

中國醫藥大學

碩士論文

編號：IEH-1807

游泳池環境中三鹵甲烷多暴露途徑之
健康風險評估

Multi-pathway risk assessment of
trihalomethane exposure in swimming pool

所別：環境醫學研究所

指導教授：許惠棕

學生：周雯萱 Chou Wen-Shiuan

學號：9565007

中華民國九十七年七月

誌謝

在這個像北極一樣寒冷的研究室已經待了四年，也在這個研究室領了兩張畢業證書，熱騰騰的碩士畢業證書，我想是我送給自己 24 歲生日最棒的禮物。大三的時候北極熊老大收留我成為北極熊研究室的第一個學生，對於當時北極熊老大的鼓勵，我由衷的感謝！若不是四年前在老師的鼓勵下來到這個研究室，一定沒有現在的我。我和北極熊老大常覺得我們真的是「歹命二人組」，經常要上山下海的去採樣，不管是無菸職場的宣導活動、中科計數車流量、南投山上採樣、彰化抓魚…各式各樣的活動我們都是固定班底。特別是我的實驗，需要早上五點半到游泳池現場採樣，因此我們早上四點半就到學校集合，有時候需要到高雄採樣，採完樣已經是晚上九點，老師依然毫無怨言的開著車回台中，真的很感謝北極熊老大用心的陪我去採樣，也因為這麼的歹命，讓我在這裡學習到非常多論文以外的事。真的非常感謝北極熊老大在研究上給我的支持和指導，也謝謝北極熊老大總像爸爸一樣的關心我、接受我的壞脾氣，總是像朋友一樣的帶給我歡樂。

在此，還要特別感謝口試委員江鴻龍博士及陳明仁博士，感謝你們不吝嗇的給予我指導與建議，讓我的論文順利的完成，更重要的是三位老師願意在成績單上寫下大大的「及格」，讓我順利的畢業，真的真的非常感謝各位老師的肯定。

謝謝工研院的杜老爺、豪哥、瑞琪姐、吳姐、美芬姐，給予我實驗上

的支持，特別是吳姐和美芬姐，對於完全沒有實驗基礎的兩光蟲細心的指導，當我遇到問題時，都可以快速且有耐心的幫我解決，關心我在新竹的生活，如果沒有你們，我的論文鐵定會難產，所以謝謝你們，讓我在新竹的日子充實且快樂，也讓我兩年的研究生生活增添了許多色彩。

謝謝研究室的學姐雅玲和梅瑛，有你們在的日子研究室一定不無聊，每天都聊著很有「顏色」的話題、聊著中年男人的怪僻、聊著哪裡有好吃的，也要謝謝你們給我作研究及課業上的支持和鼓勵，縱使已經畢業離開研究室，依然會不時的關心我，有你們的陪伴和關心讓我在研究所的兩年不孤單。

謝謝周子傑老師，這兩年的 seminar 當了我兩次的 comment 老師，每次知道你是我的 comment 老師，我都非常的開心，每次和老師討論我的研究總會得到新的想法和刺激。謝謝芸貞、耕溥、祖慧、晏如、軍佑、郁蕙陪伴我在研究室的日子，還有研究室的一大群學妹，經常帶來笑死人償命的演出，在我寫論文最苦悶的時期依然有著悠閒的心情。謝謝俊毅每天都要聽我碎碎念，聽我講好笑的事、不開心的事，當我最大的垃圾桶。

最重要的是我最愛的老爸、老媽、周小茵、大魚丸，謝謝你們給我的支持和鼓勵，讓我順利的念完碩士班。

研究生生活的兩年需要感謝的人真的非常多，我想告訴大家「謝謝你們，有你們真好」。

兩光蟲雯萱 謹誌 2008/7

中文摘要

過去公共衛生或健康風險評估對人體暴露於三鹵甲烷 (trihalomethanes, THMs) 的研究著重於飲用水的評估，相關的研究指出暴露於含三鹵甲烷的飲用水中三鹵甲烷的致癌風險為 $2.0 \times 10^{-5} \sim 1.18 \times 10^{-4}$ ，已超過美國環保署建議可接受的致癌風險 (10^{-6})。游泳池的消毒方式與飲用水類似即加氯消毒，但游泳池的水是持續循環使用，使得加氯消毒所產生的消毒副產物容易累積在游泳池中。因此，相較於飲用水，游泳池水中三鹵甲烷的濃度可能較高，游泳者暴露於三鹵甲烷的風險亦可能較高。可惜針對游泳過程暴露三鹵甲烷的健康風險評估研究，目前仍相當有限，故需要針對游泳池環境中的三鹵甲烷進行檢測並進行健康風險評估。

目前已有許多游泳池環境監測的研究，但針對如何進行採樣包括三鹵甲烷在時間及空間上的差異進行探討，甚至有研究只取一個樣本即代表整個游泳池水中三鹵甲烷的濃度，此作法是否可合理的反應游泳池水中三鹵甲烷的實際狀況，有待更進一步的評估。所以需要了解游泳池水中三鹵甲烷的濃度在時間及空間上是否為均質，並探討影響三鹵甲烷濃度差異的素因。

本研究的研究目的：(1)分析國內游泳池環境中三鹵甲烷的濃度，以了解國人游泳過程中暴露的程度；(2)收集游泳池其他環境因子(餘氯量、總

有機碳、游泳人數、溫度)，探討環境因子對水中三鹵甲烷的影響；(3)利用多暴露途徑(包括呼吸、皮膚接觸、攝食)的劑量模式，以蒙地卡羅模擬技術(Monte Carlo Simulation)，進行游泳者暴露三鹵甲烷的健康風險評估。

研究結果顯示：(1)本研究檢測五座室內游泳池，水中總三鹵甲烷濃度為6.39~22.15 $\mu\text{g/L}$ ，優勢物種為氯仿(占總三鹵甲烷55~95.2%)，若比照飲用水的污染物容許濃度標準(總三鹵甲烷: 100 $\mu\text{g/L}$)，並未超出管制標準；以模式推估空氣中總三鹵甲烷濃度為46.37~84.26 $\mu\text{g/m}^3$ 。(2) 每座游泳池於3~4個不同的採樣點採集水樣，結果發現12次的採樣分析中，其中有9次採樣點之間水中三鹵甲烷的濃度並無顯著的差異。另外3次有差異的部份，發現與自由餘氯、總有機碳和單位時間游泳人次有關。自由餘氯量及總有機碳為形成三鹵甲烷前趨物質，故其濃度對水中三鹵甲烷濃度分佈，呈正向的影響；另外，單位時間游泳人次與三鹵甲烷濃度改變量呈正相關，發現游泳人次愈多時，水中三鹵甲烷濃度降低量亦愈多，推測可能是游泳活動造成的擾動及紊流，促使三鹵甲烷自水中揮發。故建議進行游泳池採樣的同時，應搭配採集水中自由餘氯及計算游泳人數。(3) 依據水中三鹵甲烷濃度及模式推估的空氣濃度，結合國人相關的暴露參數進行風險評估，結果顯示，游泳過程男性所承受的風險： 2.09×10^{-6} ~ 1.95×10^{-4} ，女性： 1.99×10^{-6} ~ 2.04×10^{-4} ，最主要的暴露途徑為呼吸

(67.23-69.83%)，其次為皮膚接觸(30.07-32.68%)。游泳池為提供健身運動的場所，本研究的結果顯示游泳池環境暴露三鹵甲烷的風險超出可接受的範圍，故游泳池的管理建議選擇其他的消毒方式，如臭氧、紫外線，可達到消毒滅菌的效果，且不會產生致癌性的消毒副產物。增加換水的頻率或在循環系統中加入適當的過濾設備，皆能有效降低三鹵甲烷的生成。如此一來，便可提供民眾安全的運動場所，確實保護人體健康。

關鍵字： 三鹵甲烷、游泳池、多暴露途徑、蒙地卡羅模擬、健康風險評估



Abstract

Several studies have assessed the potential cancer risk resulted from exposure to trihalomethanes (THMs) in drinking water. These studies show that the lifetime cancer risk range from 2.0×10^{-5} to 1.18×10^{-4} . These values exceed the acceptable risk (10^{-6}) set by USEPA. In general, swimming pool water is treated in a way similar to drinking water using chlorination to keep swimmers from infections caused by microbial pathogens. Usually, swimming pool water is almost entirely recirculated. It provides the opportunity for the disinfection by-product to accumulate in pool water. Accordingly, the THMs level in swimming pool maybe higher than that of drinking water. Hence, it is necessary to monitor the level of THMs in swimming pool water and assess the risk of swimmer expose to THMs.

Numerous studies have investigated the level of THMs in swimming pool water. However, most of them did not address the issue of variation of THMs level in the pool water due to spatial and temporal effect. Some of the studies even only took one sample to represent the THMs level in swimming pool. It might not reflect the actual level of THMs in the pool water. For this reason, further study is needed in order to understand the level of the variation.

The objectives of this study are: (1) to determine the level of THMs in the pool water so that the level of exposure can be estimated; (2) to collect data of other environmental factors in swimming pool (free available chlorine, total organ carbon, number of swimmers, and temperature of water), and to discuss

the effect of environment factor associated with the THMs level in swimming pool water; (3) to develop a multi-pathway exposure model for the swimmers, and to study the cancer risk contribution from different exposure routes (oral ingestion, inhalation and dermal absorption).

The study results revealed that the THMs concentrations in five swimming pools ranged from 6.93 to 22.15 $\mu\text{g/L}$ in water and from 46.37 to 84.26 $\mu\text{g/m}^3$ in air. Chloroform was the dominate THMs species(55.0–95.2 %).

We have conducted 12 sets of sampling schsdules, three sets showed significantly difference for the levels of THMs taken at different sampling points. The difference was attributed to the level of free available chlorine, total organic carbon (TOC), and the number of swimmers per unit time. We found that free available chlorine and TOC were positively correlated to THMs levels in swimming pool water. In addition, number of swimmers per unit time had negative correlation with the level of THMs in water. This may be due to the fact that turbulence caused by swimmers might increase the rate of volatilization of THM from water to ambient air.

The lifetime cancer risk from exposure to THMs in swimming pool for males and females were in 2.09×10^{-6} – 1.95×10^{-4} and 1.99×10^{-6} – 2.04×10^{-4} , respectively. The most important exposure pathway for swimmers was inhalation (67.23-69.83%), followed by dermal absorption (30.07-32.68%). Risk contribution from oral ingestion was insignificant in this study. In order

to keep the risk of exposure to THMs at a minimum level, certain mitigation program, such as choose other disinfection agent (UV or ozone), frequent water change and circulation of pool water through an appropriate filtering system were strongly suggested.

