

정수처리 공정에서 AOC 거동 및 저감방안

연구 총괄	수도연구부장	최영준
연구책임자	수처리연구과장	박 현
책임연구원		최연규
공동연구원		이호원
		조완선
		이광제
		이건수
		김정호
		이은숙

요약문

I. 연구제목

정수처리 공정에서 AOC 거동 및 저감방안

II. 연구기간

2013. 1. ~ 2014. 12.

III. 연구배경 및 목적

염소냄새 없는 수돗물 생산을 위한 다양한 노력의 하나로 외국의 사례와 같이 소독제를 사용하지 않는 방안에 대한 서울시 적용성 평가

배급수계통 미생물 증식능의 지표인 AOC(Assimilable Organic Carbon : 동화가능 유기탄소) 농도에 기초한 서울시 수돗물의 생물학적 안전성 평가

계절별 원수 및 정수처리 공정에서 AOC의 변화와 영향인자를 분석함으로써 AOC 저감을 위한 정수처리공정 운영방안 도출

IV. 연구내용

1. 계절별 원·정수의 AOC 모니터링
2. 정수처리 공정별 AOC 변화 및 제거특성 파악
3. 정수처리에서의 AOC 변화에 대한 영향인자 분석

V. 연구결과

1. 한강원수의 AOC 농도는 18 ~ 153 $\mu\text{g acetate-C/L}$, 평균 64 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 를 나타냈으며 봄 ~ 가을에 낮고 미생물 활성이 감소하는 겨울에 높은 경향을 나타내었다. 원수의 AOC 농도는 조류세포 증가 시 증가하는 경향을 보였으며 수온 상승 및 고탁도 유입 시 감소하는 경향을 나타내었다.
2. 고도정수처리된 서울시 정수의 AOC 농도는 18 ~ 70 (연평균 36) $\mu\text{g acetate-C/L}$ 로 잔류소독제 없이도 생물학적 안전성을 확보할 수 있는 AOC 농도범위인 10 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 을 초과하는 것으로 나타났다. 하지만 염소소독 시스템에서 생물학적으로 안전한 수돗물을 공급하기 위한 AOC의 농도기준인 100 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 이하를 연중 만족하였으며 특히 미생물의 활성이 높아지는 봄 - 가을에는 40 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 이하로 비교적 낮은 수준을 나타내었다. 관말까지 잔류염소가 유지된다면 서울시 수돗물에서는 배급수계통의 미생물 증식이 효과적으로 억제될 수 있을 것으로 판단된다.
3. 영등포정수센터 이중여재와 활성탄 여과수의 연평균 AOC 농도는 각각 51, 32 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 로 고도정수처리시 37 %의 AOC 저감효과를 나타내었다. 하지만 5 ~ 11월까지는 이중여재와 활성탄 여과수의 AOC 수준이 유사했으며 저수온기인 12 ~ 3월에만 활성탄 여과수가 이중여재 여과수보다 높게 나타났다.
4. 정수처리 과정에서 염소, 오존 등 산화제 주입 시 용존유기물의 저분자화 및 조류 등 입상물질의 파괴로 인해 AOC가 크게 증가하는 경향을 나타내었다. 산화공정 운영 시 AOC 저감을 위해 후단의 생물여과지의 운영 및 관리가 중요할 것으로 판단된다.
5. 원수부터 급속여과까지의 표준정수처리에서 AOC의 변화는 주로 AOC-P17의 변화와 일치한 반면 오존공정 이후에서는 AOC-NOX의 변화에 의존하는 경향을 나타내었다. 전염소 처리 시 조류세포가 파괴되어 세포내부 유기물질(IOM)을 구성하는 AOC-P17이 주로 유출되는 반면, 오존처리시에는 강력한 산화력에 의해 저분자 형태인 AOC-NOX가 생성되는 것으로 사료된다.
6. 전염소에 의해 증가된 AOC는 응집·침전 및 급속여과 과정에서 제거되었으며 오존에 의해 증가된 AOC는 활성탄 여과공정에서 효과적으로 제거되었다. AOC 저감을 위한 생물여과지의 여재로는 입상활성탄, 안트라사이트, 모래의 순으로 효과적인 것으로 나타났다. 고수온기에는 주로 여재에 부착된 미생물의 분해에 의해 AOC가 제거되는 반면, 미생물 활성이 감소하는 저수온기에는 활성탄의 흡착능에 의해 AOC가 제거되

는 것으로 나타났다.

- 7. 영등포정수센터 막여과 공정의 경우 가압식은 AOC를 제거하지 못했으며 침지식은 43 %의 제거율을 나타내었다. 침지식의 경우 고농도의 유기물이 농축된 침지조 및 막모듈에 미생물이 증식하여 AOC를 분해했을 가능성이 있을 것으로 사료된다.

VI. 활용방안

서울시 원정수의 AOC를 분석하여 아리수의 생물학적 안전성 평가자료를 확보하고 향후 소독공정 개선 및 배급수계통의 잔류염소 관리방안 수립시 기초자료로 활용

정수처리 공정에서의 AOC 저감을 위한 공정 운영방안을 제시하여 아리수의 미생물학적 안전성 확보

유세포분석기를 이용한 신속한 세균 분석법을 도입하여 활성탄여과지 미생물 누출감시 등공정관리에 활용

목 차

- 1. 서론** 174
 - 1.1. 연구배경 174
 - 1.2. 연구내용 176
- 2. 연구방법** 176
 - 2.1. 정수센터 공정별 제거특성 분석 176
 - 2.1.1. 정수처리공정에서의 AOC 변화분석 176
 - 2.1.2. 막여과공정에 의한 AOC 제거특성 분석 177
 - 2.2. Lab and Column Test 177
 - 2.2.1. 전염소 반응실험 177
 - 2.2.2. 컬럼테스트 178
 - 2.3. AOC 분석 178
 - 2.3.1. Standard method 9217법 179
 - 2.3.2. 유세포분석기를 이용한 AOC 분석법 181
 - 2.4. 저온일반세균 및 여재 부착세균 분석 182
 - 2.4.1. 저온일반세균 182
 - 2.4.2. 여재 부착세균 183
 - 2.5. 일반항목 분석방법 183
- 3. 결과 및 토의** 184
 - 3.1. 계절별 원수 AOC 변화 및 영향인자 184
 - 3.2. 정수처리 공정별 AOC 변화 및 제거특성 185
 - 3.2.1. 전염소 처리에 의한 AOC 변화 187
 - 3.2.2. 응집침전 공정에 의한 AOC 변화 189
 - 3.2.3. 오존에 의한 AOC 변화 190

3.2.4. 여과 및 입상활성탄에 의한 AOC 변화 192

3.3. 정수의 AOC 농도 및 배급수계통의 생물학적 안전성 평가 198

3.4. 고도정수처리에 의한 AOC 저감효과 200

3.5. 막여과 공정에 의한 AOC 변화 201

3.6. 정수처리 공정에서의 AOC-P17과 AOC-NOX 제거특성 202

4. 결 론 205

참고문헌 206

표 목 차

표 1. 영등포 2정수장 공정별 AOC 및 AOC-P17, AOC-NOX 농도 186

그림 목 차

그림 1. 영등포, 광암정수센터 정수처리 공정도 176

그림 2. 영등포정수센터 막여과 플랜트 공정도 177

그림 3. 풍납원수 AOC 농도와 수질인자의 계절적 변화 185

그림 4. 영등포정수센터 공정별 TOC, DOC, AOC 변화 186

그림 5. 원수 전염소 처리시 용존성 AOC 및 입자성 AOC 증가 188

그림 6. 월별 영등포 원수 및 착수정원수 AOC 변화 188

그림 7. 광암정수센터 정수처리공정에서의 AOC 변화 190

그림 8. 영등포정수센터 오존 주입률과 AOC 증가의 상관관계 191

그림 9. 오존 주입률별 오존 접촉조 및 활성탄 여과지 유출수 AOC 농도 변화 192

그림 10. 여재별 수온에 따른 TOC, AOC 흡착 제거율 비교 193

그림 11. 영등포정수센터 이중여재 및 활성탄에서의 AOC 제거율 및 유출수의
저온일반세균 변화 194

그림 12. 영등포정수센터 활성탄 여과지 하층 월별 부착세균량 195

그림 13. 광암, 영등포정수센터 급속여과지의 AOC 제거율 비교 196

그림 14. 광암, 영등포정수센터 급속여과지의 부착미생물량 196

그림 15. 광암, 영등포정수센터 활성탄 여과지의 AOC 제거율 비교 197

그림 16. 영등포정수센터 정수의 계절별 AOC 농도 및 생물학적 안전성 기준 199

그림 17. 영등포정수센터 월별 이중여재 및 활성탄 여과수의 AOC 농도 200

그림 18. 영등포, 암사정수센터 정수의 배양기간 중 잔류염소 및
저온일반세균 변화 201

그림 19. 영등포정수센터 막여과 공정에 의한 AOC 변화 202

그림 20. 영등포정수센터의 공정별 AOC, AOC-P17, AOC-NOX의 변화 204

1. 서론

1.1 연구배경

미생물의 성장은 수온, pH, 영양염류, 유기탄소 농도 등 다양한 물리, 화학적 요인의 영향을 받는다(LeChevallier et al., 1991 ; WHO, 2003 ; Lu et al., 2014). 이 중 미생물에게 유해한 환경이 조성되거나 미생물의 성장에 필수적인 요인이 제거 될 경우 미생물의 증식은 억제될 수 있다. 이러한 원리로 수돗물의 미생물학적 안전성을 확보하기 위해서는 크게 두 가지 접근방법이 사용되고 있다.

첫 번째는 물리, 화학적 방법을 이용하여 이미 증식되어져 있는 미생물을 제거 또는 불활성화시키는 소독공정(disinfection)이다. 배급수계통에도 소독제를 잔류시킴으로써 수도꼭지까지 미생물의 증식을 억제할 수 있다. 이는 국내외에서 가장 일반적인 수돗물 관리 방법이지만 화학적 소독의 경우 유해한 소독부산물을 생성하고 염소냄새 같은 불쾌감을 유발할 수 있다는 단점이 있다.

두 번째 접근방법은 미생물의 먹이원을 제한하는 방법이다. 수돗물에서 미생물 성장의 제한인자는 보통 무기 영양염류보다는 유기탄소 농도이며 정수처리 후 남아있는 자연 유기물질(NOM)이 미생물의 주 탄소원으로 알려져 있다(van der Kooij, 1982 ; LeChevallier, 1991). 미생물은 물속의 모든 유기탄소를 이용할 수는 없으며 보통 저분자량의 유기탄소를 잘 이용하여 성장한다(van der Kooij, 1992 ; Hammes et al., 2006). 이렇게 미생물이 쉽게 분해하여 미생물 생체내로 동화할 수 있는 유기물을 AOC (Assimilable Organic Carbon)라고 한다(van der Kooij, 1982). 미생물의 증식은 TOC(Total Organic Carbon) 보다는 미생물의 먹이원이 될 수 있는 AOC와 관련이 있다. TOC가 높아도 미생물이 이용할 수 없는 고분자 형태라면 미생물 증식은 억제될 수 있는 반면, TOC가 낮아

도 그 중 대부분이 미생물이 이용 가능한 형태의 유기물이라면 미생물의 증식능은 높을 수 있다. 따라서 AOC는 배급수계통 미생물 증식의 지표로 잘 알려져 있으며 많은 연구자들에 의해 수돗물의 생물학적 안전성 확보를 위한 AOC 기준이 제시되어 왔다 (Van der Kooij, 1992 ; Lechevallier et al., 1991, 1993 ; Liu et al., 2002 ; Jiang et al., 2012 ; Volk and Lechevallier, 2000).

