平成23年度

「廃棄物・海域水環境保全に係る調査研究費助成制度」

成果発表会(プログラム)

日時:平成24年7月24日(火)10:00 ~ 16:30 場所:新梅田研修センター 2F グランドホール (大阪市福島区福島6-22-20 TEL 06-4796-3371)

0.00	88.18	※敬利	称略
9:30			
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「アジアの時代と環境技術」 京都大学名誉教授	武田	信生
10:50	フェニックス事業の紹介 「センター事業の課題と戦略的な海面処分場の設計・維持管理」 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. 管理型廃棄物最終処分場の浸出水調整池における自然発生的ANAMMOX反応を利用した 窒素低減技術に関する研究 独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所 研究員	相子	伸之
11:35	2. 亜臨界水熱処理による生物系水産廃棄物からの液肥抽出に関する研究(その2) 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 特任助教	黄仁	二姫
12:00	—休 憩—		
13:10	 3. 浸出水中の有機化合物に対する海面処分場粘土ライナーの遮蔽性能評価 独立行政法人 国立環境研究所 特別研究員 	石森	洋行
13:35	4. 下水及び余剰汚泥からのリン回収の最適化による海域環境保全に関する調査研究 山口大学大学院理工学研究科 教授	今井	剛
14:00	5. 廃棄物埋立地表層付近の広域的情報取得のための衛星リモートセンシングの適用に関する研究 九州大学大学院工学研究院環境社会部門 准教授	中山	裕文
14:25	—休 憩—		
14:40	6. キレート処理飛灰が浸出水管理におよぼす影響と対策に関する研究 NPO法人環境技術支援ネットワーク 主任研究員	為田	一雄
15:05	7. 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リゼーション(その3) 京都大学大学院工学研究科 都市環境工学専攻 教授	高岡	昌輝
15:30	8. 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(その2) 京都大学大学院地球環境学堂 准教授	乾 徿	¢
15:55	9. 改質浄水発生土を用いた最終処分場底泥からのリン溶出抑制 大阪市立環境科学研究所 研究副主幹	藤原	康博
16:20	閉会挨拶 公益財団法人 廃棄物・3R研究財団 専務理事	八木	美雄

管理型廃棄物最終処分場の浸出水調整池における自然発生的 anammox 反応を 利用した窒素低減技術に関する研究

○相子 伸之、矢吹 芳教(地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所) 平 大輔(崇城大学生物生命学部応用生物科学科)

1. 調査研究目的

産業廃棄物最終処分場の浸出水には、数十から百数十 mg/L の高濃度のアンモニア態窒素(以下、NH4-N) が含まれている。著者がこれまでに処分場で行った予備調査では、S 処分場調整池(以下、S 調整池)にお いて NH4-N 濃度の低下が確認された。しかしながら、この低下が、調整池のどの場所で起こるのか明らか になっていなかった。また、この浸出水には有機物が含まれているが、フミン酸やフルボ酸といった難分解 性の有機物が多く、易分解性有機物を必要とする従属栄養的な脱窒が起きにくいと考えられる。このことか ら、現地環境において、独立栄養的な脱窒である嫌気的アンモニア酸化(anammox)反応が自然発生的に おこっていることが推察された。

そこで本研究では、調整池の窒素収支を明らかにすることを目的とし、調整池の水質分布と窒素循環に関 与する微生物について anammox 反応とその前段の硝化反応を中心に検証した。

2. 調査研究方法

本研究では、浸出水の水質や調整池の形状が異なる2つの処分場の調整池を調査対象とした。S調整池は、 水量12,000 m³、水面積約20,000 m²、最大水深約2 mの比較的浅い調整池である。もう一方のI処分場調 整池(以下、I 調整池)は、水量200,000 m³、水面積約40,000 m²、最大水深約8mの比較的深い調整池で ある。これらの調整池において、水質の現地調査結果と採水した池水の分析結果から水質の分布を調べた。 また、これらの結果に基づいて調整池における窒素動態を推察した。

さらに、これらの調整池における anammox 菌の有無を明らかにするため、調整池から底泥を採取し、遺 伝子解析を行った。また、調整池に生育する微生物の窒素循環に寄与する機能を明らかするために、底泥を 種として、調整池の水質を模した合成浸出水を用いた連続培養により、アンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細 菌、および anammox 菌の集積を試みた。

結果と考察

1) 現地調査

(1) S 調整池

平成23年8月12日にS調整池の平面分布として5地点、それぞれの地点で鉛直方向に2地点、合計で10地点で採水および水質調査を行った。水温、pH、EC、ORP、塩分は上層では差はみられず、それぞれの水

【連絡先】相子伸之 地方独立行政法人 大阪府立環境農林水産総合研究所 環境研究部 住所:〒583-0862 大阪府羽曳野市尺度442 TEL:072-958-6551 FAX:072-956-9691 E-mail:aiko@mbox.epcc.pref.osaka.jp キーワード:浸出水調整池、窒素循環、、anammox、硝化、脱窒 質は、水温は 32.2° C ~ 34.5 C、pH は 7.7~8.2、EC は 5500~5600 μ S/cm、ORP は 100~240 mV、塩分 濃度は 0.08%~0.10%であった(図表には示していない)。一方で、下層の水温、pH、EC、ORP、塩分は、 上層のそれらの値と概ね一致したが、浸出水の流入付近の水温と ORP は、それぞれ 29.0 Cと-189mV と低 く、pH と EC は 10.4 と 5800 μ S/cm と高くなった。さらに、流入する浸出水は、pH、EC、および塩分 濃度は、池水より高く、水温、および ORP は、池水より低くかった。これらのことから、S 調整池に流入 した浸出水は、水温あるいは塩分濃度の違いから調整池の池水より密度が高く、流入付近で下層へと潜り込 むことが考えられた。また、調整池の多くの場所では風などの影響により循環が起こり、そのことにより水 質の平面分布、および鉛直分布では差がなく均質化されていることが推察された。

8月12日に測定したS調整池のTN、TDN、およびNH4-Nは、上層では差はみられず、それぞれ12.4 mg/L ~13.0 mg/L、12.5 mg/L~12.9 mg/L、および7.1 mg/L~8.6 mg/L、であった(図表には示していない)。 一方で、下層のそれらの値は、上層と概ね一致したが、流入付近では異なり、TN、TDN、およびNH4-N は、それぞれ、20.8 mg/L、20.2 mg/L、および17.9 mg/Lと高くなった。さらに、流入した浸出水では、 それらの各態窒素濃度は、調整池の池水より高かった。また、NO₂-N および NO₃-N は、浸出水および S 調 整池において検出下限値以下の低い値であった。浸出水およびその流入付近では窒素濃度が高く、調整池の その他の場所では濃度が低いことから、S 調整池における窒素低減は、浸出水の流入する付近の下層で顕著 であることが推察された。

(2) I 調整池

平成 23 年 9 月 9 日に I 調整池の平面分布として 6 地点、それぞれの地点で鉛直方向に 3 地点、合計で 18 地点で採水および水質調査を行った。I 調整池の水温は、上層では 28℃~31℃、中層では 24℃~25℃、下 層では 16℃~17℃の範囲であり、平面分布では差がなく、鉛直分布に差がみられた。一方、pH、ORP、EC、 および塩分濃度も平面分布では差がなかった。 調整池の pH は浸出水のそれよりも低く、さらに、上層では 9.0 程度、中層では 8.0 程度、下層で 7.5 程度と下方に行くにつれて低くなった。 ORP は、全地点を通じて -300~-400 mVの非常に低い値であり、 調整池水質が非常に強い還元状態であることが示された。 上層 と中層の EC はそれぞれ 12000 μ S/cm 程度 と 16000 μ S/cm 程度、塩分濃度は 0.6%程度と 0.9%程度で あり、EC および塩分濃度は、中層が上層よりも若干高いものの、それらの差は小さかった。 一方で、下層 では上層と中層と較べて非常に高かく、EC と塩分濃度でそれぞれ 48000 μ S/cm と 3.0%程度であり、中層 と下層の間で塩分躍層が起こっていることが示唆された。

I調整池では、年間4回の水質調査を行ったが、浸出水の窒素濃度は日によって大きく変動するものの、 調整池の水尻にあたる処理施設付近では窒素濃度の変動は小さく、さらにその濃度は浸出水のそれらにくら べて低濃度で推移した。このことから、調整池が年間を通じて窒素低減効果を有したことを示した。また、 この調整池では塩分躍層が起こり、上・中層と下層の混合は小さいことも考えられるが、下層の窒素濃度は 浸出水や上・中層よりも低く、下層において窒素低減が起きていることが示唆された。

2) anammox 菌の検出

S調整池において2地点、I調整池において3地点の底泥においてDNAを抽出し、そのDNAを鋳型として M2プライマーを用いてPCRを行った結果、全試料において増幅は確認されなかった。一方で、これらの試 料をHIおよびH4プライマーを用いてPCRを行った結果、S 調整池、およびI 調整池のそれぞれの浸出水 流入付近において増幅が確認された。さらに、S 調整池底泥のこのPCR 産物について、電気泳動にて精製後、 20 クローンについて DNA シーケンスしたところ、KU2、*Candidatus* Kuenenia stuttgartiensis の hzo 遺 伝子と 99%以上一致する配列のみが得られた。S 調整池では、浸出水流入付近で窒素低減が起こっていると 推察され、その地点の底泥に anammox 菌が存在していることが確認されたことから、窒素低減にも貢献し ている可能性が得られた。また、I 調整池おいても、底泥の anammox 菌の存在が確認されたが、窒素低減 効果との関係および DNA シーケンスによる anammox 菌の解析が今後の課題となった。

3) 調整池底泥を種とした培養試験

(1) S 調整池

S 調整池の滅菌底泥に人工浸出水(窒素源として NH4-N と NO2-N の初期濃度がそれぞれ 25 mg/L)を入れた回分試験では、窒素の物理化学的収着は確認されず、非滅菌底泥による同様の試験から生物的脱窒反応のみが起こることが確認された(図表には示していない)。また、塩分濃度 0.5%、pH9.0 の人工浸出水を流入した円筒撹拌培養試験による連続培養では、pH8.3~pH8.7 の条件でアンモニア酸化、亜硝酸酸化が起こることが確認された(図 1)。

これらの結果から、S 調整池の底泥は脱窒、アンモニア酸化、亜硝酸酸化ポテンシャルを有していることが明らかになった。一方でS 調整池の池水では NO₂-N、NO₃-N は検出されなかったが、この池水では pH が 8~9 程度で推移し、ORP が下層まで比較的高く酸化状態となっていたことなどの状況から、底泥において アンモニア酸化、あるいは亜硝酸酸化は起こっていたが、生成された NO₂-N、NO₃-N は速やかに脱窒された ため検出されなかったと推察された。

揺動床培養装置を用いた硝化試験では、窒素源 としてNH4-Nのみを50 mg/L 含む人工浸出水で 連続培養を行った。この試験区において、実験期 間中にはアンモニア酸化は確認されたものの、亜 硝酸酸化は確認されなかった(図2)。この試験区 のpHは8.8~9.1と比較的高く、遊離のアンモニ アの発生により亜硝酸酸化が阻害されていたこと が考えられた。、S 調整池では、浸出水の流入付近 ではpHは高く、調整池においても亜硝酸酸化の 阻害が起こり、NH4-N と NO2-N が存在する anammox に適した環境が部分的に構成されるこ とが推察された。

S 調整池の底泥から anammox 菌に特異的な遺 伝子が検出され、anammox 菌の存在が確認され たが、回分試験、あるいは円筒撹拌培養試験では、 anammox 反応の特徴である NH₄-N と NO₂-N の



1:1の低下は確認されなかった。anammox 菌の倍 加時間は約11日と非常に遅く、さらに長い時間の培 養が必要であると考えられる。また、円筒撹拌培養 槽では培養液のDOは比較的高く、培養槽の設置時 や培養時における酸素の供給が絶対嫌気性の anammox 反応を阻害したことも考えられた。

(2) I 調整池

I調整池の滅菌底泥においても、S調整池と同様 に、人工浸出水(窒素源としてNH4-NとNO2-Nの 初期濃度がそれぞれ25 mg/L)を入れた回分試験で は、窒素の物理化学的収着は確認されず、非滅菌底 泥による同様の試験から生物的脱窒反応のみが起こ ることが確認された(図表には示していない)。また、 塩分濃度3.0%、pH9.0の人工浸出水を流入した円 筒撹拌培養試験による連続培養では、pH8.3~ pH8.7の条件で、実験初期の従属栄養性脱窒、アン



モニア酸化が起こることが確認された(図2)。これらの結果から、I 調整池の底泥は脱窒、アンモニア酸化 ポテンシャルを有していることが明らかになったが、亜硝酸酸化については実験室では再現されなかった。 また、揺動床培養装置を用いて、窒素源として NH4-N のみを 50 mg/L 含む人工浸出水で連続培養た試験区 では、S 調整池の底泥を用いた試験と同様に、実験期間中にはアンモニア酸化は確認されたものの、亜硝酸 酸化は確認されなかった(図2)。人工浸出水の塩分濃度が異なるため単純な比較はできないものの、本研究 の実験条件では I 調整池の底泥では亜硝酸酸化は起こりにくいという結果が得られた。

4. 今後の課題

培養試験において、調整池の底泥からアンモニア酸化菌および亜硝酸酸化菌が集積されたが、調整池の TDN の多くは NH4-N であり、硝酸、亜硝酸は検出されなかった。anammox 反応、あるいはその他の脱 窒反応は嫌気反応であるが、その前段では NH4-N の一部、あるいは全部を硝化する必要がある。これら のことから、調整池では硝化反応が律速になっていることが示唆された。そのため、水中や底泥の表層を 曝気などで好気処理することが、調整池の窒素低減効果に及ぼす影響を検証することが必要である。

一方で、anammox 菌が調整池における窒素低減に関与していることが推察されたが、培養試験における anammox 反応の確認、および anammox 菌の集積までには至らなかった。この理由として、底泥と人工浸 出水が十分に接触されなかったこと、および培養槽内が十分に嫌気的で無かったことが考えられた。今後は、 anammox 菌の集積に実績のある菊花状不織布担体を用いた嫌気培養槽において底泥を培養し、高 pH 条件 下で能力を発揮する anammox 菌の集積を試みる。さらに、実際の処分場おいて調整池水をくみ上げ、底泥 のアンモニア酸化菌、あるいは anammox 菌を培養することにより、実環境で窒素低減効果を発揮する菌を 集積し、その浄化能力を検証することが重要であると考えられた。

亜臨界水熱処理による生物系水産廃棄物からの液肥抽出に関する研究(その2)

○ 黄 仁姫(北海道大学)

研究背景と目的

国内のホタテ生産量の約80%を占める北海道では、年間3万トン以上のホタテ内臓が廃棄物として排出 されている。ホタテ内臓は高含水率の有機性廃棄物であり、ウロには季節により数十〜数百 mg/kg のカド ミウムが含まれるなど、取り扱いや処理が困難な廃棄物の一つである。本年度の研究では、現在のホタテ 内臓の処理と資源化状況を把握し問題点等を考察するとともに、亜臨界水熱処理による液肥回収の実用化 可能性を検討することを目的とした。

