

(4) 超音波を用いた余剰汚泥削減システムに関する研究

Reduction system of Excess Sludge by Ultrasonic Wave Process
for Sewage Treatment plant.

見手倉幸雄*, 古崎康哲*, 榊原隆司**, 安藤卓也**, 笠原伸介*, 石川宗孝*
Yukio MITEKURA*, Yasunori KOSAKI*, Takashi SAKAKIBARA**, Takuya ANDO**,
Shinsuke KASAHARA*, Munetaka ISHIKAWA*

ABSTRACT ; This work experimentally elucidated a system for reducing the amount of excess sludge by solubilization of return sludge using an ultrasonic wave process. In this system, part of the return sludge is sent to an ultrasonic reactor, and solubilized sludge is biodegraded in the aeration tank. This study examined (1) solubilization and destruction characteristics of treated activated sludge by ultrasonic wave under practical conditions; (2) reduction of excess sludge production under various conditions on a laboratory scale; (3) field tests; and (4) greenhouse gas emissions. Consequently, the following results were obtained: (1) Even though some bacteria were destroyed, activated sludge treated by ultrasonic waves are not reduced to single cells, but to the smallest flocs under 5μ m. Treated activated sludge was scarcely solubilized and their activity levels were scarcely changed. (2) Laboratory scale experiments showed that this system is available for wastewater treatment system. Maximal reduction ratio of excess sludge is about 80%, and it was shown that its ratio is changed not only by exposure power and time but also by retention time in the aeration tank. (3) Field tests showed that this system can reduce excess sludge and the maximal reduction ratio was 85%. (4) Greenhouse gas emissions of this system are about 40% lower than those of commonly used methods of sludge treat.

KEY WORDS ; Sewage Treatment, Excess Sludge, Ultrasonic Wave, Biodegradability

1. はじめに

下水処理施設から発生する汚泥の処理処分がますます大きな社会問題となっている。すなわち、最終処分場の絶対的な不足から汚泥の再利用が要請されているが、重金属、利用先の確保、コストなど様々な理由から進んでいないのが現状である。このようなことから近年では、余剰汚泥の削減技術についてさまざまな手法の開発により、その解決が模索されるようになって来た。これまでの汚泥削減研究は、大きくは2方向である。1つには生物学的方法として汚泥転換率減¹⁾、添加剤²³⁾、自己酸化率増⁴⁾などその特性を利用したものがある。また一つには化学的、物理的、機械的に可溶化、あるいは基質化させた汚泥を生物処理槽へ返送、生分解により減容化する方法であり、基質化プロセスとしてはオープン⁵⁾、好熱細菌⁶⁾、水熱酸化法⁷⁾、およびビーズミル⁸⁾、高速回転ディスク⁹⁾などがある。現在、これらの生成汚泥削減技術は、削減率に加えてより低エネルギー消費型、低コストかつ、維持管理が容易な技術を目指して開発されていると考えられる。

超音波は、液体中に放射すると液体中物質に対して波圧力と共に、キャビテーション(空洞現象)として作用し、洗浄、破砕に加え難溶解性有機物の分解など様々な分野への応用が検討されている。本研究では、維持管理が容

* 大阪工業大学都市デザイン工学科(Dep. of Urban Design Eng., Faculty of Eng., Osaka Institute of Technology)

** (株)松下環境空調エンジニアリング(Mastushita Environmental Air Conditioning Eng.Co.Ltd.)

易でエネルギー消費が小さいと考えられる超音波を汚泥基質化プロセスに応用し、余剰汚泥の削減を検討した。従来の研究では、超音波照射による汚泥の破碎や基質化された汚泥の嫌氣的分解特性などが柿井ら^{10)~12)}により研究されているが、超音波による基質化プロセスが活性汚泥法など好気処理における余剰汚泥削減に有効であるかについては、まだ明確な知見が得られていない。そこで本研究では、返送汚泥の一部を超音波照射した余剰汚泥削減システムについて研究を行った。すなわち、超音波による汚泥の基質化特性を把握し、室内実験および現場にて本システムの余剰汚泥削減特性と、その実用性についての検討を行った。汚泥の基質化特性については、汚泥の可溶化以外に、呼吸活性、フロック径の測定、電子顕微鏡による検鏡などを行い、超音波による汚泥の破碎機構へのアプローチも試みた。室内実験においては基質化処理条件と余剰汚泥削減量との関係を種々検討し、より最適な運転条件を探った。その結果を踏まえて、現地実験では、より低エネルギー型の装置を用いて運転を行い、本システムの実用化の可能性を検討した。さらに、本システムは特に小規模施設では従来型汚泥処理と比べて低エネルギー化が可能であると予想されるため、LCA 面からエネルギー使用量、CO₂排出量の検討を行った。

2. 実験装置及び方法

2.1 余剰活性汚泥への超音波照射特性

(1) 可溶化特性

人工下水によって長期間培養した活性汚泥を用い、必要に応じて濃縮を行った。超音波の照射はトルビーカーに汚泥 100ml を入れ、振動子を直接汚泥中に入れて行った。超音波照射装置(株) 日本精機製作所 U-150) の出力条件は 90W~150W とし、照射時間、汚泥濃度と可溶化率の関係について調べた。ここで可溶化の定義は 1.2 μ m ガラス繊維ろ紙 (GF/C) を通過する成分とした。TOC、DOC の分析は全有機炭素計(株) 島津製作所 TOC-5000A) によった。

