

目次	CONTENTS
1 <巻頭言> 神様との出会い	
2 PCB 汚染物等プラズマ熔融分解技術の高性能化	Progress in Plasma Melting Technology of PCB-contaminated Wastes
7 PCB 汚染異物混入土の還元加熱処理	Reductive Heating Treatment of PCB-Contaminated Soil Including Extraneous Substance
16 高効率熱輸送システム「サーモウェイ®」の実用化	Field Test of High Efficiency Thermal Energy Transport System "ThermoWay®"
22 有価金属回収技術—廃液晶パネルからの インジウム回収処理—	Precious Metal Recovery System-Indium Recovery Treatment from Waste LCD Panel
29 汚泥水槽の攪拌方法に対する数値計算による検討	Numerical Analysis for Method of Mixing Sludge Tank
34 分子生物学的手法をもちいた微生物群集解析の 適用事例	Applications of Molecular Biological Techniques for the Analysis of Microbial Community in Biological Wastewater Treatment Plants
40 「日田市バイオマス資源化センター」 運転実績	Operation Results of Hita City Biomass Recycling Center
47 ベルト型濃縮機による余剰汚泥の濃縮性能および 生汚泥の連続運転状況	Thickening Performance of Excess Sludge and Continuous Running for Primary Sludge by the Belt Thickener
53 し渣洗浄脱水機の処理性能の検証	Verification of Wash-Press for Sewage Screenings
57 フィルタドライヤの新機能 [特許申請中：特願2006 - 307611]	New Features of Filter Dryer

神様との出会い



大阪大学 名誉教授
工学研究科機械物理工学専攻

工学博士 **香月正司**
Masashi Katsuki

突然皆既日食に出会い、真昼の暗黒に畏れおののいた原始の人々が、再び現れた太陽の光に神の存在を感じた自然の不思議さは、現代人にとっては何も特別なものではなく、小学生でも理解している天文現象のひとつである。しかし、人はただそれを知っているだけであって、誰もそれを止めることも動かすこともできない。それを不思議と呼べば、今も不思議のままなのである。

今から35年前、燃焼を伴う流動現象を数値解析的に解く手法は、まだそれほど普及しておらず、エンジン燃焼室内の温度分布の計算など、到底考えられない状況であった。今では大型ガスタービンの開発に際して、その燃焼器内の熱発生率分布やいろいろな成分の濃度分布、さらにはタービン入口の温度分布を数値シミュレーションによって予測し、費用と時間が掛かる実験を極力少なくするという考え方が一般的になっている。

流れに乗って燃料や酸素や熱が運ばれる対流・拡散現象を数値解析によって解くということは、少しむずかしい言葉を使って表現すると、非線形問題を解くという数値解析の上では厄介な部類に属する問題である。さらにそこに燃焼反応が加わった場合、その反応量は極めて温度に敏感で、低温ではほとんど反応が進まないのに、温度が高くなると急激に反応量が増大する性質をもっている。この非線形性がますます数値計算をむずかしいものにしてしまう。すなわち、コンピュータの中では繰り返し計算によって正しい収束解を求める作業が行われるが、その経過の中で温度を高く仮定するとそれによって反応量が増え、さらに高い温度が算出されることになり、遂には発散してしまうことがしばしば起こる。しかしこれは人間の考えた計算プログラムに不適切な部分が含まれているからであって、決して実際の現象が発散してしまうわけではない。いくら熱流動解析用の汎用ソフトが市販される時代になったとはいえ、そこには人が考えたプログラムが用意されているだけで、決して自然現象が詰まっているわけではない。すなわち、収束解が得られる場合は幸いで、数値シミュレーションはしばしば発散してしまうのである。

例に挙げたガスタービン燃焼器の内部を1秒間に何千コマの高速度で撮影すれば、1コマごとにわずかな揺れ動く炎の姿が写るはずで、設計・開発に必要な濃度分布や温度分布はそれらの平均値として得られる。この1コマの炎の姿をコンピュータで再現するためには、燃焼器内に数十万ないし数百万の計算格子点を配置し、大きな記憶容量をもつコンピュータを用いて数時間、時には数十時間の演算を実行しなければならない。ようやく収束した解をわれわれが手にしたとき、自然現象は何千万コマも先へ進んでしまっていることになる。すなわち、ある一瞬の状態を起点に、われわれが必死になって数値シミュレーションを実行したところで、決して予測にはならず、はるか遅れて自然現象を後追いするに過ぎないのである。

ここで計算に取り上げた燃焼器は、自然界から見ればごく小さな一部分で、その入口や出口は外界と連なり、その外界は別の燃焼器の入口や出口と、何の矛盾を生じることもなく滑らかに連なっている。すなわち、今この一瞬、自然界は燃焼器の中だけでなく、地球全体をひとつの解で覆っているとも言える。わずかな燃焼器内の数値シミュレーションにわれわれは膨大な時間を必要とするのに、一瞬の間に地球全体を覆う解を決めることを一体誰がしているのだろうか。しかもその解は地球上のどこかで発散することなく見事に調和を作りだし、それが次の瞬間の新たな調和へとつながっている。数値解析をやればやるほど、解が発散すればするほど、自然界を司る不思議なものの存在を否定できないようになった。真の収束解は、私にとって神様である。

PCB 汚染物等プラズマ 溶融分解技術の高性能化

Progress in Plasma Melting Technology of PCB-contaminated Wastes



技術開発本部
プロセス技術開発部廃棄物処理室
田 頭 成 能
Shigeyoshi Tagashira
清 水 由 章
Yoshiaki Shimizu
新規プロセス室
高 橋 正 光
Masamitsu Takahashi
(工学博士)

新日鉄エンジニアリング株式会社
環境ソリューション事業部
長 田 守 弘
Morihiro Osada
同 PCB 処理施設建設班
三 方 信 行
Nobuyuki Mikata
山 崎 良
Ryo Yamazaki

筆者らは、PCB 汚染物等の無害化処理方法として、プラズマ溶融分解法の開発をおこなってきた。今般、その高度な応用として、小型コンデンサ処理を念頭に置いたコンデンサ素子の処理試験、ならびに、排気中のダイオキシン低減化について実証試験をおこなった。コンデンサ素子においては PCB 含有量が40 wt%と大きい、同プロセスで問題なく処理できることが明らかになった。いっぽう、従来の排気処理プロセス（1BF→2BF→触媒）よりもさらなる低ダイオキシン化を目指し、排気プロセスを組替えた試験（1BF→触媒→2BF）を実施した。その結果、従来法にくらべて非常に低い排気ダイオキシン濃度を安定的にえることができ、より環境負荷を低減できることが示された。

The authors have developed a PCB-contaminated waste treatment process employing plasma melting technology. For enhanced application of the process, a series of experimental study on (a) treatment electric capacitor elements which are highly impregnated with PCB oil. And (b) new flue gas cleaning system for lower Dioxins (DXNs) emission are carried out. First, in electric capacitor element treatment, although its high PCB content of 40 %-weight, PCB and Dioxins concentration in solid residue and flue gas satisfied Japanese regulations. Next, aiming lower DXNs concentration in flue gas, 2nd bag filter is moved to the end of flue gas cleaning system. As the result of experiment, lower DXNs concentration in gas is achieved consistently, showing the effectiveness of the configuration of new gas cleaning system.

Key Words :

PCB 汚 染 物

プラズマ溶融分解技術

小 型 電 気 機 器

ダ イ オ キ シ ン

バ グ フ ィ ル タ

PCB-contaminated wastes

Plasma melting technology

Small electric appliances

Dioxin

Bag filter

まえがき

PCB（ポリ塩化ビフェニル）は、工業的に合成された液状の化合物で、熱で分解しにくい、電気絶縁性が高い、化学的に安定であるなどの性質から、高圧トランス・コンデンサ、蛍光灯安定器などの電気機器の絶縁油、熱交換器の熱媒などに使用されてきた。しかし、1968年のカネミ油症事件を契機に人体に対する毒性が明らかになり、1974年に製造・輸入・使用が禁止された。しかし、PCBを含む廃棄物の無害化処理は進まず、機器を所有する各事業者が保管する状況が長く続いた。

21世紀に入り、残留性有機汚染物（POPs）に対する国際的な取り組みが進む中で、わが国においては2001年に成立した「PCB 特措法」により、PCBを含む廃棄物を保管する事業者は2016年までに処理することが定められた。このうち、高圧トランス等および廃 PCB については、日本環境安全事業株式会社により全国5カ所における拠点の広域処理施設の整備が進められている。¹⁾

いっぽう、PCBを含む廃棄物のうち、小型電気機器、汚泥、ウエス、感圧複写紙、蛍光灯安定器などは「PCB 汚染物」と総称される。その保管量は2004年度末において汚泥15411トン、安定器5551983個、感圧複写紙668トンなどであり、²⁾ PCB廃棄物全体の一定の割合を占めている。PCB汚染物は、トランス・コンデンサ類や液状の廃 PCB と対比すると、① PCB 含有量は数 ppm～数十 % と幅広い、②汚染物の性状、その他の成分や危険物との混

合状態などが種々雑多である、③安定器などは個数が非常に多い、などの特徴を持つ。このため、無害化処理にあたっては、選別・破碎・抽出・洗浄などの従来処理工程への適用が困難であり、可能な限り有姿のまま一括で処理できるような方法が望まれる。

プラズマ溶融分解法は、プラズマを熱源としたプラズマ溶融分解炉に PCB 汚染物を投入し、プラズマアークおよび溶融スラグ浴の相乗効果により、その容器（ドラム缶など）ごと効率よく溶融分解できる技術である。筆者らはこれまで、本処理方法を PCB 汚染物に適用し、代表的な PCB 汚染物である汚泥、ウエス、感圧複写紙、安定器の処理試験をおこない、無害化が可能であることを示してきた。³⁾ 今般、本技術のさらなる検証として、小型電気機器を含むコンデンサ類の処理、および、排気中 DXNs 低減のための排気処理プロセスの検討を実験的におこなったので、以下に報告する。

1. 試験設備の概要

図1に、プラズマ溶融分解炉の概念図を示す。PCB 汚染物等は、容器（本実証では20 Lペール缶）に密封され、投入装置によりプラズマ溶融分解炉に投入される。容器上部の PCB 汚染物等へは直接プラズマを照射し、溶融分解する。容器下部の PCB 汚染物等は溶融スラグ浴に浸かって、1400℃以上の高温により、溶融分解する。なお、運転時には、炉内をカメラで監視し、汚染物の溶融分解状況に応じてプラズマトーチの照射位置を移動して、効率的に溶融分解を図っている。写真1に、実証試

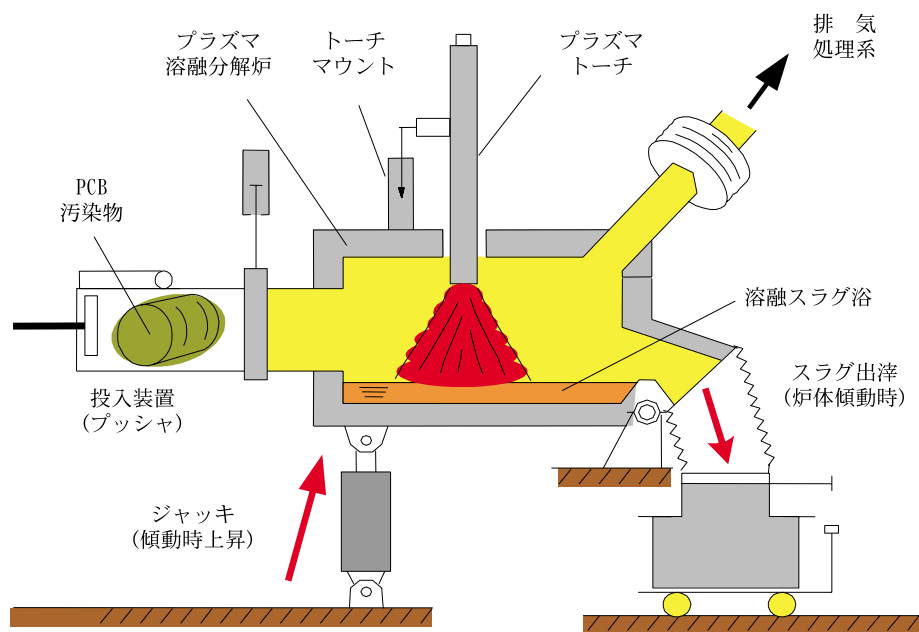


図1 プラズマ溶融分解炉の概念図



写真1 実証設備全景



写真2 炉内熔融状況

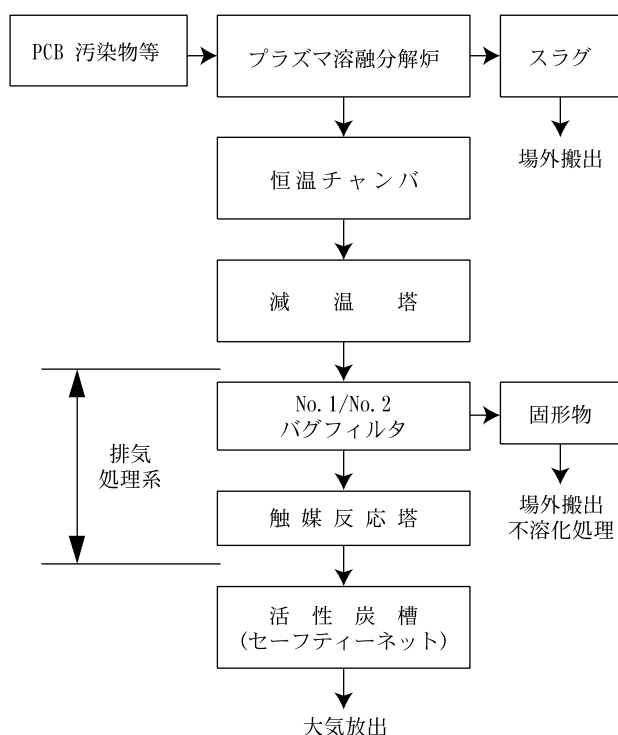


図2 実証試験設備のフロー図

験設備の全景を、写真2に、炉内監視カメラの画像を、それぞれ示す。

プラズマ熔融分解炉において、PCB や可燃分は H_2O 、 CO_2 、 HCl などに分解されて後段の排気処理系に送られる。また、不燃分は熔融スラグとなり、定期的に炉体を傾動して炉から払いだす。

図2に、実証試験設備全体のフロー図を示す。プラズマ熔融分解炉からの排気は恒温チャンバで 1200°C ・2秒の滞留時間を確保したのち、減温塔で 200°C まで水噴霧により温度を下げる。その後の排気処理系においては、バグフィルタで消石灰を吹き込み、 HCl 、 SO_x を除去し、触媒反応塔でアンモニアを吹き込み、 NO_x を除去する。排気中のダイ



写真3 コンデンサ素子

オキシン類は、バグフィルタにて粒子状のダイオキシン類を除却するほか、触媒反応塔の触媒により分解除去する。排気処理はここまでで完了するが、不測の事態に備えて後段にセーフティーネットとしての活性炭槽を設置し、PCB の排出防止に努めている。

なお、排気処理系については、排気中 DXNs 低減のために新たな排気処理方式の検討をおこなったが、それについては3項に詳細を述べる。

2. コンデンサ素子処理試験⁴⁾

小型電気機器とされる PCB 汚染物のうちには、小型・低圧のコンデンサが多く含まれている。コンデンサの内部には、紙またはポリエチレンフィルムなどとアルミニウム箔を多層に積層した部材（コンデンサ素子）があり、その内部には多量の液状 PCB が含浸されている。したがって、小型電気機器の処理にあたっては、コンデンサ素子の処理可能性が重要となる。そこで、数個の PCB 含有コンデンサを解体して素子を抜き出し、その無害化試験をおこなった。

試験では、コンデンサ素子を20リットル容積のペール缶に約7kg/缶ずつ封入し、計20缶の処理をおこなった。このペール缶は、実際の処理時に想定される200リットルドラム缶の1/10スケールである。写

真3に試験にもちいたコンデンサ素子を示す。なお、投入したコンデンサ素子のPCB濃度は40wt %であった。

実証試験の所要時間はスラグの払いだしに要する時間を含めて7.5時間であり、ペール缶は一定時間間隔で炉内に投入し、熔融分解処理した。試験中、プラズマ熔融分解炉の温度は1400℃以上であり、また、炉内圧力は負圧に維持された。

表1に、設備から排出される排気、固形物（スラグ、No.1・No.2バグフィルタ下の固形物）の排出量とPCB濃度を示す。また、No.1・No.2バグフィルタ固形物の溶出試験結果は0.0005 mg/L以下であった。このことから、排気、固形物のいずれも、いわゆる卒業判定基準（排気：150 $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ 、固形物の溶出：0.003 mg/L）未満であった。また、PCB分解率は、99.99999 %以上であった。

表2にDXNsについての測定結果を示す。スラグ、バグフィルタ固形物および、排気に含まれるダイオキシン類は、すべて目標基準値（スラグ・固形物：3 ng-TEQ/g、排気0.1 ng-TEQ/ m^3N @ $\text{O}_2=12\%$ 換算）を下回っている。

3. 排気低ダイオキシン化試験⁵⁾

これまでに報告した試験結果においては、排気中

のダイオキシン濃度は、プラズマ熔融分解方式に対する規制値である0.1 ng-TEQ/ m^3N ($\text{O}_2=12\%$ 換算)を下回った。しかしながら、より環境負荷を低減するために、図3のように排気処理系を変更し、低ダイオキシン化を目指した試験をおこなった。すなわち、1段目、2段目のバグフィルタでは、粉末活性炭を噴霧し、ダイオキシンの吸着を積極的に実施するとともに、2段目のバグフィルタと触媒との順序を交換し、触媒におけるダイオキシン除去性能にかかわらず、2段目のバグフィルタで確実なDXNs除去を目指す方式とした。

新排気処理方式での試験①～⑩について、排気系DXNs濃度のデータを図4に示す。また、これらの試験で処理したPCB汚染物の種類、試験時間を表3に示す。試験①、④、⑧については、排気系の最終段だけでなく、1BF入口、1BF出口（＝触媒入口）、触媒出口（＝2BF入口）の三点でもダイオキシン濃度を測定し、各単位操作の効果についても評価した。なお、図中のDXNs濃度は $\text{O}_2=12\%$ に換算した濃度である。

排気測定をおこなった試験のすべてで、排気系出口（2BF出口）のダイオキシン濃度は0.001 ng-TEQ/ m^3N [$\text{O}_2=12\%$]を下回り、これは従来の排気系による

表1 コンデンサ素子処理におけるPCB分解率収支

項 目			単位	コンデンサ素子
投入	PCB汚染物	処理物量	kg/h	24
		PCB濃度	%	40
排出	スラグ	発生量	kg/h	4.5
		PCB濃度	mg/kg	0.000093
	No.1バグフィルタ固形物	発生量	kg/h	4.3
		PCB濃度	mg/kg	0.0053
	No.2バグフィルタ固形物	発生量	kg/h	3.0
		PCB濃度	mg/kg	0.0022
	触媒塔出口排気	乾ガス量	m^3/h	1800
		PCB濃度	$\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$	0.027
PCB分解率			%	99.9999989

表2 コンデンサ素子処理におけるダイオキシン類の濃度

項 目	単 位	
スラグ	ng-TEQ/g	0.0028
No.1バグフィルタ固形物	ng-TEQ/g	0.011
No.2バグフィルタ固形物	ng-TEQ/g	0.039
触媒塔出口排気	ng-TEQ/ m^3N	0.019
	ng-TEQ/ m^3N (@ $\text{O}_2=12\%$)	0.021

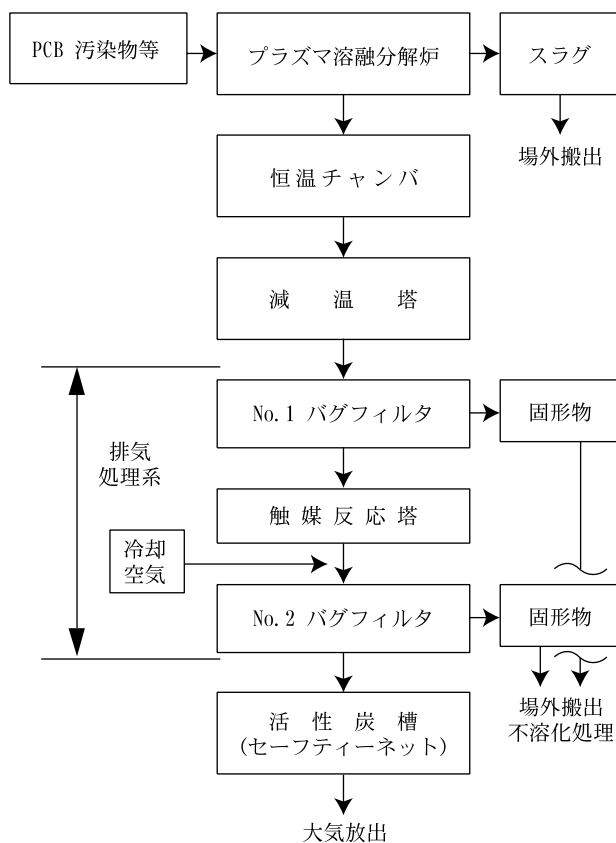


図3 改良型排気系を含む実証試験設備のフロー図

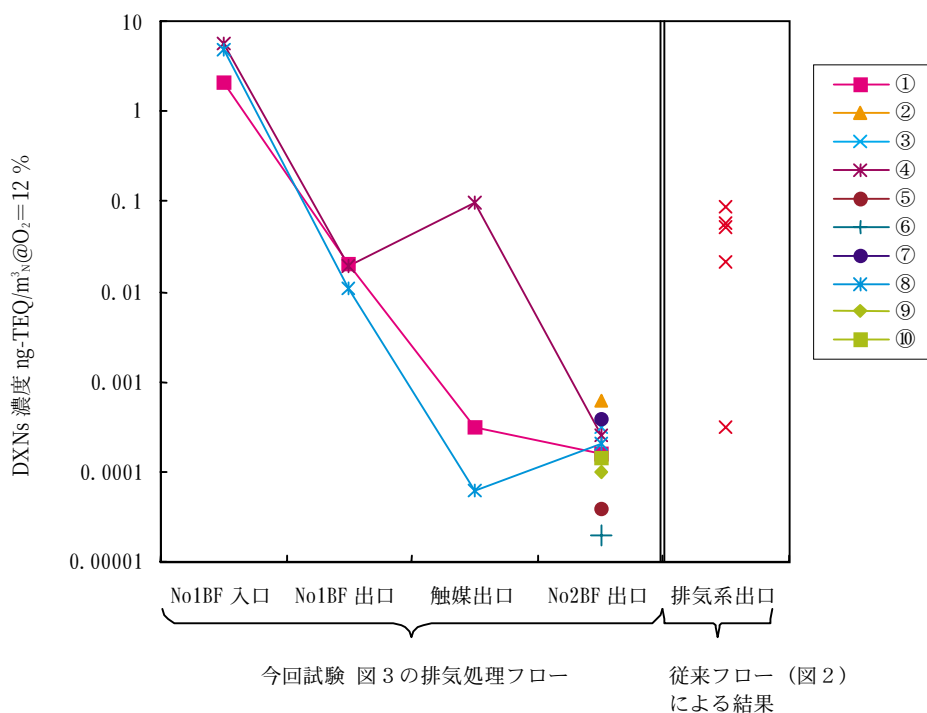


図4 改良型排気処理系における排気 DXNs 濃度測定結果

表3 新排気系処理における試験条件

試験 No.	処 理 物	PCB 含有量 wt %	ペール缶あたり封入量	缶投入間隔 (平均)
①②③	安 定 器	3.0 %	12 kg/缶	30分
④⑤⑥	小型電気機器 (コンデンサ)	20 %	5~7 kg/缶	20分
⑦	小型電気機器 (安定器部材)	14 %	5 kg/缶	20分
⑧⑨⑩	コンデンサ素子	7~22 %	7 kg/缶	30分

試験結果 (0.00031~0.089 ng-TEQ/m³_N [@O₂=12 %]) の分布にくらべて大きく改善していることがわかる。また、試験の一部で、触媒の後段におけるダイオキシン濃度が上昇している場合が見受けられるが、その場合でも2BFでのダイオキシン除去効果により排気処理系出口でのダイオキシン濃度を低減できており、本処理系の効果を確認することができた。

なお、触媒出口から No.2BF 出口にかけてダイオキシン濃度が上昇しているデータも見られるが、このデータは0.0001 ng-TEQ/m³_N のオーダーという非常に低いレベルにあり、測定誤差の範疇と考えられる。

このほか、排気中の PCB 濃度については、試験全体を通して2BF 出口において0.009~0.22 μg/TEQ/m³_N [@O₂=12 %] であり、基準値である150 μg/TEQ/m³_N [@O₂=12 %] を満たしている。

む す び

プラズマ溶融分解法のさらなる応用のため、実 PCB を含むコンデンサ素子の処理試験、ならびに、排気中 DXNs を低減するための新たな排気処理系

の試験をおこなった。その結果、処理対象物の範囲を広げ、かつシステムとしての環境負荷を下げることができ、本処理方式の実用化に向け寄与するものである。我が国の PCB 問題に貢献するべく、今後とも技術の充実を図りたい。

【参考文献】

- 1) 環境省編、『平成19年度版 環境白書・循環型社会白書』(2007), pp.70-72
- 2) 環境省報道資料「PCB 特別措置法に基づく PCB 廃棄物の保管等の届出の全国集計結果について」(2006), <http://www.env.go.jp/recycle/poly/hokan/ref04.html>
- 3) 田頭, 高橋, 村田, 長田: 「PCB 汚染物等のプラズマ溶融分解技術」, 神鋼環境ソリューション技報, Vol. 1, No.2 (2005), pp.21-26
- 4) 梶原, 清水, 田頭, 長田, 三方, 山崎: 「プラズマ溶融分解による含浸性 PCB 廃棄物の処理について」, 第15回環境化学討論会講演要旨集 (2006), pp.42-43
- 5) Tagashira, S., Takahashi, M., Shimizu, Y., Osada, M., Mikata, N., Yamazaki, R.: "Plasma Melting Technology of PCB-contaminated Wastes", *proc. Dioxin2007* (Tokyo), to be published

PCB 汚染異物混入土の 還元加熱処理

Reductive Heating Treatment of PCB-Contaminated Soil Including Extraneous Substance



技術開発本部
プロセス技術開発部新規プロセス室
小倉 正裕
Masahiro Ogura
プロセス技術開発部廃棄物処理室
青木 勇
Isamu Aoki
技術本部操業技術部ソリューション室
西江 雅一朗
Masaichiro Nishie
角尾 隆
Takashi Kakuo
道下 晴康
Haruyasu Michishita

室蘭環境プラントサービス株式会社
川井 隆夫
Takao Kawai
(工学博士・技術士)

PCB およびダイオキシン類に汚染された異物混入土壌等の処理方法として、還元加熱処理技術を適用した。前処理は湿式選別をおこない、土砂、不燃物および可燃物に選別した。還元加熱処理は、パイロット規模の装置により処理温度550℃、低酸素雰囲気下で無害化処理をおこなった。処理前 PCB およびダイオキシン類の97～99.999%を除去でき、排ガスや処理水の PCB およびダイオキシン類は目標基準値を十分に下回った。これにより、異物が混入した汚染土壌等の無害化処理方法として還元加熱処理法が有効であることを確認した。

Reductive Heating Process was applied to confirm the reduction of PCB and dioxins contaminated soil including extraneous substance. It divided soil, the noncombustible and combustible by wet division process. Using the pilot-scale plant, it was confirmed that 97～99.999% of initial PCB and dioxins amount in contaminated soil was removed at 550℃ under an oxygen deficient atmosphere. The content of PCB and dioxins in the treated water and gas from the reductive heating equipment also met the Japanese regulations. These results offered a stable operation and discharge of soil to be recyclable.