まず、ホタテ内臓の排出から処理までのフローとホタテ内臓の資源化状況を明らかにするため、道庁へ のヒアリングやホタテ内臓の資源化施設へのアンケート調査を行い、その回答を分析した。昨年度の研究 で肥料成分が液中に多く抽出され、阻害成分の抽出が抑えられるホタテ内臓の亜臨界水熱条件として、 200℃(圧力 1.35MPa)、滞留時間 20 分、固液比=10 が求められた。本年度は、同条件において高濃度の カドミウムを含んだホタテウロへの対応性や簡単な固液分離方法を適用した場合にも液肥の品質が維持で きるかをラボスケールの実験を通じて確認した。最後に、亜臨界水熱処理によるホタテ内臓からの液肥回 収の実用化を考えて経済面と利用面での検討を行った。ホタテ内臓の液肥化施設として亜臨界水熱処理の モデルプロセスを構成しその運転費や液肥販売価格を試算するとともに、ホタテ内臓の主な資源化方法で ある堆肥化との比較を行った。なお、肥料成分の需給バランスからホタテ内臓から得られた液肥を各振興 局での利用可能性について検討した。

研究方法

2.1 ホタテ内臓の処理フローとホタテ内臓の受け入れ資源化施設へのアンケート調査

北海道庁へのヒアリングを行い、平成 21 年度の振興局別ホタテ内臓の処理方法別処理量の実績を調べ た。また、道内のホタテ内

臓の受け入れ資源化施設 を把握して各施設の処理 物の搬入状況(種類と量)、 生成物量、ホタテ内臓の受 け入れに対する意見等、表 1 の項目についてアンケ ート調査を行った。

	表1	アンケート調査項目
項目		内容
処理方式		処理フロー
搬入物	ホタテ内臓	部位・状態、量、受け入れ先、処理料金
	ホタテ内臓以外の処理物	種類、量、含水率、処理料金
	副資材	種類、使用量、購入価額
搬出物	製品	生産量、利用先、販売価格
	残さ	種類、量、処理方法
ホタテ内臓の受	け入れに対する意見	受け入れ理由、困難点、重金属対策内容、搬入量増加の可能性、その他意見

2.2 ホタテ内臓の亜臨界水熱処理実験

投入原料と固液分離方法を表2のように設定し、 昨年度の研究から得られた最適条件(200℃、滞留) 時間 20 分、固液比=10) で亜臨界水熱処理を行った。 回収した液体生成物については、肥料成分として N、 P、K と肥料取締法により濃度が規制されている成

	表2 投入原料と	固液分離方法
	試料	固液分離方法
昨年度の研究	ホタテ内臓	1µmろ過
RUN1	ホタテウロ	1µmろ過
RUN2	ホタテ内臓	遠心分離(1400rpm, 10min)

分として Cd、Cr、Ni、Pb、Hg、As の濃度を測定した。また、ホタテ内臓の亜臨界水熱処理後に各成分の 液体生成物への移行率を下記の式により求めた。

液体生成物に含まれる各成分の含有量[mg]

ホタテ内臓またはウロの成分含有量[mg/kg]×投入したホタテ内臓またはウロの乾重量[kg]

 $- \times 100$

2.3 ホタテ内臓のモデル液肥化施設の運転費および液肥販売価格の試算 既存の水熱処理施設を参考とし、ホタテ内臓を原料としたモデル液肥化施設として亜臨界水熱処理プロ セスを作成した。実験結果から得られた物質収支と既存の水熱処理施設の見積書やメーカーのカタログ値 を用い、モデル液肥化施設の運転費を試算した。また、モデル液肥化施設の支出・収入額を求め、年間支

液体生成物への移行率[%]=

黄 仁姫(ファン インヒー)

^{〒060-8628} 札幌市北区北 13 条西 8 丁目北海道大学大学院 環境創生工学部門 廃棄物処分工学研究室 Tel./fax: 011-706-6828、E-mail: hwang@eng.hokudai.ac.jp

[【]キーワード】ホタテ内臓、亜臨界水熱処理、液肥、カドミウム、堆肥化

出額=年間収入額となる損益分岐点から液肥の販売単価を試算し、市販の液肥販売価格との比較を行った。

2.4 各振興局における肥料成分の需給バランスの計算

ホタテ内臓から回収した液肥の施肥方法と対象作物を検討した。ホタテ内臓が排出される各振興局にお ける肥料成分の需給バランスを計算し、ホタテ内臓から回収した液肥の利用可能性を検討した。肥料成分 需要量の試算は、北海道の施肥基準である北海道施肥ガイド 2010(農林水産省)に従って行った。

研究結果と考察

3.1 ホタテ内臓の処理現状と資源化の問題点

北海道で発生するホタテガイの貝殻以外の加工 残渣は、ホタテの養殖方法によって排出形態が異な ることがわかった。図1に示したように、地まきと いう養殖方法を行っている宗谷・オホーツク・根室 のオホーツク海地域では、砂などの混入によりウロ、 ヒモ、エラ、生殖巣のすべてが混合物としてホタテ 内臓が排出される。垂下式という養殖方式を行って いる胆振・渡島の噴火湾地域では、ウロだけ取り除 かれて排出されることもあった。全体を見ると、排 出量の96%が混合物のホタテ内臓として約6%程度 がウロとして排出される。また、排出量の59%が堆 肥化、34%が飼料化によって資源化されている。

堆肥化(6 施設)と飼料化施設(3 施設)から得 られたホタテ受け入れに関する意見を①受け入れ理 由、②困っていること、③重金属対策方法、④搬入 量の増加可能性にわけて図2に示す。堆肥化施設で のホタテ内臓の受け入れ理由は、"資源循環に貢献す るため"、"処理料金が得られるため"という答えが 多かった。困っている点として5 施設が"重金属濃 度の管理"と回答し、重金属対策方法として全ての 施設が"他の処理物による希釈"と答えた。

今回のアンケート調査で得られた堆肥化施設の 年間搬入物量データ(平成21年度)を用い、乾重量 ベースのホタテ内臓希釈倍率(=全搬入量/ホタテ 内臓搬入量)を計算し、図3に示す。アンケート調 査で困っている点として、他処理物の入手が困難で ありホタテ内臓の希釈が十分ではなくカドミウム濃 度の規制値(5mg/kg)を満たさないため、肥料とし ての販売ができないと答えた C6 施設は、ホタテ内臓 の希釈倍率が3となり、調査対象の6 施設のうち最 も低い。

各堆肥化施設の処理物は、ほとんど水産廃棄物で あり、水産物の水揚げ時期によって月毎の搬入量が 大幅に変動していた。そのため、他処理物による希 釈だけではカドミウム濃度調整に対応が難しい時期 があることも確認できた。現場では、生産した堆肥



図1 ホタテ内臓の排出から処理までのフロー



¹⁾ホタテ内臓のカドミウム濃度が高い時期にでんぷんなどを 30%程度添加

図 2 堆肥化・飼料化施設のホタテ受け入れに 関する意見



を一時保管し、カドミウム濃度の低い堆肥と混合して希釈する方法で対応しているが、結果的に保管設備 容量の圧迫や頻繁なカドミウム分析による経済的な負担が加重されるといったことなどが、今回の調査を 通じて明らかになった。

3.2 亜臨界水熱処理による液肥回収の実験結果

昨年度および本研究で用いたホタテ内臓の肥料成分と重金属の含有量を表3に示す。本年度はカドミウ ム濃度が高いウロも試料として用意した。ウロの組成を見ると、カドミウム濃度は昨年度のホタテ内臓に 比べ約 50 倍ほど高く、肥料 成分であるカリウムの含有 量は内臓より低い。カリウ ムは、ヒモやエラなどウロ 以外の内臓の部位に多く含 まれていると考えられる。

表 3	ホタテ内臓とウロの組成分析結果

		肥料成分[mg/kg-dry]			重金属類[mg/kg-dry]					
		Ν	Р	К	Cd	Cr	Ni	Pb	Hg	As
昨年度	ホタテ内臓	92,400	7,531	14,150	2.1	3.7	8.8	1.0	-	-
本年度	ホタテ内臓	84,300	6,547	11,774	46.0	3.1	11.9	2.0	0.02	2.0
	ホタテウロ	67,867	7,531	4,124	102.7	32.6	3.4	4.9	0.15	1.6

図4と図5に亜臨界水熱処理(200℃、滞留時間20分、L/S=10)によって得られた液体生成物への各成分の移行率と各成分の濃度を示す。RUN1の結果を見ると、カドミウム濃度が高くても、亜臨界水熱処理によって抽出された液体生成物への移行率は、ほぼ0%であることがわかった。肥料成分の液体生成物への移行率は昨年度の結果と同じ傾向であり、窒素とカリウムは各々93%、87%と高く、リンの移行率が約65%で一番低かった。



また、ホタテ内臓の水熱処理物の固液分離方法として 1µm ろ過より簡易な遠心分離を用いた場合 (RUN2)、カドミウムの液体生成物への移行率は約 34%となった。1µm ろ過よりかなり高い値であるが、 液体生成物中のカドミウム濃度は約 1.5mg/L となり、含有許容最大量の 5mg/L を下回る。一方、肥料成分 であるリンの液体生成物への移行率は、昨年度の結果と RUN1 の 64%と 65%に比べ 94%まで上昇した。こ れは、1µm ろ過によって残渣に残ってしまった 1µm 以上の固形物として存在するリン成分の一部が、遠心 分離により液体液生成物に移行したことを意味する。ホタテ内臓の水熱処理物の固液分離方法として 1µm ろ過のような精密ろ過より簡易な遠心分離方法を用いた場合、カドミウムの含有許容最大量をクリアする とともに、肥料成分であるリンの回収率が向上することが確認できた。

3.3 ホタテ内臓のモデル液肥化施設の運転費および液肥販売価格の試算結果

図 6 に既存の水熱処理施設を参考として組み立てた亜臨界水熱処理によるモデル液肥化施設のプロセスを示す。実験結果による物質収支とモデル施設の各プロセス構成や運転条件から、1 トン処理当たりの 電力費、燃料費、用水費、残渣処理費(委託費)を計算した。その結果、1 トン当たりの運転費は約 14,216 円(=電力費 1,378 円+燃料費 11,424 円+用水費 462 円、残渣処理 952 円)となり、運転費の約 80%が燃料費のため、燃料単価の変動の影響を受けやすいこと

図 7 に亜臨界水熱処理によるモデル液肥化施設と 堆肥化施設の1トン当たりの運転費を比較した。運転 費は、電力費、燃料費、用水費、残渣処理委託費、副 資材費、薬品費のみ合計とした。堆肥化施設の運転費 は、「さまざまな有機性廃棄物を対象とする堆肥化施 設・メタン施設に関する調査分析(北海道大学廃棄物 処分工学研究室、2011)」の報告書に記載されている 25 施設の運転費試算データを用いた。結果を見ると、 今回のモデル液肥化施設の1トン当たりの運転費は同 程度の規模の堆肥化施設と比べ若干高いことがわかる。

亜臨界水熱処理によるモデル液肥化施設の採算性 を考慮した製品液肥の販売価額を検討した。既存の水 熱処理施設の建設費から、亜臨界水熱処理によるモデ ル液肥化施設の建設費を3億5千万とし、補助金なし



図6 亜臨界水熱処理によるモデル液肥化施設 の処理フロセスと物質収支などのパラメータ で10年間償還することにした。修繕費は建設費の約2% とした。電気費、燃料費、用水費、残渣処理費(委託費) の試算結果を用い、年間人件費は1,200万円(4人)とし た。表4に亜臨界水熱処理によるモデル液肥化施設の支 出・収入データを示す。年間支出額=年間収入額となる 損益分岐点から試算した液肥の販売単価は19,375円/m³ となった。これは、市販の液肥の肥料成分濃度を勘案し た1m³当たり液肥価格の中央値、24,400円/m³より低い。 中央値である24,400円/m³で液肥販売ができれば、利益 率(=(収入-支出)/収入)は0.16以上となり、採算性が 十分見込まれる。亜臨界水熱処理によるモデル液肥化施 設の運転費は堆肥化より高いが、1トン当たり生産される 液肥量と液肥販売単価が堆肥より高いため採算性が得ら れると判断される。

3.4 液肥利用可能性の検討

ホタテ内臓から回収した液肥を道内で利用すること を考慮し、液肥の施肥方法と対象作物、各振興局におけ る肥料成分の需要量について検討した。液肥の散布方法 として流し肥と機械による散布があり、散布農地は、水 稲と牧草を対象とした。肥料成分需要量の試算は、北海 道の施肥基準である北海道施肥ガイド 2010(農林水産省) に従って行った。表5 に年間各振興局から排出されるホ タテ内臓の全量を亜臨界水熱処理した場合に供給可能な 肥料成分量(=ホタテ内臓排出量[t/年]×肥料成分の含有 率[-]×液体生成物への移行率[-])と水稲および牧草の施 肥量の年間最大需給量を示す。水稲での需要量は少なく 水稲のみで供給量を全て消費できる地域は、胆振振興局 のみであった。牧草地での需給量は全振興局において数 十倍に至ることがわかった。



図7 亜臨界水熱処理施設と堆肥化 施設の建設費と運転費の比較

表4 亜臨界水熱処理によるモデル液肥化 施設の支出・収入データ

	取り又山・収八ノーク	
物質収支	1バッチあたり処理量[t/バッチ]	3.6
	バッチ数[2回/日]	2
	年間稼働日数[日/年]	250
	1トン処理当たり製品生産率[-]	1.7
	年間処理量[t/年]	1,800
	年間液肥生産量[m ³ /年]	3,060
支出	建設費[円]	350,000,000
	人件費[円]	4人@400万円
	電力費[円/t-処理物]	1,378
	燃料費[円/t-処理物]	11,424
	用水費[円/t-処理物]	462
	委託費[円/t-処理物]	952
	修繕費[円]	建設費の2%
収入	ホタテ内臓の受け入れ単価[円/t] ¹⁾	13,500
	損益分岐点の液肥販売単価[円/m ³]	19,375
年間支出額	建設費償還(10年間)[円/年]	35,000,000
	人件費[円/年]	16,000,000
	電力費[円/年]	2,479,500
	燃料費[円/年]	20,563,200
	用水費[円/年]	832,320
	委託費[円/年]	1,713,150
	_修繕費[円/年]	7,000,000
	合計[円/年]	83,588,170
年間収入額	ホタテ内臓の受け入れ料金[円/年]	24,300,000
	損益分岐点の液肥売上高[円/年]	59,288,170
	New States of the second	

¹⁾ ホタテ内臓受け入れ施設のアンケート調査結果から

表5 ホタテ内臓の液肥化による年間肥料成分の供給可能量と水稲および牧草における肥料成分の年間最大需給量

振興局名	ホタテ内臓排出量	肥料成	分の供給可	「能量[t]	水稲施月	用としての	需要量[t]	牧草施月	月としての	需要量[t]
	[t]	Ν	Р	K	N	Р	K	Ν	Р	K
宗谷	5,445	432	33	57	0	0	0	10,189	1,845	9,129
オホーツク	13,676	1,086	84	144	90	42	79	9,819	2,022	9,132
根室	4,410	350	27	46	0	0	0	17,407	3,895	16,618
胆振	1,097	87	7	12	305	133	253	2,227	446	2,001
渡島	8,503	675	52	89	240	105	200	1,775	356	1,595

4. まとめ

ホタテ内臓の処理現状を調べた結果、主な資源化方法である堆肥化ではホタテ内臓から由来するカドミ ウム濃度を調整するため、他処理物との混合による希釈を行っている。施設によって他の処理物が十分入 手できず、カドミウム濃度の規制値を超えるため、堆肥として販売できないところもあった。その他、希 釈調整による保管設備容量の圧迫や頻繁なカドミウム分析による費用問題など施設側の負担があることが わかった。一方、ホタテ内臓よりカドミウム濃度が高いホタテウロでも、亜臨界水熱処理による液体生成 物へのカドミウムの移行率はほぼ 0%であり、液肥からほとんど分離することができた。亜臨界水熱処理 によるモデル液肥化施設と堆肥化施設の1トン当たりの運転費の比較や液肥販売価額を試算した。亜臨界 水熱処理によるモデル液肥化施設の運転費は堆肥化より高いが、1トン当たりの生産量と液肥販売単価が 堆肥より高いため採算性が見込まれる。ホタテ内臓から回収した液肥利用を検討するため、各振興局別肥 料成分の需給バランスを計算した結果、水稲のみで供給可能量を消費できる地域は胆振振興局のみであっ た。しかし、全ての振興局について牧草地での需給量は供給可能量の数十倍となるため、ホタテ内臓から 回収した液肥を十分利用できると考えられる。 浸出水中の有機化合物に対する海面処分場粘土ライナーの遮蔽性能評価

