

ORIGINAL ARTICLE

정수처리 공정에서 모델 물질들을 이용한 천연유기물질 처리능 및 소독부산물 생성능 평가

손희종 · 정종문 · 최진택 · 손형식¹⁾ · 장성호^{2)*}

부산광역시 상수도사업본부 수질연구소, ¹⁾부산대학교 미생물학과, ²⁾부산대학교 바이오환경에너지학과

Evaluation of Natural Organic Matter Treatability and Disinfection By-Products Formation Potential using Model Compounds

Hee-Jong Son, Jong-Moon Jung, Jin-Taek Choi, Hyung-Sik Son¹⁾, Seong-Ho Jang^{2)*}

Water Quality Institute, Busan Water Authority, Gimhae 621-813, Korea

¹⁾*Department of Microbiology, Pusan National University, Busan 609-735, Korea*

²⁾*Department of Bioenvironmental Energy, Pusan National University, Miryang 627-706, Korea*

Abstract

While a range of natural organic matter (NOM) types can generate high levels of disinfection by-products (DBPs) after chlorination, there is little understanding of which specific compounds act as precursors. Use of eight model compounds allows linking of explicit properties to treatability and DBP formation potential (DBPFP). The removal of model compounds by various treatment processes and their haloacetic acid formation potential (HAAFP) before and after treatment were recorded. The model compounds comprised a range of hydrophobic (HPO) and hydrophilic (HPI) neutral and anionic compounds. On the treatment processes, an ozone oxidation process was moderate for control of model compounds, while the HPO-neutral compound was most treatable with activated carbon process. Biodegradation was successful in removing amino acids, while coagulation and ion exchange process had little effect on neutral molecules. Although compared with the HPO compounds the HPI compounds had low HAAFP the ozone oxidation and biodegradation were capable of increasing their HAAFP. In situations where neutral or HPI molecules have high DBPFP additional treatments may be required to remove recalcitrant NOM and control DBPs.

Key words : Disinfection by-products (DBPs), Model compounds, Natural organic matter (NOM), Drinking water treatment, Treatability

1. 서론

깨끗하고 안전한 수돗물을 생산하기 위해 정수장에서 소독(disinfection) 공정은 매우 중요한 역할은

한다. 일반적으로 소독제로는 생산단가 및 취급의 용이성 등을 고려하여 염소를 많이 사용하지만 염소는 수중의 천연유기물질(natural organic matter, NOM)과 반응하여 다양한 소독부산물들(disinfection by-

Received 19 February, 2013; Revised 26 April, 2013;

Accepted 30 May, 2013

*Corresponding author : Seong-Ho Jang, Department of Bioenvironmental Energy, Pusan National University, Miryang 627-706, Korea

Phone: +82-55-350-5435

E-mail: jangsh@pusan.ac.kr

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

products, DBPs)을 생성시킨다. 일반적으로 NOM에서 가장 높은 생성농도를 나타내는 DBPs 중들로는 trihalomethanes (THMs)과 haloacetic acids (HAAs)가 있다(Kristiana 등, 2012).

염소 소독부산물 생성에 영향을 미치는 인자로는 수중에 존재하는 NOM의 종류 및 특성, Br⁻ 농도, pH, 반응시간, 온도 및 염소 농도 등이다(Krasner, 1999). 수중의 NOM은 다양한 유기화합물의 혼합체로 존재하며, 크기, 화학적 조성과 구조 및 관능기들과 특성들은 NOM의 유래와 오래된 정도에 따라 많은 차이를 나타낸다(Chin 등, 1994). 이런 다양한 DBPs 생성인자 및 NOM의 구조적 특성이 DBPs 생성에 미치는 영향에 대한 다양한 연구들이 많이 진행중이다(Goslan 등, 2008; Son 등, 2004a; Yang과 Shang, 2004).