Keyword: THMs, swimming pool, mulit-pathway exposure,
Monte Carlo simulation, risk assessment



目錄

誌謝.....	I
中文摘要.....	III
Abstract.....	VI
表目錄.....	XII
圖目錄.....	XIV
第一章 緒論.....	1
1-1 研究背景及研究動機.....	1
1-2 研究目的及重要性.....	5
第二章 文獻回顧.....	8
2-1 加氯消毒的原理與機制.....	8
2-2 消毒副產物的種類.....	10
2-3 游泳池中 THMs 生成的影響因子.....	12
2-3-1 有機物質.....	12
2-3-2 餘氯量.....	12
2-3-3 溫度.....	13
2-3-4 溴離子濃度.....	13
2-3-5 反應時間.....	13
2-3-6 游泳人數.....	14
2-4 游泳池加氯消毒與三鹵甲烷的形成與濃度分布.....	15
2-5 游泳者暴露三鹵甲烷的多重暴露途徑.....	17
2-6 人體暴露於三鹵甲烷的健康風險評估.....	20
2-6-1 毒理學資料及相關的流行病學調查.....	20

2-6-2 可接受之風險	24
2-6-3 相關健康風險評估研究	25
2-7 游泳池相關研究的採樣方法	30
第三章 研究方法	32
3-1 研究問題	32
3-2 研究內容及執行架構	34
3-3 研究對象	36
3-4 游泳池水中與空氣中三鹵甲烷採樣與實驗分析	37
3-4-1 水樣採樣	37
3-4-2 總有機碳	42
3-4-3 相關參數的收集	43
3-5 研究假設及統計分析	44
3-6 游泳池三鹵甲烷多暴露途徑之健康風險評估	45
3-6-1 暴露評估	45
3-6-2 風險特性化	53
3-6-3 蒙地卡羅不確定性分析	55
第四章 結果與討論	57
4-1 游泳池水中三鹵甲烷採樣結果分析	57
4-1-1 採樣分析結果	57
4-1-2 模式推估之空氣中三鹵甲烷濃度	60
4-1-3 游泳池水中三鹵甲烷物種組成	61
4-1-4 本研究三鹵甲烷濃度與其他相關研究比較	63
4-2 環境因子對三鹵甲烷濃度的影響	67
4-2-1 水中三鹵甲烷濃度時間上的變異及影響因素	67
4-2-2 水中三鹵甲烷濃度空間上的變異及影響因素	73

4-2-3 溫度對水中三鹵甲烷濃度的影響	77
4-3 游泳池暴露三鹵甲烷之健康風險評估	80
4-3-1 游泳暴露三鹵甲烷之終身致癌風險評估	80
4-3-2 三鹵甲烷各物種對致癌風險之貢獻量	81
4-3-3 各暴露途徑對致癌風險之貢獻量	86
4-3-4 游泳暴露三鹵甲烷之非致癌風險評估	90
4-3-5 游泳暴露三鹵甲烷之終身致癌風險之不確定性分析	91
4-3-6 游泳暴露三鹵甲烷終身致癌風險敏感度分析	93
4-3-7 風險管理建議	96
第五章 結論與建議	100
5-1 結論	100
5-2 研究限制	104
5-3 建議	105
5-4 未來研究方向	106
參考文獻	107
附錄一 檢量線	114
附錄二 水中三鹵甲烷分析之品質管制	117
附錄三 三鹵甲烷之液相傳輸係數(D_L)、氣相傳輸係數(D_G)及無因次之亨利常數(H)	118

表目錄

表 2-1 國外游泳池中三鹵甲烷的濃度與國內自來水中三鹵甲烷的比較	16
表 2-3 暴露三鹵甲烷之健康風險評估($\times 10^{-6}$)	29
表 3-1 游泳池的樣本數、採樣點、採樣時間及游泳池尺寸表	38
表 3-1 吹氣捕捉設備之分析條件	40
表 3-2 氣相層析儀分析條件	41
表 3-3 三鹵甲烷之特徵離子與定量離子	42
表 3-4 三鹵甲烷的滲透係數(K_p)	47
表 3-5 暴露參數	52
表 3-6 三鹵甲烷之致癌風險斜率係數(SF)與參考劑量(RfD)	55
表 4-1 各游泳池的水質參數(平均值 \pm 標準差)	58
表 4-2 不同水源之水質資料(平均值 \pm 標準差)	59
表 4-3 游泳池水中三鹵甲烷濃度分佈($\mu\text{g/L}$)	59
表 4-4 模式推估之空氣中三鹵甲烷濃度 ($\mu\text{g/m}^3$)	61
表 4-5 本研究環境參數、三鹵甲烷濃度與其他研究比較	66
表 4-6 不同採樣時段總三鹵甲烷濃度	68
表 4-7 游泳池上午及下午平均總三鹵甲烷濃度($\mu\text{g/L}$)	70
表 4-8 游泳池 D2 環境參數與總三鹵甲烷濃度相關係數	72
表 4-9 各游泳池不同採樣點水中三鹵甲烷的平均濃度($\mu\text{g/L}$)	74
表 4-10 不同性別暴露三鹵甲烷之風險	82
表 4-11 本研究暴露三鹵甲烷之健康風險評估與相關研究比較(10^{-6})	85
表 4-12 不同暴露途徑之終身致癌風險	88
表 4-13 暴露三鹵甲烷之主要途徑	89
表 4-14 非致癌風險值	90
表 4-15 敏感度分析之參數說明	95

表 4-15 各游泳池三鹵甲烷之濃度比例及關係所產生之總三鹵甲烷濃度	98
表 4-16 游泳過程暴露單位濃度三鹵甲烷造成之健康風險	99
表 5-1 環境因子與水中三鹵甲烷濃度相關性之實証結果彙總表	102



圖目錄

圖 3-1 研究架構圖.....	35
圖 4-1 空氣中三鹵甲烷濃度推估模式驗證.....	60
圖 4-2 各游泳池三鹵甲烷濃度.....	62
圖 4-3 各游泳池三鹵甲烷組成百分比.....	62
圖 4-4 不同採樣時段水中三鹵甲烷濃度盒型圖.....	69
圖 4-5 游泳人數與三鹵甲烷濃度改變的相關性.....	69
圖 4-6 游泳池 D2 總三鹵甲烷一天變化.....	71
圖 4-7 水中三鹵甲烷濃度與自有餘氯的相關性.....	75
圖 4-8 水中三鹵甲烷濃度與 TOC 的相關性.....	76
圖 4-9 游泳池水溫與總三鹵甲烷濃度相關性(1).....	77
圖 4-10 游泳池水溫與總三鹵甲烷濃度相關性(2).....	79
圖 4-11 男性致癌風險(總三鹵甲烷).....	81
圖 4-12 女性致癌風險(總三鹵甲烷).....	81
圖 4-13 男性各物種之致癌風險貢獻量.....	83
圖 4-14 女性各物種之致癌風險貢獻量.....	83
圖 4-15 男性各暴露途徑之致癌風險貢獻量.....	88
圖 4-16 女性各暴露途徑之致癌風險貢獻量.....	88
圖 4-17 男性游泳暴露三鹵甲烷終身致癌風險敏感度分析.....	94
圖 4-18 女性游泳暴露三鹵甲烷終身致癌風險敏感度分析.....	94

第一章 緒論

隨著生活水準的提昇，國人越來越注重正當的休閒活動，所以游泳亦成為民眾經常從事的活動。特別是行政院正大力推動「挑戰二〇〇八國家發展重點計畫」，建立 E 世代終身學習社會環境-推展國民學習運動，研擬「運動人口倍增，推廣國人體育休閒活動計畫」，其目標是要六年新增 300 萬的運動人口，其中游泳人口則是以新增 60 萬人為目標，來推展全民運動。這個過程將會促使更多的國人走進游泳池中，從事游泳的運動。本章節將闡述研究背景、研究動機、研究目的及重要性。

1-1 研究背景及研究動機

游泳的過程中，最重要的主體就是游泳池中的水體。而游泳池中的感染風險主要與由游泳者帶來的排泄物或水源中致病性的微生物有關，造成感染事件的發生常是因為消毒工作不徹底或根本未進行消毒工作，所以在泳池的管理上，水體的乾淨度與殺菌消毒的工作乃為不可或缺的一環。而游泳池的消毒模式與一般的飲用水之處理模式相類似，即利用加氯消毒的方法對水中的微生物去活性來控制致病性微生物之濃度。由於氯消毒劑之強氧化力與殺菌特性，加上經濟成本低廉，成為普遍的消毒方式(Bull et al., 1995; Hsu et al., 2001; Uyak, 2006)。於 1970 年代發現氯消毒劑與有機物質會產生反應，而生成消毒副產物(Disinfection by-products,

DBPs)，其中三鹵甲烷(Trihalomethanes, THMs)為最主要的消毒副產物，且可能造成膀胱癌、大腸直腸癌及損害中樞神經系統等不良健康效應(Bull et al. 1995)。

過去公共衛生或健康風險評估對人體暴露於三鹵甲烷的研究都著重在飲用水，在各國的飲用水水質管理辦法中三鹵甲烷已列為管制對象，美國依據 USA Stage1 Disinfectant/Disinfection By-Products(D/DBP) rule 將飲用水中總三鹵甲烷(Total trihalomethanes, TTHMs)濃度標準由 100 $\mu\text{g/L}$ 修改為 80 $\mu\text{g/L}$ ，未來以 40 $\mu\text{g/L}$ 為管制目標(USEPA, 1998)。台灣則以民國八十七年公佈之「飲用水水質標準」的 100 $\mu\text{g/L}$ 為管制標準。許多相關研究的結果顯示飲用水中的三鹵甲烷符合法規標準，但進行健康風險評估所推估的風險，仍超過美國環保署建議之百萬分之一的可接受風險($20 \times 10^{-6} \sim 118 \times 10^{-6}$)(Lee et al., 2004; Uyak, 2006; Wang et al., 2007)。既然游泳池的消毒方式與飲用水相同，所面臨的健康危害理應類似，可是國內外目前尚未針對游泳池環境中的三鹵甲烷進行管制。

生活環境中暴露於危害物質所造成的健康風險具有加乘效應，除飲用水的使用造成的風險之外，游泳活動暴露於三鹵甲烷的環境中所造成的健康風險有多少，是需要關切的，此為本研究動機之一。

此外，在游泳的過程中游泳者乃全身浸泡在游泳池中，與三鹵甲烷接觸的模式，除了換氣過程中不經意的誤食入游泳池的水之外，幾乎全身

的皮膚會與游泳池的水產生接觸，且三鹵甲烷為揮發性有機物質，因此呼吸作用亦可能將三鹵甲烷吸入體內。故人體可經由誤食、呼吸、皮膚接觸等途徑接觸到游泳池水中的三鹵甲烷(WHO, 2006)，在多暴露途徑的模式下，游泳者暴露三鹵甲烷的主要途徑為何？各暴露途徑所對健康風險的貢獻為何？為本研究的動機之二。

游泳池擁有相當大的體積，游泳池不同位置的三鹵甲烷濃度可能具有差異，但相關的研究中，在游泳池採樣時，大多是在游泳池不同的三個點各採集一個樣品，即代表游泳池水中三鹵甲烷的濃度(Aggazzotti et al., 1990; 1993; 1995; 1998; Fantuzzi et al., 2001)，雖然亦有研究在多個採樣點重複採集三個樣品，但並未對於游泳池各採樣點之間三鹵甲烷的濃度進行探討。以國際標準的游泳池為例 50m×25m×1.8m(高雄市立體育場，<http://www.khms.gov.tw/webplace/r2.htm>)如此大的體積中，水中三鹵甲烷是否為均質？或是在游泳池不同的區域三鹵甲烷的濃度是否具有差異？此為本研究的動機之三。

環境中三鹵甲烷的濃度受到有機物質的濃度、餘氯量、溫度、溴離子濃度等諸多因素影響(Kim et al., 2002; Singer, 1999)，在游泳池中有機物的來源除原水中的有機物之外，游泳者的汗水、尿液、唾液、毛髮及防晒乳等是游泳池中最主要的有機物來源(Judd and Black, 2000)，故游泳人數亦為影響游泳池中三鹵甲烷生成的因素之一，上述影響因子在游泳池中

的情況為何？對於三鹵甲烷濃度分佈的影響性又是如何？此為本研究動機之四。



1-2 研究目的及重要性

根據上述的研究背景與動機，本研究欲了解游泳池環境中三鹵甲烷的濃度分佈，以及三鹵甲烷在游泳池不同空間與時間上的差異，並探討影響三鹵甲烷濃度分佈的因素。除此之外，針對從事游泳活動的族群進行健康風險評估，了解游泳池環境中的三鹵甲烷對於從事游泳活動的民眾影響的程度，並了解攝食、呼吸、皮膚接觸等暴露途徑對於健康風險的貢獻。本研究希望達到以下目的：

