

京都大学大学院工学研究科 教授

津野 洋

「資源回収型の都市廃水・廃棄物処理
システム技術の開発」

研究期間：平成12年11月～平成18年3月

1 研究実施の概要

都市廃水は下水道で収集され、最下流の終末処理場で処理され放流されている。また固形廃棄物は車で収集・運搬され焼却処理されるのが現状である。近年になり、我が国でのダイオキシン汚染が問題となり、ごみ焼却場からの排出削減が求められている。しかしながら、その対応のためには、ごみ焼却場での高温で連続的な燃焼と発生除去施設（排煙処理施設）の設置が必要となり、このため大規模な広域的なごみ焼却場の設置が必要となっている。さらには容器・包装リサイクル法の施行によりプラスチックなどの高カロリーのごみの分別収集のため水分の多い生ごみの高温での焼却のためには多くの補助燃料が必要となることが懸念されている。このため、生ごみ収集や燃焼のためのエネルギーの消費量の増加、衛生的問題、生成捕集ダイオキシンの処分などが問題となっている。さらに京都議定書の発効により二酸化炭素排出の削減が義務付けられるようになり、バイオマスである生ごみからのエネルギー回収やごみ焼却場での発電効率の上昇が重要となっている。一方、下水道にあっては、汚水の処理のため多くのエネルギーを消費しており、さらに湖沼や内湾などでの富栄養化による水質汚濁問題の対策や地域の健全な水循環の確立のためより高度な処理が求められ、またこれらの技術は省エネルギー型であることも求められている。また、都市下水中には、多くの有機物のみならず、気体の状態がなく自然循環の乏しく枯渇が懸念されているリンなどの人為的に循環使用すべき物質も含まれている。資源の循環や流域の健全な水循環の基調の中で、新たな下水道システムの展開も希求されている。地球温暖化防止のため炭酸ガス発生量を削減するためには、都市システムでの削減が重要である。しかしながら、現状の都市システムの状態での削減方策には限界があり、省エネルギー機器開発が進んでいる我が国においては、さらなる削減は難しい状況にある。このような中で、都市システムを構築し直すことにより削減しうる方策が重要となる。都市生活において、そこから発生する廃水や廃棄物の処理は不可欠な事項であり、またこれらのために使われるエネルギー（炭酸ガス発生量）は大きな割合を占めている。

これらの問題点を踏まえ、処理・処分の概念で展開している二元システムである現状の下水処理と生ごみ処理を組み合わせ一元化した場合、上記問題の多くは解決しうる問題となるとの発想にいたった。これは、現在の都市施設や生活様式をそれほど大きく変化させずに実施可能であり、省エネルギーシステムであると同時にエネルギー創出型のシステムとしうる。さらに、廃水や廃棄物が資源の原料と考えた場合には一元化により有効に対処しうる。自然循環性が乏しく枯渇が懸念されており、米国ではこのため輸出制限を考えている、リンの回収・人工循環系の創出や地域水循環資源の創出などはこのよい例である。また、ダイオキシン問題、高齢化時代の環境保全、容器・包装リサイクル社会などへの貢献も大きく期待される。一元化システムの実現のために必要な要素

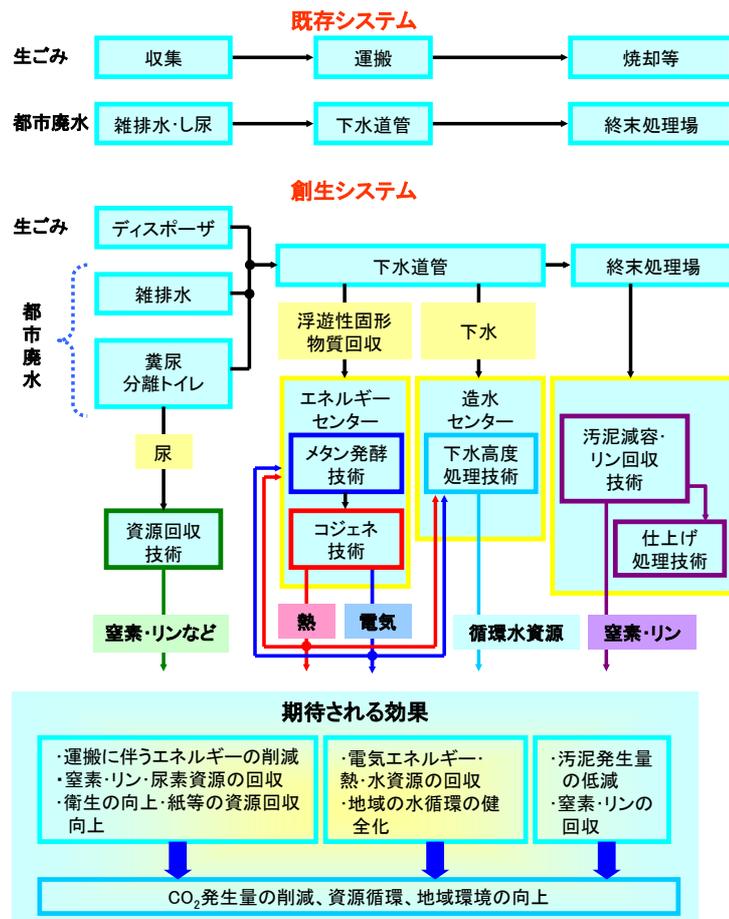


図 資源回収型の都市廃水・廃棄物処理システムと要素技術

技術については、研究代表者らが展開してきた研究を、この目的のために展開することにより開発可能であると判断した。

そこで本研究では、都市で発生する廃水や廃棄物を資源、あるいは資源材料として取り扱い、都市や地域内で資源を循環利用することをコンセプトに、下水道共用区域の中で可能な地域を限り各家庭などからの生ごみを、ディスポーザにより下水道に取り込み、下水道システムでのポンプ場などの拠点で浮遊性固形物質を回収し有機物の効率的な高温メタン発酵などによりエネルギーを回収し、発電し、その電気や熱の利用を図るとともに、下水から地域の水循環を支える用水を創出するという、都市廃水と廃棄物の一元化システムの確立を目指して、その要素技術の開発を行った。また、このシステムでは、尿尿分離型トイレシステムや汚泥減量化・リン資源回収型下水処理技術を開発することにより、尿中の資源であるリンの回収や終末処理場での汚泥生成量の減量とリンの回収も目的としている。

このシステムを支える要素技術と得られた成果は以下のとおりである。

1) 尿尿分離トイレと窒素・リンなどの資源回収技術

尿中のリンおよび窒素を回収するために尿尿分離トイレを用いて尿を分離し、尿中の有機物であるリンをストラバイト(MAP、 $MgNH_4PO_4$)の沈殿として連続的に回収できる装置・方法を開発した。基礎実験データおよび本研究で構築した MAP 生成機構を説明する数理モデルに基づき、最適な条件を提示し、この結果を基に自動運転可能な連続式の尿尿分離トイレ・MAP 製造装置を設計し、連続・自動運転を行った。反応槽におけるリンの回収率は 78.0~82.6%であり、1L の貯留槽内尿から 0.60 g の MAP を回収することができた。また、このときの MAP の純度は 63 wt%であることが分かった。

2) 一元化下水道システム技術

2-1) ディスポーザ粉砕生ごみと下水道からの浮遊固形物質回収技術

ディスポーザ処理廃水からの固液分離には、ろ過やメッシュ 0.5 mm のスクリーンが適用可能であり、回収された SS 濃度は 10,000~20,000 mg/L であることを示した。処理水側では T-CODcr が 125~146 mg/L 増加するのに対して、T-N および T-P は 2 mgN/L および 0.2 mgP/L 程度の増加にすぎず、下水処理場での高度処理には有利となることが示された。加圧浮上分離にも注目して、ディスポーザ破砕生ごみの回収およびメタン発酵実験特性を検討した。加圧浮上分離の処理条件を滞留時間 15 分、加圧水圧力 400kPa、加圧水量比 20%としたところ、短時間で良好な分離性能を示すことが確認できた。

また固形物の濃縮・脱水特性の検討では、100,000 mg/L までの高濃度化が可能であった。そして、ディスポーザ破砕物を含む下水汚泥はメタン発酵性が良いことも明らかにした。

2-2) 回収浮遊固形物質の高温高負荷メタン発酵とエネルギー回収技術

回収生ごみの高温・高負荷一相式メタン発酵技術の開発を試み、汚泥を返送させる条件で処理を安定化させることができ、CODcr ベースで流入有機物の 80%以上をメタンに変換する効率的な有機物負荷率として 20 kgCODcr/($m^3 \cdot d$)が適切であることを明らかにした。そして生ごみ 1 kgCODcr 当たり 280 L のメタンガス(乾燥生ごみ 1 kg 当たり 435 L のメタンガス)が生成されることを明らかにした。運転操作にあたってはアンモニア阻害が重要であり、アンモニア性窒素濃度が 2,000mgN/L を超えると生じ始めること、また添加生ごみ中の全窒素濃度は 4,000mgN/L 以下とする必要があることが明らかになった。

生ごみと最初沈殿池生汚泥の混合率を変化させて回分実験を行った結果、同じ VS 容積負荷率に対して、初沈汚泥は生ごみの約 62%のメタン発生量が得られた。初沈汚泥に対してもメタン発酵は安定しており、十分に適用できることが示された。

二相式メタン発酵技術の開発も行った。発酵液を基質とした場合、投入 CODcr の 86%をメタンとして回収できた。一相式メタン発酵槽と比較して、前処理として高温酸発酵を行うことで処理効率の向上が可能であると判断できた。

メタン発酵槽内の微生物群集の解析を分子生物学的手法で行う手法を開発した。ラボスケール実験および生ごみのメタン発酵に関する実施設で適用した結果、処理状況に応じた微生物群が

検出され、発酵槽の効率的で安定的な運転のためのモニタリング指標となることが示された。

メタン発酵ガスを用いた発電では、マイクロタービン発電機(発電容量 28 kW と排熱回収装置(出力 56 kW)を一体化したもの)を用いて、生ごみメタン発酵ガスと都市ガスの混焼実証実験を行い、その適用性と必要技術を検討し、発電効率は任意の混合ガス比率で、バルブの開度を調節することで、タービンの運転停止をせずに安定して運転可能であることを実証した。下水処理汚泥由来の消化ガスによる実証試験では、定格出力で安定して連続運転が可能であることが確認され、シロキサンによる影響部位の確定もなされた。現場での発電により熱を有効に利用できれば、エネルギー利用率は 70%にもなり、CO₂ 発生削減にも貢献できることも明らかにした。

2-3) 下水道管の途中の拠点で高度処理水を得るための効率的・省エネルギー型高度処理技術

自動制御を有し自動運転可能な前凝集・生物ろ床タイプの物理生物化学的処理プロセス(前凝集槽—沈殿槽—無酸素ろ床—好気ろ床—仕上ろ床)を開発した。原水(沈砂池流出水)を対象に約2年間にわたる連続処理実験を行った結果、ろ床部での全滞留時間は 3 時間程度で BOD は 5 mg/L 程度、全窒素は 2 mgN/L 以下、SS は 3 mg/L 以下、そしてリンは 0.2 mgP/L 以下、透視度は 100 度以上と、安定して処理しうることを実証した。硝化液を最初沈殿池下部へ循環させることで、メタノール添加量は 31%削減可能であることも実証した。

これらの各要素技術の開発により得られた成果を基に 5,000 人および 100,000 人規模の地区においてディスポーザを導入し、固形物を回収し、また、廃水の 20%を高度処理により再利用することを想定し、実験値を用いエネルギー収支の概算を行った。5,000 人規模の場合、1 日あたりで 180 kWh の電気および 360 kWh の熱エネルギーが回収される。電気エネルギーは、嫌気性処理に必要なエネルギーを回収でき、さらに水処理に必要な電気エネルギーの約 6 割もまかなえる可能性が示された。また、嫌気性処理は 55°Cでの高温運転を想定しており、その加温のための熱エネルギーは十分得られている。100,000 人規模の場合、電気エネルギーは嫌気性処理および水処理に必要な電気エネルギーもまかなえ、約 1,000 kWh を他の目的に利用できる可能性が示された。

2-4) 終末処理場での汚泥発生抑制・リン回収型処理技術

リンの濃縮と溶出という生物学的リン除去生物の特性と汚泥の可溶性・基質化というオゾン処理の特性を組み合わせ、リンを結晶の形で回収する技術の開発を行った。実験室規模での連続処理実験を実施し、リン回収率 86%、余剰汚泥削減率 90%以上を達成した。また、本プロセスでは従来プロセスと同等の処理水質を維持しうることを明らかにした。本プロセスの設計・運転上重要な因子として、オゾン処理における汚泥可溶化率、オゾン処理率、リン処理率、余剰汚泥引抜率を提示した。また、安定的な運転の指標として、生物反応槽内の汚泥中リン含有率、汚泥の酸素利用速度(OUR)、リン放出能力を提示した。本プロセスは従来プロセスに比較し、消費エネルギー量を 9%、二酸化炭素消費量を 14%削減でき、余剰汚泥の削減およびリンの資源としての回収以外に、エネルギーの観点からも有利なプロセスであることを明らかにした。

次に、この処理水からの窒素除去と清澄な水を得ることを目的とした、生物膜ろ過反応器の開発を試みた。処理水の SS 濃度 5mg/L 以下、BOD 濃度 3mg/L 以下、全窒素濃度 5mgN/L 以下、そして透視度 100 度以上の清澄な処理水を得ることが、ろ床部での全滞留時間が 0.24 時間程度で可能であることを示した。

3) 社会経済的評価

面積 1,780ha、人口 146,000 人の処理区のポンプ場を想定し、同処理区においてディスポーザによる生ごみ処理を実施し、ポンプ場内に浮遊固形物回収施設と高効率メタン発酵によるメタンガス発電・熱供給施設を設置し、500 戸程度の集合住宅で用いる場合の経済性・環境性を検討した。環境性においては、1次エネルギー消費量、CO₂ 排出量とも削減効果は 2 割程度であった。システム経済性においては、現状システムよりエネルギー単価は約 1.5 倍程度高くなるため、システムのコスト削減が必要であることが示された。また、同処理区にて、①ディスポーザ導入によるごみ収集作業における環境性、経済性、②ディスポーザ導入によるごみ処理(焼却)における環境性、経済性について検討を行った。ディスポーザ導入によって厨芥はすべて下水道に排出されエネルギー利用されることから、ごみ処理量そのものが削減される一方で、低位発熱量は増加しごみ発電によるエネルギー回収量は増大し、普及なしの場合に比べエネルギー削減量、CO₂ 削減量も一定程

度期待できると試算された。

以上のように、本研究では、各要素技術について、実用化に必要な情報を提示することができ、それらを組み合わせた一元化下水道システムについて、エネルギー、物質循環や地球温暖化の観点からも有効であることが示された。これらの技術は個別に適切な箇所において適用可能であり、単独で稼動する実施が建設されている。高温高負荷メタン発酵技術(50 t/d 規模)での運転には本研究成果が活用されている。また効率的・省エネルギー型高度処理技術(1,400 t/d 規模)が建設され、運転を開始している。新規建設地域や下水道などの更新を行う地域では、一元化下水道システムの導入が可能であると考えられる。また、下水汚泥を基質とした高温メタン発酵も可能であることが示されたので、ディスポーザが利用できない地域でも本システムの理念は導入可能である。

2 研究構想及び実施体制

(1) 研究構想

本研究で提案した一元化システムの実現のための具体的な要素技術およびそれぞれの課題を、以下のように設定した。なお、これらの要素技術は個別にでも適切な箇所において、地域限定で適用することも考えている。

1. 糞尿分離型トイレと窒素・リンなどの資源回収技術

尿を対象として、リン酸マグネシウムアンモニウムの肥料の回収を図る技術の開発を、数理モデルや連続実験により行う。

2. 一元化下水道システム(ごみ収集エネルギーの削減、電気・熱の回収)

2-1) ディスポーザ粉砕生ごみと下水道からの浮遊固形物質回収技術

ディスポーザ粉砕生ごみを含む汚水からの浮遊性固形物質回収技術が開発課題である。なお、ディスポーザごみの下水道への流入について、その影響も確認する。また、高濃度メタン発酵を行う上で、回収後の濃縮化技術の開発も必要である。

2-2) 回収浮遊固形物質の高温高負荷メタン発酵とエネルギー回収技術

ポンプ場などの拠点で回収した浮遊性固形物質からエネルギーを回収する技術であり、高温高負荷メタン発酵技術の開発を試みる。生ごみを対象としたメタン発酵についての設計・操作因子の把握、下水汚泥と混合した場合の適用などの観点での技術開発が課題である。また、一相式と二相式の比較、分子生物学的手法を用いた微生物群の解析も重要な課題である。

メタン発酵で得られたメタンを用いて発電をするとともに熱を得るコジェネシステムとその熱の利用システムの技術開発である。不安定なメタン発生をカバーする発電システムやシロキサン対策の技術開発が課題であり、また得られた熱の利用方策とその技術も開発課題である。

2-3) 下水道管の途中の拠点で高度処理水を得るための効率的・省エネルギー型高度処理技術

ストックとフローを備えた地域の健全な水循環の核となるような地点や上記エネルギー回収地点で下水の高度処理を行う技術の開発であり、省スペース、省エネルギー、自動運転、高度処理などが技術開発課題であり、生物ろ床タイプの物理生物化学的処理プロセスの開発を試みる。また、既存施設や汚泥発生抑制・リン回収型処理技術の後段に付加する形の、三次処理としての適用方法の開発も課題である。

2-4) 終末処理場での汚泥発生抑制・リン回収型処理技術

リンの濃縮と溶出という生物学的リン除去微生物の特性と汚泥の可溶性・基質化というオゾン処理の特性を組み合わせ、リンをリン酸マグネシウムアンモニウムやカルシウムヒドロキシアパタイトの形で回収するものである。個々の過程の技術は研究展開しており、効率的な組み合わせ技術が開発課題となる。

3. 一元化下水道システムの社会経済的評価

本提案システムの実現のために必要となる、将来システム像と社会的側面、発生エネルギーの利

用形態、リサイクルシステムの規模と効果、適用条件と制度の改定と課題などの検討を行う。

進め方

京都大学、龍谷大学の研究グループ(研究代表者:津野 洋)が中心となり研究を進めた。各要素技術については、宇都宮大学、大阪産業大学、大阪府、大阪市、大阪科学技術センター、および企業(大阪ガス(株)、(株)クボタ、(株)タクマ、前澤工業(株)、川崎重工業(株)、(株)日建設計、(株)日建設計シビル)の主たる研究者の参加も得て進めた。その関与は以下のとおりである:

(1) 糞尿分離型トイレと窒素・リンなどの資源回収技術グループ

①研究分担グループ長:清水 芳久(京都大学大学院工学研究科 助教授)

②研究項目:**糞尿分離型トイレと窒素・リンなどの資源回収技術開発**:便器の形状の工夫により糞と尿を分離し、また尿からリンなどの資源を回収しうるプロセスと組み合わせて、糞尿分離・資源回収水洗トイレ技術の開発を行った。

(2) 一元化下水道システム技術開発などのグループ

①研究分担グループ長:津野 洋(京都大学大学院工学研究科 教授)

②研究項目:

一元化下水道システム技術開発:ディスポーザ粉碎生ごみを含む汚水からの浮遊固形物質回収技術、ならびに回収浮遊固形物質の高温高負荷メタン発酵とエネルギー回収技術の開発を行った。

効率的・省エネルギー型高度処理技術:健全な水循環の拠点で高度処理水を得るため、省スペース、省エネルギー、自動運転可能な、生物ろ床タイプの物理生物化学的処理プロセスの開発を行った。

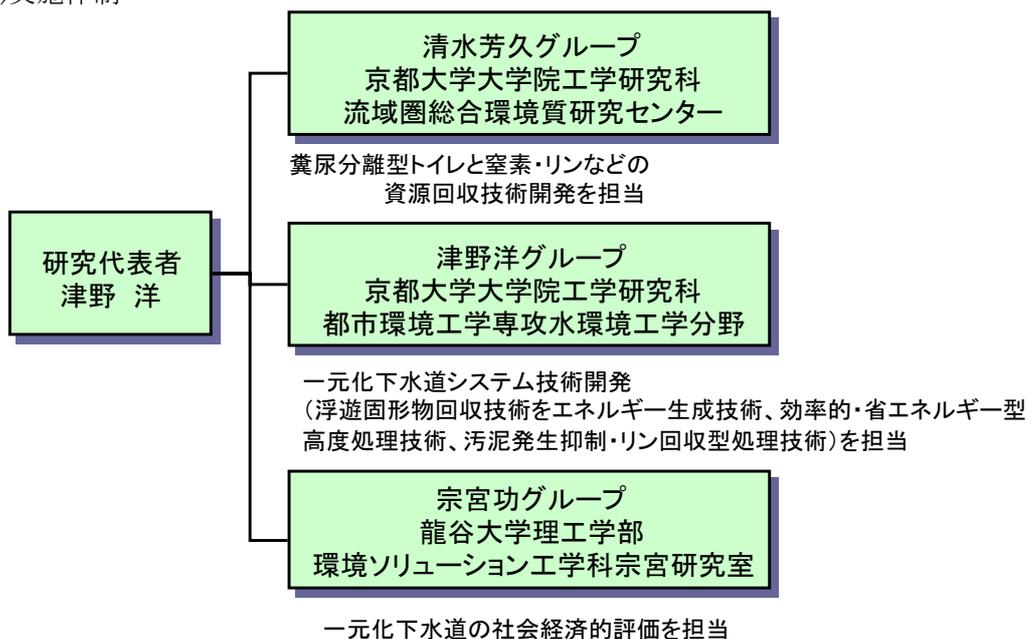
汚泥発生抑制・リン回収型処理技術:リンの濃縮と溶出という生物学的リン除去生物の特性と汚泥の可溶化・基質化というオゾン処理の特性を組み合わせ、リンを結晶の形で回収する技術の開発を行った。

(3) 社会経済的評価グループ

①研究分担グループ長:宗宮 功(龍谷大学理工学部 教授)

②研究項目:**一元化下水道の社会経済的評価**:本研究で提案するシステムについて、将来システム像と社会的側面、発生エネルギーの利用形態、リサイクルシステムの規模と効果、適用条件などの検討を行った。

(2) 実施体制



3 研究実施内容及び成果

3.1 糞尿分離型トイレと窒素・リンなどの資源回収技術開発(京都大学 清水グループ)

(1)研究実施内容及び成果

●基礎実験と平衡時沈殿生成モデルの構築

a) はじめに

マグネシウム塩を加えることによって尿中リンを MAP として回収する際に、その最適な条件を検討した。最適な条件を検討するためには、尿の成分、薬剤投入量、pH などのパラメータを考慮に入れたモデルを尿中からのリン回収について構築することが有効である。

沈殿生成反応は、平衡モデルにより理解することが可能である。津野ら(1991)、Wrigley ら(1992)、および Scott ら(1995)は、MAP を構成するマグネシウム、アンモニアおよびリン酸を取り上げ、MAP 生成反応の平衡モデルを構築した。しかし、このモデルには尿中の主要な無機成分であるナトリウム、カリウムおよびカルシウムが含まれておらず、溶液のイオン強度や化学種の活量に影響を及ぼす炭酸平衡の関与、温度変化が考慮されていないため、十分な反応予測ができないと考えられた。

そこで本研究では、尿中リンを MAP として回収する際の沈殿生成反応を予測するために、尿中主要無機成分を考慮し、温度、pH およびマグネシウム塩添加量を変数とする平衡モデルを構築した。そして、人工尿および人尿による実験を行い、またモデルを用いて尿に対する MAP 生成反応を予測した。

b) 平衡モデルの構築

本研究では実際の反応をモデル化して検討するために、以下の4つの仮定を設けた。

- 1)尿中に溶解している化学種は、 H^+ 、 OH^- 、 H_2O 、 H_3PO_4 、 $H_2PO_4^-$ 、 HPO_4^{2-} 、 PO_4^{3-} 、 NH_3 、 NH_4^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 CO_3^{2-} 、 HCO_3^- 、 H_2CO_3 、 Na^+ 、 K^+ および Cl^- とする。
- 2)生成する可能性がある沈殿種は MAP、 $Mg(OH)_2$ 、 $CaCO_3$ 、 $CaMg(CO_3)_2$ 、 $Ca(OH)_2$ 、 $Ca_3(PO_4)_2$ 、 $MgCO_3$ 、および $CaHPO_4$ の8種類とする。
- 3)全反応は平衡状態にあるものとする。
- 4)全反応は1気圧のもと、開放系で進行するものとする。

本モデルが、アルカリ条件下の尿中での無機化学種の沈殿生成を想定していることより、上記 1)と 2)を設定した。アルカリ条件下では生成しない沈殿 $\{Ca(H_2PO_4)_2\}$ などは、モデルには含まない。 Na^+ 、 K^+ および Cl^- は沈殿生成には直接関与しないが、尿中に高濃度で存在するため、活量係数に与える影響が大きいと考え、化学種に含めた。また、上記 3)と 4)は、将来において実用化が可能な工学的装置を考慮した場合に、妥当な仮定であると言える。

