

<研究発表>

下水汚泥の改質および改質後の水質に与える影響に関する検討

○竹内庸介¹, 池英昭¹, 平林和也¹, 石川精一², 江口芳夫², 梨田実³

1. (株)安川電機 システム工場 第2技術部 (〒824-8511 福岡県行橋市西宮市 2-13-1)
2. 北九州市立大学大学院 (〒808-0135 北九州市若松区ひびきの 1 番 1 号)
3. 北九州市環境科学研究所 (〒804-0082 北九州市戸畑区新池 1-2-1)

概要

本研究ではキャビテーションとオゾンを併用した汚泥減量化装置と、IWA活性汚泥モデル¹⁾を応用した下水水質シミュレータを組み合わせることにより、汚泥減量化と水質保全のための運転管理の両機能を備え持つ、汚泥減量化システムについて検討した。汚泥を減量化するための汚泥改質手法については、キャビテーションバブル発生ノズルと、オゾン溶解エジェクターを配管内に直列に配置した装置を製作し、回分実験により性能評価を行った。その結果、キャビテーション・オゾン併用処理では、オゾン単独処理に対し、オゾン消費効率が約2倍に向上した。また、汚泥の溶解性成分を分画することによって、改質処理時間の進行に従い、生物分解性の高い溶解性 COD と、水質悪化の原因と推定される難生物分解性の溶解性 COD が増加することが分かった。さらに、下水水質シミュレータを用い、改質汚泥を生物反応槽に還流した時の処理水水質を計算した。その結果、汚泥減量化プロセスの運転条件を最適化することにより、難生物分解性 COD やりに影響されることなく、良好な処理水質を維持できることが分かった。

キーワード: 汚泥, オゾン, 活性汚泥モデル, キャビテーション, 汚泥減量化

1.はじめに

廃水処理において、コストの増大や処分場不足などの問題から排出汚泥の減量化が求められている。

汚泥減量化プロセスでは、各種物理化学的な手法によって活性汚泥の一部を溶解し、生物分解性が高められた汚泥を生物反応槽に戻す。これを、微生物が水や炭酸ガスに分解することにより汚泥減量化を図っている。しかしながら、溶解した汚泥を過剰に生物反応槽内に還流すると、処理水の COD やりん濃度が上昇するといった問題が起こっている。

筆者らは、これらの問題を解決するために、Fig.1 のような汚泥減量化システムを提案し、検証を行っている。

(1)キャビテーション・オゾン併用型汚泥減量化装置

キャビテーションとオゾンを併用した汚泥減量化装置により返送汚泥の一部を溶解し、生物分解性の高い汚泥に改質する。これを生物反応槽に還流し、微生物の作用により水や炭酸ガスに分解して汚泥を減量化するものである。

(2)運転管理システム

本システムにおいて、下位制御系は COD、DO などのオンラインデータを収集し、コントローラでフィードバック制御を行う。また、上位制御系は、オンラインデータを管理するデータベースと、処理水質を予測する下水水質シミュレータで

