

발효된 1차 침전슬러지를 공급하여 간헐폭기조를 이용한 도시하수의 영양염류 처리

원성연[†] · 이상일^{*}

[†] 동림건설(주) 기술개발연구소

^{*}충북대학교 환경공학과

Removal of Nutrients from Domestic Wastewater Using Intermittently Aerated Activated Sludge Systems Supplemented with Fermented Settled Sludge

Seung-Yeon Weon[†] · Sang-Il Lee^{*}

[†]Institute of Technology and development, Donglim C & E. Co. Ltd.

*Department of Environmental Engineering, Chungbuk National University

Abstract : In this research, a 2-stage intermittently aerated activated sludge system(IA) and intermittently aerated dynamic flow activated sludge system(DF) were investigated for the removal of nutrients in domestic wastewater. Wastewater was characterized by low C/N(organics/nitrogen) ratio. COD_{cr}, BOD₅, TKN and TP concentrations of domestic wastewater were 235, 47, 32 and 5.4 mg/L, respectively. Three sets of IA and one set of DF were operated. Three of four systems were added with fermented settled sludge taken from primary settling tank as an external electron donor and the other(IA) for control reactor was operated without addition of electron donor. All systems were operated at same sludge retention time of 20 days and hydraulic retention time of 12hrs. The supplemental electron donor was supplied into the anoxic mode. A higher denitrification rate was observed from the reactors with fermented settled sludge as an electron donor for denitrification compared to that of without addition of organic source. The result of this study indicates that the settled primary sludge, if the fermented at the acid stage, was an excellent electron donor for denitrification. 81% of TN and 80% of TP were removed from the systems with the supplemental organic source added. However, the control reactor without addition of electron donor showed only 39% of TN and 43% of TP.

Keywords : Intermittent aeration, Dynamic flow, External carbon source, Denitrification

1. 서 론

질소와 인과 같은 영양염류는 하천이나 호수로 유입시 부영양화를 일으키는 주원인 물질 이므로 이의 적절한 처리가 수질관리 측면에 매우 중요하다. 영양염류를 처리하기 위한 방법으로는 A²/O, Bardenpho, University of Cape-town, Virginia Initiative Plant process 등이 이용되는데 이는 반응조의 운영방식을 일정하게 호기성(oxic), 무산소성(anoxic) 및 협기성(anaerobic)으로 고정시켜 steady-state 개념으로 운영된다.^[1,2] 최근에는 반응조의 운영방식을 고정시키지 않고 폐수의 특성에 따라 정해진 시간을 주기로 교대 설정하여 운영하는 Bio-deniph, Bio-denitro 및 간헐폭기(Intermittently Aerated System) 및 유로변경 활성슬러지 시스템(Dyna Flow System)과 같은 dynamic state 운영방식으로 많이 이용되고 있다.^[3-5]

간헐폭기(IN) 및 유로변경 간헐폭기(DF) 활성슬러지 시스템은 기존의 활성슬러지 시스템에서 시설을 크게 변경하지 않고 반응조내에서 호기 및 무산소상태를 폭기 및 비폭기

시간의 적절한 분할에 의해 자유롭게 유도함으로써 유입수의 특성에 따라 대처할 수 있는 장점을 지니고 있다. Sasaki^[3] 등(1996)은 2단 간헐폭기 활성슬러지를 이용하여 질소 및 인이 각각 92% 및 82% 제거됨을 관찰하였다. 또한 Osada^[4] 등(1991)은 질소 및 인이 각각 96% 및 80%가 제거되었으며, 유기물 제거효율도 89-99%의 높은 제거효율을 관찰하였다. 이때 질소 및 인의 제거는 유입수의 BOD/N의 비율에 따라 크게 영향을 받으며, 유입수의 유기물이 부족한 경우에는 원활한 탈질 및 탈인 반응을 기대할 수 없다. 유입수의 BOD/N 비율이 4이하인 경우에는 외부의 유기탄소원의 공급이 불가피하다.^[4,6,7]

일반적으로 도시하수는 질소농도에 비해 상대적으로 낮은 유기물을 함유하고 있다. 유입되는 유기물 중 생물학적으로 분해되기 쉬운 유기산(Total Volatile Fatty Acids, TVFA)은 탈질공정의 전자공여체(Electron donor)로 이용되며 인의 제거를 위한 흡착에도 영향을 주고 있다.^[8] 하지만 유입수의 유기물이 낮아 질산화과정 중 대부분 고갈된다면 후속된 탈질과정에서 미생물의 활성도가 낮은 문제점이 있다. 따라서 탈질속도를 증가시켜 주기 위해서는 외부의 전자공여체를 제공해주어야 한다. 기존에 널리 이용되고 있는 외부 공급 유기물로는 methanol, ethanol, acetic acid,