平衡状態において上で記述した化学種は表 1.1 に示す質量保存、電気的中性、および平衡条件に関する式を満たす。全活量係数の初期値を 1.0 とし各化学種の濃度を求め、その値よりイオン強度を再計算し、求められたイオン強度より活量係数を再定義することができる。この繰り返しによって活量係数を一定の値に収束させることができる。これより、ある組成の尿において、温度、活量の変化による影響を考慮し、各化学種の濃度を求めることができる。

c) 基礎実験データとの比較

人工尿による実験および計算結果の比較を図 1.1 に示す。沈殿生成平衡モデルは沈殿種ごとの量をほぼ正確に推定できる。人尿でのモデルと実験の比較を図 1.2 に示す。MAP についてはモデルと実験の結果はほぼ一致しており、一方で $CaMg(CO_3)_2$ と $Mg(OH)_2$ については、実験から求めた値とモデルにより計算した値は異なっていた。これは、モデルで考慮していない Mg を含む沈殿が生成されているものと考えられた。

表 1.1 質量保存、電気的中性、および平衡条件に関する式

質量保存 $[H_3PO_4] + [H_2PO_4^-] + [HPO_4^{2-}] + [PO_4^{3-}] + [AP]_s + 2[Ca_3(PO_4)_2]_s = P$ $[Mg^{2+}] + [MAP]_s + [Mg(OH)_2]_s + [CaMg(CO_3)_2]_s + [MgCO_3]_s = Mg$ $[Ca^{2+}] + [CaCO_3]_s + [CaMg(CO_3)_2]_s + [Ca(OH)_2]_s + 3[Ca_3(PO_4)_2]_s + [CaHPO_4]_s = Ca$ $[NH_3] + [NH_4^+] + [MAP]_s = N$	
電気的中性 $[H_2PO_4^-] + 2[HPO_4^{2-}] + 3[PO_4^{3-}] + [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] + [Cl^-]$ $= [NH_4^+] + 2[Mg^{2+}] + 2[Ca^{2+}] + [H^+] + [Na^+] + [K^+]$	
平衡条件 $K_a = [H^+][NH_3]/[NH_4^+]$ $K_{a1} = \gamma_1^{-2} [H^+][H_2PO_4^-]/[H_3PO_4]$ $K_{a2} = \gamma_2 [H^+][HPO_4^{2-}]/[H_2PO_4^-]$ $K_{a3} = \gamma_1 [H^+] \gamma_3 [PO_4^{3-}]/(\gamma_2 [H_2PO_4^-])$ $K_w = \gamma_1^{-2} [H^+][OH^-]$ $[H_2CO_3^*] = 10^{-5.0}$ $K_{a4} = \gamma_1^{-2} [HCO_3^-][H^+]/[H_2CO_3^*]$ $K_{a5} = \gamma_2 [CO_3^{2-}][H^+]/[HCO_3^-]$ $K_s = \gamma_1 \gamma_2 \gamma_3 [Mg^{2+}][NH_4^+][PO_4^{3-}]$ $K_{s1} = \gamma_1^{-2} \gamma_2 [Mg^{2+}][OH^-]_2$ $K_{s2} = \gamma_1^{-2} [Ca^{2+}][CO_3^{2-}]$ $K_{s3} = \gamma_2^4 [Mg^{2+}][Ca^{2+}][CO_3^{2-}]_2$ $K_{s4} = \gamma_1^{-2} \gamma_2 [Ca^{2+}][OH^-]_2$ $K_{s5} = \gamma_2^3 \gamma_3^2 [Ca^{2+}]_3 [PO_4^{3-}]_2$ $K_{s6} = \gamma_2^2 [Mg^{2+}][CO_3^{2-}]$ $K_{s7} = \gamma_2^2 [Ca^{2+}][HPO_4^{2-}]$	

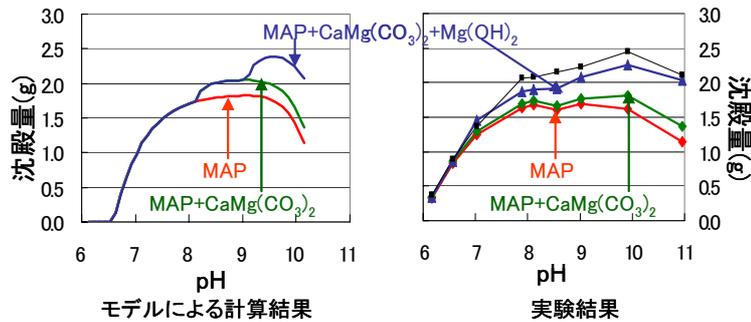


図 1.1 人工尿による実験および計算結果の比較

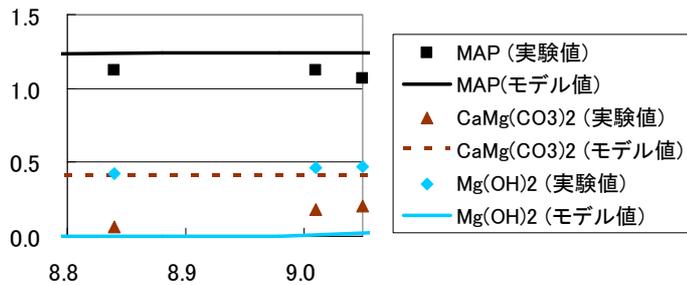


図 1.2 人尿でのモデルと実験の比較

d) 平衡モデルによる MAP 生成反応予測

人工尿での Mg 添加量、pH ごとのリン回収率の予測結果を [図 1.3](#) に示す。貯留槽尿から MAP としてリンを回収し、上澄み $PO_4\text{-P}$ 濃度を 0.1 mg/L 以下とするためには、マグネシウム塩として 10 mM 以上の $MgCl_2$ の添加が必要であり、その最適 pH は 9 以上と予測された。

●尿尿分離システムによる人尿からの栄養分の除去・回収

次に、基礎実験データおよび構築モデルによる予測を基に、パイロットプラントを設計し、それを京都大学工学研究科附属環境質制御研究センター（現流域圏総合環境質研究センター、以下、大津センター）内に設置し、実験を行った。

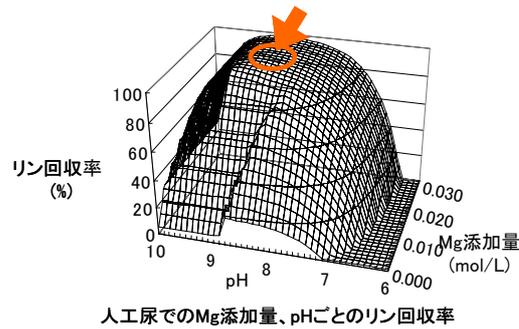


図 1.3 人工尿での Mg 添加量、pH ごとのリン回収率

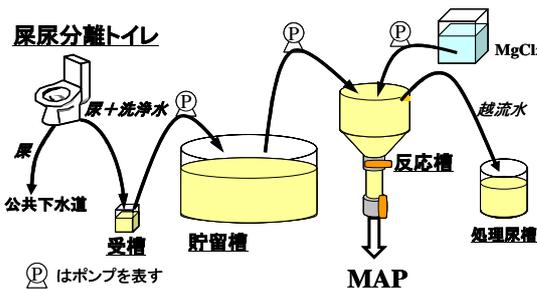


図 1.4 尿尿分離システムの概要

a) 尿尿分離システムの概要

本研究で使用した尿尿分離システムの概要を [図 1.4](#) に示す。まず、尿尿分離トイレで尿と尿が分離され、水道水によって洗い流される。尿は公共下水道に排出され、尿は重力により受槽に流れ込む。

受槽では尿の新たな流入量が 500 mL に達すると、受槽内に設置されたセンサーが作動し自動的にポンプにより貯留槽に汲み上げられるが、約 1L の溶液が常に受槽下部に滞留する。

貯留槽は透明なプラスチックでできており、容量は約 300 L である。貯留槽には口径 8 mm の排気孔(臭気パイプ)があり、その排気孔から屋外までビニール製のパイプが通されてはいるが、ほぼ密閉状態にあると言ってよい。貯留槽中の尿は、流量を設定し手動で電源をオンにすると、反応槽に流れ込むような仕組みとなっている。なお連続実験では、水位による On/Off 制御を設置し自動運転を可能とした。

反応槽も透明なプラスチックでできており、その容量は 12.4 L である。反応槽には、貯留層からの尿が流入するとともに薬剤注入タンクからマグネシウム溶液が注入され、それらが攪拌機により混合される。そして一定時間経過後に、生成された沈殿(MAP を含む)が反応槽底部に沈降し回収される。その後、尿は上部より流出させ、処理尿槽に蓄積されることになる。

b) 貯留尿の成分の変化

本研究で使用した尿尿分離システムでは、尿尿分離トイレに排泄された生尿は水道水によって洗い流され、受槽で短期間滞留された後、貯留槽に貯留される。生尿中には尿素が 9~23 gN/L と高い濃度で含まれている。この生尿に、排泄時および貯留時に、糞便、大気、水道水などから容易に尿素分解酵素(ウレアーゼ)を保持する微生物が混入する。そして、尿中の尿素は分解酵素の作用を受け、次式に示すように二酸化炭素とアンモニアに分解される。



この結果、貯留時に尿中のアンモニア(NH₃)濃度が上昇する。それに伴って、貯留槽内の尿の pH は約 9 まで上昇し、その後一定となることが確認された。貯留槽内の尿中のアン

モニアは、リン酸に比して多量に存在する。したがって、尿中のアンモニア濃度は MAP 生成のための制約条件とはならない。一方、生尿の pH は 6.2～6.4 であり、MAP の生成のための尿の最適な pH は 8.5 以上が望ましく 9 前後が最も適している。このことから、尿の pH は MAP 生成のための制約条件となりうる。従って、尿尿分離システムの設計時に、貯留槽に貯留されている尿の pH が約 9 に達するのに要する時間を考慮し、その時間から貯留槽における尿の必要な滞留時間を求め、その必要滞留時間と貯留槽への尿流入速度から貯留槽の必要最小容積を求める必要がある。ここでは、尿が貯留されている間の尿中の尿素の分解、およびそれに伴う尿中の各成分の変化を経時的に調べた。また、尿排泄量の調査結果、貯留槽内尿の成分分析結果から、排泄された生尿が水道水によってどの程度希釈されているのかについても検討した。

尿尿分離システムを完全に空にした後、一定期間ごとに、受槽および貯留槽について pH と EC の時間変化を計測し、尿尿分離システム内に貯留された尿(受槽内の尿および貯留槽内の尿)の pH と EC の変化について調べ、尿中の尿素の分解速度を推定した。受槽内尿および貯留槽内尿の pH の経時変化を図 1.5 に示す。

貯留槽内尿の pH は、運転開始後 4 日目に 9.0 まで上昇し、4.5 日目で 9.2 に達して、以降はほとんど変動していない。従って、運転開始後 4 日目に MAP 生成条件である pH9.0 まで上昇し、それ以降も尿素の分解が進行する。そして、貯留槽内尿の尿素は運転開始後 7.5 日目には尿素はほぼ全量が分解していると考えられる。

従って、貯留槽内尿について、温度などの条件が変わることにより多少の変動はあると考えられるが、pH は運転開始後 4 日程度で 9.0 まで上昇し、尿素は運転開始後 7.5 日程度で完全に分解されるという事象が一般的に起こるものと推測される。また、その後の尿の緩衝能力は高く、6 時間程度の滞留時間が確保できれば、尿の pH は常に 9.0～9.2 に保たれると推定することができる。

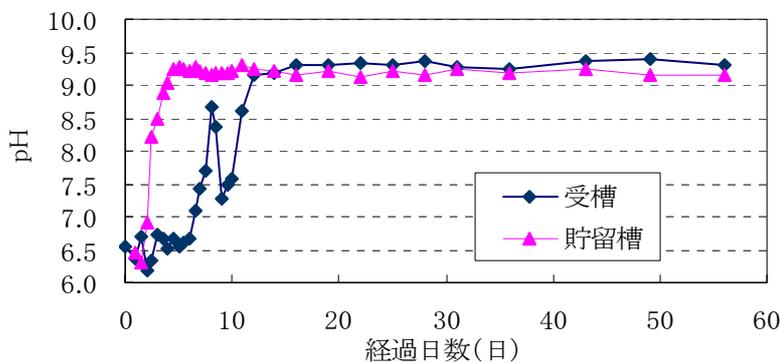


図 1.5 受槽内尿および貯留槽内尿の pH の経時変化

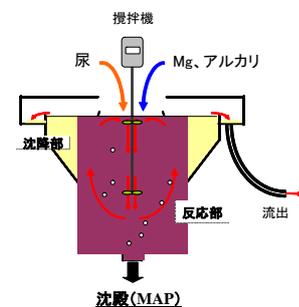


図 1.6 反応槽概要

c) 反応槽を用いた尿中リンの除去および回収

尿およびマグネシウム溶液は反応槽上部の開口部から流入する。反応槽の概要を図 1.6 に示す。反応槽内は中央付近の反応部と、その外側の沈降部に分かれており、反応部はさらに円筒状に仕切られている。この円筒内で、攪拌機に接続されたスクリューが右に回転することによって、円筒内部では下降流、円筒外部では上昇流が生じて溶液および流入尿が攪拌されつつ循環する。攪拌機のスクリューは反応部の円筒内に細長く取り付けられており、攪拌プロペラは各種の溶液が流入してくる円筒上部と、円筒中央部の 2 箇所に設置されている。なお、反応槽全体の容積は 12.4 L であり、そのうち反応部の容積は 7.15 L である。

生成した MAP の多くは反応部で沈降するが、反応部で沈降しなかった MAP についても沈降部で沈降する。そして上澄み液が越流水として流出する。生成した MAP は、反応槽下部に接続している沈殿回収部から回収できる。なお、沈殿回収部の容積は 210 mL である。

攪拌速度を 50 rpm に設定して、流入尿の流入流量を 200 mL/min、150 mL/min および 100 mL/min の 3 通りに設定した。一定量流出ごとの流出水中の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の経時変化を [図 1.7](#) に示す。やや変動がみられるが、反応槽において連続的に安定して尿中の PO_4 が NH_3 や Mg と反応して MAP が生成していると推測することができる。 $\text{PO}_4\text{-P}$ の除去率は、流量 200 mL/min の場合は 75.5%、150 mL/min の場合は 83.8%、流量 100 mL/min の場合は 84.8% となった。 $\text{PO}_4\text{-P}$ 除去率としては、流量 100 mL/min の場合が最も高く、本研究では $\text{PO}_4\text{-P}$ 除去率および MAP の回収量を重視して、流量 100 mL/min を運転条件として用いることとした。

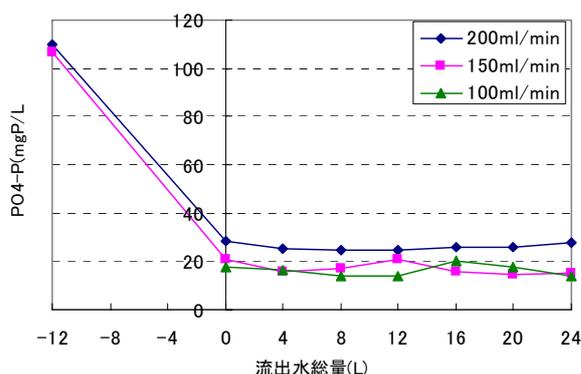


図 1.7 反応槽流出水中 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の経時変化 (50 rpm)

表 1.2 自動運転時の各尿の成分

試料	TP	$\text{PO}_4\text{-P}$	TN	$\text{NH}_3\text{-N}$	Na	K	Mg	Ca
	mM	mM	mM	mM	mM	mM	mM	mM
流入尿①	4.52	4.08	224	178	59.0	17.7	5.52	2.14
残存尿②	0.23	0.11	219	172	59.3	17.6	1.05	0.949
流出尿③	0.20	0.10	216	171	57.1	17.6	1.32	0.760
流入尿①	4.52	4.08	224	178	59.0	17.7	5.52	2.14
残存尿②	0.046	0.032	217	172	58.1	17.1	1.23	1.02
流出尿②	0.105	0.128	218	171	57.9	18.0	1.36	1.02

次に、システムの各段階、とりわけ反応槽を自動的に運転できるようにするための検討を行なった。反応槽流入尿、残存尿、流出水について、各濃度の測定結果を [表 1.2](#) に示す。自動運転 1 回目の結果については①、2 回目の結果については②としてそれぞれ番号をつけてある。なお、流入尿の Mg 濃度には、流入尿に元々含まれていた Mg 量と反応槽で添加された Mg との和を記載した。また $\text{PO}_4\text{-P}$ についての経時変化を [図 1.8](#) に示す。自動運転に際して、設定した値は最高蓄積量(水位 High) 200 L、最小蓄積量(水位 Low) 170 L であり、実際に設定した尿量より早い段階(蓄積量 187L)で装置が動き始め、蓄積量 157L で装置が停止した。この原因は、貯留槽内尿上部での沈殿などの浮遊、発泡のためであると考えられた。リン濃度に関しては、流入尿では TP で 4.5 mM 含まれていたが残存尿および流出水には $\text{PO}_4\text{-P}$ で 0.1 mM 未満しか含まれておらず、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 除去率として 97.8% となり、TP の除去率としては 95.6% となった。これは自動運転終了後に各尿のサンプルを採取したので、流出水が蓄積される処理水槽中で MAP の生成が行われ、処理尿槽底部に沈降したためと考えられ、実際の $\text{PO}_4\text{-P}$ 除去率および TP 除去率は上記の値より低いと予想される。これより、尿中のリン回収とそれに伴う様々な操作を一定期間で自動的に行うことが確認された。これによって、尿尿分離システムを長期間、連続的にすることが可能になったと言える。

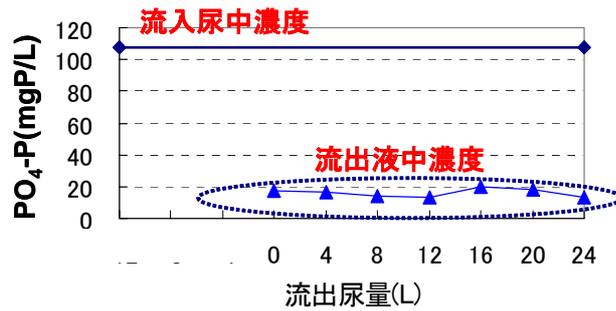


図 1.8 連続実験結果

d) 回収された沈殿の分析

反応槽尿流入流量 100 mL/min、攪拌速度 50 rpm の条件で回収された沈殿についての分析を行った。純粋な MAP は、Mg、NH₄ および PO₄ がモル比にして 1:1:1 の割合で存在する。本研究で得られた沈殿における Mg、NH₄ および PO₄ の平均的なモル比としては、1.00:0.43:1.11 という値であった。NH₃ の値が低いのは、乾燥のために 105°C で 4 時間熱している際に、アンモニアガスとして気散してしまったせいであると考えられる。また、PO₄ の値に比して、Mg の値がやや高くなっているが、これは Mg が MAP 以外の沈殿を生成しているからと予想される。実際に、沈殿モデルでは CaMg(CO₃)₂ といった沈殿の生成が予測されており、分析結果でも 0.13 mmol/dry g の Ca が存在していることが示されている。ここで、PO₄ の全量が MAP を形成していると仮定すると、MAP の純度は 63wt% であると推定することができる。

さらに、生成した沈殿を FT-IR (フーリエ変換赤外吸光度計、Shimadzu, FTIR-8400) および示差走査熱量計 (Shimadzu, DSC-60) により分析した結果をそれぞれ図 1.9 および図 1.10 に示す。FT-IR による分析では、生成した沈殿は MAP 標準品とほぼ同等であることがわかった。しかしながら、示差走査熱量計による分析では、MAP 標準品と生成沈殿の間に大きな差があることが認められた。これは主として生成沈殿中の有機物による影響であると考えられる。

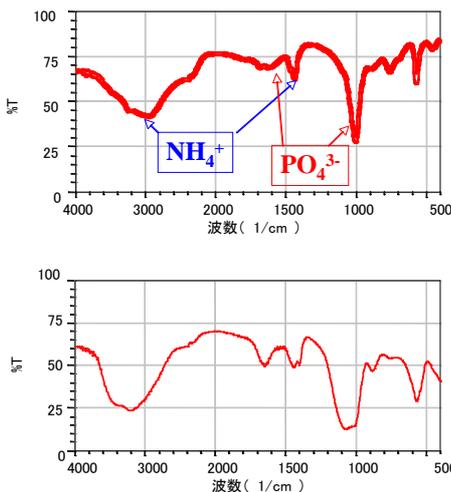


図 1.9 FT-IR による沈殿分析結果の比較

(上：MAP 標準品、下：生成沈殿)

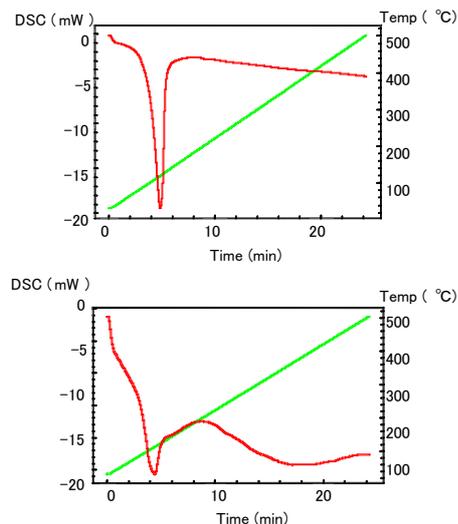


図 1.10 示差走査熱量計による沈殿分析の比較

(上：MAP 標準品、下：生成沈殿)

貯留槽内尿を1L処理するにあたり、反応槽内では0.460～0.490 g/LのMAPが生成し、そのうち0.38 gのMAPが沈殿回収部から回収された。このときMAPの回収率は78.0～82.6%であり、その損失分は、反応槽内底部および壁面に付着したり、MAP乾燥時にアンモニアが気散したりしたことによるものであると考えられる。

TN・TPの発生量は、それぞれ尿中で1.5 gN/(人・d)・0.5 gP/(人・d)、尿中で11 gN/(人・d)・1 gP/(人・d)である。本装置により、尿尿からのリンの約半分を回収できることになる。

参考文献

W.D. Scott, T.J. Wrigley, K.M. Webb (1995). A computer model of struvite solution chemistry, *Talanta*, **38**, 889-895.

T.J. Wrigley, W.D. Scott, K.M. Webb (1992). A improved computer model of struvite solution chemistry, *Talanta*, **39**, 1597-1603.

津野 洋, 宗宮 功, 吉野正章 (1991). 消化槽脱離液からのストラバイトの回収に関する研究, *下水道協会誌*, Vol.28, No.324, pp.68-77.

