

호기성 소화과정 중 질소 및 인의 거동에 대한 수학적 모형

A Mathematical Model for the Behavior of Nitrogen and Phosphorus During the Aerobic Digestion

정연규* · 고광백** · 박준홍***

Choung, Youn Kyoo · Ko, Kwang Baik · Park, Joon Hong

Abstract

A mathematical model was developed to predict the concentrations of various nutrients in supernatants during aerobic digestion which is suitable to be employed in small wastewater treatment plants with such advantages as low capital cost and stable process. Significant reactions were determined with observing the behavior of nitrogen and phosphorus, and the model equations were built up in the form of simultaneous differential equations considering Mass Balance. Laboratory batch experiments were carried out at 20°C and pH 7.5±0.5 on the aerobic digestion of waste activated sludge at different solid levels. Nonlinear regression analysis was performed to estimate various reaction rate constants. The developed model can predict the behavior of Biomass N, dissolved organic N, NH₄⁻-N, NO_x⁻-N, and Biomass P, dissolved organic P, PO₄⁻-P in aerobic digestion process. In this study, the results of simulation showed that dissolved nutrients had more effects on supernatants than nutrients in biomass, and phosphorus was more effective on supernatants than nitrogen.

要 旨

혐기성 소화에 비해 낮은 시설비 및 공정의 안정성 등의 장점으로 중소규모 하수처리장의 슬러지 처리에 적합한 호기성 소화의 상정액내 영양염류 농도를 예측하기 위하여, 본 연구에서는 질소 및 인의 거동 관찰로 주요반응을 규정하고 물질수지를 고려해서 연립미분방정식 형태로 수학적 모형을 수립하였다. 하수처리장의 폐활성슬러지를 시료로 하여 초기 고형물 농도 수준을 다르게 한 회분식 호기성 소화조를 온도 20°C, pH 7±0.5의 조건에서 운영하였고, 반응계수 추정을 위하여 비선형 회귀분석을 실시하였다. 수립된 모형은, Biomass-N, 용존 유기질소, NH₄⁻-N, NO_x⁻-N과 Biomass-N, 용존 유기인, PO₄⁻-P와 같은 영양염류의 거동 예측이 가능하였다. 모의실험으로 고형상의 영양염류보다 용존상 영양염류가, 질소보다는 인이 상정액에 미치는 영향이 크다는 것을 보였다.

* 정희원 · 연세대학교 도시공학과 교수

** 정희원 · 충북대학교 환경공학과 부교수

*** 정희원 · 한국과학기술연구원, 환경연구센터, 연구원

1. 序 論

호기성 소화는 혐기성 소화와 비교하여 보았을 경우에 무악취, 소화된 슬러지의 높은 안정화, 운영의 용이성 및 안정성, 짧은 체류시간, 낮은 초기 시설비라는 특징과 더불어 상징액에 유기물, 부유고형물, 그리고 영양염류의 농도가 작다는 것이 장점이다.^(1,2,3) 반면 산소공급에 많은 에너지가 소요되는 단점을 보이고 있다.^(1,2,3) 하지만 총체적으로 비교하였을 때, 호기성 소화를 중소규모의 하수처리장(하수 유입량: 10,000 m³/day 이하)⁽⁴⁾에서 사용하는 경우에는 혐기성 소화에 비해서 경제적이란 것이 일반적인 견해이다.^(5,6,7,8)

국내의 기존 하수처리장이 여러가지 원인에 의해서 과도설계가 되어 있고,⁽⁴⁾ 차후 전국적으로 하수처리장을 설치하여야 하는 우리의 실정을 고려해볼 때, 표준 활성슬러지공법과 같은 대규모 하수처리장만을 고려하는 것은 비합리적이다.⁽⁴⁾ 따라서 대상 지역의 하수 유입량에 따라서 하수처리장의 방식을 결정하는 것이 필요하다. 중소규모에 적당한 하수처리장의 방식으로는 살수여상법, 장기폭기법, 회전원판법 등이 있는데, 이들의 슬러지 안정화 방법은 호기성 소화가 적합하다.^(8,9)

더구나 국내의 경우, 하수처리장의 슬러지 처리계통에서 포기조로 유입되는 반송수의 유기물 및 영양염류가 포기조에 미치는 영향이 문제가 되고 있다.^(10,11) 반송수 중 혐기성 소화의 상징액은 수처리 공정으로 유입시 가장 큰 문제를 야기할 수 있다.⁽¹⁰⁾ 따라서 상징액의 유기물과 영양염류의 농도가 작은 호기성 소화를 기존의 감량화 및 안정화 차원 뿐만 아니라, 상징액이 수처리에 미치는 영향의 감소차원에서도 새롭게 살펴볼 필요가 있다. 또한 하수처리장의 지방관리가 미래의 방향인 만큼 운영이 용이하고 공정이 안정한 호기성 소화는 이제 국내에서도 새롭게 관심을 보여야 할 하수슬러지의 안정화 기법인 것이다.

1.1 연구목적

본 연구는 궁극적으로 호기성 소화과정 중의 영양염류의 거동에 대한 수학적 모형을 수립하고 이의 활용방안을 연구하는데 그 목적이 있다. 그러한 목적은 구체적으로 다음과 같다. 첫째, 획득된 실험결

과와 문헌조사를 통해서 질소 및 인의 거동에 대한 수학적 모형을 수립한다. 둘째, 위의 결과를 이용한 모의실험(simulation)을 실시하여, 각종 형태의 영양염류가 상징액에 미치는 영향에 대한 호기성 소화의 운영방안을 제시하므로써, 수학적 모형의 활용방안을 고찰한다.

