

# 逢甲大學學生報告 ePaper

## 報告題名：

天然有機物在飲用水處理單元去除研究

作者：白惠珊、黃佳如、曾淑君、林益群、楊書豪

系級：環境工程與科學學系三年級

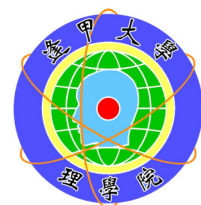
學號：D9421621、D9421975、D9421992、D9477864、D9477966

開課老師：黃東池

課程名稱：給水工程

開課系所：環境工程與科學學系

開課學年：九十六學年度 第一學期



## 摘要

此研究目標是用來追蹤在不同處理過程 (混凝、沙濾、臭氧處理、生物活性碳過濾) 中自然有機物質(NOM)，以及溴離子( $\text{Br}^-$ )的變化，由一個飲用水處理廠的處理過程，來描述 NOM、溴離子的季節性(週期性)變化，且可調查消毒副產物(DBPs)形成與 NOM 及  $\text{Br}^-$  的相關性。另外，氯化的 DBPs 及 NOM 特性的關係可以被評估出來。樣品是從法國的一個水處理廠，透過各種季節由一連串處理程序收集來的。NOM 的形式可以藉由數種方式被測定，包括紫外線吸收光譜、非離子性樹脂分餾法、高性能液相層析法/非顆粒層析及 UV 吸收、線上溶解性有機碳偵測。混凝被發現對 NOM 的分子量分佈有很大的影響。不過，臭氧處理在芳香族及親水性化合物的特性，有更大的影響。而沙濾及 BAC 對 NOM 產物的改變相對較小。只有臭氧及 BAC 對  $\text{Br}^-$  有效。飲用水處理系統中，處理程序可讓三鹵甲烷(THMs)及 (HAAs)各別的明顯降低 61% 及 69%。

### 關鍵字：

自然有機物質、消毒副產物、溴酸鹽、溴離子

## 目 次

摘要.....	II
目錄.....	II
第一章 前言.....	1
第二章 物質與方式.....	4
2.1 處理廠及採樣的描述.....	4
2.2 物質和實驗計畫.....	5
2.3 分析方法.....	5
第三章 結果與討論.....	7
3.1 無機前驅物(Br <sup>-</sup> )濃度和溴酸鹽的形成.....	10
3.2 天然有機物質性質經由處理過程.....	12
3.3 不同的紫外線光譜和處理過程.....	12
3.4 非離子樹脂分餾法.....	13
3.5 顆粒排除色層分析.....	15
3.6 DBP 形成和 DBP 反應.....	16
第四章 結論.....	19
參考文獻.....	20

## 前言

NOM 包含了多樣化的有機物質，因為 NOM 為消毒副產物（例如：THMs、HAAs）生成前驅物，消毒副產物為人體致癌物質，所以近十年來，飲用水處理系統中，消毒副產物的產生，及 NOM 的去除已被廣泛研究。NOM 主要是由腐植質物質所組成，通常以 50% 溶解性有機碳(DOC)表示腐植質物質。因此，廣泛的調查氯化未處理的水包括各種腐植質物質被是為了更了解氯化的 DBPs（例如：THMs 及 HAAs）。另外，含有溴離子的水樣在臭氧處理過程中，溴酸鹽( $\text{BrO}_3^-$ )可視為其氧化副產物。因為溴酸鹽的形成對 NOM 的存在百分比有極大的影響，是 NOM 特性的重要依據。

決定 NOM 的分子量可利用下列方法：膠體滲透、擴散色譜法、極性過濾、小角度 X 射線分散、電子顯微鏡使用。SEC/UVA/DOC 是近來常被強調使用在 NOM 表示，而 SEC/UVA/DOC 技術可提供額外鑑定 NOM 分子量 (MW) 的分佈及在不同來源的水樣中去除 NOM。在這篇研究中，SEC 以兩種偵測將 NOM 分類成五種類型：高 MW 高 UVA（例如：腐質酸）、高 MW 低 UVA（例如：蛋白質）、高 MW 沒有 UVA（例如：多聚醣）、低 MW 中等的 UVA（例如：富啡酸）、低 MW 高 UVA（例如：單糖、羧酸或胺基酸）。UV 可見的輻射吸收，通常被歸因於其一部份特殊的結構或分子內的官能基(Chin et

天然有機物在飲用水處理單元去除研究

al,1994)。此研究以水中的富啡酸及工業用的腐質酸，將 MW 及芳香族在波長 280nm 的莫耳吸收性做比較。UVA 也可以被用來當做氯化副產物的預言因子(Li et al, 1998; Korshin et al,1997)。Korshin et al (1997)發表一個在三氯甲烷的形成與氯化之後在 UVA254nm 波長時 UVA 的減少之間有權威的關聯性。氯化及臭氧處理後 DBPs 的形成是由許多變數所影響，包含有：pH 值、溫度，以及反應時間。即使在相同氯化情況下，NOM 變化多端的特性及溴離子濃度，都會造成不同 DBP 產物的產生。對於氯化的 DBP 形成物，雖然在不具極性的大 MW NOM 中，氯易反應形成 THMs，相對的在具極性的小 MW NOM 中只有少量的 THMs 可以形成。芳香族 (例如：間苯二酚)及脂肪族 (例如：丙酮酸)在 NOM 中，部分會與氯反應形成 HAAs。部分分子量的 NOM 容易形成 HAAs，而腐植質及非腐植質的分餾在對於形成 HAAs 很重要(Sinha et al,1997)。

早期的研究大部分卓重於透過處理過程在大範圍特定的 UVAs (SUVA=UVA/DOC)中去除 DOC。然而 DOC 只能代表 NOM 的質量、解釋部份 NOM 特性的改變，及在不同的處理過程中 DBP 的活性。雖然 NOM 在先進及傳統的處理過程中於不同的點被去除，不同的 NOM 會被不同的處理過程去除(例如：混凝比較優先將不具極性(疏水性)且大 MW 的 NOM 去除掉)。因此在一連串處理過程中，每一種

