

(76) 新規の嫌気性DHS+UASBシステムによる 小規模さぬきうどん製造排水の高速処理

宮岡 佑馬^{1*}, 出濱 和弥², 角野 拓真³, 片沼 拓士², 多川 正¹, 山口 隆司², 原田 秀樹⁴

¹香川高等専門学校 (〒761-8058香川県高松市勅使町355)

²長岡技術科学大学 (〒940-2188新潟県長岡市上富岡町1603-1)

³四国旅客鉄道株式会社 (〒760-8580香川県高松市浜ノ町8-33)

⁴東北大学 (〒980-8579宮城県仙台市青葉区荒巻字青葉6-6)

* E-mail: st10421@t.kagawa-nct.ac.jp

本研究では、香川県内の平均的な規模であるうどん店の製造工程で排出される、うどん煮汁原排水を対象として新規の排水処理システムである嫌気性DHS+UASBによる処理を試みた。700日を越える連続通水実験の結果、県内平均規模うどん店のうどん煮汁原排水の全量処理を達成した。全量処理期間中のHRTは嫌気性DHS : 10.6 hrs, UASB : 4.4 hrsの合計15 hrs, 平均OLRは嫌気性DHS : 10 kgCOD_C・m⁻³・d⁻¹, UASB : 12 kgCOD_C・m⁻³・d⁻¹であり、システム全体のCODやTOC除去率 (vs. 原水) は約90%を達成し、高速処理を許容した。嫌気性DHS処理水の酸生成率の平均は0.54, SS除去率の平均は81%であり嫌気性DHSでは酸生成及びSS成分の捕捉を同時に行うことが可能であるなど、新規の排水処理システムは高い処理能力を有していた。

Key Words : anaerobic-DHS, UASB, two-phase, food industry wastewater

1. はじめに

現在のところ、香川県は瀬戸内海環境保全特別措置法や香川県条例にて水質汚濁防止法における一律排水基準よりも厳しい排水基準 (上乘せ排水基準) を設定しており、それらは瀬戸内海に面している他府県と比較しても厳しいものである。しかしながら、依然として香川県では県内の河川や海域のBOD₅, COD_{Mn}などの公共用水域の環境基準の達成率が他府県と比較して低いことが問題視されている。その理由の一つとして、県内のCOD_{Mn}汚濁負荷量の31%をさぬきうどん産業に関連する事業場 (うどん店及び製麺業者) を含む日排水量平均50m³以下の小規模事業場及び水質汚濁防止法に明記されている水質特定施設を有しない未規制事業場 (以下、小規模事業場等と称す) が占めていることが挙げられ、瀬戸内海に隣接する他府県と比較しても、その割合は高い状況にある¹⁾。現在、香川県内で営業を行っている総事業場は約14,900店舗、このうち小規模事業場は約4,400店舗、未規制事業場は約10,000店舗である。

香川県において、さぬきうどん産業は重要な地場・観

光産業にまで発展し、全国各地へ知れ渡っており、県内で営業を行っている総うどん店舗数は約1,200店舗 (小規模事業場又は未規制事業場に属する) である。しかしながら、うどん玉を製造する過程で発生する排水は通常の飲食店からの排水と比較して約2倍の有機物濃度であるが、一日の排水量が少量であるため排水規制を受けておらず、下水道や合併処理浄化槽が未整備の地域では排水が未処理のまま公共用水域に排出されている (平成21年度香川県下水道普及率40.3%、污水处理人口普及率66.2%)。このためうどん店周辺住民からは水質汚濁や悪臭、景観悪化等の公害を訴える苦情が発生しており (平成18年度の香川県内の総苦情件数681件のうち、水質汚濁関連154件、うち小規模事業場等関連69件である)¹⁾、観光客へ負のイメージを与える可能性があり、早急に対策を講じる必要がある。

香川県ではこのような現状を受け、平成21年3月に条例を改正し、下水道整備地域では下水道への接続、下水道整備地域以外では合併処理浄化槽の設置を義務付け、最大排水量50m³・d⁻¹未満且つ平均排水量10m³・d⁻¹以上の事業場 (水質汚濁防止法の対象である水質特定施設に新たな

事業場（自動式鶏卵洗浄施設、飲食店に設置されるうどん湯煮施設、公衆浴場）を追加）を対象として、横出し項目である日平均TOC $160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下を設定した（平成24年4月1日施行予定）¹⁾。この改正条例の施行により排水規制を受けることになる一部の事業場は、なんらかの排水処理設備を設置しなければならない。しかしながら、対象となるうどん店は県内で営業を行っているうどん店の約2割程度であり（排水量 $8 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 以下の事業場は全体の約6割）²⁾、改正条例による排水規制を受けない、さらに小規模な事業場が多数を占めている。

一方、今回の改正条例によって規制対象と成り得る事業場に対して提案されている排水処理装置（香川県のうどん店排水処理技術開発支援事業及び環境省の環境実証支援事業）は少なくとも200万円を超えて高価であり（うどん店へのアンケートの結果、46%が初期投資100万円以下、48%が月額2万円以下を希望している³⁾）、排水処理設備導入にかかるコストが経営を圧迫することが予想されるため、店への導入は困難であると言える³⁾。香川県環境保健研究センターの藤田らの研究グループは、うどん煮汁原排水を処理対象として嫌気性処理（UASB）と好気性処理（接触酸化法）を組み合わせた処理システムの適応の検討を行っているが、全システムのHRTが25 daysと長く、リアクター容量が大きくなることで費用が高くなるため、未だ実用化には問題があると報告している³⁾。

このような背景の下、我々の研究グループは食品系小規模事業場排水処理に適した排水処理方法として、循環型嫌気性Downflow Hanging Sponge（Effluent Recirculation Anaerobic DHS：以下、嫌気性DHSと称す）とUpflow Anaerobic Sludge Blanket（以下、UASBと称す）を組み合わせた新規の排水処理システムを開発し、その実証実験を行っている^{4) - 10)}。嫌気性DHSはUASB法と異なり、グラニュールを必要とせず、高濃度かつ多種の微生物を保持することが可能であり、分解速度の遅い脂肪や有機性のSSを捕捉することが可能である⁶⁾。また嫌気性DHSの後段にUASBを導入することで更なる有機物除去を期待することができる⁹⁾。DHSは原田らの研究グループによって開発され¹¹⁾、主に都市下水を供給したUASB処理水のポストトリートメントとして好気条件で適用されており、嫌気条件で適用された報告は少なく¹²⁾、本研究のように産業排水を対象とした前段処理として適用している報告は筆者が知る限り皆無である。