○石森洋行¹)、遠藤和人¹)、石垣智基¹)、山田正人¹) ¹)(独)国立環境研究所

1. 調査研究の目的

粘土の遮水原理は水和膨潤による不動水層の形成にあるが、処分場浸出水のように無機イオン や有機化合物を含む液体に暴露すると、その形成が制限され、透水係数は増加する。海面処分場 で用いられる海底粘土は、高濃度の無機イオンをもつ海水中に存在するため、不動水層の形成が 制限された環境下にある。そこへ、埋立廃棄物から発生した有機化合物に暴露した場合、粘土中 の不動水をさらに失い、更なる透水係数の増加を誘発する可能性が懸念される。その一方で、海 底粘土には腐植物質等の有機物質を多く含むため、有機化合物に対して高い吸着能を発揮する可 能性が期待できる。海底粘土の透水係数と吸着能に及ぼす有機化合物の影響評価は、海面処分場 遮水工の耐化学性と長期安定性を議論する上での重要な課題であるので、本研究では、浸出水中 の1,4-ジオキサンとビスフェノールAに着目し、大阪湾の海底粘土を対象に吸着試験と透水試験 を実施し、これら有機化合物に対する遮蔽性を分配係数と透水係数を用いて定量的に評価した。

2. 調查研究方法

2.1 吸着試験

吸着試験に用いた試料は、(1) 深度 0.2-1.1m の大阪湾沖海底粘土、(2) 深度 1.0-1.9m の大阪湾 沖海底粘土、(3) 深度 7.5-8.0m の大阪湾沖海底粘土、(4) 天然ベントナイト、(5) 有機ベントナイ トである。天然ベントナイトは陸上処分場の遮水材料としての吸着挙動を調べるために対照とし て使用し、また有機ベントナイトは 1,4-ジオキサンやビスフェノール A の吸着が試料中の有機物 量に依存するのかを検討するために使用した。吸着試験の供与液には、蒸留水に溶かした 100 ppm 以下の 1,4-ジオキサン水溶液またはビスフェノール A 水溶液を用いた。試験手順は、乾燥質量 2 g の粘土試料を 100 mL 容のガラス容器に入れ、作製した供与液を 100 mL に加えた。暗室で 3 日間 整置した後、その液体濃度を測定し、吸着前後での濃度変化から吸着量を算出した。

2.2 透水試験

透水試験に用いた試料は、(1) 深度 1.0-1.9m の大阪湾沖海底粘土、(2) 深度 7.5-8.0m の大阪湾 沖海底粘土、(3) ジオシンセティッククレイライナー(工場製品のベントナイトシート、以上 GCL と称す)である。海底粘土は標準圧密試験に準拠し、GCL は ASTM D5084 に従い、ともに拘束 圧 30 kPa の条件で変水位法により試料の透水係数を測定した。流入液の有機化合物濃度が流入液 のそれと等しくなったときを透水試験の終了条件とし、そのときの透水係数を代表値とした。透 水溶液には蒸留水、100-10,000 ppm の 1,4-ジオキサン水溶液、1,4-ジオキサン原液、および 100 ppm のビスフェノール A 水溶液を用いた。

石森洋行

独立行政法人国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター 廃棄物適正処理処分研究室 〒305-8506 茨城県つくば市小野川 16-2

(P) 029-850-2278, (F) 029-850-2016, (Email) ishimori.hiroyuki@nies.go.jp

キーワード:海面処分場、海底粘土、遮蔽性能、1,4-ジオキサン、ビスフェノールA

	強熱減量	有機炭素量	1,4-シ゛オキサンの	ヒ、スフェノール A の
	(%)	(%)	_ 分配係数(mL/g)	分配係数(mL/g)
海底粘土 0.2-1.1 m	9.6	0.7	1.5	3.2
海底粘土 1.0-1.9 m	9.7	0.6	2.4	3.7
海底粘土 7.5-8.0 m	9.1	0.7	2.2	4.7
天然ベントナイト	6.1	0.2	7.8	17.5
有機ベントナイト VC	35.5	68.5	8.4	106
有機ベントナイト N400	41.6	29.6	8.8	1,240
有機ベントナイト NZ	41.4	29.6	10.6	6,030
有機ベントナイト N1012S	31.5	17.5	8.1	3,820

表1 吸着試験結果の一覧

表2 透水試験結果の一覧

透水溶液	友	透水係数(cm/s)					
種類	濃度	海底粘土 1.0-1.9 m	海底粘土 7.5-8.0 m	乾燥 GCL	湿潤 GCL		
蒸留水		2.0×10^{-7}	1.4×10^{-7}	1.6×10^{-9}	$2.0 imes 10^{-9}$		
1,4-ジオキサン	100 ppm	2.6×10^{-7}	1.3×10^{-7}	1.3×10^{-9}	1.7×10^{-9}		
	10,000 ppm	測定中	測定中	1.6×10^{-9}	2.3×10^{-9}		
	原液	測定中	測定中	1.2×10^{-4}	6.8×10^{-9}		
ビスフェノールA	100 ppm	測定中	測定中	1.6×10^{-9}	1.9×10^{-9}		

3. 結果と考察

表1に試験結果の一覧を示す。ビスフェノールAの分配係数は、海底粘土で3 mL/g 程度であ り、天然ベントナイトでは15 mL/g 程度、有機ベントナイトでは数百~千 mL/g と著しく高い値 を示した。これらの分配係数は強熱減量や有機炭素量とともに高い値を示しているのは明らかで あり、ビスフェノールAは疎水性の有機化合物であり、それは吸着材の疎水性のサイトに吸着し 易いことから、有機物量が多い粘土試料であるほどよく吸着したものだと考えられる。海底粘土 には、陸上処分場で用いられる天然ベントナイトよりも有機物を多く含んでいるが、測定された 分配係数の値はほとんど同じであった。これは、カオリナイトやイライト、クロライトを主成と する海底粘土には比表面積が少ないために、吸着面が制限されたためだと考えられる。一方、1,4-ジオキサンの分配係数は、ビスフェノール A とは傾向が大きくことなり、有機物量に関わらず、 いずれの粘土試料もほぼ同じ分配係数を示した。ベントナイト材の方が若干高い値を示している のは、ベントナイトの比表面積が大きいためだと考えられる。1,4-ジオキサンには疎水性のみなら ず、エーテル基に起因して親水性の性質もあわせもつため、1,4-ジオキサンの分配係数に有機物質 量との相関性が認められなかったものと考えられる。

表2に透水試験結果の一覧を示す。現時点ではまだ測定中の試験も数多いため、本報告書では 現段階で得たデータをもとに考察する。試験期間が長期化した理由は、海底粘土には事前の圧密 時間が必要であること、供試体が厚いため高い動水勾配が与えられないためであり、またビスフ ェノールAは粘土試料に吸着することから流出水の濃度が流入水のそれと平衡するまでに時間を 要するためである。有機化合物 1,4-ジオキサンとビスフェノールAが、粘土試料の透水係数を増 加させる可能性をもつか否かについて考察する。陸上処分場に用いられるベントナイト材の場合、 1,4-ジオキサン濃度が 10,000 ppm を超えると透水係数の増加が認められた。このことから、1,4-ジオキサン自体はベントナイトの性能低下を引き起こす物質であることが確認できた。しかし、 性能低下を及ぼすのは極めて高い濃度の 10,000 ppm を超えたときであることから、ジオキサン単 体としての影響力は少ないものと考えられる。一方、ビスフェノールA に着目すると、濃度 100 ppm における透水係数値は純水に対するそれとほぼ同じことから、ビスフェノール A はベントナ イトの性能低下に寄与する可能性は少ないと考えられる。その理由は、溶解度が限られているた め水中では数百 ppm の低濃度でしか存在しえないこと、またビスフェノール A の分子径がモン モリロナイトの結晶層間に侵入できないほど大きいこと、等の理由が考えられる。

海底粘土の場合、1,4-ジオキサンの影響は、濃度 100 ppm 以下の範囲において粘土の遮蔽性能 に悪影響を及ぼすことは無いことが確認できた。それ以上の濃度レベルにおいては現在測定中で あるが、化学物質の暴露を受けやすいモンモリロナイトを主成とするベントナイトでも濃度 10,000 ppm の 1,4-ジオキサン水溶液に対して純水と同程度の低い透水係数を維持できたことから、 化学物質の暴露を受けにくいカオリナイト、イライト、クロライトを主成とする海底粘土もまた 低い透水係数を維持できるものと予想できる。またビスフェノールAについても同様で、化学物 質の暴露の影響を受けやすいベントナイトでも低い透水係数値を維持できたことから、海底粘土 もまたビスフェノールAの影響を受けることは少なく、低い透水係数を発揮できるであろうと予 想される。引き続きデータの取得を継続し、この推察が正しいかを今後見極める予定である。

4. 結論

産廃処分場の浸出水から時として高い濃度で検出されている 1,4-ジオキサンとビスフェノール A に着目し、これら有機化合物に対する海面処分場遮水工の遮蔽性能評価を目的として、大阪湾 沖海底粘土を用いた吸着試験と透水試験を行ったところ、次の知見を得た。

- (1) ビスフェノール A に対する粘土試料の分配係数は試料中の有機物量とともに大きくなり、 大阪湾沖海底粘土の場合で 3-4 mL/g 程度の値であった。一方で、陸上処分場遮水工に用い られる精製ベントナイトは 17 mL/g であり、有機物量の少ないベントナイトの方が吸着能 を発揮する結果となったが、これはベントナイトの比表面積が海底粘土のそれよりも大きい ためだと考えられる。
- (2) 1,4-ジオキサンに対する分配係数は、試料中の有機物量とは相関が認められず、海底粘土の 場合で1-2 mL/g、ベントナイトの場合で8 mL/g であった。
- (3) 海底粘土の透水係数は、1,4-ジオキサンやビスフェノール A の暴露によっても、その値が増加する恐れは少ない。一方で、ベントナイトは飽和溶解度に近いビスフェノール A の水溶液に対して純水とほぼ同等の低い透水係数を発揮したが、10,000 ppm 以上の 1,4-ジオキサンに対しては透水係数の増加が認められた。

以上より、海面処分場の海底粘土に 1,4-ジオキサンやビスフェノール A が暴露しても、その遮蔽性能を損なうことは無いと考えられる。しかし、1,4-ジオキサンは海底粘土に対してほとんど吸着しないため、遮蔽性能を担保しているのは低い透水係数のみとなるので、その他の有機化合物よりも遮水工からの漏えいリスクは高いことを認識する必要がある。

下水及び余剰汚泥からのリン回収の最適化による 海域環境保全に関する調査研究

1. 調査研究目的

今後厳しさを増す排水規制を達成していくた めには、多様な技術を複合的に用いることが重 要となると考えられる。中でも、高濃度リン含 有廃水を通水させることにより、リンを効率的 に吸着除去・回収を行うことができるリン吸着 法は非常に有望視されている。また、低濃度の ものに対しては排水基準を守るためにそれを用 いるという適用の方法もある。したがって、本 調査研究では下水処理場での適用用途が広いと 考えられるリン吸着法によるリン回収に着目し た。

本調査研究では、下水処理場にリン吸着法を 適用することを考えた場合、いくつかの適用箇 所が存在する(最初沈殿池流出水、最終沈殿池 流出水、汚泥消化返流水等)ため、下水処理工 程におけるリン吸着法の最適配置箇所の選定を 行うことを目的に、ラボ実験で排水および各処 理水からの吸着率の違いについて検討した。ま た、シミュレーションにより下水処理場へ流入 するリンから定量的なリンの吸着量、それに伴 う吸着材の必要量を算出するために、吸着連続 操作のシミュレーションを行えるプログラムを 作成し、リン吸着材の下水処理場への最適配置 について検討した。

2. 調査研究方法

2.1 リン吸着材を用いたリン吸着実験

本研究で用いたリン吸着材は、宇部市内の企 業により製造・提供されたものである。これは、 セラミックスボール(ϕ 0.5mm)にジルコニウム をコーティングさせることによって、リンの吸 着・回収を行うことが可能である。

ガラス容器内の各濃度に調整したリン酸溶液 (2, 4, 5, 10, 15, 25, 50 mgP/L)500 mL に、リン 吸着材 50 g を入れ(体積比 10 [mL/g])、シェーカ ーで回転速度 160 rpm で撹拌した。リン酸溶液 には NaH₂PO₄・2H₂O を用いた。任意の時間に サンプリングを行い、溶液中の PO₄³-P 濃度を ○今井 剛 山口大学大学院理工学研究科

測定した。経時変化と平衡濃度および平衡吸着 量から吸着等温線を作成し、またリン吸着材の 反応速度定数 k を算出した。

2.2 リン酸溶液を用いた固定層カラム実験

リン吸着材を充填したカラムを用いて、固定 層カラム実験を行った。固定層カラム実験は、 一定濃度の溶液をポンプを用いて、一定量供給 し続けることによって連続的に目的試料を除去 する方法である。

実験条件を表1に示す。

表1固定層カラム実験条件

カラム直径 D [m]	0.036	空隙率 ε[-]	0.6
層長 L [m]	0.13	充填密度 m [kg/m ³]	900
線速度 u [m/h]	0.5	滞留時間 R [min]	9.5

結果および考察

3.1 リン吸着材によるリン溶液の経時変化と吸 着等温線および吸着速度定数の算出

2, 4, 5, 10, 15, 25, 50 mgP/L に調整したリン 酸溶液の経時変化を測定し、これらの回分実験 により得られた結果から Langmuir-吸着等温線 を作成した(図1)。

実験結果から Langmuir-吸着等温式において 高い相関関係を得ることができた。Langmuir 吸着等温線の傾きと切片から、リン吸着材の最 大吸着量 q_m は 0.16[mgP/g]、吸着定数 K は 3.35[L/mgP]であることがわかった。

リンの吸着反応が一次反応式で表されるなら ば、吸着速度は吸着容量と残存リン濃度の積に 比例すると仮定すると、それらは式(1)で表わさ れる。

$$\frac{dC}{dt} = -k(q_e - q) \times (C - C_e) \quad \cdot \quad \cdot \quad (1)$$
$$w(q_e - q) = V(C - C_e) \quad \cdot \quad \cdot \quad (2)$$

ここで、*C*:リン酸濃度[mgP/L]、*t*:経過時間[h]、 *k*:速度定数[L/mg・h]、*q*:吸着量[mgP/L]であ る。*w*:リン吸着材量(g)、*V*:りん酸溶液量(L) である。

 今井 剛、〒755-8611 山口県宇部市常盤台 2-16-1 山口大学大学院理工学研究科(工学)、 TEL: 0836-85-9312 (FAX 共用)、E-mail: imai@yamaguchi-u.ac.jp
 キーワード: リン回収、下水処理場、モデル、リン吸着材の最適配置、海域水環境保全 式(1),(2)から次式(3)が得られる。

$$\frac{1}{C - C_e} = k1 \times t + \frac{1}{C_0 - C_e} \quad \cdot \quad \cdot \quad (3)$$
$$k1 = \frac{V}{w} \times k \quad \cdot \quad \cdot \quad (4)$$

