

ORIGINAL ARTICLE

BAC 공정에서 운전기간 및 여층깊이 변화에 따른 생물막 생체량 및 용존유기물질 생분해 특성 평가

손형식 · 정철우 · 최영익¹⁾ · 이건¹⁾ · 손희종^{2)*}

울산 테크노파크 정책기획단 · ¹⁾동아대학교 환경공학과 · ²⁾부산광역시 상수도사업본부 수질연구소

Evaluation of Biomass of Biofilm and Biodegradation of Dissolved Organic Matter according to Changes of Operation Times and Bed Depths in BAC Process

Hyeng-Sik Son, Chul-Woo Jung, Young-Ik Choi¹⁾, Gun Lee¹⁾, Hee-Jong Son^{2)*}

Division of Policy Panning, Ulsan Technopark, Ulsan 421, Korea

¹⁾Dept. of Environmental Engineering, Dong-A University, Busan 604-714, Korea

²⁾Water Quality Institute, Water Authority, Busan 609-817, Korea

Abstract

In this study we followed biofilm formation and development in a granular activated carbon (GAC) filter on pilot-scale during the 12 months of operation. GAC particles and water samples were sampled from four different depths (-5, -25, -50 and -90 cm from surface of GAC bed) and attached biomass were measured with adenosine tri-phosphate (ATP) analysis and heterotrophic plate count (HPC) method. The attached biomass accumulated rapidly on the GAC particles of top layer throughout all levels in the filter during the 160 days (BV 23,000) of operation and maintained a steady-state afterward. During steady-state, biomass (ATP and HPC) concentrations of top layer in the BAC filter were 2.1 $\mu\text{g}\cdot\text{ATP}/\text{g}\cdot\text{GAC}$ and 3.3×10^8 cells/g-GAC, and 85%, 83% and 99% of the influent total biodegradable dissolved organic carbon (BDOC_{total}), BDOC_{slow} and BDOC_{rapid} were removed, respectively. During steady-state process, biomass (ATP and HPC) concentrations of middle layer (-50 cm) and bottom layer (-90 cm) in the BAC filter were increased consistently. Biofilm development (growth rate) proceed highest rate in the top layer of filter ($\mu_{\text{ATP}} = 0.73 \text{ day}^{-1}$; $\mu_{\text{HPC}} = 1.74 \text{ day}^{-1}$) and 78%~87% slower in the bottom layer ($\mu_{\text{ATP}} = 0.14 \text{ day}^{-1}$; $\mu_{\text{HPC}} = 0.34 \text{ day}^{-1}$). This study shows that the combination of different analytical methods allows detailed quantification of the microbiological activity in drinking water biofilter.

Key words : Biological activated carbon (BAC), Biomass, Biodegradable dissolved organic carbon (BDOC), Bed volume, Bed depth, Growth rate

1. 서론

정수처리 공정에서 생물활성탄(biological activated

carbon, BAC)은 미생물의 유·무기성 오염물질 제거능을 극대화시킨 일종의 생물여과 공정으로 이전부터 국내외에서 널리 사용되고 있다. 활성탄은 표면이 거칠고

Received 24 April, 2014; Revised 8 May, 2014;

Accepted 23 May, 2014

*Corresponding author: Hee-Jong Son, Water Quality Institute, Water Authority, Busan 609-817, Korea

Phone: +82-51-669-4797

E-mail: menuurk@hanmail.net

© The Korean Environmental Sciences Society. All rights reserved.

© This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

불균일하며 다공성 구조이기 때문에 미생물 부착과 군집 형성이 용이하여 입상활성탄(*granular activated carbon, GAC*)을 장기간 사용할 경우에 활성탄 표면 및 세공 속에 다양한 미생물들이 자연적으로 부착·서식한다(Son 등, 2009). 따라서 GAC 공정을 장기간 운전할 경우 부착미생물 생체량(*biomass*)이 증가되어 생물막(*biofilm*)으로 성장하며(Son 등, 2009), 이렇게 자연적으로 생성된 활성 생물막은 수중에 존재하는 용존 유기물질의 제거에 매우 효과적인 것으로 알려져 있다(Carlson과 Amy, 1998; Chien 등, 2008). GAC 단계에서 BAC 단계로의 전환은 운전기간에 의존한다고 볼 수 있다. GAC 운전단계 초기에는 흡착에 의해 공급되는 풍부한 영양물질들로 인해 유입수중의 부유성 박테리아들은 GAC 표면에서 부착, 성장 및 탈착을 반복하면서 군집을 형성하며 생물막으로 증식한다(Son 등, 2009).

BAC 공정에서 제거 가능한 용존 유기물질은 생물분해 가능한 유기물질(*biodegradable organic matter, BOM*)로 한정되지만, 정수처리 공정에서 BOM의 제거는 매우 중요하다(Carlson과 Amy, 1998; Chien 등, 2008). 정수처리 공정에서 제거되지 않고 배·급수관망으로 유출될 경우에는 배·급수관망에서 병원성 미생물들을 비롯한 각종 미생물들의 재생장능(*microbial regrowth potential*)이 증가된다(Carlson과 Amy, 2001; Volk와 LeChevallier, 2002). BOM을 구성하는 물질들은 대부분 저분자 물질이며, 친수성을 띄기 때문에 응집·침전공정, 모래여과공정 및 활성탄 흡착공정 등에서는 BOM의 완전한 제거가 매우 어렵다(Carlson과 Amy, 1997). 따라서 생물학적 안전성을 확보하기 위해서는 BAC 공정과 같은 생물학적 처리공정의 운전이 필수적이다.

