

## 정수처리에서의 생물활성탄 공정

손희중<sup>†</sup> · 유수전 · 노재순 · 유평중

부산시상수도사업본부 수질연구소

(2009년 3월 25일 접수, 2009년 4월 28일 채택)

## Biological Activated Carbon (BAC) Process in Water Treatment

Hee-Jong Son<sup>†</sup> · Soo-Jeon Yoo · Jae-Soon Roh · Pyong-Jong Yoo

Water Quality Institute, Busan Water Authority

**ABSTRACT** : This review paper serves to describe the composition and activity of biological activated carbon (BAC) biofilm which is considered as a progressive process for water treatment. As well as several physical-chemical, biochemical and microbiological analysis methods for characterizing the composition and activity of BAC biofilm, the ability of the biofilm to remove and biodegrade organic matters and pollutants related to other water treatment processes such as pre-ozonation will be reviewed. In this paper, conversion of GAC into BAC, removal mechanism of pollutants, characteristics and affecting factors of BAC biofilm, and modeling of BAC are described in detail. In addition, strategies to control the growth of the BAC biofilm, such as varying the nutrient loading rate, altering the frequency of BAC filter backwashing and applying oxidative disinfection, will be dwelled on related to their respective process control challenges.

**Key Words** : *Biological Activated Carbon, Water Treatment, Biofilm, Activity, Biomass, Affecting Factors.*

**요약** : 생물활성탄 공정은 정수처리에서 획기적인 공정으로 평가받고 있으며, 전 세계적으로 많은 정수장에서 BAC 공정을 채택하여 운전하고 있다. BAC 공정의 장점은 활성탄에 흡착된 오염물질들이 활성탄 표면에서 서식하고 있는 다양한 미생물 집합체(생물막)에 의해 생물분해되어 자연적으로 활성탄의 재생이 이루어져 활성탄 사용기간의 연장을 유도하여 정수처리 비용을 감소시킬 수 있다는 것이다. 또한, 유입수중의 생분해 가능한 유기물질들을 제거하여 배·급수관망에서 미생물의 재성장을 억제하는데 탁월하다. 그러나 BAC 공정의 효율이 활성탄 표면에 형성되어 있는 생물막에 의해 제한되어지는 문제점도 있다. 본 논문에서는 GAC에서 BAC로의 전환, BAC 생물막의 특성, 오염물질의 제거 메카니즘, BAC 공정에 영향을 미치는 인자들, BAC 공정의 제어 및 BAC 공정의 모델링에 대해 크게 여섯 부분으로 상세하게 기술하였다.

**주제어** : 생물활성탄, 정수처리, 생물막, 활성도, 생체량, 영향인자들

### 1. 서론

상수원수로 사용되는 하천수, 호소수 및 지하수에는 천연유기물질(natural organic matter, NOM), 병원성 미생물, 유기화합물질류 및 중금속류 등 다양한 오염물질들이 함유되어 있다.<sup>1)</sup> 이런 오염물질들은 먹는물 수질기준을 충족시키기 위해서 반드시 제거되어야 한다. 국내에서 운영되는 대부분의 정수장은 응집-침전-모래여과-소독공정으로 구성된 재래식 정수처리 공정(conventional water treatment process)으로 운영되고 있으며, 이 공정은 입자성 물질, 병원성 미생물 및 색도 유발물질의 제거에 초점이 맞추어져 있다.<sup>2)</sup> 재래식 정수처리 공정에서는 합성 유기화합물질, 이취미 물질 같은 조류대사산물이나 소독부산물 전구물질 같은 용존 유기물질에 대해서는 제거능이 매우 낮다.<sup>3-6)</sup> 따라서 정수처리시 이들에 대해 매우 높은 흡착능을 가지

는 활성탄(activated carbon)을 많이 사용한다. 활성탄은 다공성 여재(media)로 목재(wood), 야자각(coconut), 역청탄(bituminous coal), 갈탄(lignite) 등을 원료로 하여 제조되며, 정수 및 하수처리 공정에서도 흡착제로 널리 이용되고 있고, 보통 탁질이나 유기물 농도부하가 적은 여과공정 후단에 입상활성탄(granular activated carbon, GAC) 형태로 많이 적용된다.<sup>7)</sup> GAC 공정은 수중의 용존 유기물질 제거에 효과적이지만 여러 가지 한계가 있다.<sup>7)</sup> GAC는 사용 초기에는 수중의 오염물질들에 대해 높은 제거능을 나타내지만 사용기간이 경과할수록 GAC 세공내의 흡착력을 가지는 흡착점(adsorption site)들이 수중의 오염물질들과의 결합으로 흡착력을 소실하면서 점점 흡착능이 저하되어 GAC가 파과(breakthrough)에 도달한다. 따라서 흡착능의 유지를 위해서는 지속적인 활성탄의 교체 또는 재생(regeneration)이 필요하다.<sup>8)</sup> 활성탄의 교체나 재생주기는 GAC 공정으로 유입되는 용존 유기물질의 부하량에 따라 다르지만 보통 6개월에서 12개월 정도로 알려져 있고<sup>9)</sup> 교체나 재생은 경제적인 측면에서 매우 고가이기 때문에 정수처리 비

<sup>†</sup> Corresponding author

E-mail: menuturk@hanmail.net

Tel: 051-669-4625

Fax: 051-669-4609

용의 증가를 초래한다.<sup>10)</sup>

1970년대에 유럽에서 활성탄이 파파에 도달하였음에도 불구하고 지속적으로 오염물질에 대한 제거능이 유지되는 것을 발견하였고, 이는 활성탄의 장기간 사용으로 인해 활성탄에 다양한 미생물들이 자연적으로 군집(colonization)을 형성·서식하면서 발생한 오염물질의 생물분해에 기인한 것을 알았다.<sup>11~13)</sup> 이것이 생물활성탄(biological activated carbon, BAC) 공정의 시발점이 되어 유럽을 중심으로 북미 등에서 연구가 중점적으로 진행되기 시작하였다.<sup>14~17)</sup>

BAC 공정은 활성탄 표면에 부착되어 있는 박테리아를 이용하여 수중에 함유된 오염물질을 제거하는 원리이다. 활성탄의 거칠고 불균일한 다공성 표면은 미생물의 군집형성에 적합하기 때문에 부착 미생물의 생체량(biomass)이 증가되어 생물막(biofilm)으로 성장한다.<sup>18,19)</sup> 이렇게 자연적으로 생성된 활성 생물막(active biofilm)은 수중에 존재하는 오염물질에 대해 우수한 제거능을 나타낸다.<sup>20)</sup>

BAC 공정의 장점으로는 첫째, 수중에 존재하는 다양한 오염물질들에 대한 높은 제거능이고,<sup>20~23)</sup> 둘째, BAC 처리수는 낮은 염소요구량을 나타내어 소독부산물의 생성이 적을뿐 아니라 배·급수관망에서 미생물 재성장능이 낮다.<sup>9,18,19)</sup> 또한, 셋째로 흡착능이 소진된 GAC의 효율적인 생물학적 재생으로 인한 GAC의 사용기간 연장이다.<sup>24,25)</sup>

그러나 BAC 공정은 부착 생물막의 제어와 부착 미생물의 탈리에 의한 유출문제 등 해결해야할 여러 가지 문제점들도 안고 있다.<sup>26)</sup>

본 논문은 저렴한 유지관리비와 효과적인 오염물질 제거능으로 인해 유용한 정수처리 공정으로 인정받는 BAC 공정에 대하여 BAC 공정의 원리, 부착 생물막의 특성, 오염물질 제거 메커니즘, 운전에 있어서 영향을 미치는 인자들 및 공정 모델링 등을 중심으로 BAC 공정에 대하여 총체적으로 기술하였다.

## 2. GAC에서 BAC로의 전환

GAC는 다공성 재질로 내부는 다양한 크기의 수많은 세공(pore)으로 구성되어 있으며 보통 1,000 m<sup>2</sup>/g 이상의 큰 표면적을 가지고 있다.<sup>27)</sup> Fig. 1에는 수중의 오염물질이 GAC 세공으로 흡착되는 과정을 간단히 나타낸 모식도이다. 이 과정은 수중의 오염물질이 활성탄의 외부표면으로 이동하여 용액과 활성탄 사이의 액 경막에서 오염물질이 활성탄 외부 표면으로 이동되고, 내부확산에 의해 오염물질이 활성탄의 외부표면으로부터 내부표면으로 확산되며 활성탄의 세공표면에 형성되어 있는 관능기들에 물리·화학적으로 흡착된다.<sup>28)</sup>

GAC 표면은 (+) 전하를 띄어서 수중의 유기물질과 같이 (-) 전하를 띄는 오염물질에 대해 높은 물리·화학적 흡착능을 가진다.<sup>29)</sup> 따라서 흡착에 의해 공급되는 풍부한 영양물질들로 인해 유입수중의 부유성 박테리아들은 GAC 표면에서 부착, 성장 및 탈착을 반복하면서 군집을 형성하며 생물막으로 증식한다.<sup>18~20)</sup>

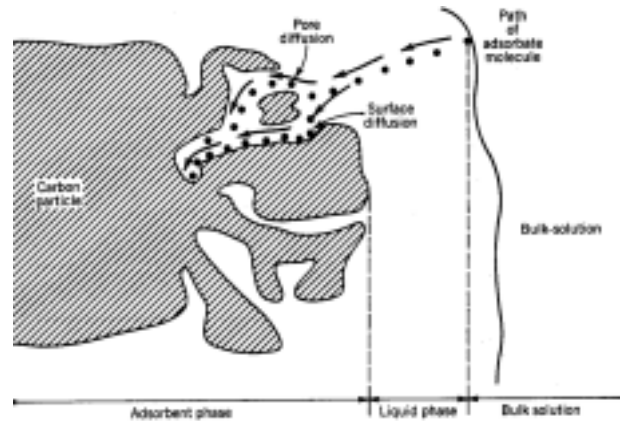


Fig. 1. GAC pore and surface adsorption.<sup>30)</sup>

Fig. 2에서는 GAC 공정에서 BAC 공정으로 전환되는 단계를 이론적으로 3단계로 나누어 도식화하여 각 단계에서의 용존 유기물질의 제거 메커니즘과 함께 활성탄에서의 부착 박테리아에 의한 생물막 형성을 연계하여 각 단계별 특성을 나타내고 있다. A, B 및 C 구간은 각각 물리적 흡착단계(adsorption), 흡착과 생물학적 분해가 동시에 일어나는 단계(adsorption+biodegradation) 및 생물분해가 주를 이루는 단계(biodegradation)로 구분되며, 보통 A 구간은 GAC 공정으로, B와 C 구간은 BAC 공정으로 평가한다.<sup>31)</sup>

A 구간은 운전 초기에 활성탄 표면에 박테리아가 부착되어 순응(acclimation)하는 단계로 대략 GAC 공정의 운전 시작 시점부터 2개월 정도 소요된다.<sup>31)</sup> 이 시기에는 용존 유기탄소(dissolved organic carbon, DOC) 제거의 대부분은 물리적 흡착에 의해 이루어지고 40~90% 정도의 제거율을 나타내며,<sup>32,33)</sup> 유입수의 10~20% 정도는 흡착으로 제거되지 않는 비흡착성 DOC이다.<sup>33,34)</sup> 또한, 소독부산물과 총 유기할로젠(total organic halogen, TOX) 전구물질들은 이 단계에서 75~90% 정도 제거된다.<sup>9)</sup> B 구간은 GAC의 파과가 진행되어감에 따라 점차적으로 DOC 흡착능은 감소되지만 활성탄 표면에 부착된 박테리아가 충분한 순응기간을 거쳤기 때문에 DOC에 대한 생물분해능은 급격히 증가한다.<sup>35)</sup> 따라서 B 구간에서는 DOC의 흡착과 생물분해가 동시에 일어난다. C 구간에서 DOC 제거율은 상대적으로 정상상태(steady-state)에 도달한다. C 구간까지 도달 기간은 BAC 유입수의 성상이나 수온에 따라 다르나 대략 운전을 시작한지 100~120일 이상 소요된다고 알려져 있으며,<sup>31,36)</sup> 부착 박테리아의 생체량은 10<sup>6</sup> CFU/g 정도로 4년간 운전한 BAC의 90~95% 수준에 도달한다.<sup>37)</sup> 이 시점에서는 활성탄의 DOC 흡착능은 대부분 소진되었기 때문에 생물학적인 분해가 DOC 제거의 주요 메커니즘이다. 따라서 제거되는 DOC의 대부분이 생물학적으로 분해 가능한 유기물질(biodegradable organic matter, BOM)로 구성된다. DOC 제거율은 유입수중의 BOM 함량에 따라 다르지만 보통 15~45% 정도로 보고되고 있고,<sup>18,38,39)</sup> THMs(trihalomethanes)과 HAAs(haloacetic acids)와 같은 소독부산물 제거능은 20~70% 범위로 보고되고 있다.<sup>27,40)</sup>

