

# 有効再利用のための下水の高度処理

## Advanced Treatment on Sewage for the Effective Reuse



(環)技術部 技術課 南 家 捷 成  
Toshinari Nanke  
(環)技術部 計画第3課 加 治 正 廣  
Masahiro Kaji

For the purpose of effective reuse of once-treated sewage for amenities, flush toilets, etc., three advanced treatment processes, namely, ozone oxidation, activated carbon adsorption and their combination (hereinafter called as series process) were carried out on an experimental basis. This experimentation was aimed at the study and comparison, in view of treating conditions and cost, of decolorization, antifoaming and the characteristics of fluctuation of water quality during a long-term operation among those three processes. This paper summarizes the results obtained from the above-mentioned experimentations.

### まえがき

近年、水の需要は産業の発展や生活水準の向上などにより急増しているが、ダム建設適地や地下水の減少、河川水の汚濁の進行などにより、その急増する水の需要を賄うだけの水資源の確保が困難になってきている。

一方、都市化に伴う開発や河川の暗渠化などにより、人間の生活環境に快適さや、やすらぎを与えるべき緑や水辺などの自然が急速に失われてきており、都市化区域ではその回復が強く求められるようになってきた。

これらの問題を解決する一つの手段として、大都市内で豊富な水量が容易に確保できる下水処理水を高度処理し、アメニティ用水（人工河川等）やトイレ用水などの雑用水として有効再利用することが最近脚光を浴びてきている。

しかし、一般に下水の二次処理水には着色（色度）成分や発泡成分が含まれていることが多く、それらは砂濾過処理のみでは除去されない。従って再利用の用途によっては、更に高度な処理を行う必要が生じてくる。

そこで、当社は再利用のための最適処理方法、処理条件を確立し、併せて長期間運転における水質変動の特性などを明らかにすることを目的とし、オゾン、活性炭およびそれらの組合せ処理を用いて、下水の砂濾過処理水中の色度成分や発泡成分などを除去する高度処理実験を行った。

その結果、多くの有用な知見を得ることができたので、次にその概要を報告する。

## 1. 実験概要

### 1.1 実験期間

1986年6月～1987年3月

### 1.2 処理目標

下水の処理水をアメニティ用水やトイレ用水として再利用するにあたっての水質基準は厳密に定められたものはないが、衛生上の問題はもちろん、着色や発泡による外観上の不快感をなくす必要があり、着色に関してはアメニティ用水の場合、色度10度以下が、トイレ用水の場合、色度40度以下が目標値になる。また発泡に関してはそれぞれ不快感を与えないようにする必要がある。<sup>1)2)</sup> ところで、本実験では最も基準が厳しいアメニティ用水の水質に適合させる、すなわち処理水色度を10度以下に、また発泡に関しては不快感を与えないようにすることを処理目標とした。

### 1.3 処理方法

本実験では次の3方法を用いた。

- (1) オゾン酸化処理
- (2) 活性炭吸着処理
- (3) オゾン酸化と活性炭吸着の組合せ処理  
(以下直列処理という)

### 1.4 実験装置仕様

主要実験装置の概略仕様を次に示す。

- (1) オゾン発生器  
方 式：無声放電プレート型、空冷方式  
発 生 量：15 g/h（空気源）
- (2) コンプレッサー：レシプロ方式
- (3) アフタークーラ：空冷式
- (4) ドライヤー：自己再生非加熱方式
- (5) オゾン濃度計：紫外線吸収法（0～99.99 g/m<sup>3</sup>）
- (6) オゾン反応塔  
材 質：透明アクリル製  
寸 法：100 mmφ×5 000 mmH  
有効容量：31.4 ℓ
- (7) 活性炭吸着塔  
材 質：透明塩化ビニール製  
寸 法：200 mmφ×4 000 mmH  
活 性 炭：石炭系粒状活性炭  
充填高さ：2 000 mmH, 1 000 mmH
- (8) ポンプ  
原 水 ポンプ：ダイヤフラム型定量ポンプ  
処 理 水 ポンプ：片吸込渦巻型ポンプ
- (9) 貯 槽  
原 水 槽：ポリエチレン製、容量1 m<sup>3</sup>  
処 理 水 槽：ポリエチレン製、容量1 m<sup>3</sup>  
受 水 槽：ポリエチレン製、容量2 m<sup>3</sup>

### 1.5 実験方法

実験装置のフローシートを第1図に、また各処理方法の実験方法を次に示す。

#### 1) オゾン酸化処理

オゾン酸化処理には向流型散気管方式を用いた。

コンプレッサーで昇圧・圧縮された空気はアフタークーラ、ドライヤーで冷却、除湿され、オゾン発生器へ送ら

れる。送られた空気は発生器内の無声放電により、酸素の一部がオゾンに変換されてオゾン化空気となり、反応塔に送られ原水と接触して原水中の色度成分などを酸化処理する。オゾンにより処理された原水は処理水として反応塔より流出し、その後トイレ用水として再利用される。