(2) 活性度変化

活性度は汚泥濃度を 10000mg/L に調整後、上記の方法で超音波照射した汚泥の酸素利用速度係数 K_r を測定した。 K_r の測定方法は下水試験方法によった。

(3) 汚泥破碎特性

超音波照射による活性汚泥フロックの変化について、フロック粒径の測定及び電子顕微鏡による検鏡から検討した。フロック粒径の測定は、久保らの試験方法¹³⁾に準じて行い、ステンレス製ふるい(孔径 125 μ m、75 μ m、37 μ m 飯田製作所)、ナイロン製ふるい(孔径 20、10、5 μ m、筒井理化学機器(株)) およびポリカーボネート製メンブレンフィルター(孔径 1.2 μ m、0.4 μ m、MILLIPORE) を使用した。超音波照射条件は、0.9W/mL・5min、1.5W/mL・5min、1.5W/mL・20min とした。また、パラフォルムアルデヒド、グルタルアルデヒドおよびオスミウム蒸気で固定後エタノールで脱水し、走査型電子顕微鏡(SEM)および透過型電子顕微鏡(TEM)により行った。

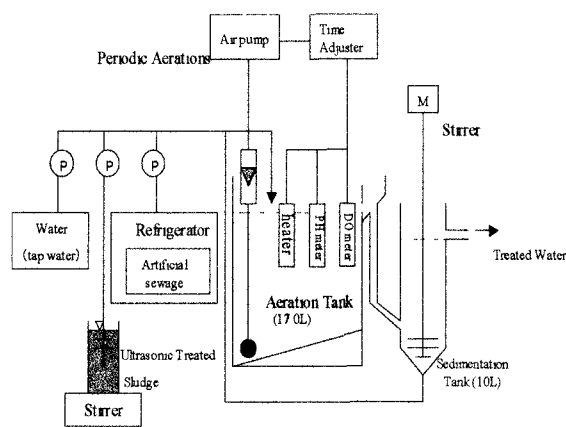


Fig-1 室内実験装置

2.2 超音波による活性汚泥削減室内連続実験及び現場実証プラント実験

(1) 室内連続実験

実験装置の概略を Fig-1 に示す。曝気槽は有効容量 17L で、沈殿槽は緩速攪拌装置を有し有効容量 10L である。曝気槽内温度はヒーターにより調節した。超音波処理汚泥は返送汚泥の一部を 2.1 と同様の方法で処

理したものを、ポンプにより 24 時間で設定負荷量となるよう調節しながら投入した。原水は、肉エキス、ペプトン、グルコースを主成分とする人工下水を使用し、曝気槽への流入BOD濃度が 200mg/L となるように希釈しながら 24 時間連続投入した。室内実験運転条件を Table-1 に示す。運転条件は、MLSS 濃度を 3000 ~4000mg/L、SRT20~60 日とした。超音波処理量は対照系の余剰汚泥発生量の 2 倍量(乾燥重量ベース)とした。BOD、D-BOD、SS 測定は下水試験方法によった。なお、D-BOD は 1.2 μ m ガラス繊維ろ紙 (GF/C) を通過する成分の BOD である。各 RUN とも汚泥引抜量および槽内汚泥量について定常状態を維持し 30 日前後の期間で運転を行った。各 RUN において RUN1 では超音波照射時間、RUN2 では超音波照射強度、RUN3,4 では曝気槽滞留時間(HRT)をそれぞれ変えることによる汚泥削減量変化を検討した。

Table-1 室内実験運転条件リスト

項目		RUN 1			RUN 2		RUN 3		RUN 4	
		1-1,	1-2,	1-3,	2-3,	2-4,	3-1,	3-2,	4-1,	4-2,
運転日数	day	26	30	32	25	13	33	28	29	20
BOD 容積負荷量	kg/m ³ /day	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.4	0.4	0.3	0.3
HRT	hour	24	24	24	24	24	12	12	16	16
超音波周波数	kHz	-	20	20	20	20	-	20	-	20
超音波照射強度	W/mL	-	1.50	1.50	1.20	0.90	-	1.50	-	1.50
超音波照射時間	min	-	5	20	5	5	-	5	-	5
照射汚泥濃度	mg/L	-	10000	10000	10000	10000	-	10000	-	10000
超音波処理量	g/day	-	1.9	2.1	1.9	1.7	-	5.3	-	3.2

(2) 現場実証プラント実験

現場実証プラントの概要を Fig-2、超音波処理装置を Fig-3、設計緒元・運転条件を Table-2、3、に示す。実証プラントの曝気槽容量は 230 m³、日平均流入汚水量は 125m³/day、現在の曝気槽負荷量は設計に対して 70%となっており、余剰汚泥発生量は約 1m³/day(10,000mg/L)である。超音波処理装置は室内実験と比べて低エネルギー型としたため可溶化率が低くなった。そのため運転条件として室内実験と比較して照射時間を長くするとともに、余剰汚泥発生量に対して超音波処理量を 2 倍量及び 3 倍量とした。各 RUN とも 30 日前後の定常状態が継続したことを確認し収支計算を行った。