また、小規模施設への排水処理の導入は、高額な設備導入のインシヤルコスト、運転管理のメンテナンスの煩雑さなどから困難であり、根付いていない¹³⁾。嫌気性処理は溶存酸素や汚泥管理が必要な好気性処理と比較してメンテナンスは容易であるが、嫌気性処理で比類なき成功を取

めているUASBは、食品排水に多く含まれる高濃度のSSに対してはグラニュールの保持・生長に対して脆弱性を有している。これらの問題に対しては十分な可溶化・酸生成相を設け、後段にメタン発酵相を設けた二相化（two-phase）嫌気性処理システムがより効果的であると報告している¹⁴⁾。

本研究では、新規の二相化嫌気性処理システム、すなわち前段の嫌気性DHSで原排水中の有機物の可溶化・酸生成及びSS成分の捕捉を行い、VFA（Volatile Fatty Acid：揮発性脂肪酸）生成が促進された低SS濃度の嫌気性DHS処理水を続く後段のUASBで高速にメタン発酵処理を行うプロセスを構築した。処理対象には、うどん製造工程排水のなかでも最も有機物汚濁負荷が高いうどん煮汁原排水を用い、新規の排水処理システム（嫌気性DHS+UASB）を用いた連続通水実験を行い、その処理特性を調査した。

2. 実験方法

(1) うどん煮汁原排水

実際のうどん店の水使用量と排水排出行程についてのヒアリングおよび水質分析の結果、煮釜から排出されるうどん煮汁原排水は、排出時の温度が高温、高い有機物濃度、一日の排水量が少量、平均規模のうどん店平均COD_{Mn}汚濁負荷量 $5 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$ の約2割等の特徴を有していることが判明した。そこで、処理対象排水としてはうどん煮汁原排水のみを対象とし、洗浄排水などを含む総合排水は本研究では対象外とした。実験に協力していただいたうどん店は、月一土曜日までの6日間、一日のうどん玉製造数が約300玉である、平均的な規模のさぬきうどん店であり、うどん煮汁原排水が約 $90 - 100 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ 、総合排水が約 $5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 発生しており、家族経営の小規模な事業所である。今回の改正条例の排水規制対象と成り得る総合排水が約 $10 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 発生（うどん煮汁原排水排出量はうどん店に備え付けられている煮釜容量に依る）するうどん店の規模は、概ねうどん玉を一日約800玉製造する規模である。本研究では、改正条例による排水規制の対象外で、さらに多数を占める小規模なうどん店にも導入が可能な排水処理システムの構築を想定し、前述のうどん玉一日約300玉製造、うどん煮汁原排水排出量約 $100 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ のさぬきうどん店のうどん煮汁原排水を全量提供していただき、実験を行った。連続通水実験への供給排水は、横出し項目の達成や温度調整（うどん煮汁原排水を直接供給するには温度が高すぎる）のため、うどん煮汁原排水を適宜水道水にて希釈したものを使用した（実用化では、うどん玉を煮釜で煮た後の、うどんのしめに使用するさらし排水を希釈水として用いる）。

表1に希釈前のうどん煮汁原排水（以下、原排水と称す）の分析結果を示した。

表1 希釈前のうどん煮汁原排水水質分析結果

うどん煮汁原排水	pH	温度 (°C)	COD _{Cr} (mg・L ⁻¹)	TOC (mg・L ⁻¹)	SS (mg・L ⁻¹)	T-N (mg・L ⁻¹)	T-P (mg・L ⁻¹)
	6.8	70.6	9,143	3,351	1,419	54.0	26.2

分析結果より、条例改正後の横出し項目であるTOC 160 mg・L⁻¹以下を達成するためには約95%以上のTOC除去率が要求される。また、原排水は高温（約70°C）で排出され、SS濃度は1,419 mg・L⁻¹と高濃度で排出され、腐敗し易い排水であった。これらは原排水中の微細なうどん打ち粉や溶解しているうどんの主成分であるデンプン質に起因するものだと考えられた。また原排水は粘性を持っている糊状の排水であった。実験で使用する原水は、原排水を2-3倍に水道水による希釈を行い、重炭酸ナトリウムによるpH調整を行った。また、原排水を基質として120 mLバイアルで嫌気性生分解性・メタン生成活性試験を実施した結果、メタン生成活性値は0.17 gCOD・gVSS⁻¹・d⁻¹（グルコースと同等と、十分な嫌気性分解速度が得られることが確認された⁵⁾。

(2) 嫌気性DHS+UASBシステム及び連続通水実験条件

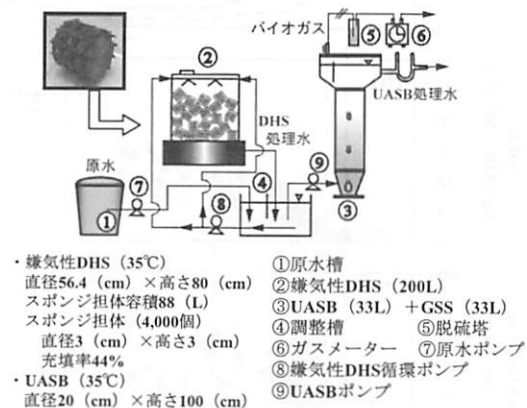


図1 嫌気性DHS+UASBシステムフロー

図1に本研究で使用した嫌気性DHS+UASBシステムフローを示した。本研究では嫌気性処理の二相化による処理効率の向上を図り、前段の嫌気性DHSを酸生成相、続く後段のUASBをメタン発酵相と位置付けている。前段の嫌気性DHSリアクター（有効容量200Lの市販ポリエチレンタンクの内部に、長岡技術科学大学で開発されたG3型スポンジ担体をランダムに4,000個充填（スポンジ充填率44%、スポンジ体積88L）は密閉して嫌気条件を保った。接種汚泥には活性汚泥（100.6 gVSS）及び食品工場のUASBグラニュー汚泥（16.9 gVSS）を分散処理したものを使用した。うどん煮汁排水（うどん煮汁原

排水を水道水による希釈及び重炭酸ナトリウムによるpH調整を行ったもの：以下、原水と称する）の供給や循環を確保するための調整槽を付帯設備として設置した。調整槽は混合水側と処理水側に間仕切板にて区切られており、板の下部に開口を設けることで、循環ポンプの吸引によって処理水が混合水側へと移流可能である。

後段のUASBリアクター（有効容量33 L、GSS（Gas-Solid Separator：三相分離装置）、容量33 L）には長期間無基質条件にて保存された食品工場の嫌気性UASBグラニュー汚泥（1,940 gVSS）を接種した。