これらの仮定と計算式によってリン吸着材の 吸着速度を算出した。それぞれの直線から得ら れた傾き k1 と初期リン濃度 C_0 の相関関係を 図2に示し、これらは以下の式で表すことがで きた。

$$k1 = 11.95 \times C_0^{(-2.01)} \cdot \cdot (5)$$

以上の結果から、計算によってリン濃度の経 時変化を求めた。実験結果と計算結果を図3 に 示す。この図から、計算結果は実験結果を十分 再現できることが確認できた。

計算によって求めた経時変化の値を理論値と することで、下水処理水を対象とした場合の吸 着阻害作用について検討を行った。下水処理水 は、流入水である初沈出口、二次処理水である 返送汚泥返流水、消化槽返流水の3か所を対象 とした。各処理水の初濃度、初濃度に対する吸 着速度と平衡濃度を表2に、結果を図4に示す。 初沈出口と返流水は計算値とほぼ同様な挙動を 示したことから、吸着に阻害を及ぼす要因はな いと考えられるが、消化槽返流水では計算値と ずれが生じた。消化槽返流水では計算値と ずれが生じた。消化槽返流水では計算値と が状態でリンが一部存在していると考えられる。 したがって、吸着法では、溶液中のリンの存在 形態を把握する必要があることが示唆された。



図1 Langmuir-吸着等温線





表2 各下水処理水のリン濃度と計算から 求めた平衡リン濃度と吸着速度(P0₄-P)

PO ₄ -P	返流水	初沈 出口	消化槽 返流水	
C ₀ [mg/L]	51.736	6.1329	64.120	
C _e [mg/L]	15.381	0.2405	23.374	
$k_1 [L/mgP \cdot h]$	0.0041	0.3064	0.0027	



図4 下水からのリン吸着阻害実験

3.2 固定層カラム実験と数値解析シミュレーションによるリン吸着挙動

リン吸着材を充填した固定層カラム内での被 吸着成分について物質収支式をある諸仮定の下 で作成することでシミュレーションモデルを用 いた解析を行うことができる。諸仮定を以下に 示す。

- 1) 充填層内の液の流速は一様とする。
- 2) 吸着に伴う液の密度変化は無視できる。
- 3) 充填層内の等温を仮定し、温度の時間的変 化はないものとする。

固定層カラムにおいては、層長 L[m]の充填層 内を液の流れ方向に、微小長さ⊿z 幅にn(=L/ ⊿z)段に分割することによって、充填層内の流体 の流れを、n段の完全混合槽列モデルとして表現 する。これらは式(6),(7),(8)で表され、これらを 連立して数値的に解く。

$$\frac{dC_i}{dt} = -\frac{u}{\varepsilon} \frac{(C_i - C_{i-1})}{\Delta z} - \frac{K_{fa}}{\varepsilon} (C_i - C_{ie}) \cdot \cdot (6)$$
$$\frac{dq_i}{dt} = \frac{K_{fa}}{m} (C_i - C_{ie}) \cdot \cdot (7)$$
$$C_{ie} = (q_i / a)^{1/b} \cdot \cdot (8)$$

ここで、u:線速度[m/h]、 ϵ :空隙率[·]、 Δz :充填 層における微小長さ[m]、Kfa:物質移動係数[h·1]、 m:充填密度[kg/m³]、Ce:平衡濃度[mg/L]である。 初期条件を t=0、 C=0、 q=0 ($i=1,2,3 \cdot n$)、 $C_{i1}(i=1)=C_0$ として、常微分方程式の数値解法に は Eular 法を使用し、C 言語によるプログラム を作成した。これらの実験条件およびシミュレ ーション条件での結果を**図5、表3**に示す。実験 条件と同様の数値を数値解析の変数として用い たが、大きくずれが生じてしまった。充填層内 での短絡流の発生等が原因として考えられるが、

初濃度 C ₀ [mg/L]	3.03				
	カラム試験	近似線1	近似線2	近似線3	近似線4
層長 L [m]	0.13	0.13	0.2	0.26	0.39
空塔速度 u [m/h]	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
破過時間 [h] (C/C ₀ =1)	32.7	33	39	52	60
処理流量 [L/h]	16.48	16.63	19.66	26.21	30.24
吸着面積比率	0.27	0.28	0.43	0.52	0.56
全リン吸着量 [mg]	13.39	13.39	24.08	39.33	48.39

表3 破過曲線からの算出結果



図 5 カラム試験およびシミュレーション による破過曲線図

今後、一層実験と解析を重ね、原因を特定し解 決策を見い出す必要がある。

3.3 モデルプロセスからのリン吸着材量とリ ン吸着量の算出

モデル計算には、山口県宇部市内の下水処理 場から提供いただいた月2回の調査データを 1年間分用いて、一日当たりの平均流量、リ ン濃度、SS濃度から評価を行った(図6)。図6 にモデルの流れを示す。流入水と処理水は、 流量がほぼ同じであり、SS濃度が低い分処理 水の方が吸着法を適用しやすいと考えられる ことから、処理水について計算を行った。

処理水および消化槽返流水の計算結果をまと めたものを表4、5に示す。流量1,240[m³/h]か ら 10 分間の滞留時間を確保するためには 356m³の吸着材容積を必要とし、それに伴う吸 着材量は約321トン必要という結果となった。 消化槽返流水では、流入水に比べ、流量がはる かに低い。また、高濃度であるためリンを回収 するには適しているといえる。よって、これら のことからリンの回収を行うには、低流量・高 濃度の消化槽返流水が最適であると考えられる。 消化槽返流水からのリン回収が最適としたこと から、作成したシミュレーションを用いて、破 過曲線およびそれに伴う処理水量、リン吸着量 を算出した。破過曲線を図7に、計算結果を表6 に示す。これらから、下水処理場に吸着法を適 用した場合について、処理に必要な吸着材量お よび処理時間、リン吸着量を算出することがで きた。



図6 下水処理モデルプロセスの概略図

表4 処理水からの吸着法の適用する場合

の設計値

返》	統	C ₀ [mg/L]= 1.6			Q[m ³ /h]=	1240
SV[h ⁻¹]	R[min]	L[m]	D[m]	V[m ³]	u[m/h]	w[kg]
6	0.17	5	9.5	356	0.86	320690
	(10min)	10	6.7		1.72	
		20	4.8		3.45	
		30	3.9		5.17	
		40	3.4		6.90	
		50	3.0		8.62	

表5 消化槽返流水からの吸着法の適用 する場合の設計値

消化槽	返流水	C ₀ [mg/L]=	65	$Q[m^{3}/h] = 200$			
SV[h ⁻¹]	R[h]	L[m]	D[m]	V[m ³]	u[m/h]	m[kg]	
6	0.17	5	3.8	57	0.86	51724	
	(10min)	10	2.7		1.72		
		20	1.9		3.45		
		30	1.6		5.17		
		40	1.4		6.90		
		50	1.2		8.62		



図7 モデルプロセスにおける消化槽返流水 からのリン吸着

表 6 モデルプロセスにおける消化槽返流水からの リン吸着量

Q[m ³ /h]	R[min]	t[h]	濃度 [mg/L]	処理水量 [m ³]	吸着面積比	リン吸着量 [kg]
200	10	69	65.0	13800	0.14	125.6
	20	87.3	65.0	17460	0.22	251.2
u[m/h]	30	108.5	65.0	21700	0.30	418.2
0.5	60	149.9	65.0	29980	0.43	836.4

4. 本調査研究のまとめと今後の方針

初沈出口、返送汚泥返流水からの吸着阻害作 用はみられなかったが、消化槽返流水では、計 算による予測値よりも吸着反応が起こらず、平 衡吸着量が減少する結果となった。消化槽から の返流水は他の処理箇所と比較してリン濃度が 高い。また、好気性微生物処理、嫌気性微生物 処理を経ているため、リンが様々な形態で存在 している可能性がある。これらのことから、吸 着法を用いる場合にはリンの形態と存在割合を 把握することが、効率的なリンの回収箇所を選 定する要因の一つとなることが示唆された。下 水処理場で吸着法を適用する場合についてモ デルを作成し、検討を行った。処理水(放流水) と比較すると消化槽返流水では約6分の1の 規模に抑えることができ、経済面から考えれ ば極めて効率的といえる。これらのことから リンの回収を行うには、低流量・高濃度の消 化槽返流水が最適であると考えられる。また、 作成したシミュレーションモデルを用いて、 破過曲線およびそれに伴う処理水量、リン吸 着量を算出することができた。さらに、下水 処理場に吸着法を適用した場合について、処 理に必要な吸着材量および処理時間、リン吸 着量を算出することができた。数値解析の精 度を向上させることによって、非常に効率的 な評価方法を確立できると考えられる。

今後は、今年度に予定していた回転ディス クを用いた汚泥の減量化と可溶化液からのリ ン吸着・回収に関する実験を行うとともに、 数値解析プログラムの改良を行う。最終的に は、下水処理場の状況に合わせて、吸着材量、 設置箇所、吸着可能時間、リンの吸着量等を シミュレーションにより評価し、下水処理場 に流入する下水からリーズナブルな範囲でリ ンを回収することで、リン資源を我々の社会 の中で効果的に循環することを目指す。それ と同時に下水処理水とともに流出するリンを 最小化し、大阪湾圏を中心とした瀬戸内海の 海域水環境保全に繋げることを本調査研究の 最終目標とし、本調査研究を継続する。

廃棄物埋立地表層付近の広域的情報取得のための衛星リモートセンシングの 適用に関する研究

九州大学大学院工学研究院 〇中山 裕文、島岡 隆行

1. はじめに

本研究の目的は、廃棄物埋立地の表層付近における覆土の通気性に関する面的情報を得るため、 衛星リモートセンシングを利用した手法の適用可能性について検討することである. 廃棄物埋立地 表層の通気性を面的に評価することができれば、その情報を、埋立廃棄物層内部から大気への埋立 ガスの放出等を記述した数値モデルへの境界条件の入力値等として活用することが可能である. つ まり、埋立地の安定化やガスフラックス等の面的な推定を行うための重要なデータとして、衛星リ モートセンシングから得た面的情報を利用することができるようになる.

本研究では、衛星リモートセンシングにより覆土の通気性を推定するための要素として、①覆土 の含水率、②覆土の通気係数、③植生の3つの指標に着目した.①および②については、人工衛星 の代用としてスペクトルメータを用いて廃棄物処分場における覆土の分光反射スペクトルを測定す るとともに、現地の覆土をサンプリングし含水率試験、通気性試験、分光反射スペクトル測定を行 いそれぞれの関係について考察した.③については、覆土に生育した植生が CH₄の放出に及ぼす影 響について検討するため、カラム実験および屋外実験により植物を介した CH₄放出および影響要因 について検討した.さらに、リモートセンシングにより測定可能な NDVI と、植物を介した CH₄放出 との関係について考察した。最後に植物を介した CH₄放出モデルの構築を行った.

2. 分光反射スペクトルによる覆土表層の含水率,通気係数の推定

泉大津沖埋立処分場管理型区画(写真1参照)において覆土のサンプリングを実施した. 覆土は, 表層, 深度 30cm および 50cm の地点で採取した. 採取したサンプルを持ち帰り, 含水率を 0%~20% まで 2%刻みで人為的に変化させ, 各含水率で通気係数を測定した. 結果を図1(左)に示す. 含水 率が増加すると通気性が減少した. 含水率と通気係数変化の傾向がサンプル採取地点によって異な るのは, 粒径等が異なるためと考えられる.

スペクトルメータで測定した分光反射率を衛星リモートセンシングデータの代用とした.採取した覆土サンプルの含水率を0%~20%で2%刻みに人為的に変化させ,それぞれで分光反射スペクト

ルを測定した.各含水率の分光 反射スペクトルを図1(右)に 示す.含水率が高くなるにつれ, 全波長域に亘り反射率は減少し た.得られた分光反射率を用い てスペクトルパターン分析を行 い,含水率や通気係数の変化を より反映するバンドの組み合わ せを計算した.スペクトルパタ ーン分析で用いた波長帯は人工 衛星 TERRA に搭載されているセ



写真-1(左)大阪湾(ASTER) (右)泉大津沖埋立処分場(航空写真)

代表者氏名:中山裕文、連絡先:福岡市西区元岡 744、電話:092-802-3434、e-mail:<u>nakayama@doc.kyushu-u.ac.jp</u> キーワード:廃棄物埋立地、覆土、含水率、通気性、リモートセンシング

ンサ ASTER の波長帯に合わせ 計9バンドとした.採取サン プルの最高含水率(14%)に おける分光反射スペクトルか ら抽出した分光反射ベクトル を基準ベクトルとし,それに 対して採取サンプルの分光何 社ベクトルとのなす角 θ を 式(1)により求めた.

$$oldsymbol{ heta} = \cos^{-1} \Biggl(rac{ec{a} \cdot ec{b}}{ec{ec{a}} ec{ec{b}} ec{ec{b}} ec{ec{b}} \Biggr) ~~ \cdots (1)$$

ここでベクトル a は基準ベク トルであり, ベクトルb は対 象とするサンプルの分光反射 ベクトルである.9 つのバン ドの中から2つ以上のバンド を抽出してこの計算を行い 502 通り(2⁹-10=502)の組み合 わせの中からθ が最大とな るバンドの組み合わせを探索 した結果, バンド2(0.52~



0.60 μ m), バンド8 (2.295~2.365 μ m), バンド9 (2.360~2.430 μ m)の組み合わせが基準ベクト ルと当該含水率のベクトルのなす角 θ が大きかった. θ と含水率,通気係数の関係を図-2 に示す. また, θ と含水率, θ と通気係数の関係式を線形回帰により求めた.その結果, R^2 はそれぞれ0.725, 0.831となり,相関が認められた.

θ と含水率,通気係数との関係式について現地において検証を行った.16 地点において覆土の分 光反射スペクトルを測定し,覆土サンプルを採取して含水率,通気係数を測定した.スペクトルパ ターン分析により得られた θ と含水率,通気係数の関係を図-3 に示す.またこれから θ と含水率, 通気係数の関係を表す線形回帰式を求めた結果, R² はそれぞれ 0.469,0.305 となり,室内試験の結 果よりも決定係数は低かったが,同様の傾向が得られた.ばらつきが大きかった理由として,分光 反射スペクトル測定地点の植生の影響,表面粗度の影響,覆土サンプルに粒径の大きい粒子が含ま れていたこと等により部分的に空隙が存在するといった局所的な要因が考えられた.

3. 覆土における植物がメタンフラックスに与える影響

覆土における植物がメタンフラックスに与える影響を把握するため,土壌および植物を介した CH₄ フラックス放出比率の測定を行った.実験に用いたカラムを図-4 に示す.実験では,カラム底部の CH₄供給スペースの CH₄濃度が所定の濃度となるよう CH₄を供給し,その後,カラムの各採取口より ガスを採取して経時的な濃度変化を測定し,フラックスを算出した.事前に実施した予備実験にお いて植物からの CH₄フラックスが確認されたイネ科植物について,土壌の粒径分布の異なる3種類 の土壌を用いて実験を行った.カラム内に移植する植物として,ダンチク(イネ科)を選定した.実 験に用いた3種類の土壌の土質特性として、平均粒径(D_{50})、粒度の良さ を示す均等係数(U_0)および通気係数(Ka)を表-1に示す.通気係数の大小 関係は平均粒径と同じ土壌A>土壌B>土壌Cであった.結果を表-5に示す. 3種類全ての土壌で植物を介した CH_4 フラックスを確認した.植物を介し た CH_4 フラックスの比率は土壌A で 0.8%、土壌B で 4.6%、土壌C で 10.1% となった.ここで、3種類の土壌の違いによる結果の違いに着目すると、 通気係数の大小関係は土壌A>土壌B>土壌C であり、 CH_4 フラックスの比 率は土壌A<土壌B<土壌C の順で大きくなる傾向が見られた.理由として、 土壌の通気性が小さくなると、土壌表面からの CH_4 フラックスは制限さ れ、一方で土壌内にガスが滞留して、植物の根にガスが吸収される時間 ができ、植物からの CH_4 フラックスは増加したと考えられる.