(2)研究成果の今後期待される効果

貯留槽内中にはリン酸に比してアンモニアが多量に存在し、反応槽でリンの大部分をMAPとして除去できたとしてもアンモニアは数%程度しか除去できない。このため、現在の尿尿分離システムを利用して尿中アンモニアを十分に除去しようとすると、反応槽の流出水からアンモニアを除去する工程が必要となる。そこで、反応槽の攪拌に際してエアレーションといった手段を用いることで、リンを除去すると共にアンモニアの除去率を上げることができると考えられる。さらに、曝気することによって気散したアンモニアガスを硫酸で捕集することによって、窒素肥料である硫酸を回収できる可能性があると考えられる。

既に高度な下水道が普及している先進国においても、窒素とリンによる閉鎖性水域の富栄養化などの問題が起こっている。この原因の一つとして、現行の下水システムによる処理が不十分であることが考えられる。従って、先進国でも新しい下水道のあり方を考える必要があると言える。本研究では、尿と尿を分離し、その尿に含まれるリンを連続的かつ自動的に肥料として回収すると共に尿中の窒素を効率的に除去および回収することのできるシステムを提案した。尿と尿を分離することは以下の3つの利点を有している。すなわち、1) 下水施設への負荷を下げることができること、2) 尿が病原体で汚染されることが無くなり地域の衛生対策につながること、3) 尿を価値の高い肥料として再利用できるようになること、である。本システムは、世界各地の水環境への負荷の低減、および枯渇するリン資源の効率的回収に資すると考えられる。

3.2 一元化下水道システム技術開発(京都大学 津野グループ)

(1)研究実施内容及び成果

2-1) ディスポーザ粉碎生ごみと下水道からの浮遊固形物質回収技術

a) はじめに

ディスポーザ破碎生ごみを含む下水中からの浮遊性固形物質の回収技術に関連しては、浮上分離、スクリュウ圧縮方式、スクリーンなどによるディスポーザ破碎生ごみ回収方法の検討が行われている。しかしながら、固形物回収の横断的な比較やエネルギー回収の観点まで含めて検討している研究例は見られず、まだ設計・操作因子が提示されているとはいえない。実用化時には、生ごみのみならず、種々の固形物を回収することになるものの、その中でも生ごみの挙動が重要である。

そこで本研究では、生ごみのみを用いたディスポーザ破碎試料を作成し、その破碎生ごみの下水中からの回収を想定して基礎的な知見を得て、回収・濃縮技術の開発を試みた。ここでは、2種類のディスポーザ(A、B)を用いた。

b) 生ごみの基礎特性

・ディスポーザ A

実験に用いた生ごみは我が国の生ごみ組成分析結果(谷山ら, 1997)を基にして作成した。その組成は、湿重ベースで野菜(キャベツ、ジャガイモ、ニンジン、大根、白菜)10%、果物(リンゴ、オレンジ皮、バナナ皮)20%、残飯類(ご飯、パン、麺類)20%、肉類 5%、魚介類 5%、卵類 2.5%である。これらをまとめて家庭用ディスポーザ(エスロンシンクリア、積水化学工業)で破碎し、水道水で下水中含有量相当で希釈したものを実験原水とした。ディスポーザの機種によって破碎特性の差異はあるものの、本研究の主たる目的は固液分離法の横断的な比較や濃縮・脱水特性といった基礎的な特性の検討を試みるものである。本機種を研究対象として用い、粒径分布などの破碎特性も測定しながら既往研究との比較検討を試みた。実験原水の生ごみの濃度は、一般家庭の生ごみ排出量 250 g-wet/(人・d)と、排水量 250 L/(人・d)とを想定し、また負荷変動なども予想し、その 1.5 倍の濃度を目安として、1.5 g-wet/L に設定した。

粒径分布の測定は、実験原水を目開き 8、4、2、1、0.5、0.25 mm のふるいを順に通過させ、各分画の SS で評価した。SS 濃度は BG/F ろ紙により測定した。また、ふるいで分類した粒径毎の試料やその中で代表的な成分について、水道水を満たした 2 L メスシリンダーに投入し、固形物の沈降速度を測定した。この際、分類した粒径毎の試料中には様々な沈降速度の粒子が混合していたので、沈降速度の範囲(最高と最低の速度)を測定し、可能な場合、生ごみ成分毎の沈降速度を測定した。

本実験中の水温は 8.0°C であった。実験原水の TS 濃度は 316 mg/L、SS 濃度は 148 mg/L、VTS 濃度は 242 mg/L、VSS 濃度は 145 mg/L であり、VSS 濃度と SS 濃度はほとんど同じであった。また、pH は 6.8 であった。

粒径分布を測定した結果、4~2 mm および 0.25 mm 以下の SS 成分がそれぞれ約 30% であり、構成割合が大きかった。8 mm 以上の SS 成分は約 2% であり、ディスポーザにより約 90% は 4 mm 以下まで破碎されていることが示された。また、1 mm 以上の SS 成分は約 60% であり、他の調査結果(約 70~80%(国土交通省, 2002)、約 65%(篠原ら, 2002))より若干低く、回収効率の観点から、本研究で用いた破碎生ごみは、より厳しいものである。

沈降速度は、粒径が小さくなるに従い減少したものの、60% を占める 1 mm 以上の SS 成分では、240 m/d 以上の沈降速度が得られた。また、別途測定した 2~8 mm に粉碎されたご飯粒では、4,100~5,700 m/d 程度の沈降速度が得られた。船水ら(2000)は、ディスポーザ排水中浮遊物質の沈降速度分布を測定し、35% は 168 m/d 以上と報告している。本研究の沈降速度がやや速い結果となっている。

・ディスポーザ B

生ごみをディスポーザで破碎した時の破碎液の性状を調査し、ディスポーザ普及時の流入下水の性状を予測した。標準生ごみ(日本建築センター, 1999)を業務用ディスポーザで破碎して、ディスポーザ破碎液を作製した。破碎の際、生ごみ嵩容量 5L に対して水道水 5L の割合でディスポーザ内に流し入れ、約 1 分間で処理した。その結果、湿潤重量で約 4 倍のディスポーザ破碎液が得られた(湿潤重量 250g の標準生ごみから、約 1L のディスポーザ破碎液が得られた)。作製したディスポーザ破碎液は濃度が高いため、10 倍希釈して粒径分画および成分分析を行った。

ディスポーザ普及に伴い発生する標準生ごみを 250 g/(人・日)とし、ディスポーザ破碎液の成分分析の結果から、ディスポーザ普及時の汚濁負荷量増加分を算出した。さらに、ディスポーザ普及前の 1 人 1 日当たり汚濁負荷量の参考値(日本下水道協会, 1999)を用いて、ディスポーザによる汚濁負荷量増加分を増加割合として算出した。

ディスポーザ破碎液の性状分析結果を表 2.1.1 に示した。SS 成分についてみると、ディスポーザ破碎液では 1~2mm 以上の比較的大きな成分の分布割合が大きいことが特徴的である。BOD 成分についても、1~2mm 以上の比較的大きな成分の分布割合が大きく、また 25 μm 以下の小さな成分の割合も大きくなっている。一方、流入下水では、1~2mm 以上の比較的大きな成分の分布割合は少なく、500~1 μm の範囲に多く分布している。

ディスポーザ 100% 普及時の汚濁負荷量の増加割合を算出して、表 2.1.2 に示した。ディスポーザ 100% 普及時の SS および BOD の増加割合は約 50% と予測される。一方、T-N、T-P の増加割合は約 10% と少ないことが予測され、エネルギー回収の面からは好都合であると考えられる。

表 2.1.1 ディスポーザ破碎液の性状(5 回実施した平均値)

分画粒径	μm	Total	<4000	<2000	<1000	<500	<250	<75	<25	<1
SS	mg/L	23000	14400	11300	8640	7520	5870	4440	2490	—
BOD	mg/L	28000	18800	18390	16800	16160	15400	14240	12410	8630
T-N	mg/L	1490	1200	1070	810	681	571	457	350	289
T-P	mg/L	148	124	121	116	108	100	92	86	75

表 2.1.2 流入下水の汚濁負荷量とディスポーザ 100% 普及時の負荷量増加割合の予測

	汚濁負荷量 (文献値)	汚濁負荷量増加分 (実験値より算出)	汚濁負荷量増加分 の比率 [%]
SS [g/人・日]	45	23.0	51.1
BOD [g/人・日]	58	28.0	48.3
T-N [g/人・日]	11	1.49	13.5
T-P [g/人・日]	1.3	0.148	11.4

文献値：(日本下水道協会, 1999)

c) 固形物の回収

・ディスポーザ A

作成した実験原水を、図 2.1.1 に示す沈殿池、ろ過装置、およびスクリーンにて固液分離を行い固形物の回収方法の比較を試みた。実験条件を表 2.1.3 にまとめて示す。また、浮上分離装置についても検討を試みたものの、ここでは沈みやすい成分が多く回収が困難であったので、浮上分離についてはディスポーザ B にてパイロットプラント規模の実験で検討を試みた。

3 種類の固液分離を比較すると、固形物回収率の観点からは、ろ過が最も高いことが期待でき、ろ速 480 m/d で濃度 2% の固形物を回収率 67% で回収できた。しかし、洗浄などの操作が必要となる。一方、スクリーンメッシュ 0.5mm で濃度 1.5% の固形物を回収率 54% で回収できた。維持管理の容易さからは、スクリーンも有用な選択になりうると考えられた。

いずれの固形物回収方法でも、ディスポーザ導入により、T-CODcr が 125~146 mg/L 増加するのに対して、T-N および T-P は 2 mgN/L および 0.2 mgP/L 程度の増加にすぎなかった。山海ら(1999)は、一人一日あたりの生活排水 200 L、ディスポーザ排水 5 L として、スクリーン圧縮方式で固液分離を行った場合の T-BOD および T-N 増加量をそれぞれ 20% および 2% としている。溶解性成分も含めて、生ごみ中の窒素およびリンは、COD に比して

少量である。また、回収生ごみ中の比でも大きな差は見られず、破碎生ごみは均一に回収されていることが分かった。生ごみの COD 成分は、生物分解可能な有機物の割合が多く、下水処理で生物学的窒素・リン除去を行う場合の有機物不足の問題の解決に資すると考えられる。有機物成分の割合が窒素・リン濃度に比して下水より高い傾向は、**山海ら(1999)**の調査結果と一致している。

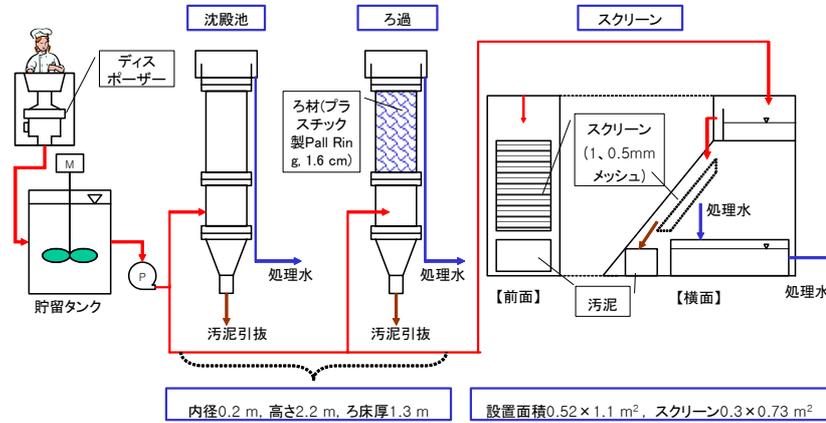


図 2.1.1 ディスポーザ実験装置概要

表 2.1.3 固形物回収実験の設定条件

Run No.	沈殿池		ろ過		スクリーン	
	1	2-1	2-2	2-3	3-1	3-2
処理水量 (L/min)	4	4	8	12	167	167
水面積負荷(LV) (m/d)	160	160	320	480	(420)*	(420)*
スクリーンメッシュ (mm)	---	---	---	---	0.5	1

*[処理水量]/[設置面積]で算出

・ディスポーザ B

一元化下水道システムに適する固液分離装置として、短時間での分離濃縮が期待できることから加圧浮上分離に注目して検討した。また、より一般的な重力沈降分離についても検討し、両者を比較した。加圧浮上分離の処理条件を滞留時間 15 分、加圧水圧力 400k Pa、加圧水量比 20%とし、重力沈降分離の処理条件を水面積負荷 35m/日として、ディスポーザ普及時に想定される流入下水を調製し、これを原水として実験した。

ディスポーザ破碎液は、下水管渠内で沈殿し変質することが予測されるので管渠内での腐敗の影響試験を行った。この影響を調査するために、ディスポーザ破碎液と A 下水処理場の流入下水を用いて、ディスポーザ普及時に想定される下水を 80L 蓋付きポリバケツ内で調製し、調製直後、7 日後、14 日後および 26 日後の汚濁成分の粒径分画と加圧浮上分離特性を調査した。なお、この実験は変質し易いと考えられる夏季に実施した。

連続処理試験における SS 成分の除去性の例を表 2.1.4 に示す。加圧浮上分離の方が重力沈降分離よりも短時間で良好な分離性能を示すことが確認できた。加圧浮上分離の短時間処理という特徴を活かして、コンパクトな設備とすることが期待される。

管渠内での腐敗の影響を検討したところ、沈殿腐敗による原水性状の変化と浮上分離性の変化は、SS および BOD についてみると、放置日数の経過と共に原水濃度は減少し、これに対応して、浮上処理水の濃度も減少した。SS では 75~90%の除去率が得られ、放置日数の経過と共に除去率が向上する傾向が認められた。BOD では 55~80%の除去率が得られ、SS と同様に放置日数の経過と共に除去率が向上する傾向が認められた。原水の

T-N 濃度は経過日数による変化は認められなかったが、分解が進みアンモニア濃度の増加が確認された。放置日数の経過と共に、浮上分離での T-N 除去率は低下する傾向があった。原水の T-P 濃度は経過日数による変化

表 2.1.4 連続固液分離試験における SS 成分の除去性

分画粒径[μm]	25	75	250	500	1000	2000	4000	Total	Total の除去率	
流入下水(02/12/18)	60.0	144.0	181.8	200.0	230.0	236.0	235.6	240.0		
RUN1	原水	68.8	143.6	194.0	211.1	223.3	235.5	240.0	245.0	
	加圧浮上処理	52.0	98.8						100.0	59.2%
	重力沈降処理	63.5	91.4						114.7	53.2%
RUN2	原水	80.0	156.9	196.0	246.7	291.1	310.0	312.5	346.7	
	加圧浮上処理	70.0	90.0						90.0	74.0%
	重力沈降処理	71.8	118.7						123.3	64.4%
流入下水(03/1/16)	96.0	232.5	274.3	294.3	300.0	310.0	333.3	370.0		
RUN3	原水	120.0	197.1	211.4	274.3	313.3	430.0	436.5	437.0	
	加圧浮上処理	112.0	116.0						118.0	73.0%
	重力沈降処理	115.0	124.0						138.0	68.4%

は認められなかったが、Ort-P については増加する傾向が確認された。浮上分離での T-P 除去率は、経過日数による変化は認められず、25～35%程度であった。

d) 回収固形物の濃縮・脱水

・ディスポーザ A

ろ過およびスクリーンにより回収した固形物について、沈殿、遠心分離、およびふるいによる濃縮特性を比較した。また、リーフテスタ(宮本製作所、VR-23 型)を用いて、脱水特性の検討も行った。その際には、下水汚泥との混合による影響を検討するために、同様の生ごみに、下水初沈生汚泥を SS 154 mg/L に相当する量で添加した試料に対して、同様の回収実験を行い、リーフテストの試料とした。リーフテスターの設定圧力は -400mmHg、設定時間はろ過時間を 0.5、1、2 分とし、脱水時間はろ過時間の 2 倍に設定した。

沈殿、遠心分離、およびふるいによる濃縮特性を測定したところ、いずれも固形物回収段階で高濃度であったろ過による回収汚泥が、濃縮後も高濃度であった。沈殿濃縮では、30～60 分後でも 1.3 倍程度の濃縮効果しか見られず、これ以上の沈殿による濃縮は難しいと考えられる。遠心分離では、3～4 倍の濃縮効果が得られ、3000 g、20 分の条件で、7%程度の濃縮固形物が得られた。また、目幅 2.36 mm のふるいによる濃縮では 4～6 倍の濃縮効果が得られ、高濃度の 8%が達成された。

リーフテストによる脱水試験の結果では、いずれの条件でも TS で 10%程度までの脱水が可能であった。ディスポーザ破碎生ごみの場合、通常の下汚泥に比べて粒径が大きく、リーフテスト実施中粒子の隙間から空気が漏れている様子が観察された。実際、ろ布上の脱水汚泥に重しを載せることで、TS20%程度の汚泥が得られた。ベルトプレス式の脱水であればこのような問題も解決され、より高濃度まで脱水可能であると考えられる。

以上より、ディスポーザ破碎生ごみは、比較的簡単な操作で、濃縮・脱水可能であり、実用上、高効率嫌気性消化と組み合わせることが可能であることが示された。

e) 回収固形物のメタン発酵特性

・ディスポーザ A

また、スクリーンでの Run 3-2 で回収した固形物について、嫌気性消化の回分式での実験を行った。後述のメタン発酵技術開発で本研究と同じ組成の生ごみを粉碎した基質(ただし、溶解性成分も含めた全成分を所定の濃度に調整している)を用いて 55℃にて運転しているメタン発酵槽の汚泥(約 30 gSS/L)50 mL を 100 mL のバイアル瓶に入れ、4 gC/L に相当する回収した固形物を投入し、55℃に保ちながらメタンガス発生量を測定した。通常連続運転用基質を同様に投入した実験も比較のために行った。あわせて、固形物を投入しないブランクの実験も行い、その差から投入固形物によるメタンガス発生量を求めた。

回分実験での SS あたりのメタンガス発生量を測定した結果、人工生ごみ自体のものと同じであり、3 mL/(gSS・h)程度の発生速度であった。ディスポーザ回収基質の場合、水道水で希釈した後に固形物を回収しているので溶解性の有機物分が少なく、粒径もやや大き

かった。それにもかかわらず、同じ基質 TOC あたりでメタンガス発生速度が同程度であった。篠原ら(2002)は、粒径の異なるディスポーザ破砕生ごみ試料について有機酸生成速度の比較している。ミキサーで 10 秒間破砕した試料や、本研究よりも粒径の大きな試料でも大きな差はなく、同程度の速度を報告している。通常のディスポーザ排水をミキサーで 1 分間破砕した試料の速度は増加しているものの、この場合粉砕のための施設やエネルギーが必要である。これらより、通常のディスポーザ破砕生ごみを下水中から回収し、後述のメタン発酵に関する設計・操作因子に関する知見をもとにして、効率的にメタン発酵を行い、メタンガスを回収しうるということが可能であると判断される。

2-2) 回収浮遊固形物質の高温高負荷メタン発酵とエネルギー回収技術

●回収浮遊固形物質の高温高負荷メタン発酵とエネルギー回収技術

従来の生ごみメタン発酵プロセスでは、有機物分解速度が遅いため消化に長期間を要し敷地面積が大きくなること、また投入 TS 濃度が低いため、単位容積当たりのバイオガス発生量が発酵槽の加温および装置運転の電力を賄えるしかなく、系外へ余剰エネルギーを多く出せないことなど、技術面に改良すべき点も大きい。そのために、プロセスの安定性およびメタンガスの発生量の向上を目指した創エネルギーの新世代型高速メタン発酵プロセスや生ごみのメタン発酵の効率化に関する研究が最近盛んになされるようになった。その代表的なものとして、二相式嫌気性消化(益田光信, 2000)、高温高濃度メタン発酵(船石圭介ら, 2002)などが挙げられる。しかしながら、生ごみのような有機性廃棄物の消化の効率化を図るためには、有機物の分解特性およびメタンガスの生成特性、操作と環境因子、関連する微生物の挙動などについて依然として未解明な事項が多く残されており、開発技術課題である。このような認識に基づき、本研究は、生ごみの高負荷および高効率嫌気性メタン発酵を達成するために一相式高温メタン発酵および二相式高温メタン発酵の技術開発を行うとともに、各プロセスの処理特性の把握およびエネルギー効率の評価を行うことを目的とした。

a) 1 相式メタン発酵

i) 実験方法

種汚泥は、京都市でのバイオガス化実用化試験プラントの消化槽(55℃の高温消化)から採取した消化汚泥を用いた。本研究では人工生ごみを用いて行っており、その組成は、前述のディスポーザ A による固形物回収実験と同じである。表 2.2.1 に、人工生ごみ中の成分分析結果を示す。用いた実験装置の概要を図 2.2.1 に示す。リアクターは、機械攪拌装置を有する完全混合型微生物反応装置である。発生したバイオガスは連結したガスバックで捕集した。またリアクターは温水保温ジャケット付きで、リアクター内の混合液を 55℃の温度に保つようにした。基質の投入は、所定量を注射器でリアクターに 1 日 1 回(連続実験 I)あるいは 2 回(連続実験 II)注入し、混合液を注射器で吸い出す方式で行った。リアクターの微生物の濃度を高く維持するために、吸い出した混合液を遠心分離し、固形性物質(汚泥)をリアクターに返送する運転も行った。生ごみの TS 濃度は 15~19%に調節し、約 1,000 日間の連続運転を行った。

下水管から固形物を回収する場合には、生ごみ以外の汚水中の固形性有機物も回収されることになる。そこで、同様の人工生ごみに下水処理場の最初沈殿池生汚泥を混合させた基質に対しても、連続運転で得られた汚泥を用いて回分実験を行い、反応特性を検討した。

ii) 結果および考察

有機物負荷率とメタンガス回収率(COD_{Cr} 基準)の関係を図 2.2.2 に、有機物負荷率とメタンガス容積生成速度の関係を図 2.2.3 にそれぞれ示す。汚泥を返送させる条件で処理を

安定化させることができ、COD_{Cr} ベースで流入有機物の 80%以上をメタンに変換しうる効率的な有機物負荷率として 20 kgCOD_{Cr}/(m³・d)が適切であることが示された。汚泥の返送のない条件下では 6~10 kgCOD_{Cr}/(m³・d)が適切であった。そして生ごみ 1 kgCOD_{Cr} 当たり 280 L のメタンガス(乾燥生ごみ 1 kg 当たり 435 L のメタンガス)が生成されることが示された。また、操作にあたってはアンモニア阻害が重要であり、アンモニア性窒素による阻害影響は、アンモニア性窒素濃度が 2,000mgN/L を超えると生じ始めること、また添加生ごみ中の全窒素濃度は 4,000mgN/L 以下とする必要があることが明らかになった。

生ごみと最初沈殿池生汚泥の混合率を変化させて回分実験を行った結果を [図 2.2.4](#) に示す。同じ VS 容積負荷率に対して、初沈汚泥は生ごみの約 62%のメタン発生量が得られた。初沈汚泥に対してもメタン発酵は安定しており、十分に適用可能であることが示された。また、この結果よりディスポーザが利用できない地域でも、下水汚泥を活用して、一元化システムの理念は導入可能であると考えられる。

表 2.2.1 人工生ごみの成分

区分	Total	Soluble
TS (g/L)	189	-
VTS (g/L)	179	-
SS(g/L)	120	-
VSS(g/L)	118	-
COD _{Cr} (g/L)	292	104
NH ₄ ⁺ -N (mgN/L)	-	72
TN (mgN/L)	4010	1040
TP (mgP/L)	470	114
pH	4.76	-
炭水化物(gGlucose/L)	145	79
蛋白質 (gAlbumin/L)	55	15
脂肪(g/L)	18.8	-

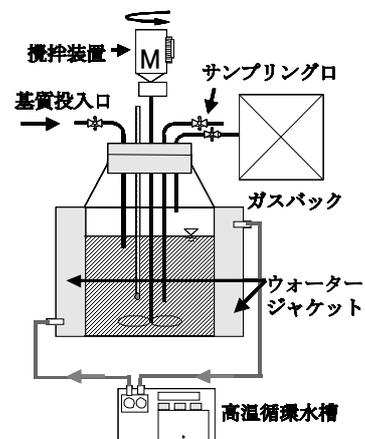


図 2.2.1 実験装置

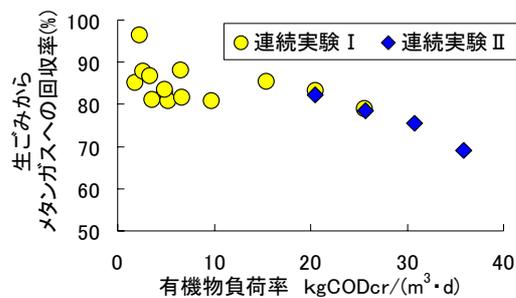


図 2.2.2 メタンガス回収率(COD_{Cr} 基準)

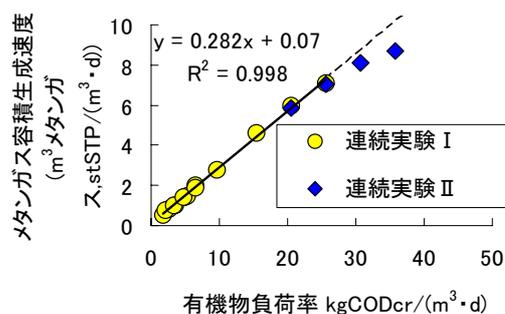


図 2.2.3 メタンガス容積生成速度

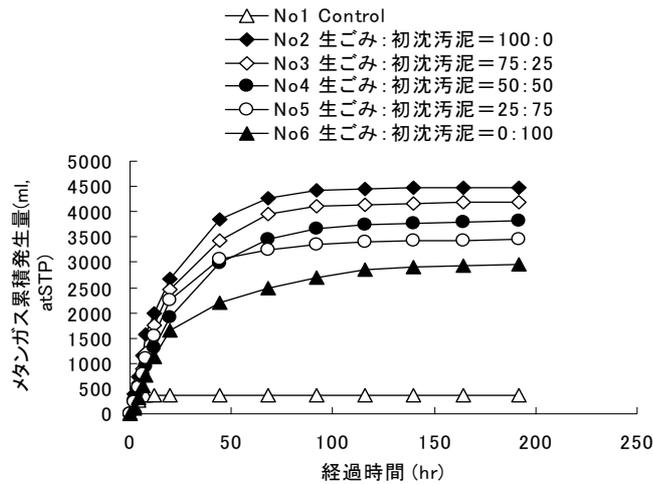


図 2.2.4 生ごみと最初沈殿池生汚泥の混合率を変化させた回分実験

b) 2 相式メタン発酵

i) 実験方法

生ごみのような有機性廃棄物は粒径の大きな固形物であるため、そのままの状態では固形物の内部まで反応を完了するために多くの時間が必要であり、固形物の可溶化が律速であると知られている(岡田ら, 2001)。このため、高負荷・高効率のメタン発酵を実現するにはその可溶化が必要となる。メタン発酵効率を向上させるためにメタン発酵の前処理としていろいろな可溶化技術が開発されており、大きく分けて、化学的処理、物理的処理、生物学的処理、熱処理として区分できる。エネルギーの消費、薬品の添加による後段の生物学的処理への影響などを総合的に考慮すると、微生物による生物学的な可溶化処理が環境や経済的な面から最も効果的であると考えられる。

