

SRF測定에 의한 下水슬러지의 脫水 改善을 爲한 오존 效果

黃相容 · 孫鍾烈* · 李鎔成*

東南保健專門大, *高麗大學校 保健專門大

The Effect of Ozone of the Improvement of Dehydration in Treatment of Sewage Sludge Measuring SRF

Sang Yong Hwang, Jong Ryeul Shon* and Yong Sung Lee*

Dongnam Health Junior College

*Junior College of Allied Health Science, Korea University

ABSTRACT

This paper has concentrated on estimating the improvement of sludge dewaterability for the application of ozone in sewage treatment plant sludge. The experiment for the study was conducted by batch reactor, contacting ozone (5.0 g O₃/hr/l) to waste sludge and measured the Specific Resistance to Filtrate (SRF) varying pH, pressure and reaction time of ozone. And then checked the dissolved solids concentration of filtrate.

The results of experiment were as follows :

1. When the total solids concentration of excess sludge was 9,000 mg/l, the optimum injection rate of ozone was 5.0 g O₃/hr/l, and then pressure was 50 cm Hg for the measuring SRF.
2. In the range of pH 3~5, the effect of ozone injection was excellent, but it was unsatisfactory in the range of pH 9~11. Therefore, the ozone injection by acidifying pH level was effective in improving the dewaterability of sludge.
3. It was estimated that the dissolved solids concentration of filtrate was increased in proportion to the injection rate of ozone.

Keywords : Improvement dehydration of sludge.

I. 緒 論

인구가 增加하고 都市化 現象과 産業化로 인해 汚染物質의 양은 점점 증가하고 있다. 이중 家庭에서 배출하는 下水는 人口增加와 더불어 많은 오염물질이 포함되어 있어 하천의 심각한 오염현상을 나타내고 있으며, 이러한 현상을 최소화 하기 위하여 河水處理場을 建設 運營하고 있는 실정이다. 이러한 處理過程에서 최종적으로 발생하는 많은 슬러지는 탈수과정을 거친 후 cake하여도 다시 처리해야 하는 2차 汚染을 야기시키므로 슬러지량을 最小化시키는 技術은 매우 중요하다.

일반적으로 하·폐수처리 후 발생하는 슬러지 處理過程은 豫備操作-濃縮-安定化-改良-殺菌-脫水-乾燥-堆肥化-減熱-減縮-最終處分으로 나눌 수 있다.¹⁾

하수슬러지의 處理를 위해서 濃縮, 消化, 洗淨, 藥品添加, 脫水의 조작이 순차적으로 진행되며, 직접 생슬러지를 脫水하는 경우도 있다. 그런데 슬러지의 處理費는 폐수처리시설의 種類에 따라 全處理費用의 1/2~1/4이 된다. 이중 가장 중요한 부분은 脫水過程이며, 脫水케이크(cake)의 含水率은 대체로 70~90% 정도이다. 脫水된 케이크(cake) 상태의 슬러지는 운반비가 저렴하며, 취급이 용이하고, 燒却시킬 때 熱量이 증가하며, 악취·부패방지 등의 利點이 있다.

슬러지의 脫水性을 향상시키고 케이크량을 감소시키기 위하여, 황산알루미늄, 황산제2철, 황산제1철, 염화제2철 등의 무기염용집제, 고분자용집제, 소석회 등을 사용하거나, 열처리, 동결재용해법, 산처리법 등으로 처리하여 그외에 염소 등을 이용하기도 한다.¹⁾

Table 1. Typical SRF values for various sludges

Sludge	SRF (sec ² /g)
Primary	1.5~ 5.1×10 ¹⁰
Activated	1.0~ 10.0×10 ⁹
Digested	1.0~ 6.0×10 ¹⁰
Digested and coagulated	1.0~ 4.1×10 ⁷

상기와 같은 방법은 탈수효과는 증진시키나 약품투입으로 인해 슬러지량을 증가시켜 cake량을 늘리는 문제점이 있어 오존으로 전처리한 후 처리하는 것이 효과적이다. 오존은 수질관리 측면에서 산화제로서의 높은 활성으로 인하여 처리효과가 높으며 Fe, Mn으로 인한 색도제거, 맛, 냄새, 병원성 세균제거에도 효과적이다. 폐수처리에 적용 경우에는 phenol을 제거하며, ABS와 같은 계면활성제 제거와 3차 처리 등에도 이용되고, 슬러지를 처리하는 경우에는 2차 슬러지에서 유기물을 휘발시켜 슬러지량을 감소시킬 수 있으며, 박테리아와 유기물을 오존으로 처리함으로써 재순환하여 사용할 수 있다.

