特集・汚泥再生処理センターの動向

生ごみ・し尿汚泥の高効率メタン発酵技術 に関する基礎的検討

李 玉友*・佐々木 宏*
奥野 芳男*・関 廣二*・上垣内郁夫*

1. はじめに

近年、地球温暖化をはじめとする地球規模環境問題の顕在化や微量汚染物質に対する社会的関心の高まりに伴い、環境問題とその解決策は新たな展開をみせている。廃棄物処理技術に関しては従来の評価指標に加えて、温室効果ガスの削減、循環型社会の構築への貢献、ダイオキシンや環境ホルモンなどの二次的汚染物質排出の抑制などが新たな技術評価ポイントとして重要視されるようになってきている。このような社会的流れを受け、従来のし尿衛生処理事業は新たな技術革新を遂げるべく、平成10年度より、生ごみなどの処理機能を付加させメタン発酵によるエネルギー回収とコンポスト化による有価物質の回収を柱とする『汚泥再生処理センター』に変更されている。

し尿処理に限って言えば昭和30—40年代に嫌気性消化法が主流技術であった時代もあった。したがってし尿処理技術の変遷とその経緯を熟知している業界関係者は“今さら古いメタン発酵処理技術を復活させるか”といった疑念があるかもしれない。実はし尿処理業界で嫌気性消化法を敬遠しているここ20年間、メタン発酵の基礎的、応用的研究が大きな進歩を遂げており、処理効率の向上や運転管理の自動化など世界的研究開発の結晶を生かしたプロセスが次々と開発されている^{1,2)}。従来のものとは全く違う新世代型高濃度メタン発酵技術が近年ヨーロッパで多く登場し、生ごみや生物汚泥の有効な処理技術として数多くの実績が報告されている¹⁻³⁾。

『汚泥再生処理センター』に対応するメタン発酵はし尿処理汚泥と生ごみなどを処理対象とし、減量

化、エネルギー生産を目指しているので、高効率・高負荷の実現が重要である。一方、国内ではこれまで固形物高濃度メタン処理プラントの運転実績がなく、その技術の中身を十分把握できていない。そこで、当社では『汚泥再生処理センター』に対応する高効率メタン発酵基本技術の確立を目的として、投入濃度、滞留時間、負荷能力、汚泥と生ごみの混合率、温度などの設計・運転操作因子の影響について連続実験を用いた基礎的検討を行ってきた。ここにその成果の一部分をまとめ、従来のし尿消化、下水汚泥消化技術と比較しながら紹介する。

2. 実験材料および方法

2.1 生ごみの調製

最近のいくつかの詳細調査にもとづき本実験に用いた人工生ごみの組成を表1のように選定した¹⁾。前処理としては高速ブレンダーで粒径3 mm以下に微破碎してスラリー状にし、水道水を加えて所定のTS濃度に調整した。またし尿汚泥については膜分離型高負荷脱窒と塩化鉄による凝集沈澱プロセスの脱水汚泥である。

2.2 実験装置

実験装置の概略は図-1に示す。投入物は4℃の攪拌槽で貯蔵し、ローラーポンプで1日数回定量投入した。投入ポンプはタイマーコントローラで制御した。メタン発酵槽の全容量は8ℓで液体反応有効容積は5ℓであり、攪拌はガス循環ポンプにより行っている。また消化汚泥はガス循環ポンプの吸引力で気液分離槽に吸引され、そこで気液分離され、発酵廃液タンクに流出している。ガスは容量式ガスメーターで計量した。なおメタン発酵槽と気液分離槽の温度は温水ジャケットにより中温では $36 \pm 1^\circ\text{C}$ 、高温では $55 \pm 1^\circ\text{C}$ にそれぞれ維持した。

* アタカ工業(株) 開発本部・技術研究所
Yu-You Li, Hiroshi SASAKI, Yoshio OKUNO, Koji SEKI, Ikuo KAMIGOCHI