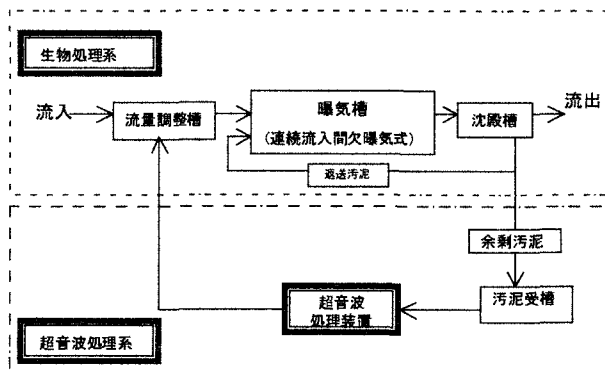


Fig-2 現場実証プラントフロー

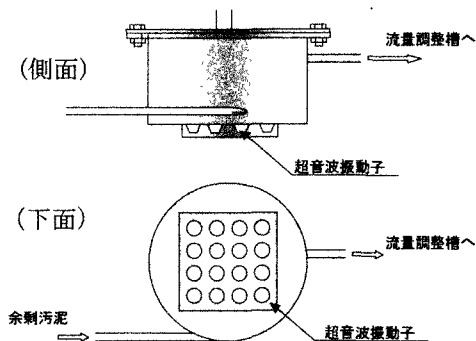


Fig-3 超音波処理装置

Table-2 超音波処理装置設計諸元

項目	単位	設計値
超音波槽容積	L	154
超音波周波数	kHz	26
超音波出力	W	600~1200

Table-3 現地実験プラント運転条件

項目	単位	RUN 1	RUN 2
運転日数	day	40	30
BOD 容積負荷	kg/m ³ /d	0.2	0.2
HRT	hr	24	24
超音波照射量	m ² /d	2.0	3.0
照射出力	w	1200	1200

3. 実験結果と考察

3. 1 活性汚泥への超音波照射特性

(1) 超音波照射強度による汚泥の可溶化特性

超音波照射強度と可溶化率(DOC/TOC)の関係を Fig-4 に示す。Chu ら¹²⁾は、温度上昇がない場合は、20min.以上照射しても可溶化が進まないことを示しており、本研究では実用的な照射時間である 20min.以下の条件で可溶化特性を調べた。超音波照射強度を大きくすることによって可溶化率は高くなるが、照射強度 1.5W/mL、照射時間 10min.でも可溶化率は10%程度であり、汚泥の可溶化はほとんどないことが分かった。超音波照射強度 1.5W/mL、20min では可溶化率は急激に増加したが、超音波照射によって温度が 50℃程度に上昇し菌体の細胞質が破壊されやすくなったためと考えられる。超音波照射強度 0.9W/mL 以下の条件では、照射時間による可溶化率の違いはほとんどなく、0.6W/mL 以下では可溶化自体がほとんど認められなかった。次に、汚泥濃度と可溶化率の関係を Fig-5 に示す。汚泥濃度 2500mg/L 前後の可溶化率は 20~30%と高いが、約 5000~10,000mg/L では 10%程度となり、さらに汚泥濃度が高くなるに従って可溶化率も漸減することがわかった。以上の結果から、超音波による汚泥の可溶化は、特殊な条件を除いて 10%以下であり、オゾンや好熱菌など他の処理方式に比べて低いものであった。このことは、汚泥は超音波によって何らかのダメージは受けているものの可溶化まではそのほとんどが至らないことを示唆している。

(2) 超音波照射強度による活性汚泥フロックの破碎特性

活性汚泥フロックは、三谷ら¹⁴⁾によれば、極めて壊れやすい、異なるいくつかの微細コロニーで形成されており、このフロック測定値はフロックサイズで 70~1000 μ m であること、あるいは、田辺ら¹⁵⁾によれば 100~200 μ m であることが報告されている。また、フロックを構成する微細コロニーに関しては、超音波照射により 2.5~50 μ m^{16) 17)} となることが報告されている。超音波照射による活性汚泥の粒径分布を Fig-6 に示す。照射前の汚泥は、ほとんどが 125 μ m 以上の粒径で構成されていたが、超音波を照射することにより 125 μ m 以下の成分が現れることがわかった。このことから、125 μ m 以下の汚泥については、超音波による何らかの破碎を受けているものと考えられ、破碎された成分は大きく分けて 1.2~5 μ m、0.4 μ m 以下となることがわかった。また、Zartrian ら¹⁶⁾は、フロックの最小構成単位が 2.5 μ m 程度であることを報告しており、本研究においても同様のことが認められた。超音波照射された汚泥は、フロックの最小構成単位まで破碎され、さらに照射を受けると菌体自体が破壊されて可溶化することが推測される。超音波照射 (1.5W/mL-5min) 汚泥と対照汚泥の電子顕微鏡撮影写真を Fig-8~15 に示す。Fig-8、9 は走査型電子顕微鏡 1000 倍によるものであるが、超音波照射前において 100 μ m 程度あった活性汚泥のフロック集合体が超音波照射により細かく解体しているのが分かる。また、Fig-10,11 は 10000 倍走査型電子顕微鏡で見たものであるが、超音波の照射により菌体が糸状の物質で覆われた状況になり、菌体もしくは細胞外ポリマーに何らかの強い外力が働いたと考えられる跡がみられた。また、Fig-12、13 は 3000 倍透過型電子顕微鏡で見たものである。超音波照射前は、菌体の輪郭あるいはこれらを取り巻く細胞外ポリマーも明確に見えているが、超音波照射後にはフロックが解体し一部の菌体も破碎されているのが見られた。Fig-14、15 は 10000 倍透過型電子顕微鏡で見たものである。菌体はこれらの透過写真によっても一部の死滅はあるものの大半は死滅までは至っていないことが確認された。

