한국환경과학회지 제8권(제3호), 337~347, 1999
J. of the Korean Environmental Sciences Society

상수 원수에 따른 용존 유기물의 특성 평가

허 준 무 · 박 종 안* · 손 부 순* · 장 봉 기* · 이 종 화*
(주)새로운 환경 기술연구소 · *순천향대학교 환경보건학과
(*1999*년 *3*월 *25*일 접수)

Characterization of Dissolved Organics Based on Their Origins

Joon-Moo Hur, Jong-An Park*, Bu-Soon Son*, Bong-Ki Jang*, and Jong-Wha Lee*
New Environment Research Engineering Co., Seoul, Korea
**Department of Environmental Health Science, Soonchunhyang University, Asan, Korea*
(Manuscript received 25 March, 1999)

This study was carried out to evaluate the characteristics of dissolved organics based on their origins, which were divided into two categories. The first group consisted of river, lake and secondary sewage treatment effluent, which were chosen as representative of their origins. The second group were artificial samples which were made of AHA(Aldrich humic acids) and WHA(Wako humic acids). Physicochemical characteristics, biological degradability and THMFP(trihalomethane formation potential) of the samples were analysed based on the AMWD(apparent molecular weight distribution). Large portion of dissolved organic carbon(DOC) in the river and lake samples was comprised of LMW(low molecular weight), while that of AHA and WHA was HMW(high molecular weight). The DOC of the lake was evenly distributed in the all range of molecular weight.

The river, lake and secondary treated effluent have lower ultraviolet(UV) absorbance at 254㎚, and have a higher amount of humic acids. Higher absorbance of humic acids means that aliphatic bond and benzenoid type components that absorb UV light were contained in these kind of humic acids. It was expected that lake sample was the most biodegradable in the different samples investigated, and in order of secondary sewage treatment effluent, river, WHA and AHA based on the result of determination of specific ultraviolet absorbance(SUVA).

Biodegradability showed similar result except for AHA, while dissolved organics in the range of LMW decreased during the biodegradability test, and on the contrary those of HMW increased. Production of the SMPs(soluble microbial products) was observed during humicification of dissolved organics and the SMPs were in the range of 0.7~5.5% of DOC which was the lowest value. Sample had a higher portion of HMW showed a higher production of the SMPs. THM formation was high in the samples containing HMW and similar tendency was shown in the THMFP(trihalomethane formation potential), except for WHA.

Key words : dissolved organics, DOC, humic acids, trihalomethane

1. 서 론

정수처리의 목적은 원수중 유해화학물질이 존재하지 않는다면, 소독을 통한 병원성 미생물의 살균과 소독공정에서 생성되는 부산물의 최소화를 통하여 위생적이며 심미적으로 수용될 수 있는 물을 생산하는 것이다. 부산물의 생성은 유기물의 특성 및 정수처리공정과 매우 밀접한 관계가 있다. 수질기준에 부합하는 음용수를 생산하기 위해서는 원수의 수질특성뿐만 아니라 그에 따른 올바른 정수처리 공정선택이 필요하다. 응집, 침전, 여과 및 염소소독으로 구성되는 기존 정수처리공정은 미세입자나 용존 유기물의 제거가 어려우므로 염소소독을 하더라도 급 · 배수관망에서 세균의 재성장이 야기될 수 있으며 유해 유기염소화합물을 생성할 수도 있다.[1] 상수원수로써 적합성을 판단하기 위하여 일반적으로 고려되는 것은 유기물의 생분해도, 겉보기 분자량 분포, 유기물의 방향성 및 포화도 등을 들 수 있다. 현재까지 연구는 대부분의 경우 분자량크기와 소독부산물의 생성과 탄소의 포화도와 용존 유기물의 특성에 관한 것에 국한되어 왔다.[2]

이제까지 유기물의 특성, 즉 생분해도, 분자량 분포, 포화도와 친화도 및 유기물의 구조 등을 구분하여 체계적으로 연구한 결과가 거의 없으나, 많은 학자들은 소독부산물의 생성이 유기물의 특성과 관련이 있다고 주장한다.[2-11]

따라서 본 연구에서는 수중에 존재하는 유기물을 발

생 가능한 근원별로 나누어 기존의 수질인자와의 상관관계를 비교, 분석하고 분자량 분포별 유기물의 특성, 생분해 특성, 생분해에 의한 유기물의 거동 및 유기물의 특성에 따른 소독부산물 생성정도를 파악하여 정수처리 공정중 선택 가능한 공정의 추가 및 변경에 필요한 기초자료를 제공하고자 한다.

2. 문헌정리

2.1. 유기물의 근원별 특성 및 특성 평가법

유기물의 종류는 크게 육상 및 수중생물을 포함한 생물체유기물과 토양유기물로 분류될 수 있다. 토양유기물은 대부분 부식산(humic acids)으로 구성되어 있으며, 그 성분은 고등식물의 부식잔류물로 널리 알려져 있으나, 분해과정이나 화학구조에 대해서는 아직 알려져 있지 않다.[5] 일반적으로 토양유기물과 수중유기물의 물리적 및 화학적 특성은 크게 다르지 않으므로 이들 유기물 그룹들을 분리하여 생각할 필요가 없을 것이다.[6] Thurman[7]에 의하면 호소의 유기물은 휘발성유기물(volatile organic carbon; VOC), 콜로이드성 유기물 등이 있으나, 자연수중에 존재하는 양이 약 10% 이내로 적고 대부분이 용존유기탄소(disssolved organic carbon; DOC)로 구성되어 있다. 호소수 DOC의 화학조성은 토양 부식물질과 유사하며, 탄수화물을 주성분으로 하고 그밖에도 아미노산, 지방산 및 카르복실산 등으로 구성되어 있다.[8] 호소의 유기물은 외부근원유기물과 내부생성유기물로 분류된다. 외부근원유기물은 유역에서 발생한 유기물이 하천생태계를 통과하는 동안에 침전, 미생물 분해 등을 거치면서 호소로 유입되며 육상근원의 난분해성 부식산이 많은 것으로 알려져 있다.[9] 내부생성유기물은 식물성 플랑크톤 및 수초의 배출, 동물성 플랑크톤의 배설 및 퇴적물의 용출 등이 있다.[10]

용존 유기물중 생분해 가능한 유기탄소는 주로 수중 식물성 플랑크톤에 의해 세포막 밖으로 DOC를 배출하는 것과 UV_{254} 또는 오존에 의해 부식물질이 분해되어 생성되는 것이 있다. 이러한 과정을 통해 생성된 비교적 분자량이 작은 화합물은 분해 용이한 물질의 기폭효과 또는 미생물의 상호물질대상에 의해 수시간에서 수일사이에 제거된다.[8] 토양유기물질은 생분해 가능물질, 미생물의 분해활동에 의한 부산물 그리고 분해가 어려운 부식물질로 구성되어 있고, 생성은 아미노산과 리그닌의 부분적 분해에 의한 것과 Browing반응에 의한 것으로 알려져 있으며, 후자가 토양유기물질의 생성에 있어서 그 기여도가 적은 것으로 알려져 있다.

한편, 용존성 유기물질중 풀빅산(pulvic acid)은 NaOH 등의 알카리성 물질에 추출되는 특성을 가지고 있으며, pH 2에서도 용해도가 높은 저분자량 물질이고 주요 구성요소는 벤젠카르복실산(benzen carboxylic acid)과 페놀산(phenolic acid)이다. 주로 우수 등의 침출에 의하여 생성되어 표토층 하부에 존재하는 풀빅산은 질소성분이 거의 없으나, mollisols같은 풀빅산은 상당량의 질소를 함유하고 있다. 부식산의 경우 알카리성 물질에 의하여 추출되기는 하지만 pH 2에서 침전하는 물질로서 방향족 고리와 질소를 함유하고 고분자량 물질로서 비슷한 중합반응에 의하여 생성되기는 하지만, 단백질이나 셀룰로오스와 동일한 구성성분을 가지고 있지 않다. 이외에 휴민(humins)은 유기물질중에서 알카리성 물질에 의하여 추출되지 않는 물질이다. 대부분의 토양은 대체적으로 비슷한 비율로 풀빅산, 휴믹산 그리고 휴민을 함유하고 있다. 휴민은 풀빅산과 비용해성 식물체조직 그리고 생물학적으로 분해되지 않는 셀룰로오스, 리그닌물질 및 동물의 세포벽 등으로 구성되어 있다.

