

2단 생물막여과 탈질시스템에서 지하수의 질산성질소 및 입자제거특성

이무재[†] · 박상민^{*} · 전항배^{*} · 김공수 · 임정수^{**}

충북대학교 공업화학과

^{*}충북대학교 환경공학과

^{**}영성산업(주) 복합재료연구소

Removal of Nitrate and Particulate from Groundwater with Two stage Biofilter system

Moo-Jae Lee[†] · Sang-Min Park^{*} · Hang-Bae Jun^{*} · Kong-Soo Kim · Jeoung-Su Lim^{**}

Department of Industrial Chemistry Engineering, Chungbuk National University

^{}Department of Environmental Engineering, Chungbuk National University*

*^{**}Composite Material Institute, Young Sung Industrial Co., Ltd.*

(Received 17 August 2005, Accepted 15 September 2005)

Abstract

Biological nitrate removal from groundwater was investigated in the biofilters packed with both gravel/sand and plastic media. Removal of particles and turbidity were also investigated in the 2-stage biofilter system consisted of biofilter and subsequent sand filter. In the single biofilter packed with gravel and sand, nitrate removal efficiency was dropped with the increase of filtration velocity and furthermore, nitrite concentration increased up to 3.2 mg-N/L at 60 m/day. Denitrification rate at the bottom layer below 25 cm was faster 8 times than upper layer in the up-flow biofilter. Nitrite build-up, due to the deficiency of organic electron donors, occurred at the upper layer of bed. Besides DO concentration and organic carbon, contact time in media was the main factor for nitrate removal in a biofilter. The most of the effluent particles from biofilter was in the range from 0.5 to 2.0 μm , which resulted in high turbidity of 1.8 NTU. However, sand filter followed by biofilter efficiently performed the removal of particles and turbidity, which could reduce the turbidity of final filtrate below 0.5 NTU. Influent nitrate was removed completely in the 2-stage biofilter and no nitrite was detected.

keywords : Biological nitrate removal, Biofilter, Nitrite build-up, Particles, Turbidity

1. 서론

2004년 말 현재 국내 농어촌 지역에 보급된 소규모 간이 상수도 시설을 이용하는 주민은 전체 국민의 4.2%인 203만 명에 달하고 있다. 이들 시설 대부분의 상수원은 지하수를 사용하고 있으나, 취수정의 깊이가 낮아 비료의 대량 시비, 하수 및 축산폐수 등의 혼입에 의한 수질오염 가능성이 상존하고 있는 실정이다. 이와 관련하여, 환경부(2005)에 따르면, 수질기준을 초과한 간이상수도 시설의 초과항목은 일반세균, 대장균군 및 질산염 등이 72%를 차지한다고 보고하였다(환경부, 2005). 반면, 대부분의 간이상수도시설들은 수량의 안정적인 확보가 어렵고, 수질오염에 대한 보호 장치가 없어 보건상의 문제점이 제기되고 있다.

일반적인 수처리 시스템으로 응집, 여과, 염소소독공정의 경우, 질산염에 대한 제거효과가 거의 없다. 특히 지하수 중의 질산염을 제거하는 방법으로는 이온교환(ion exchange), 역삼투(reverse osmosis), 전기투석(electrodialysis) 등

과 같은 물리화학적 공정들이 이용될 수 있으나, 이들은 경제적인 부담을 안고 있다(Sheng et al., 1996). 최근에는 생물학적 탈질공정이 지하수 중의 질산염을 제거하는데 실용적이고 효과적인 방법으로 제시되고 있다(Green et al., 1994). 생물학적 탈질공정에 의한 지하수로부터 탈질은 단위체적당 높은 질산염 제거를 달성할 수 있는 생물막 공정 기술에 의해 이루어질 수 있는데, 유동상 생물반응기(fluidized bed reactor; Green et al., 1994), 침지형 고정상 여과지(Submerged fixed filter; Gómez et al., 2000) 및 회전관법(rotating biological contactor; Mohseni-Bandpi et al., 1996, 1998) 등이 이용되고 있다. 대부분의 탈질 미생물은 종속영양형(heterotrophic)으로 에너지 생산과 세포성장을 위해 유기탄소원을 필요로 하기 때문에, 질산염으로 오염된 지하수의 생물학적 탈질공정은 외부탄소원이 공급되어야 한다(Rittmann, 1995). 일반적으로 에탄올(ethanol), 아세테이트(acetate) 및 포도당(glucose) 등이 외부탄소원으로 이용되며 이들은 반드시 적절한 농도로 조절되어야만 한다. 또한, 생물막공법을 이용한 질산염 제거효율은 전자공여체로 공급되는 유기성 탄소의 함량뿐만 아니라 종류와 특성에 의해서도 영향을 받게 되는데, 이와 관련하여