[†]To whom correspondence should be addressed.

wonsydj@donglim21.com

glucose 등이 많이 이용되고 있다.⁹⁻¹²⁾ 하지만, 외부에서 methanol과 같은 전자공여체를 주입하는 공정은 1970년대의 석유파동 이후 가격이 급상승되어 처리비가 점차 증가하는 문제가 있다. 폐수중의 유기물은 고형성분과 용존성분으로 나누어지는데 도시하수는 후자보다 전자가 많다. 탈질반응 중 용존유기물은 쉽게 전자공여체로 이용되나 고형유기물은 매우 느리게 반응된다. 따라서 탈질반응전 고형유기물을 용해시킨다면 쉽게 폐수중 유기물을 이용하여 탈질반응이 이루어질 것이다.

본 연구에서는 도시하수처리장의 1차 침전 슬러지의 고형성분을 유기산화하여 생성된 유기산을 비폭기 기간중 주입시간을 다르게 하여 탈질반응에 이용였으며, steady-state 개념이 아닌 dynamic-state로 운영되는 2단간헐폭기(IA) 및 유로변경 간헐폭기(DF) 활성슬러지 시스템을 이용 하므로서 경제적으로 질소와 인을 제거하고자 하였다.

2. 실험장치 및 방법

2.1. 도시하수의 특성

본 연구에서 유입수로 이용한 도시하수는 (C)시에 위치한 도시하수처리장의 유입수를 하루중 일정한 시간에 매주 평균 2회 채취하여 사용하였다. 유입수의 COD_{cr} 농도는 105-540 mg/L이었다. 유입수에 이용된 도시하수의 특성은 Table 1과 같다. COD_{cr}, TKN 및 TP의 평균 농도는 235, 32, 5.4 mg/L이었으며, GF/C filter 앤 membrane filter(pore size 0.45 μm)로 여과한 후 측정한 SCOD_{cr}의 농도는 95 mg/L로서 총 COD의 40%이었다. 유입수중의 NO₃⁻-N, NO₂⁻-N은 검출되지 않았으며 COD_{cr}/TKN 비율은 7.3이었다.

2.2. 2단 간헐폭기 활성슬러지 시스템

본 연구에서 사용된 2단간헐폭기 활성슬러지 시스템은 기존의 24시간 폭기 형태의 활성슬러지 시스템을 2단으로 하여 한 개의 반응조내에서 간헐적인 폭기형태로 운영되는 시스템이다. 실험장치는 Fig. 1과 같이 순험기조 및 제1, 2반응조로 구성되어있다. 순험기조의 용량은 4L이고 제1 및 2 반응조는 각각 9.8L 용량으로 사각형 아크릴 수지로 제작하였다. 공기 주입은 air pump에 solenoid valve 및 timer를 연결하여 폭기 및 비폭기 시간을 조정하였다. 비폭기시 반응조내 유입수 및 슬러지의 원활한 혼합을 위해 paddle을 설치하여 AC motor로(60rpm)회전시켜 주었다. 폭기시 반응조내 과산화 및 DO농도의 강하를 막기 위해 공기 유입부에 flow-meter를 설치하였고 DO는 3-4ppm을 유지하도록 하였다. 폭기 및 비폭기 시간의 주기는 1hr/1hr으로 하여 제1 및 제2 반응조를 번갈아가며 폭기시켜 주었

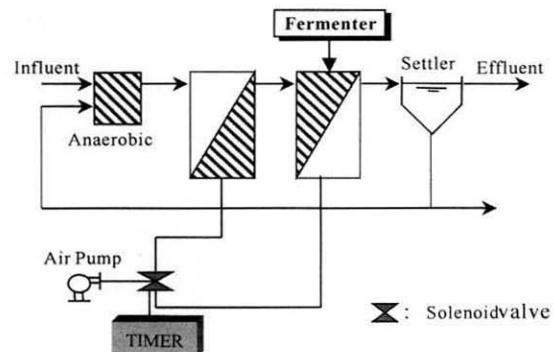


Fig. 1. Schematic diagram of 2-stage intermittently aerated activated sludge system(IN).

다. 따라서 제1반응조가 폭기면 제2반응조는 비폭기, 제2반응조가 폭기면 제1반응조는 비폭기로 운영하였다.