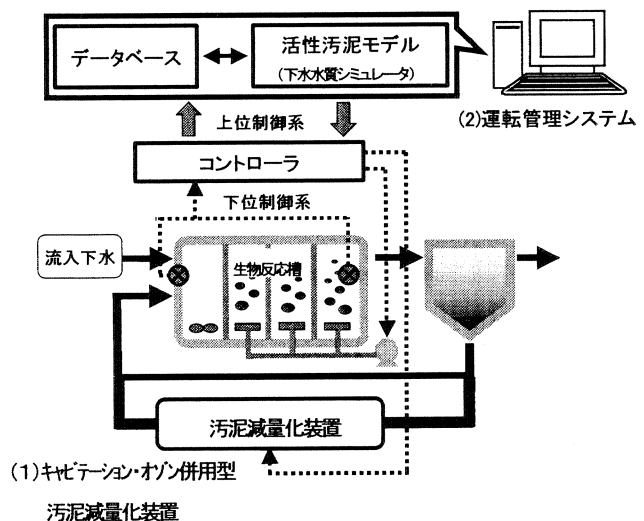


Fig.1 Sludge reduction system

構成し、下位制御系にフィードバック制御のための目標値を与えるといったものである。

本実験では、キャビテーション・オゾン併用型汚泥減量化装置の性能評価と、運転管理システムの上位制御系についての検討を行った。

2. 汚泥の改質

2.1 実験方法

本実験では、北九州市日明浄化センターの返送汚泥 20L を供試料とし、Fig.2 に示す実験装置を用いて回分処理を行った。

本装置は、キャビテーションバブル発生ノズルとオゾン注入するエジェクターを直列に配置しており、反応塔を中心に汚泥が循環するものとした。

実験条件は、循環水量20L/分、反応塔滞留時間1分(1ターンの分)、キャビテーションバブル発生ノズル 1次圧 0.95MPa、発生オゾン濃度 100g/Nm³、オゾンガス風量5L/分とし、改質処理時間を2、4、6、8分とした。

また、汚泥改質手法は、キャビテーション単独処理、オゾン単独処理、キャビテーション・オゾン併用処理の3種を採用した。なお、キャビテーション単独処理時は、オゾンの発生を停止し、オゾン単独処理時は、キャビテーションバブル発生ノズルを取り外した。

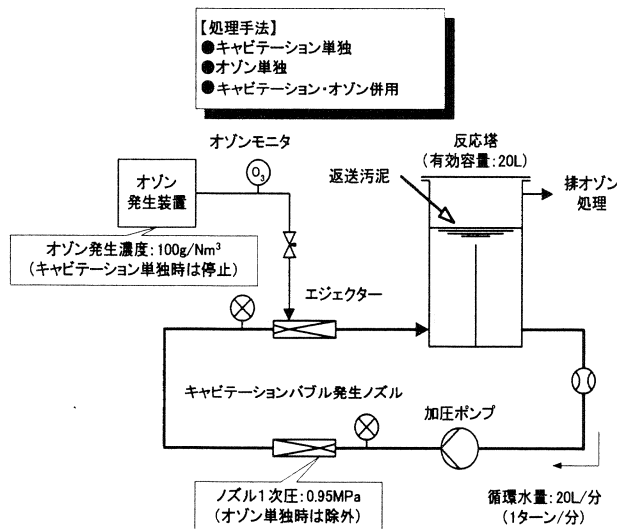


Fig.2 Experimental apparatus

2.2 結果および考察

(1) 各手法における汚泥改質性能

Fig.3 に、各手法によるSS濃度の減少率を示す。

減少率は、いずれも汚泥改質処理時間の進行に従って増加しており、約30%で飽和していることを確認した。このことから、対象としている汚泥の細胞壁が破壊されて、汚泥内部の細胞質が溶解していると考えられる。液化しない残りの70%は、破碎された汚泥細胞の断片などであると考えられる。

また、オゾン単独処理では、オゾン注入率が 0.05g-O₃/g-SS で飽和している。一方、キャビテーション・オゾン併用処理では、オ

ゾン消費量が 1/2 の 0.025g-O₃/g-SS で同等の効果が得られており、オゾン消費効率が2倍程度に向上している。

以上より、キャビテーション・オゾン併用処理では、オゾン発生量の低減化を図ることができ、オゾン装置の小型化が可能であることが示唆される。これはキャビテーションの破碎作用により、汚泥の一部が改質されるとともに、オゾンとの接触面積が増加して反応性が向上する効果によるものと思われる。