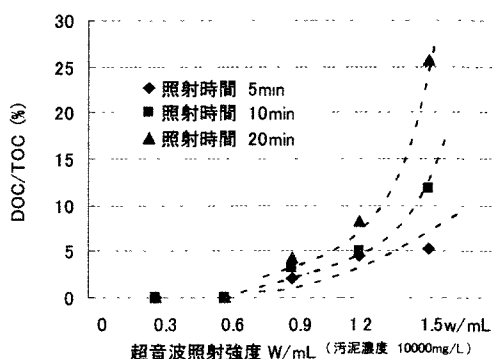


Fig-4 超音波照射強度と可溶化率

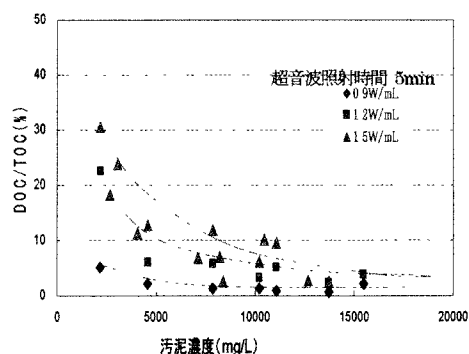


Fig-5 汚泥濃度一可溶化率

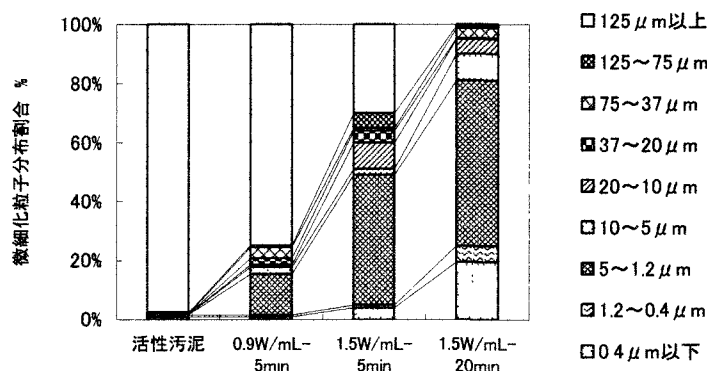


Fig-6 超音波照射による活性汚泥の粒径分布

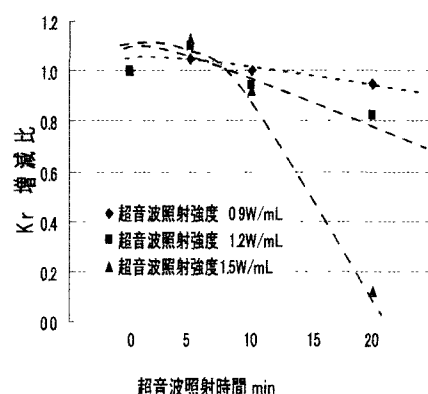


Fig-7 超音波照射強度・照射時間とKr 酸素利用速度係数増減比

(3) 超音波照射強度による活性汚泥の活性変化

超音波照射強度と照射時間を変えて酸素利用速度係数 K_r の変化を測定した結果を Fig-7 に示す。超音波照射によって 10min 経過後までは、 K_r の変化はほとんどなく、照射時間 20min では、超音波照射強度 0.9W/mL、1.2W/mL において 5~20% の K_r の減少がみられた。また、1.5W/mL では 80% 程度低下したが、これは、先にも述べたとおり超音波照射により照射汚泥温度が 50℃ 近くまで上昇し菌体の破碎が進んだためと考えられる。以上のことから、超音波照射では温度上昇などの特別な条件がない場合は、汚泥の酸素利用量の変化はわずかで、活性度に影響はないことからその殆どは死滅までには至っていないと考えられる。

(4) 活性汚泥への超音波照射特性の考察

以上の結果から、本研究の条件下では汚泥に超音波を照射することにより、まず汚泥ブロックが解体・微細化され、さらに照射された場合の一部(10%以下)が可溶化することが考えられた。また、その時の活性汚泥細菌はその多くが死滅せず生存していることが示唆された。このことから、超音波による基質化は、オゾン、好熱菌、水熱反応などの他のプロセスとは違って可溶化および菌体の死滅はほとんど進行せず、ブロックの微細化に止まることが分かった。また、ブロックの破碎と可溶化率にはある程度関連性があることから、本研究では汚泥の破碎効果を可溶化成分で評価することとし、Fig-4 および 5 から、効率的でコンパクト、かつ効果的な破碎が得られる運転条件として超音波照射時間および強度を 5 分、0.9~1.5W/mL とした。また、汚泥濃度は濃縮を考慮して 10,000mg/L 程度が適当であるとした。

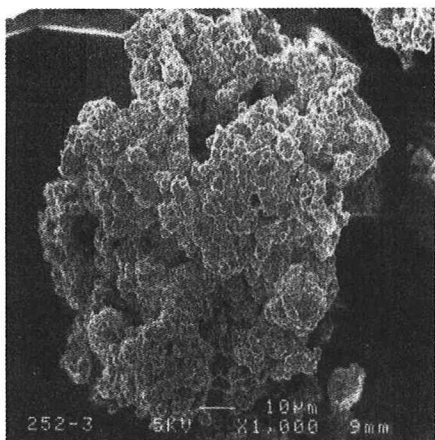


Fig-8 照射前 (SEM 1000 倍)