2.3. 유로변경 간헐폭기 활성슬러지 시스템

유로변경 간헐폭기 활성슬러지 시스템은 순험기조 및 3개의 간헐폭기 반응조로 구성되어있다(Fig. 2). 반응조의 용량 및 슬러지 반송 등은 2단 간헐폭기 활성슬러지 시스템과 같게 하였다. 제1 및 제2반응조는 병렬로 연결 되어있고 유입수의 흐름은 번갈아가며 흐르도록 하였다. 유로변경 시간은 2시간을 주기로 Mode A와 B를 번갈아가며 운영하였다. 제1 및 제2반응조의 폭기 및 비폭기 시간은 2hr/2hr이며, 제3반응조는 1hr/1hr이었다. 유로의 흐름이 없는 경우에는 폭기 상태의 회분식으로 운영하였다. 유로변경 간헐폭기 활성슬러지 시스템은 기존 간헐폭기 공정에 회분식 반

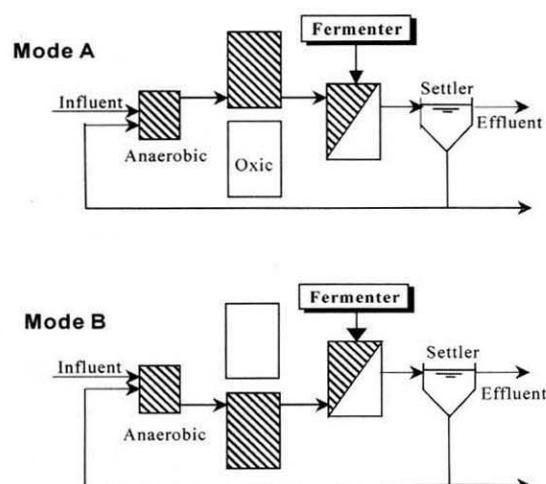


Fig. 2. Schematic diagram of dynaflow intermittently aerated activated sludge system.

Table 1. Characteristics of Domestic Wastewater

Item	pH	TCOD _{cr}	SCOD _{cr}	TKN	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	T-P	Ortho-P
Avg.	7.2	235	95	32	26	ND	ND	5.4	2.7
Max.-Min.	6.5-7.5	105-540	47-205	22-49	14-34	-	-	2.5-17	1.7-7.2

* Unit: mg/L, except for pH

옹조를 추가로 설치 및 운영함에 따라 간헐폭기 공정의 장점에 수리학적 체류시간이 길게 요구되는 폐수 처리시 질산화 효율을 증진시키기 위해 고안된 공정이다.

2.4. 실험 방법

간헐 및 유로변경 간헐폭기 활성슬러지 시스템의 운영시초기에 접종한 활성슬러지는 C시 하수처리장 반송슬러지를 채취하여 사용하였다. 시스템 운영 초기 MLSS는 1500 mg/L정도 되도록 접종하였으며 도시하수를 주입하여 적응시키면서 변화를 관찰하였다. 유기산의 주입은 1차침전슬러지의 5일간 협기성 발효에 의해 생성된 유기산을 침전조 앞에 위치한 반응조(간헐: 2번 반응조, 유로: 3번 반응조)에 비폭기 기간중에 주입하였다. 간헐 1조(IN 1)은 유기산을 주입하지 않았으며, 간헐 2조(IN 2)는 비폭기 60분동안 전반 15분간(0-15분)주입하였다. 또한 간헐 3조(IN 3) 및 유로변경 시스템(DF)은 비폭기 60분동안 (0-60분) 연속적으로 주입하여 실험하였다. 주입량은 유입되는 질소성분의 4.5(CODcr/N)로 주입하였으며, 부하량은 (COD loading rate) 0.29 kg/m³-day로 동일하게 운영 하였다. 모든 실험에서 SRT 20 days, HRT 12 hrs으로 운영하였고 실험온도는 18±5°C로 유지했다. 유기산을 고려하지 않은 COD loading rate은 평균 0.47 kg/m³-day이었으며, 반응조는 연속주입형태로 운영하였다. 도시하수의 유입 및 슬러지 반송은 peristaltic pump를 이용하여 정량적으로 주입하였으며, 슬러지 반송은 유입유량과 같은 100%로 하였다.

