

熱処理法による下水汚泥の処理に関する研究*

桃井清至**

Study on Heat Treatment of Sewage Sludge.

Kiyoshi MOMONOI

It is generally acknowledged that heat treatment greatly improves the dewaterability of sewage sludge. The waterability rate increases markedly with treatment temperature up to 180°C, and the cake moisture content decreases under 40%. But high-temperature treatment of sewage sludge solubilizes about half of the solid matter, and the process produces an odorous, coloured, polluting liquor.

We made a study of aerobic heat treatment with partial oxidation. The purpose of the research was to improve the dewaterability of sewage sludge at low-temperature. The results were as follows: It is possible to improve dewaterability of sewage with low-temperature aerobic heat treatment. But it is necessary to hold pressure above 15 kg/cm².G in the reactors and to supply the amount of air, which the weight ratios of oxygen available in the air to CODcr of the sludge are 3.1~10%.

1. はじめに

有機性廃水、とくに都市下水処理において一番問題となるのは、絶えず発生する汚泥の処理、処分であり、下水処理の成否は、この汚泥の処理、処分の良否にかかっている。汚泥を最終的に処分するには、一般に、濃縮、消化、水洗、脱水および乾燥という工程を経たうえで焼却、埋立などにより最終処分される。ところが、下水汚泥のような有機性汚泥は非常に親水性の高い、コロイド状態で存在するので、そのままの状態では機械脱水を行うことは非常に難しい。従って脱水を円滑に行うため、種々の脱水前処理方法が研究開発されてきた。現在、脱水前処理として、薬品凝集処理が広く採用されているが、この方法では、(1)、添加薬品量の最適化、自動化が困難、(2)、焼却処分する際に腐蝕性ガスが発生する。(3)、単位固形物単位15~30%の石灰の添加が必要であり、脱水機への負荷が増大し、焼却処分する場合、単位固形物当りの発熱量が低下する。(4)、炭酸石灰による汚布の目詰りなどの問題があり、優れた脱水前処理方法の開発が望まれている。近年、薬注脱水方式に代るものとして、汚泥の熱処理方法が研究開発され^{1)~3)}、我国においても二、三ヶ所の都市において試作、実用化されている。熱処理法には、W. K. Porteous⁴⁾が開発した嫌気性熱処理法と、筆者等⁵⁾が開発した好気性熱処理法がある。汚泥を単に加熱処理することにより、汚泥は変質し、容易に脱

水性は改善される。脱水ケーキは環境衛生上全く安全であり、汚泥消化、薬注脱水方式に代るべきすぐれた利点を有している。しかしながら、嫌気の状態では汚泥を加熱処理すると、汚泥中の有機物が加水分解され、悪臭を発生し、暗褐色の汚染度の高い分離液を排出するという難点がある。特に嫌気性熱処理法では、反応温度と反応時間が支配因子となるので、この熱処理条件を変えることにより、上記問題点の解決を計ることは難しい。好気性熱処理法は嫌気性熱処理で進行する高温での加水分解反応の代りに、好気性状態を保つことにより、低温で汚泥の一部を酸化分解(嫌気性熱処理では汚泥の50%、好気性熱処理では15~25%分解される)することにより、脱水性を改善し、また、好気性状態を保つことにより、悪臭の発生、汚染度の高い分離液の発生を軽減する方法である。

2. 嫌気性熱処理法

下水汚泥の脱水性を改善するための前処理としての熱処理法は、1911~1914年 Huddersfield において、Testrup によって初めて試みられた⁴⁾。この時の熱処理法は、泥炭から煤炭を作るプロセスを用いたものといわれているが必ずしも満足すべき結果ではなく、その後、W. K. Porteous は初期のプロセスの欠点を改め、1935年には本質的に新しいプロセス、いわゆるポーチアス法を発表した。1936~37年に Halifax Sewage Department でポーチアス法の実験が行われ、1938~39年に実プラントとして初めて Halifax に建設された⁴⁾。ポーチアス法は、蒸気を直接反応塔へ注入する直接加温型であるが、

* 原稿受付 昭和54年1月29日

** 長岡技術科学大学建設工学系

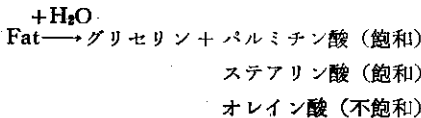
(長岡市上富岡町字長峰1603-1)

これに対し、反応塔を設けず、熱交換器が汚泥を間接的に加温し、反応させるフーラー方式が開発され、1964年英国の Bradford Hovent に建設され⁹⁾、この後、熱処理の機構について Brooks¹²⁾, Erickson¹⁴⁾, Harrison³⁾, Kupfer⁷⁾ 等によって盛んに研究されている。我国においても最近ボーチス法を基本とした熱処理プラントが札幌市、藤沢市、大阪市などで建設されている。