[†] To whom correspondence should be addressed.
mjlee@youngsung.co.kr

Gómez 등(2000)은 자당(sucrose), 에탄올 및 메탄올을 이용한 지하수의 탈질실험 결과, 탈질에 요구되는 최적의 C/N 비는 각각 2.50, 1.08 및 1.1 g/gNO₃-N이며 당류가 가장 탈질효율이 낮다고 보고하였다. 이 밖에도 Gómez 등(2002)은 체류시간, pH, 온도 및 용존산소 농도 등이 지하수의 탈질공정에 중요한 영향인자들이며, 특히 높은 용존산소 농도는 탈질반응의 효소반응을 저해함으로써, 중간생성물인 아질산염을 축적시키고 외부탄소원의 요구량을 증가시킨다고 보고하였다. 또한, 고정상 생물막을 이용하는 탈질공정에서 물리화학적 여과 기능과 생물학적 탈질반응은 다공성 매디아(media)로 충전된 단일 반응기에서 동시에 이루어지기 때문에, 고농도 미생물 성장은 생물여과지의 막힘(clogging) 현상과 직접적인 관련이 있으며(Mateju et al., 1992; Kapoor et al., 1997), 이러한 현상은 수도손실(headloss)을 증가시키고, 미생물 플록(floc)의 탈리현상에 의한 탁도나 미세입자의 유출 등이 침지형 생물여과지의 문제점으로 지적되고 있다(Charles et al., 1998; Bruce et al., 1999). 한편, 상향류식 고정상 생물여과지에서 모래 여재를 이용할 경우, 질산염 제거효율은 물론 미생물의 부착능력, 역세척(backwashing)시 미생물 탈착의 용이성 및 여재의 마모성 등 종합적인 면에서 우수한 특성을 가진 것으로 알려져 있다.

본 연구에서는 모래여재와 플라스틱 매디아를 충전한 생물여과지를 이용하여 지하수의 질산염 제거실험을 수행하였다. 모래여과지에서는 여과속도와 깊이에 따른 질산염과 탁도 및 입자의 제거거동을 관찰하였으며, 매디아를 충전한 생물여과지와 모래여과지를 결합한 2단 생물여과장치를 이용하여 추가적인 탁도 및 입자 제거성능을 평가하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 모래여재 생물여과장치

Fig. 1은 자갈과 모래여재를 이용한 실험실 규모의 여과 실험장치이다. 실험장치는 아크릴 재질의 원통형 컬럼(column)을 이용하여 제작하였으며, 내경과 높이는 각각 4 및 150 cm로 유효용량(working volume)은 1.3 L이었다. 실험장치는 여재로써 자갈과 모래를 각각 50 cm 깊이로 충전하였으며, 여재의 크기는 각각 5~10, 2~5 mm이었다. 실험장치는 여과지속시간을 보다 길게 유지하기 위하여 상향류식으로 운전하였으며, 표면부하율, 즉 여과속도는 5에서 60 m/d까지 단계적으로 증가시켜 운전하였다. 운전기간 동안 여과속도와 여층 깊이에 따른 질산염과 탁도 및 입자의 제거특성을 관찰하였다. 생물여과지의 역세척주기는 수도손실의 전개와 탁도누출을 기준으로 결정하여 물과 공기를 동시에 사용하여 수행하였다. 기타 실험장치 및 여재의 특성과 운전조건은 Table 1에 정리하였다.

2.2. 2단 생물여과장치

Fig. 2는 플라스틱 매디아를 이용한 하향류식(down-flow) 생물여과지와 모래여과지를 결합한 2단 여과 실험장치이다.

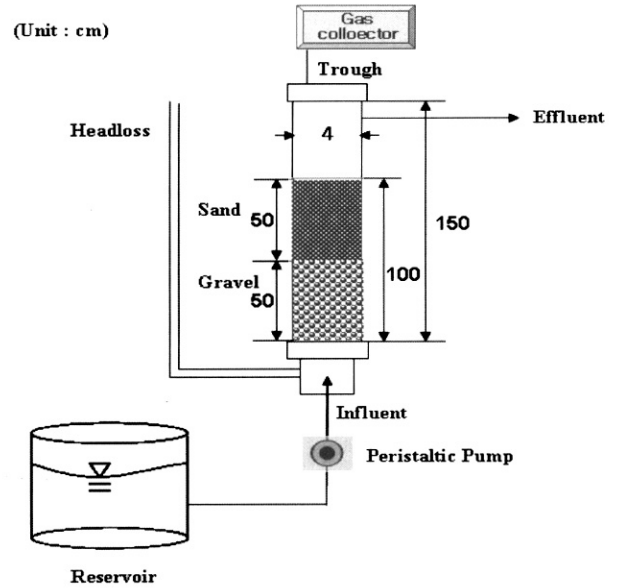


Fig. 1. Up-flow biofilter packed with gravel and sand media.