BAC 공정은 유입되는 오염물질의 제거를 생물학적 메카니즘이 담당하기 때문에 활성 생물막의 정량화 및 특성 파악은 매우 중요하다(Wakelin 등, 2010). 생물막의 생체량에 대한 정량화는 생물학적 시스템의 이해 및 BAC 공정의 운전효율을 극대화시킬 수 있다(Wakelin 등, 2010). 즉, GAC에서 BAC 단계로의 전환 과정에서의 부착 박테리아들의 생체량 형성 과정과 최대 생체량 및 최대 생체량 형성에 필요한 운전기간의 평가는 BAC 공정의 운전에 영향을 미치는 주요한 지표들이다(Carlson과 Amy, 2001; Son 등, 2005; Velten 등, 2007). 또한, 이전의 많은 연구들에서는 BAC 공정 표층

의 부착 박테리아 생체량과 BAC 공정의 운전효율을 연계하여 평가하고 있다(Magic-Knezev와 van der Kooij, 2004; Velten 등, 2007; Wang 등, 1995). 그러나 BAC 여층 중 표층의 경우는 상대적으로 중층이나 하층에 비하여 월등히 높은 부착 박테리아 생체량을 나타내기 때문에 표층에서의 오염물질 제거능과 중층 및 하층부에서의 오염물질 제거능에는 많은 차이를 나타낸다(Son 등, 2009). 따라서 전 여층에서의 부착 박테리아 생체량과 오염물질에 대한 제거능을 조사하는 것이 BAC 공정에서의 부착 박테리아 생체량과 오염물질 제거와의 메카니즘을 이해하는데 효율적이다.

일반적으로 활성탄 부착 박테리아들의 생체량 측정법에는 *heterotrophic plate count (HPC)*, *epifluorescence microscopic total cell count*, *phospholipid analysis*, *reduction of 2-(p-iodo-phenyl)-3-(p-nitrophenyl)-s-phenyltetrazolium chloride (INT)*, *uptake of labelled substances*, *biomass respiration potential (BRP)* 및 *adenosine tri-phosphate (ATP) analysis* 등이 있다(Dewaters와 Digiano, 1990; Fonseca 등, 2001; Magic-Knezev와 van der Kooij, 2004; Seređyńska-Sobecka 등, 2006; Servais 등, 1994; Servais 등, 1991; Stewart 등, 1990; Urfer와 Huck, 2001; Velten 등, 2007; Wang 등, 1995). 특히, ATP 분석법은 실험이 간단하며, 빠른 분석결과를 얻을 수 있고, 정확한 정량이 가능하며, 검출한계(*limit of detection*)가 낮다는 장점을 가지고 있다. 또한, ATP는 살아있는 생물체의 에너지원으로 사용되는 물질이기 때문에 ATP는 활성을 가진 생물들의 지표로 사용된다(Velten 등, 2007).

일반적으로 BAC 공정에서 제거 가능한 유기성 오염물질들은 생물분해가 용이한 물질들이며, 수중에 존재하는 생물분해 가능한 용존 유기탄소(*biodegradable dissolved organic carbon, BDOC*)의 농도를 측정하여 평가한다. BAC 공정에서 BDOC의 제거율 평가는 BAC의 운전효율을 직접적으로 평가할 수 있는 하나의 지표이다(Carlson과 Amy, 1998; 2001). BDOC는 빠른 생분해율을 나타내는 $BDOC_{rapid}$ 와 느린 생분해율을 나타내는 $BDOC_{slow}$ 로 분류되며, $BDOC_{rapid}$ 는 BAC 공정에서 실제로 제거 가능한 BDOC이고 $BDOC_{slow}$ 는 BAC 공정에서 제거되지 않고 배·급수관망으로 유출될 가능성이 있는 BDOC 부분을 나타낸다(Carlson과 Amy,

2001; Yavich 등, 2004).

본 연구에서는 BAC 공정 운전초기부터 BAC 공정이 정상상태(steady-state)에 도달한 이후까지 BAC 공정의 운전기간 변화 및 BAC의 여층 깊이 변화에 따른 BDOC의 제거율 변화 및 부착 박테리아에 대한 HPC 및 ATP 농도를 분석하였다. 이를 통하여 GAC 공정에서 BAC 공정으로의 전환시에 나타나는 부착 박테리아들의 biomass 변화와 이에 따른 부착 박테리아들의 유기 탄소 원인 BDOC의 제거율 변화를 평가하여 정수처리 공정에서 BAC 공정 운전시 효율적인 운전 및 BAC 공정의 최적화를 목적으로 하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1. 실험재료

2.1.1. 유입수

유입수는 염소처리 공정이 배제된 고도 정수처리용 pilot-plant(300 톤/일 처리용량)의 후오존 처리수를 실험에 사용하였으며, 후오존 처리수의 성상을 Table 1에 나타내었다. 운전기간 동안 수온은 10~15℃였으며, 유입수 집수조 및 활성탄 여과지를 실내에 설치하여 실내 냉·난방기 및 수온조절기를 이용하여 수온의 변화폭을 최소로 하여 운전하였다.

