



저작자표시-비영리-동일조건변경허락 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.
- 이차적 저작물을 작성할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



동일조건변경허락. 귀하가 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공했을 경우에는, 이 저작물과 동일한 이용허락조건하에서만 배포할 수 있습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

工學碩士 學位論文

생물활성탄 공정을 이용한 geosmin과  
2-MIB의 생분해 특성



2009年 2月

釜慶大學校 大學院

環境工學科

孫東敏

工學碩士 學位論文

생물활성탄 공정을 이용한 geosmin과  
2-MIB의 생분해 특성

指導教授 姜 壬 錫

이 論文을 工學碩士 學位論文으로 提出함

2009年 2月

釜慶大學校 大學院

環 境 工 學 科

孫 東 敏

# 孫東敏의 工學碩士 學位論文을 認准함

2009年 2月



主 審 工學博士 李 柄 憲



委 員 理學博士 李 太 允



委 員 工學博士 姜 壬 錫



# 목차

List of Figures .....	iii
List of Tables .....	v
Abstract .....	vi
I. 서론 .....	1
II. 문헌 연구 .....	3
2.1 이취 발생의 원인 .....	3
2.1.1 급수시설에서 geosmin과 2-MIB의 발생 .....	8
2.2 Geosmin과 2-MIB의 특성 .....	10
2.3 생물활성탄 공정(Biological Activated Carbon Process) .....	12
2.3.1 BAC 생물막의 구성 .....	14
2.3.2 BAC 생물막의 활성도 .....	16
2.3.3 BAC 생물막에서의 기질 제거 .....	18
2.3.4 BAC 생물막 성장의 제어 .....	24
2.3.5 생물분해 동역학 .....	27
2.4 BAC 공정에 영향을 끼치는 인자 .....	29
III. 재료 및 방법 .....	37
3.1 실험재료 .....	37
3.1.1 유입수 성상 .....	37
3.1.2 BOM cocktail 및 무기영양염 조제 .....	37
3.1.3 생물활성탄 및 biofilter 여재 .....	38
3.2 실험방법 .....	39
3.2.1 생물활성탄 공정 운전 .....	39
3.2.2 Geosmin 과 2-MIB의 분석(SBSE/GC-MSD) .....	40
3.2.2.1 표준물질 및 희석수 .....	40

3.2.2.2 전처리방법 및 분석조건 .....	40
3.2.3 생물활성탄 및 biofilter 부착세균 생체량 및 활성도 측정 .....	43
<b>IV. 결과 및 고찰 .....</b>	<b>45</b>
4.1 BAC 공정에서의 geosmin과 2-MIB의 생물분해 특성 평가 .....	45
4.1.1 EBCT 변화에 따른 geosmin과 2-MIB 생분해 특성 .....	47
4.1.2 수온변화 변화에 따른 geosmin과 2-MIB 생분해 특성 .....	50
4.1.3 BOM 농도에 따른 따른 geosmin과 2-MIB 생분해 특성 .....	57
4.2 Geosmin과 2-MIB의 생물분해 동력학 평가 .....	60
4.2.1 수온별 제거 속도 평가 .....	60
4.2.2 BOM 농도별 제거 속도 평가 .....	64
<b>V. 결론 .....</b>	<b>68</b>
<b>참고 문헌 .....</b>	<b>70</b>



## List of Figures

Fig. 2.1 Molecular structure of Geosmin and 2-MIB .....	10
Fig. 2.2 Scanning electron microscopy of biologically active carbon bed .....	15
Fig. 2.3 Schematic of activated carbon .....	18
Fig. 2.4 Granular activated carbon surface adsorption and pore entrapment	19
Fig. 2.5 Theoretical representation of ozonated DOC removal by adsorption and biological degradation over time .....	22
Fig. 2.6 Bed depth-service time and percent exhaustion at breakthrough versus depth .....	33
Fig. 3.1 Schematic diagram of continuous adsorption column .....	40
Fig. 3.2 The schematic diagram of SBSE method .....	42
Fig. 3.3 Stir bar (Twister) .....	42
Fig. 4.1 (a) Geosmin removals for various EBCTs and BAC materials at 15°C 47	47
Fig. 4.1 (b) 2-MIB removals for various EBCTs and BAC materials at 15°C ..	48
Fig. 4.2 SEM photograph of attached bacteria on various BACs .....	49
Fig. 4.3 (a) Geosmin removals for various water temperatures and EBCTs in the coal-based BAC and anthracite-biofilter .....	53
Fig. 4.3 (b) Geosmin removals for various water temperatures and EBCTs in the coal-based BAC and wood-based BAC .....	54
Fig. 4.3 (c) 2-MIB removals for various water temperatures and EBCTs in the coal-based BAC and anthracite-biofilter .....	55
Fig. 4.3 (d) 2-MIB removals for various water temperatures and EBCTs in the coal-based BAC and wood-based BAC .....	56

**Fig. 4.4 Geosmin and 2-MIB removals for various BOM concentrations and EBCTs in the coal-based BAC filter ..... 59**

**Fig. 4.5 Pseudo-first-order reaction plot of geosmin and 2-MIB for various water temperature at 5, 15, 25°C in the various BAC filters and anthracite - biofilter ..... 63**

**Fig. 4.6 Pseudo-first-order reaction plot of geosmin and 2-MIB for various water temperature and various BOM concentration ..... 65**



## List of Tables

Table 2.1 Actinomycetes that produce geosmin or 2-MIB in culture .....	6
Table 2.2 A limit level of algae as odorous compounds .....	8
Table 2.3 Geosmin and 2-MIB odors descriptors .....	10
Table 2.4 Physical properties of geosmin and 2-MIB .....	11
Table 2.5 Experience with biological processes in drinking water treatment for organic carbon removal .....	36
Table 3.1 Characteristics of post O <sub>3</sub> treated waters .....	37
Table 3.2 Characteristics of odorous compounds, geosmin and 2-MIB .....	41
Table 3.3 Analysis conditions of GC-MSD .....	43
Table 4.1 Biomass and activity of attached bacteria in the various BAC and anthracite biofilter .....	52
Table 4.2 Pseudo-first-order reaction rate constants, half-lives for geosmin and 2-MIB biodegradation at various water temperature and various BOM concentration .....	66

# Biodegradation of geosmin and 2-MIB using Biological Activated Carbon Process

Dong-Min Son

*Department of Environmental Engineering, Graduate School,  
Pukyong National University*

## ABSTRACT

Tastes and odor in water caused by geosmin and MIB are the major customer complaints for water utilities. Therefore, control of geosmin and MIB is a worldwide concern.

In this study, the effects of biofilter media type (three different activated carbons and anthracite), empty bed contact time (EBCT) and temperature on the removal of geosmin and 2-MIB in BAC filters were investigated.

Experiments were conducted at three water temperature (5, 15 and 25°C) and four EBCTs (5, 10, 15, and 20 min). The experimental results indicated that the coal based BAC retained more bacterial biomass on the surface of the activated carbon than the other materials. In addition, increasing EBCT or increasing water temperature also increased the geosmin and MIB removal in BAC filters. To achieve above 50% of removal efficiency for geosmin and MIB in a BAC filter, above 10 min EBCT at 5°C and 5 min EBCT at above 15°C were required. The kinetic analysis indicated a first-order reaction rate for the

biodegradation of geosmin and MIB at various water temperatures (5, 15 and 25°C). Data obtained from the BAC filters at various temperatures were also used to evaluate pseudo first-order rate constants for geosmin and MIB. The half-lives evaluated for geosmin and MIB ranging from 2.39 to 10.31 min and 3.35 to 13.97 min, respectively, could be used to assist water utilities in designing and operating BAC filters.



# I. 서론

국내 상수원으로 이용되는 수원은 하천과 호소수등의 지표수가 대부분(98%)을 차지하고 있으며, 호소수의 경우 지속적인 산업 활동과 오수유입을 통해 유기물 및 영양염류가 지속적으로 축적됨으로서 호소 자정능력을 상실하여 부영양화 현상이 더욱 심화되고 있다. 하천의 경우에도 상류에 분포하는 각종 오염원에 노출되어 있는 상태로 수질오염 사고와 오염물질 부하량 증가 등 오·폐수의 배출통로 역할로서 수질개선이 지연되고 있다. 이로 인해 한 계절에 국한되어 발생하는 조류의 대량번식이 연중 지속되고 있다. 조류의 대량증식은 2-MIB (2-Methylisoborneol)와 geosmin (trans-1, 10-dimethyl-trans-9, decanol)등의 체외호소 분비로 맛과 냄새를 유발시킬 뿐만 아니라 microcystin 등과 같은 독성물질을 생성하여 공중 보건상에 위협을 초래한다. 또한 정수공정에서의 여과지 폐색이나 응집약품 사용량의 증대 등 정수처리에 장애를 일으키는 원인이 된다.

상수원수와 수돗물에서 발생하는 냄새는 크게 조류 및 미생물 성장에 의한 자연 발생적인 것과 하·폐수에 함유된 화학물질 유입 또는 정수 처리시 사용되는 소독제에 의한 인위적 요인에 의한 발생으로 구분할 수 있다. 자연발생적인 냄새의 원인으로는 조류, 방선균, 곰팡이 등이 있으나 대부분 조류에 의한 것으로 알려져 있으며 (Barnett, 1984; Pollak and Berger, 1996), 이들 생물에 기인한 대표적인 냄새 유발물질로는 geosmin, 2-MIB가 있다. 최근 하천의 부영양화로 인한 남조류의 수화(algae bloom) 현상이 빈번히 발생하면서 이들 조류의 대사 생성물에 의한 것으로 추정되는 냄새 유발 사례도 빈번히 발생하고 있다. 이때 발생하는 냄새는 물속에 서식하는 조류나 미생물의 대사산물 및 사체의 분해에서 기인한 냄새 유발물질의 용출이 주된 원인이다. 이러한 냄새물질들의 역취농도는 매우 낮아서 냄새에 민감한 사람들은 geosmin은 1.3 ng/L, 2-MIB는 6.3 ng/L의 농도에서 이취미를 감지할 수 있다고 알려져있다(Young et al., 1996).

국내 대부분의 정수장에서는 전염소 처리, 응집, 침전, 모래여과 및 후염소 처리로 구성되어 있는 재래식 정수처리 공정을 채택하여 운전하고 있다. 이런 재래식 정수처리공정에서는 geosmin과 2-MIB 같은 이취미 물질을 저농도까지 제거하기

가 매우 어렵다.

Geosmin과 2-MIB 같은 이취물질 제거를 위해서는 주로 활성탄(Craig et al., 1988; Tanaka, 1996) 이나 zeolites(Ellis et al., 1993; Derouane et al., 1990)을 이용한 흡착 제거(De Jonge et al., 1996) 또는 후오존과 입상활성탄(granular activated carbon, GAC)을 이용하는 고도정수처리 공정들이 유입되는 냄새의 종류와 강도에 따라서 적절히 이용되고 있다(Yagi et al., 1983; Lalezary et al., 1984). 뿐만 아니라 생물활성탄(Biological Activated Carbon, BAC)에 대해서도 지속적으로 연구되고 발전해왔다. BAC는 오존처리 후에 생성되는 생분해 가능한 물질들을 입상활성탄에 부착된 미생물들에 의해 생물학적으로 처리 할 수 있다. 입상활성탄은 다공성 입자로서 내부에 무수한 세공이 있어 세공의 총 내부면적이 매우 크기 때문에 미생물들이 부착, 성장하기에 적합하다. 따라서 자연적으로 서식, 부착된 미생물들을 이용하여 수중의 생분해 가능한 오염물질(biodegradable organic matter, BOM)을 제거하는 공법이다.

게다가, BAC 공정은 화학적 소독공정에 크게 의존하는 재래식 상수처리 공정보다 환경 친화적이며, 특히 GAC 여재에 부착된 유기물질의 생물학적 분해는 역세척 주기와 역세척으로 인해 발생하는 GAC 미탄의 손실을 감소시키고, 흡착능이 소진된 GAC의 효율적인 생물학적 재생으로 인해 GAC의 사용기간을 연장시켜준다(Takeuchi et al., 1997; Ghosh et al., 1999; Sakoda et al., 1996). BAC 공정에서의 용존유기물질에 대한 높은 제거효율로 인해 BAC 처리수는 낮은 염소요구량을 나타내어 소독부산물의 생성이 적고, 배, 급수관망에서 미생물(박테리아) 재성장이 어려우며 안정적으로 잔류염소 농도를 유지할 수 있다(Takeuchi et al., 1997). 이러한 생물학적 여과 공정은 geosmin 과 2-MIB의 제거에 적합하다고 보고되었다(Izaguirre et al., 1988; Ashitani et al., 1988; Namkung and Rittmann, 1987). 따라서 본 연구에서는 상수도와 관련된 주요 냄새 유발물질인 geosmin, 2-MIB 에 대해 실 공정에서 2년 6개월간 사용된 석탄계(coal-based), 야자계(coconut-based), 목탄계(wood-based) 활성탄과 안트라사이트를 사용하여 다양한 공탑체류시간(empty bed contact time : EBCT), 유입수의 수온 및 BOM 농도를 변화시켜 다양한 조건에서 geosmin 과 2-MIB에 대한 생분해능 및 생분해 동력학적인 평가를 하여 향후, BAC 공정의 운영 및 설계시 기초자료로 활용하고자 하였다.

## II. 문헌 연구

### 2.1 이취미 발생의 원인

상수원수 및 수돗물에서 냄새를 유발하는 원인은 크게 자연적인 것과 인위적인 것으로 구분할 수 있으나, 보통 생물작용에 의한 자연발생적인 것이 대부분이며 (Mallevialle and Suffet, 1995), 원인이 되는 물질의 종류와 그 오염경로 또한 매우 다양하다. 즉, 수많은 종류의 이취미 원인물질이 원수, 정수, 급배수 계통 등 다양한 공정에서 발생되고 있고, 특히 지표수의 경우 강우량이나 수온의 변화에 따른 계절별 차이가 심하며 이로 인해 보통 상수원수중의 냄새 문제는 연속적이기 보다는 특정시기에 일정기간 간헐적으로 발생하게 된다.

자연적으로 발생하는 냄새의 대표적인 원인은 방선균을 포함한 세균류로서 geosmin과 2-MIB 등이 흙냄새와 곰팡이 냄새를 유발하며, 남조류 및 일부 녹조류들도 이같은 냄새 유발물질을 방출한다. 인위적 원인에 의한 냄새 발생으로는 정수과정에서 투입되는 염소와 오존 등의 산화제에 의해 염소냄새 및 방향성 냄새가 발생하게 되고, 급수과정에 있어서는 급수관내 부착성 미생물들로부터 냄새의 원인물질이 발생되며, 철과 납 등의 부식성 물질의 용출도 냄새발생의 원인이 된다.

물에서 발생하는 냄새의 원인이 살아있는 생물의 활동이나 아니면 죽은 생물의 부패가 원인이나 하는 문제는 20세기 이전부터 수도사업소 연구원들 간에 계속 논의되어 왔다. Jackson and Ellms (1987)은 메사추세츠의 급수과정에서 발생하는 맛과 냄새의 원인이 죽은 생물의 부패가 아니라 살아있는 생물의 배설물이라고 보고하고 있어, 몇몇 연구에서는 실제 일부 조류의 생체 내부에서 발생하는 냄새를 분류하였다 (Slater and Blok, 1983; Izaguirre et al., 1983).

Gerber and Lechevalier (1965)는 일부 방선균을 배양하여 흙냄새가 나는 성분을 분리 확인하여 보고하였고, 이 물질을 geosmin으로 명명하였다. 이후 Gerber (1969)는 일부 방선균을 배양하여 곰팡이 냄새가 나는 2-MIB를 분리·확인하였다. Gerber and Lechevalier (1965)가 방선균으로부터 geosmin을 분리한지 2년 후 Safferman (1967)은 남조류에서도 geosmin을 분리하였고 수년 후에는 2-MIB가

일부 남조류의 산물임을 밝혀냈다 (Tabachek and Yurkowiski, 1976). 이처럼 1969년 이래 방선균과 남조류의 산물인 geosmin과 2-MIB가 문헌상에서 냄새발생의 중요 원인물질로 강조되면서 세계적으로 꾸준한 연구의 대상이 되어왔다. 1973년 AWWA(American Water Work Association)에서 120개의 수도사업소를 대상으로 냄새의 원인에 대해 조사를 실시하였다. 그 결과 남조류 특히 *Anabaena* 종과 방선균이 정수장에서 냄새의 원인종임을 밝혀냈으며, 또한 철박테리아와 황박테리아가 급수계통에서의 냄새원인 물질로 밝혀졌다 (Dice, 1975). Barnett (1984)은 미국과 캐나다의 629개 수도사업소를 대상으로 조사한 결과에서 냄새의 원인자로 남조류를 언급하였고 남조류중 대다수가 *Anabaena* 종임을 확인하였다. 그 외에 박테리아에서도 geosmin이나 2-MIB와 같은 물질이 생성되며, 곰팡이류에서도 역시 geosmin을 생성된다고 알려져 있다.

이처럼 냄새 발생의 원인생물을 확실하게 특정짓기 위해서는 생물의 단기 배양이 필수적이지만 냄새 원인생물에 대한 냄새 생산능(단위생물 당의 냄새물질량)이 밝혀져 있으므로 냄새발생 구역의 냄새물질 농도와 생물수의 관계에 의해 원인생물을 추정하는 것 또한 충분히 가능하다고 할 수 있다. 그러므로 상수원수 및 수돗물에서 냄새가 감지될 경우 수원의 생물상을 정확히 파악해야한다.

#### (1) 방선균에 의한 냄새발생

방선균은 물을 포함하여 강과 호수의 바닥 등 다양한 곳에 서식하며, 고등수생 식물과 조류의 내부와 표면에 부착하여 생활하고 있다. Cross (1981)는 방선균은 토양에서 주로 서식하며, 호수나 하천에서는 일시적으로 나타나는 종으로 보고하였다. 또한, Silvey and Roach (1975)는 수중에서 냄새를 유발하는 일부 방선균은 형태학적으로 육상에 서식하는 종과는 구별된다고 하였다. 담수에 서식하는 방선균은 주로 육상으로부터 강우시 유입된다고 (Bretter, 1972)는 보고하였다. 방선균은 분해가 어려운 각종 유기물을 분해하며(Goodfellow and Williams, 1983), Gerber (1972, 1979, 1983)는 방선균에 의해 발생하는 물질로 geosmin과 2-MIB와는 다른 화학물질에 대하여 논의하였는데 방선균 속인 *Streptomyces*와 *Nocardia*에서 특수한 화학물질이 생성된다고 보고하였다. 방선균의 생활사는 두 단계로 관찰되는데 색소나 냄새가 발생하지 않는 혐기성 초기단계와 색소와 냄새가 나타나는 호기성 단계로 분류되어진다. 포자는 호기성 단계에서 만들어지며(Higgins and Slivey, 1966), geosmin이나 2-MIB 같은 냄새물질은 방선균의 생활사중 포자 시

기나 호기성 최종 단계에서 생성된다(Bentley and Meganathan, 1981). 그러나 일부 연구에서는 방선균의 포자 시기는 전형적인 기생균사이지 냄새 유발성 화합물을 만드는 포자는 아니라고 하였다(Wood et al., 1983; Higging and Silvey, 1966). 이와 같이 각각의 연구결과가 일치하지 않는다는 사실은 수계에서 발견되는 방선균의 수가 급수과정에서 냄새를 발생시키는 것과는 크게 상관성이 없다는 것을 설명할 수 있다(Burger and Thomas, 1934; Lin and Evans, 1981; Persson and Sivonen, 1979; Weete et al., 1977). 저수지 가장자리에서 성장하는 식물은 방선균의 숙주가 되며, Silvey and Roach (1953)는 호클라호마시의 Hefner 호수주변의 잡석에서 채집한 녹조류인 *Cladophora*의 세포내에서 방선균을 발견하였다. Slivey (1953b)는 또한 *Chorella*, *Chlamydomonas*, *Nostoc*, *Anabaena*, *Gloeocapsa*, *Melosira*, *Navicula*, *Pediastrum*, *Aphanizomenon* 등을 포함한 수많은 조류(특히 노화세포) 내부에서 방선균을 관찰하였다고 보고하였다. 번성한 남조류가 부패하기 시작하면 방선균의 성장을 돕기 위한 적절한 질소 공급원이 될 수 있기 때문이다. 그러나 일부 남조류는 2-MIB와 geosmin을 직접적으로 생산할 수도 있다. 방선균은 몇몇 *Nocardia* 종과 한두개 정도의 다른 종에서도 발생될 수 있지만 *Streptomyces* 속의 종들이 대부분이다. Table 2.1에 geosmin 혹은 2-MIB를 발생시키는 대표적인 방선균 종을 나타내었다 (Wood et al., 1983).

Table 2.1 Actinomycetes that produce geosmin or 2-MIB in culture (Wood et al., 1983)

	Organism	Organism	
	<i>Actinomyces biwaco</i>	<i>Actinomadura sp.</i>	
	<i>Microbispora rosea</i>	<i>Nocardopsis dassonvillei</i>	
	<i>Nocardia sp.</i>	<i>Streptomyces antibioticus</i>	
	<i>Streptomyces antibioticus</i>	<i>S. griseus</i>	
	<i>S. fradiae</i>	<i>S. praecox</i>	
	<i>S. griseus</i>	<i>S. griseoluteus</i>	
	<i>S. odorifer</i>	<i>S. lavendulae</i>	
	<i>S. alboniger</i>	<i>S. odorifer</i>	
	<i>S. lavendulae</i>	<i>S. chilbaensis</i>	
Geosmin producers	<i>S. viridochromogenes</i>	2-MIB producers	<i>S. fragilis</i>
	<i>S. griseoluteus</i>		<i>S. neyagawaensis</i>
	<i>S. chibaensis</i>		<i>S. phaeofaciens</i>
	<i>S. fragilis</i>		<i>S. prunicolor</i>
	<i>S. griseoflavus</i>		<i>S. versipellis</i>
	<i>S. neyagawaensis</i>		<i>S. werraensis</i>
	<i>S. phaeofaciens</i>		
	<i>S. prunicolor</i>		
	<i>S. versipellis</i>		
	<i>S. werraensis</i>		
	<i>S. albidoflavus</i>		

(2) 조류에 의한 냄새 발생

조류는 광합성에 의한 산물로 단순한 화합물을 만들어 내거나 혹은 단순한 화합물이 모여져 더 복잡한 화합물이 된 수많은 종류의 휘발성과 비휘발성의 유기물을 만들어 낸다. 상수원수로 사용되는 물에는 수많은 형태의 조류가 존재하며 대다수는 단세포성이고 군체를 형성하며 녹조, 남조, 규조, 편모조류의 사상성 형태로 존재한다. 상수원수중 곰팡이 냄새와 흙냄새를 유발하는 대표적인 물질은 주로 남조류에 의해 생산되는 geosmin 과 2-MIB이며 그 외에 규조류와 녹조류는

플냄새와 비린내를 유발하는 것으로 나타났다 (Parmer, 1962).

조류에 의한 냄새발생시 특히 주의할 점은 냄새 발생의 문제를 야기 시키는 것은 최우점 종이 아니라는 점이다. 즉 관심의 대상에서 벗어난 종들이 냄새를 발생할 가능성이 높다는 것이다 (Izaguirre et al, 1983). 따라서 냄새 발생 시 가장 많은 수로 존재하는 조류라고 해서 자동적으로 원인 종으로 추정할 수는 없으며, 특정 유기물의 생산을 확인하기 위해서는 단일조류를 배양하여 기기분석으로 확인 시험을 수행할 필요성이 있다. 이 등 (1998)에 의하면 상수원수에서 냄새 유발사건을 일으키는 조류종의 45%가 남조류인 것으로 나타났는데, 남조류 중 특히 *Anabaena*는 냄새 발생사건의 46%, *Aphanizomenon*는 21% *Oscillatoria*는 16%를 차지하는 것으로 나타났다. 규조류 중에는 *Asterionella*가 46%를, 녹조류 중에는 *Spirogyra*와 *Scenedesmus*가 각각 25%씩 냄새 문제를 일으켰던 것으로 보고되었다.

수중에 서식하는 대부분의 조류는 냄새를 유발시키는 체외효소를 분비한다. 그러나 대개 냄새 발생은 우점종에 의해서가 아니라 물속에 존재하는 냄새발생 한계농도 이상의 개체수로 존재하는 조류종이 원인이 된다. 특정냄새 검출을 근거로 조사한 조류의 한계농도(물의 단위체적당 균체수나 개체수)를 Table 2.2에 나타내었다. 조사에 따르면 남조류중 *Anabaena*는 물 1mL당 5,300 cells만 존재하여도 냄새 발생의 임계농도가 되는 것으로 나타나 냄새발생의 가장 큰 원인으로 나타났으며 *Microcystis*는 35,000 cells/mL, *Oscillatoria*는 53,000 cell/mL 정도가 임계농도로 나타났다.

