

GOVP 12009255

최 종
연구보고서

수산가공폐수의 효율적 처리 및 슬러지
재활용 기술개발

Effective Treatment of Seafood Processing
Wastewater and Reuse of
Wastewater Sludge

연구기관
경 상 대 학 교

농 립 부



최 종 보 고 서

1996년도 농림특정연구사업에 의하여 완료한 수산물가공폐수의 효율적 처리 및 슬러지 재활용 기술개발에 관한 연구의 최종보고서를 별첨과 같이 제출합니다.

- 첨부 : 1. 최종보고서 8부
2. 최종보고서 디스켓 1매

1999. 10. 31.

주관연구기관 : 경상대학교

총괄연구책임자 : 허 중 수 (인)

주관연구기관장 : 경상대학교 총장 (직인)

농 립 부 장 관 귀 하

제 출 문

농림부 장관 귀하

본 보고서를 “수산가공폐수의 효율적 처리 및 슬러지 재활용 기술개발”에 관한 연구과제의 최종보고서로 제출합니다.

1999. 10. 31.

주관연구기관명 : 경상대학교
총괄연구책임자 : 허 종 수
연 구 원 : 서 정 윤
연 구 원 : 이 흥 재
연 구 원 : 조 주 식
연 구 원 : 정 태 욱
연 구 원 : 백 송 범
연 구 원 : 장 병 일
협동연구기관명 : 창원대학교
협동연구책임자 : 문 병 현
연 구 원 : 윤 태 경
연 구 원 : 노 병 일
연 구 원 : 김 남 욱
협력기업체 : (주) 삼성식품
(대표: 정남운)

요 약 문

I. 제 목

수산가공폐수의 효율적 처리 및 슬러지 재활용 기술개발

II. 연구개발의 목적 및 중요성

연안해역 수질의 부영양화로 인한 적조발생 등 해양오염은 날로 심각해지고 있는 사회적인 큰 문제가 되고 있으며 해양오염의 주원인은 연안해역에 위치해 있는 수산물가공업계로부터 발생하는 폐수 및 슬러지중 다량의 부유물질, 질소 및 인이므로 그 처리는 큰 문제라 아니할 수 없으며 폐수중 질소와 인의 처리는 현행 처리기술로는 사실상 매우 어려운 실정에 있다.

국내 수산물가공장은 연안해역에 위치해 있고 대부분 중소기업체이며 폐수 처리의 법적 규제가 엄격하여 업주의 폐수처리에 대한 심한 노이로제증상까지 나타날 정도로 수산가공업계의 큰 부담이 아닐 수 없다.

그리고 수산물가공폐수로부터 발생하는 슬러지의 발생량도 막대하여 그 처리는 수산물가공업계의 가장 큰 현장으로 문제이므로 슬러지를 재활용함으로써 수산물가공업계의 가장 큰 현장으로 문제를 해결하고 슬러지의 퇴비화로 인한 어민소득을 증대시키며 농업의 부차적인 생산성 향상을 도모하고 연안해양오염을 극소화시킬 수 있는 수산가공 폐수의 효율적인 처리 및 슬러지 재활용기술 개발이 절실히 요구되고 있는 실정에 있다.

따라서 본 연구는 현행 수 처리공법으로 잘 처리되지 않는 COD 및 BOD성 오염물질, 질소 및 인을 동시에 효과적으로 처리할 수 있는 굴패각과 zeolite를 폐수처리용 담체로 개발하여 유기성 오염물질, 질소 및 인을 동시에 효과적으로 처리하고, 현행 폐수

처리시 발생하는 잉여슬러지 처리는 주로 위탁처리하고 있으나 처리비용 및 그 처분이 어려운 실정이며, 슬러지는 질소, 인, 기타 무기영양염류 등이 다량 함유된 유기질비료로서 재활용이 가능할 것이므로 슬러지를 퇴비화하여 작물에 대한 효과를 구명함으로써 슬러지의 재활용 기술을 개발코자 하였다.

III. 연구개발 내용 및 범위

1. 연구개발 내용

현행 수 처리공법으로 잘 처리되지 않는 COD, BOD성 오염물질, 질소 및 인을 동시에 효과적으로 처리할 수 있는 굴패각과 zeolite를 폐수처리용 담체로 개발하여 유기성 오염물질, 질소 및 인을 동시에 효과적으로 처리할 수 있는 수산가공폐수 처리기술을 개발하였으며 수산가공폐수 처리시 발생하는 슬러지중에는 유기물, 질소 및 인등의 무기성분이 다량 함유되어 있어 유기질비료로서 재활용이 가능할 것으로 판단하고 본 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화기술을 개발하였으며, 생산된 퇴비의 작물 시용효과 시험을 수행하였다.

2. 연구개발 범위

가. 현장 수산가공폐수 처리기술 개발을 위한 기초실험

- 1) 현장 수산가공폐수 분석
- 2) 굴패각의 인 흡착량 조사
- 3) Zeolite의 질소 흡착량 조사
- 4) 현장 수산가공폐수 처리를 위한 활성슬러지법에 굴패각 투여 효과
- 5) 현장 수산가공폐수 처리를 위한 활성슬러지법에 zeolite 투여 효과

나. 현장 수산가공폐수의 질소, 인 동시처리를 위한 굴패각 및 zeolite 이용기술개발

- 1) 간헐폭기운전에 zeolite와 굴패각이 미치는 영향 조사

2) 굴패각 zeolite 동시처리에 의한 폐수처리효율 평가

3) 최적처리조건 및 설계인자 제시

다. 수산가공폐수의 질소, 인 동시처리 실용화

1) 실제 수산가공폐수처리장 적용실험

2) 폭기 및 비폭기 시간에 따른 처리효율 적용성 평가

3) 굴패각 담체 주입시 처리효율 평가

4) 최적 운전조건과 설계인자 도출

라. 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화를 위한 기초 실험

1) 슬러지의 비료적 가치 분석

2) 소형퇴비화조 설계, 제작 및 시운전

3) 퇴비화 최적조건 구명

가) 퇴비화 미생물 첨가유무 및 초기 C/N율 조절에 따른 최적조건

나) 초기수분 및 공기주입량 조절에 따른 최적조건

다) zeolite 및 가축분 첨가율에 따른 최적조건

마. 현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화

1) 현장 퇴비화조 시운전 및 운영

2) 퇴비화 과정중 이화학적 특성 변화 조사

3) 퇴비화 과정중 물질 변화 조사

바. 생산된 퇴비의 작물 효과시험

1) 공시 작물(품종) : 옥수수(골든크로스 반담), 배추(노랑 봄 배추)

공시퇴비 : 현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 실험(2년차 연구)에서 생산된 퇴비 4종류

공시토양 : 일반 전 토양

2) 처리내용 및 시험방법

가) 처리내용 : 무비구, 삼요소구, 각 퇴비 1,500kg/10a, 삼요소+각 퇴비 1,500kg/10a, 총 10개 처리구, 4반복

나) 시험방법 : 포장 실험(실험구 크기 : 1.8m×1.8m)

IV. 연구개발 결과 및 활용에 대한 건의

1. 연구개발 결과

수산가공폐수처리 기술개발을 위한 기초실험(1년차 연구)에서 수산물가공폐수, 굴폐각과 제올라이트의 특성을 조사하고, 수산물가공폐수를 처리하기 위한 기초 실험결과를 요약하면 다음과 같다.

수산가공폐수의 조성은 원료물질에 따라 차이가 많았으며 일반적으로 COD_{Mn} 520~1,360mg/ℓ, BOD 1,150~3,600mg/ℓ, T-N 275~810mg/ℓ, T-P 77~238mg/ℓ, n-Hexane 470~1,180mg/ℓ의 비교적 고농도의 오염물질을 함유한 폐수로 조사되었다. 또한 3,000~7,000mg/ℓ의 NaCl을 함유하고 있었다.

굴폐각의 입경이 53~100 μ m인 입자를 사용하여 인의 등온흡착실험을 하여 Freundlich 등온 흡착식에 적용한 결과 $X/M = 0.004413 \cdot C^{12.438}$ 와 같이 조사되었다. 제올라이트 입경이 45 μ m이하인 제품을 사용하여 하수에 암모니아성 질소의 등온흡착실험을 하여 Freundlich 등온흡착식에 적용한 결과 $X/M = 0.1033 \cdot C^{1.3678}$ 와 같이 조사되었다.

회분식 실험을 한 결과 굴폐각을 투여한 반응조가 SVI가 낮아 침강성이 우수한 것으로 나타났고 BOD의 제거효율도 표준활성슬러지 반응조 보다 안정적으로 조사되었다. T-N의 제거는 제올라이트를 투여한 반응조가 우수하였고, T-P의 제거는 굴폐각을 투여한 반응조가 우수한 것으로 조사되었다.

연속식 실험에서 COD와 BOD의 제거효율은 평균적으로 제올라이트를 투여한 반응조 > 굴폐각을 투여한 반응조 > 굴폐각+제올라이트를 투여한 반응조 > 표준 활성슬러지 반응조 순서로 나타났다.

T-N은 회분식 실험에서와는 다르게 연속식 실험에서 굴폐각을 투여한 반응조가 평균 32.35%의 제거율로 다른 반응조 보다 우수하게 나타났고, T-P는 연속식 실험에서 굴폐각+제올라이트를 투여한 반응조가 평균 27.7%의 제거율로 가장 높고, 다

음으로 굴폐각을 부여한 반응조 순서로 나타났다.

슬러지의 침강성은 연속식 실험에서 회분식 실험에서와 같이 굴폐각을 부여한 반응조가 침강속도가 빠른 것으로 조사되었고, 굴폐각을 부여한 반응조의 비저항이 낮아 슬러지 탈수성이 우수하였다.

현장 수산가공 폐수의 질소, 인 동시처리를 위한 굴폐각 및 제올라이트 이용 기술 개발(2년차 연구)에서 굴폐각 및 제올라이트 분말을 폭기조에 부여하고 연속폭기와 간헐폭기의 폭기/비폭기 주기를 조절하여 운전함으로써 다음과 같은 연구 결과를 얻었다.

F/M비는 $0.3 \sim 0.9 \text{ kg BOD}_5/\text{kg MLVSS} \cdot \text{d}$ 범위에서 운전되었으며 평균 $0.55 \text{ kg BOD}_5/\text{kg MLVSS} \cdot \text{d}$ 범위에서 운전되었다. 그리고 BOD용적부하량은 $0.5 \sim 3.0 \text{ kg BOD}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$, 평균 $1.5 \text{ kg BOD}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ 범위에서 운전되었다.

유기물의 제거효율이 연속폭기에서 보다 간헐폭기를 한 경우가 약간 더 높은 것으로 나타났다. BOD의 제거효율이 SRT 5일에서는 간헐폭기가 연속폭기 보다 3~8% 정도 더 높게 나타났으나 SRT 10일에서는 거의 비슷하게 나타났다. COD의 제거효율도 연속폭기에서 보다 간헐폭기에서의 제거효율이 SRT 5일에서는 2~10%, SRT 10일에서는 5~13% 더 높게 나타났다.

굴폐각 및 제올라이트를 부여한 반응조들이 표준활성슬러지 반응조에 비하여 BOD 및 COD처리율이 높게 나타났다. SRT 5일일 때 연속폭기를 한 표준활성슬러지 반응조에서 BOD 및 COD가 각각 평균 88.4% 및 77.4%가 제거되었으나 굴폐각 및 제올라이트를 부여한 반응조들에서는 BOD 및 COD가 각각 평균 92% 및 86% 이상이 제거되었다. 또한 SRT 10일에서도 2~3% 높게 나타났다. 간헐폭기에서는 BOD, COD가 표준활성슬러지 보다 2~3% 더 높게 제거되었다.

총질소 제거효율이 표준활성슬러지의 경우 연속폭기(평균제거율 18%)보다 간헐폭기(평균제거율 57% 이상)에서 높게 조사되었고, 굴폐각 및 제올라이트를 부여한 반응조도 10~50% 더 높은 제거율을 나타내었다. SRT 10일로 운전할 때가 SRT 5일로 운전할 때보다 높게 나타났고, 제올라이트를 부여한 반응조가 다른 반응조 보다 더 높게 나타났다.

120분폭기/120분 비폭기의 간헐폭기 > 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기 > 120분폭기/60분 비폭기의 간헐폭기 순으로 총질소 제거율이 나타났다. 폭기 시간과 비폭기 시간중 폭기 시간이 길어질수록 질산화가 많이 이루어지고 비폭기 시간이 길어질수록 탈질율이 높게 나타나는 것으로 조사되었다.

표준활성슬러지 반응조에서 연속폭기(평균제거율 18~34%)보다 간헐폭기(평균제거율 48~70%)에서 총인의 제거효율이 높게 나타났다. 굴패각을 투여한 반응조, 제올라이트를 투여한 반응조, 굴패각과 제올라이트를 같이 투여한 반응조에서는 SRT 5일일 때 연속폭기나 간헐폭기에서 총인 제거효율이 60~70%로 비슷하게 나타났으나 SRT 10일일 때는 연속폭기보다 40~60% 더 높게 제거되었다. 그리고 간헐폭기에서 SRT가 길어질수록 총인의 제거율이 증가하는 경향을 보였다.

간헐폭기에서 반응조내부의 질소·인 변화에서 굴패각을 투여한 반응조가 굴패각이 투여되지 않은 반응조 보다 인의 제거량이 더 많았고, 제올라이트를 투여한 반응조가 제올라이트가 투여되지 않은 반응조 보다 암모니아성 질소의 제거량이 더 많은 것으로 나타났다.

수산화공폐수의 질소, 인 동시처리 실용화(3년차 연구)의 결과를 요약하면 다음과 같다.

본 연구가 수행된 폐수처리장의 F/M비는 평균 0.037kg BOD/kg MLVSS·d 및 BOD 용적부하는 평균 0.339kg BOD/m³·d로 운전되고 있었고, 폐수처리장의 슬러지 처리비용으로 인해 1주일에 6m³의 슬러지를 폐기하여 SRT 200일, MLSS 11,000mg/l로 운전되고 있었다.

초기에 총질소의 제거효율이 40%로 나타났으나 실험기간이 길어질수록 총질소의 제거효율이 74%로 증가한 것을 보면 굴패각이 담체의 역할을 하여 총질소의 제거효율을 증가시키는 것으로 조사되었다. 그리고 굴패각 담체의 투여로 인하여 총인의 제거효율이 40%정도 증가한 것으로 조사되었다. 활성탄 분말과 제올라이트 분말의 투여로 SS, BOD, COD의 제거효율이 5~10% 증가하였고 총질소와 총인의 제거효율이 5~20% 증가하였다.

간헐폭기 활성슬러지법과 A/O 프로세서로 운전을 하는 경우 부하량의 변동에 대

해 연속폭기 보다 적응이 늦어 부하량의 변화가 크고 고농도의 MLSS를 함유한 공정에서는 적응기간이 길어 실제 수산물가공식품 폐수처리장에 적용하기 위해서는 효율적인 고액분리 장치가 필요하고, 적용하기 전에 pilot 실험을 통한 보다 다양한 조건에서 심도 있는 연구가 필요할 것으로 사료된다.

침전조의 내통설치로 인해 폐수처리에 있어서 부하변동으로 발생하는 침전조의 슬러지의 부상, 거품현상 등으로 인한 유출수의 악화를 줄일 수 있는 것으로 조사되었으며 침전조의 효율증대 방안도 모색되어야 할 것으로 사료된다.

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화를 위한 기초실험(1년차 연구)의 결과를 요약하면 다음과 같다.

수산가공폐수 슬러지의 탄소, 질소 및 인산의 함량이 각각 약 46.1%, 5.86% 및 1.4%로서 비효성분은 높은 것으로 판단되었다.

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화를 위한 기초연구결과 수산가공폐수 슬러지의 수분 조절제로서 톱밥을 습윤중량으로 26% 첨가한 다음 여기에 미생물을 5% 비율로 첨가하고, 초기 C/N율을 약 22, 초기 수분함량을 62% 그리고 공기주입량을 200ml/l · min.으로 조절하여 퇴비화 하는 것이 가장 효과적인 것으로 판단되었다.

첨가재료로서 zeolite를 사용할 경우 zeolite를 건물기준으로 약 10%첨가하고, 현행 퇴비화공장에 수산가공폐수 슬러지를 첨가하여 퇴비화 할 경우 가축분에 수산가공폐수 슬러지를 약 50%정도까지 첨가하여 사용하여도 될 것으로 판단되었다.

현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화(2년차 연구)의 연구결과를 요약하면 다음과 같다.

퇴비화 과정중 온도는 모든 처리에서 퇴비화 3~5일간 급격히 상승하여 최고온도(67~76℃)에 도달하였으며 그후 서서히 감소하는 경향이였다. 퇴비화 19일 후 하강온도가 40~50℃되었을 때를 1차 퇴비화 종료시점으로 판단하고 1차 뒤집기를 실시하고 후속을 시켰으며 그후 퇴비화조내의 온도가 다시 상승하였다. 퇴비화 40일 후 2차 뒤집기를 실시하였으며 이때에도 온도변화는 1차 뒤집기 때와 비슷한 경향이였으나 온도의 상승폭은 작았으며, 퇴비화 60일후 3차 뒤집기를 실시하였으며 그

후 온도변화가 미미하고, 온도가 안정화되어 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화가 완료된 것으로 판단하였다.

퇴비화 종료시점에서의 퇴비중의 중량감소율 및 수분함량감소율은 퇴비화 초기에 비해 각각 약 35~41% 및 15~23%이었고, pH는 퇴비화 1일까지 감소한 다음 그후부터 퇴비화 13~19일까지 급격히 증가하였으며, 그후 안정화되어 퇴비화 종료시점까지의 pH는 전반적으로 8.2~9.2를 유지하였다.

퇴비화 종료시점에서의 퇴비중 총 탄소함량은 퇴비화 초기에 비해 4.5~8.0%감소하였으며, 그 감소 폭은 수산가공폐수 슬러지의 첨가율이 높을수록 증가하였다. 퇴비의 유기물중 ether추출물질, resins 및 hemicellulose함량은 퇴비화종료시점에서는 퇴비화 초기에 비해 각각 약 35~77%, 32~69% 및 19~30%감소하였으나, 수용성 polysaccharides함량은 별 변화가 없었고, cellulose, lignins 및 미동정태 유기물함량은 약간 증가하였다.

퇴비화 종료시점에서의 퇴비중 총 질소함량은 퇴비화 초기에 비해 20~42%감소하였으며, 각 처리별 NH_4 태 및 NO_2+NO_3 태 질소함량은 퇴비화 중기까지 증가한 다음 퇴비화종료시점까지 별 변화가 없었다. 퇴비화 종료시점에서의 Amino sugar태 및 amino acid 태 질소함량은 퇴비화 초기에 비해 각각 약 11~40% 및 23~65%감소하였다.

퇴비화 과정중 humic acid함량은 별 변화가 없었으나, fulvic acid함량 및 $\Delta\log K$ 는 퇴비화가 진행될수록 감소하였고, 퇴비화 시기별 생물검정시험에서의 무, 배추 및 오이의 발아율은 퇴비화 30일 이후에는 90%이상으로서 완숙퇴비기준치 이상이었다. 그리고 퇴비화 과정중 무기성분 및 중금속함량은 약간 증가하였다.

생산된 퇴비의 작물에 대한 시용효과(3년차 연구)의 결과를 요약하면 다음과 같다.

생산된 퇴비의 옥수수 시용효과는 퇴비처리로 토양중 pH, EC, 질소, 황, K 및 Mg 함량은 약간 증가하였으며, 유기물, P_2O_5 및 Ca 함량은 별 변화가 없었다. 그리고 퇴비처리로 토양중 Cu 및 Zn 함량은 약간 증가하였으나, Cd, Pb, Cr 및 Ni함량은 별 변화가 없었다.

수확기의 식물체 줄기 및 뿌리 부위에서는 무기성분함량은 별 차이가 없었고, 퇴비처리로 옥수수의 초장, 잎수 및 하루 직경은 약간 증가하였다.

옥수수 수량은 삼요소에 수산가공폐수 슬러지100%, 수산가공폐수 슬러지75%+가축분25%, 수산가공폐수 슬러지50%+가축분50% 및 가축분100%로 하여 생산한 퇴비처리구가 삼요소구에 비하여 각각 약 8, 15, 9 및 8% 증가되었다.

생산된 퇴비의 배추 시용효과는 퇴비처리로 토양중 pH, EC, 유기물, P₂O₅, 질소, 황, K 및 Mg함량은 약간 증가하였고, Cu 및 Zn함량은 미미하게 증가하였으나, Cd, Pb, Cr 및 Ni함량은 별 변화가 없었다.

퇴비처리에 의한 수확기의 배추중 질소, P₂O₅, K₂O, CaO, MgO, Fe 및 Mn함량은 삼요소구와 별 차이가 없었으나, Fe함량은 퇴비처리로 약간 증가하였고 배추중 Cu 및 Zn함량은 별 차이가 없었다.

퇴비처리로 배추 생육 초기에 chlorophyll-a함량은 증가하였으며, 배추 수량은 삼요소에 수산가공폐수 슬러지100%, 수산가공폐수 슬러지75%+가축분25%, 수산가공폐수슬러지50%+가축분50% 및 가축분100%로 하여 생산한 퇴비처리구가 삼요소구에 비하여 각각 약 32, 31, 41 및 44% 증가되었다.

2. 활용에 대한 건의

현행 수 처리방법으로 잘 처리되지 않는 COD, BOD성 오염물질, 질소 및 인을 동시에 효과적으로 처리할 수 있는 굴폐각과 zeolite를 폐수처리용 담체로 개발하여 유기성 오염물질, 질소 및 인을 동시에 효과적으로 처리할 수 있는 방법을 모색하여 실제 수산가공폐수처리장에 이들 오염물질 처리 효율을 조사하였고, 또한 수산가공폐수 슬러지를 퇴비화 하여 작물에 대한 효과를 조사함으로써 농경지에 재활용 가능성을 검토한 결과 다음과 같이 활용할 수 있을 것으로 판단된다.

가. 수산가공 부산물인 굴폐각을 폐수의 생물학적처리방법의 담체로 이용하여 수산물가공폐수 중 유기성 오염물질 및 인을 동시에 효과적으로 처리할 수 있을 것으로 판단되었고, 굴폐각은 원형으로 폭기조 용적의 10% 침적하고 제올라이트 분말을 250mg/ℓ가 되도록 부여하여 생물학적 담체로 이용하여 유기

성 오염물질 및 질소를 동시에 효과적으로 처리할 수 있을 것으로 조사되었다. 침전조의 내통 설치로 인해 폐수처리에 있어서 부하변동으로 발생하는 침전조의 슬러지의 부상, 거품현상 등으로 인한 유출수의 악화를 줄일 수 있는 것으로 조사되었다.

- 나. 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화를 위한 최적조건은 톱밥을 26%, 미생물을 5% 첨가하고, 초기 C/N율을 약 22 그리고 초기 수분함량을 62%로 조절하여 퇴비화하는 것이 가장 효과적인 것으로 판단되었다. 퇴비화 과정중 악취발생을 방지하기 위하여 zeolite를 약 10%비율로 첨가하고, 현행 퇴비화공장에 수산가공폐수 슬러지를 첨가하여 퇴비화 할 경우 축분과 혼합할 경우 수산가공폐수 슬러지를 약 50%정도까지 첨가하여 사용하여도 될 것으로 판단되었다.
- 다. 수산가공폐수 슬러지를 이용하여 생산한 퇴비를 배추 및 옥수수에 시용한 결과 작물 수량이 증가하였다. 그러나 수산가공폐수 슬러지를 퇴비화 시키지 않고 작물에 시용 하면 작물에 부작용이 있을 수 있으므로 수산가공폐수 슬러지는 퇴비화 하여 농경지에 시용하는 것이 안전한 것으로 사료되었으며, 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화를 위하여 퇴비제조 중소기업의 육성이 필요할 것으로 판단되었다.

SUMMARY

Following results are obtained in 1st project year. The characteristics of seafood wastewater were varied by the raw materials used. The compositions of seafood wastewater investigated were as following: COD_{Mn} was in the range of 520 to 1360mg/ℓ, BOD was 1150 to 3600mg/ℓ, T-N was 275 to 810mg/ℓ, T-P was 77 to 238mg/ℓ and NaCl was 3000 to 7000mg/ℓ. The seafood wastewater contained high concentration of T-N and T-P compared to COD and BOD. The Freundlich adsorption isotherm model, $X/M = 0.004413C^{12.438}$, was obtained by batch adsorption tests for the removal of T-P from seafood wastewater with oyster shell powder. And the Freundlich adsorption isotherm model, $X/M = 0.1033C^{1.3678}$, was obtained by batch adsorption tests for the removal of NH_3 from seafood wastewater with zeolite powder.

The following results were obtained by batch activated tests (a process of activated sludge, activated sludge with oyster shell powder and activated sludge with zeolite powder) for seafood wastewater treatment. The experiments of settling tests shown that the activated sludge with oyster shell powder gave the lowest value of SVI (sludge volume index). The process of activated sludge with oyster shell powder shown the highest removal efficiencies of BOD and T-P. However, the process of activated sludge with zeolite powder shown the highest T-N removal efficiency.

The continuous activated sludge experiment shown that removal efficiencies of BOD and COD were improved by addition of oyster shell powder and zeolite powder. Considering removal efficiencies of BOD and COD, the following order were obtained: the process of activated sludge with zeolite > the process of activated sludge with oyster shell powder > the process of activated sludge with zeolite and oyster shell powder > the process of activated sludge.

However, a process with zeolite powder shown the highest removal efficiency of T-N and a process with zeolite + oyster shell powder show the of highest removal efficiency of T-P. The experiments of settling and sludge thickening tests shown that a process with oyster shell powder was beneficial.

In order to improve the removal of T-N and T-P in seafood wastewater treatment, intermittently aerated activated sludge processes were investigated in 2nd project year. Four reactors, an intermittently aerated activated sludge process (A), an intermittently aerated activated sludge with oyster shell powder (B), an intermittently aerated activated sludge with zeolite powder (C), and an intermittently aerated activated sludge with oyster shell and zeolite powder (D) were operated simultaneously. Effects of SRT and time of aeration and nonaeration were investigated. Considering organic removal, intermittently aerated activated sludge process shown slightly higher removal efficiency than the aerated activated sludge process. And the removal efficiencies of organic were improved by increasing SRT. Average T-N removal efficiencies of the intermittently activated sludge and the activated sludge were 57% and 18%, respectively. An intermittently aerated activated sludge with zeolite powder (C) shown the highest T-N removal efficiency. And the removal efficiencies of T-N were improved by increasing SRT also. To find optimum aeration and nonaeration time, several experiments of aeration and nonaeration time (60/60, 120/60, and 120/120 minutes) were conducted. Considering T-N removal efficiency, 120/120 minutes shown the best results. T-P removal efficiency of the intermittently aerated activated sludge process was 20% higher than that of the aerated activated sludge process. An intermittently aerated activated sludge with oyster shell powder (B) shown the highest T-P removal efficiency.

In 3rd projects year, experiments were conducted in an actual seafood

wastewater treatment plant. The actual seafood wastewater treatment plant had been operated with average F/M ratio of 0.037kg BOD/kg MLVSS · Day, and BOD load of 0.339kg BOD/m³ · Day. And 6m³ of sludge had been disposed weekly because of disposal difficulties so that long SRT of 200 day was maintained. At the beginning of operation, the removal efficiency of T-N was 40%. The removal efficiency of T-N was improved to 70% by retrofit with oyster shell media submerged (10% of aeration basin) and 250 mg/l zeolite powder addition into aeration basin. And the removal efficiency of T-P was improved to 40%. Using of zeolite and activated powder in the aeration basin also increased the removal efficiencies of BOD, T-N, and T-P.

However, intermittently aerated activated and anoxic/oxic (A/O) shown the operating problem of sludge rising and unstabilized effluent and took long time to stabilize effluent quality due to influent load changes and high MLVSS concentration in aeration basin. In order to use intermittently aerated activated and anoxic/oxic (A/O) process for seafood wastewater treatment, control of MLSS, improvement of clarifier, pilot test for adaptation possibility, and effluent requirement etc. should be checked. An improvement of clarifier could be achieved by installing inner baffles. For present application, the activated sludge with zeolite addition (250mg/l) would be appropriate.

To reuse the seafood processing wastewater sludge in agricultural land, the basic examination for composting of the sludge in pilot plant, composting of the sludge in practical composting plant, and the effect of the composts on plant were investigated.

The results of the basic examination for composting of the sludge in the pilot plant were summarized as follows

The carbon, nitrogen and phosphorus contents in seafood processing wastewater

sludge were 46.1%, 5.86% and 1.4%, respectively.

The optimum conditions for composting of seafood processing wastewater sludge were adjusted microorganism seeding to 5%, initial C/N ratio to 22%, initial moisture contents to 62% and air inflow rate to 200ml/ℓ · min.

In case of using zeolite as additive, zeolite was added to 10%, and in case of mixing livestock manure, seafood processing wastewater sludge was added to 50%.

The results of composting of the seafood processing wastewater sludge in practical composting plant were summarized as follows.

Temperature was rapidly increased at early stage of composting, reached at the highest point of 67~76℃ for 3~5 days, and then decreased gradually. The compost was upset firstly, when the temperature was reached at 40~50℃ at 19 days after composting, and was upset secondly, when the temperature was reached at 35~42℃ at 40 days after composting. The third upset was conducted at 60days after composting, and then the temperature was little changed.

The loss of weight and moisture contents of the compost were down 35~41% and 15~23%, respectively, compared with early stage of composting.

The pH of the compost during composting period was decreased for the first one day, then increased sharply by 13~19days after composting, after that, was kept constant, and then was up to pH 8.2~9.2 by the terminal of composting period.

The contents of total organic matters in the compost were down 4.5~8.0%, compared with the early stage of the composting. Ether extractable materials, resins and hemicellulose contents of the organic matters were decreased with 35~77%, 32~69% and 19~30%, respectively, compared with the early stage of the composting. And cellulose, lignins and unknown materials contents in the

organic matters were increased a little, but water soluble polysaccharides of organic matters were little changed, compared with the early stage of the composting.

Total nitrogen, amino sugar and amino acid nitrogen contents of the compost were decreased with 20~42%, 11~49% and 23~65%, respectively, compared with the early stage of the composting.

The contents of humic acid in the compost were little changed, but contents of fulvic acid and $\Delta \log k$ in the compost were decreased gradually during composting period.

Germination ratio of radish, chinese cabbage and cucumber were over 90%, when the compost produced at 30 days after composting was tested on plant germination.

The results of the effect of the composts made from the seafood processing wastewater sludge on plant were summarized as follows.

In case of corn treated by the seafood processing wastewater composts, the contents of pH, EC, T-N, SO_4 , K and Mg in soil were increased a little, and those of organic matters, P_2O_5 and Ca in soil were little changed by application of the composts compared with NPK plot.

The contents of nitrogen, P_2O_5 , K_2O , CaO and MgO in stem and leaves of corn plant were little changed, but the height, number of leaves and diameter of corn plant were increased a little by the application of the composts compared with NPK plot.

The corn yields were increased with 8, 15, 9, and 8% at the plot of 100% of the seafood processing wastewater sludge compost, 75%sludge+25%livestock manure compost, 50% sludge+50%livestock manure compost and 100% of the livestock manure compost, respectively, compared with NPK plot.

In case of chinese cabbage treated by the seafood processing wastewater

composts, the contents of pH, EC, organic matter, P_2O_5 , T-N, SO_4 , K and Mg in soil were increased a little, but the contents of Cu, Zn, Cd, Pb, Cr and Ni in soil were not changed by application of the composts compared with NPK plot.

The contents of nitrogen, P_2O_5 , K_2O , CaO, MgO, Fe and Mn in chinese cabbage were little changed, but the contents of chlorophyll-a were increased at the early stage of growth by application of the composts compared with NPK plot.

The fresh weight of the chinese cabbage were increased with 32, 31, 41 and 44% at the plot of 100% of the seafood processing wastewater sludge compost, 75%sludge+25%livestock manure compost, 50% sludge+50%livestock manure compost and 100% of the livestock manure compost, respectively, compared with NPK plot.

CONTENTS

SUMMARY	12
CONTENTS	18
Chapter 1. Introduction	23
Section 1. Purpose and extent of study	23
1. Significance of study	23
2. Purpose and extent of study	24
Chapter 2. Basic study for treatment of seafood processing wastewater	29
Section 1. Introduction	29
Section 2. Materials and Methods	35
Section 3. Results and discussions	37
Section 4. Summary	57
Section 5. References	58
Chapter 3. A technical developments for nitrogen phosphorus treatment of seafood processing wastewater using oyster and zeolite	61
Section 1. Introduction	61
Section 2. Materials and Methods	63
Section 3. Results and discussions	66
Section 4. Summary	111
Section 5. References	113
Chapter 4. Practical treatment for nitrogen phosphorus treatment of seafood processing wastewater on plant	116

Section 1. Introduction	116
Section 2. Materials and Methods	117
Section 3. Results and discussions	130
Section 4. Summary	145
Section 5. References	146
Chapter 5. Basic study for composting of seafood processing	
wastewater sludge	149
Section 1. Introduction	149
Section 2. Materials and Methods	150
Section 3. Results and discussions	155
Section 4. Summary	193
Section 5. References	196
Chapter 6. Practical composting of seafood processing	
wastewater sludge	198
Section 1. Introduction	198
Section 2. Materials and Methods	199
Section 3. Results and discussions	209
Section 4. Summary	247
Section 5. References	249
Chapter 7. Effects of the composts made from seafood processing	
wastewater sludge on plants	251
Section 1. Introduction	251
Section 2. Materials and Methods	252
Section 3. Results and discussions	256
Section 4. Summary	289
Section 5. References	291

목 차

제출문	1
요약문	2
SUMMARY	12
CONTENTS	18
목 차	20
제 1 장 서 론	23
제 1 절 연구개발의 목적과 범위	23
1. 연구개발의 중요성	23
2. 연구개발의 목적과 범위	24
가. 연구개발의 목적	24
나. 연구개발 범위	24
제 2 장 현장 수산가공 폐수처리 기술개발을 위한 기초실험	29
제 1 절 서 설	29
제 2 절 연구수행 내용	35
제 3 절 연구수행 결과 및 고찰	37
제 4 절 요약	57
제 5 절 참고문헌	58
제 3 장 현장 수산가공 폐수의 질소, 인 동시처리를 위한 굴패각 및 제올라이트 이용 기술 개발	61
제 1 절 서 설	61
제 2 절 연구수행 내용	63

제 3 절 연구수행 결과 및 고찰	66
제 4 절 요약	111
제 5 절 참고문헌	113
제 4 장 수산가공폐수의 질소, 인 동시처리 실용화	116
제 1 절 서 설	116
제 2 절 연구수행 내용	117
제 3 절 연구수행 결과 및 고찰	130
제 4 절 요약	145
제 5 절 참고문헌	146
제 5 장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화를 위한 기초실험	149
제 1 절 서 설	149
제 2 절 연구수행 내용	150
제 3 절 연구수행 결과 및 고찰	155
제 4 절 요약	193
제 5 절 참고문헌	196
제 6 장 현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화	198
제 1 절 서 설	198
제 2 절 연구수행 내용	199
제 3 절 연구수행 결과 및 고찰	209
제 4 절 요약	247
제 5 절 참고문헌	249

제 7 장 생산된 퇴비의 작물이용효과	251
제 1 절 서 설	251
제 2 절 연구수행 내용	252
제 3 절 연구수행 결과 및 고찰	256
제 4 절 요약	289
제 5 절 참고문헌	291

제 1 장 서 론

제 1 절 연구개발의 목적과 범위

1. 연구개발의 중요성

연안해양 수질의 부영양화로 인한 적조발생 등 해양오염은 날로 심각해지고 있는 사회적인 큰 문제이며, 해양오염의 주원인은 연안해양에 위치해 있는 수산물가공업 계로부터 발생하는 폐수 및 슬러지중 다량의 부유물질, 질소 및 인이므로 그 처리는 큰 문제라 아니할 수 없으며, 폐수중 질소와 인의 처리는 현행 처리기술로는 사실상 거의 어려운 실정에 있다.

국내 수산물가공공장은 연안해양에 위치해 있고 대부분 중소규모 영세업체이며, 폐수처리의 법적 규제가 엄격하여 업주의 폐수처리에 대한 심한 노이로제증상까지 나타날 정도로 수산가공업계의 큰 부담이 아닐 수 없다. 그리고 수산물가공폐수로부터 발생하는 슬러지의 발생량도 막대하여, 그 처리는 수산물가공업계의 큰 현장 애로 문제인 것으로 알려져 있다.

그간 본 연구자들은 경남도청에서 주관하는 폐수배출업소 전문인사 기술진단계획에 의거 기술진단 전문인사로서 도청과 공동으로 삼천포, 사천, 충무, 통영 등 경남 남해안일대 수산물가공업계 폐수배출업소 기술진단을 최근 3년간 수십 차례 현 지방문 조사 진단한 바 있으며, 그 결과 중소수산가공업계 및 지역어민이 원하고 있는 가장 큰 현장애로사항은 폐수처리 및 슬러지 처리 문제인 것으로 확인 판단되었다.

따라서 수산가공폐수의 효과적인 처리기술개발 및 슬러지의 재활용기술개발은 수산가공 중소기업 및 지역어민의 오랜 숙원을 해결하는 어업계의 가장 중요한 현장 애로를 극복하는 사업일 것으로 판단되었다.

2. 연구개발의 목적과 범위

가. 연구개발의 목적

현행 수 처리공법으로 잘 처리되지 않는 수산가공폐수중의 유기성 오염물질, 질소 및 인을 동시에 효과적으로 처리할 수 있는 굴패각과 제올라이트 이용기술을 개발하여 실제 수산가공폐수처리에 실용화하고, 수산가공 폐수처리시 발생하는 슬러지 처리는 주로 위탁처리하고 있으나 처리비용 및 그 처분이 어려우며 슬러지중에는 유기물 외에 질소 및 인 등 무기성분이 다량 함유되어 있어 유기질비료로서 재활용이 가능할 것이므로 슬러지를 퇴비화 하여 생산된 퇴비의 작물에 대한 시용 효과 및 그 위해성 여부를 구명함으로써 수산가공폐수 슬러지를 토양비옥도 증진에 재활용코자 한다.

나. 연구개발의 범위

1) 현장 수산가공폐수 처리기술개발을 위한 기초실험

가) 현장 수산가공폐수 분석

경남연안의 수산물가공업체 폐수중 오염물질인 SS, COD, BOD, T-N, T-P 및 N-hexane 등을 환경오염공정시험법에 준하여 분석하였다.

나) 굴패각의 인 흡착량 조사

굴패각 투여량에 따른 인산염의 흡착량을 조사하여 Freundlich 등온흡착식을 구하였다.

다) 제올라이트의 질소 흡착량 조사

제올라이트 투여량에 따른 암모니아성 질소의 흡착량을 조사하여 Freundlich 등온흡착식을 구하였다.

라) 현장 수산가공폐수 처리를 위한 활성슬러지법에 굴패각 투여 효과

굴패각 3g과 4g의 투여량에 따른 회분식 활성슬러지법으로 처리효율을 먼저 평가하고 연속식 활성슬러지법으로 HRT와 SRT 변화에 따른 처리효율을 조사

하였다.

마) 현장 수산가공폐수 처리를 위한 활성슬러지법에 제올라이트 투여 효과
제올라이트 3g과 4g의 투여량에 따른 회분식 활성슬러지법으로 처리효율을
먼저 평가하고 연속식 활성슬러지법으로 HRT와 SRT 변화에 따른 처리효율을
조사하였다.

2) 현장 수산가공폐수의 질소, 인 동시처리를 위한 굴폐각 및 제올라이트 이용기술개발

가) 간헐폭기 운전 에 제올라이트와 굴폐각이 미치는 영향 조사

폭기조 용적이 10ℓ, 침전조 용적이 6ℓ인 폐수처리장치를 이용하여 1시간폭
기/1시간비폭기, 2시간폭기/1시간비폭기, 2시간폭기/2시간비폭기 등의 간헐
폭기 조건 변화에 따른 영향과 간헐폭기 조건별로 제올라이트와 굴폐각의 투
여량에 따라 미치는 영향을 슬러지 체류시간의 변화에 따른 유기물 및 영양
염류 처리효율을 조사하였다.

나) 굴폐각 제올라이트 동시처리에 의한 폐수처리효율 평가

굴폐각 및 제올라이트를 동시에 투여하였을 때 간헐폭기 조건 변화에 따른
영향과 간헐폭기 조건별로 제올라이트와 굴폐각의 폭기조 동시투여 (각
5g/10ℓ)에 따라 미치는 영향을 슬러지 체류시간의 변화에 따른 유기물 및
영양염류 처리효율을 조사하였다.

다) 최적처리조건 및 설계인자 제시

굴폐각 및 제올라이트를 투여하고 간헐폭기 조건으로 운전하였을 때 SRT, 굴
폐각 및 제올라이트 투여량, 폭기시간 등 최적 처리조건을 구하였다.

3) 수산가공폐수의 질소, 인 동시처리 실용화

가) 실제 수산가공폐수처리장 적용실험

하루 100m³을 처리하고 폭기조의 실용적이 240m³, 침전조 용적이 77.5m³인
실제 수산물 가공폐수처리장을 선정하여 굴폐각 담체주입, 제올라이트와 활

성탄 투여, 간헐폭기 등에 따른 수산물 가공폐수의 처리효율을 실험하여 분석하였다.

나) 폭기 및 비폭기 시간에 따른 처리효율 적용성 평가

1시간폭기/1시간비폭기의 간헐폭기에 따른 질소와 인의 처리효율을 분석하였다.

다) 굴폐각 담체 주입시 처리효율 평가

굴폐각 담체를 폭기조 실용적의 10%를 주입하여 미생물 부착담체로 이용하여 SS, BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율을 분석하였다.

라) 최적 운전조건과 설계인자 도출

폐수처리장의 유출수 수질의 향상을 위하여 실제 수산물 가공폐수처리장의 상황에 맞는 최적 처리 운전조건을 도출하였다.

4) 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화를 위한 기초실험

가) 슬러지의 비료적 가치 분석

슬러지중 유기물, N, P, K, Ca, Mg, 미량원소 및 중금속을 분석하였다.

나) 소형퇴비화조 설계, 제작 및 시운전

실험실내에서 수행할 수 있는 55ℓ용량의 퇴비화조 3개조를 제작 및 시운전 하였다.

다) 퇴비화진행과정 개략적 조사

수산가공폐수 슬러지를 주원료로 한 퇴비재료를 일정한 비율로 혼합하여 퇴비화과정중 온도 및 CO₂발생량등을 조사하여 퇴비화진행과정을 개략적으로 조사하였다.

라) 퇴비화촉진방법

미생물 처리유무 및 초기 C/N을 조절에 따른 퇴비화촉진방법을 구명하였다.

마) 퇴비화 최적 조건 구명

퇴비재료 초기 수분 및 공기 주입량 조절 등 퇴비재료의 물리적 조건 조절에 따른 최적 퇴비화 조건을 구명하였으며, zeolite 및 축분 등 퇴비재료의 적정 혼합비율에 따른 최적조건을 구명하였다.

5) 현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화

가) 현장 퇴비화조 시운전 및 운영

현장 퇴비화조의 용량은 20㎡(가로 2m×세로 5m×높이 2m)로서 하부에서 상부로 강제송풍형의 호기성 퇴비화방식으로 제작되었다. 그리고 운전 및 처리 조건은 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화를 위한 기초 실험(1년차 연구)의 최적 조건으로 조절하여 실험하였다. 즉 모든 처리 조건에서 제올라이트 및 미생 물체제를 공히 250kg씩을 혼합한 다음 수산가공폐수 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%의 비율로 각각 혼합처리하였다. 이렇게 처리한 총 5개의 퇴비재료에 수분함량을 조절하기 위하여 톱밥을 각 처리 조건에 따라 1,000~1,200kg을 주입하여 골고루 섞은 다음 퇴비화조로 이송하여 1차 퇴비화 시켰다.

나) 퇴비화 및 후숙기간 결정

퇴비화 과정중 온도변화로 퇴비화 및 후숙기간을 결정하였다.

다) 퇴비화과정중 물질변화 조사

퇴비화 과정중 각 조건에 따른 온도, pH, 수분, 중량감소율, 무기성분, 유기물, 질소, 부식산 및 중금속함량변화 등을 조사하고, 퇴비화 과정중 퇴비재료를 물로 희석하여 종자발아율 시험 등을 수행하였다.

5) 생산된 퇴비의 작물 효과시험

가) 공시작물, 퇴비 및 토양

공시 옥수수수는 단옥수수로서 골든크로스 반담, 공시 배추는 노랑 봄배추, 공시 퇴비는 현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화(2년차 연구)시 수행한 수산가공폐수 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50% 및 축분100%의 비율로 처리하여 생산된 퇴비를 사용하였으며 공시 토양은 일반 전 토양을 사용하였다.

나) 처리내용 및 시험방법

공시 퇴비를 토양에 1,500kg/10a 및 삼요소+1,500kg/10a의 비율로 처리하고

대조구로서 무비구 및 삼요소구를 두어 총 10개 처리구를 설치하여 일반 노지 포장실험을 수행하였다. 각 처리는 4반복으로 하였고 각 실험구의 크기는 1/30a로 하였으며, 완전임의 배치법으로 배치하였다.

옥수수처리 실험구에는 옥수수 24본(본당거리 60cm×36cm)씩 파종하였으며, 배추 재배구에는 배추 25본(본당거리 45cm×45cm)씩 이식하였다. 삼요소의 처리는 N, P₂O₅ 및 K₂O를 옥수수 재배구에는 각각 15, 13 및 13kg/10a를 사용 하였고, 배추 재배구에는 각각 32, 8 및 20kg/10a를 사용하였다. 그리고 질소, 인산 및 칼리는 각각 요소, 용과린 및 염화칼리로서 옥수수는 파종 당일(1999. 4. 7), 배추는 이식 당일 (1999. 4. 12) 전량기비로 사용하였다. 옥수수 생육조사 및 토양시료 채취는 파종직후, 파종 35일후, 파종 57일후 및 파종 98일후, 그리고 배추 생육조사 및 토양시료 채취는 이식직후, 이식 30일후, 이식 55일후 및 이식 75일후에 각각 조사하였다.

제 2 장 수산가공 폐수처리 기술개발을 위한 기초 실험

제 1 절 서 설

1. 수산가공폐수의 특성 및 처리방법

최근 연안 해역의 부영양화로 인한 적조의 발생 등 해양오염이 사회적인 큰 관심이 되고 있으며 이러한 오염원 중에서도 각종 수산물 가공공장에서 배출되는 폐기물과 폐수는 직접적인 해양오염의 큰 요인이 되고 있다. 따라서 우리 나라의 수산물 가공 공장은 연안 해역에 위치해 대부분 소규모이고 영세하나 법적 규제가 엄격하다. 더욱이 수산물 가공공장에서 배출되는 폐수는 지방성분 단백질 그리고 엑기스성분 등을 포함하여 Table 1에 문헌조사와 같이 유기물 및 질소 인을 다량 함유하고 염분성분을 포함하고 있어 폐수처리가 비교적 어렵고 발생하는 슬러지는 부패가 빠르고 악취와 함께 파리 등 위생상의 문제를 동반하여 민원을 야기하고 있다. 그러나 아직 수산물 가공폐수의 특성에 맞춘 폐수처리 방법이 개발되지 못해 폐수처리에 어려움을 겪고 있다. 이러한 현황을 감안하여 볼 때, 수산물 가공폐수의 효율적인 처리방법에 대한 연구가 요구되고 있다.

Table 1. Characteristics of wastewater from manufactured seafood factory.
(unit : mg/ℓ)

Items	SS	COD _{Cr}	BOD	T-N	T-P	NaCl
1	-	1930-2210	1050-1150	463-543	12-16	700-1100
2	270-2050	-	2680-5060	-	-	3800-5900
3	1160-1360	194-1300*	562-3370	-	-	16700-17978
4	-	109-3180	570-7630	37-252	-	-

* COD_{Mn}

대부분 우리 나라에서 폐수 및 하수처리에 주로 사용된 처리공법은 활성슬러지공법을 채택하고 있다. 현재 우리 나라 하수종말처리장의 유입 BOD농도는 64.8~126.1mg/ℓ 범위로 비교적 낮고 F/M비는 0.06~0.26 kg BOD/kg MLSS·day범위이나 대부분 0.20이하로 낮게 운전되는 비효율적 상태이다. 수산물가공업체의 폐수도 대부분 활성슬러지법을 사용하고 있다. 그러나 해안의 인접한 수산물 가공업에서 배출되는 폐수는 원료물질의 종류에 따라 발생하는 오염물질의 성상이 변하고 조업시간 변동으로 폐수처리의 부하량이 변하여 활성슬러지법을 사용한 폐수처리는 유지관리에 어려움이 있다. 따라서 활성슬러지법을 사용한 수산물가공에서 발생하는 폐수처리는 오염물질처리효과 및 유지관리의 어려움으로 처리시설이 정상적으로 운영되지 못하고 있는 곳이 많다고 보고되고 있다.

국내에서 수산물 폐수처리에 대한 연구는 연속회분식방법, pH 이동법에 의한 응집침전법, 응집 침전 후 생물학적처리방법에 대한 방법 및 살수여상법을 이용한 방법이 보고되고 있다. 그러나 실제 폐수처리장에서는 앞에서 언급한 바와 같이 수산물가공폐수의 특성에 맞춘 폐수처리공정이 개발되지 못해 응집 침전 혹은 활성슬러지법을 근간으로 하는 처리방법을 사용하는 곳이 대부분이며 효율적인 폐수처리방법이 필요하다. 살수여상법의 적용은 초기에 생물막 형성에 많은 시간이 요구된다고 보고되고 있으며 연속 회분식 방법은 자동화와 기존처리시설의 개조가 필요하다. 또한 고농도의 수산물 식품가공폐수를 생물학적으로 직접적으로 처리한 연구는 미전한 실정이다. 이와 같이 수산물 가공 폐수처리에 대한 연구는 실제처리장에 적용하기에 충분한 경험과 기술이 축적되어 있지 않아 보다 많이 수산물폐수처리에 대한 연구가 수행되어야 할 것으로 사료된다.

국외에서는 수산물가공폐수 처리를 위하여 혐기성처리의 연구결과가 보고되고 있다. 그러나 호기성 처리방법에 비해 큰 반응기 용적을 필요로 하고 유지관리의 경험이 축적되어 있지 않아 국내의 중소규모 수산물가공폐수 처리에 적용하기에는 무리가 있다. 최근 효모와 활성슬러지를 조합하여 수산물가공폐수 처리에 적용한 사례가 보고되고 있다. 이 방법은 기종 활성슬러지에 효모 발효조를 결합하는 것으로

저류조나 응집조를 효모 발효조로 이용하였다. 또한 질소인의 제거를 위하여 간헐 폭기공정에 대한 연구도 보고되었다.

2. 굴패각을 이용한 폐수처리

가. 굴패각의 특성

굴패각은 생명체가 만든 것이어서 순수한 탄산칼슘으로 되어 있으며, 얇은 막으로 여러 겹 둘러싸여 있다. 그리고 성장하면서 유기물이 외부에 포함되어 있다. 내면의 광택이 있는 면은 SiO_2 로 이루어진 것으로 보고되고 있다. 굴패각의 구조를 그림으로 보면 Fig. 1에 나타낸 바와 같이 합질소 화합물인 외각층 2와, 알카리 금속화합물을 포함한 비결정질의 유기화합물을 함유한 각주층 3과, 칼슘을 주성분으로 하는 알카리 금속화합물의 복합 염인 4층의 인편상적층 구조로 이루어진 것으로 보고되고 있다.

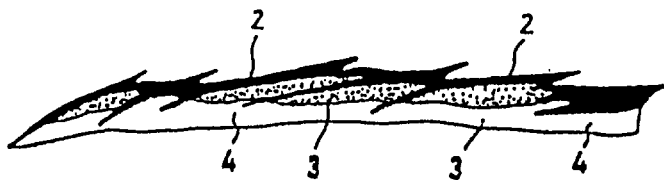


Fig. 1. Structure of oyster shell.

굴패각의 조성을 문헌 조사한 결과는 Table 2와 같다. 굴패각의 성분은 대부분 칼슘으로 되어 있으며 Na와 Mg성분을 포함하며 중금속 함량은 비교적 낮은 것으로 조사되었다. 굴패각 분말(50~200 mesh)의 표면적은 $5\sim 7\text{ m}^2/\text{g}$ 로 보고되었다.

Table 2. Composition of metals in oyster shell.

(unit : mg/kg)

Concentrations		Concentrations	
Ca*	37.6 ~ 41.6	Fe	610 ~ 971
Mg	1700 ~ 3500	Zn	12 ~ 17
Na	2000 ~ 7900	As	50.4
Mn	207 ~ 360	Al	590 ~ 663
Cd	1.5 ~ 2.9	Sr	702 ~ 1340
Cu	11.5 ~ 30		

* : percentage

나. 굴패각을 사용한 폐수처리의 문헌고찰

굴패각을 중금속이온제거제로 사용하여 Cd(II), Cu(II), Pb(II)이온에 대하여 흡착제거 실험한 결과가 보고되어 있다. 굴패각 1g으로서 용액중의 중금속 90%이상을 제거하려면 Cd와 Pb는 150mg/l 이하, Cu는 70mg/l의 농도에서 가능하며 전반적인 제거효과는 분말활성탄보다 굴패각이 양호한 것으로 보고되고 있다. 다른 보고에 따르면 굴패각 1g은 중금속(Pb, Cd, Cu, Zn)을 약 12mg를 흡착하는 것으로 보고하고 있으며 PO₄-P와 NH₃-N성분도 흡착하는 것으로 보고하고 있다.

생물학적폐수처리에 굴패각을 이용한 사례를 살펴보면 다음과 같다. 국내의 연구 사례로는 굴패각 미디어를 이용한 유동층 반응기를 사용하여 폐수처리에 대한 연구를 수행하여 반응기의 유체역학적 특성 및 생물학적 처리효율 등을 보고하였다. 실제하수와 합성폐수를 처리에 굴패각을 활성슬러지 폭기조에 침적한 처리법과 표준 활성오니법을 비교 분석한 연구도 발표되었다. 연구결과에 의하면 굴패각을 이용한 폐수처리방법이 우수한 폐수 처리효율을 보이며 특히 부영양화의 원인물질인 질소 및 인의 처리에 우수함을 보였다. 일본의 굴패각을 폐수처리에 이용한 연구를 살펴

보면 펄프제조공장에서 발생하는 폐수를 처리하기 위해 활성오니를 글패각에 부착 고정화한 활성오니법과 표준활성오니법에 의한 처리를 비교한 결과 글패각을 이용한 방법이 우수한 효과를 나타내는 것으로 보고하고 있다. 또한 글패각을 투여한 침적여상을 이용하여 폐수 처리한 연구사례도 보고되고 있다. 최근 생물학적처리의 담체로 사용하기 위하여 글패각을 세라믹으로 만들어 비교적 저농도의 폐수(BOD 20-60mg/ℓ)처리에 다른 세라믹담체와 비교하여 연구한 사례도 보고되었다.

3. 제올라이트를 이용한 폐수처리

가. 제올라이트의 특성

천연에서 산출되는 제올라이트는 18세기에 Cronstedt에 의해 어떤 광물을 가열하니 동시에 녹고 끓는 것을 보았다고 하여 희랍어의 Zeo(끓는다) 와 litos(돌)이라는 말을 인용하여 Zeolite라는 용어를 만들었다고 보고되고 있다. 제올라이트는 신생대 3기 화산재가 속성작용에 의해 생성된 산화 알루미늄과 산화규소의 사면체의 골격형태를 이룬 사면체골격형태를 이룬 결정성 규산 알루미늄으로 3차원적인 결정 구조와 교환 양이온 종류에 따라 다양한 유형으로 분류된다.

국내에서는 경북 영일만 울산 등지에 대량의 제올라이트의 매장량이 확인되고 있고 가격이 저렴하다. 이 지방에서 산출되는 제올라이트는 Clinoptilolite로 알려져 있다. 제올라이트는 양이온 교환특성을 가지고 있으며 총 양이온 교환능력은 100 ~ 200meq/100g 정도이며 폐수에 포함된 부영양화 물질인 NH_4^+ 에 대하여 선택성이 높다고 한다.

나. 제올라이트를 이용한 폐수처리의 문헌고찰

국내에서 상수원수에 포함된 암모니아에의 제거를 위해 제올라이트를 이용한 연구와 침출수의 암모니아 제거에 이용한 연구가 있다. 또한 제올라이트를 생물막담체로 사용하여 시안화합물을 함유한 폐수처리와 PVA 분해균주에 의한 염색폐수 처

리 등이 보고되고 있으며 연구결과에 의하면 제올라이트가 생물막담체로 우수하다고 보고하고 있다. 질소 및 인의 동시제거 공정개발을 위하여 제올라이트를 사용한 연구도 있다. 제올라이트의 양이온교환특성을 이용하여 폐수중의 암모니아를 제거하고 제올라이트의 재생을 위하여 질산화 미생물을 이용하여 생물학적 재생을 시도하였다. 최근 상수원수의 암모니아 제거를 위하여 제올라이트를 사용한 공기부상식 고정탑 반응기를 운전한 연구도 보고되고 있다.

국외의 연구사례를 살펴보면 제올라이트의 이온교환능을 이용하여 폐수 중 암모니아를 제거한 연구사례가 다수 발표되었다. 또한 제올라이트의 이온교환능과 생물학적 재생에 대한 연구사례도 발표되었다. 제올라이트 분말을 활성슬러지 폭기조에 주입하여 질산화를 촉진하고자 한 연구와 폭기조 유입전 전처리로서 제올라이트 반응조를 사용하여 암모니아를 제거하고 제올라이트의 재생 공정에 질산화 미생물을 이용하여 생물학적 재생을 시도하였다. 제올라이트를 질산화 미생물의 담체로 이용하였다. 제올라이트와 질산화 미생물을 고정화하여 폐수내의 암모니아제거에 응용한 사례도 보고되었다. 따라서 제올라이트를 이용한 암모니아의 제거는 효율성과 적용성이 높음을 알 수 있다. 그러나 외국에서 개발된 방법을 국내의 폐수처리에 적용하기 위해서는 적용성 실험 및 국내의 여건에 적합하도록 하기 위한 노력과 경험이 축적되어야 할 것으로 사료된다.

제 2 절 연구수행 내용

1. 굴폐각 및 제올라이트 분말을 투여한 활성슬러지공법의 회분식 생분해 실험

실험에 사용된 굴폐각은 인의 등온흡착식에서 사용한 것과 같은 조건의 굴폐각으로 남해안에 대량으로 야적되어 있는 굴폐각을 수집하여 이물질 제거한 후 550℃에서 10분간 가열하여 식힌 후 분쇄기로 분쇄하여 체를 이용하여 입경이 53~100 μ m인 입자를 사용하였고, 제올라이트는 상수도용으로 사용되고 있는 입경 45 μ m이하 제품을 사용하였다. 그리고 실험에 사용한 원폐수는 경남에 소재하고 있는 실제 수산물 가공업체인 D공장에서 배출되는 폐수로 Table 3에 나타난 D폐수로서 원폐수를 3배 희석하여 사용하였고 실험기간동안 사용한 폐수의 농도는 평균 COD_{Mn} 540mg/ℓ, 평균 BOD 1238.3mg/ℓ, 평균 T-N 137mg/ℓ 및 평균 T-P 25.4mg/ℓ이었다.

회분식 실험에 사용한 장치는 실용적용 2ℓ로 하였고 온도를 20℃로 유지하면서 F/M비에 따라서 표준 활성슬러지와 굴폐각과 제올라이트를 각각 3g을 투입하여 24시간 뒤에 결과를 SVI, COD, BOD, T-N 및 T-P에 대해 비교하였고, 또한 각각 4g씩 투입하여 12시간 후의 결과를 SVI, COD, T-N 및 T-P에 대해 비교하였다.

2. 굴폐각 및 제올라이트 분말을 투여한 활성슬러지공법의 연속실험

연속 실험에 사용한 장치는 폭기조의 크기가 가로 280mm, 세로 220mm, 높이 530mm로 실용적이 10ℓ이고 침전조의 크기는 용적 6ℓ이며 Fig. 2와 같다. 반응조 내의 원폐수는 정량 pump를 이용하여 주입하고, 반응조 내의 온도는 자동온도 조절기를 이용하여 20℃로 유지하도록 하고 외부 온도의 상승으로 20℃를 초과했을 때는 자연 냉각을 하였다. 폭기조 내의 용존산소 농도는 3~5mg/ℓ로 유지하도록 공기 유량을 조절하였다. SRT는 10일로 일정하게 운전하였으며 HRT 24hr, 18hr, 12hr과 8hr로 조정하였으며 슬러지 반송율은 유입폐수의 100%로 조절하였다. 유입폐수의 BOD를 기준으로 하여 F/M비의 범위는 0.215~0.87kg BOD₅/kg MLVSS·d, 평균 0.423kg BOD₅/kg MLVSS·d에서 운전되었다. 굴폐각 10g을 투여한 반응조(1000mg/ℓ), 제

올라이트 10g을 투여한 반응조(1000mg/l), 굴패각 5g과 제올라이트 5g을 투여한 반응조(굴패각 분말 500mg/l + 제올라이트 분말 500mg/l), 그리고 굴패각과 제올라이트를 투여하지 않은 표준 활성슬러지 반응조(Control조)로 총 4개조의 반응조를 운전하였다.

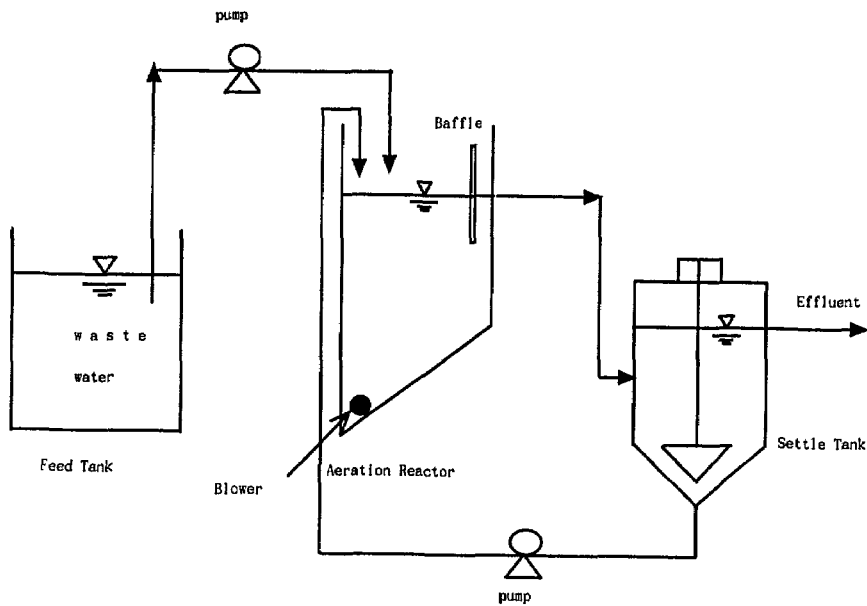


Fig. 2. Schematic diagram of the experimental apparatus.

제 3 절 연구수행 결과 및 고찰

1. 수산가공폐수 특성분석

본 연구에서 조사한 수산물 가공폐수의 조성은 원료물질에 따라 차이가 많았으며 일반적으로 COD_{Mn} 520~1,360mg/ℓ, BOD 1,150~3,600mg/ℓ, T-N 275~810mg/ℓ, T-P 77~238mg/ℓ, n-Hexane 470~1,180mg/ℓ의 비교적 고농도의 유기물을 함유한 폐수로 조사되었다. 또한 3,000~7,000mg/ℓ의 NaCl을 함유하고 있다. 본 연구의 실험에 사용한 폐수는 실제 수산물 가공업체인 Table 3의 D공장에서 배출되는 폐수로서 평균 100 : 7.64 : 2.14로 영양염류인 질소와 인의 성분이 높은 수산물폐수였다.

Table 3. Analysis of wastewater emitted from seafood company at the coast of Kyungsang Namdo.

(unit : mg/ℓ)

Items	SS	COD _{Mn}	BOD	T-N	T-P	N-Hexane
A	355	1280	1150	555	200	470
B	3590	1200	2680	810	238	1180
C	1685	1360	3370	395	95	-
D	950	520	3600	275	77	590

2. 굴패각과 제올라이트의 특성 조사

가. 굴패각

남해안에 대량으로 야적되어 있는 굴패각을 수집하여 이물질질을 제거한 후 550℃에서 10분간 가열하여 식힌 후 분쇄기로 분쇄하여 체를 이용하여 입경이 53~100μm인 입자를 사용하여 인의 등온흡착실험을 하였다.

Freundlich 등온흡착식에 적용한 결과 다음 식과 같이 조사되었다.

$$X/M = 0.004413 \cdot C^{12.438}$$

나. 제올라이트

본 연구에서 적용한 제올라이트는 Clinoptilolite로써 경북 영일만 울산 등지에 생산되어 상수도용으로 공급되고 있고 제올라이트 입경이 45 μ m이하인 제품을 사용하여 암모니아성 질소의 등온흡착 실험을 하였다.

하수 적용시 암모니아성 질소의 등온흡착은 Freundlich 등온흡착식에 적용한 결과 다음과 같다.

$$X/M = 0.1033 \cdot C^{1.3678}$$

3. 굴폐각 및 제올라이트 분말을 투여한 활성슬러지공법의 회분식 생분해 실험

가. 3g투입

굴폐각을 투입한 반응조의 SVI는 Fig. 3과 같이 44에서 117범위로 가장 낮고 다음으로 제올라이트 투입 반응조, Control조이다. 전체적으로 F/M비가 높을수록 SVI는 낮은 추세를 보였다. 굴폐각에 미생물이 부착하여 굴폐각이 무거우므로 빨리 침강한 것으로 사료된다. 그러므로 굴폐각과 제올라이트를 활성슬러지에 투여시 침강성을 증가할 수 있을 것으로 보인다. BOD 제거효율은 Fig. 5와 같이 F/M비가 높을수록 Control조는 감소하는 경향이 있는 반면, 굴폐각과 제올라이트는 일정하게 나타났으며 유출수의 농도는 Control조가 최소 22mg/ℓ, 최대 70mg/ℓ로 평균 50mg/ℓ로 조사되었고 굴폐각은 최소 23mg/ℓ, 최대 42mg/ℓ, 평균 32mg/ℓ였고 제올라이트는 최소 14mg/ℓ, 최대 42mg/ℓ, 평균 31mg/ℓ로 조사되었다. 유입폐수의 T-N의 농도는 137mg/ℓ며 Fig. 6과 같이 제올라이트를 투여한 경우가 평균 50% 제거되었

다. 굴패각을 투여한 반응조와 Control조가 각각 29% 및 31% 제거되었다. 그러므로 총질소의 제거효율은 제올라이트를 투여한 경우가 가장 제거효율이 높았다. 제올라이트가 제일 효율이 좋은 이유는 제올라이트가 암모니아성 질소를 제거함으로써 해서 효율이 다른 반응조보다 높은 것으로 보인다.

그러나 T-P의 제거효율을 보면 유입폐수의 T-P의 농도는 25.4mg/ℓ로 굴패각을 투여한 반응조가 평균 3.15mg/ℓ로 평균 88% 제거되어 가장 제거효율이 높았으며 제올라이트를 투여한 반응조가 86%, Control조가 79% 제거되었다. 보통 실제 활성 슬러지를 사용하여 인의 제거효율을 보면 30%내외이나 본 실험의 제거효율이 높은 이유는 실제 폐수에 함유된 SS가 거의 제거되어 효율이 증가한 것으로 보인다. 전 반응기 모두 F/M비가 증가할수록 T-P의 제거효율은 감소되는 경향을 보였다. 효율을 보면 굴패각이 칼슘성분을 다량함유하고 있으므로 인과 결합하여 인의 제거효율이 다른 반응조보다 높은 것으로 나타난 것으로 사료된다.

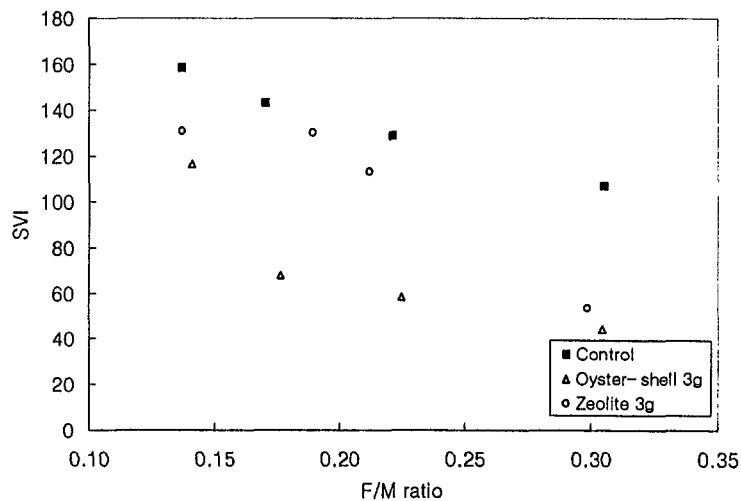


Fig. 3. SVI(sludge volume index) vs. F/M ratio.

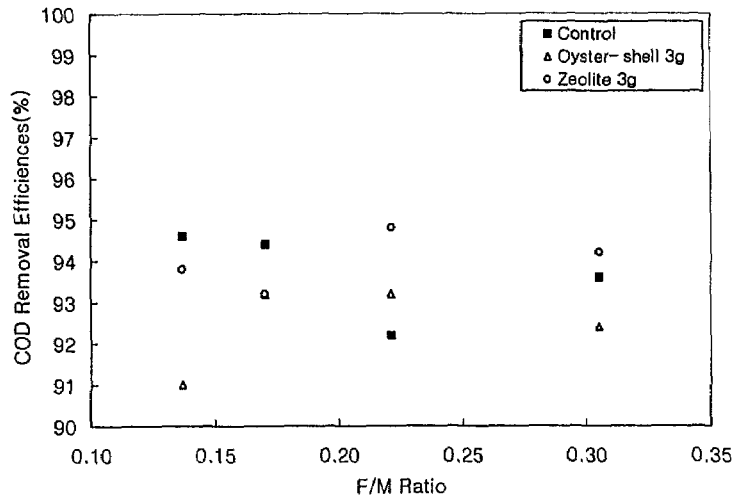


Fig. 4. COD removal efficiency vs. F/M ratio.

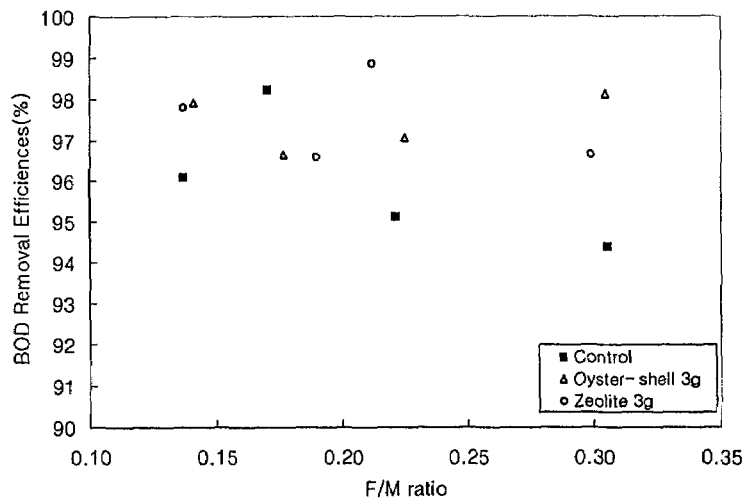


Fig. 5. BOD removal efficiency vs. F/M ratio.

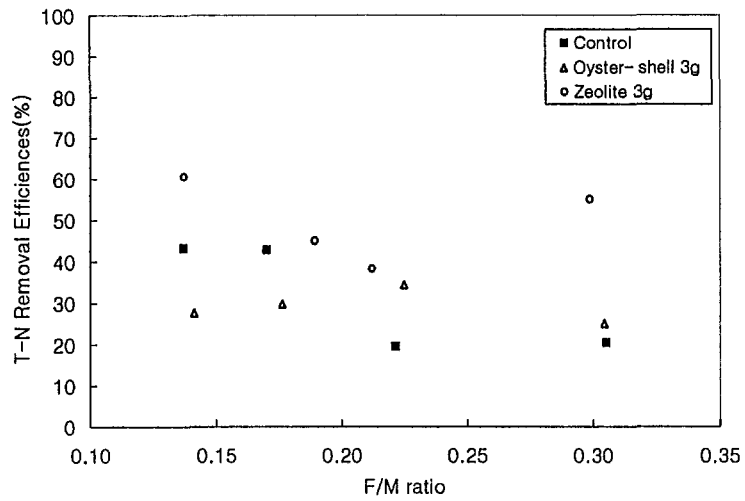


Fig. 6. T-N removal efficiency vs. F/M ratio.

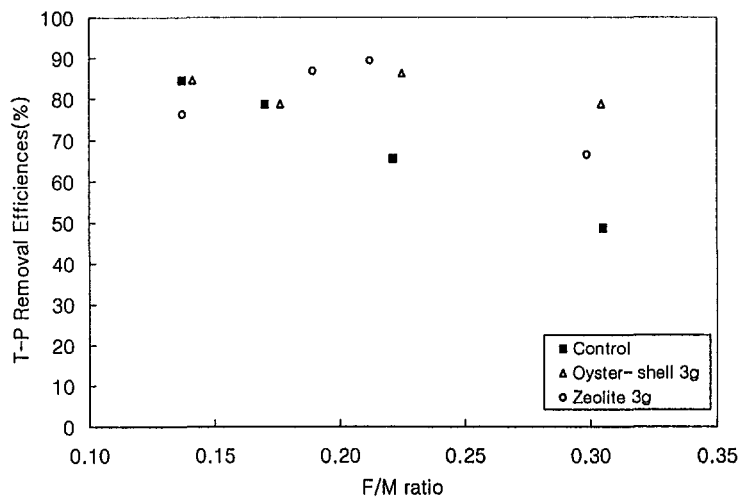


Fig. 7. T-P removal efficiency vs. F/M ratio.

나. 4g투입

Fig. 8에서 보면 굴폐각을 투입한 반응조의 SVI는 3g을 투입했을 때와 같이 가장 낮고 다음으로 제올라이트 투입 반응조, Control조이다. COD의 제거효율을 보면 Fig. 9와 같이 굴폐각과 제올라이트를 투여한 반응조가 Control조보다 제거효율이 높게 나타났다. 유출수의 농도는 Control조가 최소 50mg/ℓ, 최대 64mg/ℓ로 평균 57mg/ℓ로 조사되었고 굴폐각을 투여한 반응조의 농도는 최소 40mg/ℓ, 최대 50mg/ℓ, 평균 46.5mg/ℓ였고 제올라이트는 최소 42mg/ℓ, 최대 56mg/ℓ, 평균 50.5mg/ℓ로 조사되었다.