이와 같이 前處理된 슬러지는 진공여과, 가압여과, 원심분리 등에 의하여 脫水되며, 脫水 정도는 SRF (Specific Resistance to Filtration) 또는 CST(Capillary Suction Time)으로써 나타낸다. 일반적으로 탈수성능을 나타내는 SRF는 슬러지의 고형물을 진공여과하여 cake로 만들 때 형성되는 filter cake의 저항 측정치를 말하며,²⁾ 脫水特性이 좋으면 SRF의 값이 낮으며, 脫水特性이 나쁘면 SRF의 값이 높게 나타난다.

SRF에 대하여 관련된 식을 정리하면 다음과 같다.²⁾ 여과재 위에 형성된 케이크를 통과하는 액체의 層流(laminar flow)일 때 變形된 Poiseville 式을 적용하면

$$\frac{dv}{dt} = \frac{P_T A}{\eta} \frac{1}{(R_c + R_m)} \quad (1)$$

- 여기서, V : 여액의 부피(volume of filtrate)
- t : 시간(time)
- A : 여과면적(filtration area)
- P_T : 여과재와 케이크 사이의 총 압력차
- η : 액체의 밀도
- R_c, R_m : 필터 케이크(filter cake)와 필터 매디아(filter media)의 유체의 저항치

(1) 式에서의 R_c를 퇴적하는 케이크의 양과 비례한다고 가정하면

$$R_c = r^* w \quad (2)$$

여기서, w : 건조 固形物의 양/여과 표면적
r* : Specific Resistance to Filtration

式(2)를 式(1)에 代入하면

$$\frac{dv}{dt} = \frac{P_T A}{\eta} \frac{1}{(r^* w + R_m)} \quad (3)$$

여과재 보다 케이크에서의 저항이 클때 壓力差가 주로 케이크에서 일어난다고 하면

$$\frac{dv}{dt} = \frac{1}{\eta r^* w} \quad (4)$$

회분식 여과공정에서 단위면적당 형성된 케이크의 양은 시간의 함수이다. 그러므로 여액의 부피(v)는 시간 t에 대해 (5)式과 같이 관련된다.

$$wA = C^* v \quad (5)$$

여기서 C* : 여액의 단위용적당 형성되는 乾燥 固形物量 물질수지의 개념으로부터 C*는 (6)式과 같이 나타낼 수 있다.

$$C^* = \frac{1}{\left(\frac{1}{w_s} - \frac{1}{\bar{w}_c}\right) \frac{1}{\rho_f}} = \frac{w_s}{\left(1 - \frac{w_s}{\bar{w}_c}\right) \frac{1}{\rho_f}} \quad (6)$$

- 여기서, w_s : 여과 가능한 固形物의 乾燥量/원시료 현탁액
- \bar{w}_c : cake의 평균 乾燥 固形物
- ρ_f : 여과액의 密度

式(4)와 (5)를 合하여 적분하면

$$\frac{1}{v} = \frac{\eta r^* C^*}{2A^2 P_T} v \quad (7)$$

실제로 SRF의 값은 t/v와 v를 圖出함으로써 얻어진 직선의 기울기인 b의 값에 의하여 결정된다. 式(7)로부터

$$b = \frac{\eta r^* C^*}{2A^2 P_T} \quad (8)$$

따라서

$$r^* = \frac{2A^2P_T}{\eta C^*} \cdot b \quad (9)$$

그러나 식(9)는 엄격하게, 固形物을 압축할 수 없는 현탁액일 경우에만 적용될 수 있다고 많은 연구자들에 의하여 지적되어 왔다. 固形物을 압축할 수 있는 경우, 형성되는 케이크내에서는 固形物의 濃度變化가 일어난다. 이 경우에 측정된 SRF는 실제로는 케이크내에서 變化되는 연속적인 값들의 평균치이다. Gale은 이런 한계점에 대하여 연구한 결과, 평균 비저항의 개념을 사용하여 "압력과 관련하여 케이크를 통한 比抵抗의 變化는 全 케이크에 대한 平均 比抵抗의 變化는 全 케이크에 대한 平均 比抵抗의 壓力에 대한 變化와 같다."라는 假定下에 다음 (10)식과 같이 표현하였다.