Table 2.2 A limit level of algae as odorous compounds (이 등, 1998)

Taxa	Algae	cells/mL	colony/mL
Blue-green	<i>Anabaena</i>	5,300	200
	<i>Aphanizomenon</i>	6,600	200
	<i>Gloeotrichia</i>	-	170
	<i>Microcystis</i>	35,000	-
	<i>Oscillatoria</i>	53,000	3,000
Diatom	<i>Asterionella</i>	3,000	-
	<i>Cyclotella</i>	2,200	-
	<i>Melosira</i>	2,500	-
	<i>Synedra</i>	3,000	-
	<i>Tabellaria</i>	750	-
Green	<i>Actinastrum</i>	4,000	-
	<i>Chlamydomonas</i>	3,600	-
	<i>Closterium</i>	200	-
	<i>Eudorina</i>	-	80
	<i>Pandorina</i>	200	-
	<i>Scenedesmus</i>	-	1,000
Euglenophytes	<i>Euglena</i>	80	-
Chrysophytes	<i>Dinobryon</i>	3,000	-
	<i>Mallomonas</i>	450	-
	<i>Synura</i>	-	10
Pyrrophytes	<i>Ceratium</i>	200	-
	<i>Cryptomonas</i>	1,200	-

### 2.1.1 급수시설에서 geosmin 과 2-MIB의 발생

미생물의 살균을 목적으로 투입되는 염소의 농도가 일정 수준 이상으로 유지되는 데도 불구하고 급수과정에서 수온이 높거나 유속이 낮아지게 되면, 급수관이나 저수 탱크등에서 박테리아의 재성장이 발생한다(AWWA, 1987). 미생물 개체수의 갑작스런 증가는 곰팡이 냄새, 흙냄새, 비린내, 늪지냄새 등을 유발하고, 이러한 냄새

새 물질들은 방선균이나 남조류에서 주로 발생하는 2-MIB나 geosmin과 연관되어 있다 (Izaguirre et al., 1983). 이것은 매우 다양한 미생물들이 냄새를 유발하는 대사 산물을 분비할 수 있다는 것을 의미한다. 몇몇 연구자들은 상수관망에서 발생하는 늪지냄새와 생선냄새, 그밖에 냄새들을 유기황화합물(dimethylpolysulfides)과 결부시키기도 한다 (Krasner et al., 1986; Wajon et al., 1985).



## 2.2 Geosmin 과 2-MIB 의 특성

Geosmin과 2-MIB는 상수도에서 가장 빈번히 관찰되는 냄새 물질로 흙냄새, 곰팡이 냄새로 분류되며 원수 또는 처리수의 부패냄새나 염소냄새와 같은 다른 강한 냄새로 인해 종종 잘 감지되지 않기도 한다. 예를 들어 이러한 냄새는 처리된 음용수에 나타나기도 하지만 소독제로 사용되는 염소 냄새에 의해 억제되기 때문에 수돗물에서는 쉽게 냄새가 감지되지 않는다. 그러나 관말 급수과정에서 잔류염소가 소비되었을 때 geosmin과 2-MIB는 소비자에게 쉽게 감지된다. 이들의 역취농도(Odor Threshold Concentration, OTC)를 Table 2.3에 나타내었다.

Table 2.3 Geosmin and 2-MIB odors descriptors (McGuire et al, 1984)

Descriptor	Chemicals	OTC (ng/L)
Earthy-musty	Geosmin	4
Earth-musty	2-Methylisoborneol	9



(a) geosmin

(b) 2-MIB

Fig. 2.1 Molecular structure of Geosmin and 2-MIB

Gerber(1965) 등은 방선균으로부터 분리한 물질을 geosmin으로 명명하였고 실험식이  $C_{12}H_{22}O$ , 구조식이 trans-1,10-dimethyl-trans-9-decalol 이라는 것을 알아냈으며 방선균이외의 남조류(bluegreen algae)에서도 생산된다는 것을 확인하였다. geosmin 외에 흙냄새를 내는 또 다른 미생물 부산물인 2-MIB는 이취미에 관련된 문제에서 주기적으로 보고되고 있다. Geosmin과 2-MIB는 모두 3차 알콜 구조를 가지고 있으며(Fig 2.1), 냄새에 민감한 사람들은 geosmin 1.3 ng/L, 2-MIB 6.3 ng/L의 농도에서도 감지 할 수 있다고 보고하였으며(Young et al., 1996), 수돗물의 이취미 문제와 관련하여 가장 중요한 오염물질로 연구되고 있다. Geosmin (182 g/mol)과 2-MIB (168 g/mol)는 낮은 분자량을 가지고 있으며, 옥탄올-물 분배계수(Kow)에서 현저하게 소수성 성질을 가지고 있어 일반적인 정수공정에서는 잘 산화되지 않는다. 지표수에서 geosmin과 2-MIB는 1000 ng/L 농도 이상으로 존재할 수 있다고 보고되었으며 (Yagi, 1988), 보통 원수에서 100 ng/L 근처면 냄새 문제가 발생한다(Nerenberg et al., 2000). 이들의 물리적 특성을 Table 2.4에 나타내었다.

**Table 2.4 Physical properties of 2-MIB and geosmin (Pirbizari et al, 1992)**

Parameter	2-MIB	geosmin
Molecular formula	$C_{11}H_{20}O$	$C_{12}H_{22}O$
Molecular weight (g/mole)	168	182
Boiling Point (°C)	196.7	165.1
Aqueous Solubility(mg/L)	194.5	150.2
Kow	3.13	3.7
Henry's Law Constant	$5.76 \times 10^{-5}$	$6.66 \times 10^{-5}$

## 2.3 생물활성탄 공정(Biological Activated Carbon Process)

상수원수로 사용되는 지표수나 지하수에는 각종 오염물질 등이 함유되어 있다. 이러한 오염물질들은 안전한 음용수 생산을 위하여 반드시 불활성화되거나 제거되어야 한다(Nishijima and Speital, 2004; Kameya et al., 1997; Keinanen et al., 2004). 박테리아, 바이러스, 기생충 및 원생동물과 같은 병원성 미생물들은 상수원수가 사람, 동물 또는 새들의 분변에 노출되면 언제나 상수원수중에 존재한다(Prescott et al., 1999). 중금속, 벤젠, PCB 및 암모니아와 같은 화학물질들과 라듐이나 우라늄과 같은 방사능 오염물질들은 산업시설이나 농업시설, 도시지역의 근접 정도에 따라서 상수원수중에 존재할 가능성이 있다(Grabowm 1996; Cothorn, 1987). 특히, 음용수 중에 존재하는 제초제나 살충제 같은 합성유기화합물들과 휴믹물질과 같은 소독부산물 전구물질들의 제거는 이들이 가지는 돌연변이능, 발암가능성 및 물질 자체의 독성 때문에 이들의 제거는 중요한 관심사이다(World Health Organization, 2006).

재래식 상수처리 공정은 수인성 전염병을 유발하는 미생물, 색도유발물질, 이취미 물질 및 소독부산물 전구물질들과 같은 용존성 유기물질(DOM)의 제거에 초점을 맞추어 설계되어진다(Prescott et al., 1999; Schalekamp, 1990). 재래식 상수처리 공정은 전형적으로 유입/스크린 공정, 응집, 혼화, 침전, 급속모래여과 및 소독 공정들로 구성된다. 재래식 상수처리 공정에서 가장 중요한 공정은 소독과 여과 공정이며, 특히 소독공정은 수중의 병원성 미생물들을 사멸시키거나 손상을 주어서 화학적으로 불활성화시키는 역할을 한다(Lee and Dar Lin, 2000).

그러나 재래식 상수처리 공정으로는 상수원수중에 존재하는 합성유기화합물들과 소독부산물 전구물질들을 완전히 제거하기에는 어렵다(Kim et al., 1997a). 재래식 상수처리 공정에서의 유기물질 제거율은 대략적으로 30% 내외이다(Randtke, 1988). 유기물질의 제거능을 증진시키기 위해서 여재를 모래 대신에 입상활성탄(GAC)을 사용한다. 입상활성탄은 다공성 여재(media)이며, 입상활성탄이 가지고 있는 불규칙한 세공들이 유기물질에 대한 높은 흡착력을 가지기 때문에 유기물질 제거에 효과적이다(Scholz and Martin, 1997). 일반적으로 염소소독과 입상활성탄 여과시설을 갖춘 고도정수처리 공정은 상수원수에 함유되어 있는 유기물질과 입자상 물질 제거에 효과적이다.

하지만 입상활성탄 공정은 파과에 의한 처리효율 저하 및 화학적 처리에 과도하게 의존하는 면이 있고 처리 특성상 몇가지 한계점을 가지고 있다.

첫째, 용존유기물질(DOM)의 존재하에서 PCBs, 톨루엔, 벤젠 및 아트라진과 같이 생물학적으로 분해되지 않거나 생물학적으로 분해가 어려운 물질의 입상활성탄 흡착능의 감소이다(Ghosh et al., 1999; Dussert and Van Stone, 1994). 예를 들면, 입상활성탄 흡착처리에서 생물학적 분해가 어려운 유기탄소 성분은 운전초기에는 50% 정도 제거되지만 운전기간이 증가할수록 처리율이 10% 이하로 감소된다. 생물분해가 어려운 물질에 대한 입상활성탄의 흡착능 감소는 두 가지 현상에 기인한다. (1) 입상활성탄 흡착영역에서 생물분해가 어려운 유기물질과 수중의 용존유기물질 사이의 경쟁흡착, (2) 물리, 화학적 요인에 의해 용존유기물질과의 반응에 의한 합성물질의 생성이다(Pirbazati et al., 1992; Carter et al., 1992; Summers et al., 1989).

둘째, 유기물질에 의한 활성탄 흡착능의 파과이다. 입상활성탄에서의 파과는 흡착능을 가지는 부분에서 유기물질과 미생물에 대한 비선택적 흡착을 의미하며, 입상활성탄이 파과 되었을 경우 수중의 용존 유기물질들은 처리되지 않고 배출되며 수질에 문제를 야기한다. 용존유기물질, 암모니아 및 인과 같은 영양물질들이 정수처리 과정에서 충분히 제거되지 않고 배·급수관망으로 유출되었을 때, 배·급수관망에서 박테리아의 급격한 증가를 일으킬 수 있으며, 이러한 박테리아의 재성장(re-growth)은 수질(맛, 냄새)을 악화시키고, 관 부식을 가속화시키며, 수돗물을 이용하는 소비자들에 대해 병원성 질병에 대한 발병 위험성을 증가시킨다(Okabe et al., 2002). GAC는 신탄을 충전하여 용존유기탄소와 같은 영양물질의 부하량에 따라 보통 6개월 정도 운전하면 파과(breakthrough)에 도달하여 용존 유기물질의 제거율이 10%~20% 정도 유지되며, 재생이 필요하게 된다. 역세척(backwashing)은 입상활성탄에 흡착된 유기물질을 제거하지 못하기 때문에 흡착능이 소진된 GAC는 이전의 성능을 유지하기 위하여 새로운 GAC로 교체 또는 열재생을 하여 흡착능을 재생시켜 재사용한다(Ghosh et al., 1999)..

생물활성탄(BAC) 공정으로 알려진 최근의 생물학적 상수처리는 재래식 및 고도상수처리 공정과 관련된 몇 가지 한계점들을 넘어섰다. BAC 공정은 수중의 미생물이나 유/무기입자들을 물리적으로 제거하기 위하여 GAC 여재(media)를 이용한다. GAC의 흡착능은 운전기간의 경과에 따라 줄어들며, GAC의 거친 다공성 표면은 미생물(박테리아) 군집형성에 적합하여 상당한 생체량(biomass) 또는 생물막

(biofilm)으로 성장이 가능하다(Scholz and Martin, 1997; Takeuchi et al., 1997). 이렇게 자연적으로 생성되는 활성 생물막은 GAC 표면 및 세공에 흡착된 유기물질, 오염물질, 미네랄 성분 및 미생물들을 생물분해 기작으로 상당 부분 제거할 수 있다(Dussert and Van Stone, 1994; Zhang and Huck, 1996). GAC 여재에서의 이러한 생물학적 활성은 전오존 처리공정과 후단 멤브레인 여과공정과 함께 사용이 가능하기 때문에 고효율의 정수처리 기법으로도 접근이 가능하다.

또한, BAC 공정은 화학적 소독공정에 크게 의존하는 재래식 상수처리 공정에 반해 환경친화적이며, 특히 GAC 여재에 부착된 유기물질의 미생물학적 생물분해는 역세척 주기와 역세척으로 인해 발생하는 GAC 미탄의 손실을 감소시키고, 흡착능이 소진된 GAC의 효율적인 생물학적 재생으로 인해 GAC의 사용기간을 연장시켜준다(Takeuchi et al., 1997; Ghosh et al., 1999; Sakoda et al., 1996). BAC 공정에서의 용존유기물질에 대한 높은 제거효율로 인해 BAC 처리수는 낮은 염소요구량을 나타내어 소독부산물의 생성이 적고, 배·급수관망에서 미생물(박테리아) 재성장이 어려우며 안정적으로 잔류염소 농도를 유지할 수 있다(Scholz and Martin, 1997; Dussert and Van stone, 1994).

### 2.3.1 BAC 생물막의 구성

생물막은 “점액질 형태의 다공성으로 엉킨 덩어리(porous tangled mass of slimematrix)”로 기술하고 있다(Weber et al., 1978). Fig. 2.2에서 보는 바와 같이 생물막은 GAC의 표면에 미생물이 부착되어 있거나 유기물 중합체에 섞여 있는 미생물 세포들로 구성되어 있다(Ghosh et al., 1999). 생물막에 존재하는 박테리아와 곰팡이 세포는 세포외 중합물질들(extracellular polymeric substances)을 분비하여 결합력이 있으며 조밀한 덩어리를 유지하는 안정된 구조를 형성한다(Branda et al., 2005; Lazarova and Manem, 1995). 세포 밖의 층은 다당류, 단백질, 핵산, 지질로 구성되어 있으며, 생물막 구성에 관한 정보는 전체 생물막 양을 산정하거나 특정 생물막 구성물질의 측정으로 얻을 수 있다(Goodwin and Forster, 1985; Horan and Eccles, 1986).

생물막의 구성 정보는 일반적으로 총 생물막 양의 측정으로 얻어진다. 이 양은 물리적(생물막의 두께, 총 건조중량), 물리-화학적(총유기탄소, TOC), 화학적 산소

요구량(COD) 인자로 대표될 수 있다. 생물막의 두께는 유체에서 생물막으로 영양 물질의 확산/흐름이나 마찰저항과 같은 대표적인 물질이동 특성을 결정한다(de Beer et al., 1994). 생물막이 성장하는 동안 생물막 두께의 증가는 S자 곡선으로 나타내어지며, 이때 S자 곡선의 안정기(S자 곡선의 최대부분)가 임계 생물막 두께를 나타낸다(Bryers and Characklis, 1981). 총 건조중량은 생물막의 미생물 종류나 양에 의해 결정되나, 이 무게는 활성이 없는 생체량, 외부 중합체 및 흡착된 유기물의 무게도 함께 측정됨으로 실제 생체량 보다 과측정된다(Lazarova and Manem, 1995). 세포 생체량의 거의 50%를 차지하는 TOC는 살아있는 생물의 생체량을 측정하거나 총 생물막 양을 간접적으로 정량하는 광도(photometric) 측정법이다. 산화 가능한 생물막 물질을 측정하는 COD는 고정된 생체량을 측정하는 방법으로 높은 정확성을 나타내는 또 다른 간접측정법의 일종이다(Bryers and Characklis, 1981).

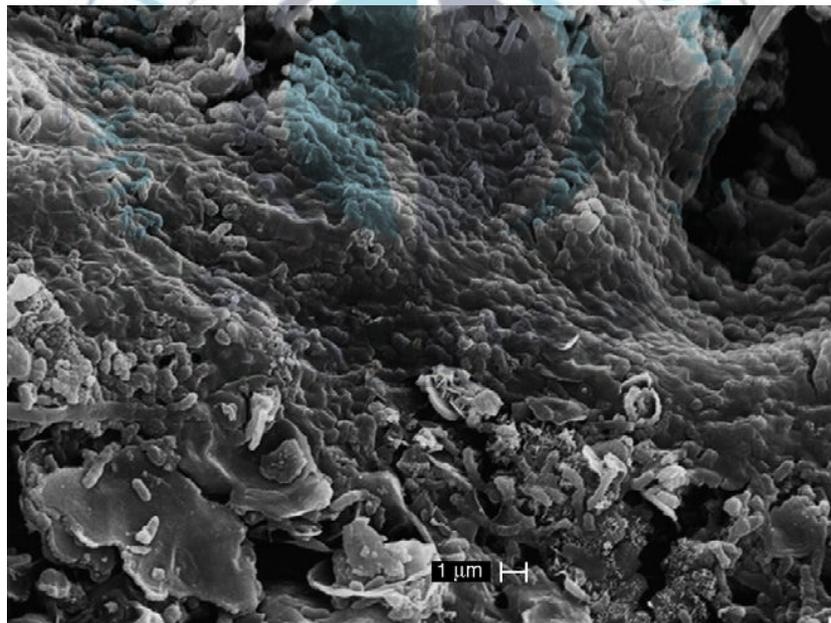


Fig. 2.2 Scanning electron microscopy of biologically active carbon bed.  
(Lawrence and Tong, 2005)

생물막의 구성은 특징적인 생물막 구성성분(예, 세포외 다당류류, 단백질류, peptidoglycane, 지질다당류류, 지질류)을 측정함으로써 보다 자세하게 설명할 수 있다(Lazarova and Manem, 1995). 이러한 구성요소들은 생물막의 생리적 상태나 환경적인 조건들에 따라 그 크기나 구조가 변한다. 예를 들면, 생물막을 구성하는 박테리아는 극도의 빈영양 상태에서 새로운 단백질을 생산한다(Atlas, 1982). 총 단백질에 대한 비색법(colourimetric) 분석은 단백질 조성의 변화를 나타낸다(Atlas, 1982). 또한, 생물막의 세포질 박테리아의 생체량을 측정하는 이상적인 방법으로 3가지 박테리아 구성성분(peptidoglycane, 지질다당류 및 지질)을 동시 분석하는 방법이 제시되었다. 이 3 가지 구성성분은 생물막에서 생물막 박테리아의 계통(strain)이나 생리적 상태에 관계없이 상관성 있게 잔존한다(Lazarova and Manem, 1995).

### 2.3.2 BAC 생물막의 활성화

생물막의 활성화는 GAC 여재에서 흡착에 의해 급격히 증가하는 것으로 관찰되었다. 몇 가지 인자들이 생물막의 활성화 향상에 기여하는 것으로 알려져 있으며, 첫 번째 이론은 GAC 표면에 부착된 생물막의 박테리아 세포는 특정 유전자들의 증식으로 인하여 일시적 생리적 변이를 겪는다는 것이다(Dagostino et al., 1991). 두 번째 이론은 생물막이 영양물질들, 산소, 효소들의 농도를 증가시키거나(Ghosh et al., 1999; Manem, 1988) 독성물질과 방해기질의 침입을 제한하기 위해 박테리아 세포의 주변환경을 변화시킨다는 것이다(Blenkinsopp and Costerton, 1991). 또한, GAC 표면에 부착된 생물막의 박테리아들은 수중에서 부유하는 박테리아들에 비해 주변 환경조건 변화에 대한 영향(온도, pH, 영양물질 농도, 신진대사 물질, 독성물질)을 덜 받는다(Pederson, 1990).

BAC 생물막의 활성도를 평가하기 위한 방법은 박테리아의 특정효소 측정이나 신진대사 후의 특정산물을 측정하는 생화학적 실험으로 구성된다(Lazarova and Manem, 1995). 또한, 상대적인 생체량을 측정하는 것 뿐만 아니라 단백질과 지방은 생물막을 구성하는 미생물 활성도의 지표를 제공하며, 이것은 오염물질과 같은 기질 제거율을 결정하는 중요한 요소이다(Wang et al., 1995; Lazarova et al., 1994). 생물막에서 제공되는 ATP(adenosine triphosphate)의 양은 모든 박테리아

의 활성도(예, 생물막 성장율, 기질 제거율, 박테리아의 생리적 상태)의 지표를 나타낸다(Atlas, 1982; Nouvion et al., 1987). 특히, ATP는 활성이 있는 생물막 세포 및 이 세포들의 산소 섭취율과 긴밀한 상관성을 가진다(Atlas, 1982; Jorgensesn et al., 1992). INT-dehydrogenase라 불리는 ATP 지표는 ATP 및 산소 이용율과 긴밀한 상관성을 가진다(Atlas, 1982; Jorgensesn et al., 1992). 몇몇 다른 연구자들은 생물막의 활성도를 평가하기 위해 dehydrogenase 분석법을 사용하였다(Bihan, 2000; Bihan and Lessard, 1998; Zho and Li, 1995; Zinbei and Henriette, 1994). BAC 처리수에서의 용존산소(DO) 변화는 BAC에 부착된 생물막의 활성도 변화를 의미한다(Andreottola et al., 2002; Scholz and Martin, 1997). 생물막 박테리아의 리보핵산과 디옥시리보핵산의 분광광도 측정법 또한 생물막 박테리아의 성장율에 비례하는 것으로 밝혀졌다(Jeffery and Paul, 1988; Lazarova and Manem, 1995).

BAC에서 박테리아와 원생동물 양의 상대적인 변화 또한 생물막의 활성도를 나타내는 하나의 지표이다(Scholz and Martin, 1997; Sibelle et al., 1998). BAC 내의 수중에서 자유유영 원생동물(free swimming ciliated protozoa)과 윤충류(rotifer)의 많은 개체수는 GAC 표면이나 내부에 부착된 박테리아에 의한 유기탄소 제거의 중요한 지표이다(Madoni et al., 2001; Scholz and Martin, 1998). 5일 BOD로 대표되는 생물막의 생물학적 활성도는 BAC 내의 수중에 원생동물의 개체수가 많을 때 가장 높게 나타나며, 따라서 효율적인 유기물 제거는 BAC 내의 수중에 박테리아의 개체수가 적을 때 일어난다. 이것은 BAC가 박테리아로 포화되었다고 말할 수 있다(Scholz and Martin, 1997). BAC 유입수 중의 pH, 용존산소, 영양물질의 농도를 변화시켜 박테리아와 원생동물의 바람직한 비율 조성으로 최적화된 생물막 성장을 만들 수 있다(Seredynska-Sobecka et al., 2006; Scholz and Martin, 1997).

### 2.3.3 BAC 생물막에서의 기질 제거

BAC에서 사용되는 GAC 여재의 특성은 풍부한 영양물질을 공급할 수 있는 환경을 조성하여 다양한 미생물들이 성장할 수 있는 여건을 조성한다. GAC는 Fig. 2.3에서 보는 바와 같이 다공성이기 때문에 고정상 여재로 많이 사용되었다. 또한, GAC는 약한 양전하를 띄며 큰 표면적을 가지기 때문에 Fig. 2.4에서 보는 바와 같이 수중에서 용존유기물질과 같이 음전하를 띄는 오염물질에 대해 물리적 흡착이 가능하다(Scholz and Martin, 1997). 예를 들면, 1g의 GAC는 거의 600-1000 m<sup>2</sup> 이상의 비표면적을 가진다(Agriculture and Agri-Food Canada, 2006). 게다가 Fig. 2.4에 나타난 것처럼 GAC는 유입수중에 함유된 입자상 물질도 세공내로 포착하여 제거 할 수 있다. 이러한 환경에서 GAC에 흡착에 의해 풍부하게 공급되는 유기물질과 영양물질로 인해 미생물들은 GAC 표면에 군집을 형성하며, 급격히 생물막으로 증식한다.

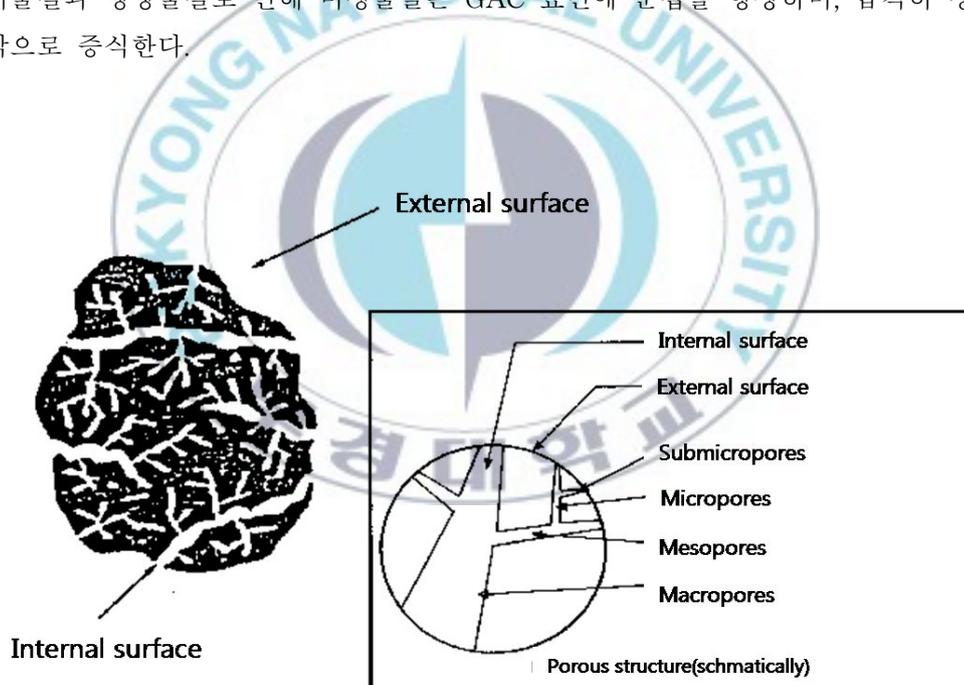


Fig. 2.3 Schematic of activated carbon (Henning and Schäfer, 1993)

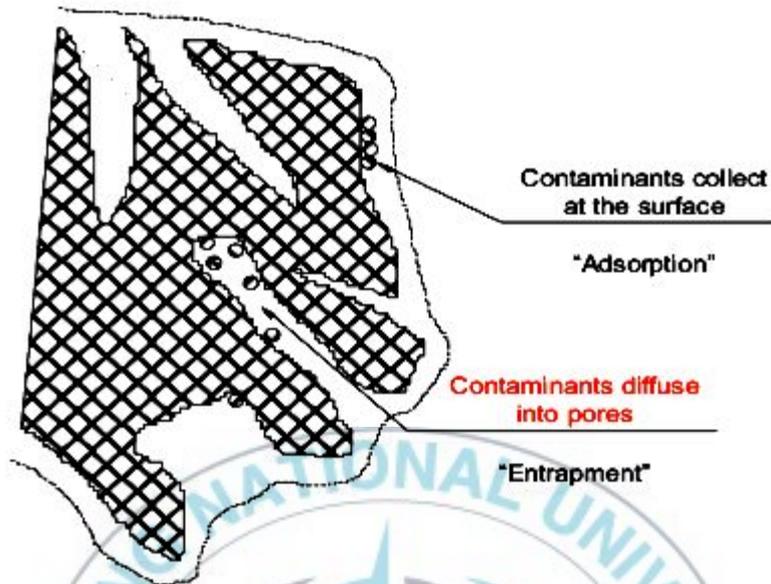


Fig 2.4 Granular activated carbon surface adsorption and pore entrapment (Scholz and Martin, 1997)

생물막의 구조는 영양물질이 액상에서 GAC로 이동하는 데에 있어 중요한 역할을 한다. 활성탄 표면에 생물막이 부착되면 점액성의 세포외 중합물질을 분비하기 시작하고 이것은 생물막이 GAC에 더 잘 고정되도록 한다(Branda et al., 2005). 활성탄 표면에 부착된 생물막은 활성탄 표면을 흐르는 액체의 흐름을 방해하여 오염물질과 같은 수중의 기질들을 함유한 대류적인 유체의 흐름을 GAC표면으로 효율적으로 전달되게 한다(Stewart, 2003). 따라서 각각의 GAC 입자 주위에는 얇은 액체 막이 현저하게 형성된다(Sontheimer et al., 1988). 이와 같이 얇은 액체 막을 통한 GAC 표면으로의 수중에 존재하는 기질의 전달은 밀집된 세포군집 안에 존재하는 세포막을 통과하는 분자확산에 의해 우선적으로 이루어진다(de Beer et al., 1994, 1997). 오존처리에 의한 오염물질과 같은 기질의 분자량 감소는 생물막을 통해 GAC 표면으로의 확산을 더욱 활발하게 하여 GAC의 흡착능을 증가시킨다(Liang et al., 2007).