Hwang 등의 연구결과(2002)에서는 소수성 유기물질들에 비해 친수성 유기물질들에서 높은 DBPs 생성능을 보고하고 있으나, Liang과 Singer의 연구결과(2003)에서는 친수성 유기물질들에 비해 소수성 유기물질들에서 DBPs 생성능이 높은 것으로 보고하고 있다. 이처럼 보고된 연구결과들이 상반되는 이유는 개개별 시료수 중에 함유된 NOM의 조성이 너무 복잡하며, 각각의 NOM들이 서로 혼합되어 존재하기 때문에 정수공정에서의 각각의 NOM 제거특성 또는 각각의 NOM의 특성에 따른 DBPs 생성 특성들을 파악하기란 매우 어렵다. 따라서 최근에는 수중에 존재하는 다양한 NOM과 유사한 특성을 지닌 여러 모델물질들을 이용하여 정수공정에서의 각각의 NOM 제거특성 또는 각각의 NOM의 특성에 따른 DBPs 생성 특성들에 대해 조사·연구하는 방법들이 제시되고 있다(Kim과 Reckhow, 2008; Reckhow 등, 2004).

따라서 본 연구에서는 상수원수 중에 복잡한 형태로 존재하는 NOM들에 대해 정수처리 공정상의 제거 특성 평가와 이들에서의 소독부산물 생성 특성을 평가하기 위해 4 부류(hydrophobic- and hydrophilic-

neutral 및 hydrophobic- and hydrophilic-anionic)의 8종의 모델물질들을 선정하여 응집, 이온교환, 활성탄 흡착, 오존산화 및 생물분해 실험을 수행한 후 모델물질별 각각의 제거특성을 잔존 DOC 농도로 평가하였고, 소독부산물 생성능은 HAA 생성능으로 평가하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 실험 재료

본 실험에 사용된 8종의 모델물질인 glutamic acid, glycine, leucine, serine, mannose, xylose, tannic acid 및 resorcinol은 순도 99% 이상의 특급시약(Sigma-aldrich, USA)을 사용하였다. 시료수는 초순수(Millipore)에 300 m³/일 처리용량의 오존/활성탄 공정을 갖춘 고도 정수 처리용 pilot-plant의 최종 처리수를 활성탄 흡착공정(F-400 신탄, Calgon, USA)에서 공탑체류시간 30분의 조건에서 재처리하여 처리수의 용존 유기탄소(dissolved organic carbon, DOC) 농도가 0.2 mg/L 이하인 처리수를 실험에 사용하였다. 단위공정별 제거 실험에서 응집, 이온교환 및 활성탄 흡착 실험에 사용된 시료수의 경우 수중의 DOC 농도가 10 mg/L가 되도록 조제하였으며, 오존 및 생물분해 실험의 경우는 수중의 DOC 농도를 5 mg/L 조제하여 실험을 진행하였다. Table 1에는 본 실험에 사용된 최종처리수의 성상을 나타내었으며, Table 2에는 실험에 사용된 8종의 모델물질들에 대한 물리·화학적 성상을 나타내었다.

2.2. 실험 방법

2.2.1. 단위 공정별 제거실험

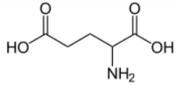
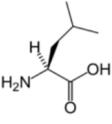
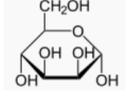
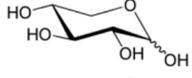
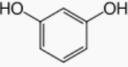
단위공정별 실험은 응집, 이온교환, 활성탄 흡착 및 생물분해 실험으로 나누어 실험하였다.

응집 실험은 2 L 용량의 jar를 사용하는 jar-tester (phipps & bird, USA)를 사용하였으며, 응집제는 낙동강 하류에 위치한 정수장에서 많이 사용하는 무기

Table 1. Characteristics of final treated water

Parameter	pH	Turbidity	DOC	Alkalinity	Temp.
	(-)	(NTU)	(mg/L)	(mg/L as CaCO ₃)	(°C)
Value	6.8	0.06	0.18	28	18~21

Table 2. Physicochemical properties of model compounds (Croué 등, 2000)

Compound	Structure	Log K _{ow}	M.W.	Classification	Chemical group
L-Glutamic acid		-3.69	147	Hydrophilic anionic	Amino acid
Glycine		-3.21	75	Hydrophilic neutral	Amino acid
L-Leucine		-1.52	131	Hydrophilic neutral	Amino acid
L-Serine		-3.07	105	Hydrophilic neutral	Amino acid
D-Mannose		-3.24	180	Hydrophilic neutral	Carbohydrate
D-Xylose		-1.98	150	Hydrophilic neutral	Carbohydrate
Tannic acid		NA	1701	Hydrophobic anionic	Phenolic
Resorcinol		0.80	110	Hydrophobic neutral	Phenolic

고분자 응집제인 PSO-M(Al_2O_3 7%, 서정화학)을 사용하였으며, 시료수의 pH를 7 부근으로 조절한 후 PSO-M 주입농도를 최대 100 mg/L까지 투입하여 최대 제거율을 조사하였다.

