

다단토양층을 이용한 하수처리에 관한 연구

손대희[†] · 정운철^{*} · 신정훈^{*} · 정진영^{*} · 안대희^{**}

[†] 성균관대학교 무배출형환경설비지원센터
^{*} 한국과학기술연구원 수질환경 및 복원연구센터
^{**} 명지대학교 환경생물공학과

Study of Sewage Treatment using Multi-soil-layering System

Dae-Hee Son[†] · Yun-Chul Chung^{*} · Jeong-Hoon Shin^{*} · Jin-Young Jung^{*} · Dae-Hee Ahn^{**}[†] Zero Emission Center, Sungkyunkwan University, Suwon, Korea^{*} Water Environment & Remediation Center, KIST, Seoul, Korea^{**} Department of Environmental Engineering and Biotechnology, Myongji University, Yong-in, Korea

(Received 17 December 2003, Accepted 25 February 2004)

Abstract : The sewages produced from small villages, rural community, drinking water reservation area and park which doesn't have sewage piping system can be caused a serious water pollution at the restricted areas. The objective of this research was to suggest an economical and effective sewage treatment method by investigating the removal of the organics, nitrogen, and phosphorus in the multi-soil-layering reactor. Soil, natural zeolite, and iron slag were used as a supporting media of multi-soil-layering in this research. The purpose of natural zeolite addition was to maintain the consistent ammonium exchange capacity by providing a sequential environment, and that of iron slag addition was to remove phosphorus by adsorption. Continuous experiment of lab-scale single-soil-layering (S-1), multi-soil-layering (S-2), and mixed-soil-layering (S-3) methods were studied to compare and optimize three different types of the reactors. The organic removal efficiencies showed more than 90% in all three reactors. While S-1 and S-3 reactors showed about T-N removal of 31%, 45%, respectively, the average T-N removal efficiency of the S-2 reactor represented an 87%. In conclusion, that results suggest that the multi-soil-layering reactor could be effectively utilized as a plant for treatment of small village sewage.

keywords : Soil, Zeolite, Slag, Multi-soil-layering system, Nitrogen, Sewage treatment

1. 서 론

국내에서 하수관망이 설치되어 있는 대도시지역의 경우 하수종말처리장에서 대부분 처리되고 있으나, 하수관로가 설치되어 있지 않은 지역이나 지역 특성상 하수관로를 설치하기 어려운 지역의 경우인 소규모 취락지역, 농어촌지역 및 상수원보호구역에서 발생하는 생활하수의 대부분은 무처리 상태로 방류되어 토양, 하천 및 수자원보호구역 등을 오염시키고 있는 실정이다(남 등, 1992).

환경부(2001)에 의하면, 현재 우리나라의 하수도 보급율은 약 70.5%로 다른 선진국들에 비해 낮은 실정이다. 하수종말처리장 및 하수관망의 보급은 앞으로 개선될 전망이나 시간적으로나 경제적으로 장기간의 시간을 필요로 하기 때문에 소규모 취락지역 등에서 발생하는 하·폐수의 처리를 위한 시설이 간단하고 운전 관리가 용이한 공법이 요구되고 있다. 국내에서는 마을하수도 정책에 의해 점차 소규모 처리시설이 보급되고 있는 상황으로 환경부에 의하면,

적용된 주공법은 집축산화, 장기폭기, 모관침윤트렌치법, 살수여상, 혐기·호기법, 토양피복형 집축산화법 등이 적용되고 있고, 일부 지역에서는 자연정화법이 보급되고 있다(환경부, 2000).

미국의 경우 하수관로가 설치되어 있지 않은 지역의 경우, 1980년도 기준으로 미국 전 가구의 25%에 해당되는 1,800만 가구가 지하처리법에 의해 하수를 처리하고 있으며(U.S. EPA, 1981), 우리와 비슷한 환경의 일본에서도 전역에 걸쳐 약 2만개소 이상의 토양처리공법이 가동되고 있다(木村, 1980). 이 밖에도 토양처리공법은 유럽지역의 노르웨이, 독일, 영국 등 많은 나라에서 사용되고 있는 방법으로 특히 일본과 일부 동남아시아에서는 기능성 재료를 이용하여 오수의 고속처리와 오염물질의 제거효율의 향상을 목적으로 한 다단토양층 시스템(multi-soil-layering system)에 대한 연구가 활발히 수행되고 있다(若 등, 1991; 增 등, 2001; Luanmanee et al., 2002).

국내에서는 마을하수의 처리방법으로 토양트렌치가 사용되고 있으나 주로 유기물처리에 국한되고 있어, 질소나 인 등의 영양염류에 대한 처리 정도는 미흡한 수준이다(임 등, 1997; 김 등, 1997; 원 등, 1991). 그러나 점차 질소나 인에

[†] To whom correspondence should be addressed.
dhson@skku.edu

대한 수질기준이 강화되고 있고, 수질환경보전을 위해서라도 유기물은 물론 질소와 인까지 제거가 가능한 공정에 대한 개발이 필요하다.

한편, 국내에는 암모니아성 질소에 대한 이온교환능이 뛰어난 천연제올라이트 자원이 풍부하고, 제철산업에서 폐기물로 발생하는 슬래그가 저렴하고 쉽게 활용할 수 있는 자원이다. 제올라이트는 질소제거에 이용할 수 있으며, 슬래그는 인제거에 응용할 수 있는 광물로 하·폐수 처리를 위한 수처리재로 연구되고 있다(장 등, 2001a; 장 등, 2001b; 박 등, 2000; 김 등, 1996; 이 등, 2001).