유입폐수의 T-N의 농도는 평균 172mg/ℓ며 Fig. 10과 같이 제올라이트를 투여한 경우가 평균 68.8% 제거되고, 굴폐각을 투여한 반응조와 Control조가 각각 58.8%, 56.1% 제거되었다. 그러므로 총질소의 제거효율은 제올라이트를 투여한 경우가 가장 제거효율이 높았다. 그러나 T-P의 제거효율을 보면 유입폐수의 T-P의 농도는 22.2mg/ℓ로 3g을 투입했을 때와는 다르게 제올라이트를 투여한 반응조가 평균 13.9mg/ℓ로 평균 37.2% 제거되어 가장 제거효율이 높았으며 굴폐각을 투여한 반응조의 처리수 농도와 제거효율이 각각 14.3mg/ℓ, 35.7%이고 Control조의 농도가 14.9mg/ℓ이고 32.7% 제거되었다.

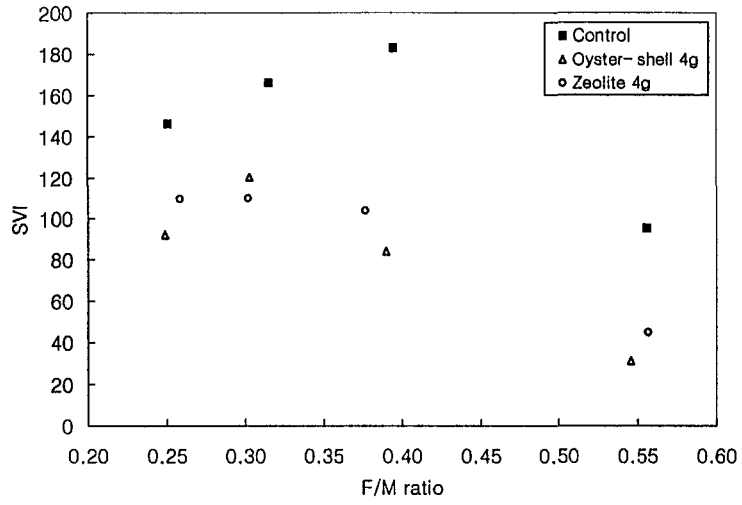


Fig. 8. SVI vs. F/M ratio.

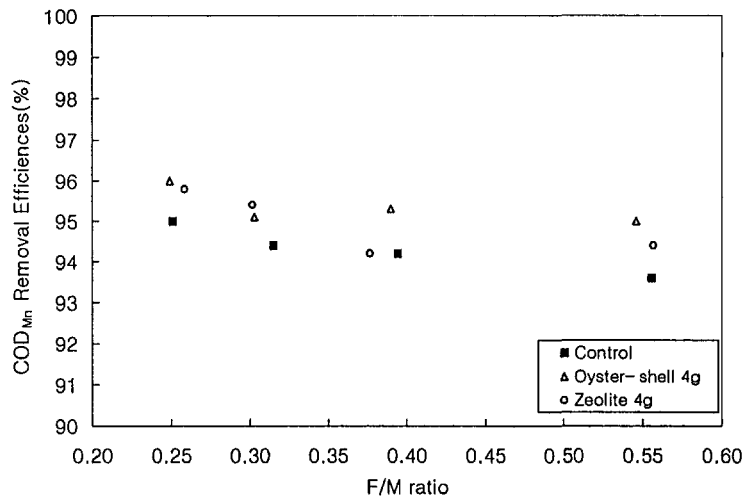


Fig. 9. COD removal efficiency vs. F/M ratio.

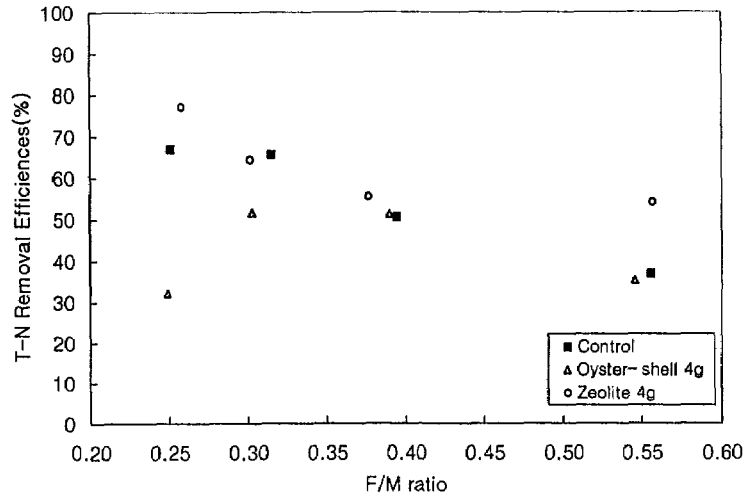


Fig. 10. T-N removal efficiency vs. F/M ratio.

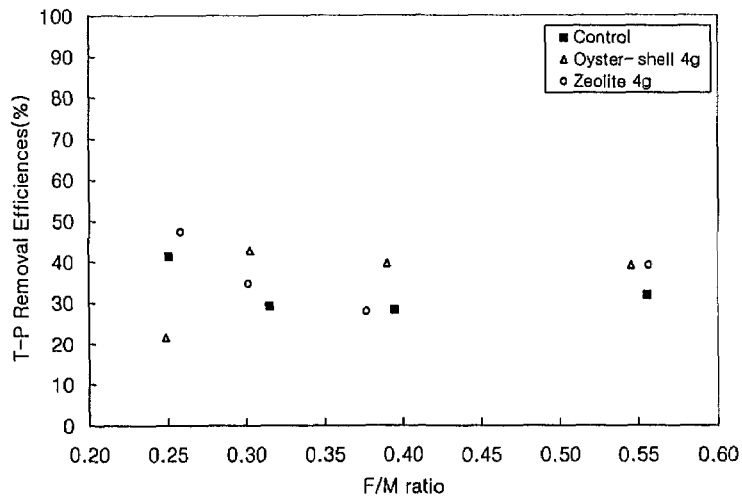


Fig. 11. T-P removal efficiency vs. F/M ratio.

4. 굴패각 및 제올라이트 분말을 투여한 활성슬러지공법의 연속실험

HRT가 24hr일 때 COD의 변화를 보면 굴패각을 투여한 반응조의 처리수가 평균 54.6mg/ℓ로 88.3%정도가 제거되었고 Control조는 평균 64.2mg/ℓ로 86.2%정도 제거되었다. 또한, HRT가 18hr일 때 굴패각 분말을 투여한 반응조의 처리수가 평균 26.8 mg/ℓ, 제올라이트를 투여한 반응조의 처리수가 평균 24.6mg/ℓ, 굴패각과 제올라이트를 투여한 반응조의 평균 처리수가 25mg/ℓ이고 Control조는 25.4mg/ℓ로 조사되었다.

HRT가 12hr일 때를 보면 굴패각을 투여한 반응조의 처리수가 평균 32.9mg/ℓ로 78.8%가 제거되었고, 제올라이트를 투여한 반응조의 처리수가 평균 29.8mg/ℓ로 80.8% 제거되었다. 굴패각과 제올라이트를 투여한 반응조의 평균 처리수가 31.9mg/ℓ이고 Control조는 25.4mg/ℓ로 77.5%제거된 것으로 조사되었다.

그러므로 굴패각과 제올라이트를 투여하였을 때 표준활성슬러지보다 높은 효율을 보이는 것은 침전조에서 침강성이 우수하므로 유출수의 악화를 초래하는 경향이 표준활성슬러지 반응조보다 작기 때문인 것으로 사료된다.

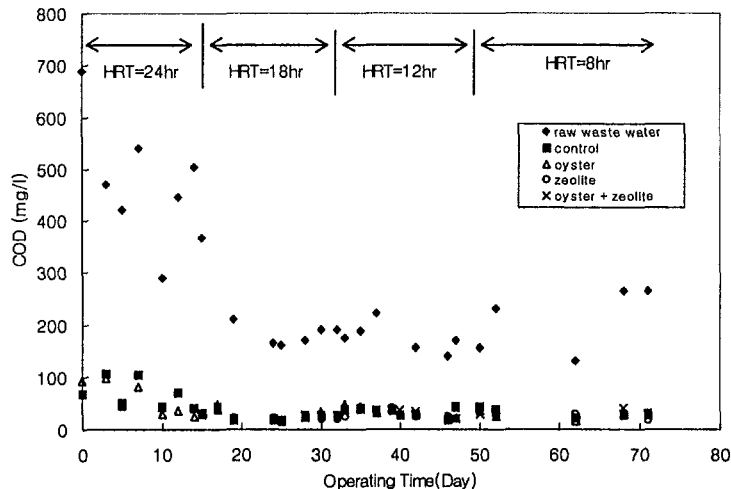


Fig. 12. Variation of COD concentration during operating day.

Table 4. COD concentration in accordance with HRT.

(Unit : mg/ℓ)

HRT (hr)	Control		Oyster		Zeolite		Oyster+zeolite	
	Range	Avg. ()	Range	Avg. ()	Range	Avg. ()	Range	Avg. ()
24	32~106	64.2 (86.2)	25~98	54.6 (88.3)	-	-	-	-
18	16.7~38	255.4 (86)	16.3~48	26.8 (85.2)	19~43	24.6 (86.4)	17.3~44	25 (86.1)
12	21~43	34.9 (79.8)	17~48	32.9 (80.9)	21~41.5	29.8 (82.7)	21~38.7	31.9 (81.5)
8	21.5~38	28.9 (87)	15.5~32	24.6 (88.9)	19~30.5	25.9 (88.4)	18.5~41	28.9 (87)

() : removal efficiency, %

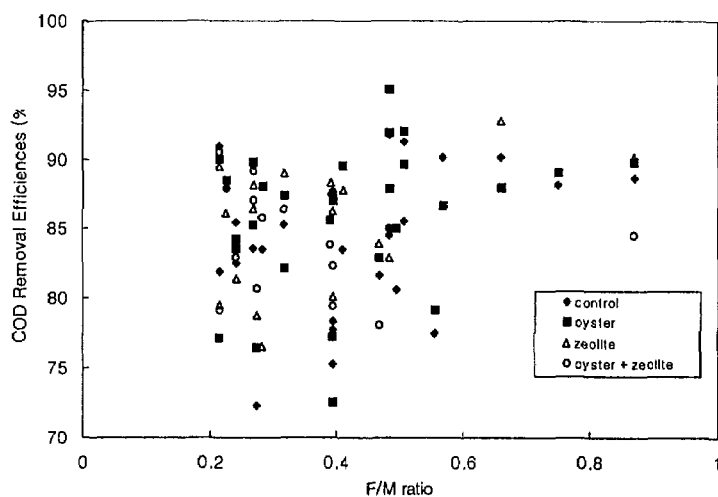


Fig. 13. COD removal efficiency vs. F/M ratio.

HRT가 24hr일 때 BOD의 변화를 보면 굴패각을 투여한 반응조의 처리수가 평균 12.7mg/ℓ로 99.1%정도가 제거되었고 Control조는 평균 19.8mg/ℓ로 98.6%정도 제거되었다.

또한, HRT가 18hr일 때 굴패각을 투여한 반응조의 처리수가 평균 11.6mg/ℓ, 제올라이트를 투여한 반응조의 처리수가 평균 8.5mg/ℓ, 굴패각과 제올라이트를 투여한 반응조의 평균 처리수가 6.4mg/ℓ이고 Control조는 11.4mg/ℓ로 굴패각과 제올라이트를 혼합하여 투여한 반응조가 98.6%로 가장 높은 제거효율을 나타내었다. 반면, HRT가 12 hr일 때는 굴패각을 투여한 반응조의 처리수가 평균 11.2mg/ℓ, 제올라이트를 투여한 반응조의 처리수가 평균 8.4mg/ℓ, 굴패각과 제올라이트를 투여한 반응조의 평균 처리수가 10.4mg/ℓ이고 Control조는 10.7mg/ℓ로 제올라이트만을 투여한 반응조가 평균 98.2%로 가장 높은 제거효율을 나타내었다.

Table 5. BOD concentration in accordance with HRT.

(Unit : mg/ℓ)

HRT (hr)	Control		Oyster		Zeolite		Oyster+zeolite	
	Range	Avg. (%)	Range	Avg. (%)	Range	Avg. (%)	Range	Avg. (%)
24	7.6~41.5	19.8 (98.6)	7~27.9	12.7 (99.1)	-	-	-	-
18	8.6~13.1	11.4 (99.6)	9.1~12.9	11.6 (97.5)	8.1~12.3	8.5 (98.2)	3.8~8.6	6.4 (98.6)
12	6.4~13.7	11 (97.5)	7~14.1	11 (97.3)	2.8~12.5	8 (98.0)	6~13.1	10 (97.6)
8	5~19	12.9 (97.2)	3~12	9.1 (98.0)	7~12	10.6 (97.7)	5~20	12.1 (97.4)

() : removal efficiency, %

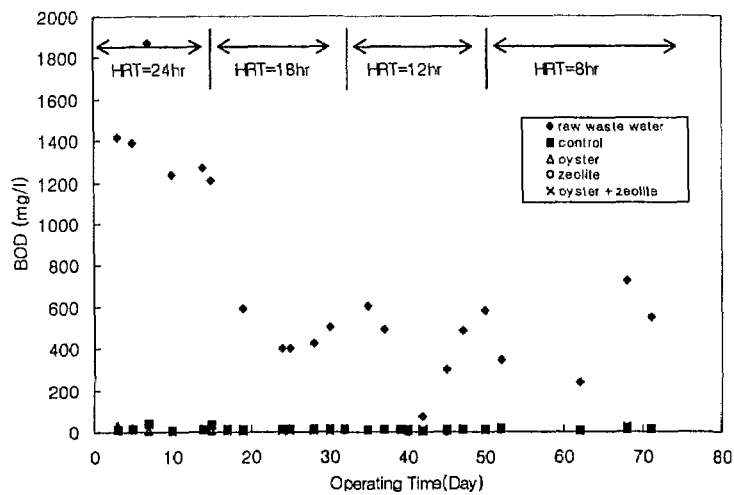


Fig. 14. Variation of BOD concentration during operating day.

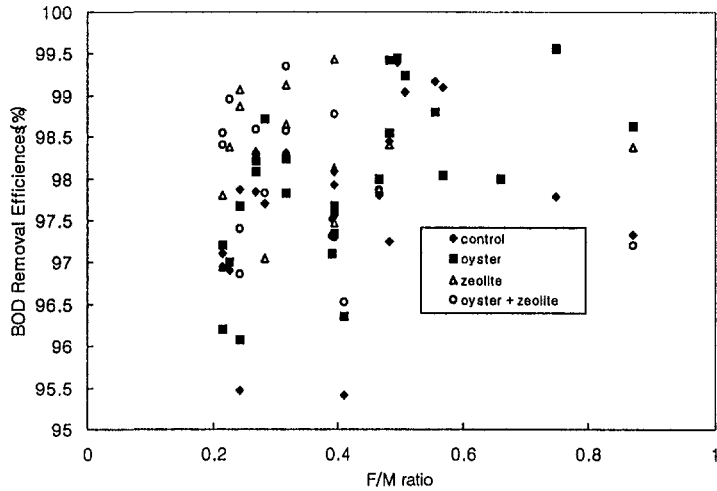


Fig. 15. BOD removal efficiency vs. F/M ratio.

T-N 제거율의 변화를 보면 HRT가 24 hr일 때 굴패각을 투여한 반응조의 처리수가 최소 59mg/l, 최대 124mg/l, 평균 81.1mg/l로 평균 38.7%가 제거되었고 Control 조는 최소 84mg/l, 최대 120mg/l, 평균 96.2mg/l로 평균 27.3%정도 제거되었다.

HRT가 18hr일 때 굴패각을 투여한 반응조의 평균 처리수가 89.1mg/l, 제올라이트를 투여한 반응조의 평균 처리수가 110mg/l, 굴패각과 제올라이트를 투여한 반응조의 평균 처리수가 100mg/l 이고 Control조는 103mg/l로 굴패각을 투여한 반응조가 35.3%의 제거효율로 가장 높게 나타났고 제올라이트를 투여한 반응조가 제거효율이 20%로 가장 낮게 나타났다. 그러나 HRT 12hr에서는 굴패각과 제올라이트를 투여한 반응조의 처리수가 평균 61.1mg/l로 36.7%로 제거효율이 가장 높았고 다음으로 제올라이트를 투여한 반응조가 평균 68.2mg/l, 29.3%의 제거효율이 높게 나타났다.

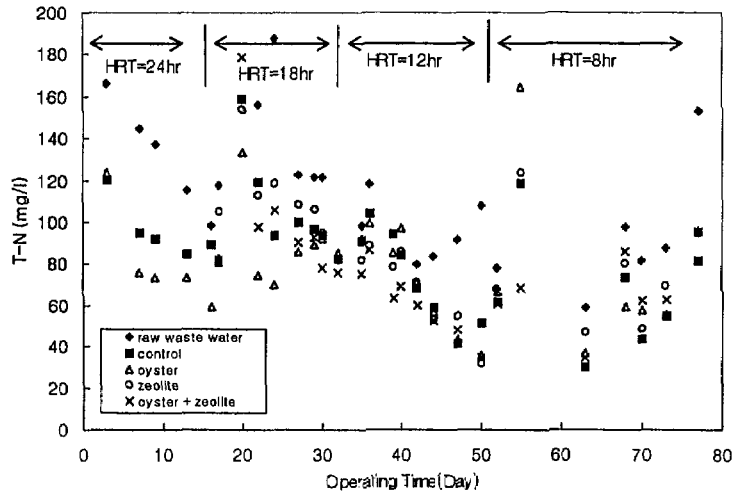


Fig. 16. Variation of T-N concentration during operating day.

Table 6. T-N concentration in accordance with HRT.

(Unit : mg/ ℓ)

HRT (hr)	Control		Oyster		Zeolite		Oyster+zeolite	
	Range	Avg. ()	Range	Avg. ()	Range	Avg. ()	Range	Avg. ()
24	84.5~120.1	96.2 (27.3)	59.3~124	81.1 (38.7)				
18	80.9~158.9	103.2 (25.1)	70.1~133.2	89.1 (35.3)	82.1~153.7	110.2 (20.0)	75.5~178.7	100.1 (27.4)
12	41.3~103.8	74.1 (23.2)	35.4~99.3	72.6 (24.8)	31.9~88.5	68.2 (29.3)	34.7~86.5	61.1 (36.7)
8	29.7~118.5	70.7 (29.8)	36.6~164.7	81.8 (30.6)	47.1~123.8	79.7 (16.6)	34.7~68.5	62.4 (22.6)

() : removal efficiency, %

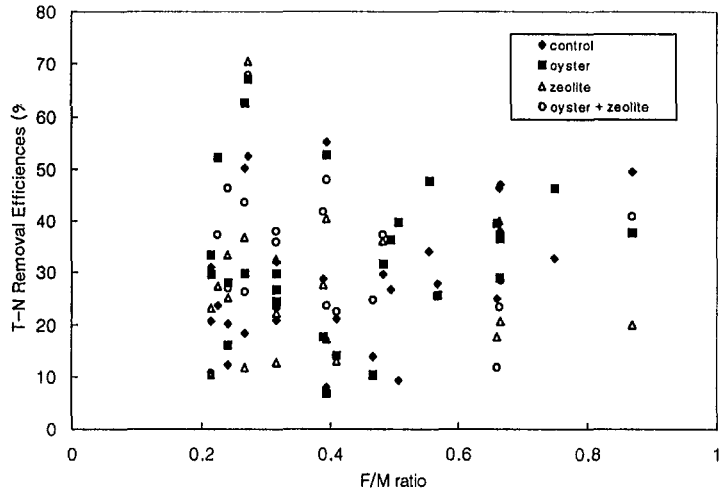


Fig. 17. T-N removal efficiency vs. F/M ratio.

HRT가 24hr일 때 굴패각을 투여한 반응조 처리수의 T-P는 15~56.2mg/ℓ, 18.5 mg/ℓ로 평균 35.2%정도가 제거되었고 Control조는 18~58.4mg/ℓ, 평균 23.1mg/ℓ로 평균 18.9%정도 제거되었다.

HRT가 18hr일 때 굴패각을 투여한 반응조의 평균 처리수가 19.9mg/ℓ, 제올라이트를 투여한 반응조의 평균 처리수가 20.4mg/ℓ, 굴패각과 제올라이트를 투여한 반응조의 평균 처리수가 19.4mg/ℓ이고 Control조는 20.5mg/ℓ로 나타났다. HRT가 12hr일 때도 각각 13.8mg/ℓ, 14.2mg/ℓ, 13.9mg/ℓ, 14.6mg/ℓ로 굴패각을 투여한 반응조의 처리수가 22.8% 제거되었고 Control조는 18.6% 제거되었다.

Table 7. T-P concentration in accordance with HRT.

(Unit : mg/ℓ)

HRT (hr)	Control		Oyster		Zeolite		Oyster+zeolite	
	Range	Avg.	Range	Avg.	Range	Avg.	Range	Avg.
24	18.3~29.0	23.1 (18.9)	15.0~20.6	18.5 (35.2)	-	-	-	-
18	16.1~34.4	20.5 (13.9)	15.9~36.1	19.9 (16.3)	16.1~37.5	20.4 (14.2)	14.0~36.5	19.4 (18.5)
12	10.6~17.2	14.6 (18.6)	9.2~17	13.8 (22.8)	14.4~16.9	14.2 (21.0)	10.3~16.8	13.9 (22.7)
8	9.1~16.1	11.8 (27.1)	8.6~13.5	10.6 (34.9)	7.5~14.7	11.2 (31.2)	7.5~10.7	9.4 (42.0)

() : removal efficiency, %

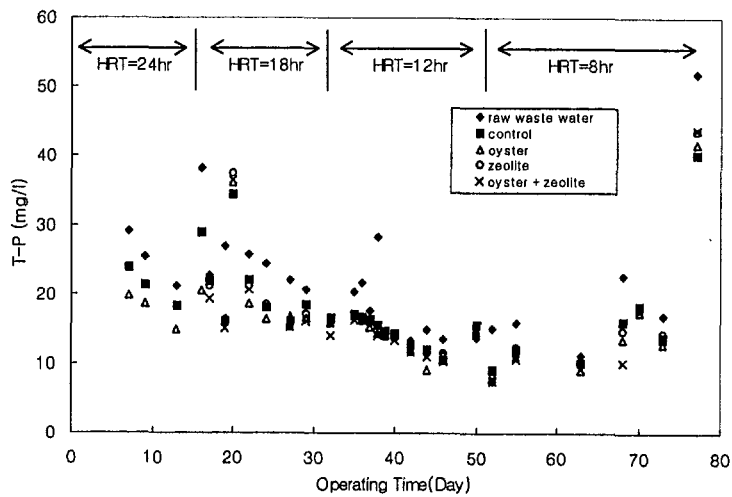


Fig. 18. Variation of T-P concentration during operating day.

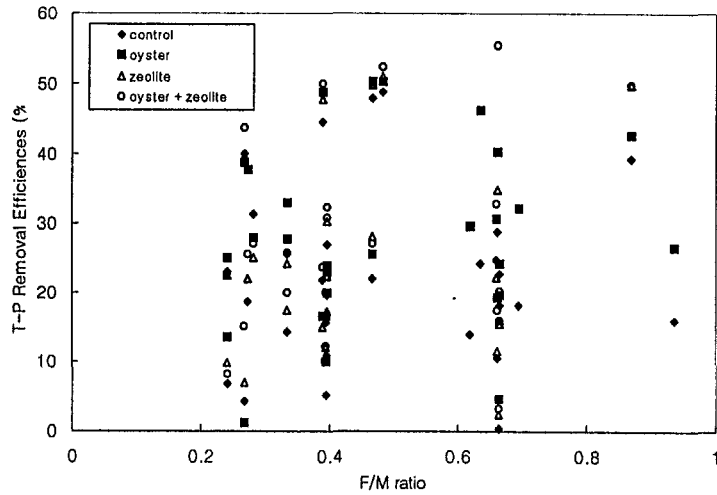


Fig.19. T-P removal efficiency vs. F/M ratio.

Fig. 20과 Fig. 21은 굴패각을 투여한 반응조, 제올라이트를 투여한 반응조, 굴패각과 제올라이트를 투여한 반응조와 표준 활성슬러지 반응조의 슬러지의 침강성을 HRT가 12시간일 때와 18시간일 때 분석한 결과로 굴패각을 투여한 경우가 그림과 같이 슬러지 침강성이 가장 우수하였다. 따라서 표준활성슬러지에 굴패각이나 제올라이트를 투여하면 초기에 침강속도가 빨라서 표준활성슬러지법보다 침전시간을 줄일 수 있으므로 즉 침전조의 용량을 줄일 수 있을 것으로 사료된다.

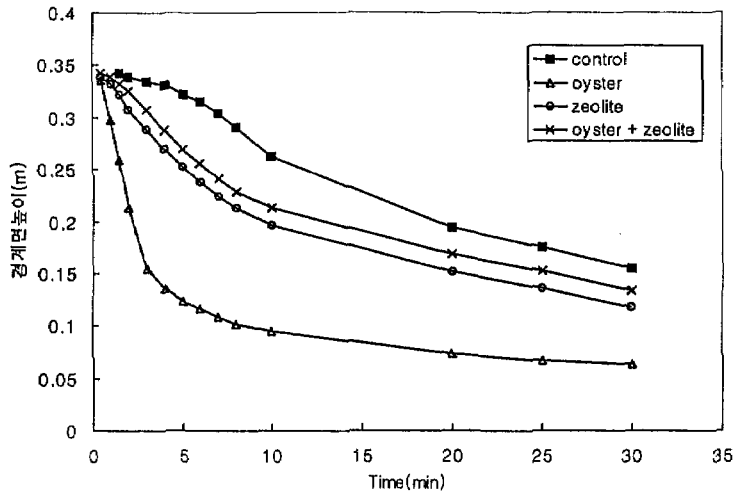


Fig. 20. Sedimentary line at HRT 12hr.

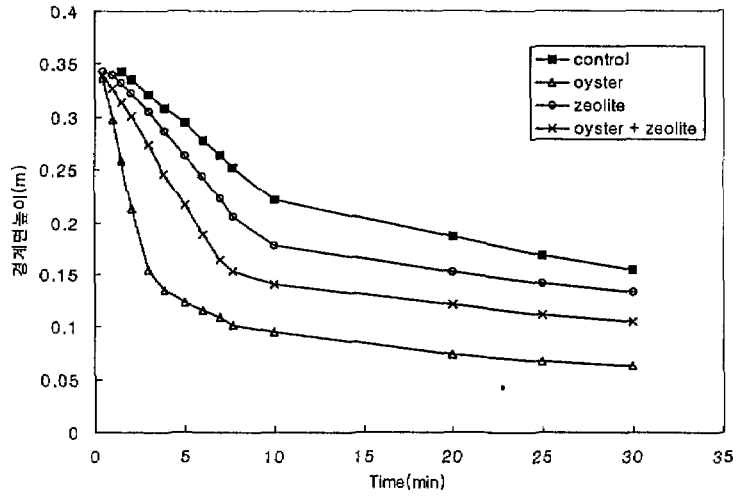


Fig. 21. Sedimentary line at HRT 18hr.

5. 슬러지의 탈수성 실험

본 연구에서 수행중인 슬러지의 탈수성 실험을 위하여 Buchner Funnel Test와 CST(Capillary Suction Time)측정장치를 사용하여 수행하였다. 굴폐각분말을 투여한 활성슬러지법과 표준활성슬러지의 현재 수행된 슬러지탈수성 실험결과는 Fig. 22와 Fig. 23에 나타나는 것과 같다. 굴폐각을 투여한 경우와 활성슬러지법에서 발생한 슬러지의 비저항은 각각 $3.91 \times 10^{11} \text{m/kg}$, $2.65 \times 10^{12} \text{m/kg}$ 로 조사되었다. 그러므로 굴폐각을 투여한 경우 비저항이 낮아 슬러지의 탈수성이 양호하였다.

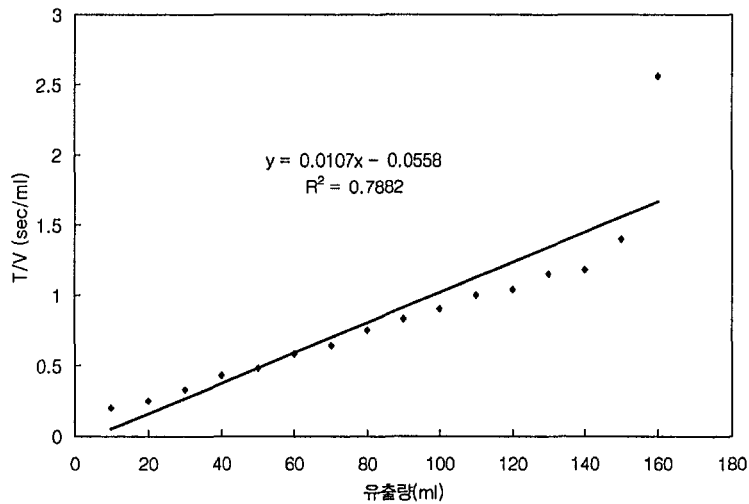


Fig. 22. CST at activated sludge including oyster shell powder.

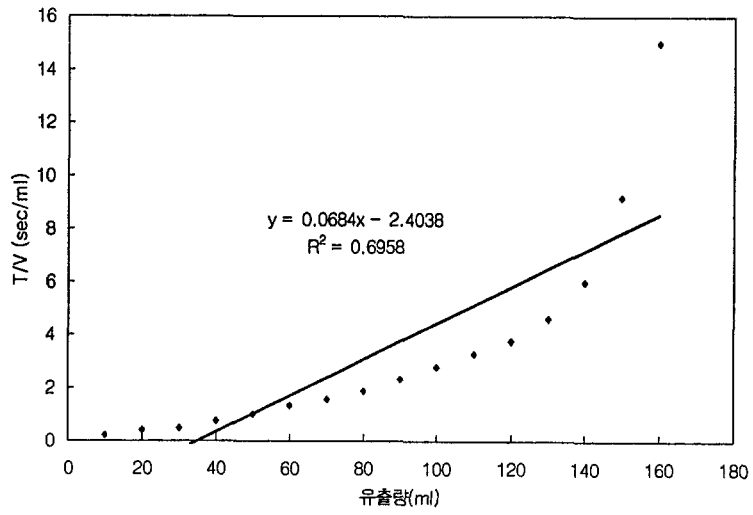


Fig. 23. CST at activated sludge.

제 4 절 요약

수산물가공폐수, 굴폐각과 제올라이트의 특성을 조사하고 수산물가공폐수를 처리하기 위한 기초 실험결과를 요약하면 다음과 같다.

1. 수산물 가공폐수의 조성은 원료물질에 따라 차이가 많았으며 일반적으로 COD_{Mn} 520~1,360mg/ℓ, BOD 1,150~3,600mg/ℓ, T-N 275~810mg/ℓ, T-P 77~238 mg/ℓ, n-Hexane 470~1,180mg/ℓ의 비교적 고농도의 유기물을 함유한 폐수로 조사되었다. 또한 3,000~7,000mg/ℓ의 NaCl을 함유하고 있다.
2. 굴폐각의 입경이 53~100 μ m인 입자를 사용하여 인의 등온흡착실험을 하여 Freundlich 등온흡착식에 적용한 결과 $X/M = 0.004413 \cdot C^{12.438}$ 와 같이 조사되었다.
3. 제올라이트 입경이 45 μ m이하인 제품을 사용하여 하수에 암모니아성 질소의 등온흡착실험을 하여 Freundlich 등온흡착식에 적용한 결과 $X/M = 0.1033 \cdot C^{1.3678}$ 와 같이 조사되었다.
4. 회분식 실험을 한 결과 굴폐각을 투여한 반응조가 SVI에서 낮아서 침강성이 우수한 것으로 나타났고 BOD의 제거효율도 표준활성슬러지 반응조보다 안정적으로 조사되었다. T-N의 제거는 제올라이트를 투여한 반응조가 우수하였고, T-P의 제거는 굴폐각을 투여한 반응조가 우수한 것으로 조사되었다.
5. 연속식 실험에서 COD와 BOD의 제거효율을 보면 평균적으로 제올라이트를 투여한 반응조 > 굴폐각을 투여한 반응조 > 굴폐각+제올라이트를 투여한 반응조 > 표준 활성슬러지 반응조 순서로 나타났다.
6. T-N은 회분식 실험에서와는 다르게 연속식 실험에서 굴폐각을 투여한 반응조가 평균 32.4%의 제거율로 다른 반응조보다 우수하게 나타났고 T-P는 연속식 실험에서 굴폐각+제올라이트를 투여한 반응조가 평균 27.7%의 제거율로 가장 높고 다음으로 굴폐각을 투여한 반응조 순서로 나타났다.
7. 슬러지의 침강성은 연속식 실험에서 회분식실험에서와 같이 굴폐각을 투여한 반응조가 침강속도가 빠른 것으로 조사되었고 굴폐각을 투여한 반응조의 비저항이 낮아 슬러지 탈수성이 우수하였다.

제 5 절 참고문헌

1. 서재수 외 4인, 1995, 수산가공공장 폐액의 등전점 침전처리에 의한 유용성분 재회수 이용, 한국생물공학회, 10(1) : 1~8.
2. 이인선 외 5인, 1992, 기존 폐하수처리장의 영양염류 제거효율 평가, 수질보전학회, 8(1) : 31~38.
3. 백병천, 신항식, 1994, 연속회분식 반응기를 이용한 수산물 가공폐수 처리, 대한 상하수도학회, 8(1).
4. 김영석, 박철취, 박태주, 1985, 수산물 가공폐수의 생물학적 처리, 대한환경공학회지, 7(2) : 1~10.
5. 유성환, 1988, 해산물 가공폐수를 위한 효율적인 생물학적 처리, 관동대학교 논문집.
6. 임재명 외 5인, 1996, 산업폐수처리, 신광문화사.
7. 강지훈, 김진혁, 이희철, 1996, 굴 폐각으로부터 고급 침강성 탄산칼슘의 제조 공정 개발에 관한 연구, 한국폐기물학회지, 13(2) : 320~327.
8. Mendes, R., Lema, J. M., Soto, M., 1995, Treatment of Seafood Processing Wastewaters in Mesophilic and Thermophilic Anaerobic Filters, Water Environment Research, 67(1) : 33~45.
9. Yoshito Nawa et al., 1997, Simultaneous Removal of Nitrogen and Phosphorus in Intermittently Aerated 2 Tank Activated Sludge Process -An Application Marine Products Processing Wastewater, 第31會日本水環境學會年會講演集, 北海道大學.

10. 강지운, 김진혁, 이희철, 1996, 굴 폐각으로부터 고급 침강성 탄산칼슘의 제조 공정 개발에 관한 연구, 한국폐기물학회, 13(2) : 320~327.
11. 김문평, 한종대, 1997, "굴껍질을 복토재로 활용하기 위한 중금속과 유기물의 흡착능에 관한 연구", 대한환경공학회지, 19(1) : 97~110.
12. 황선치, 우용태, 이무강, 1994, Oyster shell에 의한 중금속 흡착제거 특성에 관한 연구, 경성대학 환경연보, 4(1) : 71-80.
13. 권오상, 1984, 굴껍질을 이용한 생물학적 유동층 반응기에 대한 연구, 인하대학교 석사학위논문.
14. 赤松 勳, 1992, 再生紙工場排水の處理技術 に關する研究, 四國工業技術試驗所.
15. 朝日向豊邦, 1981, カキ殻を投與した浸漬る床法での水處理研究, 日本下水道學會誌, 18(210) : 36~47.
16. Nishmura, H. et al., 1997, Characteristics of Water Purification by Biofilm Process Using Non-Reused Materials, 6th IAWQ Asia Pacific Regional Conference, Seoul, 462~469.
17. 김양, 김덕수, 장세복, 박상윤, 1996, 포항산 천연 제올라이트와 합성 제올라이트에 의한 금속 이온의 제거, 대한환경공학회지, 18(5) : 587~602.
18. 삼성건설기술연구소, 1995, Zeolite를 이용한 질소 인 동시제거 공정 개발, 환경부.
19. 조규갑, 박종문, 1997, 제올라이트를 이용한 용수 중의 암모니아성 질소 제거, 한국생물공학회 춘계학술발표회.
20. 정윤철, 1996, 침출수의 암모니아 질소 및 유기물 제거 연구, 인제대학교 부설 환경연구소 제5회 심포지움 발표논문집.

21. 서영진, 박종문, 1992, Zeolite에 고정화된 *Pseudomonas* sp. 에 의한 폐수의 시안 화합물처리, 대한환경공학회 1992년 추계학술발표회 논문초록집.
22. 김정목, 조무환, 1993, Polyester 감량폐수의 처리를 위한 새로운 고정화 미생물공정의 개발, 대한환경공학회, 15(6) : 743~753.
23. 김정목, 1992, 염색가공 폐수 중 난분해성 성분의 제거를 위한 새로운 고정화 미생물 공정의 개발, 영남대학교 박사학위논문.
24. Dewalle, F. B. & Chain, E. S. K., 1977, Biological Regeneration of Powered Activated Carbon Added to Activated Sludge Units, Water Research, 11 : 439~446.
25. Semmens, M. J. & Porter, P. S., 1979, Ammonium Removal by Ion Exchange: Using Biologically Restered Regenerant, Journal WPCF, 51(12) : 2928-2940.
26. Sims, R. C. et al., 1973, Applications of clinoptilolite on biological nitrification systems, 46th Annual Water Pollut. Control Fed. Conf., Cleveland, Ohio.
27. Preston, K. T., 1992, Coimmobilization of Nitrifying Bacteria and Clinoptilolite, Ph. D. dissertaion, Purdue University.

제 3 장 현장 수산가공 폐수의 질소, 인 동시처리를 위한 굴패각 및 제올라이트 이용 기술 개발

제 1 절 서 설

연안해역 수질의 부영양화로 인한 적조발생 등 해양오염의 주요 원인인 수산가공 폐수 및 슬러지의 효율적 처리 및 재활용기술개발에 관하여는 본 과제의 시작당시와 비교해서 큰 변화가 없었으나 수산가공폐수는 폐수배출허용기준의 강화로 수산가공업계의 큰 부담이 아닐 수 없게 되었다.

생물학적 폐수처리에 굴패각을 이용한 사례를 살펴보면 다음과 같다. 국내의 연구사례로는 굴껍질 미디어를 이용한 유동층 반응기를 사용하여 폐수처리에 대한 연구를 수행하여 반응기의 유체역학적 특성 및 생물학적 처리효율 등을 보고하였다. 실제하수와 합성폐수 처리에 굴패각을 활성슬러지 폭기조에 침적한 처리법과 표준활성오니법을 비교 분석한 연구도 발표되었다. 연구결과에 의하면 굴패각을 이용한 폐수처리방법이 우수한 폐수 처리효율을 보이며 특히 부영양화의 원인물질인 질소 및 인의 처리에 우수함을 보였다.

상수원수에 포함된 암모니아의 제거를 위해 제올라이트를 이용한 연구와 침출수의 암모니아 제거에 이용한 연구가 있다. 또한 제올라이트를 생물막담체로 사용하여 시안화합물을 함유한 폐수처리와 PVA 분해균주에 의한 염색폐수 처리 등이 보고되고 있으며 연구결과에 의하면 제올라이트가 생물막담체로 우수하다고 보고하고 있다. 질소 및 인의 동시제거 공정개발을 위하여 제올라이트를 사용한 연구도 있다. 제올라이트의 양이온교환특성을 이용하여 폐수중의 암모니아를 제거하고 제올라이트의 재생을 위하여 질산화 미생물을 이용하여 생물학적 재생을 시도하였다. 최근 상수원수의 암모니아 제거를 위하여 제올라이트를 사용한 공기부상식 고정탑 반응기를 운전한 연구도 보고되고 있다.

일본의 굴폐각을 폐수처리에 이용한 연구를 살펴보면 펄프제조공장에서 발생하는 폐수를 처리하기 위해 활성오니를 굴껍질에 부착 고정화한 활성오니법과 표준활성 오니법에 의한 처리를 비교한 결과 굴껍질을 이용한 방법이 우수한 효과를 나타내는 것으로 보고하고 있다. 또한 굴껍질을 투여한 침적여상을 이용하여 폐수 처리한 연구사례도 보고되고 있다. 최근 생물학적처리의 담체로 사용하기 위하여 굴폐각을 세라믹으로 만들어 비교적 저 농도의 폐수(BOD 20~60mg/ℓ)처리에 다른 세라믹담체와 비교하여 연구한 사례도 보고되었다.

제올라이트의 이온교환능을 이용하여 폐수 중 암모니아를 제거한 연구사례가 다수 발표되었다. 또한 제올라이트의 이온교환능과 생물학적재생에 대한 연구사례도 발표되었다. 분말제올라이트를 활성슬러지 폭기조에 주입하여 질산화를 촉진하고자 한 연구와 폭기조 유입전 전처리로써 제올라이트 반응조를 사용하여 암모니아를 제거하고 제올라이트의 재생공정에 질산화 미생물을 이용하여 생물학적 재생을 시도하였다. 제올라이트를 질산화 미생물의 담체로 이용하였다. 제올라이트와 질산화 미생물을 고정화하여 폐수내의 암모니아제거에 응용한 사례도 보고되었다. 따라서 제올라이트를 이용한 암모니아의 제거는 효율성과 적용성이 넓음을 알 수 있다. 그러나 외국에서 개발된 방법을 국내의 폐수처리에 적용하기 위해서는 적용성 실험 및 국내의 여건에 적합하도록 하기 위한 노력과 경험 이 축적되어야 할 것으로 사료된다.

제 2 절 연구수행 내용

1. 공시재료

유입폐수는 실제 수산물 가공폐수를 사용하였으며 유입 원수의 조성은 변화가 심하였고 원수의 수질은 Table 1과 같다. 유입원수의 변화가 심하여 폐수의 BOD를 기준으로 하여 F/M비는 0.3 ~ 0.9kg BOD₅ / kg MLVSS · d 범위에서 운전되었으며 평균 0.55 kg BOD₅/kg MLVSS · d에서 운전되었다.

Table 1. Characteristics of seafood processing wastewater used.

(Unit : mg/ ℓ)

	SS	BOD	SBOD	COD	SCOD	T-N	NH ₃ -N	T-P
Max.	2230	1872	583	640	311	137.3	81.9	37.81
Min.	27	261	30	70	35	21.8	6.2	3.05
Avg.	482	766	296	326	112	61.5	33.1	14.61

2. 실험 방법 및 운전조건

유입원수와 슬러지 반송에 사용한 펌프는 정량 Pump(peristaltic pump, Masterflex)를 이용하였고, 반응조 내의 온도는 자동온도 조절기를 이용하여 20℃로 유지하도록 하였다. 폭기조 내의 용존산소 농도는 3~5mg/ ℓ에서 유지되도록 공기유량을 조절하였다. 각 반응조에 비폭기 시 슬러지의 원활한 교반을 위해서 수중 펌프를 설치하여 교반하였다.

실험에 사용한 장치는 폭기조의 크기가 가로 280mm, 세로 220mm, 높이 530mm로 실용적이 10 ℓ 이고 침전조의 크기는 용적 6 ℓ이며 Fig. 1과 같다. 총 4개조의 동일

한 반응조를 동시에 운전하였다. 제 1 반응조는 표준 활성슬러지 반응조(Control 조)로 운전하였으며, 제 2 반응조는 반응조에 매일 굴패각 분말 10 g을 투입하여 운전하였고, 제 3 반응조는 제올라이트 10 g을, 제 4 반응조는 굴패각 분말 5 g과 제올라이트 분말 5 g을 동시에 투입하여 각 반응기의 오염물질 제거 효율을 조사하였다.

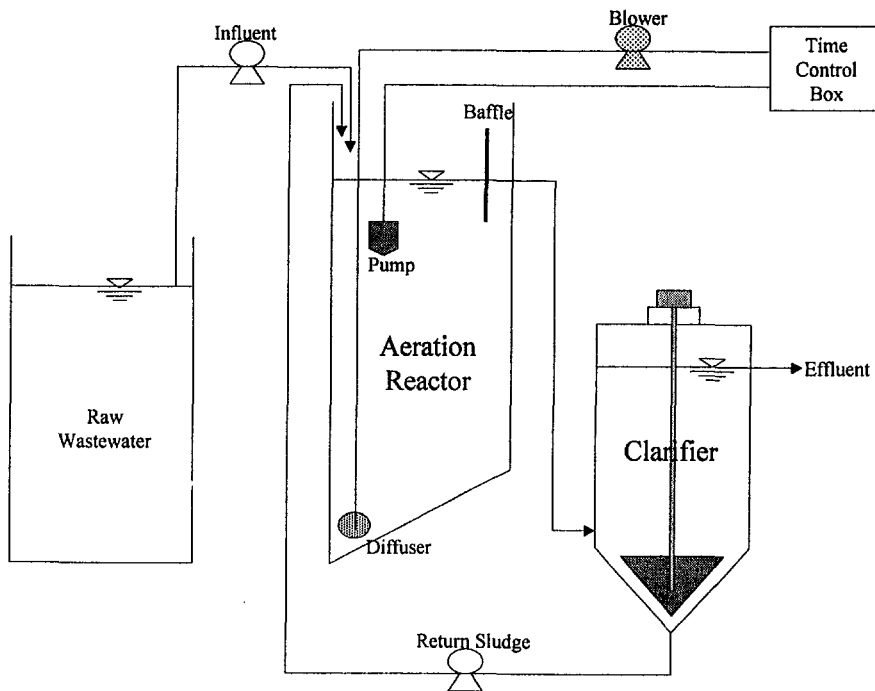


Fig. 1. Schematic diagram of the experimental apparatus.

반응조의 운전조건은 HRT(Hydraulic Residence Time)은 12hr로 고정하여 SRT(Sludge Retention Time)를 5일, 10일, 15일로 조절하고 폭기/비폭기 주기를 60분 폭기/60분 비폭기, 120분 폭기/60분 비폭기, 120분 폭기/120분 비폭기로 조절하여 Table 2와 같이 수행하였다. 슬러지 반송율은 유입폐수의 100%로 조절하였다.

각 조건마다 수행한 운전일수는 RUN 1에서 약 40여 일을 진행하였고, RUN 2에서 약 40일을 진행하였다. RUN 3에서는 44일을 운전하였고, RUN 4에서는 36일을 운전하였고, RUN 5에서는 25일을 진행하였다. 그리고 현재 수행 중에 있는 RUN 6은 45일간 운전하였고 RUN 7에서는 40일을 진행하였다.

Table 2. Operating conditions of wastewater treatment system.

HRT	SRT	Aeration/non-aeration	
12hr	5day	60min/60min	RUN 1
		120min/60min	RUN 2
		120min/120min	RUN 3
	10day	60min/60min	RUN 4
		120min/60min	RUN 5
	15day	60min/60min	RUN 6
		120min/120min	RUN 7

분석항목은 SS, COD, SCOD, BOD, SBOD, T-N, NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N, T-P, PO₄-P, MLSS, MLVSS 등을 측정하였다. 그리고 각 운전조건마다 반응조내부의 질소와 인의 변화를 실험하였고, ORP를 측정하였다.

제 3 절 연구수행 결과 및 고찰

1. 연속폭기에서 SRT변화에 따른 유출수 농도와 제거효율

1차 년도에 수행한 연속폭기의 오염물질의 제거자료를 Table 3에 나타내었다. BOD와 COD의 제거효율을 보면 SRT가 5일에서 20일로 길어질수록 제거효율이 증가하고 유출수농도가 낮아지는 경향이 나타났다. 총질소의 농도와 제거효율을 보면 본 실험에서는 SRT 5일일 때 총질소 제거효율이 가장 높은 것으로 나타났다. 이 결과는 일반적으로 SRT가 길어질수록 총질소의 제거효율이 높아지지만 본 실험과 상이한 결과를 나타내고 있다. 그러나 SRT 5일의 자료를 제외하면 SRT가 길어질수록 농도는 낮아지고 제거효율은 높아지는 경향을 보이고 있다. 총인의 제거효율도 SRT가 5일의 경우가 가장 높고 다음으로 SRT 20일, SRT 10일 순서로 나타났다. 총인의 제거효율도 총질소와 비슷한 경향을 나타내고 있다.

Table 3. BOD, COD, T-N and T-P concentration, and removal efficiency in accordance with SRT from continuously aerated activated sludge system.

SRT (day)	Control		Oyster		Zeolite		Oyster + Zeolite		
	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	
BOD	20	31.8	94.7	9.6	98.4	8.3	98.6	11.4	98.1
	10	10.5	97.5	11.0	97.4	8.4	98.0	10.2	97.6
	5	48.3	88.4	20.3	95.1	32.7	92.5	32.7	92.2
COD	20	40.1	81.0	22.1	89.5	24.7	88.3	27.1	87.1
	10	34.2	80.4	32.0	81.6	28.9	83.4	91.3	82.1
	5	92.6	77.4	52.6	87.2	56.0	86.3	40.3	90.2
T-N	20	67.7	45.3	79.5	35.8	68.9	44.3	63.0	49.1
	10	80.4	16.7	74.0	23.3	69.8	27.7	62.7	35.0
	5	112.5	18.0	64.8	52.8	73.9	46.2	61.2	55.4
T-P	20	14.8	19.0	11.5	37.3	11.2	39.0	11.4	37.6
	10	14.8	17.5	14.0	21.8	14.3	20.0	13.9	22.6
	5	15.8	33.8	9.4	60.6	9.1	61.9	10.0	58.3

2. 간헐폭기에서 유출수의 농도와 제거효율

가. BOD

HRT 12시간, SRT 5일을 기준으로 하여 실험한 결과 각 반응조를 세부적으로 살펴 보면 Table 4에 나타난 것과 같이 표준 활성슬러지반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 BOD가 6.1~116.3mg/ℓ, 평균 48.3mg/ℓ로 나타나 평균 88.4%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 14~248.7mg/ℓ, 평균 54.6mg/ℓ로 91.8%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 14.8~55.2mg/ℓ, 평균 39.1mg/ℓ로 95.1%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 7.7~49.1mg/ℓ, 평균 25.5mg/ℓ로 96.3%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 BOD가 평균 10.5mg/ℓ로 나타나 평균 97.5%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 7~68.3mg/ℓ, 평균 26.7mg/ℓ로 95.4%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 4.6~41.6mg/ℓ, 평균 21.3mg/ℓ로 96.8%가 제거되었다. 표준 활성슬러지 반응조에서 SRT5일보다 SRT 10일의 처리효율이 더 큰 것을 볼 수 있었다. SRT 5일의 경우 연속폭기 보다 간헐폭기가 처리효율이 더 높게 나타났고 SRT 10일에서 간헐폭기 보다 연속폭기가 더 높은 제거효율을 나타내는 것으로 조사되었다.

굴폐각 10g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 BOD가 2.1~53.2mg/ℓ, 평균 20.3mg/ℓ로 95.1%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 15.1~131.4mg/ℓ, 평균 51.0mg/ℓ로 91.4%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 10.7~39.7mg/ℓ, 평균 25.7mg/ℓ로 96.8%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 7.8~39.2mg/ℓ, 평균 19.5mg/ℓ로 97%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 BOD가 평균 11.0mg/ℓ로 나타나 평균 97.4%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 3.8~57.1mg/ℓ, 평균 16.6mg/ℓ로 97.7%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 3.5~46.8mg/ℓ, 평균 13.4mg/ℓ로 97.5%가 제거되었다. SRT5일보다 SRT 10일의 처리효율이 더 큰 것을 볼 수 있었다. SRT 5일의 경우 60분

폭기/60분 비폭기의 간헐폭기에서 연속폭기보다 작은 제거효율을 가지나 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기와 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기는 연속폭기보다 높은 제거효율을 가지는 것으로 조사되었고 SRT 10일에서는 간헐폭기와 연속폭기가 비슷한 제거효율을 나타내는 것으로 조사되었다.

제올라이트 10g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 BOD가 평균 32.7mg/ℓ로 92.5%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 4.8~117mg/ℓ, 평균 22.03~5mg/ℓ로 96.3%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 4.8~26.1mg/ℓ, 평균 12.2mg/ℓ로 98.5%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 2.5~34mg/ℓ, 평균 14.4mg/ℓ로 97.8%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 BOD가 평균 8.4mg/ℓ로 나타나 평균 98.0%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 1.1~25.5mg/ℓ, 평균 12.5mg/ℓ로 98.2%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 1.7~9.7mg/ℓ, 평균 4.8mg/ℓ로 99.2%가 제거되었다. SRT5일보다 SRT 10일의 처리효율이 더 큰 것을 볼 수 있었고 SRT 5일의 경우 간헐폭기에서 연속폭기보다 더 높은 제거효율을 가지는 것으로 조사되었고 SRT 10일에서는 간헐폭기와 연속폭기가 비슷한 제거효율을 나타내는 것으로 조사되었다.

굴폐각 5g과 제올라이트 5g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 BOD가 평균 32.7mg/ℓ로 92.2%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 9.4~117.8mg/ℓ, 평균 29.6mg/ℓ로 95.3%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 10.3~35.7mg/ℓ, 평균 22.2mg/ℓ로 97.2%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 9.3~39.0mg/ℓ, 평균 21.1mg/ℓ로 96.9%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 BOD가 평균 10.2mg/ℓ로 나타나 평균 97.6%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 3.3~48.4mg/ℓ, 평균 25.6mg/ℓ로 96.3%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 2.9~11.3mg/ℓ, 평균 6.2mg/ℓ로 99.0%가 제거되었다. SRT5일보다 SRT 10일의 처리효율이 더 큰 것을 볼 수 있었고 SRT 5일의 경우 간헐폭기에서 연속폭기보다 더 높은 제거효율을 가지는 것으로 조사되었고 SRT 10일에

서는 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기가 연속폭기보다 높은 제거효율을 가지나 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기에서는 연속폭기보다 낮은 제거효율을 나타내었다.

BOD의 제거효율이 각 반응조 마다 미생물체류시간이 긴 SRT 10일이 SRT 5일보다 높은 처리효율을 나타내는 것을 볼 수 있었고 SRT 5일에서는 연속폭기했을 때보다 간헐폭기할 때가 조금씩 더 높고 SRT 10일에서는 비슷한 것으로 나타났다. 또한 표준 활성슬러지 반응조 보다 굴패각과 제올라이트를 부여한 반응조가 제거효율이 높은 것으로 나타났다.

Table 4. BOD concentration and average removal efficiency.

SRT (day)	Aeration /nonaeration (min/min)	Control		Oyster		Zeolite		Oyster + zeolite	
		Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)
5	Continuously aeration	48.3	88.4	20.3	95.1	32.7	92.5	32.7	92.2
	60/60	54.6	91.8	51.0	91.4	22.0	96.3	29.6	95.3
	60/60	39.1	95.1	25.7	96.8	12.2	98.5	22.2	97.2
	120/120	25.5	96.3	19.5	97.0	14.4	97.8	21.1	96.9
10	Continuously aeration	10.5	97.5	11.0	97.4	8.4	98.0	10.2	97.6
	60/60	26.7	95.4	16.6	97.7	12.5	98.2	25.6	96.3
	120/60	21.3	96.8	13.4	97.5	4.8	99.2	6.2	99.0
15	60/60	21.2	97.5	21.7	97.3	13.1	98.5	26.6	96.6
	120/60	26.1	97.4	27.8	97.1	28.6	96.9	31.1	96.7

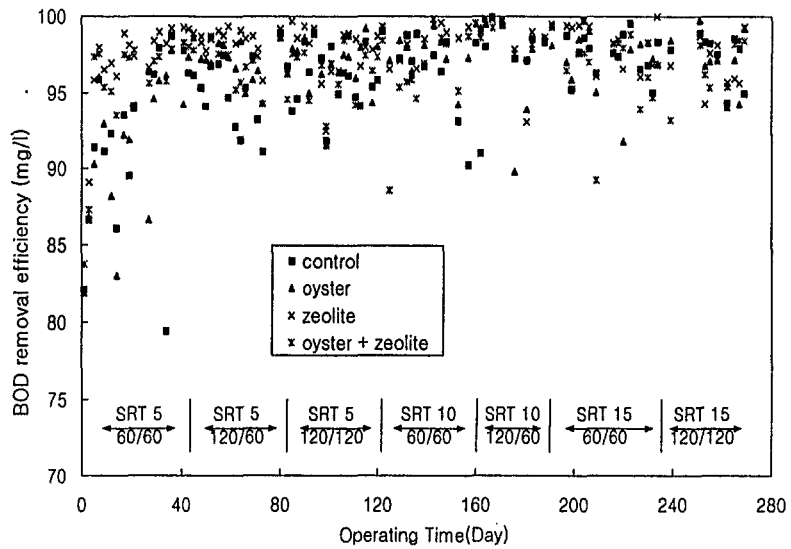


Fig. 2. Variation of BOD removal efficiency during operating day

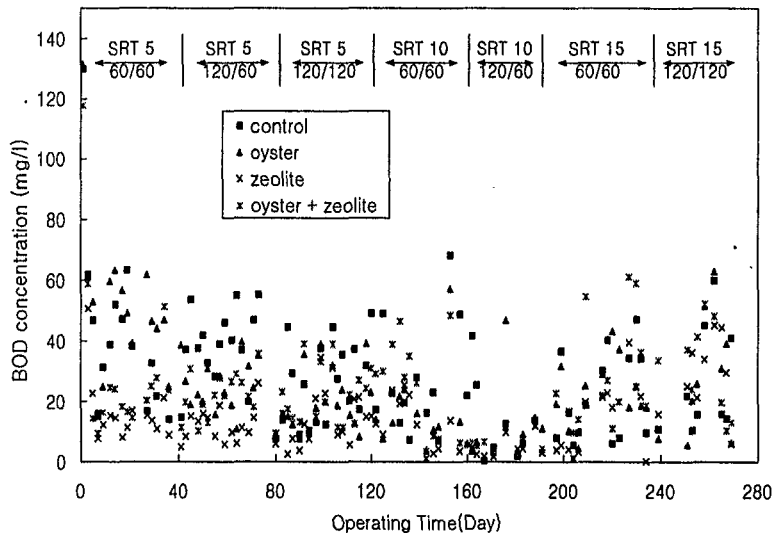


Fig. 3. Variation of BOD concentration during operating day.

나. SBOD

Table 5의 SBOD 자료를 보면 표준 활성슬러지반응조의 경우 SRT 5일에서 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 9.5mg/ℓ로 96.7%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 7.6mg/ℓ로 97.6%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 4.2mg/ℓ로 98.2%가 제거되었다. SRT 10일에서는 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 12.3mg/ℓ로 95.9%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 8.2mg/ℓ로 97.5%가 제거되었다. SRT 5일과 SRT 10일에서 폭기주기가 길어질수록 제거효율이 높게 나타났다.

글패각 10g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 10.2mg/ℓ로 96.5%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 5.3mg/ℓ로 98.4%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 5.5mg/ℓ로 97.4%가 제거되었다. SRT 10일에서 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 8.3mg/ℓ로 97.2%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 4.4mg/ℓ로 98.8%가 제거되었다. 글패각 10g을 투여한 반응조도 표준 활성슬러지 반응조와 같이 폭기주기가 길어질수록 제거효율이 높아지는 것으로 조사되었다.

제올라이트 10g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 4.1mg/ℓ로 98.7%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 2.4mg/ℓ로 99.2%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 3.5mg/ℓ로 98.2%가 제거되었다. SRT 10일에서 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 5.4mg/ℓ로 98.0%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 1.7mg/ℓ로 99.4%가 제거되었다. 제올라이트 투여한 반응조에서는 간헐폭기주기에 큰 영향을 받지 않는 것으로 조사되었다.

글패각 5g과 제올라이트 5g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 60분 폭기/60분

비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 5.8mg/ℓ로 98.0%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 4.0mg/ℓ로 98.6%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 5.5mg/ℓ로 97.5%가 제거되었다. SRT 10일에서 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 10.9mg/ℓ로 96.1%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 2.9mg/ℓ로 99.2%가 제거되었다. 글패각 5g과 제올라이트 5g을 투여한 반응조도 제올라이트 10g을 투여한 반응조와 같이 간헐폭기주기에 큰 영향을 받지 않는 것으로 조사되었다.

제올라이트가 투여된 반응조가 다른 두 반응조보다 SBOD 제거효율이 높게 나타났고, 간헐폭기주기에 큰 영향을 받지 않는 것으로 조사되었다. 표준활성슬러지 반응조와 글패각 10g을 투여한 반응조는 폭기 주기가 길어질수록 제거효율이 높은 것으로 나타났다.

Table 5. SBOD concentration and average removal efficiency.

SRT (day)	Aeration /nonaeration (min/min)	Control		Oyster		Zeolite		Oyster + zeolite	
		Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)
5	60/60	9.5	96.7	10.2	96.5	4.1	98.7	5.8	98.0
	60/60	7.6	97.6	5.3	98.4	2.4	99.2	4.0	98.6
	120/120	4.2	98.2	5.5	97.4	3.5	98.2	5.5	97.5
10	60/60	12.3	95.9	8.3	97.2	5.4	98.0	10.9	96.1
	60/60	8.2	97.5	4.4	98.8	1.7	99.4	2.9	99.2
15	60/60	4.4	99.0	5.6	98.5	5.1	98.6	12.2	95.3
	60/60	6.8	98.7	9.3	98.2	9.5	98.1	9.6	98.2

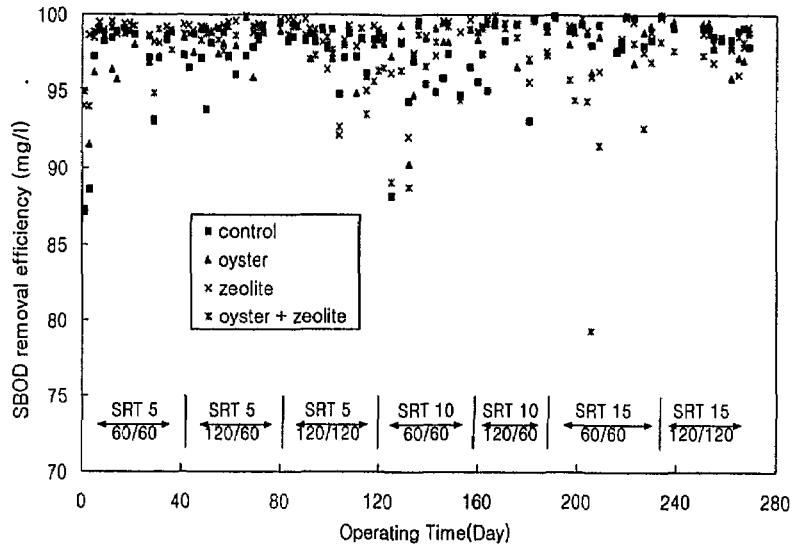


Fig. 4. Variation of SBOD removal efficiency during operating day

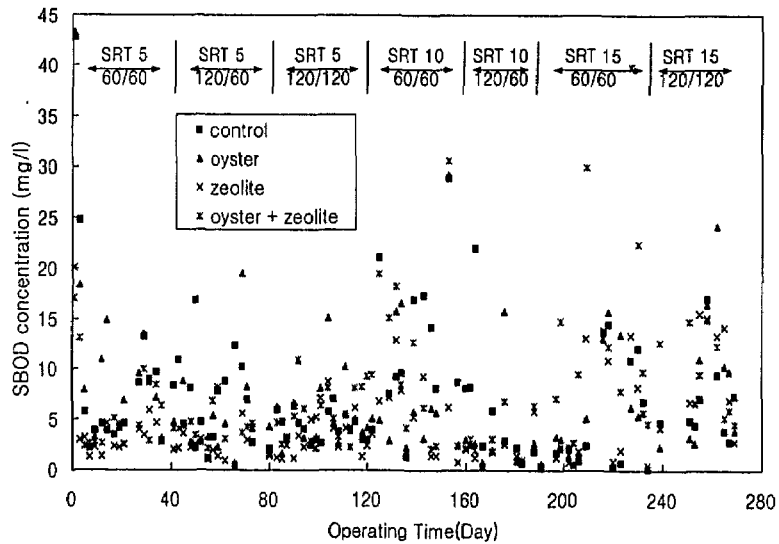


Fig. 5. Variation of SBOD concentration during operating day.

다. COD

Table 6에 나타난 것과 같이 표준 활성슬러지반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 COD가 26~620mg/ℓ, 평균 92.5mg/ℓ로 77.4%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 13.4~266.7mg/ℓ, 평균 40.6mg/ℓ로 83.6%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 11.0~51.0mg/ℓ, 평균 28.9mg/ℓ로 89.6%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 11.0~32.3mg/ℓ, 평균 19.9mg/ℓ로 93.0%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 COD가 평균 34.2mg/ℓ로 나타나 평균 80.4%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 10.5~91.2mg/ℓ, 평균 32.1mg/ℓ로 92.3%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 21.5~32.8mg/ℓ, 평균 27.7mg/ℓ로 85.7%가 제거되었다. 표준 활성슬러지 반응조에서 SRT5일보다 SRT 10일의 처리효율이 더 높은 경향을 나타내었고 연속폭기보다 간헐폭기의 처리효율이 더 높게 나타났다. SRT 5일의 경우 폭기주기가 길수록 처리효율이 높게 나타났으나 SRT 10일에서는 폭기주기가 긴 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기연속폭기가 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기가 더 높은 제거효율을 나타내는 것으로 조사되었다.

글괘각 10g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 COD가 평균 52.6mg/ℓ로 87.2%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 14.2~68.0mg/ℓ, 평균 26.3mg/ℓ로 87.7%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 13.6~26.3mg/ℓ, 평균 20.1mg/ℓ로 92.7%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 10.2~32.0mg/ℓ, 평균 18.4mg/ℓ로 93.9%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 COD가 평균 32.0mg/ℓ로 나타나 평균 81.6%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 7.9~89.3mg/ℓ, 평균 25.3mg/ℓ로 94.1%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 13.7~34.7mg/ℓ, 평균 19.0mg/ℓ로 90.9%가 제거되었다. 연속폭기보다 간헐폭기에서의 COD 제거효율이 높게 나타났다.

제올라이트 10g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 COD가 평균

56.0mg/ℓ로 86.3%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 11.8~57.0mg/ℓ, 평균 19.2mg/ℓ로 91.0%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 9.6~25.7mg/ℓ, 평균 17.2mg/ℓ로 93.8%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 8.2~44.3mg/ℓ, 평균 20.4mg/ℓ로 93.5%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 COD가 평균 28.9mg/ℓ로 나타나 평균 83.4%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 14.0~45.9mg/ℓ, 평균 23.6mg/ℓ로 94.0%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 11.0~20.3mg/ℓ, 평균 14.9mg/ℓ로 91.7%가 제거되었다. 간헐폭기의 COD 제거효율이 연속폭기보다 더 높게 나타나는 것으로 조사되었고 SRT 5일의 경우 폭기주기가 길수록 처리효율이 높게 나타났으나 SRT 10일에서는 폭기주기가 긴 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기연속폭기가 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기가 더 높은 제거효율을 나타내는 것으로 조사되었다.

굴폐각 5g과 제올라이트 5g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 COD가 평균 40.3mg/ℓ로 90.2%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 13.6~59.0mg/ℓ, 평균 20.3mg/ℓ로 90.5%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 11.2~27.0mg/ℓ, 평균 18.8mg/ℓ로 93.3%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 11.2~34.3mg/ℓ, 평균 20.4mg/ℓ로 93.1%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 COD가 평균 91.3mg/ℓ로 나타나 평균 82.1%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 12.8~43.3mg/ℓ, 평균 25.1mg/ℓ로 93.5%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 13.5~21.3mg/ℓ, 평균 16.6mg/ℓ로 91.6%가 제거되었다. SRT 10일보다 SRT 5일의 처리효율이 더 큰 것을 볼 수 있었고 연속폭기보다 간헐폭기가 더 높은 제거효율을 가지는 것으로 조사되었다. SRT 5일의 경우 폭기주기가 길수록 처리효율이 높게 나타났으나 SRT 10일에서는 폭기주기가 긴 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기연속폭기가 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기가 더 높은 제거효율을 나타내는 것으로 조사되었다.

COD의 제거효율이 각 반응조마다 연속폭기보다 간헐폭기에서의 제거효율이 더 높

게 나타났고 제올라이트와 굴패각 분말 등이 투여된 반응조가 표준활성슬러지 반응조보다 높은 제거효율을 가지는 것으로 조사되었다. SRT 5일에서는 폭기 주기가 길어질수록 처리효율이 증가하는 경향을 보이고 있으나 SRT 10일에서는 반대로 폭기 주기가 긴 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기연속폭기가 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기가 더 높은 제거효율을 나타내는 것으로 조사되었다.

Table 6. COD concentration and average removal efficiency.

SRT (day)	Aeration /nonaeration (min/min)	Control		Oyster		Zeolite		Oyster + Zeolite	
		Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)
5	Continuously aeration	92.6	77.4	52.6	87.2	56.0	86.3	40.3	90.2
	60/60	40.6	83.6	26.3	87.7	19.2	91.0	20.3	90.5
	60/60	28.9	89.6	20.1	92.7	17.2	93.8	18.8	93.3
	120/120	19.9	93.0	18.4	93.9	20.4	93.5	20.4	93.1
10	Continuously aeration	34.2	80.4	32.0	81.6	28.9	83.4	91.3	82.1
	60/60	32.1	92.3	25.3	94.1	23.6	94.0	25.1	93.5
	120/60	27.7	85.7	19.0	90.9	14.9	91.7	16.6	91.6
15	60/60	24.6	93.7	19.6	94.4	16.1	95.4	22.1	93.5
	120/120	33.2	89.2	37.3	87.2	38.8	87.5	41.2	87.7

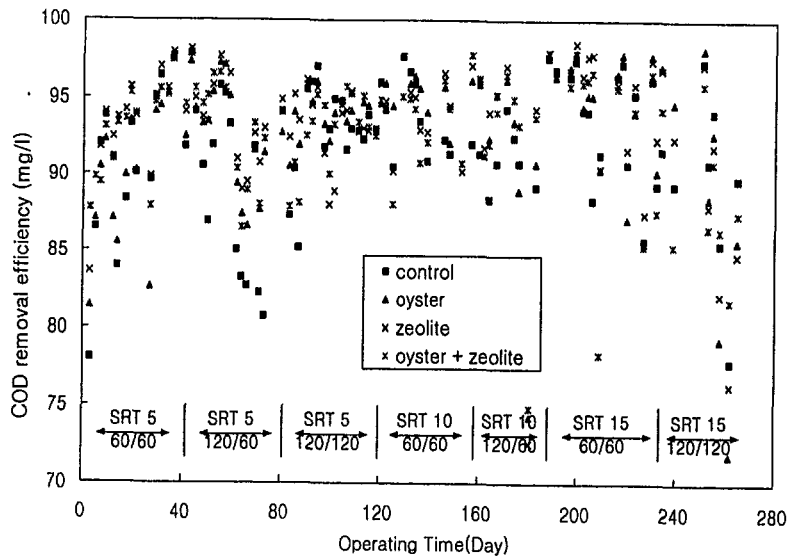


Fig. 6. Variation of COD removal efficiency during operating day

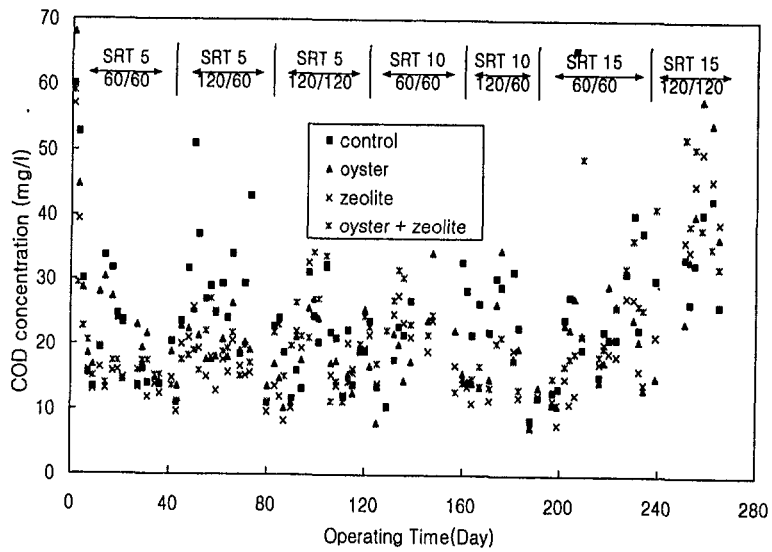


Fig. 7. Variation of COD concentration during operating day.

라. SCOD

SCOD는 Table 7에서와 같이 표준 활성슬러지반응조의 경우 SRT 5일에서 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 11.9mg/ℓ로 89.5%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 12.8mg/ℓ로 87.2%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 11.5mg/ℓ로 86.0%가 제거되었다. SRT 10일에서는 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 17.7mg/ℓ로 86.0%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 22.7mg/ℓ로 79.7%가 제거되었다. SRT가 길어질수록 제거효율이 낮게 나타났고 폭기 주기가 길어질수록 제거효율이 낮게 나타났다.

굴폐각 10g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 12.7mg/ℓ로 88.6%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 13.4mg/ℓ로 86.4%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 11.2mg/ℓ로 86.5%가 제거되었다. SRT 10일에서 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 16.9mg/ℓ로 86.7%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 15.4mg/ℓ로 86.4%가 제거되었다. 굴폐각 10g을 투여한 반응조도 표준 활성슬러지 반응조와 같이 SRT가 길어질수록 SCOD 제거효율이 낮게 나타났고 폭기주기가 길어질수록 SCOD 제거효율이 낮게 나타났다.

제올라이트 10g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 10.6mg/ℓ로 90.7%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 11.3mg/ℓ로 88.6%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 14.1mg/ℓ로 83.4%가 제거되었다. SRT 10일에서 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 15.0mg/ℓ로 86.4%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 12.1mg/ℓ로 88.9%가 제거되었다. SRT 5일에서는 폭기주기가 짧은 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기에서의 SCOD 제거효율이 높게 나타난 반면에 SRT 10일에서는 폭기주기가 긴

120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기에서 SCOD 제거효율이 높게 나타났다.

굴폐각 5g과 제올라이트 5g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 5.8mg/ℓ로 98.0%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 4.0mg/ℓ로 98.6%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 5.5mg/ℓ로 97.5%가 제거되었다. SRT 10일에서 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 10.9mg/ℓ로 96.1%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 평균 2.9mg/ℓ로 99.2%가 제거되었다. 굴폐각 5g과 제올라이트 5g을 투여한 반응조도 제올라이트 10g을 투여한 반응조와 같이 SRT 5일에서는 폭기주기가 짧은 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기에서의 SCOD 제거효율이 높게 나타난 반면에 SRT 10일에서는 폭기주기가 긴 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기에서 SCOD 제거효율이 높게 나타났다.