측정을 위한 시료는 유입수, 유출수 및 침전조 앞에 위치한 반응조의 중앙내부에서 약 50 mL정도 채취하였으며, 채취된 시료는 즉시 TOYO사의 5종 A여과지로 거른 후 이를 다시 0.45 μm membrane filter로 여과하여 고형물을 완전히 제거하여 분석하였다. 분석항목은 TVFA, COD_{cr}, MLSS, MLVSS, TKN, NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N로서 Standard method^[3]와 HACH(DR-4000)에 의거하여 분석하였으며, TVFA 및 CODcr 분석은 Distillation method와 Closed Reflux, Colorimetric Method에 의거 분석하였다. 또한 질산염은 UV-spectro-photometer(HACH DR-4000)와 Ion Chromatography를 이용하여 측정하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 유기산 생성

각 시스템에 주입된 유기산은 도시하수 처리장의 1차 침전슬러지를 5일간 협기성 발효하여 얻어진 상등수의 유기산을 이용하였다. 유기산 생성은 현장에서 생성 가능한 조건인 여름철 상온 28°C에서 pH조정 및 교반 없이 생성하였다. 유기산 생성전 1차 침전조에서 침전된 슬러지의 초기 TVFA 및 SCOD는 각각 626 mg/L, 743 mg/L이었으며, 이들을 약 5일간 발효할 경우 TVFA 및 SCOD 농도는 각각 1570 mg/L, 2400 mg/L로서 TVFA는 약 250%, SCOD는 320%정도 증가하였다. 이를 반응조 운영 약 50일 이후부터 주입하여 유기산 주입의 영향을 관찰하였다. MLSS

및 MLVSS는 약 40일 운영 후 안정된 2000 mg/L, 1500 mg/L에 도달하였다. 운영 50일 이후 2단간헐폭기 활성슬러지 시스템에서 반응조내 미생물의 농도는 유기산 주입이 없는 경우(IN 1) 계속해서 같은 농도범위를 유지하였으나 유기산 주입이 있는 경우(IN 2, 3 및 DF)는 점차 증가하였다. 2단간헐폭기 시스템중 비폭기 시간 60분중 전반 15분동안 주입된 시스템(IN 2)의 MLVSS는 약 2350 mg/L가 유지되었고 비폭기 60분간 연속주입한 시스템(IN 3)에서는 약 2900 mg/L가 유지되었다. 유로변경 시스템의 비폭기 60분동안 연속 주입한 시스템(DF)은 약 1900 mg/L로 증가하였다. 이는 유기산이 주입됨에 따라 각 시스템에서 미생물의 활성이 증가되었기 때문인 것으로 사료된다. 또한 유기산 주입은 15분간 주입시보다 60분 연속적인 형태로 주입한 경우 반응조내 biomass의 농도가 높게 관찰되었다. MLVSS/MLSS의 비율은 유기산 주입에 상관없이 평균 80%이었다. 유기산을 주입한 경우 미생물 성장에 영향을 끼친 것은 유출수의 COD_{cr}농도에서 간접적으로 관찰되었다. 현장폐수를 이용하였기 때문에 운영기간 중 유입 COD의 농도가 변하였지만 유출되는 농도는 유기산 주입과는 관계없이 30-50 mg/L로 유출되었다(Fig. 3). 이는 1차 침전슬러지의 발효에 생성된 유기산은 대부분 미생물이 쉽게 분해할 수 있는 유기물이기 때문인 것으로 사료된다. 따라서 유기산 주입에 의해 유출되는 유기물 농도에 대한 영향은 없는 것으로 판단되었다.

폭기 및 비폭기 시간을 1시간/1시간으로 운영한 2단 간헐폭기 활성슬러지 시스템의 반응조내 용존산소는 Fig. 4와 같다. 제1번 반응조는 유입수의 유기물로 인하여 비폭기 7분정도의 시간경과 후 0.2 mg/L로 감소하여 호기성(aerobic)에서 무산소조건(anoxic)이 형성됨을 알 수 있었다. 하지만, 2번 반응조는 유기산 주입이 없는 경우 35분정도 소요되었으며, 유기산 주입이 있는 경우는 7분정도 소요되었다. 유기물이 부족한 반응조는 비폭기로 운영시 무산소 조건을 형성하는데 긴 시간이 요구된다는 것을 알 수 있다. 이는 유기물이 부족하였기 때문에 폭기 기간 중 용존되어 있던 산소를 쉽게 소모할 수 없었음에 기인하는 것으로 사료된다. 몇몇 연구자들에 의해 축산폐수와 같이 고농도의 유기물을 처리하거나, 반응조내 미생물이 많은 경우는 폭기

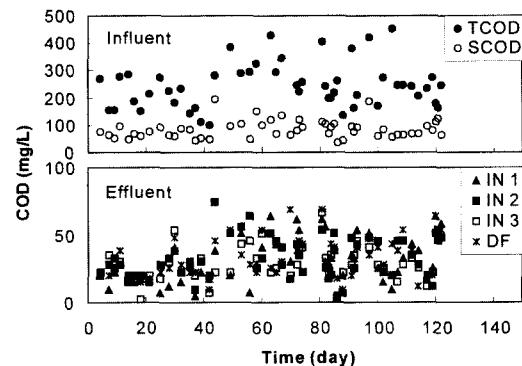


Fig. 3. Temporal variation of COD concentration for process type with fermented acids.