본 연구에서는 하수처리를 위한 생태학적 처리원리를 적용한 토양을 기본으로 천연제올라이트와 슬래그를 활용한 다단토양층 반응조를 개발하기 위한 기초실험으로 실험실 규모의 실험을 통해 다양한 토양 반응조에서의 유기물, 질소, 인의 제거 효율을 비교 검토하고자 하였다.

2. 다단토양층에서의 질소 및 인 제거 원리

2.1. 제올라이트에 의한 질소제거 원리

토양반응조에서 질소제거는 크게 토양에 의한 흡착, 미생물에 의한 섭취에 의해 이루어진다. 토양에 의한 흡착은 토양 성분에 따라 큰 차이를 보이며, 미생물에 의한 제거는 일반적으로 미생물 성장에 필요한 정도의 질소가 소모되는 정도이다. 따라서 질소의 제거율을 높이기 위해 이온교환능을 가진 제올라이트를 토양층에 적용하거나 산기장치를 반응조 내에 삽입하여 호기층 및 무산소 또는 혐기층을 두어 암모니아성 질소의 질산화 및 탈질을 유도하는 방법 등에 대한 연구가 수행되고 있다(若 등, 1991; 增 등, 2001; Luanmanee et al., 2002).

본 연구에서는 토양반응조에서 질소제거효율을 높이기 위해 제올라이트의 이온교환과 질산화를 이용한 제올라이트의 생물학적 재생을 응용하고자 하였다. 다단토양층에 하수의 간헐주입시 제올라이트에 의해 암모니아성 질소가 지속적으로 이온교환되고, 이온교환된 암모니아성 질소가 생물학적 질산화를 통해 재생 후 탈질을 가정하여 질소제거 원리를 Fig. 1에 나타내었다.

2.2. 토양 및 슬래그에 의한 인제거 원리

인산의 흡착제거는 토양에 함유된 활성 수산화철과 알루미늄 성분에 의해 이루어진다. 즉, 토양중에 인산은 흡착에 의하여 토양 중에 견고하게 고정되는 한편 화학반응에 의하여 공존하는 금속이온과 착이온 혹은 불용성 화합물을 형성함으로써 토양입자 사이에 침전제거 된다. 인산은 pH 3~9의 토양용액에서 HPO_4^{2-} 으로 존재하며 인산이온의 거동에 관여하는 주된 금속이온은 Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , Fe^{3+} , Fe^{2+} 등으로 알려져 있다. 인산 흡착계수에 근거해서 실제 오수처리에 토양을 이용한 경우 사용 년수를 계산할 수 있는데, 1ton의 토양을 $1m^2$ 면적의 장치에 충전한 경우, 마사토로는 150g의 인산상태 이온을 흡착·제거할 수 있는 것으로 추정된다(增 등, 1998).

한편, 철부식에 의한 인제거에 대한 연구도 활발히 진행되고 있는데(박, 1998), 호기성 부식과 혐기성 부식으로 분류된다. 호기성 부식을 이용하는 방법으로는 철판을 호기 반응조에 침지시키면 철표면상에서 용존산소의 농도차에 의해 국부적인 전위차가 발생하면서 전해질 cell이 형성되어 철이온이 용출되는 현상을 이용하는 방법으로 용출된 철이온(Fe^{2+})의 일부는 유입수의 인산과 반응하여 난용성염을 생성하게 되어 인을 제거할 수 있다. 혐기성 부식은 미생물의 대사활동에 의한 산화반응의 결과로 미생물들이 산과 같은 부식산물을 생성하거나 전해질 cell을 형성하여 철을 부식시키는 현상을 이용하는 것으로 주로 황산염환원균 등에 의해 이루어진다.

3. 실험방법 및 분석

본 실험을 위해 토양을 주로 하고 천연제올라이트와 슬래그를 기능성 재료로 사용하였다. 각 충전 재료의 유기물, 질소, 인에 대하여 기초 실험을 수행한 후 이를 이용하여 연속 처리에 적용하고자 하였다. 유기물의 경우 토양내의 성장 부착된 미생물에 의한 처리와 질산화된 질산성 질소의 탈질 과정에서의 탄소원으로 이용함으로써 처리하고자 하였으며, 질소의 경우 지속적인 운전에 따라 이온교환능이 소진되기 때문에 제올라이트의 자연 재생 기작을 유도하여 사용기간을 최대한 연장시키고자 하였다. 인은 토양에 의한

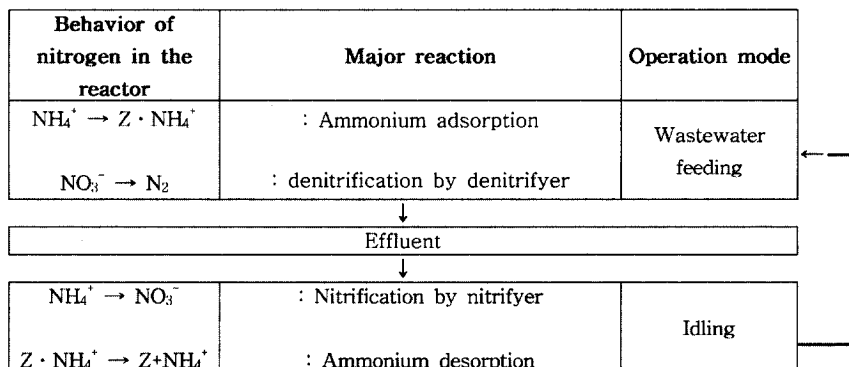


Fig. 1. Principle of nitrogen removal by zeolite and microorganism.