一、 建立國內從事游泳運動者，暴露在游泳池三鹵甲烷的資料。

國人愈來愈重視健康的休閒活動，且政府大力提暢全民運動，游泳運動已蔚為風潮。但國內針對加氯消毒所產生之三鹵甲烷的研究多著重於飲用水，對於游泳活動暴露三鹵甲烷的相關研究非常有限，所以極需要建立國內游泳池三鹵甲烷的環境檢測資料，以了解游泳池環境中三鹵甲烷的濃度分佈，將有助於進一步對於游泳池的水質管理，提供決策之參考。

二、 了解環境因子對三鹵甲烷濃度的影響性。

游泳池的消毒普遍為加氯消毒，加氯消毒過程所產生之三鹵甲烷的流佈受到諸多因素的影響，所以本研究欲了解水溫、自由餘氯及游泳人數等環境因子對環境中三鹵甲烷的關係，了解這些因素對三鹵甲烷濃度的影響性。管理的考量上，控制哪個因素才能有效的控制游泳池中的三

鹵甲烷，以確實保護游泳者的健康。

三、探討三鹵甲烷於時間與空間上的差異

目前已有許多游泳池環境監測的研究，但未對如何進行採樣包括三鹵甲烷在時間及空間上的差異進行探討，甚至有研究只取一個樣本即代表整個游泳池水中三鹵甲烷的濃度，此作法是否可合理的反應游泳池水中三鹵甲烷的實際狀況？所以本研究欲了解游泳池水中三鹵甲烷的濃度在時間及空間上是否為均質，並探討影響三鹵甲烷濃度差異的素因。

四、建立游泳池多暴露途徑模式。

從事游泳的過程中，風險來源為多途徑的，透過誤食、呼吸、皮膚接觸等途徑，泳客會暴露吸收三鹵甲烷，而各個暴露途徑的風險貢獻度到底為多少？哪種途徑為游泳過程最主要的暴露途徑？為了能夠評估人體經由這些途徑與三鹵甲烷接觸暴露，需要建立一個可以針對不同途徑進行評估的模式，亦作為後續風險評估的基礎。

五、進行游泳者暴露三鹵甲烷的健康風險評估。

我們已知三鹵甲烷中的氯仿及二氯一溴甲烷已被國際癌症研究署歸類為疑似人類致癌物質(2B)，且暴露飲用水中三鹵甲烷之健康風險評估結果顯示，健康風險超過美國環保署建議之可接受風險(10^{-6})，而相關的研究指出，游泳池水中三鹵甲烷濃度比飲用水高，對於從事游泳的族群而言，游泳所造成的健康風險到底多大？是否可以接受？本研究將結合前

述的環境檢測資料及多暴露途徑模式，進行致癌及非致癌風險評估，了解國人因游泳而暴露三鹵甲烷的風險大小，並與美國環保署所建議的可接受之風險 10^{-6} (致癌風險)和 1.0(非致癌風險)比較，以了解國人進行游水活動時所暴露三鹵甲烷之終身致癌風險是否符合可接受之風險。



第二章 文獻回顧

本章將針對游泳池加氯消毒與人體暴露消毒性副產物的健康影響進行綜合性的文獻回顧與探討。共分為六節，第一節為加氯消毒的原理與機制；第二節回顧游泳池中三鹵甲烷生成的影響因子；第三節描敘游泳池加氯消毒與三鹵甲烷的形成與濃度分布；第四節探討游泳者暴露三鹵甲烷的多重暴露途徑；第五節為人體暴露於三鹵甲烷的健康風險評估，整理三鹵甲烷相關的毒理學資料及流行病學調查，定義可接受風險，並回顧三鹵甲烷相關之健康風險評估研究；第六節討論游泳池相關研究的採樣方法。

2-1 加氯消毒的原理與機制

水的消毒方式有非常多的種類如利用臭氧、紫外線、氯氣等，而加氯消毒是使用最廣泛的方法，此法廣泛受到應用的主要原因為下列四點 (Nazir and Khan 2006)：

1. 其對細菌、病毒及原生動物等多種病原體的殺菌成效均佳；
2. 相對於其他的滅菌方而言，加氯消毒法的操作較簡易，且適用於各型大小的處理設施；
3. 在相同的消毒效果下，其成本是相對較低的；
4. 餘氯的消毒持久性佳。

常見的加氯形式是以氯氣(Cl₂)、次氯酸鈉(NaOCl)或次氯酸鈣(CaOCl)消毒藥劑，以氯氣說明加氯處理後之化學反應，將 Cl₂ 加入水中，其主要的反應如下：



所形成的次氯酸(HOCl)是最初的消毒劑，其解離情形依 pH 值而定，在微酸性的環境下(pH<7.5)主要是以 HOCl 的形式存在，pH 高時則次氯酸根(OCl⁻)的產生量較多：



HOCl 及 OCl⁻稱為自由有效氯(free available chlorine)。

在一般水處理的 pH 值(6~7)下，HOCl 為最主要的消毒物種，是破壞細菌生理反應的重要化合物(Kim et al. 2002)。對於細菌而言，加氯消毒可移除孢子外膜蛋白質，使其通透性增加，而 dipicolinic acid、Ca²⁺、RNA 及 DNA 等流失，致使細菌被殺滅(余，2000)。

2-2 消毒副產物的種類

加氯消毒的過程中，氯離子與水中的有機物質反應產生消毒副產物，消毒副產物主要為鹵化有機物。消毒副產物包括下列 9 大類(Vahala, 1999)：

1. 三鹵甲烷(THMs)；
2. 鹵化乙酸(HAAs)；
3. HANs；
4. 鹵化酮類(HKs)；
5. 氯酚類(Chlorophenols)；
6. 氯氰類(Cyanogen chloride)；
7. MS；
8. 氯化醛類(Chloral hydrate)；
9. Halopicrin。

根據 Shin 等(1999)針對韓國飲用水質的調查結果顯示，在消毒副產物中，三鹵甲烷佔 60%、鹵化乙酸佔 20%、HANs 佔 12%、鹵化酮類佔 5%、氯酚類佔 3%。其中三鹵甲烷為揮發性消毒副產物代表物種，而非揮發性消毒副產物則為鹵乙酸較為重要。

陳緯豪(2006)針對高雄地區的游泳池採樣分析水中三鹵甲烷和鹵化乙酸，分析結果顯示水中總三鹵甲烷濃度範圍為 5.84-58.93 $\mu\text{g/L}$ ，鹵化乙酸

為 35.18-95.47 $\mu\text{g/L}$ 。利用檢測的濃度值及相關暴露參數推估高雄地區游泳池泳客暴露消毒副產物的健康風險，結果顯示，暴露三鹵甲烷的健康風險為 3.92×10^{-5} - 5.35×10^{-4} ，暴露鹵化乙酸僅求二氯乙酸之風險，健康風險介於 2.40×10^{-8} - 5.14×10^{-8} 。

由於三鹵甲烷為最主要的消毒副產物，且三鹵甲烷造成的健康風險較鹵化乙酸高，所以本研究針對游泳池中三鹵甲烷暴露進行評估。



2-3 游泳池中 THMs 生成的影響因子

影響三鹵甲烷生成的因素包括有機物質的濃度、餘氯量、溫度、溴離子濃度、反應時間、游泳人數等(Judd and Black, 2000; Kim et al., 2002; Singer, 1999)。

2-3-1 有機物質

游泳池水中的有機性物質，除水源中原有的腐植酸，最主要的來源為游泳者使用的防晒乳，汗水、尿液、唾液及毛髮(Judd and Black, 2000)。Singer(1999)萃取不同水源中的腐植酸，在 pH=7, 20 °C, 加氯量 20 mg/L 的條件下，經三天的反應後，發現三鹵甲烷及其他消毒副產物的生成與 TOC 及 Cl₂ 的消耗有關。另外，相關的研究發現 TOC 的消耗速率約等於三鹵甲烷的生成速率(Molit et al., 2000)。

2-3-2 餘氯量

氯加入水中之後，會解離成 HOCl 與 OCl⁻ 並與有機物反應產生三鹵甲烷，所以若水中的有機物質充足，三鹵甲烷的生成量將隨加氯劑量增加而增加(Batterman et al., 2000)。相關的研究亦指出 HOCl 的消耗與三鹵甲烷的生成具相關(White et al., 1992)。

2-3-3 溫度

理論上，溫度的升高，化學物質的反應速率就愈快，所以在相同的加氯量下，高溫會比低溫時產生更多的三鹵甲烷。Knocke(1986)的實驗發現 2 °C 三鹵甲烷生成的量約為 22 °C 時的 60~70%，証實溫度確實會影響三鹵甲烷的生成速率；土耳其學者分析伊斯坦堡淨水廠資料，發現溫度與三鹵甲烷生成呈現良好的正相關($\gamma = 0.921$)(Uyak et al., 2006)

2-3-4 溴離子濃度

當次氯酸或氯加入含有溴離子水中時，次溴酸 HOBr 會快速生成：



次溴酸為一種親電子試劑，且反應速率比次氯酸快，因此溴酸較次氯酸更易於形成含溴三鹵甲烷(鄧，2003)。消毒副產物的物種分佈是由水中氯離子對溴離子濃度之比例(Br^-/Cl^-)及溴離子對 TOC 濃度(Br^-/TOC)之比例決定，當(Br^-/Cl^-)或(Br^-/TOC)增加時，消毒副產物物種會有利於含溴物種之生成(Singer, 1999; 鄧, 2003)。此外，溴離子進行取代作用生成含溴之三鹵甲烷的速度是氯的 25 倍，所以當溴離子與氯離子同時存在水體中時，含溴物種的生成會比較快(Ichihashi et al., 1999)。

2-3-5 反應時間

Kim(2002)以游泳池模型進行實驗，分別在地下水及地表水加入人體

的有機物(頭髮、尿、皮膚、唾液)，反應 24 及 72 小時，生成的三鹵甲烷利用配對 t 檢定進行統計分析，發現不論地下水或地表水，反應 72 小時所生成的三鹵甲烷皆明顯比反應 24 小時多，証實反應時間會影響消毒副產物的生成。Batterman(2000)等進行之相關研究亦發現反應時間與消毒副產物形成濃度呈正相關的趨勢。

2-3-6 游泳人數

游泳者持續帶入汗、尿液、毛髮、乳液、皮膚角質等有機物質，提供加氯消毒後產生消毒副產物的前趨物質，特別是汗與皮膚角質容易與自由餘氯產生氯仿(Kim et al., 2002)，而游泳者活動所造成的擾動及紊流會增加水體的表面積，促使三鹵烷由水中揮發至空氣中(Aggazzotti et al., 1990)，故游泳的人數會影響游泳池三鹵甲烷的濃度。

2-4 游泳池加氯消毒與三鹵甲烷的形成與濃度分布

由於游泳池中的水是長時間不斷的循環，隨著游泳者進入水中有機物質及微生物亦隨之增加，所以泳池的水需要不斷的消毒降低傳染病及感染的風險(Erdinger et al. 2004; Fantuzzi et al. 2001)。而游泳池的消毒方式與一般飲用水的處理方法類似，加氯消毒是使用最廣泛的方法(Fantuzzi et al., 2001; Judd and Black, 2000)。

表 2-1 整理相關研究所分析之飲用水及游泳池中三鹵甲烷的濃度(單位： $\mu\text{g/L}$)，從表中可以明顯看出，絕大多數國外的游泳池所分析而得之氯仿的濃度資料，相對的高於國內自來水氯仿的濃度。例如，Hsu 等人研究國內北中南等三處的自來水廠之氯仿的濃度分別為 14.2、14.4 與 27.6 $\mu\text{g/L}$ ；而游泳池水中氯仿的濃度範圍為 4.97~172.3 $\mu\text{g/L}$ (Aggazzotti et al., 1990; 1993; 1995; 1998; Cammann et al., 1995; Caro et al., 2007; Fantuzzi et al., 2001; Lindstrom et al., 1997; 陳緯豪，2006)，與國內自來水中的三氯甲烷比較，高出 2.9~29.2 倍之多。國內游泳池的氯仿濃度是否亦是具有同樣的趨勢，具有高於飲用水中氯仿濃度的現象呢？非常值得進行研究與分析，以建立國人游泳暴露的相關資訊。