下水汚泥は親水性コロイド組織であり、細胞内部にも多量の水分を含有している。汚泥を加熱すると、粒子の熱運動が増し、粒子の衝突と会合頻度が高まり凝集する⁴⁾。さらに、下水汚泥のように蛋白質をかなり含むゲル組織は、熱あるいは経時効果によりゲル構造が崩壊し、多量に内蔵されている水分が分離し、いわゆる離脱現象が起る⁹⁾。同時に有機物は熱による加水分解が生じ、可溶化するが汚泥の液化が進行する。汚泥粒子表面には、表面水および結合水の層があり、汚泥粒子内には多量の細胞水が含まれているが、加熱処理によって表面水、結合水が放出され、細胞水の一部も分離する。図1にその模式図を示す。従来の薬品凝集処理では、表面水と結合水の一部が分離するだけであるので、脱水後の脱水ケーキの含水率は70~75%であるのに対し、熱処理後の脱水ケーキ含水率は、札幌市T処理場で約36%、大阪市S処理場で約44%と非常に減少する。

一方、汚泥が加水分解を受けると、汚泥中の炭水化物、蛋白質、脂肪およびRNAは次のように液化する¹⁾。

脂肪



蛋白質

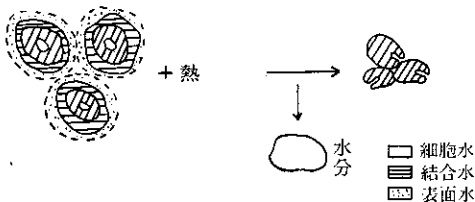
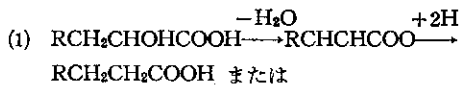
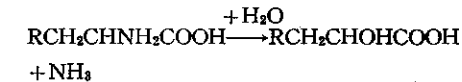
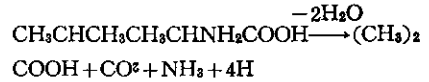


図1 熱処理による脱水



炭水化物

多糖類は低分子量の多糖類に、さらに単糖類にまで分解することもある。

核酸

Deoxyribose 核酸とリボ核酸は重合するか、或いは溶解性リン酸塩と溶解性窒素となり溶液中へとけだす。

2.1 反応時間と反応温度

ゲル組織の破壊は、時間—温度現象であるので、汚泥の物理、化学的性質を変え、汚泥の沈降性、脱水性を改善するには、反応時間と反応温度が最も重要な支配因子となる⁹⁾。反応温度の100~130°C範囲では、汚泥の浮過は困難であるが、130°C以上になると浮過性は若干改善される⁹⁾。これまでの研究結果では、実際上最適温度は180~200°C、反応時間は15~60分と推定される。図2に熱処理汚泥の比抵抗を¹¹⁾、図3に熱処理汚泥の沈降曲線を示す²⁾。

汚泥の沈降性は、反応温度163°C以上になると著るしく改善されるが、熱処理汚泥を真空脱水する場合の最大許容水準（限界比抵抗）を $40 \times 10^7 \text{ sec}^2/\text{g}$ と仮定すると、反応温度190~210°C、反応時間30~60分位必要と思われる。松本等⁹⁾は、反応温度と反応時間を比較し、反応温度の方がより支配的因子であると推定しており、また遠藤等¹²⁾は、汚泥中の有機物含水量が脱水性に及ぼす影

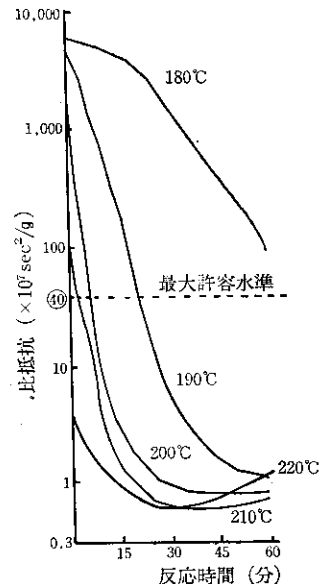
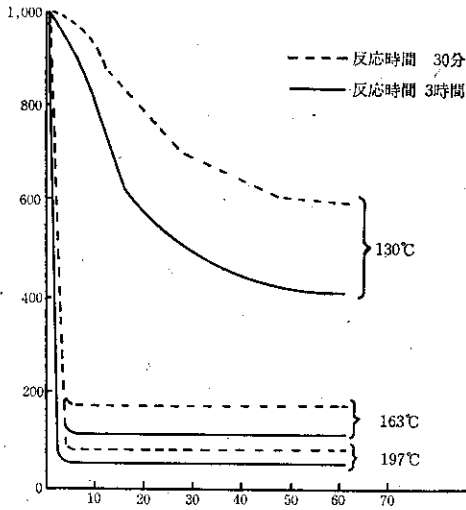


図2 熱処理汚泥の比抵抗²⁾


 図3 熱処理汚泥の沈降曲線¹⁾

響について検討した結果、反応温度 180°C までは、有機物含有量に大きく左右されるが、 $190\sim 200^{\circ}\text{C}$ では、有機物含有量の影響は少なくなり、また分離液中の有機酸および反応速度定数の測定結果より、反応温度 $170\sim 180^{\circ}\text{C}$ で不連続となり、この温度付近で、汚泥の加水分解に変化が生ずるのではないかと推定している。我国における熱処理プラントでは大体反応温度 $190\sim 200^{\circ}\text{C}$ 、反応時間 $45\sim 120$ 分の範囲で運転されている。大阪市S処理場では、分離液のBODを低くする目的で、反応温度を 180°C に下げ、反応時間を40分で運転したところ、脱水ケーキの中心部が泥状のサンドイッチ状態となり、脱水性が悪化したと報告している。

