

## 論 文

## 軍用施設物 廢水處理를 위한 固定生物膜工法の 研究

A Study on the Aerated Submerged Fixed-Film Bioreactor  
for Military Installation Wastewater Treatment

徐 亨 錫\*·柳 成 虎\*\*

Suh, Hyung Suk\* · Ryu, Seong Ho\*\*

## Abstract

This research was performed to examine the applicability of a fixed-biofilm process for the wastewater treatment of military installations. Utilizing plastic net media, synthetic wastewater-average BOD<sub>5</sub> concentration was 192mg/l treated in the three sets of reactors that have 8 hours, 6 hours, and 4 hours of hydraulic retention time.

The results of this experiment showed that the biofilm was not detached easily, and the reactor was not closed by excess biomass. The average soluble BOD<sub>5</sub> concentrations of effluent were 6.0mg/l with 8 hours of retention time, 11.3mg/l with 6 hours of retention time, and 19.4mg/l with 4 hours of retention time. Especially it was reduced to 5.7mg/l in the second stage reactor with 4 hours of retention time.

These results showed that the fixed-biofilm process could be adapted for the treatment of military installation wastewater.

## I. 序 論

대부분의 軍用施設物은 지리적 특성상 河川의 上流流域에 위치하고 있으며, 우리나라에서는 많은 軍部隊가 수도권 국민의 식수원인 한강유역에 위치하고 있어 漢江水質을 汚染시키고 있다. 따라서 軍도 법률로 정한 廢水排出許容基準에 위배되지 않도록 부대내에서 발생하는 폐수에 대한 적절한 처리방법을 모색해야 한다.

固定微生物膜을 利用한 處理工法에서 호기 환경에서 유기물은 膜에 부착하여 막을 형성하고 있는 微生物의 物質代謝에 의하여 제거되며, 微

生物의 새로운 세포의 형성으로 膜이 두꺼워지게 되면 流體의 進단력에 의하여 주기적으로 떨어져 나가면서 거의 一定한 두께를 유지하게 된다.

生物膜法에 使用되고 있는 플라스틱 매질은 網狀, 環狀, 管狀 및 絲狀의 形態 등이 있다. Kato와 Sekikawa<sup>1)</sup>는 반응조內에 plastic網을 수직으로 설치한 Fixed Activated Sludge에서 처리효율에 가장 惡影響을 주는 sludge bulking의 問題를 해결하였고, Albert 등<sup>2)</sup>도 이 工法을 탄약공장 폐수처리에 利用하였다. 非表面積을 늘려 微生物의 量을 증가시키기 위하여 小島 等<sup>3)</sup>은 honeycomb 형태의 plastic tube를 매질로 개발하였으며, 이 매질을 air-lift tower에 설치하고, 폭기를 시켜 폐수를 순환시켰다. 이 方法을

\* 육군사관학교 토목공학과 부교수

\*\* 서울대학교 박사과정

汚染된 原水의 전처리에 利用한 結果, 짧은 수리학적 체류시간에서도 유기물 제거 및 암모니아성 질소, 탁도, 색도, 그리고 合成洗劑의 제거에 매우 效果的 임을 밝혀냈다. 또한 Rusten<sup>4)</sup>은 폐수의 2차 및 3차 처리와 부영양화된 호수의 藻類제거에도 利用되었다. 그밖에 Konegay와 Andrews<sup>5)</sup>, Williamson과 McCarty<sup>6)</sup>, Riemer 등<sup>7)</sup>, Characklis 등<sup>8)</sup>이 고정생물막의 물리적, 화학적 및 생물학적 연구를 진행하였다. Huang과 Bates<sup>9)</sup>는 폭기 고정생물막이 혐기때보다 유기물산화와 침강성에 더 좋은 효과가 있는 것을 관찰했고, Hamoda 등<sup>10)</sup>은 인공하수를 사용한 실험에서 浸水固定生物膜法으로 RBC처리에서보다 더 좋은 유기물 처리효율을 얻었다.

本 연구에서는 軍用施設物의 폐수처리를 위하여, 媒質의 부피를 적게 하면서도 충분한 表面積을 제공하고, 생물막 内部에 혐기성 상태가 發生하더라도 膜의 이탈을 방지할 수 있도록 플라스틱 網을 媒質로 사용한 固定生物膜法에 의한 처리실험을 行하였다.

## II. 實驗裝置 및 實驗方法

### 1. 實驗 裝置

本 研究를 위한 實驗裝置는 폐수 저장조, 반응조, 폐수 주입 펌프, 자동 온도조절 장치, 공기 주입 펌프, 정수두 장치 등으로 구성되었다.