비록, 분자확산이 생물막내에서 일어나는 주요한 전달 과정이지만 수중에 존재하는 기질의 복잡한 대류 이동 또한 보고되었다. 생물막이 급격히 증식함에 따라

미생물 세포군집과 세포외 중합물질은 세포 사이의 공간(interstitial voids)과 개방된 통로(open channel)에 의해 분리되어 있는 다공성 구조를 형성한다(Stoodley et al., 1999). 이러한 다공성 구조 때문에 일부 영양물질과 미생물들이 물이 채워진 생물막의 통로를 통해 GAC 표면으로 이동이 가능하다(Drury et al., 1993; de Beer and Stoodley, 1995). 만약 수중에 존재하는 오염물질과 같은 기질의 크기가 공간이나 통로 보다 너무 클 경우는 공간이나 통로는 부분적 또는 전체적으로 막히게 된다(de Beer et al., 1994; Weber, 2002).

유기물질과 여러 오염물질들은 GAC 여과 층의 빈 공간을 통하여 기질의 대류 수송이 일어나며, 다음으로 생물막을 통과하는 분자 확산/대류 수송으로 인해 결국은 GAC 흡착점에 흡착되며, GAC에 존재하는 이러한 흡착점들은 결국은 포화될 것이다(Dussert and Van Stone, 1994). 부착된 생물막은 흡착된 유기물질이나 오염물질들을 분해하여 제거하며, 이러한 과정을 “생물학적 분해(biodegradation)”라고 한다.

수중에 존재하는 유기물질과 오염물질 같은 미생물 영양물질들의 생물학적 분해는 여러 단계로 진행이 된다. 이러한 영양물질들은 활성탄의 거대세공(macropore)과 같은 활성탄의 바깥 부분에 흡착되고, 생물막 층에 부착되어 부분적인 생물학적 분해가 진행된다(Scholz and Martin, 1997). 난분해성 또는 생분해성 용존유기탄소(DOC) 물질들(전형적으로 저분자 물질)은 생물막에 서식하는 미생물들에 의해서 완전히 분해되지 않기 때문에 GAC의 미세기공으로 확산되어 미세기공의 안쪽 표면에 흡착되며, 이것들은 같은 기공에 존재하는 미생물들에 의해 변형되거나 분해된다(Klimenko et al., 2002b; Billen et al., 1992). 만약, GAC 바깥쪽 표면의 기질농도가 낮거나 또는 유체흐름의 영향이 작다면 부분적으로 분해된 물질들은 농도경사로 인해 GAC 안쪽의 세공으로부터 탈착되어 생물막쪽으로 확산되며, 이러한 분해물질들은 생물막에서 더 쉽게(완전히) 생물분해된다(Shvetsov and Morozova, 1998; Sontheimer et al., 1988). 새로 흡착된 물질이 활성탄을 향해서 생물막을 통과하면서 부분적으로 생물분해가 이루어지고, 위에서 기술하였던 모든 과정이 되풀이된다. 새롭게 변형된 흡착물질은 GAC 표면에서 부분적으로 분해되었던 이전의 흡착물질의 양과 동일한 양이 활성탄에 흡착된다(Aktas and Cecen, 2007; Klimenko et al., 2002a).

이렇게 흡착된 물질들의 생물분해는 활성탄의 생물학적인 재생효과를 가져와 활성탄의 수명을 2-5년 정도 연장시켜 열재생의 필요성을 최소화 할 수 있다

(Scholz and Martin, 1997; Takeuchi et al., 1997; Ghosh et al., 1999; Sakoda et al., 1996). 특히, 생물막은 용존성 유기물질(DOM), 동화가능한 유기탄소(AOC), 유기화합물질(아트라진, PCBs, 시마진), 무기물질(암모니아 등), 소독부산물 전구물질 및 총유기할로겐(TOX)과 같은 수중에 존재하는 오염물질들을 생물분해 할 수 있으며(Dussert and Van Stone, 1994; Takeuchi et al., 1997; Ghosh et al., 1999; Scholz and Martin, 1997; Okabe et al., 2002), 조류의 대사산물과 음용수에서 맛과 냄새문제를 유발하는 유기물질을 생물분해 할 수 있다. 특히, Cyanotoxin과 같은 남조류 독소와 geosmin과 2-MIB 같은 맛/냄새와 연관된 조류유래 부산물질을 생물 분해 할 수 있다고 보고되었다(Meyer et al., 2005; Brown and Lauderdale, 2006; Namkung and Rittmann, 1987). 이와 같은 물질들은 BAC 공정 앞단에 오존(pre-ozonation, 전오존) 공정을 적용함으로써 제거능을 극대화할 수 있다(Westerhoff et al., 2005).

BAC 공정에서 전오존 처리는 BAC 생물막의 생물학적 활성을 증진시키는 하나의 방법으로 GAC 여재의 사용연한을 증가시킨다(Kim et al., 1997b; Dessert and Van Stone., 1994; Vander Hoek et al., 1999). 전오존 처리는 생물학적으로 난분해성 유기물질이나 오염물질들을 생물분해 가능한 유기물질로 전환시킨다(Van der Hoek et al., 1999; Nishijima et al., 1997b). 특히, 오존처리는 유기물질의 탄소-탄소 연결고리를 끊어서(Takeuchi et al., 1997) 생물분해 가능한 DOC와 AOC 같은 저분자 유기물질로 전환시키기 때문에 생물학적으로 난분해성 유기물질에 대한 GAC의 과파에 대한 부담은 줄어든다(Scholz and Martin, 1997). 또한, 오존 처리는 다양한 병원균(크립토포리디움, 지아티아 등)을 불활성화시켜 부수적으로 화학적인 소독효과를 제공한다. BAC 공정에서 생물막과 연계되어 DOC를 제거하는 방식은 이론적으로 3 단계로 표현되며, 이러한 단계를 특성을 Fig. 2.5에 나타내었다.(Dussert and van stone, 1994). A, B 및 C 구간은 각각 물리적 흡착 단계, 흡착과 생물학적인 분해가 동시에 일어나는 단계 및 생물분해가 주를 이루는 단계이다.

먼저, A 구간은 생물막을 형성하는 박테리아가 순응(acclimation)하는 단계로 대략 2-3개월 정도 소요되며, 이 시기에는 GAC 여재에서 DOC 제거의 대부분은 물리적 흡착에 의해서 일어난다 이 단계에서의 40~90% 정도의 DOC 제거율을 나타낸다(kim et al., 1994). 수중에서 제거되는 총 DOC의 10~20%는 GAC에 비흡착성 DOC로 여겨진다(Dussert and Van Stone 1994). 게다가 소독부산물과 총유

기할로젠(TOX) 전구물질들은 이 단계에서 75~90%의 제거율을 나타내는 것으로 보고되었다(Dussert and Van Stone, 1994). B 구간에서 보는 바와 같이 박테리아가 순응되어감에 따라 흡착에 의한 DOC 제거는 GAC의 흡착점들이 DOC로 포화되어감으로 점차적으로 흡착능이 감소되지만 DOC에 대한 생물분해능이 급격히 증가한다. 따라서 B 구간에서는 활성탄에서 DOC의 흡착과 생물분해가 동시에 일어난다는 것을 알 수 있다. C 구간에서 DOC 제거율은 상대적으로 정상상태에 도달하고, 이때 GAC의 흡착능은 대부분 소진되었기 때문에 생물학적인 분해가 DOC 제거의 주요 제거 메커니즘이며(Dussert and Van Stone, 1994; Woo et al 1997), DOC 제거율은 15~45% 정도이다(Servais et al, 1994; Push et, al, 2005; Scholz and Martin, 1997; Babi et, al, 2007). 반면, THMs와 HAAs 제거율은 20~70% 범위로 보고되었다(Xie and Zhou, 2002; Holzaski et, al 1995; Dussert and Van Stone, 1994).

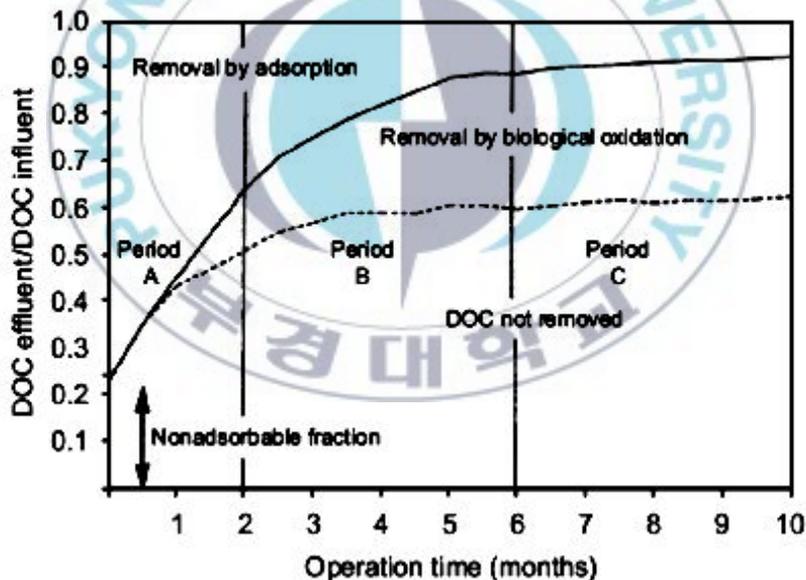


Fig. 2.5 Theoretical representation of ozonated DOC removal by adsorption and biological degradation over time.

또한, 생물학적 분해와 흡착 외에도 수중 오염물질 제거에 기여하는 또 다른 BAC 제거 메커니즘은 걸러진 입자성 물질에 흡착되어 있는 독성물질을 BAC 생

물막에 의해 탈착되는 것이다(Ghosh et al., 1994). 침전물에 흡착된 PCBs의 탈착이 이와 같은 제거 메커니즘에 의해서 일어나며, 이러한 탈착은 일반적으로 2 단계에 걸쳐서 일어난다. 먼저 빠른 탈착 단계는 보통 거의 1일만에 완료되나, 두 번째로 일어나는 느린 탈착 단계는 1년이 지나도 완료되지 않는다(Carroll et al., 1994). 탈착된 물질들은 생물막을 통과하면서 생물학적 분해가 일어난다(Klimenko et al., 2002b). 또한, BAC 생물막은 대사작용을 통하여 GAC를 서서히 생물학적으로 재생시키는 역할을 한다(Jahngir, 1994).



### 2.3.4 BAC 생물막 성장의 제어

정수처리에서 BAC 공정을 적용함에 있어서 주요한 과제는 GAC 입자에서 부착된 활성 미생물로 이루어진 생물막의 성장 제어이다. GAC의 높은 영양물질의 흡착능과 거친 표면에서의 미생물 군집형성의 용이함으로 인하여 부착 생물막의 생물학적 활성을 억제하는 것은 어렵다(scholz and Martib, 1997). 생물막의 활성은 한계수준(critical level)까지 생물막 두께의 증가와 함께 증가한다(La motta, 1976). 이 단계에서 생물막의 두께는 “활성 두께층(active thickness)”를 말하며, 활성 두께층 외부에서 생물막으로의 영양물질과 산소의 확산은 제한되고 이에 따라 비활성 생물막과 활성 생물막으로 구분된다(Lazarova and Manem, 1995). 반대로, 과도하게 얇은 생물막은 수중의 기질과 오염물질을 적절하게 제거할 수 없다(Scholz and Martin, 1997). BAC의 생물막 제어는 정수처리 시스템의 운영에 있어서 중요하다. 제어되지 않은 BAC 처리는 과도한 미생물 생체량(생물막) 증가로 인해 GAC 공정의 운전에 악영향을 미치며, 미생물 생체량(특히, 혐유상 박테리아와 fungi)의 증가를 제어할 수 없는 경우는 시료수가 GAC 흡착지를 통과할 때 급격한 압력 저하를 유발하며, 여재(media)의 부상을 일으킬 수 있다(Bihan, 2000; Bihan and Lessard, 1998; Scholz and Martin, 1997). 그 결과, 기질/오염물의 과과 현상이 발생할 수 있는데 이는 유출수 탁도의 급격한 상승을 통해 나타나며, 과과가 일어나는 동안 DO와 pH가 낮아질 수 있다. 이러한 현상을 통해 수돗물의 배, 급수관망으로 미생물이 유출되면 수돗물 소비자들이 병원성 또는 전염성 질병에 노출될 우려가 있다(Keinanen et al., 2004; Scholz and Martin, 1998). GAC에서 군집을 이룰 가능성이 있는 병원성 미생물의 유출 가능성 때문에 BAC 여과수의 경우, 박테리아 및 기타 미생물을 불활성화시키기 위해 소독을 하는 것이 일반적이다(Dussert and Van Stone, 1994).

생물막 성장을 제어하기 위한 하나의 방법은 생물막 공정으로 유입되는 영양염의 양을 조절하는 것이며(Wang et al., 1996; Nishikima et al., 1992), 특히 수계 내의 종속영양 미생물의 성장에 있어 AOC의 양이 제한인자로 여겨지고 있다(Van der Kooji et al., 1982). 또한, GAC 여재에 MAP(microbially available phosphorus)를 첨가함으로써 박테리아의 군집형성 및 활성 미생물의 양을 증가시킬 수 있다(Nishijima et al., 1997b; Lehtola et al., 2002). 따라서 태풍, 유기오염물질의 유출 및 방출사고가 발생하였을 경우, AOC 및 MAP와 같이 오존처리된 영

양염 물질이 매우 높은 농도로 BAC 여과공정에 유입될 수 있기 때문에 생물막에 부착된 미생물의 과다 성장을 방지하기 위해 BAC 여과공정으로 유입되는 유입수의 유량을 줄여야 할 필요가 있다. 또한 이와 반대로 유입수의 영양염 농도가 낮을 경우에는 생물막의 미생물 양의 감소를 막기 위해 유입수의 유량을 증가시켜야 한다. 공탐체류시간(EBCT)의 개념 역시 영양염의 유입 부하와 관련이 있으며, 이를 통해 생물막과 생물막에 흡착된 유기기질 간의 반응 지속시간을 조정할 수 있다(Wu and Xie, 2005; Lin et al., 2001; Dussert and Van Stone, 1994).

원수의 수온 변화 역시 생물막에서의 미생물 활성도에 영향을 줄 가능성이 있지만 그에 대한 확실한 연구결과는 없는 실정이다(Brown and Lauderdale, 2006; Moll and Summers, 1999; Moll et al., 1999). 몇몇 연구들에서 밝혀진 바로는 수온이 9°C이하로 낮아지면 미생물 성장 및 생물학적으로 분해가능한 유기물질의 제거에 장애가 발생한다고 보고하고 있다. 하지만 이와 반대로 또 다른 연구결과에서 원수의 온도변화로 인해 총 미생물 양 및 AOC/DOC(6~10°C사이)(Koffskey and Lykins, 1999) 또는 AOC/TOC(5~30°C사이)(Carlson et al., 1994) 등의 기질 제거반응이 영향을 받지 않는다는 사실을 보여주었다(Fonseca et al., 2001).

생물막 박테리아, 균류, 원생동물의 성장률을 제어하기 위한 또 다른 방법으로는 BAC 여과공정 유입수의 DO와 pH를 조절하는 것이다. DO가 높으면 BAC 여재의 액상에 존재하고 있는 원생동물 및 유훅류의 성장이 촉진되며(Scholz and Martin, 1998), 액상에 다수의 원생동물과 유훅류가 존재하는 것은 생물막내의 높은 박테리아 수치와 관련이 있고, 이는 곧 COD 제거율이 높음을 의미한다(Madoni et al., 2001; Scholz and Martin, 1997). 또한, pH가 높을 경우 BAC에 좋지않은 사상성 박테리아의 성장을 제어하는데 도움이 되며, 원생동물-박테리아-균류 간의 바람직한 균형상태를 유지하는 데에도 역시 도움이 된다(Seredynska-Sobecka et al., 2006; Scholz and Martin, 1997, 1998).

생물막의 성장을 제어하기 위한 세 번째 방법으로 BAC 여과지의 역세척을 들 수 있다(수세 후 공세). 공정의 변수로는 역세척을 제어, 표면세척을 및 지속시간, 역세척순서, 역세척 지속시간 등이 있으며, 역세척이 진행되는 동안 역세수로 사용되는 여과된 유출수는 펌프를 통해 BAC 여과조의 바닥쪽으로 유입된다. 이 과정을 거치면서 GAC 여재는 유동화되어 움직이면서 팽창 되는데, 이 때 유기/무기기질들이 떨어져 나와 역세수와 함께 씻겨나가게 되며(Comstock et al., 2002), 이렇게 여재에서 탈리된 기질들은 필터의 상부를 통해 빠져나감으로써 효과적으로 제

거된다. 따라서 이러한 역세척과정을 통해 상당량의 생물분해 가능한 유기물질 및 BAC 공정에 부착되어 있던 부패된 미생물군을 제거할 수 있으며(Brown et al., 2005), 미생물이 부착되어 있는 생물막 주위에 영양염이 부분적으로 집중되어 있는 현상 또한 감소시킬 수 있다. GAC에 부착되어 있는 박테리아 생체량 중 적은 부분을 역세척을 거치면서 유실되기도 하지만(Kim and Logan, 2000; Dusser and Van Stone, 1994), 일반적으로 생물막은 역세척과정에서 GAC 표면에 가해지는 높은 전단력에 대해 강한 저항성을 가지고 있다(Scholz and Martin, 1997). 수처리 산업에서 BAC 여과공정의 역세척은 일반적으로 주 단위로 실시하고 있으며, 전형적으로 높은 유출수 탁도, BAC 필터의 내구연한 및 BAC 접촉조의 손실수두로부터 역세척 요구시점을 알 수 있다.

생물막 성장을 제어하기 위한 다른 방법으로는 화학적(산화적) 소독이 있다. 유입수를 염소, 클로라민, 이산화염소 또는 오존으로 소독할 경우, 원수 내 유기물질을 비롯한 오염물질에 대한 BAC 생물막의 제거효율은 더 낮아지게 되며(Dusser and Van Stone, 1994), 특히, GAC 생물막의 경우는 소독을 하게 되면 생물막이 불안정해져 파괴되어 버린다(탄소결합이 깨어지며, 탄소원자가 제거됨). 결과적으로 생물막은 매우 얇아지거나 약해져서 유기물 및 오염물질에 대한 제거효율이 낮아진다. 생물막에 대해 소독처리를 하는 것이 나쁜 영향을 주기 때문에 보통은 BAC 여과공정 유입수에 대해 전처리를 해주거나 황산수소나트륨( $\text{NaHSO}_4$ )을 사용하기도 한다. 이 약품은 유입수내에 이미 존재하고 있는 염소 및 오존과 반응하게 되며(여기서 염소는 주로 스크리닝된 원수 내의 병원성 미생물군의 불활성화를 위해 사용됨) (Spellman, 2003), 이러한 방식을 통해 생물막에 노출된 상당량의 염소 및 오존을 제어할 수 있다.

### 2.3.5 생물분해 동역학

Biofilter에서 geosmin과 2-MIB의 제거 동역학과 제거에 영향을 끼치는 인자들은 실험을 통해 확인 할 수 있다. Monod 가정식에서, 기질 이용율은 식 (2.1)으로 나타낼 수 있다.

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{kXC}{K+C} \quad \text{-----} \quad (2-1)$$

where,

- C = substrate(2-MIB and Geosmin) concentration
- X = biomass concentration
- K = half saturation constant
- k = maximum specific rate of substrate utilization

Geosmin과 2-MIB의 농도는 ng/L로 낮게 때문에 반포화상수 K는 C보다 매우 크다고 가정 할 수 있고 식 (2.2)로 정리 할 수 있다.

$$\frac{dC}{dt} = -\left(\frac{k}{K}\right)XC = k'XC \quad \text{-----} \quad (2-2)$$

where, k' = pseudo first order rate constant

게다가, 자연환경에서 geosmin과 2-MIB의 낮은 농도는 생체량을 유지할 수 없다. BDOC는 1차 기질이고 geosmin과 2-MIB는 2차 기질로 사용된다고 생각되어 진다. 만일 그렇다면 이용식은 식 (2.3)로 정리 할 수 있다.

$$\frac{dC_2}{dt} = -k'_2XC_2\left(\frac{C_1}{K_1+C_1}\right) \quad \text{-----} \quad (2-3)$$

where,

"C<sub>1</sub>" = primary substrate, BDOC

"C<sub>2</sub>" = secondary substrate, geosmin and 2-MIB

만약, 생체량 또는 geosmin과 2-MIB 또는 BDOC의 농도가 증가하면 그 이용율은 증가 할 것이다. 그렇다면 식 (2.4)의 BDOC 농도,  $C_1$ 은 식 (2.5)으로 간략하게 정리 할 수 있다.

$$\frac{dC_2}{dt} = -k''XC_2 \quad \text{-----} \quad (2-4)$$

where,  $k_2''$ 은 식(2.5)로 정의된다.

$$k'' = k'_2 \left( \frac{C_1}{K_1 + C_1} \right) \quad \text{-----} \quad (2-5)$$



## 2.4 BAC 공정에 영향을 끼치는 인자

### (1) 오존처리의 영향

오존처리에 의한 천연유기물질의 생분해능의 증가는 고분자 유기물질이 저분자 유기물질로 전환되어 나타나는 결과이다. 즉, 저분자 화합물들은 고분자 화합물들보다 쉽게 미생물들의 세포막을 통과하며, 미생물들의 체내에서 신진대사 효소 (metabolic enzyme)에 의해 쉽게 분해된다 (Leisinger et al., 1981). 또한, 일반적으로 생물분해에 대해 내성을 가지는 탄소 2중 결합 및 방향성을 가진 유기물질의 감소도 생분해능의 증가를 유발한다.

오존처리는 수중에 존재하는 천연유기물질의 활성탄에 대한 흡착능의 변화를 유발한다. 수중의 천연유기물질이 오존과 반응하게 되면 극성과 친수성 (hydrophilicity)이 증가하여 활성탄 흡착에 부정적인 영향을 미치는 반면, 천연유기물질의 분자량 감소로 인하여 긍정적인 영향도 나타난다. Kim et al. (1997)은 오존처리를 한 시료수 중의 천연유기물질이 오존처리를 하지 않은 천연유기물질보다 활성탄에 대한 흡착능이 보다 낮은 것으로 보고하였다. 또한, 그들은 오존처리된 천연유기물질이 생물학적 처리를 거친 후에는 오존처리를 하지 않은 천연유기물질과 거의 같은 흡착능을 가진다고 보고하였다. 그러나 DiGiano와 Harrington (1989)은 오존처리된 천연유기물질을 생물학적 처리한 후에 오존처리를 하지 않은 천연유기물질과 활성탄에 대한 흡착능을 비교한 결과 오존처리를 하지 않은 천연유기물질에서 활성탄에 대한 흡착능이 더욱 높게 나타나 활성탄 흡착능에 대한 오존처리의 역작용에 대한 영향을 보고하였다. 비록 활성탄의 흡착능에 오존처리가 미치는 영향이 부정적인 측면과 긍정적인 측면 모두 존재하지만, 생물활성탄 공정에서는 오존처리가 TOC 및 THM 생성능에 대한 제거율의 증진과 활성탄 사용기간을 연장시키는 긍정적인 측면이 훨씬 크다고 보고하고 있다 (Kim et al., 1997; Walker and Weatherley, 1998).

정수처리 공정에서 몇몇을 제외한 거의 모든 경우에 질소나 인 보다 탄소가 미생물 성장의 제한인자로 작용하며, 이런 탄소는 미생물의 전자공여체로 작용한다. 따라서, 오존처리에 의해 생성된 BOM은 생물여과 공정에서 미생물의 활동도를 증진시킨다 (DeWaters and DiGiano, 1990). 그리고, 오존처리에 의해 생성된 BOM의 경우 생물여과 공정에서 제거되어 오존처리 이전의 수준으로 낮아지고

(LeChevallier et al., 1992; Harward and Croll, 1993; Hacker et al., 1994), 생물여과는 유입수 수질의 특성에 따라 BOM 제거량에는 차이를 보이지만 생물여과 공정을 거치면 BOM의 조성에는 많은 변화가 나타난다.

## (2) 여재(media)의 영향

생물여과 공정에서 여재의 선정은 소요 경비와 밀접한 관련이 있기 때문에 매우 중요한 요소이다. 생물여과 공정에서 GAC와 같이 가격이 고가이면서 흡착능이 있는 여재와 anthracite나 모래와 같은 가격은 비교적 저가이면서 흡착능이 없는 여재를 사용하여 BOM 제거에 대한 실험적인 연구들이 진행되었다(LeChevallier et al., 1992; Krasner et al., 1993; Wang et al., 1995). 연구 결과, GAC 표면에 발달된 500 Å 이상의 거대세공은 미생물의 서식에 좋은 환경을 제공하지만, GAC의 미세세공에서는 박테리아들이 거의 서식하지 않는 것으로 나타났다. 이는 박테리아의 몸체 크기가 200 nm 이상인데 비하여 GAC의 미세세공의 크기는 1~100 nm 정도여서 박테리아들이 GAC의 세공내로 들어가 서식할 수가 없기 때문이다(Werner, 1982).