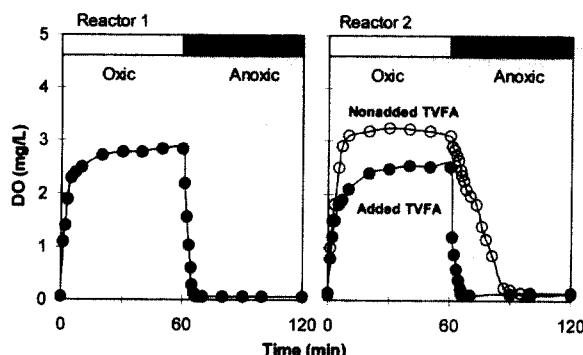


Fig. 4. Dissolved oxygen profile in 2-stage intermittently aerated activated sludge system.

상태에서 비폭기로 운영시 효과적으로 무산소 조건이 형성되는 것으로 보고되고 있다.¹⁶⁾ 하지만, 도시하수와 같이 유기물 농도가 낮고 미생물 농도도 낮은 경우는 폭기 및 비폭기 시간의 재설정 및 유기산의 공급이 이루어져야 한다. 따라서 폭기조의 DO농도를 질산화에 지장이 없는 수준인 1.5-2 mg/L^{17,18)}로 유지시키는 것이 산소에 의한 유기물 소모를 줄일 수 있을 것으로 판단되며, 이는 또한 탈질효율을 증진시킬 것으로 사료된다.

3.2. 질소제거효율의 변화

도시하수를 처리하는 2단 간헐폭기 및 유로변경 활성슬러지 시스템에 유입된 TKN의 부하율(loader rate)은 0.064 kg N/m³-day이었다. 이때 유입 및 유출되는 각각의 질소의 농도는 Fig. 5와 같다. 유입되는 TKN 및 NH₄⁺-N의 농도는 평균 32 및 26 mg/L이었으며, 유출수의 평균농도는 4 및 2 mg/L이었다. 이는 유입수내 독성물질이 없었기 때문에 질산화가 충분히 진행되었기 때문인 것으로 사료된다. 시스템별 커다란 차이는 보이지 않았으나 유기산 주입된 경우가 그렇지 않은 경우 보다 1.5 mg/L정도 높게 검출되었다. 이는 유기산 주입시 암모니아도 함께 주입된 영향이라고 판단된다. 또한 유기산이 주입되지 않은 경우는 유기산에 대한 영향이 없었을 뿐만 아니라 비폭기시 무산소조건이 늦게 형성됨에 따라 질산화가 충분히 진행된 것으로 사료된다.

NO₃⁻-N의 농도는 유기산 주입전 16-20 mg/L이었으나, 유기산이 주입됨에 따라 감소되는 경향을 볼 수 있다. 반응조 80일 운영 후 안정된 기간에 유기산 주입이 없었던 간헐 1의 경우 평균 15 mg/L이었다. 이는 탈질 반응이 일어나는 혼기성 조건에서 미생물이 이용할 수 있는 유기물이 부족하여 탈질산화가 원활하게 일어나지 않았기 때문인 것으로 판단된다. 하지만 유기산이 비폭기 전반 15분간 주입된 간헐 2번은 평균 5 mg/L이었다. 비폭기 60분동안 연속 주입된 간헐 3 및 유로변경 간헐폭기 활성슬러지 시스템은 모두 1-3 mg/L로 매우 낮게 나타났다. 같은 부하량으로 유기산이 주입되었지만 간헐 2는 초기에 주입하였기 때문에 반응조내 존재해있던 용존산소를 이용하는 종속영양 미생물(heterotrops)에 의해 소모되는 양이 간헐 3번보다 다소