가장 널리 알려진 것은 Van der Kooij(1992)의 기준으로 소독제가 없어도 미생물학적으로 안전한 물(HPC <100 CFU/mL)을 공급할 수 있는 AOC의 기준농도로 10 µg acetate-C/L를 제시하였다. 한편, Lechevallier et al.(1992, 1993)은 소독제가 존재하는 시스템에서 생물학적 안전성을 확보하기 위한 기준으로 AOC 100 µg acetate-C/L 이하를 제시하였고 AOC가 100 µg acetate-C/L 이상일 경우에는 잔류염소가 존재해도 분원성 세균의 검출비율이 무려 80 %에 달한다고 보고 하였다. Jiang et al.(2012)은 생물학적 안전성 확보를 위한 AOC 기준으로 잔류염소가 없는 환경에서는 40 µg acetate-C/L 이하, 잔류염소가 존재하는 시스템에서는 50 ~ 100 µg acetate-C/L를 제시하였다.

실제로 네덜란드나 스위스의 취리히에서는 AOC 농도를 최소화한 후 막여과나 UV 등 물리적 소독을 거쳐 잔류염소 없이도 안전한 수돗물을 각 가정으로 공급하고 있다(Smeets et al., 2009 ; Hammes et al., 2010). 이러한 무염소 시스템을 유지하기 위해서는 AOC의 제거가 필수적이며 이를 위해 네덜란드나 취리히시 정수장에서는 서울시에서 운영 중인 급속여과지, 입상활성탄여과지 외에도 완속여과지를 추가하여 생물학적 여과공정을 강화함으로써 AOC를 효과적으로 제거하고 있다 (Hammes et al., 2006, 2007 ; Velten et al., 2007).

그동안 서울시에서는 원·정수 및 정수처리 공정에서의 TOC 농도를 관리해 왔으나 AOC에 대해서는 모니터링이 이루어지지 않았으며 서울시 수돗물의 생물학적 안전성에 대한 평가 자료도 부족한 상태이다. 따라서 본 연구에서는 계절별로 원·정수의 AOC를 모니터링하는 한편, 각 정수처리 공정에서의 제거특성을 파악함으로써 서울시 수돗물의 생물학적 안전성을

평가하고 AOC를 저감하기 위한 정수처리 공정의 운영방안을 파악하였다.

1.2 연구내용

- 계절별 원·정수의 AOC 모니터링
- 정수처리 공정에서의 AOC 변화 및 제거특성 파악
- AOC 변화에 대한 영향인자 분석

2. 연구방법

2.1 정수센터 공정별 제거특성 분석

2.1.1. 정수처리공정에서의 AOC 변화분석

고도정수처리가 도입된 서울시 영등포 및 광암 정수센터의 원수 및 각 공정수의 AOC 농도를 2013년 4월부터 2014년 3월까지 분석하였다.

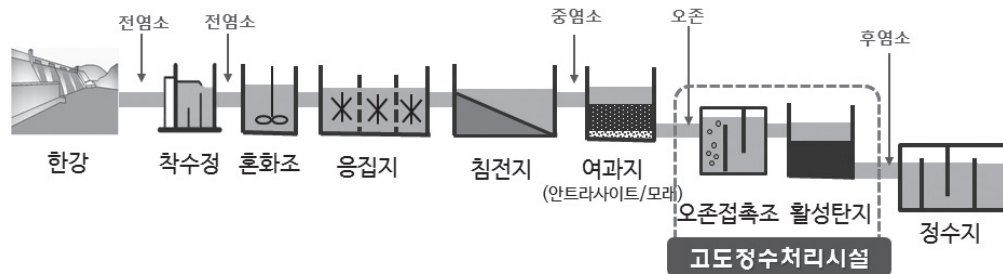


그림 1. 영등포, 광암정수센터 정수처리 공정도

2010년 고도정수처리가 도입되어 안정적인 운영이 이루어지고 있는 영등포정수센터를 위주로 월 1회 조사하였고, 2012년 고도정수처리가 도입된 광암정수센터는 분기 1회 조사하여 제거특성을 비교하였다.

2.1.2. 막여과공정에 의한 AOC 제거특성 조사

영등포정수센터에 설치된 막여과 플랜트를 대상으로 막여과 공정 전후 시료를 채취하여 AOC 저감효과를 평가하였다. 영등포정수센터의 막여과 공정은 전염소처리된 착수정원수가 공급되며 가압식과 침지식의 두 계열로 구성되어 있다. 가압식, 침지식의 막여과 공정의 구성은 그림 2와 같다.

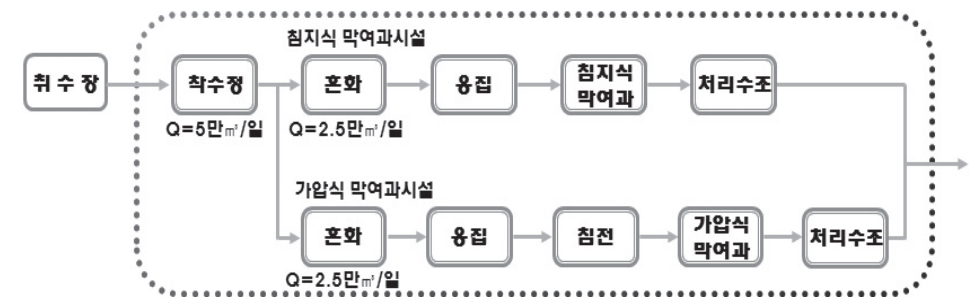


그림 2. 영등포정수센터 막여과 플랜트 공정도

2.2. Lab and Column Test

2.2.1. 전염소 반응실험

한강원수를 480 ℃에서 2시간 동안 구워 유기물을 제거한 GF/F로 여과 후 여과된 원수와 여과하지 않은 원수에 염소를 2 mg/L 주입하였다. 3시간 동안 반응시킨 후 3% sodium thiosulfate를 부피비로 1/1000 주입하여 잔류염소를 제거하였고 각 시료의 AOC를

분석하였다. 염소 처리하지 않은 원수(Control), 여과된 원수의 염소 처리수(Filtrate), 여과하지 않은 원수의 염소 처리수(Raw)로부터 염소에 의해 증가된 AOC를 용존성 AOC와 입자성 AOC로 구분하였다.

용존성 AOC (D-AOC) : Filtrate AOC - Control AOC

입자성 AOC (P-AOC) : Raw AOC - Filtrate AOC

2.2.2. 컬럼테스트

구의정수센터에 위치한 고도정수처리 실증플랜트에 직경 7 cm, 길이 20 cm의 이중자켓 유리컬럼 3개를 설치하였다. 순수한 여재별 흡착능을 비교하기 위하여 사용하지 않은 모래, 안트라사이트, 입상활성탄(Calgon F-400)을 12.5 cm 채웠다. 구의정수센터에서 생산된 모래여과수에 오존을 2 mg/L 주입 후 하루이상 방치하여 잔류오존을 제거하였고 EBCT 15분이 되도록 유입수의 유량을 조절하여 각 컬럼으로 유입시켰다.

미생물의 영향을 배제하기 위하여 항온 순환수조를 이용하여 이중자켓 내부로 60 °C의 물을 흘려보내며 한 시간 동안 반응시켜 여재의 부착세균을 저온살균하였다. 수온의 영향을 고려하여 동일 오존처리수의 온도를 5, 15, 25 °C로 조정 후 컬럼에 유입시켰고 이중자켓 내부 온도도 5, 15, 25 °C로 유지하며 각 수온에서 TOC, AOC의 제거율을 분석하였다.

2.3. AOC 분석

AOC 분석은 시료에 미생물을 접종하고 일정시간 배양한 후 증가된 미생물량을 탄소량으로 환산하는 방법으로 미생물 정량분석을 위하여 다양한 방법이 이용될 수 있다. AOC는 균질하지 않은 미생물 시료의 특성상 편차가 크며, 미생물 정량법에 따라서도 큰 차이를 나타낸다. 또한 접종 미생물로 특정 표준균주를 이용하거나 자연계에 존재하는 불특정

혼합균주를 이용할 수 있는데, 사용된 균주의 구성에 따라서도 AOC 값은 달라질 수 있다.

본 연구에서는 국내외 연구결과들과의 비교를 위하여 가장 널리 사용되는 Standard method 9217법에 따라 영등포, 광암정수센터 공정수의 AOC를 분석하였다. Standard method는 2가지 표준균주를 이용하는 방법으로 두 미생물이 이용하지 못하는 유기물은 측정되지 않기 때문에 AOC가 과소평가 될 수 있으며 약 3주의 오랜 시간이 소요된다는 단점이 있다. 이에 본 연구에서는 혼합균주를 사용하고 유세포분석기를 이용하여 1주일 이내의 빠른 분석이 가능한 Flowcytometric method를 병행하여 정수처리공정에서의 AOC 제거특성 및 영향인자를 파악하였다.

2.3.1. Standard method 9217법

TOC, DOC(Dissolved Organic Carbon), AOC 실험용 채수병, 바이알 및 여과기구는 모두 유리재질을 이용하였고 550 °C에서 2시간 이상 구워서 유기물을 제거하였다. 고온 처리가 불가능한 플라스틱 뚜껑은 PTFE lined cap을 사용하였고 10 % sodium persulfate 용액에서 60 °C, 1시간동안 반응시킨 후 증류수로 5회 이상 세척하였다. 원수 및 공정수의 입자상 물질을 제거하기 위한 필터는 유기물의 용출을 막기 위하여 480 °C에서 2시간 이상 구운 GF/F 필터를 사용하였다.

(1) 표준균주 준비

AOC 분석용 접종 미생물은 한국생명공학연구원 생명자원센터에서 분양받아 사용하였다. *Pseudomonas fluorescense*(이하 p17 : KCTC 12028 - ATCC 49642와 동일), *Aquaspirillum* sp(이하 NOX : KCTC 12027 - ATCC 49643과 동일) 균주는 R2A 배지에 도말하여 배양하였고 0.2 μm membrane filter로 여과한 후 멸균한 원수 2 ~ 3 mL에 배양된 콜로니를 풀어 현탁액을 만들었다. 0.2 μm membrane filter로 여과한 원수 100 mL에

sodium acetate solution을 1 mgC/L가 되도록 주입한 후 2개의 공전삼각플라스크에 넣고 멸균하였다. 멸균된 sodium acetate 용액에 P17, NOX 현탁액을 각각 100 μ L씩 접종한 후 25 $^{\circ}$ C에서 배양하였다. 3일 이후부터 R2A 배지를 이용하여 spread plates 법으로 P17과 NOX의 생균수를 분석하였고 더 이상 증가하지 않는 정상상태까지 배양하였다. 이렇게 배양된 P17, NOX 표준균주 stock은 냉장보관하면서 6개월 이내에서 사용하였다.

(2) 시료 전처리

원수 및 정수센터의 착수정원수, 침전수, 이중여재(또는 모래) 여과수, 오존처리수, 활성탄여과수, 후염소 처리된 정수를 채취하였다. 시료는 550 $^{\circ}$ C에서 2시간 동안 구워 유기물이 제거된 500 mL 갈색병에 채취하였고 채취 즉시 3 % sodium thiosulfate 용액을 500 μ L 주입하여 잔류염소 또는 오존성분을 제거하였다. 채취된 시료 중 부유물질이 존재하는 원수, 착수정원수, 침전수의 경우는 480 $^{\circ}$ C에서 구운 GF/F로 여과하였다. 부유물질을 제거한 시료 400 mL를 갈색병에 담아 water bath에 넣고 70 $^{\circ}$ C에서 30분 동안 가열하여 살아있는 세균을 불활성화시켰다. 저온살균된 시료는 찬물에 바로 냉각시킨 후 mineral salt water (171 mg K_2HPO_4 , 767 mg NH_4Cl , 1.444g KNO_3 를 초순수 1 L에 녹인 것) 100 μ L와 P17, NOX 표준균주를 각각 500 ~ 1,000 CFU/mL 가 되도록 동시에 접종하였다. 잘 섞은 시료를 40 mL 바이알 10개에 나눠 담고 PTFE lined cap을 덮은 후 저온배양기에서 15 $^{\circ}$ C로 9일간 배양하였다.