이온교환수지를 사용한 수중의 모델물질 제거 실험에서 이온교환수지는 MIEX[®] (Orica, Australia)를 사용하였으며, 2 L 용량의 jar에서 24시간 동안 100 rpm으로 교반시켰다. 시료수의 pH는 7 부근으로 조절하여 실험하였으며, MIEX[®] 투입농도는 최대 100 mL/L까지 투입하여 최대 제거율을 조사하였다.

활성탄 흡착실험은 석탄계 신탄(F-400, Calgon, USA)을 직접 분쇄하여 실험에 사용하였으며, 300 mL 용량의 BOD병에 pH가 7 부근으로 조절된 시료수 150 mL를 주입한 후 0.2~25 g/L의 농도로 분말활성탄을 투입하여 24시간 동안 shaking incubator에서 20°C, 100 rpm으로 교반시켰다.

오존처리 실험은 시료수의 pH를 7 부근으로 조절한 후 10 L 용량의 오존 접촉조를 이용하여 20분 동안 2~10 mg/L 농도로 오존을 투입하였으며, 오존 접촉 후 $Na_2S_2O_3$ (Junsei Chemical, Japan)를 사용하여 잔류오존을 제거하였다.

생물분해 실험은 2년간 실험실 규모의 정수처리용 biofilter로 운전된 anthracite 컬럼의 상층부에서 anthracite를 채집하여 초순수로 여러 번 세척한 후 pH를 7 부근으로 조절하여 농축된 무기 영양염류를 주입(Goel 등, 1995; Son 등, 2004b)한 시료수 150 mL가 채워져 있는 300 mL 용량의 BOD병에 습중량 2 g씩 투입하여 shaking incubator에서 20°C, 100 rpm의 교반조건에서 8일간 생물분해 실험을 진행하였다.

염소 소독부산물 생성능 실험은 차아염소산 나트륨 용액을 3000 mg/L의 농도로 희석하여 각각의 모델 물질들이 함유된 300 mL BOD병에 20 mg · Cl/L의

농도로 주입한 후 pH를 6.8~7.2로 조절하여 20℃ 압소에서 7일간 염소와 반응시켰으며, 7일 후에 생성된 HAA 농도를 US EPA method 552.3 (2003)에 근거하여 GC/ μ ECD (Agilent 6890N, U.S.A.)를 사용하여 분석하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 응집과 이온교환 공정에서의 모델물질 제거 특성

응집공정과 이온교환 공정에서의 8종의 모델물질들의 제거 특성을 살펴본 것을 Fig. 1에 나타내었다. Tannic-acid (Tan-A)와 glutamic acid (Glu-A)를 제외하고는 응집과 이온교환 공정에서 제거율이 매우 저조하게 나타나고 있다. PSO-M 응집제를 이용한 응집공정의 경우 2%~7% 정도의 제거율을 나타내었으며, MIEX[®] 이온교환수지를 이용한 이온교환 공정에서는 2%~9%의 제거율을 나타내어 두 공정에서의 제거율에는 큰 차이가 없었다. Tan-A의 경우는 응집공정 및 이온교환 공정에서 각각 89% 및 91%의 제거율을 보였으며, Glu-A의 경우는 각각 33% 및 51%의 제거율을 나타내었다. Table 2에 나타내었듯이 Tan-A와 Glu-A를 제외하 나머지 6종의 모델 물질들의 경우는 HPI-neutral 또는 HPO-neutral 형태로 존재하는 반면 Tan-A와 Glu-A의 경우는 HPI-anionic 및 HPO-anionic 형태로 존재하여 응집이나 이온교환과 같이 구동력이 charge driven인 공정에서는 비교적 높은 제거율을 나타낸다. 또한, Tan-A와 Glu-A의 제거율의 차이는 HPI/HPO 차이에서 발생된 결과로 판단되며,

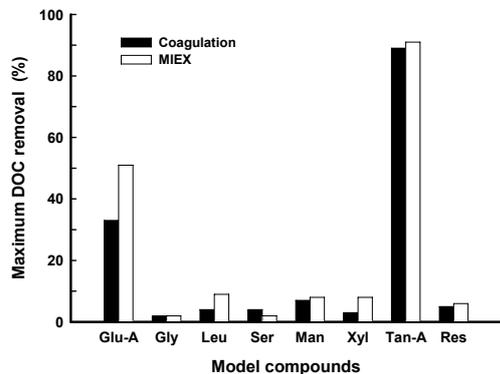


Fig. 1. Treatment of model compounds by coagulation and ion exchange.

