.4	<0.4	6.8	7.2	<0.4	<0.4
Ca	160	162	1444	1446	212	215	21.4	22.5	50.7	52.5	9.1	9.2
Mg	0.037	0.031	0.062	0.055	0.040	0.070	0.49	0.49	0.045	0.042	1.1	1.1
Fe	<0.005	0.007	0.0070	0.0063	0.006	0.105	0.099	0.010	<0.005	<0.005	0.31	0.033
As	0.012	0.013	<0.0001	<0.0001	0.014	0.015	0.005	0.005	0.005	0.005	0.007	0.007
B	3.5	3.6	<0.05	<0.05	9.5	9.6	0.26	0.26	0.058	0.056	0.52	0.52
Cd	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Cr	0.14	0.14	0.11	0.11	0.10	0.10	0.002	0.002	0.001	0.001	0.002	0.001
Pb	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.0001	0.0005	0.0005	0.0006	0.0003	<0.0001	<0.0001	0.0004	0.0003
F	-	1.3	-	0.69	-	3.4	-	<0.1	-	0.11	-	<0.1

WLT: Waste Leaching Test (Korea and Japan)

JSLT: Japanese Soil Leaching test

2.3.2 中国における副産物・廃棄物リサイクルの実態

(1) 統計情報の調査

中華人民共和国（以下、「中国」という。）の廃棄物等について調査を試みたが、統計情報が整備されていないため、一部のデータが不明であった⁵⁾。概要として、今回行った調査でのデータの有無を表-2.16 に示す。

表-2.16 中国における調査データの有無

※1 ◎:全データ有り ○:データ一部有り △:照会中 ×:データなし 未:未調査

種類	項目	調査内容	詳細項目	データ有無※1	備考
1.鉄鋼業	(ア)各製鉄所	①個々の製鉄所等の名称		◎	『中国の鉄鋼業』より、売上高上位20社のみ抽出予定。
		②位置		○	
		③稼働開始年月		○	
		④生産品目		○	
		⑤生産方式		×	
		⑥生産能力		○	
		⑦主要製品の生産実績		○	
	(イ)全国	⑧全国の各生産実績	I. 製鋼等の主要製品	◎	見当たらない
			II. スラグ等の副産製品	×	
				○	
				×	
				○	
				×	
				○	
2.非鉄金属製錬業	(ア)各精錬所	①個々の製錬所等の名称		○	『中国資源企業年鑑2010』より、製錬業を抽出
		②位置		○	
		③稼働開始年月		○	
		④生産品目		○	
		⑤生産方式		×	
		⑥生産能力		○	
		⑦主要製品の生産実績		×	
	(イ)全国	⑧全国の各生産実績	I. 精錬金属等の主要製品	○	見当たらない
			II. スラグ等の副産製品	×	
				○	
				×	
				○	
				×	
				○	
3.石炭火力発電所	(ア)各発電所	①個々の石炭火力発電所の名称		○	1000MW以上の発電所のみ抽出
		②位置		○	
		③稼働開始年月		○	
		④発電方式		○	
		⑤発電容量		○	
		⑥設置年月		○	
	(イ)全国	⑦全国の石炭灰発生量実績	I. フライアッシュ	○	フライアッシュ、クリンカアッシュの区別ない
			II. クリンカアッシュ	○	
		⑧用途別の利用実績		×	
		⑨最終処分実績		×	
				○	
				×	
				○	
4.廃棄物焼却施設 (溶融施設を含む)	(ア)各焼却施設	①個々の都市ごみ焼却施設の名称		○	見当たらない
		②位置		○	
		③稼働開始年月		○	
		④定格処理容量		○	
		⑤対象物ごとの処理実績		×	
		⑥焼却残渣の発生実績	I. 焼却主灰	×	
			II. 焼却飛灰	×	
	(イ)全国	⑦全国の焼却残渣の用途別の利用実績	I. 焼却主灰	×	見当たらない
			II. 焼却飛灰	×	
		⑧最終処分実績		×	
				○	
				×	
				○	
				×	
5.建設副産物	(ア)全国	①全国の主要な建設副産物の発生量の実績	I. 廃コンクリート	○	再確認中
			II. 廃アスファルトコンクリート	○	
		②用途別の利用実績		×	
		③最終処分実績		○	
6.セメント製造施設	(ア)各セメント製造施設	①個々のセメント製造施設の名称		○	上位20社を抽出
		②位置		○	
		③稼働開始年月		○	
		④生産品目		○	
		⑤生産方式		○	
		⑥生産能力		○	
		⑦主要製品の生産実績		×	
	(イ)全国	⑧廃棄物の種類ごとの受入実績		×	見当たらない
		⑨全国のセメント製造施設におけるセメントの生産実績		○	
		⑩全国のセメント製造施設における廃棄物の種類ごとの受入実績		○	
				×	
				○	
				×	
				○	

(2) 循環資材のセメント材料利用と環境安全品質基準

セメント製造分野において、中国は日本と同様に、石炭灰等の副産物や廃棄物の利用が進んでいる。その中で中国環境科学研究所 固体廃棄物汚染制御技術研究所は、セメント中の有害物質による環境影響について研究を進めており、品質基準を作成中である。

基準作成の視点は、コンクリートを使用中に受ける環境影響を制御しようとするものであり、曝露リスクの高い典型的な利用状況として、コンクリート舗装および水道管を選定している。コンクリート舗装については舗装を通過した雨水の地下水への浸透を、また、水道管については水道水と直接接触し有害成分が溶出する経路を想定して、拡散溶出試験（シリアルバッチ試験）を適用している。試験法や解析法は、主に欧州の研究手法を参考としている。

達成しようとする水道水または地下水水質と有効拡散係数との関係から、コンクリートとして許容可

能な含有量を計算し、これをセメントの含有量基準として提案している。また、実際のコンクリート製品中の含有量との比較から、この数値は実際に十分に達成されていることが紹介された。

また、中国環境科学研究院のセメント研究プロジェクトとの関係から、天津セメント産業設計研究所の見学の機会を得ることができた。見学を通して得られた内容は次のようであった。一般に、セメント製造はセメント工場の立地場所において安定的に調達できる材料をベースに、必要材料を適切に配合しなければならないが、当該研究所では海外を含めた各地のセメント工場において、各々で入手可能な原材料から最適な配合を導き出すセメント製造ラインの設計業務を実施している。これまでの設計数は600以上であり、中国国内の80%以上、海外からも多数の業務を受託している。実際に試験室には各所から到着した試料が並べられており、中東やヨーロッパのものも確認することができた。

中国におけるセメント製造における副産物・廃棄物利用量は、セメント製造量1トンあたり380kgであり、その増加(2015年までに500kg)を目指しているとのことである(中国全体の数値か、最大値かは不明)。対象は、スラグ、石炭灰、生活ごみ、汚泥、廃油等である。これらの利用に関するガイドライン作成を国から受託している。また、二酸化炭素排出量低減のために焼成温度を1350℃とする試験も実施している。

2.3.3 台湾における副産物・廃棄物リサイクルの実態

(1) 産業廃棄物の循環利用と再生グリーン建材制度

Lan-Ping Liu氏(Taiwan Green Productivity Foundation:台湾経済省管轄)提供資料によれば、台湾における産業廃棄物の循環利用は、次のように、非常に積極的に行われている。

産業廃棄物の発生量は約16百万トンであり(2008年)、このうちスラグ、焼却灰、汚泥がそれぞれ約40%、33%、11%を占めているが、全産業廃棄物の76.5%が循環利用されたとのことである。循環利用推進に向けて、リサイクル製品の標準化(Chinese National Standards, CNS)、セミナーや国際会議の開催、法制度の改善、リサイクル許可システムの拡大、インターネットによる循環資材交換システムの運用、等が行われている。

また、台湾では循環資材利用促進策の一つとして再生グリーン建材制度が制定されている。Benjamin Loo氏(立順興資源科技股份有限公司)提供資料によれば、グリーン建材制度とは、「健康」、「生態」、「再生」、「高性能」の機能に分類されており、このうち再生については、再生材料を一定量以上の配合比率で使用し、個別の品質基準を満たしたものに対して認定を行うというもので、歩道用ブロックや骨材など8品目が設定されている。立順興資源科技股份有限公司では、再生グリーン建材として再生砂、歩道用ブロック、加熱アスファルト混合物、コンクリート二次製品、低強度充填材等を製造している。再生材料としては、電気炉スラグ、廃陶磁器、建設発生土、廃石膏が確認された。品質基準として化学成分が設定されているが、環境安全品質については検討課題とされている。特に、電気炉スラグの循環利用では環境安全品質基準が喫緊の課題となっており、米国環境保護庁のToxicity Characteristic Leaching Procedure(TCLP)の適用による環境安全品質基準の導入が検討されている。

(2) 鉄鋼スラグ、非鉄スラグの発生と利用

台湾における粗鋼、製鋼、高炉スラグ、転炉系製鋼スラグ、電炉系製鋼スラグの各生産実績(2001~2011年度)は、表-2.17のとおりである。なお、2011年度分については、統計調査結果が未公表であった。また、スラグ類の利用実態については、公表資料は確認できなかった。なお、表-2.17~2.22ならびに図-2.9~2.10は本研究の委託業務において、台湾の各会社や協会等のホームページ等を取りまとめたものであるため、個々のデータの出典は委託業務報告書⁵⁾を参照のこと。

次に、台湾における非鉄金属製品の各生産実績(2001~2011年度)は、表2.18のとおりである。な

お、非鉄スラグの生産実績、その利用状況等に関する公表資料は確認できなかった。

表-2.17 台湾の粗鋼・製鋼・高炉スラグ・転炉系製鋼スラグ・電炉系製鋼スラグの各生産実績

対象項目		2000年	2001年	2002年	2003年	2004年	2005年	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年	2011年
I. 粗鋼	粗鋼(転炉)	9,971	10,317	10,524	10,779	10,939	9,854	10,683	10,884	10,088	8,150	10,394	-
	粗鋼(電炉)	6,869	6,897	7,706	8,076	8,656	8,714	9,410	10,024	9,795	7,661	7,360	-
	粗鋼(合計)	16,840	17,214	18,230	18,855	19,595	18,568	20,093	20,908	19,883	15,811	17,754	-
II. 製鋼		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
III. 高炉スラグ		-	-	-	-	-	2,869	2,869	2,987	2,766	2,355	2,739	-
製鋼スラグ	製鋼スラグ(転炉系)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	製鋼スラグ(電炉系)	-	135	834	983	2,129	9,156	9,238	1,594	1,625	1,286	1,526	-
	製鋼スラグ(合計)	-	135	834	983	2,129	9,156	9,238	1,594	1,625	1,286	1,526	-
スラグ合計 III+IV		-	135	834	983	2,129	12,025	12,107	4,581	4,391	3,642	4,265	-

表-2.18 台湾の非鉄金属製品の各生産実績

対象項目		2000年	2001年	2002年	2003年	2004年	2005年	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年	2011年
鉛	鉛・鉛合金塊	230,554	203,944	225,264	224,497	274,653	250,717	250,592	277,886	261,277	248,684	289,623	278,192
	鉛合金鑄物	66,636	48,439	62,545	70,646	91,419	91,050	103,672	103,173	107,204	75,677	107,715	109,630
	小計	297,190	252,383	287,809	295,143	366,072	341,767	354,264	381,059	368,481	324,361	397,338	387,822
銅	銅(銅合金含む)棒	108,370	79,625	97,828	128,071	139,716	124,650	121,767	122,892	108,278	99,083	117,824	106,399
亜鉛	亜鉛塊	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ニッケル	ニッケル塊	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
アルミニウム	アルミ及びアルミ合金インゴット	-	-	-	-	-	-	-	-	-	248,684	289,623	-
	アルミ板	-	-	-	-	-	-	-	-	-	108,376	139,785	-
	アルミ押し出し型	-	-	-	-	-	-	-	-	-	137,520	166,059	-
	アルミ鑄造品	-	-	-	-	-	-	-	-	-	75,677	107,715	-
合計		702,750	584,391	673,446	718,357	871,860	808,184	830,295	885,010	845,240	1,318,062	1,615,682	882,043

(3) 石炭灰の発生と利用

台湾における石炭灰の発生実績（1998～2011 年度）は、表-2.19 のとおりである。なお、石炭灰の利用実績等に関する公表資料は確認できなかった。

表-2.19 台湾の電力会社における石炭灰排出量

会社名	区分	1998年	1999年	2000年	2001年	2002年	2003年	2004年	2005年	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年	2011年
台湾電力会社	石炭灰発生量(万t)	213	185	174	162	168	154	154	186	177	179	188	174	196	210
	リサイクル量(万t)	154	136	122	90	120	113	122	128	114	116	92	83	169	184
	リサイクル率(%)	72%	74%	70%	56%	71%	73%	79%	69%	64%	65%	49%	48%	86%	88%

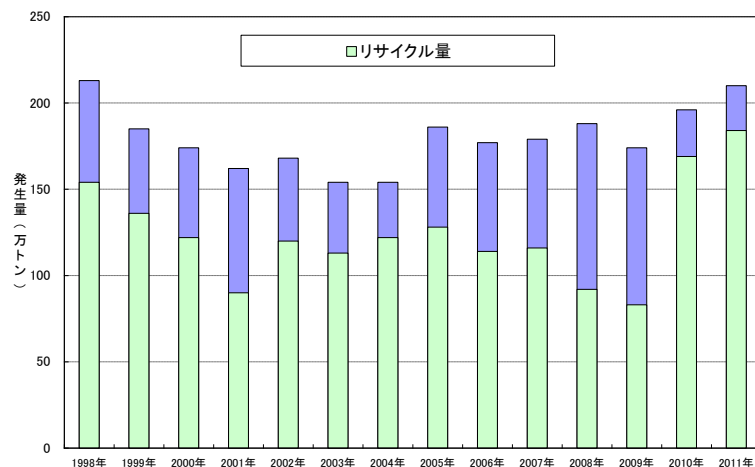


図-2.9 台湾の電力会社における石炭灰排出量

(4) 都市ごみ焼却残渣の発生と利用

Ming-Tsun Liao 氏 (Taiwan Sinotech Engineering) 提供資料によれば、台湾では、現在、24 カ所の都市ごみ焼却施設が稼働中であり、年間 630 万トンの都市ごみが焼却処理されている。内訳は、家庭ごみ 65%、

事業系一般ごみが 35%である。その結果、焼却主灰と焼却飛灰がそれぞれ約 100 万トン、約 30 万トン発生している。

焼却主灰のうち 60 万トンは建設資材や混合材（路盤材、地盤材料、埋戻材、流動化処理土材、アスファルトコンクリート用混合材など）に利用されているが、残りのもの、および焼却飛灰は最終処分されている。

焼却主灰の利用促進においては、使用禁止区域として、水道水源地域を指定している。破碎、磁選、粒度調整を必須とし、場合によっては洗浄、エージング、安定化を行い、重金属等有害物質の溶出に対する試験法として TCLP 試験を行い、表-2.20 に示す基準（Ming-Tsun Liao 氏提供資料、出所未確認）に合格することとしている。基準値は、台湾の有害廃棄物基準や米国の埋立基準と同等レベルか、ヒ素など 10 分の 1 となっているものも見られる。試験の頻度は 500 トンごとに 1 回とし、供給者または台湾環境庁（EPB/EPA）による品質管理システムを構築している。さらに、インターネットを利用して、焼却主灰の品質、利用量、利用先を確認できるシステムを導入している。

表-2.20 台湾における焼却灰の循環利用基準

項目	基準値 (単位: mg/L)
鉛	5.0
カドミウム	1.0
クロム	5.0
セレン	1.0
銅	15.0
バリウム	100.0
六価クロム	0.25
ヒ素	0.5
水銀	0.02
塩化物イオン	0.024%
ダイオキシン類	0.1 ng-TEQ/g

焼却主灰リサイクルの課題としては、所管官庁が、事業系と家庭系で異なっており、管理に対する考え方が統一されていないことが挙げられる。主管官庁は、事業系焼却灰は経済省産業開発局、家庭系焼却灰は環境保護局となっている。技術的な課題としては、現在、世界で行われている灰処理方法に対する問題解決が挙げられている。すなわち、日本で行われている熔融処理は安定な品質を確保できるが、（熔融飛灰発生などのため？）リサイクル率が低く、建設コスト、維持管理コストが高く、温暖化ガスについても問題がある。オランダ、ドイツ、フランスなどで行われているエージングについては、安定性やコスト面では良いが、エージングのための用地確保が必要であり、環境影響を考慮しなければならない。そのため、迅速・安価な焼却灰リサイクル方法の開発が期待されている。

一方、焼却飛灰についてはセメント原材料化に向けて、洗浄による脱塩素の研究が進められているが、実用化はされていないようである。

最終処分場は相当逼迫しているようであり、処分場掘り起こし廃棄物の焼却処理による延命化を実施しており、また、海面処分場建設プロジェクトも開始されているとのことであった。

表-2.21、図-2.10 に、立地及び稼働状況が判明した焼却施設（24 施設）における処理実績及び熱処理残渣の発生実績についてを示す。

表-2.21 廃棄物焼却施設の処理実績及び熱処理残渣の発生実績

NO	地域	焚却施設名	2001年		2002年		2003年		2004年		2005年		2006年			
			焼却処理 実績 (t)	焼却残渣 の発生実績 (t)	焼却処理 実績 (t)	焼却残渣 の発生実績 (t)	焼却処理 実績 (t)	焼却残渣 の発生実績 (t)	焼却処理 実績 (t)	焼却残渣 の発生実績 (t)	焼却処理 実績 (t)	焼却残渣 の発生実績 (t)	焼却処理 実績 (t)	焼却残渣 の発生実績 (t)		
				焼却主灰		焼却飛灰		焼却主灰		焼却飛灰		焼却主灰		焼却飛灰	焼却主灰	焼却飛灰
1	基隆市	天外天垃圾資源回收(焚化)廠	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	134,864	20,698	7,683	
2	台北市	北投垃圾焚化廠	449,210	79,672	0	414,116	70,511	509	336,904	41,452	8,250	345,223	45,344	12,913	9,225	
3		木柵垃圾焚化廠	140,337	22,271	1,471	231,354	29,524	4,023	223,719	25,621	4,062	230,927	27,763	4,466	194,697	
4		內湖垃圾焚化廠	28,336	6,667	816	140,857	16,316	3,760	144,970	18,740	3,948	95,480	13,250	4,581	5,428	
5	新北市	新店垃圾焚化廠	240,431	35,647	5,090	248,126	37,771	5,014	251,297	38,866	5,032	254,172	36,170	1,462	240,642	
6		樹林垃圾焚化廠	367,404	61,339	9,537	368,030	57,557	8,998	351,307	51,056	7,847	355,070	51,888	3,589	355,881	
7		BOO垃圾焚化廠	210,420	31,808	4,926	480,067	77,466	14,290	456,352	70,153	13,542	468,563	69,663	6,455	91,646	
8	桃園縣	博愛垃圾焚化廠	78,249	17,498	4,106	426,220	96,505	23,756	436,564	78,696	19,115	438,348	70,989	21,613	1,950	
9	宜蘭縣	利澤垃圾資源回收(焚化)廠	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
10	新竹市	垃圾資源回收廠	167,476	26,047	5,386	231,528	37,988	6,309	270,513	39,334	7,545	261,191	39,741	13,444	6,618	
11	苗栗縣	垃圾焚化廠	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
12	臺中市	文山垃圾焚化廠	227,401	33,613	7,390	234,324	34,303	8,907	228,111	28,304	9,504	219,882	27,699	10,882	215,037	
13		后里資源回收廠	288,072	60,497	12,096	275,638	52,770	13,143	285,254	47,366	11,426	272,847	44,958	14,443	269,103	
14		烏日資源回收廠	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	彰化縣	溪州垃圾焚化廠	280,080	60,636	16,748	274,527	46,348	16,465	277,812	42,891	12,916	274,841	39,531	13,376	278,171	
16		垃圾焚化廠	61,668	10,004	0	83,786	13,568	0	84,536	10,954	1,709	85,013	9,685	3,142	78,401	
17		鹿草垃圾焚化廠	20,377	6,166	1,321	244,550	52,584	13,387	303,555	50,184	10,889	283,725	46,269	12,723	287,856	
18	臺南市	臺南市城西垃圾焚化廠	224,382	30,935	6,782	236,975	31,489	7,599	221,377	32,443	7,329	239,361	33,550	0	220,721	
19		永康垃圾資源回收(焚化)廠	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20		政府環境保護局中區資源回收廠	210,333	29,473	5,983	208,055	27,984	6,151	245,923	30,040	6,458	242,063	29,938	12,213	241,812	
21	高雄市	府環境保護局南區資源回收廠	414,564	71,700	19,794	367,188	80,439	20,041	390,853	73,018	18,568	453,593	88,025	26,108	448,080	
22		仁武垃圾資源回收(焚化)廠	266,628	50,321	10,665	338,427	69,965	13,537	338,023	64,899	12,766	388,599	68,458	18,246	367,572	
23		岡山垃圾資源回收(焚化)廠	33,561	6,578	2,013	271,267	54,530	13,564	366,980	69,138	16,193	330,881	52,264	13,520	335,542	
24	屏東縣	埤頂垃圾資源回收(焚化)廠	193,779	31,491	8,918	222,098	36,164	9,832	256,885	48,836	12,511	282,268	45,649	20,033	296,550	
全縣合計			3,902,708	672,361	123,041	5,297,133	923,782	189,283	5,470,735	861,990	189,612	5,611,505	855,923	218,986	5,149,390	

NO	地域	焼却施設名	2007年		2008年		2009年		2010年		2011年						
			焼却処理 実績	焼却残渣 の発生実績	焼却処理 実績	焼却残渣 の発生実績	焼却処理 実績	焼却残渣 の発生実績	焼却処理 実績	焼却残渣 の発生実績	焼却処理 実績	焼却残渣 の発生実績					
1	基隆市	天外天垃圾資源回收(焚化)廠	186,936	26,714	11,321	182,489	28,949	9,908	183,062	25,186	10,424	191,740	25,612	9,828	189,725	24,577	10,178
2	台北市	北投垃圾焚化廠	259,239	32,099	8,968	275,634	35,754	10,334	303,476	49,970	11,741	326,227	63,943	13,228	405,771	98,409	0
3		木柵垃圾焚化廠	227,979	26,924	4,168	186,589	24,008	3,163	230,537	38,910	3,927	241,432	41,978	6,089	291,889	67,828	3,700
4		內湖垃圾焚化廠	141,670	17,992	5,796	133,021	17,707	5,432	141,871	27,993	5,683	161,804	33,028	7,971	157,169	27,866	0
5	新北市	新店垃圾焚化廠	233,250	30,925	7,879	225,426	30,468	6,536	207,943	27,693	5,543	179,293	24,464	5,225	161,233	20,746	4,284
6		樹林垃圾焚化廠	351,198	43,769	11,119	363,708	45,627	9,369	311,819	38,919	8,434	264,087	34,700	7,259	252,710	30,685	6,784
7		八里垃圾焚化廠	406,714	53,979	15,756	430,803	61,288	17,629	413,038	56,419	16,655	410,390	63,486	13,886	468,868	86,322	18,008
8	桃園縣	BOO垃圾焚化廠	438,707	70,222	21,543	430,380	71,731	18,487	429,715	70,727	18,799	433,741	70,695	19,063	434,072	68,332	18,788
9	宜蘭縣	利澤垃圾資源回收(焚化)廠	215,106	28,523	8,831	207,651	33,843	9,331	208,524	31,846	10,201	207,903	32,871	10,084	199,732	28,953	9,629
10	新竹市	垃圾資源回收廠	254,436	39,516	11,365	174,322	29,134	7,166	142,494	21,224	5,405	194,129	30,341	7,282	204,419	31,310	7,682
11	苗栗縣	垃圾焚化廠	-	-	-	133,911	25,097	11,588	156,633	25,786	7,220	157,607	22,268	7,147	163,453	24,905	6,932
12	臺中市	文山垃圾焚化廠	220,988	32,276	8,325	234,406	39,297	4,877	227,427	32,488	17,437	226,442	32,368	16,219	222,948	31,218	11,841
13		后里資源回收廠	279,008	45,801	14,280	278,855	50,922	14,856	284,666	45,867	14,854	293,010	45,505	14,833	286,911	42,827	15,496
14		烏日資源回收廠	300,136	44,809	16,463	299,092	47,332	17,074	305,679	45,574	17,854	303,851	43,717	17,656	301,322	42,343	18,814
15	彰化縣	溪州垃圾焚化廠	278,098	45,882	15,735	281,787	45,433	14,879	292,269	51,042	15,613	291,860	44,830	14,861	288,856	42,010	14,195
16	嘉義市	垃圾焚化廠	77,134	8,842	2,506	69,804	8,892	2,200	69,637	8,988	2,157	70,566	10,019	2,266	70,151	9,135	2,118
17		鹿草垃圾焚化廠	295,508	45,972	13,694	288,965	50,712	12,689	288,852	49,602	14,009	276,924	45,268	14,485	290,990	45,089	15,715
18		臺南市城西垃圾焚化廠	205,695	32,701	0	204,641	35,996	0	208,804	35,006	797	232,997	46,698	9,904	222,658	37,050	25,241
19	臺南市	永康垃圾資源回收(焚化)廠	-	-	-	261,806	38,319	10,117	301,791	45,514	11,555	299,009	50,740	13,501	301,241	42,903	13,469
20	高雄市	政府環境保護局中區資源回收廠	215,785	26,074	10,847	205,197	25,998	9,701	203,473	25,126	9,810	96,669	13,246	4,737	158,602	23,695	7,481
21		府環境保護局南區資源回收廠	369,294	56,129	23,202	323,197	53,795	25,183	297,375	49,332	15,626	373,277	59,038	25,508	343,000	82,886	29,433
22		仁武垃圾資源回收(焚化)廠	422,434	64,949	25,125	378,263	56,228	18,898	349,248	53,975	19,280	441,411	68,990	25,721	443,461	77,151	24,222
23	屏東縣	岡山垃圾資源回收(焚化)廠	307,171	50,185	15,274	301,236	47,599	15,384	300,474	58,658	17,158	307,783	63,076	20,523	327,320	70,328	19,796
24		埤頂垃圾資源回收(焚化)廠	262,281	42,543	12,265	239,654	39,803	9,872	234,025	35,515	10,931	253,288	40,833	13,364	251,974	40,642	14,363
全縣合計			5,948,765	869,528	264,562	6,110,838	943,930	264,554	6,092,929	951,361	271,113	6,235,390	992,583	301,846	6,355,422	1,079,353	278,204

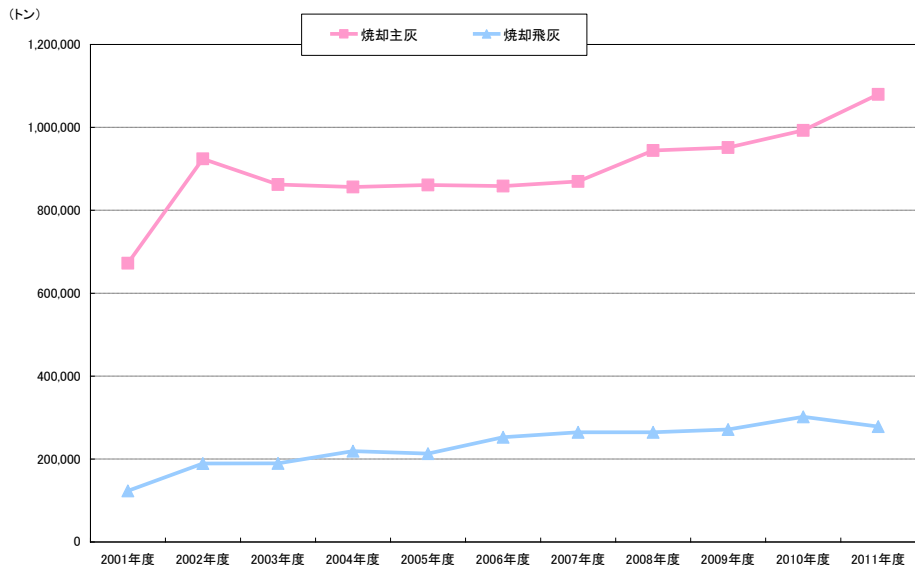


図-2.10 廃棄物焼却施設熱処理残渣の発生実績推移

(5) 建設副産物の発生と利用

台湾における主要な建設副産物の発生量実績を、表-2.22 に示す。

表-2.22 主要な建設副産物の発生量実績（積み上げ値）

		2001年										2002年										(単位: t)
分類	処理状況	不燃性 建設・解体廃棄物					不燃性	可燃性	可燃性不燃性混合			不燃性 建設・解体廃棄物					不燃性	可燃性	可燃性不燃性混合			
		廃コンクリート	廃アスファルトコンクリート	掘削アスファルトコンクリート	廃石膏	廃石膏型						廃鉄物砂	廃グラスウール	廃断熱材	混合建設及解体廃棄物	土木及混合建設廃棄物						廃コンクリート
発生量		-	-	-	371	-	13,779	-	-	2,085	2,184	-	-	-	2,615	-	-	57,613	919	5,588	6,697	8,002
埋め立て		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
焼却		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
リサイクル		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

		2003年										2004年										
分類	処理状況	不燃性 建設・解体廃棄物					不燃性	可燃性	可燃性不燃性混合			不燃性 建設・解体廃棄物					不燃性	可燃性	可燃性不燃性混合			
		廃コンクリート	廃アスファルトコンクリート	掘削アスファルトコンクリート	廃石膏	廃石膏型						廃鉄物砂	廃グラスウール	廃断熱材	混合建設及解体廃棄物	土木及混合建設廃棄物						廃コンクリート
発生量		-	-	-	1,421	-	90,230	1,582	4,818	-	21,512	-	-	-	553	-	-	135,615	1,889	7,328	-	69,471
埋め立て		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
焼却		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
リサイクル		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

		2005年										2006年										
分類	処理状況	不燃性 建設・解体廃棄物					不燃性	可燃性	可燃性不燃性混合			不燃性 建設・解体廃棄物					不燃性	可燃性	可燃性不燃性混合			
		廃コンクリート	廃アスファルトコンクリート	掘削アスファルトコンクリート	廃石膏	廃石膏型						廃鉄物砂	廃グラスウール	廃断熱材	混合建設及解体廃棄物	土木及混合建設廃棄物						廃コンクリート
発生量		-	-	-	535	-	138,615	1,960	4,225	125,702	106,304	-	-	-	466	-	-	131,053	2,292	5,973	285,508	200,205
埋め立て		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
焼却		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
リサイクル		-	2,018	-	-	-	1,883	137,472	-	-	104,210	-	-	-	-	-	1,463	130,892	-	-	291,703	-

		2007年										2008年									
分類	処理状況	不燃性 建設・解体廃棄物					不燃性	可燃性	可燃性不燃性混合			不燃性 建設・解体廃棄物					不燃性	可燃性	可燃性不燃性混合		
		廃コンクリート	廃アスファルトコンクリート	掘削アスファルトコンクリート	廃石膏	廃石膏型						廃鉄物砂	廃グラスウール	廃断熱材	混合建設及解体廃棄物	土木及混合建設廃棄物					
発生量		100	3,031,109	677	1,846	-	-	2,042	-	544,711	438,250	-	280	-	1,049	1,533	123,962	1,651	3,393	877,629	405,529
埋め立て		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
焼却		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
リサイクル		100	314,000	-	1,846	-	135,045	-	-	544,711	-	-	280	923,000	16	1,533	123,962	-	123	877,629	159

		2009年										2010年									
分類	処理状況	不燃性 建設・解体廃棄物					不燃性	可燃性	可燃性不燃性混合			不燃性 建設・解体廃棄物					不燃性	可燃性	可燃性不燃性混合		
		廃コンクリート	廃アスファルトコンクリート	掘削アスファルトコンクリート	廃石膏	廃石膏型						廃鉄物砂	廃グラスウール	廃断熱材	混合建設及解体廃棄物	土木及混合建設廃棄物					
発生量		-	-	1,386,714	803	2,185	90,587	1,225	2,711	684,383	266,911	-	-	203,401	630	2,212	146,276	1,362	7,822	750,149	305,325
埋め立て		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
焼却		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
リサイクル		-	-	365,000	8	69	3,287	-	6	28,363	51	-	-	203,401	-	2,212	146,276	-	-	750,149	211

2.3.4 シンガポールにおける循環資材利用と環境安全品質管理について

2012年5月にシンガポール環境庁（NEA: National Environmental Agency）他5機関を訪問し、以下の情報を得ることができた。

スラグの利用状況として、製鋼スラグ、銅スラグ（輸入され、ブラスト材として使用済みのもの）などは建設資材として循環利用されている。シンガポール全体で約34万トン（2011年）排出されたが、うち、約98%は循環資材として再利用されている。建設廃棄物については、年間約120万3,700トン（2011年度）排出され、99%が再利用されている。廃コンクリート等は再生コンクリート骨材（RCA）として再利用されている。RCAについては、建築建設局（BCA: Building and Construction Authority）が強度、耐久性などに関する性能基準を設けており、RCAを建設業者が使用する際にはBCAから許可を得る必要がある。銅スラグは再利用する前にTCLP試験を用いて環境基準を満たしていることを確認しなければならない。この試験の実施と用いる基準値については、環境汚染保護法の元に制定された規定（Administrative Requirement）の中で定められている。

焼却灰は現状、一日あたり約1700トンが埋め立てられており、埋立地の溶出試験にはTCLP試験が用いられている。最終処分量を減少させるために循環資材としての利用が期待され、道路建設の主管官庁である、陸上交通庁（LTA: Land Transport Authority）からも道路建設用資材として適切であるという見解を得ている一方、循環資材を利用するインセンティブは未だないのが現状である。

シンガポールでは、循環資材に関するルール制定には関心を持っており、議論が進んでいるが、現在は収集業者が提出する許認可内容を管理するのみに留まっており、ガイドライン・基準等の制定には至っていないため、日本でのルールづくりに強い関心を示した。

2.3.5 インドにおける循環資材利用と環境安全品質管理について

2012年5月から6月にかけて行ったインドタパール大学、インド国立環境工学研究所（National Environmental Engineering Research Institute）のヒアリングにより、インドにおける循環資材利用や環境基準の状況について以下の情報を得た。

インドでは環境保護法（The Environmental Protection Act）が 1986 年に制定され、廃棄物関連の規則は同法律を根拠法としている。インドではごみの分別はほとんど行われていないが、認可取得済みのリサイクル業者によって、鉄、スチール、スラグ等に分別され、有価物として循環利用されている。一方、建設廃棄物の再利用についてはまだあまり取り組まれていない。石炭灰は道路舗装材料やセメント材料として、一部、利用されている。環境安全性は各企業の責任である。

環境基準は環境・森林省が制定しており、有害廃棄物、都市廃棄物、大気、表層水、地下水、農業用地土壌、その他各土地利用に即した土壌等の基準を設けている。これらの多くは米国 EPA の基準を準用している。溶出試験方法については TCLP 試験をベースにしている。

2.4 ワークショップの開催

2012 年 10 月 25 日から 26 日にかけて、International Workshop on "Utilization of Recycling Materials and Their Environmentally Sound Quality in Asian Countries"と題してワークショップを開催した。参加者は、韓国 2 名、台湾 2 名、インド 2 名、シンガポール 1 名を含む 26 名であった。第一日目の主要プログラムは下記のとおりであり、各国より循環資材利用の取組と課題についてプレゼンテーションが行われ、今後の取組について熱心な討論が交わされた。第二日目は、細倉金属鋳造および東日本リサイクルシステムズを見学した。特に海外からの参加者は日本の環境技術、リサイクル技術について強い関心を寄せ、現場対応者と活発な意見交換が行われた。

1. “Recycling of by-products and wastes with environmental safety” by Dr. Hirofumi Sakanakura
2. “Status of recycling materials in Korea” by Dr. Tae-Wan Jeon (Korea)
3. “EAF Slag Recycling in Taiwan” by Ms. Lan-Ping Liu (Taiwan)
4. “The Management and Recycle of Construction and Demolition Waste in Taiwan” by Mr. Cheng-Chung Huang (Taiwan)
5. “Research on Quality Control of Recycling Material” by Dr. Satoshi Mizutani
6. “Sustainable Construction in Singapore” by Dr. Thatt Yang Tan (Singapore)
7. “Present Status of Utilization of Recycled Materials and their Environmental Quality Standards in India” by Dr. Mahendra Palasram Patil (India)
8. “Collaboration Research between Korea and Japan” by Dr. Woo-Il Kim (Korea)
9. Discussion 1: Future development for further collaboration toward standardization in Asia
10. Discussion 2: Environmental sound quality of chemicals in recycling materials

ワークショップの議論より、循環資材利用に対する取組は各国の人口密集度、工業化の程度、国土の大きさなどが強く関係しており、特にシンガポールと台湾は喫緊の課題であることが明らかとなった。また、循環資材利用では各国の環境基準のうち、特に土壌環境基準との整合を意識する必要性が示された。そこで表-2.23 に示すように、日本、韓国、中国、台湾の土壌環境基準をとりまとめた。ここで、試験方法は韓国、中国、台湾では溶出試験ではなく強酸抽出による全含有量であり、日本（水溶出による溶出量試験と 1M 塩酸抽出による含有量試験）とは全く異なる。このように、各国の背景が異なることを認識しつつ、基本的な考え方を共有し、の連携を強化して共通基準の提案を目指すことが確認された。



写真-2.1 ワークショップ集合写真



写真-2.2 ワークショップ開催状況

表-2.23 日本・韓国・中国・台湾の土壤環境基準の比較

Country		Japan			Korea			China					Taiwan				
Content	Standard	Environmental standards related to soil contamination			Warning level (mg/kg)			Action level (mg/kg)			Standards for Soil Environmental Quality of China (GB15618-1995) (mg/kg)				Soil pollution control standards (mg/kg)	Soil pollution monitoring standards (mg/kg)	
		Basic Environment Law (mg/L)	Limit value stated in the Soil Contamination Countermeasure Act Content (mg/kg)	Limit value stated in the Soil Contamination Countermeasure Act Leaching (mg/L)	Area1(agricultural land+academe etc)	Area2(for est, amuseme nt park etc)	Area3 (parking-rail- factory etc)	Area1(agricultural land+ academe etc)	Area2(for est, amuseme nt park etc)	Area3 (parking-rail- factory etc)	First grade		Second grade				Third grade
											natural background	pH<6.5	pH 6.5-7.5	pH>7.5			
Cadmium	0.01 (For rice cultivation, under 1mg per 1kg of		150	0.01	4	10	60	12	30	180	0.2	0.3	0.3	0.6	1	10 (In case of plantation 2.5)	
Total cyanide	None				2	2	120	5	5	300							
Lead	0.01		150	0.01	200	400	700	600	1200	2100	35	250	300	350	500	1000(In case of plantation 300)	
Hexavalent chromium	0.05		250	0.05	5	15	40	15	45	120	90	250	300	350	400	175	
Aresenic	0.01 (For agricultural land, 15mg per 1 kg of		150	0.01	25	50	200	450	1500	6000	15	30	25	20	30	60	
Total mercury	0.0005		15	0.0005	4	10	20	12	30	60	0.15	0.3	0.5	1	1.5	10(In case of plantation 2)	
Alkyl mercury	None																
PCB polychlorinated biphenyl	None				1	4	12	3	12	36							
Dichloromethane	0.02																
Carbon tetrachloride	0.002															5	
1,2-Dichloroethane	0.004															8	
1,1-Dichloroethene	0.02															7	
Cis-1, 2-dichloroethylene	0.04															50	
1,1,1-trichloroethane	1																
1,1,2-trichloroethane	0.006																
Trichloroethylene	0.03				8	8	40	24	24	120						60	
Tetrachloroethylene	0.01				4	4	25	12	12	75						10	
1,3-Dichloropropene	0.002																
Thiuram	0.006																
Simazine	0.003																
Thiocarb	0.02																
Benzene	0.01				1	1	3	3	3	9	0.05		0.5		1	5	
Selenium	0.01		150	0.01													
Organic phosphorus	None				10	10	30	N/A	N/A	N/A							
Copper	For agricultural land, 125mg per 1kg of soil				150	500	2000	450	1500	6000	35	50	100	100	400	220(In case of plantation 120)	
Zinc					300	600	2000	900	1800	5000	100	200	250	300	500	1000(In case of plantation 260)	
Chromium	None																
Phenol	None				4	4	20	10	10	50							
Fluorine	0.8		4000	0.8	400	400	800	800	800	2000							
Beryllium	None				100	200	500	300	600	1500	40	40	50	60	200	200	
Nickel	None																
Vanadium	None																
Boron	1		4000	1													
Dioxin	1000pg-TEQ/g																
Environmental standards only applicable outside of Japan																	
Toluene					20	20	60	60	60	180						500	
Ethyl benzene					50	50	340	150	150	1020						250	
Xylene					15	15	45	45	45	135						500	
TPH					500	800	2000	2000	2400	6000							
Benzo(a)pyrene					0.7	2	7	2	6	21							
DDT											0.05		0.5		1	3	
dichloro-diphenyl-trichloro-ethane																	
Chloroform																100	
Dichlorobenzene																100	
Dichlorobenzidine																2	
Hexachlorobenzene																500	
Pentachlorophenol																200	
Petroleum hydrocarbon																1000	
Trichlorophenol																350	
Chloroethene																10	
Aldrin																0.04	
Chlordane																0.5	
Dieldrin																0.04	
Endrin																20	
Heptachlorobiphenyl																0.2	
Toxaphene																0.6	
Endosulfan																60	

