

平成21年度廃棄物・海域水環境保全に係る調査研究費助成事業
成果発表会

日時：平成22年7月27日(火) 10:00～16:50

場所：TKP淀屋橋カンファレンスセンター・ホールA(大阪市北区中之島2-2-2大阪中之島ビルB1F)
※敬称略

- 9:30 開場
- 10:00 開会挨拶
大阪湾広域臨海環境整備センター常務理事 矢野 久志
- 10:10 基調講演 「低炭素社会と廃棄物処理」
立命館大学 エコ・テクノロジー研究センター センター長 武田 信生
- 10:50 フェニックス事業の紹介「大阪湾フェニックス事業と環境への取組み」
大阪湾広域臨海環境整備センター環境課長 樋口 進
- 研究者発表—
- 11:10 1.大阪湾圏域における内部生産起因の難分解性溶存有機物に関する特性評価
(財)ひょうご環境創造協会 兵庫県環境研究センター 水質環境科 仲川 直子
- 11:35 2.海面処分場における廃棄物埋立護岸の安全性と性能向上に関する調査研究
京都大学大学院工学研究科都市社会工学専攻 助教 稻積 真哉
- 12:00 —休憩—
- 13:10 3.海水中での不燃破碎残渣等の金属類溶出挙動把握および海水中微量金属の分析手法の開発
明星大学理工学部総合理工学学科環境・生態学系 教授 宮脇健太郎
- 13:35 4.廃棄物焼却炉からの微小粒子状物質の排出実態把握とキャラクターゼーション
京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻 准教授 高岡 昌輝
- 14:00 5.ごみ質調査手法の違いがごみ組成分析データに与える影響についての実験的研究
大阪工業大学工学部環境工学科 准教授 代理発表 塩田 憲司 福岡 雅子
- 14:25 6.堆肥化・メタン発酵の物質・エネルギー収支に基づくシステム評価
北海道大学大学院工学研究科環境循環システム専攻 准教授 代理発表 松藤 敏彦 東條 安匡
- 14:50 —休憩—
- 15:05 7. 海面最終処分場の安定化指標の現場調査及び安定化シミュレーションに関する研究
室蘭工業大学大学院工学研究科くらし環境系領域 講師 吉田 英樹
- 15:30 8.廃木材由来の炭化物を活用した道路排水中の多環芳香族炭化水素類と
ニトロアレーンの除去による大阪湾への負荷低減に関する実験的研究
大阪市立大学大学院工学研究科都市系専攻 教授 貫上 佳則
- 15:55 9. 浚渫土等の再資源化における低環境負荷型処理技術の適用性評価
京都大学大学院地球環境学堂 教授 勝見 武
- 16:20 10. 費用対効果比を考慮した飛散性アスベストの除去・運搬・廃棄・埋め立て処分
のリスク低減方策の提案
大阪府立工業高等専門学校 総合工学システム学科 准教授 藤長愛一郎
- 16:45 閉会挨拶
財団法人廃棄物研究財団専務理事 八木 美雄

大阪湾圏域における内部生産起因の難分解性溶存有機物に関する特性評価

○仲川直子[†], 金澤良昭[†], 梅本諭[†], 上村育代[†], 宮原一隆^{††}
[†] (財) ひょうご環境創造協会兵庫県環境研究センター
^{††} 兵庫県立農林水産技術総合センター水産技術センター

1. 調査研究目的

瀬戸内海は、総量規制等の対策により、産業排水や生活排水からの有機物負荷量の大幅な削減が行われ、水質汚濁や赤潮発生件数等で改善がみられている。しかし、依然として化学的酸素要求量 (COD) に係る環境基準の未達成海域が多く存在しており、その原因として、生物分解されにくい難分解性有機物の存在が注目されている。そこで、これまで検討してきた陸域起源との比較における大阪湾における難分解性有機物の特性¹⁾に加え、難分解性有機物の生成に対する内部生産の影響を解明することを目的に、大阪湾において周年にわたり優占している珪藻類を対象として、植物プランクトン由来の難分解性有機物の特性解析を行った。

2. 調査研究方法

2.1 試料調製方法

大阪湾で優占する珪藻類である *Skeletonema sp.*、*Cheatoceros affine*、*Coscinodiscus wailesii* の供試株を MP1 培地²⁾を用いて、光強度 $200 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ 、明暗周期 16hL : 8hD、温度 20°C の条件下で培養した。次に、この培養液を種別に孔径 $5 \mu\text{m}$ のナイロンメッシュを用いて吸引ろ過し、捕集したナイロンメッシュ上の細胞を 3%NaCl 溶液に分散した。その後、直ちに超音波により細胞を破碎し、種別の植物プランクトン由来有機物として生分解試験に供した。生分解試験では、この植物プランクトン由来有機物を活性炭処理した大阪湾中央部のろ過海水で希釈したものを基質として、これらに 10%濃度となるように大阪湾沿岸域の表層水を植種し、暗所、 20°C の条件下、毎分 50 回転の振とうを 100 日間行った。なお、ブランクとして、活性炭処理した大阪湾中央部のろ過海水のみを基質としたものについても同様に生分解試験を行った。

また、これらの生分解試験前後において、それぞれ試料の一部を分取し、Whatman GF/C により吸引ろ過を行い、ろ過試料と生試料とに分けた。なお、この 100 日間の生分解試験後に残存する有機物を難分解性有機物とし、その溶存態を難分解性溶存有機物とする³⁾。

2.2 分析方法

2.1 において調製した生分解試験前後の生試料については(1)の分析を、生分解試験前後のろ過試料については(1)~(4)の分析を行った。ただし、試料番号は、ブランク及び *Skeletonema sp.*、*Cheatoceros affine*、*Coscinodiscus wailesii* の細胞破碎液をそれぞれ基質とした生分解試験前の試料を BL、P-a、P-b、P-c とし、それらの 100 日生分解試験後の試料を BL(R)、P-a(R)、P-b(R)、P-c(R) とした。

- (1) 全有機炭素の分析；(株)島津製全有機体炭素計 TOC-5000A を用いて、JIS K0102, 22.2 に定める燃焼酸化-赤外線式 TOC 自動計測法により、生試料からの全有機炭素濃度 (TOC)、ろ過試料からの溶存態有機炭素濃度 (DOC) を求めた。
- (2) 紫外線吸光度の分析；(株)日立製分光光度計 U-2001 を用いて、紫外外部波長 260nm における吸光度 (UV260) を測定した。ただし、結果はセル長当たりのミリ吸光度とし、mABS/cm で表現した。
- (3) 3次元蛍光スペクトル分析；(株)日立製分光蛍光光度計 F-4500 を用いて、励起波長は、200~500nm の範囲で、サンプリング間隔 10nm とし、蛍光波長は、200~600nm の範囲で、サンプリング間隔 5nm とし、スキャンスピード 2400nm/min、ホトマル電圧 700V の条件で測定した。なお、試料の相対蛍光強度は 0.05M 硫酸溶液の $10 \mu\text{g}/\text{L}$ 硫酸キニーネの励起波長 350nm、蛍光波長 455nm における蛍光強度を 10QSU (Quinine Sulfate Unit) として求めた。

代表連絡者名 ; 仲川直子

連絡先住所 ; 〒654-0037 神戸市須磨区行平町 3-1-27

電話番号 ; 078-735-6922

E - M a i l ; naoko_nakagawa@pref.hyogo.lg.jp

キーワード ; 難分解性有機物、大阪湾、内部生産、生分解、溶存有機物

(4) ゲルクロマトグラフィー; ロータリーエバポレーターを用いて、5倍濃縮となるよう減圧濃縮を行った後、シリンジフィルター(孔径 0.45 μm)でろ過を行い、ゲルクロマトグラフィー用試料とした。得られた濃縮試料は内径 2.5cm、長さ 100cmのカラムを用いて、表 1 に示す条件でゲルろ過を実施し、分取した溶出液について、それぞれ DOC と UV260 を測定することでゲルクロマトグラムを作成した。

表 1 ゲルろ過の諸条件

ゲル担体	Sephadex G-15 排除限界 1,500 Da
充填高さ	90cm
溶離液	蒸留水
溶出速度	1.1mL/min
試料添加量	5 mL (5倍濃縮試料)
分取	フラクションコレクターにより 5mL ごとに試験管へ自動分取

3 結果と考察

3.1 植物プランクトン由来有機物の分解特性

生分解前後の TOC を懸濁態有機炭素濃度 (TOC-DOC) と溶存態有機炭素濃度 (DOC) に分けて図 1、2 に示すとともに、難分解性有機物として残存した有機物の割合 [(100 日生分解後試料の TOC) / (生分解前試料の TOC) × 100%] を図 2 に () 内に数値で示す。

P-a、P-b の結果より、超音波による細胞の破碎では、有機物量として 50~60%程度しか溶存態にならなかったが、100 日生分解後には、どちらも 80%以上の有機物が溶存態になることが分かった。そして、このことは、大阪湾表層水中の難分解性有機物が約 8 割以上溶存態となった結果¹⁾と一致した。

また、珪藻類の種に関わらず、難分解性有機物として残存する有機物の割合は 20~30%となった。これは、大阪湾表層水中の有機物の 50%以上が難分解性有機物として残存した結果¹⁾に比べると低いものの、大阪湾における難分解性有機物の一部を植物プランクトン由来の有機物が占めている可能性が示唆され、珪藻類以外の植物プランクトンの生分解率等、さらに内部生産由来の有機物について検討を進める必要があると考えられた。

3.2 DOC と UV260 との比による構造特性

各試料の DOC、UV260 の分析結果及び DOC に対する UV260 の比を表 2 に示す。

表 2 より、生分解前の UV260/DOC は 6~11 mABS/cm/(mg/L) であり、大阪湾表層水の 10~16 mABS/cm/(mg/L) という値¹⁾より低い値となった。このことより、UV260/DOC が低い植物プランクトン由来の有機物と UV260/DOC が高い腐植物質等を多く含む陸起源の有機物¹⁾が大阪湾表層水中で混合していることが伺えた。

さらに、生分解後の UV260/DOC は、生分解前に比べて UV260/DOC が高くなる傾向が認められ、UV260 に吸収を示す芳香族や不飽和二重結合等の官能基を持たない有機物の方が生分解を受けやすいことが示唆された。また、この傾向は、大阪湾の DOC 値が高い地点の傾向¹⁾と一致

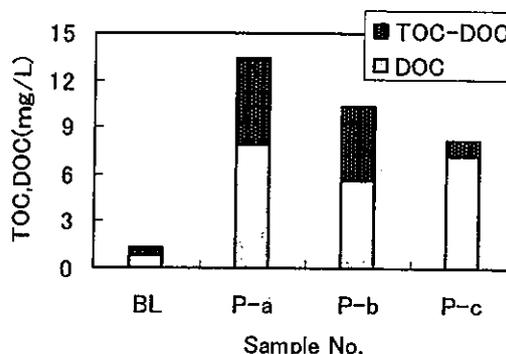


図 1 生分解前試料の TOC の分析結果

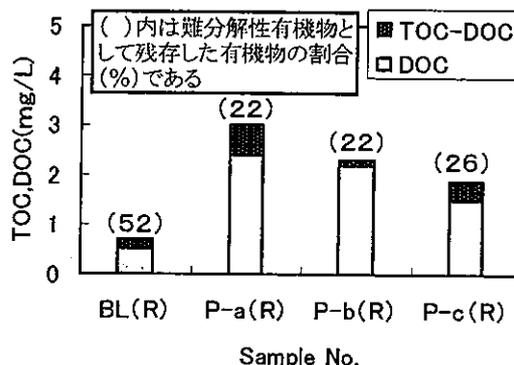


図 2 100 日生分解後試料の TOC の分析結果

表 2 各試料の DOC と UV260 の分析結果

Sample No.	DOC (mg/L)	UV260 (mABS/cm)	UV260/DOC (mABS/cm/(mg/L))
BL	0.9	7	8.0
P-a	7.9	48	6.1
P-b	5.6	48	8.5
P-c	7.2	81	11.3
BL(R)	0.5	6	12.0
P-a(R)	2.4	25	10.4
P-b(R)	2.2	31	14.1
P-c(R)	1.5	22	14.7

しており、大阪湾の DOC 値が高い地点において生分解を受ける有機物の多くを植物プランクトン由来の有機物が占めていると推察できた。

3.3 3次元蛍光スペクトル分析による蛍光特性

3次元蛍光スペクトル分析から得られたスペクトル図の一部を図3、図4に示す。また、各試料のスペクトル図から読み取られるピーク位置を図5に示し、既報⁴⁾により、各ピークをGroup A~Dに分類した。

なお、Group A、Bはタンパク質様ピーク（チロシン及びトリプトファンに現れるピークと類似したピーク位置）、Group C、Dは腐植物質様ピーク（腐植物質に現れるピークと類似したピーク位置）と分類できる。

図5より、生分解前では、Group A、Bにピークが集中したのに対して、生分解後には、Group Aにピークが認められず、Group Bのピークの数も減り、代わりに、Group C、Dにピークが現れることが分かった。このことより、生分解を受ける前の植物プランクトン由来溶存有機物はその大半がタンパク質様の蛍光を発する有機物であるが、その有機物の一部が生分解を受けることにより、腐植物質様の蛍光を発する有機物へ変化することが推察できた。

さらに、このことは大阪湾表層水中溶存有機物の生分解前後における蛍光特性の変化¹⁾と一致しており、大阪湾表層水中に含まれる難分解性溶存有機物を植物プランクトン由来の溶存有機物が一部構成していることが示された。

また、大阪湾表層水の生分解後における蛍光特性¹⁾では、Group A~D全てにおいてピークが認められたため、Group Aにピークを示す難分解性溶存有機物は陸域起源の溶存有機物である可能性が高いと言える。

3.4 ゲルクロマトグラフィーによる分子量分布特性

BL、BL (R)を除く各試料のDOC及びUV260のゲルクロマトグラムを図6に示す。なお、分子量の目安として溶出させたBlue Dextran (分子量2,000,000)及びVitamin B12 (分子量1,355)の溶出位置より、Fraction No. 35の位置を分子量1,500以上、Fraction No. 54の位置を分子量1,355とみなすこととする。また、ゲルクロマトグラムの各ピーク位置を分類するために、みかけの分子量が1,500以上の範囲を画群I、1,355~1,500の範囲を画群II、低分子量~1,355の範囲を画群III、低分子量域となる範囲を画群IVとして、Fraction No. 20~90を4つの画群に分割して、図中に示した。

図6より、どの試料においても高分子領域の画群Iにピークが認められず、生分解前において画群Iにピークが認められた大阪湾表層水における結果¹⁾とは異なる結果となった。このことと河川水において画群Iに大きなピークが認められたこと¹⁾より、大阪湾表層水中に含まれる高分子領域の溶存有機物は陸域由来であると推察で

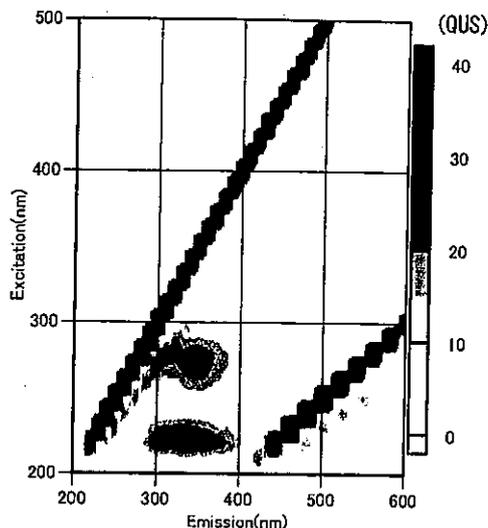


図3 P-aのスペクトル図

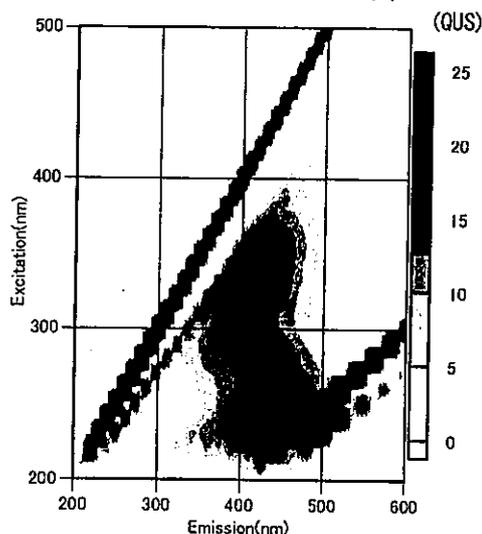


図4 P-a (R)のスペクトル図

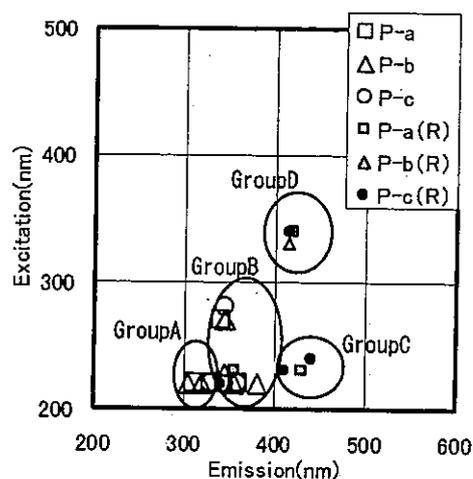


図5 各試料のピーク位置

きた。

一方、100 日分解後の試料において共通してピークが認められたのは画群ⅡとⅣであり、これらのピークが示す UV260/DOC の値は画群Ⅱより画群Ⅳの方が大きい値となった。これは、大阪湾表層水における難分解性溶存有機物の特性¹⁾と一致しており、大阪湾表層水中に含まれる難分解性溶存有機物を構成するみかけの分子量 1,355~1,500 の範囲の溶存有機物と低分子量域の溶存有機物に植物プランクトン由来の溶存有機物が含まれていることが示された。

しかし、大阪湾表層水中の難分解性溶存有機物¹⁾では認められなかった画群Ⅲにおけるピークが、P-a(R)において認められたことと、大阪湾表層水では、生分解による減少がほとんど認められなかった画群Ⅳ¹⁾において、P-a(R)、P-c(R)では、大きく減少したことより、今回対象とした植物プランクトン由来溶存有機物は、大阪湾圏域の難分解性溶存有機物の生成に係わらない有機物も多く含んでいると考えられた。

4 結論

本研究により、珪藻類を用いた植物プランクトン由来有機物の種々の特性を把握することができ、大阪湾表層水中の難分解性有機物との特性比較において、内部生産が難分解性有機物の生成に関与している可能性が示唆された。

しかし、本研究では内部生産として、珪藻類プランクトンのみを対象としたため、珪藻類以外の植物プランクトンの知見を得ることができなかった。そのため、さらなる植物プランクトン由来の難分解性有機物に関する検討や未検討である陸域起源有機物の分解特性についての検討を加えた上で、難分解性有機物の生成メカニズムを解明していく必要があると考えられる。

【参考文献】

- 1) 仲川;平成 20 年度廃棄物・海域水環境保全に係る調査研究助成事業調査報告書
- 2) 長井、真鍋;日本プランクトン学会報 40 (2), 151-167, 1994
- 3) 今井;地球環境研究センターニュース 14 (7), 2003
- 4) 福島、中島ら;水環境学会誌第 24 (10), 686-692, 2001

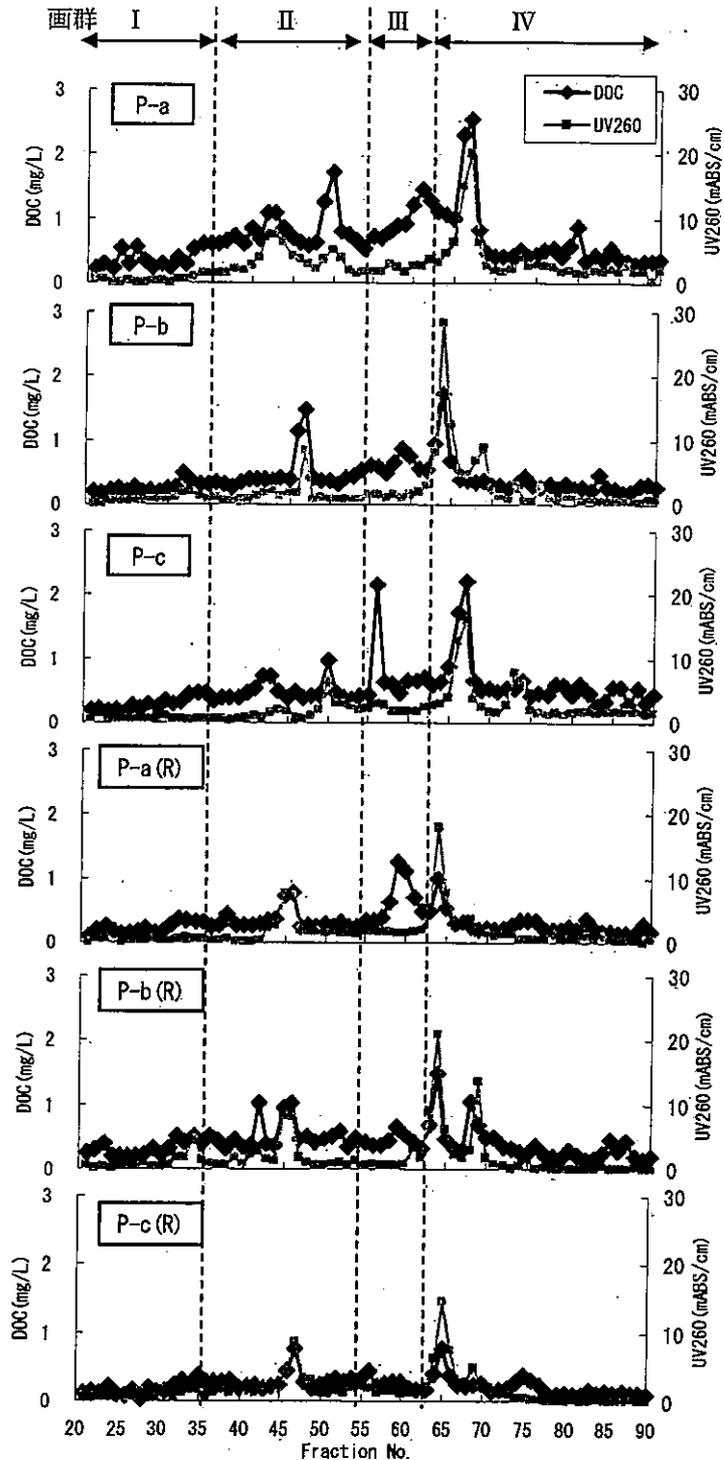


図6 各試料のゲルクロマトグラム

海面処分場における廃棄物埋立護岸の安全性と性能向上に関する調査研究

○稲積真哉（京都大学）

1. はじめに

廃棄物処分場では、側面・底面遮水工（図-1 参照）による有害物質の封じ込めを半永久的に確保しなければならない。しかしながら、周辺住民や社会が不安視する「浸出水が何時か漏れるのではないか？」という環境リスクに対して、廃棄物処分場の封じ込め概念は廃棄物浸出水による周辺環境の汚染リスクを半永久的に残すことになる。よって、建設時から将来にわたって廃棄物処分場の環境安全性を持続ならびに保障するためには、処分場遮水工に対して、廃棄物浸出水の完全封じ込め環境における廃棄物の浄化促進機能を担わせることが有効であると考えられる。上記の観点において、鋼管矢板の一つである H-H 継手を施した連結鋼管矢板（図-2 参照）^{1), 2), 3)} は形状的な優位性を有しており、高遮水ならびに浸出水集排水機能による廃棄物の浄化促進性能を併せ持つことができると考えている。

