

호기성 호열미생물에 의한 하수슬러지 감량화 효율에 관한 연구

A Study on Volume Reduction of Waste Sludge by Aerobic Thermophilic Bacteria

배윤선¹ · 김순영¹ · 남덕현¹ · 박철휘^{1,*} · 김진수² · Kazu Takada³

Bae, Yoon-Sun¹ · Kim, Soon-Young¹ · Nam, Duck-Hyun¹ · Park, Chul-Hwi^{1,*} · Kim, Jin-Su² · Kazu Takada³

1 서울시립대학교 환경공학부

2 수환경 R&D

3 Kobelco Eco-Solution

(2005년 6월 3일 논문접수; 2005년 7월 12일 최종 수정 논문 채택)

Abstract

Domestic Sewage Treatment Plants are mostly based on biological treatment, in which large amounts of excess sludge are generated and occupy about 40 ~ 60% of the total sewage treatment costs.

Several methods for sludge treatment has been so far reported as upgrading biodegradation of sludge; heat treatment, chemical treatment, including thermo-alkali and ozone, mechanical treatment including ultrasonic pulverization. But, it has a limitation in case of reducing the amount of excess sludge which are already produced.

In this study, application of excess sludge reduction process using thermophilic aerobic bacteria for activated sludge was examined.

The research was carried out two different stage, one for a biological wastewater treatment and the other for a thermophilic aerobic solubilization of the waste sludge. A portion of excess sludge from the wastewater treatment step was into the thermophilic aerobic sludge solubilization reactor, in which the injected sludge was solubilized by thermophilic aerobic bacteria. The solubilized sludge was returned to the aeration tank in the wastewater treatment step for its further degradation. Sludge solubilization reactor was operated at $63 \pm 2^\circ\text{C}$ with hydraulic retention time(HRT) of 1.5 ~ 1.7 day. Control group was operated with activated sludge process(AS) and experiment group was operated with three conditions(RUN 1, RUN 2, RUN 3).

RUN 1 was operated with AS without sludge solubilization reactor. RUN 2 were operated with AS with sludge solubilization reactor to examine correlation between sludge circulation ratio and sludge reduction ratio by setting up sludge circulation ratio to 3. RUN 3 was operated with sludge circulation ratio of 3 and MLSS concentration of 1,700 ~ 2,000mg/L to examine optimum operation condition.

The quantity of excess sludge production was reduced sharply and in operation of RUN 3, sludge

*Corresponding author Tel: +82-2-2210-2176, FAX: +82-2-2213-6870, E-mail: chpark@uos.ac.kr (Park, C.H.)

The quantity of excess sludge production was reduced sharply and in operation of RUN 3, sludge solubilization ratio and sludge reduction ratio were 53.7%, 95.2% respectively. After steady state operation, average concentration of TBOD, SBOD, TCOD_{cr}, SCOD_{cr}, TSS, VSS, T-N, TP of effluent were 4.5, 1.7, 27.8, 13.8, 8.1, 6.2, 15.1, 1.8mg/L in the control group and were 5.6, 2.0, 28.6, 19.1, 9.7, 7.2, 16.1, 2.0mg/L in the experimental group respectively. They were appropriate to effluent standard of Sewage Treatment Plants.

Key words: sludge reduction, aerobic sludge solubilization, waste sludge, thermophilic bacteria

주제어: 슬러지 감량화, 호기성 슬러지 가용화, 하수슬러지, 호열미생물

1. 서 론

2004년 기준으로 전국에 운영되는 하수종말처리장은 268개소이며, 그에 따라 발생하는 하수 슬러지량은 2001년 1,901천톤/년, 2002년 2,072천톤/년, 2003년에 2,266천톤/년으로 매년 증가하고 있는 추세이며, 장래에도 하수처리장은 꾸준히 증가될 전망이므로 더 많은 하수슬러지가 발생될 것으로 예측되고 있다. 과거 우리나라의 슬러지 처분방법은 대부분 단순 매립에 의하였으나, 2000년 7월부터 시행된 하수 슬러지 육상매립 금지(시설용량 1만톤/일 이상인 하수처리장)로 인하여 발생량의 72%를 해양투기에 의존하고 있는 실정이다(환경부, 2005). 그러나 해양투기 또한 국제적인 환경문제(런던협약)로 인해 규제가 강화될 예정이어서, 슬러지 처분에 대한 근본적인 대안 모색이 필요하고, 무엇보다도 슬러지 발생량을 감량화 하는 기술개발이 요구되고 있다.

슬러지 감량화를 위한 분해 기술에는 i) 40~180°C의 높은 범위의 고온처리, ii) 오존, 산 또는 알칼리제를 이용한 화학적 처리, iii) 초음파, 파쇄, homogenizer 등을 이용한 기계적 분해, iv) 동결(freezing)과 해빙(thawing), v) 생물학적 가수 분해 등 다양한 방법의 공법이 연구되며 각 공법들이 병행되어 적용되고 있다(J.A. Müller, 2001). 이러한 감량화 기술은 잉여슬러지의 발생 자체를 줄이는 데는 한계가 있어 활성슬러지공법 바이오매스 반송 시스템에 감량화를 위한 분해 공정을 접목하는 기술이 활성화되고 있다.

