

(18) UASB と第四世代 DHS リアクターから構成される新規下水処理システムの開発

Development of a Cost-effective Novel Sewage Treatment System by a combination of UASB Reactor and the “Fourth Generation” Downflow Hanging Sponge (DHS) Reactor

タンドカールマダン*、大久保努*、小野寺崇*、上村繁樹**、大橋 晶良*、原田 秀樹*
Madan TANUKAR*, Tsutomu OKUBO*, Takashi ONODERA*, Shigeki UEMURA**, Akiyoshi OHASHI*,
and Hideki HARADA*

ABSTRACT; A long term experiment was carried out to evaluate the process performance of sewage treatment system consisting of UASB pre-treatment and the “Fourth generation DHS” post-treatment unit. After the successful operation of second and third generation DHS reactors, the fourth generation DHS reactor was developed to overcome few shortcomings of its predecessors. This reactor was designed to further enhance the treatment efficiency and simplify the construction process in real scale, especially for application in developing countries. Configuration of the reactor was modified to enhance the dissolution of air into the wastewater and to avert the possible clogging of the reactor especially during sudden washout from UASB reactor. The whole system was operated at a total HRT of 8h (UASB: 6h & DHS: 2h) for a period of over 600 days. The combined system was able to remove 96% of unfiltered BOD with only 9 mg/L remaining in the final effluent. Likewise, F. coli were removed by 3.45 log with the final count of 10^3 to 10^4 MPN/100ml in the final effluent. Nutrient removal by the system was also satisfactory.

KEYWORDS; Aerobic post-treatment; DHS reactor; sewage treatment; UASB reactor.

1. はじめに

現在、発展途上国では下水処理がほとんど為されておらず、下水のほとんどは未処理のまま水域環境へ放流されている。そのため、基本的な衛生設備を持たない貧困層を中心に、水を介して感染する病気が蔓延している。このような現状から、途上国に適切な下水処理施設を設置し、感染症による健康被害のリスクの低減を図ることは、重要かつ急務な課題の一つである。

途上国における適切な下水処理技術として要求されるものは、(1) 低コストであること (高いランニングコストは運転の継続を困難とし、施設放棄につながる)、(2) 維持管理が容易であること (十分な技術力を持つ専門家が少ない)、(3) コンパクトであること (爆発的な都市化により建設地の確保が困難) などが挙げられる。

近年、発展途上国に適用可能な下水処理法として注目を集めているのが、UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) 法である^{1,2)}。UASB 法は、(1) 曝気電力が不要、(2) 維持管理が容易、(3) 余剰汚泥の発生が少ない、(4) メタンとしてエネルギーが回収可能 等のすぐれた特徴がある。しかしながら、UASB 法単独で下水処理を行った場合、放流基準を満たす処理水質が得られないといった問題がある^{3,4)}。つまり、UASB 法には処理水質をポリッシュアップするための後段処理システムが必要不可欠である。

* 長岡技術科学大学 環境システム工学 (Dept. of Environmental Systems Engineering, Nagaoka University of Tech.)

** 木更津工業高等専門学校 環境都市工学 (Dept. of Civil Engineering, Kisarazu National College of Tech.)

現在途上国で広く用いられているUASB法の後段処理の一つとして、安定化池システムがある⁵⁾。しかしこの処理システムは、広大な設置面積を必要とすることや、放流基準を満たすだけの処理水質が得られないなど致命的な問題がある。

そこで、我々の研究室ではUASB法の後段処理としてDHS (Downflow Hanging Sponge: 下向流懸垂型スポンジ) 法を開発し、新規な下水処理システムを提案してきた^{6,7,8,9)}。DHS法はポリウレタンスポンジを固定担体とした生物膜法である。DHS法はエアレーションを必要としないことや余剰汚泥がほとんど発生しないといった経済面でのメリットに加え、メンテナンスフリーでコンパクト性を合わせ持ち、極めて良質な処理水を安定的に得ることが可能である。

1997年に我々の研究グループが最初にDHSシステムを世に送り出してから、これまでに第3世代までが報告されている。第1世代型DHS (DHS-G1) は、キューブ型のスポンジを数珠状に吊り下げた構造をしており、2年以上の連続実験から、その処理能力の高さを証明した⁶⁾。第2世代型DHS (DHS-G2) は、プラスチックのシートの両面に三角柱のスポンジを張り合わせた構造をしている⁸⁾。DHS-G2も5年間ノンストップ連続処理運転を行い、平均BOD除去率で95%以上、アンモニア性窒素除去率では約70%と卓越した処理能力を示した。さらに現在、DHS-G2はインド・ハリヤナ州カルナール市において、実機規模 (処理水量 1000 m³/日) での実証実験が行われている¹⁰⁾。この実証実験は今日までの2年を越える連続運転で優れた処理能力を証明している。最後に、第3世代型DHS (DHS-G3) は、スケールアップ性能の向上を目的として開発が行われた¹¹⁾。DHS-G3は円柱状スポンジにサポート材を施した構造になっており、リアクター内にランダムに充填するだけの非常にシンプルな構造である。DHS-G3においてもDHS-G2同様の優れた有機物除去能力が確認された。