表 2-1 國外游泳池中三鹵甲烷的濃度與國內自來水中三鹵甲烷的比較

($\mu\text{g/L}$)

水源	chloroform	BDCM	DBCM	bromoform	參考文獻
游泳池	4.97-13.79	-	-	-	Aggazzotti et al., 1990
游泳池	5.57-27.55	-	-	-	Aggazzotti et al., 1993
游泳池	19.5-114.5	-	-	-	Aggazzotti et al., 1995
游泳池	33.70	2.30	0.80	0.10	Aggazzotti et al., 1998
游泳池	9.56-23.60	1.18-4.16	0.03-4.61	0.08-1.58	Cammann et al., 1995
游泳池	78.2-172.3	2.0-2.4	-	-	Caro et al., 2007
游泳池	33.20	4.20	1.90	0.40	Fantuzzi et al., 2001
游泳池	68.00-73.00	-	-	-	Lindstrom et al., 1997
游泳池	2.97-55.64	0.87-16.97	0.01-6.52	ND	陳緯豪, 2006
自來水(台北)	17.55	-	-	-	Kuo et al., 1997
自來水(台中)	18.83	-	-	-	Kuo et al., 1997
自來水(高雄)	60.19	-	-	-	Kuo et al., 1997
自來水(北台灣)	14.2	5.1	4.2	0.2	Hsu et al., 2001
自來水(中台灣)	14.4	3.2	0.63	0.08	Hsu et al., 2001
自來水(南台灣)	27.6	6.3	3.9	0.7	Hsu et al., 2001
自來水(台北)	5.9	4.3	2.8	1.9	Wang et al., 2007
自來水(台中)	13.6	3.7	2	1.4	Wang et al., 2007
自來水(高雄)	23.9	10.1	7.4	5.2	Wang et al., 2007
自來水(金門)	15.5	15.4	16.5	20.1	Wang et al., 2007

2-5 游泳者暴露三鹵甲烷的多重暴露途徑

從游泳者的活動模式觀察，游泳者乃全身浸泡在游泳池中，其與三鹵甲烷之接觸暴露的模式，除了游泳換氣過程中不經意的誤食入游泳池的水外，幾乎全身的皮膚會與游泳池的水產生接觸，而三鹵甲烷乃揮發性的有機物質，因此呼吸作用亦可能將三鹵甲烷吸入體內。根據世界衛生組織的休閒遊憩用水安全指引之第二卷—游泳池與相關用水環境報告指出，在游泳池游泳的過程中，可以歸納出三個主要的暴露途徑使得人體接觸到池水中的化學物質(WHO, 2006)：

1. 從口中攝入；
2. 透過呼吸的方式吸入揮發性的物質或微粒；
3. 經由皮膚接觸後透過吸收作用吸入。

許多研究利用生物偵測的方式去鑑別游泳的暴露途徑(Aggazzotti et al., 1990, 1993, 1995, 1998; Cammann et al., 1995; Levesque et al., 1994; Lindstrom et al., 1997)，常用的生物檢體包括血液、呼出氣體及尿液，結果顯示呼吸、皮膚接觸、攝食為主要的暴露途徑。

Caro 等(2007)以西班牙 Rabanales 大學裡的室內溫水游泳池的工作人員及泳客為研究對象，採取參加者暴露前及暴露 0、15、30、60、120、180 分鐘之後的尿液，分析尿中三鹵甲烷，結果顯示尿液中僅能偵測到氯仿及二氯一溴甲烷，且發現游泳一小時的吸收量比工作人員在池邊工作四

小時高，原因是工作人員只有呼吸暴露，而游泳主要是大面積的皮膚接觸、呼吸水面的空氣及意外攝食，所以該研究認為游泳者所暴露的途徑較多，故吸收量會較高。

Lindstrom 等 (1997) 採集大學游泳選手在例行訓練過程中第 2、4、6、8、10、15、20、30、45、60、90、120 分鐘的呼氣樣本，並採集第 2、60、120 分鐘時的空氣樣本，分析後發現訓練開始 2 分鐘呼氣中氯仿的濃度為 $71.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，8 分鐘時為 $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (已超過第 120 分鐘時空氣中的濃度 $148 \mu\text{g}/\text{m}^3$)，至訓練 90 分鐘呼氣中的氯仿濃度快速增加 ($371 \mu\text{g}/\text{m}^3$)，比空氣中濃度高兩倍多，故作者認為氯仿可由皮膚途徑快速被吸收，推斷游泳者血液中 80% 之 THMs 係經由皮膚吸入，重要性更甚於呼吸吸入。

Erdinger 等 (2004) 於德國海得堡附近的一座游泳池進行研究，將游泳者及游泳池員工分成三組，"W/O" 未配戴呼吸瓶的游泳者，所以暴露途徑包含皮膚接觸及呼吸；"W" 配戴呼吸瓶的游泳者，暴露途徑僅有皮膚接觸；"P" 沒有游泳只在池邊行走，暴露途徑僅有呼吸，經過一個小時的游泳及活動，受測者血液中氯仿的濃度： $W/O (1.02 \mu\text{g}/\text{L}) > P (0.24 \mu\text{g}/\text{L}) > W (0.03 \mu\text{g}/\text{L})$ ，結果顯示呼吸為三鹵甲烷最主要的暴露途徑。Weisel 等利用呼出氣體評估游泳者的暴露，結果指出呼吸是游泳過程中比皮膚接觸更重要的暴露途徑 (Weisel et al., 1994)，根據 Fantuzzi 等 (2001) 測定以氯氣消毒之游泳池池水，總三鹵甲烷濃度為 $17.8-70.8 \mu\text{g}/\text{L}$ ，而空氣中的總三

鹵甲烷濃度亦高達 $25.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，亦指出呼吸為一不可忽略的途徑。

由上述相關研究的結果發現，三鹵甲烷經由呼吸道及皮膚進入人體，是極為重要的暴露途徑，而在過去針對飲用水中三鹵甲烷的暴露研究，針對飲用水中只考慮每日飲水 2 公升、攝食單一途徑，如此一來，生活環境中的暴露可能會被低估，且游泳活動的暴露很明顯是透過呼吸、皮膚接觸、及攝食(誤食)等多暴露途徑，故游泳者的暴露評估應同時考慮此三種暴露途徑。



2-6 人體暴露於三鹵甲烷的健康風險評估

2-6-1 毒理學資料及相關的流行病學調查

氯仿(CHCl_3 , Chloroform)在國際癌症研究署(International Agency for Research on Cancer, IARC)及美國環保署(U.S. Environmental Protection Agency, USEPA)的癌症分類分別為 2B 與 B2，雖然有充分的動物實驗，但由於流行病學研究不足，所以分類等級為可能人類致癌物。在高劑量的動物實驗中發現在老鼠會產生肝腫瘤、兔子和老鼠產生腎腫瘤，因為氯仿在這些器官中會產生基因毒性和細胞增生的現象(U.S.EPA, 1994, 1998c)。目前現有的流行病學資料只呈現飲用水氯仿的暴露和膀胱癌與大腸、直腸癌為弱相關(McGeehin et al., 1993; Morris et al. 1992)，這些已有的流行病學調查資料中以膀胱癌的相關性最高，美國環保署計算出族群可歸因百分比(population attributable risk)為 2-17%，表示膀胱癌有 2-17% 可歸因於暴露加氯消毒的飲用水(U.S.EPA, 1998c)。

一溴二氯甲烷(CHCl_2Br , bromodichloromethane, BDCM) 在 IARC 及 U.S.EPA 的癌症分類分別為 2B 與 B2，為可能人類致癌物，在動物實驗中發現在兔子和雄鼠身上可產生腎及大腸腫瘤，另外在雌鼠則可發現肝腫瘤(NTP, 1987)。目前尚無單獨研究一溴二氯甲烷的流行病學調查，但在其他加氯消毒副產物的相關研究指出，人類用水的暴露和膀胱癌、大腸直腸癌呈現正相關(Cantor et al., 1987)。

二溴一氯甲烷(CHClBr_2 , Dibromochloromethane, DBCM)在 U.S.EPA 的癌症分類為 C，由於不充分的流行病學資料和有限的動物實驗資料，分類為也許人類致癌物。在高劑量的動物實驗中，發現雌鼠有明顯的肝腫瘤和肝癌的發生(NTP, 1985)。而流行病學資料的結果與一溴二氯甲烷一樣。

溴仿(CHBr_3 , Bromoform) 在 IARC 及 U.S.EPA 的癌症分類分別為 3 與 B2，動物實驗顯示，會造成兔子產生大腸直腸癌(NTP, 1998)也在老鼠肺部發現腫瘤(Theiss et al., 1997)。在一些地區性的流行病學調查發現三鹵甲烷中的溴仿和膀胱癌、大腸直腸癌和胰臟癌呈正相關(Cotruvo, 1981; Crump, 1983)。

氯仿及溴仿為麻痺氣體，非致癌的不良健康效應包括傷害中樞神經、造成心肺衰竭和肝腎的損害等(物質安全資料表，2000)

表 2-2 三鹵甲烷致癌分類及不良健康效應

		Chloroform	BDCM	DBCM	Bromoform
癌症分類 ^{1,2}	IARC group*	2B	2B	no data	3
	IRIS group [#]	B2	B2	C	B2
致癌效應 ¹	流行病學調查	膀胱癌、大腸直腸癌、腦癌			
	動物實驗	肝腫瘤、腎腫瘤、大腸腫瘤			
非致癌效應 ³	吸入	心肺衰竭 肝腎衰竭	---	---	抑制中樞神經系統 肝損害
	皮膚接觸	心肺衰竭 肝腎衰竭	---	---	抑制中樞神經系統 肝損害
	食入	中樞神經系統 機能減低 肝和腎的損害	---	---	反射機能喪失 呼吸衰竭

¹ IRIS, 2001; 1993; 1992

² IARC, 2006

³ 物質安全資料表, 2000

*IARC 癌症分類

- (1) 類別 1：人類致癌因子；具有充分的流行病學證據。
- (2) 類別 2A：可能人類致癌因子；有限或不足的流行病學證據，加上足夠的動物實驗證據。
- (3) 類別 2B：疑似人類致癌因子；具有有限的流行病學證據及不足的動物實驗證據。
- (4) 類別 3：無法分類；不充分的流行病學證據及不充分的動物實驗證據。
- (5) 類別 4：可能非人類致癌因子；對人類或動物都不會致癌。或不充分的流行病學證據，加上動物實驗顯示無癌症之發生。

#IRIS 癌症分類

- (1) A 類：人類的致癌物質(human carcinogen)；從人類的流行病學研究中，找到足夠的證據證實化學物質與癌症之發生的關聯性。
- (2) B 類：人類可能致癌物質(probable human carcinogen)；從動物的毒性試驗得到充足的證據證實該化學物質會導致受測動物致癌，但人體流行病學研究之資料有限(B1 類)；或完全缺乏人體的相關資料(B2 類)。
- (3) C 類：人類也許致癌物質(possible human carcinogen)：缺乏人體致癌的相關資料，且動物毒性試驗的證據亦有限。
- (4) D 類：無法分類是否致癌(unclassifiable)；無足夠的人體與動物實驗資料，以證明是否對人類產生致癌的效應。
- (5) E 類：非人類致癌物質；至少在兩個完整的動物毒性實驗，且包括兩種類的實驗動物的測試上，均呈現陰性的反應(無癌症)，且流行病學研究亦無發現顯著性之疾病的盛行率。