표준 활성슬러지 반응조와 굴폐각 10g이 투여된 반응조는 SRT 5일과 10일에서 폭기주기가 짧은 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기에서의 SCOD 제거효율이 높게 나타났다. 그러나 굴폐각 5g과 제올라이트 5g을 투여한 반응조와 제올라이트 10g을 투여한 반응조는 SRT 5일에서는 폭기주기가 짧은 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기에서의 SCOD 제거효율이 높게 나타난 반면에 SRT 10일에서는 폭기주기가 긴 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기에서 SCOD 제거효율이 높게 나타났다. SBOD가 폭기주기가 길어질수록 제거효율이 높아지는 반면에 SCOD는 폭기주기가 길어질수록 제거효율이 낮아지는 경향을 나타내고 있다.

Table 7. SCOD concentration and average removal efficiency.

SRT (day)	Aeration /nonaeration (min/min)	Control		Oyster		Zeolite		Oyster + Zeolite	
		Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)
5	60/60	11.9	89.5	12.7	88.6	10.6	90.7	10.8	90.6
	60/60	12.8	87.2	13.4	86.4	11.3	88.6	11.8	88.1
	120/120	11.5	86.0	11.2	86.5	14.1	83.4	11.6	86.0
10	60/60	17.7	86.0	16.9	86.7	15.0	86.4	15.8	85.3
	60/60	22.7	79.7	15.4	86.4	12.1	88.9	12.9	88.5
15	60/60	16.2	86.5	13.8	88.2	13.9	88.4	17.1	85.4
	120/120	22.7	83.4	24.6	81.5	27.6	78.9	31.9	77.7

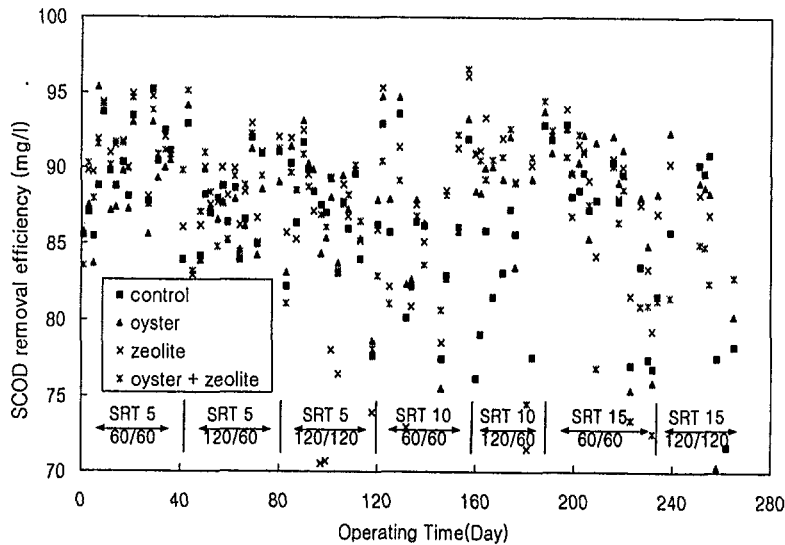


Fig. 8. Variation of SCOD removal efficiency during operating day.

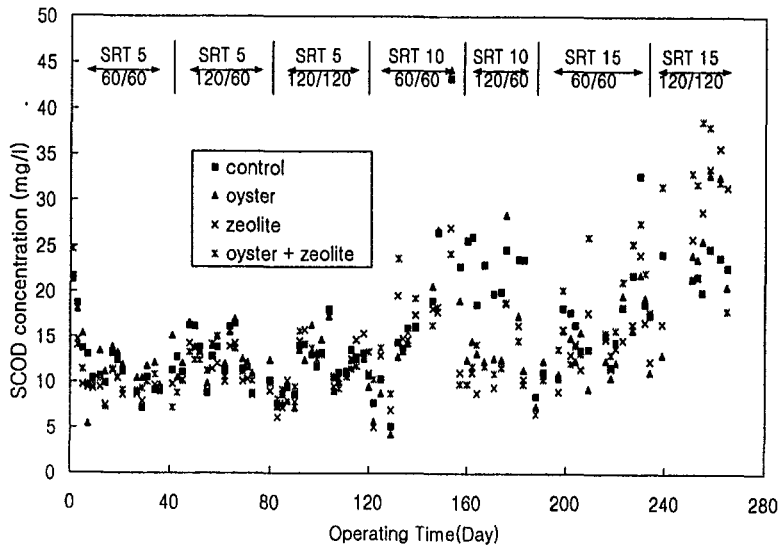


Fig. 9. Variation of SCOD concentration during operating day.

마. 총질소

총질소의 제거효율을 Table 8에 나타내었다. 표준 활성슬러지반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 72~153mg/l, 평균 112.5mg/l로 18%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 11.5~43.0mg/l, 평균 23.2mg/l로 62.4%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 8.7~30.4mg/l, 평균 19.1mg/l로 60.5%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 10.5~28.2mg/l, 평균 16.5mg/l로 74.8%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 평균 80.4mg/l로 나타나 평균 16.7%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 12.1~31.2mg/l, 평균 17.6mg/l로 75.9%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 10~38.6mg/l, 평균 23.1mg/l로 57.2%가 제거되었다. 연속폭기보다 간헐폭기의 처리효율이 더 높게 나타났고 폭기/비폭기 시간을 동일하게 운전하였을 때 총질소 제거효율이 증가하는 경향을

나타내었다. 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기에서 SRT가 증가할수록 총질소의 제거효율이 증가하는 것으로 조사되었다. 그러나 연속폭기에서는 SRT에 따른 차이가 거의 없었다.

글패각 10g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 58.3~71.4mg/ℓ, 평균 64.8mg/ℓ로 52.8%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 6.7~48.5mg/ℓ, 평균 24.3mg/ℓ로 62.3%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 8.4~26.6mg/ℓ, 평균 13.4mg/ℓ로 68.3%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 11.2~22.9mg/ℓ, 평균 15.9mg/ℓ로 75.2%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 평균 74.0mg/ℓ로 나타나 평균 23.3%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 10.3~30.1mg/ℓ, 평균 16.3mg/ℓ로 76.7%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 11.7~28.1mg/ℓ, 평균 18.4mg/ℓ로 57.2%가 제거되었다. 연속폭기보다 간헐폭기에서의 총질소 제거효율이 높게 나타났고 SRT 5일보다 SRT 10일의 간헐폭기일 때 제거효율이 높은 것으로 조사되었다.

제올라이트 10g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 47.8~100mg/ℓ, 평균 73.9mg/ℓ로 46.2%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 4.4~21.8mg/ℓ, 평균 9.8mg/ℓ로 83.2%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 7.9~39.9mg/ℓ, 평균 14.9mg/ℓ로 70.7%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 8.5~27.9mg/ℓ, 평균 16.7mg/ℓ로 74.5%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 평균 69.8mg/ℓ로 나타나 평균 27.7%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 10.5~20.5mg/ℓ, 평균 14.3mg/ℓ로 75.3%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 12.8~25.1mg/ℓ, 평균 19.7mg/ℓ로 52.4%가 제거되었다. 연속폭기보다 간헐폭기에서의 제거효율이 높게 나타났고, 연속폭기와 간헐폭기에서 SRT 10일보다 SRT 5일에서 제거효율이 높게 나타났고, 폭기주기가 작은 60분 폭기/60분 비폭기일 때가 120분 폭기/120분 비폭기일 때 보다 높게 나타났다.

글패각 5g과 제올라이트 5g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 평

균 61.2mg/ℓ로 55.4%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 4.4~43.4mg/ℓ, 평균 12.6mg/ℓ로 78.9%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 9.2~23.3mg/ℓ, 평균 14.1mg/ℓ로 67.2%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 10.9~26.0mg/ℓ, 평균 15.9mg/ℓ로 75.2%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 평균 62.7mg/ℓ로 나타나 평균 35.0%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 11.4~40.3mg/ℓ, 평균 19.7mg/ℓ로 67.2%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 11.9~27.6mg/ℓ, 평균 19.8mg/ℓ로 53.2%가 제거되었다. 제올라이트를 10g 투여한 반응조와 비슷하게 나타나 연속폭기보다 간헐폭기에서의 제거효율이 높게 나타났고, 연속폭기와 간헐폭기에서 SRT 10일보다 SRT 5일에서 제거효율이 높게 나타났고, 폭기주기가 작은 60분 폭기/60분 비폭기일 때가 120분 폭기/120분 비폭기일 때 보다 높게 나타났다.

각 반응조가 연속폭기보다 간헐폭기가 제거효율이 더 높게 나타났고, 분말입자를 투여한 반응조가 총질소 제거효율이 높게 나타나는 것으로 조사되었다. 표준활성슬러지 반응조와 굴폐각 10g을 투여한 반응조는 SRT 5일보다 SRT 10일이 더 제거효율이 높은 반면에 제올라이트를 10g 투여한 반응조와 굴폐각 5g과 제올라이트 5g을 투여한 반응조는 SRT 5일에서 총질소 제거효율이 높게 나타났다. 폭기/비폭기 시간이 같은 조건에서의 총질소제거율이 폭기/비폭기 시간이 다른 조건에서보다 높게 나타났다. 그러므로 질소 제거율을 높이려면 질산화 시간과 탈질 시간을 비슷하게 조절하도록 운전하여야 할 것으로 사료된다.

Table 8. T-N concentration and average removal efficiency.

SRT (day)	Aeration /nonaeration (min/min)	Control		Oyster		Zeolite		Oyster + Zeolite	
		Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)
5	Continuously aeration	112.5	18.0	64.8	52.8	73.9	46.2	61.2	55.4
	60/60	23.2	62.4	24.3	62.3	9.8	83.2	12.6	78.9
	60/60	19.1	60.5	13.4	68.3	14.9	70.7	14.1	67.2
	120/120	16.5	74.8	15.9	75.2	16.7	74.5	15.9	75.2
10	Continuously aeration	80.4	16.7	74.0	23.3	69.8	27.7	62.7	35.0
	60/60	17.6	75.9	16.3	76.7	14.3	75.3	19.7	67.2
	120/60	23.1	57.2	18.4	57.2	19.7	52.4	19.8	53.2
15	60/60	25.6	62.5	26.8	64.9	21.0	69.7	40.7	46.4
	120/120	24.1	52.9	28.7	52.2	31.6	50.3	32.4	49.8

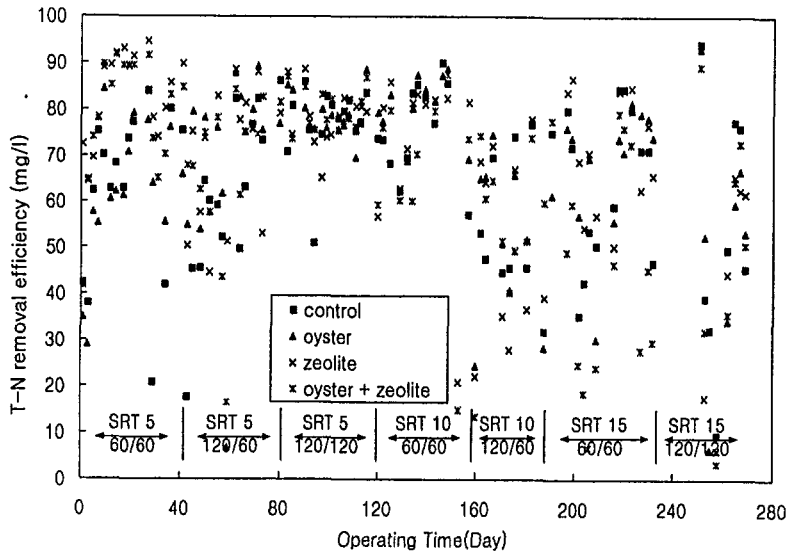


Fig. 10. Variation of T-N removal efficiency during operating day

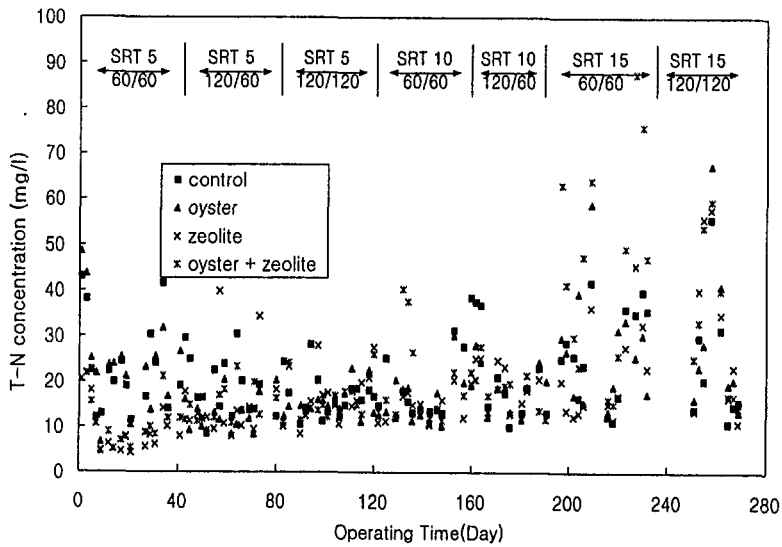


Fig. 11. Variation of T-N concentration during operating day.

바. 암모니아성 질소

Table 9에서 암모니아성 질소의 제거효율을 살펴보면 표준 활성슬러지반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 평균 21.35mg/ℓ로 43.9%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 2.83~23.79mg/ℓ, 평균 11.5mg/ℓ로 49.0%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.58~22.9mg/ℓ, 평균 6.07mg/ℓ로 79.8%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.46~9.22mg/ℓ, 평균 3.66mg/ℓ로 88.6%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 평균 18.25mg/ℓ로 나타나 평균 66.3%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.07~15.89mg/ℓ, 평균 3.9mg/ℓ로 84.0%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.19~29.84mg/ℓ, 평균 8.89mg/ℓ로 73.1%가 제거되었다. 연속폭기보다 간헐폭기에서 암모니아성 질소의 제거율이 높게 나타났고, SRT 5일보다 SRT 10일에서 높게 나타났다. 그리고 폭기/비폭기 주기가 커질수록 암모니아성 질소의 제거율이 높게 나타났다.

굴폐각 10g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 평균 7.77mg/ℓ로 79.6%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 1.25~31.76 mg/ℓ, 평균 14.9mg/ℓ로 50.8%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.64~6.11mg/ℓ, 평균 2.76mg/ℓ로 86.9%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.32~11.72mg/ℓ, 평균 3.56mg/ℓ로 89.7%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 평균 5.02mg/ℓ로 나타나 평균 90.7%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.24~11.53mg/ℓ, 평균 2.57mg/ℓ로 91.3%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.48~2.58mg/ℓ, 평균 1.17mg/ℓ로 91.9%가 제거되었다. 연속폭기보다 간헐폭기에서 암모니아성 질소 제거율이 조금 높게 나타났고 SRT 5일보다 SRT 10일에서의 제거율이 높게 나타났다.

제올라이트 10g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 평균 11.75mg/ℓ로 69.1%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.1~

9.14mg/ℓ, 평균 2.16mg/ℓ로 94.8%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐 폭기를 했을 때는 0.18~1.63mg/ℓ, 평균 0.7mg/ℓ로 96.5%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.19~7.15mg/ℓ, 평균 1.78mg/ℓ로 94.4%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 평균 9.57mg/ℓ로 나타나 평균 82.3%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.08~4.36mg/ℓ, 평균 1.55mg/ℓ로 96.1%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.08~1.13mg/ℓ, 평균 0.43mg/ℓ로 96.9%가 제거되었다. 연속폭기보다 간헐폭기에서 암모니아성 질소의 제거율이 높게 나타났고, SRT 5일보다 SRT 10일에서 높게 나타났다.

글루박 5g과 제올라이트 5g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 평균 9.51mg/ℓ로 75.0%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.18~15.13mg/ℓ, 평균 3.28mg/ℓ로 89.5%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.18~7.63mg/ℓ, 평균 2.3mg/ℓ로 90.6%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.6~6.48mg/ℓ, 평균 2.23mg/ℓ로 92.1%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 평균 10.08mg/ℓ로 나타나 평균 81.4%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.19~24.99mg/ℓ, 평균 10.24mg/ℓ로 76.1%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.27~1.57mg/ℓ, 평균 0.62mg/ℓ로 95.9%가 제거되었다. 연속폭기보다 간헐폭기에서 암모니아성 질소의 제거율이 높게 나타났고, SRT 5일보다 SRT 10일에서 높게 나타났다. 그리고 폭기/비폭기 주기가 커질수록 암모니아성 질소의 제거율이 높게 나타났다.

각각의 반응조에서 연속폭기보다 간헐폭기에서 암모니아성 질소의 제거율이 높게 나타났고, SRT 5일보다 SRT 10일에서 높게 나타났다. 그리고 폭기/비폭기 주기가 커질수록 암모니아성 질소의 제거율이 높게 나타났다. 그리고 다른 반응조보다 제올라이트가 투여된 반응조가 암모니아성 질소의 제거율이 높게 나타났다.

Table 9. NH₃-N concentration and average removal efficiency.

SRT (day)	Aeration /nonaeration (min/min)	Control		Oyster		Zeolite		Oyster + Zeolite	
		Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)
5	Continuously aeration	21.35	43.9	7.77	79.6	11.75	69.1	9.51	75.0
	60/60	11.50	49.0	14.90	50.8	2.16	94.8	3.28	89.5
	60/60	6.07	79.8	2.76	86.9	0.70	96.5	2.30	90.6
	120/120	3.66	88.6	3.56	89.7	1.78	94.4	2.23	92.1
10	Continuously aeration	18.25	66.3	5.02	90.7	9.57	82.3	10.08	81.4
	60/60	3.90	84.0	2.57	91.3	1.55	96.1	10.24	76.1
	120/60	8.89	73.1	1.17	91.9	0.43	96.9	0.62	95.9
15	60/60	14.3	81.3	8.0	83.8	12.7	82.7	54.0	73.5
	120/120	25.4	63.2	35.6	60.0	27.5	63.8	36.2	40.1

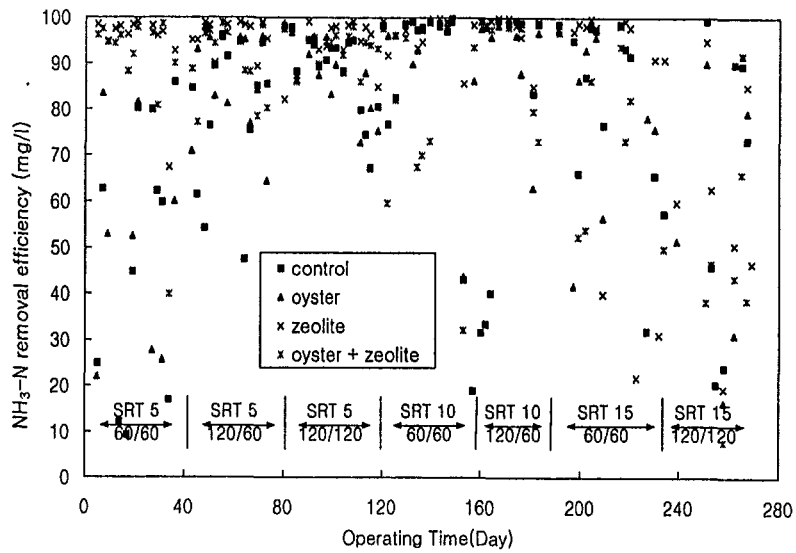


Fig. 12. Variation of $\text{NH}_3\text{-N}$ removal efficiency during operating day

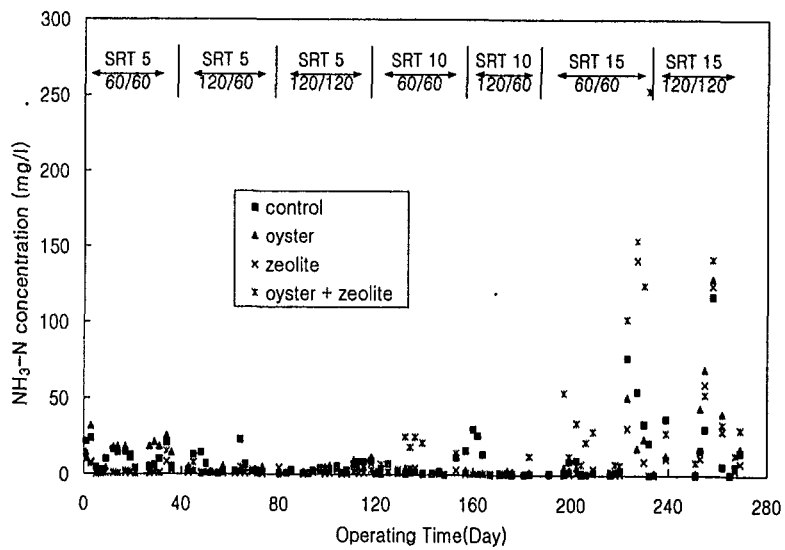


Fig. 13. Variation of $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration during operating day.

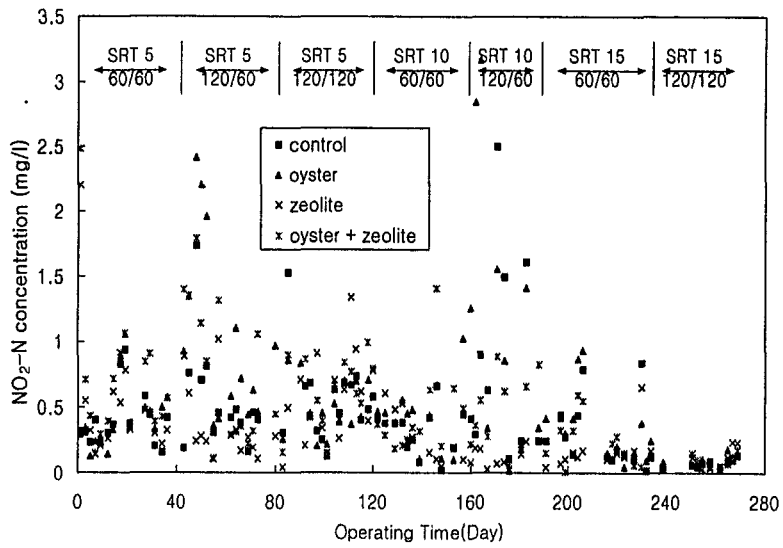


Fig. 14. Variation of $\text{NO}_2\text{-N}$ concentration during operating day

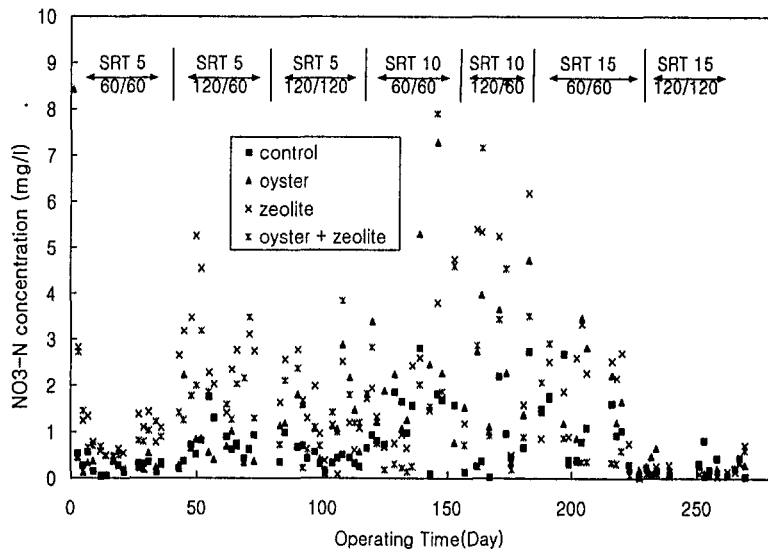


Fig. 15. Variation of $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration during operating day

사. 총인

표준 활성슬러지반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 평균 15.8mg/ℓ로 33.8%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 2.22~14.01mg/ℓ, 평균 5.27mg/ℓ로 62.2%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 2.26~26.91mg/ℓ, 평균 8.8mg/ℓ로 51.1%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.67~10.54mg/ℓ, 평균 5.04mg/ℓ로 64.4%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 평균 14.8mg/ℓ로 나타나 평균 17.5%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 1.58~11.67mg/ℓ, 평균 4.81mg/ℓ로 70.0%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 1.68~15.41mg/ℓ, 평균 6.68mg/ℓ로 48.1%가 제거되었다. 연속폭기에서의 총인 제거율보다 간헐폭기에서 제거율이 높게 나타났다. 각 SRT에서 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기가 제거효율이 높게 나타났다.

굴패각 10g을 투입한 반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 평균 9.4mg/ℓ로 60.6%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 1.74~12.51mg/ℓ, 평균 4.97mg/ℓ로 58.2%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 2.29~23.98mg/ℓ, 평균 6.86mg/ℓ로 58.8%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.48~10.36mg/ℓ, 평균 3.99mg/ℓ로 71.7%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 평균 14.0mg/ℓ로 나타나 평균 21.8%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 1.01~12.42mg/ℓ, 평균 4.52mg/ℓ로 73.0%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.61~9.82mg/ℓ, 평균 4.9mg/ℓ로 59.5%가 제거되었다. SRT 5일에서의 총인 제거율은 연속폭기나 간헐폭기나 비슷하게 나타나고 있고 SRT 10일에서의 총인 제거율은 간헐폭기가 연속폭기보다 높게 나타났다.

제올라이트 10g을 투입한 반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 평균 9.1mg/ℓ로 61.9%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 2.3~13.47mg/ℓ, 평균 5.19mg/ℓ로 61.6%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐

폭기를 했을 때는 3.33~31.31mg/ℓ, 평균 8.63mg/ℓ로 49.5%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 2.17~13.04mg/ℓ, 평균 5.99mg/ℓ로 61.1%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 평균 14.3mg/ℓ로 나타나 평균 20.0%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.74~10.57 mg/ℓ, 평균 3.58mg/ℓ로 78.4%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.82~12.25mg/ℓ, 평균 6.84mg/ℓ로 42.7%가 제거되었다. 제올라이트 또한 굴패각을 투여한 반응조와 비슷한 경향을 나타내고 있어서 SRT 10일에서 총인 제거율은 간헐폭기가 연속폭기보다 높게 나타났다.

굴패각 5g과 제올라이트 5g을 투여한 반응조의 경우 SRT 5일에서 연속폭기시 평균 10.0mg/ℓ로 58.3%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 2.27~13.48mg/ℓ, 평균 4.78mg/ℓ로 64.1%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 1.67~10.9mg/ℓ, 평균 6.23mg/ℓ로 55.0%가 제거되었고 120분 폭기/120분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.52~11.32mg/ℓ, 평균 4.27 mg/ℓ로 70.6%가 제거되었다. SRT 10일에서는 연속폭기시 평균 13.9mg/ℓ로 나타나 평균 22.6%가 제거되었고, 60분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.62~7.58mg/ℓ, 평균 3.49mg/ℓ로 82.2%가 제거되었고 120분 폭기/60분 비폭기의 간헐폭기를 했을 때는 0.76~6.23mg/ℓ, 평균 1.98mg/ℓ로 81.8%가 제거되었다. 제올라이트를 투여한 반응조, 굴패각을 투여한 반응조와 비슷하게 나타나 연속폭기보다 간헐폭기에서의 제거효율이 높게 나타났고, SRT 5일보다 SRT 10일에서의 간헐폭기시에 총인의 제거율이 높게 나타났다. 굴패각을 투여한 반응조가 다른 반응조보다 총인의 제거효율이 높게 조사되었다.

Table 10. T-P concentration and average removal efficiency.

SRT (day)	Aeration /nonaeration (min/min)	Control		Oyster		Zeolite		Oyster + Zeolite	
		Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)	Avg. con. (mg/l)	Removal eff. (%)
5	Continuously aeration	15.8	33.8	9.4	60.6	9.1	61.9	10.0	58.3
	60/60	5.27	62.2	4.97	58.2	5.19	61.6	4.78	64.1
	120/60	8.80	51.1	6.86	58.8	8.63	49.5	6.23	55.0
	120/120	5.04	64.4	3.99	71.7	5.99	61.1	4.27	70.6
10	Continuously aeration	14.8	17.5	14.0	21.8	14.3	20.0	13.9	22.6
	60/60	4.81	70.0	4.52	73.0	3.58	78.4	3.49	82.2
	120/60	6.68	48.1	4.90	59.5	6.84	42.7	1.98	81.8
15	60/60	8.69	52.1	7.12	61.3	6.93	62.4	8.50	57.0
	120/120	5.47	77.0	8.76	72.3	5.55	76.6	4.51	80.7

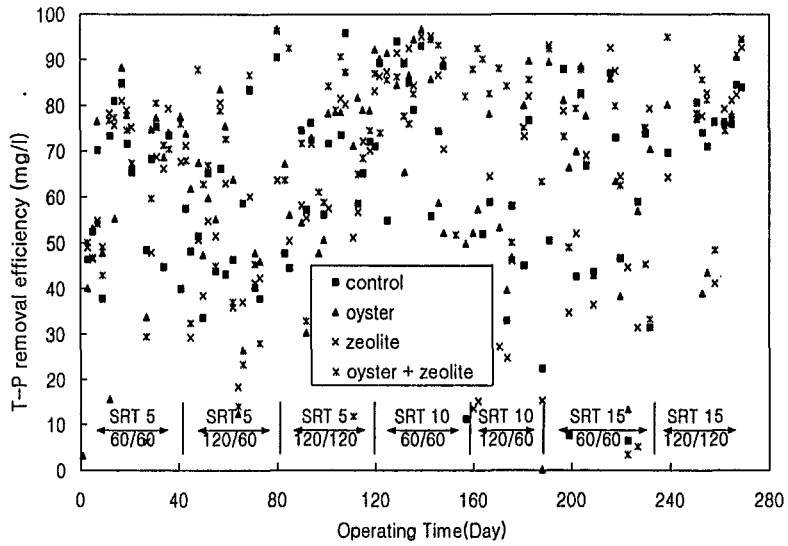


Fig. 16. Variation of T-P removal efficiency during operating day

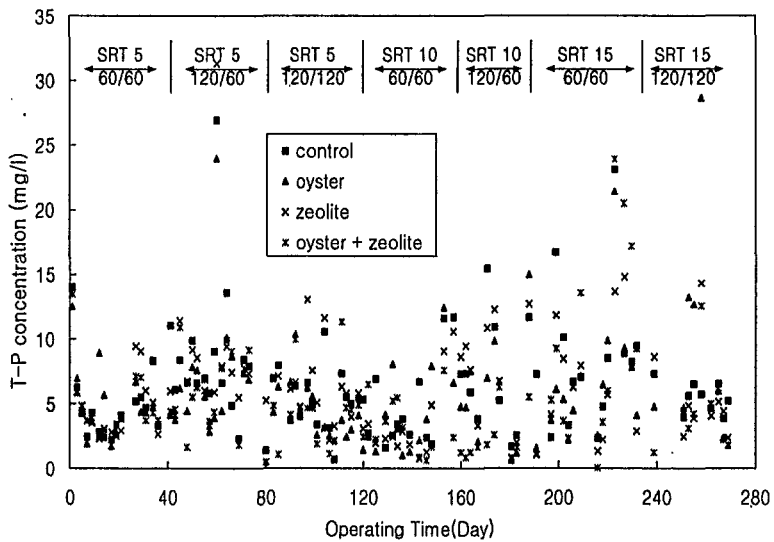


Fig. 17. Variation of T-P concentration during operating day.

3. 간헐폭기의 주기에 따른 반응조내부의 질소, 인 및 ORP 변화

폭기시간/비폭기시간을 SRT 5일에서 60분/60분으로 조정하였을 때 반응조내부의 질소·인 변화를 Fig. 18~ 21에 나타내었다. 폭기를 할 때인 호기성 상태에서는 질산화가 일어나 아질산성 질소와 질산성 질소의 지속적인 증가로 NO_x-N(NO₂-N와 NO₃-N의 합)의 농도가 4~6mg/ℓ로 나타났고, 비폭기시 무산소상태가 되어 탈질산화가 일어나 비폭기 시작 15분이내에 NO₂-N와 NO₃-N가 거의 없어졌다. 다른 반응조와 달리 굴패각 10g을 부여한 반응조에서 실험 측정시 폭기량에 작아서 충분한 산소를 공급하지 못해서 질산화가 다른 반응조보다 작게 일어났다. 또한 폭기시간에는 인의 섭취가 일어나서 인의 농도가 감소하고 비폭기 시에 인의 방출과 원수의 유입이 진행되어 농도가 증가하는 것을 볼 수 있었다.

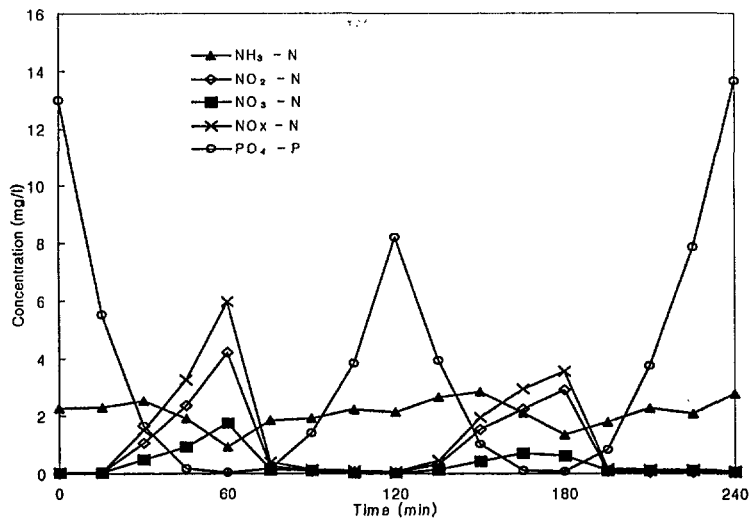


Fig. 18. Temporal variation of NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and PO₄-P concentration in reactor(control) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=60min/60min, SRT=5day)

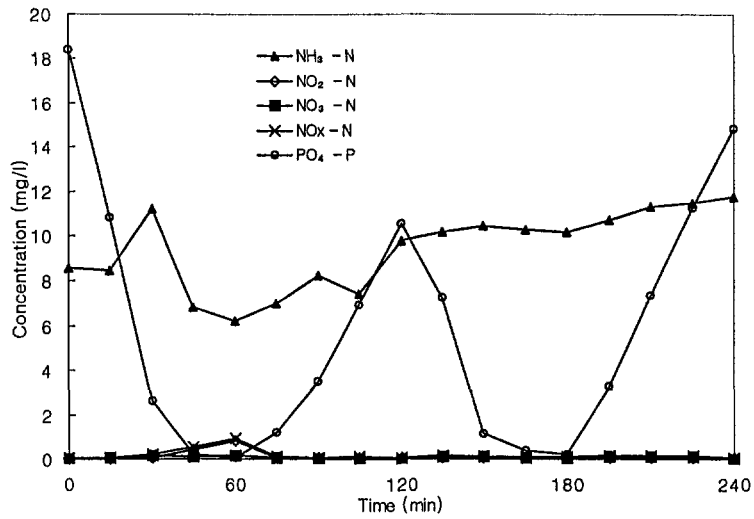


Fig. 19. Temporal variation of NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and PO₄-P concentration in reactor(oyster 10g) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=60min/60min, SRT=5day)

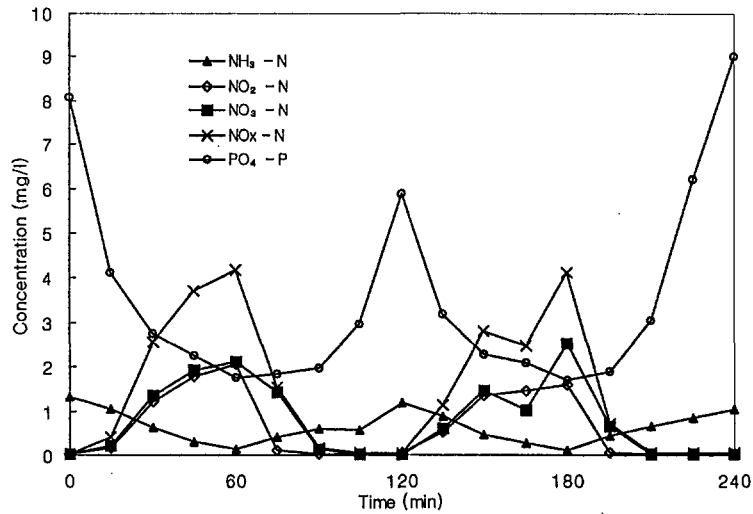


Fig. 20. Temporal variation of NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and PO₄-P concentration in reactor(zeolite 10g) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=60min/60min, SRT=5day)

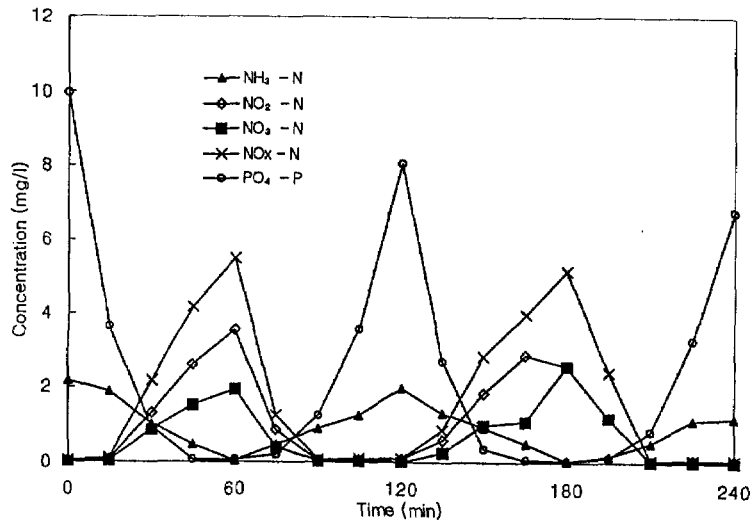


Fig. 21. Temporal variation of NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and PO₄-P concentration in reactor(oyster 5g + zeolite 5g) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=60min / 60 min, SRT=5day)

SRT 5일에서 폭기시간/비폭기시간을 120분/60분으로 조정하였을 때 반응조내부의 질소·인 변화를 Fig. 22~ 25에 나타내었다. 60분 폭기/60분 비폭기 주기와 같이 폭기시간인 호기성 상태에서는 질산화가 일어나 $\text{NO}_x\text{-N}$ 의 농도가 6~8mg/ℓ로 60분 폭기/60분 비폭기 주기의 간헐폭기보다 질산화가 더 진행된 것으로 나타났다. 비폭기시 탈질화가 일어나 비폭기 시작 30분이내에 $\text{NO}_2\text{-N}$ 와 $\text{NO}_3\text{-N}$ 가 거의 없어졌다. 탈질화에 소요된 시간은 60분 폭기/60분 비폭기 주기의 간헐폭기보다 15분 더 걸린 것으로 나타났다.

암모니아성 질소의 농도변화를 보면 다른 반응조와 달리 제올라이트가 함유된 반응조에서는 농도 변화가 0.1~6mg/ℓ 범위이지만 표준활성슬러지 반응조와 굴폐각 10g 투여된 반응조는 6~16mg/ℓ 범위로 나타났다. 따라서 제올라이트가 반응조의 암모니아성 질소를 제거하였다는 것을 알 수 있다.

또한 인의 섭취를 보면 굴폐각이 함유된 반응조의 인 농도가 6~10mg/ℓ 정도 제거되었지만 표준활성슬러지 반응조와 제올라이트 10g 투여된 반응조는 2~3mg/ℓ 정도 제거되었다. 그 이유는 굴폐각의 주성분이 칼슘으로 이루어져 있기 때문에 인을 흡착하여 인을 더 많이 제거한 것으로 생각된다.

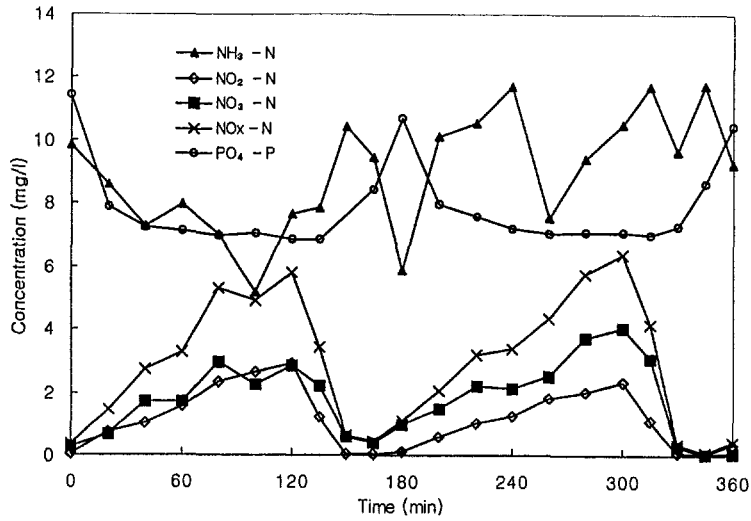


Fig. 22. Temporal variation of $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{PO}_4\text{-P}$ concentration in reactor(control) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=120min/60min, SRT=5day)

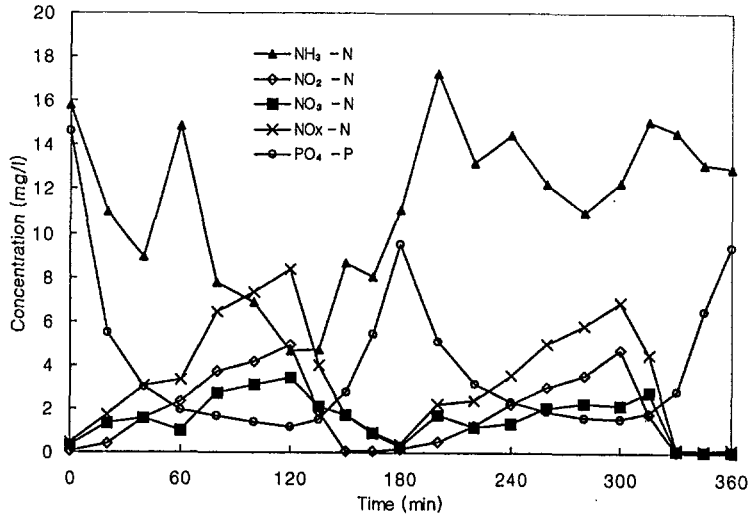


Fig. 23. Temporal variation of $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{PO}_4\text{-P}$ concentration in reactor(oyster 10g) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=120min/60min, SRT =5day)

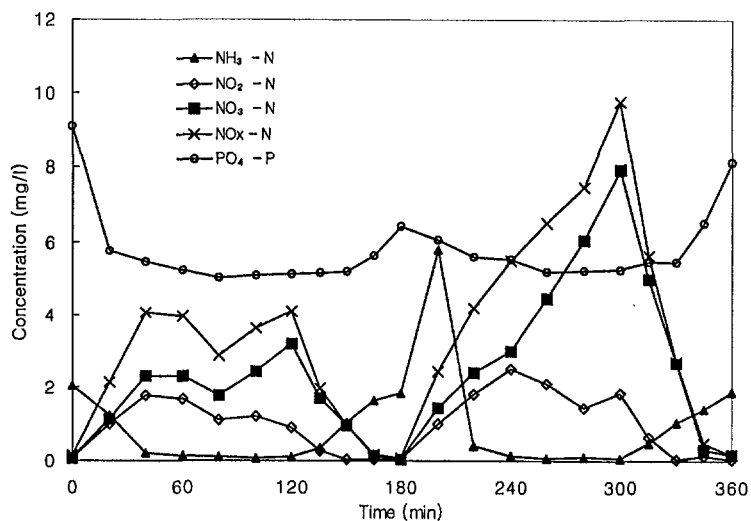


Fig. 24. Temporal variation of $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{PO}_4\text{-P}$ concentration in reactor(zeolite 10g) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=120min/60min, SRT=5day)

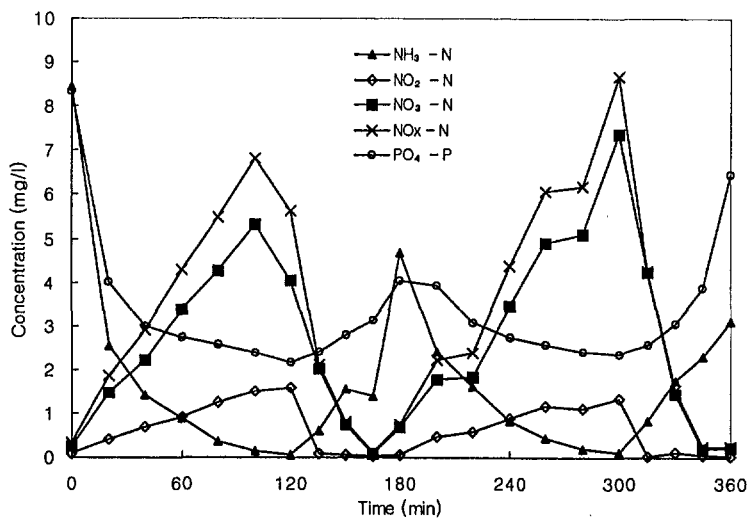


Fig. 25. Temporal variation of $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{PO}_4\text{-P}$ concentration in reactor(oyster 5g+ zeolite 5g) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=120min /60min, SRT=5day)

SRT 5일에서 폭기시간/비폭기시간을 120분/120분으로 조정하였을 때 반응조내부의 질소·인 변화를 Fig. 26~29에 나타내었다. 폭기시간인 호기성 상태에서는 질산화가 일어나 $\text{NO}_x\text{-N}$ 의 농도가 표준 활성슬러지 반응조와 굴폐각 10g을 투여한 반응조에서 약 $6\text{mg}/\ell$ 로 나타났고 제올라이트 10g을 투여한 반응조와 굴폐각 5g + 제올라이트 5g 투여 반응조에서는 $8\sim 10\text{mg}/\ell$ 로 조사되었다. 이 조건에서의 질산화는 120분 폭기/60분 비폭기 주기의 간헐폭기와 비슷하게 진행된 것으로 나타났다. 비폭기시 탈질화가 일어나 비폭기 시작 45분 이내에 $\text{NO}_2\text{-N}$ 와 $\text{NO}_3\text{-N}$ 가 거의 없어졌다.

암모니아성 질소의 농도변화를 보면 다른 반응조와 달리 제올라이트가 함유된 반응조에서는 농도 변화가 표준활성슬러지 반응조와 굴폐각 10g 투여된 반응조보다 높은 수치를 나타내는 것으로 보아서 본 조건에서의 실험도 제올라이트가 반응조의 암모니아성 질소를 제거하였다는 것을 알 수 있다. 또한 인의 섭취를 보면 폭기시 인의 농도가 감소하고 비폭기시 인 농도가 증가하는 것을 볼 수 있었다.

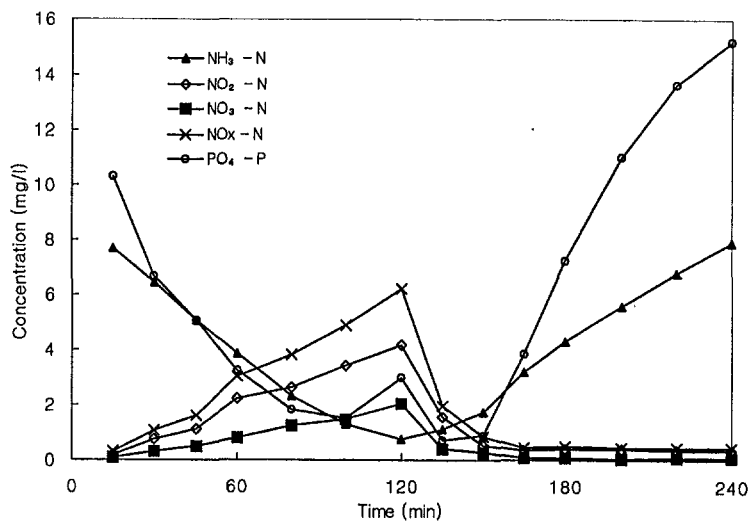


Fig. 26. Temporal variation of NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and PO₄-P concentration in reactor(control) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=120min/120min, SRT=5day)

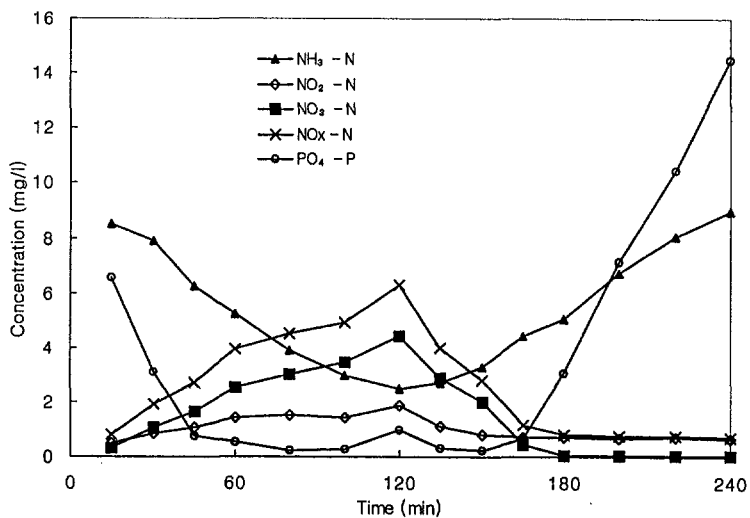


Fig. 27. Temporal variation of NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and PO₄-P concentration in reactor(oyster 10g) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=120min/120min, SRT=5day)

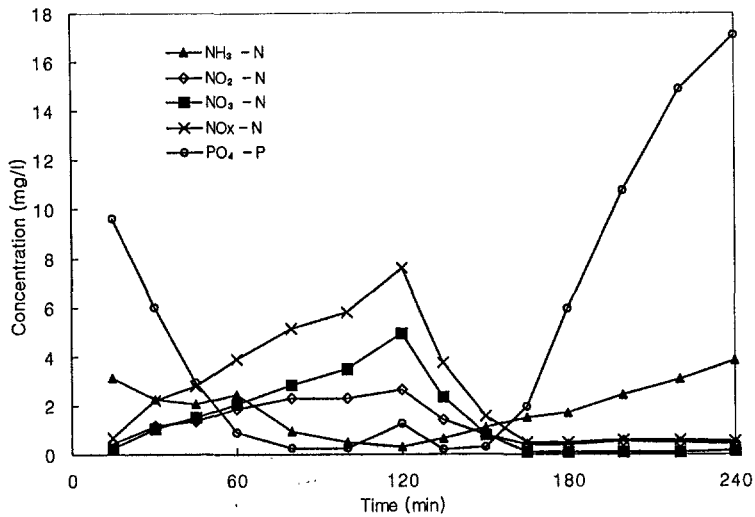


Fig. 28. Temporal variation of NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and PO₄-P concentration in reactor(zeolite 10g) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=120min/120min, SRT=5day)

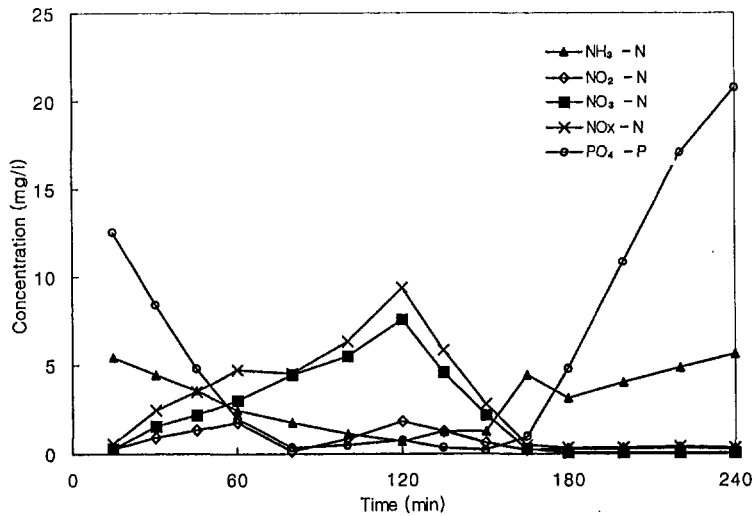


Fig. 29. Temporal variation of NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and PO₄-P concentration in reactor(oyster 5g + zeolite 5g) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=120min/120min, SRT=5day)

SRT 10일에서 폭기시간/비폭기시간을 60분/60분으로 조정하였을 때 반응조내부의 질소·인 변화를 Fig. 30~33에 나타내었다. 폭기시간인 호기성 상태에서는 질산화가 일어나 $\text{NO}_x\text{-N}$ 의 농도가 증가하고 비폭기 시 탈질화가 일어나 $\text{NO}_2\text{-N}$ 와 $\text{NO}_3\text{-N}$ 가 감소한다는 것을 볼 수 있었다. 본 조건에서의 아질산성질소의 농도를 보면 아질산성질소가 큰 변화가 없는 것으로 나타났다. 굴폐각 5g + 제올라이트 5g 투여 반응조에서는 0.2 ~1mg/ℓ 범위로 아질산성질소가 변하지만 앞의 다른 조건과는 많이 적은 것으로 조사되었다. 다른 반응조에서는 아질산성질소가 0.5mg/ℓ 이하로 변화가 거의 없는 것으로 조사되었다. 질산성 질소의 농도도 또한 앞의 다른 조건에서의 농도보다 작은 것으로 조사되었다. 암모니아성 질소의 농도 변화를 보면 3mg/ℓ 이하로 나타났는데 이것은 원수의 농도 40mg/ℓ에 비해 아주 작은 것으로 질산화와 탈질산화가 일어나는 속도가 암모니아성 질소의 유입속도보다 빠른 것으로 사료된다. 이것으로 암모니아성 질소가 반응조에 유입되어 제거되는 속도가 SRT 5일일 때 보다 빠른 것으로 조사되었다.

또한 인의 섭취를 보면 폭기시 인의 농도가 감소하고 비폭기시 인 농도가 증가하는 것을 다른 조건과 같은 경향을 볼 수 있었다. 굴폐각 10g을 투여한 반응조가 다른 반응조보다 인의 섭취와 방출에 의한 변화 폭이 큰 것으로 나타났고, 다른 반응조에서는 인의 섭취로 인해 0.5mg/ℓ 이하로 농도가 떨어지는 것에 비해 표준 활성슬러지 반응조에서는 2mg/ℓ 정도로 떨어지는 것으로 조사되었다.

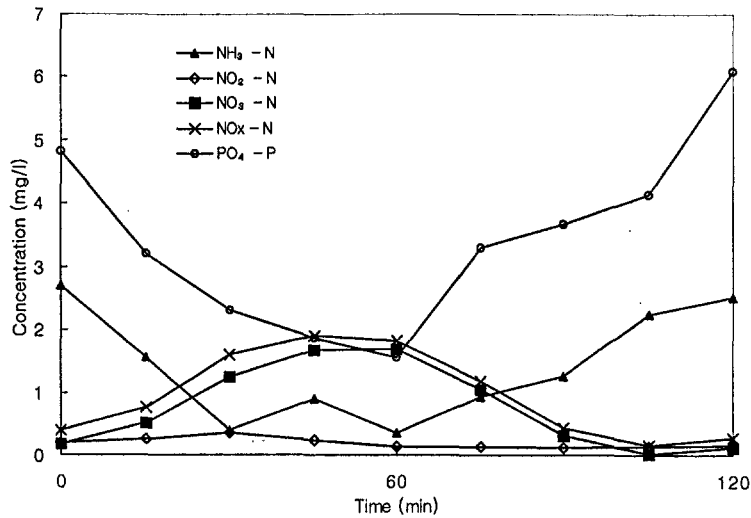


Fig. 30. Temporal variation of NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and PO₄-P concentration in reactor(control) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=60min/60min, SRT=10day)

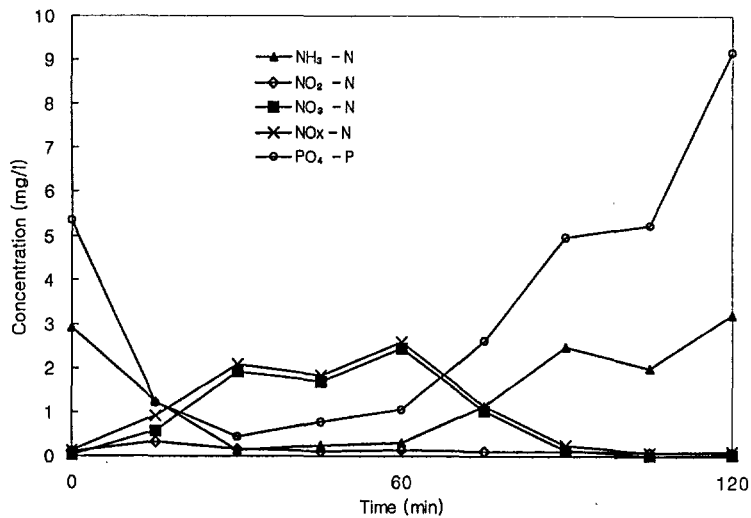


Fig. 31. Temporal variation of NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and PO₄-P concentration in reactor(oyster 10g) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=60min/60min, SRT= 10day)

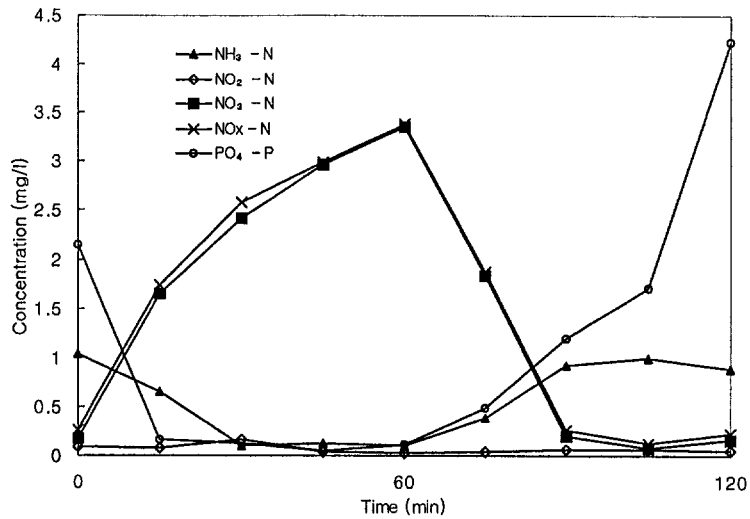


Fig. 32. Temporal variation of NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and PO₄-P concentration in reactor(zeolite 10g) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=60min/60min, SRT= 10day)

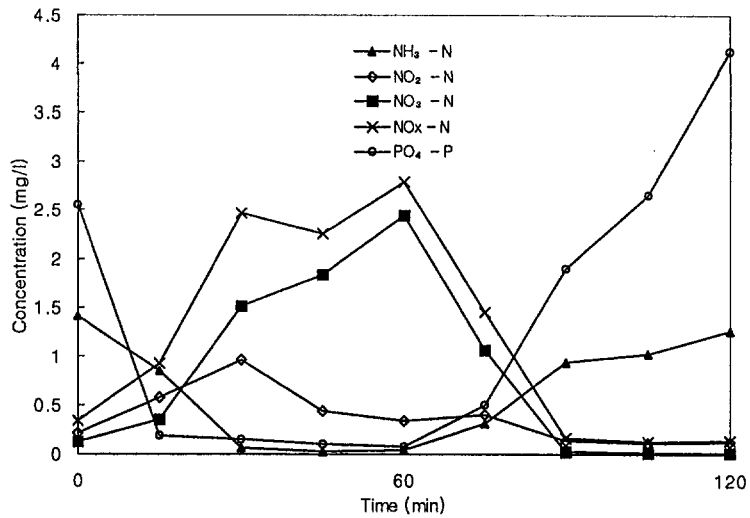


Fig. 33. Temporal variation of NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and PO₄-P concentration in reactor(oyster 5g + zeolite 5g) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=60min/60min, SRT=10day)

SRT 10일에서 폭기시간/비폭기시간을 120분/60분으로 조정하였을 때 반응조내부의 질소·인 변화를 Fig. 34~37에 나타내었다. 폭기시간인 호기성 상태에서는 질산화가 일어나 NO_x-N의 농도가 증가하고 비폭기 시 탈질화가 일어나 NO₂-N와 NO₃-N가 감소한다는 것을 볼 수 있었다. 본 조건에서의 NO₂-N와 NO₃-N의 합인 NO_x-N의 농도가 7 ~14mg/ℓ 범위로 증가하는 것으로 나타났다. 이것은 앞의 다른 조건에서 보다 높은 것으로서 SRT가 10일로 증가함에 따라 질산화균이 SRT 5일에 비해 많아져 질산화가 증가한 것으로 사료된다.

굴패각을 10g을 투여한 반응조와 굴패각 5g과 제올라이트 5g을 투여한 반응조에서는 폭기시 인의 농도가 감소하고 비폭기시 인 농도가 증가하는 경향을 나타내지만 표준활성슬러지 반응조와 제올라이트 10g을 투여한 반응조에서는 변화가 거의 없는 것으로 조사되었다.

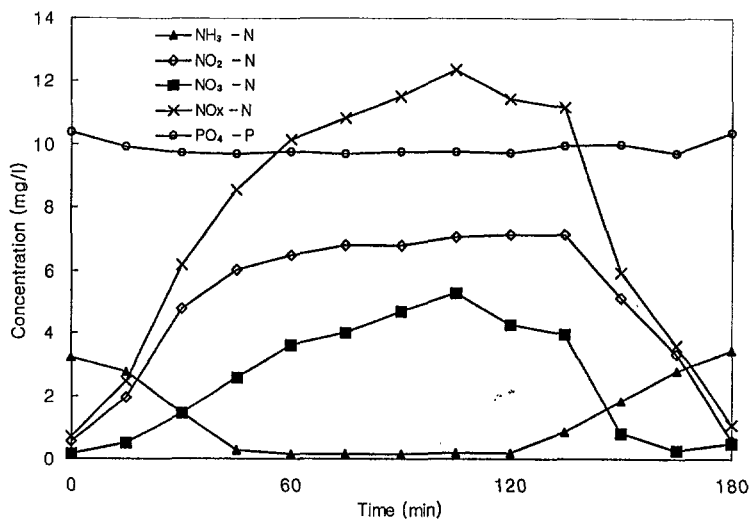


Fig. 34. Temporal variation of NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and PO₄-P concentration in reactor(control) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=120min/60min, SRT=10day)

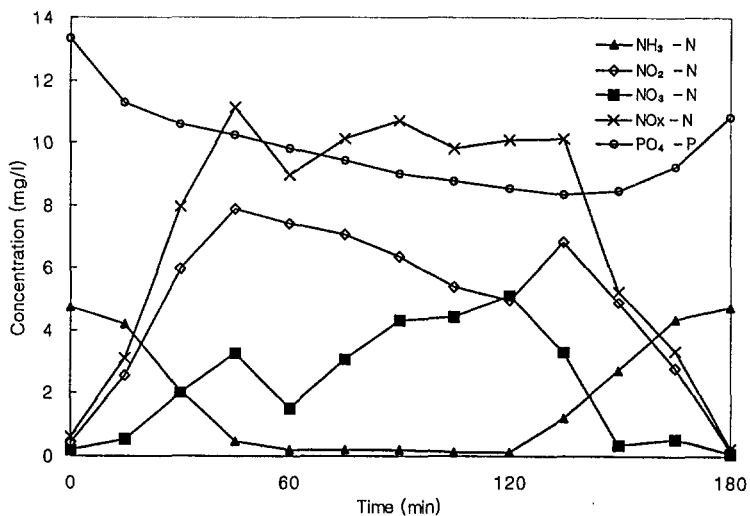


Fig. 35. Temporal variation of NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and PO₄-P concentration in reactor(oyster 10g) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=120min/60min, SRT=10day)

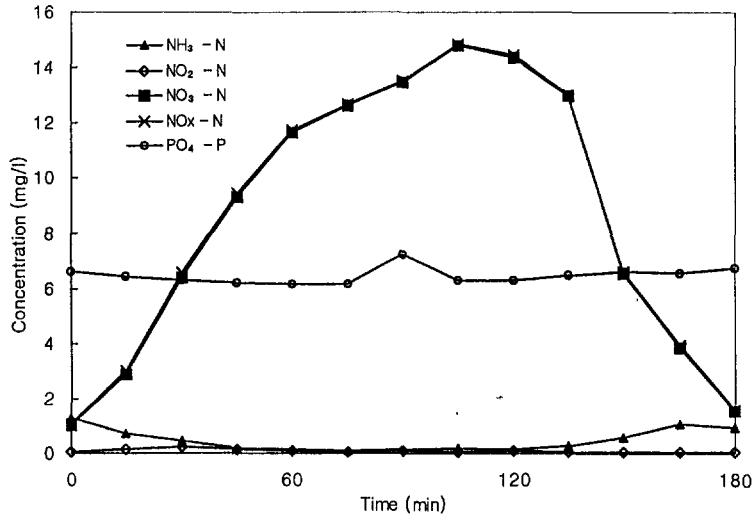


Fig. 36. Temporal variation of NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and PO₄-P concentration in reactor(zeolite 10g) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=120min/60min, SRT=10day)

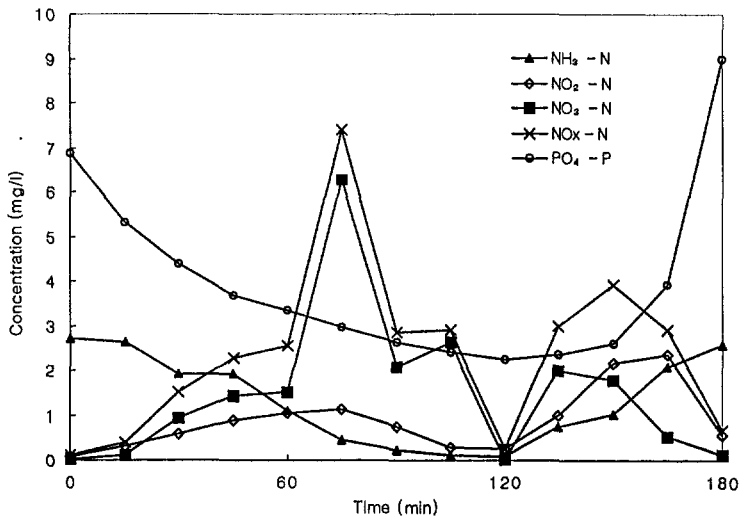


Fig. 37. Temporal variation of NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and PO₄-P concentration in reactor(oyster 5g + zeolite 5g) of intermittently aerated activated sludge system. (Operating condition : aeration/nonaeration=120min/60min, SRT=10day)

제 4 절 요약

굴패각 및 제올라이트 분말을 폭기조에 투입하고 연속폭기와 간헐폭기의 폭기/비폭기 주기를 조절하여 운전함으로써 다음과 같은 연구 결과를 얻었다.

1. F/M비는 $0.3 \sim 0.9 \text{ kg BOD}_5/\text{kgMLVSS} \cdot \text{d}$ 범위에서 운전되었으며 평균 $0.55 \text{ kg BOD}_5/\text{kg MLVSS} \cdot \text{d}$ 에서 운전되었다. 그리고 BOD 용적부하량은 $0.5 \sim 3.0 \text{ kgBOD}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$, 평균 $1.5 \text{ kg BOD}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ 에서 운전되었다.
2. 유기물의 제거효율이 연속폭기에서보다 간헐폭기를 한 경우가 약간 더 높은 것으로 나타났다. BOD의 제거효율이 SRT 5일에서는 연속폭기가 간헐폭기보다 3~8%정도 더 높게 나타났으나 SRT 10일에서는 거의 비슷하게 나타났다. COD의 제거효율도 연속폭기에서보다 간헐폭기에서의 제거효율이 SRT 5일에서는 2~10%, SRT 10에서는 5~13% 더 높게 나타났다.
3. 굴패각 및 제올라이트를 투입한 반응조들이 표준활성슬러지 반응조보다 높게 나타났다. SRT 5일일 때 연속폭기를 한 표준활성슬러지 반응조에서 BOD 및 COD가 각각 평균 88.4 및 77.4%가 제거되었으나 굴패각 및 제올라이트를 투입한 반응조들에서는 BOD 및 COD 각각 평균 92, 86%이상이 제거되었다. 또한 SRT 10일에서도 2~3% 높게 나타났다. 간헐폭기에서는 BOD 및 COD가 표준활성슬러지보다 2~3% 더 높게 제거되었다.
4. 총질소 제거효율이 표준활성슬러지의 경우 연속폭기(평균제거율 18%)보다 간헐폭기(평균제거율 57%이상)에서 높게 조사되었고, 굴패각 및 제올라이트를 투입한 반응조도 10~50% 더 높은 제거율을 가지는 것으로 나타났다. SRT 10일로 운전할 때가 SRT 5일로 운전할 때보다 높게 나타났고, 제올라이트를 투입한 반응조가 다른 반응조보다 더 높게 나타났다.
5. 120분폭기/120분비폭기의 간헐폭기 > 60분폭기/60분비폭기의 간헐폭기 > 120분폭기/60분비폭기의 간헐폭기 순으로 총질소 제거율이 나타났다. 폭기 시간과 비폭기 시간 중 폭기 시간이 길어질수록 질산화가 많이 이루어지고 비폭기 시간이

길어질수록 탈질율이 높게 나타나는 것으로 조사되었다.

6. 표준활성슬러지 반응조에서 연속폭기(평균제거율 18~34%)보다 간헐폭기(평균제거율 48~70%)에서 총인의 제거효율이 높게 나타났다. 굴폐각을 부여한 반응조, 제올라이트를 부여한 반응조, 굴폐각과 제올라이트를 같이 부여한 반응조에서는 SRT 5일일 때 연속폭기나 간헐폭기에서 총인 제거효율이 60~70%로 비슷하게 나타났으나 SRT 10일일 때는 연속폭기보다 40~60% 더 높게 제거되었다. 그리고 간헐폭기에서 SRT가 길어질수록 총인의 제거율이 증가하는 경향을 보였다.
7. 간헐폭기에서 반응조내부의 질소·인 변화를 보면 폭기시간인 호기성 상태에서는 질산화가 일어나 아질산성 질소와 질산성 질소의 지속적인 증가가 나타났고, 비폭기일 때 무산소 상태에서는 탈질산화가 일어났다. 또한 폭기시간에는 인의 섭취가 일어나서 인의 농도가 감소하고 비폭기시간에는 인의 방출과 원수의 지속적인 유입으로 농도가 증가하는 것을 볼 수 있었다.
8. 간헐폭기에서 반응조내부의 질소·인 변화에서 굴폐각을 부여한 반응조가 굴폐각이 부여되지 않은 반응조보다 인의 제거량이 더 많았고, 제올라이트를 부여한 반응조가 제올라이트가 부여되지 않은 반응조보다 암모니아성 질소의 제거량이 더 많은 것으로 나타났다.

제 5 절 참고문헌

1. 김봉안, 1996, 바다오염의 현황과 근절책, 수산진흥원 권두논문.
2. 백병천, 신항식, 1994, 연속회분식 반응기를 이용한 수산물 가공폐수 처리, 대한 상하수도학회, 8(1).
3. 김영석, 박철취, 박태주, 1985, 수산물 가공폐수의 생물학적 처리, 대한환경공학회지, 7(2).
4. 유성환, 해산물 가공폐수를 위한 효율적인 생물학적 처리, 관동대학교 논문집.
5. 임재명 외 5인, 1996, 산업폐수처리, 신광문화사.
6. 서재수 외 4인, 1995, 수산가공공장 폐액의 등전점 침전처리에 의한 유용성분 재회수 이용, 한국생물공학회, 10(1) : 1~8.
7. 강지운, 김진혁, 이희철, 1996, 굴 폐각으로부터 고급 침강성 탄산칼슘의 제조 공정 개발에 관한 연구, 한국폐기물학회, 13(2) : 320~327.
8. 이방희, 1998, P 및 NH_4^+ -N제거를 위한 굴폐각과 제올라이트의 활용, 창원대학교 석사학위논문.
9. 강지운, 김진혁, 이희철, 1996, 굴 폐각으로부터 고급 침강성 탄산칼슘의 제조 공정 개발에 관한 연구, 한국폐기물학회, 13(2) : 320~327.
10. 김문평, 한종대, 1997, 굴껍질을 복토재로 활용하기 위한 중금속과 유기물의 흡착능에 관한 연구, 대한환경공학회지, 19(1) : 97~110.
11. 황선치, 우용태, 이무강, 1994, Oyster shell에 의한 중금속 흡착제거 특성에

관한 연구, 경성대학 환경연보, 4(1) : 71~80.

12. 권오상, 1984, 굴껍질을 이용한 생물학적 유동층 반응기에 대한 연구, 인하대학교 석사학위논문.
13. 서희정 외 3인, 1997, 굴폐각을 담체로 사용한 침적형 생물학적 폐수처리 및 예측, 한국환경과학회지, 6(6).
14. 서희정, 1997, 생물막 여재로 폐굴껍질을 이용한 폐수처리에 관한 연구, 창원대학교 석사학위 논문.
15. 김양, 김덕수, 장세복, 박상윤, 1996, 포항산 천연 제올라이트와 합성 제올라이트에 의한 금속 이온의 제거, 대한환경공학회지, 18(5) : 587~602.
16. 삼성건설기술연구소, 1995, Zeolite를 이용한 질소·인 동시제거 공정 개발, 환경부.
17. 조규갑, 박종문, 1997, 제올라이트를 이용한 용수 중의 암모니아성 질소 제거, 한국생물공학회 춘계학술발표회, 명지대.
18. 서인석, 1995, 간헐폭기 활성슬러지 시스템에 의한 양돈폐수의 영양염류 처리, 충북대학교 대학원 환경공학과 박사학위논문.
19. 박승국, 1998, Dynamic state 활성슬러지 공정에 의한 영양염류(C,N,P) 처리, 충북대학교 박사학위논문.
20. 김남천, 이태수, 1995, 생물학적 폐수처리, 동화기술.
21. 이원호, 1997, 다단 간헐폭기 활성슬러지 시스템에 의한 유기물, 질소, 인의 동시처리, 충북대학교 박사학위논문.
22. 박은정, 1995, 간헐폭기공법을 이용한 돈사폐수의 질소, 인 제거, 부산수산대학교 대학원 환경공학과 석사학위논문.

23. 서인석 외 4인, 1997, MIAP(Modified Intermittently Aeration Process)를 이용한 빌딩오수의 유기물 및 질소제거, 한국수질보전학회 추계학술발표회 논문초록집, 157~160.
24. 이원호, 서인석, 이상일, 1997, 4단 간헐폭기 활성슬러지 시스템에 의한 양돈 폐수의 질소, 인 동시제거, 한국수질보전학회지, 13(3) : 331~338.
25. 이원호, 서인석, 김광렬, 1998, 간헐폭기 활성슬러지 시스템에서 반응조 형태에 따른 질소 및 인의 동시제거 특성에 관한 연구, 대한상하수도학회지, 12(2) : 106~114.
26. 김창원, 1995, 연속회분식반응기와 간헐폭기법에 의한 N·P 제거, 첨단환경기술, 1995년 3월호, pp.4~11.