Key Words :

還元加熱法	Reductive heating process
汚染土壌	Contaminated soil
PCB (ポリ塩化ビフェニル)	PCB (Polychlorinated Biphenyl)
ダイオキシン類	Dioxins
金属 Na 分散体	Sodium dispersion oil

まえがき

残留性有機汚染物質 (POPs: Persistent Organic Pollutants) に関するストックホルム条約が2004年5月に発効し、日本においても POPs に関連する適正処理が推進されている。¹⁾ POPs の代表的な化合物である PCB やダイオキシン類に汚染された土壌

および底質などに対して効率的でかつ適正な処理のためには、処理の安全性・確実性、低環境負荷、低コストを実現する無害化処理技術の確立が必要である。当社は POPs 汚染土壌の浄化技術として、約550℃の比較的低温条件で安定して高い処理性能がえられ、かつ低環境負荷でオンサイト処理も可能な

還元加熱法を開発し、ダイオキシン類や農薬、低濃度 PCB の汚染土壌、²⁾ 高濃度 PCB 汚染土壌³⁾ など、多様な POPs 汚染土壌に対して安全で確実に無害化処理できることを実証してきた。また、第三者機関による技術認定として、当社の還元加熱法は PCB 等処理技術調査検討委員会から PCB 汚染汚泥の処理技術として技術評価を取得済みである。⁴⁾

しかし、実際の汚染土壌には土壌以外の異物が混入しているケースも多い。そこで、実処理においてさらに安全で確実な無害化処理技術として確立するため、異物が混入した PCB 汚染土砂を対象に、実処理を想定した前処理を施した上で還元加熱処理の実証試験を実施し、高い無害化処理性能を確認した。これにより、異物が混入した汚染土壌等の無害化処理方法として還元加熱処理法が有効であることを確認したので以下に報告する。

1. プロセス概要

図1に本プロセスの概要を示す。本プロセスは前処理、還元加熱処理、金属 Na 分散体法（SP 法）⁵⁾ 処理の3つの処理プロセスから成る。

前処理プロセスでは、異物が混入した PCB 汚染土砂を水洗・手選別により、土砂、可燃物、不燃物、金属類の4種類に選別する。可燃物、不燃物の汚染物はそれぞれ適正な破碎機または切断機によって還元加熱処理設備に応じた試料投入に適当な寸法に破碎した後、必要に応じて土砂の汚染物等と混合して試料調製をおこなう。金属類は付着した土砂を洗浄除去後、再資源化する。水洗時の泥水は、水処理をおこない、場内で再利用する。水処理工程で発生する沈殿泥は、脱水処理をおこない、脱水ケーキは土

砂の汚染物等と調合して還元加熱処理する。

還元加熱処理プロセスでは、試料調製した処理対象物を間接加熱式キルン炉に連続的に供給し、低酸素雰囲気にて約550℃で還元加熱処理することにより、PCB やダイオキシン類を揮発分離または一部を熱分解することで処理対象物を無害化する。無害化された浄化済土砂等はセメント原料に、浄化済可燃物はセメント燃料にそれぞれリサイクルする。還元加熱処理で発生するプロセスガスには PCB やダイオキシン類等の揮発成分が含まれるため、油をもちいた排ガス洗浄装置（オイルスクラバー）で洗浄した後、活性炭処理槽を経て系外に排出する。

SP 法処理プロセスでは、還元加熱処理のプロセスガスをオイルスクラバーで洗浄した洗浄油に含まれる PCB やダイオキシン類を金属 Na 分散体により脱塩素・無害化する。ここで使用する金属 Na 分散体は消防法の取扱い上、第4類第3石油類に分類され、絶縁油や重油と同じ分類であり、通常の油と同様の取扱いが可能な物質である。処理対象物中に含まれる水分は還元加熱処理過程で蒸発した後、オイルスクラバーで凝縮して洗浄油と一緒に回収される。

本プロセスの主な特長を以下にまとめる。

- ・還元加熱処理プロセスに間接加熱方式を採用しているため、無害化処理に必要な熱量と無関係にプロセスのキャリアガス量を設定可能である。そのため、排ガス量を最小にでき、環境負荷の非常に小さいプロセスである。
- ・処理設備がコンパクトであるためオンサイト設置が容易である。

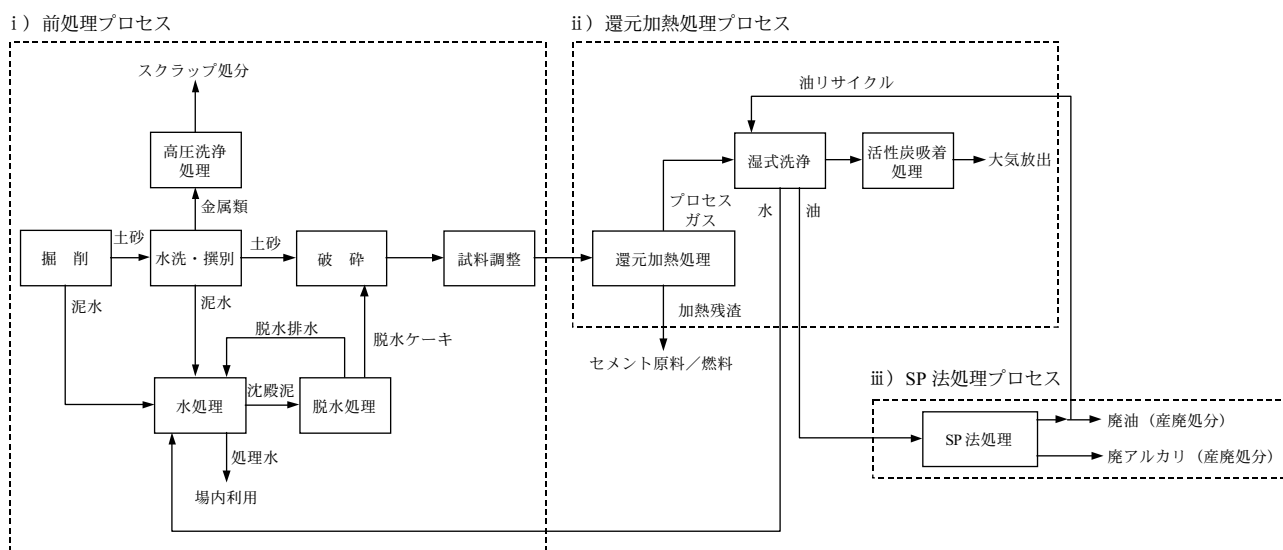


図1 プロセスの基本フロー

- ・還元加熱処理プロセスで添加物は一切必要とせず、処理温度条件が比較的低いため、省エネルギーである。
- ・保護具や活性炭などの二次汚染物は還元加熱処理により無害化処理が可能である。
- ・無害化された処理済土砂等はセメント原料に、浄化済可燃物はセメント燃料にそれぞれリサイクルし、金属類は再資源化、処理工程で発生する水は

浄化しプロセス内で再利用するなど、廃棄物量が最小限である。

2. 試験方法

2.1 試験設備

前処理試験フローと還元加熱処理試験フローを図2、3に示し、パイロット試験設備の外観を写真1、2に示す。

前処理試験設備は、水洗用のコンテナ、泥水槽、

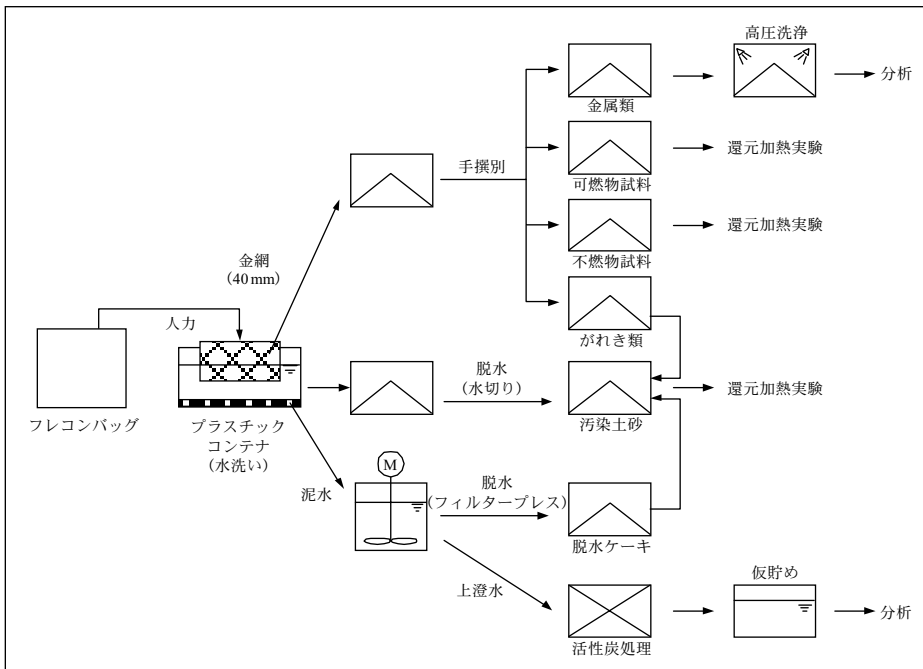


図2 前処理試験フロー

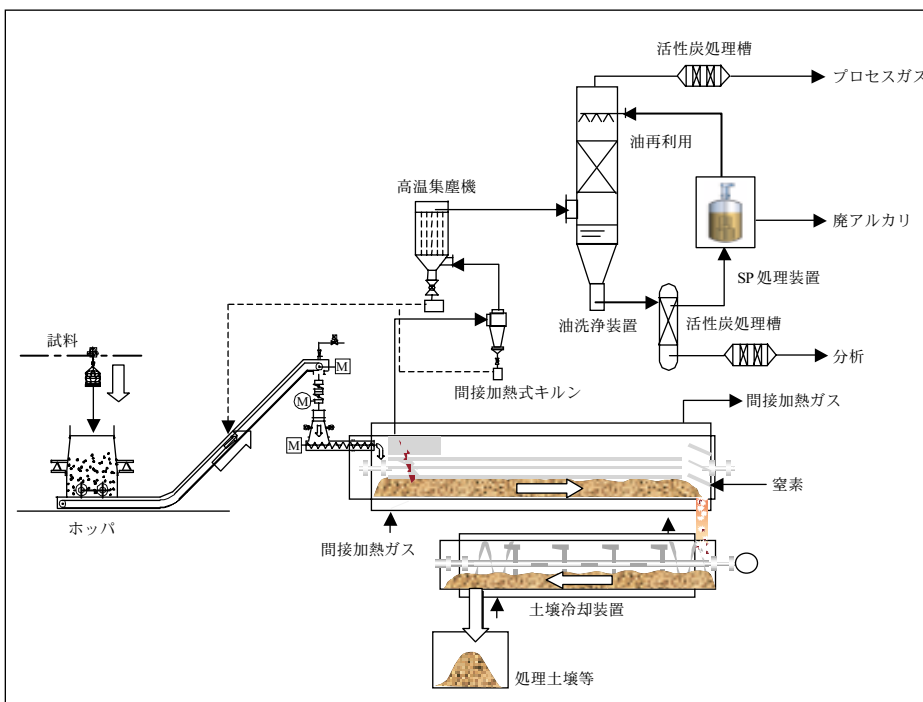


図3 還元加熱処理試験フロー



写真1 実験施設全景
(左奥；還元加熱設備，右手前；前処理設備)



写真2 還元加熱試験設備の外観

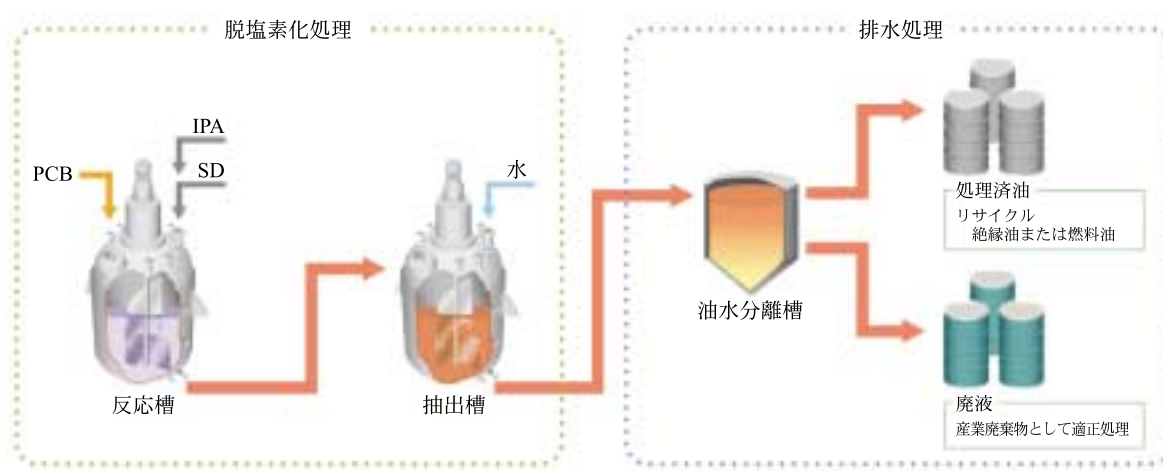


図4 SP法処理試験フロー

脱水機（フィルタープレス），試料保管用のペール缶などをテント内に配置した。

間接加熱式キルン炉は，炉内を負圧制御し，窒素ガス置換によって低酸素雰囲気調整した。熱風発生炉にてえられる間接加熱ガスを熱源として炉内温度を制御した。間接加熱式キルン炉で無害化された処理対象物は，ダイオキシン類の再合成を防ぐために土壌冷却装置で急冷し浄化済残渣をえた。

試験設備全体を建屋内に設置し，エリア内を換気して負圧管理した。換気排気は換気用活性炭槽を経て建屋外に排気した。

SP法試験フローを図4に示す。反応槽においてPCBやダイオキシン類を含む洗浄油に金属Na分散体（金属ナトリウムを微粒子状にして絶縁油に分散させたもの）を添加して加熱し，脱塩素化反応によりPCBやダイオキシン類を無害化した。余剰の金属ナトリウムは中和槽において水を加えて水をし，廃アルカリとして処分した。処理済油はオイルスク

ラバーの洗浄油として再利用した。

2.2 試験方法と試験条件

(1) 前処理試験

PCB汚染土砂を網かごに入れて，水を張ったコンテナ内で水洗をおこない，洗浄泥水を分離した。つぎに，手選別により40 mm以下の土砂等，40 mm超の可燃物（木，プラスチック，皮革類等），40 mm超のがれき類，40 mm超の金属類および不燃物（ガラス，陶磁器，コンクリート片等）に選別し，それぞれ物質収支と試料組成について調査した。40 mm超のがれき類および不燃物は，それぞれ破砕機により40 mm以下に破碎した。洗浄泥水は凝集沈殿処理をおこない，沈殿泥をフィルタープレスにより脱水し，脱水ケーキと上澄水をえた。40 mm以下のがれき類と脱水ケーキは，40 mm以下の土砂に混合し，試料調整をおこなった。また，前処理作業における作業環境の測定および作業性の評価を実施した。

(2) 還元加熱処理試験

還元加熱処理試験条件を表1に示す。土砂を2条件、不燃物、可燃物を各1条件、土砂と可燃物の混合物（土砂85%，可燃物15%）を2条件実施し、浄化済残渣や排ガスのPCBやダイオキシン類について評価した。また、浄化済残渣の重金属溶出挙動についても調査を実施した。

還元加熱処理前の汚染物試料中の水分は、間接加

表1 還元加熱処理試験条件

ケース No.	試料	処理 温度	温度 保持 時間	供給 時間	供給 速度	処理 量
		℃	h	h	kg/h	kg
1	土砂	550	1	5	50	250
2	土砂	550	1	4	100	400
3	不燃物	550	1	0.9	50	45
4	可燃物	550	1	4.5	50	225
5	土砂／可燃物※	550	1	4.5	50	225
6	土砂／可燃物※	550	1	4.5	75	337
合 計						1482

※土砂85%，可燃物15%の混合物

熱式キルン炉内で蒸発させ、オイルスクラバーで凝縮回収した。この凝縮水は活性炭吸着処理をおこなって処理後凝縮水として排出した。

設備の立ち上げについて、間接加熱式キルン炉を550℃まで昇温し、窒素ガスにより炉内を低酸素状態（酸素濃度3%以下）に調整した後、所定速度で試料の供給を開始し、無害化処理をおこなった。処理温度および炉内圧力の一例を図5に示す。炉内温

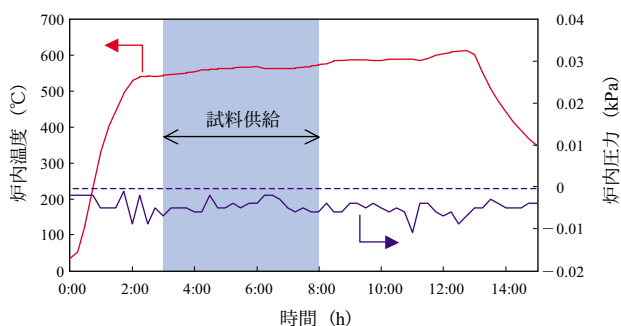


図5 還元加熱装置の運転状況（ケース1）



写真3 土 砂



写真4 不燃物



写真5 可燃物



写真6 金属類

表2 金属類の水洗浄結果

分 析 項 目		洗 浄 前	洗 浄 後
PCB 濃度	mg/kg	0.090	<0.0014
DXNs 濃度	pg-TEQ/g	40	0



写真7 脱水ケーキ

度は550℃以上を安定保持し、炉内圧力は終始負圧に維持されているのがわかる。

(3) SP 法処理試験

処理温度を90℃、処理時間を60分に設定して SP 法処理をおこない、プロセスガス洗浄油や廃アルカリの PCB およびダイオキシン類について評価した。

3. 試験結果および考察

(1) 前処理試験結果

異物が混入した PCB 汚染土砂をフレコンバッグ 3 袋で受け入れ、総重量は2 123 kg であった。この汚染物試料を湿式選別により土砂、不燃物、可燃物、金属類の 4 種類に容易に選別できた。選別後の外観を写真3～6に示す。この内、土砂、不燃物、可燃物の試料について還元加熱処理を実施した。

選別した金属類については、まず水中で高圧水を当てて、付着土砂を除去する高圧洗浄を実施した。付着土砂の除去が不十分であったため、さらに手洗浄により残留土砂を除去した。付着土砂の洗浄前後の金属試料の PCB、ダイオキシン類の分析結果を表2に示す。付着土砂の洗浄後の金属類の PCB 濃度は0.0014 mg/kg 未満であり、目標基準値（0.01 mg/kg 以下）を満足した。金属類について、汚染物である付着土砂を適正に除去することで無害化処理が可能であることを確認した。

湿式選別で生じた泥水について、ポリ塩化アルミニウムおよび高分子凝集剤を添加してえられた凝集沈殿フロックはフィルタープレスにより脱水処理した。脱水処理でえられた脱水ケーキの概観を写真7

表3 処理水の分析結果

分 析 項 目		処理水	基 準
DXNs	pg-TEQ/L	0.97	10
PCB	mg/L	<0.0005	0.003
カドミウムまたはその化合物	mg/L	<0.001	0.1
シアン化合物	mg/L	0.11	1
有機リン化合物	mg/L	<0.01	1
鉛またはその化合物	mg/L	0.018	0.1
六価クロム化合物	mg/L	<0.02	0.5
砒素またはその化合物	mg/L	0.006	0.1
水銀またはその化合物	mg/L	<0.0005	0.005
アルキル水銀化合物	mg/L	<0.0005	検出されないこと
セレンまたはその化合物	mg/L	<0.001	0.1
ほう素またはその化合物	mg/L	0.90	10
ふっ素またはその化合物	mg/L	0.2	8
pH	—	6.2 (22.8℃)	5.8～8.6
BOD	mg/L	83.5	160
COD Mn	mg/L	15.8	160
SS	mg/L	10	200
ノルマルヘキサン抽出物	mg/L	<1	5
大腸菌群数	個/cm ³	20	3 000
窒素含有量	mg/L	49.7	120
りん含有量	mg/L	0.20	16

表4 作業環境測定結果

分析項目			単 位	基準	測定値	第 1 評価値	第 2 評価値	管理区域
P C B	A 測 定	1	mg/m ³	0.1	<0.0008	0.0024	0.0010	第 1
		2			<0.0008			
		3			<0.0008			
		4			<0.0008			
		5			<0.0008			
		6			<0.0008			
	B測定		<0.0008	—	—			
ダイオキシン類	A 測 定	1	pg-TEQ/m ³	2.5	0.72	1.91	0.77	第 1
		2			0.42			
		3			0.74			
		4			0.59			
		5			0.62			
		6			0.61			
	B測定		1.70	—	—			
粉 じ ん	A 測 定	1	mg/m ³	0.54	0.05	0.14	0.05	第 1
		2			0.04			
		3			0.05			
		4			0.04			
		5			0.05			
		6			0.02			
	B測定		0.26	—	—			

に示す。脱水ケーキは土砂と混合して還元加熱処理を実施した。凝集処理で発生する上澄水は活性炭吸着処理をおこなった結果、排水基準項目を満足することを確認した（表3）。

前処理作業中に前処理試験設備のテント内の作業環境測定を実施した結果、PCB、ダイオキシン類、粉じんのいずれも第1管理区域であった（表4）。

表5 分析結果一覧表（ケース1，2）

分類	分析項目		基準	単位		ケース1 土 砂		ケース2 土 砂	
						分析結果	除去率 (%)	分析結果	除去率 (%)
土	DXNs	含有	150	pg-TEQ/g	処理前	110	99.999	120	99.999
					処理後	0.00089		0.00097	
	PCB	含有	(0.1)	mg/kg	処理前	0.90	99.3	0.71	99.5
					処理後	0.0060		<0.0035	
		溶出	検出されないこと	mg/L	処理前	<0.0005	—	<0.0005	—
					処理後	<0.0005		<0.0005	
	鉛 または その化合物	含有	150	mg/kg	処理前	770	49.4	720	—
					処理後	390		920	
		溶出	0.01	mg/L	処理前	<0.005	—	<0.005	—
					処理後	<0.005		<0.005	
	水銀または アルキル水銀その他の 水銀化合物	含有	15	mg/kg	処理前	<0.1	—	<0.1	—
					処理後	<0.1		<0.1	
		溶出	0.0005	mg/L	処理前	<0.0005	—	<0.0005	—
					処理後	<0.0005		<0.0005	
壌	砒素または その化合物	含有	150	mg/kg	処理前	10	30.0	9	—
					処理後	7		10	
		溶出	0.01	mg/L	処理前	<0.002	—	<0.002	—
					処理後	<0.002		0.013	
	シ ア ン 化 合 物	含有	50	mg/kg	処理前	<1	—	<1	—
					処理後	<1		<1	
		溶出	検出されないこと	mg/L	処理前	<0.1	—	<0.1	—
					処理後	<0.1		<0.1	
	ふ っ 素 ま た は その化合物	含有	4 000	mg/kg	処理前	120	31.7	83	—
					処理後	82		140	
		溶出	0.8	mg/L	処理前	0.6	—	0.6	—
					処理後	1.8		2.0	
	油 分	—	油 膜 が 生じない	—	処理前	無し	—	無し	—
					処理後	無し		無し	

表6 分析結果一覧表（ケース3～6）

分類	分析項目 (基準超過物質)		基準	単位		ケース3 不燃物		ケース4 可燃物		ケース5 混合土砂		ケース6 混合土砂	
						分析結果	除去率 (%)	分析結果	除去率 (%)	分析結果	除去率 (%)	分析結果	除去率 (%)
廃 棄 物	DXNs	含有	3 000	pg-TEQ/g	処理前	43	99.6	110	99.9	110	99.9	77	99.8
					処理後	0.18		0.10		0.10		0.12	
	PCB	含有	(0.1)	mg/kg	処理前	0.41	97.6	1.9	99.6	0.74	98.9	0.43	97.4
					処理後	0.010		0.0077		0.0079		0.011	
		溶出	0.003	mg/L	処理前	<0.0005	—	<0.0005	—	<0.0005	—	<0.0005	—
					処理後	<0.0005		<0.0005		<0.0005		<0.0005	
	鉛 又 は その化合物	含有	—	mg/kg	処理前	76	—	600	—	820	—	980	—
					処理後	660		2 200		1 400		1 800	
		溶出	0.3	mg/L	処理前	<0.005	—	<0.005	—	<0.005	—	<0.005	—
					処理後	<0.005		<0.005		<0.005		<0.005	
	水 銀 又 は その化合物	溶出	0.005	mg/L	処理前	<0.0005	—	<0.0005	—	<0.0005	—	<0.0005	—
					処理後	<0.0005		<0.0005		<0.0005		<0.0005	
	砒 素 又 は その化合物	溶出	0.3	mg/L	処理前	<0.002	—	<0.002	—	<0.002	—	<0.002	—
					処理後	0.004		<0.002		0.012		0.010	
	シ ア ン 化 合 物	溶出	1	mg/L	処理前	<0.1	—	<0.1	—	<0.1	—	<0.1	—
					処理後	<0.1		<0.1		<0.1		<0.1	
	油 分	—	5	%	処理前	<0.5	—	<0.5	—	<0.5	—	<0.5	—
					処理後	<0.5		<0.5		<0.5		<0.5	

今回の試験結果から湿式選別は試料を湿潤状態で取扱うために作業者にとって安全な処理方法であり、異物混入土砂の前処理として有効であることを確認できた。

(2) 還元加熱処理試験結果

還元加熱処理前後の処理前試料と浄化済残渣の分析結果を表 5, 6 に、浄化済残渣の外観を写真 8 に示す。処理前試料中の PCB 0.41~1.9 mg/kg, ダイオキシン類 43~120 pg-TEQ/g に対して、浄化済残渣中の PCB 0.011 mg/kg 以下, ダイオキシン類 0.18 pg-TEQ/g 以下, 除去率は 97~99.999 % 以上であり、異物混入土砂に対しても高い無害化性能を発揮することが示された。

浄化済残渣の重金属類の挙動について、鉛の含有量、砒素とフッ素の溶出量が埋立基準値を超過した。鉛化合物については、加熱温度が低いために気化せ



写真 8 浄化済残渣

ずに残渣中に多く残留したものと考えられる。砒素およびフッ素については、還元加熱処理により溶出しやすい化合物形態に変化したため溶出量が増加したものと考えられる。今回の試験結果から、実処理によって還元加熱処理後の浄化済残渣を埋め戻す際には注意が必要であり、セメントの粘土代替原料としてリサイクルするのが適切である。セメント資源化においては、製品セメント中の金属含有量が土壌汚染対策法に示される基準値を超過しないように管理されるため、適正に有効利用される。

還元加熱処理で排出される排ガスと排水の分析結果を表 7, 8 に示す。活性炭槽出口の最終排ガスについて PCB 0.00033~0.00067 mg/m³_N, ダイオキシン類 0.025~0.069 ng-TEQ/m³_N であり、目標基準値 (PCB 0.1 mg/m³_N 以下, ダイオキシン類 0.1 ng-TEQ/m³_N 以下) を満足した。凝縮水を活性炭処理した後の排水について、PCB は 0.0005 mg/L 未満, ダイオキシン類は 0.0016 pg-TEQ/L 以下であり、目標基準値 (PCB 0.003 mg/L 以下, ダイオキシン類 10 pg-TEQ/L 以下) を十分に満足した。

(3) SP 法処理試験結果

プロセスガス洗浄油の SP 法処理試験結果を表 9 に示す。プロセスガス洗浄油中には PCB 0.78~1.9 mg/kg, ダイオキシン類 72~190 pg-TEQ/g が含まれたが、SP 法処理油は PCB 0.05 mg/kg 未満, ダイオキシン類 0~0.010 pg-TEQ/g であり、目標基準値 (ダイオキシン類 3 ng-TEQ/g 以下) を十分に満足した。廃アルカリは、PCB 0.0005 mg/L 未満, ダイオキシン類 0~0.0096 pg-TEQ/L であり、目標基準値 (ダイオキシン類 100 pg-TEQ/L 以下) を十分に満足した。

表 7 還元加熱処理排ガスの分析結果

分析項目		ケース 2 土 砂	ケース 4 可燃物	ケース 6 土砂+可燃物
PCB	mg/m ³ _N	0.00033	0.00067	0.00042
DXNs	ng-TEQ/m ³ _N	0.048	0.069	0.025

※ケース 3 不燃物は、試料少量のため分析不可であった。

表 8 処理後凝縮水の分析結果

分析項目		ケース 1 + 2 土 砂	ケース 5 + 6 土砂+可燃物
PCB	mg/L	<0.0005	<0.0005
DXNs	pg-TEQ/L	0.00051	0.0016

※ケース 3 不燃物およびケース 4 可燃物は、試料少量のため分析不可であった。

表 9 プロセスガス洗浄油の SP 法処理結果

分析項目		プロセスガス洗浄油	処 理 油	廃アルカリ
PCB	mg/kg	0.78~1.9	<0.05	<0.0005 mg/L
DXNs	pg-TEQ/g	72~190	0~0.010	0~0.0096 pg-TEQ/L

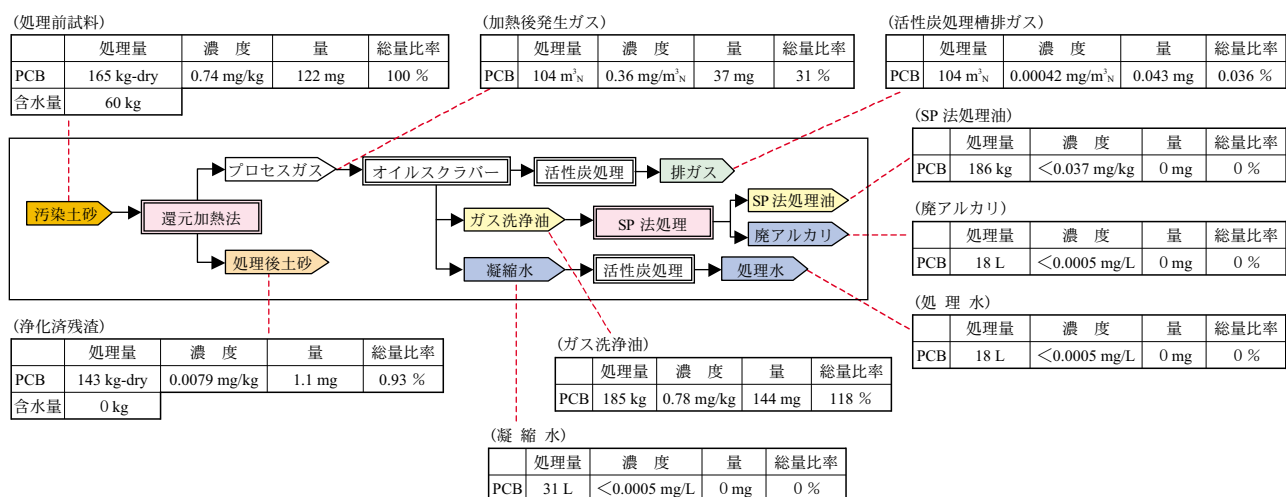


図6 PCB収支（ケース5 土砂＋可燃物）

表10 周辺環境測定結果

分 析 項 目		還元加熱処理試験中
PCB	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.00056
DXNs	$\text{pg-TEQ}/\text{m}^3$	0.028
粉じん	g/m^3	0.000037
臭気指数	—	<10
特定悪臭物質濃度	—	<10

(4) PCB収支

土砂と可燃物の混合物処理時（ケース5）のPCB収支を図6に示す。処理前試料中のPCB量を基準（100％）にして、浄化済残渣には0.93％、間接加熱式キルン炉出口の加熱後発生ガスには31％であり、還元加熱処理によりPCBの約70％が分解した。加熱後発生ガス中のPCBはオイルスクラバーで除去され、活性炭処理後の最終排ガスにて排出されるPCBはわずか0.036％であった。さらに、最終排ガス以外の系外に排出されるSP法処理油、廃アルカリ、処理水は全てが定量下限値以下であり、異物混入土砂に対しても高い無害化性能がえられることが示された。

(5) 周辺環境

還元加熱処理試験中に周辺環境を測定した結果を表10に示す。周辺環境大気についてPCB0.00056 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、ダイオキシン類0.028 $\text{pg-TEQ}/\text{m}^3$ であった。これは、環境基準値（PCB0.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下、ダイオキシン類0.6 $\text{pg-TEQ}/\text{m}^3$ 以下）を十分に下回る低い濃度であり、還元加熱処理が安全性の高い処理技術であることが示された。

む す び

実汚染土壌等において土壌以外の異物が混入している場合を想定して、前処理を施した上で還元加熱処理の実証試験を実施した。処理対象物として異物が混入したPCBの実汚染土砂を使用し、実処理を想定して湿式選別の前処理をおこなった後、選別後試料について還元加熱処理をおこなう処理方法により、安全で高い無害化処理性能がえられることを実証した。

これにより、異物が混入した汚染土壌等に対しても還元加熱処理法が有効であることが示された。本技術によりPCBやダイオキシン類、その他有機塩素系農薬などに汚染された土壌・底質などの安全な無害化を促進し、環境浄化に貢献していきたい。

なお本報告は、平成18年度、国土交通省京浜河川事務所より受託し、東亜建設工業(株)および太平洋セメント(株)との共同で実施した「鶴見川多目的遊水地土壌無害化処理実験」の成果の一部をまとめたものである。

【参考文献】

- 1) 環境省, POPs条約に基づく国内実施計画
<http://www.env.go.jp/chemi/pops/plan/all.pdf>
- 2) 小倉正裕, 加賀城直哉, 井出昇明, 川井隆夫: 還元加熱脱塩素法＋金属Na分散体法によるPCB汚染土壌処理技術, 土壌環境センター技術ニュース, No.6, p.25-28 (2003)
- 3) 小倉正裕, 川井隆夫: 還元加熱法による高濃度PCB汚染土壌処理, 第15回廃棄物学会研究発表会講演論文集, E1-8, p.1328-1330 (2004)
- 4) (財)産業廃棄物処理事業振興財団: PCB処理技術ガイドブック(改訂版), p.477, p.584-585 (2005)
- 5) (財)産業廃棄物処理事業振興財団: PCB処理技術ガイドブック(改訂版), p.449, p.498-503 (2005)

高効率熱輸送システム 「サーモウェイ®」の実用化

Field Test of High Efficiency Thermal Energy Transport System "ThermoWay®"



技術開発本部
プロセス技術開発部廃棄物処理室
青 木 勇
Isamu Aoki
中 島 優 一
Yuichi Nakashima

(株)神戸製鋼所 技術開発本部
機械研究所 流熱技術研究室
東 康 夫
Yasuo Higashi
(工学博士)
高 橋 和 雄
Kazuo Takahashi

当社では、熱エネルギーを蓄熱カセットに蓄え、車両などの輸送手段によって輸送し、熱エネルギーを有効利用する高効率の熱輸送システムを開発してきた。このシステムでは、潜熱蓄熱材（エリスリトール）を利用することで、コンパクトながら多くの熱量を蓄えることができる。パイロットスケール蓄熱カセット（4 ton）を設計・製作し、実用化に向けて公道輸送試験（輸送距離：約35 km）をおこない、熱回収性能について評価した。試験の結果、8時間以上にわたり一定出力で90℃の高温水を安定して供給し、回収熱量90%以上の高い性能を確認した。さらに、暖房&60℃の給湯の負荷変動に対して追従して運転できることを検証でき、実用化の目処がついた。

Pilot-scale field tests of high efficiency heat transportation system "ThermoWay®" is carried out. This system uses phase change material (Erythritol) as heat storage media for high storage density. Heat storage cassette can be mounted on truck so that heat can be transported from waste heat emitting site to heat consumption site. A 4-ton cassette is designed and manufactured and used in the test series. In the field test, after transportation of 35 km on road, constant heat retrieval and hot water supply at 90℃ for more than 8 hours are achieved. Heat retrieval efficiency is calculated to be more than 90%, showing high performance. A load change test is also examined to simulate actual heat consumption. A changing heat load, which is a combination of constant air condition load and intermittent 60℃ hot water supply, is connected to heat retrieval unit. A PID-control loop installed in the heat retrieval unit responded successfully, matching the heat supply to the varying heat demand.