$$\bar{r}^* = \frac{2A^2P_T}{\eta C^*} \cdot b \quad (10)$$

微生物의 增殖環境과 관련된 활성슬러지의 濾過特性에 관한 연구에서 Yeun 등³³⁾은 슬러지의 濾過特性은 폐수의 C/N比와 공정제어 變數들과 함수관계에 있으며, 濾過特性을 나쁘게 하는 원인으로는 포기조內에서의 장시간 체류로 인한 슬러지의 過多成長, 또는 섬유조직과 微細 유기물의 증가가 있으며, 細胞外로의 生體高分子의 大量分泌로 인한 슬러지 周邊의 表面電荷 생성 등을 들 수 있다고 보고하고 있다.

또한 질소 함유량이 많은 활성슬러지가 질소 함유량이 적은 슬러지에 比하여 동일한 條件下에서 보다 좋은 脫水特性을 갖는다고 하였다.

脫水特性에 대한 입자크기의 影響에서, 脫水特性의 가장 큰 차이는 입자크기가 다르기 때문이며, 서로 다른 슬러지의 형태에서 SRF값이 다른 것은 입자크기가 다르기 때문이라고 한다.³⁴⁾

그외에 슬러지의 混濁에 대한 影響은 입자의 微細化로 인하여 脫水特性이 나빠지며, pH가 산성일 때 SRF값이 낮아서 脫水가 잘된다. 그러나 pH가 다르다해도 입자크기가 같다면 SRF값은 같아진다. 또한 극단의 pH에서 입자크기가 SRF값은 비례하지 않으며, 용해물질 또는 콜로이드물질은 脫水에서 나쁜 影響을 준다고 보고되어 있다.

下水슬러지에 대한 열처리의 연구결과³⁵⁾에 의하면, 열처리하는 슬러지의 분산유기물의 용해성을 증가시키므로 SRF값이 일단 감소하나 용해성이 일정하게 되면 SRF값은 더이상 감소하지 않는 것으로 나타

났으며, 산성에서 열처리할 때 SRF값이 감소하며 충분히 소화된 슬러지는, 알칼리성이므로 불충분하게 소화된 슬러지보다 脫水가 어려우며 실제로 낮은 pH에서의 열처리온도는 부식 등의 원인으로 脫水가 어렵다고 한다.

슬러지를 염소처리할 경우, 모든 슬러지(생슬러지, 호기성 소화슬러지, 혐기성 소화슬러지)는 염소처리에 관계없이 pH가 낮을수록 여과가 잘되며,³⁶⁾ 염소투여량의 증가는 比抵抗에 影響을 주나 지나친 염소투여는 逆效果를 일으킨다. 또한 혐기성 소화슬러지에서는 염소처리 효과가 비교적 작게 나타난다.

下水處理場 등에서 오존을 이용할 경우에 발생기 부분에 산소를 공급할 때에는 비용이 많이드나 공기를 공급하면, 생산비가 낮아지며 plant의 크기와 위치, 處理水의 量과 質에 의하여 비용이 결정되며, 운전이 용이하고, 動力費외에는 운전비가 없으므로 低廉하며, 處理場 面積을 극소화 시킬 수 있는 長點이 있다.³⁷⁾

溶存有機物質에 대한 오존의 반응율은 용액 중에 吸收된 오존의 濃度보다는 分解되는 오존의 量에 의해 결정된다.³⁸⁾ 오존의 分解는 pH가 낮을 때 그리고 온도가 비교적 높을 때 잘되며, 입자의 콜로이드 性質을 파괴하여 micelle을 형성하므로 濁度보다는 分解되는 오존의 量에 의해 결정된다.³⁹⁾ 오존의 分解는 pH가 낮을 때 그리고 온도가 비교적 높을 때 잘되며, 입자의 콜로이드 性質을 파괴하여 micelle을 형성하므로 濁도를 증가시키고, 응집침전의 效率를 극대화 시키며 슬러지 생성량을 감소시킨다고 알려져 있다. 낮은 濃度로 注入할 때는 작은 濁質粒子가 제거되고 큰 粒子가 증가하는 경향이 있으나 높은 濃度로 注入할 때는 이와 반대현상을 보인다.