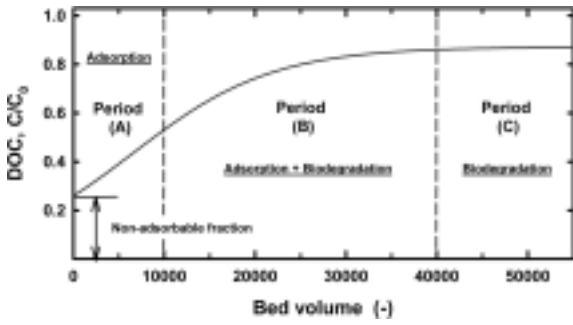


Fig. 2. DOC removal by adsorption and biodegradation during GAC filtration.<sup>41)</sup>

### 3. BAC 공정의 생물막 특성

#### 3.1. BAC 공정 생물막의 구조

활성탄의 세공은 거대(macro), 중간(meso) 및 미세 세공(micro pore)으로 분류된다. 거대 세공은 직경이 500 Å 이상이어서 박테리아의 서식에 좋은 환경을 제공하지만 미세 세공은 직경이 1~100 nm 정도여서 박테리아(> 200 nm)가 들어가 서식할 수 없다.<sup>42)</sup> 따라서 박테리아들은 주로 활성탄의 거대 세공과 거대 세공 바깥쪽의 활성탄 표면에 부착·서식하며 생물막을 형성한다.<sup>42)</sup>

생물막은 점액질의 서로 엉긴 덩어리 형태로 존재하며,<sup>12)</sup> 다양한 호기성(aerobic) 및 혐기성(anaerobic) 박테리아뿐만 아니라 박테리아를 포식하는 원생동물(protozoa)까지 함께 서식한다.<sup>12)</sup> 생물막에 서식하는 박테리아의 구조와 형태는 유입수의 수질특성과 DOC 구성성분에 따라 달라지며, BAC의 상층부에는 주로 쉽게 생분해되는 유기탄소를 이용하는 박테리아들이 서식하고, 비교적 난분해성 유기탄소를 이용하는 박테리아들은 주로 하층부에 서식한다.<sup>43)</sup>

생물막의 구조는 수중의 오염물질이 액상에서 활성탄으로 이동하는데 있어 중요한 역할을 한다. 활성탄 표면에 생물막이 부착되면 점액성의 세포외 중합물질(extracellular polymeric substances)을 분비하기 시작하고 이 물질은 생물막이 활성탄 표면에 더욱 견고히 고정되도록 하여 서로 조밀한 덩어리를 형성하는 안정된 구조를 가지게 한다.<sup>24,44,45)</sup> 이들 생물막의 세포 외부층(extracellular matrix)

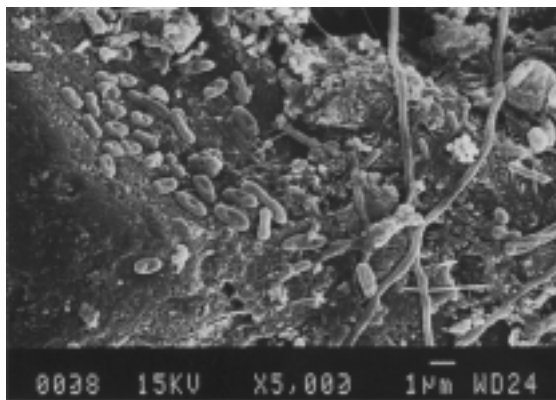


Fig. 3. Scanning electron microscopy of BAC bed.<sup>48)</sup>

은 다양한 다당류, 단백질류, 핵산류, 지질류로 구성되어 있다.<sup>46,47)</sup> BAC 공정의 활성탄 표면을 나타낸 Fig. 3을 보면 다양한 미생물 개체들이 부착되어 유기물과 함께 응겨있는 것을 볼 수 있다.

#### 3.2. BAC 공정 생물막의 생체량(biomass)

생물막의 구성정보는 생물막의 총량을 측정하거나 생물막의 특정 구성물질을 분석·평가함으로써 생체량(biomass)의 정량이 가능하다. 생체량의 정량은 간접적인 방법과 직접적인 평가방법으로 구분된다. 간접적인 평가방법으로는 생물막의 두께, 총 건조중량과 같은 물리적 인자와 생물막에 함유된 총유기탄소(TOC)의 함량을 측정하는 물리·화학적 인자<sup>45)</sup> 및 생물막을 구성하고 있는 구성성분을 분석하는 생물·화학적 인자 측정법이 있다. 생물막의 두께는 유체에서 생물막으로 영양(오염)물질의 확산/흐름이나 마찰저항과 같은 대표적인 물질이동 특성을 결정한다.<sup>49)</sup> 활성탄에 부착된 생물막이 성장하는 동안 생물막 두께의 증가는 S자 곡선으로 나타나며, S자 곡선의 최대 부분에서 최대의 생물막 두께를 나타낸다.<sup>50)</sup> 또한, 생물막의 총 건조중량은 생물막에 서식하는 미생물 형태나 생체량에 의해 결정이 되지만 활성이 없는 생체량, 외부 중합체(exopolymer) 및 생물막에 흡착된 유기물의 무게도 함께 측정되기 때문에 원래 생물막이 가지는 실제 생체량 보다 과다하게 측정이 된다.<sup>45)</sup> 또한, 물리·화학적 인자인 TOC는 생물막 세포 생체량의 거의 50%를 차지하며,<sup>51)</sup> 부착된 생체량을 측정하는 방법으로 높은 정확성을 가진다.<sup>50)</sup>

생물·화학적 인자를 이용한 생물막의 생체량 평가는 세포외 다당류(exopolysaccharides), 단백질(proteins), 펩티도글리칸(peptidoglycane), 지질 다당류(lipopolysaccharides) 및 지질(lipids) 등과 같은 특징적인 생물막 구성성분을 측정하여 정량함으로써 파악이 가능하다.<sup>45,52~54)</sup> BAC 공정에서 생물막의 인지질(phospholipid) 함량을 측정하여 생체량으로 환산해 본 결과, 대략 1~1,000 µgC/cm<sup>3</sup> 또는 10<sup>8</sup>~10<sup>10</sup> cells/cm<sup>3</sup> 정도로 보고된다.<sup>14,54,55)</sup> 이런 생물·화학적 인자들은 생물막의 생리적 상태나 환경적인 조건을 간접적으로 나타내주는 지표로 활용이 가능하다. 즉, 종속영양성 박테리아는 극도의 빈영양 상태에서 새로운 단백질을 생산하기 때문에 단백질 분석으로 생물막의 영양상태를 파악할 수 있다.<sup>56)</sup> 또한, 생물막을 구성하는 박테리아의 계통이나 생리적 상태에 관계없이 생물막 구성성분들을 동시 분석하여 생체량에 관한 여러 정보들에 대해 상관성 있는 결과를 도출할 수도 있다.<sup>56)</sup>

생물막 생체량에 대한 직접적인 평가방법으로는 직접 계수법이 있으며, 여기에는 배양적 방법과 비배양적 방법이 이용된다. 배양적 방법에는 HPC(heterotrophic plate count)법이 이용되며,<sup>57)</sup> HPC법은 배양가능한 박테리아들만 측정이 가능하기 때문에 실제로 활성을 가지는 박테리아 개체수 보다 낮게 평가되는 단점이 있다.<sup>58)</sup> 따라서 최근에는 분자생물학적 기법을 이용한 비배양적 평가방법을 많이

이용한다. 비배양적 방법으로는 denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE), terminal-restriction fragment length polymorphism (T-RFLP), ribosomal RNA intergenic spacer analysis (RISA), fluorescent in situ hybridization (FISH) 등의 다양한 기법들이 이용된다.<sup>59-64)</sup> 이러한 방법들은 배양이 느리거나 배양이 불가능한 박테리아들까지 측정이 가능하고, 배양적 방법 보다 훨씬 빠른 분석결과를 얻을 수 있으며, 박테리아 군집의 시간·공간적인 변화까지 파악이 가능하여<sup>65)</sup> 최근 수처리 분야의 생물학적 처리공정의 미생물 군집분석에 많이 이용되고 있다.<sup>63,64)</sup>

BAC 생물막의 생체량 함량과 오염물질 제거율은 항상 높은 상관성을 나타내지는 않기 때문에 박테리아의 신진대사능을 생체량으로 평가하는 것은 부적절하다.<sup>48,57)</sup> 예를 들어 수온이 낮아지는 동절기에는 생물막의 생체량에는 큰 변화는 없지만 활성도는 현저히 감소되어 유기물 분해능이 저하된다.<sup>66,67)</sup> 이것은 활성이 없는, 즉 생물분해능이 없는 박테리아까지 생체량으로 측정이 되기 때문이며, 이러한 이유로 생물막의 생체량 보다는 주로 활성도를 측정하여 부착 박테리아의 신진대사능을 평가한다.<sup>57,66,67)</sup> 하지만 생물막의 생체량은 BAC 여과지로 유입되는 오염물질 부하량 및 수온변화와 같은 운전조건 변화에 대한 완충역할을 한다. Liu 등<sup>68)</sup>은 수온이 저하된 동절기에 BAC의 효율이 크게 감소되지 않는 것에 대해 수온 저하시 BOM의 제거는 BAC의 모든 여층에서 생분해 반응이 일어나는 것에 반해 수온이 높은 경우에는 주로 여과지 상부에서 BOM의 생분해 반응이 일어나며, BAC 내의 생물막 생체량은 운전조건 변화에 대한 운전효율의 완충역할을 하는 중요한 인자로 보고하였다.

3.3. BAC 공정 생물막의 활성도(activity)

생물막에 서식하는 박테리아는 유입수중의 부유성 박테리아 보다 훨씬 높은 활성도를 유지한다. 다음의 세 가지 인자가 생물막의 활성도 향상에 기여하는 것으로 알려져 있다. 첫 번째는 활성탄 표면에 부착된 생물막에 서식하는 박테리아는 특정 유전자들의 증식으로 인해 일시적인 생리적 변이를 겪는다.<sup>69)</sup> 두 번째는 생물막이 생물막 부근의 영양물질, 산소 및 효소들의 농도를 증가<sup>24,70)</sup>시키기 위해서 또는 독성물질과 방해기질의 침입을 제한하기 위해 박테리아 세포 주변 환경을 변화시킨다.<sup>71)</sup> 그리고 세 번째로는 생물막에 서식하는 박테리아들은 수중의 부유성 박테리아들에 비해 수온, pH, 영양물질 농도, 신진대사 물질 및 독성물질의 유입과 같은 주변의 환경조건 변화에 대한 영향을 덜 받는다고 알려져 있다.<sup>72)</sup>

BAC 생물막의 활성도를 평가하기 위한 방법은 박테리아가 생산하는 특정 효소를 측정하거나 신진대사 후의 특정한 대사산물을 측정하는 생화학적 실험으로 구성된다.<sup>45)</sup> 생물막의 단백질과 지방은 생물막의 생체량 측정에도 이용되지만, 생물막을 구성하는 박테리아 활성도의 지표로도 제공된다.<sup>35)</sup> 또한, 생물막에서 제공되는 ATP (adenosine tri-

phosphate)의 양은 박테리아 활성도(생물막 성장률, 기질 제거율, 박테리아의 생리적 상태 등)의 지표를 나타내며<sup>73)</sup> 특히, ATP는 활성이 있는 생물막의 세포수 및 산소 섭취율과 밀접한 상관성을 가진다.<sup>56,74)</sup> INT-dehydrogenase라 불리는 ATP의 지표의 경우, 많은 연구자들이 생물막 활성도 평가를 위해 이용하였다.<sup>75-78)</sup> BAC 처리수에서의 용존산소 농도변화도 생물막의 활성도 변화를 간접적으로 나타내는 지표로 활용되기도 한다.<sup>79)</sup> DNA (dioxynucleic acid)와 RNA (ribonucleic acid) 또한, 생물막의 성장률에 비례해서 증가하기 때문에 분광광도법을 이용한 이들의 분석법 역시 생물막의 활성도 측정법으로 활용된다.<sup>80)</sup>

4. BAC 공정의 오염물질 제거 메카니즘

BAC 공정에서 활성탄에 형성되어 있는 생물막에서의 오염물질 제거과정들을 간단히 도식화하여 Fig. 4에 나타내었다. 유입수중의 유·무기성 오염물질, 부유성 박테리아 및 용존산소가 BAC 공정의 상부로 유입되어 여층을 통과하면서 생물막으로의 오염물질 이동, 오염물질들의 생물분해 과정 및 박테리아들의 부착에서 탈착까지의 매우 복잡한 과정들을 간단히 나타내고 있다.<sup>81)</sup>