반응조는 두께 5mm의 아크릴 원통과 판으로 제작하였고, 내부에 직경 2mm의 plastic 網으로 된 충전재(media)를 30cm 높이로 설치하였다. 반응조는 높이 50cm, 직경 19cm이며, 부피는 12.25~12.46l이고, 충전재의 하부 10cm, 상부 5cm의 여유를 두어 반응조 内部에서의 혼합이

원활하도록 하였다.

반응조 전체 부피 중 媒質이 충전된 부분의 부피는 0.0085m<sup>3</sup>이며, 매질의 全表面積이 1.8m<sup>2</sup>이므로 충전부의 단위 부피당 표면적은 212m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>가 된다. 媒質은 눈금 하나의 크기가 1.25cm×1.17cm인 plastic 網을 간격이 2cm되도록 말아서 고정시켰으며, 중앙부는 공기 상승이 원할하도록 직경 4cm로 하였다.

반응조 內의 폐수 온도를 일정하게 유지시키기 위하여 자동 온도조절 장치(thermostat)를 사용하였고, 공기는 충전재(media) 하단에서부터 상승하도록 하여 폐수를 혼합시켰다.

폐수 저장조의 폐수는 폐수주입 펌프에 의하여 정수두 장치로 보내지고, 정수두 장치로부터 각 반응조 상단으로 폐수가 유입되어 균등히 혼합되도록 하였다. 처리된 폐수는 반응조 하단에서 유출되도록 하였으며, 유출구는 sludge drain valve보다 5cm 높게 설치하여 반응조 內에서 生成된 sludge가 유출수에 혼합되는 것을 방지하였다.

Fig. 1에 1단 및 2단 처리를 위한 實驗裝置圖가 나타나 있다.

### 2. 實驗 材料

實驗에 사용된 인공폐수는 수도물에 시판우유를 희석하여 사용하였다. 우유의 성분은 Table 1에서와 같이 미생물의 성장에 必要한 요소들을 모두 포함하고 있으므로 별도의 영양소를 첨가하지 않았다.

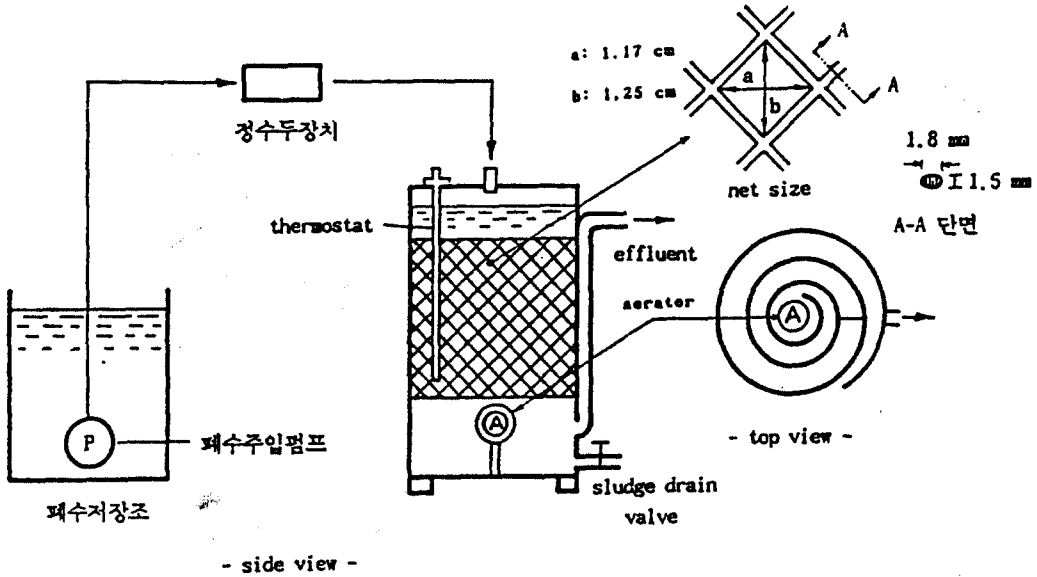
軍用施設物에서 발생하는 폐수의 농도와 유사하게 하기 위하여 희석수의 COD test를 실시한 후, 이 결과를 토대로 Lesast-squares method를 써서 소요 희석률을 산정하였다. 이 實驗에서는 유입수의 농도를 COD 300mg/l 정도로 유지하