R. Davison⁴⁰⁾은 슬러지 處理에 오존을 사용하여 2차 슬러지에서 유기물을 휘발시키며, 박테리아와 유기물을 오존으로 처리함으로써 再循環하여 사용할 수 있다고 하였다.

本 研究에서는 都市 下水處理場에서 下水를 생물학적으로 처리하는 過程에서 생성되는 폐슬러지 처리 脫水能力을 높여 cake 發生量을 최소화 시키기 위한 方法으로 오존을 사용하여 오존반응시간, pressure, pH 變化에 따른 매시간당 SRF를 測定하여 脫水效果를 分析하고 이때 脫水濾液의 고형물 濃度에 대해서도 검토함으로써 슬러지 處理方法을 改善하는데 있다.

II. 實驗方法

實驗에 사용한 실험장치중 가장 중요한 오존 발생裝置는 공기를 注入시켜 無聲放電시키는 방법을 이용하였다. 발생된 오존은 散氣管을 통하여 반응기 내부로 分散 注入시켰다. 오존의 흡수율은 試料에 따라 다르나 散氣管 방식은 그 흡수율이 50~80%이며 Schönbein法을 사용하여 5.0 g O₃/hr가 溶解하여 吸收됨을 확인하였다.

反應 裝置는 직경 200 mm, 높이 500 mm의 유리 용기에 온도와 pH 자동 측정장치를 밀폐된 반응기에 이용하였으며 사용한 슬러지 량은 1.5 l이었다. 排出管은 환원제로 사용한 수산(oxalic acid) 용액조에 연결하여 잉여 오존을 환원시켜 處理함으로써 오존 특유의 냄새를 방지하도록 만들었다.

SRF를 측정하기 위한 진공여과장치는 Büchner funnel을 진공 adapter와 눈금 cylinder에 연결하고 vacuum pump를 설치하였으며, 압력측정을 위해 수은 압력계를 설치하였다. 濾過紙로는 Whatman No. 1 여과지를 사용하였다. Büchner funnel의 內徑은 7 cm인 것을 사용하였으며 눈금실린더의 용량은 200 ml이다.

사용한 슬러지는 가정하수를 활성슬러지법으로 處理하는 서울시내 C 하수처리장의 폐슬러지를 채취하여 好氣性 반응기에서 합성폐수로서 성장조건을 유지시키며 사용하였다.

여기서 나오는 試料를 1회에 1.5 l씩 사용하여 진한 H₂SO₄와 1 N-NaOH 용액으로 pH를 조정한 후 1 분간 교반시켜 완전히 혼합되어 pH가 안정되면 반응기에 옮겨서 오존을 주입시키기 시작하여 오존주입량, pressure, pH 변화에 따른 매시간당 SRF를 측정하고 이때 여액의 고형물 농도도 측정하였으며, 탈수여과의 압력효과에 대해서도 실험하여 SRF 측정시 진공압력을 구하여 오존반응으로 인한 탈수성능을 검토하였다.

SRF 측정시 眞空 濾過壓力은 20 cm Hg로 조정하였으며, 試料를 정확하게 200 ml 채취하여 壓力을 가함과 동시에 초시계로 여과액 10 ml를 기준으로 여과시간을 측정하였으며, 여과가 거의 끝나는 20 초마다 1방울씩의 여액이 떨어지기 시작하는 순간을 總濾過 시간으로 하였다. SRF 측정을 위한 試料의 保存은 5°C에서 48시간 貯藏하였다.

