

(17) 上昇流嫌気性スラッジブランケット (UASB)

反応器による低濃度有機性排水の処理特性

TREATMENT OF LOW STRENGTH WASTEWATER BY  
UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET (UASB)  
REACTOR.

原田秀樹\*, 桃井清至\*, 大手一信\*\*, 上村繁樹\*\*\*

Hideki HARADA\*, Kiyoshi MOMONOI\*

Kazunobu Ohte\*\*, Shigeki Uemura\*\*\*

ABSTRACT; The technical feasibility of treatment of low strength wastewater by upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor was experimentally investigated using an actual domestic wastewater at a HRT of 4.7 hrs in the temperature range of 25 to 13°C.

The result obtained from a continuous flow experiment indicated a fairly promising system performance, i.e., the removal efficiencies of total COD<sub>cr</sub>, solid COD<sub>cr</sub> and BOD (based on influent total-BOD and effluent soluble-BOD) achieved to be 60-85% (70% in average), 73-83% (80%) and 66-92% (85%), respectively.

The removal rates of total COD and soluble COD depend on the influent strength, but not on the temperature. On the other hand the particulate organic matters in the influent were effectively removed by entrapment into the sludge bed. The hydrolysing rate of the entrapped organics within bed was significantly affected by temperature, that is, 58% of the entrapped particulate organics was liquefied at 25°C, whereas only 33% at 13°C.

The methanogenic activity of the sludge cultivated on the domestic wastewater at low loading rate ( $1.6 \text{ KgCOD}_{\text{cr}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ) decreased to 4% (for sucrose as a vial test substrate) and 10% (for acetate) of the seeded granular sludge which had been formed on carbohydrate at high loading rate ( $11 \text{ KgCOD}_{\text{cr}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ).

Similary, the contents of ATP and coenzyme F420 of the sludge decreased to 1/2-1/4 and 1/4 - 1/7, respectively, of the seeded granular sludge.

Furthermore, observation of morphological structure of the sludge fed on the domestic wastewater by scanning electron microscopy revealed that the granules had a tendency to be partly cracked and to be in a state of autolysis, even though remaining granular forms as a whole.

KEYWORDS; Upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor, Anaerobic treatment, Domestic wastewater, Methane fermentation

1. はじめに

嫌気性排水処理法は、好気性処理法と比較して、エネルギー消費量、汚泥生成量が大幅に低減できる点など、いくつかのすぐれた特性を備えており、近年固定床法、流動床法、スラッジブランケット法などの生物膜形成あるいは自己固定化方式によって嫌気性細菌群を高濃度に保持しようとする嫌気性(メタン醗酵)リアクター)の出現によって、中・高濃度の有機性産業廃水種(COD<sub>cr</sub> 3,000~20,000 mg/ℓ程度)への適用が急速に展開しつつある。さらに、低濃度の下水、生活雑排水処理への適用拡大化のための研究開発も活発化し

\* 長岡技術科学大学建設系 Dept. of Civil Eng., Nagaoka Univ. of Technology

\*\* (株)東亜道路 Toa Road Constr. Co. Ltd.

\*\*\* (株)小松製作所技術研究所 Techni. Res. Lab., Komatsu Co. Ltd.

てきている。

既報<sup>11,12)</sup>では、本反応器で粒径1～3 mm程度のグラニュール状増殖したバイオマスが高濃度（40,000～50,000 mg VS/ℓ・bed）、高活性で集積されたベッドを形成し、その結果飛躍的な高負荷（例えば糖系廃水では25℃で33kg COD/ℓ・day、VFA基質では35℃で70kg COD/ℓ・day）を許容すること示した。しかし、本法を下水のような低濃度排水に適用する場合、低汚泥負荷運転によるグラニュール化機能が発現できず、また汚泥と排水の接触効率も悪いなど種々の問題点を有している。

そこで、本研究では、UASB法による低濃度排水無加温処理の適用可能性を調査するため、実廃水を用いて処理性能におよぼす温度依存性を実験室規模装置によって検討した。

## 2. 実験方法および条件

### 2.1 実験装置

Fig. 1に実験装置の概要を示す。反応器は内径10 cm、塔長200 cmの亚克力製カラムであり、その上部には固（汚泥）-液（処理水）-気（生成ガス）の三相分離装置（Gas-Solids Separator: GSS）が備えつけられている（カラム部容積15.7 ℓ、GSS部容積5.8 ℓ）。GSS部分は、混合液からガスを分離回収し、浮上汚泥をベッド部へ重力沈降させることによって汚泥のキャリー・オーバーを抑制し、一方上澄液を流出させる機能を担っている。また、浮上汚泥がGSS部へ到達する前に付着ガスの離脱を助長する目的で、カラム上端にロート状多孔板（孔径6 mm、開孔率16%）を三段配置した。GSS装置部スカムブレーカーは120 rpmで30秒間/15分間隔で作動させた。また、GSS気液界面でのスカム蓄積・発泡がガス生成量測定を妨害するため、生成ガス循環ポンプを30秒間/15分間隔で作動させた。

### 2.2 実験方法および条件

供試廃水は長岡技術科学大学内生活雑排水を用いた。時間濃度変動を抑制する目的で、COD濃度がピークに達する午後1時頃の排水を毎日採取し供給した。原排水は60メッシュ・ステンレススクリーン・バケツを通して汙過した。

水理学的滞留時間（HRT）は4.7時間、線速度は0.42 m/hrで一定制御した。

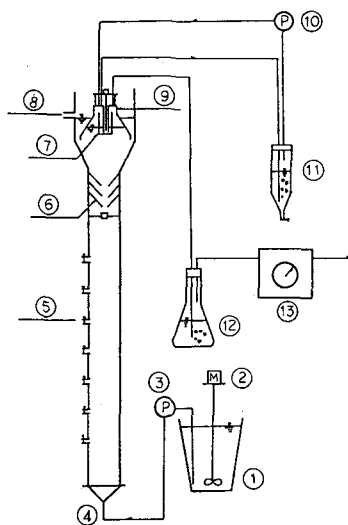
反応器は恒温室内に設置し、25℃の処理条件から実験を開始し、25℃で57日間、22℃で36日間、19℃で31日間、16℃で29日間、13℃で25日間と3℃づつステップで降温しながら連続実験を行なった。