Table 1. Composition of whole milk

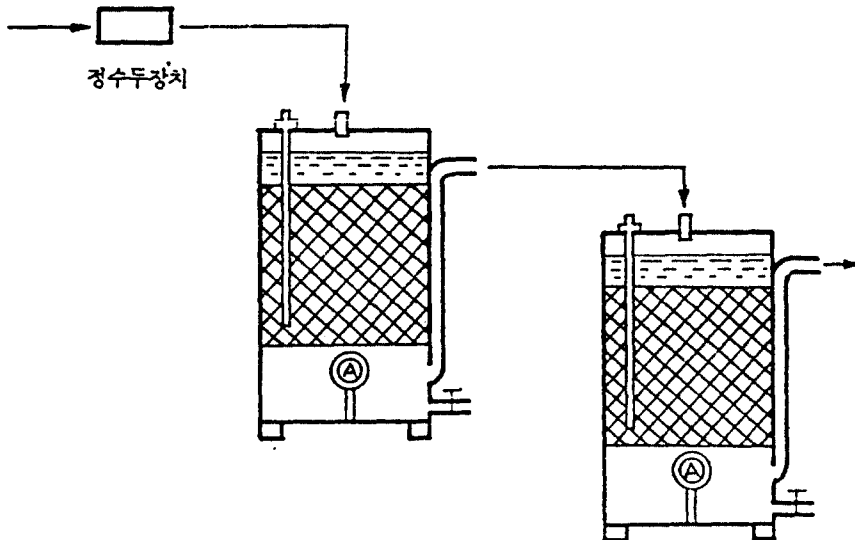
| Investigator | Water | Fat  | Protein |         |       | Lactose | Ash  |
|--------------|-------|------|---------|---------|-------|---------|------|
|              |       |      | Casein  | Albumin | Total |         |      |
| Roberts      | 87.25 | 3.80 | —       | —       | 3.50  | 4.80    | 0.65 |
| Eldrige      | 87.30 | 3.60 | —       | —       | 3.80  | 4.50    | 0.80 |
| Van Slyke    | 87.10 | 3.90 | 2.5     | 0.7     | 3.20  | 5.10    | 0.70 |

였는데, 이에 必要한 우유의 양은 수도물 100l 당 190ml이었다. 폐수는 200l의 통에 매일 제조 하였으나, 하루 동안에도 약간의 농도감소가 발생하였다. 즉, 최초 COD 327mg/l의 유입수가

24시간 후에는 289mg/l로 감소하여 流入水의 平均 COD는 308mg/l가 되었다. 이때 BOD<sub>5</sub>는 212mg/l에서 172mg/l로 감소하여 平均 BOD<sub>5</sub>는 192mg/l가 되었다.



가. 1단 처리계통도



나. 2단 처리계통도

Fig. 1. Overall View of Reactor

3. 測定 및 分析方法

實驗의 進行을 위하여 중량천 하수 종말 처리장 폭기조의 유출수와 河川 河床에 서식하는 미생물을 식중하여 우유폐수에 적응시켰다. 廢水의 水理學的 滯留時間은 4hr, 6hr, 8hr로 하였으며, 4hr인 경우는 반응조의 처리효율이 낮을 것으로 예상하여 2단으로 처리하였다. 반응조 内部의 온도는 20±1°C로 하였으며, 전반응조가 정상상태(steady state)에 충분히 도달할 수 있도록 6주후부터 流出水를 分析하였다.

實驗中 測定項目은 각 反應槽 流出水의 BOD, COD, 미생물의 밀도, 媒質에 부착된 生物膜의 두께, 그리고 생물막을 형성한 미생물의 밀도 등이었다.

용존산소(DO)의 농도는 Winkler method 중 Azide modification法과 Electrode method를 병행하여 측정하였다. Electrode method에서는 YSI社 제품의 DO meter를 사용하였다. 부유 고형물(SS), 生物學的 산소요구량(BOD), 化學的 산소요구량(COD) 측정은 Standard Method<sup>11)</sup>를 따랐다. TSS 및 VSS의 측정에는 Whatman社 제품의 유리섬유 여과지를 사용하였다. TSS는 103°C에서 1時間동안 건조시킨 후 무게를 달아 측정하였고, 이를 550°C의 전기로에서 15분동안 연소시켜 VSS를 측정하였다. 미생물막의 두께와 밀도를 측정하기 위하여, 막의 두께가 steady state에 도달했을 때 반응조에서 꺼내어 눈금이 새겨진 cylinder에 넣고 부피를 측정하였다. Plastic brush를 사용하여 網에 붙어 있는 미생물을 모두 제거하고, 이를 여과하여 TSS 및 VSS를 측정하였으며, 生物膜이 제거된 plastic 網의 부피를 측정하여 미생물의 체적을 구하고, 이 체적을 網의 표면적으로 나누어 膜의 두께를 결정하였다.

Ⅲ. 實驗 結果 및 考察

1. 生物膜의 形成 結果

生物膜을 利用하여 好氣性으로 廢水를 處理할 경우 反應槽의 정상상태(steady state)의 파괴에 영향을 주는 요소 중의 하나는 形成된 生物膜이

과도하게 떨어져 나가는 현상이었다. 이는 플라스틱 판으로 된 媒質을 사용하는 회전원판법, 접촉 산화법 등에서 發生하는데, 플라스틱 媒質은 가볍고 表面積이 넓은 대신 微生物膜 内部가 嫌氣性이 되어 부착력이 弱화되면 쉽게 떨어지는 경향이 있다.