흡착제거와 더불어 P사의 제강슬래그를 사용하여 증장기적으로로는 슬래그의 구성 성분인 철의 산화를 유도하여 인산과 결합시켜 불용성 물질로 제거하고자 하였다.

3.1. 실험 재료

3.1.1. 토양

본 실험을 위해 토양은 K 연구원내의 토양을 취해 청계상공의 10번 체를 사용하여 직경 2 mm 이하의 일반 사질토를 사용하였다. 단위 g 당 표면적은 3.2 m²이었으며, 토양의 평균 공극 입경은 555.1Å 이었다.

3.1.2. 제올라이트

암모니아성 질소 제거를 목적으로 입상형 제올라이트를 사용하였으며, 국내의 포항지역의 구룡포산으로 cilnoptilolite 계열로 modernite가 일부 혼재되어 있는 것으로, 사용된 제올라이트는 청계상공의 5~8번 체를 사용하여 2.4~4.8 mm의 직경을 가지는 입상형 제올라이트를 사용하였다. 단위 g 당 표면적은 316.8 m²이었으며, 평균 공극 입경은 37.5Å 이었다.

3.1.3. 슬래그

인의 제거 향상을 위해 슬래그를 사용하였으며, 국내의 P 제철소에서 제강 공정시 발생하는 폐기물인 제강슬래그를 사용하였다. 사용된 슬래그의 직경은 8~10 mm로 구입된 그대로의 크기의 슬래그를 적용하였다.

3.2. 물질별 이온교환능 및 흡착 실험

유기물, 질소, 인 등에 대한 각 물질에 대한 이온교환능과 흡착능을 알아보기 위하여 회분식 실험 방법을 통해 등온흡착식을 구하였다. 토양과 제올라이트의 이온교환능 실험을 위해서는 내경 30 mm의 아크릴 재질의 칼럼을 이용하여, 유기물과 질소의 일정 농도로 제조된 합성폐수를 이용하여 일정량을 통과시켜 시간별 농도를 측정하는 방법을 적용하였는데, 칼럼에 토양과 제올라이트를 50g 씩 채웠으며, 인공폐수를 5 mL/min으로 주입하였다. 유기물원으로는 글루코스

(glucose), 암모니아성 질소원으로는 NH₄Cl로 초기 주입된 TOC와 암모니아성 질소의 농도는 각각 87, 124 mg/L였다.

인에 대한 흡착능은 500 mL의 삼각플라스크에 0.5, 1, 3, 5 g의 토양 및 슬래그를 각각 넣은 후 KH₂PO₄로 인의 농도를 3.16 mg/L로 제조한 용액을 200 mL 씩 넣은 후 24 시간 동안 교반한 후 상등수를 취해 0.45 μm 필터로 여과한 후 인의 농도를 측정하였다.

3.3. 실험실 규모의 연속실험

3.3.1. 반응조

실험실 규모의 연속 실험을 위해 아크릴 재질의 직사각형 반응조 세 개를 제작하였다. 가로 25 cm, 세로 10 cm와 높이 60 cm로 총 용적은 15L였다. 반응조 하단부에는 충전된 토양이 유출되지 않도록 자갈을 깔았으며, 상단부에는 10 cm의 여유고를 두었으며, 총 충전 토양의 높이는 50 cm가 되도록 하여 유효반용적은 12.5L로 하였다. 유입수는 유입관을 통해 유입되었으며, 분배기를 통해 반응조 내에 고루 분배되도록 하였다. 단일토양층(S-1) 반응조는 토양만이 충전되었고, 다단토양층(S-2)은 5 cm 두께의 제올라이트 2개층과 같은 두께의 슬래그 2개층을 두었다. 혼합토양층(S-3)은 다단토양층에 사용된 제올라이트와 슬래그를 같은 양으로 토양과 완전히 혼합하여 충전되었다. 운전개시 전 J하수처리장의 반송슬러지의 상등수를 취해 각각 100 ml씩 투여하여 식중하였다. 각각의 물질이 충전된 반응조의 단면도 Fig. 2에 나타내었다.

3.3.2. 합성폐수

합성폐수는 매일 제조하여 간헐적으로 하루에 2.5L 씩 주입하였으며, HRT (Hydraulic Retention Time)는 충전층을 기준으로 5일이었다. 원폐수의 주입은 오전 3시간(9시~12시)과 오후 3시간(6시~9시)으로 하수가 주로 발생하는 시간을 중심으로 하였다. Table 1에 유입수의 성상을 나타내었다. 유기물원으로는 glucose, monosodium glutamate를, 질소는 Urea와 NH₄Cl을, 인은 KH₂PO₄와 K₂HPO₄를 사용하였으며, 기타 미량영양물질로 나트륨, 칼슘, 마그네슘 등

Fig. 2. Schematic diagram of the three types of reactors.

을 첨가하였다. 유입수를 위한 모액 (stock solution)은 분해방지를 위해 A, B type으로 분리하여 제조한 후 A solution 60mL, B solution 30mL를 20L의 수돗물에 희석하여 사용하였다.

Table 1. Composition of the synthetic wastewater

A solution	B solution
Glucose : 50g/L	KH ₂ PO ₄ : 1.4 g/L
Monosodium Glutamate : 50g/L	K ₂ HPO ₄ : 6.01 g/L
Urea : 15g/L	Na ₂ CO ₃ : 60g/L
NH ₄ Cl : 10g/L	NaHCO ₃ : 30g/L
NaCl : 5g/L	
CaCl ₂ : 2g/L	
MgSO ₄ : 1.7g/L	

3.4. 분석

COD, BOD, T-P, NO₂-N, NO₃-N과 SS 분석은 Standard methods(APHA, 1998)와 공정시험법에 준하였으며, TOC는 TOC-5000A(SHIMADZU)로, TKN과 암모니아성 질소는 증류법(KJELTEC AUTO SAMPLER SYSTEM 1035 Analyzer)을 이용하여 분석하였다.