Table 1. Characteristics and operating conditions of biofilter

Parameter	Description
Filter type	Up-flow biofilter
Column size	4 cm (Φ) × 150 cm (H)
Working volume	1.3 L
Filtration rate (m/d)	5, 10, 30, 60 m/day
Media depth	50 cm(Gravel) + 50 cm(Sand)
Media size	5~10 mm(Gravel) + 2~5 mm(Sand)
Temperature	20 ± 5°C

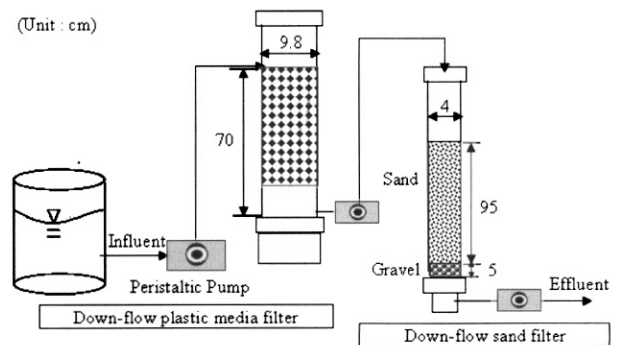


Fig. 2. 2-stage biofilter system using down-flow biofilter followed by a sand filter.

매디아의 크기와 상대적으로 큰 생물여과지를 상향류식으로 운전할 경우, 수류의 전단력과 생물학적 반응결과 발생된 가스에 의해 탁질 유출이 심화되기 때문에 하향류식으로 운전하였다. 실험장치는 아크릴 재질의 원통형 컬럼을 이용하여 제작하였으며, 내경과 높이는 각각 9.8 및 120 cm로 유효용량은 5.3 L이었다. 생물여과지는 고리(ring) 형태의 플라스틱 매디아를 70 cm 깊이로 충전하여 탈질미생물을 고농도로 유지할 수 있도록 하였다. 생물여과지의 여과속도는 10 m/day로 고정하였다. 생물여과지에 후속되는

Table 2. Characteristics and operating conditions of 2-stage biofilter system

Parameter	Description	
	Biofilter	Sand filter
Filter type	Down-flow biofilter	Down-flow sand filter
Column size	9.8 cm (Φ) × 120 cm (H)	4 cm (Φ) × 150 cm (H)
Working volume	5.3 L	1.3 L
Media depth	50 cm(Gravel) + 50 cm(Sand)	5 cm(Gravel) + 95 cm(Sand)
Media size	2.5 cm	d10 : 0.8 mm, UC : 1.17
Filtration velocity	10 m/day	50 m/day
Temperature	20 ± 5°C	

모래여과 실험장치는 전 실험(2.1 항)에서 사용하였던 것과 동일한 것을 이용하였는데, 자갈층을 5 cm 깊이로 포설하고 그 상부에 모래여재를 95 cm 깊이로 충전하여 실험하였다. 충전된 모래여재의 유효입경(effective size) 및 균등계수(uniformity coefficient)는 각각 0.8 mm 및 1.17로 상수처리공정의 일반적인 급속여과공정의 것과 유사하였으며, 정량펌프를 이용하여 하향류식으로 정속여과를 수행하였다. 기타 실험장치의 특성 및 운전조건은 Table 2에 나타내었다. 생물여과지와 모래여과지를 결합한 2단 생물여과지에서 질산염 제거와 함께 탁도 및 입자의 추가적인 제거성능을 평가하였다.

2.3. 유입원수

본 실험에서 사용된 원수는 수돗물을 이용하여 지하수와 유사하게 조제하여 사용하였다. 수돗물을 ACF(Activated Carbon fiber)에 여과시켜 잔류염소를 제거한 후, 질산칼륨을 이용하여 질산염 농도를 30 mg-N/L 조절하였다. 탈질반응에 필요한 전자공여체로서 에탄올(Ethanol)을 이용하여 유입 C/N (COD/Nitrate-N)비를 2로 고정하였다. 합성지하수에는 pH 완충용액과 미생물성장에 필요한 미네랄 용액을 첨가하여 사용하였으며 DO 농도는 4.0~6.0 mg-O₂/L 범위이었다. 기타 합성원수의 조성은 Table 3에 나타내었다.

Table 3. Composition of synthetic groundwater

Component	Chemical and concentration
Nitrate	30 mg-N/L with KNO ₃
COD	60 mg/L with Ethanol
DO	4.0~6.0 mg-O ₂ /L
pH	7.0~7.5
Buffer & Mineral solution	KH ₂ PO ₄ : 4.3 mg/L, K ₂ HPO ₄ : 10.9 mg/L Na ₂ HPO ₄ : 11.1 mg/L, NH ₄ Cl : 0.9 mg/L MgSO ₄ · 7H ₂ O : 1.1 mg/L, CaCl ₂ : 1.4 mg/L FeCl ₃ · 6H ₂ O : 0.1 mg/L