1.2 연구동향

호기성 소화는 1950년대 초에 영국의 Coackly, P. 에 의해서 최초로 하수처리장에 적용되었다. 그 후 호기성 소화는 크게 재래식 호기성 소화(conventional aerobic digestion), 자체발열 고온 호기성 소화(autothermal aerobic digestion), 그리고 무산소-산소 호기성 소화(anoxic-aerobic digestion)로 분류되어 연구되어 왔다. 그리고 고형물의 감량화에 대한 사항이 호기성 소화에 대한 연구의 주류를 이룬다. 최근 일본의 중수도 처리공정 중 Bioreactor-membrane의 경우 membrane에서 슬러지가 포기조로 회수되면서 용존유기물과 잉여슬러지양을 동시에 감소시키고 있음을 알 수 있다.⁽²⁴⁾ 1980년대 중반부터는 무산소-산소 호기성 소화 공정에 대한 연구가 미국과 일본을 중심으로 이루어졌는데, 산소공급비용을 감소하며 상징액 중의 질소 농도를 감소화하는데 그 목적이 있다.^(13,14) 특히 미국의 J.H. Oliver 등은 연속유입방식의 무산소-산소 호기성 소화조에서 반송되는 상징액에는 모든 질소가 질산형태로 존재하여, 수처리 계통의 포기조로 유입시 별 영향이 없다고 발표한 바 있다.⁽¹³⁾ 호기성 소화과정 중의 질소 및 인의 거동에 관한 연구는 미국의 P.L. Bishop에 의해서 체계화되었는데, 질소의 거동을 암모니아화, 질산화, 세포의 동화작용, 그리고 탈질화로 설명하고, 인의 거동을 세포의 분해에 의한 용출과 인의 섭취(uptake)로 설명하였다.⁽¹²⁾ 그 후 일본의 Matsuda 등은 호기성 소화과정 중 질소 및 인의 거동을 30일간 관측하여, 부유고형물당 포함된 질소 및 인의 비율이 소화시간에 따라서 변화함을 보였다.⁽¹⁸⁾ 하지만 호기성 소화과정 중 탈질과정과 특히 인의 거동에 대한 결과 및 견해는 연구 간에 일치되지 못한 것 같다.^(12,13,15,17,18) 수학적 모형은 고형물 감량화에 대한 사항과 질소의 일부에 해당하는 사항은 수식으로 표현하고 있으나 질소와 인에 대한 사항은 동시에 고려하는 연구는 아직 미미한 상태이다.

1.3 연구방법 및 범위

본 연구는 실험실 규모의 회분식 호기성 소화 반응조를 제작, 표 1과 같은 조건에서 실험이 수행되었다. 설정된 연구범위는 다음과 같다.

- 1) 실험을 통하여 소화시간에 따른 각종 형태의 영양염류 및 고형물의 거동을 관측한다.
- 2) 문헌조사 및 실험결과와 고찰을 통해서 각종 형태의 영양염류에 대한 반응율을 결정한 후, 물질수지식을 이용하여서 연립미분방정식의 형태로 수학적 모형을 수립한다.
- 3) 각종 형태의 질소 및 인의 반응계수를 추정한다.
- 4) 초기 고형물의 농도가 각종 영양염류의 반응계수에 미치는 영향을 고찰한다.
- 5) 수립된 모형을 이용한 모의실험을 실시하여, 호기성 소화의 운영방안에 대한 고찰을 한다.

반응계수의 효과적인 추정을 위하여 비선형 회귀 분석기법(nonlinear regression analysis method)을 사용한다. 완전혼합 연속유입식 호기성 소화조에서 각종 형태의 영양염류의 유입농도를 변화하였을 때 상징액에 미치는 영향을 예측하는 모의실험은 Fortran 77을 사용해서 작성된 간단한 프로그램을 이용해서 실시한다.

2. 실험재료 및 방법

2.1 실험재료

본 연구의 시료는 하수처리장에서 발생하는 폐활성슬러지로서, 서울소재 C 하수처리장에서 반송되는

슬러지를 실험실에서 농축 및 회석하여서 사용하였다. 이때 적정 고형물의 농도를 획득하기 위해서 실험실에서 중력침강을 하여 농축하였고, 이를 회석할 필요가 있을 경우에는 농축과정에서 획득된 상징액으로 회석하였다. C 하수처리장은 포기조의 포기시간은 3.4시간으로, 최종침전지의 침전시간은 5.6시간으로 운전되고 있었다. 본 연구의 제 1단계와 제 2단계의 실험에서 사용된 슬러지는 같은 처리장의 슬러지를 사용하나 채취일자가 틀린 슬러지를 각각 사용하였다.

2.2 실험장치

본 연구를 위하여 그림 1과 같이 실험실 규모의 회분식 반응조를 원통형 아크릴 수지판으로 제작하였다. 제 1단계에서는 반응조 1대씩을 설치하였고, 제 2단계에서는 4대를 설치하였다. 각 반응조는 두께

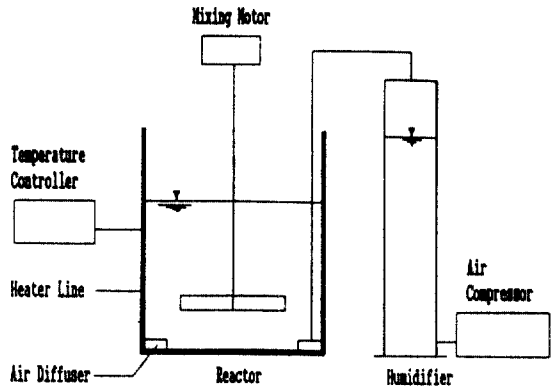


그림 1. 실험에 사용된 회분식 호기성 소화 반응조.