原水はまず原水ポンプにより調整槽の混合水側に供給され、嫌気性DHS循環ポンプにより原水と嫌気性DHS処理水の一部（混合水）は嫌気性DHS上部より均等に常時散水・循環される。その後、嫌気性DHS内を下降する間にスポンジに捕捉されている嫌気性微生物と接触し、処理され調整槽の処理水側に流出する。嫌気性DHS処理水は後段のUASBに供給され、残存有機物の除去が行われる。UASBにて発生したバイオガスは脱硫装置を通過させ、大気中へ放出させた。

各リアクターのHRTは原水処理量を増加させることで段階的に減少させていき、最終的に嫌気性DHSにて10.6 hrs、UASBにて4.4 hrsまで到達した（処理量はそれぞれ200 L・d⁻¹、180 L・d⁻¹に相当、原水は水量ベースで原排水を2倍希釈）。嫌気性DHSを循環する循環水量は実験期間中、560 L・d⁻¹で固定した。嫌気性DHSとUASBの処理量は、処理量を同一とした場合、ポンプ圧送量のわずかな誤差によって、調整槽の水位が低下していきUASBへの供給がストップする可能性があるためUASBでの処理量を嫌気性DHSよりも少なくしている。

温度制御は、各リアクター流入前に40-45°Cに加熱した温水槽内に設置したステンレス管を通過させ、さらにUASBリアクターは温水槽内の温水をウォータージャケットに常時、循環させた。実験期間中の原水及び嫌気性DHS処理水、UASB処理水の1年間の平均温度はそれぞれ25±8°C、29±4°C、25±6°Cであった。

表2 リアクター運転条件

期間 (days)	原排水 希釈倍率	嫌気性 DHS	UASB	処理量(L・d ⁻¹)		HRT(hrs)	
				嫌気性 DHS	UASB	嫌気性 DHS	UASB
Phase 1	0-153	3	○	26-52	—	82-41	—
2	153-201	3	○	43	19-35	49	42-23
3	201-470	2	○	43-200	35-180	49-10.6	23-4.4
4	470-715	2	○	200	180	10.6	4.4

※嫌気性DHS循環量：560(L・d⁻¹)で固定

リアクター運転条件を表2に示した。連続通水実験開始当初は、嫌気性DHS単独における有機物除去能力の検討を行った。約700日の連続通水実験期間中、後段UASBの有無、原排水希釈倍率の変化、処理原水量の変化により、Phase 1から4に分類される。Phase 1では原排水希釈倍率を3

倍とし、嫌気性DHS単独処理を試みて処理量を段階的に増加させた。続くPhase 2では原排水希釈倍率を3倍のまま、嫌気性DHSの後段にUASBを設置して、UASB内保持汚泥の馴養のため処理量（負荷）を若干、低下させて実験を開始した。Phase 3では原排水希釈倍率を2倍に固定し、全量処理を達成するように段階的に原水処理量を増加させた。Phase 4ではPhase 3で到達した原水処理量（嫌気性DHS：200 L・d⁻¹，UASB：180 L・d⁻¹）を変化させず一定供給条件で実験を行った。

(3) 嫌気性生分解性・メタン生成活性試験

連続通水実験開始後503日目（UASB通水開始から350日目）のUASBリアクター保持グラニュール汚泥に対してメタン生成活性試験¹⁵⁾を行った。基質として原排水を使用し、汚泥負荷（F/M比）は0.25, 0.5, 0.75 gCOD_G・gVSS⁻¹とした。汚泥濃度はいずれも4,000 mgVSS・L⁻¹とし、栄養塩類などを含む培地液をバイアル内に投入した。初発pHは7.0±0.2に調整し、35℃シェイキングバスで振とう培養を行い、基質投入後、経時的に発生ガス量及びメタン濃度を分析し、メタン生成活性値を算出した¹⁵⁾。

(4) スポンジ保持汚泥量の算出

連続通水実験開始 699 日目に嫌気性 DHS 内スポンジを上部から、付着している汚泥が剥離しないようにランダムに数個サンプリングして、スポンジの保持汚泥濃度を分析した。サンプリングしてきたスポンジはまず、蒸留水中で圧搾及び超音波剥離処理を行い、スポンジの内外に付着保持されている汚泥を全量回収し、汚泥濃度から保持汚泥量を算出した。

(5) 分析方法

COD_Gの測定には重クロム酸カリウム法を用い、多目的水質分析計（DR-2800, HACH）を用いた。TOCの測定には全有機体炭素計（TOC-5000A, SHIMADZU）を用いた。溶解性のサンプルは、孔径 0.45 μm のフィルター（DISMIC-25cs）ろ液を使用した。発生バイオガスのメタン、水素濃度は TCD ガスクロマトグラフ（GC-8A, SHIMADZU）を用いて測定した。VFAはFIDガスクロマトグラフ（GC-8A, SHIMADZU）を用いて測定した。その他の分析項目は下水試験方法¹⁶⁾に準拠して行った。

3. 実験結果及び考察

(1) 連続通水実験処理性能

図2 (a) - (d) に連続通水実験の条件及びHRT (hrs) , OLR (Organic Loading Rate : 有機物容積負荷)

(kgCOD_G・m⁻³・d⁻¹) , COD_G (mg・L⁻¹) , TOC (mg・L⁻¹) の経日変化を示した。なお、嫌気性DHSのHRT及びOLRの算出は原水を基準とし、スポンジ担体体積を使用した。

Phase 1（図中P1表記、以下同様）では、嫌気性DHS処理水の平均TOC濃度は254±205 mg・L⁻¹であり、目標水質の平均TOC 160 mg・L⁻¹以下を達成する場合もあったが、長期間安定した処理能力は望めなかった（図2 (d)）。これは、Phase 1では十分な滞留時間（HRT 81.5-40.7 hrs）が確保され、処理原水量が少ない条件下では高い有機物処理能力を示す場合があるが（最大COD除去率70%程度、最大TOC除去率80%程度）、原水水質の変動（Phase 1 平均流入原水COD_G濃度：2,527±679 mg・L⁻¹）や処理量の変化による、負荷上昇（Phase 1 平均 OLR：1.41 ± 0.62 kgCOD_G・m⁻³・d⁻¹）に有機物除去が対応できず、嫌気性DHS単独処理では十分な有機物除去は確保できないことが判明した（図2 (a) - (d)）。そこでPhase 2では後段にUASBを付加し、UASBリアクターのスタートアップのた