Key Words :

熱輸送システム
潜熱蓄熱材
エリスリトール
公道輸送
負荷変動

Thermal energy transport system
Phase change material
Erythritol
Public road transportation
Load change

まえがき

バイオマスエネルギー転換施設や廃棄物処理施設等の廃熱発生源から排出されている中低温廃熱(200～250℃以下)は、経済的な観点から熱回収、利用が効率的ではないため、利用されず排出されている場合が多い。たとえば、2000年における省エネルギーセンターによるアンケート調査¹⁾によると、工場等から排出される250℃以下の廃熱量は日本全体で約80万TJ/年にも及び、廃熱量全体の80%以上を占める。この250℃以下の廃熱量は重油換算で年間約24百万キロリットルに及び、約66百万トンのCO₂排出量に相当する。

この未利用の廃熱を熱輸送システムによって熱エネルギーとして有効利用できれば、化石燃料の使用量を削減でき、CO₂の発生量の削減、地球温暖化防止に貢献できる。

当社と(株)神戸製鋼所とは共同で、潜熱蓄熱材として融点119℃、融解熱340 kJ/kgと高融点、高蓄熱



写真1 パイロットスケール蓄熱装置



写真2 蓄熱ユニット

量の蓄熱材であるエリスリトール²⁾をもちい、なおかつ、熱交換機を必要とせず、軽量化が可能な直接接触方式潜熱蓄熱技術を採用し開発を実施してきた。既報^{3, 4)}にて、ベンチスケールの蓄熱カセット(総重量1.5トン)によって、8時間以上にわたり一定出力で90℃の温水を安定して供給し、回収熱量90%以上を達成したことを報告した。

本報告では、ベンチスケールの蓄熱カセットをスケールアップしたパイロットスケールの蓄熱カセット(総重量4トン)、蓄熱ユニット、熱回収ユニットを設計・製作した。また、それらをもちいた公道輸送試験にて実用を想定した各種条件で熱回収実験をおこない、熱回収性能や運転性能について評価をおこなった。その結果、実用化への目処をえたので、ここに報告する。

1. パイロットスケール蓄熱・熱回収ユニットの製作

既報にて評価した、ベンチスケール蓄熱カセット(1.5トン機)の仕様に基づいて、パイロットスケール蓄熱カセット(4トン機)の詳細設計を実施し、製作した(写真1)。また、パイロットスケール蓄熱カセットの総合試験に適用可能な熱供給制御システムを検討し、蓄熱・熱回収ユニットを設計、製作した。詳細を次に示す。

1.1 蓄熱カセット

パイロットスケール蓄熱カセットの概要を以下に示す。

- ・形状 角型
- ・寸法 1 025 mm×1 800 mm×1 346 mmH
- ・総重量 約4トン
- ・内容物蓄熱量 約1.0 GJ

1.2 蓄熱ユニット(写真2、図1)

蓄熱ユニットは、熱媒を150℃程度に加熱して蓄熱カセット内を循環させ、エリスリトールを溶解して蓄熱するための装置であり、熱源と熱媒ポンプか

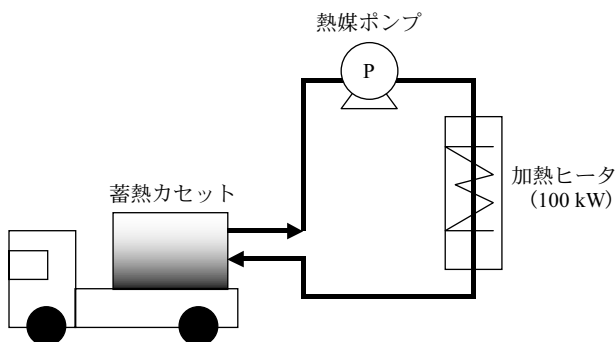


図1 蓄熱ユニット フロー図

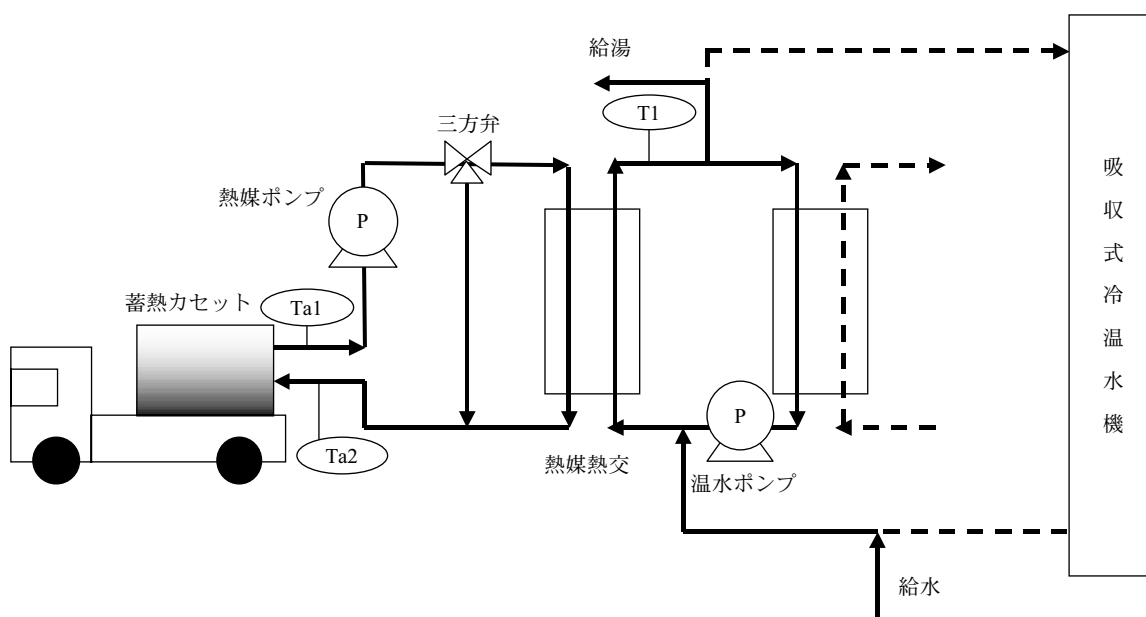


図2 熱回収ユニットフロー

ら構成される。

熱源としては電気ヒータを使用している。基本蓄熱時間を5時間とした場合、内容物蓄熱量が約1.0 GJのパイロットスケール蓄熱カセットの蓄熱に必要な出力は約50 kWである。これに対し、より短時間での蓄熱状況を検証するために、その約2倍の余裕をみて100 kWの出力の電気ヒータを採用した。また、熱媒油配管にクイックカップラを取り付け、パイロットスケール蓄熱カセットとの接続を簡単におこなえる装置とした。

1.3 熱回収ユニット（写真3、図2）

熱回収ユニットは、蓄熱された蓄熱カセットに熱媒を循環させ、熱を回収する装置であり、熱媒で回収した熱は熱交換機を介して熱需要先に熱を供給する。

設けた熱回収ユニットの熱媒ラインには三方弁を設け、その開度を温水温度（T1）によりPID制御してバイパス流量を調節することで、熱媒—温水熱交換器を流れる熱媒流量を自動調節した。

熱回収ユニットは、模擬負荷運転モードと吸収式冷温水機運転モードを選択して運転できる。模擬負荷運転モードでは、温水を熱媒—温水熱交換器と温水—冷却水熱交換器の間で循環して、冷却水によって負荷を与える運転であり、冷却水流量を調整することで、熱回収温度や放熱出力の条件を設定する。吸収式冷温水機運転モードでは、温水を吸収式冷温水機の熱源として供給することで、暖房運転または冷房運転ができる。



写真3 熱回収ユニット

2. 公道輸送試験

2.1 試験方法

蓄熱状態のパイロットスケール蓄熱カセットを、4トントラックの荷台に積載して約35 kmの距離を公道輸送した後、蓄熱カセットを熱回収ユニットに接続して熱回収実験をおこなった。

蓄熱試験では、蓄熱ユニットに蓄熱カセットを接続し、電気ヒータにて160℃に加熱した熱媒を循環させることで蓄熱カセットへの蓄熱運転をおこなった。熱回収実験では、熱回収ユニットに蓄熱カセットを接続して熱媒を循環させ、熱媒—温水熱交換器で温水を加熱することで熱回収をおこなった。

2.2 蓄熱試験

熱媒流量を120 L/min として蓄熱実験をおこなった結果を図3に示す。前半は蓄熱カセット出口の熱媒温度が直線的に上昇した後、熱媒温度がエリスリトールの融解温度である119℃を過ぎたあたりで上昇速度が緩やかになり、潜熱分の蓄熱過程に入る。その後は蓄熱カセット出口の熱媒温度が緩やかに上昇し、蓄熱カセットへの蓄熱が進むにつれて入熱が徐々に低下して、やがて蓄熱を完了する。所要時間は約5時間であった。

2.3 輸送試験

蓄熱ユニットを4トントラックに積載し、神鋼環境ソリューション 技術研究所（神戸市西区）から、同 播磨製作所（兵庫県加古郡播磨町）までを図4に示すルートにより約35 km 輸送した。所要時間は1時間であった。この間、トラックの走行・停止、道路の傾斜などによる外力が蓄熱カセットにかかったが、後述のように熱回収を問題なくおこなうことができた。

2.4 90℃給湯試験

熱回収ユニットを模擬負荷運転モードで運転して、90℃の温水を供給する熱回収実験を実施した。熱媒—温水熱交換器出口の温水温度 T1を90℃に設定し、蓄熱カセットを流れる熱媒流量を100 L/min に設定して熱回収ユニットの運転をおこなった結果を図5に示す。これにより平均出力27 kW の一定出力で8時間以上、90℃の温水を安定供給できることを確認した。回収熱量は840 MJ で、150℃から98℃までの理論蓄熱量の90%以上がえられ、ベンチスケール蓄熱カセットと同様の高い性能を確認できた。さらに、蓄熱カセットから取り出した熱エネルギーを使って生成した90℃温水を吸収式冷温水機の駆動熱源として供給してやれば、冷熱転換により冷房用途での利用が可能である。⁵⁾

2.5 暖房試験

熱回収ユニットを吸収式冷温水機運転モードで運転して60—70 kW の暖房試験を実施した。熱媒—温水熱交換器出口の温水温度 T1を60℃に設定し、温水を吸収式冷温水機に供給し、吸収式冷温水機を暖房モードで運転して室内（75 m²）の暖房をおこなった。図6に示すとおり、60℃温水を安定して供給して暖房運転できることを確認した。

2.6 負荷変動試験（暖房+60℃給湯）

熱回収ユニットを吸収式冷温水機運転モードで運転し、一定負荷（20 kW）で暖房運転をおこないながら、定期的に60℃給湯（60 kW）の負荷変動試験

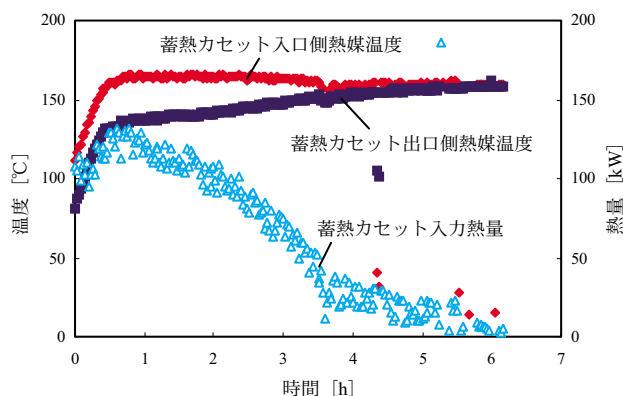


図3 蓄熱試験における入力熱量と温度

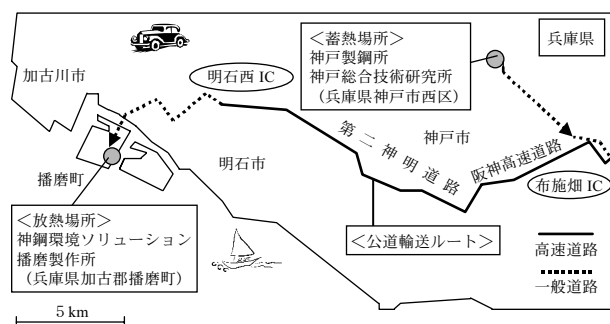


図4 公道輸送ルート

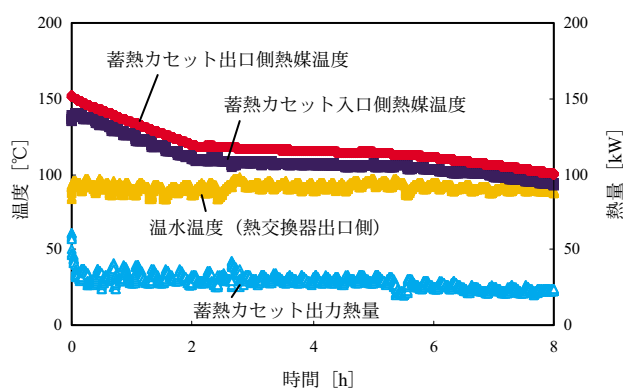


図5 熱回収試験における出力熱量と温度（90℃熱温水給湯）

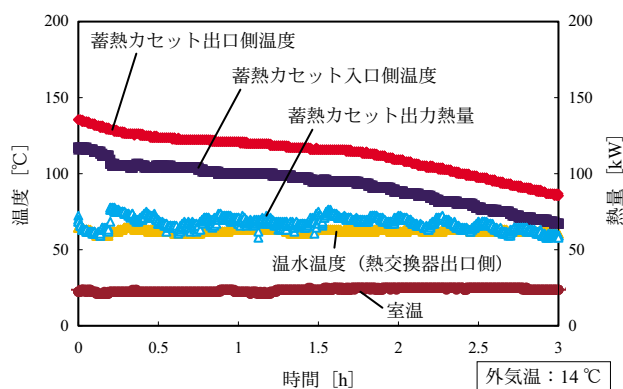


図6 熱回収試験における出力熱量と温度（暖房利用（温水温度60℃））

をおこなった。熱媒—温水熱交換器で60℃温水を生成し、これを吸収式冷温水機に供給して暖房運転をおこないながら、循環する60℃温水の一部を熱媒—温水熱交換器の出口位置で約15分間抜き出す運転をほぼ15分間隔で繰り返した。60℃温水を抜き出した分の水量が吸収式冷温水機に接続された給水ラインから自動的に補給される。図7に示すとおり、暖房 & 60℃給湯の負荷変動（20～80 kW）に対して十分追従して安定運転できることを確認したことで、高い実用性が示された。

2.7 公道輸送による熱損失

公道輸送時に蓄熱カセット表面から放熱する熱損失は約22 MJであった。これは有効熱量の2.6％程度に相当し、輸送過程における放熱によるエネルギー

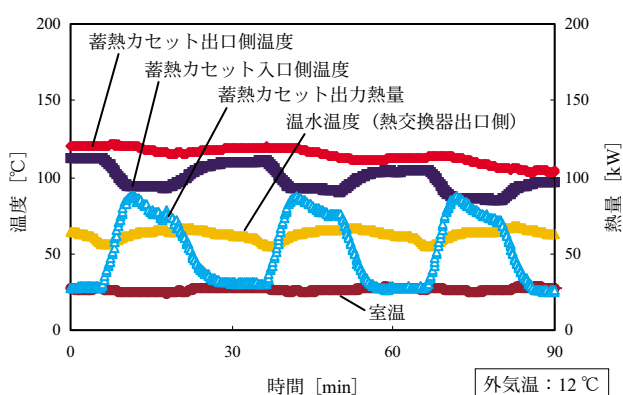


図7 熱回収試験における出力熱量と温度（暖房一定運転＋間欠60℃給湯）

表1 試算における施設の基本条件

	施設の種類	規 模	熱供給量または熱使用量
熱供給施設	バイオガス発生施設	処理量20 t/d バイオガス発生量 3 000 m ³ _N /d バイオガス発生原単位 150 m ³ _N /t	総発生熱量81.6 GJ/d ガスエンジンによる廃熱発生量 37 GJ/d
熱需要施設	病 院	病床約 200床 24時間稼動	油使用量に換算して 55 GJ/d 常時25 GJ/d の熱量を消費している

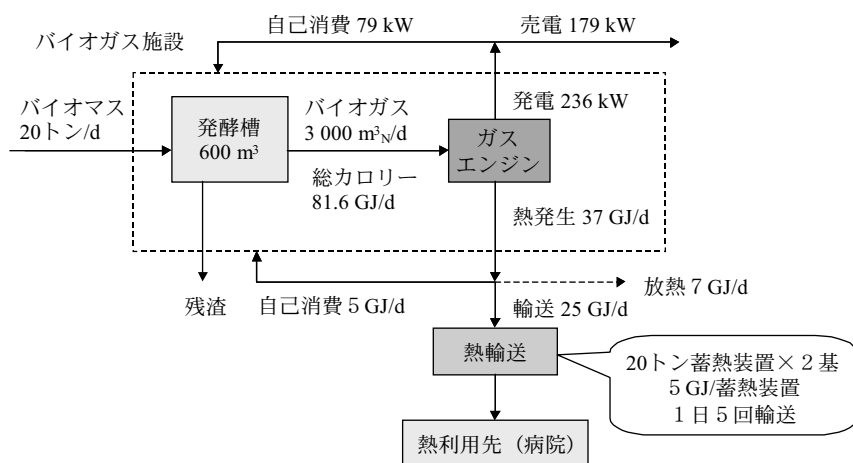


図9 熱源および熱利用先の熱フロー図

損失は非常に小さいと言える。（図8）

3. 実用化例ならびに二酸化炭素削減量の評価

3.1 熱源、供給先の想定

メタン発酵によりバイオガスを発生するバイオマスエネルギー転換施設を熱源として、近隣の病院（病床約200床）へ熱輸送をおこなうようなケースを例に取り、エネルギー削減効果ならびに二酸化炭素削減量の評価をおこなう。なお、バイオガス発生施設は1日当たりの処理量20 t、バイオガスの発生原単位を150 m³_N/tとし、熱需要施設は病床約200床の病院を想定した。表1に試算における施設の基本条件を示す。

3.2 システムの構成

図9に、熱源と供給先の熱フロー図を示す。熱輸

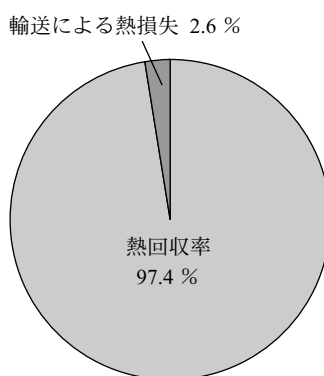


図8 輸送による熱損失の割合

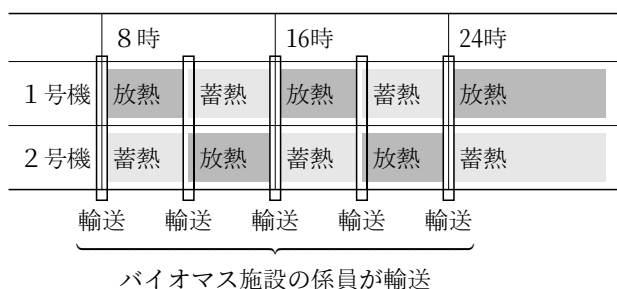


図10 熱輸送システム輸送パターン例

送の蓄熱カセットとしては、20トン規模（蓄熱量5 GJ）を想定した。発生したバイオガス熱量37 GJのうち、自己で使用するのはメタン槽の加温分であり、25 GJを熱利用先に搬送するものとする。熱利用先への輸送のタイムスケジュールは図10のとおりであり、蓄熱カセット1台あたりの輸送量が5 GJとすれば、カセット2台で25 GJ/dの輸送が可能である。

3.3 二酸化炭素削減量の試算

バイオマス施設での余剰エネルギー25 GJ/dを熱輸送により活用できるものと仮定して試算をおこなう。全国のバイオマス施設200ヶ所程度が25 GJ/d以上の廃熱を発生する施設と考えると、

$25 \text{ GJ/d} \cdot \text{施設} \times 365 \text{ d/年} \times 200 \text{ ヶ所} = 183 \text{ 万 GJ/年}$

原油に換算すると

$183 \text{ 万 GJ/年} \times 0.0258 \text{ kL/GJ}$

$(\text{原油換算係数 } 1 \text{ GJ 当たり } 0.0258 \text{ kL}) = \text{約 } 4.7 \text{ 万 kL/年}$

さらにCO₂への換算で約126 000 t-CO₂/年の二酸化炭素が削減可能となる。

むすび

パイロットスケール蓄熱カセット（4t）を使って実用化に向けて公道輸送試験を実施した。実用を想定した多様な熱供給の条件で熱回収実験をおこない、熱回収性能や運転性能について評価をおこない、高い実用性を示した。

本研究は、新エネルギー・産業技術総合開発機構との共同研究事業「バイオマスエネルギー高効率転換技術開発／バイオマスエネルギー転換要素技術開発／バイオマス資源の有効利用のための熱輸送システムの研究開発」として実施したことを記します。

【参考文献】

- 1) (財)省エネルギーセンター「工場群の排熱実態調査研究要約集」<http://www.eccj.or.jp/wasteheat/index.html>
- 2) 日高秀人, 山崎正典, 垣内博行, Erwin P. ONA, 小島義弘, 松田仁樹, 化学工学論文集 第30巻 第4号, p.552-555 (2004)
- 3) 田頭成能, 伊藤裕, 村上吉明, 東康夫, 高橋和雄 神鋼環境ソリューション技報, Vol.2, No.2, pp.36-41 (2006)
- 4) 高橋和雄, 東康夫, 青木勇, 中島優一, 熱工学コンファレンス講演論文集, p.53-54 (2006)
- 5) 高橋和雄, 東康夫, 田頭成能, 村上吉明, 第16回環境工学総合シンポジウム講演論文集, p.184-185 (2006)

有価金属回収技術

—廃液晶パネルからのインジウム回収処理—

Precious Metal Recovery System-Indium Recovery Treatment from Waste LCD Panel



技術開発本部
新規プロセス室
前 背 戸 智 晴
Tomoharu Maeseto
(工学博士)

廃水中の有価金属回収処理技術、重金属除去処理技術としてセメンテーション¹⁾を利用した排水処理技術の確立を目指し、有価金属回収処理として廃液晶パネル（LCD）からのインジウム回収処理実験をおこなった。室温から40℃までの低温の溶出処理で廃液晶パネルから約90%の高い溶出率でインジウムが溶出可能なことを確認し、インジウムを溶出させた溶出液から90%以上の高いインジウム回収率でインジウムを合金として回収可能なことを確認した。また、回収したIn合金についても90%以上の高いIn含有量であることを確認した。

Precious metal recovery system/heavy metal removal system from wastewater is developing by utilizing cementation technology. Indium recovery experiments from the waste LCD panel have been carrying out as a precious metal recovery application. Concerning the indium recovery application, approximately 90% indium elution ratio has been obtained from an elution test using crashed waste LCD panel at low temperature (between room temperature and 40℃). As a result, 90% or more indium recovery ratio has been obtained. Furthermore, high indium content of 90% or more has been confirmed about those recovery indium alloys by the energy dispersion x-ray spectroscopy.

Key Words :

有 価 金 属
回 収
セメンテーション
イ ン ジ ウ ム
廃 液 晶 パ ネ ル

Precious metal
Recovery
Cementation
Indium
Waste liquid crystal display panel

ま え が き

廃水中の重金属処理は通常は水酸化物や硫化物として沈殿除去し、発生した水酸化物や硫化物は産業廃棄物として処分されている。対象とする金属含有量が高い場合は水酸化物や硫化物の状態で有価物として回収することも可能となるが、その場合は含水率が80%程度と高く、運搬コストが障害となる。水酸化物や硫化物としてではなく合金状態で廃水中の重金属を除去・回収できれば、運搬も容易となり、

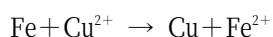
その合金は有価物として回収することが可能となる。近年、ゼロエミッションを目指し廃棄物排出量削減の取組みがおこなわれており、排水処理の分野でも処理・処分より、回収・リサイクルをとまなう排水処理技術を要望するユーザの声が多くきかれる。セメンテーション技術¹⁾自体はスクラップ鉄を利用して古くから銅鋳業で使用されているが、回収される銅には鉄が混入しており純度は低かった。当社ではセメンテーション技術と超音波技術を融合させた新

しい廃水中の有価金属回収技術・重金属除去技術を開発しており、以前に高付加価値な有価金属であるインジウム（In）の回収実験結果と一般的な重金属の代表である銅（Cu）の除去実験結果について報告した。²⁾

In はフラットパネルディスプレイ（FPD）や太陽電池等で使用される透明導電膜である ITO（Indium Tin Oxide）の原料であり、資源の安定供給のため経済産業省等でリサイクル技術開発^{3) 4)}や国家備蓄についての議論などもおこなわれている。使用済み ITO ターゲット材のリサイクルはかなり進んでいるが、今回は近い将来家電リサイクル法の対象となりリサイクルの実用化が望まれている廃液晶パネルからの In 回収実験をおこなった。

1. 技術概要

水溶液中に存在する還元電位が貴な金属イオン（イオン化傾向の小さな金属イオン）は、卑な金属イオン（イオン化傾向の大きな金属イオン）によって還元析出させることが可能で、銅イオン（ Cu^{2+} ）を含む水溶液中に鉄（Fe）をいれることで下記反応がおこり、水溶液中の Cu^{2+} が Fe により還元され金属銅として析出する。この操作をセメンテーションという。^{5) 6)}



金属イオンが水溶液中で単純な水和イオンとして存在している時には標準電位から還元の可能性がわかる。表 1 に各種金属イオンの標準還元電位を示す。回収にもちいることが可能な金属粒子としては一般的に流通している鉄、亜鉛（Zn）、アルミニウム（Al）粒子がある。表 1 より水溶液中の金属イオンが Cu であれば Fe, Zn, Al のいずれでも還元が可能

であること、In であれば Zn もしくは Al で還元が可能であることが予想できる。In を Al 粒子をもちいて回収する場合の模式図を図 1 に示す。Al が Al^{3+} イオンとなって溶液中に溶け出し、溶液中の In イオン（ In^{3+} ）が Al が放出した電子を受取って In 金属に還元されて Al 表面に析出する。In が析出した Al 粒子を超音波処理することで析出した In を剥離させる。剥離した In はリアクタを通過する上向流によりリアクタから持ち出され、後段のフィルタで回収される。本技術の特長はこのように Al 粒子表面に析出した In 金属を高純度の合金の形で回収できることにある。

表 1 各種金属イオンの標準還元電位

Electrode system	E° / V
$\text{Mg}^{2+} + 2\text{e} = \text{Mg}$	-2.37
$\text{Al}^{3+} + 3\text{e} = \text{Al}$	-1.66
$\text{Zn}^{2+} + 2\text{e} = \text{Zn}$	-0.76
$\text{Fe}^{2+} + 2\text{e} = \text{Fe}$	-0.44
$\text{Cd}^{2+} + 2\text{e} = \text{Cd}$	-0.40
$\text{In}^{3+} + 3\text{e} = \text{In}$	-0.34
$\text{Co}^{2+} + 2\text{e} = \text{Co}$	-0.28
$\text{Ni}^{2+} + 2\text{e} = \text{Ni}$	-0.25
$\text{Sn}^{2+} + 2\text{e} = \text{Sn}$	-0.14
$\text{Pb}^{2+} + 2\text{e} = \text{Pb}$	-0.13
$(2\text{H}^+ + 2\text{e} = \text{H}_2)$	(0.0)
$\text{Cu}^{2+} + 2\text{e} = \text{Cu}$	+0.34
$\text{Ag}^+ + \text{e} = \text{Ag}$	+0.80
$\text{Pd}^{2+} + 2\text{e} = \text{Pd}$	+0.92
$\text{Pt}^{2+} + 2\text{e} = \text{Pt}$	+1.2
$\text{Au}^{3+} + 3\text{e} = \text{Au}$	+1.45

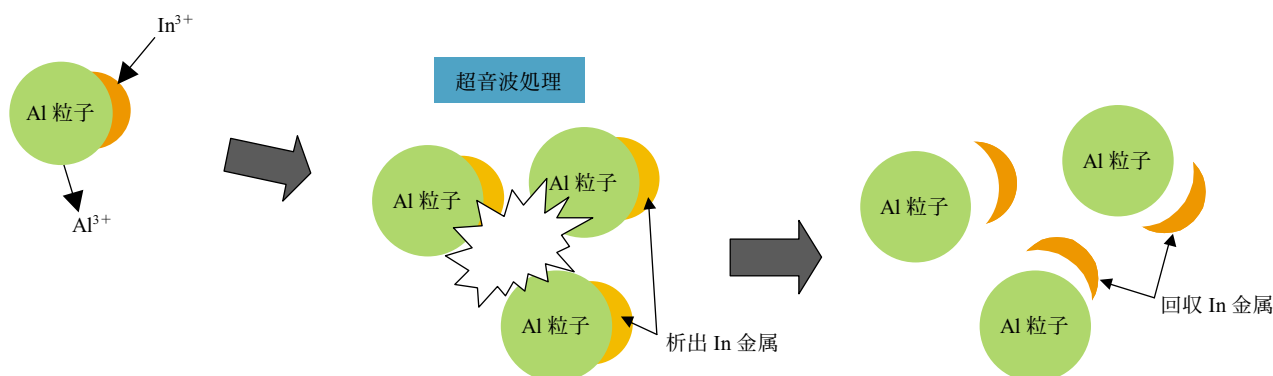


図1 セメンテーション法での有価金属析出、分離原理模式図



図2 循環型処理実験装置外観写真

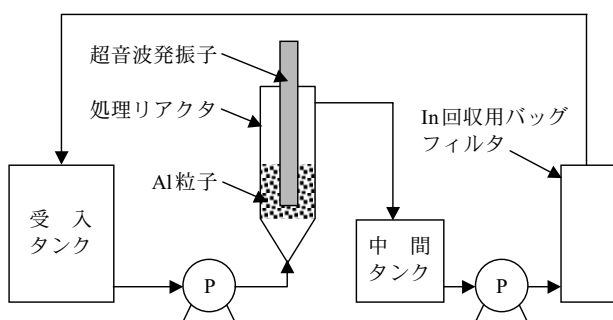


図3 循環型処理実験装置の処理フロー模式図

2. 実験装置

図2に循環型処理実験装置の外観写真を、図3にその処理フロー模式図を、図4にパイロット実験装置外観写真を示す。循環型処理実験装置はバッチ処理であり、最大40 Lの処理が可能、パイロット実験装置は連続処理も可能であり最大処理流量は15 m³/hである。

