

## Sludge Returned CMAS에 의한 전기부속품제조공장 폐수처리

김남천 · 이시진\*

서울보건전문대학 환경공업과, 경기대학교 환경공학과\*

**Electrical Accessory Wastewater Treatment by Sludge Returned CMAS. Nam-Cheon Kim and Si-Jin Lee\*.** \*Department of Environmental Engineering, Seoul Health Junior College, Sungnam 461-250, Korea, Department of Environmental Engineering, Kyonggi University, Suwon 440-760, Korea - Sludge Returned CMAS process was applied to treat the wastewater from electric accessory manufacturing company while this type of wastewater was usually treated by chemical process. This result show that the removal rate of TCOD was about 70~80% regardless of hydraulic retention time. On the contrary, the removal rate of BOD was obtained in a range of 77~92% depending on hydraulic retention time. In order to remove more than 80% of organic materials with the proposed process, the F/M ratio should be maintained below 0.17. In this case, the calculated value of organic removal rate,  $K_m$ , was calculated to be  $1.26 \text{ hr}^{-1}$ , and the ratio of cell synthesis/total energy was 0.32 and 0.26 for COD and BOD base, respectively. The yield coefficient was calculated to be 0.242 and the half velocity coefficient was  $0.3 \text{ hr}^{-1}$ . The value of endogenous respiration coefficient was  $0.02 \text{ hr}^{-1}$ . The measured effluent BOD concentration, MLSS concentration in aeration tank, oxygen uptake rate, and sludge production were matched relatively well with the calculated values using above coefficients. In order to optimize the dewatering of sludge, the hydraulic retention time was recommended to be 15.6 hrs. These results indicate that the wastewater from an electric accessory manufacturing company can be treated safely with a biological process.

연마제, 송진, 접착제, 방침제, 절삭유, 광택제, 세제류, 등유, 윤활유, 탄소가루, 가성소다, 황산, 붕산을 부원료로 해서 voltage controller와 temperature controller 등을 제조하는 산업장의 폐수에서 유기계, 무기계의 유해물질이 다량 배출된다. 이들 물질을 대상으로 물리, 화학적으로 처리할 경우 처리효율이 낮을 뿐만 아니라 처리비용도 증가하게 된다.

따라서, 본 연구에서는 해당 산업체의 폐수를 대상으로 실험실에서 소규모 폐수반응조를 제작하여 20°C에서 활성오니법으로 유기물 부하량(F/M, Food to-Microorganism), 수리학적 체류시간(HRT, Hydraulic Retention Time) 등의 설계요소를 변화시켜 처리수의 수질을 비교한 것은 물론 슬러지생산량 산출과 탈수성을 검토하고 효율적인 폐수처리장의 운영관리방법을 도출하였다.

을 제조하는 전문산업체로부터 얻었다. 당 업체의 하루 폐수발생량은 약 400여톤에 이르며 지금까지는 수산화응집침전법에 의한 화학적처리에만 의존하여 수질환경보전법의 기준이상으로 처리되어 많은 문제점을 지니고 있었다. 본 연구를 위해 채수된 폐수시료의 성상은 Table 1과 같다. 폐수원수의 색깔은 진한 회색이었고 약간의 부유물질이 보였다. 채수시의 pH는 9.8-11.6으로 알칼리성이었으며, COD는 평균 317.8 mg/L, BOD는 113.6 mg/L, SS는 110.1 mg/L이었으며, 이 중 VSS는 55.6 mg/L이었다. BOD/COD, VSS/SS의 비는 각각 0.35와 0.5였다. 중금속 항목에서는 불소, 총크롬, 아연, 구리가 검출되었으나 구리를 제외하고는 수질환경보전법상의 규제치 이하 농도였고, 구리와 N-Hexane, LAS 농도

### 실험재료 및 방법

#### 폐수시료조제와 성상

실험에 사용된 폐수시료는 다종의 전기재료 및 부속품

\*Corresponding author

Tel. 82-331-40-7625, Fax. 82-331-254-4905

E-mail: sjlee@kuic.kyonggi.ac.kr

Key words: Electrical accessory wastewater, Sludge returned CMAS, Substrate removal rate, Endogenous respiration coefficient, Cell yield coefficient, Oxygen uptake

**Table 1. Characteristics of the wastewater used in this experiment**

Item	conc. (mg/L)	Item	conc. (mg/L)
pH	9.8-11.6 ( 10.6)	LAS	8.1-14.7 (11.4)
TCOD	256-409 (317.8)	N-Hexane	327-550 (432)
BOD	78-176 (113.6)	F	1.2-1.54 (1.4)
SCOD	183-340 (258.1)	Cr	0.24-0.34 (0.29)
TBOD	78-176 (113.6)	Zn	0.31-0.56 (0.42)
SBOD	64-126 ( 99.8)	Cu	1.86-3.49 (2.53)
SS	51-248 (110.1)		
VSS	11- 82 ( 55.6)		