天然有機物在飲用水處理單元去除研究

不同處理過程貢獻不同的 NOM 表示。

此研究的目的是在於追蹤 NOM 與溴離子在各種水處理過程中的變動(混凝、沙過濾、臭氧處理，以及生物活性碳[BAC])，在營運的水處理場中由處理過程描述不同季節中 NOM 及溴離子變化情形。另外，此著作研究 DBPs 形成與 NOM 及溴離子的改變有何相關性。

## 第二章 物質與方式

### 2.1 處理廠及採樣的描述

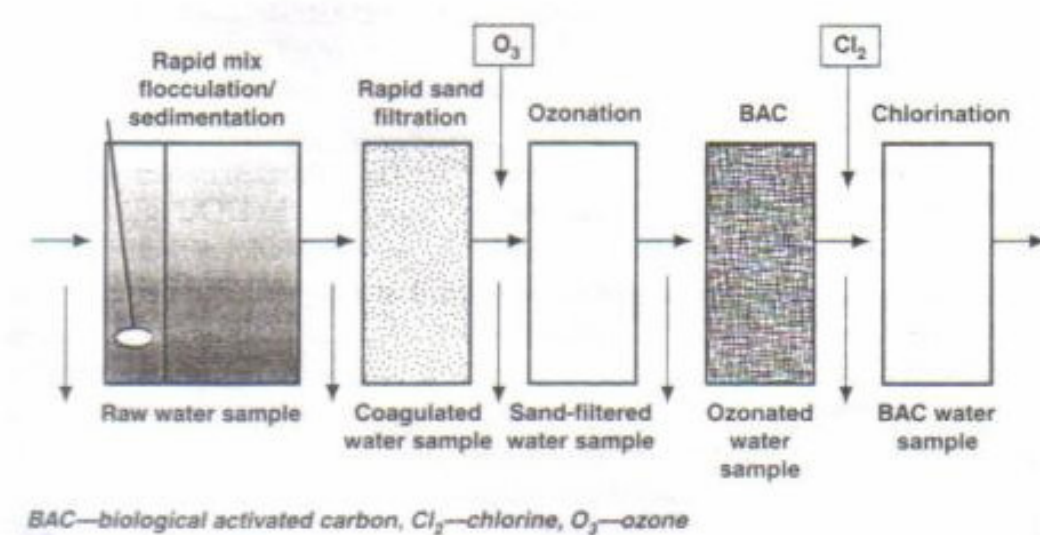
有三相似的水處理廠位於 Ile de France 處理三個來源的水，提供一普通的分佈系統。這些包含 Mary、Neuilly 和 Choisy 工廠。這篇研究，樣品從 Neuilly 工廠收集而來。這 Neuilly 工廠是使用馬恩河的水。以下的傳統處理(快混、混凝、沉澱、快濾)，水被臭氧處理(中間臭氧處理)通過 BAC，加氯消毒和在進入單一互相連接的分佈系統前的部份去氯化。，在圖一以圖示表示處理過程。樣品在正常操作條件下取的。操作條件的摘要在本研究中的表一中。四個水樣在 1999(三到九月)收集。原水樣和混凝、沙濾、臭氧化及 BAC 處理後的水樣在處理廠中被收集，原水及未處理的水的特性在表二中。

表一、Summary of sampling dates and operating conditions

Sample Set	Sampling Date 1999	Temperature °C	Coagulation* mg/L	Ozonation mg O <sub>3</sub> /L	BAC EBCT min
Set 1	March 11	6.4	52	1.5	15
Set 2	April 15	11.0	44	2.0	19
Set 3	July 30	22.9	21	2.3	15
Set 4	September 9	23.0	20	1.5	15

\*Polyaluminum chloride was used.

BAC—biological activated carbon, EBCT—empty bed contact time, O<sub>3</sub>—ozone



圖一、Schematic of the process train and sampling points

## 2.2 物質和實驗計畫

NOM 特性要回溯到測量 DOC、UVA(在波長 254 和 272)和 SUVA。NOM 數據是描述 MW 分佈，藉由非顆粒層析。UVA 光譜(波長：200-500nm)和厭水/疏水分佈藉由非離子性樹脂吸收。無機前驅物、Br 也是回溯處理過程；這些樣品是在模擬的分佈系統條件下，加氯消毒測量四種 THHs、九種 HAAs 和  $DCl_2$ 。

## 2.3 分析方法

DOC 使用總有機碳分析儀測量。UVA 使用 UV/可見 分光光度計測量，在 5 公分石英管為了最大信號干擾比率。不同 UVA 光譜是計算從兩個對應 UV 譜，使用一個合適試算表。Korshin etal(1997)觀察在氯消毒副產物和 UVA 在~270nm 改變相關性。DBP 形成的藉由加氯程度成比例的改變在 UVA~270nm。SEC 在 UVA 和 DOC 發現以前