植種汚泥は、（スターチ+シュクロース）混合液基質で容積負荷11kg COD/ℓ・day（流入COD3,000 mg/ℓ、HRT6.5 hr）で約3カ月間培養形成させたグラニュール汚泥（VS91%）を390 g TS用いた。

### 2.3 分析方法

揮発性脂肪酸（VFA）組成、ガス組成は、それぞれFID（PEG 6,000 10% on シマライトTPA, 3 mm×2 m ガラスカラム, N<sub>2</sub> キャリアーガス55 ml/min）、TCD（モレキュラーシーブ5A+ボラパックQ, 3 mm×2 m, Ar キャリアーガス50 ml/min）ガスクロマトグラフィーで測定した。汚泥内炭素・窒素含量はCNコーダーで測定した。

CODは重クロム酸カリ法により、試料は硫化物の妨害を除くため、あらかじめ硫酸酸性下で窒素ガスバ



1. substrate reservoir; 2. stirrer; 3. feeding pump; 4. distributor; 5. sampling port; 6. perforated cone; 7. skum breaker; 8. effluent; 9. gas-solids separator; 10. gas recirculating pump; 11. scum trap; 12. gas trap; 13. wet gas meter.

Fig.1 Schematics of experimental apparatus.

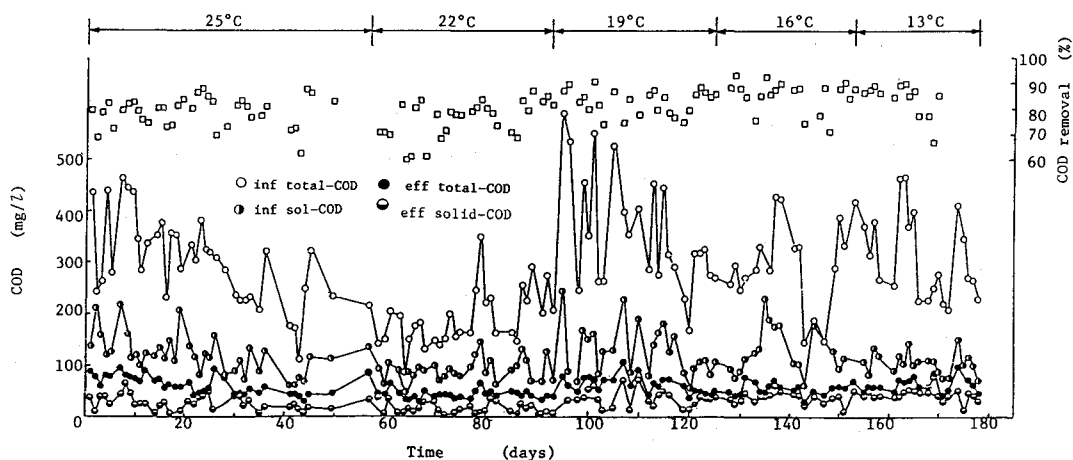


Fig.2 Time course of influent and effluent COD. COD removal efficiency is based on total-COD for the influent and sol-COD for the effluent.

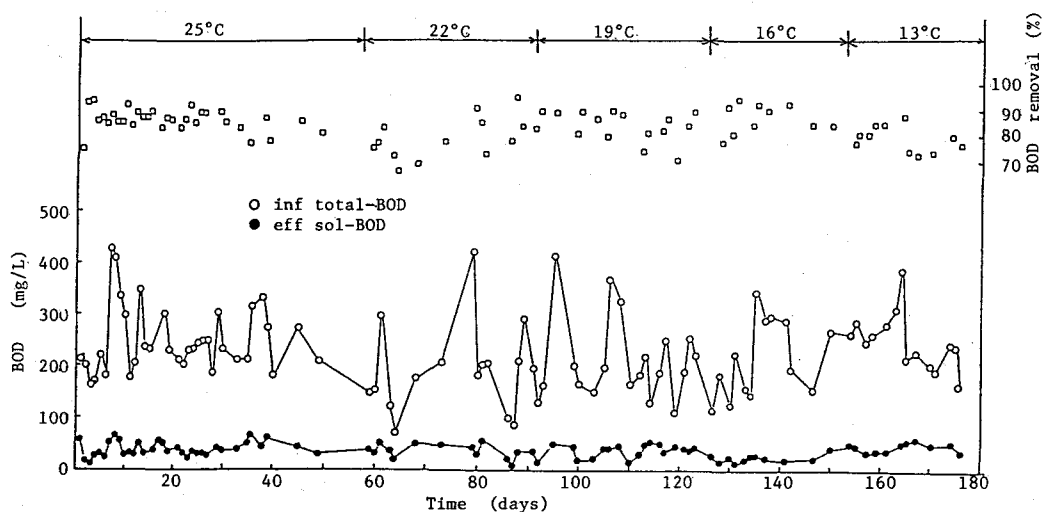


Fig.3 Time course of influent total-BOD and effluent sol-BOD. BOD removal efficiency is defined similarly as in Fig. 2.