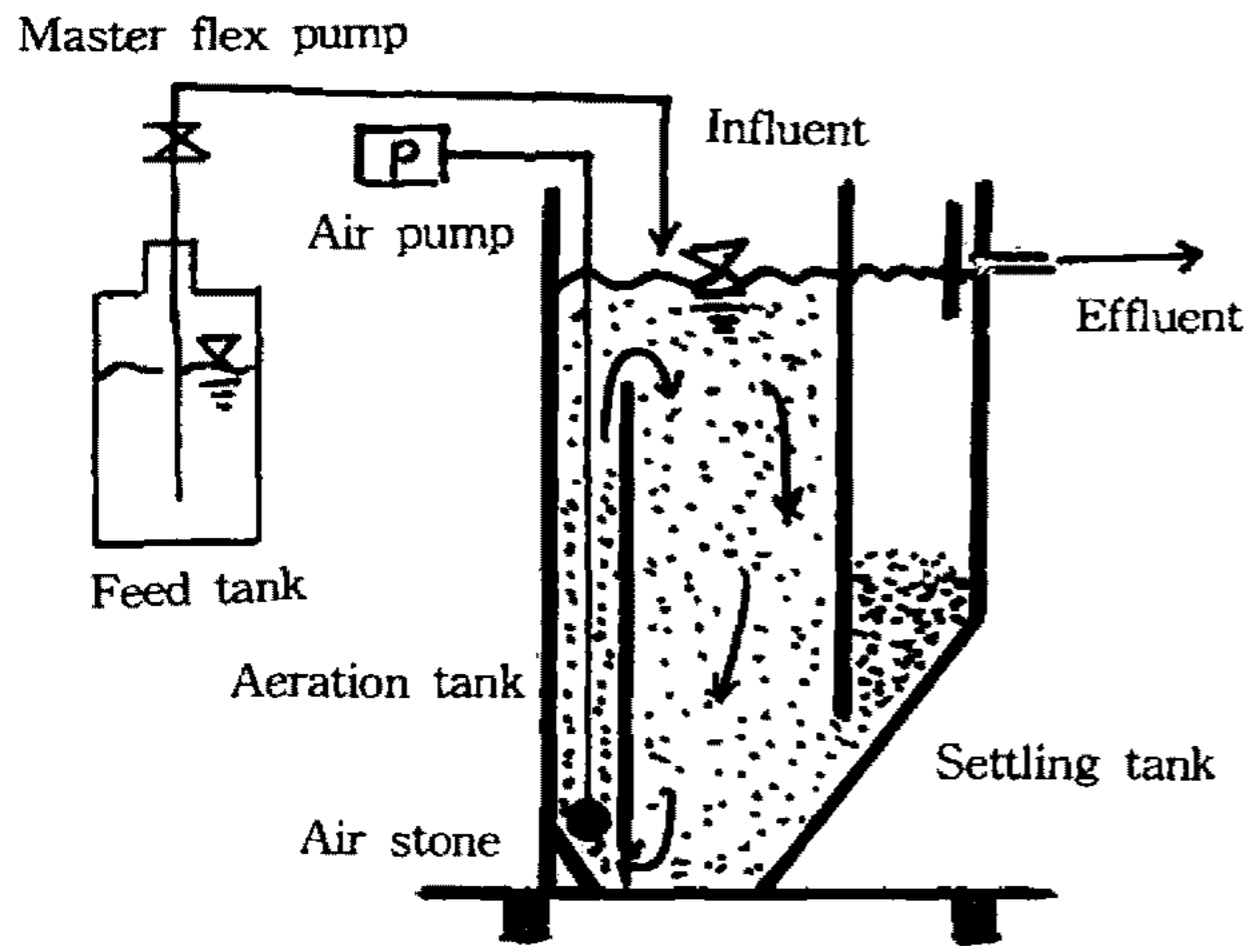


Fig. 1. The schematic diagram of the experimental reactor.

는 상당히 높은 농도를 나타내었다. 폐수시료의 BOD:N:P의 비를 조절하기 위해 BOD에 대해 질소원은 염화암모늄( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ), 인원은 인산칼륨( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ )으로 100:5:1의 비율이 되도록 계산하여 첨가하였고, 원폐수의 pH는 0.1 N 황산을 사용하여 pH 7.0으로 조정하였다.

폐수시료는 변질을 막기 위해 5°C로 유지되는 대형 냉장고에 보관하여 반응조의 유입수로 활용하였으며 폐수시료는 본 실험을 위하여 공장에서 간헐적으로 채수하였다.

### 반응조 장치

본 실험을 수행하기 위해 Fig. 1에 sludge returned CMAS 반응조가 中眞(1)의 문헌을 근거로 하여 5 mm 두께의 투명한 아크릴판으로 제작하였다.

내포기조 용량은 2 L, 침전지의 용량은 약 0.7-0.8 L이며 침전지의 슬러지가 자동적으로 포기조로 반송되도록 제작되었다. 포기조에는 공기와 폐수가 균등한 상향류 혼합이 이루어지도록 하부에 어항용 산기관을 고정설치하였다. 유입되는 폐수시료의 변질을 막기 위해 냉장고에 200 L 용량의 폐수시료 보관조를 넣고 4°C로 일정하게 유지시켰다. 각 반응조에 폐수시료의 정량공급을 위해 폐수 이송용 미량정량주입펌프(Master flux feed pump, Cole parmer Co. USA)를 사용하였으며 공기주입은 에어콤프레샤(Model AC 0602-A 1003-Medo, Co. Japan)를 사용하였다. 일정한 공기공급을 위해 공기조정기(MDA scientific model No. 1355 CAI EI BAA, USA)를 설치하였다. 모든 반응조들은 디지털 온도제어장치가 부착된 대형냉각조절상자에 설치하여 반응온도가 일정하게 유지되도록 했다.

### 반응조 운전

기존 하수처리장의 반송슬러지를 이용하여 MLSS농도를 2000 mg/L로 조정하여 4개의 반응조에 각각 나누어서

넣고, 20°C로 유지된 대형 냉각조절상자에 설치하였다.

도시하수슬러지에 폐수시료가 적응되도록 1일 2회 주입하는 semi-continuous로 7일간 운전하였다. 이때, 첫째날에는 100 mL, 이후 매일 100 mL씩 증가하여 폐수시료를 주입시켰다. 7일 후에는 각 반응조에 유량이 계획된 양으로 주입되도록 유량펌프를 작동시켰다. 운전 중에 포기조의 pH는 7.0이 되도록 황산과 가성소다로 조정하였으며 pH 변화를 완충하고자 폐수시료 1 L에  $\text{NaHCO}_3$ 를 0.2 g 첨가하였다. 포기조의 MLSS 농도는 2000 mg/L 정도가 되도록 유지하였다.

한편, 포기조의 pH와 포기조의 온도는 매일 측정하였으며 MLSS, MLVSS, 유입수, 처리수의 TCOD, SCOD, TBOD, SBOD는 2-3일 간격으로 측정하면서 운전하였고, HRT별 oxygen uptake는 steady-state일 때 3-4회 측정하였으며 슬러지의 탈수성 실험인 비저항계수(specific resistance)는 잉여슬러지의 농축액을 대상으로 2회 측정하였다. 유입유량은 펌프를 이용하여 일정량이 주입되도록 하였으나 정확한 유입량을 알기 위해 반응조의 처리수를 매일 집수하여 측정하였다.

### 수질분석방법

모든 수질분석은 수질환경공정시험법(2)에 의해 분석되었고, COD는  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  reflex method에 의하였으며 SS, VSS, MLSS, MLVSS 측정은 gelman type a glass fiber filter와 진공펌프(fisher scientific 1/3 HP)를 이용하였다. 용존산소 섭취율은 YSI oxygen meter로 측정하였다. 슬러지 침전성과 탈수성 및 내호흡계수는 金(3), 崔(4) 하수시험방법(5)에 준하였다. 그리고, 포기조내의 미생물상은 현미경으로 수시로 관찰하여 처리상태를 주시하였다.

## 결과 및 고찰

### 활성슬러지의 적응기간과 미생물상

도시하수슬러지에 폐수시료의 최대 유입유량이 8.89 L/d이었으며, F/M비가 0.25인 반응조에서 약 17일만에 steady-state에 도달하였으며, F/M비가 적을수록 적응기간이 길게 요구되었다.

한편, 운전초기에는 free-swimming ciliates와 rotifer stalked ciliated의 원생동물이 다수 관찰되었으나 폐수시료에 적응됨에 따라 슬러지 상태가 양호할 때 출현되는 *Vorticella*, *Epistylis*, *Aspidisca* 등이 보였다. 또한, 운전초기에 포기액의 색깔은 짙은 갈색이었는데 점차로 그 색깔은 옅어졌다.

### 처리수의 수질과 유기물질 제거효율

각 반응조의 steady-state 조건에서의 운전결과가

**Table 2. Summary of the operation results**

Reactor	A	B	C	D
HRT (hrs)	5.40	7.89	15.60	30.80
SRT (days)	3.19	4.41	7.33	8.85
Q (L/d)	8.89	6.08	3.07	1.56
Aeration tank				
pH	6.6	6.2	6.2	6.1
MLSS (mg/L)	2,644	2,184	2,067	2,041
MLVSS (mg/L)	1,983	1,662	1,527	1,375
SVI	21.5	19.4	19.0	18.2
Effluent (mg/L)				
TCOD	96.2(69.7)	92.2(71.0)	76.3(76.0)	69.3(78.2)
SCOD	65.5(74.6)	64.1(75.2)	51.7(80.0)	50.7(80.4)
TBOD	25.4(77.6)	22.2(80.5)	15.7(86.2)	9.1(92.0)
SBOD	11.9(88.1)	9.6(90.4)	8.2(91.8)	4.9(95.1)
SS	42.2(61.1)	20.7(81.2)	15.2(86.2)	11.5(89.5)
Remark				
S/W (mL)	485	396	250	217
F/M	0.25	0.17	0.08	0.04
S/TE	0.224	0.196	0.139	0.081