3. 廃液晶パネルからの In 回収処理

3.1 実験方法

3.1.1 廃液晶パネルからの In 溶出処理

廃液晶パネルからの In 溶出処理は図5のような循環型溶出処理実験装置を使用しておこなった。微細に破碎された廃液晶パネルを樹脂フィルタ内に入れ、それを内挿容器内で保持している。内挿容器底部はメッシュ状になっており廃液晶パネル層を通過した溶出液は底部から排出される。溶出装置内に貯まっている溶出液はポンプで上部から廃液晶パネル

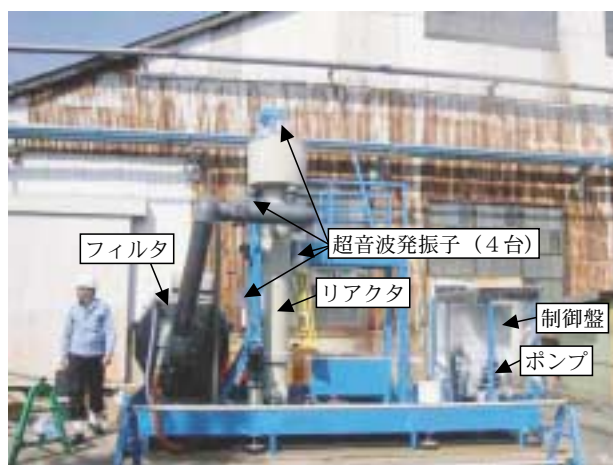


図4 パイロット実験装置外観写真

を保持している内挿容器上部へ送られる。内挿容器上部には溶出液を廃液晶パネル層に均等に行きわたるように分散盤を設けている。この循環処理を継続することで廃液晶パネルから溶出液へ In を溶出させた。溶出液としては塩酸水溶液とシュウ酸水溶液を使用した。

3.1.2 In 回収処理

循環型処理実験装置を使用して図3の処理フロー模式図にあるように、In を溶出させた溶出液をポンプで Al 粒子が充填されているリアクタへ上向流で送り、設定した条件下で超音波を印加して析出した In を剥離させ、上向流によりリアクタ外へ排出された In をフィルタ部で回収した。循環処理をおこなうことで被処理液中の In 濃度を低減させた。

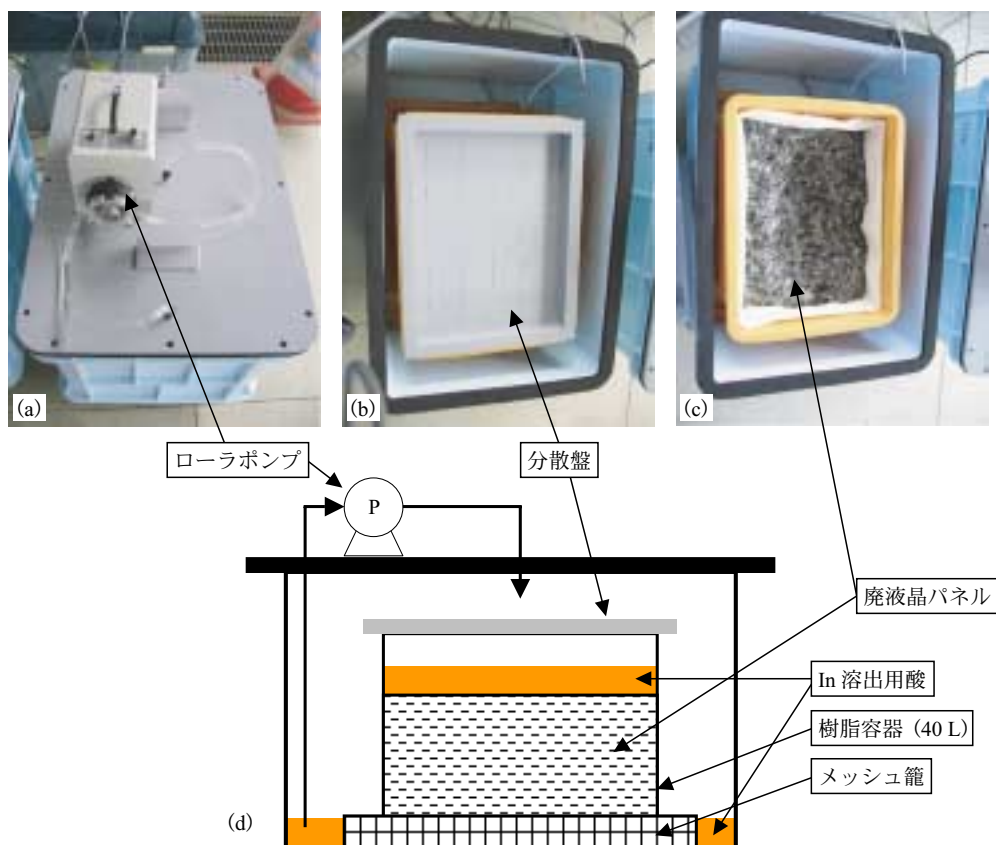


図5 廃液晶パネルからのIn溶出処理実験装置
 (a) In溶出処理実験装置全体写真 (b) In溶出処理実験装置内部 分散盤取付状態
 (c) In溶出処理実験装置内部 廃LCD設置状態 (d) In溶出処理実験装置断面模式図

表2 廃液晶パネルからのIn溶出処理実験条件

使用廃LCD量	25 kg
使用廃LCD種類	粉碎済廃液晶パネル（篩い分け無し，3～5 mm，3 mm以下）
使用酸量	20 L
使用酸種類	塩酸水溶液（0.5 %および1 %），シュウ酸水溶液（5 %）
溶出温度	室温，30 ℃，40 ℃
溶出時間	27～58時間

3. 1. 3 除去率と回収率

循環処理実験装置をもちいたIn回収処理では，適切な処理時間ごとにサンプリングをおこないIn濃度を測定した。In濃度が低減した量が，Inが還元されて被処理液中から除去された量となる。フィルタで還元されたIn合金を回収しているものの，本実験では処理量が少なく回収したIn合金量から回収率を算出することが困難であったため，被処理液中から除去された量をIn回収率とした。

3. 2 実験結果

3. 2. 1 廃液晶パネルからのIn溶出実験結果

廃液晶パネルからのIn溶出処理実験条件を表2に示す。

廃液晶パネルサイズの影響については40 mm×50 mmといった比較的大きな破片を含む未篩い分け品，3 mm以下に篩い分けたもの，3～5 mmに篩い分けたものの3種類，溶出温度の影響については室温，30 ℃，40 ℃の3種類，溶出液については塩酸水溶液とシュウ酸水溶液の2種類で実験をおこなった。

3. 2. 1. 1 塩酸水溶液によるIn溶出実験結果

塩酸水溶液を溶出液として使用した実験結果を図6に示す。実験結果より，溶出温度を30 ℃以上とし，篩い分けをおこなって3 mm以下とすることで，20時間前後でほぼInの溶出が終了することがわかった。篩い分けをおこなわない場合や3 mm以下でも室温の場合は，溶出時間として50時間程度必要と考

えられる。また、3～5 mm の場合でも20時間程度でほぼ In の溶出が終了すると思われる。一方で、廃液晶パネルのガラスリサイクルの観点から後述する Al の溶出を十分におこなう必要があるならば、さらに長時間の溶出処理をおこなう必要性がある。

3. 2. 1. 2 シュウ酸水溶液による In 溶出実験結果

シュウ酸水溶液を溶出液として使用した実験結果を図7に示す。シュウ酸水溶液の場合、溶出時間とともに In 濃度が減少することがわかった。一度溶解した In が元の ITO に戻ることはないため、何らかの固形分として再度廃液晶パネル層に残留したものと考えられる。文献等の調査結果から、シュウ酸を使用した場合、非晶質 ITO 中の結晶性酸化インジウム (In_2O_3) は溶解せず不溶性の SS 分となることがわかった。⁷⁾ ただし、溶出時間とともに In 濃度が減少し続けていることから、以下の2つの理由が原因と推定した。

- 1) 非晶質 ITO 中の結晶性の In_2O_3 が不溶性の SS 分となり、循環処理をおこなうことで廃液晶パネ

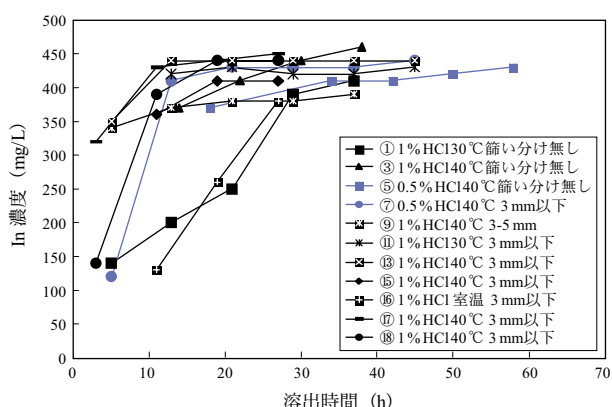


図6 破碎された廃液晶パネルからの塩酸水溶液をもちいた In 溶出実験結果

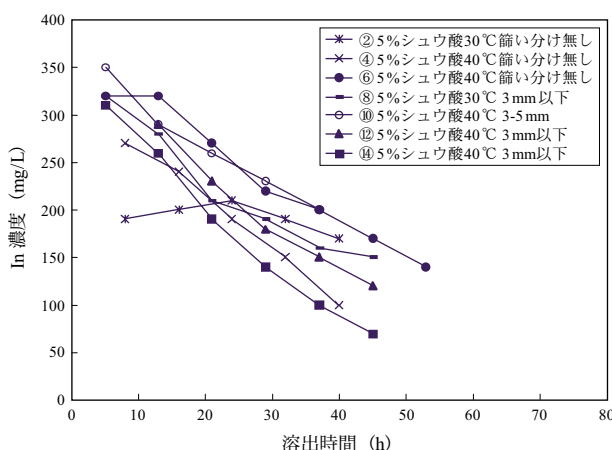


図7 破碎された廃液晶パネルからのシュウ酸水溶液をもちいた In 溶出実験結果

ルに付着して廃液晶パネル層中に残留する。

- 2) 溶解したイオン状の In については、シュウ酸の水に対する溶解度が10 %程度と小さいことから、循環処理をおこなう中で容器壁などへ飛散し、水分が蒸発したものがシュウ酸インジウムの固体となって溶出処理容器内に残留する。

上記推定のように不溶性の酸化インジウムが廃液晶パネル層中に残留するのであれば、ガラスへ吸着し難いように添加物が加えられている市販のシュウ酸エッチング液を In 溶出処理に利用することで、溶出時間とともに生じる In 濃度低下を防止できる可能性がある。また、その利用で不溶性の酸化インジウムが廃液晶パネル層中に残留しないのであれば、In 溶出処理の途中にフィルタを設置し、酸化インジウムの固形物として回収することが可能となる。

3. 2. 1. 3 廃液晶パネルからの In 溶出率

廃液晶パネルからの In 溶出率を算出するため、処理前の廃液晶パネル中の In 濃度、溶出処理後の廃液晶パネル中の In 濃度、および、溶出液中の In 濃度をもちい、処理前の廃液晶パネル中の In 量、溶出処理後の廃液晶パネル中の In 量、および、溶出液中の In 量を求め、それらから In 溶出率を求めた。その結果を表3に示す。

表3中の3 mm 以下未処理廃液晶パネルの欄Ⅲの8 750 mg を廃液晶パネル25 kg に含まれる In 量とした。物質収支を考えた場合、溶出処理後の廃液晶パネル中の In 量 (表3のⅢ) と溶出処理後の廃液中の In 量 (表3のⅥ) の合計が未処理廃液晶パネル中の In 含有量と等しくなるはずであり、(Ⅲ+Ⅵ)/8 750が1に近いほど物質収支の信頼性があることになる。今回は塩酸溶出液、シュウ酸水溶液のいずれにおいても0.92～1.08と信頼性あるデータがえられたと考えている。

塩酸水溶液の場合は、溶出液中の In 量ベース (Ⅷ) で89～105 %、処理後の廃液晶パネル残留 In 量ベース (Ⅸ) で97 %と良好な溶出率がえられ、塩酸水溶液を溶出液に使用することで安定して、高い溶出率がえられることがわかった。シュウ酸水溶液の場合は物質収支の信頼性があることから、推定どおり一度溶出した In が再度廃液晶パネル中に残留していると考えられる。

今回の結果より、塩酸水溶液を溶出液として使用し、溶出温度を30℃以上、破碎廃液晶パネルサイズを3 mm 以下とすることで20時間前後の溶出時間で廃液晶パネルより In をほぼ溶出できることがわかった。

表3 廃液晶パネルからのIn 溶出処理におけるIn 溶出率

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX
	廃LCD中のIn濃度	廃LCD量	廃LCD中のIn量	溶出液中のIn濃度	溶出液量	溶出液中のIn量	(III+VI)/8750 mg	In溶出率(VI/8750)溶出液中Inベース	In溶出率(8750-III)/8750)廃液晶パネル残留Inベース
3 mm 以下未処理廃液晶パネル	350 mg/kg	25 kg	8 750 mg	—	—	—	—	—	
③ 1 % HCl	10 mg/kg	25 kg	250 mg	460 mg/L	20 L	9 200 mg	1.08	105 %	97 %
⑨ 1 % HCl	10 mg/kg	25 kg	250 mg	390 mg/L	20 L	7 800 mg	0.92	89 %	97 %
⑪ 1 % HCl	10 mg/kg	25 kg	250 mg	430 mg/L	20 L	8 600 mg	1.01	98 %	97 %
⑩ 5 % シュウ酸	180 mg/kg	25 kg	4 500 mg	200 mg/L	20 L	4 000 mg	0.97	46 %	49 %
⑫ 5 % シュウ酸	240 mg/kg	25 kg	6 000 mg	120 mg/L	20 L	2 400 mg	0.96	27 %	31 %

注：表中のⅢとⅥを合計した（Ⅲ＋Ⅵ）＝8 750 mg となるはずで、Ⅶは物質収支の確かさを意味する。

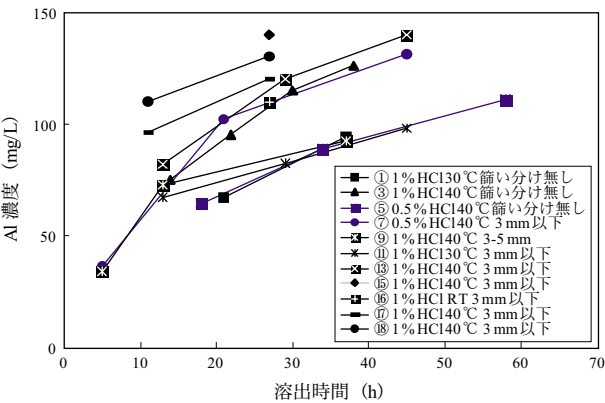


図8 破碎された廃液晶パネルからの塩酸水溶液をもちいた場合のAl 溶出結果

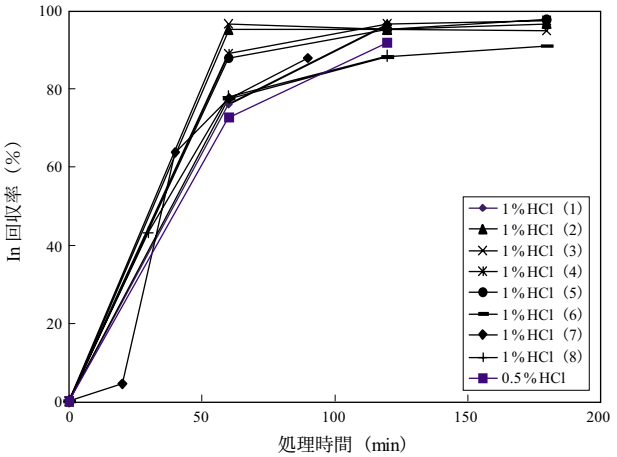


図9 塩酸水溶液からのIn 回収実験結果

表4 In 回収物のEDS による成分分析結果

成分 (%)	HCl (1)	HCl (2)	HCl (3)	HCl (4)	HCl (5)	HCl (6)	HCl (7)	HCl (8)
In	95	93	93	92	92	97	99	98
Sn	—	1	1	2	2	—	—	—
Al	2	3	3	4	3	2	1	1
他 (Fe, Ni 等)	3	3	3	2	3	1	—	1

3. 2. 1. 4 廃液晶パネルからのAl 溶出結果

塩酸水溶液を溶出液としてもちいた場合の、Al の溶出結果を図8に示す。Al についても時間とともに溶出率が増加するが、こちらは時間とともに徐々に増加を続けることがわかった。In 溶出後のガラスのリサイクルにおいて残留するAl が不純物として問題となるのであれば、溶出条件を見直してAl の溶出率を向上させる必要がある。

3. 2. 2 廃液晶パネルIn 溶出液からのIn 回収実験結果

廃液晶パネルから塩酸水溶液をもちいてIn を溶出

させた溶出液からのIn 回収実験結果を図9に示す。

In 回収率としては88～99 %の値がえられ、平均値で93 %の値がえられた。処理時間を3時間とすることで90 %以上のIn 回収率は達成可能と考えられる。

3. 2. 3 In 回収物の分析結果

In 回収物のエネルギー分散型蛍光X線分析（EDS）による分析結果を表4に示す。いずれも90 %以上の高いIn 含有量がえられた。

む す び

廃水中の有価金属回収処理技術、重金属除去処理

技術としてセメンテーションを利用した排水処理技術の確立を目指し、有価金属回収処理として廃液晶パネルからの In 回収処理実験をおこなった。

① 塩酸水溶液を In 溶出液として使用し、溶出温度を30℃以上とし、破碎された廃液晶パネルサイズを3mm以下とすることで、20時間前後の溶出時間で廃液晶パネルから In をほぼ溶出できることがわかった。

② シュウ酸水溶液の場合、溶出時間とともに In 濃度が減少することがわかった。

その原因として以下の2点が考えられる；

1) 非晶質 ITO 中の結晶性の In_2O_3 が不溶性の SS 分となり、循環処理をおこなうことで徐々に廃液晶パネルに付着して廃液晶パネル層中に残留する。

2) 溶解したイオン状の In についてはシュウ酸の水への溶解度が10%程度と小さいことから、循環処理をおこなう中で容器壁などへ飛散し、水分が蒸発することでシュウ酸インジウムの固体となり残留する。

③ In 溶出液からの In 回収物の分析結果はいずれも90%以上の高い In 含有量であった。

資源の安定供給のためリサイクルが求められている In については廃液晶パネルからの In 回収と FPD 工場のエッチング廃液からの In 回収の実用化に向けて開発を進めており、まず国内での実用化をおこなった後に、韓国、台湾、中国といった FPD 工場のある近隣諸国への展開を図りたい。

[参考文献]

- 1) 柴田準次：資源と素材，Vol.113，No.12（1997），p.948-951
- 2) 前背戸智晴，島田光重：神鋼環境ソリューション技報，Vol.3，No.1（2006），p.2-7
- 3) 上和野ら：月刊ディスプレイ，Vol.8，No.8（2002），p.83-93
- 4) 西田秀来：月刊ディスプレイ，Vol.8，No.4（2002），p.36-46
- 5) Biswas, A. K., Devenport, W. G.: Pergamon Press, p.272-278（1976）
- 6) 江口元徳，矢沢彬：湿式製錬と廃水処理，p.214-218（1975），共立出版
- 7) 石川典夫：電子材料，5月号別冊（2006），p.79-81

汚泥水槽の攪拌方法に対する 数値計算による検討

Numerical Analysis for Method of Mixing Sludge Tank



技術開発本部
新規プロセス室
村上 吉 明
Yoshiaki Murakami

汚泥処理においては汚泥の沈降防止性能が要求され、そのための手段として低動力での運転が可能な PABIO MIX が使用されている。本報では発生した汚泥を PABIO MIX をもちいて攪拌する場合と、傾斜パドル翼をもちいて攪拌する方法とで、それぞれ汚泥沈降防止性能と攪拌動力を数値計算によって求めた。攪拌動力の比較により、PABIO MIX がパドル翼と比較して低動力でも運転が可能であることを確認した。

In treatment of sludge, performance to prevent of subsidence is required. PABIO MIX that driving in low power is possible is used as a means for that. In the method to agitate by using the inclination paddle wing in case of the case to stir the generated sludge by using PABIO MIX in this report, the sludge subsidence prevention performance and each stir power was requested by the numerical analysis. It was confirmed to be able to drive PABIO MIX by comparing the stir power even in low power compared with the paddle wing.

Key Words :

数 値 解 析
攪 拌
パビオミックス

Numerical analysis
Mixing
PABIO MIX

ま え が き

廃水処理プロセスにおいて、凝集沈殿や砂ろ過時の逆洗廃液時に発生する濃縮汚泥は拔出しまでの一定期間、濃縮貯留槽で攪拌しながら保持される。そこで、濃縮貯留槽の沈降防止のための攪拌方法として

- ・当社製品である PABIO MIX¹⁾と
- ・45°傾斜パドル翼（上下2段式の各4枚）および
- ・濃縮液拔出しと注入配管からの噴流による SS 成分の攪拌効果

を比較し、沈降抑制性能および運転動力の評価をおこなった。その結果、PABIO MIX の使用により傾斜パドル翼よりも小さな動力で汚泥沈降防止性能がえられることを確認したので、以下に報告する。

1. 検 討

1.1 水槽形状および攪拌翼の選定

SS 成分の流動状態の評価は数値計算によっておこなった。使用した計算ソフトウェアは FLUENT 6.2 (FLUENT 社) であった。本検討においては、発生する汚泥の総量を 600 m³ とした。水槽は表 1 に示すような水槽とし、攪拌手段は PABIO MIX による攪拌、傾斜パドル翼および噴流による攪拌を検

表 1 水槽のサイズ

攪拌方法	水槽直径 (mm)	水槽深さ (mm)	水槽容量 (m ³)
噴流のみ PABIO MIX 傾斜パドル翼	9 300	8 840	600



図1 PABIO MIX の模式図

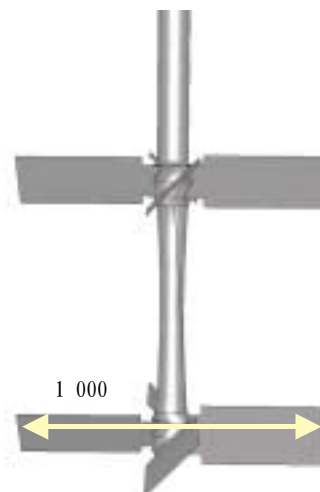


図2 傾斜パドル翼の模式図

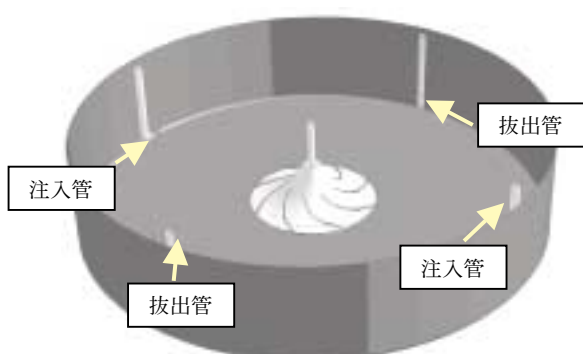


図3 PABIO MIX を使用した水槽モデルの底部

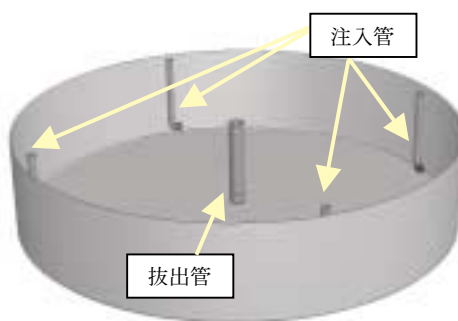


図4 配管での攪拌を検討した水槽モデルの底部

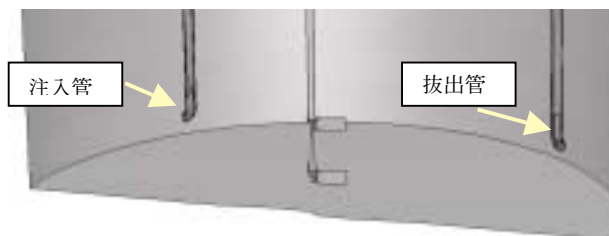


図5 傾斜パドル翼を使用した水槽モデルの底部

討した。それぞれを選定した理由は以下のとおりである。

PABIO MIX は汚泥の混合および攪拌における当社の標準機であり、低動力による底部流速の確保が可能である。そこで、比較の対象として45°傾斜パドル翼による攪拌もあわせて検討した。傾斜翼としたことで下向きの軸流速を生成し、底部流速の確保を試みた。また、注入管からの噴流のみでの底部流速の確保が可能かどうかについてもあわせて検討した。PABIO MIX および傾斜パドル翼の模式図を図1、2、検討対象とした水槽および攪拌翼全体の模式図を図3～5に示す。傾斜パドル翼を使用した計

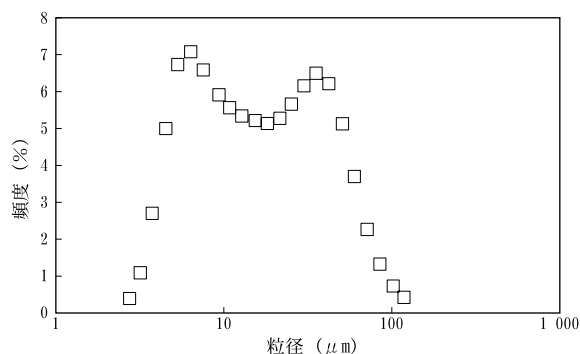


図6 SS成分の粒度分布

算では周期境界モデルを使用して、攪拌翼の軸を回転軸とした2回回転対称（攪拌翼の軸を回転軸として180°回転したものが回転前と同じになる。）となっている。計算は水槽の半分の領域に対しておこなった。噴流による攪拌方式としては配管を150 Aの配管とし、ポンプ流量条件に基づき、配管1本あたりの流量の上限を5 m³/minと定めた。

図6に本検討において使用したSS成分の粒度分布を示す。最大粒径は約100 μmであり、100 μmの粒子が沈降しなければ汚泥の沈降は防止可能と判断

した。SS成分としては塩化鉄（Ⅲ）を想定し、物性条件は表2の値とした。

1.2 攪拌性能の検討

攪拌性能の評価は、底部流速による沈降防止条件の評価と、粒子軌跡による槽内の攪拌状況の評価との双方でおこなった。SS成分の沈降防止条件は、一般に底部流速を0.1 m/s以上確保することといわれる。²⁾ そこで、検討の進め方としては、以下のようにおこなった。

表2 SS成分の物性値

密度 (kg/m ³)	2 900 (塩化鉄 (Ⅲ) の密度)
粒径 (μm)	100

- (1) 流動状況のおおよその把握を目的として、約30秒間の非定常計算をおこなう。
 - (2) (1)の流れ状態において、攪拌装置のトルクおよび角速度から攪拌動力を求める。
 - (3) (1)でできた流れにおいて、底部流速が0.1 m/s以上となっていることが確認できた場合、さらに注入管から表2に示した物性値を有する粒子を流入させ、水槽内で沈降しないか確認する。
- 各装置の運転条件を表3に示す。

2. 結 果

2.1 水槽形状および攪拌翼の選定

各水槽における底部流速の速度コンターを図7～11に示す。攪拌翼近傍や噴出口近傍で色が付いてい

表3 装置運転条件

攪拌方法	水槽直径 (mm)	液面高さ (mm)	攪拌翼回点速度 (rpm)	液拔出し, 注入流量 (m ³ /min)
噴流のみ			—	10
PABIO MIX	9 300	8 840	20/30	5
傾斜パドル翼			37/50	5

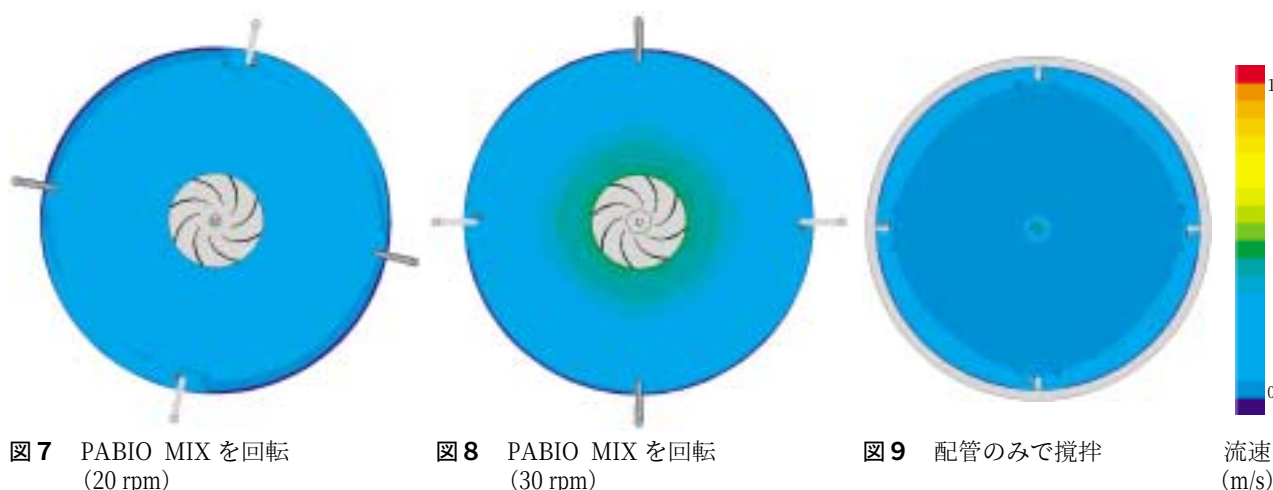


図8 PABIO MIX を回転 (30 rpm)

図9 配管のみで攪拌

流速 (m/s)