2.4. 분석항목

질산염과 아질산염은 전도도 검출기가 설치된 이온 크로마토그래피(ion chromatography, Metrohm Co.)를 이용하여 측정하였다. 측정에 사용된 용리액(eluent)은 1.7 mM NaHCO₃와 1.8 mM Na₂CO₃로 조제하였다. 가스발생량은 수위변위식 포집백(bag)을 이용하여 측정하였다. 질소, 메탄 및 이산화탄소 등의 가스성분과 농도는 Porapak Q(80/100

mesh)가 충전된 6 ft × 2 mm 스테인리스 스틸(stainless steel) 컬럼의 열전도검출기(TCD)가 장착된 가스 크로마토그래피(gas chromatography, Gow Mac, 580)를 이용하여 분석하였다. 이송(carrier)가스는 초순수 헬륨을 이용하였고, 유속은 15 mL/min으로 고정하였다. 컬럼(column), 주입부(injector) 및 검출부(detector)의 온도는 각각 50, 80 및 90°C로 고정하여 분석하였다. 입자의 크기분포는 입도계수기(particle counter, PAMAS, Germany)를 이용하여 0.5~25 μm 범위에서 측정하였다. 그 밖에 DO(YSI, Germany), pH(Inolab, Germany) 및 탁도(HACH, Model 2100P) 등을 측정하였으며, 기타 분석항목은 Standard Method에 준하여 수행하였다(APHA, 1995).

3. 결과 및 고찰

3.1. 여과속도에 따른 질산염 제거특성

자갈과 모래여재를 충전한 생물여과지에서 여과속도를 5에서 60 m/day로 단계적으로 증가시키면서 약 120일 동안 연속적으로 운전하였다. 여과속도 5 m/day에서 운전 시작 후 약 10일이 경과하여 탈질반응에 의한 질산염 제거가 안정화 되는 것으로 나타났다. 또한, 여과속도를 단계적으로 증가시킬 때 각각의 운전기간의 초기에 질산염의 유출농도가 5~10 mg-N/L로 증가하였다가 다시 안정화 되는 것으로 나타났다. Fig. 3은 각각의 여과속도 운전기간 중 정상 상태에서 질산염의 제거거동과 아질산염의 발생특성을 나타내었다. 여과속도를 증가시키에 따라 잔류 질산염과 아질산염의 농도가 증가하였으며 여과속도 60 m/day에서 각각의 잔류농도는 평균적으로 3.1 및 3.2 mg-N/L이었다. 생물여과지에서 여과속도의 증가는 여과지를 통과하는 유속의 증가를 의미하며, 결과적으로 수리학적 체류시간이 감소한다고 할 수 있다. 따라서 여과속도가 증가할 경우, 여재층 내의 탈질미생물과 질산염의 접촉시간 즉, EBCT(empty bed contact time)이 부족하였기 때문에 탈질효율이 감소하고 아질산염 발생량이 증가한 것으로 사료된다. 여과속도 60 m/day에서 계산된 접촉시간은 약 25분으로 매우 짧았으나 80%의 질산염이 제거되어 비교적 높은 효율을 보였는데, 이는 여과지속시간이 경과함께 따라 여재층 내의 미생물량(biomass)이 증가하여 단위 미생물당 제거량이 증가하였기 때문이다. 반면, 10 m/day 이하의 여과속도에서는 질산염이 완전히 제거되었다. Green 등(1998)은 유동상 생물

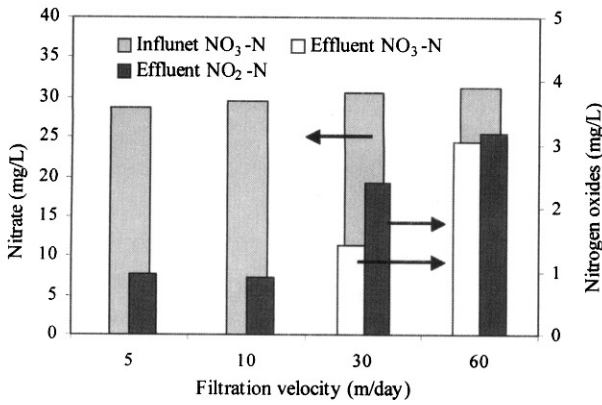


Fig. 3. Nitrate removal in the biofilter packed with gravel and sand media.

