

(50) 超音波と電解の併用型汚泥可溶化処理 における操作条件の影響

渡邊 智秀^{1*}・曾 道勇²・土屋 香織²・曹 慶鎮³

¹群馬大学工学部建設工学科 (〒376-8515 桐生市天神町1-5-1)

²群馬大学大学院工学研究科 (〒376-8515 桐生市天神町1-5-1)

³ WILLTECH 環境技術研究所 (33 Buho-ri, Hyang-eup, Gyeongsan-si, Gyeongsangbuk-do, Korea)

* E-mail: watanabe@ce.gunma-u.ac.jp

超音波照射と電解で形成される複合場を利用した汚泥可溶化の基本的特性を把握し、より効果的な操作の条件や方法を見出すために、ラボスケールの回分可溶化実験を行った。その結果、併用処理は、超音波単独処理に比べて可溶化促進のみならず、比エネルギー消費の低減にも効果を有することがわかった。また、汚泥のアルカリ性への調整を前処理として組み入れると、さらに高速かつ高効率な可溶化処理を達成する可能性が示された。併用処理は、約400 W/L以下の超音波密度、約30g/L以下の汚泥濃度条件下で有効に作用したが、高密度または高濃度条件下では、その効果が低下する傾向があった。得られた可溶化汚泥中の溶解性成分に占める易生物分解性成分の割合は、超音波単独処理に比べ高くなる可能性が示唆された。

Key Words : *sludge solubilization, sonication, ultrasound, electrolysis, waste activated sludge*

1. はじめに

下水等の生物学的処理に伴う大量の汚泥の発生が抱えている主要な問題の解決を図っていく上で、排水処理システム内で汚泥発生そのものの低減、汚泥の有効利用ならびに嫌気性消化を利用した効率的メタン生成・回収を効果的に実現できる技術の開発が主たる目指すべき方向となっている。汚泥の可溶化処理は、これらのいずれのシステムにも要素プロセスとして組み込まれる可能性を有しており、それぞれの目的に応じた効果的かつ効率的な処理を達成できることが要求されている。

これまでに検討されてきている主要な汚泥の可溶化処理法には、機械的破碎^{1)~5)}、超音波照射^{6)~9)}、熱・水熱処理^{9)~11)}、オゾン添加^{12)~14)}、アルカリ処理¹⁵⁾、生物学的分解¹⁶⁾等がある。これらの中には、既に実用に至っているものがある一方で、パルス放電¹⁷⁾、産業用酵素の添加¹⁸⁾、アルカリ添加オゾン処理¹⁹⁾など、新たな手法の応用も数多く検討されており、従来からある可溶化手法の高効率化に加えて、より効果的な手法や操作の方法の確立に向けた取り組みがなされている。

超音波照射は、汚泥フロックの微細化が進行しやすい、溶解性成分に基づいた可溶化率が高くなっても

嫌気性消化や好気槽での生物分解性が向上することが特徴のひとつとして報告されている^{20), 21)}、複雑な操作やエネルギーの消費を過度にすることなく、可溶化能の向上が図れれば、適用範囲の広い処理法として利用が可能になると考えられる。そのためのひとつの方向として、他の手法と組み合わせることが挙げられ、例えば、アルカリ剤の添加と超音波照射を組み合わせることで汚泥可溶化が促進できることが報告されている²²⁾。これとは別に、著者らは、超音波照射と電気分解を同時に併用すると、相加的ではなく相乗的に可溶化速度を向上する操作が可能になることを報告した。この系での促進は、電解による陽極での作用ではなく、陰極領域で顕著であったことから、アルカリ性環境の形成が大きく関与していることを明らかにして、これを利用した新しい可溶化処理プロセスへの発展の可能性が見い出された²³⁾。しかし、ごく小さい超音波照射強度条件下で操作された実験であったため、系内で生じている基本的な現象の検討には支障がなかったと思われるものの、扱われた可溶化速度自体は、現実的な大きさの範囲にあるとは必ずしも言い難いものであった。そのため、高照射強度条件下においてどのような併用処理特性を有するのか明らかにしていく必要があると考えられる。したがって、本研究では、超音波強度が

比較的大きな条件下における超音波照射と電気分解で形成される複合場を利用した汚泥の可溶性の基本的特性を明らかにするため、操作条件と可溶性率の関係に対する実験を行うとともに、エネルギー消費や生成した溶解性成分の特徴の観点からも検討を行った。さらに、両者の併用をベースとしたより効果的な操作の方法の可能性を探るための検討も実施した。

2. 実験

(1) 供試汚泥

ポリペプトンおよびグルコースを主成分とする人工下水を $0.15 \sim 0.2 \text{ kg-COD/kg-SS} \cdot \text{d}$ となるように添加しながら実験室内で運転している有効容積約30Lの回分式活性汚泥槽内から採取した汚泥を実験に用いた。なお、週に一回の頻度で槽容積の約半量の汚泥を引き抜き、実下水処理施設から採取した返送汚泥と置換して、実施設の汚泥性状との相違が大きくなるようにした。返送汚泥の平均MLSS濃度は約 6500 mg/L で、MLVSS/MLSS比は、約0.84であった。槽内の汚泥濃度もこれと同様になるように制御した。なお、高汚泥濃度条件での実験には、実下水処理施設で採取した遠心濃縮余剰汚泥を用いた。