同様の実験を群生した植物を用いて行った. CH_4 の測定に用いた実験装置の概略を図-5(左),実験コンテナ(B)の様子を図-5(右)に,実験条件を表-6に示す.設置した3つの実験コンテナには,コンテナAおよびBにそれぞれオヒシバ(イネ科)およびオオアワ

ダチソウ(キク科)が移植されており、コンテナCには植物は移 植されていない. 植物は2011 年9月23日に移植さ れ、実験開始時期は植物が土壌に定着する期間を 考慮し2011年10月17日とした. 実験結果を図-6に 示す. CH_4 フラックスはAで0.25 ~0.98 g/m²/hr, B で0.25 ~1.38 g/m²/hr, Cで0.16 ~0.74g/m²/hrの 範囲で変動したが、実験期間を通して植物のあるA およびBにおける CH_4 フラックスが植物のないCより

も大きかったことから、植物がCH₄放出経路 として機能し、CH₄放出量を増加させている と考えられた.また、実験開始初期はAおよ びBのCH₄フラックスがCより顕著に大きかっ たが、次第に小さくなっており、理由として 植物が次第に枯れていいたことが考えられ る.CH₄フラックスとNDVIとの関係を調べた 結果、NDVIは植物の生育するAおよびBで大き く、Cで小さくなっており、CH₄フラックスは NDVIの増加とともにばらつきが大きくなっ た.植物は様々な要因からCH₄ガス放出量に 影響を受けるが、その程度はより活性度が高 い植物で大きいと推察された.

次に,廃棄物埋立地における植物を介した CH₄ 放出モデルを構築した. CH₄ の物質収支式は式(2)で表 わされる.

 土壌B
 0.56
 6.70
 2.22

 土壌C
 0.25
 4.53
 0.35



平均粒径

D₅₀(mm)

1.15

土壤A

+撞の麺類		CH₄フラックン	ス(g/m²/hr)	
工表的推放	項目	植物	土壤表面	計
	平均	0.93	0.39	1.32
土壤A	標準偏差	2.08	0.20	
	比率(%)	0.6	99.4	100
	平均	9.51	0.95	10.46
土壌B	標準偏差	8.27	0.62	
	比率(%)	4.6	95.4	100
	平均	5.46	0.33	5.79
土壤C	標準偏差	3.58	0.30	
	比率(%)	10.1	89.9	100



実験用 コンテナ	А	В	С
植物種	オヒシバ (イネ科)	オオアワダチソウ (キク科)	なし
植被率	90%	90%	0%
CH₄供給量	CH₄609	。 6、CO240%混合ガン	ス 2.43l

表-3 実験条件



均等係数

Uc(-)

8.24

诵气係数

Ka(cm/sec)

5.30

$$\left(\varepsilon_{g}+\varepsilon_{r}\right)\frac{\partial C}{\partial t}=-\left\{-D_{0}\left(\frac{\varepsilon_{g}}{\xi_{g}}+\frac{\varepsilon_{r}}{d_{r}}\right)\frac{\partial^{2} C}{\partial x^{2}}+\frac{\partial(vC)}{\partial x}\right\} \quad \cdot \quad \cdot \quad (2)$$

ここで、 ϵ_g は土壌の気相率(-)、 ϵ_r は土壌中の根の体 積割合(-), Cはガス濃度(mo1/m³), tは経過時間(min), xは土壌高さ(m), D_0 は大気中のガス拡散係数 $(m^2/min), \xi_g$ は土壌の屈曲度(-)(ξ_g >1), d_r は根のガス 輸送抵抗 (-), vはガスの移動速度(m/min)である. モ デルによる計算値と実験値との比較の一例として、チャン バー内の CH₄ ガス濃度の経時変化について 2012 年1月5日 に行った実験結果を図-7に示す.図より、モデルにより植 物を介した CH₄ 放出現象を表現できたと言える.次に, ϵ_r/d_r と影響要因との関係を図-8に示す. ϵ_r/d_r と NDVI と の関係に着目すると、Aで相関係数 r=0.76, B で r=0.45 と なり,NDVI が低いほど ϵ_r/d_r が小さくなる傾向が見られた. また, A で ϵ_r/d_r と NDVI の間に高い相関が見られたのは, Aのイネ科植物は植物体内にガスを通しやすく、Aの ϵ_r/d_r は植物の状態に影響を受けやすかったと推察される.

4. まとめ

- (1)泉大津沖埋立処分場から採取した覆土サンプルの分光反射スペ クトルを測定してスペクトルパターン分析を行い、基準となる 覆土と測定対象となる覆土の分光反射ベクトルのなす角θを求 めた. θと含水率および通気係数との間に線形の相関があるこ とを示した.
- (2)泉大津沖埋立処分場において,室内実験と同様の結果が得られる かどうか現地検証を行った.その結果、含水率と θ 、通気性と θの間に相関があることを確認した. リモートセンシングによ り覆土の分光反射スペクトルを得ることができれば、含水率を 推定できる可能性があることを示した.
- (3)植物を介した CH₄ 放出には植物種と土壌の土質特性が影響して おり, 土壌の通気係数が小さいほど植物を介した CH4 放出比率は 大きくなった.
- (4) 土壌中の CH₄ が植物根に吸収され,植物体内を拡散によって大気 中へ放出されると仮定したモデルを構築し、植物を介した CH₄ 放出を表現することができた.また,モデル中の植物による CH4 放出を表す特性値 ϵ_r/d_r には NDVI が最も影響を及ぼしていた. 以上のことから,衛星で観測可能なNDVIを把握することにより, 植物を介した CH₄ フラックスを推定できる可能性があることを 示した。



1.5

1.0

0.5

0.0

CH₄フラックス(g/m²/hr)

〇為田 一雄 NPO 法人環境技術支援ネットワーク 樋口壯太郎 福岡大学 資源循環・環境制御システム研究所 内田正信 西日本環境リサーチ株式会社

1. 調査研究の目的

最終処分場への埋立廃棄物に占める焼却残渣の比率は約85%を超えるようになった(平成20年度環境 省)。これに伴い、浸出水処理プロセスにおいて硝化阻害やCOD除去率の低下など様々な支障が顕在化し てきている。この原因は従来、高濃度無機塩類による影響と考えられていたが、最近、飛灰の無害化処理に 伴い使用されるキレート剤の影響であることが分かってきた(ジチオカルバミン系キレート剤(以下、ジエチル 系)、ピペラジン系キレート剤(以下、ピペラジン系)に起因する高濃度COD長期溶出およびジエチル系に起 因するチオ尿素様物質)。これらは浸漬状態(海面処分場および内陸における浸出水の内部貯留状態)で高 濃度かつ長期間にわたり溶出してくるため、浸出水処理の維持管理や廃止遅延等の支障を来たすことになる。 このため、キレート処理飛灰からの溶出物あるいは副産物の溶出特性を明らかにし、適正な埋立方法や浸出 水処理方法を確立することを目的に本研究を行う。

2. 調査研究の方法

キレート処理飛灰を埋立処分した最終処分場浸出水中のチオ尿素様物質の分析方法「間接吸光光度 法、ガスクロマトグラフ法、液クロマトグラフ法」の検討を行う。また、併せてキレート剤の分析を行い性状の 確認を行なった。次に、キレート処理飛灰の浸出水への影響を確認するために、模擬最終処分場にキレー ト処理飛灰を充填し人工散水によりライシメーターからの浸出水水質分析を行う。ライシメーターは海面埋 立を想定した浸漬タイプと内陸埋立を想定した非浸漬タイプの4基(キレート2種類×浸漬、非浸漬2種 類)を用いる。また、現時点で浸出水処理工程に影響を与えていると考えられるチオ尿素様物質とCODに ついて霧状促進酸化剤注入法による対策技術の研究を行う。

2-1 キレート剤及び飛灰、キレート処理飛灰組成分析

2-1-1 キレート剤の組成分析

本研究で使用するキレート剤の特性を把握するために各種水質分析を行なった。その内、チオ尿素様 物質の分析については、3種類の分析方法「間接吸光光度法、ガスクロマトグラフ法、液クロマトグラフ法」 を検討したが、最も精度良く検出されたのが間接吸光光度法であったため以下は本分析法を採用した。ま た、残存キレート剤の分析方法にはキレート剤銅比濁法を採用した。

代表者氏名:為,田一雄

連絡先:〒130-0022 東京都墨田区江東橋 4-29-13 第2 鈴勘ビル 504 号室

NPO 法人環境技術支援ネットワーク

電話番号:03-6659-2435 E-Mail:<u>tameo@j-hac.com</u>

キーワード:キレート剤、飛灰無害化処理、硝化阻害、COD 長期溶出、浸出水処理施設維持管理

2-1-2 飛灰及びキレート処理飛灰の組成分析

各種キレート剤により処理した飛灰を実際の最終処分場に埋立処分した場合の影響を確認するために、 各種キレート剤により処理した飛灰の繰返溶出試験を行なった。その結果、最終処分場からの浸出水水質 特性や浸出水処理に与える各種影響を推察した。

2-1-3 キレート処理飛灰からの浸出水水質分析(ライシメーター実験)

ライシメーター(直径 10cm、高さ 47cm)を使用し、最終処分場模擬実験を行った。今回、使用した飛灰 は一般廃棄物焼却施設からの飛灰を使用した。次に、降雨については、人工散水とし散水条件について はライシメーター1本当たり525mmL/weekを散水した。

2-1-4 浸出水処理実験

模型槽(直径 20cm、高さ 100cm)を使用し霧状促進酸化剤注入による残存キレート剤等処理実験を行 なった。実験条件については、蒸留水に各キレート剤(ジエチル系、ピペラジン系)を1000mg/Lとなりように 添加し調整した。その後、過酸化水素を 16.6mg/min、オゾンガスを 2L/min となるように霧状酸化剤生成ノ ズルから液中に注入した。

3. 結果と考察

3-1 飛灰及びキレート処理飛灰の組成分析

3-1-1 各キレート処理飛灰からの可能溶出量

各キレート剤繰返溶出実験の溶出液中のチオ尿素様物質 濃度結果は表-1に示す通りである(今回の実験では、繰返し 2回目以降は全て溶出液中にチオ尿素様物質が検出されな かったので、繰返1回目のみの結果を載せている)。その結果 より、各キレート処理飛灰 1kg の可能溶出量(溶出原単位)を 算出した。ジエチル系ではキレート剤添加率 5%で 27mg/kg、 10%で 32mg/kg、15%で 41mg/kg であった。次にピペラジン 系ではキレート剤添加率 5%で

25mg/kg、10%で 26mg/kg、15%で 28mg/kg であった。

次に、可能 COD 溶出量を検討した。 その結果、固体量 100g からの COD 溶出量を計算 (COD 濃度×1L= COD 溶出量 mg)したものを表-2

に示す。繰返5回の COD 溶出量合計がジエチル系では、添加率5%で991mg、添加率10%で1,692mg、添加率15%で2,980mg であった。ピペラジン系では、添加率5%で444mg、添加率10%で987mg、添加率15%で1,652mg であった。この結果を今回のキレート処理飛灰の可能 COD 溶出量と想定すると、キレート処理飛灰1kgからの可能 COD 溶出量(可能 COD 溶出量原単位)は、ジエチル系では、添加率5%で9,910mg、添加率10%で16,920mg、添加率15%で29,800mg である。ピペラジン系では、添加率5%で4,440mg、添加率10%で9,870mg、添加率15%で16,520mg である。

以上の結果を利用し実際の最終処分場からのチオ尿素様物質の総溶出量を検討した。検討条件として

表-1 繰返し溶出実験結果

同券	計判夕	沃加索	チオ尿素様物質	溶出原単位
回奴	試料名 ジ [*] エチル系 ビ [*] ^ラジ [*] ン系	787 JU	mg/L	mg/kg
	ジェチル系	5%	2.7	27
		ジェチル系 10%		3.2
		15%	4.1	41
1		5%	2.5	25
	ピペラジン系	10%	2.6	26
		15%	2.8	28
	添加無し	_	<2.5	-

表-2 各キレート処理飛灰 100g からの COD 溶出量

CODMn(mg)	添加率	繰返1回	繰返2回	繰返3回	繰返4回	繰返5回	可能溶出量
	5%	620	200	84	46	41	991
ジエチル系	10%	1,000	460	120	64	48	1,692
	15%	1,700	1,000	170	68	42	2,980
	5%	210	130	63	28	13	444
ピペラジン系	10%	490	280	140	54	23	987
	15%	950	420	180	80	22	1,652

人口10万人規模、最終処分容量141,000m³と、焼却灰と飛灰の比率を焼却灰量:60%、飛灰:20%、不燃残 渣:20%とする。その結果、焼却灰からチオ尿素様物質が溶出しないとして、各キレート剤添加率15%で検討 するとジエチル系では927kg、ピペラジン系では約633kgのチオ尿素様物質が溶出してくるものと考えられる。 次に、COD 溶出量について検討する。その結果、各キレート剤添加率15%における可能 COD 総溶出量は、 ジエチル系では673t、ピペラジン系では373tが溶出してくるものと考えられる。また、焼却灰からの可能 COD 総溶出量は78t であり、キレート処理飛灰からの可能 COD 総溶出量が焼却灰と比較しジエチル系で約9倍、 ピペラジン系で約5倍であることが確認できた。

3-2 ライシメーター実験

各槽からの浸出水中 COD 濃度の経日変化は図-1 に示 す通りである。その結果、ジエチル系について見ると、人工 散水槽については初期高濃度の COD 値を示し、それ以降、 急激に減少し、その後、緩やかな減少傾向を示しキレート剤 を添加していない飛灰と同等の COD 値を推移したことから、 飛灰中の重金属と未反応のキレート剤が初期段階で容易に 浸出水中に溶出するものと考えられる。但し、浸漬実験の結 果から浸出水中に高濃度 COD が溶出したことから、人工散 水により溶出した COD 値については、槽内に形成された 「みずみち」部分のみの未反応キレート剤の溶出であると考 えられる。

次に、ピペラジン系について見ると、人工散水槽の COD 濃度経日変化よりジエチル系と比較しピペラジン系のキレー ト剤については、長期間にわたって未反応キレート剤が溶 出してくるものと考えられる(これは、キレート剤を添加してい ない飛灰槽からの浸出水中 COD 濃度の 2~20 倍高い値を して示していることからも推察される)。その他の溶出特性に いついては、ジエチル系と同様の傾向を示していた。この結 果、ジエチル系と比較しピペラジン系については、COD 濃 度的には低いものの長期間にわたり高濃度 COD 成分が溶 出してくるものと考えられる。次に、各槽からの浸出水中残 存キレート剤濃度の経日変化は、図-2に示す通りである。そ

の結果、ジエチル系及びピペラジン 系ともに浸出水中 COD 濃度の溶出 特性と同様の傾向を示しており、残 存キレート剤の溶出にはキレート剤 中の COD 成分が大きく影響している ものと推察される。

ここで、ライシメーターからの浸出



図-1 浸出水中 COD の経日変化



図-2 浸出水中残存キレエートの経日変化

表-3 固体重量(乾燥)1.6kgからのCOD 溶出量

単位(mg)	7日目	14日目	21日目	28日目	35日目	42日目	49日目	63日目	合計
BL	158	147	119	100	105	74	81	90	872
ジエチル系10%	945	139	109	100	83	79	72	126	1653
ジエチル系15%	2940	279	148	210	110	126	86	179	4076
ジエチル系15%浸						1260		2730	3990
BL	158	147	119	100	105	74	81	90	872
ピペラジン系10%	457	341	405	499	392	425	420	1050	3989
ピペラジン系15%	1470	1106	981	1103	857	945	669	1785	8916
ピペラジン系15%浸						1733		2520	4253