一方、若干の未反応オゾンを含んだ空気（以下排オゾンという）は排オゾン分解塔でオゾンが取り除かれ、無害の空気として大気中に放出される。また、反応塔内上部で発泡が生じた場合、その泡は排オゾンと共に消泡塔に流出し、そこで消泡水により消泡される。

ここで、オゾン源としては通常は空気を、特に大量のオゾンが必要な場合は酸素ガスを用い、オゾン濃度の調整には発生器に内蔵のコントローラーにより周波数を変化させて行った。また、排オゾンの分解には不燃性成形活性炭を用い、消泡水としては原水を用いた。

## 2) 活性炭吸着処理

活性炭への通水は重力式下向流で行った。

原水は定量ポンプにより活性炭吸着塔へ流入し、活性炭と接触、吸着処理され処理水となり、再利用される。

なお、活性炭は浮遊物などによる層内の目詰りを防止するため、本実験期間中週2~3回の逆洗を手動で行った。

## 3) 直列処理

直列処理は前述のオゾン酸化処理と活性炭吸着処理の組合せであり、本実験の場合、オゾン処理水を活性炭へ通水した。実験方法は前述の1)、2)と同様であるが、オゾン処理水中の微細気泡が活性炭層へ流入するのを防止するため活性炭吸着塔の前に脱気塔を設置した。

## 4) 気泡層高測定

気泡層高の測定は、上記3方法による発泡成分の除去効果を確認するためバッチ方式で行った。

透明アクリルパイプ(100 mmφ×1500 mmH)にオゾン処理水など被測定水を5 l入れ、下部より圧縮空気で曝気し、その際生じた気泡層の層高を測定した。測定中、気泡層が上下に分離することがあったが、この場合上部下部のそれぞれについて、その気泡層を測定した。また曝気空気量は1 l/minとした。

## 1. 6 実験条件

各処理方法における実験条件を第1表に示す。実験はそれぞれの条件を適宜組合せることにより行った。

なお、滞留時間の設定は原水通水量を、オゾン注入率の設定はオゾン濃度またはオゾン化空気の流量を変化させることにより行った。空塔速度の設定は原水通水量または活性炭充填量を変化させることにより行った。

## 1. 7 分析方法

水質分析は工場排水試験方法、下水試験法に準拠した。

## 2. 実験結果および考察

### 2. 1 原水水質

原水としては活性汚泥処理後の砂浜過処理水を用いたが、本実験期間中原水の色度は22度から180度の間で大きく変動した。その変動には第2図に示すように周期性があり、休日明けの平均色度は60度と平日の100度前後に比べ約40%低い値となっていた。なお、本実験期間中の平均色度は90度(σ<sup>注1</sup>):37.4)であり、発泡成分(以下MBAS<sup>注2</sup>)という)は0.1~0.4 mg/l、大腸菌群数は0~260個/mlであった。

### 2. 2 オゾン酸化処理

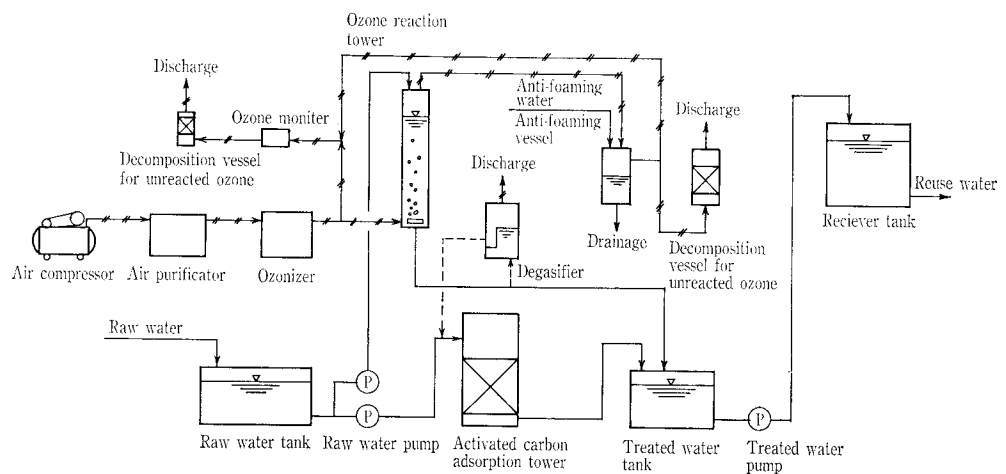
#### 2. 2. 1 色度除去

##### 1) 処理水色度

第1表 実験条件

Table 1 Test condition

Parameter	Ozone oxidation process	Activated carbon adsorption process	Series process
Retention time min	5. 10. 20	—	10
Ozone dosage mg/l	10. 15. 20. 25. 35	—	10. 15. 20. 25
Flow rate of ozoniferous air l/min	2. 3. 4. 6	—	4
Space velocity hr <sup>-1</sup>	—	2. 3. 4. 5. 6	3. 6