(2) 実験装置

可溶性実験槽は、幅 7 cm ×長さ 9 cm ×高さ 10 cm の透明塩化ビニル樹脂製容器であり、長さが2:7となる位置に設置された厚さ約 2 mm の多孔質セラミック製隔壁によって2室に分割されている。2室のうち、容積が大きな方を可溶性処理槽とし、小さな方は電解をする際の対極室としてのみ用いた。この2つの室を仕切る隔壁の両側の面とすぐ並ぶように、開口率が約35%のPVT製メッシュ状電極を1枚ずつ設置した。なお、特に断らない限り、容積が大きい室に設置された電極が陰極となるように直流安定化電源と接続した。可溶性処理槽への超音波の照射は、周波数が 20 kHz のホーン型超音波照射器を用いた。ホーン先端径は約 12 mm であり、それが、容積が大きな室の平面中央で底面から約 1 cm の位置となるように固定した。

(3) 回分可溶性実験

基質成分が十分に消費された状態の汚泥懸濁液を上述した活性汚泥槽から採取し、SS濃度が約 10 g/L となるように重力濃縮した。汚泥の電気化学的性状を調整するため、本研究では、硫酸カリウムを約 20 mM となるように添加してよく混ぜた後に、可溶性実験槽の容積が大きな室へ約 300 mL 入れた。対極室は、 0.2 mol/L の硫酸カリウ

ム水溶液を満たした。可溶性処理実験は、超音波照射密度、電解電流の有無、初期汚泥濃度およびpH調整の有無ならびに超音波照射と電解の組み合わせ方法等を変更した種々の操作条件を設定して回分式で実施し、可溶性汚泥の成分ならびに槽内pH等の経時変化を測定した。実験中に汚泥が沈降して不均一になることをできるだけ避けるため、槽内はマグネティックスターラで攪拌した。なお、遠心濃縮された高濃度の実余剰汚泥を実験に使用する際には、蒸留水による希釈で所定汚泥濃度へ調整した上で、上記と同様の操作をした。また、薬剤を外部から添加して汚泥のpHを調整する際には、 3 mol/L 程度の硫酸または水酸化カリウム水溶液を用いた。

(4) OUR試験

所定の溶解性CODとなるように可溶性処理をした汚泥中の溶解性成分を対象としてOUR試験を実施した。可溶性汚泥を約 3000 rpm で遠心分離した後に、孔径 $0.45 \mu\text{m}$ のメンブレンフィルタでろ過したろ液を実験に供した。容積約 300 mL のフラン瓶を容器として使用し、試料、植種、pH緩衝液、無機塩類ならびに1-アリル-2-チオ尿素をそれぞれ所定量添加した飽和溶存酸素水で満たして 20°C に制御された恒温水槽に設置し、DO電極によるDO測定値の経時変化を 0.01 または 0.02 Hz のサンプリング周期でデータロガーに収集した。得られたデータから移動平均を算出した上でOURを求めた。

(5) 分析方法

溶解性成分の分析は、基本的に孔径 $0.45 \mu\text{m}$ のメンブレンフィルタによるろ液を対象として行った。ただし、溶解性CODの測定には、孔径 $1.0 \mu\text{m}$ のガラス繊維ろ紙によるろ液を用い、必要に応じて、孔径 $0.45 \mu\text{m}$ のメンブレンフィルタも用いた。たんぱく質は、牛血清由来アルブミンを標準試料に用いたLowry法で測定した²⁴⁾。また、炭水化物は、グルコースを標準試料として、フェノール-硫酸法で測定した²⁵⁾。CODは、ニクロム酸カリウムを酸化剤としてStandard methodsに準拠した簡易法で測定した²⁶⁾。アンモニア性窒素の測定には、ネスラー法を用い、硝酸イオンおよび亜硝酸イオンはイオンクロマトグラフ（横河アナリティカル製、IC-7000）で測定した。その他の水質項目は、下水試験方法に準拠して測定した²⁷⁾。

3. 結果および考察

(1) 併用処理の効果と効果的な操作方法の検討

超音波と電解を併用した可溶性処理における槽内のpHと可溶性率の経時変化の例を超音波密度が同じ条件

である超音波照射単独処理での結果と比較して図-1 (a) および (b) に示す。なお、本研究における可溶化率は、前報と同様に COD 測定に基づいて次式で算出した²⁹⁾。