このように、反応温度 $190\sim 200^{\circ}\text{C}$ の範囲で汚泥を熱処理すると、汚泥の沈降性、脱水性は非常に改善されるが反面、汚泥の加水分解に伴う液化によって発生する分離液の処理、臭気対策、色相除去等の問題が生ずる。

2.2 汚泥の可溶性

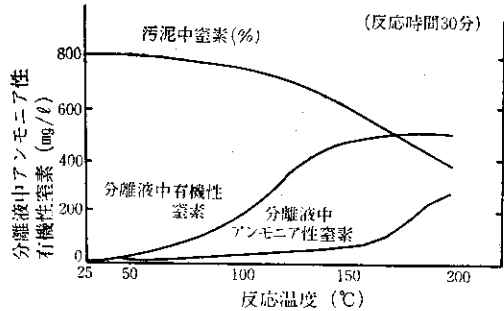
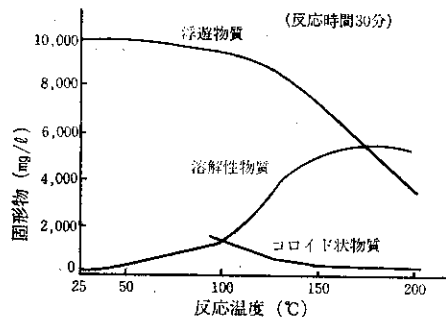
汚泥を加熱すると、反応温度および反応時間の増加に伴い、加水分解反応が促進され、汚泥の液化が進行し、分離液中の有機物濃度が増加する。汚泥の液化に伴う分離中の溶解性物質(D.S.)、有機性窒素、COD濃度の関係について、次式のような測定結果が報告されている¹⁸⁾。

$$\text{COD} = 1.234(\text{D.S.}) + 2,026 \text{ (mg/l)}$$

$$\text{有機性窒素} = 0.109(\text{D.S.}) + 30 \text{ (mg/l)}$$

$$\text{有機性窒素} = 0.709(\text{COD}) + 198 \text{ (mg/l)}$$

図4、図5に反応温度と窒素化合物および固形物濃度の関係を示す。反応温度 180°C 以上では、固形物の約50

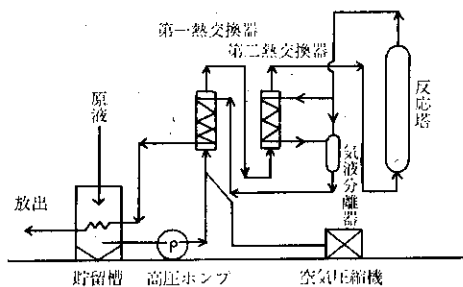
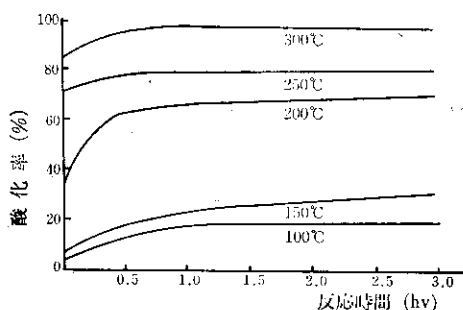

 図4 各温度で熱処理された場合の窒素化合物の変化¹⁾

 図5 各温度で熱処理された場合の固形物の変化¹⁾

%以上が液化し、有機性窒素も500ppmと高濃度になり、その処理が問題となる。BOD、COD濃度も増加し、札幌市T処理場では、分離液のBODは平均6,000ppmと高く、流入下水の負荷を17%も増加させている。また液化した各種成分は反応し、分離液は茶褐色を呈し、その色相は、反応温度、反応時間の増大とともに濃くなる。

分離液の処理については、色相の除去も含めて数多く研究されているが¹⁴⁾¹⁵⁾¹⁸⁾、分離液を活性汚泥処理する時の限界BOD負荷の値はかなりまちまちである。しかし、総体的にみれば、BOD成分は除去できるが、COD成分の除去は難しく、分離液中の有機物の約 $1/3$ 近くは、生物学的に処理できないようである。

3. 湿式酸化法

湿式酸化法¹⁷⁾¹⁸⁾は、水溶液中で有機物を酸化する方法であり、溶存状態あるいは浮遊状態で、燃焼可能物質を 100°C から水が液相状態でなくなる限界温度 372°C の範囲で酸化する。この方法は、1954年 Zimmermann によって提唱され、下水汚泥への適用性については、Dundas, Hurwitz 等¹⁹⁾によってパイロットプラントが研究され、1962年シカゴの Metropolitan Sanitary District にプラントが建設された²⁰⁾。図6に代表的湿式酸化法のフローシートを示す。