海面廃棄物処分場における側面遮水工として H-H 継手を施した連結鋼管矢板（図-2 参照）は、H-H 継手に膨潤性止水材を塗布・接着することで高い遮水性が期待できる。なお、膨潤性止水材を接着した H-H 継手を施した連結鋼管矢板の遮水性に関しては、これまで実規模室内透水試験^{1), 2)} や現場遮水性試験³⁾ 等から定量的な検証を進めてきた。ただし、膨潤性止水材が接着された H-H 継手箇所が現場において打設・嵌合された場合、膨潤性止水材が接着された H-H 継手フランジ嵌合面において土砂等の混入が避けられない。よって、膨潤性止水材が接着された H-H 継手を施した連結鋼管矢板が発揮できる高い遮水性を実務領域で保証するためには、土砂が存在する条件下において膨潤性止水材の膨潤特性ならびに膨潤性止水材が接着された H-H 継手の遮水性能を定量的に検証する必要がある。

本研究では、H-H 継手フランジ嵌合面において膨潤性止水材および土砂が存在した状態での H-H 継手を施した連結鋼管矢板の遮水性を実験的に評価する。さらに、海面廃棄物処分場・鋼管矢板遮水壁としての H-H 継手を施した連結鋼管矢板において H-H 継手構造を有効活用することで、有害物質の封じ込め効果に加え、廃棄物の浄化促進効果まで期待できる浄化促進遮水壁（集排水機能を有する鋼管矢板遮水壁）を提案・紹介する。浄化促進遮水壁とは、H-H 継手内に形成される空洞空間へモルタル等の充填を行わず、その空洞空間内に漏出（滞留）した浸出水を揚水作業によって集排水するものである。すなわち、H-H 継手を施した連結鋼管矢板による浄化促進遮水壁構築の基本概念は、廃棄物浸出水の漏水に対して積極的に待ち受け、適切に廃棄物浸出水を管理・処理できる機構を鋼管矢板遮水壁内に備えることである。

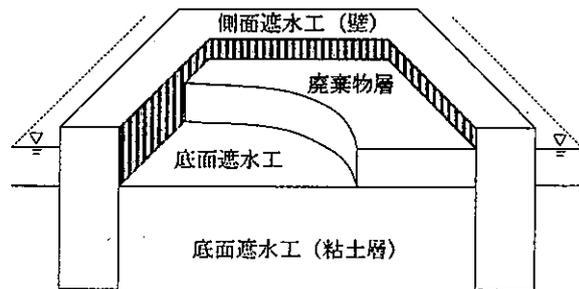
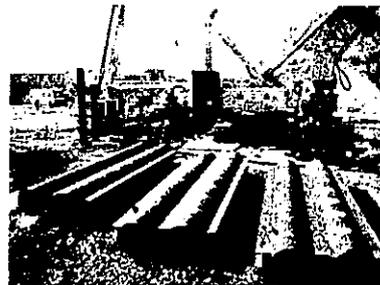


図-1 廃棄物処分場における側面・底面遮水工



2. H-H 継手を施した連結鋼管矢板の遮水性能

2.1 基本的な遮水性能

H-H 継手を施した連結鋼管矢板遮水壁は、塗料もしくはシート状の膨潤性止水材を H-H 継手（フランジ嵌合面）に予め塗布もしくは接着することで遮水処理を実施し、H-H 継手は膨潤性止水材が水中にて膨潤することで閉鎖する（図-2 参照）。なお、膨潤性止水材の塗膜強度は淡水に比べ海水に曝された方が大きく、また時間経過に伴い塗膜強度は安定傾向を示しており、安定傾向を示

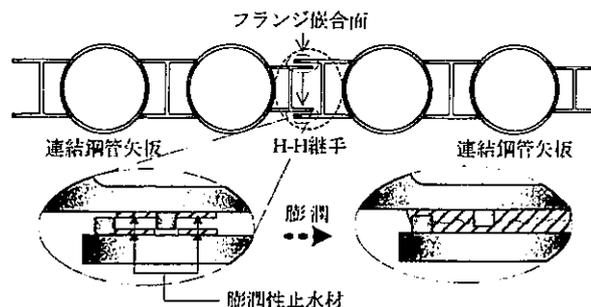


図-2 H-H 継手を施した連結鋼管矢板と遮水処理

稲積真哉／京都大学大学院工学研究科都市社会工学専攻／〒615-8540 京都市西京区京都大学桂 C1-2-234/
(TEL) 075-383-3262 / (E-mail) inazumi.shinya.3c@kyoto-u.ac.jp

キーワード：海面処分場，鋼管矢板，遮水性能，側面遮水工，膨潤性止水材

した塗膜強度では海面廃棄物処分場において十分な耐圧力を有している^{1),4)}。

H-H継手を施した連結鋼管矢板遮水壁は、H-H継手（フランジ嵌合面）に接着する膨潤性止水材の接着厚さを調節することで所定の遮水性能を発揮することができる。例えば、2mm以上の厚さを持つ膨潤性止水材をH-H継手に接着した連結鋼管矢板遮水壁は、淡水および海水環境において0.4MPa以下の水圧差で遮水工基準として示される透水係数 ($k_e \leq 1 \cdot 10^{-6} \text{cm/s}$) を満足する。さらに、作用水圧0.05MPa以下において、膨潤性止水材を1mm以上の厚さで接着したH-H継手を施した連結鋼管矢板遮水壁は、人口海水および淡水の環境において $1 \cdot 10^{-8} \text{cm/s}$ 以下の透水係数である（図-3参照）¹⁾。このように、H-H継手を施した連結鋼管矢板遮水壁は、各海面廃棄物処分場で要求される遮水性能に対して、H-H継手のフランジ嵌合面に事前接着する膨潤性止水材の厚さを調整することで柔軟に対応できる。なお、上記した遮水特性は、H-H継手を施した連結鋼管矢板が浄化促進遮水壁へ発想に至る一助となっている。

2.2 土砂混在場における遮水性能

膨潤性止水材が接着されたH-H継手（フランジ嵌合面）における土砂の混入は、実務上避けることが困難である。そこで、フランジ嵌合面に土砂が混在した条件におけるH-H継手を施した連結鋼管矢板の遮水性能を明らかにすることを目的とし、膨潤性止水材を接着したH-H継手の土砂混在場透水試験を実施した。図-4は、組み立てた試験装置ならびに試験条件の概要を示している。試験手順は以下のとおりである。

- (1) フランジ嵌合面を模擬した箇所へ所定厚さの膨潤性止水材を接着する。
- (2) (1)で接着した膨潤性止水材間へ乾燥した土砂を自然落下によって混入する。
- (3) 鋼鉄製プレートおよびゴムパッキンにより試験体を完全に密封する。
- (4) 流入側貯水槽、試験体内および流出側貯水槽を、淡水（水道水）で飽和する。
- (5) 恒温で72時間放置する。
- (6) 所定の流入水圧を6時間作用させ、単位時間あたりの流出流量を計測する。
- (7) 流入水圧を0.02~0.3MPaまで段階的に上昇させる。
- (8) (6)~(7)の操作を繰り返す。

本試験では、膨潤性止水材ならびに土砂が存在するフランジ嵌合面からの漏水量を測定することができる。そこで、測定された漏水量はH-H継手を施した連結鋼管矢板からの漏水量と同等であると仮定し、H-H継手を施した連結鋼管矢板を厚さ50cmの均一な透水層とみなす換算透水係数 (k_e) によって評価する^{1),2)}。

図-5は、土砂混在場におけるH-H継手を施した連結鋼管矢板の遮水性能を示している。なお、図-5は膨潤性止水材が接着されたフランジ嵌合面においてケイ砂が混在した試験条件である。これより、接着した膨潤性止水材の隙間全面においてケイ砂が混在した場合、作用水圧が0.05MPa以下では6時間の計測において漏水量が確認されず、すなわち、 $k_e \leq 5 \cdot 10^{-9} \text{cm/s}$ である。一方、0.1MPa以上の水圧が作用した場合には6時間の計測時間内において微量の漏水が確認され、 $k_e = 1 \cdot 10^{-8} \sim 1 \cdot 10^{-7} \text{cm/s}$ であった。すなわ

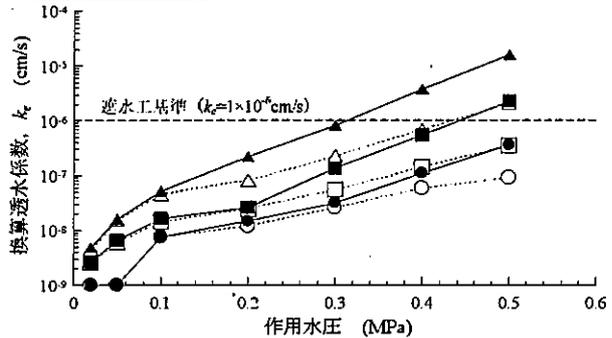
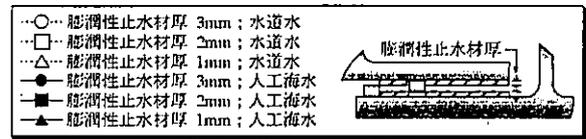


図-3 H-H継手を施した連結鋼管矢板の遮水性能^{1),2)}

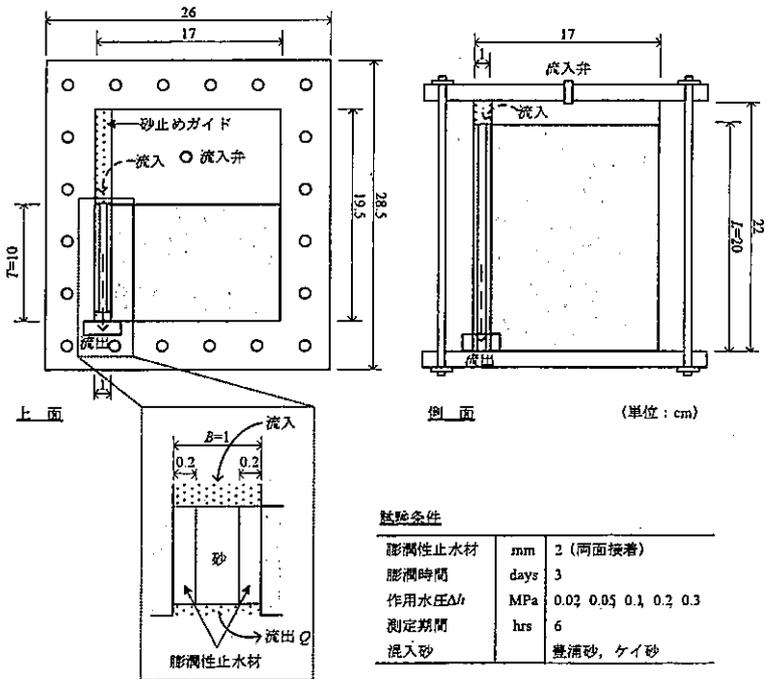


図-4 組み立てた試験装置ならびに試験条件の概要

ち、H-H継手を施した連結鋼管矢板は、作用水圧の増大に伴い透水係数が上昇する傾向にある。ただし、この特性は既往に実施した実規模室内透水試験^{1),2)}によって明らかにした遮水特性と同様であり、海面廃棄物処分場等において考慮される最大の作用水圧（0.05MPaを想定）では十分な遮水性能が期待できる。さらに、土砂混在場におけるH-H継手を施した連結鋼管矢板の換算透水係数は、作用水圧0.3MPaにおいて $k_e \leq 1 \cdot 10^{-7} \text{cm/s}$ 以下であり、これは土砂が混在しない条件と同レベルの遮水性能である。よって、これまでに報告してきたH-H継手を施した連結鋼管矢板の遮水性能は、土砂混在場においても満足することができる。なお、土砂混在場におけるH-H継手を施した連結鋼管矢板の遮水特性は、土砂として豊浦砂が混在した条件においても同様であった。

上記の要因として、接着された膨潤性止水材の隙間全面に土砂の混在はH-H継手を施した連結鋼管矢板の換算透水係数に影響を与えず、膨潤性止水材は混在した土砂の間隙において膨潤し、結果的に土砂粒子は膨潤した膨潤性止水材で覆われることが考えられる（図-6参照）。さらに、膨潤性止水材の膨潤可能な空間（膨潤空間）における土砂の混在は、膨潤空間の減少をもたらし、膨潤性止水材の膨潤圧は結果的に増加することも期待できる。

3. H-H継手を有効活用した浄化促進遮水壁の提案

H-H継手を施した連結鋼管矢板遮水壁では、膨潤性止水材が接着されるH-H継手内に30cm・30cm程度の空洞空間（図-7参照）が形成され、2.で述べたH-H継手（フランジ嵌合面）の遮水特性に依存して空洞空間内へ浸出水が漏出・滞留する。

H-H継手を施した連結鋼管矢板の遮水処理に関する既往の方針では、事前に接着・塗布される膨潤性止水材は仮止水用として捉え、形成される空洞空間内へモルタルを充填して本遮水を行うことも可能である。一方、有害物質を含んだ浸出水が処分場内からH-H継手を施した連結鋼管矢板遮水壁を通過して処分場外に漏出する場合、浸出水はH-H継手内に形成された空洞空間を必ず通過しなければならない。従って、H-H継手内の空洞空間をモルタル等の充填によって塞ぐことは、モルタル内もしくはモルタル-鋼の界面において漏水を誘発する可能性がある。そこで、空洞空間内に存在する水を完全に排除すれば（空洞空間をドライな状況に維持すれば）、H-H継手内における浸出水漏水経路の一つを完全に遮断することができる。実務的には、図-7で示すようにH-H継手内の空洞空間に滞留した廃棄物からの浸出水を揚水ポンプ等によって集排水することで、浸出水の漏水経路はほぼ完全に遮断される。なお、膨潤性止水材が接着・塗布されたH-H継手を施した連結鋼管矢板打設後のH-H継手内空洞空間の土砂洗浄は、確実に実施できていることを既往の知見から実証されている³⁾。

海面廃棄物処分場において、H-H継手の空洞空間内水位が処分場内外の水位よりも低位置にある状態（図-8(b)参照）では、処分場内外からH-H継手の空洞空間内へ海水もしくは廃棄物浸出水が流入する水頭勾配となる。従って、H-H継手の空洞空間内の水位を適切に管理すれば、浸出水が処分場内から処分場外へ漏出する危険性は少ない。また、H-H継手の空洞空間にはモルタル等の充填物を施さないため、H-H継手の空洞空間を有効に活用することが可能であり、H-H継手（フランジ嵌合面）に接着された膨潤性止水材に対する管理補修も比較的容易に計画できる。例えば、H-H継手の空洞空間における水位上昇が予測に反して著しい場合には、空洞空間を利用して膨潤性止水材を再塗布することでH-H継手の遮水性能を改良でき、水位上昇の抑制が可能である。さらに、H-H継手の空洞空間は、揚水作業と同時に多機能空間としても有効活用が可能であり、ボアホールカメラや各種センサーの挿入による遮水性モニタリング等が比較的容易に実施できる。

表-1は、H-H継手を施した連結鋼管矢板による浄化促進遮水壁（集排水機能を有する鋼管矢板遮水壁）の特徴を示している。集排水機能を有する鋼管矢板遮水壁では、廃棄物からH-H継手の空洞空間内に漏出（滞留）した浸出水を揚水作業

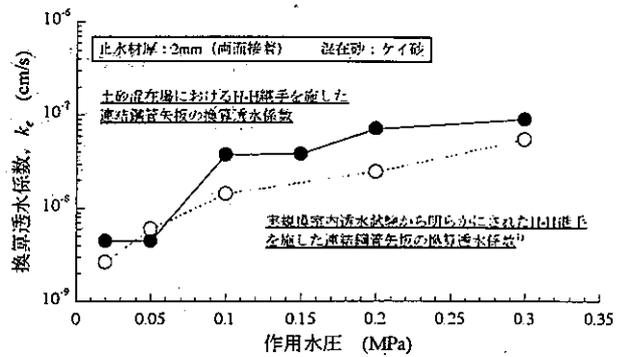
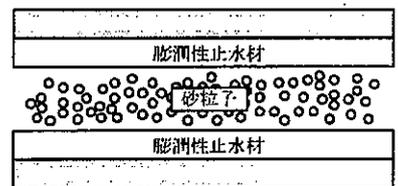
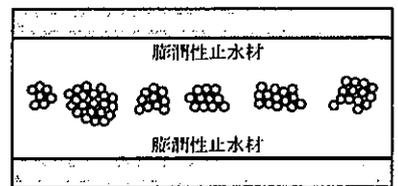


図-5 土砂混在場におけるH-H継手を施した連結鋼管矢板の遮水性能



接着した膨潤性止水材間に砂が混入された状態



膨潤性止水材が砂粒子を押し退き膨潤した状態

図-6 土砂混在下における膨潤性止水材の膨潤特性のイメージ

によって集排水するため、結果的に有害物質を含んだ廃棄物の浄化が促進される効果が期待できる。鋼管矢板遮水壁が廃棄物の浄化促進機能も兼担することは、封じ込めの概念に即して建設される海面廃棄物処分場の長期的な環境への信頼性に対して大きな利点を添えると考えられる。廃棄物処分場における既往技術では、有害物質の封じ込めは遮水工に依存し、別途、廃棄物の浄化は集排水井戸等を設置することで対応している。しかしながら、遮水性能を担う遮水工や廃棄物層内の集排水井戸の設置は、処分場跡地利用における構造物基礎等の構築を非常に困難とする。一方、浄化促進

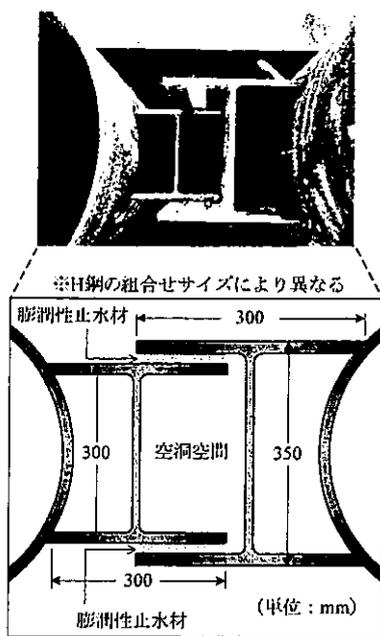


図-7 H-H継手内に形成される空洞空間

機能を兼備した H-H 継手を施した連結鋼管矢板遮水壁は、高剛性の連結鋼管矢板を用いることから遮水・浄化促進効果を保持した状態で基礎工として応用することも可能である。なお、海面廃棄物処分場では二重の鋼管矢板遮水壁で締め切ることが一般的である。H-H 継手を施した連結鋼管矢板による浄化促進遮水壁では、二重鋼管矢板遮水壁のいずれにも適用することができるが、特に処分場側鋼管矢板遮水壁への適用は海側鋼管矢板遮水壁が十分な遮水性能を保持した上で、集排水に伴う浸出水浄化をより安全に図ることができる。

4. おわりに

H-H 継手フランジ嵌合面における土砂の混在は、H-H 継手の遮水性能に大きな影響を及ぼすものではないことが明らかになった。今後は図-6を視覚的に検証・考察するため、土砂混在場における膨潤性止水材の膨潤特性の観察を実施することを予定している。また、H-H 継手を施した連結鋼管矢板の浄化促進遮水壁は有害物質の封じ込め効果に加え、廃棄物浸出水の集排水により廃棄物の浄化促進効果も併せ持つことが期待できる。H-H 継手を施した連結鋼管矢板の浄化促進遮水壁が発揮する両効果は、従来の廃棄物処分場において大きな課題の一つとして認識されており、廃棄物処分場における環境リスク低減の観点から意義深い技術であると考えられる。

【参考文献】

- 1) 稲積真哉, 木村 亮, 三津田祐基, 山村和弘, 西山嘉一, 嘉門雅史: 廃棄物埋立護岸における H-H 継手を施した連結鋼管矢板の開発と適用性評価, 土木学会論文集 C, Vol.62, No.2, pp.390-403, 2006.
- 2) 稲積真哉, 木村 亮, 嘉門雅史, 西山嘉一: H-H 継手を施した連結鋼管矢板の遮水特性, 材料, Vol.57, No.1, pp.50-55, 2008.
- 3) 山村和弘, 田村博邦, 西山嘉一, 稲積真哉, 木村 亮: H-H 継手を施した連結鋼管矢板の現場適用に関する実証試験, 土木学会論文集 C, Vol.64, No.2, pp.316-326, 2008.
- 4) 稲積真哉, 若月 正, 小林賢勝, 木村 亮: 廃棄物処分場の遮水処理材へ適用される膨潤性止水材の膨潤, 強度特性, 環境工学研究論文集, Vol.44, pp.463-469, 2007.