$$\eta = \frac{SCOD - SCOD_0}{TCOD_0 - SCOD_0} \quad (1)$$

ここで、 $TCOD_0$ および $SCOD_0$ はそれぞれ実験開始時での汚泥懸濁液の全 COD ならびに溶解性 COD を表す。図に示した実験は、前報²⁹⁾に比べて可溶化速度が約 4 倍となる超音波密度条件下で操作されていたが、併用処理が超音波単独処理に比べて大きな可溶化速度となっていることがわかる。また、超音波単独と併用処理における可溶化率の差は、槽内における pH の相違にほぼ対応して経時的に大きくなっていることがわかる。この傾向に着目して、アルカリ剤を添加して pH を予めアルカリ性に調整した後に併用処理を行った際の pH ならびに可溶化率の経時変化を図中の●印で示した。なお、事前の pH 調整時に生成した溶解性 COD は差し引いた上で可溶化率を計算した。事前に pH を調整しておくことにより、実験開始初期の可溶化速度が大幅に向上していることがわかる。このことから、電解のための電流条件の設定にも依存するが、pH のアルカリ性への事前調整は、有効な操作方法になる可能性があると考えられた。

有効に作用する pH 条件に関する知見を得るために、汚泥の初期 pH を薬剤添加で調整した後に約 50W/L で超音波照射をする実験を行った。初期 pH の相違による可溶化率の対照系に対する比の経時変化を図-2 に示す。ここでの対照系とは、汚泥の pH 調整をせずに超音波照射した場合 (pH は約 6.5) を表している。初期 pH が 9 程度では経過時間によらず対照系と大きな差がなく、効果が十分であるとはいえなかった。しかし、11 程度とした条件では、明らかに可溶化の向上が図れていることがわかる。データ数が十分ではないため、この初期 pH が最適条件であるとは断定できないものの少なくとも有効に作用する条件であるとみなせるので、この値をひとつの目安に設定して、以降の事前 pH 調整を伴う実験を行った。

図-1 では、pH 調整のような何らかの事前処理を組み合わせると、高速な併用処理に繋がる可能性が示唆された。このことを考慮して、より効果的な超音波と電解を組み合わせた可溶化処理の操作方法について、表-1 に示した条件を設定して実験を行いその評価を試みた。操作方法ごとの実験開始初期における比エネルギー消費 E_{sec} と所定時間処理後の可溶化率 η を図-3 に示す。ここで、比エネルギー消費は、可溶化で生成した溶解性

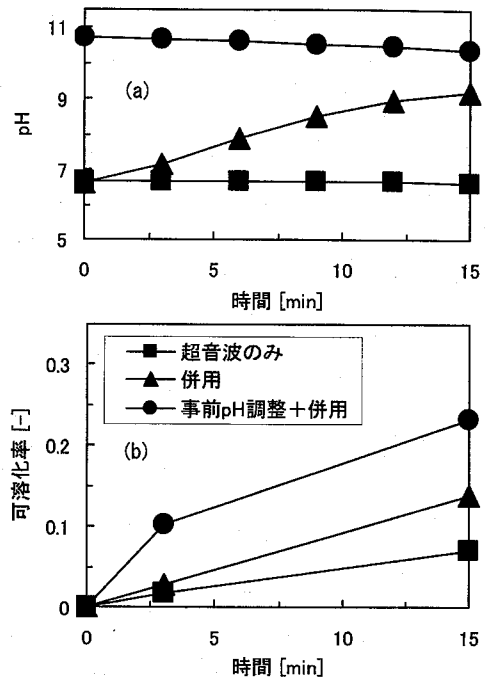


図-1 超音波単独処理と比較した併用処理における槽内の経時変化の例: (a) pH, (b) 可溶化率 (汚泥濃度: 10g/L, 超音波密度: 33.3W/L, 電流: 0.5A)

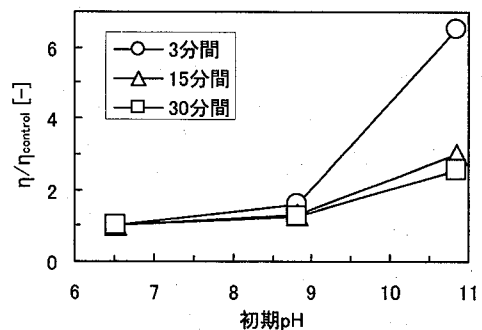


図-2 槽内の初期 pH と対照系に対する可溶化率の関係

COD 単位量あたりの超音波照射と電解に要した電力量として算出した。なお、事前の pH 調整のエネルギー量を含めることが最終的な評価をする上では必要であるが、現状ではその計算は困難であるため、本研究では除外している。そのため、pH 調整の過程で生じた溶解性 COD も計算から除外した。上記のことを許容できるとした上で、超音波単独処理 (Run-I) に比べて、併用処理では、可溶化が促進されるばかりでなく、比エネルギー消費が小さくなっていることがわかる。また、事前 pH 調整を行った条件 (Run-II、IV) では、さらにその値が低くな