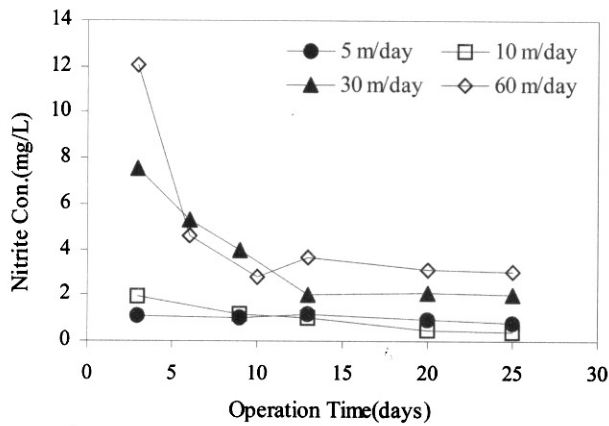


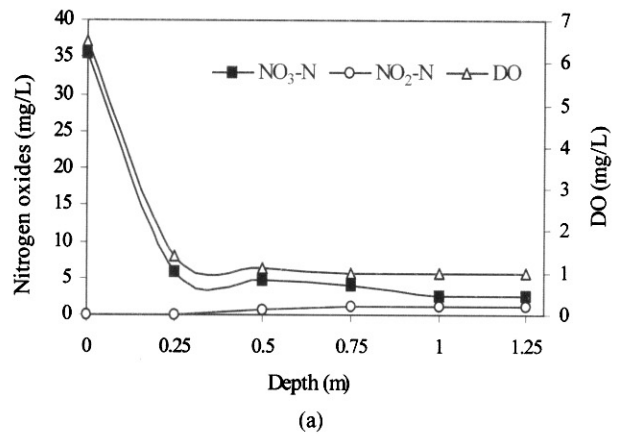
Fig. 4. Behavior of nitrite in the biofilter packed with gravel and sand media.

여과지를 이용하여 70 gNO₃-N/L · day의 높은 부하율에서, 3~5분의 짧은 접촉시간으로도 효율적인 질산염 제거효율을 달성할 수 있다고 하였다.

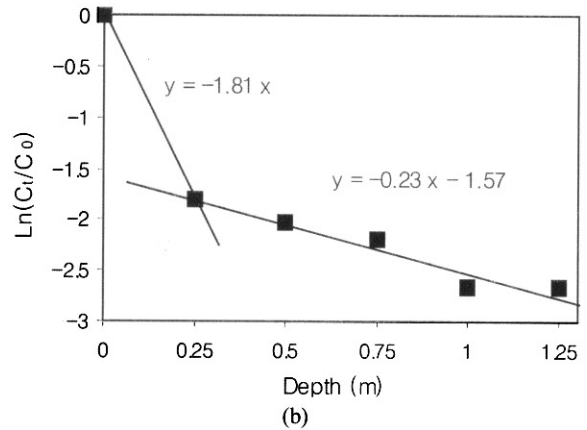
Fig. 4는 각각의 여과속도에서 시간에 따른 아질산염의 발생특성을 나타내었다. 여과속도를 증가시켜 운전 시작한 직후, 아질산염이 급격하게 증가하였다가 약 7일 경과 후 안정화되는 것으로 나타났다. 여과속도를 증가시키에 따라 정상상태에서 아질산염 축적량은 증가하였으며 여과속도 60 m/day에서 3.0 mg-N/L 이상이 축적된 것으로 나타났다. 이러한 결과는 접촉시간이 짧고 유입되는 DO 농도가 5 mg-O₂/L 이상으로 높았기 때문에 질산염의 탈질과정에서 발생하는 중간생성물인 아질산염이 축적된 것으로 사료된다. Gómez 등(2002)은 생물여과지를 이용한 질산염 제거 실험으로부터 높은 DO 농도와 체류시간은 전자공여체의 양과 질, pH 등과 함께 아질산염을 축적시킬 수 있는 중요한 영향인자임을 보여주었다.

3.2. 여재 높이에 따른 질산염 제거특성

Fig. 5는 여과속도 30 m/day에서 자갈과 모래 여재의 높이에 따른 질산염 제거특성을 나타내었다. 상향류식으로 운전된 생물여과지의 바닥으로부터 25 cm 높이에서 80% 이상의 질산염이 제거되어 6.0 mg-N/L 이하로 감소하였으나,



(a)



(b)

Fig. 5. (a) Nitrate removal in different media depth and (b) its kinetic analysis at filtration velocity of 30 m/day.

그 이상의 높이에서는 제거속도가 둔화되는 것으로 나타났다(Fig. 5(a)). 이는 생물여과지의 바닥 층에 생물막이 밀집되어 성장하였기 때문으로 사료되며, DO 농도의 감소결과로부터 호기성 미생물도 성장하였음을 추정할 수 있다. 여재의 높이에 따른 질산염의 제거거동을 동력학적으로 분석한 결과, 높이 25 cm를 경계로 서로 상이한 두개의 직선식을 얻을 수 있었으며, 생물여과지 바닥 층에서의 탈질속도가 약 8배가 큰 것으로 나타났다(Fig. 5(b)).

한편, 생물여과지의 여재층 높이 25 cm 이내에서는 관찰되지 않았던 아질산염이 높이 증가할수록 증가하는 것으로 나타났는데, 최종 유출수 중의 농도는 1.3 mg-N/L이었다. 이러한 아질산염의 축적은 유입된 고농도 DO 농도에 의한 탈질반응의 저해작용과 함께 일부 유기탄소원이 호기성 미생물에 의해 소비되었기 때문에 여재층 상부로 갈수록 탈질반응에 요구되는 전자공여체가 부족하였기 때문으로 사료된다. 따라서 생물여과지에서 질산염 제거속도를 향상시키기 위해서는 유입 DO 농도의 제어와 충분한 전자공여체의 공급이 중요한 인자임을 알 수 있다.