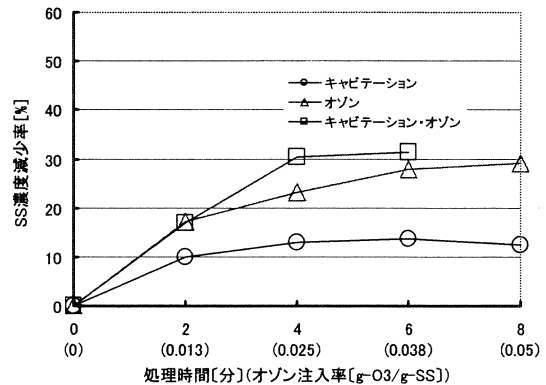


Fig.3 Reducing rates of suspended sludge density

(2) 溶解性 COD_{Cr} の分画

Fig.4 に、キャビテーション・オゾン併用処理による返送汚泥改質後の溶解性 COD_{Cr} を分画した結果を示す。

なお、成分分画は、STOWA²⁾ 分画手法を基本とした方法で行った。

図によると、汚泥改質処理時間の進行に従い、生物分解性の S_F (発酵性易分解性有機物) と、生物難分解性の S_I (溶解性不活性有機物) の増加が確認できる。また、S_A (発酵性生成物) の増加はわずかであった。

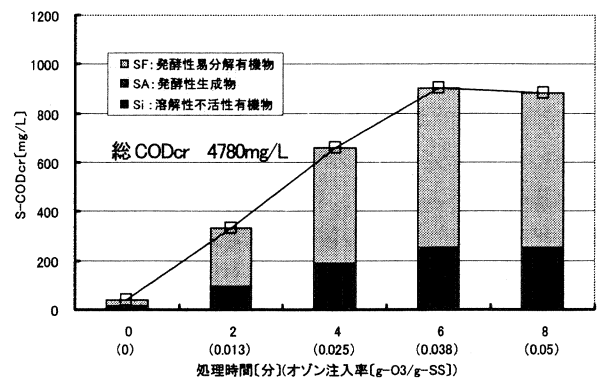


Fig.4 S-CODcr by the cavitation bubbles and ozone process

3. 処理水質のシミュレーション

3.1 実験方法

本実験におけるシミュレーションは、IWA 活性汚泥モデル No.2d¹⁾を使用し、日明浄化センター(生物反応槽は4槽に等分割、第1槽に攪拌装置を設置、嫌気・好気法による脱窒、脱りん運転を実施)を対象として行った。

Table1,2 に流入条件と運転条件を示す。

ここで、流入条件に必要な水質(S_i, S_A, S_F, X_S, X_i)は STOWA²⁾の指針に沿って決定した。その他の項目は、手分析値および計測値を用いた。

また、シミュレーションで変更する操作変数は、汚泥改質量と汚泥減量率(余剰汚泥引抜量)とした。

その他、改質した汚泥の水質は、本実験結果(Fig.4)より、溶解性 COD_{Cr}を 1,000mg/L に設定した。

シミュレーションによる処理水質の評価項目は、溶解性 COD_{Cr}($S_i+S_A+S_F$)、 PO_4-P 、 NH_4-N の3項目とした。なお、浮遊物質はすべて沈殿池で沈降するものとした。

(1)シミュレーション① (Fig.6(a))

余剰汚泥引抜量を通常の運転条件(160m³/h)とし、汚泥改質量を変更したときのシミュレーション結果を Fig.6(a) 示す。

溶解性 COD_{Cr}($=S_i+S_A+S_F$)は、汚泥改質量の増加に比例して上昇した。これは改質処理により、有機物の一部が S_i (溶解性不活性有機物)の形に改質され、それが処理水中に残留していると考えられる。また、 NH_4-N は大きな変化がなかった。これは、溶解性 COD_{Cr}が硝化菌の増殖に影響を与えないためであると考えられる。一方、 PO_4-P は低下した。これは、改質による生物利用可能な有機物の増加によって PHA が蓄積され、好気槽において PO_4-P をポリリン酸として体内へ蓄積したためであると考えられる。

(2) シミュレーション② (Fig.6(b))