天然有機物在飲用水處理單元去除研究

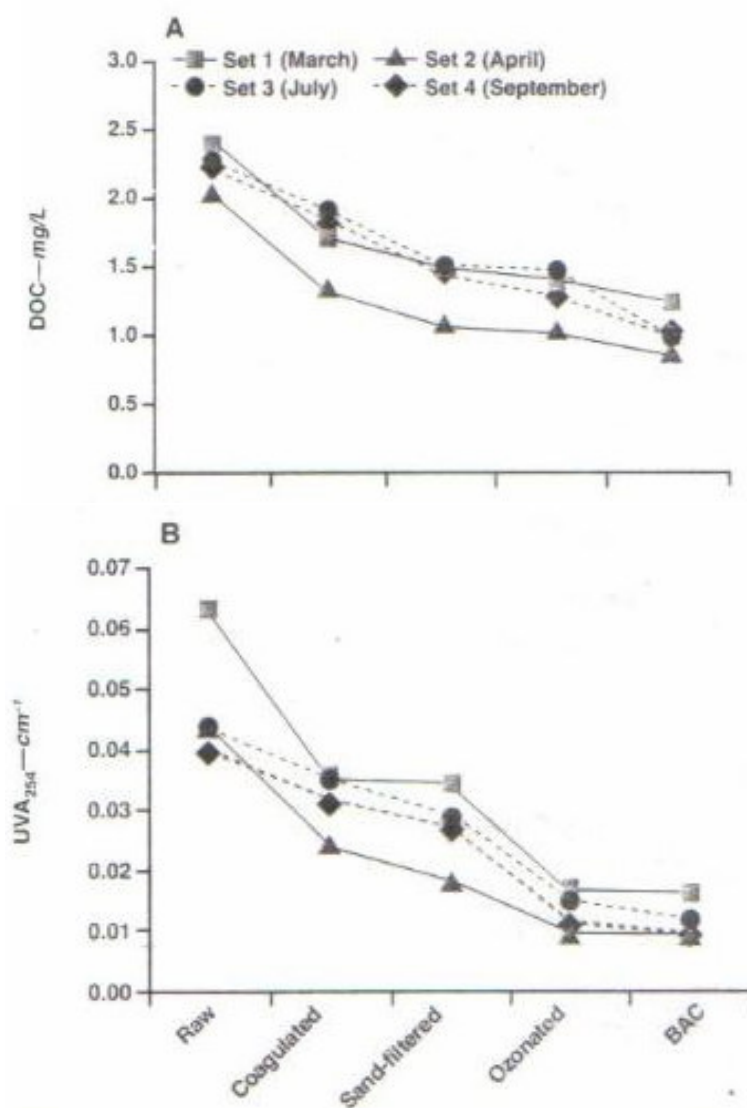
習慣以 NOM 中 MW 分佈定義。兩個專欄和 UV 分光計的探測器使用在這篇研究。UVA 和 DOC 探測器的操作條件是充分利用去得到最大分離(Her et al 2002)。SEC 的洗滌液是由具磷酸鹽去游離緩衝水(pH6.8)和  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  組成。提供離子強度 0.1M。疏水 NOM 是由非離子樹脂吸收而分離，遵守以建立的傳統作法(AiKen et al 1992)。超嗜 NOM 和親水 NOM 也是藉由非離子性樹脂吸收來分離。離子的色層分析計在陰離子管是過去常常用來測量溴化物和溴酸鹽的濃度。全部樣品是用次氯化鈉和 THNs 分析和 HAA9 在 SDS 條件下消毒。(PH=8, 20°C,  $\text{Cl}_2/\text{DOC}=1\text{mg}/\text{mg}$ , 24 小時)。四種 THMs(三氯甲烷、二氯溴甲烷、二溴氯甲烷、三溴甲烷)由氣體色層分析法(GC)在甲基第三丁基醚的液-液萃取。九種 HAAs(氯乙酸，二氯乙酸，三氯乙酸，溴乙酸，二溴乙酸，三溴乙酸，溴氯乙酸，二氯溴乙酸和二溴氯乙酸)是由氣體色層分析法/電子奪取偵探器測量在重氮甲烷的衍生物。所有樣品是在一夜之間從法國運送，而且用 0.45 $\mu\text{m}$  濾紙過濾。為了使水的性質變化最小，樣本要以 4°C 儲存；溶解有機碳、長波紫外線、溴離子、溴酸鹽、三鹵甲烷和鹵化醋酸的所有 20% 樣本的測量法方皆相同。基於三成份的測量方法，溶解有機碳、長波紫外線、溴離子、溴酸鹽和 3% 的三鹵甲烷和鹵化醋酸每一個分析的分析誤差或實驗誤差要在 5% 以內(係數和變化)

### 第三章 結論和討論

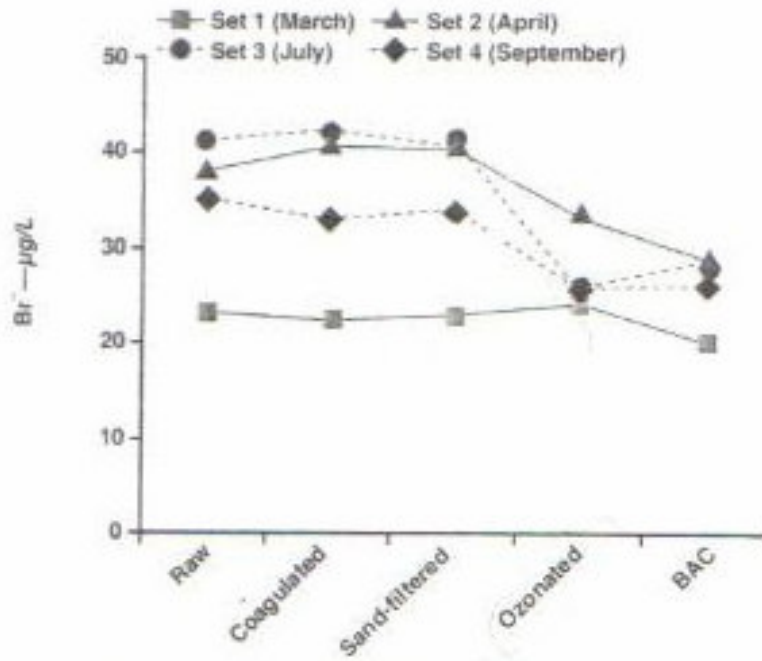
藉由處理過程中去除效率得知溶解有機碳(DOC)和長波紫外線的趨勢。因為自然有機物質(NOM)明顯的影響水質並藉由增加所需的消毒劑和凝固劑和提供消毒副產物的前驅物，它能有效的追蹤在處理過程中溶解有機碳和長波紫外線的趨勢，以便了解自然有機物質在水處理工廠的去除型態。溶解有機碳和波長 254 的長波紫外線(UVA<sub>254</sub>)趨勢顯示在圖二處理過程的作用中。有效去除溶解有機碳在於凝固劑使用比其它處理還要高，即水樣 1(March)和水樣 2(April)使用較高的凝固劑劑量，指出去除溶解有機碳高度依賴凝固劑劑量(圖二，A 部份)。在去除自然有機物質中，基於溶解有機碳水樣 3(July)和水樣 4(September)的樣本，沙濾和生物活性碳過濾法在七月和九月稍微比三月和四月的樣本有更多影響。因為過濾沙子和生物活性碳過濾法這兩者為系統中生物活性，它顯示高溫在七月和九月樣本對自然有機物質有較高的去除。