(3) AOC 분석

15 $^{\circ}$ C에서 배양중인 40 mL 시료 바이알을 7,8,9일째 배양기로부터 3개씩 꺼내어 성장한 P17과 NOX 균수를 계수하였다. 시료 중의 P17, NOX 균은 R2A 배지를 이용하여 spread plates 법에 따라 25 $^{\circ}$ C에서 5일간 배양 후 계수하였다. 시료 중에 섞여있는 P17과 NOX 균은 모양이나 색깔이 뚜렷이 달랐으며 크고 약한 형광을 띄는 집락을 P17, 희고 작

은 집락을 NOX로 구분하여 계수하였다. 7,8,9일 간 P17과 NOX 균수의 큰 변화가 없음을 확인한 후 3일간의 평균값으로부터 아래 식에 따라 AOC를 계산하였다.

$$AOC-P17(\mu g \text{ acetate} - C/L) = \frac{P17 \text{ CFU}/mL}{4.1 \times 10^6 \text{ CFU}/\mu g C} \times 1000 \text{ mL}/L$$

$$AOC-NOX(\mu g \text{ acetate} - C/L) = \frac{NOX \text{ CFU}/mL}{1.2 \times 10^7 \text{ CFU}/\mu g C} \times 1000 \text{ mL}/L$$

$$AOC(\mu g \text{ acetate} - C/L) = AOC-P17 + AOC-NOX$$

2.3.2 유세포분석기를 이용한 AOC 분석법

Hammes and Egli(2005)에 의해 개발된 유세포분석기를 이용한 AOC 분석은 TECHNEAU deliverable 3.3.1(2007)의 절차를 따랐으며 증가된 총세균수는 스위스 FDHA Federal Office of Public Health의 Swiss food book analysis method 333.1 법에 따라 분석하였다.

(1) 자연혼합 접종균주 (stock natural inoculum) 준비

한강원수 및 오존처리수를 0.2 μ m의 membrane filter로 여과하여 세균을 제거한 후 1:1로 섞은 물을 접종균주 배양액으로 사용하였다. 한강원수를 2 μ m 의 polycarbonate membrane filter로 여과하여 큰 부유물을 제거한 후 세균이 포함된 여과액 1 mL를 준비된 배양액 100 mL에 접종한 후 30 $^{\circ}$ C에서 배양하였다. 2 ~ 5일째 세균수를 계수하였고 더 이상 증가하지 않고 정체기에 도달한 것을 확인 한 후 접종용 균주(stock)로 사용하였다. 접종균주는 냉장보관하면서 1달 이내에 사용하였다.

(2) 시료전처리

550 °C에서 구워 유기물을 제거한 갈색병에 시료 200 mL를 채취하였고 즉시 3 % sodium thiosulfate 용액 200 μL를 주입하여 잔류염소 및 오존성분을 제거하였다. 시료 100 mL를 25 mm의 0.2 μm PES(polyethersulfone) membrane filter로 여과하여 기존에 존재하는 세균을 제거하였다. PES membrane filter에서 용출되는 유기탄소의 영향을 최소화하기 위하여 시료여과 전에 초순수 1 L를 여과하여 필터를 세척하였다. 세균이 제거된 시료에는 mineral salt water(2.3.1의 (2) 참고) 25 μL를 주입하였고 배양된 접종균주(stock inoculum)를 10⁴ CFU/mL가 되도록 접종하였다. 접종된 시료는 40 mL open-top cap 바이알 5개에 20 mL씩 나누어 담고 30 °C에서 배양하였고 5일 후 25 % glutaraldehyde 40 μL를 주입하여 증식된 세균을 고정하였다.

(3) 총세균수 분석

고정된 시료 1 mL를 취하여 2 mL eppendorf tube에 담은 후 SYBR green I 형광염료를 부피비로 1/10,000이 되도록 주입하였다. 5초간 voltex 처리 한 후 37 °C에서 20분간 반응시켜 염색하였다. 염색된 시료는 488 nm 레이저가 장착된 유세포분석기(BD Accury C6)를 이용하여 green fluorescence (533 ± 30 nm)의 FL1 channel, red fluorescence (670 nm) FL3 channel에서 분석하였다.

2.4. 저온일반세균 및 여재 부착세균 분석

2.4.1. 저온일반세균

저온일반세균 분석용 원수 및 각 공정수를 thiosulfate가 들어있는 100 mL 무균 채수병에 채취하여 잔류소독제를 제거하였다. 실험실로 옮겨진 시료는 멸균된 10 mM

PBS(Phosphate buffered saline)로 serial dilution 하였고 R2A 배지를 이용한 pour plate 법으로 28 ± 0.5 °C에서 7일간 배양하였다. 집락수를 계수한 후 희석배율을 곱하여 세균수를 계산하였다.

2.4.2. 여재 부착세균

10 mM PBS 50 mL가 들어있는 멸균병에 모래, 이중여재, 활성탄을 각각 2 ~ 5g 채취하였다. 여재를 넣기 전후 멸균병의 무게를 측정하여 분석에 사용된 여재무게(습중량)를 계산하였다. 여재가 포함된 PBS 시료는 10초간 2,000 rpm에서 voltex 처리 하였고 50 kHz 초음파 세척기에서 5분간 초음파 처리하여 여재에 부착된 세균을 탈착시켰다. 탈착된 시료는 다시 30초간 voltex 처리 한 후 상징수 1 mL를 취하여 저온일반세균 분석법에 따라 세균수 (CFU/mL)를 계수하였다. 탈착에 사용된 PBS의 부피 (50 mL)를 곱하여 여재에서 탈착된 총 세균수를 계산하였고 분석에 사용된 여재의 중량으로 나누어 여재 습중량당 저온일반세균수(CFU/wet-g)를 계산하였다. 여재에 포함된 물의 양을 보정하기 위하여 각 여재 일정량을 알루미늄박에 담은 후 110 °C에서 2시간 가열하였고 가열 전 후 무게 차이로부터 습중량/건중량의 비를 계산하였다. 앞서 계산된 습중량당 저온일반세균 수에 습중량/건중량 비를 곱하여 최종 부착세균량은 건중량당 저온일반세균수(CFU/dry-g)로 나타내었다.

2.5. 일반항목 분석방법

원수의 탁도는 탁상용 탁도계(HACH, 2100AN)를 이용하여 측정하였고 TOC와 DOC는 ICR(Inorganic Carbon Remover)이 장착된 Total Organic Carbon Analyzer(Ionic, SIEVERS 820)를 이용하여 측정하였다. TOC는 부유물이 포함된 시료를 30초간 초음파 처리하여

부유물을 분쇄한 후 분석하였고, DOC는 480 °C에서 2시간 구운 GF/F의 여과수를 분석하였다. 수온, SS, BOD, COD, Chl-a, pH 등 이화학 항목은 수질오염공정시험기준에 따라 분석하였다.

3. 결과 및 토의

3.1. 계절별 원수 AOC 변화 및 영향인자

서울시 상수원의 가장 상류인 팔당원수와 하류인 풍납원수를 대상으로 계절별 AOC 농도를 분석하였다. 풍납원수의 AOC 농도는 평균 61 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 로 연중 15 ~ 153 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 의 범위를 나타내었다. 계절별로는 봄-가을에 낮은 수준을 유지하였고 수온이 감소하는 겨울에 높은 경향을 나타내었다. 이는 저수온기 세균의 분해활성이 감소하기 때문에 AOC가 제거되지 않고 높게 잔류된 것으로 판단된다.

원수 AOC에 대한 영향인자를 파악하기 위하여 원수 수질항목들과의 상관분석을 수행하였다. 원수의 AOC 농도는 조류세포수, pH와 양의 상관관계(조류세포수 : 0.29, pH : 0.42)를 나타냈으며 수온, 탁도, SS와 음의 상관관계(수온 : -0.42, SS : -0.32, 탁도 : -0.30)를 나타내었다. 원수 pH는 조류 증가시 CO_2 소비로 인해 상승되므로 pH 역시 조류 생물량과 관계가 있는 인자로서 조류의 증가는 AOC 증가에 주요 영향인자인 것으로 사료된다. 조류는 성장과장에서 세포외 대사물질 (EOM : Extracellular Organic Matter)을 방출하며 사멸시에는 세포벽이 파괴되면서 세포내부의 유기물질(IOM : Intracellular Organic Matter)을 방출한다. 이러한 조류기원유기물(AOM : Algal Organic Matter)은 주로 생분해성이 높은 친수성의 저분자량 유기물로 알려져 있으며(Wetzel, 1983 ; Kitsetal., 2002), AOC의 대표적인 성분인 glycolic acid, carbohydrates, amino acids 등은 AOM의 구성성분으로

알려져 있다(Plummer and Edzwald, 1998 ; Hem and Efraimsen, 2001 ; Charnock and Kjonno, 2000 ; Escobar and Randall, 2000).

본 연구에서 원수의 AOC 최고농도는 겨울철 규조류 증식 후 감소하는 시점에 나타났다. 이는 규조류가 증가하면서 유출된 EOM은 물론 사멸하면서 유출된 IOM이 저수온에서 분해되지 못하고 잔류했기 때문으로 판단된다.

AOC와 음의 상관관계를 나타낸 탁도와 SS는 집중강우시기 고탁도 유입과 관련된 것으로 고탁도 원수에는 상류의 토양에서 씻겨 내려온 고분자량의 난분해성 유기물이 많이 포함되어 있기 때문에 AOC가 낮은 값을 나타낸 것으로 사료된다.

한편, 팔당원수를 분기별로 조사한 결과 AOC 농도는 29 ~ 57 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 를 나타내었다. 팔당원수는 4,7,10,12월에 채수하여 겨울철 규조류 증식 시기를 포함하지 않았기 때문에 AOC 최고 값은 파악할 수 없었으나 동일시기 풍납원수와 비교시 낮은 AOC 수준을 나타내었다.

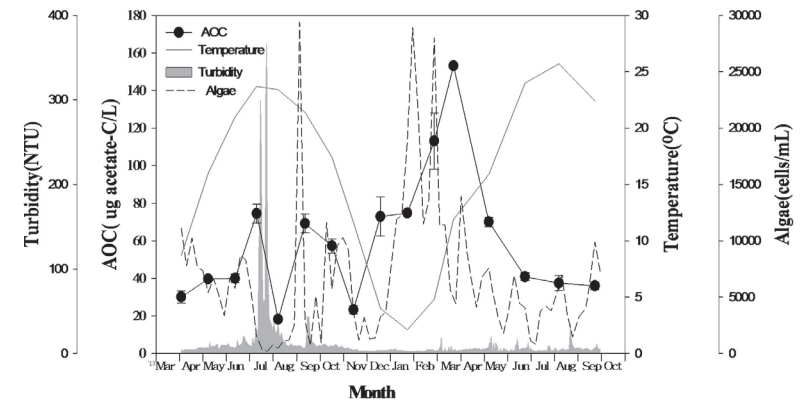


그림 3. 풍납원수 AOC 농도와 수질인자의 계절적 변화

3.2. 정수처리 공정별 AOC 변화 및 제거특성

2013년 4월부터 2014년 3월까지 영등포 2정수장 정수처리 공정수의 TOC, DOC, AOC를

매월 분석하였다. 각 공정에서의 AOC 변화는 TOC, DOC와는 다른 경향을 나타내었다 (그림 4). 원수 중의 TOC, DOC는 응집·침전과 활성탄 여과공정을 거치면서 점차 감소하였고 전염소, 오존 등 산화공정은 영향을 미치지 않았다. 반면에 AOC는 전염소, 오존 등 산화제 투입 시 크게 증가하였고 응집·침전, 이중여재, 활성탄 여과공정을 거치면서 점차 제거되었다.