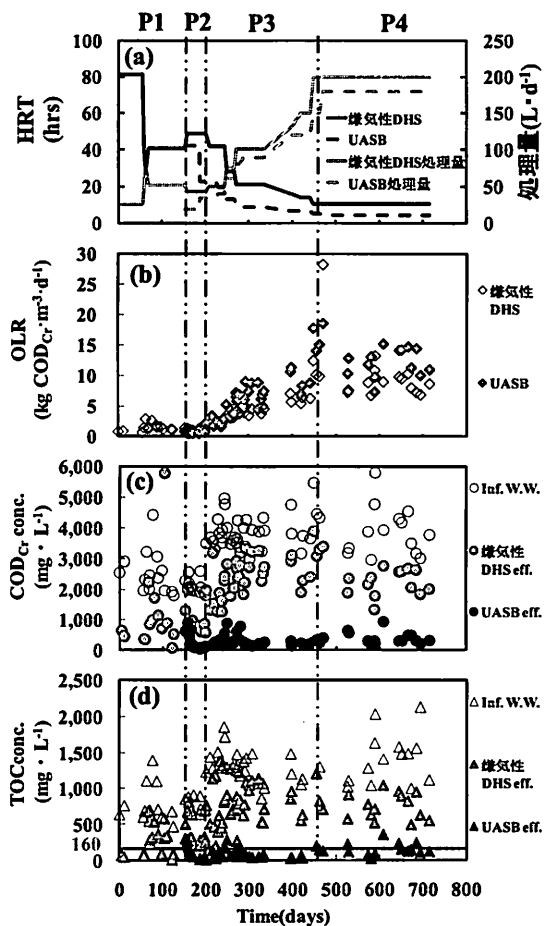


図2 連続通水実験の経日変化

(a) HRT (hrs) , (b) OLR (kgCOD_G・m⁻³・d⁻¹) ,
(c) COD_G濃度 (mg・L⁻¹) , (d) TOC濃度 (mg・L⁻¹)

めに嫌気性DHSの負荷を下げて (Phase 2 平均OLR: $1.03 \pm 0.12 \text{ kgCOD}_G \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$) 運転を行った (図2 (a), (b)). スタートアップ時のUASBにおけるOLRは $0.5 \text{ kgCOD}_G \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ に設定して運転を開始した. Phase 2の嫌気性DHSでの有機物処理能力は平均COD除去率62%, 平均TOC除去率62% (Phase 2 嫌気性DHS処理水の平均流出TOC濃度 $273 \pm 40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), UASBを含めたシステム全体の処理能力 (vs. 原水) は平均COD除去率85%, 平均TOC除去率84% (Phase 2 UASB処理水の平均流出TOC濃度 $119 \pm 107 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) であり, Phase 1 にて嫌気性DHS単独にて処理できなかった残存TOCをUASBでポリッシュアップすることが可能であった (図2 (d)). スタートアップ時のUASB処理水質は不安定だったものの, Phase 3において負荷を上昇させていくとともにグラニュール汚泥が馴致され, 活性が向上し, 良好な処理能力を示すようになった (図2 (c), (d)). Phase 3 では香川県に存在する平均規模うどん店の原排水排出量 $100 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ を水量ベースで2倍希釈した場合に, その全量を一日以内で処理することに相当する, 最大処理量 (嫌気性DHS $200 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$, UASB $180 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$) まで増加させた (図2 (a)). その結果, 嫌気性DHSでの処理能力は平均COD除去率38%, 平均TOC除去率44% (Phase 3 嫌気性DHS処理水の平均流出TOC濃度 $724 \pm 243 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) まで低下したが, UASBを含めたシステム全体の処理能力 (vs. 原水) は平均COD除去率93%, 平均TOC除去率93% (Phase 3 UASB処理水の平均流出TOC濃度 $87 \pm 61 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) であった (図2 (c), (d)). Phase 4では全量処理の負荷を維持して250日を越える長期運転を行った. その間, HRTは嫌気性DHS: 10.6 hrs, UASB: 4.4 hrs, システム全体15 hrs, 平均OLRは嫌気性DHS: 平均 $10 \text{ kgCOD}_G \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, UASB: 平均 $12 \text{ kgCOD}_G \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ という高速・高負荷条件で運転を行い (図2 (a), (b)), 嫌気性DHSでの処理能力は平均COD除去率43%, 平均TOC除去率44%, (Phase 4 嫌気性DHS処理水の平均流出TOC濃度 $743 \pm 177 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), UASBを含めたシステム全体の処理能力 (vs. 原水) は平均COD除去率90%, 平均TOC除去率90% (Phase 4 UASB処理水の平均流出TOC濃度 $147 \pm 85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) と, 長期間横出し項目である平均TOC $160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下を達成することが可能であった (図2 (c), (d)).

(2) 嫌気性DHSリアクター単独の処理パフォーマンス

図3に連続通水実験期間中のTOC除去率とHRTの相関を示した. 嫌気性DHS単独処理では目標としていた処理水質レベルTOC $160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ を達成することができるのは, ごく低処理水量条件下のみ可能であった (範囲: HRT 81.5–40.7 hrs). しかしながら, 処理量増加に伴う, HRTの短縮によって水質は悪化する傾向にあった (図

3). これはHRTが短縮されることでスポンジに保持されている微生物と排水との接触時間が短くなったためであると考えられた. 嫌気性DHSの処理水循環プロセスはスポンジの高濃度微生物保持能力により, 増殖速度が遅く嫌気性処理の中核を担っているメタン生成菌のリアクター外への流出を抑制することが可能である⁹⁾. しかしながら, 本実験では, 流入排水中のSS成分やCOD_G成分が高濃度であることから嫌気性DHSのスポンジ保持汚泥中では, 主にそれらの加水分解や酸生成を担う微生物群集の存在比および活性が高いことが予想される. 流入原水水質の日変動が激しく, 生成されたVFA基質をメタンにまで分解する段階が嫌気性処理で律速となるため, 排水中のCOD_G成分の除去があまり行われず, 嫌気性DHS処理水水質も同様に日変動が激しくなり, 不安定であった.