表 1 実験に用いた生ごみの組成¹⁾

本研究に用いた生ごみの組成			文献調査のデータ	
大分類 (湿重%)	組成	湿重含有率 (%)	家庭系	事業系
果物類 (30%)	リンゴ	10	平均 31% (15-45%)	4.4-29.7%
	グレープフルーツ (皮)	5		
	オレンジ (皮)	5		
	バナナ (皮)	10		
野菜類 (36%)	キャベツ	12	平均 36% (15-55%)	12.4-49.2%
	ジャガイモ	12		
	ニンジン	12		
肉・魚介・卵類 (14%)	挽肉	5	平均 14% (5-35%)	5.8-25.8%
	魚 (骨付き)	5		
	卵	4		
残飯類 (20%)	米飯	10	平均 19% (10-30%)	2.6-28%
	パン	5		
	うどん	2.5		
	中華麺	2.5		

2.3 実験条件と操作方法

実験内容と実験条件は表 2 にまとめた通り、大きく分けて 4 つの実験を行った。実験 1 では生ごみのメタン発酵に及ぼす投入濃度の影響を把握することを目的として、滞留時間を 15 日に固定して投入 TS 濃度を 5 % から 12 % まで段階的に向上させて検討した。実験 2 では中温と高温発酵特性に及ぼす滞留時間の影響を解明するために、生ごみとし尿汚泥を混合させ、投入 TS 濃度を 10 % に固定して滞留時間を 5 日から 30 日まで変化させて実験データを収集し

た。実験 3 では負荷能力を検討するため、生ごみを処理対象とし、TS 濃度を 10 % に固定して COD_{cr} 容積負荷を 5.0 から 31.8 kg/m³/日まで変化させて実験を行った。実験 4 では、生ごみとし尿汚泥の混合率の影響を検討するために投入 TS 濃度と滞留時間をそれぞれ 12 ~ 13 % と 15 日に固定し、し尿汚泥含有率を 0 % から 50 % まで変化させて中温と高温メタン発酵実験を実施した。

中温と高温メタン発酵用の種汚泥はそれぞれ下水汚泥の中温と高温嫌気性消化槽から採集した。各実

図一 1 本研究に用いたガス攪拌型連続実験装置の概略

表 2 実験条件のまとめ

項目	実験 1	実験 2	実験 3	実験 4
実験目的	投入濃度の影響	滞留時間の影響	負荷能力	し尿汚泥率の影響
実験材料	生ごみ	生ごみ+し尿汚泥	生ごみ	生ごみ+し尿汚泥
投入 TS 濃度	5-12%	10%	10%	12-13%
滞留時間 (HRT)	15 日	5~30 日	5~30 日	15 日
温度条件	高温	中温 vs 高温	中温 vs 高温	中温 vs 高温
CODcr 容積負荷 (kg/m ³ /d)	4.8~13.4	4.5~29.3	5.1~31.8	10~13.4
VS 容積負荷 (kg/m ³ /d)	3.2~7.0	2.8~18.3	3.0~17.8	6.6~7.2

験条件でHRTの3倍以上の運転期間を設けて、pH、ガス生成量、反応槽のVFA濃度、TS濃度等の指標から判断して定常状態に達したことを確認したうえで、3回以上詳細分析を実施してその平均値を各条件での代表値とした。分析方法などについては既報¹⁾の通りである。

3. 実験結果

3.1 実験1：投入TS濃度の影響

汚泥再生処理センターに対応するメタン発酵技術は生ごみとし尿処理関連の汚泥（脱水汚泥）を処理対象としている。システム全体の効率を高めるために、希釈水の使用、発酵槽の容量、エネルギー生産

率および排水の処理などを総合的に考えると、メタン発酵槽への投入濃度は可能な限り高く設定することが望ましい。しかし、高濃度メタン発酵に及ぼす投入TS濃度の影響をしっかりと検討した報告はなく、技術的に不明な点も多い。そこで、投入TS濃度5%~12%の範囲における発酵特性を把握するために、表2に示した実験1を行った。