표 1. 영등포 2정수장 공정별 AOC 및 AOC-17, AOC-NOX 농도

[연평균(범위)]

	AOC ($\mu\text{g acetate-C/L}$)	AOC-P17 ($\mu\text{g acetate-C/L}$)	AOC-NOX ($\mu\text{g acetate-C/L}$)
원수	64(18 ~ 153)	54(9 ~ 138)	10(7 ~ 15)
착수정	100(24 ~ 272)	81(14 ~ 234)	19(10 ~ 38)
응집·침전	78(29 ~ 132)	59(8 ~ 110)	19(15 ~ 22)
이중여재	51(14 ~ 124)	36(4 ~ 107)	15(7 ~ 23)
오존	99(74 ~ 129)	40(8 ~ 90)	59(39 ~ 87)
활성탄	32(17 ~ 64)	19(5 ~ 51)	13(10 ~ 15)
정수	36(18 ~ 70)	20(2 ~ 56)	16(11 ~ 21)

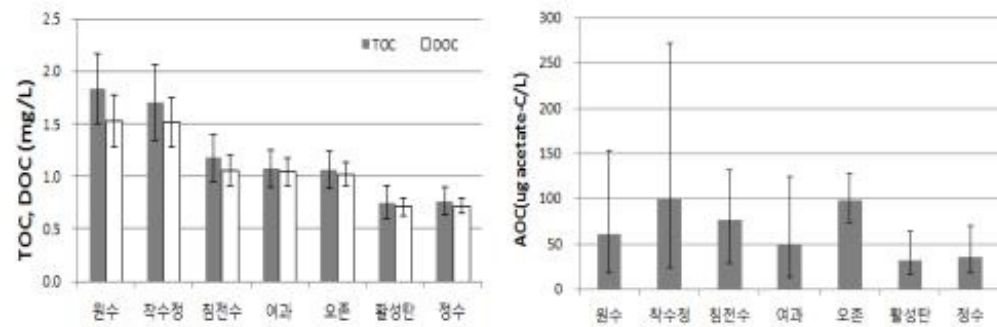


그림 4. 영등포정수센터 공정별 TOC, DOC, AOC 변화(연평균, 최대, 최소)

3.2.1. 전염소 처리에 의한 AOC 변화

영등포 2정수장의 경우 전염소 처리된 착수정원수는 원수에 비해 AOC가 증가하는 경향을 나타냈다. 전염소에 의한 AOC 증가는 연평균 36 $\mu\text{g acetate-C/L}$, 겨울철에 최대 159 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 를 나타내었다.

전염소에 의해 AOC가 증가하는 원인에는 두 가지 가능성이 있을 수 있다. 첫 번째는 염소의 산화력에 의해 미생물이 이용할 수 없었던 큰 분자량의 용존유기물이 미생물이 이용할 수 있는 작은 분자량의 유기물로 분해되는 것이다. 또 다른 가능성은 염소에 의해 원수 중의 조류와 같은 입자상 물질이 파괴됨으로써 세포내의 생분해성 유기물질들이 방출되어 AOC가 증가될 수 있다. 이러한 두 가지 가능성을 확인하기 위하여 한강원수를 GF/F로 여과하여 입자상 물질을 제거한 여과수와 여과하지 않은 원수에 동일농도(2 mg/L)의 염소를 투입한 후 AOC가 증가하는 정도를 비교하였다(그림 5). 원수에 원래 존재했던 AOC (control)와 전염소 처리된 여과수의 AOC (filtrate-Cl₂)의 차이는 고분자성 용존유기물이 저분자화 된 것으로 용존성 AOC라고 할 수 있으며 전염소 처리된 원수(Raw-Cl₂)와 전염소 처리된 여과수(filtrate-Cl₂)의 AOC 차이는 원수 중 존재하는 조류 등의 입자성 물질이 깨지면서 유출된 것으로 입자성 AOC 라고 할 수 있다. 본 연구에서 용존성 AOC : 입자성 AOC는 54 : 46 로 유사한 비율을 나타내었으나 이러한 비율은 계절별 원수 수질에 따라 크게 달라질 수 있다. 특히 조류가 증가하는 시기에는 IOM의 유출로 인한 입자성 AOC가 더욱 증가될 가능성이 높다. Kim et al.(2010)은 배양조류를 염소 처리시 세포파괴로 인한 IOM이 유출될 수 있음을 보고한 바 있다. 겨울철 규조류가 증가하는 시기에는 AOC가 증가한다 해도 저수온으로 인해 미생물의 증식이 억제될 수 있으나 미생물 활성이 높아지는 여름철의 AOC 증가는 배급수계통 미생물 증식의 원인이 될 수 있으므로 하절기 조류 증가 시에는 전염소 처리에 주의가 필요할 것으로 판단된다.

본 연구에서 풍납원수의 AOC 최고농도는 규조류 사멸기인 3월에 나타난 반면 전염소

처리된 착수정에서 AOC 최고농도는 규조류 세포수가 가장 높았던 2월에 나타났다(그림 6). 규조류가 증가했던 2월의 경우 조류세포는 성장단계이기 때문에 주로 세포의 대사물질인 EOM만이 원수의 AOC 증가에 기여한 반면 전염소 처리 후에는 조류세포가 파괴되면서 IOM까지 유출되었기 때문에 착수정에서 높은 AOC를 나타낸 것으로 추정된다.

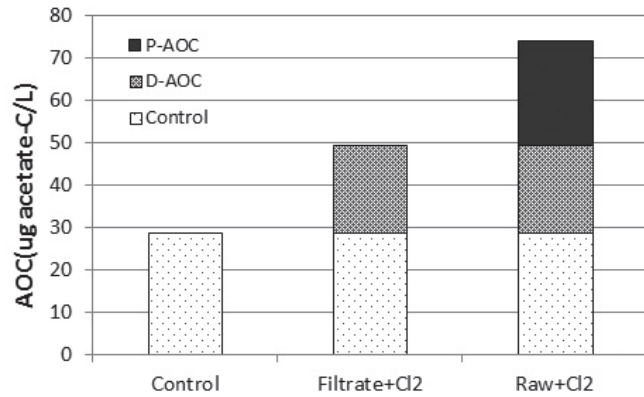


그림 5. 원수 전염소 처리시 용존성 AOC(D-AOC) 및 입자성 AOC(P-AOC) 증가

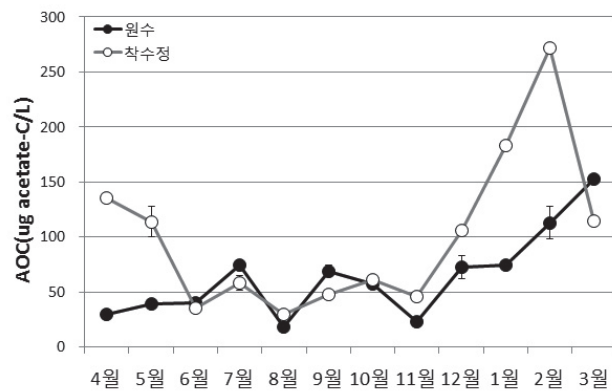


그림 6. 월별 영등포 원수 및 착수정원수 AOC 변화(2013.4 ~ 2014.3)

영등포정수센터에서 전염소에 의해 AOC가 증가되는 경향은 수온이 증가함에 따라 점차 감소했으며 하절기에는 원수와 유사하거나 오히려 감소하는 경향을 나타내었다. 이러한 현상은 선행 연구에서도 보고되어 왔다. Jurado- Sánchez et al. (2014)은 염소/오존 처리 시 저수온기에 carboxylic acids의 증가현상이 높게 나타났다고 보고하였다. 또한 전염소

공정대신 전오존 공정을 운영하는 취리히 Lengg 정수장의 경우에도 전오존 처리 시 저수온기에 AOC 증가가 훨씬 높았다고 보고된 바 있다(Hammes et al., 2010). 이러한 저수온기 산화공정에 의해 AOC가 크게 증가하는 현상에 대해서는 계절별 원수수질의 차이인지 수온의 영향인지 그 원인은 아직 불명확하다.

한편, 광암정수센터의 경우 4번의 분기별 조사 시 계절에 상관없이 착수정에서 AOC가 증가하였다(그림 7). 영등포정수센터와 달리 여름철에도 착수정에서 AOC가 증가한 것은 도수시간과 관련이 있을 것으로 추정된다. 취수장에서 전염소 처리를 하는 영등포정수센터의 경우 여름철에는 염소 투입농도가 낮고 반응속도가 빠르기 때문에 도수관로 내에서 잔류염소가 고갈될 수 있으며 도수관로 내에 부착된 미생물에 의해 AOC가 제거될 수 있다. 특히 하루에 위치하는 영등포정수센터의 도수시간은 5 ~ 6시간으로 길어 전염소에 의해 증가된 AOC가 미생물에 의해 분해될 수 있는 반면에 착수정에서 전염소처리를 하는 광암정수센터는 염소와의 접촉시간이 30분 정도로 짧아 전염소에 의해 증가된 AOC가 충분히 분해되지 못하고 착수정에서 높게 유지된 것으로 사료된다. 여름철 영등포정수센터 착수정원수에서는 높은 저온일반세균(4,800 ~ 80,000 CFU/mL)이 검출되었으며 원수보다 최대 13배까지 높아진 경우가 있었으나 겨울에는 원수대비 1.3 ~ 2.2로그 불활성화되어 80 CFU/mL 이하의 낮은 수준을 유지하였다. 반면, 광암정수센터는 하절기에도 착수정원수의 저온일반세균이 원수보다 낮거나 유사하였다. 이러한 결과는 여름철 영등포정수센터 도수관로 내에서 미생물에 의한 AOC 분해 가능성이 있음을 의미한다.

3.2.2. 응집침전 공정에 의한 AOC 변화

영등포정수센터의 응집, 침전공정 후 AOC 제거율은 연간 0 ~ 51.4%로 평균 23.9%를 나타내었다. Shukaury et al. (1992)도 침전지에서 BDOC와 AOC가 감소된다고 보고하였고 그 원인으로 침전시간 동안 미생물에 의한 분해가능성을 제시하였다. 하지만 영등포정수센

정수처리 공정에서 AOC
기동 및 저감방안

터 침전지에서의 AOC 제거율은 봄-가을 평균 14%인 반면에 미생물 활성이 낮은 겨울철에 44%로 훨씬 높게 나타났다. 이러한 경향은 광암정수센터에서도 마찬가지로 4,7,10월에 비해 12월에 AOC 제거율이 더 높게 나타났다(그림 7). 응집침전 과정에서 AOC가 저감되는 원인에 대해서는 추가적인 검토가 필요할 것으로 사료된다.