최종 매립되는 슬러지를 줄이기 위한 대표적인 방법으로는 생물학적 혐기성 소화가 가장 보편적으로

활용되고 있으며 중온의 혐기성소화는 15~25일로 긴 체류시간을 필요로 하나 감량화율은 VSS를 기준으로 30~40%를 나타내는 반면 호기성 소화시스템은 혐기성 소화보다 짧은 체류시간(약 5~20일)으로 더 높은 VSS 감량효과(60~80%)를 나타내는 것으로 알려져 있다.

잉여슬러지의 대부분은 강한 세포벽으로 보호되는 미생물로 구성되어 있어서 생물학적 분해가 어려운 특성을 갖고 있지만, 효소 촉매반응에 의한 생물학적 방법에 의한 슬러지 분해기술은 잉여슬러지 중의 플록을 해체하고 세포벽을 분해하여 가용화(solubilization)할 수 있는 능력이 있다. 또한 고온처리를 병행하면 탄수화물과 지방질 같이 쉽게 분해가 가능한 물질 이외 세포벽으로 보호되어 효소에 의한 가수분해가 어려운 단백질 세포벽도 파괴시켜 생물학적 분해가 용이할 수 있도록 가용화할 수 있다.

가용화란 물에 녹기 어려운 액체나 고체를 계면활성제 등과 같은 가용화제를 첨가하여 수용액에 녹여서 열역학적으로 안전한 용액을 만드는 것을 의미하는 것으로 슬러지를 생물학적으로 가용화하는 것은 호열균이 분비하는 효소(단백질가수분해효소: *proteinase*, 전분분해효소: *amylase*, *glucoamylase*, *pullulanase* 등)가 적용될 수 있다. 호열균을 이용한 슬러지 가용화는 온도와 *proteinase*에 크게 영향을 받는다는 점을 고려하여, *proteinase*를 생산하는 호열균을 소화 슬러지로부터 분리한 결과 *proteinase* 생산성이 우수한 *Bacillus stearothermophilus*계 두 종(*SPT2-1*, *SPT1-6*)이 분리되었고, *SPT2-1*과 *SPT1-6*를 이용하여 슬러지 가용화 효율을 측정된 결과 각각 25%, 17%의 연구결과를 얻은 바 있다(Sakai et al., 2000).

본 연구에서는 서울시에서 표준 활성슬러지법으로

운영되고 있는 하수종말처리장에 세미파일럿플랜트 (semi-pilot plant) 규모의 활성슬러지 공법시설을 설치하고, 활성슬러지공법으로부터 발생하는 하수슬러지를 호기성 호열성 미생물을 이용하여 잉여슬러지를 가용화시켜서, 그에 따른 감량화율을 파악하고자 하였다. 그리고 가용화 과정을 거친 슬러지는 다시 활성슬러지공법의 포기조에 반송시켜 포기조내 활성슬러지에 미치는 영향과 아울러 최종 처리수질에 미치는 영향도 알아보려고 한다.

2. 실험재료 및 방법

2.1. 호열성 미생물

본 연구에서 사용된 미생물은 *Bacillus stearothermophilus*(STP2-1)으로 소화 슬러지로부터 분리하여 호기성 상태에서 배양한 후 skim milk를 함유한 agar plate에 도말하여, 양질의 콜로니를 선정하여 이용하였다.

이 미생물은 병원성이 없이 안전하며, 호기성조건 60~70°C에서 활발히 증식하여 강력한 슬러지 가용화 효소를 분비하지만, 50°C 이하에서는 증식하지 않고, 슬러지 가용화 효소도 불활성화가 되기 때문에 포기조의 활성 슬러지에 악영향을 미치지 않으며, 포자형성 세균의 일종으로 포자는 종종 스트레스(온도 변화, 건조 등)에 의해 사멸하지 않는 특성을 갖는다.

2.2. 파일럿 플랜트의 구성

대상으로 하는 파일럿플랜트는 서울시 하수종말처리장내 실제 설비를 재현 할 수 있도록 설계인자 및 운전 상황을 참고하여 구성하였다. 파일럿 플랜트의 수처리 공정은 표준 활성슬러지공법이며, 유효용량 40L의 포기조와 수면적 부하 3.4m³/m²/d의 침전조를 투명아크릴로 제작하였으며, 일일 처리 유량은 169L/d, HRT는 5.7hr, SRT는 8day로 설계하였다. 실제 슬러지 가용화에 따른 감량화율을 정확히 분석하기 위하여 슬러지 가용화공정을 적용하지 않은 일반 표준 활성슬러지 공정만의 대조공정과 실험공정의 2계열로 운전하였으며, 실험공정은 최종 침전조 부분의 반송라인에 슬러지 가용화조를 설치하여 잉여슬러지를 가용화한 후 다시 포기조에 반류시키는 순환계로 설비를 구성하였다(Fig. 1). 슬러지 가용화조의 유