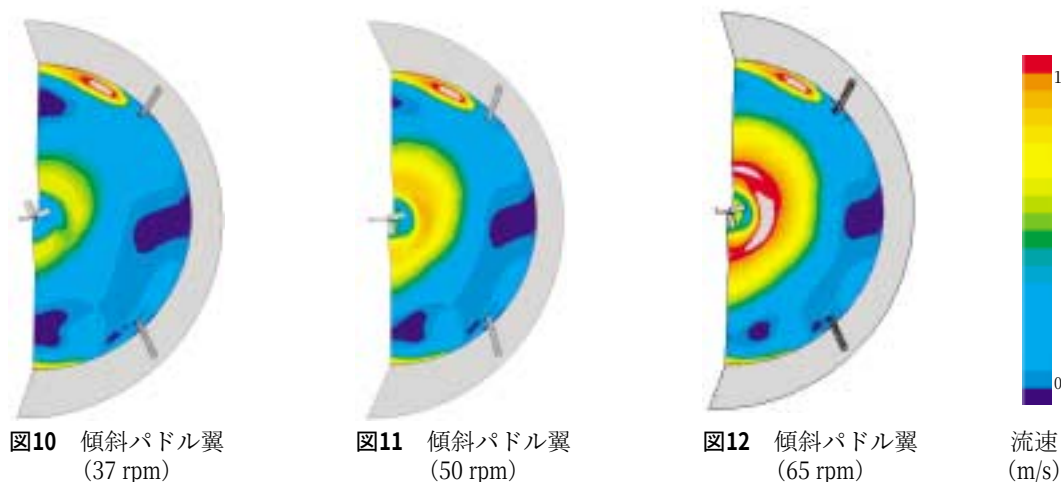


図11 傾斜パドル翼 (50 rpm)

図12 傾斜パドル翼 (65 rpm)

流速 (m/s)



図13 PABIO MIX を回転 (20 rpm)



図14 PABIO MIX を回転 (30 rpm)

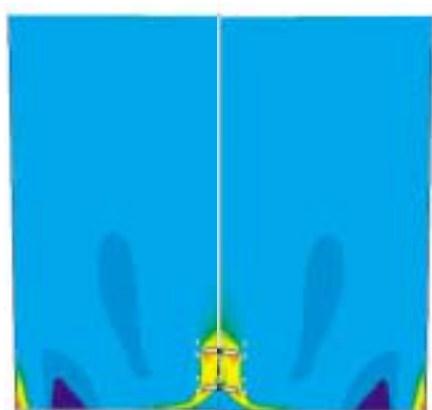
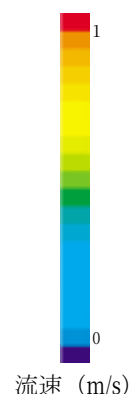


図15 傾斜パドル翼を回転 (37 rpm)

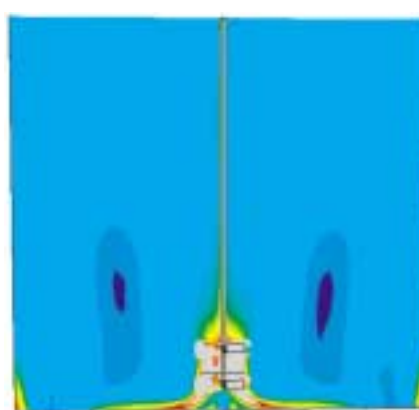
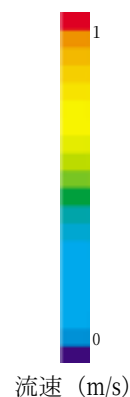


図16 傾斜パドル翼を回転 (65 rpm)



ない領域は流速が 1 m/s 以上である。なお、底部流速は水槽の底から 3 cm の高さで評価した。

PABIO MIX を使用した場合、回転速度が 20 rpm でも底部流速は目標値を上回った。一方、配管のみでおこなった場合、水槽の外周部および吸い込み口近傍のみ流速が大きく、それ以外の場所は流速が 0.1 m/s 未満となった。また、傾斜パドル翼を使用した場合でも、攪拌翼やノズル付近では底部流は目標値以上となったが、その間の領域において底部流速が 0.1 m/s 未満となった。

原因として、PABIO MIX を使用した場合、水槽底部において主に回転方向の流れを生成するため、底部流速が確保されやすい。一方、注入管および排出管のみで底部流速確保を試みた場合、流れが回転方向成分しか持たず、排出管と注入管との中間領域における広い範囲で底部流速が 0.1 m/s 未満となった。また、傾斜パドル翼を使用した場合、流れはパドル翼から主に下向きの流れとなり、水槽底部に衝突した流れは動径方向へ吐出された。そのため、回

転方向の流速をほとんど持たなかった。そのため、回転速度を 65 rpm まで上昇させても底部流速が 0.1 m/s 未満となる領域が発生した。

2.2 沈降防止条件の検討

上述した PABIO MIX により攪拌した水槽に対し、液の注入口から粒子を流入させた。計算後における攪拌装置の軸を通過する断面の流速コンターを図13～16、粒径 100 μm の粒子を流入させた場合における 100 秒間の粒子軌跡を図17、18に示す。

PABIO MIX の速度コンターを見ると、流速の大きな領域が水槽底部に集中している。一方、傾斜パドル翼を使用した場合、水槽上部まで流速が上昇している。これは、傾斜パドル翼の場合は攪拌翼上部から液を吸い込み、攪拌翼下部へ液を吐出するため、上下方向の流速が大きいためと考えられる。このことから底部流速の確保を目的とした場合、PABIO MIX の使用が有効であると考えられる。

液面高さが最大値まで上昇した場合、PABIO MIX を使用すれば 20 rpm でも、底部流速は 0.1 m/s

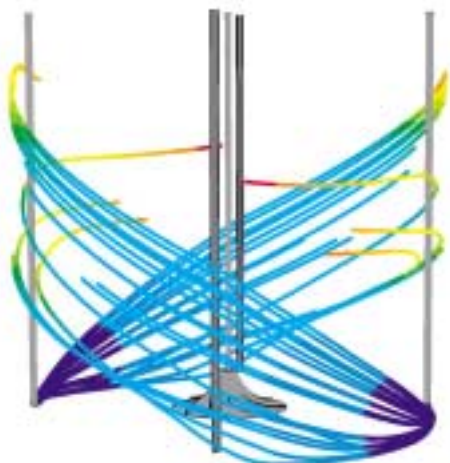


図17 PABIO MIX を回転 (20 rpm)

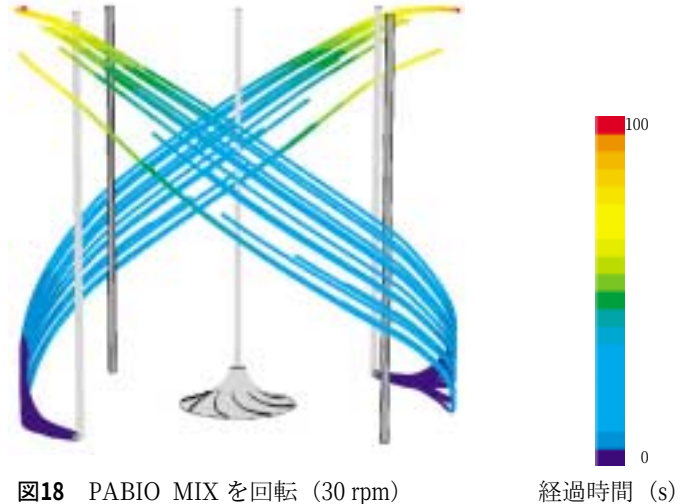


図18 PABIO MIX を回転 (30 rpm)

経過時間 (s)

以上確保可能である。注入管および拔出し管はバッフルとしても機能するため、注入口から流入させた粒子は水槽上部まで到達しており、沈降防止性能ならびに攪拌能力も備えていると考えられる。

2.3 攪拌動力の比較

図19に PABIO MIX および傾斜パドル翼を使用した場合における攪拌動力を示す。傾斜パドル翼と比較して PABIO MIX が低い動力でも十分に運転可能であることがわかる。

また、攪拌動力は回転数の変化による動力数の変化を無視すれば、回転速度の3乗に比例する。³⁾ 今回の計算によりえられた動力についても、回転速度の3乗にほぼ比例し、PABIO MIX では3.0乗、傾斜パドル翼では3.2乗に比例した。

むすび

濃縮貯留槽において PABIO MIX と傾斜パドル翼を使用した場合についてそれぞれ数値計算によってその性能を確認した。結果、PABIO MIX 使用により600 m³ のタンクに対しても底部流速の確保が可能であり、かつ傾斜パドル翼を使用した場合と比較して、底部流速確保に必要な動力が低いことを確認した。さらに攪拌動力の比較により、PABIO MIX が底部流速確保において非常に効果的な手段であることを確認した。

今後、さらに水・汚泥処理プロセスにおける内部状況の把握や極端条件での使用に対しても数値計算

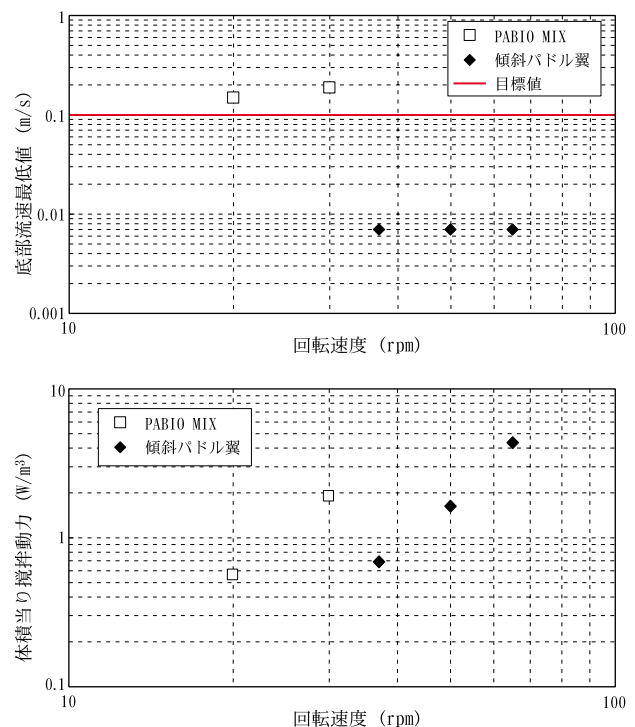


図19 攪拌動力の比較 (上：底部流速の最小値，下：単位体積に対する攪拌動力)

をツールとして有効に活用していきたい。

【参考文献】

- 1) 水口護：双曲面形攪拌機 PABIO MIX の紹介
- 2) 日本下水道協会：下水道施設計画・設計指針と解説
- 3) 化学工学会：化学工学便覧

分子生物学的手法をもちいた 微生物群集解析の適用事例

Applications of Molecular Biological Techniques for the Analysis of Microbial Community in Biological Wastewater Treatment Plants



技術開発本部
水・汚泥技術開発部汚泥処理室
赤 司 昭
Akira Akashi
(医学博士)

活性汚泥プロセスをはじめとする生物学的排水処理は、ランニングコストが比較的安価であること、また、その装置構成が比較的単純で維持に特殊な技術を必要としないことから下水処理をはじめとして広く採用されている。しかしながら、水質浄化に係わる微生物に関する知見はほとんどなかった。分子生物学的手法の発達により生物学的排水処理装置の微生物群集を解析することが可能になった。本稿では、微生物群集構造の解析に適用される分子生物学的手法、とくに PCR 法の概要とその適用事例について報告する。

Biological wastewater treatment processes such as activated sludge process have been widely used. But our understanding of those organisms was limited. Recent molecular biological techniques provided us new approaches to understand the population dynamics of microbial communities in biological wastewater treatment plants. In this report, we describe the overview of molecular biological techniques, and the application to the Analysis of Microbial Community in Biological Wastewater Treatment Plants.

Key Words :

生物学的排水処理
分子生物学的手法
P C R
D N A
R N A
活 性 汚 泥

Biological wastewater treatment
Molecular biological techniques

Activated sludge

ま え が き

生活排水や工場等から排出される汚水の処理には、活性汚泥法等の生物学的排水処理が広く採用されている。通常、微生物による排水処理設備を維持管理する場合は、流入する排水の負荷に対して適切な微生物量、たとえば活性汚泥量を処理設備内に保持することが重要とされている。活性汚泥の濃度は主に浮遊性物質 (SS) として管理され、活性汚泥に含まれる多種多様な微生物群を一塊の固形分として取扱っている。排水処理設備にかかる負荷の変動や水温低下などの外乱要因により排水処理状態が悪化し

た場合、汚泥に含まれる細菌の種類や数に変化が起きることは一般的に知られているが、従来の SS 量の管理からはその変化を情報としてえることは困難である。そのため、処理状態が悪化した場合の運転管理は熟練した管理者の経験や勘に頼らざるをえないのが実情である。

培養法により微生物の種類や数を測定することは可能ではあるが、長い時間を要すること (たとえば、窒素除去に係わる細菌の一つであるアンモニア酸化細菌の場合、約 1 カ月もの時間が必要) から、日々の排水処理設備の管理指標として適用することは困

難である。また培養法で検出される微生物量は、実際に生息する微生物のわずか1%にすぎない¹⁾といわれており残りの99%以上の微生物は生きているが培養できないことになる（いわゆるVNC: Viable but Non Culturable²⁾）。したがって、培養法で活性汚泥などに生息する微生物の全体像を把握するには無理があった。

近年、微生物の遺伝子（DNA や RNA）を対象にした分子生物学的手法の進歩により、生物処理設備に生息する微生物の種類や数を迅速かつ精度良く把握することが可能になった。

我々は排水処理設備の運転状況をオペレーターが客観的に評価できる管理指標を確立するため、排水処理設備に存在する微生物の遺伝子情報をモニタリングし、その情報に基づいて生物処理を維持管理するシステムの確立を目標として開発を進めている。分子生物学的手法の主なものとしては、T-RFLP 法（Terminal restriction fragment length polymorphism: 装置内の何種類くらいの微生物がどのような比率で生息するかを解析する技術）、FISH 法（Fluorescent in situ hybridization: 微生物の存在量や空間分布を視覚的に調べる方法）などが多用されているが、本稿では PCR 法（Polymerase chain reaction）により、水質浄化に係わる特定微生物の存在数量や活性の定量と処理性能を解析した事例について紹介する。

1. 汚泥を構成する微生物と分子生物学的手法（PCR 法）の概要

1.1 汚泥を構成する微生物

汚泥の中には真性細菌（大腸菌やアンモニア酸化細菌などのいわゆる細菌）も古細菌（たとえば、メタン菌など）あるいは真核生物（たとえば、酵母、ツリガネムシ、ミジンコなど）も生息し、その解析対象はきわめて多様性に富んでいる。真性細菌一つを取ってみても、BOD 除去に係わる細菌、窒素除去に係わる細菌、リン除去に係わる細菌等々多岐に及んでいる。また、窒素除去に係わる細菌にもその機能により、アンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌、硝酸還元細菌、亜硝酸還元細菌、亜酸化窒素還元細菌に分類され、各機能を有する細菌は更に複数の細菌種から構成されている（図1）。

分子生物学的手法の発達により、活性汚泥を構成する真性細菌の全体像を解析したり、真性細菌の中でも特定の機能を有する細菌、たとえばアンモニア酸化細菌の存在量を定量することが可能になってきた。

1.2 DNA と RNA のどちらを対象に解析するか？

ウイルスを除く生物の細胞の中には DNA と

RNA の両方が存在するが、解析対象が DNA か RNA かでえられるデータの意味合いが異なってくる（図2）。DNA（たとえば、16SrDNA）を対象にして解析をおこなった場合、処理装置内に存在する微生物の存在量や多様性（何種類の微生物が存在するか）を知ることができる。一方、RNA を対象にした解析では、個々の微生物の活性（元気度）を知ることができる。この2つを組み合わせれば、たとえば、処理装置の中に何種類くらいの微生物が存在し、流入水質の性状が変化した時に個々の細菌の活性にどのような影響を及ぼすかを解析可能である。

1.3 PCR（Polymerase Chain Reaction）の原理

PCR 法は微生物が保有する特定の遺伝子（たとえば、16SrDNA や 16SrRNA）を増幅する技術である。具体的には、活性汚泥から DNA（活性を調べたい場合は RNA）を抽出・精製後、特定の遺伝子とだけ結合（ハイブリダイズ）するプライマーと呼ばれる短い DNA（塩基（AGCT）が20個前後並んだもの）と混合し、酵素（Taq DNA Polymerase）反応をおこなうと、プライマーに挟まれた部分の

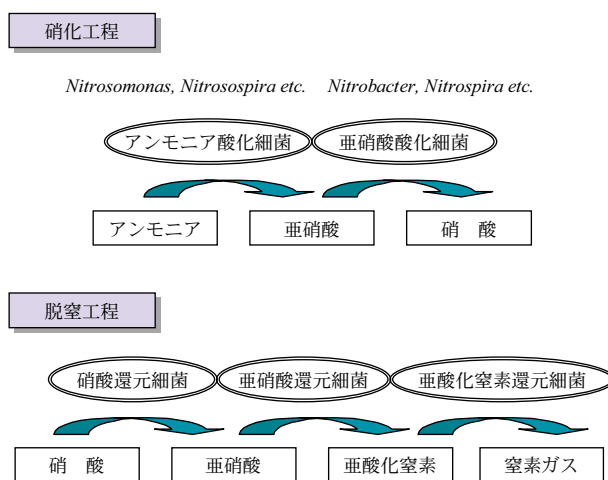


図1 硝化脱窒の工程とそれに関与する微生物

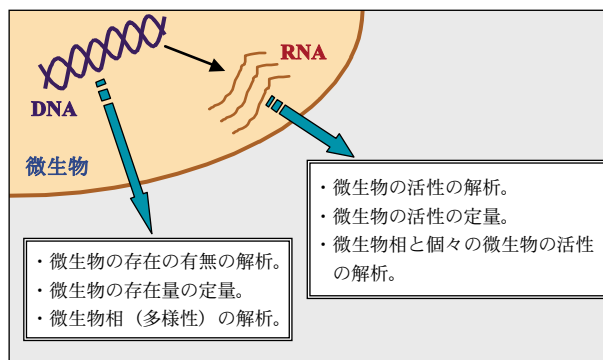


図2 解析の対象は DNA か RNA か？

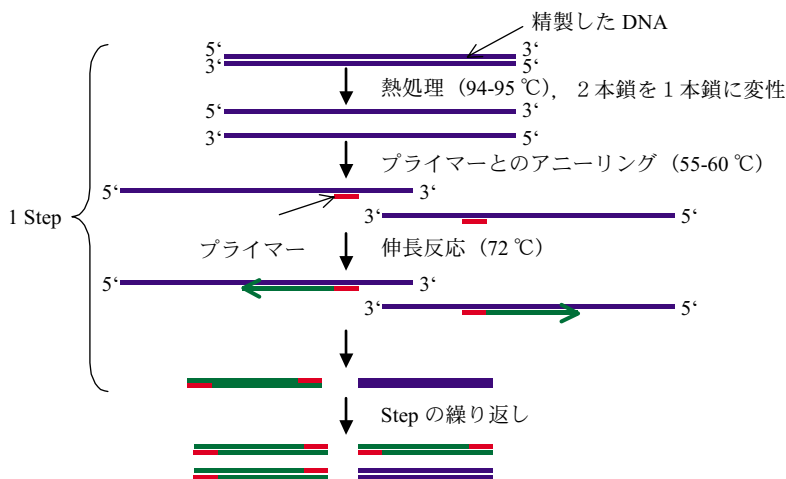


図3 PCR法の原理

DNAが増幅される(図3)。その際使用するプライマーのデザインを工夫することにより(つまり, AGCTの20個前後の並びが特定の細菌の特定の遺伝子とだけ結合するように並び替えること), 活性汚泥の中の多種多様な細菌の中から特定の細菌(たとえば, 硝化脱窒に係わるアンモニア細菌)だけを検出することも可能である。また, 単なる検出にとどまらず, 存在数量あるいは活性を定量することも可能である(定量PCR法)。ただし, PCR反応にはさまざまな誤差(DNA抽出が特定の微生物に偏る, PCR反応そのものの偏り)が含まれるため, 注意を要する。

2. 適用事例

2.1 窒素除去プロセスの運転管理への適用

本プロセスに流入する排水は主にアンモニアと硝酸が含まれる窒素含有排水であり, BODはほとんど含まれていない。これらを生物学的硝化脱窒法により除去をおこなっている。窒素含有排水はまず硝化槽へ流入し, アンモニアが硝酸態の窒素に酸化された後, 脱窒槽で窒素ガスに還元され除去される。

硝化槽と脱窒槽から定期的に活性汚泥を採取し, DNAを精製後c-PCR(競合PCR: competitive PCR)法によりアンモニア酸化細菌, 亜硝酸還元細菌, 亜硝酸還元細菌の存在数量を測定した。

排水処理設備の維持管理は通常活性汚泥あたりの負荷を指標としてもちいることが多いが, ここでは個別の細菌数の測定結果をもちいて, それぞれの細菌数あたりの窒素負荷を算出した。図4, 図5および図6にアンモニア酸化細菌, 亜硝酸還元細菌および亜酸化窒素還元細菌1 copyあたりのT-N負荷(mg-T-N/copies・日)と処理水のT-N濃度の相関を示す。各細菌数あたりのT-N負荷が高くなるにしたがい

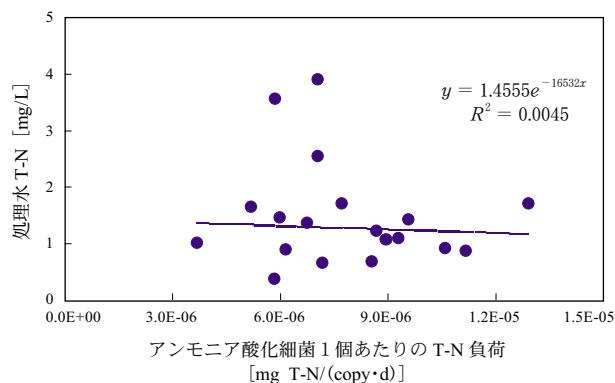


図4 アンモニア酸化細菌1個あたりの窒素負荷と処理水質の関係

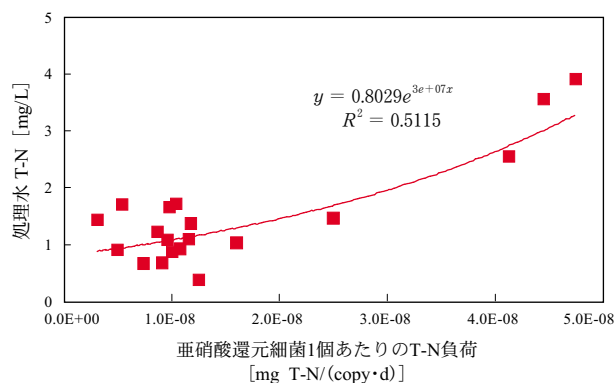


図5 亜硝酸還元細菌1個あたりの窒素負荷と処理水質の関係

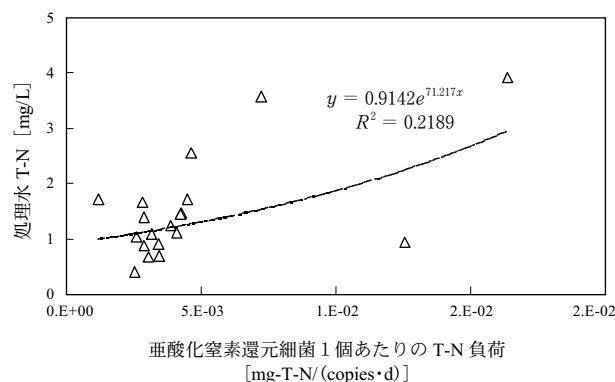


図6 亜酸化窒素還元細菌1個あたりの窒素負荷と処理水質の関係

処理水の T-N は上昇する傾向にあったが、図 5 に示すように亜硝酸還元細菌数あたりの T-N 負荷と処理水の T-N の相関性をもっとも高かった。つまり、亜硝酸から一酸化窒素への還元工程が本排水処理設備において律速段階にあると考えられた。したがって本設備では亜硝酸還元細菌の菌数あたりの負荷を適切に維持することにより、安定した処理水質がえられるものと考えられる。

以上の結果から排水処理設備に存在する多種多様な微生物の中で、処理性能を左右するキーとなる管理指標細菌の存在が明らかになった。この管理指標細菌の挙動を追跡することにより排水処理設備を容易に維持管理できる生物診断システムを以下に提案する。生物診断システムの一連の作業フローを図 7 に示し解説する。

(1) 定期診断

排水処理設備の汚泥をサンプリングして c-PCR 法等により管理指標である亜硝酸還元細菌の細菌数を測定する。

(2) 負荷の管理

亜硝酸還元細菌数の測定結果と流入 T-N 負荷から、細菌数あたりの負荷を算出する。次に図 6 から現在の細菌数負荷でえられる処理水質を予測する。予測処理水質が目標水質より低く余裕があればそのまま運転を継続する。

(3) 運転調整

図 6 より予測される処理水質が目標水質に対して余裕がない、あるいはオーバーする場合は、亜硝酸

還元細菌を増殖させて菌数負荷が小さくなるように運転調整をおこなう。調整方法は排水処理設備により異なるが、本排水処理設備における管理指標の亜硝酸還元細菌は従属栄養細菌に属するため有機源となるメタノールの添加量を増加することにより細菌を増殖させることが可能である。

過去の運転実績などからたとえば 1 週間後や 1 カ月後の流入負荷が予測可能であれば、水質予測データを基に適切な運転管理も可能になる。

2.2 メタン発酵槽の不具合の原因解明

メタン発酵槽の立ち上げ過程で発生した不具合の原因解明に分子生物学的手法を適用した事例を以下に紹介する。

生ゴミ、豚糞尿および農業集落排水汚泥を受け入れメタンガスを生成しバイオガス発電をおこなう施設に納入されたメタン発酵槽において、負荷がまだ低い立ち上げ初期に有機酸（主に酢酸）が蓄積し、なかなか回復しないという不具合が生じた。メタン発酵（嫌気性プロセス）における有機酸蓄積の主な原因として、表 1 に示すような因子が考えられてい

表 1 メタン発酵における有機酸蓄積の主な原因

- ① 微量金属の不足による代謝律速
- ② 毒性物質の混入による代謝阻害
- ③ 過剰な負荷
- ④ 物質移動の律速
- ⑤ 水理学的な短絡流
- ⑥ 窒素またはリンの不足

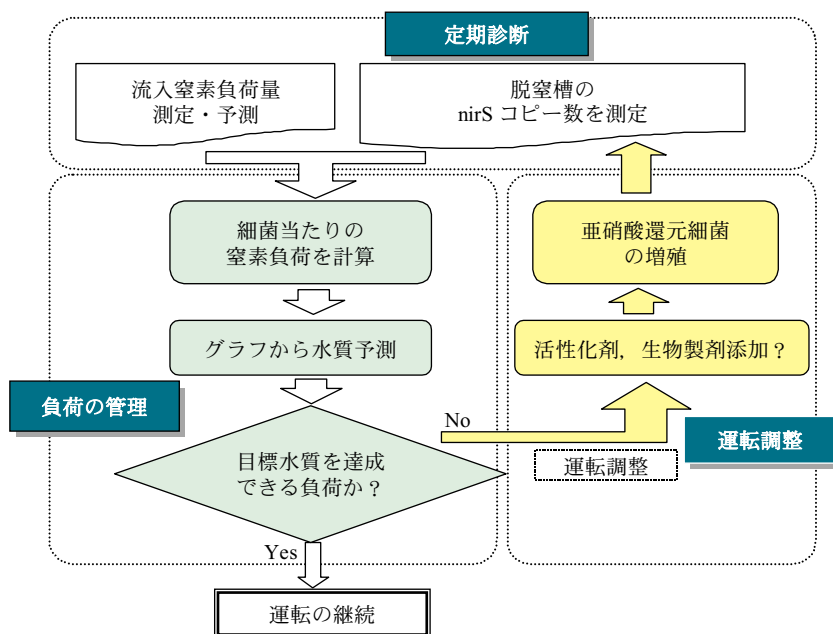


図 7 診断のフロー

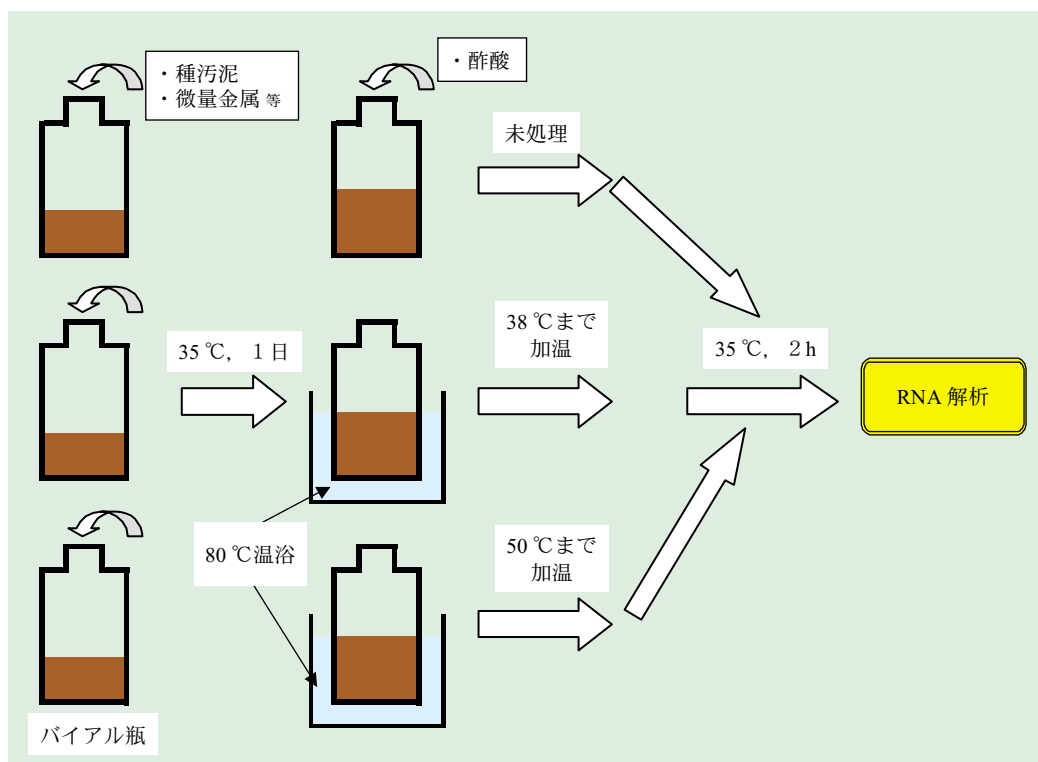


図8 熱のメタン発酵汚泥に対する影響の実験方法

る。³⁾ 微量金属の不足，毒性物質の混入の可能性についてはバイアル試験等により検討したが，その可能性は否定された（データ未掲載）。また，過剰負荷，物質移動の律速あるいは水理学的な短絡流の可能性についても検討をおこなったが否定された。さらに窒素またはリンの不足も投入原料の性質上否定された。そこで，現場の運転管理者も交え検討を重ねたところ，メタン発酵槽に投入した種汚泥の加温時の過熱が原因である可能性が考えられた。本メタン発酵槽の加温は，メタン発酵槽内の汚泥と温水を熱交換することによりおこなわれているが，立ち上げ開始時の種汚泥の昇温時間短縮のため80℃の温水中で50℃まで加温し，未加温の汚泥と混合していたことが判明した。