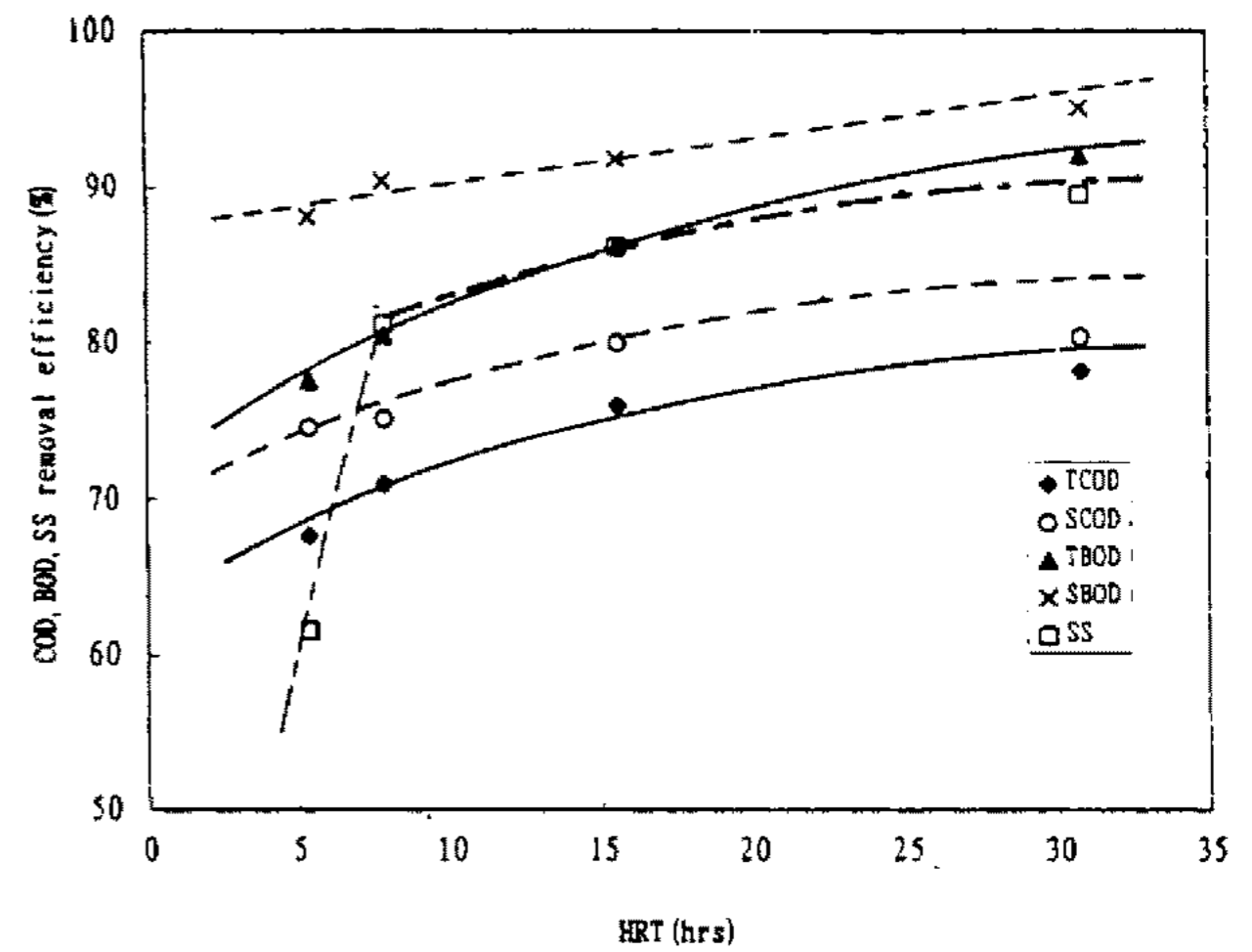
F/M: kg BOD/kg MLSS day. S/W: sludge wasting. S/TE: synthesis/total energy ratio (BOD basis). Note: values in the parentheses designate percent efficiencies.

Table 2에 포기조의 운전상태 및 유출수의 수질을 나타내었다. 각 반응조는 수리학적 체류시간이 5.40시간, 7.89시간, 15.6시간, 30.8시간으로 운전되었으며, F/M비는 0.25, 0.17, 0.08, 0.04 kg BOD/kg MLSS day로 운전되었다.

Table 1과 2에 의하면 유입수의 COD는 256-409 mg/L였는데 포기시간이 5.4시간에서 유출수의 COD는 96.2 mg/L, 7.89시간에서는 92.2 mg/L, 15.6시간에서는 76.3 mg/L, 30.8시간에서는 69.3 mg/L로 처리되었으며, BOD의 경우 유입수의 농도는 78-176 mg/L로 유입되어서 5.4시간의 포기시간에서 25.4 mg/L, 7.89시간에서는 22.2 mg/L, 15.6시간에서는 15.7 mg/L, 30.8시간에서는 9.1 mg/L로 처리되었다. 유입수의 부유물질 농도는 51-248 mg/L였는데 유출수의 부유물질 농도는 포기시간별 42.2, 20.7, 15.2, 11.5 mg/L로 처리되었다.

이런 실험결과로 볼 때 해당산업체에서는 정부의 수질환경보전법의 방류수의 법적허용농도 규제이하로 처리하려고 할 경우에 포기조의 MLSS농도를 2,644 mg/l, 수리학적 체류시간을 5.4시간, F/M비를 0.25이하로 폐수처리장을 운영해야만 경제적인 측면에서 바람직하다고 사료된다.

Fig. 2는 HRT에 따르는 COD, BOD, SS 제거효율을 나타낸 것인데 HRT 5.4시간에서 약 70%의 TCOD가 제거되었고, HRT별 큰 차이가 없었다. 반면에 BOD 제거효율은 78%이상을 보였으며 아울러 HRT별 제거율에도 큰 차이가 보였다. 이런 결과로 볼 때, 유입수의 BOD/