本 實驗에서 使用한 플라스틱 網은 生物膜의 内部가 嫌氣性이 되어 付着力이 弱화되더라도 微生物이 網을 形成한 플라스틱 선을 등글게 감싸고 成長하므로 生物膜의 脫離현상을 감소시킬 수 있었다. 特히 生物膜을 形成하고 있는 微生物은 주로 絲狀菌과 sludge worms 등이므로, 이들이 플라스틱 網에 견고히 부착하여 플라스틱 판에서와 같은 대량 脫離현상은 관찰되지 않았다.

또한, 媒質의 밀도를 과도히 증가시키거나, 직경이 작은 플라스틱 管 등을 媒質로 사용하여 廢水를 처리하는 경우는 微生物膜의 成長으로 因하여 媒質의 공극이 폐쇄되는 현상이 發生할 수 있는데, 플라스틱 網을 나선형으로 말아서 사용하는 경우는, 網 사이의 간격이 2cm로 하여도 網과 網 사이의 공극이 폐쇄되지 않아 反應槽 내부의 混合이 원활하였다.

本 實驗에서 流入水의 平均 BOD 濃도가 192 mg/l인 경우에도 媒質이 폐쇄되지 않았으므로, 網 사이의 간격에 대한 커다란 증가 없이도 BOD 농도가 더 높은 폐수를 처리할 수 있을 것으로 思料된다.

2. 工程의 수형

反應槽의 처리효율을 알아보기 위하여 反應槽가 정상상태에 도달한 후 유출수의 soluble 및 total BOD<sub>5</sub>와 COD, 그리고 微生物의 농도등을 측정하였다. 水理學的 滯留時間이 8시간인 경우는 soluble BOD<sub>5</sub>가 평균 6.0mg/l로서 약 97%의 제거 효율을 나타냈고 유출수 중의 SS를 포함한 total BOD<sub>5</sub>도 평균 16.8mg/l로서, 폐수 배출 허용 기준인 BOD 30mg/l, SS 30mg/l 이하로 나타났다. 水理學的 滯留時間이 6시간 및 4시간인 경우, soluble BOD<sub>5</sub>는 평균 11.3mg/l 및 19.4 mg/l로 만족할 만한 처리 결과를 얻었으나, total BOD<sub>5</sub>는 평균 47.7mg/l 및 84.4mg/l로 나

타났는데, 이는 유출수 중의 부유물로 인한 것이다. 유출수를 재처리하는 2단 처리의 경우, 水理學的 滯留時間 4시간에서도 BOD<sub>5</sub> 및 COD가 滯留時間 8시간인 경우보다도 더 낮게 나타났다.

處理結果를 分析하여 볼 때, 反應槽에서의 水理學的 滯留時間을 8시간으로 하거나 水理學的 滯留時間 4시간에서 2단 처리하는 경우는 流出水의 total BOD<sub>5</sub>가 16.8mg/l 이하로서 廢水 排出 許容基準을 충분히 만족시켰으며, 水理學的 滯留時間이 6시간 또는 4시간으로 1단 처리하는 경우에는 流出水 中の 浮遊物을 沈澱, 除去하기

위한 시설이 반드시 필요함을 알 수 있다. Table 2에 각 滯留時間에 있어서의 유출수의 평균농도가 나타나 있으며, Fig. 2~6에 22일간 관찰한 水理學的 滯留時間에 따른 유출수의 농도변화가 圖式되어 있다.

또한, 除去된 BOD 濃도와 流出水의 SS를 알 수 있으므로, yield coefficient Y를 計算할 수 있다.

$$Y_f = \frac{\text{生産된 sludge량}}{\text{除去된 soluble BOD}_5}$$

이 되므로, 각 反應槽의 Y<sub>f</sub> 값은 Table 3과 같다.

Table 2. Effluent Mean Conc (mg/l)

| HRT   | Item | BOD     |       | COD     |       | SS   |
|-------|------|---------|-------|---------|-------|------|
|       |      | Soluble | Total | Soluble | Total |      |
| 8 hrs |      | 6.0     | 16.8  | 28.7    | 54.5  | 13.3 |
| 6 hrs |      | 11.3    | 47.7  | 31.6    | 123   | 51   |
| 4 hrs | 1단처리 | 19.4    | 84.4  | 39.0    | 181   | 73   |
|       | 2단처리 | 5.7     | 11.8  | 11.9    | 38.0  | 10.4 |

Table 3. Determination of Y<sub>f</sub>

| Hydraulic retention time | Sludge Production (mg/day) | Soluble BOD <sub>5</sub> removed (mg/day) | Y <sub>f</sub> |
|--------------------------|----------------------------|---|----------------|
| 8 hrs                    | 497.2                      | 6,953                                     | 0.07           |
| 6 hrs                    | 2,499                      | 8,854                                     | 0.28           |
| 4 hrs                    | 5,361                      | 12,675                                    | 0.42           |