水水質項目のうち COD に注目し、現在までに浸出水に溶出した既 COD 溶出量(表-3 参照)と「可能 COD 溶出量原単位」から既 COD 溶出率を算出する。その結果、充填量 1.6kg 中の可能 COD 溶出量は、ジエチル系で 47,680mg、ピペラジン系で 26,432mg であり、ライシメーターからの既 COD 溶出率を算出するとジエチル系 15%で7%、ジエチル系 15%浸漬で7%、ピペラジン系 15%で17%、ピペラジン系 15%浸漬で7%であった。この結果、既 COD 溶出量については、槽内に形成された「みずみち」部分のみの未反応キレート剤の 溶出であると考えられる。

3-3 浸出水処理実験

霧状促進酸化剤注入法によるキレ ート剤分解実験結果を表-4に示す。 キレート剤を添加した溶液へ霧状促 進酸化剤注入した際の COD 濃度の 経時変化については、ジエチル系に ついて見ると、処理時間 60 分間に おける除去率が 68%と高い除去率 を示していたが、ピペラジン系につ

表-4 霧状促進酸化剤注入法によるキレート剤分解実験結果

ل اوراد ط =		オゾン濃度	pН	水温	COD _{Mn}	COD _{Cr}	チオ尿素様物質	残存キレート量
武科	米取条件	(g/m ³)	(測定時20°C)	(°C)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
	開始前(15:35)	_	8.7	9.2	260	430	<2.5	960
ジエチル	5 min	21.0	9.1	9.6	250	340	<2.5	530
$H_2O_2 + O_3$	10 min		9.1	9.9	250	310	<2.5	380
(AOP)	20 min		8.8	10.6	200	290	<2.5	220
ジエチル H ₂ O ₂ +O ₃ (AOP)	60 min		3.1	12.7	84	190	<2.5	22
	開始前(16:50)	_	8.7	9.7	260	340	<2.5	1100
ヒ [°] ペラジン	5 min	19.9	9.3	10.0	240	330	<2.5	640
$H_2O_2+O_3$	10 min		9.1	10.2	250	330	<2.5	430
(AOP)	20 min		7.6	10.7	250	250	<2.5	220
	60 min		3.4	127	160	160	<25	51

いては、除去率 38%とジエチル系と比較し分解速度が遅いことが確認できた。次に、残存キレート剤濃度の 経時変化については、ジエチル系について見ると、処理時間 60分間における除去率が 98%と高い除去率を 示し、ジエチル系についても同様に除去率 95%と高い除去率を示していた。

4. 結論

今回の実験結果から以下のことが確認できた。

- ・実際の最終処分場の浸出水において、高濃度 COD が長期溶出する問題については、ジエチル系やピペ ラジン系等のキレート処理飛灰の未反応キレート剤に起因する可能性が推察された。
- ・浸出水処理工程における硝化阻害物質として考えられるチオ尿素様物質については、キレート処理飛灰中のキレート剤の分解等に起因して浸出水中に溶出してくる可能性が推察された。
- ・チオ尿素様物質の定量法として、間接吸光光度法が有効な分析方法であることが確認でき、今後、浸出水中のチオ尿素様物質の濃度を定量化し硝化阻害との因果関係を確認することが可能となった。但し、試料中にカルシウム(Ca²⁺)が 5,000mg/L 程度存在すると発色阻害が起きることが確認できたことから、前処理操作を検討する必要がある。
- ・キレート処理飛灰埋立工法としては、添加キレート剤量を適量に調整するか、或いは埋立前処理として浸漬 処理させ未反応キレート剤を水等に溶出処理した後、埋立処分する等が考えられる。
- ・浸出水中 COD 成分の分解方法として、霧状促進酸化注入工法はジエチル系では有効であったが、ピペラジン系では有効性は確認できなかった。また、浸出水中残存キレート剤の分解除去方法については、ジエチル系、ピペラジン系ともに霧状促進酸化注入工法は有効な処理工法であることが確認できた。

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リゼーション(その3)

○高岡昌輝、塩田憲司、今井玄哉、大下和徹、水野忠雄 京都大学大学院工学研究科

1. 研究背景および目的

平成21年度の大気中微小粒子状物質(PM_{2.5})の環境基準制定により、大気中浮遊粒子状物質(SPM)と併せて、粒子 状物質発生源のなかでも排出実態の知見が乏しい固定発生源の情報が重要となっている。固定発生源の中では、廃 棄物焼却炉は平成17年度ばいじん排出量が4,842トン/年¹¹と推計され、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}に関して主要な発生源のひとつであると考えられる。過去の2年間の本事業による研究にお いて、都市ごみ焼却施設4施設の煙突入口、および集塵装置入口の煙道内においてカスケードインパクタを用いば いじんを粒径別に捕集し、PM_{2.5}排出量、粒子の組成、集塵設備の集塵効率を調査した。その結果、最新の集塵設備 を備えた施設では煙突入口の排ガス中 SPM、PM_{2.5}ともにすでに環境基準値を下回っており、極めて高度に微小な 粒子状物質を除去できていた。また集塵装置入口、煙突入口の2地点間の集塵効率について、いずれの施設におい てもばいじんについて 99.97%以上、PM_{2.5}については 99.9%以上であった。

しかしながら、まだデータの蓄積は十分ではないことから、昨年度のデータも含め、都市ごみ焼却施設 5 施設・ 計 21 ヵ所の排ガス中のばいじんを採取・分析し、次の 3 点を明らかにすることを目的とした。1 点目は都市ごみ焼 却施設から排出されている排ガス中のばいじんについて粒径別の発生量や元素組成を明らかにすることである。カ スケードインパクタを用いて都市ごみ焼却施設から排出されている排ガス中のばいじんを直接採取し、構成する元 素やイオンについて分析を行い、解析した。2 点目は排ガス処理設備による PM_{2.5}を含む排ガス中のばいじんおよび 構成成分に関してその除去効果を明らかにすることである。本研究では都市ごみ焼却施設で一般的に用いられてい るバグフィルター(BF)、湿式ガス洗浄塔、活性炭吸着塔などの排ガス処理設備についてその前後の排ガス中の PM_{2.5} などのばいじん濃度およびその組成を測定、分析することによりそれぞれの排ガス処理設備による PM_{2.5} などの微 粒子や含有される重金属・大気汚染物質ごとの除去性能を明らかにすることを目的とした。3 点目は都市ごみ焼却 施設が PM_{2.5}の排出源として周辺大気に与える影響について把握することである。具体的には、都市ごみ焼却施設 の排ガス採取と同時期に施設周辺で大気中 PM_{2.5}を採取し、成分分析および化学形態分析を行い都市ごみ焼却の寄 与を明らかにすることを目的として解析を行った。さらに、都市ごみ焼却施設においても放射性物質対策が必要と なっていることから、放射性物質の挙動を明らかにするために、1 施設において上記 PM_{2.5}と同様の採取方法で放射 性物質の挙動を調査した。

2. 試料採取および分析方法

実稼働中の複数の都市ごみ焼却施設において煙道中からダストの採取を、また大気中 PM_{2.5}の採取を行った。対 象施設・採取場所および実験条件を図1および表1、2に示す。煙道排ガス中ダストは、多段多孔式のカスケードイ ンパクタ(東京ダイレック社製:アンダーセン・スタックサンプラー Model AS-500)を用いて粒径別に9段に捕 集し、5施設で計21ヵ所のダスト採取を行った。採取箇所は煙突入口を基本とし、施設によっては集塵機(BF)入口、 BF 出口、湿式洗浄塔出口、および活性炭吸着塔出口における採取を行った。煙突入口での採取と同時に、表2のよ うに施設周辺大気中でも PM2.5の採取を行った。大気中 PM2.5の採取は、環境大気常時監視マニュアルのフィルタ ー捕集-質量法に準拠して行い、四季に分けて各7日間、3施設で行った。

採取した試料について、元素成分分析(24種)、 イオン成分分析(13種)をそれぞれ ICP-MS 分析 法と中性子放射化分析法、イオンクロマトグラ フィーによって行い、対象試料の成分組成を分 析した。また、一部の試料に対してゲルマニウ ム半導体検出器によるγ線測定を用いた放射能 濃度測定、X線吸収微細構造(XAFS)分析法を用 いた化学形態分析を行った。

表 1 大気中 PM2.5 採取の実施状況と煙突採取との連動

		大	気中PM	2.5	煙突	ミ入口ダ	スト
	実施日	施設A	施設B	施設C	施設A	施設B	施設C
夏	2010.8.24-31	0	0	0	0	-	-
秋	2010.10.23-30	0	0	0	0	0	-
冬	2010.12.11-18	0	0	0	0	-	0
春	2011.3.23-30	0	0	0	0	-	-

【連絡先】〒615-8540 京都府京都市西京区京都大学桂4 C1-3-461 高岡 昌輝 Tel:075-383-3335 FAX:075-383-3338 e-mail:<u>takaoka.masaki.4w@kyoto-u.ac.jp</u>

【キーワード】廃棄物焼却、微小粒子状物質、SPM、PM2.5、XAFS

が	ē設		A①	A2	A3	A④	В	С	D)			A(5)		
採取		煙突入口				BF 入口	煙突 入口	BF 入口	BF 出口	湿式洗浄 塔出口	活性炭吸 着塔出口	煙突 入口			
排ガス流速	(m/s)		13.2	12.7	12.6	15.2	14.2	15.2	15.5	11.6	15.3	14.2	15.2	9.3	12.2
排ガス温度	(°C)		221	226	223	225	214	186	173	167	150	149	112	156	225
排ガス水分	(%)		19.4	12.6	12.7	13.1	21.1	16.4	17.1	21.3	18.5	19.1	10.7	14.5	14.4
吸引ノズル径	(mm)		6	6	6	6	6	6	6	8	6	6	6	6	6
サンプラー内 等速吸引流量	(L/min)		22.4	21.5	21.4	25.8	24.1	25.8	26.3	35.0	25.9	24.1	25.8	15.8	20.7
吸引時間合計	(h)		161	161	161	161	161	161	5(min)	48	4(min)	48	168	168	168
	2	RUN1 RUN2	96.8 96.2	98.3 98.0	100.5 99.1	117.6 116	103.3 103.6	124.6 126.2	0.066 0.084	40.8 40.0	0.055	36.4 -	- 135.4	86.7 -	- 112.5
吸引ガス量	(m ³ _N)	RUN3 RUN4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

表 2 煙道排ガス採取条件

施設			A-2	2009	B-2	009	C-2	009	E-20	009
控制	採取場所			煙突	BF	煙突	BF	煙突	BF	煙突
「小小小切」が			入口	入口	入口	入口	入口	入口	入口	入口
排ガス流速	(m/s)		11.9	9.4	13.1	12.1	9.5	13.5	13.2	9.4
排ガス温度	(°C)		248	228	160	207	156	195	172	58
排ガス水分	(%)		17.1	12.8	20.8	17.8	20.3	14.3	20.7	16.8
吸引ノズル径	(mm)		6	8	6	8	6	6	6	8
サンプラー内 等速吸引流量	(L/min)		20.2	28.3	22.2	36.5	16.1	22.9	22.4	28.3
吸引時間合計	(h)		5(min	48	5(min)	68	5(min)	48	5(min)	48
		RUN1	0.052	49.6	0.056	60.6	0.069	34.5	0.069	48.9
吸引ガス号	(3)	RUN2	0.052	51.3	0.054	62.7	0.069	34.9	0.067	47.5
吸りリス里	(m [*] _N)	RUN3	0.052	50.5	0.044	61.6	0.069	33.2	0.067	48.0
		RUN4	0.052	-	0.046	-	0.069	-	0.067	-

3. 結果と考察

3.1 煙道排ガス中ダスト濃度

施設 A~D の煙突入口、および施設 A の煙道中各箇所における PM_{2.5} および SPM 濃度と、一般大気環境中の基準値を図 2 に示す。 施設 A、B の煙突入口における PM_{2.5} および SPM 濃度はすでに環境 基準の長期基準値を下回っており、特に最新の排ガス処理設備を持 つ施設 A の PM_{2.5} 濃度は 0~1.7 μ g/m³_N であった。BF 入口のダスト 濃度が 1.4g/m³_N であり、安定して PM_{2.5}が排ガス処理設備で除去さ れていることがわかった。また、施設 A の BF 出口での PM_{2.5} 濃度 29 μ g/m³_N は一般大気中の濃度とほぼ変わらないレベルにまで低減 されており、集塵機において極めて高度に除去された後、後段の活 性炭吸着塔および触媒脱硝塔でもさらなる除去がなされていること が分かった。次に比較的 PM_{2.5}を多く排出している施設 C の煙突入 口の粒径頻度分布を図 3 に示す。5 回の調査においてほぼ同分布を 示しており、粒径頻度分布も施設ごとに再現性があると考えられた。

3.2 排ガス処理装置の各成分除去性能

採取した排ガス中のダストおよびガス吸収液から、ダスト濃度お よび分析により成分濃度を求め、BF出口~煙突入口までの除去効率 を調査した。特に、施設Aにおいては排ガス処理装置それぞれの除 去性能を調査する目的で各装置間5ヵ所の試料採取を行った。この 施設Aの測定の結果を表3に示す。ダスト全体のみならずPM25に



関しても BF 通過により 99.995%が除去されており、固体粒子に関して BF が極めて高い除去効果をもつことが分かった。またほとんどの元素に関しても BF 通過により 99.9%以上が除去されていた。CI, SO4²については、最初に BF 出口までにそれぞれ 63.6%, 70.1%が除去され、続く湿式ガス洗浄塔までにそれぞれ 99.98%, 99.97%が除去された。なお、Fe、Cr、Ni などの一部の元素は BF 出口においてサンプル装置由来(SUS)の汚染が認められた。粒径別に 得られたダストの分析から、各成分は粗大粒子側または微小粒子側に偏在する成分の 2 つに大分でき Na, K, Cu,



Zn, Cd, Sn, Sb, Cs, Pb, Cl, Br, SO₄⁻などは微小粒子側に分布を持つ傾向が見られた。

図 2 PM_{2.5}・SPM 排出量と環境基準との比較



図3 施設Cの煙突入口ダストの粒径頻度分布

3.3 排ガス中放射性物質の挙動

被焼却物に放射能性物質が含まれる都市ごみ焼却施設 Dにてサンプリングを行った結果を表4に示す。BF入口で は放射性セシウム134および137の合計濃度261 Bq/m³Nが 検出されたが、煙突入口からは検出されなかった(<DLと は検出限界以下を意味する)。BF出口より検出限界濃度ま で排出されていたとして、0.48 Bq/m³Nとなり、除去率では 99.8%以上と推定された。カスケードインパクタによる方 法ではなく、ダイオキシン類の採取をベースにした方法

(BF入口採取時間:1時間、出口採取時間4時間)では、 BF入口で770、900 Bq/m³_Nで、BF出口では不検出であっ た。この方法でも同様に放射性セシウムの除去率は99.8% 以上と推定された。また、いずれの試料からもヨウ素131 は検出されなかった。この結果より、環境中へ放出された