표 1. 실험단계별 운영조건 및 특성

| Step \ Item | Operation Condition | Reactor Number & Initial VSS |
|-----------------------------------|---|---|
| 1 Step (Digestion Period 16 Days) | DO: 4~8 mg/l Temperature: 20±0.5℃ pH: 7.5±0.5 | Reactor-1: 8,230 mg VSS/L |
| 2 Step (Digestion Period 19 Days) | DO: 4~8 mg/l Temperature: 20±0.5℃ pH: 7.5±0.5 | Reactor-2: 6,010 mgVSS/L Reactor-3: 10,520 mgVSS/L Reactor-4: 14,700 mgVSS/L Reactor-5: 17,440 mgVSS/L |

5 mm, 직경 20 cm, 높이 60 cm이고, 반응용적은 초기에 40 l이다.

2.3 실험방법

본 연구에서 사용된 반응조는 슬러지의 주입방식을 회분식으로 운영하였으며, 온도는 $20 \pm 0.5^\circ\text{C}$ 로 조절하였고, 용존산소농도는 2 mg/l 이상이 되도록 포기를 시켰다. pH는 7.5 ± 0.5 정도로 유지되도록 수산화나트륨(NaOH)용액을 이용하여서 1 일 3 회씩 조정하였다.

반응조에서 발생하는 증발량의 손실을 감소하기 위해서, 가슴장치를 통과시키어 포기를 하였지만, 반응조의 상부가 개방되므로써 발생하는 증발량이 1일 약 200 ml가 관측되었으므로, 하루에 약 200 ml의 증류수를 반응조에 유입하여 주었다. 이 때 pH 조절에 필요한 수산화나트륨 용액을 포함한 공급수의 양이 200 ml가 되도록 하였다.

표 1에서와 같이 본 연구는 2단계로 운영하였다. 제 1단계는 수학적 모형을 설정하기 위해서 각 형태별 영양염류 및 고형물의 거동을 살피기 위한 본 실험이고, 제 2단계는 초기의 고형물 농도가 모형에 미치는 영향을 고찰하기 위한 보조 실험 단계이다.

2.4 분석방법

TSS 및 VSS를 제외한 측정항목들 중 TKN, TP는 혼합상태와 용존상태 모두를 측정하고, 기타의 측정항목은 용액상태에서의 농도를 측정하였다. 이 용액 상태의 시료는, 원시료를 원심분리기로 $2000 \times g$ 에서 5분 동안 분리한 후 그 분리액을 진공펌프를 이용해서 유리섬유여과지(glass fiber filter)를 통과한 여액을 사용하였다.

모든 분석은 Standard Method⁽²²⁾에 의하여 실시

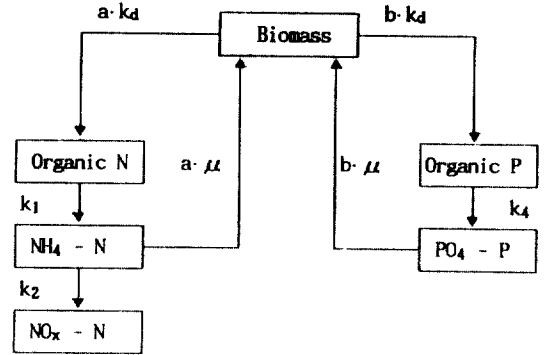


그림 2. 연구초기에 수립한 모형.

하였다.

수립된 모형의 반응계수를 비선형 회귀분석으로 추정할 때 중요한 사항은 수식의 변수를 어떠한 실험값으로 보는가 하는 것이다. 변수 중 Biomass-N 농도, 용존된 유기질소의 농도(Organic N), 그리고 Biomass-P 농도, 용존된 유기인의 농도(Organic P)는 본 연구에서 아래와 같은 실험값을 사용하였다.

$$\text{Biomass-N} = \text{TKN}_M - \text{TKN}_L \quad (1)$$

$$\text{Organic N} = \text{TKN}_L - \text{NH}_4 - \text{N} \quad (2)$$

$$\text{Biomass-P} = \text{TP}_M - \text{TP}_L \quad (3)$$

$$\text{Organic P} = \text{TP}_L - \text{PO}_4 - \text{P} \quad (4)$$

3. 수학적 모형의 수립

Assumption: a, b=Constants

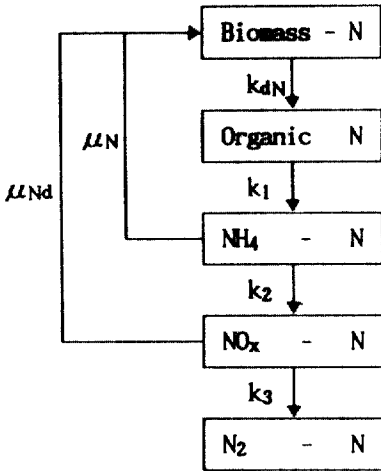
a는 소화슬러지내 함유된 질소의 함유율을, b는 소화슬러지내 함유된 인의 함유율을 각각 의미한다. a는 감소된 고형물당 감소된 Biomass-N의 비율로,

표 2. 소화기간중 소화슬러지내 질소와 인의 함유율의 변화(%)

| Item | Time (days) | | | | | | | | | | | | |
|------|-------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 14 | 16 |
| a | | 10.6 | 10.9 | 11.3 | - | - | 12.4 | - | - | 13.6 | 14.3 | 16.2 | 16.4 |
| b | | 0.39 | - | 0.44 | 0.47 | 0.69 | 0.85 | 1.10 | 1.24 | 1.68 | 1.68 | 1.69 | 1.91 |

a=Reduced Biomass-N/Reduced SS×100(%)

b=Reduced Biomass-P/Reduced SS×100(%)



Assumption : $\mu_{Nd} = 0$

그림 3. 호기성 소화조내 질소의 거동에 대한 도식적 모형.

b는 감소된 고형물당 감소된 Biomass-P의 비율로서 실험을 통해서 구할 수 있다. 본 연구에서 수학적 모형의 수립 초기에 그림 2와 같이 고형물의 분해, 질소의 거동, 그리고 인의 거동을 동시에 고려하는 수학적 모형을 설정하였다. 연구초기에 설정된 모형은 a와 b가 상수일 때 성립될 수 있다. 하지만 실험 결과 a와 b는 표 2와 같이 소화시간에 따라서 증가하므로 상수로 볼 수 없었다. 그러므로 본 연구의 그림 3과 그림 4와 같이 질소와 인을 각각 분리하여 수학적 모형을 수립하여야 하였다.