제 4 장 수산가공폐수의 질소, 인 동시처리 실용화

제 1 절 서 설

연안해역 수질은 유기물과 질소 및 인의 유입으로 인한 부영양화를 초래하여 적조 등으로 수자원이 훼손되고 있으며 이에 오염물질의 유입을 절감하여 수질의 오염을 억제하여야 하고 이런 추세에 맞추어 폐수배출허용기준이 강화되고 있는 실정이다. 국내의 수산물 가공공장의 실제 폐수처리장에 적합한 폐수처리방법을 도출하기 위해서는 수산물가공폐수에 대한 더욱 많은 연구를 하고, 국내의 폐수처리장에 직접 적용하기 위한 적용성 실험 및 국내의 여건에 적합하도록 하기 위한 노력과 경험이 축적되어야 할 것으로 사료된다.

생물학적 폐수처리에 굴패각을 이용한 사례를 살펴보면 다음과 같다. 국내의 연구사례로는 굴패각 미디어를 이용한 유동층 반응기를 사용하여 폐수처리에 대한 연구와 실제하수와 합성폐수 처리에 굴패각을 활성슬러지 폭기조에 침적한 처리법과 표준활성슬러지법을 비교 분석한 연구도 발표되었다. 연구결과에 의하면 굴패각을 이용한 폐수처리방법이 우수한 폐수 처리효율을 보이며 특히 부영양화의 원인물질인 질소 및 인의 처리에 우수함을 보였다.

일본의 굴패각을 폐수처리에 이용한 연구를 살펴보면 펄프제조공장에서 발생하는 폐수를 처리하기 위해 활성오니를 굴패각에 부착 고정화한 활성오니법과 표준 활성오니법에 의한 처리를 비교한 결과 굴패각을 이용한 방법이 우수한 효과를 나타내는 것으로 보고하고 있다. 또한 굴패각을 투여한 침적여상을 이용하여 폐수 처리한 연구사례도 보고되고 있다. 최근 생물학적처리의 담체로 사용하기 위하여 굴패각을 세라믹으로 만들어 비교적 저 농도의 폐수(BOD 20~60mg/ℓ)처리에 다른 세라믹담체와 비교하여 연구한 사례도 보고되었다.

본 연구에서는 1, 2차 년도의 과제에서 도출된 결과를 중심으로 굴패각 담체를 주입하여 폐수처리효율을 도모하고, 제올라이트 및 활성탄 분말을 투여하여 폐수처리효율을 향상시키고, 실제 수산물가공공장의 폐수처리장에 직접 적용하여 간헐폭

기 활성슬러지법으로 운전하였을 때 수산물가공폐수의 변동에 따른 영향에도 효과적인 처리가 가능한지를 조사하고, 최적처리조건을 위한 운전조건과 설계인자를 도출하는 것을 목적으로 한다.

제 2 절 연구수행 내용

1. 공시재료

Table 1과 같이 현재 운전중인 수산물가공 폐수처리장에서 폭기조에 유입하는 폐수의 조성을 보면 SS는 평균 737.3mg/ℓ 이고, BOD는 849.6mg/ℓ, COD는 399.5mg/ℓ 이고 영양염류인 총질소는 163.3mg/ℓ, 총인은 21.1mg/ℓ를 나타내어 유입수의 유기물 및 질소, 인의 농도가 높은 고농도 폐수이며, 표준편차를 보면 폭기조에 유입될 때 조성의 변화가 심하여 유기물 및 질소, 인의 부하변동이 변하는 것을 알 수 있었다.

Table 1. Characteristics of seafood processing wastewater used.

(Unit : mg/ℓ)

	SS	BOD	SBOD	COD	SCOD	T-N	T-P
Minimum	165.0	132.0	46.8	81.4	17.2	88.9	2.7
Maximum	3006.7	2310.4	1206.0	1084.0	483.0	727.7	91.7
Average	737.3	849.6	453.8	399.5	144.0	308.5	30.7
S.D.	559.7	508.0	309.3	273.8	110.9	163.3	21.1

2. 폐수처리장 및 운전조건

우리 나라의 수산물 가공 공장은 연안 해역에 위치해 대부분 소규모이고 영세하다. 더욱이 수산물 가공공장에서 배출되는 폐수는 지방성분 단백질 그리고 엑기스 성분 등을 포함하여 유기물 및 질소 인을 다량 함유하고 있다.

실험에 사용된 폐수처리장은 경남 해안에 위치하는 수산물가공처리업체로서 수산물가공과정에서 배출되는 폐수를 표준활성슬러지법으로 처리하는 폐수처리장이고 조업시간과 수산물종류에 따라 배출되는 폐수의 성상이 변하는 것으로 인해 심한 부하를 받으므로 폐수처리 하기가 어렵워서 Fig. 1~3과 같이 슬러지부상과 거품현상 등이 일어나서 폐수를 처리하기에 상당한 어려움이 따르고 있는 실정이다.

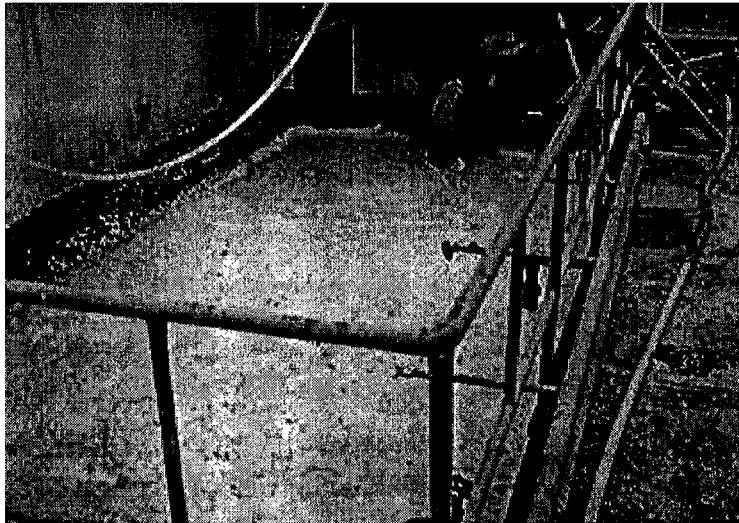


Fig. 1. Foaming in an aeration tank.



Fig. 2. Foam rising from foaming in a clarifier.

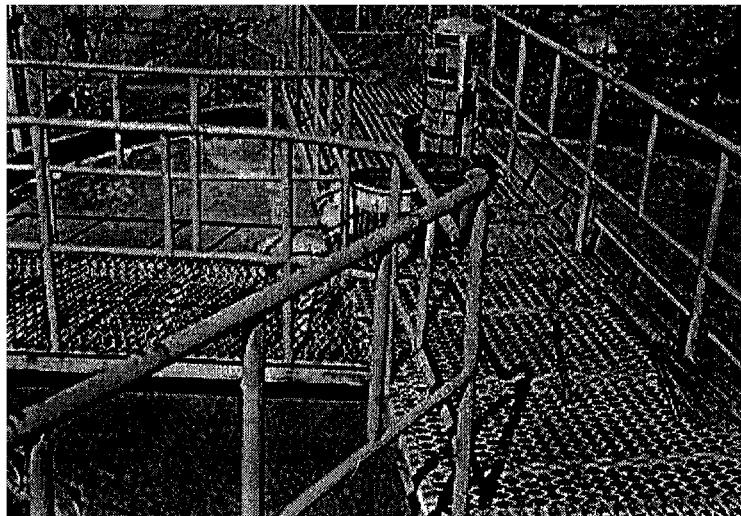


Fig. 3. Sludge rising in a clarifier.

본 연구에서 수행한 폐수처리장은 Fig. 4 및 5와 같은 형태를 유지하고 있는 폐수처리장으로서 폭기조는 가로 2.5m, 세로 5m, 높이 5m로 용적이 62.5m³인 폭기조 4개(총 250m³)로 이루어져 있고 침전조는 직경 5.2m, 높이 3.65m인 침전조(7.5m³)로 이루어져 있다.

폐수는 하루평균 100m³이 유입되어 폭기조에서 HRT가 2.5일로 운전되고 있으며 F/M비는 최소 0.006, 최대 0.102, 평균 0.037kg BOD/kg MLVSS·d, BOD 용적부하는 최소 0.053, 최대 0.924, 평균 0.339kg BOD/m³·d로 운전되고 침전조의 체류시간이 18.6시간으로서 매우 길고 침전조의 표면부하율(Surface loading)이 4.7m³/m²·day로 일반적인 침전조의 표면부하율인 20~30m³/m²·day에 비해 아주 낮게 설계되어 운전되고 있다. 또한 폭기조의 MLSS가 평균 11,000mg/ℓ로 고농도를 유지하면서 슬러지를 하루에 1m³를 폐기시키므로 고형물체류시간(SRT)이 200일로 상당히 길게 운전되고 있어서 표준활성슬러지법으로 운전되고 있지 않고 표준활성슬러지의 변법인 장기폭기법의 형태로 운전되고 있다.

Table 2는 폐수처리장을 가동하면서 운전조건을 요약해 놓은 것이다. RUN 1에서는 질소와 인의 제거효율을 높이기 위해 연속폭기로 운전되고 있는 폐수처리장의 폭기방식을 1시간폭기/1시간비폭기 방식의 간헐폭기로 변경하여 운전하였다.

RUN 2에서는 1시간폭기/1시간비폭기 방식의 간헐폭기로 운전하였을 때 폭기조 거품생성으로 인한 침전조에서 거품과 슬러지부상이 발생하여 A/O 프로세서로 변경하여 운전하였다. 제1폭기조에서 폭기량을 대폭 줄여서 무산소조로 운전하면서 폭기조에 수중펌프를 설치하여 제 1 폭기조내의 슬러지 침강을 막고 슬러지의 원활한 교반을 하였다. 제 2,3,4폭기조에서는 연속폭기방식으로 운전하였고, 제 4폭기조의 슬러지를 1폭기조로 반송하였다.

그리고 제1폭기조에 굴폐각 담체 6.1m³을 투여하여 굴폐각이 차지하는 부피가 폭기조 유효부피의 10%로 침적되도록 하였고, 제 2폭기조에 폭기조 유효부피의 3.4%로 침적되도록 굴폐각을 투여하였다.

RUN 3에서는 A/O방식으로 운전하였을 경우에도 거품발생이 줄어들지 않아서 연속

폭기 방식으로 다시 변경하여 운전하였고 폐수처리장의 폭기조에 활성탄을 250mg/ℓ 가 되도록 25kg을 원수가 유입되는 경우에 투입하였다.

RUN 4에서는 RUN 3에서의 조건과 같이 운전하면서 고가인 활성탄 대신 폐수처리 비용이 상대적으로 낮은 제올라이트 25kg(250mg/ℓ)을 투입하기 시작하였다. RUN 5에서는 폐수처리장의 관리자가 유출수가 양호하여 제올라이트를 투입하지 않고 운전하여서 RUN 6에서는 다시 제올라이트를 투입하기 시작하였다. RUN 7에서는 RUN 2와 같이 A/O방식으로 운전하면서 제올라이트를 투입하였다. RUN 8에서는 A/O 방식으로 운전하면서 다시 거품이 발생하여 연속폭기 방식으로 변경하여 운전하였고 침전조에 내통을 설치하였다.

이 처리장의 유입수와 처리수의 수질 분석을 조사하여 효율을 조사하고 운전방법을 간헐폭기 활성슬러지법으로 변경·운전하여 처리효율을 조사하였다.

Table 2. Operating condition of seafood processing wastewater treatment plant.

	Operating day	Aeration condition	Oyster	Zeolite	Activated carbon
RUN 1	58	1hr aeration / 1hr anaeration	-	-	-
RUN 2	13	A/O process	10%(1)	-	-
RUN 3	27	Continuously aeration	10%(1)	-	25kg/day
RUN 4	20	Continuously aeration	10%(1)	25kg/day	-
RUN 5	13	Continuously aeration	10%(1)	-	-
RUN 6	31	Continuously aeration	10%(1)	25kg/day	-
RUN 7	18	A/O process	10%(1)	25kg/day	-
RUN 8	30	Continuously aeration	10%(1)	25kg/day	-

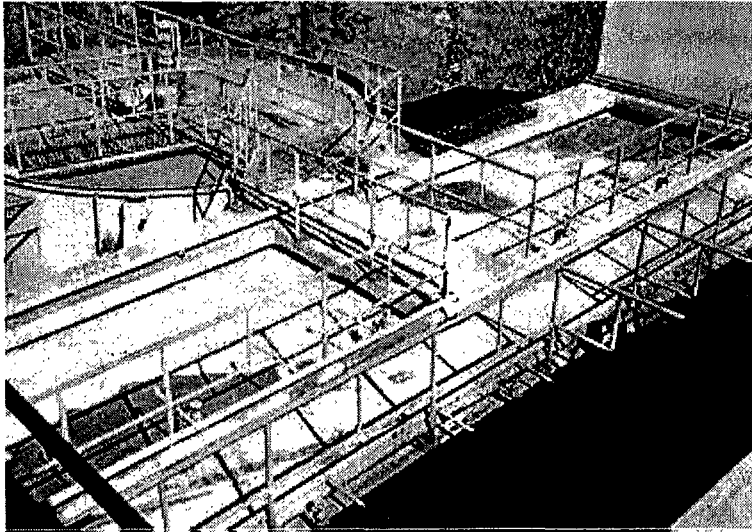


Fig. 4. Seafood processing wastewater treatment plant.

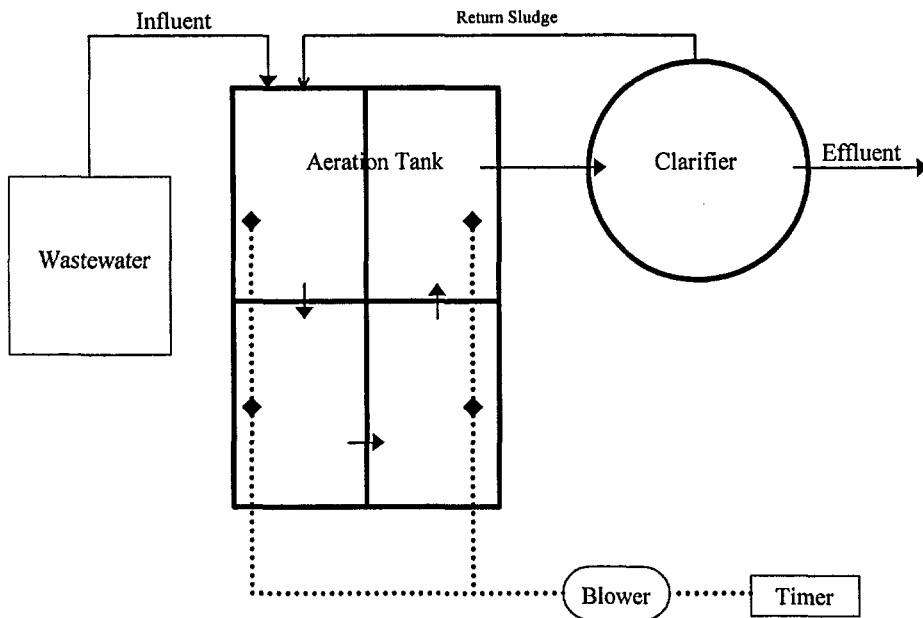


Fig. 5. Diagram of seafood wastewater treatment plant.

가. 굴패각 침적형 생물막 반응조 장치 설계 및 운전

질소의 제거효율을 증가시키기 위한 과정중의 하나인 질산화율을 높이기 위해 폭기량을 증가시키고 슬러지의 체류시간(Sludge Residence Time)을 증대시켜 주어야 한다. 그러나 실제로는 폐수처리장의 DO의 농도는 $1\text{mg}/\ell$ 이하로 운전되고 있으며 SRT는 200일로 상당히 길게 운전되고 있어서 폭기량을 증가시키면 거품현상이 일어나서 폭기조 밖으로 유출될 가능성이 있다.

따라서 산소의 부족으로 인한 효율저하의 문제점을 해결하고, 질산화율을 증가시키기 위해서 다음 Fig. 6과 같이 폭기조에 굴패각을 침적시킨 장치를 제작하여 설치하였다. 본 방법이 수산물 폐수처리장에 저렴한 비용과 용이한 설치 및 제거를 위하여 Fig. 7과 같이 미생물 담체는 어촌에서 쉽게 구입이 가능한 직경 0.5m이고 높이가 0.7m인 그물로 이루어진 조개망자루(0.137m^2)에 굴패각을 넣어 제작하였다. Fig. 8과 같이 굴패각이 담긴 자루를 폭기조에 투입하여 줄로서 매달아 놓았다. 제 1폭기조에 총 45개의 자루를 폭기조에 투입하여 굴패각이 차지하는 부피가 6.1m^3 이 되도록 하여 굴패각이 차지하는 부피가 폭기조 유효부피의 10%로 침적되도록 굴패각을 투입하였고, 제 2폭기조에 총 15개의 자루를 투입하여 폭기조 유효부피의 3.4%로 침적되도록 굴패각을 투입하였다.

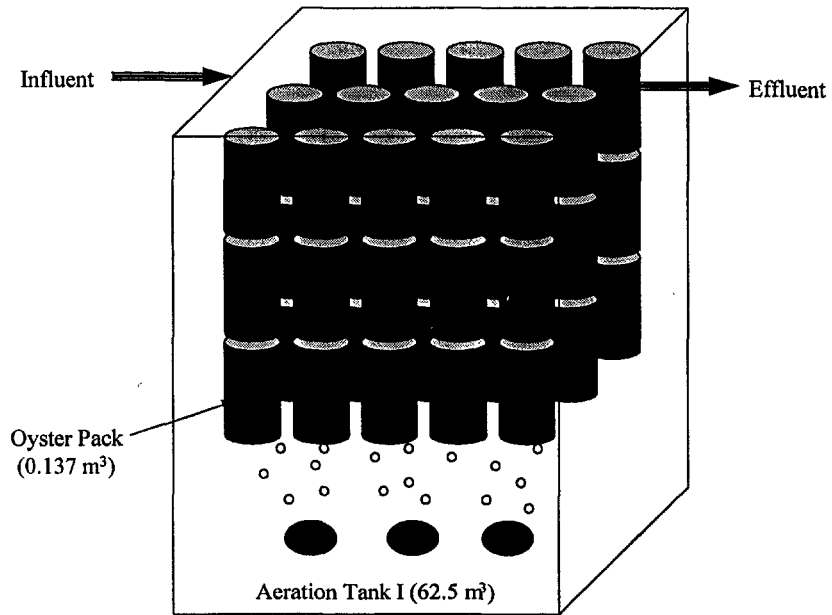


Fig. 6. Diagram of oyster shell packs in an aeration tank.



Fig. 7. Photograph of oyster shell packs.

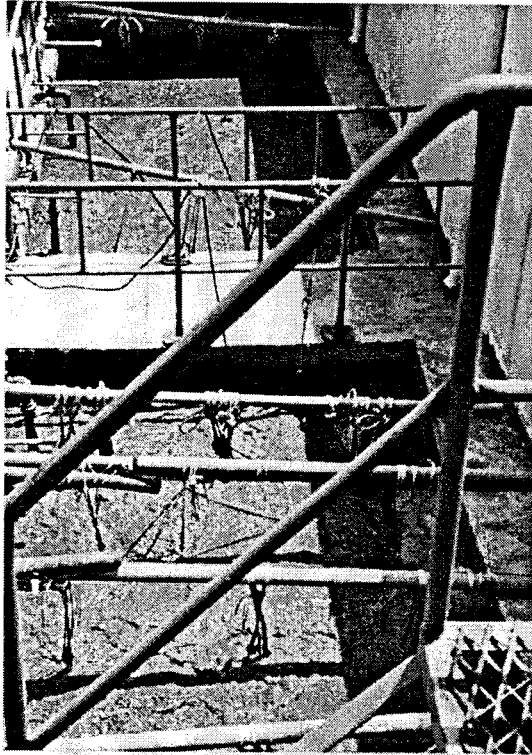


Fig. 8. Oyster shell packs in an aeration tank.

나. 제올라이트 및 활성탄 분말 투여

현재 활성슬러지법으로 폐수를 처리하였을 때 발생하는 거품현상을 감소시키고, 과도한 MLSS로 인해 침전조에서 슬러지의 침강성이 나쁘고, 실제 수산물가공공장의 조업시간이 일정하지 않고 원료물질의 계절에 따라 변하므로 폭기조에 유입되는 원수의 성상과 농도의 변화로 인해 부하량이 일정하지 않아서 안정적인 처리가 어렵다.

따라서 이러한 문제를 해결하여 슬러지의 침강성을 증대시키고 원료물질의 변경과 과부하 시에도 안정적인 처리가 가능하도록 하기 위한 방안의 하나로서 폐수처리장의 폭기조에 제올라이트 분말과 활성탄 분말을 투여하였다.

다. 간헐 폭기 방식으로 운전

현재의 폐수처리장에서 저 비용으로 폐수처리장을 개조하여 질소의 제거효율을 높이기 위해서 간헐폭기방식을 도입하였다. 연속폭기방식에서 폭기조의 공기를 공급하는 Blower에 타이머를 연결하고, 비폭기인 경우 슬러지의 원활한 교반을 위해서 폭기조에 수증펌프를 넣어서 교반하였다. 운전주기는 1시간 폭기/1시간 비폭기로 조절하여 수행하였다.

라. A/O 방식으로 운전

현재의 폐수처리장에 인의 제거효율을 높이기 위해서 A/O방식의 처리법을 도입하였다. 제 1 폭기조에 산소의 공급을 중단하고, 제 2, 3, 4 폭기조에만 산소를 공급하였고 Fig. 9와 같이 제 1 폭기조에서 원활한 슬러지의 내부 순환을 위해 수증펌프를 넣어서 교반하였고, 제 4 폭기조에서 제 1 폭기조로 슬러지가 내부 반송되도록 수증펌프를 넣어서 가동하였다.

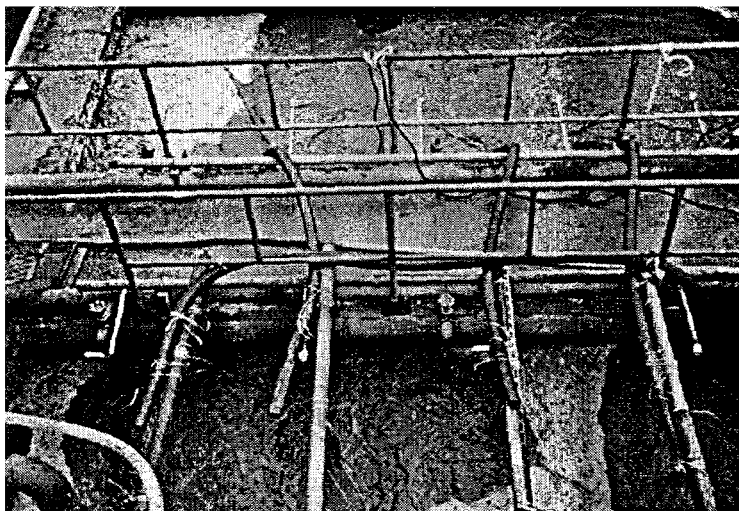


Fig. 9. A/O process at seafood wastewater treatment plant.

마. 침전조 내통 설치 공사

침전조에서 슬러지가 부상하여 유출되는 것을 방지하고 또한 슬러지의 부상으로 인해서 침전조에서 슬러지가 부유하여 유출되거나 Fig. 10과 같이 침전조의 상층에 두꺼운 슬러지 층의 형성을 제거하기 위해 내통을 설치하였다. 다음 Fig. 11은 내통의 설계도이고, Fig. 12 및 13은 실제로 침전조에 설치된 것을 촬영한 사진이다.

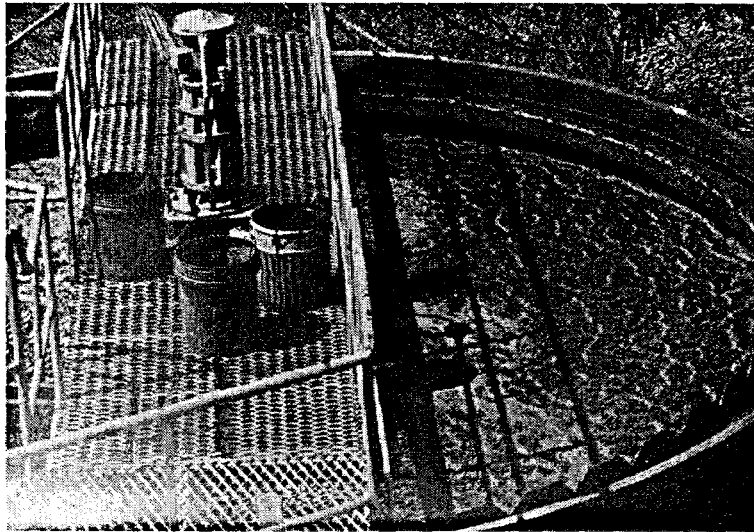


Fig. 10. Sludge rising at clarifier.

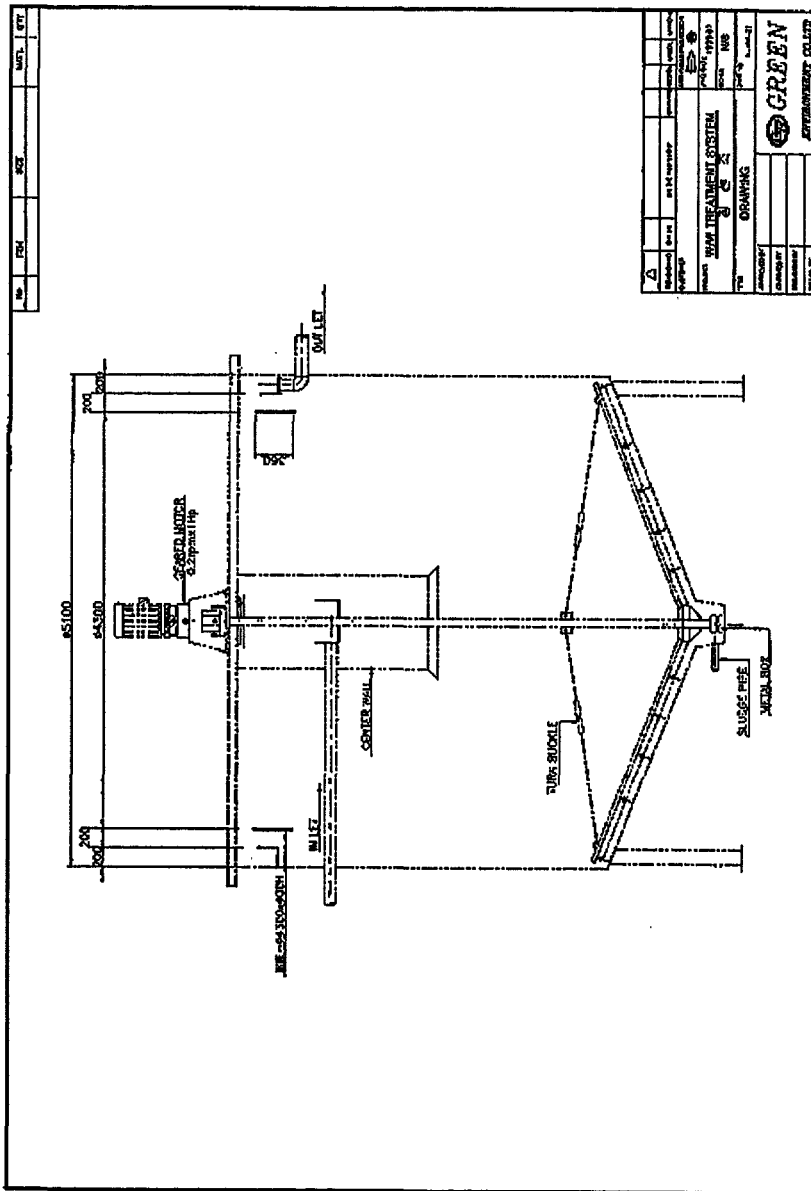


Fig. 11. A drawing of baffle in clarifier.

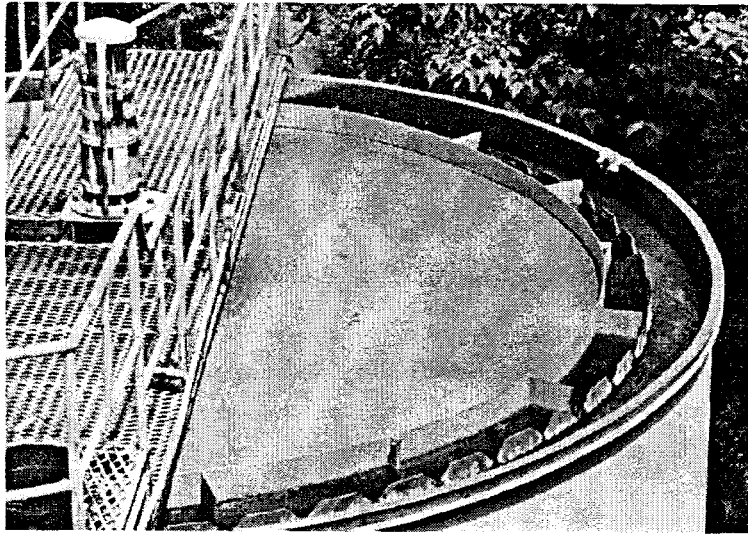


Fig. 12. A photograph of baffle in clarifier.

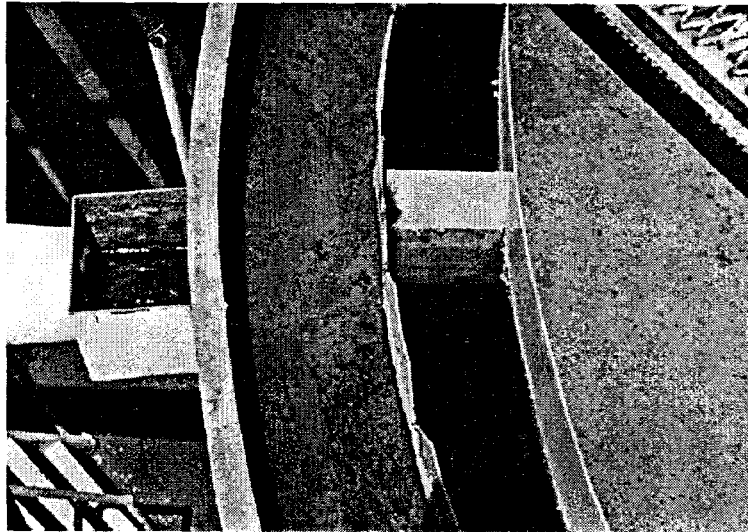


Fig. 13. A photograph of baffle in clarifier.

제 3 절 연구수행 결과 및 고찰

SS 제거율의 변화를 보면 실제 폐수처리장에서 운전하는 조건인 연속폭기일 때 평균 33mg/ℓ로 96%가 제거되었으나 Table 3에서 RUN 1에서 간헐폭기를 하였을 때 SS는 평균 85.4mg/ℓ로 83.4%가 제거되었다. 이것은 운전조건의 변동과 폐수처리장의 부하량의 변동으로 간헐폭기를 운전할 때 슬러지가 간헐폭기에 순응되지 않아서 연속 폭기보다 낮은 제거율을 나타내고 있다. RUN 2에서 평균 241.7mg/ℓ로 66.6%가 제거되어 A/O방식으로 변경하였으나 부하변동으로 인한 폐수처리가 계속 안정이 되지 않고 거품발생이 줄어들지 않아서 더욱 악화된 처리수를 나타내게 되었다.

RUN 2에서 A/O 방식으로 운전하다가 RUN 3에서 다시 연속폭기로 변경하고 폭기조에 활성탄을 투여하기 시작하면서 유출수의 농도가 낮아지기 시작하여 평균 86.3%가 제거되었다. RUN 4에서 평균 87.2mg/ℓ로 92.3%가 제거되어 계속 안정되어 가기 시작하였다. RUN 5에서 제올라이트를 투여하지 않으면서 제거 효율이 낮아져 평균 43.5mg/ℓ로 77.0%가 제거되었다. RUN 6에서 다시 제올라이트를 투여하였고 유출수가 안정을 찾아가면서 평균 19.2mg/ℓ로 96.7%가 제거되었다.

RUN 7에서 평균 44.4mg/ℓ로 86.3%가 제거되었다. 여름의 높은 온도와 조업이 일 주일에 3일 정도로 조업일수가 더욱 줄어들어서 유출되는 폐수가 작아지고 부하량의 변동이 커져서 다시 유출수가 악화되었다. RUN 8에서 평균 111.1mg/ℓ로 67.8%가 제거되어 RUN 7에서의 부하변동 영향이 계속 이어지고 있어서 유출수가 더욱 악화되었다.

Table 3. SS concentration and removal efficiency of effluent.

	Concentration (mg/ l)			Removal efficiency (%)		
	Min.	Max.	Avg.	Min.	Max.	Avg.
RUN 1	29.0	164.0	85.4	61.4	95.4	83.4
RUN 2	106.6	597.0	241.7	9.8	90.9	66.6
RUN 3	9.6	793.3	274.6	73.6	96.8	86.3
RUN 4	24.6	177.5	87.2	87.0	97.8	92.3
RUN 5	20.0	67.0	43.5	59.4	94.6	77.0
RUN 6	7.0	47.5	19.2	90.0	99.2	96.7
RUN 7	13.3	87.0	44.4	80.1	97.6	86.3
RUN 8	33.2	269.4	111.1	28.3	86.6	67.8

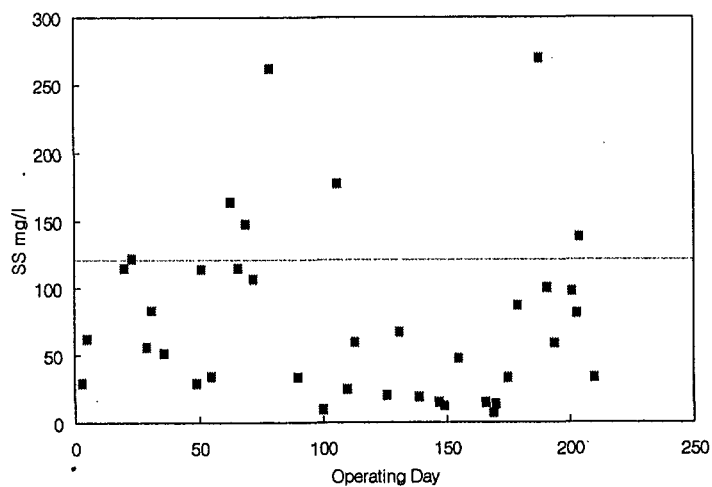


Fig. 14. Variation of SS concentration during operating day.

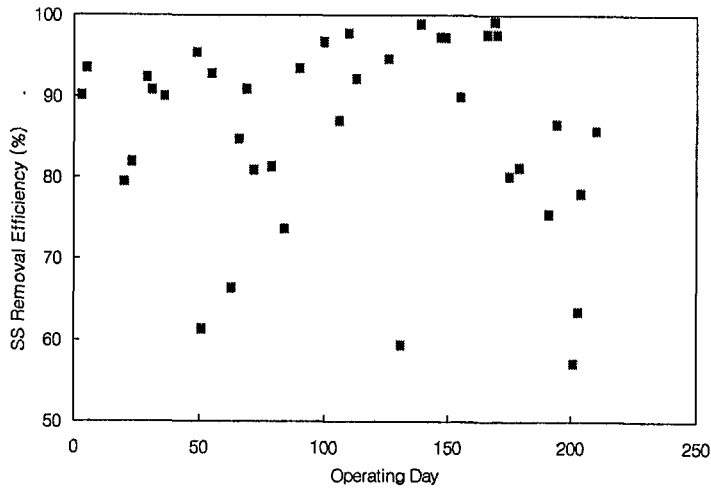


Fig. 15. Variation of SS removal efficiency during operating day.

BOD 제거율의 변화를 보면 실제 폐수처리장에 적용하기 전의 연속폭기조건으로 운전하였을 때 평균 $13.8\text{mg}/\ell$ 로 97.4%가 제거되었고 Table 4의 RUN 1에서 간헐폭기를 하였을 때 BOD는 평균 $27.7\text{mg}/\ell$ 로 97.0%가 제거되었다. 연속 폭기보다 낮은 제거율을 나타내고 있는 이유는 운전조건의 변동과 폐수처리장의 부하량의 변동으로 간헐폭기를 운전할 때 안정된 유출수가 나오지 않고 Fig. 10에서와 같이 침전조에서 슬러지 부상으로 인한 두꺼운 슬러지 층을 형성하면서 유출수가 여과되어 처리되기 때문에 사료된다. RUN 2에서 평균 $178.4\text{mg}/\ell$ 로 81.7%가 제거되어 A/O방식으로 변경하였으나 부하변동으로 인한 폐수처리가 계속 안정이 되지 않고 폭기조의 거품발생이 줄어들지 않아서 침전조로 유출되어 더욱 나쁜 처리효율을 나타내게 되었다.

RUN 2에서 A/O 방식으로 운전하다가 RUN 3에서 다시 연속폭기로 변경하고 폭기조에 활성탄을 투입하기 시작하면서 BOD가 낮아지기 시작하여 평균 $72.7\text{mg}/\ell$, 94.8%가 제거되었다. RUN 4에서 평균 $19.9\text{mg}/\ell$ 로 98.6%가 제거되어 계속 안정되어 가기 시작하였다. RUN 5에서 제올라이트를 투입하지 않으면서 제거 효율이 낮아져 평균 $11.9\text{mg}/\ell$ 로 97.5%가 제거되었다. RUN 6에서 다시 제올라이트를 투입하였고 유출수

가 안정을 찾아가면서 평균 5.8mg/ℓ로 97.7%가 제거되었다.

RUN 7에서 평균 10.6mg/ℓ로 97.7%가 제거되었다. 여름의 높은 온도와 조업이 일주일에 3일정도로 조업일수가 더욱 줄어들어서 유출되는 폐수가 작아지고 부하량의 변동이 커져서 다시 유출수가 악화되었다. RUN 8에서 평균 23.6mg/ℓ로 95.3%가 제거되어 RUN 7에서의 부하변동 영향이 계속 이어지고 있어서 유출수가 더욱 악화되었다.

Table 5를 보면 SBOD의 농도와 제거효율을 볼 수 있다. SBOD에서도 RUN3에서 평균 20.3mg/ℓ로 92.8%제거되어 BOD 결과와 같이 부하변동으로 인한 폭기조의 거품발생으로 다른 조건보다 처리가 되지 않고 유출되는 것을 볼 수 있다. 그리고 RUN4에서 평균 5.9mg/ℓ로 99.0%가 제거되었다. 그 이유로 활성탄 주입과 글페각 미생물 담체로 인해 제거효율이 증가하는 것으로 사료된다.

Table 4. BOD concentration and removal efficiency of effluent.

	Concentration (mg/ ℓ)			Removal efficiency (%)		
	Min.	Max.	Avg.	Min.	Max.	Avg.
RUN 1	3.9	59.5	27.7	95.5	99.3	97.0
RUN 2	101.7	249.5	178.4	68.8	89.3	81.7
RUN 3	1.4	210.9	72.7	90.9	99.0	94.8
RUN 4	15.9	23.0	19.9	98.4	98.9	98.6
RUN 5	4.9	18.8	11.9	96.8	98.2	97.5
RUN 6	2.3	12.6	5.8	96.9	99.0	97.7
RUN 7	4.9	19.3	10.6	96.9	99.0	97.7
RUN 8	13.0	44.5	23.6	92.4	97.5	95.3

Table 5. SBOD concentration and removal efficiency of effluent.

	Concentration (mg/ ℓ)			Removal efficiency (%)		
	Min.	Max.	Avg.	Min.	Max.	Avg.
RUN 1	0.9	23.6	7.2	94.6	99.7	97.9
RUN 2	17.1	25.8	20.3	81.3	98.5	92.8
RUN 3	0.4	9.9	5.9	97.6	99.6	99.0
RUN 4	2.5	14.9	8.4	97.1	99.7	98.5
RUN 5	1.1	6.5	3.8	97.7	98.1	97.9
RUN 6	1.1	2.2	1.6	92.7	97.1	94.9
RUN 7	6.1	8.5	7.3	92.7	97.1	94.9
RUN 8	3.1	24.1	11.5	90.9	98.3	95.9

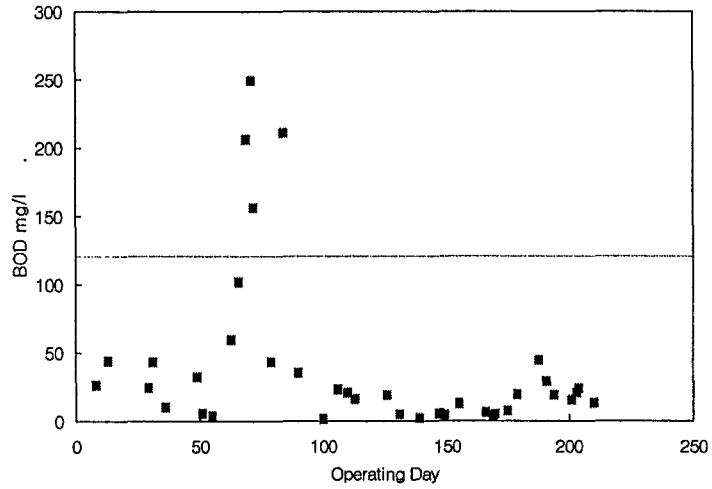


Fig. 16. Variation of BOD concentration during operating day.

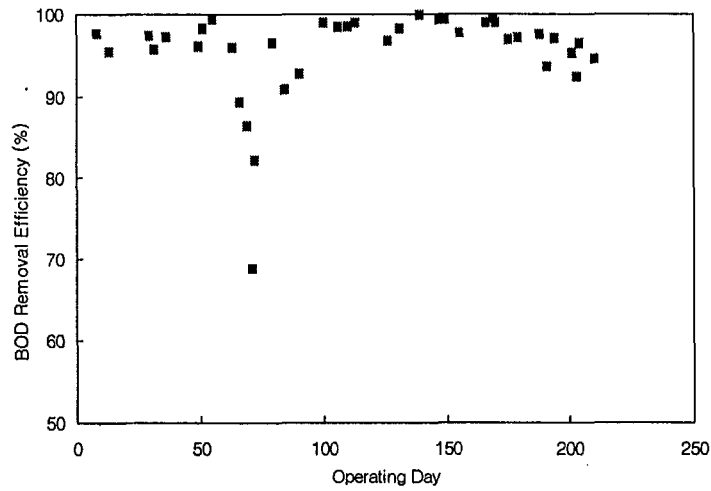


Fig. 17. Variation of BOD removal efficiency during operating day

Table 6과 7에 COD와 SCOD의 제거효율을 나타내었다. COD 제거율의 변화를 보면 연속폭기 조건에서 평균 28.4mg/ℓ로 94.1%가 제거되었고 RUN 1에서 간헐폭기를 하였을 때 BOD는 평균 45.5mg/ℓ로 82.4%가 제거되었다. 연속 폭기보다 낮은 제거율을 나타내고 있는 이유는 운전조건의 변동과 폐수처리장의 부하량의 변동으로 간헐폭기를 운전할 때 연속폭기보다 부하량의 변동에 약하기 때문에 안정된 유출수가 나오지 않고 Fig. 10에서와 같이 침전조에서 슬러지 부상으로 인한 두꺼운 슬러지층을 형성하면서 유출수가 여과되어 처리되기 때문으로 사료된다. RUN 2에서 평균 162.6mg/ℓ로 60.9%가 제거되어 A/O방식으로 변경하였으나 부하변동으로 인한 폐수처리가 계속 안정이 되지 않고 폭기조의 거품발생이 줄어들지 않아서 침전조로 유출되어 더욱 나쁜 처리효율을 나타내게 되었다.

RUN 2에서 A/O 방식으로 운전하다가 RUN 3에서 다시 연속폭기로 변경하고 폭기조에 활성탄을 투여하기 시작하면서 COD가 낮아지기 시작하여 평균 66.9mg/ℓ, 87.1%가 제거되었다. RUN 4에서 평균 35.3mg/ℓ로 93.4%가 제거되어 계속 안정되어 가기 시작하였다. RUN 5에서 제올라이트를 투여하지 않으면서 제거 효율이 낮아져 평균 17.8mg/ℓ로 84.8%가 제거되었다. RUN 6에서 다시 제올라이트를 투여하였고 유출수가 안정을 찾아가면서 평균 10.4mg/ℓ로 91.2%가 제거되었다.

RUN 7에서 평균 15.2mg/ℓ로 91.2%가 제거되었다. 여름의 높은 온도와 조업이 일주일에 3일정도로 조업일수가 더욱 줄어들어서 유출되는 폐수가 작아지고 부하량의 변동이 커져서 다시 유출수가 악화되었다. RUN 8에서 평균 32.4mg/ℓ로 82.3%가 제거되어 RUN 7에서의 부하변동 영향이 계속 이어지고 있어서 유출수가 더욱 악화되었다.

SBOD의 농도와 제거효율을 보면 RUN3에서 평균 68.9mg/ℓ로 53.8%제거되어 COD 결과와 같이 부하변동으로 인한 폭기조의 거품발생으로 다른 조건보다 처리가 되지 않고 유출되는 것을 볼 수 있다. 그리고 RUN4에서 평균 9.1mg/ℓ로 88.2%가 제거되어 유출수의 제거효율이 증가하였다. 그 이유로 활성탄 주입과 굴폐각 미생물 담체로 인해 제거효율이 증가하는 것으로 사료된다.

1, 2차 연도 과제에서 실험실에서의 간헐폭기와 연속폭기 실험에서 유기물제거효율이 비슷하게 나타난 실험결과와는 다르게 실제 수산물 가공폐수처리장에 적용하여 실험한 본 연구에서의 유기물 제거효율은 연속폭기가 우수한 것으로 조사되었다. 이 것은 1, 2차 연도에서는 실험실에서 부하량을 일정한 수준으로 조절하여 부하변동의 폭이 크지는 않았으나 실제 수산물 가공업체의 폐수처리장에서는 간헐폭기보다 연속폭기에서 조업시간의 변동과 원수 수질의 변화로 인한 잦고 심한 부하변동에 적응하는 것이 빠르기 때문인 것으로 사료된다.

Table 6. COD concentration and removal efficiency of effluent.

	Concentration (mg/ ℓ)			Removal efficiency (%)		
	Min.	Max.	Avg.	Min.	Max.	Avg.
RUN 1	18.8	62.8	45.5	39.4	93.5	82.4
RUN 2	105.2	231.7	162.6	44.3	80.5	60.9
RUN 3	3.4	160.2	66.9	81.7	96.9	87.1
RUN 4	24.5	50.1	35.3	93.1	94.0	93.4
RUN 5	17.0	18.5	17.8	77.6	92.0	84.8
RUN 6	7.2	18.9	10.4	89.6	93.8	91.2
RUN 7	8.1	27.0	15.2	89.6	93.8	91.2
RUN 8	17.7	53.0	32.4	71.6	93.4	82.3

Table 7. SCOD concentration and removal efficiency of effluent.

	Concentration (mg/ ℓ)			Removal efficiency (%)		
	Min.	Max.	Avg.	Min.	Max.	Avg.
RUN 1	7.8	39.2	21.5	36.2	94.4	76.6
RUN 2	50.4	84.4	68.9	34.6	66.9	53.8
RUN 3	1.2	16.2	9.1	67.5	96.0	88.2
RUN 4	7.0	17.7	13.8	87.1	97.4	91.6
RUN 5	5.4	13.6	9.5	78.8	85.7	82.3
RUN 6	5.2	6.7	5.9	90.2	90.2	90.2
RUN 7	8.9	10.8	9.8	90.2	90.2	90.2
RUN 8	6.5	25.5	13.5	48.0	90.0	75.6

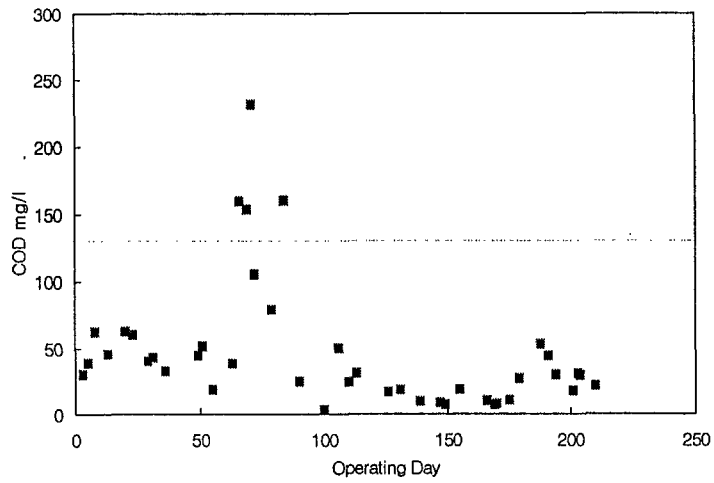


Fig. 18. Variation of COD concentration during operating day.

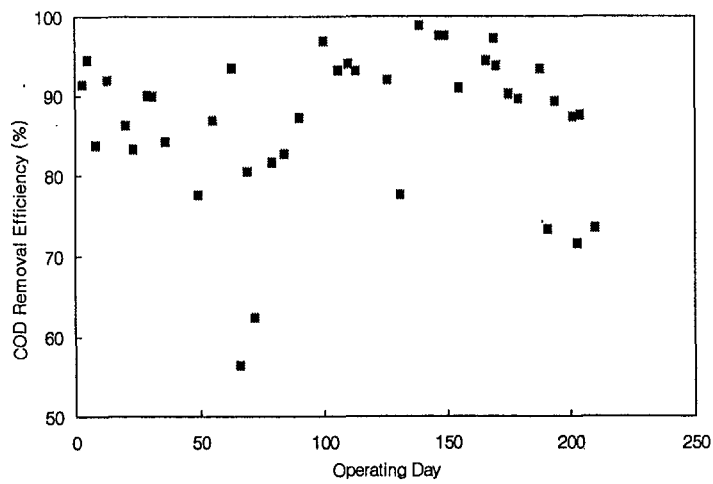


Fig. 19. Variation of COD removal efficiency during operating day

Table 8의 T-N 제거율의 변화를 보면 연속폭기조건에서 평균 102.2mg/ℓ로 52.1%가 제거되었고 RUN 1에서 간헐폭기를 하였을 때 T-N는 평균 132.6mg/ℓ로 45.9%가 제거되었다. 간헐폭기에서 T-N의 제거율이 연속 폭기보다 낮은 제거율을 나타내고 있는 이유는 운전조건의 변동과 폐수처리장의 부하량의 변동으로 간헐폭기를 운전할 때 안정된 유출수가 나오지 않고, 연속폭기에서는 Fig. 10에서와 같이 침전조에서 슬러지 부상으로 인한 두꺼운 슬러지 층을 형성하면서 유출수가 여과되면서 총 질소가 처리되나 간헐폭기를 운전하면서 슬러지 층을 걷어 내었기 때문에 연속폭기 조건보다 낮은 제거효율을 나타내고 있고, 또한 슬러지층으로 인해서 연속폭기조건에서 일반적으로 활성슬러지법으로 운전하였을 때 30%의 제거효율을 보이는 반면 본 실험에서는 보다 높은 제거효율을 나타내고 있는 것으로 사료된다. RUN 2에서 평균 406.8mg/ℓ로 39.1%가 제거되어 A/O방식으로 변경하였으나 부하변동으로 인한 폐수처리가 계속 안정이 되지 않고 폭기조의 거품발생이 줄어들지 않아서 침전조로 유출되어 더욱 나쁜 처리효율을 나타내게 되었다.

RUN 2에서 A/O 방식으로 운전하다가 RUN 3에서 다시 연속폭기로 변경하고 폭기조에 활성탄을 투여하기 시작하면서 T-N가 낮아지기 시작하여 평균 127.2mg/ℓ, 52.9%가 제거되었다. RUN 4에서 평균 134.6mg/ℓ로 62.5%가 제거되어 계속 안정되어 가기 시작하였다. RUN 5에서 제올라이트를 투여하지 않으면서 제거 효율이 낮아져 평균 100.4mg/ℓ로 59.9%가 제거되었다. RUN 6에서 다시 제올라이트를 투여하였고 제올라이트가 투여되면서 질소의 제거율이 높아져 평균 50.2mg/ℓ로 74.3%가 제거되었다.

RUN 7에서 평균 65.7mg/ℓ로 74.3%가 제거되었으나 RUN 8에서 평균 107.4mg/ℓ로 64.7%가 제거되었다. 여름의 높은 온도와 조업이 일주일에 3일정도로 조업일수가 더욱 줄어들어서 유출되는 폐수가 작아지고 부하량의 변동이 커져서 다시 유출수가 악화된 것으로 조사되었다.

Table 8. T-N concentration and removal efficiency of effluent.

	Concentration (mg/ l)			Removal efficiency (%)		
	Min.	Max.	Avg.	Min.	Max.	Avg.
RUN 1	84.7	196.5	132.6	15.6	69.9	45.9
RUN 2	152.5	627.9	406.8	13.7	61.6	39.1
RUN 3	49.7	206.4	127.2	16.0	66.8	52.9
RUN 4	63.3	252.1	134.6	46.4	77.3	62.5
RUN 5	98.9	101.9	100.4	42.7	77.0	59.9
RUN 6	12.5	115.2	50.2	57.7	90.8	74.3
RUN 7	12.3	111.8	65.7	57.7	90.8	74.3
RUN 8	62.2	124.5	107.4	36.8	78.0	64.7

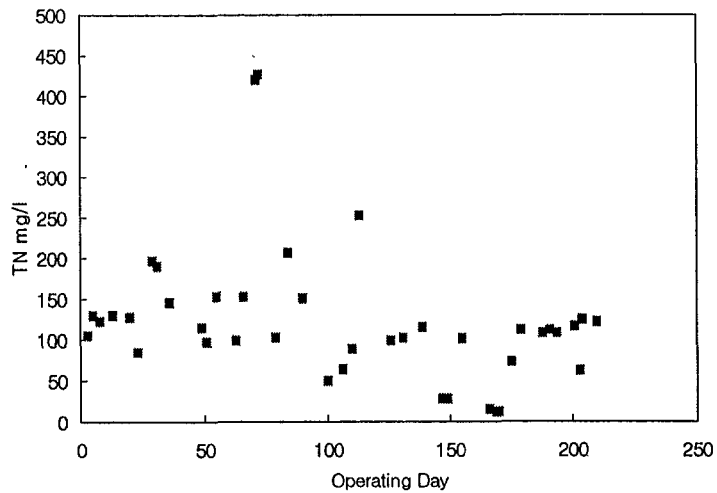


Fig. 20. Variation of T-N concentration during operating day.

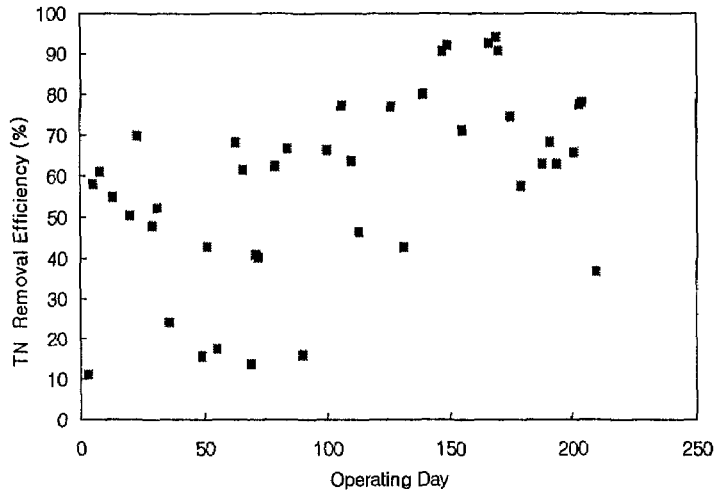


Fig. 21. Variation of T-N removal efficiency during operating day.

Table 9의 T-P 제거율의 변화를 보면 연속폭기조건에서 평균 11.7mg/ℓ로 69.3%가 제거되었고 RUN 1에서 간헐폭기를 하였을 때 T-P는 평균 13.1mg/ℓ로 45%가 제거되었다. 간헐폭기에서 연속 폭기보다 낮은 제거율을 나타내고 있는 이유는 운전 조건의 변동과 폐수처리장의 부하량의 변동으로 간헐폭기를 운전할 때 부하변동에 적응하기 어려워 안정된 유출수가 나오지 않기 때문으로 사료된다.

RUN 2에서 평균 11.7mg/ℓ로 16.6%가 제거되어 A/O방식으로 변경하였으나 부하변동으로 인한 폐수처리가 계속 안정이 되지 않아서 RUN 1과 같은 처리효율을 보이다가 RUN 3에서 다시 연속폭기로 변경하고 폭기조에 활성탄을 투여하기 시작하면서 T-P가 낮아지기 시작하여 평균 8.6mg/ℓ, 80.1%가 제거되었다. RUN 4와 RUN 5에서 각각 평균 3.8 및 2.2mg/ℓ로 각각 90.9 및 87.3%가 제거되어 안정된 유출수를 나타내었다.

RUN 6에서 평균 9.9mg/ℓ로 50.5%가 제거되었고 RUN 7에서 평균 24.5mg/ℓ로 50.5%가 제거되었다. RUN 8에서 평균 24.0mg/ℓ로 50.5%가 제거되었다.

Table 9. T-P concentration and removal efficiency of effluent.

	Concentration (mg/ l)			Removal efficiency (%)		
	Min.	Max.	Avg.	Min.	Max.	Avg.
RUN 1	3.4	26.0	13.1	8.0	85.8	45.0
RUN 2	6.0	17.0	11.7	31.1	75.6	46.6
RUN 3	0.9	23.3	8.6	71.7	87.3	80.1
RUN 4	2.2	5.1	3.8	87.0	95.9	90.9
RUN 5	2.0	2.5	2.2	84.2	90.4	87.3
RUN 6	3.4	22.5	9.9	50.5	50.5	50.5
RUN 7	9.0	40.1	24.5	50.5	50.5	50.5
RUN 8	14.9	40.1	24.0	0.1	60.3	43.0

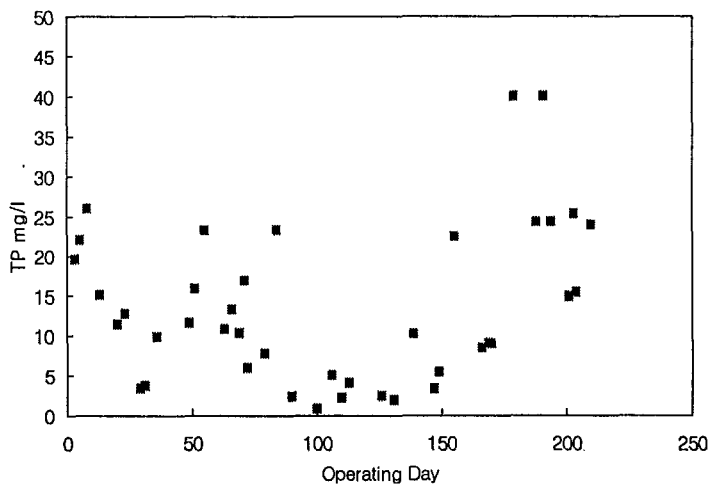


Fig. 22. Variation of T-P concentration during operating day.

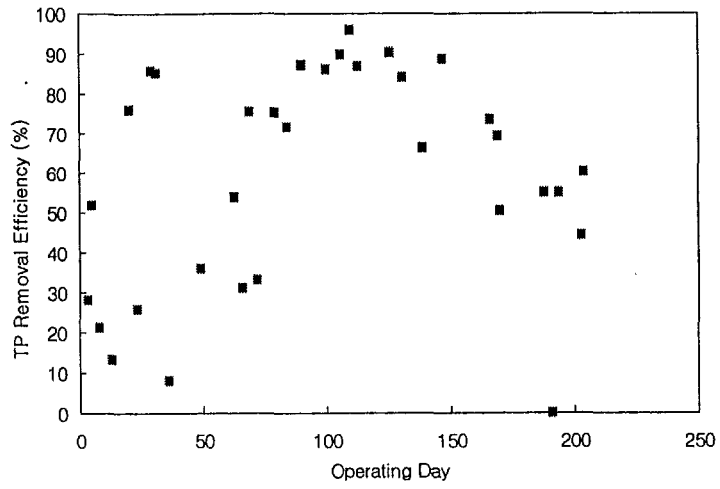


Fig. 23. Variation of T-P removal efficiency during operating day

제 4 절 요약

본 실험에 적용한 수산물가공식품 폐수처리장과 같은 소규모 폐수처리장을 운영함에 있어서 일정한 유지 관리가 가장 큰 어려움이라고 생각되어 수산물가공폐수의 실용적인 처리를 위하여 실제 폐수처리장에 굴폐각 담체를 투여하고, 활성탄 분말과 제올라이트 분말을 투여하고, 침전조에 내통을 설치하고, 간헐폭기 및 A/O 프로세서를 적용하여 실험한 결과를 요약하면 다음과 같다.

1. 본 연구가 수행된 폐수처리장의 F/M비는 평균 0.037 kg BOD/kg MLVSS·d, BOD 용적부하는 평균 0.339 kg BOD/m³·d로 운전되고 있었고, 폐수처리장의 슬러지 처리비용으로 인해 1주일에 6m³의 슬러지를 폐기하여 SRT 200일, MLSS 11000mg/l로 운전되고 있었다.
2. 초기에 총질소의 제거효율이 40%로 나타났으나 실험기간이 길어질수록 총질소의 제거효율이 74%로 증가한 것을 보면 굴폐각이 담체의 역할을 하여 총질소의 제거효율을 증가시키는 것으로 조사되었다. 그리고 굴폐각 담체의 투여로 인하여 총인의 제거효율이 약 40%정도 증가한 것으로 조사되었다.
3. 활성탄 분말과 제올라이트 분말의 투여로 SS, BOD, COD의 제거효율이 5~10% 증가하였고 총질소와 총인의 제거효율이 5~20% 증가하였다.
4. 간헐폭기 활성슬러지법과 A/O 프로세스로 운전을 하는 경우 부하량의 변동에 대해 연속폭기보다 적응이 늦어서 부하량의 변화가 크고 고농도의 MLSS를 함유한 공정에서는 적응기간이 길어서 실제 수산물가공식품 폐수처리장에 적용하기 위해서는 효율적인 고액분리 장치가 필요하고, 적용하기 전에 pilot 실험을 통한 보다 다양한 조건에서 심도 있는 연구가 필요할 것으로 사료된다.
5. 침전조의 내통설치로 인해 폐수처리에 있어서 부하변동으로 발생하는 침전조의 슬러지의 부상, 거품현상 등으로 인한 유출수의 악화를 줄일 수 있는 것으로 조사되었다.

제 5 절 참고문헌

1. 김봉안, 1996, 바다오염의 현황과 근절책, 수산진흥원 권두논문.
2. 백병천, 신항식, 1994, 연속회분식 반응기를 이용한 수산물 가공폐수 처리, 대한 상하수도학회, 8(1).
3. 김영석, 박철휘, 박태주, 1985, 수산물 가공폐수의 생물학적 처리, 대한환경공학회지, 7(2).
4. 유성환, 1988, 해산물 가공폐수를 위한 효율적인 생물학적 처리, 관동대학교 논문집.
5. 임재명 외 5인, 1996, 산업폐수처리, 신광문화사.
6. 서재수 외 4인, 1995, 수산가공공장 폐액의 등전점 침전처리에 의한 유용성분 재회수 이용, 한국생물공학회, 10(1) : 1~8.
7. Mendes, R., Lema, J. M., Soto, M., 1995, Treatment of Seafood Processing Wastewaters in Mesophilic and Thermophilic Anaerobic Filters, Water Environment Research, 67(1) : 33~45.
8. Yoshito Nawa et al., 1997, Simultaneous Removal of Nitrogen and Phosphorus in Intermittently Aerated 2 Tank Activated Sludge Process -An Application Marine Products Processing Wastewater", 第31會日本水環境學會年會講演集, 北海道大學.
9. 강지운, 김진혁, 이희철, 1996, 굴 폐각으로부터 고급 침강성 탄산칼슘의 제조 공정 개발에 관한 연구, 한국폐기물학회, 13(2) : 320~327.
10. 이방희, 1998, P 및 NH_4^+ -N제거를 위한 굴폐각과 제올라이트의 활용, 창원대학

교 석사학위논문.

11. 강지운, 김진혁, 이희철, 1996, 굴 폐각으로부터 고급 침강성 탄산칼슘의 제조 공정 개발에 관한 연구, 한국폐기물학회, 13(2) : 320~327.
12. 김문평, 한중대, 1997, 굴껍질을 복토제로 활용하기 위한 중금속과 유기물의 흡착능에 관한 연구, 대한환경공학회지, 19(1) : 97~110.
13. 황선치, 우용태, 이무강, 1994, Oyster shell에 의한 중금속 흡착제거 특성에 관한 연구, 경성대학 환경연보, 4(1) : 71~80.
14. 권오상, 1984, 굴껍질을 이용한 생물학적 유동층 반응기에 대한 연구, 인하대학교 석사학위논문.
15. 서희정 외 3인, 1997, 굴폐각을 담체로 사용한 침적형 생물학적 폐수처리 및 예측, 한국환경과학회지, 6(6).
16. 서희정, 1997, 생물막 여재로 폐굴껍질을 이용한 폐수처리에 관한 연구, 창원대학교 석사학위 논문.
17. 赤松 勳, 1992, 再生紙工場排水の處理技術 に關する研究, 四國工業技術試驗所.
18. Nishimura, H. et al., 1997, Characteristics of Water Purification by Biofilm Process Using Non-Reused Materials", 6th IAWQ Asia Pacific Regional Conference, Seoul, 462~469.
19. 김양, 김덕수, 장세복, 박상윤, 1996, 포항산 천연 제올라이트와 합성 제올라이트에 의한 금속 이온의 제거, 대한환경공학회지, 18(5) : 587~602.
20. 삼성건설기술연구소, 1995, Zeolite를 이용한 질소·인 동시제거 공정 개발, 환경부.
21. 조규갑, 박종문, 1997, 제올라이트를 이용한 용수 중의 암모니아성 질소 제거, 한국생물공학회 춘계학술발표회, 명지대.

22. 정운철, 1996, 침출수의 암모니아 질소 및 유기물 제거 연구, 인제대학교 부설 환경연구소 제5회 심포지움 발표논문집.
23. 서영진, 박종문, 1992, Zeolite에 고정화된 *Pseudomonas* sp. 에 의한 폐수의 시안 화합물처리, 대한환경공학회 1992년 추계학술발표회 논문초록집.
24. 김정목, 조무환, 1993, Polyester 감량폐수의 처리를 위한 새로운 고정화 미생물공정의 개발, 대한환경공학회, 15(6) : 743~753.

제 5 장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화를 위한 기초실험

제 1 절 서 설

현재 수산가공폐수 슬러지의 발생량은 연간 54만 톤으로 추정되며 그 처리는 주로 매립, 해양투기 등의 방법으로 하고 있으나 매립처리의 지역 이기주의 현상으로 매립지의 확보가 어려울 뿐만 아니라 침출수로 인한 주위 농경지 및 지하수의 오염이 큰 문제이며, 해양투기는 적조현상 등 해양오염을 유발시키는 등 현행 폐기물 처분방법은 2, 3차의 환경오염을 유발시키는 등 여러 가지 면에서 많은 문제점이 있을 뿐만 아니라 그 처분비용도 연간 약 100억 원으로 수산가공업계의 큰 문제점이 되고 있다.

그러나 수산가공폐수 슬러지는 유기물함량이 높고 질소 및 인산 등의 무기성분을 다량 함유하고 있어 이의 농경지 시용은 환경오염을 최소화할 수 있고 부차적으로 농업생산성을 피할 수 있는 것으로 판단된다.

그러나 수산가공폐수 슬러지 자체로 농경지 시용은 유기물의 분해로 인한 암모니아 과다발생, 각종 유기산등 독성오염물질 생산, 병원성 미생물로 인한 농경지 오염, 중금속 및 독성오염물질 등으로 농경지를 오염시킬 가능성 있기 때문에 수산가공폐수 슬러지를 퇴비화 하면 이와 같은 문제점을 최소화 할 수 있을 것으로 판단된다.

본 연구는 수산가공폐수 슬러지의 농경지이용을 목적으로 먼저 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화를 위한 기초실험으로서 수산가공폐수 슬러지의 비료적 가치 분석, 소형퇴비화조 설계, 제작 및 운전, 수산가공폐수 슬러지에 수분조절제인 톱밥을 곁고루 섞은 다음 미생물처리 유무 및 초기 C/N을 조절, 초기수분함량조절, 퇴비화조 공기주입량 조절, zeolite 첨가율 및 수산가공폐수 슬러지에 가축분 첨가율에 따른 퇴비화 과정중 온도변화, 중량감소율, 질소 및 CO₂발생량 등을 조사하여 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 최적조건을 조사하였다.

제 2 절 연구수행 내용

1. 공시재료

공시 수산가공폐수 슬러지는 경남 사천시 S식품에서 발생하는 수산가공폐수 슬러지를 사용하였고 수분조절제로 사용한 톱밥은 일반농가에서 구입하여 사용하였으며 zeolite는 시중에 유통되는 zeolite를 구입하여 사용하였다. 그리고 가축분은 퇴비화 공장에서 퇴비화재료로 이용하는 축분을 사용하였다.

슬러지의 퇴비화를 촉진시키기 위한 미생물접종 제제는 기존 퇴비공장의 퇴비화과정중 미생물 활성이 가장 활발한 시기의 퇴비시료를 채취하여 미생물만 분리한 다음 미강에 접종하여 수분을 포장상태로 유지시키면서 2일간 배양하여 사용하였다. 수산가공폐수 슬러지, 축분, 톱밥, zeolite 및 미생물접종 제제의 이화학적 특성은 Table 1에서 보는 바와 같다.

Table 1. Characteristics of the seafood processing wastewater sludge, bulking agent, zeolite and seeding materials used.

	pH	Mois- ture	T-C	T-N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	Na	C/N ratio
					----- (%) -----					
Wastewater sludge	7.2	80.3	46.1	5.86	1.40	0.97	0.24	0.15	0.09	7.87
Livestock manures	8.1	74.2	49.0	1.67	0.77	4.01	0.24	0.33	0.20	29.3
Sawdust	-	23.2	52.6	0.10	0.05	0.10	0.13	0.04	0.07	526
Zeolite	6.5	6.7	1.72	0.01	0.01	0.05	0.61	0.20	0.30	34.4
Seed	7.6	67.2	50.2	2.03	1.56	0.41	0.12	0.08	0.04	24.7

(mg/kg · Dry weight)

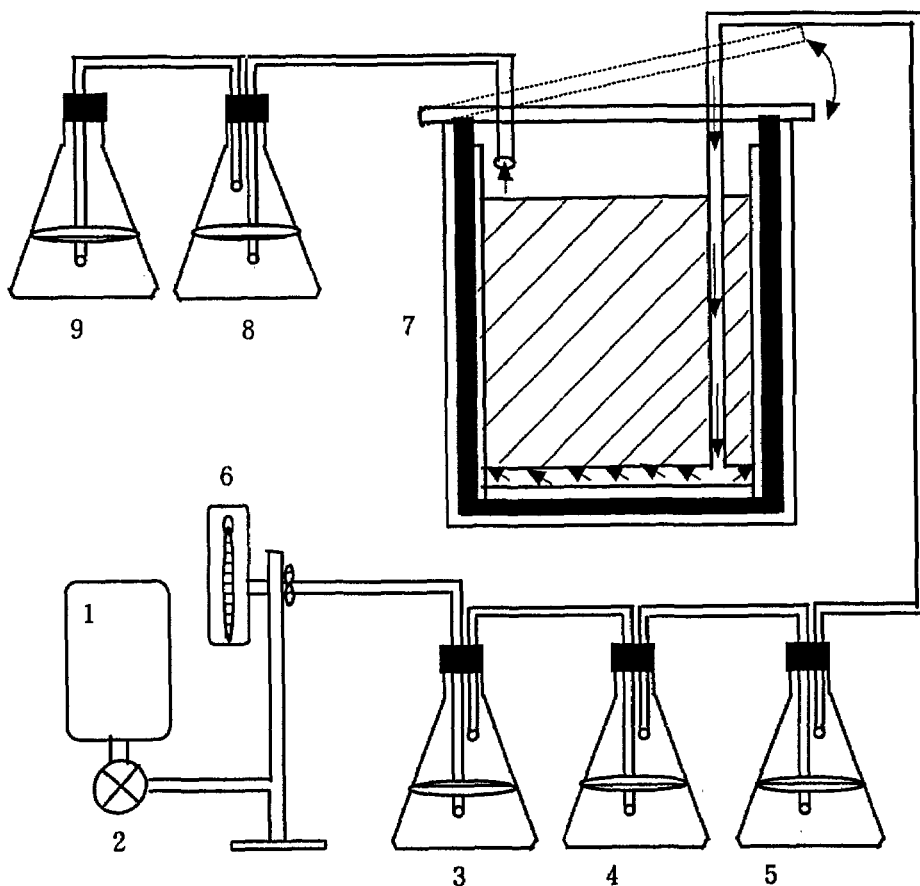
	SO ₄	SiO ₂	Fe	Mn	Al	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni
Wastewater sludge	0.12	91	490	6.7	127	5.3	203	1.06	9.7	0.3	2.1

2. 소형퇴비화조 설계, 제작 및 운전

본 실험에 사용한 퇴비화 공정은 Fig. 1에서 보는 바와 같다. 퇴비화조의 외부용기는 두께 7mm의 철판으로서 높이 60cm 및 직경 55cm 되게 제작하였으며, 내부용기는 55ℓ용 플라스틱통을 사용하였으며 보온을 위하여 외부용기와 내부용기 사이에 보온재로서 스티로폼을 충전시켜 퇴비화 과정에서 발생하는 열손실을 최대한 방지시켰다.

퇴비화조의 공기주입은 air compressor를 이용하여 공기를 주입시키되 공기중 먼지, CO₂ 및 수분제거장치를 각각 설치하여 공기를 정화시킨 후 주입시켰다. 공기중 먼지를 제거시키기 위하여 먼지제거장치 내에 증류수를 넣어 공기를 통과시켰으며 증류수를 통과한 공기는 CO₂제거장치 내에 NaOH를 넣어 공기중 CO₂를 NaOH에 포집시켜 제거시킨 후 수분제거장치내의 silica gel을 통과시켜 공기중에 함유된 수분을 제거시켰다. 이러한 과정을 거쳐 정화된 공기를 퇴비화조내에 일정하게 주입시키기 위하여 퇴비화조 하부에 아크릴아마이드판으로 5cm의 공간을 확보하였으며 아크릴아마이드판에는 직경 1mm의 구멍을 뚫고 다시 공간내에는 직경 20mm PVC파이프 약 1m를 설치하여 일정한 공기압을 유지시켰다. 그리고 퇴비화 과정에서 발생하는 CO₂ 및 NH₃의 분석을 위하여 퇴비화조 상부에는 철판으로 밀폐시켜 퇴비화조로부터 발생하는 배출가스를 직경 7mm관을 통과하도록 하여 배출가스중 CO₂ 및 NH₃의 포집은 포집기내의 NaOH 및 H₂SO₄에 각각 포집되도록 하였다. 포집된 CO₂의 분석은 NaOH에 흡수된 CO₂를 BaCl₂로 침전시킨 다음 남은 NaOH를 Phenolphthalein 지시약을 사용하여 HCl로 역적정하여 CO₂발생량을 구하였고, 배출가스중 NH₃의 분석은 H₂SO₄에 흡수된 NH₃를 Kjeldahl법으로 분석하였다. 그리고 퇴비화 과정에서 퇴비

화조내의 온도변화는 퇴비화조 내부의 3개 지점에 수은온도계를 설치하여 조사하였다.