Sharp 등의 연구결과(2006)에서도 HPI 계열 물질(acid 및 non-acid)들과 대표적인 HPO 계열 물질들로 알려져 있는 humic acid와 fulvic acid에 대해 응집공정에서의 제거특성을 조사한 결과, HPI 계열 물질들의 경우 응집에 의한 제거율이 최대 14%~17%로 나타난 반면 humic acid와 fulvic acid의 경우는 최대 제거율이 각각 84%와 64% 정도인 것으로 보고하고 있다.

3.2. 활성탄 흡착공정에서의 모델물질 제거 특성

활성탄 흡착공정에서의 4종의 모델물질들의 제거 특성을 살펴본 것을 Fig. 2에 나타내었다. Fig. 2에서 볼 수 있듯이 HPO 계열인 resorcinol (Res)과 tannic acid (Tan-A)의 경우는 1 g/L 정도의 분말활성탄 처리에 의해 각각 89%와 84%의 제거율을 나타내었으며, 최대 5~7.5 g/L의 분말활성탄 처리에 의해서는 각각 90% 및 86% 정도의 제거율을 나타내었다. 반면, HPI 계열인 serine (Ser)과 glutamic acid (Glu-A)의 경우는 1 g/L 정도의 분말활성탄 처리에 의해서는 각각 4%와 42% 정도의 제거율을 나타내었고, 10~25 g/L의 농도로 분말활성탄 처리를 하여야만 각각 62% 및 75% 정도의 최대 제거율을 얻을 수 있었다. Owen 등 (2000)은 수중의 NOM을 활성탄 흡착공정으로 제거 시 소수성(HPO)을 띄며 고분자 물질일수록 친수성(HPI) 저분자 물질들에 비해 활성탄에 우선적으로 흡착·제거되는 것으로 보고하였다. 또한, Fig. 2에는 나타나지 않았으나 동일한 화학적인 특성을 가지는 그룹들(아미노산(amino acid)류 4종 또는 탄수화물(carbohydrate)류 2종)의 흡착 특성의 경우 물질의 분자량이 클수록 활성탄 흡착에 유리한 것으로 나타났다. 그러나 Tan-A와 Res의 경우 오히려 분자량이 작은 Res가 활성탄에 흡착이 용이한 것으로 나타나고 있으며, 이는 Fig. 1에서도 언급하였듯이 Tan-A와 Res는 HPO-anionic 및 HPO-neutral 특성을 지니기 때문에 Tan-A의 경우 활성탄 표면과의 정전기적인 반발력(electrostatic repulsion)에 의해 활성탄에 대한 흡착능의 감소가 유발된 것으로 판단된다(Karanfil 등, 1999).

따라서 모델물질들을 이용하여 활성탄 흡착에 영향을 미치는 NOM 자체의 물리·화학적 특성들 중에서 hydrophobicity가 가장 큰 영향을 미치는 인자였으

며, 다음으로 각각의 물질들의 분자량 크기와 전하(charge) 값인 것으로 나타났다.

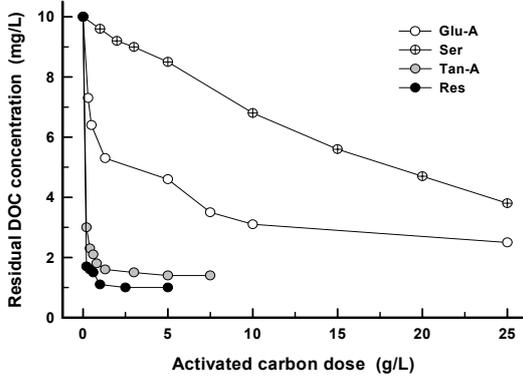


Fig. 2. Activated carbon treatment of model compounds.