2-6-2 可接受之風險

世界上並沒有絕對的「零風險」(zero risk)，日常生活中充滿了各式各樣的風險，若要達到「零風險」的理想，社會亦將付出龐大的成本，並由全體民眾共同買單，因此「零風險」的認知早已超出理性範圍。根據科學原理及成本效益原則推演出的「可接受的風險」(acceptable risk)才符合實際(蕭美玲，2006)。

美國食品及藥物管理局(Food and Drug Administration, FDA)是第一個正式將風險運用在法規標準訂定的機關(Graham et al., 1995; Rodricks et al., 1987; 1989)。1973年FDA根據Mantel和Bryan的建議(Mantel and Bryan, 1961)，以 10^{-8} 的終身致癌風險為基準，推估實務上的安全劑量(virtually safe dose)，定訂化學物質殘留於食物中最大可接受濃度。

美國環保署(Environmental Protection Agency, EPA)於1981年始將風險評估運用於勞工幅射線保護規則，設定3/1000的死亡率為可接受風險(Rodricks et a., 1987)。美國環保署在不同法案所設定的可接受風險會有所不同，針對具有致癌性的農藥制定之聯邦殺蟲劑、殺菌劑、殺鼠劑法案(Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act, FIFRA)，以終身致癌風險 10^{-6} 為基本準則，但也有例外的狀況，當考慮成本效益時，為了得到較大的效益，EPA可接受較大的風險(Rodricks et al., 1987)。可接受風險運用在致癌空氣污染物，當族群風險未超過每年一個癌症案例時，是將

可接受風險訂為 10^{-5} (Percival et al., 1996; Rodricks et al., 1989)。另外，在 1990 年之前，未修訂國家災害應變計畫(National Contingency Plan, NCP)，EPA 在決定超級基金污染場址(Superfund sites)的整治目標時，是以一般可以接受的風險 10^{-6} ~ 10^{-4} 為基準，設定整治的目標，在 1990 年修訂之後，NCP 指出以 10^{-6} 為分隔點(point of departure)，必須將污染場址整治至暴露風險小於 10^{-6} 。

本研究針對游泳池以氯為殺菌劑所產生的三鹵甲烷進行風險評估，故可接受風險以 FIFRA 建議之 10^{-6} 為基本準則，檢視健康風險評估的結果。

2-6-3 相關健康風險評估研究

回顧暴露三鹵甲烷的風險評估，大多針對飲用水加氯消毒的水進行評估。Lee 等(2004)根據香港 19 個行政區自來水的三鹵甲烷濃度，分別計算呼吸、皮膚接觸、攝食等不同途徑及四種三鹵甲烷的風險。氯仿、一溴二氯甲烷、二溴一氯甲烷及溴仿的濃度範圍分別為 5.71-75.1 $\mu\text{g/L}$ 、5.04-17.2 $\mu\text{g/L}$ 、0.83-5.56 $\mu\text{g/L}$ 及 ND-0.92 $\mu\text{g/L}$ 。風險評估的結果，攝食是對總風險貢獻最大的暴露途徑，對於致癌風險而言，一溴二氯甲烷的貢獻百分比最高(59%)，其次為氯仿(24%)。此外這 19 個行政區暴露三鹵甲烷的終身致癌風險皆高於美國環保署建議可接受的風險(10^{-6})。土耳其的 Uyak(2006)，其研究的方法與目的和 Lee 等(2004)相同，主要在評估位

於伊斯坦堡境內的 15 個供水區的三鹵甲烷濃度，並根據檢測所得之濃度，利用多暴露途徑模式分析各區域之致癌和非致癌風險，結果顯示致癌風險為 1.1×10^{-4} ，亦超出美國環保署建之可接受風險的範圍。

Kavcar 等(2006)調查 Izmir 地區飲用水中三鹵甲烷及其他揮發性有機物質的濃度，根據各行政區的人口比例分配水樣的樣本數($n=100$)，採樣單位為家戶，水樣的收集為每家戶主要的飲用水來源(自來水、井水、瓶裝水等)，並分析三鹵甲烷及其他揮發性有機物質的濃度，各三鹵甲烷的濃度介於 ND-35 $\mu\text{g/L}$ ，其中氯仿的檢出率為 74%、二氯一溴甲烷及二溴一氯甲烷分別為 46 及 47%。此外利用蒙地卡羅分析(Monte Carlo Simulation)計算族群的機率風險，結果顯示各物質的第 95 百分位的風險皆超出可接受的範圍，為不可接受的風險。Kavcar 等(2006)指出縱使污染物已符合法規標(WHO:100 $\mu\text{g/L}$; USEPA: 80 $\mu\text{g/L}$)，暴露所造成的風險仍超出可接受的範圍，且此研究僅評估攝食單一途徑，若將呼吸及皮膚接觸評估，風險值將更高，必須從法規面改善此問題。

台灣針對飲用水中的三鹵甲烷亦有類似的研究，Hsu 等(2001)則利用台灣環保署監測資料，評估北、中南三地區的終身致癌風險，其研究結果發現總三鹵甲烷濃度在北、中、南三地區分別為 23.8、18.4 及 38.5 $\mu\text{g/L}$ ，氯仿為最主要的三鹵甲烷成份，約占總三鹵甲烷之 90%。考量呼吸及每日飲水 2 公升而進行致癌風險評估，結果亦是南部的風險最高(190×10^{-6})，

每日飲水 2 公升)。葉怡巖等(2004)依據台灣省自來水公司提供全台 12 個分區 137 個處理廠自 1998 年至 2002 年之水質監測數據，利用統計方法計算出各縣市用戶端三鹵甲烷各衍生物的平均濃度。結果顯示，台灣自來水中三鹵甲烷濃度普遍都低於法規標準值 100 $\mu\text{g/L}$ 。北部、中部、南部及外島地區三鹵甲烷濃平均濃度分別為 12.11、9.59、17.28 及 48.39 $\mu\text{g/L}$ ；南部地區佔有較高濃度之氯仿比例，外島地區則是溴仿佔優勢。他們考量每日飲水 2 公升、及洗澡過程經呼吸及皮膚接觸等暴露途徑，估算出來的國人承受的風險，以南部地區最高，平均值介於 $1.14 \times 10^{-4} \sim 4.07 \times 10^{-4}$ 。暴露途徑的評估顯示，以吸入為主要的暴露途徑。整體而言，其評估所得結果，國人所承受的風險約略高於美國環保署所建議 1×10^{-6} 之基準值。作者們建議應將國內自來水中的三鹵甲烷再降至目前濃度 75~95%，將會使整體健康風險降至更安全的範圍。

評估飲水之外其他用水活動的研究，在 1999 年 Jo 等人的研究中選取 6 名試者，採集其洗澡前與洗澡後的呼出氣體，同時採集洗澡的水，分別分析氯仿的濃度，進行皮膚接觸及呼吸等暴露途徑的風險評估並與每人飲水 0.15 升及 2 升的風險比較，結果顯示平均水中氯仿的濃度為 24.5 $\mu\text{g/L}$ ，且發現呼出氣體中氯仿的濃度與水中氯仿的濃度具有良好的相關 ($R^2=0.85$)。而洗澡 10 分鐘經由呼吸及皮膚接觸的風險分別為 62×10^{-6} 與 60×10^{-6} 總合為 122×10^{-6} ，是每日飲水 0.15 升(13×10^{-6})及 2 升(180×10^{-6})的

9.4 倍和 0.67 倍。而在台灣最早針對人體暴露於三鹵甲烷的環境中進行健康風險評估研究者為國內的學者 Kuo 等人(Kuo et al., 1998)。他們在台灣北部(台北)、中部(台中)、南部(高雄)三區分別在 26 個地點，採集了 137 個自來水的水樣，然後利用美國環保署所公告的分析方法(US EPA Method 524)，分析其中的 VOCs 濃度。結果顯示，高雄的水樣具有最高的氯仿濃度(60.19 $\mu\text{g/L}$)，台北次之(18.83 $\mu\text{g/L}$)，台中的自來水中氯仿濃度最低(17.55 $\mu\text{g/L}$)。然後，他們利用雙膜理論，估算淋浴過程中，皮膚吸收和呼吸所貢獻的氯仿暴露量。結果顯示，在 10 分鐘的淋浴狀態下，誤食、呼吸和皮膚吸收對於暴露量的貢獻比例分別為 30%、43%和 27%。不過，如果淋浴時間增加至 20 分鐘，則三者的比例將會變成 12%、67%、和 21%。而台北、台中和高雄淋浴過程暴露於氯仿的致癌風險則分別為 1.33×10^{-5} 、 1.15×10^{-5} 和 6.48×10^{-5} 。暴露三鹵甲烷相關之風險評估的結果整理於表 2-3。

由上述的研究中發現，暴露飲用水中三鹵甲烷包括飲水、洗澡等活動的健康風險已超過美國環保署建議可接受風險(10^{-6})。有關游泳過程暴露三鹵甲烷的風險評估，文獻上並未發現有人進行過。但是，游泳池的暴露濃度明顯高於飲用水，且游泳的暴露是全身浸泡在水環境中，同時透過呼吸及攝入等多途徑的暴露，合理的推測，如果長期從事游泳運動，其所導致的健康風險應該會較飲用水的暴露程度高，因此我們認為

非常必要實際進行評估，加以釐清。

表 2-3 暴露三鹵甲烷之健康風險評估($\times 10^{-6}$)

國家/城市	樣本來源	CHCl ₃	CHCl ₂ Br	CHClBr ₂	CHBr ₃	TTHM	參考文獻	備註
土耳其/伊斯坦堡	飲用水	-	-	-	-	113.0	Uyak, 2006	男性
土耳其/伊斯坦堡	飲用水	-	-	-	-	118.0	Uyak, 2006	女性
香港	飲用水	-	-	-	-	97.6	Lee et al., 2004	男性
香港	飲用水	-	-	-	-	96.0	Lee et al., 2004	女性
韓國/首爾	飲用水	19.2	28.0	9.0	0.4	-	Chung et al., 1997	
土耳其/Izmir	飲用水	-	7.41	6.81	0.15	-	Kavcar et al., 2006	
台灣/台北	飲用水	6.4	-	-	-	-	Kuo et al., 1998	洗澡 10 分鐘
台灣/台中	飲用水	5.0	-	-	-	-	Kuo et al., 1998	洗澡 10 分鐘
台灣/高雄	飲用水	17.6	-	-	-	-	Kuo et al., 1998	洗澡 10 分鐘
台灣/台北	飲用水	11.5	-	-	-	-	Kuo et al., 1998	洗澡 20 分鐘
台灣/台中	飲用水	13.3	-	-	-	-	Kuo et al., 1998	洗澡 20 分鐘
台灣/高雄	飲用水	64.8	-	-	-	-	Kuo et al., 1998	洗澡 20 分鐘
台灣/台北	飲用水	-	-	-	-	20.0	Wang et al., 2007	
台灣/台中	飲用水	-	-	-	-	26.5	Wang et al., 2007	
台灣/高雄	飲用水	-	-	-	-	63.6	Wang et al., 2007	
台灣/金門	飲用水	-	-	-	-	78.3	Wang et al., 2007	

2-7 游泳池相關研究的採樣方法

游泳池擁有相當大的體積，比賽用的標準游泳池長 50 公尺、寬 25 公尺、深 1.8 公尺，常見較小的游泳池亦有 25 公尺長的水道，如此大的體積，水中三鹵甲烷是否為均質？或是在游泳池不同的區域三鹵甲烷的濃度會有差異？

Aggazzotti 和 Fantuzzi 等(1990, 1993, 1995, 1998, 2001)在義大利進行一系列游泳池暴露三鹵甲烷的相關研究，除了針對泳客採集呼氣、血液等檢體進行生物偵測外，同時採集游泳池水或空氣分析三鹵甲烷濃度，探討生物檢體中三鹵甲烷濃度與水中或空氣中三鹵甲烷濃度的關係，以了解游泳活動暴露三鹵甲烷的情況。這些研究採集水樣時，是在游泳池不同的三個點各採一個樣品，以三個樣品的分析結果代表游泳池水中三鹵甲烷的濃度，但游泳池體積這麼大，不同採樣點之間三鹵甲烷的濃度是否有具有差異，以及造成差異的原因，在這些研究中並未有充分的探討及評估。