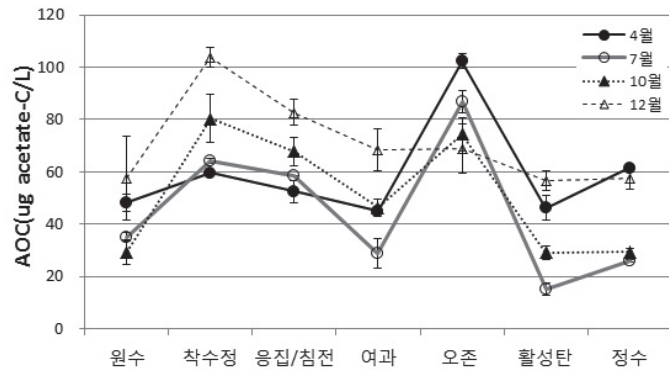


그림 7. 광암정수센터 정수처리공정에서의 AOC 변화(2013년)

3.2.3. 오존에 의한 AOC 변화

전염소와 함께 AOC를 증가시키는 주요 원인으로는 후오존 공정이 있다. 영등포정수센터의 경우 후오존 처리 후 AOC가 3 ~ 87 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 증가하였다. 오존은 강력한 산화력으로 안정된 형태의 입자상 및 용존유기물을 분해하여 다양한 carboxylic acids(formic, glyoxylic, oxalic, acetic acids 등)와 amino acids, aldehydes 등의 생분해 가능한 AOC 형태로 전환시킬 수 있음이 이미 잘 알려져 있다 (Ahmed and Kinney, 1950 ; Kuo et al., 1977 ; Hammes et al., 2006, 2010 ; Jurado-Sánchez et al., 2014). 오존 주입 농도당 AOC 증가는 16 ~ 216 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 로 오존 1 mg/L 주입 시 AOC는 평균 125 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 가 증가하였다. 오존에 의한 AOC 증가정도는 여름철에 높고 겨울철에 낮게 나타났는데 이는 수온이 높은 여름철에 오존과 용존유기물의 반응성이 높기 때문으로 사료된다.

Servais et al.(1989)은 오존처리시 생분해성 유기물은 오존 주입농도에 비례하여 증가한다고 보고하였으며 Polansk et al.(2005)은 오존처리시 AOC 증가정도는 오존주입농도 뿐 아니라 TOC 농도에 의해 영향을 받는다고 보고하였다. 영등포정수센터 실공정에서 오존처리 전후 AOC 농도를 비교한 결과 AOC 증가량(dAOC)은 오존주입률(O_3/TOC)에 비례하는 경향을 나타내었다(그림 8).

계절별 수질변화의 영향을 배제하기 위하여 구의정수센터내의 고도정수처리 실증플랜트에서 하루 동안 오존 주입농도를 변화시키며 AOC 변화를 분석하였다. 오존 주입률 증가 시 초기에는 AOC가 비례적으로 증가하였으나 0.5 mg/mg 이상에서는 AOC가 더 이상 증가하지 않았다(그림 9). 오존 주입률을 높여도 AOC가 더 이상 증가하지 않는 임계 오존주입률에 대해서는 이미 선행연구에서도 보고되어왔다. Shukairy et al.(1992)은 O_3/DOC 약 1 이상에서는 BDOC와 AOC가 거의 증가하지 않았다고 보고하였으며 Siddiquie et al.(1997) 역시 O_3/TOC 1 이상에서는 생분해성 유기물이 더 이상 증가하지 않았다고 보고하였다. 본 연구에서 AOC 생성 임계 오존주입률은 0.5 mg/mg 로 선행연구들의 결과보다 낮게 나타났다.

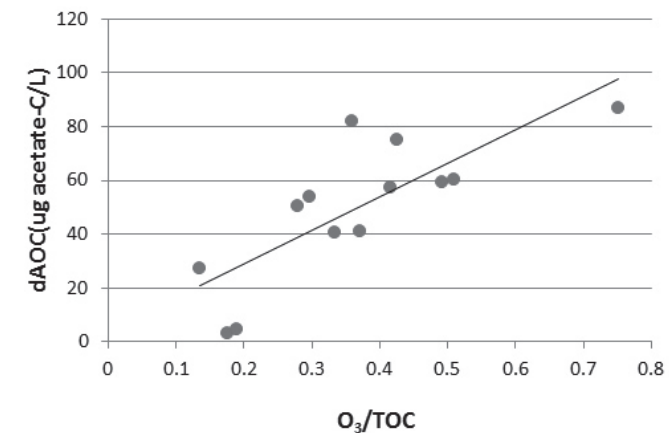


그림 8. 영등포정수센터 오존 주입률과 AOC 증가의 상관관계

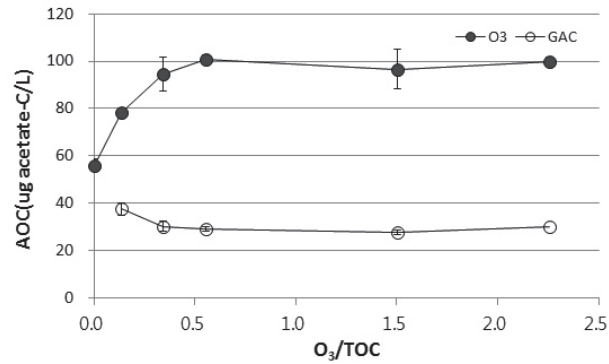


그림 9. 오존 주입률별 오존 접촉조 및 활성탄 여과지 유출수 AOC 농도변화

한강원수 및 정수처리 공정수는 저분자량의 친수성 성분이 높은 특성을 가지고 있어 (박 등, 2006 ; 오 등, 2003 ; Choi and Choi, 2010) 오존에 의해 생분해성 유기물로 전환 될 전구물질의 농도가 높지 않았기 때문일 것으로 추정된다. 하지만 조류가 증가하여 생 분해성 유기물이 높아지는 갈수기 및 난분해성 유기물의 유입이 증가하는 강우기 등 계절 별로 용존유기물의 특성이 달라지기 때문에 오존 임계주입률은 달라질 수 있으므로 계절 별 수질특성을 고려한 추가적인 검토가 필요할 것으로 판단된다.

3.2.4. 여과 및 입상활성탄에 의한 AOC 변화

(1) 여재종류별 AOC 흡착 제거능 비교

소형 컬럼실험을 통해 모래, 안트라사이트, 입상활성탄에 대하여 TOC와 AOC 제거능 을 비교하였다(그림 10). 저온살균하여 미생물의 활성이 억제된 새 여재로 오존 처리수를 유입시킨 결과 TOC는 수온에 관계없이 활성탄에서 86 % 이상 제거된 반면 안트라사이트 에서는 3.3 % 미만, 모래에서는 전혀 제거되지 않았다. 한편, AOC의 경우는 같은 여재에 서도 수온별로 제거특성이 다르게 나타났다. 모래는 수온에 관계없이 AOC가 전혀 제거 되지 않았으나 활성탄과 안트라사이트에서는 수온이 낮을 때 제거율이 더 높게 나타났다.

안트라사이트는 5 °C, 15 °C에서 각각 42.9 %, 25.5 %의 제거율을 나타내었고 입상활성 탄의 경우 15 °C 이하에서는 91.3 % 이상 높은 제거율을 나타내었으나 25 °C에서는 11.5 %로 제거율이 뚜렷이 낮았다. 이러한 사실은 여과공정에서 AOC가 제거되는 주요기작이 고수온기에는 여재에 부착된 미생물의 분해에 의존하며 저수온기에는 활성탄의 흡착능에 의존한다는 것을 의미한다.

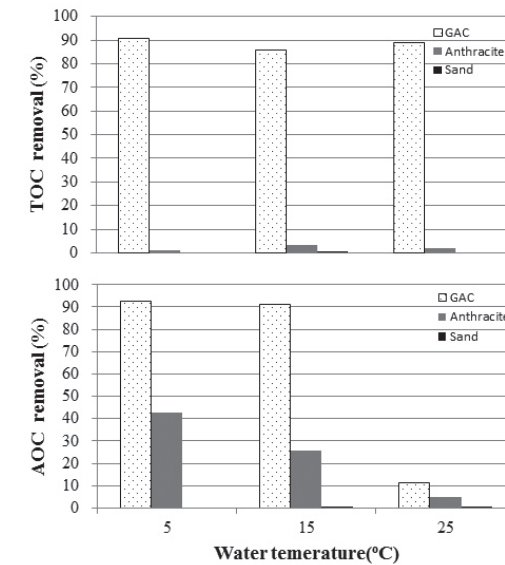


그림 10. 여재별 수온에 따른 TOC, AOC 흡착 제거율 비교

(2) 급속여과 및 입상활성탄 공정에 의한 AOC 제거

광암 및 영등포정수센터 실 공정에서 전염소 및 오존처리에 의해 증가된 AOC는 급속여과 (이중여재/모래) 및 활성탄여과 공정에서 효과적으로 제거되었다. 영등포정수센터의 이중 여재 및 활성탄 여과공정에서 평균 AOC 제거율은 39.4 %, 69.2 %로 활성탄이 이중여재에 비해 약 30 % 높은 제거율을 나타내었다(그림 11). 광암정수센터의 경우도 분기별 조사 결과 모래여과지에서 14.5 ~ 50.5 %의 제거율을 나타내었고 활성탄여과지에서는 17.6 ~ 82.8 %의 제거율을 나타내어 활성탄 여과지의 제거효과가 더 높게 나타났다.

영등포정수센터 이중여재 여과공정의 경우 중간염소처리로 인해 여과수에 잔류염소가

존재했던 2013년 8월을 제외하고 봄-가을동안 47.7 ~ 77.3 %의 높은 제거율을 나타냈으나 겨울철에는 0 ~ 23.8 %의 낮은 제거율을 나타내었다. 반면, 활성탄 여과공정에서는 봄-가을에 74.5 % 이상의 높은 AOC 제거율을 나타냈으며 겨울철에도 45.5 % 이상의 안정적인 제거율을 유지하였다. 흡착능이 낮은 이중여재에서 AOC 제거는 부착미생물의 분해에만 의존하는 반면, 흡착능이 높은 입상활성탄은 미생물의 분해능이 감소하는 겨울철에도 일정 수준 AOC를 제거할 수 있는 것으로 판단된다.

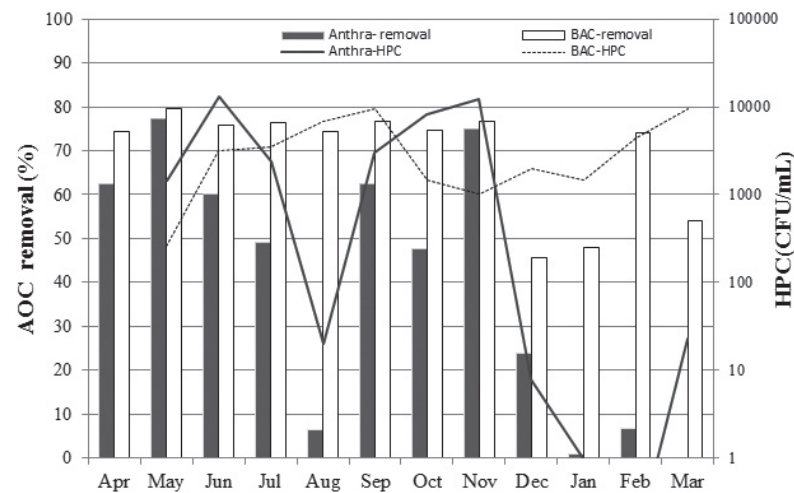


그림 11. 영등포정수센터 이중여재 및 활성탄에서의 AOC 제거율 및 유출수의 저온일반세균 변화

(3) 급속여과지 및 활성탄여과지 부착세균량 변화

2013년 7월부터 2014년 3월까지 영등포정수센터 활성탄여과지 하층의 부착세균량을 조사한 결과 $1.9 \sim 8.5 \times 10^7$ CFU/g을 나타내었으며 2014년 2~3월에 가장 높은 수준을 나타내었다(그림 12). 활성탄 여과지 유출수의 경우에도 미생물의 활성이 감소하는 겨울철에 저온일반세균이 높은 수준을 유지하였는데 이중여재 여과수의 유출수에서 겨울철에 저온일반세균수가 급격히 감소한 것과는 대조적이다(그림 11). 영등포정수센터의 경우 미생물의 성장을 고려하여 겨울에는 여름철에 비해 역세주기를 2배 길게 운영하였고(여름철 5일, 겨울철 10일), 특히 가장 높은 세균수가 검출된 2014년 2~3월은 구조류 증식으로

인한 원수의 AOC 증가 및 이중여재에서의 제거율 감소로 활성탄 유입수 AOC 농도가 높았던 것과 관련이 있을 것으로 사료되나 정확한 원인에 대해서는 추가적인 연구가 필요하다.