ったが、試行した組み合わせの中で比エネルギー消費が最も小さくなったのは、短時間の超音波照射を前処理とし、その後に電解のみを行った Run-V であった。その一方で、この操作方法における 15 分間の処理で到達した可溶化率は、高々4%程度であり、他の方法に比べてはるかに小さく、事実上、可溶化処理がされているとはいえない。これは、本系で 500mA 程度の電解電流を流すための電力は小さい一方で、前処理のごく短時間の超音波照射で汚泥フロックが微細化されるため⁷⁾、通電開始直後に pH の上昇に伴う可溶化が一時的に生じるものの、単にアルカリ性環境が形成されるだけでは、可溶化し続けることが困難であることを示唆していると考えられる。これに対して、Run-II～IVは、いずれも超音波単独処理 (Run-I) での可溶化率を上回っており、Run-II の可溶化率が最も高かった。実験期間中の pH は、Run-II では、実験開始時の約 11 から 6 分後に 10.4、15 分後に約 10 と変化したのに対し、Run-IV では、本処理開始時は同じ値であるが、6 分後に 9.8、15 分後には 8.6 まで低下した。このことから、Run-II では、本処理で電解が併用されていることで系内の pH の低下が抑制され、これが可溶化率の増大に寄与していると推察された。

以上のことをまとめると、比較的超音波密度が大きな条件においても、超音波単独処理に比べ、超音波と電解の併用処理は pH の上昇により効率的となる。また、事前の pH 調整をすると、より有効な方法となる可能性が見出された。これを踏まえて、以下では、事前の pH 調整をする併用処理方法を含めて操作条件と可溶化特性の関係を検討することにした。これに加えて、薬剤添加に代わる pH の調整方法として、電解の利用を試みた。

(2) 初期汚泥濃度の影響

電解を利用して事前 pH 調整を行った併用可溶化処理で初期汚泥濃度が比エネルギー消費と可溶化率に及ぼす影響の例を同じ超音波密度で操作した単独処理を対照系として図-4 に示す。初期汚泥濃度が等しい条件ごとで比較すると、いずれの場合も同程度の可溶化率を得るための比エネルギー消費は、対照系に比べ、併用処理で明らかに低下した。電解に必要となる電力が超音波照射のそれに比べ相対的に小さい一方で、アルカリ性に維持されることで生じる超音波照射との相乗的な可溶化作用が大きいことが関与していると考えられる。また、超音波による汚泥の可溶化では、初期汚泥濃度が増大するにつれて、キャビテーション発生の核や強いせん断力が生じる場への汚泥の曝露確率が増大するために、比エネルギー消費が低下すると報告されているが⁹⁾、併用処理においても同様な傾向が認められた。さらに、2つの操作方法の差は、汚泥濃度の増大につれて小さくなる傾向があっ

表-1 試験した組み合わせ方法

	事前処理	本処理
I	—	超音波のみ (230W/L)
II	pH≒11へ調整	電解 (0.5A) および 超音波 (230W/L)
III	—	電解 (0.5A) および 超音波 (230W/L)
IV	pH≒11へ調整	超音波のみ (230W/L)
V	超音波 (230W/L, 30 秒)	電解のみ (0.5A)

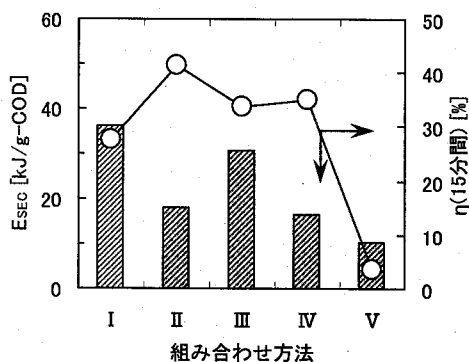


図-3 槽内の初期 pH と対照系に対する可溶化率の関係

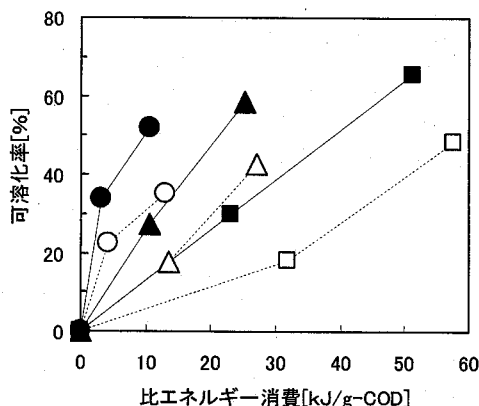


図-4 汚泥濃度、可溶化率及び比エネルギー消費の関係
(■□: 初期汚泥濃度5.2g/L, ▲△: 12.6g/L, ●○: 32.6g/L, 白抜き: 対照系, 黒色: 前pH調整+併用処理, 併用処理での電流: 0.5A)

た。可溶化率が同じ場合、初期汚泥濃度が高くなるほど槽内の溶解性成分濃度も大きいことになる。そのため、pH の低下を招く成分の存在量も多くなり、結果的に一定の電流値では、高汚泥濃度条件下において電解による

pH の維持が困難になることが影響しているものと推察される。

なお、槽内のpHを事前に11程度へ電解で行うのは、52g/Lと12.6g/L条件では容易であったが、32.6g/Lまで上昇すると、使用した電源の限度である2Aで通電してもpHの上昇は不十分(約9)で目標値まで調整することが困難であった。そのため、32.6g/L条件の実験は、前処理操作を途中で中断して実施したことが、対照系との相違が小さくなった原因のひとつになっていることも考えられる。さらに電流値を上げた操作をすれば調整は可能であると思われるが、それに伴うエネルギー消費も大きくなることを勘案すると、高汚泥濃度条件では、電解を利用したpHの調整は適切であるとは必ずしもいえないことがわかった。