3.3. 오존 산화공정에서의 모델물질 제거 특성

오존 산화공정에서의 4종의 모델물질들의 제거 특성을 살펴본 것을 Fig. 3에 나타내었다. HPI 계열 물질들(Ser과 Glu-A)은 HPO 계열의 물질들(Tan-A와 Res)에 비해서 오존처리에 의해 비교적 빨리 무기화(mineralization) 되는 경향을 나타내었으며, 20분 동안 20 mg/L의 오존투입에 의해 친수성 계열인 Ser과 Glu-A는 완전 무기화되었으며, 소수성 계열인 Tan-A와 Res의 경우는 각각 94% 및 88% 정도 제거되었다.

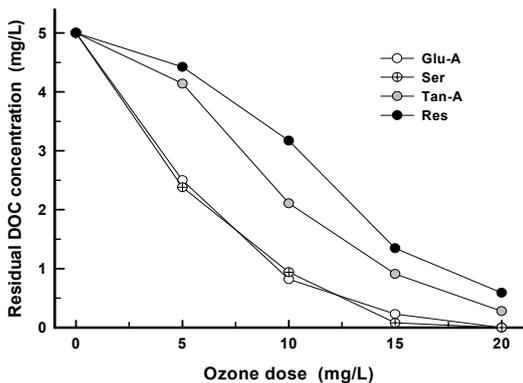


Fig. 3. Ozone treatment of model compounds.

3.4. 생물여과 공정에서의 모델물질 제거 특성

생물여과 공정에서의 4종의 모델물질들의 제거 특성을 살펴보기 위하여 종속영양성 박테리아들이 부

착되어 생물학적으로 활성을 가진 anthracite를 이용하여 접촉시간에 따른 잔존 DOC 농도변화를 살펴본 것을 Fig. 4에 나타내었다. 아미노산류인 Glu-A와 Ser의 경우는 접촉 초기부터 빠른 생분해율을 나타내었으며, 접촉시간 4일 이후에 Glu-A 및 Ser가 각각 최대 75%와 88%의 생분해율을 나타내었다. Fig. 4에는 나타내지 않았으나 glycine과 leucine의 경우 접촉시간 8일까지 최대 93%와 82%의 제거율을 나타내어 아미노산류의 경우 전체적인 생분해율이 75%~93% 정도로 나타났다. 반면 Res와 Tan-A의 경우는 접촉시간 8일 동안 각각 최대 40% 및 47%의 생분해율을 나타내어 아미노산류들과 비교하여 생분해율에 많은 차이를 나타내었다.

또한, Fig. 4에는 나타내지 않았으나 탄수화물류인 mannose와 xylose의 경우는 각각 최대 52% 및 56% 정도의 생분분해되어 동일한 친수성 계열인 4종의 아미노산류들과 비교하여 매우 저조한 생분해율을 나타내었다. 비록 mannose와 xylose의 분자량이 각각 180 g/mol과 150 g/mol로 4종의 아미노산류들의 75~147 g/mol에 비해 분자량이 크지만 Glu-A와 xylose의 분자량의 경우 150 정도로 거의 동일하며, 또한 친수성인 mannose와 xylose의 경우 소수성 계열인 Res와 Tan-A에 비해서는 10% 정도 상승된 생분해율을 보였다. 따라서 생분분해 공정에서의 주요 제거 구동인자는 물질 자체의 화학적인 구조(chemical structure) 차이에서 기인되는 것으로 판단되며, 다음으로 친/소수도와 분자량 크기와 같은 인자들이 영향을 미치는 것

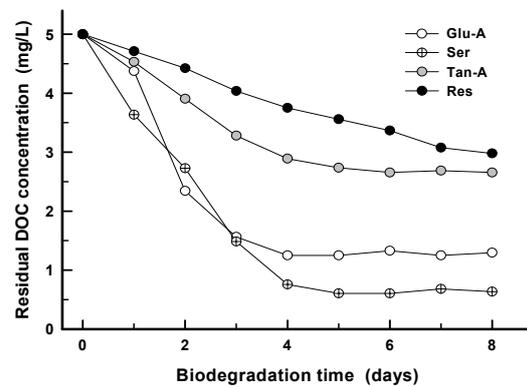


Fig. 4. Biodegradation of model compounds.

으로 판단된다. 생물여과 공정에서 NOM 제거특성을 조사한 Hwang 등의 연구결과(2001)에서도 아미노산류와 같은 저분자 acid류가 생물여과 공정에서의 주요 제거물질들로 보고하고 있다.