ージした。同様にBODサンプルも硫化物によるDO消費をあらかじめ終了させた希釈試水を用いた。COD, BODの溶解性成分はNo5C汙紙汙液を用いた。

走査電顕用試料は2%グルタルアルデヒド(0.1Mカコジル酸緩衝液中)で2時間固定後, エタノールシリーズで脱水し, 酢酸イソアミルで置換後, 臨界点乾燥し金で蒸着した。

汚泥内ATPプールはPatterson<sup>6)</sup>の方法に従い, 嫌氣的に分散させた汚泥を0.025M トリス-塩酸緩衝液(pH7.5)に懸濁し, 100℃で10分間抽出した。抽出物は, ATPフォトメーター(アミノコ蛍光光度計反応チャンパー付J-4-7441型)を用い, ルシフェリン・ルシフェラーゼ・アッセイ法で分析した。

メタン生成汚泥の補酵素F<sub>420</sub>含量は, Pause<sup>5)</sup>らの方法により, 1N NaOH中菌体浮遊液を100℃, 10分間加熱抽出し, 4℃12,000g遠沈上澄液を3%KMnO<sub>4</sub>, さらに3%H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>で酸化処理し, イソプロパノールで希釈し, 蛍光光度計(420nmEx, 470nmEm)で測定した。

汚泥のメタン生成活性は120mlセラムバイアル(反応液量50ml)を使用し, 35℃, pH7.0の振とう実験からメタン生成速度として測定した。バイアルテスト基質としては, シュクロース, 酢酸(ともにバイアル内初発濃度3,000mgCOD/lに調整)を用いた。活性テストの反応時間は72時間程度とした。

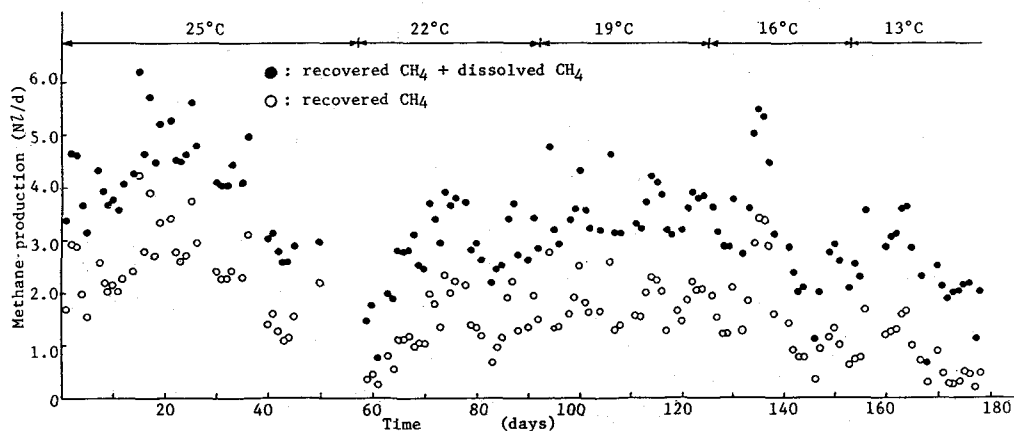


Fig.4 Time course of methane gas production.

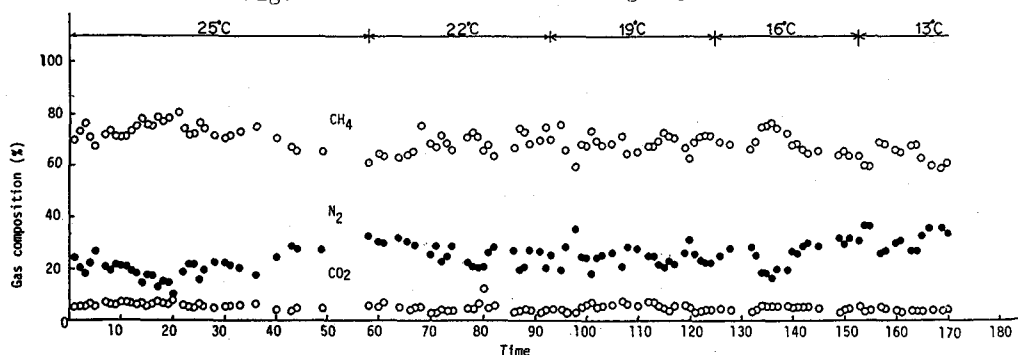


Fig.5 Time course of biogas composition.

原排水、および処理液のゲルクロマトグラフィーは、亀井ら<sup>4)</sup>の方法に従い、Sephadex G-15 (φ 2.5 cm × H90 cm) カラムで行なった。試料は 0.45 μm 濾過液をロータリーエバポレーターで減圧濃縮 (30℃, 原水 8 倍, 処理液 10 倍) した。押し出し液は (蒸留水 + 0.1N NH<sub>4</sub>OH) 2 段押し出しとし、70 ml/hr の速度で 6 ml ずつ分取した。

### 3. 実験結果と考察

#### 3.1 処理水質

25℃から13℃まで3℃ステップで降温しながら178日間の連続実験を行なった。図-2, 3に流入水、流出水のCOD, BODの経日変化を示す。流入原水の水質変動は大きくtotal-CODで145~595 mg/ℓの範囲(平均 312 mg/ℓ ± 73.2 mg/ℓ), total-BODで80~430 mg/ℓ (平均 233 mg/ℓ ± 51.4 mg/ℓ)であった。また、流入原水のtotal-COD中に占める溶解性CODは63~245 mg/ℓの範囲で平均 114 mg/ℓ ± 30.4 mg/ℓであり、固形性CODはtotal-CODの約60%程度であった。COD, BOD容積負荷はそれぞれ平均で1.6 kg COD/m<sup>3</sup>・day (0.7~3.0), 1.2 kg BOD/m<sup>3</sup>・day (0.4~2.2)であった。

処理水のtotal-CODは49~174 mg/ℓ (平均 89 mg/ℓ ± 標準偏差 25.8 mg/ℓ)であり、sol-CODは35~104 mg/ℓ (50 ± 11.8 mg/ℓ), sol-BODは6.7~66 mg/ℓ (34 ± 9.6 mg/ℓ)と、ほぼ安定しており、処理性能は水温低下の影響はあまり受けていないといえる。すなわち、COD除去率は、流入、流出ともtotal-CODベースで60~85% (平均69.4%), 流入total-COD, 流出sol-CODベースで66~92% (平均84%)を示している(図-2)。同様に図-3のBOD除去率(流入total-BOD, 流出sol-BODベース)は66~91% (平均85.4%)であった。流出水中には揮発性脂肪酸は全実験期間