한편, 지금까지 지표수 또는 음용수에 함유되어 있는 용존 유기물질의 정량은 주로 생물화학적 산소요구량(BOD), TOC, UV 등으로 측정되어져 왔다. BOD는 가장 보편적으로 사용되는 유기물 평가법으로 유기물중 생물학적으로 분해가능한 양을 간접적으로 평가함으로써 생물학적 처리의 가능성 및 자연수계의 자정능력을 평가할 수 있는 장점이 있다. 그러나 시료를 시료조건에 따라 희석 및 식종 등의 문제점이 있고 분석결과가 시료에 따라 상대성이 있어 정확성이 다소 떨어진다.[11] COD는 산화제로 크롬 또는 망간을 이용하는 것으로 망간을 이용할 경우 산화정도는 온도, 시간에 영향을 받으므로 측정치의 평균값은 편차가 크다. 반면에 크롬법은 산화력이 망간에 비해 크고 재현성이 뛰어나 국제 표준법으로 많이 사용되고 있다. 그러나 COD는 화학적으로 산화되는 유기물의 측정에는 좋은 지표가 될 수 있지만 생물학적으로 분해되는 유기물의 양을 측정하는데는 다소 문제점이 있다. 한편, TOC는 유기물에 함유된 탄소의 양을 측정하는 방법으로 상당히 간편하고 정밀도가 높아 최근 선호되는 방법이다. 분석방식에는 고온연소산화법과 자외선 과황산산화법이 있으며, 두 가지 측정결과는 일반적으로 큰 차이가 없는 것으로 나타나있으나,[12,13] 최근한 연구에서는 음용수 시료의 분석에 있어서 고온연소산화법이 정확도 및 정밀도면에서 더 우수하다는 보고도 있다.[13]

수중의 유기물중 UV를 흡수하는 유기물은 그 농도에 비례하여 UV를 흡수하기 때문에 UV_{254}를 측정함으로써 비교적 정확하게 그 양을 평가할 수 있다. 자연적으로 발생하는 용존 유기물중 UV를 흡수하는 물질은 벤젠류의 물질들과 불포화 지방족 물질들이다.[14] Traina et al.[15]에 의하면 부식물질은 방향족 탄소량과 UV_{272}사이에 상당히 밀접한 관계가 있다고 한다. 한편 Bartles[16]의 실험에 의하면 퇴적물의 DOC 및 TOC와 UV_{254}를 측정하여 비교한 결과 직선적인 관계가 있으며, 용존 유기물의 UV흡광도 측정은 미생물에 의해 비교적 분해가 어려운 방향족 및 불포화 지방족 물질을 정량화할 수 있다고 하였다.

한편, 정수처리공정의 운전조건과 처리효율은 용존 유기물의 크기, 농도 및 화학적 구성에 따라 달라지며, 사용된 공정에 따라 특정 크기의 분자들이 쉽게 제거되기도 한다.[17,18] 응집, 침전공정은 물 속에 포함된 부유입자를 제거하는 공정으로 이때 제거되는 물질은 콜로이드성 무기물이 대부분이나 일부 분자량이 큰 유기물도 제거된다. 박은주 등[19]에 의하면 낙동강 물을 원수로 사용한 정

수장에서 응집, 침전공정에 의해 제거되는 유기물의 분자량분포를 고찰한 결과 주로 MW(molecular weight) 1,000~30,000의 물질들이 제거되는 사실을 확인하였다.

2.2. 소독부산물의 생성

지표수의 취수, 응집, 침전, 여과 및 염소소독을 포함하는 기존의 정수처리 공정은 세균학적 및 위생학적으로 안전한 물을 생산한다고 확언할 수 없다. 기존의 정수처리공정으로는 미세입자 및 용존 유기물의 제거가 어려우며, 현재의 염소소독수준에서 병원성 원생동물의 포낭(cyst), 생물막내 세균, 바이러스 등을 완전히 사멸시키거나 불활성화시킬 수 없으므로 급·배수 관망에서 세균의 재성장 및 소독과정에서 유해 유기염소화합물인 소독부산물이 생성된다. 염소소독은 병원성 미생물은 물론 잠재적 위해성을 가진 미생물을 사멸 또는 불활성화시키기 위한 공정이지만 여과공정을 거친 물에 유기물이 존재하면 THMs, HAAs 등을 포함하는 유기염소화합물(Total Organic Halogen ; TOX)이 생성된다. 이들 소독부산물들은 수중에 존재하는 유기물과 염소의 상호작용에 의하여 생성된다. 염소는 유기물 분자에 2가지 형태로 작용하여 유기물을 보다 작은 분자로 산화시키거나 또는 원래의 분자에 첨가 또는 치환된다.[20] 염소와의 반응으로 생성되는 소독부산물은 분자량의 분포, 유기물의 방향성 및 포화도, 물에 대한 친화도 등과 같은 유기물의 특성에 따라 그 양과 종류가 달라지기 때문에 염소처리의 결과로 생성되는 소독부산물을 정확하게 예측하는 것은 거의 불가능하다.

최근 미국의 EPA는 THMs의 MCL을 0.1㎎/ℓ에서 0.08㎎/ℓ로 감소시키는 1차 소독제/소독부산물 (D/DBPs)에 관한 법률(59 FR 38668 : 7/94)을 제정하였으며, 2002년까지 건강위해성을 고려하여 THMs 및 HAAs를 각각 0.04㎎/ℓ와 0.03㎎/ℓ로 감소시키는 2차 소독제/소독부산물에 관한 법률을 재정할 계획이다. 이 법의 성립근거를 살펴보면 최근 잇따른 미생물에 의한 수인성 질병의 발생으로 보다 완벽한 소독의 필요성과 소독과정에서 필연적으로 수반되는 유해성 부산물의 생성이 서로 상반된 관계를 나타내고 있기 때문이다. 세균의 재성장 및 소독부산물의 생성은 물 속에 존재하는 용존 유기물이라는 공통인자에 의해 영향을 받으므로 용존 유기물의 제거가 이 법이 목표하는 바를 달성하는 관건이 될 것이다.

소독부산물중 가장 대표적인 것은 THMs로 주요한 생성 메커니즘은 $-CH_3$기를 포함하고 있는 유기물의 haloform 반응에 의한다고 알려져 있다. 이 반응은 CH_3기의 수소이온을 할로겐 물질(Cl_2, Br)이 치환하는 형태이다. 일반적으로 분자량이 500이하의 작은 물질들이 소독부산물의 생성반응속도도 빠르고 THMs 생성의 50%를 생성하는 것으로 보고되고 있다.[17] 유기물의 방향성 및 포화도가 소독부산물 생성에 영향을 주는 것으로 알려져 있다. Bartles[16]에 의하면 UV흡광도를 측정하므로써 수중의 방향성 유기물 및 불포화 탄소의 량을 측정할 수 있다고 한다. Amy et al.[2]과 Harrington et al.[4]은 소독부산물 생성에 관한 모델의 개발에 UV흡광도를 한 변수로 사용하였으며, UV흡광도가 크면 소독부산물 생성 정도가 커지는 것을 관찰하였다.

3. 실험재료 및 방법

3.1. 대상시료

본 연구에서는 정수처리 공정중 선택 가능한 공정의 추가 및 변경에 관한 기초자료를 제공하고자 수중유기물의 특성을 파악하고자 근원이 다른 몇 가지 원수를 대상으로 수질특성평가, 물리·화학적 용존 유기물의 특성평가, BDOC(biodegradable dissolved organic carbon) 및 SUVA(specific ultraviolet absorbance, UV_{254}/DOC)에 의한 생분해도 평가, 용존 유기물의 분자량분포별 생분해도 평가, 생분해에 의한 유기물의 거동 그리고 용존 유기물의 특성과 소독부산물의 생성에 관하여 살펴보았다.

대상시료로는 호소수, 과천하수처리장 2차 처리하수, humic acids(Aldrich사; AHA) 및 humic acids(東京化成工業株式會社; WHA)를 선정하였으며, 이들 시료의 특성을 복합적으로 갖추었다고 판단되는 자연시료로 잠실수중보에서 채취한 한강물(이하 하천수)을 이용하였다. 하천수는 임의채취방법을 사용하였고 채취직후 4℃이하의 냉장고에 넣어 보관하였다. 한편, humic acids는 1g을 소량의 1N-NaOH에 녹이고, 초순수를 첨가하여 24시간 동안 상온에서 혼합하여 사용하였다. 그리고 1,000㎎ humic acids/L가 되도록 증류수를 가하고 난 후 4℃이하의 냉장고에 보관하였으며, 이를 실험의 원액으로 사용하였다.