3.5. 단위공정 처리 전후의 염소 소독부산물 생성능 변화

8종의 모델물질들에서의 단위 DOC 당 HAA 생성능_{7일}(HAAFP_{7days}/DOC) 및 8종의 모델물질들 자체의 구조적인 변화를 유발하는 생물분해 및 오존 처리 후의 이들에서의 HAAFP_{7days}/DOC 변화를 조사한 것을 Fig. 5에 나타내었다. 모델물질 자체에서의 HAAFP_{7days}/DOC의 경우 소수성 계열인 tannic acid (Tan-A) 및 resorcinol (Res)에서 각각 156 µg/mg 및 13 µg/mg으로 나타나 다른 6종의 친수성 물질들의 0.1~2 µg/mg에 비해 매우 높은 반응성을 보였다. Tan-A와 Res의 경우는 염소와 반응성이 매우 높은 방향족 구조를 포함하고 있어 THM이나 HAA에 대한 생성이 용이하다(Singer, 1999).

Fig. 5에 나타낸 생물분해 및 오존산화 이외의 응집, 이온교환 및 활성탄 흡착과 같은 물질 자체의 구조적 변화를 유발하지 않는 비 반응성(non-reactive) 공정들에서의 HAAFP_{7days}/DOC의 경우는 수중에 잔존하는 DOC 농도의 감소에 비례하여 HAAFP 농도도 감소하는 것으로 나타났다. 그러나 불완전한 오존처리(총 오존 투입농도 10 mg/L)는 Tan-A를 제외하고는 단위 DOC 당 HAA 생성능_{7일}(HAAFP_{7days}/DOC)을 오히려 증가시키는 것으로 나타났다. 특히, Glu-A의 경우는 오존처리 전 HAAFP_{7days}/DOC가 1 µg/mg에서 오존 처리 후에는 25 µg/mg으로 25배 정도 증가하였다. 증가된 HAAFP 농도의 대부분이 dichloroacetic acid 생성능(DCAAFP)이 차지하는 것으로 나타났으며, 25 µg/mg 중에서 DCAAFP_{7days}/DOC가 18 µg/mg으로 전체의 78%를 차지하였고, DCAAFP 농도의 증가는 diketone의 형성으로 인한 aldehyde 생성과 연관이 있다(Reckhow와 Singer, 1986).

8종의 모델물질들에 대해 생물분해 처리 후의 HAAFP_{7days}/DOC를 조사한 결과, 오존처리에서와 같이 몇몇 모델물질들에서의 현저한 상승은 없었으나 Tan-A를 제외한 나머지 7종의 모델물질들에서의 HAAFP_{7days}/DOC가 증가하였다. Fig. 5에 나타난 결

과를 비교하여 볼 때, Tan-A의 경우 다른 7종의 모델물질들과 달리 HAAFP_{7days}/DOC가 156 µg/mg으로 월등히 높은 것과 생물분해와 오존처리 후에 HAAFP_{7days}/DOC가 각각 147 µg/mg와 55 µg/mg로 감소한 점은 매우 특이한 현상이다. 일반적으로 고도 정수처리공정으로 알려진 오존과 생물활성탄(biological activated carbon) 공정은 염소 소독부산물 전구물질들의 제거에 효과적인 것으로 알려져 있다(Noh 등, 2002; Son 등, 2009). 하지만 몇몇 모델물질들을 이용한 실험결과에서 볼 수 있듯이 HAA 생성능을 오히려 증가시키는 것으로 나타나고 있어 여기에 대한 보다 심층적인 연구와 검토가 필요한 것으로 나타났다.

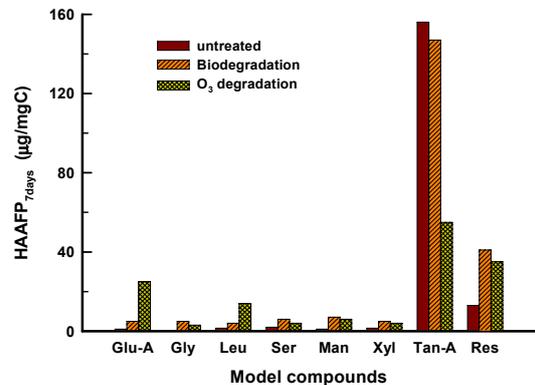


Fig. 5. Effect of biodegradation and ozone degradation on HAAFP of model compounds.