を通じてほぼ検出されなかった（検出限界  $1 \text{ mg} / \ell$ ）。また、流出水中の固形性 COD は  $7.5 \sim 82 \text{ mg} / \ell$ （平均  $38 \text{ mg} / \ell$ ）であった。

また、流入水の平均 pH は 6.86（6.20～7.4）であり、流出水の平均 pH は 6.98（6.22～7.5）であり、メタン発酵に好適な pH 域をほぼ維持していた。

### 3.2 メタン生成量

図-4 にガス回収量と正味のメタン生成量の経日変化を示す。また、図-5 に回収ガス組成の経日変化を示す。メタン含率は平均 70%（59～81%）を示し、低温処理時には若干減少する傾向を示した。 $\text{CO}_2$  は平均 5%（2.5～8%）で生成  $\text{CO}_2$  のかなりの割合が重炭酸イオンとして溶解しているものと考えられる。また  $\text{N}_2$  含率は平均 25%（15～39%）程度を示し、原水中に溶存流入したものに起因している。図-4 中の正味のメタン生成量はバイオガスとして回収されたメタン量に、溶存流出したメタン量（ヘンリー定数に回収メタン分圧を乗じて算出した<sup>3)</sup>）を加えたものである。下水のような低濃度排水処理では生成メタンのかなりの割合（40～65%）が溶存流出し、メタンエネルギー回収プロセスとしてのメリットを低減させている。

図-6 に COD 除去量  $= [(\text{流入 total-COD}) - (\text{流出 total-COD})]$  と固形性 COD 除去量の関係を示す。固形性 COD の除去量は処理水温よりもむしろ流入 total-COD 濃度に強く依存している。図-7 に各処理温度での COD 除去速度  $[(\text{流入 total-COD}) - (\text{流出 total-COD})] \times \text{処理水量} / \text{反応槽容積}$  とメタン生成速度（ガスとして回収された量 + 溶存流出量、標準状態）の関係を示す。図中に（メタン生成量  $(\text{N}\ell) / \text{除去 COD 量}(\text{g})$ ）比を原点回帰して示してある。反応器からガスとして回収したメタン生成量は除去 COD 1 g 当たり  $0.15 \text{ N}\ell$  以下であり、溶存流出するメタン量を考慮しても  $25^\circ\text{C}$  から  $13^\circ\text{C}$  まですべて  $0.25 \text{ N}\ell / \text{g COD}$  から  $0.19 \text{ N}\ell / \text{g COD}$  の範囲にとどまっている。すなわち、理論的モル比を  $0.35 (\text{N}\ell \text{ CH}_4 / \text{g COD})$  となるから<sup>3)</sup>、流入固形性基質が反応器内で可溶化、低分子化せず蓄積していることを示唆している。

### 3.3 COD 物質収支

図-8 に COD 物質収支と処理水温の関係を示す。流入水中の溶解性 COD は約 40% 程度しか含まれず、そのうち VFA 濃度は  $10 \sim 70 \text{ mg COD} / \ell$  程度であり、酢酸が主体であった。処理水中には VFA は低温処理時でもほとんど残存しなかった。Input 量（溶解性 COD + 固形性 COD）と Output 量（流出溶解性 COD + 流出固形性 COD + ガスとして回収された  $\text{CH}_4$ -COD + 溶存流出  $\text{CH}_4$ -COD）との差が反応器内に蓄積した固形性 COD 量として評価できる。

表-1 に、固形性 COD 除去率、溶解性 COD 除去率、全 COD 除去率、反応器内に蓄積した固形性 COD 量、除去された固形性 COD のうち分解可溶化した割合、およびメタン回収率（ガスとして回収された  $\text{CH}_4$  / 全生成  $\text{CH}_4$  に及ぼす処理温度の効果を整理した。19℃ 実験では流入固形性 COD 濃度が他の処理温度時よりも大きくその影響が生じているが、全体的には、温度低下とともに固形性 COD 除去率、全 COD 除去率、可溶化 COD 割合が低下し、固形性 COD の反応器内蓄積量（すなわち余剰汚泥量）が増加する傾向を示している。このことは、溶解性 COD 成分の除去速度は処理温度には依存せずほぼ一定の処理水質を保ち、固形性 COD 成分の除去はスラッジベッド内での捕捉、フィルター効果によるものであることを意味している。また、捕捉された固形性 COD 成分の加水分解、可溶化速度は処理温度に依存し、メタン生成反応全体の律速

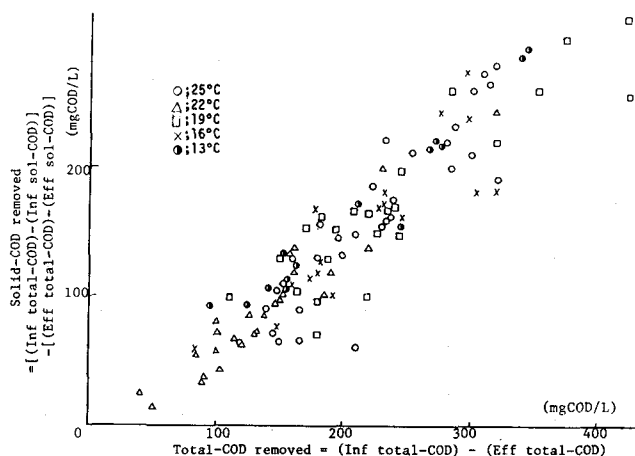


Fig.6 Relation between total-COD removal and solid-COD removal.