4. 실험결과

4.1. 물질별 이온교환 및 흡착 실험결과

물질별 이온교환능과 흡착능을 알아보기 위하여 회분식 실험을 수행한 결과 사용된 토양은 유기물에 대한 흡착능이 거의 없는 것으로 나타났으며, 암모니아성 질소에 대한 흡착능은 약 0.04 mg NH₄⁺-N/g soil의 결과를 보였다.

제올라이트는 Fig. 3에 나타낸 바와 같이 암모니아성 질소에 대하여 본 실험조건에서 약 300 BV에서 이온교환이 종료되었다. 이온교환 곡선은 S자 형태를 나타내었으며, 단위 무게당 이온교환된 암모니아성 질소는 9.07 mg NH₄⁺-N/g zeolite 였다. 제올라이트의 이온교환에 대한 특성을 파악하기 위해 회분식 실험을 수행한 후 Freundlich 등온흡착식을 적용하였다. 등온흡착식을 식 (1)에 나타내었다.

$$X = 0.43C_e^{1/1.65} \text{ (Freundlich isotherm)} \quad (1)$$

인에 대한 토양과 슬래그의 흡착곡선인 등온흡착식을 구하기 위하여 실험한 결과 토양에 대한 등온흡착식과 등온흡착곡선은 식 (2)와 Fig. 4에 슬래그에 대한 실험결과는 식 (3)와 Fig. 5에 각각 나타내었다. 토양과 슬래그의 등온흡착식이 비슷한 결과를 보였으며, 토양의 경우 1/n=1.66였으며, 고로슬래그는 1/n=1.73로 슬래그가 토양에 비해 좋은 흡착능력을 가진 것으로 나타났다. 결과적으로 토양과 슬래그의 경우 물질 자체가 함유한 Ca²⁺ 등의 물질의 정석반응에 의해 초기의 표면 흡착 반응 후 응집 반응이 수반되는 것으로 판단된다(김 등, 1996).

$$X = 0.0979 \cdot C_e^{(1/0.604)} \text{ (Freundlich isotherm)} \quad (2)$$

$$X = 0.0966 \cdot C_e^{(1/0.577)} \text{ (Freundlich isotherm)} \quad (3)$$

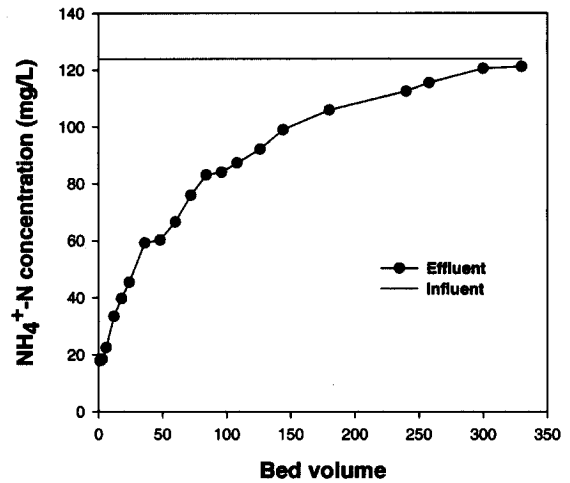


Fig. 3. Result of ion exchange capacity of zeolite.

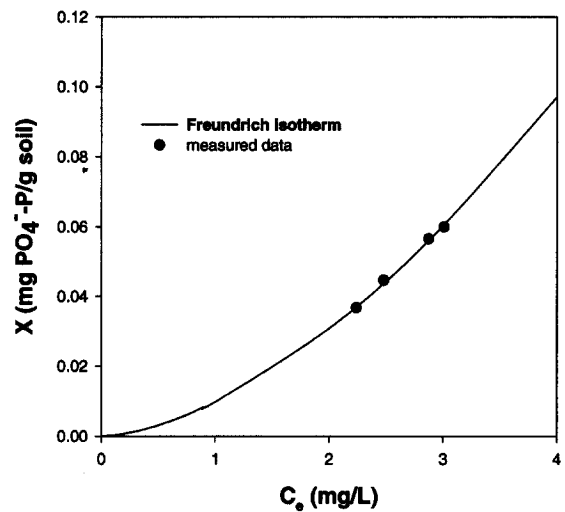


Fig. 4. Ion-exchange capacity of slag for phosphate.

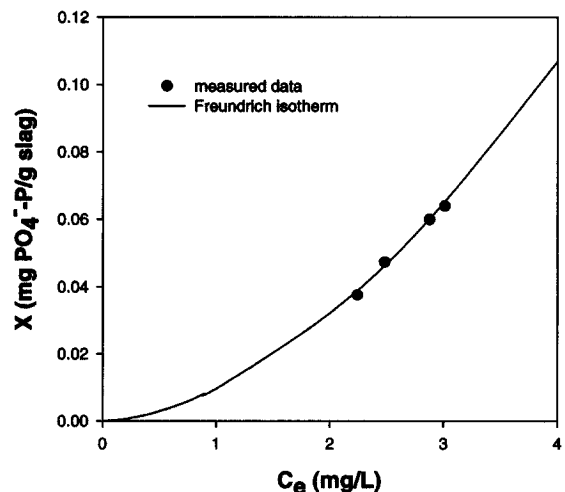


Fig. 5. Ion-exchange capacity of slag for phosphate.

