

N-3 嫌気性処理水に溶存するメタンガスの 大気揮散防止技術

○ 松浦 哲久^{1*}・幡本 将史²・小野 心也²・角野 晴彦³・
珠坪 一晃⁴・山口 隆司²・大橋 晶良¹

¹広島大学大学院 社会基盤環境工学専攻 (〒739-8527 広島県東広島市鏡山1-4-1)

²長岡技術科学大学 環境システム工学専攻 (〒940-2188 新潟県長岡市上富岡町1603-1)

³岐阜工業高等専門学校 環境都市工学科 (〒501-0495 岐阜県本巣市上真桑2236-2)

⁴国立環境研究所 水土壌圏環境研究領域 (〒305-8506 茨城県つくば市小野川16-2)

* E-mail: matsuurara@hiroshima-u.ac.jp

1. はじめに

活性汚泥法は、良好な水質を得ることができることから、排水処理に対して広く普及しているが、エアレーションにかかるエネルギーは、国内電力消費エネルギーの約0.6%を占めている¹⁾。エネルギー枯渇、地球温暖化が騒がれている状況下において、活性汚泥法から脱却するために、新たな省エネ型下水処理法の確立が望まれている。一方、インドやブラジルなどの新興国においては、エアレーションが不要であり、発生するメタンガスをエネルギーとして利用可能であること等の特長から、UASB (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket) 法などの嫌気性処理法が採用されている。しかし、嫌気性処理法には、解決しなければならない課題がある。その一つに溶存メタンの大気放散がある。嫌気性処理でのバイオガス中のメタン濃度は、排水の組成によって決まり、一般的に70%程度である。処理水には物理的にこの気相のメタン濃度に比例したメタンが溶解しており、流入のCOD濃度には依存せず、約70 mg COD/L⁻¹ (20°C) の濃度になっている。通常、嫌気性処理水の溶存メタンは大気に放散されることになる。メタンは地球温暖化係数21の強温室効果ガスであり、嫌気性処理法で1 m³の下水を処理した際に溶存メタンが大気に放出される量はCO₂換算で0.378 kg CO₂/m³となる。活性汚泥法で1 m³の下水を処理する際のCO₂排出量は、0.276 kg CO₂/m³ (消費電力量より換算) であり²³⁾、嫌気性処理による溶存メタンの地球温暖化への影響の方がエネルギー消費型と言われる活性汚泥法よりも実のところ大きい。すなわち、溶存メタンの大気放出を防止しない限り、嫌気性処理法は地球温暖化を抑制する技術とは言えない。また、嫌気性処理法では直接放流できるほどの処理水質を得ることは難しく、後段に嫌気性処理法の長所を損なわない省エネ型の何らかの処理施設の付加

が必要となる。

そこで、本研究では、嫌気性処理法の後段処理として知られる、DHS (Down-flow Hanging Sponge) リアクターを用いて、溶存メタンの回収と酸化処理による溶存メタン大気揮散防止技術の開発を試みた。

2. 実験方法

(1) 溶存メタン回収の原理

嫌気性処理水を密閉型DHSリアクターの上部から散水すると、溶存メタンは液相からリアクターの気相へ気液平衡に向かって物理的に放散される。その気相部のメタンをリアクター下部から送風する少量の空気と共に上部から回収する。気相部は高さ方向にメタン濃度勾配が生

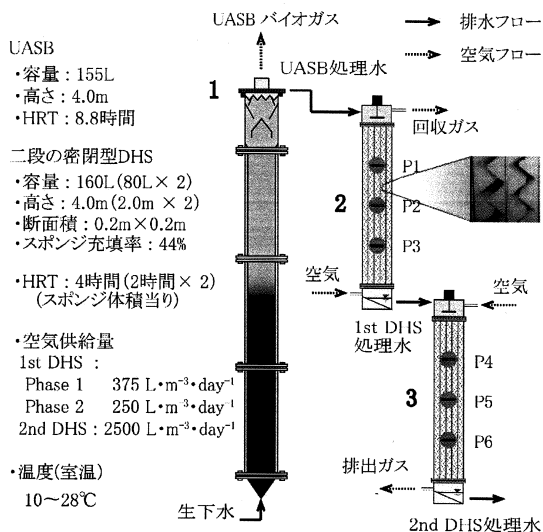


図-1 実験装置の概略図 (1. UASB, 2. 溶存メタン回収型 DHS(1st DHS), 3. 溶存メタン酸化型 DHS(2nd DHS))