3.2. 초자 세척 및 시료배양

배양병은 유효용량 4ℓ의 갈색 경질유리병을 이용하였고 병의 세척과 소독은 질산 또는 황산원액과 중크롬산(10%)을 혼합한 용액에 24시간 방치한 후 증류수로 세척하여 120℃에서 24시간 이상 가열처리하였다. DOC 분석과 겉보기 분자량 분포에 쓰이는 초자는 550℃에서 1시간 정도 열처리하여 유기탄소를 완전히 제거하였으며, 세균분석에 쓰이는 초자는 고압멸균하였다. 배양을 위한 시료 3.5ℓ는 0.45㎛ cellulose nitrate membrane 여과지(Whatman사 제품)로 미생물을 제거하였으며, 접종액은 한강물은 Whatman No. 42(pore size 2.5㎛)여지로 여과하여 원생동물을 제거하였으며, 배양은 2회를 실시하였다. 한편, 여지내에 존재할 수 있는 유기탄소를 제거하기 위해서 24시간 이상 증류수에 넣고 방치한 후 여과직전에 증류수로 여러번 세척한 후 일정량의 접종액을 여과세척한 후 사용하였다. 일정량(1%v/v)의 접종액을 시료에 접종한 후 암실에서 20±1℃를 유지하면서 시료를 배양하였다.

3.3. 분석방법

시료의 겉보기 분자량 분포(apparent molecular weight distribution ; AMWD)측정은 ultrafiltration여과기를 사용하였으며, 사용되는 막은 친수성이고 cellulose acetate로 만든 YM과 YC(Amicon Diaflo membrane)계열로 막의 직경은 62mm이고 표면적은 27.3㎠이었으며, 규격은 YM30

(30,000MWCO), YM10(10,000MWCO), YM3(3,000MWCO) YM1(1,000MWCO) 및 YC05(500MWCO)를 사용하였다. 본 연구에서는 편의상 저분자량(low molecular weight ; LMW 1,000이하), 중분자량(medium molecular weight ; MMW 1,000~10,000) 및 고분자량(high molecular weight ; HMW 10,000이상)으로 구분하였다. Ultrafiltration여과장치는 stirred ultrafiltration cell(Amicon사 8200모델)을 본체로 200㎖ 용량의 셀(cell)과 주위를 둘러싼 clamp로 구성되어 있으며, 여과방법은 유입수나 유출수로 부터 얻어진 시료를 직접 각각의 멤브레인(membrane)에 공급하는 방법으로 진행하였다. 측정용 시료셀에는 불활성 순수질소로 가압하였으며, 운전압력은 55psi이었다. 농도분극을 감소시키기 위해 자석 교반기의 속도를 일정하게 유지하였으며, 운전압력하에서 멤브레인을 통과한 시료는 산처리와 열처리를 한 용기에 채취하였다. 한편, ultrafiltration여과기로 여과하기전 모든 시료는 콜로이드나 부유물질에 의한 멤브레인의 손상을 최소화하기 위해 공경 0.45㎛의 여지로 여과하였고 세척 후에 생길 수 있는 농도의 차이를 줄이기 위하여 처음 채취되는 10㎖을 버렸으며 나머지를 분석에 이용하였다. 소독부산물 생성을 측정하기 위한 염소용액은 12% 차아염소산용액을 증류수로 희석하여 1,000㎎Cl_2/ℓ로 제조하였으며, HACH사 colorimeter로 총 및 유리잔류염소를 측정하였다. 불연속점 염소주입량은 양론적인 계산에 의하여 산정된 값을 기준으로 하였고 소독부산물은 2시간, 168시간 후에 시료를 채취하여 GC로 THM과 THMFP (trihalomethane formation potential) 분석하였다.

기초 수질항목중 온도, pH, DO, HPC는 원수를 여과하지 않고 측정하였으며, DOC, BDOC, UV_{254}, MWCO (molecular weight cutoff), $COD_{Cr/Mn}$ 및 암모니아성 질소는 원수를 0.45㎛ cellulose nitrate여과지로 여과하여 시료로 사용하였다. 일반세균(HPC)은 빈영양배지인 R2A배지에 평판도말법으로 접종한 후 20±1℃에서 7일간 배양하였다. 배양한 후 집락수를 세어 CFU(colony forming unit)/㎖단위로 나타내었다. DOC는 시료를 0.45㎛의 PVDF (polyvunylidene fluoride)여지로 여과한 후 TOC분석기로 측정하였다. 분석은 NPOC(non-purgeable organic carbon)모드이었으며, 분석시 표준편차는 200(peak 표준면적), 변이계수(coefficient of variation)는 2%로 제한하였다. BDOC 는 배양초와 배양후의 DOC차이로 나타내었고 UV_{254}는 10㎜ cell로 파장 254㎚에서 측정하였다. THM 및 THMFP의 분석방법은 EPA Method 551-1방법에 따랐으며, 대상물질은 시료에 따라 일정량은 분액깔때기에 취하여 펜탄을 1:1의 비율로 넣어 약 20초간 강하게 교반한 후 30분간 정치시켜 추출하였다. 추출한 시료는 ECD가 장착된 GC를 이용하여 분석하였다. 이외에 모든 방법은 수질오염공정시험법[21]과 미국 공중보건협회의 Standard Methods[22]에 따라 행하였다.

4. 실험결과 및 토론

4.1. 대상시료의 수질특성

유기물의 근원별 특성을 파악하기 위하여 시료별로 COD, DOC, BDOC, AMWD 및 HPC 등의 기초 수질항목을 분석하였으며, 그 결과는 Table 1과 같다. 실험에 사용된 한강물 및 호소수는 주로 여름과 겨울철에 시료를 채취하여 사용하였다. pH는 전체적으로 시료에 관계없이 7.0~9.0사이에 분포하는 약 알카리성이었고 하천수와 호소수의 경우 낮동안 시료를 채취하였기 때문에 조류에 영향을 다소 받은 것으로 판단된다. 부식산은 NaOH에 녹여 증류수로 희석한 후 사용하며 AHA는 비교적 pH가 높았지만 WHA는 6.5정도로 낮았다.

COD의 경우 하천수, 호소수, 2차 처리 하수는 COD_{Mn} 값이 COD_{Cr}값의 50%정도를 보였지만 AHA와 WHA는 30%이하를 나타내었다. 이러한 현상은 부식산이 자연시료에 비하여 거대분자가 많기 때문으로 추정되며, 이론적 산소요구량(theoretical oxygen demand ; THOD)을 평가하면 쉽게 이해할 수 있다. 이론적인 COD/DOC의 비가 2.67임을 감안하여 COD_{Cr}을 평가하면 하천수, 호소수 및 하수는 거의 THOD에 접근하는 것을 확인할 수 있으나, 부식산의 경우는 크게 벗어남을 알 수 있다. AHA는 THOD의 157%정도 높게 나타난 반면, WHA는 약 87%로 낮아 WHA가 난분해성 물질을 많이 함유하고

Table 1. Characteristics of water sample used in this study [average(range)]

Parameters \ Sample	River	Lake	Secondary treated effluent	AHA	WHA
Temp.(℃)	23.5(19.6~29)	27.4(25~29.8)	27.9(26.9~28.8)	-	-
pH	8.2(7.4~9)	8.9(8.2~9.6)	7.3(7.2~7.3)	8.1(7.8~8.4)	6.6(6.3~6.9)
DO(㎎/ℓ)	9.9(9.8~10.0)	7.7(6.9~8.4)	4.4(4.0~6.0)	8.4	7.6
$COD_{Cr/Mn}$(㎎/ℓ)	5.5/2.70	21.5/9.3	18.7/7.6	15.2/10.4	7.4/6.9
DOC(㎎/ℓ)	1.95(1.86~2.03)	8.15(6.21~9.34)	6.54(6.1~7.0)	3.62(3.6~3.7)	3.4(3.36~3.47)
UV_{254}(/m)	3.87(3.7~4.0)	6.4(5.7~7.0)	1.04(0.9~1.2)	58.9(56~61.9)	41.9(41~43.3)
SUVA(ℓ/m-㎎)	2.03(1.97~2.10)	0.76(0.7~0.95)	1.54(1.48~1.61)	16.3(15.6~17)	12.2(11.8~12.5)
HPC(CFU/㎖)	5×104 (2×104~8×104)	1.5×104 (1×104~2×104)	7×104 (4×105~1×106)	-	-
NH_3-N(㎎/ℓ)	0.10(0.09~0.11)	0.85(.70~1.1)	22.7(21.3~24.1)	0.33(0.2~0.38)	0.84

있는 것으로 추정할 수 있다. UV_{254} 측정결과 하수가 가장 낮았으며 그 다음으로 하천수, 호소수 순이었다. AHA 및 WHA는 UV_{254}뿐만 아니라 UV_{254}/DOC비인 SUVA에서도 다른 시료에 비해 높은 값을 나타내어 이 파장에 벤젠고리나 불포화탄소고리가 많이 존재함으로 간접적으로 나타내고 있다.