모래와 GAC의 경우 박테리아의 부착에 이용될 수 있는 비표면적(specific surface area)을 비교하였을 경우, GAC가 모래보다 비표면적이 높다. 또한 GAC의 거대세공과 고르지 못한 표면은 박테리아의 서식에 적합한 환경을 제공하며, 역세척이나 유속증가에 따라 증가된 전단력(shear stress)으로부터 GAC 표면에서 박테리아의 탈리를 방지한다. 역세척시 활성탄에 부착된 미생물 중 탈리되는 미생물의 생체량은 보통 전체 미생물 생체량 중 4~8% 정도로 알려져 있으며(Servais et al., 1991), 다른 여재와 비교하여 GAC에서는 미생물의 생체량 손실율이 크지 않기 때문에 손실된 생체량의 회복은 단시간 내에 이루어진다.

활성탄에서 유기물의 제거시 생물학적 분해와 물리적 흡착은 상호보완적인 작용을 한다(Andrews and Tien, 1974). 방향성을 가진 유기화합물이나 염소처리된 지방족 유기화합물 등은 생물학적 분해도가 낮은 반면, 비교적 쉽게 활성탄에 흡착이 되기 때문에 주로 흡착에 의해 제거된다. 그러나 단당류나 아미노산과 같이 미생물이 기질로 사용할 수 있는 물질들은 용해성이 높아 활성탄에 대한 흡착능은 떨어지지만 미생물에 의한 생분해능이 높기 때문에 생물학적 분해로 제거된다. 활성탄에 주로 우점하는 미생물종으로는 *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Acinetobacter*, *Aeromonas*, *Chromobacterium*속 등이 있는 것으로 보고되고 있다

(Stewart et al., 1990; 박 등, 2001).

활성탄의 생물학적 재생(bioregeneration)은 미생물의 영양분이 될 수 있는 각종 유기 및 무기물질이 포함되어 있는 후오존 처리수가 공급되면 미생물은 활성탄의 거대세공에 대부분 부착되며, 이 거대세공에서 효소를 생산한다. 이 효소들은 20 Å 이하의 미세세공에도 쉽게 확산되어 흡착된 기질과 반응하여 각종 유기물들을 분해하여 활성탄의 흡착능력을 재생시키는 역할을 한다 (Nayar and Sylvester, 1979; Ridgway and Olsan, 1981; Chang and Rittmann, 1987). 또한, 거대세공에 부착된 미생물이 수중에 존재하는 유기물을 분해함으로써 수중의 유기물 농도는 활성탄 내부의 유기물 농도 보다 낮아지게 된다. 따라서 미세세공에 흡착되어 있던 유기물은 탈착되어 미생물에 의해 분해가 이루어진다. 이와 같은 현상은 모래나 다른 매체를 사용한 생물막 처리에서는 볼 수 없는 생물활성탄 공정만이 가지는 특징이다.

LeChevallier et al. (1992)은 생물여과 공정에서 여재로 BAC/모래와 anthracite/모래를 사용하여 EBCT 7.5분, 수온 3.5°C, 유입수의 AOC 농도 780 µg/L의 조건에서 여재의 차이에 따른 AOC의 제거율을 조사하였다. anthracite/모래의 경우 평균 제거율이 75%, BAC/모래의 경우는 86%로 나타나 BOM의 제거에는 BAC가 더욱 효과적으로 보고하였다. Coffey et al. (1995)은 1주일 동안 생물여과 공정의 운전을 중단하였을 경우에 여재의 차이가 미생물의 활성에 미치는 영향을 조사하였다. 이 결과, 운전을 재개하였을 시에 anthracite/모래 보다 BAC/모래를 여재로 사용한 생물여과 공정에서 BOM 제거율에 대해 빠른 회복율을 나타내었다고 보고하였다. 또한 Maloney et al. (1984)은 anthracite/모래와 GAC/모래를 여재로 사용하여 TOC 제거율을 평가한 결과에서 유출수의 TOC 농도가 차이를 보이는 것은 생물학적 분해가 아닌 GAC의 흡착능이 기여하여 나타난 결과로 평가하였다.

Krasner et al. (1993)은 anthracite/모래와 GAC/모래를 충전한 pilot plant용 생물여과 컬럼을 이용하여 생물학적으로 aldehyde 제거를 연구하였다. 이 결과, GAC/모래를 여재로 사용한 biofilter에서 aldehyde 제거율이 높게 나타났으며, 일시적인 잔류염소의 유입이나 biofilter 운전 중단시에 내성이 anthracite/모래를 여재로 사용한 biofilter 보다 강한 것으로 나타났다. 또한, aldehyde류 중에서도 비교적 생분해능이 낮은 glyoxal의 제거에서도 GAC/모래를 여재로 사용한 경우가 anthracite/모래 보다 glyoxal의 제거에 유리한 것으로 조사되었다. 또한, Prévost et al. (1995)은 anthracite/모래와 흡착능이 소진된 GAC/모래 생물여과 컬럼을 이

용한 실험에서 수온이 10℃일 때 formaldehyde의 제거율을 비교한 결과, anthracite/모래 생물여과의 경우 제거율이 50% 정도로 나타난 반면, GAC/모래 생물여과 컬럼에서는 80% 이상의 제거율을 나타내어 활성탄을 여재로 사용한 경우가 온도 변화에 대한 내성이 더 강한 것을 보여주었다.

### (3) 접촉시간(contact time)의 영향

BOM 제거를 위한 생물여과 공정에서 접촉시간의 중요성에 대해서는 많은 연구 결과가 보고되었다 (DeWaters and Digiano, 1990; Huck et al., 1994; Wang and Summers, 1996; Zhang and Huck, 1996). 접촉시간은 흔히 EBCT로 표현되며, EBCT는 운전과 설계의 중요한 인자로 작용한다.

일반적으로 EBCT는 식(2.6) 또는 식(2.7)과 같이 나타낼 수 있다.

$$EBCT = \frac{V}{Q} \quad \text{-----} \quad (2-6)$$

$$EBCT = \frac{L_{Bed}}{Q/A} = \frac{L_{Bed}}{\text{approach velocity}} \quad \text{-----} \quad (2-7)$$

여기서,  $V$  = 접촉조에서의 여재 충전용적,  $Q$  = 접촉조로의 유량,  $L_{Bed}$  = 여층 깊이,  $A$  = 여층 단면적이다.

실제 접촉시간은 EBCT와 입자간의 공극율의 곱과 같고, 대체로 이 공극율은 약 0.4~0.5 정도이다. EBCT는 공정운전에 상당한 영향을 미친다. 활성탄 흡착조에서 허용수질을 얻으려면 주어진 여건에서 활성탄 한계깊이(critical depth)와 그에 대응하는 최소 EBCT를 초과해야 한다. EBCT가 증가하면 접촉조에 충전된 활성탄의 수명(bed life)과 흡착 기간(service time)이 길어질 것이고, 활성탄 이용율(carbon usage rate)은 줄어든 것이다. 예를 들면, Fig. 2.6 (a)는 깊이에 대해 선형적으로 증가하지는 않지만 깊이가 증가함에 따라 칼럼의 운전기간이나 이용시간은 증가할 것이다. 이 곡선은 일반적으로 bed 깊이-이용시간 곡선(bed depth-service time curve)이라 부르며 그림에 나타나 있듯이 한계깊이를 결정하는데 이용한다. Fig. 2.6 (b)는 깊이나 EBCT가 증가함에 따라 파과상태에 도달할

때까지 소모된 칼럼 내 활성탄의 백분율이 증가함을 나타내고 있다. 소모속도가 증가함에 따라 활성탄 단위 질량당 흡착되는 유기물의 질량은 증가한다. 따라서 과과상태 이전까지의 bed volume은 최대로 증가할 것이다.

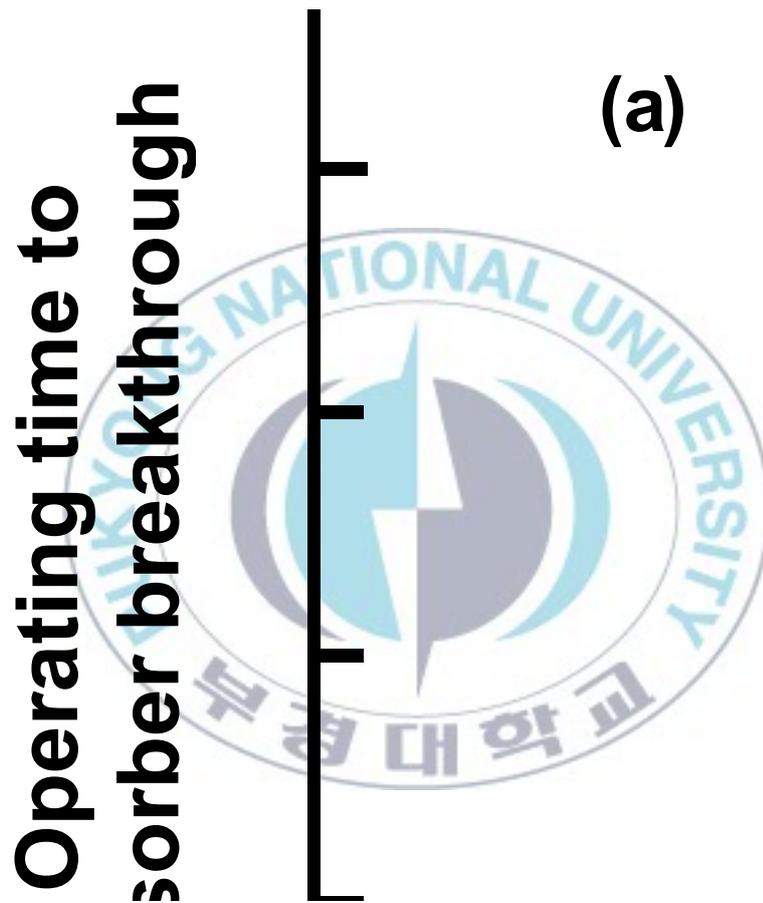


Fig. 2.6 Bed depth-service time and percent exhaustion at breakthrough versus depth.

Zhang and Huck (1996)는 접촉시간을 증가시킬수록 생물여과 공정에서 AOC의 제거율을 향상시켰다고 하였다. 또한, 다른 연구자들은 접촉시간과 수리학적 부하 (hydraulic loading)는 주어진 EBCT에서 생물학적으로 BOM을 제거하기 위한 중

요한 지표이며, BOM 제거는 수리학적 부하에는 독립적이라고 보고하였다 (Sontheimer and Hubele, 1987; Carlson and Amy, 1995; Wang and Summers, 1996).

LeChevallier et al. (1992)은 0.5~1.0 mg O<sub>3</sub>/mg TOC로 상수원수를 오존처리한 후 GAC /모래여과에서 TOC와 AOC 제거율을 EBCT의 함수로 평가하였다. 여기서 이들은 TOC 제거효율은 EBCT 5분에서 29%, 10분에서는 33%, 20분에서는 51%로 증가하였으며, 또한 동일한 EBCT 범위에서 AOC 제거효율도 증가한 것으로 보고하였다. Sontheimer and Hubele (1987)은 미생물 활성 GAC 여과공정에서 체류시간이 5~20분으로 증가함에 따라 DOC 제거효율이 27~41 %로 증가한 것으로 보고하였다. Merlet et al. (1991)은 오존처리를 거친 후 생물학적 활성 GAC 여과공정에서 EBCT를 25분까지 증가시켰을 때 BDOC 제거효율이 증가하다가 일정하게 유지되는 것으로 보고하였다. 일반적으로 AOC는 생분해 가능한 TOC 보다 아주 급속하게 제거되는 양상을 보이는데, Prévost et al. (1992)은 생물학적 활성 여과공정으로 AOC를 62~92%까지 제거하는데 2분의 접촉시간이면 충분하나 BDOC를 90%제거하는데는 10~20분의 EBCT가 소요된다고 보고하였다. LeChevallier et al. (1992)의 연구결과에서는 충분한 TOC의 제거를 위해서는 15~20분의 EBCT가 필요하나 AOC 제거에 있어서는 이 정도의 EBCT 범위는 너무 길다고 보고하였다.

#### (4) 역세척(backwashing)의 영향

성공적인 생물여과 공정의 운전을 위해서는 운전기간 동안 여과지 내 미생물의 생체량(biomass)을 적절히 관리하는 것이 중요하다. 생물여과지 내에서는 부착 미생물이 증식하기도 하지만 입자성 무기물질들도 유입되어 여층 내에 축적된다. 따라서, 손실수두의 증가로 인해 역세척을 해야하며, 역세척시 공세(air scour)나 여층의 팽창 정도에 따라 미생물의 탈리량은 달라서 역세척이 생물여과 공정의 최적화에 미치는 영향은 크다고 보고하고 있다 (Bouwer and Crowe, 1988; Bablon et al., 1988; Chipps et al., 1995; Prévost et al., 1995). 또한, 역세척수에 존재하는 잔류염소 유무 또한 BOM의 제거율이나 미생물의 생체량에 미치는 영향이 크다고 알려져 있다. 그리고, 일부는 생물여과지 내에서 손실수두를 증가시키는 원인 중의 하나인 지나친 미생물의 부착을 막기 위하여 의도적으로 잔류염소가 존재하는 역세수를 사용하기도 한다 (Urfer et al., 1997).

Ahmad and Amirtharajah (1995)는 실험실 규모의 생물여과조를 이용하여 입자들의 부착과 탈리에 대해 조사하였다. 그들의 연구에서 박테리아의 HPC (heterotrophic plate count)나 세포의 ATP(adenosine triphosphate)를 분석하여 역세시 미생물 입자(biological particle) 보다 무기입자(nonbiological particle)들의 탈리가 훨씬 많이 일어나며, 무기입자들의 제거를 위한 역세척의 최적조건으로 역세척을 하여도 미생물 입자(biofilm)의 탈리는 과도하게 일어나지 않는다고 보고하였다. Ahmad et al. (1994)은 collapse pulsing 조건으로 역세척을 하여도 AOC 제거율의 감소는 관찰할 수 없었다고 보고하였다. 그러나 Lu and Huck (1993)는 세포막에 존재하는 phospholipid의 농도를 측정하여 역세척이 생체량에 미치는 영향을 조사하였는데 collapse pulsing 조건으로 역세척을 할 경우 현저한 생체량의 감소가 일어났다고 보고하여 앞의 연구결과들과는 상이하게 나타났다. Prévost et al. (1995)은 여재에 축적된 입자들은 박테리아의 활성도를 방해하기 때문에 역세척은 생물여과 공정의 제거효율에 이점을 준다고 보고하였다.

#### (5) 수온의 영향

이론상 생물여과 공정에서의 BOM 제거효율은 수온이 높을수록 높아지며, 이는 미생물 동력학(kinetic)과 물질전달(mass transfer)이 상대적으로 높은 수온에서 더 빠르기 때문이다. 하지만 여재의 종류에 따라 이런 영향은 감소한다. Krasner et al. (1993)과 Coffey et al. (1995)은 glyoxal 제거에서 수온이 20~25℃일 때가 10℃~13℃일 때 보다 생물여과조의 효율이 정상상태에 보다 빨리 도달하였으며, 이러한 영향은 GAC/모래 보다 anthracite/모래 여과지에서 크게 나타났다고 보고하였다. 이러한 영향은 BDOC의 제거시에도 유사하게 나타났으며, 미생물의 생체량 보다는 수온이 생물여과 공정의 제거율이 미치는 영향이 더 크다는 연구결과도 있다 (Servais et al., 1992a; Miltner et al., 1995; Wang et al., 1995). 상수 원수중의 TOC의 생분해성은 Table 2.5에 나타나 있듯이 운전경험에 의해 영향을 받기 때문에 아주 다양하며, 또한 TOC가 자연 분해공정의 잔여물로 구성되어 있기 때문에 생분해도는 적다고 알려져 있다.

Table 2.5 Experience with biological processes in drinking water treatment for organic carbon removal (Bouwer and Crowe, 1988)

Process	Location	Influent Concentration	Reduction (pseudo-steady state)
Aerated Biological filter Full scale(upper layer of GAC)	Annet sur Marne, France	3.2 mgTOC/L	38%
Fluidized bed Pilot scale	Medmenham, Great Britain	3.7 mgTOC/L	5.4%
Pilot scale	Medmenham, Great Britain	2.8 mgBOD <sub>5</sub> /L*	29%
Pilot scale	Colwick, Great Britain	10 mgTOC/L	10%
Rapid sand filtration Full scale	Mulheim, Germany	2.9 mgDOC/L	10%
Full scale	The Netherlands	23-500 µgAOC/L	3-84%
Slow sand filtration Full scale	The Netherlands	NR	Δ3.1 mgTOC/L
Full scale	Bremen, Germany	NR	Δ0.7 mgTOC/L
Full scale	France	NR	< 40%
Microbially active GAC Full scale	Mulheim, Germany	1.8-2.6 mgDOC/L	75%**
Pilot scale	Choisy-le-Roi, France	2-4 mgTOC/L	30%
Full scale	Jefferson Parish, La.	NR	30-50%
Full scale	Bremen, Germany	3.6-5 mgDOC/L	Δ1-1.7 mgDOC/L**
Full scale (advanced wastewater treatment for groundwater recharge)	Orange Country, Calif.	25 mgDOC/L	20%
Soil-aquifer treatment Full scale	Garonne River, France	2.3-2.9 mgTOC/L	60-70%
Full scale	Darlsruhe, Germany	2.5-4.5 mgDOC/L	40-65%**
Full scale (bank filtration)	Rhine River, Germany	5-7 mgDOC/L	75%
Full scale (dune infiltration)	Castricum, the Netherlands	13-17 µg EOCI/L***	84-87%
Full scale (dune infiltration)	Amsterdam, the Netherlands	19 µg/L Σorganic nitrogen compounds	92-94%

NR = not reported.

\* BOD<sub>5</sub> = 5-day biological oxygen demand.

\*\* Employed preozonation.

\*\*\* EOCI = extractable organic chlorine.

### Ⅲ. 재료 및 방법

#### 3.1 실험재료

##### 3.1.1 유입수 성상

유입수는 염소처리 공정이 배제된 고도정수처리용 pilot-plant의 후오존 처리수에 sigma-aldrich사의 standard급 geosmin과 2-MIB를 투입하여 유입되는 각각의 geosmin과 2-MIB의 농도가 100 ng/L가 되도록 하였다. 후오존 처리수를 유입수로 사용한 이유는 실제 정수장의 BAC 여과지 운전조건과 동일하게 만들기 위해서이며, 실험에 사용된 후오존 처리수의 특성을 Table 1에 나타내었다. 유입수의 수온은 수온조절 장치(Buchi, Recirculating chiller B-740, Swiss)를 이용하여 5℃~25℃로 조절하여 실험하였다.

Table 3.1 Characteristics of post O<sub>3</sub> treated waters

	pH	Turbidity	DOC	BDOC
	(-)	(NTU)	(mg/L)	(mg/L)
Post O <sub>3</sub> treated water	7.5~7.7	0.04~0.05	1.25~1.31	0.22~0.27

##### 3.1.2 BOM cocktail 및 무기영양염 조제

BOM cocktail은 Urfer (1998)의 방법을 이용하여 조제하였으며, BOM cocktail 물질은 sigma사에서 제조한 순도 99% 이상의 formaldehyde, glyoxal, formate 및 acetate를 사용하였다. BOM cocktail 투입농도에 따라 low, middle 및 high BOM 시료수로 분류하여 실험하였다. Low BOM 시료수는 후오존 처리수에 BOM cocktail을 주입하지 않고, geosmin과 2-MIB만 투입한 시료수이며, middle BOM 시료수는 formaldehyde 100 µg/L, glyoxal 30 µg/L, formate 400 µg/L 및 acetate를 300 µg/L의 농도로 투입하여 후오존 처리수의 BDOC 농도를 280 µg/L 더 증가시켰다. 또한, high BOM 시료수는 formaldehyde 200 µg/L, glyoxal 60 µg/L,

formate 800 µg/L 및 acetate를 600 µg/L의 농도로 투입하여 후오존 처리수의 BDOC 농도를 560 µg/L 더 증가시킨 시료수이다.

무기영양염의 주입은 박테리아 세포의 경험적인 분자식이  $C_{55}H_{77}O_{22}N_{11}P_2$ 로 보고(Metcalf, 1991)하고 있어 박테리아가 세포 구성물질로 섭취하는 유기탄소 및 영양염인 C:N:P의 비율이 21:5:1 (w/w/w)로 표현된다. 본 연구에서는 모든 실험조건에서 C:N:P 비율을 15:5:1 (w/w/w)로 조절하여 유기탄소 성분이 제한인자로 작용할 수 있도록 하였으며(Urfer, 1998), 무기영양염인 질소와 인의 보충을 위해 sigma사에서 제조한 순도 99.5% 이상의 sodium nitrate ( $NaNO_3$ )와 potassium phosphate ( $K_2HPO_4$ )를 사용하였다.

### 3.1.3 생물활성탄 및 biofilter 여재

본 실험에 사용된 생물활성탄(BAC)들은 석탄계(coal) 재질(F400, Calgon), 야자계(coconut) 재질(1급, Samchully) 및 목탄계(wood) 재질(pica, Picabiol)이며, biofilter 여재는 안트라사이트(한국 안트라사이트)를 사용하였다. 또한, BAC 및 안트라사이트는 낙동강 원수를 정수처리하는 1일 300톤 처리규모의 pilot-plant에서 2년간 사용하였던 것이며, 운전한 bed volume은 108,000 정도이다. 실험을 수행하기 전에 15일간 실험에 사용된 geosmin과 2-MIB에 대한 순응기간을 두었으며 7일 후부터 geosmin과 2-MIB에 대한 생물분해능을 조사한 후 생분해능이 더 이상 증가하지 않는 시점에서 실험을 진행하였다. 생물활성탄 컬럼의 geosmin과 2-MIB에 대한 순응실험은 유입수로 사용한 후오존 처리수에 geosmin과 2-MIB을 100 ng/L로 투입하여 수온 20°C, BAC 컬럼의 EBCT를 20분으로 고정하여 15일간 운전하였다. 또한 순응실험과 병행하여 pilot-plant에서 채집한 2년간 사용한 활성탄들에 대해 geosmin과 2-MIB에 대한 흡착능 유무를 조사하기 위해 박테리아의 신진대사 방해물질인 sigma사, 순도 99% 이상의 sodium azide ( $NaN_3$ )를 이용하여 3일간 컬럼에 공급하면서 부착세균을 불활성화시킨 후 geosmin과 2-MIB에 대한 흡착능을 조사한 결과 흡착능이 거의 없는 것으로 나타났다(Elhadi, 2004).

## 3.2 실험방법

### 3.2.1 생물활성탄 공정 운전

생물활성탄 공정의 운전은 geosmin과 2-MIB 희석액 조에서 각각의 농도가 100 ng/L인 geosmin과 2-MIB 희석액을 정량펌프를 사용하여 36 mL/min으로 분배조 (distributor)로 이송한 후 직경 20 mm인 12개의 투명 아크릴 활성탄 흡착조로 3 mL/min 씩 균등하게 분배되도록 하였다. 컬럼 내 활성탄을 각각 15, 30, 45, 60 mL 씩 충전하여 EBCT가 5, 10, 15, 20분이 되도록 조절하였고, 생물활성탄 컬럼은 하향류 방식으로 운전하였으며, Fig. 3.1에 생물활성탄 컬럼의 실험장치를 나타내었다. 생물활성탄 컬럼의 역세척은 주 1회 정도 실시하였고, 역세척 방법은 생물활성탄 컬럼 하부로 처리수를 공급하여 활성탄 층이 50% 정도 팽창되도록 하였으며, 공세는 실시하지 않았다.

유입수의 수온은 수온조절 장치(Buchi, Recirculating chiller B-740, Swiss)를 이용하여 BAC 컬럼 상부에 온도계를 설치하여 컬럼으로 유입되는 유입수의 수온을 측정하였으며, 수온은 5°C, 15°C 및 25°C로 조절하여 실험하였으며, 수온을 조절 후 5일간 각각의 수온에 대한 순응기간을 거친 후 실험을 실시하였다.

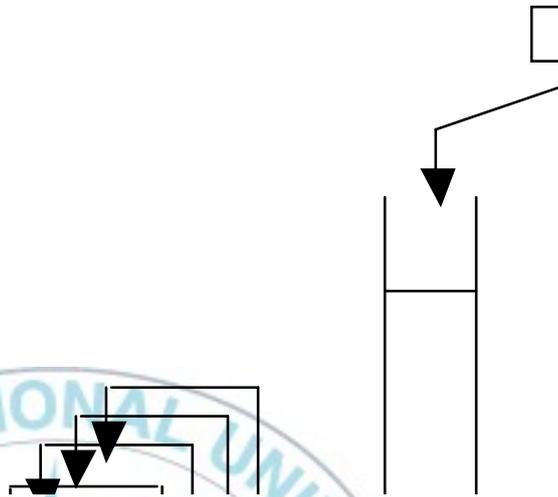


Fig. 3.1. Schematic diagram of continuous adsorption column.

### 3.2.2 Geosmin 과 2-MIB의 분석

#### 3.2.2.1 표준물질 및 회석수

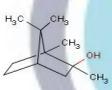
본 실험에 사용된 냄새 유발물질은 geosmin과 2-MIB이며, 이 물질들은 방선균을 포함한 세균류와 남조류 및 일부 녹조류, 규조류의 대사산물 및 분해산물에 의해 유발되어지는 냄새 물질로서 흙냄새와 곰팡이 냄새를 유발한다. 이 물질들의 물성치를 Table 3.2에 나타내었다 (Kim, 1995). 냄새 유발물질의 분석을 위하여 2-MIB와 geosmin은 일본 Wako사의 순도 99%, 농도 0.1 mg/mL의 수질시험용 표준용액을 사용하였다.