そこで高効率メタン発酵を達成する為に、高温有機酸発酵と高温メタン発酵の二相式高温メタン発酵の技術開発を試み、高温菌による生ごみの分解特性および前処理としての有機酸発酵が後段のメタン発酵の効率(メタン発生速度、有機酸の生成および分解特性など)に及ぼす影響を検討した。そのために 1 相式メタン発酵と同様の装置を組み合わせ、同様の人工生ごみを用いて回分実験および連続実験を行った。

ii) 結果および考察

回分実験により高温菌の有機酸生成特性を検討した結果、図 2.2.5 に示したように高温菌の最適 pH 範囲は非常に狭く、十分な可溶化および有機物の分解のためには pH を 6 以上に調節することが必須であると考えられた。しかし、pH7 の条件では生成した有機酸の一部がガス化されることによって有機酸回収率が減少した。したがって、高温菌の最適 pH 条件は 6 であると判断され、pH を 6 に調節することにより、有機酸の回収率および P-COD_{Cr} を基準とした可溶化率としてそれぞれ 45%および 62%が得られた。

次に、高温菌の連続運転による検討を行った。基質の TS 濃度を 3.5~10%で変化させても発酵効率の大きな差は見られなかった。二相式高温メタン発酵において、高濃度 VFAs およびメタンの回収ができる最適運転条件は HRT7 日(酸発酵の HRT=1 日(SRT2 日)、メタン発酵槽の HRT=6 日)であった。図 2.2.6 に定常状態でのメタンガス生成率・生成速度と有機物負荷率との関係を示す。発酵液を基質とした場合、COD 負荷率 25 kgCOD_{Cr}/(m³・d)で、投入 COD_{Cr} の 86%をメタンとして回収できる。一相式メタン発酵槽の場合、25.6 gCOD_{Cr}/(L・d)の負荷率で 76%のメタン回収率を示した結果と比較すると、前処理として、高温酸発酵による処理効率の向上が可能であると判断できる。

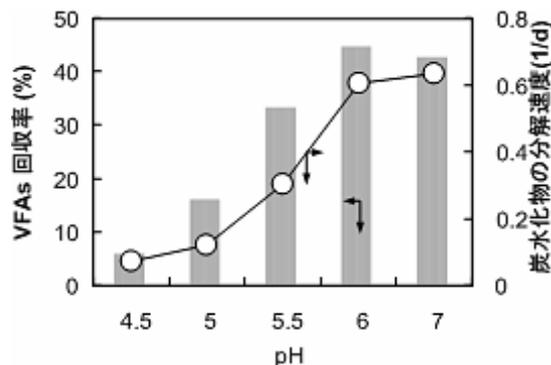


図 2.2.5 回分実験での VFAs 回収率と炭水化物の分解速度

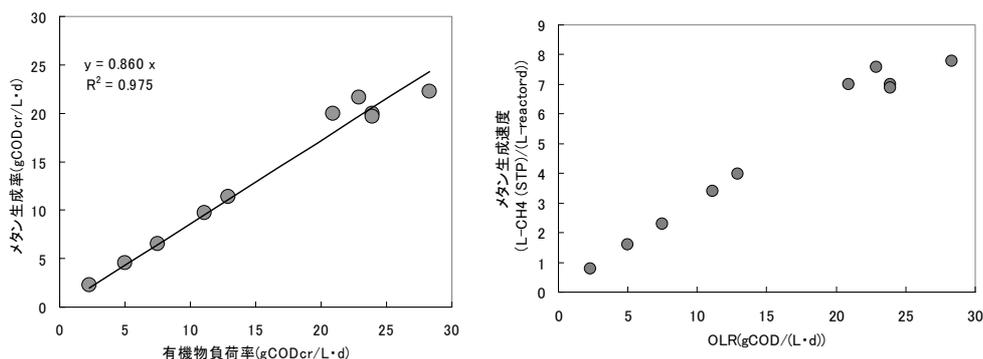


図 2.2.6 メタンガス生成率(CODcr 基準)およびメタンガス生成速度

●回収浮遊固形物質の中温メタン発酵技術

a) 実験方法

固液分離装置で回収される汚泥のメタン発酵特性を調査し、効率的なメタン発酵装置を開発した。初めに、ディスポーザ普及時に発生する汚泥を想定して、小型メタン発酵装置による単段式中温メタン発酵実験を行った。有効容積は 6L であり、発酵槽内を約 35℃に制御した。投入汚泥は、下水汚泥とディスポーザ破砕液の混合物である。

次に、一元化下水道システムに適した効率的なメタン発酵装置の開発を目的として、二段嫌気性消化に関する実験を行った。40L のパドル式酸発酵槽と 200L のメタン発酵槽を組合せた。消化温度を約 36℃として、酸発酵槽とメタン発酵槽を組合せたシステムについて、沈砂池流入水を加圧浮上分離して得られた浮上汚泥を投入基質として実験した。

さらに、酸発酵槽での髪の毛や野菜くずなどによるトラブルを解消して、より効率的な酸発酵槽を開発するために、破砕機能付きの酸発酵槽を考案して、実験を行った。投入汚泥量などの制約から、破砕機能付き酸発酵槽(2号機)の消化温度約 30℃、消化日数約 10日、メタン発酵槽の消化温度約 35℃、消化日数約 15日の条件で運転した。

b) 結果および考察

単段式中温メタン発酵実験の結果、ディスポーザ破砕液を含む下水汚泥はメタン発酵性が良く、ディスポーザの普及に伴って発生汚泥量が増加した場合でも、投入汚泥濃度を高くして消化日数を 20 日程度保持できれば、良好な消化が期待できると考えられた。沈砂池流入水を浮上分離した汚泥とディスポーザ破砕液を 1:1 で混合した汚泥の場合、1 kgVSS 当たり 900 L のバイオガスが発生した。前述の高温高負荷メタン発酵の場合、1 kgVSS 当たり 700 L のメタンガス発生であり、ややこちらの値が低い。

二段嫌気性消化に関する実験では、酸発酵槽の消化日数 4 日、メタン発酵槽の消化日数 20 日の条件で良好な結果を得た。CODcrの収支は図 2.2.7 に示すとおりである。消化日数は、酸発酵槽 1 は 8 日、酸発酵槽 2 は 4 日としたが、溶解性 CODcrの割合は共に 25

～30%であり、大きな差異は認められなかった。また、溶解性 CODcrの大部分は有機酸であった。メタン発酵槽の消化日数は20日としたが、CODcrの減少率から算出した投入汚泥に対する消化率は56.7%(酸発酵を含む浮上汚泥に対しては61.9%)であった。また、メタン発酵槽での消化ガス発生速度の計測から、酸発酵液をメタン発酵槽に投入した場合は、浮上汚泥を直接投入した場合と比較して、汚泥投入直後から活発なガス発生があり短時間でガス発生が終了することを確認した。汚泥の投入頻度を高めることで、より短時間でのメタン発酵も可能であると考えられた。

破砕機能付きの酸発酵槽でも良好な結果を得た。比較的安定していた時期の結果を図2.2.8に示す。メタン発酵での残留有機酸が多く、酸発酵での有機酸が少ない結果となった。酸発酵1号機では攪拌能力が弱くスカムが多く発生していたことが一因と考えられた。また、破砕機能付き酸発酵槽(2号機)にスクリーンかすを投入する実験を行い、破砕能力が高いことを確認した。ディスポーザの普及や下水汚泥以外の有機性廃棄物からのエネルギー回収を考えた場合に、有効な装置になると期待される。

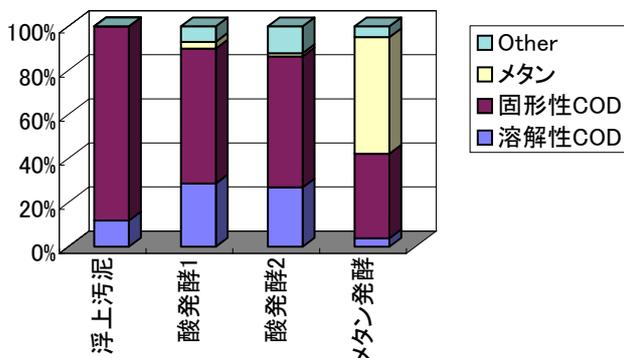


図 2.2.7 二段嫌気性消化実験における CODcr 収支

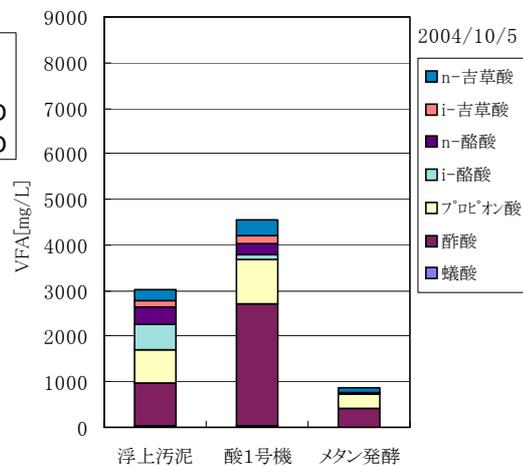


図 2.2.8 破砕機能付き酸発酵槽 1 号機を用いた実験の有機酸構成図

●分子生物学的手法によるメタン発酵槽内の微生物群解析

メタン発酵槽内の微生物量の指標として浮遊性固形物濃度やアデノシン三リン酸濃度が用いられてきた。しかしながら、特にメタン発酵槽のように分解の各段階に関わる微生物のバランスが重要と考えられる場合には、全微生物の量を把握したとしても、発酵槽の微生物指標としての限界がある。下水汚泥などの嫌気性メタン発酵処理ではメタン発酵槽の効率的な運転の上で重視されているのは、浮遊性固形物濃度、pH や HRT といった種々の操作因子の制御であり、予測不能な運転効率の低下という事態がしばしば発生している。これは、微生物のバランスの問題と推測されているものの、その原因に対しては正確に分かっていないのも事実である。一方、微生物の有する遺伝子は、デオキシリボ核酸での一定の領域の塩基配列により規定される遺伝的作用単位と定義され、それぞれの遺伝子の特性はそれぞれの塩基配列の特異性により規定される。特に 16S rDNA 遺伝子(以下 16S rDNA と表記する)は微生物群集の系統解析のためにしばしばターゲットにされる遺伝子であり、また微生物細胞あたりのコピー数が一定であることから、その測定により微生物の特定・検出・定量が可能である。さらに、メタン発酵に重要視される各段階の微生物のバランスも測定可能になると考えられる。

そこで本研究では、生ごみの高温・高負荷嫌気性メタン発酵槽内の微生物群集の解析を分子生物学的手法で行い、その結果から発酵槽の効率的で安定的な運転のためのモニタリング指標の提示の可能性を検討し、鍵となる微生物のモニタリングのためのプローブの開発も試みた。

a) 実験方法

対象とした反応器は、前述の人工生ごみを用いた一相式高温・高負荷嫌気性メタン発酵槽および押し出し式メタン発酵槽の実施設(図 2.2.9)である。実施設では、種汚泥投入から 67 日目より DNA サンプルの採集を行った。このサンプル採集日を 1 日目として示している。実施設での運転は、発酵槽に種汚泥投入を行った後、約 1 週間後から基質投入を始め、種汚泥投入から約 70 日目より汚泥の引き抜きを始めた。設計上の負荷で運転を開始したのは種汚泥投入から約 110 日目で、最初のサンプル採集からは約 50 日目である。280 日目からは、生ごみと共に下水汚泥の投入も行っている。

DNA 抽出は、Lysis 方法に基づく QIAGEN の DNeasy Tissue を用いてサンプリング直後に行った。電気泳動により DNA を確認した後、それを鋳型 DNA として、MJ research の PTC-200 を用いて PCR を行った。PCR は、TaKaRa の premix taq 酵素を、UNIV.519F と UNIV.1406R (Marrec ら, 2000) primer set を用いて 94°C、68°C、72°C で各 1 分、25 サイクルを行い、900bp の目的バンドを確認した。電気泳動や Et-Br 染色により確認されたバンドを回収して精製した後(QIAquick gel extraction)、pCR4-TOPO vector や E. coli TOP10 cell を用いて TA-cloning を行った。大腸菌は Kanamycin(50 μ g/mL)、X-gal(40 μ g/mL)、IPTG(40 μ g/mL)を加えた LB-寒天培地にて 37°C で一晚培養し、白いコロニーを釣菌し、LB 培地の入ったマイクロチューブに植菌した。インキュベーター中にて 37°C で、一晚培養させた後、plasmid を抽出して(QIAprep spin miniprep)、PCR ならびに T7F と M13R primer set を用いてインサートをチェックした後、UNIV.519F primer を使用してシーケンス解析を行った。シーケンス解析について、一部サンプルは Dye Terminator 法により塩基配列を判読した上、残りの数はタカラバイオのジェノミクスセンターのシーケンシングサービスを利用した。Phred quality 15 以上で 300 個以上リードされた塩基配列データを解析用のデータとして RDPII により chimera check を行った後、chimera ではないデータを相同性検索(Blastn)した。解析したデータの中で同じだと判断出来るものに関しては、それらを一つの OTU(操作的分類単位)としてまとめた。

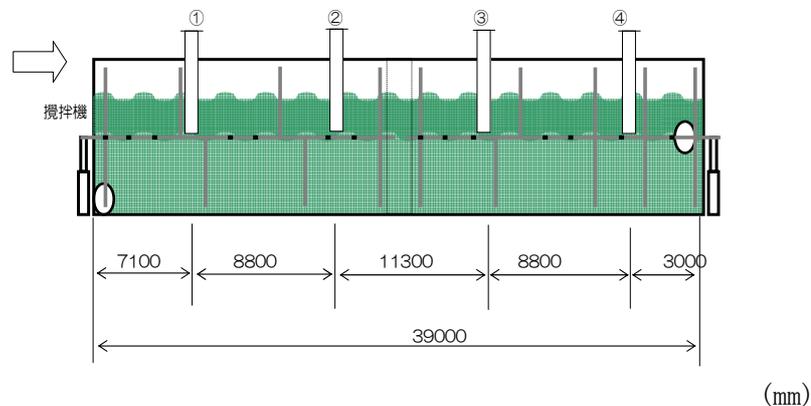


図 2.2.9 押し出し式メタン発酵槽の実施設

b) 結果および考察

本研究で用いた Univ.519F と Univ.1406R プライマーセットに対して最適化を行い、その最適アニーリング温度は 68°C であることを確認し、この条件を用いて微生物解析実験を行った。PCR を行った後、その産物を大腸菌に入れ、大腸菌を培養してそこからコロニーを取ったことから、大腸菌の数による微生物群集把握への影響が考えられた。それで、形成されたコロニーを十分調べ、調べた大腸菌の数と微生物種類の関係の把握を試みた。その結果、効率的に微生物を把握するクローン検体数は 80 個以上と考えられた。

一相式高温・高負荷嫌気性メタン発酵槽の微生物群集解析を行った。その結果、*Bacillus infernus* TH-23、*Bacillus* spp. (Except *B. infernus*)、*Clostridium* sp. が主に検出され、これらは文献から酸発酵微生物と考えられた。*Methanoculleus thermophilus*、

Methanothermobacter wolfeii はメタン発酵微生物として主に検出された。単離されていない *bacterium clone: g3C1*, *bacterium clone: MBA08*などのクローンも検出され、高い時にはこれらの占有率が15%まで増加し、その役割に対してさらなる研究が必要と考えられた。この結果から見ると、ラボスケールの1相式メタン発酵槽中では、主には加水分解や酸発酵が行われ、その後約10%のメタン発酵微生物によりメタン生成が行われていると考えられた。**図 2.2.10** に各微生物の占有率およびプロピオン酸の変化を示す。2回のプロピオン酸の蓄積の時に高い占有率を示した OTU は *Bacillus infernus* TH-23 というクローンであり、この種は高温酸発酵微生物である。この微生物は、嫌気性高温・弱アルカリ状態（最適増殖温度 61°C、最適 pH 7.3~7.8）で活発に増殖し炭水化物を主に分解して酢酸、乳酸、酪酸などを生成することが知られている（David ら、1995）。2 回目のプロピオン酸の蓄積が起きた主な原因としては、高い OLR および短い HRT であると考えている。基質の多量投入により、増殖速度が速い酸発酵微生物は生き残り、増殖を続けたが、相対的に増殖速度が遅いメタン発酵微生物は短い HRT や酸発酵微生物の増殖により流失され、その微生物量が急減することで、酸発酵微生物とメタン発酵微生物間のバランスが崩れ、急激な酸の蓄積が起こったと考えられる。これは、酸の蓄積があるたびに増加する酸発酵微生物の占有率から考えられる。プロピオン酸の濃度と *B. Infernus* 占有率の関係を **図 2.2.11** に示す。両者には比例関係が見られ、反応器の運転状況と微生物群集が密接に関係していることが示された。

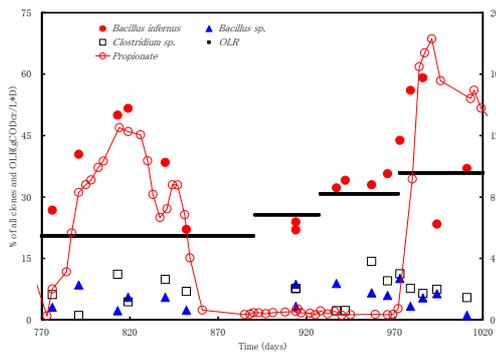


図 2.2.10 各微生物の占有率およびプロピオン酸の変化

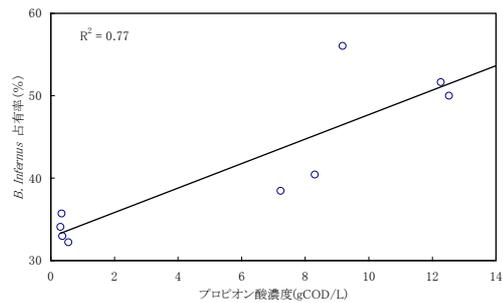


図 2.2.11 プロピオン酸の濃度と *B. Infernus* 占有率の関係

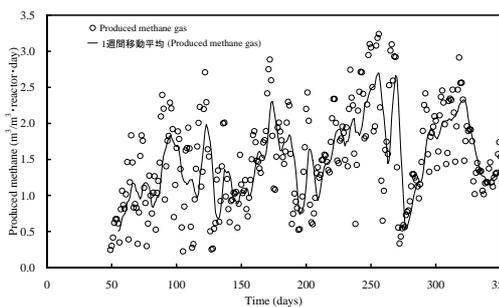


図 2.2.12 実施設のメタンガス生成速度の変化

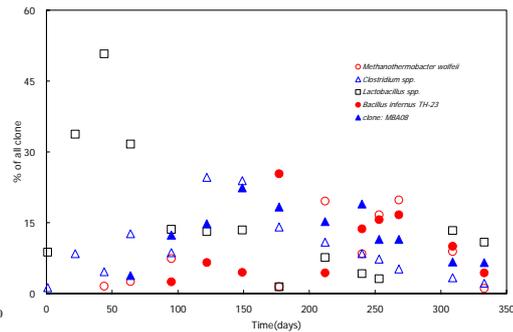


図 2.2.13 実施設の微生物群集変化

実施設でのメタンガス生成速度の変化を **図 2.2.12** に示す。投入量の変動により、メタンガスの発生速度も $270 \text{ m}^3/\text{day}$ から $3560 \text{ m}^3/\text{day}$ まで変動があった。発酵槽の容積当たり換算すると $0.24 \text{ m}^3/(\text{m}^3\text{-reactor}\cdot\text{day})$ から $3.23 \text{ m}^3/(\text{m}^3\text{-reactor}\cdot\text{day})$ であり、ラボスケールから得られたメタンガス生成速度 ($5\sim 10 \text{ L}/(\text{L}\text{-reactor}\cdot\text{day})$) より少なかった。これは、立ち上げたばかりの運転であることや、投入基質成分が異なることによるものと考えられる。実施設の微生物群集変化を **図 2.2.13** に示す。初期には *Lactobacillus sp.* の増加が見られ、種汚泥

であった下水汚泥から炭水化物中心の生ごみ基質の変化による微生物群集の変化が 50 日目を頂点として現れている。*Lactobacillus sp.*は代表的な炭水化物基質を用いる乳酸生成菌として知られている。1 日目から検出され始め、122 日目には全クローンの 25% を占めた *Clostridium sp.*は、前述したラボスケールでも頻繁に検出された OTU で、酸発酵過程に関係がある微生物であることが知られている。ラボスケールからは酸の蓄積の時に占有率が増加した *Bacillus infernus TH-23* についても、クローンは頻繁に検出され、微生物群集がラボスケールと比べて類似していることが確認された。同様に、ラボスケールからも検出された水素資化メタン生成菌である *Methanothermobacter wolfeii* も検出された。特に、VFA の上昇した 212 日目に 20% まで占有率が増加し、水素濃度の増加による *Methanothermobacter wolfeii* の増殖、それと共に酸の増加が測定されたのではないかと推測された。280 日目から生ごみと共に下水汚泥を投入し始め、微生物群集の多様性が下水汚泥の投入前の 30 種類から投入後の 43 種類まで変化した。

これらの解析結果を示しながら、鍵となる微生物群のプロープの作成を行った。

●都市生ごみおよび下水汚泥の嫌気性消化ガスからのマイクロタービンによるエネルギー回収技術の開発

得られたバイオガスを効率的に利用するには、これを原料とした発電が重要となり、生ごみバイオガスでは数カ所、下水汚泥バイオガスでは約 20 箇所でなされている(日本下水道協会, 2003)。しかしながら、バイオガスを燃料にした発電では、バイオガスに含まれる不純物による影響やバイオガス生成の不安定さのために、下水汚泥バイオガスの場合、約 35% 程度が無効焼却されている現状であり、克服すべき課題である。さらに、これら発電では主にガスエンジンによる発電が主であり、マイクロタービンによる発電は実証が開始されたところである。

マイクロタービンは、ガスエンジンと比較し、以下のような特徴を持つため、今後の小規模バイオガスプラントでの発電装置として期待される；(1) 過剰空気を作動流体としておりタービン本体内の腐食成分が薄くなるため、バイオガスからの脱硫・脱硝設備が不要である、(2) 省スペースで軽量である、(3) メンテナンス費用が安価である、(4) 排ガス中の大気汚染成分が低濃度である、(5) 小規模バイオガスプラントに適合する容量である、および(6) イニシャルコストが安価である。

しかしながらバイオガスを原料とした発電にマイクロタービンを適用する場合には、いくつかの解決すべき課題もある。すなわち、都市ガスに比べ低カロリーであることの影響、下水汚泥バイオガスに含まれるシロキサンが悪影響、昇圧とドレイン、バイオガス生成の不安定さによる無効燃焼量の低減である。

本研究では、以下の 2 種類のバイオガスについて発電実験を行ない、その問題点と影響を明らかにした。まず、京都市の生ごみバイオガス実証試験施設からのバイオガスを対象にマイクロタービンによる発電実験を行い、都市生ごみ由来のバイオガス発電へのマイクロタービン適用に係わる上記課題の解決を図ることを試みた。次に下水汚泥由来の消化ガスについて大阪市大野処理場の嫌気性消化施設からのバイオガスを対象にマイクロタービンによる長期連続発電実験をシロキサンや硫化水素除去などを行わずに実施し、適用性の検討、下水汚泥由来の消化ガスに含まれるシロキサンの影響とその対策、硫化水素の影響などについて実験的検討を行った。

a) 都市生ごみの嫌気性消化ガスからのマイクロタービンによるエネルギー回収技術の開発

i) 実験方法

マイクロタービン発電システムを京都市バイオガス化実証試験プラントに設置し、その生ごみの高温消化槽からのバイオガスを対象として発電を行い、マイクロタービンのバイオガスへの適用性およびバイオガスと都市ガスの混焼の可能性と制御方法について実験的検討を行った。

まず連続的に安定運転を行い、定常での適用性の検討を試みた。生ごみからの消化ガスを燃料とする場合、生ごみ組成の変動や生物反応器であるが故のバイオガス生成量の時間的・季節的の不安定さが懸念され、現在は発生バイオガスを十分には用いずに無効燃焼をしている。この量の低減が極めて重要である。その一つの方策として、ここでは変動を都市ガス燃料でカバーし、全てのバイオガスを利用しかつ安定した発電量を得ることの可能性を検討した。発生する熱を利用できれば、都市ガスを用いて現場発電するだけでも炭酸ガス発生抑制に寄与できるので、この方法は極めて有効であると考えられる。バイオガスと都市ガスの混合比率が、0、20、40、60、80 および 100% のガスを燃料として発電を行い、安定した発電出力を得る可能性を流量制御弁開度の調節で検討した。

ii) 結果および考察

長期間の連続運転でバイオガスへの適用性が確認された。マイクロタービンの出力と発電効率の関係を図 2.2.16 に示す。発電効率は、マイクロタービン出力が 10kW のときの 17% 程度から飽和曲線的に増加し 27kW で 23% 程度となっている。この値は設定値の 25% より 2~3% 低い値である。システム効率は、この出力範囲では 77% 程度でほぼ一定で、高率であった。また、バイオガス中の水分の除去も重要であることが分かり、バイオガスは、まずガスクーラにより冷却し水分を除去した後、ガスコンプレッサで昇圧し、マイクロタービンに送気した。ガスコンプレッサ出口でのドレインを定期的にオートドレイントラップ除去し、さらにはガスドライヤを設置しタービン側への水分を除去する装置の開発を行い、連続運転を可能とした。

バイオガスと都市ガスの混合比率を変えたガスを燃料として、安定した発電出力を得る可能性を流量制御弁開度の調節で検討した結果を図 2.2.17 に示す。全ての混合比率に対して流量制御弁開度の調節で安定した発電出力を得られることが示されている。またこれらのガス比率の変更には、タービンの運転を停止することなく流量制御弁開度の調節でスムーズに対応し移行しうることも明らかになった。