波長 254 的長波紫外線(UVA<sub>254</sub>)處理過程的趨勢和溶解有機碳的趨勢相似，雖然我們經由沙子和生物活性碳過濾過程中觀察到波長 254 的長波紫外線(UVA<sub>254</sub>)減少量，然而經由臭氧過程(圖二，B 部份)觀察到的波長 254 的長波紫外線(UVA<sub>254</sub>)減少量是較好的，因為溶解有機碳，三月和四月的樣本較大於凝固劑在波長 254 的長波紫外線

(UVA<sub>254</sub>)基礎下七月和九月的樣本的自然有機物質去除。溶解有機碳和波長 254 的長波紫外線(UVA<sub>254</sub>)中原水樣、混凝、沙濾、臭氧和生物活性碳過濾的處理平均值分別為 2.23, 1.69, 1.37, 1.30 和 1.04mg/L 及 0.048, 0.031, 0.027, 0.013, 和 0.012cm<sup>-1</sup>。在波長 254 的長波紫外線(UVA<sub>254</sub>)(75%)基礎下整個自然有機物質的去除比溶解有機碳(53%)還要好，指出疏水的自然有機物質在一連串的過程有更快的去除。

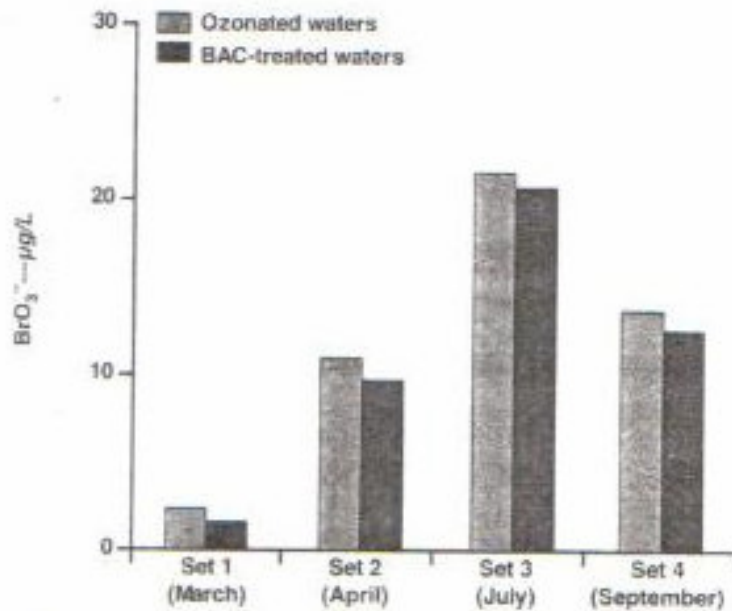


圖二、DOC (A) and UVA<sub>254</sub> (B) trends with different treatment processes



BAC—biological activated carbon,  $Br^-$ —bromide

圖三、Variations in bromide concentrations with different treatment processes



BAC—biological activated carbon,  $BrO_3^-$ —bromate

圖四、Seasonal variations in  $BrO_3^-$  formation in ozonated and BAC-treated waters

### 3.1 無機前驅物(Br<sup>-</sup>)濃度和溴酸鹽的形成

在原水樣中，溴酸鹽的形成明顯的依賴溴離子的濃度，因為氧化機制為溴離子形成溴酸鹽的原因；臭氧分子和氫氧自由基兩者都能夠氧化溴離子且造成溴酸鹽的形成。除了三月的樣本外溴離子的濃度和原水樣中有平穩的關係 (Table 2)。在三月樣本中觀察到的溴離子濃度較低(22 $\mu$ g/L)，然而在四月、七月和九月的樣本中觀察到的溴離子濃度範圍從 35 到 41 $\mu$ g/L。由於控制時期(三月—九月 1999)的 Neuilly 工廠其溴離子濃度的平均值為 34 $\mu$ g/L，大約為美國國內(Amy and 美國聯盟，1993)飲用水來源中溴離子平均值的一半(大約 70 $\mu$ g/L)

表二、Raw water characteristics

Sample Set	pH	Temperature °C	DOC mg/L	UVA <sub>254</sub> cm <sup>-1</sup>	SUVA L/mg-m	Br <sup>-</sup> $\mu$ g/L
Set 1	7.9	6.4	2.50	0.063	2.50	23.2
Set 2	8.1	11.0	2.07	0.045	2.15	38.2
Set 3	8.0	22.9	2.27	0.044	1.93	40.9
Set 4	7.9	23.0	2.23	0.040	1.79	34.9

Br<sup>-</sup>—bromide, DOC—dissolved organic carbon, SUVA—specific ultraviolet absorbance, UV<sub>254</sub>—ultraviolet absorbance at 254 nm.

圖三說明溴離子的變化是因為不同的處理過程，如預期中，混凝的水和沙濾的水中的溴離子濃度和自然界的水中溴離子濃度有平穩的關係。含臭氧的水中的溴離子濃度較低於自然狀態和混凝的水，藉由在臭氧狀態(三月的樣本並未顯示其趨勢因為只有少量的溴酸鹽形

天然有機物在飲用水處理單元去除研究

成〔2 $\mu\text{g/L}$ 〕形成的產物結果(溴酸鹽和總有機溴化物)。因此溴離子：溶解有機碳比率(無機的鄰苯二甲酚的前驅物和有機的鄰苯二甲酚的前驅物相比)的增加是慣例的過程(凝固劑和過濾沙子)，因為溴離子維持一定，然而有些天然有機物質的去除經由這些過程。然而溴離子：溶解有機碳的下降比率在氧化狀態後的結果為溴離子的減少量和溶解有機碳的微小變化。