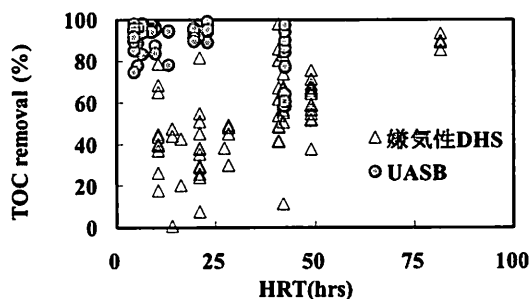


図3 TOC除去率とHRTの相関

(3) 嫌気性DHS+UASBシステム

嫌気性DHS単独処理のみ (Phase 1) では, ①処理が不安定であること, ②横出し項目を達成する水質基準を維持しつつ, 平均規模のうどん店から排出される, 原排水量 $100 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ を一日で全量処理するまでHRTを低下させることは困難で, 装置規模 (容量) を拡大する必要があることなどの理由から, 実験開始153日目に後段にUASBを設置し, 嫌気性DHS+UASBによる処理を試みた. その結果, 最大処理量である嫌気性DHS $200 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$, UASB $180 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ にまで処理量を増加させた場合でも, 目標処理水質を達成することが可能となり, 原排水を水量ベースで2倍希釈した場合に, 一日以内に原排水の全量を処理することが可能であった. UASBのみに着目すると, HRT 4.4 hrs, OLR 平均 $12 \text{ kgCOD}_G \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ は, 藤田ら³⁾の原排水を処理するUASB+接触酸化法を用いた報告よりも高速・高負荷運転を許容することが可能であった. これは二相化することで, 嫌気性DHSにて酸生成を行い, UASBにてメタン発酵で仕上げる効率良い処理を行うことができたためであると考えられた.

表3 連続通水実験 Phase 4 平均値 (処理量: 嫌気性 DHS 200 L・d⁻¹, UASB 180 L・d⁻¹)

SS		流入負荷 (kgSS・m ⁻³ ・d ⁻¹)			処理水濃度 (mg・L ⁻¹)			SS除去率 vs.原水 (%)		
	嫌気性DHS	0.98	±	1.4	81	±	58.0	81	±	22.8
	UASB	0.44	±	0.3	42	±	32.8	48	±	24.9
COD _{Cr}		流入負荷 (kgCOD _{Cr} ・m ⁻³ ・d ⁻¹)			処理水濃度 (mg・L ⁻¹)			COD除去率 vs.原水 (%)		
	嫌気性DHS	10	±	4.9	2,329	±	676.8	43	±	17.1
	UASB	12	±	3.5	375	±	185.9	91	±	5.7

※HRT : 嫌気性 DHS 10.6 hrs, UASB 4.4 hrs, 全システム 15.0 hrs

表3にPhase 4 期間である最大処理時 (嫌気性DHS 200 L・d⁻¹, UASB 180 L・d⁻¹) の処理水質の平均値を示した。最大処理量時であるPhase 4でのUASB処理水のTOC濃度の平均は147±37 mg・L⁻¹であった。SS成分は嫌気性DHSで流入SS濃度の約81%を捕捉し, UASBへと供給される嫌気性DHS処理水のSS濃度は81±58 mg・L⁻¹で, UASBでの処理に阻害を及ぼす可能性のない濃度¹⁷⁾ まで処理することができており, 前段処理としての機能も十分果たしていると考えられた。UASBにおいて発生したバイオガスの平均メタン濃度及び平均メタン回収率はそれぞれ62%, 70%であった。

本研究において開発された新規の嫌気性DHS+UASBシステムは, 相分離によりSSが多く, 糊状の排水に対して酸生成相及びメタン発酵相のそれぞれに適した運転条件で効率良い処理を行うことが可能であった。

環境省¹³⁾ は小規模事業場での排水処理の技術開発を行っているが, 物理化学的処理や好気性微生物による処理が主流で, 嫌気性微生物の使用例はない。そのため本研究のように嫌気性処理のみで, 小規模事業場 (排水量 10 m³・d⁻¹) の排水処理に適用した事例は少なく, 小規模事業場排水処理対策の改善策と成り得る可能性があると考えられた。

(4) 嫌気性DHS酸生成能

図4にPhase 4におけるVFA濃度の平均値データを示した。分析サンプル中の溶解性COD₀中に占めるVFAの割合 (酸生成率: 全VFA COD当量濃度 / 溶解性COD₀濃度) は, 原水が0.35に対し, 嫌気性DHSにおいて酸生成が進行することにより, 嫌気性DHS処理水では0.54まで増加し, UASB処理水では, ほぼ完全にVFAが分解された。連続通水実験においてPhase 4の高い有機物除去能力 (COD, TOC除去率ともに約90%) を達成・維持することが可能であったのは, 嫌気性DHSにおいて酸生成が行われ, 嫌気性DHS処理水中に占めるVFAの割合が増加し, VFA基質の処理を得意とする後段のUASBによって高速に処理さ

れたためであると考えられた。

原水中のVFAの組成は存在比で酢酸が0.43 (酢酸COD / 全VFA COD) と最も多く, 次にプロピオン酸が0.35 (プロピオン酸COD / 全VFA COD) であった。嫌気性DHS処理水中でも同様の傾向が見られ, 嫌気性DHS処理水の全VFA COD当量濃度は872±474 mg・L⁻¹であり, そのうち酢酸の存在比は0.54, プロピオン酸の存在比は0.38であった。UASB処理水では, 酢酸の蓄積も観察されず, 健全なグラニュー汚泥の生長条件である低酢酸濃度を維持することが可能であった。

Ince¹⁸⁾ は, 前段に中温酸生成相と位置付けた完全混合型嫌気消化槽を用い, 乳製品工場からの排水 (COD₀ = 2,000–6,000 mg・L⁻¹) をHRT 12 hrs, OLR 23 kgCOD₀・m⁻³・d⁻¹で酸生成率0.59 (全VFA COD当量濃度 / 溶解性COD₀濃度) を達成しており, 後段のメタン発酵相では発生したメタンガス濃度は75–80%で, 酸生成相で発生したVFAのほとんどをメタンへと変換したと報告している。また Emrah¹⁹⁾ は糖蜜廃水を供給基質とした中温度のCSTR (Completely Stirred Tank Reactor: 完全混合リアクター) を使用した実験で, HRT 2–4 days, OLR 1.35–5.4 kgCOD₀・m⁻³・d⁻¹, pHを6.9–7.5と5.7–7.4に調整した実験系で, 酸生成率0.44–0.53を得たと報告している。本研究でもほぼ同等の酸生成率をより短時間で得ることができたため, 嫌気性DHSは高い汚泥濃度を保持しながら, 酸生成相

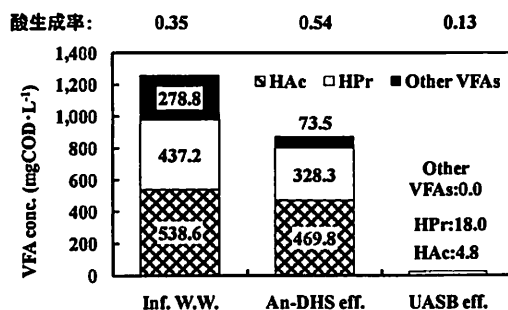


図4 Phase 4のVFA濃度及び酸生成率の平均値

として機能し、二相化による効率良い処理ができていると推測された。

藤田らは、原排水を処理対象として UASB と接触酸化法を組み合わせた処理システムの適応の検討を行っているが、全システムの HRT が 2.5 days と長く、リアクター容量が大きくなることで費用が高くなるため、未だ実用化には問題があると報告している³⁾。本研究のように、原排水の SS 成分や糊状の粘性を嫌気性 DHS に通水させることで、それらの影響を低減させ (UASB での処理に障害を及ぼす可能性のない SS 濃度: $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下¹⁷⁾)、かつ酸生成を進行させることで、装置規模を小さくさせることが可能であると考えられた。