질소의 경우, 주요 반응을 Biomass-N의 용출화, 용출된 유기질소의 암모니아화, 암모니아성 질소의 질산화, 질산성 질소의 탈질화, 그리고 생성된 암모니아성 질소를 섭취해서 호기성 미생물이 증식하는 과정과 질산성 질소의 탈질화과정 중 탈질균의 증식과정으로 규정할 수 있다.^(12,18,21) 암모니아성 질소의 섭취에 따른 호기성 미생물의 증식은 질산화에 따른 질산균의 증식을 포함한다. 실험결과 질소의 손실이 관측되었는데, pH가 7~8 정도를 유지한 본 연구의 경우 암모니아의 탈기화에 따른 결과라고 보기는 어렵기 때문에 반응조 내의 부분적인 혐기성 상태 및 무산소 상태의 발생에 따른 탈질화를 그 원인으로 보았다.^(12,18) 탈질균은 질산성 질소의 일부를 탈질화 과정에서 섭취해서 증식을 한다. 질소거

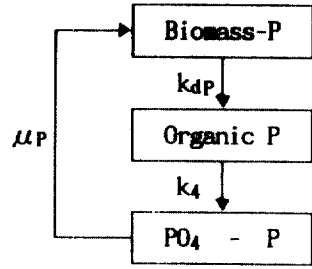


그림 4. 호기성 소화조내 인의 거동에 대한 도식적 모형.

동의 도식적 모형인 그림 3에서는 탈질균의 증식 계수 μ_{Nd} 를 고려하였다. 하지만 탈질된 질소는 실험결과 다른 형태의 질소 거동에 비해서 미소부분을 차지하고 있으며, 수중의 질산성 질소 중 전자수용체 (electron acceptor)로 이용되는 질산에 비해 탈질균의 증식에 참여하는 질산은 상대적으로 작은 량이다.⁽²¹⁾ 또한 본 연구의 호기성 소화과정 중 탈질화 반응은 전체 반응조의 대표적 반응이라기 보다는 반응조의 국부적 반응이고, 종속영양미생물인 탈질균의 증식은 유기탄소원이 요구되는데 본 연구의 호기성 소화과정은 기질이 억제된 조건이므로 탈질균의 증식은 억제된다고 볼 수 있다. 따라서 본 연구에서는 $\mu_{Nd}=0$ 으로 가정하여서 식 (5)에서 식 (8)과 같이 질소의 거동에 대한 수학적 모형을 물질수지를 고려해서 연립미분방정식 형태로 수립하였다. 인에 대한 거동은 그 주요 반응을 Biomass-P 6의 용출반응, 용출된 인의 무기화, 무기화된 인을 섭취하여 호기성 미생물이 증식하는 과정으로 규정하였다.^(13,23) 식 (9)에서 식 (11)과 같은 인의 거동에 대한 방정식을 물질수지를 고려해서 연립미분형태로 수학적 모형을 수립하였다.

$$\frac{dM_N}{dt} = -k_{dN}M_N + \mu_N M_N \quad (5)$$

$$\frac{dN_1}{dt} = k_{dN}M_N - k_1 N_1 \quad (6)$$

$$\frac{dN_2}{dt} = k_1 N_1 - k_2 N_2 - \mu_N M_N \quad (7)$$

$$\frac{dN_3}{dt} = k_2 N_2 - k_3 N_3 \quad (8)$$

k_{dN} : Biomass-N의 용출 계수(T^{-1})
 μ_N : NH_4-N 의 섭취에 따른 호기성 미생물 증식 계수(T^{-1})
 k_1 : Organic N의 암모니아화 반응계수(T^{-1})
 k_2 : NH_4-N 의 질산화 반응계수(T^{-1})
 k_3 : NO_x-N 의 탈질화 반응계수(T^{-1})
 MN : Biomass-N의 농도(ML^{-3})
 N_1 : 용존 Organic N의 농도(ML^{-3})
 N_2 : 용존 NH_4-N 의 농도(ML^{-3})
 N_3 : 용존 NO_x-N 의 농도(ML^{-3})

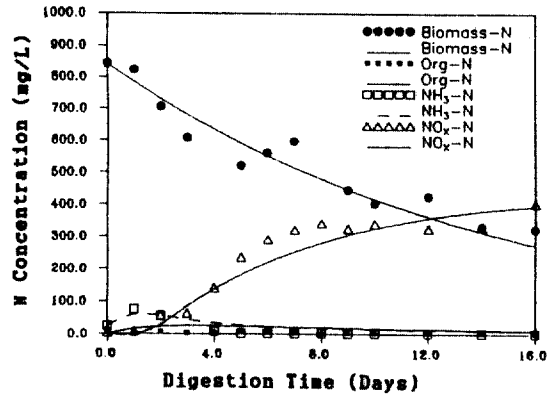


그림 5. 반응조-1에서 질소의 계산값과 실험값 비교.