その後我々の研究グループは、スケールアップ性能やメンテナンス性の更なる向上を見据えて改良を加えた第4世代型DHS (DHS-G4) を開発した。本研究では、UASBとDHS-G4を組み合わせたパイロットスケールシステムの処理特性および下水処理システムへの適用性を検討したので報告する。

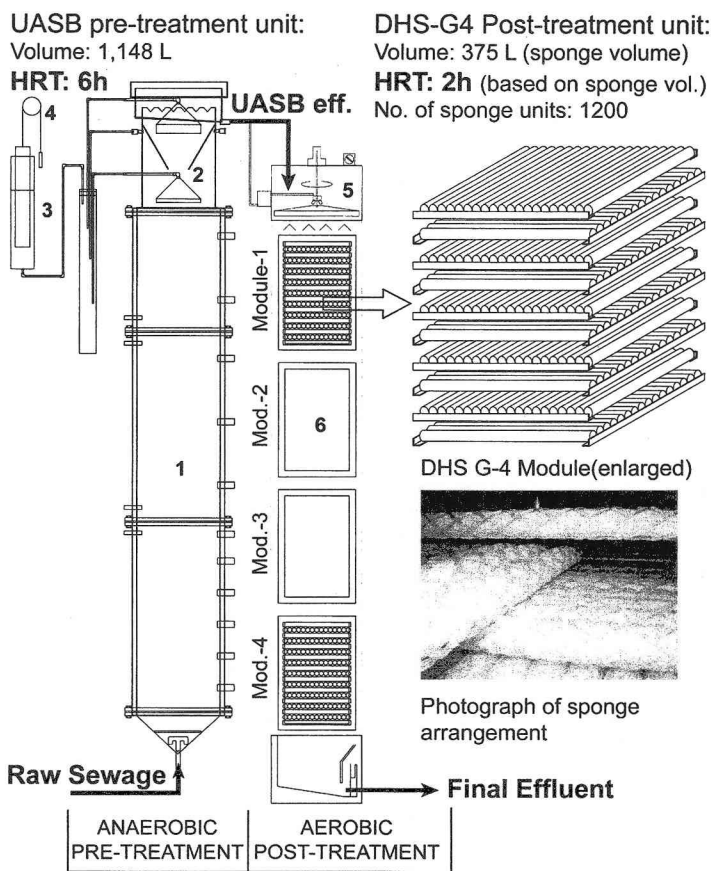


Fig. 1 Experimental setup.

2. 実験方法

2.1 実験装置および運転条件

本研究で開発した DHS-G4 システムの概要を Fig. 1 に示す。前段処理を行う UASB リアクターには、容積 1,149 L、高さ 4 m のものを用いた。DHS-G4 の担体には、棒状スポンジ (材質: ポリウレタン; 2.5 cm x 2.5 cm x 50 cm) を同サイズのネットリング (材質: ポリプロピレン) にはめ込んだものを 1 段に 15 本並べ、さらにそれを格子状に 20 段積み重ねて一つのモジュールを形成させたものを用いた。DHS-G4 はこのモジュール 4 つを積み上げ、スポンジ総容積が 375 L (1,200 本のスポンジ担体)、モジュールに対するスポンジの充填率が 39% のリアクターである。各段の間には、0.7-1.0 cm の、モジュール間には 10 cm 程の隙間が設けてあり、処理水がこの隙間を通る間に酸素が供給される点が DHS-G4 の大きな特徴である。

供給水は分流式スクリーン通過後の都市下水を用いた。下水は、UASB で前段処理されたのち、後段の DHS-G4 に全量供給した。DHS-G4 には UASB 処理水を上部より散水し、重力で流下させた。運転開始後から HRT (水理学的滞留時間) を段階的に短縮し、最終的には UASB リアクターを 6 時間、DHS リアクターを 2 時間にして連続処理性能を調べた。なお、温暖な途上国地域の年間平均気温を想定し、全プロセスの設定温度は 20-25 °C に制御した。また、人為的なエアレーションは一切行わなかった。

UASB リアクターの植種汚泥には中温の下水消化汚泥を用いたが、DHS-G4 リアクターには、汚泥の植種を一切行わなかった。

2.2 測定項目

下水、UASB 処理水と最終処理水 (DHS-G4 処理水) のサンプリングは週 3 回行い、分析した。分析は、温度、pH、ORP、DO、溶解性及び全 BOD、COD_{cr}、ケルダール性窒素、アンモニア性窒素、硝酸、亜硝酸、SS、VSS、大腸菌群およびふん便性大腸菌群について行い、方法はそれぞれ下水試験方法¹²⁾に準じて行った。

3. 実験結果および考察

Table 1 に本システムにおける BOD、COD_{cr}、窒素等の約 600 日間における連続運転期間中の処理性能を総括する。UASB リアクターは、スタートアップに約 1 ヶ月を要し、3 ヶ月後に目標 HRT である 6 時間に到達した。一方、DHS のスタートアップ期間は 2 週間未満であった。

Table 1 Summary of process performance.