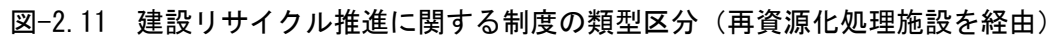
1:Standard for land use in China

First grade
Second grade
Third grade

Soil environmental standard for natural protection in naturally protected area
Soil environmental standard for agricultural production and for human health
Soil environmental standard for forestry production and for plantation of plants

2.5.1 建設リサイクル推進制度の類型化

図-2.11 および表-2.23 に、本調査で提案する建設リサイクル推進制度の類型区分を示す。建設リサイクル推進制度については、『建設副産物を対象とした対策（建設副産物の再資源化促進策）』及び『関連する産業廃棄物の再生資源を含む「建設資源」を対象とする取り組み（再生材の利用促進策）』の二つに大きく区分され、さらに、それを支える『品質基準（性能基準、環境安全性基準）』に区分される。



類型	制度の形態	制度の概要
リサイクルを推進するための制度		
A	再資源化促進策	発生した建設副産物の再資源化の促進、再資源化施設への搬出を促進する制度
B	再生材利用促進策	再生資源を含有した建設資材の利用を促進する制度
リサイクル推進を支える品質基準		
α	再資源化促進のための基準	効率的な再資源化が可能となるよう、建設現場で求められる場外搬出等の基準
β	再生材利用のための基準	再生資源を含有した建設資材が建設工事で活用可能か評価するための基準

35

2.5.2 アジア各国の建設リサイクル推進制度の整理

アジア各国（日本、韓国、シンガポール、台湾）を対象として、『関係機関への聞き取り調査』『文献調査』等を行った結果、各国の建設リサイクル推進施策（法的拘束力を持つもののみ）は、表-2.24 の通りとなった。このほかにも、各種の建設リサイクル推進策がある。経済的インセンティブ付与による推進策などが挙げられる。

2.5.3 アジア各国の建設リサイクル推進施策のあり方について

(1) 日本における建設リサイクル推進策のあり方

表-2.24 に見られるとおり、わが国の建設リサイクル推進策については、再生資源利用促進に関する義務的制度が設けられていない。

このため、再資源化された資材（再生砕石など）の利用が不十分になる恐れも考えられ、実際、近年では再生処理したコンクリート塊（再生砕石）の出荷が滞っているともいわれている。

したがって、再生砕石の利用拡大を図る取り組みが必要であり、究極的な手法として、韓国で設けられている「循環骨材義務使用制度」のような制度の必要性も検討すべきと考えられる。

(2) 韓国における建設リサイクル推進策のあり方

韓国の建設リサイクル推進制度は、我が国と異なり「再生資材利用促進策」に重点を置いたものとなっている。

韓国においては、再生砕石（循環骨材）に対する信頼性が低いこと、また再生砕石の費用（コスト）が高いことなどから、工事等での再生砕石の使用を避ける傾向にあるために、このような制度の制定を行ったとのことであるが、再生砕石の利用義務化による信頼性の向上、再生砕石のコスト低下が行われると、今後は再生砕石の利用が標準的なものになるとも推測される。

一方で、韓国の建設工事においては、一定規模以上の建設廃棄物を排出する工事（100 t／日）は、その適正処理に発注者が積極的に関与するため、工事発注者が廃棄物排出者となり、建設工事とは別に直接廃棄物処理業者と処理委託契約を結ぶこととされている。このため、建設廃棄物の処理委託業務の入札資格に「コンクリート塊を循環骨材に再資源化できること」といった要件を付加することにより、建設副産物の再資源化促進を図ることも可能となる。

表-2. 24 アジア諸国の建設リサイクル制度の制定状況
(アスファルト塊、コンクリート塊のリサイクル促進に関するもの)

国	建設副産物の再資源化促進				国	再生資材の利用促進				
	品目	【類型α】現場搬出の際の基準等	【類型A】再資源化促進策			資材名	【類型B】再生材利用促進策	【類型β】再生材に関する基準		
日本	アスファルト塊	制度名称	建設リサイクル法	制度名称	建設リサイクル法	アスファルト混合物				
		制度区分 制度内容	法律 一定規模以上の工事について、工事現場での分別等を義務付けるもの。	制度区分 制度内容	法律 一定規模以上の工事について、再資源化施設への搬出を義務付けるもの。					
	コンクリート塊	制度名称	建設リサイクル法	制度名称	建設リサイクル法	再生コンクリート骨材			制度名称	再生コンクリート用骨材規格(JIS)
		制度区分 制度内容	法律 一定規模以上の工事について、工事現場での分別等を義務付けるもの。	制度区分 制度内容	法律 一定規模以上の工事について、再資源化施設への搬出を義務付けるもの。				法律(国家規格:工業標準化コンクリート用再生骨材H.M.Lの3種類の品質規格を定め、民間認証機関により認証を付与するもの。)	
大韓民国	アスファルト塊					アスファルト混合物	制度名称	循環骨材義務使用制度	制度名称	循環骨材品質基準
							制度区分 制度内容	法律 『建設廃棄物のリサイクルの促進に関する法律』第38条に基づき、アスファルト舗装材料に一定量以上の循環骨材の使用を義務付けるもの。	制度区分 制度内容	法律 『建設廃棄物のリサイクルの促進に関する法律』第35条に基づき、循環骨材の品質基準を規定するもの。同法第36条に基づく「循環骨材認証制度」と一体となり、再生骨材の品質の保証等を付与するもの。
	コンクリート塊					再生コンクリート骨材			制度名称	循環骨材品質基準
									制度区分 制度内容	法律 『建設廃棄物のリサイクルの促進に関する法律』第35条に基づき、循環骨材の品質基準を規定するもの。同法第36条に基づく「循環骨材認証制度」と一体となり、再生骨材の品質の保証等を付与するもの。
	</									

※規制的手法(義務化など)により、リサイクル促進を図る制度のみ記述。
※インセンティブ付与等に基づくリサイクル促進策については、記述していない。

(3) シンガポールにおける建設リサイクル推進策のあり方

シンガポールにおいては、表-2. 24 に見られるとおり、建設リサイクル推進に関する義務的制度は設けられていない。しかし、建設廃棄物の搬出においては、最終処分費用(埋立費用)が 77 S\$/t とシンガポールとしては高額に設定しており、そのため、より安価な処理施設に搬出され再資源化が行われる

とのことである。

一方、再生資材の利用においては、再生アスファルト混合物については通常品（新材）よりも安価であるため、市場原理によりリサイクルが推進されるとのことであるが、コンクリート塊のリサイクル品（再生砕石等）については通常品よりも安価であるものの、行政当局の材料承認が得られにくいことなどから利用が進んでいないとのことである。

このため、再生材使用に関する材料承認の柔軟な運用や、新材使用に対する材料承認の不許可等の運用などにより、建設資材の利用促進を図ることが可能と考えられる。

(4) 台湾における建設リサイクル推進策のあり方

中華民国（台湾）においては、アスファルト塊の再資源化促進に関する制度のみが運用されている。

これは、アスファルト塊の再生材である再生アスファルト混合物などが通常品（新材）と比較して安価であり、再資源化促進を義務化しても需要先が十分あるために指定したものである。一方、コンクリート塊の再生材である再生砕石については天然資材よりも高価であるため、通常の市場原理によるリサイクル促進は期待できない。

したがって、再生砕石等の需要拡大を図る制度の整備も必要と考えられ、その様な状況になれば、コンクリート塊を『資源回収再利用法』の「再生資源」への指定を行い、再資源化促進を義務化する方法の必要性を検討すべきとも考えられる。

2.6 共通の考え方に基づく環境安全品質管理手法確立に向けた課題

韓国、中国、台湾との会合を通して、各国では循環資材の利用推進は重要課題であると認識されている一方、環境安全品質基準に類する基準はほぼ未整備の状態であることが確認された。その中で、既存の廃棄物処分基準や土壌基準などを単純に援用せず、循環資材として備えるべき品質を提示することの重要性について、各国の参加者から理解を得られたと思われる。

また、各国との会合を通して、周辺環境の保全、すなわち周辺環境における環境基準の達成を、循環資材の備えるべき環境安全品質として設定することの合理性を確認できた。それとともに、各国の環境基準は独自のバックグラウンドを持つことから、それぞれを十分に精査するとともに、各環境媒体間の相互関係を理解することが必要である。例えば、韓国における環境基準の設定項目は、一部の環境媒体にのみ設定されているものや、すべてに共通のものなどがあり、また、階層化や土地形態ごとに基準が設定されていることを考慮することで、より合理的な（使用可能性が広がる）環境安全品質を設定できる可能性がある。そこで、例えば図－2.12 に示すような原図に各基準設定項目の有無や数値を表示することにより、相互関係の把握や各国間の環境基準等の構造の相違が明らかになると思われる。

また、土壌の試験方法は、韓国、中国、台湾では溶出試験ではなく強酸抽出による全含有量であり、日本（水溶出による溶出量試験と 1M 塩酸抽出による含有量試験）とは大きく異なることから、適用すべき試験方法や数値モデルもそれに応じたものとする必要がある。

研究者ネットワークの構築の面においては日本を軸として、関係を築くことが出来た。今後更に、相互訪問やワークショップ開催を通して、より面的なネットワークを構築し、アジアにおける循環資材利用推進と環境安全品質管理手法の確立に向けて取り組むことが重要である。

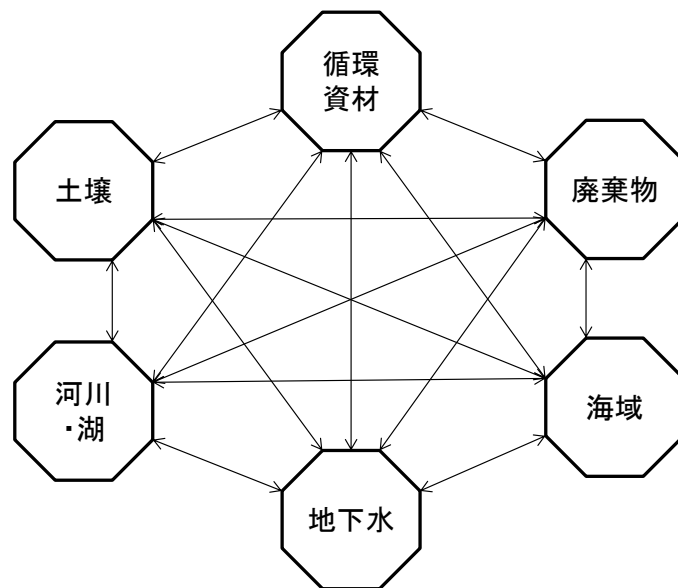


図-2.12 環境媒体間の相互影響

引用文献

- 1) 環境省 (2011) 平成 23 年度版環境・循環型社会・生物多様性白書、
<http://www.env.go.jp/policy/hakusyo/h23/index.html>
- 2) 日本工業技術標準調査会 (2012) コンクリート用骨材又は道路用等のスラグ類に化学物質評価方法を導入する指針に関する検討会総合報告書、
http://www.jisc.go.jp/newstopics/2012/201203slag_hokokusho.htm
- 3) 日本能率協会総合研究所 (2012) 韓国における副産物・廃棄物リサイクル実態調査業務報告書（環境研究総合推進費補助金 研究事業 受託業務）
- 4) 韓国国立環境科学院提供資料 (2012)
- 5) 日本能率協会総合研究所 (2013) 日本、台湾、中国における副産物・廃棄物リサイクル実態調査業務報告書（環境研究総合推進費補助金 研究事業 受託業務）
- 6) 日本能率協会総合研究所 (2014) アジア諸国にリサイクル推進制度に関する調査業務報告書（環境研究総合推進費補助金 研究事業 受託業務）

3. 循環資材環境安全性評価シミュレーションモデルの構築に向けた、バッチ溶出試験とカラム試験の互換性に関する検討

立命館大学 石森洋行
国立環境研究所 肴倉宏史、遠藤和人

3.1 研究目的

本研究課題の目標とする東アジア各国での循環資材の利用・設計を目指すうえでは、各国における気温・降雨・地質等の環境条件の違いは化学物質の溶出挙動に影響を及ぼすため、それらの影響を適正に評価し、長期にわたる溶出量を予測できる数理モデルが必要である。研究目標としては、現場における循環資材の密度や間隙率、埋立高さ等を模したカラム溶出試験の結果を予測し得る数理モデルを構築することである。これまでの既往研究ではバッチ溶出試験の結果からカラム溶出試験の溶出挙動を予測するための検討が多くなされてきている¹⁾ものの、その予測を成功させた例はほとんど無い。その理由には、(a) バッチ試験とカラム試験では溶出に与える条件として何が異なるのかが未解明であること、(b) 予測対象とするカラム試験ではみず道の影響により溶出に寄与する循環資材の量が制限されること等、が挙げられる。本研究期間では、これらの要因解明を行い、溶出に及ぼす流体流速の影響の点からバッチ溶出試験とカラム溶出試験の互換性を議論するとともに、また循環資材を埋め立てた現場レベルの溶出挙動評価を行うためのみず道の影響をカラム溶出試験と X 線 CT 解析を用いた間隙構造解析より明らかにすることで、循環資材利用現場における溶出挙動予測評価モデルの構築を検討した。

3.2 研究方法

3.2.1 適用した溶出試験の概要

本研究で適用した溶出試験の概念図を、図-3.1 および図-3.2 に示す。シリアルバッチ試験とは、ある一定量の溶媒と試料を接触させるバッチ型の溶出試験の一種で、固液分離後に、新たな溶媒を試料に加えて溶出操作を再度開始する方法である。溶出液を順次得ることにより、試料と溶媒との接触量や接触時間の関数として溶出挙動を整理できる。カラム試験はカラムに充填した試料に溶媒を連続通水する試験であり、シリアルバッチ試験と同様に、試料と溶媒との接触量や接触時間の関数として溶出挙動を整理できる。ただし、同時に接触する水量がシリアルバッチ試験よりもずっと少なく、現場に近いレベルでの評価が可能である。本研究では、溶出メカニズムの相違を検討するために、接触水量や溶媒の流速をバッチ試験に近づけることが可能な循環型カラム溶出試験（図-3.2）を新たに考案した。

3.2.2 バッチ溶出試験

試験試料には銅スラグを用いた。溶出量に及ぼす溶出媒体の流速の影響を明らかにするために、攪拌速度をパラメータとしたシリアルバッチ溶出試験を行い、溶出量と環境流速の関連付けを試みた。実験方法は、粒径 1-2 mm に調整した銅スラグ 75 g と純水 750 mL（液固比 10）を 1,000 mL 容のハイベッセル容器に入れ攪拌速度 0 rpm、30 rpm、60 rpm、および 120 rpm の 4 水準でシリアルバッチ溶出試験を開始し、溶媒は 1、2、4、8、16、32、64、128 日目に新たな純水と置換し、各置換操作で得られる溶媒に含まれる無機イオン 26 種を ICP 発光（Seiko Vista Pro）および ICP-MS（Agilent 7500）を用いて測定した。

これらの置換操作で得られる各フラクションの濃度と溶媒置換操作の時間間隔から、各フラクションにおける溶出速度と平均溶出時間を次式により算出する。

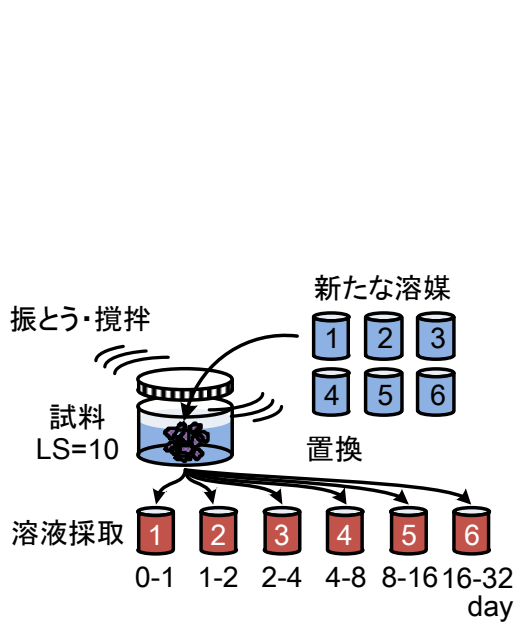


図-3.1 シリアルバッチ試験の概念図

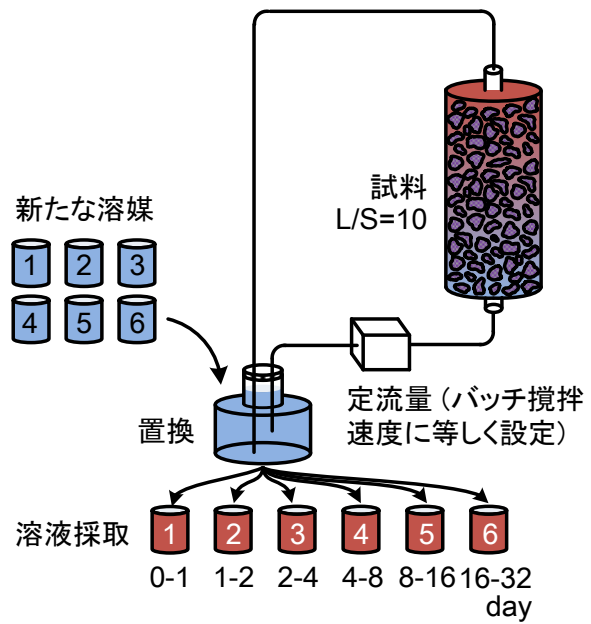


図-3.2 循環型カラム溶出試験の概念図



(a) バッチ溶出試験



(b) 循環型カラム溶出試験

図-3.3 実験状況

$$J_i = \frac{c_i - c_{i-1}}{t_i - t_{i-1}} \frac{V}{m} \quad (3.1)$$

$$\bar{t}_i = \left(\frac{\sqrt{t_i} + \sqrt{t_{i-1}}}{2} \right)^2 \quad (3.2)$$

ここで、 J_i ：フラクシオン i における溶出速度 (mg/kg/day)、 c_i ：フラクシオン i に含まれる化学物質濃度 (mg/L)、 t_i ：フラクシオン i の溶媒置換時刻 (day)、 V ：溶媒量 (mL)、 m ：試料質量 (g)、 $\bar{t}_i$ ：平均溶出時間 (day) を表わす。各フラクシオンで得られた溶出速度 J_i と平均溶出時間 $\bar{t}_i$ の関係を両対数軸にプロットし、その切片が初期溶出速度 K 、勾配が溶出時間指数 a となる。溶出時間指数 a は溶出のメカニズムを表わすパラメータであり、 $a = 0$ のとき溶解（溶出速度一定）、 $a = 0.5$ のとき内部拡散（固液間の濃度差を駆動力とする）、 $a = 1.0$ のとき化学平衡（液相濃度一定）として溶出挙動の類型化できる。

また溶出試験中の巡回流速を、電磁流速計（二次元流速計 2500、ケネック株式会社）で測定した。これにより溶出量との関係を調査し、媒体流速の異なる環境下にある循環資材からの溶出挙動をモデル化するための知見を得る。このシリアルバッチ試験では各攪拌速度における溶出量のばらつきをみるために、各水準において2回ずつ試験（合計 2×4 水準 = 8 回）を行った。

表-3.1 銅スラグを用いた循環型カラム溶出試験の条件

	単位	Case 1	Case 2	Case 4	Case 6	Case 7
カラム内径	mm	10	14.2	30	30	30
カラム高さ	mm	300	300	300	300	300
試料質量	g	45	90	403	403	403
溶媒量	mL	448	903	4,032	4,032	4,032
乾燥密度	g/cm ³	1.90	1.90	1.90	1.90	1.90
間隙率		0.46	0.46	0.46	0.46	0.46
通水方向		上向流	上向流	上向流	上向流	上向流
ポンプ流量	mL/min	610	850	850	26.9	0.85
平均流速	cm/s	12.9	8.95	2.00	0.06	2×10^{-3}
備考		200 rpm 攪拌に相当	120 rpm 攪拌に相当	30 rpm 攪拌に相当		

3.2.3 上向流循環型カラム溶出試験

試験試料には粒径 1-2 mm の銅スラグを用いた。循環型カラム溶出試験とは、一般のカラム溶出試験とは異なり、カラムから排出された浸出液を通水溶液として繰返し使用するものである。カラム容器に所定量の銅スラグを詰め、その 10 倍量の蒸留水を給水ボトルに入れそこから定流量ポンプでカラムに送液し、カラムから排出される浸出液は給水ボトルに返送する。所定期間経過した後、給水ボトルを新たな蒸留水で満たしたものと置換し、循環通水を再開する。この置換操作を試験開始から 1、2、4、8、16 日目に行い、このとき得られる各フラクションの化学物質濃度を測定する。各々の濃度と溶媒置換操作の時間間隔から、各フラクションにおける溶出速度と平均溶出時間を、式(3.1)と式(3.2)より算出する。

前述のシリアルバッチ試験によりこれらの溶出パラメータを算出するが、ここでは溶出試験条件を全く同じにした循環型カラム溶出試験を行い溶出パラメータを算出することで、バッチとカラム試験の違いを明らかにし、カラム試験のような循環資材の利用条件下における溶出量推定のための知見を得る。

図-3.1 から図-3.3 に循環型カラム溶出試験の概念図を、また表-3.1 に条件を整理した。通水条件では、昨年度のシリアルバッチ溶出試験で実施した攪拌速度 30 rpm、120 rpm、200 rpm のときに発生した流体流速に合うように、カラム溶出試験では、そのカラム内径と通水流量を設定した。またカラム高さは、廃棄物資源循環学会の試験規格(案)に従い、300 mm とした。

3.2.4 下向流カラム溶出試験

試験試料には粒径 2 mm 以下、100 mm 角の廃棄コンクリートを用いた。図-3.4 と図-3.5 のように、カラムに廃棄コンクリートを詰めて、蒸留水を通水溶液として下向流で通水した。カラム排出液をポリタンクに集め、試験開始から 1、2、4、8、16、32 日目にポリタンク中に溜まったカラム排出液を全量回収し、その化学物質濃度を測定する。各々の濃度と溶媒置換操作の時間間隔から、各フラクションにお

ける溶出速度と平均溶出時間を、式(3.1)と式(3.2)より算出する。なお、カラム試験の条件は、粒径 2 mm 以下の試料については内径 30 mm、高さ 300 mm の容器に乾燥試料 260 g を充填してカラムを作製し（乾燥密度 $1,360 \text{ kg/m}^3$ 、間隙率 46.2%）、100 mm 角の試料に

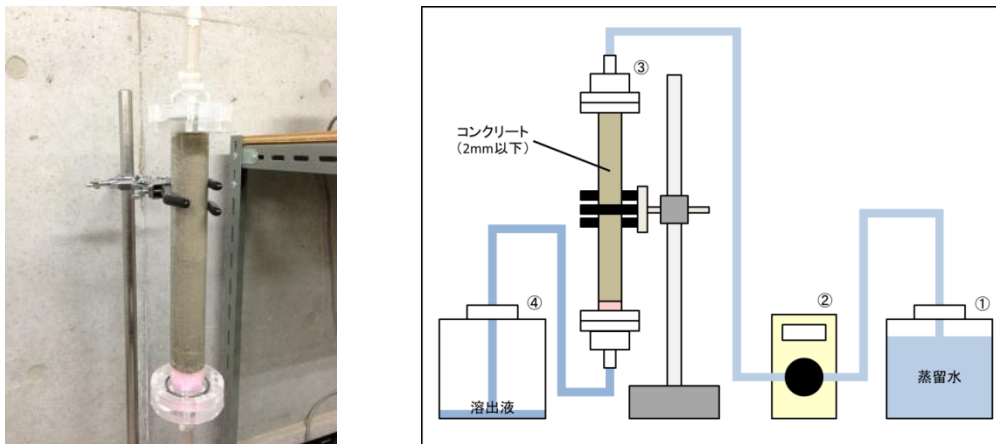


図-3.4 粒径 2 mm 以下廃棄コンクリートを用いた下向流カラム溶出試験

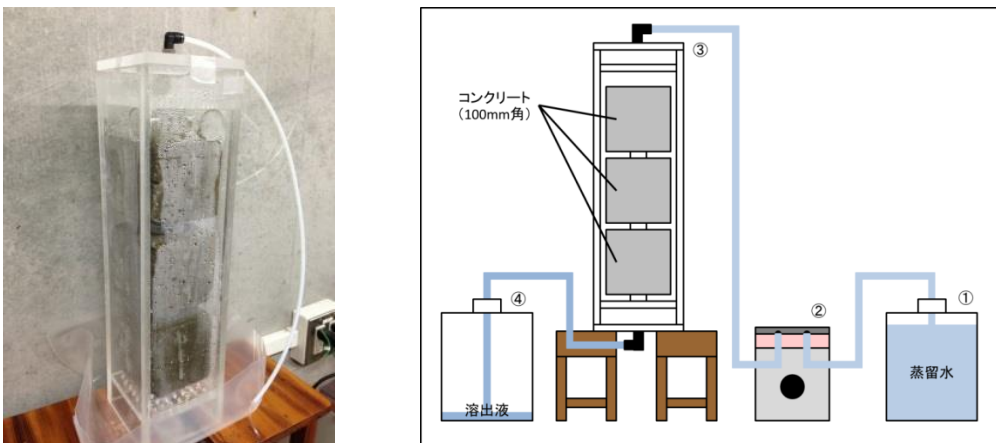


図-3.5 100 mm 角廃棄コンクリートを用いた下向流カラム溶出試験

については内寸法として縦 110 mm、横 110 mm の断面積をもち、高さ 460 mm の容器に 2,480 g の廃棄コンクリートブロック 3 個を鉛直に積み上げてカラムを作製した（乾燥密度 $1,340 \text{ kg/m}^3$ 、間隙率 46.2%）。通水速度は、日本の年間降雨量 1800 mm/yr となるように調整した。

3.2.5 銅スラグ充填カラムの間隙構造解析

循環資材を使用した現場の溶出挙動を評価するための下向流カラム溶出試験において、その溶出量に対してみず道が影響する割合を数値解析的に調べるために、円筒径アクリル容器に粒径 1-2 mm の銅スラグを詰めた供試体（乾燥密度 1900 kg/m^3 ）に対してマイクロフォーカス X 線 CT 分析（TOSHIBA TOSCANNER 32300）により間隙構造を評価した。マイクロフォーカス X 線 CT 装置は、ミクロン単位の分解能を有しており、砂地盤材料程度であれば、3 次元間隙構造を鮮明に可視化し、地盤材料内部の間隙構造や粒子構造、流体の残留分布を高精度に 3 次元的な評価が可能となる。高解像度の画像は、間隙構造の 3 次元分布の可視化評価にとどまらずその定量的な評価まで可能にしつつある²⁾。本研究では、任意断面おける CT 画像は縦 1024 pixel、横 1024 pixel（1 pixel あたりの分解能は 0.012 mm）であり、高さ方向に 890 枚（1 枚 1 枚の間隔は 0.012 mm）とした。

撮影した CT 画像は、市販ソフトウェア Scan IP によって三次元立体構造として銅スラグの間隙構造を可視化した。得られた間隙構造は解析空間として、次式による流体解析を行うことで間隙構造を流れる通水溶液の流れを計算した。

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \mathbf{u}) = 0 \quad (3.3)$$

$$\rho_g \frac{\partial \mathbf{u}_g}{\partial t} + \rho (\mathbf{u} \cdot \nabla) \mathbf{u} = \nabla \cdot \left[-p \mathbf{I} + \mu \left(\nabla \mathbf{u} + (\nabla \mathbf{u})^T \right) \right] + \mathbf{F} \quad (3.4)$$

ここで、 $\mathbf{u}$ ：流速 (m/s)、 p ：水圧 (Pa)、 ρ ：流体密度 (kg/m³)、 μ ：粘性係数 (Pa*s)、 $\mathbf{F}$ ：体積力 (N/m³) を表わす。体積力 $\mathbf{F}^g$ は、一般には重力項を表わし、鉛直上向きを正とした場合、 $F_x = 0$ 、 $F_y = 0$ 、 $F_z = -\rho g$ となる。本計算結果から、溶出に寄与しない不動水の割合を求めることで、下向流カラム溶出試験においてみず道発生による溶出量抑制の影響がどの程度であるのかを試算した。

3.3 研究結果

3.3.1 バッチ溶出試験とカラム溶出試験の違い

溶出液の検液に含まれる無機イオン濃度を ICP 発光および ICP-MS により測定したところ、顕著な溶出を示したのは Ca、Cu、Mg、Na、Si、Mn、Ni、Zn、Sr、Ba であった。ここでは Ca と Cu の挙動について述べる。図-3.6 は循環型カラム溶出試験で所定の経過日数を経たときの溶出液の濃度を示し、図-3.7 は全く同一の条件でシリアルバッチ溶出試験を行ったときの結果である。カラム溶出試験、バッチ溶出試験のいずれの場合でも、流速が速いほど溶出濃度は高くなった。

図-3.8 は、図-3.6 と図-3.7 で示した溶出濃度に基づき式(3.1)と式(3.2)にしたがい、溶出速度を求めたものであり、そのフィッティングから得た溶出パラメータ K と a を表-3.2 に整理した。初期溶出速度を表わすパラメータ K をみると、同じ流速レベルで比較したとき、バッチ試験よりもカラム試験の方が溶出速度は大きい結果となった。この理由は、バッチ試験では上澄みを攪拌することで発生した流速は銅スラグ表面をフラッシングする流速と同じとみなせるのに対して、カラム試験では溶媒が銅スラグの間隙を縫うように流れるため、その間隙内流速は間隙率やみず道の影響により設定した通水流速よりも速くなる。溶出溶媒の流速が速いほど溶出は卓越するため、カラム試験の方が溶出速度は高くなったと考えられる。この結果から、バッチ試験とカラム試験の溶出挙動の互換性を解明するには、カラム試験時の充填試料内の間隙構造とその中を流れるみず道の評価が必要になると考えられる。

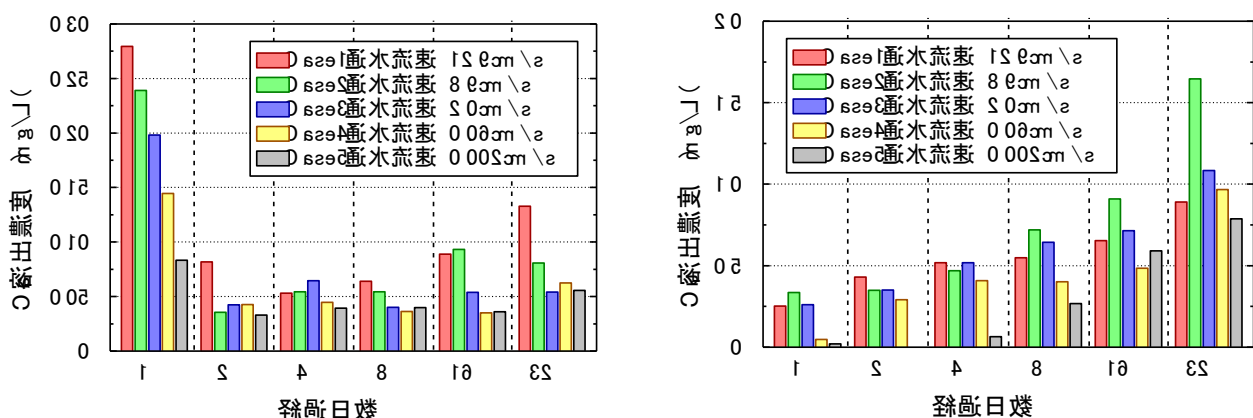


図-3.6 カラム試験から得た Ca と Cu 濃度

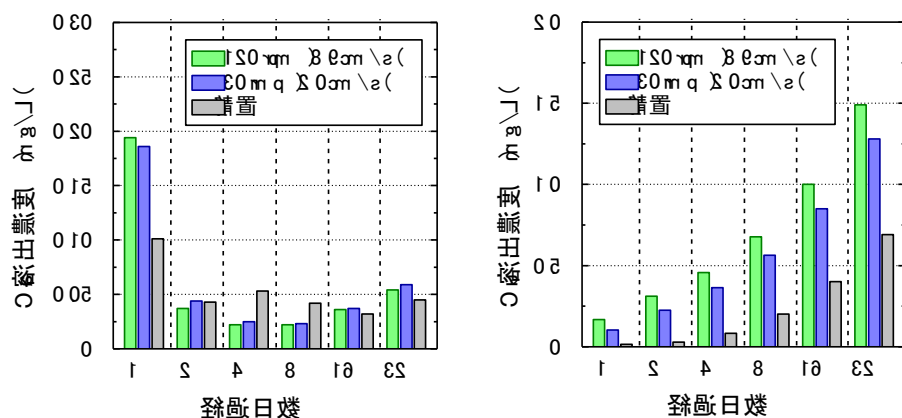


図-3.7 バッチ試験の結果

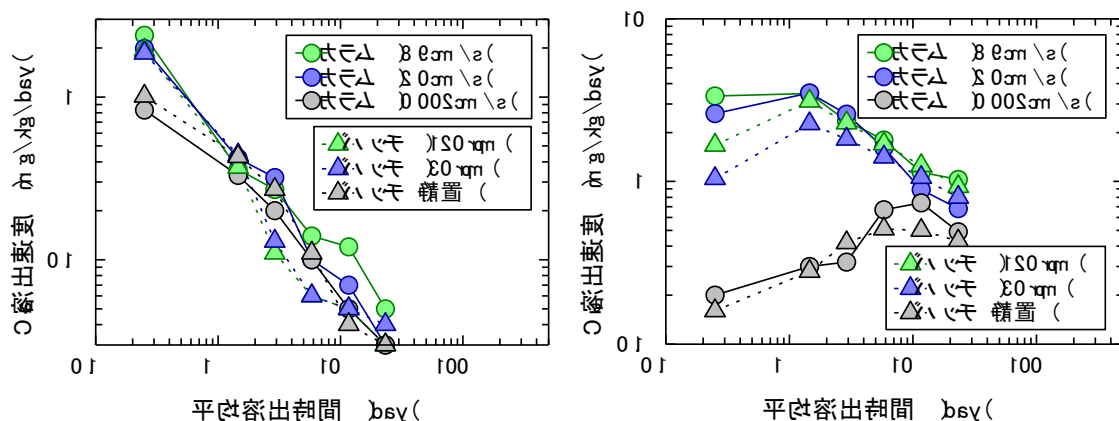


図-3.8 カラム試験およびバッチ試験から得た Ca と Cu の溶出速度の比較

表-3.2 カラム試験とバッチ試験時の溶出挙動に及ぼす流速の影響

流速 (cm/s)	Ca				Cu			
	カラム試験		バッチ試験		カラム試験		バッチ試験	
	K	a	K	a	K	a	K	a
12.9	0.855	-0.82			5.599	-0.76		
8.9	0.648	-0.81	0.439	-0.94	4.239	-0.52	3.654	-0.44
2.0	0.610	-0.91	0.463	-0.93	4.675	-0.63	3.190	-0.45
0.06	0.483	-0.86			3.541	-0.63		
0.002	0.459	-0.86	0.438*	-0.84*	3.108	-0.59	2.891*	-0.58*

* 静置条件の溶出試験から得た値であるが、流速が限りなく小さい条件とみなして、流速 0.002cm/s に対する溶出パラメータとして整理した。

溶出メカニズムを表わすパラメータ a ($a = 0$ のとき溶解、 $a = -0.5$ のとき固体内拡散、 $a = -1.0$ のとき化学平衡) に着目すると、Ca ではバッチ試験では攪拌流速が大きいほどその値は小さく、カラム試験では通水速度が大きいほどその値は大きくなる。これは、バッチ試験では攪拌速度を大きくすると溶出が卓越するため、バッチ容器内の溶出濃度は高くなり溶媒-試料間で固液平衡に達しやすくなるためである。一方でカラム試験では通水流速が速いほど間隙内に化学物質は残留しにくくなるため、銅スラグからの

溶出は固液平衡ではなく固体内拡散の影響も強くなると考えられる。一方 Cu は pH が中性～アルカリ性にかけて沈殿を形成し、沈殿物がカラム試料内に残留する等の可能性もあることから得られた数値と溶出メカニズムの関係を再検討する必要がある。

3.3.2 下向流カラム溶出試験の溶出量に及ぼすみず道の影響

図-3.9 に粒径の異なる廃棄コンクリートを使用したバッチ溶出試験とカラム溶出試験の結果を示す。溶出液中の Na の溶出挙動について整理した（廃棄コンクリートからは Ca の溶出が顕著であったが Ca は pH や大気との影響により化学形態が変化するため、ここではこのような化学形態の変化の少ないアルカリ金属 Na について着目した）。バッチ溶出試験は、粒径が細くなるほど溶出量は増加しており、溶出メカニズムが固体内拡散によるものと仮定すると、粒径が細くなるほど拡散距離は短くなり溶出量は増加するので、溶出量に対する粒度の影響は傾向としては正しいと考えられる。バッチ試験による溶出量と、カラム試験による溶出量を比較すると、カラム試験による溶出量の方が 1 オーダー程多いが、これはバッチ試験に用いた試料の質量よりもカラム試験に用いた試料の質量の方が多いためである。この影響を正規化するために、単位試料質量あたりの溶出量を求めたものを図-3.10 と図-3.11 に示す。

単位試料質量あたりの溶出速度は、2 mm 以下試料の場合ではバッチ試験、カラム試験ともにほぼ同じであった。試料を水没させたバッチ試験と、同程度の溶出速度がカラム溶出試験でも得られたことから、粒径 2 mm 以下試料の場合ではみず道の発生もしくはそれに追従する溶出量の抑制はほとんど現われなかったと考えてよい。一方で 100 mm 角の試料を用いた場合では、バッチ試験（飽和）よりもカラム溶出試験（不飽和）の方が溶出量は約 1/10 倍になっており、これはみず道の発生（不飽和条件）による溶出面積の減少が生じたためだと考えられる。