4.2 연속 실험 결과

4.2.1 유기물

유기물은 전체 운전기간 동안 안정적으로 처리되었다. 운전초기에는 충전된 토양에 의한 흡착으로 유기물이 제거된 것으로 판단되며, 시간이 지남에 따라 미생물 섭취에 의해 지속적인 제거가 이루어진 것으로 보인다. 모든 반응조의 유출수 농도는 평균 10 mg/L의 안정적인 값을 보여주었다. TOC의 경우에도 운전초기부터 약 12 mg/L 이하의 농도로 평균 약 6 mg/L의 안정적인 값을 나타내었으며, 운전시간이 경과할수록 보다 안정적인 값을 보여 미생물의 증식이 활발히 이루어진 것으로 판단된다. COD_{Mn}과 BOD도 안정적인 값을 보여 세 반응조에서 차이가 나지는 않았다. 모든 반응조에 충전된 매질이 미생물 성장에 효과적이었음을 보여주는 결과이다. 이러한 현상은 대부분의 토양을 이용한 반응기에서 나타나는 결과로서 유기물의 제거효율은 매우 안정적으로 나타나는 것으로 알려져 있으며, 본 실험에서도 유사한 결과를 나타내었다. 또한 제올라이트와 슬래그가 혼합되더라도 유기물 제거 성능은 떨어지지 않는 것으로 나타났다. Fig. 6에는 COD_{cr}, Fig. 7에는 TOC의 농도 변화를 나타내었다.

Table 2에는 각 유기물 관련 항목별 평균 농도와 처리효율을 나타내었다.

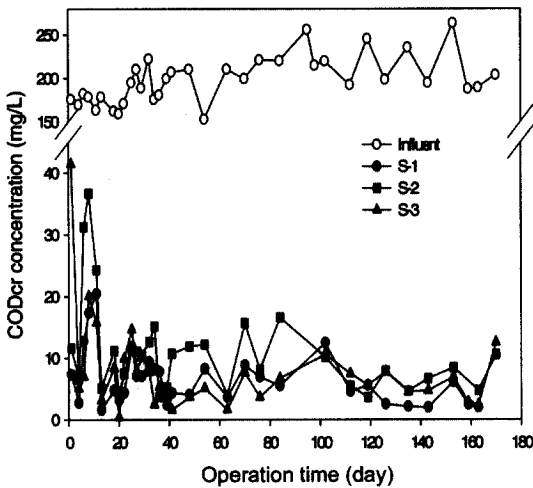


Fig. 6. Variation of COD concentration in each reactor.

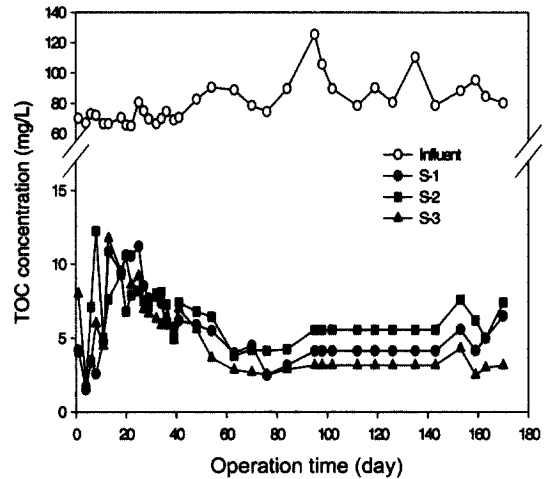


Fig. 7. Variation of TOC concentration in each reactor.

4.2.2 질소

반응조 운전초기에는 Fig. 8에 나타낸 바와 같이, 초기 약 20일 동안은 세 반응조 모두 유출수 TKN 농도가 15 mg/L 이하의 값을 보여 유입된 질소가 이온교환 및 흡착에 의해 제거된 것으로 판단된다. 20일 이후 토양만으로 충전된 S-1은 미생물에 의해 대부분의 유기성 질소가 암모니아성 질소로 전환됨에 따라 유출수의 TKN 농도가 급격히 증가한 반면, 제올라이트가 충전된 S-2와 S-3 반응조에서 유출되는 TKN 농도가 10 mg/L 이하로 안정적인 값을 보였다. 이는 Fig. 9의 암모니아성 질소의 농도 변화에서 확인할 수 있는데, 토양만 충전된 S-1은 약 20일 경부터 유입된 암모니아성 질소 농도가 급격히 증가하여 약 30일 경 정점에 도달한 후 점차 감소하여 약 60일 경부터는 5 mg/L 이하의 값을 유지하였다. 이에 반해 제올라이트가 충전된 S-2와 S-3는 암모니아성 질소 농도의 급격히 증가하는 현상은 보이지 않고 지속적으로 5 mg/L 이하로 유지되어 안정적인 수질을 보여주었다. 이런 결과는 제올라이트에 의한 효과에 의해 암모니아성 질소가 제올라이트에 이온교환되었기 때문으로 판단된다.