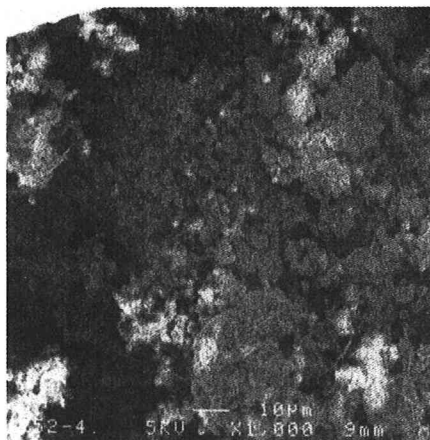


Fig-9 照射後 (SEM 1000 倍)

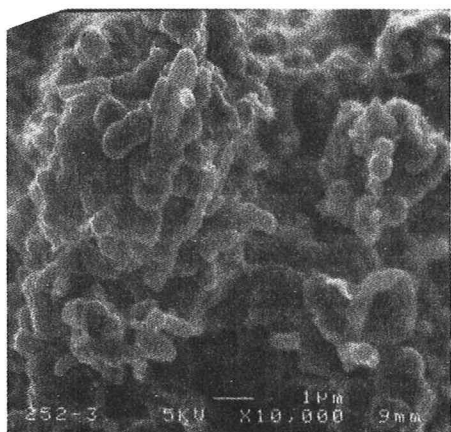


Fig-10 照射前 (SEM 10000 倍)

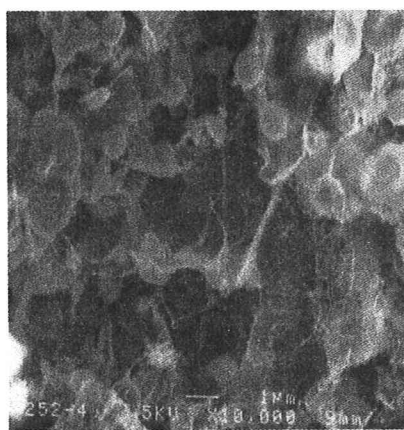


Fig-11 照射後 (SEM 10000 倍)

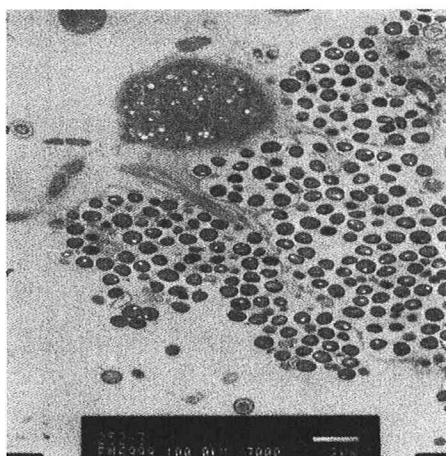


Fig-12 照射前 (TEM 3000 倍)

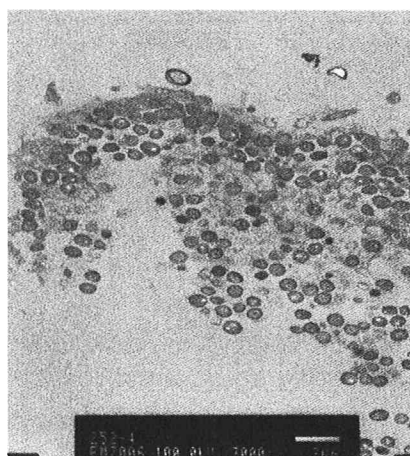


Fig-13 照射後 (TEM 3000 倍)



Fig-14 照射前 (TEM 10000 倍)

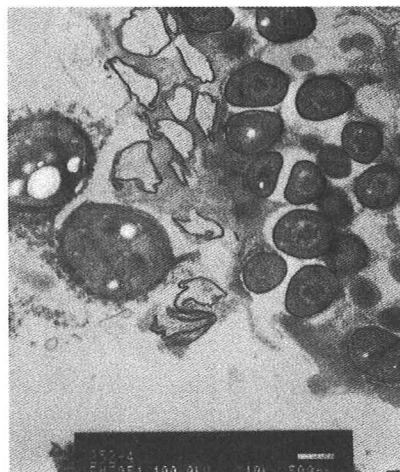


Fig-15 照射後 (TEM 10000 倍)

3. 2 室内実験装置による超音波照射の活性汚泥削減効果

(1) 超音波照射時間による活性汚泥削減効果

Fig-16 に超音波照射時間を 5min、20min とした場合(RUN-1)の生成汚泥量について示す。なお、生成汚泥量は各 RUN の定常状態における物質収支から(1)式により算出した。

$$\text{生成汚泥量(g/day)} = \text{余剰汚泥発生量(g/day)} + \text{流出 SS 量(g/day)} \quad \text{—— (1)}$$

汚泥削減率は、対照系と照射系での汚泥削減量から算出した。超音波照射により破碎あるいは基質化された汚泥が曝気槽内で生分解により削減されることが確認され、RUN1-2 では生成汚泥の削減率が 81%、RUN1-3 では約 84%の削減効果が得られた。Fig-6 および 7 から見ると超音波照射時間が 20min の場合、5min と比べて汚泥の可溶化、微細化が進み、Kr も低下したが削減効果に大きな違いはみられないことから、照射時間は 5min が適当と考えられる。運転期間中における処理水質を Table-4 に示す。各水質とも対照系との差はほとんどなく良好な処理水質で運転でき、超音波処理による処理水への影響はほとんどないことが確認できた。