$$\frac{dM_P}{dt} = -k_{dP}M_P + \mu_P M_P \quad (9)$$

$$\frac{dP_1}{dt} = k_{dP}M_P - k_4 P_1 \quad (10)$$

$$\frac{dP_2}{dt} = k_4 P_1 - \mu_P M_P \quad (11)$$

k_{dP} : Biomass-P의 용출계수(T^{-1})
 μ_P : PO_4-P 의 섭취에 따른 호기성 미생물 증식 계수(T^{-1})
 k_4 : 용존 Organic P의 무기화 반응계수(T^{-1})
 M_P : Biomass-P의 농도(ML^{-3})
 P_1 : 용존 Organic P의 농도(ML^{-3})
 P_2 : 용존 PO_4-P 의 농도(ML^{-3})

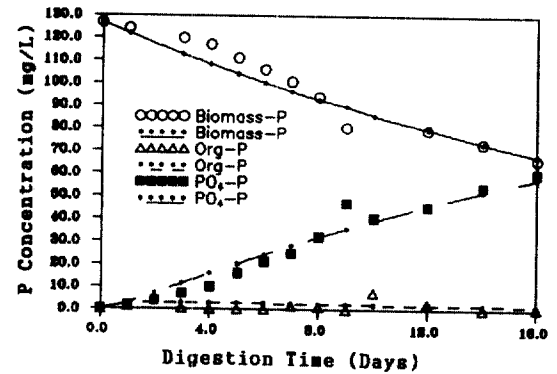


그림 6. 반응조-1에서 인의 계산값과 실험값 비교.

4. 결과 및 분석

4.1 각종 반응계수의 추정결과

제 1단계의 반응조-1와 제 2단계의 반응조-2, -3, -4, -5를 운영한 결과를 이용해서 추정된 각 반응

계수는 표 3과 같다.

표 2의 반응계수를 이용해서 각 영양염류의 농도를 각 소화시간에 따라서 계산한 값과 각 반응조의 실험값을 비교하기 위하여 반응조 1의 질소와 인의 결과를 그림 5와 그림 6에 각각 도시하였다. 계산 값은 선으로, 실험값은 각종 도형으로 표시하였다.

표 3. 각반응조에서 추정된 반응계수들(day^{-1})

| Reactor | k_{dN} | μ_N | k_1 | k_2 | k_3 | k_{dP} | μ_P | k_4 |
|-----------|----------|---------|--------|--------|--------|----------|---------|-------|
| Reactor-1 | 0.09513 | 0.0219 | 2.3491 | 2.2711 | 0.0528 | 0.0915 | 0.0764 | 2.193 |
| Reactor-2 | 0.11953 | 0.0496 | 2.6631 | 2.4047 | 0.0464 | 0.1356 | 0.1046 | 1.654 |
| Reactor-3 | 0.1016 | 0.0412 | 2.6604 | 2.2976 | 0.0678 | 0.0989 | 0.0789 | 1.422 |
| Reactor-4 | 0.07225 | 0.0287 | 2.6500 | 2.5124 | 0.0469 | 0.0915 | 0.0764 | 2.193 |
| Reactor-5 | 0.06333 | 0.0319 | 2.6580 | 2.5833 | 0.0000 | 0.0748 | 0.0585 | 2.076 |

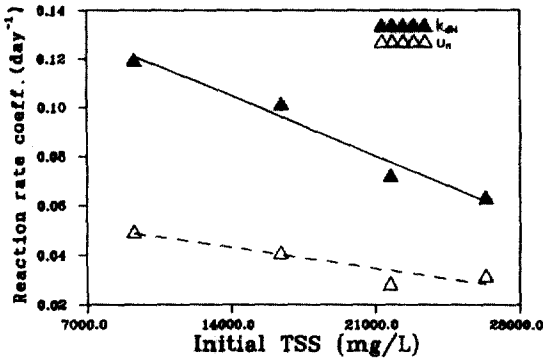


그림 7. 초기 TSS 농도와 k_{dN} , μ_N 의 관계.

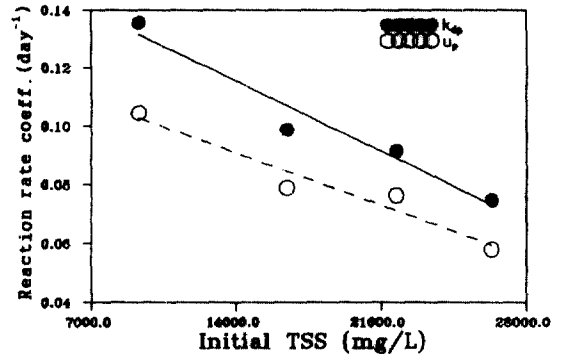


그림 8. 초기 TSS 농도와 k_{dP} , μ_P 의 관계.

그림과 같이 실험값과 계산값이 유사한 경향을 보이고 있음을 알 수 있다. 이와 같은 경향은 반응조 -2, -3, -4, -5에서도 유사하게 나타났다.

4.3 초기 고형물 농도와 반응계수

초기 고형물 농도를 달리한 반응조 -2, -3, -4, -5의 결과를 보면(표 3), Biomass-N 및 Biomass-P의 용출계수(k_{dN} , k_{dP})와 암모니아성 질소의 섭취에 의한 호기성 미생물에 증식계수(μ_N)와 PO_4 -P의 섭취에 의한 호기성 미생물의 증식계수(μ_P)는 초기 고형물 농도가 증가할수록 감소하는 경향이 있다. 반면 기타의 반응계수는 초기 고형물 농도와는 무관하고, 특히 암모니아화 반응계수(k_1)와 질산화 반응계수(k_2)는 초기 고형물 농도에 관계 없이 일정한 값을 보이고 있다. 따라서 Biomass의 용출 및 증식에 해당하는 반응계수는 미생물의 밀도에 따라서 영향을 받으나, 무기화에 관련된 계수는 영향을 받지 않는 것으로 보인다.