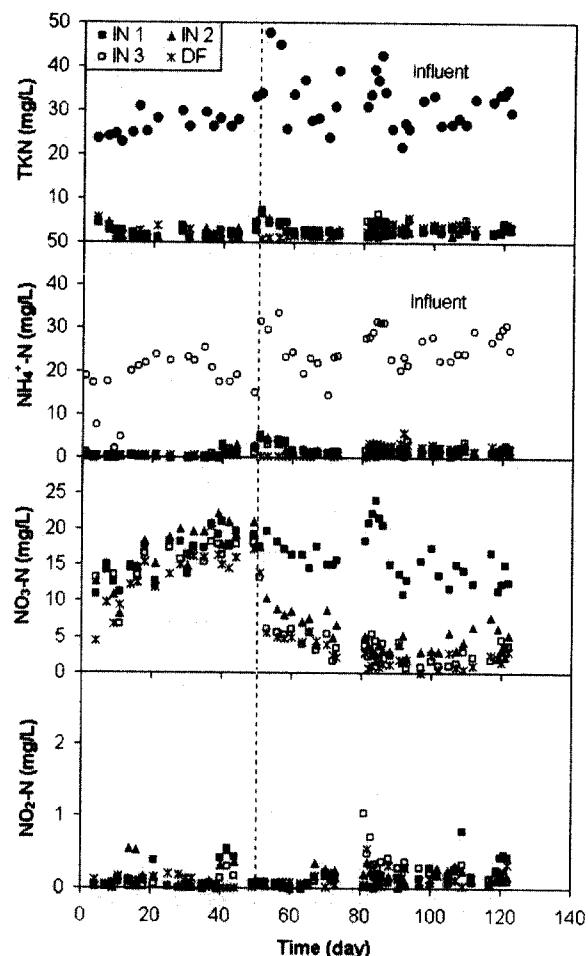


Fig. 5. Temporal variation of TKN, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N and NO₂⁻-N concentration for types of processes. The operation of systems are indicated at the top of the figure (IN 1: non-addition TVFA, IN 2, IN 3, DF: added TVFA for 0-15, 0-60, 0-60min under anoxic conditions, respectively).

많았기 때문인 것으로 사료된다. NO₂⁻-N의 농도는 시스템 종류에 관계없이 매우 적은농도(0.5 mg/L)로 검출되었다. 이상의 질소제거를 총질소(T-N)의 농도로 나타내면 Fig. 6(top)과 같다. 유출수에서 간헐 1,2,3 및 유로변경 시스템의 총질소는 평균 19.2, 9.1, 7.5 및 6.0 mg/L로 제거효율은 각각 39, 71, 76 및 81%이었다(Table 2). 간헐 1은 유기산을 주입하지 않은 반응조이다. 도시하수 1차 침전슬러지의 유기산을 전자공여체로 주입한 경우 높은 제거효율을 얻었으며 유기산을 주입하지 않은 경우 제거효율이 가장 낮았다. 또한 유로변경 시스템이 간헐폭기 시스템보다 질소처리 효율이 높았다. 간헐폭기 시스템과 비교시 반응조가 수리학적 체류시간(HRT)이 서로 같게 운영되더라도, 유로변경 시스템에서는 2개의 반응조가 병렬로 연결되어 폐수의 유입이 없이 회분식으로 운영되는 반응조에서는 완벽한 질산화 반응이 진행되며, 2시간후 폐수의 유입시에는 유입원수의 유기물을 탈질반응에 효과적으로 이용되기 때문에 질소제거효율이 다소 높아진 것으로 판단된다. 또한 병렬구조로

Table 2. Removal efficiency of TN and TP

Systems	Total Nitrogen		Total Phosphorus	
	Removal eff. (%)	S.D.(±)	Removal eff. (%)	S.D.(±)
IN 1	40	9.5	60	9.9
IN 2	71	10.2	66	11.5
IN 3	77	8.9	81	9.5
DF	81	6.5	85	6.9

* S.D. : Standard deviation

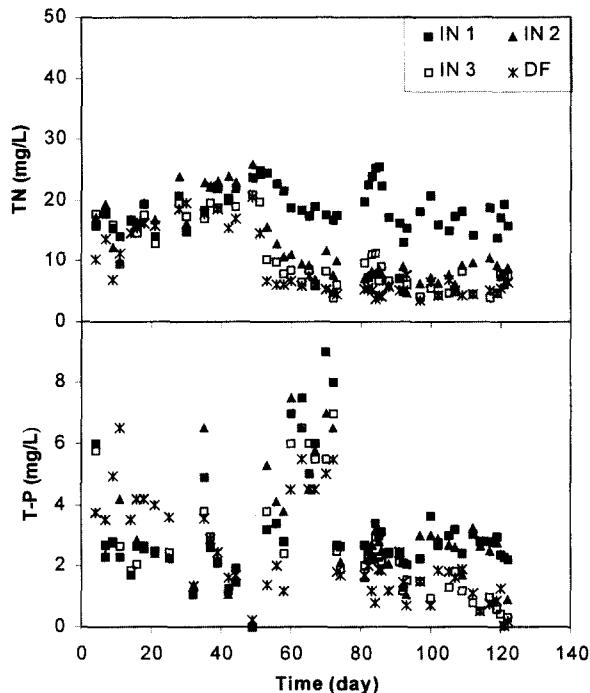


Fig. 6. Temporal variation of TN and TP concentration for the types of processes as the fermented acids was added.