図6 湿式酸化法フローシート²²⁾図7 温度—時間の効果¹⁹⁾²²⁾

汚泥の脱水性改善を目的とした嫌気性熱処理法との違いは、湿式酸化法は好気状態で廃水、スラリーあるいは汚泥中の有機物を酸化する方法であり、酸化率58.1～86.4%を得るには、反応温度215～292°C、反応圧力32.4～128.3kg/cm²と高温高圧下で運転されている²¹⁾。

一方、廃水あるいは汚泥中の有機物量を最少にするような高率酸化を前提とした湿式酸化法その他に、最近では、低率酸化 (Low Oxidation) 方式も研究され、ミシガンの kalamazoo, テキサスの Denton, オハイオの Defiance など数カ所で実用化されている¹⁴⁾。下水汚泥を低率酸化処理した場合、有機物の除去は低いが、残渣は生物学的に安定しており、沈殿、脱水も良好であるので、汚泥の処理が容易である。特に臭気の発生が少いという特長がある。湿式酸化法では、温度、時間、空気量、圧力および汚泥濃度等が影響因子となるが、酸化の程度は反応温度に強く影響される。図7に温度—時間の効果を示す。低温では、平衡に達するのに長時間必要であるが、250°C以上では短時間で達する。

下水汚泥の湿式酸化では、COD 除去はあまり重要ではないが、プロセスの設計上有効なパラメーターとなる²²⁾。

図8、図9に各種汚泥について、COD 除去率と反応温度および汚泥容量の関係を示す。

活性汚泥、消化汚泥では、COD 除去率が20%以上にな

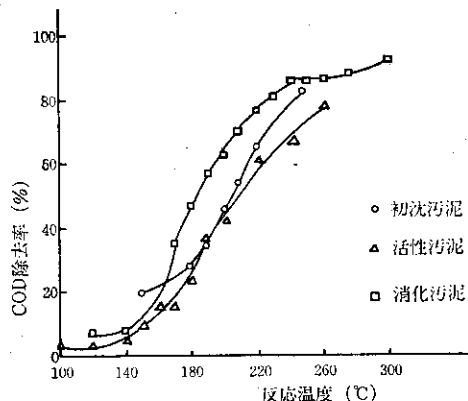


図8 各種汚泥の COD 除去率

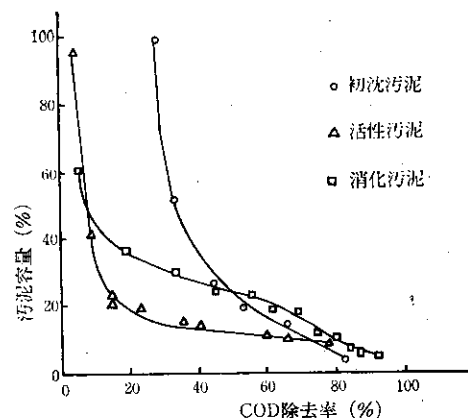


図9 COD 除去率と汚泥容量

ると汚泥の沈降性は良くなる。初沈汚泥では、50%以上の COD 除去率が必要である。Fisher²³⁾等は、下水汚泥の脱水性改善を目的とし、上水汚泥を反応温度170°C、200°Cおよび230°Cで嫌気性熱処理および湿式酸化処理 (酸化率15%) し、その脱水性を検討し、表1の結果を示し、反応温度170°Cでは差は少ないが、200°C以上になると、若干熱処理汚泥の方が脱水性が良いと述べている。

しかしながら、この実験では、湿式酸化処理と嫌気性熱処理を同一の反応温度で実施し比較している。従って、15%も汚泥を酸化しても、この場合、熱処理における温度の効果によって、すでに汚泥の構造は破壊され、脱水性が改善され、湿式酸化の効果が表われなかったと思われる。そこで、図7に示されるように、下水汚泥は反応温度150°Cでも汚泥の一部は酸化分解されるので、低温度域で汚泥の一部を酸化したとき、同等の脱水性改善の効果が得られるかどうか、さらに低温度域で処理したとき、分離液中の COD、窒素濃度の比較検討が必要

表1 処理汚泥の比抵抗²³⁾

汚泥	処理前	比抵抗 (10 ¹² m/kg)					
		熱処理			湿式酸化 (15% 酸化)		
		170	200	230	170	200	230
Humus	80	0.84	0.12	0.01	0.23	0.12	0.037
	30	0.26	0.0085	0.002	0.062	0.027	0.025
	27	0.029	0.0027	0.001	0.029	0.0056	0.002
	9.2		0.05			0.054	
活性汚泥	290	0.076	0.076	0.0027	0.099	0.047	0.02
	1.5	0.3	0.111	0.0021			
	3.2		0.014			0.0049	
初沈汚泥	13	0.013		0.0017	0.011	0.0015	0.003
	13	0.011	0.0021	0.001	0.0029	0.0015	0.001
	6.4	0.042	0.01	0.006	0.11	0.07	0.046
	12	0.015	0.0051	0.001	0.09	0.016	0.001
	8.2		0.0015			0.0047	
	25		0.0015			0.0046	
消化汚泥	5.9	0.083	0.0017	0.0053	0.03		0.013
	25	1.4	0.11	0.036	0.75	0.24	0.085
	15		0.16			0.15	
	8.4	0.1	0.0091		0.14	0.33	
	0.13		0.095			0.50	