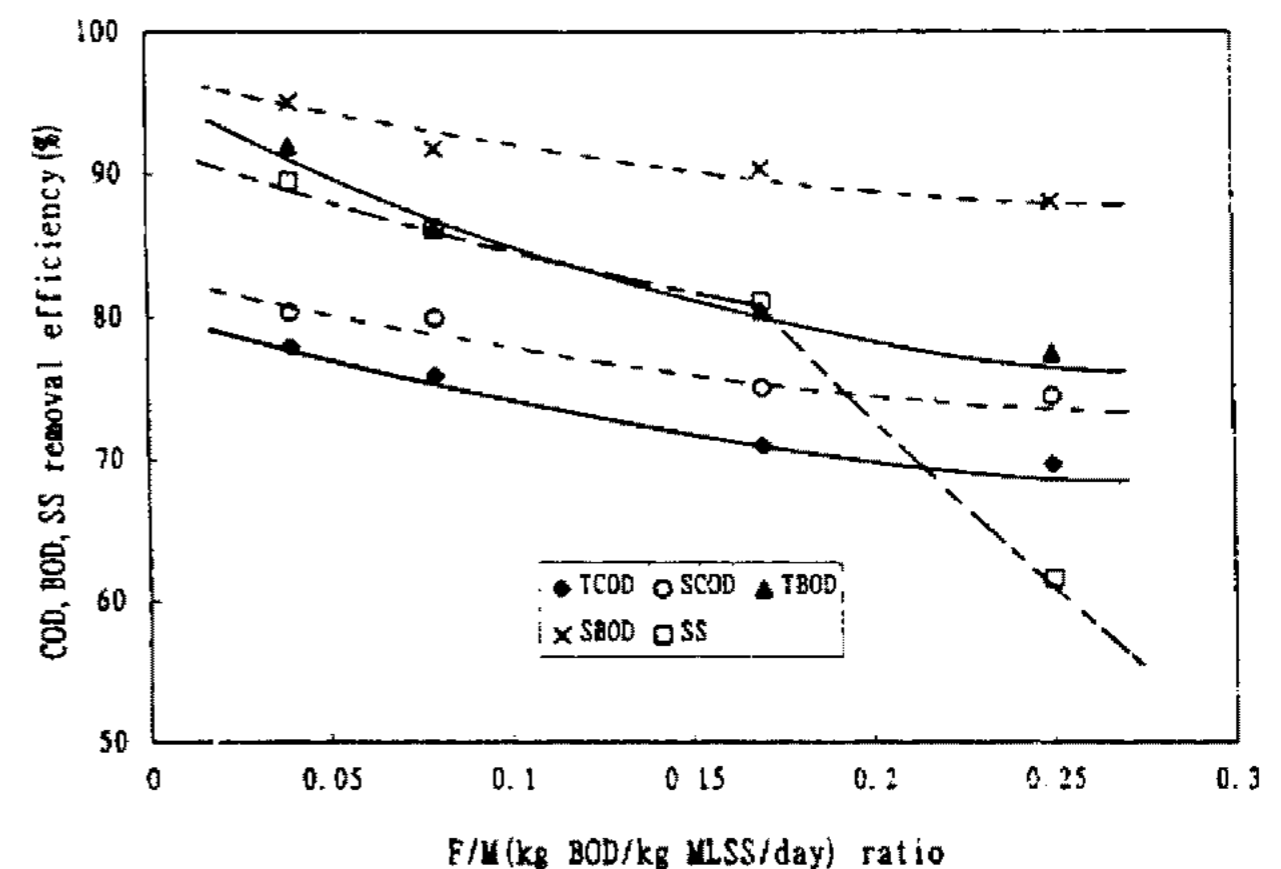
**Fig. 2. Relationship between HRT and COD, BOD, SS removal efficiency.**

COD비가 0.36이었는데 유출수의 BOD/COD비는 0.13-0.26으로서 비교적 낮아 유입수 중에는 미생물에 의해 분해 어려운 물질이 함유됨을 알 수 있었다. 그러므로, 유입수에는 생물학적으로 분해하기 어려운 물질이 다량 함유되어 COD 제거를 위해서는 별도의 처리공법과 병행 이용하는 것이 바람직하다고 사료된다.

Fig. 2에서 HRT를 30시간 이상으로 연장 운전되어도 TCOD인 경우는 80% 이상을 제거하기가 쉽지 않겠으나 BOD는 80% 이상을 제거하기 위해서는 HRT를 7.8시간 이상으로 운전할 경우 가능한 것으로 사료된다. 아울러 SBOD 제거효율은 HRT 5.4시간에서도 88% 이상의 제거효율을 보여 주었기 때문에 최종침전지의 침전효율만 좀 더 높게 할 경우 TBOD 제거율은 HRT 5.4시간에서도 80% 이상의효율을 기대할 수 있겠다.

한편, 유입수내의 부유물질 제거율은 HRT 5.4시간에서는 비교적 낮은 62%의 제거율을 보였으나, HRT가 7.89시간 이상으로 증가될 때 80% 이상의 제거율을 보였다.

Fig. 3은 BOD를 기준으로 F/M비의 범위를 0.25-0.04 kg BOD/kg MLSS day로 운전할 때 따르는 COD, BOD, SS 제거효율을 나타낸 것인데 F/M비가 낮아질수록 제거효율은 증가하는 경향을 보였다.



**Fig. 3. COD, BOD, SS removal efficiency vs. F/M ratio.**

BOD, SS 제거효율을 나타내고 있는데 F/M비가 증가할수록 제거효율이 감소하는 것을 볼 수 있다. 대체적으로 BOD 제거효율이 COD 제거효율보다 민감하게 F/M비에 영향을 받는데, F/M비가 제일 적은 0.04에서 TCOD, TBOD 제거효율은 78.2%와 92%를 보였고, F/M비가 제일 큰 0.25에서는 TCOD, TBOD 제거효율은 69.7%와 77.6%였다. BOD 제거효율이 80% 이상을 기대하기 위해서는 F/M비를 0.17 이하로 운전해야 될 것으로 판단된다.

Fig. 3에서 F/M비가 증가할수록 TBOD와 SBOD간에 제거효율의 차가 큰데 이는 HRT가 짧아서 용해성 상태의 유기물 분해도가 적었고 처리수의 상등수에 부유물질 함량이 많아 TBOD가 높게 측정되었기 때문이라 사료된다. 또한, F/M비가 증가되면 미생물들은 분산성장단계에 있기 쉽기 때문에 그 영향이 증대되었을 것이다.

한편, 부유물질 제거효율은 F/M비가 0.19 이하에서 80% 이상으로 급격하게 증가하였는데 이는 급격한 HRT의 증가로 인해 미생물 플럭형성이 양호했기 때문이다.

**동력학적 해석법에 의한 분석**

유기물 제거속도,  $K_m$  폐수시료내의 유기물 제거에 대한 것을 검토하기 위해 Mckinney(7)는 다음과 같은 수학적 해석법을 적용하여 substrate removal rate, 즉 metabolism factor( $K_m$ )를 Table 2의 자료로부터 산출해 보았다.