2013년 7월과 12월 광암정수센터의 활성탄 여과지 상층의 부착세균을 조사한 결과 각각 1.7×10^8 CFU/g, 4.3×10^7 CFU/g 로 높은 수준을 유지하였다. 두 정수센터 활성탄 여과지의 특성상 활성탄 채취가 가능한 지점이 달라서 영등포는 하층, 광암은 상층의 활성탄을 채취하였고 이로 인해 동일하게 비교하기는 어렵지만 두 정수센터의 활성탄지 모두 부착미생물량이 10^7 CFU/g 이상으로 충분히 성장하여 생물활성탄이 이루어졌다고 판단된다.

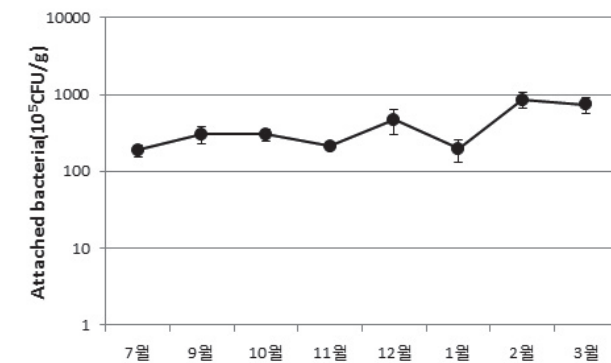


그림 12. 영등포정수센터 활성탄 여과지 하층 월별 부착세균량

(4) 광암 및 영등포정수센터 급속여과 및 활성탄여과지 AOC 제거율 비교

광암정수센터의 분기별 급속여과지 및 활성탄여과지에서의 AOC 제거율을 동일시기 영등포 정수센터의 AOC 제거율과 비교하였다. 급속여과의 경우 광암의 모래여과보다 영등포의 이중여재에서 AOC 제거율이 더 높은 경향을 나타내었다(그림 13). 2013년 7월 광암 모래여과지와 영등포 이중여재의 깊이별 부착미생물량 분석결과 깊이가 증가함에 따라 부착미생물량이 감소하는 경향을 보였으며 영등포 이중여재의 부착미생물량이 광암 모래여과에 비해 약 10배 이상 높게 나타났다(그림 14). 이중여재가 모래에 비해 가볍고 입경이 작기 때문에 단위 중량 또는 부피당 표면적이 넓어 미생물의 부착이 더 용이했을 것으로

사료된다.

두 정수센터 활성탄 여과지의 AOC 제거율을 비교한 결과 7월을 제외하고는 영등포가 광암보다 더 높게 나타났다(그림 15). 특히 미생물 활성이 감소하는 저수온기인 12월에는 영등포에서 45.5 % 제거율을 나타낸 반면 광암에서는 17.6 %로 큰 차이를 나타내었다. 조사당시 광암의 활성탄여과지 운영기간은 1년 이하로 영등포의 3년에 비해 훨씬 짧음에도 불구하고 제거율이 낮은 것은 두 정수센터의 활성탄의 품질(흡착능) 차이에 기인할 것으로 추정된다.

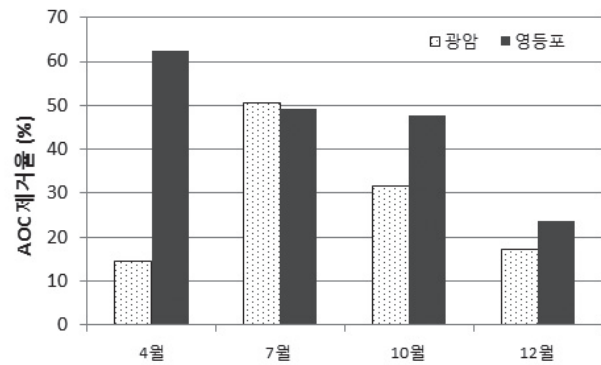


그림 13. 광암, 영등포정수센터 급속여과지의 AOC 제거율 비교

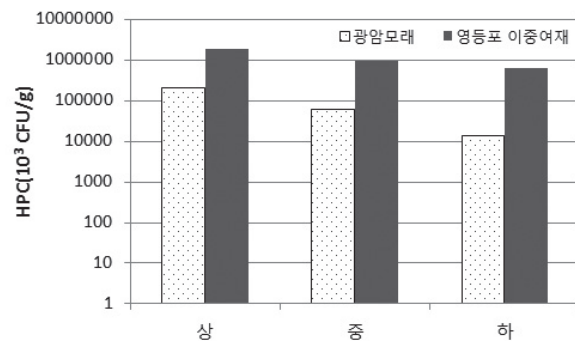


그림 14. 광암, 영등포정수센터 급속여과지의 부착미생물량(2013년 7월)

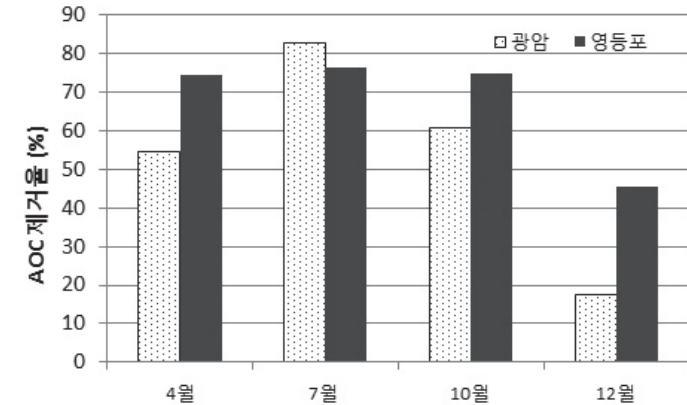


그림 15. 광암, 영등포정수센터 활성탄 여과지의 AOC 제거율 비교

이상의 연구결과를 종합할 때 AOC를 저감하기 위한 생물여과지용으로 적합한 여재는 입상활성탄, 안트라사이트, 모래의 순서인 것으로 판단된다. 입상활성탄은 표면적이 넓고 기공이 발달되어 부착미생물의 성장이 용이하며 흡착능도 높아 고수온기의 생물학적 분해와 저수온기의 흡착능에 의해 연중 AOC를 효과적으로 제거할 수 있다. 안트라사이트는 모래에 비해 비표면적이 넓어 부착미생물의 성장이 더 용이하기 때문에 생물여과지 여재로 적합하나 흡착능이 낮아 저수온기에는 AOC의 제거를 기대하기 어렵다. Chien et al.(2007)은 타이완의 대도시인 Greater Kaohsiung의 Cheng-Ching Lake Water Treatment Plant를 대상으로 2년간 조사한 결과 급속여과지와 생물활성탄 여과지에서의 AOC 제거율은 각각 46%, 86%로 활성탄여과지가 더 효과적이었다고 보고하였다. Chien et al.(2007)은 입상활성탄과 안트라사이트를 충전한 컬럼테스트에서도 AOC 제거율이 각각 60%, 17%로 활성탄이 더 효과적이었다고 보고하였다.

이전의 많은 선행연구에서도 여과지 및 입상활성탄을 통해 AOC가 효과적으로 제거될 수 있음이 보고되었다(Hammes et al., 2006 ; Velten et al., 2007 ; Chien et al., 2007). 취히리 정수장의 경우 급속여과(EBCT 19 ~ 55분)와 입상활성탄(EBCT 8~ 22분), 완속

여과(1.26 ~ 3.16시간) 공정에 의한 AOC의 제거율은 각각 59 %, 31 %, 6 %로 급속여과 지에서의 제거율이 가장 높게 나타났다. 급속여과지의 제거율은 서울시 보다 다소 높은 반면 입상활성탄의 제거율은 훨씬 낮은 경향을 나타내고 있는데 이는 유입수의 AOC 농도 차이 때문으로 사료된다. 취리히 정수장은 서울시와 달리 전오존 처리를 하고 있으며 전오존에 의해 AOC가 크게 증가된 후 급속여과지에서 효과적으로 제거되었기 때문에 이후 후오존 처리에 의한 AOC 증가는 높지 않았다. 후오존 처리수의 AOC 농도는 58 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 정도로 서울시에 비해 낮았으며 이후 활성탄과 완속여과지에서의 제거율은 높지 않았다 (Hammes et al., 2010).

3.3. 정수의 AOC 농도 및 배급수계통의 생물학적 안전성 평가

영등포정수센터 정수의 AOC 농도는 연간 18 ~ 70 $\mu\text{g acetate-C/L}$, 평균 38 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 를 나타냈으며(그림 16), 광암정수센터의 정수 AOC 농도는 26 ~ 61 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 를 나타내었다. 영등포, 광암정수센터 정수의 AOC 농도는 van der Kooij(1992)에 의해 제시된 무염소 시스템에서의 생물학적 안전성 확보를 위한 AOC 범위인 10 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 를 초과하였다. 하지만 염소소독 시스템에서 생물학적으로 안전한 수돗물을 공급하기 위한 AOC의 농도범위인 50 ~ 100 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 를 연중 만족하였으며 특히 미생물의 활성이 높아지는 봄-가을에는 40 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 이하로 비교적 낮은 수준을 나타내었다. 본 조사결과 서울시 수돗물은 잔류염소가 유지된다면 배급수계통에서 미생물의 증식을 효과적으로 억제할 수 있을 것으로 판단된다.

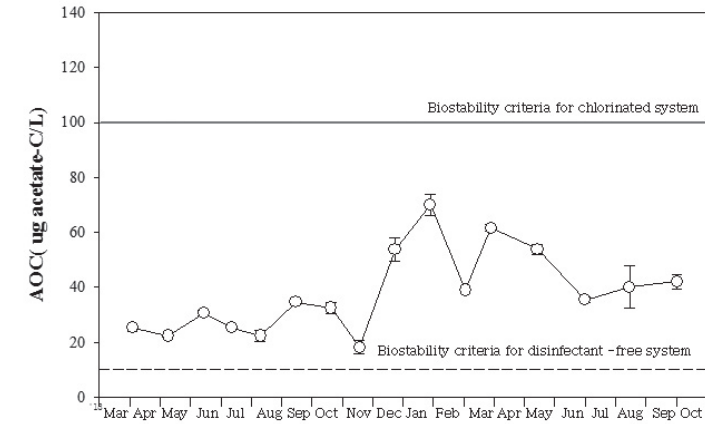


그림 16. 영등포정수센터 정수의 계절별 AOC 농도 및 생물학적 안전성 기준

본 연구에서 조사된 영등포, 광암정수센터 정수의 AOC 농도는 염소소독을 하고 있는 국외사례와 비교시 낮은 수준이었다. LeChevallier et al.(1996)은 18개월간 북미 31개 급수계통을 대상으로 조사한 결과 AOC 농도가 20 ~ 214 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 라고 보고하였으며, Kaplan(1992)은 미국 177개 수도시설을 조사한 후 AOC 농도가 18 ~ 322 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 였다고 보고하였다. 중국을 대상으로 한 연구에서 Liu et al.(2002)은 5개의 정수장과 그 급수계통을 조사한 결과 AOC가 97 ~ 482 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 였으며 단지 4 % 만이 100 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 이하였다고 보고하였다. Wang et al.(2015)은 중국 정수장 고도정수처리수의 AOC 농도가 100 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 이상으로 생물활성탄 여과지의 운영관리에 더 많은 관심이 필요하다고 보고하였다. 반면, 타이완의 대도시인 Greater Kaohsiung의 Cheng-Ching Lake Water Treatment Plant를 대상으로 한 연구결과 원수의 AOC 농도는 한강에 비해 높은 수준(60 ~ 233 $\mu\text{g acetate-C/L}$)이었음에도 불구하고 최종 정수의 AOC는 평균 16(5 ~ 37) $\mu\text{g acetate-C/L}$ 의 낮은 수준을 나타냈다(Chien et al., 2007).