(3) 超音波密度の影響

各処理方法に対して平均超音波密度を変化させた場合の比エネルギー消費を図-5に示す。図からわかるように、常に超音波単独処理、併用処理および事前pH調整をした併用処理の順で小さくなり、実験の範囲では、電解と超音波照射の併用、さらには事前pH調整をした併用処理が比エネルギー消費の低減に対して有効であることが示唆された。しかし、超音波密度の増大につれて、超音波単独処理と併用処理との差が小さくなる傾向が認められた。超音波密度を増大すると必然的にキャビテーション発生頻度も高くなる⁹⁾。これにより、超音波の作用そのものによる汚泥の可溶化量も相対的に多くなると推察され、図-5のように電流値が一定という条件で比較した場合には、系内のpHをアルカリ性側へ上昇または維持することが困難になり、結果的に併用の効果が薄れてしまうことが関係しているものと思われる。そのため、超音波照射条件に対応させた電解電流の設定について、今後検討していく必要がある。

(4) 生成した溶解性成分の特性

異なる方法において同程度の可溶化率になるように処理した可溶化汚泥中の溶解性窒素ならびに溶解性リンの割合と溶解性窒素成分の形態別構成比を可溶化率が約30%の場合を例として、図-6(a)および(b)にそれぞれ示す。溶解性窒素ならびにリンのそれぞれの割合は、処理方法 A のリン成分を除いて、COD 基準の可溶化率とほぼ同様であり、処理方法による差はほとんどみられなかった。なお、特異的に高い値を示したデータは、処理方法による影響ではなく、何らかの測定操作上のミスを含んでいたためであると思われる。溶解性窒素成分の形態別構成は、図-6(b)に示したように、亜硝酸性窒素はほとんど検出されず、60~70%が有機性窒素であり、これ

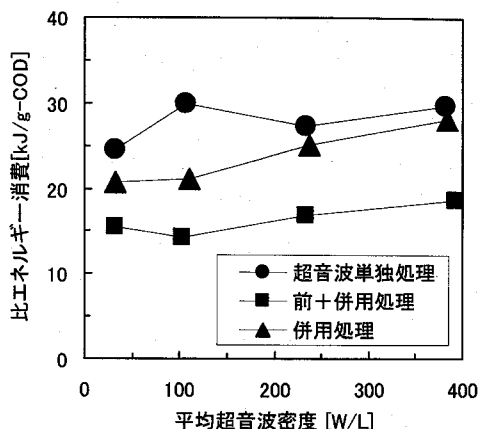
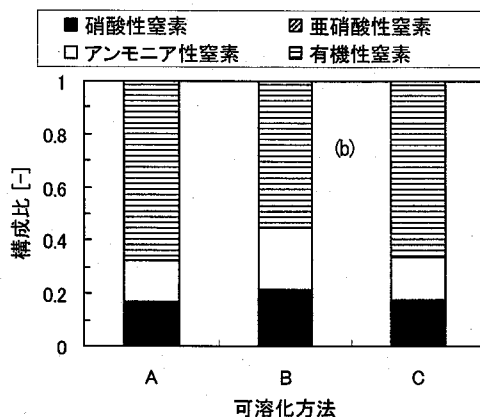
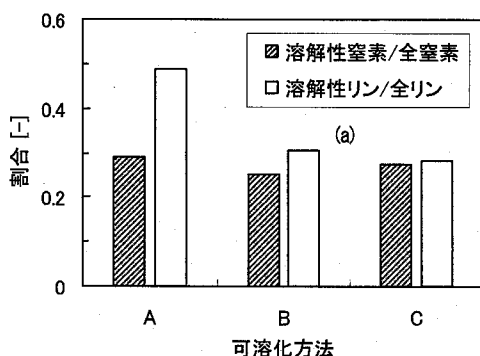


図-5 平均超音波密度と可溶化の関係
(併用処理での電解電流: 0.5A)



A: 超音波単独, B: 併用, C: 前処理+併用

図-6 溶解性成分中の栄養塩類に対する処理方法の影響
(a)溶解性成分割合, (b)溶解性成分中の形態別窒素

は、主として汚泥を構成する微生物細胞の破碎で放出されたタンパク質成分であると推察される。なお、処理方法 B で硝酸性窒素とアンモニア性窒素の割合が他に比

べて大きくなる傾向がみられたものの、事前 pH 調整の有無のみが異なる処理方法 C では、処理方法 A と大差がないことから、その原因は現段階において不明であり、今後の検討課題である。