$$F = \frac{F_i}{K_m \cdot t + 1}$$

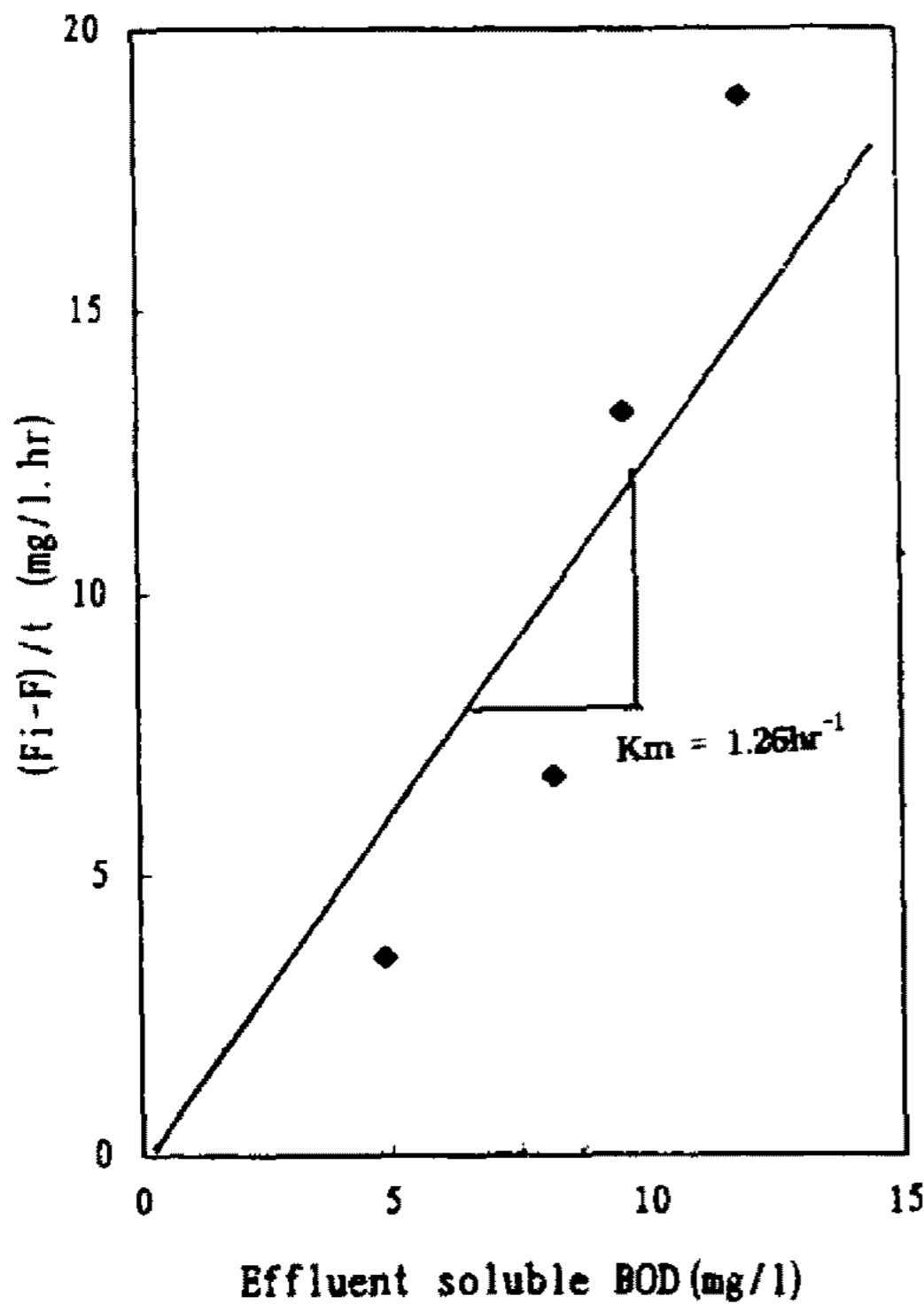


Fig. 4. Effluent soluble BOD vs.  $(F_i - F)t$ .

상기식에서  $F$  =unmetabolised raw waste BOD in effluent, mg/L

$F_i$  =influent BOD, mg/L

$K_m$  =metabolism factor,  $hr^{-1}$

$t$  =raw waste aeration time, hrs

Table 2의 자료를 갖고 Fig. 4를 작성하여 분석하였는데 20°C로 반응시켰을 때  $K_m$ 의 값은  $1.26 hr^{-1}$ 로 산출되었다.

**유기물질의 세포구성성분으로 전환**

미생물에 공급된 유기물의 일부분은 미생물의 세포질을 형성하는데 필요한 에너지로 이용되며 나머지는 세포질로 합성된다. 그리고, 합성된 세포질은 시간이 경과됨에 따라 미생물의 내호흡에 의해 감량된다. 따라서, 폐수 시료내의 유기물이 세포질로서의 전환되는 synthesis/total energy (S/TE) 비는 Burkhead(8)는 다음과 같은 식으로 표현하였다.

$$S/TE = 1 - E/TE$$

상기식에서, E/TE(Energy/Total energy)

$$= \frac{\text{유입수의 TCOD} - \text{처리수의 TCOD}}{\text{유입수의 TCOD}}$$

상기 식들을 이용하여 S/TE비를 구하여 Table 2에 나타내었고, Fig. 5에서 y절편 값으로부터 구한 S/TE값은 COD를 기준했을 때는 0.32였다.

BOD를 기준했을 때는 처리수의 TCOD내 bacteria의 poly-saccharide층의 이탈에 의한 non-biodegradable COD가 포함될 수 있는 것을 고려했고, 산출할 때  $BOD_u/BOD_5$ 의 비는 1.5로 가정하였다. 그러므로, BOD 기준의 S/TE값은 0.26으로 산출되었다. 이 값은 Burkhead와 Mckinney(9)의 산출값보다는 약간 적었으나 関(10)과의 비교에서는 거의 비슷한 값으로 산출되었다. 또한, S/

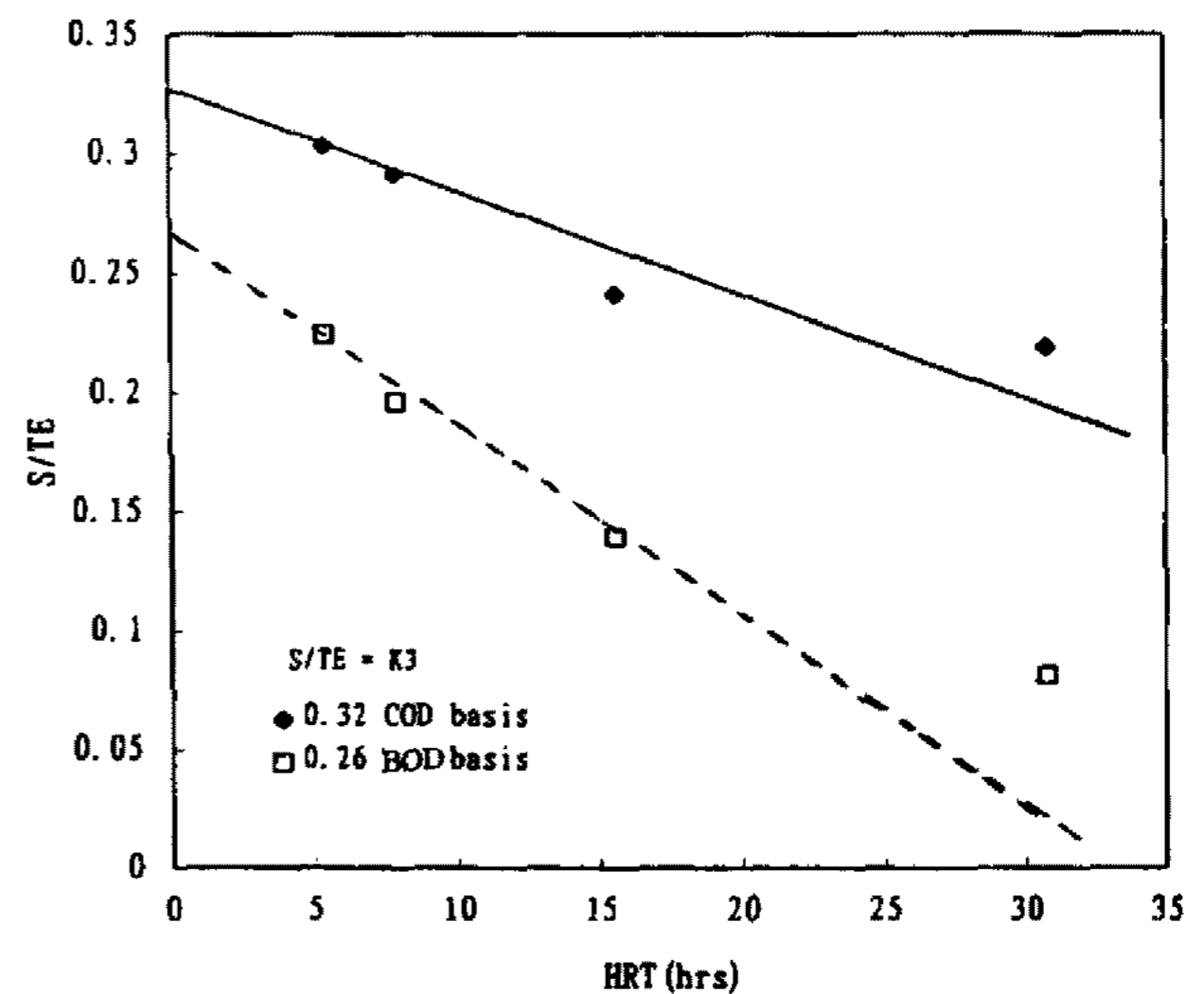


Fig. 5. Synthesis/total energy vs. HRT (COD, BOD basis).