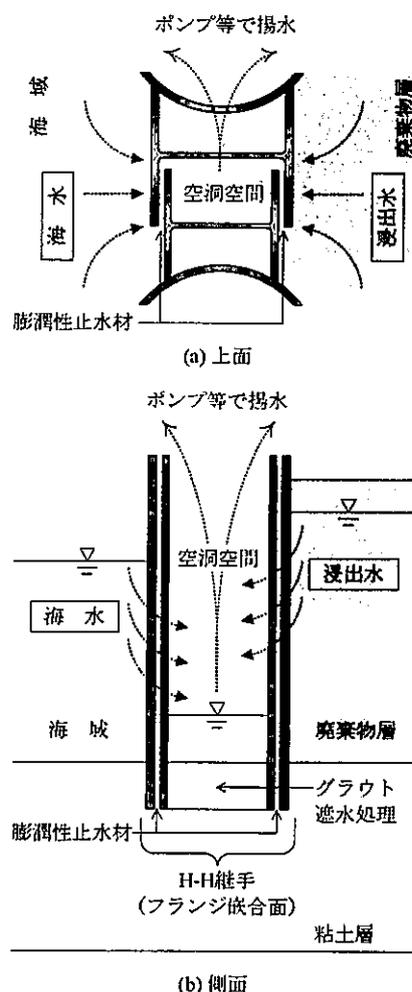


図-8 提案する集排水機能を有する鋼管矢板遮水壁の概念

表-1 提案する集排水機能を有する鋼管矢板遮水壁の特徴

集排水機能を有する鋼管矢板遮水壁
(i) 埋立廃棄物(有害物質)の封じ込め
膨潤性止水材による漏水の抑制とともに、集排水による漏水経路の遮断
空洞内水位の管理による漏水の危険性を低減
(ii) 埋立廃棄物の浄化
廃棄物浸出水の集排水に伴う浄化促進
(iii) 維持・管理・補修
空洞空間の有効活用
(iv) 経済性
低頻度の集排水作業
空洞空間の有効活用

海水中での不燃破碎残渣等の金属類溶出挙動把握 および海水中微量金属の分析手法の開発(210003)

○宮脇健太郎, 赤間 美文 (明星大学理工学部)

1. はじめに

現在, 日本では循環型社会形成を目指す法律・制度の整備も進み, リサイクル率も上昇している。資源化の進む中, 最終処分量の削減も環境負荷低減・処分容量の延命などのために進められている。焼却残渣については, 施設の熔融炉化によるスラグ化やエコセメント・セメント原料としての利用も開始されている。現在, 全国では 200 施設以上の熔融施設が設置され熔融スラグの有効利用が図られている。焼却残渣の全量エコセメント化も一部実施されており, 不燃破碎残渣主体の処分場もできている。過去の報告では, 不燃破碎残渣は, 施設間・地域間で大きく質が異なるといわれている。含有する有害物質関連の埋立時環境負荷の評価も, 不十分な状況にある。

今後, 埋立物中の不燃破碎残渣の割合が増加する場合や, 不燃破碎残渣主体の処分場数が増加することも考えられる。このため, 不燃破碎残渣の埋立時溶出特性についての詳細な検討が必要となる。また, 各種有害物質等の溶出挙動が明確になると, 不燃破碎残渣中の各種成分の資源化も進む可能性があると考えられる。

これまでの有害物質に関する検討から, 廃棄物関連の微量金属の分析について, 溶出試験検液や埋立地浸出水など塩類やその他溶存物質が多い状態での測定をおこなう必要があり, 分析精度の問題点が指摘されている。また, ICP-MS 等の分析装置を用いることによる精度向上が一般的であるが, 現状の最終処分場受け入れ態勢等から考えるに, 旧来から使用されているフレイム式原子吸光光度計での分析の可能性を探る試みが必要となっている。

本研究課題では, 一つ目のテーマとしては, 不燃破碎残渣について各種条件下での汚濁物質溶出特性について検討した。具体的には, 不燃破碎残渣について各種陸上埋立条件でのカラム試験を実施した。さらに海面埋立条件での金属類, 有機物等の汚濁成分の溶出挙動について, 中型埋立模型槽を用いた長期実験を開始し, 継続的な調査を実施した。本研究では鉛・カドミウムなど現在規制対象となる金属・未規制の金属類および有機汚濁成分の流出(溶出)特性について把握した。また, 二つ目のテーマとして提示した海水中微量金属の分析手法については, 浸出水中の微量金属測定の手法開発に関する基礎研究を実施した。現在, 様々なキレート化合物が金属の固相抽出に利用されている。本研究では, 新規に開発された抽出材の基礎的な金属吸着特性および海水中条件(高塩濃度)での吸着特性把握を実施した。

2. 調査研究方法

2.1 不燃破碎残渣の物理特性(組成) 実験試料として, 東京多摩地区の収集人口 10 万人の不燃ごみ・粗大ごみ処理施設から約 400kg の不燃破碎残渣を採取した(平成 21 年 5 月 7 日)。

【連絡先】宮脇健太郎 〒191-8506 東京都日野市程久保 2-1-1 明星大学理工学部総合理工学科

環境・生態学系 TEL 042-591-6234 E-mail: miyawaki@es.meisei-u.ac.jp

キーワード: 重金属, 埋立時溶出特性, カラム試験, 固相抽出法, 吸着

採取後、大型バット上で、3ヶ月間風乾し、十分に混合したものを各種試験に供した。今回の組成調査では、4.75mm以上の試料を使用した。次に、26.5mm, 16mm, 9.5mm, 4.75mmのふるいを用い粒径別に試料を分離した。組成調査分には約4kgの試料を用い調査を行った。粒径別、項目別に残渣をピンセットで分けた。組成項目は、硬質プラスチック、軟質プラスチック、石・陶磁器、ガラス、木、金属、プリント・電子基板、その他(紙・ウレタンフォームなど)として分類した。例として、図1に粒径4.75~9.5mm内の組成を示した。この粒径では、1番多い組成項目はガラスであり、硬質プラスチックがほぼ同量を占めた。なお硬質プラスチック、石・陶磁器、ガラスで全体の約9割を占めた。

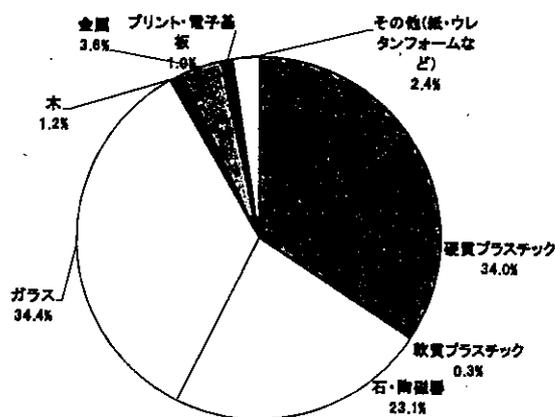


図1 組成 (4.75~9.5mm)

2.2 不燃破碎残渣の汚濁成分溶出特性 (長期カラム試験)

陸上埋立を模擬し、カラム試験を行った。予備試験より得られた充填密度(嵩密度)と降雨量を設定した。実験条件を表1に示す。

表1 カラム試験条件

カラム名	条件	充填量	流量
基本A	充填高さ:30cm, 降雨:純水, 4mm/日	1.43kg	1.14mL/h
基本B	"	1.43kg	1.14mL/h
基本C	"	1.43kg	1.14mL/h
60cm	充填高さ:60cm	2.86kg	1.14mL/h
90cm	充填高さ:90cm	4.29kg	1.14mL/h
降雨量20mm	降雨量:20mm	1.43kg	5.70mL/h
降雨量40mm	降雨量:40mm	1.43kg	11.4mL/h
覆土(上)	土壌上部充填	1.43kg	1.14mL/h
覆土(下)	土壌下部充填	1.43kg	1.14mL/h

各カラムより流出する浸出水を、実験開始から2ヶ月は週2回採水し、測定等を実施した。

2ヶ月以降は、週1回、2週1回と間隔を濃度変化に合わせて調整した。各採水時に、浸出水重量および上部降雨供給タンクの重量を測定することで、降雨量・浸出水量のバランスがとれているかどうか確認した。

測定は、浸出水量、pH、EC、ORP、金属類、陰イオン、TOC・TNを実施した。有害金属としては、Cd、Pb、Cr等について原子吸光光度計を用いて測定した。

図2に全条件でのpHを示した。降雨量40mm(以下40mm)と覆土(下)は、比較的低い数値であり、後半覆土(下)は、数値が上昇していることが分かる。20mmも低い数値を表している。その他の条件では、pH8.4~8.8の範囲で推移した。

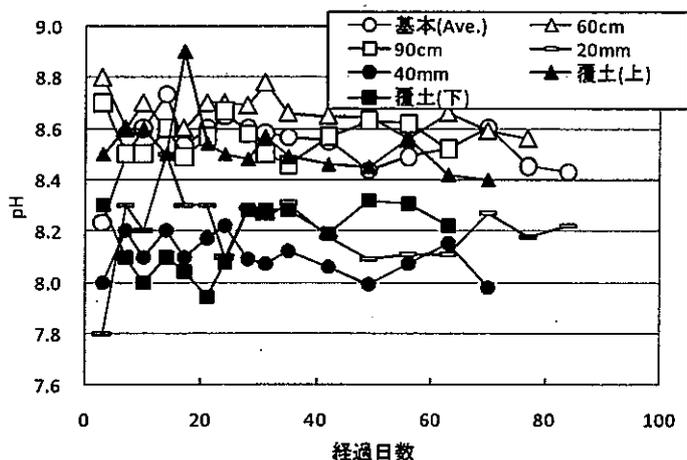


図2 カラム試験のpH変化

図3に充填高さ、降雨量、覆土の条件についてのEC変化を示した。充填高さの影響は顕著であり、充填量(重量)に比例して、溶解する塩類等の濃度が決まっていることが推測される。高さの高いものほど、高い値を継続して示した。降雨量の影響は、降雨量が多いほど洗い出しが進み、早期にECが低下した。覆土を上に行ったものが高い値を示している。上部から供給される降雨が均等に流下したことが、要因の一つとして考えられた。

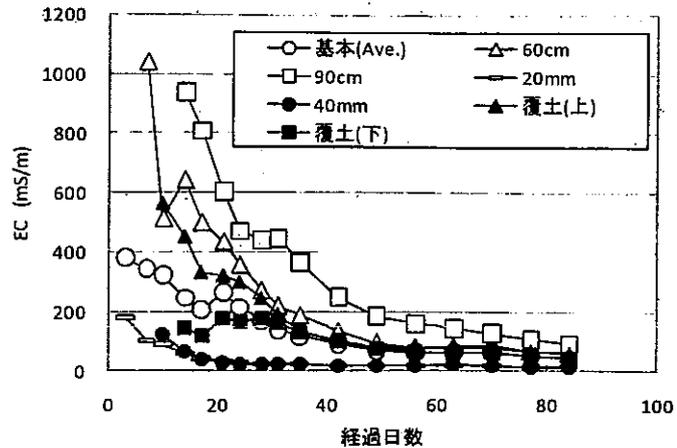


図3 カラム試験のEC変化

図4にPb濃度変化を示した。初期には基本(Ave.)条件で0.059mg/Lを示した。どの条件も日数が経過していくごとに濃度は減少しているが、環境基準0.01mg/Lと排水基準0.1mg/Lと比較すると、排水基準を超えている条件はなかった。いずれも、不燃破碎残渣中にPbが含有されているため、ごく微量ずつ流出すること、また、経時的には洗い出しにより濃度は徐々に減少する傾向と考えられた。覆土(下)のみ初期値から基準値を超えることはなく、土壌による吸着効果が示唆された。

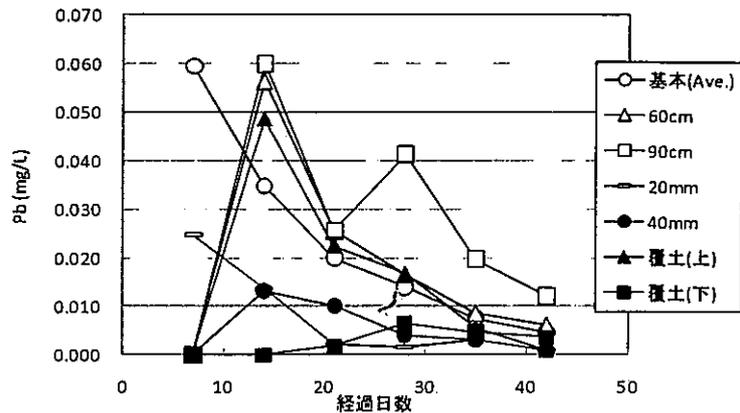


図4 カラム試験のPb変化

2.3 不燃破碎残渣の海水中汚濁成分溶出挙動(長期海水浸漬実験)

不燃破碎残渣に対して海面埋立の模擬試験を実施した。実験には深さ59cm、横49cm、奥行き20cmの埋立模型槽(以下、模型槽)を用いた。不燃破碎残渣が33.00kg、模擬海水が35Lとなった。採取口から模擬海水を採水し、経過時間毎、深さ毎の測定・分析を行った。

図5に各深さのPb変化を示した。Pbは初期に急激に濃度が上昇し、一時的に排水基準の0.1mg/L以下をやや上回るほどとなった。以降は濃度が上昇・低下と変動が安定せず最終的に濃度が低下していく傾向が確認できた。Pbは他の元素と異なり溶存態と粒子態がともにある程度存在した。

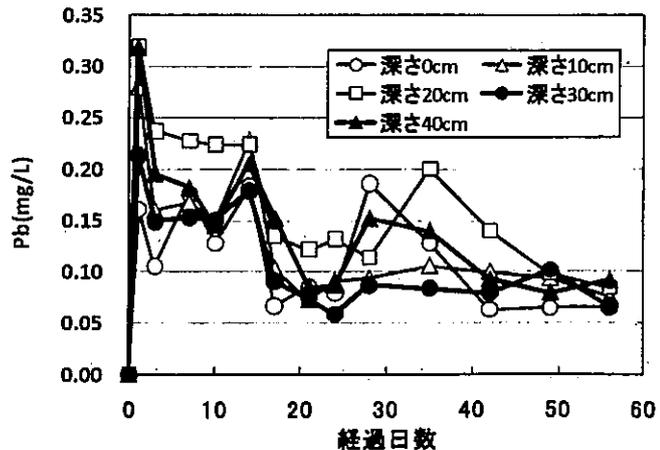


図5 海水浸漬試験のPb変化

2.4 海水中微量金属測定のための固相抽出用吸着材の開発

セルロース繊維にN-メチルグリシンを化学修飾した吸着材 (Cell-NMG) を合成し、微量の Cu^{2+} 、 Ni^{2+} 、 Co^{2+} を固相抽出法により分離濃縮し原子吸光分析するために使用した。 Cu^{2+} 、 Ni^{2+} 、 Co^{2+} をそれぞれ 100 μg 含む溶液に、10 種類の金属を単独に 2 mg 添加し Cu^{2+} 、 Ni^{2+} 、 Co^{2+} の吸着における影響について調べた。結果を表 2 に示す。 Cu^{2+} 、 Ni^{2+} の吸着に対して、検討した金属イオンはほとんど影響を与えなかった。本吸着材は、微量重金属イオンを一括で分離・濃縮するのに有利であると考えられる Cell-NMG は、親水性に優れ水溶液試料中の微量金属イオンを迅速に効率よく吸着でき、また安定性に優れ繰り返し使用が可能であった。本吸着材はアミノ酸をキレート官能基としているので廃棄した場合、環境への負荷は小さいと考えられる。地下水や海塩試料に微量の Cu^{2+} 、 Ni^{2+} 、 Co^{2+} を添加した後、本吸着材を用いて、固相抽出し回収した結果、 Co^{2+} は 92% 以上、 Cu^{2+} 、 Ni^{2+} は 95% 以上の回収率であった。この結

果は、本吸着材による固相抽出法を前処理に利用した微量金属イオンの分離分析法が、様々な試料に有効に利用できることを示している。

表 2 各種イオンの吸着材への影響

Ions	mg	Adsorption of Cu / %	Adsorption of Ni / %	Adsorption of Co / %
Na	2	100	97	92
Mn	2	100	96	82
Ca	2	100	96	81
Cd	2	100	96	79
Mg	2	100	96	81
Zn	2	100	94	60
Cu	2		93	73
Ni	2	100		74
Co	2	99	98	
Al	2	100	96	78

3. 結論

Cu, Ni, Co : 100 μg each; Cell-NMG:0.3 g; stirring time : 90 min; sample volume : 100 mL; pH = 6.2 \pm 0.3

1) 組成については、

平成 19 年～21 年で年度によらず、ほぼ硬質プラスチック、ガラス・陶磁器などが多くの部分を占めていること (80%前後) が確認された。

2) 陸上埋立を模擬したカラム試験において、埋立高さ、降雨量の差、覆土層の影響などをパラメータとして試験を実施し、不燃破碎残渣主体の埋立地での有害物質の挙動が把握できた。溶出挙動については、焼却灰等と類似した傾向が得られた。不燃物主体ではあるが TOC が若干高い値で流出することも確認された。

3) 海面埋立模擬実験では、中長期での汚濁成分溶出挙動の検討を開始した。埋立初期に、海水中の溶存酸素の残渣中金属類などによる吸収除去や、わずかな有機汚濁成分が微生物反応を促進することで酸化還元電位が低下することが推測された。また、酸化還元電位の変化が金属類溶出に影響を与えることが明らかとなった。実験継続により、長期での溶出挙動を把握する。

4) 微量金属の固相抽出法を適用し分析する手法開発として新規の吸着剤を作成し、基本特性を把握した。また、海水中の重金属類について濃縮・分離特性を確認し、固相抽出に使用する可能性について示した。これらの成果については、今年度、海水分析関連の論文誌への投稿を行った。

現在、本研究課題に関連する不燃破碎残渣に関する実験・検討は、明星大学において継続中である。また、海面埋立時の微量金属溶出に関する分析精度向上への検討も継続している。

謝辞 大阪湾広域臨海環境整備センターの助成により多くの研究成果が得られている。ここに感謝の意を表します。実験・分析に従事した学生諸氏に感謝をいたします。

廃棄物焼却炉からの微小粒子状物質の 排出実態把握とキャラクターゼーション

○高岡昌輝¹⁾、塩田憲司¹⁾、今井玄哉¹⁾、木本成²⁾、大下和徹¹⁾、水野忠雄¹⁾、森澤眞輔¹⁾

1)京都大学大学院工学研究科

2)株式会社島津製作所

1. 研究背景・目的

大気中浮遊粒子状物質 (SPM) や微小粒子状物質 (PM_{2.5}) の健康影響に関する関心が国際的に高まっており、我が国においても従来の大気中 SPM の環境基準に加えて平成 21 年に大気中における PM_{2.5} の環境基準が制定された。SPM や PM_{2.5} の大気中濃度は一般局・自排局においてモニタリングされているが、様々な発生源の中でも固定発生源に関してはそれらの排出実態調査が遅れており、SPM や PM_{2.5} に各固定発生源がどの程度寄与しているかについてはわかっていない。平成 17 年度における廃棄物焼却炉からのばいじん排出量は 4,842 トン/年¹⁾ と推計され、固定発生源における施設種別ばいじん排出量全体の 8.4% を占めており、SPM や PM_{2.5} に関してもひとつの主要な固定排出源であると考えられる。

本研究では、廃棄物焼却炉の排ガス処理設備前後のばいじんの粒径別性状を詳細に調査することで現在の廃棄物焼却炉から排出されるばいじんの大気中 SPM、PM_{2.5} などに与える影響や微粒子の有害性を明らかにすることを目的とし、実際に稼働している廃棄物焼却炉(4 施設)における排ガス中のばいじんを集塵装置(バグフィルター)前と煙突前で粒径別に捕集し、ばいじん量の変化を測定することで現在の集塵装置の評価とともに粒径別元素組成分析を行った。また排ガス処理設備に電気集塵機が使われていた平成 10 年の調査結果²⁾ と今回の結果とを比較することで新旧集塵装置の評価を行い、ばいじん対策およびダイオキシン類対策強化施策前後の廃棄物焼却炉からの大気中へのばいじん排出量、その組成変化および SPM 発生源としての寄与変化、PM_{2.5} の割合を検討した。

2. 分析方法

ダストの粒径別捕集は、のべ 4 クリーンセンターのバグフィルター(BF)前と煙突前において行った。表 1 に各クリーンセンターの概要を、図 1 に各クリーンセンターにおける捕集場所をそれぞれ示す。BF 前は 4 回ずつ、煙突前は 3 回ずつ捕集を行った。粒径別捕集には、発生源用として広範囲に使用可能な多段多孔型カスケードインパクター(アンダーセンスタックサンプラー AS-500、東京ダイレック)を直接ダクト内に挿入し、8 段のステージ上およびバックアップフィルターにダストを分級捕集した。捕集前後の捕集紙およびバックアップフィルターの質量差を捕集ダスト質量とした。静電分級装置(DMA)によるナノ粒子の個数濃度測定および粒度分布測定は CPC(TSI 製, Model 3025A)を用いた。

表1 A-Dクリーンセンターの焼却能力および排ガス処理

工場	A	B	C	D
焼却能力	400t/day(200t/24h×2)	600t/day(200t/24h×2)	700t/day(350t/24h×2)	600t/day(300t/24h×2)
焼却方式	階段摺動ストーカ式	サン形	サン形ストーカ	キルン付ハイパー火格子
火床面積	38.7m ² ×2	39.24m ²	68m ²	67.8m ²
排ガス処理方式	ガス急冷、バグフィルター、 湿式ガス洗浄、活性炭吸着、 触媒脱硝	バグフィルター、ガス洗浄、 触媒脱硝	ガス急冷、バグフィルター、 湿式ガス洗浄、 活性炭吸着、触媒脱硝	急冷塔、バグフィルター、 ガス洗浄塔、 触媒脱硝
捕集時の排ガス温度	BF前:160°C、煙突前:207°C	BF前:172°C、煙突前:58°C	BF前:248°C、煙突前:228°C	BF前:156°C、煙突前:195°C