第1図 実験装置フローシート

Fig. 1 Flow sheet of the test plant

注1: σは標準偏差を示す。

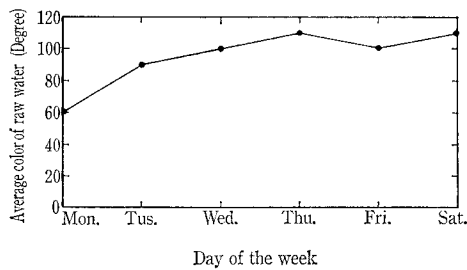
注2: Methylene Blue Active Substance でABS等を示す。

オゾン注入率に対する処理水色度の平均値を第3図に示す。本図には、変動幅を示すために最大値、最小値も併記している。

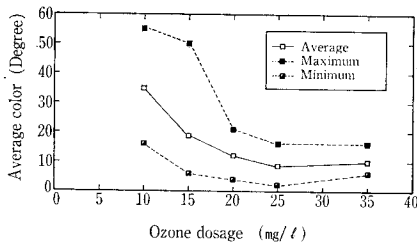
処理水色度はオゾン注入率の増加に従って低下し、25 mg/l で平均9度( $\sigma: 3.2$ )と10度以下の良好な値となっており、その変動幅も小さくなっている。

また、処理水色度の低下割合はオゾン注入率15 mg/l まででは大きい、それ以上になると小さくなり、25 mg/l で平衡に達し、35 mg/l 注入しても処理水色度の大きな改善はみられない。

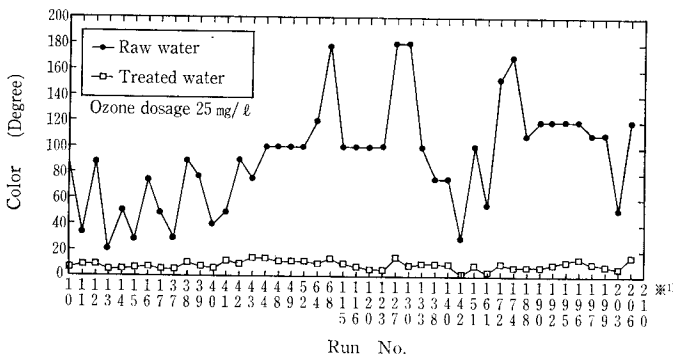
一方、第3図に示したように処理水色度には変動があり、オゾン注入率25 mg/l でも10~16度と悪化する場合もある。これは処理水色度が原水色度の影響を受けているためである。第4図にはオゾン注入率25 mg/l の時の原水色度と処理水色度の関係を示しているが、処理水色度は原水色度の高低に従って変動する傾向があり、処理水色度が悪化するの原水色度が100度以上と高い場合に多いこ



第2図 原水色度の週間変動  
Fig. 2 Weekly fluctuation of color of raw water



第3図 オゾン注入率に対する処理水色度  
Fig. 3 Ozone dosage vs. average color of treated water



\*1) The figures  $\frac{1}{0}$ ,  $\frac{1}{1}$ , etc. on the horizontal axis show the number 10, 11, etc.

第4図 原水色度と処理水色度の関係  
Fig. 4 Color correlation between raw water and treated water

とがわかる。

従って、本実験範囲内では、処理水色度を10度以下にするには、25 mg/l のオゾン注入率で十分であるが、原水色度が100度以上と高い場合は処理水色度は10~16度と悪化することもあるといえる。またオゾン注入率が25 mg/l になると処理水色度の変動幅も小さくなっており、原水色度の大きな変動に対しても安定した処理状態を保つことができる。

これらのことより、原水色度の影響を受けにくく、安定した、色度10度以下の処理水を得るためには、オゾン注入率を25 mg/l とする必要がある。

なお、オゾン注入率25 mg/l の時の色度除去率の平均は88.5% ( $\sigma: 5.1$ )であった。

## 2) 滞留時間とオゾン化空気量の影響

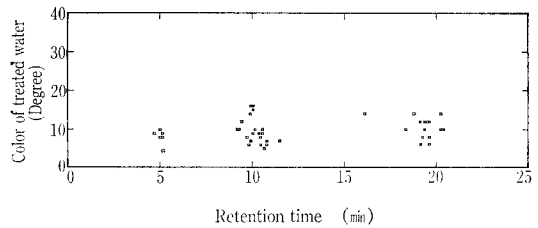
オゾン注入率25 mg/l の場合の処理水色度に対する滞留時間の影響を第5図に示しているが、滞留時間による顕著な差は認められず、滞留時間5分でも処理することができる。しかし、安全率などを考慮すれば、10分程度の滞留時間が必要と考えられる。