4.2. 용존 유기물의 물리·화학적 특성

일반적으로 하수나 폐수의 유기물을 정량하는데 많이 사용되는 COD법으로 정량한 것과 TOC분석기로 측정한 DOC 결과의 상관관계를 알아보았다. 4, 5회 분석결과 하천수, 호소수, 2차처리 하수, AHA 및 WHA에서 두 항목간의 상관정도를 회귀분석한 결과 결정계수(R^2)가 각각 0.4635, 0.0411, 0.3855, 0.0333 및 0.0518로 나타나, 미량 용존 유기물의 평가에 COD를 이용하는 것은 바람직하지 않은 것으로 판단되며, 특히 상수원을 평가할 경우에는 DOC 또는 TOC로 유기물을 정량하는 것이 바람직하다고 판단된다.

시료별 겉보기 분자량 분포에 따른 DOC분포는 Fig. 1과 같다. 하천수와 2차처리 하수는 LMW가 전체 DOC의 약 77% 및 64%로 매우 높은 반면, HMW는 전체 DOC의 10% 미만이었다. 호소수는 LMW, MMW 및 HMW가 각각 약 37%, 25% 및 38%로 전분자량 분포에서 고르게 분포하였다. AHA 및 WHA는 LMW가 모두 10%이하로 낮은 반면, HMW는 각각 66% 및 81%로 매우 높게 나타났다. 위의 사실로부터 하천수 및 2차처리 하수의 경우는 인위적인 오염에 의한 유기물이 생분해 과정을 통해 저분자로 전환된 것으로 판단되며, 호소수의 경우에는 주로 조류 및 식물성플랑크톤의 영향으로 이들로부터 배출된 물질들이 장기적인 분해/부식화과정을 통해 고분자화되어 가는 것으로 판단된다. 한편, 시료별 겉보기분자량분포에 따른 UV_{254}의 분포를 살펴보면 전반적으로 하천수, 호소수 및 2차처리 하수의 흡광도가 높았다. 반면, AHA 및 WHA의 경우는 모두 HMW에서 높은 흡광도를 나타내 이들 휴믹산이 불포화탄화수소 및 방향족 물질들을 많이 포함하고 있으며 Collins et al.[17,18]이 제시한 결과와 일치하였다.

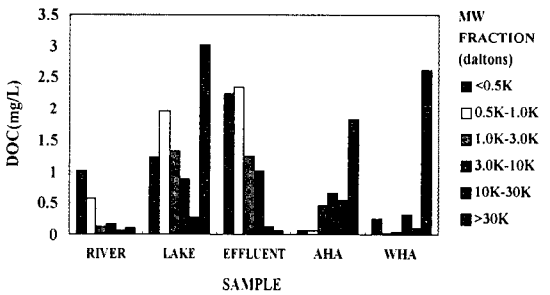

Fig 1. Variation of concentration of dissolved organic carbon based on AMWD.

생분해 정도는 전체 DOC중 미생물분해가 어려운 물질의 함량에 의해 결정되므로 SUVA를 측정하여 간접적으로 알 수 있다. 겉보기 분자량 SUVA의 분포를 평가한 결과 하천수, 호소수 및 2차처리 하수의 경우 전체분자량 분포에서 낮은 SUVA값을 나타내고 있으나, AHA와 WHA는 상대적으로 높은 값을 나타내어 복잡한 방향족 또는 지방족 성분의 함량이 상대적으로 높음을 알 수 있었다. 그리고 이들 결과로부터 잠재적인 생분해 가능성을 평가한 결과 호소수, 2차처리 하수, 하천수, WHA 및 AHA의 순인 것으로 추정되었다.

4.3. BDOC와 SUVA에 의한 생분해도 평가

생분해 가능성에 대한 지표로는 BDOC와 SUVA가 있다. BDOC는 미생물에 의해 분해된 유기물의 양을 직접 평가하는 방법이지만 SUVA는 시료의 UV/DOC를 측정하여 생분해 가능성을 평가하는 간접적인 방법이다. 본 실험은 생분해 정도에 따라 두 가지 지표의 일치성 여부를 판별하여 보고자 하였다. 배양시 시간경과에 따른 시료별 DOC와 HPC의 측정결과는 Fig. 2와 Fig. 3과 같다. 하천수의 BDOC에 의한 생분해도 측정 결과, 최저 DOC에 도달하는데 3일이 소요되었으며, 기질의 최저 도달점과 미생물량의 최대 도달점이 일치하였다. 물 속에 용존되어 있는 기질에 대해 생분해 가능한 부분을 나타내는 BDOC는 전체 DOC에 대하여 약 19%였다. DOC농도가 최저가 된 후 재증가 현상이 나타났는데 이는 미생물에 의한 SMPs로 추정된다. 한편, 호소수는 최저 DOC에 도달하는데 걸리는 시간이 5일로 하천수 보다 더 길었다. 또한 SUVA가 가장 작게 나타나 전체 DOC에 대한 BDOC분율이 클 것으로 예측하였으나, BDOC가 차지하는 부분이 9.5%로 생분해가 잘 되지 않았다. 호소수의 경우는 SMPs의 증가를 확실히 볼 수 없었으며, 이는 시료의 특성에 비해 반응시간이 너무 짧았기 때문인 것으로 판단된다.

2차처리 하수는 Fig. 2에서 보듯이 비교적 미생물에 의한 분해가 빨리 일어나 최저 DOC가 되는데 3일이 걸렸다. BDOC/DOC는 14%로 나타났으며, DOC와 미생물들 다 10일 후에는 거의 변화가 일어나지 않고 안정적이었다. 3일 후에 DOC의 재 증가를 볼 수 있는데 이는 하천수에서와 마찬가지로 SMPs로 추정된다. AHA는 전체 DOC중 BDOC가 차지하는 부분이 18.9%로 SUVA에 의한 예상치와는 상이하였다. 최저 DOC농도에 이르는 시간은 3일로 비교적 빨리 분해되었다. 이후 서서히 증가하다 7일 이후에는 다시 감소를 나타내었는데 이는 생분해 정도가 중간정도인 물질들의 분해로 판단된다. 따라서 미생물 분해기간이 충분히 길면 SUVA에서 평가와 어느 정도 일치하리라 판단된다. WHA는 AHA와는 달리 DOC농도가 최저점에 도달하는데 5일이 소요되어 생물학적 분해가 어려운 물질의 함량이 높음을 알 수 있다. BDOC도 DOC의 11.9%로 AHA보다 낮았다. SMPs는 5일 이후 관찰되었으며, 시간의 경과에 따라 지속적으로 증가하는 경향을 나타내었다.

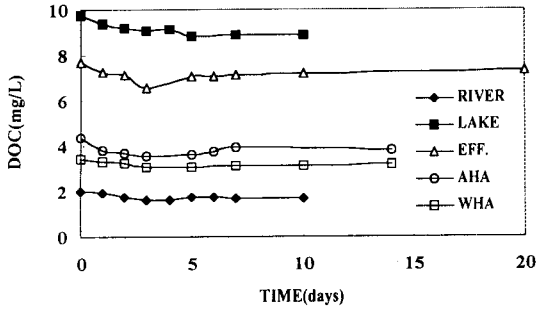

Fig. 2. Variation of DOC.

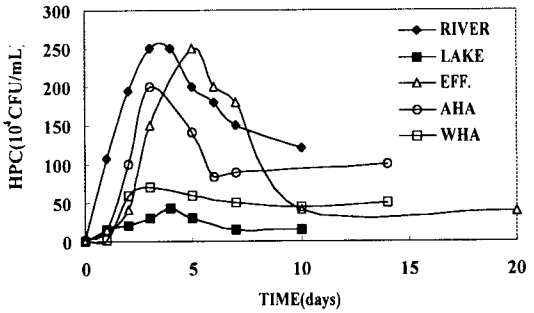

Fig. 3. Variation of HPC.