図-7(a)ならびに(b)に、COD基準の可溶化率が30%程度となるように操作した可溶化汚泥中の溶解性CODに占める $0.45\mu\text{m}$ 以下の成分割合ならびにその成分の構成例を示す。可溶化方法によらず、孔径 $1\mu\text{m}$ のガラス繊維ろ紙を通過した溶解性CODの約2/3が $0.45\mu\text{m}$ 以下のサイズを有する成分であった。事前pH調整をした併用処理(処理方法C)の処理期間中におけるpHが常に10以上であったのに対し、超音波照射単独処理(処理方法A)では、6.5程度で大きな差があったが、溶解性COD成分の構成比にはほとんど差は認められなかった。

(5) 生物易分解性成分

OUR試験で得られたレシプロプログラムを活性汚泥モデルにおける有機成分の画分の定義に沿って解釈してその面積から易分解性成分を計算した²⁹⁾。ただし、従属栄養性微生物の増殖収率 Y_H は、第一次近似として、都市下水に対して典型的な値として与えられている 0.63g-COD/g-COD を用いた²⁹⁾。図-8に溶解性CODが約 4000mg/L

となるように操作して得られた汚泥中の溶解性成分に占める易分解成分の割合を示す。図-7に示したように溶解性CODに占める $0.45\mu\text{m}$ 以下の割合やそれを構成するタンパク質ならびに炭水化物の割合にほとんど差がなかったものの、溶解性の生物易分解成分は、併用処理(処理方法BおよびC)で得られた可溶化汚泥において、超音波単独処理に比べて高くなる傾向が認められた。これに従うと、併用処理は、汚泥の生物分解性の向上に対して有効な方法となるが、従属栄養性微生物の増殖収率を一定値として用いていることやレシプロプログラムの面積に基づいた計算方法の精度等を考慮すると、さらにその詳細について検討を加えていく必要があると考えられる。

(6) 電極の極性反転効果

併用処理で生成した可溶化汚泥は基本的にアルカリ性であるため、後段の処理操作に影響がある場合には、中和等の調整が必要になる。酸の添加はごく一般的な操作であるが、電解の極性反転によるpH調整の可能性について検討した。実験は、事前pH調整に続いて超音波と電解の併用処理を行った後のpHが約11の可溶化汚泥に

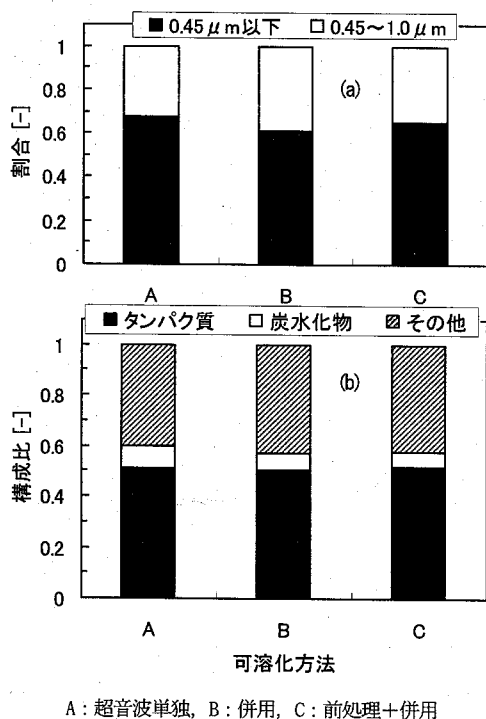


図-7 溶解性CODの組成と可溶化処理方法の関係の例
(a) $0.45\mu\text{m}$ 以下の成分割合, (b) 溶解性COD ($0.45\mu\text{m}$ 以下)の組成