一方、第6図にはオゾン化空気量の処理水色度に対する影響を示しているが、大きな変化は認められず、オゾン化空気量の影響は本実験範囲では少ないといえる。

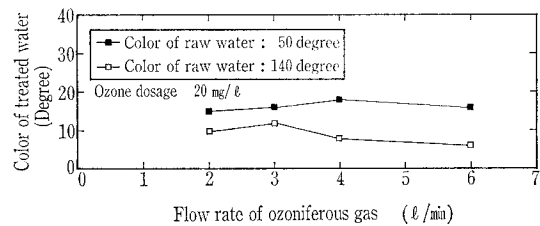
## 2. 2. 2 発泡成分除去

オゾン注入率に対する処理水中のMBAS濃度を第2表に示す。オゾン処理水中のMBASはオゾン注入率25 mg/l で、常に0.1 mg/l 以下と検出限界以下まで除去されている。

しかし、MBASが検出限界以下でも発泡現象は生じる。そこで、オゾン処理水がどの程度発泡するか、その度合を強制曝気による気泡層高で測定した。写真1に測定時の気泡層の状況を示す。写真1には比較のために、原水の気泡層も示している。原水の気泡層高は40~50 mm で、し



第5図 処理水色度に対する滞留時間の影響  
(オゾン注入率25 mg/l)  
Fig. 5 Effect on retention time against color of treated water  
(Ozone dosage 25 mg/l)

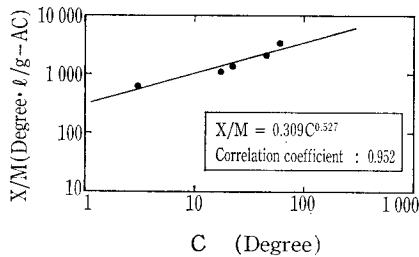


第6図 処理水色度に対するオゾン化空気流量の影響  
Fig. 6 Effect on flow rate of ozoniferous gas for color of treated water

第2表 オゾン注入率ごとのMBAS

Table 2 Concentration of MBAS for ozone dosage

Ozone dosage mg/ℓ		MBAS mg/ℓ					
10	Raw water	0.33					
	Treated water	0.23					
15	Raw water	0.17	0.25	0.27	0.20	0.23	
	Treated water	<0.1	0.21	0.14	<0.1	<0.1	
20	Raw water	<0.1	0.15	0.27	0.33		
	Treated water	<0.1	<0.1	0.11	<0.1		
25	Raw water	0.15	0.15	0.27	0.20	0.33	0.33
	Treated water	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1



第7図 原水色度に対する吸着等温線

Fig. 7 Adsorption isotherm on color of raw water

かも上部には 100 mm 以上の大量の泡が残留している。これに対して、オゾン処理水の気泡層高は 20 mm 程度と小さく、上部に残留している泡の量も大幅に減少しており、オゾンによる消泡効果が大きいことがわかる。ただ写真にも示したように、オゾン注入率 25 mg/ℓ でも発泡成分を完全には除去することはできなかった。

### 2. 2. 3 滅菌効果

オゾンには大きな滅菌効果がある。そこで処理水中の大腸菌について調査したところ、オゾン注入率 10 mg/ℓ では大腸菌群が検出され、完全に滅菌するためには 15 mg/ℓ 以上と比較的多くのオゾンが必要であった。これはオゾンが滅菌だけでなく、色度成分や発泡成分など広範囲な物質に同時、平行的に作用するためと考えられる。

### 2. 2. 4 排オゾン濃度

オゾン反応塔内に送られたオゾンの大部分は色度除去などで消費されるが、一部は未反応のまま排オゾンとして反応塔外へ流出する。本実験での排オゾン濃度は大きく変動していたが、オゾン注入率の増加と共に高くなる傾向があり、25 mg/ℓ では 0~4 mg/ℓ となっていた。変動が大きいのは原水水質や反応塔内の発泡現象などによりオゾンの消費量が異なるためである。

## 2. 2 活性炭吸着処理

### 2. 2. 1 吸着等温線

吸着処理において吸着等温線を求めることは、吸着の容易性や吸着容量を知る上で最も基本的で、重要な方法である。

一般に水処理における吸着等温線は次の Freundlich の式に従う場合が多い。

$$X/M = kC^{1/n} \quad (1)$$

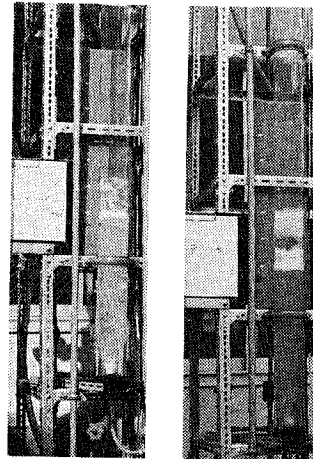


写真 1

オゾン酸化処理での気泡層  
Photo. 1

Foam layer of ozone  
oxidation process

Treated water  
Ozone dosage  
: 25 mg/ℓ

Raw water

X : 被吸着物の吸着量 [度・ℓ]