雖然溴離子濃度一直和季節之間有關，在季節之間溴酸鹽濃度會有明顯的變化因其改變臭氧狀態的狀況(圖四)。在三月，從含臭氧的水的溴酸鹽濃度只有 2 $\mu\text{g/L}$ ，然而七月份的溴酸鹽為 22 $\mu\text{g/L}$ 。因為在水中性質和處理狀況(溶解有機碳、波長 254 長波紫外線(UVA<sub>254</sub>)、pH 和接觸時間)其相關變化性較少，合理的假設臭氧的劑量和溫度在這個特別例子中溴酸鹽的形成有更多的規範會有重大影響。藉由大約平均值 10% 的基礎過濾生物活性碳以減少含臭氧的水的溴酸鹽。先前的研究提及生物活性碳可能為一種有效的方法來去除溴酸鹽；在 pH6.5 且高溶氧和高濃度硝酸鹽中溴酸鹽去除率為 42%。不同的生物活性碳控制情況(e.g 底層的接觸時間)可能為研究中所觀察到的次要溴酸鹽去除。

天然有機物在飲用水處理單元去除研究

### 3.2 天然有機物質性質經由處理過程

比紫外線吸光值趨勢。特定的長波紫外線，藉由溶解有機碳

( $SUVA=UVA_{254}/DOC$ ) 表示長波紫外線標準化，為天然有機物質香味的指標。比紫外線吸光值減少是隨著凝固劑和臭氧狀態的過程，然而沙子和生物活性碳的過濾會因為生物動因退化而優先去除脂肪族化合物。和沙子過濾的水相比，含臭氧的水所觀察到的 SUVA 值下降量大約為 50%。在天然有機物質的脂肪族特性的結果支持了臭氧能有效氧化天然有機物質中芳香族的組成物的假設。生物過濾/生物活性碳後的較高 SUVA 值歸因於液體的微生物產物(Carlson, 1996)。

### 3.3 不同的紫外線光譜和處理過程

圖六顯示不同的處理過程的長波紫外線範圍。長波紫外線最大的增加量發生在波長 235nm，但值得注意的減少量發生在波長 280nm 仍能高於所觀察到的。不同的長波紫外線範圍的形狀在其觀察的所有樣本事件中含凝固劑的水和含臭氧的水之間。含凝固劑的水的長波紫外線範圍逐漸的減少量超過其 235~280nm 的範圍，然而含臭氧的水的長波紫外線減少量在 235~270nm 範圍為一穩定。這暗指在去除 NOM 中官能基的角色有物理/分離的 (e.g 混凝)和氧化/的轉換不同(e.g 臭氧處理)。

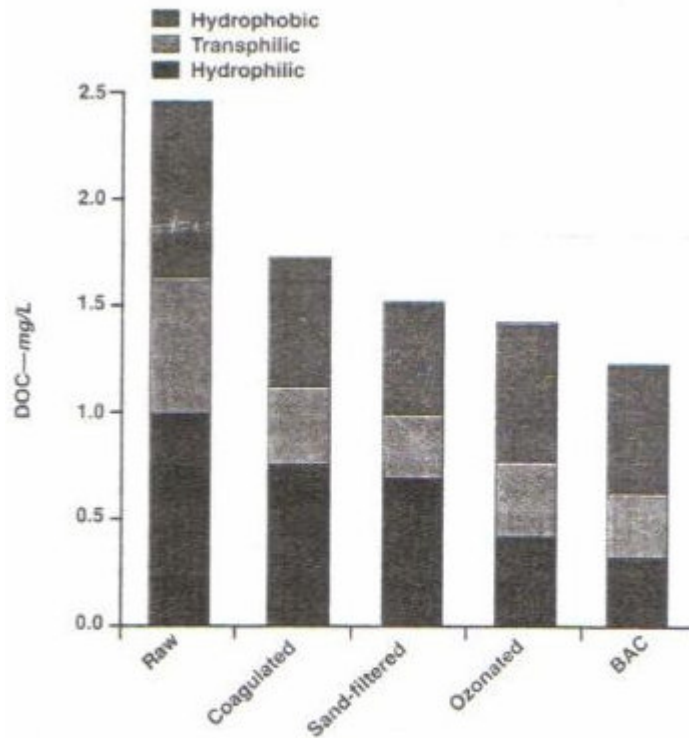
主要的官能基在腐植質中，8%羧基和 1%酚基為總官能基。在臭氧處理過程中，更好的去除在大約 270nm 波長指出其它官能基作用比羧基強。-OH 與-NH<sub>2</sub> 官能基在 O<sub>3</sub> 處理中，為反應的區域。UVA 在 270nm 波長是被視為一個 DBP 有反應性的。

臭氧處理是更有效率在去除 DBP 反應區(UVA<sub>272</sub>)比在其它區(大約 UVA<sub>235</sub>)。

### 3.4 非離子樹脂分餾法

基本濃度 NOM 基於 DOC 是表現一個在 set3(July)樣品在圖五之處理過程。臭氧化會使 NOM 的性質中親水性比例增加。混凝和過濾同時減少具親水、疏水和親水疏水兩者兼具性質的 NOM。對於這些來源水有狹窄的 SUVA 範圍(1.8-2.5<sup>L</sup>/mg-m)。這樣結果意味著臭氧化處理，將疏水 NOM 改成親水 NOM。(疏水與親水兼具之 NOM 的改變一般為不重要)混凝和沙過濾微小地影響 NOM 分餾法。反之，臭氧化處理分別地減少疏水性化合物 9%和增加親水性化合物 12%。BAC 過濾作用雖然觀察到疏水與親水兩者兼具之化合物輕微增加，NOM 沒變化。這些結果適合以前的報告資料。混凝範圍從 5 到 10%後，疏水部份減少。去除在 NOM 疏水部分的去除比率，在混凝後是依賴原水性質。臭氧化處理明顯的減少疏水化合物部份，後來的生物濾床作用輕微的增加疏水化合物部份。臭氧化處理和後來的生物過濾作用已經表示出減少....。





BAC—biological activated carbon, DOC—dissolved organic carbon, NOM—natural organic matter