#### 3.2.2.2 전처리방법 및 분석조건

SBSE(MPS2, MultiPurpose Sampler, GERSTEL GmbH) 장치를 이용한 시료의 전처리 순서를 Fig. 3.2에 나타내었다. 이때 사용되어지는 교반막대(Twister™, Gerstel, Germany)는 glass에 50~300  $\mu$ L의 PDMS(polydimethylsiloxane)가 코팅되어, 목적 성분의 흡착에 의한 추출이 일어난다 (Fig 3.3). 시료의 전처리를 위하여 먼저 시료 10 mL를 SPME용 20 mL vial에 취한후 길이 10 mm, 두께 3.2 mm인

교반막대(Twister)를 넣어 1,200rpm으로 90분 동안 회전시켜 목적성분을 추출하였다. 추출 후에 교반막대는 수분을 제거한 다음 열 탈착관에 넣어서 흡착되어 있던 목적성분을 열 탈착 시켰다. 탈착은 TDS-2 시스템(Gerstel GmbH)을 이용하여 280℃에서 3분 동안 실시하였다. 탈착된 냄새 유발물질은 GC 도입부(injector)에 설치되어 있는 CIS4 PTV(Gerstel, Germany)에서 액체질소에 의해 -120℃로 응축되어 있다가 일시에 GC-MSD로 주입되어 분석되도록 하였다. GC-MSD의 분석조건을 Table 3.3에 나타내었다.

**Table 3.2 Characteristics of odorous compounds, geosmin and 2-MIB**

Compound	CAS-No. (log P)	Structure	Formular	M.W.	Nomenclature	OTC (ng/L)	Smelling
Geosmin	19700-21-1		C <sub>12</sub> H <sub>22</sub> O	182.3	trans-1,10-dimethyl-trans-9-decanol	4	Earthy Musty
2-MIB	2371-42-8		C <sub>11</sub> H <sub>20</sub> O	168.3	2-methyliso borneol	9	Earthy Musty camphorous

※ OTC is the odor threshold concentration

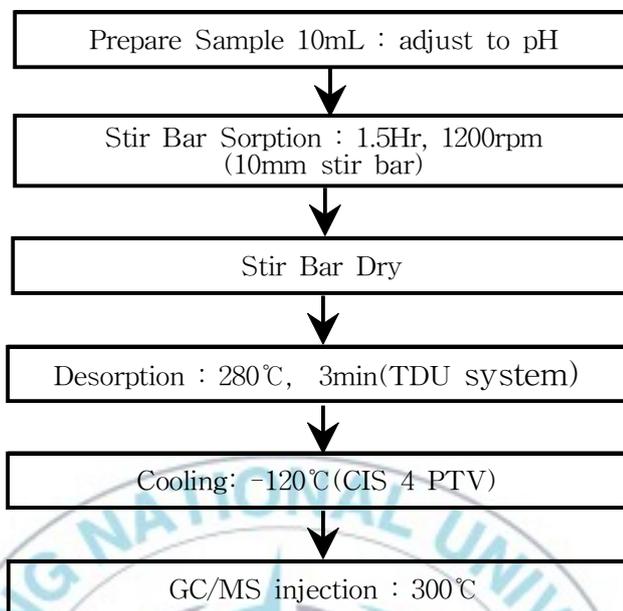


Fig. 3.2 The schematic diagram of SBSE method.

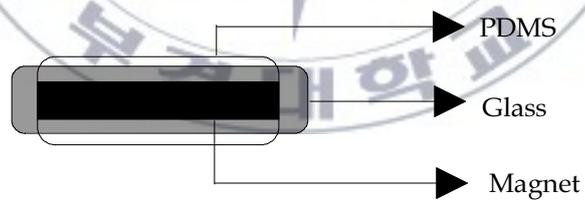


Fig. 3.3 Stir bar (Twister).

Table 3.3 Analysis conditions of GC-MSD

Item	Condition				
Column	HP-5MS(Cross-linked 5% phenylmethylsiloxane)				
Inlets	Solvent vent mode				
Carrier gas	He at 1.0ml/min				
Injection port temp	280°C				
Transfer line temp	300°C				
<b>Oven temp program</b>	initial temp	initial time	rate	final temp	final time
	(°C)	(min)	(°C/min)	(°C)	(min)
	50	1.57	20	100	0.0
			10	140	0.0
		5	160	0.0	
Post run	300°C, 5min				
Run Time	17min				
<b>SIM mode</b> (Solvent delay : 5.0min)	Group	Start time(min)		Selected Ions, m/z	
	Group1.(gesomin)	10.0		(111,112,125)	
	Group2.(2-MIB)	7.0		(95, 108)	

### 3.2.3 생물활성탄 및 biofilter 부착세균 생체량 및 활성도 측정

생물활성탄 및 안트라사이트 biofilter에 부착된 종속영양 세균의 생체량 (biomass)은 생물활성탄과 안트라사이트 습중량 1 g을 건조시킨 후 37 kHz, 190 W로 3분 동안 초음파 처리(DHA1000, Branson, U.S.A.)하여 세균을 탈리시킨 후 R<sub>2</sub>A agar(Difco) 평판배지에 시료 1 mL를 단계적으로 희석 도달한 후 25°C 배양기에서 2주간 배양하여 습중량 1 g당 colony 형성 세균수로 표시하였다(長澤, 1990).

세균의 활성도(activity)는 <sup>3</sup>H-thymidine이 DNA에 흡수되는 정도로 구하였다(Fuhrman and Azam, 1982). 먼저 생물활성탄과 안트라사이트 습중량 1 g을 초음

과 처리하여 세균을 탈리시킨 시료 2 mL에 200 nM [methyl-<sup>3</sup>H] thymidine 용액 (specific activity: 40~50 Ci/mmol) 1 mL와 200 nM cold thymidine 용액 1 mL를 첨가한 후 교반 배양기에서 in situ 조건으로 4시간 배양하였다. ATP 용액(25 g/L) 100  $\mu$ L와 1 N NaOH 2 mL를 첨가하여 100  $^{\circ}$ C에서 1시간 동안 가열하여 DNA를 추출한 후 잠시 냉각시키고 3000rpm에서 10분간 원심분리하였다. 상정액 1 mL에 ice-cold 10% trichloroacetic acid 5 mL를 첨가하여 반응을 종료시키고 15분 정도 냉각시킨 후 0.2  $\mu$ m 멤브레인 필터로 여과하였다. 이 여지를 vial에 넣고 건조시킨 후 ethyl acetate 1 mL와 10 mL의 scintillation cocktail(Aquasol-2, Packard Co.)을 주입하여 liquid scintillation analyzer(HP, 2500 TR/AB, U.S.A.)로 방사선량을 측정하였다. 얻어진 DPM(disintegrates per minute) 값으로부터 Parsons (1984) 등에 의한 식을 이용하여 incorporation된 thymidine의 양을 계산하였다(Bell et al., 1983).



## IV. 결과 및 고찰

### 4.1 BAC 공정에서의 geosmin과 2-MIB의 제거 특성

#### 4.1.1 EBCT 변화에 따른 geosmin과 2-MIB 생분해 특성

수온 15°C의 유입수에 geosmin과 2-MIB를 각각 100ng/L의 농도로 투입하여 석탄계(Coal), 야자계(coconut), 목탄계(wood) 활성탄과 안트라사이트 biofilter에서의 EBCT 5분, 10분, 15분, 20분에 대해 geosmin과 2-MIB의 제거율을 조사한 것을 Fig. 4.1 (a), (b)에 나타내었다.

활성탄 재질별 및 안트라사이트 biofilter에서 EBCT 변화에 따른 geosmin과 2-MIB에 대한 제거경향은 거의 유사하게 나타나고 있다. 우선 geosmin의 경우, 석탄계(coal) 재질의 BAC에서는 15°C에서 EBCT가 5분, 10분, 15분 및 20분일 때 제거율이 57.2%, 79%, 94.9% 및 99.7%로 나타났고, 야자계(coconut), 목탄계(wood) 및 안트라사이트 biofilter의 경우는 각각 EBCT가 5분, 10분, 15분 및 20분일 때 제거율이 각각 54%, 75%, 90.7% 및 99% 와 51.6%, 73.1%, 89.7% 및 99% 및 38%, 59.1%, 76.2% 및 91%로 나타나 석탄계 재질의 BAC가 활성탄 재질별 제거율 비교에서 가장 우수하게 나타났고, 안트라사이트 biofilter의 경우는 여러 재질의 BAC 보다는 낮은 제거율을 나타내었다.

또한, 2-MIB의 경우는 석탄계, 야자계, 목탄계 재질의 BAC 및 안트라사이트 biofilter에서는 15°C에서 EBCT가 5분, 10분, 15분 및 20분일 때에 대한 제거율의 변화는 각각 46.3%, 70.5%, 88.3%, 95% 와 37.2%, 63%, 82%, 92.5% 와 36%, 60.6%, 80.6%, 91.2% 및 21.8%, 48.9%, 70.2%, 82.4%로 나타나 전체적으로 geosmin 보다 낮은 제거율을 나타내었다.

Geosmin과 2-MIB에 대한 BAC 재질별 및 안트라사이트 biofilter에서의 생분해능은 석탄계 > 야자계 > 목탄계 > 안트라사이트 순으로 조사되었다. 이러한 결과는 BAC 재질별 및 안트라사이트 biofilter에서의 부착세균의 생체량과 활성도의 차이에서 기인한 것으로 손 등(2007)은 야자계나 목탄계 활성탄에 비해 석탄계 활성탄에서 부착세균의 생체량과 활성도가 높은 이유를 석탄계 활성탄이 가지는 높은 유기물 흡착능과 세균들이 부착·서식하기에 좋은 500Å 이상의 거대세균

(macropore)이 많은 것에 기인한다고 보고하고 있으며, 유기물 흡착능이 우수한 활성탄은 유기물 흡착능이 낮은 활성탄 보다 상대적으로 부착세균이 기질로 이용하는 유기탄소원의 공급이 뛰어나다는 것을 의미한다.

또한, 다공성 재질의 활성탄을 이용하는 BAC 공정과 다공성 재질이 아닌 안트라사이트를 이용하는 biofilter에서의 생물분해 메카니즘의 차이는 안트라사이트 biofilter의 경우, 여재 표면에 bacteria가 부착되어 수류의 흐름에 따라 전달되는 유기 탄소원을 직접 제거하는 메카니즘을 가지는 반면, 활성탄과 같은 다공성 여재의 경우 1g의 GAC는 거의 600-1000 m<sup>2</sup> 이상의 넓은 비표면적(Agriculture and Agri-Food Canada, 2006)을 가지며 그 표면 뿐만 아니라 공극(pore) 내에 부착 bacteria들이 많이 서식하기 때문에 직접적인 생분해 메카니즘도 가지며, 또한 세공이 가지는 흡착력에 의해 흡착된 유기 탄소원을 서서히 분해시키는 간접적인 생분해 메카니즘도 가진다. 따라서 활성탄과 안트라사이트에서의 제거율 차이는 이러한 메카니즘과 구조적 차이에 의해 기인된 것으로 판단된다.

Fig. 4.2에 나타낸 BAC 재질별 SEM 사진결과를 보면 (a)의 석탄계 재질의 활성탄에 비하여 야자계와 목탄계 재질의 활성탄 표면을 촬영한 (b)와 (c)가 단조로운 세균 군집과 적은 개체수를 가지는 것을 관찰 할 수 있다.

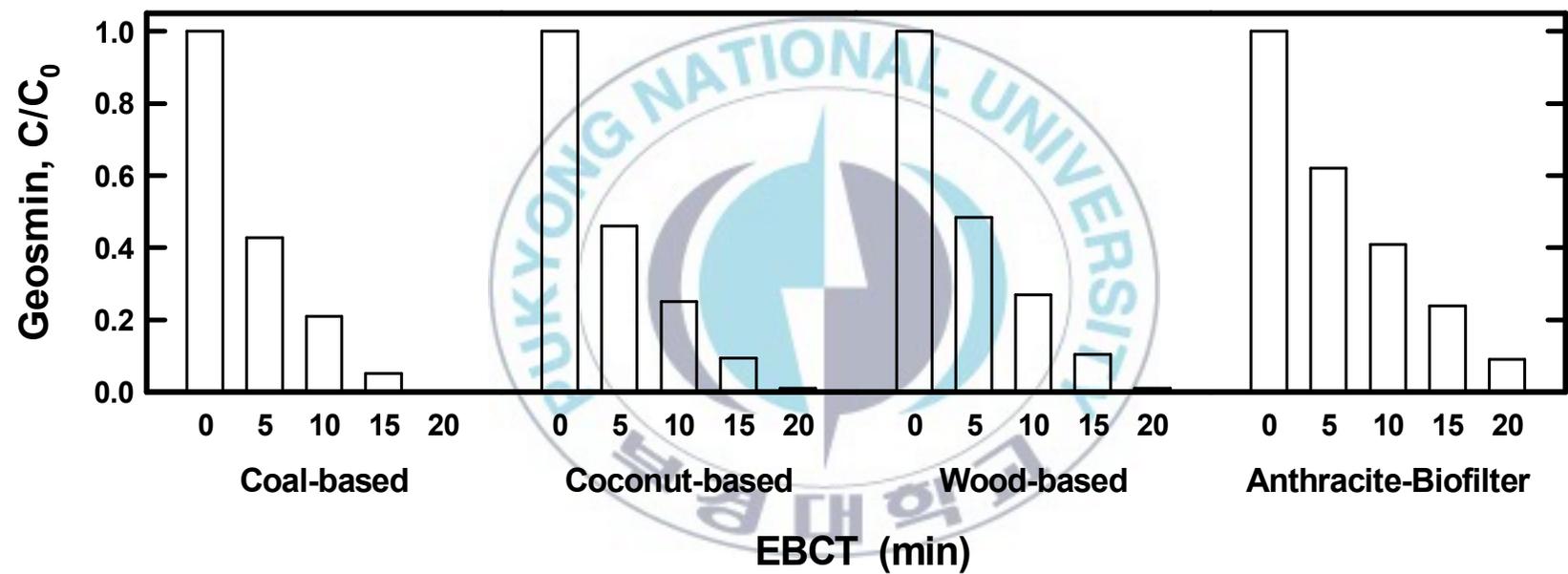


Fig. 4.1 (a) Geosmin removals for various EBCTs and BAC materials at 15°C.

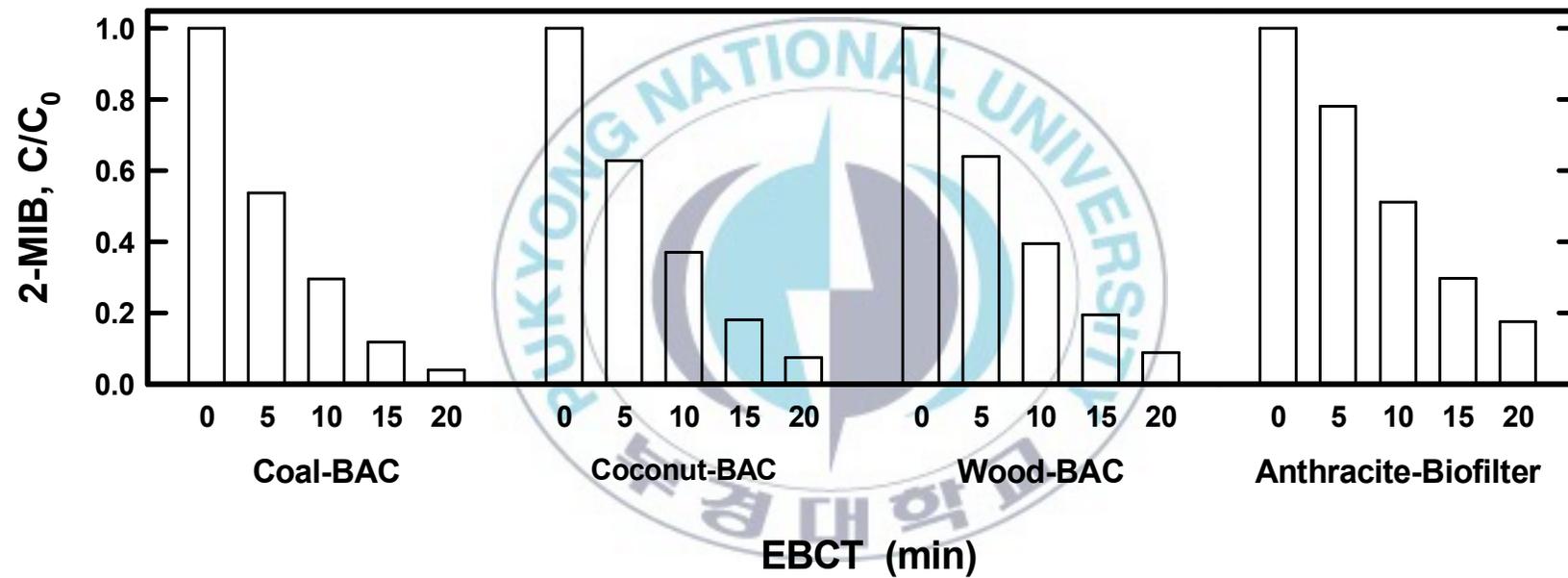


Fig. 4.1 (b) 2-MIB removals for various EBCTs and BAC materials at 15°C.

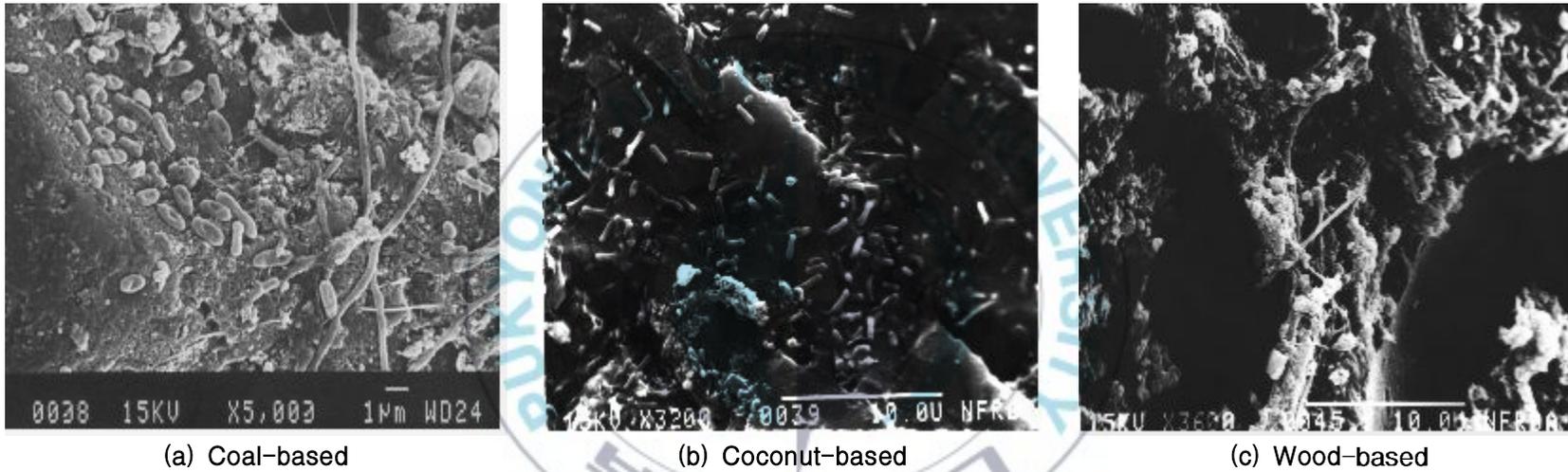


Fig. 4.2 SEM photograph of attached bacteria on various BACs.

#### 4.1.2 수온변화에 따른 geosmin과 2-MIB 생분해 특성

수온변화에 따른 각각의 EBCT에서의 geosmin과 2-MIB에 대한 생물분해능을 조사한 것을 Fig.4.3 (a), (b), (c), (d)에 나타내었다.

Geosmin과 2-MIB 모두 석탄계, 야자계, 목탄계 재질의 BAC 및 안트라사이트 biofilter에서 유입수의 수온 상승에 따라 각각의 EBCT에서의 생물분해율이 급격히 증가하는 것으로 나타나고 있으며, geosmin의 경우는 석탄계 재질의 활성탄에서 수온이 5℃일 때 EBCT 5분, 10분, 15분 및 20분에서의 생물분해율이 22.7%, 47.7%, 69.1% 및 84.5%로 나타나 80% 이상의 분해율을 얻기 위해선 20분 이상의 EBCT가 필요한 것으로 나타났고, 안트라사이트 biofilter의 경우는 EBCT가 5분, 10분, 15분 및 20분일 때의 생물분해율이 각각 9.1%, 30.4%, 46.5% 및 69.3%로 나타나 석탄계 BAC 공정보다 낮은 제거율을 보였다. 또한, 수온이 15℃ 및 25℃로 증가시킨 경우 석탄계 BAC와 안트라사이트 biofilter에서의 EBCT 5분, 10분, 15분 및 20분 일 때 geosmin 생물분해율은 각각 15℃의 경우 57.2%, 79%, 94.9% 및 99.7% 와 38.0%, 59.1%, 76.2% 및 91%로 나타났으며, 25℃의 경우는 각각 78.0%, 90.9%, 100% 및 100% 와 59.1%, 77.8%, 88.6% 및 97.0%로 나타났다. 그리고 야자계와 목탄계 재질의 활성탄에서 수온이 5℃일 때 EBCT 5분, 10분, 15분 및 20분에서의 생물분해율이 각각 18%, 43.2%, 65.3% 및 82.4% 와 17.3%, 40.9%, 64% 및 80.5로 나타나 석탄계 BAC 공정보다 약간 낮은 제거율을 보였으며 수온이 15℃ 및 25℃로 증가시킨 경우 야자계 BAC와 목탄계 BAC에서의 EBCT 5분, 10분, 15분 및 20분 일 때 geosmin 생물분해율은 각각 15℃의 경우 54.0%, 75.0%, 90.7% 및 99% 와 51.6%, 73.1%, 89.7% 및 99%로 나타났으며, 25℃의 경우는 각각 73.4%, 88.6%, 98% 및 100% 와 72%, 87.9%, 97.2% 및 100%로 나타났다.

2-MIB의 경우는 수온이 5℃일 때 석탄계 BAC와 안트라사이트 biofilter에서 EBCT가 5분, 10분, 15분 및 20분일 때의 생물분해율은 각각 9%, 35.2%, 56.3% 및 71.7% 와 1.1%, 18.2%, 30.7% 및 53%로 나타났다. 또한, 수온이 15℃ 및 25℃로 증가시킨 경우 석탄계 BAC와 안트라사이트 biofilter에서의 EBCT 5분, 10분, 15분, 20분일 때 geosmin 생물분해율은 각각 15℃의 경우 46.3%, 70.5%, 88.3%, 및 96.0% 와 21.8%, 48.9%, 70.2% 및 82.4%로 나타났으며, 25℃의 경우는 각각 69.7%, 82.4%, 92% 및 99.0% 와 50.0%, 65.4%, 80.9% 및 90.4%로 나타났다. 뿐만 아니라 야자계 BAC와 목탄계 BAC에서도 유사한 경향을 보였으며, 전체적으로 geosmin의 제거율보다 낮은 것으로 조사되었다.

전체적으로 geosmin이나 2-MIB의 경우, 수온이 낮고, EBCT가 짧은 조건에서는 석탄계 BAC와 안트라사이트 biofilter와의 생물분해율의 차이가 많고, 수온이 높아지고, EBCT가 길어질수록 석탄계 BAC와 안트라사이트 biofilter와의 생물분해율의 차이는 줄어드는 경향을 나타내었다. 활성탄과 안트라사이트 biofilter에서의 할로아세트니트릴류 및 클로라하이드레이트 제거특성을 조사한 결과(서인숙, 2007; 배상대, 2008) 안트라사이트 biofilter의 경우 수온저하시에 생물활성탄 보다 부착세균에 의한 생물분해율의 저하가 급격히 나타나며, 이는 안트라사이트 biofilter의 경우는 부착세균이 안트라사이트 표면에만 부착하고 있기 때문이며, 생물활성탄의 경우는 활성탄 표면뿐만 아니라 거대세공(macropore) 및 중간세공(mesopore)에도 많은 세균군집이 서식하고 있으며, 세공 내에 서식하는 세균군집의 경우 표면에 서식하는 세균군집 보다 유입수의 수온 저하에 훨씬 강한 내성을 보인다고 보고하고 있다. 또한, 유입수의 수온이 25℃ 정도 일 경우 클로라하이드레이트의 제거율이 평균 80% 정도인 반면, 수온이 15℃ 이하로 저하된 경우에는 제거율이 40% 이하로 감소하였으며, 석탄계 BAC의 경우는 수온이 10℃ 이하일 경우에도 평균 85%의 제거율을 나타내었다고 보고하고 있으며, 안트라사이트 biofilter에서 수온 저하에 따른 효율저하는 부착세균의 활성도(activity) 저하가 주 원인으로 보고하였다.

수온 5℃와 25℃에서의 BAC 재질별 및 안트라사이트 biofilter의 부착세균의 생체량과 활성도를 조사한 결과를 Table 4.1에 나타내었다.