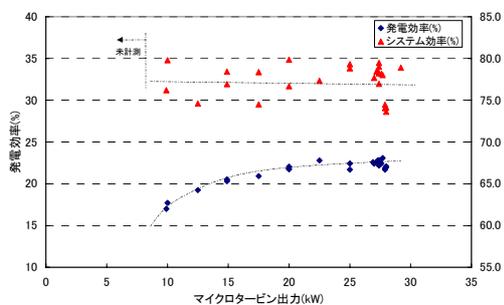


図 2.2.16 マイクロタービンの出力と発電効率の関係

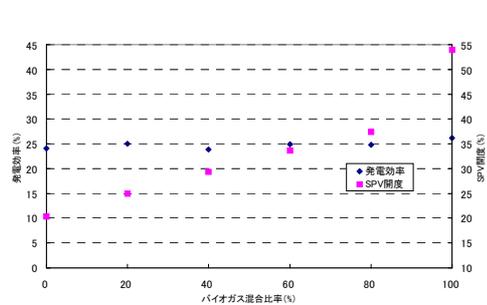


図 2.2.17 バイオガスと都市ガスの混焼実験

b) 下水汚泥の嫌気性消化ガスからのマイクロタービンによるエネルギー回収技術の開発

i) 実験方法

シロキサンを含む下水汚泥消化槽バイオガスの場合、マイクロタービン発電システムとしてはシロキサン除去装置の設置が必要となろう。しかし、本実験では、研究目的のため設置しなかった。なお、本マイクロタービンでは、潤滑油、冷却水が無い場合、バイオガスからの脱硫・脱硝設備が不要である。しかし、燃料供給配管・バルブなどは腐食対策行なっている。

マイクロタービン発電システムを大阪市大野処理場に設置し、その高温汚泥消化槽のバイオガスを対象として発電を行った。このバイオガスによる安定的な運転の確認、硫化水素とシロキサンなどの影響把握実験を行った。また、ガス供給量を絞って応答特性の確認

を行う低負荷試験、ならびにシロキサン除去実験を行った。

長期連続運転で失火した後、タービンおよび排熱回収装置を解体し、破損状況やシロキサンの蓄積状況を検査した。なお、タービンの解体は米国キャプストン社に持ち込み立ち会いの上行った。

排熱回収装置でのシロキサンの蓄積状況は目視観察するとともに、各水管冷却フィンに付着している粉末状物質の分析を行った。

シロキサン除去実験では、オイル吸着式除去法、冷水式除去法および活性炭吸着除去法について行った。オイル吸着式除去法の検討では、各種のシロキサンと親和性があると考えられる溶剤をリストアップし、実験室でのシロキサンの吹き込み除去実験を行った。冷水式除去法の検討では、冷水への実験室でのシロキサンの吹き込み除去実験を行った。また活性炭吸着除去法では、活性炭吸着式のシロキサン除去装置を現地に据え付け、バイオガスを3ヶ月間にわたり連続送気して除去特性の把握を行った。

ii) 結果および考察

・長期連続運転と低負荷試験

対象とした下水汚泥高温消化槽からのバイオガスのメタンガス含有率は 57vol%であり、硫化水素およびシロキサン濃度はそれぞれ 74 および 7.6ppm 程度であった。下水汚泥の嫌気性消化ガスが、都市生ごみの嫌気性ガスとの成分の最も大きな違いは、シロキサンの含有である。バイオガスによる連続運転を 4,000 時間以上にわたって行った。この際、ガスコンプレッサ前でのガスクーラによる水分除去を行うとともに、出口でのドレインを定期的にオートドレイントラップにより除去し、さらにはガストライヤの設置によって水分を除去することによって安定した連続運転を可能とした。

低負荷試験では、出力設定を 1 kW ずつ低下させる手法と、目標の低負荷出力まで一気に変更する手法との 2 種類で実施した。特に後者の試験方法は電力負荷の過渡応答に対する燃焼安定性を確認する目的で行われた。燃焼安定性は前者の手法の方が良かったが、低負荷で安定して燃焼できる出力設定は、メーカーの定める使用範囲である 12 kW 程度(定格の約半分)までの低負荷では対応可能であることが示され、バイオガスの供給が不安定な場合でもこの程度であれば適用可能であることが明らかになった。

・シロキサンの影響検討

連続耐久試験は、シロキサン除去装置を通さずにマイクロタービン発電を連続して実施した。連続運転時間が約 3,500 時間に達した頃から発電の性能低下が生じ始め、低負荷である 15kW 前後の運転に問題が生じ、4,100 時間を超えると失火し耐久試験の継続が不可能となった。

バイオガス中のシロキサン濃度の測定結果を表 2.2.5 に示す。(サンプリング位置はタービン入口)シロキサンはエアドライヤなどで若干は除去されるが、90%以上がタービン入口に達していたと判断された。

表 2.2.5 バイオガス中のシロキサン濃度

シロキサン種類	D3	D4	D5	D6	合計
(ppb)	11	4,600	2,900	58	7,569

耐久試験終了後、タービン本体の解体検査を行ったところ、タービン本体内へのシロキサンの堆積は微量であり、運転には全く支障のない程度であった。むしろ、タービンノズルのチップの部分およびタービンプレード先端がシロキサンにより、削られてすり減っている状況が観察され、この隙間がタービン出力、性能を劣化させているのが明らかになった。

ただし、この耐久試験(4,100 時間)では、硫化水素による腐食および影響は全く見られず、硫化水素除去は必要ないことを確認した。

マイクロタービンの失火の原因は、排熱回収装置の排熱回収水管フィンへのシロキサン

燃焼酸化物の堆積による排圧上昇のために排ガスの排出が阻害されたためであった。4,100 時間運転時での排圧は 20kW 運転時で 6.86kPa で、0kW 運転時で 3.92kPa と上昇しており、最大許容圧損が保証できる 1.96kPa を大幅に上回っていた。

・シロキサン除去実験

オイル吸着式除去法では、エタノールが最もシロキサンを溶解できることが明らかとなった。冷水式除去法では、シロキサンがミスト状で存在する場合は高効率除去が達成できるが、ガス状で存在する場合は除去効率はそれほど高くなかった。一方、活性炭吸着除去法では、99.9%のシロキサンを除去しうることが確認された。

発電の性能低下が生じ始めた 3,500 時間の連続運転での累積シロキサン負荷量は約 7 kg である。99.9%のシロキサンを除去することで、同様の累積シロキサン負荷量に達するまでの時間は数十万時間以上となり、通常のマикроタービンの期待耐用時間を大幅に上回るので、シロキサンによる問題は解決されるものと考えられる。

●回収エネルギーの収支

これらの各要素技術の開発により得られた成果を基に 5,000 人および 100,000 人規模の地区において、ディスポーザを導入し、固形物を回収することを想定して、エネルギー収支の概算を行った。生ごみの回収率は、前述の実験値を用い、あわせて生汚泥に相当する固形物も同じ割合で回収できるとした。生汚泥のメタン発酵効率は、実験値より生ごみの 60%とした。一般的な原単位を基本とし、処理に必要なエネルギーは、下水道統計(平成 11 年)を参考にして、同規模の施設の必要電力から推定した。

その結果は、[図 2.2.18](#) に示すとおりである。5,000 人規模の場合、1 日あたりで 180 kWh の電気および 360 kWh の熱エネルギーが回収される。電気エネルギーは、嫌気性処理に必要なエネルギーを回収でき、また嫌気性処理は 55℃での高温運転を想定しており、その加温のための熱エネルギーは十分得られている。100,000 人規模の場合、1 日あたりで、3,600 kWh の電気および 7,200 kWh の熱エネルギーが回収される。電気エネルギー、および加温のための熱エネルギー、いずれも十分得られている。

仮にディスポーザが利用できずに、下水汚泥のみを回収してメタン発酵を行う場合、エネルギーの回収率は約 35%まで低下すると予想される。しかしながら、嫌気性処理に必要なエネルギーは回収可能であり、このような地域でも適用可能であると判断される。

以上より、適切な規模において本システムはエネルギー収支の上で実現可能であると考えられる。

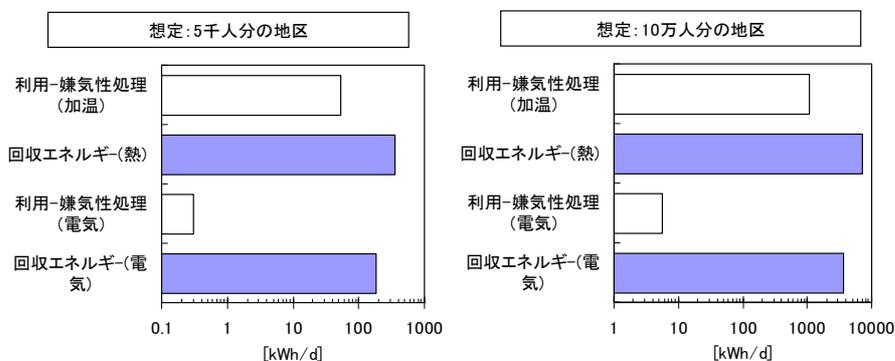


図 2.2.18 エネルギー収支計算結果

2-3) 下水道管の途中の拠点で高度処理水を得るための効率的・省エネルギー型高度処理技術

●高度処理技術

a) 前凝集・生物膜ろ過反応器の開発

i) はじめに

前凝集処理は、後段の生物処理への負荷を低減させるとともに、リンを効率的に除去しうる。また、生物処理に適用する生物膜ろ過反応器は、ろ過といった物理的効果とろ材表面に付着増殖した微生物群による生物反応とを同時に活用することが可能である(日高ら, 2000; 2001)。本研究では、無酸素性ろ床および好気性ろ床による循環式硝化脱窒法の後段に、仕上げろ床を組み込み、高効率の窒素除去技術の開発を試みた。仕上げろ床への流入箇所ではメタノールを添加することにより、ほぼ完全な脱窒が期待できる。そして前凝集、NO_x 計によるメタノール注入制御、ろ床中間部から曝気を行う仕上げろ床、硝化液の沈殿池下部への循環などを組み合わせているところにも独自性を有している。パイロットプラント規模の反応器を製作し、実下水による連続処理実験を行った。そして、本反応器の適用性を実証するとともに処理特性の把握、設計操作因子の検討を試みた。

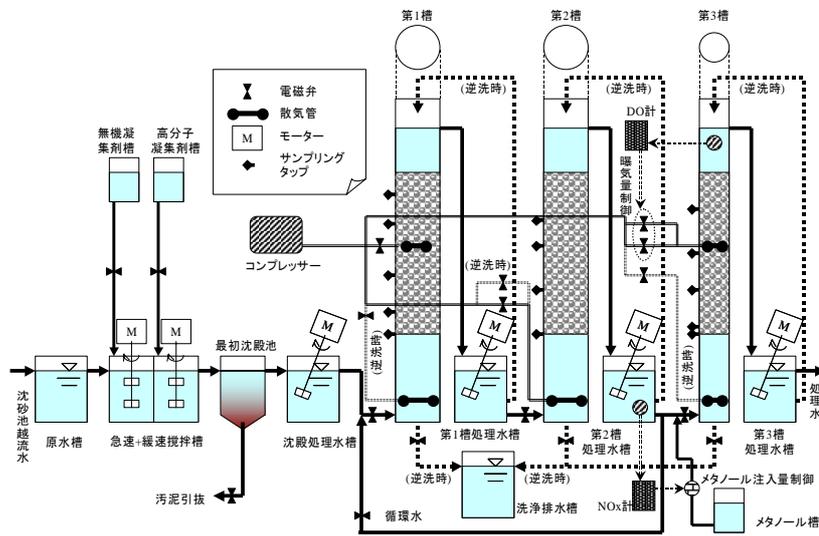


図 2.3.1 水資源回収型高度処理技術実験装置

表 2.3.1 運転条件

		Run 0	Run 1	Run 2	Run 3	Run 4	Run 5
経過日数	d	0-28	29-55	56-101	102-143	144-168	184-229
水温	°C	18-20	15-18	17-19	20-24	25-26	26-33
原水ベース 空塔HRT (ろ床部)	第1槽	0.9					
	第2槽	1.1		1.3	1.2		1.1
	第3槽	1.0		1.0	0.7	0.5	1.0
	合計	3.0		3.2	2.8	2.5	3.0
硝化液循環率	-	1			1.5		
メタノール注入率	mgCOD/mgN	11-17	3.5-10	4.5		5	
メタノール注入率制御	-	無					
第1槽、第3槽逆洗条件	-	損失水頭が2 mに達した時					
第2槽逆洗間隔	d	6	7	7	7	7	7

ii) 実験方法

図 2.3.1 に示される実験装置を、合流式下水道である大阪府の寝屋川北部流域下水道の鴻池処理場に設置した。鴻池処理場の沈砂池越流水を本研究の対象下水とし、前凝集沈殿処理の後に生物膜ろ過反応器による生物処理を行った。生物膜ろ過反応器は、第1槽、第2槽および第3槽の3槽より構成した。第1槽および第2槽は直径 50 cm、高さ 381 cm、第3槽は直径 20 cm、高さ 400 cm とした。通水方向は、いずれの槽でも上向流式を採用した。ろ材としては、浮上性の発砲ポリスチレン製のろ材を用いた。有効径は、第1槽の

ろ材で6 mm、第2槽のろ材で4 mm、第3槽のろ材で3 mmとした。ろ床厚は、2 mとした。

生物膜ろ過反応器の前段では、無酸素性ろ床(第1槽)、および好気性ろ床(第2槽)を組み合わせ、好気性ろ床から無酸素性ろ床へは硝化液を循環させた。後段には仕上げろ床(第3槽)を付加することで、より高度な処理を可能とした。仕上げろ床は、上向流式としてろ床の中間部より曝気することで、下部を無酸素性ろ床、上部を好気性ろ床とした。流入前に有機物を添加することにより下部で残存酸化態窒素を脱窒させ、上部では残存有機物の酸化およびDO濃度の回復を行い、SS成分も更に除去するという、仕上げの処理を行った。第3槽では、酸化態窒素濃度に応じたメタノール注入量の制御を行った。すなわち、連続硝酸計として、DiaMon Multi(ブラン・ルーベ社製)を用い、約20分間隔で測定し、第2槽処理水の酸化態窒素濃度を連続的に測定し、それに基づいて第3槽へのメタノール注入量を制御した。

生物膜ろ過反応器での運転条件を表2.3.1に示す。第1槽および第2槽のみの実験(日高ら, 2001)に引き続いて、第3槽を追加して運転した。この第3槽の運転は、0日目(2000年12月9日)より開始した。

なお、以下の記述で「流入」は沈砂池越流水を、「沈殿処理槽」は凝集沈殿処理を経た水で生物処理槽に流入する水を、「第1槽」、「第2槽」および「第3槽」は生物処理槽の各該当槽からの流出水を指す。

iii) 結果および考察

各水質についての経日変化を図2.3.2に示す。SSは、100 mg/L前後で流入し、生物処理への流入時には20~50 mg/L程度まで低下した。第2槽の処理水で5~10 mg/L程度が、また第3槽の処理水では1~3 mg/L以下が維持された。また透視度100度以上の清澄な処理水が得られた。これより、生物膜ろ過反応器は、最終沈殿池以上のSS除去機能を有し、また安定した処理を行えることが示された。T-ATU-BODは、100 mg/L程度で流入後、生物処理への流入時には、40~70 mg/L程度まで除去された。第2槽の処理水は7~10 mg/L程度を、第3槽の処理水ではおおむね5 mg/L以下が維持できた。これより、目標水質を満足し安定した有機物除去性能が示された。第2槽の処理水のT-N濃度は11 mgN/L程度であった。第3槽ではRun 2以降必要なメタノールを添加したことで確実に脱窒が進行し、残存酸化態窒素濃度はおおむね0.5 mgN/L以下であった。これより、第3槽処理水のT-N濃度は、前段までの処理に問題が無かった場合、1~2 mgN/L以下が安定して維持された。T-Pは3 mgP/L前後で流入し、前凝集処理後の、生物処理槽への流入時に0.5~2 mgP/L程度であった。第2槽の処理水では、0.5 mgP/Lまで安定して除去された。第3槽でも固形性成分を中心に除去が進み、第3槽の処理水では0.2 mgP/L程度で維持された。

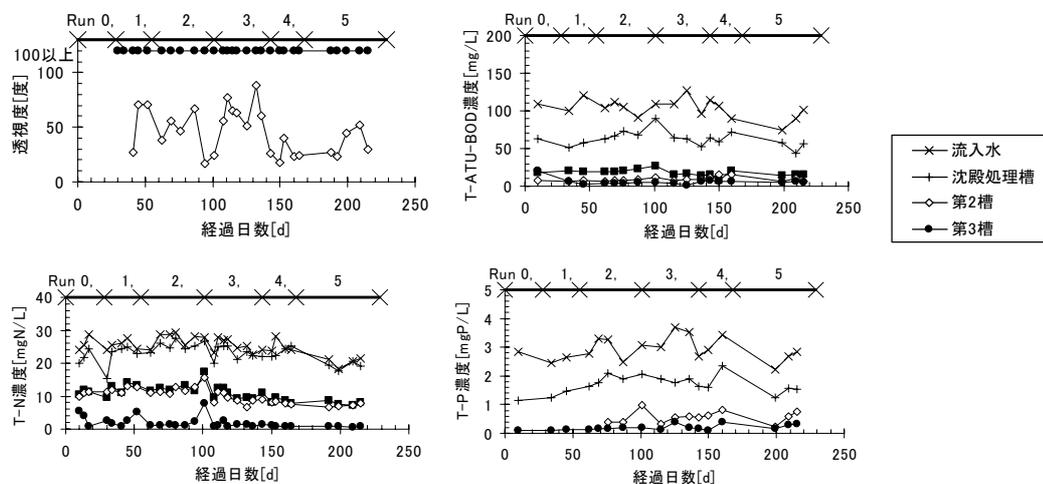


図 2.3.2 処理成績

b) 前凝集汚泥の活用

次に、**図 2.3.3** に示すとおり、上述のフローAに対して、フローBとして硝化液を前凝集沈殿池の下部へ循環させることで、凝集生汚泥中の有機物を脱窒の水素供与体として活用することを試みた。その結果、ろ床部の空塔水理学的滞留時間 3.0~3.5 h で、SS 濃度は 3 mg/L 以下、T-ATU-BOD 濃度は 5 mg/L 前後、窒素濃度は 2 mgN/L 以下、リン濃度は 0.5 mgP/L 程度の処理水が安定して得られ、硝化液を脱窒ろ床へ循環させるフローと同程度の処理時間で、同様の処理水質が得られることが示された。沈殿池内では 2~5 mg/L 程度の DO 消費、および 1~3 mgN/L 程度の脱窒が進行していた。処理水量あたりの逆洗汚泥量および逆洗排水量の処理水量に対する割合も、同程度であった。流入 S-CODcr/S-N 比が 5 mg/mgN の場合、処理水量 1 m³ あたり必要なメタノール量は 20 ml であり、9 ml(31%)削減可能である。

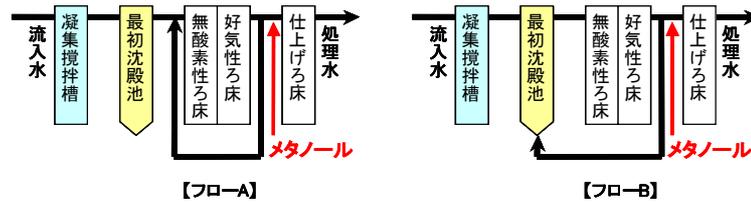


図 2.3.3 フローの比較

●回収エネルギーによる水資源回収

これらの各要素技術の開発により得られた成果を基に 5,000 人および 100,000 人規模の地区において、ディスポーザを導入し、固形物を回収し、廃水の 20%を高度処理により再利用することを想定して、エネルギー収支の概算を行った。生ごみの回収率は、前述の実験値を用い、あわせて生汚泥に相当する固形物も同じ割合で回収できるとした。ただし、生汚泥のメタン発酵効率は、実験値より生ごみの 60%とした。一般的な原単位を基本とし、処理に必要なエネルギーは、下水道統計(平成 11 年)および下水道新技術推進機構の浮上ろ材式硝化脱窒法技術資料を参考にして、同規模の施設の必要電力から推定した。

その結果は、**図 2.3.4** に示すとおりである。5,000 人規模の場合、1 日あたりで 180 kWh の電気および 360 kWh の熱エネルギーが回収される。電気エネルギーは、嫌気性処理に必要なエネルギーを回収でき、さらに水処理に必要な電気エネルギーの約 6 割もまかなえる。また、嫌気性処理は 55℃での高温運転を想定しており、その加温のための熱エネルギーは十分得られている。100,000 人規模の場合、1 日あたりで、3,600 kWh の電気および 7,200 kWh の熱エネルギーが回収される。電気エネルギーは、嫌気性処理に必要なエネルギーを回収でき、さらに水処理に必要な電気エネルギーもまかなえ、約 1,000 kWh を他の目的に利用できる。また、嫌気性処理は 55℃での高温運転を想定しており、その加温のための熱エネルギーは十分得られている。

以上より、適切な規模において本システムはエネルギー収支の上で実現可能であると考えられる。

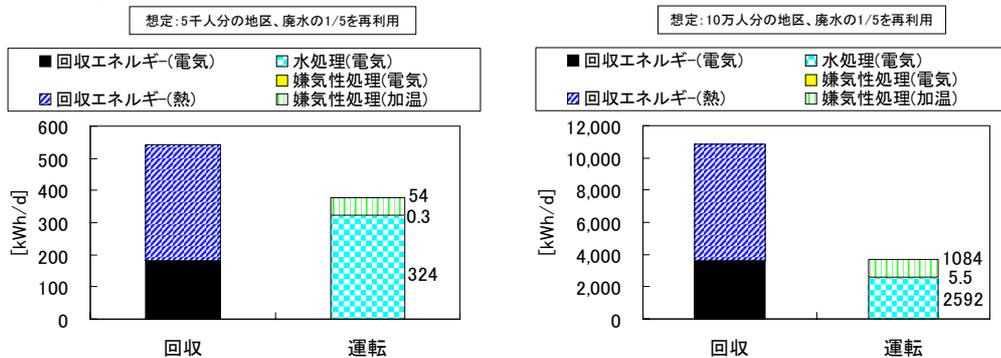


図 2.3.4 回収エネルギーによる水資源回収

2-4) 終末処理場での汚泥発生抑制・リン回収型処理技術

1994年に Yasui ら(1994) が汚泥の一部にオゾンを追加することで余剰汚泥の発生量が削減可能であることを示した後、オゾンを用いた汚泥減容化技術に関し多くの研究が行われている。また、オゾン以外の技術を用いた減容化研究も多い。ところで、下水処理におけるリン除去は、通常、リン蓄積細菌により水中よりリンを分離し、汚泥として回収するのが一般である。そのため、減容化を行う場合、汚泥を再度可溶化するために、リンの除去は一般に不可能と考えられてきた。

また、本研究課題のもう一つの基本技術であるリン結晶化に関しては、カルシウムやマグネシウムなどと結晶を生成する単一プロセスに関する研究は多い。

このように、生物学的リン除去、汚泥減容化、リン結晶化という3つの技術に関し、個々の技術については研究がなされてきた。しかし、これら3つの技術を組み合わせてすべての機能を活用する技術はなく、本研究でのオリジナルである。

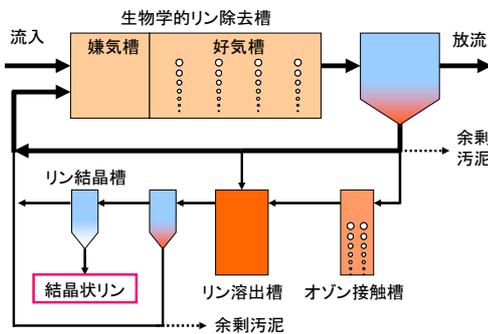


図 2.4.1 汚泥発生抑制・リン回収型処理技術のフロー

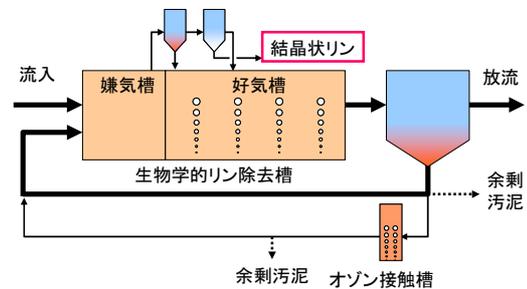


図 2.4.2 変更後のプロセス

a) 定常状態物質収支モデルによる実現可能性の評価と運転条件の検討

本研究で開発するプロセス(図 2.4.1 参照)では、従来の嫌気/好気プロセスにオゾン処理およびリン結晶化処理を導入しているため、従来プロセスとは異なる運転が求められることとなる。本章では定常状態を仮定したモデルを構築し、処理水質および運転条件に大きく影響を及ぼすパラメータを抽出し、その影響を把握した。