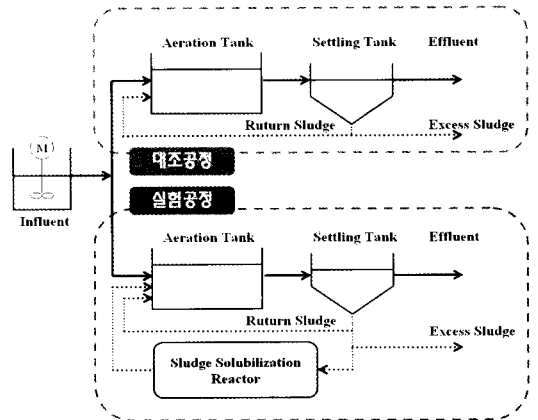


Fig. 1. Schematic diagram of control and experimental processes.

효용적은 5L이며, 혼합을 위한 교반기와 호열균의 최적온도를 유지하기 위한 가열시스템, 0.1~0.2(m³-Air/m³·min)의 air 공급을 위한 송풍기를 설치한 완전혼합형 반응기로 구성하였다. 본 실험에 사용한 유입 원수는 슬러지 가용화조로부터의 반류에 의한 포기조의 유기물부하 상승을 고려하여 제1처리장의 일차 침전지 처리수를 사용하였다. 감량화 처리 슬러지는 최종 침전조로 부터 발생하는 잉여슬러지만을 대상으로 하였다.

2.3. 파일럿 플랜트의 운전조건 및 조사항목

파일럿 플랜트의 운전은 실험공정의 운전조건 변화에 따라 다음의 3가지 운전조건으로 운전하였다. RUN 1(30일간)에서는 안정화 단계로서 실험공정을 대조공정과 동일하게 슬러지 가용화조 없이 운전하였다. RUN 2(39일간)에서는 슬러지 가용화조를 가동하면서 슬러지 순환비와 슬러지 감량화율과의 관계를 조사하였다. 본 연구에서 슬러지 순환비는 대조구의 인발잉여슬러지량에 대한 슬러지 가용화조 투입 슬러지량의 비로서 3으로 설정 후 감량화율과의 관계를 조사하였다. RUN 3(118일간)에서는 RUN 2와 같이 슬러지 순환비를 3으로 설정하고, 가용화조 유출수에 의한 반류 부하를 고려하여 포기조 내의 MLSS농도를 1,700~2,000mg/L로 유지하며 운전하였다. 하수종말처리장내 일차침전지 유출수가 파일럿플랜트의 유입수로 사용되었으며 유입수 평균 유량은 169L/d로 하고, 슬러지 가용화조의 체류시간은 1.5~1.7

day, 가용화조의 온도는 $63 \pm 2^\circ\text{C}$ 로 유지하여 운전하였다.

각 분석을 위한 샘플은 주 2회 채취하여 분석하며 수질분석항목으로는 온도, pH, DO, TCOD_{Cr} , SCOD_{Cr} , TBOD, SBOD, TSS, VSS, TN, TP, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 및 여과 후 여액의 TN, TP등을 분석하였으며, 각 분석항목별 분석내용 및 방법은 수질오염공정시험법 및 Standard Method에 준하여 실시하였다.

2.4. 물질수지에 의한 슬러지 순환비 산정방법

처리공정내 슬러지 물질수지 판단을 위한 처리 흐름도를 Fig. 2에 나타내었다.

슬러지 가용화 처리를 하지 않는 경우, 공정의 슬러지 물질 수지는 (식 2-1)로 나타난다. 이때 $Q_w \cdot X_w = 0$ 이고 정상상태로 가정하면 Q_w 에 대하여 정리할 수 있다(식 2-2).

$$V_r \cdot \frac{dX_r}{dt} = Y_r \cdot Q_i \cdot (S_i - S_e) - k_d \cdot X_r \cdot V_r - Q_w \cdot X_w - Q_e \cdot X_e \quad (\text{식 2-1})$$

$$Q_w = \frac{Y_r \cdot Q_i \cdot (S_i - S_e) - k_d \cdot X_r \cdot V_r}{X_r} \quad (\text{식 2-2})$$

V_r : 포기조 용적(L)

X_r : 포기조 SS 농도(mg/L)

X_e : 유출수 SS 농도(mg/L)

Y_r : 포기조 내 세포 생성 계수(kg SS/kg BOD)

S_i : 유입수 BOD 농도(mg/L)

S_e : 유출수 BOD 농도(mg/L)