汚泥改質量を通常の余剰汚泥引抜量(160m³/h)と同等とし、汚泥減量率(余剰汚泥引抜量)を変更したときのシミュレーション結果を Fig.6(b)に示す。

溶解性 COD_{Cr}($=S_i+S_A+S_F$)は、処理水に大きな変化を与えなかった。これは、 S_i は生物反応槽内では変化せず、 S_A, S_F は微生物によってほとんど消費されるためである。

また、 NH_4-N は低下した。これは、SRT の増加により、硝化が促進されたことによると思われる。一方、 PO_4-P は上昇した。これは、余剰汚泥として系外に排出していた汚泥量を減少させたため、汚泥が系内に滞留したことが原因である。この内、余剰汚泥引抜量が 20%、40%の場合に注目すると、値が 1mg/L を超えている。この条件で水質を維持させるため、 PO_4-P が 1mg/L を下回る条件を検討することにした。結果①より、汚泥改質量の増加によって PO_4-P が減少することが明らかになったため、以下の結果③、④では、20%、40%の余剰汚泥引抜量で、汚泥改質量変更による最適値算出の検討(PO_4-P が 1mg/L 以下)を行った。

(3)シミュレーション③(Fig.6(c)), ④(Fig.6(d))

汚泥減量率を 80%(余剰汚泥引抜量: 通常の 20%)、および 60%(余剰汚泥引抜量: 通常の 40%)に設定し、汚泥改質量を変更したときのシミュレーション結果を Fig.6(c), (d)に示す。

結果③では、汚泥改質量の増加とともに PO_4-P は減少したが、1mg/L 以下となることはなかった。これは、余剰汚泥引抜量が少なく、りんが系内に滞留したことが原因と考える。

結果④では、 PO_4-P は汚泥改質量 240m³/d 以上の時に 1mg/L 以下となった。これは、生物分解可能な有機物によってポリリン酸への蓄積が行われ、余剰汚泥による系外への排出と系内のりん滞留のバランスがとれたためと考える。

以上より余剰汚泥引抜量が 40%で PO_4-P が 1mg/L 以下となるため汚泥減容率 60%で処理水質維持が可能であると考えられる。

これより、汚泥減量化プロセスにおいて、汚泥改質を行いながらも、処理水質を良好に維持できることが分かった。

Table1 Flow condition of simulations

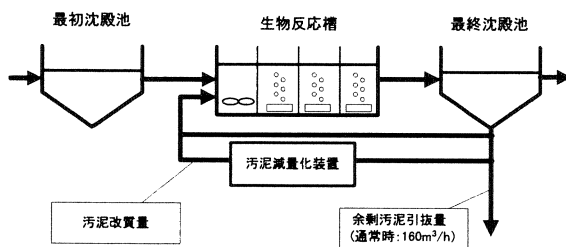
流入量[m ³ /d]	12240.0
S_A [mg/L]	1.2
S_F [mg/L]	39.6
S_i [mg/L]	15.1
X_S [mg/L]	60.6
X_i [mg/L]	3.5
アカリ度[mg/L]	147.0
NH_4-N [mg/L]	15.0
PO_4-P [mg/L]	1.8
NO_3-N [mg/L]	0.4

Table2 Running condition of simulations

余剰汚泥引抜量 [m ³ /d]	160
返送汚泥率[%]	37
水温[°C]	23
1槽 DO[mg/L]	0
2槽 DO[mg/L]	0.8
3槽 DO[mg/L]	1.1
4槽 DO[mg/L]	1.4

3.2 結果および考察

Fig.5 にシミュレーション①~④の概要を示す。



シミュレーション	汚泥改質量[m ³ /d]	汚泥減量率[%]	[余剰汚泥引抜量m ³ /d]
シミュレーション①	変更	0	[160(通常と同様)]
シミュレーション②	160	変更	[変更]
シミュレーション③	変更	80	[32(通常の20%)]
シミュレーション④	変更	60	[64(通常の40%)]