Parameters	SEWAGE	UASB effluent	DHS effluent	% removal	
HRT		6h	2h	by UASB	by the whole system
Unfiltered BOD (mg/L)	240 (178)	78 (44)	9 (5)	67	96
Filtered BOD (mg/L)	82 (31)	42 (25)	4 (3)	49	95
Unfiltered COD _{cr} (mg/L)	532 (428)	195 (85)	46 (16)	63	91
Filtered COD _{cr} (mg/L)	160 (50)	89 (27)	29 (11)	45	82
Unfiltered Kjeldahl (mg-N/L)	46 (29)	40 (10)	28 (9)	-	40
NH ₄ (mg-N/L)	21 (7)	25 (5)	18 (6)	-	28
NO ₂ (mg-N/L)	-	-	1 (1)	-	-
NO ₃ (mg-N/L)	-	-	4 (3)	-	-
SS (mg/L)	262 (151)	66 (39)	17 (9)	75	93
Fecal coliform (MPN/100ml)	4.1 x 10 ⁷	3.0 x 10 ⁶	1.9 x 10 ⁴	1.20 log	3.45 log
Total coliform (MPN/100ml)	6.6 x 10 ⁷	5.8 x 10 ⁶	3.4 x 10 ⁴	1.18 log	3.47 log
DO (mg/L)	0 (0)	0 (0)	5 - 7	-	-

Sampling numbers = 231 times.

Figures in parentheses () are standard deviations

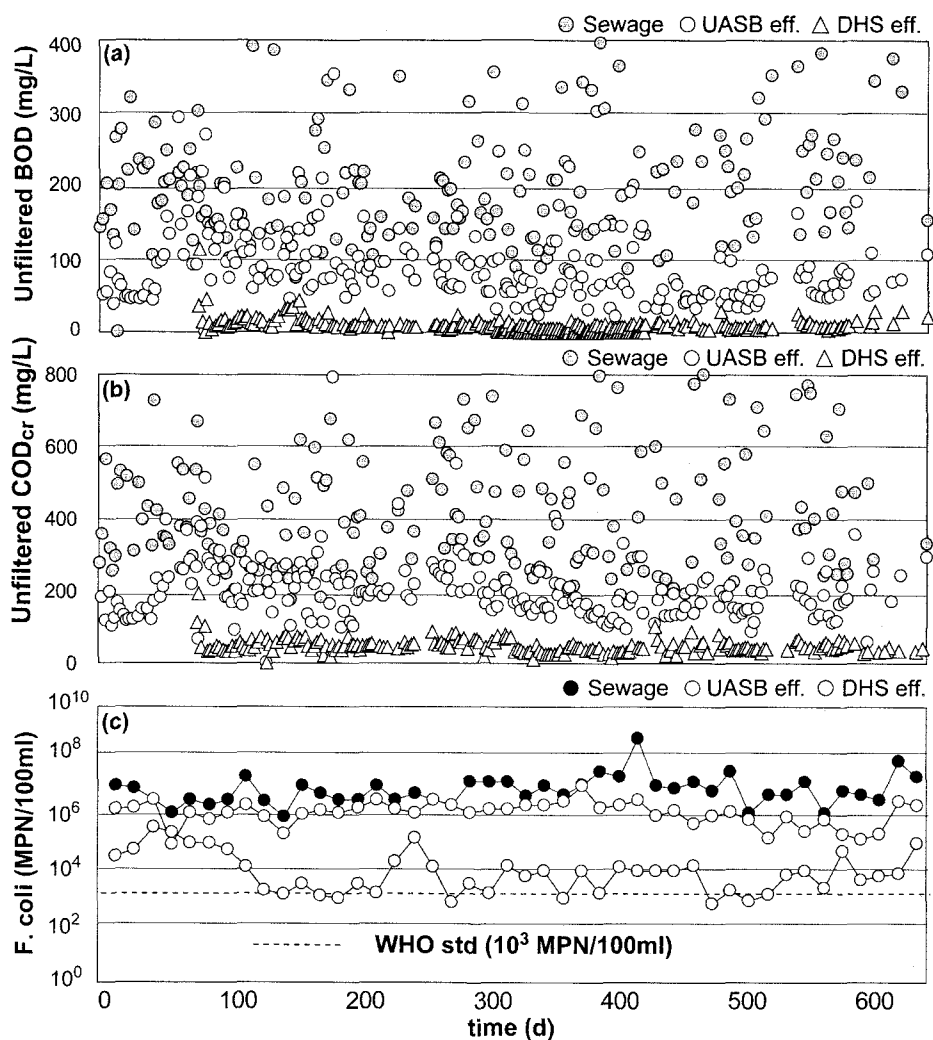


Fig. 2 Time course of (a) unfiltered BOD, (b) unfiltered COD_{Cr} and (c) *F. coli* in sewage, UASB effluent and DHS effluent.