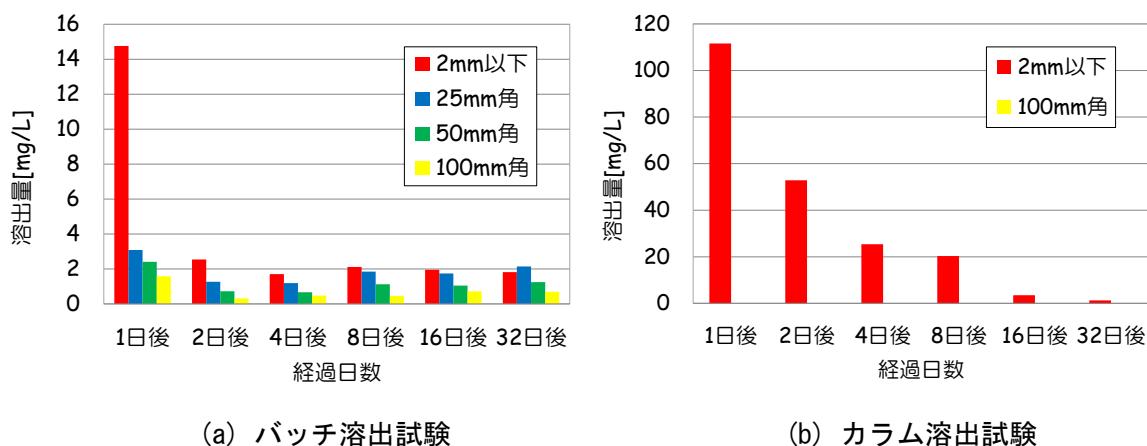


図-3.9 廃棄コンクリートを使用したバッチ溶出試験とカラム溶出試験時の Na 溶出量

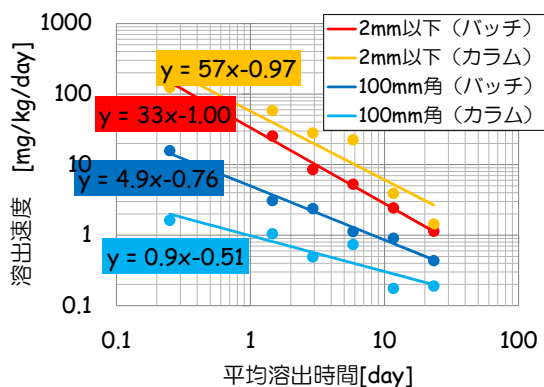


図-3.10 単位試料質量当たりの溶出速度

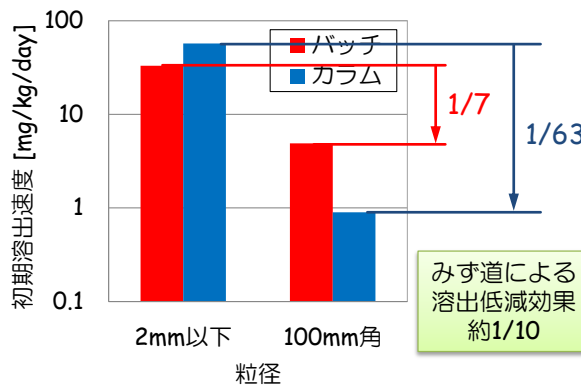


図-3.11 みず道による溶出量の低減効果

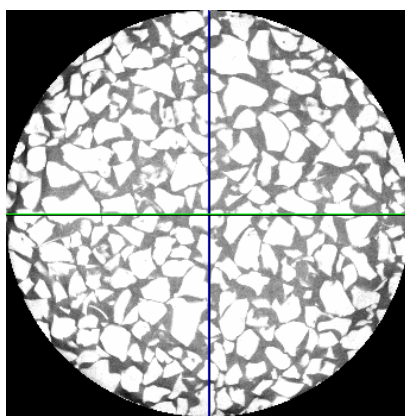
(3) 間隙構造に発生し得るみず道の割合

図-3.12 に X 線 CT 分析に供した試料と、任意断面の CT 画像、およびそれを立体化して間隙構造を示す。X 線 CT 分析では、被写体の密度分布を CT 画像ではコントラストとして表現できる。銅スラグの土粒子密度は $3,500 \text{ kg/m}^3$ であり、間隙中の空気はほぼゼロであることから、銅スラグと間隙空気には十分な密度差があるため CT 画像には間隙構造が明瞭に写し出すことができた。

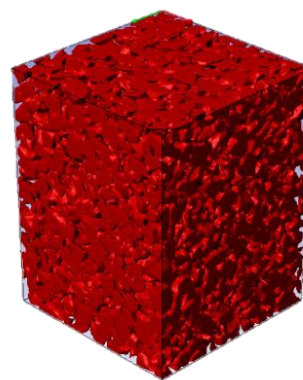
図-3.13 は、得られた間隙構造を対象にその中を流れる流体の移動を計算した結果である。解析条件は、解析モデルの側方 4 面を不透水境界として、上部に水位 10 cm の圧力固定境界、下部に水位 0 cm の圧力固定境界を与えた。解析結果では、図のコントラストは間隙内流速を表わしており、間隙内流速が早い部分は通水溶液が選択的に流れることを意味し、すなわちみず道を示唆している。一方で間隙内流速が遅い部分は、たとえその近傍のスラグから化学物質が溶出しても流速が遅いためその溶液は滞留するので、見かけ上溶出には寄与していないことになる。したがって、間隙内流速を高いエリアを溶出に寄与する有効間隙率としてみず道をパラメータ化した。その結果、図-3.13 に示す解析空間は間隙率 37.8% であり、そのうち、間隙内流速が最大値の $1/100$



(a) 供試体



(b) 任意断面の CT 画像



(c) 三次元間隙構造

図-3.12 X 線 CT 分析より得た銅スラグカラムの間隙構造

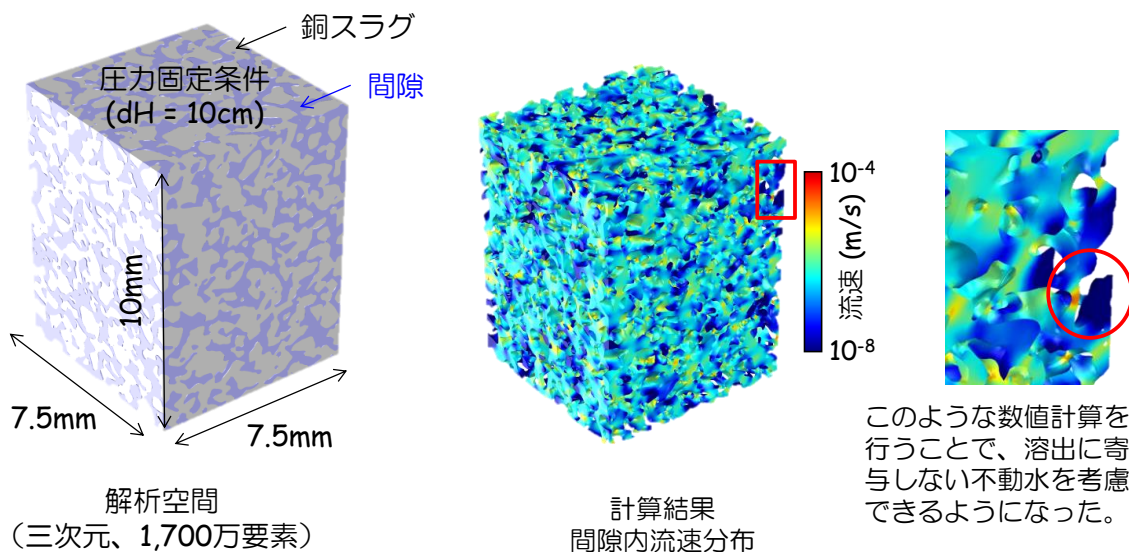


図-3.13 間隙構造を対象とした流体解析と、得られた間隙内速度分布

倍以上をもつ有効間隙率は 25.2%であった。本計算により、循環資材を埋め立てた現場やカラム溶出試験では、みず道により化学物質の溶出量が抑制されることが確認できた。

3.4 まとめ

循環資材利用現場における長期溶出量がシリアルバッチ試験から予測できるのかを議論することを目的とし、循環型カラム溶出試験を新たに提案し、カラム試験とバッチ試験から得られる長期溶出挙動の違いを議論した。バッチ試験とカラム試験での溶出条件を同じにして検討を行ったところ、溶出溶媒が同じ流速レベルの場合、バッチ試験よりもカラム試験から得た溶出速度の方が高くなった。この原因にはカラム充填層の間隙構造にみず道が発生し、みず道を流れる流体流速は見かけ上の間隙内流速よりも高くなったためだと考えられる。

循環資材利用現場の溶出量に及ぼすみず道の影響を評価するために、既知サイズの廃棄コンクリートを用いてバッチ溶出試験と下向流カラム試験を行った。粒径 2mm 以下と 100mm では、みず道による溶出抑制効果は約 1/10 倍と示唆された。その理論的な検証方法を銅スラグを対象とした X 線 CT 分析により検討を行ったところ、銅スラグは明瞭な CT 画像を得るための有効な試料であり三次元的な間隙構造の可視化や、それを用いた流体解析を実施することができた。間隙構造を対象とした流体解析を行ったところ、間隙内に発生する流速分布からみず道の発生を定量的に評価することができ、有効間隙率として算出したところ 25.2%（全間隙率は 37.8%）であった。これにより現場では、みず道は発生し得るものであり、それにより溶出に寄与する面積が低下するので溶出量は小さくなることが示された。本計算の特徴はみず道の存在を可視化・定量化できる点にあり、本研究期間ではみず道の存在を有効間隙率として表現するにとどまっているが、本計算の特長はみず道の存在を可視化・定量化できる点にある。今後は有効間隙率と溶出量の関係について解析を行うために、流体解析と移流分散解析を連成した検討や、みず道（有効間隙率）に及ぼす試料長さや通水速度の影響をみるためのパラメータスタディ等を行うことが必要である。

引用文献

- 1) 例えば、Sarynna Lopez Meza, Andrew C. Garrabants, Hans van der Sloot, David S. Kosson (2008)
Comparison of the release of constituents from granular materials under batch and column testing, *Waste Management*, 28, 1853-1867.
- 2) Fujiki, Y., Tinet, A.J., Mukunoki, T., Mikami, K. and Sato, T. (2013), “Flow simulation of LNAPL sweeping out due to water injecting in porous material using LBM”, *Proc. of 13th Geo-Environmental Engineering (GEE 2013)*, pp.64-69.

4. 東アジア各国の気候・地盤パラメータ調査と解析

国立環境研究所 遠藤 和人、肴倉 宏史
立命館大学 石森 洋行

環境影響解析モデルの開発にあたっては、中国、韓国、台湾における地域の地盤特性に依存する移流分散パラメータ、気候条件を考慮することが必要となる。また、新たな気候・地質条件の評価を行う際にも、既往のデータに基づいた影響評価をしておくことは極めて有効となる。そこで、本章では、中国、韓国、台湾の地質や気候条件のデータ収集を行うとともに、幾つかの組合せによる感度解析を実施し、各パラメータの影響について評価を試みた。

4.1 研究方法

4.1.1 気候・地盤パラメータ調査

中国10都市、韓国5都市、台湾2都市を対象として、以下の項目に対するデータを収集し、さらに、データの収集状況に応じて、影響評価解析に用いるパラメータは国内の知見も参考にすることとした。また、データの収集状況から、表-4.1に示す17都市に対しての取りまとめを行うこととした。なお、本節は本研究の委託業務において、各国の気象データや地質データをホームページ等の調査によりとりまとめたものであるため、個々のデータの出典は委託業務報告書¹⁾を参照のこと。

- ・ ハイエトグラフ（年変動、月変動、日変動）
- ・ 外気温（年変動、月変動、時間変動）
- ・ 表面浸透率
- ・ 土質の種類と分布（乾燥密度、間隙率、透水係数、不飽和透水係数、分配係数）
- ・ 地下水位

表-4.1 選定した都市（計17都市）

中国	北京市 (Beijing)	済南市 (Jinan)
	天津市 (Tianjin)	銀川市 (Yinchuan)
	滄州市 (Cangzhou)	西安市 (Xian)
	石家荘市 (Shijiazhuang)	成都市 (Chengdu)
	徳州市 (Dezhou)	広州市 (Guangzhou)
韓国	ソウル特別市 (Seoul)	光州広域市 (Gwangju)
	大田広域市 (Daejeon)	釜山広域市 (Busan)
	大邱広域市 (Daegu)	
台湾	台北市 (Taipei)	屏東県 (Pingtung)

4.1.2 移流分散解析

図-4.1に移流分散解析に用いる有限要素モデルを示す。濃度評価点(P1、P2)は盛土直下2m位置と、盛土法尻から水平距離20m、深度方向5m位置の2点とした。

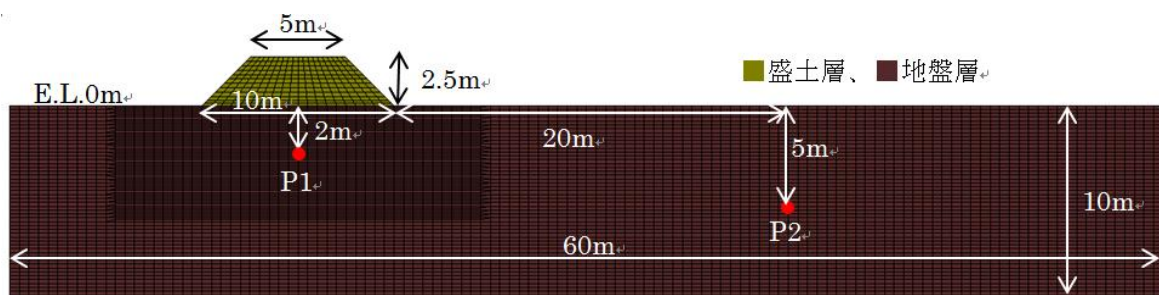


図-4.1 移流分散解析モデル

解析ケースは、以下に示すパラメータに対し、総当たり計算を実施した。本報告では、降雨量に着目し、最大・平均・最小雨量を用いて、地盤の透水係数を砂質土とし、分配係数に弱収着としたケース間の比較を示す。

表-4.2 感度解析実施ケース

感度解析項目	パラメータの変動		
降雨量	①最大	②最小	③平均
透水係数	①粘性土	②砂質土	③礫
分配係数	①非収着	②弱収着	③強収着

4.1.3 石炭灰利用地盤における溶出成分の浸透流解析

次に、韓国国立環境科学院との共通試験で行った試験結果を用いて、韓国石炭灰利用地盤を想定した浸透流解析を実施した。解析に用いた溶出試験結果を表-4.3～表-4.5に示す。3種類の石炭灰に対し、溶出試験時間ごとの濃度を整理した。

表-4.3 溶出試験結果(石炭灰 B-F)

累積溶出時間 (day)	As	Ca	Cr	K	Mg	Na	Ba	Sb	Se	V
1	0.023	89.21	0.094	0.109	0.052	0.001	0.129	0.001	0.001	0.153
2	0.023	59.544	0.03	0.019	0.064	4.995	0.262	0.001	0.029	0.225
4	0.006	50.37	0.022	0.018	0.361	1.258	0.219	0.002	0.025	0.254
8	0.021	64.08	0.001	0.014	5.424	1.072	0.431	0.013	0.027	0.084
16	0.038	58.789	0.001	0.001	18.4	0.629	0.594	0.008	0.025	0.101
32	0.048	46.314	0.001	0.001	16.529	0.434	0.575	0.011	0.015	0.101

表-4.4 溶出試験結果(石炭灰 D-F)

累積溶出時間 (day)	As	Ca	Cr	K	Mg	Na	Ba	Sb	Se	V
1	0.023	0.0029	0.025	2.98	0.001	3.915	0.064	0.214	0.001	0.001
2	0.023	547.364	0.001	2.868	0.001	3.584	0.411	0.122	0.001	0.001
4	0.023	191.49	0.001	6.01	0.001	8.178	0.425	0.03	0.001	0.009
8	0.012	48.38	0.011	2.896	0.221	4.538	0.088	0.005	0.001	0.17
16	0.019	137.259	0.016	1.631	3.319	2.665	0.342	0.022	0.005	0.12
32	0.011	322.264	0.001	1.168	4.814	1.81	0.572	0.038	0.005	0.04

表-4.5 溶出試験結果(石炭灰 N-F)

累積溶出時間 (day)	As	Ca	Cr	K	Mg	Na	Ba	Sb	Se	V
1	0.023	143.7	0.05	0.612	0.001	24.599	0.277	0.001	0.001	0.041
2	0.023	106.164	0.042	0.063	0.009	1.951	0.447	0.001	0.001	0.081
4	0.023	75.43	0.037	0.03	0.066	0.606	0.308	0.001	0.001	0.159
8	0.034	56.93	0.033	0.034	6.215	0.598	0.285	0.001	0.001	0.121
16	0.057	44.399	0.031	0.001	30.92	0.506	0.318	0.002	0.008	0.144
32	0.051	41.384	0.01	0.037	36.449	0.498	0.346	0.006	0.004	0.126

解析においては、以下に示す溶出速度式を用いて、領域内へ汚染物質を供給する仕組みがとられている。ここで、溶出速度 J は次式で表すことができる。

$$J = Kt^a \quad (1)$$

ここに、 J は溶出速度(mg/kg/s)、 K (mg/kg/s^{0.5})と a (-)は溶出パラメータ、 t は時間である。試験によって得られたデータからは、溶出パラメータ K 、 a を決定することができる。なお、 a は-1~0 の範囲で求められるが、安全側で解析を行うために、-0.5 を採用する。

韓国国立環境科学院により実施された試験データから同定した溶出パラメータ K を表-4.6 に示す。 Ca の溶出パラメータ K が非常に大きいことがわかる。また、表-4.7 に解析に用いる対象物質の溶解度を示す。これらの値は、溶出試験結果の最大値を暫定的に溶解度と考えて設定した。

表-4.6 三種類の石炭灰の溶出パラメータ K の同定結果

	B-F	D-F	N-F
As	9.20E-06	4.60E-06	1.38E-05
Ca	4.08E-02	3.75E-01	7.27E-02
Cr	2.66E-05	7.09E-06	2.87E-05

表-4.7 解析に用いる対象物質の暫定的な溶解度

	B-F	D-F	N-F
As	0.048	0.023	0.057
Ca	89.21	547.364	143.7
Cr	0.094	0.025	0.05

次に図-4.2 に、解析モデル概要図を示す。原位置の状況は石炭灰が 100m²、厚さ 1.0m に埋立されていることのみが把握されている。また、石炭灰の透水係数は透水試験が実施されており、表-4.8 に示す値が収集されたが、それ以外の情報は確認できなかったため、土壌層等の透水性およびその他の物性値は暫定的に入力した。

地下水流動および移流分散に用いる境界条件は、図-4.3 に示すように、原位置で収集された降雨量を入力し、300m 下流側において水位固定条件を与え、定常的な流れ場を算定した。地表面部は降雨に曝されることを考慮して、いずれの対象物質についても、濃度 0.0mg/L を固定条件として与えた。また、濃度の評価ポイントを下流側 50m に設定した。解析期間は 100 年とした。

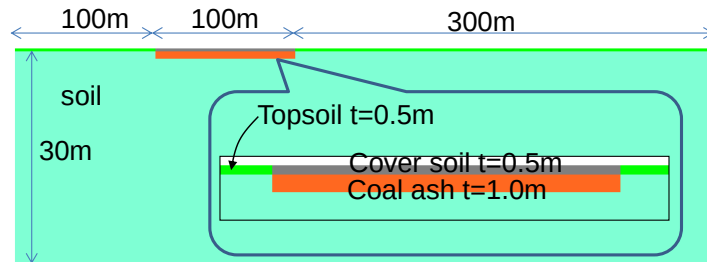


図-4.2 解析モデルの概要

表-4.8 解析に用いた地盤定数

	Hydraulic conductivity (m/s)	Porosity (-)	Density (kg/m ³)	Dispersion length L/T(m)	Partition coefficient (ml/g)
soil	1.00E-06	0.2	1,800	3.0/0.3	0.0
Coal_Ash	3.70E-08	0.1	1,765	0.1/0.01	0.0
cover soil	1.00E-05	0.2	1,800	0.05/0.005	0.0
top surface	1.00E-05	0.2	1,800	0.05/0.005	0.0

L：縦方向分散長、T：横方向分散長

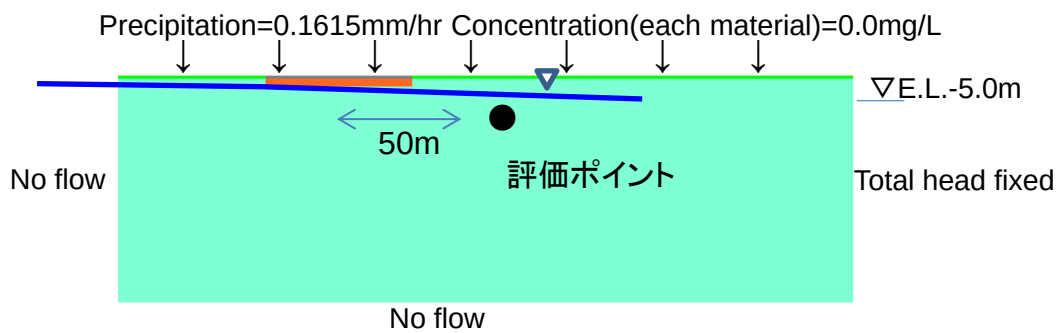


図-4.3 境界条件図

4.3 結果

4.3.1 ハイエトグラフ

表-4.3 に各都市における年平均降雨量の統計データを示す。統計データから以下のような傾向がまとめられる。

- ◆ 年平均雨量最大都市：広州（中国）
- ◆ 年平均雨量最小都市：銀川（中国）
- ◆ 17都市の年平均雨量：940mm、年平均雨量に最も近い都市：成都（中国）
- ◆ （参考）東京の年平均雨量：1530mm（1876～2011年）

表-4.3 各都市における降雨量統計データのまとめ¹⁾

中国		韓国		台湾	
都市名	年平均 (mm)	都市名	年平均 (mm)	都市名	年平均 (mm)
北京市 (Beijing)	643	ソウル (Seoul)	1,505	台北 (Taipei)	1,051
天津市 (Tianjin)	608	大田 (Daejeon)	1,512	屏東県* (Pingtung)	685*
滄州市 (Cangzhou)	655	大邱 (Daegu)	1,154		
石家荘市 (Shijiazhuang)	552	光州 (Gwangju)	1,499		
徳州市 (Dezhou)	626	釜山 (Busan)	1,601		
済南市 (Jinan)	804				
銀川市 (Yinchuan)	236				
西安市 (Xian)	642	全 17 都市の年平均雨量 ≒940mm			
成都市 (Chengdu)	977				
広州市 (Guangzhou)	1861				

4.3.2 透水係数

表-4.9 に各国における地盤の透水係数を示す¹⁾。中国 3 都市、韓国 1 都市で透水係数に関するデータが得られた。それらを地盤の種類によって分類し、粘性土については 17 点、砂については 3 点の透水係数データを収集した。

収集されたデータは十分な数とは言い難いため、わが国において一般的に解釈されている透水係数の範囲を図-4.4 に示した。これらを比較から、各地盤材料の透水係数の値（範囲）に対する各国とわが国の解釈（感覚）は共通であると推測される。

表-4.9 抽出された透水係数（単位：m/s）

	粘性土	砂質土	礫質土
北京 (Beijing)	3.877E-06		取得データなし
徳州 (Dezhou)	5.787E-06		
	7.986E-06		
欒城 (Luacheng)	4.977E-06		
	8.449E-06		
	8.218E-06		
	2.315E-07		
	3.472E-08		
	1.852E-07		
	3.877E-06		
	3.322E-06		
	2.697E-06		
ソウル (Seoul)	3.028E-06	7.856E-05	
	9.444E-07	1.890E-05	
	1.000E-06	4.750E-06	
	2.310E-06		
	2.470E-06		

(透水係数: cm/s)											
透水係数 k	10^2	10^1	10^0	10^{-1}	10^{-2}	10^{-3}	10^{-4}	10^{-5}	10^{-6}	10^{-7}	10^{-8}
排水	良			好				わずか		実用上不透水	
土質	きれいな砂利		きれいな砂、きれいな砂と砂利の混合物			細砂、砂・シルトの互層 シルト～粘土				粘土	
試験方法	室内試験	定水位透水試験				変水位透水試験				圧密試験	
	原位置試験	揚水試験				粒度分布からの推定				透水試験	

図-4.4 我が国における土質材料の透水係数例²⁾

4.3.3 移流分散解析結果

図-4.4 に、例として、降雨量に着目して整理を行った移流分散解析結果を示す。また、着目位置における濃度変化を、図-4.5 に示す。このように、降雨量、透水係数、分配係数についてアジア各都市の気候条件や地盤条件を入力することにより、各条件での移流分散解析を実施し、着目位置における濃度変化を予測評価することを可能とした。

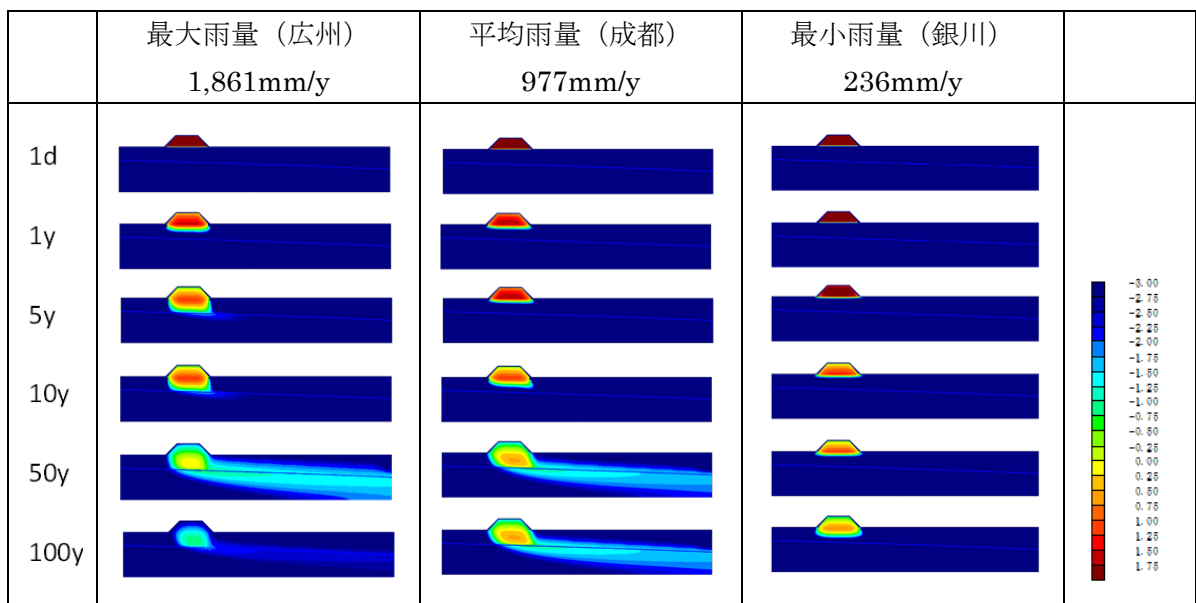


図-4.5 降雨量に着目した移流分散解析結果

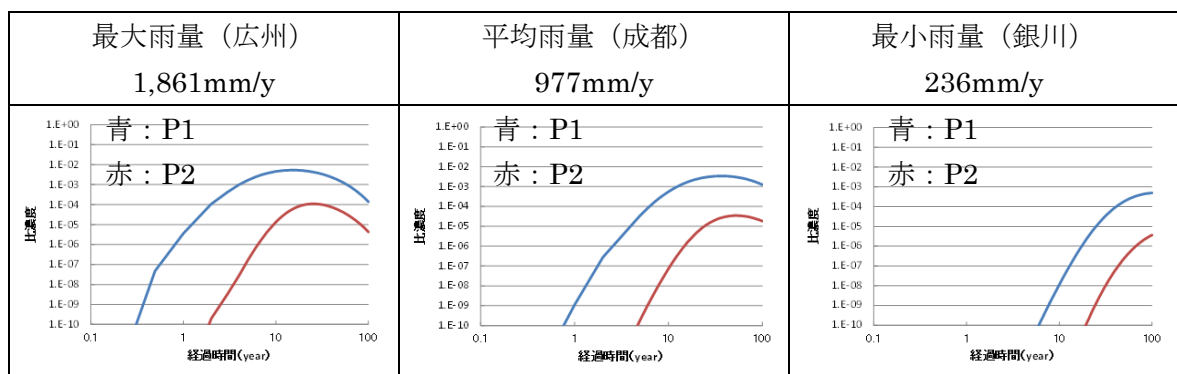


図-4.6 着目位置における濃度変化

4.3.4 石炭灰利用地盤の浸透流解析結果

図-4.7 に 100 年後における各物質の濃度分布を示す。地下水流動場は物質に依らないため、濃度の拡がりの差は、溶出パラメータのみが関係している。溶出速度に影響するパラメータは K であることから下図の差は K の大きさによる差と言える。また、図-4.8 に評価ポイントにおける濃度変化とその特徴を示すことができた。

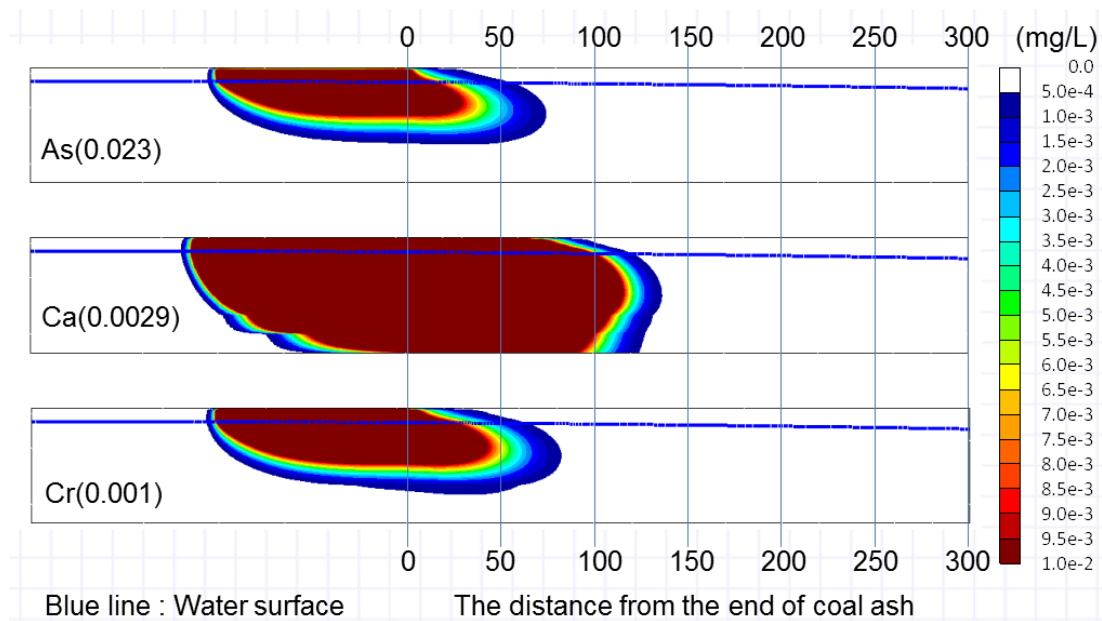


図-4.7 100 年後の濃度分布（石炭灰種：B-F）

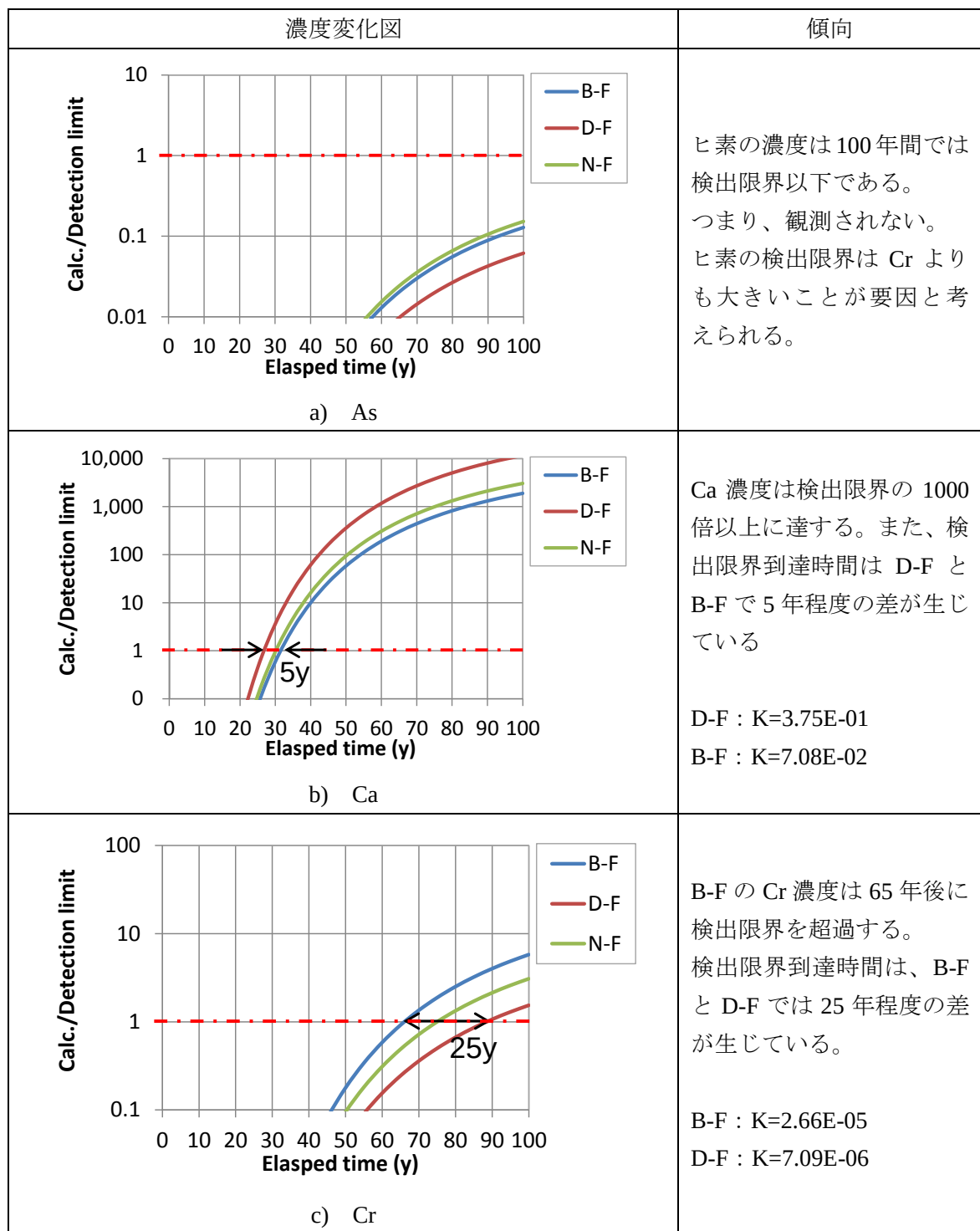


図-4.8 評価ポイントにおける濃度変化

引用文献

- 1) 地層科学研究所 (2012) 東アジア各国の移流分散パラメータ調査報告書(環境研究総合推進費補助金 研究事業 受託業務)
- 2) 地盤工学会 (1991) 根切り工事と地下水

5. 乾湿サイクル法等の環境暴露試験法の開発～乾湿繰返し履歴を受けた石炭灰混合材料の耐久性評価～

福岡大学 藤川拓朗、佐藤研一

5.1 目的

東日本大震災による原子力発電所の停止に伴い、発電電力に占める火力発電等の割合が増加しており、副次的に生成される石炭灰の発生量もまた増加している。我が国において石炭灰は、資源有効利用促進法¹⁾により指定副産物として定められ、有効利用が義務付けられている。なかでも土木分野においては、以前から電力会社、大学や建設会社を中心に石炭灰混合材料²⁾の開発が進められているものの、公共工事等で定常的に活用されるまでには至っていないのが現状である。これは石炭灰混合材料をはじめ、リサイクル材料の有効利用に関する歴史が比較的浅く、材料の品質、耐久性や安全性を長期に亘って保障する仕組みや試験法を体系化できていない点にある。そのため、石炭灰混合材料の品質の保証をはじめ、耐久性や安全性を担保していくためにも、長期的なモニタリングの実施やデータの蓄積が必要不可欠である。同時に、乾湿繰返し試験等の促進劣化試験を用い、極めて短期間の室内試験から長期耐久性を予測できるような評価手法の確立も重要な課題である。

またその一方で、石炭灰混合材料の更なる有効利用を促進するためには、適用用途の拡幅も重要な課題であり、種々の劣化環境下における石炭灰混合材料の耐久性を把握しておくことも重要である。特に近年では、酸性硫酸塩地盤が全国的に分布している³⁾ことが明らかとなっており、酸性土壌の存在が無視できない問題となっている。硫酸塩地盤とは、土中に含まれている黄鉄鉱（パイライト、 FeS_2 ）と空気が接触し、硫酸イオンが生成され、結果として土の酸性化が進行するものであり、なかには pH3 の“極強酸性土”となることもある。さらには、エトリンガイトの硫酸塩膨張によるひび割れや物理的劣化による被害が注視されていることを鑑み、地盤内に打設された石炭灰混合材料の耐硫酸性について把握することも、今後の重要な検討課題と考えられる。さらにここ最近では、中国より飛来する PM2.5（微小粒子状物質）に含まれる硫酸塩等が雨に取り込まれ、より強い酸性雨が降ることも指摘されており、地盤に与える酸性雨の影響も無視出来なくなっている状況にある。そして、これらの環境問題は、日本のみならず東アジア共通の課題であり、各国・地域それぞれの気候や地盤特性を考慮した耐久性評価手法を確立していくことが出来れば、各国の課題解決へ貢献できるものと考えられる。

以上の背景を鑑み、本研究では以下の3つを研究の主眼としてまとめている。

- i 種々の環境劣化作用を考慮した石炭灰混合材料の力学・溶出特性の把握
- ii 地盤内暴露および大気暴露環境下における石炭灰混合材料の力学・溶出特性の把握
- iii 乾湿繰返し試験を用いた石炭灰混合材料の長期耐久性評価手法の検討

i では、乾湿繰返し試験に用いる溶媒に着目し、溶媒に酸性雨や硫酸塩溶媒を用いることで種々の環境劣化因子を再現し、これらの劣化因子が石炭灰混合材料の力学・溶出特性に及ぼす影響についてまとめている。ii では、実地盤中や大気中の暴露環境下に曝された石炭灰混合材料の長期的なモニタリングデータの取得と耐久性についてまとめている。iii では、乾湿繰返し試験により得られた結果と暴露試験により得られた結果の相互関係に着目し、そこから劣化の予測手法について検討を行っている。なお、**図-5.1**には本研究のフローチャートを示している。

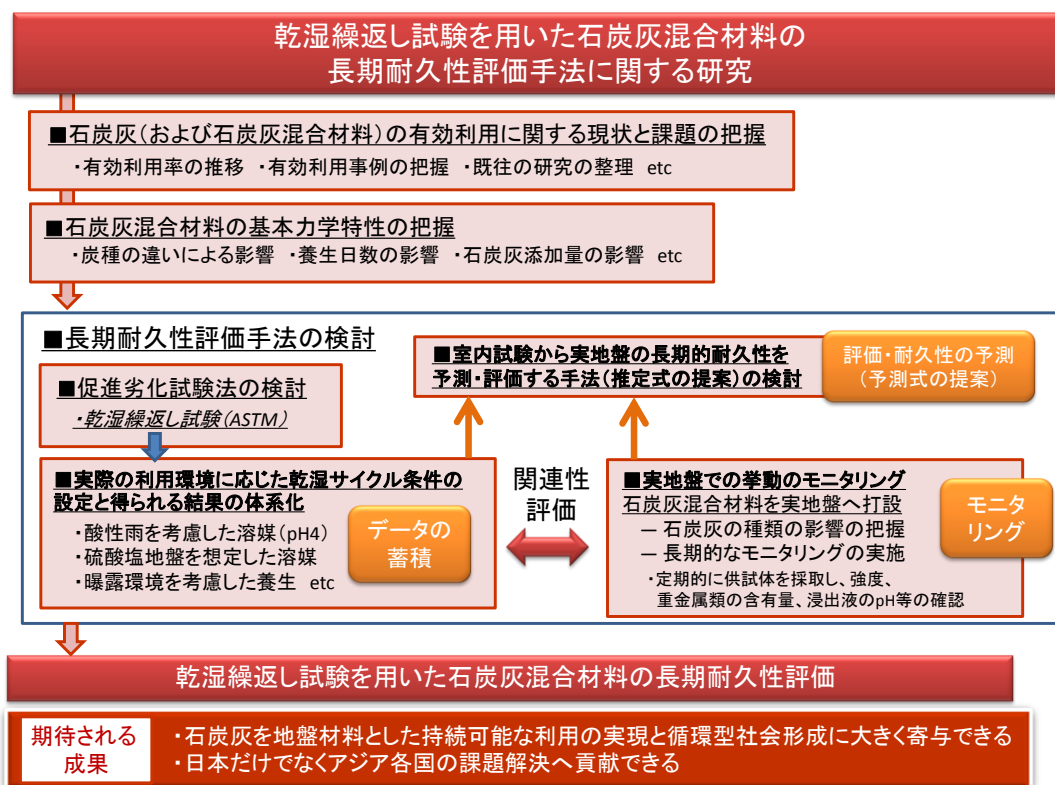


図-5.1 本研究のフローチャート

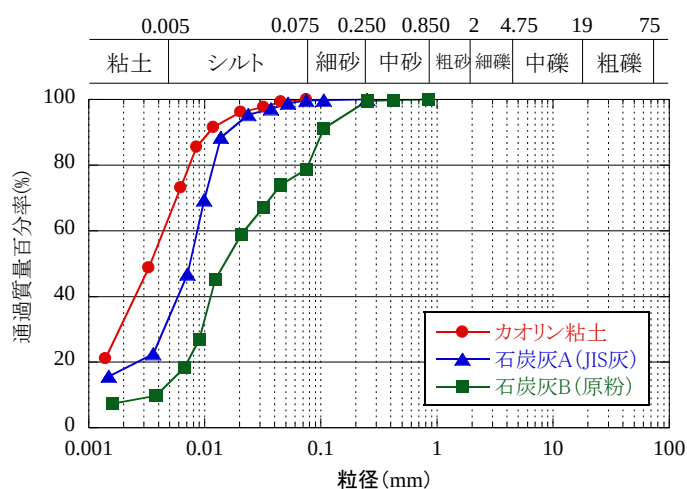


図-5.2 粒径加積曲線

5.2 種々の環境劣化作用を考慮した石炭灰混合材料の力学・溶出特性の把握

5.2.1 実験に用いた試料

実験には、カオリン粘土及び2種類の石炭灰(JIS 灰およびフライアッシュⅡ種)を用い、固化材には高炉セメントB種を使用した。本研究では、これらに所定量の水を加え混練したものを石炭灰混合材料と定義している。図-5.2に粒径加積曲線、表-5.1にカオリン粘土及び石炭灰の物理特性値、表-5.2に石炭灰の化学組成を示す。カオリン粘土は、土質材料のバラツキによる実験誤差を軽減させるため市販のカオリン粘土(SPH)を用い、主材として利用した。