ダスト試料の ICP 質量分析装置(ICP-MS ; 横河アナリティカルシステムズ株式会社製, HP4500 または Agilent7500ce)・ICP 発光分析装置(ICP-AES ; Thermo ELECTRON 製, IRIS Intrepid Duo)による元素分析およびイオンクロマトグラフ(IC ; 島津製作所製, HIC-20A SUPER)によるイオン分析を行うために以下の前処理を行った。まず捕集紙に付着したダスト試料について、捕集紙を 4 分の 1 に切り取り超純水 30mL を用いて 15 分間超音波抽出を行った。抽出後 0.2μm のメンブランフィルターでろ過し、超純水で 50mL にメスアップ後 ICP-MS および IC の分析に供した。ろ過後の残渣はフィルターごとテフロン製のセルに入れ、濃硝酸 5mL、濃塩酸 2mL、濃フッ酸 3mL を加えた後マイクロウェーブ分解装置(CEM 製 MARS5)により 180psi(1.2MPa)、190°C の条件で分解操作を行った。分解後、フッ素のマスクングのために 4% ホウ酸水溶液 18mL を加えた後 100psi(0.69MPa)、170°C の条件で再度分解操

【連絡先】 〒615-8540 京都府京都市西京区京都大学桂 4 C1-3-463

高岡 昌輝 Tel : 075-383-3336 FAX : 075-383-3338

e-mail : takaoka@cenvi.ion.mbox.med.tu.kyoto-u.ac.jp

【キーワード】 廃棄物焼却、微小粒子状物質、SPM、PM_{2.5}

作を行った。分解終了後に0.2 μm のメンブランフィルターでろ過し、ろ液を超純水ベースの1mol/L硝酸により100mLにメスアップした後ICP-MS分析あるいはICP-AES分析に供した。

3. 結果と考察

3.1 排ガス中ダスト濃度および頻度分布

ダストの排ガス中濃度を表2に示す。粒径範囲よりSPMであればおよそstage3より後段の粒子に該当し、PM_{2.5}であればstage6あるいはstage7より後段となることがわかった。各クリーンセンターの濃度値はBF前が4回(B工場のみ3回)、煙突前が3回の平均値である。BF前は1300~2000mg/Nm³の範囲で、煙突前が0.007~0.31mg/Nm³の範囲であった。平成10年に強化された廃棄物焼却炉のばいじん排出基準は40mg/Nm³であるが³⁾、基準値をはるかに下回っており、その基準値と比べると1/100以下であった。平成10年に行った排ガス中ダスト濃度の調査結果に関して、当時はまだバグフィルターが導入されておらず、電気集塵機(EP)であった。EP前の排ガス中ダスト濃度は1400~3900mg/Nm³の範囲で、平均値で比較すると現在の1.6倍程度であった。煙突手前のダスト濃度は1.2~64mg/Nm³の範囲であり平均値で比べると、平成10年時点に比べ現在は1/200以下に低減されていることがわかった。集塵装置入口での濃度低減に比べて、極めて大きな低減率といえ、バグフィルターの導入効果が極めて高いことがうかがえる。各クリーンセンターの煙突前のSPM、PM_{2.5}濃度を表3に示す。まず、SPM濃度について環境基準の1日平均値(100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁴⁾と比べると、AおよびCクリーンセンターではすでにその値を下回っていた。同様に、PM_{2.5}濃度についてもA、Cクリーンセンターは環境基準の1年平均値(15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁵⁾を下回っていた。極めて高度に微小な粒子状物質を除去できているといえる。

頻度分布については、過去の結果では集塵機前、煙突前ともはっきりとした2山型の頻度分布を示したのに対し、今回の結果ではBF前ほどの工場も2山型であったが、煙突前は大小のピークが存在するものの工場によって形がさまざまであった。現在では煙突前で捕集されるダストが極めて少量であったため決まった傾向を示さないと考えた。例として図2にBクリーンセンターの今回と過去のダスト粒径頻度分布を示す。

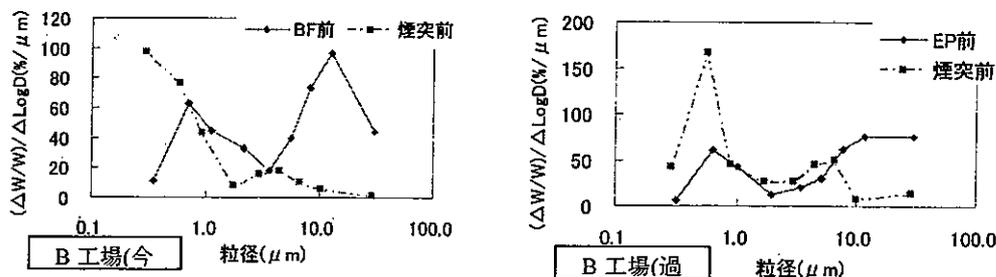


図2 Bクリーンセンターのダスト粒径頻度分布

集塵機の前(後)のダスト濃度から求めた集塵効率を表4に示す。いずれのクリーンセンターにおいても約99.98%以上の集塵効率であった。B、Dクリーンセンターは1980年代に建設された施設であり、ダイオキシ

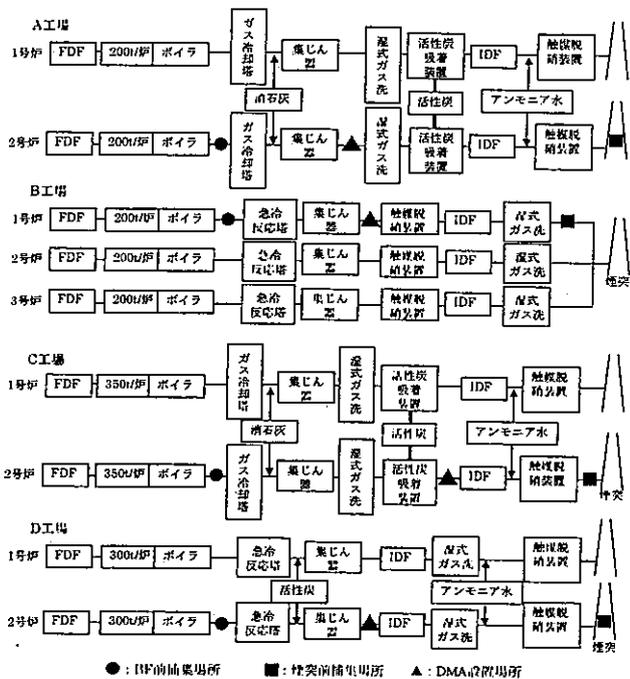


図1 A-Dクリーンセンターにおけるサンプリング場所

表2 排ガス中のダスト濃度(mg/Nm³)

工場	A		B		C		D		
	捕集場所	BF前	煙突前	BF前	煙突前	BF前	煙突前	BF前	煙突前
排ガス量(m ³)	0.0590	61.6	0.0674	50.5	0.0517	50.5	0.0691	34.2	
stage1	570	0.000	290	0.002	380	0.005	860	0.006	
stage2	240	0.000	250	0.003	190	0.026	420	0.003	
stage3	150	0.001	180	0.006	87	0.009	150	0.007	
stage4	100	0.000	92	0.009	28	0.007	50	0.009	
stage5	120	0.003	49	0.010	23	0.008	39	0.010	
stage6	220	0.002	130	0.008	230	0.005	110	0.041	
stage7	180	0.001	150	0.033	220	0.005	140	0.053	
stage8	120	0.001	110	0.033	74	0.004	100	0.029	
backup filter	97	0.000	120	0.210	67	0.000	96	0.025	
total	1800	0.007	1400	0.31	1300	0.070	2000	0.18	

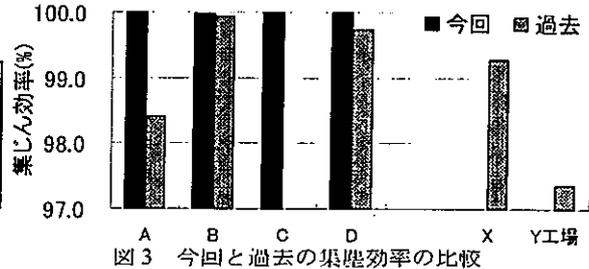
表3 煙突前のダスト濃度($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)

工場	A	B	C	D
SPM	6.0	300	28	160
PM _{2.5}	1.8	280	12	110

ン類対策用の改造はしているが、活性炭吸着塔の設置がなされていないことなどが集塵効率の低さに何らかの影響を及ぼしている可能性があった。図3は平成10年との比較を示し、B,Dクリーンセンターは設備が更新されたがAクリーンセンターは施設全体が一新された。Cクリーンセンターは新設されたので過去のデータはなく、X,Yクリーンセンターは現在運転が行われていない。過去の集塵率は最も低くて97.37%、平均98.95%であり、集塵機等の排ガス処理設備の更新が集塵効率の上昇に影響しているといえる。同様にして求めたSPM、PM_{2.5}の集塵効率を図4に示す。クリーンセンター間の差は表4の全粒径ダスト捕集効率と似た傾向を示し、B、Dクリーンセンターが低かった。これも排ガス処理設備の差に原因があると考えられるが、それでも99.9%以上が除去されていた。

表4 ダストの捕集効率(%)

工場	A	B	C	D
<1μm	99.9996	99.8730	99.9956	99.9766
1-2.5μm	99.9995	99.9859	99.9971	99.9643
2.5-10μm	99.9990	99.9951	99.9919	99.9773
>10μm	99.9999	99.9991	99.9948	99.9990
total	99.9996	99.9808	99.9946	99.9907



3.2 静電分級装置(DMA)による排ガス中ナノ粒子数測定

各クリーンセンターのBF直後において排ガスを静電分級装置(DMA)に導入し、排ガス中のナノ粒子の個数濃度測定および頻度分布測定を行った。測定粒子径は約3~400nmの範囲を対象とした。図5に結果を示す。各クリーンセンターの排ガス中平均粒子数は34~4774個/cm³となった。煙道周辺大気で測定した粒子数は6000~13200個/cm³、実験室内で測定した室内空気中の粒子数は4490個/cm³であり、これと比較すると各クリーンセンターともに一般的な空気に比べても同等かそれよりも低い粒子個数濃度の結果であった。BF導入はダイオキシン類対策だけでなく、微小粒子状物質への対策としても効果が極めて高いことがわかった。

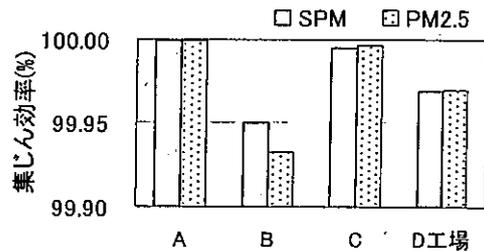


図4 SPM、PM_{2.5}の集塵効率

	A工場		B工場		C工場		D工場	
	測定場所大気	排ガス	測定場所大気	排ガス	測定場所大気	排ガス	測定場所大気	排ガス
平均粒子数(個/cm ³)	8313.5	4774.5	6011	4342.8	12001.7	34.4	13190	107.5

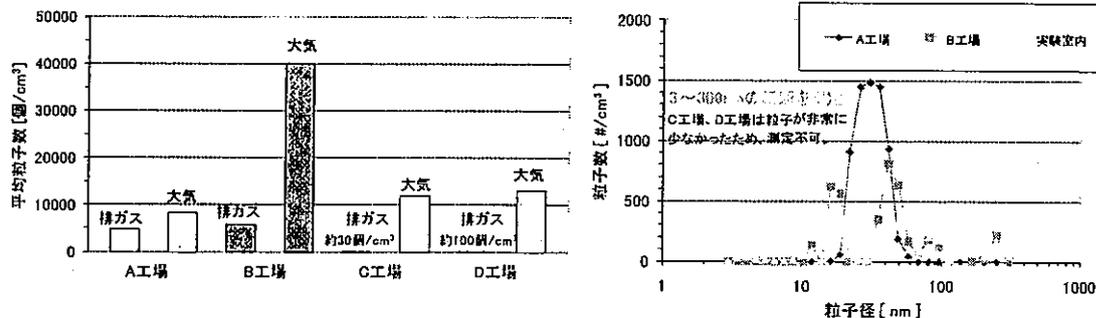


図5 各工場のDMAによる粒子数測定結果

3.3 元素分析

元素分析を行った結果、BF前および煙突手前ともにNa、K、Cl、SO₄²⁻、Caが高く、重金属ではZnが極めて高い値を示した。大半の元素はBF前で多く捕集されていたが、Cr、Mn、Ni、Ca、Cd、PO₄³⁻などは煙突前の方が多かった。また残さに大半の元素は多く含有されていたが、Na、K、Cr、As、Moなどはろ液の方に多く含まれていた。粒径の小さい側に集中していたのはK、Cu、Zn、As、Se、Cd、Sn、Sb、Pb、Cl⁻、Br⁻、SO₄²⁻などであり、粒径の大きい側に集中していたのはMg、Al、Ca、Ti、Mn、Ni、PO₄³⁻などであった。ろ液と残渣との分配傾向をみると、Zn、Cd、Pb、Cuなどで、粒子が小さくなるにつれて、ろ液中の濃度が高くなっており、ダスト粒径により化学形態が異なっていることが示唆された。

4. 結論

ダイオキシン類対策により微小粒子状物質も同時に除去を行うことができていることが確認された。BF 前の平均ダスト濃度は $1300\sim 2000\text{mg}/\text{Nm}^3$ の範囲で、煙突手前が $0.007\sim 0.31\text{mg}/\text{Nm}^3$ の範囲であった。煙突手前のダスト濃度の平均値を比べると、平成 10 年時点に比べ、現在は $1/200$ 以下に低減されていることがわかった。煙突手前の排ガス中の SPM については環境基準値($100\mu\text{g}/\text{m}^3$)と比べると、A および C クリーンセンターではその値はすでに下回っていた。同様に、 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度についても A、C クリーンセンターでは、環境基準値の 1 年平均値($15\mu\text{g}/\text{m}^3$)をも下回っていた。このことから最新式の都市ごみ焼却施設から排出される SPM および $\text{PM}_{2.5}$ の濃度は低いといえる。しかしながら、2 次生成粒子による SPM、 $\text{PM}_{2.5}$ への影響が本実験では明確な評価ができないためその検討が必要である。それに伴い、サンプリング方法やその時期、排出粒子中重金属類の化学形態、他排出源などの実態などについて調査が必要である。元素分析・イオン分析については傾向が出ているものもあるが、十分な回数分析を行っていないのでデータの精査が課題である。

参考文献

- 1)環境省：平成 22 年度版環境統計集 <http://www.env.go.jp/doc/toukei/contents/index.html>
- 2)中塚大輔：ごみ焼却飛灰の粒径別特性、京都大学大学院工学研究科修士論文(1998)
- 3)環境省：ばいじんと NO_x の排出基準値一覧 <http://www.env.go.jp/air/osen/law/t-kise-6.html>
- 4)大気の汚染に係る環境基準について、昭和 48 年環境庁告示 25 号 <http://www.env.go.jp/kijun/taiki1.html>
- 5)微小粒子状物質による大気の汚染に係る環境基準について、平成 21 年環境省告示 33 号 <http://www.env.go.jp/kijun/taiki4.html>

ごみ質調査手法の違いがごみ組成分析データに与える影響 についての実験的研究

福岡雅子（大阪工業大学工学部環境工学科）

1. 調査研究の目的

本調査研究は、都市アンケートによつてごみ質調査方法を把握した平成19年度、ごみ質調査方法の課題及び改善方向を整理した平成20年度の研究に引き続いて実施するものである。一連の調査研究は、既存のごみ質調査手法を整理・検討し、実施目的に応じたより良い調査手法がいかにあるべきかを明らかにすることを目的としている。

今年度は、特に、ごみの物理組成分析を行う試料の排出ごみ袋ごとのバラツキに着目し、実際のごみ排出現場での実験的研究を行い、採取量や実施手法などのサンプリング条件の信頼性・妥当性について検討を深めることを目的とした。

2. 調査研究の方法

家庭ごみを対象にした以下のA～Cの計測を実施し、得られた結果を考察した。調査量は、表1のとおりである。

【A.】1袋中の出現量測定（2009年9月7日・8日、11月30日～12月3日実施）

- ・分析を行う個々のごみ袋の中にある計測対象の4品目を、袋ごとに計測
- ・4品目は、排出傾向を考慮して、紙類2種類（折られたままの新聞紙、アルミコーティングされていない1リットル紙パック）、プラスチック類2種類（卵パック、飲料用ペットボトル）を選定（以下、「検討対象4品目」という。）

【B.】1袋ごとの成分分析（2009年11月30日、2010年3月9日実施）

- ・家庭から排出された個々のごみ袋を、それぞれ別々に紙類、プラスチック類、繊維類、金属類などの11成分別に分類して計量

【C.】従来と同様の組成分析（2009年9月7・8日、11月30日～12月3日、2010年3月8日～10日実施）

- ・分析を行うごみ袋全体を合わせて、約90項目に分類し、計量

大阪府八尾市役所の協力を得て、八尾市内で実際に排出されている家庭ごみを試料とした。具体的には、市役所が定期的にごみ質調査を実施している戸建て地区と、今年度初めて対象とした中層地区の家庭から排出されたごみについて、①排出場所（ごみステーション）で家庭ごみを車両に積み込み、②ごみ袋を圧縮しないようにして計測場所に運搬、③計測場所で分析対象の試料の重量・容積を1袋ずつ計量、④上述のA～Cの測定・分析を実施（分類項目ごとに計量・計数）、⑤計量・計数データの集計という手順で行った。

なお、八尾市は、2009年10月1日に、容器包装プラスチック及びペットボトルの分別収集を全市で導入した。つまり、9月に実施した調査は分別拡大前、11月以降に実施した調査は分別拡大後である。

3. 結果と考察

(1) 4品目の出現量の分布

計測対象の4品目について出現量を計測した。それぞれの特徴は表2のようであった。結果の一例として、戸建て地区での卵パックの出現量の分布状況を図1に示した。

表1 分析量

		調査地区	分析袋数	分析重量	1袋ずつの分析量
9月	可燃ごみ (週2回収集)	戸建て	80袋	340.09 kg	
		中層	80袋	330.30 kg	
11~12月	可燃ごみ (週2回収集)	戸建て	80袋	359.22 kg	5袋 合計14.32kg
		中層	80袋	299.24 kg	
	容器包装プラスチック (月1回収集)	戸建て	94袋	103.11 kg	
		中層	100袋	84.50 kg	
ペットボトル (月1回収集)	戸建て	50袋	31.34 kg		
	中層	50袋	31.24 kg		
3月	可燃ごみ	戸建て	80袋	377.65 kg	10袋 合計46.49kg
	容器包装プラ	戸建て	100袋	102.80 kg	
	ペットボトル	戸建て	50袋	25.75 kg	

表2 検討対象4品目の出現状態の特徴

折られたままの新聞紙	可燃ごみ中に資源化が容易な新聞紙が排出されることは少ない。 800g以上(朝刊1部200gとすれば4部)の新聞紙が見られた袋もあった。 試料採取時に、新聞紙をごみにする習慣がある世帯のごみを採取するかどうかで分析結果に違いが生じる。
1リットル紙パック	可燃ごみ中に1リットル紙パックが排出されることは比較的少ない。 排出される場合は1袋に1~2本入れられていることが多い。
卵パック	分別区分変更前は出現した可燃ごみ袋が少なく、出現しても1袋に1~2個である。 分別区分変更後に容器包装プラスチック収集には多数排出されていた。 貯留日数の違いと収集対象品目の違いで出現量が異なっているといえる。
飲料用ペットボトル	分別区分変更前は半数以上の可燃ごみ袋で出現していた。 分別区分変更後は可燃も容器包装プラスチック収集もほとんど出現しなかった。 可燃ごみに誤って排出されている袋もあった。

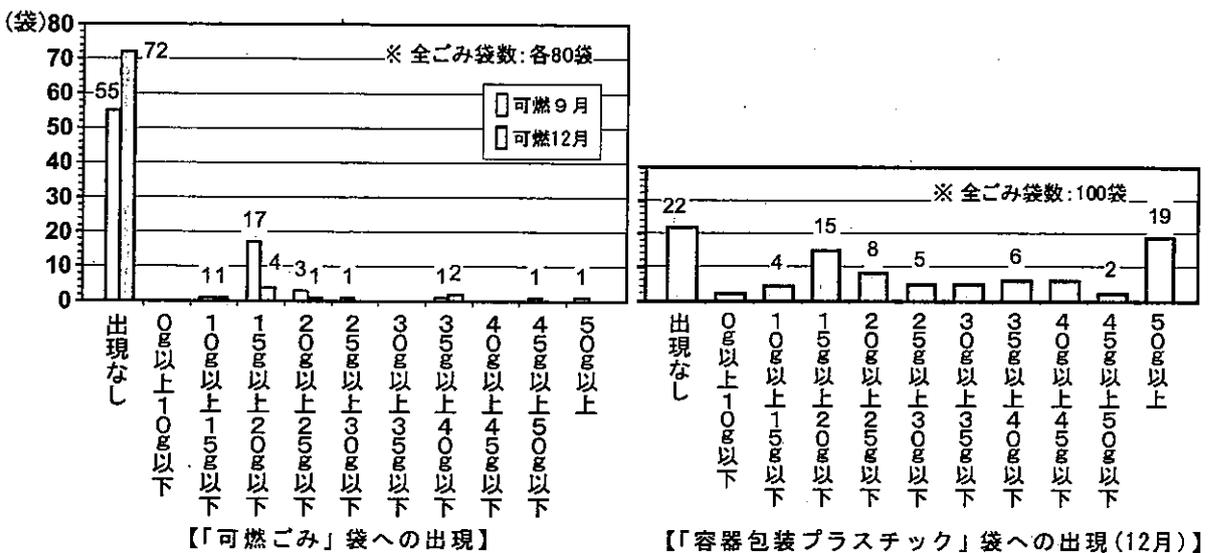


図1 「卵パック」出現量の分布

(2) 出現量の標準偏差及び変動係数

検討対象4品目の出現量の標準偏差及び変動係数を表3に示した。

折られたままの新聞紙は、容器包装に比べて1点あたりの重量が重いために標準偏差が大きく、また、混入している袋があまり多くないために変動係数が大きくなっていると考えられる。