3.1 有機物除去

下水、UASB 処理水及び DHS 処理後である最終処理水における全 BOD および COD_{Cr} 濃度の経日変化を Fig. 2a, 2b に示す。実験で用いた下水の全 BOD および全 COD_{Cr} は、それぞれ平均で 240 mg/L および 532 mg/L であった。最終的な HRT (6h) に到達した後、UASB 処理水の平均全 BOD は 78 mg/L で平均除去率 67%、平均全 COD_{Cr} は 195 mg/L で平均除去率は 63% であった。しかしながら、UASB 処理水質は流入下水質に依存し、大きく変動した。

DHS システムで処理された最終処理水の全 BOD と全 COD_{Cr} の平均は、9 mg/L および 46 mg/L であり、全システムにおける全 BOD 平均除去率は 96%、全 COD_{Cr} の平均除去率は 91% と、高い有機物除去率を達成した。特筆すべき点の一つとして、DHS リアクターは、UASB 処理水質の変動に関わらず、常に安定した良好な処理を行うことが可能であったことが挙げられる。

また固形物 (SS) も、長い固形物滞留時間 (SRT, 後述 3.6 節参照) の効果によって十分な分解時間が得られ、良好な処理が行われた。下水中に含まれていた平均 262 mg/L の SS は、UASB でその 75 % が除去され、DHS-G4 通過後の全システムでは 93 % を除去することができ、平均 17 mg/L の良好な処理水を得ることができた。

3.2 窒素除去

UASB-DHS システムにおける窒素除去は、まず嫌気性の UASB で、下水中の有機性窒素の一部がアンモニア性窒素まで分解され、後段の DHS において硝化、脱窒反応が進行する。この反応は、DHS のユニークな特徴の一つとして挙げることができる。DHS システムでは、スポンジ表面から 0.75 cm までは DO が存在し、好気的な環境が保持されるが、それ以上の深さになると DO の供給量と微生物消費量の関係が逆転して嫌気的な環境になるため、単一槽における硝化・脱窒が可能となる^{13,14)}。

本 DHS システムにおいても、硝化・脱窒反応が観察され、最終 HRT 条件下 (UASB: 6h & DHS: 2h) でアンモニア性窒素の平均除去率は 28%、脱窒による全窒素の除去率は 22% を示した。アンモニア性窒素の除去率はスタートアップ当初 56% 以上という値を示したが、その後 HRT の短縮による有機物負荷の増加に伴い、除去率は低下した。DHS システムでは有機物負荷が高い上部では硝化反応はほとんど見られず、有機物負荷が低くなった下部で硝化反応が進行している (Fig. 3a)。これは DHS 上部では、増殖速度の遅い硝化細菌群は生存競争に敗れ、増殖の早い従属栄養細菌が優先化しているが、DHS 下部では、有機物負荷も低くなり、硝化細菌群の生育が可能な環境が構築されていると推察される。DHS スタートアップ時には、流入有機物負荷が低かったことから、DHS リアクター全体に硝化細菌群の生育が可能となり、高いアンモニア性窒素除去能を示したのではないかと考えられる。

3.3 大腸菌群除去

病原性細菌の除去は下水処理における重要な焦点の一つであることから、本研究では、下水、UASB 処理水及び最終処理水の大腸菌群及びふん便性大腸菌群の調査を行った。その結果を Fig. 2c に示す。流入下水中のふん便性大腸菌群数は平均 4.1×10^7 MPN/100ml であり、UASB 処理水で平均 3.0×10^6 MPN/100ml となり、対数減少率は 1.2 log であった。これが、DHS システムを通過すると、ふん便性大腸菌群数は平均 1.9×10^4 MPN/100ml となり、流入下水に対する全システムの対数減少率は 3.45 log となった。総大腸菌群においても同様な結果が得られ、DHS-G4 システムにおける高い大腸菌群およびふん便性大腸菌群の除去能が実証された。また、これは他の DHS システムの除去率とほぼ同程度であった^{15,16)}。

この除去能力は、実下水を処理する活性汚泥プラントでのふん便性大腸菌の対数減少率 2.10-3.06 log¹⁷⁾ に劣らない数字である。さらに本システムでは、活性汚泥法とは異なりエアレーションを一切行っていないことを踏まえると、非常に低コストで効果的な大腸菌群の除去が行われたと言える。DHS での大腸菌の除去のメカニズムとして、Gann ら¹⁸⁾ の報告にあるように、大腸菌が他の好気性微生物との生存競争に敗れて、死滅していつている可能性の他に吸着、酸素の影響、捕食、等が考えられる。

この様に優れた大腸菌群の除去能力を示しながらも、本システムは WHO 基準 (10^3 MPN/100ml) を満たしておらず、更に消毒などの付加的な処理が必要であると考えられる。