		除去率(%)				
	施設A⑤					
		湿式ガス	活性炭			
	BF出口	洗浄塔出口	吸着塔出口	煙突入口		
dust	99.995	99.998	99.9996	99.9999		
SPM	99.994	99.997	99.999	99.9999		
PM _{2.5}	99.995	99.997	99.999	100.0000		
Na	99.978	99.988	99.996	99.998		
Mg	99.990	99.997	99.997	99.997		
Al	99.963	99.992	99.989	99.991		
K	99.983	99.997	99.997	99.997		
Ca	99.920	99.985	99.980	99.983		
Ti	99.986	99.997	99.996	99.997		
Cr	^{*1}	99.938	99.837	99.961		
Mn	^{*1}	99.196	98.519	99.991		
Fe	*1_	99.918	99.901	99.944		
Co	×1_	99.306	98.241	99.986		
Ni	×1_	99.301	98.185	99.988		
Cu	96.517	99.795	99.948	99.987		
Zn	99.980	99.829	99.999	99.999		
Sr	99.978	99.995	99.994	99.994		
Cd	99.985	99.993	99.995	99.995		
Sn	99.870	99.990	99.948	99.945		
Sb	99.976	99.998	99.998	99.998		
Cs	99.944	99.985	99.980	99.982		
W	80.441	99.969	99.961	99.942		
Pb	99.992	99.982	99.999	99.999		
СГ	63.617	99.979	99.982	99.995		
NO ₃	91.000	97.626	97.532	95.200		
SO4 ²⁻	70.143	99.967	99.981	99.983		
※1:BF入I	コより濃度値	重が大きい				

放射性セシウムが混入した施設の排ガスでも、「実用発電用原子炉の設置、運転等に関する規則の規定に基づく線量限度等を定める告示」等で示された濃度限度 Cs-134:20Bq/m³_N、Cs-137:30Bq/m³_Nを十分下回ることがわかり、BF の能力を確認できた。

3.4 化学形態分析により分析した排ガスと周辺大気の関係

煙突排ガス中ダストと周辺大気 PM_{2.5}の化学形態を分析し関係を推定するために施設煙突入口ダストおよび施設 周辺大気 PM_{2.5}を対象に、硫黄、塩素、臭素、および鉛の XAFS 分析を行った。図4 に硫黄の XANES スペクトル を示す。硫黄は煙突入口ダストにおいて主に硫酸塩として存在し、一部は硫化物や有機硫黄として存在していると

表3 BF入口から各箇所までの除去率(%)

考えられた。周辺大気 PM_{2.5}においても同様に硫酸塩が主要な化学状態であったが、煙突入口ダストとは対イオン が異なる硫酸塩と考えられた。塩素は煙突入口ダストにおいて主に NaCl などの無機塩の状態であると考えられた。 周辺大気 PM_{2.5}においては無機塩だけでなく、LCF による推定では有機塩素化合物が 35~71mol%存在すると考えら れた。臭素と鉛の分析結果からも煙突入口ダストと周辺大気 PM_{2.5}で化学状態が異なっていることが示唆され、都 市ごみ焼却施設から排出されるダストは周辺大気の一次粒子として寄与する割合は低いと考えられた。

		排ガス中放射能(Bq/m³)			検出限界(Bq/m ³)		
		I-131	Cs-134	Cs-137	I-131	Cs-134	Cs-137
施設D BF入口	stage1	<dl< td=""><td>16</td><td>23</td><td>12</td><td>9</td><td>6</td></dl<>	16	23	12	9	6
	stage2	<dl< td=""><td>15</td><td>20</td><td>12</td><td>11</td><td>8</td></dl<>	15	20	12	11	8
	stage3	<dl< td=""><td>15</td><td>20</td><td>8</td><td>4</td><td>4</td></dl<>	15	20	8	4	4
	stage4	<dl< td=""><td>3</td><td>3</td><td>6</td><td>3</td><td>3</td></dl<>	3	3	6	3	3
	stage5	<dl< td=""><td>3</td><td>3</td><td>3</td><td>2</td><td>2</td></dl<>	3	3	3	2	2
	stage6	<dl< td=""><td>10</td><td>13</td><td>8</td><td>5</td><td>4</td></dl<>	10	13	8	5	4
	stage7	<dl< td=""><td>14</td><td>17</td><td>13</td><td>8</td><td>8</td></dl<>	14	17	13	8	8
	stage8	<dl< td=""><td>15</td><td>14</td><td>16</td><td>10</td><td>8</td></dl<>	15	14	16	10	8
	backup filter	<dl< td=""><td>29</td><td>28</td><td>14</td><td>7</td><td>6</td></dl<>	29	28	14	7	6
	H ₂ O ₂ 水	<dl< td=""><td><dl< td=""><td><dl< td=""><td>21</td><td>10</td><td>10</td></dl<></td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td><dl< td=""><td>21</td><td>10</td><td>10</td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td>21</td><td>10</td><td>10</td></dl<>	21	10	10
施設D 煙突入口	stage1	<dl< td=""><td><dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<></td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<>	0.03	0.02	0.02
	stage2	<dl< td=""><td><dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<></td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<>	0.03	0.02	0.02
	stage3	<dl< td=""><td><dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<></td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<>	0.03	0.02	0.02
	stage4	<dl< td=""><td><dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.01</td></dl<></td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.01</td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.01</td></dl<>	0.03	0.02	0.01
	stage5	<dl< td=""><td><dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.02</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<></td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.02</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td>0.02</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<>	0.02	0.02	0.02
	stage6	<dl< td=""><td><dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<></td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<>	0.03	0.02	0.02
	stage7	<dl< td=""><td><dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.02</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<></td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.02</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td>0.02</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<>	0.02	0.02	0.02
	stage8	<dl< td=""><td><dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<></td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<>	0.03	0.02	0.02
	backup filter	<dl< td=""><td><dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.01</td></dl<></td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.01</td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.01</td></dl<>	0.03	0.02	0.01
	凝縮水	<dl< td=""><td><dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.09</td><td>0.04</td><td>0.06</td></dl<></td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.09</td><td>0.04</td><td>0.06</td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td>0.09</td><td>0.04</td><td>0.06</td></dl<>	0.09	0.04	0.06
	H ₂ O ₂ 水	<dl< td=""><td><dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<></td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td><dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<></td></dl<>	<dl< td=""><td>0.03</td><td>0.02</td><td>0.02</td></dl<>	0.03	0.02	0.02

表4 排ガス中放射性物質の除去結果



4. 結論および今後の課題

今回測定を行った煙突入口の PM_{2.5} 濃度は施設により異なるが、そのうち最新の排ガス処理設備を持つ施設の濃度は $0 \sim 1.7 \mu g/m^3_N$ であり、すでに環境基準の長期値 $15 \mu g/m^3$ を下回っていた。この施設における BF 前後での採取の結果、PM_{2.5}の除去は 99.995%が BF でなされており、BF 出口での PM_{2.5} 濃度 $29 \mu g/m^3_N$ は一般大気中の濃度とほぼ変わらないレベルにまで低減されていた。また BF においては固体粒子のみならず、これを含むガス態中の元素も大幅に除去されており、測定対象のほとんどの元素についても BF 通過により 99.99%以上が除去されていた。粒径別に得られたダストの分析から、各成分は粗大粒子側または微小粒子側に偏在する成分の 2 つに大分でき Na, K, Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, Cs, Pb, Cl, Br, SO₄²などは微小粒子側に分布を持つ傾向が見られた。また、被焼却物に放射能性物質が含まれる都市ごみ焼却施設おける調査では、BF 入口で捕集したダストからは放射性セシウム 134および 137 の合計濃度 261 Bq/m³が検出されたが、煙突入口のダストからは検出されなかったことより、放射能を持つダストが炉内で発生しても、排出ガスの放射能濃度を十分に抑えられるほどの集塵性能を BF が備えていることがわかった。都市ごみ焼却施設が PM_{2.5}の排出源として周辺大気に与える影響については、硫黄、塩素、臭素、および鉛については煙突入口ダストと周辺大気 PM_{2.5} で化学状態が異なっており、都市ごみ焼却施設の周辺大気の影響は、一次粒子として寄与する割合は低いと考えられた。

以上より、都市ごみ焼却施設ではバグフィルタの導入を機に、極めて高度にばいじんが処理され、排出される PM_{2.5} は一次粒子としては周辺大気に大きな影響を与えないといえるが、排ガス中に含まれる硫黄酸化物、塩化水素、窒 素酸化物などは二次生成粒子の原因となることから、今後ガス状物質の評価も含める必要がある。

謝辞

サンプリングにおきましては、関係自治体及び(株)島津テクノリサーチに大変お世話になりました。ここに記 して感謝の意を表します。

参考文献

1)環境省:平成 22 年度版環境統計集 <u>http://www.env.go.jp/doc/toukei/contents/index.html</u>

京都大学 〇乾 徹・勝見 武

大幸工業 水野克己

1. はじめに

海面処分場は広大な面積を有し、大都市圏からのアクセスが容易で港湾区域内の重要な地点に立地して いるため、跡地の土地資源としての利用価値は高く、有効活用していくことが望ましい。この際に海面処 分場に投入される焼却灰や汚泥、スラグといった主要な埋立物の地盤としての支持力や植生基盤としての 機能の確保が重要となる。研究代表者らは、平成 21 年度本助成事業において、海面処分場に投入される 浚渫土を対象とした低環境負荷型の処理技術として、気泡による含水比低減効果や分解促進効果、下水汚 泥炭化物による含水比低減効果や強度上昇、および下水汚泥炭化物によるセメント固化処理時の悪臭の脱

臭効果について適用性を検討し、植生基盤への早期適用を試みている¹⁾。一方、地盤の支持力という面からは、海面処分場に投入される焼却灰やスラグといった材料は水硬性を有することが広く知られており²⁾、自然のエージング作用によって十分な支持力を発揮することが予測される。しかしながら、海面埋立処分場に受け入れられている廃棄物の地盤工学的特性に関する知見は十分でなく、跡地の高度利用を行う場合には廃棄物地盤の支持力を期待せずに杭基礎を施工する例が多く、自然環境中におけるエージング作用とそのメカニズムを含めた強度変形特性を明らかにすることで、低環境負荷型の跡地利用に貢献することが期待できる。

本調査研究では、海面処分場の廃棄物埋立地盤の強度変形特性に 及ぼすエージング作用の影響を把握することを目的として、採取し た埋立直前の廃棄物試料を対象として、基礎的な強度変形特性の実 験的検討を実施した。具体的には、実際の地盤環境を想定するため に処分場内部の水を模擬した水中で様々な期間養生した締固め供試 体に対して圧密非排水三軸圧縮試験をはじめとする各種試験を実施 した。さらには、養生による廃棄物試料の微視的構造の変化を把握 するため、走査型電子顕微鏡による廃棄物試料の微視的観察や X 線回折分析による反応生成物の同定を実施した。

2. 実験方法

本調査研究に用いた試料は、ある海面処分場の搬入基地に搬入さ れた後、一連の運搬・積み替え過程を経て、海面処分場に投入され る直前の廃棄物試料である。埋立てに至るまでの運搬・積替え過程 を経て、廃棄物は攪拌作用を受けており均質性は高くなっている。





写真-1 実験に使用した混合廃棄物試料



図-1 混合廃棄物試料の粒径加積曲線

表-1 混合廃棄物試料の基	本特性
粒子密度 ρ_s (g/cm ³)	2.67
均等係数 Uc	3.6
曲率係数 U _c '	85
最大乾燥密度 ρ_{dmax} (g/cm ³)	1.28
最適含水比 wopt (%)	34.5
自然含水比 w(%)	27.4
主要化学成分*	
CaO	51.6
Fe_2O_3	20.4
SiO_2	9.1
Al ₂ O ₃	4.3
*光火 V 始八七に トア北今日	八七分田

* 蛍光 X 線分析による半定量分析結果

原位置での正確な含水比は不明であるが、かなりの水分を含む湿潤状態であった。採取した試料は、室温 が 20 ℃に保たれた室内で風乾させた。その後、十分に撹拌し、粒径 9.5 mm 以下にふるい分けし、大き な岩石やガラス片などを除去し使用した(写真-1)。当該試料の粒度分布、および基本的な物理化学特性 を図-1、表-1 に示す。化学組成から、酸化カルシウムがポルトランドセメント並みに多く含まれることが 分かる。 Ca、Si および Al が存在していることから、水和反応またはポゾラン反応により、廃棄物内に 固結力が生じることが示唆される。供試体の作製は、試料を最適含水比 34.5%になるよう調整し、湿潤密 ± 1.64 g/cm³の直径 50 mm,高さ 100 mm の供試体を作製した。この初期密度は実測された廃棄物地盤の 密度を参考に決定している。これらを模擬浸出水に浸漬・脱気飽和させた後に、体積膨張が生じないよう に所定期間養生した。模擬浸出水は、大阪府内の沿岸にて採取した海水を約 30 L 用意し、海水と廃棄物 を液固比 10 で混合して 7 日間放置した。その後、75 µm のメッシュ通過分を使用した。模擬内水の水質 は、Ca 濃度 = 1850 mg/L、pH = 7.95 である。

養生終了後、拘束圧を 50,100,150 kPa (背圧 240 kPa)の3 段階に変化させ,圧密非排水(CU)三軸圧 縮試験を行った。供試体のB値が 0.95 以上になっていることを確認し、ひずみ速度 0.1 %/min、最大軸ひ ずみ 15%で載荷を行った。圧縮試験後の供試体は走査型電子顕微鏡による観察および X 線回折分析に供

した。これらの分析は、供試体の微視的構造の変化、反応生成物の生成状況の評価を目的としている。

3. 調査研究結果とその考察

3.1 応力-ひずみ関係

図-2 に三軸圧縮試験における拘束圧毎の応力ーひず み関係を示す。多種多様な廃棄物が混合状態になった 海面埋立処分場の廃棄物埋立地盤の初期剛性や強度自 体は一般的な砂地盤と同程度であり、構造物によって は直接基礎の適用が十分適用可能であることが明らか になった。非排水条件でせん断を行っているために後 述する間隙水圧の挙動によって差異があるものの、全 体の傾向として水中養生によって強度が上昇する傾向 が見られた。特に、拘束圧が 50 kPa と低い場合に養生 による強度上昇が顕著であった。このことは、水中養 生による水和物の生成によるセメンテーション効果に よって見かけの粘着力が増加したものと推察される。 実際に破壊時の有効応力に関するモールの応力円に基 づいて粘着力 c'、せん断抵抗角 d を求めると、養生0日 の供試体で*ϕ*'=40.8°、*c*'=1.3 kPa であったのに対し、例 えば養生 28 日の供試体では = 35.8 °、 c' = 36.5 kPa と なっており、粘着力が増すという結果が得られた。一 方、拘束圧が低い条件では長期養生試料の初期剛性が 低下する傾向がみられた。これは、長期の水浸によっ て試料が軟化していると考えられるが、後述する間隙 水圧の変化の差異も一部寄与していると考えられる。



3.2 間隙水圧増分-ひずみ関係

図-3 に三軸圧縮試験における間隙水圧増分--ひずみ関係を 示す。せん断開始直後において体積収縮の傾向を示す間隙水 圧の増分が確認された。その後、せん断が進行すると負の過 剰水圧が発生しており、膨張傾向を示す。特に長期養生供試 体においてこの傾向が強く、供試体中に生成する膨張性のエ トリンガイト等の水和物の生成が影響していると推察される。 すなわち、膨張性であることから初期の体積収縮が顕著にな るが、構造の緻密化によりせん断が進行した際の膨張傾向は 顕著になると考えられる。一方、長期間養生した供試体はせ ん断が進行した際の間隙水圧の消散速度が低下することが明 らかになった。これには、第一に長期水浸による軟化、第二 に供試体内部の空隙構造が変化して透水性が低下が寄与した と考えられる。結果として同じひずみに対して発生している 平均主応力が小さくなっており、非排水せん断時の初期剛性 が低下した一因として考えられる。実際、初期剛性が低い長 期養生試料は平均主応力の上昇とともに強度が上昇し、ひず み硬化挙動を示す傾向がみられた。