と思われる。

4. 好気性熱処理法²²⁾²⁵⁾

下水汚泥の脱水が困難なのは、下水汚泥のような有機性汚泥は、親水性コロイド組織であり、しかも両性電解質である蛋白質などのゲル組織は、内部に多量の水分を含有し、水和力も強いからである。汚泥中の蛋白質は、変性、凝固すると、結晶性は崩壊する。蛋白質が変性、凝固する原因には、物理的要因として、熱、圧力、振盪攪拌、紫外線などが考えられる。熱に対する蛋白質の構造の安定性は、種類によって違うが、短時間60℃以上に加熱することによって、不安定な蛋白質は親水性を失い、変性、凝固してくる。この時、熱失活の条件は温度、時間、pH、塩類濃度等の影響を受ける。そこで、低率の湿式酸化処理された下水汚泥の残渣の脱水性は良好であり、臭気の発生が少いという利点を利用するため、低温度域での好気性熱処理の検討を行った。また、低温度域での熱処理の効果を増大させるため、圧力、振盪攪拌の効果もあわせて検討した。

4.1 反応温度の影響

室内実験では、内容積2.7ℓ、最大許容圧力150hg/cm²の振とう式のバッチ式オートクレーブを用い、オートクレーブ内を好氣的に保つため、空気または酸素ガスを初

期圧10kg/cm²・Gに圧入した後、初定温度に加熱した。また、嫌気性状態の結果と比較するため、同様に初期圧10kg/cm²・Gまで窒素ガスを圧入し熱処理した。図10に反応温度と比抵抗の関係を示す。反応温度の上昇につれ比抵抗は減少するが、嫌気性状態の方が顕著である。反

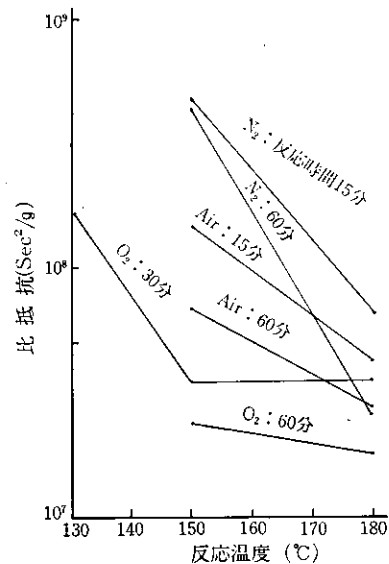


図10 反応温度と比抵抗の関係

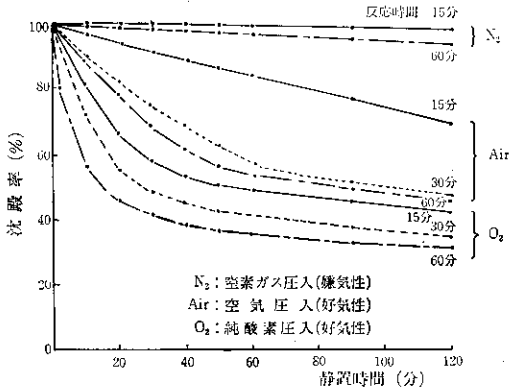


図11 反応温度150°Cに於ける汚泥の沈降曲線

応時間を長くしても脱水性は改善されるが、反応温度の上昇に伴う比抵抗の減少は、嫌気性状態の方が大きく、嫌気性状態の方が好気性状態より、反応温度の影響を強く受けると思われる。限界抵抗を $4 \times 10^8 \text{ sec}^2/\text{g}$ とした場合、嫌気性状態では反応温度160°C、反応時間15分以上必要であり、好気性状態では130°C以下でも達すと思われる。酸素の有効性が確認された。汚泥の沈降性は、反応温度180°Cでは、反応時間、嫌気性あるいは好気性状態の相違による影響は少いが、反応温度150°Cに低下するとかなりの差が表れる。その結果を図11に示す。図10図11より、好気性状態を保つにしても、空気と酸素ガスを使用した場合には、その結果に開きがあり、消費された酸素量ならびに汚泥の液化量が問題となる。

4.2 反応圧力の影響

反応圧力の影響を検討するため、窒素と酸素ガスを使用し、反応温度は145°Cとした。オートクレーブ内に、各々のガスを 0, 5, 7.5, 10 $\text{kg}/\text{cm}^2 \cdot \text{G}$ に圧入した後加熱した。反応圧力は、反応温度145°Cでの飽和水蒸気圧と初期圧の温度上昇に伴う増分の和で示されるが、酸素ガスを用いた時、汚泥中の有機物の酸化により消費される酸素量だけ低くなる。表2に最終反応圧力を示す。図12に熱処理汚泥の沈降率を示す。嫌気性状態では、反応圧力の影響はほとんどなく、汚泥の沈降性も非常に悪いが、好気性状態では、汚泥の沈降性は反応圧力の増加とともに良くなり、2時間沈殿後の汚泥容量は95.5%か

表2 最終反応圧力 (Pe)