한편, 본 연구에서 활성탄 여과수의 후염소 처리 시 평균 16 %의 AOC가 증가하였다. 이 역시 염소의 산화작용으로 인한 유기물의 저분자화 때문(Chien et al., 2007)으로 배급수계통에서 지속적으로 염소와 반응 시 AOC가 증가할 가능성이 있음을 의미한다. 배급수

계통에서 AOC의 증가를 최소화하기 위해서는 AOC로 전환될 수 있는 전구물질의 최소화가 필요할 것으로 판단된다.

3.4. 고도정수처리에 의한 AOC 저감효과

고도정수처리 도입에 따른 AOC 저감효과를 평가하기 위하여 급속여과공정과 활성탄 여과공정 유출수의 AOC 농도를 비교하였다. 영등포정수센터의 경우 이중여재와 활성탄 여과수의 연평균 AOC 농도는 각각 51, 32 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 로 고도정수처리시 37% AOC 저감효과를 나타내었다. 하지만 5~11월까지의 이중여재와 활성탄 여과수의 AOC가 유사했으며 저수온기인 12~3월에만 여과수의 AOC 농도가 활성탄 여과수보다 높게 나타났다(그림 17). 겨울철에는 저수온으로 인해 AOC의 농도가 높아도 미생물의 증식이 억제되기 때문에 고도정수처리 도입으로 인하여 배급수계통에서 미생물의 증식이 억제되는 효과는 크지 않을 것으로 판단된다.

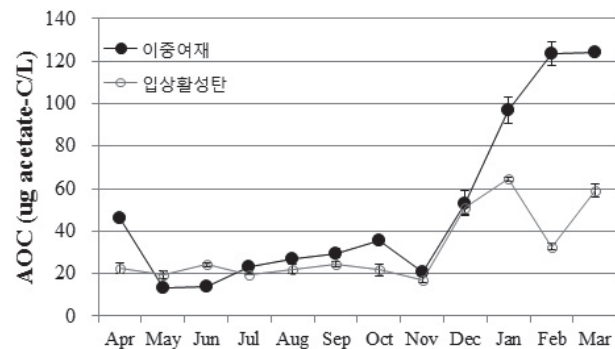


그림 17. 영등포정수센터 월별 이중여재 및 활성탄 여과수의 AOC 농도

2013년 8월 고도정수처리를 운영 중이던 영등포 2정수장과 표준정수처리를 운영 중이던 암사 1정수장의 정수를 채취하여 49일간 25 °C에서 배양하며 잔류염소와 저온일반세균

의 변화를 비교하였다(그림 18). 잔류염소가 존재하던 초기 10일간은 저온일반세균이 검출되지 않았으나 잔류염소가 고갈되면서 저온일반세균이 증가하기 시작하였다. 채취당시 영등포와 암사정수의 AOC 농도는 각각 22, 29 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 로 암사가 다소 높았으나 배양기간 동안 저온일반세균의 변화는 큰 차이를 나타내지 않았다. 두 정수센터 모두 잔류염소가 고갈된 후 30일간 배양하는 동안에도 저온일반세균은 11~26 CFU/mL로 큰 변화를 나타내지 않아 서울시 수돗물의 미생물 증식능은 높지 않은 것으로 나타났다. 하지만 멸균된 병에서 배양한 실험조건과는 달리 실제 배급수관망에서는 잔류염소 고갈시 관벽에서 탈리된 미생물들이 성장할 수 있기 때문에 잔류염소 관리에 주의가 필요할 것으로 판단된다.

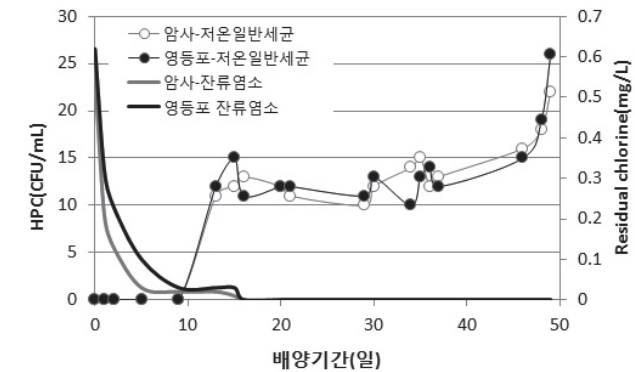


그림 18. 영등포, 암사정수센터 정수의 배양기간 중 잔류염소 및 저온일반세균 변화

3.5. 막여과 공정에 의한 AOC 변화

영등포정수센터에 설치된 가압식 및 침지식 막여과 플랜트를 대상으로 막여과 공정 전후 시료를 채취하여 막여과에 의한 AOC 저감효과를 평가하였다. 가압식, 침지식 모두 AOC-NOX는 거의 제거되지 않았으나 AOC-P17의 경우 침지식에서 42.8%의 제거율을 나타낸 반면 가압식의 경우는 전혀 제거되지 않는 것으로 나타났다(그림 19). 침지식은 가

압식에 비해 유입수의 AOC 농도가 약 2배 높았으나 유출수의 농도는 가압식과 유사했다. 가압식은 응집공정 후 침전과정을 거치는 반면에 침지식은 응집 후 침전공정 없이 바로 침지조로 유입되었고 침지조 안에서 막에 의해 걸러진 고농도의 유기물이 농축되었기 때문으로 사료된다. 가압식과 침지식은 모두 정밀여과막으로 이론상 용존성 유기물인 AOC를 제거할 수 없으나 침지식의 경우 침지조 내 고농도 유기물에 의해 막 표면에 미생물이 증식하여 AOC를 분해했을 가능성이 있을 것으로 추정된다.

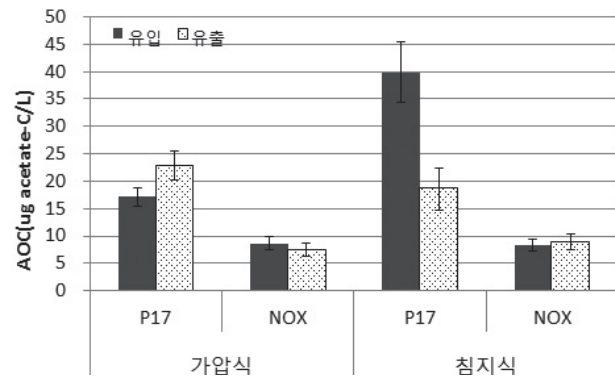


그림 19. 영등포정수센터 막여과 공정에 의한 AOC 변화

3.6. 정수처리 공정에서의 AOC-P17과 AOC-NOX 제거특성

공정별로 총 AOC와 함께 AOC-P17, AOC-NOX 의 변화를 비교한 결과 원수부터 급속 여과까지의 AOC의 변화는 주로 AOC-P17의 변화와 일치하였으나 오존공정 이후에서는 AOC-NOX의 변화가 총 AOC 변화를 좌우하는 경향을 나타내었다(그림 20). 전염소 처리된 착수정원수의 경우 AOC-NOX 보다는 AOC-P17의 증가가 뚜렷한 반면에 오존과 후염소 처리 시에는 AOC-P17 보다는 AOC-NOX의 증가가 더욱 뚜렷한 경향을 나타내고 있다. 오존처리 시 AOC-P17 보다 AOC-NOX가 크게 증가하는 현상에 대해서는 이미 선행 연구에서 많이 보고되어 왔다(van der Kooij and Hijnen, 1984 ; Huck et al., 1991 ;

Chien et al., 2007 ; Polansk et al., 2005 ; Lou et al., 2009).

P17과 NOX 두 균주는 서로 다른 기질 이용성을 가지고 있다. P17은 carbohydrates, aromatic acids, amino acids, carboxylic acids 등 자연계에 존재하는 다양한 유기물을 이용할 수 있으나 대표적인 오존 분해산물로 알려진 oxalate, formate, glycolate, glyoxylate 등은 이용하지 못한다. 반면, NOX는 oxalate, formate 등 오존 분해산물을 포함한 다양한 carboxylic acids를 이용할 수 있으나 carbohydrates, alcohol, aromatic acids는 이용할 수 없다고 알려져있다(Van de Kooij and Hijnen, 1984). AOC 실험에서 표준물질로 종종 이용되는 sodium acetate는 두 미생물이 모두 이용할 수 있는 유기물이지만, 또 다른 표준물질인 sodium oxalate의 경우는 P17은 이용하지 못하며 NOX가 잘 이용할 수 있는 유기물이다(van der Kooij and Hijnen, 1984). 전염소 및 오존 반응시 P17과 NOX의 비율이 큰 차이를 나타내는 것은 전염소와 오존에 의해 생성된 생분해성 유기물의 종류가 다를 가능성을 제시한다. 오존은 염소에 비해 훨씬 강력한 산화제로서 큰 분자량의 유기물을 저분자량의 유기물로 전환시킬 수 있으며 특히 formate, oxalate, acetate 등 carboxylic acids를 크게 증가시킨다고 알려져 있다(Kuo, 1998 ; Hammes et al., 2006 ; Jurado-Sánchez et al., 2012). 염소 역시 산화제로서 용존 유기물을 분해할 수 있으나 formate, oxalate 같이 매우 작은 분자량으로까지는 전환시키지 못할 가능성이 있으며, 대신 조류와 같은 입자성 물질을 깨뜨림으로써 내부에 존재하는 IOM 물질을 유출시킬 수 있다. Kim et al.(2011)은 용존유기물의 분자량이 커질수록 AOC-NOX의 비율이 감소했다고 보고했는데 이는 AOC-P17이 더 큰 분자량의 유기물로 구성되어 있다는 것을 의미한다. Kim et al.(2010)은 또한 조류 배양시료를 대상으로 한 연구에서 조류기원 유기물인 EOM과 IOM은 주로 AOC-P17로 구성되어 있으며 EOM 염소처리시 AOC-NOX가 증가했다고 보고한 바 있다. 이는 원수 전염소 처리시 조류세포가 파괴되면서 내부의 AOC-P17이 유출되는 한편 AOC-P17이었던 EOM 성분이 다시 쪼개어지면서 AOC-NOX로 전환될 수 있음을 의미한다.

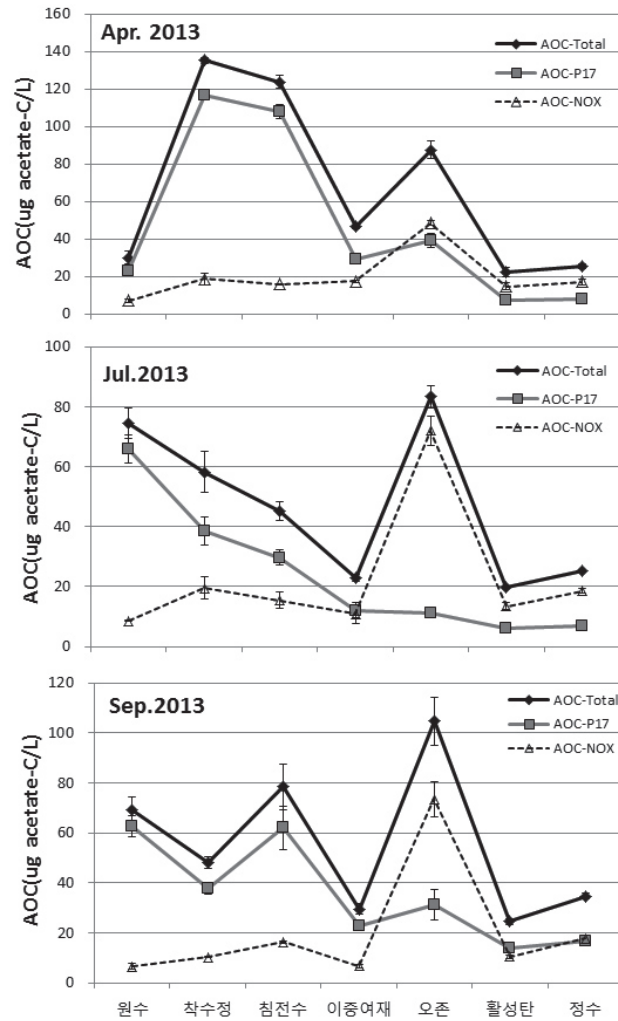


그림 20. 영등포정수센터 공정별 AOC-Total, AOC-P17, AOC-NOX의 변화

4. 결론

고도정수처리가 도입된 영등포와 광암정수센터를 대상으로 원수 및 정수처리 공정에서의 AOC 변화와 영향인자를 연구하였고 결론은 다음과 같다.