表－5.1 試料の物理特性

試料	カオリン粘土	石炭灰A (JIS)	石炭灰B (原粉)
土粒子密度(g/cm^3)	2.731	2.375	2.222
含水比(%)	0	0	0
液性限界(%)	51.7	N.P.	N.P.
塑性限界(%)	34.3	N.P.	N.P.
砂分(2mm-75 μm)	0	0.3	21.3
シルト分(75 μm -5 μm)	35.4	65.3	69
粘土分(5 μm)	64.6	34.4	9.8
Ig-loss(%)	3.1	5.8	6.6

表－5.2 石炭灰の化学組成

化学組成	石炭灰A (JIS)	石炭灰B (原粉)
SiO ₂ (%)	58.8	59.5
CaO (%)	5.0	0.7
Al ₂ O ₃ (%)	25.9	24
FeO (%)	2.3	1.7
MgO (%)	0.9	0.3
Na ₂ O (%)	0.2	0.1
K ₂ O (%)	2.3	2.6

5.2.2 供試体作製方法と乾湿繰返し試験の実験条件

供試体の作製においてカオリン粘土の含水比は、石炭灰 B の液性限界の 3.5 倍 ($w=181.0\%$) に調整し、セメント(C)と石炭灰(Ash)をカオリン粘土の湿潤質量に対し外割り配合で添加している。また、供試体の目標強度を養生 28 日において、一軸圧縮強度 $q_u=1,000 \text{ kN/m}^2$ となるように予備試験を経て配合を設定した。供試体の打設は、これらの材料を所定量混ぜ合わせ、ホバートミキサーにて 5 分間の攪拌を行った後、スラリー化した試料を直径 5 cm、高さ 10 cm のモールドに安定処理土の締固めを行わない供試体作製方法⁴⁾に準じて行った。養生は脱型した供試体をラップで包み 20℃一定の恒温室にて気中養生で行っている。

表-5.3 に設定した実験条件を示す。本研究では、乾湿繰返し試験に使用する溶媒に着目し、通常使用される蒸留水、酸性雨を考慮し pH4 に調整した模擬酸性雨、硫酸塩地盤³⁾ による影響を想定し、硫酸塩濃度 1%及び 5%に設定した 4 種類の溶媒を使用した。溶媒の詳細については 5.2.3 節に示す。

表－5.3 乾湿繰返し試験に用いた実験条件

	セメント 添加率 (%)	灰種	石炭灰添 加率 (%)	養生日数 (日)	目標強度 q_u (kN/m^2)	溶媒
Case1	7	石炭灰 B	100	28	1000	蒸留水
Case2						模擬酸性雨
Case3						硫酸塩1%
Case4						硫酸塩5%

5.2.3 乾湿繰返し試験方法

乾湿繰返し履歴の与え方は、Wetting and Drying of Solid Wastes(ASTM D-4843)⁵⁾ に準拠して行った。乾湿繰返し試験は、表-5.4 に示す実験条件のとおり、最長で 15 サイクル実施した。今回、酸性雨及び硫酸塩地盤を模擬する為、溶媒を蒸留水、1N HCl で酸性雨を模擬した溶媒、硫酸ナトリウムを重量濃度で 1%及び 5%に設定した 4 種類の溶媒を使用した。硫酸塩溶媒については、近年、硫酸塩による被害 (e5. エトリンガイトの硫酸塩膨張によるひび割れや物理的劣化) が注視されている⁶⁾ ことを鑑み、1%及び 5%の硫酸塩溶液を溶媒に用いている。各サイクル終了時には、タンク内のろ液について分析を行っている。ろ液は、供試体の質量に対して、液固比 5 になるように毎サイクル水の入れ替えを行う。また奇数

サイクルの湿潤過程終了後には一軸圧縮試験を行い、試験後の破砕片を供試体の表面部分と中心部分からサンプリング（図-5.3）し、環境省告示第46号法試験と19号法試験（含有量試験）を行った。乾湿繰返し試験の開始から強度試験および溶出試験までの一連のフローを図-5.4に示す。

なお、各サイクル終了時の供試体の状態については表-5.5に示す目視による健全度評価⁷⁾を用いて劣化の進行を把握した。なお、乾湿繰返しに伴い供試体に剥離が生じたものについては、ジェットセメントを用いて端面補正（キャッピング処理）を行った後、一軸圧縮試験を行っている。

表-5.4 ASTMに基づいた乾湿履歴の与え方

試験条件	乾燥過程	湿潤過程
	炉乾燥(60±3℃)	蒸留水に浸水
試験時間	24h	1h冷却+23h
サイクル	乾燥→冷却→湿潤を15サイクル	

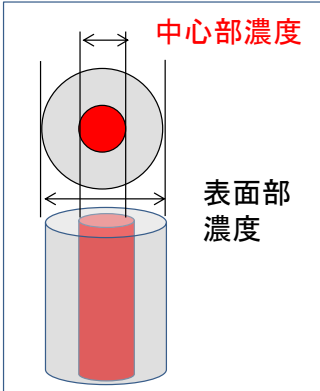


図-5.3 供試体のサンプリング
イメージ



図-5.4 乾湿繰返し試験の一連のフロー

表-5.5 目視による健全度評価⁷⁾

	クラック状況	欠落状況
A	外見上、ほとんど変化なし	
B	微細クラック、局部クラック発生	表面剥離が局部的に発生
C	明瞭なクラックが一部に発生	供試体の一部が僅かに欠落
D	明瞭なクラックが全体に発生	供試体がより大きく欠落
E	供試体の一部または全体が崩落（～20%程度）	
F	供試体全体的に崩壊、崩落、供試体としての形は存在	
G	供試体全体が崩壊し、片々は塊状	
H	供試体全体が崩壊し、片々は細粒化～泥状化	
ここで、細粒化とは粒径2mm程度に細分化された状況を指す。		

5.2.4 乾湿繰返し試験結果及び考察

(1) 健全度評価

図-5.5 に各サイクル毎の健全度評価を示し、図-5.6 に一軸圧縮強度比（各サイクルの $q_u/0$ サイクルの q_u ）とサイクル数の関係を示す。結果において、0 サイクルにおける一軸圧縮強さに各実験条件でばらつきが見られたため、0 サイクルの一軸圧縮強さで正規化したものを強度比（各サイクルの $q_u/0$ サイクルの q_u ）として整理を行っている。図中のアルファベットは表-5.5 に示す健全度ランクを意味しており、Case1（蒸留水）及び Case2（酸性雨）においては、サイクルの経過にともない供試体中にクラックが発生し健全度ランクが低下するものの、15 サイクルを通して崩壊まで至ることはなかった。一方で、Case3（硫酸塩 1%）及び Case4（硫酸塩 5%）の硫酸塩溶媒に着目すると、硫酸塩濃度の増加に伴い劣化が進行し、Case4 においては供試体の表面剥離が著しく、5 サイクル以降は一軸圧縮試験を実施することが出来なかった。このことから、硫酸塩の存在は石炭灰混合材料の耐久性に影響を与える因子であると考えられる。また、いずれの条件も概ね 7 サイクルにおいて強度の最大値が得られている

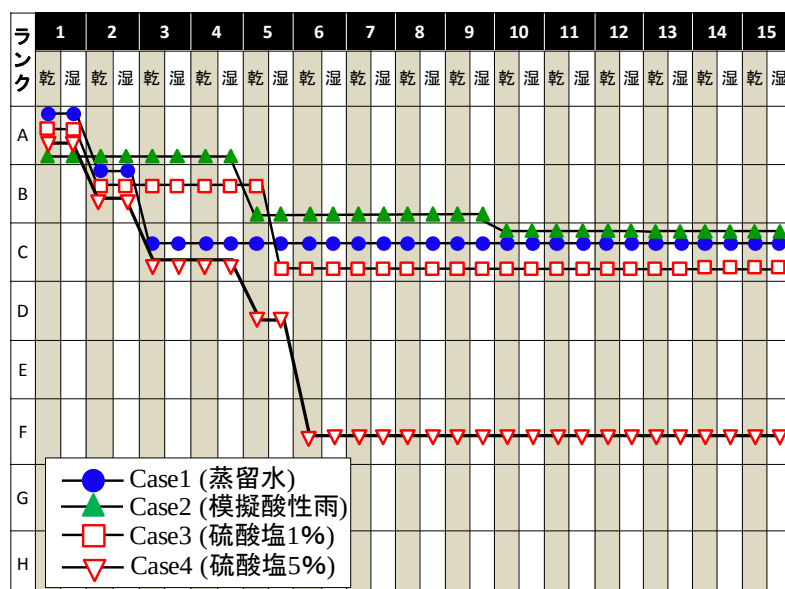


図-5.5 各条件における石炭灰混合材料の健全度評価結果

ことを鑑み、この領域の前後を強度増加域と強度低下域とし、以降の考察を行っていく。7 サイクル付近でピークを得る理由については、乾燥過程における高温養生による安全処理効果の促進⁸⁾と水浸過程による水和の促進による強度増加と乾湿繰返しに伴う劣化速度のバランスが起因しているものと捉えている。

(2) 種々の環境劣化が石炭灰混合材料の力学特性へ与える影響

図-5.7 にサイクル数と伸縮率の関係を示す。ここで伸縮率とは、供試体の鉛直方向における長さ変化を表しており圧縮を正としている。Case1 は一定値を示し、Case2 は、圧縮傾向を示している。一方、Case3 においては、強度低下域において膨張傾向が見られた。この膨張については、硫酸塩溶媒を用いたことによるエトリンガイトの析出によるものであると考えられる。一般的に、硬化後のエトリンガイトの生成は膨張を引き起こすことが分かっており、過度のエトリンガイトの析出は強度低下を引き起こす原因になる^{9,10)}ことが知られている。実際に Case4 において激しい表面剥離がみられたことから、供試体が大きく膨張して劣化に至ったと考えられる。このような硫酸塩溶媒による石炭灰混合材料の膨張メカニズムは、28 日養生させた石炭灰混合材料を硫酸塩溶媒に浸漬させたことにより、モノサルフェート水和物(AFm)からエトリンガイト(AFt)への再転化が起こったものと考えられる(式-5.1)。実際に、図-5.8 に示す5 線回折結果においても、各サイクルにおいて AFt が同定されることから、再転化の影響と推察できる。



次に、図-5.9 にサイクル数と質量変化率の関係を示す。各条件ごとに2本のグラフを示しており、塗りつぶしは湿潤過程後の、白抜きは乾燥過程後の質量変化をそれぞれ結んだものである。いずれの条件も湿潤過程において差は見られないが、Case2 及び Case3 は Case1 と比べて乾燥と湿潤における質量変化の差、すなわち水の出入りによるポーラス化の進行が大きく、またその傾向は Case3 において顕著である。このことは、図-5.10 に示すサイクル数と Ca 含有量の関係からも分かるように、いずれの条件においてもサイクル数の増加に伴い、Ca 含有量は低下する傾向にあり、特に劣化の進行の著しい Case3 及び Case4 の条件において Ca 含有率の低下も著しくなることを裏付けている。

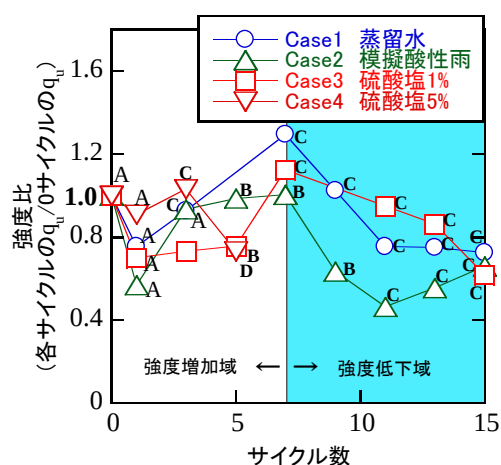


図-5.6 サイクル数と強度比の関係

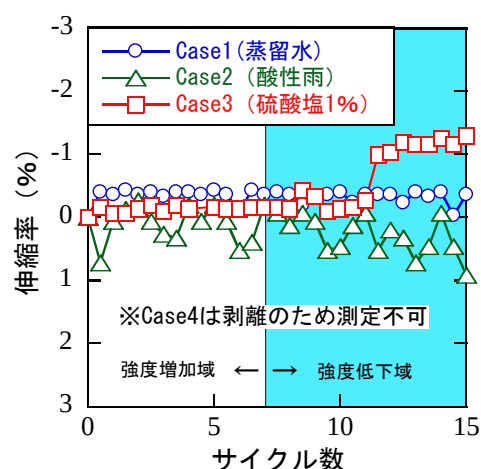
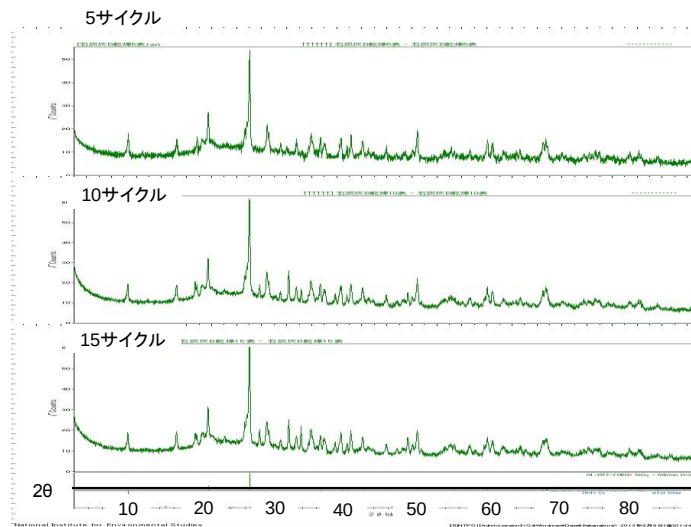
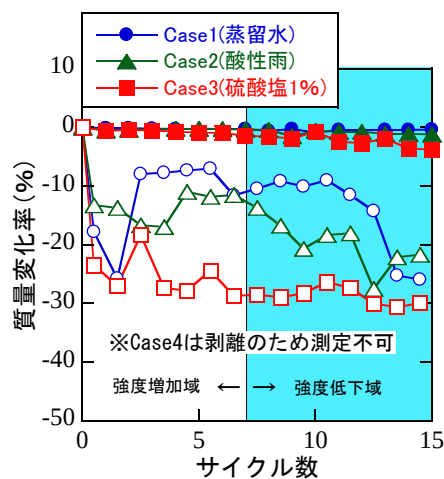


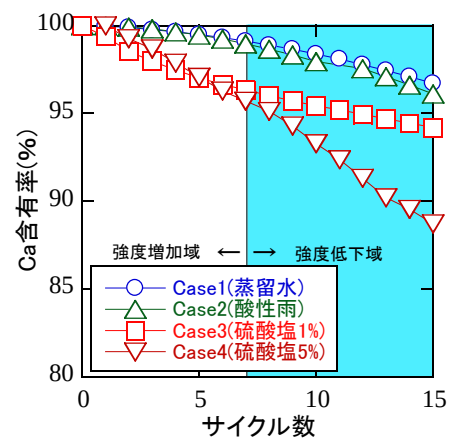
図-5.7 サイクル数と伸縮率の関係



図－5.8 各サイクルにおけるX線回折図



図－5.9 サイクル数と質量変化率の関係



図－5.10 サイクル数とCa含有率の関係

以上の結果から、乾湿履歴を受けた石炭灰混合材料の劣化メカニズムは、サイクル経過に伴う乾燥収縮や体積膨張、質量変化に伴うポーラス化や崩壊（スレーキング）であり、これらの劣化因子はCaの溶脱を助長することが判明した。なお、石炭灰混合材料の実施工を考慮すると、硫酸塩地盤においては、施工後に膨張に伴う強度低下や表面剥離の可能性があるため、周辺地盤と完全に被覆するなどの対策が必要である。

(3) 種々の環境劣化が石炭灰混合材料の溶出特性へ与える影響

本研究で分析対象とした重金属類は、六価クロム、フッ素及びホウ素である。六価クロムは、いずれの条件においても定量下限値以下であり、フッ素は、供試体の表面および中心ともに、土壤環境基準値以下かつホウ素とよく似た溶出挙動を呈していたため、ホウ素についてのみ考察することとする。

図-5.11 及び図-5.12 は、サイクル数と環告 46 号法試験に供した溶出液の最終 pH の関係を表したものであり、いずれも奇数サイクル終了時に実施した一軸圧縮試験後の試験片を用いている。供試体の表面部分および中心部分に関係なく模擬酸性雨を用いた条件は強度低下域である 10 サイクル以降で pH の低下が見られている。これは図-5.6 に示す一軸圧縮試験結果において酸性雨溶媒の強度低下が著しいことから分かるように、劣化の進行が内部まで進行しており、石炭灰混合材料中のアルカリ成分が溶け出していることを意味している。図-5.13 は、湿潤過程終了後のタンクのろ液の pH とサイクル数の関係を示したものであり、ろ液の pH は、供試体内部の pH と比べて全体的に低く、用いる溶媒によって pH が異なる状況にある様子が伺える。

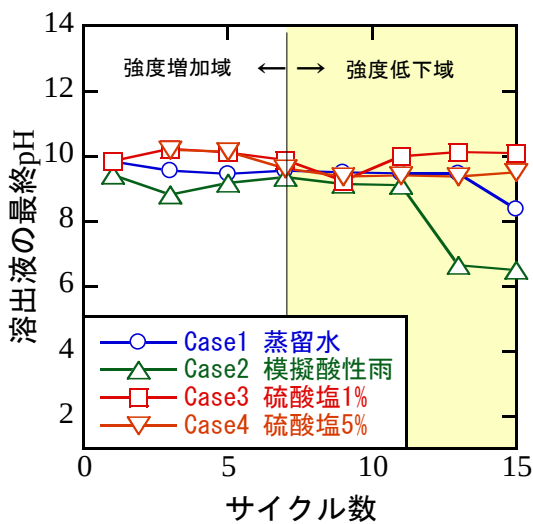


図-5.11 溶出液の最終 pH とサイクル数
(表面部)

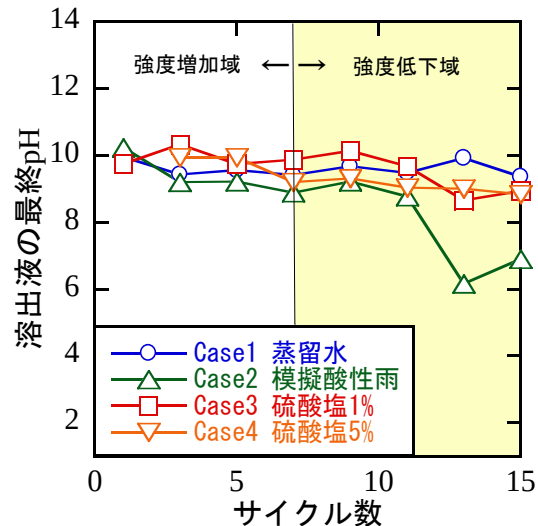


図-5.12 溶出液の最終 pH とサイクル数
(中心部)

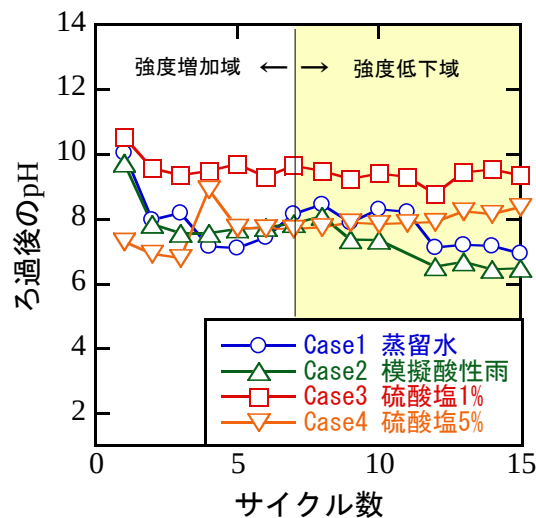


図-5.13 ろ液の pH とサイクル数

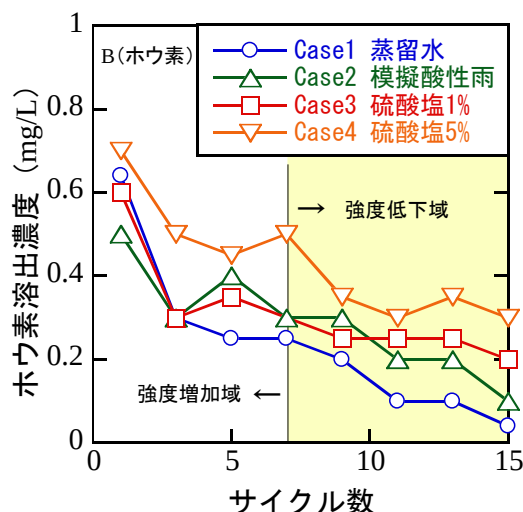


図-5.14 ホウ素溶出濃度とサイクル数
(表面部)

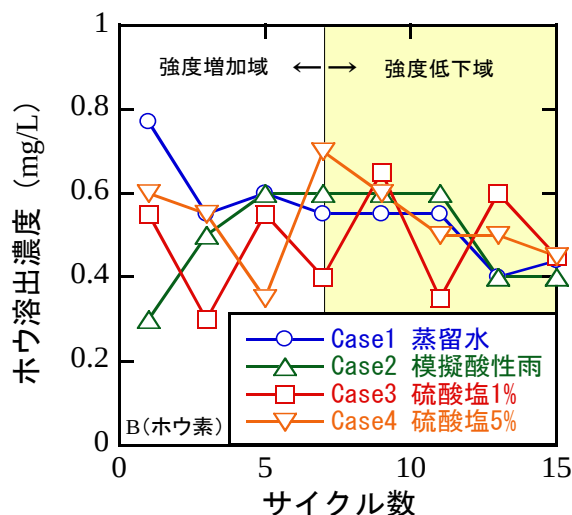


図-5.15 ホウ素溶出濃度とサイクル数
(中心部)

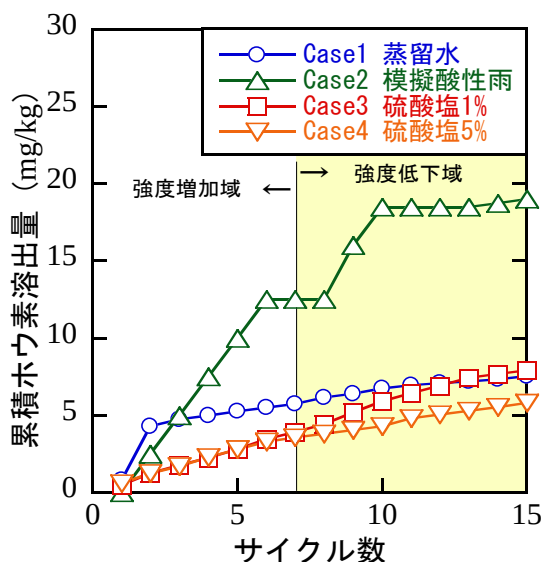


図-5.16 ろ液の累積溶出量とサイクル数
(ホウ素)

図-5.14 及び図-5.15 は、供試体表面部分と中心部分のホウ素溶出濃度をサイクルの経過ごとに示したものである。中心部分においては、条件によって多少のばらつきこそ見られるものの、表面部分と比べて全体的に溶出濃度が高いことから、劣化の進行が表面から起きているものと推察できる。また表面部分においては、いずれの条件においてもサイクル数の増加に伴い溶出濃度は低下する傾向にあることが分かる。これは、図-5.16 に示すタンクのろ液の累積溶出量(mg/kg)とサイクル数の関係からも分かるように、1 サイクル終了ごとに溶媒を新しく入れ替えているため、常に供試体との間で濃度勾配が生じ成分の溶出が起きている。そのため、累積溶出量が増加する一方で、供試体中の溶出濃度は低下する傾向にある。今回の一連の検討から、乾湿繰返しに伴う劣化の進行は、石炭灰混合材料の溶出特性に少なからず影響を及ぼすものの、そこから土壤環境基準を超過するような過度の溶出が起こる可能性は低いと考えられる。

5.2.5. まとめ

- 1) 健全度評価による見た目からの判断では供試体内の劣化の判断は困難であるが物理的観点から着目することで Case2 の模擬酸性雨溶媒では Case1 の蒸留水溶媒よりわずかにだが、劣化促進を引き起こすことが考えられる。
- 2) Case3、Case4 の硫酸塩溶媒では Case1 の蒸留水溶媒に比べ、劣化が大きいことが考えられる。また、硫酸塩濃度が高いほど石炭灰混合材料の劣化を進行させることが考えられる。
- 3) 模擬酸性雨を用いた条件は、強度低下域である 10 サイクル以降で pH の低下がみられ、供試体内部まで劣化が進行していることがわかった。
- 4) 供試体の中心部分は、表面部分と比べて全体的に溶出濃度が高いことから、劣化の進行が表面から起きていることが推察された。
- 5) 今回検討した条件において、乾湿履歴を受けた石炭灰混合材料は、環境基準を超過するような過度の溶出が起こる可能性は低いと考えられる。

5.3 土壌内暴露および大気暴露環境下における石炭灰混合材料の耐久性の把握

5.3.1 土壌内暴露試験

(1) 目的と実験概要

土壌内暴露試験は、石炭灰混合材料が実際の土壌内環境下に打設された際の力学・溶出特性を把握し、劣化の推移を定量的に把握することを目的として行っている。ここで得られたデータは、乾湿繰返し試験との相互関係を把握し、劣化の挙動を予測するための重要なパラメータとなるため、長期的なモニタリングと信頼性のあるデータの蓄積が必要不可欠である。

土壌内暴露試験用に用いた石炭灰混合材料の配合条件及びモニタリング期間・内容を表-5.6 と表-5.7 に示し、施工手順の様子と容器内の概略図を写真-5.1 及び、図-5.17 にそれぞれ示す。石炭灰は、5.2.1 に示した 2 種類を用いた。容器内に浸透した雨水については、容器底部に設置している採石の隙間を通過させ地中に設置した集水用ポリタンクに溜めている。溜まった雨水については定期的に採取し、重金属等の分析を行っている。地盤内から採取した供試体は、一軸圧縮試験を行い、その破片を用いて環告 46 号試験及び 19 号試験を行った。Ca をはじめ重金属等の測定には ICP プラズマ発光分析装置 (ICP S-7000) を用いて定量を行っている。

表-5.6 土壌内暴露試験に供した実験条件

目標強度 q_u (kN/m ²)	セメント 添加率 (%)	灰種	石炭灰 添加率(%)	養生日数 (日)
1000	5	A	100	28
	7	B		

表-5.7 土壌内暴露試験期間とモニタリング項目

静置場所	地盤内暴露期間(日)	モニタリング項目
構内敷地	7, 14, 28, 56, 91, 182, 365, 547, 882, 1065	一軸圧縮強度、含水比、質量、 寸法、浸出液の濃度、 水位、温度



写真-5.1 施工手順の様子

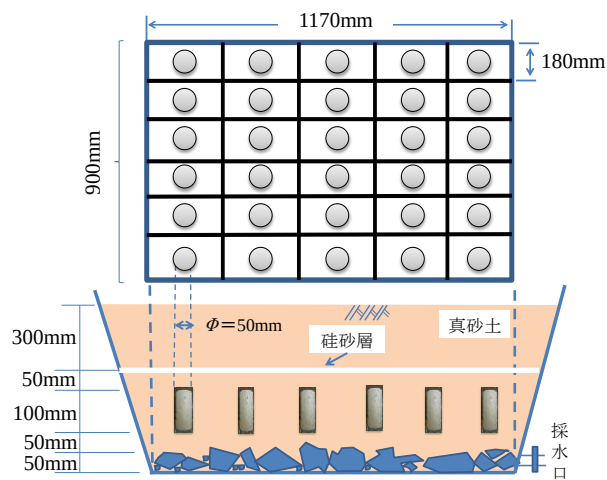


図-5.17 土壌内試験概要図

(2) 土壌内暴露試験下における石炭灰混合材料の力学特性

モニタリング期間中に得られた一軸圧縮試験結果を図-5.18及び図-5.19に示す。さらに、土壌内暴露試験によって得られた、一軸圧縮強度、伸縮率、含水比、Ca含有量の実験結果を図-5.20に示す。なお、土壌内暴露試験においては石炭灰混合材料の健全度ランク 365 日の実験期間をとおしてランク A であった（図中に示すアルファベットはいずれも健全度ランクを意味している）。また伸縮率とは、供試体の鉛直方向における長さ変化を割合で表しており、収縮を正、膨張を負としている。Ca含有量については、石炭灰の違いによって配合条件が異なるため、初期の Ca 含有量に差が生じている。そのため、各サイクル（あるいは各経過日数）における Ca 含有量を初期の Ca 含有量で正規化したものを示している。

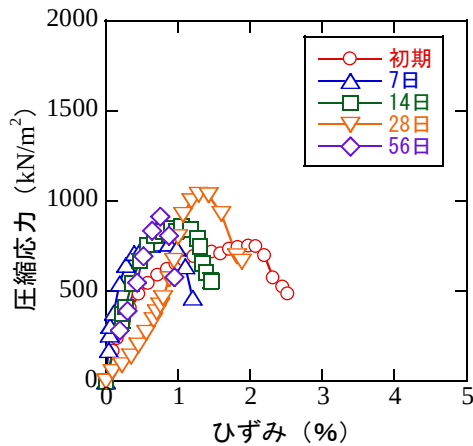


図-5.18 土壌内暴露試験の一軸圧縮試験結果
(石炭灰 A)

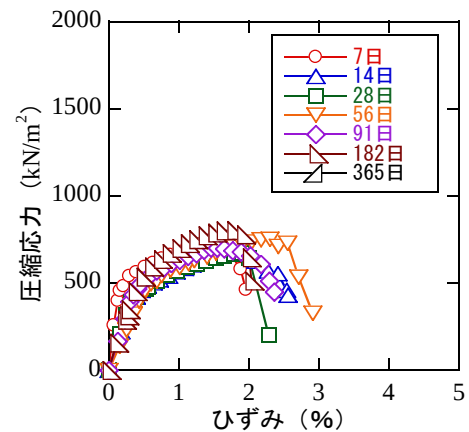
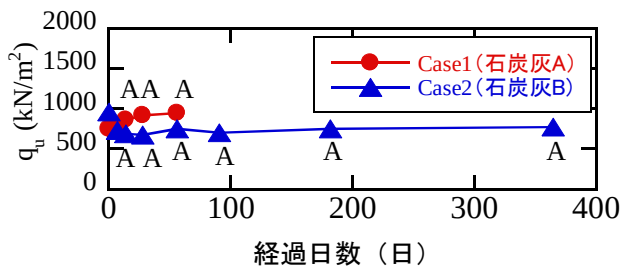
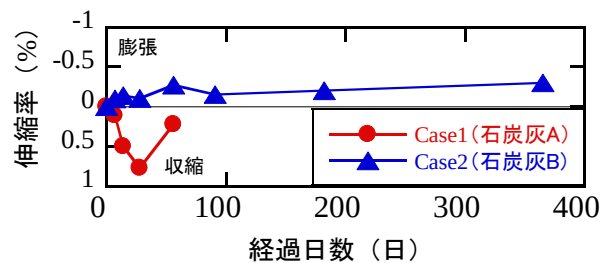


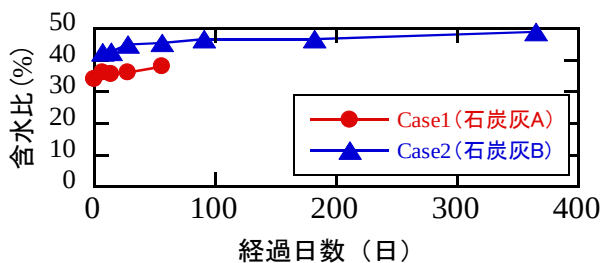
図-5.19 土壌内暴露試験の一軸圧縮試験結果
(石炭灰 B)



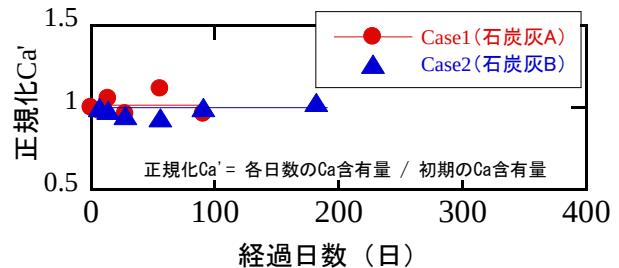
i) 一軸圧縮強度と経過日数 (日) の関係



ii) 伸縮率と経過日数 (日) の関係



iii) 含水比と経過日数 (日) の関係



iv) 正規化 Ca' と経過日数 (日) の関係

図- 5.20 地盤内暴露試験結果

地盤内暴露試験においては、埋設初期に僅かな変動こそあるものの、365 日経過までにおいて強度の変化が見られておらず、目視による健全度評価においてもひび割れ等の劣化は確認されなかった。また、含水比の結果からも分かるように、土壌内において石炭灰混合材料は、常に湿潤状態にあるため含水比の変動は少なく、供試体の乾燥は生じにくいと考えられる。また、伸縮率と Ca 含有量においても殆ど変化がみられないことより、現段階においては安定した状態で推移していると考えられる。

5.3.2 大気暴露試験

(1) 目的と実験概要

大気暴露試験とは、供試体（石炭灰混合材料）を大気中に曝し、その劣化傾向について検討するものである。実際のところ、石炭灰混合材料を用いる上で大気中に直接曝されて利用することは考えにくいものの、斜面保護や法面補強など比較的乾湿繰返しを受けて乾燥側にシフトする環境では、劣化に伴う強度低下が問題になることは十分に考えられる。また、乾燥に伴う強度低下を把握しておくことは、品質確保（品質の継続性）の観点からも重要な指標になると考えられる。

写真－5.2 に大気暴露試験の様子を示す。石炭灰は、5.2.1 に示した 2 種類を用いた。大気暴露試験では、乾湿繰返し試験と同様の方法で作製した供試体を学内の屋上に静置し自然環境に曝している。大気暴露試験用に用いた石炭灰混合材料の配合条件及びモニタリング期間・内容を表－5.8 と表－5.9 に示す。なお、地盤内暴露試験と同様に、大気暴露試験では、タンクリーチングが実施できないため、Ca 溶脱量の把握には、含有量試験を用いて評価を行っている。



写真－5.2 大気暴露の様子

表－5.8 大気暴露試験に供した実験条件

目標強度 q_u (kN/m ²)	セメント 添加率 (%)	灰種	石炭灰 添加率 (%)	養生日数 (日)
1000	5	A	100	28
	7	B		

表－5.9 土壌内暴露試験期間とモニタリング項目

静置場所	地盤内暴露期間(日)	モニタリング項目
学内の屋上	7, 14, 28, 56, 91, 182, 365, 547, 882, 1065	一軸圧縮強度、含水比、質量、 寸法、浸出液の濃度、 温度

(2) 大気暴露環境下における石炭灰混合材料の力学特性

図- 5. 21 (石炭灰 A) および図- 5. 22 (石炭灰 B) に供試体の含水比と降水量及び経過日数の関係を示す。なお、大気暴露試験に供した時期が実験条件によって異なるため、それぞれ別に示している。また、曝露環境での供試体の耐久性に影響を与える因子として気象作用等の劣化外力が主であり、ここでは日降水量を含水比と任せて示すこととする。これらの図より分かることは、少量の降雨であれば気候に関わらず、供試体は乾燥状態になることがわかった。しかし、100mm 以上の激しい雨が降ると供試体の含水比が高くなっていることから、基本的には乾燥状態になるが、降雨の影響も受けるなど気象に作用されることが判明した。

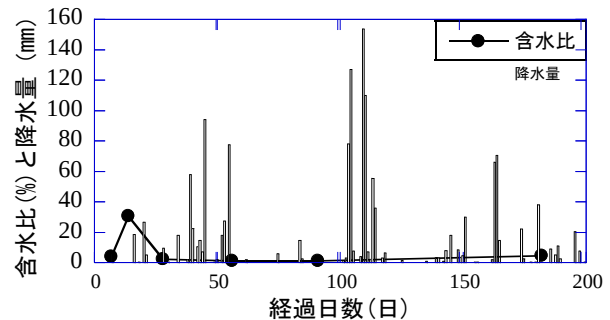
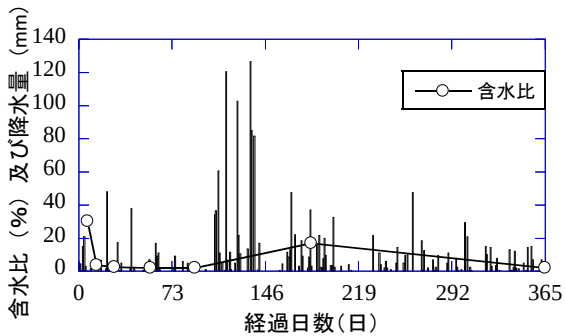


図-5. 21 含水比と降水量及び経過日数 (石炭灰 A)

図-5. 22 含水比と降水量及び経過日数 (石炭灰 B)

次に、モニタリング期間中に得られた一軸圧縮試験結果を図- 5. 23 及び図- 5. 24 に示す。さらに、大気暴露試験によって得られた、一軸圧縮強度、伸縮率、含水比、Ca 含有量の実験結果を図- 5. 25 に示す。なお、図中に示すアルファベットはいずれも健全度ランクを意味している。地盤内暴露試験においては、先述したように、埋設初期に僅かな変動こそあるものの 365 日経過までにおいて強度の変化が見られておらず、目視による健全度評価においてもひび割れ等の劣化は確認されなかった。しかしながら、大気暴露試験においては、養生初期の段階で著しい強度増加を呈した後に強度低下が見られ、その後は一定の強度を保って推移している様子が伺える。これは、養生初期に含水比が著しく低下しており、伸縮率も他の条件と比べて全体的に収縮傾向を呈していることから、乾燥収縮の進行による影響と考えられる。その後、降雨等の影響により含水比の増減が見られるものの、365 日経過時までにおいては劣化の進行は見られておらず、地盤内暴露と同様に一定の強度で推移していることが判明した。

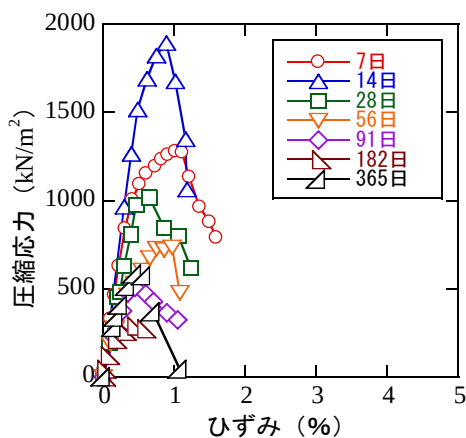


図-5. 23 大気暴露試験の一軸圧縮試験結果 (石炭灰 A)

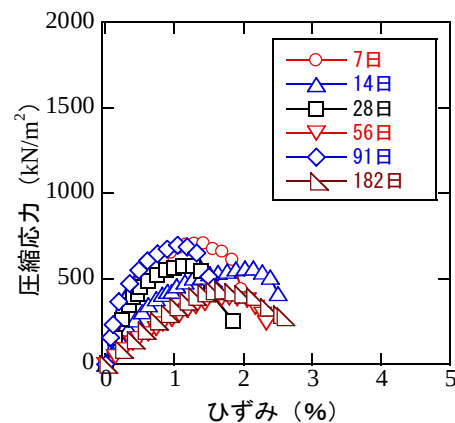


図-5. 24 大気暴露試験の一軸圧縮試験結果 (石炭灰 B)