Table 3. Effluent TBOD, SBOD and MLVSS: observed vs. calculated

HRT (hrs)	Eff. TBOD (mg/L)			Eff. SBOD (mg/L)			MLVSS (mg/L)		
	Obs.	Calc.	△	Obs.	Calc.	△	Obs.	Calc.	△
5.40	25.4	31.9	6.5	11.9	14.6	2.7	1,983	1,682	301
7.89	22.2	20.8	1.4	9.6	10.4	0.8	1,662	1,491	171
15.6	15.7	18.5	2.8	8.2	5.5	2.7	1,527	1,244	283
30.8	9.1	11.0	1.9	4.9	3.6	1.3	1,375	1,358	17

△=error.

TE의 값은 폐수에 따라 약간의 차이가 있으며 특히 유기물 내의 탄수화물이 많을 경우 S/TE의 값은 증가한다고 했고, Shih과 Stack(11)은 반응온도에 따라 다르고 온도가 감소됨에 따라 증가된다고 주장하였다. 한편, 상기 결과를 볼 때 폐수중의 총유기물질 중 약 32%정도는 세포질을 형성하는데 필요한 에너지로 사용되고 나머지는 세포질로 합성되었음을 알 수 있었고, 합성된 세포는 체류시간이 증가할수록 내호흡에 의해 감량화율이 큰 것을 알 수 있었다.

Cell yield coefficient(Y)및 세포합성계수(K<sub>s</sub>)

Mckinney(7)의 해석법에 의하면 먹이제거에 따르는 (BOD<sub>5</sub>당) 세포 증식율 Y는

$$Y=K_1 \cdot K_2 \cdot K_3 \text{로 표시되는데}$$

여기서, Y=cell yield coefficient

$$K_1=BOD_u/BOD_5$$

K<sub>2</sub>=reciprocal of oxygen equivalent of cell yield

K<sub>3</sub>=synthesis/total energy ratio이다.

상기식에서 K<sub>1</sub>은 BOD<sub>u</sub>/BOD<sub>5</sub>비로서 앞에서 언급한 바와 같이 1.5로 가정했고, K<sub>3</sub>은 S/TE의 값으로 BOD 기준의 0.26을 사용했다. K<sub>2</sub>는 미생물의 산소당량의 역수로서 본 연구에서는 미생물의 화학적 조성을 C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>O<sub>2</sub>H로 할 경우 1/1.42, 즉 이론치 값인 0.7을 편의상 적용하였다. 그러므로, Y=0.242가 된다.

한편, 세포합성계수 K<sub>s</sub>는 Y · K<sub>m</sub>으로 정의되므로 K<sub>s</sub>=0.31 hr<sup>-1</sup>로 계산된다. 그리고, 세포합성결과 내호흡계수 K<sub>e</sub>는 WPCF의 활성슬러지에 대한 설계지침서(12)에 의해

$$\frac{F_i - F}{M_v} = \frac{1}{Y} + \frac{K_e \cdot t}{Y} \text{과 같이 정의되며,}$$

여기서, M<sub>v</sub>=living active microbial mass in aeration tank, mg/L

t =solid retention time, day

K<sub>e</sub> =cell decay coefficient, day<sup>-1</sup>가 된다.

윗 식에 Table 2의 자료들을 대입하여 산출된 Ke값은

0.02 hr<sup>-1</sup>로 산출되었다.

처리수 내의 BOD의 실험치 및 계산치 비교

Mckinney(7), (13)의 이론적 해석법과 앞에서 전술한 동력학적 계수들을 적용하여 처리수 내의 미처리된 유기물 농도(BOD)의 실험치와 계산치를 비교한 것을 Table 3과 Fig. 6에 나타내었다. 처리수내의 TBOD의 실험치와 계산치를 비교했을 때 HRT 5.4시간의 반응조에서 6.5 mg/L 차이를 보였을 뿐, 그 외는 1.4-2.8 mg/L의 차를 보였고, 처리수의 SBOD도 최소 0.8 mg/L, 최대 2.7 mg/L의 차를 보여 실험치와 계산치는 잘 부합되었다.

포기조 내의 MLVSS 농도 비교

Mckinney(7), (13)의 이론적 해석방법과 앞에서 산출된 동력학적 계수들을 적용하여 포기조 내의 MLVSS 농도의 계산치를 산출하여 Table 3에 실험치와 비교해서 나타내었다.

HRT가 5.4과 15.6시간의 반응조에서는 실험치와 계산치 간에는 301 mg/L와 283 mg/L의 차이를 보였고, 그 외의 반응조에서도 대체적으로 큰 차이가 없었다.

용존산소 섭취율

포기조내에서 유기물질 처리는 충분한 산소가 필요하게 되는데 각 HRT별 이론적인 계산치의 oxygen uptake rate(dO/dt)는 Mckinney(7)의 model식에 따라