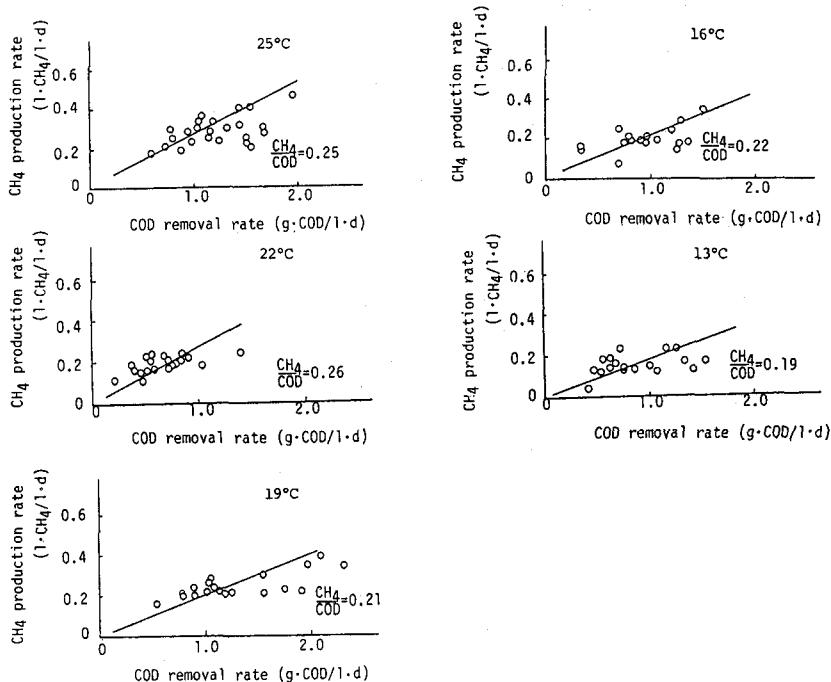


Fig.7 Relation between total COD removal rate and methane production rate.

過程となっている。

#### 3.4 基質除去パターンと汚泥保持量

図-9.10に25℃および13℃処理実験終了時の反応器軸方向の基質除去パターンと汚泥濃度, VS比, SVIを示す。流入sol-CODは120 mg/ℓ (25℃), 70 mg/ℓ (13℃)であり, ベッド底部10~20 cm層では捕捉, 蓄積した固形性COD成分の可溶化反応により, sol-CODはそれぞれ250~265 mg/ℓ (25℃), 270~280 mg/ℓ (13℃)まで増加し, ベッド上部にいくに従って除去, メタン化が進行し, 流出sol-CODは50 mg/ℓ (25℃), 55 mg/ℓ (13℃)まで減少している。同様にベッド底部10~20 cm層で酸生成(VFA化)が進行し, 25~30 mg COD/ℓ (25℃), 100~150 mg COD/ℓ (13℃)程度のtotal-VFAが蓄積するが, さらに上部のベッドでのすみやかなメタン生成反応によって消費され, 流出水中には残存しなくなる。ベッド内では, いずれの温度でも, 酢酸, プロピオン酸のみが蓄積し, それより高次のVFAは検出されなかった。sol-BODもベッド20 cm層で220 mg/ℓ (25℃), 190 mg/ℓ (13℃)まで蓄積されるが, 流出水中には35 mg/ℓ (25℃), 45 mg/ℓ (13℃)程度が残存している。ベッド底部での高濃度のsol-COD, sol-BODの存在は, ベッド内に蓄積した固形性有機物の可溶化現象に由来するものと考えられる。一方, 硫酸塩還元反応は, 25℃処理時では80%程度進行しているが, 13℃と低温になると40%程度まで低下する。

汚泥濃度は, 実験開始時にはベッド部で40,000~45,000 mg MLSS/ℓ程度が保持されていたが, 下水処理2カ月ですでに反応器底部では23,000 mg MLSS/ℓ程度まで減少し, その後13℃処理終了時までほぼ一定であった。ベッド中部では30,000~38,000 mg MLSS/ℓ程度が維持されたが, さらにベッド最上部では保持量の低下が観察された。

保持汚泥の沈降性指標としてのSVIは, 保持量の低いベッド最底部と上層部では流入固形性成分の蓄積によってSVI=40 (ml/g)まで増加しているが, ベッド中部ではグラニユール状汚泥の保持によって20~30程度であり, MLSS, MLVSS プロフィールの傾向とよく一致している。植種グラニユール汚泥のSVIが19 (ml/g)であったことより, 長期間の低負荷運転(下水処理)によってグラニユールの沈降性悪化(崩

壤傾向)がベッド内生物保持能の低下をもたらしているといえる。

### 3.5 汚泥活性と形態学的観察

図-11に13℃処理実験時(スタート後178日目)の汚泥内のATP含量,  $F_{420}$  含量, C/N比, N含量の反応器軸方向プロフィールを示す(25℃処理時は測定せず)。実験開始時の種汚泥(スターチ+シュクロース混合基質培養グラニュール汚泥)のそれらの値は, それぞれ,  $0.155 \text{ mg ATP/g VSS}$ ,  $0.132 \text{ mg } F_{420} / \text{g VSS}$ ,  $4.61 (\text{g C/g N})$ ,  $106 (\text{mg N/g VSS})$ であった。反応器底部(10 cm層)のATP含量は種汚泥の約1/2に, 20~130 cm層では約1/4に低下している。

10 cm層で, それより上部のベッド部より約2倍大きい値となっているのは, 流入菌体由来するものと, ベッド底部に蓄積された固形性有機物を活発に分解する加水分解菌の増殖, 代謝作用が寄与しているものと思われる。

一方, メタン生成菌に特有の補酵素  $F_{420}$  含量は, オーバオールなメタン生成活性(酢酸資化性+水素資化性)としてよりも, むしろ水素由来のメタン生成活性指標として有効と考えられ, ベッド中部では水素資化性メタン生成菌の活性がある程度(ベッド底部, あるいは上層部と比較して)まだ残存していること示している。