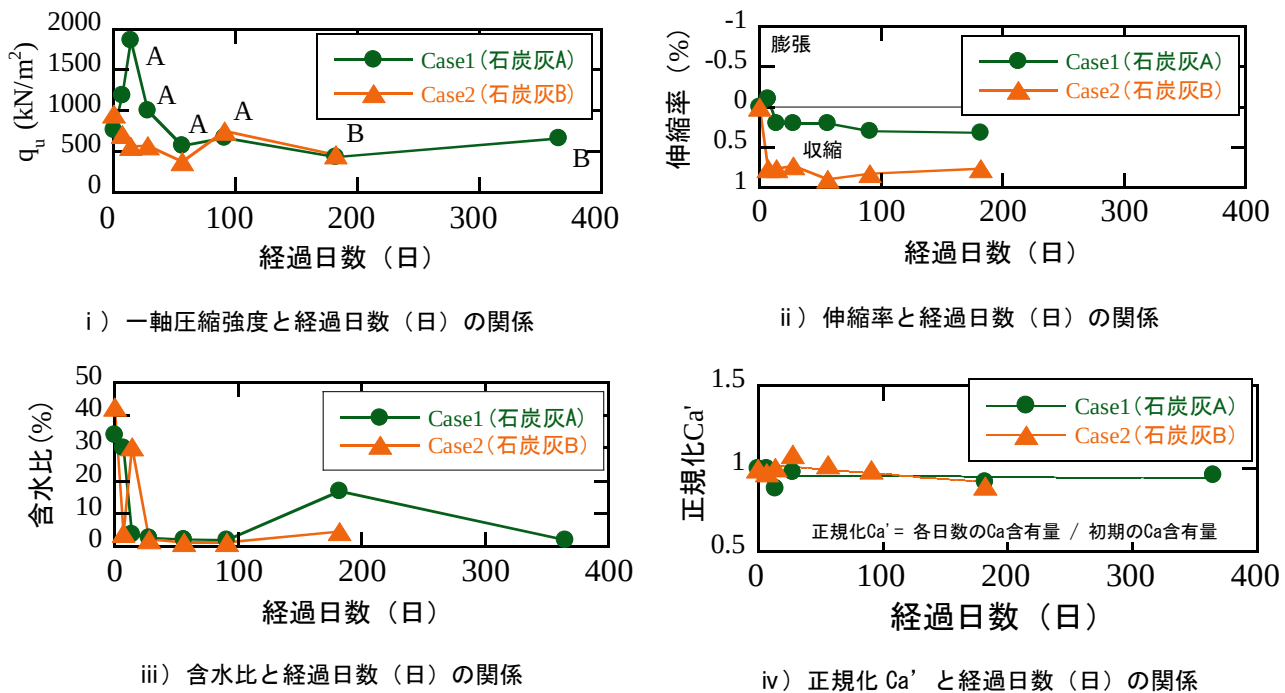


図-5.25 大気暴露試験結果

5.4 乾湿繰返し試験を用いた石炭灰混合材料の長期耐久性評価手法

セメント改良土は、一度施工を行うと半永久的に地盤中や構造物中に存在することになる。そのため、長期的な耐久性及び安全性については未解明な部分が多いのが現状である。また、セメント混合材料の一種である石炭灰混合材料についても、材料の長期に亘る耐久性は明らかにされていない。5.1 で述べたように、石炭灰混合材料の品質の保証をはじめ、耐久性や安全性を担保していくためにも、長期的なモニタリングの実施やデータの蓄積が必要不可欠であると同時に、乾湿繰返し試験等の促進劣化試験を用い、極めて短期間の室内試験から長期耐久性を予測できるような評価手法の確立も重要な課題である。そこで本研究では、乾湿繰返し試験と地盤内暴露試験の結果からこれらの相互関係を明らかにし、実地盤中における長期的な耐久性を乾湿繰返し試験から予測する手法（予測式の提案）の検討を行った。残念ながら、地盤内暴露試験においては、現時点において1年間分のデータしかないため劣化の挙動を捉えるまでのデータを得ることが出来ず、これらの相互関係を明らかにするまでには至らなかった。しかしながら、乾湿繰返し試験に関しては、本研究で得られた劣化のメカニズムをもとに、Caの溶脱と強度の関係から、ある程度劣化の様子を再現することが可能であることが判明した。よって本節では、乾湿繰返し試験を用いた石炭灰混合材料の劣化予測手法に関して述べる。

5.4.1 乾湿繰返し試験による劣化予測の基本的な考え方

図-5.26 に、石炭灰 A を用いて作製 ($C=5\%$, 養生日数 28 日) した石炭灰混合材料の一軸圧縮強さとサイクル数の関係を示す。石炭灰混合材料を用いて乾湿繰返し試験を行うと、図に示すようにある所でピークを示し、漸次強度低下する様子が伺える。これは、乾湿繰返しに伴う強度増加と劣化速度のバランスに起因していると考えられる。強度増加に関しては、石炭灰混合材料自身の養生日数の経過に伴う強度増加と、乾燥過程における高温養生による安定処理効果の促進と水浸過程による水和の促進によるものであり、強度低下に関しては、サイクル経過に伴う乾燥収縮や体積膨張、質量変化に伴うポーラス

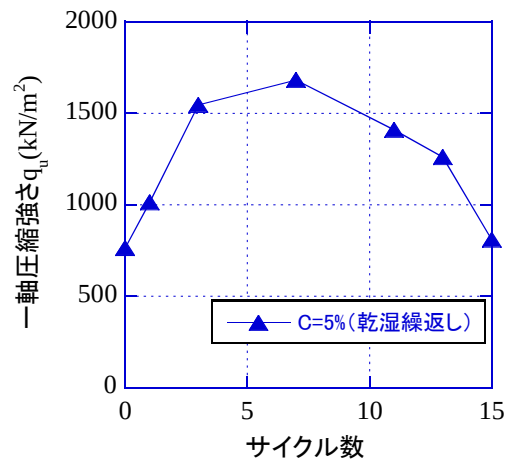


図-5.26 乾湿繰返し試験結果の一例 (実測値)

化や崩壊（スレーキング）であり、結果的にこれらの劣化因子が Ca の溶脱を助長すると捉えている。言い換えると、Ca の溶脱量を定量的に評価することが出来れば、溶脱量から劣化の度合を強度に換算することが可能となり、強度増加から強度低下までの一連の様子を再現できることになると考えられる。図-5.27には、上述した石炭灰混合材料の劣化挙動をイメージしたものであり、i) = ii) - iii) となる。以降では、これらの詳細について示していく。

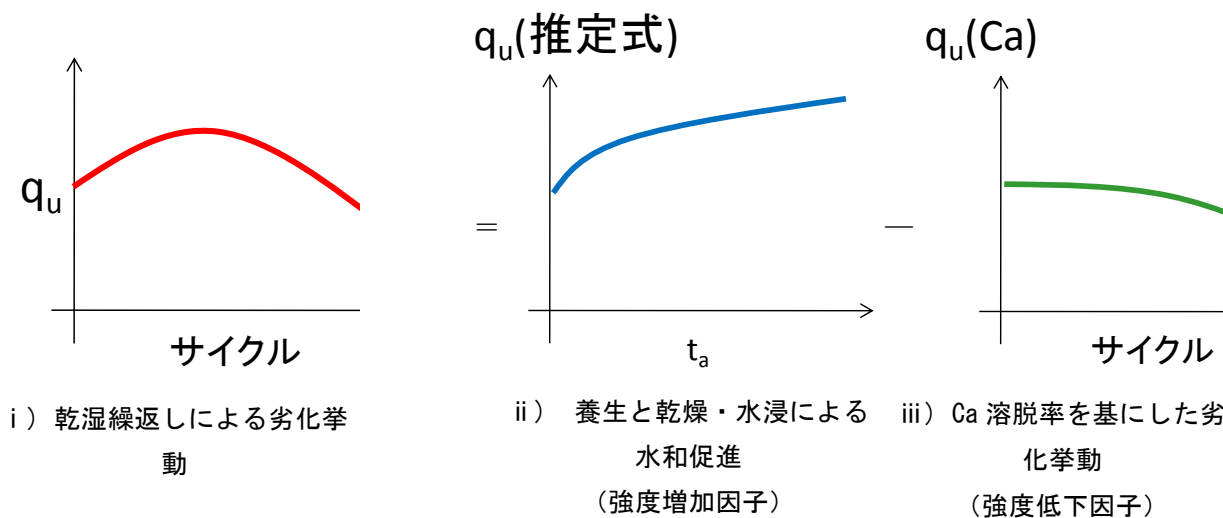


図- 5.27 劣化予測のイメージ図

5.4.2 乾湿繰返し試験結果の予測式の提案

1) 養生と乾燥・水浸による水和促進過程の再現について

図-5.28 は、本実験に使用した石炭灰混合材料の養生日数と一軸圧縮強度の関係を示したものである。石炭灰混合材料をはじめ、セメント改良土は養生 28 日までに著しく強度発現が起こり、その後 91 日まで強度は増加し、そこからは緩やかな増加挙動を呈する。もちろん、セメント添加量やセメントの種類（例えばスラグの潜在水硬性が見られる高炉セメント）、あるいはポゾラン反応を起こすようなシリカの存在等により、その後の強度発現は千差万別であることは断わっておかねばならない。今回は、室内試

験から得られた結果だけを用いて数式化したところ、式-5.1 が得られた。この式の妥当性については、今後も複数の条件やデータを加えて吟味していく必要があるが、ここでは議論の対象から外すことにする。

$$q_{ud} = 496 + 604 \cdot \log(t_d) \quad (\text{式-5.1})$$

ここで、 t_d : 養生日数、 q_{ud} : 養生 t_d 日における一軸圧縮強さ (kN/m²)

2) 強度増加分を考慮した割増係数 α の考え方について

乾湿繰返し試験に供した石炭灰混合材料は、先述したように乾燥過程による水和の促進（積算温度の考え方¹¹⁾を参考）と水浸過程による水和の促進により、通常の強度発現に比べサイクル初期に強度が増加する。本研究ではこの強度増加を割増係数 α として捉え、式-5.1 に割り増し係数を乗じることで、式-5.2 として表すことが出来る。なお割増係数のイメージを図- 5.29 に示す。

$$q_{ud}' = \{496 + 604 \cdot \log(t_d)\} \cdot \alpha \quad (\text{式-5.2})$$

ここで、 α : 割増係数、 q_{ud}' : 割増係数を乗じて修正した t_d 日経過後の推定強度 (kN/m²) とする。なお、 α に関しては、セメント添加量、石炭灰添加量、W/C、試験方法（例えば ASTM）によっても異なってくる重要なパラメータであるため、今後もデータの蓄積と更なる検討が必要である。ただし、今回は、 $\alpha = 1.7$ と設定して検討を行った。

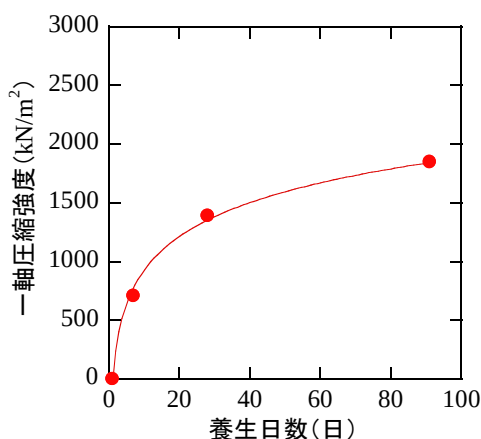


図- 5.28 一軸圧縮強度と経過日数

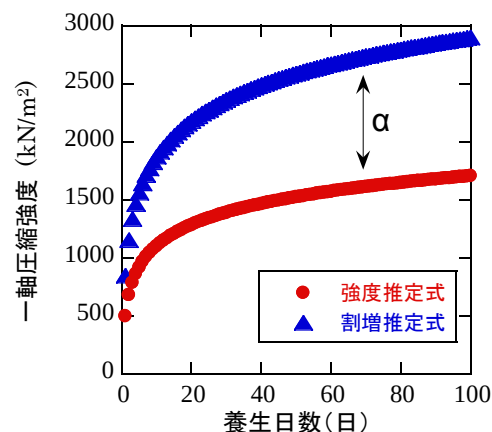


図- 5.29 推定式に割増係数を乗じた一軸圧縮強度と経過日数

3) 強度低下に起因する Ca 溶脱率の考え方について

図-5.30 に石炭灰 A を用いて作製した石炭灰混合材料の乾湿繰返しにおけるサイクル数と溶脱率の関係を示す。ここで Ca 溶脱率 ($Ca_{(out)}$) とは、作製した石炭灰混合材料の Ca 含有量を各サイクルの Ca 含有量で除し百分率で表したものを意味している。図-5.30 から分かるように、 $Ca_{(out)}$ の取り方については、i) 直線の初期勾配を採用する方法、ii) の非線形性を直接解く方法、iii) 近似式を用いる方法等が考えられるが、本研究においては硫酸塩溶媒の溶脱に見られる線形性を考慮し一次式による近似で表す手法を採用した (式-5.3)。図から分かるように、同一条件で作製した石炭灰混合材料においても溶媒の影響により $Ca_{(out)}$ の勾配が異なることが見て取れる。図-5.31 は、 $Ca_{(out)}$ の勾配 (以後、溶脱係数: β)

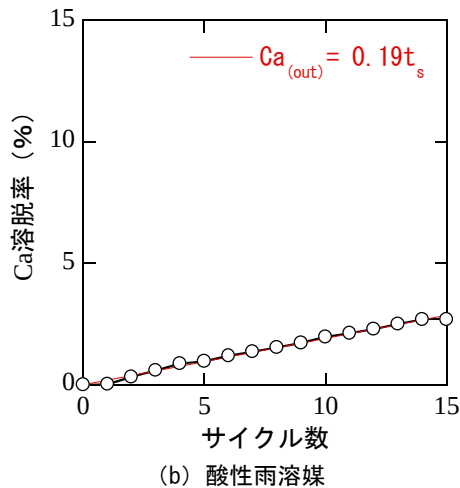
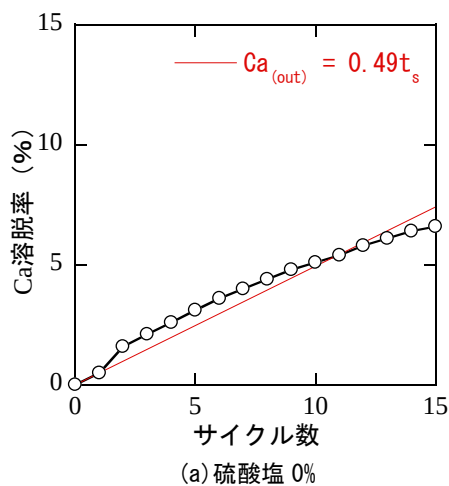


図-5.30 各条件における Ca 溶脱率(Ca_{out})とサイクル数の関係

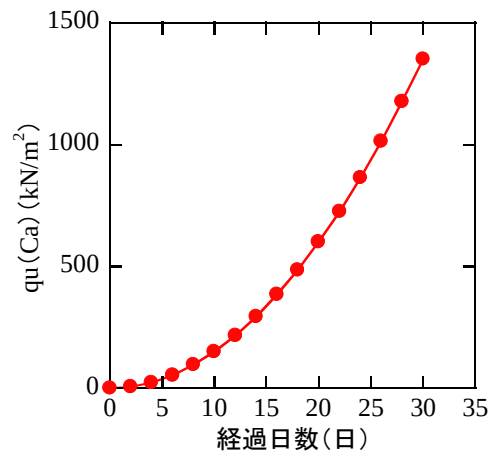
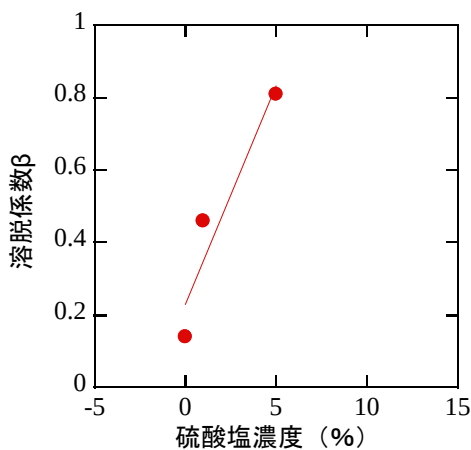


図-5.31 Ca 溶脱率とサイクル数 図-5.32 乾湿繰返しに伴う劣化強度と経過日数の関係

表-5.8 劣化係数と劣化条件の関係

	蒸留水	酸性雨	硫酸塩1%	硫酸塩5%
劣化係数(γ)	1	1.4	3.3	5.9

$$C_{a(out)} = \beta \cdot t_s \quad (\text{式-5.3})$$

$$\beta = \delta \cdot \left(\frac{q_{u28}}{q_{u7}} \cdot \frac{C_a}{C_{a0}} \right) \cdot \frac{W}{C} / 10 \quad (\text{式-5.4})$$

と硫酸塩濃度の関係を表したものであり、両者には直線的な関係があると考えられる。表-5.8 は、蒸留水を用いた基本条件における溶脱係数を 1 と置いたときに得られる値であり、ここでは劣化係数： γ と定義する。なお、今回の検討範囲においては、劣化係数を用いることはないが、今後、環境劣化因子の条件（溶媒の影響）を考慮する上では重要になってくる係数である。また、溶脱係数 β は、式-5.4 となる。

ここで、 q_{u7} ：養生 7 日の一軸圧縮強度、 q_{u28} ：養生 28 日の一軸圧縮強度、 W/C ：水セメント比、 Ca ：

含有量 (mg/kg)、 C_{a0} : 溶出有量 (mg/kg)、 t_d : 養生日数、 δ : 石炭灰の種類によって決まるパラメータであり、今回の場合、石炭灰 A を $\delta=1$ とすると、石炭灰 B は $\delta=0.15$ となる。次に、ここで得られた溶脱係数を用いて、溶脱現象を強度低下因子として捉えるための換算式を立てる必要があり、今回の検討結果から式-5.5 を得た。図-5.32 は、図-5.30(a) で得られた溶脱率の関係を、式-5.5 を用いて劣化強度に換算したものである。

$$q_{u(\text{deg})} = \{(\beta \cdot q_{u28}) \cdot \xi\} \cdot t_d^2 \quad (\text{式-5.5})$$

ここで、 $q_{u(\text{deg})}$: 劣化による強度低下 (kN/m^2)、 q_{u28} : 養生 28 日における一軸圧縮強さ (kN/m^2)、 t_d : 経過日数、 β : 溶脱係数、 ξ : 補正係数 (ここでは 0.003) としている。

4) 劣化予測の考え方について

1) ~3) の結果より、今回、ASTM に準拠した乾湿繰返し手法における劣化の予測式をまとめると、式-5.6 となる。ここで、1 サイクルは乾燥 1 日、湿潤 1 日の合計 2 日を要することを鑑み、 $t_s=2t_d$ としている。サイクル数 t_s における一軸圧縮強度は、石炭灰混合材料の乾湿に伴う水和反応の促進により強度は予測式に対して α だけ増加する。しかしながらその一方で、劣化の進行や濃度勾配による Ca の溶脱に伴い強度低下の進行が生じるため、これらを差し引いたものが乾湿繰返し試験 t サイクルにおける一軸圧縮強度となる。

$$q_{u(t_s)} = q_{u(td)} - q_{u(\text{deg})} \quad (\text{式-5.6})$$

上式の考え方をイメージしたものが図-5.33 であり、上式を用いて劣化予測を再現した結果が図-5.34 である。本研究で提案した予測式を用いることで、乾湿繰返し試験より得られる挙動をある程度、再現できていると考えられる。しかしながら、溶脱係数をはじめ、補正係数等については配合条件や石炭灰混合材料に用いる土質材料や石炭灰の影響などの汎用性が考慮されていないため、今後も更なる検討を行い、データの蓄積が必要である。

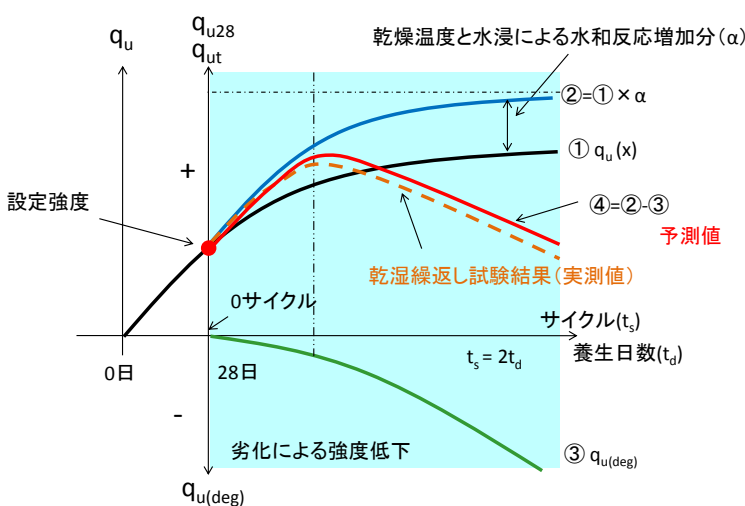


図-5.33 乾湿繰返しによる劣化予測のイメージ

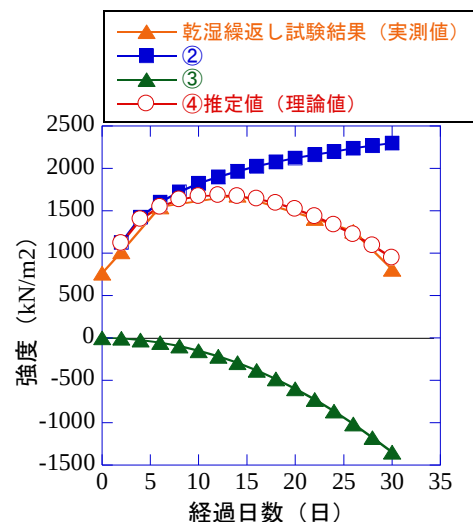


図-5.34 劣化予測の再現

5.4.3 乾湿繰返し試験を用いた石炭灰混合材料の長期耐久性評価手法の検討

前項では、乾湿繰返し試験における劣化の考え方と予測式を示した。地盤内暴露試験においては、高温養生による水和の促進こそ見られないものの、図-5.20(iii)に示したように、地盤内では乾燥は起こり

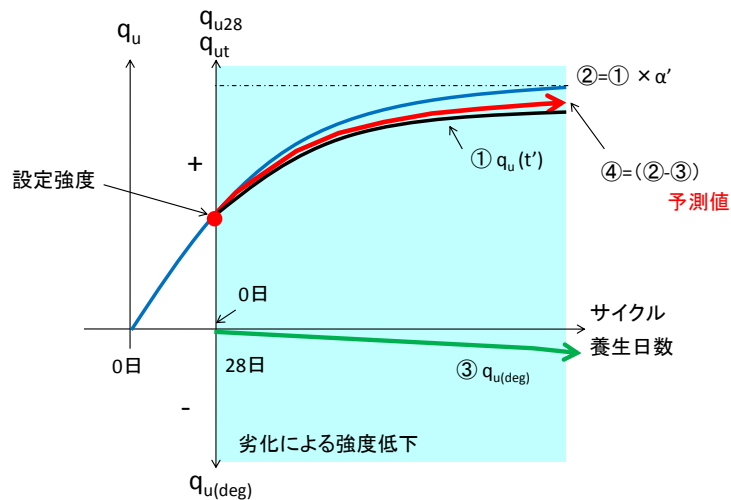


図-5.35 地盤内暴露試験による劣化予測のイメージ

にくく、湿潤状態を保持している点や降雨による影響を受け、ある程度の強度増加が見込まれると考えられる。現時点においては、地盤内暴露試験のモニタリングデータが少ないため定量的な評価までは至っていないが、式-5.7 に示すように地盤内暴露試験の予測式から乾湿繰返し試験による予測式を除し、促進劣化率として捉えることが出来れば、乾湿繰返し試験と地盤内暴露試験の相互関係（乾湿1サイクルと地盤内の養生日数の関係等）を明らかにすることが出来ると考えられ、この点については今後の検討すべき重要な課題である。

$$\text{促進劣化率} D = \frac{\text{地盤内暴露試験の劣化予測}}{\text{乾湿繰返し試験による劣化予測}} = \frac{q_{u(\text{ground})}}{q_{u(\text{ts})}} = \frac{q_{u(\text{ground}-\text{id})}' - q_{u(\text{ground}-\text{deg})}}{q_{u(\text{id})}' - q_{u(\text{deg})}} \quad (\text{式-5.7})$$

5.4.4 まとめ

本研究によって得られた知見を以下に示す。

- 1) 乾湿履歴を受けた石炭灰混合材料は、溶媒の影響によらず劣化の進行とともに強度低下を引き起こす。
- 2) 劣化のメカニズムは溶媒の種類に依存し、酸性雨溶媒では乾燥収縮が、硫酸塩溶媒では膨張による剥離が要因となる。
- 3) 硫酸塩溶媒に曝した石炭灰混合材料は、他の条件と比べて劣化の進行が著しく、その進行は硫酸塩濃度に依存すると考えられる。
- 4) 模擬酸性雨を用いた条件は、強度低下域である10サイクル以降でpHの低下がみられ、供試体内部まで劣化が進行していることが判明した。
- 5) 供試体の中心部分は、表面部分と比べて全体的に溶出濃度が高いことから、劣化の進行が表面から起こっていることが推察された。
- 6) 同一配合条件においても、乾湿繰返し試験と暴露試験（大気暴露及び地盤内暴露）では石炭灰混合材料の耐久性や劣化の進行が異なることを実験的に明らかにした。
- 7) 暴露試験に供した石炭灰混合材料は、365日経過時までにおいて劣化の進行は見られず安定した状態で推移することが判明した。今後も継続してデータを蓄積し、乾湿繰返し試験等の室内試験から実地盤中の長期的な耐久性を評価すべく、両者の相互関係について明らかにして行くことは肝要で

ある。

参考文献

- 1) 経済産業省 HP, 資源有効利用促進法,
www.meti.go.jp/policy/recycle/main/admin_info/law/02/index02.html
- 2) 財団法人, 石炭灰エネルギーセンター港湾工事における石炭灰混合材料の有効利用ガイドライン, H23.3
- 3) 例えば、高野安見子・佐野博昭・山田幹雄・田辺和康・田口 修：大分県内で確認された化石性硫酸塩土の基本的性状について, 土木学会西部支部研究発表会, III-057, pp.455-456, 2013.
- 4) 地盤工学会, 土質試験の方法と解説－第一回改正版－, 「安定処理土の締固めをしない供試体作製」, PP.308-316, 2005
- 5) Standard Test Method for Wetting and Drying Test of Solid Wastes, Designation: D4843-88, ASTM International, 2009.
- 6) 羽原俊祐・福田峻也・小山田哲也・藤原忠司：コンクリートの DEF による硫酸塩膨張の生起条件の検討, コンクリート工学年次論文集, Vol.28, No.1, 743-748, 2006.
- 7) 寺師昌明・田中洋行・光本司・本間定吉・大橋照美：石炭・セメント系安定処理土の基本特性に関する研究（第3報）, 港湾空港技術研究所報告, 第22巻, 第1号, pp.69-96, 1983.
- 8) 嘉門雅史・勝見 武・今西秀公：セメント系安定処理土の乾湿繰返し耐久性, セメント・コンクリート論文集, No.45, pp.744-749, 1991.
- 9) 高野・酒巻：セメント系固化材による安定処理土の耐久性, セ技年報 38, pp.528-531, 1984.
- 10) 重松ら：エトリンガイト形成による土粒子のロッキング効果が土のせん断強度に及ぼす影響, 第47回地盤工学研究発表会, pp.593-594, 2012.
- 11) 寺本篤史・山崎康太・丸山一平・鈴木雅博：超高強度コンクリートの自己収縮の温度依存性, コンクリート工学年次論文集, Vol.30, No.1, 2008.

6. 都市ごみ焼却残渣を主原料とする熱的処理による再資源化技術の開発

大阪工業大学 渡辺 信久

6.1 はじめに

都市ごみ焼却残渣は、有害物質を比較的多く含むため細心の注意を払わねばならない循環資材である¹⁾。焼却残渣を再資源化する技術のうち、とくに有害有機物質の分解をあわせて行いたい場合には、高温での熔融やセメント化が有効である。しかし、熔融処理では塩分が揮発することが知られている。揮発した塩分は、装置内壁などに付着し、長期的には装置の耐久性に悪影響を及ぼす。従って、塩分を相当量含む焼却残渣は、熔融に不向きであると考えられ、その熱的挙動を室内実験で明らかとすることとした。焼却灰および焼却飛灰を高温下で熔融させ、質量減少と、試料を精製水で洗浄した際の水溶液の電気伝導率で、塩分の挙動を観察した。

また、熱的操作のうちで、基幹産業として焼却灰を受け入れる能力があるものは、セメント製造業である。実際、石炭灰などを受け入れたフライアッシュセメントや、都市ごみ焼却灰を受け入れるエコセメントが存在する。さらに本研究では、焼却灰そのものからセメントクリンカー成分を合成できる可能性について検討を行った。

6.2 実験方法

6.2.1 熔融実験

焼却飛灰には、酸性排ガス中和のために噴射された消石灰を含むものと、集じん後、酸性排ガスをスクラバーで中和するため消石灰を含まないものがある。そこで本研究では、ボートに試料(2種類の「石灰噴射あり」のバグフィルター捕集飛灰、1種類の「石灰噴射なし」のバグフィルター捕集飛灰、および、1種類の主灰粉砕物)を対象とした。各灰 1 g を秤量し、炉心管に挿入し、10 分間熱処理を行う。熱処理終了後、デシケータ中で室温まで放冷したのち、秤量する。このボートを 50 mL 容の PP 製遠沈管に移し、精製水 10 mL を加えて、10 分間、回転しんとうを行った。この精製水の電気伝導率を計測した。

6.2.2 セメント化実験

実験室内で、クリンカ原料(SiO_2 、 Al_2O_3 、 Fe_2O_3 、 CaO の混合物)からセメントを作成できる(X 線回折でビーライトが観測される)ことを確認してから、焼却主灰(Si, Al, Fe が十分に含まれている)に CaO のみを補う方法でセメント化を試みた。

6.3 結果と考察

6.3.1 熔融実験

熱処理温度を上げていくほど、質量が減少していく傾向が見られた(図-6.1(a))。1500 °C の熱処理で、質量は初期の 50~60% になった。しかし、種類によって、質量減少の様子は異なり、石灰含有量が少ない飛灰では 1100~1200 °C の区間での質量減少が著しかったが、石灰含有量が比較的多い飛灰(NiF)では、1100~1400 °C の区間で一様の傾きを示した。主灰(MaB)は、質量減が少なく、1500 °C の熱処理後も、初期の 95% の質量がボート上に残留した。

電気伝導率の変化も、質量減の変化と類似の結果であった(図-6.1(b))。初期においては、1237 ～ 2020 mS m⁻¹ であり、800 °C の熱処理後でも 1162～1940 mS m⁻¹ と、大きな変化がなかったが、石灰含有量が少ない飛灰については、1250 °C の処理で電気伝導率が 1～2 mS m⁻¹、1300 °C で 0.2 mS m⁻¹ になり、さらに温度を上げて、電気伝導率の変化はなかった。一方、石灰含有量が多い飛灰については、1300 °C 熱処理後であっても、232 mS m⁻¹ の電気伝導率を示し、1 mS m⁻¹ を下回ったのは、1500 °C での熱処理後のみであった。主灰は、最初から、電気伝導率が 166 mS m⁻¹ と低く、また、1200 °C での熱処理後に、1 mS m⁻¹ を下回った。

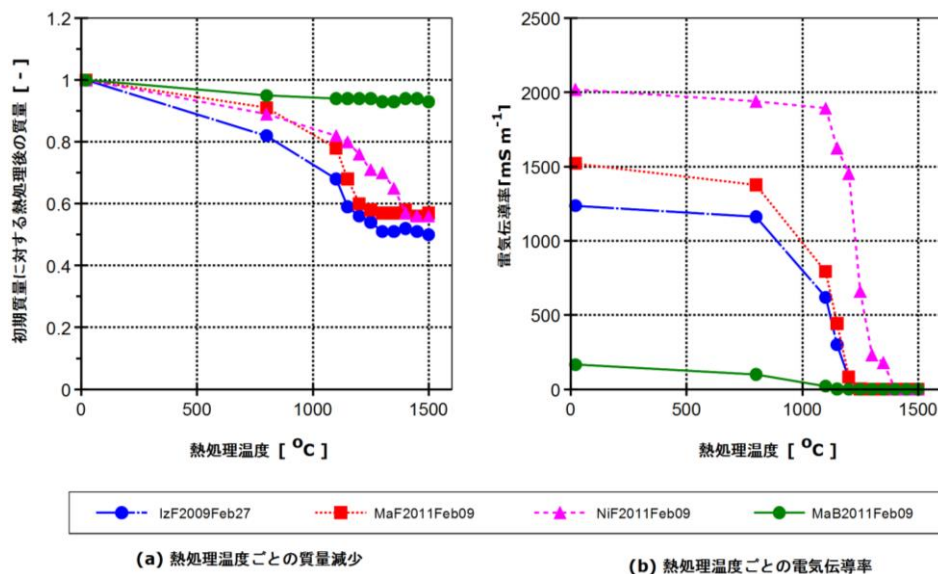


図-6.1 熱処理温度と熱処理後の質量減少および電気伝導率の関係

6.3.2 セメント化実験

クリンカ原料である(SiO₂、Al₂O₃、Fe₂O₃、CaO の混合物)からは、セメントを作成することができた(図-6.2)が、焼却主灰に CaO を添加した混合物からは、1300～1400 °C でもビーライトを観測することができず、1400 °C 以上の温度で、熔融・スラグ化が進行し、セメントの状態にできなかった。

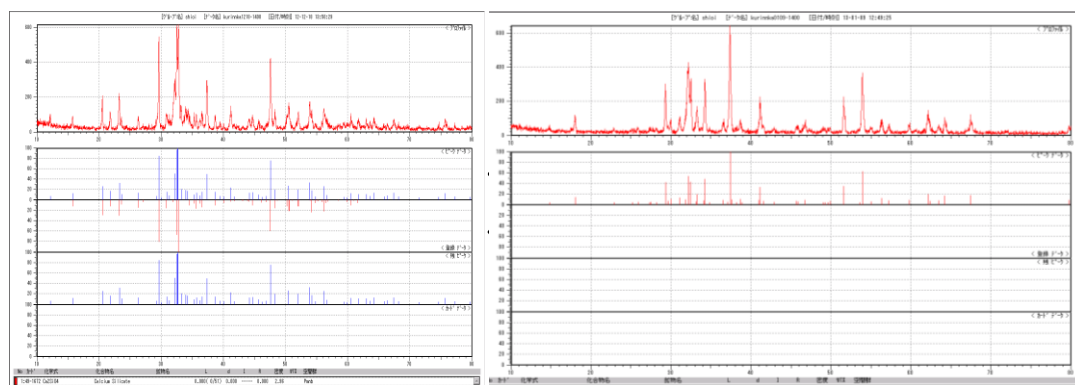


図-6.2 1400 °C で熱処理したものの X 線回折チャート

(左図：クリンカ原料。ビーライトを同定、右図：焼却主灰と CaO の混合物。
温度を上昇させるに従いビーライトを生成せず熔融していく)

6.4 まとめ

飛灰の溶融では、塩分を高温下で揮発させることにより、電気伝導率を下げ、安定したスラグを「製品」として作成できるものの、質量減少量が初期の 50～60%と多く、溶融施設自体に相当量が付着・残留することが予測された。一方、主灰に限定した溶融であれば、塩分も少なく、質量減少も 5%程度であったことから、溶融工程そのものに問題はないと考えられる。しかし、主灰のみを処理対象とする技術で、かなりのコスト・エネルギーをかけてよいものかどうかは、議論を要するところである。

今回の実験的研究では、焼却灰を適用したセメント製造に至らず、溶融してしまうという結果であった。原材料とセメントの品質の関係までを研究対象としたかったが、現実には、セメント製造のノウハウに近づくことさえもできなかったわけである。焼却灰をセメント原料としてリサイクルすることは、セメント製造工程に一定の負荷をかけるものであることが明らかとなった。

- 1) L. Reinders (2005) Disposal, uses and treatments of combustion ashes: a review, Resources, Conservation and Recycling, 43, 313-336.