한편 Fig. 10에 나타낸 바와 같이, 아질산성과 질산성 질소의 변화를 보면 S-1과 S-3은 약 20일 경부터 NO_x-N

Table 2. Effluent organics concentration and removal efficiency in each reactors

Items		COD _{cr}	COD _{Mn}	TOC	BOD	
Influent (mg/L)	Range	153~264	33~137	65~126	100~161	
	Average	198	94	80	144	
Effluent (mg/L)	Range	S-1	2~33	1~6	2~11	1~4
		S-2	4~37	3~11	2~12	1~20
		S-3	0~41	0~5	2~12	1~3
	Average	S-1	8	3	6	2
		S-2	12	6	6	4
		S-3	9	3	5	2
Removal efficiency(%)	S-1	96	96	93	98	
	S-2	94	92	92	97	
	S-3	96	97	93	99	

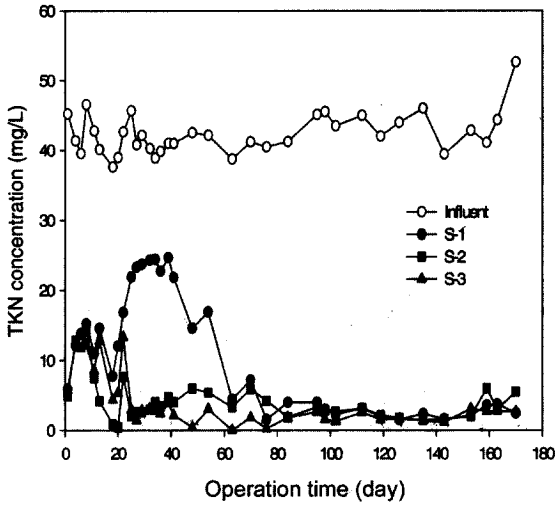


Fig. 8. Variation of TKN concentration in each reactor.

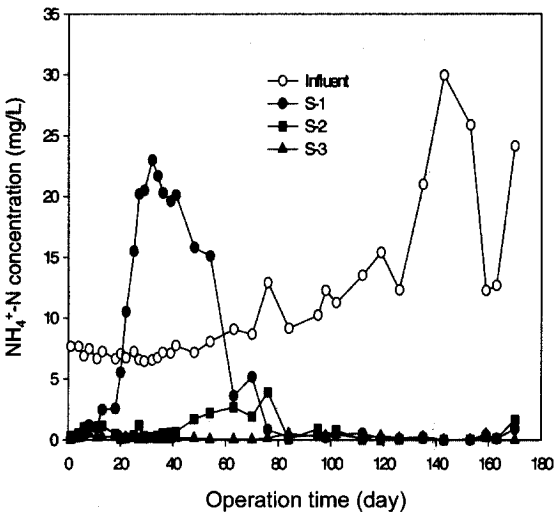


Fig. 9. Variation of NH₄⁺-N concentration in each reactor.

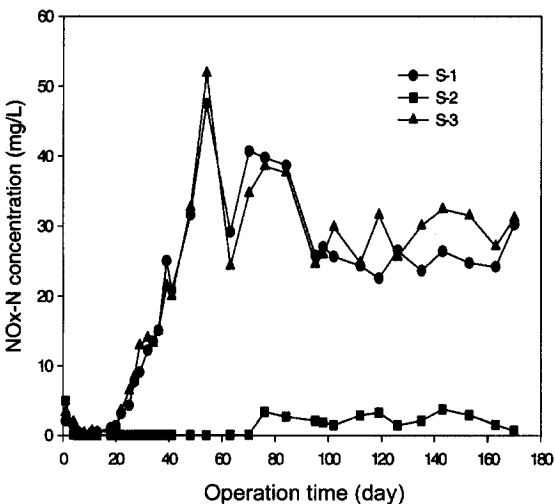


Fig. 10. Variation of effluent NO_x-N concentration in each reactor.

(NO₂-N + NO₃-N)의 농도가 급격히 증가한 것으로 보아

이 때부터 질산화가 시작되었음을 알 수 있었다. 그러나 S-2는 NO_x-N의 농도가 증가하지 않고 지속적으로 거의 0에 가까운 값을 보이다가 70일 경부터 5 mg/L의 NO_x-N 농도를 보였으나 더 이상 증가하지는 않았다. S-1은 토양만이 충전되어 있고 S-3는 제올라이트가 토양과 골고루 섞여 있기 때문에 유입수의 공급이 되지 않을 때 공기의 공급으로 제올라이트의 암모니아성 질소가 질산화균에 의해 질산성 질소로 전환된 후 유입수가 재 유입될 때 유입수와 같이 토양의 모관을 통해 배출된 것으로 판단된다. 이에 비해 S-2는 토양과 제올라이트가 각각의 층을 이루고 있어 제올라이트층이 암모니아성 질소에 대하여 barrier 역할을 한 것으로 판단되며, 제올라이트와 슬래그층에 의해 모관 침윤이 차단되고 비중의 차이로 토양이 일부 압축되어 투과속도가 감소하여 탈질을 위한 충분한 체류시간이 확보된 것으로 판단된다. 따라서 제올라이트층에 이온교환되었던 암모니아성 질소는 유입수가 중단된 상태에서 공기의 공급에 의한 호기성 상태에서 질산화가 이루어지고 유입수가 재 유입되면서 무산소 조건이 이루어져 탈질 반응이 이루어진 것으로 판단된다. 이 원리는 기존의 하·폐수 처리방법의 하나인 RBC와 같은 것으로 원판이 회전하면서 대기상에 노출되었을 때 공기의 공급으로 질산화가 이루어지고 하·폐수에 접촉시 유기물의 존재하에서 탈질균에 의해 질산성 질소의 탈질이 이루어지는 것과 같다고 볼 수 있다. 결과적으로 토양이 균일하게 충전되어 있는 S-1과 S-3는 유입된 폐수가 모관을 통해 지속적으로 유출되어 혐기조건이 이루어지기 힘든 반면에 S-2는 토양, 슬래그와 제올라이트가 각각의 층을 이루고 있으므로 해서 모관 침윤이 일시적으로 차단되고 하단의 토양층이 압축되어 유입수가 일부 층에 고이는 효과로 무산소조건이 이루어지는 것으로 판단된다. 실제로 유입수가 반응조에서 통과되는 시간이 S-2가 가장 오래 걸렸던 이유가 이런 현상에 의한 것으로 판단된다.