3.6. 정수처리 공정에 따른 NOM 제거 특성

상수원수 중에 잔존하는 NOM들은 그 기원(origin)도 알 수 없는 매우 다양한 물질들이 서로 혼합되어 있어 사실상 선택적인 분리가 거의 불가능하다. 따라서 이런 복잡한 수중의 NOM들이 각각의 정수처리 공정 상에서 어떤 거동을 나타내는지와 어떤 메커니즘에 의해 제거되는지를 평가하기란 매우 어렵다. 그렇기에 8종의 모델물질을 선정하여 몇몇 단위 공정들에서의 이들에 대한 거동 평가와 함께 8종의 모델물질들을 제거하는 구동력에 대해 간단히 평가해 본 것을 Table 3에 나타내었다. 응집과 이온교환 공정은 정전기적(electrostatic)인 힘이 주 구동력으로 작용하는 것으로 나타났으며, 활성탄 흡착공정의 경우는 소수성을 강하게 띠는 물질일수록 제거율이 높았고, 다음으로 분

Table 3. Selectivity of NOM removal processes

Process	Driving force		Selectivity	Least treatable
	Primary	Secondary		
Coagulation	Electrostatics	Insignificant	Anionic molecules	Neutral molecules
Anion exchange	Electrostatics	Insignificant	Anionic molecules	Neutral molecules
GAC adsorption	Hydrophobicity	Size, Electrostatics	Hydrophobic neutral, High MW molecules	Hydrophilic charged and low MW molecules
Biological treatment	Chemical structure	Size, Hydrophobicity	Low MW acids	Large and hydrophobic molecules
Ozone treatment	Reactivity with O ₃ molecule	Reactivity with OH radical	-	-

차량 크기와 정전기적(electrostatic)인 힘이 관여한다. 생물활성탄과 같은 생물학적인 처리공정에서는 화학적인 구조 차이가 생분해율을 결정하는 가장 큰 인자이며, 다음으로 분자량 크기와 소수도(hydrophobicity)의 차이에서 비롯된다.

소독부산물 전구물질 제거를 위한 정수처리 공정의 선정 및 배열은 주요 소독부산물 전구물질로 알려진 소수성 물질들은 응집(또는 이온교환 공정)으로 제거가 가능하며, 처리 후 잔존하는 hydrophobic-neutral 물질들의 제어를 위해서는 활성탄 흡착공정의 채택이 필요하며, 친수성 물질들의 제어가 필요한 경우는 생물활성탄과 같은 생물여과 공정의 채택이 필요하다.

4. 결론

본 연구에서는 상수원수 중에 복잡한 형태로 존재하는 NOM들에 대해 정수처리 공정상의 제거 특성 평가와 이들에서의 소독부산물 생성 특성을 평가하기 위해 4 부류(hydrophobic- and hydrophilic-neutral 및 hydrophobic- and hydrophilic-anionic)의 8종의 모델 물질들을 선정하여 응집, 이온교환, 활성탄 흡착, 오존 산화 및 생물분해 실험을 수행한 후 모델물질별 각각의 제거특성을 잔존 DOC 농도로 평가하였고, 소독부산물 생성능은 HAA 생성능으로 평가하였다.

활성탄 흡착공정은 hydrophobic-neutral 물질들의 제거에 매우 효과적이었으며, 생물분해에 의해서는 친수성 아미노산류들이 쉽게 제거되었다. 반면 응집과

이온교환 공정에 의해서는 일부 소수성 및 친수성 물질은 제거가 가능하였으나 hydrophobic- 및 hydrophilic-neutral 물질들은 매우 낮은 제거능을 나타내었다. 소수성 물질들과 비교해보면 친수성 물질들이 매우 낮은 HAA 생성능을 나타내었으나, 오존산화 및 생물분해 공정을 거친 후에는 HAA 생성능이 3~25배 정도 상승하였다. 이는 추가적인 처리를 통해 잔존하는 친수성 물질들을 제거 및 HAA 생성능 제어가 필요하다는 것을 의미한다.