(5) COD バランス

図5にPhase 4における流入原水の投入COD負荷量を100%としたCODバランスの平均値を示した。原水中に含まれていたVFA成分 (28.2%) は、嫌気性DHSにてメタンガスに分解されていた (嫌気性DHS内の気相部のメタンガス濃度約60%程度)。UASBでは酸生成の行われた嫌気性DHS処理水中のVFAは、ほぼメタンにまで分解された。UASBでのメタンガス転換率は全体の投入COD量の内、26.4%であった。

デンプンを含有する排水は発展途上国では、大規模なラグーン法を用いた処理が行われている²⁰⁾。Fangら²¹⁾はハイブリッド UASB (UASB+Anaerobic Filter) を使用して、デンプン人工排水 (COD_C 濃度 $5,000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) を処理した結果、HRT 12 hrs, OLR $10 \text{ kgCOD}_\text{C} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ の条件で COD 除去率 82.5%を得ている。また Annachatre²²⁾ らはタピオカ製造排水を重力沈降によって SS 成分を除去した後の上澄みを処理対象として UASB にて処理を行っている。その結果、OLR を $16 \text{ kgCOD}_\text{C} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ まで増加させ、COD 除去率 95%以上を得ることができ、UASB 流入前に SS 除去を行うことで UASB の安定且つ良好な処理水質を得ることができたと結論付けている。

一方、Elias²³⁾ らはグルコースを処理するUASB保持汚泥よりも酢酸、プロピオン酸、酪酸の混合基質を処理するUASB保持汚泥の方がVFA (酢酸、プロピオン酸、酪酸及

びそれらの混合基質) を基質としたメタン生成活性値が高いと報告している。また、Thaveesriら²⁴⁾ も基質にVFA基質を混合させた排水をUASBにて処理する実験系を組み、VFA基質の割合が増加する程、酢酸を基質としたメタン生成活性値が増加すると報告している。

本研究では、嫌気性DHSにより酸生成が進行し、SS成分を除去した排水をUASBにて処理しており、前述した既報の様にメタン生成活性値や高負荷を許容する要因となっており、一相式でデンプン排水をメタン発酵処理するよりも高いCOD除去能力を有していることが分かった。

(6) 嫌気性DHSの微生物保持能力

連続通水実験開始699日目に嫌気性DHS内のスポンジをランダムに数個採取し、スポンジ表面及び内部に保持されている汚泥を剥離させ、MLSS及びMLVSSを分析した。MLSSは $21.0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ (スポンジ1 L体積に付着する汚泥量)、MLVSSは $20.4 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、保持汚泥量は $1.8 \text{ kgVSS} \cdot \text{Reactor}^{-1}$ であり、 $\text{VSS} \cdot \text{SS}^{-1}$ は0.97と高く植種汚泥から変化していないため、700日間もの長期間の間、嫌気性DHS内の無機物の蓄積やSSによる閉塞は発生しなかったと考えられた。DHSスポンジの保持汚泥量は、下水処理UASBの後段処理として使用される場合²⁵⁾は $20 - 26 \text{ gVSS} \cdot \text{L}^{-1}$ で、産業排水を対象とした場合は $51.9 \text{ gVSS} \cdot \text{L}^{-1}$ にも達する²⁶⁾。これは嫌気・好気といった汚泥の条件やOLRやHRTに依存すると考えられる。本研究では嫌気性DHSのHRTは原水基準で10.6 hrsだが、混合水基準でみると3.8 hrsであり、調整槽にて混合された混合水 (原水+嫌気性DHS処理水) は嫌気性DHS内を非常に高速でDHSスポンジを通過している。しかしながら、好気性処理を行っている鈴木ら²⁰⁾の報告にある程の大量の汚泥を保持することはできなかったが、下水処理UASBの後段処理である好気性DHSと同程度の保持汚泥量を確保することが可能であった。

(7) UASB保持グラニューールのメタン生成活性

糖系基質をUASBで処理した場合、酸生成菌の過剰な増殖やグラニューール表面を細胞外ポリマーが覆い、ガスがトラップされ、浮上する現象が生じるなども報告されているが、酸生成が進行した基質を供給することで回避することが可能である^{27) - 31)}。本研究では、UASBリアクターに一部がVFA化 (酸生成) した嫌気性DHS処理水 (酸生成率0.54) を供給しているため、HRTやOLRは既報³⁾ よりも高速・高負荷運転を許容することができたといえる。

本研究において、連続通水実験開始503日目 (UASB通水開始から350日目) のUASB保持グラニューール汚泥についてメタン生成活性試験を行った。酢酸基質からのメタン生成活性値が $0.31 \text{ gCOD} \cdot \text{gVSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ($F/M=0.5$) に対し

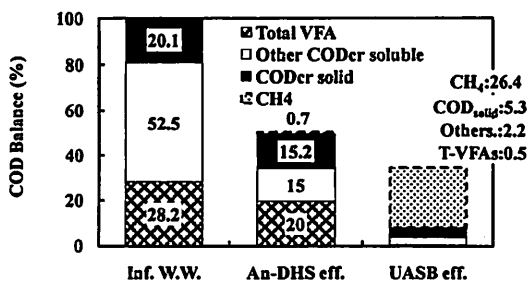


図5 Phase 4のCOD Balanceの平均値

て、各F/M比における原排水基質からのメタン生成活性値は $0.32 \text{ gCOD} \cdot \text{gVSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (F/M = 0.25), $0.33 \text{ gCOD} \cdot \text{gVSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (F/M=0.5) および $0.30 \text{ gCOD} \cdot \text{gVSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (F/M=0.75) と、いずれの汚泥負荷 (F/M) においても活性が低下することなく酢酸基質と同程度の活性値を保持していた。デンプン基質については $0.27 \text{ gCOD} \cdot \text{gVSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (F/M = 0.5) は若干低い値となり、特にプロピオン酸基質からのメタン生成活性値が $0.12 \text{ gCOD} \cdot \text{gVSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (F/M = 0.5) と最も低い値を示していた。