卵パックは、分別拡大後の容器包装プラスチック収集の標準偏差が大きくなっていた。

飲料用ペットボトルは分別収集区分が変更されたために可燃ごみの混入割合が大幅に減ったが、ペットボトルが多量に混入していたごみ袋があり、変動係数が高くなった。

表3 検討対象4品目の1袋あたり出現量の標準偏差・変動係数

	収集区分	調査地区	調査袋数	新聞紙		紙パック		卵パック		ペットボトル		
				重量(g)	個数	重量(g)	個数	重量(g)	個数	重量(g)	個数	
(標準偏差)	9月 分別変更前	可燃	中層	80	179	1.43	46.39	1.37	8.33	0.47	80.24	2.03
			戸建て	80	165	1.50	43.28	1.31	11.30	0.68	93.18	2.31
	12月 分別変更後	可燃	中層	80	166	1.18	28.63	0.83	7.59	0.40	34.93	0.77
			戸建て	80	205	2.06	26.95	0.79	7.20	0.58	28.47	0.84
		プラ	中層	94					24.48	1.41	17.13	0.30
			戸建て	100					29.25	1.68	18.06	0.74
(変動係数)	9月 分別変更前	可燃	中層	80	2.87	2.54	1.76	1.64	1.87	1.72	1.45	1.32
			戸建て	80	3.45	3.16	1.48	1.49	1.75	1.75	1.53	1.53
	12月 分別変更後	可燃	中層	80	3.47	2.95	1.43	1.38	2.51	2.47	2.54	2.37
			戸建て	80	3.65	3.29	1.50	1.47	3.27	3.57	4.56	4.47
		プラ	中層	94					0.88	0.84	5.48	4.03
			戸建て	100					0.91	0.86	5.73	5.72

(3) 1袋ごとのごみ質と地区平均との比較

中層地区、戸建て地区それぞれの可燃ごみ袋を1袋ずつ別々に成分別に分類・計測し、その結果を、各地区の80袋のごみ袋(約300kg)を合わせて試料として分類・計測した結果(市役所が、各地区の平均のごみ質として使う数値)と比較した。計測は、11月に中層地区の5袋、3月に戸建て地区の10袋を対象に実施した。1袋ずつ分類作業と計量を行うため、ごみ袋を合わせて分類して計量する場合に比べ、袋数倍の計量時間を要した。

表4に示す3月調査(10袋を調査した結果)のごみ質は、一つ一つは大きくばらついているものの、比率が大きい紙類や厨芥類については、1袋ごとのごみ質の平均値や合計重量の割合は、80袋を混合して分析したごみ質と10の位でみれば、大きくかけ離れることはなかった。ただし、金属類や草木類などの、ごみ中に存在する比率が低い成分については、10袋程度の調査では、それらを入れたごみ袋を調査対象とするかどうかにより、結果に偏りが生じる可能性が高い。

4. 結論及び今後の方向

これまでの一連の研究では、ごみ質調査における適切なサンプリング方法や分類項目の設定について検討した。サンプリング方法は、ごみ質調査の目的によって設計すべきものである。例えば、減量の可能性や方向性を探るための調査をする場合、ごみ排出者に関する要素、生活の周期に関する要素、排出者の偶発的行動に関する要素を十分考慮する必要がある。これらを考慮すれば、ごみ袋そのものを家庭やステーションから採取する袋サンプリングを実施する必要があるが出てくる。

表4 ごみ袋ごとの組成計測結果

11月調査	各袋ごとの分析結果					5袋のごみ質データの整理			5袋の 合計重量 の割合	中層地区 80袋ごみ質 湿重量比
	サンプル 1	サンプル 2	サンプル 3	サンプル 4	サンプル 5	平均	MIN	MAX		
プラスチック類	10.5%	19.8%	8.8%	11.5%	59.7%	22.1%	8.8%	59.7%	19.1%	10.6%
ゴム・皮革類		0.1%		0.1%		0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	0.4%
紙類	88.5%	23.5%	72.4%	24.5%	13.5%	44.5%	13.5%	88.5%	47.4%	40.9%
繊維類		3.3%	4.0%	3.5%		2.2%	0.0%	4.0%	2.3%	3.0%
木片類	0.2%	0.5%	0.1%	0.3%		0.2%	0.0%	0.3%	0.2%	0.3%
草木類					7.0%	1.4%	0.0%	7.0%	0.9%	1.5%
厨芥類		50.2%	14.6%	59.7%	10.4%	27.0%	0.0%	59.7%	27.9%	36.6%
ガラス類						0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.5%
金属類	0.8%	2.6%	0.1%	0.2%		0.7%	0.0%	2.6%	0.9%	2.0%
陶磁器類						0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%
その他		0.1%	0.1%	0.2%	9.4%	2.0%	0.0%	9.4%	1.3%	4.0%
合計	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%			100.0%	100.0%
調査重量(kg)	3.108	3.577	3.206	2.538	1.888				14.317	299.29

3月調査	各袋ごとの分析結果										10袋のごみ質データの整理			10袋の 合計重量 の割合	戸建て地区 80袋ごみ質 湿重量比
	サンプル 6	サンプル 7	サンプル 8	サンプル 9	サンプル 10	サンプル 11	サンプル 12	サンプル 13	サンプル 14	サンプル 15	平均	MIN	MAX		
プラスチック類	13.4%	9.3%	4.7%	3.6%	10.8%	18.5%	41.3%	15.3%	26.1%	5.0%	14.8%	3.6%	41.3%	14.5%	13.6%
ゴム・皮革類	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.8%
紙類	53.2%	21.4%	35.5%	31.1%	44.6%	13.3%	14.0%	26.1%	17.7%	56.9%	31.4%	13.3%	56.9%	30.2%	32.3%
繊維類	11.3%	2.5%	0.7%	2.0%	1.7%	2.3%	4.2%	0.3%	48.4%	0.0%	7.3%	0.0%	48.4%	5.3%	6.1%
木片類	0.6%	0.3%	0.0%	0.0%	0.7%	0.3%	0.0%	0.3%	0.0%	0.4%	0.3%	0.0%	0.7%	0.2%	0.5%
草木類	0.2%		1.1%		0.0%	5.2%	0.0%	0.2%	0.0%	0.0%	0.8%	0.0%	5.2%	1.1%	2.8%
厨芥類	17.0%	61.3%	56.7%	62.6%	41.9%	52.3%	37.8%	44.6%	1.2%	24.4%	39.9%	1.2%	62.6%	43.4%	40.1%
ガラス類	0.0%		0.0%		0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%
金属類	4.1%	1.5%	0.7%	0.0%	0.0%	0.2%	0.2%	0.2%	6.2%	5.3%	1.8%	0.0%	6.2%	1.4%	0.6%
陶磁器類	0.0%		0.0%		0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
その他	0.2%	3.7%	0.6%	0.7%	0.3%	7.9%	2.5%	13.0%	0.4%	8.0%	3.7%	0.2%	13.0%	3.9%	3.0%
合計	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%			100.0%	100.0%
調査重量(kg)	4.62	3.23	8.14	5.56	2.96	5.72	5.21	5.83	2.60	2.62				46.49	377.65

しかし、袋サンプリングを行う場合に望ましいサンプリング量や推定誤差についての研究は未成熟である。本調査研究での計測結果では、検討対象4品目の出現量に袋ごとのバラツキが多かった。一方、成分組成では10袋の計測結果でも、誤差は大きいがある程度のごみ質の概要は把握できる可能性があると考えられた。

今回の成果を基礎としてさらに袋サンプリングの必要サンプリング量や推定誤差についての研究を進めていく予定である。

本調査研究にあたり、八尾市経済環境部をはじめ多くの方々のご協力に感謝いたします。

堆肥化・メタン発酵の物質・エネルギー収支に基づくシステム評価

○東條安匡¹⁾、板倉彩夏²⁾、松藤敏彦¹⁾、張 会均¹⁾

1) 北海道大学大学院工学研究院, 2) 北海道大学 (現: JFE エンジニアリング)

1. 研究の背景

有機性廃棄物の代表的な資源化技術は堆肥化とメタン発酵であり、実際に数多くの施設が稼働している。しかしそれらに関しては、施設パンフレットに記載されている計画量やフローシート程度の情報しかなく、新たに採用しようとする場合には、判断材料として不十分である。そこで本研究は、処理対象物の種類、プロセス構成、規模といった条件の異なる全国の多数の施設を対象とし、アンケート調査、ヒアリング調査によって主として物質収支に注目して研究を行った。

調査研究は、堆肥化施設、メタン発酵施設の両方について実施したが、本概要にはメタン発酵に関する結果のみをまとめる。メタン発酵は堆肥化と並び、古くから有機性廃棄物の代表的な処理方法として用いられてきた。最近では固形廃棄物にも適用が広がり、有機性廃棄物の有効利用、資源化技術としての期待がある。真に資源化技術となりうるのかは、データに基づいて評価しなければならないが、運転に関する公表データは少ない。またさまざまな有機性廃棄物が対象となりうるが、廃棄物特性あるいは施設の構成による違いを定量的に評価した例はない。

本研究では、技術選択のための基礎情報提供を目的とし、さまざまな有機性廃棄物を原料とするメタン発酵施設を調査した。従来より、メタン発酵は回収ガスを主たる生産物としている。脱離液は水処理後に放流されるが、もし肥料(液肥)として利用できれば、水処理費用を削減できる。そこで搬入物により施設を分類し、次に施設よりサンプルを入手・分析し、固・液・ガス間の肥料成分収支をとり、液部分の肥料成分含有率を明らかにした。

2. 研究方法

(1) 調査対象施設

搬入物、生成物、処理設備等のアンケート票を作成し、表1に示す施設に送付した。対象は既往の報告に掲載されていた一般廃棄物 34 施設、産業廃棄物 185 施設の合計 217 施設とし、調査票を送付した。回収率は全体で 50.8%、有効回答施設は 86 施設であった。

(2) 乾ベース搬入量割合による施設分類

搬入物は含水率が異なるため、湿ベースの搬入量を相互に比較できない。そこで文献値をもとに種類別の含水率を仮定し、乾ベース搬入量割合を求め、表2のように施設を分類した。一般廃棄物は生ごみ主体(a1)、し尿汚泥主体(a2)、生ごみとし尿の混合(a3)に、産業廃棄物は下水汚泥主体(b1)、家畜ふ

表1 アンケート対象施設及び回収率

対象施設	回収率	有効回答施設
一般廃棄物 34施設 (生ごみ 8施設 し尿汚泥 26施設)	71.9%	22施設
産業廃棄物 185施設 (下水汚泥 21施設 家畜ふん尿 68施設 食品廃棄物 94施設)	46.7%	64施設
合計 217施設	50.8%	86施設

表2 乾ベース搬入物割合による施設分類

	生ごみ	し尿汚泥	下水汚泥	家畜ふん尿	食品加工残渣	食品工場排水	施設数
a1 生ごみ	>80	0	0	0	0-20	0	9
a2 し尿汚泥	0-20	>80	0	0	0	0	12
a3 生ごみ+し尿	45-70	30-55	0-5	0	0	0	5
b1 下水汚泥	0	0-5	>80	0	0-10	0	22
b2 家畜ふん尿	0-15	0	0	>80	0-20	0	17
b3 食品加工残渣	0-5	0	0	0-5	>80	0	6
b4 食品工場排水	0	0	0-1	0	0	>80	13

【連絡先】〒064-8628 札幌市北区北13条西8丁目 北海道大学大学院工学研究院 環境創生工学部門
 廃棄物処分工学研究室 東條安匡 TEL&FAX: 011-706-6828 E-mail: tojo@eng.hokudai.ac.jp

【キーワード】 有機性廃棄物、メタン発酵処理、ガス化率、肥料成分

ん尿主体(b2)、食品加工残渣主体(b3)、食品工場排水主体(b4)に分類した。食品加工残渣とは、動植物性残渣や食品汚泥等である。

(3) 試料の入手と分析

上記(2)で回答のあった施設のうち、サンプリング可との回答のあった47施設に、試料の採取と送付を依頼した。

処理プロセスは、メタン発酵槽後に処理残渣の脱水を行うかどうかで図1の2つに分けることができる。メタン発酵槽後の炭素および肥料成分のガス、液体分、固体分への移行率を明らかにするため、脱水有りの施設からは脱水後の液体分と固体分、脱水無しの施設からは発酵槽後の処理残渣である消化液の採取を依頼した。入手サンプルの種類を表3に示す。消化液は遠心分離(5000rpm, 120分)を行って固体分と液体分に分離し、それぞれを分析した。分析項目は、含水率等一般項目、炭素、窒素等肥料成分である。アンケート結果については、別に報告する予定である。

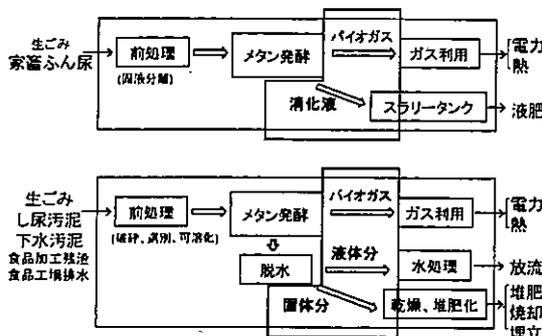


図1 処理プロセスの分類

表3 サンプル提供施設数及び入手サンプル種類

サンプル提供施設	入手サンプルの種類		
		消化液	液体分、固体分
一般廃棄物 20	<ul style="list-style-type: none"> 生ごみ 7 し尿汚泥 9 生ごみ+し尿 4 	3	4
産業廃棄物 17	<ul style="list-style-type: none"> 下水汚泥 10 家畜ふん尿 9 食品加工残渣 4 食品工場排水 4 	0	10
合計 47		16	31

3. 施設内物質収支

(1) 炭素のガス化率

炭素のガス、液体中、固体中への移行率を算出した。炭素のガス化率を図2に示す。炭素のガス化率は、生ごみ(a1)と食品加工残渣(b3)が70-80%と大きく、し尿汚泥(a2)と家畜ふん尿(b2)、食品工場排水(b4)が25-50%と小さかった。ガス化率と、メタン発酵槽の温度や滞留時間との相関は見られなかった。

従来、原料あたりのバイオガス発生量として分解率が表されていた。しかしこれは含水率、有機物量の異なる廃棄物種類の間で比較できない。本研究で示したガス化率はアウトプット中の炭素量あたりのガス中の炭素量であり、廃棄物の種類に係らず比較が可能である。

(2) リン、カリウムの液体、固体中の移行率

リン、カリウムの液体、固体中の移行率を図3に示す。食品工場排水(b4)以外のグループにおいて、リンは60-80%が固体に、カリウムは75-90%が液に移行した。

リンは同じ廃棄物であっても、

施設間のバラツキが大きかった。その要因として、施設での脱水の有無と脱水時の凝集剤の有無及び種類が挙げられる。脱水の有無によるリンの液体、固体中の移行率を図4(a)に示す。実験室において遠心分離で固

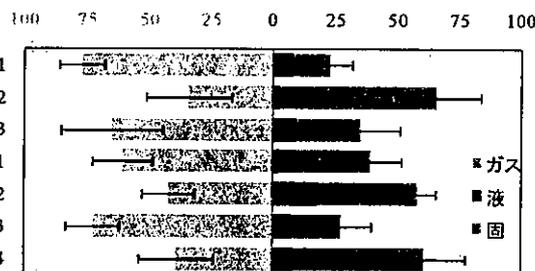
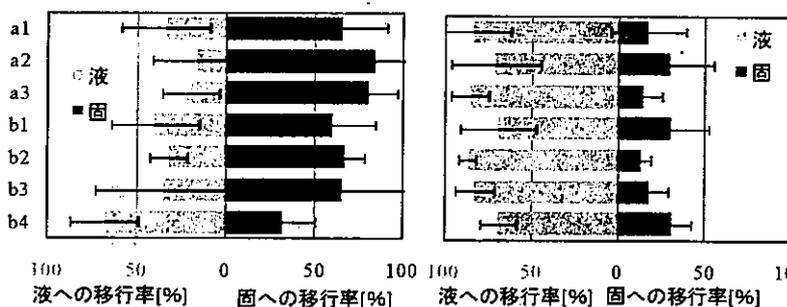


図2 炭素の移行率

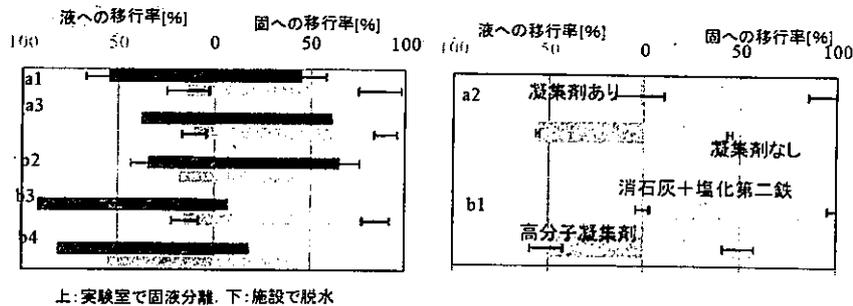


(a)リン

(b)カリウム

図3 液・固への移行率

液分離したものと施設で脱水したものを比較すると、全グループで、施設で脱水したもののほうが固体中へのリンの移行率が大きかった。また、し尿汚泥(a2)、下水汚泥(b1)に関して、凝集剤によるリンの残存率の違いを図5(b)に示す。し尿汚泥(a2)は凝集剤添加がある場合に、また下水汚泥(b1)は高分子凝集剤よりも消石灰+塩化第二鉄のほうが固体中へのリンの移行率が大きかった。これは、施設で水処理をする際にリンを低減させたいという施設の意向によるものである。



(a)脱水の有無 (b)凝集剤の有無

図4 リンの固・液間の移行率

3. 液体中肥料成分の含有率

液体中の肥料成分の含有率を図5に示す。窒素、リン、カリウムの総含有率は、家畜糞尿(b2)が0.6%程度と大きく、生ごみ(a1)、生ごみ+し尿(a3)、食品加工残渣(b3)が0.3%程度、し尿汚泥(a2)、下水汚泥(b1)、食品工場排水(b4)が0.1%程度であり、市販液肥使用時と同程度であった。それぞれの成分の含有率を市販液肥と比較すると、下水汚泥(b1)以外のグループにおいては、窒素とカリウムの含有率が大きく、リンの含有率が小さかった。下水汚泥(b1)は、窒素、リンに比べカリウムの含有率が小さかった。市販液肥は、使用時300倍希釈の表示により、300倍希釈したときの値を用いた。

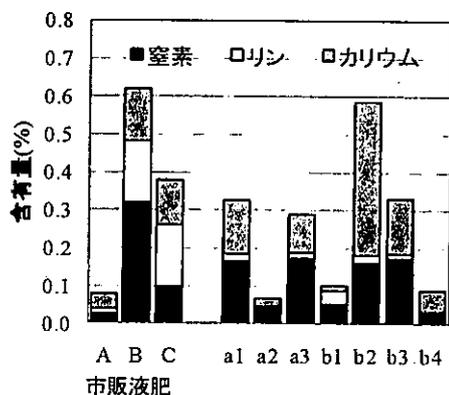


図5 液体中の肥料成分含有率

固体中の肥料成分の含有率を図6に示す。窒素、リン、カリウムの総含有率は乾ベースで、生ごみ(a1)、食品加工残渣(b3)、食品工場排水(b4)が10%程度と大きく、生ごみ+し尿(a3)、下水汚泥(b1)が8%程度、し尿汚泥(a2)、家畜糞尿(b2)が6%であり、廃棄物由来の堆肥と同程度以上であった。それぞれの成分の含有率を廃棄物由来の堆肥と比較すると、いずれのグループも窒素の含有率が大きく、し尿汚泥(a2)と下水汚泥(b1)においては、カリウムの含有率が小さかった。

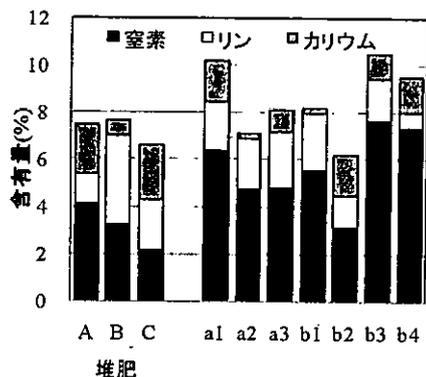


図6 固体中の肥料成分含有率

4. まとめ

固・液・ガス間の炭素収支をとることで元素の移行率を算出し、異なる有機性廃棄物を処理する施設を相互に比較することが可能となった。リン、カリウム等肥料成分の液体、固体中の移行率を明らかにし、液肥としての利用可能性を示した。以上のことより、メタン発酵処理において、処理する廃棄物の種類と生成物の利用を選択する際の基礎データを提供することができた。

海面最終処分場の安定化指標の現場調査及び安定化シミュレーションに関する研究

○吉田英樹・室蘭工業大学大学院

1 本調査研究の目的

本調査研究では陸上及び海面最終処分場におけるガス抜き管または集水暗渠設置による安定化促進効果を明らかにすることを目的とした。まず、埋立ガス成分と温度を安定化指標として、調査対象処分場のガス抜き管または集水暗渠内で測定することで、安定化進行度を把握することを第1の目的とした。さらに、微生物反応をモデル化することにより、ガス成分の数値シミュレーションを行うことが可能とし、測定された埋立ガス成分がどのようなメカニズムで形成され、それが安定化とどのような関係にあるのかを明らかにすることを第2の目的とした。