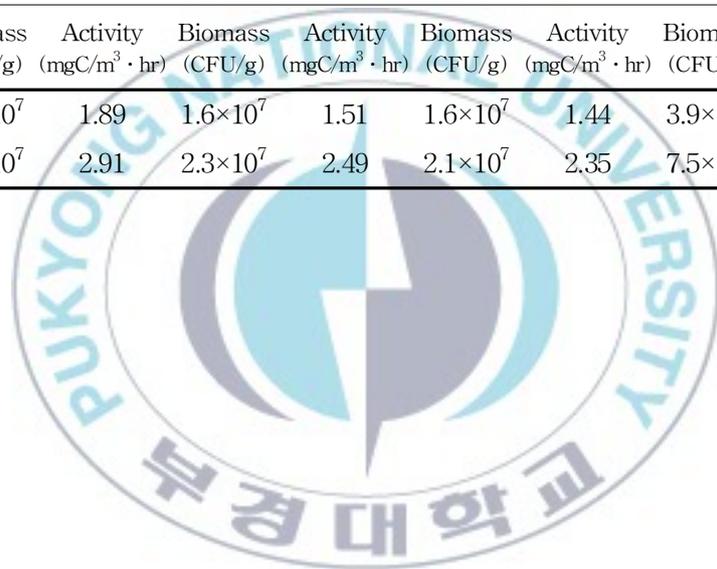
석탄계 BAC의 경우 수온이 25℃에서 5℃로 저하되었을 경우 생체량은  $2.6 \times 10^7$  CFU/g에서  $1.9 \times 10^7$  CFU/g으로 17% 감소한 반면 활성도는  $2.91 \text{ mgC/m}^3 \cdot \text{hr}$ 에서  $1.89 \text{ mgC/m}^3 \cdot \text{hr}$ 로 35% 정도가 감소하였다. 또한, 야자계와 목탄계의 경우도 생체량은 20~23% 정도 감소한 반면 활성도의 경우는 39% 정도 감소하는 것으로 나타나 수온 저하에 따른 BAC의 효율저하는 부착세균의 생체량 감소에 의한 원인 보다는 활성도 저하가 더 높은 비중을 차지하는 것으로 나타났다. 안트라사이트 biofilter에서는 수온이 25℃에서 5℃로 저하되었을 경우 부착세균 생체량은  $7.5 \times 10^6$  CFU/g에서  $3.9 \times 10^6$  CFU/g으로 48% 감소하였으며, 활성도의 경우도 49% 정도 감소하는 것으로 나타나 BAC 공정보다 수온의 저하에 따른 부착세균의 생체량 및 활성도의 감소폭이 큰 것으로 나타났다. 또한, BAC 공정에 비해 부착세균 생체량이 BAC 공정의 20~29%, 활성도의 경우도 53~84% 정도로 나타나 BAC 공정 보다 생물분해 관점에서 불리한 조건인 것으로 나타났다.

부착미생물의 생체량(biomass)으로 미생물의 신진대사능을 평가하는 것은 부적절하

며(Moll. D, 1999), 생체량과 유기물 산화능과는 밀접한 상관성은 없는 것으로 보고하고 있다. 또한, 수온의 변화에 따른 세균의 생체량, 활성도 및 유기물 산화능과의 상관성을 조사한 결과 수온의 변화에 따라 생체량은 큰 변화는 나타나진 않았으나 세균의 활성도는 급격히 저하되어 유기물 산화능도 저하한다고 보고하고 있다(Melin. E, 2002).

**Table 4.1 Biomass and activity of attached bacteria in the various BAC and anthracite biofilter**

Water temp.	Coal-BAC		Coconut-BAC		Wood-BAC		Anth.-Biofilter	
	Biomass (CFU/g)	Activity (mgC/m <sup>3</sup> · hr)	Biomass (CFU/g)	Activity (mgC/m <sup>3</sup> · hr)	Biomass (CFU/g)	Activity (mgC/m <sup>3</sup> · hr)	Biomass (CFU/g)	Activity (mgC/m <sup>3</sup> · hr)
5°C	1.9×10 <sup>7</sup>	1.89	1.6×10 <sup>7</sup>	1.51	1.6×10 <sup>7</sup>	1.44	3.9×10 <sup>6</sup>	1.01
25°C	2.6×10 <sup>7</sup>	2.91	2.3×10 <sup>7</sup>	2.49	2.1×10 <sup>7</sup>	2.35	7.5×10 <sup>6</sup>	1.98



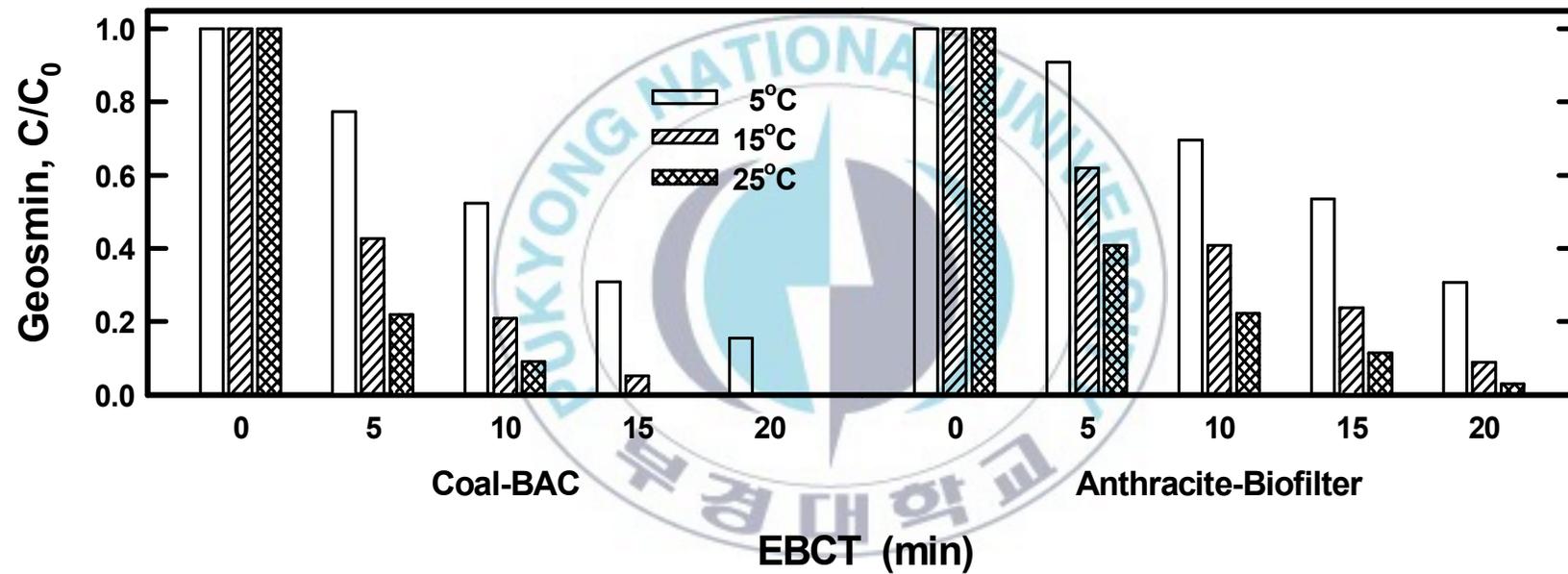


Fig. 4.3 (a) Geosmin removals for various water temperatures and EBCTs in the coal-based BAC and anthracite-biofilter.

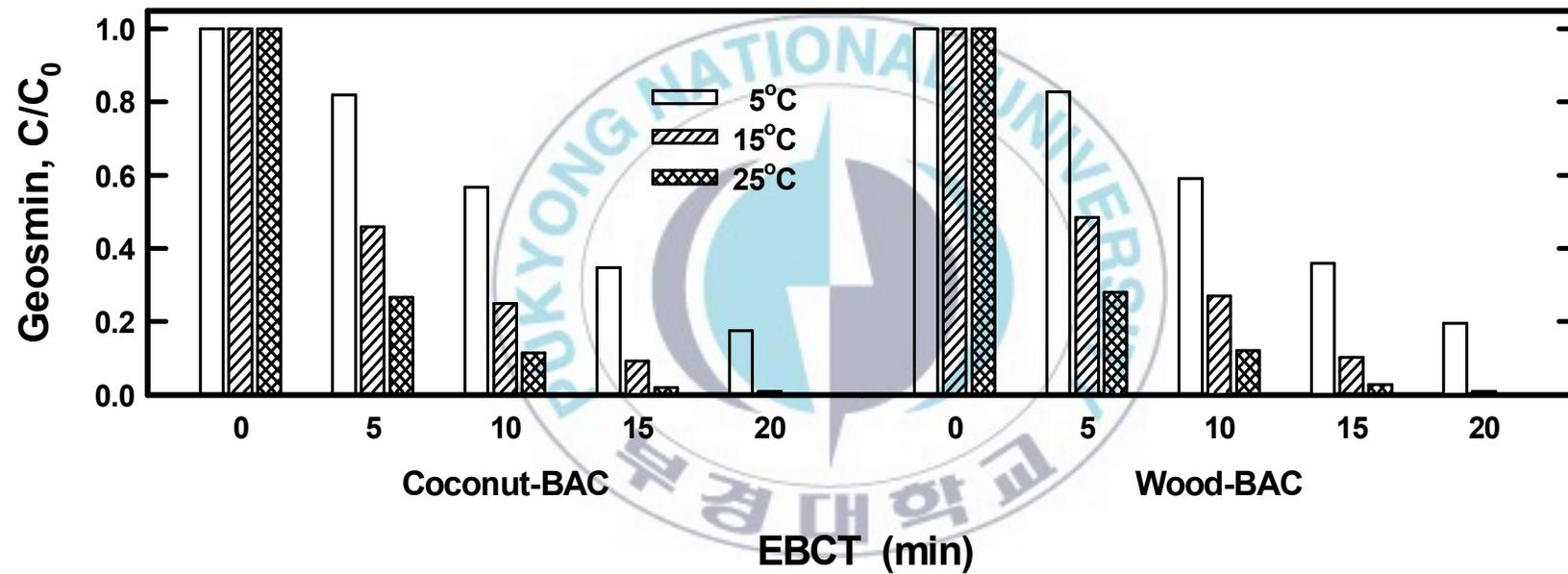


Fig. 4.3 (b) Geosmin removals for various water temperatures and EBCTs in the coal-based BAC and wood-based BAC.

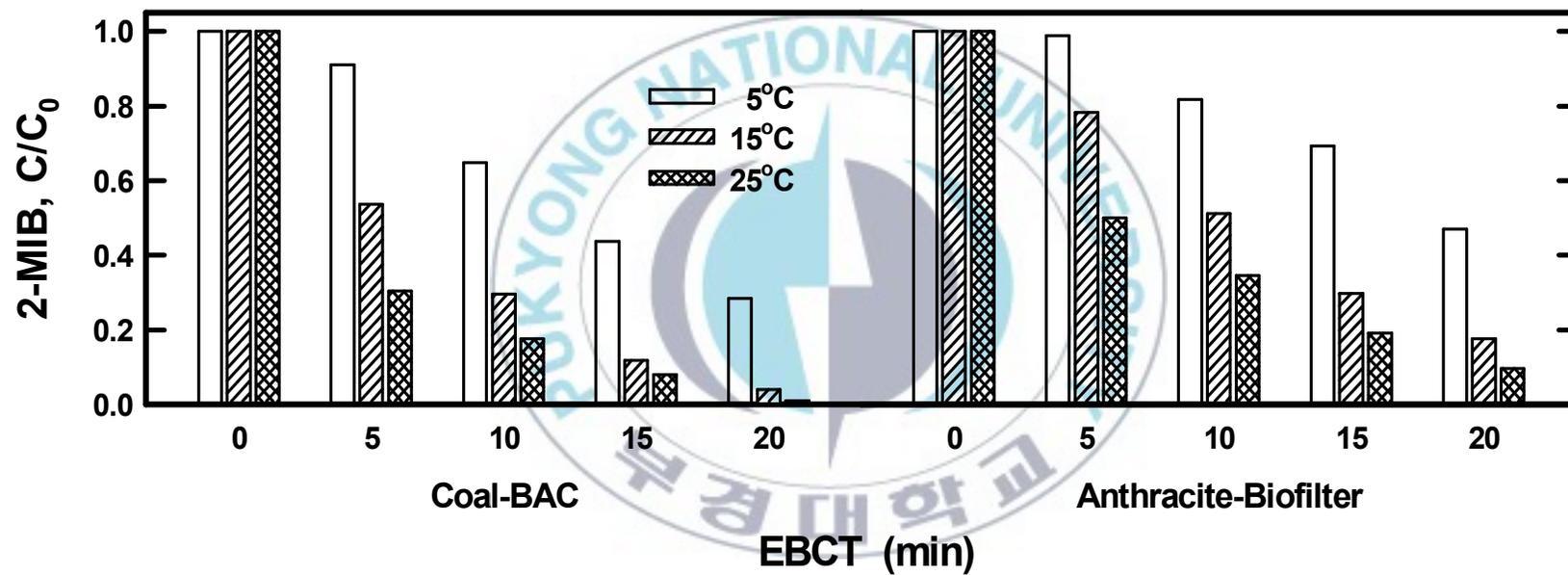


Fig. 4.3 (c) 2-MIB removals for various water temperatures and EBCTs in the coal-based BAC and anthracite-biofilter.

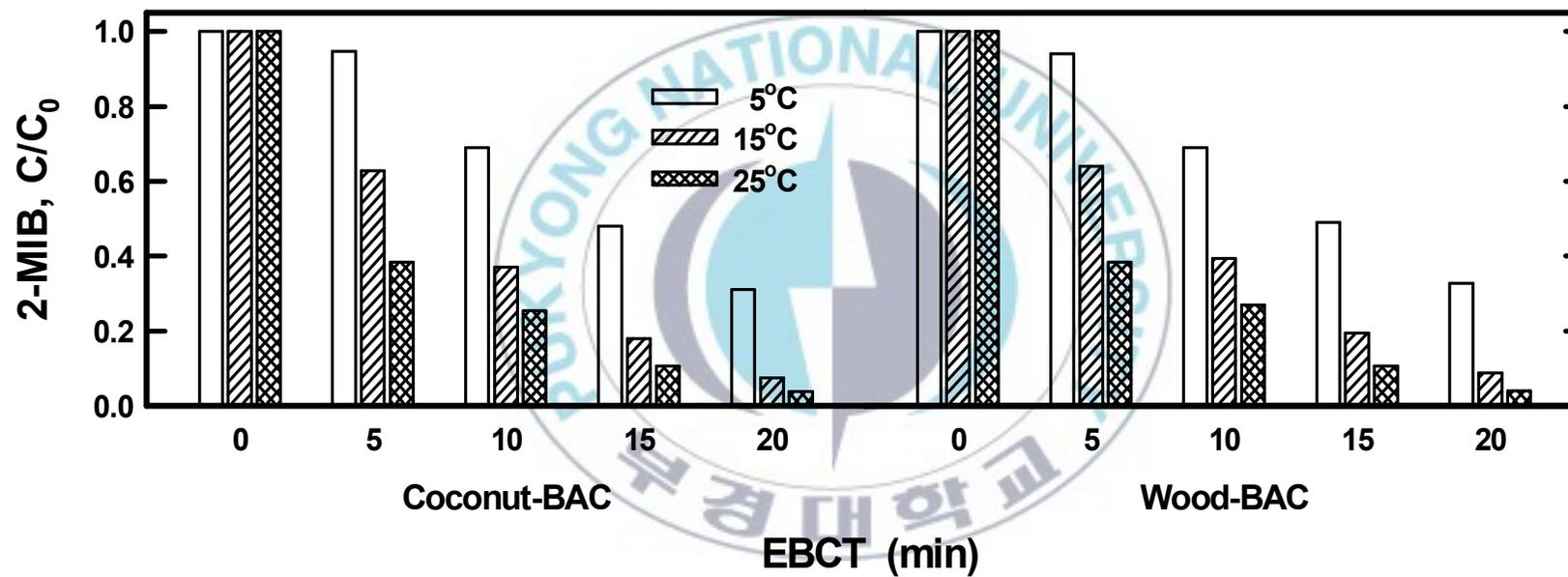


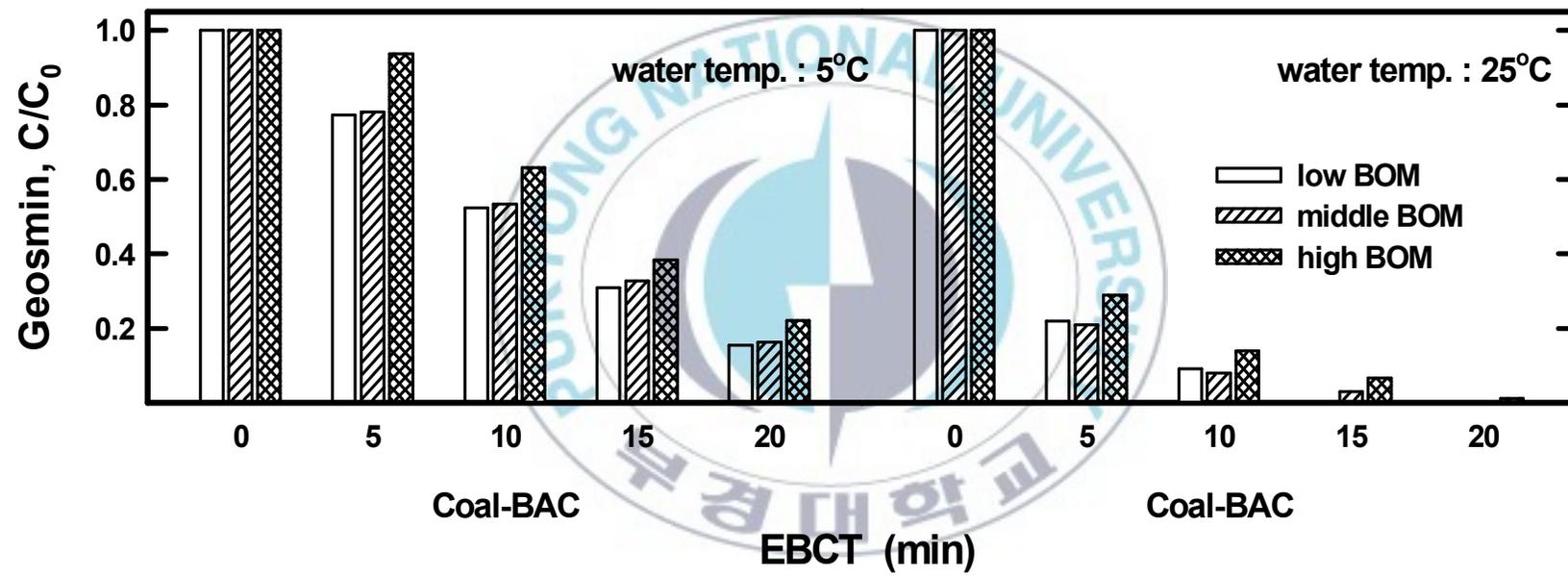
Fig. 4.3 (d) 2-MIB removals for various water temperatures and EBCTs in the coal-based BAC and wood-based BAC.

#### 4.1.3 BOM 농도에 따른 geosmin과 2-MIB 생분해 특성

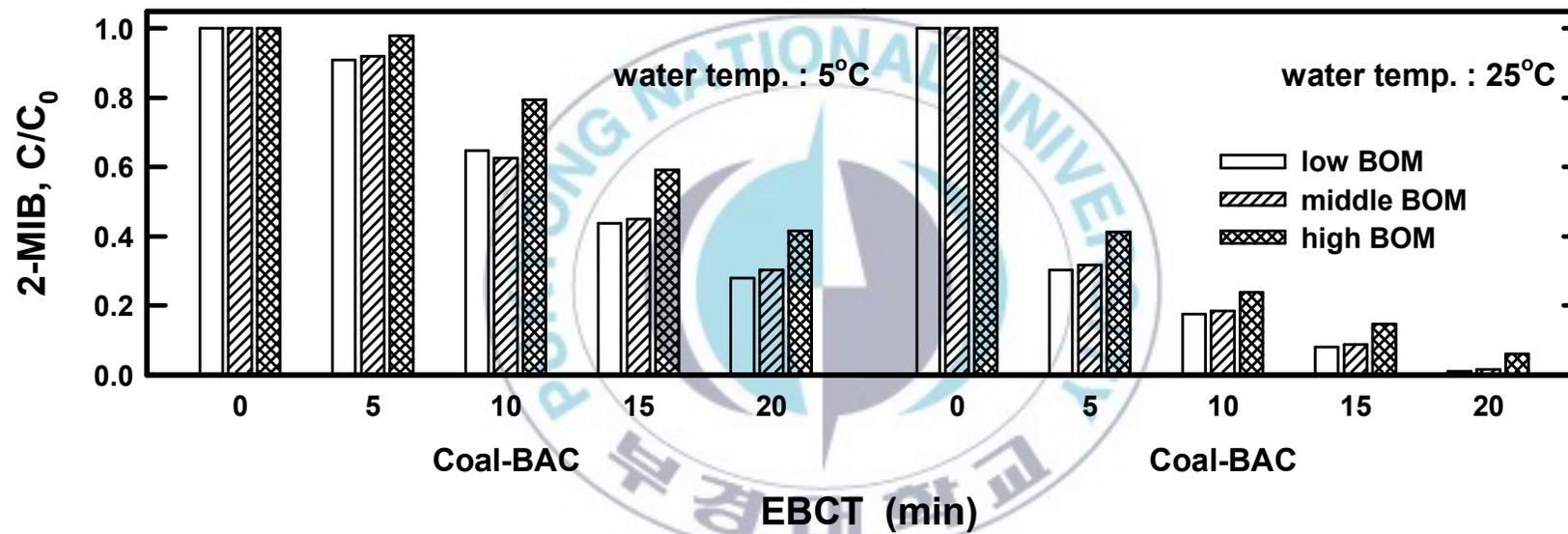
석탄계 재질의 BAC를 이용하여 유입수의 수온 및 BOM 농도변화에 따른 geosmin과 2-MIB에 대한 생물분해능을 조사한 것을 Fig. 4.4 (a), (b)에 나타내었다. 수온이 5℃일 때 geosmin의 경우 low BOM 와 middle BOM에서 EBCT가 5분, 10분, 15분 및 20분일 때의 제거율은 22.7%, 44.7%, 69.1% 및 84.5% 와 21.8%, 46.7%, 67.2% 및 83.7%로 나타났고 high BOM에서는 EBCT가 5분, 10분, 15분 및 20분일때의 제거율은 6.2%, 36.8%, 61.6% 및 77.8%로 나타났다. 반면에 수온이 25℃일 때 low BOM 와 middle BOM 에서 EBCT가 5분, 10분, 15분 및 20분일때의 제거율은 78%, 90.9%, 100% 및 100 와 79%, 92%, 97% 및 100%로 나타났고 high BOM에서는 EBCT가 5분, 10분, 15분 및 20분일 때 71%, 86.1%, 93.3% 및 98.8%로 나타나 수온이 5℃와 25℃일 때 모두 BOM 농도가 높을 때(high BOM) geosmin의 생물분해능이 낮아지는 것으로 나타났다. 그러나 low BOM과 middle BOM의 경우 geosmin의 제거율에 큰 차이를 보이지 않았다.

2-MIB의 경우 수온이 5℃ 일 때 EBCT 5분~20분일 때 low, middle 및 high BOM 일 때의 각각의 제거율은 9%~72%, 8%~69.7% 및 0%~58.4%로 나타났고 수온이 25℃일 때 EBCT 5분~20분일 때 low, middle 및 high BOM일 때의 각각의 제거율은 69.7~99%, 82.4~98.4% 및 58.8~94%로 나타나 제거율에는 차이가 있으나 geosmin과 유사한 경향을 나타내었다.

유입수중의 BOM 농도가 높을 경우(BDOC로 0.8 mg/L 정도) geosmin이나 2-MIB의 생물분해에 영향을 미치는 것으로 조사되었다. 이것은 BAC에 부착된 부착세균들이 생물분해가 쉬운 BOM cocktail 제조물질로 사용된 formaldehyde, glyoxal, formate 및 acetate를 유기탄소 기질로 먼저 이용하기 때문인 것으로 판단된다. Formaldehyde, glyoxal, formate 및 acetate는 후오존 처리에 의해서 생성되는 BDOC 구성물질들로 BAC 공정에서 부착세균들의 주 유기탄소원들이다.



(a) geosmin



(b) 2-MIB

Fig. 4.4 Geosmin and 2-MIB removals for various BOM concentrations and EBCTs in the coal-based BAC filter.