본 연구에서는 영양염류의 반응계수들 중 k_{dN} , μ_N , 그리고 k_{dP} , μ_P 와 초기 총 부유고형물 농도의 관계를 회귀 분석하여 그림 7과 그림 8에 질소와 인에 대해 각기 도시하였다.

4.4 모의실험의 결과

본 연구에서 수립된 수학적 모형을 이용해서 호기성 소화에 대한 모의실험을 하기 위해서 다음과 같은 조건을 설정하였다.

(1) 대상슬러지는 하수처리장의 폐활성슬러지로 설정했다.

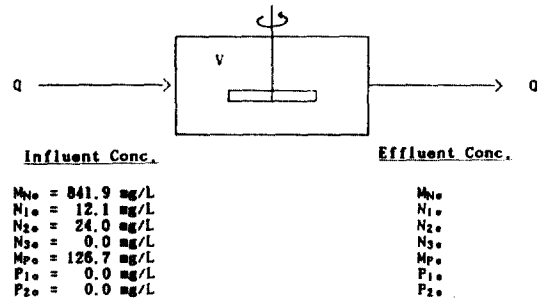


그림 9. 모의실험을 위한 연속주입식 완전혼합 호기성 소화조.

(2) 모의실험의 대상은 Biomass-N 및 Biomass-P의 용출거동과 상정액내의 질소 및 인의 거동으로 하였다.

(3) 반응조는 완전혼합 연속유입식이고, 정상상태 일때 그림 9와 같이 운영되고 있다고 보았다.

(4) 모의실험에 사용된 반응계수 중 용출계수(k_{dN} , k_{dP})와 증식계수(μ_N , μ_P)는 본 연구의 그림 7과 그림 8에서 구하였고, 기타의 반응계수인 k_1 , k_2 , k_3 , k_4 는 표 2에서 제 2단계 실험의 결과들의 평균값인 2.658, 2.447, 0.0402, 1.836을 각각 대입하였다.

유출·유입량을 Q 로, 반응부피(react volume)를 V 로 표시하고, 정상상태를 가정하면, 식 (5)에서 식 (11)까지의 식은 다음과 같이 표현된다.

$$V \frac{dM_N}{dt} = 0 = k_{dN}M_NV + \mu_N M_N V + Q(M_{No} - M_{Ne}) \quad (12)$$

$$V \frac{dN_1}{dt} = 0 = k_{dN}M_N V - k_1 N_1 V + Q(N_{1o} - N_{1e}) \quad (13)$$

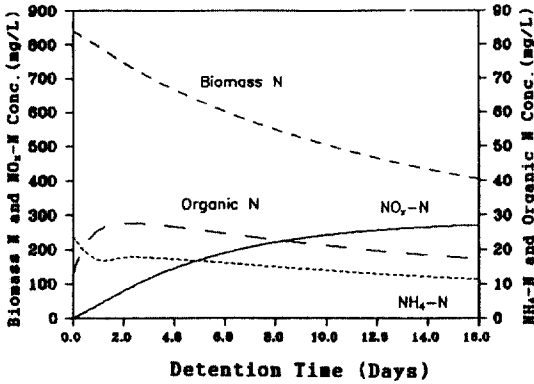


그림 10. 체류시간에 따른 유출질소의 농도예측.

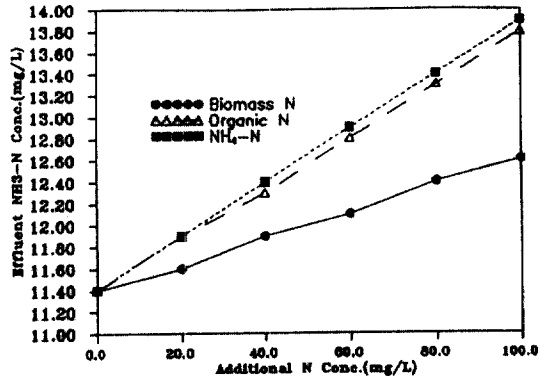


그림 12. 각 질소성분의 가상유입에 따른 유출수 NH₄-N 농도의 모의실험 결과.

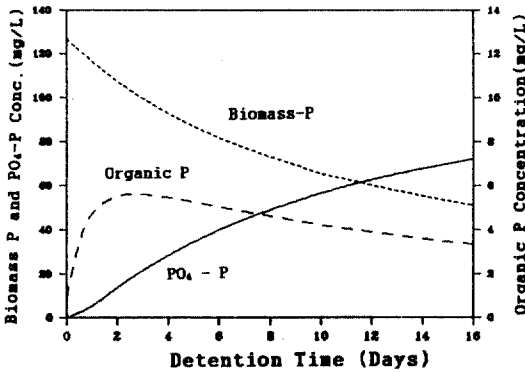


그림 11. 체류시간에 따른 유출인의 농도예측.

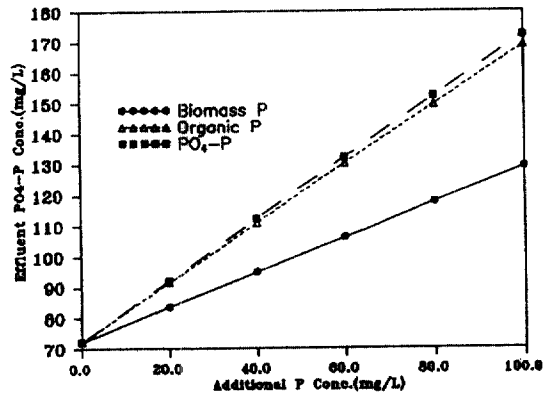


그림 13. 각 인성분의 가상유입에 따른 유출수 PO₄-P 농도의 모의실험 결과.