モデル構築にあたり、以下の仮定を設定した。

- オゾン処理において、汚泥の一部は浮遊物質として残存するものの、活性を失う場合がある。
- オゾン処理で生成した有機物の一部は生物に利用可能である。
- 少なくとも2種の微生物群(リン蓄積細菌と一般の従属栄養性細菌)が存在するが、それらはオゾン処理において同程度の影響を受ける。

回分式実験で得られた結果を基に定常状態物質収支モデルを完成し、本プロセスの実現可能性および運転条件について検討を行った。その結果、本プロセスは充分に実現可能であり、余剰汚泥引抜率(δ)0.17%(従来プロセスの1/10)、汚泥可溶化率(σ_o)0.3という条件の場合、オゾン処理率(ζ)を0.01、生物学的リン除去槽内浮遊物質濃度(MLSS)を2,600 mg/Lとすればよいことが示された。

この結果より、本プロセスは従来プロセスに比べ生物学的リン除去槽内 MLSS 濃度を高く維持しなければならず、実験室規模のプラントを構築する場合には装置が小型であるが故に固液分離が困難となることが予想された。そのため、プロセスの一部を変更し、図 2.4.2 のような構成とした。主な変更点は、生物学的リン除去槽の上澄み水を直接リン結晶槽にて処理するようにした点である。このプロセスでは、変更前のプロセスに比較しリン結晶槽流入水中のリン酸態リン濃度は低下するものの、固液分離が容易となる利点がある。変更後のプロセスについて再度モデルによる検討を実施し、余剰汚泥引抜率(δ)0.17%、汚泥

可溶化率(σ_c)0.3 という条件の場合、オゾン処理率(ζ)を 0.01、生物学的リン除去槽内 MLSS を 3,600 mg/L とすればよいことが示された。

b) リン結晶化に関する実験的検討

回分式実験によりリン結晶の生成速度および最適条件を検討した。結晶としては Ca イオンとの結合体であるヒドロキシアパタイトを対象とした。

実験は 2 通り実施した。1 つ目は、結晶の生成速度および最適条件を検討するもので、純粋な化学物質からなる人工試料を用いた。初期の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は 20 mg/L、pH を 8.5~10.0、Ca/P 比を 1.7~3.4 mol/mol と設定した。2 つ目の実験は生物学的リン除去槽嫌気運転終了時の上澄み水からのリン結晶回収の可能性を検討するもので、生物学的リン除去槽から得た試料を pH8.5~10.0 に調整し、Ca を Ca/P 比 1.7~3.4 となるよう添加した。

人工試料による結晶生成速度、最適条件の検討を行った結果、結晶は速やかに(1分以内に)生成し、その後の変化は小さかった。また、pH が高いほど結晶の生成量が多かった。さらに、Ca/P 比が高いほど生成量は増加していた。

生物学的リン除去槽上澄み水からのリン結晶の回収を検討した結果、先の人工試料を用いた実験と同様に、結晶は速やかに生成していた。ただし、リンの結晶生成量は人工試料の場合よりも少ない結果となった。実際の運転においては、この生成量の低下を考慮することが求められた。

c) 汚泥削減・リン回収型下水処理法の連続運転実験

実験室規模の連続処理プロセスを設計・構築し、本プロセスの性能を評価した。

i) 実験装置および運転条件

生物学的リン除去槽には押し出し式連続流れ式反応器を模擬した回分式反応器(有効容積 100L)を採用した。1 回の運転サイクルは 8 時間とし、その間に流入水供給(10~15 分)、嫌気運転(90~95 分)、好気運転(300 分)、沈殿(55 分)、放流(20 分)を行った。

流入水にはグルコース、ペプトン、酢酸などを含む人工下水を用いた。流入水の BOD、T-N、T-P 濃度は各々 200、21、5 mg/L とした。

実験は 4 通り実施した。すなわち、オゾン処理、リン結晶化を行わない通常のリン除去運転(Phase I)、オゾン処理、リン結晶化を伴う運転(Phase II~IV)である。Phase II~IV の間では余剰汚泥の引抜率を 0.34%(従来プロセスの 1/5)、0.17%(同 1/10)、0%(同 0)と段階的に削減した。

Phase II~IV の運転期間中、嫌気運転の後半に撹拌を止め汚泥を沈降させる時間を 15 分間設け、その間にリン結晶化のための上澄み水を採取した。

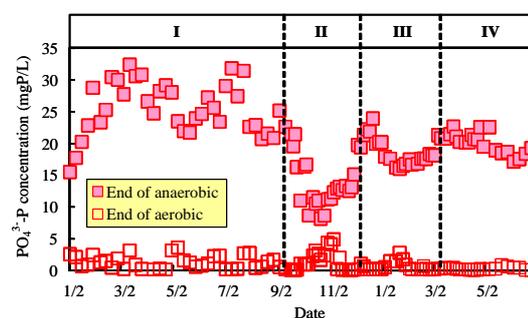


図 2.4.3 生物学的リン除去槽内 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度(嫌気終了時、好気終了時)の変化

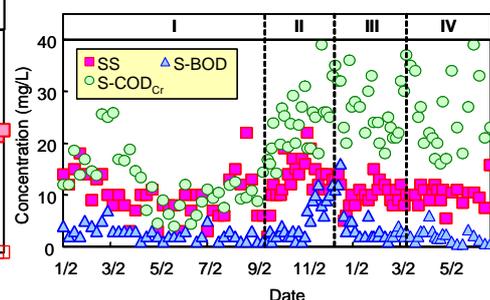


図 2.4.4 SS および溶解性 BOD、COD の変化

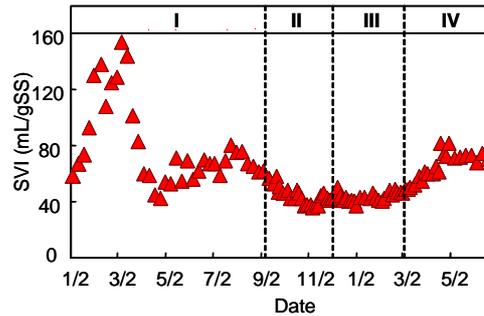


図 2.4.5 SVI の変化

ii) 運転結果

オゾン導入前の Phase I での MLSS 濃度は、汚泥の引き抜き量 (1.75~3.75L) に応じて 1,500~2,800 mg/L に保たれていた。Phase II 以降では、オゾン処理を導入し、同時に汚泥の引き抜き量を削減した。その結果、MLSS 濃度は 2,300 (Phase II)、2,800 (Phase III)、3,200 mg/L (Phase IV) まで上昇した。

モデル解析の結果では、余剰汚泥引抜率 (δ) を 0.17% とした場合、すなわち Phase III の運転条件では、生物学的リン除去槽内 MLSS を 3,600 mg/L となると予想されていた。しかし、実際に観測された濃度は 2,800 mg/L であり、予想よりも低いものであった。これは実際では放流水への低濃度での流出によるものであると考えられ、想定範囲内である。

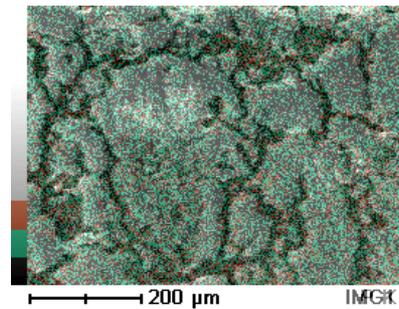
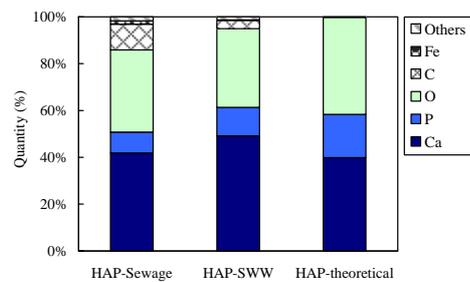
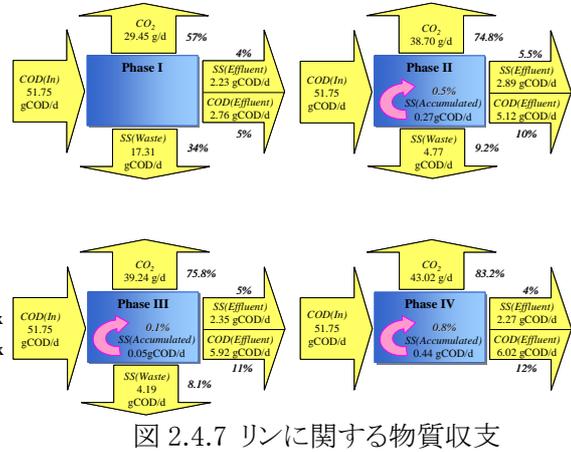
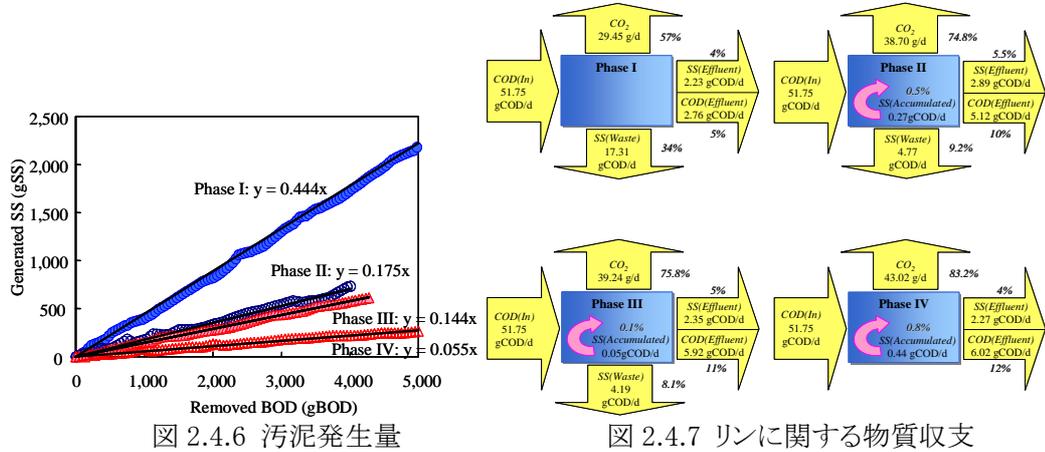
図 2.4.3 には嫌気運転終了時および好気運転終了時の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度を示す。Phase I での嫌気運転終了時のリン酸態リン濃度は 20~33 mgP/L 程度であったが、Phase II 開始後から 8 mgP/L にまで急激に低下した。図 2.4.4 には SS および溶解性 BOD、COD の変化を示す。SS、BOD についてはオゾン処理導入後も導入前と同程度の 10 mg/L (SS)、3 mg/L (BOD) 程度と良好な水質を維持していた。図 2.4.5 には汚泥沈降性 (SVI) の変化を示す。オゾン導入後、SVI は 40~60 mL/g で安定し、良好な沈降性を維持していた。オゾンは糸状性細菌を破壊し、沈降性を改良する性質があると言われている。今回の結果もこのことを裏付けている。溶解性 COD_{Cr} についてはオゾン処理導入前が 10 mg/L 程度であったのに対し、導入後は濃度が上昇し 20~40 mg/L となった。これはオゾン処理で生成する難分解性有機物によるものと考えられる。しかし、20~40 mg/L という COD_{Cr} 濃度は一般の下水処理場の処理水と同程度であり、放流先の環境に著しい影響を及ぼすような濃度ではなく、許容できる範囲と考える。また、硝化も十分に生じており、生物学的リン・窒素除去に適用しうることも明らかになった。

図 2.4.6 に実験期間中の累積除去 BOD 量と累積汚泥発生量との関係を示す。なお、この汚泥発生量には余剰汚泥として排出したもの以外に放流水中に含まれる SS も含んでいる。このため図中各直線の傾きは汚泥のみかけの収率 (mgMLSS/g 除去 BOD) を表す。Phase I ではみかけの収率は 0.44 gSS/gBOD であったが、Phase II~IV へかけ 0.18、0.14、0.06 gSS/gBOD と順次低下し、当初の狙い通り汚泥発生量の削減が行われていた。その割合は最も削減量の大きい Phase IV で 88% となっており、少量の SS が流出水とともに流出することでバランスし、余剰汚泥を引き抜かない運転が可能であった。これは、当初目標の余剰汚泥引き抜き率 90% 削減を十分に達成した。

実験期間中のリンに関する物質収支を評価した。結果を図 2.4.7 に示す。Phase I では流入リンの 81% が余剰汚泥として引き抜かれていた。Phase II 以降、リン結晶化を導入したことにより、回収されたリンの量が徐々に増加し、Phase IV では 85% に達した。この回収率は当初目標の 80% を超えていた。放流水中を通じた排出は Phase I の 19% から Phase IV の 14% へ若干低下していた。

本プロセスで回収したリン結晶の組成を X 線分析装置にて評価した。回収したリンの結晶の組成分析結果を図 2.4.8 に示す。人工試料から得た結晶の分析結果をあわせて示して

いる。本プロセスで回収したリンは人工下水から得た結晶、ヒドロキシアパタイトの理論値に近い組成を示していた。図 2.4.9 にはさらに詳細な結晶構造を把握するため、電子顕微鏡とその先端に取り付けられた X 線分析装置 (SEM-EDS) により結晶構造を観察した結果を示す。結晶表面はなめらかな構造をしており、そこでの元素の分布はほぼ一様であることが確認された。



d) 消費エネルギー量の評価

本プロセスが環境に与える影響を検討した。具体的には、現在開発を行っている汚泥削減・リン回収型生物学的下水処理プロセスの運転段階における消費エネルギーを算出し、従来プロセスのそれと比較することで省エネルギーについての観点から検討を行った。

本研究で開発したプロセスでは余剰汚泥量が削減され、リン資源が回収される。そこで、評価対象の条件を統一するために、従来プロセスの評価では余剰汚泥の処理プロセスおよびリン資源の獲得プロセス(リン鉱石の採掘から肥料としての加工まで)も考慮することとした。

図 2.4.10 に処理水量 50,000 m³/d を想定した場合の比較結果を示す。開発したプロセスでは生物学的リン除去槽での消費エネルギー量が 39 TOE(石油換算トン)/yr 増加すると予想された。これは反応槽内 MLSS 濃度上昇に伴い曝気に要するエネルギー量が増加したことによる。また、オゾン処理により 281 TOE/yr、結晶化処理により 13 TOE/yr 増加すると予想された。

その一方で、開発プロセスでは余剰汚泥量が大幅に削減されることからそれに要するエネルギーを 387 TOE/yr、リン資源獲得プロセスで 61 TOE/yr 各々削減することができ、総合的には従来プロセスのエネルギー消費量が 1,265 TOE/yr であるのに対し、開発プロセスでは 1,150 TOE/yr と 9%削減できると予想された。また、これを二酸化炭素排出量に換算したところ、排出量としては 14%の削減が可能であると計算された。

このように、本プロセスは余剰汚泥の削減およびリンの資源としての回収以外に、エネルギーの観点からも有利なプロセスであるといえる。

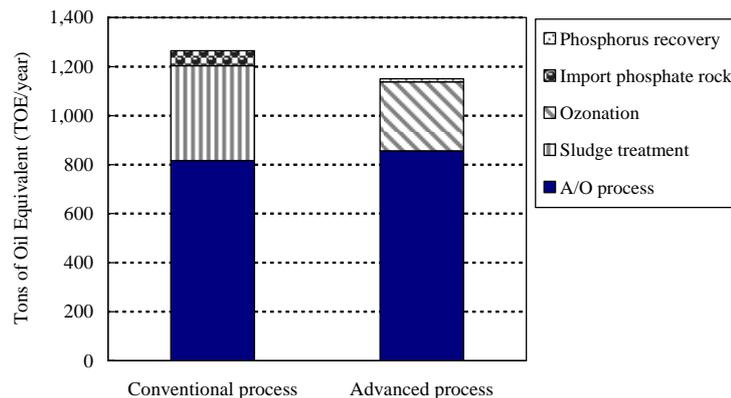


図 2.4.10 消費エネルギー量推計結果

e) 生物膜ろ過反応器を用いた高度窒素除去法の開発

i) はじめに

ここで開発した汚泥発生抑制・リン回収型処理技術では、脱窒率に限界があり、さらなる窒素除去が求められる。また現在、富栄養化防止や水環境などの観点から、下水から窒素およびリンの除去が必要となっている処理場も多い中、大半の下水処理で採用されている二次処理としての標準活性汚泥法では、窒素およびリンの除去は不十分である。リンの除去については、曝気槽の末端において凝集剤を添加することでも除去が可能である。以上の現状を踏まえて、本研究では、二次処理水を対象に SS および窒素除去を目的とした生物膜ろ過反応器の開発を試みた。そのために、効率的・省エネルギー型高度処理技術で用いたパイロットプラントの第 2 槽および第 3 槽を組み合わせたフローでの運転を行い(図 2.4.11)、検討した。

ii) 実験方法

運転開始は 2002 年 10 月 22 日である。処理対象水である二次処理水にアンモニア性窒素がほとんど含まれてなかった時期は仕上げろ床のみ(一塔式)で処理を、アンモニア性窒素が残存した時期には硝化ろ床と仕上げろ床の組み合わせ(直列二塔式)で、処理を行った。ろ床部の空塔水理学的滞留時間(HRT)は、一塔式の場合、0.37~0.95h、直列二塔式の場合、合計 0.81~2.3h とした。通水速度(LV)は、硝化ろ床で 37~147m/d、仕上げろ床で 50~302m/d である。メタノール添加は、McCarty 式(1969)に基づいた制御を採用した。運転期間中の水温は、冬期に 15℃程度、夏に 30℃程度であった。

iii) 結果および考察

SS 濃度について、仕上げろ床流出水では 0.8~3mg/L 程度であり、透視度も 100 度以上を維持した。S-ATU-BOD 濃度は、仕上げろ床流出水で 3mg/L 以下まで除去された。窒素に関する処理状況を図 2.4.12 に示す。窒素除去について、LV160m/d 以下の場合、処理水の T-N は 3mgN/L 以下を維持した。しかし、LV を 202m/d とした場合仕上げろ床の中間部で 5mgN/L 程度の酸化態窒素が残存した。この条件で約 9 ヶ月間さらに連続運転を行った後も低水温期での残存濃度は同程度であり、LV を 302m/d とした場合 10mgN/L 程度の酸化態窒素が残存した。仕上げろ床下部において、LV160m/d 以下では最大 4kgN/(m³・d)程度のみかけの脱窒速度が得られているものの、それ以上の LV では、持ち込み DO による影響が大きくなり、脱窒速度も低下した。中間部にてメタノールは残存していたので、低水温期の脱窒能力の限界が示されているものと考えられる。

以上より、ろ床厚を 2m とした本研究の装置で、処理水 SS 濃度 3mg/L 以下、透視度 100 度以上、T-C-BOD 濃度 3mg/L 以下、T-N 濃度 3mgN/L 以下の清澄な処理水を得るためには、LV160m/d 以下(ろ床部の空塔 HRT0.30h)に設定し McCarty 式の 120%のメタノールを添加する必要がある、また SS 濃度 5mg/L、T-N 濃度 5mgN/L 程度を許容する場合は LV

を 202m/d(ろ床部の空塔 HRT0.24h)まで増加可能であることが示された。

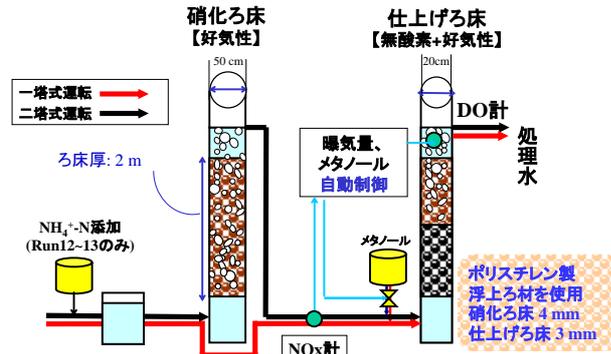


図 2.4.11 実験装置

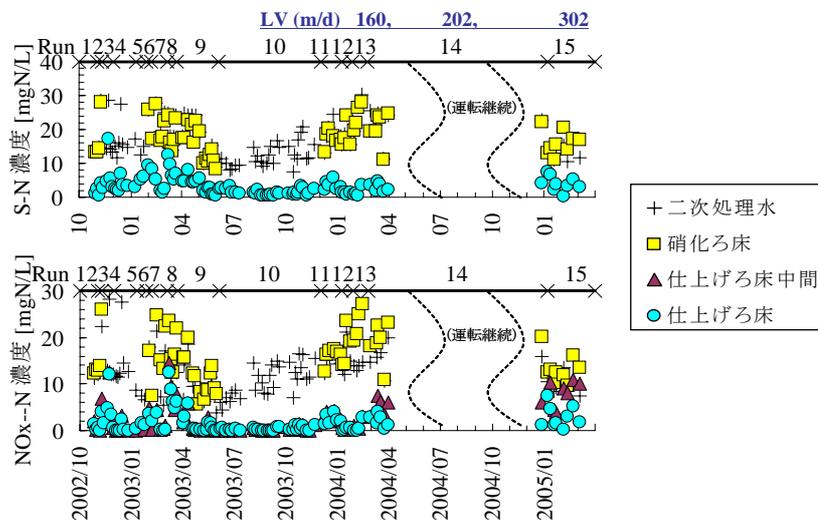


図 2.4.12 窒素除去特性

参考文献

- David R B, Yitai L, Zhong-ju Z, David L B, Gwendolyn R D, Todd O S and Henry C A. (1995). *Bacillus infernus* sp. nov., an Fe(III)- and Mn(IV)- reducing anaerobic from the deep terrestrial subsurface. *Int J Sys Bac*, pp.441-448.
- Marrec, C L *et al.* (2000). Biochemical and genetic characterization of coagulin, a new antilisterial bacteriocin in the pediocin family of bacteriocins, produced by *Bacillus coagulans* I4. *App Env Microb*, pp.5213-5220.
- McCarty, P.L.ら (1969). *Proc. of 24th Annual Purdue Industrial Waste Conf.*, pp.1271-, 1969.
- Yasui and Shibata (1994). An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process, *Wat. Sci. Tech.*, 30(9), pp.11-20.
- 岡田光正, 西嶋 渉 (2001). ウェットコンポストによる可溶化, *環境技術*, 30(11), pp.855-859.
- 国土交通省都市・地域整備局下水道部, 国土技術政策総合研究所下水道研究部 (2002). ディスポーザ普及時の影響判定の考え方(案).
- 篠原 久志, 高山 史哲, 楠田 哲也 (2002). ディスポーザ排水中の有機成分の効率的回収技術の開発に関する検討, *環境工学研究論文集*, Vol.39, pp.439-447.
- 谷山 昇, 武本 敏男, 大木 秀男, 川崎 照夫 (1997). 生ゴミの細組成, *都市清掃*,

Vol.50, No.217, pp.116-119.

- 日本建築センター (1999). ディスポーザーによる生ごみリサイクルシステムの開発, p.130.
- 日本下水道協会 (1999). 流域別下水道整備総合計画調査 指針と解説, p.33.
- 日本下水道協会 (2003). 下水道統計.
- 日高 平, 津野 洋, 宗宮 功, 貫上 佳則, 中本 正明 (2000). 好気性ろ床を組み込んだ前凝集・生物膜プロセスの開発, 土木学会論文集, No.643/VII-14, pp.71-80, 2000.
- 日高 平, 津野 洋, 岸本 直之, 中本 正明 (2001). 前凝集・生物膜ろ過反応器による下水の高度処理, 土木学会論文集, No.685/VII-20, pp.147-156.
- 船石圭介, 山下耕司, 李玉友, 関廣二 (2002). 生ごみの無希釈高速メタン発酵プロセス, 第5回日本水環境学会シンポジウム講演集, pp.133-134.
- 船水 尚行, 高桑 哲男 (2000). ディスポーザ排水の処理性に関する基礎実験, 土木学会論文集, No.664/VII-17, pp.65-73.
- 益田光信 (2000). KOMPOGAS システム(メタンガス化), 環境技術, Vol.29, pp.669-670.
- 山海 敏弘, 小塩 晃彦, 稲森 悠平, 工藤 敬子, 小嶋 賢二 (1999). ディスポーザ排水の標準組成と負荷特性, 水環境学会誌, Vol.22, No.1, pp.67-73.