최종적으로 T-N의 농도 변화 (Fig. 11)를 보면, S-2가 가장 낮은 농도를 보여주고 있다. S-1과 S-3는 전체적으로 비슷한 경향을 보여주었는데, 초기에 낮은 T-N의 농도를 보이다 질산화가 이루어지면서 점차 높은 농도를 보였으며, 30일 경부터 90일까지는 유입수의 T-N 농도와 거의 비슷하거나 더 높은 농도를 보였다. 이후 점차 감소하여 약 30 mg/L의 유출수 T-N 농도를 보였다. 이는 앞서서도 언급하였듯이 이온교환되었던 암모니아성 질소가 질산성 질소로 전환되면서 유입수와 같이 유출되었기 때문으로 보이며, 이온교환의 평형이 이루어지면서 유출수의 T-N의 농도도 일정한 값을 보인 것으로 판단된다. 이에 비해 S-2는 탈질반응이 효과적으로 이루어짐에 따라 10 mg/L 이하의 T-N 농도를 지속적으로 유지하였다.

실험이 종결된 후 다단토양층의 층별 미생물 종을 관찰한 결과 제올라이트 층에는 주로 질산화 관련 미생물 (*Nitrosomonas* sp., *Nitrobactor* sp.)들이 증식하고 있으며, 토양층과 슬래그층에는 종속영양균들이 분포되어 있는 것으로 조사되었다.

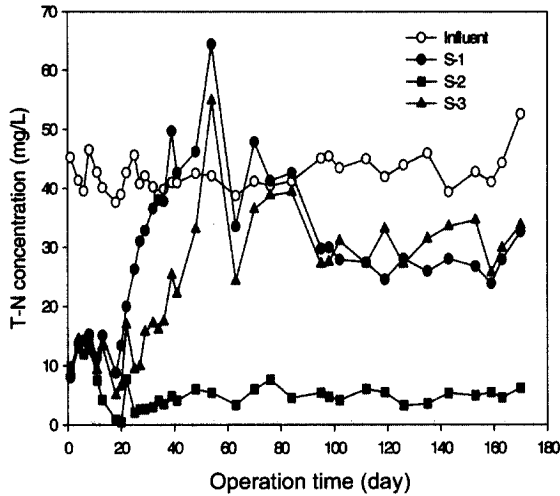


Fig. 11. Variation of T-N concentration in each reactor.

이런 결과들을 종합 검토한 결과 제올라이트가 질소제거에 효과적으로 사용될 수 있음을 알 수 있었으며, 사용방식은 토양과 혼합하는 것보다는 제올라이트층을 만들어 주는 것이 효과적임을 확인할 수 있었다. 그러나 이런 다단토양층에서 각각의 물질별 층 두께가 유체의 흐름에 중요한 인자가 될 것으로 판단되며, 일부층에 미생물의 과대증식으로 인한 막힘이 예상되기 때문에 이에 대한 해결 방법이 모색되어야 할 것이다.

4.2.3. 인과 SS

Fig. 12에 나타난 바와 같이, 전체적으로 세 반응조 유출수의 인농도 차이는 거의 없이 평균 90% 이상의 인 제거효율을 보여주었다. 다만 다단토양층 반응조인 S-2의 유출수 농도가 다른 두 반응조에 비해 다소 높은 농도를 보였으나 그 차이는 미미하였다. 한편, 슬래그 철성분의 산화에 의한 응집 효과에 의한 현상은 관찰하기 어려웠으며, 본 처리방법에서 인에 대한 제거 메카니즘은 충전제의 흡착능, 미생물에 섭취, 슬래그에 의한 응집 및 철성분 산화 등의 복합적인 원인이 작용하는 것으로 보이며, 이에 대한 현상

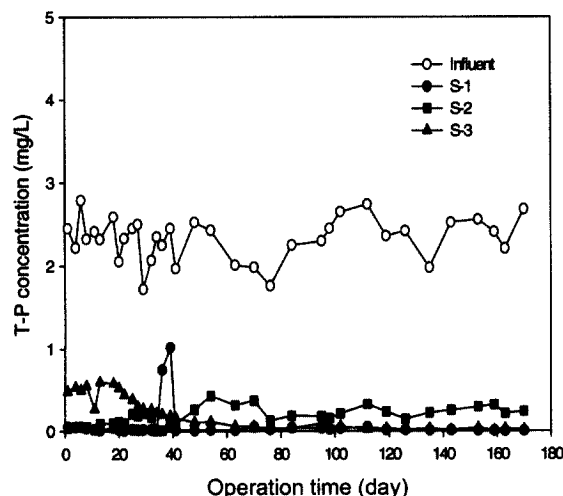


Fig. 12. Variation of T-P concentration in each reactor.

규명은 추가적인 실험을 통해 증명되어야 할 것이다. 처리수의 SS 농도도 세 반응조 모두 2~5 mg/L 범위의 비슷한 값을 보였다.