2 本調査研究の方法

本研究ではまず、内水面が高い陸上最終処分場を調査対象として選び、1) 現場調査による温度・埋立ガス成分の調査、2) 数値埋立工学に基づく安定化シミュレーションを実施し、安定化へのガス抜き管を通じての安定化促進効果を評価した。さらに、海面最終処分場を調査対象として選び、マンホール及びガス抜き管内部の温度・埋立ガス成分の調査を行った。これらにより、廃棄物層内部の安定化進行度を把握した。また、これらの処分場での温度及び埋立ガス中の深さ方向の分布の観測を行うことにより、廃棄物層内の2次元的な微生物反応の発生状況を把握し、合わせて安定化の進行度の空間的な広がり进行评估した。

3 結果と考察

3.1 陸上処分場における調査研究結果と考察

3.1.1 調査概要

調査対象処分場は北海道内の一般廃棄物最終処分場で、埋立期間24年を経て、2003年に埋立が終了している。2003年度から各種調査及び閉鎖工事を開始し、2005年7月より「廃棄物早期安定化対策工」として、φ200mmの塩ビ管が約50m間隔で設置され、2009年12月まで92本のガス抜き管が設置されている(図-1)。

3.1.2 暫定廃止基準(埋立ガス)達成状況

図-1に2009年8月26~27日の調査によるガス抜き管出口のガス成分の濃度を示した。ガス抜き管6-1から9-1の列では CH_4 ・ CO_2 の濃度は低くほぼ大気組成を示し、安定化したと考えられる。一方、A7、6-4、6-5の列のガス抜き管では依然として活発に CH_4 ・ CO_2 が発生していることがわかる。このように全体として、ガス抜き管を設置した場所によって、安定化の状況は大きく異なることがわかる。

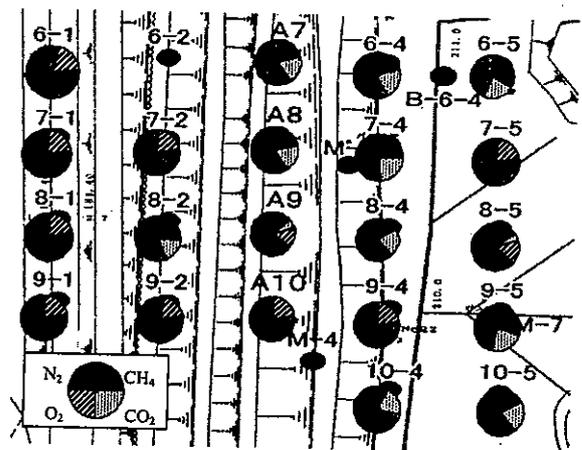


図-1 2009年8月26-27日ガス抜き管出口のガス成分

[連絡先] 〒050-8585 北海道室蘭市水元町27-1 室蘭工業大学大学院くらし環境系領域社会基盤ユニット
吉田英樹 TEL 0143-46-5278 FAX 0143-46-5279 gomigomi@mmm.muroran-it.ac.jp
[キーワード] 最終処分場、埋立ガス、好気性反応、安定化、モニタリング

平成10年6月に廃棄物最終処分場の廃止基準が施行されたが、その暫定的な基準の考え方の1つとしてCH₄の濃度をガス成分全体の5%未満とすることが提案されている¹⁾。表-1は2007年から2009年の調査における各年CH₄濃度の5%未満達成状況や最大・平均値を示したものである。達成率はほぼ横ばいであり、処分場全体では暫定基準を達成していないものは40%を占めている。暫定廃止基準のCH₄濃度5%未満を達成している管が6割を超えて

表-1 年別のCH₄発生量5%達成率

	2007	2008	2009
総測定管数	386	337	167
5%達成管数	228	200	106
5%達成率	59%	59%	64%
CH ₄ 平均値	16%	15%	18%
CH ₄ 最大値	68%	65%	67%

いるのは評価できるが、未だ達成されていない約4割のガス抜き管に加え、現在ガス抜き管が設置されていない地点では未だ土中にCH₄が滞留したままであると予想される。今後は設置済みのガス抜き管における安定化の推移を把握するとともに、ガス抜き管のないエリアでの覆土表面からのCH₄発生を確認する必要がある。

3.1.3 ガス抜き管開口部のガス成分及び温度の調査結果と考察

次に、図-2に6-4ガス抜き管開口部のガス成分及び温度の経年変化をそれぞれ示した。温度の観測はガス抜き管設置の2005年11月の約1ヶ月後、ガス成分は約1年後の2006年8月から開始している。温度はこれまで最高約60度に達していた。ガス組成では、炭酸ガス組成のみが増加している時期(図中の矢印部)では、メタン組成の約10倍に達し、かつ高温状態が維持されている。これは好気性微生物反応の活発化を示していると思われる。当該処分場では他にも温度上昇が顕著なガス抜き管があるが、すべてのガス抜き管で好気性微生物反応が確認できているわけではなく、メタン組成が炭酸ガス組成を上回り、嫌気性微生物反応が支配的なものが多い。したがって、ガス抜き管導入による好気性反応の促進効果については、処分場全体としては十分でなく、一部のガス抜き管のみで好気性反応が活発である。これらの管でどのようなメカニズムで好気性反応が活発化しているかはさらに検討が必要である。

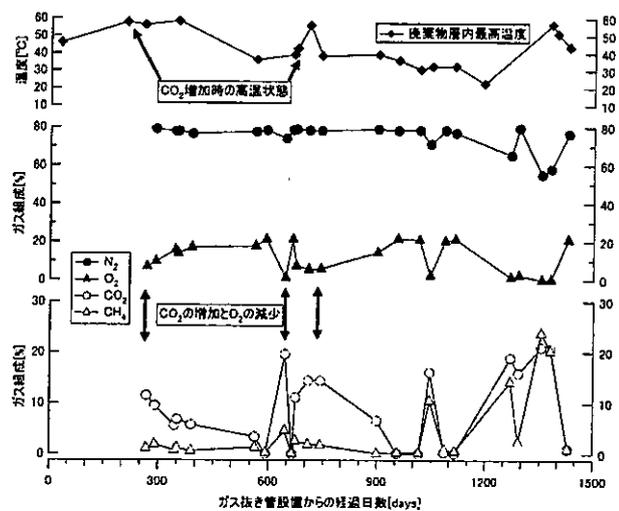


図-2 ガス抜き管6-4開口部におけるガス成分変化

多い。したがって、ガス抜き管導入による好気性反応の促進効果については、処分場全体としては十分でなく、一部のガス抜き管のみで好気性反応が活発である。これらの管でどのようなメカニズムで好気性反応が活発化しているかはさらに検討が必要である。

3.2 海面陸上処分場における調査研究結果と考察

3.2.1 調査概要

調査対象処分場は尼崎沖埋立処分場である。図-3に調査対象領域の平面図を示した²⁾。処分場には内部水位低下及び安定化促進のための集水暗渠のマンホール及び観測孔が複数設置されており、これらの場所において、観測を行った。調査方法は陸上処分場と同様であり、温度及び埋立ガス成分の測定を行った。

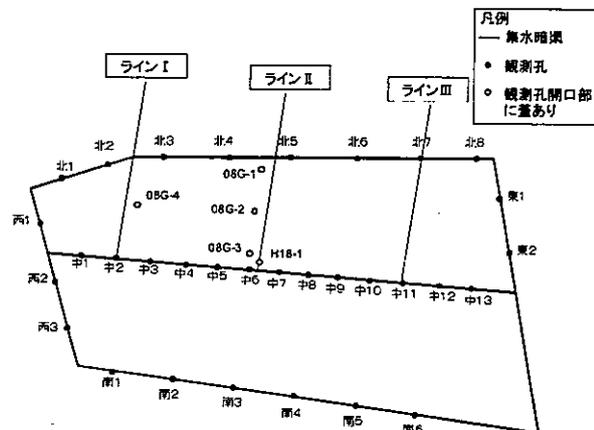


図-3 調査対象の鳥瞰図

3.2.2 ガス成分調査結果と考察

平成 22 年 8 月の埋立ガス成分の調査結果を図-4 に示した。開口部に蓋がある (08G1、08G2、08G3、08G4、H18-1) と、蓋がないものがある。蓋がある管 (図中で□で囲った円グラフのもの) については、メタン濃度が 7%~80% を占め、残りは窒素であった。一般的な廃棄物処分場で観測される炭酸ガスが検出されていないのは、今回調査した海面処分場には焼却灰が多く埋め立てられており、焼却灰のアルカリ成分が炭酸ガスを吸収しているものだと考えられる。

蓋がない場所では、空気組成と同じ (窒素 79%、酸素 21%) になっている。マンホール・観測孔は、基本的に側壁が多

孔性ではなく、埋立ガスは底部で接続している集水暗渠 (多孔性) から流入する。この処分場では地下水面がやや高く、集水暗渠が水没しているところが多いため、廃棄物層内の埋立ガスがマンホール・観測孔に侵入せず、埋立ガス濃度を十分に観測できていない可能性がある。集水暗渠内の水位が低下した時点でのガス観測を継続的に行う必要がある。

蓋がある管 (08G1、08G2、08G3、08G4) については、これらの管では、常時蓋をさされているため、メタンガスが滞留しやすくなっていた。そこで、蓋を開放して、約 3 時間後に再度測定を行った。その結果を図-5 に示した。たとえば、08G4、08G2、H18-1 はガス成分にほとんど変化がなく、空気の侵入がみられなかった。これは、内部のメタンガスの発生速度が大きいためと思われ、今後も高いメタンガス濃度が続く可能性があることがわかる。一方、08G3 では 3 時間後にはガス成分がほぼ空気成分となった。08G1 も同様であった。これらの場所では、内部のメタンガスの発生速度が小さく、メタンガス濃度の早期低下の可能性があることがわかる。

次に 08G4 と中 1 における 2009 年 1 月から 2010 年 1 月の深さ方向のガス濃度の経過を示した。08G4 は 1 年経っても変化がみられず、メタン濃度が 40% と高く経過している。一方、中 1 では 10% あったメタン濃度が検出されず空気組成になっていた。このように空気の調査時期による変動が大きいものもあり、継続的にガス成分測定を行う必要があると思われる。

3.2.3 温度分布調査結果と考察

マンホールと観測孔内の温度分布を測定した結果を図-6 に示した。図で示したように、内部温度は気温にほぼ追従

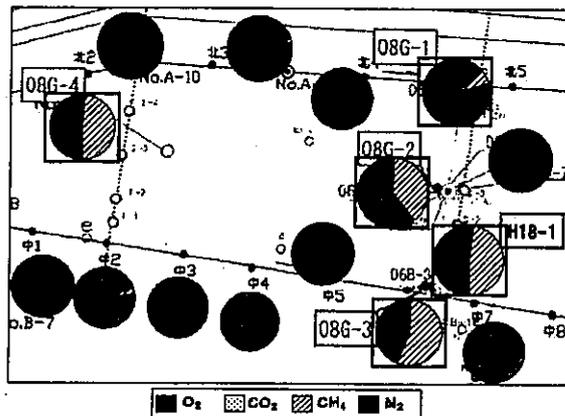


図-4 マンホール及び観測孔出口のガス成分 (2009 年 8 月)

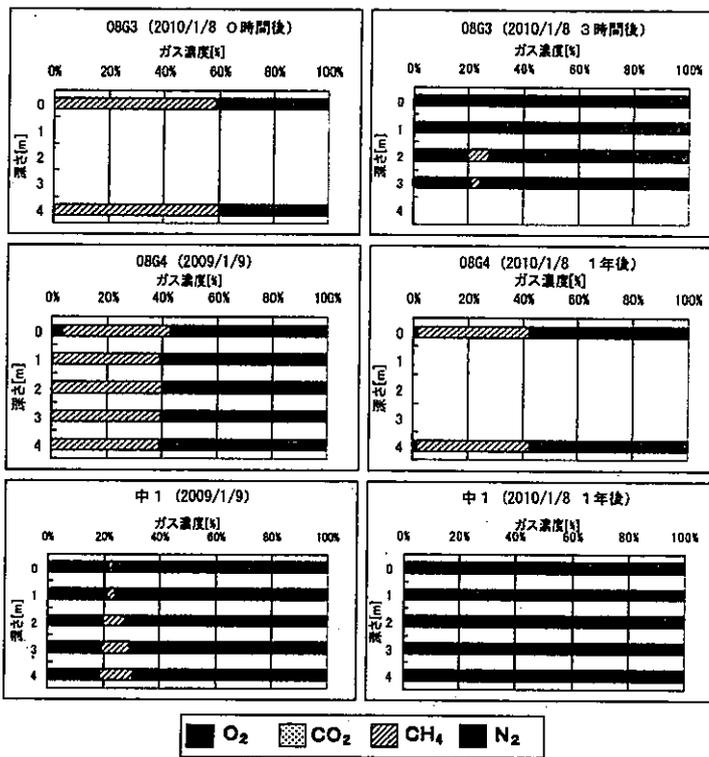


図-5 観測孔内ガス成分分布

して変化しており、顕著な温度上昇は確認できなかった。一般に安定化を促進する好気性微生物反応では、炭酸ガスの発生と温度上昇が見られるが、本処分場では炭酸ガスが内部で吸収されているので温度のみが好気性微生物反応の指標となっており、今後も温度に関する推移を観測する必要がある。

3.2.4 ガス抜き管近傍の埋立ガス移動現象の数値解析

次に、蓋がある観測孔（08G1、08G2、08G3、08G4）近傍で測定されたガス成分実測値を再現するため、ガス抜き管近傍の埋立ガス移動現象の数値解析を行った。図-7に想定した解析モデルを示した。初期条件として、廃棄物層内はメタンで一様に充満しているとした。24ヶ月経過時点の解析によるガス濃度分布を図-8に示した。半径5m位置での深さ方向の分布を示している。解析においては、炭酸ガスはすべて廃棄物中のアルカリ成分に吸収され、発生しないとした。覆土表層から酸素と窒素が侵入するが、酸素は好気性反応により消費され、せいぜい1m付近までしか侵入できない。一方、窒素は拡散で深く侵入し、表層から約7m付近では50%とメタンガスと同じ濃度となっている。実測結果においても、窒素とメタン濃度がほぼ同じであることが観測されており、実際の条件をほぼ表現できている。今回のモデルで表層からのメタンフラックスは $3 \times 10^{-10} \text{ mol-CH}_4 / (\text{m}^2 \text{ s})$ となり、周辺海域にある海面処分場で測定された実測値にほぼ等しくなった。本条件でのメタンガス発生速度は $1 \times 10^{-8} \text{ mol-CH}_4 / (\text{m}^3 \text{ s})$ と設定したが、今後、このガス発生速度が変化した場合にどのようなガス成分分布が形成されるのかを検討し、長期的なガス成分の変化の再現を試みる予定である。

4 結論

本調査研究では陸上および海面最終処分場におけるガス抜き管および集水暗渠設置による安定化進行度の把握と内部好気化による安定化促進効果に着目し、安定化の進行度を温度及びガス成分で明らかにできること、また数値シミュレーションによるガス成分分布の再現が可能であることを示した。今後は海面処分場でのさらに継続的な調査及び数値シミュレーションによる安定化メカニズム解明が必要であると思われる。

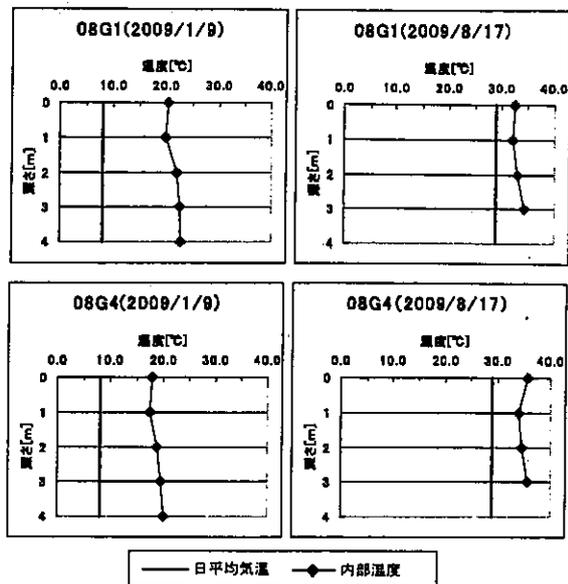


図-6 観測孔内温度分布

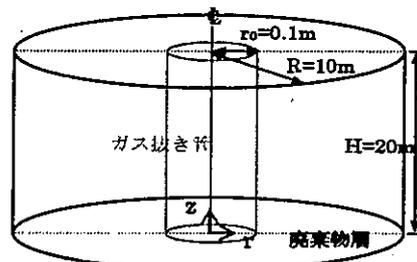


図-7 解析モデル

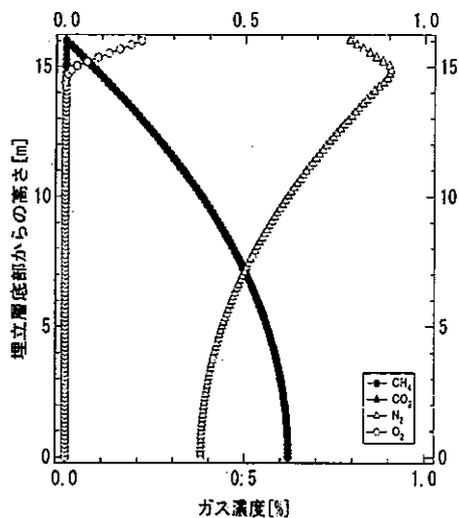


図-8 ガス成分の深さ方向分布

- 引用文献 1) 廃棄物学会廃棄物埋立処理処分研究部会：廃棄物最終処分場廃止基準の調査評価方法、pp. 28-31 (2002)
 2) 大阪湾広域臨海環境整備センター：平成 18 年度環境保全対策調査報告書 (2007)

廃木材由来の炭化物を活用した道路排水中の多環芳香族炭化水素類と
ニトロアレーンの除去による大阪湾への負荷低減に関する実験的研究

○貫上佳則 (大阪市立大学)

1. 研究背景と目的

多環芳香族炭化水素類(PAHs)とは、二つ以上のベンゼン環が縮合してできた炭化水素化合物の総称である。PAHs は、国際癌研究機関 (International Agency for Research on Cancer : IARC) により発癌性が疑われている物質が含まれ、中には内分泌攪乱性や変異原性を持つことが知られており、環境中におけるこれらの挙動が注目されている。また、PAHs がニトロ化したニトロアレーン(NPAHs)も毒性が強く、PAHsと同様に注目されている物質である。

一般的に、PAHs は有機物の不完全燃焼により非意図的に発生し、環境中に広く存在する。また、石油製品にも含有していることが知られており、自動車排ガスや、タイヤの摩耗片、アスファルト粉じん等にも含まれている。交通量の多い道路では、路面上に多くの PAHs が堆積していると推定されている。これまで、道路排水や道路粉じん、河川水、及び河川底質の調査が行われており、道路排水中の PAHs 濃度は河川水の 10~100 倍となり、河川底質中では、橋から離れた地点と比較すると橋の直下で非常に高濃度で存在していることが報告されている。

しかしながら、道路排水中 PAHs の負荷を軽

減させる対策は行われておらず、それらに関する研究も少ない。PAHs の持つ毒性を考えると、周辺の生態系に悪影響が生じ、やがては我々人類への影響も懸念される。

一方、資源有効利用の観点から、木質系廃棄物や下水汚泥などのバイオマスの炭化処理が行われており、石炭代替燃料としてだけでなく、各種の吸着剤としての利用も検討されている。

上述の PAHs や NPAHs は吸着除去されやすい物質であることが知られているため、木質系廃棄物の炭化物を用いて道路排水中の PAHs や NPAHs を除去することは、水環境の保全と資源の有効利用の両面から非常に有効であると考えられる。

以上の点を踏まえ、本研究では道路排水ますに設置した炭化物による道路排水中の PAHs と NPAHs 除去の現地実験と、模擬道路排水を用いた室内実験、及び数値シミュレーションを行い、炭化物の効果について検討した。また、道路排水ますによる懸濁態 PAHs(P-PAHs) や NPAHs(P-NPAHs)の除去効果についても検討した。

対象とした PAHs の構造式を表 1 に示す。

表 1 本研究で対象とした PAHs の構造式と略称

PAHs物質名	構造式	略称	PAHs物質名	構造式	略称
Naphthalene		Nap	Chrysene		Chr
Acenaphthylene		Act	Benzo[b]fluoranthene		BbF
Acenaphthene		Ace	Benzo[k]fluoranthene		BkF
Fluorene		Flu	Benzo[a]pyrene		BaP
Phenanthrene		Phe	Benzo[e]pyrene		BeP
Anthracene		Ant	Dibenzo[a, h]anthracene		DBahA
Fluoranthene		Flt	Benzo[g, h, i]perylene		BghiP
Pyrene		Pyr	Indeno[1, 2, 3-cd]pyrene		IP
Benzo[a]anthracene		BaA			

貫上佳則, 大阪市住吉区杉本 3-3-138, Tel : 06-6605-2728, E-mail : kanjo@urban.eng.osaka-cu.ac.jp

Key Word : 道路排水, PAHs, ニトロアレーン, 炭化物

2. 道路排水ますを用いた現地実験

高速道路の高架下に設置された既設の排水ますを用いた。既設の排水ますの集水面積は440m²、平日24時間の平均通行車両台数は97,000台である。また排水ますは道路排水中の油や土砂等の汚濁物を除去するために設置されたもので、内部が3槽に分かれており、底部でつながっている。また、第1槽にオーバーフロー管を設けることで、2mm/h以上の降雨はオーバーフローする仕組みになっている。容量は1150Lであり、この槽を沈殿槽と称する。

一方、独自に設計した吸着槽は容量300Lのステンレス製で、この中に、廃木材(家屋解体くず、廃木パレット等)80%、間伐材20%の割合で混合した木材の炭化物をL/S(液固比):100となるように目の細かい袋に入れて設置した。吸着槽を設置した排水ますのイメージ図を図1に示す。