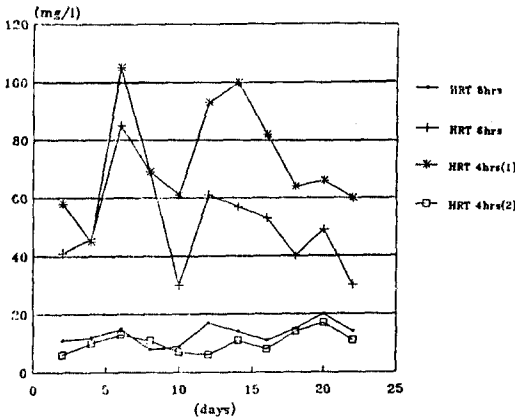


Fig. 2. Volatile Suspended Solids of Effluent

Film의 두께 및 微生物膜의 biomass量은 측정 결과 Table 4와 같이 나타났다. 膜의 두께는 媒質 전체에서 비교적 고르게 觀察되었는데, 이는 反應槽의 혼합이 完全 混合에 가깝기 때문인 것으로 判斷된다. 두꺼운 膜에 있어서 total mass에 대한 active biomass의 비율은 0.7 정도이다.

그림에서 보면 流出水의 soluble BOD<sub>5</sub> 및 COD는 安定的인데 비하여 total BOD<sub>5</sub> 및 COD는 濃度變化가 크게 나타나 있으며, 特히 COD 濃度變化가 큰 것을 알 수 있다. 이는 流出水 中の SS의 영향으로, 反應槽 下段의 sludge를 sludge 배출 valve를 통하여 배출한 경우는 流出水 中の SS가 낮아 낮게 나타났고, 下部에 sludge가

Table 4. Film thickness and biomass

| biomass                              | HRT | 8 hrs         |                               | 6 hrs         |                               | 4 hrs         |                               |
|--------------------------------------|-----|---------------|-------------------------------|---------------|-------------------------------|---------------|-------------------------------|
|                                      |     | thickness (μ) | biomass (mg/cm <sup>2</sup> ) | thickness (μ) | biomass (mg/cm <sup>2</sup> ) | thickness (μ) | biomass (mg/cm <sup>2</sup> ) |
| Total mass                           |     | 1,325         | 2.01                          | 1,397         | 2.66                          | 1,855         | 2.82                          |
| Ratio of active depth to total depth |     | —             | 0.7                           | —             | 0.7                           | —             | 0.7                           |
| Active biomass (mg/cm <sup>2</sup> ) |     | 1.41          |                               | 1.86          |                               | 1.97          |                               |