3.4 窒素、有機物プロファイル

DHS リアクターの高さ方向の処理水質 (COD_{cr}、BOD、SS、VSS、窒素種および DO) のプロファイルを定期的に測定し、分解挙動の把握を試みた。その一例として運転 500 日目 (DHS HRT: 2h) のプロファイルを Fig. 3 に示す。有機物 (BOD、COD_{cr}) 及び固形物 (SS、VSS) の約 70% は、DHS リアクターの上部において除去されていた。一方、ケルダール性窒素およびアンモニア性窒素の除去は DHS 下部から始まり、

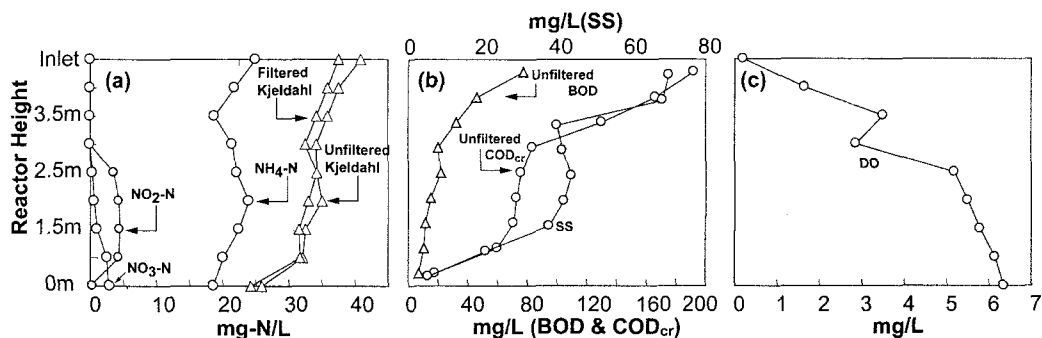


Fig. 3 Wastewater profiles along the height of DHS reactor (a) Nitrogen species; (b) unfiltered BOD, COD_{cr} , and SS; & (c) Dissolved oxygen (DO).

それと同時に亜硝酸および硝酸が検出されだした。

次に、プロファイルデータから各 DHS-G4 モジュールにおける有機物およびアンモニア性窒素の負荷と除去速度を算出した。その結果を Fig.4 に示す。DHS の最上部 (第1 モジュール) では、有機物負荷が $8.2 \text{ kg-COD/m}^3 \cdot \text{d}$ と高いにも関わらず、有機物除去速度 ($5.5 \text{ kg-COD/m}^3 \cdot \text{d}$) も高く、第2 モジュールに到達するまでに、有機物の半分以上が除去された。又、DHS-G4 の VSS 当たりの有機物除去速度 ($0.25 \text{ g-COD/g-VSS} \cdot \text{d}$) を活性汚泥法 ($0.3\text{-}0.6 \text{ g-COD/g-VSS} \cdot \text{d}$)¹⁹⁾ と比較すると、有機物除去速度は活性汚泥法より低い値となるが、高い保持汚泥量により除去速度を補っていることが伺えた。しかしながら、有機物負荷の低下に伴い、除去速度の低下も見られ、最も下部の第4 モジュールでは、有機物除去速度はわずか $0.2 \text{ kg-COD/m}^3 \cdot \text{d}$ 程度であった。

一方アンモニア性窒素は、リアクター上部から中部 (第1-3 モジュール) で $1.1\text{-}1.2 \text{ kg-N/m}^3 \cdot \text{d}$ と高い負荷を有していたが、除去速度は $0.01 \text{ kg-N/m}^3 \cdot \text{d}$ と非常に低く、ほとんど除去されなかった。又、有機物負荷および除去速度が最も低くなった最下部 (第4 モジュール) では、アンモニア性窒素除去速度が $0.3 \text{ kg-N/m}^3 \cdot \text{d}$ にまで上昇した。これは、有機物負荷が高い上部から中部では有機物酸化細菌が優占化してしまい、硝化細菌群の増殖が抑制されてしまったが、有機物負荷が低くなった下部では有機物除去速度の低下からも伺えるように、有機物酸化細菌の優占度が低下し硝化細菌群の増殖が可能になったと考えられる。

このように DHS リアクターの上部で有機物が、下部でアンモニア性窒素が除去される挙動は、DHS-G1 から G-3 においても観察されており^{7,8)}、DHS リアクターの特徴の一つであると言える。

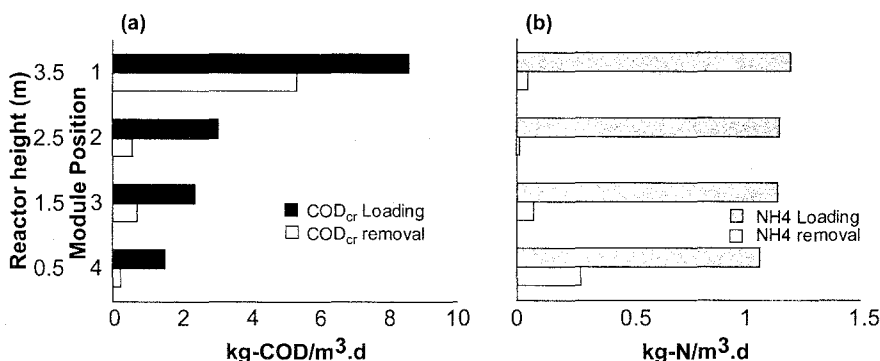


Fig. 4 Organic and ammonium nitrogen loading and removal rates in each modules in DHS.