濾過紙는 funnel의 內徑에 맞게 잘라내어 면적을 정확히 계산해둔다. 여액의 粘度는 우베로오데형 점도계를 사용하여 측정하였다. 점도계의 常數를 온도에 따라 求한 후 여액의 비중을 측정하여 粘度를

계산하였다.

케이크의 固形物 濃度는 수질오염 공정시험법⁶⁾에 준해 105°C에서 1시간 건조시킨 여과지로 여과한 후의 固形物을, 위의 조건에서 건조한 후 방냉하여 평량한다.

本 實驗에서 사용한 試料의 總 固形物 濃度는 약 9,000 mg/l였으며, SV₃₀은 45% 그리고 試料의 pH는 7.2이었다. 실내온도는 18°C이었다.

III. 結果 및 考察

오존주입에 의한 하수슬러지의 脫水特性을 파악할 수 있는 SRF를 測定하기 위하여 SRF에 대한 이론적 考察을 해보았으며, 이를 根據로 하여 SRF 측정치에 影響을 미치는 pressure, pH, 그리고 오존 反應時間에 따른 實驗을 검토한 結果는 다음과 같다.

먼저 濾液의 溶存 固形物 濃度, 濾過시간 및 SRF값에 미치는 壓力의 影響을 檢討한 結果를 Fig. 1, 2 및 3에 각각 나타내었다.

Fig. 1에서 壓力에 따른 濾液의 溶存 固形物 濃度變化는 거의 없는 것을 알 수 있었으며, Fig. 2에서 總 濾過時間은 50 cm Hg부근에서 급격히 變하는 것을 알 수 있었다. Fig. 3에서는 壓力이 높을수록 SRF값도 높아져 脫水特性이 나빠짐을 알 수 있었다.

이상의 결과로부터 SRF값의 측정을 위한 壓力으로는 50 cm Hg 이하의 壓力이 적합하다는 것을 알았다.

Fig. 4은 壓力을 30~76 cm Hg의 범위에서 여러 가지로 變化시켰을 때 여액량에 대한 t/v를 圖示한 것이다. Fig. 4의 각각의 壓力에 대한 직선의 기울

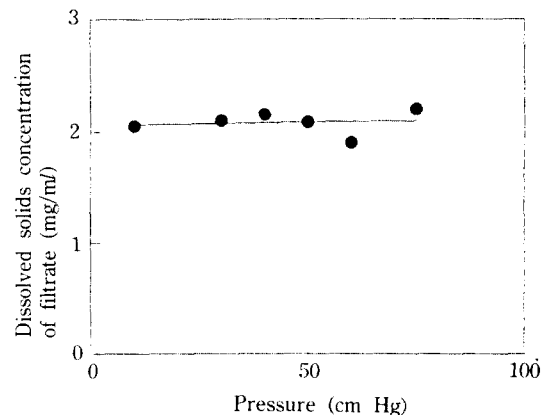


Fig. 1. The effect of pressure on the dissolved solids concentration of filtrate.

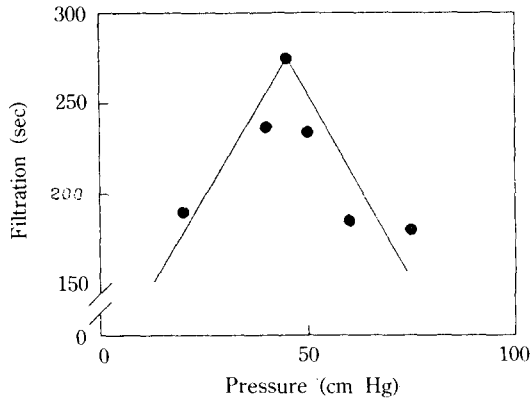


Fig. 2. The effect of pressure on the filtration time.

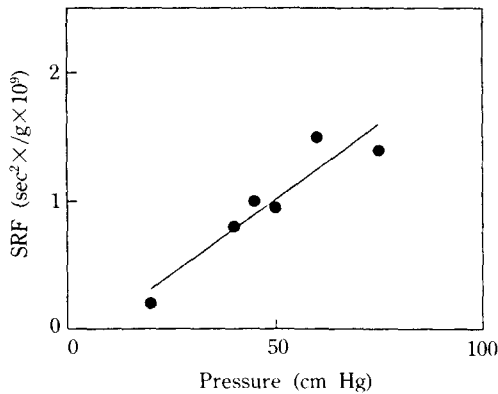


Fig. 3. The effect of pressure on the SRF.