2.1.2. 활성탄

본 실험에 사용된 활성탄은 석탄계 재질의 활성탄(F400, Calgon, USA)을 사용하였으며, 실험에 들어가기 전에 초순수에 깨끗이 세척한 후 7일 이상 실온에서 건조한 후 실험에 사용하였다. 실험에 사용된 석탄계 활성탄의 성상을 Table 2에 나타내었다.

2.2. 실험방법

2.2.1. 활성탄 접촉조 운전

본 실험에 사용된 활성탄 접촉조는 아크릴 재질의 내경 7 cm, 높이 200 cm의 규모이며, 충전된 활성탄의 층고는 100 cm로 하였다. 후오존 처리수가 유입수의 집수조에 유입된 후 수온조절을 거친 후 정량 펌프를 이용하여 활성탄 접촉조의 상부로 유입되도록 설계하였으며, 접촉조의 상부에는 유입수의 수온을 측정하는 온도계를 설치하였다. 접촉조의 운전은 하향류식으로 공탐체류시간(empty bed contact time, EBCT)는 15분으로 고정하여 운전하였고, 역세척은 염소처리 공정이 배제된 pilot-plant의 최종 처리수를 사용하여 주 1회 정도로 수세와 공세를 병행하여 실시하였다. 활성탄 접촉조의 상세한 설계인자를 Fig. 1에 나타내었다.

2.2.2. 용존 유기물질 분석

DOC의 분석은 시료를 깨끗이 세척된 0.2 µm 멤브레인 여지(Millipore, USA)로 여과한 여액을 TOC 분석기(Sievers 5310C, Sievers, USA)를 사용하여 분석하였다. 또한, BDOC의 경우는 Son 등(2004)이 제시한 방법을 이용하여 BDOC_{total}, BDOC_{rapid} 및 BDOC_{slow}를 분석하였다.

2.2.3. 활성탄 부착 박테리아의 생체량 분석

활성탄 부착 박테리아의 생체량은 HPC법과 ATP법을 이용하였다. HPC법은 BAC 습중량 1 g을 건조시킨 후 37 kHz, 190 W로 3분 동안 초음파 처리(DHA 1000, Branson, USA)하여 세균을 탈리시킨 후 R2A agar (Difco, USA) 평판배지에 시료 1 mL를 단계적으로 희석 도달한 후 25℃ 배양기에서 2주간 배양하여 습중량 1 g당 colony 형성 세균수로 표시하였다(Son 등, 2005).

Table 1. Characteristics of post-ozonated water

Parameter	pH (-)	Turbidity (NTU)	Temp. (°C)	DOC (mg/L)	BDOC (mg/L)		
					total	rapid	slow
Value	6.8~7.5	0.04~0.08	10~15	1.32~1.57	0.32~0.58	0.13~0.33	0.15~0.31

Table 2. Physical properties coal-based GAC

Parameter	Iodine value (mg/g)	MB adsorption (mL/g)	Specific surface area (m ² /g)	Total pore volume (cc/g)	Mean pore radius (Å)
Value	1016	256	1100	0.548	23

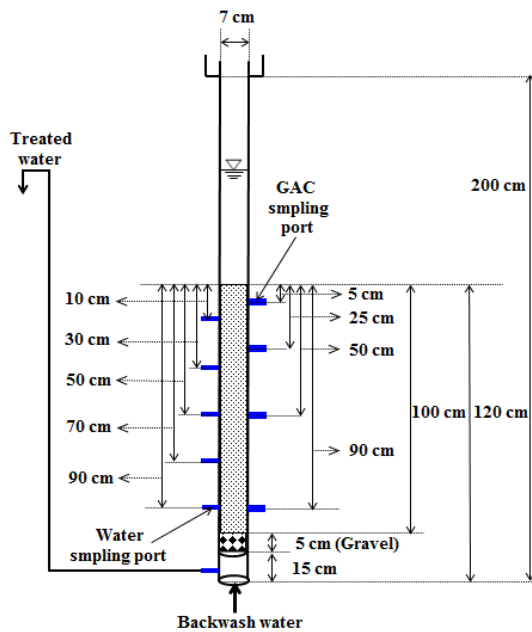


Fig. 1. Schematic diagram of biological activated carbon (BAC) filter.