BAC 공정에서의 오염물질 제거는 크게 두 가지 방법에 의해 일어난다. 활성탄 표면이나 거대 세공에 형성되어 있는 생물막이나 생물 floc에 오염물질들이 생물흡착(biosorption)되어 생물분해되는 방식<sup>83)</sup>인 직접적인 생물분해 방법과 활성탄에 흡착된 오염물질들을 생물막 부착 박테리아들이 생물분해하여 제거하는 간접적인 생물분해 방법이다. 직접적인 생물분해 방법은 활성탄 표면을 흐르는 수류의 흐름에 의해 수중에 함유된 입자성 또는 용존성 유기물질, 금속류 및 무기성 오염물질들이 생물막 표면으로 이동해 생물막 표면에 부착되거나 생물막 속으로 흡수되어 생물분해되는 것을 말한다.<sup>83)</sup>

간접적인 생물분해 방법은 활성탄 표면에 부착된 생물막이 활성탄 표면을 흐르는 액체의 흐름을 방해하여 오염물

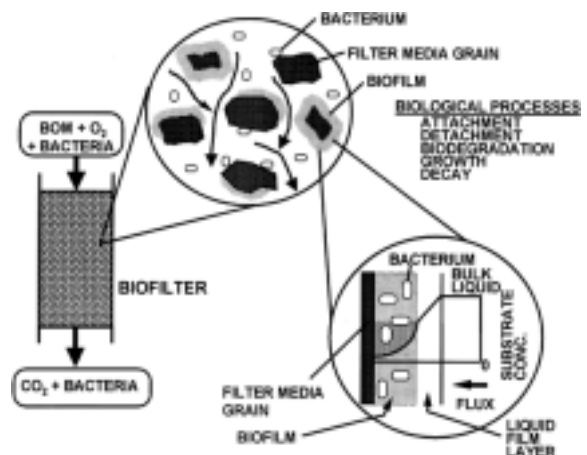


Fig. 4. Schematic diagram illustrating the processes occurring in a drinking water BAC filter.<sup>82)</sup>

질들을 함유한 액체의 흐름을 활성탄 표면으로 효율적으로 전달되게 한다.<sup>84)</sup> 따라서 각각의 활성탄 입자 주위에는 액체 경막이 형성되고,<sup>85)</sup> 액체 경막을 통한 활성탄 표면으로의 오염물질 수송의 경우, 생물막에 존재하는 박테리아의 세포막을 통과하는 분자확산에 의해 우선적으로 이루어진다.<sup>86,87)</sup> 저분자 오염물질은 고분자 물질들에 비해 생물막을 통한 활성탄 표면으로의 확산이 더욱 활발히 일어난다. 또한, 분자확산 뿐만 아니라 오염물질의 복잡한 대류이동도 오염물질 수송에 많은 기여를 한다. 생물막이 급격히 증식함에 따라 박테리아 세포군집과 세포의 중합물질은 세포와 세포 사이의 공간들과 여러 통로(channel)들에 의해 분리되어 있는 다공성 구조를 형성하게 되고,<sup>88)</sup> 이러한 다공성 구조로 인하여 오염물질과 박테리아들이 생물막의 여러 통로를 통해 활성탄 표면으로 이동이 가능하다.<sup>49,89)</sup> 만약 수중에 존재하는 오염물질의 크기가 세포와 세포 사이에 형성된 공간이나 통로 보다 클 경우는 공간이나 통로는 부분적 또는 전체적으로 막히게 된다.<sup>86,90)</sup> 따라서 오염물질들은 분자확산과 대류수송에 의해 활성탄 흡착점에 흡착되며, 결국 흡착점들은 포화상태에 도달한다.<sup>9)</sup> 생물막은 활성탄의 흡착점에 흡착된 오염물질들을 분해·제거하며, 이러한 과정들을 생물학적 분해(biodegradation)라고 한다.

수중에 존재하는 오염물질들의 생물학적 분해는 여러 단계로 진행된다. 먼저, 활성탄의 거대 세공과 같은 활성탄 표면에 흡착되고, 생물막층에 부착되어 부분적인 생물학적 분해가 진행된다.<sup>18)</sup> 난분해성 물질들뿐만 아니라 저분자 생분해성 유기 오염물질들도 생물막에 서식하는 박테리아들에 의해 완전히 분해되지 않기 때문에 활성탄의 미세 세공으로 확산되어 미세 세공의 안쪽 표면에 흡착된다.<sup>85)</sup> 거대 세공에서 생물막을 형성하며 서식하는 박테리아들은 효소를 생산하며, 이 효소들은 20 Å 이하의 미세 세공에도 쉽게 확산되어 흡착된 유기 오염물질과 반응하여 이들을 변형·분해시킨다.<sup>91~95)</sup> 또한, 활성탄 바깥쪽 표면의 오염물질 농도가 낮거나 유체흐름의 영향이 작다면 부분적으로 변형·분해되어 흡착되어 있던 물질들은 농도경사<sup>85,96)</sup>로 인해 미세 세공으로부터 탈착되어 거대 세공이나 활성탄 바깥 표면의 생물막 쪽으로 확산된다. 이렇게 미세 세공 바깥쪽으로 이동한 오염물질들은 그곳에 형성되어 있는 생물막에서 더 작은 물질들로 분해되거나 완전히 생물분해되어 무기화된다.<sup>85)</sup>

BAC 공정으로 유입된 새로운 오염물질들은 위에서 기술하였던 모든 과정들을 반복하면서 생물분해가 이루어진다. 따라서 부분적으로 생물분해된 물질들이 완전히 생물분해되고 나면 활성탄의 많은 세공들에는 새로운 흡착점이 생기며 여기에는 이전의 흡착물질들이 흡착되어 있던 양과 동일한 양의 오염물질들이 또 다시 흡착된다.<sup>97,98)</sup> 이렇게 흡착된 물질들의 생물분해는 활성탄의 생물학적인 재생효과를 가져와 활성탄의 수명을 2~5년 정도 연장시켜 열재생의 필요성을 최소화시킨다.<sup>99~103)</sup>

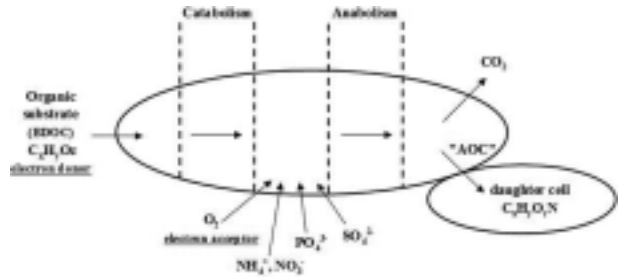


Fig. 5. Transformation of DOC by bacteria in process of biodegradation.<sup>106)</sup>

활성탄 표면이나 거대세공에 형성되어 있는 생물막 서식 박테리아에서의 유·무기물질 제거 메커니즘을 Fig. 5에 나타내었다. DOC는 산소, 질소, 인 및 다른 무기영양소와 함께 박테리아에 섭취되어 박테리아 체내에서 복잡한 메커니즘을 통하여 박테리아의 에너지 생산(catabolism) 및 생체 합성(anabolism)에 사용된다. 그 결과 DOC는 CO<sub>2</sub> 또는 다른 유기물질로 전환된다. 이들 중 몇몇 물질들은 AOC와 같이 쉽게 분해되는 물질들로 다른 박테리아들에 의해 이용된다. 반면 나머지 물질들은 박테리아에 의해 더 이상 분해되지 않는 물질들, 즉 박테리아의 최종 대사산물인 SMPs (soluble microbial products)로 잔존한다.<sup>104,105)</sup>

BAC 부착 생물막에서는 다양한 유·무기 오염물질들이 분해·제거된다. 예를 들면 용존성 유기물질을 비롯한 합성유기화합물질류(atrazine, PCBs, simazine 등), 무기물질류(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Fe<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 등)<sup>107~110)</sup> 및 소독부산물 및 소독부산물 전구물질 등이 제거된다.<sup>27,111)</sup> 또한, 조류 독성물질(cyanotoxin, microcystin 등)과 조류유래 부산

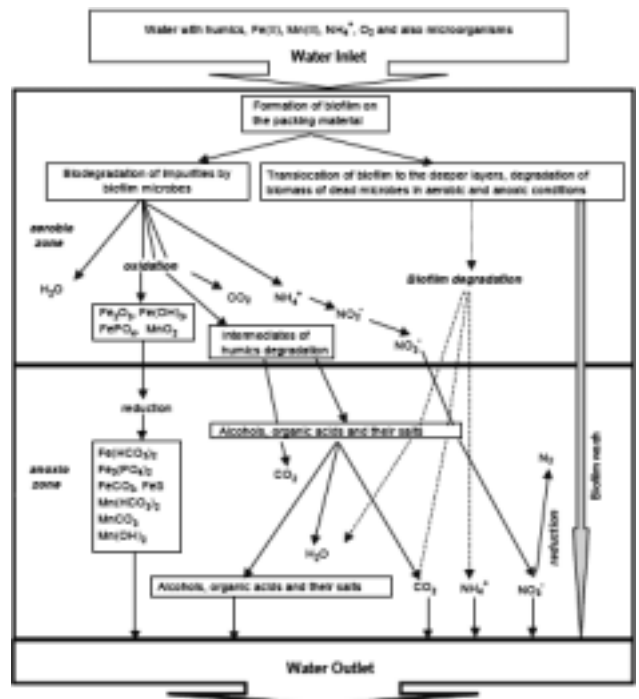


Fig. 6. Hypothetical scheme of microbiological transformation during groundwater treatment in BAC.<sup>122)</sup>

물질(geosmin, 2-MIB 등)들에 대한 생분해 제거능도 60~80% 정도로 높은 것으로 보고되었다.<sup>112~116)</sup> 또한, 최근에 문제시되고 있는 상수원수중의 환경호르몬 물질과 의약품질 제거에도 BAC 공정이 효과적인 것으로 알려져 있다.<sup>117~121)</sup>

Fig. 6은 유·무기 화합물들이 BAC 공정의 생물막에서 부착 박테리아들에 의해 분해 또는 변형되어가는 과정을 나타낸 가설적 모델이다. 이 모델에서는 BAC 여과지 하층부에서는 무산소 조건이 형성되어 환원반응이 일어나는 반면, BAC 여과지 상층부에는 질산화 박테리아를 비롯한 Fe(II), Mn(III) 산화 박테리아, 사상균, 부패된 유기물을 영양원으로 하는 부패 유기성 박테리아 및 원생동물의 군집이 형성되어 있는 호기성 구역이 존재한다고 가정하고 있다. 유기화합물의 혐기성 분해산물이 축적될 경우에는 생물군집의 성장 및 처리 효율에도 문제를 야기하며, BAC 공정을 장기간 운전할 경우 생물막의 탈리로 인해 무산소 구역이 증가된다. 물론 무산소 구역은 BAC 여과지 내에서 최소화되어야 하며, 혐기성화를 방지하기 위해서는 용존 산소의 공급이 원활하게 이루어져야 한다.

BAC 공정의 효율 극대화를 위하여 BAC 공정 전단에 오존 공정을 적용한다.<sup>123)</sup> 오존처리는 난분해성 유기물질들을 생분해 가능한 물질들로 전환시켜<sup>124~126)</sup> 생물막에서의 이들의 효율적인 제거로 인해 활성탄의 사용연한을 연장시킨다.<sup>9,32)</sup>

### 5. BAC 공정에 영향을 미치는 인자들

BAC 공정의 운전효율에 영향을 미치는 주요인자들로는 오존처리, 접촉시간, 역세척, 수온 및 제한 영양물질 등이 있으며, BAC 공정이 최적의 상태로 운전되어 최상의 제거율을 나타내기 위해서는 운전시에 이러한 인자들을 상호 유기적으로 고려해야 한다.