加圧ガス	酸 素				窒 素			
初期圧力 (Pi), $\text{kg}/\text{cm}^2 \cdot \text{G}$	0	5	7.5	10	0	5	7.5	10
反応圧力 (Pe), $\text{kg}/\text{cm}^2 \cdot \text{G}$	3.9	11.2	15.2	19.5	5.0	14.4	18.0	22.4

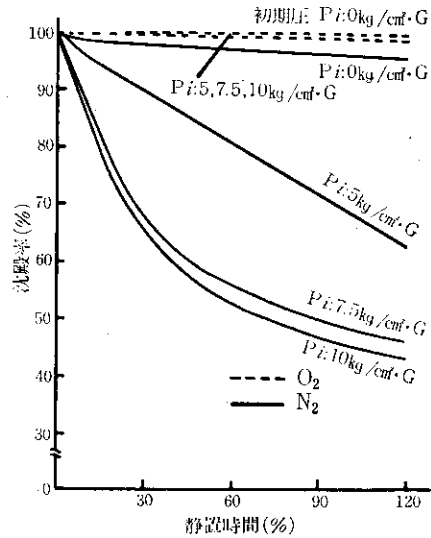


図12 熱処理混合汚泥の沈降率

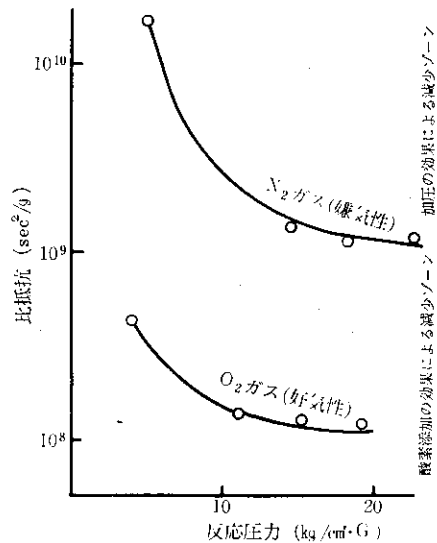


図13 反応圧力と汚泥の比抵抗の関係

ら43%にまで減少する。汚泥の沈降性が良くなるのは、反応圧力の影響ではなく、酸素の影響と推定される。図13に反応圧力と比抵抗の関係を示す。窒素ガスを使用した場合、比抵抗は反応圧力の増加とともに 1.76×10^{10} から $1.2 \times 10^8 \text{ sec}^2/\text{g}$ へとオーダーが一つ減少する。酸素ガスを用いた場合も、比抵抗は減少し、ともに反応圧力が15 $\text{kg}/\text{cm}^2 \cdot \text{G}$ 以上で平衡となる。この圧力は、嫌気性熱処理で汚泥を反応温度200°Cで処理する場合の、飽和水蒸気圧に相当する。反応圧力の増加に伴い比抵抗が減少するのは、汚泥粒子の構造が加圧により破壊され、さら

表3 汚泥の可溶化率

窒素ガス			酸素ガス		
初期圧 (kg/cm ² ・G)	浮遊物質 (補正值) (mg/l)	可溶化率 (%)	初期圧 (kg/cm ² ・G)	浮遊物質 (補正值) (mg/l)	可溶化率 (%)
0	40,260	8.6	0	37,470	14.9
5	38,910	11.7	5	33,230	24.9
7.5	38,350	12.9	7.5	33,710	23.5
10	37,660	14.5	10	33,030	25.0

表4 反応温度と酸素消費率

反応温度 (°C)	5%		10%	
	測定値 汚泥1l当り 酸素消費量 (gO ₂ /l)	必要酸素量 に対する酸素 消費率 (%)	測定値 汚泥1l当り 酸素消費量 (gO ₂ /l)	必要酸素量 に対する酸素 消費率 (%)
145	1.58	2.86	1.66	3.00
145	1.91	3.45	2.09	3.78
160	2.34	4.23	2.80	5.06

に酸素添加により助長されるものと思われる。汚泥の液化は反応圧力の増加につれ進行しているが、その結果を表3に示す。酸素ガスでは、初期圧5～10kg/cm²・Gで液化率は23.5～25%と高いが、窒素ガスでは、汚泥の液化率は8.6～14.5%と低い。しかし、嫌気性熱処理で、汚泥の脱水性を高めるため、反応温度を190～200°Cにまで上げると、汚泥の液化率は約50%にも達する。

4.3 酸素の影響

好気性状態では反応圧力の上昇に伴い比抵抗は減少するが、初期圧の違いにより酸素添加量も異なり、また反応温度の違いによって、利用された酸素量も違ってくる。そこで、反応圧力の影響がでないように、すべて最終反応圧力が15kg/cm²・G以上となるように、初期圧7.5kg/cm²・Gで空気を圧入した。(最終反応圧力は反応温度145°C、150°C、160°Cで、それぞれ16.0、17.1、18.9kg/cm²・Gであった。)

酸素量は、オートクレーブ内の供試汚泥量を調節することにより変化させた。ここで、オートクレーブ内へ圧入した酸素量と、汚泥の酸素要求量の割合を『酸素供給率』と定義する。汚泥を完全に酸化するのに必要な空気量は次式で示される。

$$A = \frac{\text{CODcr} \times V}{0.232} \quad A: \text{必要空気量 (g)} \\ V: \text{汚泥量 (l)}$$