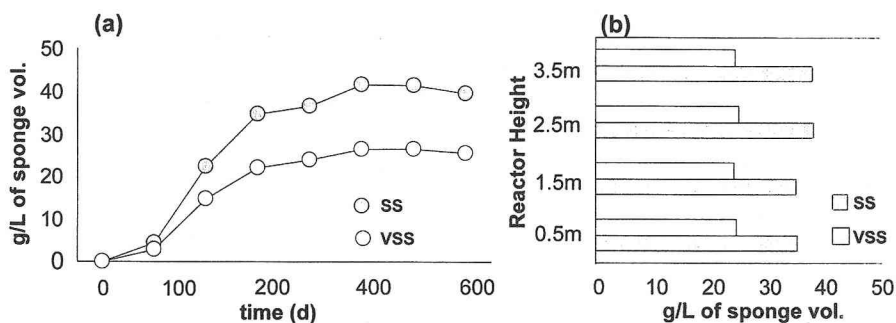


Fig. 5 Retained sludge in DHS reactor (a) distribution of retained sludge along the height of DHS (b) sludge development in DHS along the time in terms of SS and VSS.

3.5 酸素プロファイル

嫌気性処理法である UASB リアクターの処理水の溶存酸素はゼロであるが、DHS リアクターを通過するに従って徐々に増加し、最終流出水には約 5-7 mg/L と高濃度の酸素が溶存されていた。エアレーションを行っていない DHS リアクターにおいて、酸素の取り込みは大気と処理水が接触することにより行われる。UASB 処理水が DHS リアクターを流下するとき、1 つのスポンジ・ユニットに浸透し、次のスポンジ・ユニットに滴下する際に空気中を通り抜ける (2.1 節参照)。このとき、酸素が処理水中に取り込まれるのである。そのため、曝気に関連するコストおよび維持管理費は、従来の活性汚泥法に比べて大きく削減できる。

3.6 DHS リアクター保持汚泥及び余剰汚泥

DHS リアクターは汚泥の植種を一切行わずにスタートアップを行ったにも関わらず、約 2 週間という短い期間で安定した処理水を得ることができた。スタートアップ時の DHS リアクターの有機物除去に関しては、UASB 処理水中に含まれる浮上汚泥がスポンジに付着し、蓄積することで DHS に生物膜が形成されたことの他に、スポンジに有機物などが吸着することで良好な処理が行われたと考えられる。これは DHS リアクター運転開始当初、汚泥はリアクター上部のみで非常に高濃度に保持されており、その後徐々に下部の汚泥量が増加し、全体的な総汚泥量が安定するのには約 8 ヶ月を要したことからも伺える (Fig. 5a)。Fig. 5(b) に運転 500 日目 (DHS HRT: 2h、水質プロファイルと同日) DHS 汚泥保持量のプロファイルを示す。リアクター全体の汚泥量が安定した後のスポンジ容積 1 L 当たりの汚泥濃度は、平均 26 g-VSS と非常に高濃度であり (Fig. 5a)、また SRT は他のシステムに比べて明らかに長い 100-125 日間と算出された。この高い汚泥濃度および長い SRT は DHS システムの特徴の一つであり、汚泥がスポンジの空隙に入り込み、保持されることで達成される (Fig. 6)。

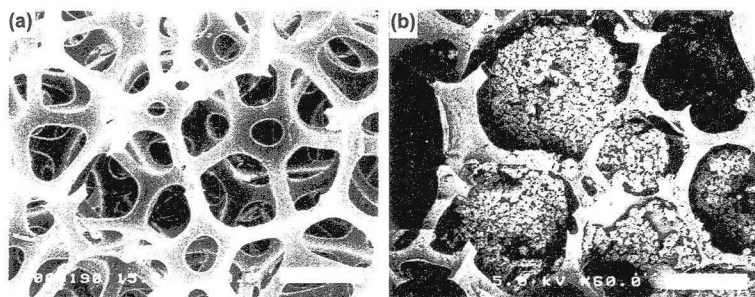


Fig. 6 SEM images of (a) clean sponge & (b) sponge with biomass (x 60)