汚泥のC/N比, N含量はそれぞれベッド上部にいくにしたがって増加, 減少している。図-10の保持汚泥のVS比と比較するとベッド底部では流入固形物中の無機物含量の多く重い成分が蓄積しやすく, ベッド上部にいくにしたがって汚泥中の生物体由来以外の有機物含量が増加する傾向がある。これは, 流入固形物のうち比較的軽い有機性成分がベッド上部に未分解(未可溶化)のまま蓄積しやすいこと, また低負荷長期連続運転による汚泥の自己分解作用によるものと思われる。

ちなみに, (スターチ+シュクロース)基質培養グラニュール汚泥の種汚泥である消化下水汚泥の上記パラメーターの値は $0.041 (\text{mg ATP/g VSS})$ ,  $0.015 (\text{mg } F_{420} / \text{g VSS})$ ,  $6.4 (\text{g C/g N})$ ,  $68.7 (\text{mg N/g VSS})$ であった。すなわち, 糖系基質で培養形成させたグラニュール汚泥は, 約6カ月間の低濃度排水, 低負荷条件下にさらされて, 消化下水汚泥なみの低メタン生成活性汚泥コンソーシアムに推移したといえる。

同様のことが, バイアル実験から評価したメタン生成活性からも肯づける。すなわち, 消化下水汚泥, 下水処理連続実験スタート時のグラニュール汚泥, 低負荷(約 $1.6 \text{ kg COD} / \text{m}^3 \cdot \text{day}$ )で6カ月間維持されたグラニュール汚泥のメタン生成活性は, それぞれ,  $0.07 (\text{kg CH}_4\text{-COD} / \text{kg VSS} \cdot \text{day})$ , テスト基質: シュクロース)と $0.09$ (対酢酸),  $0.75 (\text{kg CH}_4\text{-COD} / \text{kg VSS} \cdot \text{day})$ , 対シュクロース)と $0.77$ (対酢酸),  $0.03$ (対シュクロース)と $0.08$ (対酢酸)であった。長期間低負荷に維持された汚泥は, オリジナル・グラニュールのメタン生成活性のわずか4%(対シュクロース)~10%(対酢酸)しかとどめていないのである。

写真1, 2に, それぞれ下水処理実験開始時と終了時(178日後)のグラニュール汚泥の走査電顕観察を

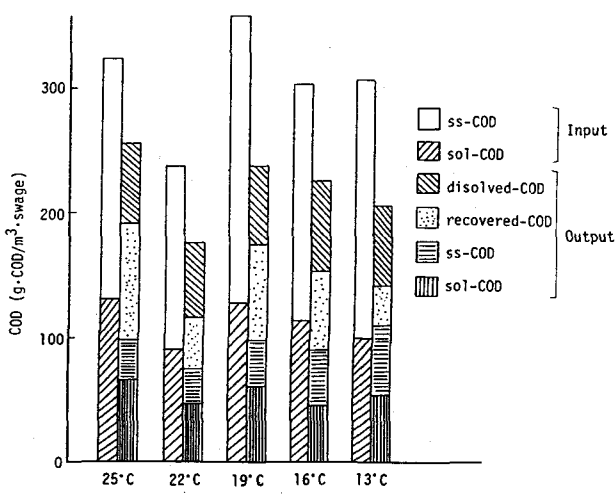


Fig.8 COD material balance.

Table-1. Effect of temperature on COD reduction.

|                           | 25°C | 22°C | 19°C | 16°C | 13°C |
|---------------------------|------|------|------|------|------|
| solid-COD removal (%)     | 83   | 81   | 84   | 77   | 73   |
| sol-COD removal (%)       | 50   | 51   | 52   | 61   | 45   |
| total-COD removal (%)     | 70   | 70   | 72   | 71   | 64   |
| accumulated COD (gCOD/m³) | 68   | 67   | 120  | 78   | 102  |
| liquefied fraction* (%)   | 58   | 56   | 37   | 46   | 33   |
| methane recovery (%)      | 60   | 59   | 52   | 49   | 35   |

\*  $1 - (\text{accumulated COD}) / [(\text{inf solid-COD}) - (\text{eff solid-COD})]$

示す。下水処理長期使用後の汚泥は、全体的には依然グラニューール形態構造を保持しているが、大部分のグラニューールは写真2-(a)のように亀裂を生じ、崩壊傾向をたどりつつある。グラニューール内部の構造も、オリジナルグラニューールが酢酸資化性メタン生成菌 *Methanothrix* 属の糸状増殖によって高密度に集積化されていたのに対し、下水処理グラニューールの内部は長期間の飢餓状態におかれたため自己分解、溶菌化（空洞化した細胞壁が観察される）し、細胞密度も極度に低下している。特に *Methanothrix* 属メタン生成菌は糸状増殖体から細胞が2～3個連なった形態に解体している。これらの形態学的比較は、前述のメタン生成活性の著しい低下現象をよく裏付けている。

### 3.6 ゲルクロマトグラムによる処理特性

UASB法の下水処理における処理特性を評価するのに、これまでCOD、

BODという有機物指標を用いてきたが、下水中に含まれる多様な有機成分の分解特性を把握する情報は得られない。そこで、13℃処理時の原排水と処理液のゲル濾過法による分子量分画を行なった。図-12に示すように、原排水、処理水ともフラクションNo 19～29, 30～39, 40～49, 50以上および0.1N  $\text{NH}_4\text{OH}$  押し出し画分のI～Vの成分に大別できる。原排水中のTOC構成比はI群31%, II群25%, III群24.5%, IV群17%, V群3%であった。一方、処理水では、それぞれ36% (I), 28% (II), 12.8% (III), 19.5% (IV), 3.5% (V) であった。各画群のTOC除去率は、I群36.4%, II群39.6%, III群72%, IV群36.6%, V群38%であり、オーバーオールな溶解性TOCの除去率は43%であった。これより溶解性有機成分のうち画群IIIは最も著しく嫌氣的に除去されるが、他の画群は除去と可溶化による生成が重なりあっている。今後、各画分の有機物組成とその分解特性を把握し本法による嫌気性処理の可能性と限界を、さらに解析する必要がある。