Fig. 3에서 보듯이 최대 BDOC 도달시 근원별 유기물 특성에 따른 HPC의 증식을 살펴보면, 2차처리 하수의 최대 HPC는 250×104 CFU/㎖로 초기 값보다 약 285배 정도 증가하여 가장 높은 증식율을 나타낸 반면, WHA는 초기 HPC의 약 87.5배의 증가를 보여 가장 낮은 증가율을 나타내었다. 특이한 사실은 DOC의 농도가 낮거나 UV흡광도가 컸던 호소수와 AHA의 경우 초기 HPC보다 약 143배 및 117배의 증가로 예상했던 생분해도 보다 크게 나타난 것이다. 이 두 시료는 분해기간동안 DOC가 계속 감소하는 추세를 타나내고 있기 때문에 충분한 분해시간이 주어지면 최대 BDOC는 더 증가할 것으로 판단된다. 이상의 결과로 BDOC와 SUVA는 상당히 높은 상관성이 있음을 알 수 있어 BDOC를 직접 측정하기 어려운 경우, SUVA를 측정하여 간접적으로 생분해 정도를 추정할 수 있다는 것으로 사료된다.

4.4. 용존 유기물의 분자량 분포별 생분해도 평가

분자량 분포별 생분해도 측정은 하천수, 호소수를 대상으로 하여 수행하였다. 본 실험은 앞에서 제시한 분자량분포와는 달리 구간별 분자량을 구분하지 않았으며, 고분자분포 범위로 갈수록 그 구간 이하의 분자량을 포함한다. 하천수의 분자량 분포별 생분해 결과는 Fig. 4와 같다. 하천수의 BDOC/DOC의 비는 LMW에서 50%이상이었으며 MMW, HMW에서는 약 40%정도로 높았다. 전반적인 경향은 하천수 중에 미생물에 의해 분해가 잘되는 LMW가 76.9%로 대부분을 차지하고 있어 전 범위에서 LMW와 비슷한 생분해 경향을 나타냈다. 기질을 분해하는데 걸리는 기간은 이용할 수 있는 기질의 양에 따라 변화하였다. Fig. 4에서 LMW의 생분해를 나타내는 A, B의 경우 최소 DOC농도에 도달하는 기간이 4일이었으나, MMW 및 HMW를 나타내는 나머지 그림에서는 그 기간이 3일로 줄어드는 것을 확인할 수 있다. 이는 미생물이 이용하기 쉬운 저분자 물질들이 대부분인 LMW에서는 기질의 양이 풍부하기 때문에 최소 DOC농도에 도달하는 기간이 4일 이었지만, MMW 및 HMW에서는 상대적으로 저분자 물질의 함량이 적었기 때문인 것으로 해석된다. 미생물의 증식을 살펴보아도 이러한 경향을 확인할 수 있다. Fig. 4의 C를 제외하면 전반적으로 저분자물질의 함량이 감소함에 따라 최대 HPC도 감소함을 알 수 있다. 한편, 전반적으로 배양기간 7일을 전후로 하여 유기물에 대한 미생물의 저항이 나타나며, 이는 SMPs의 증가에 따른 DOC농도의 증가와 HPC의 두드러진 감소로 나타나고 있다. 따라서 하천수에 대한 최적 분해기간은 7일을 전후로 결정하는 것이 바람직할 것으로 판단된다.

호소수 분자량 분포별 생분해 결과가 Fig. 5와 같다. 전구간에서 초기에 비해 1일째 DOC가 증가하는 경향을 보였다. 이러한 현상은 하천수와 비교되는 점으로 하천수의 경우, 하천수에 존재하는 미생물을 이용하였기 때문에 별도의 미생물 순응기간이 필요하지 않았지만 호소수는 순응기간이 하루정도 소요되었다. 중 · 저분자의 함량이 높은 A, B, C, D에서는 기질의 분해가 불안정한 반면 HMW의 E, F는 시간변화에 따라 안정된 감소를 보이고 있다. 이는 호소수의 유기물이 전 분자량 범위에서 고르게 분포하고 있고 전 범위에서 고르게 분해가 일어나기 때문으로 판단된다. 호소수가 하천수와 다른 특성 중 하나는 MW 3K 이하에서는 최소 DOC에 도달한 후 생성되는 SMPs는 양도 적을 뿐만 아니라 쉽게 제거되고 있으나 10K 이상에서는 SMPs의 축적과 느린 분해가 일어난다는 것이다. 이는 분자량이 커지기 때문에 미생물의 기질분해능이 저하되기 때문으로 판단된다. HPC 및 DOC의 변화를 살펴보면 본 실험의 최대 배양기간인 10일까지도 DOC의 감소가 지속적으로 일어나고 HPC가 높게 유지되고 있기 때문에 호소수의 경우 배양한계기간은 10일 이상으로 유지하는 것이 바람직할 것으로 판단된다.

4.5. 생분해에 의한 유기물의 거동

생분해에 의한 유기물의 변화를 보기 위해 생물학적 분해 가능한 유기탄소(BDOC), 겉보기 분자량분포(AMWD)와 SUVA를 측정하였다. BDOC측정은 배양직후 생분해 시켜 DOC가 가장 낮게 나타난 때, 일반시료는 10일 후와 인공시료는 14일 후에 시료를 채취하여 AMWD 및 UV_{254}를 측정하였으며 시료별 결과는 Table 2와 같다.

시간경과에 따른 하천수의 DOC의 변화를 살펴보면 DOC가 최소가 되는 시점은 3일이었으며, 이때 BDOC는 0.4㎎/ℓ로 초기 시료에 비해 약 19%의 DOC가 제거되었다. 주로 제거된 분자량 분포 범위는 HMW이었으며, 대부분 MMW로의 전환이 나타났다. 그러나 3일 경과 후 약간 상승하였다가 다시 매우 느린 속도로 감소하는 경향을 나타내었다. 배양 10일 후에는 배양 3일째보다

DOC의 양이 2.9%정도 증가하였으며, HMW에서 약 2.7% 정도 증가한 것으로 나타났는데 이는 3일 이후 남아 있는 유기물들은 생분해가 어려운 물질들이므로 미생물들이 기질로 이용하지 못하고 체내 물질을 배출함으로써 생성되는 SMPs에 기인한 것으로 판단된다. 시간경과에 따른 UV의 변화를 살펴보면 초기 3일까지 LMW는 UV흡수물질의 감소가 미세하게 나타났으나, 10일 후 HMW는 약 4배정도 증가하였다. 이는 앞서 DOC의 변화에서 언급한 것과 같이 SMPs의 영향으로 생각된다. 이러한 경향은 SUVA의 측정에서 더욱 명확하다. HMW의 MW 30K 이상인 물질의 시간 경과에 따른 SUVA의 값은 초기 0.26에서 3일후 14.3으로 증가하였으며, 10일 후에는 50으로 증가하였다. 여기에서 주목할만한 것은 앞의 4.1절의 유기물의 근원별 수질특성에서 언급한 바와 같이 SUVA를 평가함으로써 생분해 가능성을 예측할 수 있다는 사실이다. 즉 위의 예는 SUVA값의 증가에 따라 생분해가 어려워진다는 사실을 단적으로 나타내고 있다.