- | | | |
|----------------------------|------------------------------|------------------------------|
| 1. Air compressor | 2. Needle valve | 3. Dust removal |
| 4. CO ₂ removal | 5. Moisture removal | 6. Rota meter |
| 7. Composter | 8. NH ₃ collector | 9. CO ₂ collector |

Fig. 1. Systemic digram of pilot composter.

3. 퇴비화 촉진방법 및 최적조건 구명을 위한 처리 및 운전 조건

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 촉진방법 및 최적조건 구명을 위한 처리 및 운전 조건은 Table 2에서 보는 바와 같이 미생물제제 첨가유무, 초기 C/N을 조절, 초기 수분함량조절, 퇴비화조 공기주입량, zeolite첨가율 및 수산가공폐수 슬러지에 축분 첨가율에 따라 퇴비화조를 운전하였다.

즉 미생물제제 첨가유무에 따른 퇴비화 진행과정 조사는 수산가공폐수 슬러지 34 kg에 톱밥 12kg을 첨가하여 골고루 섞은 다음 이등분하여 한 부분은 미생물제제를 5%비율로 첨가하고, 다른 한 부분은 그대로 퇴비화조에 투입시켜 조사하였다.

퇴비재료의 C/N을 조절은 각 처리조건에 따라 수분조절제 혹은 요소를 첨가하여 조절하였으며, 공기량은 Needle valve로 조절하였고, 초기 수분함량조절은 각 처리조건에 따라 시료를 건조시키거나 증류수를 첨가하여 조절하였다.

Zeolite첨가율에 따른 퇴비화진행과정 조사는 수산가공폐수 슬러지 51kg에 톱밥을 14.5kg 첨가하여 골고루 섞은 다음 삼등분하여 각각 zeolite를 5, 10 및 20%의 비율로 혼합하여 퇴비화조에 투입하여 조사하였으며, 수산가공폐수 슬러지에 축분 첨가율에 따른 퇴비화 진행과정 조사는 수산가공폐수 슬러지에 축분을 50, 65 및 80%의 비율로 골고루 혼합한 다음 각 처리 조건에 따라 퇴비화조에 투입시켜 조사하였다.

Table 2. Treatments and conditions for composting.

Com- poster No.	Treatments contents					Operating conditions	Remarks
	Fish sludge (kg)	Saw- dust (kg)	Zeolite (kg)	Livestock manure (kg)	Seeding (%)	Air flow rate (ml/kg · min.)	
1	17	6	0	0	0	190	Without Seeding
2	17	6	0	0	5	210	With Seeding
3	17	6	0	0	5	240	Initial C/N ratio 16
4	17	6	0	0	5	170	Initial C/N ratio 22
5	17	12	0	0	5	157	Initial C/N ratio 36
6	17	6	0	0	5	240	Initial Moisture 53%
7	17	6	0	0	5	170	Initial Moisture 62%
8	17	6	0	0	5	190	Initial Moisture 73%
9	17	6	0	0	5	100	Air flow rate
10	17	6	0	0	5	200	Air flow rate
11	17	6	0	0	5	400	Air flow rate
12	17	5.5	0.5	0	5	200	Zeolite added 5%
13	17	5	1	0	5	200	Zeolite added 10%
14	17	4	2	0	5	200	Zeolite added 20%
15	3.4	5	1	13.6	5	200	Livestock manure added 80%
16	6.0	5	1	11.0	5	200	Livestock manure added 65%
17	8.5	5	1	8.5	5	200	Livestock manure added 50%

제 3 절 연구수행 결과 및 고찰

1. 미생물처리 유무 및 초기 C/N을 조절에 따른 퇴비화 특성

수산가공폐수 슬러지를 주재료로 하여 슬러지에 수분조절제인 톱밥을 골고루 혼합한 다음 미생물처리 유(5%)무 및 초기 C/N을 조절(C/N을 16, 22 및 36)에 따른 퇴비화 과정중 온도, 중량감소율, 수분함량, C/N율, pH, 퇴비재료중 $\text{NH}_4\text{-N}$ 태 질소 및 무기성분 변화 등을 조사함으로써 퇴비화 촉진방법을 조사한 결과는 다음과 같다.

가. 온도변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 미생물처리 유무 및 초기 C/N을 조절에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 온도변화를 조사한 결과는 Fig. 2 및 3에서 보는 바와 같다. 미생물처리 퇴비화조내의 온도변화는 Fig. 2와 같이 퇴비화 1일까지 급격히 상승하여 70℃에 도달하였으며 그후 퇴비화 3일까지 약 67~72℃를 유지하였고, 그후부터 서서히 감소하여 퇴비화 8일 후에는 실온에 달하였다. 미생물 무처리 퇴비화조내의 온도변화는 퇴비화 2일까지 서서히 상승하여 70℃에 도달하였으며 그후 약 1일 동안 70℃를 유지하였고 그후부터는 감소하는 경향이였다. 미생물처리 퇴비화조내의 온도가 미생물 무처리에 비하여 최고온도 도달시일이 약 1일정도 빨랐으며, 최고온도 유지시간도 1일 정도 길었다. 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 초기 C/N율을 16, 22 및 36으로 조절하여 슬러지의 퇴비화 과정중 온도변화는 Fig. 3과 같이 미생물처리에 따른 온도변화와 비슷한 경향이였으며, 전반적으로 퇴비화 전기간 동안 초기 C/N율 22 > 16 > 36 순으로 높았으나, 큰 차이는 없었다.

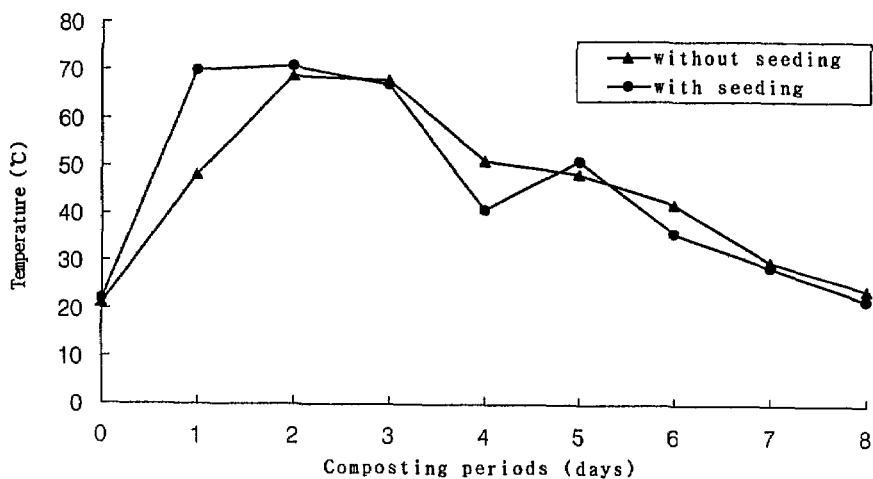


Fig. 2. Changes of temperature in composting materials according to treating with or without seeding during composting periods.

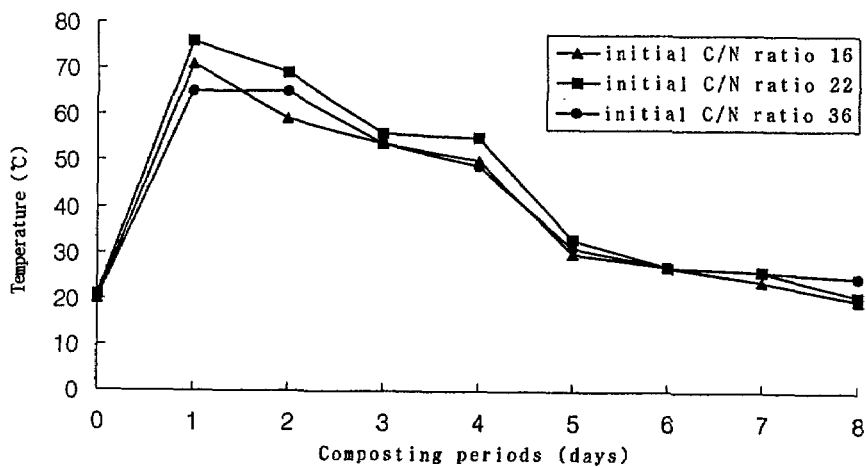


Fig. 3. Changes of temperature in composting materials according to adjusting initial C/N ratios during composting periods.

나. 중량감소율변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 미생물처리 유무 및 초기 C/N을 조절에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 중량감소율 변화를 조사한 결과는 다음과 같다.

퇴비재료에 미생물처리 유무에 따른 퇴비화 과정중 퇴비재료의 중량감소율은 Fig. 4에서 보는 바와 같이 퇴비화시일이 경과할수록 계속 증가하여 퇴비화 후기에 약 39~40%감소하였다. 퇴비화 4일까지는 미생물처리 퇴비재료중의 중량감소율이 미생물 무처리에 비하여 증가하였고, 퇴비화 4일 후에는 미생물처리 퇴비재료중의 중량감소율이 약 30%로서 미생물 무처리에 비하여 약 6%증가하였으나 그후부터는 퇴비화 시일이 경과할수록 중량감소율이 거의 같아지는 경향이였다.

퇴비재료에 초기 C/N을 조절에 따른 퇴비화 과정중 중량감소율 변화는 Fig. 5에서 보는 바와 같이 중량감소율은 계속 증가하여, 퇴비화 8일 후에는 초기 C/N율을 16, 22 및 36으로 조절하였을 경우 각각 약 44, 46 및 37%로서 초기 C/N율을 22로 조절하였을 경우가 중량 감소율이 가장 높았다.

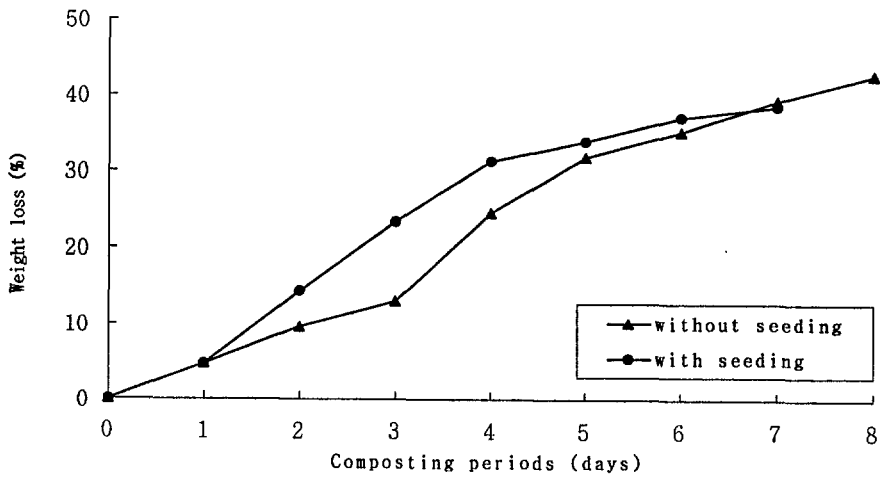


Fig. 4. Changes of weight loss of composting materials according to treating with or without seeding during composting periods.

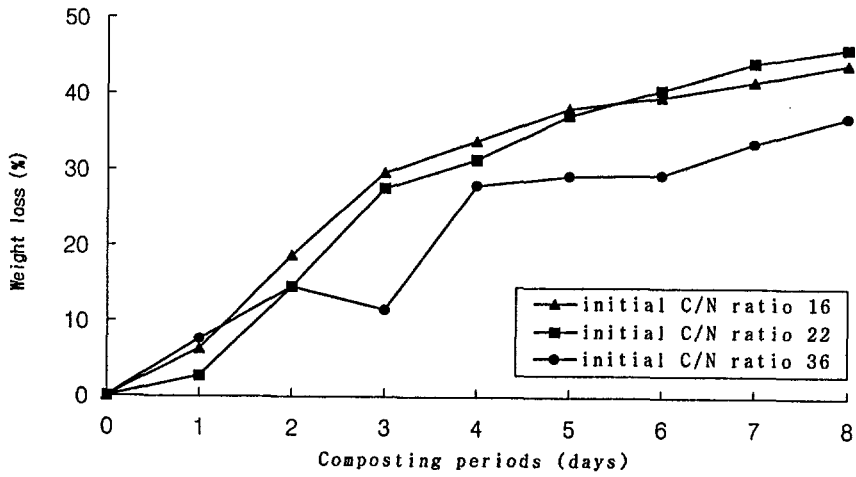


Fig. 5. Changes of weight loss of composting materials according to adjusting initial C/N ratios during composting periods.

다. 수분함량 변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 미생물처리 유무 및 초기 C/N을 조절에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 수분함량 변화를 조사한 결과는 Table 3에서 보는 바와 같이 모든 처리 조건에서 퇴비화시일이 경과할수록 수분함량은 계속 감소하였으며, 특히 퇴비화 후반기에 그 감소 폭이 심하였다. 퇴비화재료에 미생물처리 유무에 따른 수분함량은 별 변화가 없었으며 퇴비화후기가 퇴비화초기에 비하여 약 14~15% 감소하였다. 초기 C/N을 조절에 따른 수분함량은 초기 C/N을 6, 22 및 36으로 조절하였을 경우 각각 약 19%, 22% 및 23%감소하였다.

Table 3. Changes of moisture contents in composting materials according to treating with or without seeding and adjusting initial C/N ratios during composting periods.

Composting periods(Days)	Seeding		Initial C/N ratios		
	Without	With	16	22	36
0	64.8(100*)	64.5(100*)	62.8(100*)	64.9(100*)	64.0(100*)
1	64.9(100)	64.2(99.5)	64.8(100*)	63.1(97.2)	63.4(99.1)
2	64.6(100)	64.1(99.4)	61.2(97.5)	62.0(95.5)	63.3(98.9)
3	62.9(97.1)	61.8(95.8)	60.2(95.9)	59.7(92.0)	61.7(96.4)
4	58.9(90.1)	59.8(92.7)	56.8(90.4)	57.6(88.8)	60.5(94.5)
5	55.3(85.3)	67.8(83.6)	56.2(89.5)	55.1(84.9)	58.6(91.6)
6	57.8(89.2)	67.5(89.1)	54.6(86.9)	53.1(81.8)	56.7(88.6)
7	56.3(86.1)	56.3(87.3)	53.0(84.4)	52.0(80.1)	56.6(88.4)
8	54.7(84.4)	55.4(85.9)	50.8(80.9)	50.4(77.7)	49.3(77.0)

* : Index

라. T-C, T-N 및 C/N을 변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 미생물처리 유무 및 초기 C/N을 조절에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 T-C, T-N 및 C/N율의 변화를 조사한 결과는 Table 4에서 보는 바와 같다.

퇴비재료에 미생물을 처리하지 않았을 경우 퇴비화 과정중 퇴비재료의 T-C변화는 퇴비재료의 T-C함량은 49.2%이었으며 그후 서서히 감소하여 퇴비화 후기에 48.3%이었으며, T-N변화는 퇴비재료의 T-N함량은 2.86%이었고 퇴비화과정에서 진행됨에 따라 급격히 감소하여 퇴비화후기에 약 1.68%로서 약 41% 감소하였다. 그러나 C/N율은 퇴비화 후기에 약 29로서 약 67% 증가하였다.

퇴비재료에 미생물을 처리하였을 경우에는 미생물 무처리 퇴비화조에서와 비슷한 경향이였으며, T-C 및 T-N함량은 퇴비화 후기에 퇴비화 초기에 비하여 각각 약 1 및 23% 감소하였으나 C/N율은 28%증가하였다.

퇴비재료에 초기 C/N율 조절에 따른 퇴비화 과정중 T-C, T-N 및 C/N율의 변화를 보면 T-C함량은 초기 C/N율에 관계없이 감소하는 경향이었고, T-N함량은 초기 C/N율을 16, 22 및 36으로 조절하였을 경우 퇴비화초기에 비하여 후기에 각각 약 39, 24 및 11%감소하였으며, C/N율은 각각 약 62, 31 및 10% 증가하였다. 이와 같은 결과로 미루어 볼 때 초기 C/N율이 높아지면 T-N함량의 감소 폭이 감소하는 것으로 사료되었다.

Table 4. Changes of T-C, T-N and C/N ratios in composting materials according to treating with or without seeding and adjusting initial C/N ratios during composting periods.

Periods (Days)	Seeding						Initial C/N ratios								
	Without			With			16			22			36		
	T-C	T-N	C/N	T-C	T-N	C/N	T-C	T-N	C/N	T-C	T-N	C/N	T-C	T-N	C/N
0	49.2	2.86	17.2	49.2	2.67	18.4	47.7	3.06	15.6	46.4	2.12	21.9	50.5	1.41	35.8
1	49.0	2.28	21.5	48.9	1.58	30.9	46.6	2.64	17.7	45.5	2.02	22.5	50.3	1.41	35.7
2	48.4	2.60	18.6	48.7	1.85	26.3	47.3	2.36	20.0	47.6	1.78	26.7	50.6	1.35	37.5
3	48.4	2.16	22.4	48.5	2.01	24.1	46.7	2.11	22.1	45.5	1.71	26.6	49.6	1.37	36.2
4	48.4	1.94	24.9	48.3	1.83	26.4	45.8	2.28	20.1	46.6	1.90	24.5	51.0	1.34	38.1
5	48.7	2.05	23.8	48.6	1.90	25.6	47.0	2.02	23.3	45.5	1.81	25.1	47.0	1.69	27.8
6	48.2	1.94	24.8	48.5	1.81	26.8	46.9	2.08	22.5	44.4	1.88	23.6	47.4	1.68	28.2
7	48.4	1.82	26.6	48.9	2.11	23.2	45.1	2.0	22.6	44.7	1.74	25.7	49.7	1.25	39.8
8	48.3	1.68	28.8	48.7	2.06	23.6	47.6	1.88	25.3	46.0	1.61	28.6	49.5	1.25	39.6

마. pH의 변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 미생물처리 유무 및 초기 C/N율 조절에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 pH의 변화를 조사한 결과는 Table 5에서 보는 바와 같이 퇴비화 2일까지 pH가 급격히 증가하였으며 그후 거의 비슷한 경향으로 pH 8.9~9.0범위를 유지하였다.

Table 5. Changes of pH in composting materials according to treating with or without seeding and adjusting initial C/N ratios during composting periods.

Composting periods(Days)	Seeding		Initial C/N ratios		
	Without	With	16	22	36
0	6.8	6.4	7.4	6.8	8.7
1	7.9	8.5	8.8	8.4	8.4
2	8.8	8.7	8.8	8.6	8.6
3	8.9	8.9	8.7	8.6	8.5
4	8.7	8.8	8.7	8.5	8.3
5	8.6	8.8	8.7	8.6	8.5
6	8.9	9.0	8.9	8.7	8.7
7	8.8	8.8	8.9	8.8	8.8
8	8.9	8.9	9.0	8.7	8.7

바. CO₂ 및 NH₃ 발생량

수산가공폐수 슬러지의 미생물처리 유무 및 초기 C/N을 조절에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 배출가스의 CO₂ 및 NH₃발생량을 조사한 결과는 다음과 같다.

미생물처리 유무에 따른 퇴비화 과정중 CO₂ 및 NH₃발생량은 Fig. 6에서 보는 바와 같다. 먼저 미생물을 처리하였을 경우 CO₂발생량은 퇴비화 2일까지 급격히 증가하여 약 1,800mg/kgvs·hr이었고, 그후 급격히 감소하여 퇴비화 3일후 약 690mg/kgvs·hr이었으며 그후부터 퇴비화후기까지 감소하는 경향이였다. 미생물 무처리 퇴비화 과정중 CO₂발생량은 미생물처리와 비슷한 경향이였으나 미생물처리에 비하여 CO₂발생량이 적었다.

미생물처리 퇴비화 과정중 NH₃발생량은 퇴비화 1일까지는 별 변화가 없었으나 그후 급격히 증가하여 퇴비화 2일후 약 27mg/kgvs·hr이었고, 그후 급격히 감소하여 퇴비화 4일후 약 3mg/kgvs·hr이었으며 그후 퇴비화후기까지 큰 경향이 없었다. 퇴비화 전기간 동안 미생물 처리 퇴비화조에서 미생물 무처리 퇴비화조에 비하여 NH₃발생량이 약 43% 많았다.

초기 C/N을 조절에 따른 퇴비화 과정중 CO₂ 및 NH₃발생량은 Fig. 7에서 보는 바와 같다. 모든 조건에서 퇴비화 1일부터 급격히 발생하여 퇴비화 4일까지 지속되었으며 그후 점차적으로 감소하였다. CO₂발생량은 초기 C/N을 조절에 따라 일정한 경향이 없었으며, 초기C/N율을 16, 22 및 36으로 조절하였을 경우 총 CO₂발생량은 각각 약 9.2, 8.7 및 6.9g//kgvs·hr으로서 초기 C/N율이 낮을수록 많았다. NH₃발생량은 퇴비화 1일후 초기 C/N율을 16, 22 및 36으로 조절하였을 경우 각각 약 68, 12 및 7mg/kgvs·hr이었으며 그후 서서히 감소하는 경향이였다. 그리고 총 NH₃발생량은 각각 약 138, 72 및 23mg/kgvs·hr으로서 초기 C/N율이 높을수록 NH₃발생량이 뚜렷이 감소하였다.

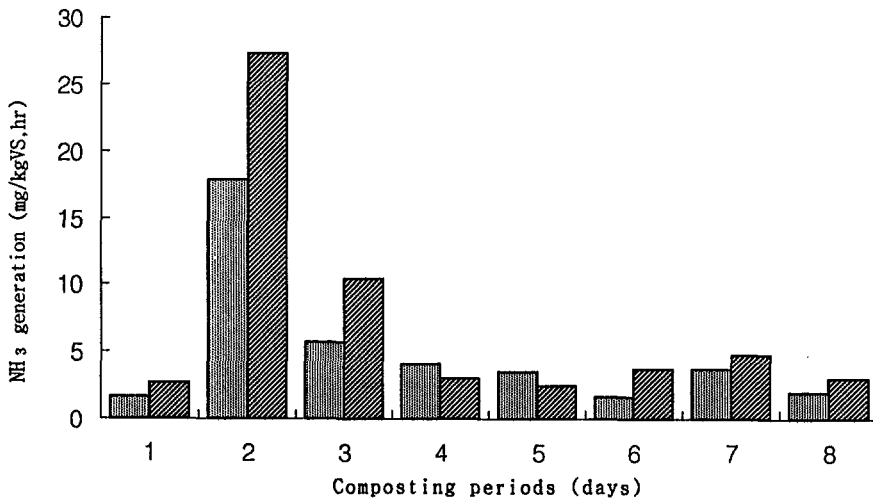
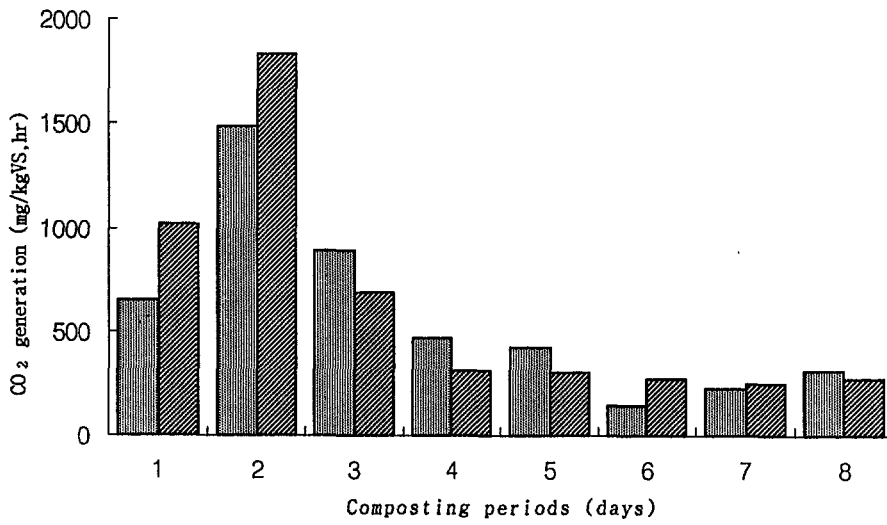


Fig. 6. CO₂ and NH₃ generation out of composting materials according to treating with or without seeding during composting periods.

■ without seeding ■ with seeding

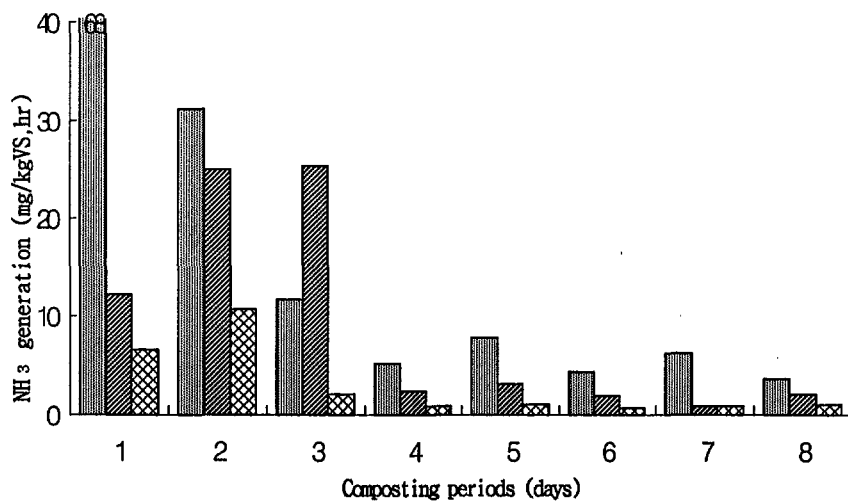
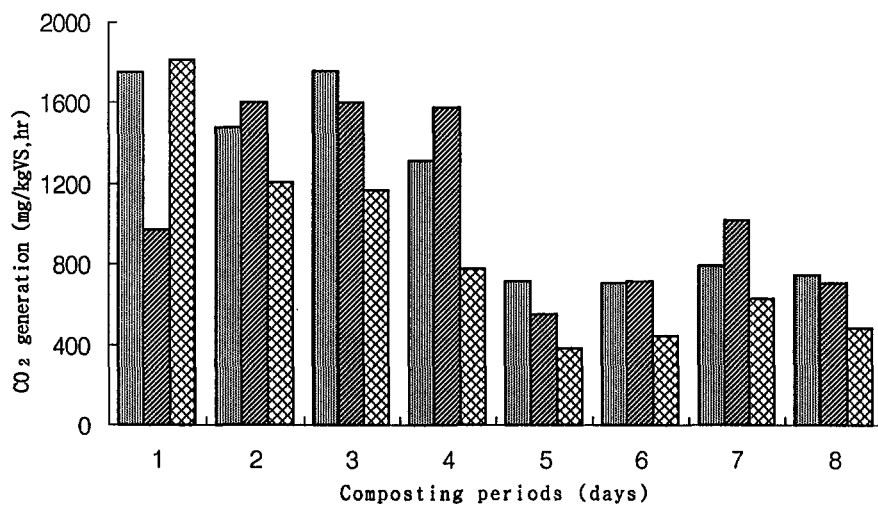


Fig. 7. CO₂ and NH₃ generation out of composting materials according to adjusting initial C/N ratios during composting periods.

■ initial C/N ratio 16 ▨ initial C/N ratio 22 ▩ initial C/N ratio 36

사. 퇴비재료중 $\text{NH}_4\text{-N}$ 함량변화

수산가공폐수 슬러지의 미생물처리 유무 및 초기 C/N을 조절에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 퇴비재료중의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 함량변화를 조사한 결과 각각 Fig. 8 및 9에서 보는 바와 같다.

퇴비재료에 미생물처리 유무에 따른 퇴비화 과정중 퇴비재료중의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 함량은 먼저 미생물을 처리하였을 경우 퇴비재료중 $\text{NH}_4\text{-N}$ 함량은 약 5,300mg/kg이었고 퇴비화 1일까지 급격히 증가하여 약 10,200mg/kg이었으며 그후 퇴비화 4일까지 감소하여 4일 이후에는 거의 변화 없이 안정화되었다. 미생물 무처리 퇴비화 과정중 $\text{NH}_4\text{-N}$ 함량은 미생물처리 퇴비화조에서와 비슷한 경향이었으며 퇴비화 후기에 미생물처리 퇴비화조에 비하여 $\text{NH}_4\text{-N}$ 함량이 매우 높았다.

퇴비재료에 초기 C/N을 조절에 따른 퇴비재료중의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 함량 변화를 조사한 결과는 초기 C/N을 16, 22 및 36으로 조절하였을 경우 퇴비재료중의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 함량은 각각 약 8,600, 2,400 및 2,400mg/kg이었으며, 퇴비화과정이 진행됨에 따라 초기 C/N을 16으로 조절한 퇴비화조에서는 퇴비화 3일까지 감소하였고 그후 약간 증가한 다음 퇴비화 후기까지 큰 변화가 없었다. 초기 C/N을 22 및 36으로 조절한 퇴비화조에서는 퇴비화 2일까지 약간 증가한 다음 큰 변화가 없었으며, 퇴비화 후기의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 함량은 각각 약 3,100 및 2,100mg/kg이었다.

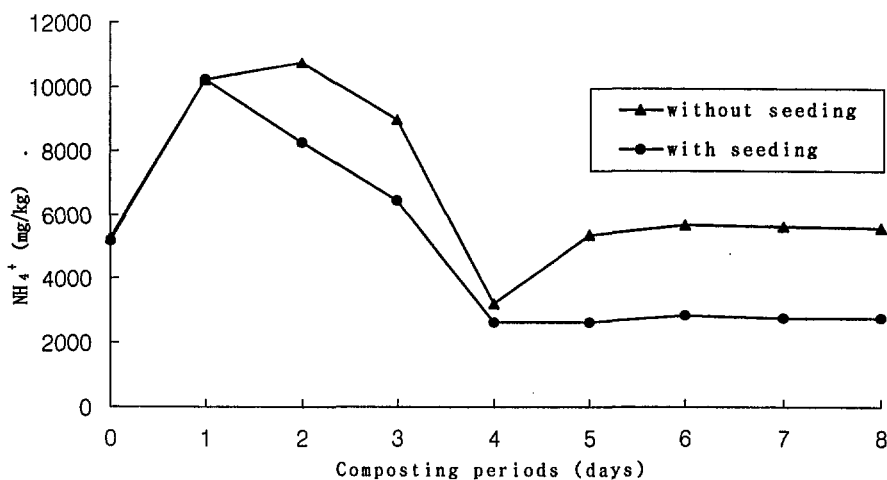


Fig. 8. Changes of NH₄-N in composting materials according to treating with or without seeding during composting periods.

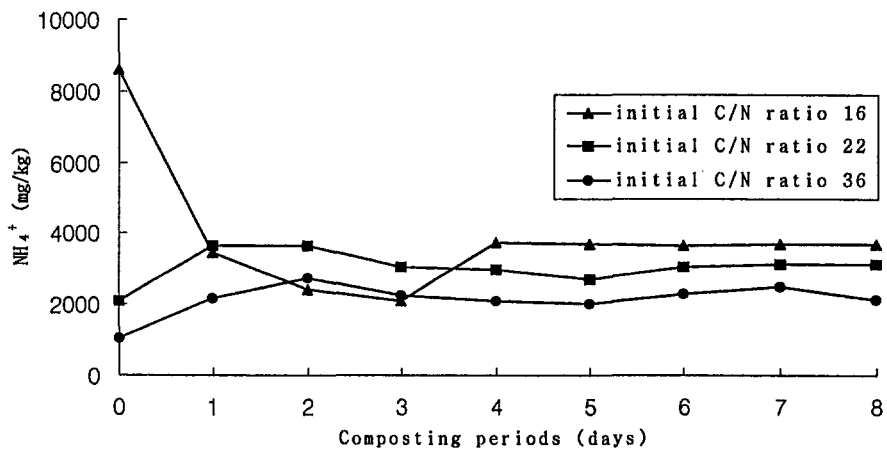


Fig. 9. Changes of NH₄-N in composting materials according to adjusting initial C/N ratios during composting periods.

아. 무기성분 변화

수산가공폐수 슬러지의 미생물처리 유무 및 초기 C/N을 조절에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 무기성분함량 변화를 조사한 결과 Table 6에서 보는 바와 같이 퇴비화 초기에 비하여 후기에 P₂O₅, K₂O, CaO 및 Na 함량은 약간 증가하였으며, MgO함량은 큰 변화가 없었고, Mn함량은 큰 폭으로 감소하였다. 이와 같이 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 과정중 무기성분 함량이 퇴비화 초기에 비하여 후기에 전반적으로 증가한 것은 퇴비화 과정중 퇴비재료중의 유기물이 분해 소실됨으로써 상대적으로 무기성분함량이 증가한 것으로 생각되었다.

Table 6. Changes of inorganic components in composting materials according to treating with or without seeding and adjusting initial C/N ratios during composting periods.

Inorganic components	Composting stage	Seeding		Initial C/N ratios		
		Without	With	16	22	36
P ₂ O ₅ (%)	Before	1.11	1.18	0.84	0.93	0.70
	After	1.46	1.44	1.13	1.23	1.17
K ₂ O(%)	Before	0.54	0.63	0.87	0.82	0.59
	After	0.80	0.66	0.90	0.93	0.68
CaO(%)	Before	0.24	0.21	0.18	0.19	0.15
	After	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24
MgO(%)	Before	0.13	0.12	0.09	0.09	0.07
	After	0.11	0.13	0.09	0.08	0.07
Na(%)	Before	0.04	0.05	0.15	0.14	0.09
	After	0.05	0.06	0.16	0.15	0.11
Mn(mg/kg)	Before	129	73	30	36	53
	After	52	48	23	21	25

2. 퇴비화재료의 초기수분 및 공기량 조절에 따른 퇴비화 특성

수산가공폐수 슬러지를 주재료로 하여 슬러지에 수분조절제인 톱밥을 골고루 혼합한 다음 초기수분함량(53, 62 및 73%) 및 공기주입량(100, 200 및 400ml/ℓ·min)을 조절하여 퇴비화 과정중 온도, 증량감소율, 수분함량, C/N율, pH, 퇴비재료 중 NH₄-N 및 무기성분 변화 등을 조사함으로써 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 최적 조건을 조사한 결과는 다음과 같다.

가. 온도변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 초기수분함량 및 공기주입량 조절에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 온도변화를 조사한 결과 각각 Fig. 10 및 11에서 보는 바와 같다.

초기수분함량을 조절하여 퇴비화 과정중 퇴비화조내의 온도변화를 조사한 결과 최고온도는 초기수분함량 53, 62 및 73%에서 각각 약 71, 74 및 68℃이었으며 특히 초기수분함량을 73%로 조절하였을 경우 최고온도 도달시기가 다른 처리조건에 비하여 1일 정도 늦은 퇴비화 3일 후였다. 그후 퇴비화가 진행됨에 따라 온도는 감소하여 퇴비화 8일 후에는 초기수분함량 53, 62 및 73%에서 각각 약 31, 40 및 36℃이었다. 그리고 퇴비화 전기간 동안 평균온도는 초기수분함량 53, 62 및 73%에서 각각 약 50, 55 및 54℃이었다.

퇴비화조 공기주입량을 100, 200 및 400ml/ℓ·min으로 조절하여 퇴비화 과정중 퇴비화조내의 온도변화를 조사한 결과 최고온도는 공기주입량을 100, 200 및 400ml/ℓ·min 주입시 퇴비화 1일 만에 최고온도인 각각 약 71, 72 및 66℃에 달했으며 그후 서서히 감소하여 퇴비화 8일후 각각 약 34, 30 및 29℃이었다. 그리고 퇴비화 전기간 동안 평균온도는 퇴비화조 공기주입량이 100, 200 및 400ml/ℓ·min일 때 각각 약 49, 56 및 37℃이었다.

나. 증량감소율변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 초기수분함량 및 공기주입량 조절에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 증량감소율변화를 조사한 결과 각각 Fig. 12 및 13에서 보는 바와 같다.

퇴비재료의 초기수분함량 조절에 따른 퇴비화 과정중 퇴비재료의 증량감소율은 Fig. 12에서 보는 바와 같이 퇴비화시일이 경과함에 따라 계속 증가하여 초기수분함량을 53, 62 및 73%로 조절하였을 경우 퇴비화 후기에 각각 약 46, 52 및 43%감소하였다. 초기수분함량을 62%로 조절시 53%로 조절하였을 경우에 비하여 퇴비화 전반기에는 증량감소율이 작았으나 후기로 갈수록 컸다.

퇴비재료의 공기주입량에 따른 퇴비화 과정중 퇴비재료의 증량감소율은 Fig. 13에서 보는 바와 같이 퇴비화시일이 경과함에 따라 계속 증가하여, 공기주입량 100, 200 및 400m²/ℓ · min에서 퇴비화후기에 각각 약 36, 43 및 40%감소하였다.

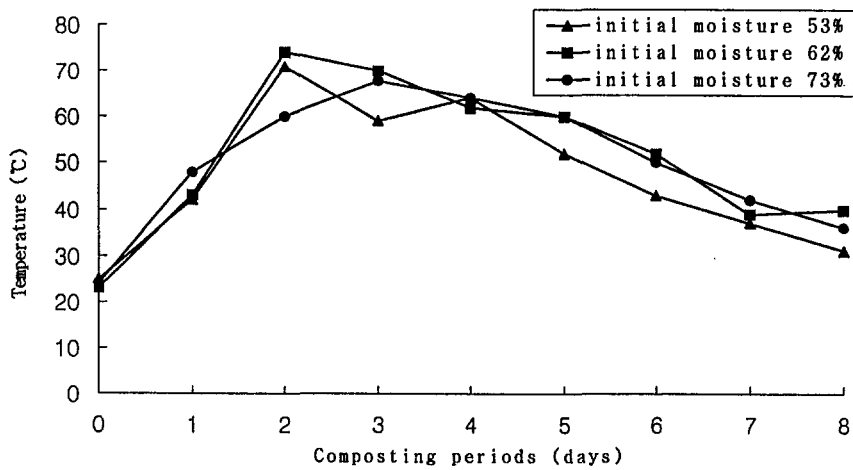


Fig. 10. Changes of temperature in composting materials according to adjusting initial moisture contents during composting periods.

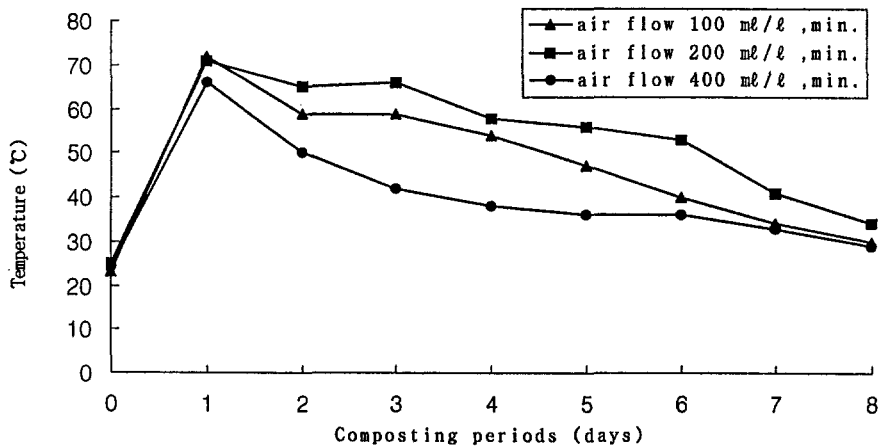


Fig. 11. Changes of temperature in composting materials according to adjusting air flow rates during composting periods.

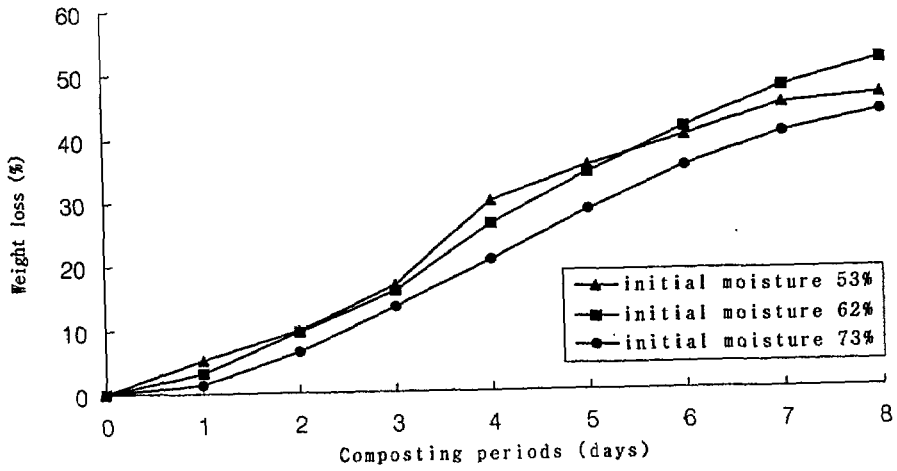


Fig. 12. Changes of weight loss of composting materials according to adjusting initial moisture contents during composting periods.

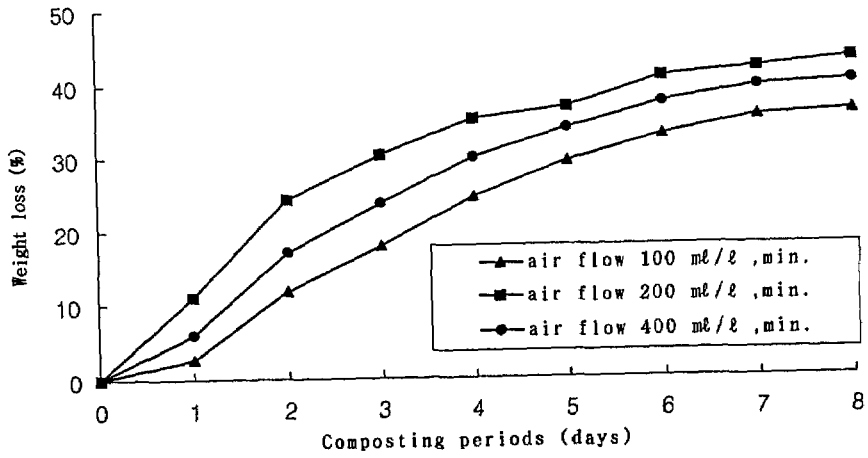


Fig. 13. Changes of weight loss of composting materials according to adjusting air flow rates during composting periods.

다. 수분함량 변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 초기수분함량 및 공기주입량 조절에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 수분함량 변화를 조사한 결과 Table 7에서 보는 바와 같이 모든 조건에서 퇴비화과정이 경과할수록 계속 감소하였다. 초기수분함량을 53, 62 및 73%로 조절하였을 때 퇴비화 8일 후 수분함량은 퇴비화 초기에 비하여 각각 약 36, 31 및 21%감소하였으며 초기수분함량이 낮을수록 감소 폭이 심하였다. 공기주입량 100, 200 및 400ml/ℓ·min에서 퇴비화 8일후 수분함량은 퇴비화초기에 비하여 각각 약 15, 16 및 26%감소하였으며 공기주입량이 많을수록 감소 폭이 심하였다.

Table 7. Changes of moisture contents in composting materials according to adjusting initial moisture contents and air flow rates during composting periods.

Periods (Days)	Initial moisture (%)			Air flow rate (ml/ℓ·min.)		
	53	62	73	100	200	400
0	53.3(100*)	62.4(100*)	72.9(100*)	63.6(100*)	63.6(100*)	63.6(100*)
1	51.5(96.6)	60.9(97.6)	68.7(94.2)	58.7(92.3)	63.0(99.1)	61.8(97.2)
2	50.7(95.1)	60.6(97.1)	67.9(93.1)	61.5(96.7)	59.4(93.4)	55.7(87.6)
3	50.0(93.8)	59.8(95.8)	67.8(93.0)	59.6(93.7)	58.0(91.2)	52.7(82.9)
4	41.9(78.6)	58.0(92.9)	65.9(90.4)	61.6(96.9)	60.8(95.6)	55.6(87.4)
5	39.3(73.7)	52.5(84.1)	61.9(84.9)	60.6(95.3)	59.1(92.9)	55.3(86.9)
6	36.8(69.0)	50.0(80.1)	57.9(79.4)	59.7(93.9)	58.8(92.5)	54.9(86.3)
7	34.0(63.8)	44.9(72.0)	56.7(77.8)	59.7(93.9)	58.0(91.2)	53.5(84.1)
8	34.1(64.0)	42.9(68.8)	57.5(78.9)	54.1(85.1)	53.4(84.0)	47.1(74.1)

* : Index

라. T-C, T-N 및 C/N을 변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 초기수분함량 및 공기주입량 조절에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 T-N, T-N 및 C/N을 변화를 조사한 결과는 Table 8에서 보는 바와 같다.

퇴비재료에 초기수분함량을 53, 62 및 73%로 조절하였을 경우 퇴비재료의 T-C 및 T-N함량은 퇴비화 초기에 비하여 퇴비화 후기에 약간 감소하는 경향이었고, C/N율은 별 변화가 없었다. 공기주입량을 100, 200 및 400ml/ℓ·min으로 조절하여 주입하였을 때 T-C함량은 퇴비화후기가 퇴비화 초기에 비하여 약간 감소하였으며, T-N함량은 각각 약 15, 24 및 11% 감소하였고, C/N율은 각각 약 15, 29 및 10%증가하였다.

Table 8. Changes of T-C, T-N and C/N ratios in composting materials according to adjusting initial moisture contents and air flow rates during composting periods.

Periods (Days)	Initial Moisture (%)									Air flow rate (ml/ℓ·min.)								
	53			62			73			100			200			400		
	T-C	T-N	C/N	T-C	T-N	C/N	T-C	T-N	C/N	T-C	T-N	C/N	T-C	T-N	C/N	T-C	T-N	C/N
0	49.1	1.60	30.7	47.6	2.00	23.8	49.1	1.76	27.9	49.1	1.90	25.8	49.0	2.11	23.2	49.0	1.94	25.3
1	48.4	1.62	29.9	48.6	1.62	30.0	48.3	1.72	28.1	48.3	1.76	27.4	48.3	1.88	25.7	48.4	1.74	27.8
2	48.7	1.39	35.0	47.8	1.52	31.4	47.9	1.44	33.3	48.4	1.48	32.7	48.2	1.60	30.1	48.4	1.54	31.4
3	47.6	1.51	31.5	47.5	1.68	28.3	47.7	1.34	35.6	48.2	1.53	31.5	48.0	1.27	37.8	48.0	1.59	30.2
4	48.1	1.66	29.0	48.4	1.83	26.4	48.3	1.52	31.8	47.5	1.62	29.3	48.3	1.60	30.2	48.5	1.41	34.4
5	47.6	1.60	29.8	46.2	1.74	26.6	46.8	1.44	32.5	47.9	1.46	32.8	48.3	1.60	30.2	47.7	1.47	32.4
6	48.7	1.62	30.1	46.2	1.61	28.7	45.5	1.48	30.7	47.8	1.54	31.0	48.3	1.61	30.0	48.0	1.48	32.4
7	47.5	1.62	29.3	47.0	1.83	25.7	47.3	1.57	30.1	47.8	1.55	30.8	47.8	1.58	30.3	48.0	1.41	34.0
8	47.4	1.62	29.3	44.7	1.93	23.2	46.7	1.51	30.9	48.0	1.62	29.6	48.1	1.61	29.9	47.9	1.72	27.8

마. pH의 변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 초기수분함량 및 공기주입량 조절에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 pH변화를 조사한 결과 Table 9에서 보는 바와 같이 모든 조건에서 퇴비화초기에는 pH가 급격히 증가하였으며, 그후 안정화되어 퇴비화 후기에는 퇴비재료의 초기 pH와 상관없이 8.2~8.6범위였다.

Table 9. Changes of pH in composting materials according to adjusting initial moisture contents and air flow rates during composting periods.

Periods (Days)	Initial moisture (%)			Air flow rate (mℓ/ ℓ · min.)		
	53	62	73	100	200	400
0	6.4	6.5	6.6	8.1	8.1	8.1
1	7.1	7.8	8.1	8.7	8.6	8.5
2	8.2	8.3	8.4	8.6	8.4	8.5
3	8.2	8.4	8.6	8.7	8.6	8.5
4	8.1	8.4	8.6	8.6	8.5	8.5
5	8.3	8.4	8.4	8.7	8.6	8.5
6	8.4	8.3	8.4	8.6	8.6	8.5
7	8.2	8.4	8.5	8.5	8.5	8.4
8	8.3	8.4	8.5	8.6	8.6	8.4

바. CO₂ 및 NH₃ 발생량

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 초기수분함량 및 공기주입량 조절에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 CO₂ 및 NH₃발생량을 조사한 결과 Fig. 14 및 15에서 보는 바와 같다.

초기수분함량을 53, 62 및 73%로 조절하였을 경우 퇴비화 과정중 CO₂ 및 NH₃발생량은 Fig. 14에서 보는 바와 같이 CO₂발생량은 모든 조건에서 일정한 경향이 없었으며 퇴비화 6일 후부터는 급격히 감소하였다. 그리고 총 CO₂발생량은 각각 약 4.2, 7.3 및 6.0g/kgvs · hr으로 초기수분함량을 62%로 조절하였을 경우가 가장 많았다. NH₃발생량은 초기수분함량을 53, 62 및 73%로 조절하였을 경우 퇴비화 3일까지 급격히 증가하여 각각 약 8, 25 및 17mg/kgvs · hr이었고, 그후 서서히 감소하였다. 그리고 총 NH₃발생량은 각각 30, 68 및 67mg/kgvs · hr이었다.

공기주입량을 100, 200 및 400ml/ℓ · min으로 조절하여 주입하였을 때 퇴비화 과정중 CO₂ 및 NH₃발생량은 Fig. 15에서 보는 바와 같다. 먼저 CO₂발생량은 모든 조건에서 퇴비화 1일부터 급격히 발생하여 그후 점점 감소하였으며, 공기주입량에 따라 일정한 경향이 없었다. 그리고 공기주입량을 100, 200 및 400ml/ℓ · min으로 조절하여 주입하였을 때 총 CO₂발생량은 각각 약 5.5, 6.6 및 4.9g/kgvs · hr으로 공기주입량을 200ml/ℓ · min으로 조절하였을 경우가 가장 많았다. NH₃발생량은 퇴비화 1일 후부터 급격히 발생하여 퇴비화 3일까지 지속되어 이시기의 NH₃발생량은 초기 C/N율을 16, 22 및 36으로 조절하였을 경우 각각 약 68, 12 및 7mg/kgvs · hr이었고 그후 서서히 감소하는 경향이였다. 그리고 총 NH₃발생량은 각각 약 54, 65 및 68mg/kgvs · hr이었다.

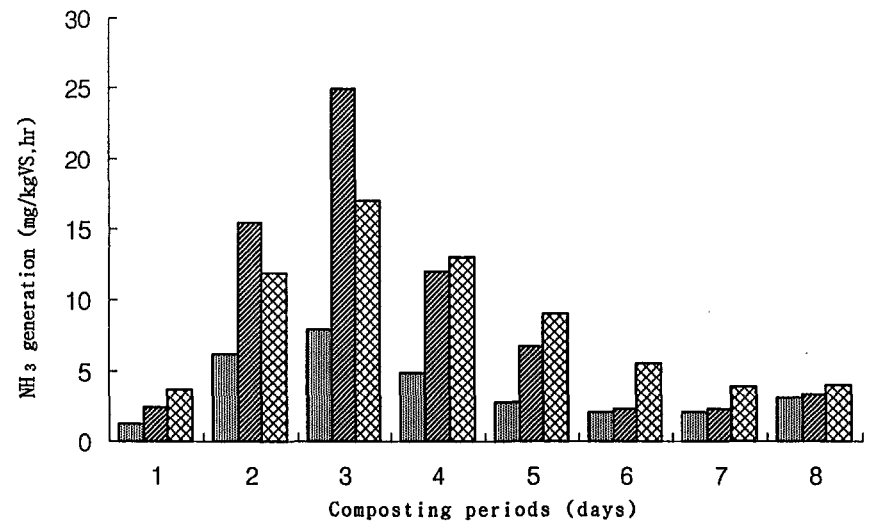
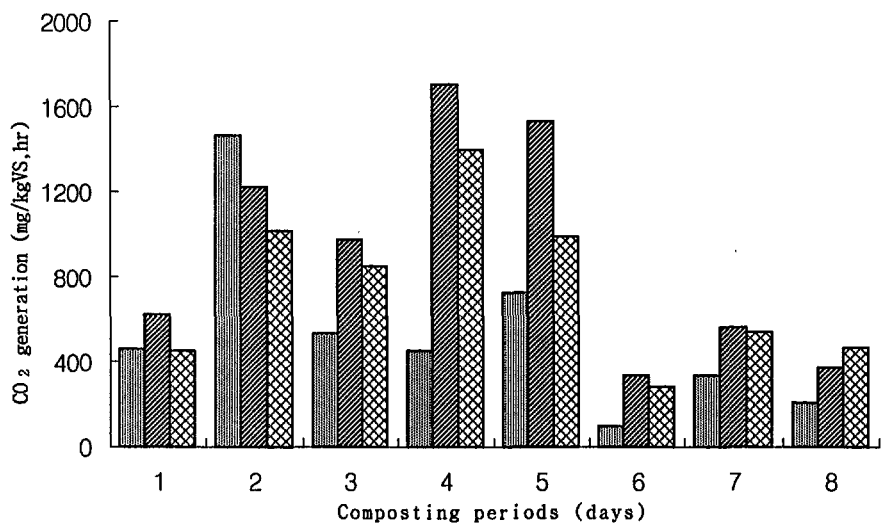


Fig. 14. CO₂ and NH₃ generation out of composting materials according to adjusting air flow rates during composting periods.

■ initial moisture 53% ■ initial moisture 62% ▨ initial moisture 73%

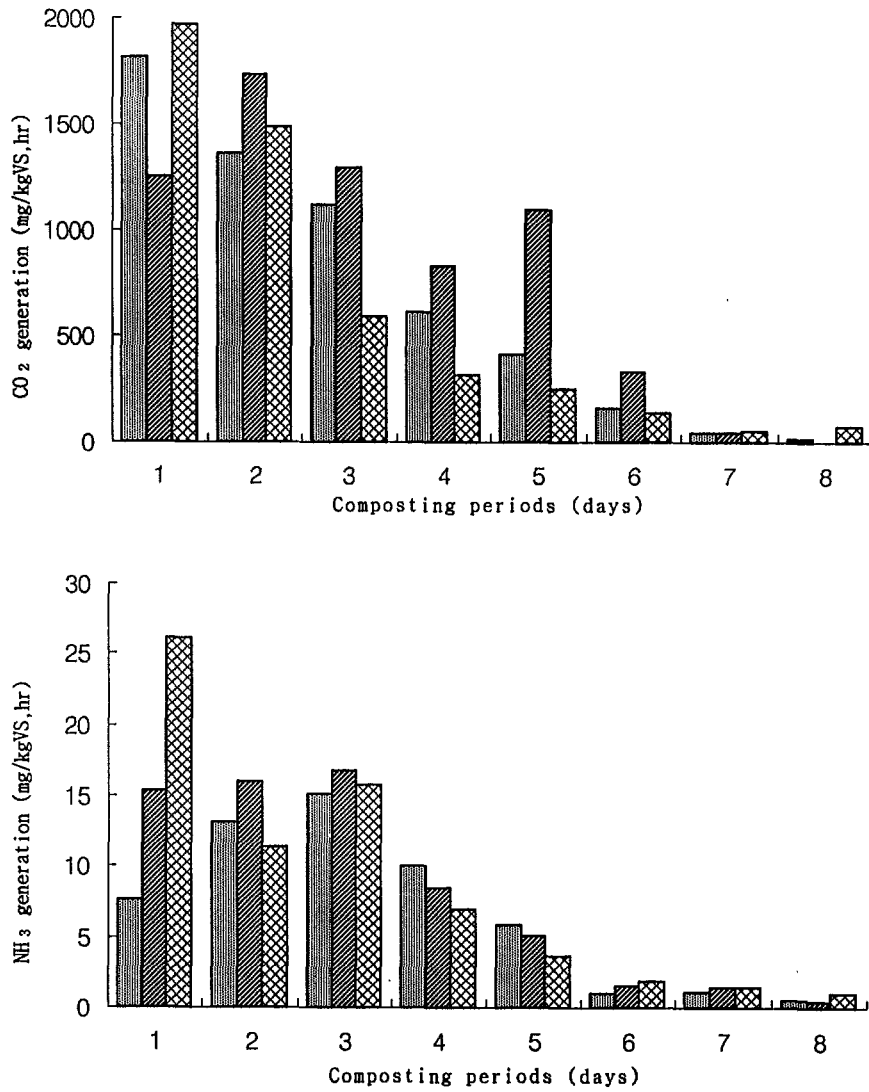


Fig. 15. CO₂ and NH₃ generation out of composting materials according to adjusting initial moisture contents during composting periods.

100 ml/l ,min.
 200 ml/l ,min.
 400 ml/l ,min.

사. $\text{NH}_4\text{-N}$ 함량변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 초기수분함량 및 공기주입량 조절에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 퇴비재료내의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 함량변화를 조사한 결과는 각각 Fig. 16 및 17에서 보는 바와 같다.

퇴비재료에 초기수분함량을 53, 62 및 73%로 조절하였을 경우 퇴비재료중의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 함량은 각각 약 5,200, 7,700 및 7,500mg/kg이었고, 퇴비화시일이 경과함에 따라 점점 감소하는 경향이였으며 퇴비화 8일후 퇴비재료에 비하여 각각 약 43, 60 및 48%감소하였다. 공기주입량을 100, 200 및 400ml/ℓ·min으로 조절하여 주입하였을 경우 $\text{NH}_4\text{-N}$ 함량은 퇴비화초기에는 증가하였고 그후 서서히 감소하였다.

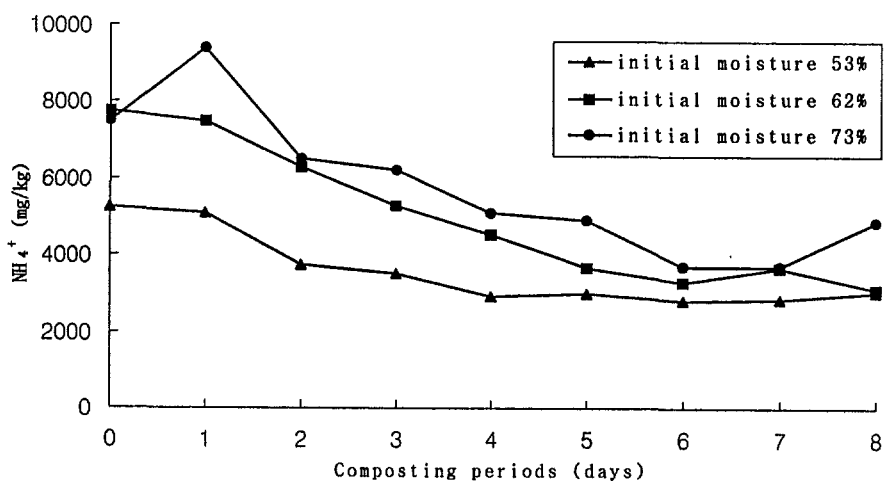


Fig. 16. Changes of NH₄-N in composting materials according to adjusting initial moisture contents during composting periods.

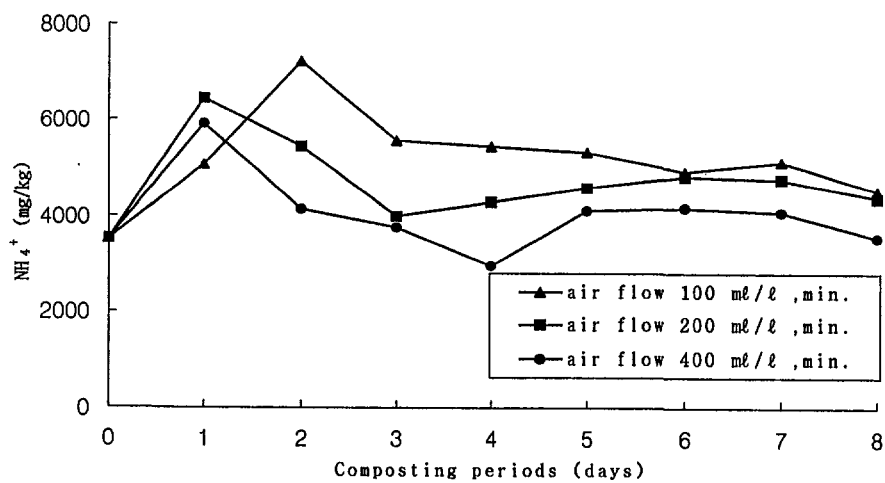


Fig. 17. Changes of NH₄-N in composting materials according to adjusting air flow rates during composting periods.

아. 무기성분 변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 초기수분함량 및 공기주입량 조절에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 무기성분변화를 조사한 결과 Table 10에서 보는 바와 같이 퇴비화 초기에 비하여 후기에 P₂O₅, K₂O 및 CaO함량은 약간 증가하였으며, MgO 및 Na함량은 큰 변화가 없었고, Mn함량은 큰 폭으로 감소하였다.

Table 10. Changes of inorganic components in composting materials according to adjusting initial moisture contents and air flow rates during composting periods.

Inorganic components	Compost- ing stage	Initial moisture (%)			Air flow rate (ml/ l · min.)		
		53	62	73	100	200	400
P ₂ O ₅ (%)	Before	1.11	1.21	1.27	0.91	1.00	1.06
	After	1.30	1.36	1.34	1.11	1.22	1.21
K ₂ O(%)	Before	0.80	0.83	0.80	0.40	0.41	0.39
	After	0.81	0.99	0.85	0.50	0.46	0.52
CaO(%)	Before	0.15	0.17	0.18	0.25	0.24	0.24
	After	0.21	0.24	0.24	0.26	0.25	0.27
MgO(%)	Before	0.09	0.10	0.09	0.08	0.08	0.08
	After	0.07	0.08	0.07	0.07	0.07	0.08
Na(%)	Before	0.11	0.13	0.12	0.04	0.04	0.03
	After	0.12	0.14	0.13	0.04	0.04	0.05
Mn(mg/kg)	Before	31	28	33	45	43	43
	After	13	16	15	18	19	23

3. 퇴비화재료의 zeolite 및 축분첨가율에 따른 퇴비화 특성

수산가공폐수 슬러지를 주재료로 하여 슬러지에 수분조절제인 톱밥을 골고루 혼합한 다음 zeolite(5, 10 및 20%) 및 축분(50, 65 및 80%) 첨가율에 따른 최적조건을 구명하기 위하여 퇴비화 과정중 온도, 중량감소율, 수분함량, C/N율, pH, 퇴비재료중 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 무기성분 변화 등을 조사한 결과는 다음과 같다.

가. 온도변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 zeolite 및 축분첨가율에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 온도변화를 조사한 결과 각각 Fig. 18 및 19에서 보는 바와 같다.

Zeolite를 5, 10 및 20%의 비율로 첨가하여 퇴비화 과정중 퇴비화조내의 온도변화 경향은 별 차이가 없었으나 퇴비화 전기간 동안 평균온도는 각각 약 46, 50 및 46°C이었다.

축분첨가율을 50, 65 및 80%로 하였을 경우 퇴비화조내의 최고온도는 퇴비화 1일 후에 도달했으며 이때의 온도는 각각 약 68, 76 및 74°C이었다. 그후 서서히 감소하여 퇴비화 8일 후 각각 약 41, 36 및 43°C이었고, 퇴비화전기간 동안 평균온도는 각각 약 56, 51 및 49°C로서 수산가공폐수 슬러지의 첨가율이 높을수록 높았다.

나. 중량감소율변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 zeolite 및 축분첨가율에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 중량감소율변화를 조사한 결과 각각 Fig. 20 및 21에서 보는 바와 같다.

Zeolite를 5, 10 및 20%의 비율로 첨가하여 퇴비화 과정중 중량감소율변화 경향은 모든 조건에서 별 차이가 없었으나 퇴비화 8일후 각각 약 49, 47 및 44% 감소하였다.

축분첨가율을 50, 65 및 80%로 하였을 경우 퇴비화 과정중 중량감소율은 계속 증가하였으며, 퇴비화 8일 후 중량감소율은 각각 약 50, 37 및 31%로서 수산가공폐수 슬러지의 첨가율이 증가할수록 증가하였다.

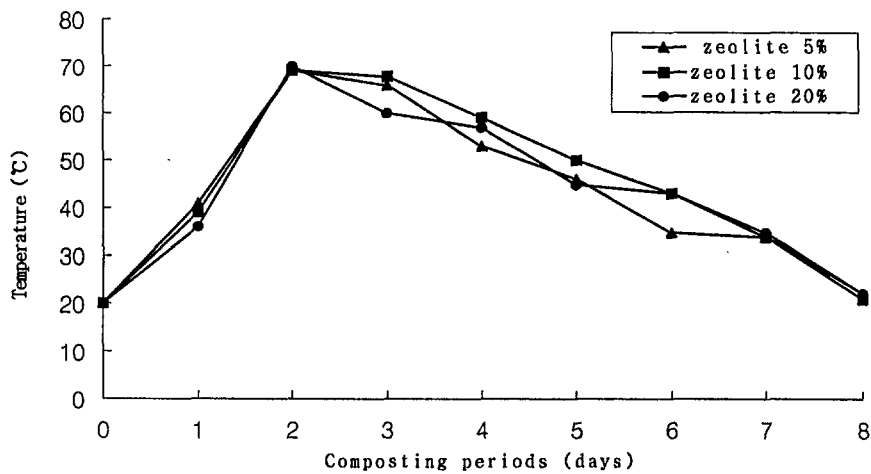


Fig. 18. Changes of temperature in composting materials according to adding rates of zeolite during composting periods.

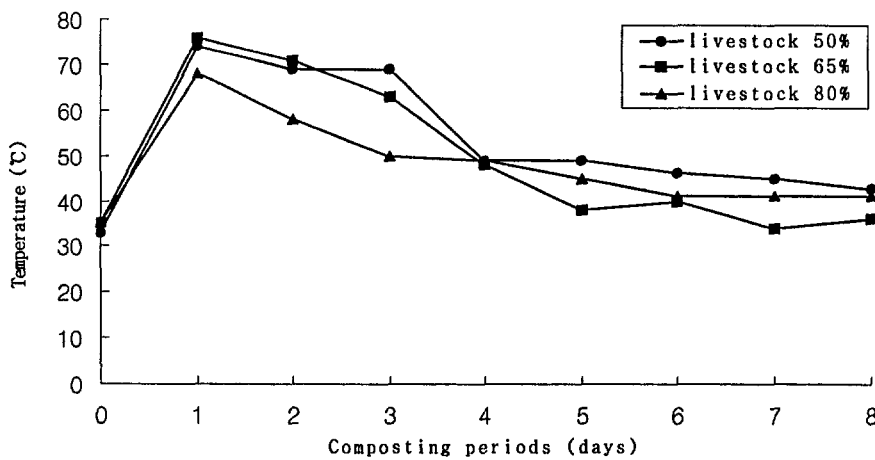


Fig. 19. Changes of temperature in composting materials according to added rates of livestock manure during composting periods.

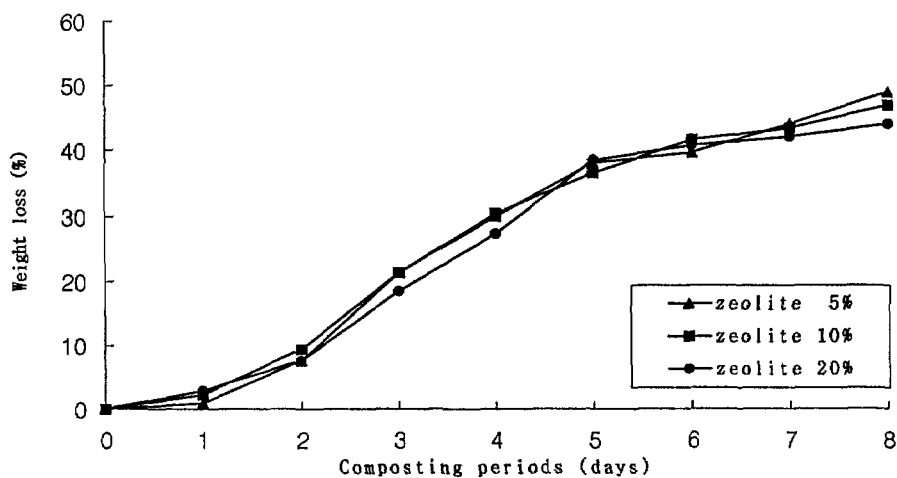


Fig. 20. Changes of weight loss of composting materials according to adding rates of zeolite during composting periods.

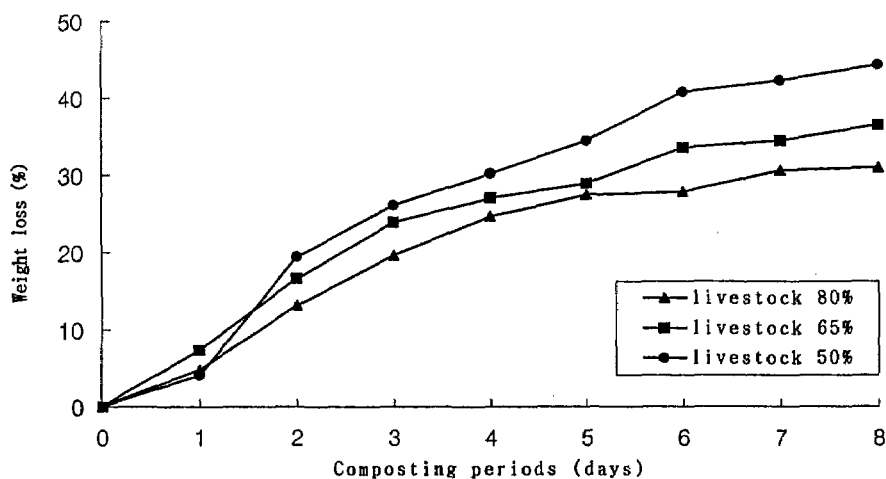


Fig. 21. Changes of weight loss of composting materials according to adding rates of livestock manure during composting periods.

다. 수분함량 변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 zeolite 및 축분첨가율에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 수분함량 변화를 조사한 결과 각각 Table 11에서 보는 바와 같이 모든 조건에서 퇴비화 과정중 지속적으로 감소하였다. Zeolite첨가율을 5, 10 및 20%로 하였을 경우 수분함량 감소율은 퇴비화후기가 퇴비화초기에 비하여 각각 약 19, 22 및 23%로서 zeolite첨가율이 높을수록 증가하였다. 그리고 축분첨가율을 50, 65 및 80%로 하였을 경우에는 수분감소율은 퇴비화후기가 초기에 비하여 각각 약 34, 26 및 27%이었다.

Table 11. Changes of moisture contents in composting materials according to adding rates of zeolite and livestock manure during composting periods.

Periods (Days)	Zeolite (%)			Livestock manure (%)		
	5	10	20	50	65	80
0	62.8(100*)	64.9(100*)	64.0(100*)	61.8(100*)	59.9(100*)	60.1(100*)
1	62.8(100*)	63.1(97.2)	63.4(99.1)	60.9(98.5)	58.8(98.2)	56.9(94.7)
2	61.2(97.5)	62.0(95.5)	63.3(98.9)	57.6(93.2)	55.3(92.3)	54.8(91.2)
3	60.2(95.9)	59.7(92.0)	61.7(96.4)	54.1(87.5)	53.0(88.5)	52.7(87.7)
4	56.8(90.4)	57.6(88.8)	60.5(94.5)	51.2(82.8)	50.8(84.8)	50.5(84.0)
5	56.2(89.5)	55.1(84.9)	58.6(91.6)	48.0(77.7)	50.5(84.3)	48.1(80.0)
6	54.6(86.9)	53.1(81.8)	56.7(88.6)	44.7(72.3)	48.1(80.3)	47.1(78.4)
7	53.0(84.4)	52.0(80.1)	56.6(88.4)	42.9(69.4)	47.1(78.6)	47.1(78.4)
8	50.8(80.9)	50.4(77.7)	49.3(77.0)	40.8(66.0)	44.2(73.8)	43.8(72.9)

* : Index

라. T-C, T-N 및 C/N을 변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 zeolite 및 축분첨가율에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 T-C, T-N 및 C/N을 변화를 조사한 결과는 Table 12에서 보는 바와 같다.

Zeolite첨가율을 5, 10 및 20%로 하였을 경우 퇴비재료의 T-C함량은 각각 약 44.5, 42.3 및 38.0%이었으며, 퇴비화시일이 경과함에 따라 약간 감소하였다. T-N 함량은 퇴비화후기가 초기에 비하여 각각 약 25, 25 및 34% 감소하였으며 C/N율은 퇴비화가 진행됨에 따라 모든 조건에서 증가하였다. 축분첨가율을 50, 65 및 80%로 하였을 경우 T-C 및 T-N함량은 별 변화가 없었으며, C/N율은 축분첨가율에 따라 불규칙적으로 변화였다.

Table 12. Changes of T-C, T-N and C/N ratios in composting materials according to adding rates of zeolite and livestock manure during composting periods.

Periods (Days)	Zeolite (%)									Livestock manure (%)								
	5			10			20			50			65			80		
	T-C	T-N	C/N	T-C	T-N	C/N	T-C	T-N	C/N	T-C	T-N	C/N	T-C	T-N	C/N	T-C	T-N	C/N
0	44.5	2.14	20.8	42.3	2.28	18.6	38.0	2.37	16.0	44.0	1.43	30.8	44.3	1.23	36.0	44.2	1.22	36.2
1	44.7	2.50	17.9	43.6	2.39	18.2	38.8	2.28	17.0	42.6	1.34	31.8	43.3	1.30	33.3	43.7	1.14	38.3
2	44.6	2.07	21.5	43.4	1.44	30.1	37.9	1.79	21.2	42.9	1.43	30.0	43.3	1.38	31.4	43.8	1.25	35.0
3	45.7	1.80	25.4	42.8	1.54	27.8	39.5	1.69	23.4	43.0	1.58	27.2	43.9	1.38	31.8	43.8	1.13	38.8
4	45.2	1.67	27.1	41.9	1.44	29.1	36.8	1.75	21.0	43.2	1.44	30.0	44.3	1.28	34.6	44.0	0.92	47.8
5	45.0	1.87	24.1	41.3	1.57	26.3	37.1	1.63	22.8	45.9	1.76	26.1	43.6	1.39	31.4	44.0	1.15	38.3
6	43.4	2.07	21.0	40.8	1.79	22.8	34.3	1.60	21.4	45.7	1.49	30.7	43.7	1.30	33.6	43.7	0.99	44.1
7	45.2	1.60	28.3	42.4	1.75	24.2	34.8	1.62	21.5	45.9	1.53	30.0	43.7	1.37	31.9	44.0	0.88	50.0
8	44.7	1.60	27.9	41.4	1.70	24.4	34.8	1.57	22.2	45.5	1.53	29.7	43.3	1.30	33.3	43.7	1.15	38.0

마. pH의 변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 zeolite 및 축분첨가율에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 pH변화를 조사한 결과 Table 13에서 보는 바와 같이 퇴비화 초기에는 pH가 증가한 다음 큰 변화가 없었다.