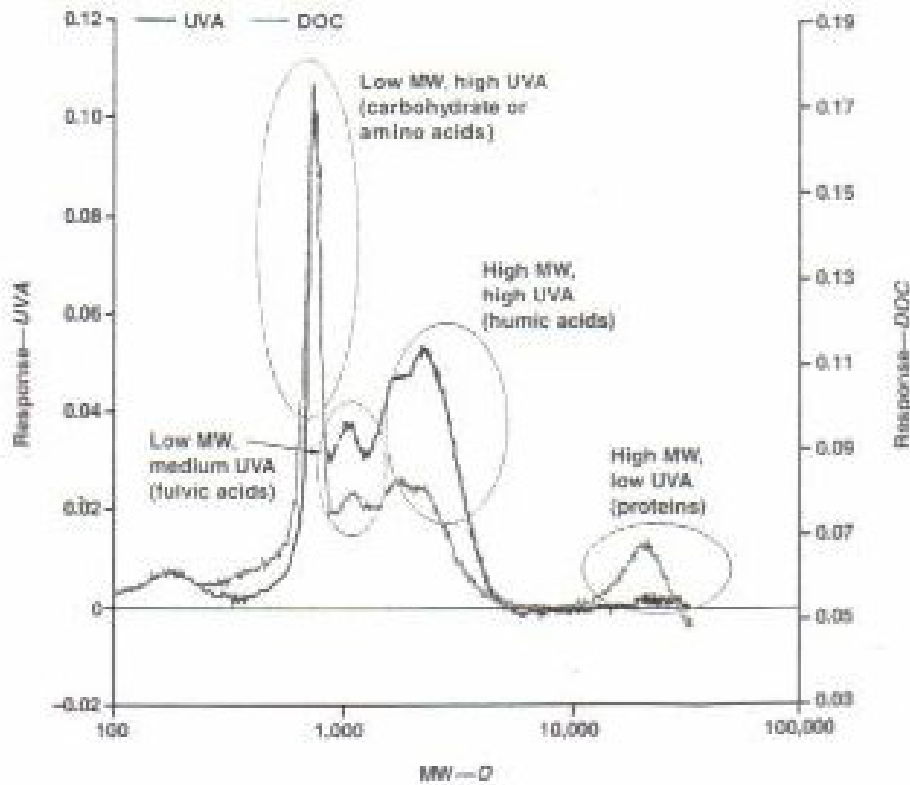
圖五、NOM fractions with different treatment processes (set 3, July samples)

表三、Summary of DBP formation in each process under simulated distribution system conditions

Average $\mu\text{g/L}$	Raw	Coagulated	Sand-filtered	Ozonated	BAC
$\text{C}_2\text{Cl}_2$	28.5	16.1	14.7	8.1	6.1
$\text{CHBrCl}_2$	13.2	11.2	10.7	7.0	6.5
$\text{CHBr}_2\text{Cl}$	6.0	7.2	7.4	5.4	5.8
TTHM	47.7	34.6	32.8	20.5	18.7
DCAA	19.3	10.2	9.2	6.7	5.1
TCAA	17.8	9.5	7.8	5.3	4.1
MBAA	1.2	1.0	0.9	0.7	0.5
DBAA	0.8	1.1	1.2	0.9	1.1
BCAA	4.4	3.6	3.7	2.3	2.1
BDCAA	2.7	2.7	2.6	1.6	1.4
HAA5	39.2	21.7	19.0	13.5	10.8
HAA6	41.6	25.3	22.7	15.9	12.9
HAA9	46.8	28.5	26.0	18.0	14.9

Bromoform, monochloroacetic acid, dichloroacetic acid, and trichloroacetic acid were under detection limit.

BAC—biological active carbon, BCAA—bromochloroacetic acid, BDCAA—bromodichloroacetic acid,  $\text{CHBrO}_2$ —dibromochloroacetic acid,  $\text{CHBr}_2\text{Cl}$ —dibromochloroacetic acid,  $\text{CHCl}_3$ —chloroform, DBAA—dibromoacetic acid, DBP—disinfection by-product, DCAA—dichloroacetic acid, HAA—haloacetic acid (HAA followed by a number indicates the sum of that number of HAAs), MBAA—monobromoacetic acid, TCAA—trichloroacetic acid, TTHM—total trihalomethanes



DOC—dissolved organic carbon, MW—molecular weight, UVA—ultraviolet absorbance

圖六、Variations in molecular weight distribution based on DOC and UVA (set 3, July samples)

### 3.5 顆粒排除色層分析

分子量能了解物理和化學的 NOM 特性，分子量分布是確定使用 SEC/UVA/DOC：UVA 主要探測芳香族或者雙鍵化合物，反之，DOC 偵測全部有機化合物。圖六顯示 MW 分佈在未加工的水。這是一個明顯的不同在於 DOC 測量 MW 分佈和 UVA 測量 MW 分佈。UVA 在 200~280UVA 的反應是比 DOC 反應更低，在 800 至 5000D 可觀察到 UVA 比 DOC 較反應高。由於 DOC 在 15000 到 20000D 反應比 UVA

天然有機物在飲用水處理單元去除研究

高。根據這個原因，NOM 可能的組成有：碳水化合物、羧酸或範圍在 200 到 800D 的胺基酸(低分子量和低 UVA)；範圍在 800 到 2000D 的富啡酸(低分子量和在 UVA 中間)；範圍在 2000 到 5000D 的三鹵化醋酸(高分子量和高 UVA)；範圍在 15000 到 20000D 的蛋白質及多醣類(高分子量和低 UVA)。

另外，NOM 之 MW 分佈利用 SEC 和 UVA 探測，可以決定 Set3(七月)的樣品中大-MW NOM(大於 1500D)用混凝去除，反之小-MW NOM(小於 1500D)的百分比增加。這個結果顯示混凝可以比其他處理能較有效移除大-MW NOM(i.e.,三鹵化醋酸)。其它先前的研究顯示混凝無法移除最小 MW 成分，由於混凝比較有效去除大 MW 成分。臭氧能有效還原大-MW NOM(大於 3000D)，但其後生物床是主要去除中、小 MW NOM。