Caro 等(2007) 採集游泳池員工及泳客的尿液，利用動力學推估游泳者暴露三鹵甲烷後最大吸收的劑量及三鹵甲烷進入人體後的半衰期，同時採集水樣，分析水中三鹵甲烷濃度，建立尿中三鹵甲烷與水中三鹵甲烷的相關。此實驗中水樣的採集是在游泳池九個不同點，分別於水面下 0.25、1、1.75 公尺深各取一個水樣，總共採集 27 個樣品進行分析，可惜

此研究並未針對不同採樣點或不同深度濃度的差異進行探討。

相關的研究並未討論三鹵甲烷在游泳池空間上的變異，也未考量時間經過游泳池中三鹵甲烷可能揮發或再反應生成等時間上的變異，本研究認為需要了解游泳池水中三鹵甲烷於空間與時間上的變異。



第三章 研究方法

根據研究動機與研究目的，藉由文獻回顧，歸納出本研究欲討論的研究問題及研究方法。本研究的重點即是在建立國內游泳池的消毒副產物的濃度分佈概況資料，以作為國人游泳暴露於三鹵甲烷健康風險評估的基礎。以室內游泳池為研究對象，檢測游泳池水中及空氣中三鹵甲烷的濃度，同時根據文獻中游泳者的暴露參數資料，綜合上述資料進行游泳者暴露三鹵甲烷之暴露評估及風險特性化分析。

3-1 研究問題

1. 游泳池的水通常為循環使用，導致加氯消毒後產生的三鹵甲烷累積於游泳池水中，此為自來水不可能發生的現象，文獻回顧過程發現游泳池中三鹵甲烷濃度通常比飲用水高。故本研究採集游泳池水樣分析三鹵甲烷濃度，以驗證游泳池水中三鹵甲烷濃度是否確實比飲用水中高？
2. 在游泳池不同位置、不同時間重複採集樣品，了解游泳池中的三鹵甲烷是否為均質？
3. 根據檢測之水中三鹵甲烷濃度，以暴露評估模式推估各暴露途徑(攝食、呼吸、皮膚接觸)之暴露劑量，了解游泳過程中最主要的暴露途徑為何？

4. 了解水溫、餘氯量、游泳人數、總有機碳濃度對水中三鹵甲烷濃度之影響性及相關性。
5. 利用檢測之水中三鹵甲烷濃度及模式推估之空氣中濃度，結合相關之暴露參數，進行健康風險評估，了解國人游泳暴露三鹵甲烷之健康風險有多少？



3-2 研究內容及執行架構

根據研究目的，本研究的工作內容如下，研究架構如圖 3-1：

- (1) 文獻蒐集；
- (2) 採集游泳池的水樣，並分析其三鹵甲烷的濃度；
- (3) 記錄游泳池中游泳人數、水溫、室溫、餘氯量等環境參數；
- (4) 利用統計方法檢定三鹵甲烷度與環境參數間的相關性；
- (5) 建立空氣中三鹵甲烷濃度推估模式；
- (6) 建立游泳暴露劑量之評估模型；
- (7) 進行國人游泳過程暴露三鹵甲烷之致癌風評估；
- (8) 進行國人游泳過程暴露三鹵甲烷之非致癌風險評估；
- (9) 進行參數不確定性分析。

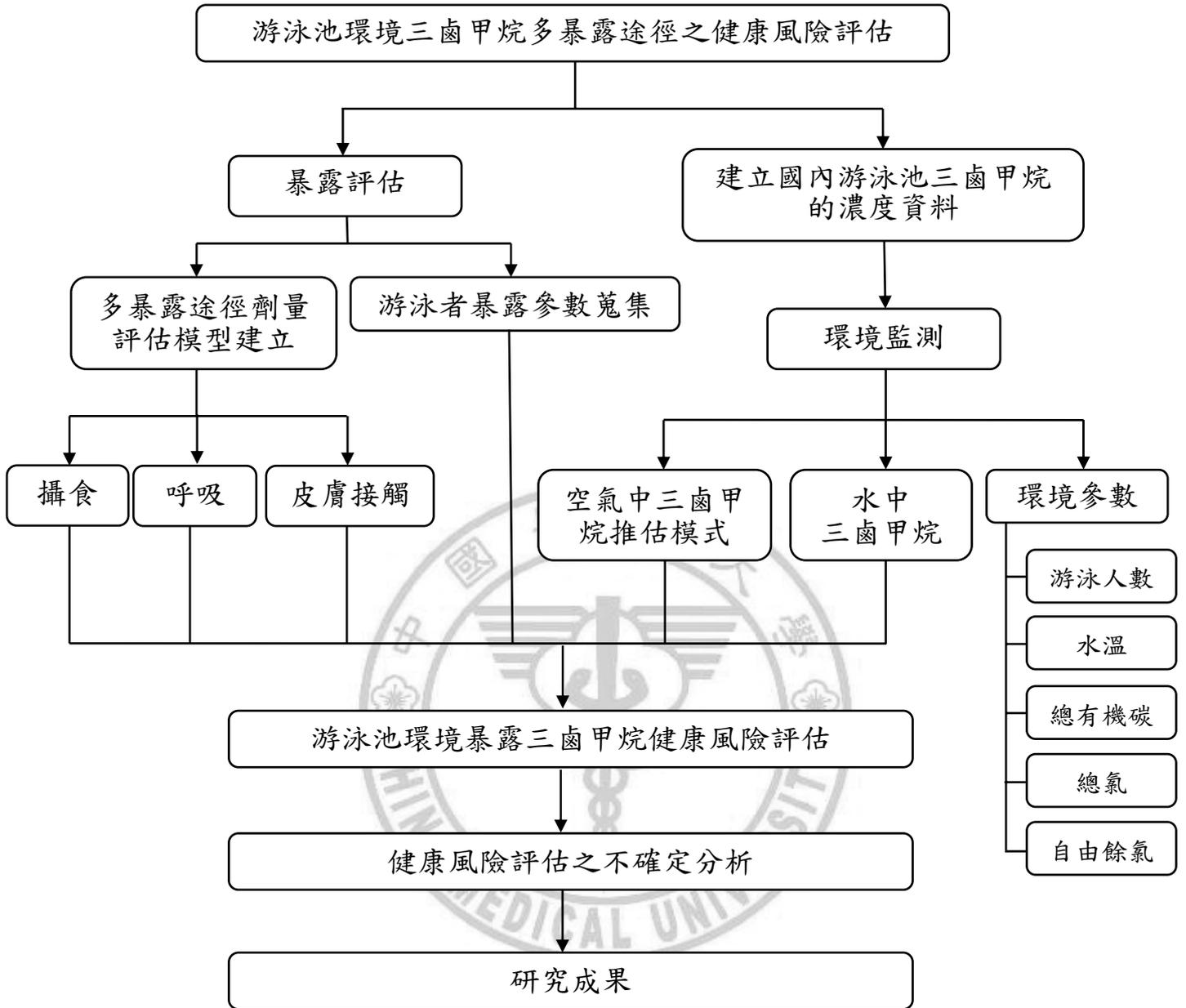


圖 3-1 研究架構圖

3-3 研究對象

由文獻回顧中了解溫度會影響三鹵甲烷的生成，溫度愈高三鹵甲烷愈易生成，故推測溫水游泳池中具有較高之三鹵甲烷濃度，此外游泳池的型式分為室內與室外，室外為完全開放的空間，所以環境中的三鹵甲烷容易揮發消散至大氣中，而室內游泳池則為密閉或半密閉的空間，三鹵甲烷易留存在游泳池環境中，故合理假設室內溫水游泳池中會有較高之三鹵甲烷濃度，泳客的暴露量比室外游泳池或冷水泳池高。因此本研究認定以室內溫水游泳池為研究的對象，我們在 2007 年 11 月至 2008 年 4 月於國內的五座室內游泳池，進行共七次的採樣工作。



3-4 游泳池水中與空氣中三鹵甲烷採樣與實驗分析

對於游泳池水中三鹵甲烷的採樣與分析方法，本研究進行的方式為：

3-4-1 水樣採樣

觀察游泳者的活動，游泳時水面下 20 公分為游泳者接觸水體的主要區域，並參考 Fantuzzi(2001)的採樣方式在水面下 20 公分處採取水樣採。採樣點是在游泳池的對角線兩端及游泳池中心點三個位置，於每個採樣點各採集三個樣品。採樣時間為游泳池營業前與傍晚，分別代表游泳池休息一晚之後的背景值及游泳池中游泳人數較多的情況。採樣的樣本數、採樣點、採樣時間及游泳池尺寸如表 3-1 所示，本研究採樣的游泳池有 25 公尺、30 公尺及 50 公尺長不同的尺寸，其中 25 公尺及 50 公尺是一般學校、比賽用或民營游泳池常見的尺寸。

表 3-1 游泳池的樣本數、採樣點、採樣時間及游泳池尺寸表

游泳池	體積(m ³)	採樣時間	樣本數	採樣點(水面下 20 cm)
A	20×20×1.2	06:00	9	
		08:00	9	
B	30×20×1.4	06:00	9	
		08:30	9	
C	25×20×1.4	05:50	9	
		08:35	9	
D1	50×21.8×1.35	07:00	3	
		09:00	4	
		17:10	4	
		18:45	4	
		16:35	12	
D2	50×21.8×1.35	19:00	12	
		07:45	4	
E1	50×25×1.5	17:05	9	
		18:35	9	
E2	50×25×1.5	16:40	9	
		17:45	9	
5 座， 7 次採樣		17	133	

註：體積=長×寬×高

本研究採樣及實驗分析方法參考環保署公告「水中揮發性有機化合物
檢測方法-吹氣捕捉/氣相層析質譜儀法」(NIEA W785.54B)。

採樣前預先在含鐵氟龍墊片的棕色採樣瓶中加入 25mg 抗壞血酸，避
免水中餘氯繼續反應生成三鹵甲烷。採樣時須採樣瓶內水樣略溢流，但
需注意避免瓶內產生氣泡或將抗壞血酸沖出，另外每 40ml 樣品需添加 2
滴 3M 硫酸，使 pH 值小於 2。之後將有孔蓋旋緊，並將採樣瓶倒置檢查
瓶內是否有氣泡殘留。採樣完成後，樣品運送過程及實驗室保存皆需避
光、冰存於 4°C，於 14 天內分析完畢。

3-4-1-1 實驗分析

1. 實驗藥品

- (1) 溶劑：甲醇，試藥級。
- (2) 標準品：三鹵甲烷(含氯仿、一溴二氯甲烷、二溴一氯甲烷、溴仿，
Trihalomethanes Calibration Mix 2000 µg/ml in methanol)。
- (3) 內標準品：Fluorobenzene(2500 µg/ml in methanol)
- (4) 擬似標準品：4-Bromofluorobenzene(2000 µg/ml in methanol)
1,2-Dichlorobenzene-d4(2500 µg/ml in methanol)
- (5) 抗壞血酸，顆粒狀，試藥級
- (6) 濃硫酸

(7) 氮氣：純度 99.99%

(8) 氮氣：純度 99.99%

2. 實驗設備

(1) 吹氣捕捉設備：SOLATek72 (with Velocity XPT Concentrator)

表 3-1 吹氣捕捉設備之分析條件

參數	設定值
Purge ready temp.	40°C
Purge time	11.00min
Purge flow	35ml/min(N ₂)
Desorb time	4.00min
Desorb temp.	270°C
Bake time	10.00min
Bake temp.	180°C