M : 活性炭添加量 [g]

C : 被吸着物の残存濃度[度]

k, 1/n : 定数

第7図に、本実験で使用した活性炭の吸着データを示す。本図より、式(1)に従い吸着等温線を求めると式(2)で示すことができる。

$$X/M = 0.31 C^{0.53} \quad (2)$$

相関係数 : 0.952

ここで式(1)の 1/n は吸着の容易性を示す吸着係数と呼ばれ、1/n が 0.1~0.5 なら吸着は容易で、1/n が 2 以上なら難吸着性であるといわれている。<sup>3)</sup> 本実験の場合、式(2)より 1/n は 0.53 となり、本原水中の色度成分は比較的容易に活性炭に吸着されるといえる。

### 2. 2. 2 色度除去

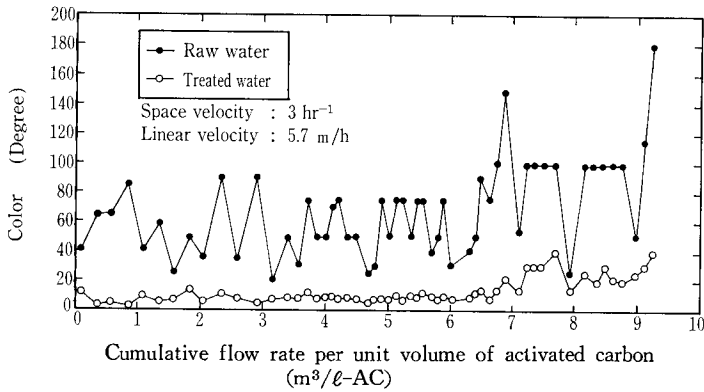
活性炭 1 ℓ 当りの累積通水量と処理水色度の関係を第8図と第9図に示す。第8図は空塔速度 3 hr<sup>-1</sup> 以下の場合(実験 No. I) を示し、第9図は空塔速度 6 hr<sup>-1</sup> の場合(実験 No. II) を示す。また、これらには比較のため、原水色度も併記している。

実験 No. I での処理水色度は 10 度以下で良好な値となっており、しかも原水色度が大きく変動しても安定した値となっている。しかし、累積通水量が 6.7 m<sup>3</sup>/ℓ-AC を超えると処理水色度は急激に悪化して 20 度以上となっている。従って活性炭は通水量 6.7 m<sup>3</sup>/ℓ-AC で破過に達したといえる。

この破過までの処理水色度の平均は 9 度(σ : 2.6)であった。

一方、実験 No. II では累積通水量 0.7 m<sup>3</sup>/ℓ-AC で処理水色度が 10 度以上となり、活性炭は破過しており、実験 No. I に比べ破過までの期間は非常に短くなっている。

これは原水色度が悪化したことも一因と考えられるが、空塔速度を上げたことにより、活性炭層中の吸着帯の幅やその成長と移動速度が大きくなり、色度成分のリークが早まったためと考えられる。第9図に示すように、実験 No. II



第8図 活性炭1ℓ当りの累積通水量に対する処理水色度 (実験No. I)  
Fig. 8 Cumulative flow rate per unit volume of activated carbon vs. color of raw and treated water (Test No. I)

第3表 活性炭処理水中のMBAS

Table 3 Concentration of MBAS in treated water by activated carbon

Test No	MBAS mg/ℓ	
I	Raw water	<0.1 0.15 0.17 0.15 0.15 0.25
	Treated water	<0.1 <0.1 <0.1 <0.1 <0.1 0.13
II	Raw water	0.27
	Treated water	<0.1