Fig5 Diagram of simulations

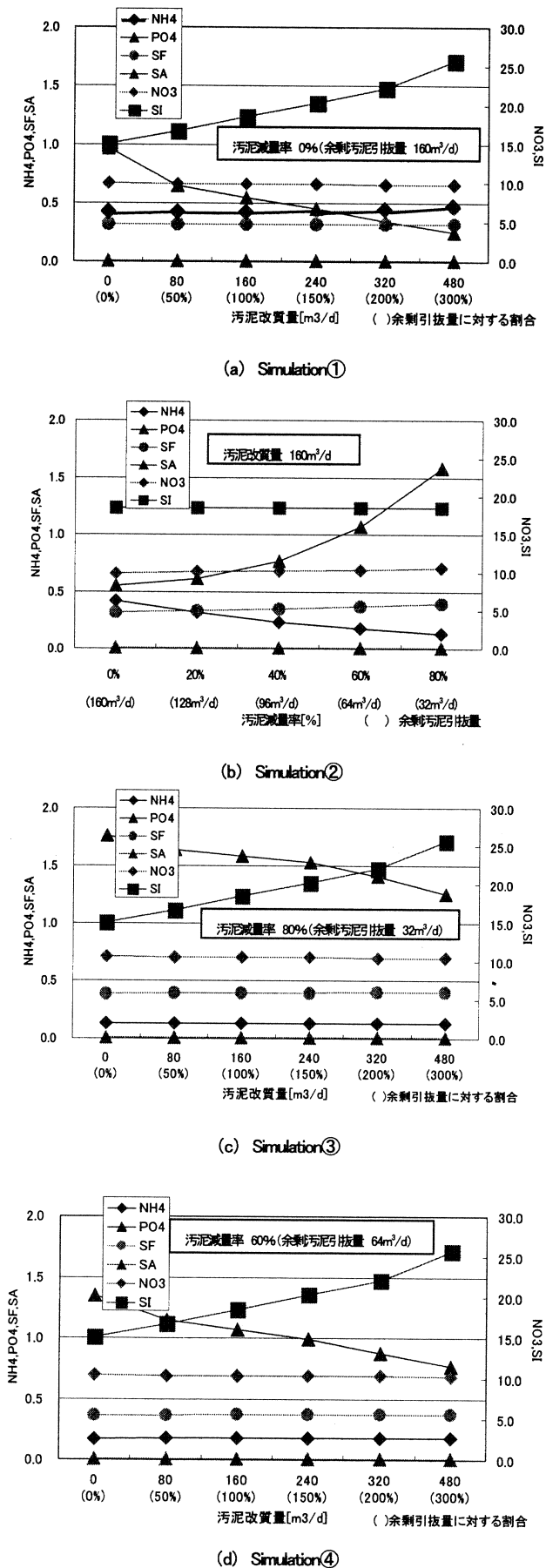


Fig.6 Result of simulations (after 30 days)

4.まとめ

以上より、キャビテーションとオゾンの併用処理により、オゾン消費効率が大幅に向上することを確認した。

また、改質処理後の溶解性 COD_{Cr} の STOWA 分画は、汚泥減量化装置の効率や改質程度、あるいは現象を評価する指標として大いに有効であった。

さらには、汚泥改質量や余剰汚泥引抜量を変更したときの、処理水質に与える影響をシミュレーションにより検証した結果によると、最適な指標や目標値を設定することで、嫌気・好気法への汚泥減量化プロセスの適用も可能であると思われる。

今後は、これらの結果を参考に、実プラントでの検証を行う予定である。将来的には費用(汚泥減量、省エネ)と水質保持の両面から、最適な水処理システムを提案していきたいと考えている。

【参考文献】

- 1) 味埜俊(訳)、“活性汚泥モデル”、環境新聞社(2005)
- 2) P.J.Roeleveld,M.C.M.van Loosdrecht,“Experiences with guidelines for wastewater characterization in The Netherlands, Proc. Activated sludge modeling Fifth Kolllelolle Seminar,121-129,2001”