기로부터 求한 b값을 Table 2에 나타내었다.

Table 2에서 壓力이 증가하면 기울기 b값이 작아지는 것을 보여주고 있다. 즉, 壓力이 적을수록 여과에 걸리는 시간은 많이 소요된다. 여과가 거의 끝날 무렵 케이크가 형성되어 거의 굳기 시작하면, 완만한 곡선을 이루면서 상승하므로 b값을 求하기 위하여 여액량이 40~50 ml인 범위에서 계산에 의해 결정하였다.

Table 3은 여러 가지 pH에서 反應時間(O₃ 接觸時間)에 따른 SRF測定의 結果를 정리한 것이고, Fig. 5는 이를 圖示한 것이다. Fig. 5에서 보는 바와 같이 슬러지에 오존을 注入시킬 때 pH가 酸性이면, SRF값이 서서히 감소하여 脫水特性이 좋아졌다. 그러나 中性에서 알카리성으로 液性이 변함에 따라 SRF값이 增加하는 경향을 보이며, 오존주입량에도 민감한 反應을 보여 60분에서의 SRF값은 오히려 높아지며 逆效果를 일으켰다. 계속 반응하여 120분,

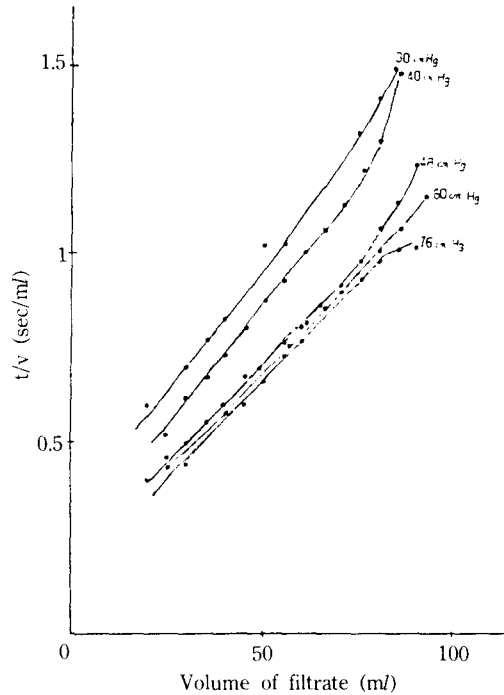


Fig. 4. t/v vs. volume of filtrate on various pressure.

Table 2. Values of b calculated from Fig. 4 on various pressure (P)

	P (cm Hg)	b
1	76	0.010
2	60	0.011
3	48	0.012
4	40	0.013
5	30	0.014

Table 3. The experimental results of SRF and reaction time in the range of variable pH

pH	SRF sec ² /g × 10 ⁹				
	3.0	5.0	7.0	9.0	11.0
0	0.9832	1.4042	0.3576	0.5276	—
60	0.6894	0.9214	0.3248	0.7844	0.9876
120	0.6472	0.8862	0.3026	0.7826	0.9264
180	0.6246	0.8746	0.2914	0.6872	0.7816

*R.T.: reaction time.

180분이 되었을 때, SRF값은 약간 낮아지나 原狀態에서의 SRF값과 비교할 때 오존주입의 效果기

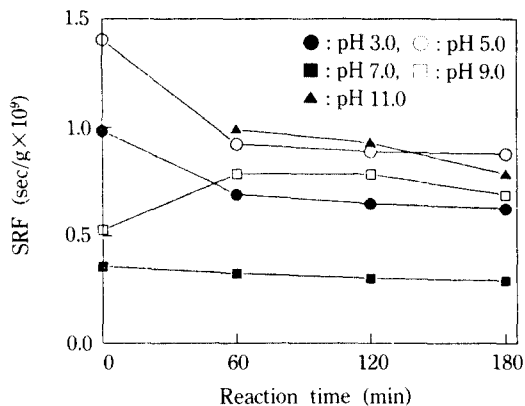


Fig. 5. SRF vs. O₃ reaction time in range of variable pH.