Tilche ら²⁰⁾はポリウレタンスポンジを嫌気性ろ床の担体として用いた研究で、スポンジ 1 L あたりの汚泥保持量は最大で 15g-VSS であったと報告しているが、DHS-G4 のスポンジの汚泥保持量は、これを大きく上回っている。また、広く用いられている活性汚泥法の保持汚泥量(2-6 g-VSS/L) と比べると、DHS-G4 は約 5-10 倍の汚泥を保持していると言える。加えて、DHS リアクターから生成される余剰汚泥は非常に少なかった。処理水 1 L 当たりの余剰汚泥量は 7.5 mg-VSS であり、これは DHS で除去された COD_{cr} の 2% に相当した。仮にこの余剰汚泥量を COD_{cr} 換算して、処理水の全 COD_{cr} に加算したとしても、途上国の排水基準を十分満足することができる。また、余剰汚泥の性状は VSS/SS 比が 0.61、SVI が 25 ml/g-SS と沈降性にも優れている。

3.7 従来型(G1, G2, G3)と新規 DHS-G4 の比較:

これまで DHS-G4 の処理水質や処理特性について述べた。次に、DHS-G4 の処理水質、スケールアップ能、メンテナンス性について、従来型 DHS (G1, G2, G3) と比較した。

まず、処理水質の比較項目は、スポンジ充填率、有機物除去率 (Unfiltered-BOD, Unfiltered-COD)、窒素除去率、SS 除去率、大腸菌除去率、保持汚泥量とした (Table 2)。DHS-G4 は、それ以前の DHS (G1-G3) と同様に優れた有機物除去能、SS 除去能を示した。DHS-G4 の特筆すべき点として、優れた大腸菌除去能と汚泥保持能が挙げられる。

Table 2. Comparison between G4 and previous generations of DHS.

	G1	G2	G3	G4
Sponge vol. to reactor vol. ratio (%)	30	30	38	38
T-COD removal (%)	94	83	90	91
T-BOD removal (%)	99	94	95	96
Total-N removal (%)	23	40	30	30
SS removal (%)	99	67	86	93
F. coli removal (log ₁₀)	-	2.57	-	3.45
Retained biomass (g-SS/L of sponge vol.)	20	34	30	41.5

次にスケールアップ能についてである。DHS リアクターは卓越した処理水質を得る事ができたが、スケールアップ能に課題があった。しかし、G3 (散水ろ床型) で従来の G1 (キューブ型) や G2 (カーテン型) から大きく改善された。G3 はスポンジ担体をカラムに充填するために、設置が容易なだけでなく、スポンジ充填率も G1、G2 に比べて改善されている。G4 はスケールアップの容易さでは G3 には及ばないものの、G1、G2 に比べ改善されており、スポンジ充填率でも G3 と同等である。

しかしながら G3 は、スケールアップの重要なパラメーターの一つである理論 HRT と実際の HRT に大きな違いが観察されており (理論 HRT: 120min と実際 HRT: 20min)²¹⁾、スケールアップの際に改善が必要である。一方 G4 は、理論 HRT と実際の HRT に差は見られたものの、G3 と比べると大きく改善されている (理論 HRT: 120min と実際 HRT: 81min)。

最後に、メンテナンス性についても、汚泥の引き抜きが不要など DHS リアクターの特徴を G4 は損なっていない。更にはスポンジ担体をモジュール化したことで、実機レベルで長期的運転を行う事を想定した場合に考えられるスポンジ交換を、短時間で効率的に行う事が可能となり、従来型から大きく改善されたと言える。

4. おわりに

本研究は途上国のための適切な下水処理システムを開発する試みである。途上国では活性汚泥法のような処理システムは、経済的及び技術的な問題から建設及び維持管理が難しいと考えられ、途上国の下水処理問題に理想的な解決案ではない。適切な下水処理システムを提案するためには、国々における経済的、技術的制限および社会情勢を理解する必要がある。

本研究の結果は、我々が提案した UASB-DHS-G4 システムがこの様な途上国の問題を踏まえた上でも、十分に適用可能であることを示している。600 日以上連続運転が証明したように、UASB-DHS-G4 システムは

8 時間という短い HRT で卓越した処理を行うことが可能であり、途上国の放流基準を十分に満たすことができる。また、DHS-G4 システムはシンプルな構造をしており、途上国の技術および人材で維持管理を行うことが可能である。経済面においても、スポンジは安価であるため、調達が容易である。また、エアレーションを一切行わないことから、エアレーション経費が削減される。さらに、余剰汚泥も非常に少ないことから余剰汚泥処理費も削減できる。唯一、大腸菌群だけが活性汚泥法に劣らない優れた結果を得られたにも関わらず、WHO の排水基準を満たせず、更なる処理の必要性が示された。