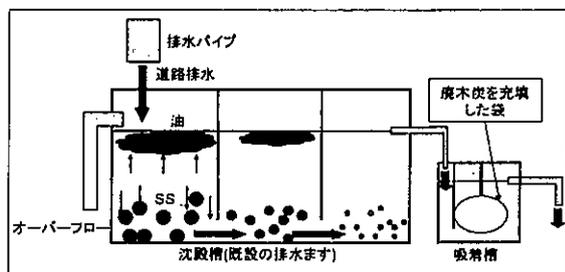


図1 吸着槽を設置した排水ますのイメージ図

オートサンプラー(日科機バイオス株式会社製)を用いて、沈殿槽と吸着槽からそれぞれ採水を行った。採水の時間間隔は原則6時間ごととしたが、降雨期間は2~3サンプルをコンポジットして分析した。また、晴天期間では降雨と降雨の期間に得られたサンプルのうち降雨直前の複数サンプルをコンポジットし、吸着槽と沈殿槽の濃度を比較した。PAHsとNPAHsは試料を固相抽出した後、蛍光検出器付HPLCにて分析した。さらに、晴天期間におけるコンポジットサンプルを採水した順にA~M、降雨期間のコンポジットサンプルを順にR1~R9と定義した。

分析の結果、NPAHsはいずれの試料からも検出されなかったため、以降の考察からは助介した。沈殿槽と吸着槽における Σ S-PAHs濃度の分析結果を図2に示す。ここで Σ S-PAHsとは17物質の溶解性PAHs濃度の合計を表す。なお、R7,H,R8,及びIでは、沈殿槽では採水できなかった。また、C1,C2,Cは9月15日から9月29日までの晴天期間に採水したサンプルを3つに分けてコンポジットしたものである。

Σ S-PAHsは、晴天期間では2つの槽の濃度差が1.2~72ng/Lとなり、炭化物によって道路排水中のS-PAHsは吸着除去されることが確認された。

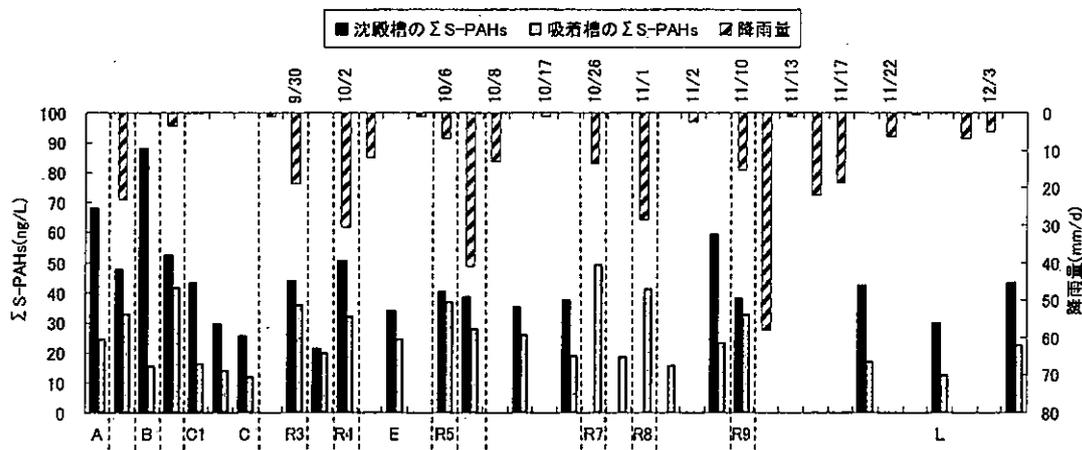


図2 沈殿槽と吸着槽におけるコンポジットサンプルの Σ S-PAHs濃度と降雨量

また、サンプルC1,C2,及びCの濃度を比較すると沈殿槽で徐々に濃度が減少していく傾向が見られたことから、沈殿槽においてS-PAHsが、土壌やコンクリートの槽壁に吸着したことが示唆

された。一方、降雨期間では各槽の濃度差は比較的小さくなり、吸着槽では晴天期間に比べて高濃度となる傾向が見られた。しかし、全てのサンプルにおいて吸着槽の濃度の方が低くなったことが

ら、降雨中においても S-PAHs の炭化物への吸着が確認された。降雨中は常に道路排水の出入りがあるため、吸着槽での滞留時間が吸着効果に影響することが考えられた。

吸着槽での Σ S-PAHs の除去率は、晴天期間では平均 50%、降雨中では平均 23% となった。除去効果を大きくするには、排水ますの容量を大きくしたり、炭化物の添加量を増やす等の工夫が必要であると考えられた。

晴天期間、降雨期間ともに、ほとんどが 2,3 環の低分子の物質が占めており、5 環以上の物質は検出されなかった。

3. 沈降実験

既設の排水ますでは、道路排水に含まれる SS 成分とともに P-PAHs が沈殿除去されていると推測されるため、現地で採水した道路排水を用いた沈降実験を行った。具体的には、ステンレス製の容器(高さ 35cm, 直径 30cm, 容量 25L)に道路排水を入れて、十分に攪拌させた後、静置させた。その後、容器内の水が攪拌しないように注意しながら上澄み液を経時的に採取し、P-PAHs 濃度を分析した。時間経過に伴う、上澄水の P-PAHs 除去率の推移を図 3 に示す。

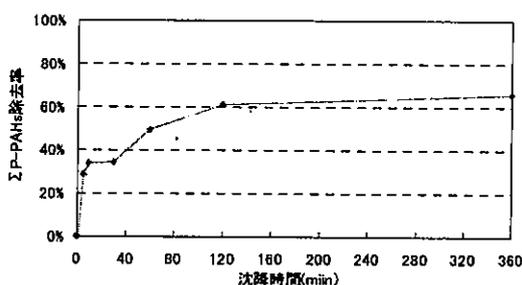


図 3 沈降実験の結果

攪拌後、静置してからおよそ 1 時間で急速に減少し、その後は緩やかに減少していった。4 時間後の除去率は 65% となった。2 時間後と 4 時間後の濃度がほとんど等しくなったことから、沈殿による道路排水中の P-PAHs は 2 時間程度でほとんどが沈殿することがわかった。

本実験で得られた結果から、降雨強度の違いによる沈殿槽の滞留時間を計算し、実験結果との比較から Σ P-PAHs の沈殿除去効果を求めた。それぞれの降雨量における除去率を表 2 に示す。

表 2 降雨量の違いによる P-PAHs の沈殿除去率

降雨量(mm/h)	0.5	1.0	1.5	2.0
Σ P-PAHs 除去率(%)	65	61	55	52

沈殿槽による道路排水中の Σ P-PAHs の沈殿除去効果は、52~65% となった。降雨量が多くなるにつれて滞留時間も短くなるため、除去率が下がった。排水ますは 2mm/h 以上の降雨量の場合、沈殿槽第 1 槽から流入水がオーバーフローして沈殿槽には 2mm/h 相当の水しか流入しないため、 Σ P-PAHs は 52% 以上除去できると考えられた。

4. 排水ますによる S-PAHs 吸着除去のモデル化

本研究では、吸着反応のモデル式を、以下の 2 式の常微分方程式で表した。

$$\frac{dC}{dt} = \frac{IA}{V} (C_0 e^{-\lambda t} - C) - K \frac{M}{V} (kC^{\frac{1}{n}} - q) \quad (1)$$

$$\frac{dq}{dt} = K (kC^{\frac{1}{n}} - q) \quad (2)$$

ここで、C:濃度(ng/L)、t:時間(h)、I:降雨強度(mm/h)、A:集水面積(m²)、V:ます容量(L)、C₀:道路排水初期濃度(ng/L)、λ:流入濃度減少係数(1/h)、K:速度定数、M:炭化物量(g)、k, 1/n:吸着定数、q:単位炭あたりの S-PAHs 吸着量(ng/g)である。これらの常微分方程式を数値積分法の一つである Runge-Kutter-Gill 法により解くことで数値シミュレーションを行った。なお、道路排水調査から S-PAHs の多くは 2,3 環の物質であったことから、表 3 に示す 6 物質を対象とした。また、バッチ実験から得られた k, 1/n, K, 及び λ の値を表 3 に示す。

これらの各係数とモデル式を用いた数値シミュレーションによる濃度と、現地実験での降雨期間における吸着槽の濃度を比較することで、作成したモデル式の検証を行った結果、これらの係数とモデル式により、炭化物を設置した排水ますによる S-PAHs の吸着反応を概ね表現できることがわかった。よって、本研究では式(1),(2)のモデル式と表 3 の諸係数を用いて数値シミュレーションを行った。

表 3 各物質の諸係数

	Nap	Ace+Act	Flu	Phe	Ant
k	0.20	0.04	0.21	0.09	0.003
1/n	2.55	2.74	2.06	2.06	2.68
K	0.002	0.002	0.018	0.03	0.04
λ	0.395	0.640	0.742	0.587	0.640

5. 炭化物を設置した排水ますの数値計算

5.1 S-PAHs 吸着除去の数値計算

シミュレーション条件は、降雨時間6時間、降雨量2mm/h、各物質の流入水初期濃度50ng/L、排水ます容量1150L、L/S:100を基本とした。

(1) L/Sの違いによる除去特性

炭化物と道路排水の比率であるL/Sを500~20の間で変化させた際の排水ますからのΣS-PAHs流出水濃度と累積流出量を図4に示す。

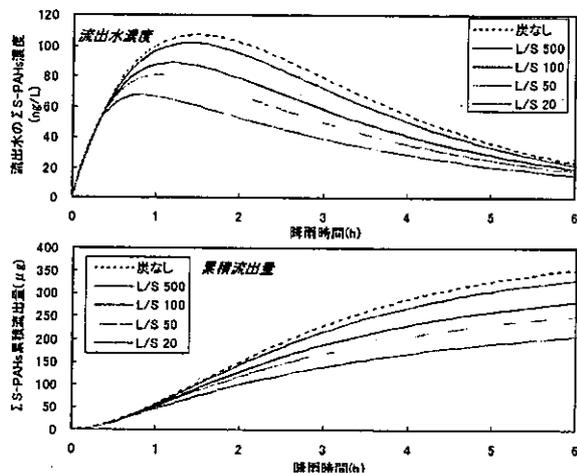


図4 L/Sの違いによる数値計算結果

炭化物なしの最大濃度に対する炭化物ありの最大濃度の割合は、L/Sが500で95%、L/Sが20では63%となった。また、炭化物なしの場合における、降雨時間6時間後の環境中への累積流出量は、351μgであった。炭化物を設置すると、L/Sが500,100,50,20の順に329, 281, 250, 205μgであり、それぞれの除去率は、6, 20, 29, 及び42%であった。

(2) 繰り返し降雨による除去特性

3日に1度、6時間の降雨があると仮定して、6時間の降雨と66時間の晴天期間を1サイクルとした。このサイクルを100回(300日分)繰り返して、数値シミュレーションを行い、炭化物の吸着性能の劣化について調べた。

降雨時間6時間後の環境中への累積流出量は、1サイクル目は281μgで、100サイクル目には343μgであり、22%増加した。また除去率は、1,20,50,及び100サイクルの順に、20,15,13,及び11%と低下した。

以上のことから、3日に一度6時間の降雨があると仮定した場合、100サイクルつまり300日間で炭化物のS-PAHs吸着除去能力は、除去率が概ね半分に低下することが推察された。

5.2 排水ますによるPAHs除去の数値計算

排水ますによるP-PAHsの沈殿除去も含めて数値シミュレーションを行った。P-PAHsの数値シミュレーションには表2に示した除去率を用いた。また、P-PAHs濃度の減少係数は、道路排水調査の結果から $\lambda: 1.37(1/h)$ とした。

降雨量2mm/hで降雨時間6時間、ΣS-PAHsとΣP-PAHsの流入初期濃度をそれぞれ500ng/L、2000ng/Lとし、排水ます容量1152L、L/S:100の条件で行った数値シミュレーション結果を図5に示す。降雨6時間後の累積流出量は、排水ますがない場合2020μgで、排水ますを設置した場合には1116μgとなり、904μgが除去され、除去率は45%であった。

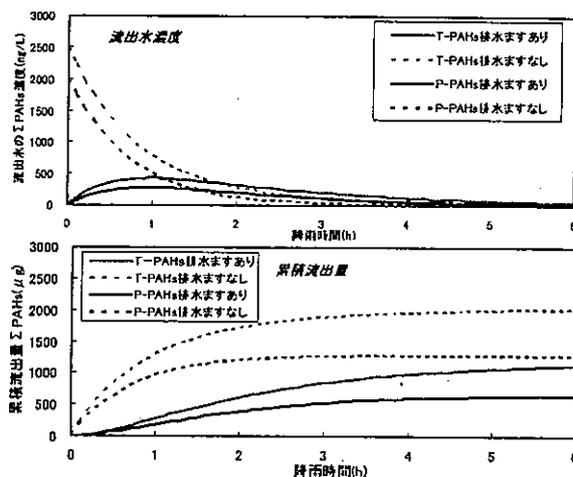


図5 排水ますの有無による数値計算結果

以上の結果から、炭化物を設置した道路排水ますを設けることにより、道路排水に含まれるPAHsの環境負荷を概ね半分に軽減できると推測される。

6. まとめ

本研究のまとめを以下に示す。

- 1) 道路排水に含まれるS-PAHs濃度は、吸着槽で低下した。また、晴天期間の平均除去率は50%であったのに対し、降雨期間では23%であった。
- 2) 排水ます中のS-PAHsはほとんどが2,3環のPAHsであった。
- 3) 既設の排水ますによる道路排水中P-PAHsの除去率は、50%以上と推定された。
- 4) 炭化物を設置した排水ますを設けることで、環境へのPAHsの負荷を概ね半分に軽減できることがわかった。

浚渫土等の再資源化における低環境負荷型処理技術の適用性評価

○勝見 武・乾 徹 (京都大学大学院地球環境学堂)

1. はじめに

建設工事現場から排出される発生土の中で、浚渫土や建設汚泥などの泥土は高含水比であり、その減量化や有効利用が大きな課題となっている。建設汚泥の例を挙げると、平成 17 年における発生量は 750 万 t、最終処分量は 190 万 t となっており、建設副産物全最終処分量の約 32% を占めている¹⁾。これら軟弱な発生土等を有効利用するには、含水比の低減やコンシステンシーの改善が求められる。簡便な土質改良方法としては空気曝露による方法が考えられるが、非常に長期間を要し、大規模な敷地が必要となることから、セメント固化や機械脱水による土質改良が主に利用されている。一方、セメント固化では高アルカリ性による悪臭の発生や植生障害、機械脱水ではプラント建設による温室効果ガス発生や高コストが問題として挙げられる。本研究では浚渫土を対象として、空気曝露より効果的で、かつ従来の処理方法よりも低環境負荷型の処理方法の確立を目的とし、気泡による含水比低減効果や分解促進効果、廃棄物再資源化材である下水汚泥炭化物（以下、下水炭）による含水比低減効果やセメント改良時の臭気抑制効果を実験的に検証した^{2),3)}。

2. 実験方法

2.1 使用材料

実験には 2 つの現場で採取された浚渫土を用いた。浚渫土 A は港湾で採取されたものであり、初期含水比 196.2%、液性限界 118%、塑性限界 33.5%、pH 7.9 であった。浚渫土 B は河川で採取されたものであり、強熱減量約 9% と有機物含有量が高く、セメントを添加すると臭気を発生するものである。2.2 の気泡混合処理試験では特殊起泡剤 (OK-1 : 第一化成産業製) を用いた。気泡シールド工法用に開発された製品で微細な気泡が得られ、主成分はアニオン系界面活性剤であり海水でも使用できるものである。これを水で 100 倍に希釈し、20 倍体積に発泡させた。2.3 の下水炭混合処理試験では下水炭を用いた。下水炭は下水汚泥の有効利用を目的として作られた再資源材料であり、透水性および保水性に優れている。単位質量当たりの吸水量は約 1.2 g/g であり、2~5 mm にふるい分けしたものをを用いた。

2.2 気泡混合処理試験

自然含水比 (196.2%) 状態の浚渫土 A を 1500 mL 用意し、同体積の気泡を十分に混合した。また、気泡混合を行わない浚渫土も 1500 mL 用意した。これらをバットに移し、40°C に保たれた乾燥炉内で所定期間養生を行い、含水比測定と液性限界試験を行った。

2.3 下水炭混合処理試験

浚渫土 A の含水比を 124.0%、163.0%、227.6% の 3 水準に調整し、それぞれ下水炭添加率を浚渫土質量の 5%、15%、30% とし、十分に攪拌した。それらをポリエチレンフィルムで密閉し、20°C の室内で 5 日間養生を行い、フォールクーン試験と土のマトリックス部分の含水比を測定した。

代表連絡者 勝見 武

京都大学大学院地球環境学堂 (〒606-8501 京都市左京区吉田本町)

Telephone: 075-753-9205, E-mail: katsumi.takeshi.6v@kyoto-u.ac.jp

キーワード 土質安定処理、浚渫土、含水比

2.4 下水炭混合による臭気抑制試験

浚渫土 B の初期含水比を 132.2%、92.2% の 2 水準に調整した。初期含水比 132.2% のケースでは浚渫土の質量比でセメント添加量を 0%、5%、下水炭添加量を 0%、10%、20% とした。初期含水比 92.2% のケースでは浚渫土の質量比でセメント添加量を 0%、10%、20%、下水炭添加量を 0%、5%、10%、20% とした。処理土は臭気が拡散しないように密閉した袋の中で混合した。密閉したまま 20℃ の室内で所定時間養生して臭気の測定をした。臭気測定には臭気感覚量を臭気レベルという数値で表示することができる臭気センサーを用いた。

3. 気泡混合処理試験の結果と考察

図-1 に経過時間と含水比の関係を示す。気泡処理土は気泡に含まれる水によって初期含水比は高いが、含水比が 50% 以下でも含水比低下の速度が下がりにくいことがわかる。これは気泡処理土は乾燥が進んでも気泡があるため内部の水分が抜けやすいことが原因と考えられる。図-2 に経過時間と液性限界の関係を示す。気泡処理土の方が液性限界が短時間で低下している。例えば液性限界が 85% に低下するのに要する時間は、気泡処理土は約 60 時間、未処理土は約 82 時間となっている。図-3 に到達含水比と液性限界の関係を示す。未処理土と気泡処理土に大きな差はみられず、浚渫土の液性限界は気泡混合の有無を問わず、到達含水比によって支配された。

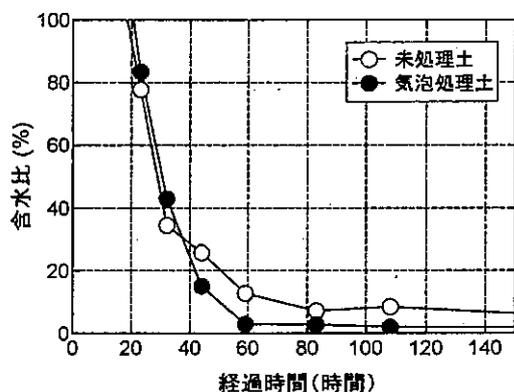


図-1 経過時間と含水比の関係

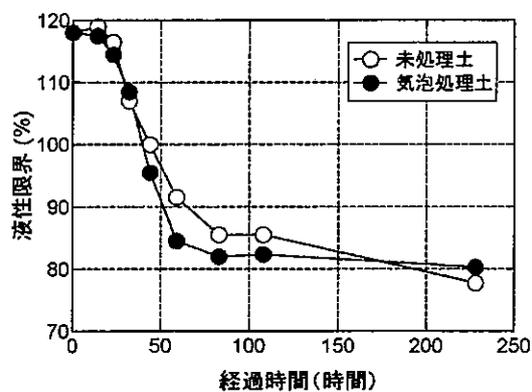


図-2 経過時間と液性限界の関係

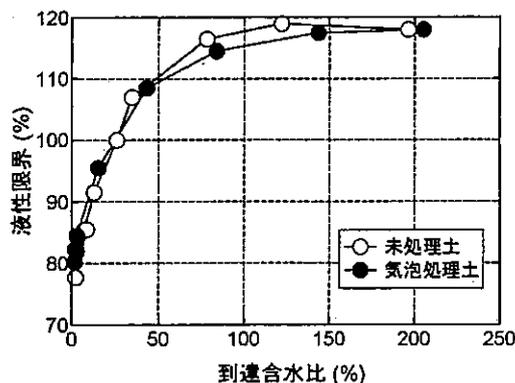


図-3 到達含水比と液性限界の関係

4. 下水炭混合処理試験の結果と考察

図-4 に下水炭添加量とマトリックス部分の含水比の関係を示す。今回は密閉して水分蒸発を防いで

いるため、この含水比低下は下水炭が浚渫土中の自由水を吸収することによる効果であるといえる。図-5に下水炭単位質量当たりの吸水量を吸水率として定義し、土の固相部分と下水炭の質量比との関係を示す。下水炭添加率が5%のような低いケースでは吸水率が1.15~1.40 g/gとなり、別途実施した下水炭の吸水能力が1.2 g/gであったことを考えれば吸水能力がほぼ飽和している。また、下水炭の吸水率は初期含水比への依存性は小さく、土の固相部分/下水炭の質量比と相関が強いことがわかる。このことから、土の固相部分の質量に対して下水炭の添加量が大きくなると、含水比が非常に高いケースにおいても土自体の保水性の影響によって十分に下水炭の保水能力が発揮されないと判断できる。これは浚渫土自体の保水性によって改良効果が異なることを示唆しており、今後は複数の土に対して適用性を確認する必要がある。図-6にマトリックス部分の含水比とコーン指数の関係を示す。主にマトリックス部分の含水比によって、強度が支配されていることがわかる。今回の試料では含水比が液性限界よりも低くなると急激に強度が発現している。