5. 결론

토양반응조에 천연제올라이트와 슬래그를 적용한 단일토양층 반응조, 혼합토양층 반응조와 다단토양층 반응조에 하수를 연속 처리하여 비교한 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

- 1) 유기물과 인은 모든 반응조에서 COD 95%와 T-P 90% 이상으로 비슷한 처리효율을 보여주었다.
- 2) 질소는 모든 반응조에서 전 운전기간 동안 TKN 평균 제거율은 S-1은 74%, S-2와 S-3는 90% 였으며, 총질소 제거율에서는 다단토양층 반응조가 87%로 단일토양층 반응조(31%)와 혼합토양층 반응조 (45%)에 비해 높은 총질소제거율을 보였다.
- 3) 다단토양층 반응조에서는 제올라이트와 슬래그 층에 의해 모관침윤이 차단되면서 투과속도가 감소하였으며, 이에 따라 하수의 체류시간이 길어짐에 따라 무산소 조건의 형성으로 탈질이 원활히 이루어진 것으로 판단되었다.
- 4) 다단토양층 반응조 (S-2)에 하수를 간헐 주입하여 적용한 결과 질산화 및 탈질이 연속적으로 이루어짐을 확인할 수 있었으며, 충전된 제올라이트가 이온교환 및 재생이 이루어져 높은 질소제거효율을 얻을 수 있었다.
- 5) 그러나 다단토양층 반응조에서 제올라이트와 슬래그층의 무게에 의해 토양이 압밀되어 투수도가 감소하였으며, 이 부분에서 미생물에 의한 막힘 현상이 발생하여 이에 대한 보완 연구가 필요할 것으로 판단된다.
- 6) 종합적으로 기능성 여재를 다단으로 충전한 다단토양층 반응조가 유기물과 인의 제거효율은 떨어지지 않으면서도 질소에 대한 높은 처리효율을 보였으며, 하수의 간헐 주입 방법으로 산소 공급을 위한 별도의 폭기 장치없이 산소공급이 가능하여 콤팩트하면서도 경제적인 소규모 오수처리 시설로 적합한 공정으로 판단되었다.

참고문헌

1. 남궁완, 원종철, 토양트렌치법을 이용한 생활하수 처리-문헌고찰, *대한환경공학회지*, 14(4), pp. 345-353 (1992).
2. 환경부, 환경통계연감 (2001).
3. 환경부, 마을하수도설치사업 협의현황 (2000).
4. U. S., Environmental Protection Agency, *Design Manual- Onsite Wastewater Treatment and Disposal System*, Washington, D. C., Oct. (1981).
5. 木村 正二郎, 土壤浄化法による汚水處理現象, *公害と對策*, 17(3), pp. 56-64 (1980).
6. 若月利之, 江 角 比出郎, 小村修一, 多段土壤層法による脱窒脱リン合併排水處理裝置, *水質汚濁研究*, 14(10), pp. 709-719 (1991).

7. 増永二之, 佐藤邦明, 青山知恵, 藤井俊逸, 善波孝人, 野辺一寛, 若月利之, 多段土壤層法による環境水質改善技術の開発-汚濁河川水の直接浄化, *用水と廢水*, **43**(12), pp. 1033-1040 (2001).
8. Luanmanee S., Boonsook P., Attanandana T., Saitthiti B., Panichajakul C. and Waatsuki T., "Effect of intermittent aeration regulation of a multi-soil-layering system on domestic wastewater treatment in Thailand," *Ecological Engineering*, **18**, pp. 415-428 (2002).
9. 임재명, 김병욱, 강성환, 수정된 토양트렌치 공정을 이용한 소규모 오수처리, *한국수처리기술연구회*, **5**(4), pp. 13-17 (1997).
10. 김시준, 이용화, 강임석, 이병현, 부패조와 토양트렌치 공법에 의한 소규모지역의 하수처리적용방안, *한국수처리기술연구회*, **5**(2), pp. 29-36 (1997).
11. 원종철, 남궁완, 임연택, 윤조희, 토양트렌치법에 있어서 폐수 주입방식, 유량부하 및 토성이 유기물 처리효율에 미치는 영향, *한국물환경학회지*, **7**(3), pp. 176-184 (1991).
12. 장원석, 박대원, 홍석원, BAF 공법을 이용한 염색폐수 처리시 제올라이트 매질의 질소제거 효과에 관한 연구, *대한환경공학회지*, **23**(5), pp. 745~755 (2001).
13. 장원석, 박대원, 김동진, 석탄회와 슬래그를 여재로 이용한 상수원수 처리시 질소, 인, 조류 제거효과, *대한환경공학회지*, **23**(11), pp. 1889-1897 (2001).
14. 박상숙, 라덕관, 광해근, 고로슬래그의 정성반응에 의한 수중의 인 제거, *한국폐기물학회지*, **17**(2), pp. 140-146 (2000).
15. 김용호, 유기상, 분말전로슬래그를 이용한 고농도 인폐수의 처리에 관한 연구, 한국수질보전학회 학술연구발표회 논문초록집, pp. 145-149 (1996).
16. 이형술, 윤태일, 김창균, ZNR과 URC공정을 이용한 도시하수의 처리, *대한환경공학회지*, **23**(8), pp. 1359~1370 (2001).
17. 増永二之, 増永二之, 善田賢, 白浜松重, 善波孝人, 原田剛臣, 土壤生態系を用いた水質浄化-土壤圏の生態工學, *用水と廢水*, **40**(10), pp. 874-882 (1998).
18. 박성순, 무산소호기 철접촉재 생물막공법에 의한 질소 및 인 제거, 서울시립대학교박사학위논문 (1998).
19. APHA, AWWA and WPCF, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th. ed., APHA, Washington, D.C.(1998).