7. 気相中 CO₂ の吸収による都市ごみ焼却残渣の安定化

大阪工業大学 渡辺 信久

7.1 はじめに

焼却灰の前処理技術として、前章で取り組んだ熱的处理の他に、CO₂ による風化(中性化・炭酸化)が有効であり、中でも、灰をスラリー状にして CO₂ と接触させる方法が効果的であると考えられている¹⁾。しかし、実際にどの程度 CO₂ を吸収しているのか、CO₂ を吸収するとどうなるのか、あるいは一定の状態に達した後で、さらにまだ、CO₂ を吸収する過程にあるのかどうかを評価する手法が確立されていない。すなわち、灰の安定化現象は多く確認されているものの、どれほどの CO₂ をどれだけの時間をかけて吸収したのかを実測した例は見あたらない。この情報は、中性化・炭酸化の操作因子を決定する上で、必要である。一方で、大気から水相へ CO₂ が吸収される過程は、地球気候変動に大きく寄与するものであるから、近年の研究の蓄積には、目を見張るものがある²⁾。すなわち、焼却灰の CO₂ 吸収は、大気-海洋での界面輸送の何倍であるのかに関する基礎的な知見(実験方法を含めて)が必要である。

気体の水への吸収理論として、二重境膜モデルが知られている³⁾。気相側と液相側の物質移動係数(Mass transfer coefficient : MTC_L および MTC_G)の概念、さらにそれらとヘンリー定数を用いて液相基準および気相基準での総括物質移動係数($MTC_{L\ Overall}$ および $MTC_{G\ Overall}$)が導かれる。

二重境膜モデルを環境中での大気と水の接触界面を通過する化学物質量の推定に使用した例として、化学物質の環境運命予測モデルがある。モデル中の MTC_L および MTC_G のデフォルト値として、それぞれ 0.1 および 10 m h⁻¹ が用いられている⁴⁾。この方法は、CO₂ についても適用可能であると考えられる。実際、後で述べるが、これらのデフォルト値を適用すると $MTC_{L\ Overall} = 0.1 \text{ m h}^{-1}$ となった。

大気中 CO₂ が海水に取り込まれる(あるいは海水から放出される)速度については、地球規模の気候変動が問題となったこの 20 年間には現場観測を含め、多くの研究がなされた²⁾。この分野では、風の影響を加味した実際的な $MTC_{L\ Overall}$ を観測値から求めており、データの集積も十分である。 $MTC_{L\ Overall} = 0.02 \sim 0.2 \text{ m h}^{-1}$ (気象条件によってはさらに大きいこともある)と見積もってよい。すなわち、大気中 CO₂ が液相に吸収される現象を取り扱う上で、この分野の成果を参照しながら進めることは、大変有益である。

しかしながら、CO₂ が水相に取り込まれる現象は、pH によって影響をうける。酸性であれば CO₂ を吹き出すであろうし、アルカリ性であれば CO₂ を HCO₃⁻などの解離したイオンとして水中に取り込もうとする。液性がアルカリ性であるために生じる吸収の促進を、Wanninkhof ら²⁾は「化学的促進(Chemical Enhancement)」と呼んでいる。海洋がフィールドの場合には、pH は 8.2~8.3 であり、極端に pH 値が変化することは考えられないが、焼却灰を対象とすると、初期には pH 11~12 であることが一般的であるので、この効果は十分に評価せねばならない。

すなわち、資源循環分野での CO₂ による風化は、現象としてよく知られているものの、その定量的な研究は、二重境膜モデル、化学物質の環境運命、気候変動の分野とは異なる新規の知見として、研究対象となるものであり、とりわけ化学的促進については実験的な研究が必要不可欠である。

この報告では、二重境膜モデルから気候変動までのモデル式を参照しながら、 $MTC_{L\ Overall}$ が標準的に使用されるに至った経緯、ヘンリー定数の取り扱い方法、CO₂ の解離平衡についてなど、一定の整理を行い、それに続いて、実験的なアプローチの方法、結果・考察を述べる。

7.2 理論

7.2.1 二重境膜モデルと環境運命予測モデルのデフォルト値を使用した CO₂ の界面移動式

二重境膜モデルは、気体と液体の界面を挟む二枚の境膜で、物質が拡散移動することを仮定し、この界面では、気相側と液相側の濃度は釣り合っていると考えるものである(図-7.1)。両媒体での濃度をともに体積濃度[mol m⁻³]で表現する場合、ヘンリー定数 H は無次元である。気相側の物質移動係数(Mass Transfer Coefficient)を MTC_G、液相側の物質移動係数を MTC_L として、気相側のフラックスおよび液相側フラックスは、次の式で表現される。

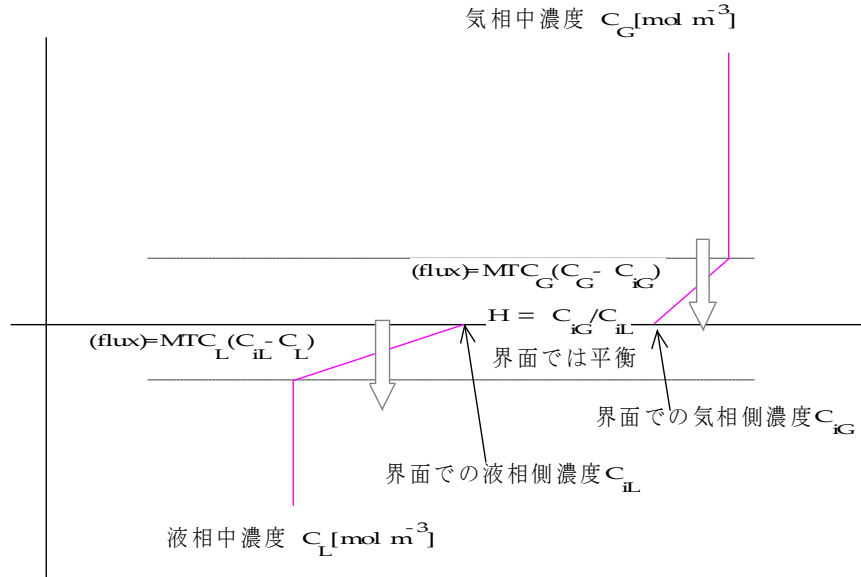


図-7.1 二重境膜モデル

$$(\text{flux}) = \text{MTC}_G \times (C_G - C_{Gi}) \quad (1a)$$

$$(\text{flux}) = \text{MTC}_L \times (C_{Li} - C_L) \quad (1b)$$

「別々にフラックスが計算されるが、それらは等しくならなければならない」として、C_{Gi}と C_{Li}を消去して、総括的な物質移動の式は次のようになる。

$$(\text{flux}) = \frac{1}{\frac{1}{\text{MTC}_L} + \frac{1}{H \times \text{MTC}_G}} \left(\frac{C_G}{H} - C_L \right) = \text{MTC}_{L \text{ Overall}} \left(\frac{C_G}{H} - C_L \right) \quad (2a)$$

$$(\text{flux}) = \frac{1}{\frac{H}{\text{MTC}_L} + \frac{1}{\text{MTC}_G}} (C_G - H \times C_L) = \text{MTC}_{G \text{ Overall}} (C_G - H \times C_L) \quad (2b)$$

(2a)式は液相基準での総括物質移動係数で表現した式であり、一方、(2b)式は気相基準での総括物質移動係数で表現した式である。

CO₂に適用する場合、無次元ヘンリー定数は、

$$H = \frac{\text{CO}_2 \text{ in air } [\text{mol m}^{-3}]}{\text{CO}_2(\text{aq}) \text{ in water } [\text{mol m}^{-3}]} = 1.2 \quad (3)$$

である。また、化学物質の環境運命予測モデルで広く適用されている MTC_L 、 MTC_G の値は、それぞれ 0.1 および 10 m h^{-1} である²⁾から、これを液相基準での(2a)式に代入すると次の式を得る。

$$(\text{flux}) = \frac{1}{\frac{1}{\text{MTC}_L} + \frac{1}{H \times \text{MTC}_G}} \left(\frac{C_G}{H} - C_L \right) = 0.0992 \text{ m h}^{-1} \times \left(\frac{C_G}{1.2} - C_L \right) [\text{mol m}^{-3}] \quad (4a)$$

すなわち $\text{MTC}_{L \text{ Overall}}$ は 0.0992、すなわち、ほぼ 10%であるが、何の 10%であるのかの量的なイメージを、**図-7.2** 説明している。まず、気相と液相を、それぞれ、 1 m^3 の立方体と考え、両相の接触面の面積を 1 m^2 とする。気相側および液相側に存在する物質量は C_G および C_L である。両相の濃度差を液相側濃度で表現すると $(C_G/H - C_L)$ であり、この 10%に相当する分が、気相から液相に移動する(逆の場合もある)。

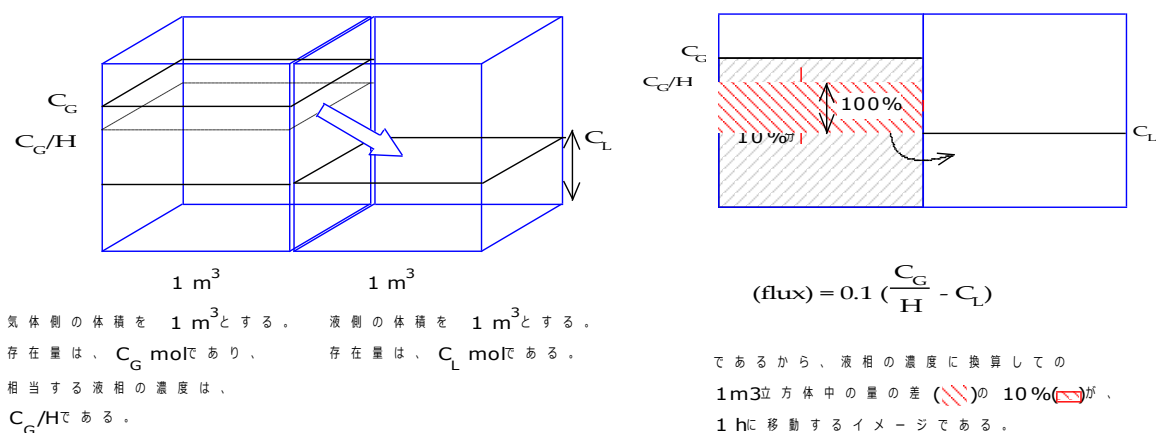


図-7.2 総括物質移動係数の量的なイメージ

(4a)式は、液相側の濃度に換算した式であるが、気相側の濃度に換算して同様の式を作成することもできる。この場合、

$$(\text{flux}) = \frac{1}{\frac{H}{\text{MTC}_L} + \frac{1}{\text{MTC}_G}} (C_G - H \times C_L) = 0.0826 \text{ m h}^{-1} \times (C_G - 1.2 \times C_L) [\text{mol m}^{-3}] \quad (4b)$$

となる。式の係数を比較すると、(4a)と(4b)は同じ式なのであるが、概念上、(4a)は液相濃度基準、(4b)は気相濃度基準である。以下にも述べるが、一般的には液相基準の式が使用される。

7.2.2 液相がアルカリ性であることによる CO_2 吸収の促進

気相中の $\text{CO}_2(\text{g})$ は、水に溶解すると $\text{CO}_2(\text{aq})$ に、 $\text{CO}_2(\text{aq})$ は水中でさらに HCO_3^- や CO_3^{2-} にまで解離する。pH によって、これらの存在比は大きく変化する。

$$C(\text{CO}_2(\text{gas})) : C(\text{CO}_2(\text{aq})) : C(\text{HCO}_3^-) : C(\text{CO}_3^{2-}) = C_1 : C_2 : C_3 : C_4 = 1 : \alpha : \beta : \gamma \quad (8)$$

ここで、濃度は、すべて、 $[\text{mol m}^{-3}]$ の単位で表示している。平衡状態にあるときのこれらの濃度比を、化学平衡式で計算すると(9)式の通りになる。

$$\begin{aligned}
[\text{CO}_2(\text{aq})] &= 10^{-1.47} p_{\text{CO}_2} & \frac{C_2}{1000} &= 10^{-1.47} \frac{C_1}{40.9} & C_1 &= \frac{40.9}{1000} \times 10^{1.47} C_2 = \text{alfa } C_2 \\
[\text{HCO}_3^-] &= 10^{-6.35} \frac{[\text{CO}_2(\text{aq})]}{[\text{OH}^-]} & \frac{C_3}{1000} &= \frac{10^{-6.35}}{[\text{OH}^-]} \frac{C_2}{1000} & C_3 &= \frac{10^{-6.35}}{[\text{OH}^-]} C_2 = \text{beta } C_2 \\
[\text{CO}_3^{2-}] &= 10^{-10.33} \frac{[\text{HCO}_3^-]}{[\text{OH}^-]} & \frac{C_4}{1000} &= \frac{10^{-10.33}}{[\text{OH}^-]} \frac{C_3}{1000} & C_4 &= \frac{10^{-10.33}}{[\text{OH}^-]} \frac{10^{-6.35}}{[\text{OH}^-]} C_2 = \text{gamma } C_2
\end{aligned} \tag{9}$$

pH 7 であれば、水中の CO_2 類のうち、20%が $\text{CO}_2(\text{aq})$ であり、80%が HCO_3^- である。これが、pH 8 になると、 $\text{CO}_2(\text{aq})$ の 40 倍の HCO_3^- が存在することになる。すなわち、 CO_2 として界面を通過する際に、すぐさま $\text{CO}_2(\text{aq})$ が HCO_3^- に変化してしまえば、 CO_2 を吸収する速度が上昇することになる。その HCO_3^- に「吸い込まれていく」様子は、pH が上昇するほど顕著になり、たとえば、pH 10 であれば、 $\text{CO}_2(\text{aq})$ の 6600 倍、pH 11 であれば、 $\text{CO}_2(\text{aq})$ の 25 万倍もの CO_2 類が水中に存在することになる。すなわち、アルカリ性が強くなるほど、 $\text{CO}_2(\text{aq})$ が吸収されやすいことが予想される。このことが、吸収速度にある程度の影響を与える可能性がある。

このアルカリ性であるがゆえに吸収速度が上昇する様子を、化学的促進(chemical enhancement)と呼ぶ。Wanninkhof (1992) では、数%程度の寄与であるとしているが、これは海洋の場合であって、焼却灰が関与する pH 10～pH 12 の中程度のアルカリ性水溶液の場合には、相当の寄与をするものと考えられるが、これまで、十分に考察されたものは見あたらない。

7.3 実験

7.3.1 気相中の CO_2 が水に吸収される速度の実測

実験装置を図-7.3 に示す。開閉コックを有するポリカーボネート製のデシケーター(20.6 L)内に、 CO_2 吸収用の水、 CO_2 計(マーベル MA-001、測定範囲 0 ～ 3000 ppm)、攪拌用のファン、USB ポート(電源)を設置した。密閉したデシケーター内に 50 mL シリンジを使用して CO_2 ガスを 45 mL 注入し、約 5 min 後、計測値が安定してから実験開始とし、経過時間と CO_2 濃度計の数値を記録した。 CO_2 吸収用の水に含まれている総炭酸($\text{CO}_2(\text{aq}) + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$ [mg CO_2])濃度は、実験の開始時と終了時に測定した。

CO_2 吸収用の水の調製には、pH 7 の緩衝液(堀場 pH メーター用)、pH 9 の緩衝液(堀場 pH メーター用)、 H_3BO_3 、NaOH、人工海水を使用した。容器は、200 mL 容の硬質ガラス製トルビーカー(水量 100 mL、水面面積 36 cm^2)もしくはポリエチレン製容器(水量 100 mL、水面面積 124 cm^2)を使用した。

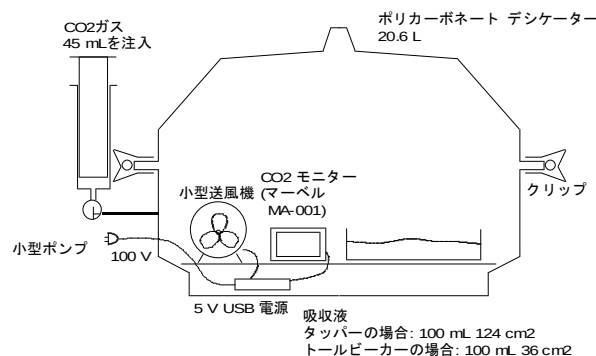


図-7.3 CO_2 が弱アルカリ性の水に吸収される速度を調べる実験

7.3.2 水中の炭酸類濃度の実測

装置および方法を図-7.4に示す。試料に N_2 ガスを通じながら、 H_2SO_4 (aq)(36 M H_2SO_4 1 容 + 水 2 容) を注入して、水中の炭酸類を CO_2 ガスとして揮発させる。この気体を 1 段目の CaCl_2 管で乾燥させ、2 段目の SodaTalc(NaOH)管で CO_2 を捕集し、3 段目の CaCl_2 管で、SodaTalc 管で発生した水分($2\text{NaOH} + \text{CO}_2 \rightarrow \text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{H}_2\text{O}$ で生成)を吸収する。捕集した CO_2 の量は、2 段目のソーダタルク管と 3 段目の塩化カルシウム管の重量増に等しい。 Na_2CO_3 水溶液および CaCO_3 懸濁液を使用した予備実験で、回収率 83.6%(3 回の実験で 84.6%, 86.6%, 79.5%)および 81.4%(79.7%, 87.7%, 76.7%)を得た。

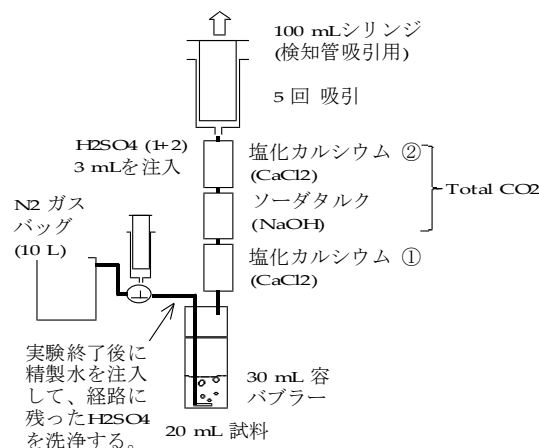


図-7.4 水中の炭酸類 ($\text{CO}_2(\text{aq}) + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$) の測定方法

7.3.3 焼却灰を懸濁させた水を CO_2 を含む空気に暴露させ pH および溶存重金属の変化を調べる実験

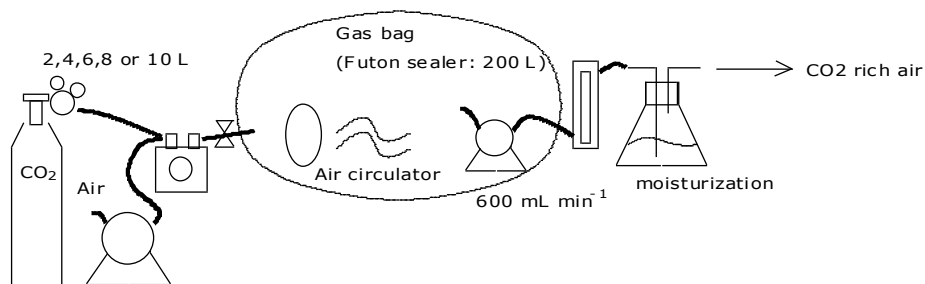
CO_2 を高濃度を含む空気の作成を図-7.5(a)に示す。布団圧縮袋(容量 200 L)に、コック(アットフロン、テフロンミニコック C タイプ)をとりつけ、また内部で 60Hz 100 V 交流電源を使用できるようにテーブルタップを入れ、気密性を維持した状態で電源コードを通した。この布団袋に空気および CO_2 ガスをガスメーターを使用して定量的に導入し、 CO_2 濃度 10 000 ppm から 50 000 ppm まで、10 000 ppm 刻みで調製した。なお、布団圧縮袋内の CO_2 濃度は、実測して確認した。これらの気体を導入した後には、気体導入用のコックを閉じる。布団圧縮袋の中では、USB ファンを使用して内部の気体を混合し、布団圧縮袋内に電圧調整用スライダックと観賞魚用の空気ポンプを入れ、袋内の気体を定量的に取り出した。取り出した気体は 0.6 L min^{-1} に調節し、精製水を入れたバブラーで加湿し、これを(b)のフレキシブルチャンバーへ送った。

フレキシブルチャンバーは、チャック袋(L-8、480×340×0.08 mm、セイニチ)に 2 つのコックと、1 カ所のサンプル採取口(ニッタ ケミフィット CP-C6-R1/4 とゴム栓を使用した)を取り付けて製作した(図-7.5(b))。この中に、1 L のビーカー(水面面積 95 cm^2)を入れ、7 g の都市ごみ焼却飛灰を 700 mL の精製水に懸濁させ、マグネチックスターリングバーを入れ、混合状態に保った。サンプルの採取は、採取口のゴム栓をとり、テフロンチューブを取り付けたシリンジで懸濁液を 30 mL 吸い取った。これを遠心分離後に、pH を測定した後に、 $0.8 \mu\text{m}$ メンブランフィルターでろ過後、9 mL を PP 製遠沈管にとり、1 mL の硝酸を加えて保存した。この硝酸水溶液中の重金属類(Cu , Cd , Pb , Zn)を ICP-AES で計測した。

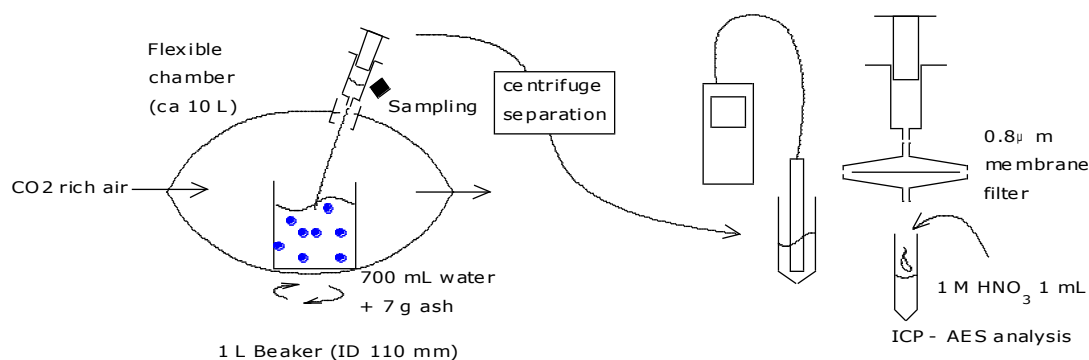
7.3.4 焼却灰を懸濁させた水に定量的に CO_2 を吸収させ pH の変化を調べる実験

図-7.6 に実験装置および方法を示す。チャック袋に直接懸濁水(焼却飛灰 7 g と精製水 700 mL)を入れ、

CO₂ ガスをシリンジで 50 mL を注入し、チャック袋を手で軽くたたくと、CO₂ ガスが吸収される。CO₂ ガスは予め、ガスバッグにとっておき、これを CO₂ 注入用のシリンジで吸引し、懸濁水に押し込んだ。懸濁水に注入した CO₂ のうち、余った CO₂ ガスはシリンジで吸い取り、その量を記録する。シリンジにチャック袋内部の液を採取し、この pH を測定後、液をチャック袋内に戻す。この操作を繰り返し、CO₂ 吸収量と pH の関係を求めた。



(a) CO₂-rich air preparation



(b) CO₂- exposure, sampling and determination

図-7.5 焼却灰を懸濁させた水を CO₂ を含む空気に暴露させ pH および溶存重金属の変化を調べる実験

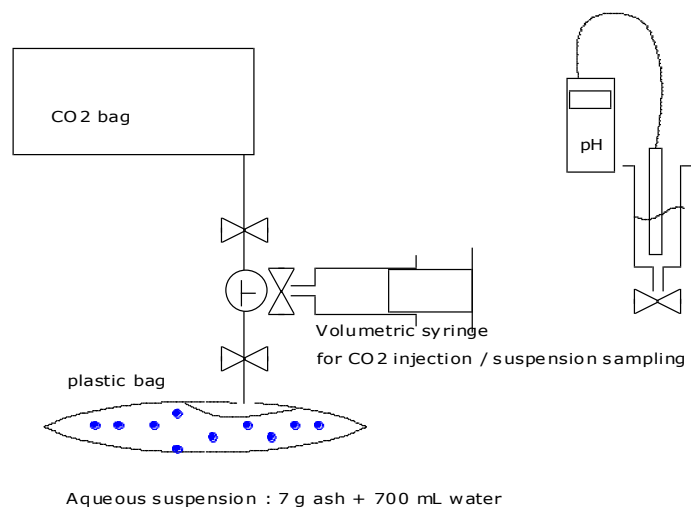


図-7.6 焼却灰を懸濁させた水に定量的に CO₂ を吸収させ pH の変化を調べる実験

7.4 結果および考察

7.4.1 気相中の CO₂ が水に吸収される速度の実測

密閉容器内の CO₂ の濃度の変化を調べた実験の条件および収支を表-7.1 に示す。すべての実験で、初期の CO₂ 濃度を 2490~2790 ppm に調製したが、2 回のブランク実験により、実験開始から 1500 min 後で、200 もしくは 300 ppm の濃度減少が起こることが確認された。この減少を加味して、デシケータ気相中 CO₂ 存在量と、CO₂ 吸収用の水溶液で増加した CO₂ 量を比較すると、たとえば Run 2 ではそれぞれ、40.6 mg と 37.0 mg であり、実験のマスバランスは十分にとれていると判断できる。

表-7.1 密閉容器内の CO₂ が水に吸収される速度を実測する実験の条件及び収支

	ブランク1	ブランク2	Run 1	Run 2	Run 3	Run 4	Run 5	Run 6	Run 7
			pH 7 標準液	pH 9 標準液	ホウ酸* + NaOH**	pH 9 標準液	ホウ酸 + NaOH	人工海水*** + pH 9 標準液	人工海水*** + ホウ酸 + NaOH
pH			7	9	12	9	12	9	10
水量 [mL]			100	100	100	100	100	100	100
水表面積 [cm ²]			124	124	124	36	36	124	124
水中 CO ₂ [mg]									
初期 (2回の実測値)			7.0 (10.5, 3.5)	10.5 (10.5, 10.5)	28.8 (30.0, 27.5)	10.5 (10.5, 10.5)	28.8 (30.0, 27.5)	8.3 (9.5, 7.0)	3.5 (3.0, 4.0)
終了時 (2回の実測値)			10.2 (9.5, 11.0)	47.5 (48.0, 47.0)	89.0 (87.0, 91.0)	19.8 (21.0, 18.5)	62.7 (60.0, 65.5)	39.0 (38.5, 39.5)	60.3 (59.5, 61.0)
変化量 (増加量)			3.2	37	60.2	9.3	33.9	30.75	56.8
デシケータ中 CO ₂ [mg]****									
初期値 [mgCO ₂] 濃度 [ppmv]	93.3 2470	100.5 2660	93.7 2480	105.4 2790	99.3 2630	103.9 2750	102.0 2700	103.9 2750	102.0 2700
終了値 [mgCO ₂] 濃度 [ppmv]	82.0 2170	92.9 2460	82.7 2190	55.3 1465	16.2 428	81.6 2160	39.5 1045	58.2 1540	29.8 790
変化量 (減少量) [mgCO ₂]	11.3	7.6	11.0	50.0	83.2	22.3	62.5	45.7	72.1
ブランク補正後の 変化量 (減少量)			1.5	40.6	73.7	12.8	53.1	36.3	62.7

* ホウ酸濃度は 0.1 M

** NaOH濃度は 0.03 M

*** 人工海水濃度は規定濃度の半分 **** デシケータ体積: 20.6 L

実験初期の CO₂ 濃度変化の傾きから、フラックスおよび MTCL Overall を算出した。基礎式および考え方は、次の通りである。気相 CO₂ 濃度の低下が水への吸収であるとする物質収支式:

$$(\text{flux}) \times A = \frac{dC}{dt} \times V \quad (10)$$

と、気相 CO₂ 濃度と分圧の関係式(気体の状態方程式):

$$C = \frac{n}{V} = \frac{p}{RT} \quad (11)$$

から、(flux)を求める式:

$$(\text{flux}) \left[\frac{\text{mol}}{\text{m}^2 \text{ min}} \right] = \frac{V [\text{m}^3]}{A [\text{m}^2]} \times \frac{1}{0.082 \frac{\text{atm L}}{\text{mol K}} (273.15+20) \text{ K}} \times \frac{dp}{dt} \left[\frac{\text{atm}}{\text{min}} \right] \quad (12)$$

が得られる。さらに、MTCLOveall は、式(7)を使用して求めることができる。単位を整えると、

$$\text{MTC}_{\text{L Overall}} \left[\frac{\text{m}}{\text{h}} \right] = \frac{(\text{flux}) \left[\frac{\text{mol}}{\text{m}^2 \text{ min}} \right] \times \frac{60 \text{ min}}{1 \text{ h}}}{34 \frac{\text{mol}}{\text{m}^3} \times \Delta p_{\text{CO}_2} [\text{atm}]} \quad (13)$$

の計算式となり、 $\text{MTC}_{\text{L Overall}}$ を計算することができる。ここで、34 は Henry Constant であり、分圧差は、2750 ppm として計算した。各実験 Run の結果に接線を書き加えたものを図-7.7 に示す。

以上の結果を要約すると次のようになる。

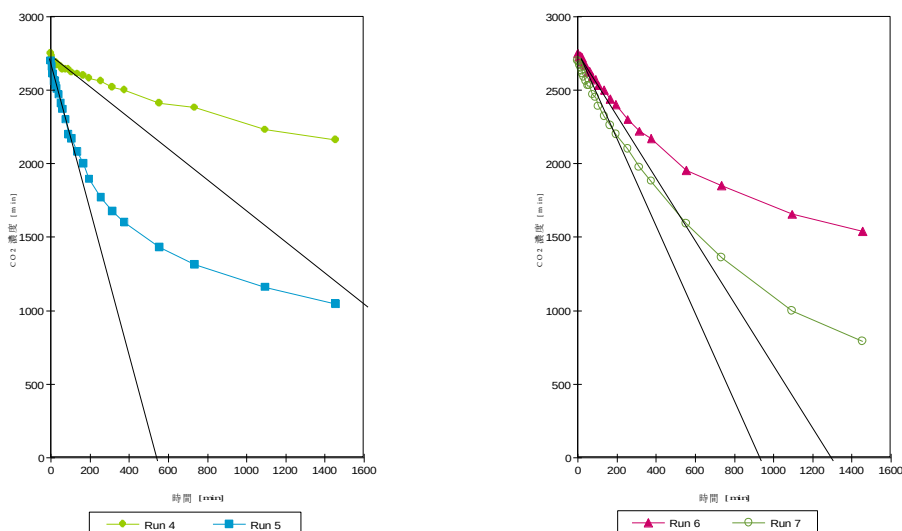


図-7.7 各実験の結果および接線

- 1) pH 7 では CO_2 の吸収は見られなかった。
- 2) pH 9 では、 0.07 m h^{-1} (精製水、 124 cm^2)、 0.09 m h^{-1} (精製水、 36 cm^2)、 0.080 m h^{-1} (人工海水 1/2 濃度、 124 cm^2) m h^{-1} であった。
- 3) pH 10 では、 0.121 m h^{-1} (人工海水 1/2 濃度) であった。
- 4) pH 12 では 0.805 m h^{-1} (精製水、 124 cm^2)、 0.755 m h^{-1} (精製水、 36 cm^2) であった。

pH9 での $\text{MTC}_{\text{L Overall}}$ は、大気-海間の CO_2 輸送とほぼ、同レベルであった。pH 9 よりも pH10 の方が、 $\text{MTC}_{\text{L Overall}}$ が 30% 程度、大きくなっている。一方、pH 12 では、 $\text{MTC}_{\text{L Overall}}$ が pH 9 のその 10 倍になっている。これは、明らかに、アルカリ性であるための「化学的促進」によるものである。

7.4.2 焼却灰を懸濁させた水が CO_2 を吸収する速度

実験結果の一部を図-7.8 に示す。10 000 ppm CO_2 に暴露させた場合の pH の変化を(a)に、重金属類の濃度の変化を(e)に、フレキシブルチャンバー内の CO_2 濃度を(i)に示す。初期の pH は 12.5 であったが、3 h、4 h、5 h および 6 h 後に、12.1、11.2、9.2、8.4 となり、7 h 後に 7.7 となつてからは pH の下降は緩やかになった。重金属類は、両性金属である Pb が初期には 9.6 mg L^{-1} で検出されたが、pH 11.2 になった 4 h 後には検出限界(0.03 mg L^{-1})以下となった。同じく両性金属である Zn については、pH 11.2 で 0.23 mg L^{-1} で検出されたものの、pH 9.2、8.4 では検出限界(0.1 mg L^{-1})以下となった。しかし、その後、pH が 7.7、7.6、7.4 となったときには、Zn 濃度が 0.30、0.66、0.84 と再上昇する様子が伺われた。Cd については検出限界(0.05 mg

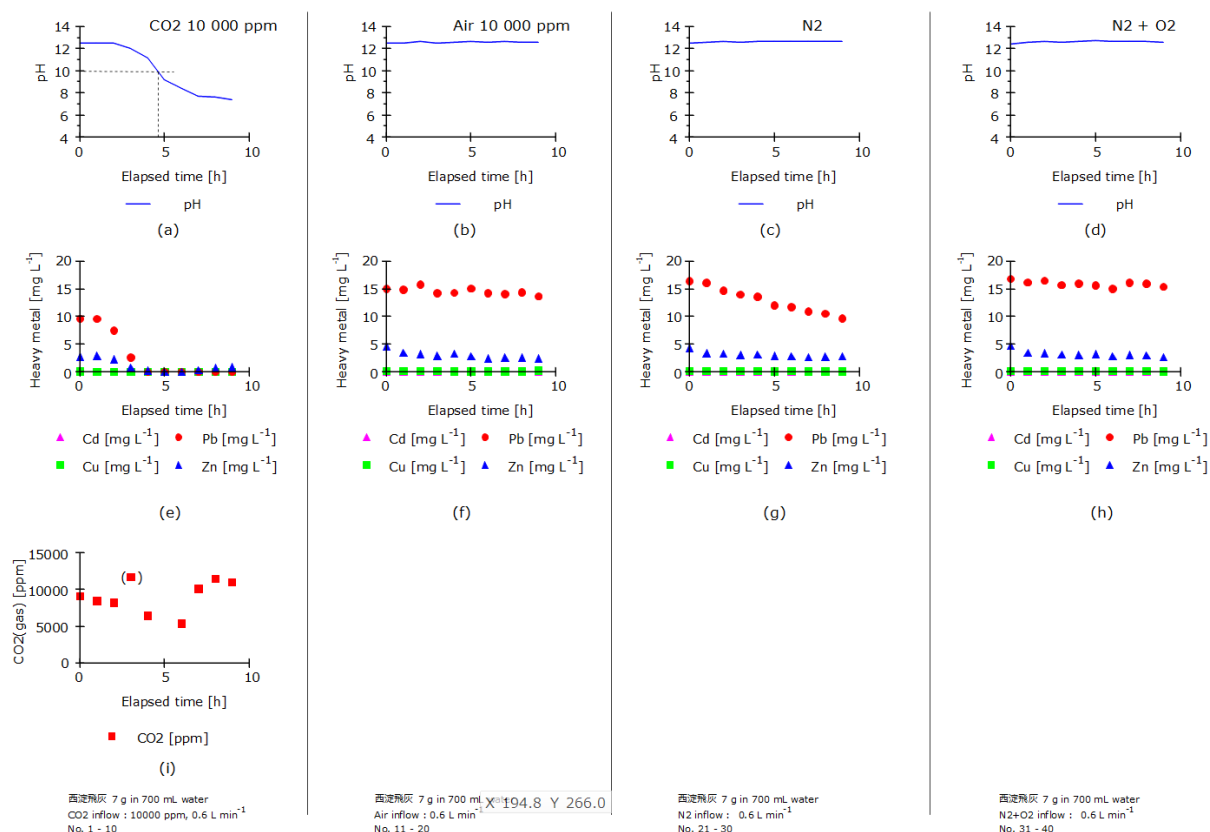


図-7.8 焼却灰を懸濁させた水を 10 000ppm の CO₂ を含む空気、室内空気、N₂、N₂+O₂ に暴露させたときの pH および溶存重金属の変化

L⁻¹)未満であった。Cu は初期に 0.2 mg L⁻¹ 付近であったが、すみやかに検出限界(0.05 mg L⁻¹)未満になった。

雰囲気を 10 000ppm の高濃度の CO₂ とする条件に加えて、室内空気(CO₂ 濃度は 500 ppm 前後と予想される)、N₂ 100% および N₂ 79% - O₂ 21%の、計 4 条件で実験を行った。いずれも、水溶液の pH は初期値の 12.5 付近から変化はなく、重金属類の濃度も初期の Pb 15 mg L⁻¹、Zn 5 mg L⁻¹ から緩やかに下降する傾向であった。Cd は終始検出されなかった。Cu は 0.2 mg L⁻¹ から緩やかに下降するものの、検出限界以上であった。

すなわち、CO₂ に暴露することで中性化し、それにあわせて重金属類の溶解度が低下することが示された。また、室内空気の CO₂ 濃度の 20 倍の CO₂ に暴露することで、その速度が速まったことも明らかとなった。重金属類の濃度低下は、高濃度の CO₂ 以外の系でも観察されたが、緩やかで、Si や Al などのマトリックスの水和現象によるものと考えられる。

フレキシブルチャンバー内の CO₂ 濃度を計測したところ、10 000 ppm の CO₂ を含むガスを供給していたが、pH 9 付近まで 8000 ppm 以下で推移し、pH8 以下で供給した濃度の 10 000 ppm を上回る濃度で検出された。すなわち、pH 9 付近までは CO₂ が吸収されていたが、その後、pH 8 以下になると、逆に CO₂ が水から吹き出す現象が確認された。もともとアルカリ性で CO₂ をイオン状態で保有していた水が中性化すると、CO₂ を放出する現象は、地球気候変動の分野では、CO₂ 濃度の上昇の正のフィードバックとしてよく知られているメカニズムであり、今回の実験でも、この現象が観察された。

同様の実験を、CO₂ 調製濃度 : 20 000, 30 000, 40 000, 50 000 ppm でも実施した。時間とともに、pH が低下することと、それにあわせて Pb と Zn の濃度が低下することは同様であったが、その時間変化(図-7.9)が興味深かった。pH 10 に至るまでの時間をグラフから読み取ると、CO₂ 調製濃度が高いほど、早く pH 10

に到達するものの、最も早いもので約 3.5 h(CO₂ 調製濃度 50 000 ppm)、遅いもので 5.0 h (同 10 000 ppm) であった。CO₂ 濃度が 5 倍になれば、CO₂ 吸収速度も 5 倍になり、pH 12.5 から pH 10 に到達する時間も 5 分の 1 になるものと予測されたが、実験結果からはそうにならなかった。

CO₂ 濃度ごとの pH 変化の比較

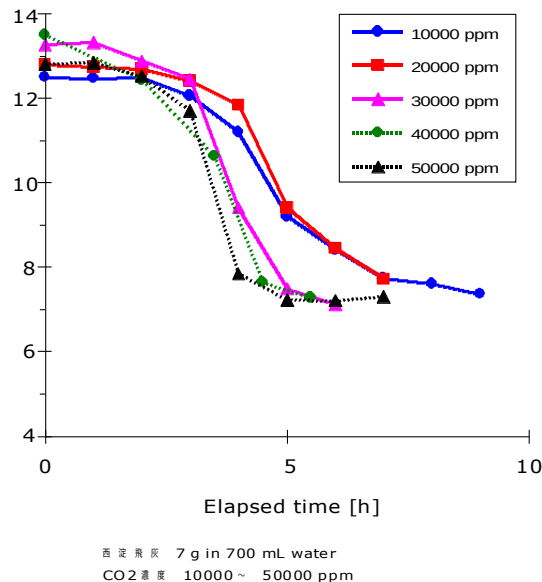


図-7.9 異なる CO₂ 調製濃度の雰囲気中に暴露させた焼却飛灰懸濁水の pH の時間変化

CO₂ 吸収量と pH の関係を調べる実験の結果(図-7. 10)から、焼却飛灰が、どれほどの CO₂ を気相から吸収したのかを見積もることができる。この実験で使用した焼却飛灰では、7 g 飛灰 / 700 mL 精製水あたりで、800 ~ 900 mL の CO₂ ガスを吸収することで pH が 10 まで下がるということがわかった。

以上の結果から、焼却飛灰を懸濁させた水が CO₂ を吸収する速度、さらに、MTC_{L Overall} を計算することができる。850 mL(20 oC)の CO₂ を吸収したものとすれば、そのモル数は 0.03536 mol である。ビーカーの気液接触面積(124 cm²)と経過時間(3.5 ~ 5.0 h)を使用して、フラックスは、

$$(\text{flux}) = \frac{0.03536 \text{ mol}}{95 \times 10^{-4} \text{ m}^2 \times 5 \text{ h}} \sim \frac{0.03536 \text{ mol}}{95 \times 10^{-4} \text{ m}^2 \times 3.5 \text{ h}} = 0.74 \sim 1.06 \frac{\text{mol}}{\text{m}^2 \text{ h}} \quad (14)$$

と計算され、MTC_{L Overall} は、

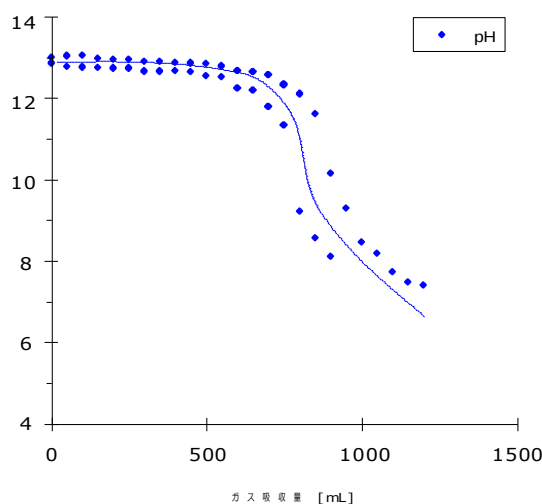
$$\text{MTC}_{\text{L Overall}} = \frac{0.74 \text{ mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}}{34 \text{ mol m}^{-3} \text{ atm}^{-1} \times 10000/10^6 \text{ atm}} = 2.18 \text{ m h}^{-1} \quad (15a)$$

$$\text{MTC}_{\text{L Overall}} = \frac{1.06 \text{ mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}}{34 \text{ mol m}^{-3} \text{ atm}^{-1} \times 50000/10^6 \text{ atm}} = 0.62 \text{ m h}^{-1} \quad (15b)$$

となる。

以上の実験は焼却飛灰 A での結果であるが、同様の実験を焼却飛灰 B、焼却飛灰 C、焼却飛灰 D を使用して、同様の実験を実施した。ただし、CO₂ 濃度は 30 000 ppm に固定している。その結果を、図-7. 11 に示す。焼却飛灰 A は pH 10 に至るまでに、飛灰 7 g あたり、850 mL の CO₂ を要し、また CO₂ 吸収初期には、pH がほとんど変化しない状況であったが、B,C,D については pH 10 に至るまでの CO₂ 吸収量は 300 ~ 423 mL であり、CO₂ 吸収の初期から pH の低下が確認されている。焼却飛灰 A(西淀工場)では、排ガス処理施設での脱硝触媒被毒を回避するために、バグフィルターでの石灰を過剰に吹き込んでいたとのことであり、この実験結果のように、CO₂ を少々吸収しても pH が変化しないという現象は、吹き込んだ消石

灰が未反応状態で焼却飛灰に残り、これが、吸収した CO_2 とすぐさまに反応して、pH の変化を抑制していたものと考えられる。焼却飛灰 A での実験結果が、焼却飛灰 B,C,D に比べて特殊なケースであると考えられる。