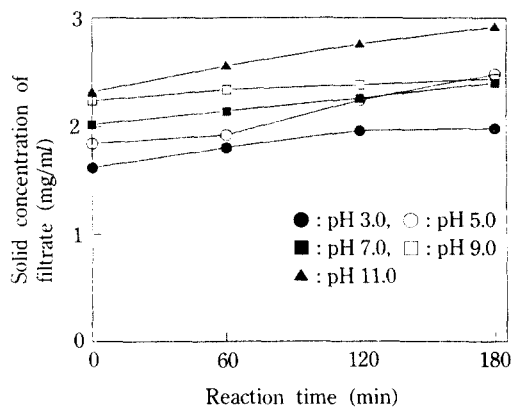


Fig. 6. Dissolved solids concentration of filtrate vs. O₃ reaction time in the range of variable pH.

Table 4. The results of solid concentration of filtrate and reaction time in the range of variable pH

D.S.C.F. (mg/ml)	pH				
	3.0	5.0	7.0	9.0	11.0
0	1.62	1.84	2.02	2.24	2.32
60	1.80	1.92	2.14	2.34	2.56
120	1.96	2.24	2.26	2.38	2.76
180	1.98	2.48	2.40	2.44	2.92

*D.S.C.F. : dissolved solids concentration of filtrate.

거의 없는 것을 알 수 있었다.

오존은 分子의 콜로이드 性質을 破壞하여 응집침전의 效率을 높이는 性質이 있는 것으로 알려져 있다. 그러므로, 낮은 濃度로 注入하였을 때는 입자가 커져서 脫水特性이 좋아지나, 높은 濃度에서는 逆效果를 일으켜, 微細粒子的 形成이 SRF값을 증가시킨다.^{10, 11)}

오존을 사용할 때는 최적의 오존량만을 注入시키는 것이 좋으며, 本 實驗에서 사용한 廢水의 잉여 슬러지의 경우, 5.0 g O₃/hr//로서도 충분한 效果를 얻을 수 있었으나, 실제 운영시에는 각 슬러지의 特性에 따라 실험분석하여 SRF를 구하여 오존주입량을 결정하는 것이 좋다.

활성슬러지의 floc 内部에는 수분이 包含되어 있으며 floc 주위에는 부착수가 부착하고 floc 사이에는 결합수가 있어서 이들 수분을 제거하는 것이 궁극적인 脫水이며,¹²⁻¹⁴⁾ 이 이론을 근거로 하여 진공여과시 케이크의 수분함량과 그외의 물리적인 요소를 측정하여 SRF값을 구한 결과, 현탁액 試料의 입자가 클수록 脫水特性이 좋다고 생각할 수 있다.

본 實驗의 경우 pH 酸性에서 오존을 注入시켰을 때 SRF값이 낮아져 脫水性能이 增加하는 것은 粒子的 크기가 커져 凝集이 잘되기 때문이라고 생각된다.

이와는 반대로 강알카리성(pH 11)일 때 반응 초기에는 脫水特性은 매우 나빠서 여과가 전혀 不可能한 Blinding 現象¹⁵⁾이 일어나서 SRF측정이 不可能하였다.

일반적으로 알카리성일 때의 脫水特性은 좋지 않은 것으로 알려져 있으나 本 實驗에서는 試料를 알카리성으로 조절하였을 때 오존반응 없이도 좋았다. 이것은 SRF와 입자크기의 밀접한 관계에 있어서 알카리성일 때 입재가 응집되어 커지므로 脫水特性이 좋아지기 때문인 것으로 생각된다. 그러나, 여기에 오존을 1시간 注入했을 때는 작은 입자로 깨어져서 SRF값이 높아졌으나, 2시간 이상의 반응에서는 오존 분해작용으로 다시 입자가 커져 SRF값이 낮아지고 脫水特性이 좋아지는 결과를 얻었다.

Table 4은 pH 변화에 따른 O₃ 반응시간과 濾液의 溶存 固形物 濃度를 측정된 것이고 Fig. 6은 이것을 圖示한 것이다. Fig. 6에서 pH 增加와 오존 反應時間이 길수록 濾液 中の 溶存 固形物 濃度가 점점 증가하는 것을 알 수 있었다.