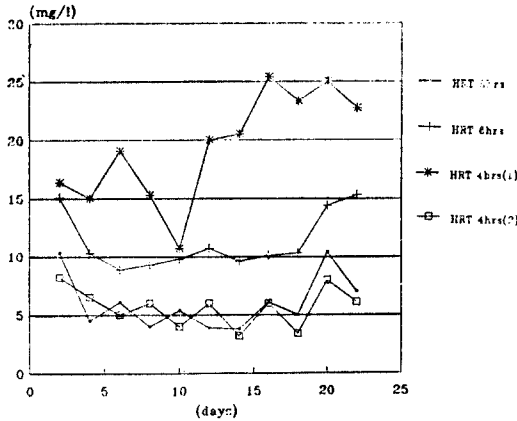


Fig. 3. Soluble BOD of Effluent

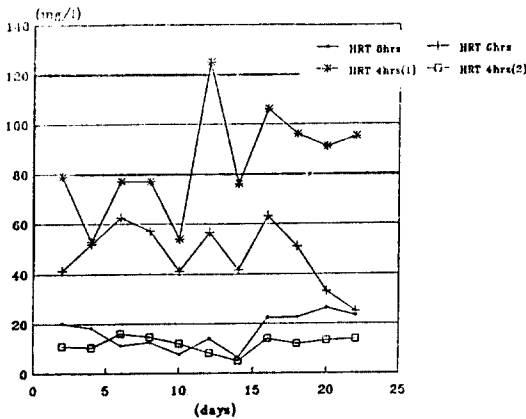


Fig. 4. Total BOD of Effluent

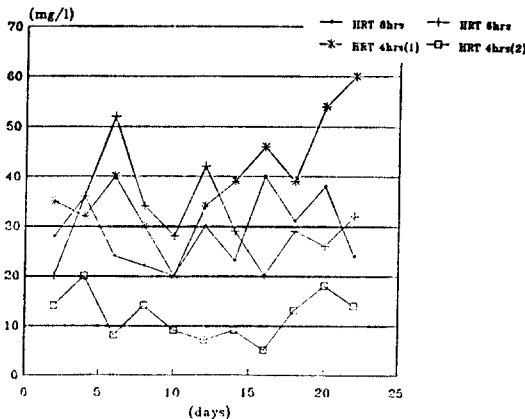


Fig. 5. Soluble COD of Effluent

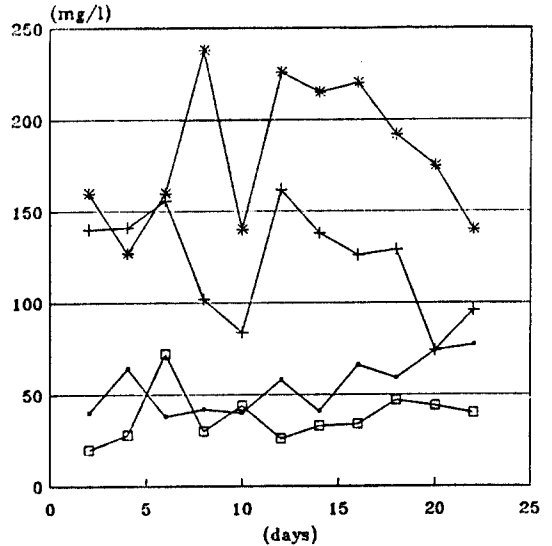


Fig. 6. Total COD of Effluent

상인 경우에는 유출수 중의 SS가 증가하여 높게 나타났다.

3. Model 상수 결정

實驗 結果를 利用하여 폐수 처리시설을 設計하기 위하여는 數學的 model을 適用하여야 하므로, 이에 使用되는 모델 상수를 결정하여야 한다. 生物膜法은 살수여상과 활성 sludge를 절충한 형태이므로, 부유 성장 미생물에 의한 제거를 무시한다면 生物膜法의 경우에도 살수여상의 Model이 적용 가능할 수 있다. 그러나 plastic media와 같이 매질이 차지하는 부피가 적고, 반응조內的 폐수가 순환되는 경우에는 流體의 흐름이 plug flow가 아니므로 살수여상 model의 적용이 부적당하게 된다. 특히 폐수의 御環流速이 증가하면, plug flow보다 완전 혼합형태에 더욱 가깝게 되기 때문에, 數學的 model을 적용시키기 위하여는 먼저 반응조內的 혼합형태를 알아보는 것이 필요하다.

Williamson과 McCarty<sup>6,12)</sup>는 微生物膜 內部에서 分子擴散과 生化學的 反應에 의하여 일어나는 基質제거에 관한 數學的 model을 고안하였다.

이 model은 nomograph 또는 computer를 이용한 반복계산 과정을 통하여, 微生物膜 内部로 전달되어 제거되는 基質의 量을 결정할 수 있다. 따라서 두꺼운 膜에 의한 基質 제거율을 비교적 정확하게 예측할 수 있다. 그러나 이 model을 적용하기 전에, 膜 内部에서 전자 공여체 (electron donor)와 전자 수용체 (electron acceptor) 中 어느 것이 基質제거율과 膜 内部로의 流動을 동시에 제한하는가를 먼저 결정하여야 하며, 流體 및 膜内部에서의 확산계수를 알아야 한다. 일반적으로 폐수를 처리하는 반응조內에서는 基質제거율 및 膜内部에서의 확산이 산화물 또는 환원물 중 어느 것에 의하여 동시에 지배되는 가를 결정하는 것은 쉬운 일이 아니며, 이 물질의 확산계수를 구하는 것도 어려운 일이다. 이러한 요소때문에 이 model은 사용에 제한을 받게 된다.

Rittman 등도 정상상태에서 微生物膜에 의하여 제거되는 基質의 量을 결정하는 model을 제시하였다. 그러나 이 경우에 있어서도 膜 内部 및 外部에서의 基質의 확산 계수를 구하는 것이 容易하지 않다.<sup>13-15)</sup>

Kornegay의 model은<sup>5,16)</sup> 固定 微生物膜을 이용한 生物學的 廢水 處理에 대한 model 중 보편적으로 使用할 수 있는 數學的 model이다. 이 model은 Williamson 등이나 Rittman 등의 model과 같이 膜을 형성하고 있는 미생물에 의한 基質의 제거율을 직접 구할 수는 없으나, 생물膜에 의한 처리방법에 쉽게 적용할 수 있으므로, 이 실험에서는 Kornegay의 model을 적용하였다.

폐수 중의 유기물은 媒質에 붙어 있는 미생물 뿐만 아니라 부유 성장하는 미생물에 의하여도 제거된다.

반응조 全體에서 일어나는 基質 除去에 관한 mass balance를 세워보면,

$$\text{Accumulation} = \text{流入量} - \text{流出量} - \text{附着 微生物에 의하여 消耗된 量} - \text{浮遊微生物에 의하여 消耗된 量}$$

이 때, 반응조內的 폐수가 완전 혼합이 이루어지고, 미생물의 growth rate가 decay rate보다 훨씬 크므로 미생물의 decay는 무시하는 것으로

가정하였다.