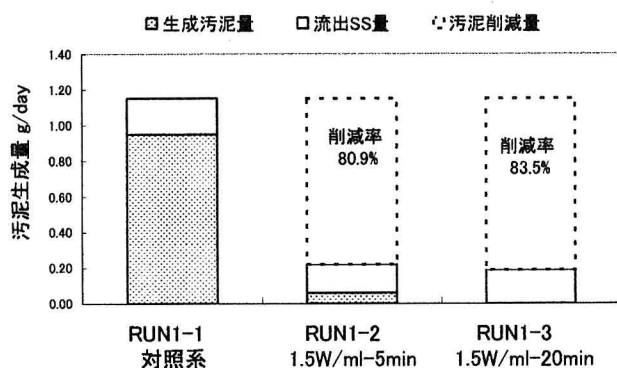


Fig-16 余剰汚泥削減率(RUN1)

Table-4 処理水質(RUN1)

項目	単位	RUN1		
		1-1,	1-2,	1-3,
SS	mg/L	11.0	8.3	10.0
BOD	mg/L	8.9	10.0	3.7
D-BOD	mg/L	3.8	1.9	2.8
TOC	mg/L	7.4	6.2	8.8
DOC	mg/L	6.5	5.4	6.4

(2) 超音波照射強度による活性汚泥削減特性

Fig-17 に超音波照射強度を、1.5W/mL、1.2W/mL、0.9W/mL としたときの生成汚泥量を示す。生成汚泥の削減効果は、それぞれ約 81%、約 24%、約 15%、と超音波照射強度を低くすることによって汚泥削減率も低くなっていくことが確認された。このことは Fig-6 に示したブロックの微細化過程と対比させて見ると超音波による基質化よりもむしろブロックの破碎を受けている汚泥が削減に寄与することを示唆している。処理水質については対照系、照射系に大きな違いは見られなかった。

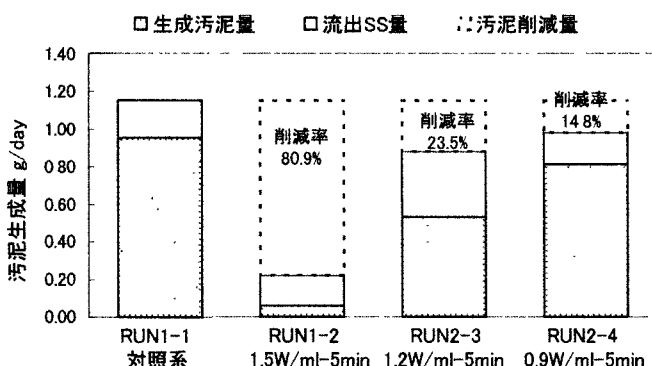


Fig-17 余剰汚泥削減率 (RUN 1,2)

Table-5 処理水質(RUN 1,2)

項目	単位	RUN 1, 2			
		1-1,	1-2,	2-3,	2-4,
SS	mg/L	11.0	8.3	15.0	9.0
BOD	mg/L	8.9	10.0	3.5	1.5
D-BOD	mg/L	3.8	1.9	2.7	1.2
TOC	mg/L	7.4	6.2	8.8	5.1
DOC	mg/L	6.5	5.4	6.7	3.3

(3) 曝気槽滞留時間と活性汚泥削減の関係

Fig-18 に曝気槽滞留時間(HRT)を 12、18、24hr とした時(RUN3、RUN4、RUN1)の生成汚泥量、削減率を示す。BOD 容積負荷はそれぞれ 0.4、0.3、0.2kg/m³/day である。超音波処理量はいずれも対照系の汚泥発生量の 2 倍量とした。汚泥削減率は HRT12、18、24hr(SRT20、40、60 日)でそれぞれ約 25%、約 63%、約 81%の削減となり、滞留時間の増加によって削減率も増加する傾向を示した。これは超音波照射汚泥の生分解速度が遅いため、HRT、SRT が短い条件では照射汚泥を十分に分解できないことを示唆している。以上のことから、確実な汚泥削減効果の期待できる HRT の条件は 24hr 以上、BOD 容積負荷 0.2kg/m³/day 以下であると考えられる。

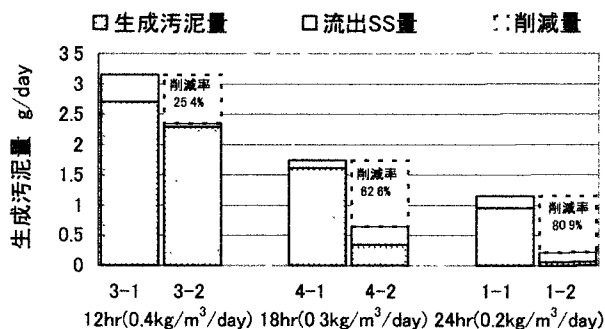


Fig-18 余剰汚泥削減率(RUN1,3,4)

Table-6 処理水質(RUN1,3,4)

項目	単位	RUN3		RUN4		RUN1	
		3-1,	3-2,	4-1,	4-2,	1-1,	1-2,
SS	mg/L	12.0	2.1	5.1	9.1	11.0	8.3
BOD	mg/L	15.0	3.7	3.0	3.5	8.9	10.0
D-BOD	mg/L	3.5	3.0	2.2	1.8	3.8	1.9
TOC	mg/L	13.0	6.8	6.9	8.6	7.4	6.2
DOC	mg/L	6.1	6.2	6.1	8.0	6.5	5.4

3.3 現地実験プラントによる汚泥削減効果の検証

Fig-19 に現地実験プラントでの生成汚泥量、削減率を示す。超音波処理装置で処理した汚泥の可溶化率は 0.5%であった。室内実験で得られた結果をもとに、現地実施により実証実験を行った。現地実験では、超