Table 13. Changes of pH in composting materials according to adding rates of zeolite and livestock manure during composting periods.

Periods (Days)	Zeolite (%)			Livestock manure (%)		
	5	10	20	50	65	80
0	7.4	6.8	8.7	8.0	7.9	8.2
1	8.8	8.4	8.4	8.4	8.4	8.5
2	8.8	8.6	8.6	8.3	8.3	8.2
3	8.7	8.6	8.5	8.3	8.2	7.7
4	8.7	8.5	8.3	8.1	8.2	8.2
5	8.7	8.6	8.5	7.4	8.1	8.2
6	8.9	8.7	8.7	7.4	7.9	8.2
7	8.9	8.8	8.8	7.8	7.9	8.1
8	9.0	8.7	8.8	8.1	8.1	8.2

바. CO₂ 및 NH₃ 발생량

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 zeolite 및 축분첨가율에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 CO₂ 및 NH₃발생량을 조사한 결과는 Fig. 22 및 23에서 보는 바와 같다.

Zeolite첨가율을 5, 10 및 20%로 하였을 경우 퇴비화 과정중 CO₂ 및 NH₃발생량은 Fig. 22에서 보는 바와 같이 CO₂발생량은 모든 조건에서 일정한 경향이 없었다. 그리고 총 CO₂발생량은 각각 약 7.0, 8.3 및 8.4g/kgvs·hr이었으며, NH₃발생량은 퇴비화 2일 후 급격히 증가하여 퇴비화 3일까지 계속되었으며 그후 급격히 감소하였다. 그리고 총 NH₃발생량은 각각 68, 47 및 46mg/kgvs·hr이었다.

축분첨가율을 50, 65 및 80%로 하였을 경우 퇴비화 과정중 CO₂ 및 NH₃발생량은 Fig. 23에서 보는 바와 같이 CO₂발생량은 퇴비화 2일 후 최고에 달했으며 이때의 CO₂발생량은 각각 약 928, 1,020 및 1,391mg/kgvs·hr이었고 그후 서서히 감소하였다. 그리고 총 CO₂발생량은 각각 약 3.1, 4.1 및 5.5g/kgvs·hr으로 수산가공폐수 슬러지 첨가율이 증가할수록 많았다. NH₃는 퇴비화 1일까지 거의 발생되지 않았으나 그후 급격히 증가하여 퇴비화 3일까지 지속되었으며, 수산가공폐수 슬러지첨가율이 증가할수록 증가하였다. 그리고 총 NH₃발생량은 각각 65, 58, 및 45mg/kgvs·hr이었다.

사. NH₄-N 함량변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 zeolite 및 축분첨가율에 따른 슬러지의 퇴비재료중 NH₄-N함량변화를 조사한 결과 각각 Fig. 24 및 25에서 보는 바와 같다.

Zeolite첨가율을 5, 10 및 20%로 하였을 경우 퇴비화 2일까지 급격히 증가하였으며 그후 서서히 감소하여 퇴비화 8일 후 각각 약 2,600, 2,700 및 3,000mg/kg이었다. 축분첨가율을 50, 65 및 80%로 하였을 경우 퇴비재료중의 NH₄-N함량은 각각 약 2,900, 2,600 및 2,100mg/kg으로 축분첨가율이 증가할수록 적었으며 퇴비화 1일까지 증가한 다음 그후 서서히 감소하였다.

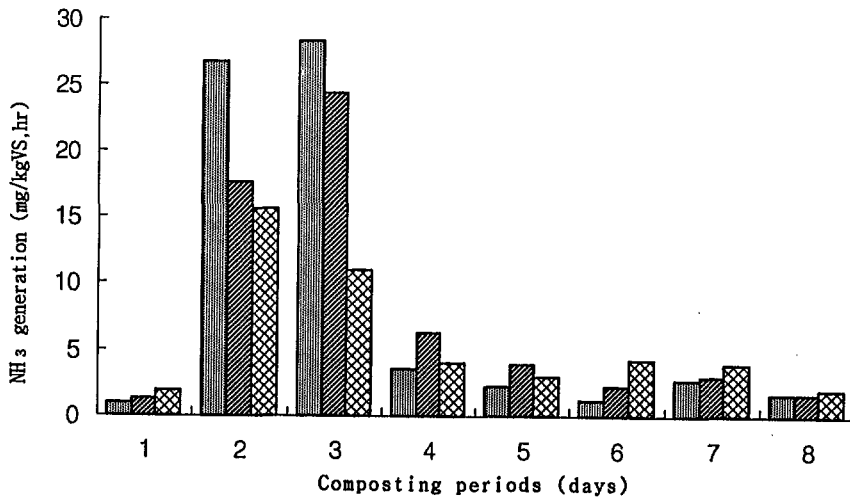
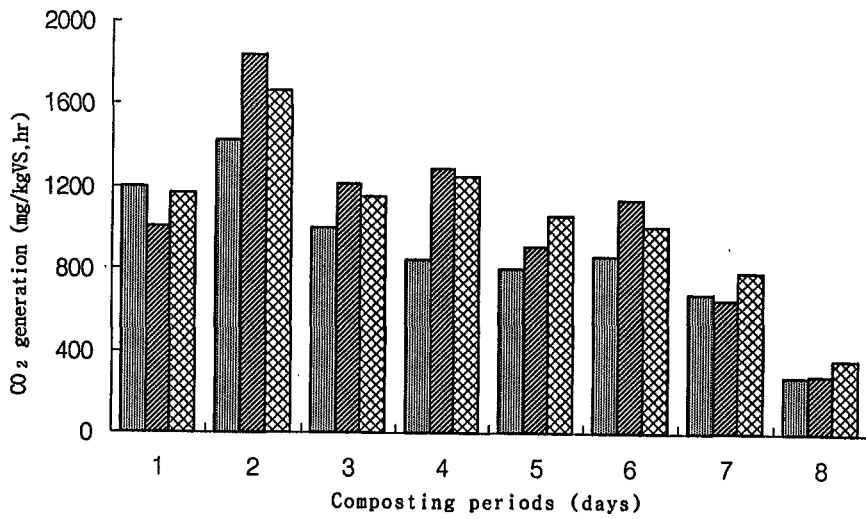
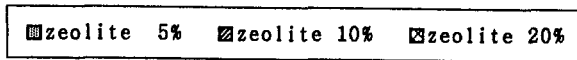


Fig. 22. CO₂ and NH₃ generation out of composting materials according to adding rates of zeolite during composting periods.



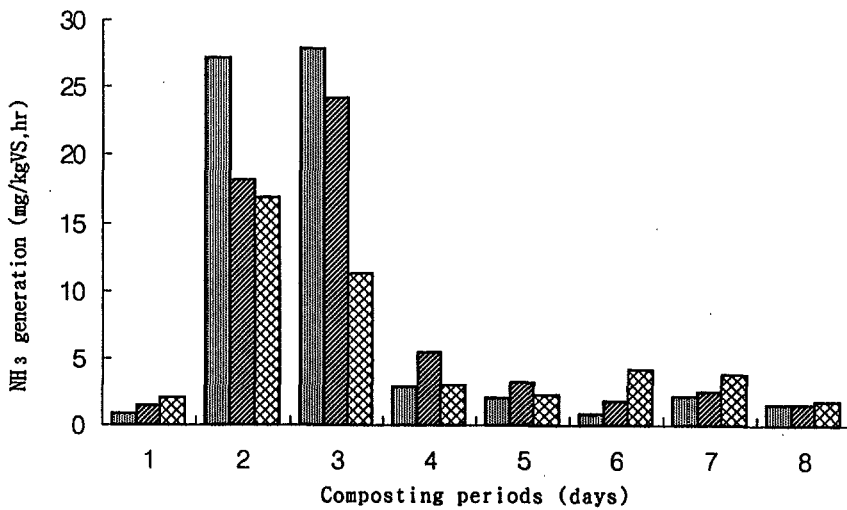
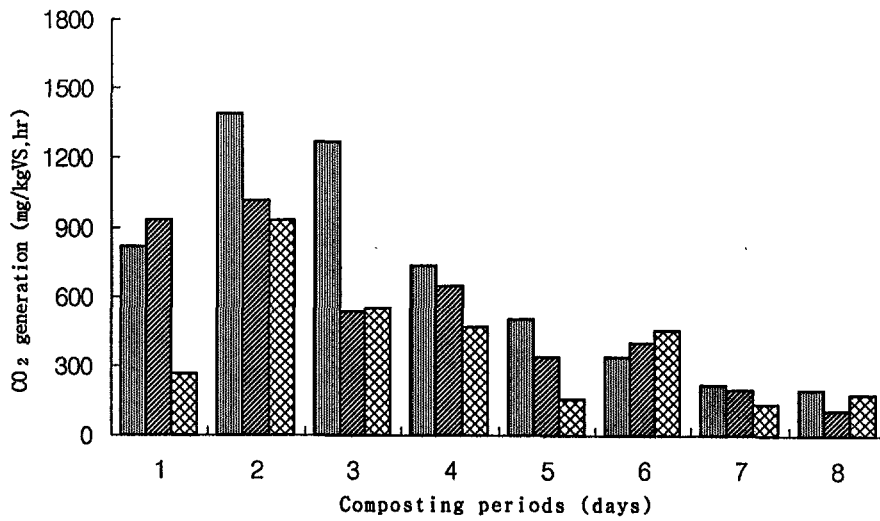
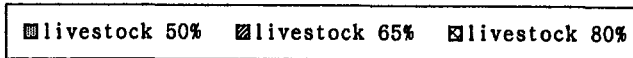


Fig. 23. CO₂ and NH₃ generation out of composting materials according to adding rates of livestock manure during composting periods.



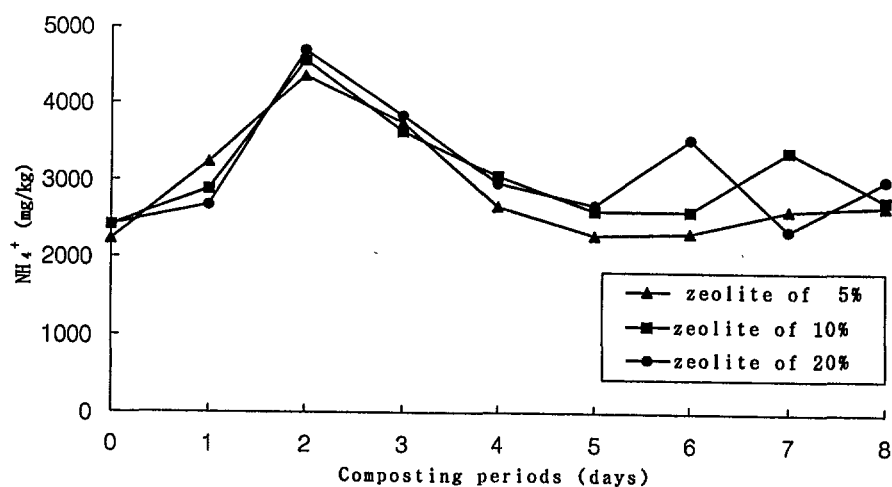


Fig. 24. Changes of $\text{NH}_4\text{-N}$ in composting materials according to adding rates of zeolite during composting periods.

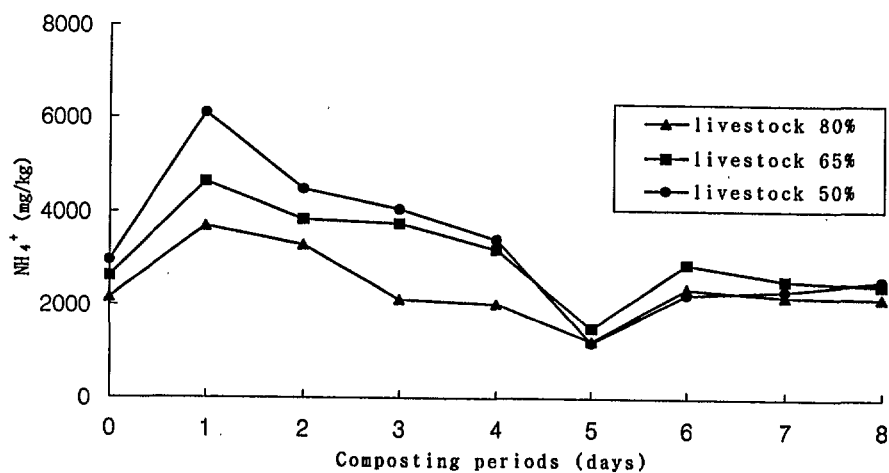


Fig. 25. Changes of $\text{NH}_4\text{-N}$ in composting materials according to adding rates of livestock manure during composting periods.

아. 무기성분 변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화재료에 zeolite 및 축분첨가율에 따른 슬러지의 퇴비화 과정중 무기성분변화를 조사한 결과 Table 14에서 보는 바와 같이 모든 조건에서 퇴비화 초기에 비하여 후기에 P_2O_5 , K_2O , CaO 및 Na 함량은 약간 증가하였으며, MgO 함량은 큰 변화가 없었고, Mn 함량은 큰 폭으로 감소하였다.

Table 14. Changes of inorganic components in composting materials according to adding rates of zeolite and livestock waste during composting periods.

Inorganic components	Composting stage	Zeolite (%)			Livestock manure (%)		
		5	10	20	50	65	80
P_2O_5 (%)	Before	1.03	1.15	1.12	1.05	1.13	1.08
	After	1.40	1.13	1.14	1.12	1.30	1.33
K_2O (%)	Before	0.78	0.83	1.11	1.67	1.75	2.09
	After	0.81	0.90	1.22	2.31	2.17	2.26
CaO (%)	Before	0.16	0.17	0.18	0.24	0.29	0.31
	After	0.21	0.23	0.27	0.27	0.31	0.34
MgO (%)	Before	0.10	0.11	0.11	0.17	0.20	0.24
	After	0.09	0.08	0.10	0.24	0.23	0.24
Na (%)	Before	0.11	0.15	0.22	0.05	0.05	0.06
	After	0.12	0.16	0.26	0.07	0.06	0.06
Mn (mg/kg)	Before	29	29	26	55	69	81
	After	26	23	22	29	36	56

제 4 절 요약

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화를 위하여 수산가공폐수 슬러지의 비료적 가치 분석, 소형퇴비화조 제작 및 운전, 퇴비화 촉진방법 및 최적조건을 구명하기 위하여 수산가공폐수 슬러지를 주재료로 하여 슬러지에 수분조절제인 톱밥을 골고루 혼합한 다음 미생물처리 유무, 초기 C/N율, 초기수분함량(53, 62 및 73%), 공기주입량(100, 200 및 400ml/ℓ·min.), zeolite(5, 10 및 20%) 및 가축분(50, 65 및 80%) 첨가율에 따른 퇴비화 과정중 온도, 증량감소율, 수분함량, C/N율, pH, 퇴비재료중 NH₄-N 및 무기성분 변화 등을 조사함으로써 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 촉진방법 및 최적조건을 구명한 결과를 요약하면 다음과 같다.

1. 수산가공폐수 슬러지의 비료성분은 탄소, 질소 및 인산의 함량이 각각 약 46.1, 5.86 및 1.4%로 비효성분은 높은 것으로 판단되었다.
2. 소형퇴비화조를 설계, 제작 및 시운전을 행한 결과 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화시험에 적절한 퇴비화조인 것으로 판단되었다.
3. 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 촉진방법 구명을 위하여 미생물처리 유무 및 초기 C/N율 조절에 따른 퇴비화 과정중 특성 변화를 요약하면 미생물을 퇴비화재료에 5%처리하였을 경우 무처리에 비하여 퇴비화 초기에 온도가 높았으며, 초기에 증량감소율이 높았고, 또한 T-N함량의 감소가 적었으며 CO₂발생량이 많았고, 퇴비화 후기에 퇴비재료중 NH₄-N함량이 적었다. 초기 C/N율 조절에 따른 퇴비화 과정중 최고온도 및 증량감소율은 초기 C/N율 22 > 16 > 36순으로 높았으며, 수분함량 감소율은 초기 C/N율 36 > 22 > 16순이었고, T-N감소율은 초기 C/N율 36 > 22 > 16순으로 높았다. 또한 CO₂발생량은 초기 C/N율이 낮을수록 많았으며, 퇴비화후기에 퇴비재료중의 NH₄-N함량은 초기 C/N율 16 > 22 > 36순으로 많았다.
4. 퇴비화 최적조건을 구명하기 위하여 초기수분함량(53, 62 및 73%), 공기주입량

(100, 200 및 400ml/ℓ·min.), zeolite(5, 10 및 20%) 및 축분(50, 65 및 80%) 첨가율에 따른 퇴비화 최적조건을 조사한 결과는 다음과 같다.

- 가. 퇴비화 과정중 평균온도는 초기수분함량 62% > 73% > 53%순이었고, 공기주입량 200 > 100 > 400ml/ℓ·min.순이었다. 그리고 zeolite첨가율을 10%로 하였을 경우가 다른 조건에 비하여 온도가 높았고, 수산가공폐수 슬러지 첨가율이 높을수록 온도가 높았다.
- 나. 퇴비화 전후 퇴비재료중의 중량감소율은 초기 수분함량을 62%, 공기주입량을 200ml/ℓ·min., zeolite첨가율은 5%, 수산가공폐수 슬러지에 축분첨가율 50%으로 하였을 경우가 다른 퇴비화 조건에 비하여 높았다.
- 다. 퇴비화 과정중 수분함량감소율은 초기수분함량이 낮을수록, 그리고 공기주입량, zeolite첨가율 및 수산가공폐수 슬러지 첨가율이 높을수록 높았으며, pH는 모든 처리 및 운전조건에서 퇴비화초기에는 증가한 다음 그후 별 변화가 없었다. 그리고 모든 처리조건에서 퇴비화 과정중 T-C 및 T-N함량은 감소하는 경향이었고, C/N율은 증가하는 경향으로 각 처리 조건에 따라서는 불규칙적으로 변화였다.
- 라. 퇴비화 과정중 총 CO₂발생량은 초기수분함량을 62%, 공기주입량을 200ml/ℓ·min.으로 조절하였을 경우 각각 약 7.3 및 6.6g/kgvs·hr.로 다른 조건에 비하여 가장 많았고, zeolite를 10 및 20%의 비율로 첨가하였을 경우 각각 약 8.3 및 8.4g/kgvs·hr.로 5%첨가하였을 경우에 비하여 많았으며 수산가공폐수 슬러지의 첨가율이 높을수록 총 CO₂발생량이 많았다. 퇴비화 과정중 총 NH₃발생량은 초기수분함량, 공기주입량 및 축분첨가율이 높을수록 많았으나 zeolite첨가율이 높을수록 적었다.
- 마. 퇴비재료의 NH₄-N함량은 수산가공폐수 슬러지의 채취시기, 처리 및 운전조건에 따라 달랐으며, 퇴비화 과정중 NH₄-N함량은 모든 처리 및 운전조건에서 전반적으로 퇴비화초기에 증가한 다음 그후 감소하여 안정화되었다. 그리고 퇴비화 전후 무기성분변화는 모든 조건에서 퇴비화 전에 비하여 퇴비화 후에 P₂O₅, K₂O, CaO 및 Na함량은 약간 증가하였으며, MgO함량은 큰 변화가 없었

고, Mn함량은 큰 폭으로 감소하였다.

수산가공폐수 슬러지 퇴비화를 위한 본 기초연구결과를 종합하면 수산가공폐수 슬러지의 수분함량을 줄이기 위하여 수분조절제로서 톱밥을 습윤증량으로 26% 첨가한 다음 여기에 미생물을 5% 비율로 첨가하고, 초기 C/N율을 약 22 및 초기 수분함량을 62%, 공기주입량을 200ml/ℓ·min.으로 조절하여 퇴비화하는 것이 가장 효율적인 것으로 판단되었다.

또한 첨가재료로서 zeolite를 사용할 경우 zeolite를 건물기준으로 약 10%첨가하고, 기존 퇴비화공장에 수산가공폐수 슬러지를 첨가하여 퇴비화할 경우 축분을 기준으로 수산가공폐수 슬러지를 약 50%정도 첨가하여 사용하여도 될 것으로 판단되었다.

제 5 절 참고문헌

1. 환경백서, 1996, 168~183.
2. 환경처, 1992, 토양생물을 이용한 유기성슬러지의 처리기술개발과 재활용에 관한 연구.
3. 환경처, 1986, 전국환경보전장기종합계획 사업, 폐기물부분 보고서.
4. 김수생, 신항식, 1993, 유기성폐기물의 자원화와 폐기물관리, 유기성폐기물자원화, 1(1) : 5~19.
5. 김정제, 홍병주, 고용균, 1991, 축산폐기물의 이용에 관한 연구 : 가축분뇨가 토양화학성 및 옥수수 생육에 미치는 영향, 한국토양비료학회지, 24(2) : 137~143.
6. 강인국, 곽노혁, 심혁성, 배재근, 1996, A view and trends on composting of sewage sludge, 한국유기성폐기물자원화협회의, 봄학술대회 및 정기총회, 19~30.
7. U.S. EPA, 1991, Sludge management practices in U.S., Biocycle, 2(3) : 46~52.
8. 21세기를 향한 비료개발과정책방향 심포지엄, 1994, 한국토양비료학회.
9. 정광용, 1995, 유기질 및 부산물비료 활용상의 실제, 유기성폐기물의 문제점과 대책 심포지엄, 한국토양비료학회.
10. Kim, N.C., 1994, Theretical study of composting, J. of KOWREC, 2(2) : 161-176.
11. Chung, J. C. and J. H. Hong., 1994, Physicochemical indicators composting and process control. J. of KOWREC, 2(2) : 99~127.
12. Torisu, R., S. Kimula and K. Tashiro, 1980, Effect of moisture contents

- and flow rate on the high rate composting of cattle manure, J. Soc. of Agr., 42(1) : 135~140.
13. Miller, F. C. and M. S. Finstein, 1985, Material balance in the composting of wastewater sludge as affected by process control strategy, J. WPCF., 57(2) : 1240~1245.
 14. Schwab, B. S., C. J. Ritchie, D. J. Kain, G. C. Dobrin, L. W. King and A. C. Palmisano, 1994, Characterization of compost from a pilot plant scale composter utilizing simulated solid waste, Waste Mana. and Res., 12 : 289~303.
 15. Cai, H. and M. Tadahiro., 1992, Production of high quality composting from sewage sludge, Shimane University in Japan.
 16. Habil, I., J. Brummack., 1995, Treatment of organic wastes by biological decomposition, composting possibilities and experiences. J. of KOWREC, 3(2) : 1~23
 17. Miller, F. C., 1984, Thermodynamic and matric water potential analysis in field and laboratory scale composting ecosystems, Ph. D. dissertation, Rutgers Uni.
 18. Simeoni, L. A., K. A. Barbarick and B. R. Sabey, 1984, Effect of small scale composting of sewage sludge on heavy metal availability to plants, J. Environ. Qual., 13 : 264~268.

제 6 장 현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화

제 1 절 서 설

수산가공폐수 슬러지 등 유기성폐기물의 퇴비화에는 온도, 수분, 공기공급량, pH, C/N율, 수분조절제의 종류 및 미생물의 종류 등이 영향을 미치는 중요한 인자로서, 퇴비화 과정중에는 퇴비재료중의 유기물, 질소, 지방산 및 미생물종 등이 변화하게 되며, 이중 유기물질은 분해 안정화되는 과정에서 최종적으로 CO₂, NH₃ 및 휘발성물질 등이 생성된다.

일반적으로 퇴비화 과정중 수분조절제의 종류에 따라 CO₂발생량은 큰 차이가 없으나, NH₃발생량은 그 처리량이 증가할수록 증가하고, 온도가 45~53℃일때 CO₂발생량이 최대에 달하며, 퇴비화 과정중 유기물함량은 20%이상 감소하는 것으로 알려져 있으며 유기성폐기물 내에 존재하는 cellulose나 hemicellulose는 감소되는 양이 많으나 수분 조절제 내의 cellulose나 hemicellulose는 감소되는 양이 적고, 산업폐기물의 퇴비화 과정중에는 작물에 해를 줄 수 있는 환원당이나 phenol은 빠른 속도로 분해된다.

퇴비화 과정중 질소는 원퇴비재료의 C/N율과 밀접한 관계가 있으며 톱밥이나 왕겨 처리로 질소의 휘산을 최소화할 수 있고, C/N율 30부근에서 유기물질의 분해가 가장 잘되며, 퇴비재료의 C/N율은 퇴비화 과정중 미생물에 의해 분해되기 쉬운 유기물이 감소됨으로써 C/N율은 점차 감소되며, 질소함량이 높은 폐기물의 퇴비화에서는 질소의 휘산으로 C/N율이 증가되는 것으로 알려져 있다.

본 연구에서는 현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 및 고품질 퇴비 생산을 위하여 슬러지의 퇴비화를 위한 기초 실험(1년차 연구)의 연구결과를 토대로 하여 수산가공 폐수 슬러지와 가축분의 혼합 비율에 따른 퇴비화 과정중 온도변화, 무기성분변화, 등의 이화학적 특성 변화를 조사하였고, 유기물질 및 질소 분별정량, 미생물상 변화 등의 물질변화 및 퇴비화 시기별 퇴비의 종자발아율 실험을 수행하는 등 종합적인 현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화과정을 조사하였다.

제 2 절 연구수행 내용

1. 공시재료

공시 수산가공폐수 슬러지는 경남 사천시의 수산가공공장 폐수처리장에서 발생하는 슬러지를 사용하였으며, 축분은 현행 퇴비화 공장에서 사용되고 있는 축분으로써 일반농가에서 구입하여 사용하였다. 그리고 수분조절제로 사용한 톱밥은 일반농가에서, zeolite는 시중에 유통되는 zeolite를 구입사용하였다.

슬러지의 퇴비화 촉진제로 사용된 미생물접종 제제는 현행 퇴비화공장에서의 퇴비화 과정중 미생물 활성이 가장 활발한 시기의 퇴비시료를 채취하여 사용하였다.

수산가공폐수 슬러지, 축분, 톱밥, zeolite 및 미생물접종 제제의 이화학적 특성, 유기물의 분별정량, 미생물 수 및 중금속함량은 각각 Table 1~4에서 보는 바와 같다.

Table 1. Physico-chemical characteristics of the seafood processing wastewater sludge, livestock manure, sawdust, zeolite and seeding materials used in the experiment.

	pH	Mois- ture	T-C	T-N	C/N	NH ₄ -N	NO ₂ ⁻ + NO ₃ -N	Organ ic-N	SO ₄	Cl
			-----(%)-		ratio	--(mg/kg)--		-----(%)-		
SW	6.4	80.3	43.2	5.41	8.0	11,025	134	4.30	0.15	0.31
Livestock manure	9.7	69.8	45.6	1.92	23.7	648	106	1.42	0.29	0.75
Sawdust	5.1	21.5	52.5	0.16	875.0	-	-	-	-	-
Zeolite	6.5	7.8	2.9	-	-	-	-	-	-	-
Seeding materials	7.7	63.4	49.2	1.12	43.9	-	-	-	0.06	0.13

(Continued)

	Humic acid	Fulvic acid	P ₂ O ₅ (%)			K ₂ O (%)			CaO (%)		
	---(%)---		Total	Avail- able	Water soluble	Total	Exchan- geable	Water- soluble	Total	Exchan- geable	Water soluble
SW	25.2	17.2	5.40	2.10	0.09	0.46	0.37	0.23	0.58	0.14	0.06
Livestock manure	8.7	7.0	3.29	1.50	0.42	2.32	1.39	0.47	3.23	0.81	0.02

(Continued)

	MgO (%)			Na (%)			Fe (mg/kg)			Mn (mg/kg)		
	Total	Excha- ngeable	Water soluble	Total	Excha- ngeable	Water soluble	Total	avail- able	Water soluble	Total	avail- able	Water soluble
SW	0.11	0.10	0.06	0.23	0.16	0.10	2,388	633	4.5	74	54	4.37
Livestock manure	0.67	0.20	0.03	0.55	0.36	0.30	1,137	372	19.2	248	210	1.69

SW : seafood processing wastewater sludge

Table 2. Fractionations of organic matters in composting materials used.
(% · dry weight)

	Ether soluble materials	Resins	Water soluble polysaccharide	Hemi- cellulose	Cellulose	Lignin and unknown
SW	8.05	10.7	6.55	37.4	23.9	10.8
Livestock manure	1.45	3.02	5.60	24.3	35.1	16.8

SW : seafood processing wastewater sludge

Table 3. Microbial populations in composting materials used.
(CFU/g · wet weight)

	Mesophilic			Thermophilic		
	Bacteria	Actino- mycetes	Fungi	Bacteria	Actino- mycetes	Fungi
SW	6.0×10^6	2.7×10^3	1.7×10^0	4.8×10^5	$10^3 >$	$10^3 >$
Livestock manure	4.3×10^6	1.9×10^4	0.5×10^6	6.0×10^6	5.6×10^5	7.7×10^4
Seeding materials	2.0×10^{10}	5.0×10^5	3.5×10^7	1.9×10^8	3.0×10^3	2.4×10^7

SW : seafood processing wastewater sludge

Table 4. Heavy metals contents of the materials used.
(mg/kg · Dry weight)

	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni
Total						
SW	254	179	0.94	29.8	15.5	4.05
Livestock manure	132	245	0.62	7.4	10.7	4.00
0.1N-HCl extractable						
SW	168	141	0.85	14.1	10.8	3.65
Livestock manure	121	220	0.56	5.9	8.5	3.80
Water soluble						
SW	30.9	14.8	0.27	0.65	-	0.55
Livestock manure	20.5	5.4	0.12	0.45	1.0	1.05

SW : seafood processing wastewater sludge

2. 현장 퇴비화조 시운전 및 운영

본 실험에 사용한 1차 퇴비화조는 Fig. 1에서 보는 바와 같이 강제 통풍형의 용

량 20m³(가로 2m×세로 5m×높이 2m)의 콘크리트 구조물을 사용하였다.

퇴비화조내의 공기주입은 air compressor를 이용하였으며, 공기를 주입시키기 위하여 퇴비화조 하부에 PVC관을 매설하여 관에는 약 1mm크기의 구멍을 뚫고 이곳을 통하여 공기가 퇴비화조내에 유입되도록 하였다. 퇴비화조내에 공기를 골고루 주입시키기 위하여 퇴비화조 하부에 모래를, 그 상부에 톱밥을 각각 약 5cm두께로 깔고 루 깔았다.

퇴비화 과정중 증량감소율을 조사하기 위하여 각 처리별 퇴비재료 500g을 polyethylene천으로 싸서 퇴비화조 전체에 5반복으로 골고루 매립하였다.

그리고 퇴비화조내의 온도변화는 퇴비화조 내부의 중앙과 가장자리 5개 지점의 상부와 하부의 총 10개 지점에 수은온도계를 설치하여 조사하였다.

수산가공폐수 슬러지의 2차 퇴비화(curing)는 1차 퇴비화시킨 다음 야적시켜 혐기성 퇴비화를 약 60일간 실시하였으며, 퇴비화정중 뒤집기는 1차 퇴비화에서 2차 퇴비화로 전환하는 시기, 퇴비화 40일 및 퇴비화 60일후의 3회 실시하였다.

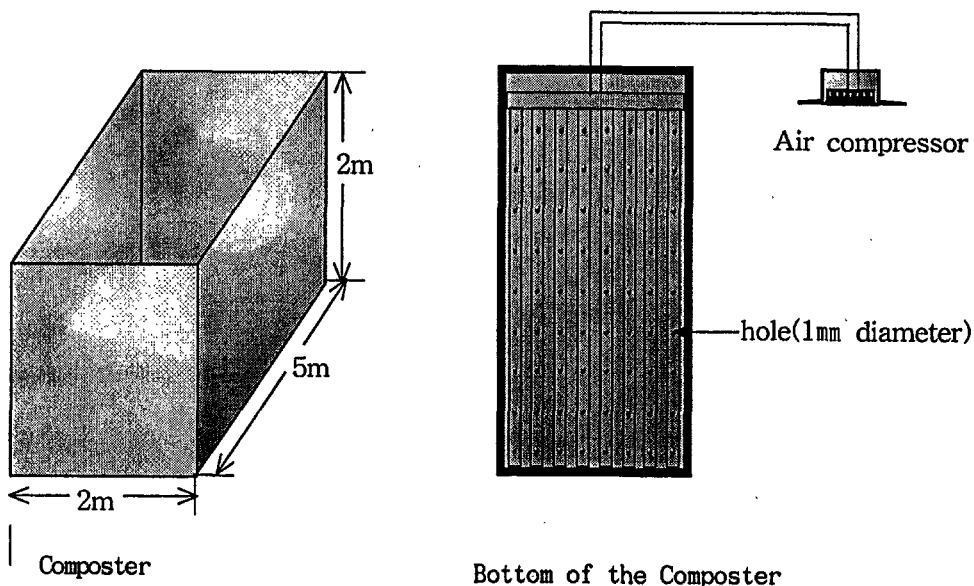


Fig. 1. Systemic diagram of the composter.

3. 현장 슬러지의 퇴비화를 위한 처리 및 운전 조건

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화를 위한 기초실험(1년차 연구)에서 수분함량을 약 62%, 공기주입량 200ml/ℓ·min. 그리고 zeolite 첨가율을 5~10%로 조절하여 퇴비화하는 것이 가장 효율적인 것으로 판단되었으므로 수산가공폐수 슬러지의 현장 퇴비화를 위한 처리 및 운전 조건은 Table 5에서 보는 바와 같은 조건으로 처리 및 운전하였다.

즉 모든 처리 조건에서 zeolite 및 미생물접종 제제를 공히 250kg씩을 혼합한 다음 수산가공폐수 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%의 비율로 각각 혼합 처리하였다. 이렇게 처리한 총 5개의 퇴비재료에 수분함량을 조절하기 위하여 톱밥을 각 처리 조건에 따라 1,000~1,200kg을 주입하여 골고루 섞은 다음 퇴비화조로 이송하여 1차 퇴비화를 시켰다.

1차 퇴비화가 종료되는 시점에 2차 퇴비화를 실시하였고, 퇴비화 19일, 40일 및 60일후에 뒤집기를 실시하였다.

Table 5. Conditions for composting of seafood processing wastewater sludge.

Composter	Treatments conditions (kg)						Operating conditions	Remarks
	SW	LM	Sawdust	Zeolite	Seed	Total	Air flow ratio (ml/kg·min.)	
Run A	4,000	0	1,200	250	250	5,700	200	SW100%
Run B	3,000	1,000	1,150	250	250	5,650	200	SW75% +LM25%
Run C	2,000	2,000	1,100	250	250	5,600	200	SW50% +LM50%
Run D	1,000	3,000	1,050	250	250	5,550	200	SW25% +LM75%
Run E	0	4,000	1,000	250	250	5,500	200	LM100%

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

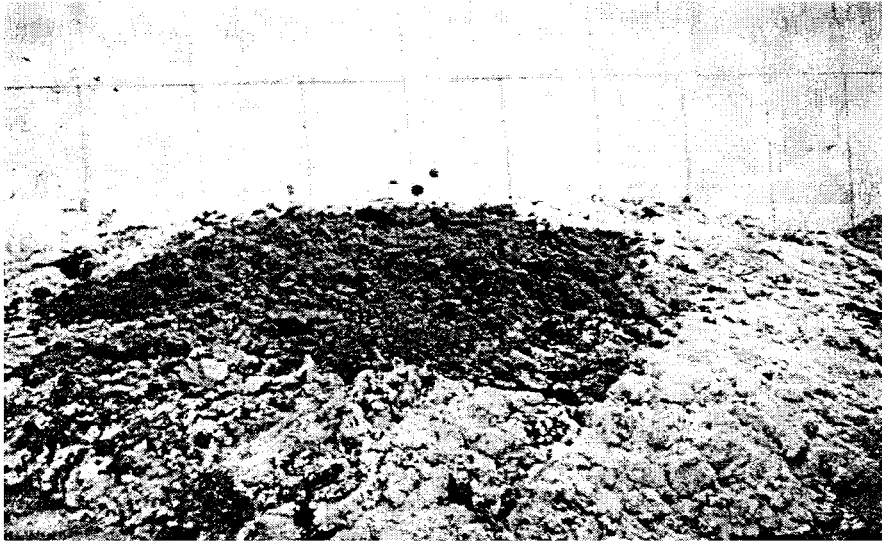


Photo. 1. Photograph of the composting materials.



Photo. 2. Photograph of mixing with composting materials.

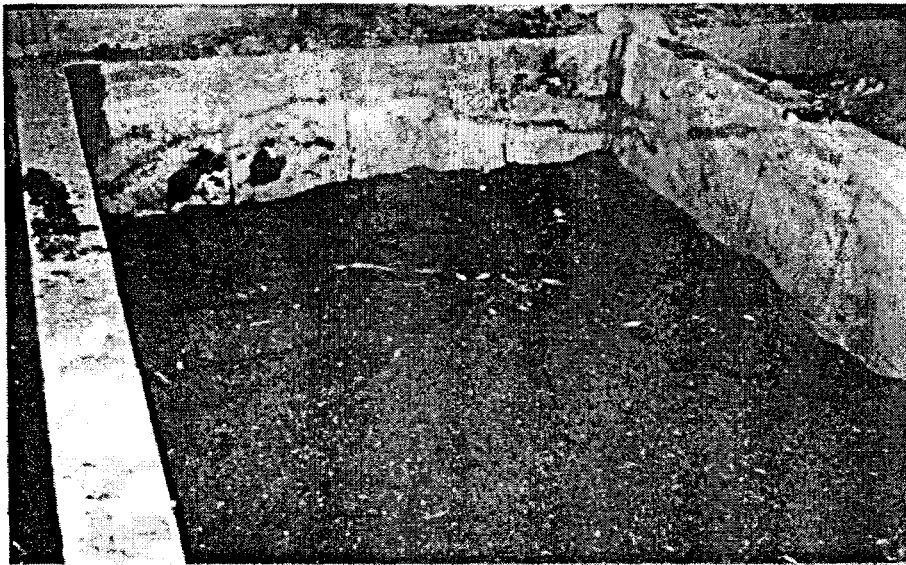


Photo. 3. Photograph of first composting.



Photo. 4. Photograph of curing composting.

4. 분석방법

공시 수산가공폐수 슬러지, 축분, 톱밥, 미생물집중제 및 혼합퇴비의 분석은 토양화학분석법 및 비료분석법에 준하여 분석하였다. 즉 pH는 초자전극법, 수분함량은 증량법, 총 탄소는 회화법, $\text{NH}_4\text{-N}$ 질소 및 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- \text{-N}$ 질소는 2N-KCl로 침출시킨 다음 Kjeldahl증류법으로 분석하였으며, 총 인산은 습식분해액($\text{HClO}_4 : \text{H}_2\text{SO}_4 : \text{H}_2\text{O} = 2 : 2 : 1$)으로 분해시킨 다음 Vanadate법으로, 유효 및 수용성인산은 Lancaster법으로 분석하였다.

총 무기성분함량은 시료를 습식분해액으로 분해하여 분석하였으며, 수용성 무기성분함량은 증류수로 침출하였고, 치환성 K, Ca, Mg 및 Na는 1N- NH_4OAC 로, 활성 Fe는 0.02N-EDTA로, 유효 Mn은 3N- $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ 로 각각 침출하여 그 여액을 필요에 따라 희석하여 atomic absorption spectrophotometer로 각각 분석하였다.

유기물의 분별정량은 Fig. 2와 같은 방법으로 분석하였다.

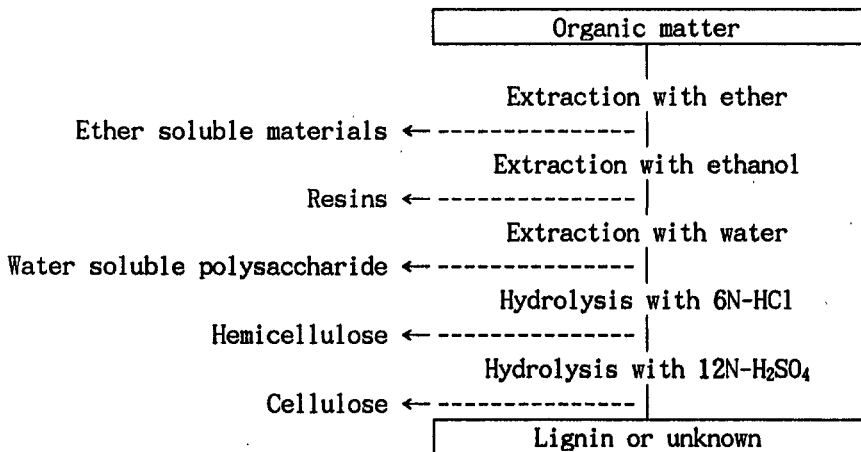


Fig. 2. Analytical method for fractionation of organic matter.

질소의 분별정량은 토양화학분석법에 준하여 분석하였다. 즉 시료 3g을 KCl용액으로 침출시킨 후 침출용액으로 무기태질소를 정량 하였으며, 그 잔사는 유기태질

소의 분별정량을 위하여 건조시켜 역류냉각 flask에 취하고 여기에 12N-HCl을 일정량 주입하여 48시간 실온에 방치한 후 증류수를 가해 최종 HCl의 농도가 6N이 되도록 조정한다. 다음 95°C 수욕상에서 9시간 가수분해시켜 여액 일정량을 취하여 amino sugar-N를 정량하였다.

Amino acid-N의 정량은 amino sugar-N정량용 여액 일정량에 분해촉진제($HgO + K_2SO_4 + CuSO_4$)를 넣은 다음 H_2SO_4 로 가수분해시켜 질소를 정량한 다음 가수분해액의 전 질소에서 amino sugar-N를 제외한 나머지를 amino acid-N으로 환산하였다.

미동정태질소의 정량은 amino sugar-N의 가수분해 후 남은 잔사를 건조시켜 습식 분해액($HClO_4 : H_2SO_4 : H_2O = 2 : 2 : 1$)으로 가수분해시켜 Kjeldahl 증류장치에서 정량하였다.

부식산의 정량은 0.1N-NaOH가용부분을 부식액으로 하였으며 부식액에 12N-HCl을 가하여 pH를 1~2로 조절하여 침전되는 부분을 humic acid, 비침전되는 부분을 fulvic acid라 하였으며, 침전된 humic acid를 0.1N-NaOH에 다시 녹여 여과지로 여과한 후 UV-spectrophotometer로 400nm 및 600nm에서 흡광도를 측정하여 $\Delta \log K(\log K_{400} - \log K_{600})$ 를 구하였다.

미생물의 계수는 생시료 10g을 1% NaCl이 함유된 멸균 식염수에 현탁시킨 다음 1시간 진탕하여 그 여액을 Table 6에서 보는 바와 같은 배지를 사용하여 토양미생물 실험법에 따라 희석평판법으로 구하였다. 증온미생물은 30°C에서 그리고 고온미생물은 50°C에서 각각 배양하였다. Bacteria는 증온 및 고온균 모두 2일간 배양하였으며 actinomycetes 및 fungi는 증온 및 고온균 모두 7일간 배양하여 생성된 colony수를 각각 조사하였다. 육안으로 각 미생물의 colony의 계수가 어려울 경우에는 현미경을 이용하여 형태 및 색깔 등을 관찰 판단하여 bacteria, actinomycetes 및 fungi로 구분하여 계수하였다.

공시재료 및 혼합퇴비재료의 총 중금속의 분석은 시료 5g에 습식분해액 15ml를 넣고 열판에서 분해시켰으며, 수용성 및 0.1N-HCl가용중금속은 물 및 0.1N-HCl로 각각 2시간 침출시킨 다음 여지로 여과하여 그 여액을 atomic absorption spectrophotometer로 분석하였다.

Table 6. Used media for microbial enumeration.

Microbial group	Composition of media(g/ ℓ)
Bacteria	Trypticase-soy agar medium (pH 7.0)
	Trypticase peptone 17
	Phytone peptone 3
	NaCl 5
	K ₂ HPO ₄ 3
	Glucose 3
Actinomycetes	Agar 20
	Malt-yeast extract medium (pH 7.0)
	Bacto-malt extract 4
	Bacto-yeast extract 10
	Glucose 4
Fungi	Agar 20
	Potato-dextrose agar (pH 5.0)
	Potato-dextrose agar 30

5. 종자 발아율 시험

처리별 퇴비의 부숙도를 간접측정하기 위하여 무, 배추 및 오이의 발아율 및 뿌리 생장율을 퇴비의 간이부숙판정법(농업기술수련소)에 따라 다음과 같이 조사하였다.

퇴비화 과정중의 각 퇴비 2g을 증류수 20ml에 넣고 60℃에서 30분간 진탕한 상등액을 탈지면을 깔은 petridish에 7ml씩 주입한 다음 각 종자를 petridish당 50개씩 넣고 25℃에서 무 48시간, 배추 60시간 및 오이 68시간 각각 발아시킨 후 발아율 및 뿌리 생장율을 조사하였다. 대조구는 증류수만 petridish에 7ml주입한 다음 상기와 동일한 방법으로 수행하였다.

제 3 절 연구수행 결과 및 고찰

1. 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 과정중 이화학적 특성변화

현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 과정중 이화학적 특성변화를 조사하기 위하여 톱밥과 zeolite 및 미생물접종 제제를 일정한 비율로 혼합하고, 여기에 수산가공폐수 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%의 비율로 각각 혼합 처리하여 처리조건별 퇴비화 과정중 온도, 중량감소율, 수분함량, pH 및 EC를 조사한 결과는 다음과 같다.

가. 온도변화

각 처리조건별 퇴비화 과정중 온도변화를 조사한 결과는 Fig. 3에서 보는 바와 같다. 먼저 수산가공폐수 슬러지만 100%처리한 퇴비화조에서의 1차 퇴비화 과정중 온도변화는 퇴비화 3일까지 급격히 상승하여 66℃에 달했으며 그 후 퇴비화 5일까지 상승하여 최고온도인 75℃까지 상승한 다음 서서히 감소하여 퇴비화 19일 후에는 46℃였다. 이 시기를 1차 퇴비화 종료시점이라 판단되어 퇴비를 후숙시키기 위하여 1차 뒤집기를 실시한 다음 야적을 하였으며, 후숙과정중의 온도변화를 조사한 결과는 퇴비화 25일 후 54℃로서 1차 퇴비화 후기에 비하여 온도가 약 8℃ 상승하였다. 그 후 온도가 점점 감소하여 퇴비화 40일 후에는 약 35℃까지 감소하여서 2차 뒤집기를 실시하였다. 2차 뒤집기를 실시하였을 때 온도가 상승하였으나 1차 뒤집기를 하였을 때 보다 온도의 상승 폭이 작았고 그후 퇴비화 60일 후 3차 뒤집기를 하였을 때 온도는 거의 상승하지 않았다.

슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%의 비율로 처리한 퇴비화조의 퇴비화 과정중 온도변화 경향은 수산가공폐수 슬러지 100%만 처리한 퇴비화조에서의 온도변화와 비슷하였으나 최고온도 도달시기는 축분의 첨가율이 높을수록 빨랐으며, 이때의 최고온도는 각각 약 76, 73, 67 및 70℃로서 수산

가공폐수 슬러지의 첨가율이 높을수록 높았다.

일반적으로 퇴비화에 있어서 온도변화는 퇴비화 진행상태의 지표로서 퇴비화 초기에는 온도가 상승하며 퇴비화가 진행됨에 따라 하강하는 것으로 알려져 있으며, 퇴비화 과정중 온도가 상승함에 따라 유기물의 분해속도가 빨라지고, 병원성 미생물 및 잡씨앗의 활성이 감소되는 것으로 알려져 있다. 퇴비화 과정중 온도가 20℃ 이하로 내려가면 퇴비화는 어렵게 되고 20℃이상 미생물의 생육적온까지는 온도가 증가할수록 퇴비화 속도가 빠르게 증가하며, 40℃이상에서는 중온성미생물은 활동이 억제되며 고온성미생물은 활동이 촉진되나, 60℃이상에서는 고온성미생물도 활성이 감소되고, 퇴비화의 최적온도는 50~60℃정도이며, 이 온도를 최소한 2~3일간 유지하여야 병원성 미생물을 사멸시킬 수 있는 것으로 알려져 있다. 그리고 퇴비재료를 뒤집기 하여도 그 이상의 온도 변화가 없을 때 퇴비가 완료되는 것으로 알려져 있다.

본 실험에서의 퇴비화 과정중 온도변화를 미루어 볼 때 모든 처리 조건에서 일반적으로 알려진 퇴비화 조건을 만족시켜 주는 것으로 생각되었으며, 퇴비화 시일은 각 처리 조건에 따라 약간씩은 다르나 온도변화 경향으로 미루어 보아 퇴비화 19일 만에 1차 퇴비화가 일단 끝난 것으로 판단하고, 후속과정중에 퇴비화 60일 후 3번째 뒤집기를 하였을 경우 온도변화가 미미한 것으로 미루어 보아 수산가공폐수 슬러지는 퇴비화가 80일 만에 완료된 것으로 판단되었다.

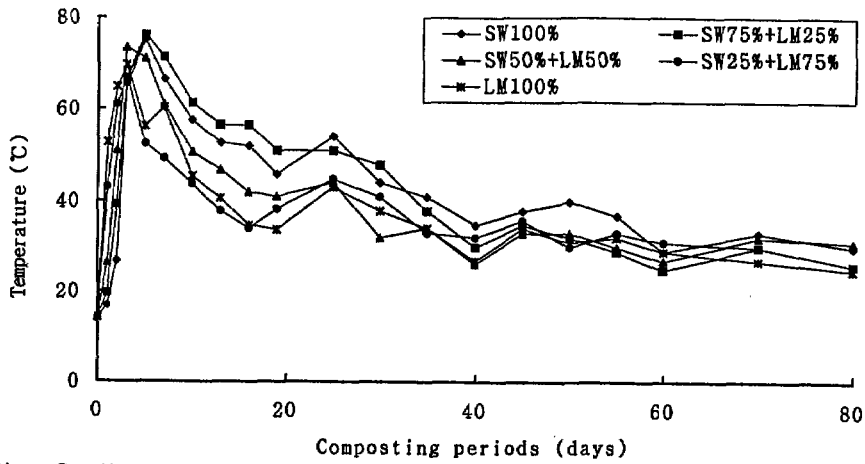


Fig. 3. Changes of temperature in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludges and livestock manures during composting periods.
 SW : seafood processing wastewater sludge
 LM : livestock manure

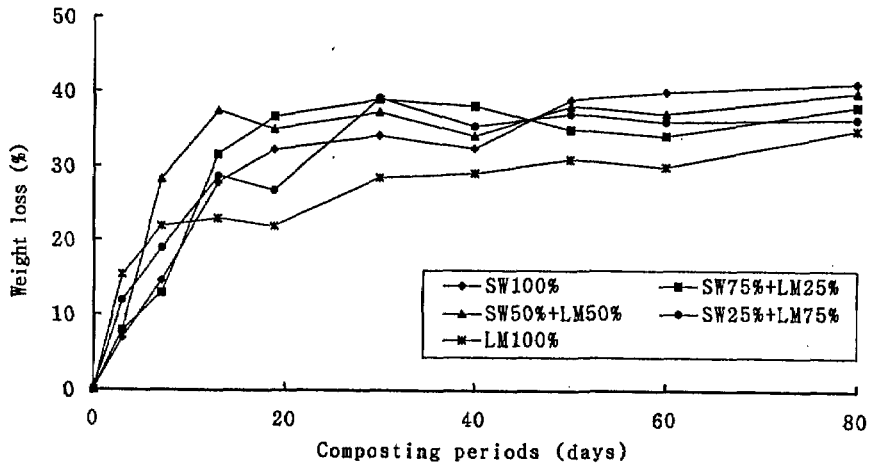


Fig. 4. Changes of weight loss in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludges and livestock manures during composting periods.
 SW : seafood processing wastewater sludge
 LM : livestock manure

나. 중량감소율 변화

퇴비화 과정중 중량감소율의 변화를 조사한 결과는 Fig. 4에서 보는 바와 같다. 모든 처리 조건에서 퇴비화 13일까지 급격하게 감소하여, 그후 시일이 경과함에 따라 계속해서 감소하였으나 그 감소 폭이 완만하였다. 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비화조에서의 중량감소율은 퇴비화 초기에 비해 1차 퇴비화 종료시점에서는 각각 약 32, 37, 35, 27 및 22%로서 슬러지75%+축분25% 처리한 퇴비화조에서 가장 높았으며, 후속과정 종료시점에서는 각각 약 41, 38, 40, 37 및 35%로서 슬러지100%처리한 퇴비화조에서 중량감소율이 가장 높았다.

다. 수분함량 변화

퇴비화 과정중 수분함량변화를 조사한 결과는 Table 7에서 보는 바와 같다. 퇴비화 개시직전의 퇴비재료의 수분함량을 전반적으로 59~70%로 조절하였으며, 퇴비화 과정중 수분함량은 모든 처리에서 퇴비화 시일이 경과할수록 계속해서 약간씩 감소하였다.

수산가공폐수 슬러지만 100%처리한 퇴비화조에서의 수분함량은 퇴비화 초기에 비해 1차 퇴비화 종료시점에는 약 6% 감소하였고, 후속과정 종료시점에는 약 15% 감소하였다. 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50% 및 슬러지25%+축분75%를 처리한 퇴비화조에서의 수분함량 변화 경향도 슬러지만 100%처리한 퇴비화조에서와 비슷한 경향이었고, 후속 종료시점에서의 이들 처리구의 수분함량감소율은 퇴비화 초기에 비해 각각 약 18, 22 및 23%로서 축분첨가율이 높을수록 높았다. 그러나 축분만 처리한 퇴비화조에서는 퇴비재료의 수분함량이 약 70%로서 다른 퇴비화조에 비해 다소 높았으며, 퇴비화 전과정 동안 수분함량 감소율은 약 17%였다.

Table 7. Moisture contents in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludge and livestock manure during composting periods.

(unit : %)

Composting periods (Days)	SW100%	SW75%+ LM25%	SW50%+ LM50%	SW25%+ LM75%	LM100%
0	63.6(100*)	64.1(100*)	60.2(100*)	59.5(100*)	69.8(100*)
3	62.2(97.8)	63.4(98.9)	59.5(98.8)	57.4(96.5)	59.9(85.8)
7	58.3(91.7)	62.9(98.1)	55.7(92.5)	56.4(94.8)	67.5(96.7)
13	58.9(92.6)	60.8(94.9)	53.0(88.0)	51.7(86.9)	65.2(93.4)
19	59.9(94.2)	57.8(90.2)	52.1(86.5)	51.2(86.1)	64.1(91.8)
30	59.9(94.2)	59.1(92.2)	54.6(90.7)	57.4(96.5)	61.0(87.4)
40	61.4(96.5)	61.5(95.9)	48.3(80.2)	57.2(96.1)	62.2(89.1)
50	60.8(95.6)	59.1(92.2)	47.3(78.6)	51.6(86.7)	60.3(86.4)
60	57.4(90.3)	58.2(90.8)	46.0(76.4)	47.1(79.2)	60.2(86.2)
80	54.2(85.2)	45.8(71.5)	46.7(77.6)	45.8(77.0)	58.1(83.2)

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

* : Index

라. pH 변화

퇴비화 과정중 pH 변화를 조사한 결과는 Fig. 5에서 보는 바와 같다. 퇴비재료의 pH는 퇴비재료중 축분의 첨가율이 높을수록 대체적으로 높았다. 퇴비화 과정중 pH는 퇴비화 1일까지는 약간 감소하다가 그후 급격히 증가하여 각 처리조건에 따라 퇴비화 3~5일만에 pH가 최고에 도달하였으며 그후부터는 점차 안정화되어 모든 처리조건에서 pH는 7.6~9.1범위를 유지하였다.

이와 같이 퇴비화 초기에 pH가 감소한 것은 퇴비화 초기에 유기산 및 CO₂의 생성에 기인된 것으로 생각되었으며, 퇴비화과정이 진행됨에 따라 pH가 상승한 것은 퇴비재료중의 NH₄⁺-N 또는 유기태질소가 퇴비화 과정중에 분해되어 ammonification에 의하여 NH₃가 생성되고 생성된 NH₃는 물과 반응하여 NH₄OH를 생성하였기 때문인 것으로

사료되었다.

일반적으로 퇴비재료의 pH는 퇴비화효율을 결정하는 중요한 인자로서 pH가 5이하로 낮아지면 거의 퇴비화가 이루어지지 않는 것으로 알려져 있으며, 퇴비화 초기에 pH가 낮으면 퇴비화가 지연되며, 퇴비화 과정중 분해율은 pH 6~9범위 내에서는 pH가 증가할수록 증가하고, pH 11이상에서는 퇴비화 과정중 초기 CO₂발생 소요시일이 지연되며, pH 12이상에서는 퇴비화가 불가능한 것으로 알려져 있다.

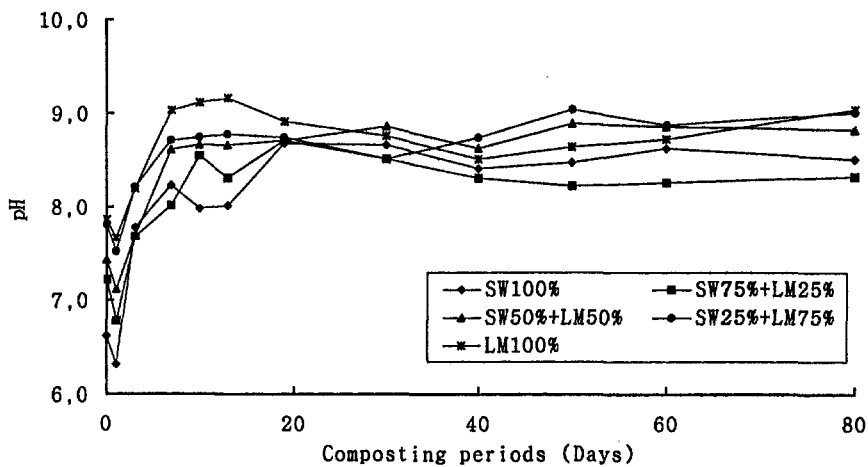


Fig. 5. Changes of pH in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludges and livestock manures during composting periods.
 SW : seafood processing wastewater sludge
 LM : livestock manure

마. EC 변화

퇴비화 과정중 EC 변화를 조사한 결과는 Table 8에서 보는 바와 같다. 퇴비재료 중의 EC는 수산가공폐수 슬러지만 100%처리한 퇴비화조에서는 약 3.3ms/cm였으며 가축분의 첨가율이 높을수록 EC는 높아지는 경향이였다. 퇴비화 과정중 EC변화는 일정한 경향은 없었으나 퇴비화가 진행될수록 전반적으로 높아졌으며 후속과정 종료시점에서의 EC는 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지 25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비화조에서 각각 약 4.0, 4.2, 4.2, 4.3 및 5.0ms/cm로서 퇴비화 초기에 비해 각각 약 15, 7.7, 7.7, 2.4 및 11%증가하였다. 이와 같이 후속과정 종료시점이 퇴비화 초기에 비해 EC가 높아진 것은 퇴비화과정 이 진행되면서 퇴비재료가 분해 안정화되면서 전해질 이온들을 용출하였기 때문인 것으로 사료되었다.

Table 8. EC in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludge and livestock manure during composting periods.

(unit : ms/cm)

Composting periods (Days)	SW100%	SW75%+ LM25%	SW50%+ LM50%	SW25%+ LM75%	LM100%
0	3.3	3.9	3.9	4.2	4.5
3	3.3	3.4	4.5	3.9	4.3
7	3.9	3.4	3.2	3.4	4.6
13	3.8	3.9	3.4	3.5	4.5
19	4.6	3.5	3.1	3.1	4.7
30	3.9	3.5	3.8	3.9	4.8
40	3.8	3.7	3.4	3.6	4.4
50	3.4	4.3	3.5	4.2	4.8
60	4.3	3.9	3.6	4.0	4.8
80	3.8	4.2	4.2	4.3	5.0

SW : seafood processing wastewater sludge
 LM : livestock manure

2. 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 과정중 물질변화

현장 수산가공폐수 슬러지의 처리조건별 퇴비화 과정중 물질변화를 조사하기 위하여 수분조절제인 톱밥 및 zeolite 그리고 미생물제제를 일정한 비율로 혼합하고, 여기에 수산가공폐수 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%의 비율로 각각 혼합 처리하여 처리조건별 퇴비화 과정중 물질변화를 조사한 결과는 다음과 같다.

가. 무기성분의 변화

각 처리조건별 퇴비화 과정중 인산, 황 및 염소 함량 변화를 조사한 결과는 Table 9에서 보는 바와 같다.

먼저 총 P_2O_5 , 유효 P_2O_5 및 수용성 P_2O_5 함량변화를 조사한 결과 총 인산함량은 수산가공폐수 슬러지의 첨가율이 증가할수록 증가하였으나 수용성 인산함량은 축분 첨가율이 증가할수록 증가하였다. 퇴비화 과정중 인산함량 변화는 각 처리 조건에 따라 약간 차이는 있었으나 전반적으로 퇴비화가 진행될수록 증가하는 경향이였다. 이와 같은 결과는 퇴비중 인산함량이 증가한 것이라기보다는 퇴비재료중 다른 물질이 소실되거나 분해되었기 때문에 상대적으로 인산 함량이 증가한 것으로 사료되었다. 또한 유효인산 및 수용성 인산함량은 각각 총 인산의 약 54 및 9.2% 수준이었다.

SO_4 함량은 수산가공폐수 슬러지만 100% 처리한 퇴비화조에서는 약 0.2%이었고, 퇴비재료중의 축분첨가율이 증가할수록 약간 증가하였다. 후속과정 종료시점에서의 SO_4 함량은 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분 100%를 처리한 퇴비화조가 퇴비화 초기에 비해 각각 약 12, 50, 26, 33 및 83%증가하였다.

Cl함량은 퇴비재료중 축분첨가율이 증가할수록 현저히 증가하였으며, 후속과정 종료시점에서의 Cl함량은 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비화조가 퇴비화 초기에 비해 각각 약

73, 7, 28, 0 및 23%증가하였다.

퇴비화 과정중 K_2O 및 Na 함량변화를 조사한 결과는 Table 10에서 보는 바와 같다. 먼저 총 K_2O , 치환성 K_2O 및 수용성 K_2O 함량 변화를 조사한 결과 퇴비재료중 모든 K_2O 함량이 축분첨가율이 증가할수록 현저히 증가하였으며, 퇴비화 종료시점이 퇴비화 초기에 비해 약간 증가하였다. 또한 치환성 K_2O 및 수용성 K_2O 함량은 각각 총 K_2O 의 약 78 및 29% 수준이었다.

총 Na, 치환성 Na 및 수용성 Na 함량변화를 조사한 결과 퇴비재료중 모든 Na 함량이 축분의 첨가율이 증가할수록 현저히 증가하였으며, 퇴비화 종료시점이 퇴비화 초기에 비해 증가하였다. 또한 치환성 Na 및 수용성 Na함량은 각각 총 Na함량의 약 67 및 73% 수준이었다.

각 처리조건별 퇴비화 과정중 CaO 및 MgO 함량변화를 조사한 결과는 Table 11에서 보는 바와 같다. 먼저 총 CaO, 치환성 CaO 및 수용성 CaO 함량변화를 조사한 결과 퇴비재료중 총 CaO 및 치환성 CaO함량은 축분첨가율이 증가할수록 현저히 증가하였으나 수용성 CaO 함량은 각 처리 조건에 따라 별 별화가 없었다. 퇴비화 과정 중에는 퇴비화가 진행될수록 총 CaO함량은 증가하였으나, 치환성 및 수용성 CaO함량은 별 변화가 없거나 약간 감소하였다. 또한 치환성 CaO 및 수용성 CaO 함량은 각각 총 CaO의 약 21 및 1.6% 수준이었다.

Table 9. P₂O₅, SO₄ and Cl contents in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludge and livestock manure during composting periods.

Treatments	Composting periods (Days)	P ₂ O ₅ (%)			SO ₄	Cl
		Total	Available	Water soluble	----- (%) -----	-----
SW100%	0	3.14	1.33	0.08	0.17	0.22
	7	3.48	1.49	0.10	0.19	0.24
	19	3.79	1.60	0.08	0.17	0.24
	30	3.53	1.30	0.09	0.17	0.25
	50	3.65	1.29	0.07	0.16	0.38
	80	3.55	1.42	0.09	0.19	0.38
SW75% +LM25%	0	2.87	1.61	0.18	0.18	0.28
	7	2.87	1.77	0.16	0.17	0.25
	19	3.31	1.82	0.12	0.22	0.24
	30	2.79	1.63	0.11	0.25	0.36
	50	2.98	1.73	0.18	0.20	0.38
	80	2.96	1.87	0.16	0.27	0.30
SW50% +LM50%	0	2.32	1.46	0.20	0.19	0.32
	7	2.76	1.57	0.16	0.20	0.32
	19	3.00	1.54	0.18	0.19	0.32
	30	2.26	1.76	0.19	0.27	0.23
	50	2.19	1.81	0.20	0.21	0.26
	80	2.11	1.80	0.23	0.24	0.34
SW25% +LM75%	0	2.39	1.42	0.32	0.24	0.44
	7	2.29	1.35	0.29	0.25	0.46
	19	2.55	1.35	0.32	0.29	0.35
	30	2.70	1.33	0.41	0.24	0.41
	50	2.82	1.53	0.38	0.24	0.44
	80	2.64	1.67	0.44	0.32	0.42
LM100%	0	2.15	1.07	0.43	0.30	0.66
	7	2.15	1.16	0.42	0.49	0.70
	19	2.56	1.36	0.51	0.57	0.78
	30	2.82	1.55	0.57	0.61	0.72
	50	2.80	1.67	0.44	0.50	0.79
	80	2.74	1.45	0.62	0.55	0.81

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

Table 10. K₂O and Na contents in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludge and livestock manure during composting periods.

Treat- ments	Composting periods (Days)	K ₂ O (%)			Na (%)		
		Total	Exchange -able	Water soluble	Total	Exchange -able	Water soluble
SW100%	0	0.42	0.39	0.23	0.16	0.13	0.12
	7	0.57	0.40	0.27	0.16	0.13	0.13
	19	0.42	0.36	0.22	0.21	0.11	0.13
	30	0.57	0.50	0.18	0.27	0.13	0.15
	50	0.74	0.47	0.19	0.24	0.17	0.16
	80	0.70	0.55	0.23	0.20	0.16	0.14
SW75% +LM25%	0	0.74	0.69	0.21	0.23	0.16	0.13
	7	0.88	0.57	0.28	0.22	0.13	0.13
	19	0.76	0.60	0.32	0.20	0.16	0.16
	30	1.01	0.78	0.28	0.33	0.17	0.15
	50	0.97	0.72	0.26	0.27	0.18	0.13
	80	0.95	0.71	0.30	0.31	0.20	0.17
SW50% +LM50%	0	0.83	0.70	0.37	0.26	0.24	0.27
	7	0.93	0.77	0.25	0.26	0.29	0.25
	19	0.76	0.85	0.27	0.20	0.20	0.27
	30	1.01	0.95	0.33	0.31	0.24	0.30
	50	1.10	1.06	0.25	0.35	0.34	0.29
	80	1.20	1.23	0.30	0.37	0.37	0.33
SW25% +LM75%	0	1.26	0.98	0.36	0.39	0.20	0.24
	7	1.15	0.92	0.38	0.33	0.21	0.29
	19	1.01	0.89	0.31	0.36	0.21	0.29
	30	1.21	1.01	0.37	0.38	0.24	0.32
	50	1.47	1.06	0.39	0.48	0.26	0.33
	80	1.20	1.10	0.48	0.49	0.28	0.39
LM100%	0	2.05	1.37	0.44	0.49	0.27	0.28
	7	2.10	1.50	0.47	0.43	0.30	0.31
	19	2.12	1.42	0.51	0.51	0.33	0.31
	30	2.33	1.52	0.60	0.64	0.36	0.49
	50	2.49	1.62	0.64	0.69	0.41	0.50
	80	2.49	1.76	0.70	0.69	0.40	0.47

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

총 MgO, 치환성 MgO 및 수용성 MgO 함량변화를 조사한 결과 퇴비재료중 총 MgO 및 치환성 MgO 함량은 축분의 첨가율이 증가할수록 증가하였으나 수용성 MgO 함량은 큰 변화가 없었으며, 퇴비화 과정중에는 총 MgO 및 치환성 MgO 함량은 퇴비가 진행될수록 약간 증가하였으나, 수용성 MgO함량은 별 변화가 없었다. 또한 치환성 MgO 및 수용성 MgO함량은 각각 총 MgO의 약 47 및 1.3% 수준이었다.

퇴비화 과정중 Fe 및 Mn 함량변화를 조사한 결과는 Table 12에서 보는 바와 같다. 먼저 총 Fe, 유효 Fe 및 수용성 Fe 함량 변화를 조사한 결과 퇴비재료중 총 Fe 함량은 처리간에 별 차이가 없었으며 치환성 Fe함량은 수산가공폐수 슬러지의 첨가율이 높을수록 높았으나 수용성 Fe함량은 축분첨가율이 높을수록 높았다. 퇴비화 과정중에는 총 Fe 및 수용성 Fe 함량은 퇴비화가 진행될수록 약간 증가하였으나, 치환성 Fe함량은 각 처리 조건에 따라 차이가 있으나 큰 폭으로 증가하였다.

총 Fe함량이 각 처리간 차이가 없는 것은 수분조절제 또는 중량제로 첨가한 zeolite중의 총 Fe함량이 매우 높았기 때문인 것으로 사료되었다. 또한 치환성 Fe 및 수용성 Fe함량은 각각 총 Fe의 약 17 및 0.5% 수준이었다.

총 Mn, 치환성 Mn 및 수용성 Mn 함량 변화를 조사한 결과 퇴비재료중 총 Mn 및 치환성 Mn 함량은 축분의 첨가율이 증가 할수록 증가하였으나, 수용성 Mn 함량은 큰 변화가 없었으며, 퇴비화 과정중에는 총 Mn 및 치환성 Mn 함량은 퇴비화가 진행될수록 약간 증가하였으나, 수용성 Mn함량은 별 변화가 없었다. 또한 치환성 Mn 및 수용성 Mn 함량은 각각 총 Mn의 약 42 및 1.3% 수준이었다.

Table 11. CaO and MgO contents in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludge and livestock manure during composting periods.

Treat- ments	Composting periods (Days)	CaO (%)			MgO (%)		
		Total	Exchan- geable	Water soluble	Total	Exchan- geable	Water soluble
SW100%	0	0.46	0.14	0.06	0.10	0.08	0.05
	7	0.55	0.10	0.04	0.11	0.07	0.03
	19	0.51	0.09	0.06	0.10	0.06	0.05
	30	0.57	0.13	0.02	0.16	0.08	0.01
	50	0.64	0.17	0.02	0.18	0.08	0.01
	80	0.61	0.15	0.03	0.16	0.09	0.01
SW75% +LM25%	0	1.02	0.31	0.03	0.20	0.16	0.06
	7	1.09	0.34	0.02	0.14	0.19	0.03
	19	0.86	0.29	0.04	0.19	0.10	0.06
	30	0.75	0.20	0.03	0.22	0.13	0.02
	50	1.25	0.31	0.03	0.22	0.12	0.01
	80	0.80	0.32	0.04	0.25	0.13	0.02
SW50% +LM50%	0	1.72	0.43	0.06	0.20	0.15	0.07
	7	1.72	0.29	0.02	0.26	0.12	0.04
	19	1.82	0.38	0.02	0.24	0.15	0.05
	30	2.00	0.51	0.02	0.32	0.18	0.02
	50	1.79	0.46	0.02	0.33	0.17	0.02
	80	2.23	0.53	0.02	0.31	0.16	0.02
SW25% +LM75%	0	1.67	0.56	0.05	0.26	0.16	0.09
	7	2.06	0.43	0.02	0.32	0.14	0.03
	19	2.41	0.42	0.03	0.25	0.16	0.03
	30	1.68	0.48	0.02	0.37	0.20	0.03
	50	2.23	0.49	0.02	0.35	0.22	0.03
	80	2.08	0.49	0.01	0.35	0.23	0.01
LM100%	0	2.96	0.60	0.02	0.50	0.16	0.06
	7	2.69	0.66	0.03	0.53	0.18	0.06
	19	3.59	0.52	0.03	0.62	0.16	0.04
	30	4.55	0.53	0.01	0.85	0.23	0.10
	50	4.07	0.49	0.01	0.78	0.22	0.08
	80	3.29	0.51	0.01	0.73	0.20	0.10

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

Table 12. Fe and Mn contents in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludge and livestock manure during composting periods.

Treat- ments	Composting periods (Days)	Fe (mg/kg)			Mn (mg/kg)		
		Total	Exchan- geable	Water soluble	Total	Exchan- geable	Water soluble
SW100%	0	2,912	494	12	142	48	3.1
	7	3,017	467	12	127	62	2.5
	19	3,346	432	11	134	54	6.5
	30	3,259	580	19	176	56	3.2
	50	3,543	665	18	181	57	4.1
	80	3,299	731	18	175	53	3.5
SW75% +LM25%	0	2,775	457	13	174	61	2.8
	7	2,575	518	13	192	99	2.2
	19	3,258	592	11	200	106	3.6
	30	3,642	729	14	249	66	2.4
	50	3,252	791	15	211	66	1.3
	80	3,117	846	14	231	74	2.8
SW50% +LM50%	0	3,170	451	13	188	81	2.4
	7	3,446	397	14	224	103	3.9
	19	3,137	433	14	230	91	2.9
	30	3,963	641	11	303	82	3.2
	50	3,356	796	11	303	86	3.7
	80	3,374	840	13	264	84	2.0
SW25% +LM75%	0	3,231	330	15	221	127	3.9
	7	3,099	356	14	220	113	2.8
	19	3,667	450	13	235	101	2.1
	30	3,562	593	11	321	83	3.5
	50	3,211	642	12	324	88	2.8
	80	3,329	662	15	300	104	3.6
LM100%	0	2,201	339	23	251	213	3.1
	7	2,053	377	32	294	212	3.3
	19	2,411	373	29	264	178	4.3
	30	2,950	383	25	342	135	2.6
	50	2,971	400	25	369	129	2.1
	80	2,268	416	24	339	110	2.8

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

나. 유기물의 형태 변화

퇴비화 과정중 유기물 변화를 조사한 결과는 Table 13 및 Fig 6~11에서 보는 바와 같다. 퇴비화 과정중 총 탄소 변화를 조사한 결과는 Table 13에서 보는 바와 같다. 퇴비재료중의 총 탄소 함량은 각 처리 조건에 따라 40~46%로서 그후 퇴비화 시일이 경과할수록 전반적으로 약간 감소하는 경향이였다. 특히 퇴비화초기 3일까지 총탄소의 감소폭이 심한 것으로 보아 이 시기에 미생물이 분해하기 쉬운 유기물이 분해된 것으로 생각되였다.

슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비화조에서 총 탄소감소율은 1차 퇴비화 종료시점(퇴비화 19일후)에서는 퇴비화 초기에 비해 각각 약 7.1, 5.4, 4.9, 6.5 및 3.5%였으며, 후속과정 종료시점(퇴비화 80일후)에서는 퇴비화 초기에 비해 각각 약 7.8, 5.4, 5.7, 4.5 및 4.6%였고 퇴비화 전과정 동안 슬러지만 100%처리한 퇴비화조의 총 탄소 감소율이 가장 높았다. 이와 같은 결과로 미루어 보아 수산가공폐수 슬러지중의 탄소가 축분중의 탄소에 비해 분해가 잘 되고, 1차 퇴비화과정이 후속과정 보다 분해가 잘 된다는 것을 알 수 있었다.

퇴비화 과정중 유기물질을 분별 정량한 결과는 다음과 같다. 각 처리조건별 ether추출물질 함량변화를 조사한 결과는 Fig. 6에서 보는 바와 같이 ether추출물질 함량은 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100% 처리한 퇴비재료중에 각각 약 5.0, 5.0, 1.1, 1.6 및 0.4%로서 슬러지의 첨가율이 높을수록 높았다. 그리고 퇴비화 과정중 ether추출물질 함량변화는 1차 퇴비화과정 동안은 별 변화가 없었으나 후속과정 50일까지 전반적으로 감소하는 경향이었고, 그 후에는 별 변화가 없었다. 후속과정 종료시점에서의 ether추출물질 감소율은 퇴비화 초기에 비해 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비화조에서 각각 약 60, 53, 35, 77 및 57%이었다.

Resins의 함량변화를 조사한 결과는 Fig. 7에서 보는 바와 같이 resins함량은 슬

러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비재료중에 각각 약 5.2, 4.9, 2.8, 3.7 및 2.6%이었고, 퇴비화 과정 중 resins함량은 퇴비화 전과정 동안 서서히 감소하는 경향으로, 각 처리 조건에 따라 약간 차이는 있으나 후속과정 초기에 감소폭이 심하였다. 후속과정 종료시점에서 resins의 감소율은 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비화조가 퇴비화 초기에 비해 각각 약 33, 32, 51, 69 및 38%였다.

수용성 polysaccharides의 함량변화를 조사한 결과는 Fig. 8에서 보는 바와 같이 수용성 polysaccharides함량은 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비재료중에 각각 약 2.7, 2.7, 2.5, 2.5 및 3.8%로서 축분만 처리한 퇴비화조에서 가장 많이 함유하고 있었으며, 퇴비화 과정중 수용성 polysaccharides함량변화는 각 처리 조건에 따라 약간의 차이는 있으나 퇴비화 10일까지 증가한 다음 퇴비화 20일까지 별 변화가 없었으며, 그후 서서히 감소하여 퇴비화 초기의 수용성 polysaccharides함량과 비슷하였다.

Hemicellulose함량변화를 조사한 결과는 Fig. 9에서 보는 바와 같이 hemicellulose함량은 퇴비재료중에는 약 22~28%함유하고 있었으며, 퇴비화 과정중 hemicellulose함량변화는 퇴비화 50일까지 서서히 감소한 다음 그후 별 변화가 없었다. 후속 종료시점에서의 hemicellulose함량 감소율은 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비화조가 퇴비화 초기에 비해 각각 약 30, 22, 26, 21 및 19%로서 수산가공폐수 슬러지만 100%처리한 퇴비화조에서 hemicellulose감소율이 가장 높았다.

Table 13. Total carbon in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludge and livestock manure during composting periods.

(unit : %)

Composting periods (Days)	SW100%	SW75%+ LM25%	SW50%+ LM50%	SW25%+ LM75%	LM100%
0	43.5	42.7	40.7	39.7	45.8
3	41.8	41.0	36.9	38.3	44.7
7	41.2	41.5	37.4	38.0	44.0
13	41.6	40.7	38.4	36.7	44.6
19	40.4	40.5	38.7	37.1	44.2
30	41.8	41.4	37.2	37.9	44.8
40	42.4	40.7	38.4	38.1	42.6
50	40.5	40.9	37.0	37.2	44.7
60	39.2	40.0	36.8	38.3	43.1
80	40.1	40.4	38.4	37.9	43.7

SW : seafood processing wastewater sludge
 LM : livestock manure

Cellulose함량변화를 조사한 결과는 Fig. 10에서 보는 바와 같이 cellulose함량은 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비재료중에 각각 약 25, 26, 26, 29 및 31%로서 축분만 처리한 퇴비화조에서 가장 많이 함유하고 있었으며, 1차 퇴비화 과정중에는 별 변화가 없었으나, 후속과정에는 약간 증가하는 경향이였다. 이와 같이 후속과정중에 cellulose함량이 약간 증가한 것은 cellulose함량이 절대적으로 증가하기보다는 다른 유기물질들이 퇴비화 과정중 감소하였기 때문에 상대적으로 cellulose함량이 증가되었기 때문인 것으로 생각되었다.

Lignins 및 미동정태 유기물함량변화를 조사한 결과는 Fig. 11에서 보는 바와 같이 lignins 및 미동정태 유기물함량은 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비재료중에 각각 약 26, 26, 25, 29 및 27%이었으며, 1차 퇴비화 과정중에는 별 변화가 없었으나, 후속과정 중

에는 약간 증가하는 경향이였다.

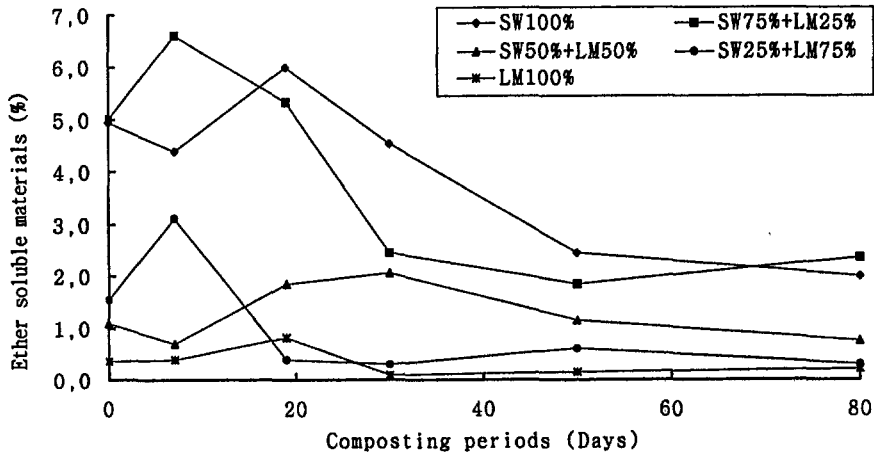


Fig. 6. Changes of ether soluble materials in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludges and livestock manures during composting periods.

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

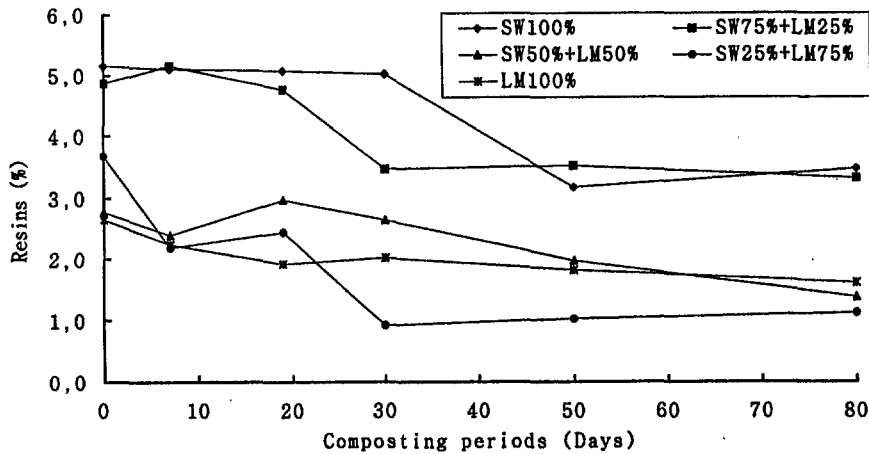


Fig. 7. Changes of resins in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludges and livestock manures during composting periods.

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

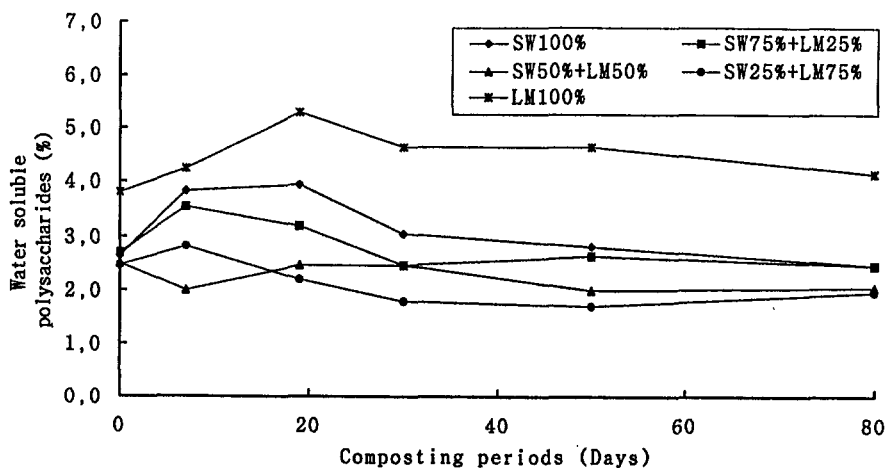


Fig. 8. Changes of water soluble polysaccharides in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludges and livestock manure during composting periods.

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

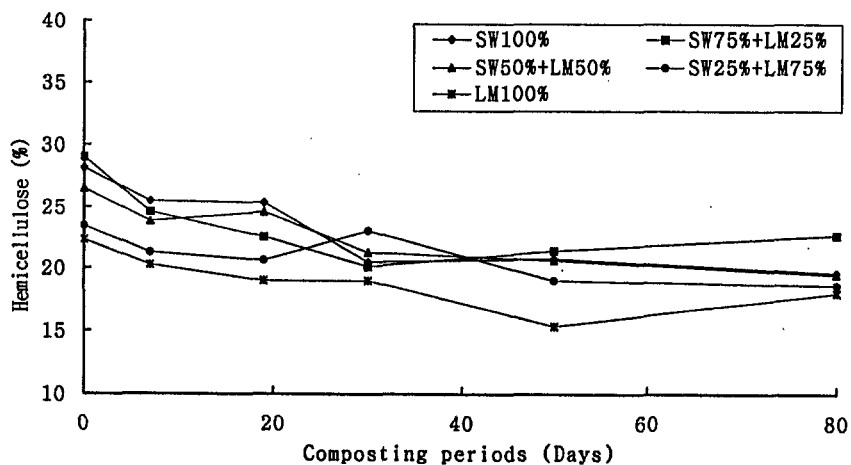


Fig. 9. Changes of hemicellulose in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludges and livestock manures during composting periods.

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

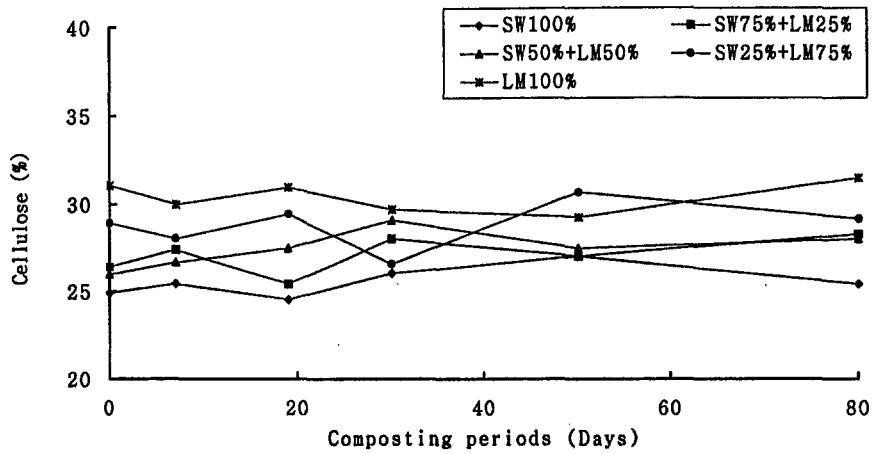


Fig. 10. Changes of cellulose in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludges and livestock manure during composting periods.
 SW : seafood processing wastewater sludge
 LM : livestock manure

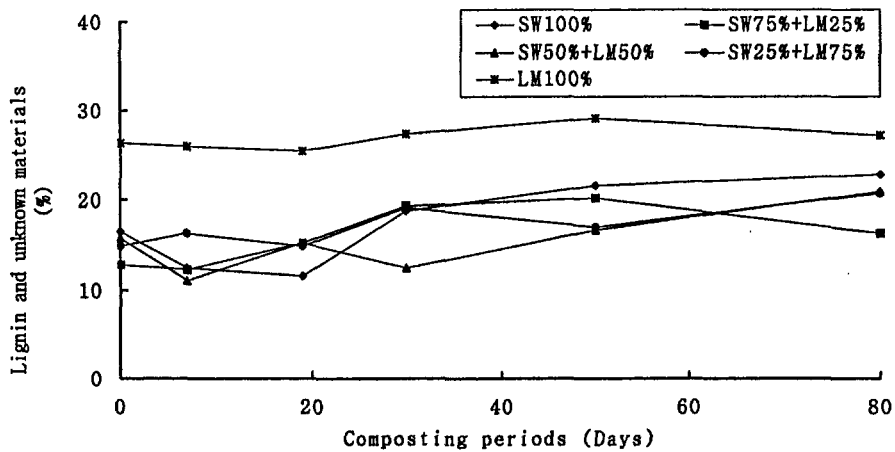


Fig. 11. Changes of lignin and unknown materials in composting materials according to the mixing ratio of seaweed processing wastewater sludges and livestock manure during composting periods.
 SW : seafood processing wastewater sludge
 LM : livestock manure

다. 질소의 형태변화

퇴비화 과정중 질소의 형태변화를 조사한 결과는 Table 14 및 Fig 12~15에서 보는 바와 같다. 퇴비화 과정중 총 질소함량 변화를 조사한 결과는 Table 14에서 보는 바와 같다. 퇴비재료중의 총 질소함량은 1.6~2.7%범위였으며 수산가공폐수 슬러지의 첨가율이 높을수록 높았다. 퇴비화 과정중 질소함량변화는 퇴비화 전과정 동안 감소하였으며, 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비화조에서의 총 질소감소율은 퇴비화 초기에 비해 1차 퇴비화 종료시점에서는 각각 약 25, 21, 28, 20 및 7%였고, 후속과정 종료시점에서는 각각 약 36, 22, 37, 42 및 20%였다. 특히 퇴비화초기 3일까지 질소함량의 감소폭이 심하였으며, 1차 퇴비화 과정중 질소함량이 후속과정에 비해 많이 감소되었다.

이와 같이 퇴비화 초기에 질소함량의 감소폭이 큰 것은 수산가공폐수 슬러지중의 암모니아함량이 매우 높을 뿐만 아니라 퇴비화가 진행됨에 따라 pH의 증가와 공기공급으로 암모니아가 대기중으로 휘산되고, 퇴비화 초기에 미생물에 분해되기 쉬운 유기태 질소가 분해되었기 때문인 것으로 사료되었다.

퇴비화 과정중 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- \text{-N}$ 태 질소함량변화를 조사한 결과는 Fig. 12 및 13에서 보는 바와 같다. 먼저 $\text{NH}_4\text{-N}$ 태 질소함량변화를 조사한 결과는 Fig. 12에서 보는 바와 같이 퇴비재료중 $\text{NH}_4\text{-N}$ 태 질소함량은 수산가공폐수 슬러지의 첨가율이 증가할수록 증가하였다. 퇴비화 과정중 $\text{NH}_4\text{-N}$ 태 질소함량은 퇴비화 3~7일까지 전반적으로 급격히 증가한 다음 그후 1차 퇴비화 종료시점인 퇴비화 19일까지 급격히 감소하여 퇴비화 초기에 비해 $\text{NH}_4\text{-N}$ 태 질소함량이 더 적었다. 후속과정중에는 퇴비화 40일까지 별 변화가 없었으나 그후 퇴비화 60일까지는 약간 증가하였으며 그후 후속종료시점까지 별 변화가 없었다. $\text{NH}_4\text{-N}$ 태 질소의 증가 경향은 전반적으로 수산가공폐수 슬러지의 첨가율이 증가할수록 증가되었다.

Table 14. Total nitrogen contents in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludge and livestock manure during composting periods.

(unit : %)

Composting periods (Days)	SW100%	SW75%+ LM25%	SW50%+ LM50%	SW25%+ LM75%	LM100%
0	2.64	2.11	1.91	1.63	1.62
3	2.18	2.00	1.66	1.68	1.47
7	2.19	2.02	1.50	1.50	1.60
13	2.13	1.91	1.49	1.35	1.46
19	1.98	1.96	1.38	1.31	1.50
30	1.73	1.63	1.46	1.09	1.46
40	1.86	1.65	1.12	0.94	1.45
50	1.75	1.50	1.35	0.91	1.43
60	1.70	1.69	1.07	0.90	1.46
80	1.70	1.56	1.21	0.95	1.29

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

퇴비화 과정중 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ 태 질소함량변화를 조사한 결과는 Fig. 13에서 보는 바와 같이 퇴비재료중 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ 태 질소함량은 축분의 첨가율이 증가할수록 증가하였다. 퇴비화 과정중 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ 태 질소함량은 각 처리조건에 따라 차이는 있으나 퇴비화 20~30일까지 증가한 다음 퇴비화 종료시점까지 별 변화가 없거나 약간 감소하였다. 후속과정 종료시점에서의 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ 태 질소함량은 퇴비화 초기에 비해 각 처리조건에 따라 60~295% 증가하였다.

각 처리조건별 퇴비화 과정중 amino sugar 및 amino acid태 질소함량변화를 조사한 결과는 Fig. 14 및 15에서 보는 바와 같다.

먼저 퇴비화 과정중 amino sugar태 질소함량변화를 조사한 결과는 Fig. 14에서 보는 바와 같이 amino sugar태 질소함량은 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비재료중에 각각 약 0.27, 0.24, 0.20, 0.16 및 0.15%로서 슬러지의 첨가율이 높을수록 많았다. 그리고

퇴비화 과정중 amino sugar태 질소함량변화는 1차 퇴비화과정 동안 슬러지 100% 및 슬러지 75%+축분25% 처리한 퇴비화조에서는 증가하였으나 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%처리한 퇴비화조에서는 별 변화가 없었다. 그후 모든 처리에서 퇴비화 30일까지 약간 감소한 다음 퇴비화 전과정 동안 별 변화가 없었다. 후속과정 종료시점의 amino sugar태 질소감소율은 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비화조가 퇴비화 초기에 비해 각각 약 11, 20, 40, 44 및 20%이었다.

퇴비화 과정중 amino acid태 질소함량변화를 조사한 결과는 Fig. 15에서 보는 바와 같이 amino acid태 질소함량은 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비재료중에 각각 약 0.97, 0.82, 0.71, 0.62 및 0.44%로서 슬러지의 첨가율이 높을수록 많았다. 그리고 퇴비화 과정중 amino acid태 질소 함량변화는 1차 퇴비화 과정중 모든 처리에서 급격히 감소하였고, 후속과정에는 별 변화가 없었다. 후속과정 종료시점에서의 amino acid태 질소 감소율은 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비화조가 퇴비화 초기에 비해 각각 약 56, 50, 59, 65 및 23%이었다.

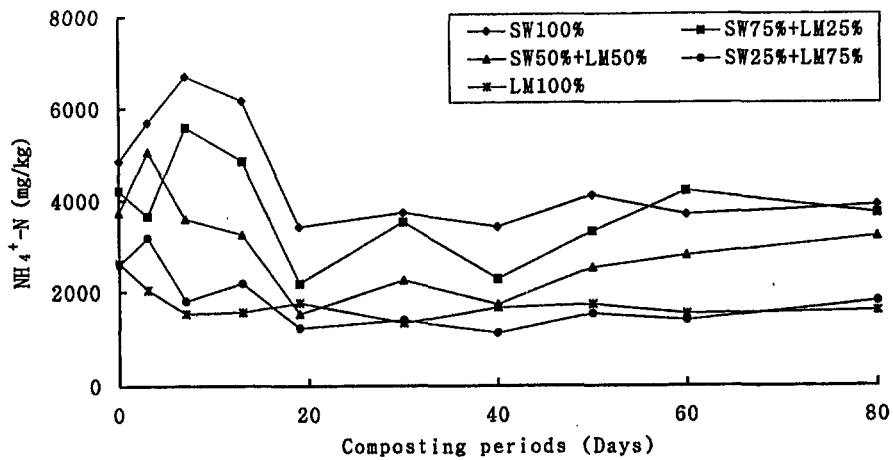


Fig. 12. Changes of NH₄-N in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludges and livestock manures during composting periods.
 SW : seafood processing wastewater sludge
 LM : livestock manure

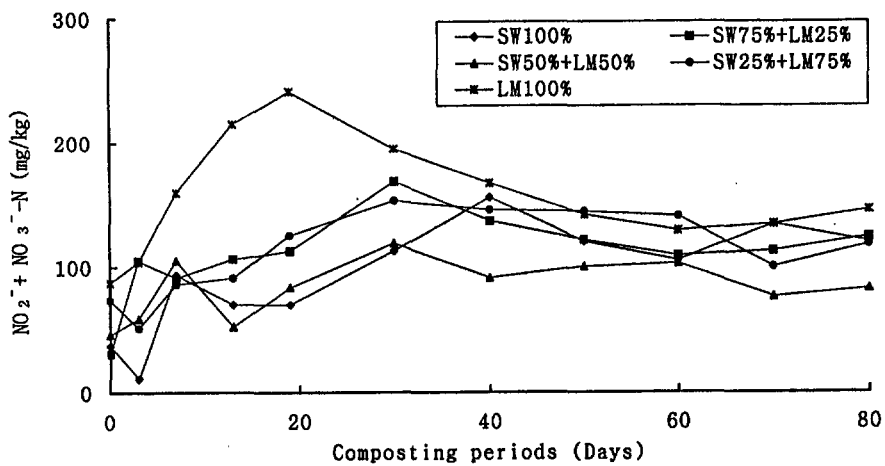


Fig. 13. Changes of NO₂+NO₃-N in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing materials and livestock manures during composting periods.
 SW : seafood processing wastewater sludge
 LM : livestock manure

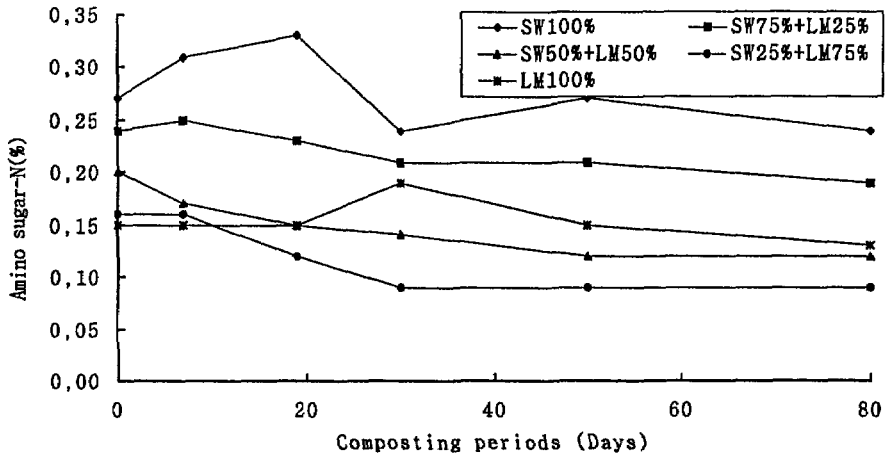


Fig. 14. Changes of amino sugar-N in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludges and livestock manures during composting periods.

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

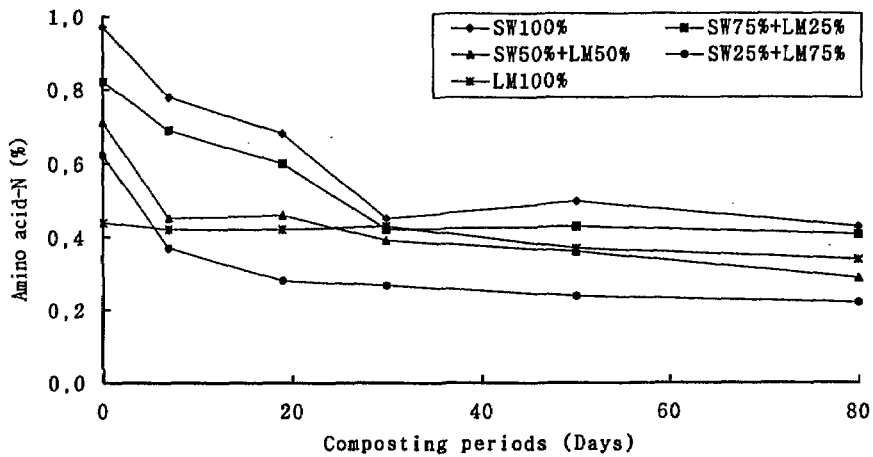


Fig. 15. Changes of amino acid-N in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludges and livestock manures during composting periods.

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

라. C/N을 변화

퇴비화 과정중 C/N율의 변화를 조사한 결과는 Table 15에서 보는 바와 같다. 수산가공폐수 슬러지만 100%처리한 퇴비화조에서는 퇴비화 초기의 C/N율은 약 16이었고, 축분만 100%처리한 퇴비화조에서의 퇴비화 초기의 C/N율은 약 33으로 축분의 첨가율이 높아질수록 C/N율은 약간 증가하였다.

1차 퇴비화 종료시점의 C/N율은 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50% 및 슬러지25%+축분75% 처리한 퇴비화조가 퇴비화 초기에 비해 각각 약 20, 26, 94 및 83%증가하였으나, 축분100% 첨가한 퇴비화조에서는 7%감소하였고, 그후 후속 과정중에는 모든 처리조건에서 별 변화가 없었다. 이와 같이 수산가공폐수 슬러지에 축분을 75%까지 첨가하여 퇴비화한 퇴비화조에서의 C/N율이 증가한 것은 슬러지에 함유된 총질소중의 무기태질소가 차지하는 비율이 높을 뿐만 아니라 퇴비화 과정중 pH가 증가하며, 무기태질소가 탈질화 되었기 때문인 것으로 사료되었다.

Table 15. C/N ratio in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludge and livestock manure during composting periods.

Composting periods (Days)	SW100%	SW75%+ LM25%	SW50%+ LM50%	SW25%+ LM75%	LM100%
0	16.3	16.8	18.1	20.1	32.7
3	19.2	20.5	22.2	29.9	30.4
7	18.8	21.0	22.5	42.1	25.6
13	19.5	21.3	24.4	37.1	30.5
19	19.6	21.2	35.1	36.7	30.2
30	24.2	25.4	25.5	34.8	30.7
40	22.8	24.7	34.3	40.5	29.4
50	23.1	27.3	27.4	40.9	31.3
60	23.1	23.7	34.4	42.6	29.5
80	23.6	25.9	31.7	39.9	33.9

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

다. 부식의 형태 변화

퇴비화 과정중 부식의 형태변화를 조사한 결과는 Table 16 및 17에서 보는 바와 같다. 먼저 퇴비재료중의 총 부식함량은 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%를 처리한 퇴비화조에서 각각 약 30, 27, 21, 17 및 15%였으며, 퇴비화 과정중에는 축분100% 처리한 퇴비화조를 제외한 퇴비화조에서 퇴비화 7일까지 감소한 다음 그후 별 변화가 없었고, 축분100% 처리한 퇴비화조에서는 퇴비화 전 과정 동안 별 변화가 없었다.

퇴비화 과정중 humic acid 및 fulvic acid함량은 Table 16에서 보는 바와 같이 퇴비화 과정중 humic acid함량은 별 변화가 없었고, fulvic acid함량은 감소하였다. 따라서 퇴비화 과정중에는 총 부식산에서 humic acid가 차지하는 비율이 상대적으로 증가되었고, fulvic acid가 차지하는 비율은 감소하였다.

도시고형폐기물을 재료로 한 퇴비제품의 HA/FA값은 0.85~3.55 범위라고 알려져 있으며, 본 실험에서도 각 처리조건에 따른 후숙과정 종료시점에서의 HA/FA값은 0.81~1.48으로서 비슷한 경향이였다.

퇴비화 과정중 humic acid의 $\Delta \log K(\log K_{400} - \log K_{600})$ 를 조사한 결과는 Table 17에서 보는 바와 같이 퇴비화가 진행됨에 따라 감소하는 경향이였다. 일반적으로 부식화가 진행됨에 따라 이 값이 줄어드는 것으로 알려진 이론과 일치하였다.

Humus/ Total carbon비는 Table 17에서 보는 바와 같이 퇴비재료중에는 슬러지의 첨가율이 높을수록 높았으며, 퇴비화가 진행됨에 따라 일정한 경향은 없었으나 전반적으로 감소하였다.

Table 16. Humus, humic acid and fulvic acid contents in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludge and livestock manure during composting periods.

Composting periods (Days)	SW100%	SW75%+ LM25%	SW50%+ LM50%	SW25%+ LM75%	LM100%
Humus (Humic acid+Fulvic acid) (g/100g)					
0	29.6	26.9	20.9	17.3	14.9
7	22.9	20.0	14.9	14.5	14.8
19	22.0	18.3	12.4	11.8	12.2
30	18.1	18.3	13.9	13.4	14.4
50	19.0	19.1	15.7	12.9	15.5
80	23.9	20.7	15.5	14.4	15.2
Humic acid (g/100g)					
0	11.2	11.6	8.3	7.2	7.3
7	9.7	7.9	6.4	7.6	5.7
19	8.6	7.1	5.2	5.4	4.5
30	9.9	8.9	6.8	8.1	7.6
50	10.7	9.0	7.7	7.5	8.5
80	11.8	9.3	7.3	8.6	8.7
Fulvic acid (g/100g)					
0	18.4	15.3	12.65	10.10	7.7
7	13.3	12.1	8.45	6.90	9.2
19	13.4	11.3	7.20	6.40	7.7
30	8.2	9.4	7.10	5.35	6.9
50	8.3	10.1	8.05	5.40	7.0
80	12.2	11.5	8.20	5.80	6.5

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

Table 17. HA/FA, $\Delta\log K$ and HA/T-C in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludge and livestock manure during composting periods.

Composting periods (Days)	SW100%	SW75%+ LM25%	SW50%+ LM50%	SW25%+ LM75%	LM100%
Humic acid/Fulvic acid					
0	0.61	0.76	0.65	0.71	0.95
7	0.73	0.66	0.76	1.10	0.62
19	0.64	0.63	0.72	0.84	0.58
30	1.20	0.94	0.96	1.50	1.10
50	1.28	0.89	0.95	1.38	1.21
80	0.97	0.81	0.89	1.48	1.33
$\Delta\log K$					
0	0.986	1.012	1.043	1.018	1.017
7	0.903	0.938	0.988	1.000	0.975
19	0.924	0.932	0.979	1.004	0.963
30	0.934	0.945	0.973	0.978	0.973
50	0.919	0.933	0.953	0.963	0.969
80	0.818	0.926	0.945	0.952	0.955
Humus/Total carbon					
0	0.68	0.63	0.51	0.43	0.33
7	0.56	0.48	0.40	0.38	0.34
19	0.54	0.45	0.31	0.32	0.28
30	0.43	0.44	0.37	0.35	0.32
50	0.47	0.47	0.42	0.35	0.35
80	0.60	0.51	0.40	0.38	0.35

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

바. 미생물의 변화

처리별 퇴비재료와 1차 퇴비화 종료시점(퇴비화 19일후) 및 후숙과정 종료시점(퇴비화 80일후)에서의 미생물 변화를 조사한 결과는 Table 18에서 보는 바와 같다.

중은 bacteria는 모든 처리에서 1차 퇴비화종료시점에서는 각 퇴비재료에 비해 100~1,000배 증가하였으며, 후숙과정 종료시점에는 1차 퇴비화종료시점에 비해 약간 감소하였고, 중은 actinomycetes 및 중은 fungi는 퇴비화 과정중 약간 증가하였다. 고은 bacteria는 1차 퇴비화 종료시점에서는 퇴비재료에 비해 약 2~10배 증가하였으며, 후숙과정 종료시점에는 1차 퇴비화 종료시점에 비해 각 처리조건에 따라 차이는 있으나 약간 감소하였다. 그리고 고은 actinomycetes 및 fungi는 퇴비화 과정중 계속해서 약간 증가하였다.

일반적으로 퇴비화과정은 미생물에 의해 유기물을 분해 안정화시키는 과정으로서 퇴비화 관련 미생물과 밀접한 관계가 있는 것으로 알려져 있고 특히 bacteria가 퇴비화에 가장 중요하게 기여하며 병원균을 사멸시키는 55℃이상에서의 퇴비화 활동은 주로 고온성 bacteria인 것으로 알려져 있다. 퇴비화 과정중 중요한 역할을 하는 fungi는 중온범위에서 퇴비화 후반기에 나타나며 기질은 cellulose 및 lignin인 것으로 알려져 있으며, 사상균은 습윤하고 중성이나 약 알칼리성에 잘 자라며 퇴비화 후반기에 유기물을 분해하는 것으로 알려져 있다.

본 실험의 퇴비화 과정중 모든 처리에서 전반적으로 중은 bacteria 수의 변화가 심한 것으로 미루어 볼 때 타 미생물에 비해 퇴비화의 주된 미생물인 것으로 판단되었다.

Table 18. Microbial population in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludge and livestock manure during composting periods.

(CFU/g · wet weight)

Treat- ments	Composting periods (Days)	Mesophilic			Thermophilic		
		Bacteria	Actino- mycetes	Fungi	Bacteria	Actino- mycetes	Fungi
SW100%	0	4.2×10^8	2.1×10^5	1.3×10^6	2.8×10^6	4.5×10^3	1.2×10^3
	19	2.8×10^{10}	4.3×10^5	8.2×10^6	3.3×10^7	8.2×10^4	3.0×10^4
	80	5.0×10^9	3.3×10^7	1.0×10^7	4.0×10^6	1.9×10^5	0.5×10^5
SW75%+ LM25%	0	4.0×10^8	2.4×10^5	0.8×10^6	2.4×10^6	3.3×10^3	2.1×10^3
	19	1.4×10^{11}	1.9×10^5	3.0×10^7	8.0×10^6	1.1×10^5	1.7×10^4
	80	1.0×10^{10}	2.1×10^7	2.2×10^7	2.0×10^6	5.5×10^5	9.9×10^4
SW50%+ LM50%	0	3.4×10^8	1.5×10^5	1.7×10^6	3.3×10^6	2.7×10^3	3.3×10^3
	19	8.4×10^{10}	3.8×10^5	5.0×10^6	1.2×10^7	8.3×10^4	3.7×10^4
	80	4.4×10^9	2.3×10^5	2.1×10^6	8.6×10^5	2.0×10^5	4.3×10^5
SW25%+ LM75%	0	4.2×10^8	2.0×10^5	1.4×10^6	5.0×10^6	3.0×10^3	2.6×10^3
	19	4.9×10^{11}	7.8×10^5	4.5×10^7	9.2×10^6	1.0×10^5	5.1×10^4
	80	3.6×10^9	9.0×10^5	1.1×10^7	1.3×10^7	8.9×10^4	8.7×10^5
LM100%	0	4.5×10^8	1.8×10^5	1.5×10^6	3.6×10^6	4.9×10^3	2.4×10^3
	19	7.2×10^{10}	3.6×10^5	2.4×10^7	7.7×10^6	7.8×10^4	7.1×10^4
	80	4.9×10^{10}	2.5×10^5	9.3×10^7	2.0×10^7	4.1×10^5	4.9×10^5

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

사. 중금속 함량변화

수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 과정중 중금속 함량변화를 조사하기 위하여 수분 조절제인 톱밥 및 zeolite, 미생물제제를 일정한 비율로 혼합하고, 여기에 수산가공폐수 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%의 비율로 각각 혼합 처리하여 처리별 퇴비화 과정중 총 중금속, 0.1N-HCl 침출성 및 수용성 중금속 함량변화를 조사한 결과는 다음과 같다.

퇴비화 과정중 Cu 및 Zn 함량변화를 조사한 결과는 Table 19에서 보는 바와 같다. 먼저 총 Cu, 0.1N-HCl 침출성 및 수용성 Cu 함량변화를 조사한 결과 퇴비재료중 축분의 첨가율이 증가할수록 총 Cu, 0.1N-HCl 침출성 및 수용성 Cu함량은 약간 감소하였다. 모든 처리에서 퇴비화 과정중 총 및 0.1N-HCl 침출성 Cu 함량은 대체적으로 약간 증가하는 경향이었으나, 수용성 Cu 함량은 별 변화가 없었다. 또한 0.1N-HCl 및 수용성 Cu 함량은 각각 총 Cu 함량의 약 74 및 15% 수준이었다.

총 Zn, 0.1N-HCl 침출성 및 수용성 Zn 함량변화를 조사한 결과 퇴비재료중 축분의 첨가율이 증가할수록 총 및 0.1N-HCl 침출성 Zn 함량은 증가하는 경향이었고, 수용성 Zn 함량은 별 변화가 없었다. 처리조건별 약간 차이는 있었으나 퇴비화 과정중 총 및 0.1N-HCl 침출성 Zn 함량은 약간 증가하는 경향이었으며, 수용성 Zn 함량은 별 변화가 없었다. 또한 0.1N-HCl 및 수용성 Zn 함량은 각각 총 Zn 함량의 약 96 및 1.6% 수준이었다.

퇴비화 과정중 Cd 및 Pb 함량변화를 조사한 결과는 Table 20에서 보는 바와 같다. 총 Cd, 0.1N-HCl 침출성 및 수용성 Cd 함량은 모든 처리에서 퇴비재료중 및 퇴비화 과정중 별 변화가 없었으며, 0.1N-HCl 및 수용성 Cd 함량은 각각 총 Cd 함량의 약 87 및 27% 수준이었다.

총 Pb, 0.1N-HCl 침출성 및 수용성 Pb 함량변화를 조사한 결과 퇴비재료중 수산가공폐수 슬러지의 첨가율이 증가할수록 모든 Pb 함량은 약간 증가하였다. 퇴비화 과정중 총 Pb, 0.1N-HCl 침출성 및 수용성 Pb 함량은 별 변화가 없었다. 또한 0.1N-HCl 및 수용성 Pb 함량은 각각 총 Pb 함량의 약 63 및 3.9% 수준이었다.

퇴비화 과정중 Cr 및 Ni 함량변화를 조사한 결과는 Table 21에서 보는 바와 같다. 총 Cr, 0.1N-HCl 침출성 및 수용성 Cr 함량변화를 조사한 결과 퇴비재료중 수산가공폐수 슬러지의 첨가율이 높을수록 총 Cr함량은 높았고, 0.1N-HCl침출성 Cr함량은 별 변화가 없었으며, 수용성 Cr함량은 낮았다. 퇴비화 과정중에서는 모든 처리 조건에서 총 Cr 및 0.1N-HCl침출성 Cr함량은 약간 증가하였으나, 수용성 Cr함량은 후속과정 종료시점에는 퇴비화 초기에 비해 약 21~48%증가하였다. 그리고 0.1N-HCl 및 수용성 Cr 함량은 각각 총 Cr함량의 약 90 및 8% 수준이었다.

총 Ni, 0.1N-HCl 침출성 및 수용성 Ni 함량변화를 조사한 결과 퇴비재료중에는 수산가공폐수 슬러지의 첨가율이 높을수록 총 Ni 및 0.1N-HCl침출성 Ni 함량은 별 변화가 없으나, 수용성 Ni함량은 감소하였다. 퇴비화 과정중에는 총 Ni함량은 약간 증가하였고, 0.1N-HCl침출성 및 수용성 Ni함량은 별 변화가 없었다. 0.1N-HCl 및 수용성 Ni 함량은 각각 총 Ni함량의 약 80 및 13% 수준이었다.

Table 19. Cu and Zn contents in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludge and livestock manure during composting periods.

Treat- ments	Composting periods (Days)	Cu (mg/kg)			Zn (mg/kg)		
		Total	0.1N-HCl Extractable	Water soluble	Total	0.1N-HCl Extractable	Water soluble
SW100%	0	170	123	25	102	100	2.4
	7	184	120	27	112	117	2.5
	19	198	114	24	109	113	2.9
	30	178	124	20	98	105	2.3
	50	209	138	29	105	104	2.2
	80	188	132	27	111	107	1.9
SW75% +LM25%	0	158	109	29	141	120	2.1
	7	165	108	30	132	125	1.9
	19	160	107	23	146	131	2.1
	30	180	110	24	111	133	1.8
	50	192	109	25	135	130	1.7
	80	169	121	24	117	127	1.7
SW50% +LM50%	0	128	94	27	131	114	2.6
	7	120	100	18	122	106	2.2
	19	123	105	15	122	111	2.8
	30	138	99	16	120	123	1.6
	50	140	117	14	121	112	1.7
	80	134	108	20	125	110	1.5
SW25% +LM75%	0	99	101	11	141	116	2.6
	7	87	92	13	143	115	3.4
	19	108	108	17	136	114	3.2
	30	113	98	20	116	113	1.9
	50	115	83	17	127	123	2.0
	80	108	99	18	124	114	2.8
LM100%	0	88	88	17	207	212	2.4
	7	87	71	22	217	207	2.4
	19	98	72	29	210	211	2.8
	30	95	71	16	220	225	3.0
	50	104	86	19	223	220	2.9
	80	111	81	18	239	228	2.9

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

Table 20. Cd and Pb contents in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludge and livestock manure during composting periods.

Treat- ments	Composting periods (Days)	Cd (mg/kg)			Pb (mg/kg)		
		Total	0.1N-HCl Extractable	Water soluble	Total	0.1N-HCl Extractable	Water soluble
SW100%	0	0.50	0.44	0.16	17.7	10.9	0.56
	7	0.46	0.49	0.17	15.0	16.6	0.63
	19	0.48	0.46	0.13	15.2	12.4	0.68
	30	0.50	0.51	0.15	14.4	8.0	0.87
	50	0.45	0.49	0.17	15.9	8.4	0.52
	80	0.49	0.56	0.12	15.0	10.2	0.46
SW75% +LM25%	0	0.49	0.46	0.17	13.6	8.2	0.47
	7	0.48	0.44	0.10	14.4	8.7	0.36
	19	0.51	0.56	0.08	16.3	9.1	0.49
	30	0.49	0.41	0.13	11.7	9.9	0.62
	50	0.53	0.39	0.10	14.8	8.0	0.42
	80	0.55	0.41	0.12	18.4	8.5	0.48
SW50% +LM50%	0	0.48	0.41	0.18	13.5	5.3	0.38
	7	0.51	0.49	0.10	12.7	5.5	0.47
	19	0.48	0.46	0.14	11.0	6.3	0.44
	30	0.53	0.41	0.09	12.4	5.4	0.58
	50	0.45	0.41	0.06	15.3	6.0	0.51
	80	0.63	0.49	0.02	15.8	7.1	0.61
SW25% +LM75%	0	0.48	0.31	0.13	8.9	5.2	0.31
	7	0.47	0.31	0.16	8.3	6.7	0.31
	19	0.66	0.36	0.13	11.1	6.9	0.49
	30	0.59	0.36	0.13	9.7	7.0	0.43
	50	0.49	0.36	0.11	9.7	4.0	0.15
	80	0.53	0.39	0.10	8.3	3.6	0.35
LM100%	0	0.41	0.36	0.17	4.5	5.4	0.29
	7	0.40	0.41	0.18	4.9	6.9	0.28
	19	0.39	0.44	0.18	6.4	5.5	0.32
	30	0.47	0.54	0.17	4.8	4.9	0.37
	50	0.57	0.36	0.16	4.4	5.0	0.28
	80	0.43	0.44	0.19	5.1	4.8	0.40

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

Table 21. Cr and Ni contents in composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludge and livestock manure during composting periods.

Treat- ments	Composting periods (Days)	Cr (mg/kg)			Ni (mg/kg)		
		Total	0.1N-HCl Extractable	Water soluble	Total	0.1N-HCl Extractable	Water soluble
SW100%	0	9.6	7.5	0.42	2.4	2.3	0.24
	7	9.8	7.2	0.57	2.1	2.4	0.20
	19	9.5	7.0	0.60	2.2	1.7	0.25
	30	7.0	7.1	0.31	3.3	2.3	0.22
	50	9.5	8.4	0.47	3.9	1.4	0.21
	80	9.7	8.5	0.62	4.0	2.1	0.18
SW75% +LM25%	0	9.1	6.9	0.58	2.6	2.1	0.52
	7	9.4	6.3	0.58	2.1	1.7	0.35
	19	8.7	7.5	0.74	2.5	2.0	0.40
	30	9.8	6.5	0.62	3.8	2.3	0.37
	50	10.8	8.6	0.30	3.7	2.6	0.47
	80	10.1	8.6	0.78	3.0	2.2	0.55
SW50% +LM50%	0	7.6	7.1	0.65	2.0	2.5	0.25
	7	8.3	7.8	0.57	2.6	2.2	0.22
	19	8.0	8.0	0.78	2.4	2.2	0.37
	30	7.9	6.2	0.54	3.2	2.4	0.29
	50	8.9	8.6	0.76	2.1	2.1	0.48
	80	8.9	9.0	0.82	3.4	2.3	0.30
SW25% +LM75%	0	7.6	7.5	0.63	2.2	2.8	0.30
	7	7.2	8.4	0.75	2.5	2.7	0.30
	19	9.0	8.9	0.72	2.5	3.0	0.19
	30	8.4	8.9	0.87	2.9	2.4	0.27
	50	8.2	8.0	0.76	3.6	1.8	0.28
	80	8.0	8.8	0.92	3.3	2.1	0.26
LM100%	0	6.3	6.3	0.78	2.5	2.0	0.64
	7	6.9	6.9	0.87	2.9	2.1	0.45
	19	9.9	7.9	0.99	3.7	1.5	0.41
	30	8.8	7.2	0.88	3.0	4.0	0.85
	50	7.1	8.1	0.91	3.9	3.9	0.52
	80	7.4	7.8	0.94	3.5	3.7	0.69

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

3. 종자 발아율 시험

현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 과정중 시기별 발아율 시험을 하기 위하여 수분조절제인 톱밥 및 zeolite, 미생물제제를 일정한 비율로 혼합하고, 여기에 수산가공폐수 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%의 비율로 각각 혼합 처리하여 처리별 및 퇴비화시기별 퇴비재료를 증류수에 추출하여, 그 여액으로 무, 배추 및 오이의 발아율 및 뿌리생장율을 조사한 결과는 Table 22에서 보는 바와 같다.

무의 발아율은 모든 처리에서 퇴비화 30일 후에는 약 90%이상으로서 퇴비의 완숙 퇴비기준치인 발아율 90%이상을 만족시켰으나 퇴비재료 및 퇴비화 19일까지는 각 처리에 따라 완숙퇴비기준치 이하인 경우도 있었다. 또한 무의 뿌리 성장율도 퇴비화 30일후에는 전반적으로 2.0cm이상으로 양호하였으나 퇴비화 30일 이전에는 2.0cm이하로서 뿌리 성장율이 퇴비화 30일후에 비해 다소 저조하였다.

배추의 발아율은 축분의 처리비율이 높을수록 높았고, 슬러지50%+축분50%, 슬러지75%+축분75% 및 축분100%처리한 퇴비재료에서는 퇴비화시기에 따라 별 차이가 없었으나 슬러지100% 처리한 퇴비재료에서는 퇴비화 19일까지 발아율이 매우 저조하였으며 그후 발아율이 90%이상이었다. 배추의 뿌리 성장율은 전반적으로 퇴비화 30일후 부터는 각 처리별 및 퇴비화시기에 따라 별 차이가 없었으나 슬러지 100% 및 슬러지 75%+축분25%처리한 퇴비재료중의 퇴비화 19일까지의 뿌리성장율은 매우 저조하였다.

오이의 발아율은 각 처리별 및 퇴비화시기에 따라 별 차이가 없이 발아율이 90% 이상이었으나, 뿌리 성장율은 퇴비화가 진행됨에 따라 보다 더 양호하였다.

Table 22. Bioassay of composting materials according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludge and livestock manure during composting periods.

Treat- ments	Composting periods (Days)	Radish		Chinese cabbage		Cucumber	
		Germina- tion (%)	Root length(cm)	Germina- tion (%)	Root length(cm)	Germina- tion (%)	Root length(cm)
Control		98	2.45	94	2.04	100	2.19
SW100%	0	76	1.10	16	0.60	100	2.40
	19	68	0.76	36	1.04	100	1.72
	30	100	2.54	96	3.10	80	1.40
	50	100	2.02	100	2.48	100	3.46
	80	96	1.98	88	2.58	90	2.26
SW75% +LM25%	0	80	1.32	84	1.44	100	2.44
	19	82	1.50	96	1.32	80	2.12
	30	92	2.12	88	3.12	100	2.32
	50	96	2.37	96	3.36	100	3.18
	80	100	2.18	92	2.70	100	2.00
SW50% +LM50%	0	96	1.28	96	2.20	100	0.16
	19	100	2.10	96	2.14	100	2.82
	30	96	2.68	90	3.42	100	3.06
	50	100	3.12	92	3.12	100	3.64
	80	96	2.04	92	3.86	100	3.50
SW25% +LM75%	0	92	1.48	92	1.66	90	1.84
	19	88	2.28	96	2.46	90	2.90
	30	92	2.52	90	3.10	90	1.98
	50	92	2.84	92	3.76	100	3.32
	80	92	2.48	96	2.56	90	1.68
LM100%	0	86	1.98	96	2.46	100	2.76
	19	88	2.50	96	2.64	90	1.54
	30	96	2.76	92	2.58	80	1.22
	50	92	2.50	96	2.18	100	2.32
	80	100	1.64	92	1.78	100	2.20

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

제 4 절 요약

현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화를 위하여 수분조절제인 톱밥 및 zeolite 그리고 미생물접종 제제를 일정한 비율로 혼합하고, 여기에 수산가공폐수 슬러지 100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50%, 슬러지25%+축분75% 및 축분100%의 비율로 각각 혼합처리하여 처리별 및 퇴비화 시기별 퇴비의 이화학적 특성 변화, 유기물, 질소 및 부식의 형태변화 등 물질변화 및 중차발아율을 조사한 결과는 다음과 같다.

1. 퇴비화 과정중 온도는 모든 처리에서 퇴비화 3~5일간 급격히 상승하여 최고온도에 도달하였으며 그후 서서히 감소하는 경향이였다. 퇴비화 19일후 하강온도가 40~50°C되었을 때를 1차 퇴비화 종료시점으로 판단하고 1차 뒤집기를 실시하고 후속을 시켰으며 그후 퇴비화조내의 온도가 다시 상승하였다. 퇴비화 40일후 2차 뒤집기를 실시하였으며 이때에도 온도변화는 1차 뒤집기 때와 비슷한 경향이였으나 온도의 상승폭은 작았으며, 퇴비화 60일후 3차 뒤집기를 실시하였으며 그후 온도변화가 미미하고, 온도가 안정화 되어 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화가 완료된 것으로 판단하였다. 퇴비화 과정중 최고온도는 67~76°C범위 였으며, 처리별로 보면 슬러지75%+축분25% > 슬러지100% > 슬러지50%+축분50% > 축분100% > 슬러지25%+축분75% 순으로 높았다.
2. 퇴비화 종료시점에서의 퇴비중의 증량감소율 및 수분함량감소율은 퇴비화 초기에 비해 각각 약 35~41% 및 15~23%이였으며 1차 퇴비화과정이 후속과정에 비해 그 감소율이 높았다. pH는 퇴비화 1일까지 감소한 다음 그 후부터 퇴비화 13~19일까지 급격히 증가하였으며, 그후 안정화되어 퇴비화 종료시점까지의 pH는 전반적으로 8.2~9.2를 유지하였다. 그리고 EC는 퇴비화 과정중 일정한 경향없이 증가하여 퇴비화 종료시점에서는 처리에 따라 차이는 있으나 2~11%증가하였다.
3. 퇴비중 P_2O_5 , SO_4 , Cl , K_2O , Na , CaO 및 MgO 함량은 처리별 및 무기성분의 종류에 따라 약간 차이는 있었으나 퇴비화가 진행 될 수록 약간 증가하는 경향이였으며, 중금속 함량도 무기성분함량변화와 비슷한 경향이였다. 총 중금속함량에 비해 0.1N-HCl 및 수용성 중금속함량은 Cu의 경우는 각각 약 74 및 15%, Zn의 경우는 각

- 각 약 92 및 1.64%, Cd의 경우는 각각 약 87 및 27%, Pb의 경우 각각 약 63 및 3.9%, Cr의 경우는 각각 약 90 및 8%, Ni의 경우 각각 약 80 및 13% 수준이었다.
4. 퇴비화 종료시점에서의 퇴비중 총 탄소함량은 퇴비화 초기에 비해 4.5~8.0% 감소하였으며, 그 감소폭은 수산가공폐수 슬러지의 첨가율이 높을수록 증가하였다. 퇴비의 유기물중 ether추출물질, resins 및 hemicellulose 함량은 퇴비화 종료시점에서는 퇴비화 재료에 비해 각각 약 35~77, 32~69 및 19~30% 감소하였으나, 수용성 polysaccharides 함량은 별 변화가 없었고, cellulose, lignins 및 미동정태 유기물함량은 약간 증가하였다.
 5. 퇴비화 종료시점에서의 퇴비중 총 질소함량은 퇴비화 초기에 비해 20~42% 감소하였으며, 각 처리에 따른 NH_4^+ 태 질소함량은 퇴비화 3~5일까지 급격히 증가한 다음 1차 퇴비화 종료시점까지는 감소하였다. 그리고 퇴비화 60일까지 약간 증가한 다음 그후 퇴비화 종료시점까지 별 변화가 없었다. 각 처리에 따른 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ 태 질소함량은 퇴비화 20~30일까지 증가한 다음 퇴비화 종료시점까지 별 변화가 없었다. 퇴비화 종료시점에서의 Amino sugar태 및 amino acid 태 질소함량은 퇴비화 초기에 비해 각각 약 11~40% 및 23~65% 감소하였고, 이들 유기태질소 모두 1차 퇴비화 과정이 후속 과정에 비해 감소율이 높았다.
 6. 퇴비화 과정중 C/N율은 1차 퇴비화 과정중에는 수산가공폐수 슬러지를 처리한 퇴비화조에서는 각 처리에 따라 20~94% 증가하였으나, 축분만 100% 처리한 퇴비화조에서는 약 7% 감소하였고, 후속 과정중에는 모든 처리에서 별 변화가 없었다.
 7. 퇴비화 과정중 humic acid 함량은 별 변화가 없었으나, fulvic acid 함량은 퇴비화가 진행될수록 감소하여 전체 humus 중 humic acid가 차지하는 비율이 증가하였고, $\Delta 10\text{K}$ 는 퇴비화가 진행됨에 따라 작아지는 경향이였다. 퇴비화 과정중 미생물수의 변화는 증은 및 고온 bacteria는 1차 퇴비화 종료시점에서는 퇴비화 초기에 비해 큰 폭으로 증가하여 그후 약간 감소하였고, actinomycetes 및 fungi는 퇴비화 과정중 약간 증가하였다.
 8. 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 과정중 시기별 무, 배추 및 오이의 발아율 및 뿌리생장율을 조사한 결과 모든 처리에서 발아율은 퇴비화 30일 이후에는 90% 이상으로서 완숙 퇴비 기준치 이상이었고, 뿌리생장율도 30일 이후에는 대조구와 비슷하였으며, 퇴비화 30일 이후에는 각 처리 조건 및 시기별 별 영향이 없었다.

제 5 절 참고문헌

1. 하수슬러지의 농지주입에 대한 기초조사 연구, 1990, 한국환경과학평의회.
2. Chung, J. C. and J. H. Hong, 1994, Physico-chemical indicators composting and process control, J. of KOWREC., 2(2) : 99~127.
3. Finstein, M. S., K. W. Lin and G. E. Fischler, 1982, Sludge composting and utilization : review of the literature on the temperature inactivation of pathogens, New Brunswick, NJ.
4. Willson, G. B., J. F. Parr., E. Epsten, P. B. Marsh and S. Hornie, Manual for composting sewage sludge by the beltsville aerated pile method, U.S. Governments Printing Office.
5. Ishii, H., K. Tanaka, T. Aoki, T. Murakami and M. Yamada, 1991, Sewage sludge composting process by static pile method, Wat. Sci. Tech., 23 : 1979~1989.
6. Torisu, R., S. Kimula and K. Tashiro, 1980, Effect of moisture contents and flow rate on the high rate composting of cattle manure, J. Soc. of Agr., 42(1) : 135~140.
7. Miller, F. C. and M. S. Finstein, 1985, Material balance in the composting of wastewater sludge as affected by process control strategy, J. WPCF., 57(2) : 1240~1245.
8. Schulze, K. L., 1962, Continuous thermophilic composting. Compost, Sci., 3(1) : 22~32.
9. Lim, D. K., Y. H. Moon, J. S. Shin and K. D. Woo, 1991, Development of organic fertilizer based on the cow dung. II. Studies on rapid fermentation, J. Korean Soc. Soil Sic. Fert., 24(3) : 199~205.

10. Nakasaki, K., N. Aoki and H. Kubota, 1994, Accelerated composting of grass clipping by controlling moisture level, *Waste Manag. and Res.*, 12 : 13~20.
11. Martinez-Inigo, M. J. and G. Almendros, 1994, Kinetic study of the composting of evergreen oak forestry waste, *Waste Manag. and Res.*, 12 : 305~314
12. Lacey, J., 1973, In actinomycetes ; Characteristics and practical importance, eds G. Sykes and F. A. Skinner, Academic Press London, : 231~253.
13. 정봉수, 강용태, 1986, 하수오니에 왕겨 및 톱밥을 혼합한 호기성 퇴비화, 28(3) : 99~106.
14. Back, Y. M. and J. C. Chung, 1994, Study of some process parameters in food waste composting, *J. Korean Solid Wastes Engineering Society*, 11(1) : 29~40.
15. Sikoka, L. J. and G. B. Willson, 1981, Materials balance in aerated static pile composting, *J. WPCF.*, 53(12) : 123~132.
16. Yoon, S. J., M. B. Ki and S. H. Lee, 1988, Basic Study of Composting on Night-Soil Sludge, *J. Korean Solid Wastes Engineering Society*, 5(2) : 127~133

제 7 장 생산된 퇴비의 작물 시용 효과

제 1 절 서 설

수산가공폐수 슬러지 등 유기성폐기물을 원료로 하여 생산한 퇴비는 유해물질에 대한 안정성기준에 적합해야하고 비닐, 유리 및 금속조각 등이 없어야 하며 혼입종자가 불활성화 되어야 하고 유기물질이 분해 안정화 되어야하며 무기성분 함유율이 일정한 균형을 이루고 있어야만 한다. 유기성 폐기물로 생산된 퇴비의 토양시용효과는 토양의 입단형성, 투수력 및 보수력 증가, 지온상승, 양이온치환용량 및 토양 완충능 증대, 중금속 유해작용 감소, 작물양분공급 효과, 유효미생물의 활성 증대, 유효인산 고정억제 및 고등식물과 미생물의 기능을 돕는 hormone과 vitamin분비의 촉진 등 여러 가지 면에서 그 효과가 있는 것으로 알려져 있으나 퇴비중에 함유될 수 있는 중금속 등 오염물질에 의한 토양오염을 유발시키거나 염류농도를 증가시켜 작물에 좋지 않은 영향을 줄 수도 있는 것으로 보고되고 있다.

본 실험은 수산가공폐수 슬러지 및 가축분을 주원료로 하여 생산된 퇴비(2년차 연구)의 작물에 대한 시용 효과 및 수산가공폐수 슬러지 퇴비의 위해성 여부를 구명하기 위하여 생산된 각 퇴비를 토양에 처리함으로써 작물재배기간 동안 토양의 이화학적 특성변화, 작물의 생육상황 및 무기성분함량변화 등을 조사하였다.

제 2 절 연구수행 내용

1. 공시재료

가. 공시작물

공시 작물중 옥수수는 단옥수수로서 골든크로스 반탐을 사용하였으며 옥수수 종자를 항온기(30℃)내에서 3일 동안 침종 발아시킨 다음 발아가 비교적 잘된 종자를 선발하여 파종하였다. 그리고 공시배추는 노랑 봄 배추를 이식 30일전에 pot에서 발아시킨 다음 비닐하우스 상에서 생육시켜 실험포장에 이식하였다.

나. 공시퇴비 및 토양

공시 퇴비는 현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 실험(2년차 연구)에서 퇴비재료를 수산가공폐수 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50% 및 축분100%의 비율로 처리하여 생산된 퇴비를 영하 4℃에서 냉장 보관하여 사용하였고, 공시 토양은 경남 함양군에 소재한 일반농가의 전 토양을 사용하였다.

공시 수산가공폐수 슬러지 및 축분 혼합 비율에 따라 생산된 퇴비의 이화학적 특성 및 증금속 함량은 Table 1 및 2에서 보는 바와 같다. 그리고 공시 토양의 이화학적 특성 및 증금속의 함량은 Table 3에서 보는 바와 같다.

Table 1. Chemical properties of the composts according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludges(SW) and livestock manure(LM) used.

Composts	pH	EC	T-C	T-N	C/N	NH ₄ -N	NO ₂ ⁺ NO ₃ -N	SO ₄	Cl
	(1:5H ₂ O)	(ms/cm)	---	(%)	---	ratio	-- (mg/kg)	--	---
SW100%	6.27	3.80	40.4	1.70	23.8	1,563	1,009	0.26	0.38
SW75%+LM25%	6.56	3.75	38.5	1.56	24.7	2,438	554	0.28	0.30
SW50%+LM50%	5.97	4.21	38.6	1.21	31.9	679	1,079	0.39	0.34
LM100%	8.51	4.89	43.7	1.29	33.9	344	29	0.53	0.51

(Continued)

Composts	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	Na	Fe	Mn
	----- (%) -----				--- (mg/kg) ---		
SW100%	3.55	0.85	0.65	0.18	0.20	3,299	181
SW75%+LM25%	2.96	0.90	1.45	0.25	0.31	3,117	204
SW50%+LM50%	2.11	0.93	2.23	0.31	0.37	3,374	224
LM100%	2.55	2.10	3.29	0.73	0.69	2,268	427

SW : seafood processing wastewater sludge compost

LM : livestock manure compost

Table 2. Heavy metals contents of the composts according to the mixing ratio of seafood processing wastewater sludges(SW) and livestock manure(LM) used.

(Unit : mg/kg · Dry weight)

Composts	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni
SW100%	134	81	0.33	11.1	2.29	2.83
SW75%+LM25%	172	97	0.41	13.5	3.84	3.75
SW50%+LM50%	123	85	0.37	10.7	3.31	2.97
LM100%	152	253	0.59	6.7	4.25	5.30

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

Table 3. Chemical characteristics of soil used.

Soils	pH	EC	O.M.	T-N	NH ₄ -N	NO ₂ ⁺ NO ₃ ⁻ -N	av.- P ₂ O ₅	SO ₄	K	Ca	Mg	Na
	(1:5H ₂ O)	(ms/cm)	-- (%)	--	----	(mg/kg)	----	----	----	(cmd/kg)	----	----
Corn	4.36	0.11	2.74	0.19	16.5	11.2	617	108	0.45	1.78	0.30	0.05
Chinese cabbage	4.44	0.08	2.69	0.16	20.0	5.0	679	81	0.64	1.47	0.27	0.03

(continued)

Soils	Fe	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni
	(mg/kg)							
Corn	157	4.5	5.25	24.5	0.26	10.1	3.59	2.5
Chinese cabbage	231	3.9	4.97	31.9	0.22	11.8	4.32	4.6

2. 처리내용 및 시험방법

현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 실험(2년차 연구)에서 퇴비재료를 수산가공 폐수 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50% 및 가축분100%의 비율로 처리하여 생산된 4종류 퇴비의 작물 시용 효과 및 수산가공폐수 슬러지 퇴비의 위해성 여부를 구명하기 위하여 생산된 퇴비 각각을 토양에 1,500kg/10a 및 삼요소 +1,500kg/10a의 비율로 처리하고 대조구로서 무비구 및 삼요소구를 두어 총 10개 처리구를 설치하여 일반 노지 포장실험을 수행하였다. 각 처리는 3반복으로 하였고 각 실험구의 크기는 1/30a로 하였으며, 완전임의 배치법으로 배치하였다.

옥수수처리 실험구에는 구당 옥수수 24본(본당거리 60cm×36cm)씩 파종하였으며, 배추 실험구에는 구당 배추 25본(본당거리 45cm×45cm)씩 이식하였다. 삼요소의 처리는 N, P 및 K를 옥수수 재배구에는 각각 15, 13 및 13kg/10a를 시용하였고, 배추 재배구에는 각각 32, 8 및 20kg/10a를 시용하였다. 그리고 질소, 인산 및 칼리는 각각 요소, 용과린 및 염화칼리로서 옥수수는 파종 당일(1999년 4월 7일), 배추는 이식 당일 (1999년 4월 12일) 전량기비로 시용하였다.

옥수수 생육조사 및 토양시료 채취는 파종직후(1999년 4월 7일), 파종 35일후(1999년 5월 12일), 파종 57일후(1999년 6월 3일) 및 파종 98일후(수확기, 1999년 7월 14일)에 실시하였고, 옥수수시료채취는 파종 35일후, 파종 57일후 및 파종 98일후(수확기)에 실시하였다. 그리고 배추 생육조사 및 토양시료 채취는 이식당일

(1999년 4월 12일), 이식 30일후(1999년 5월 12일), 이식 55일후(1999년 6월 6일) 및 이식 75일후(수확기, 1999년 6월 26일)에 실시하였고, 배추시료채취는 이식 35일후, 이식57일후 및 이식 75일후(수확기)에 실시하였다.

3. 분석방법

공시 퇴비 및 토양은 각각 비료분석법 및 토양화학분석법에 준하여 분석하였다.

즉 퇴비중 pH는 초자전극법, EC는 백금전극에 의한 전위차법, 수분함량은 증량법, 총 탄소는 Tyurin법, 총질소는 습식분해액으로 분해시킨 후 Kjeldahl증류법, $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{NO}_3\text{-N}$ 는 2N-KCl로 침출시킨 후 Kjeldahl증류법으로 분석하였으며, 총 인산은 습식분해액($\text{HClO}_4 : \text{H}_2\text{SO}_4 : \text{H}_2\text{O} = 2 : 2 : 1$)으로 분해시킨 다음 Vanadate법으로, 유효 및 수용성인산은 Lancaster법으로 분석하였다.

총 무기성분함량은 시료를 습식분해액으로 분해하여 분석하였으며, 수용성 무기성분함량은 증류수로 침출하였고, 치환성 K, Ca, Mg 및 Na는 1N- NH_4OAc 로, 활성 Fe는 0.02N-EDTA로, 유효 Mn은 3N- $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ 로 각각 침출하여 그 여액을 필요에 따라 희석하여 atomic absorption spectrophotometer로 각각 분석하였다.

그리고 토양중 유기물은 Tyurin법으로 분석하였으며 그 외 분석항목은 공시퇴비와 동일한 방법으로 분석하였다.

제 3 절 연구수행 결과 및 고찰

1. 생산된 퇴비의 옥수수 시용 효과

현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 실험(2년차 연구)에서 퇴비재료를 수산가공 폐수 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50% 및 축분100%의 비율로 처리하여 생산한 4종류 퇴비의 옥수수에 대한 시용 효과 및 수산가공폐수 슬러지 퇴비의 위해성 여부를 조사하기 위하여 생산한 퇴비 각각을 토양에 1,500kg/10a 및 삼요소+1,500kg/10a의 비율로 처리하여 옥수수재배기간 동안 토양의 이화학적 특성 변화, 식물체중 무기성분 함량변화, 작물의 생육상황 및 수량 등을 조사한 결과는 다음과 같다.

가. 토양의 이화학적 특성 변화

토양중 pH 및 EC 변화를 조사한 결과는 Table 4에서 보는바와 같다. pH는 삼요소구의 경우 약 5.0으로서 무비구에 비하여 약간 증가하였고 각 퇴비처리구에서는 삼요소구에 비하여 약간 낮았으며 삼요소+ 각 퇴비처리구에서는 삼요소구에 비하여 퇴비의 종류에 따라 별 차이는 없으나 약간 증가하였다. 그리고 생육기간이 경과할수록 토양중 pH는 전반적으로 약간 감소하였다. 토양중 EC는 삼요소 및 각 퇴비 처리로 증가되었으며 생육기간이 경과할수록 약간 감소하는 경향이었으며 수확기의 EC는 퇴비의 종류에 따라 약간의 차이는 있으나 모든 처리에서 약 0.16~0.28ms/cm범위였다.

토양중 유기물 및 질소함량 변화를 조사한 결과는 Table 5에서 보는 바와 같다. 유기물함량은 무비구는 약 2.7%이었으며 각 퇴비 처리로 증가하였고, 퇴비 종류 및 생육시기에 따라서는 토양중 유기물함량은 별 차이가 없었다. 질소함량은 삼요소 처리로 약간 증가하였으며 각 퇴비만 처리한 구에서도 삼요소구에서와 거의 비슷하였으며 삼요소+ 각 퇴비처리구에서는 삼요소구에 비하여 전반적으로 약간 증가하는 경향이였다. 생육시일이 경과함에 따라 전반적으로 약간 감소하여 수확기의 토양중 질소함량은 약 0.11~0.20%이었다.

Table 4. pH and EC in soil by application of the composts during growth of corn plant.

Treatments (1,500kg/10a)	pH (1:5H ₂ O)				EC (ms/cm)			
	Days after sowing				Days after sowing			
	0	35	57	98	0	35	57	98
Nonfertilizer	4.36	4.21	4.63	4.85	0.11	0.08	0.08	0.13
NPK(15:13:13)	5.01	4.37	4.15	4.23	0.21	0.18	0.18	0.14
SW100	4.72	4.18	4.54	4.75	0.33	0.16	0.10	0.15
NPK+SW100	4.74	4.21	4.48	4.84	0.36	0.31	0.13	0.14
SW75+LM25	4.36	4.37	4.59	4.85	0.20	0.28	0.09	0.13
NPK+SW75+LM25	4.82	4.32	5.02	5.14	0.32	0.22	0.12	0.15
SW50+LM50	5.31	4.53	4.17	4.11	0.27	0.12	0.24	0.28
NPK+SW50+LM50	5.34	4.48	4.08	4.21	0.34	0.11	0.32	0.22
LM100	4.86	4.59	4.10	4.51	0.24	0.19	0.32	0.16
NPK+LM100	5.28	4.79	4.20	4.70	0.32	0.14	0.37	0.16

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

Table 5. Organic matter and nitrogen contents in soil by application of the composts during growth of corn plant.

Treatments (1,500kg/10a)	Organic matter (%)				Total nitrogen (%)			
	Days after sowing				Days after sowing			
	0	35	57	98	0	35	57	98
Nonfertilizer	2.74	2.69	2.77	2.84	0.19	0.16	0.18	0.17
NPK(15:13:13)	2.84	2.22	2.66	2.79	0.25	0.19	0.17	0.17
SW100	3.28	2.90	3.34	3.21	0.25	0.15	0.16	0.17
NPK+SW100	3.23	3.41	3.36	3.13	0.29	0.16	0.22	0.19
SW75+LM25	2.84	2.79	2.84	2.95	0.20	0.17	0.18	0.17
NPK+SW75+LM25	3.57	2.53	3.39	3.03	0.30	0.15	0.12	0.11
SW50+LM50	3.59	3.15	3.10	2.92	0.24	0.21	0.18	0.21
NPK+SW50+LM50	3.26	2.59	3.08	2.95	0.24	0.18	0.20	0.20
LM100	2.46	2.69	2.61	2.48	0.26	0.17	0.18	0.18
NPK+LM100	3.44	2.64	3.23	3.52	0.25	0.20	0.19	0.19

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

토양중 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{NO}_3\text{-N}$ 태 질소함량변화를 조사한 결과는 Table 6에서 보는바와 같다. $\text{NH}_4\text{-N}$ 태 질소함량은 삼요소 처리로 현저하게 증가하였고 각 퇴비 처리구에서도 무비구에 비하여 약간 증가하였다. 그리고 퇴비종류에 따라서는 수산가공폐수 슬러지 첨가율을 높게 하여 생산한 퇴비처리구가 토양중 $\text{NH}_4\text{-N}$ 태 함량이 높았다. 그리고 전반적으로 생육시일이 경과함에 따라 토양중 $\text{NH}_4\text{-N}$ 태 질소함량은 현저하게 감소하였다.

토양중 $\text{NO}_3\text{-N}$ 태 질소함량은 대조구에 비하여 축분100% 퇴비에서는 약간 증가하였으나 그 외 퇴비 처리구에서는 별 차이가 없었으며 생육시기별로는 생육 57일까지 토양중 $\text{NO}_3\text{-N}$ 태 질소 함량이 약간 증가한 다음 그후 약간 감소하는 경향이였다.

토양중 인산 및 황의 함량 변화를 조사한 결과는 Table 7에서 보는바와 같다. 토양중 인산의 함량은 무비구에서도 약 617mg/kg으로서 매우 높았으며 삼요소 및 각 퇴비처리로 증가하였으나 퇴비 종류에 따라서는 별 차이가 없었다. 그리고 전반적으로 생육 시일이 경과할수록 토양중 인산함량은 약간 감소하는 경향이였다.

토양중 황함량은 삼요소 및 각 퇴비 처리로 현저하게 증가하였고 퇴비종류별로는 가축분의 첨가비율이 높게 하여 생산한 퇴비처리구가 높았다. 그리고 생육시일이 경과할수록 토양중 황함량이 감소하였다.

Table 6. $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_2\text{+NO}_3\text{-N}$ in soil by application of the composts during growth of corn plant.

Treatments (1,500kg/10a)	$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/kg)				$\text{NO}_2\text{+NO}_3\text{-N}$ (mg/kg)			
	Days after sowing				Days after sowing			
	0	35	57	98	0	35	57	98
Nonfertilizer	16.5	6.7	8.1	12.3	11.2	9.2	15.5	9.2
NPK(15:13:13)	174.0	32.2	9.1	24.9	7.7	31.3	22.9	4.8
SW100	66.7	7.0	13.0	2.8	9.5	40.7	21.1	2.9
NPK+SW100	244.0	66.2	6.7	1.8	13.0	36.1	36.5	1.9
SW75+LM25	54.7	11.2	4.2	1.8	7.7	35.5	16.2	4.3
NPK+SW75+LM25	134.0	20.7	1.4	0.7	9.5	78.2	12.2	1.2
SW50+LM50	21.1	13.0	16.7	13.7	13.0	33.0	66.6	3.9
NPK+SW50+LM50	231.0	60.9	57.4	2.5	14.7	64.5	70.5	2.9
LM100	24.7	9.8	77.7	1.8	23.5	26.0	30.6	3.6
NPK+LM100	223.0	22.4	53.2	1.8	16.5	35.1	85.5	1.2

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

Table 7. P_2O_5 and SO_4 in soil by application of the composts during growth of corn plant.