オートクレーブ内容積を2.7ℓとすると、初期圧Piで圧入される空気量は2.7-Vとなり、酸素供給率は次式で示される。

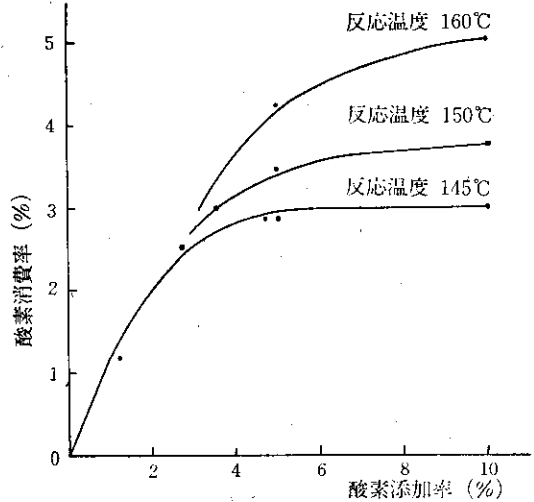


図14 酸素添加率と酸素消費率

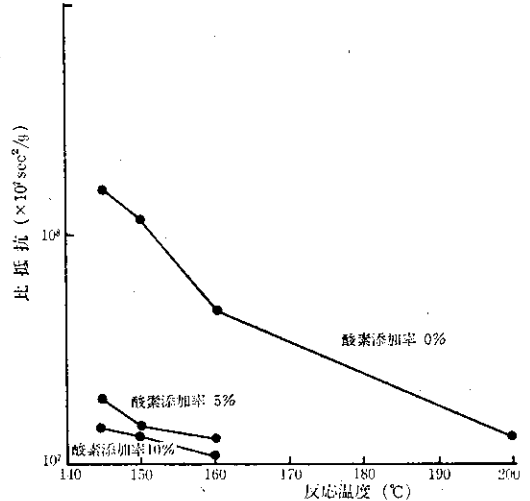


図15 各酸素添加率における反応温度と比抵抗の関係

$$B = \frac{(Pi+1)(2.7-V) \times \frac{T}{T+20}}{\frac{\text{CODcr} \times V}{0.232} \times \frac{22.4}{29}} \times 100$$

B: 酸素供給率 (%)

T: 絶対温度 (°C)

Pi: 初期圧 (kg/cm²・G)

表4は、酸素供給率が5、10%のとき、各反応温度における酸素消費率を示す。酸素消費率とは、汚泥を完全に酸化するのに必要な酸素量と、消費された酸素量の割合を示し、例えば、酸素供給率が10%の場合、必要酸素量に対し、10%の酸素を与えたのに対し、反応温度160°Cでは、必要酸素量に対し5.06%の酸素が汚泥の酸化に消

表5 分離液の分析結果

実験番号	1	2	3	4	5	6	7
酸素添加率 %	0	5	5	5	10	10	10
反応温度 °C	200	145	150	160	145	150	160
PH	4.9	4.6	4.5	4.5	4.3	4.2	4.1
COGcr ppm	20,400	11,300	12,200	14,130	11,480	12,670	13,500
T-N ppm	1,180	710	760	890	715	805	940
NH ₃ -N ppm	310	200	190	246	200	260	300

費されたことを示す。反応温度160°C以下では、酸素供給率が5%と少なくとも、与えられた酸素がすべて消費されることはない。図14は酸素供給率と酸素消費率の関係を示したものである。反応温度が上昇すると、酸素消費率は増加するが、酸素供給率を増加しても、それぞれの反応温度では、ある平衡値に近づくだけである。図15に酸素供給率0(嫌気性)5、10%とした時の反応温度と比抵抗の関係を示す。反応温度が上昇すると、比抵抗は減少する。しかし、反応温度145~160°Cの低温域では、酸素供給の有無によって汚泥の比抵抗に著しい差が生じるが、反応温度が高くなると、嫌気性、好気性の差は小さくなり、ともに脱水性は改善される。酸素供給した場合、酸素供給率の違いによる影響は少なく、酸素供給率5~10%の範囲では、比抵抗は $2 \times 10^3 \text{ sec}^2/\text{g}$ 以下となり、これは酸素供給率0%(嫌気性)、反応温度200°Cの場合に匹敵する。ここで、酸素供給率の大小による影響がでなかったのは、反応温度145~160°Cの範囲では、酸素消費率が3%以上(反応温度145°Cでは2.86%)となっていたためである。先に行った実験結果⁹⁾より、好気性熱処理の処理条件では、酸素消費率は3%以上にする必要がある、各反応温度で酸素消費率3%以上にするには、図14より反応温度145°Cで10%以上、150°Cで3.5%以上、160°Cでは3.1%以上の酸素供給率が必要となる。