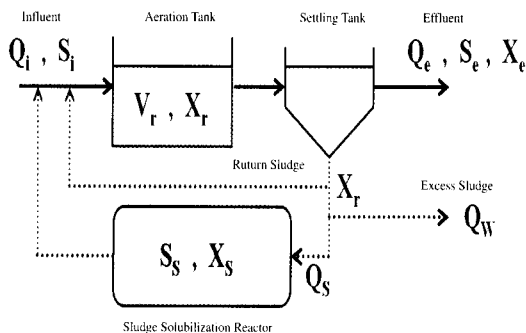


Fig. 2. Schematic of performance parameters for mass balance

k_d : 포기조 내 세포 사멸 계수(1/d)

Q_i : 유입수량(L/d)

Q_e : 유출수량(L/d)

Q_w : 인발잉여슬러지량(L/d)

슬러지 가용화 처리를 한 경우의 슬러지 물질 수지는 (식 2-3)과 같이 나타낼 수 있다.

$$V_r \frac{dX_r}{dt} = Y_r \cdot Q_i \cdot (S_i - S_e) - k_d \cdot X_r \cdot V_r - Q'_w \cdot X_r - [Q_e \cdot X_r + Q_s \cdot X_s + Y_r \cdot Q_s \cdot S_s] \quad (\text{식 2-3})$$

Q_i : 슬러지 가용화조 투입 슬러지량(L/d)

Q'_w : 인발잉여슬러지량(L/d)

$Q'_w = \alpha \cdot Q_w$ α : 잉여슬러지인발율

X_s : 슬러지 가용화조 투입 슬러지농도(mg/L)

$X_r = (1 - \beta) \cdot X_r$ β : 슬러지 가용화율

X_s : 가용화 처리액 BOD 농도(mg/L)

$S_s = \gamma \cdot X_s$ γ : 가용화 처리액 BOD 용출률

Q'_w 은 인발잉여슬러지량(L/d), X_s 는 슬러지 가용화조 투입 슬러지농도(mg/L), S_s 는 가용화 처리액 BOD 농도(mg/L)이며 각각 아래와 같이 정의된다.

정상 상태로 가정하면,

$$Q_s = \frac{Y_r \cdot Q_i \cdot (S_i - S_e) - k_d \cdot X_r \cdot V_r - \alpha \cdot Q_w \cdot X_r}{X_r \cdot (\beta - Y_r \cdot \gamma)} \quad (\text{식 2-4})$$

슬러지 가용화 처리를 하지 않는 경우의 대조구의 인발잉여슬러지량에 대한 슬러지 가용화조 투입 슬러지량의 비율 Q/Q_w 을 슬러지 순환비이라고 정의하면, (식 2-3)과 (식 2-4)부터 슬러지 순환비(식 2-5) 및 슬러지 감량화율(식 2-6)을 정의할 수 있다.

$$\text{슬러지순환비} = \frac{Q_s}{Q_w} = \frac{1 - \alpha}{\beta - Y_r \cdot \gamma} \quad (\text{식 2-5})$$

$$\text{슬러지감량화율} = 1 - \alpha = \frac{Q_s}{Q_w} \cdot (\beta - Y_r \cdot \gamma) \quad (\text{식 2-6})$$

여기에서, BOD 용출률이 가용화율에 비례한다($\gamma = k' \cdot \beta$)고 가정하면,

$$\begin{aligned} \text{슬러지감량화율} &= \frac{Q_s}{Q_w} \cdot (\beta - Y_r \cdot k' \cdot \beta) \\ &= \frac{Q_s}{Q_w} \cdot \beta \cdot (1 - Y_r \cdot k') \quad (\text{식 2-7}) \end{aligned}$$

Y_r 은 정수로 가정할 수 있으므로, $(1 - Y_r \cdot k') = k$ 로 서

$$\text{슬러지감량화율} = k \cdot \beta \cdot \left(\frac{Q_s}{Q_w} \right) \quad (\text{식 2-8})$$

따라서 슬러지 감량화율은 슬러지 가용화조로의 가용화률(β)과 슬러지 순환비(Q/Q_w)의 곱에 비례한다. k , Y_r 도 슬러지의 성상에 의하여 변화할 가능성이 있기 때문에 영향인자로서 고려할 필요가 있지만, 실제의 운전에 있어서는 인위적 조작이 용이한 Q/Q_w 이 가장 중요한 영향인자가 된다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 슬러지 감량효과

Fig. 3은 대조공정과 실험공정의 시간에 따른 누적 잉여슬러지량의 변화를 나타낸다. 슬러지 감량화율을 분석하기 위하여 앞의 2.4절을 바탕으로 아래와 같은 식들을 유도하였다.