図-2に生ごみの高温メタン発酵に及ぼす投入TS濃度の影響を示している。投入TS濃度は5%から12%まで高くしても、VSの分解率は75-80%の範囲、TS減量化率は70-75%の範囲で安定している。その結果、投入物1m³あたりのガス発生量（倍率）は図-2（b）の通り、投入TS濃度の増加とと

図-2 メタン発酵処理特性におよぼす投入TS濃度の影響（実験1，高温発酵実験例）

もに直線的に増大した。また、反応槽における TS 濃度は投入 TS 濃度に比例して高くなっており、投入 TS 濃度が15%としても反応槽内の濃度は4.1%しかない計算になるので、混合攪拌に問題はないと考えられる。しかし、メタン発酵にとって阻害物質である NH_4^+-N 濃度も投入 TS 濃度に比例して高くなる。本実験では投入濃度12%で NH_4^+-N 濃度が2900 mg/ℓに達し、VFA の顕著な蓄積がみられたので、 NH_4^+-N による部分的阻害が生じたと考えられる。このように、投入 TS 濃度の上限は攪拌や投入ポンプなどの機械的要素よりも反応生成物である NH_4^+-N の阻害濃度で制限される可能性が高い。とくに窒素含有率の高い廃棄物を処理する場合、この問題はより重要になる。なお、筆者ら^{4,5)}がこれまで報告した通り、生ごみの高温高濃度メタン発酵を行う場合、投入 TS 濃度が7.5%以上になると、微量栄養塩の添加が必要であった。

一方、欧米の研究例では投入 TS 濃度が15-30%と高くても都市ごみの高温メタン発酵は順調に運転できたが、反応槽内の NH_4^+-N 濃度はいずれも2500 mg/ℓ以下であった⁶⁻⁸⁾。その原因は欧米の都市ごみの性状は日本でいう生ごみのそれと大きく異なることにありと見られる。C/N 比で比較すると、本研究に用いた生ごみは14.7程度で、日本の厨芥ごみの C/N 比は一般的に10-15程度である⁹⁾のに対して、欧米の都市ごみの C/N 比は30-40と2～3倍ほど大きい。

3.2 実験2：滞留時間の影響

従来のし尿消化または下水污泥消化技術では、中温条件で30日の滞留時間が標準となっている^{10,11)}。下水污泥の高温消化では滞留時間は10-15日程度に短縮できると報告されている¹²⁾。本実験では中温と高温高濃度メタン発酵における滞留時間の影響を把握するため、生ごみとし尿污泥を9：1の比率(TSベース)で混合し、滞留時間を5日から30日まで変化させて投入 TS 濃度10%で連続実験を行った¹³⁾。図-3にVS分解率(a)、ガス生成率(b)、反応槽における NH_4^+-N 濃度(c)とVFA濃度(d)に及ぼす滞留時間と温度の影響を示す。この実験では NH_4^+-N 濃度はいずれの条件でも阻害濃度より低く2000 mg/ℓ以下であった。VFAについては高温条件で若干高いものの、メタン発酵に阻害を及ぼすほどのものではなかった。中温と高温両方とも滞留時間5日～30日の幅広い HRT 条件で安定運転できたが、VS分

図-3 中温および高温メタン発酵処理特性におよぼす滞留時間の影響(投入TS濃度10%, 生ごみとし尿污泥の混合比=TSベースで9:1)

解率は滞留時間の短縮とともに若干低下する傾向が見られた。動力的解析¹⁴⁾によれば、中温と高温条件における最大 VS 分解率はそれぞれ82.4%と83.9%でほぼ同じであるが、滞留時間30日ではそれぞれ