原排水の嫌気性DHS処理において、プロピオン酸は酢酸に次いで生成するVFA基質であり (図4)、プロピオン酸から酢酸への酢酸生成水素共生反応は熱力学的に進行し難く³⁰、排水中に反応生成物である酢酸濃度や水素分圧が高い場合にはプロピオン酸の分解は進行しない。長期連続通水実験期間中、UASBの処理水質としてはVFAの残存は少ないため現状問題はないが、今後は嫌気性DHS処理水の酢酸濃度を低下させ、さらにプロピオン酸酸化共生細菌のポピュレーションの解析を16S rRNAアプローチにて追跡を行うことで、より最適な運転方案が分子生物学的レベルで提案できると考えられる。

4. 結論

うどん煮汁原排水を対象として新規の排水処理システムである、嫌気性DHS+UASBによる連続通水実験を行った結果、以下の知見が得られた。

(1) うどん煮汁原排水を嫌気性処理を二相化したシステムである、嫌気性DHS+UASBで処理した結果、HRTは嫌気性DHS 10.6 hrs, UASB 4.4 hrs, 全システム15 hrs, OLRは嫌気性DHSで平均10 (最大28) $\text{kgCOD}_G \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, UASBで平均12 (最大19) $\text{kgCOD}_G \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ という高速・高負荷運転を許容し、初めて嫌気性処理のみで横出し項目の基準値である $\text{TOC } 160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下を達成した。

(2) 全量処理の運転条件において、酸生成率 (全VFA COD当量濃度 / 溶解性 COD_G 濃度) は原水で0.35が嫌気性DHS内で酸生成が進行することで、嫌気性DHS処理水では0.54にまで増加し、UASB処理水では、ほぼ完全にVFAは分解された。酸生成された嫌気性DHS処理水は酢酸及びプロピオン酸が主たる生成VFAであった。

(3) 原水中に含まれるSS成分は嫌気性DHSで流入SS濃度の約80%を捕捉し、UASBへと供給される嫌気性DHS処理水のSS濃度は $81 \pm 58 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ で、UASBでの処理に障害を及ぼす可能性のない程度まで処理することが可能であった。嫌気性DHS内保持汚泥量は $\text{MLVSSi} = 20.4 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、保持汚泥量は $1.8 \text{ kgVSS} \cdot \text{Reactor}^{-1}$ であり、 $\text{VSS} \cdot \text{SS}^{-1}$ は0.97で約700日

間の運転においても無機物の蓄積は観察されなかった。

(4) UASB保持グラニュール汚泥のメタン生成活性値 (連続通水開始から503日目) は、各F/M比におけるうどん煮汁原排水基質からのメタン生成活性値は $0.32 \text{ gCOD} \cdot \text{gVSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (F/M=0.25), $0.33 \text{ gCOD} \cdot \text{gVSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (F/M=0.5) および $0.30 \text{ gCOD} \cdot \text{gVSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (F/M=0.75) であり、酢酸基質からのメタン生成活性値 $0.31 \text{ gCOD} \cdot \text{gVSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (F/M=0.5) とほぼ同等であった。

以上の結果より、これまで、小規模事業場への排水処理導入はコスト面との関係から難しく、また嫌気性処理単独で安定且つ高速で $\text{TOC } 160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下にまで処理したケースはなかったが、小規模 (容量) な嫌気性DHSとUASBの組み合わせにより、小規模事業場のうどん煮汁原排水の TOC を $160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下にまで処理可能とした。リアクターの温度はうどん煮汁原排水が持つ熱エネルギーを活用し、希釈水はうどんさし排水などの他の製造工程からの排水を使用することが可能であると考えられる。

5. 謝辞

本研究は「公益信託エスベック地球環境研究・技術基金」の助成を受けて実施したものである。また実験を行うにあたり、さぬきうどん店「古奈や」様には、ほぼ毎日、快く、うどん煮汁原排水を提供していただきました。ここに記して感謝申し上げます。

6. 参考文献

- 1) 香川県環境森林部; 平成22年度香川県環境白書, 2011
- 2) 笹田康子, 岡井隆, 橋本和久, 稲井宏樹; うどん店の排水処理, 香川県環境保険研究センター所報, 第4号, pp.49-56, 2005
- 3) 藤田久雄, 安藤友継, 藤岡博文, 島田昭博; うどんゆで汁排水の処理技術に関する研究—上向流嫌気性汚泥床 (UASB) を用いた高速メタン発酵 (2) —, 香川県環境保健研究センター所報, 第8号, pp.60-66, 2009
- 4) Y.Miyaoka, T.Tagawa, T.Kadono, K.Dejima, Y.Sasaki and T.Yamaguchi; Development of Revolutionary Anaerobic Wastewater Treatment System using a novel ER-An-DHS and UASB Reactor Combination, *Proceedings of 12th World Congress on Anaerobic Digestion*, CD-R (P01.13), 2010
- 5) 角野拓真, 多川正, 朝倉惇, 山口隆司, 原田秀樹; うどん廃水を対象とした経済的浄化システムの開発, 第42回日本水環境学会年会講演集, p.473, 2008
- 6) 多川正, 宮岡佑馬, 片沼拓士, 薬師侑祐, 出濱和弥, 山口