### 5.1. 오존처리

수중의 오염물질에 대한 오존처리는 오염물질에 대해 두 가지 변화를 가져온다. 첫째, 수중에 존재하는 오염물질의 저분자화된 물질로의 전환이다.<sup>127)</sup> 오존처리는 고분자 유기물질의 탄소-탄소 연결고리를 끊어서 중·저분자 유기물질로 전환을 유도한다.<sup>127)</sup> 둘째, 오염물질들의 친수성(hydrophilicity)화된 물질로의 전환이다.<sup>128)</sup> 오염물질들이 carboxyl과 carbonyl 화합물과 같은 극성(polarity)이 증가된 물질로 전환되어 친수성이 증가된 물질들이 생성되며<sup>128)</sup> 일반적으로 알려진 오존처리수의 유기물 조성은 다음과 같다.<sup>129)</sup>

- aldehydes (formaldehyde, acetaldehyde, glyoxal, methylglyoxal) : 3%
- ketoacids (glyoxylic acid, pyruvic acid, ketomalonic acid) : 12%
- carboxylic acid (formic acid, acetic acid, oxalic acid) : 13~15%
- unknown : 70~72%

오존처리 전·후의 유기물질 정상변화로 인해 활성탄에 대한 흡착능과 생물막에서의 생물분해능에 많은 변화를 유발한다. 즉, 물질의 친수성 증가는 활성탄에 대해 낮은 흡착능을 유발한다.<sup>32,130)</sup> 또한, 저분자화된 물질들은 고분자 물질들 보다 쉽게 박테리아들의 세포막을 통과하며, 박테리아들의 체내에서 신진대사 효소(metabolic enzyme)에 쉽게 분해된다.<sup>131)</sup> 비록, 활성탄의 흡착능 측면에서 보면 흡착능의 감소라는 부정적인 측면이 있지만 BAC 공정의 생물분해능에서는 생분해능 증가로 인한 활성탄 사용기간을 연장시키는 긍정적인 측면이 훨씬 크다.<sup>132,133)</sup>

그러나, 과도한 오존처리는 동화가능한 유기탄소(assimilable organic carbon, AOC)와 생분해 가능한 용존 유기탄소(biodegradable dissolved organic carbon, BDOC)의 과도

**Table 1.** Reported BOM removals in O<sub>3</sub>-BAC processes

Process	O <sub>3</sub> dose (mgO <sub>3</sub> /mgTOC)	EBCT (min)	TOCin (mg/L)	BDOC (mg/L)	AOC (µg/L)	Ref.
SW-O <sub>3</sub> -GAC	0	10	3.18 (14%)	0.47 (26%)	-	136)
SW-O <sub>3</sub> -GAC	0.5	5	3.18 (21%)	1.05 (39%)	-	136)
SW-O <sub>3</sub> -GAC	0.5	10	3.18 (23%)	1.05 (46%)	-	136)
SW-O <sub>3</sub> -Co-Se-GAC(B)	0.8	9.2	1.1~2.2 (29%)	-	NG (51%)	35)
SW-O <sub>3</sub> -Co-Se-GAC(L)	0.8	9.2	1.1~2.2 (27%)	-	NG (47%)	35)
SW-O <sub>3</sub> -Co-Se-GAC(W)	0.8	9.2	1.1~2.2 (21%)	-	NG (42%)	35)
SW-Se-O <sub>3</sub> -GAC	0.78	14	3.85 (19%)	-	-	137)
SW-O <sub>3</sub> -GAC	3.8	9	5.2 (23%)	-	598 (58%)	138)
SW-MF-O <sub>3</sub> -GAC	2.5	15	2.8~4.2 (36%)	-	-	139)
SW-O <sub>3</sub> -Co-Se-Fi-O <sub>3</sub> -GAC	1~2 mgO <sub>3</sub> /L	7~12	1.7~3.0 (21%)	0.4~0.9 (40%)	-	14)
SW-Co-Fi-O <sub>3</sub> -GAC	NG	10	-	0.41 (49~56%)	-	31)
SW-Cl <sub>2</sub> -Co-Se-Fi-O <sub>3</sub> -GAC	0.7~1.6	20	1.7~2.2 (30~59%)	0.32~0.59 (70~74%)	-	36)

- SW : surface water, Co : coagulation, Se : sedimentation, MF : microfiltration, Fi : sand filtration  
 - B : bituminous, L : lignite, W : wood - NG : not given  
 - Parenthesis : removal percent

한 생성을 유발한다.<sup>125,126,134)</sup> AOC와 BDOC는 배·급수관망에서 미생물의 재성장능을 증가시키는 요인으로 작용하기 때문에 적정량의 오존투입이 BAC 공정의 운전에 있어서 중요하다.<sup>135)</sup>

BAC 공정에서의 유기물 제거능은 오존처리에 의해 생성되는 BDOC의 생성특성 의해 제한되어진다.<sup>129)</sup> 오존처리에 의해 생성되는 BDOC는 빠르게 생분해되는 BDOC ( $BDOC_{\text{rapid}}$ )와 느리게 생분해되는 BDOC ( $BDOC_{\text{slow}}$ )로 나누어지며,  $BDOC_{\text{rapid}}$ 는 BAC 공정에서 실제로 제거 가능한 BDOC이고,  $BDOC_{\text{slow}}$ 는 BAC 공정에서 제거되지 않고 배·급수관망으로 유출될 가능성이 있는 BDOC이다.<sup>140,141)</sup> 따라서, 오존-BAC 공정에서의 최적 오존투입농도는 BAC 공정에서 제거가능한  $BDOC_{\text{rapid}}$ 를 최대 생성시키는 오존투입농도와 배·급수관망으로 유출될 수 있는  $BDOC_{\text{slow}}$ 를 최소로 생성시키는 오존 투입농도인  $BDOC_{\text{rapid}}/BDOC_{\text{total}}$  비가 최대인 오존 투입농도를 의미한다.<sup>142,143)</sup> 따라서 오존-BAC 공정의 운전에서 BDOC나 AOC 농도 모니터링을 통해서 적정 오존투입농도를 조절하는 것이 매우 중요하다.

Table 1에는 이전의 여러 연구결과들에서 보고된 오존-BAC 공정에서의 유기물질 제거능을 나타내고 있다. 유입수의 성상에 따라 BAC 공정에서의 제거율도 다양하게 나타나며 BDOC 제거율은 26~74%, AOC의 경우는 42~58% 정도로 보고되고 있다.

## 5.2. 접촉시간(EBCT)

BAC 공정에서 접촉시간은 공탑채류시간(empty bed contact time, EBCT)을 의미하며, 운전과 설계의 중요 인자로 작용한다.<sup>99)</sup> BAC 공정의 운전시에 EBCT를 길게 할수록 유입수중에 함유된 BOM 제거율은 증가하며,<sup>133,144,145)</sup> 동일한 EBCT에서 수리학적 부하율(hydraulic loading rate, HLR)을 변화시켜도 BOM 제거율에는 큰 영향을 미치지 않는다.<sup>31,41,135)</sup>

정상상태에 도달한 BAC 공정의 운전에서 EBCT는 유입수의 유기물 성상이나 부착 생물막의 생체량 및 활성도에 따라 차이를 나타내며, EBCT는 보통 5~20분 정도로 운전되고, 이 때 유입수중의 DOC의 27~41% 정도가 제거된다.<sup>41)</sup> EBCT와 제거율의 관계가 비례적인 상관성을 나타낸다 하더라도 특정한 EBCT 이상에서는 추가적인 제거율의 상승은 나타나지 않는다.<sup>146)</sup> 이는 정상상태에 도달한 BAC에서의 BOM 제거는 BAC의 상층부에서 대부분 이루어지기 때문이다.<sup>36)</sup> AOC와 같이 빨리 생분해되는 물질들은 10분 이하의 짧은 EBCT로도 제거가 가능하지만 충분한 BDOC의 제거를 위해서는 10~20분 정도의 EBCT가 요구된다.<sup>147,148)</sup> 따라서 BAC 공정에서 최적의 EBCT의 선정은 제거대상 물질에 따라 달라질 수 있다.

## 5.3. 역세척(backwashing)

BAC 여과지의 여층 내에서는 생물막이 증식하기도 하지만 입자성 무기물질도 함께 축적되며, 축적된 무기입자

들은 손실수두를 증가시키고, 영양물질과 용존산소가 생물막으로 확산되는 것을 방해<sup>149)</sup>하기 때문에 반드시 역세척을 실시해야 한다. 일반적으로 역세척은 주 단위로 실시하고 있으며, 유출수의 탁도와 손실수두로 역세척 요구시점을 알 수 있다.<sup>99)</sup>

역세척은 공세(air scour)와 수세(water rinse)로 이루어지며, 역세척 조건의 변수로는 여층 팽창율, 역세척수 유량, 표면세척율, 역세척 순서 및 지속시간 등이 있다. 역세척이 진행되는 동안 역세척수로 사용되는 처리수는 펌프를 통해 BAC 여과지의 바닥으로 유입되어 여과지 상부로 이동한다. 이 과정에서 여층의 팽창이 발생하며 각각의 활성탄 입자들은 유동화되어 움직이면서 물, 공기 및 활성탄 입자들과 접촉하게 되고, 이때에 활성탄에 부착된 유·무기물질들의 탈리가 발생하여 역세수와 함께 여과지 상부를 통해 빠져나감으로서 효과적으로 제거된다.<sup>150)</sup>

역세척 과정중 공세나 수세시 여층의 팽창 정도에 따라 생물막의 부착 박테리아 탈리량이 달라지기 때문에 역세척이 BAC 공정의 최적화에 미치는 영향은 크다.<sup>151~153)</sup> 역세척에 의한 무기성 입자와 부착 박테리아의 탈리량에 대한 조사결과, 부착 박테리아 보다 무기성 입자들의 탈리량이 훨씬 많고, 무기성 입자 제거를 위한 최적의 역세척 조건으로 역세척을 실시하여도 부착 박테리아의 탈리는 과도하게 발생하지 않는다.<sup>154)</sup> 이는 부착 박테리아들의 세포막 표면의 소수성 성질과 생물막이 분비하는 점액성의 세포외 중합물질(extracellular polymers)들로 인해 무기성 입자들 보다 활성탄 표면과 더욱 견고히 결합하고 있기 때문이다.<sup>44,45)</sup> 따라서 활성탄 표면에 과도하게 생성된 생물막의 제거를 위한 역세척은 일반적인 역세척 조건 보다 더 강력한 조건으로 역세척을 실시해야 한다.<sup>155)</sup>

역세척수 중의 잔류염소 존재 유무 또한 BAC 공정의 생물막의 생체량에 미치는 영향은 크다. 북미지역에서는 BAC 여층내에서 손실수두를 증가시키는 원인 중의 하나인 과도한 생물막의 증식을 억제하기 위해 의도적으로 잔류염소가 존재하는 역세수를 사용하기도 한다.<sup>156)</sup> 잔류염소가 존재하는 역세수는 BAC의 생물막이 정상상태에 도달하기 전인 운전초기에는 생물막에 대해 심각한 손상을 입혀 활성도가 저하된다.<sup>35,155,157)</sup> 그러나 정상상태에 도달한 BAC의 경우는 역세수 중의 잔류염소 농도가 0.5 mg/L 이하일 경우 BAC의 운전효율에 큰 영향을 미치지 않는다. 이것은 생물막에 서식하는 박테리아들의 활성도가 매우 빠르게 회복되기 때문이다.<sup>68)</sup> 하지만 정상상태에 도달한 BAC일지라도 수온이 5°C 이하인 경우에는 역세척수 중에 잔류염소가 존재시 생물막의 활성도에 악영향을 받는다고 알려져 있다.<sup>68)</sup>

## 5.4. 수온

수온이 높을수록 미생물 동력학(kinetic)과 물질전달이 빨라지기 때문에 BAC 공정에서의 생물막 활성도와 BOM 제거효율은 증가한다.<sup>158)</sup> 또한, 수온이 높을수록 BAC가 정

상상태에 도달하는 기간이 단축되며,<sup>158,159</sup> 생물막의 생체량 보다는 유입수의 수온이 BAC 공정의 효율에 미치는 영향이 더 크다는 연구결과도 있다.<sup>20,35,157</sup> 몇몇 연구에서는 유입수의 수온이 9°C 이하로 저하되면 부착 박테리아 성장과 BOM의 제거에 있어 불리하다고 보고하고 있다.<sup>57,160</sup> 다른 연구에서는 유입수의 수온이 20°C일 때가 5°C와 35°C일 때 보다 부착 박테리아의 생체량과 BOM 제거능이 높았으며, 수온변화에 따른 Gram (-)와 Gram (+) 박테리아의 구성비율이 변화한다고 보고하였으며,<sup>57</sup> 이는 적정 수온 범위를 벗어나면 BAC의 운전이 불리하다는 것을 나타낸다. 이것은 수온변화에 따른 BAC 생물막에서의 부착 박테리아의 구성종 및 활성도 변화가 주원인이다.<sup>48</sup>

그러나 또 다른 연구에서는 유입수의 수온이 5°C와 30°C 사이에서 변화하여도 부착 박테리아의 생체량 및 AOC/DOC 비와 같은 기질 제거반응은 영향을 받지 않는다고 보고하고 있다.<sup>67,137,161</sup>

따라서 유입수의 수온 변화가 BAC 생물막의 활성도에 영향을 미치지만 계절변화에 따른 유입수의 NOM 조성변화와 같은 다른 인자에 의해서도 많이 좌우된다고 보고<sup>162</sup>하고 있어 수온변화에 따른 영향뿐만 아니라 다른 인자와의 상호 연관성에 대해서도 함께 평가해야 할 것이다.