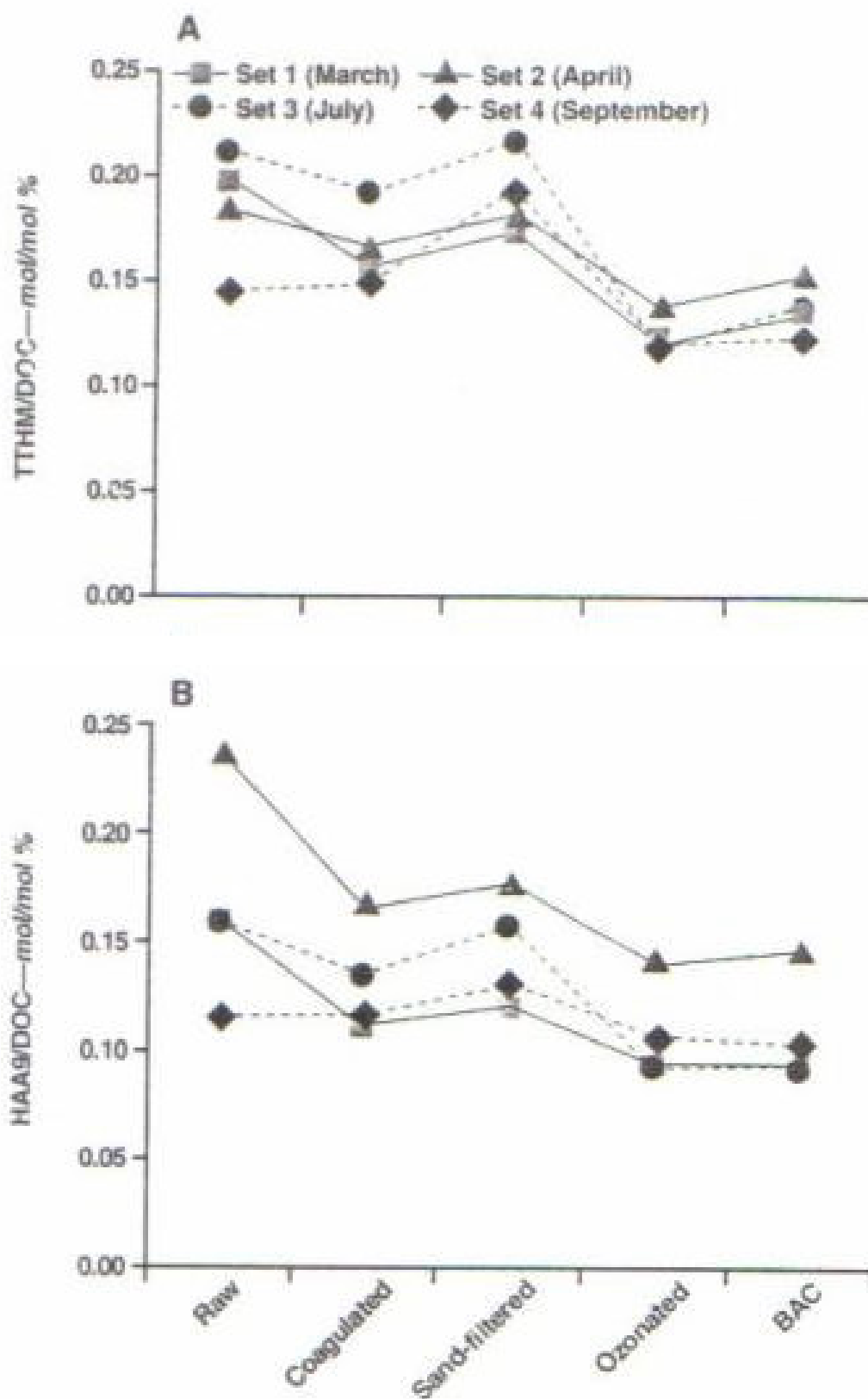
### 3.6 DBP 形成和 DBP 反應

THM 和 HAA 形成透過處理過程有顯著減少， $\text{CHCl}_3$ 、DCAA 和 TCAA 利用不同處理過程能有效減少，但在溴化物的種類很多處理過程上去除率不高(在表三)。即使，三氯甲烷、DCAA、TCAA 能有效減少(74%以上)，這些種類仍然代表佔優勢 DBP 種類。表三列出在 SDS 條件下 DBP 形成的特性總結。根據這個平均值，TTHM 和 HAA6 在 SDS 條件下個別標準是 19 和  $13\mu\text{g/L}$ ，不過這些水準遠低於美國標

天然有機物在飲用水處理單元去除研究

準指標(TTHM 小於 80 和 HAA5 小於 60)

圖七顯示 TTHM 和 HAA9 活性透過處理過程變化；混凝和臭氧處理傾向於減少 DBP 活性，而沙過濾和 BAC 傾向於增加活性。這結果暗示沙過濾和 BAC 去除 DBP 活性 NOM 無效(NOM 的芳香族成分)。此外。臭氧處理對 TTHM 和 HAA9 對 DOC 的比率有顯著減少；雖然這個結果被期望的，因為臭氧處理是最顯著的處理過程。流出水廠(BAC 處理水)的 TTHM 和 HAA9 活性平均比進流水廠(未處理的水)活性多 76 和 67% 。



圖七、TTHM and HAA9 reactivities with different treatment processes

## 第四章 結論

在這項研究過程中，用各式各樣的方法調查(UVA 光譜，SEC/UVA/DOC 和分離樹脂分餾法)三個法國水處理廠在不同季節期間收集的樣品。混凝對 NOM 性質的影響比用分子量分佈有效，臭氧處理對疏水性和親水性的特性有更多得影響。NOM 的特性在沙濾和 BAC 過濾相對起來改變較小。不同紫外線光譜對 NOM 的官能基部份的去除或轉移以及經由處理過程及氯化的 DBP 反應區的評估提供一個有效的工具。例如，UVA 在臭氧處理強度顯著降低，強調電子供應( $-OH$  和  $-NH_4$ )比其他官能基( $COOH^-$ )來的強。DOC 及 UVA 皆能判別原水 NOM 的 NW 分佈及過程中 NOM 的去除。混凝主要去除大分子，臭氧去除小分子則有顯著的影響。TTHM 和 HAA9 的活性依賴處理過程：混凝和臭氧顯著的減少 DBP 活性，沙濾和 BAC 過濾則是增加 DBP 的活性。

## 參考文獻

本報告摘自 AWWA 期刊 2007 年 6 月號第 99 卷第 6 期 P145~P152

Aiken, G.R.; McKnight, D.M.; Thorn, K.A., & Thurman, E.M., 1992. Isolation of Hydrophilic Organic Acids From Water Using Nonionic Macroporous Resins. *Organic Geochemistry*, 18; 567-573.