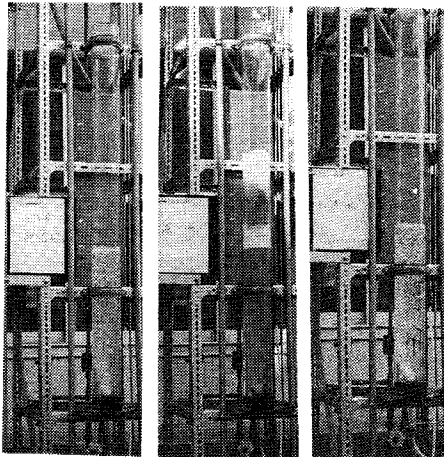


写真2 活性炭吸着処理での気泡層  
Photo. 2 Foam layer of activated carbon adsorption process

Treated water Raw water Drinking water  
Space velocity : 3 hr<sup>-1</sup>

では破過後も処理水色度は急激には高くなり、20度前後で比較的安定していることよりも吸着帯の成長が均一ではなくなっていることが推定できる。

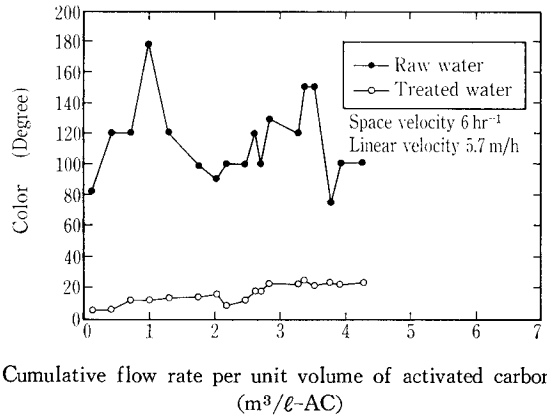
なお、破過に達するまでの色度除去率の平均は実験 No. I, II でそれぞれ 82.6 % (σ: 7.2), 92.0 % (σ: 1.3) であった。

以上のことより、原水中の色度成分は活性炭により容易に吸着処理することができ、色度10度以下の良好な処理水を得ることができる。また、処理水の変動も小さく、オゾン処理に比べて安定した処理水を得ることができる。

しかし、空塔速度を高くすると破過しやすくなるので、本実験範囲では空塔速度は3 hr<sup>-1</sup>以下にする必要がある。

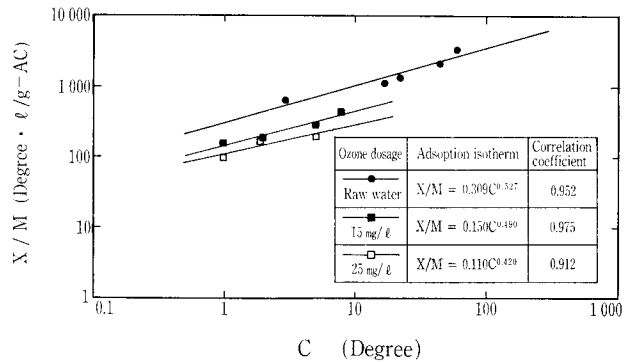
### 2.2.3 発泡成分除去

実験 No. I, II とも、第3表に示すように、処理中の



第9図 活性炭1ℓ当りの累積通水量に対する処理水色度 (実験No. II)

Fig. 9 Cumulative flow rate per unit volume of activated carbon vs. color of raw and treated water (Test No. II)



第10図 色度に対する吸着等温線 (直列処理)

Fig. 10 Adsorption isotherm on color of raw water and treated water by ozone (Series process)

MBASは0.1 mg/ℓ以下と検出限界以下まで吸着処理されている。ただ、一点のみ処理水のMBASが0.13 mg/ℓとなっている。これは色度に対して活性炭が破過していた時のデータであり、色度に対して破過に達した活性炭はMBASの吸着能力も低下していることがうかがえる。

一方、活性炭処理水の発泡度合をオゾン処理水の場合と同様に測定した。写真2に測定時の気泡層の状況を示す。

写真2には比較のため、原水および水道水の気泡層も示している。

処理水の気泡層高は20 mm程度と原水の45 mm程度に比べ低下し、層内の泡の密度も大幅に減少している。

また、原水や写真1に示したオゾン処理水のように上部に残留層も発生せず、水道水とほぼ同程度となっていた。

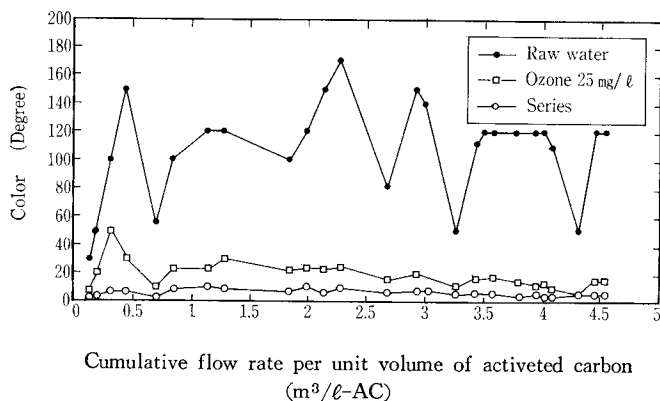
これらのことより、活性炭による消泡効果は非常に大きいといえる。

### 2.2.4 滅菌効果

活性炭処理水中の大腸菌群数は2~170個/mg検出され、原水のそれと同程度であり、ほとんど除去されていなかった。

### 2.3 直列処理

前項で述べたように、オゾン酸化処理、活性炭吸着処理により、それぞれ良好な処理水を得ることができる。しか



第11図 活性炭1ℓ当りの累積通水量  
Fig. 11 Cumulative flow rate per unit volume of activated carbon vs. color of raw and treated water