이것은 오존의 注入으로 슬러지 粒子들의 colloid 性質이 破壞되어 固形物의 量이 增加한 現象으로 脫水性能이 좋아진 것을 보여주고 있다.

IV. 結 論

下水를 생물학적으로 處理하는 過程에서 발생하는

슬러지의 脫水特性을 改善하기 위하여 오존을 사용하여 적정한 오존주입량을 구하고 脫水性能을 評價하는 SRF 측정치에 影響을 미치는 因子인 pressure, pH 그리고 濾液의 固形物 濃度變化에 대해 實驗, 檢討한 結果 다음과 같은 結論을 얻었다

- ① Filtration time와 pressure 關係에서 壓力 50 cm Hg에서 濾過時間이 가장 길었으며, 이는 SRF測定을 위한 壓力으로는 50 cm Hg 이하가 적합하다는 것을 나타내는 것이다.
- ② 슬러지의 脫水性能은 오존주입량의 影響을 많이 받으며, 試料의 總 固形物 濃도가 약 9,000 mg/l일 때, 5.0 g O₃/hr/l의 注入이 적당한 것으로 나타났다.
- ③ pH가 산성일 때(pH 3~5) 오존주입의 效果가 좋으며, 알칼리성일 때는(pH 9~11) 오존주입에 대한 效果가 좋지 않았다. 따라서 液性을 酸性으로 하여 오존을 주입시키는 것이 脫水性能을 增加시키는데 効果적이다.
- ④ 추출되는 濾液의 固形物 濃도는 SRF 측정치와 비례하였으며 오존 注入量의 增加에 따라 높아짐을 알 수 있었다.

참고문헌

- 1) 조영일 외 : 폐수처리공학, 600-605, 동화기술, 1987.
- 2) Kavanagh, B. V. : "The Dewatering of Activated Sludge : Measurements of SRF & CST," *Wat. Pollut. Control*, **79**, 388, 1980.
- 3) Philip, Rs. Karr and Thomas, M. Keinath, "Influence of Particles Size on Sludge Dewaterability," *Journal WPCF.*, **50**(8), 1911, 1978.

- 4) Yeun, C. Wu, Smith, D. and Richard, Novak : "Filtrability of Activated Sludge in Response to Growth Conditions", *Journal WPCF.*, **54**(3), 444, 1982.
- 5) Everett, J. G. : "The Effect of pH on the Heat Treatment of Sewage Sludge," *Water Research.*, **8**, 899, 1974.
- 6) William, H. Sukenik, Paul, H. King and John. W. Oliver : "Chlorine and Acid Conditioning of Sludge," *Journal of the Environmental Engineering Division, Dec.*, 1013, 1977.
- 7) Somendu, B. Majumder and Otis, J. Sproul : "Technical & Economic Aspects of Water & Wastewater Ozonation", *Water Research.*, **8**, 253, 1974.
- 8) Hewes, C. G. and Davison, R. R. : "Kinetic of Ozone Decomposition & Reaction with Organic in Water," *AIChE Journal.*, **17**(1), 141, 1971.
- 9) 환경처 : 수질오염농성시험법, 1992.
- 10) Metcalf and Eddy : "Wastewater Engineering," 2nd Ed., p.642, Mcgraw Hill Boston, 1979.
- 11) Glenn, R. W., Judkins, J. F. and Morgan, J. M. : "Filtrability of Water-Treatment Plant Sludge," *Journal AWWA.*, **65**, 414, 1973.
- 12) Carman, P. C. : "A Study of the Dewatering of Filtration Part I," *Journal of the Society of Chemical Industry, Sep.*, 280T, 1933.
- 13) Carman, P. C. : "A Study of the Dewatering of Filtration Part II," *Journal of the Society of Chemical Industry, Jan.*, 160T, 1934.
- 14) Carman, P. C. : "A Study of the Dewatering of Filtration Part III," *Journal of the Society of Chemical Industry, Sep.*, 302T, 1934.
- 15) "The Blinding Problem," *Chem. Oct.*, 106 B136, 1968.