## 4. 結 論

以上、本研究で得られた知見を整理すると次のようである。

- (1) UASB法による生活雑排水処理の適用可能性を、水理学的滞

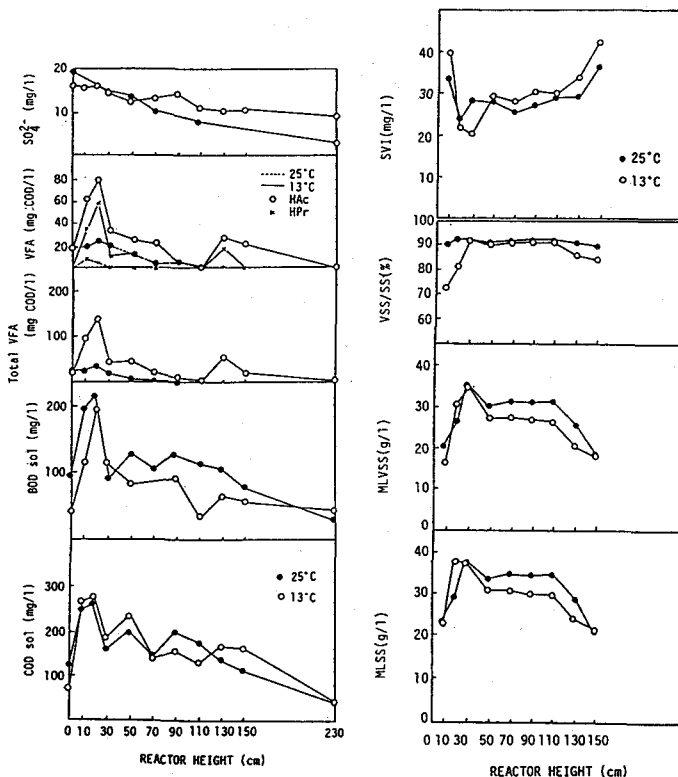


Fig.9 Substrate removal pattern along reactor height.

Fig.10 Profiles of MLSS, MLVSS, VS ratio and SVI.

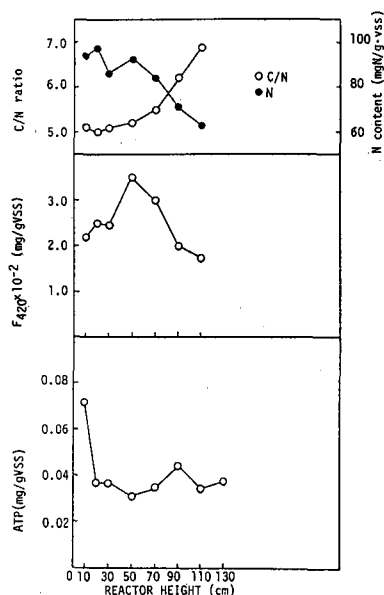


Fig.11

Profiles of ATP,  $\text{F}_{420}$  contents and C/N ratio of sludge.

留時間 4.7 時間, 処理水温 25~13℃ 条件下で検討した結果, 全 COD 除去率 64~72%, 固形性 COD 除去率 73~83%, 溶解性 COD 除去率 45~60% を得た。また, BOD 除去率は約 85% (流入 total, 流出 sol-BOD ベース) であった。

(2) 25℃~13℃ の実験範囲では, 全 COD 除去速度, 溶解性 COD 除去速度は, 処理温度にあまり依存せず, むしろ流入 COD 濃度に依存する傾向を示した。流入固形性有機物はスラッジベッド内で滯過効果により捕捉, 蓄積し, その加水分解速度は処理温度に大きく依存する。

(3) 高負荷, 高速増殖速度培養条件下で形成させたグラニュー汚泥を長期間低負荷下水処理に適用すると, グラニューは一部崩壊傾向を示し, その微生物活性 (ATP 含量), 水素資化性メタン生成活性 ( $F_{420}$  含量), バイアルテストによるメタン生成活性は消化汚泥と同程度にまで低下する。

なお, 本研究は文部省科学研究費 (62850102) によって補助を受けたことを付記し謝意を表す。

#### 参考文献

- 1) 原田秀樹他 “上昇流スラッジブランケット反応器 (UASB) による高速メタン発酵特性” 衛生工学研究論文集, vol 23, 227, 1987
- 2) 原田秀樹他 “嫌気性細菌の自己造粒化機構を利用したメタン発酵リアクターの高速処理特性” 衛生工学研究論文集 vol 24, 241, 1988
- 3) 依田元之, 服部美和子, 宮地有正 “嫌気性流動床による下水処理(1)” vol 23, No 264, 28, 1986
- 4) 亀井翼, 丹保憲仁 “水質のマトリックス的評価のためのゲルクロマトグラフィー” 水道協会誌 No 519, vol 24, 1978
- 5) Pause, S. M. & Switzenbaum, M. S., “An Investigation of the Use of Fluorescence to Monitor Activity in Anaerobic Treatment System” The Bio Energy Council, 74, 1983
- 6) Patterson, J. W and Putnam, H. D, “Measurement and Significance of Adenosine Triphosphate in Activated Sludge” Environ. Sci. & Tech., vol 4, No. 7, 569, 1970