し、前者では水質の変動があり、MBASも完全には除去できず、後者では一定の通水量で活性炭が破過し、処理水が悪化するなど短所が存在する。そこで、色度10度以下の、水質変動のない、しかも発泡しない良好な処理水を長期間安定して得るために両者を組合せた実験を行った。

### 2. 3. 1 吸着等温線

第10図にオゾン処理水の色度に対する活性炭の吸着データを示す。本図より、オゾン処理水の吸着等温線を求めると次式になる。

$$(1) \text{ オゾン注入率 } 15 \text{ mg/l の場合} \\ X/M = 0.15C^{0.49} \quad (3) \\ \text{相関係数: } 0.975$$

$$(2) \text{ オゾン注入率 } 25 \text{ mg/l の場合} \\ X/M = 0.11C^{0.42} \quad (4) \\ \text{相関係数: } 0.912$$

式(3)、(4)より吸着指数である $1/n$ はそれぞれ0.49、0.42と0.5以下になっており、オゾン処理水中の色度成分は活性炭に容易に吸着されるといえる。第10図には第7図に示した原水の吸着データも併記しているが、それら3対象水の吸着指数 $1/n$ は0.53、0.49、0.42とオゾン注入率の増加に伴って小さくなっており、オゾン処理により色度成分の吸着性が改善されていることがうかがえる。

一方、第10図より吸着等温線の位置はオゾン処理水の方が原水より低い位置にあり、吸着容量の点からはオゾン処理水の方が劣っているといえる。

これらのことより、オゾン処理水中の色度成分は活性炭に吸着されやすいが、吸着平衡にも達しやすい成分であると考えられる。

### 2. 3. 2 色度除去

第11図に活性炭1ℓ当りの累積通水量と直列処理水色度の関係を示す。本図には原水およびオゾン処理水の色度も併記している。第11図より、直列処理水の色度は原水色度が高く、また大きく変動しても、常に10度以下となり、しかも変動が少なく安定している。これは前段のオゾン酸化処理で色度の大部分が除去され、さらにその変動も吸収され、後段の活性炭吸着処理への負荷が軽減されたためである。また、2.3.1項で述べたようにオゾン処理により色度成分の吸着性が改善されたことも一因であろう。



Treated water (Series) Ozone dosage: 25 mg/l Space velocity: 3 hr<sup>-1</sup>  
Treated water (Ozone) Ozone dosage: 25 mg/l  
Raw water

写真3 直列処理での気泡層  
Photo. 3 Foam layer of series process

なお、直列処理水色度の平均は7度( $\sigma: 2.0$ )であり、その除去率は93.0%( $\sigma: 4.6$ )であった。

一方、本実験期間中オゾン注入率を10、15、20、25 mg/lと、空塔速度を3、6 hr<sup>-1</sup>と変化させたが、処理水色度は常に10度以下と安定しており、特にそれらの影響は認められなかった。しかし、活性炭寿命をより長くするためにオゾン処理によりできるだけ色度成分を除去し、活性炭への負荷を軽減したほうが、後述するように経済面では得策となる。このことより、オゾン注入率は高い程よく、25 mg/lにしたほうがよいと考えられる。

### 2. 3. 3 活性炭1ℓ当りの累積通水量

本実験期間中、活性炭は破過に達せず、直列処理における破過までの総通水量は残念ながら明確にすることはできなかった。しかし、前述の活性炭吸着処理での実験結果を基に、原水色度を120度、オゾン処理水色度を15度、直列処理水色度を7度と仮定し、直列処理の場合の総通水量を算出してみると、総通水量は活性炭単独処理に比べ約14倍となった。ただ、2.3.1で述べたようにオゾン処理水中の色度の吸着容量は原水のそれに比べ小さくなるので総通水量はそれよりも若干減少するものと推定される。

### 2. 3. 4 発泡成分除去

直列処理水中のMBASはすべて0.1 mg/l以下と検出限界以下まで十分に除去されていた。

一方、直列処理水の発泡度合を、オゾン、活性炭両処理水と同様に測定した。測定時の気泡層の状況を写真3に示す。直列処理水の気泡層高は17 mm程度であり、原水、オゾン処理水の65 mm、20 mmに比べ低下しており、気泡層内の泡の量も非常に少なくなっているのが観察された。また、気泡層は下部のみで上下に分離しておらず、写真2に示した水道水と同等であった。

これらのことより、直列処理における発泡成分の除去効果は非常に大きく、その処理水は水道水と同様に発泡しないといえる。

第4表 建設費、処理費の試算

Table 4 Estimate on construction and running costs

Process	Unit: Yen		Series
	Ozone oxidation	Activated carbon adsorption	
Construction cost	542 Million	570 Million	922 Million
Running cost per day	153 Thousand	894 Thousand	277 Thousand
Running cost per cubic meter	16	90	28