$$\begin{aligned} \text{슬러지순환비} &= \frac{Q_s}{Q_w} \quad (\text{식 3-1}) \\ &= \frac{\text{슬러지가용화조로투입되는슬러지량(g)}}{\text{대조군의슬러지발생량(g)}} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{슬러지가용화율(\%)} &= \quad (\text{식 3-2}) \\ &= \left[1 - \frac{\text{가용화조유출슬러지량(g)}}{\text{가용화조내투입슬러지량(g)}} \right] \times 100 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{슬러지감량화율(\%)} &= \quad (\text{식 3-3}) \\ &= \left[1 - \frac{\text{실험군의슬러지발생량(g/d)}}{\text{대조군의슬러지발생량(g/d)}} \right] \times 100 \end{aligned}$$

슬러지 발생량은 포기조내 MLSS, 계외로의 인발 슬러지량 및 유출수내 SS의 양으로 산정할 수 있으며, 본 연구에서는 유출수 SS량은 무시하였다. 따라

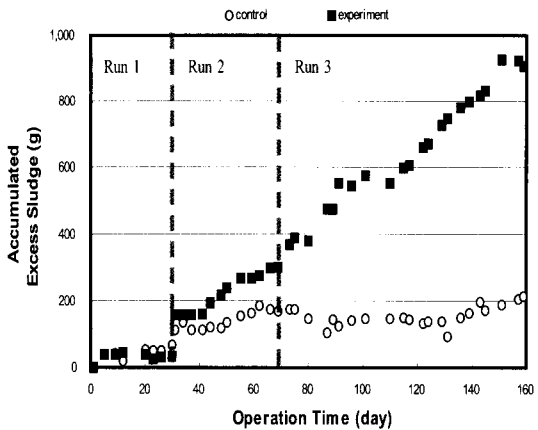


Fig. 3. Comparison of accumulated mass for excess sludge in control and experimental reactors.

서 슬러지 발생량은 인발 잉여슬러지 발생량과 포기조내의 MLSS농도 변화량의 합으로 정의하며, 타이머에 의해 계외로 인발된 잉여슬러지는 예비조를 두어 따로 저장하여 주 2회 시료채취 시 그 양을 실측하였다.

각 운전조건에 따른 포기조 MLSS 농도의 변화는 RUN 1에서는 대조공정과 실험공정의 MLSS농도가 각각 평균 1,634mg/L, 1,855mg/L였으며, 이는 실제 대상하수처리장의 포기조 농도(1,328mg/L)보다 다소 높은 것으로 나타났다.

RUN 2에서는 대조공정과 실험공정의 MLSS농도가 각각 평균 1,454mg/L, 2,656mg/L였는데 실험공정은 MLSS농도가 시간에 따라 증가하는 경향을 나타냈으며 실험공정에서 최소 2,250mg/L의 MLSS농도에서 최대 3,567mg/L까지 증가되었다. 슬러지 순환비가 증가됨에 따라 MLSS농도가 증가하고 이는 곧 포기조 미생물의 SRT 단축을 야기하며 이로 인한 저효율 질산화 반응이 우려되기 때문에 슬러지 순환비를 3으로 고정하고 실험공정의 포기조 MLSS 농도를 제어하여 1,700~2,000mg/L로 유지하였다. 대조공정과 실험공정의 MLSS 농도가 각각 평균 1,609mg/L 및 2,062mg/L로 나타났다. 실험공정의 MLSS 농도 증가는 가용화 액이 고농도의 유기물을 함유하여 포기조내 유기물 부하를 높이기 때문인 것으로 판단된다.

RUN 1에서 대조공정과 실험공정의 누적 잉여슬러

Table 1. Variation of inlet and outlet concentrations of solubilization reactor at run 2 and run 3

Item	RUN 2		RUN 3	
	Inlet	Outlet	Inlet	Outlet
TBOD	2,015	880	3,372	1,253
TCOD _{Cr}	14,060	6,516	15,958	7,858
SCOD _{Cr}	60	684	85	1,033
TSS	11,329	5,532	19,215	11,230
VSS	7,311	3,448	13,153	6,156
T-N	480	407	650	604
Soluble T-N	44.0	77.5	27.0	92
T-P	55.0	60.5	146.9	159.7
Soluble T-P	11.0	29.7	8.8	26.0
NH ₄ ⁺ -N	10.6	84.2	13.5	146.8
NO ₂ ⁻ -N	0.02	1.1	0.05	1.8
NO ₃ ⁻ -N	2.36	11.3	3.00	18.8
PO ₄ ⁻ -P	4.82	12.0	5.90	19.9

지량은 각각 34g 및 37g로 유사한 수치를 나타내었다. plant의 안정화 후 슬러지 순환비 3으로 운전한 RUN 2에서는 대조공정과 실험공정의 누적 잉여슬러지량은 각각 174g 및 54g로 가용화 공정이 있는 실험공정이 대조공정에 비해 약 69.2%의 슬러지가 감량되었다. 또한 RUN 2에서와 같이 슬러지 순환비는 3으로 하고 포기조 MLSS 농도를 1,700~2,000mg/L로 유지하여 운전한 RUN 3에서는 대조공정과 실험공정의 누적 잉여슬러지량은 각각 676g 및 33g으로 슬러지 감량화율이 약 95.2%로 나타났다.