表5に、反応温度200°Cで嫌気性熱処理したとき、および反応温度145~160°Cで好気性熱処理したときの分離液の分析結果を示す。嫌気性処理で問題となる臭気は、好気性処理ではほとんどなく、色相も約1/4以下となる。また、分離液処理で問題となるCOD成分は約1/2程度と減少し、BOD濃度もパイロットプラントの結果では、約2,000ppmであった。分離液を水処理設備へ返送し、下水と分離液を一括に処理する場合、下水水量に対し分離液量は約0.5%であり、分離液BODを約2,000ppm、流入下水のBODを200ppmとすれば、分離液返送による活性汚泥への負荷の増加は5%となる。発生汚泥量を約0.34kg・ss/kg・BOD除去⁹⁾と仮定すれば、分離液を返

送することにより、BOD成分が完全に除去されるなら、約2%の汚泥が増加することになる。

5. ま と め

嫌気性熱処理では、反応温度160°C以上になると、汚泥の沈降性は改善されはじめるが、汚泥の脱水性が改善されるのは、反応温度180~200°Cの範囲と推定される。しかし、好気性状態では反応温度145~160°Cの範囲で汚泥の脱水性が改善される。その場合、酸素消費率を3%以上とする必要があり、そのためには酸素供給率を反応温度145、150、160°Cでは、10、3.5、3.1%以上としなければならない。従来の嫌気性熱処理では、反応温度と反応圧力は一体として扱われ、反応圧力は反応温度に対する飽和水蒸気圧である。反応圧力が15kg/cm²・G以上になると汚泥の比抵抗は減少するので、反応温度145~160°Cの低温域では、飽和水蒸気圧以上に加圧する必要がある。好気性熱処理装置は、嫌気性熱処理装置と本質的に等しく、ただ好気性状態に保つため、反応塔の直前に空気圧縮機が必要であり、この空気圧縮機は加圧にも使用される。

参 考 文 献

- 1) Brooks, R. B., "Heat Treatment of Activated Sludge", W. P. C. 67, 592. (1968)
- 2) Brooks, R. B., "Heat Treatment of Activated Sludge", W. P. C., 69, 92. (1970)
- 3) Harrison, J. and Bungay, H. R. "Heat Syneresis of Sewage Sludge. I. II." Wat. and Sewage Wks., 115, 217, 268. (1968)
- 4) Lumb, C., "Heat Treatment as an Aid to Sludge Dewatering-Ten Year's Full Scale Operation." 1, 388. (1951)
- 5) 桃井清至, "下水汚泥の好気性熱処理に関する基礎的研究(Ⅰ)。(Ⅱ)", 下水道協会誌, 12, 136, 137. (1975)
- 6) ファーラー汚泥熱処理設備について, 三機工業K.K. (1970).
- 7) Kupfev, R., "Schlammkonditionierung." Von Roll AG. Zurich.
- 8) 松本順一郎外, "下水汚泥の熱処理および加圧脱水について", 第26回土木学会年講 (1971)
- 9) 平岡正勝外, "汚泥の熱処理, 脱水プロセスに関する基

- 礎的研究”第10回下水研究発表会講演集(1971)
- 10) Morgan, T. M. and Thomson, J. F., "Survey of Vacuum Filtration for Disposal of Sewage Sludge", *Wat. and Sew. Wks.*, 102 (1955), 135.
 - 11) Everett, J. G., "Dewatering of Wastewater Sludge", by Heat Treatment", *W. P. C.*, 44, 1. (1972)
 - 12) 遠藤郁夫外, "汚泥の熱処理に関する研究" 第8回下水道研究発表会講演集(1971)
 - 13) Brooks, R. B., "Heat Treatment of Activated Sludge", *W. P. C.*, 69, 221. (1970)
 - 14) Erickson, A. H., "Biological Treatment of Thermally Conditioned Sludge Liquors." The 5th International Water Pollution Control Conf. (1970)
 - 15) Everett, J. G., "Recent Developments in Heat Treatment", *W. P. C.* (1973)
 - 16) 永井紀孝, "熱処理の2~3の問題点と現状について". 第11回下水道研究発表会講演集(1972)
 - 17) Zimmerman, F. J., "New Waste Disposal Process", *Chemical Eng.*, 65, 117. (1958)
 - 18) Zimmerman, F. J., "Wet Air Oxidation," *Industrial Water and Waste*, 6, 102. (1961)
 - 19) Hurwitz, E., Dundas, W. A., "Wet Air Oxidation of Sewage Sludge", *W. P. C. F.* 32, 9. (1960)
 - 20) Goldstein, A. and Lokatz, S. "Sewage Sludge Oxidation at Chicago", *W. P. C. F.* (1963)
 - 21) 池田一郎, "湿式酸化法によるし尿および下水汚泥処理実験第一報". 下水道協会誌, 3, 20. (1966)
 - 22) Teletzke, G. H., "Wet Air Oxidation", *Chem. Eng. Progress*, 60, 1. (1964)
 - 23) Fisher, W. J., "High-Temperature Treatment of Sewage Sludge", *W. P. C.* 70 (1971)
 - 24) 桃井清至外, "下水汚泥の熱処理に関する研究". 第11回下水道研究発表会講演集(1973)
 - 25) 桃井清至外, "下水汚泥の好気性熱処理に関する一考察", 第29回土木学会年講(1974)