(2)研究成果の今後期待される効果

首都圏の新築マンションでは、ディスポーザ排水処理システムの普及拡大が進んでいる。従って、ディスポーザ導入への利用者側の期待は高いと考えられる。また、国土技術政策総合研究所において、「ディスポーザ導入時の影響判定の考え方」の最終とりまとめが、平成17年7月に行われたことから、地方自治体においても、直接投入型ディスポーザ導入への議論が再燃するものと期待される。さらに、近年、下水道においては、バイオマスの有効活用やCO₂削減、或は、処理水の有効利用など、一元化下水道システムのコンセプトに合致する事柄が、大きな目標として取り上げられている。さらに、バイオマス・ニッポンの推進や地球温暖化防止京都議定書の発効もなされている。これらの状況は、一元化下水道システムの実現の重要性が増していると考えられる。

本研究で開発した一相式および二相式高温メタン発酵については、多様な運転因子の影響を総合的に検討して、処理特性や最適条件などを評価した。本研究で得られた成果に基づき、50 t/d 規模の実施設の運転も開始されている。今後、実施設の設計・運営や廃棄物管理政策の参考資料などに非常に有効に用いられると考えられる。また、有機酸発酵により得られた酸発酵液は、メタン発酵の基質のみならず、廃水処理における脱窒炭素源として有効活用することも期待できる。また、メタン発酵における重要な微生物群が、分子生物学的手法により明らかになった。今後は、得られた遺伝子情報を基に短時間で反応器の状況を診断可能な技術を開発することで、従来の経験や勘に頼った運転ではなく、より安定したメタン発酵槽の運転が可能になることが期待できる。

効率的・省エネルギー型高度処理技術については、得られた成果により、神奈川県平塚市にて、1,400 t/d 規模の実施設 1 号機が建設され、再利用水を用いたせせらぎを有する公園が設置された。本技術は、単独でも使用可能であり、本研究で提唱している一元化システムの中だけでなく、都市内の水循環拠点、既存下水処理場の高度化など、様々な場所での適用が期待できる。

汚泥発生抑制・リン回収型処理技術についても、その実現可能性が示された。本プロセスは、余剰汚泥の削減、リンの資源としての回収、エネルギーの観点から有利なプロセスであることが示されており、実下水への適用性を確認することで、実用化が可能であるものと考えられる。

また、本研究で開発した各技術は、それら各々の単独でも現行下水処理場で適用可能であり、各々の能力を十分に発揮しうるものと考えられる。

3.3 社会経済的評価グループ(龍谷大学 宗宮グループ)

本研究で提案している一元化下水道システムを実際の下水道処理区に適用することを想定し、従来型システムとの比較により本システムの経済性、環境保全効果などその有効性を定量的に評価した。

ある流域下水道処理区の中の1つの処理区を想定し、同処理区においてディスポーザによる生ごみ処理の実施を想定するとともに、ポンプ場内に浮遊固形物回収施設と高効率高温メタン発酵によるメタンガス発電・熱供給施設(以下バイオガスコージェネシスシステムと称す)を設置した場合の経済性・環境性を検討した。

さらに、バイオガスコージェネシスシステムのスケールメリットを検討するため、5,000人を対象とした上記システムの経済性・環境性について検討を加えるとともに、ディスポーザ導入による環境性などについても検討を行った。さらには、一元化下水道システムの整備実現化に向けた問題点・課題を明らかにするとともに、下水道の新たな環境創造施設としてのヴィジョンを提示することを目的とする。

●実際の下水道処理区を対象とした一元化下水道システム経済性・環境性の評価

a) 対象地区の概要

ある流域下水道処理区(面積=8,917ha、ポンプ場9ヵ所)として想定した処理区は、面積約1,780ha(汚水)で、処理区内人口は約146,000人である。同処理区に位置するポンプ場における汚水送水量は、17,000~21,000 m³/日(0.20~0.24 m³/s)程度である。一方、当処理区におけるエネルギー需要に関わる用途別延床面積は全体で約611haであり、住宅系が6割強を占める状況とする。

b) シミュレーション前提条件

ポンプ場内に、固形物回収、メタンガス発生プラントおよびメタンガスによるコージェネレーション設備を設置し、500戸の集合住宅に電力と温熱を供給することを想定した。コージェネレーションシステムの条件は以下のとおりとした。

- ・ガスエンジン設置容量:
 - 定格電気出力 100kW(発電効率 35%)
 - 温水出力 120kW(温水回収率 42%)
- ・貯湯槽設置容量:2,500Mcal 分を貯湯(約80 m³)(約1日分)
- ・ポンプ場から需要場所までの距離は約500mと想定した。なお、プラント建設費には、この配管費用も見込んでいる。

c) シミュレーション結果

ここでは、バイオガスコージェネシスシステムおよび給湯配管システムと500戸の集合住宅を合わせたエネルギー収支を計算し、コージェネシスシステムを導入しない従来方式と比較した。年間エネルギー需要は、対象エリアにおける電力および温熱需要を算定し、コージェネ型の場合は、プラント設備の必要動力も見込んだ。また、建設費はバイオガスコージェネプラントの建設費を示すものであり、給湯に関しては従来型で設置を想定しているガス温水器との差額を見込んでいる。また、発電量および熱回収量については、本コージェネシスシステムにおいて発電、熱回収したエネルギー量を示している。以下、主要な指標の試算結果について簡単にとりまとめる。

kW換算のエネルギーコストは、都市ガスと電力を合わせ従来型では約15円/kW、コージェネ導入で22円/kWとなり従来型の約1.5倍と試算された。

この最大の要因は、エネルギー供給規模に対し設備固定費すなわちプラント建設費が高価であることである。このことから、設備固定費の軽減のための補助制度などの導入支援策が望まれる。なお、この試算ではプラントの建屋建設費およびプラント運営のための人件費は見込んでいないことから、これらを考慮すればさらにエネルギー単価は増加するものとな

る。

500 戸程度の住宅の場合、従来型のエネルギーコスト 113,768 千円に対し、コージェネ型の電力費と都市ガス購入費用は 43,420+49,763=93,185 千円であり、そのほか 695 千円の修繕費を見込むと 93,880 千円となる。その差額は 19,888 千円となった。この差額分をもとに、下表の最下段に示す資本回収係数を用いて資本設備固定費とする建設費を逆算すると、295,864 千円(約 3 億円)となる。

したがって、前提条件において設定したプラント建設費約 6.8 億円を 3 億円程度で導入可能であれば、ランニングコストは現状と同程度となる(ただし、運転のための人件費と建家の建設費は含まない)。換言すれば、現行の規模ならびに条件下においては、この程度の建設費でなければ経済性は確保されない結果となっている。

電力会社およびガス会社からのエネルギー購入量は、**図 3.1** に示すとおり、従来型に比べ電力が 77%、都市ガスが 86%、全体では 83%に削減できるものとなっている。CO₂ 排出量を比較すると、**図 3.2** に示すとおり電力からの発生量は約 77%、都市ガスからの発生量は約 86%に削減される。樹木吸収量に換算すると、電力で 25,324 本分、都市ガスでは 11,007 本分の吸収量に匹敵する。

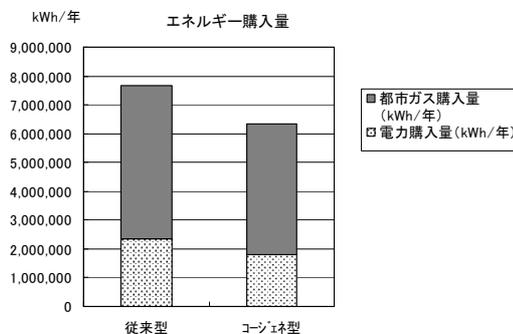


図 3.1 各ケースにおけるエネルギー購入量の算定結果

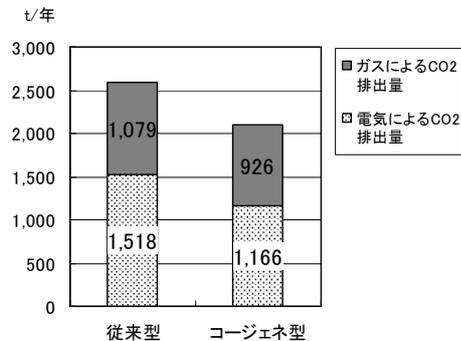


図 3.2 各ケースにおける CO₂ 排出量試算結果の比較

●5,000 人規模を想定した場合のエネルギー供給システム環境性および経済性

a) 検討条件

ここでは、前述の 500 戸(集合住宅)を対象としたエネルギー供給システムに対して、同システムのスケールメリットを検討するため、5,000 人規模(≒1,667 戸、3 人/戸)を想定した場合の環境性、経済性を検討した。

検討条件については、500 戸規模の場合をベースとし、発電機はバイオガス用の市販タイプで 332kw(発電効率 0.359、熱回収率 0.406)を想定した。

また、プラントの建設費については、メタン発生システム以外は、500 戸ベースの値を比例配分(約 3.3 倍)し、メタン発生装置についてはスケールメリットを勘案して 500 戸ベースの金額の 2.5 倍と仮定した。

b) 検討結果

5,000 人程度を対象としたシステムのエネルギー単価は、従来型で 15.3 円/kw、コージェネ型で 21 円/kw となり、集合住宅 500 戸のケースを想定した場合よりも若干安価となった。しかしながらその差は大きなものではなく、規模を 3 倍程度大きくした程度では、スケールメリットはほとんど現れない結果となった。

年間エネルギー需要については、500 戸ケースの場合と同様に、コージェネ型においてはプラント用の動力が必要となることから従来型に比べ若干(2%程度)エネルギー需要が増加する。一方、エネルギー購入量については、従来型に比べ電力で 73%、都市ガスで 85%、全体では 81%に削減できる結果となり、500 戸ケースに比べて削減率が若干大きくなった。

また、CO₂排出量については、電力からの発生量は従来型に比べ約73%、都市ガスからの発生量は約85%に削減される試算結果となった。

●デスポーザ導入によるごみ収集・ごみ処理への影響について

国土交通省では、平成13年度においてデスポーザを導入した場合のLCA手法を用いた影響評価を、15万人モデル都市を対象に検討を行っている(国土交通省, 2002)。前述のように本研究で想定した処理区の人口は約14万6千人とこのモデル地区と概ね同規模であることから、ここではこれらの結果を援用しつつ、

- ①デスポーザ導入によるごみ収集作業における環境性、経済性
- ②デスポーザ導入によるごみ処理(焼却)における環境性、経済性について検討を行った。

a) ごみ収集作業における環境性・経済性

本研究で想定した処理区の可燃ごみ排出量および可燃ごみ組成、性状を設定し、デスポーザ導入に伴うごみ収集量の減少に応じて収集車の走行距離が減少するものとし、ごみ収集量の変化に伴う、収集車の燃料使用量をつぎのとおり試算した。

デスポーザが100%普及することにより、ごみ収集量は約20%削減されるとともに、それによる収集車の燃料使用量は年間約9,000L節約されることとなる。

これによる環境性、経済性については、CO₂排出原単位を2.8743 kg-CO₂/L、軽油の価格を100円/Lとすると、CO₂削減量は年間25.9t、燃料代節約量は年間約90万円であり、環境性・経済性については無視できないもののCO₂削減量、燃料代削減量はさほど大きくないものとなった。

b) ごみ処理(焼却)における環境性、経済性の評価

また、前述した国土交通省(2002)によるモデル都市(人口約15万人)のケーススタディにおいては、デスポーザ導入によるごみ処理でのエネルギー使用量、CO₂排出量の変化を算出している。この結果を援用して、本研究で想定した処理区においても同様のごみ処理を行った場合のデスポーザ導入によるごみ処理における環境性・経済性を試算した。

この結果、エネルギー削減量は3,909 GJ/年、CO₂削減量は329 t-CO₂/年であり、デスポーザ導入によって厨芥はすべて下水道に排出されエネルギー利用されることから、ごみ処理量そのものが削減される一方で、低位発熱量は増加しごみ発電によるエネルギー回収量は増大し、普及なしの場合に比べエネルギー削減量、CO₂削減量も一定程度期待できる結果となっている。

参考文献

- 下水道多目的活用研究会(1997). 下水道最先端—下水道の多目的活用—, 理工図書.
- 資源エネルギー庁(1999). 総合エネルギー統計平成11年度版, 通商産業研究社.
- 省エネルギーセンター(1999). 省エネルギー便覧, (財)省エネルギーセンター.
- 運輸省(1999). 運輸関係エネルギー便覧平成11年度版.
- 元田欽也, 大山長七郎(1999). わかりやすい廃棄物処理・リサイクルの実務計算.
- 吉本秀幸(1999). 大都市生活のライフサイクルエネルギー, (社)資源協会.
- エネルギー・資源学会(1997). エネルギー・資源ハンドブック.
- 省エネルギーセンター(2003). エネルギー・経済統計要覧, (財)省エネルギーセンター.
- 日本下水道協会(2002). 下水道統計行政編, (社)日本国土交通省年・地域整備局下水道部.
- 国土交通省(2002). デスポーザー普及時の影響判定の考え方(案), 国土交通省年・地域整備局下水道部、国土技術政策総合研究所下水道研究部.
- 国土交通省(2004). 流域管理を進めるために、流域管理小委員会中間報告, 下水道政

策研究委員会, 国土交通省年・地域整備局下水道部, 社) 日本国土交通省年・地域整備局下水道部.

(2)研究成果の今後期待される効果

今後の下水道システムは、これまでの汚水処理や雨水排除にとどまらず、都市の様々な問題の改善・解決に役立つハイブリッド下水道システムとして生まれ変わる可能性を十分に有しており、またそのように変わるべきである。とりわけ、都市部においてはヒートアイランド現象、空調用などのエネルギー大量消費、水辺などの潤いの消失など今後の都市のあり方を考えた場合、21世紀に入った現状でも決して豊かで質の高いものではない。都市といった比較的地域的に限定された問題から地球温暖化問題まで幅広く貢献するのが本研究で提案している一元化下水道システムであり、その責務は重大である。国においても、「流域管理を視野に置いた下水道政策の展開」をテーマとし、下水道の有する機能の拡充などを図る「下水道部 11 プロジェクト」を検討している。本研究で提案している一元化下水道システムは、これらのプロジェクトを具体的に展開していく上で多くの有用な知見を提供できると思われる。

本研究では、ディスポーザと浮遊固形物回収技術、高効率メタン発酵技術などに関する研究成果を踏まえ、汚水処理、廃棄物処理(生ごみ)、エネルギー供給、雑用水供給など種々の機能を一元化した次世代型下水道システムを提案し、従来型システムとの比較により主としてエネルギーに着目し本システムの経済性、環境性を定量的に評価した。一元化下水道システムの機能は、多方面にわたることから、本来はこれらの機能を含めて経済性、環境性を評価すべきであり、この点が本研究の大きな課題である。この点も含め、一元化下水道システムの実現化に向けて引き続き検討すべき課題を整理すると、つぎのとおりである。

- ① バイオガスコージェネシシステムの経済性を成立させるためのプラント建設費の抑制方策の検討
- ② 一元化下水道システムの全機能を対象とした LCA 手法による経済性・環境性の検討
- ③ 新たな政策立案も含めた一元化下水道システム整備に向けた事業推進方策の検討
- ④ より効果的なシステム構築に向けた実スケールでの社会実験的事業の推進 など

3. 4 本研究成果のまとめと一元化下水道システムの実現に向けたロードマップ

以上のように、本研究では、各要素技術について、実用化に必要な情報を提示することができ、それらを組み合わせた一元化下水道システムについて、エネルギー、物質循環や地球温暖化の観点からも有効であることが示された。得られた結果を基にした1つのシステムフローとそれによる効率率は以下の通りである(図 4.1)。

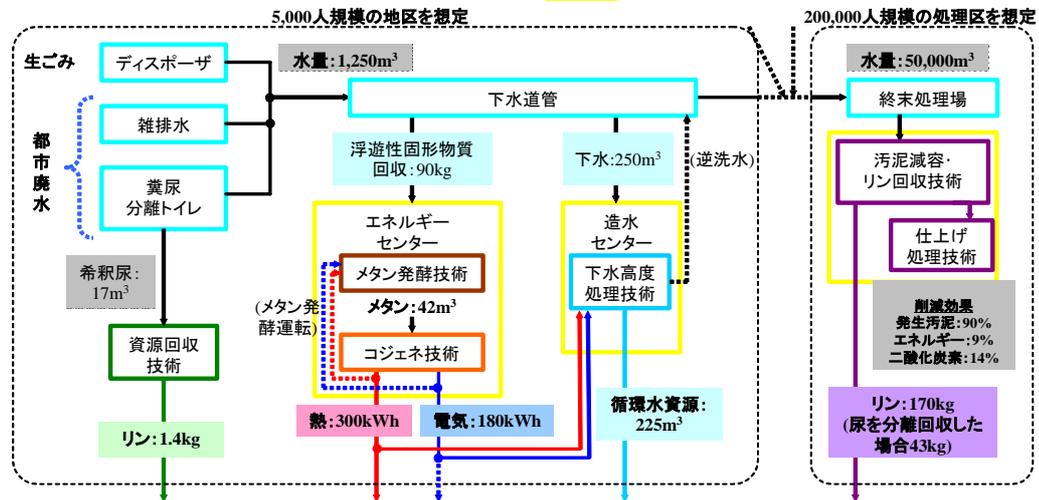


図 4.1 得られた結果を基にした 1 つのシステムフローとそれによる効率(1 日あたり)

また、一元化下水道システムの実現に向けたロードマップを以下に述べる。

(1) 各要素技術の実証実験

各要素技術について、実廃水・廃棄物を対象とした実証実験を行い、負荷や流入組成の変動、季節による影響、長期間の安定性、運転管理上の問題点、費用などの観点から実用化に向けた最終確認を行う。

(2) 各要素技術の導入

一元化下水道システム全体にこだわらず、各要素技術について、個別に適切な箇所において設置する。例えば、

- ・ 尿尿分離トイレと窒素・リンなどの資源回収技術、高温高負荷メタン発酵技術、効率的・省エネルギー型高度処理技術、汚泥発生抑制・リン回収型処理技術などを単独で建設
- ・ 集合住宅地や下水道供用区域の中の一部地域でのディスポーザの普及を考え、ポンプ場など下水配管の途中で固形性有機物や水資源を回収するディスポーザ対応下水道の導入する

といった導入方法も可能である。

(3) システムの導入

住宅団地などの新規建設地域や下水道などの更新を行う地域で、社会経済的評価を行いながら一元化下水道システム全体の導入を目指す。

(4) ディスポーザが利用できない地域での対応

下水汚泥を基質とした高温メタン発酵も可能であることが示されたので、ディスポーザが利用できない地域でも本システムの理念は適用可能である。

現時点で、本研究の成果に基づいて、単独で稼働する実施設が、高温高負荷メタン発酵技術(50 t/d 規模)や効率的・省エネルギー型高度処理技術(1,400 t/d 規模)についてそ

れぞれ建設され、運転を開始している。今後、実施設からのデータが集積することで、一元化下水道システムの実現がより近づくものと期待している。

4 研究参加者

①清水芳久グループ（糞尿分離型トイレと窒素・リンなどの資源回収技術の研究）

氏名	所属	役職	研究項目	参加時期
清水 芳久	京都大学工学研究科	助教授	糞尿分離型トイレと窒素・リンなどの資源回収技術	平成12年12月～平成18年3月
松井 三郎	京都大学地球環境学堂	教授	糞尿分離型トイレと窒素・リンなどの資源回収技術	平成12年12月～平成18年3月
松田 知成	京都大学地球環境学堂	助教授	糞尿分離型トイレと窒素・リンなどの資源回収技術	平成12年12月～平成18年3月
長坂 俊樹	前澤工業（株）		糞尿分離型トイレと窒素・リンなどの資源回収技術	平成13年4月～平成18年3月
服部 一美	京都大学工学研究科	研究補助員(元チーム事務員)	糞尿分離型トイレと窒素・リンなどの資源回収技術	平成14年4月～平成18年3月

②津野洋グループ（一元化下水道システム技術開発の研究 効率的・省エネルギー型高度処理技術の研究 汚泥発生抑制・リン回収型処理技術の研究）

氏名	所属	役職	研究項目	参加時期
津野 洋	京都大学工学研究科	教授	一元化下水道システム技術開発 効率的・効率的・省エネルギー型高度処理技術 汚泥発生抑制・リン回収型処理技術	平成12年12月～平成18年3月
永原 茂	大阪府土木部	課長補佐	一元化下水道システム技術開発	平成14年4月～平成18年3月
尾崎 博明	大阪産業大学工学部	教授	一元化下水道システム技術開発	平成12年12月～平成18年3月
小松 敏宏	(株)クボタ	担当課長	一元化下水道システム技術開発	平成12年12月～平成18年3月
大濱 隆司	大阪ガス（株）		一元化下水道システム技術開発	平成15年4月～平成18年3月
洪 鋒	京都大学工学研究科	研究補助員	一元化下水道システム技術開発	平成13年4月～平成17年3月

千 智勲	京都大学工学 研究科	研究補助 員	一元化下水道システム 技術開発	平成15年4月～ 平成17年10月
楠田 浩雅	川崎重工業 (株)	主事	一元化下水道システム 技術開発	平成16年4月～ 平成18年3月
香西 幸男	川崎重工業 (株)	環境担当 部長	一元化下水道システム 技術開発	平成16年4月～ 平成18年3月
石川 進	前澤工業(株)	課長代理	一元化下水道システム 技術開発	平成13年4月～ 平成18年3月
柿井 一男	宇都宮大学工 学部	教授	一元化下水道システム 技術開発	平成14年4月～ 平成18年3月
河村 正純	京都大学工学 研究科	CREST 研 究員	一元化下水道システム 技術開発	平成17年4月～ 平成17年10月
藤井 滋穂	京都大学工学 研究科	教授	効率的・省エネルギー 型高度処理技術	平成12年12月～ 平成18年3月
日高 平	京都大学工学 研究科	助手	効率的・省エネルギー 型高度処理技術	平成12年12月～ 平成18年3月
赤尾 聡史	京都大学工学 研究科	研究補助 員	効率的・省エネルギー 型高度処理技術	平成16年4月～ 平成18年3月
山田 春美	京都大学工学 研究科	助教授	汚泥発生抑制・リン回 収型処理技術	平成12年12月～ 平成18年3月
越川 博元	龍谷大学理工 学部	助教授	汚泥発生抑制・リン回 収型処理技術	平成12年12月～ 平成17年3月
益田 光信	(株) タクマ	部長	汚泥発生抑制・リン回 収型処理技術	平成12年12月～ 平成18年3月
藤田 雅人	(株) タクマ	部長	汚泥発生抑制・リン回 収型処理技術	平成12年12月～ 平成18年3月
入江 直樹	(株) タクマ	課長	汚泥発生抑制・リン回 収型処理技術	平成16年4月～ 平成18年3月
永禮 英明	京都大学工学 研究科	講師(元 CREST 研 究員)	汚泥発生抑制・リン回 収型処理技術	平成13年4月～ 平成18年3月
朴 鏞珍	京都大学工学 研究科	CREST 研 究員(元研 究補助員)	一元化下水道システム 技術開発	平成14年4月～ 平成17年3月 平成17年6月～ 平成17年10月
山下 稚代	京都大学工学 研究科	チーム事 務員		平成14年4月～ 平成18年3月
大島 秀晴	(株) クボタ	副部長	一元化下水道システム 技術開発	平成12年12月～ 平成13年10月
上田 進一	大阪ガス(株)	課長	一元化下水道システム 技術開発	平成12年12月～ 平成13年12月
中須賀 剛三 郎	大阪府土木部		一元化下水道システム 技術開発	平成13年4月～ 平成14年3月

町井 令尚	大阪ガス (株)	次長	一元化下水道システム 技術開発	平成12年12月～ 平成15年3月
井上 梅夫	(株) タクマ	部長	汚泥発生抑制・リン回 収型処理技術	平成14年4月～ 平成15年3月
朴 魯錫	京都大学工学 研究科	CERST 研 究員	汚泥発生抑制・リン回 収型処理技術	平成14年11月～ 平成16年1月
中野 一郎	(株) クボタ	副部長	一元化下水道システム 技術開発	平成13年10月～ 平成16年3月
澤井 正和	川崎重工業 (株)	参与	一元化下水道システム 技術開発	平成13年4月～ 平成16年3月
久保田 孝	(株) タクマ	部長	汚泥発生抑制・リン回 収型処理技術	平成15年4月～ 平成16年12月
鄭 普宇	京都大学工学 研究科	研究補助 員	効率的・省エネルギー 型高度処理技術	平成13年10月～ 平成17年1月

③宗宮功グループ (一元化下水道システムの社会経済的評価の研究)

氏名	所属	役職	研究項目	参加時期
宗宮 功	龍谷大学理工 学部	教授	一元化下水道システム の社会経済的評価	平成12年12月～ 平成18年3月
岸本 直之	龍谷大学理工 学部	助教授	一元化下水道システム の社会経済的評価	平成15年4月～ 平成18年3月
津野 洋	京都大学工学 研究科	教授	一元化下水道システム の社会経済的評価	平成12年12月～ 平成18年3月
菅野 悦次	大阪市都市環 境局	課長	一元化下水道システム の社会経済的評価	平成15年10月～ 平成18年3月
檜物 良一	大阪府土木部	総括主査	一元化下水道システム の社会経済的評価	平成14年4月～ 平成18年3月
大野 吉伸	(財)大阪科学 技術センター	部長	一元化下水道システム の社会経済的評価	平成15年4月～ 平成18年3月
糸賀 良悦	(株)日建設計	主管	一元化下水道システム の社会経済的評価	平成12年12月～ 平成18年3月
福寿 真也	(株)日建設計	部長	一元化下水道システム の社会経済的評価	平成14年4月～ 平成18年3月
山本 高弘	大阪都市環 境局	係長	一元化下水道システム の社会経済的評価	平成16年9月～ 平成18年3月
野中 昭彦	(株)日建設計		一元化下水道システム の社会経済的評価	平成12年12月～ 平成13年
川口 満	(財)大阪科学 技術センター		一元化下水道システム の社会経済的評価	平成12年12月～ 平成13年12月
牛川 和彦	(財)大阪科学 技術センター		一元化下水道システム の社会経済的評価	平成14年1月～ 平成14年3月
古川 清	大阪市都市環 境局		一元化下水道システム の社会経済的評価	平成14年4月～ 平成15年9月