## 4.2 Geosmin과 2-MIB의 생물분해 동력학 평가

Fig. 4.5와 같이 속도 모델식에서  $\ln(C/C_0)$  vs. time이 직선식으로 나타날 경우 pseudo-first order rate로 표현 가능하다고 보고하였다(손, 2001). 따라서 Fig. 4.5에서 도출된 석탄계 재질의 BAC 컬럼을 이용하여 각각의 EBCT에서 유입수 수온변화에 따른 geosmin과 2-MIB의 생물분해율을 이용하여 각각의 조건에서의 생물분해 속도 상수(reaction rate constant,  $k$ )를 식 (4.1)로 구하였다.

$$C/C_0 = \exp(-kt) \quad \text{-----} \quad (4.1)$$

여기서 절편값은  $C$ (반응시간 후 농도)와  $C_0$ (초기농도)가 같을 때( $C=C_0$ )의 값이므로 1이며,  $k$ 는 생물분해 속도상수,  $t$ 는 반응시간(EBCT)이다. 식 (4.1)을 이용하여 여러 실험조건에서 도출된 결과를 회귀분석하여 생물분해 속도상수  $k$ 를 구하였다. 또한, geosmin과 2-MIB의 50% 제거시점인 반감기(half-life,  $t_{1/2}$ )를 식 (4.2)로 구하였으며, Table 4에 BAC 컬럼의 운전 조건별 반응속도 상수( $k$ )와 반감기( $t_{1/2}$ )를 나타내었다.

$$t_{1/2} = 0.693 / k \quad \text{-----} \quad (4.2)$$

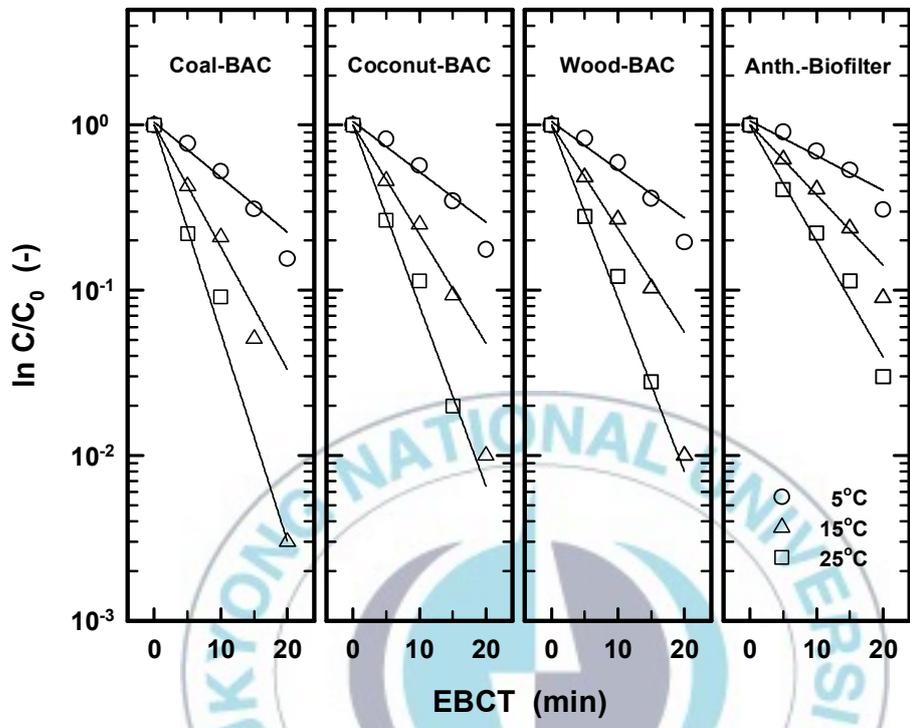
### 4.2.1 수온별 제거 속도 평가

Table 4.2 (a)와 (b)에 활성탄 재질별 BAC 및 안트라사이트 biofilter의 운전 조건별 생물분해 속도상수( $k$ )와 반감기( $t_{1/2}$ )를 나타내었다. Geosmin의 경우 Table 4 (a)에 나타낸 low BOM 조건에서 수온이 5°C, 15°C, 25°C일 때 석탄계 재질의 BAC에서의 생물분해 속도상수( $k$ )는 0.0766 min<sup>-1</sup>, 0.1704 min<sup>-1</sup>, 0.2897 min<sup>-1</sup>으로 나타나 수온이 5°C에서 25°C로 증가하면 생물분해 속도상수는 3.78배 정도 증가하여 반감기( $t_{1/2}$ )는 9.05 min에서 2.39 min으로 감소하였다. 야자계와 목탄계 재질의 BAC 및 안트라사이트 biofilter의 경우 low BOM 조건에서 수온이 5°C, 15°C, 25°C일 때 생물분해 속도상수( $k$ )는 각각 0.0702 min<sup>-1</sup>, 0.1521 min<sup>-1</sup>, 0.2515 min<sup>-1</sup> 와 0.0672 min<sup>-1</sup>, 0.1445 min<sup>-1</sup>, 0.2413 min<sup>-1</sup> 및 0.0485 min<sup>-1</sup>, 0.0980 min<sup>-1</sup>, 0.1623 min<sup>-1</sup> 으로 나타났고 반감기( $t_{1/2}$ )는 각각 9.87 min, 4.56 min, 2.76 min 와 10.31 min, 4.80 min, 2.87 min 및 14.29 min, 7.07 min, 4.27 min 으로 조사되어 유입수의 수온 상승에 따라 생물분해 속도상수( $k$ )

의 증가하여 반감기( $t_{1/2}$ )가 줄어드는 것으로 나타났다. 또한, 재질별 비교에서는 석탄계 재질의 BAC가 야자계와 목탄계 재질의 BAC 보다 1.1, 1.2배 정도 큰 생물분해 속도상수를 나타내었고, 석탄계 재질의 BAC가 안트라사이트 biofilter 보다 1.58배, 1.73배, 1.79배 큰 생물분해 속도상수를 가지는 것으로 조사되었다.

2-MIB의 경우 수온이 5°C, 15°C, 25°C일 때 석탄계 재질의 BAC에서의 반응속도 상수( $k$ )는 0.0559 min<sup>-1</sup>, 0.1311 min<sup>-1</sup>, 0.2071 min<sup>-1</sup>으로 나타나 수온이 5°C에서 25°C로 증가하면 생물분해 속도상수는 3.7배 정도 증가하여 반감기( $t_{1/2}$ )는 12.40 min에서 3.35 min으로 감소하였다. 야자계와 목탄계 재질의 BAC 및 안트라사이트 biofilter의 경우 low BOM 조건에서 수온이 5°C, 15°C, 25°C일 때 생물분해 속도상수( $k$ )는 각각 0.0511 min<sup>-1</sup>, 0.1074 min<sup>-1</sup>, 0.1606 min<sup>-1</sup> 와 0.0496 min<sup>-1</sup>, 0.1024 min<sup>-1</sup>, 0.1571 min<sup>-1</sup> 및 0.0324 min<sup>-1</sup>, 0.0765 min<sup>-1</sup>, 0.1152 min<sup>-1</sup> 으로 나타났고 반감기( $t_{1/2}$ )는 각각 13.56 min, 6.45 min, 4.32 min 와 13.97 min, 6.77 min, 4.41 min 및 21.39 min, 9.06 min, 6.02 min 으로 조사되어 유입수의 수온 상승에 따라 생물분해 속도상수( $k$ )의 증가로 반감기( $t_{1/2}$ )가 감소하였으며 또한, 재질별 비교에서는 석탄계 재질의 BAC가 야자계와 목탄계 재질의 BAC 보다 1.1~1.5배 정도 큰 생물분해 속도상수를 나타내었고, 안트라사이트 biofilter 보다는 1.7~1.8배 정도 큰 생물분해 속도상수를 가지는 것으로 조사되었다.

또한, 석탄계 재질의 BAC와 안트라사이트 biofilter를 대상으로 한 geosmin과 2-MIB 물질별 생물분해 속도상수와 반감기를 조사한 결과에서는 석탄계 재질의 BAC의 경우 geosmin이 2-MIB 보다 생물분해 속도상수가 1.3~1.4배 정도 큰 것으로 나타났고, 안트라사이트 biofilter에서도 geosmin이 1.3~1.5배 정도 큰 것으로 조사되어 2-MIB 보다 geosmin이 생물분해가 쉬운 이취물질로 조사되었다. 이처럼 2-MIB의 분해가 geosmin보다 어려운 이유는 그들이 가지는 물리적인 구조에 기인한다고 판단되어진다.



(a) geosmin

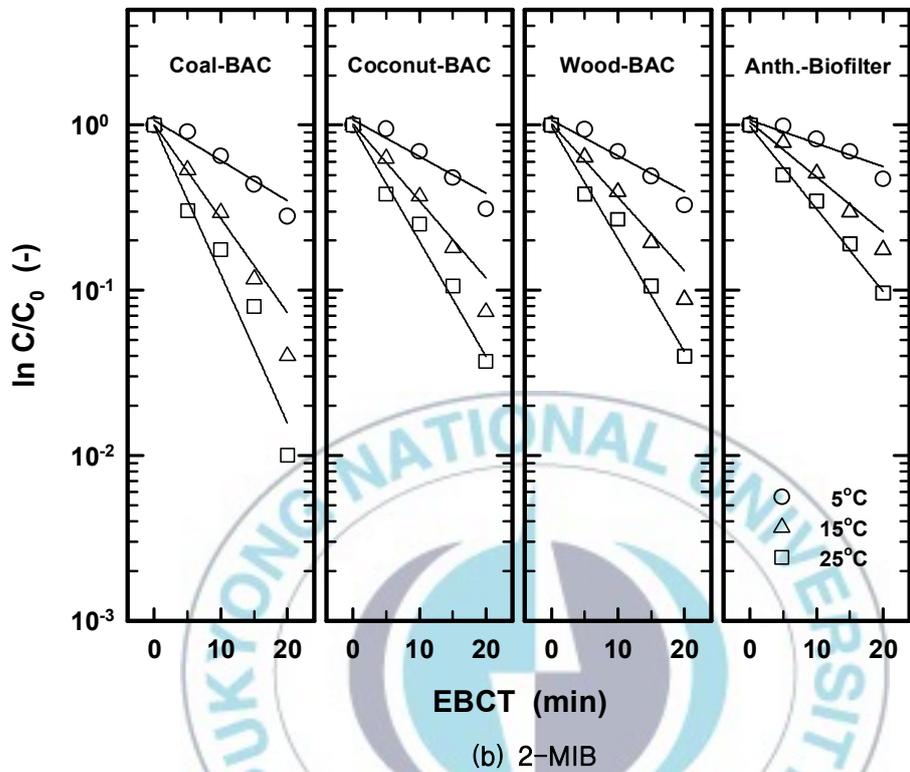


Fig. 4.5 Pseudo-first-order reaction plot of geosmin and 2-MIB for various water temperature at 5, 15, 25°C in the various BAC filters and anthracite-biofilter.

#### 4.2.2 BOM 농도별 제거 속도 평가

Table 4.2 (b)에는 석탄계 재질의 BAC에서 유입수의 수온 5°C와 25°C에서 BOM 농도변화에 따른 geosmin과 2-MIB의 생물분해 속도상수( $k$ )와 반감기( $t_{1/2}$ )를 나타내었다. 유입수 수온 5°C와 25°C에서 low BOM 조건일 때 geosmin에 대한 생물분해 속도상수는  $0.0766 \text{ min}^{-1}$ 과  $0.2897 \text{ min}^{-1}$ 이었으며, middle 및 high BOM 조건에서는  $0.0742 \text{ min}^{-1}$ 과  $0.2972 \text{ min}^{-1}$  및  $0.0622 \text{ min}^{-1}$ 과  $0.2250 \text{ min}^{-1}$ 로 나타나 수온 5°C와 25°C에서 low와 middle BOM 조건에서의 생물분해 속도상수는 별 차이를 나타내지는 않았으나 비교적 BOM 농도가 높은 high BOM 조건에서는 생물분해 속도상수가 감소하는 경향을 보였으며, low BOM 조건 보다 1.2~1.3배 정도 감소하였다. 또한, 2-MIB의 경우도 low BOM 조건이 high BOM 조건 보다 생물분해 속도상수가 1.4배 정도 큰 것으로 나타나 geosmin과 매우 유사한 경향을 보였다.



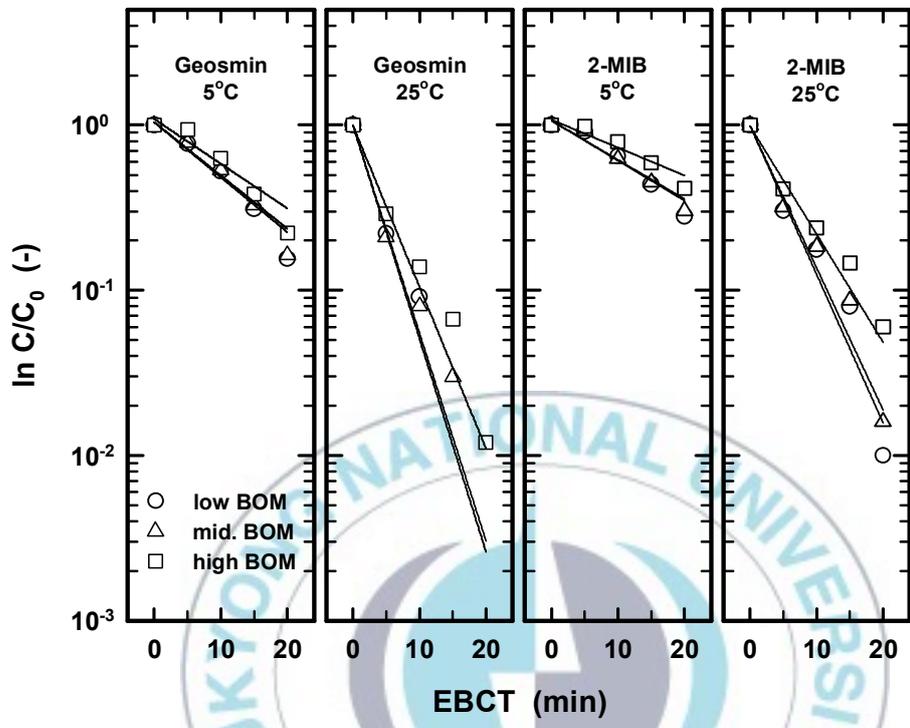


Fig. 4.6 Pseudo-first-order reaction plot of geosmin and 2-MIB for various water temperature and various BOM concentration

Table 4.2 Pseudo-first-order reaction rate constants, half-lives for geosmin and 2-MIB biodegradation at various water temperature and various BOM concentration

(a) Under various water temperature (low BOM concentration)

Condition	Compounds	Reaction rate constant, $k$ ( $\text{min}^{-1}$ )	Half-life, $t_{1/2}$ (min)	Reaction order, $n$ (-)
Coal-BAC (5°C)	geosmin	0.0766	9.05	1.04
	2-MIB	0.0559	12.40	1.06
Coal-BAC (15°C)	geosmin	0.1704	4.07	1.00
	2-MIB	0.1311	5.29	1.00
Coal-BAC (25°C)	geosmin	0.2897	2.39	1.00
	2-MIB	0.2071	3.35	0.99
Coconut-BAC (5°C)	geosmin	0.0702	9.87	1.05
	2-MIB	0.0511	13.56	1.07
Coconut-BAC (15°C)	geosmin	0.1521	4.56	1.00
	2-MIB	0.1074	6.45	1.02
Coconut-BAC (25°C)	geosmin	0.2515	2.76	1.00
	2-MIB	0.1606	4.32	0.99
Wood-BAC (5°C)	geosmin	0.0672	10.31	1.05
	2-MIB	0.0496	13.97	1.07
Wood-BAC (15°C)	geosmin	0.1445	4.80	1.00
	2-MIB	0.1024	6.77	1.02
Wood-BAC (25°C)	geosmin	0.2413	2.87	1.00
	2-MIB	0.1571	4.41	0.98
Anth.-Biofilter (5°C)	geosmin	0.0485	14.29	1.06
	2-MIB	0.0324	21.39	1.07
Anth.-Biofilter (15°C)	geosmin	0.0980	7.07	1.00
	2-MIB	0.0765	9.06	1.04
Anth.-Biofilter (25°C)	geosmin	0.1623	4.27	0.99
	2-MIB	0.1152	6.02	0.98

(b) Under various BOM concentration (coal-based BAC filter, water temperature : 5°C and 25°C)

Condition	Compounds	Reaction rate constant, $k$ ( $\text{min}^{-1}$ )	Half-life, $t_{1/2}$ (min)	Reaction order, $n$ (-)
low BOM (5°C)	geosmin	0.0766	9.05	1.04
	2-MIB	0.0559	12.40	1.06
middle BOM (5°C)	geosmin	0.0742	9.34	1.04
	2-MIB	0.0547	12.67	1.06
high BOM (5°C)	geosmin	0.0622	11.14	1.08
	2-MIB	0.0388	17.86	1.07
low BOM (25°C)	geosmin	0.2897	2.39	1.00
	2-MIB	0.2071	3.35	0.99
middle BOM (25°C)	geosmin	0.2972	2.33	1.00
	2-MIB	0.1981	3.50	0.99
high BOM (25°C)	geosmin	0.2250	3.08	0.99
	2-MIB	0.1506	4.60	0.99

## V. 결 론

1. 활성탄 재질별 및 안트라사이트 biofilter에서 EBCT 변화에 따른 geosmin과 2-MIB에 대한 제거경향은 거의 유사하게 나타나고 있다.
2. Geosmin과 2-MIB에 대한 BAC 재질별 및 안트라사이트 biofilter에서의 생물분해능은 석탄계 > 야자계 > 목탄계 > 안트라사이트 순으로 조사되었다.
3. Geosmin과 2-MIB 모두 석탄계 BAC 및 안트라사이트 biofilter에서 유입수의 수온 상승에 따라 각각의 EBCT에서의 생물분해율이 급격히 증가하는 것으로 나타나고 있으며, 전체적으로 geosmin이나 2-MIB의 경우, 수온이 낮고, EBCT가 짧은 조건에서는 석탄계 BAC와 안트라사이트 biofilter와의 생물분해율의 차이가 많고, 수온이 높아지고, EBCT가 길어질수록 석탄계 BAC와 안트라사이트 biofilter와의 생물분해율의 차이는 줄어드는 경향을 나타내었다.
4. Geosmin과 2-MIB의 생물분해 제거율은 수온이 5℃와 25℃일 때 모두 BOM 농도가 높을 때(high BOM) 생물분해능이 낮아지는 것으로 나타나 유입수 중의 BOM 농도가 약 0.8ppm 이상일 때 이취물질의 생분해에 영향을 미치는 것으로 조사되었다.
5. BOM 농도가 낮을 때 geosmin에 대한 석탄계 재질의 BAC에서의 생물분해 속도상수( $k$ )는 0.0766~0.2897  $\text{min}^{-1}$ 으로 나타나 수온이 5℃에서 25℃로 증가하면 생물분해 속도상수는 3.8배 정도 증가하여 반감기( $t_{1/2}$ )는 9.05 min에서 2.39 min으로 감소하였다. 야자계와 목탄계 재질의 BAC 및 안트라사이트 biofilter의 경우도 유입수의 수온 상승에 따라 생물분해 속도상수( $k$ )의 증가하여 반감기( $t_{1/2}$ )가 줄어드는 것으로 나타났다.
6. 재질별 비교에서는 석탄계 재질의 BAC가 야자계와 목탄계 재질의 BAC 보다 1.1~1.2배 정도 큰 생물분해 속도상수를 나타내었고, 석탄계 재질의 BAC가 안트라사이트 biofilter 보다 1.6~1.8배 정도 큰 생물분해 속도상수를 가지는 것으로 조사되었다.
7. Geosmin과 2-MIB 물질별 생물분해 속도상수와 반감기를 조사한 결과에서는 석탄

계 재질의 BAC의 경우 geosmin이 2-MIB 보다 생물분해 속도상수가 1.3~1.4배 정도 큰 것으로 나타났고, 안트라사이트 biofilter에서도 geosmin이 1.3~1.5배 정도 큰 것으로 조사되어 2-MIB 보다 geosmin이 생물분해가 쉬운 이취물질로 조사되었다.



## 참 고 문 헌

- Agriculture and Agri-Food Canada, 2006. Filtration. [Document posted on the World Wide Web]. Retrieved on October 8, 2006 from the World Wide Web: /http://www.agr.gc.ca/pfra/flash/filtration/en/filtrationtxt\_e.htm
- Ahmad, R. and Amirtharajah, A., Detachment of biological and non-biological particles from biological filters during backwashing, In *Proceedings of AWWA Annual Conference*, Denver, Colorado, AWWA, (1995).
- Ahmad, R., Amirtharajah, A., Al-Shawwa and Huck, P. M., Optimum backwashing strategies for biological filters. In *Proceedings of AWWA WQTC*, Denver, Colorado, AWWA, (1994).
- Aktas, O., Cecen, F., 2007. Bioregeneration of activated carbon: a review. *Int. Biodeter. Biodegr.* 59 (4), 257 - 272.
- Andreottola, G., Foladori, P., Gelmini, A., Ziglio, G., 2002. Biomass active fraction evaluated by direct method and respirometric techniques. *Water Sci. Technol.* 46 (1 - 2), 371 - 379.
- Atlas, R., 1982. Enumeration and estimation of microbial biomass. In: Burns, R., Slater, J. (Eds.), *Experimental Microbial Ecology*. Blackwell Scientific, Oxford, pp. 84 - 101.
- AWWARF., Bartels., J.H.M., Taste and odor in drinking water supplies-phase I & II. *AWWA*. Mar, 77(3):34, (1987).
- Babi, K., Koumenides, K., Nikolaou, A., Makri, C., Tzoumerkas, F., Lekkas, T., 2007. Pilot study of the removal of THMs, HAAs and DOC from drinking water by GAC adsorption. *Desalination* 210(1 - 3), 215 - 224.
- Bablon, G. P., Ventresque, C. and Ben Aim, R., Developing a sand-GAC filter to achieve high-rate biological filtration. *Jour. AWWA*, 80(12), 47, (1988).

- Bansal, R., Donnet, J., Stoeckli, F., 1988. Active Carbon. Marcel Dekker Inc., New York.
- Barnett, R. H. research on control of taste and Odor producing Algae in surface reservoirs. Proc. AWWAWQTC, Denver, Colo (1984).
- Bell, R. T., Ahlgren, G. M., and Ahlgren, I., "Estimating bacterioplankton production by the [<sup>3</sup>H]thymidine incorporation in a eutrophic Swedish Lake," *Appl. Environ. Microbiol.*, **45**, 1709~1721(1983).
- Bell, R. T., Ahlgren, G. M., and Ahlgren, I., "Estimating bacterioplankton production by the [<sup>3</sup>H]thymidine incorporation in a eutrophic Swedish Lake," *Appl. Environ. Microbiol.*, **45**, 1709~1721(1983).
- Benjits, T., Vercammen, J., Dams, R., Lambert, W., and Sandra, P., "Stir bar sorptive extraction-thermal desorption-capillary gas chromatography-mass spectrometry applied to the analysis of polychlorinated biphenyls in human sperm," *J. Chromatography B*, **755**, 137~142(2001).
- Bentley R and Meganathan R 1981 Geosmin and methylisoborneol biosynthesis in streptomycetes; FEBS Lett. 125 220-222
- Bihan, Y., 2000. Monitoring biofilter clogging: biochemical characteristics of the biomass. *Water Res.* 34 (17), 4284 - 4294.
- Bihan, Y., Lessard, P., 1998. 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.
- Billen, G., Servais, P., Bouillot, P., Ventresque, C., 1992. Functioning of biological filters used in drinking water treatment-the Cabrol mode. *J Water SRT-Aqua.* 4, 231 - 241.
- Blenkinsopp, S., Costerton, J., 1991. Understanding bacterial biofilms. *TIBTECH* 9, 138 - 143.

- Bouwer, E. J. and Crowe, P. B., Biological processes in drinking water treatment, *Jour. AWWA*, 80(9), 82, (1988).
- Branda, S., Vik, A., Friedman, L., Kolter, R., 2005. Biofilms: the matrix revisited. *Trends Microbiol.* 13, 20 - 26.
- Brown, J., Anderson, R., Min, J., Boulos, L., Prasifka, D., Juby, G., 2005. Fixed-bed biological treatment of perchlorate-contaminated drinking water. *J. Am. Water Works Assoc.* 97 (9), 70 - 81.
- Brown, J., Lauderdale, C., 2006. Efficient, simultaneous destruction of multiple drinking water contaminants using biological filtration. *Florida Water Resour. J.*, 28 - 30.
- Bryers, J., Characklis, W., 1981. Early fouling biofilm formation in a turbulent flow system: overall kinetics. *Water Res.* 15, 483 - 491.
- Burger, J.W. and Thomas, S., Taste and Odors in the Delaware River, *Jour. AWWA*, 26:1:120, (1934).
- Camper, A., LeChevallier, M., Broadaway, S., McFeters, G., 1986. Bacteria associated with granular activated carbon particles in drinking water. *Appl. Environ. Microbiol.* 52 (3), 434 - 438.
- Carlson, K. H. and Amy, G. L., The relative importance of HLR and EBCT in biofiltration, *Proceedings of AWWA WQTC*, New Orleans, (1995).
- Carlson, M., Heffernan, K., Ziesemer, C., Snyder, E., 1994. Comparing two GACs for adsorption and biostabilization. *J. Am. Water Works Assoc.* 86 (3), 91 - 102.
- Carolina. In: Jolley, R.L., Bull, R.J., Davis, A., Davis, W.P., Katz, S., Roberts, M.H., Jacobs, V.A. (Eds.), *Water Chlorination: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*, vol. 5. Lewis Publishers, Chelsea, MI, p. 153.
- Carroll, K., Harkness, M., Bracco, A., Balcarcel, R., 1994. Application of a

permeant/polymer diffusion model to the desorption of polychlorinated biphenyls from Hudson River sediments. *Environ. Sci. Technol.* 28, 253.

Carter, C., Weber, J., Olmstead, K., 1992. Effects of background dissolved organic matter on TCE adsorption by GAC. *J. Am. Water Works Assoc.* 84, 81 - 82.

Chang, H. T. and Rittmann, B. E., Mathematical modeling of biofilm on activated carbon, *Environ. Sci. & Technol.*, 21(3), 273, (1987).

Chippis, 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).

Coffey, B. M., Krasner, S. W., Scimmenti, 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, *Proceedings of AWWA WQTC*, Denver, Colorado, (1995).

Comstock, D., Eaton R., Hagen, D. (2002). Membranes: reduction of particulates in reverse osmosis feedwater by multimedia filtration. *Ultrapure Water*, September Issue.

Cothem, C., 1987. Estimating the health risks of radon in drinking water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 153.

Cross, T., Aquatic Actinomycetes: A Critical Survey of the Occurrence, Growth, and Role of Actinomycetes in Aquatic Habitats, *Jour. Appl. Bact.*, 50:397, (1981).

Dagostino, L., Goodman, A., Marshall, K., 1991. Physiological responses induced in bacteria adhering to surfaces. *Biofouling* 4, 113 - 119.

de Beer, D., Stoodley, P., 1995. Relation between the structure of an aerobic biofilm and transport phenomena. *Water Sci. Technol.* 32, 11 - 18.