3.3. 생물여과지의 가스 발생특성

생물학적 탈질과정에서 에탄올을 유기탄소원으로 이용할 때 미생물의 증식을 고려한 화학적 양론식은 다음과 같다.

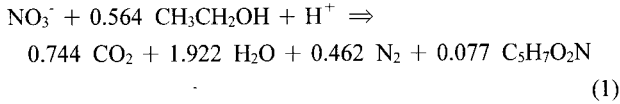


Fig. 6은 자갈과 모래여재가 충전된 생물여과지에서 여과 속도에 따른 질산염 제거량과 그에 따른 질소가스 발생량을 나타내었다. 여과속도 30 m/day로 운전된 생물여과지에서 정상상태일 때 제거된 질산염은 평균적으로 1.2 g-N/day이었으며, 여과속도를 60 m/day로 증가시킨 결과 2.3 g-N/day로 약 2배가 증가하는 것으로 나타났다. 이와 유사하게 여과속도를 30에서 60 m/day로 증가시킴에 따라 생물여과지에서 발생된 질소가스의 양은 960에서 1,890 mL/day로 약 2배가 증가하여 질산염 제거량과 잘 일치하는 것으로 나타났다. 각각의 여과속도에서 실제로 발생된 질소가스의 양은 제거된 질산염으로부터 상기의 식 (1)에 의해 20°C에서 이론적으로 발생할 수 있는 질소가스의 양의 95% 이상 발생되었음을 알 수 있었다.

한편, 발생된 전체가스 중 질소가스와 이산화탄소의 조성은 각각 70~75%, 15~20%로 나타났는데, 이는 탈질반응 이외의 호기성 미생물에 의한 산화반응과 탈질 이외의 혐기성 반응이 동시에 진행되었음을 시사하는 것이다.

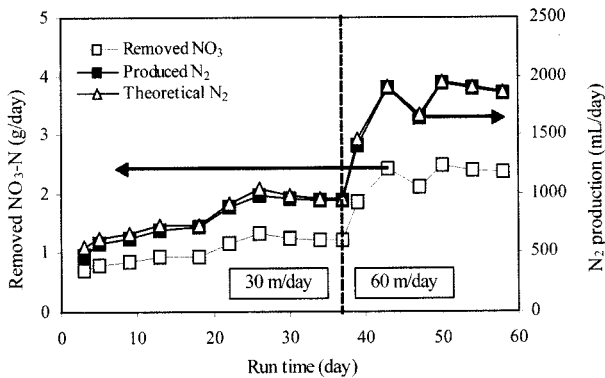


Fig. 6. Nitrate removal and N₂ production in the biofilter packed with gravel and sand media at filtration velocity of 30 and 60 m/day.

3.4. 입자제거 특성

Fig. 7은 여과속도 60 m/day에서 시간에 따른 생물여과지 유출입자의 크기분포를 나타내었다. 시간이 지남에 따라 0.5~25 μm 범위의 전체 입자 수는 증가하였으며, 이들 중 80% 이상이 0.5~2.0 μm 범위의 입자들이 차지하는 것으로 나타났다. 이러한 결과는 0.5~2.0 μm 범위의 입자들은 여재표면의 생물막으로부터 탈리된 미생물플록(biofloc)에 기인된 것으로 추정된다. 이와 관련하여, Charles 등(1998)은 질산염 제거를 위한 단일 침지형 생물여과지의 운전은 생물막 성장에 따른 여과지의 막힘현상과 탈리작용에 의한 탁질의 누출이 가장 큰 문제점이라고 지적한 바 있다. 본 실험조건에서 유출된 탁도는 1.4~2.0 NTU로 음용수 수질 기준을 초과하는 것으로 나타났다. 따라서 질산염 제거를 위한 생물여과지는 입자성 물질과 탁도를 추가적으로 제거

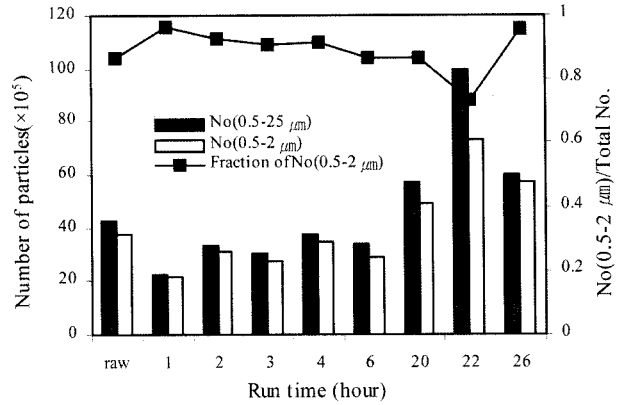


Fig. 7. Size distribution of the effluent particles from biofilter at filtration velocity of 60 m/day.