じ、上部ほどメタン濃度が高くなっている。従って、上部から排出されるガスを自然する有用なガスとして回収することができる。

(2) 実験装置

2基の密閉型DHSを実下水を処理するミニパイロットUASBの後段処理として直列に設置し(図-1)、屋内常温条件下で運転した。1段目のメタン回収DHS(1st DHS)では、下部から空気を供給して上部よりオフガスとして回収した。2段目のメタン酸化DHS(2nd DHS)では、1st DHSの残存溶存メタンを微生物によって酸化処理するために、空気を上部から供給し、排気は下部から大気へ放出した。

(3) 溶存メタン分析

溶存メタンは、ヘッドスペースガスクロマトグラフ法で定量した。122mLバイアル瓶に満水サンプリングし、ブチル栓とアルミシールで密栓した後、ヘッドスペースを窒素で置換した。分析にはGC-TCDを用いた。

(4) 微生物活性実験および16S rRNA遺伝子に基づく

微生物叢解析

硫酸還元活性とメタン酸化活性を評価するために、夏期(110-112日目)にDHSリアクターの保持汚泥を採取して、バッチ実験(25℃)を行った⁴⁾。さらに、DHS内の微生物群集構造を明らかにするために、夏期と冬期(261-262日目)の汚泥サンプルに対して16S rRNA遺伝子を標的としたクローン解析を行った(Primer set: EUB338F/1492r)。

3. 実験結果および考察

(1) UASBからのメタン生成と形態

常温室内環境下で下水をUASBリアクターにて処理したところ、COD濃度の挙動は図-2(B)に示す結果となった。UASBリアクターに流入する下水のCOD濃度は不安定であり、平均337 mg COD L⁻¹であった。UASBリアクターの処理水は平均126 mg COD L⁻¹であった。UASBリアクターにて処理された有機物分の約80%はメタンとなった(図-2(C))。残りの20%の内訳は、硫酸塩還元によるものとSS分の蓄積によるものが10%ずつ占めている。回収バイオガス中のメタン濃度は平均71%であった。

図-2(C)にUASBと二段の密閉型DHSリアクターのメタン挙動を示した。その結果、UASBから発生する全メタンは気温に依存している傾向を示している。夏期のメタン生成量は下水1L当り約160 mg COD L⁻¹であり、冬期では約110 mg COD L⁻¹であった。一方、UASB処理水中の溶存メタン濃度は平均75 mg COD L⁻¹であり、温度変化により10%前後ではあるが増減する傾向がみられた(図-2(A,C))。夏期は全生成メタン(生成メタンガス+溶存メタン)に対して、45%が溶存している。冬期は全生成メタンに対して、64%が溶存している結果となった。