$$V \frac{dN_2}{dt} = 0 = k_1 N_1 V - k_2 N_2 V - \mu_N M_N V + Q(N_{2o} - N_{2e}) \quad (14)$$

$$V \frac{dN_3}{dt} = 0 = k_2 N_2 V - k_3 N_3 V + Q(N_{3o} - N_{3e}) \quad (15)$$

$$V \frac{dM_P}{dt} = 0 = -k_{dP} M_P V + \mu_P M_P V + Q(M_{Po} - M_{Pe}) \quad (16)$$

$$V \frac{dP_1}{dt} = 0 = k_{dP} M_P V - k_4 P_1 V + Q(P_{1o} - P_{1e}) \quad (17)$$

$$V \frac{dP_2}{dt} = 0 = k_4 P_1 V - \mu_N M_N V + Q(P_{2o} - P_{2e}) \quad (18)$$

위 식들을 M_N , N_1 , N_2 , N_3 와 M_P , P_1 , P_2 에 대해서 연립방정식을 풀면, 완전혼합 연속유입식 호기성 소화조에 대한 수학적 모형이 된다.

본 연구에서는 완전혼합 연속유입식 호기성 소화조에 대한 모의실험을 위해서 간단한 프로그램을 작성하여서 체류시간 T에 따른 각종 형태의 영양염류의 농도를 예측하여 보았다. 체류시간 16일까지의 결과를 그림 10과 11에 나타내었다.

호기성 소화의 상징액내 영양염류 중 암모니아와 정인산염이 포기조에 미치는 영향이 가장 크므로,⁽¹¹⁾ 각종 영양염류의 초기 농도인 M_{No} , N_{1o} , N_{2o} , N_{3o} 와 M_{Po} , P_{1o} , P_{2o} 의 각 농도들이 그림 9의 경우보다 20, 40, 60, 80, 100 mg/l씩 증가함에 따라 상징액내의 암모니아성 질소 농도 및 PO₄-P 농도에 미치는 영향을 모의실험을 실시하여 살펴 보았다.

각종 형태의 질소 성분의 가상 유입에 따른 상징액내 암모니아성 질소농도의 변화는 그림 12에

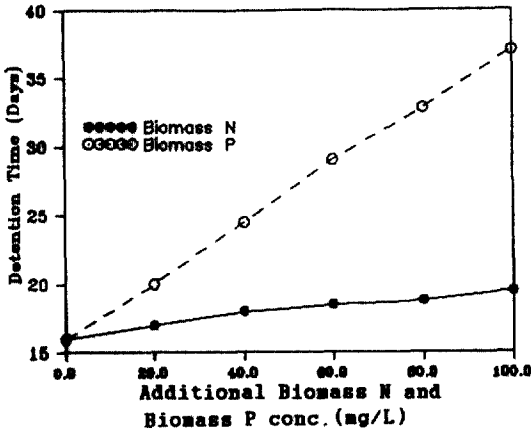


그림 14. Biomass-N과 Biomass-P의 가상유입에 따른 체류시간의 변화.

그리고 인의 가상 부하에 대한 상징액내 $PO_4\text{-P}$ 의 농도변화는 그림 13에 보였다. 유기질소 및 암모니아성 질소의 유입농도는 상징액의 암모니아성 질소에 미치는 영향이 Biomass-N의 유입농도에 비해서 크다. 또한 Biomass-P의 초기 농도보다는 유기인 및 $PO_4\text{-P}$ 의 유입 농도가 상징액내 $PO_4\text{-P}$ 의 농도에 미치는 영향이 크다. 그러므로 고행상태의 영양염류보다는 용액상태의 영양염류가 상징액의 수질에 미치는 영향이 크다는 것을 알 수 있다. 따라서 슬러지의 농도 증가보다는, 장기간의 농축에 의한 소화슬러지내 영양염류의 용출 및 방출과 정화조 세척액 등의 투여가 호기성 소화의 상징액을 악화시킬 수 있다는 것을 알 수 있다. 또한 같은 정도의 유입 농도를 증가시킬 때 인의 경우가 질소의 경우보다 영향을 미치는 정도가 크다는 것을 모의실험 결과 알 수 있다.

체류시간 16일의 호기성 소화조를 운영할 때 유출되는 Biomass-N 및 Biomass-P의 농도(MNe, MPe)는 그림 10과 그림 11의 결과와 같이 404 mg/l와 51.2 mg/l이다. Biomass-N 및 Biomass-P의 초기 농도(M_{No} , M_{Po})가 그림 9의 경우보다 20, 40, 60, 80, 100 mg/l씩으로 일시에 증가하여 부하되어서 비정상상태가 되었을 때, 유출되는 MNe와 MPe를 약 404 mg/l와 약 51.2 mg/l로 일정하게 유지하는데 필요한 계산상의 소요체류시간을 그림 14에 나타내었다. 유입되는 Biomass-N 및 Biomass-P의 농도가

증가할수록 체류시간은 길어짐을 알 수 있고, 이러한 경향은 질소 보다는 인의 경우가 더욱 뚜렷하였다.

따라서 본 연구의 모의실험 결과에 의하면, 일시적으로 고농도의 슬러지가 유입되더라도, 반응부피가 일정할 경우 유입량 Q를 감소조절하면 유출상태를 일정하게 유지할 수 있는 방안도 생각할 수 있다. 또한 슬러지에 함유된 인의 비율이 큰 하수 슬러지를 호기성 소화로 처리할 때 질소의 경우보다 더 주의해야 하는 점을 시사하고 있다.