## 5.5. 제한 영양물질

박테리아의 성장에는 영양염류와 비타민이 필요하며, C, N, P 등 주요 영양염류의 권장 비율은 박테리아 세포의 경험적인 분자식이  $C_{55}H_{77}O_{22}N_{11}P_2$ 이므로 세포 구성물질로 섭취하는 C:N:P의 비율이 21:5:1 (w/w/w)로 표현된다.<sup>163</sup>

유입수 내 유기탄소 함량이 높을 경우 무기 영양염류가 제한인자로 작용할 수 있으며, 음용수 내의 박테리아 성장에 있어 질소(N) 보다 인(P)이 제한인자로 작용한다.<sup>164,165</sup> 이것은 인의 경우 응집공정에서 효과적으로 제거<sup>166</sup>되기 때문이며, BAC 공정에서 인(P)이 제한인자로 작용할 경우에는 유기탄소의 분해 반응이 아주 느리게 진행되기 때문에 BAC에서의 유기탄소 제거효율이 저하된다. 그러나 Melin 등<sup>66</sup>은 BAC 공정에서 인(P)이 제한인자로 작용하는 상황에서 TOC와 BDOC 제거율을 살펴본 결과 각각의 제거율이 23%와 55%로 나타나 제거율의 저하는 나타나지 않았다고 보고하였으며, Vahala 등<sup>162</sup>은 BAC 공정 유입수에 인(P)을 주입하여 TOC와 AOC의 제거능 변화를 살펴본 결과 BAC 부착 박테리아의 성장률은 크게 증가하였으나 TOC와 AOC의 제거율의 상승은 나타나지 않았다고 보고하였다. 따라서 이러한 결과들로 미루어 볼 때 제한인자로 작용하는 인(P)의 영향에 대해 다른 인자와의 상호 연관성에 대한 정확한 평가가 이루어져야 할 것으로 본다.

## 6. BAC 공정의 제어

BAC 공정의 성공적인 운전을 위해서는 운전기간 동안 BAC 여과지 내의 부착 박테리아 생체량을 적절히 관리하

고 제어하는 것이 중요하다.<sup>167</sup> 따라서 활성탄에 부착된 활성 생물막의 제어에 대해 현재 다양한 연구가 진행 중이다.<sup>168</sup> 활성탄은 박테리아 영양물질에 대한 높은 흡착능과 활성탄 표면에서의 박테리아 군집형성의 용이함으로 인해 부착된 생물막의 활성을 억제하는 것은 어렵다.<sup>18</sup> 생물막의 활성은 임계수준(critical level)까지 생물막 두께가 증가함에 따라 함께 증가한다.<sup>169</sup> 이 단계에서 생물막으로의 영양물질과 용존산소의 확산은 제한적이기 때문에 생물막 내부에서 영양물질과 용존산소가 확산되어 도달하는 범위까지가 생물막으로서의 활성을 유지하는 구조이다. 따라서 여기서의 생물막 두께는 활성 두께층(active thickness)을 의미하며, 비활성 생물막과 활성 생물막으로 구분된다.<sup>45</sup> 그러나 생물막의 두께가 아주 얇은 생물막은 활성이 저하되어 오염물질을 적절히 제거할 수 없기 때문에 BAC 공정에서 생물막의 제어는 아주 중요하다.<sup>18</sup> 만약 BAC 공정에서 부착 생물막이 과도하게 증식하였을 경우 여층 막힘현상이 발생할 수 있으며, 유입수가 여층을 통과할 때 급격한 압력저하를 유발하여 여재가 부상하는 현상이 발생하며 이때의 처리수 탁도가 급격히 증가한다.<sup>18,77,78</sup> 이런 경우 배·급수관망으로의 부착 미생물 유출 가능성이 있어서 수도물 소비자들이 병원성 질병에 노출될 우려가 있다.<sup>170</sup> 따라서 병원성 미생물의 유출 가능성으로 인하여 BAC 처리수를 소독하는 것이 일반적이다.<sup>171</sup>

BAC 공정에서 생물막을 제어하기 위한 최선의 방법은 유입수중의 영양물질 농도를 조절하는 것이며,<sup>35,172</sup> 특히, 수중의 AOC가 생물막 박테리아에 대한 제한인자(limiting factor)로 간주된다.<sup>173</sup> 또한, BAC 공정으로 MAP (microbially available phosphorus)가 유입되면 활성탄 표면에 박테리아의 군집들이 증가하여 이들의 생체량이 증가한다.<sup>124,174</sup> 따라서 BAC 유입수중의 AOC와 MAP와 같은 박테리아의 영양물질 부하량에 따라 유입수의 유량이나 EBCT를 조절하여 생물막의 과다 성장 및 생체량 감소를 방지해야 한다.<sup>68</sup>

생물막의 성장을 제어하기 위한 두 번째 방법으로는 역세척을 들 수 있다. 역세척 과정을 통해 BOM 및 활성탄에 부착되어 있던 부패된 미생물군을 제거할 수 있으며,<sup>175</sup> 생물막 주위에 영양물질이 부분적으로 집중되어 있는 현상 또한 감소시킬 수 있다.<sup>175</sup> 역세척시 부착 생물막의 생체량 중 적은 부분이 유실되지만 적절한 역세척 조건을 통하여 최적의 BAC 환경조건을 유지할 수 있다.<sup>176</sup>

생물막의 성장을 제어하기 위한 세 번째 방법으로는 화학적 소독이 있다. 과도한 생물막의 증식을 억제하기 위해 유입수에 염소, 클로라민, 이산화염소 및 오존 등을 잔류시켜 BAC 여과지로 투입하며,<sup>9</sup> 활성탄 표면의 생물막 부착 박테리아의 세포막 파괴나 활성도를 저하시켜 생물막의 생체량 감소를 유발한다.<sup>35,155-157</sup>

## 7. BAC 공정의 modeling

BAC 공정에서의 DOC 제거는 주로 생물막 박테리아에



**Table 2.** Some of the representative BAC models

Model name	Output parameters	Number of parameters	Verification	Ref.
-	biofilm thickness, substrate flux into biofilm, bulk substrate concentration	8	-	177)
-	concentration of rapidly and slowly BDOC with filter depth	10	-	140)
BIOFILT	non-steady-state BDOC removal, biomass	13	full-scale	82)
CHABROL	BDOC removal at different depth, bacterial biomass in water and in biofilm	15	pilot and full-scale	92)
-	AOC removal	-	-	178)
-	BDOC effluent concentration, biomass profiles and the residual capacity of adsorption	19	an experimental column	179)

의해 일어나기 때문에 공정에서 일어나는 화학적 및 미생물학적 반응을 이해하기 위한 많은 모델들은 생물막 모델과 관련되어 있다. 일반적으로 모든 생물막 모델은 생체량, 접촉시간, 온도 등에 의존하며, BAC 여층의 다양한 깊이에 대한 BOM 제거효율에 대해 조사하고 있다. 이들 모델에는 기질사용율(탄소원, 질소원, 인 등), 온도, pH 및 표면특성(미생물 부착, 기질 흡착 및 비생물학적 촉매 활동 등), 박테리아 부착율 및 성장률, 자연적 소멸 및 원생동물 섭식으로 인한 박테리아 사멸 등과 같은 현상이 포함된다. BAC 공정의 효율평가에 사용되는 모델은 정상상태(steady-state) 모델<sup>92,140,145,177</sup>과 비정상상태(non-steady-state) 모델<sup>82,179</sup>로 나누어진다. 비정상상태 모델의 경우 역세척으로 인한 부착 생물막의 생체량 손실을 고려하는 반면에, 정상상태 모델은 생물막내의 생체량이 변화하지 않는다고 가정하고 있는 차이점이 있다.

BAC 공정의 효율평가에 가장 많이 사용되는 모델들을 Table 2에 나타내었다. 대표적인 정상상태 모델인 CHABROL 모델<sup>92</sup>은 정상상태에서 부착 및 부유 박테리아의 용존유기물질 분해반응에 대한 동역학 모델링에 적용되며, 결과물로서 부착 및 부유 박테리아 생체량과 BDOC 분해의 수직적 분포를 보여준다. 따라서 BAC 유입수 내의 초기 BDOC 농도 및 온도로부터 BDOC 제거율의 예측이 가능하며, CHABROL 모델에서 고려되는 반응은 다음과 같다.

- DOC와의 상호작용 : DOC는 효소에 의해 가수분해되어 박테리아에 의해 빠르게 분해되는 기질로 전환되고, DOC의 일부분만이 가수분해되며 이는 BDOC 실험을 통해서 측정된다.

- 활성탄과의 상호작용 : 박테리아 부착 및 탈착이 고려되며, 활성탄으로의 박테리아 부착율은 액체내 박테리아 개체수 그리고 비어있는 활성탄 부착공간에 비례하며, 탈착의 경우는 부착공간에서의 박테리아 생체량과 관련된 일차식으로 가정된다. 그리고 활성탄에서의 박테리아 성장률은 박테리아의 기질섭취와 비례적인 관계가 있다고 가정한다.

- 박테리아 사멸 및 섭식 : 박테리아의 사멸은 자연소멸 및 원생동물에 의한 섭식의 결과로 간주된다. 사멸한 박테리아 구성물질들 중 일부는 DOC로 재순환되며, 나머지 부분은 무기화되는 것으로 가정하고 있다.

대표적인 비정상상태 모델인 BIOFILT 모델<sup>82</sup>은 정수처리에서 BAC의 비정상 상태 거동을 조사하기 위해 개발된 수학적 비정상 상태 모델이며, 이 모델을 통해 BAC 내의 BOM 및 생체량(부착 및 부유 박테리아) 프로파일을 시간의 함수로 조사한다. 종래의 생물막 모델과 비교할 때 BIOFILT 모델의 혁신적인 특징 중 하나는 역세에 의한 부착 생체량 또는 생물막의 손실이 기질의 제거에 미치는 영향에 대해서도 모사가 가능하다는 점이다. 하지만 여러 연구결과들에서 BAC 공정의 운전효율에 주기적인 역세척이 미치는 영향은 무시할 수 있는 것으로 보고하고 있기 때문에 정상상태 모델이 비정상상태 모델 보다 더 대표성을 띄며, 실제 공정에 더 잘 맞는다고 할 수 있다.<sup>180)</sup>

Liang과 Chiang<sup>179)</sup>은 비정상상태의 BAC에서 흡착과 생분해에 의해 제거되는 기질의 양을 구별하기 위한 수학적 모델을 개발하였다. 이 모델에서 고려하고 있는 메카니즘으로는 흡착, 생분해, 대류 및 확산 등이 있으며, 유입수 내 용존유기물질 제거와 관련한 비생분해율, 생분해능 및 흡착에 대한 확산을 등과 같은 매개변수의 영향 등을 평가할 수 있다.

앞에서 언급한 다양한 생물막 모델을 통해 BAC 성능에 대한 정확한 예측이 가능할지라도 이들 모델의 한계점은 새로운 BAC 여과지에 적용할 때마다 매번 많은 수의 매개변수를 보정해야 한다는 단점이 있기 때문에 모델 운영인자 도출을 위한 정확한 실험이 동반되어야 한다.

## 8. 결론

BAC 공정은 기존의 정수처리 공정의 여러 가지 한계점들을 극복할 수 있는 공정이다. 활성탄 표면에 형성된 활성 생물막이 다양한 오염물질들에 대해 우수한 제거능을 가지며, 이들은 BAC 공정의 전 여층에서 부분적으로 또는 완전하게 제거된다.

BAC 공정을 운영하는데 있어 주요 과제는 활성탄 표면에 형성된 활성 생물막의 성장을 제어하는 것이다. 가장 이상적인 생물막은 안정하면서도 얇고, 활성도가 높아야 한다. 현재 BAC 공정에서의 생물막의 제어방법으로는 EBCT 조절, 유입수의 영양물질 부하조절, 역세척을 이용하는 방법 및 산화제를 투입하는 방법 등을 사용하고 있다. 그러

나 생물막의 활성도를 어떻게 최적화해야 하며, 생물막의 두께를 어떻게 조절해야 하는지에 대해서는 아직까지 명확한 해답이나 해결방법을 제시하는 선행된 연구결과는 없기 때문에 아직까지도 BAC의 생물막 특성을 파악하기 위해 다양한 분석방법들이 연구되고 있다.

BAC 공정에서의 생물막을 최적화하고 더욱 더 나아가 제어하기 위해서는 생물막을 구성하는 박테리아 종류, 생체량 및 활성도 등 이들과 관련된 다양한 정보들이 필요하며, 이들 정보들을 총체적으로 분석·평가해서 BAC 공정으로 유입되는 오염물질에 대한 제거능을 정확히 예측하고 극대화할 수 있는 방법의 도출이 시급하다. 현재 연구된 결과로서 생물막의 총량을 추정하는 생물막 두께나 생물막 부착 박테리아 총균수 등은 BAC 공정에서의 오염물질 제거능과의 상관성이 높지 않은 것으로 여러 연구 결과들에서 보고되고 있다. 그러나 생물막의 활성도를 나타내는 여러 가지 지표들은 오염물질 제거능에 대해 더 나은 예측 및 제어가 가능하도록 높은 상관성을 보인다. 따라서 BAC 공정을 최적화하기 위해 대표적인 여러 지표들을 사용할 때에는 보다 대표성을 가지는 시료의 채취 및 정확한 분석을 통해 정확한 조사결과를 얻을 수 있어야 하며, 이러한 지표들로부터 얻은 정보를 통하여 BAC 공정에서의 생물막 형성 메카니즘과 생체량 및 활성도 제어에 대해 보다 많은 이해를 할 수 있을 것이다.