Treatments (1,500kg/10a)	P_2O_5 (mg/kg)				SO_4 (mg/kg)			
	Days after sowing				Days after sowing			
	0	35	57	98	0	35	57	98
Nonfertilizer	617	633	632	607	108	55	44	52
NPK(15:13:13)	817	711	796	783	279	148	159	148
SW100	1,079	976	908	907	170	230	72	27
NPK+SW100	1,135	1,133	1,065	903	136	262	75	33
SW75+LM25	912	861	880	768	122	203	73	25
NPK+SW75+LM25	999	774	1,060	921	218	163	150	97
SW50+LM50	1,056	979	1,056	923	327	89	148	175
NPK+SW50+LM50	1,042	816	1,007	1,102	332	83	215	176
LM100	1,145	713	876	750	322	65	221	104
NPK+LM100	1,162	872	1,079	890	370	117	284	82

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

토양중 K 및 Na 함량 변화를 조사한 결과는 Table 8에서 보는바와 같다. 토양중 K 함량은 삼요소 및 각 퇴비 처리로 증가하였고 퇴비의 종류에 따라서는 가축분 첨가율을 높게 하여 생산한 퇴비 처리구가 토양중 K함량이 높았으며 생육시일이 경과할수록 감소하는 경향이였다. Na함량은 퇴비처리로 큰 폭으로 증가하였고 가축분 첨가율이 높은 퇴비를 처리하였을 경우가 토양중 Na함량이 증가하였다. 그리고 전반적으로 생육시일이 경과할수록 토양중 Na함량은 약간 감소하는 경향이였다.

토양중 Ca 및 Mg 함량 변화를 조사한 결과는 Table 9에서 보는바와 같다. 토양중 Ca 함량은 삼요소 처리로 증가하였으나 퇴비 처리에 따라서는 별 변화가 없었다. 그리고 퇴비의 종류별 및 생육시기별로는 토양중 Ca함량은 뚜렷한 경향이 없었다.

토양중 Mg함량은 삼요소 및 각 퇴비 처리로 증가하였고, 가축분 첨가율이 높은 퇴비를 처리하였을 경우가 토양중 Mg함량이 증가하였다. 그리고 생육시일이 경과할수록 토양중 Mg함량은 감소하는 경향이였다.

토양중 Fe 및 Mn 함량 변화를 조사한 결과는 Table 10에서 보는바와 같다. 토양중 Fe 함량은 퇴비 처리로 약간 증가하였으며 퇴비 종류에 따라서는 별 차이가 없었다. 그리고 생육시기별 토양중 Fe함량은 생육 35일까지는 생육초기와 비교하여 별 변화가 없었으나 그후 수확기까지 서서히 감소하는 경향이였다.

토양중 Mn함량은 삼요소 및 퇴비 처리로 약간 증가하였으며 퇴비 종류에 따라서는 별 차이가 없었고, 생육시기별 토양중 Mn함량은 생육 57일까지는 생육초기와 비교하여 별 변화가 없었으나 그후 수확기까지 큰 폭으로 감소하는 경향이였다.

Table 8. K and Na in soil by application of the composts during growth of corn plant.

Treatments (1,500kg/10a)	K (cmol/kg)				Na (cmol/kg)			
	Days after sowing				Days after sowing			
	0	35	57	98	0	35	57	98
Nonfertilizer	0.45	0.59	0.43	0.30	0.05	0.02	0.05	0.02
NPK(15:13:13)	0.84	0.74	0.65	0.55	0.07	0.03	0.06	0.04
SW100	0.75	0.82	0.57	0.56	0.15	0.09	0.10	0.07
NPK+SW100	0.82	0.70	0.55	0.97	0.15	0.11	0.12	0.09
SW75+LM25	1.05	1.07	0.44	0.63	0.10	0.10	0.12	0.10
NPK+SW75+LM25	1.37	0.87	0.86	0.67	0.25	0.06	0.21	0.13
SW50+LM50	1.28	0.78	0.81	1.08	0.14	0.08	0.08	0.12
NPK+SW50+LM50	1.55	0.76	0.85	0.80	0.15	0.06	0.11	0.12
LM100	1.55	1.27	1.12	0.44	0.17	0.05	0.10	0.05
NPK+LM100	2.09	1.32	1.26	0.63	0.24	0.12	0.17	0.09

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

Table 9. Ca and Mg in soil by application of the composts during growth of corn plant.

Treatments (1,500kg/10a)	Ca (cmol/kg)				Mg (cmol/kg)			
	Days after sowing				Days after sowing			
	0	35	57	98	0	35	57	98
Nonfertilizer	1.78	1.71	1.81	1.94	0.30	0.31	0.31	0.28
NPK(15:13:13)	2.60	1.88	2.47	2.39	0.46	0.31	0.46	0.41
SW100	2.47	2.13	2.18	2.18	0.47	0.44	0.44	0.44
NPK+SW100	2.57	2.17	2.27	2.71	0.52	0.43	0.46	0.48
SW75+LM25	2.59	2.03	2.07	2.47	0.40	0.42	0.44	0.35
NPK+SW75+LM25	2.72	1.68	2.93	3.20	0.81	0.38	1.03	0.71
SW50+LM50	3.07	2.04	2.25	2.80	0.60	0.45	0.46	0.53
NPK+SW50+LM50	2.79	1.79	2.56	2.91	0.55	0.34	0.55	0.41
LM100	2.00	1.79	2.40	1.78	0.46	0.33	0.44	0.36
NPK+LM100	3.03	2.92	3.23	2.54	0.79	0.69	0.76	0.47

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

Table 10. Fe and Mn in soil by application of the composts during growth of corn plant.

Treatments (1,500kg/10a)	Fe (mg/kg)				Mn (mg/kg)			
	Days after sowing				Days after sowing			
	0	35	57	98	0	35	57	98
Nonfertilizer	157	165	123	105	4.53	3.20	3.65	2.48
NPK(15:13:13)	145	161	116	117	6.04	3.49	5.39	4.34
SW100	163	203	129	119	6.41	4.80	4.99	2.96
NPK+SW100	147	216	137	130	5.84	3.98	5.00	3.15
SW75+LM25	182	181	164	132	5.36	3.80	3.95	2.53
NPK+SW75+LM25	162	168	141	111	7.01	3.75	4.43	2.71
SW50+LM50	141	192	120	134	5.93	4.16	5.70	3.91
NPK+SW50+LM50	157	185	145	141	5.50	3.40	5.53	3.05
LM100	176	201	141	134	5.74	3.03	4.48	2.58
NPK+LM100	177	194	161	109	5.91	4.56	5.35	2.98

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

토양중 중금속 함량 변화를 조사한 결과는 Table 11에서 보는바와 같다. 퇴비 처리로 토양중 Cu 및 Zn함량은 약간 증가하였으나 토양중 Cd, Pb, Cr 및 Ni함량은 별 변화가 없었다. 토양중 Cu함량은 수산가공폐수 슬러지의 첨가율이 높은 비율로 첨가하여 생산한 퇴비를 처리하였을 경우가, 그리고 Zn함량은 가축분의 첨가율이 높은 비율로 첨가하여 생산한 퇴비를 처리하였을 경우가 각각 그 함량이 약간 증가하는 경향이였다. 옥수수 생육시기별 토양중 각 중금속함량 변화는 중금속 및 퇴비 종류에 따라 약간의 차이는 있었으나 전반적으로 약간 감소하는 경향이였다.

Table 11. Heavy metals contents in soil by application of the composts during growth of corn plant.

(Unit : mg/kg)

Treatments (1,500kg/10a)	Cu		Zn		Cd		Pb		Cr		Ni	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Nonfertilizer	5.25	5.22	24.5	18.2	0.26	0.17	10.1	9.9	3.59	3.62	2.46	2.55
NPK(15:13:13)	5.39	5.20	27.8	18.6	0.28	0.21	10.4	9.8	3.60	3.77	2.45	3.04
SW100	9.18	7.93	39.7	31.2	0.28	0.19	10.7	8.8	3.49	3.75	2.28	2.97
NPK+SW100	7.49	8.51	38.9	32.0	0.27	0.17	10.8	10.1	3.84	3.83	3.25	3.11
SW75+LM25	8.58	7.39	34.5	28.0	0.30	0.21	10.4	9.7	3.45	3.58	3.17	3.09
NPK+SW75+LM25	7.61	7.84	39.4	33.0	0.27	0.19	10.6	10.2	3.15	3.48	3.30	2.90
SW50+LM50	6.57	8.45	34.7	27.5	0.21	0.17	10.6	8.7	3.70	3.77	3.33	2.81
NPK+SW50+LM50	6.31	7.83	32.3	30.3	0.19	0.18	10.2	8.5	3.20	3.53	3.10	2.94
LM100	6.31	6.51	35.5	26.6	0.22	0.17	10.3	9.0	3.51	3.07	3.32	3.13
NPK+LM100	7.27	6.69	35.8	30.5	0.15	0.19	10.9	9.8	3.84	3.20	3.07	3.02

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

A : At sowing time

B : At harvesting time

나. 식물체중 무기성분함량 변화

수산가공폐수 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50% 및 축분100%의 비율로 처리하여 생산한 퇴비 각각을 토양에 1,500kg/10a 및 삼요소+1,500kg/10a의 비율로 처리하여 옥수수 생육기간 동안 옥수수 부위별 무기성분 함량 변화를 조사한 결과는 다음과 같다.

식물체 부위별 질소 및 인산의 함량 변화를 조사한 결과는 Table 12에서 보는바와 같다. 식물체중 질소함량은 줄기에서는 각 퇴비 및 삼요소+ 각 퇴비 처리구가 삼요소구에 비하여 생육 초기 및 수확기에는 별 차이가 없었으나 생육 중기인 파종 57일후 에는 증가하였다. 그리고 퇴비 종류에 따라서는 별 차이가 없었다. 잎에서는 퇴비 종류에 따라서 질소함량이 별 차이가 없었다.

식물체중 인산함량은 줄기 및 잎 부위 모두에서 생육 중기까지 무비구에 비하여 각 퇴비 및 삼요소+ 각 퇴비 처리구가 약간 증가하였으나 수확기에는 거의 비슷한 경향이였다. 그리고 퇴비 종류에 따라서는 인산함량이 별 차이가 없었다.

식물체 부위별 K_2O , CaO 및 MgO 함량 변화를 조사한 결과는 Table 13에서 보는바와 같다. 식물체중 K_2O 함량은 줄기 및 잎 부위 모두에서 생육 전기간 동안 각 퇴비 및 삼요소+ 각 퇴비 처리구가 삼요소구와 별 차이가 없었다. 생육시기별로 보면 줄기 부위에서는 생육중기에 K_2O 함량이 급격히 증가한 다음 수확기까지 별 차이가 없었고, 잎 부위에서 전생육기간중 생육후기로 갈수록 감소하였다. 그리고 퇴비의 종류별로는 별 차이가 없었다.

식물체중 CaO 함량은 줄기 및 잎 부위 모두에서 생육 전기간 동안 각 퇴비 및 삼요소+퇴비 처리구에서 삼요소구와 별 차이가 없었다. 생육시기별 CaO 함량은 줄기에서는 생육 전기간 동안 별 차이가 없었고, 잎의 CaO 함량은 생육중기까지 별 차이가 없었으나 그후 감소하였다. 그리고 퇴비의 종류별 CaO 함량은 별 차이가 없었다.

식물체중 MgO 함량은 줄기 및 잎 부위 모두에서 전생육기간 동안 각 퇴비 및 삼요소+ 각 퇴비 처리구가 삼요소구와 별 차이가 없었다. 생육시기별 MgO 함량은 줄기에서 생육중기까지 증가한 다음 그후 수확기까지 별 변화가 없었고, 잎의 MgO 함량은

생육중기까지 별 변화가 없었으나 수확기에는 약간 감소하였다. 그리고 퇴비의 종류별로는 별 차이가 없었다.

Table 12. T-N and P₂O₅ in corn tissues by application of the composts.

Treatments (1,500kg/10a)	Total nitrogen (%)			P ₂ O ₅ (%)		
	Days after sowing			Days after sowing		
	35	57	98	35	57	98
Stem						
Nonfertilizer	2.22	1.71	0.79	0.67	0.81	0.41
NPK(15:13:13)	3.82	2.45	0.81	0.88	0.83	0.52
SW100	3.05	2.86	0.80	0.94	0.86	0.87
NPK+SW100	3.32	2.85	0.89	1.07	1.05	1.09
SW75+LM25	3.17	3.54	0.79	1.02	1.11	0.82
NPK+SW75+LM25	3.91	3.16	0.96	1.25	1.47	1.43
SW50+LM50	3.61	2.91	0.76	1.10	0.90	0.88
NPK+SW50+LM50	3.77	3.57	0.68	1.16	1.21	1.22
LM100	3.26	3.42	0.89	1.04	1.33	0.77
NPK+LM100	3.11	3.36	0.87	0.96	1.20	1.25
Leaves						
Nonfertilizer	3.86	3.27	2.39	0.76	0.74	0.89
NPK(15:13:13)	4.56	3.51	3.33	0.82	0.89	0.95
SW100	4.18	3.84	2.63	0.86	0.99	0.89
NPK+SW100	5.47	2.91	2.55	1.18	0.81	0.61
SW75+LM25	4.40	3.79	3.28	0.98	0.82	0.96
NPK+SW75+LM25	3.55	3.51	2.04	1.05	1.12	1.30
SW50+LM50	4.58	3.49	3.22	0.92	0.80	0.83
NPK+SW50+LM50	3.68	3.49	2.86	0.88	0.79	0.81
LM100	3.82	3.94	3.75	0.98	0.95	0.95
NPK+LM100	4.80	5.78	3.05	1.04	1.21	0.84

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

Table 13. K₂O, CaO and MgO in corn tissues by application of the composts.

Treatments (1,500kg/10a)	K ₂ O (%)			CaO (%)			MgO (%)		
	Days after sowing			Days after sowing			Days after sowing		
	35	57	98	35	57	98	35	57	98
Stem									
Nonfertilizer	2.83	6.22	6.89	0.27	0.58	0.56	0.19	0.34	0.28
NPK(15:13:13)	3.05	7.16	6.62	0.20	0.29	0.64	0.16	0.27	0.43
SW100	3.31	5.50	6.83	0.49	0.41	0.39	0.10	0.28	0.33
NPK+SW100	2.16	8.07	6.54	0.25	0.55	0.69	0.14	0.26	0.29
SW75+LM25	2.80	8.00	5.73	0.39	0.67	0.74	0.15	0.27	0.32
NPK+SW75+LM25	5.67	8.10	5.34	0.56	0.59	0.65	0.17	0.27	0.32
SW50+LM50	2.29	7.52	6.88	0.31	0.35	0.74	0.14	0.25	0.42
NPK+SW50+LM50	2.97	5.62	7.06	0.53	0.45	0.83	0.24	0.32	0.44
LM100	2.00	7.95	6.31	0.25	0.34	0.70	0.16	0.24	0.39
NPK+LM100	3.78	7.27	5.46	0.25	0.49	0.33	0.12	0.26	0.26
Leaves									
Nonfertilizer	4.70	4.29	0.81	1.02	0.85	0.16	0.28	0.30	0.20
NPK(15:13:13)	5.15	3.65	0.71	1.03	0.73	0.16	0.23	0.28	0.24
SW100	4.69	3.62	0.58	1.05	0.71	0.19	0.29	0.32	0.21
NPK+SW100	7.37	3.34	0.47	1.33	1.16	0.16	0.41	0.34	0.21
SW75+LM25	6.26	3.24	0.61	1.16	0.91	0.16	0.35	0.24	0.19
NPK+SW75+LM25	5.96	3.70	0.66	0.95	0.89	0.14	0.34	0.32	0.18
SW50+LM50	5.67	4.65	0.45	0.97	0.78	0.15	0.23	0.27	0.21
NPK+SW50+LM50	4.24	3.75	0.67	0.85	0.58	0.17	0.20	0.24	0.19
LM100	5.64	3.68	0.52	0.88	1.43	0.16	0.21	0.29	0.21
NPK+LM100	4.71	3.52	0.68	0.93	0.86	0.15	0.19	0.28	0.12

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

식물체 부위별 Fe 및 Mn 함량 변화를 조사한 결과는 Table 14에서 보는바와 같다. 식물체중 Fe함량은 줄기에서 각 퇴비 및 삼요소+ 각 퇴비 처리구가 삼요소구에 비하여 퇴비의 종류에 따라 약간의 차이는 있으나 생육중기까지는 약간 증가하였고 그후 수확기에는 별 차이가 없었다. 전생육기간 동안 각 퇴비의 처리로 잎중 Fe 함량이 퇴비의 종류에 따라 차이는 있으나 약간 증가하였다.

식물체중 Mn함량은 줄기 및 잎 부위 모두에서 전생육기간 동안 각 퇴비 및 삼요소+ 각 퇴비 처리구에서 삼요소구와 별 차이가 없었다. 생육시기별 Mn함량은 줄기에서는 생육중기까지는 약간 증가한 다음 그후 수확기에는 감소하였고, 잎에서는 생육중기까지 별 차이가 없었으나 그후 증가하였다. 그리고 퇴비의 종류별로는 별 차이가 없었다.

식물체 부위별 Cu 및 Zn 함량 변화를 조사한 결과는 Table 15에서 보는바와 같다. 식물체중 Cu함량은 줄기 및 잎 부위 모두에서 생육 전기간 동안 각 퇴비 및 삼요소+ 각 퇴비 처리구가 삼요소구에 비하여 별 차이가 없었다. 생육시기별로는 생육시일이 경과할수록 줄기의 Cu함량은 증가하는 경향이었으나 잎에서는 감소하였다. 그리고 퇴비의 종류에 따라서는 별 차이가 없었다

식물체중 Zn함량은 줄기 및 잎 부위 모두에서 전생육기간 동안 각 퇴비 및 삼요소+ 각 퇴비 처리구가 삼요소구에 비하여 별 차이가 없었다. 생육시기별 Zn함량은 생육시일이 경과할수록 줄기에서는 증가하는 경향이었고, 잎에서는 생육초기에 비하여 생육중기에 감소한 다음 그후 수확기에는 약간 증가하였다. 그리고 퇴비의 종류에 따라서는 식물체중 Zn 함량은 별 차이가 없었다

수확기의 옥수수중의 Fe, Mn, Cu 및 Zn함량을 조사한 결과는 Table 16에서 보는바와 같다. 옥수수중 Fe함량은 각 퇴비 및 삼요소+ 각 퇴비 처리구가 23~32mg/kg 으로서 삼요소구에 비하여 약간 감소하였고, 퇴비의 종류별로는 별 차이가 없었다. 옥수수중 Mn, Cu 및 Zn함량은 각 퇴비 및 삼요소+ 각 퇴비 처리구가 삼요소구에 비하여 별 차이가 없었다.

Table 14. Fe and Mn in corn tissues by application of the composts.

Treatments (1,500kg/10a)	Fe (mg/kg)			Mn (mg/kg)		
	Days after sowing			Days after sowing		
	35	57	98	35	57	98
Stem						
Nonfertilizer	151	68.5	22.3	23.7	26.1	17.9
NPK(15:13:13)	89	41.5	25.3	40.2	58.3	29.9
SW100	134	48.0	24.7	39.0	48.0	21.5
NPK+SW100	125	52.5	27.9	43.2	53.6	27.8
SW75+LM25	149	88.8	24.8	32.5	58.3	28.4
NPK+SW75+LM25	88	62.6	23.5	38.0	41.9	21.4
SW50+LM50	94	68.4	26.4	47.9	53.4	23.6
NPK+SW50+LM50	82	47.9	30.6	51.2	78.9	23.5
LM100	92	64.7	28.4	43.2	74.6	27.3
NPK+LM100	106	93.5	24.3	44.1	56.8	27.1
Leaves						
Nonfertilizer	87	76.2	94.1	100	62	293
NPK(15:13:13)	101	81.3	57.2	117	108	293
SW100	103	88.4	103.0	109	101	314
NPK+SW100	186	73.5	74.1	177	108	287
SW75+LM25	154	87.6	90.6	108	121	297
NPK+SW75+LM25	162	78.8	75.2	76	118	213
SW50+LM50	114	102.0	95.1	113	117	304
NPK+SW50+LM50	107	89.7	73.3	106	141	285
LM100	162	78.5	125.0	98	108	349
NPK+LM100	87	99.6	118.0	121	103	359

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

Table 15. Cu and Zn in corn tissues by application of the composts.

Treatments (1,500kg/10a)	Cu (mg/kg)			Zn (mg/kg)		
	Days after sowing			Days after sowing		
	35	57	98	35	57	98
Stem						
Nonfertilizer	10.7	5.63	1.53	42.7	35.7	3.07
NPK(15:13:13)	10.3	5.93	2.63	66.6	65.4	7.87
SW100	10.2	7.23	1.03	68.1	61.8	6.97
NPK+SW100	12.1	5.43	2.98	73.9	52.8	6.89
SW75+LM25	12.3	6.63	1.83	53.3	55.4	9.67
NPK+SW75+LM25	10.2	7.33	1.63	79.6	82.6	5.07
SW50+LM50	10.3	8.83	0.73	74.7	87.3	6.87
NPK+SW50+LM50	10.7	6.53	1.73	52.0	82.0	5.77
LM100	10.8	6.33	1.33	61.1	75.3	5.97
NPK+LM100	11.1	6.13	0.93	55.9	78.2	5.57
Leaves						
Nonfertilizer	6.73	10.5	27.4	23.3	11.8	19.4
NPK(15:13:13)	7.63	15.8	21.7	25.3	16.4	17.0
SW100	8.03	13.6	19.6	22.0	13.8	23.0
NPK+SW100	9.03	11.4	21.3	27.1	13.8	14.4
SW75+LM25	8.23	13.4	14.8	24.0	13.7	18.6
NPK+SW75+LM25	8.13	12.0	19.5	25.0	19.3	20.9
SW50+LM50	8.73	11.9	22.9	27.2	15.7	23.9
NPK+SW50+LM50	7.03	18.4	21.0	24.7	19.1	23.1
LM100	7.43	13.2	23.8	26.0	23.5	22.7
NPK+LM100	7.33	14.7	24.0	29.5	23.7	27.1

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

Table 16. Heavy metals contents in corn yield by application of the composts

Treatments (1,500kg/10a)	Fe	Mn	Cu	Zn
Nonfertilizer	58.8	13.7	6.43	24.7
NPK(15:13:13)	36.5	11.5	5.13	20.1
SW100	31.3	11.0	5.03	18.5
NPK+SW100	29.9	11.4	5.13	17.8
SW75+LM25	31.5	9.3	4.63	17.6
NPK+SW75+LM25	23.8	9.3	4.53	22.6
SW50+LM50	23.8	9.9	4.53	17.6
NPK+SW50+LM50	27.1	14.4	4.33	20.4
LM100	28.9	12.5	4.13	20.4
NPK+LM100	27.6	11.2	4.73	18.8

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

다. 옥수수 생육상황 및 수량

수산가공폐수 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50% 및 축분100%의 비율로 처리하여 생산한 퇴비 각각을 토양에 1,500kg/10a 및 삼요소+1,500kg/10a의 비율로 처리하여 옥수수 생육기간 동안 옥수수 생육상황 및 수확량을 조사한 결과는 다음과 같다.

옥수수 생육 초기(생육 35일후) 및 수확기(생육 98일후)의 전경은 photo.1 및 2에서 보는 바와 같다.

옥수수의 잎중 chlorophyll-a의 함량을 조사한 결과는 Table 17에서 보는 바와 같이 chlorophyll-a함량은 생육시기에 따라 뚜렷한 차이를 보였다. 생육중기인 파종 57일후에 chlorophyll-a함량이 가장 많았으며, 이때 삼요소구의 경우 chlorophyll-a함량은 약 6,700mg/m²이었으며 각 퇴비만 처리한 구에서도 삼요소구의 95~100%수준이었고 삼요소+ 각 퇴비 처리구에서는 퇴비의 종류에 따라 약간의 차이는 있으나 삼요소구에 비하여 약 0~7%증가하였다. 그후 수확기의 잎중 chlorophyll-a 함량은 모든 시험구에서 낮아졌으나 삼요소구에 비하여 삼요소+ 각 퇴비 처리구에서는 0~6% 증가하였다. 그리고 퇴비종류 별로 chlorophyll-a함량은 별 차이가 없었다.

옥수수 생육기간 동안 옥수수의 초장, 잎수 및 줄기 하부 직경을 조사한 결과는 Table 18에서 보는 바와 같이 초장은 생육 초기(파종 35일후) 및 생육 중기(파종57일후)에는 각 퇴비의 처리로 삼요소구에 비하여 약간 증가하였으나, 수확기에는 삼요소구와 비슷하였다. 잎수 및 줄기직경은 생육 전기간 동안 각 퇴비의 처리로 약간 증가하였다. 그러나 퇴비의 종류에 따라서 약간의 차이는 있으나 뚜렷한 경향이 없었다.

옥수수의 100립중 및 수확량을 조사한 결과는 Table 19에서 보는 바와 같이 100립중은 각 퇴비 및 삼요소+ 각 퇴비 처리구가 삼요소구와 거의 비슷하거나 약간 증가하였다.

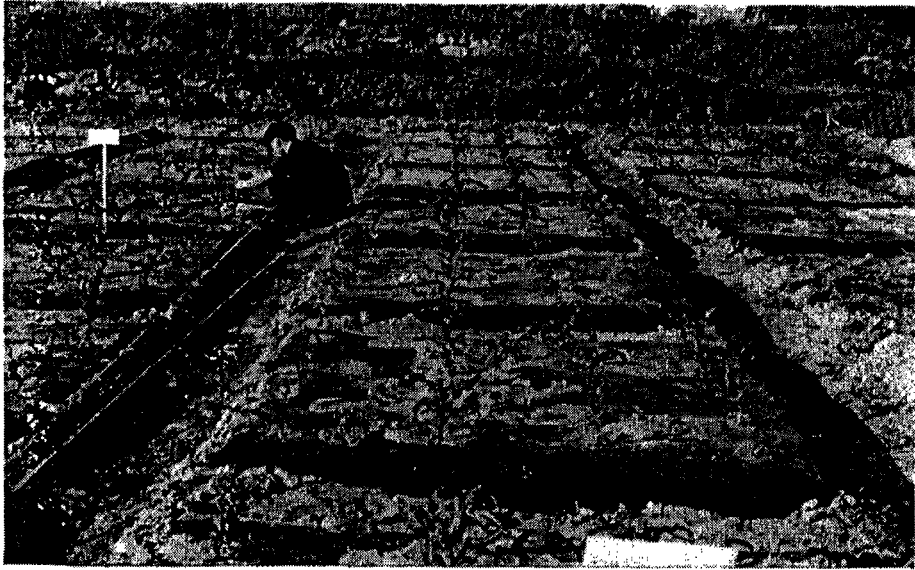


Photo. 1. Photograph of corn plants at 35 days after sowing.



Photo. 2. Photograph of corn plants at harvesting time.

Table 17. Chlorophyll-a in corn leaves by application of the composts.
(mg/m² · Fresh weight)

Treatments (1,500kg/10a)	Days after sowing		
	35	57	98
Nonfertilizer	2,424 (92)	5,436 (81)	2,156 (73)
NPK(15:13:13)	2,636 (100*)	6,733 (100*)	2,935 (100*)
SW100	2,514 (95)	6,952 (103)	2,204 (75)
NPK+SW100	2,707 (103)	6,971 (104)	3,099 (106)
SW75+LM25	2,570 (98)	6,395 (95)	2,870 (98)
NPK+SW75+LM25	2,701 (102)	6,725 (100)	3,002 (102)
SW50+LM50	2,625 (100)	6,696 (99)	2,869 (98)
NPK+SW50+LM50	2,820 (107)	6,834 (102)	2,942 (100)
LM100	2,570 (98)	6,303 (94)	2,811 (96)
NPK+LM100	2,640 (100)	6,785 (101)	2,974 (101)

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

* : Index

Table 18. Plants heights, number of leaves and diameter of corn by application of the composts.

Treatments (1,500kg/10a)	Days after sowing									
	35			57			98			
	Height (cm)	No. of leaves	Diamet- er(cm)	Height (cm)	No. of leaves	Diamet- er(cm)	Height (cm)	No. of leaves	Diamet- er(cm)	
Nonfertilizer	22.8	4.9	0.6	87	5.9	2.1	174	10.0	2.0	
NPK(15:13:13)	28.5	5.2	0.8	102	6.9	2.6	176	12.4	2.2	
SW100	28.3	5.3	0.8	98	5.6	2.2	174	12.4	2.2	
NPK+SW100	29.6	5.3	0.8	101	5.6	2.5	173	13.0	2.2	
SW75+LM25	31.7	5.2	0.8	98	5.6	2.5	170	11.3	2.4	
NPK+SW75+LM25	31.6	5.2	0.9	108	5.3	2.7	171	14.3	2.4	
SW50+LM50	32.0	6.0	1.1	112	6.9	2.9	180	13.5	2.5	
NPK+SW50+LM50	32.4	5.6	1.1	111	6.9	2.9	169	15.0	2.5	
LM100	33.2	6.1	0.9	107	6.5	2.8	175	15.8	2.6	
NPK+LM100	37.2	5.7	1.0	112	6.6	3.0	174	17.3	2.8	
LSD	1%	1.48	0.18	0.07	2.99	0.20	0.14	2.68	1.89	0.17
	5%	1.13	0.14	0.05	2.28	0.15	0.10	2.04	1.43	0.11

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

옥수수 수량은 무비구 및 삼요소구에서는 구당 각각 약 4.8 및 5.2kg이었다. 수산가공폐수 슬러지만100%, 슬러지75%+가축분25%, 슬러지 50%+가축분50% 및 축분만100%로 하여 생산한 퇴비를 각각 처리하였을 경우 옥수수 수량은 삼요소에 비하여 각각 약 2, 2, 7 및 1% 증가되었으며 삼요소에 슬러지만 100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+가축분 50% 및 축분만100%로 하여 생산한 퇴비를 각각 처리하였을 경우 수량은 삼요소구에 비하여 각각 8, 15, 9 및 8%가 증가되었다.

수확기인 파종 98일후의 옥수수의 생체중량은 Fig. 1에서 보는 바와 같이 무비구 및 삼요소구에서는 구당 각각 약 17.9 및 22.7kg이었다. 수산가공폐수 슬러지만 100%, 슬러지 75%+가축분25%, 슬러지50%+가축분50% 및 가축분만 100%로 하여 생산한 퇴비를 각각 처리하였을 경우 생체중은 삼요소구에 비하여 각각 약 98, 96, 103 및 102%의 수준이었으며, 삼요소에 슬러지만 100%, 슬러지75%+가축분25%, 슬러지50%+가축분50% 및 가축분만 100%로 하여 생산한 퇴비를 각각 처리하였을 경우 생체중은 삼요소에 비하여 각각 4, 8, 11 및 9%가 증가되었다.

Table 19. Weight of 100 grains and grain yields of corn by application of the composts.

Treatments (1,500kg/10a)	Weight of 100 grains (g)	Grain yields (kg/pilot)
Nonfertilizer	47.3 (94)	4.82 (93)
NPK(15:13:13)	50.3 (100*)	5.21 (100*)
SW100	51.9 (103)	5.30 (102)
NPK+SW100	52.7 (105)	5.57 (108)
SW75+LM25	50.8 (101)	5.30 (102)
NPK+SW75+LM25	52.6 (105)	5.98 (115)
SW50+LM50	51.2 (102)	5.57 (107)
NPK+SW50+LM50	54.5 (105)	5.66 (109)
LM100	48.6 (97)	5.28 (101)
NPK+LM100	49.8 (99)	5.62 (108)
LSD	1%	2.34
	5%	1.78
		0.19
		0.15

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

* : Index

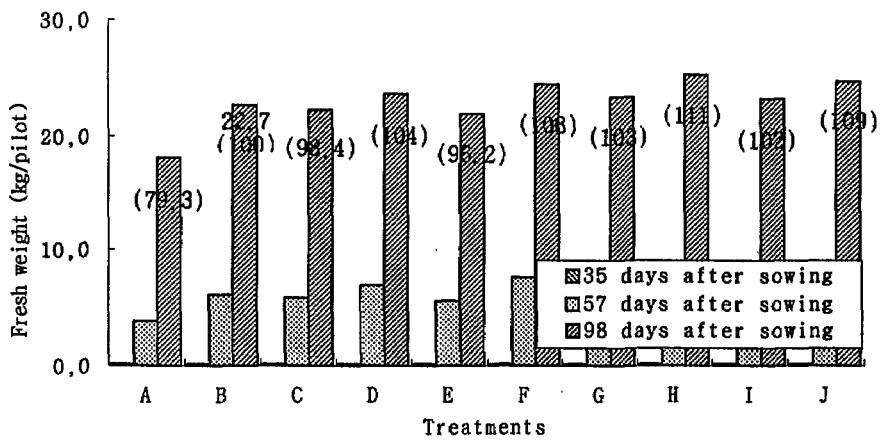


Fig. 1. Fresh weight of corn by application of the composts.

A : Nonfertilizer	B : NPK(15:13:13)	C : SW100%
D : NPK+SW100%	E : SW75%+LM25%	F : NPK+SW75%+LM25%
G : SW50%+LM50%	H : NPK+SW50%+LM50%	I : LM100%
J : NPK+LM100%		

SW : seafood processing wastewater sludge
 LM : livestock manure

2. 생산된 퇴비의 배추 시용 효과

현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 실험(2년차 연구)에서 퇴비재료를 수산가공 폐수 슬러지만 100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50% 및 축분100%의 비율로 처리하여 생산된 4종류 퇴비의 배추에 대한 시용 효과 및 퇴비의 위해성 여부를 구명하기 위하여 퇴비 각각을 토양에 1,500kg/10a 및 삼요소+1,500kg/10a의 비율로 처리하여 배추재배기간 동안 토양의 이화학적 특성변화, 식물체중 무기성분함량변화, 작물의 생육상황 및 수량 등을 조사한 결과는 다음과 같다.

가. 토양의 이화학적 특성 변화

토양중 pH 및 EC 변화를 조사한 결과는 Table 20에서 보는바와 같다. pH는 무비구에 비하여 삼요소 및 각 퇴비 처리로 약간 높아졌으며 퇴비종류에 따라서는 토양중 pH가 높아지는 경향이였다. 그리고 생육 시일이 경과할수록 토양중 pH는 퇴비의 종류에 따라 약간의 차이는 있으나 전반적으로 낮아지는 경향이였다.

토양중 EC는 삼요소 및 각 퇴비 처리로 증가되었으며 생육기간이 경과할수록 약간 감소하는 경향이였고 수확기 때의 EC는 퇴비의 종류에 따라 약간의 차이는 있었으나 모든 처리에서 약 0.11~0.28ms/cm범위였다.

토양중 유기물 및 질소함량 변화를 조사한 결과는 Table 21에서 보는바와 같다. 토양중 유기물함량은 무비구에서는 약 2.7%이었으며 각 퇴비 처리로 증가하였고 퇴비 종류 및 생육시기에 따라서는 별 차이가 없었다.

토양중 질소함량은 무비구에서는 약 0.16%이었으나 삼요소의 처리로 증가되었으며 각 퇴비만 처리한 구에서도 삼요소구와 별 차이가 없었다. 그리고 삼요소+퇴비 처리구에서는 삼요소구에 비하여 전반적으로 약간 증가하는 경향이였다. 생육시일이 경과함에 따라 퇴비의 종류에 따라서는 별 변화 없이 전반적으로 약간 감소하여 수확기의 토양중 질소함량은 약 0.11~0.24%이었다.

Table 20. pH and EC in soil by application of the composts during growth of chinese cabbage.

Treatments (1,500kg/10a)	pH (1:5H ₂ O)				EC (ms/cm)			
	Days after transplanting				Days after transplanting			
	0	30	55	75	0	30	55	75
Nonfertilizer	4.44	4.50	4.54	4.80	0.08	0.05	0.06	0.10
NPK(32:8:20)	5.05	4.17	4.27	4.24	0.31	0.32	0.30	0.12
SW100	4.74	4.23	4.54	4.42	0.28	0.24	0.28	0.11
NPK+SW100	4.36	4.31	4.64	4.52	0.34	0.22	0.25	0.21
SW75+LM25	4.44	4.26	4.70	4.62	0.29	0.23	0.26	0.16
NPK+SW75+LM25	4.71	4.39	4.88	4.81	0.38	0.22	0.28	0.19
SW50+LM50	4.78	4.32	4.36	4.14	0.36	0.26	0.40	0.20
NPK+SW50+LM50	5.39	4.64	4.30	4.10	0.40	0.27	0.33	0.28
LM100	4.95	4.75	4.27	4.19	0.28	0.25	0.26	0.20
NPK+LM100	5.19	4.76	4.36	4.26	0.35	0.25	0.22	0.22

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

Table 21. Organic matter and nitrogen in soil by application of the composts during growth of chinese cabbage.

Treatments (1,500kg/10a)	Organic matter (%)				Total nitrogen (%)			
	Days after transplanting				Days after transplanting			
	0	30	55	75	0	30	55	75
Nonfertilizer	2.69	2.66	2.66	2.66	0.16	0.12	0.11	0.10
NPK(32:8:20)	2.87	2.61	2.79	3.10	0.28	0.22	0.21	0.20
SW100	3.93	3.39	3.57	3.59	0.26	0.21	0.25	0.16
NPK+SW100	3.23	3.18	3.47	3.03	0.30	0.23	0.20	0.20
SW75+LM25	3.36	3.18	3.10	3.10	0.29	0.25	0.21	0.13
NPK+SW75+LM25	3.13	3.72	3.49	2.84	0.31	0.24	0.21	0.23
SW50+LM50	3.65	3.13	3.13	3.28	0.26	0.29	0.24	0.11
NPK+SW50+LM50	4.29	3.44	3.90	3.28	0.38	0.19	0.24	0.24
LM100	3.39	2.77	3.10	3.26	0.29	0.23	0.24	0.15
NPK+LM100	3.18	2.84	3.21	3.18	0.28	0.28	0.23	0.23

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

토양중 인산 및 황의 함량 변화를 조사한 결과는 Table 22에서 보는바와 같다. 토양중 인산의 함량은 무비구에서도 약 679mg/kg으로서 매우 높았으며, 삼요소 처리로 약간 증가하였으며 각 퇴비처리로 매우 큰 폭으로 증가하였고 퇴비종류에 따라서는 가축분 첨가율을 증가하여 생산한 퇴비 처리구의 토양중 인산 함량이 증가하는 경향이였다. 그리고 퇴비의 종류에 따라서 약간의 차이는 있었으나 전반적으로 생육시일이 경과할수록 토양중 인산함량은 약간 감소하는 경향이였다.

토양중 황함량은 삼요소 및 각 퇴비의 처리로 현저하게 증가하였고 퇴비종류에 따라서는 일정한 경향 없이 차이가 심하였다. 그리고 토양중 황함량은 생육증기인 이식후 55일까지 전반적으로 감소한 다음 그후 수확기까지 뚜렷한 경향이 없었다.

토양중 K 및 Na 함량 변화를 조사한 결과는 Table 23에서 보는바와 같다. 토양중 K 함량은 삼요소 및 각 퇴비처리로 증가하였고, 퇴비의 종류에 따라서는 가축분 첨가율을 증가하여 생산한 퇴비 처리구가 토양중 K함량이 높았다.

토양중 Na함량은 삼요소구는 별 차이가 없었으나 퇴비의 처리로 큰 폭으로 증가하였고, 가축분 첨가율을 증가하여 생산된 퇴비 처리구가 토양중 Na함량이 증가하였다. 생육시기별로는 이식후 30일까지 토양중 Na함량은 급격히 감소하였고 그후 별 차이가 없었다.

토양중 Ca 및 Mg 함량 변화를 조사한 결과는 Table 24에서 보는바와 같다. 토양중 Ca 및 Mg함량 모두 삼요소 및 퇴비 처리로 약간 증가하였으며 퇴비 종류에 따라 Ca함량은 별 변화가 없었으나, Mg함량은 가축분 첨가 비율을 높게 하여 생산된 퇴비 처리구가 약간 증가하는 경향이였다. 생육시일이 경과할수록 Ca함량은 별 변화가 없었으나 Mg함량은 이식후 30일까지 약간 감소한 다음 그후 별 변화가 없었다.

Table 22. P₂O₅ and SO₄ in soil by application of the composts during growth of chinese cabbage.

Treatments (1,500kg/10a)	P ₂ O ₅ (mg/kg)				SO ₄ (mg/kg)			
	Days after transplanting				Days after transplanting			
	0	30	55	75	0	30	55	75
Nonfertilizer	679	716	693	746	81	48	69	67
NPK(32:8:20)	966	918	822	972	123	161	111	94
SW100	1,097	1,079	1,281	1,154	171	154	43	99
NPK+SW100	1,182	1,171	1,129	1,050	152	99	50	190
SW75+LM25	1,194	1,005	1,017	1,010	180	99	90	70
NPK+SW75+LM25	1,231	1,044	984	971	138	61	67	81
SW50+LM50	1,250	1,086	1,130	1,122	173	53	113	139
NPK+SW50+LM50	1,202	1,048	1,085	1,018	124	36	98	118
LM100	1,306	963	1,076	1,105	146	34	108	114
NPK+LM100	1,199	937	1,145	1,051	119	49	63	152

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

Table 23. K and Na in soil by application of composts during growth of chinese cabbage.

Treatments (1,500kg/10a)	K (cmol/kg)				Na (cmol/kg)			
	Days after transplanting				Days after transplanting			
	0	30	55	75	0	30	55	75
Nonfertilizer	0.64	0.41	0.69	0.32	0.03	0.02	0.02	0.03
NPK(32:8:20)	1.08	0.98	0.71	0.52	0.06	0.03	0.03	0.02
SW100	1.20	1.24	0.83	0.70	0.11	0.10	0.05	0.05
NPK+SW100	1.44	0.99	0.90	0.58	0.12	0.07	0.07	0.07
SW75+LM25	1.45	0.93	0.64	0.82	0.22	0.07	0.12	0.07
NPK+SW75+LM25	1.51	1.10	0.61	0.66	0.21	0.09	0.18	0.15
SW50+LM50	1.75	0.72	1.05	0.40	0.11	0.06	0.11	0.11
NPK+SW50+LM50	2.06	0.57	0.91	0.49	0.26	0.06	0.12	0.08
LM100	2.11	0.71	0.68	0.65	0.18	0.09	0.09	0.08
NPK+LM100	2.00	0.66	1.07	0.53	0.26	0.07	0.11	0.08

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

Table 24. Ca and Mg in soil by application of the composts during growth of chinese cabbage.

Treatments (1,500kg/10a)	Ca (cmol/kg)				Mg (cmol/kg)			
	Days after transplanting				Days after transplanting			
	0	30	55	75	0	30	55	75
Nonfertilizer	1.47	1.42	1.75	1.34	0.27	0.29	0.33	0.28
NPK(32:8:20)	1.81	1.77	1.99	1.20	0.35	0.33	0.44	0.24
SW100	2.25	1.99	1.93	1.88	0.45	0.45	0.43	0.40
NPK+SW100	2.90	1.92	2.23	1.69	0.43	0.41	0.46	0.39
SW75+LM25	2.56	2.07	2.20	1.93	0.64	0.45	0.51	0.41
NPK+SW75+LM25	3.04	2.67	2.98	2.04	0.89	0.64	0.88	0.77
SW50+LM50	2.79	2.04	2.13	1.30	0.70	0.43	0.53	0.27
NPK+SW50+LM50	2.45	1.62	2.43	2.16	0.91	0.43	0.55	0.50
LM100	2.40	1.78	2.18	2.34	0.57	0.40	0.54	0.51
NPK+LM100	2.56	2.39	2.83	2.14	0.73	0.52	0.74	0.56

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

토양중 Fe 및 Mn 함량 변화를 조사한 결과는 Table 25에서 보는바와 같다. 토양중 Fe 함량은 퇴비 처리로 약간 증가하였으며 퇴비 종류 및 생육시기에 따라 별 변화가 없었다.

토양중 Mn 함량은 퇴비 처리로 약간 증가하였으며 퇴비 종류에 따라서는 가축분 첨가 비율을 높게 하여 생산된 퇴비 처리구가 약간 높아지는 경향이였다. 생육시기 별로는 생육 초기인 이식후 30일까지 토양중 Mn함량은 약간 감소하였으며 그후 수확기까지 퇴비의 종류 및 생육시기에 따라 변화가 심하였다.

토양중 중금속 함량 변화를 조사한 결과는 Table 26에서 보는 바와 같다. 퇴비 처리로 토양중 Cu 및 Zn함량은 약간 증가하였나 토양중 Cd, Pb, Cr 및 Ni함량은 별 변화가 없었다. 그리고 퇴비종류에 따라서 Cu함량은 수산가공폐수 슬러지의 첨가율이 높은 비율로 첨가하여 생산한 퇴비 처리구에서, 그리고 Zn함량은 가축분의 첨가율이 높은 비율로 첨가하여 생산한 퇴비 처리구에서 각각 약간 높아지는 경향이였다. 토양중 Cu 및 Zn함량은 퇴비 처리 초기에 비하여 수확기(이식후 75일)가 약

간 감소하였으며, 토양중 Cd, Pb, Cr 및 Ni 함량은 중금속 및 퇴비 종류에 따라서 별 변화가 없거나 미미하게 감소하는 경향이였다.

Table 25. Fe and Mn in soil by application of the composts during growth of chinese cabbage.

Treatments (1,500kg/10a)	Fe (mg/kg)				Mn (mg/kg)			
	Days after transplanting				Days after transplanting			
	0	30	55	75	0	30	55	75
Nonfertilizer	231	229	237	206	3.9	3.1	3.3	3.0
NPK(32:8:20)	200	224	225	188	4.2	3.6	4.7	3.2
SW100	271	247	216	195	5.0	4.2	4.5	4.4
NPK+SW100	251	244	242	212	4.7	4.5	4.5	4.2
SW75+LM25	250	259	254	206	5.4	4.2	4.7	3.6
NPK+SW75+LM25	246	254	223	210	6.5	4.6	4.4	4.3
SW50+LM50	226	226	222	215	6.4	4.0	4.5	3.9
NPK+SW50+LM50	213	226	234	225	6.2	3.6	6.2	5.9
LM100	224	241	225	233	7.0	3.6	4.4	5.1
NPK+LM100	199	237	238	228	6.9	3.8	4.9	4.5

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

Table 26. Heavy metals contents in soil by application of the composts during growth of chinese cabbage.

(Unit : mg/kg)

Treatments (1,500kg/10a)	Cu		Zn		Cd		Pb		Cr		Ni	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Nonfertilizer	4.97	4.22	31.9	28.2	0.22	0.17	11.8	9.9	4.32	5.62	4.58	4.55
NPK(32:8:20)	4.99	4.20	27.2	28.6	0.13	0.21	11.0	10.8	5.44	5.77	4.25	4.04
SW100	9.34	7.93	31.3	29.2	0.17	0.19	11.2	8.8	6.00	5.75	4.40	4.97
NPK+SW100	8.89	7.51	28.7	25.0	0.23	0.17	11.4	8.1	5.26	5.83	4.34	4.11
SW75+LM25	9.31	7.39	33.0	29.0	0.26	0.21	11.3	9.7	5.18	5.58	4.49	4.09
NPK+SW75+LM25	11.50	7.84	33.0	29.0	0.18	0.19	10.8	8.2	5.30	5.48	4.18	3.90
SW50+LM50	7.84	6.45	34.4	30.5	0.18	0.17	11.2	10.7	4.97	5.77	3.78	3.81
NPK+SW50+LM50	8.39	7.83	33.5	30.3	0.21	0.18	10.7	8.5	4.64	3.53	4.21	3.94
LM100	7.04	5.51	39.7	29.6	0.15	0.17	10.5	8.0	4.81	3.07	3.70	3.13
NPK+LM100	7.06	5.69	34.3	30.5	0.12	0.19	9.2	7.8	4.51	3.20	3.62	3.02

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

A : At transplanting time

B : At harvesting time

나. 식물체중 무기성분함량 변화

수산가공폐수 슬러지만 100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50% 및 축분 100%의 비율로 처리하여 생산된 퇴비 각각을 토양에 1,500kg/10a 및 삼요소+1,500 kg/10a의 비율로 처리하여 배추 생육기간 동안 배추의 무기성분 함량 변화를 조사한 결과는 다음과 같다.

배추의 질소 및 인산의 함량 변화를 조사한 결과는 Table 27에서 보는바와 같다. 배추중 질소함량은 전생육기간 동안 각 퇴비 및 삼요소+ 각 퇴비 처리구가 삼요소구에 비하여 증가하였고 퇴비 종류에 따라서는 별 차이가 없었다.

배추중 인산함량도 질소함량과 비슷한 경향으로서 전생육기간 동안 전반적으로 삼요소구에 비하여 각 퇴비 및 삼요소+ 각 퇴비 처리구에서 약간 증가하였으나 수확기에는 거의 비슷한 경향이였다. 그리고 퇴비 종류에 따라서는 별 차이가 없었다.

식물체 부위별 K_2O , CaO 및 MgO 함량 변화를 조사한 결과는 Table 28에서 보는바와 같다. 식물체중 K_2O 함량은 전생육기간 동안 각 퇴비 및 삼요소+ 각 퇴비 처리구가 삼요소구와 별 차이가 없었다. 생육시기별로 보면 생육중기까지는 모든 처리구가 별 차이가 없었으나 수확기에는 전반적으로 초기에 비하여 약간 감소하였다. 그리고 퇴비 종류별 토양중 K_2O 함량은 별 차이가 없었다.

배추중 CaO 및 MgO 함량은 전생육기간 동안 각 퇴비 및 삼요소+ 각 퇴비 처리구가 삼요소구와 별 차이가 없었다. 그리고 퇴비의 종류별 배추중 CaO 및 MgO 함량은 별 차이가 없었다.

Table 27. Nitrogen and P₂O₅ in chinese cabbage by application of the composts.

Treatments (1,500kg/10a)	T-N (%)			P ₂ O ₅ (%)		
	Days after transplanting			Days after transplanting		
	30	55	75	30	55	75
Nonfertilizer	2.97	2.51	2.46	0.42	0.80	0.70
NPK(32:8:20)	3.20	3.01	3.21	0.79	0.90	0.72
SW100	3.65	3.48	2.70	0.71	1.02	0.86
NPK+SW100	3.90	3.30	2.49	0.91	0.82	0.86
SW75+LM25	3.14	3.18	2.64	0.92	1.17	0.83
NPK+SW75+LM25	3.96	2.97	2.89	1.14	1.45	1.14
SW50+LM50	4.46	4.14	3.79	0.87	1.15	1.07
NPK+SW50+LM50	4.49	3.05	3.44	1.05	1.12	1.09
LM100	3.98	3.65	3.86	0.93	1.16	1.19
NPK+LM100	4.38	3.72	3.41	0.92	0.98	1.06

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

Table 28. K₂O, CaO and MgO in chinese cabbage by application of the composts

Treatments (1,500kg/10a)	K ₂ O (%)			CaO (%)			MgO (%)		
	Days after transplanting			Days after transplanting			Days after transplanting		
	30	55	75	30	55	75	30	55	75
Nonfertilizer	8.76	6.26	3.76	1.91	1.84	1.27	0.32	0.26	0.27
NPK(32:8:20)	9.07	7.50	5.33	2.23	1.61	1.73	0.29	0.36	0.34
SW100	9.00	5.68	4.82	1.86	1.68	2.12	0.31	0.27	0.29
NPK+SW100	9.99	7.00	5.75	2.20	2.71	1.80	0.37	0.23	0.31
SW75+LM25	8.85	5.44	4.66	2.38	1.88	1.78	0.36	0.22	0.24
NPK+SW75+LM25	8.69	6.66	5.22	2.18	2.82	1.83	0.34	0.35	0.29
SW50+LM50	8.47	9.73	6.21	1.82	1.82	2.43	0.31	0.38	0.35
NPK+SW50+LM50	9.02	9.86	7.90	2.10	3.69	3.07	0.39	0.37	0.31
LM100	7.17	9.86	6.95	2.09	1.71	1.62	0.35	0.37	0.38
NPK+LM100	8.23	7.78	8.02	2.37	2.35	2.50	0.31	0.42	0.45

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

수확기의 배추중 Fe, Mn, Cu 및 Zn함량을 조사한 결과는 Table 29에서 보는바와 같다. 배추중 Fe 함량은 삼요소 처리구는 약 50mg/kg이었고, 각 퇴비 및 삼요소+각 퇴비 처리로 전반적으로 약간 증가하였다.

배추중 Mn함량은 삼요소구가 무비구 및 각 퇴비 처리구에 비하여 뚜렷이 증가하였으며 퇴비 종류에 따라서는 일정한 경향이 없었다. Cu함량은 처리간에 별 차이가 없었고, Zn함량은 가축분의 첨가율이 높은 비율로 첨가하여 생산한 퇴비 처리구에서 약간 높아지는 경향이였다.

Table 29. Fe, Mn, Cu and Zn in chinese cabbage by application of the composts at harvesting time.

Treatments (1,500kg/10a)	Fe	Mn	Cu	Zn
	----- (mg/kg) -----			
Nonfertilizer	59.0	64	5.43	35.2
NPK(32:8:20)	50.1	113	4.93	43.7
SW100	67.7	82	5.93	41.7
NPK+SW100	65.7	133	5.23	39.5
SW75+LM25	71.1	96	4.53	36.1
NPK+SW75+LM25	63.4	98	5.03	36.8
SW50+LM50	58.7	112	6.73	48.3
NPK+SW50+LM50	74.2	170	4.23	43.4
LM100	57.3	97	5.83	55.7
NPK+LM100	76.0	125	5.43	45.4

SW : seafood processing wastewater sludge
LM : livestock manure

다. 배추 생육상황 및 수량

수산가공폐수 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50% 및 축분100%의 비율로 처리하여 생산된 퇴비 각각을 토양에 1,500kg/10a 및 삼요소+1,500kg/10a의 비율로 처리하여 배추 생육기간 동안 생육상황 및 수량 등을 조사한 결과는 다음과 같다.

배추 이식기 및 수확기(이식 75일후)의 전경은 photo. 3 및 4에서 보는 바와 같다.

배추의 잎중 chlorophyll-a의 함량을 조사한 결과는 Table 30에서 보는 바와 같이 생육초기인 이식후 30일의 chlorophyll-a함량은 무비구 및 삼요소구에서 각각 약 726 및 760mg/m²이었고 각 퇴비 및 삼요소+ 각 퇴비처리구가 퇴비종류에 별 차이없이 삼요소구 비하여 약 14~36%증가하였다. 그후 생육중기까지 약간 증가한 다음, 수확기에는 약간 감소하는 경향이였다. 또한 chlorophyll-a 함량은 생육시일이 경과할수록 삼요소구와 퇴비처리구가 거의 비슷하였다.

배추 생육기간 동안 배추의 초장, 잎수 및 하부 직경을 조사한 결과는 Table 31에서 보는 바와 같이 초장은 전생육기간 동안 각 퇴비 처리로 삼요소구에 비하여 약간 증가하였으며 퇴비의 종류에 따라서는 생육 초기 및 생육 중기까지는 가축분의 첨가율이 높은 비율로 첨가하여 생산한 퇴비 처리구에서 약간 증가되었으나, 수확기에는 별 차이가 없었다.

잎수 및 하부직경은 전생육기간 동안 각 퇴비의 처리로 약간 증가하였다. 그러나 퇴비의 종류에 따라서 약간의 차이는 있었으나 뚜렷한 경향이 없었다.

수확기의 배추수량(생체중)을 조사한 결과는 Fig. 2에서 보는 바와 같이 무비구 및 삼요소구에서는 구당 각각 약 55 및 61kg이었다. 수산가공폐수 슬러지100%, 슬러지75%+가축분25%, 슬러지50%+가축분50% 및 가축분100%로 하여 생산한 퇴비만 처리하였을 경우 삼요소구에 비해 각각 약 97, 103, 104 및 108%수준이었다. 그리고 삼요소에 수산가공폐수 슬러지100%, 슬러지75%+가축분25%, 슬러지50%+가축분50% 및 가축분100%로 하여 생산한 퇴비를 처리하였을 경우는 삼요소에 비하여 배추 생체중량은 각각 32, 31, 41 및 44% 증가되었다.

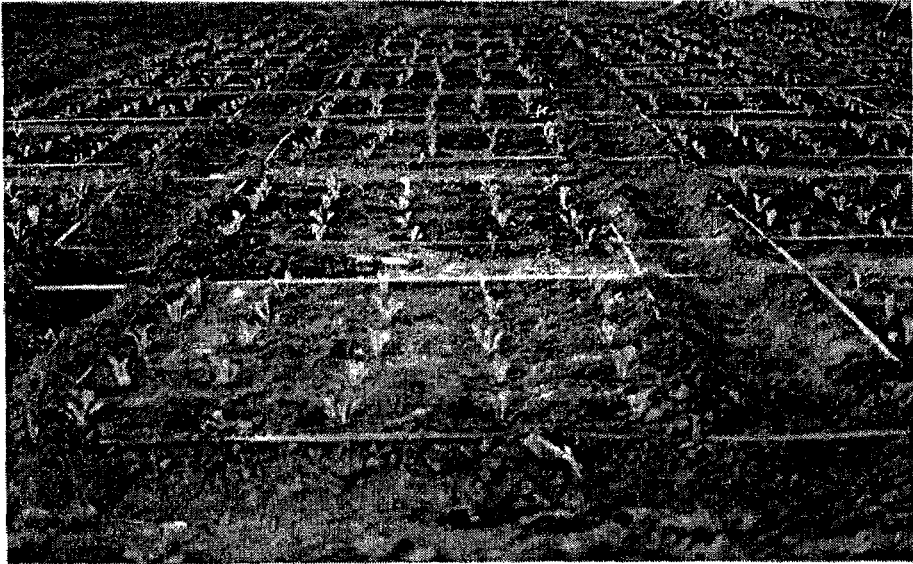


Photo. 3. Photograph of chinese cabbages at transplanting time.

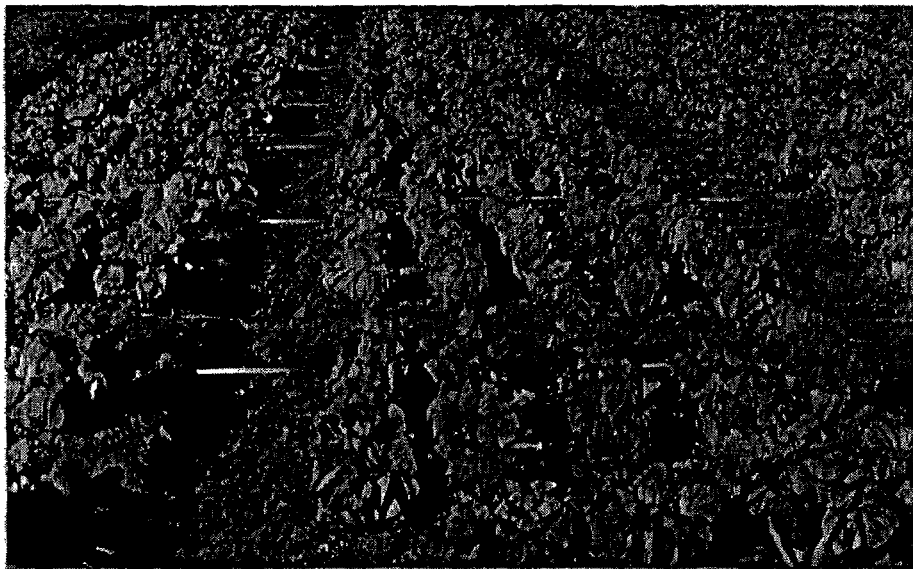


Photo. 4. Photograph of chinese cabbages at harvesting time.

Table 30. chlorophyll-a in chinese cabbage by application of the composts
(mg/m² · Fresh weight)

Treatments (1,500kg/10a)	Days after transplanting		
	30	55	75
Nonfertilizer	726 (96)	759 (79)	644 (77)
NPK(32:8:20)	760 (100*)	961 (100*)	832 (100*)
SW100	996 (131)	963 (100)	855 (103)
NPK+SW100	1,035 (136)	1,103 (115)	932 (112)
SW75+LM25	952 (125)	975 (101)	835 (100)
NPK+SW75+LM25	947 (125)	1,002 (104)	986 (119)
SW50+LM50	918 (121)	959 (100)	783 (94)
NPK+SW50+LM50	1,033 (136)	1,174 (122)	978 (118)
LM100	863 (114)	987 (103)	821 (99)
NPK+LM100	949 (125)	1,035 (108)	997 (120)

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

* : Index

Table 31. Plants height, number of leaves and diameter of chinese cabbage
by application of the composts.

Treatments (1,500kg/10a)	Days after transplanting									
	30			55			75			
	Height (cm)	No. of leaves	Diamet- er(cm)	Height (cm)	No. of leaves	Diamet- er(cm)	Height (cm)	No. of leaves	Diamet- er(cm)	
Nonfertilizer	13.1	13.5	0.5	22.5	27.5	1.5	23.6	49.0	2.0	
NPK(32:8:20)	22.2	14.6	1.1	33.3	42.1	2.1	32.0	53.1	2.2	
SW100	22.9	15.1	1.0	28.0	38.2	2.2	33.1	52.8	2.2	
NPK+SW100	22.8	13.6	1.2	33.0	48.6	2.4	35.5	53.0	2.7	
SW75+LM25	24.7	15.3	1.0	26.7	41.5	2.3	32.6	41.8	2.3	
NPK+SW75+LM25	24.5	15.2	1.2	32.1	48.0	2.5	35.0	59.1	3.1	
SW50+LM50	24.2	14.5	1.2	32.3	54.5	2.4	30.8	48.5	2.3	
NPK+SW50+LM50	27.5	14.1	1.3	33.8	56.0	2.4	34.0	57.7	2.9	
LM100	25.5	15.1	1.2	34.0	52.0	2.4	32.3	53.0	2.7	
NPK+LM100	28.6	13.5	1.3	35.8	46.2	2.3	33.5	57.4	2.9	
LSD	1%	1.15	0.36	0.11	0.92	4.04	0.16	1.59	3.16	0.15
	5%	0.88	0.27	0.08	0.70	3.08	0.12	1.21	2.40	0.12

SW : seafood processing wastewater sludge

LM : livestock manure

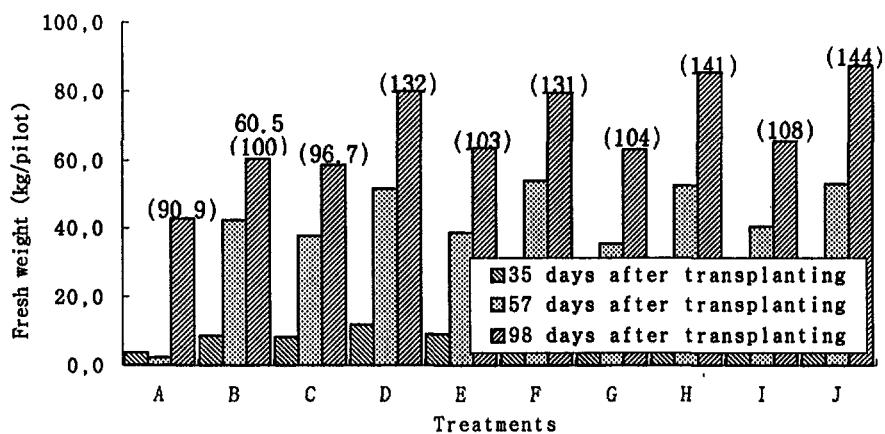


Fig. 2. Fresh weight of chinese cabbage by application of the composts.

A : Nonfertilizer	B : NPK(32:8:20)	C : SW100%
D : NPK+SW100%	E : SW75%+LM25%	F : NPK+SW75%+LM25%
G : SW50%+LM50%	H : NPK+SW50%+LM50%	I : LM100%
J : NPK+LM100%		

SW : seafood processing wastewater sludge
 LM : livestock manure

제 4 절 요약

현장 수산가공폐수 슬러지의 퇴비화 실험(2년차 연구)에서 퇴비재료를 수산가공 폐수 슬러지100%, 슬러지75%+축분25%, 슬러지50%+축분50% 및 축분100%의 비율로 처리하여 생산한 4종류 퇴비의 작물에 대한 효과 및 퇴비의 위해성 여부를 구명하기 위하여 퇴비 각각을 토양에 1,500kg/10a 및 삼요소+1,500kg/10a의 비율로 처리하여 옥수수 및 배추의 작물재배기간 동안 토양의 이화학적 특성변화, 식물체중 무기성분 함량변화, 작물생육상황 및 수량 등을 조사하였다.

옥수수 생육 시기별 토양의 이화학적 특성변화, 식물체중 무기성분 함량변화, 생육상황 및 수량을 조사한 결과는 다음과 같다.

퇴비 처리로 토양중 pH, EC, T-N, SO₄, K 및 Mg 함량은 퇴비 종류에 따라 일정한 경향은 없었으나 약간 증가하였고 유기물, P₂O₅ 및 Ca 함량은 별 변화가 없었으며, 생육시일이 경과할수록 토양중 pH, EC, 질소, 황 및 Mg함량은 약간 감소하였고 유기물, P₂O₅ 및 Ca함량은 별 변화가 없었다. 퇴비의 처리로 토양중 Cu 및 Zn 함량은 미미하게 증가하였고 토양중 Cd, Pb, Cr 및 Ni함량은 처리간에 별 차이가 없었다.

옥수수 줄기에서는 N, P₂O₅함량은 생육초기에는 각 퇴비구가 삼요소구에 비하여 약간 증가하였으나 수확기에는 별 차이가 없었고, 잎에서는 퇴비구가 생육전기간 동안 삼요소구와 비슷한 경향이였다. 식물체 줄기 및 잎 부위에서 전생육기간 동안 K₂O, CaO, MgO, Fe 및 Mn함량은 퇴비구가 삼요소구와 별 차이가 없었다. 그리고 퇴비 종류에 따른 식물체 무기성분은 별 차이가 없었다. 식물체 부위별 및 옥수수중 Cu 및 Zn 함량도 퇴비구가 삼요소구와 별 차이가 없었다.

옥수수의 초장, 잎수 및 하부 직경도 퇴비 처리로 약간 증가하였으나 퇴비 종류에 따라서는 뚜렷한 차이가 없었다. 옥수수 수량은 삼요소에 수산가공폐수 슬러지 100%, 수산가공폐수 슬러지 75%+가축분 25%, 수산가공폐수 슬러지 50%+가축분 50% 및 가축분 100%로 하여 생산한 퇴비를 처리하였을 경우가 삼요소에 비하여 각각 8, 15, 9 및 8%가 증가되었다.

배추 생육 시기별 토양의 이화학적 특성변화, 식물체중 무기성분함량변화, 생육 상황 및 수량을 조사한 결과는 다음과 같다.

퇴비 처리로 토양중 pH, EC, 유기물, P₂O₅, T-N, SO₄, K 및 Mg 함량은 약간 증가하였고, 생육시일이 경과할수록 토양중 pH, EC, T-N, SO₄ 및 Mg함량은 약간 감소하는 경향이었고 유기물, P₂O₅ 및 Ca함량은 별 변화가 없었다. 퇴비처리로 토양중 Cu 및 Zn 함량은 미미하게 증가하였으나 토양중 Cd, Pb, Cr 및 Ni함량은 별 변화가 없었다. 생육시일이 경과할수록 토양중 중금속함량은 중금속 및 퇴비 종류에 따라서 별 변화가 없거나 전반적으로 미미하게 감소하는 경향이였다.

배추중 전생육기간 동안 T-N, P₂O₅, K₂O, CaO, MgO, Fe 및 Mn함량은 퇴비구가 삼요소구와 별 차이가 없었다. 수확기의 배추중 Fe함량은 각 퇴비처리로 약간 증가하였고, Mn함량은 삼요소의 처리로 증가하였으며 Cu 및 Zn 함량은 퇴비구가 삼요소구와 별 차이가 없었다.

배추 생육 초기의 chlorophyll-a함량은 각 퇴비처리로 증가하였으며, 배추 생체중(수량)은 삼요소에 수산가공폐수 슬러지 100%, 수산가공폐수 슬러지 75%+가축분 25%, 수산가공폐수 슬러지 50%+가축분 50% 및 가축분 100%로 하여 생산한 퇴비를 처리하였을 경우는 삼요소에 비하여 각각 32, 31, 41 및 44%가 증가되었다.

제 5 절 참고문헌

1. Miller, R. W. and R. L. Donahue, 1990, Soil and environmental pollution soils an introduction to soils and plant growth prentice-hull, Inc. A division of Simon and Schuster, Englewood. NJ 07632 :537~575.
2. Cao, H., A. C. Chang and A. L. Page, 1984, Heavy metal contents of sludge treated soils as determined by three extraction procedures, J. Environ. Qual., 13 : 632~ 634.
3. Ryan, J. A., 1973, Nitrogen transformations and availability of an anaerobically digested sludge in soil, J. Environ. Qual., 2 : 487~492.
4. Heo, J. S., 1985, Effect of paper sludge application on the chemical properties of paddy soil and growth of paddy rice, Ph. D. Thesis, Uni. of Chonnam.
5. 김복영, 1982, 담토양 및 현미증 중금속의 천연잔류량에 관한 연구, 농업시험연구소보
6. 김복진, 홍성범, 김태주, 1996, 무 생육에 대한 도시하수오니의 시용효과, 한국 토양비료학회지, 29(4) : 419~423.
7. 김정제, 조병욱, 이상규, 1987, 유기질 비료(Bio-com)시용이 상처와 썩갓의 생육 및 수량에 미치는 영향, 한국토양비료학회지, 20(2) : 169~177.
8. 김창배, 박노권, 이숙희, 박선도, 최부술, 1994, 밭 토양에서 규산 및 퇴비의 장기연용에 의한 보리수량 및 토양의 이화학적 변화, 한국토양비료학회지, 27(3) : 195~200.
9. 이주삼, 1994, 하수오니첨가 토양이 Orchardgrass유식물체의 생육에 미치는 영향, 유기성폐기물자원화학회지, 2(2) : 77~88.
10. Terry, R. E., D. W. Nelson and L. E. Sommers, 1979, Decomposition of anaerobically digested sewage sludge as affected by soil environmental condition, J. Environ. Qual., 8(3) : 342~347.

11. Heo, J. S., J. S. Cho, M. G. Han and H. J. Lee, 1992, Degradation characteristics of sludge, by products of waste water treatments plant in soil, Rural Del. Rev. Gyeongsang Nat. Univ., 10 : 51~56.
12. Terry, R. E., D. W. Nelson, L. E. Sommers and G. J. Meyer, 1978, Factors influencing ammonia volatilization from wastewater sludge applied to soils, J. Water Pollut. Control Fed., 50 : 2657~2665.
13. Epstein, E., J. M. Tayer and R. L. Chaney, 1976, Effects of sewage sludge and sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties, J. Environ. Qual., 5(4) : 422~426.
14. Hadas, A. and R. Portnoy, 1994, Nitrogen and carbon mineralization rates of composted manures incubated in soil, J. Environ. Qual., 23 : 1184~1189.
15. Kim, J. J., J. E. Yang, B. O. Cho, B. S. Choi and J. H. Park, 1992, Influence of fly ash application on the growth and yield of corn(*Zea mays L.*), Korean Soc. Soil Sci. Fert., 25(3) : 249~254.
16. Shin, J. S., 1984, Use of industrial wastes as sources of organic fertilizer : 3. Effect of lime added sludge on upland crop of corn, Korean Soc. Soil Sci. Fert., 17(1) : 51~54.
17. Chu, L. M. and M. H. Wong, 1987, Heavy metal contents of vegetable crops treated with refuse compost and sewage sludge, Plant Soil, 103(2) : 191~197.
18. Fresquez, P. R., R. E. Francis and G. L. Dennis, 1990, Sewage sludge effect on soil and plant quality in a degraded, semiarid grassland, J. Environ. Qual., 10 : 324~329.
19. Chen, T., 1980, Amelioration of cadmium soil at changes irrigation area and prevention of contamination in rice, J. Enviro. Sci., 1(1) : 507~514.
20. Viets, F. G., 1962, Chemistry and availability of micronutrients in soils, Agri. Food Chem., 10 : 174~178.

21. Kim, B. Y., S. U. Lim and J. H. Park, 1994, Influence of ash application Zn content of heavy metal in the soil : 2. Content changes by the successive application, Korean Soc. Soil Sci. Fert., 27(2) : 72~77.
22. Chaney, R., 1983, Land treatment of hazardous waste : Potential effects of waste constituents on the food chain, Noyes Data Corp. Park Ridge, NJ.
23. Corey, R. B., R. Fujii and L. L. Henrickson, 1981, Bio-availability of heavy metals in soil-sludge systems Dep. of Eng. and Appl. Sci., Univ. of Wisconsin., 449~465.
24. Gamble, D. S., C. H. Langford and A. W. Underdown, 1984, The inter relationship of aggregation and cation binding of fulvic acid, Complexation of trace metals in natural waters, The Hague, Netherlands : 349~356.
25. Cunningham, J. D., D. R. Keeney and J. A. Ryan, 1975, Phytotoxicity and uptake of metals added to soils as inorganic salts or in sewage sludge, J. Environ. Qual., 4(4) : 460~462.
26. Lindemann, W. C., G. Connell and N. S. Urquhart, 1994, Previous sludge addition effects on nitrogen mineralization in freshly amended soil, Soil Sci. Soc. Am. J., 52 : 109~112.
27. Oh, W. K., 1978, Effect of organic materials on soil chemical properties, J. Korean Soc. Soil Sci. Fert., 11(3) : 161~174.
28. 三訂土壤學, 1987, 郷文社.
29. Lim, S. U., 1978, On the forming processes of soil humic acid and its physiological effects on plants, J. Korean Soc. Soil Sci. Fert., 6(1) : 67~73.
30. Kumuda, K., 1975, The chemistry of soil organic matter, Pergamon Press : 183~228.

31. 유익동, 이상규, 1976, 논밭토양의 유기물성상에 관한 연구, 농기연시험연구보고서, 735~803.
32. 김복영, 1982, 답토양 및 현미중 중금속의 천연잔류량에 관한 연구, 농업시험연구소보.
33. Rhu, H. I., Y. S. Suh, S. H. Jun, M. H. Lee, S. J. Hur and S. Y. Kim, 1988, A study on the natural content of heavy metal in paddy soil and brown rice in korea, Rep. of NIER, Kor., 10 : 155~163.