(2) 溶存メタン回収

1st DHSにて、溶存メタンの回収を行ったところ、運

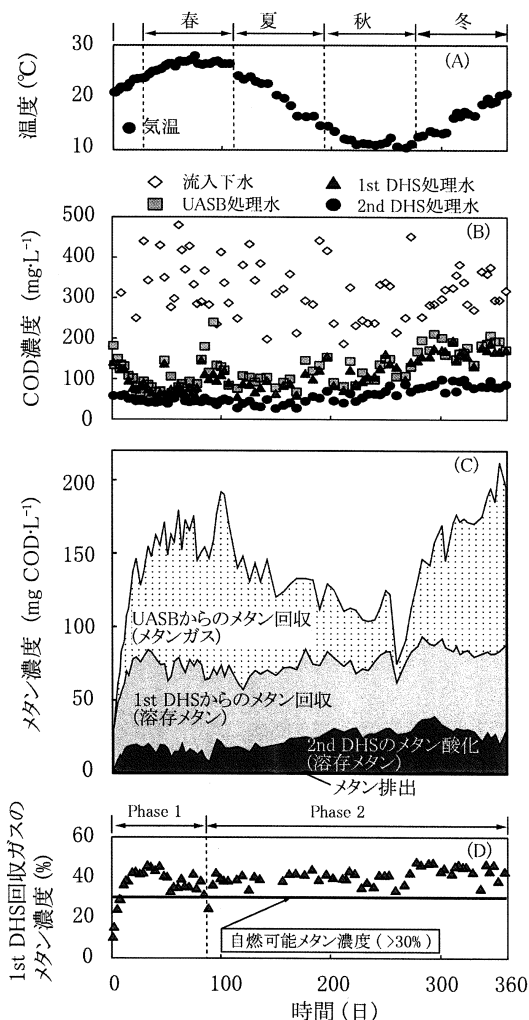


図-2 連続処理実験結果 (A)気温、(B)COD濃度、(C)UASBと二段密閉型DHSのメタン挙動、(D)1st DHSにおける回収ガスのメタン濃度

転開始後約10日で目標値としたメタン分圧30% (自然可能な濃度)を達成できた。また、流入時の溶存メタン濃度が低下した場合でも、空気供給量を減少することで回収ガス中のメタン分圧の維持が可能であった(図-2(D))。しかし、空気供給量を減少させることで、回収メタン濃度は高く維持できるが、回収される溶存メタン量は減少した。Phase1の平均回収量は55 mg COD L⁻¹であり、Phase2の回収量は51 mg COD L⁻¹であった。すなわち、回収メタン濃度と溶存メタン回収量は、トレードオフの関係になっている。溶存メタン回収量に関しては、季節変化による増減は見られず、空気供給量が一定であれば、ほぼ一定量回収されている。しかし、1st DHSの溶存メタン回収率は、冬期になると流入溶存メタン濃度が上昇するため、減少する傾向を示していた。1年間の溶存メタン回収率は平均65.8%であった(図-3)。

1st DHSに供給した酸素のうち、50%以上は硫酸塩の酸化に利用されていた為、硫黄酸化活性を分析した。その結果、リアクターP3で最も活性が高く、その値は0.79 g COD・g VS⁻¹・day⁻¹であった(図-4(A))。更に、微生物の菌叢解析を行った結果、*Acidithiobacillales*や*Sulfuricurvum*に属する硫黄酸化細菌が検出された。また、メタン酸化活性値は、2nd DHSに比べても低く、各ポートの平均値は0.007 g COD・g VS⁻¹・day⁻¹であった(図-4(B))。このことから、1st DHSでは、流入させた酸素の多くは硫黄酸化によって消費されるため、メタン酸化による回収ロスが少ない好都合な環境であるといえる。

(3) 溶存メタン酸化

1st DHSにて回収できなかった約30%の溶存メタンが大気に排出されるのは望ましくない。そこで、2nd DHSにて、1st DHSで回収できなかった溶存メタンを微生物酸化による除去を行った。その結果、運転期間を通して、温度の影響をほとんど受けずに安定した微生物除去がされており、流出溶存メタン濃度は平均0.11 mg COD・L⁻¹と極めて低濃度であった(図-2(C))。また、ガス体として、排出されるメタン濃度は0.03%であった。以上から、DHS全体での溶存メタン除去率(回収+微生物酸化)は平均99.3%であり、大気中に放出されるメタン量を1/100以下に低減可能であることが示された(図-3)。

2nd DHSにおけるメタン酸化活性を分析したところ、リアクターP4で最も活性が高く0.109 g COD・g VS⁻¹・day⁻¹であった(図-4(B))。さらに、保持汚泥の微生物菌叢解析を行った結果、*Methylobacter*や*Methylosystis*などのメタン酸化細菌群が検出された。このメタン酸化細菌群は、夏期と冬期で菌叢に違いがあった。このことから、2nd DHSのメタン酸化に寄与している微生物群は、気温に応じたメタン酸化細菌が増殖することが判明した。