위 식을 Monod growth function을 適用하여, 數學的으로 표현하면,

$$V \frac{ds}{dt} = FS_0 - FS_e - \frac{\mu \max}{Y_f} \frac{AS_e X_f}{K_f + S_e} - \frac{\mu' \max}{Y_s} \frac{S_e X_s V}{K_s + S_e} \quad (1)$$

여기서,

$V$  : 반응조의 容積(L<sup>3</sup>)

$F$  : 水量 負荷(L<sup>3</sup>/T)

$S_0$  : 流入水의 基質濃度(M/L<sup>3</sup>)

$S_e$  : 流出水의 基質濃度(M/L<sup>3</sup>)

$Y_f$  : 附着微生物의 生産係數

$A$  : 媒質의 표면積(L<sup>2</sup>)

$X_f$  : 附着微生物의 單位質量(M/L<sup>2</sup>)

$\mu_s$  : 浮遊微生物의 比成長率(T<sup>-1</sup>)

$Y_s$  : 浮遊微生物의 生産係數

$X_s$  : 浮遊微生物의 濃度(M/L<sup>3</sup>)

$\mu \max$  : maximum specific growth rate(T<sup>-1</sup>)

$K$  : half-velocity coefficient(M/L<sup>3</sup>)

steady state에서  $ds/dt=0$ 이므로, 式(1)은,

$$F(S_0 - S_e) = \frac{\mu \max}{Y_f} \frac{AS_e X_f}{K_f + S_e} + \frac{\mu' \max}{Y_s} \frac{S_e X_s V}{K_s + S_e} \quad (2)$$

대부분의 微生物膜을 이용한 處理方法에서는 附着微生物의 量이 浮遊微生物의 量에 비하여 매우 크므로,

$$X_s \ll X_f$$

式(2)에서 浮遊微生物에 의한 基質 소모량을 무시하면,

$$F(S_0 - S_e) = \frac{\mu \max}{Y_f} \frac{AS_e X_f}{K_f + S_e} \quad (3)$$

媒質의 area capacity constant를  $P$ 라 하면,

$$P = \frac{X_f}{Y_f} \mu \max \quad (4)$$

식(4)이 되고 式(3)를 변형하면,

$$\frac{K_f}{P} \frac{1}{S_e} + \frac{1}{P} = \frac{A}{F(S_0 - S_e)} \quad (5)$$

式(5)을 graph로 그리면 직선으로 나타내게 되고, 이 때의 slope  $K_f/P$ 와 intercept  $1/P$ 을 구할 수 있다. 또한 微生物의 單位質量  $X_f$  및 Yield coefficient  $Y$ 를 測定하여 area capacity constant

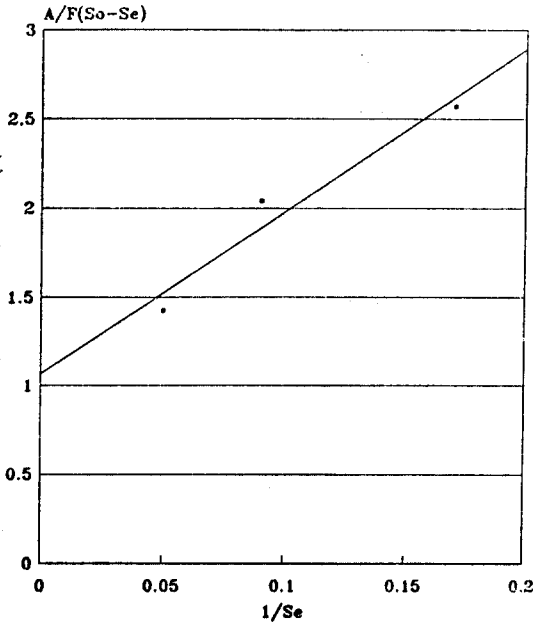


Fig. 7. Graphical Determination of P &  $K_f$

P에 代入하면, maximum specific growth rate,  $\mu_{max}$ 까지 구할 수 있게 된다.

따라서, Table 2의 soluble BOD<sub>5</sub> 濃度를 式 (2-11)에 代入하면 Fig. 7과 같은 直線을 얻을 수 있다.

Fig. 7에서,

$1/P=1.07$ ,  $K_f/P=9.125$ 이므로,  $P=0.93\text{mg}/\text{cm}^2\cdot\text{day}$ ,  $K_f=8.49\text{mg}/l$ 가 된다.