ATP법의 경우도 BAC 습중량 200 mg을 채집하여 Velten 등(2007)이 제시한 방법을 이용하여 전처리한 후 분석하였으며, ATP standard (Promega, USA)를 이용하여 ATP 농도 검량선을 작성하였고, luminometer (Victor3, PerkinElmer, USA)를 이용하여 활성탄 부착 박테리아들의 ATP 농도를 측정하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 운전기간 증가에 따른 용존 유기물질 제거 및 표층 부착 박테리아 생체량 변화

GAC 신탄을 충전한 활성탄 접촉조의 운전기간(bed volume, BV) 증가에 따른 BDOC 잔존비(C/C_0) 변화 및 부착 박테리아 생체량(ATP 농도 및 HPC 농도) 변화를 Fig. 2에 나타내었다. Fig. 2 (a)에 나타낸 BDOC_{rapid}, BDOC_{slow} 및 BDOC_{total}의 잔존비 변화를 살펴보면 BDOC_{rapid}의 경우는 BV 5,000(35일) 부근까지는 잔존비가 일시적으로 증가하는 현상을 보였으나, 이후로는 잔존비가 감소하였고, BV 15,000(104일) 정도에서 정상상태에 도달하여 안정적인 BDOC_{rapid} 제거능을 나타

내었다. BDOC_{slow}와 BDOC_{total}의 경우는 운전기간 증가에 따른 잔존비 변화곡선이 거의 유사한 경향을 나타내었으며, BV 15,000(104일) 부근까지는 지속적으로 증가하는 경향을 나타내었으나 이후로는 점점 감소하였고, BV 32,000(222일) 이후로는 정상상태에 도달하여 BDOC_{slow}와 BDOC_{total}의 잔존비가 0.10과 0.17 부근에서 거의 일정하게 유지되는 것으로 나타났다. 일반적으로 BDOC_{rapid}는 BAC 공정과 같은 생물여과(biofiltration) 공정에서 쉽게 제거가 가능한 BDOC 부분으로 정상상태에 도달한 BAC 공정에서는 BAC 접촉조의 상층부에서 높은 비율로 생물분해된다(Son 등, 2009). BDOC_{slow}의 경우는 BDOC_{rapid} 보다는 비교적 느린 생물분해능을 나타내어 생물여과 공정에서 완전히 제거되지 않고 배·급수관망으로 유출될 가능성이 있는 BDOC 성분이다. BDOC_{slow}에 대한 생물분해능이 정상상태에 도달(BV 32,000(222일) 부근)한 이후에도 유입되는 BDOC_{slow}의 17% 정도는 제거되지 않았다.

Fig. 2 (b)에 나타낸 BAC 표층의 부착 박테리아들의 생체량 변화를 살펴보면 부착 박테리아의 ATP 농도 및 HPC 농도 변화곡선 모두 유사한 경향을 나타내고 있다. BV 23,000(160일) 부근까지는 지속적으로 농도가 증가하였으며, BV 23,000(160일) 이후로는 부착 박테리아들의 생체량이 정상상태에 도달하는 것으로 나타났다. 정상상태에 도달한 이후에 BAC 표층에 부착된 박테리아들의 ATP 농도와 HPC 농도는 각각 2.1 $\mu\text{g/g-GAC}$ 및 3.3×10^8 cells/g-GAC이었으며, GAC 운전초기에서 BAC로 전환시까지의 부착 박테리아 생체량(ATP 농도)과 유기물질(DOC) 제거능을 평가한 Velten 등(2011)의 연구결과에서는 운전시작 91일 후(BV 8,300)에 BAC 표층의 부착 박테리아 생체량이 정상상태에 도달하였고, 정상상태 도달 이후의 운전기간 동안 부착 박테리아의 ATP 농도는 1.15~1.19 $\mu\text{g/g-GAC}$ 로 보고하고 있다. Velten 등(2007)의 full scale 공정을 이용한 또 다른 연구결과에서는 정상상태 도달 이후의 부착 박테리아의 ATP 농도는 0.55~0.67 $\mu\text{g/g-GAC}$ 로 보고하고 있다. 또한, van der Aa 등(2006)의 연구결과에서는 운전시작 200일 후에 부착 박테리아들의 생체량(ATP 농도)이 정상상태에 도달하였으며, 이때의 생체량(ATP 농도)은 0.5 $\mu\text{g/g-GAC}$ 정도로 보고하고 있다. 이와 같이 유입수 성상 차이에 따라 정상상태에서의 부착 박테리아의 생체

량(ATP 농도)에는 많은 차이를 나타내었다.

전체적으로 BDOC_{rapid} 제거율이 정상상태에 도달한 후 BAC 표층 부착 박테리아들의 생체량이 정상상태에 도달하였으며, 다음으로 BDOC_{slow}와 BDOC_{total}의 제거율이 정상상태에 도달하였다.

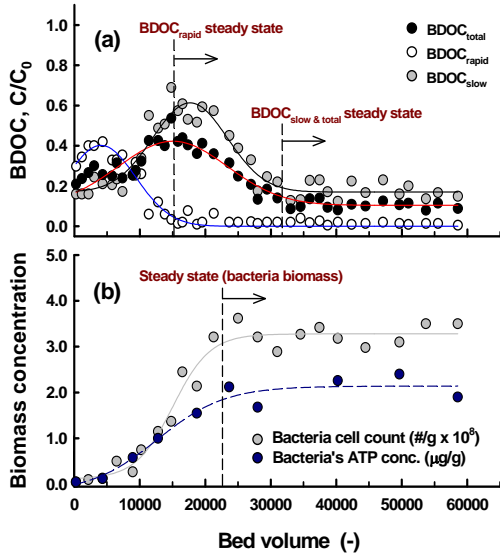


Fig. 2. BDOC_(total, rapid, slow) residual ratios and biomass concentrations curves according to the operated bed volumes.