(4) 排水処理

本装置は、下水処理をターゲットとしている。そこで、二段の密閉型DHSリアクターの有機物処理性能を把握した。その結果、図-2(B)に示すように、1st DHSでは、有機物は処理されず、1st DHS流入有機物濃度126 mg COD・L⁻¹に対し、流出濃度は112 mg COD・L⁻¹であった。除去率は14%であった。一方、2nd DHSでは、有機物が除去されていることがわかる。2nd DHSから排出される最終処理水のCOD濃度は48 mg COD・L⁻¹であり、BOD濃度は15 mg COD・L⁻¹であった。下水に対してUASBと二段の密閉型DHSリアクターによってCODを83%除去可能した。

4. 結論

本研究は、嫌気性排水から発生する、溶存メタンの排出を防止した後段処理システムの開発を目的とした。UABから発生する溶存メタン濃度は75 mg COD・L⁻¹であった。溶存メタン回収型DHSで溶存メタンをメタンガス濃

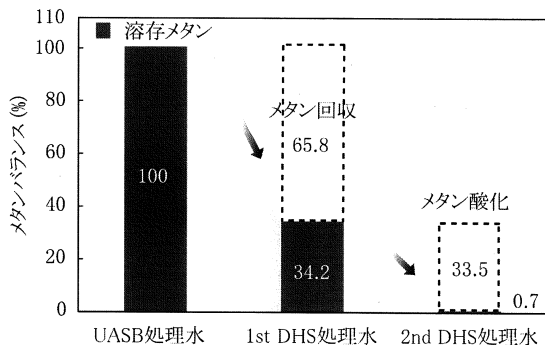


図-3 UASB から発生する溶存メタンの挙動

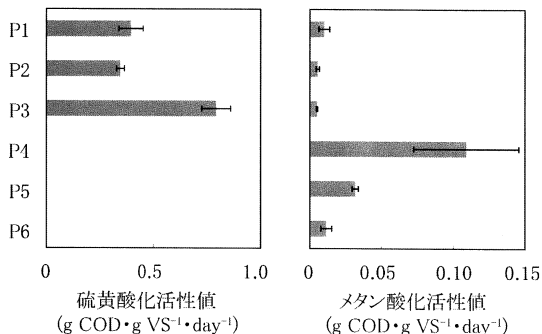


図-4 DHS リアクター保持汚泥の微生物活性 (A)硫黄酸化活性値(1st DHS のみ)、(B)メタン酸化活性値

度30%以上の自然可能濃度のガスとして回収が可能であった。溶存メタン酸化型DHSでは、前段の溶存メタン回収型DHSで回収できなかった溶存メタンのほとんどが微生物によって酸化分解された。溶存メタン回収型DHSと溶存メタン酸化型DHSのコンビネーションにより、嫌気性処理排水から発生する溶存メタンを99%以上大気揮散防止が可能であった。

謝辞

本研究は、日本学術振興会特別研究員研究奨励費の助成を受けて遂行したものです。ここに記して感謝の意を表します。

参考文献

- 1) 胡洪営ら, (1999) 下水処理場におけるエネルギー消費と物質フローの現状解析, 用水と廃水, Vol.41(2), p.131-137
- 2) 財団法人下水道新技術推進機構, (1999) 既存下水道施設の省エネルギー化対策に関する研究調査 (その2), 下水道新技術研究所年報
- 3) 環境省経済産業省, (2009) 温室効果ガス排出量算定・報告マニュアル, Ver. 2.4
- 4) Matsuura N. et al., (2010) Closed DHS system to Prevent Dissolved Methane Emissions as Greenhouse Gas in Anaerobic Wastewater Treatment by its Recovery and Biological Oxidation, Water Science and Technology, vol.61(9), p.2407-2415