또한, 이러한 정보들을 이용하여 BAC 공정의 동역학적 매개변수 추정을 위한 신뢰성 있는 모델식을 도출함으로써 정수처리에서 BAC 공정의 설계 및 운전조건을 최적화하는데 많은 도움이 될 것이다.

## 참고문헌

- Nishijima, W. and Speital, G., "Fate of biodegradable dissolved organic carbon produced by ozonation on biological activated carbon," *Chemosphere*, **56**, 113~119(2004).
- Prescott, L., Harley, J., and Kelin, D., *Microbiology*, 4th Ed, CB/McGraw-Hill, New York, pp. 157~180(1999).
- Kim, W., Nishijima, W., Shoto, E., and Okada, M., "Pilot plant study on ozonation and biological activated carbon process for drinking water treatment," *Water Sci. Technol.*, **35**(8), 21~28(1997).
- Lai, W., Yeh, H., Tseng, I., Lin, T., Chen, J., and Wang, G., "Conventional versus advanced treatment for eutrophic source water," *J. Am. Water Works Assoc.*, **94**(12), 96~108(2002).
- Randtke, S., "Organic contaminant removal by coagulation and related process combinations," *J. Am. Water Works Assoc.*, **80**(5), 40~56(1988).
- Jacangelo, J. G., DeMarco, J., Owen, D. M., and Randtke, S. J., "Selecting processes for removing NOM," *J. Am. Water Works Assoc.*, **87**(1), 64~77(1995).
- Clark, R. M. and Lykins, B. W., *Granular Activated Carbon*, Lewis Publishers, Michigan(1989).
- Chestnutt, T. E., Bach, M. T., and Mazyck, D. W., "Improvement of thermal reactivation of activated carbon for the removal of 2-methylisoborneol," *Water Res.*, **41**, 79~86(2007).
- Dussert, B. and Van Stone, G., "The biological activated carbon process for water purification," *Water Eng. Manage.*, **141**(12), 22~24(1994).
- Hubele, C., "Design of fixed bed adsorbers using mathematical models," *Water Supply*, **4**, 197(1986).
- Sontheimer, H., "The mulheim process," *J. Am. Water Works Assoc.*, **70**(7), 393~396(1978).
- Weber, W. J., Pirbazari, M., and Melson, G. L., "Biological growth on activated carbon: an investigation by scanning electron microscopy," *Environ. Sci. & Technol.*, **12**, 817(1978).
- American Water Works Association, "An assessment of microbial activity on GAC," *J. Am. Water Works Assoc.*, **73**(2), 447~454(1981).
- Servais, P., Billen, G., Ventresque, C., and Bablon, G., "Microbial activity in GAC filters at the Choisy-le-Roy treatment plant," *J. Am. Water Works Assoc.*, **83**(2), 62~68(1991).
- Rittmann, B. E. and Snoeyink, V. L., "Achieving biologically stable drinking water," *J. Am. Water Works Assoc.*, **76**(10), 106(1984).
- Maloney, S. W., Bancroft, K., Pipes, W. O., and Suffer, L. H., "Bacterial TOC removal on sand and GAC," *J. Environ. Eng.*, **110**, 519~533(1984).
- Bundermann, G., "30 years of RWW's practical experience with an advanced microbiological water treatment system for Ruhr river water," In *Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes*, Gimbel, N. J., Graham, D., and Collins, M. R., Eds., IWA Publishing, London, pp. 30~38(1996).
- Scholz, M. and Martin, R., "Ecological equilibrium on biological active carbon," *Water Res.*, **31**(12), 2959~2968(1997).
- Takeuchi, Y., Mochizuki, K., Matsunobu, N., Kojima, R., Motohashi, H., and Yoshimoto, S., "Removal of organic substances from water by ozone treatment followed by biological active carbon treatment," *Water Sci. Technol.*, **35**(7), 171~178(1997).
- Servais, P., Billen, G., Bouillot, P., and Benezet, M., "A pilot study of biological GAC filtration in drinking-water treatment," *Aqua*, **41**(3), 163~168(1992).
- Boley, A., Unger, B., Muller, W. R., Kuck, B., and Deger, A., "Biological drinking water treatment for

- nitrate and pesticide (endosulfan) elimination,” *Water Sci. & Technol: Water Suppl.*, **6**(3), 123~127(2006).
22. Nerenberg, R., Rittmann, B. E., and Soucie, W. J., “Ozone/biofiltration for removing MIB and geosmin,” *J. Am. Water Works Assoc.*, **92**(12), 85~100(2000).
  23. Graham, N., “Removal of humic substances by oxidation/biofiltration processes-a review,” *Water Sci. Technol.*, **40**(9), 141~148(1999).
  24. Ghosh, U., Weber, A., Jensen, J., and Smith, J., “Granular activated carbon and biological active carbon treatment of dissolved and sorbed polychlorinated biphenyls,” *Water Environ. Res.*, **71**(2), 232~240(1999).
  25. Sakoda, A., Wang, J., and Suzuki, M., “Microbial activity in biological active carbon bed by pulse responses,” *Water Sci. Technol.*, **34**(5~6), 213~222(1996).
  26. Schreiber, H., Schoenen, D., and Traunspurger, W., “Invertebrate colonization of granular activated carbon filters,” *Water Res.*, **31**, 743~748(1997).
  27. 손희중, 노재순, 김상구, 배석문, 강임석, “활성탄 공정에서의 염소 소독부산물 제거특성,” 대한환경공학회지, **27**(7), 762~770(2005).
  28. Adamson, A. W., *Physical Chemistry of Surfaces*, 4th Ed., John Wiley & Sons, New York(1982).
  29. Bjelopavlic, M., Newcombe, G., and Hayes, R., “Adsorption of NOM onto activated carbon: effect of surface charge, ion strength and pore volume distribution,” *J. Colloid Interface Sci.*, **210**, 271~280(1999).
  30. Hand, D. W., Crittenden, J. C., and Thacker, W. E., “User-oriented solutions to the homogeneous surface diffusion model for adsorption process design calculations: part 1 batch reactor solutions,” 54th Annual Conference of the Water Pollution Control Federation, Detroit, Michigan(1982).
  31. Servais, P., Billen, G., and Bouillot, P., “Biological colonization of granular activated carbon filters in drinking-water treatment,” *J. Environ. Eng.*, **120**(4), 888~899(1994).
  32. Kim, W., Nishijima, W., Shoto, E., and Okada, M., “Competitive removal of biodegradable dissolved organic carbon in ozonation-biological activated carbon,” *Water Sci. Technol.*, **35**, 147~153(1997).
  33. 손희중, 최근주, 김상구, “활성탄 공정과 생물여과 공정에서의 자연유기물질 제거특성,” 대한환경공학회지, **29**(2), 205~213(2007).
  34. Rhim, J., “Characteristics of adsorption and biodegradation of dissolved organic carbon in biological activated carbon pilot plant,” *Korean J. Chem. Eng.*, **23**(1), 38~42(2006).
  35. Wang, J. Z., Summers, R. S., and Miltner, R. J., “Biofiltration performance: part 1, relationship to biomass,” *J. Am. Water Works Assoc.*, **87**(12), 55~63(1995).
  36. Griffini, O., Bao, M. L., Barbieri, K., Burrini, D., Santanni, D., and Pantani, F., “Formation and removal of biodegradable ozonation by-products during ozonation-biofiltration treatment: pilot scale evaluation,” *Ozone Sci. Eng.*, **21**, 79~98(1999).
  37. Najm, I., Kennedy, M., and Naylor, W., “Lignite versus bituminous GAC for biofiltration-a case study,” *J. Am. Water Works Assoc.*, **97**(1), 94~101(2005).
  38. Push, A., Losh, D., and Speitel Jr, G. E., “Removal of non-biodegradable chemicals from mixture during granular activated carbon bioregeneration,” *J. Environ. Eng.*, **131**(2), 196~205(2005).
  39. Babi, K., Koumenides, K., Nikolaou, A., Makri, C., Tzoumerkas, F., and Lekkas, T., “Pilot study of the removal of THMs, HAAs and DOC from drinking water by GAC adsorption,” *Desalination*, **210**(1~3), 215~225(2007).
  40. Xie, Y., and Zhou, H., “Use of BAC for HAA removal-part 2, column study,” *J. Am. Water Works Assoc.*, **94**(5), 126~134(2002).
  41. Sontheimer, H. and Hubele, C., “The use of ozone and granular activated carbon in drinking water treatment,” Huck, P. M. and Toft, P.(Eds.), *In Treatment of Drinking Water Organic Contaminants*, Pergamon Press, Oxford, UK. pp. 7~8(1987).
  42. Werner, P., *Mikrobiologische Untersuchungen der Aktivkohlefilter zur Trinkwasserbereitung*, Publication No. 19, Department of Water Chemistry, Engler-Bunte Institute, University of Karlsruhe, Karlsruhe, Germany, (1982).
  43. Moll, S. M., Summers, R. S., and Breen, A., “Microbial characterization of biological filters used for drinking water treatment,” *Appl. Environ. Microbiol.*, **64**(7), 2755~2759(1998).
  44. Branda, S., Vik, A., Friedman, L., and Kolter, R., “Biofilms: the matrix revisited,” *Trends Microbiol.*, **13**, 20~26(2005).
  45. Lazarova, V. and Manem, J., “Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment,” *Water Res.*, **29**(10), 2227~2245(1995).
  46. Goodwin, J. and Forster, F., “A further examination into the composition of activated sludge surfaces in relation to their settlement characteristics,” *Water Res.*, **19**, 527~533(1985).
  47. Horan, N. and Eccles, C., “Purification and characterization of extracellular polysaccharide from activated sludges,” *Water Res.*, **20**, 1427~1432(1986).
  48. 손희중, 박홍기, 이수애, 정은영, 정철우, “생물활성탄 공정에서 활성탄 재질에 따른 부착미생물 군집특성,”