3. 2. 슬러지 가용화율

본 연구에서 슬러지 가용화율은 (식 3-2)를 이용하

여 산정하였으며 가용화율은 슬러지 순환비를 3으로 설정하여 운전한 결과 약 53.7%의 효과를 나타내는 것으로 분석되었다. 또한 가용화조 투입 슬러지와 가용화조 유출 슬러지(가용화 처리액)를 각각 Inlet, Outlet으로 정의하고, RUN 2와 RUN 3에서의 Inlet과 Outlet의 수질변화를 측정 (Table 1)한 결과 TBOD, soluble T-N, soluble T-P 부하량은 각각 11.9, 2.21, 0.34g/d이었으며, 결과적으로 포기조의 TBOD, soluble T-N, soluble T-P 부하는 각각 12, 11, 12%로 증가하므로 슬러지 가용화를 확인할 수 있었다.

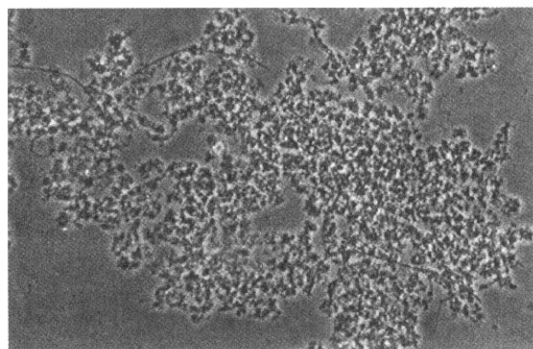
호열균에 의해서 유기물이 합성된 것으로 판단되며 Soluble T-N, Soluble T-P, NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N, PO₄³⁻-P와 같은 용존성 물질은 Outlet이 Inlet보다 증가되는 경향을 나타내는데 이는 호열균에 의한 유기물의 가용화(용해화)반응이 일어남을 의미하는 것으로 사료된다.

Fig. 4는 슬러지 플럭의 현미경 사진으로 슬러지가 가용화 공정을 거침으로서 호열균에 의해 플럭의 해체 및 가용화가 되는 것을 확인할 수 있었다.

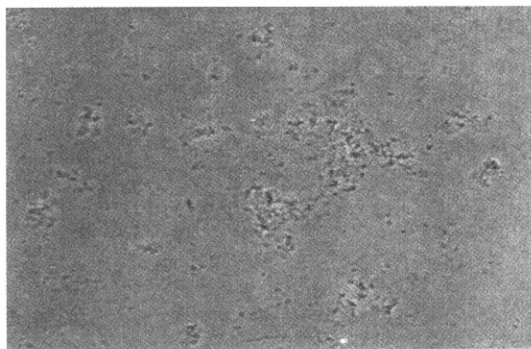
3. 3. 포기조내 활성슬러지에 대한 영향

슬러지 가용화 액이 포기조내 활성슬러지에 미치는 영향을 판단하는 지표로서 크게 무기물 축적과 슬러지 침강성에 대한 두 가지를 분석하였으며, 분석방법은 실험공정을 대조구와 비교하여 표준활성슬러지 공정의 활성슬러지와 가용화액 영향을 받는 활성슬러지를 비교하는 방법을 선택하였다.

호열균에 의한 유기성 고형물은 가용화되고, 무기



Inlet



Outlet

Fig. 4. Photograph of inlet and outlet sludge of solubilization reactor.

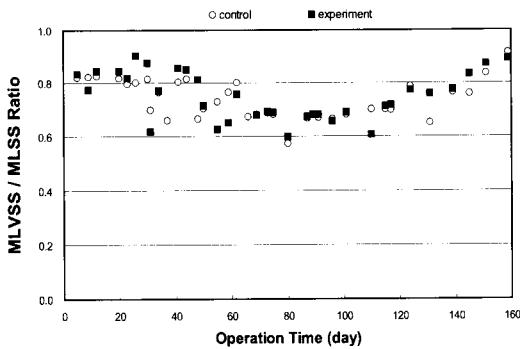


Fig. 5. Variation of MLVSS/MLSS ratios for sludge in aerobic tank.

성 고형물도 용해되어 유출수와 함께 유출됨으로써 무기성 고형물이 포기조 내에 축적되지 않았다. Fig. 5의 포기조 활성슬러지의 MLVSS/MLSS비의 시간에 따른 변화는 대조공정 0.60~0.90범위로 평균 0.75, 실험공정 0.57~0.91 범위의 평균 0.75로 실험공정이 대조공정에 비해 무기물이 축적되는 일은 일어나지 않는 것으로 판단할 수 있었으며, 이는 유입수로부터 유입된 무기물 양이 유출수 또는 인발 잉여슬러지의 무기물량으로 인해 균형을 이루기 때문으로 사료된다.