(2) 氣相層析儀：Agilent 6890N

表 3-2 氣相層析儀分析條件

參數	設定值
Column:DB-624	
Length	60 m
Inner diameter	0.32 mm
Film thickness	0.25 μm
Carrier gas flow	He, 1.5 ml/min
Temperature program	
初溫	40 $^{\circ}\text{C}$
初溫保持時間	2 min
升溫速率	20 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$
末溫	220 $^{\circ}\text{C}$
末溫保持時間	4 min



(3) 質譜儀：Agilent 5973 Network

Scan mode: range from 35 to 300 aum

離子源溫度：230 °C

表 3-3 三鹵甲烷之特徵離子與定量離子

化學物質	特徵離子(m/z)	定量離子	備註
Chloroform	83.00	85.00	
Bromodichloromethane(BDCM)	83.00	128.00	
Dibromochloromethane(DBCM)	128.90	126.90	
Bromoform	172.80	170.80	
Fluorbenzene	96.00	77.00	內標準品
4-Brmofluorobenzene	95.00	173.90	擬似標準品
1,2-Dichlorobenzene-d4	152.00	115.1	擬似標準品

3-4-2 總有機碳

採用環保署公告「水中總有機碳檢測方法-過氧焦硫酸鹽加熱氧化/紅外線測定法」(NIEA W532.51C)進行分析。採樣位置與水樣相同，為游泳池對角線兩點及中心三點，樣品採集並保存於 250 ml 附鐵氟龍內襯瓶蓋的棕色玻璃瓶，加入硫酸以保持樣品的穩定。樣品採集完成後需 4°C 冰存、避光且減少空氣的接觸，然後送至實驗室，進行分析。

3-4-3 相關參數的收集

為了瞭解游泳池中三鹵甲烷的濃度與其他因素間的關係，本研究收集其他的參數：游泳池游泳的人數、餘氯濃度、水溫。游泳人數是以一小時為單位時間，計數單位時間內游泳池中的游泳人次，以釐清游泳池中泳客的人數，對游泳池中三鹵甲烷的影響。餘氯濃度是利用手提式餘氯偵測器(HACH pocket colorimeter II)，分別量測總氯濃度及自由餘氯濃度。



3-5 研究假設及統計分析

根據研究目的與相關文獻之探討後，針對各研究變項提出本研究之虛無假設及對應之分析方法：

虛無假設	統計檢定方法	目的
H ₀ ：游泳池中不同位置水中三鹵甲烷濃度無顯著差異。	變異數分析 (ANOVA)	分析游泳池中不同採樣點間水中三鹵甲烷的濃度，以了解三鹵甲烷濃度在游泳池空間上的差異
H ₀ ：游泳池水中三鹵甲烷濃度不會隨時間改變而有差異。	t 檢定	分析每一次採樣兩個時段三鹵甲烷的濃度，以了解水中三鹵甲烷濃度在時間上的差異
H _{0a} ：游泳池水中三鹵甲烷濃度與水溫無顯著相關。 H _{0b} ：游泳池水中三鹵甲烷濃度與自由餘氯濃度無顯著相關。 H _{0c} ：游泳池水中三鹵甲烷濃度與總有機碳濃度無顯著相關。 H _{0d} ：游泳池水中三鹵甲烷濃度與游泳人數無顯著相關。	Pearson 相關、迴歸	分析三鹵甲烷濃度與其他環境因子間的相關性，以利於了解環境因子對三鹵甲烷濃度分佈的影響
----	卡方檢定	檢定水中及空氣中三鹵甲烷濃度最適分佈，提供後續健康風險評估不確定性分析之用

3-6 游泳池三鹵甲烷多暴露途徑之健康風險評估

3-6-1 暴露評估

參考世界衛生組織的休閒遊憩用水安全指引之第二卷－游泳池與相關用水環境報告，游泳的過程，游泳者會透過三種不同的途徑與三鹵甲烷產生接觸暴露(WHO, 2006)：

- 從口中攝入；
- 透過呼吸的方式吸入揮發性的物質或微粒；
- 經由皮膚接觸後透過吸收作用吸入。

因此，評估游泳者透過此三個途徑與三鹵甲烷產生接觸暴露進入人體的劑量，可經由下最的模式評估，計算各途徑的暴露劑量。

(1) 攝入劑量(CDI_{oral})

游泳時換氣的過程會不經意的誤食游泳池的水，此為造成攝入暴露主要的原因。

$$CDI_{oral} = \frac{C_w \times IR_{ing} \times ED \times EF \times ET}{BW \times AT} \quad (1)$$

其中

C_w = 水中 THMs 的濃度，(μg/L)；

IR_{ing} = 攝入速率，(ml/hr)；

ED = 暴露期間，(years)；

ET = 暴露時間，(hr/day)；

EF = 暴露頻率，(day/week)；

BW = 體重，(kg)；

AT = 平均餘命，70 years×365 day/year = 25500 days。

(2) 皮膚吸收劑量(CDI_{dermal})

$$CDI_{dermal} = \frac{C_w \times SA \times K_p \times ED \times EF \times ET}{BW \times AT} \quad (2)$$

其中

SA = 皮膚暴露表面積，(m²)；

K_p = 化合物的滲透係數，(m/hr)。

於此模式中，假設經由皮膚暴露的吸收率為 100%，化合物的滲透係數，參考美國環保署的游泳者暴露評估模式(2003)，整理如下表 3-4。

表 3-4 三鹵甲烷的滲透係數(K_p)

化學物質	K_p (m/hr)
CHCl_3	1.40×10^{-3}
CHBrCl_2	6.00×10^{-3}
CHBr_2Cl	3.00×10^{-3}
CHBr_3	1.00×10^{-3}

(3) 呼吸吸收劑量($CDI_{inhalation}$)

$$CDI_{inhalation} = \frac{C_{air} \times IR_{inh} \times ED \times EF \times ET}{BW \times AT} \quad (3)$$

其中

C_{air} = 游泳池空氣中三鹵甲烷的濃度，($\mu\text{g}/\text{m}^3$)；

IR_{inh} = 呼吸速率，(m^3/hr)。

游泳池空氣中三鹵甲烷的濃度推估，本研究參考 Little 與 Chiu(1998) 推導揮發性有機物自完全均勻混合的水體中揮發至室內空氣中的模式，此模式假設接觸表面積的水體是充份混合的，適合使用於不流動的用水型態，如使用裝滿水的浴缸。游泳池的型態與浴缸類似，故本研究引用此模式推估空氣中三鹵甲烷的濃度，如公式(4)：

$$S = K_{OL}A \left(C_{water} - \left(\frac{C_{air}}{H} \right) \right) \quad (4)$$

其中

S：揮發性有機物質自水中揮發至空氣中的揮發速率，(μg/hr)；

K_{OL} ：總物質傳輸係數，(m/hr)；

A：空氣與水體介面之面積，(m²)；

C_{water} ：三鹵甲烷在水中之濃度，(μg/L)；

C_{air} ：三鹵甲烷在空氣中之濃度，(μg/m³)；

H：三鹵甲烷之亨利常數，無單位。

公式(4)中，空氣與水體界面之面積(A)，由於水花、氣泡等情形，非常不易量測，故將水與空氣介面的面積和總質量傳輸係數(K_{OL})合併為一新係數 K_{OLA} (USEPA, 2003^a)。根據 Corsi 和 Howard(1998)的建議，三鹵甲烷的 K_{OLA} 可以用下式評估：

$$\frac{(K_{OLA})_i}{(K_{OLA})_r} = \left(\frac{D_{Li}}{D_{Lr}} \right)^p \left(\frac{D_{Gi}}{D_{Gr}} \right)^q \left(\frac{H_i}{H_r} \right) \left\{ \frac{1 + \left(\frac{K_{Gr}}{K_{Lr}} \right) H_r}{\left(\frac{D_{Li}}{D_{Lr}} \right)^p + \left(\frac{D_{Gi}}{D_{Gr}} \right)^q \left(\frac{K_{Gr}}{K_{Lr}} \right) H_r} \right\} \quad (5)$$

其中

$(K_{OLA})_i$ ：化學物質 i 之 K_{OLA} ；

$(K_{OLA})_r$ ：參考物質之 K_{OLA} ；

D_{Li} ：化學物質 i 在液相擴散係數， (cm^2/sec) ；

D_{Lr} ：參考物質在液相擴散係數， (cm^2/sec) ；

D_{Gi} ：化學物質 i 在氣相擴散係數， (cm^2/sec) ；

D_{Gr} ：參考物質在氣相擴散係數， (cm^2/sec) ；

H_i ：化學物質 i 之亨利常數，無單位；

H_r ：參考物質之亨利常數，無單位；

p 、 q ：經驗常數

K_{Lr} ：參考物質之液相質量傳輸係數

K_{Gr} ：參考物質之氣相質量傳輸係數

根據 U.S.EPA(2003^a)之建議，評估三鹵甲烷的 K_{OLA} 過程中，所使用的參考物質為甲苯(toluene)。甲苯之 K_{OLA} 值為 9.4 L/min，其 (K_G/K_L) 之比值為 156(Moya et al., 1998)。另外， p 與 q 則為 2/3(Sherwood et al., 1975; Little, 1992)。利用公式(5)所估算可得各三鹵甲烷的 K_{OLA} 值。

重新整理公式(4)，空氣中三鹵甲烷的濃度可以根據有機物自水體中揮發至空氣中的揮發速率(S)、三鹵甲烷之 K_{OLA} 、其在水中的濃度(C_{water})和

亨利常數(H)求得，如下：

$$C_{air} = \frac{K_{OL} A \times C_{water} - S}{\frac{K_{OL} A}{H}} \quad (6)$$

本研究將利用此模式推估游泳池空氣中三鹵甲烷的濃度。分析的過程中針對此模式進行下述的假設：

- (1) 游泳池的水體為完全均勻混合；
- (2) 室內游泳池中無任何通風系統，通風率為 0；
- (3) 空氣中的三鹵甲烷僅來自於游泳池水，游泳池環境中沒有其他三鹵甲烷污染源；
- (4) 模式中之排放率(S)是利用具有同時分析游泳池空氣中三鹵甲烷濃度及水中三鹵甲烷濃度之文獻資料推算出。

本研究利用上述模式進行暴露評估時，因考慮台灣人的體態和代謝能力與歐美民族不同，故公式 (1)、(2)、(3)中所使用之參數如體重、體表面積等參數，儘可能以符合國人的暴露參數為代表。另外，游泳過程中不小心攝入池水的攝食量因國內無相關之資料，所以我們採用美國化學委員會(American Chemistry Council, ACC)調查整理的數據資料 0.025 L/hr，而游泳時間(暴露時間)、游泳頻率(暴露頻率)則引用自美國環保署所公告之暴露因子手冊(Exposure factor handbook)，其中暴露時間之最適

分佈是根據暴露因子手冊中所提供之算數平均數(115min/day)及中位數(90min/day)之數值大小，假設其分佈型態為對數常態(lognormal)分佈。游泳時的呼吸率亦無國人相關的資料，目前台灣有關呼吸率的資料都是洗澡時的呼吸率，並不適合作為游泳時的呼吸率，而美國環保署所公告的資料則因為國人與美國人體型差異甚大，所以亦不適合作為國人游泳時的暴露資料。由於日本人與國人體型類似，故本研究引用日本獨立法人化學物質風險管理研究中心調查運動時的呼吸率資料(1.88 m³/hr)。相關參數的資料整理如表 3-5：



表 3-5 暴露參數

暴露參數	符號	單位	平均值	標準差	最小值	最大值	最適分佈	
暴露時間 ¹	ET	hr/event	1.92	1.73	0.167	7.5	lognormal	
暴露頻率 ¹	EF	event/month	7.36	11.04	1	60	lognormal	
暴露期間	ED	yrs	30	-	-	-	-	
攝食率 ²	IR _{ing}	L/hr	0.025	-	-	-	-	
呼吸率 ³	IR _{inh}	m ³ /hr	1.88	-	-	-	-	
體重 ⁴	男	BW	kg	69.5	24.8	47.9	100.9	normal
	女							
體表面積 ⁴	男	SA	m ²	1.76	0.26	1.45	2.13	normal
	女							
平均餘命 ⁵	男	AT	years	73.50	-	-	-	-
	女							