77.3%と83.9%であり、滞留時間5日では62.5%と73.5%となっている。このように滞留時間15日以上であれば中温と高温のVS分解率の差は5%以内に留まるが、滞留時間の短縮に伴いその差が広がっている。図-3(a)によれば、中温消化HRT30日でのVS分解率は高温条件ではわずかHRT10日で達成できる。すなわち、阻害影響さえなければ、高温発酵での反応速度が中温の倍以上早く、同じVS分解率を確保するのに必要な滞留時間は中温条件のその半以下で済むということになる。

3.3 実験3：負荷能力とガス発生容積効率

負荷の影響はCOD_{cr}容積負荷、COD_{cr}-SS負荷およびガス発生容積効率（単位体積あたりの1日のガス生成容量）の3つの指標で評価できる。そのなかで容積負荷は投入物量の制御と、COD_{cr}-SS負荷は反応槽における適正SS濃度の制御と、ガス発生容積効率は熱収支やエネルギー生産とそれぞれ関係している。従来のし尿処理や下水汚泥処理に用いられたメタン発酵技術ではCOD_{cr}容積負荷、COD_{cr}-SS負荷およびガス発生容積効率はそれぞれ2.5kg/m³/日、0.1-0.2kg-COD_{cr}/kg-SS/日、1.0m³/m³/日以下となっているが、UASBに代表される排水処理用の新世代型高効率反応槽では代表的条件としてそれぞれ15kg-COD_{cr}/m³/日、1.0kg-COD_{cr}/kg-SS/日、7.0m³/m³/日程度となっている。

本実験では固形廃棄物の高濃度メタン発酵の負荷能力を解明することを目的として、栄養塩欠乏とNH₄⁺-Nによる阻害影響をできるだけ防ぐために、生ごみを処理対象として微量栄養塩Fe、Co、Niを添加してしかも投入TS濃度を10%に制限して実験を行った¹⁵⁾。図-4に生ごみの中温と高温メタン発酵のVS分解率(a)、ガス生成率(b)、反応槽内のVFA濃度(c)および反応槽内のNH₄⁺-N(d)に及ぼすCOD_{cr}容積負荷の影響を示す。図-4(d)に示した通り、NH₄⁺-N濃度が高温条件で若干高かったものの、2000mg/l以下であった。中温と高温のいずれの条件においてもCOD_{cr}容積負荷30kgCOD/m³/日(HRT5日)まで安定した運転を維持できた。VS分解率とガス生成率は中温と高温ともに負荷の増大に伴いわずかに低下する傾向があったが、その値は0.7m³/投入-TS程度で、大幅な低下は見られなかった。メタン含有率は57.4~59.1%の範囲にあった。VFA濃度については中温条件ではほとんど蓄積しなかったのに対して、高温条件では2000-5000mg/lほど検

図-4 生ごみの中温および高温メタン発酵処理特性におよぼすCOD_{cr}容積負荷の影響（実験3）

出された。しかし、その後の補足実験によれば、この高温条件におけるVFAの蓄積は微量栄養塩の不足によるもので、Fe、CoおよびNiの適量添加で防げることが分かった⁵⁾。なお、運転できた最大COD_{cr}-SS負荷が中温と高温においてそれぞれ1.73と3.24kg-COD_{cr}/kg-SS/日と高く、対応しているガス発生

容積効率は13.6と13.8 $\text{m}^3/\text{m}^3/\text{日}$ であった。このようにメタン発酵反応にとって促進効果の大きい微量栄養塩を高濃度発酵槽に添加することで、普通の完全混合反応槽でも高い処理負荷を実現できるのである。たとえば、投入 TS 濃度10%，滞留時間10-15日という実用的な条件では、 COD_{cr} 容積負荷， COD_{cr} -SS 負荷およびガス発生容積効率はそれぞれ10-15 $\text{kg}/\text{m}^3/\text{日}$ ，0.7-1.8 $\text{kg-COD}_{\text{cr}}/\text{kg-SS}/\text{日}$ ，4.6-6.6 $\text{m}^3/\text{m}^3/\text{日}$ となっており，UASB 並みの処理成績である。すなわち，生ごみの高濃度メタン発酵では栄養塩欠乏と高濃度 NH_4^+-N による阻害を防止できれば，完全混合型反応槽を用いても高負荷での安定運転を確保できる。