#### IV. 結 論

本 연구에서는 플라스틱 網을 媒質로 사용한 生物膜 工法에 의하여 COD 300mg/l, BOD 192 mg/l의 폐수를 처리하여 보았다. 反應槽의 水理學的 滯留時間을 8시간 6시간 및 4시간으로 설정하였고, 4시간인 경우는 流出水의 濃도가 높을 것을 고려하여 2단 처리를 실시하였으며, 이 때 유출수의 BOD<sub>5</sub>, COD, SS를 측정 한 결과, 다음과 같은 結論을 얻었다.

1. 플라스틱 網을 媒質로 사용한 反應槽에서 形成된 生物膜은 附着力이 弱해 쉽게 떨어지지 않았으며, 網을 2cm 간격으로 나선형으로 말아

서 설치한 경우에도 媒質의 閉鎖 현상이 일어나 지 않았다.

2. 平均 BOD 192mg/l의 폐수를 처리한 結果, 1단 處理時 유출수의 soluble BOD<sub>5</sub>는 水理學的 滯留時間이 8시간인 경우 6.0mg/l, 6시간인 경우 11.3mg/l, 4시간인 경우는 19.4mg/l이었으며, 水理學的 滯留時間 4시간으로 2단 처리한 경우는 5.7mg/l로 나타나, 生物膜工法에 의하여 軍用 施設物의 폐수를 처리하는 것이 可能한 것으로 밝혀졌다. 특히 反應槽를 2단으로 설치하는 경우 處理效率이 매우 높았으며, 水理學的 滯留時間 8시간으로 하여 처리하거나, 4시간으로 2단 처리하는 경우는 total BOD<sub>5</sub>가 16.8mg/l 이하로서 추가적인 沈澱을 실시하지 않아도 폐수배출 허용 기준을 만족시켰다.

3. 處理結果를 利用하여 폐수처리 시설의 설계에 필요한 Kornegay model의 parameter를 구한 결과, P는 0.93mg/cm<sup>2</sup>·day, K<sub>f</sub>는 8.49mg/l로 나타났다.

#### 감사의 글

본 연구는 육군사관학교 부설 화랑대연구소의 연구비지원에 의해 수행되었으며, 이에 감사료를 포함합니다.

#### 參 考 文 獻

1. Kato, Kenji, and Y. Sekikawa, "Fixed Activated Sludge Process for Industrial Waste Treatment." Proceedings of the 22nd Industrial Waste Conference, Purdue Univ., 926, (1967).
2. Albert, R.C., R.C. Hoehn, and C.W. Randall, "Treatment of a Munitions-Manufacturing Waste by the Fixed Activated Sludge Process." Proc. of the 27th Ind. Waste Conf., Purdue Univ., 458, (1972).
3. 小島貞男, 用水と 廢水, 20(5), pp.5-14, (1978).
4. Rusten B., "Wastewater Treatment with



- Aerated Submerged Biological Filters." J. Water Pollut. Control Fed., Vol. 56, No.5, (1984).
5. Kornegay, B.H., and Andrews, J.F., "Kinetics of Fixed-Film Biological Reactors." J. WPCF, Vol. 40, R4460, (1968).
  6. Williamson K., and McCarty P.L., "A Model of Model of Substrate Utilization by Bacterial Films." J. WPCF, Vol. 48, No.1, (1976).
  7. Riemer, M., Kristensen, G.H. and Harrenmoes P., "Residence Trme Distribution on Submerged Biofilters." Wat. Res. Vol. 14
  8. Characklis, W.G., "Fouling Biofilm Development: A Process Analysis." Biotechnol. Bioeng., Vol. 23, (1981).
  9. Huang, J.C. and Bates, V.T., "Comparative Performance of Rotating Biological Contactors using Air and Pure oxygen." J. WPCF, Vol. 52, pp.2686-2703), (1980).
  10. Hamoda, M.F. and Adb-El-Bary, M.F., "Operating Characteristics of the Aerated Submerged Fixed-Film (ASFF) Bioreacter (1987).
  11. APHA-AWWA-WPCF, Standard Method for the Examination of Water and Wastewater, 17th Ed., (1989).
  12. Williamson, K., and P.L. McCarty, "Verification Studies of the Biofilm Model for Bacterial Substrate Utilization." J. WPCF, Vol. 48, 281, (1976).
  13. Rittman, B.E., and P.L. McCarty, "Variable-Order Model of Bacterial-Film Kinetics." J. Environ. Eng. Div., ASCE, 104 (EE5), 889 (1978).
  14. Rittman, B.E., and P.L. McCarty, "Model of Steady-State-Biofilm Kinetics." Biotechnol. Bioeng., Vol. 22, 2343-2357, (1980).
  15. Rittman, B.E., and P.L. McCarty, "Evaluation of Steady-State-Biofilm Kinetics." Biotechnol. Bioeng., Vol. 22, 2359-2373, (1980).
  16. Keinath, T.M., and M. Wanielista, "Mathematical Modeling for Water Pollution Control Processes." Ann Arbor, Mi., (1975).