운영되는 제 1 및 2 반응조가 유입폐수의 부하 변동에 완충력이 클 것으로 사료된다.

Fig. 6(bottom)은 유입 및 유출수의 총인(TP)을 농도로 나타낸 그림이다. 이때 유출수의 총인은 유출되는 미생물의 영향을 없애기 위해 GF/C 여지로 여과하여 미생물을 제거한 후 측정한 것이다. 반응조가 안정화되고 일정한 농도로 유입되었던 80일 후 유입수의 총인은 5 mg/L이었다. 유출수에서 간헐 1,2,3 및 유로변경 시스템의 총인은 평균 3.0, 2.6, 1.0 및 1.0 mg/L로 제거효율은 각각 43, 51, 81 및 80%이었다(Table 2). 간헐 3 및 유로변경 시스템이 간헐 1 및 2 보다 높은 제거효율을 얻었다. 연구자들에 의하면 인의 release를 위해서는 NO_3^- -N가 존재하지 않는 혼기상태와 미생물에 의해 분해되기 쉬운 SCVFA(short-chain volatile fatty acid)가 많이 존재할 때 효과적으로 일어난다고 보고되고 있다.^{19,20)} 따라서 유기산을 주입한 경우는 분해가 용이한 SCVFA의 공급으로 인의 release 및 uptake가 효과적으로 이루어졌다. 하지만 유기산 주입이 없는 경우는 유입수의 유기물이 처음의 호기성 반응에서 제거되어 SCVFA를

이용할 수 없었기 때문인 것으로 판단된다. 간헐 2는 유기산이 비폭기 전반 15분동안만 주입되었기 때문에 이후 혼기성조건에서 유기산이 부족하여 제거효율이 낮은 것으로 사료된다. 간헐 1은 유기산을 주입하지 않은 반응조와 본 실험에서 유기산 주입반응조와 영양염류 제거효율을 검토하기 위한 control로 사용한 반응조이다. 따라서 1차침전슬러지의 발효 유기산을 질소 및 인의 처리공정에 전자공여체 및 외부 탄소원으로 이용하는 것은 폐기물 처리 측면이나 경제적인 측면에서 많은 장점이 있을 것으로 판단된다.

4. 결 론

도시하수의 1차 침전슬러지를 유기산화 하여 생성된 유기산은 영양염류 처리공정의 운영시 무산소 조건에서 탈질 및 탈인 반응에서 전자공여체로 이용 가능함을 관찰하였다. 1차 침전 슬러지를 이용한 유기산 발효는 5일 후 SCOD 및 TVFA가 발효전과 비교시 각각 320 및 250%가 증가하였다. 국내 도시하수를 처리하기 위해 2단 간헐폭기 활성슬러지를 이용하여 유기산 주입없이 운영할 경우 TN 및 TP 제거율은 각각 40 및 60%에 그쳤으나, 무산소 조건에서 유기산을 비폭기 1시간동안 연속적으로 주입한 경우에는 77 ~ 81%의 높은 제거효율이 관찰되었다. 간헐폭기 활성슬러지 시스템을 유기산 주입시 비폭기 1시간동안 전반 0-15분간만 주입해준 경우 TN 및 TP의 제거효율은 각각 71 및 66%를 나타내었다. 유기산의 주입전과 비교시 질소 제거율은 현격하게 증가되었으나 인 제거율은 크게 증가하지 않았다. 이는 비폭기 1시간동안 전반 15분간만 주입되었기 때문에 탈질균이 우선적으로 TVFA를 이용하여 인 제거 미생물이 이용할 수 있는 유기산이 부족했기 때문인 것으로 판단된다. 따라서 유기산을 외부에서 주입해 줄 경우에는 비폭기 전반부에 주입해주는 것 보다 유기산의 주입부하를 낮추어 비폭기 1시간동안 나누어 주입하여 운영함이 질소 및 인 제거 측면에 바람직할 것으로 사료된다. 도시하수 1차침전 슬러지를 발효하여 이를 탈질 및 탈인 제거에 이용하는 기술은 기존 methanol과 같이 가격이 부담되어온 외부전자공여체를 대체하는 효과적인 방법이 될 것으로 사료된다.