호소수의 DOC변화를 살펴보면 배양 5일 후에 최저 DOC를 나타내었으며, 이때 BDOC의 양은 전체 DOC의 7.2%이었다. 호소수는 하천수와 달리 MMW에서 주로 DOC가 제거되어 LMW로 전환되는 것을 알 수 있다. 그러나 배양 10일 후 분자량분포에 있어서 HMW는 감소한 반면 MMW는 현격하게 증가하였다. LMW에서의 점진적인 증가도 확인되고 있어 분해기간이 충분히 길면 초기 5일에서와 같이 MMW에서 LMW의 전환이 일어날 수 있을 것으로 여겨진다. 호소수의 경우에도 초기 5일

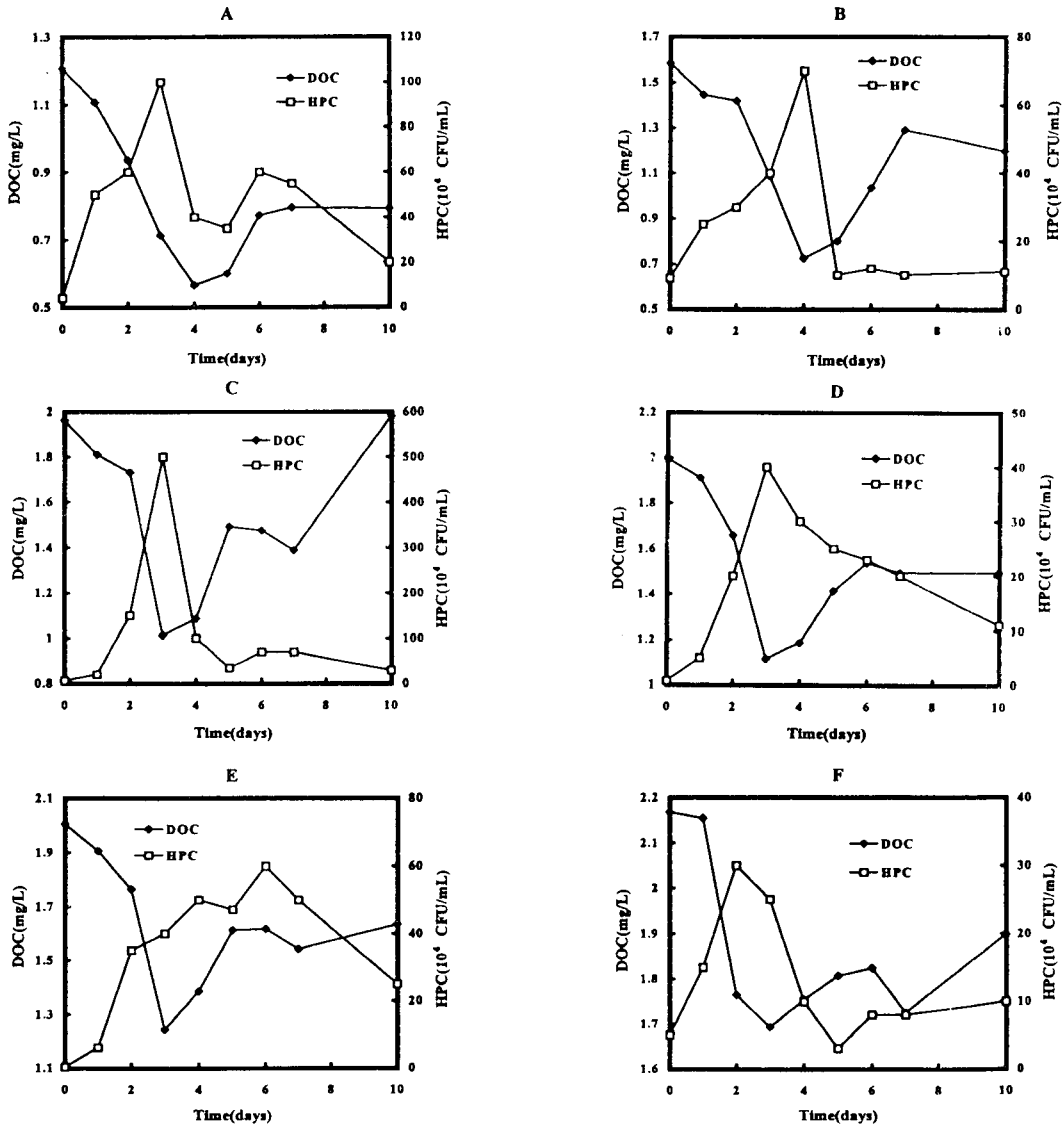

Fig. 4. Biodegradation of the river water based on its apparent molecular weight distribution. (A : <0.5K, B : <1.0K, C : 3.0K, E : <30K, F : <0.45㎛)

이후 DOC가 증가하였으며, 배양 10일째에는 5일 DOC보다 약 0.7%정도 높게 나타났다. 이는 앞서 설명한 것과 같이 SMPs의 영향으로 판단된다. UV의 변화는 DOC 변화와 유사한 경향을 나타내었다. 즉, 초기 5일까지는 MMW가 LMW로 전환되었으며, SMPs의 생성에 의해 MMW 및 HMW가 증가하였다. 특이한 사실은 MW 0.5K~1.0K사이의 물질들에서 UV의 변화가 크게 나타나지 않았다는 사실이다. 이는 이 범위에 포함된 물질들이 저분자 물질이지만 미생물에 의해 쉽게 분해되지 않는 물질들이 많다는 사실을 나타낸다. 이러한 경향은 SUVA에 의해서도 확인할 수 있으며, 이 범위에서의 SUVA의 변화는 다른 분자량 분포에서의 변화보다 훨씬 적었다.

2차처리 하수에 대한 분자량 분포별 초기 DOC의 분포는 LMW, MMW 및 HMW에서 각각 63.3%, 28.4% 및 8.3%로 LMW의 비율이 매우 높은 반면 HMW는 매우 낮은 것을 알수 있다. DOC 농도가 최저점에 도달한 기간은 반응초기로부터 3일째 이었으며, 이때 BDOC는 전체 DOC의 16%정도이다. 주로 변화되는 부분은 LMW이며, 생분해에 의한 DOC의 제거와 MMW 및 HMW로의 부식화되는 2가지 형태로 나타났다. 2차처리 하수도 다른 두 시료와 마찬가지로 배양 3일 이후 DOC의 농도가 급격히 상승하였다가 서서히 감소하는 경향을 나타내었다. 배양 10일 후에는 SMPs의 생성에 의해 DOC의 농도는 3일 배양시보다 약 4.1%정도 증가하였다. 분자량 분

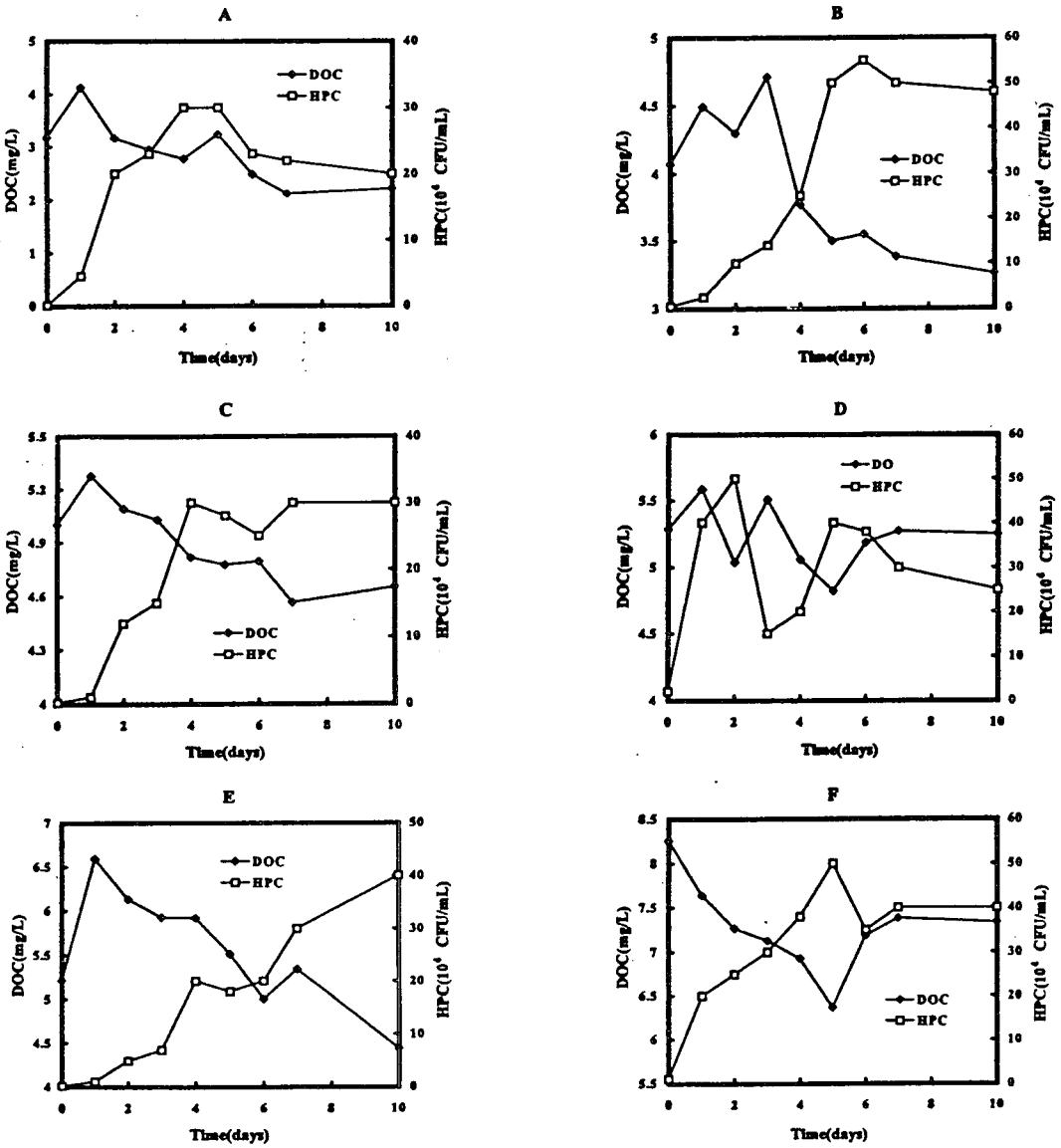

Fig 5. Biodegradation of the lake water based on its apparent molecular weight distribution. (A : <0.5K, B : <1.0K, C : 3.0K, D : 10K, E : <30K, F : <0.45㎛)