- 隆司; 嫌気性DHSリアクターによる食品・化学系廃水処理への適応性評価, 第45回日本水環境学会年会講演集, p.396, 2011
- 7) 片沼拓士, 多川正, 生地正人, 出濱和弥, 山口隆司; 高濃度醤油廃液を対象とした新規嫌気性処理プロセスの検証, 第45回日本水環境学会年会講演集, p.397, 2011
- 8) 薬師佑祐, 出濱和弥, 上原大和, 佐々木優太, 中尾均, 多川正, 山口隆司; 水溶性切削油廃水の嫌気性生分解特性の把握, 第45回水環境学会年会講演集, p.514, 2011
- 9) 宮岡佑馬, 出濱和弥, 片沼拓士, 薬師佑祐, 多川正, 山口隆司; 持続可能なさぬきうどん産業への転換～低コスト型適正排水処理技術の確立～, 第45回水環境学会年会講演集, p.274, 2011
- 10) K.Dehana, Y.Sasaki, T.Tagawa, T.Kadono, T.Yamaguchi and H.Harada; Realization of a low-cost anaerobic bioreactor for "Sanuki-Udon" wastewater, *Proceedings of The International Symposium Asia Green-Tech (AGT)*, p.189, 2009
- 11) 原田秀樹; 途上国に適用可能な下水処理技術の国際共同開発イベントでの実規模プラントによる実証実験一, 水環境学会誌, Vol.28, No.7, pp.17-21, 2005
- 12) 角野晴彦, 室田龍一, 大橋晶良, 原田秀樹, 珠坪一晃; 嫌気性懸垂型ボツロ床 (AnDHS リアクター) による低濃度有機性排水のメタン発酵処理, 環境工学研究論文集, 第 43 巻, pp.23-29, 2006
- 13) 名取眞; 小規模事業場向け有機性排水処理技術の動向と展望, 水環境学会誌, Vol.30, No.3, pp.7-10, 2010
- 14) S.Ke, Z.Shi and Herbert H.P.Fang; Applications of two-phase anaerobic degradation in industrial wastewater treatment, *Int. J. Environment and Pollution*, Vol.23, No.1, 2005
- 15) 宮岡佑馬, 多川正, 角野拓真, 出濱和弥, 佐々木優太, 山口隆司; 持続可能なさぬきうどん排水処理技術の確立, 第47回環境工学フォーラム講演集, pp.136-138, 2010
- 16) 日本下水道協会, 下水試験方法, 上巻, 1997
- 17) 岡田光正, 自己固定化法の浄化特性に及ぼす基質の影響, 用水と廃水, Vol.31, No.1, pp.12-27, 1989
- 18) O.Ince, PERFORMANCE OF A TWO-PHASE ANAEROBIC DIGESTION SYSTEM WHEN TREATING DAIRY WASTEWATER, *Water Research*, Vol.32, No.9, pp.2707-2713, 1998
- 19) Emarah Alkaya and Goksel N.Demirer; Anaerobic acidification of sugar-beet processing wastes: Effect of operational parameters, *Biomass and Bioenergy*, Vol.35, pp.32-39, 2011
- 20) B.K.Rajbhandari and A.P.Annachatre; Anaerobic ponds treatment of starch wastewater: case study in Thailand, *Bioresour. technology*, Vol.95, pp.135-143, 2004
- 21) Herbert H. Fang and Tin-sang Kwong; DEGRADATION OF STARCH PARTICULATES IN A HYBRID REACTOR, *Water Science and Technology*, Vol.30, No.4, pp.97-104, 1994
- 22) Ajit P. Annachatre and Prasanna L. Amaty; UASB TREATMENT OF TAPIOCA STARCH WASTEWATER, *Journal of Environmental Engineering*, pp.1149-1152, 2000
- 23) Ana Elias, Astrid Barona, Javier Ormazabal, Gabriel Ibarra and Javier Caamano; Anaerobic treatment of acidified and non-acidified substrata in UASB reactors, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, Vol.74, pp.949-956, 1999
- 24) Jullapong Thaveesri, Daniele Daffonchio, Bart Liessens and Willy Verstraete; Different types of sludge granules in UASB reactors treating acidified wastewaters, *Antonie van Leeuwenhoek*, Vol.68, pp.329-337, 1995
- 25) A.Tawfik, A.Ohashi and H.Harada; Sewage treatment in a combined up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) - down-flow hanging sponge (DHS) system, *Biochemical Engineering Journal*, Vol.29, pp.210-219, 2006
- 26) 鈴木紗織, 阿部憲一, 山口隆司, 大橋晶良, 原田秀樹, 上村繁樹; 下降流ボツロ懸垂 (DHS) リアクターによる高塩分・アモニア性窒素含有排水の処理, 土木学会論文集G, Vol.64, No.4, pp.327-335, 2008
- 27) L.W.Hulshoff Pol, S.I.de Castro Lopes, G.Lettinga, P.N.L.Lens; Anaerobic sludge granulation, *Water Research*, Vol.38, pp.1376-1389, 2004
- 28) S.R.Guiot, A.Pauss and J.W.Costerton; A structured model of the anaerobic granule consortium, *Water Science and Technology*, Vol.25, No.7, pp.1-10, 1992
- 29) H.H.P.Fang, H.K.Chui, Y.Y.Li; MICROBIAL STRUCTURE AND ACTIVITY OF UASB GRANULES TREATING DIFFERENT WASTEWATERS, *Water Science and Technology*, Vol.30, No.12, pp.87-96, 1994
- 30) Shi-Yui Lun and Jing Wu, Jian Chen; Anaerobic waste treatment: Efficient separation of acid and methane forming phase using two UASB reactors, *Process Biochemistry*, Vol.30, No.6, pp.523-529, 1995
- 31) R.E.Speece, 松井三郎, 高島正信; 産業廃水処理のための嫌気性バイオテクノロジー, pp.102-104, 1999
- 32) 原田秀樹, 大橋晶良; 高温条件下での嫌気性グラニュールの形成 -「夢の超高速」嫌気性廃水処理プロセスの実現化-, 水環境学会誌, Vol.21, No.10, pp.635-639, 1998

(2011.5.30 受付)

Development of a novel high rate wastewater treatment system for small scale traditional
Sanuki-udon industry by combining of two-phase anaerobic DHS and UASB reactor

Yuma MIYAOKA^{1*}, Kazuya DEHAMA², Takuma KADONO³, Hiroshi KATANUMA², Tadashi TAGAWA¹, Takashi YAMAGUCHI² and Hideki HARADA⁴

¹ Department of Civil Engineering, Kagawa National College of Technology

(*E-mail: st10421@t.kagawa-nct.ac.jp)

² Department of Environmental Systems Engineering, Nagaoka University of Technology

³ Shikoku Railway Company

⁴ Department of Civil and Environmental Engineering, Tohoku University

We developed a novel wastewater treatment system combining two types of anaerobic bioreactors for treating discharge volumes of up to 100 L·d⁻¹ of high strength SS containing food industrial wastewater. An anaerobic down-flow hanging sponge reactor with effluent recirculation (An-DHS) was coupled with an UASB reactor. The An-DHS unit works anaerobic trickling filter, employing polyurethane sponges as support material for the growth of anaerobic microorganisms. In our novel treatment system, the An-DHS reactor pretreated the wastewater for the UASB reactor, removing SS from the wastewater and producing VFAs by acidification. We conducted a continuous flow experiment for over 700 days using a raw wastewater, mainly starch from flour, obtained from a *Sanuki-udon* restaurant. The reactors achieved HRT of 10.6 hrs in the An-DHS and 4.4 hrs in the UASB reactor (15.0 hrs total) and average OLR of 10 kgCOD_{Cr}·m⁻³·d⁻¹ in the An-DHS and 12 kgCOD_{Cr}·m⁻³·d⁻¹ in the UASB reactor. Compared to the feed wastewater, the system removed about 80% SS concentration and increased the VFA proportion (Total VFA COD concentration / COD_{Cr} soluble concentration) by approximately 54% using the An-DHS.