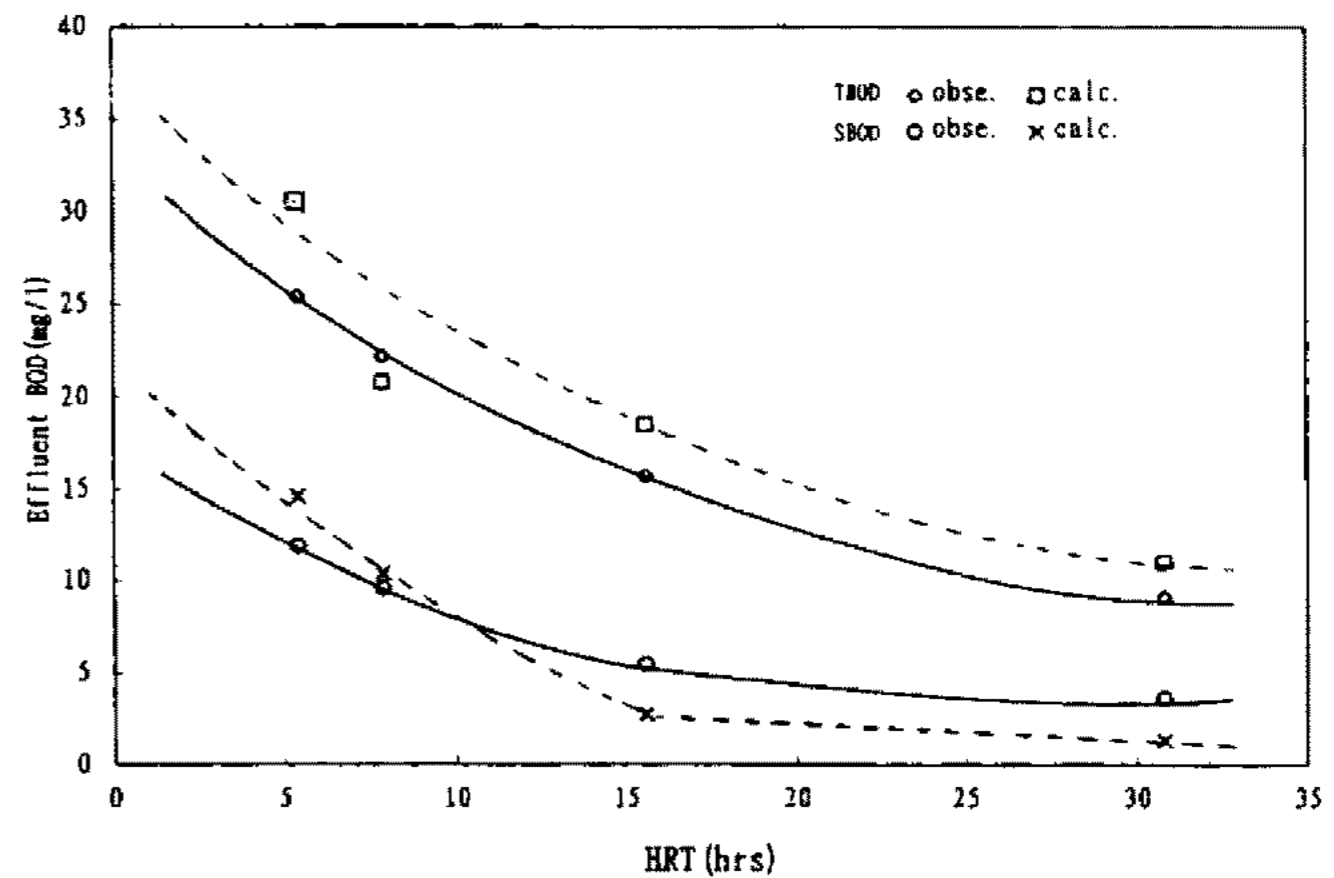


Fig. 6. Effluent TBOD vs. HRT (..... calc, —obs.)

**Table 4. Oxygen uptake rate**

HRT (hrs)	MLSS/MLVSS (mg/L)	Total oxygen uptake do/dt (mg/L·hr)		Endo. resp. rate (mgO <sub>2</sub> /L·hr)
		obe.	calc.	
5.4	2490/1890	30.19	24.45	21.0
7.8	2710/2032	21.60	17.84	18.4
15.6	2090/1591	11.70	9.76	10.2
30.8	1960/1448	5.40	5.08	7.8
		Total oxygen uptake MLVSS		Endo. resp. rate MLVSS
		0.016		0.011
		0.011		0.009
		0.007		0.006
		0.004		0.005

$$\frac{dO}{dt} = \frac{K_1(F_i - F)}{t} - \frac{1/K(M_a + M_c)}{t_s}$$

와 같이 정의되며, 위 식에다 Table 2의 자료와 앞에서 산출된 동력학적 계수들을 대입시켜 산출된 계산치를 정상 상태에서 실측된 dO/dt의 실험치와 비교해서 Table 4에 나타내었다. dO/dt 비교에서 실험치와 계산치 간에는 비교적 큰 차이없이 비슷한 값을 보였는데 실험치에서 dO/dt는 5.4-30.19 mgO<sub>2</sub>/L·hr였고, 계산치에서는 5.08-24.45 mgO<sub>2</sub>/L·hr로 비슷한 값을 보였다. 그리고, HRT가 적고 F/M비가 증가할수록 시간당 산소요구량도 증가하였다.

한편, 내호흡상태에서 MLVSS에 대한 산소섭취율 (endogenous respiration oxygen uptake)은 Table 4에 나타난 바와 같이 HRT 5.4시간, 7.8시간, 15.6시간, 30.8시간에 0.011, 0.009, 0.006, 0.005 mgO<sub>2</sub>/mgMLVSS·hr로 실측되었다.

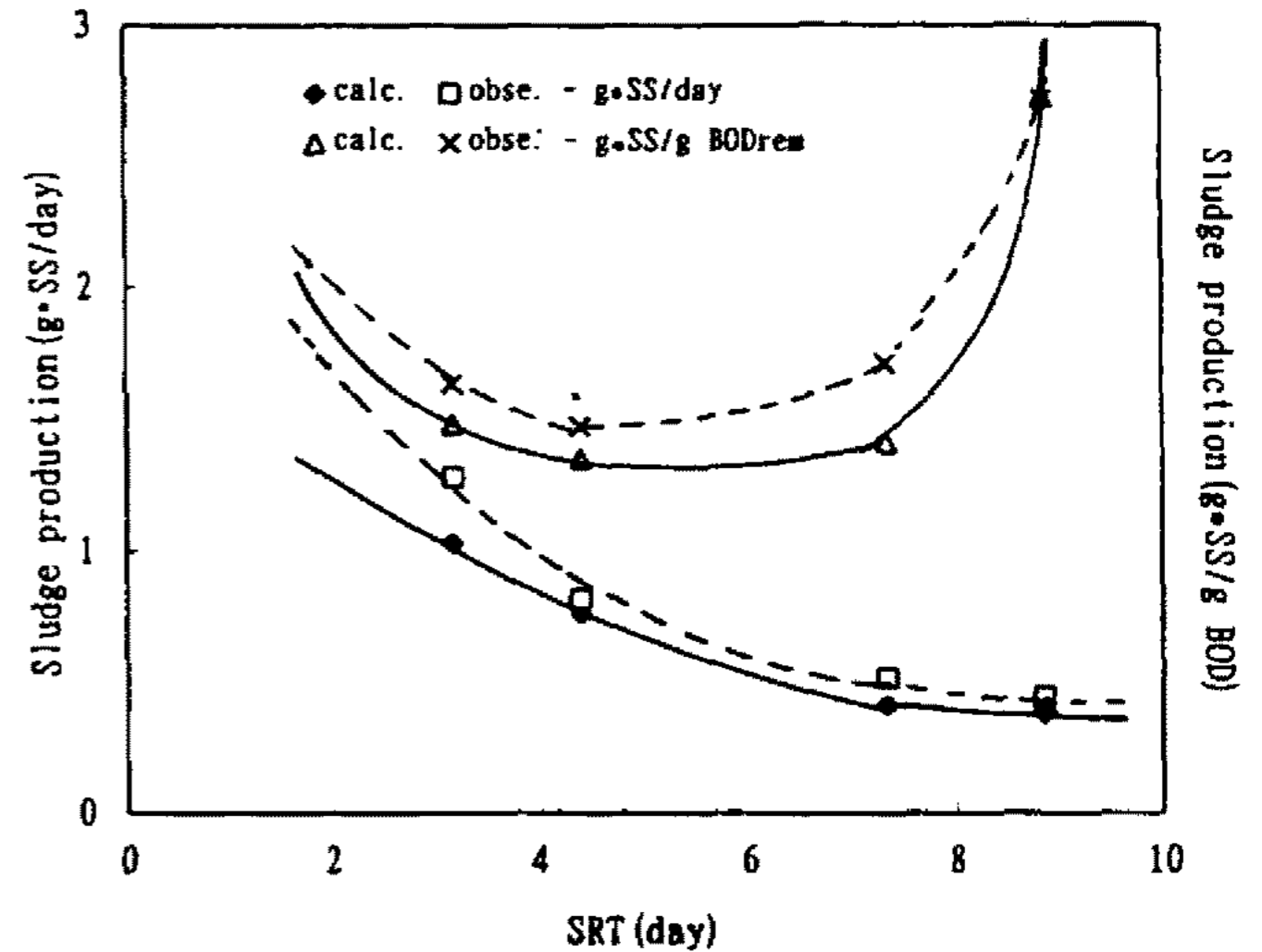
**슬러지 생산량**

본 연구에서의 슬러지 생산량은 Stall(14)의 방법을 적용시켰는데 Stall은 침전지를 포함한 반응조 내의 총부유물질량과 유출되는 총부유물질량으로 정확한 SRT(Solid Retention Time)와 슬러지 생산량을 산출한 바 있어 이 방법을 도입 적용하였다.