## 2.4 スライムの発生

本実験期間中、原水槽および原水配管内に藍藻類、原生動物などを中心としたスライムが発生し、特に日照の強い7~9月の夏期にその発生量が増加した。このスライムは成長すると剥離し、SSとなり、汙過機構のないオゾン処理では、処理水の外観を著しく悪化させ、また活性炭処理では汙過抵抗の増大を招くなど、処理水や処理機能に悪影響を及ぼすことが確認された。

実装置では日光がほぼ完全に遮断されるので上記の問題は発生しないと考えられるが、安全のため原水ラインへの塩素注入等を考慮するべきであろう。

## 3. 処理水の再利用

10カ月にわたる本実験期間中、得られた処理水を実際のトイレ用水として再利用した。その結果、オゾン処理水、活性炭処理水、直列処理水とも、利用にあつての不快感はなく、使用者よりのクレームも発生しなかった。また末端器具へのスライムやスケールの付着も観察されず、処理水の再利用には全く問題はなかった。

## 4. 経済性の試算

今までに述べてきた実験結果に基づいて、各処理方法の建設費および処理費の試算を行った。試算結果を第4表に示す。但し、処理費には設備償却費は含んでいない。第4表より、コスト面ではオゾン酸化処理が最も優れている。

一方、処理性能が最も優れている直列処理は建設費は高くなるが、処理費は比較的安価となっている。

なお、試算にあつての設計条件、処理条件および電力・薬品の単価は次のとおりとした。

### 1) 設計条件

- (1) 処理水量: 10 000 m<sup>3</sup>/d
- (2) 原水色度: 120 度
- (3) 処理水色度: 10 度 (但し、直列処理の場合オゾン処理水 15 度、直列処理水 7 度)

### 2) 処理条件

- (1) オゾン酸化処理: オゾン注入率 25 mg/ℓ  
滞留時間 10 min
- (2) 活性炭吸着処理: 空塔速度 3 hr<sup>-1</sup>  
線速度 5.7 m/h
- (3) 直列処理: オゾン注入率 25 mg/ℓ  
滞留時間 10 min  
空塔速度 3 hr<sup>-1</sup>  
線速度 5.7 m/h

### 3) 電力・薬品単価

- (1) 電力: 20 円/kWh
- (2) 排オゾン分解剤: 1 500 円/kg
- (3) 活性炭: 400 円/kg (再生炭使用として)

## 5. まとめ

本実験では、下水処理水をアメニティ用水やトイレ用水などとして再利用するために、オゾン酸化処理、活性炭吸着処理および直列処理の3方法による下水の高度処理を行い、色度除去・消泡効果、長期間運転における水質変動の特性などを調査し、最適処理方法、処理条件および経済性について検討を行った。

その結果次のことが明らかとなった。

### 1) オゾン酸化処理

オゾン注入率 25 mg/ℓ、滞留時間 10 min で平均色度 9 度の処理水が得られ、滅菌効果、消泡効果もあり、建設費・処理費とも最小となる。ただ、原水水質の変動の影響を受けやすく、原水色度が高くなると処理水色度が10~16 度と悪化する場合があった。

### 2) 活性炭吸着処理

空塔速度 3 hr<sup>-1</sup> で平均色度 9 度の処理水が安定的に得られ、消泡効果も大であるが、滅菌効果はなく、また一定の通水量で活性炭が破過に達し、処理費が非常に高くなる。

### 3) 直列処理

オゾン注入率 25 mg/ℓ、空塔速度 3 hr<sup>-1</sup> で、原水の水質変動に対しても安定した、平均色度 7 度の良好な処理水が得られ、消泡効果も非常に大きい。ただ、滅菌効果は活性炭処理工程を含んでいるので優れているとはいえない。

コスト面では建設費は高くなるが、処理費は比較的安価となる。

これらのことより建設費・処理費を最小とし、色度 10 度以下の良好な処理水を得るためにはオゾン酸化処理が適しているといえる。しかし、オゾン酸化処理では、原水の水質変動により、処理水質が悪化することもあるので、より安定した、良質な処理水を確保するためには直列処理が最適の方法である。

## むすび

以上、下水処理水を有効再利用する場合の高度処理の概要について紹介した。都市部での水質源の確保や水辺空間の創造など自然の回復の一手段として、下水処理水の再利用が今後ますます必要となってくると思われるが、本報が何らかの参考になれば幸甚である。

なお、本実験は神戸市よりの委託を受け、神戸市下水道局東部スラッジセンターにおいて行ったものであり、実験を行うにあたり、多方面にわたりご指導、ご協力を賜った神戸市下水道局の方々に感謝申し上げる次第である。

また、本稿の概要は第25回下水道研究会(1988年5月11日)において発表した。

### 【参考文献】

- 1) 建設省「下水処理水循環利用技術指針(案)」
- 2) 福岡市「雑用水道技術指針(案)」
- 3) 河添邦太郎: 新化学工学講座, (1958), 日刊工業新聞社