音波による汚泥削減効果、処理水への影響の確認について検討を行った。各 RUN における曝気槽 MLSS 濃度は一定となるようにして実験を行った。余剰汚泥の 2 倍量の超音波処理(RUN1)では 53.1%、3 倍量の超音波処理(RUN2)では 85.5%であった。このことから、実施設においても本システムによる余剰汚泥の削減が可能であることが確認できた。また、室内では 2 倍量処理で 80%以上の削減が可能であったのに対し、現地実験では 53.1%であった。その原因としては超音波処理装置の照射出力が低かったために、汚泥の破碎効果が低くなったものと考えられる。処理水質の平均値を Table-7 に示す。対照系に対して超音波照射系ではリンを除いて処理水の悪化は見られず、安定した処理水質で運転できた。COD に関しても対照系が 7mg/L に対し RUN1,2 では 4~5mg/L であり、生分解性の低い物質が増大することは確認されなかった。また、窒素については間欠曝気を行うことにより対照系と同等な処理水質を得ることができた。以上のことから、本システムでは、リン以外の処理水質に関しては、影響ない運転が可能であることが確認できた。

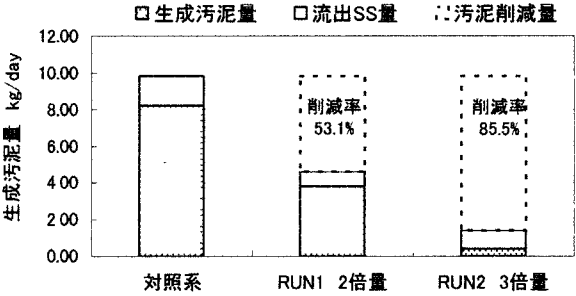


Fig-19 余剰汚泥削減率(現地実験プラント)

Table-7 処理水質(現地実験プラント)

項目	単位	対照系	RUN1	RUN2
SS	mg/L	11	6	8
TOC	mg/L	11	11	5
BOD	mg/L	5	1	1
COD	mg/L	7	4	5
T-N	mg/L	4	4	4
NH ₄ -N	mg/L	0	0	0
NO ₂ -N	mg/L	0.1	0.0	0.0
NO ₃ -N	mg/L	1.4	1.6	1.3
T-P	mg/L	1.8	2.3	1.9
透視度	cm	94	96	96

3. 4 エネルギー使用量からの検討

小規模下排水処理施設における汚泥処理のインベントリ手法によるエネルギー使用量および CO₂ 排出量の概算を試みるとともに、本システムと、従来処理としての運搬・脱水・焼却との比較を行った。Table-8 に本システムおよび、小規模下排水処理施設での一般的な汚泥処理フローとしての運搬・脱水・焼却におけるエネルギー使用量およびCO₂排出量を示す。本システムの条件としては、Table-3 で示す現場プラントの運転条件による汚泥の平均削減率を 80%とし、超音波処理装置及び付属機器類の製造段階も含めてエネルギー使用量、CO₂排出量を概算した。本システムでの汚泥削減に必要なエネルギー使用量は 4700Mcal/t-Ds、CO₂排出量 240kg-C/t-Ds (Ds：乾燥固形物量)となった。小規模下排水処理施設における現状での汚泥処理は、一般的に、バキューム車により引拔運搬し、し尿処理施設等で脱水、焼却処分がな

Table-8 エネルギー使用量および CO₂ 排出量概算比較

区分	プロセス	エネルギー使用量 Mcal/t-Ds	CO ₂ 排出量 Kg-C/t-Ds
運搬焼却 ¹⁸⁾	運搬	6,111	327
	脱水	77	12
	焼却	1,903	101
	埋立	9	—
	計	8,100	440
超音波	製造	100	23
	運用	4,600	217
	計	4,700	240

されている。運搬でのバキューム車を4t車、運搬距離15kmとした場合、運搬・脱水・焼却に要するエネルギー使用量は8,100Mcal/t-Ds、CO₂排出量440kg-C/t-Dsとなった¹⁸⁾。これと比較した場合、超音波による汚泥削減システムは、エネルギー使用量、CO₂排出量で約40%の削減が可能となる。以上のことから本システムはエネルギー使用量、CO₂排出量から見て有効であると考えられる。