3.4 実験4：汚泥混合率の影響

地域の下水道の普及状況により，し尿汚泥と生ごみの発生比率が著しく異なることが予想される。その影響を定量的に把握するために，本実験では投入 TS 濃度を12-13%，滞留時間を15日に固定してし尿汚泥と生ごみの混合比率（TS ベースのし尿含有率で表示）を0%（栄養塩添加あり），10%（栄養塩添加あり），25%，50%と変化させて連続実験を行った。図-5 に中温と高温メタン発酵における VS 分解率(a)，ガス生成率(b)，VFA 濃度(c)および NH_4^+-N 濃度(d)に及ぼすし尿汚泥含有率の影響を示す。VS 分解率とガス生成率は中温と高温のいずれの条件においてもし尿汚泥含有率の増加とともにほぼ直線的に減少しており，し尿汚泥含有率が60%以上になると，ガス生成率は5割程度低下した。この結果はし尿汚泥の割合が60%以上高い場合，メタン発酵による処理効率は大きく低下することを意味している。また中温条件に比較して高温条件における VS 分解率とガス生成率は若干高かった。ただし高温条件では VFA の顕著な蓄積が見られ，条件によっては10,000 mg/l を越える場合もあった。その原因は後で詳しく説明するように，高温条件における NH_4^+-N 濃度が2,700-3,000 mg/l と高く安全濃度の2,500 mg/l を越えているので，アンモニアによる部分的阻害が起きていると考えられる。しかしこれらの高温実験では pH，アルカリ度およびメタン生成が安定しており，一定濃度の VFA 蓄積以外に特に問題はなかった。

3.5 中温と高温の比較

メタン発酵における中温と高温処理特性の比較は従来から注目されているテーマであり，下水汚泥お

図-5 中温および高温メタン発酵処理特性におよぼすし尿汚泥と生ごみの混合比率の影響(実験4)

よび都市厨芥ごみの嫌気性消化についていろいろ検討されている¹²⁾。本研究の結果(図-3，図-4，図-5)と文献報告を総合すると，高濃度メタン発酵における高温プロセスのメリットは

- (1) 反応速度が早いので，負荷能力が高く，滞留時間を短縮できる

(2)病原性微生物の死滅率が高く、消化汚泥はより衛生的である

(3)分解率とガス生成量は若干増大ケースも認められる。

また欠点としては、

(1)廃棄物を加熱するのにより多くのエネルギーを消費する

(2)消化汚泥脱水ろ液の水質が悪いので、後続の排水処理に負担がかかる

(3)設計または運転条件によっては有機酸が蓄積しやすく、運転操作が難しくなる場合もある。

要するに、エネルギー生産と運転管理の観点から高温メタン発酵が有利なケースまたは設計条件には制約があり、中温発酵が有利な場合もある。このあたりの詳細説明については既報の総説¹²⁾と研究発表を参考されたい。

3.6 運転の安定性(栄養塩要求性とアンモニア阻害)

高濃度メタン発酵プロセスにおいて処理対象と運転条件によっては栄養塩不足や NH_4^+-N による阻害が発生する。それを防止するために、対症療法的な工夫が必要である。当社の連続実験の結果によれば、し尿汚泥の含有率が少ない(15%以下)条件、とくに生ごみだけを高濃度メタン発酵(投入 TS 濃度 7.5%以上)で処理する場合、Fe, Ni, Co 等の微量栄養塩に対する要求性が認められる。高温条件ではこの問題がより顕著である。現象としては VFA 濃度が高濃度までに蓄積し、pH も徐々に低下する傾向を示し、ひどい場合には酸敗になる。原因としては食品系生ごみ中にはメタン発酵にとって必要不可欠な Fe, Ni, Co 等の微量栄養塩が少なく、しかも高濃度メタン発酵槽で沈殿物になりやすくメタン生成菌にとって利用しにくい形態になってしまうからである。効果的対策は不足分の栄養塩を添加することであるが、その有効性については長期間連続実験を通して十分実証できた。