3.3 有効応力経路

拘束圧 100 kPa における有効応力経路図上に M = q / p' (p': 平均主応力、q: 軸差応力)をいくつかの水準に 変化させてプロットしたものを図-4 に示す。これらの プロットは、厳密な限界状態線を表すものではなく、 強度パラメータが異なる試料の応力経路の差異を比較 する上で参考のため示している。本試料の非排水時の せん断挙動は 3.2 に示した通りエージング効果による構 造変化に起因する間隙水圧の発生、消散挙動の差異に よって支配されると考えられる。したがって、この図 を用いてせん断挙動を比較することは供試体の構造的 な変化を加味した上で議論するには有効である。図-4 より、水中で養生していない試料は M=1.8~2.1 を推移 しているが、水中養生7日、14日および28日試料はM = 1.8~2.1 を推移し、おおむね 2.1 付近にまで達してい



る。さらに水中養生 60 日および 90 日試料に関しては、M = 2.1~2.4 にまで達していることが見てとれる。 このことは、同じ有効拘束圧を比べたとき、養生期間が長いほど強度も大きくなることを示している。

軸差応力

3.4 微視的観察による反応生成物の同定

写真-2 に養生0日、および養生60日の供試体の電子顕微鏡観察写真(倍率2000倍)を示す。針状に 析出したエトリンガイトが水中養生を行っていない試料からも確認できるが、廃棄物の撹拌、運搬段階で 散水が行われていることを考慮すると妥当な結果である。図-5 に養生 0 日、および養生 60 日の供試体の X 線回折結果を示す。両供試体ともに明確なエトリンガイトの回折ピークが確認できるが、養生 60 日供 試体においてより顕著であった。エトリンガイトの 顕著な生成は、海水中に硫酸イオンが豊富に含まれ ていることに起因しており、水中養生日数の経過と ともにエトリンガイトが増加することが示唆される。 一方、フリーデル氏塩(3CaO・Al₂O₃・CaCl₂・ 10H₂O)やアルミン酸三カルシウム水和物(3CaO・ Al₂O₃・6H₂O)といったエトリンガイトに関連する 物質についても明確なピークが確認された。フリー デル氏塩とはエトリンガイト(3CaO・Al₂O₃・ 3CaSO₄・32H₂O)の SO₄²が CFに置換されたもので あり、これらエトリンガイト生成に関連するフリー デル氏塩やアルミン酸カルシウム水和物も生成して いる事が示唆される。以上のことから、海水中の塩 化物イオンや硫酸イオンなどとの相互作用によって、

供試体中には様々な形態のカルシウム水和物が生成してお り、供試体の間隙構造に変化が起こっていると考えられる。

4. おわりに

本調査研究では、廃棄物埋立物の本来有している地盤材 料としての特性を最大限活用し、埋立状態でのエージング やウェザリングといった自然環境条件下での強度特性や植 生機能の改善を図ることがコスト縮減、環境負荷低減に貢 献しうるという観点から、海面埋立処分場の廃棄物埋立層 の強度変形特性の把握とエージングが及ぼす影響を室内試 験により調査した。圧密非排水三軸試験によって得られた 有効応力に関する強度定数を比較すると、水中養生によっ て粘着力が増加しせん断抵抗角が低下するという固結力の 発生を示す結果が得られた。初期剛性や強度自体は砂地盤 と同程度であり構造物によっては直接基礎の適用が十分適 用可能である。一方、長期養生試料においてはせん断変形 が進行した際の非排水せん断時における間隙水圧の消散速 度も低下することが示され、長期水浸によって軟化、およ び X 線回折結果による水和物の生成から示唆される供試





(b) 養生 60 日

写真-2 養生日数が異なる供試体の電子顕微鏡写真 (観察倍率 2000 倍)



図-5 各供試体のX線回折分析結果

体の内部の空隙構造が変化して透水性が低下したことが要因として挙げられる。このような差異によって、 同じ有効拘束圧に対する強度は養生期間が長いほど大きくなることを示された。

参考文献

- 1) Inui, T., Ikeda, K., Katsumi, T., Kamon, M., and Mizuno, K. (2012): Improvement of dredged sediment using air bubbles or carbonized sewage sludge, Journal of ASTM International, ASTM, 採択済.
- 2) 東畑郁生, 鵜野雅明, 河野有司, 亀田真加, 喜多佑介, 米内祐史, Florian Kölsch (2010): 一般廃棄物の力 学的特性に関する研究, 土木学会論文集, Vol.66, No.3, pp.631-644.

改質浄水発生土を用いた最終処分場底泥からのリン溶出抑制

○藤原康博、西尾孝之(大阪市立環境科学研究所)

1. はじめに

河口域の底泥は有機物や栄養塩類の含有濃度が高く、これを浚渫して埋め立てた海面埋立処分場では浚渫土砂から栄養塩類が溶出する結果、内水面に植物プランクトンが大増殖してpHやSSが高くなることがある。浚渫土砂埋立処分場のためのみならず、閉鎖性水域の富栄養化抑制のためにも底泥からの窒素やリンの溶出を抑制する必要がある。

一方、浄水場の凝集沈殿処理工程で生じる浄水発生土は、水道原水中に浮遊していた粘土鉱物質や有機物を 含む懸濁粒子と浄水工程で添加された凝集剤が含まれており、有害物質をほとんど含まないにもかかわらず水道 事業体から発生する産業廃棄物と分類されており有効活用が求められている。これまでにも農園芸用培養土原料 やセメント原料として再利用されているが、充分には有効利用されておらず、依然として廃棄物最終処分場で埋立 処分されている割合が高い。浄水発生土は、アルミニウム系凝集剤由来のアルミニウムを含有しているためリン酸イ オンを吸着する能力がある。

そこで本研究では、浄水発生土のリン吸着能に着目して、浚渫土砂からのリン溶出を抑制することによる海面埋 立処分場の水質改善への有効性を室内実験規模で検討した。大阪港湾域の浚渫土砂は、台船により海面埋立処 分場まで搬送され、護岸で約 6-9 倍量の海水と混合した後に埋め立て区画まで管路輸送されることから、海水との 混合時に浄水発生土を添加することを想定して攪拌混合処理実験を行った。また、底泥からの栄養塩類の溶出抑 制のために覆砂による溶出抑制効果についても併せて検討した。

2. 実験方法

浄水発生土は、大阪市水道局柴島浄水場から分与を受けた脱水ケーキを 5 mm 程度に粒状化してそのまま(未 焼成浄水発生土)或いは 600 °C で 2 時間焼成した後、篩にかけて 1 mm 以下の粒子(粉末状焼成浄水発生土)お よび 1 mm 以上 2mm 以下の粒子としたもの(粒状焼成浄水発生土)を用いた。底泥は、浚渫土砂を埋立処分してい る海面埋立処分場の底泥および河口域の底泥をエックマンバージ採泥器により採取したものを用いた。

撹拌混合処理は、埋立処分場内水または海水1 Lと底泥100gに対して浄水発生土を1-100gの割合で添加し、 ジャーテスターで250 rpm、5-10分間の急速撹拌の後に静置し、表層水に検出される窒素・リン濃度の変化を記録 した。覆砂処理は、トールビーカーに底泥を入れた後に海水1Lを静かに注ぎ入れ、水面上から浄水発生土をでき るだけ均一に散布し、表層水に検出される窒素・リン濃度の変化を調べた。

	含水率	強熱減量	T-N	T-P
	(%)	(%)	(mg/g-dry)	(mg/g-dry)
未焼成浄水発生土	49.5	7.9	2.47	1.48
焼成浄水発生土	—	—	0.16	2.98
埋立処分場底泥	78.0	11.3	3.32	0.83
河口域底泥	82.3	16.7	6.62	1.46

表1 浄水発生土および底泥の分析結果

表2 埋立処分場内水および海水の分析結果

	T-N	NH4-N	NO ₂ -N	NO3-N	T-P	PO ₄ -P
	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
埋立処分場内水	3.62	0.85	0.44	0.14	0.38	0.23
海水	1.95	0.17	0.05	1.27	0.099	0.086

【連絡先】 藤原康博 〒543-0026 大阪市天王寺区東上町8番34号 大阪市立環境科学研究所

TEL 06-6771-3043 FAX 06-6772-0676 E-mail yasu-fujiwara@city.osaka.lg.jp 【キーワード】海面埋立処分場、リン、窒素、浄水発生土

3. 実験結果および考察

(1) 未焼成浄水発生土による攪拌混合処理

未焼成浄水発生土による攪拌混合処理を行った場合の表層水の窒素及びリンの経時変化を図1に示した。全窒素の約3/4がアンモニウムイオンとして存在していたが、実験開始10日を過ぎる頃から急速に減少した。同時期に 亜硝酸イオンの生成が認められること、全窒素も同時期に減少したことから、硝化反応が進行し底泥表層付近では 脱窒反応も進行していたと考えられる。浄水発生土が多くの窒素を含有するため、浄水発生土の混合比率が高くな るにつれて攪拌混合処理した底泥からの窒素溶出量が顕著であった。

一方、リンの溶出は、浄水発生土の混合比率が高くなるにつれて減少した。浄水発生土を攪拌混合処理しなかったもの(blank)の全リンおよびリン酸イオンの初期値はそれぞれ 0.27 mg P/L および 0.15 mg P/L あり、実験開始後



図1 埋立処分場底泥を対象とした未焼成浄水発生土の撹拌混合処理による窒素・リン溶出抑制効果 blank:底泥のみ、50:底泥に浄水発生土50%混合、100:底泥に浄水発生土100%混合、100 blank:浄水発生土のみ



図2 埋立処分場底泥を対象とした 600°C焼成浄水発生土の撹拌混合処理による窒素・リン溶出抑制効果 blank:底泥のみ、50:底泥に浄水発生土 50%混合、100:底泥に浄水発生土 100%混合、100 blank:浄水発生土のみ

10日目頃から減少した。強い還元状態にあった処分場底泥の間隙水に溶解していたリン酸イオンが、攪拌混合処理により拡散され、徐々に酸化的雰囲気になり2価鉄から酸化された3価鉄に捕捉されて沈殿したためと考えられる。 また、微細な懸濁粒子状のものも静置状態で徐々に沈降したものと考えられる。

(2) 粒状焼成浄水発生土による攪拌混合処理

粒状焼成浄水発生土による攪拌混合処理を行った場合の表層水の窒素及びリンの経時変化を図2に示した。各 態窒素濃度の初期値は、浄水発生土の混合比率が高くなるにつれて高くなった。但し、5%以上の混合比率では約 6 mg N/Lとほぼ一定の値であったため、焼結浄水発生土から溶出してきたものではなく、攪拌混合処理により処分 場底泥から振り出されたものと考えられる。

攪拌混合処理時の処分場底泥からの全リンの溶出濃度は 0.26 mg P/L と、未焼成浄水発生土を用いた場合の約3/4 であったが、静置後 10 日目までに 0.36 mg P/L に達した。また、未焼成浄水発生土を用いた場合は、2%混合すると、混合時の初期吸着以降に堆積した底泥から溶出してくるリン酸イオンを抑制することができたが、焼成浄水発生土の場合は 100%混合した場合でも 10 日目まで徐々にリン酸イオン濃度が上昇した。これは、焼結処理により密度が高くなったことに加えて粒子状に成型したために沈降しやすくなり、静置時には焼成浄水発生土が処分場底

泥の下に層を成して堆積 し、処分場底泥から溶出 したリン酸イオンは、浄水 発生土に接触することなく 直上水に拡散したと考え られる。

(3)河口域底泥を対象とした た 攪拌混合処理

河口域底泥を対象とし た攪拌混合処理を行った 場合の表層水の窒素及び リンの経時変化を図3に 示した。焼成浄水発生土 の攪拌混合処理により直 上水に振り出された全窒 素の初期濃度は9 mg N/L 程度であった。未焼 成の浄水発生土を混合し た際は、混合比率に応じ て全窒素の初期濃度も高 くなった。

一方、河口域底泥のみ の対照区における全リン の初期濃度は1.8 mg P/L であった。浄水発生土の 混合比率が同じ場合の初 期リン濃度は、未焼成の 浄水発生土、粒状焼成浄 水発生土、粉末焼成浄水 発生土の順で低くなり、焼 成浄水発生土を微細粒子 にすることで、河口域底泥 から振り出されたリン酸イ オンを効率良く吸着するこ とができたと考えられる。



図3 河口域底泥を対象として未焼成浄水発生土(raw)、600℃焼成粒状浄水発生 土(large)、600℃焼成粉末状浄水発生土(small)の撹拌混合処理による窒素・ リン溶出抑制効果

blank:底泥のみ,50:底泥に浄水発生土50%混合,100:底泥に浄水発生土100%混合

(4)覆砂処理

覆砂処理後の直上水中の窒素及びリン濃度の経時変化を図4に示した。対照区の全窒素は、実験開始後 28 日 目に16 mg N/L に達し、50 日目までほぼ同じ値であった。全窒素の9割近くがアンモニウムイオンとして存在し、底 泥から溶出したものと考えられた。未焼成の浄水発生土を覆砂した場合、覆砂量に応じて浄水発生土から溶出して くる窒素成分が加わるため、高濃度になった。硝酸イオンは浄水発生土に含まれていたものであり、覆砂直後が最 も高濃度であり、時間と共にほぼ一様に減少した。焼成浄水発生土を覆砂した場合は浄水発生土からの窒素の持 ち込みはなく、底泥からのアンモニウムイオンの溶出による窒素濃度の増加が認められたが、覆砂量が多いほど溶 出する窒素濃度は低くなった。覆砂量に応じて層厚が増すために、拡散を抑制したと考えられる。

一方、リンの溶出は対 照区において著しく、28 日目に 7.7 mg P/L に達し た。攪拌混合処理の場合 はジャーテスターにより激 しく攪拌される際に硫化 物や還元状態の鉄やマン ガンが急速に酸化されて リンの溶出が抑制される が、覆砂した場合は底泥 の嫌気状態が保たれた結 果、リン酸イオンが溶出し やすい状態であったと考 えられる。しかし、浄水発 生土を覆砂すると底泥か らのリンの溶出は抑制さ れ、直上水のリン酸イオン 濃度も徐々に低下した。 覆砂により直上水の好気 的環境が維持されたため と考えられる。粒状焼成浄 水発生土の覆砂量に対応 して直上水のリン消失速 度が早くなったのは、焼 成浄水発生土の粒子径が 粗いために、十分な層厚 がないと河口域底泥から の溶出を抑制しきれなか ったものと考えられる。



□ 図4 河口域底泥を対象として未焼成浄水発生土(raw)または 600℃焼成粒状浄 水発生土(large)の覆砂処理による窒素・リン溶出抑制効果

blank:底泥のみ, 50:底泥に浄水発生土 50%混合, 100:底泥に浄水発生土 100%混合

4. まとめ

・浄水発生土にはリン酸イオンを吸着する能力が保持されており、浚渫土砂埋立処分場の底泥を対象とした場合は、
 未焼成浄水発生土は焼成浄水発生土よりも底泥からのリン溶出を抑制する効果が高かった。ただし、未焼成浄水発
 生が含有する窒素の溶出が著しく、これを抑制するためには、混合比率を10%程度に留める必要がある。
 ・浄水発生土を 600℃で焼成することにより含有窒素濃度を低減することが可能であるが、浚渫土砂との接触混合
 効率を高めるためには微細粒子にする必要がある。

・浄水発生土を覆砂することにより、底泥から溶出するリンを抑制する効果が高く、2ヶ月程度リン溶出抑制効果が持続した。未焼成浄水発生土は、窒素の溶出が著しいので覆砂量に限界がある。

謝辞

浄水発生土は、大阪市水道局柴島浄水場より分与を受けました。また、海面埋立処分場における試料採取にあたり大阪市港湾局および(財)大阪市環境事業協会の皆様にお世話になりましたことを深謝致します。