1. 고도정수처리된 서울시 정수의 AOC 농도는 18 ~ 70 $\mu\text{g acetate-C/L}$, 평균 36 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 로 염소소독 시스템에서 생물학적 안전성 확보를 위한 AOC 농도기준인 100 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 이하를 연중 만족하였고 하절기에는 40 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 이하의 낮은 수준을 나타내었다. 서울시 수돗물은 관말까지 잔류염소 유지 시 배급수계통의 미생물 증식을 효과적으로 억제할 수 있을 것으로 판단된다.
2. 영등포정수센터 이중여재와 활성탄 여과수의 연평균 AOC 농도는 각각 51, 32 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 로 고도정수처리시 37%의 AOC 저감효과를 나타내었다.
3. 한강원수의 AOC 농도는 18 ~ 153 $\mu\text{g acetate-C/L}$, 평균 64 $\mu\text{g acetate-C/L}$ 를 나타냈으며 봄~가을에 높고 미생물 활성이 감소하는 겨울에 높은 경향을 나타내었다. 원수의 AOC 농도는 조류세포 증가 시 증가하는 경향을 보였으며 수온상승 및 고탁도 유입 시 감소하는 경향을 나타내었다.
4. 정수처리 과정에서 염소, 오존 등 산화제 주입 시 용존유기물의 저분자화 및 조류 등 입자상물질의 파괴로 인해 AOC가 크게 증가하였다. 산화공정 운영 시 AOC 저감을 위해 후단의 생물여과지 관리가 중요할 것으로 판단된다.
5. 산화공정에서 증가된 AOC는 급속여과 및 활성탄 여과공정에서 효과적으로 제거되었다. 고수온기에는 주로 여재에 부착된 미생물의 분해에 의해 AOC가 제거되는 반면에 미생물 활성이 감소하는 저수온기에는 활성탄의 흡착능에 의해 AOC가 제거되는 것으로 나타났다. AOC를 저감하기 위한 생물여과지 여재로는 입상활성탄, 안트라사이트, 모래의 순으로 효과적인 것으로 나타났다.

참고문헌

1. 박 현, 장현성, 정의선, 유명진, 이수원, 한선희, 2006. 정수처리공정에서 천연유기 물질과 염소소독부산물 생성능 변화, 대한상하수도학회·한국물환경학회 공동 추계 학술발표회 D-64-69.
2. 오히경, 김현철, 구윤희, 유명진, 박현, 장현성, 2003. 정수장에서 NOM 특성화 및 소독부산물 생성능 평가, 대한환경공학회, 25(10) : 1241-1257
3. APHA, AWWA, WEF, 2005. Standard Methods for the examination of water and wastewater(21th edition) : 9-42 - 9-47
4. Ahmed, M. D. and C. R. Kinney, 1950. Ozonation of humic acids prepared from oxidized bituminous coal. J. Am. Chem. Soc. 72 : 559-561.
5. Charnock C. and O. Kjonno, 2000. Assimilable organic carbon and biodegradable dissolved organic carbon in Norwegian raw and drinking waters. Water Res. 34 : 2629-2642.
6. Chien, C. C., C. M. Kao, C. D. Dong, T. Y. Chen, J. Y. Chen, 2007. Effectiveness of AOC removal by advanced water treatment systems: a case study. Desalination 202 : 318-325
7. Choi, Y. and Y. J. Choi, 2010. The Effects of UV disinfection on drinking water quality in distribution systems. Water Res. 44(1) : 115-122
8. Escobar, I. C. and A. A. Randal, 2000. Sample storage impact on the assimilable organic carbon (AOC) bioassay. Water Res. 34 : 1680-1686.
9. FDHA Federal Office of Public Health, 2012. Determining the total cell count and ratios of high and low nucleic acid content cells in freshwater using flow cytometry (Swiss food book analysis method 333.1).
10. Hammes, F. and T. Egli, 2005. New Method for Assimilable Organic Carbon Determination Using Flow-Cytometric Enumeration and a Natural Microbial Consortium as Inoculum. Environ. Sci. Technol. 39 : 3289-3294
11. Hammes, F., E. Salhi, O. Köster, H. P. Kaiser, T. Egli, and U. von Gunten, 2006. Mechanistic and kinetic evaluation of organic disinfection by-product and assimilable organic carbon (AOC) formation during the ozonation of drinking water. Water Res. 40 : 2275-2286.
12. Hammes, F., S. Meylan, E. Salhi, O. Köster, T. Egli, and U. von Gunten, 2007. Formation of assimilable organic carbon (AOC) and specific natural organic matter (NOM) fractions during ozonation of phytoplankton. Water Res. 41(7) : 1447-1454
13. Hammes, F., C. Berger, O. Köster, T. Egli, 2010. Assessing biological stability of drinking water without disinfectant residuals in a full-scale water supply system. Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA, 59(1) : 31-40
14. Hem L. J. and H. Efraimsen, 2001. Assimilable organic carbon in molecular weight fractions of natural organic matter. Water Res. 35 : 1106-1110.
15. Huck, P. M., P. M. Fedorak and W. B. Anderson, 1991. Formation and removal of assimilable organic carbon during biological treatment, J. AWWA, 83 (12) : 69-80.
16. Jiang, D. L., X. Liu, G. W. Ni, 2012. Assimilable Organic Carbon (AOC) Criteria to Control Bactrium Regrowth in Drinking Water Distribution System. Advanced Materials Research 461 : 440-443
17. Jurado-Sánchez, B., E. Ballesteros, M. Gallego, 2012. Determination of carboxylic acids in water by gas chromatography-mass spectrometry after

- continuous extraction and derivatisation, *Talanta* 93 : 224-232
18. Jurado-Sánchez, B., E. Ballesteros, M. Gallego, 2014. Occurrence of carboxylic acids in different steps of two drinking-water treatment plants using different disinfectants, *Water Res.* 51 : 186-197
19. Kaplan, L. A., D. J. Reasoner, E. W. Rice, T. L. Bott, 1992. A survey of assimilable organic carbon, biodegradable organic carbon and coliform growth response in US drinking waters, *Revue Des Sciences de L'EAU* 5 : 207-224.
20. Kim, J. H., S. H. Chung, J. Y. Lee, I. H. Kim, A. H. Lee, Y. J. Kim, 2010. Formation of Assimilable Organic Carbon from Algogenic Organic Matter, *Environ. Eng. Res.* 15(1) : 09-14
21. Kim, J. H, Y.J. Kim, T. I. Qurseshi, 2011. Assimilable organic carbon generation from algogenic organic matter in drinking water, *Turk J Chem* 35 : 245-253.
22. Kitis, M., T. Karanfi, A. Wigton, J. E. Kilduff, 2002. Probing reactivity of dissolved organic matter for disinfection by-product formation using XAD-8 resin adsorption and ultrafiltration fractionation, *Water Res.* 36 : 3834-3848.
23. Kuo, P. P., E. S. Chiam, and B. J. Chang, 1977. Identification of end products resulting from ozonation and chlorination of organic compounds commonly found in water, *Environ. Sci. Technol.* 11 : 1177-1181.
24. Lechevallier, M. W., W. Schulz, and R. G. Lee, 1991. Bacterial Nutrients in Drinking Water, *applied and environmental microbiology*, Mar : 857-862
25. Lechevallier, M. W., N. E. Shaw, L. A. Kaplan, and T. L. Bowt, 1993. Development of a Rapid Assimilable Organic Carbon Method for Water, *Appl. Environ. Microbiol.* 59(5) : 1526-1531
26. LeChevallier, M. W., N. J. Welch, D. B. Smith, 1996. Full-scale studies of factors related to coliform regrowth in drinking water, *Appl. Environ. Microbiol.* 62 (7) : 2201-2211
27. Liu, W., H. Wu, X. Wang, S. L. Ong, J. Y. Hu, W. J. Ng, 2002. Investigation of assimilable organic carbon (AOC) and bacterial regrowth in drinking water distribution system, *Water Res.* 36 : 891-898
28. Lou, J. C., T. W. Chang, C. E. Huang, 2009. Effective removal of disinfection by-products and assimilable organic carbon: An advanced water treatment system, *Journal of Hazardous Materials* 172 : 1365-1371
29. Plummer J. D. and J. K. Edzwald, 1998. Effect of ozone on disinfection byproduct formation of algae, *Water Sci. Technol.* 37 : 49-55.
30. Polanska, M., K. Huysman, C. van Keer, 2005. Investigation of assimilable organic carbon (AOC) in flemish drinking water, *Water Res.* 39 : 2259-2266
31. Sevais, P., A. Anzil and C. Ventresque, 1989. Simple Method for Determination of Biodegradable Dissolved Organic Carbon in Water, *Applied and Environmental Microbiology* 55(10) : 2732-2734
32. Shukairy, H. M., R. S. Summers and R. J. Miltner, 1992. The impact of ozonation and biological treatment on disinfection by-products, 15th International symposium on wastewater and drinking water, Montreal, Canada, November 17-19.
33. Siddiqui, M. S., G. L. Amy, B. D. Murphy, 1997. Ozone enhanced removal of natural organic matter from drinking water sources, *Water Res.* 31(12) : 3098-3106
34. Smeets, P. W. M. H., G. J. Medema, and J. C. van Dijk, 2009. The Dutch

- secret: how to provide safe drinking water without chlorine in the Netherlands. *Drink. Water Eng. Sci.*, 2 : 1-14
35. TECHNEAU, 2007. A flow cytometric method for AOC determination Deliverable 3.3.1
36. van der Kooij, D., A. Visser, W. A. M. Hijnen, 1982. Determination of easily assimilable organic carbon in drinking water. *J. Am. Water Works Assoc.* 74 : 540-545.
37. van der Kooij, D., 1992. Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth. *J. Am. Water Works Assoc.* 84 (2) : 57-65.
38. van der Kooij, D. and W. A. M. Hijnen, 1984. Substrate Utilization by an Oxalate-Consuming Spirillum Species in Relation to Its Growth in Ozonated Water. *Appl. Environ. Microbiol.* 47(3) : 551-559.
39. Velten, S., F. Hammes, M. Boller, and T. Egli, 2007. Rapid and direct estimation of active biomass on granular-activated carbon through adenosine tri-phosphate (ATP) determination. *Water Res.* 41 : 1973-1983.
40. Volk, C. J. and M. W. LeChevallier, 2000. Assessing Biodegradable Organic Matter. *J. Am. Water Works Assoc.* 92(5) : 64-76
41. Wang, X., D. Li, B. Xi, X. Xia, L. Deng and W. Ma, 2015. Molecular weight distributions of effluent organic matters and the biodegradability assessment of a typical advanced drinking water treatment plant in South China. *Desalination and Water Treatment.* 53(7) : 1855-1861
42. Wetzel, R. G., 1983. *Limnology* (second edition). Saunders college, publishing. 487-518, 667-678
43. WHO, 2003. *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety* : 177-184