50℃の加温がメタン生成菌や酸生成菌に及ぼす影響を調べるため，50℃まで加温した汚泥と加温しない汚泥のRNA量を比較した。図8に示すように，メタン発酵汚泥を入れたバイアル瓶を80℃の温水中で50℃まで加温後メタン発酵槽の運転条件である35℃まで急冷したもの，80℃の温水中で38℃まで加温したもの，および80℃での加温はおこなわないものを用意し，メタン発酵槽の運転温度である35℃で2時間緩やかに振とう培養した。これらの汚泥からRNAを精製後cDNAを合成し，これを鋳型にして定量PCRをおこなった。酸生成菌，

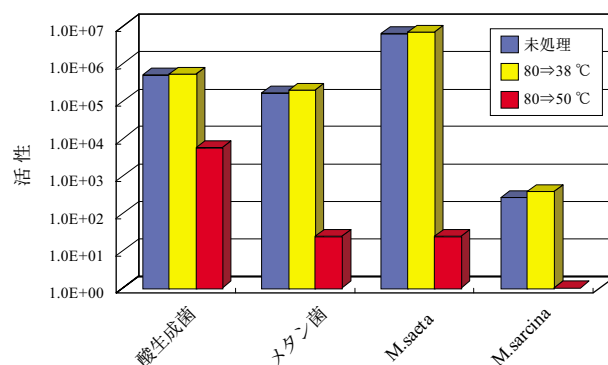


図9 酸生成菌，メタン生成菌，*Methanosaeta* および *Methanosarcina* の活性に及ぼす熱の影響

全メタン生成菌，およびメタン生成菌の中で酢酸を資化（酢酸を分解してメタンガスを生成）する *Methanosaeta* と *Methanosarcina* の16SrRNAに特異的なプライマーをもちいて酸生成菌とメタン生成菌の16SrRNA量を定量し，熱のそれぞれの細菌に及ぼす影響を調べた。

図9に定量PCR法によるRNA量の定量結果を示す。80℃で38℃まで加温した場合（棒グラフの黄色のバー）と80℃で加温しない場合（棒グラフの青色のバー）の酸生成菌，メタン生成菌，*Methanosaeta* および *Methanosarcina* のそれぞれの細菌で合成されたRNA量に差はなく，80℃で38℃まで加温しても各細菌の活性には何ら影響を及ぼ

さないことが判った。一方、80℃で50℃まで加温した場合（棒グラフの赤色のバー）、酸生成菌のRNA量は未加温の約10分の1まで低下した。メタン生成菌、*Methanosaeta* および *Methanosarcina* ではさらにダメージが甚大であり、RNA量は未加温の1000分の1から10000分の1まで低下した。

以上の結果から、立ち上げ初期に見られたメタン発酵槽での酢酸蓄積は、以下のメカニズムで起きたものと推定した。すなわち、種汚泥投入時の過熱が原因で酸生成菌とメタン生成菌の活性が低下する。しかし、酸生成菌のダメージはメタン生成菌に比べると小さいため、ある程度の酸生成能は残存しており酢酸を生成し続ける。一方メタン生成菌（とくに *Methanosaeta* や *Methanosarcina* などの酢酸資化メタン菌）に対するダメージは甚大であるため、酸生成菌が生成した酢酸を消費しきれずに徐々に酢酸が蓄積されたものと推測した。

む す び

分子生物学的手法の適用により今までブラックボッ

クスであった生物学的排水処理装置内の微生物に解明の手が及ぶようになってきた。我々のような排水処理に係わるものにとっての最大の関心事は、微生物の状態と装置の処理性能を関連づけ、それを運転管理や装置開発に結びつけることである。今回紹介したように、処理装置の性能と分子生物学的手法でえられた結果を関連付けた研究例も見られるようになってきており、分子生物学的な分析手法がBODやCODなどの水質分析と同様に日常管理でもちいられるようになる日も近いものと期待される。今後は、水質の予測や予測結果を基にしたリアルタイムな装置制御に結びつくような開発を進めていきたい。

【参考文献】

- 1) Amman, R. I. et al.: Microbiol. Rev., 59 (1995), 143.
- 2) Colwell, R. R., et al.: Bio/Technol., 3 (1985), 817.
- 3) R. E. Speece 原著 松井三郎・高島正信監訳, 産業廃水処理のための嫌気性バイオテクノロジー, 技報堂出版

「日田市バイオマス資源化センター」 運転実績

Operation Results of Hita City Biomass Recycling Center



技術開発本部
水・汚泥技術開発部汚泥処理室
川 嶋 淳
Jun Kawashima
山 下 哲 生
Tetsuo Yamashita
技術本部操業技術部施設管理室
宇 良 伸 之
Nobuyuki Ura

日田市バイオマス資源化センターは、豚糞尿、生ごみ、農集排汚泥を主原料としてメタン発酵によるバイオガス発電をおこなう施設である。原料受入、メタン発酵、ガス貯留、エネルギー利用、液肥貯留、堆肥化、排水処理、脱臭の各設備からなる再資源化のトータルプラントである。2006年4月より商用運転を開始し、焼酎粕を原料として追加投入することで、電力自給率はほぼ100 %にまで達するようになった。本稿では、1年以上に渡る商用運転でえられた知見について報告する。

Hita city biomass recycling center is the integrated recycling facility that consists of the methane fermentation, the biogas power generation, wastewater treatment, and composting. This facility has begun operating since April, 2006. At first, the biogas was generated by methane fermentation of pig excreta, garbage, and sludge from public wastewater treatment facilities. Since last October, shochu lees have been accepted additionally to increase power generation, and the electric power rate of self-sufficiency of facility reaches almost 100 %. This report is operation results over one year of this biomass recycling center.

Key Words :

メ タ ン 発 酵
中 温 発 酵
バ イ オ ガ ス
バ イ オ マ ス 発 電
有 機 性 廃 棄 物

Methane fermentation
Mesophilic fermentation
Biogas
Biomass power generation
Organic waste

ま え が き

21世紀に入り、二酸化炭素の蓄積による地球温暖化問題や、その原因となっている化石燃料の有限性がクローズアップされている。1997年の京都議定書締結により、対策が具体化された感はあるが、未だ対応が進んでいないのが実情である。

化石燃料の代替として注目される再生可能エネルギーとして、バイオマスが有力視されている。バイオマスとは、生物資源（バイオ/bio）の量（マス/mass）

をあらわし、エネルギー源として再利用できる、動植物から生まれた有機性の資源のことである。先に挙げた温暖化問題解決に加え、循環型社会の形成や農林漁業の活性化を目的として、政府は2002年12月に「バイオマス・ニッポン総合戦略」を閣議決定し、バイオマスを持続的に利活用する体制作りに取組んでいる。

環境ソリューションに取り組む当社としても、廃棄物系バイオマスの利活用は大きな課題である。当社

は2003年に食品廃棄物を対象としたメタン発酵設備をコープこうべに納入し、ここでえられたノウハウ¹⁾をもとに、2006年に大型メタン発酵設備の第一号機となる「日田市バイオマス資源化センター」を完成した。²⁾ 本報では、日田市バイオマス資源化センターにおいて、試運転以降、1年以上に渡る商用運転でえられた知見について報告する。

1. 設備導入の経緯

1.1 日田市について

日田市は、人口約7万5千人弱、市域面積666 km²の、大分県の西部に位置する自治体である。1000 m級の山々とこれに源を発する九州最大の河川「筑後川」の恩恵を受けて発展したまちであり、基幹産業は農畜産業、林業、製材業および、醸造業等である。これらの産業に由来する、家畜糞尿、木質系廃棄物、ビール粕、焼酎粕などのバイオマスが豊富に存在する地域であり、これらの有効利用をはじめとする環境政策を積極的に進めている。

1.2 バイオマス資源化センター建設の背景

バイオマス資源化センターは、日田市から発生するバイオマスのうち、一般家庭や事業所から排出される生ごみ等の食品廃棄物、豚糞尿、農業集落排水汚泥を主原料として、メタン発酵によるバイオガス発電をおこなう施設である。

建設の背景には、バイオマス有効利用の目的のほかに、以下の三つの環境問題解決への取組みがある。

一つ目は、地球温暖化の原因となっている温室効果ガス削減への取組みである。その対策のひとつとして、地域に存在する資源で新エネルギーを創造する設備の積極的な導入をおこなっている。

二つ目は、ごみ問題である。日田市ではごみ焼却

処理経費および、焼却施設更新にかかるイニシャルコストの増大の解決のため、生ごみの有効利用を検討してきた。

三つ目は、畜産環境問題である。家畜排泄物法の施行にともなう畜産環境問題解決のため、豚糞尿を集約処理できる施設についての調査検討をおこなってきた。

これら3点の問題の解決策として、日田市はメタン発酵発電施設を建設した。施設本体工事は2005年5月～12月におこなわれた。2006年1月より試運転を開始し、同年4月より商用運転を開始している。

2. バイオマス資源化センター概要

2.1 計画概要

日田市バイオマス資源化センターの全景を図1に示す。

バイオマス資源化センターは原料受入設備、メタン発酵設備、ガス貯留設備、エネルギー利用設備、液肥貯留設備、堆肥化設備、排水処理設備、脱臭設備からなる。メタン発酵施設の計画規模は豚糞尿50 t/d、生ごみ24 t/d、農集排水汚泥6 t/dの合計80 t/dである。これらバイオマスを原料としてメタン発酵をおこない、発生させたバイオガスで発電をおこなう。メタン発酵は中温湿式方式を採用している。メタン発酵槽から発生する消化液は一部を液肥として利用し、その他は排水処理を経て下水道に放流する。また、排水処理設備から発生する固形物残渣は堆肥化して有効利用する。計画では、発電量：200万 kWh/年、液肥生産量：2500 t/年、堆肥生産量：300 t/年である。豚糞尿と、事業系および産廃系生ごみについては、引取る際に事業者から処理料金を徴収する。処理料金は豚糞尿600円/t、事業系生ごみ4000円/t、産廃系

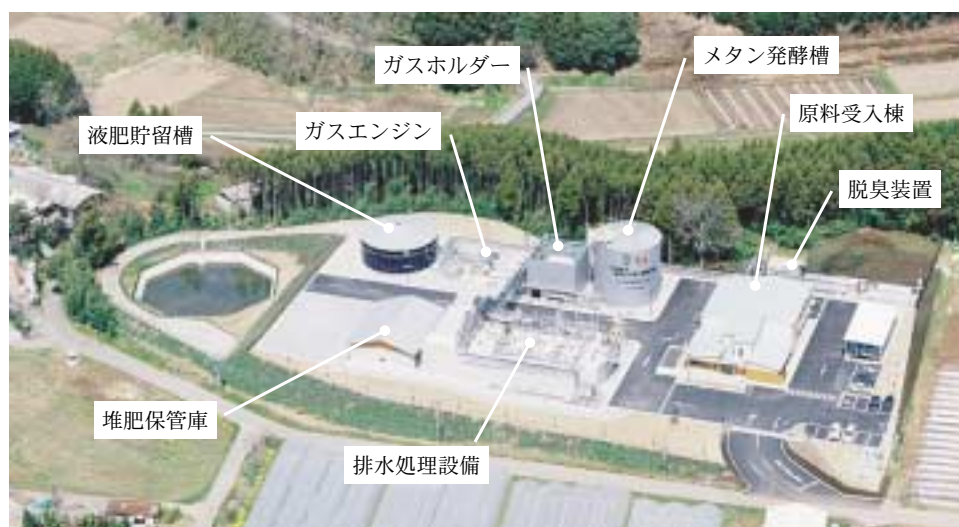


図1 バイオマス資源化センター全景

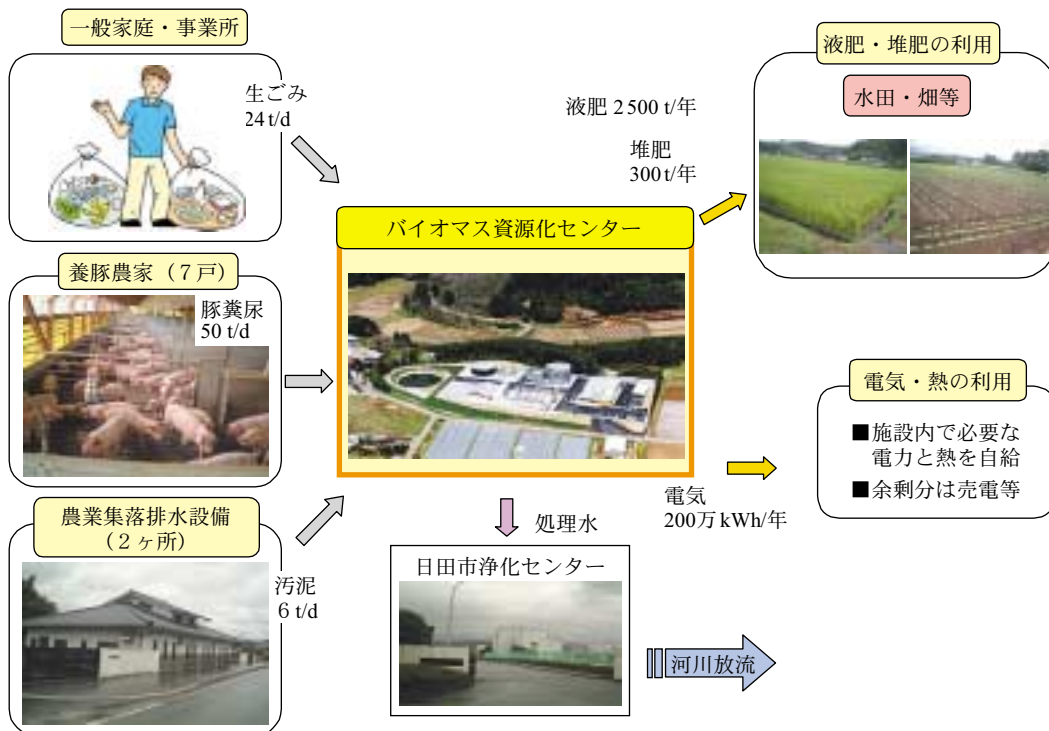


図2 バイオマスの流れ

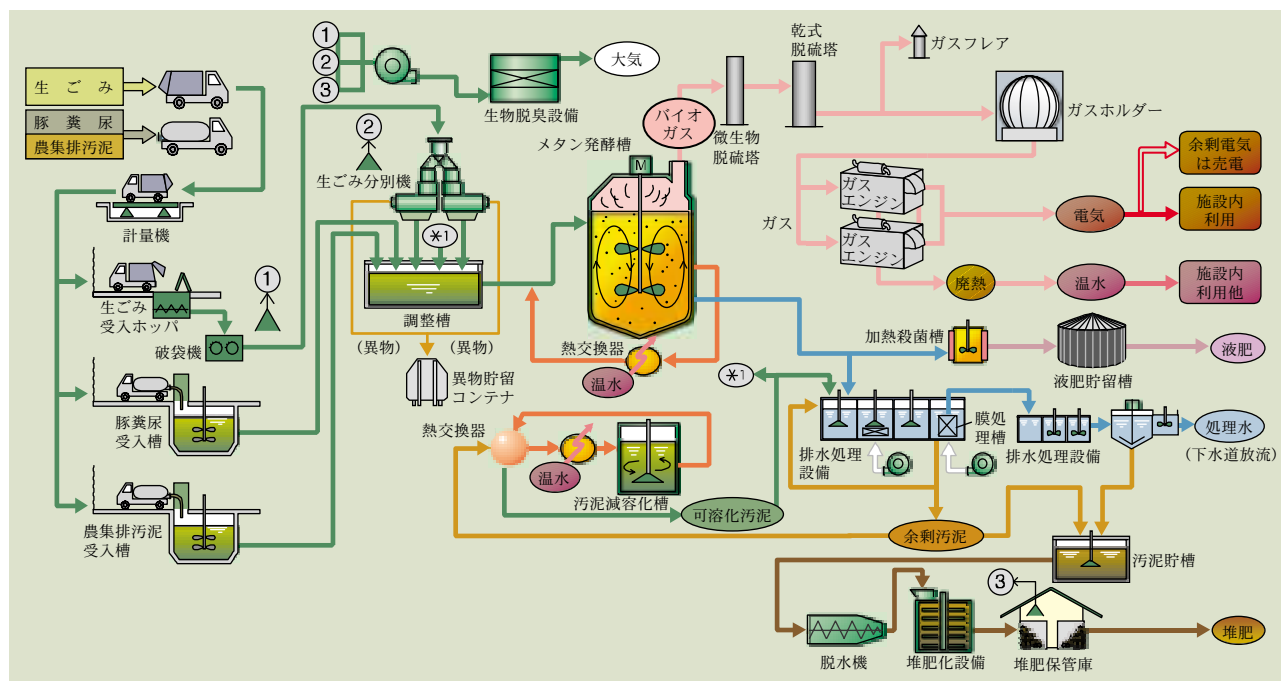


図3 バイオマス処理フロー

生ごみ9 000円/tである。バイオマスの流れを図2に示す。

バイオガス発電によりえられた電力は施設内の自給に利用するほか、余剰電力は売電する。同センターは2006年10月に経済産業省からRPS法に基づく設備認定を受け、九州電力と売電契約を結んでいる。売電単価は、夏季昼間が9円30銭/kWh、その他季昼間が8円80銭/kWh、夜間が7円40銭/kWhである。

堆肥および液肥については、成分分析、施用実験、肥料登録後、地域住民に安価で提供する予定である。

2.2 バイオマス処理の流れ

バイオマス処理フローを図3に示す。豚糞尿は専用のバキューム車もしくはタンク車にて、生ごみはパッカー車にて、集排水汚泥は運搬委託業者のバキュームカーにて搬送され、計量機にて重量測定がおこなわれる。豚糞尿および集排水汚泥は専用のスクリーン



図4 生ごみ受入状況



図5 メタン発酵槽外観



図6 排水処理設備外観

を通過して大型の固形物を分離後、それぞれ糞尿受入槽、集排汚泥受入槽に投入され、ポンプにて定量的に後段の調整槽に移送される。生ごみ受入状況を図4に示す。生ごみは受入ホッパに袋詰め状態で投入された後、破袋機、破砕機を経てビニール袋や発酵不適物等の異物を除去後、調整槽に投入される。調整槽で混合され、スラリー化した原料はカッター

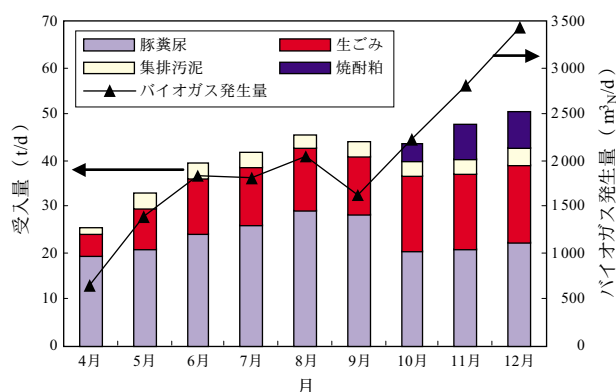


図7 原料受入量とバイオガス発生量の推移

ポンプでさらに細分化され、定量的にメタン発酵槽に移送される。

メタン発酵槽外観を図5に示す。メタン発酵槽は有効容積1900 m³であり、計画滞留時間は24日間である。熱交換器への汚泥循環により35℃に維持されており、有機物をメタン発酵してバイオガスを発生させる。バイオガスはメタン約60%、二酸化炭素約40%であり、その他硫化水素や水素を含んでいる。高濃度の硫化水素は発電機に悪影響を与えるため、微生物脱硫装置で粗取り後、乾式脱硫塔にて仕上げの脱硫をおこない、20 ppm以下にまで処理後、ガスホルダーに貯留される。貯留されたバイオガスはガスエンジン(170 kW×2台)に送られ、発電をおこなう。発生した電気は基本的に場内設備に利用されるが、余剰分は売電にまわされる。発電時の廃熱でえられる温水は、メタン発酵槽の加温等に利用される。ガスホルダー内圧が一定以上になった場合、バイオガスの一部はガスフレアにて燃焼処分される。

メタン発酵槽で発生した消化液の一部は加熱殺菌槽で殺菌後、液肥貯留槽にて貯留され、専用車にて液肥として農地散布される。残りの消化液は、スクリーンにて夾雑物を除去した後、膜分離活性汚泥法による排水処理設備で処理がおこなわれる。排水処理設備外観を図6に示す。本設備は、余剰汚泥を極力減量化することを目的として、好熱性細菌による汚泥減量化プロセス(エステプロセス)を組んでいる。消化液は硝化脱窒、固液分離、凝集沈殿リン除去を経て下水道放流水質まで処理後、下水道放流されている。

3. 施設稼動状況

3.1 運転状況

商用運転を開始した2006年4月から12月までの原料受入量とバイオガス発生量の推移を図7に、発電

量と電力自給率の推移を図8に示す。

4月以降、順次原料受入量を増量してメタン菌を馴養し、6月にはバイオマス発生量の全量受入れが可能となった。しかし、生ごみの搬入量が計画より3割程度低く、豚糞尿の発生量も20～30 t/dで頭打ちとなったことから、原料受入量は約40 t/dでほぼ一定となり、これにともなうバイオガス発生量、発電量も伸び悩む状況であった。そこで客先要望として10月以降、発電量アップのため、市内の焼酎工場で発生する焼酎粕を実証的に投入することとした。12月までの3カ月間、順次受入量を増量（3 t/d → 7 t/d）した結果、バイオガス発生量および発電量は安定して増加し、電力自給率もほぼ100%賄える状態となった。

排水処理の窒素除去性能は、試運転時より硝化率はほぼ100%、脱窒率は80～100%を維持している（図9、図10）。メタン発酵消化液は放流基準値（BOD 200 mg/L、SS 200 mg/L、T-N 40 mg/L、T-P 8 mg/L）以下まで排水処理後、下水道放流されている。汚泥減量化と最終堆肥発生量の評価にはもうしばらく時間がかかる見込みである。

3.2 今後の運転課題

試運転開始から1年以上が経過し、これまでは施設の安定稼動を優先した運転であったが、今後は電力消費量や薬品使用量等のランニングコストを低減する運転を目指す。

原料面では、発電量アップのため焼酎粕受入れをおこなっているが、当初の計画には含まれない原料であり、バイオガス発生量や排水処理にかかる窒素負荷、汚泥発生量等に想定外の影響が及ぶと考えられるため、メタン発酵や排水処理への影響について調査を継続している。

また、液肥のEC値（電気伝導度）が高いことから、客先にて実証栽培試験をおこない、植物への影響を調査し、普及を図る予定である。

4. メタン発酵運転不調対策

4.1 メタン発酵の運転管理指標³⁾

メタン発酵では、有機物が低分子の有機酸に分解される反応（酸発酵）の後、これを原料としてメタンガスに転換する反応（メタン発酵）が起きる。メタン菌の活性が低下したり、死滅が進んだりすると、メタン発酵の原料となる有機酸（VFA）が消化液中に蓄積するため、VFA濃度はメタン菌の働きのバロメータとなる。メタン発酵の運転が安定な状態でも、2週間ごとに消化液のVFA測定をおこない、メタン菌の管理指標としている。正常な運転状態に

おけるVFA濃度の管理値^{4), 5), 6)}は、1 500 mg/L以下に設定している。

また、メタン菌の活性を阻害する物質として、アンモニアが挙げられる。本設備は、豚糞尿や生ごみ由来の窒素濃度が高濃度になることが予測されたため、高温発酵よりもアンモニア阻害に強い中温発酵方式を採用している。^{6), 7), 8)} 本設備の消化液中アンモニア性窒素濃度の管理値は、2 800 mg/L以下に設定している。

VFA濃度上昇等によりメタン発酵が不調と判断された場合、一時的な負荷低減によりメタン菌の回復を図ることが基本であるが、状況に応じて原因物質の希釈や除去、種汚泥の追加投入などの改善策が必要になる。

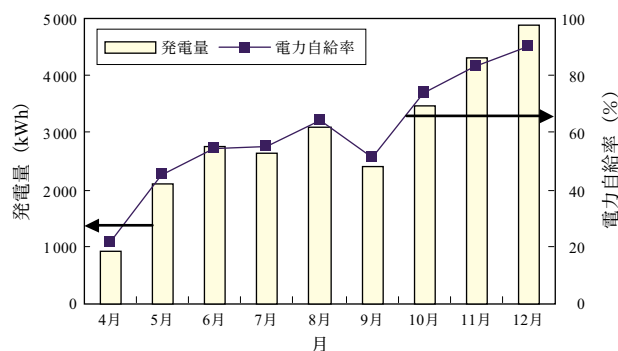


図8 発電量と電力自給率の推移

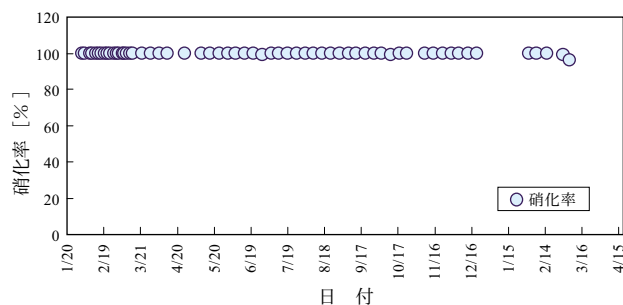


図9 排水処理硝化率の推移

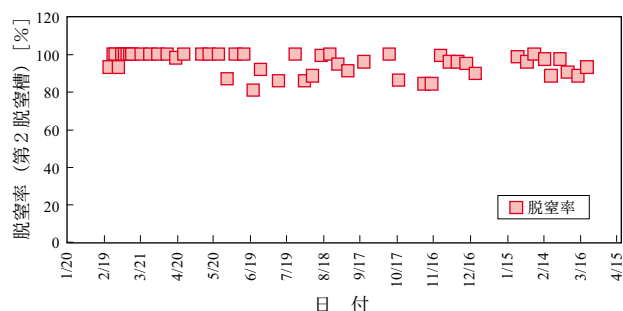


図10 排水処理脱窒率の推移

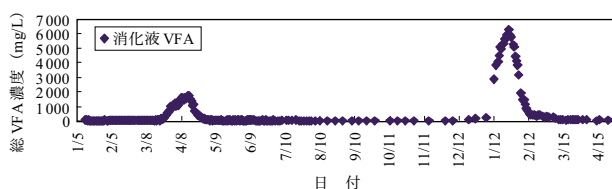


図11 消化液 VFA 濃度の推移

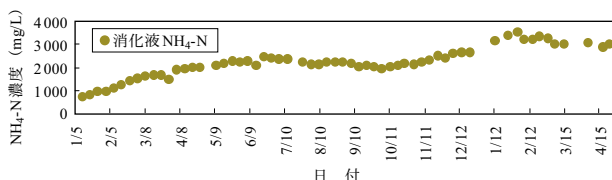


図12 消化液アンモニア性窒素濃度の推移

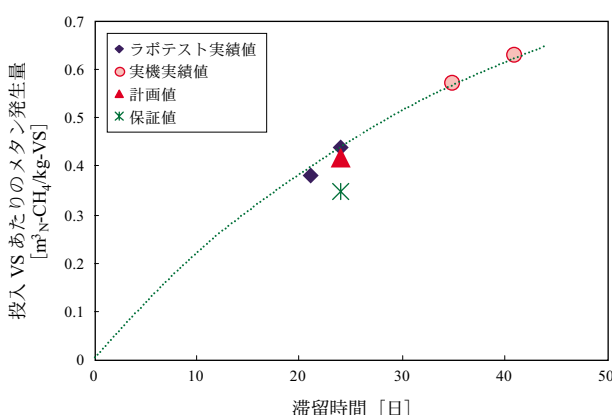


図13 メタン発酵性能評価結果

4.2 メタン菌に対する温度対策

2006年1月の試運転から、2007年4月までの消化液 VFA 濃度の変動を図11に示す。試運転終了時の2006年3月から4月にかけて、消化液中の VFA 濃度が上昇し、最大で管理値を超える1800 mg/L にまで達した。運転状況としては、商用運転開始に備えて生ごみの負荷を上昇していた時期であった。当初は立ち上げ時における負荷上昇にメタン菌の馴養が追いつかないことが原因と考えられたが、生物診断による検討の結果、他の施設の消化汚泥と比較して、メタン菌の活性がかなり低下していることが確認された。商用運転開始に備えて緊急に再立ち上げの必要があったため、一時的に負荷低減運転にするとともに、京都府南丹市の八木バイオエコロジーセンターの中温消化汚泥60 m³ を種汚泥として再投入することで、約1カ月後に運転を安定化させることに成功した。

メタン菌の活性低下の原因として、メタン発酵槽立ち上げ当初の種汚泥への加温条件が急激過ぎた（一時的に50℃まで上昇）と考えられた（本件詳細

については、本技報「分子生物学的手法をもちいた微生物群集解析の適用事例の紹介」を参照）。消化汚泥温度管理のノウハウとして新規性のある知見であるため、特許出願中（特願2007-40975）である。

4.3 消化液アンモニア濃度対策

2006年1月から、2007年4月までの消化液アンモニア性窒素濃度の変動を図12に示す。2007年1月中旬より消化液 VFA 濃度が急上昇し、最大6000 mg/L に達した。原因としては2006年10月より受入を開始した焼酎粕により、消化液中のアンモニア性窒素濃度が管理値である2800 mg/L を超えてアンモニア阻害が起きたため、ならびに、年末年始の不規則な負荷変動のためであると考えられた。対策として一時的に焼酎粕の受入を停止し、他の原料負荷を半減するとともに、調整槽内原料を水で希釈してアンモニア性窒素濃度を下げる操作をおこなった。その結果、1月下旬より VFA 濃度が低下し、2月中旬には管理値である1500 mg/L 以下となった。これより順次原料投入量を増加し、3月中旬には、ほぼ VFA 上昇前の原料負荷の状態にまで復帰させることができた。焼酎粕の受入については、①メタン発酵槽に投入する前に2倍以上希釈する、②1t/月のゆっくりしたペースで増量する、の2点を受入条件に追加し、3月中旬より受入を再開している。

5. 実施設計数値評価

5.1 メタン発酵性能

原料の受入量は計画80 t/d に対し、40～50 t/d 程度であり、本施設が計画値とおりの性能を有するかを実機運転で確認することはできない。そこで、実績数値から、実施設計数値の妥当性を評価することで最大性能の予測をおこなった。

焼酎粕受入以前の2006年7～9月の3種原料（豚糞尿、生ごみ、集排汚泥）受入時の運転実績でえられた結果をもとに、計画最大の3種原料80 t/d 受入時におけるバイオガス発生量を予測した。滞留時間35日（原料受入量54 t/d）および41日（同46 t/d）の実績値から、メタン発酵槽内滞留時間と投入 VS 当りのバイオガス発生量に関する性能曲線を作成した（図13）。このグラフから推定される滞留時間24日（計画原料受入量80 t/d）におけるバイオガス発生量は0.43 m³ N-CH₄/kg-VS であり、計画値0.42 m³ N-CH₄/kg-VS とほぼ同等であることが確認された。このグラフに、2004年9月から約1年間に渡り実施した実施設計数値決定のためのラボスケール実験でえられたデータをプロットすると、ほぼ予想性能曲線上にのることから、予想内容は妥当であると判断した。