3.2. 운전기간 증가에 따른 여층 깊이별 활성탄 부착 박테리아 생체량 변화 및 BDOC 제거 특성

GAC 신탄을 충전한 활성탄 접촉조의 운전기간 증가에 따른 여층 깊이별(-5, -25, -50 및 -90 cm) 활성탄 부착 박테리아 생체량 변화곡선을 Fig. 3에 나타내었다. 운전기간 증가에 따른 여층 깊이별로 부착 박테리아 생체량 측정을 위한 활성탄 시료들의 채집 시점은 BV 8,916(62일), BV 18,720(130일), BV 27,999(194일) 및 BV 49,632(345일)에 걸친 총 4회이다.

Fig. 3에서 볼 수 있듯이 운전초기부터 활성탄 접촉조가 정상상태에 도달한 이후까지 여층 깊이별 부착 박테리아들의 HPC와 ATP 농도로 생체량을 조사하였다. 운전초기인 BV 8,916(62일)의 경우 활성탄 접촉조 상층(-5 cm)에서의 부착 박테리아들의 HPC와 ATP 농도는 각각 0.25×10^8 cells/g-GAC 및 $0.58 \mu\text{g/g-GAC}$ 로 하층(-90 cm)의 0.05×10^8 cells/g-GAC 및 0.009μ

g/g-GAC에 비해 부착 박테리아들의 생체량이 HPC의 경우 5배, ATP 농도의 경우 64배 정도 높게 나타났다. 또한, 운전기간이 BV 18,720(130일) 및 BV 49,632(345일)로 증가할수록 상층(-5 cm)의 생체량은 HPC의 경우 2.14×10^8 cells/g-GAC에서 3.10×10^8 cells/g-GAC, ATP 농도는 $1.55 \mu\text{g/g-GAC}$ 에서 $2.40 \mu\text{g/g-GAC}$ 로 증가한 반면, 하층(-90 cm)의 생체량은 HPC의 경우 0.18×10^8 cells/g-GAC에서 0.55×10^8 cells/g-GAC, ATP 농도는 $0.04 \mu\text{g/g-GAC}$ 에서 $0.18 \mu\text{g/g-GAC}$ 로 나타나 BAC 접촉조 상층부의 부착 박테리아들의 생체량이 하층에 비해 월등히 높은 것으로 나타났다.

BV 25,000 이후로는 상층의 부착 박테리아들의 HPC 농도 증가는 나타나지 않았으나 ATP 농도는 지속적인 증가 추세를 나타내고 있다. 이러한 이유로는 HPC 농도는 배양가능한 박테리아들의 cell count를 측정하는 방법으로 배양이 불가능하거나 장기간의 배양기간을 필요로 하는 박테리아들은 측정이 불가능하다(Son 등, 2012). 따라서 이러한 차이에 의한 결과로 판단되며, 이에 대해서는 다양한 비배양적 방법을 통한 검증이 필요할 것으로 판단된다.

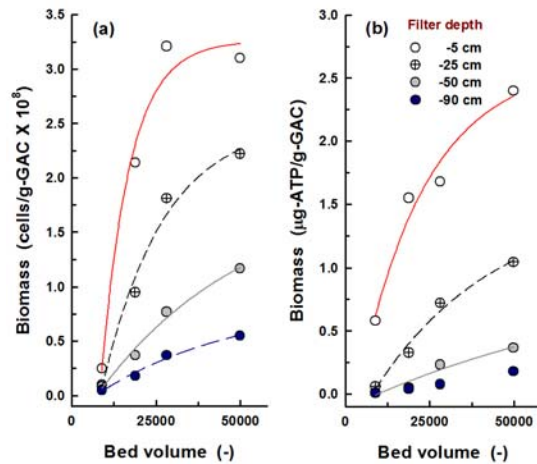


Fig. 3. Development of attached biofilm biomass at different depth of GAC filter as a function of bed volume.