할 수 있는 후속공정이 요구되는 것으로 판단된다.

3.5. 2단 생물여과공정의 질산염 및 탁도 제거

Fig. 8은 플라스틱 여재를 충전한 생물여과지와 모래여과지를 결합한 2단 생물여과공정에서 질산염의 제거특성을 나타내었다. 운전 초기에는 생물여과지의 유출수에서 15 mg-N/L 이상의 질산염이 유출되어 낮은 제거효율을 나타내었지만, 15일 경과 후 완전히 제거되었다. 또한, 아질산염은 초기에 낮은 농도로 발생하였으나, 질산염 제거가 안정화 된 후 정상상태에서는 검출되지 않았다. 이는 기존에 운전되었던 자갈과 모래여재를 이용한 생물여과지와 비교할 때 질소제거효율이 향상된 것으로 상대적으로 공극이 큰 플라스틱 여재를 이용하여 생물막 내부의 미생물 농도를 고농도로 유지할 수 있었기 때문으로 사료된다.

Fig. 9는 2단 생물여과공정에서 탁도 제거특성을 나타내었다. 생물막으로부터 탈리된 미세플록에 의해 생물여과지의 여과수 탁도는 1.0~1.8 NTU까지 증가하였으나, 모래여과지에서 제거되어 0.5 NTU 이하로 감소하였다. 이는 수질기준을 만족하는 것이나, 지하수 원수의 탁도를 고려할 때 약간 증가한 것으로 추가적인 입자제거와 소독공정이 필요한 것으로 판단된다. 반면, 2단 생물여과공정은 역세척

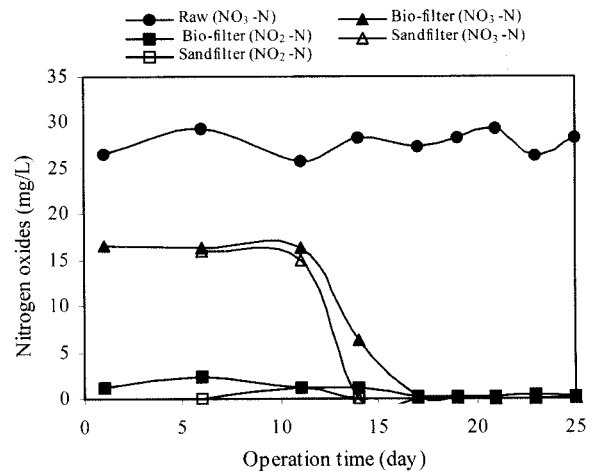


Fig. 8. Nitrate removal in the 2-stage biofilter system.

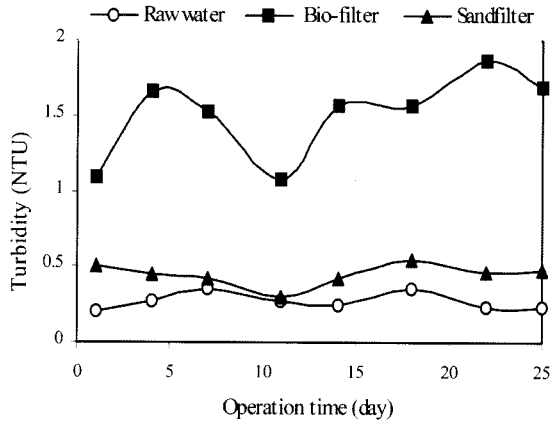


Fig. 9. Turbidity removal in the 2-stage biofilter system.

주기를 연장시킬 수 있을 뿐만 아니라 고농도의 미생물을 확보할 수 있어 질산염 제거효율을 향상시킬 수 있었으며, 후속되는 모래여과지에서 탁도를 안정적으로 제거할 수 있었다.

3.6. 2단 생물여과공정의 입자제거

Fig. 10은 2단 생물여과 공정에서 0.5~25 μm 범위의 입자성 물질 제거특성을 나타내었다. 생물여과지에서 유출된 대부분의 입자들은 모래여과지에서 효과적으로 제거할 수 있는 것으로 나타났다. 유출되는 입자의 대부분은 0.5~2.0 μm 범위의 것들로 단일 모래여과지의 입자 제거특성과 유사하였다.

2단계로 구성된 생물여과지는 단일 모래여과지의 입자성 물질의 유출문제를 효과적으로 개선하여 탁도를 유발하는 입자성 물질의 제거효율을 향상시킬 수 있었다.