5. 결 론

호기성 소화과정 중 질소 및 인의 거동에 대한 수학적 모형에 대한 연구결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. 수립된 수학적 모형은 호기성 소화과정 중에 Biomass-N, Organic N, $NH_4\text{-N}$, $NO_x\text{-N}$ 과 Biomass-P, 용존 Organic P, $PO_4\text{-P}$ 같은 영양염류의 거동을 예측할 수 있었다.
2. 질소 및 인의 거동에 대한 반응계수들 중 미생물세포의 용출 및 증식에 해당하는 유기화 과정에 관련된 반응계수들인 k_{dN} , k_{dP} , μ_N , μ_P 는 초기 고형물 농도의 증가에 따라 선형적으로 비례하면서 감소하는 반면, 무기화에 관련된 기타 반응계수들은 초기 고형물 농도와 무관함을 알 수 있었다.
3. 슬러지내 고행상태의 영양염류보다는 슬러지내 용존상태의 영양염류의 농도가 상징액 수질에 큰 영향을 주고, 질소보다는 인이 상징액 수질에 미치는 영향이 크므로, 정화조 세척액의 소화조 투여, 장기간 농축된 슬러지의 투여, 인의 함유율이 높은 슬러지의 투여의 경우에는 주의를 기울여야 함을 본 연구의 모의실험 결과로 알 수 있었다.

參考文獻

1. 정연규 외 7인역, 폐수처리공학, 동화기술, 1987.
2. W.W. Eckenfelder, Jr., *Sludge Treatment*, Marcel Dekker Inc., 1981.
3. U.S. EPA, *Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal*, EPA 625/1-79-011, 1979.
4. 한국건설기술연구원, 미생물접촉제를 이용한 수처리 시스템 개발에 관한 연구, 최종보고서, 1991, pp.

- 6-30.
5. P. Benedek, P. Farkas and P. Literathy., "Kinetics of Aerobic Sludge Stabilization", *Water Research*, Vol. 6, 1972, pp. 91-97.
 6. C.E. Adams, Jr., W.W. Eckenfelder, Jr., and Robert M. Stein., "Modification to Aerobic Digestion Design", *Water Research*, Vol. 8, 1974, pp. 213-218.
 7. C. Scott Reece, Ralph E. Roper, Jr., and C.P. Leslie Grady, Jr., "Aerobic Digestion of Waste Activated Sludge", *J. of Environ. Eng. Division*, ASCE, Vol. 105, No. EE2, April, 1979.
 8. T.D. Renolds., "Aerobic Digestion of Thickened Waste Activated Sludge", *Pro. of the 28th Industrial Waste Conference*, Purdue Univ. Eng. Extension Series, No. 142, West Lafayette Ind., 1973.
 9. J. Ganczarczyk, M.F. Hamoda, and Hong-Lit Wong., "Performance of Aerobic Digestion at Different Sludge Solid Levels and Operation Patterns", *Water Research*, Vol. 14, 1980, pp. 627-633.
 10. 황호재, 하수처리장 Sidestream으로부터의 영양소 제거에 관한 연구, 석사논문, 고려대, 1991.
 11. 한국건설기술연구원, 하수도시설의 유지관리 개선 방안에 관한 연구, 최종보고서, 1990.
 12. P.L. Bishop, Michael Farmer., "Fate of Nutrients During Aerobic Digestion", *J. Environ. Eng. Division*, Pro. of the ASCE, Vol. 104 No. EE5, October, 1978.
 13. Oliver, J. Hao, Michael H. Kim., "Continuous Pre-anoxi and Aerobic Digestion of Waste Activated Sludge", *J. Environ. Eng. Division*, ASCE, Vol. 116, No. 5, 1990, pp. 863-879.
 14. D.S. Mavinic, D.A. Koers., "Fate of Nitrogen in Aerobic Sludge Digestion", *J. WPCF*, Vol. 54, No. 4, April, 1982, pp. 352-360.
 15. A.S. Eikum, P.A. Carlson and A. Lundar., "Phosphorus Release during Storage of Aerobically Digested Sludge", *J. WPCF*, Vol. 47, No. 2, February, 1977, pp. 330-337.
 16. Kevin Deeny, Herman Hahn, D. Leohard, James Heidman., "Autoheated Thermophilic Aerobic Digestion", *Water Environment & Technology*, October, 1991, pp. 65-72.
 17. J.H. Martin Jr., Harry E. Bostian, and G. Stern., "Reduction of Enteric Microorganisms During Aerobic Digestion", *Water Research*, Vol. 24, No. 11, 1990, pp. 1375-1385.
 18. Akira Matsude, Testsuo Ide and Shozo Fujii., "Behavior of Nitrogen and Phosphorus During Continuous Aeration and Intermittent Aeration by Control of DO", *Water Research*, Vol. 22, No. 12, 1988, pp. 1495-1501.
 19. J.F. Anderews., "The Development of a Dynamic Model and Control Strategies for the Anaerobic Digestion Process", *Math. Models in Water Pollution Control*, Edited by A. James, John & Wiley & Sons, 1978.
 20. Alkis Constantinides., *Applied Numerical Methods with Personal Computers*, Mc Graw Hill Int. Edition, 1988.
 21. Process Design Manual for Nitrogen Control, U. S.EPA Office of Technical Transfer, Cincinnati, Ohio, 1975.
 22. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, the 17 Ed., APHA-AWWA-WPCF, 1989.
 23. 박준홍, 호기성소화과정 중 질소 및 인의 거동에 대한 수학적 모형에 관한 연구, 석사논문, 연세대, 1993.
 24. Yuichi Suwa, Tsuneo Suzuki, Hiroki Toyohara, Takao Yamagishi, and Yoshikuni Urushigawa., "Single-Stage, Single-Sludge Nitrogen Removal By An Activated Sludge Process With Cross-Flow Filtration", *Water Research*, Vol. 26, No. 9, pp. 1149-1157, 1992.

(接受 : 1993. 11. 3)