운전기간 증가에 따른 여층 깊이별 제거된 BDOC_{rapid}와 BDOC_{slow}의 분포비율을 Fig. 4에 나타내

었다. 운전초기(BV 8916, 62일)에는 활성탄 접촉조 표층(-5 cm)에서 $\text{BDOC}_{\text{rapid}}$ 와 $\text{BDOC}_{\text{slow}}$ 의 제거비율은 각각 전체의 44% 및 34%로 나타났으며, 상층에서 저층으로 갈수록 $\text{BDOC}_{\text{rapid}}$ 와 $\text{BDOC}_{\text{slow}}$ 의 제거비율은 각각 전체의 27%~12% 및 전체의 30%~4%로 나타났다. 운전기간이 경과될수록 표층(-5 cm)에서의 $\text{BDOC}_{\text{rapid}}$ 와 $\text{BDOC}_{\text{slow}}$ 의 제거비율은 점점 증가되어 BV 49,632(345일)의 경우 $\text{BDOC}_{\text{rapid}}$ 와 $\text{BDOC}_{\text{slow}}$ 의 제거비율은 각각 전체의 90%와 전체의 70%로 나타났으며, 상층에서 저층으로 갈수록 $\text{BDOC}_{\text{rapid}}$ 와 $\text{BDOC}_{\text{slow}}$ 의 제거비율은 각각 전체의 10%~0% 및 전체의 17%~5%로 나타났다. 이와 같이 BAC 공정에서 유기성 오염물질 제거시 BAC 접촉조의 표층의 기여율이 매우 높은 것을 알 수 있으며, 이는 Fig. 3의 BAC 접촉조의 여층별 부착 박테리아 생체량 비교에서도 알 수 있다. 운전 초기에 활성탄 접촉조의 표층에 유기성 오염물질들이 먼저 흡착 및 생분해되고, 중층과 하층에서 이용 가능한 유기성 오염물질의 농도는 표층에 비해 낮아질 수 밖에 없다. 따라서 BAC 접촉조의 상층부에서는 활성탄 표면에서 영양이 풍부한 환경이 조성되어 박테리아들의 부착, 증식 및 생물막으로의 전환이 비교적 빨리 진행되며, 생체량의 경우도 중층이나 하층에 비해 월등히 높아진다(Herzberg 등, 2003). 또한, 수중의 용존산소(DO) 및 무기성 영양물질의 농도의 경우도 BAC 접촉조 상층이 중층이나 하층에 비해 높기 때문에 부착 박테리아들의 성장에 매우 유리한 조건을 제공한다(Yapsakli와 Çeçen, 2010).

BV 49,632(345일)일 때 채집한 표층(-5 cm), 중층(-50 cm) 및 하층(-90 cm)의 활성탄에 부착된 박테리아들을 전자현미경(scanning electron microscope, SEM)으로 관찰한 사진을 Fig. 5에 나타내었다. SEM 사진결과와 경우 활성탄 표면에 부착된 박테리아들의 형태학적인 특성만을 나타낸다. BAC 접촉조의 표층을 나타낸 Fig. 5 (a)를 보면 중층(Fig. 5 (b))과 하층(Fig. 5 (c))에 비해 다양한 형태를 가진 박테리아들이 관찰되며, 개체수의 경우도 월등히 높은 것을 알 수 있다.

일반적으로 생물여과(biofiltration) 공정에서 생물막의 성장을 평가는 생물여과 공정의 전체적인 상태 및 운전효율 등을 한눈에 평가할 수 있는 지표로 활용되며

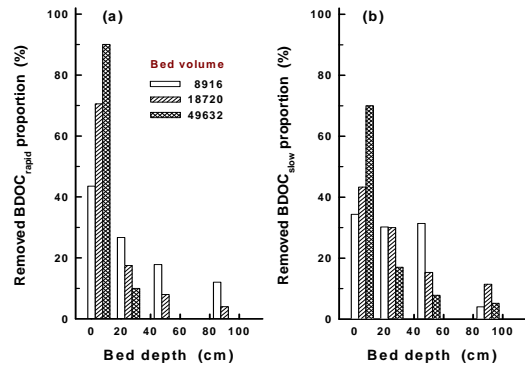


Fig. 4. Proportions of removed $\text{BDOC}_{\text{rapid}}$ and $\text{BDOC}_{\text{slow}}$ at different bed volume as a function of bed depth.

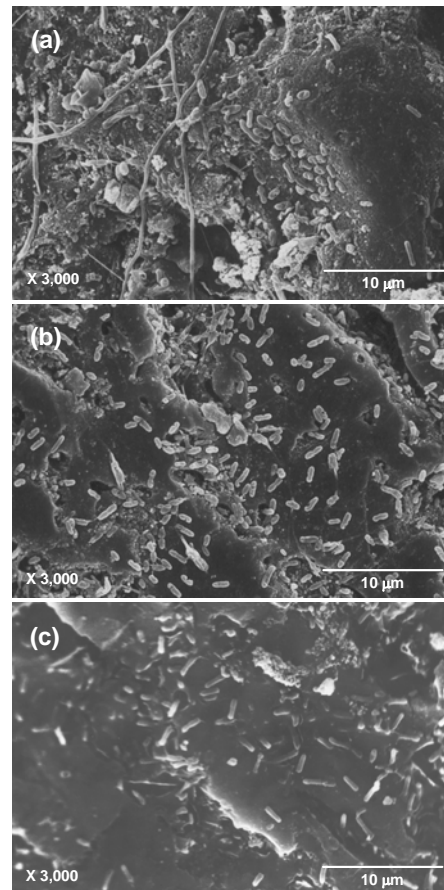


Fig. 5. SEM photograph of attached bacteria on top layer (a), middle layer (b) and bottom layer (c) of GAC at bed volume 23657 ((a) top: -5 cm, (b) middle: -50 cm and (c) bottom: -90 cm).