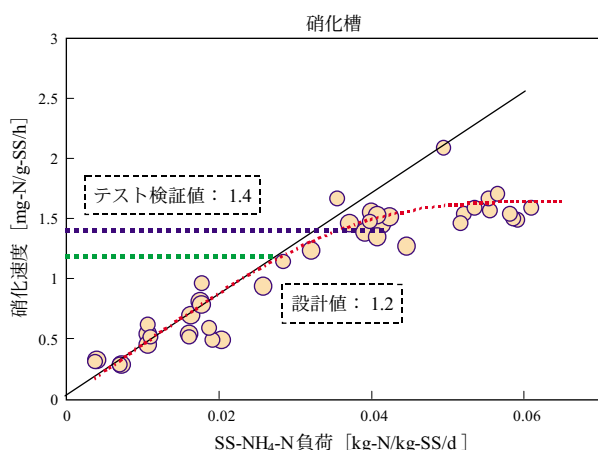


図14 硝化速度評価結果

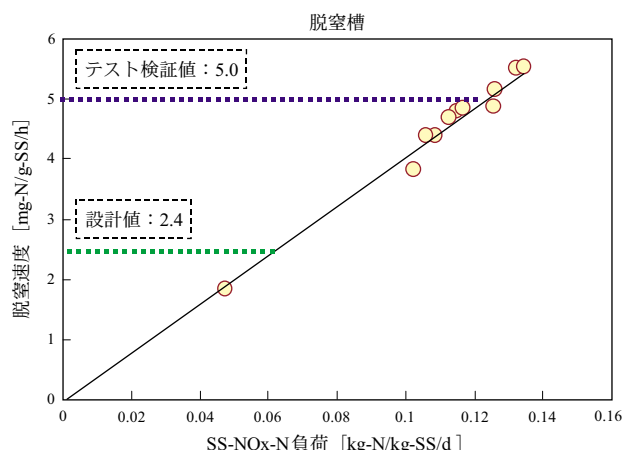


図15 脱窒速度性能評価結果

5. 2 硝化脱窒速度

本排水処理設備は、固形物残渣の発生量を極力減量するために、消化液に含まれる固形物の大部分を直接処理することを特長としている。そのため、汚泥中の硝化菌・脱窒菌の割合が少なくなることが予想され、硝化脱窒速度も通常の排水処理設備より低い数値を採用している（硝化：1.2 kg-N/kg-SS/d、脱窒：2.4 kg-N/kg-SS/d）。この計画数値の妥当性の評価をおこなった。

排水処理設備にかかる窒素負荷は、実機運転状態では計画値よりも低く、計画最大硝化脱窒速度の確認ができない。そのため、排水処理設備機側にサイドストリーム実験装置（容量5L）を設置し、試薬を添加して人工的に窒素負荷を上げることで、最大硝化脱窒速度の確認をおこなった。

サイドストリーム実験の結果を図14、15に示す。硝化速度：1.4 kg-N/kg-SS/d、脱窒速度：5.0 kg-N/kg-SS/d以上の結果がえられ、実施設計数値は妥当であったと評価できる。計画最大窒素負荷にも十分対応できる設備であることが確認できた。

む す び

日田市バイオマス資源化センターの1年以上に渡る運転を通じ、運転面、性能面でえられた知見について報告した。

- ① メタン発酵は計画原料である豚糞尿、生ごみ、農集排汚泥に加えて、焼酎粕の受入れをおこない、電力自給率をほぼ100%賄える状態となった。
- ② 排水処理性能は試運転時より硝化率はほぼ100%、脱窒率は80～100%を維持しており、メタン発酵消化液は放流基準値以下まで排水処理後、下水道放流されている。
- ③ 運転実績値から、計画原料受入量80t/dにおけるバイオガス発生量についての評価をおこなった

結果、計画値0.42 m³N-CH₄/kg-VSを上回る0.43 m³N-CH₄/kg-VSがえられ、実施設計数値が妥当であると評価された。

- ④ サイドストリーム実験により硝化脱窒性能評価をおこなった結果、硝化速度・脱窒速度ともに計画値以上の結果がえられ、実施設計数値は妥当であったと評価された。

本施設は、当社における大型メタン発酵第一号機であるとともに、バイオマス再資源化のトータルプラントであることから、非常に注目度の高い設備である。これまでの見学者数も二千人を超えており、今後、バイオマス利活用のモデルプラントとしてさらにPR活動に努めたい。また、えられた知見を次期案件に反映させるべく、標準化の推進に注力していく。

【参考文献】

- 1) 宮本武，隅晃彦：神鋼環境ソリューション技報，Vol. 1，No.1（2004/8），p.49-54
- 2) 神鋼環境ソリューション技報，Vol.3，No.1（2006/8），p.34
- 3) 李玉友，西村修：メタン発酵法による廃棄物系バイオマスの循環利用，混相流 21巻 1号（2007），p.29-38
- 4) 生物系廃棄物資源化・リサイクル技術，（株）エヌ・ティー・エス（2000），p.49-50
- 5) 家畜排せつ物の処理・リサイクルとエネルギー利用，（株）エヌ・ティー・エス（2004），p.111-117
- 6) 片岡直明ほか：生ごみの中温および高温メタン発酵特性，第10回廃棄物学会研究発表会講演論文集（1999），p.298-300
- 7) 片岡直明ほか：家畜糞尿のメタン発酵処理システム，第10回廃棄物学会研究発表会講演論文集（1999），p.307-309
- 8) 李玉友ほか：有機性廃棄物の高濃度メタン発酵に及ぼすアンモニアの影響，第36回日本水環境学会年会講演集（2002），p.416

ベルト型濃縮機による余剰汚泥の 濃縮性能および生汚泥の連続運転状況

Thickening Performance of Excess Sludge and Continuous Running for Primary Sludge by the Belt Thickener



技術本部
水処理技術部汚泥処理室
中 村 暢 大
Nobuhiro Nakamura
松 本 勝 生
Katsuo Matsumoto
豊 久 志 朗
Shiro Toyohisa

近年、低維持管理費かつコンパクトな「ベルト型濃縮機」が注目されている。今回は、5箇所の処理場の余剰汚泥に対してベルト型濃縮機の実証実験をおこない、当社濃縮機目標性能（濃縮汚泥濃度4%以上、回収率95%以上、薬注率0.3%程度）を十分に満足することを実証した。また急速攪拌のインラインミキサーと緩速攪拌の凝集混和槽を組合せることで、ベルト型濃縮機に最適な凝集操作が可能であり、薬注率の低減につながる事がわかった。さらには、生汚泥を対象とした実設備で、本ベルト型濃縮機が5000時間以上安定して運転することを確認した。

Recently, the belt thickener becomes popular. It doesn't need high maintenance and running cost and large space for setting. The test of belt thickener was carried out using the actual excess sludge. And the belt thickener showed the thickening performance over the target (thickened concentration is over 4 %, recapture rate is over 95 %, polymer consumption is about 0.3 %-DS). In addition, it was confirmed that the combination of the inline mixer and the mixing tank shows high performance for belt thickener mixing. The inline mixer makes strong mixing, and the mixing tank makes soft mixing. The belt thickener for primary sludge is running over 5 000 hours without trouble in actual plant.

Key Words :

ベルト濃縮機	Belt thickener
汚泥濃縮	Sludge thickening
余剰汚泥	Excess sludge
生汚泥	Primary sludge
濃縮汚泥	Thickened sludge

まえがき

これまで機械濃縮法としては、余剰汚泥を対象に遠心濃縮、加圧浮上濃縮、常圧浮上濃縮が主に採用されてきた。しかし、近年、低維持管理費かつコンパクトな「ベルト型濃縮機」が注目されている。

今回、5箇所の処理場における余剰汚泥に対してベルト型濃縮機にて濃縮実験をおこない、その濃縮性能を評価した。またインラインミキサーと汚泥供

給機能を有する凝集混和槽の組合せによる凝集操作についての知見をえた。さらには、生汚泥を対象としたベルト型濃縮機の実設備での運転が約1年を経過し、運転データを取得したので併せて報告する。

写真1にベルト型濃縮機の外観を示す。

1. ベルト型濃縮機性能設計値

余剰汚泥に対する濃縮性能設計値（A～E 処理場）を表1、生汚泥に対する濃縮性能設計値（F～H 処



写真1 ベルト型濃縮機外観

表1 余剰汚泥に対する濃縮性能設計値

項 目	目 標 値
濃縮汚泥濃度	4.0 %以上
処 理 量	15 m ³ /h 以上
回 収 率	95 %以上
薬 注 率	高分子1液法0.3 %程度

表2 生汚泥に対する濃縮性能設計値

項 目	目 標 値
濃縮汚泥濃度	4.0 %以上
処 理 量	F～G 処理場：20 m ³ /h 以上 H 処理場：30 m ³ /h 以上
回 収 率	95 %以上
薬 注 率	高分子1液法：0.2 %以下

理場)を表2に示す。

2. ベルト型濃縮機設備の概要

2.1 フローおよびベルト型濃縮機構造図

本濃縮機のフロー図を図1に、構造図を図2に示す。

供給汚泥および薬品は急速攪拌をおこなう①インラインミキサーに投入され、混合された凝集汚泥は汚泥供給機能を有する②凝集混和槽に投入され、混和槽内の攪拌機による緩速攪拌で成長する。

成長した凝集汚泥は、角度調整可能な上り勾配を有し、一方向に連続走行する③樹脂製ベルト上に供給され、ろ過される。ベルト上では、千鳥状に配置された④特殊セパレータによって、圧密された濃縮汚泥を掻き揚げることによってろ過面を更新し、濃縮効率を高めている。

濃縮した汚泥は⑤濃縮汚泥排出口から排出される。また分離液は濃縮機下部に設けた⑥分離液排出口から排出される。

ベルトは濃縮機内に設けられた⑦洗浄用スプレーにて連続的に洗浄される。

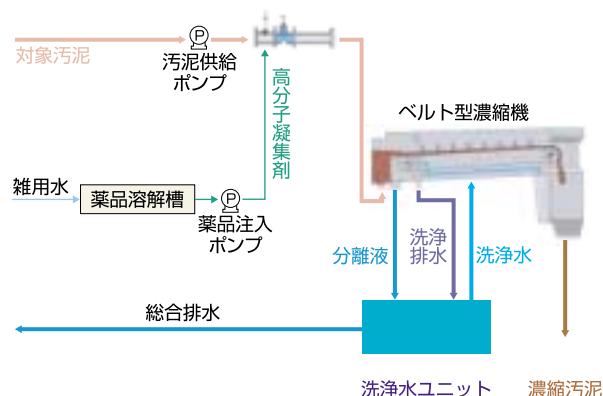


図1 実験フロー

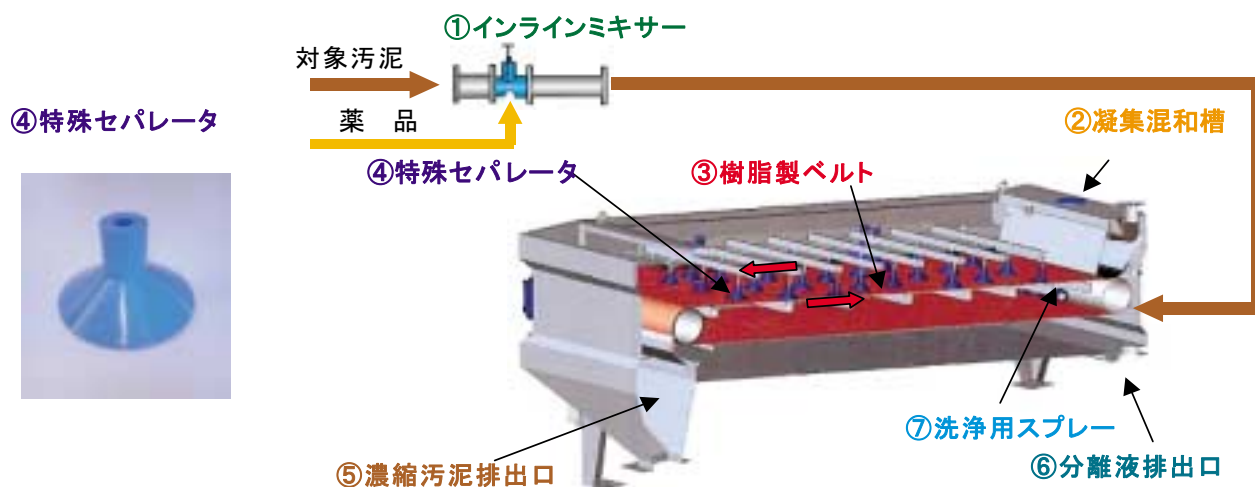


図2 ベルト濃縮機構造図

表3 A～E 処理場の供給汚泥性状および連続運転結果

項 目	供 給 汚 泥						連 続 運 転 結 果		
	汚泥種類	TS (%)	VTS (%)	繊維状物 (%)		M-アルカリ度 (CaCO ₃ mg/L)	薬注率 (% 対 TS)	濃縮汚泥 濃度 (%)	回収率 (%)
				100M	200M				
A 処理場	標準活性余剰	0.64～0.82	78	4.4	8.7	375	0.26	4.5	98
B 処理場	標準活性余剰	0.40～0.49	80	5.2	48	321	0.26	5.0	97
C 処理場	標準活性余剰	0.40～0.52	61	1.8	57	371	0.23	4.4	98
D 処理場	標準活性余剰	0.24～0.31	83	15	67	96	0.25	4.1	98
E 処理場	OD余剰	0.83～1.10	73	8.2	43	110	0.26	4.1	98

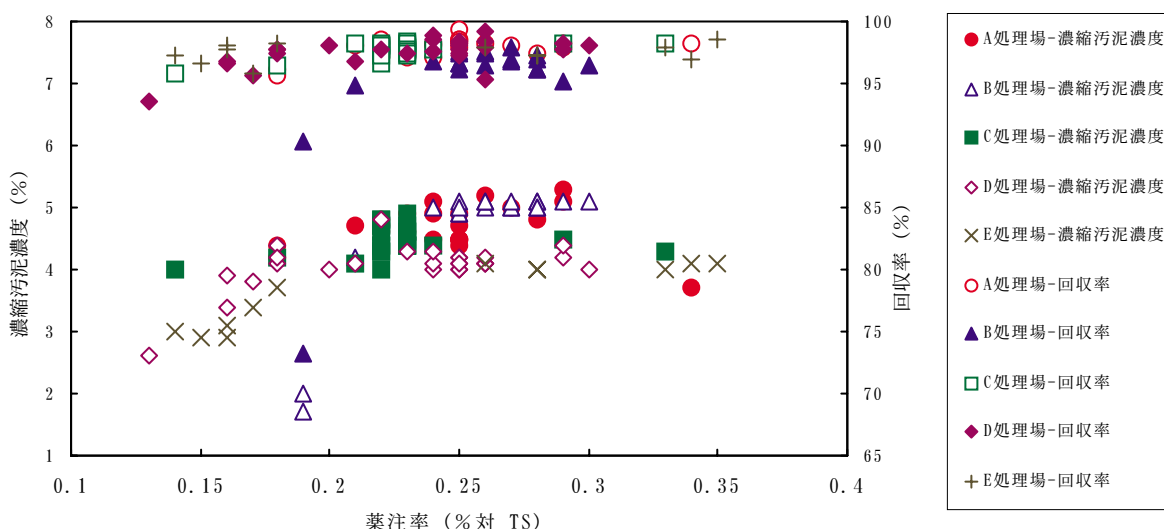


図3 余剰汚泥に対するベルト型濃縮機の濃縮性能

2.2 当社ベルト型濃縮機の特長

当社ベルト型濃縮機は以下の特長を有する。

1) 低薬注率

低薬注率での濃縮が可能である。

- (1) 微細な凝集フロックを捕捉可能であるろ材（樹脂製ろ布）を採用しているため、低い添加率で生成する凝集フロックで濃縮が可能である。
- (2) 汚泥の凝集にインラインミキサーと凝集混和槽を併用することで、最適な攪拌強度、凝集時間による凝集が可能である。

2) 高濃縮性能

高い濃縮性能を発揮することが可能である。

- (1) ベルト（ろ過面）が上り勾配となっているため分離液が濃縮汚泥側に搬送されず、濃縮汚泥濃度を向上させる。またこの上り勾配を変更することで、濃縮汚泥濃度の調整が可能である。
- (2) ベルト上に特殊セパレータが千鳥状に配置されており、ろ過面（ベルト接触面）の高濃度汚泥層を掻き上げて攪拌し、常に低濃度汚泥層をろ過面

と接触させるため、濃縮効率が低い。

3. 余剰汚泥に対する濃縮性能

3.1 各余剰汚泥における濃縮性能

表3に各処理場における供給汚泥性状と連続運転結果を示す。

各余剰汚泥に対する連続運転結果は、いずれも薬注率0.23～0.26 % 対 TS で濃縮汚泥濃度4.1～5.0 %，かつ，回収率97～98 %であった。

図3に各汚泥に対する薬注率と濃縮汚泥濃度および回収率の関係を示す。

標準活性余剰汚泥において濃縮汚泥濃度4.0 %以上，かつ，回収率95 %以上の目標値を満足する薬注率は0.18～0.22 % 対 TS，OD 余剰汚泥において同条件を満足する薬注率は0.26 % 対 TS であった。

以下に供給汚泥性状と濃縮性能に関する考察を示す。

- 1) A 処理場：供給汚泥濃度が0.64～0.82 %と標準活性余剰汚泥として標準的な汚泥では，薬注率0.18 % 対 TS で濃縮汚泥

濃度 4 % 以上および回収率 95 % 以上の目標値を達成した。

- 2) B 処理場：A 処理場に比べて供給汚泥濃度は 0.40～0.49 % と低かったが、凝集フロックの核となる繊維状物が 48 % (200メッシュ) と良好なため、薬注率 0.22 % 対 TS で目標値を達成した。
- 3) C 処理場：B 処理場と同様汚泥濃度は低い、繊維状物が高く、かつ、VTS が 61 % と低いために濃縮性が良く、薬注率 0.18 % 対 TS にて目標値を達成した。
- 4) D 処理場：供給汚泥濃度が 0.24～0.31 % とともに低い、繊維状物が多く、かつ、M-アルカリ度が低いことから他処理場と同程度の薬注率 0.20 % 対 TS で目標値を達成した。
- 5) E 処理場：OD 余剰汚泥は一般的に難濃縮性ではあるが、今回の汚泥では、薬注率 0.26 % 対 TS で目標値を達成した。

3.2 凝集操作の濃縮性能に与える影響

ベルト型濃縮機の凝集操作は、以下の 2 つの凝集装置の組合せによりおこなわれている。

- 1) インラインミキサー：配管内で乱流を起こして汚泥と薬品を急速攪拌し凝集フロックを作る。
- 2) 凝集混和槽：小型低動力である攪拌機の緩速攪拌にて凝集フロックを成長させる。

図 4 は凝集混和槽の有無に対する濃縮性能への影響を示す。データ 1 はインラインミキサーと凝集混和槽の組合せによる凝集操作、データ 2 はインラインミキサーのみで凝集混和槽を使用しないで凝集操作をおこなった結果である。

凝集混和槽を使用しないことにより、薬注率 0.25 % 対 TS では濃縮汚泥濃度が 4.1 % から 3.9 % に、薬注率 0.18 % 対 TS 付近では 4 % から 3.2 % に低下した。また、回収率も 98 % から 95 % に低下した。これはインラインミキサーのみではフロックの成長が不十分であったためと考えられる。

図 5 はインラインミキサーの有無に対する濃縮性能への影響を示す。データ 1 はインラインミキサーと凝集混和槽の組合せによる凝集操作、データ 2 は凝集混和槽のみでインラインミキサーを使用しないで凝集操作をおこなった結果である。

薬注率 0.18～0.20 % 対 TS 付近では濃縮汚泥濃度がいずれの凝集操作も 4.2 % 程度と同程度であった。

しかし、薬注率を 0.23 % 対 TS 以上に上げると急速攪拌と緩速攪拌の組合せによる凝集操作では、濃縮汚泥濃度が 5.0 % まで上昇するのに対してインラインミキサーを使用しない場合は 3.2 % まで低下した。これは凝集混和槽のみでは汚泥と凝集剤の混合が不十分であったためと考えられる。

このように凝集操作は、急速攪拌のインラインミキサーと緩速攪拌の凝集混和槽の組合せによるものがベルト型濃縮機に最適であり、薬注率の低減につながる事がわかった。

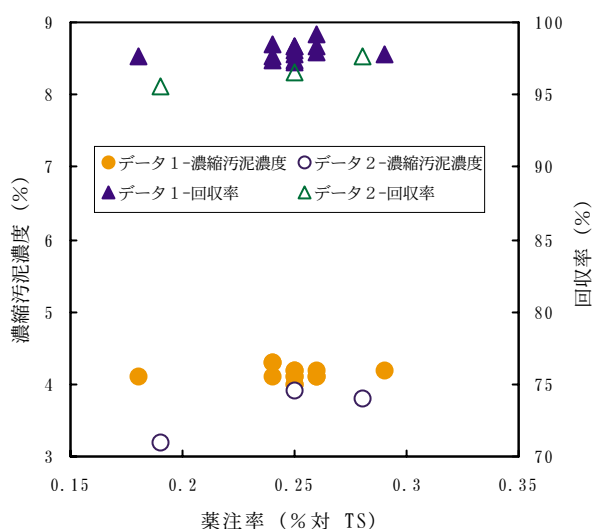


図 4 凝集混和槽の濃縮性能に与える影響
(D 処理場 汚泥濃度 0.21～0.31 % 対 TS)

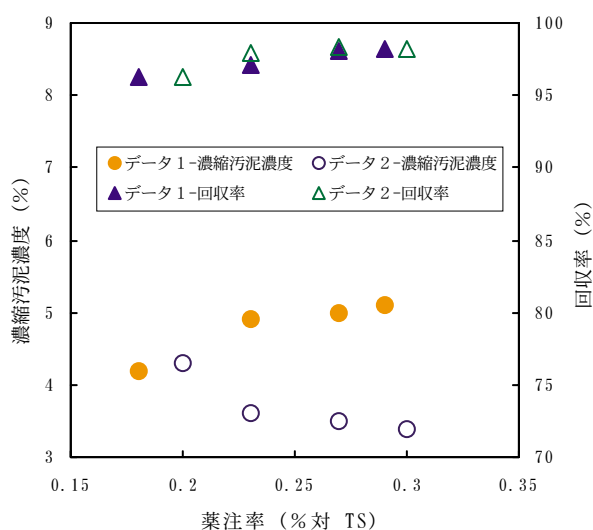


図 5 インラインミキサーの濃縮性能に与える影響
(A 処理場 汚泥濃度 0.64～0.82 % 対 TS)

4. 生汚泥に対する連続運転状況

4.1 各処理場の運転状況

表4にF～H処理場の運転状況を示す。

3処理場全てにおいて、薬注率年平均0.15 %以下、濃縮汚泥濃度4 %前後にて運転をおこなっている。

- 1) F処理場：2006年5月の供用開始から無休で、24時間2台並列運転の汚泥処理をおこなっている。2007年2月末時点で2台ともに5 000時間以上の運転をおこなっている。
- 2) G処理場：2006年7月の供用開始から無休で、24時間1台運転（1台予備）にて汚泥処理をおこなっている。定期的に運転号機の切替をおこない、2007年2月末時点で2台ともに2 300時間以上の運転をおこなっている。
- 3) H処理場：2006年10月の供用開始から無休で、24時間1台運転（1台予備）にて汚泥処理をおこなっている。定期的に

運転号機の切替をおこない、2007年2月末時点で2台ともに1 000時間以上の運転をおこなっている。

4.2 各処理場における運転データ

1) F処理場運転データ

図6にF処理場の運転データを示す。供用開始時、供給汚泥濃度2.9 %において薬注率0.16 %対TS、濃縮汚泥濃度4.8 %で運転していた。運転時間5 000時間以上が経過した2月の運転においても、濃縮性能は低下することなく、供給汚泥濃度2.5 %において薬注率0.16 %対TS、濃縮汚泥濃度4.7 %で運転している。年平均2.5 %の供給汚泥に対して、薬注率平均0.14 %対TS、濃縮汚泥濃度平均4.6 %で安定した汚泥処理をおこなっている。

2) G処理場運転データ

図7にG処理場の運転データを示す。供用開始から供給汚泥濃度平均2.4 %において平均薬注率0.11 %対TS、平均濃縮汚泥濃度4.4 %で安定した汚泥処理運転をおこなっている。

表4 F～H処理場の運転状況

処 理 場	F 処 理 場	G 処 理 場	H 処 理 場
対 象 汚 泥 処 理 量 運 転 台 数 供 用 開 始	生汚泥 平均2.5 % 20 m ³ /h 2台並列運転 2006年5月	生汚泥 平均2.4 % 20 m ³ /h 1台運転（1台予備） 2006年7月	生汚泥 2.6 % 30 m ³ /h 1台運転（1台予備） 2006年10月
運 転 時 間	・24時間／日×7日／週 ※1 ・5 000 h（2007年2月時点）	・24時間／日×7日／週 ※1 ・2 300 h（2007年2月時点）	・24時間／日×7日／週 ※1 ・1 000 h（2007年2月時点）
供 用 開 始 薬 注 率 濃 縮 汚 泥 濃 度	2006年5月 平均0.14 %対TS 平均4.5 %	2006年7月 平均0.11 %対TS 平均4.4 %	2006年10月 平均0.05 %対TS 平均3.8 %

※1 生汚泥の引抜きに合わせて運転をおこなっているため、濃縮機は1時間に10分程度停止する。

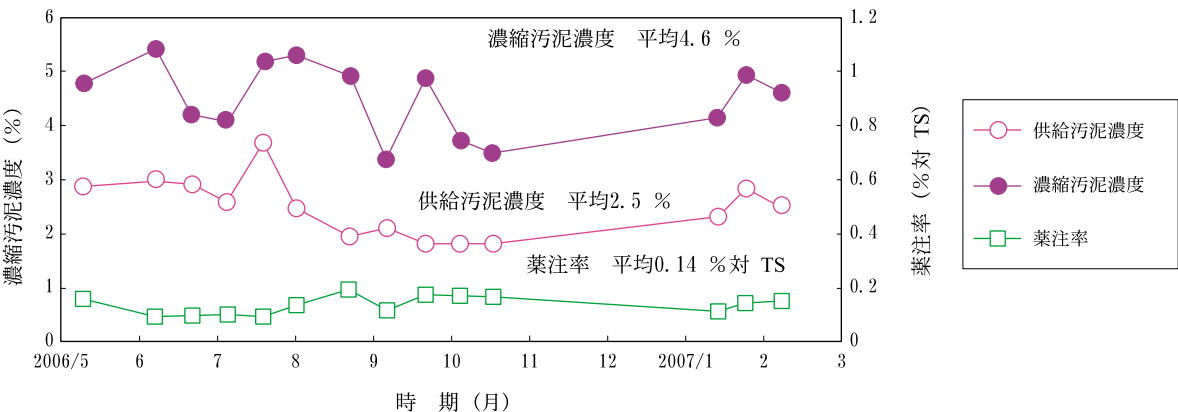


図6 F処理場運転データ

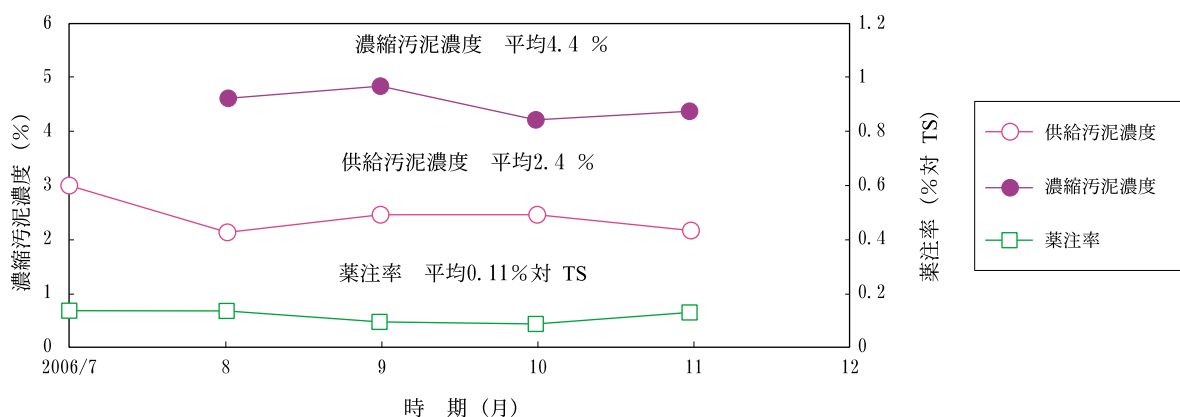


図7 G 処理場運転データ

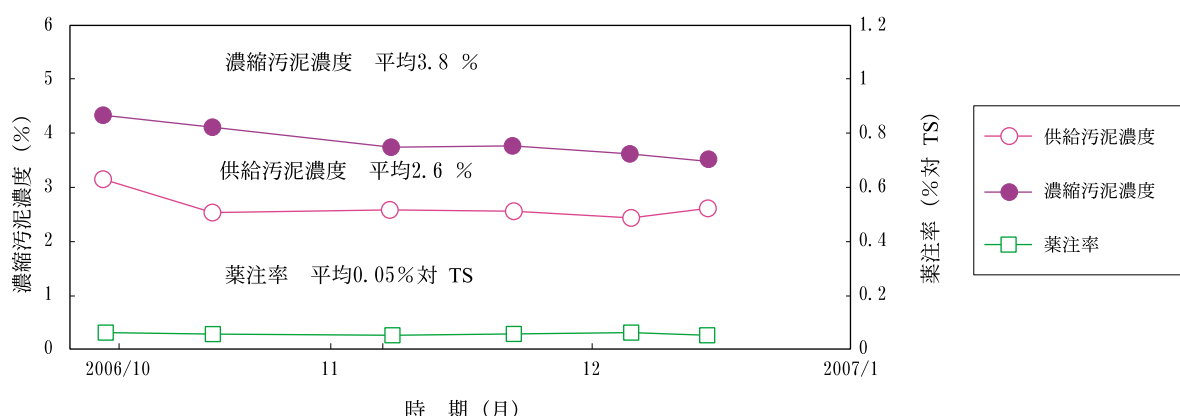


図8 H 処理場運転データ

3) H 処理場運転データ

図8にH処理場の運転データを示す。供用を開始した10月は、供給汚泥濃度平均2.8%において薬注率平均0.06%対TS、濃縮汚泥濃度平均4.2%で安定した汚泥処理をおこなっていた。11月以降は、薬注率のさらなる低減と後段設備への影響を考慮し、濃縮汚泥濃度が4.0%を越えないような運転をおこなっており、供給汚泥濃度平均2.6%において薬注率0.05%対TS、濃縮汚泥濃度3.8%で安定した汚泥処理をおこなっている。

むすび

多様な余剰汚泥に対してベルト型濃縮機をもちいた実験をおこない、その濃縮性能が目標値（濃縮汚泥濃度4%以上、回収率95%以上、薬注率0.3%程

度）を十分に満足し、連続で安定的な運転が可能であることを実証した。

また急速攪拌のインラインミキサーと緩速攪拌の凝集混和槽を組合せることで、ベルト型濃縮機に最適な凝集操作が可能であり、薬注率の低減につながることがわかった。

さらには、生汚泥を対象とした実設備で、本ベルト型濃縮機が5000時間以上安定して運転することを確認した。

本ベルト型濃縮機は従来の機械濃縮設備にくらべ、低維持管費かつコンパクトとメリットも大きく、今後ますますの普及が期待される。

最後に、今回の実証実験に際し、多大なご協力をいただいた関係者各位に深く感謝申し上げます。

し渣洗浄脱水機の処理性能の検証

Verification of Wash-Press for Sewage Screenings



技術本部水処理技術部
プロポーザル室

棚	橋	誠
Makoto	Tanahashi	
村	上	浩
Koichi	Murakami	一
千	葉	信
Nobutake	Chiba	武

スクリーンかす（し渣）の洗浄と脱水はこれまでおのおの専用の機械を設けているため、大きな設置スペースと動力を必要としていた。また、し渣は規定の含水率にまで脱水するとともに、処分するのに扱いやすいよう洗浄により外観、臭いを改善する必要がある。

そこで、し渣を1台の機械で洗浄脱水する機器として「し渣洗浄脱水機」を開発し、従来設備と比較して同等程度の脱水能力、洗浄能力を有することを実証実験で確認した。

本論文では、し渣洗浄脱水機の実験概要、最適な洗浄工程そしてその洗浄・脱水性能について報告をする。

Conventionally we must install two separately machines for washing and dewatering of screening. Therefore we needed large space and big power for each machines. And, it is necessary to dewater screening for keeping water content regulation, and to improve appearance and smell for easy handling. Then we developed "SHINKO-Wash-Press" that can wash and dewater by one machine. We proved by demonstration for the same washing and dewatering ability as conventional separated system that has both a washing machine and a dewatering machine. In this thesis, we report on the outline of the demonstration, optimum washing program and performance of washing and dewatering for "SHINKO-Wash-Press".