- de Beer, D., Stoodley, P., Lewandowski, Z., 1997. Measurements of local diffusion coefficients in biofilms by microinjection and confocal microscopy. *Biotechnol. Bioeng.* 53, 151 - 158.
- de Beer, D., Stoodley, P., Roc, F., Lewandowski, Z., 1994. Liquid flow in biofilm systems. *Appl. Environ. Microbiol.* 60 (8), 2711 - 2716.
- DeWaters, J. E. and DiGiano, F. A., The influence of ozonated natural organic matter on the biodegradation of a micropollutant in a GAC bed, *Jour. AWWA*, 82(8), 69, (1990).
- Dice, J. C. The Challenge to the AWWA Taste and Odor Control Committee. *Proc. AWWA WQTC*, Atlanta, Ga. (1975).
- DiGiano, F. A. and Harrington, G. W., Adsorption equilibria of natural organic matter after ozonation, *Jour. AWWA*, 81(6), 93-101, (1989).
- Drury, W., Characklis, W., Stewart, P., 1993. Interactions of 1 mm latex particles with *Pseudomonas aeruginosa* biofilms. *Water Res.* 27, 1119.
- Dussert, B., Van Stone, G., 1994. The biological active carbon process for water purification. *Water Eng. Manage.* 141 (12), 22 - 24.
- Elhadi, S. L. N., Huck, P. M., and Slawson, R. M., "Impact of biomass concentrations on the removal of earthy/musty odors from drinking water by biological filters," *Proceedings of 2004 AWWA Annual Conference*, June 13-17, Orlando, Florida, (2004).
- Fonseca, A., Summers, R., Hernandez, M., 2001. Comparative measurements of microbial activity in drinking water biofilters. *Water Res.* 35 (16), 3817 - 3824.
- Fuhrman, J. A., and Azam, F., "Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterio-plankton production in marine surface waters: evaluation and field results," *Mar. Biol.*, 66, 109-120(1982).

- Gerber, N. N. and Lechevalier, H. A., Geosmin, an Earthy-smelling substance isolated from actinomycetes, *Applied and Environmental Microbiology*, Nov, 15(6):115, (1965).
- Gerber, N. N. Sesquiterpenoids from Actinomycetes. *Phytochemistry*, 11:385, (1972).
- Gerber, N. N. Volatile substances from actinomycetes: Their Role in the Odor Pollution of Water. *C.R.C. Critical Reviews in Microbiol.*, 7:191(1979).
- Ghosh, U., Weber, A., Jensen, J., Smith, J., 1999. Granular activated carbon and biological active carbon treatment of dissolved and sorbed polychlorinated biphenyls. *Water Environ. Res.* 71 (2), 232 - 240.
- Goodfellow, M. and Williams, S.T., Ecology of Actinomycetes, *Ann. Rev. Microbiol.*, 37:189, (1983).
- Goodwin, J., Forster, F., 1985. A further examination into the composition of activated sludge surfaces in relation to their settlement characteristics. *Water Res.* 19, 527 - 533.
- Grabow, W., 1996. Waterborne diseases: update on water quality assessment and control. *Water South Africa* 22 (2), 193 - 202.
- Hacker, P. A., Paszko-Kolva, C., Stewart, M. H., Wolfe, R. L. and Means, E. G., Production and removal of assimilable organic carbon under pilot-plant conditions through the use of ozone and peroxone, *Ozone Sci. Eng.*, 16(3), 197-212, (1994).
- Harris, C., Kell, D., 1985. The estimation of microbial biomass. *Biosensors* 1, 17 - 84.
- Harward, C. and Croll, B., AOC control in the treatment of eutrophic surface waters using ozone and GAC, *Proceedings of 11th Ozone World Congress, Ozone in Water and Wastewater Treatments*, Stanford, International Ozone Association, (1993).

- Henning K. -D. and Schäfer S., Impregnated activated carbon for environmental protection, *Gas separation & purification* vol. 7, no 4 (9 ref.), pp. 235-240, (1993)
- Higgins, M.L. and Silvey, J.K.G., Slide Culture Observations of Two Freshwater Actinomycetes, *Trans. Amer. Microscopical Soc.*, 85:390, (1966).
- Hillis, P., 2000. Membrane Technology in Water and Wastewater Treatment. The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK, 269pp.
- Holzaski, R., Goel, S., Bouwer, E., 1995. TOC removal in biological filters. *J. Am. Water Works Assoc.* 87 (12), 40 - 54.
- Horan, N., Eccles, C., 1986. Purification and characterization of extracellular polysaccharide from activated sludges. *Water Res.* 20, 1427 - 1432.
- Huck, P. M., Zhang, S. and Price, M. L., BOM removal during biological treatment: a first-order model, *Jour. AWWA.*, 86(6), 61, (1994).
- Izaguirre, G., Hwang, G. J. and Krasner, S. W., Investigations into the source of 2-MIB in lake Perris, California. *Proc. AWWA WQTC*, Norfolk, Va, (1983).
- Jahangir, M., 1994. Bioregeneration of granular activated carbon. Ph.D. Thesis, The University of Birmingham, United Kingdom. Jeffrey, W., Paul, J., 1988. Underestimation of DNA synthesis by thymidine incorporation in marine bacterial. *Appl. Environ. Microbiol.* 54 (10), 3165 - 3168.
- Jorgensen, P., Eriksen, T., Jensen, B., 1992. Estimation of viable biomass in wastewater and activated sludge by determination of APT, oxygen utilization rate and FDA hydrolysis. *Water Res.* 26, 1495 - 1501.
- Kameya, T., Hada, T., Urano, K., 1997. Changes of adsorption capacity and pore distribution of biological activated carbon on advanced water treatment. *Water Sci. Technol.* 35 (7), 155 - 162.

- Keinanen, M., Martikainen, P., Kontro, M., 2004. Microbial community structure and biomass in developing drinking water biofilms. *Can. J. Microbiol.* 50, 183 - 191.
- Kim, D. Y., Rhim, J. A., Yoon, J. H. and Lee, S. B., Characteristics of micropollutants by ozonation and treatment of BDOC in the Nakdong river, *Water Supply*, 14(2), 285-295, (1996).
- Kim, K., Logan, B., 2000. Fixed-bed bioreactor treating perchloratecontaminated waters. *Environ. Eng. Sci.* 17 (5), 257 - 265.
- Kim, W. H., 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).
- Kim, W., Nishijima, W., Shoto, E., Okada, M., 1997a. Pilot plant study on ozonation and biological activated carbon process for drinking water treatment. *Water Sci. Technol.* 35 (8), 21 - 28.
- Kim, W., Nishijima, W., Shoto, E., Okada, M., 1997b. Competitive removal of biodegradable dissolved organic carbon in ozonation-biological activated carbon. *Water Sci. Technol.* 35, 147 - 153.
- Klimenko, N., Marutovsky, R., Pidlisnyuk, V., Neyinnaya, L., Smolin, S., Kohlmann, J., Radeke, K., 2002a. Biosorption processes for natural and wastewater treatment--Part 1. *Eng. Life Sci.* 2 (10), 317 - 324.
- Klimenko, N., Winter-Nielsen, M., Smolin, S., Nevynna, L., Sydorenko, J., 2002b. Role of the physico-chemical factors in the purification process of water from surface-active matter by biosorption. *Water Res.* 36, 5132 - 5140.
- Koffskey, W., Lykins, B., 1999. Disinfection/disinfectant by-product optimisation with ozone, biological filtration and chloramines. *J. Water SRT-Aqua.* 48 (3), 92 - 105.

- Krasner, S. W., Barrett, S. E., Dale, M. S., and Hwang, C J., Free chlorine versus monochloramine in controlling off-tastes and odors in drinking water, Proc. AWWA Ann. Conf., Denver, Colorado, (1986).
- Krasner, S. W., Scilimenti, M. J. and Coffey, B. M., Testing biologically active filters for removing aldehydes formed during ozonation, *Jour. AWWA*, 85(5), 62, (1993).
- La Motta, E., 1976. Kinetics of growth and substrate uptake in a biological film system. *Appl. Environ. Microbiol.* 31, 286 - 293. Lawrence, K., Tong, D., 2005. Feasibility of using biologically activated carbon for treatment of gaseous H<sub>2</sub>S. *J. Inst. Eng.* 45 (4), 15 - 23.
- Lazarova, V., Manem, J., 1995. Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. *Water Res.* 29 (10), 2227 - 2245.
- Lazarova, V., Pierzo, V., Fontvielle, D., Manem, J., 1994. Integrated approach for biofilm characterization and biomass activity control. *Water Sci. Technol.* 29 (7), 345 - 354.
- LeChevallier, M. W., Becker, W. C., Schorr, P. and Lee, R. G., Evaluating the performance of biologically active rapid sand filters, *Jour. AWWA*, 84(4), 136, (1992).
- Lee, C., Dar Lin, S., 2000. *Handbook of Environmental Engineering Calculations*. McGraw-Hill, New York, 1.432pp.
- Lehtola, M., Miettinen, I., Martikainen, P., 2002. Biofilm formation in drinking water affected by low concentrations of phosphorus. *Can. J. Microbiol.* 48, 494 - 499.
- Leisinger, T., Cook, A. M., Hütter, R. and Nüesch, J., *Microbial Degradation of Xenobiotics and Recalcitrant Compounds*. Academic Press., New York, (1981).
- Liang, C., Chiang, P., Chang, E., 2007. Modeling the behaviors of adsorption and

biodegradation in biological activated carbon filters. *Water Res.* 41 (15), 3241 - 3250.

Lin, C., Tsai, T., Liu, J., Chen, M., 2001. Enhanced biodegradation of petrochemical wastewater using ozonation and BAC advanced treatment system. *Water Res.* 35 (3), 699 - 704.

Lin, S. and Evans, R. L., Relationships Between Odor and Commonly Measured Water Quality Characteristics in Surface Water Supplies, Ill, State Wtr. Surv. Rept., No. 100, (1981).

Lu, P. and Huck, P. M., Evaluation of methods for measuring biomass and biofilm thickness in biological drinking water treatment, In *Proceedings of AWWA WQTC*, Denver, Colorado, AWWA, (1993).

Madoni, P., Davoli, D., Fontani, N., Cucchi, A., Rossi, F., 2001. Spatial distribution of microorganisms and measurements of oxygen uptake rate and ammonia uptake rate activity in a drinking water biofilter. *Environ. Technol.* 22 (4), 455 - 462.

Mallevalle J. and Suffet I.H., Identification and Treatment of Taste and odors in drinking Water, *Jour. AWWA research fundation*, (1995).

Maloney, S. W., Bancroft, K., Pipes, W. O. and Suffet, I. H., Bacterial TOC removal on sand and GAC, *Jour. Environ. Eng.*, 110(3), 519, (1984).

Manem, J., 1988. Interactions between heterotrophic and autotrophic bacteria in fixed film biological processes used in drinking water treatment. Ph.D. Thesis, University of Illinois, Urbana, IL.

McGuire, M. J. and Suffet, I. H., Aqueous chlorine/activated carbon interactions, *Jour. EED(ASCE)*, 110(3), 629-645, (1984).

Melin, E., Eikebrokk, B., Brugger, M. and Ødegaard, H., "Treatment of humic surface water at cold temperatures by ozonation and biofiltration," *Wat. Sci.*

*Tech. Wat. Supply*, 2(5~6), 451~457(2002).

Metcalf & Eddy, Inc., *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*, 3rd Edition, McGraw-Hill Inc., New York, (1991).

Meyer, K., Summers, R., Westerhoff, P., Wetz, D. (2005). Biofiltration for geosmin and MIB removal. In: Proceedings of the American Water Works Annual Conference, San Francisco, CA.

Miltner, R. J. and Summers, R. S. and Wang, J. Z., Biofiltration performance: part 2, effect of backwashing. *Jour. AWWA*, 87(12), 64. (1995).

Moll, D., Summers, R., 1999. Assessment of drinking water filter microbial communities using taxonomic and metabolic profiles. *Water Sci. Technol.* 39 (7), 83 - 89.

Moll, D., Summers, R., Fonseca, A., Matheis, W., 1999. Impact of temperature on drinking water biofilter performance and microbial community structure. *Environ. Sci. Technol.* 33 (14), 2377 - 2382.

Namkung, E., Rittmann, B., 1987. Removal of taste- and odourcausing compounds by biofilms grown on humic substances. *J. Am. Water Works Assoc.* 79 (7), 107 - 112.

Nayar, S. C. and Sylvester, N. D., Control of phenol in biological reactors by addition of powdered activated carbon, *Wat. Res.*, 13, 201, (1979),

Nerenberg, R., B. E. Rittmann, and W. J. Soucie. 2000. Ozone/biofiltration for removing MIB and geosmin. *J. Am. Water Works Assoc.* 92:85-95.

Nishijima, W., Akama, T., Shoto, E., Okada, M., 1997a. Effects of adsorbed substances on bioactivity of attached bacteria on granular activated carbon. *Water Sci. Technol.* 35 (8), 203 - 208.

Nishijima, W., Shoto, E., Okada, M., 1997b. Improvement of biodegradation of

organic substances by addition of phosphorus in biological activated carbon. Water Sci. Technol. 36 (12), 251 - 257.

Nishijima, W., Speital, G., 2004. Fate of biodegradable dissolved organic carbon produced by ozonation on biological activated carbon. Chemosphere 56, 113 - 119.

Nishijima, W., Tojo, M., Okada, M., Murakami, A., 1992. Biodegradation of organic substances by biological activated carbon-stimulation of bacterial activity on granular activated carbon. Water Sci. Technol. 26 (12), 251 - 257.

Nouvion, N., Block, J., Faup, G., 1987. Effect of biomass quantity and activity on TOC removal in a fixed-bed reactor. Water Res. 21 (1), 35 - 40.

Okabe, S., Kokazi, T., Watanabe, Y., 2002. Biofilm formation potentials in drinking waters treated by different advanced treatment processes. Water Sci. Technol. 2 (4), 97 - 104.

Parmer, C. M., Algae in water supplies. US Public Health Science Pub, US Dept, HEW, Publ, Health, Serv, 657, (1962).

Parsons, T. R., Maita, Y., and Lalli, C. M., *A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis*, Pergamon, New York, (1984).

Pederson, G., 1990. Biofilm development on stainless steel and PVC surfaces in drinking water. Water Res. 24, 239 - 243.

Persson, P.E. and Sivonen, K. Notes on Muddy Odour. V. Actinonycetes as Contributors to Muddy Odour in Water Aqua Fennica, 9:57.(1979).

Pirbazari, M., Badriyha, B., Kim, S., Miltner, R., 1992. Evaluating GAC adsorbers for the removal of PCBs and toxaphene. J. Am. Water Works Assoc. 84, 83.

Pirbazari, M., H. S. Borow, S. Craig, V. Ravindran, and M. J. McHuire. 1992. Physical chemical characterization of five earthy-muddy-smelling compounds.

Water Sci. Technol. 25:81-88.

Prescott, L., Harley, J., Klein, D. (Eds.), 1999. Microbiology, fourth ed. CB/McGraw-Hill, New York, pp. 157 - 180.

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, (1995).

Push, A., Losh, D., Speitel, G., 2005. Removal of non-biodegradable chemicals from mixtures during granular activated carbon bioregeneration. *J. Environ. Eng.* 131 (2), 196-205.

Rhim, J., 2006. Characteristics of adsorption and biodegradation of dissolved organic carbon in biological activated carbon pilot plant. *Korean J. Chem. Eng.* 23 (1), 38 - 42.

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).

Rittmann, B. E., Gantzer, C. J. and Montiel, A., Biological treatment to control taste and odor compounds in drinking water treatment, In *Advances in the Control of Tastes and Odors in Drinking Water*, Edited by Suffet, M. and Mallevalle, J., AWWA, Denver, (1995).

Sakoda, A., Wang, J., Suzuki, M., 1996. Microbial activity in biological active carbon bed by pulse responses. *Water Sci. Technol.* 34 (5 - 6), 213 - 222.

Schalekamp, M., 1990. The UNO-drinking water decade 1980 - 1991: problems and successes. In: *Lecture: 100th Anniversary of the Austrian Gas and Water Industry*. Water Supply Zurich, City of Zurich Industrial Corporations.

Scholz, M., Martin, R., 1997. Ecological equilibrium on biological active carbon.

- Water Res. 31 (12), 2959 - 2968.
- Scholz, M., Martin, R., 1998. Control of bio-regenerated granular activated carbon by spreadsheet modelling. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 71, 253 - 261.
- Seredyn' ska-Sobecka, B., Tomaszewska, M., Janus, M., Morawski, A., 2006. Biological activation of carbon filters. *Water Res.* 40 (2), 355 - 363.
- Servais, P., Billen, G., Bouillot, P. and Benezet, M., A pilot study of biological GAC filtration in drinking water treatment. *Water Supply: Research & Technology-Aqua*, 41(3), 163, (1992a).
- Servais, P., Billen, G., Bouillot, P., 1994. Biological colonization of granular activated carbon filters in drinking-water treatment. *J. Environ. Eng.* 120 (4), 888 - 899.
- Servais, P., Billen, G., Ventresque, C. and Bablon, G. P., Microbial activity in GAC filter at the Choisy-le-Roi treatment plant, *Jour. AWWA*, 83(2), 62-69, (1991).
- Shvetsov, V., Morozova, K., 1998. Biosorbers—perspective installations for deep purification of natural and waste waters. *Vodosnabzh. Sanit. Tekh.* 1, 4 - 12.
- Sibelle, I., Sime-Ngando, T., Mathieu, L., Block, J., 1998. Protozoan bacterivory and *Escherichia coli* survival in drinking water distribution systems. *Appl. Environ. Microbiol.* 64 (1), 197 - 202.
- Siddiqui, M. S., Amy, G. L. and Murphy, B. D., Ozone enhanced removal of natural organic matter from drinking water sources, *Wat. Res.*, 31(12), 3098-3106, (1997).
- Silvey, J.K.G., and A. W. Roach. 1953. Actinomycetes in the Oklahoma City water supply. *K. Am. Water Works Assoc.* 45:409-416
- Silvey, J.K.G., Relation of Irrigation Rnoff of Tastes and Odors, *Jour. AWWA*, 45:11:1179, (1953b).

- Silvey, J.K.G., The Taste and Odor Producing Aquatic Actinomycetes, *Critical Rev. in Envir, Contr.*, 3:233, (1975).
- Slater, G. P. and Block, V. C., Volatile compounds of the cyanophyceae-A review. *Wtr. Sci. Technol*, 15:6/7:181, (1983).
- Sontheimer, H. and Hubele, C., The use of ozone and granular activated carbon in drinking water treatment, In *Treatment of Drinking Water for Organic Contaminants*, Edited by Huck, P. M. and Toft, P., Pergamon, New York, (1987).
- Sontheimer, H., Applying oxidation and adsorption techniques: a summary of progress, *Jour. AWWA*, 71(11), 612, (1979a).
- Sontheimer, H., Crittenden, J., Summer, R., 1988. Activated Carbon Adsorption for Water Treatment. American Water Works Association – DVGW Forschungsstelle Engler Bunte Institute, Karlsruhe.
- Sontheimer, H., Design criteria and process schemes for GAC filters, *Jour. AWWA*, 71(11), 618, (1979b).
- Spellman, F., 2003. Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations. CRC Press, Boca Raton, FL, 491pp. Stewart, P., 2003. Diffusion in biofilms. *J. Bacteriol.* 185 (5), 1485 - 1491.
- Stewart, M. H., Wolfe, R. L. and Means, E. G., Assessment of bacteriological activity in carbon treatment of drinking water, *Appl. Environ. Microbiol.*, 56,3822-3829, (1990).
- Stewart, M., Wolfe, R., Means, E., 1990. Assessment of the bacteriological activity associated with granular activated carbon treatment of drinking water. *Appl. Environ. Microbiol.* 56 (12), 3822 - 3829.
- Stoodley, P., Boyle, J., deBeer, D., Lappin-Scott, M., 1999. Evolving perspectives of biofilm structure. *Biofouling* 14 (1), 75 - 90.

- Suffet, I. H., Corado, A., Chou, D., McGuire, M. J. and Butterworth, S., "AWWA taste and odor survey," *J. AWWA.*, **88**, 168~180(1996).
- Summers, R.S., Haist, B., Koehler, J., Ritz, J., Zimmer, G., Sontheimer, H., 1989. The influence of background organic matter on GAC adsorption. *J. Am. Water Works Assoc.* 81, 66.
- Tabachek and Yurkowiski, M. Isolation and Identification of Blue-Green Algae Producing Muddy Odor Metabolites, Geosmin and 2-Methylisoborneol, in Saline Lakes in Manitoba. *four. Fish. Res. Board Can.*, 33:25 (1976).
- Takeuchi, Y., Mochidzuki, K., Matsunobu, N., Kojima, R., Motohashi, H., Yoshimoto, S., 1997. Removal of organic substances from water by ozone treatment followed by biological active carbon treatment. *Water Sci. Technol.* 35 (7), 171 - 178.
- Urfer, D., 1998. Effects of Oxidants on Drinking Water Biofilters. PhD thesis, Dept. of Civil Engineering, University of Waterloo, Waterloo, ON, Canada.
- Urfer, D., Huck, P. M., Booth, S. D. J. and Coffey, B. M., Biological filtration for BOM and particle removal: a critical review. *Jour. AWWA*, 89(12), 83, (1997).
- Van der Hoek, J., Hofman, J., Graveland, A., 1999. The use of biological activated carbon filtration for the removal of natural organic matter and organic micropollutants from water. *Water Sci. Technol.* 40 (9), 257 - 264.
- Van der Kooij, D., Visser, A., Hijnen, W., 1982. Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water. *J. Am. Water Works Assoc.* 76 (10), 540 - 545.
- Volk, C., Renner, P., Paillard, H. and Joret, J. C., Effects of ozone on the production of biodegradable dissolved organic carbon(BDOC) during water treatment, *Ozone Sci. Eng.*, 15(5), 389-404, (1993).
- Wajon, J. E., Alexander, R., Kagi, R. I. and Kavanaugh, B., Dimethyl trisulphide

- and objectionable odours in portable water, *Chemosphere*, 14(1), 85–89, (1985).
- Walker G. M. and Weatherley, L. R., Bacterial regeneration in biological activated carbon systems, *Trans IChemE*, 76, 177–182, (1998).
- Wang, J. Z. and Summers, R. S., Biodegradation behavior of ozonated natural organic matter in sand filters, *Rev. Sci. Eau.*, 1, 3. (1996).
- Wang, J. Z., Summers, R. S. and Miltner, R. J., Biofiltration performance: part 1, relationship to biomass, *Jour. AWWA*, 87(12), 55, (1995).
- Wang, J., Summers, R., Miltner, R., 1995. Biofiltration performance: Part 1 – relationship to biomass. *J. Am. Waterworks Assoc.* 87 (12), 55 - 63.
- Weber, W., Pribazari, M., Melson, G., 1978. Biological growth on active carbon: an investigation by scanning electron microscopy. *Environ. Sci. Technol.* 12, 817.
- Weete, J.D. et al. Chemical, Biological and Environmental Factors Responsible for the earthy Odor in the auburn city water supply. auburn Univ. Agric. exp. sta. bull., 490:1(1977).
- Werner, P., *Mikrobiologische Untersuchungen der Aktivkohlefilter zur Trinkwasserbereitung*, Publication No. 19, Department of Water Chemistry, Engler-Bunte Institute, University of Karlsruhe, Karlsruhe, Germany, (1982).
- Westerhoff, P., Summers, R., Chowdhury, Z., Kommineni, S., 2005. Ozone-enhanced biofiltration for geosmin and MIB removal. Report 91075. American Water Works Association Research Foundation, Denver, CO.
- Woo, H., Nishijima, W., Baes, A., Okada, M., 1997. Micropollutant removal with saturated biological activated carbon (BAC) in ozonation-BAC process. *Water Sci. Technol.* 36 (12), 283 - 298.
- Wood, S., Williams, S.T. and White, W.R., Microbes as a Source of Earthy Flavours in Potable Water – A Review, *Intl. Biodeterioration Bull.*, 19:3/4:83,

(1983).

World Health Organization, 2006. Guidelines for Drinking-Water Quality: First Addendum to Third Edition—vol. 1, Recommendations [Publication posted on the World Wide Web]. Retrieved on October 17, 2007 from the World Wide Web: <[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/gdwq0506.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506.pdf)>.

Wu, H., Xie, Y., 2005. Effects of EBCT and water temperature on HAA removal using BAC. *J. Am. Water Works Assoc.* 97 (11), 94 - 101.

Xie, Y., Zhou, H., 2002. Use of BAC for HAA removal—Part 2. Column study. *J. Am. Water Works Assoc.* 94 (5), 126 - 134.

Yagi, M., M. Kajino, U. Matsuo, K. Ashitani, T. Kita, and T. Nakamura. 1983. Odor Problems in Lake Biwa. *Water Sci. Technol.* 15:311-321.

Young, W. F., H. Horth, R. Crane, T. Ogden, and M. Arnott. 1996. Taste and odour threshold concentrations of potential potable water contaminants. *Water Res.* 30:331-340.

Zhang, S. and Huck, P. M., Biological water treatment: a kinetic modeling approach. *Wat. Res.*, 30(5), 1195, (1996).

Zhang, S., Huck, P., 1996. Parameter estimation for biofilm processes in biological water treatment. *Water Res.* 30 (2), 456 - 464.

Zho, C., Li, Y., 1995. A study on characteristics of the bio-film from the reactor of ceramic media column. *China Environ. Sci.* 15 (5), 351 - 355.

Zinbei, S., Henriette, C., 1994. Identification and characterization of bacterial activities involved in wastewater treatment by aerobic fixed bed reactor. *Water Res.* 28 (12), 2575 - 2582.

박홍기, 나영신, 정종문, 류동춘, 이상준, 홍용기, 낙동강 하류 상수원수의 생물활성탄에 의한수질개선 및 세균분포 특성, *한국환경과학회지*, 10(2), 105-111, (2001).

배상대, 손희중, 정철우, “활성탄과 생물여과 공정에서의 Chloral hydrate 제거 특성,”  
대한환경공학회지, 30(2), 218~224(2008)

서인숙, 손희중, 최영익, 안육성, 박청길, “활성탄과 생물여과 공정에서의 유기질소계  
염소 소독부산물 제거 특성,” 대한환경공학회지, 29(2), 184~191(2007).

손희중, 박흥기, 이수애, 정은영, 정철우, “생물활성탄 공정에서 활성탄 재질에 따른 부  
착미생물 군집특성,” 대한환경공학회지, 27(12), 1311~1320(2005).

이인선, 상수원 조류에 의한 이취미 발생, 첨단환경기술, 8:8-11(1998).

長澤, “粒狀活性炭表層における微生物の動向,” 第41回 日本水道研究発表會 発表論文集,  
1-3(1990).