NH_4^+-N による阻害は高温条件で 2,500 mg/ℓ 以上の条件で見られるのに対して、中温条件では 5,000 mg/ℓ まで大丈夫である。原因はアンモニウムの解離が pH と温度に影響され、高温発酵槽における遊離アンモニアの比率は中温より数倍高いからである。詳細データと解析については将来別途報告する。

4. ま と め

生ごみとし尿汚泥を処理する湿式高濃度メタン発

酵について連続実験で検討した結果、以下のことが明らかになった。

(1)生ごみの高濃度メタン発酵では微量栄養塩の不足とアンモニア阻害が重要な制限因子である。VFA の蓄積を防止するため、微量栄養塩の添加とアンモニア性窒素濃度の制御が必要である。とりわけ生ごみを主成分とした処理条件では Fe, Ni, Co 等の微量栄養塩の要求性を注意すること、またアンモニア性窒素の阻害濃度は高温で 2500 mg/ℓ、中温では 5000 mg/ℓ であることの 2 点は重要である。

(2)滞留時間について中温では 15—30 日程度が妥当であるのに対して、高温発酵では少なくとも 10 日まで短縮することが可能である。

(3)栄養塩欠乏と NH_4^+-N による阻害影響がほとんどない条件では COD_{cr} 負荷 30 kg $\text{COD}/\text{m}^3/\text{d}$ (HRT 5 日)まで安定運転ができ、対応している $\text{COD}_{\text{cr}}-\text{SS}$ 負荷は高温で最大 3.24 kg- $\text{COD}/\text{kg}-\text{SS}/\text{d}$ に達することも可能である。

(4)生ごみに比較してし尿汚泥の分解率が低いので、し尿汚泥含有率が高い場合にはメタン発酵処理の効率がかかなり低下する。たとえば、生ごみのみ場合の VS 分解率とガス生成率はそれぞれ 70—80% と 0.7—0.8 $\text{m}^3/\text{投入 kg}-\text{VS}$ であったのに対して、生ごみとし尿汚泥の TS 比が 1 : 1 の場合にはそれぞれ 50% 程度と 0.4—0.5 $\text{m}^3/\text{投入 kg}-\text{VS}$ まで低下する。

(5)中温と高温の比較について、高温の最大の利点は発酵速度が早く、滞留時間を短縮できるほかに同じ滞留時間における分解率とガス生成率は若干高いことである。欠点として、栄養塩要求性とアンモニア阻害で有機酸の蓄積が発生しやすく、脱水ろ液の水質が悪い。そのため、適切な設計・運転条件の選択が重要である。

謝辞：本研究の実施にあたって水質分析などで中村奈々絵様、森本加寿子様にご協力頂きました。ここに記して感謝致します。

参 考 文 献

- 1) 李玉友, 佐々木宏, 奥野芳男, 関廣二, 上垣内郁夫: 生ごみの高濃度メタン発酵に及ぼす投入濃度の影響, 環境工学研究論文集, 35, 29-39 (1998).
- 2) 李玉友: 高濃度・高負荷メタン発酵エネルギー回収システム, ISS 産業科学システムズ主催『有機性廃棄物のメタン発酵エネルギー回収技術』講習会テキスト, 43-69 (1998).