西濃飛灰 7 g in 700 mL
CO₂ ガス 100% 吸収させたときの pH

図-7.10 焼却飛灰懸濁水に CO₂ ガスを吸収させたときの pH の変化

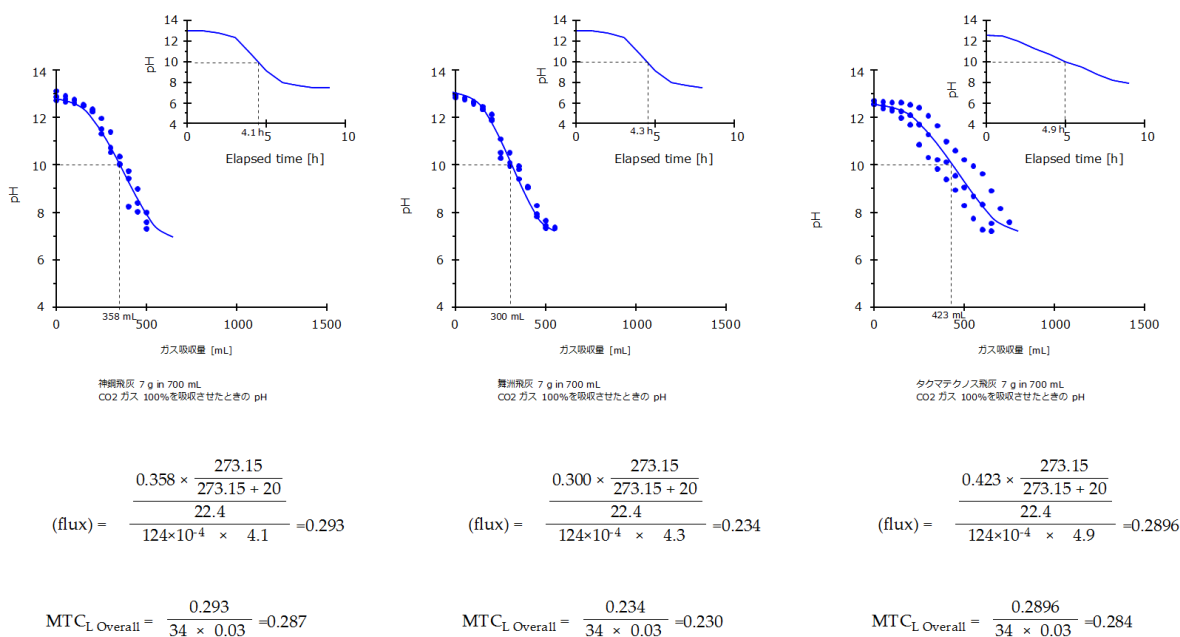


図-7.11 焼却飛灰 B, C, D を 7 g とり、7 00 mL 精製水で懸濁させ、CO₂ を吸収させたときの pH 変化

これまで得られた液相基準での総括物質移動係数($\text{MTC}_{\text{L Overall}}$)を一覧した(図-7.12)。化学物質の環境運命予測でデフォルト値とされている 0.1 m h^{-1} (穏やかな水面を想定していると考えられる)、大気-海間での CO_2 交換の係数(代表的には $0.02 - 0.2 \text{ m h}^{-1}$)も、同時に示している。pH 9 での水溶液の実験結果は穏やかな水面での $\text{MTC}_{\text{L Overall}}$ とほぼ一致した。すなわち、pH 9 程度ではアルカリ性による促進は軽微である。一方、pH 10, 12 とアルカリ性を強くしていくと、pH 9 のときの 10 倍程度まで $\text{MTC}_{\text{L Overall}}$ は増加する。

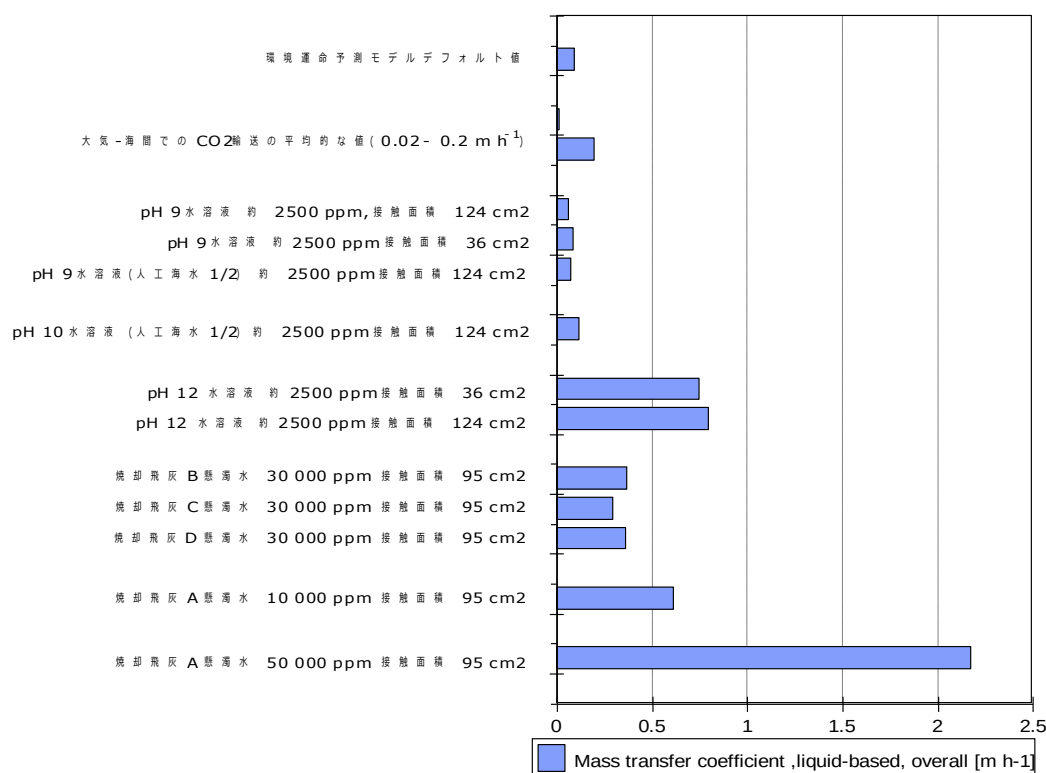


図-7.12 液相基準の総括物質移動係数

焼却飛灰を懸濁させた実験での $MTC_{L Overall}$ は、懸濁液の初期 pH が 12.5 付近に集中していたにもかかわらず、幅の広い値になった。最も大きな値を示したのは、焼却飛灰 A(西淀、未反応消石灰が相当含まれている)であり、 $MTC_{L Overall} = 2.18 \text{ m h}^{-1}$ (CO₂ 濃度 10 000 ppm のとき)であった。しかし、この試料で CO₂ 濃度を 50 000 ppm と 5 倍にしても反応時間があまり短くならなかった(CO₂ 濃度 50 000 ppm のとき、 $MTC_{L Overall} = 0.62 \text{ m h}^{-1}$)ことから、CO₂ の吸収速度には pH と気相の CO₂ 濃度以外の要因も関連している様子がうかがわれた。焼却飛灰 A での結果からは、水に溶解込んだ CO₂ が水中で解離して他のイオンや固体等と反応するほうが律速になっているように感じられた。

焼却飛灰 B,C,D での $MTC_{L Overall}$ は、気相中 CO₂ 濃度を 30 000 ppm にしたもののみが得られている状態であるが、0.300~0.373 と非常に安定した結果であった。焼却飛灰 A が、未反応消石灰を相当量有しているために、A のみが CO₂ 吸収の化学促進が強かった可能性がある。いずれにしても、焼却灰などの固相が寄与する系では、アルカリ性であるが故の化学促進が起こっていることは明らかであるものの、水溶液のそれに比べて、有意に高いのか否かの判断はできていない。

7.4 まとめ

二重境膜モデルにおける物質移動係数(Mass transfer coefficient, MTC)の概念を説明し、化学物質の環境運命で $MTC_L = 0.1$ および $MTC_G = 10 \text{ m h}^{-1}$ が一般的なデフォルト値であること、液相基準の総括 MTC($MTC_{L Overall}$)の式が一般的であることを述べた。CO₂ のヘンリー定数を適用すると $MTC_{L Overall} = 0.1$ と予測される。一方、大気-海間の CO₂ 輸送に関する研究によると、海上の風などの影響を受け、代表的な値は $MTC_{L Overall} = 0.02 \sim 0.2 \text{ m h}^{-1}$ (中央値としては 0.1、さらに大きくなることもある)である。

しかし、水がアルカリ性で、水に溶解込んだ CO₂ がすぐさまイオンに変化する状況では、吸収が化学的

に促進される。とりわけ、焼却灰はアルカリ性で、焼却灰の中性化・炭酸化に寄与する CO_2 の吸収速度については、実測する必要がある。

密閉容器内に CO_2 初期濃度を 2750 ppm に調製した空気と、アルカリ性の水溶液を設置し、容器気相内の CO_2 を連続測定し、 CO_2 が水溶液に吸収される速度を実測し、 $\text{MTC}_{\text{L Overall}}$ が、水溶液の pH によってどの程度変化するのかを調べた。

気相の CO_2 による焼却灰の中性化・炭酸化の様子を調べるため、 CO_2 濃度を 10000 ～ 50000 ppm に調製した空気気流中に、焼却灰を懸濁させた水をビーカーに入れて設置し、懸濁液中の pH と溶存態の重金属 (Cd, Cu, Pb, Zn) 濃度の時間変化を調べた。

焼却灰を懸濁させた水が吸収した CO_2 の量と pH の関係を調べるため、懸濁水に既知量の CO_2 を注入・溶解させ、そのときの pH を実測した。

ビーカーに入れた pH 9 の水溶液が CO_2 を吸収する速度を定める $\text{MTC}_{\text{L Overall}}$ は、0.1 m h⁻¹ 付近(大気 - 海間の CO_2 輸送の中央値とほぼ等しい)であること、pH 12 であれば、その値は 10 倍ほど大きくなること、塩分が共存しても、 CO_2 輸送に影響を大きな与えないことがわかった。

焼却灰を懸濁させた水(初期 pH は 12)が CO_2 を吸収する速度は、水溶液での結果とやや異なり、最も早い CO_2 吸収を示した結果では、 $\text{MTC}_{\text{L Overall}} = 2.18 \text{ m h}^{-1}$ (大気 - 海間の CO_2 輸送中央値の 20 倍)であったが、多くの場合、 $\text{MTC}_{\text{L Overall}} = 0.3 \sim 0.4 \text{ m h}^{-1}$ (同 3～4 倍)であった。単に初期 pH だけではなく、未反応消石灰の影響や、吸収された CO_2 (aq) の解離以降の反応が律速になるなど、まだ、考慮すべき要因が複数あることがわかった。

今回の研究は、地球気候変動の研究分野の知見と比較しつつ、気相 CO_2 が水に溶け込む速度や、 CO_2 を吸収した水、懸濁水の pH や重金属濃度を調べる手法を確立したものとして、有意義であったと考える。今後は、様々な焼却灰の CO_2 による中性化・炭酸化のための設計因子を明らかにし、資源化のための手法の標準化に寄与できるようにしたい。

引用文献

- 1) Santos RM, Mertens G, Salman M, Cizer Oe, Van Gerven T (2013) Comparative study of ageing, heat treatment and accelerated carbonation for stabilization of municipal solid waste incineration bottom ash in view of reducing regulated heavy metal/metalloid leaching. J Environ Manage 128:807-821
- 2) Wanninkhof R, Asher WE, Ho DT, Sweeny C, McGillis WR (2009) Advances in quantifying air-sea gas exchange and environmental forcing. Ann Rev Mar Sci 1:213-244
- 3) Liss PS, Slater PG (1974) Flux of gases across the air-sea interface. Nature 247: 181-184
- 4) Mackay D (2001) Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach, Lewis Publisher

8. 循環資源の性状のばらつきと評価手法に関する検討

大阪市立大学 水谷 聡

循環資源である廃棄物や副産物の有効利用を進めていくに当たっては、有効利用に伴う環境安全性への配慮が必要であることから、事前に安全性を評価する試験法が定められている。しかし、循環資源には性状のばらつきが大きいものもあり、試料の代表性を確保するために、その試験を行う試料のサンプリング方法と評価手法が非常に重要である。本章では、代表的な循環資源である製鋼スラグを題材としたサンプリング方法の検討と、コンクリート殻を原料とした再生碎石の性状のばらつき調査の結果について述べる。

8.1 製鋼スラグ中のフッ素を題材としたサンプリング・試料調製方法の検討

8.1.1 研究の背景と目的

循環資源に含有される有害物質に起因する環境安全性を評価するためには、その一部を採取して分析するが、そこでは試料の代表性を失わないように分析試料を得ることが重要である。しかし、例えば製鋼スラグ中のフッ素の含有量の評価を考えた場合、日本工業規格（以下、JIS 規格）には、環境安全性評価のための製鋼スラグのサンプリング方法に関しては規定されておらず、どのような手法を用いるべきかの指針もない。ただし循環資源のうち、性状のばらつきが特に大きいと思われる産業廃棄物に対しては、サンプリング方法に関する規格が JIS K 0060 として定められており¹⁾、インクリメントの大きさや個数などが以下のように定められている。ここで、ロットとは同一性状と見なせる試料のことであり、インクリメントとはロットから一動作で採取した単位量の試料であるとされている。

a) インクリメントの大きさ

インクリメントの大きさ、すなわち採取する試料の体積は、ロットに含まれる試料の最大粒度によって表-8.1 に示すように規定されている。

表-8.1 最大粒度とインクリメントの大きさ¹⁾

試料の最大粒度 (mm)	1	5	10	16	22.4	31.5
インクリメントの 平均体積(mL)	16	70	120	180	270	380
試料の最大粒度 (mm)	40	50	71	100	123	150
インクリメントの 平均体積(mL)	730	1600	3700	11000	21000	35000

b) インクリメントの採取個数

インクリメントの採取個数は、表-8.2 のように定められているが、特に問題があると考えられる場合、又は、そのロットに対する予備知識がない場合には、表-8.2 の最小必要個数の2倍以上のインクリメントを採取することとされている。一方、廃棄物が生成又は処理される工程が十分に管理されている場合には、3～5 インクリメントを採取すればよいとされている。ただし、具体的な確認方法や手順は明記されていない。

表-8.2 ロットの大きさと採取インクリメント個数の関係¹⁾

ロットの大きさ(t)	最小のインクリメント個数		ロットの大きさ(t)	最小のインクリメント個数
1 未満	6		100 以上 500 未満	30
1 以上 5 未満	10		500 以上 1000 未満	36
5 以上 30 未満	14		1000 以上 5000 未満	50
30 以上 100 未満	20		5000 以上	60

産業廃棄物は性状のばらつきが特に大きい試料であると考えられることから、副産物である製鋼スラグのサンプリングについても、安全側の考え方にに基づき、この規格に基づいて実施することが考えられる。しかし、製鋼スラグのサンプリングに際して、この規格通りに行うことは負担が大きい。例えば、スラグ 1,000 トンを 1 ロットとして管理している場合、規定に基づけば、50 個のインクリメントを採取することとなるが、過度な負担はコストや時間の増加を招き、結果としてリサイクルの推進を妨げかねないことも考えられる。したがって、安全性を担保できる範囲内で適正なインクリメント数設定することが望ましい。

また、JIS K 0060 には、生成工程が十分に管理されていればインクリメント数を減らしても良いとの考え方が示されているが¹⁾、どれだけのインクリメントを採取し分析すべきであるのか、また、どうなっていれば十分に管理されていると言えるのかなどが明確に定められておらず、そのための手順を明確にすることが必要である。

代表性を確保する手順を考えるためには、まず試料の性状のばらつきを把握する必要がある。ばらつきが生じる要因としては、分析による誤差・インクリメント内でのばらつき・ロット内でのばらつき、の 3 つが考えられる。このように、複数のばらつきの要因が考えられるため、本研究ではばらつきが生じると考えられる要因ごとに、以下の方法でフッ素含有量のばらつきを調べることにした。

・分析による誤差

同一サンプル内においても、装置を用いて分析を行うため、装置の精度により誤差を生じる可能性がある。本研究では、1 つのサンプルで実施した検液を繰り返し分析することにより、分析による誤差を調査する。

・インクリメント内でのばらつき

インクリメント個数の議論をする前に、1 つのインクリメント内におけるばらつきを把握しなければならない。1 インクリメントとして 15～20 kg 採取するとされているが、含有量試験の際には、その中から 6 g のみを分取して試験を行っており、同一インクリメント内の濃度の分布により、値にばらつきが生じると考えられる。本研究では 1 インクリメントから 50 個を試料としてとり、インクリメント内における分布を推定する。

・ロット内でのばらつき

数百～数千トンのスラグからなる 1 つのロットには、当然、濃度分布があり、濃度はばらついていると考えられる。ただし、そのばらつきの程度は、インクリメント内でのばらつきと同程度なのか、あるいはかなり大きいのか、その辺りの情報も十分ではない。本研究では、1 ロットから 50 インクリメント採取し全てのインクリメントから試料を 1 つずつとり分析することにより、インクリメント間での分布を求め、ロット内での分布を推定する。

このように、本研究ではばらつきが生じると考えられる要因ごとにおけるフッ素含有量のばらつきを調べ、分布を求めた上で採取インクリメント数の低減を検討することを目的とした。

8.1.2 実験方法

(1) 試料のサンプリング

国内の A 製鉄所で製造される製鋼スラグを実験試料とした。A 製鉄所では、製鋼スラグはベルトコンベアで 200 トン/h で流しながら製造しており、5 時間分、1,000 トンを 1 ロットとして管理している。JIS K 0060 では、1 ロットが 1,000 トンであれば 50 インクリメントが必要であると規定されていることから、本研究では 50 インクリメントを均一に採取することとし、時間的に等間隔でサンプリングを行った。すなわち、5 時間に 50 個をサンプリングするために、6 分おきに 50 インクリメントを採取した。採取方法としては JIS M 8100（粉塊混合物—サンプリング方法通則）を参考としたコンベアサンプリングを実施し、ベルトコンベア上の全流幅のスラグを採取した。1 インクリメントは 15～20 kg であった。採取した 50 個のインクリメントを、試料番号 1～50 とした。

(2) 試料調製

含有量試験（JIS K 0058-2）を行う際、採取した試料を 2 mm 目のふるいにかけて、ふるい上に残るものは砕いて全てが 2 mm 目のふるいを通過するように調製するように規定されている。今回採取したスラグに関しては、最大粒径が 35 mm 程度であったため、採取した 15 kg を破砕機によって破砕した。破砕前には、破砕機に同一インクリメントのスラグを通すことによって、とも洗いしてから破砕した。

次に、二分器（筒井理化学器械株式会社製）によるインクリメントの縮分を行った。二分器とは試料分取器の一つであり、試料を二分する際に用いる。手順としては、試料を給鉱容器に入れ、二分器の本体に均一落下させて二分割し、そのいずれか一方をランダムに選び、縮分後の試料とする。この操作を 4～5 回繰り返すことで、約 15 kg のインクリメントを約 1 kg にまで縮分した。含有量試験を行うに当たっては、この 1 kg の試料を平らにならし、中央部分から葉さじで 6 g を採取して試験に供した。

なお、50 インクリメントのうち 1 つ（試料番号 5）に関しては、インクリメント内での濃度分布を調査するため、二分器による縮分回数を減らし約 3 kg に縮分した。さらに図-8.1 に示すように、この 3 kg の試料をバットに均一に広げ、縦 10 等分、横 5 等分のラインを引いた。この 50 個に等分した試料のほぼ中心部から葉さじを用いて、6 g ずつを採取し分析試料とした。

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
41	42	43	44	45	46	47	48	49	50



図-8.1 試料番号5に対する縮分のイメージ(左)と実際の縮分の様子(右)

(3) 含有量試験(JIS K 0058-2)

サンプリング・縮分された試料から分取した試料を用いて、JIS K 0058-2 に定められた含有量試験を行った。500 mL 容のポリプロピレン製の容器に、試料 6g と 1N 塩酸 200 mL (液固比 33) を加え、振とう幅 4~5 cm、振とう回数毎分 200 回で 2 時間平行振とうした。振とう終了後、孔径 0.45 μm のメンブランフィルターを用いて吸引濾過したものを検液とした。検液は 50 倍に希釈して、イオンクロマトグラフ分析装置を用いてフッ化物イオン濃度を分析した。分析装置は、日本ダイオネクス社のイオンクロマトグラフ DX-500 シリーズ (クロマトグラフィー LC-20+電気伝導度検出器 CD-20) を用いた。IonPac AS9-HC カラムを使用し、溶離液として蒸留水 1 L に炭酸ナトリウムを 0.954 g 加えたものを、気泡がなくなるまで (約 60 分) 脱気したものを使用した。

8.1.3 実験結果

(1) 同一検液の分析誤差

分析値のばらつきを調べるため、試料 6 g、液固比 33 で含有量試験を行った 1 つの検体 (試料番号 35) に対してフッ化物イオン分析を 10 回繰り返した。10 回の分析の平均値、最大値、最小値、変動係数を表-8.3 に、含有量を図-8.2 に示す。

表-8.3 1 つの検体の分析結果

平均(mg/kg)	479.8
最大値(mg/kg)	489.1
最小値(mg/kg)	470.7
変動係数(%)	1.3

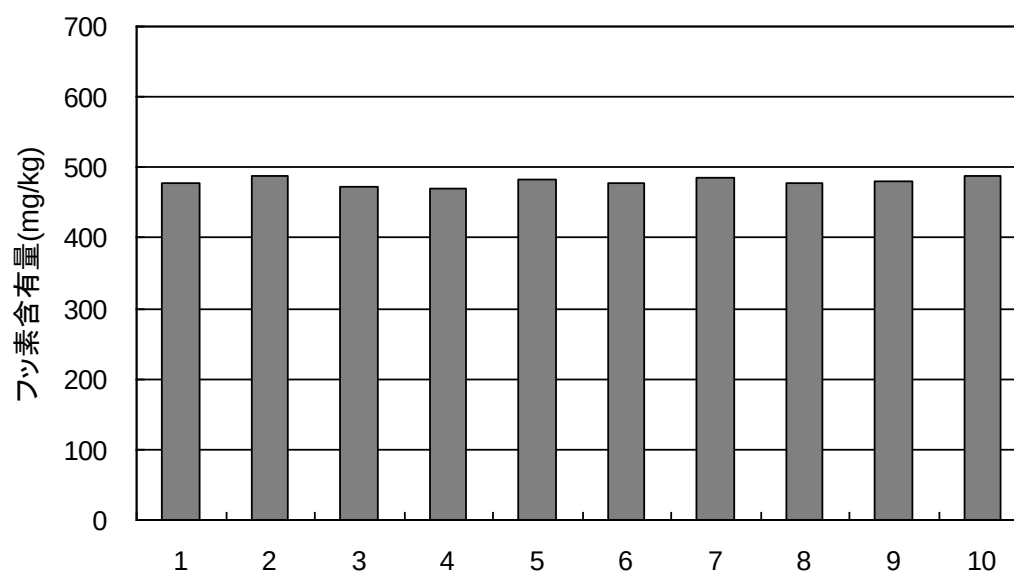


図-8.2 1 つの検体 (試料番号35) を10回分析した時のフッ素含有量

1 つの検体内で 10 回分析を行った場合、最大と最小の差が 18 mg/kg、変動係数は 1.3%であった。今回の実験に関しては通常の実験誤差の範囲内と考えられ、また、インクリメントごとの変動よりも十分

に小さかったことから、分析による誤差は無視できるものとして、以後の考察を行った。

(2) インクリメント内でのフッ素のばらつきと分布

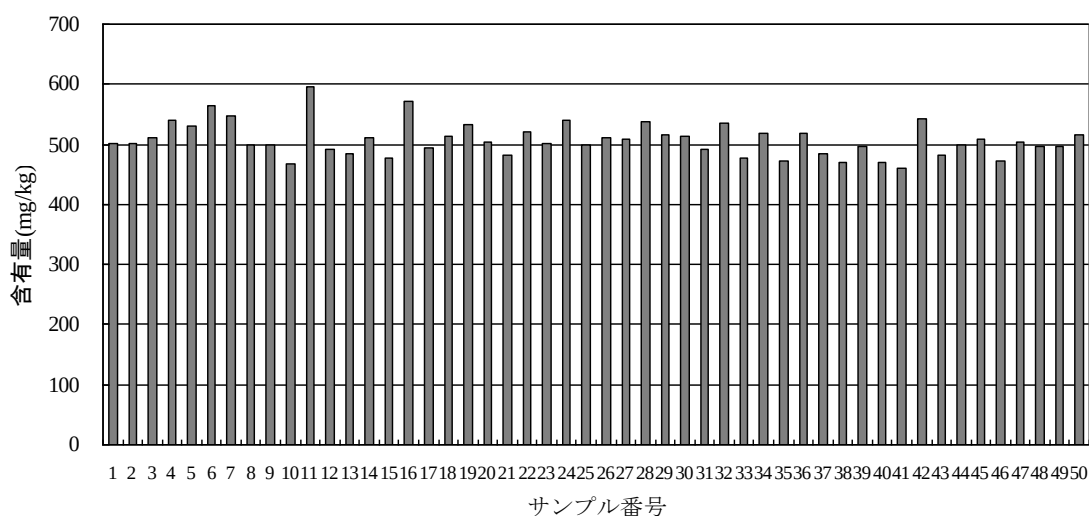
同一インクリメントからの 50 検体における平均値、最大値、最小値、変動係数を表－8.4 に、含有量の分析結果の一覧を図－8.3 に示す。また分析結果のヒストグラムと、この分布を示す対数正規曲線を図－8.4 に示す。なお、この分布曲線は、製鋼スラグ中のフッ素濃度のばらつきを統計的に検討したところ、対数正規分布をしていることが確認されたため、平均値と標準偏差から(1)式により確率密度 $f(x)$ を求めて得たものである。

$$f(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma x} \exp \left\{ -\frac{(\log x - \mu)^2}{2\sigma^2} \right\} \quad (1)$$

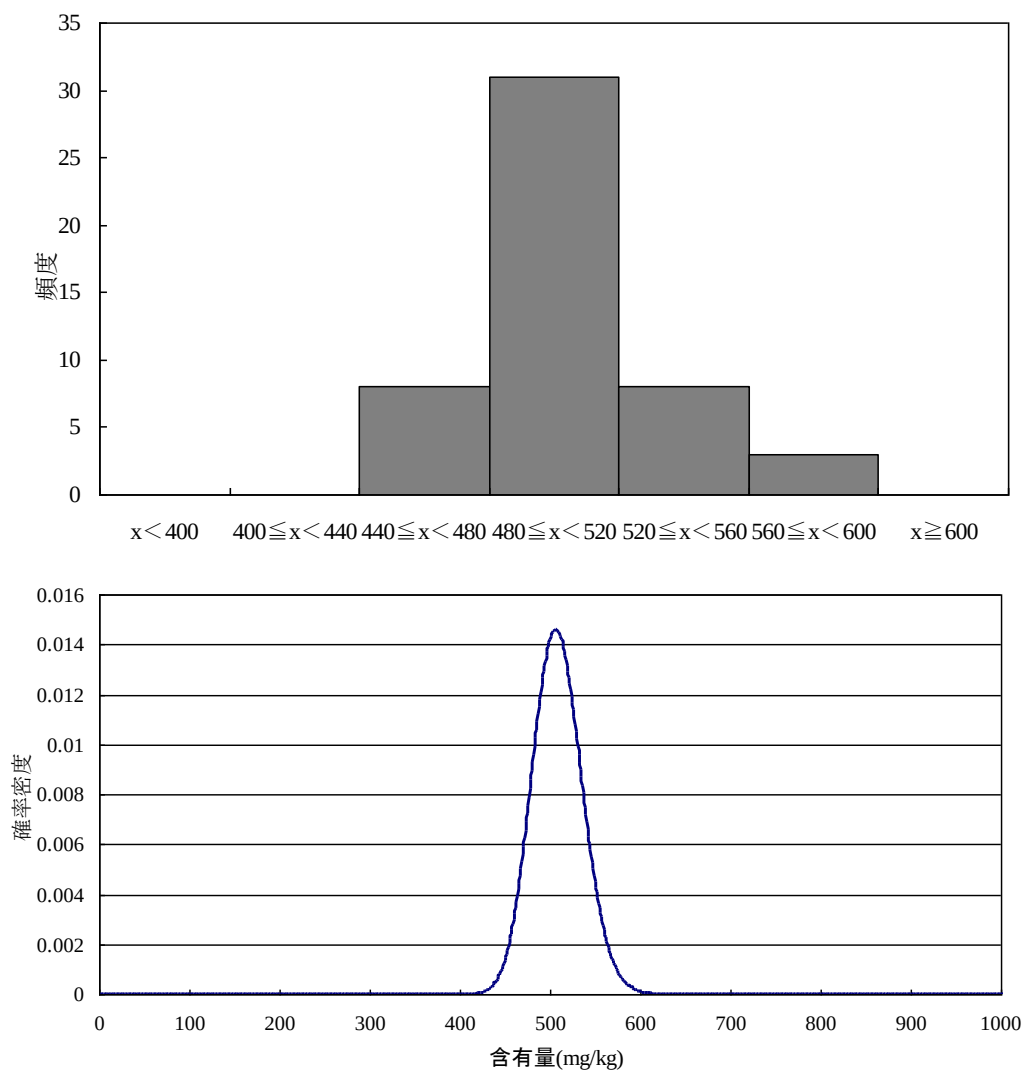
x :含有量、 μ :対数値の平均、 σ :対数値の標準偏差

表－8.4 試料番号 5 の 50 検体の分析結果

平均(mg/kg)	507.6
最大値(mg/kg)	594.7
最小値(mg/kg)	461.2
変動係数	5.5



図－8.3 1 インクリメント内（試料番号 5）の 50 検体におけるフッ素含有量



図－8.4 試料番号5のヒストグラム(上)と分布曲線(下)

(3) ロット内（インクリメント間）でのフッ素のばらつきと分布

ロット内（インクリメント間）のフッ素含有量のばらつきを調べるため、50個のインクリメントからそれぞれ6gずつ、計50個を分取した試料に対する含有量試験の結果を表－8.5、図－8.4に示す。また、分布のヒストグラムと分布曲線を図－8.6に示す。

ロット内（50インクリメント間）でのばらつきは、最大値と最小値の差が209.5 mg/kg、変動係数が8.9%と、ばらつき自体はそれ程大きくなかった。しかしながらインクリメント内でのデータと比べると、1.6倍程度ばらつきが大きくなった。また、データ区間で見ても、全体的な値の範囲がインクリメント内でのデータと比べて広がった。

表-8.5 50 インクリメントの分析結果

平均(mg/kg)	486.6
最大値(mg/kg)	611.9
最小値(mg/kg)	402.4
変動係数(%)	8.9

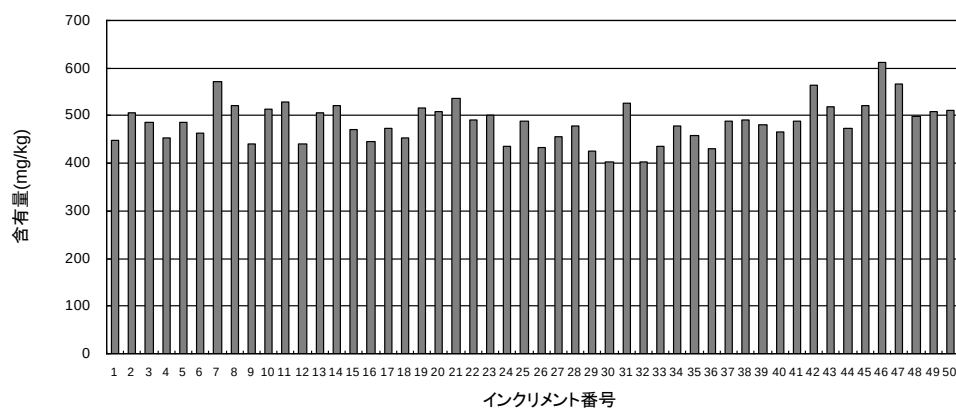


図-8.5 50 インクリメントのフッ素含有量

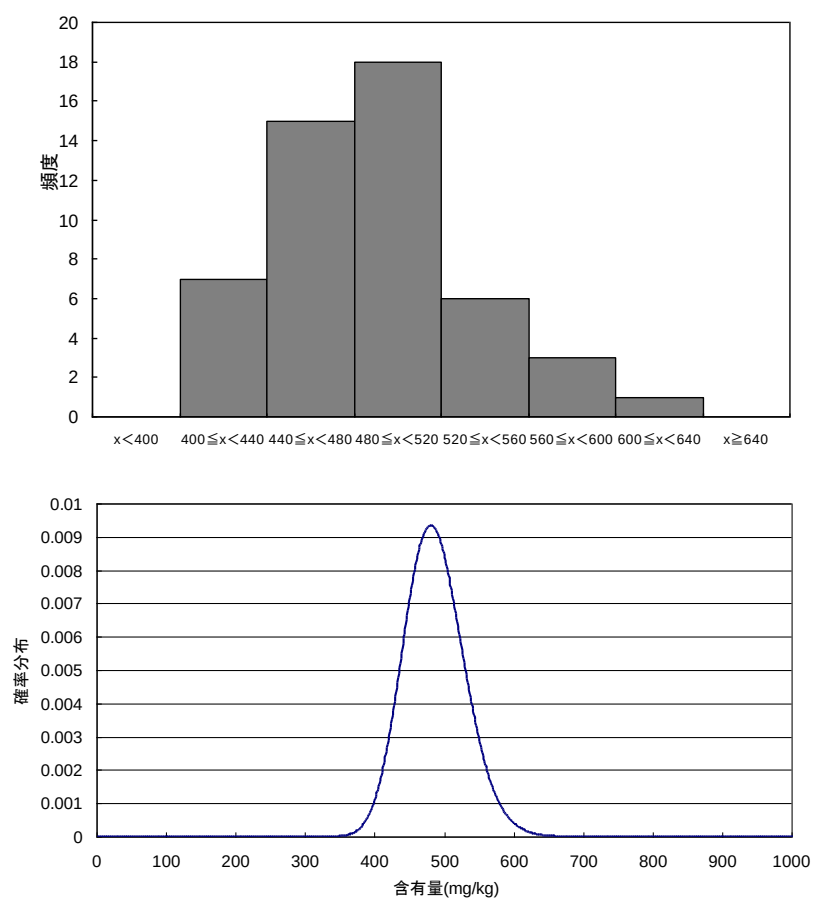


図-8.6 50 インクリメント (試料番号 1~50) のヒストグラム(上)と分布曲線(下)

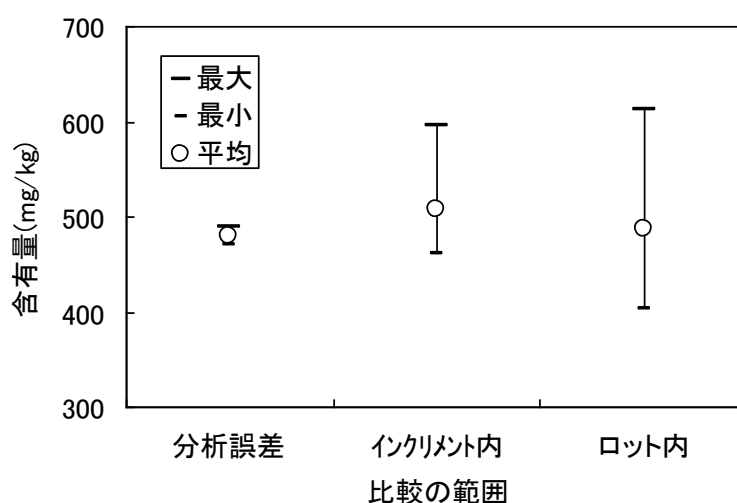
8.1.4 ばらつきとサンプリング手法に関する考察

(1) 分析誤差・インクリメント内・ロット内のばらつきの比較

同一試料の10回繰り返し分析での分析誤差・インクリメント内の50検体の含有量のばらつき・ロット内の50検体の含有量のばらつきを比較して、表－8.6および図－8.7に示す。

表－8.6 分析誤差・インクリメント内・ロット内のばらつきの比較

	分析誤差	インクリメント内	ロット内
平均値(mg/kg)	479.8	507.6	486.6
最大値(mg/kg)	489.1	594.7	611.9
最小値(mg/kg)	470.7	461.2	402.4
変動係数 (%)	1.3	5.5	8.9

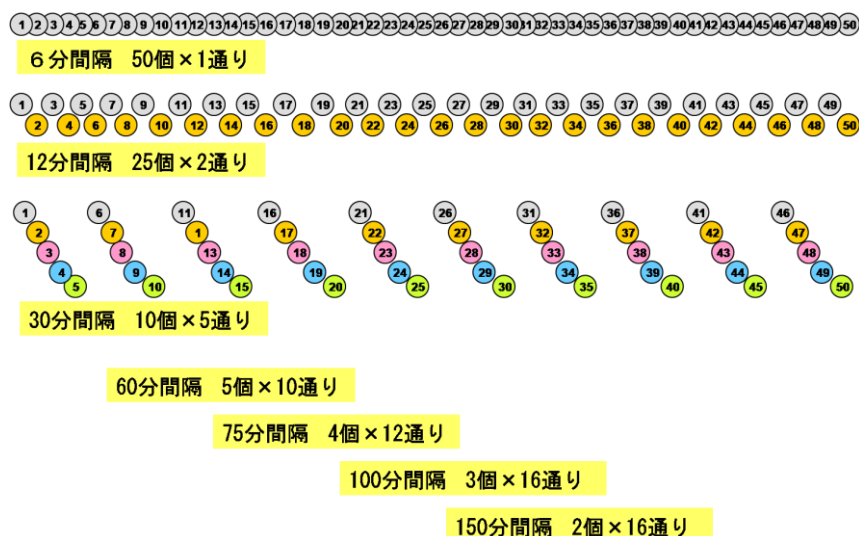


図－8.7 分析誤差・インクリメント内・ロット内のばらつきの比較

分析誤差・インクリメント内・ロット内のばらつきを比較すると、分析誤差は、インクリメント内やロット内のばらつきと比べて十分に無視できることが確認できる。また、それぞれの変動係数は、分析誤差は1.3%、インクリメント内では5.5%、ロット内では8.9%と、徐々にその変動が大きくなっていることが確認できる。また、それぞれの平均値を比較すると、480～508 mg/kg と、その変動幅は6 %程度に収まっており、平均値で評価する上では、大きな差はないものと考えられる。

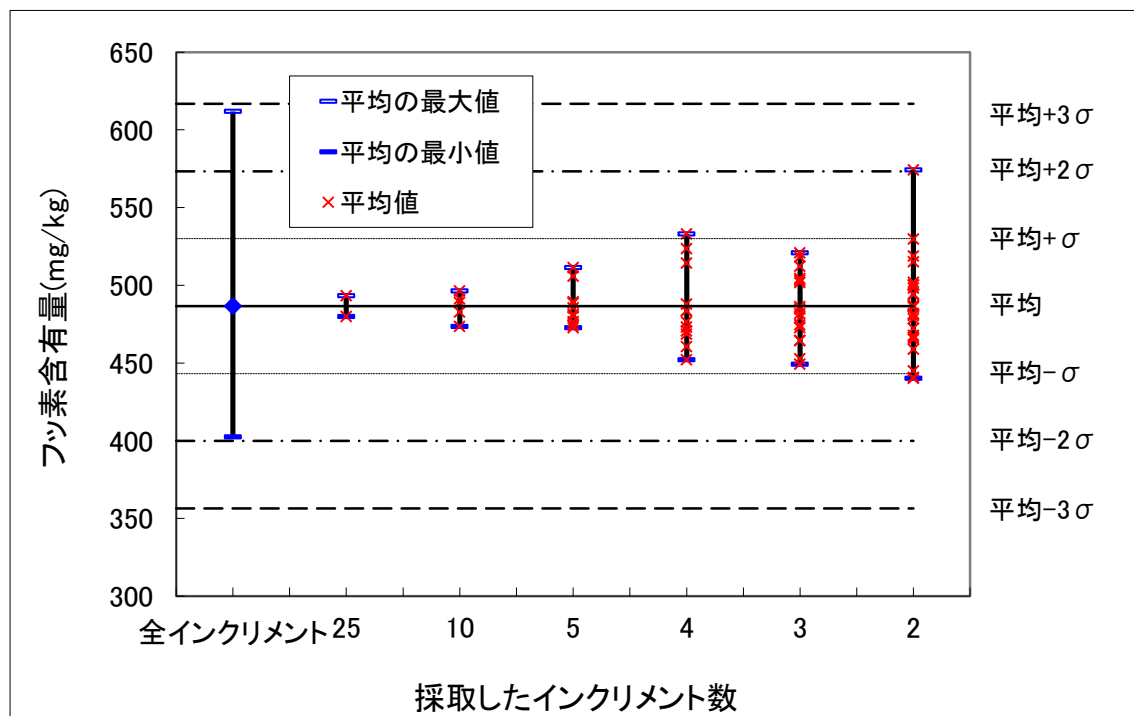
(2) インクリメント数の変更による推定分布の変化とサンプリング方法の検討

製鋼スラグのサンプリング頻度を下げること検討するために、異なるインクリメント数の試料に基づいて評価した場合の分布について調べた。分析に必要なインクリメント数を減らす場合でも、インクリメントは時間的に等間隔で採取することが望ましい。本研究では5分ごとにサンプリングを行ったが、これらの50個のデータのインクリメント数を等間隔でサンプリングしたものとして、インクリメント数を減らすと、25インクリメント(12分間隔)、10インクリメント(30分間隔)、5インクリメント(60分間隔)、4インクリメント(75分間隔)、3インクリメント(100分間隔)、2インクリメント(150分間隔)を考えることが出来る。この際、それぞれのインクリメント数に関して、サンプリングを開始する時間によって複数の間引き方があるため、複数のインクリメントの組合せが考えられる。データの間引き方のイメージを図－8.8に示す。