실험공정의 포기조 내 활성 슬러지의 현미경 관찰 결과 사상균은 거의 확인되지 않았다. 운전기간 중 대조공정과 실험공정의 SVI는 각각 평균 68.4, 57.0으로 낮은 수치를 나타내었는데 이는 슬러지 감량화 공정이 활성 슬러지의 침강성을 악화시키지 않는 것으로 판단된다.

3.4. 처리수질

Table 2는 파일렛플랜트 운전기간 중 RUN 2, RUN 3에 대한 대조공정과 실험공정의 최종유출수

평균 농도와 처리효율을 나타내었다. 실험공정의 RUN 2, RUN 3에에서의 유입수 및 유출수 TBOD, SBOD, TCOD_{Cr}, SCOD_{Cr}, TSS, VSS, T-N, T-P 농도 분석하였다. RUN 2, RUN 3의 경우 대조공정과 실험공정의 유출수질이 서로 비슷한 수질 결과 값을 나타냈으며, 유출수질이 하수처리장 방류수 수질 기준을 만족하는 것으로 분석되었다. Fig. 6은 항목별 유입수질 및 처리수 농도의 변화와 대조공정과 실험공정의 처리효율을 나타내었다. 파일렛플랜트의 유출수 TBOD, SBOD, TCOD_{Cr}, SCOD_{Cr}, TSS, VSS, T-N, T-P의 평균농도는 대조공정이 4.5, 1.7, 27.8, 13.8, 8.1, 6.2, 15.1, 1.8mg/L이었으며, 실험공정이 5.6, 2.0, 31.0, 19.1, 9.7, 7.2, 16.1, 2.0mg/L로 나타났으며, 이는 하수처리장 방류수 수질 기준에 적합한 수치였으며, 실험 분석 결과 슬러지 처리에서의 감량화 효율과 더불어 가용화조의 유출수에 의한 수처리 계열의 영향도 미치지 않은 것을 확인 할 수 있었다.

4. 결 론

본 연구에서는 활성슬러지공정으로부터 발생하는 하수 슬러지를 대상으로 호열균을 이용한 잉여슬러지의 감량화 여부 및 이에 대한 적용 가능성을 파악하고자 실험공정과 대조공정을 따로 운전하였다. 연구 결과 슬러지 가용화조의 HRT 1.7일, 슬러지 순환비 3, 포기조 MLSS 농도 1,700~2,000mg/L으로 운전한 경우 슬러지 가용화를 53.7%, 잉여슬러지 감량화율 95.2%로 나타났다. 이때 가용화조에서 포기조로 반류되는 유기물 및 용해성 물질 TBOD, soluble T-N, soluble T-P 부하량이 각각 12, 11, 12% 증가하였으며 이로부터 슬러지의 가용화를 확인할 수 있었다.

Table 2. Summary of inlet and outlet concentrations of aerobic reactor for run 2 and run 3 (mg/L)

Item	RUN 2					RUN 3				
	Control		Experiment			Control		Experiment		
	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Eff.(%)	Effluent (mg/L)	Eff.(%)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Eff.(%)	Effluent (mg/L)	Eff.(%)
TBOD	89.8	6.7	92.8	4.3	95.3	62.5	4.5	93.0	5.6	90.6
TCOD _{Cr}	136.7	37.0	72.6	27.1	81.5	114.7	27.9	74.0	31.0	71.9
TSS	69.5	14.5	79.1	11.7	83.1	55.6	8.1	85.0	9.7	81.1
T-N	30.4	16.9	44.7	15.6	48.8	26.2	15.1	40.7	16.1	40.7
T-P	3.2	2.1	33.3	1.9	38.8	3.3	1.8	48.8	2.0	40.2