- 3) Mata-Alvarez, J.: Biological household waste treatment in Europe: second Aalborg international conference. Resources, Conservation and Recycling, 17, 67-73 (1996).
- 4) 佐々木宏, 李玉友, 奥野芳男, 関廣二, 上垣内郁夫: 生ごみの高濃度メタン発酵特性, 第8回廃棄物学会研究発表会講演論文集, 305-307 (1997).
- 5) 李玉友, 佐々木宏, 奥野芳男, 関廣二, 上垣内郁夫: 生ごみの高濃度メタン発酵における微量栄養塩の必要性, 第32回日本水環境学会年会講演論文集, 137 (1998).
- 6) Marique, Ph., Gilles A., Edeline F. and Joassin, L. Thermophilic semisolid anaerobic digestion of municipal refuses, Biotechnology and Bioengineering, 33, 536-541 (1988).
- 7) Cecchi, F., Pavan, P., Musacco, Mata-Alvarez, J., Bassetti, A. and Cozzolino, C. Anaerobic digestion of municipal solid waste: thermophilic vs. mesophilic performance at high solids, Waste Management & Research, 9, 305-315 (1991).
- 8) Oleszkiewicz, J. A. and Poggi-Varaldo, H. M. High-solids anaerobic digestion of mixed municipal and industrial waste. Journal of Environmental Engineering, 123, 1087-1092 (1997).
- 9) 広畑和幸, 伊藤勝康, 西沢千恵子, 占部武生, 秋山薫, (1979) ちょう芥のメタン発酵について(その2), 東京都清掃研究所研究報告, 1980, 57-81 (1980).
- 10) 日本下水道協会, 下水道施設計画・設計指針と解説: 後編, pp.289-318 (1994).
- 11) 環境技術研究会, し尿処理ガイドブック, pp.44-68, pp.320-327, pp.415-428 (1978).
- 12) 李玉友, 汚泥・生ごみなどの有機廃棄物の高温メタン発酵, 水環境学会誌, 26, 644-649 (1998).
- 13) 奥野芳男, 李玉友, 佐々木宏, 関廣二, 上垣内郁夫 液状廃棄物の高濃度メタン発酵特性(I) 中温と高温発酵の比較, 第19回全国都市清掃研究発表会, 302-304 (1998).
- 14) 奥野芳男, 李玉友, 佐々木宏, 関廣二, 上垣内郁夫: 液状廃棄物の高濃度メタン発酵特性: HRT および発酵温度の影響, 第35回環境工学研究フォーラム講演論文集, 印刷中 (1998).
- 15) 李玉友, 佐々木宏, 奥野芳男, 関廣二, 上垣内郁夫: 生ごみの高濃度メタン発酵におけるメタン生成活性と酸敗防止, 第1回日本水環境学会シンポジウム講演集, 143-144 (1998).

行事案内

エメックス国際セミナー in Osaka

記

主催: 国際エメックスセンター

後援(予定): 環境庁, 大阪府, 兵庫県, 大阪市, 財地球環境センター, ㈱瀬戸内海環境保全協会, 瀬戸内海環境保全知事・市長会議, 瀬戸内海研究会

開催日: 1999年1月8日(金) PM1:30~4:30

場所: プリムローズ大阪 鳳凰の間
大阪市中央区大手前3丁目
tel 06-941-1231

テーマ: 世界から瀬戸内海・大阪湾(仮称)

プログラム

第1部 講演(演題は仮称)

(1)地中海東部及び黒海の環境保全の現状と国際的な取り組み

エルダール・オーザン

(メッドコースト会長, 中東工科大学教授(トルコ))

(2)チェサピーク湾の環境保全の現状と広域的な取り組み

ウエン・ペル

(メリーランド州立大学環境科学研究所副所長(米国))

(3)バルト海の環境保全の現状と国際的な取り組み

ベン・ヤンソン

(ストックホルム大学名誉教授(スウェーデン))

(4)瀬戸内海における新たな環境保全・創造施策の

あり方について

名執 芳博(環境庁瀬戸内海環境保全室長)

第2部 まとめ

コーディネータ: 中西 弘

(大阪工業大学教授, 瀬戸内海環境保全審議会会長)

参加費: 無料

申込期限: 1月5日(火)

申込先: 国際エメックスセンター事務局

651-0073 神戸市中央区脇浜海岸通1丁目

5番1号 IHD センタービル3階

tel 078-252-0234, fax 078-252-0404

E-mail secret@emecs.or.jp