Table 3. Biomass growth rate (μ_{ATP} , μ_{HPC}) of attached bacteria on BAC according to the filter depth during operation period

Filter depth	Biomass	
	ATP, μ_{ATP} (day^{-1})	Bacteria cells, μ_{HPC} (day^{-1})
-5 cm	0.73	1.74
-25 cm	0.41	0.81
-50 cm	0.17	0.39
-90 cm	0.14	0.34

(Velten 등, 2011), 생물막의 성장률에 영향을 미치는 인자로는 수온, 유입수 중의 유기물질 특성과 농도 및 부착 박테리아 군집 조성 등이 있다(Velten 등, 2011). 본 연구에서 운전시작 후부터 BV 49,632까지의 부착 박테리아의 생체량 농도 측정값(Fig. 3)을 이용하여 여층의 깊이별 생물막의 성장률(growth rate, μ_{ATP} 와 μ_{HPC})을 구한 결과를 Table 3에 나타내었다. 운전기간 동안 BAC 접촉조 표층(-5 cm)부터 하층(-90 cm)까지의 μ_{ATP} 와 μ_{HPC} 는 각각 0.14~0.73 day^{-1} 와 0.34~1.74 day^{-1} 로 나타났다. 다른 연구결과들에서 보고한 BAC 공정 부착 박테리아의 생물막 성장률의 경우, Velten 등(2011)은 0.0001~0.0043 h^{-1} (0.0024~0.1032 day^{-1})으로 보고하고 있으며, Servais 등(1991)은 0.038~0.16 h^{-1} (0.912~2.4768 day^{-1}) 및 Magic-Knezev 등(2006)은 $1.9 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$ (1.64 day^{-1})으로 보고하고 있다. 본 연구에서 도출된 결과인 μ_{ATP} 0.14~0.73 day^{-1} 및 μ_{HPC} 0.34~1.74 day^{-1} 와 비교하였을 때 Velten 등(2011)의 연구결과와는 많은 차이를 나타내고 있으며, 이는 유입수의 수온과 DOC 농도 차이에서 기인한 것으로 판단된다. Velten 등(2011)의 연구에서는 실험기간 동안의 유입수의 수온 및 DOC 농도를 각각 $7.05 \pm 0.7^\circ\text{C}$ 및 DOC 농도 $1.13 \pm 0.05 \text{ mg/L}$ 로 보고하고 있다.

본 연구결과에서 상층(-5 cm), 중층(-50 cm) 및 하층(-90 cm)의 부착 박테리아들의 성장률을 비교해 보면 μ_{ATP} 의 경우는 상층이 중층과 하층에 비하여 각각 4.3배와 5.2배 정도 빠른 성장률을 나타내었으며, μ_{HPC} 의 경우는 상층이 중층과 하층에 비하여 각각 4.5배와 5.1배 정도 빠른 성장률을 나타내었다.

4. 결론

BAC 공정 운전초기부터 BAC 공정이 정상상태

(steady-state)에 도달한 이후까지 BAC 공정의 운전기간 변화 및 BAC의 여층 깊이 변화에 따른 $\text{BDOC}_{\text{total/rapid/slow}}$ 제거율의 변화 및 부착 박테리아에 대한 HPC 및 ATP 농도를 평가해 본 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

1. ATP법과 HPC법을 이용한 활성탄의 부착 박테리아 생체량 평가 및 $\text{BDOC}_{\text{total/rapid/slow}}$ 분류를 통한 생물학적 제거효율 평가는 BAC 접촉조의 생물학적 제거 메커니즘 및 시스템 효율을 성공적으로 평가할 수 있었다.

2. $\text{BDOC}_{\text{rapid}}$ 제거율이 정상상태에 도달한 후 BAC 표층 부착 박테리아들의 생체량이 정상상태에 도달하였으며, 다음으로 $\text{BDOC}_{\text{slow}}$ 와 $\text{BDOC}_{\text{total}}$ 의 제거율이 정상상태에 도달하였다. BAC 접촉조의 중층 및 하층의 부착 박테리아 생체량의 경우 운전기간 동안 지속적인 생체량의 증가추세를 나타내었다.

3. BAC 공정 운전 초기에는 표층에서의 $\text{BDOC}_{\text{rapid}}$ 와 $\text{BDOC}_{\text{slow}}$ 의 제거비율이 각각 44%와 34%로 나타났으나, 정상상태 도달 이후에는 $\text{BDOC}_{\text{rapid}}$ 와 $\text{BDOC}_{\text{slow}}$ 의 제거비율이 각각 90%와 70%로 나타나 표층에서의 BDOC 물질 제거시 기여율이 매우 높았다.

4. BAC 접촉조의 여층 깊이별 생물막의 성장률(μ_{ATP} 와 μ_{HPC})은 표층이 μ_{ATP} 가 0.73 day^{-1} , μ_{HPC} 가 1.74 day^{-1} 로 나타났으며, 중층과 하층의 경우는 μ_{ATP} 가 0.17 day^{-1} 와 0.14 day^{-1} 및 μ_{HPC} 가 0.39 day^{-1} 와 0.34 day^{-1} 로 나타났다. 표층의 부착 박테리아들의 성장률(μ_{ATP} 와 μ_{HPC})이 중층과 하층에 비하여 각각 4~5배 정도 높음으로 나타났다.