図－8.8 データ系列の作り方のイメージ

これらの各データ系列に対して、それぞれ平均値と、平均値の範囲（最大値と最小値）を計算した。インクリメント個数による分布の違いを通して比較すると、サンプリングを開始する時間によって分布が異なり、ばらつきが大きくなることも小さくなることもあることが分かった。また、これらの値を、50 個の全インクリメントで得られた最大値、最小値、平均値、標準偏差 (σ) と比較した。結果を図－8.9 に示す。同じインクリメント数であっても、データの系列によって平均値は異なるが、その範囲を考えると、5 インクリメントまでであれば、全体の平均値 $\pm\sigma$ の範囲に収まっていることから、5 インクリメントのサンプリングを行えば、かなり正確に平均値を推定することができるのではないかと考えた。



図－8.9 インクリメント個数別の最大値・最小値の範囲

また、今回採取したスラグに関しては、全ての分析値の最大が 611.9 mg/kg であり、平均値+3 σ の最大値を見ても 700 mg/kg 程度と、フッ素含有量の基準値である 4000 mg/kg を大きく下回る結果となった。

全ての分析において異常値も出ていないため、今回、実験に使用したスラグ試料に限って言えば、1 つのインクリメントで分析するという事に問題はないと考えられる。

8.1.5 スラグ性状のばらつきとサンプリング方法に関する結論

本節では、スラグ中のフッ素の含有量の分布を把握し、サンプリング方法を含めた分析手法の検討を行った。以下に、本研究で得られた結果を示す。

- (1) 同一インクリメント内、ロット内に関してどちらもフッ素含有量にばらつきが見られた。インクリメント間でのばらつきはインクリメント内でのばらつきよりも大きかった。
- (2) 分析のために採取するインクリメント数を減らす可能性を検討した。同じインクリメント個数をサンプリングしても、採取する時間により含有量にばらつきが生じることが確認された。
- (3) 産業廃棄物のサンプリング方法に関する JIS 規格では、必要な最小インクリメント個数は 50 と規定されていたが、今回のようにロット管理された副産物であるスラグに関しては、少なくともインクリメント個数を 5 個にまで減らすことは可能であると判断できた。また、今回調査した製鋼スラグは、フッ素含有量のばらつきは見られたものの、含有量自体は大きく基準を下回っており、また変動も小さなものであった。そのため、今回実験に使用したスラグ試料に限って言えば、1 つのインクリメントを分析すれば安全性の確認は可能であると考えられた。
- (4) ロット管理の状況によって試料の必要採取個数は異なると考えられるが、今回おこなったプロセス、すなわち、インクリメント内での分布と 50 インクリメント間での分布を把握し、個数を減らした場合の分布と比較することで、必要インクリメント個数を決定できるものと考えられた。

8.2 コンクリート再生砕石中のクロムのばらつき調査

8.2.1 研究の背景と目的

コンクリート構造物を解体したコンクリート塊は、年間 3000 万トン以上発生しており、コンクリートの再利用は重要である。その主たるリサイクルルートの一つが、再生砕石である。再生砕石とは、建物の解体、改築などで出た廃材のコンクリート塊などを一定の大きさ（40～0mm）に砕き、粒度調整をした製品で、路盤材等として用いられている。現在、吸水率や密度においては環境の品質が規定されているが、再生砕石にはまだ環境安全品質が明確に規定されていない。環境安全品質は、廃棄物の熔融スラグを先駆けとして溶出量基準と含有量基準が定められた。その後、社会的な要請を受け、鉄鋼スラグ、非鉄スラグも環境安全品質の基準が導入されつつあり²⁾、同じように一般環境中で使用される再生砕石についても、早晩、環境安全品質の管理が求められていくものと思われる。特に再生砕石はコンクリートの解体材からできており、コンクリートには原料であるセメント中にクロムが含まれており、六価クロムの溶出が懸念されている。実際、国内で使用された再生砕石からも六価クロムが溶出する例が報告されている³⁾。

そこで本研究では、コンクリート塊を原料とする再生砕石中のクロムの挙動を把握することとした。ただし、コンクリート塊という産業廃棄物を原料とするため、原料となるコンクリート塊が異なると製造された再生砕石中のクロムなどの含有量にばらつきがあることが予想される。原料となる廃棄物は同一日にも多種類のものが搬入されるため、ばらつきがあることも予想されるが、ばらつく可能性は、日を跨ぐ方が大きいと考えられる。そこで本研究では、同一プラントからの再生砕石を継続的に採取・分析することで、製造日ごとの再生砕石中のクロムの溶出量を把握することを目的とした。また併せて、

製造日ごとの変動だけではなく、1 ロット中の再生碎石のクロムの溶出量の変動を把握することも目的として実験を行った。

8.2.2 実験方法

(1) 試料のサンプリング

国内の B 工場で製造される再生碎石を実験試料とした。B 工場では、関西地区から搬入されるコンクリート塊をベルトコンベアで流しながら、ジョークラッシャーによる破碎、磁選、人力による不純物除去などを行った後、振動ふるいにて粒度を調整し、再生碎石としている。ロットという概念はなく、製造された再生碎石を順次、出荷している。

そこで、本研究では、製造日ごとに 40 日（製造日は限られているので、約 4 ヶ月間）、製造された再生碎石のストックヤードから、約 15 kg 程度の再生碎石を採取して、実験試料とした。試料は採取日の早い方から順に S1～S40 とした。

(2) 試料調整

採取した再生碎石は研究室へ持ち帰り、約 15kg を二分器で約 1～2 kg に縮分した。さらに、それをふるい分けした。また、ふるいは JIS A 1204 を参考にして金属製網ふるいで 6 種類（53.0 mm、25.4 mm、19.1 mm、9.50 mm、4.76 mm、2.00 mm）の呼び寸法のものを採用した。

溶出量試験（JIS K 0058-1）⁴⁾ では、試料有姿で実験を行うこととされているが、試料量や実験装置の制約と、六価クロムは主に細かい画分に含有されているとの実験報告³⁾などを参考に、粒径 9.50 mm 以下のものを溶出量試験に供した。実際に採取した碎石試料の粒度分布は試料ごとに異なっているが、本研究では、特に原材料（コンクリート塊）の違いによる再生碎石の性状のばらつきを把握したいと考えた。そのために、試験に供する試料の粒度分布は出来るだけ同一条件とするために、実験試料の粒度分布も以下のように調整した。すなわち、路盤材に求められる粒度分布を参考にして、9.50～4.76 mm と 4.76～2.00 mm をそれぞれ 25 g、2.00 mm 以下を 50 g 採取し、それらを混合した 100 g の再生碎石を分析試料とした。試料番号は、製造日順に S1～S40 とした。

一方、一日で採取された試料内でのばらつきを把握する試験では、S4 の試料のみを対象として、実験を行った。実験上の時間的・装置的な制約から、粒径 2.00 mm 未満の試料のみを対象とした。2.00 mm 以下の試料をバットに広げ、24 等分した。24 個それぞれの画分から 10 g を採り、分析試料とした。試料番号は、S4.1～S4.24 とした。

(3) 溶出量試験

本研究では、1.製造日ごとのクロムの溶出量のばらつきを把握するための実験と、2.一日で採取された試料内でのばらつきを把握する 2 種類の実験を行い、溶出試験も異なる方法で行った。

前者は、JIS K 0058-1 の 5. 利用有姿による試験⁸⁾に準じて行った。一方、一日で採取された試料内でのクロムの溶出量のばらつきを把握する実験では、JIS K 0058-1 の 6. 粗砕試料による試験⁸⁾に準じて行った。

いずれの実験でも、溶出量試験後、検液は孔径 0.45 μm のメンブランフィルターを用いて吸引濾過し、全クロムは ICP 発光分光分析装置（SII ナノテクノロジー VISTA-MPX）で測定した。六価クロムの定量方法は JIS K 0102 の 65.2.2 で定められる準備操作に基づいて三価クロムを分離し六価クロムを ICP 発光分光分析装置で測定した⁵⁾。分析波長は 267.716 nm とした。

(4) 見掛密度試験方法

コンクリートの密度と含まれているクロムの量に相関があるのではないかと予測の下、再生碎石の密度測定を試みた。ただし、試料内にもばらつきがあると考えられることから、碎石試料全体の密度で

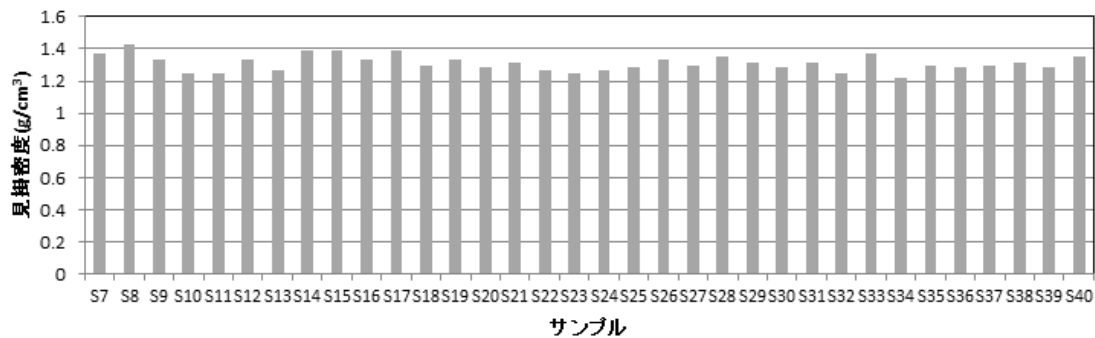
はなく、実際に溶出試験を行う試料そのものの密度を把握する必要がある。しかし、一般に採用されている細骨材、粗骨材の密度の測定方法（JIS A 1109（細骨材）、JIS A 1110（粗骨材））では、試料を水に浸漬させて密度を測定するために、溶出試験の結果に影響を与えてしまう。そこで、乾式条件下で密度を測定するために、見掛け密度を以下の方法で測定した。具体的には、

①9.50 mm～4.76 mm、4.76 mm～2.00 mm、2.00 mm 以下の 3 つに分画した試料をそれぞれ 25 g、25 g、50 g 取って 100 mL ポリ容器に入れ、②ポリ容器を左右に 30 回振った後、100mL メスシリンダーに移し、③メスシリンダーを左右に 30 回振り、④静置したメスシリンダーの目盛りを読み、それを容積とし、見掛け密度を算出した。この見掛け密度は、S7～S40 までの 34 検体で測定した。

8.2.3 実験結果と考察

(1) 再生碎石の見掛け密度

S7～S40 の見掛け密度試験結果を図－8.10、表－8.7 に示す。最大値と最小値の差は 0.21(g/cm³)となった。また同一の試料を 2 回測定した結果を誤差範囲と考えると、誤差範囲は 0.08(g/cm³)であった。



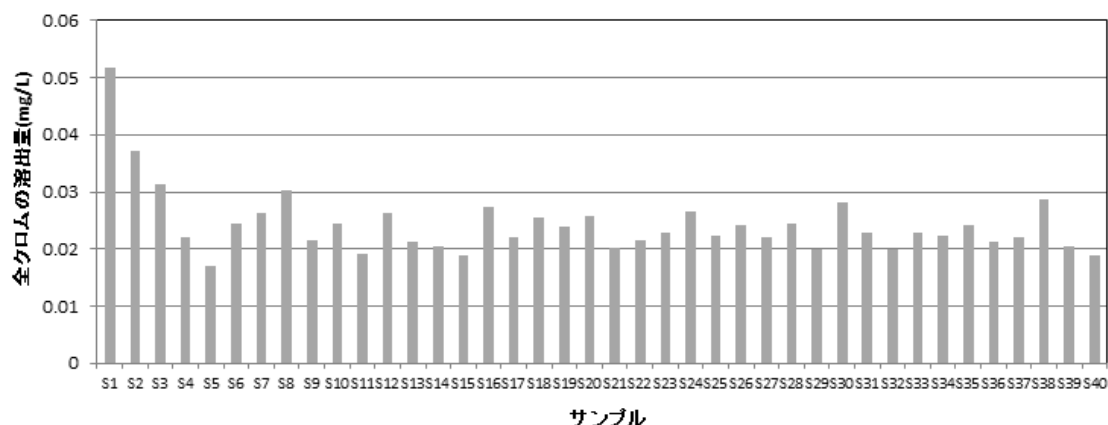
図－8.10 S7～S40 の見掛け密度試験結果

表－8.7 S7～S40 の見掛け密度試験結果のまとめ

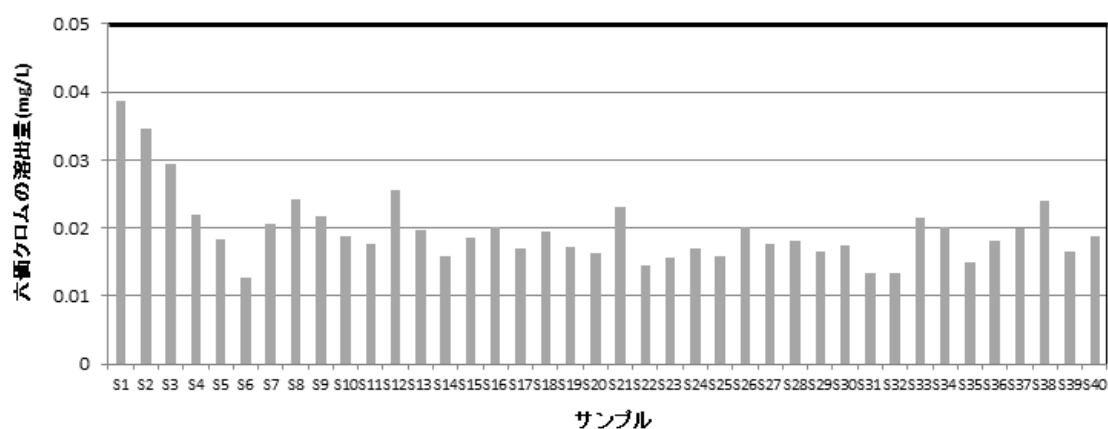
平均値(g/cm ³)	1.31
最大値(g/ cm ³)	1.43
最小値(g/ cm ³)	1.22
変動係数(%)	3.68
標準偏差(g/cm ³)	4.83×10 ⁻²

8.2.3.2 製造日ごとの再生碎石からのクロムの溶出量

S1～S40 のクロムの溶出量結果を図－8.11 に、六価クロムの溶出量結果を図－8.12 に示す。またデータのまとめを表－8.8 に示す。



図－8.11 S1～S40 の全クロムの測定結果



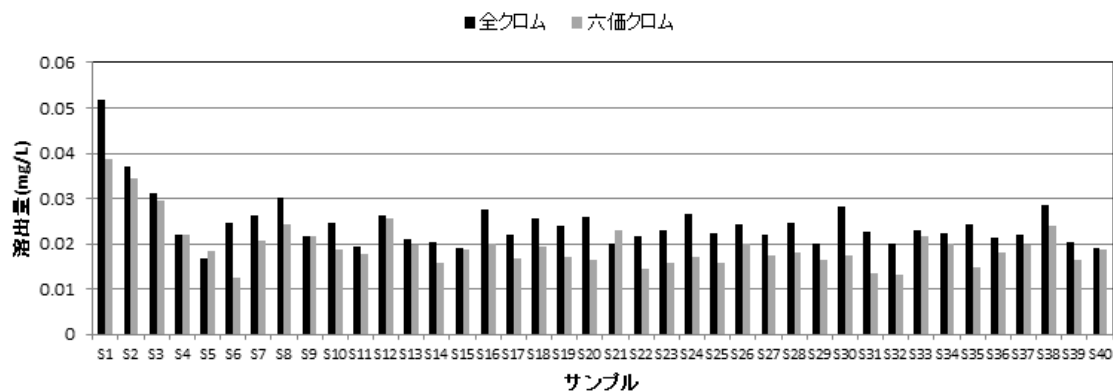
図－8.12 S1～S40 の六価クロム測定結果

表－8.8 S1～S40 の全クロムの測定結果のまとめ

	全クロム	六価クロム
平均値(mg/L)	2.4×10^{-2}	2.0×10^{-2}
最大値(mg/L)	5.2×10^{-2}	3.9×10^{-2}
最小値(mg/L)	1.7×10^{-2}	1.3×10^{-2}
変動係数(%)	23.9	26.5
標準偏差(mg/L)	5.8×10^{-3}	5.2×10^{-3}

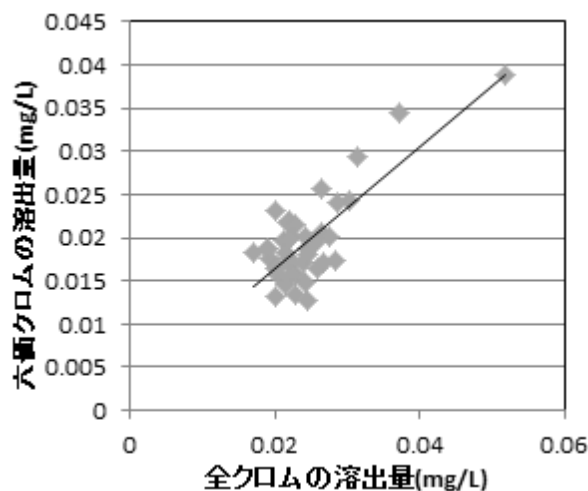
全クロムの基準値はないが、ほとんどが六価クロムの基準値である 0.05 mg/L を下回る結果となった。変動係数は 23.9% であった。また六価クロムの基準値 0.05 mg/L を超えるサンプルはひとつもなかった。変動係数は 26.5% であった。

40 試料に関する全クロムの溶出量と六価クロムの溶出量の関係を図－8.13 に、両者の相関を図－8.14 に示す。



図－8.13 全クロムと六価クロムの溶出量比較

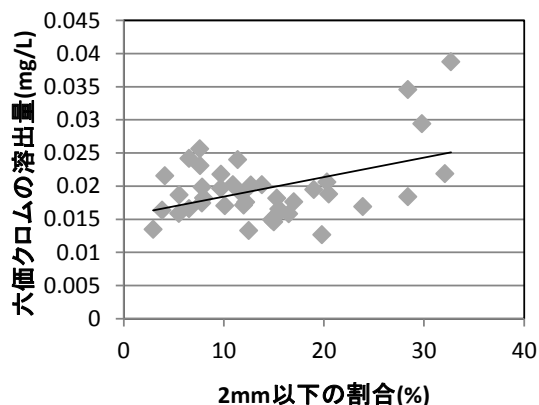
一部の試料で、100%を超えてしまったが、これは誤差範囲だとみなした。全クロムに対する六価クロムの割合の平均値は 81.4%であった。



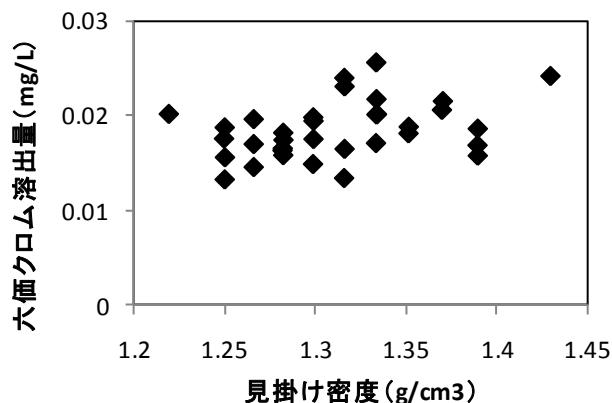
図－8.14 全クロムと六価クロムの関係

つづいて既存の研究で、細粒分の割合と六価クロムの溶出濃度に相関があることが示唆されていた⁷⁾ことから、両者の相関を確認した。結果を図－8.15 に示す。緩やかな正の相関が見られるものの、明確ではなかった。ただし、各画分の割合と、六価クロムや全クロムの溶出量を比較した結果、粒径 2 mm 以下の画分の割合と六価クロムの溶出量が最も相関が高かった。

また、試料の見掛け密度とクロムの溶出量の相関についても検討した（図－8.16）が、両者の間に明確な相関関係は確認できなかった。



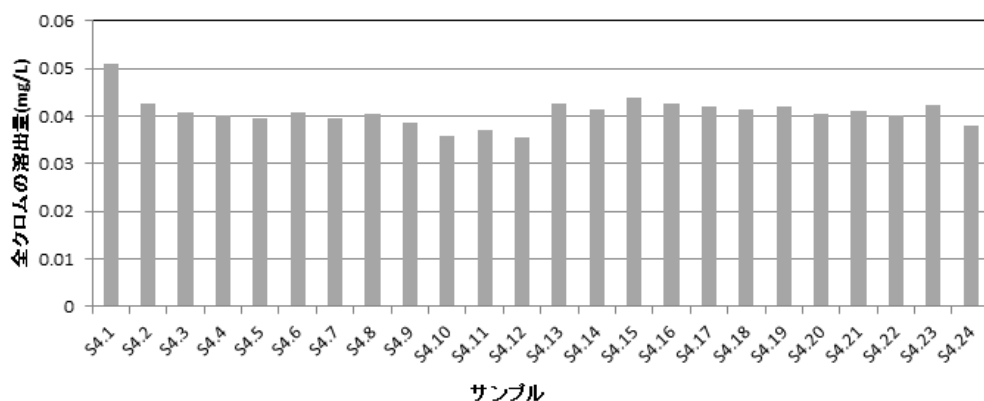
図－8.15 2mm 以下画分の割合と Cr⁶⁺溶出量



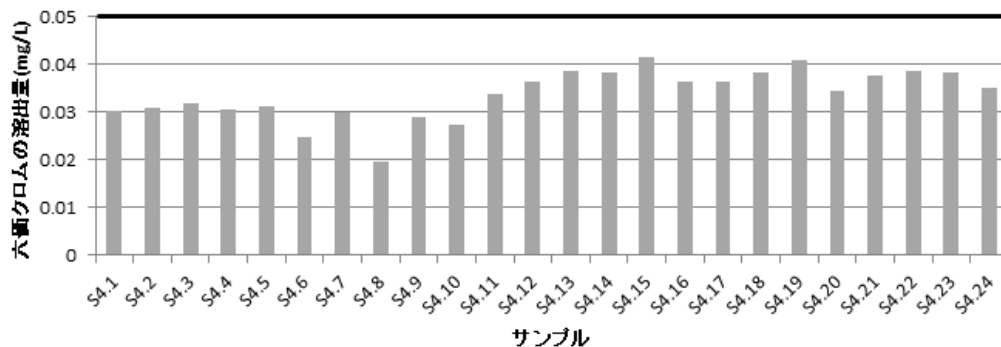
図－8.16 見掛け密度と Cr⁶⁺溶出量

8.2.3.3 1 ロット中のクロムの溶出量のばらつき

S4.1～S4.24 の全クロムの溶出量結果を図－8.17 に、六価クロムの溶出量結果を図－8.18 にそれぞれ示す。また全クロムと六価クロムのばらつきについて、まとめて表－8.9 に示す。全クロムの溶出量が六価クロムの溶出量基準値 0.05 mg/L を超えることはあったが、六価クロムの溶出量が基準値を超えることはなかった。また六価クロムも、いずれも基準値を満足していた。



図－8.17 S4.1～S4.24 の全クロムの溶出量試験結果



図－8.18 S4.1～S4.24 の六価クロムの溶出量試験結果

表－8.9 S4.1～S4.24の全クロム・六価クロムの溶出量試験結果のまとめ

	全クロム	六価クロム
平均値(mg/L)	4.1×10^{-2}	3.4×10^{-2}
最大値(mg/L)	5.1×10^{-2}	4.2×10^{-2}
最小値(mg/L)	3.6×10^{-2}	2.0×10^{-2}
変動係数(%)	7.32	15.5
標準偏差(mg/L)	3.0×10^{-3}	5.2×10^{-3}

全クロムの変動係数が7.32%と低かった。S4.1以外のサンプルは六価クロムの基準値0.05 mg/L以下の結果となった。また、平均値が約0.04 mg/Lとなった。また、六価クロムの平均値は約0.03 mg/Lで変動係数は15.5%であった。この値は、6.2.3.2で示した製造日ごとのばらつきを調査した実験でのS4の値と比較して高くなっている。これはばらつきの影響もあるが、それ以上に、粒度の細かい試料を用いて平行振とう法によって実験した結果であると考えられる。また全クロムに対する六価クロムの割合は、平均値は83.1%であり、40試料間での結果とほぼ同等であった。

8.2.4 コンクリート再生砕石中のクロムのばらつき調査のまとめ

これまで十分に把握されていなかった、コンクリート塊を原料とする再生砕石中のクロムの挙動を把握するため、同一プラントから4ヶ月間にわたって製造された再生砕石を採取し、そこからのクロムの溶出量について、日間変動と、同一日の1サンプル内での変動について調査した。結果は以下の通りである。

製造日ごとに採取した再生砕石からのクロムの溶出量についての結果は、以下の通りである。

- ① 見掛け密度の変動は3.68%で、変動は小さかった。
- ② 40個のサンプル中には全クロムの溶出量のほとんどが六価クロムの基準値0.05 mg/Lに満たなかった。変動係数は23.9%で、平均値は約0.02 mg/Lであった。
- ③ 40個のサンプル中には、六価クロムの溶出量が六価クロムの基準値0.05 mg/Lを超えるものはひとつもなかった。六価クロムの変動係数は26.5%、平均値は約0.02 mg/Lだった。
- ④ pHは変動係数が2.2%となり、変動は見られなかった。
- ⑤ 粒径2 mm以下の割合と六価クロムの溶出量には相関関係が見られた。2 mm以下の割合が高いときの方が顕著に見られた。また見掛け密度と六価クロムの溶出量の間にも、明確な相関関係は確認できなかった。
- ⑥ 全クロム中の六価クロムの割合の平均値は約8割であった。

ある一日に採取した再生砕石中のクロムの溶出量についての結果は、以下の通りである。

- ① JIS K 0058-1の6.粗砕試料による試験という、振とう条件の厳しい試験で評価したにも拘わらず、全クロムの溶出量はほとんどが六価クロムの基準値0.05 mg/L以下の結果となった。また、変動係数は7.32%と低かった。ただし平均値は約0.04 mg/Lであり、振とう条件の違いを反映して、やや高い値を示した。
- ② 24個の試料のうち、六価クロムの溶出量基準値0.05 mg/Lを超えるものはひとつも存在しなかった。平均値は約0.03 mg/Lであった。また、変動係数は15.5%であった。

- ③ 全クロム中の六価クロムの割合の平均値が約 83%となった。

引用文献

- 1) JIS K0060-1992 産業廃棄物のサンプリング方法
- 2) 経済産業省，コンクリート用骨材又は道路用のスラグ類に化学物質評価方法を導入する指針に関する検討会総合報告書
- 3) 渡辺博志，森濱和正，片平博，再生骨材からの溶出物質の環境安全性評価に関する研究，土木研究所報告書，<http://www.pwri.go.jp/jpn/seika/project/2010/pdf/sei-10.pdf> （2014 年 2 月 28 日確認）
- 4) JIS K 0058-1 スラグ類の化学物質試験方法－第 1 部：溶出量試験方法
- 5) JIS K 0102 工業排水試験方法 65.1 全クロム 65.2 クロム(VI)[Cr(VI)]

9. 結論

本研究より得られた結論ならびに環境政策への貢献と研究成果の実現可能性を以下に記す。

サブテーマ 1 環境安全品質管理手法の東アジア共通の枠組みの確立と標準化： 循環資材の環境安全管理方策について、韓国、台湾、シンガポール、インドを訪問し現状調査と意見交換を重ね、さらに、このテーマに関するワークショップを開催した。日本・韓国間で鉄鋼スラグと石炭灰へ溶出試験を適用し、得られたデータについて比較評価を行った。東アジアにおける循環資材の発生と利用について、現状調査を行った。以上をもとに、東アジア共通の環境安全品質評価手法、管理手法の標準化に向けた課題として、各国の環境基準と整合化させる仕組みを提示することが最重要であることを明らかにした。

サブテーマ 2 環境曝露試験等の試験評価法と環境影響解析モデルの開発： 循環型カラム溶出試験を新たに提案し、カラム試験における溶出挙動はシリアルバッチ試験より推測可能であることを示した。乾湿サイクル試験法の基準化に向けて、石炭灰混合材料を試料とし屋外曝露試験との比較を実施し、健全度による評価データを蓄積した。東アジア各地の気候や地盤パラメータを調査し、要因の違いによる環境影響範囲を評価することを可能とした。

サブテーマ 3 安定・安全な循環資材製造技術と品質管理技術の開発： 焼却残渣に注目し、溶融固化、セメント化における塩類挙動を検討した。また、安定化に影響の大きい二酸化炭素の水への吸収速度を求める手法を提示し、また、実験的に各種パラメータを求めた。循環資材の品質管理方法について、製鋼スラグとコンクリート再生碎石のばらつき評価を実施し、適切な試料採取頻度等を実データに基づき提示することができた。

環境政策への貢献

本研究は、日本のみならず、工業化の著しいアジア地域で発生する様々な循環資材の有効利用に際して、環境安全品質管理のための考え方をアジア各国で情報共有し、課題を明らかにすることにより、国際標準化に向けた礎とすることができた。また、そのための学術的基礎として、溶出試験の現象解明、数値モデル化のための情報収集と適用、環境劣化試験の開発を進めた。これらは、個別の試験項目として標準化が期待される。さらに、循環資材の信頼性確保のため、有害性を有する都市ごみ焼却残渣の環境安全品質を高めるための技術の開発を試み、また、ばらつきを有する循環資材の品質管理方法を検討した。これらによって、より合理的な循環資材の利用推進への貢献が期待できる。

研究成果の実現可能性

環境安全品質管理の重要性はアジア各国の関係機関に理解を得ることができ、特に韓国では共同研究が継続され、シンガポールでは焼却残渣利用基準検討に関与することになったことから、個別ではあるが、日本の考え方が今後も展開されることが約束されている。国際標準化の実現に向けては、中長期的なマンパワーの確保が必要と思われる。個々の試験法については、地盤工学会、廃棄物資源循環学会などで検討を進めており、2-3年以内に幾つかは学会基準として制定が期待できる。技術開発面では、都市ごみ焼却残渣の利用が日本、台湾、シンガポールなどで大きな課題と認識され、平成26年度から3カ年の環境研究推進費において、焼却主灰のエイジングによる土木資材化研究を実施予定であり、その実現を目指す。

10. 成果発表

論文発表

1. 坂元耕三、肴倉宏史 (2012) 循環資材への環境安全品質及びその検査方法の導入方策－産学官連携による標準化活動の事例分析、開発技術, 18, 1-11
2. Sakanakura H., Endo K., Inoue Y. (2012) Leaching behavior of fluorine from stabilized soil with recycled gypsum from plaster board. J. ASTM Int. 9 (1) 1-8
3. 行徳大輝・佐藤研一・藤川拓朗：乾湿繰返し試験と曝露試験を用いた石炭灰混合材料の耐久性評価，日本材料学会 第 10 回地盤改良シンポジウム論文集, pp.473-476, 2012.
4. Mizutani S., Kanjo Y., Sakanakura H. (2012) Distribution of acid extractable fluoride in steelmaking slag and mixture treatment aiming to reuse, 3rd international conference on industrial and hazardous waste management, Conference Proceedings, pp.1-7.
5. 水谷聡，都市ごみ溶融スラグ性状のばらつきと品質管理，産業機械，No.729 pp.10-13 (2011)

学会等発表

6. 肴倉宏史 (2011) コンクリート用又は道路用スラグのJISへ環境安全品質を導入するための指針の制定について、建材試験情報、47 (6) 2-8
7. 肴倉宏史・大迫政浩・坂元耕三・関野武志・大塚希美子・山口直久 (2011) 建設分野へ利用される循環資材へ環境安全品質及びその検査方法を導入するための基本的考え方の提案と”JIS スラグ指針”への適用，第 22 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集, 203-204
8. 肴倉宏史・大迫政浩・坂元耕三・関野武志・大塚希美子・山口直久 (2012) 循環資材の環境安全品質とその検査方法の提案と”JIS スラグ指針”への適用，第 33 回全国都市清掃研究・事例発表会，第 33 回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集, 34-36
9. Sakanakura H. (2012) Environmental Safety Standards of Chemicals in Recyclable Materials, Environment Technology Workshop 2012, Japan Society and Technology Agency (JST) and National Environment Agency Singapore (NEA), Orchard Parade Hotel, Singapore
10. Sakanakura H, Mizutani S, Kubota R (2013) Comparison Study of Environmental Standards of Soil in East Asian Region in Relation to Utilization of Recycling Materials, International Conference on "Environmental and Hazardous Substance Management towards a Green Economy, 21-23.
11. Sakanakura H, Kubota R, Mizutani S (2013) Environmental standards of soil in East Asian region from the view point of recycling of by-products and wastes, The 4th Forum on Studies of the Environmental and Public Health Issues in the Asian Mega-cities, 156-159.
12. Ishimori H., Sakanakura H., Endo K., Ishigaki T., Yamada M. (2012) Effect of fluid velocity on leaching rate of chemicals in recycled materials. Annual Conference (Spring) of Korea Society of Waste Management, May 10-12, Wonju, Korea.
13. 石森洋行，肴倉宏史，遠藤和人，石垣智基，山田正人 (2012) 循環資材の化学物質溶出特性評価における攪拌流速の影響．第 23 回廃棄物資源循環学会研究発表会，第 23 回廃棄物資源循環学会研究発表会予稿集, 243-244
14. 日隈厚志・久富優二・佐藤研一・藤川拓朗 (2012) 乾湿繰返し履歴を受けた石炭灰混合材料の耐久性，平成 23 年度土木学会西部支部研究発表会講演概要集, pp.385-386
15. 藤川拓朗・佐藤研一 (2012) 乾湿繰返し試験を用いた石炭灰混合材料の耐久性評価手法の検討，第

47 回地盤工学研究発表会

16. 渡邊裕継・行徳大輝・佐藤研一・藤川拓朗・古賀千佳嗣・肴倉宏史 (2013) 乾湿繰返し条件下における石炭灰混合材料の力学特性に及ぼす初期養生日数の影響, 平成 24 年度土木学会西部支部研究発表会講演概要集, pp.519-520.
17. 行徳大輝・渡邊裕継・佐藤研一・藤川拓朗・古賀千佳嗣・肴倉宏史 (2013) 乾湿繰返し条件下における石炭灰混合材料の力学特性に及ぼす溶媒の影響, 平成 24 年度土木学会西部支部研究発表会講演概要集, pp.521-522, 2013.
18. 行徳大輝・佐藤研一・藤川拓朗・古賀千佳嗣・肴倉宏史 (2013) 現場試験及び室内試験から見た石炭灰混合材料の力学特性, 第 48 回地盤工学研究発表会講演概要集, pp.643-644.
19. 行徳大輝・佐藤研一・藤川拓朗・肴倉宏史 (2013) 乾湿繰返し試験及び曝露環境下における石炭灰混合材料の耐久性評価, 第 10 回環境地盤工学シンポジウム発表論文集, pp.483-488.
20. 藤川拓朗・佐藤研一・古賀千佳嗣・行徳大輝・肴倉宏史 (2013) 乾湿繰返し試験及び大気曝露試験から見た石炭灰混合材料の耐久性, 土木学会全国大会第 68 回年次学術講演会講演概要集, III-309, pp.617-618.
21. H. Gytoku, K. Sato, T. Fujikawa, C. Koga and H. Sakanakura (2013) Mechanical Characteristics of Coal Ash Mixed Material on Wetting and Drying Test, 7th International Joint Symposium on Problematic Soils and Environment in Asia, pp.203-204.
22. 行徳大輝・久次隆二・佐藤研一・藤川拓朗・古賀千佳嗣・肴倉宏史 (2014) 種々の乾湿繰返しを受けた石炭灰混合材料の溶出特性, 平成 25 年度土木学会西部支部研究発表会講演概要集, III-064, pp.435-436.
23. 久次隆二・行徳大輝・佐藤研一・藤川拓朗・古賀千佳嗣・肴倉宏史: 種々の乾湿繰返し作用を受けた石炭灰混合材料の力学特性, 平成 25 年度土木学会西部支部研究発表会講演概要集, III-063, pp.433-434.
24. 水口弘務・今村豪・渡辺信久 (2012) 都市ゴミ焼却灰溶融処理時の重量変化率・電気伝導率の計測、第 21 回 環境化学討論会講演論文集 518-519
25. 水口弘務・渡辺信久 (2012) 都市ごみ焼却灰溶融処理時の石灰の影響, 第 23 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集 445-446
26. 渡辺信久・水口弘務・今村豪 (2013) 最高使用温度 1600℃、雰囲気制御が可能な電気炉および電源装置の作成、第 21 回 環境化学討論会講演論文集 917-918
27. 渡辺信久(2013) 気相から弱アルカリ水に吸収される CO₂ 量の実測、第 24 回廃棄物資源循環学会研究発表会, 講演論文集 525-526
28. Mizutani S., Kanjo Y. (2012) Distribution of the acid extractable Pb contents in solid waste melting slag, Proceedings of the 8th International conference on Sustainable management of waste and recycled materials in construction (WASCON2012).
29. Mizutani S., Sakanakura H. : Introduction of environmental safety control for recyclable materials - New concept in Japan, Proceedings of The 3rd Forum on Studies of the Environmental and Public Health Issues in the Asian Mega-cities (EPAM 2012), Jul.5-6, Beijing, China (2012)

11. 知的財産の取得状況： なし

12. 研究概要図

環境研究総合推進費補助金研究事業 K113004

東アジア標準化に向けた廃棄物・副産物の環境安全品質管理手法の確立

鉄鋼スラグ・石炭灰・廃コンクリート・溶融スラグ等の「循環資材」

循環利用は3R推進に貢献

製造・出荷

化学物質に対する
環境安全品質確保が必須：
工業化進む東アジア共通の課題



廃棄

現在：ライフサイクルを通じた環境安全管理の枠組みをスラグ、石炭灰などへ適用（国内の検討委員会）
⇒ 東アジアへ展開

課題1

環境安全品質管理手法の東アジア共通の枠組みの確立と標準化

- 環境安全品質管理の枠組みと品質検査手法の東アジアへの適用研究
- 東アジア各国の廃棄物・副産物の発生と利用に関するフロー・法制度等の調査
- 鉄鋼スラグ・都市ごみ焼却灰等、各国で発生する循環資材への品質検査法適用・データ蓄積
- 東アジア共通規格化に向け、共通試料を用いた精度評価試験の実施
- 循環資材利用における環境安全品質評価研究ワークショップ開催⇒研究者ネットワーク強化

課題2

品質検査法、環境安全品質基準に科学的根拠付け

環境暴露試験等の試験評価法と環境影響解析モデルの開発

- 長期安全性評価のための乾湿サイクル試験等の環境暴露試験と数値モデル開発
- 各地域の気候・地盤パラメータ調査、各環境条件で必要な環境安全品質研究
- 各国連携による各種循環資材の詳細試験データの蓄積と環境安全性評価

課題3

製造管理技術による循環資材の環境リスク低減

安定・安全な循環資材製造技術と品質管理技術の開発

- 都市ごみ焼却灰の前処理技術改善による溶融スラグ安定製造技術の検討
- エージングによる焼却主灰安定化技術とセメント原材料化可能性の検討
- 適切な試料採取法や簡易モニタリング法による合理的な品質管理技術の確立

期待される成果

日本も含めた東アジア各国の課題解決へ貢献
国際競争力へ影響する環境保全のための責任・負担の各国間公平化
安全品質の高い循環資材製造技術・環境安全対策技術パッケージの東アジア展開

13. 英文概要

・ 研究課題名

Establishment of a methodology for environmentally sound quality control of wastes and by-products toward standardization in East Asian countries

・ 研究代表者名及び所属

Hirofumi Sakanakura (National Institute for Environmental Studies)

・ 研究分担者名及び所属

Masahiro Osako (National Institute for Environmental Studies), Kazuto Endo (National Institute for Environmental Studies), Hiroyuki Ishimori (National Institute for Environmental Studies), Ken-ichi Sato (Fukuoka University), Takuro Fujikawa (Fukuoka University), Nobuhisa Watanabe (Osaka Institute of Technology), Satoshi Mizutani (Osaka City University)

・ 要旨

Huge amount of byproducts and wastes including steel slag, coal ash, demolished concrete, municipal solid waste incineration ash, etc. (“recycling materials”) are produced in Asian countries. Toward “sustainable society”, beneficial utilization of recycling materials is essential. At the same time, environmental safety is required as they might contain hazardous substances.

This study aims at establishing an environmentally sound quality control methodology of recycling materials which can be shared among Asian countries. The proposing methodology originates from Japan and aims standardization. In the setting of environmental sound quality criteria, testing methods and analyzing procedure are developed and adapted under the condition of each region’s climate and geology. Manufacturing technologies of recycling materials and rational quality control methods are also developed for production of stable and high quality recycling materials.

・ キーワード

Recycling Material, Environmentally Sound Quality, Standardization, Testing Method, East Asia