- 대한환경공학회지, **27**(12), 1311~1320(2005).
49. de Beer, D. and Stoodley, P., "Relation between the structure of anaerobic biofilm and transport phenomena," *Water Sci. Technol.*, **32**, 11~18(1995).
  50. Bryers, J. and Characklis, W., "Early fouling biofilm formation in a turbulent flow system: overall kinetics," *Water Res.*, **15**, 483~491(1981).
  51. Harris, C. and Kell, D., "The estimation of microbial biomass," *Biosensors*, **1**, 17~84(1985).
  52. Okabe, S., Kokazi, T., and Watanabe, Y., "Biofilm formation potentials in drinking waters treated by different advanced treatment processes," *Water Sci. Technol.: Water Supply*, **2**(4), 97~104(2002).
  53. Fry, J. C., "Determination of biomass," Austin, B.(Ed.), In *Methods in Aquatic Bacteriology*, John Wiley & Sons, Inc., Chichester, pp. 27~72(1988).
  54. Findlay, R. H., King, G. M., and Watling, L., "Efficacy of phospholipid analysis in determining microbial biomass in sediments," *Appl. Environ. Microbiol.*, **55**(11), 2888~2893(1989).
  55. Magic-Knezev, A. and van der Kooij, D., "Optimization and significance of ATP analysis for measuring active biomass in granular activated carbon filters used in water treatment," *Water Res.*, **38**(18), 3971~3979(2004).
  56. Atlas, R., "Enumeration and estimation of microbial biomass," Burns, R. and Slater, J.(Eds.), In *Experimental Microbial Ecology*, Blackwell Scientific, Oxford, pp. 84~101(1982).
  57. Moll, D. M., Summers, R. S., Fonseca, A. C., and Matheis, W., "Impact of temperature on drinking water biofilter performance and microbial community structure," *Environ. Sci. Technol.*, **33**(14), 2377~2382(1999).
  58. Amann, R., Ludwig, W., and Schleifer, K. H., "Phylogenetic in situ detection of individual microbial cells without cultivation," *Microbiol. Rev.*, **59**, 143~169(1995).
  59. Gibride, K. A., Lee, D. Y. and Beaudette, L. A., "Molecular techniques in wastewater: understanding microbial communities, detecting pathogens, and real-time process control," *J. Microbiol. Methods*, **66**, 1~20(2006).
  60. Dorigo, U., Volatier, L. and Humbert, J.F., "Molecular approaches to the assessment of biodiversity in aquatic microbial communities," *Water Res.*, **39**, 2207~2218(2005).
  61. Hörsch, P., Gorenflo, A., Fuder, C., Deleage, A., and Frimmel, F. H., "Biofouling of ultra- and nanofiltration membranes for drinking water treatment characterized by fluorescence in situ hybridization (FISH)," *Desalination*, **172**, 41~52(2005).
  62. Saiki, Y., Katami, A., and Kitagawa, Y., "Factual analysis of granule flotation in brewery wastewater treatment plants by the fluorescence in situ hybridization method," *J. Biosci. Bioeng.*, **95**(2), 188~191(2003).
  63. Lehman, R. M. and O'Connell, S. P., "Comparison of extracellular enzyme activities and community composition of attached and free-living bacteria in porous medium column," *Appl. Environ. Microbiol.*, **68**(4), 1569~1575(2002).
  64. Calvo-Bado, L. A., Pettitt, T. R., Parsons, N., Petch, G. M., Morgan, A. W., and Whipps, J. M., "Spatial and temporal analysis of the microbial community in slow sand filters used for treating horticultural irrigation water," *Appl. Environ. Microbiol.*, **69**(4), 2116~2125(2003).
  65. Trebesius, K., Amann, W., Ludwig, W., Mhlegger, K. and Schleifer, K. H., "Identification of whole fixed bacterial cells with nonradioactive rRNA targeted transcript probes," *Appl. Environ. Microbiol.*, **60**, 3228~3235(1994).
  66. Melin, E., Eikebrokk, B., Brugger, M., and Ødegaard, H., "Treatment of humic surface water at cold temperatures by ozonation and biofiltration," *Water Sci. Technol.: Water Supply*, **2**(5~6), 451~457(2002).
  67. Fonseca, A. C., Summers, R. S., Hernandez, M. T., "Comparing measurements of microbial activity in drinking water biofilters," *Water Res.*, **35**(16), 3817~3824(2001).
  68. Liu, X., Huck, P. M., and Slawson, R. M., "Factors affecting drinking water biofiltration," *J. Am. Water Works Assoc.*, **93**(12), 90~101(2001).
  69. Dagostino, L., Goodman, A., and Marshall, K., "Physiological responses induced in bacteria adhering to surfaces," *Biofouling*, **4**, 113~119(1991).
  70. Manem, J., *Interactions between Heterotrophic and Autotrophic Bacteria in Fixed Film Biological Processes Used in Drinking Water Treatment*, Ph. D. Thesis, University of Illinois, Urbana, Illinois(1988).
  71. Blenkinsopp, S. and Costerton, J., "Understanding bacterial biofilms," *TIBTECH*, **9**, 138~143(1991).
  72. Pederson, G., "Biofilm development on stainless steel and PVC surfaces in drinking water," *Water Res.*, **24**, 239~243(1990).
  73. Nouvion, N., Block, J., and Faup, G., "Effect of biomass quantity and activity on TOC removal in a fixed-bed reactor," *Water Res.*, **21**(1), 35~40(1987).
  74. Jorgensen, P., Eriksen, T., and Jensen, B., "Estimation of viable biomass in wastewater and activated sludge by determination of ATP, oxygen utilization rate and FDA hydrolysis," *Water Res.*, **26**, 1495~1501(1992).
  75. Lazarova, V., Pierzo, V., Fontvielle, D., and Manem, J., "Integrated approach for biofilm characterization and biomass activity control," *Water Sci. Technol.*, **29**(7), 345~354(1994).

76. Zinbei, S. and Henriette, C., "Identification and characterization of bacterial activities involved in wastewater treatment by aerobic fixed bed reactor," *Water Res.*, **28**(12), 2575~2582(1994).
77. Bihan, Y. and Lessard, P., "Influence of operational variables on enzymatic tests applied to monitor the microbial biomass activity of a biofilter," *Water Sci. Technol.*, **37**(4~5), 199~202(1998).
78. Bihan, Y., "Monitoring biofilter clogging: biochemical characteristics of the biomass," *Water Res.*, **34**(17), 4284~4294(2000).
79. Andreottola, G., Foladori, P., Gelmini, A., and Ziglio, G., "Biomass active fraction evaluated by direct method and respirometric techniques," *Water Sci. Technol.*, **46**(1~2), 371~379(2002).
80. Jeffrey, W. and Paul, J., "Underestimation of DNA synthesis by thymidine incorporation in marine bacterial," *Appl. Environ. Microbiol.*, **54**(10), 3165~3168(1988).
81. Booth, S. D. J., Huck, P. M., Bulter, B. J., and Slawson, R. M., "A mechanistic approach for modeling the removal of ozonation byproducts in biologically active filters," In *Proceedings of Am. Water Works Assoc., WQTC*, Denver(1995).
82. Hozalski, R. M. and Bouwer, E. J., "Non-steady state simulation of BOM removal in drinking water biofilters: model development," *Water Res.*, **35**(1), 198~210(2001).
83. Carlson, G. and Silverstein, J., "Effect of ozonation on sorption of natural organic matter by biofilm," *Water Res.*, **31**(10), 2467~2478(1997).
84. Stewart, P., "Diffusion in biofilms," *J. Bacteriol.*, **185**(5), 1485~1491(2003).
85. Sontheimer, H., Crittenden, J., and Summer, R., *Activated Carbon Adsorption for Water Treatment*, American Water Works Association-DVGW Forschungsstelle Engler Bunte Institute, Karlsruhe(1988).
86. de Beer, D., Stoodley, P., Roc, F., and Lewandowski, Z., "Liquid flow in biofilm system," *Appl. Environ. Microbiol.*, **60**(8), 2711~2716(1994).
87. de Beer, D., Stoodley, P., and Lewandowski, Z., "Measurements of local diffusion coefficients in biofilms by microinjection and confocal microscopy," *Biotechnol. Bioeng.*, **53**, 151~158(1997).
88. Stoodley, P., Boyle, J., de Beer, D., and Lappin-Scott, M., "Evolving perspectives of biofilm structure," *Biofouling*, **14**(1), 75~90(1999).
89. Drury, W., Characklis, W., Stewart, P., "Interaction of 1  $\mu$ m latex particles with *Pseudomonas aeruginosa* biofilms," *Water Res.*, **27**, 1119(1993).
90. Weber, W., "Preloading, competition, adsorption analysis, ideal adsorption solution theory," Biological Activated Carbon Filtration Workshop, International Water Association, Delft University of Technology, The Netherlands, May 29~31(2002).
91. Klimenko, N., Winter-Nielsen, M., Smolin, S., Nevylna, L., and Sydorenko, J., "Role of the physico-chemical factors in the purification process of water from surface-active matter by biosorption," *Water Res.*, **36**(20), 5132~5140(2002).
92. Billen, G., Servais, P., Bouillot, P., and Ventresque, C., "Functioning of biological filters used in drinking water treatment-the Chabrol model," *J. Water SRT-Aqua*, **4**, 231~241(1992).
93. Nayar, S. C. and Sylvester, N. D., "Control of phenol in biological reactors by addition of powdered activated carbon," *Water Res.*, **13**, 201(1979).
94. Ridgway, H. F. and Olsan, B. H., "Scanning electron microscope evidence for bacterial colonization of drinking water distribution system," *Appl. Environ. Microbiol.*, **41**, 274~287(1981).
95. Chang, H. T. and Rittmann, B. E., "Mathematical modeling of biofilm on activated carbon," *Environ. Sci. Technol.*, **21**(3), 273(1987).
96. Shvetsov, V. and Morozova, K., "Biosorbent-perspective installations for deep purification of natural and waste waters," *Vodosnabzh. Sanit. Tekh.*, **1**, 4~12(1998).
97. Aktas, O. and Cecen, F., "Bioregeneration of activated carbon: a review," *Int. Biodeter. Biodegr.*, **59**(4), 257~272(2007).
98. Klimenko, N., Marutovsky, R., Pidlisnyuk, V., Neyinnaya, L., Smolin, S., Kohlmann, J., and Radeke, K., "Biosorption processes for natural and wastewater treatment-part 1," *Eng. Life Sci.*, **2**(10), 317~324(2002).
99. Rice, R. and Robson, M., *Biological Activated Carbon-Enhanced Aerobic Biological Activity in GAC System*, Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, MI. USA.(1982).
100. Chudyk, W. A. and Snoeyink, V. L., "Bioregeneration of activated carbon saturated with phenol," *Environ. Sci. Technol.*, **18**(1), 1~5(1984).
101. Speitel Jr, G. E. and DiGiano, F. A., "The bioregeneration of GAC used to treat micropollutants," *J. Am. Water Works Assoc.*, **79**(1), 64~73(1987).
102. Olmstead, K. P. and Weber, W. J., "Interactions between microorganisms activated carbon in water and waste treatment operations," *Chem. Eng. Communic.*, **108**, 113~125(1991).
103. Speitel Jr, G. E., Turakhia, M. H., and Lu, C. J., "Initiation of micropollutant biodegradation in virgin GAC columns," *J. Am. Water Works Assoc.*, **81**(4), 168~176(1989).

104. Namkung, E. and Rittmann, B. E., "Soluble microbial products(SMP) formation kinetics by biofilms," *Water Res.*, **20**(6), 795~806(1986).
105. Noguera, D. R., Araki, N., and Rittmann, B. E., "Soluble microbial products(SMP) in anaerobic chemostats," *Biotechnol. Bioeng.*, **44**, 1040~1051(1994).
106. Uhl, W., "Modeling bioreactors for drinking water treatment," Presentation of slide at International Workshop Modeling, Delft University of Technology, The Netherlands, June 22~23(2006).
107. Olańczuk-Neyman, K. and Prejzner, J., "Application of biological processes for manganese elimination from groundwater," *Biotechnologia*, **27**, 154~163(1994).
108. Madoni, P., Davoli, D., Fontani, N., Cucci, A., Pedroni, M., and Rossi, F., "Spatial distribution of microorganisms and measurements of oxygen uptake rate and ammonia uptake rate activity in a drinking water biofilter," *Environ. Technol.*, **22**, 455~465(2001).
109. Katsoyiannis, I. A. and Zouboulis, A. I., "Biological treatment of Mn(II) and Fe(II) containing groundwater: kinetic concentrations and product characterization," *Water Res.*, **38**, 1922~1932(2004).
110. Kirisits, M. J., Snoeyink, V. L., Chee-sanford, J. C., Daugherty, B. J., Brown, J. C., and Raskin, L., "Effects of operating conditions on bromate removal efficiency in BAC filters," *J. Am. Water Works Assoc.*, **94**(4), 182~193(2002).
111. 손희중, 유수진, 유평중, 정철우, "BAC 공정에서 EBCT와 수온에 따른 HAA 제거 특성," 대한환경공학회지, **30**(12), 1255~1261(2008).
112. Ho, L., Meyn, T., Keegan, A., Hoefel, D., Brookes, J., Saint, C. P., and Newcombe, G., "Bacterial degradation of microcystin toxins within a biologically active sand filter," *Water Res.*, **40**, 768~774(2006).
113. Terauchi, N., Ohtani, T., Yamanaka, K., Tsuji, T., Sudou, T., and Ito, K., "Studies on a biological filter for musty odor removal in drinking water treatment processes," *Water Sci. Technol.*, **31**(11), 229~235(1995).
114. Sinha, S., Westerhoff, P., Kommineni, S., Sharp, V., and Chowdhury, Z., "Removing musty/earthy taste and odor using ozone-associated biofiltration: pilot study findings and full-scale implementation issues," In *Proceedings of Am. Water Works Assoc., WQTC*, Nov. 2~6, Philadelphia, Pennsylvania(2003).
115. Elhadi, S. L. N., Huck, P. M., and Slawson, "Impact of biomass concentrations on the removal of earthy/musty odors from drinking water by biological filters," In *Proceedings of Am. Water Works Assoc., WQTC*, June 13~17, Orlando, Florida(2004).
116. Meyer, K., Summers, R., Westerhoff, P., and Wetz, D., "Biofiltration for geosmin and MIB removal," In *Proceedings of Am. Water Works Assoc., Annual Conference*, San Francisco, California(2005).
117. Sedlak, D., Gray, J. L., and Pinkston, A. K. E., "Understanding contaminants in recycled water," *Environ. Sci. Technol.*, **34**(23), 508~515(2000).
118. Choi, K. J., Kim, S. G., Kim, C. W., and Kim, S. H., "Effects of activated carbon types and service life on removal of endocrine disrupting chemicals: amitrol, nonylphenol, and bisphenol-A," *Chemosphere*, **58**, 1535~1545(2005).
119. Ternes, T. A., Meisenheimer, M., McDowell, D., Sacher, F., Brauch, H. J., Gulde, B. H., Preuss, G., Wilme, U., and Seibert, N. Z., "Removal of pharmaceuticals during drinking water treatment," *Environ. Sci. Technol.*, **36**, 3855~3863(2002).
120. 손희중, 황영도, 유평중, "생물활성탄 공정에서 tetracycline, oxytetracycline, trimethoprim 및 caffeine 제거 특성," 대한환경공학회지, **31**(2), (2009).
121. 손희중, 정종문, 노재순, 유평중, "생물활성탄 공정에서의 sulfonamide계 항생물질 제거특성," 대한환경공학회지, **31**(2), (2009).
122. Grabińska-Loniewska, A., Perchuc, M., and Kornilowicz-Kowalska, T., "Biocenosis of BACFs used for groundwater treatment," *Water Res.*, **38**, 1695~1706(2004).
123. Westerhoff, P., Summers, R., Chowdhury, Z., and Kommineni, S., "Ozone-Enhanced Biofiltration for Geosmin and MIB Removal," *Am. Water Works Assoc. Research Foundation*, Denver, CO.(2005).
124. Nishijima, W., Shoto, E., and Okada, M., "Improvement of biodegradation of organic substances by addition of phosphorus in biological activated carbon," *Water Sci. Technol.*, **36**(12), 251~257(1997).
125. 손희중, 노재순, 김상구, 강임석, 이용두, "오존처리에 의한 천연유기물질 변화 및 소독부산물 전구물질 제어," 대한환경공학회지, **27**(10), 1099~1107(2005).
126. 손희중, 정철우, 최영익, 배상대, "오존처리에 의한 BDOC<sub>rapid</sub>와 BDOC<sub>slow</sub> 생성 특성," 대한환경공학회지, **28**(12), 1274~1279(2006).
127. Westerhoff, P., debroux, J., Aiken, G., and Amy, G., "Ozone-induced changes in natural organic matter (NOM) structure," *Ozone Sci. Eng.*, **21**, 551~570(1999).
128. Gagnon, G. A., Booth, S. D. J., Peldszus, S., Mutti, D., Smith, F., and Huck, P. M., "Carboxylic acids: formation and removal in full-scale plants," *J. Am. Water Works Assoc.*, **89**(8), 88~97(1997).
129. Carlson, K. H. and Amy, G., "BOM removal during biofiltration," *J. Am. Water Works Assoc.*, **90**(12), 42~52(1998).
130. DiGiano, F. A. and Harrington, G. W., "Adsorption