これらの結果から、我々が提案した新規下水処理システムは経済的かつ維持管理が容易なプロセスとして発展途上国への適応が十分可能であると言える。

参考文献

- 1) G. Lettinga and L. W. Hulshoff Pol (1991). UASB Process Design for Various Types of Wastewaters. *Wat.Sci. Tech.* Vol. 24, No. 8, pp. 87-107.
- 2) Sonia, M. M., Vieira and Marcos, E. Souza (1986). Development of Technology for the use of the UASB reactor in Domestic Sewage Treatment. *Wat.Sci. Tech.* Vol. 18, No. 12, pp. 109-121.
- 3) A. Schellinkhout and C. J. Collazos (1992). Full-scale application of the UASB technology for sewage treatment. *Wat.Sci. Tech.* Vol. 25, No. 7, pp. 159-166.
- 4) Tarek A. Elmitwalli, Kim L. T. Oahn, Grietje Zeeman, Gatzke Lettinga (2002). Treatment of domestic sewage in two-step anaerobic filter/anaerobic hybrid system at low temperature. *Wat. Res.*, 36, 2225-2232.
- 5) Maynard H. E., Ouki S. K., Williams S. C. (1999) Tertiary Lagoons: A review of removal mechanisms and performance. *Wat.Res.* 33(1), 1-13.
- 6) Lalit K Agrawal, Okui H., Ueki Y., Harada H. and Ohashi A. (1997). Treatment of raw sewage in a temperate climate using a UASB reactor and the Hanging sponge cubes process. *Wat. Sci. Tech.*, 36(6-7), 433-440.
- 7) Machdar I., Harada H., Ohashi A., Sekiguchi Y., Okui H. and Ueki K. (1997). A novel and cost-effective sewage treatment system consisting of UASB pre-treatment and aerobic post-treatment units for developing countries. *Wat. Sci. Tech.*, 36(12), 189-197.
- 8) Machdar I., Sekiguchi Y., Sumino H., Ohashi A., and Harada H. (2000). Combination of a UASB reactor and a curtain type DHS (downflow hanging sponge) reactor as a cost-effective sewage treatment system for developing countries. *Wat. Sci. Tech.*, 42 (3-4), 83-88.
- 9) 原田秀樹、上村繁樹、鈴木薫、Sunil K. Kam, Lalit K. Agrawal (2003). アフリカ、ニジェールの都市ニアメの衛生状況と世界初の UASB-DHS バイオタワー下水処理プラントに関する報告。下水道協会誌 Vol. 40, No. 486, pp. 140-151.
- 10) 桐島佳宏、大久保努、イザルルマクダル、大橋晶良、原田秀樹 (2002) 途上国に適用可能なエネルギー最小型の新規下水処理プロセスの国際共同開発-インドでの (UASB + DHS) システムの実機規模実証テスト-第58回日土木学会年次学術講演会講演概要集
- 11) 高橋優信、村松武、大橋晶良、原田秀樹 (2002) 発展途上国に適用可能なエネルギー最小消費型の下水処理プロセスの開発～第三世代型・スポンジ担体散水ろ床リアクターの処理特性～. 第 36 回日本水環境学会年会講演集. pp. 44.
- 12) 下水試験方法、1997 年版、日本下水道協会.
- 13) 荒木信夫、Izarul Machdar, 大橋晶良、原田秀樹 (1999). FISH 法を適用した生物膜内硝化細菌の菌数計測と空間分布の観察. 水環境学会誌、第 22 巻、第 2 号、pp. 152-159.
- 14) Araki N., Ohashi A., Machdar I. and Harada H. (1999). Behaviors of nitrifiers in a novel biofilm reactor employing

hanging sponge-cubes as attachment site. *Wat. Sci. Tech.*, 39(7), 23–31.

15) 上村繁樹、高橋克夫、高石斌夫、Izarul Machdar、大橋晶良、原田秀樹 (2000). UASB 法と DHS 法からなる新規下水処理システムにおける大腸菌群および大腸菌ファージの動向. 下水道協会誌 Vol. 37, No. 458, pp. 181-193.

16) Uemura S., Machdar I., Ohashi A., and Harada H. (2002). Removal of indigenous coliphages and fecal coliform by a novel sewage treatment system consisting of UASB and DHS units. *Wat. Sci. Tech.*, 46 (11–12), 303–309.

17) 梨田実、木村尚志、寺師政廣 (1994) 下水処理における大腸菌ファージの軽時変化、用水と廃水、36、588-592.

18) Gann J. D., Collier R. E. and Lawrence C. H. (1968). Aerobic Bacteriology of Waste Stabilization Ponds: Application to Tunisian Conditions. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 28, No. 10, pp. 193-199.

19) Metcalf & Eddy ;Fourth Edition (2003). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse.

20) Tilche A. and Vieira S. M. M. (1991). Discussion Report on reactor Design of Anaerobic Filters and Sludge Bed Reactors. *Wat. Sci. Tech.*, 24 (8), 193–206.

21) 高橋優信、山口隆司、上村繁樹、大橋晶良、原田秀樹 (2004). 発展途上国に適用可能なエネルギー最小消費型の下水処理プロセスの開発—スポンジ担体散水ろ床 (DHS-G3) リアクターの処理特性—. 環境工学研究論文集 (印刷中).