Amy, G.; Siddiqui, M.; Zhai, W.; DeBroux, J.; & Odem, W.; 1993. Survey of Bromide in Drinking Water and Impacts on DBP Formation Awwa Res. Fdn, Denver.

Carlson, K. H., 1996. Optimization of the Ozone and Biofiltration Processes for Multiple Drinking Water Treatment Objectives. Doctoral dissertation, University of Colorado-Boulder.

Chin, Y.P.; Aiken, G.; & Oloughlin, E., 1994. Molecular Weight, Polydispersity, and Spectroscopic Properties of Aquatic Humic Substances. *Envir. Sci. & Technol.*, 28:11:1853.

Collins, M.R.; Amy, G.L.; & Steelink, C., 1986. Molecular Weight Distribution, Carboxylic Acidity, and Humic Substances Content of Aquatic Organic Matter: Implications for Removal During Water-treatment. *Envir. Sci. & Technol.*, 20:10:1028.

Haag, W.R.; & Hoigne, J., 1983. Ozonation of Bromide-containing Waters: Kinetics of Formation of Hypobromous Acid and Bromate. *Envir. Sci. & Technol.*, 17:5:261.

Her, N.; Amy, G.; Park, H.R.; & Song, M., 2004. Characterizing Algogenic Organic Matter (AOM) and Evaluating Associated NF Membrane Fouling. *Water Res.*, 30:6:1427.

Her, N.; Amy, G.; Mcknight, D.; Sohn, J.; & Yoon, Y.M., 2003. Characterization of DOM as a Function of MW by Fluorescence EEM and HPLC-SEC using UVA, DOC, and Fluorescence Detection. *Water Res.*, 37:17:4295.

Her, N.; Amy, G.; Foss, D.; Cho, J.; Yoon, Y.; & Kosenka, P., 2002. Optimization of Method for Detecting and Characterizing NOM by HPLC-Size Exclusion Chromatography with UV and On-Line DOC Detection. *Envir. Sci. & Technol.*, 36:5:1069.

Her, N.; Amy, G.; & Jarusutthirak, C.; 2000. Seasonal Variations of Nanofiltration(NF) Foulants: Identification and Control. *Desalination*, 132:1-3:143.

- Kirisits, M. J. & Snoeyink, V.L., 1999. Reduction of Bromate in a BAC Filter. *Jour.AWWA*, 91:8:74.
- Kitis, M.; Karanfil, T.; Kilduff, J. E.; & Wigton, A., 2001. The Reactivity of Natural Organic Matter to Disinfection Byproducts Formation and its Relation to Specific Ultraviolet Absorbance. *Water Sci. & Technol.*, 43:2:9.
- Koechling, M.T.; Shukairy, H.M.; & Summers, R.S., 1996. Effect of Ozonation and Biotreatment on Molecular Size and Hydrophilic Fractions of Natural Organic Matter. American Chemical Society National Meeting, 649:196. Washington.
- Korshin, G.V.; Li, C.W.; & Benjamin, M.M., 199. The Decrease of UV Absorbance as an Indicator of TOX Formation. *Water Res.*, 31:4:946.
- Li, C.W.; Korshin, G.V.; & Benjamin, M.M., 1998. Monitoring DBP Formation With Differential UV Spectroscopy. *Jour.AWWA*, 90:8:88.
- Ma, Y.S., 2004. Reaction Mechanisms for DBPs Reduction in Humic Acid Ozonation. *Ozone: Sci. & Engrg.*, 26:2:153.
- Marhaba, T.F. & Van, D., 1999. Chlorinated Disinfection By-product Formation Potential of Dissolved Organic Matter Fractions at an Ozonation Water Treatment Plant. *Adv. Envir. Res.* 3:3:255.
- Owen, D.M.; Amy, G.; & Chowdhury, Z., 1993. Characterization of Natural Organic Matter and its Relationship to Treatability. AwwaRF, Denver.
- Owen, D.M.; Chowdhury, Z.; Summers, R.S.; Hooper, S.M.; Solarik, G.; & Gray, K., 1998. Removal of DBP Precursors by GAC Adsorption. AwwaRF, Denver.
- Reckhow, D.A. & Singer, P.C., 1990. Chlorination By-Products in Drinking Waters: From Formation Potentials to Finished Water Concentrations. *Jour. AWWA*, 82:4:173
- Reckhow, D.A.; Singer, P.C.; & Malcolm, R.L., 1990. Chlorination of Humic Materials: Byproduct Formation and Chemical Interpretations. *Envir. Sci. & Technol.*, 24:11:1655
- Siddiqui, M.S.; Amy, G.L.; & Murphy, B.D., 1997. Ozone Enhanced Removal of Natural Organic Matter From Drinking Water Sources. *Water Res.* 31:12:3098
- Sinha, S.; Amy, G.; & Sohn, J., 1997. Reactivity of NOM in Forming Chlorinated DBPs. Proc. AWWA Ann. Conf., Atlanta.
- Thurman, E.M. & Malcolm, R.L., 1981. Preparative Isolation of Aquatic Humic Substances. *Envir. Sci. & Technol.*, 15:4:463.



天然有機物在飲用水處理單元去除研究

Westerhoff, P.; Chao, P.; & Mash, H.; 2004. Reactivity of Natural Organic Matter With Aqueous Chlorine and Bromine. *Water Res.*, 38:6:1502.

White, D.M.; Garland, D.S.; Narr, J.; & Woolard, C.R., 2003. Natural Organic Matter and DBP Formation Potential in Alaskan Water Supplies. *Water Res.*, 37:4:939.