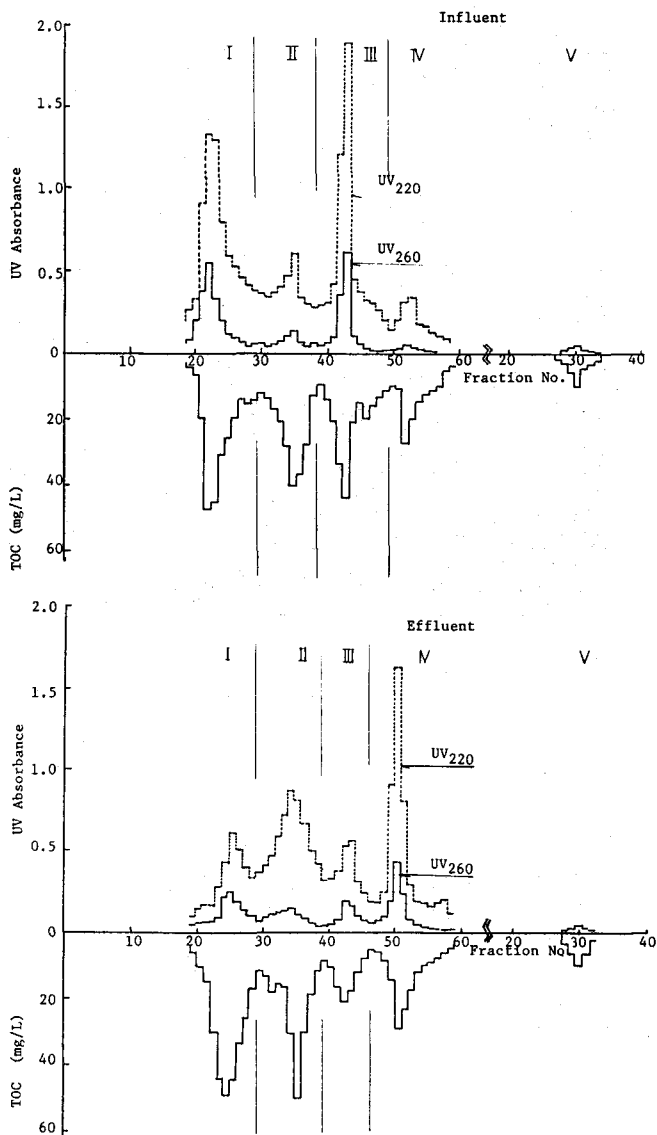
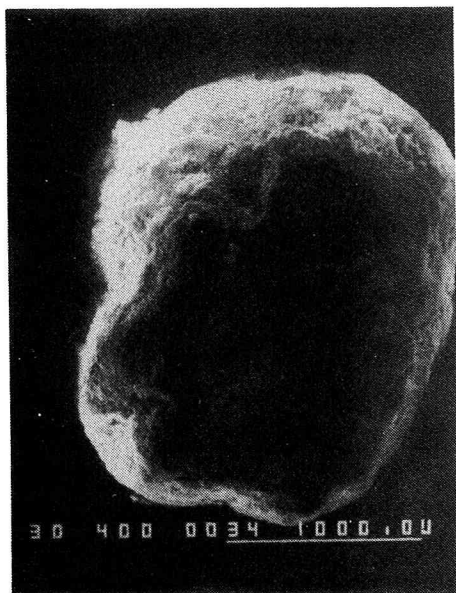


Fig.12 Gel chromatograms of the influent and the effluent with Sephadex G-15. (the influent: 8-fold concentrated, the effluent: 10-fold).

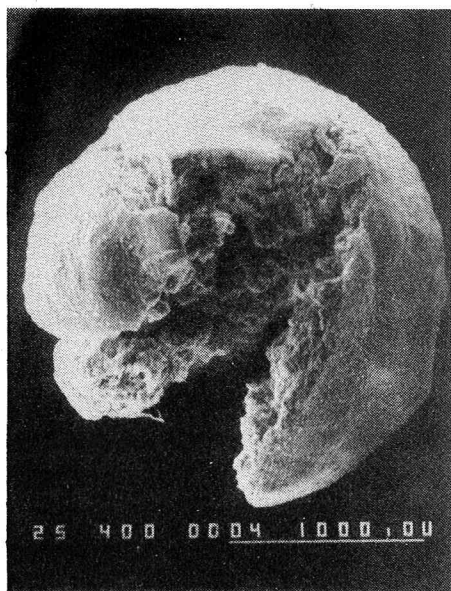


a

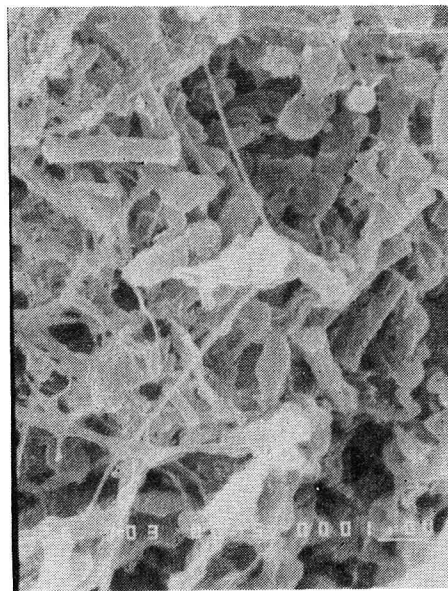


b

Photo.1 SEM of granular sludge seeded to UASB reactor receiving a domestic wastewater, which had been formed on a mixture of starch and sucrose at high loading rate ( $11 \text{ kgCOD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ).  
 (a) whole view of granule ( $\times 40$ , bar:  $1,000 \mu\text{m}$ ).  
 (b) cut-section of granule ( $\times 2,000$ , bar:  $10 \mu\text{m}$ ).



a



b

Photo.2 SEM of granular sludge after six months cultivation on domestic wastewater at low loading rate ( $1.6 \text{ KgCOD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ).  
 (a) whole view of granule ( $\times 40$ , bar:  $1,000 \mu\text{m}$ ).  
 (b) cut-section of granule ( $\times 10,000$ , bar:  $1 \mu\text{m}$ ).