참고 문헌

- Chin, Y. P., Aiken, G. O., Loughlin, E. O., 1994, Molecular weight, polydispersity and spectroscopic properties of aquatic humic substances, *Environ. Sci. Technol.*, 28(11), 1853-1858.
- Croué, J. P., Korshin, G. V., Benjamin, M., 2000, Characterization of NOM in Drinking Water, AWWARF Report No. 90780, AWWA Research Foundation, USA.
- Goel, S., Hozalski, R. M., Bouwer, E. J., 1995, Biodegradation of NOM: effect of NOM source and ozone dose, *J. AWWA*, 87(1), 90-105.
- Goslan, E. H., Jefferson, B., Jarvis, P. R., Parson, S. A., 2008, Aquatic natural organic matter (NOM): will it form THMs or HAAs?, *Proceedings of IWA World Water Congress*, September 10-14, Beijing, China.
- Hwang, C. J., Krasner, S. W., Scimanti, M. J., Amy, G. L., Dickenson, E., Bruchet, A., Prompsy, C., Filippi, G., Croué, J. P., Violleau, D., 2001, Polar NOM:

- Characterization, DBPs, Treatment, AWWARF Report No. 98077, AWWA Research Foundation, USA.
- Hwang, C. J., Krasner, S. W., Schlimenti, M. J., Amy, G. L., 2002, Polar NOM: Characterization, DBPs, Treatment, AWWA Research Foundation, USA.
- Karanfil, T., Kitis, M., Kilduff, J. E., Wigton, A., 1999, Role of granular activated carbon surface chemistry on the adsorption of organic compounds. 2. natural organic matter, *Environ. Sci. Technol.*, 33(18), 3325-3333.
- Kim, J., Reckhow, D. A., 2008, Role of proteins and amino acids in DBP formation, *Proceedings of IWA NOM Conference*, September 2-4, Bath, U.K.
- Kristiana, I., Charrois, J. W. A., Hrudey, S. E., 2012, Research overview, regulatory history and current worldwide status of DBP regulations and guidelines, In *Disinfection By-Products and Human Health*, Hrudey, S. E. and Charrois, J. W. A.(Eds), International Water Association publishing, London, pp. 11-39.
- Krasner, S. W. 1999, Chemistry of disinfection by-product formation, In *Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water*, Singer, P. C.(Ed), American Water Works Association, Denver, pp. 27-52.
- Liang, L., Singer, P. C., 2003, Factors influencing the formation and relative distribution of haloacetic acids and trihalomethanes in drinking water, *Environ. Sci. Technol.*, 37(13), 2920-2928.
- Noh, J. S., Son, H. J., Park, E. J., Hwang, Y. D., Sin, P. S., Kang, L. S., Joo, G. J., 2002, Changes in characteristics of natural organic matter and DBPs precursor removal by advanced water treatment processes, *J. of KSEE*, 24(12), 2075-2087.
- Owen, D. M., Amy, G. L., Chowdhury, Z. K., 2000, Characterization of NOM and its Relationship to Treatability, AWWARF Report No. 90631, AWWA Research Foundation, USA.
- Reckhow, D. A., Rotello, V., Kim, J. Bull, R. J., 2004, Disinfection byproduct formation from key nitrogenous precursors, In *Proceedings of AWWA WQTC*.
- Reckhow, D. A., Singer, P. C., 1986, Mechanisms of organic halide formation during fulvic acid chlorination and implications with respect to preozonation, In *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects*, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, pp. 1229-1257.
- Sharp, E. L., Jarvis, P., Parsons, S. A., Jefferson, B., 2006, Impact of fractional character on the coagulation of NOM, *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 286(1-3), 104-111.
- Singer, P. C., 1999, *Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water*, AWWA, USA.
- Son, H. J., Jung, C. W., Kang, L. S., 2004a, The relationship between disinfection by-product formation and characteristics of natural organic matter in the raw water for drinking water, *J. Kor. Soc. Environ. Eng.*, 26(4), 457-466.
- Son, H. J., Jung, C. W., Kang, L. S., 2004, Determination of the BDOC_{rapid} and BDOC_{slow} using batch bio-reactor, *J. of KSWE*, 20(4), 357-364.
- Son, H. J., Yoo, S. J., Roh, J. S., Yoo, P. J., 2009, Biological activated carbon (BAC) process in water treatment, *J. Kor. Soc. Environ. Eng.*, 31(4), 308-323.
- U.S.EPA, 2003, National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development, Method 552.3., Cincinnati, Ohio.
- Yang, X., Shang, C., 2004, Chlorination byproduct formation in the presence of humic acid, model nitrogenous organic compounds, ammonia and bromide, *Environ. Sci. Technol.*, 38(19), 4995-5001.