小池 哲夫	大阪府土木部		一元化下水道システム の社会経済的評価	平成12年12月～ 平成14年3月
岡 憲司	(財)大阪科学 技術センター		一元化下水道システム の社会経済的評価	平成14年4月～ 平成15年3月
大嶋 健	(財)大阪科学 技術センター		一元化下水道システム の社会経済的評価	平成12年12月～ 平成16年3月

5 成果発表等

(1)論文発表 (国内11件、海外8件)

- 日高 平, 津野 洋, 岸本 直之, 中本 正明:前凝集・生物膜ろ過反応器とその運転制御法の開発, 土木学会誌論文集 No.713/VII-24, pp.159-170, 2002.
- 日高 平, 津野 洋, 鄭 晋宇, 岸本 直之, 織田 稔幸:生物膜ろ過反応器での前凝集汚泥活用に関する研究, 下水道協会誌論文集, Vol.40, No.487, pp.103-116, 2003.
- Hidaka T., Tsuno H. and Kishimoto N.:Advanced treatment of sewage by pre-coagulation and biological filtration process, Water Research. Vol.37, pp.4259-4269, 2003.
- 洪 鋒, 津野 洋, 日高 平, 千 智勲:1日1回給餌操作での高濃度高温メタン発酵の生ごみ処理への適用性と操作因子に関する研究, 環境工学研究論文集, Vol.40, pp.333-342, 2003.
- Taira Hidaka, Hiroshi Tsuno:Development of a biological filtration model applied for advanced treatment of sewage, Water Research, Vol. 38/2, pp. 335-346, 2004.
- Tsuno H., Hidaka T. and Nakamoto M.:Development of pre-coagulation and bio-filtration process for advanced treatment of sewage, Wat. Sci. Tech. Wat. Sup., Vol.4, No.1, pp.13-22, 2004.
- 洪 鋒, 津野 洋, 日高 平, 千 智勲:1日1回給餌操作での生ごみの高温メタン発酵特性に関する研究, 廃棄物学会論文誌別冊, Vol.15, No.5, pp.381-388, 2004.
- 原田英典, 清水芳久, 宮越 優, 松井三郎, 松田知成, 長坂俊樹:尿中リン回収のためのMAP生成反応の平衡モデルによる予測, 水環境学会誌, Vol.28, No.3, pp191-196, 2005.
- W. Saktaywin, H. Tsuno, H. Nagare, T. Soyama, J. Weerapakkaroon:Advanced sewage treatment process with excess sludge reduction and phosphorus recovery, Water Research, Vol. 39, 902-910, 2005.
- Yongjin PARK, Hiroshi TSUNO, Taira HIDAKA, and Jihoon CHEON:Effect of thermal pretreatment of sewage sludge on solubilization and thermophilic anaerobic biodegradability, Advances in Asian Environmental Engineering, Vol.4, No.1, pp.43-52, 2005.
- 津野 洋, 日高 平, 朴 鏞珍, 千 智勲, 朴 賛祐:デイスパーザー対応下水道における嫌気性消化のための固形物回収技術の検討, 下水道協会誌論文集, Vol.42, No.514, pp.143-152, 2005.
- 鄭 晋宇, 日高 平, 津野 洋:付着生物膜ろ過モデルを用いた三次処理用生物膜ろ過反応器の処理特性と設計・操作因子に関する研究, 水環境学会誌, Vol.28, No.9, pp.581-588, 2005.
- 赤尾 聡史, 津野 洋:半連続培養による未滅菌生ごみからの高光学純度 L-乳酸の生成, 環境工学研究論文集, Vol.42, pp.539-544, 2005.
- 嶋田真至, 高橋典利, 柴田 聡, 井上梅夫, 津野 洋, 日高 平:下水汚泥の嫌気性消化ガスからのマイクロタービンによるエネルギー回収技術の開発, 下水道協会誌論文集, Vol.43, No519, pp.102-113, 2006.
- 嶋田真至, 高橋典利, 井上梅夫, 日高 平, 津野 洋:都市生ごみの嫌気性消化ガスからのマイクロタービンによるエネルギー回収技術の開発, 下水道協会誌論文集, Vol.43, No519, pp.114-122, 2006.

- Jinwoo Jeong, Taira Hidaka, Hiroshi Tsuno, Toshiyuki Oda: Development of biological filter as tertiary treatment for effective nitrogen removal, Water Research, (掲載決定).
- 原田英典、佐藤大介、宮越優、松田知成、松井三郎、清水芳久: 尿尿分離トイレを用いた尿からのMAP回収プラントの開発, 水環境学会誌, 投稿中.
- Y.J. Park, H. Tsuno, T. Hidaka and J. H Cheon: EVALUATION OF OPERATIONAL PARAMETERS ON PERFORMANCE OF THERMOPHILIC ACID FERMENTATION OF GARBAGE, Water Research, 投稿中.
- YongJin Park, Hiroshi Tsuno, Feng Hong, Taira Hidaka, JiHoon Cheon: TWO-PHASE THERMOPHILIC ANAEROBIC METHANE FERMENTATION FOR THE TREATMENT OF GARBAGE, Water Research, 投稿中."

(2)口頭発表(国際学会発表及び主要な国内学会発表)

①招待、口頭講演(国内28件、海外18件)

- 洪 鋒, 日高 平, 津野 洋: 生ごみの高温メタン発酵での負荷条件, 日本水環境学会関西支部第3回研究発表会・市民シンポジウム講演集, pp.29-32, 2001.
- 津野 洋, 洪 鋒, 日高 平: 生ゴミの高温メタン発酵特性に関する研究, 有機性廃棄物の水素・メタン発酵に関する国際シンポジウム, pp.41-46, 2002.
- 日高 平, 津野 洋, 岸本 直之, 中西 嘉則: 前凝集・生物膜ろ過反応器でのメタノール添加による窒素除去, 第39回下水道研究発表会講演集, pp.605-607, 2002.
- 永礼英明, ルヤ・タスリ, ジーラニー・ウィラパッカロン, 津野 洋: 余剰汚泥のオゾン分解とリン回収に関する基礎的研究, 日本オゾン協会年次研究講演会講演集, 12, pp.116-119, 2002.
- Hideaki NAGARE, Hiroshi TSUNO, Jeeranee Weerapakkaron: Excess sludge reduction and phosphorus recovery by incorporating ozonation in wastewater treatment process, Seminar of JSPS-MOE Core University Program on Urban Environment, pp. 125-130, 2002年10月2日.
- Hiroshi Tsuno, Feng Hong and Taira Hidaka: Performance of Thermophilic Methane Fermentation of Garbage, Proceedings of the 12th KAIST-KYOTO-NTU-NUS Symposium on Environmental Engineering, pp.251-260, 2002.
- H. Tsuno, T. Hidaka, N. Kishimoto, M. Nakamoto: Development of pre-coagulation and bio-filtration process for advanced treatment of sewage, Proceedings of Creative Water and Wastewater Treatment Technologies for Densely Populated Urban Areas, Proceedings of Creative Water and Wastewater Treatment Technologies for Densely Populated Urban Areas, Hong Kong, pp.17-26, 2002.
- 半田 知巳, 鄭 晋宇, 日高 平, 津野 洋, 岸本 直之, 織田 稔幸: 前凝集・生物膜ろ過反応器を用いた下水の高速処理, 第37回水環境学会年会講演集, p.191, 2003.
- 山西義人, 石川 進, 柿井一男, 津野 洋: ディスポーザー普及に対応した前段固液分離について, 第40回下水道研究発表会講演集, pp.234-236, 2003.
- 日高 平, 千 智勲, 津野 洋, 朴 賛祐: ディスポーザー処理排水の固液分離特性に関する研究, 第40回下水道研究発表会講演集, pp.237-239, 2003.
- 石川 進, 山西義人, 柿井一男, 津野 洋: ディスポーザー破砕液を含む下水汚泥のメタン発酵特性について, 第40回下水道研究発表会講演集, pp.249-251, 2003.
- 鄭 晋宇, 半田 知巳, 日高 平, 岸本 直之, 津野 洋, 織田 稔幸: 前凝集・生物膜ろ過反応器を用いた雨天時放流対処型処理法の開発, 第40回下水道研究発表会講演集, pp.382-384, 2003.
- 竹島 大祐, 鄭 晋宇, 日高 平, 岸本 直之, 津野 洋, 織田 稔幸: 下水三次処理法としての生物膜ろ過反応器の開発, 第40回下水道研究発表会講演集, pp.832-834, 2003.
- 永礼英明, 津野 洋, J. Weerapakkaron, S. Wilasinee: オゾン処理における汚泥不活性化と可溶化汚泥の生分解性, 第40回下水道研究発表会講演集, pp.874-876, 2003.
- 朴 鏞珍, 津野 洋, 日高 平, 朴 賛祐: 生ごみの2段高温嫌気性メタン発酵に関する研究,

- 第 40 回下水道研究発表会講演集, pp.1036-1038, 2003.
- 千 智勲, 洪 鋒, 津野 洋:生ゴミの高温メタン発酵の特性に関する研究, 第 40 回下水道研究発表会講演集, pp.1054-1056, 2003.
- H. Tsuno, T. Hidaka:TREATMENT MECHANISMS IN BIOLOGICAL FILTRATION APPLIED TO ADVANCED WASTEWATER TREATMENT, Asian Waterqual 2003 conference, Bangkok, 2Q2B03, 2003.
- Feng HONG, Jihoon CHEON, Hideaki NAGARE, Taira HIDAKA, Hiroshi TSUNO:Methane Fermentation of the Mixture of Kitchen Garbage and Primary Sedimentation Sludge, The 5th Seminar of JSPS-MOE Core University Program on Urban Environment, Shanghai, P.R. China, pp.181-188, 2003.
- S. Wilasinee, H. Tsuno, H. Nagare, T. Soyama, J. Weerapakkaron:Influence of ozonation on dissolution and biological activity for different sources of sludge, 第 38 回日本水環境学会年会講演集, p.49, 2004.
- 山西義人, 石川進, 柿井一男, 津野洋:ディスポーザー破碎厨芥を含む下水の分離濃縮性と分離汚泥の消化特性について, 第 38 回日本水環境学会年会講演集, p.326, 2004.
- Hiroshi TSUNO, Taira HIDAKA:Development of resource recycling type urban wastewater and solid waste processing system, Proceedings of the 13th KAIST-KYOTO-NTU-NUS Symposium on Environmental Engineering, pp.1-9, 2004.
- Yongjin PARK, Taira HIDAKA, Hiroshi TSUNO, Jihoon CHEON:Effect of thermal pretreatment of a sewage sludge on slubilization and Anaerobic biodegradability, Proceedings of the 13th KAIST-KYOTO-NTU-NUS Symposium on Environmental Engineering, pp.39-50, 2004.
- Jinwoo JEONG, Hiroshi TSUNO, Taira HIDAKA, Daisuke TAKESHIMA:Biological filtration for effective nitrogen removal as tertiary treatment of sewage, Proceedings of the 13th KAIST-KYOTO-NTU-NUS Symposium on Environmental Engineering, pp.170-178, 2004.
- Taira HIDAKA, Hiroshi TSUNO:Nitrogen and phosphorus removal by pre-coagulation and biological filtration, Proceedings of the 13th KAIST-KYOTO-NTU-NUS Symposium on Environmental Engineering, pp.201-210, 2004.
- 津野 洋, 宗宮 功, 清水 芳久, 永禮 英明, 日高 平:資源循環・エネルギーミニマム型システム技術:資源回収型の都市廃水・廃棄物処理システム技術の開発, 環境衛生工学研究, Vol.18, No.3, pp.47-52, 2004.
- 日高 平, 鄭 晋宇, 津野 洋, 織田 稔幸:生物膜ろ過反応器における保持微生物特性の検討, 第 41 回下水道研究発表会講演集, pp.197-199, 2004.
- 鄭 晋宇, 日高 平, 津野 洋, 朝平 晃章, 織田 稔幸:生物膜ろ過反応器を用いた高度窒素除去法の開発, 第 41 回下水道研究発表会講演集, pp.834-836, 2004.
- 朴 鏞珍, 千 智勲, 津野 洋, 日高 平:下水汚泥の有機酸発酵特性に関する研究, 第 41 回下水道研究発表会講演集, pp.837-839, 2004.
- 松原 秀憲, 朴 鏞珍, 千 智勲, 津野 洋, 日高 平:下水生汚泥と生ごみの混合有機酸発酵特性に関する研究, 第 41 回下水道研究発表会講演集, pp.1032-1034, 2004.
- Y. J. Park, H. Tsuno, T. Hidaka, F. Hong and J. H. Cheon:Evaluation of two-phase thermophilic anaerobic methane fermentation for the treatment of garbage, Anaerobic Digestion 2004, 10th World Congress, Montreal, Canada, Proceedings Volume 1, pp.515-521, 2004.
- 千 智勲, 岩倉 一生, 越川 博元, 洪 鋒, 朴 鏞珍, 田中 宏明, 津野 洋:生ゴミの高温嫌気性発酵槽における微生物群集解析, 第 7 回日本水環境学会シンポジウム, 2004.
- J. Jeong, T. Hidaka, H. Tsuno, D. Takeshima, T. Oda:Development of biological filtration process for effective nitrogen removal as tertiary treatment of sewage, 4th IWA World Water Congress and Exhibition Proceedings, Marrakech, p.116612, 2004.
- 早山恒成, 津野 洋, 永禮英明, Wilasinee Saktaywin:LCA を用いた汚泥削減リサイクル型生物学的処理法の評価, 第 39 回日本水環境学会年会講演集, p.147, 2005.
- Wilasinee Saktaywin, Hiroshi Tsuno, Hideaki Nagare, Tsunenari Soyama:Performance of a novel

- sewage treatment technology for excess sludge reduction and phosphorus recovery, 第 39 回日本水環境学会年会講演集, p.404, 2005.
- Satoshi AKAO, and Hiroshi TSUNO: Production of L-lactic acid from garbage by thermophilic fermentation, Proceedings of the 14th KAIST-KYOTO-NTU-NUS Symposium on Environmental Engineering, pp.41-47, 2005.
- J. CHEON, H. KOSHIKAWA, H. TSUNO, H. TANAKA and T. HIDAKA: Microbial diversities based on 16S rDNA in methane fermentation bioreactors of garbage, 1st IWA-ASPIRE (Asia Pacific Regional Group) Conference, Singapore, 12A-1, 2005.
- 千 智勲, 越川 博元, 朴 鏞珍, 津野 洋, 日高 平: 16SrDNA に基づく生ごみの高温・中温酸発酵槽の微生物群集解析, 第 42 回下水道研究発表会講演集, pp.190-192, 2005.
- 朴 鏞珍, 日高 平, 津野 洋, 千 智勲: 高温菌を用いた生ごみの可溶化に関する研究, 第 42 回下水道研究発表会講演集, pp.193-195, 2005.
- 日高 平, 鄭 晋宇, 津野 洋, 北山 憲: 生物膜ろ過反応器を用いた高度窒素除去法の高負荷運転, 第 42 回下水道研究発表会講演集, pp.834-836, 2005.
- Wilasinee Saktaywin, Hiroshi Tsuno, Hideaki Nagare, Tsunenari Soyama: Operation of a new sewage treatment process with technologies of excess sludge reduction and phosphorus recovery, 第 42 回下水道研究発表会講演集, pp.238-240, 2005.
- Y. Park, H. Tsuno, T. Hidaka, H. Matsubara: Evaluation of pretreatment methods of sewage sludge on anaerobic digestion: Thermal pretreatment and co-digestion with garbage, Proceedings of 4th International Symposium Anaerobic Digestion of Solid Waste Copenhagen, Vol.1, pp.179-186, 2005.
- 朴 鏞珍, 津野 洋, 日高 平, 千 智勲: 嫌気性メタン発酵の前処理として有機酸発酵の評価, 第8回日本水環境学会シンポジウム, 2005.
- W. Saktaywin, H. Tsuno, H. Nagare, T. Soyama : Operation of a New Sewage Treatment Process with Technologies of Excess Sludge Reduction and Phosphorus Recovery , Proceedings of IWA Specialized Conference Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams, 2005.
- J. CHEON, S. MORI, H. KOSHIKAWA H. TSUNO, H. TANAKA, T. HIDAKA: Microbial Community Composition in Anaerobic Digesters as Determined by Small-Subunit rDNA Sequence Analysis, The 9th-10th joint seminar of JSPS-MOE core university program on urban environment, 2005, 10. 20-21, pp.105-116.
- Satoshi AKAO, and Hiroshi TSUNO: Semi-continuous L-lactic fermentation of garbage without sterile condition, Proceedings of Seminar on Appropriate Waste Management for Establishing Zero Discharge System, JSPS-VCC Core University Program, Kuala Lumpur, Malaysia, pp.45-57.
- T. Hidaka, J. Jeong, H. Tsuno: High loading and long term operation for development of compact nitrogen-removing biological filter, 7th IWA Specialty Conference on Small Water and Wastewater Systems, Mérida, Mexico, March 7 - 10, 2006 (発表予定)

②ポスター発表 (国内 6 件、海外 1 件)

- Taira Hidaka, Hiroshi Tsuno, Kyeong-Ho Lim and Naoyuki Kishimoto: Development of a Pre-Coagulation and Biological Filtration Process for Advanced Treatment of Sewage, Enviro 2002 Convention & Exhibition and IWA 3rd World Water Congress, E20750A, 2002.
- 洪 鋒, 津野 洋: 高温メタン発酵による有機性廃棄物の処理, 平成 16 年度 瀬戸内海研究フォーラム in 京都, 2004.
- 朴 鏞珍, 津野 洋, 日高 平: 生ゴミの高温二段嫌気性メタン発酵システムの開発, 平成 16 年度 瀬戸内海研究フォーラム in 京都, 2004.
- 千 智勲, 岩倉 一生, 越川 博元, 洪 鋒, 朴 鏞珍, 田中 宏明, 津野 洋: 生ゴミの高温嫌気性発酵槽における微生物群集解析, 平成 16 年度 瀬戸内海研究フォーラム in 京都,

2004.

鄭 晋宇, 日高 平, 津野 洋, 織田 稔幸:生物膜ろ過反応器による高度窒素除去法の開発,
平成 16 年度 瀬戸内海研究フォーラム in 京都, 2004.

赤尾 聡史, 津野 洋:生ごみの L-乳酸発酵法, 平成 17 年度 瀬戸内海研究フォーラム in 奈良, 2005.

Wilasinee Saktaywin, Hiroshi Tsuno, Hideaki Nagare and Tsunenari Soyama:Performance of
advanced sewage treatment process with excess sludge reduction and phosphorus recovery, 平
成 17 年度 瀬戸内海研究フォーラム in 奈良, 2005.

(3)特許出願

①国内出願 (2件)

1.

発明の名称:生物膜ろ過システム

発 明 者:津野 洋、田中俊博

出 願 人:科学技術振興事業団、株式会社荏原製作所

出 願 日:平成 13 年 9 月 13 日

出願番号 :特願 2001-220985

2.

発明の名称:尿尿分離により尿から有価物を効率よく回収する方法の開発

発 明 者:(代表)松井 三郎

出 願 人:科学技術振興事業団、前澤工業(株)

出 願 日:平成 15 年 6 月 6 日

出願番号 :特願 2003-161617

その他 0 件

②海外出願 (0 件)

その他 0 件

(4)受賞等

①受賞

*日高 平, 鄭 晋宇, 岸本 直之, 織田 稔幸

「生物膜ろ過反応器での前凝集汚泥活用に関する研究」

下水道協会誌 論文奨励賞受賞. 2004

*日高 平

「前凝集・生物膜反応器による下水高度処理法の開発」

前田工学賞・山田一字賞. 2004

*津野 洋, 宗宮 功, 清水芳久, 永禮英明, 日高 平

「資源循環・エネルギーミニマム型システム技術:資源回収型の都市廃水・廃棄物
処理システム技術の開発」

京都大学環境衛生工学研究会優秀プロジェクト賞. 2004

②新聞報道

「下水汚泥からのリン回収」毎日新聞、平成 17 年 3 月 22 日

③取得博士号

- 日高 平「前凝集・生物膜反応器による下水高度処理法の開発」平成 14 年 3 月
 朴 賛祐「Effective Organic Acid Fermentation of Garbage by Isolated Bacteria」平成 16 年 11 月
 鄭 晋宇「Development of biological filtration process for effective advanced treatment of sewage」平成 17 年 1 月
 洪 鋒「生ごみの高温嫌気性消化におけるメタンガスの発生特性に関する研究」平成 17 年 3 月
 朴 鏞珍「Effect of Design and Operational Parameters on Performance of Thermophilic Two-Phase Anaerobic Digestion」平成 17 年 3 月
 Saktaywin, Wilasinee「DEVELOPMENT OF ADVANCED SEWAGE TREATMENT PROCESS WITH EXCESS SLUDGE REDUCTION AND PHOSPHORUS RECOVERY」平成 17 年 9 月

④その他

- 津野 洋：資源回収型の都市廃水・廃棄物処理システムの現状と展望，水環境学会誌，Vol. 27, No. 10, pp. 618-621, 2004.
 津野 洋：資源回収型の都市廃水・廃棄物処理システム技術の開発，エネルギー・資源，Vol. 26, No. 4, pp. 272-275, 2005.

(5)その他特記事項

- ・50 t/d 規模の押し出し式メタン発酵槽の実施設が建設された(京都府亀岡市)。
- ・1,400 t/d 規模の効率的・省エネルギー型高度処理技術実施設が建設された(神奈川県平塚市)。
- ・愛知万博の省エネルギー型廃水処理技術開発の実証実験プラントに一部活用されている。

6 研究期間中の主な活動

(1)ワークショップ・シンポジウム等

年月日	名称	場所	参加人数	概要
平成 13 年 1 月 12 日	チーム内打ち合わせ	京都大学工学研究科環境質制御研究センター	17 名	研究計画および研究説明
平成 13 年 4 月 20 日	チーム内打ち合わせ	同上	19 名	研究計画および研究説明
平成 14 年 2 月 26 日	チーム内打ち合わせ	同上	18 名	研究報告及び研究計画
平成 14 年 6 月 17 日	チーム内打ち合わせ	京都大学大学院工学部旧館	26 名	同上
平成 14 年 11 月 15 日	公開シンポジウム	京都教育文化センター	115 名	研究グループ発表、特別講演 他
平成 15 年 7 月 4 日	チーム内打ち合わせ	京都大学大学院工学部 5 号館	28 名	研究報告及び研究計画
平成 16 年 5 月 14 日	チーム内打ち合わせ	京都大学大学院工学部 5 号館	23 名	同上
平成 16 年 10 月 1 日	チーム内打ち合わせ	京都大学大学院工学部 5 号館	20 名	同上

平成 17 年 5 月 17 日	チーム内打ち合わせ	京都大学大学院 工学部 5 号館	2 1 名	同上
---------------------	-----------	---------------------	-------	----

(2) 招聘した研究者等

氏 名 (所属、役職)	招聘の目的	滞在先	滞在期間
Hang-Sik SHIN 先生 (韓国高等科学技術院 KAIST、教授)	公開シンポジウムにて招待講演	京 都 平 安 荘 (京都市左京区)	平成 14 年 11 月 14 日～16 日

7 結 び

本研究では、各要素技術について、実用化に必要な情報を提示することができ、それらを組み合わせた一元化下水道システムについて、エネルギーや物質循環の観点からも有効であることが示された。これより、設定した目標は十分に達成できたと考えている。

今後の展開としては、メタン発酵技術や効率的・省エネルギー型高度処理技術で実現しているように、個別に適切な箇所において、実施の実現を目指したい。また、新規の下水道建設地域で一元化下水道システムを適用することで、現場での情報収集が可能となる。機会があれば、各要素技術を組み合わせた場合の問題点などを検討しながら、本システムの議論をより深めたいと考えている。

本研究は、大学のみならず、地方自治体および企業の研究者とも共同で実施してきた。これより、実社会での適用性や実現可能性を議論することができ、社会に役立つ研究成果を提示できたと考えている。研究費について、本研究では、各処理場などの現場でも実施しており、試料の購入、装置の設置・改造・撤去など手続きの煩雑な費用が多数発生したものの、CREST 研究事務所に研究現場の事情をご理解いただき手続きを進めることができた。博士後期課程の学生の参加や若手研究者の雇用により、研究を進めることができ、また地方自治体および企業の研究者と交流する機会にも恵まれたので、大学内ではむずかしい若手研究者や学生に対する教育にも有意義であった。具体的なものとして、本研究により 6 名の博士号取得者を出し、さらに 2 名が博士課程の研究を進行中である。

以上のように、本プロジェクトにより、教育面、研究面、社会との関係など大学としての役割について有意義な成果が得られた。

最後に関係各位に、謝意を表します。

実験装置の写真



尿管分離システム



固形物回収(ろ過)



メタン発酵装置



マイクロタービン発電システム



生物膜ろ過反応器



汚泥発生抑制・リン回収型処理技術