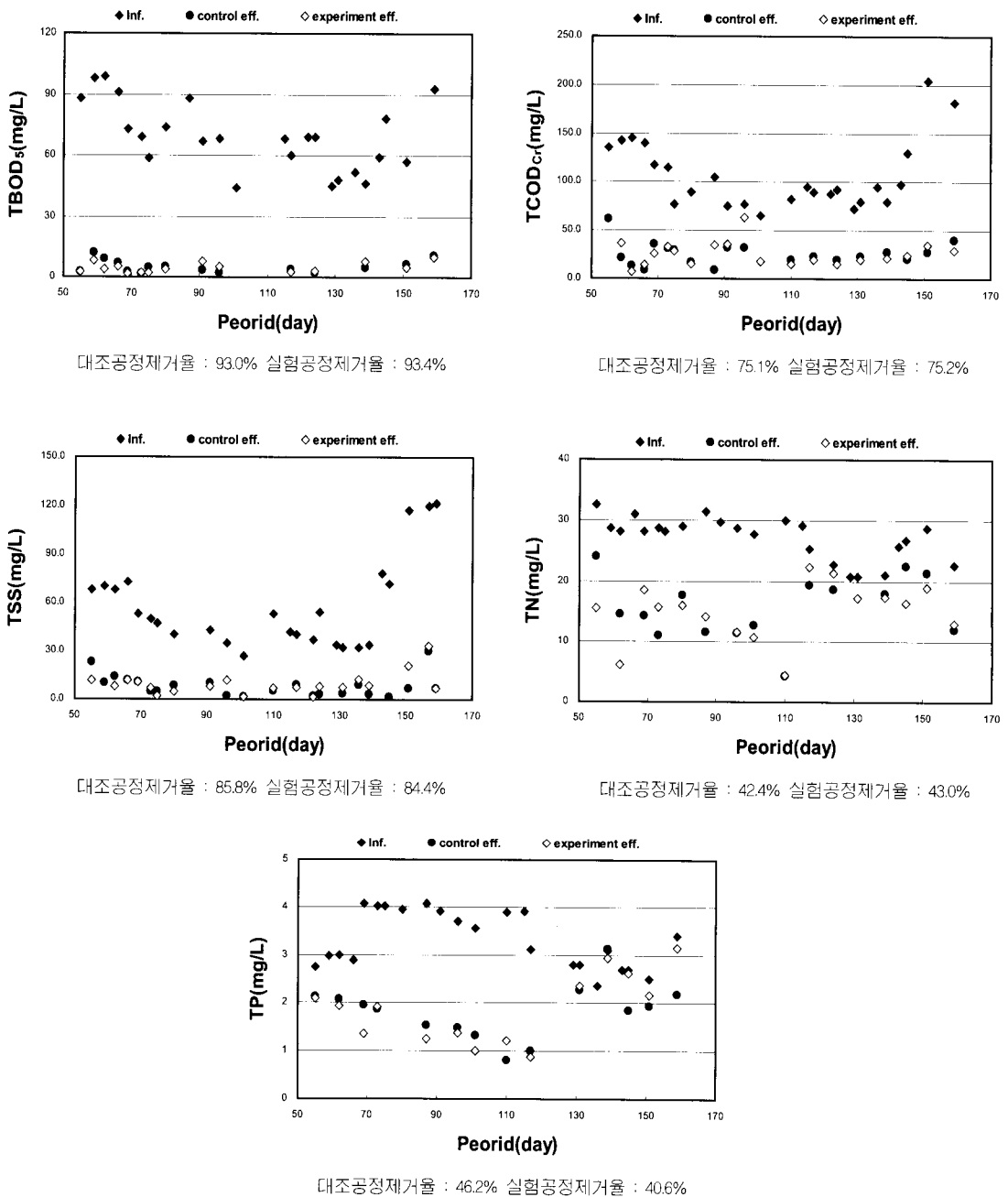


Fig. 6. Removal efficiencies of organic and nitrogen compounds.

대조공정과 실험공정의 포기조 슬러지의 침강성 및 무기물 축적을 평가하였으며, 슬러지 가용화 공정의 영향이 양호함을 확인하였다. 대조공정과 실험공정의 유입수 및 유출수 TBOD, SBOD, TCOD_{Cr},

SCOD_{Cr}, TSS, VSS, T-N, T-P 농도 분석결과 하수처리장 방류수 수질 기준에 적합하여, 호기성 호열미생물을 이용한 슬러지 감량화 효과와 더불어 안정적 수질 확보도 가능함을 확인하였다.

참고문헌

- 김순영 (2004) 호열균에 의한 잉여슬러지 감량화 연구, 서울시립대학교 석사학위 논문
- 김순영, 신윤미, 박철휘, 김진수 (2004) 호열균을 이용한 하수잉여슬러지 감량화 연구, 한국물환경학회 대한상하수도학회 공동춘계학술발표회, pp.259-262.
- 환경부 (2005) 하수처리장 소화조 효율 개선사업 추진계획
- Aoki, N. and Kawase, M., (1991), Development of high-performance thermophilic two-phase digestion process, *Wat. Sci. Tech.*, **23**(7-9), pp.1147-1156.
- Haswgawa, S., Shiota, N. Katsura, K. and Akaxhi, A., (2000) Solubilization of organic sludge by thermophilic aerobic bacteria as a pretreatment for anaerobic digestion, *Wat. Sci. Tech.*, **43**(3), pp.163-169.
- J.A. Müller., (2001) Prospects and problems of sludge pretreatment processes, *Wat. Sci. Tech.*, **44**(10), pp.121-128.
- Sakai, Y, Aogyagi, T. Ahiota, N. Akashi, A. and Hasegawa, S., (2000), Complete decomposition of biological waste sludge by thermophilic bacteria, *Wat. Sci. Tech.*, **42**(9), pp.81-88.
- Wang, W., Hiraoka, M., Taketa, N., Sakai, S., Goto, N. and Okajima, S. (1987) Solubilization of sludge solids in thermal pretreatment for anaerobic digestion, *Proceeding of Environmental and Sanitary Engineering Research*, **24**, pp.41-51.