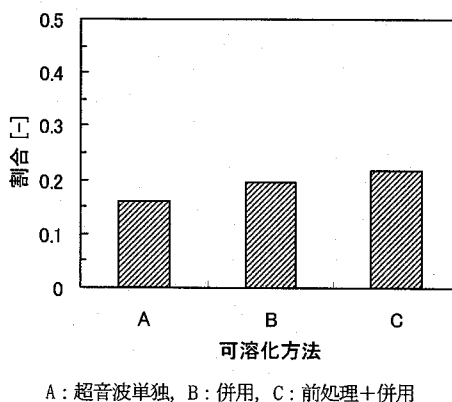


図-8 溶解性成分中の易分解性成分と処理方法の関係

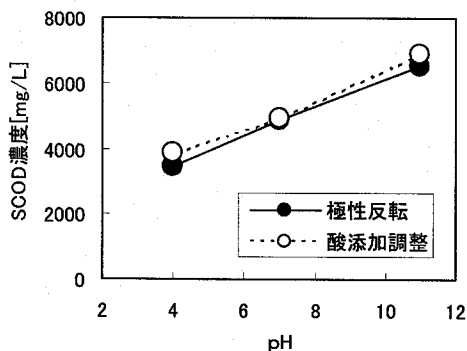


図-9 可溶化処理後の極性反転における変化

対し、超音波照射は止めたまま電極の極性を反転させて2Aで通電した。その結果、5分以内でpHは中性まで低下し、さらに継続して低下した。同様な操作で得た可溶性汚泥に酸を添加してpH調整をした場合と比較して極性反転後のpHと可溶性汚泥中の溶解性CODの変化を図-9に示す。両者に大差はなく、pH調整方法の相違が溶解性成分濃度に影響を及ぼすことはないといえる。図からわかるように溶解性CODがpH7で約75%、さらにpH4に達すると約55%まで低下しているが、これは、主としてたんぱく質成分の変性作用によるもので、一旦細胞外へ放出された後の液本体中での変化であると推察される。以上から、酸添加をせずに短時間で可溶性汚泥のpH調整を行うことも可能であることが示された。なお、本実験では測定の対象としてはいないが、対極室では、可溶化処理槽とは逆のpH変化が常に生じていることになるので、両室間のバランスを考慮したpH調整を図る可能性を検討していく必要がある。

4. まとめ

超音波照射と電解で形成される複合場を利用した汚泥の可溶化処理特性とより効果的な操作の方法について、溶解性成分の生成とエネルギー消費ならびに溶解性成分の構成に着目して実験的に検討を行い、以下の知見が得られた。

- ・ 超音波照射と同時に電解を開始する併用処理は、超音波単独の処理に比べて可溶化速度の向上のみならず比エネルギー消費においても有効であるが、アルカリ性へのpH調整を前処理として加えることにより、さらに効果的な可溶化処理を達成する可能性が示された。
- ・ 併用処理を行う前にアルカリ性へpH調整をするためのひとつの方法として、電解を利用することが可能であった。しかし、汚泥濃度が高い場合、pHの迅速な調整に高電流かつ高電力量が必要となる可能性が高いと推測された。そのような場合には、アルカリ剤の添加が現実的なpH調整方法となるものと考えられた。
- ・ 初期汚泥濃度が10g/Lの条件下において、平均超音波密度が約400W/Lまでの範囲であれば、500mA程度の電解電流でも有効に可溶化の促進に作用することがわかった。
- ・ 可溶化率と可溶性汚泥中の全窒素ならびに全りんに占める溶解性窒素と溶解性りん割合はほぼ等しく、また、可溶化率が同程度の場合、超音波単独、単純併用処理および事前pH調整後の併用処理といった

操作方法の相違によらず、測定した可溶性成分組成もほぼ等しくなる傾向が認められた。その一方で、溶解性成分中の生物易分解性の割合は、超音波単独処理に比して併用処理で大きくなる可能性が示唆された。

- ・ 極性反転を利用することにより、可溶化処理汚泥のpHを薬剤の添加をせずに調整することも可能であることが確認された。

本法では、薬剤の添加をせずに汚泥の可溶化やpH調整を低エネルギー消費で達成することが理想であるものの、汚泥の濃度や電気伝導率等の条件によっては、薬剤添加を有効に活用することが現実的であると考えられる。電解に必要なエネルギーは、陽・陰極間の多孔質隔壁の性状や電極の配置により、大幅に変化すると予想されるので、それらの最適な条件について検討を今後進めていく必要がある。

謝辞：本研究の一部は、日本学術振興会科学研究費補助金（課題番号17560482）の助成により行われた。記して謝意を表す。

参考文献

- 1) Camacho P, Deleris S, Geauey V, Ginestet P. and Paul E: A comparative study between mechanical, thermal and oxidative disintegration techniques of waste activated sludge, *Wat. Sci. Tech.*, 46(10), 79-87 (2002)
- 2) Koop J, Muller J, Dichtl N. and Schwedes J: Anaerobic digestion and dewatering characteristics of mechanically disintegrated excess sludge, *Wat. Sci. Tech.*, 36(11), 129-136 (1997)
- 3) 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*, 38, 131-139 (2001)
- 4) Jung J, Xing X. and Matsumoto K: Kinetic analysis of disruption of excess activated sludge by Dyno Mill and characteristics of protein release for recovery of useful materials, *Biochem. Eng. Journal*, Vol. 8, 1-7 (2001)
- 5) Lehne G, Muller A. and Schwedes J: Mechanical disintegration of sewage sludge, *Wat. Sci. Tech.*, 43(1), 19-26 (2001)
- 6) Neis U, Nickel K, and Tiehm A: Ultrasonic disintegration of sewage sludge for enhanced anaerobic biodegradation, In: *Advances in Sonochemistry*, T. J. Mason and A. Tiehm (ed.), Vol.6, Elsevier Science, Amsterdam, pp. 59-90 (2001)
- 7) Tiehm A, Nickel K, Zellhorn M. and Neis U: Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization, *Wat. Res.*, 35(8), 2003-2009 (2001)
- 8) Wang F, Lu S. and Ji M: Components of released liquid from ultrasonic waste activated sludge disintegration, *Ultrasonics Sonochemistry*, Vol. 13,