사 사

본 연구는 과학기술부 특정연구개발사업 중 2001년 국가

지정연구실사업 (M10104000201-01J000009000)의 지원으로
수행되었으며 이에 감사드립니다.

참고문헌

1. Simpkins, M. J., and McLaren, A. R., Consistent biological phosphate and nitrate removal in an activated sludge plant, *Prog. Water Technol.*, **10**(5), pp. 433-442 (1978).
2. Luzzack, F. J., and Ettinger, M. B., Controlling operation to minimize activated sludge effluent nitrogen, *Journal of Water Pollut. Cont. Federation*, **34**, pp. 920-931 (1962).
3. Sasaki, K., Yamamoto, Y., Tsumura, K., Ouchi, S. and Mori, Y., Development of 2-reactor intermittent-aeration activated sludge process for simultaneous removal of nitrogen and phosphorus, *Water Sci. Technol.*, **34**(1-2), pp. 111-118 (1996).
4. Osada, T., Haga, K. and Harada, Y., Removal of nitrogen and phosphorus from swine wastewater by the activated sludge units with the intermittent aeration process, *Water Res.*, **25**(11), pp. 1377-1388 (1991).
5. Henze, M., Capabilities of biological nitrogen removal processes from wastewater, *Water Sci. Technol.*, **23**(4-6), pp. 669-679 (1991).
6. Zhao, H., Isaacs, S. H., Spielberg, H., and Kummel, M., Novel control strategy for improved nitrogen removal in an alternating activated sludge process-part II. control development, *Water Res.*, **28**(3), pp. 535-542 (1994).
7. Isaacs, S. H., Henze, M., Spielberg, H., and Kummel, M., External carbon source addition as a means to control an activated sludge nutrient removal process, *Water Res.*, **28**(3), pp. 511-520 (1994).
8. Hallin, S., and Pell, M., Metabolic properties of denitrifying bacteria adapting to methanol and ethanol in activated sludge, *Water Res.*, **32**(1), pp. 13-18 (1998).
9. Blaszczyk, M., Effect of various sources of organic carbon and high nitrate concentrations on the selection of denitrifying bacteria. II. Continuous cultures in packed bed reactors, *Acta Microbiol. Pol.*, **32**, pp. 65-71 (1983).
10. Blaszczyk, M., Mycielski, R., Jaworowska-Deptuch, H., and Brzostek, K., Effect of various sources of organic carbon and high nitrate concentrations on the selection of denitrifying bacteria. I. Stationary cultures, *Acta Microbiol. Pol.*, **29**, pp. 397-406 (1980).
11. Werner, M., and Kayser, R., Denitrification with biogas as external carbon source, *Water Sci. Technol.*, **23**(4-6), pp. 701-708 (1991).
12. Lee, S. I., Koopman, B., Park, S. K., and Keith, C., Effect of fermented wastes on denitrification in activated sludge, *Water Environ. Res.*, **67**(7), pp. 1119-1122 (1995).
13. APHA, American Public Health Association, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th ed., Washington DC (1995).
14. Molnar, L., and Bartha, I., Factors influencing solid-state anaerobic digestion, *Biol. Waste*, **28**(1), pp. 15-24 (1989).
15. Park, S. K., Weon, S. Y., and Lee, S. I., Acid fermentation of livestock waste and application for electron donor, *J. Korean Solid Waste Engineering Society*, **17**(6), pp. 766-773 (2000).
16. Zhiguo, Y., Herwig, B., James, L., and Willy, V., Reducing the size of a nitrogen removal activated sludge plant by shortening the retention time of inert solids via sludge storage, *Water Res.*, **34**(2), pp. 539-549 (2000).
17. Hanaki K., Wantawin C. and Ohgaki S., Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended-growth reactor. *Water Res.*, **24**(3), pp. 297-302 (1990).
18. Boon B. and Laudelout H., Kinetics of nitrite oxidation by Nitrobacter winogradskyi. *Biochem. J.*, **85**, pp. 440-447 (1962).
19. Comeau, Y., *The Role of Carbon Strage in Biological Phosphate Removal from Wastewater.*, Ph. D. dissertation, University of British Columbia, Vancouver, Canada. (1989).
20. Wentzel, M. C., Loetter, L. H., Loewenthal, R. E., and Marais, Gv. R., Metabolic behaviour of Acinetobacter spp. in enhanced biological phosphorus removal-A biochemical model, *Water S.A.*, **12**(4), pp. 209-224 (1986).