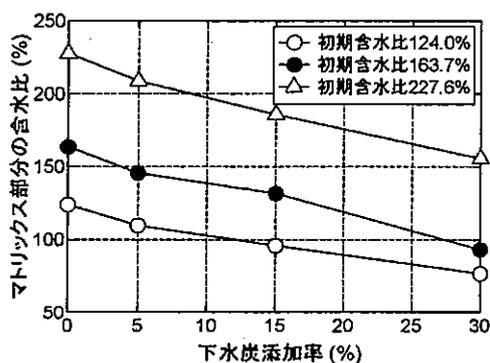


図-4 下水炭添加率と処理土のマトリックス部分の含水比の関係

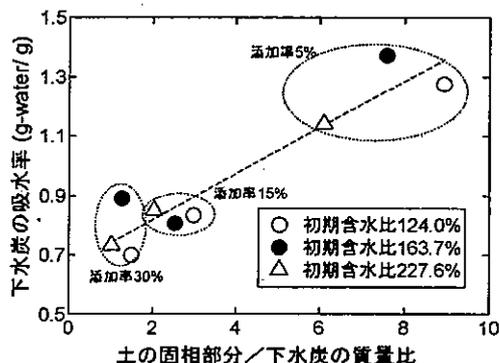


図-5 土の固相部分/下水炭の質量比と下水炭の吸水率との関係

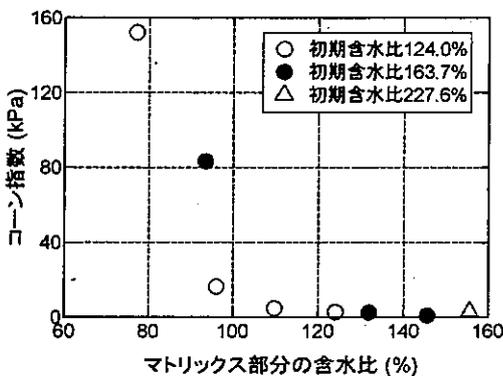


図-6 処理土のマトリックス部分の含水比とコーン指数の関係

5. 下水炭による臭気抑制処理試験の結果と考察

図-7は浚渫土の含水比132.2%の実験ケースにおける、混合してから60時間経過後の臭気レベルと下水炭添加量との関係をセメント添加量ごとにまとめたものである。傾向としてセメント添加量が10%ケースでは下水炭添加量を増加させると臭気レベルが低下する。しかし、セメント添加量が20%のものは、下水炭添加量と臭気レベルの間に相関は見られなかった。この実験は下水炭の脱臭効果を期待したものであったが、体積の限られた密閉条件で実験を行っているため、特に臭気が発生が顕著とな

るセメント添加量が20%のケースでは脱臭効果がほとんど確認されなかった。さらに、下水炭を浚渫土に混合すると細孔部分に水分を吸収してしまい臭気を吸収できなくなるからだと考えられる。したがって高含水比の浚渫土に、多量のセメントと同時に混合する方法では十分な下水炭の臭気抑制効果が得られない。そこで含水比が92.2%のものを使用し、セメント添加量を削減した条件で実験を行った。図-8に浚渫土の含水比92.2%の実験ケースにおける、下水炭添加量毎のセメント添加量と臭気レベルの関係を示す。セメント添加率が0%の場合の臭気レベルは下水炭を加えると僅かに増加していることがわかる。これは下水炭混合で弱アルカリ性になり、少量の臭気が発生するためと考えられる。一方、セメント添加率が5%の場合の臭気レベルは下水炭を加えると減少した。下水炭添加率が0%と比較して、下水炭添加率が10%の場合、臭気レベルは379から292へと約23%低減した。下水炭添加率が20%の場合、臭気レベルは379から249へと約34%低減した。さらに、下水炭を浚渫土に埋めさせないように混合しなかった処理土では、臭気レベルが379から200へと約47%低減した。このことから下水炭を混合することでセメント混合時の臭気が抑制されることが確認できた。

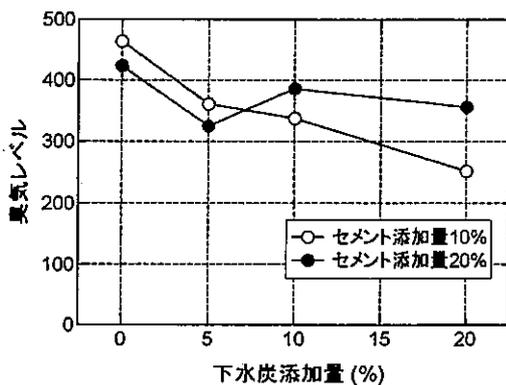


図-7 60時間経過後の下水炭添加量と臭気レベルの関係 (初期含水比: 132.2%)

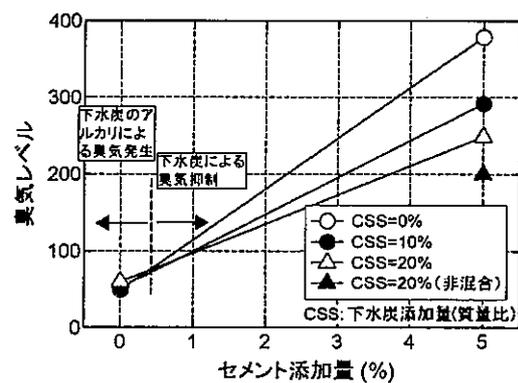


図-8 36時間経過後のセメント添加量と臭気レベルの関係 (初期含水比: 92.2%)

6. おわりに

本研究で適用性を検討した3つの処理方法について、泥土の改質に一定の効果は確認された。今後の課題として、本研究の成果が室内試験での限られた条件下での結果であることを鑑み、実際の現場への適用可能性への考慮や、処理土の長期的な強度特性、またコスト面での適用可能性などを検討する必要があると考えている。

本研究の実施にあたり、大阪湾広域臨海環境整備センター廃棄物・海域水環境保全に係る調査研究助成事業の補助をいただいた。また、水野克己博士 (大幸工業 (株))、池田和樹氏 (京都大学) をはじめとする関係各位の協力を得た。ここに記して謝意を表す。

【参考文献】

- 1) 国土交通省 (2006): 平成17年度建設副産物実態調査結果。
- 2) Ikeda, K., Inui, T., Katsumi, T., and Mizuno, K. (2010): Improvement of excavated soft clayey soil using air bubbles or carbonized sewage sludge, *Geo-Environmental Engineering 2010 - 9th International Conference on Geo-Environmental Engineering*, Seoul National University, pp.145-149.
- 3) 池田和樹・乾 徹・勝見 武・水野克己 (2010): 高含水比浚渫土を対象とした低環境負荷型再資源化技術の適用性, 第45回地盤工学研究発表会 (発表予定)。

費用対効果比を考慮した飛散性アスベストの除去・運搬・廃棄・埋め立て 処分のリスク低減方策の提案

藤長愛一郎(大阪府立工業高等専門学校)

1. はじめに

2005年6月末、アスベスト製品製造所の周辺に住んでいた住民が中皮腫を発症したことを契機として、石綿の毒性が改めて社会問題化した。石綿は、安価な耐熱・耐摩耗性の素材として広く使われてきたため、十分なリスク削減を図るための廃石綿処理費用の拠出はしばしば困難なのが実態である。

本研究では、石綿除去工事から処分にいたる実状をかんがみて、石綿の除去・運搬・処分に係る環境リスクの低減を、発じん実験とリスク評価に基づいて検討した。

2. 吹付け石綿除去物のセメント固化および落下発じん実験

吹付け石綿除去物をセメント固化し、固化体を落下させ発じん量を測定することを試みた。

2-1 吹付け石綿除去物のセメント固化実験

実物の吹付け石綿除去物を取り扱う前に、ロックウールを用いて湿潤剤を用いた含水比やセメント固化の予備実験を行い、その後、吹付け石綿除去工事内で石綿除去物を用いて、セメント固化を実施した。セメント固化における、アスベスト、セメント、水の配合比は、東京都環境局「飛散性アスベスト廃棄物の処理の手引き」の重量比1:2:3を参考に直径5cm、高さ10cmの試料を作成した。実際のアスベスト除去物の含水率は4.5%で、石綿除去物(湿潤状態):セメント:水の重量比は、1:2:2が適切であった。また、セメント固化に固化性能を向上させる目的で混和材を使用した試料も作成した。その場合は、石綿除去物(湿潤状態):セメント:水:混和剤の重量比は、1:2:1:0.25であった。また、セメント固化体Aとセメント固化体(混和剤使用)Bの一軸圧縮強度は、3検体の平均で、10.5MPaと14.2MPaであった。また、セメント固化体AとBの透水係数(15°C、3回反復試験)は、 2.4×10^{-8} cm/secおよび 7.5×10^{-9} cm/secとなった。

2-2 石綿含有廃棄物等の落下発じん実験

2-2-1 実験装置の試作および粉じんの捕集と計測

石綿含有廃棄物等への機械的衝撃によって発生する粉じん量および繊維量を把握するために、ステンレス製の円筒に給排気孔3箇所をもうけた装置を製作した(図1参照)。実験では、固化体を円筒内の底に置き、1m上から鋼製の錘(1kgまたは3kg)を落とし、デジタル粉じん計で粉じん量を測定し、アスベストサンプラーで捕集した粉じんを顕微鏡で計数して繊維量を算出した(図2参照)。

3. 実験に基づくリスク評価

本研究では、飛散性アスベストである「廃石綿等」に主に対象として、実験とリスク評価を行った。吹付けアスベストなど飛散性アスベストを処分するまでに考えられるリスクとして、大別すると吹付けアスベスト等を除去する際の「作業環境リスク」と搬出・運搬や処分場での荷下ろしや埋立時、また管理を続ける中での「搬出・処分時のリスク」がある。図3に、廃石綿等(吹付けアスベストなど飛散アスベスト)由来の潜在的な環境リスク(作業環境リスクおよび一般環境リスク)を図示する。

藤長愛一郎 大阪府立工業高等専門学校 総合工学システム学科 環境都市システムコース
〒572-8572 大阪府寝屋川市幸町26-12 Tel/Fax 075-820-8586 E-mail: fujinaga@ipc.osaka-pct.ac.jp
キーワード: 費用対効果, 飛散性アスベスト, リスク低減効果, 落下発じん実験, セメント固化

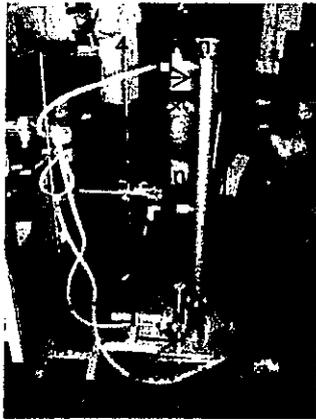


図1 落下実験装置と粉じん捕集装置接続状況

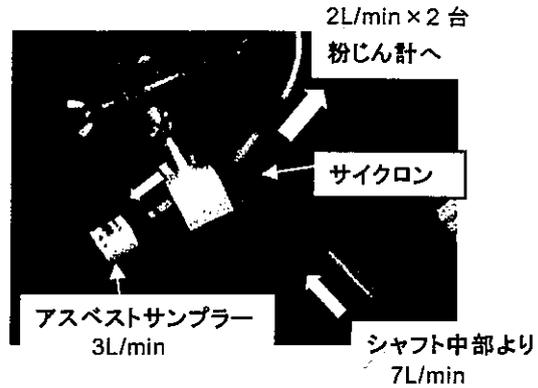


図2 粉じん捕集と計測機器の接続

3-1 一般環境リスク

一般環境リスクでは、飛散アスベストの除去作業が終了し、処分に伴うリスクである。図3で示す様に廃石綿等を作業現場から搬出する際とダンプへの積み込み時、また処分場への運搬時のリスクがある(a_1 : 搬出と運搬のリスク)。また、処分場でダンプから荷下ろし時、埋立て時、覆土・転圧時、また埋立後に管理をし続ける際の将来のリスク(b_1 : 搬入と管理のリスク)がある。リスクを数値するためには、それぞれのケースのaとbでのアスベスト発生量を測定または推定する必要がある。

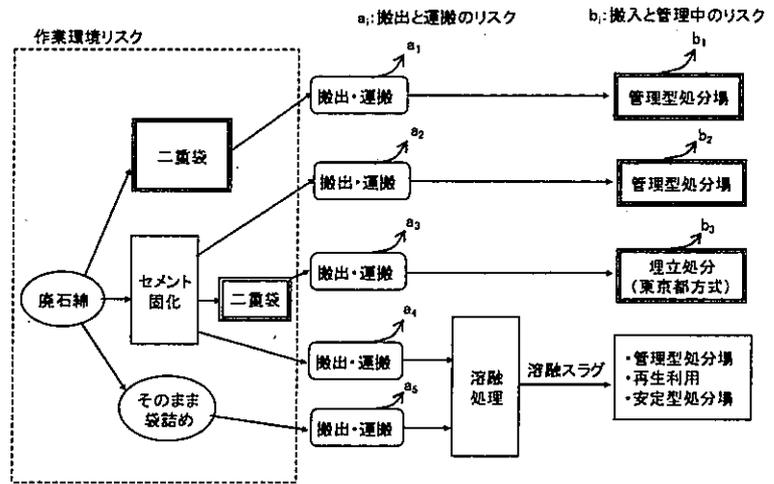


図3 廃石綿等由来の潜在的な環境リスク

3-2 アスベストの毒性

日本では、1989年の大気汚染防止法の改正でアスベストが「特定粉じん」に指定され、アスベストを取り扱う事業所の敷地境界における大気中濃度の規制基準は10 f/Lと定められた。その後、米国環境保護庁(U.S.EPA)は1993年に0.1 f/Lに対する生涯曝露した場合の肺がんと中皮腫の総合の生涯過剰発症リスクを 2.3×10^{-5} と評価し(非喫煙者)、WHOも2000年に喫煙者 4×10^{-5} 、非喫煙者 2.2×10^{-5} と評価した。許容される生涯発がんリスクを日本の環境基準でも使用されている 10^{-5} とすると、アスベスト濃度は0.1 f/Lとなり、本論文ではこの値を基準に考察することとする。

3-3 飛散アスベスト発生源周辺濃度の試算

今回、発生量を1回の落下で発生した総繊維数を $N(f)$ とし、その全部が飛散するとして、風速を日本の気象台143箇所の1971年から2000年の平均値3.2 m/sを使用して周辺の石綿濃度を予測した。発生源周辺の石綿濃度を予測するために、連続的に放出される煙流(ブルーム)の大気拡散モデル式を用いて、風下の直下における濃度予測式を用いる。この式は、導出の過程で風に沿った方向の大気拡散は移流に比べ無視できるとした式であり、風速1.0 m/s以上の有風時に使用される。

$$C = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \left\{ \exp\left(-\frac{(H-z)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(H+z)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right\} \quad \text{式(1)}$$

ここで、 Q : アスベスト放出量 (f/s)

σ_y, σ_z : 風下方向に対して横方向および高さ方向の大気拡散パラメータ

u : 風速 (m/s) H : アスベストの発生源の高さ

z : 計算点の高さ

アスベスト発生源からの距離には、家や工場などの敷地を想定した 10~20m と埋立処分場内を想定した発生源から数百 m の敷地境界までの距離を含めるため、0m から 200m の値を計算した。

発生量 (発生速度) については、今回の実験の最大値であった、石綿除去物の錘りを落下させる実験の内、通常のセメント (混和剤無し) の 1 回目の総繊維数の最大値 310 f/s (総繊維数 4027 f / 吸入時間 13s) を用いた。なお、初期濃度については実験より得られた 315 f/L (4027f / 12.8L) を使用する。

発じんは錘を落とす度に発生したので、錘の落下が順次繰り返され、発じんが順次繰り返されるとして、プルームモデル (煙が連続発生する煙流モデル) を飛散アスベストの発生モデルとして採用した。図 4 にプルームモデルを使用した大気中アスベスト濃度予測を示す。初期濃度 315 f/L が、拡散されると急激に濃度が減少し、10m 離れで拡散標準の場合の計算値は 0.02 f/L (最大 0.04 f/L, 最小 0.004 f/L) であり、0.1 f/L を下回っている。また、発生源からの距離が 10m 以遠も、距離と共に濃度が減少するのがわかる。

3-4 リスク評価

コンクリート固化体に 1kg のおもりが 1m 落下した際の飛散アスベストと同じ発生量 310 f/s (総繊維数) が生じたとすると、発生点から 10m 離れば、濃度が 0.1f/L 未満になり、許容できるリスクになる。

以上、この実験とシミュレーションを組み合わせた手法を用いて、現場における実際の飛散アスベスト発生量が測定または推定できれば、リスク評価でき、客観的なリスク管理や住民説明のためのリスクコミュニケーションに利用することが可能である。

3-5 課題

本研究で示した、アスベスト固化体の落下粉じん実験と、実験データを用いた飛散アスベスト周辺濃度予測を用いることでリスク評価できるが、現段階では方法論を示せたのみである。本研究で計算した予測濃度やそれに伴うリスク評価は、条件を想定した上での試算値でしかなく、現場にそのまま使用することはできない。発じん実験に基づくリスク評価を現場に適用するためには、発じん実験の精度、実際の規模・条件での発じん現象との相関、「搬出」、「運搬」、「処分場での搬入と管理」などの各要素でのアスベスト発生量を測定・推定、吹付けアスベスト以外のアスベスト含有廃棄物の考慮が、今後、必要になると考えられる。

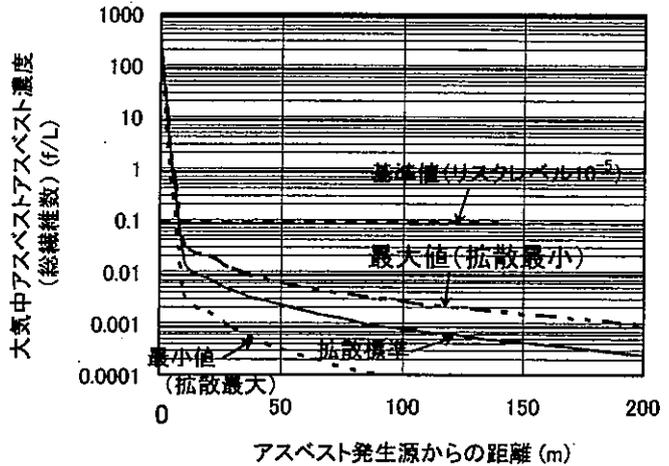


図 4 プルームモデルを使用した大気中アスベスト濃度予測

4. 石綿含有廃棄物等の対策の費用対リスク低減効果

4-1 解析方法

一般環境中アスベスト濃度の予測手法の手順として、まず飛散アスベストの発生源と1982年から2007年までの発生量を推定する。次に、推定した発生量と一般環境中濃度（実測値）の関係式を作成する。その後、2007年以後の各発生源からの発生量を推定し、作成した関係式を用いて一般環境中濃度を予測する（図5）。

想定した発生源を図6に示す。各対策をケース1「機械解体（対策なし）」、ケース2「手ばらしによる解体後、管理型処分」、ケース3「手ばらしによる解体後、溶融し安定型処分」とする。そして、各処理コストを調べ、アスベスト建材をケース2とケース3で処理した場合の日本における年間処理コストの総額を算出し、比較検討する。

4-2 各処理コスト

各処理方法の処理単価は、処分業者によりばらつきがあるので平均すると1m³あたり溶融処理4万円、管理型処分3.4万円、安定型処分1.8万円となった。処理単価とアスベストの推定廃棄量から算出した2008年の年間総コストの最小、平均、最大を図7に示す。各処理のコストは、ケース2、ケース3の費用を推定廃棄量との積で求めた。平均の費用で比較するとケース3はケース2の約2倍となった。

5. おわりに

本調査研究では、実験的研究として、吹付け石綿除去作業内で石綿廃棄物のセメント固化実験を実施し、セメントや水の量、混和剤の効果などを検討した。次に作成した石綿廃棄物のセメント固化体を用いて、落下発じん実験を実施した。この実験では、落下した際の発じんを計測するために、鋼製の筒の中で発じんさせ、粉じん量や総繊維数を計測する方法を開発し、発生濃度(f/L)および発生量(f/s)の計測が可能となった。そして、実験によって得られた発じん量を用いて、発生場所から10m～200mまで離れた場所の大気中アスベスト濃度を大気拡散モデルで予測し、発じんによる健康リスクを試算した。また、費用対リスク低減効果については、石綿含有廃棄物に関して、管理型処分場での処分と溶融後に安定型処分場での処分の2通りの処理費用とリスク低減効果を比較、検討した。この実験とシミュレーションを組み合わせた手法を用いて、現場における実際の飛散アスベスト発生量を推定すれば、リスク評価が可能になる。さらに費用対リスク低減効果を比較すれば、どの対策をとるべきかを判断する際の客観的な情報となり、住民、行政、排出業者のリスクコミュニケーションのツールとして重要な役割を果たすと考えられる。

謝辞 本調査研究は環境技術学会のアスベスト研究会のメンバー協力の下、実施することができました。ここに感謝を表します。

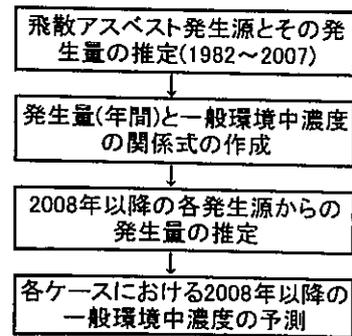


図5 一般環境中アスベスト濃度の将来予測フロー

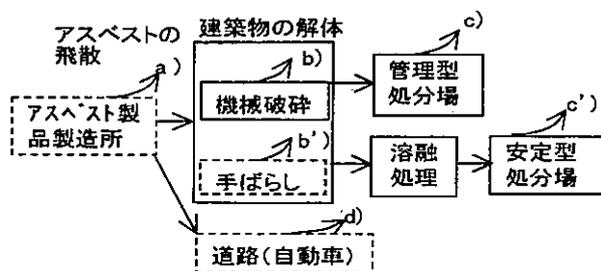


図6 想定した飛散アスベストの発生源

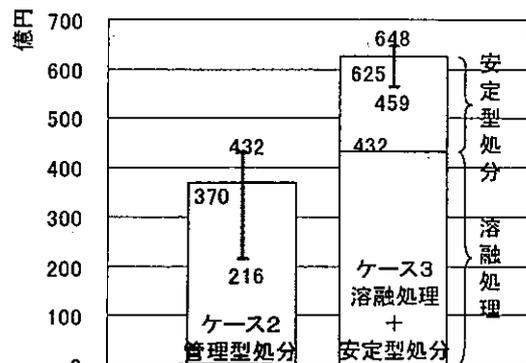


図7 2008年各対策の年間総コスト