Key Words :

し	渣	Screening
洗	浄	Washing ability
脱	水	Dewatering ability
最	適	Optimum washing program
背	圧	Back pressure

まえがき

ポンプ場や下水処理場内に流入する「し渣」と呼ばれる下水中の浮遊物や夾雑物は、ポンプ設備や水処理設備でトラブルの要因となることから、前段の沈砂池設備で除去する。し渣は性状が不安定で、湿潤・不衛生なものであり、強い臭気を放つことから、規定の含水率（70 %程度）にまで脱水するとともに

に、焼却・埋め立て処分時の作業性向上のため、洗浄により臭いを軽減し、外観を改善する必要がある。

しかし従来のシステムでは洗浄と脱水をおのおの専用の機械でおこなうことから、広い設置スペースと大きな動力を必要とする。

そこで、今後の沈砂池設備の改築更新にあたり、し渣を1台の機械で洗浄脱水する機器として「し渣

洗浄脱水機」を開発し、設備のコンパクト化、最終処分量の低減、機器点数の低減にともなう省電力化を実現した。

1. し渣洗浄脱水機の機構

し渣洗浄脱水機の概略構造図を図1に示す。

し渣洗浄脱水機はホッパ部にし渣が投入されると運転を開始し、自動運転工程に従い搬送、洗浄、脱水、排出する。

し渣を洗浄脱水する一連の工程を下記に示す。

- 1) 入口ホッパ部に投入されたし渣を内蔵するスクリーにより洗浄ゾーンへ送る。
- 2) 洗浄ゾーンではスクリー軸内部と機体上部から圧力水を噴き出し、し渣を洗浄する。
- 3) 洗浄中にスクリーは正転／逆転を所定回数繰り返し、し渣全体を洗浄する。
- 4) 洗浄後のし渣は脱水ゾーンへ送られる。そこで背圧管内し渣からの背圧を受けて圧密され、さらにピッチの小さいスクリーにより脱水される。
- 5) 脱水後のし渣は背圧管内でさらに圧密されて排出される。

2. 実験方法

実験フローを図2に、実験設備を写真1に示す。

スクリーンとコンベヤを介して採取したサンプルを計量してし渣洗浄脱水機に投入した。諸条件のもとでし渣洗浄脱水機を起動して機体出口の背圧管から排出されたし渣を採取し、その含水率および含有するSS量を分析するとともに外観と臭いを確認した。

実験は洗浄回数、背圧管長さ、洗浄時間、し渣充填量などの条件を変えておこない、洗浄・脱水されたし渣の外観、含水率、SS除去率の傾向から最適洗浄工程を決定し、その後、最適洗浄工程での洗浄性と脱水性を検証した。また、背圧管は同径管（150 A/2 m）と搬送抵抗を軽減する口広管（150 A→200 A/3.5 m）の2種類を使用した。

脱水性能の指標として含水率は70 %以下、洗浄性能の指標としてSS除去率は80 %以上を目標値とした。

3. 実験結果

実験諸条件を変えてえられた洗浄・脱水性の傾向を表1に示す。洗浄回数を増やすと脱水性が低下し、背圧管長さ、洗浄時間を増やすと洗浄・脱水性が向上した。また、し渣充填量を減らしたが、洗浄・脱水性に目立った変化はなかった。

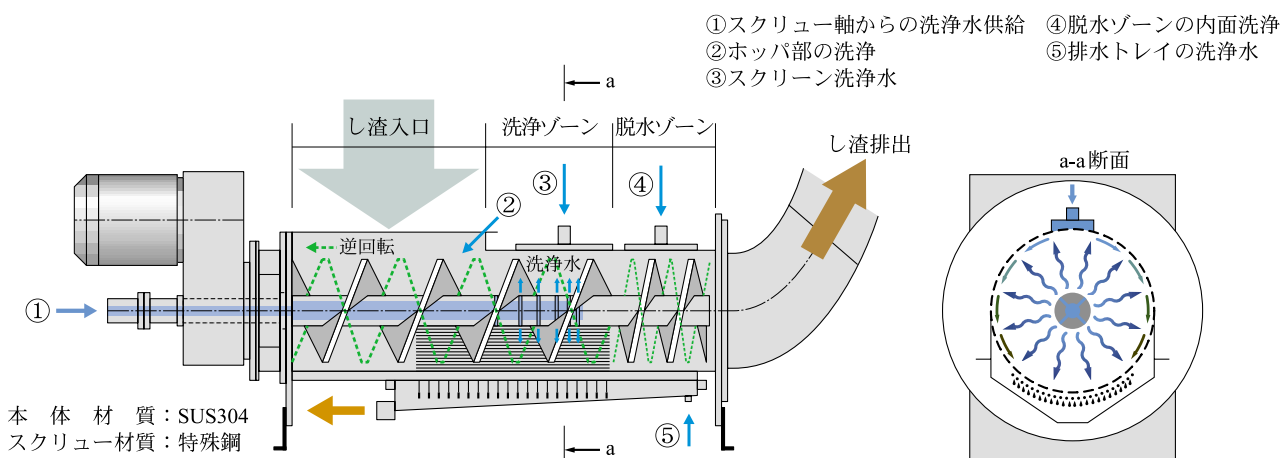


図1 し渣洗浄脱水機 概略構造図

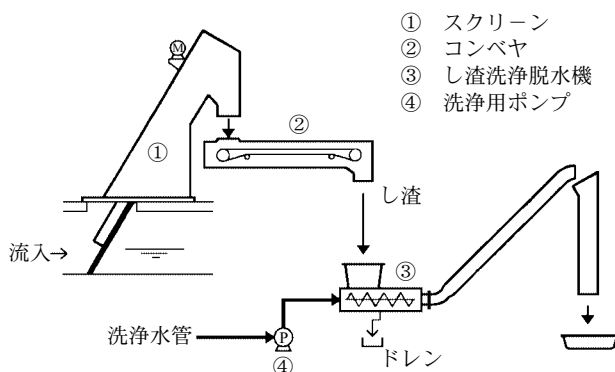


図2 実験フロー



写真1 実験設備

上記の傾向をもとに決定した最適洗浄工程を表2に示す。

3.1 脱水性の評価

最適洗浄工程にて洗浄脱水されたし渣の含水率を図3に示す。

洗浄前に含水率89.6%（12サンプル平均）であったし渣は、洗浄脱水により平均53.9%，最高49.6%まで脱水された。

既存設備（スクリープレス）で脱水されたし渣の含水率は68.7%（5サンプル平均）であり、比較して15%程度低く、性能評価の指標である含水率

表1 諸条件での洗浄・脱水性の傾向

洗浄条件	条件の変更	洗浄性	脱水性	結果
洗浄回数	4回→8回→12回	変化なし	低下	4回
背圧管長さ（直管）	1m→2m→3m	向上	向上	2m以上
洗浄時間	110 sec→123 sec	向上	向上	123 sec
し渣充填量（1バッチ投入量）	10 L→5 L	変化なし	変化なし	10 L

表2 最適洗浄工程

洗 浄 工 程	洗 浄 水 噴 出 箇 所				スクリー 前 進	スクリー 後 進	最適洗浄 [sec]
	スクリー	ホ ッ パ	洗 浄 部	脱 水 部			
し 渣 充 填 工 程							
①し渣充填							16
し 渣 洗 浄 工 程（繰返し4回洗浄）							
②第1洗浄							10
③スクリー後進							3
④第2洗浄							5
⑤スクリー前進							6
し 渣 排 出 工 程							
⑥洗浄排出							8
⑦し渣排出							8
⑧脱水部洗浄							10

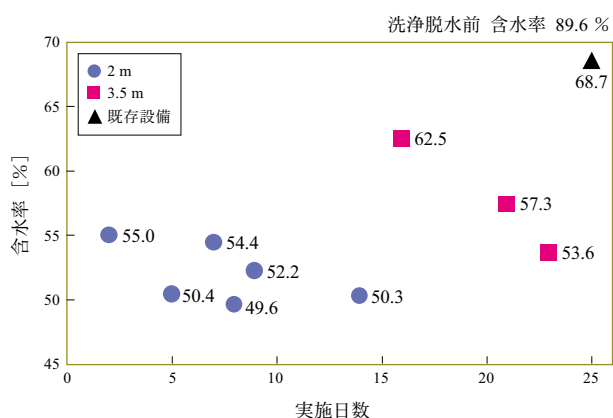


図3 含水率の分析結果

70%以下を大きくクリアした。

同径管2mでは、し渣の搬送抵抗が大きいため、背圧管内でし渣は圧密されて含水率が低下した。口広管では搬送抵抗が同径管よりも小さいことから含水率は比較して高いが、性能評価の指標である70%よりも10%程度低くなった。

また、いずれの背圧管長さでも経過とともに管内のし渣が圧密されて含水率が低減する傾向が確認された。

3.2 洗浄性の評価

3.2.1 SS含有量について

最適洗浄工程にて洗浄脱水されたし渣のSS含有量を図4に示す。

洗浄前にSS含有量104.7 g/kg(dry)（13サンプル平均）であったし渣は平均12.2 g/kg(dry)となるまで洗浄された。除去率は88.3%であり、性能評価の指標である80%以上を大きくクリアした。

既存設備で洗浄脱水されたし渣のSS含有量は14.4 g/kg(dry)（5サンプル平均）であり、同等程度の洗浄能力であることを確認した。

また、実験を開始してから経過とともにSS含有

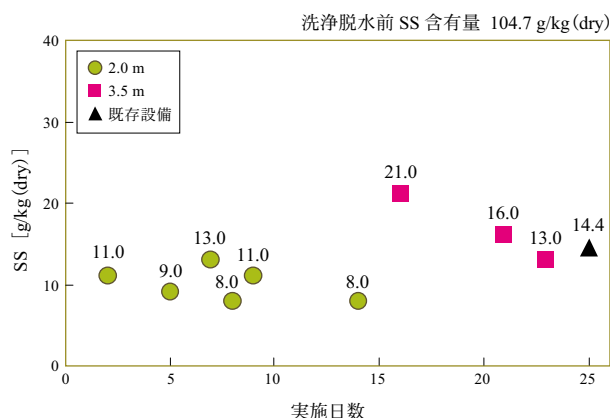


図4 SS含有量の分析結果



写真2 洗浄脱水前のし渣
含水率 91.5 % SS 116.0 g/kg(dry)



写真3 洗浄脱水後のし渣
し渣洗浄脱水機で処理
含水率 53.6 % SS 13.0 g/kg(dry)

表3 し渣洗浄脱水機 ラインナップ

型 式	SWP150	SWP250	SWP400
処 理 能 力 [m ³ /時]	0.3	0.6	1.5
所 要 動 力 [kW]	2.2	3.7	7.5
形 状 ^{*1} [mm]	1 930 L 400 W 526 H	2 053 L 500 W 713 H	2 698 L 660 W 902 H
重 量 ^{*1} [kg]	240	370	900

* 1 し渣投入幅は600 mm、架台、背圧管は含まないものとする。

表4 他社技術との比較

型 式	し渣洗浄脱水機 (1台で洗浄/脱水)	他 社 技 術 (個別機器で洗浄/脱水)
処 理 能 力 [m ³ /時]	0.3	0.3
所 要 動 力 [kW]	2.2	洗 浄 部 2.2 脱 水 部 2.2 投入ゲート 0.02 計 4.42
設 置 スペース ^{*1} [mm]	6 900 L 2 000 W 14.6 m ² *2	5 000 L 3 700 W 21.1 m ²

* 1 メンテナンススペースとして機側0.8 mを含む。スクリュウの引抜代も加算。

* 2 背圧管 5 mL の設置スペースを加算。

量が低減するという含水率と同様の傾向が確認された。これは適切な背圧管を設置したことにより脱水ゾーンのし渣に十分な背圧が作用して、より多くのSSを排出したと考える。

このことから、背圧管からの背圧が脱水性と洗浄

性に影響することがわかる。

3. 2. 2 外観・臭いについて

写真2に洗浄脱水前のサンプルを、**写真3**にし渣洗浄脱水機で洗浄脱水した後のサンプルを示す。

洗浄前のし渣は色がグレーで部分的に糞塊が混じっていたが、洗浄脱水後のし渣は原型をとどめておらず、紙類は繊維状となるまで粉碎された。また洗浄効果により脱色され外観上の不快感は無くなっていた。臭いも洗浄前と比較して大幅に軽減された。

4. 標準化

実証実験で成果をえたことから機器の標準化に着手し、2006年度末に完遂をした。し渣洗浄脱水機のラインナップを**表3**に紹介する。

また、し渣洗浄脱水機の特長である低動力、省スペースを焦点に、個別で洗浄脱水をする他社技術との比較を**表4**に示す。

む す び

し渣洗浄脱水機は高い洗浄・脱水能力を有していることが実処理場での実験により確認できた。これにより1台の機械で洗浄・脱水処理できる機械が実現化されたとともに、先行技術との差別化ができた。

すでに標準化は完了。1, 2号機として最大機種2台を受注し、2008年度末には竣工を予定している。

今後はこの独自技術の特長である設備のコンパクト化、最終処分量の低減、機器点数の低減にともなう省電力化そして高い洗浄・脱水能力という優位性を活かし、下水沈砂池設備への拡販が期待される。

現在、本技術を核に低動力でクロードな沈砂池システムの構築を進めている。

フィルタドライヤの新機能

New Features of Filter Dryer

[特許申請中：特願2006-307611]



プロセス機器事業部 技術部
半 田 裕 利
Hiroto Handa
小 川 智 宏
Tomohiro Ogawa

フィルタドライヤの乾燥性能は、攪拌翼による混合性能と有効な伝熱面積をいかに大きくとるかに影響される。現在、混合性能の勝れた高効率攪拌翼を標準採用しているが、さらにこの攪拌翼を加熱できる構造とすることで乾燥時間の短縮を実現した。乾燥時間は従来の攪拌翼に比べ約40%短縮された。また、従来の下蓋急速開閉装置に比べ、コンパクトでコンタミの発生が少ない開閉装置を開発した。

The drying performance of Filter Dryer is influenced largely by the mixing performance of mixing blades and how large the effective heat transfer area is adopted. At present, high performance mixing blades excellent in mixing are employed as standard, and additionally by improving the structure of mixing blades such that the blades can be heated, shorter drying time has been realized. Drying time is shortened by about 40 % compared with the conventional mixing blades. Furthermore, compared with the conventional quick closure device of the lower cover, a closure device has been developed that is compact and insures less contamination.

Key Words :

ろ 過 乾 燥 機
加 熱 攪 拌 翼
急 速 開 閉 装 置

Filter dryer
Impeller heating type
Quick closure

ま え が き

フィルタドライヤは、反応・晶析などによって生成したスラリーを1台の密閉容器内でろ過・ケーキ洗浄・乾燥することができ、医薬品、電子材料分野を中心に合成、精製工程に数多く使用されている。当社では、2003年に全量排出型フィルタドライヤを開発し、¹⁾ さらに客先ニーズに基づき構造上の種々の改良を加えてきたが、²⁾ 今回、乾燥効率の向上を目的とした新型加熱翼と作業性の改善を目的とした下蓋急速開閉装置の開発に取組み、実用化ができたのでその結果について紹介する。

1. 新型加熱翼の開発

1.1 新型加熱翼概要

フィルタドライヤの全体外形図を図1に示す。

フィルタドライヤは攪拌翼による混合と外套からの伝熱によって乾燥をおこなう間接加熱型の乾燥機であり、乾燥性能には攪拌翼による混合性能、乾燥粉体単位体積あたりの伝熱面積が影響する。混合性能を高めた新型の高効率攪拌翼についてはすでに報告した。²⁾ さらにこの高効率な攪拌翼に熱媒体を通し加熱できる構造とすることで伝熱面積を増やし乾燥時間の短縮を実現した。攪拌翼を加熱することの

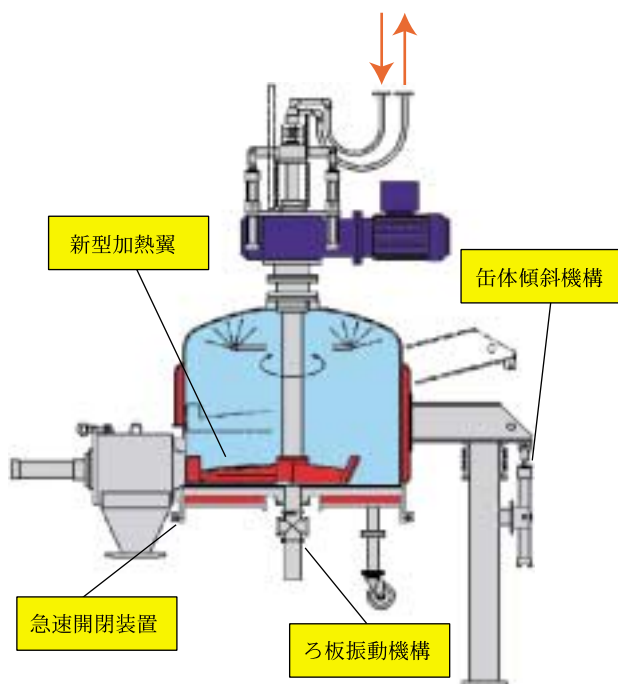


図1 全体外形図

主な利点としては、攪拌翼表面が伝熱面になると同時に、高効率攪拌翼により翼表面の粉体更新が加速されるので粉体への熱伝達を促進されることが攪拌翼への粉体の付着を減少させる効果があり、効率良く熱伝達をおこなえることがあげられる。³⁾

図2に従来の加熱翼と新しく考案した加熱翼の形状図を示す。従来翼は翼板を三角形に組合せて溶接しその空間に加熱媒体を流す構造となっている。伝熱面積の増加による乾燥時間の短縮は可能となったものの、三角柱パドル形状でありスラリー攪拌や湿粉の混合性能に問題があった。新型加熱翼は、翼の掻き取り面のどの部位においても吐出される後退羽根を有した現在の標準翼の混合性能はそのまま活かし、さらに加熱できる構造とした。

加熱媒体は伝動装置上部に設けられたロータリジョイントから供給され、攪拌軸内を通り攪拌翼に流れる。攪拌軸は二重管構造になっており外管を通り缶外に戻る構造になっている。

1.2 性能比較

FD-01テスト機（内径φ450）をもちいて乾燥テストをおこなった。テスト試料として炭酸カルシウム（丸尾カルシウム製スーパーS）と水道水を缶内に所定量投入、攪拌しスラリー状にしたのち加圧ろ過を実施した後、乾燥テストをおこなった。

1.2.1 スラリー昇温テスト結果

ろ過時間は液粘度に比例し粘性が低いほど短縮されるためスラリーを加温する場合がある。図3に翼

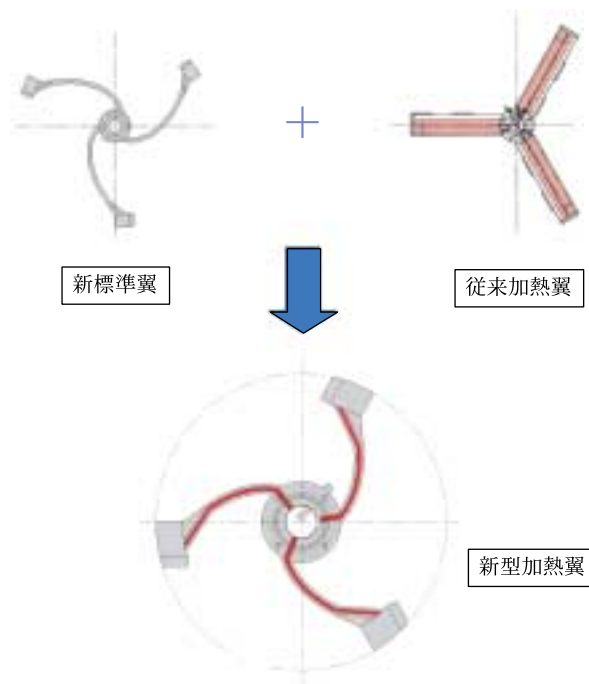


図2 攪拌翼の形状

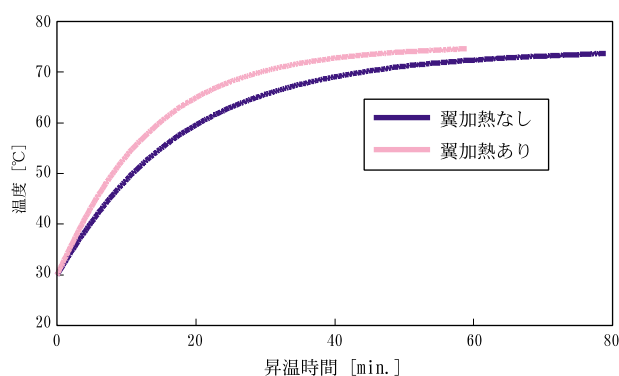


図3 スラリー昇温テスト結果

加熱の有無でのスラリー昇温結果を示す。

30℃から70℃に昇温する時間は通常の外套からのみの加熱では約45分であったが、加熱型翼により攪拌翼からも加熱することにより約30分で、昇温時間は2/3となった。またこのときの外套壁面のU値は295 kcal/m²・h・℃であり、この値から加熱型翼の翼面のU値を求めると485 kcal/m²・h・℃で約1.6倍のU値となった。

1.2.2 乾燥テスト結果

乾燥テストにおける乾燥曲線を図4に示す。

乾燥時間は翼加熱なしでは3.5hであったが、翼を加熱することで2.5hまで短縮された。またこのときのU値を表1に示す。攪拌翼のU値は恒率乾燥期で外套壁面の約2倍、減率乾燥期では約3倍であった。

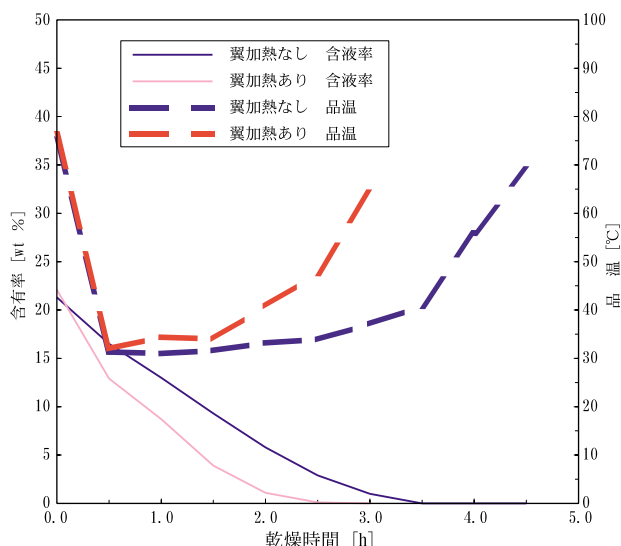


図4 乾燥曲線

表1 各工程時間およびU値の比較

		運転時間 [min.]		U 値 [kcal/m ² ・h・°C]	
翼加熱		なし	あり	なし	あり
スラリー昇温		45	30	295	338 (485)
乾燥	恒率乾燥	150	90	82	102 (166)
	減率乾燥	60	60	28	42 (86)

※ () 内は翼のみの値

※翼伝熱面積はスラリー昇温時: 0.0878 m²

(翼前後面0.0437 m²+ボス側面0.0328 m²+ボス下面0.0113 m²)

乾燥時: 0.0382 m²

(翼前後面0.0218 m²+ボス側面の半分0.0164 m²)

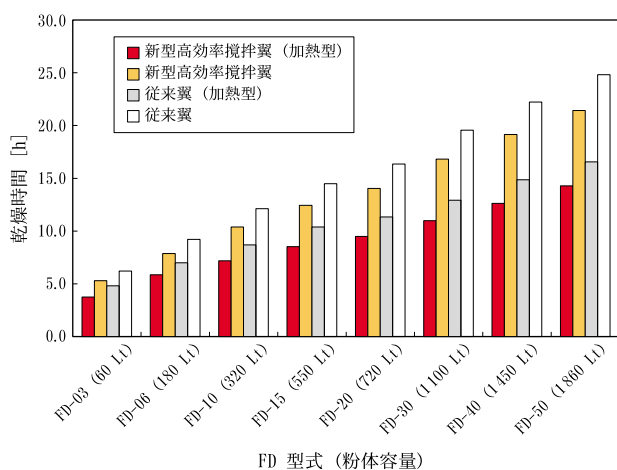


図5 各型式における乾燥時間

1.3 各型式における乾燥時間の推定

新型の高効率攪拌翼を備えたFD-01テスト機によるテスト結果をもとに各型式における乾燥時間を算出した。図5に型式ごとの乾燥時間の推定結果を示す。乾燥する粉体容量が多くなり型式が大きくなるにつれて乾燥時間は長くなるが、各形式において乾燥時間は従来翼にくらべて新型高効率攪拌翼で約15%, 加熱型の新型高効率攪拌翼で約40%短縮された。

2. 新型急速開閉装置の開発

2.1 急速開閉装置概要

図6, 7に急速開閉装置の構造図を示す。図6は

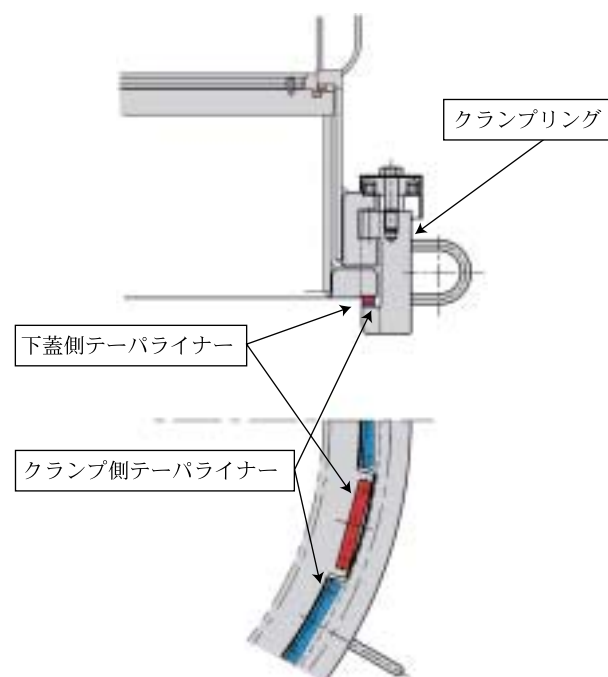


図6 急速開閉装置 (クラッチ式)

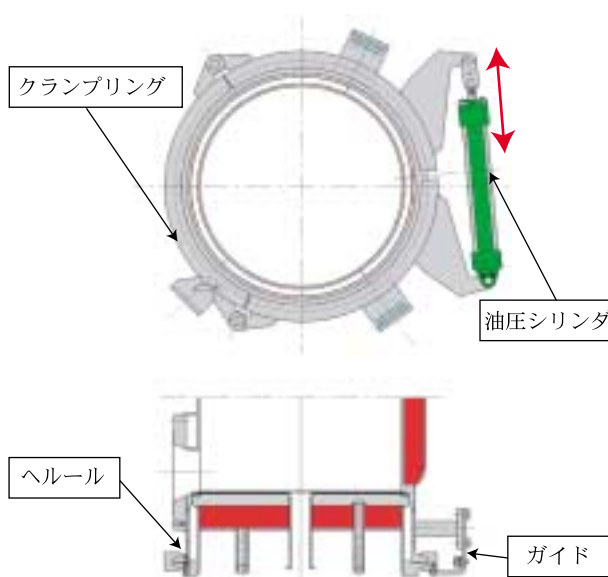


図7 急速開閉装置 (ヘルレル式)



写真1 開いた状態



写真2 閉じた状態

従来もちいられている急速開閉装置であり、本体胴と下蓋の爪同士をクランプを油圧シリンダで回転させることでクランプ側の爪で押し上げ締結する方法でクラッチ式と称するものである。今回考案した急速開閉装置はヘルール式の締結構造をベースにしたもので図7に構造を示す。分割されたクランプを油圧シリンダで閉めることで、テーパ部を押し上げ締結する構造で、油圧シリンダでクランプを開くときにはクランプリングの中心とヘルールフランジの中心が一致するように、ガイド等により調整されており、これによって下蓋の上下移動も問題ない。この構造にすることにより、従来のクラッチ式の開閉装置よりもコンパクトになり重量が大幅に軽減する。実際に1m²のテスト機を製作し耐圧テストおよび開閉確認テストを実施したときの開閉状況を写真1, 2に示す。

また、従来のクラッチ式では回転するクランプリングと爪部に設けたテーパ板が摺動する構造であり、

摺動部位での摩耗粉や塗布したグリースがコンタミの原因となる可能性がある。ヘルール式の場合においてもテーパ部で摺動するため、クランプリングに耐摩耗性の特殊コーティングを施すことで潤滑油が不要となりかつ摩耗屑の発生をなくした。

むすび

今回フィルタドライヤの新機能として、新型攪拌翼と急速開閉装置を紹介した。現在、さらなる改善改良を継続して実行しており、今後もユーザに満足して頂く製品としていく所存である。

【参考文献】

- 1) 戸嶋大輔ほか：神鋼環境ソリューション技報 Vol.1, No.1, p.70 (2004/8)
- 2) 半田裕利：神鋼環境ソリューション技報 Vol.2, No.1, p.60 (2005/8)
- 3) 平井等：神鋼パンテック技報 Vol.39, No.2, p.40 (1996/3)