- equilibria of natural organic matter after ozonation,” *J. Am. Water Works Assoc.*, **81**(6), 93~101(1989).
131. Leisinger, T., Cook, A. M., Hütter, R., and Nüesch, J., *Microbial Degradation of Xenobiotics and Recalcitrant Compounds*, Academic Press, New York(1981).
  132. Walker, G. M. and Weatherley, L. R., “Bacterial regeneration in biological activated carbon systems,” *Trans. IChemE.*, **76**, 177~182(1998).
  133. DeWaters, J. E. and DiGiano, F. A., “The influence of ozonated natural organic matter on the biodegradation of a micropollutant in a GAC bed,” *J. Am. Water Works Assoc.*, **82**(8), 69(1990).
  134. Janssens, J. G., Meheus, J., and Dirickx, J., “Ozone enhanced biological activated carbon filtration and its effect on organic matter removal, and in particular on AOC reduction,” *Water Sci. Technol.*, **37**, 1055~1068 (1984).
  135. Carlson, K. H. and Amy, G. L., “The relative importance of HLR and EBCT in biofiltration,” In *Proceedings of Am. Water Works Assoc., WQTC*, New Orleans(1995).
  136. Klevens, C. M., Collins, M. R., Negm, R., and Farrar, M. F., “Characterization of NOM removal by biological activated carbon,” In *Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes*, Gimbel, N. J., Graham, D., and Collins, M. R., Eds., IWA Publishing, London, pp. 79~87(1996).
  137. Carlson, M., Heffernan, K., Ziesemer, C., and Snyder, E., “Comparing two GACs for adsorption and biostabilization,” *J. Am. Water Works Assoc.*, **86**(3), 91~102(1994).
  138. Tan, L. and Johnson, W., “Removing organic color and by-products from groundwater with ozone and pressurized biologically-active filtration,” *Ozone Sci. Eng.*, **23**, 393~400(2001).
  139. Nishijima, W., Kim, W. H., Shoto, E., and Okada, M., “The performance of an ozonation-biological activated carbon process under long term operation,” *Water Sci. Technol.*, **38**(6), 163~169(1998).
  140. Wang, J. Z. and Summers, R. S., “Modeling of biofiltration of natural organic matter in drinking water treatment,” In *Proceedings of ASCE Environmental Engineering Conference*, Boulder(1994).
  141. Carlson, K. H., Amy, G. L., Garside, J., and Blais, G., “Ozone induced biodegradation and removal of NOM and ozonation by-products in biological filters,” In *Alternative Biological Filtration*, Collins M. R. and Graham N. J. D.(eds.), John Wiley & Sons, New York(1996).
  142. Carlson, K. H. and Amy, G., “The formation of filter-removable biodegradable organic matter during ozonation,” *Ozone Sci. Eng.*, **19**(2), 179~199(1997).
  143. Carlson, K. H. and Amy, G., “Ozone and biofiltration optimization for multiple objectives,” *J. Am. Water Works Assoc.*, **93**(1), 88~98(2001).
  144. Huck, P. M., Zhang, S., and Price, M. L., “BOM removal during biological treatment: a first-order model,” *J. Am. Water Works Assoc.*, **86**(6), 61(1994).
  145. Zhang, S. and Huck, P. M., “Biological water treatment: a kinetic modeling approach,” *Water Res.*, **30**(5), 1195(1996).
  146. Merlet, N., Merlet, Y., Prévost, Y., Desjardins, R., and Bablon, G., “Removal of organic matter in BAC filters: the link between BDOC and chlorine demand,” In *Proceedings of Am. Water Works Assoc., WQTC*, Denver, Colorado(1991).
  147. Prévost, J., Coallier, J., Mailly, R. D., and Duchesne, D., “Comparison of biodegradable organic carbon (BOC) techniques for process control,” *J. Water SRT-Aqua*, **4**(3), 141~150(1992).
  148. LeChevallier, M. W., Becker, W. C., Schorr, P., and Lee, R. G., “Evaluating the performance of biologically active rapid sand filters,” *J. Am. Water Works Assoc.*, **84**(4), 136(1992).
  149. Prévost, M., Niquette, P., Maclean, R. G., Thibault, D., Lafrance, P., and Desjardins, R., “Removal of various biodegradable organic compounds by first and second stage filtration,” In *Proceedings of 12th Ozone World Congress*, Zurich, Switzerland, International Ozone Association(1991).
  150. Hozalski, R. M. and Bouwer, E. J., “Deposition and retention of bacteria in backwashed filters,” *J. Am. Water Works Assoc.*, **90**(1), 71~85(1998).
  151. Bouwer, E. J. and Crowe, P. B., “Biological processes in drinking water treatment,” *J. Am. Water Works Assoc.*, **80**(9), 82(1988).
  152. Bablon, G. P., Ventresque, C., and Ben Aim, R., “Developing a sand-GAC filter to achieve high-rate biological filtration,” *J. Am. Water Works Assoc.*, **80**(12), 47(1988).
  153. Chipps, M. J., Bauer, M. J., and Bayley, R. G., “Achieving enhanced filter backwashing with combined air scour and sub-fluidizing water at pilot and operational scale,” *Filtration and Separation*, **1**, 55(1995).
  154. Ahmad, R. and Amirtharajah, A., “Detachment of biological and non-biological particles from biological filters during backwashing,” In *Proceedings of Am. Water Works Assoc., Annual Conference*, Denver, Colorado(1995).
  155. Ahmad, R. and Amirtharajah, A., “Detachment of particles during biofilter backwashing,” *J. Am. Water Works Assoc.*, **90**(12), 74~85(1998).

156. Urfer, D., Huck, P. M., Booth, S. D. J., and Coffey, B. M., "Biological filtration for BOM and particle removal: a critical review," *J. Am. Water Works Assoc.*, **89**(12), 83~98(1997).
157. Miltner, R. J., Summers, R. S., and Wang, J. Z., "Bio-filtration performance: part 2, effect of backwashing," *J. Am. Water Works Assoc.*, **87**(12), 64~70(1995).
158. Krasner, S. W., Scilimenti, M. J., and Coffey, B. M., "Testing biologically active filters for removing aldehydes formed during ozonation," *J. Am. Water Works Assoc.*, **85**(5), 62~71(1993).
159. Coffey, B. M., Krasner, S. W., Scilimenti, M. J., Hacker, P. A., and Gramith, J. T., "A comparison of biologically active filters for the removal of ozone by-products, turbidity and particles," In *Proceedings of Am. Water Works Assoc., WQTC*, Denver, Colorado(1995).
160. Moll, D. and Summers, R., "Assessment of drinking water filter microbial communities using taxonomic and metabolic profiles," *Water Sci. Technol.*, **39**(7), 83~89(1999).
161. Koffskey, W. and Lykins, B., "Disinfection/disinfectant by-product optimisation with ozone, biological filtration and chloramines," *J. Water SRT-Aqua*, **48**(3), 92~105(1999).
162. Vahala, R., Moramarco, V., Niemi, R. M., Rintala, J., and Laukkanen, R., "The effects of nutrients on natural organic matter(NOM) removal in biological activated carbon(BAC) filtration," *Acta Hydrochim Hydrobiol.*, **26**(3), 196~199(1998).
163. Metcalf & Eddy Inc., *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*, 3rd Edition, McGraw-Hill Inc., New York(1991).
164. Sathasivan, A., Ohgaki, S., Yamamoto, K., and Kamiko, N., "Role of inorganic phosphorus in controlling regrowth in water distribution system," *Water Sci. Technol.*, **35**, 37~44(1997).
165. Lehtola, M. J., Miettinen, I. T., Vartiainen, T., Myllykangas, T., and Martikainen, P. J., "Microbially available organic carbon, phosphorus and microbial growth in ozonated drinking water," *Water Res.*, **35**(7), 1635~1640(2001).
166. Lehtola, M. J., Miettinen, I. T., Vartiainen, T., and Martikainen, P. J., "Changes in content of microbially available phosphorus, assimilable organic carbon and microbial growth potential during drinking water treatment processes," *Water Res.*, **36**(15), 3681~3690(2002).
167. Ahmad, R., Amirtharajah, A., Al-Shawwa, A., and Huck, P. M., "Effects of backwashing on biological filters," *J. Am. Water Works Assoc.*, **90**(12), 62~73(1998).
168. Simpson, D. R., "Biofilm processes in biologically active carbon water purification," *Water Res.*, **42**, 2839~2848(2008).
169. La Motta, E., "Kinetics of growth and substrate uptake in a biological film system," *Appl. Environ. Microbiol.*, **31**, 286~293(1976).
170. Keinanen, M., Martikainen, P., and Kontro, M., "Microbial community structure and biomass in developing drinking water biofilms," *Can. J. Microbiol.*, **50**, 183~191(2004).
171. Camper, A., LeChevallier, M., Broadaway, S., and McFeters, G., "Bacteria associated with granular activated carbon particles in drinking water," *Appl. Environ. Microbiol.*, **52**(3), 434~438(1986).
172. Nishijima, W., Tojo, M., Okada, M., and Murakami, A., "Biodegradation of organic substances by biological activated carbon-stimulation of bacterial activity on granular activated carbon," *Water Sci. Technol.*, **26**(12), 251~257(1992).
173. Van der Kooij, D., Visser, A., and Hijnen, W., "Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water," *J. Am. Water Works Assoc.*, **76**(10), 540~545(1982).
174. Lehtola, M. J., Miettinen, I. T., and Martikainen, P. J., "Biofilm formation in drinking water affected by low concentrations of phosphorus," *Can. J. Microbiol.*, **48**, 494~499(2002).
175. Brown, J., Anderson, R., Min, J., Boulos, L., Prasifka, D., and Judy, G., "Fixed-bed biological treatment of perchlorate-contaminated drinking water," *J. Am. Water Works Assoc.*, **97**(9), 70~81(2005).
176. Kim, K. and Logan, B., "Fixed-bed bioreactor treating perchlorate-contaminated waters," *Environ. Eng. Sci.*, **17**(5), 257~265(2000).
177. Rittmann, B. E. and McCarty, P. L., "Model of steady-state biofilm kinetics," *Biotechnol. Bioeng.*, **22**, 2343~2357(1980).
178. Dugan, N. R., *Evaluation and modeling of the influences of ozonation and pH on the biological utilization of NOM*, Civil and Environmental Engineering, University of Cincinnati, Cincinnati, OH., PhD thesis(1998).
179. Liang, C. H. and Chiang, P. C., "Mathematical model of the non-steady-state adsorption and biodegradation capacities of BAC filters," *J. Hazard. Mater.*, **139**, 316~322(2007).
180. Xia, Q., Chen, W., and Zheng, X., "Modeling of NOM-removal in drinking water biofilters," In *Proceedings of IWA World Water Congress & Exhibition 2008*, Vienna, Austria(2008).