Table 2. Variation of DOC and UV absorbance according to molecular weight distribution

Sample		Time (hours)	Molecular weight					
			<0.5K	0.5K-1.0K	1.0K-3.0K	3.0K-10K	10K-30K	>30K
River	DOC	0	0.646	0.587	0.187	0.253	0.041	0.387
		72	0.522	0.505	0.252	0.228	0.187	0.007
		140	0.702	0.326	0.422	0.054	0.238	0.008
	UV	0	0.7	1.3	0.9	0.7	0.2	0.1
		72	0.7	1.0	1.2	0.6	0.2	0.1
		140	0.6	0.8	1.3	0.7	0.2	0.4
Lake	DOC	0	2.209	0.884	1.623	0.675	0.162	4.195
		72	2.467	1.471	0.679	0.994	0.025	3.186
		140	2.638	1.53	3.273	0.137	0.98	0.552
	UV	0	1.1	1.5	2.6	0.5	0.1	0.9
		72	1.8	1.9	0.4	0.9	0.5	1.2
		140	0.8	1.5	2.4	0.1	0.4	0.9
Treated effluent	DOC	0	2.299	2.578	1.214	0.978	0.531	0.107
		72	1.015	0.939	1.405	1.404	0.473	1.345
		140	0.948	2.358	1.518	0.319	0.543	1.436
	UV	0	2.9	5.8	1.6	0.6	0.4	0.3
		72	2.5	2.3	3.8	0.5	0.7	1.6
		140	1.7	4.0	1.5	2.2	0.1	1.3
AHA	DOC	0	0.06	0.07	0.561	0.697	0.604	2.382
		72	0.226	0.089	0.194	0.868	0.705	1.301
		140	0.187	0.071	0.105	0.171	1.092	2.42
	UV	0	0.3	0.7	2.8	10.9	8.7	32.4
		72	0.6	1.3	1.3	12.9	9.2	30.5
		140	0.3	1.3	1.9	0.2	21.1	29.8
WHA	DOC	0	0.208	0.033	0.049	0.312	0.121	2.669
		72	0.089	0.027	0.284	0.13	0.415	2.319
		140	0.118	0.326	0.151	0.276	0.109	2.187
	UV	0	0.2	0.3	0.7	2.3	2.5	34.2
		72	0.3	0.1	1.1	1.2	5.9	32.0
		140	0.3	0.1	1.1	1.2	5.9	32.0

포의 변화를 살펴보면 LMW로부터 MMW 및 HMW로 전환되었던 물질 중 HMW는 큰 변화가 없었으나 MMW는 다시 LMW로 전환되는 것이 확인되었다. UV의 변화도 DOC와 동일한 경향이었다. 그러나 SUVA의 변화는 DOC와 UV의 두 경우와 약간 다른 양상을 보였다. 전체적인 경향을 보면, HMW의 분해와 LMW의 부식화에 의해 일부가 MMW로 전환되고 있다. HMW의 경우, MW 30K 이상의 물질이 3일 반응후 MW 10K~30K로 전환되었고 다시 시간의 경과에 따라 MW 3K~10K로 전환되었으며, LMW는 시간경과에 따라 주로 부식화에 의해 MMW로 전환되었다. 따라서 MW 10K~30K 범위에 생분해가 어려운 물질이 많이 함유되어 있다는 것을 유추할 수 있다.

AHA의 분자량 분포별 초기 DOC분포는 LMW, MMW 및 HMW에 대해 3%, 28.8%, 68.8%로 하수와 정반대로 나타났다. 분해기간 3일 후에 최소 DOC를 나타내었으며, BDOC는 전체 DOC의 18.9%이었다. DOC의 농도는 다른 시료와 마찬가지로 3일 이후 급격히 증가하였으나 생분해 최종일인 14일까지 계속 감소하여 반응시간이 짧다는 것을 알 수 있었다. 시간 경과에 따른 주요한 분자량분포별 변화는 HMW의 급격한 분해와 MMW의 HMW로의 전환으로 평가할 수 있다. AHA에서는 SMPs의 생성이 관찰되지 않았다. UV의 주요한 변화는 시간 경과에 따라 MMW가 HMW로 전환된다는 것이다. 주요한 특징은 HMW에서 매우 높은 UV흡광도를 나타내고 있는 것이다. SUVA의 변화를 살펴보면 전반적으로 다른 시료들보다 매우 높은 값을 나타내고 있는 것을 알 수 있으며, 주로 고분자 물질의 저분자화가 이루어지고 있음을 알 수 있다. 그러나 DOC의 변화는 시간 경과(14일)후에도 계속되고 있어 상당히 분해가 잘 되는 것으로 판단된다. 그러므로 AHA의 경우에는 SUVA를 측정하여 생분해 가능성을 평가하는 것은 잘못된 결론을 유도할 수 있다고 판단된다.

WHA의 DOC변화는 배양 5일 후에 최소 DOC를 나타내었으며, 이때 BDOC의 양은 전체 DOC의 13.2%이었다. 3일 후 DOC의 변화는 LMW 및 MMW에서의 DOC가 제거된 결과였으며, 결과적으로 HMW의 비가 증가하는 것을 알 수 있다. 그러나 배양 14일 후에는 HMW에서의 감소와 LMW 및 MMW의 점진적인 증가가 나타났다. AHA를 제외한 다른 시료들과 마찬가지로 초기 3일 이후 SMPs의 생성에 DOC의 약 5.3%정도로 가장 높게 나타났다. 이는 HMW가 초기 DOC의 약 80%로 다른 시료들보다 월등히 높은 반면 LMW 및 MMW는 상대적으로 낮아 미생물에 의해 쉽게 분해될 수 있는 물질이 적기 때문이라 생각된다. UV의 변화는 시간의 경과에 따라 큰 차이가 없었다. 즉, 초기 5일까지는 MMW가 HMW으로의 전환과 MW 30K이상인 물질이 분해에 의해 MW 10K-30K의 물질로 전환되었으며, 이후 14일까지 전체 분자량분포 범위에서 변화가 없었다. SUVA는 HMW의 분해 및 부식화에 의해 MW 1.0K-3.0K와 MW 30K이상으로 수렴하는 경향을 나타내었다.

4.6. 용존 유기물의 특성과 소독부산물의 생성

유기물의 근원별 특성에 따른 THM 및 THMFP의 생성정도를 평가하기 위한 염소요구량은 불연속점 염소주입 방법에 의하여 측정하였으며, 결과는 Table 3과 같다. 소독부산물의 생성은 유기물의 특성에 상당한 영향을 받는 것으로 판단된다. 전반적인 경향은 HMW를 많이 함유한 시료에서 THM생성정도가 높았으며, UV 흡수물질을 많이 포함한 시료에서 그 THM생성도가 높아짐을 알 수 있다. 그러나 하천수의 경우에는 저분자량의 물질이 많고 UV를 흡수하는 물질의 함량이 적음에도 매우 높은 THM생성량을 나타내었다. 이는 LMW 중 생분해가 안되는 물질들에 기인하는 것으로 판단된다. THMFP의 경우에도 THM의 생성과 동일한 경향을 보였다. THM/THMFP의 비가 큰 것은 호소수와 AHA로 THM생성이 4배 증가하였다. 이들의 공통적인 특징은 HMW에서 유기물이 느린 속도로 분해되는 시료들이었다. 특히 THM

/THMFP의 비가 1.1로 가장 낮은 WHA의 경우 미생물 분해기간의 경과에도 HMW의 비는 거의 일정하였다.