$$SRT(\text{day}) = \frac{\text{포기조내 총부유물질 (g)}}{\text{일평균 폐슬러지량 (g) + 유출수 부유물질 (g)}}$$

**Table 5. Comparison of calculated vs. observed values of the sludge production**

HRT (hrs)	SRT (days)	Sludge production (g·SS/day)			Sludge production (g·SS/g·BOD <sub>rem</sub> )		
		calc.	obs.	△	calc.	obs.	△
5.40	3.19	1.031	1.28	0.249	1.482	1.635	0.153
7.89	4.41	0.762	0.818	0.056	1.349	1.471	0.122
15.60	7.33	0.413	0.516	0.103	1.414	1.714	0.300
30.80	8.85	0.436	0.443	0.007	2.725	2.717	0.011



**Fig. 7. Comparison of calculated vs. observed values of the sludge production.**

상기식에 의해 Table 2의 자료와 앞항의 포기조내의 MLVSS 농도 비교에서 정리된 계산치의 MLVSS 농도를 가지고 HRT별 각 반응조의 슬러지 생산량(gSS/day)의 계산치를 구하고, 실험에서 생산된 슬러지 폐기량을 갖고 실험치를 구하여 Table 5에 비교 정리하였으며 Fig. 7에 나타내었다.

Table 5에 의하면 슬러지 생산량(sludge production: g·SS/day)은 실험치에서는 1.28-0.443 g·SS/day, 계산치에서는 1.031-0.436 g·SS/day로 나타났으며 실험치와 계산치 간에 최대 0.249 g·SS/day, 최소 0.007 g·SS/day의 차이를 보였는데 SRT 3.19day에서 다소 차이가 컸으나 대체적으로 실험치와 계산치가 잘 부합되었다.

한편, BOD 제거량 당 슬러지 생산량(g·SS/g·BOD<sub>rem</sub>)을 실험치와 계산치를 비교했을 때 실험치에서는 1.471-2.717 g·SS/g·BOD<sub>rem</sub>이었는데 비해 계산치에서는 1.349-2.725 g·SS/g·BOD<sub>rem</sub>으로 나타났으며, SRT 7.33day인 반응조에서 약간의 차이를 보였으나 대체적으로 비슷한 값을 보였다.

**슬러지의 성질**

슬러지의 침강은 모든 반응조에서 비슷한 SVI를 보였고, HRT가 길수록 또, F/M비가 낮을수록 침강율은 약간씩 증가하였다. 그리고, floc이 충분히 형성되기 전에 가라앉는 현상을 나타내었다.

생산된 슬러지를 대상으로 수행한 탈수실험에서 HRT가 5.4, 7.8, 15.6, 30.8시간에서 실측한 비저항계수 (specific resistance)는 각각  $1.72 \times 10^{11} \text{ sec}^2/\text{g}$ ,  $1.50 \times 10^{11} \text{ sec}^2/\text{g}$ ,  $2.68 \times 10^{11} \text{ sec}^2/\text{g}$ ,  $1.42 \times 10^{11} \text{ sec}^2/\text{g}$ 로 산출되었다.

본 실험에서 HRT 15.6시간으로 처리되었을 때 슬러지의 탈수가 제일 잘 되는 것으로 나타났으며 보편적으로 15.6시간을 제외하고는 HRT가 증가할수록 specific resistance 값은 감소되었다.

한편, 본 연구와 金(15)의 연구결과 및 EPA manual (16)과 종합 비교해보면 일반하수슬러지 보다 공장폐수 슬러지의 탈수가 쉽지 않은 것으로 판단된다.

## 요 약

전기부속품 제조공장 폐수의 처리는 그 특성상 화학적 처리방법이 동원되는데 생물학적인 완전혼합형의 활성오니법(sludge returned CMAS process)으로 처리할 경우 수리학적 체류시간별 TCOD의 제거효율은 큰 차이 없이 70~78% 범위로 제거되는 반면에 BOD제거효율은 77~92% 범위의 큰차이로 제거되었다. 현장에서는 유기물질을 80%이상 제거하기 위해서는 F/M비를 0.17이하로 폐수처리장이 운영되어야 하며 이 경우 활성오니에 의한 유기물제거속도 Km은  $1.26 \text{ hr}^{-1}$ 이었으며, 총에너지에 따른 세포합성비(synthesis/total energy)는 COD를 기준할 때 0.32, BOD기준은 0.26으로 단축되었다. 세포증식계수 Y값은 0.242, 세포합성계수 Ks는  $0.31 \text{ hr}^{-1}$ , 내호흡계수 Ke는  $0.02 \text{ hr}^{-1}$ 로 산출되었다. 산출된 계수들을 적용해서 처리수내의 잔존 BOD농도, 포기조내의 MLVSS농도, 산소섭취율, 내호흡율 등은 실험치와 계산치의 비교에서 대체적으로 잘 부합되었다.

한편, 슬러지 생산량도 실험치와 계산치를 비교했을 때 잘 부합되었다. 또한 생산된 슬러지의 탈수를 위한 비저항계수 값을 볼 때 수리학적 체류시간이 15.6시간으로 운영될 때 양호한 탈수효율을 볼 수 있다.

상기 결과들을 볼 때 전기부속품을 전문적으로 제조하는 산업체의 폐수도 생물학적으로 안전하게 처리됨을 확

인할 수 있었다.

## 감사의 말

본 연구는 경기대학교와 서울보건전문대학의 연구비 지원으로 수행되었으며, 이에 감사합니다.

## 참고문헌

1. 中眞喜夫. 昭和 55年. 廢水の 活性汚泥處理, 恒星社厚生閣. 309-312.
2. 환경부. 1995. 수질환경오염공정시험법.
3. 金南天. 1989. 環境工學實驗, 東和技術. 152-165.
4. 崔義昭. 1985. 廢棄物處理와 資源化, 淸文閣. 105-107.
5. 日本下水道協會. 1974. 下水試驗方法. 383-384.
6. 환경부. 1995. 수질환경보전법.
7. Mckinney, R. E. and Ootem, R. J. 1969. Concepts of complete mixing activated sludge. Transfer. of the 9th annual conference on sanitation engineering, Bulletin, 60, 32, Univ. of Kansas, Lawrence.
8. Burkhead, C. E. 1972. Evaluation of CMAS design constants. presented at International conf. sponsored by the AWPR. Georgia Institute of technology, Athlata, Georgia.
9. Burkhead, C. E. and Mckinney, R. E. 1968. Application of complete mixing activated sludge design equation to industrial waste. J, WPCF. 40, 557.
10. 閔康碩. 1984. 저온에서의 활성슬러지의 성장에 관한 연구, 高麗大學校 大學院, 土木工學科, 博士論文. 65-67, 73-76.
11. Shih, C. S. and Stack, V. T. Jr. 1969. Temperature effects on energy oxygen requirements in biological oxidation. J, WPCF, 41, No. 11, part 2, 461.
12. MOP/8, 1977. Wastewater treatment plant Design, WPCF.
13. Mckinney, R. E. 1962. Mathematics of complete mixing activated sludge. J. SED, ASCE. 88, No. SA 3, 87-113.
14. Stall, T. R. 1978. Evaluation of control parameters for the activated sludge process. J, WPCF, 50, 450-457.
15. 金南天. 1995. 동물성 잔재물 재활용 공장의 폐수처리에 관한 연구. 서울보건전문대학 논문집. 15, 112.
16. EPA. 1974. Technology transfer process design manual for sludge treatment and disposal.

(Received 14 February 1997)