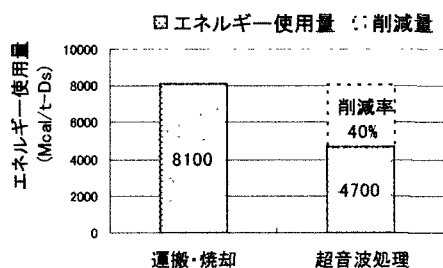


Fig-20 エネルギー使用量

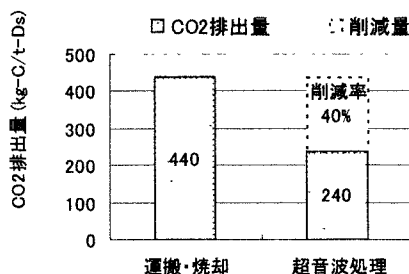


Fig-21 CO₂ 排出量

4. 結論

本研究の結論を以下に示す。

- (1) 超音波照射による活性汚泥の可溶化は、実用的な照射条件下では10%以下であり、汚泥の大部分は死滅せず1.2~5μm程度のフロックの破碎、微細化にとどまることがわかった。また、汚泥削減効果は可溶化によってある程度評価することが可能であることが示唆された。
- (2) 超音波による余剰汚泥削減システムを室内実験で表現することができ、超音波照射強度 1.5W/mL、照射時間 5min 以上の照射条件で余剰汚泥の2倍量の処理を行い、曝気槽内での滞留時間24時間程度とすれば発生汚泥量の80%程度の削減が可能であることがわかった。また、汚泥の削減率は汚泥フロックの破碎と曝気槽内での滞留時間に影響を受けることが示唆された。
- (3) 現地実験結果においても、余剰汚泥の3倍量の超音波処理で発生汚泥量の約85%の削減が可能であった。
- (4) 室内実験、現地実験とも処理水中のリンを除いた水質の悪化はみられず安定した処理水質を維持することができた。リン除去については今後検討する必要がある。
- (5) LCA面から見ると、本装置でのエネルギー使用量は4700Mcal/t-Ds、CO₂排出量は240kg-C/t-Dsであった。小規模下水処理施設における現状での汚泥処理と比較した場合、エネルギー使用量、CO₂排出量で約40%の削減が可能であり、現状での運搬、焼却による処理法に比較してエネルギー使用量、CO₂排出量から見て有効である。

謝辞

本研究に際しては、新エネルギー産業技術総合開発機構(NEDO)の補助金により共同研究開発を行ったものである。大阪工業大学、(株)メイケンの方々から多大なご協力をいただきました。ここに謝意を表します。

参考文献

- 1) 浜谷芳則, 内田敏文: 腐植土を用いた産業排水処理の研究, 環境技術, Vol.23, No.7, pp.411-412(1994)
- 2) V.Aravinthan, 味埜俊, 佐藤弘泰, 滝沢智, 松尾友矩: Alkaline, Acid and Thermal Solubilization for Minimization of Waste Sludge, 環境工学研究論文集, Vol.35, pp.189-198(1998)
- 3) 古崎康哲, 田代榮一, 石川宗孝: サポニン添加によるし尿処理施設での余剰汚泥削減効果, 環境技術,

Vol.28, No.8, pp.539-542(1999)

- 4) 二瓶正彦:多段型接触ろ床法による余剰汚泥の発生がない水処理の事例,環境技術,Vol.28, No.8, pp.543-546(1999)
- 5) H.Yasui, M.Shibata: An Innovative Approach to Reduce Excess Sludge Production in the Activated Sludge Process, Water Science Technology, Vol.30, No.9, pp.11-20(1994)
- 6) 桂健治, 三浦雅彦, 長谷川進: 好熱性微生物を利用した余剰汚泥が発生しない活性汚泥プロセス, 水環境学会誌, Vol.21, No.6, pp.360-366(1998)
- 7) 奥田友章, 古崎康哲, 村上定瞭, 笠原伸介, 石川宗孝: 水熱反応を利用した汚泥削減化システムに関する基礎的研究, 土木学会論文集, No.692/VII-21, pp.21-30(2001)
- 8) 名和慶東: ミル破碎工程を含む汚泥減容化の研究, 環境技術, Vol.28, No.8, pp.562-565(1999)
- 9) 今井剛, 浮田正夫, 深川勝之, 河村友喜, 関根雅彦, 樋口隆哉: 高速回転ディスクによる余剰汚泥の高効率可溶化処理に関する研究, 環境工学研究論文集, Vol.28, pp.131-139(2001)
- 10) 柿井一男, 加藤裕之, 大原健, 河合嘉宏, 吉田昌司, 栗山光央, 白樫高史: 超音波により解体した下水活性汚泥の再凝集性, 生物工学会誌, 第72巻第5号, pp371-377, (1994)
- 11) 汪群慧, 陳建成, 柿本幸司, 尾川博昭, 加藤安彦: 前処理による余剰汚泥の嫌気性消化効率の向上, 水環境学会誌, 第18巻第11号, pp875-882(1995)
- 12) C.P.CHU, BEA-VEN CHANG, G.S.LIAO, D.S.JEAN, and D.J.LEE, : Observations on Changes in Ultrasonically Treated Waste – Activated Sludge, Water Research, Vol.35, No4, pp1028-1046(2001)
- 13) 久保利晃, 中島典之, 山本和夫: 膜分離活性汚泥の細胞内成分分析および種々の活性汚泥との比較, 環境工学研究論文集, 第36巻 pp295-302(1999)
- 14) 三谷知世, 海野肇, 明島高司: 活性汚泥フロクの構造モデル, 水質汚濁研究, Vol.6, No2, pp69-75, (1983)
- 15) 田辺幾之助, 木佐木博, 原田元弘, 川路博志: 海水活性汚泥の微生物相, 特にロックの構造性について, 鹿大農学術報告, 第32号, pp87-94, (1982)
- 16) F.Zartrian, C.Mustin, J.Y.Bottero, G.Villemin, F.Thomas, L.Ailleres, M.Champenois, P.Grulois and J.Manem, : Spatial Arrangement of the Components of Activated Sludge Flocs. Water Science & Technology, Vol 30, No11, pp.243-250(1994)
- 17) Da-hong Li and Jerzy J. Ganczarczyk : Structure of activated sludge flocs, Biotechnology and Bioengineering, Vol.35, No1, pp57-65, (1990)
- 18) 見手倉幸雄, 古崎康哲, 石川宗孝: 小規模下・排水処理施設のゼロエミッション化技術の動向と今後, 水処理技術, Vol.43, No6, pp259-264, (2002)