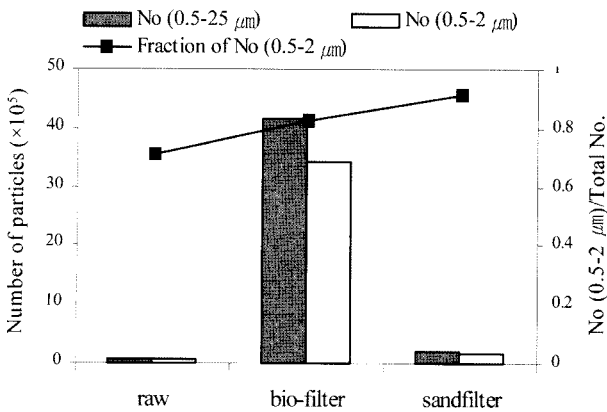


Fig. 10. Removal of particles in the 2-stage biofilter system.

4. 결론

자갈과 모래여재를 이용한 단일 생물여과지와 플라스틱 여재를 이용한 생물여과지와 모래여과지를 결합한 2단 생물여과지로부터 질산염, 탁도 및 입자의 제거특성을 관찰한 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

1) 자갈과 모래여재를 이용한 단일 생물여과지에서 여과속

도가 증가함에 따라 질산염 제거효율이 감소함과 동시에 아질산염의 발생농도는 증가하여 여과속도 60 m/day 에서 3.0 mg-N/L 이상이 측정되었다.

- 단일 생물여과지의 여재층 25 cm 이내에서 대부분의 질산염이 제거되었으며 상층부로 갈수록 질산염 제거속도는 감소하고 아질산염의 농도가 증가하였다.
- 단일 생물여과지에서 제거된 질산염은 2.3 g-N/day 이상이었으며, 그 결과 발생된 질소가스의 양은 1.8 L/day 이상으로 유입된 대부분의 질산염은 생물학적 탈질반응에 의해 제거되었다.
- 플라스틱 여재를 사용한 생물여과지에서 질산염은 15일이 경과된 이후 완전히 제거되었다.
- 단일 생물여과지에서 유출되는 입자는 대부분이 0.5~2.0 μm 범위의 것들이었으며 유출탁도는 1.0~1.8 NTU으로 높았으나, 생물여과지와 모래여과지를 결합한 2단 생물여과지를 이용하여 입자성 물질은 물론 유출탁도를 0.5 NTU 이하로 안정적으로 처리하였다.

사 사

본 연구는 환경부에서 시행한 차세대 핵심환경기술개발사업의 지원에 의해 수행되었음.

참고문헌

환경부, 간이상수도 수질검사결과, 환경부 보도자료 (2005).
 APHA, EPA and AWWA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th edn., Washington D. C., USA (1995).
 Bruce, O. M. and Edward, D. S., Biological Denitrification in a Continuous Flow Membrane-reactor, *Wat. Res.*, **33**(8), pp. 1845-1850 (1999).
 Charles, G. and Joann, S., Denitrification Kinetics of High Nitrate Concentration Water: pH Effects on Inhibition and Nitrite Accumulation, *Wat. Res.*, **32**(3), pp. 831-839 (1998).
 Gómez, M. A., Gonzalez-Lopez, J. and Hontoria-Garcia, E., Influence of Carbon Source on Nitrate Removal of Contaminated Groundwater in a Denitrifying Submerged Filter, *J. of Hazardous materials.*, **B80**, pp. 69-80 (2000).
 Gómez, M. A., Hontoria, E. and González-López, J., Effect of Dissolved Oxygen Concentration on Nitrate Removal from Groundwater using a Denitrifying Submerged Filter, *J. of Hazardous Materials.*, **B90**, pp. 267-278 (2002).
 Green, M., Shnitzer, M., Tarre, S., Bogden, B., Shelef, G. and Sorden, C., Fluidized Bed Reactor Operation for Groundwater Denitrification, *Wat. Sci. Tech.*, **29**(10-11), pp. 509-515 (1994).
 Kapoor, A. and Viraraghavan, T., Nitrate Removal from Drinking Water - Review, *J of Environ. Eng.*, **123**(4), pp. 371-380 (1997).
 Mateju, V., Simona, C., Jakub, K. and Tomás, J., Biological Water Denitrification - A Review, *J. of Enzyme and Biocrob. Technol.*, **14**(13), pp. 170-183 (1992).

- Mohseni-Bandpi, A. and Elliott, D. J., Nitrate Removal from Groundwater using an Anoxic-aerobic Rotating Biological Contactor, *Wat. Sci. Tech.*, **34**(1-2), pp. 323-330 (1996).
- Mohseni-Bandpi, A. and Elliott, D. J., Groundwater Denitrification with Alternative Carbon Sources, *Wat. Sci. Tech.*, **38**(6), pp. 237-243 (1998).
- Rittmann, B. E., Fundamentals and Applications of Biological Processes in Drinking Water Treatment, J. Hrubec, Ed., *Handbook of Environmental Chemistry*, 5B, pp. 61-87 (1995).
- Sheng, H. L. and Chang, L. W., Removal of Nitrogenous Compounds from Aqueous Solution by Ozonation and Ion Exchange, *Wat. Res.*, **30**(8), pp. 1851-1857 (1996).