참고문헌

Carlson, K. H., Amy, G. L., 1997, The formation of

- filter-removable biodegradable organic matter during ozonation, *Ozone Sci. Eng.*, 19, 179-199.
- Carlson, K. H., Amy, G. L., 1998, BOM removal during biofiltration, *J. Am. Water Works Assoc.*, 90(12), 42-52.
- Carlson, K. H., Amy, G. L., 2001, Ozone and biofiltration optimization for multiple objectives, *J. Am. Water Works Assoc.*, 93, 88-98.
- Chien, C. C., Kao, C. M., Chen, C. W., Dong, C. D., Wu, C. Y., 2008, Application of biofiltration system on AOC removal: column and field studies, *Chemosphere*, 71, 1786-1793.
- Dewaters, J. E., Digiano, F. A., 1990, The influence of ozonated natural organic matter on the biodegradation of a micropollutant in a GAC bed, *J. Am. Water Works Assoc.*, 82, 69-75.
- Fonseca, A. C., Summers, R. S., Hernandez, M. T., 2001, Comparative measurements of microbial activity in drinking water biofilters, *Water Res.*, 35, 3817-3824.
- Herzberg, M., Dosoretz, C. G., Tarre, S., Green, M., 2003, Patchy biofilm coverage can explain the potential advantage of BGAC reactors, *Environ. Sci. Technol.*, 37(18), 4247-4280.
- Magic-Knezev, A., van der Kooij, D., 2004, Optimization and significance of ATP analysis for measuring active biomass in granular activated carbon filters used in water treatment, *Water Res.*, 38, 3971-3979.
- Magic-Knezev, A., van der Kooij, D., 2006, Nutritional versatility of two *Polaromonas* related bacteria isolated from biological granular activated carbon filters, *Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes*, Gimbel, R., Graham, N., Collins, R., (Eds), IWA Publishing, Mulheim an der Ruhr, Germany, pp. 303-311.
- Seredyńska-Sobecka, B., Tomaszewska, M., Janus, M., Morawski, A. W., 2006, Biological activation of carbon filters, *Water Res.*, 40, 355-363.
- Servais, P., Billen, G., Bouillot, P., 1994, Biological colonization of granular activated carbon filters in drinking-water treatment, *J. Environ. Eng.*, 120, 888-899.
- Servais, P., Billen, G., Ventresque, C., Bablon, G. P., 1991, Microbial activity in GAC filters at the Choisy-Le-Roi treatment-plant, *J. Am. Water Works Assoc.*, 83(2), 62-68.
- Son, H. J., Choi, J. T., Son, H. S., Lee, S. J., 2012, Analysis of attached bacterial communities of biological activated carbon process using DGGE method, *J. Kor. Soc. Environ. Eng.*, 34(8), 533-540.
- Son, H. J., Park, H. G., Lee, S. A., Jung, E. Y., Jung, C. W., 2005, The characteristics of microbial community for biological activated carbon in water treatment plant, *J. Kor. Soc. Environ. Eng.*, 27, 1311-1320.
- Son, H. J., Roh, J. S., Kang, L. S., 2004, Determination of BDOC_{rapid} and BDOC_{slow} using batch bio-reactor, *J. Korean Soc. Water Environ.*, 20(4), 357-364.
- Son, H. J., Yoo, S. J., Roh, J. S., Yoo, P. J., 2009, Biological activated carbon (BAC) process in water treatment, *J. Kor. Soc. Environ. Eng.*, 31(4), 308-323.
- Stewart, M. H., Wolfe, R. L., Means, E. G., 1990, Assessment of the bacteriological activity associated with granular activated carbon treatment of drinking-water, *Appl. Environ. Microbiol.*, 56, 3822-3829.
- Urfer, D., Huck, P. M., 2001, Measurement of biomass activity in drinking water biofilters using a respirometric method, *Water Res.*, 35, 1469-1477.
- van der Aa, L. T. J., Kolpa, R. J., Magic-Knezev, A., Rietveld, L. C., van Dijk, J. C., 2006, Biomass development in biological activated carbon filters, *Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes*, Gimbel, R., Graham, N., Collins, R., (Eds), IWA Publishing, Mulheim an der Ruhr, Germany, pp. 293-303.
- Velten, S., Boller, M., Köster, O., Helbing, J., Weilenmann, H., Hammes, F., 2011, Development of biomass in a drinking water granular active carbon (GAC) filter, *Water Res.*, 45, 6347-6354.
- Velten, S., Hammes, F., Boller, M., Egli, T., 2007, Rapid and direct estimation of active biomass on granular activated carbon through adenosine tri-phosphate (ATP) determination, *Water Res.*, 41, 1973-1983.
- Volk, C. J., LeChevallier, M. W., 2002, Effects of conventional treatment on AOC and BDOC levels, *J. Am. Water Works Assoc.*, 94, 112-123.
- Wakelin, S. A., Page, D. W., Pavelic, P., Gregg, A. L., Dillon, P. J., 2010, Rich microbial communities inhabit water treatment biofilters and are

- differentially affected by filter type and sampling depth, *Water Sci. & Technol.: Water Suppl.*, 10, 145-156.
- Wang, J. Z., Summers, R. S., Miltner, R. J., 1995, Biofiltration performance 1. relationship to biomass, *J. Am. Water Works Assoc.*, 87, 55-63.
- Yapsakli, K., Çeçen, F., 2010, Effect of type of granular activated carbon on DOC biodegradation in biological activated carbon filters, *Process Biochem.*, 45, 355-362.
- Yavich, A. A., Lee, K. H., Chen, K. C., Pape, L., Masten, S. J., 2004, Evaluation of biodegradability of NOM after ozonation, *Water Res.*, 38, 2839-2846.