- 9) Haug R.T., Stuckey D.C., Gosset J.M. and McCarty P.L.: Effect of thermal pretreatment on digestibility and dewaterability of organic sludges, *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 50, 73-85 (1978)
- 10) 今井剛, 福田高史, 村上定暲, 浮田正夫, 関根雅彦, 樋口隆哉: 亜臨界水を用いた下水汚泥の資源化に関する研究, 環境工学研究論文集, 40, 405-414 (2003)
- 11) Kim J., Park C., Kim T.H., Lee M., Kim A., Kim S.W. and Lee J.: Effects of various pretreatment for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge, *J. of Biosci. and Bioeng.*, Vol. 95 (3), 271-275 (2003)
- 12) Yasui H. and Shibata M.: An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process, *Wat. Sci. Tech.*, 30(9), 11-20 (1994)
- 13) Weemaes M., Grootaerd H., Simoons F. and Verstaete W.: Anaerobic digestion of ozonized biosolids, *Wat. Res.*, 34(8), 2330-2336 (2000)
- 14) Goel R., Tokutomi T. and Yasui H.: Anaerobic digestion of excess activated sludge with ozone pretreatment, *Wat. Sci. Tech.*, 47(12), 207-214 (2003)
- 15) Vlyssides A.G. and Karlis P.K.: Thermal-alkaline solubilization of waste activated sludge as a pre-treatment stage for anaerobic digestion, *Bioresource Technology*, Vol. 91, 201-206 (2004)
- 16) 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, 21(6), 360-366 (1998)
- 17) Choi H., Jeong S.W. and Chung Y.J.: Enhanced anaerobic gas production of waste activated sludge pretreated by pulse power technique, *Bioresource Technology*, Vol. 97, 198-203 (2006)
- 18) Pannar N. Singh A. and Ward O.P.: Enzyme treatment to reduce solids and improve settling of sewage sludge, *J. of Industrial Microbiol. and Biotech.*, Vol. 26, 383-386 (2001)
- 19) Yeom I.T., Lee K.R., Choi Y.G., Kim H.S., Kwon J.H., Lee U.J. and Lee Y.H.: A pilot study on accelerated sludge degradation by a high-concentration membrane bioreactor coupled with sludge pretreatment, *Wat. Sci. Tech.*, 52(10-11), 201-210 (2005)
- 20) Bougrier C., Albasi C., Delgenes J.P. and Carrere H.: Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilization and anaerobic biodegradability, *Chem. Eng. and Processing*, Vol. 45, 711-718 (2006)
- 21) 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: 超音波を用いた余剰汚泥削減システムに関する研究, 環境工学研究論文集, 39, 31-41 (2002)
- 22) Chiu Y., Chang C., Lin J. and Huang S.: Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion, *Wat. Sci. Tech.*, 36(11), 155-162 (1997)
- 23) 渡邊智秀, 曾道勇, 曹慶鎮, 黒田正和: 超音波照射と電気化学的作用を併用した余剰汚泥の可溶化特性, 環境工学研究論文集, 41, 521-530 (2004)
- 24) Peterson G.L.: A simplification of the protein assay method of Lowry et al. which is more generally applicable, *Analytical Biochem.*, 83, 346-356 (1977)
- 25) Dubois M., Gilles K.A., Hamilton J.K., Rebers P.A. and Smith F.: Colorimetric method for determination of sugars and related substances, *Anal. Chem.*, 28(3), 350-356 (1956)
- 26) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: 20th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environmental Federation, Washington DC, USA (1998)
- 27) 下水試験方法 (1997年版), 日本下水道協会 (1997)
- 28) 矢口淳一, 小針昌則: IWA 活性汚泥モデルによる八戸高専生活排水のパラメータ評価と成分分画, 環境工学研究論文集, Vol. 39, 9-20 (2002)
- 29) Henze M., Gujer W., Mino T. and van Loosdrecht M.C.M.: Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, IWA Publishing (2000).

(2006. 5. 26 受付)

Effect of operational conditions on the sludge solubilization by the simultaneous use of ultrasonic and electrolytic processes

Tomohide WATANABE¹, Dao-Yong ZENG¹, Kaori TSUCHIYA¹
and Kyung-Jin CHO²

¹Dept. of Civil Engineering, Gunma University
² WILTECH Co., Ltd

Fundamental performance and effective operation of the sludge solubilization treatment by the simultaneous use of ultrasonic and electrolytic processes was investigated experimentally. A lab-scale diaphragm cell irradiated with ultrasound at a constant oscillating frequency of 20 kHz was used as a reactor. The batch experiments were carried out under different electric outputs of the ultrasonic generator, electric currents for the electrolysis and initial SS concentrations. The simultaneous use of ultrasonic and electrolytic processes accelerated soluble COD generation and reduced the specific energy consumption,

compared to sonication alone. The pH adjustment of the sludge to a moderate alkaline condition as a pre-treatment further contributed to the improvement of the solubilization performance in the simultaneous use. Such solubilization treatment effectively performed under the conditions below 400 W/L of the ultrasonic density and below 30 g/L of the initial sludge concentration within the experimental range in this investigation. The soluble components in the solubilized sludge had higher a content of readily biodegradable substrates than that by the sonication alone.