Table 3. THM formation of organics (unit : $\mu g/\ell$)

Sample	THM	THMFP
River	423.5	929
Lake	48.5	196.4
Sewage	107.5	350
AHA	220.4	879
WHA	479.4	527

분자량 분포별 소독부산물의 생성정도는 Table 4와 같다. 전반적으로 THM 및 THMFP의 생성은 분자량 크기가 증가함에 따라 THM생성량이 증가하였다. 그러나 하천수의 THM생성은 MMW에서 매우 높았고, LMW 및 HMW에서는 낮았다. 호소수는 MW 0.5K 이하의 물질들에서 THM의 생성이 미미하였으나 0.5K이상에서는 THM 및 THMFP가 3~4배 증가하였다. 이상의 결과로부터 전반적으로 유추할 수 있는 것은 THM의 생성정도는 분자량이 클수록 그리고 UV를 흡수하는 물질을 다량 함유할 수록 증가한다는 사실이다.

Table 4. THM formation based on AMWD

(unit : $\mu g/\ell$)

Sample	Parameters	Molecular fraction(daltons)					
		<0.5K	<1.0K	<3.0K	<10K	<30K	<0.45
River	THM	234.6	360.5	516.1	465.1	197.2	423.5
	THMFP	400.0	375.9	752.1	713.3	715.6	929.0
Lake	THM	14.6	23.1	54.8	55.8	61.8	63.4
	THMFP	40.7	136.1	144.7	173.7	163.7	168.2
AHA	THM	43.6	102.2	80.6	218.8	385.4	242.7
	THMFP	42.5	162.8	139.9	763.7	672.7	823.8

5. 결 론

상수원수의 수질에 영향을 줄 수 있는 유기물질의 근원에 따른 특성을 평가하고자 하천수, 호소수, 2차처리 하수 및 인공시료를 대상으로 수질특성의 평가, 용존 유기물의 물리 · 화학적 특성, 생분해성, 분자량 분포에 의한 용존 유기물의 생분해도 평가 그리고 분자량 분포에 따른 소독부산물의 분석을 통해 얻은 결론은 다음과 같다.

기존의 유기물 정량법인 COD는 저농도 유기물 측정시에는 정확성과 재현성이 떨어지는 것으로 나타났으며, DOC와의 상관관계도 낮아서 용존 유기물 특성평가에는 적합하지 않았다.

분자량 분포별 DOC는 하천수와 2차처리 하수에 대해 LMW비가 각각 77% 및 64%로 높게 나타났으나, 인공시료인 AHA와 WHA는 HMW물질의 비가 66% 및 81%로 높게 나타났다. 호소수의 경우에는 전분자량 분포 범위에서 고른 분포를 나타내고 있었다. 시료별 UV_{254}를 측정한 결과 하천수, 호소수, 2차처리 하수에서 낮은 흡광도를 나타냈으나, 두 가지 humic acids는 고분자 분포대에서 높은 흡광도를 나타내어 이 범위의 물질들에 불포화탄소 및 방향족 물질이 많음을 알 수 있었다.

SUVA에 의한 생분해 가능성을 평가한 결과 호소수, 2차처리 하수, 하천수 WHA 및 AHA순을 나타났다. 그리고 생분해도 실험을 통하여 얻은 결과에서는 AHA를 제외한 나머지 시료들에서 생분해 가능성 평가 결과와 일치하였다.

하천수와 호소수에 대해 용존 유기물의 분자량 분포별 생분해도를 평가한 결과, 하천수는 LMW에서 3일 후, MMW 및 HMW에서는 4일 후 최소 DOC농도에 도달하였다. 고분자량 물질이 많은 호소수는 전분자량 분포에서 DOC가 최소농도까지 도달하는데 소요되는 기간은 5일로 다소 길었다.

생분해에 의한 유기물의 거동을 평가한 결과 전체 시료에서 점차 LMW물질은 감소하고 HMW물질은 증가되었다. 용존 유기물이 고분자화되는 과정에서 soluble microbial products의 생성이 관찰되었으며, 그 양은 전체 DOC의 0.7~5.5%정도이었으며, 고분자물질이 많이 포함된 시료에서 높게 나타나는 경향을 보였다.

시료별 및 분자량 분포별 THM의 생성도는 고분자를 많이 포함한 시료에서 높게 나타났다. THMFP 역시 THM생성도와 비슷한 경향을 보였으나 WHA의 경우 초기 생성량에 비해 크게 증가하지 않았다.

참 고 문 헌

1) Spietel, G. E., 1994, Biodegradation of natural organic matter and disinfection by-product processors, Journal of Environmental Quality, 23, 161-168.
2) Amy, G. L., P. K. Chadik and Z. K. Chowdhry, 1987, Developing models for predicting trihalomethane formation potential and kinetics, Journal of American Water Works Association, 77(7), 89-97.
3) Veestra, J. N. and P. A. Khan, 1984, Trihalomethane formation and control through a direct filtration water treatment system; Water chlorination, environmental impact and health effects, Lewis Publisher, Inc., New York, USA.
4) Harrington, G. W., Z. K. Chowdhury and D. M. Owen, 1992, Developing a computer model to simulate DBP formation during water treatment, Journal of American Water Works Association, 82(11), 78-87.
5) Schnitzer, M. and S. U. Khan, 1972. Humic substances in the environment. Marcel Dekker, New York, USA.
6) Gjessing, E. T., 1976, Physical and chemical characteristics of aquatic humus, Ahn Arbor Science Publishers Inc., Ahn Arbor, Michigan, USA.
7) Thurman, E. M., 1985, Organic geochemistry of natural waters, Martinus Nijhoff/Junk Publisher, Dordrecht, Germany.
8) Christian, S. and M. Uwe, 1985, Geochemistry and ecological role of humic substances in lakewater;

Humic substances in soil, sediment, and water, John Wiley & Sons, Inc., New York, USA.
9) Wetzel, R. G., 1983, Limnology, Saunder Coll Publishers, Inc., Philadelphia, USA.
10) 朴濟哲, 1996, 霊ア浦における溶存態,有機物の擧動と生成機構に關する硏究. 東京水産大學大學院 博士學位論文.
11) Gaudy, A. F. Jr. and E. T. Gaudy, 1980, Microbiology for environmental scientist and engineers, McGraw-Hill, Inc., New York, USA.
12) Ogawa, H. and N. Ogura, 1992, Comparison of two methods for measuring dissolved organic carbon in sea water, Journal of Nature, 356, 696-698.
13) Kaplan, L. A., 1992, Comparison of high temperature and persulfate oxidation methods for determination of dissolved organic carbon in freshwaters, Journal of Limnology and Oceanography, 37, 1119-1125.
14) Baes, A. U. and P. R. Bloom, 1990, Fulvic acid ultraviolet-visible spectra; Influence of solvent and pH, Journal of Soil Science Society in America, 54, 1248-1254.
15) Traina, S. J., J. Novak and N. E. Smeck, 1990, An ultraviolet absorbance methods of estimating the percent aromatic carbon content of humic acids, Journal of Environmental Quality, 19, 151-153.
16) Bartles, U., 1990, Organisher kohlenstoff im niederschlag nordrhein westfalisher fichten-und buchenbestande, Jouranl of Pflanzenernahr, Bodenkd, 153, 125-127.
17) Collins, M. S., G. L. Amy and P. H. King, 1985, Removal of organic matter in water treatment, Journal of Environmental Engineers, American Society of Civil Engineers, 111(6), 850-864.
18) Collins, M. S., G. L. Amy and C. Steelink, 1986, Molecular weight distribution, carboxylic acidity and humic substances content of aquatic organic matter; Implications for removal during water treatment, Environmental Science Technology, 20(10), 1028-1036.
19) 박은주, 류동춘, 김상구, 유명호, 김영진, 최현미, 류재익, 이상훈, 1997, 정수처리공정별 분자량분포변화, 1997년 서울 상수도기술세미나 자료집, 서울특별시 수도기술연구소, 123-148.
20) Morris, J. C., 1978, The chemistry of aqueous chlorine in relation to water chlorination; Water chlorination, environmental impact and health effects, Lewis Publisher, New York, USA.
21) 환경부, 1996, 수질오염공정시험방법.
22) American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 1992, Standard Methods for the examination of water and wastewater, Greenberg, A.E., L.S. Clesceri and A.D., Eaton, eds., 18th Edition, APHA, Washington, D.C.