¹ U.S. EPA, 1997

² ACC, 2002

³ 日本獨立法人化學物質風險管理研究中心

⁴ 國健局，2008

⁵ 內政部統計處，2004

3-6-2 風險特性化

綜合前面所述相關資料，根據攝入途徑、皮膚吸收途徑和呼吸途徑之暴露，進行致癌與非致癌的風險評估。評估的方法如下：

(1) 游泳池暴露 THMs 的致癌風險評估

終身的致癌風險評估乃根據公式(7)加以估算：

$$Risk_{total} = Risk_{oral} + Risk_{dermal} + Risk_{inhalation} \quad (7)$$

其中

$$Risk_{oral} = CDI_{oral} \times SF_{oral} \quad (8)$$

$$Risk_{dermal} = CDI_{dermal} \times SF_{ora} \quad (9)$$

$$Risk_{inhalation} = CDI_{inhalation} \times SF_{inhalation} \quad (10)$$

(2) 游泳池暴露 THMs 的非致癌風險評估

非致癌的風險的量化是以危害指數(Hazard Index, HI)作為判釋的依據，評估方法如下：

$$HI_{total} = HI_{oral} + HI_{dermal} + HI_{inhalation} \quad (11)$$

其中

$$HI_{oral} = \frac{CDI_{oral}}{RfD_{oral}} \quad (12)$$

$$HI_{dermal} = \frac{CDI_{dermal}}{RfD_{dermal}} \quad (13)$$

$$HI_{inhalation} = \frac{CDI_{inhalation}}{RfD_{inhalation}} \quad (14)$$

THMs 的致癌風險斜率係數(Slope factor, SF)與參考劑量(Reference dose, RfD), 則引用自美國環保署的整合性風險資訊系統(Integrated Risk Information System, IRIS)及風險評估資訊系統(The Risk Assessment Information System, RAIS), 整理如表 3-6 所示。由於 BDCM、DBCM 的呼吸的致癌斜率係數, 在此兩系統中無相關的資料, 故我們在進行致癌風險評估時, 參考 Lee 等人(2004)的作法, 引用該物質攝食的致癌斜率係數來代替呼吸的致癌斜率係數。此外, 各三鹵甲烷缺少呼吸參考劑量, 故只能以攝食的參考劑量來代替呼吸或皮膚, 此稱為替代性的毒性變數(Surrogate toxicity parameter), 但攝食之劑量反應關係是根據施予劑量(administered dose), 皮膚接觸或呼吸則根據吸收劑量(absorbed dose), 所以使用攝食的參考劑量代替呼吸或皮膚吸收之參考劑量, 將會產生不確定性。故以替代性的毒性變數代替未知的毒性變數, 必須經過一修正的動作, 利用腸胃對特定化學物質的吸收率($ABS_{腸胃}$)調整, 如公式(15)所示(許惠棕, 2006), 其中本研究假設 $ABS_{腸胃}$ 為 100%。

$$RfD_{吸收劑量} = RfD_{施予劑量} \times ABS_{腸胃} \quad (15)$$

表 3-6 三鹵甲烷之致癌風險斜率係數(SF)與參考劑量(RfD)

chemical	slope factor			RfD		
	oral	inhalation	dermal	oral	inhalation	dermal
Chloroform	6.10×10^{-3}	8.05×10^{-2}	3.05×10^{-2}	1.00×10^{-2}	1.00×10^{-2}	2.00×10^{-3}
BDCM	6.20×10^{-2}	6.20×10^{-2}	6.33×10^{-2}	2.00×10^{-2}	2.00×10^{-2}	1.96×10^{-2}
DBCM	8.40×10^{-2}	8.40×10^{-2}	1.05×10^{-1}	2.00×10^{-2}	2.00×10^{-2}	2.00×10^{-2}
Bromoform	7.90×10^{-3}	3.85×10^{-3}	1.32×10^{-2}	2.00×10^{-2}	2.00×10^{-2}	1.20×10^{-2}

3-6-3 蒙地卡羅不確定性分析

蒙地卡羅模擬法為不確定性量化的方法之一，適用於分析設定參數 (assumption) 與預測值 (forecast) 之間的關係，最終目的在於運算 90% 或 95% 之預測值。風險評估的過程中，暴露參數即為設定參數而風險值則為預測值。評估風險時，參數的考慮若為定值，則估算出的風險值是點估計，僅能代表某一個百分位的致癌風險值。所以利用蒙地卡羅模擬法的目的在於，將各具有不確定的參數轉換成機率分布，以亂數產生器隨機挑選參數分佈的任意值，再代入模式中計算，即可得到一次的模擬結果，如此重複 100、1000、10000 次或更多次的情況下，輸出的風險值也將呈現新的分佈，如此就可對評估的結果作更客觀的解釋而不只是一個點估計值。

本研究中將體重、體表面積、暴露時間及暴露頻率等暴露參數之平均值、標準差及最適分佈(表 3-5 所示)，輸入風險決策分析軟體(Crystal Ball)

中。其中，暴露時間為對數常態(lognormal)分佈，平均值為 1.92 hr/event，暴露頻率亦為對數常數分佈(7.36 ± 11.04 event/month)，體重為常態分佈(男性： 69.5 ± 24.8 kg，女性： 57.9 ± 32.8 kg)，體表面積亦為常態分佈(男性： 1.76 ± 0.26 m²，女性： 1.54 ± 0.34 m²)。然後將這些參數及三鹵甲烷濃度(4-1-1 中將說明)的分布型態以隨機抽樣的方式輸入致癌風險與非致癌風險評估模式中，進行 5000 次的重複模擬，以求取游泳者在不同暴露參數之下，致癌與非致癌風險的機率分布，如此可得到一個更客觀的評估結果。



第四章 結果與討論

本章將呈現本研究採樣分析之游泳池水中三鹵甲烷結果，以及游泳者暴露三鹵甲烷之健康風險評估結果及相關之探討。分為三節，第一節為游泳池水中三鹵甲烷採樣結果分析；第二節討論環境因子對三鹵甲烷濃度的影響；第三節進行游泳池暴露三鹵甲烷健康風險評估。

4-1 游泳池水中三鹵甲烷採樣結果分析

4-1-1 採樣分析結果

本研究在五座室內游泳池進行 7 次採樣，總共採集 133 個樣本，檢測水溫、餘氯、三鹵甲烷及總有機碳(TOC)濃度。

游泳池的水源有三座為地下水、一座自來水、一座自來水和地下水混用。自由餘氯濃度為 1.07 ± 0.76 mg/L、結合餘氯為 0.22 ± 0.78 mg/L，符合行政院衛生署「營業衛生基準」，第十條游泳業衛生基準第四款規定，自由有效餘氯量保持在 1-3 mg/L，結合餘氯不得超過 1 mg/L 或自由有效餘氯的二分之一。其中游泳池 C 兩項皆不合標準，游泳池 D2 與 E1 自由餘氯不合標準。五座游泳池的平均水溫 27.4 ± 2.0 °C，平均 TOC 為 1.42 ± 0.31 mg/L。各游泳池資料整理於表 4-1。

為了解游泳池使用不同的水源，水質是否具有差異，將游泳池使用水源(包括地下水、自來水、地下水加自來水混用)及自由餘氯、TOC 濃度

整理於 4-2。自來水的自由餘氯濃度範圍介於 0.07-2.13 mg/L，地水水介於 0.05-3.30 mg/L，自來水加地下水混用介於 0.7-1.39 mg/L，利用 ANOVA 檢定不同水源自由餘氯濃度之差異性，結果顯示無統計顯著差異 ($p=0.072$)。地下水中的 TOC 濃度範圍為 0.88-1.84 mg/L，自來水及地下水混用為 1.33-1.61 mg/L，由於在使用地下水的三座游泳池未檢測 TOC 濃度，故本研究以 t 檢定(假設變異數相等)，分析自來水及自來水加地下水混用兩種游泳池之 TOC 濃度差異，結果發現自來水與地下水混用之游泳池水中 TOC 濃度顯著高於使用自來水之游泳池。

表 4-1 各游泳池的水質參數(平均值±標準差)

游泳池	水源	樣本數	水溫 (°C)	結合餘氯 (mg Cl ₂ /L)	自由餘氯 (mg Cl ₂ /L)	TOC (mg C/L)
A	地下水	18	24.7 ± 0.0	0.11 ± 0.02	1.98 ± 0.02	-
B	地下水	18	30.7 ± 0.2	0.32 ± 0.02	1.46 ± 0.06	-
C	地下水	18	29.0 ± 0.0	0.31 ± 0.04	0.26 ± 0.05	-
D1	自來水	15	24.8 ± 0.1	0.24 ± 0.41	1.62 ± 0.37	1.21 ± 0.06
D2	自來水	28	26.7 ± 0.0	0.13 ± 0.01	0.48 ± 0.01	1.46 ± 0.06
E1	地下水 自來水	18	27.4 ± 0.0	0.24 ± 0.02	0.97 ± 0.02	1.37 ± 0.01
E2	地下水 自來水	18	28.6 ± 0.0	0.24 ± 0.01	1.16 ± 0.01	1.91 ± 0.1
		133	27.4 ± 2.0	0.22 ± 0.78	1.07 ± 0.76	1.42 ± 0.31

表 4-2 不同水源之水質資料(平均值±標準差)

	地下水	自來水	自來水+地下水	P-value
自由餘氯 (mg Cl ₂ /L)	1.23 ± 0.75	0.88 ± 1.00	1.06 ± 0.15	0.072*
TOC (mg C/L)	--	1.32 ± 0.26	1.64 ± 0.32	0.02 [#]

* ANOVA

[#] t 檢定(假設變異數相等)

採樣分析之水中三鹵甲烷的平均濃度及最適分佈整理如表 4-3，水中氯仿濃度範圍為 3.35-12.44 µg/L；二氯一溴甲烷為 0.52-7.35 µg/L；二溴一氯甲烷為 ND-9.04 µg/L；溴仿為 ND-2.7 µg/L。

三鹵甲烷在水中的濃度利用卡方檢定進行擬合度檢定，找出每一物質濃度的最適分佈，水中氯仿及二氯一溴甲烷是 Weibull 分佈、二溴一氯甲烷及溴仿為 Uniform 分佈，上述各物質的最適分佈將運用於後續風險評估之不確定分析。

表 4-3 游泳池水中三鹵甲烷濃度分佈(µg/L)

化學物質	偵測極限	平均值	標準差	最小值	最大值	最適分佈
Chloroform	0.3	7.26	2.98	3.35	12.44	Weibull
BDCM	0.2	2.81	2.54	0.52	7.35	Weibull
DBCM	0.3	3.69	3.54	ND	9.04	Uniform
Bromoform	0.3	0.60	0.99	ND	2.70	Uniform

4-1-2 模式推估之空氣中三鹵甲烷濃度

由於本研究未分析空氣中三鹵甲烷濃度，為進行後續健康風險評估，空氣中三鹵甲烷濃度是依據本研究採樣分析水中濃度，利用模式(公式 6)推估而得。為了驗證此模式之準確度，本研究參考 Aggazzotti(1995)、Cammann(1995) 及 Fantazzi(2001)等同時檢測水中及空氣中氯仿之研究，將文獻中實測之水中氯仿濃度代入模式中，推估空氣中氯仿濃度，再將模式推估值與文獻中實測之空氣濃度進行相關性分析，結果如圖 4-1，相關性良好，具有統計顯著相關($R^2=0.7182$ ， $p<0.05$)。

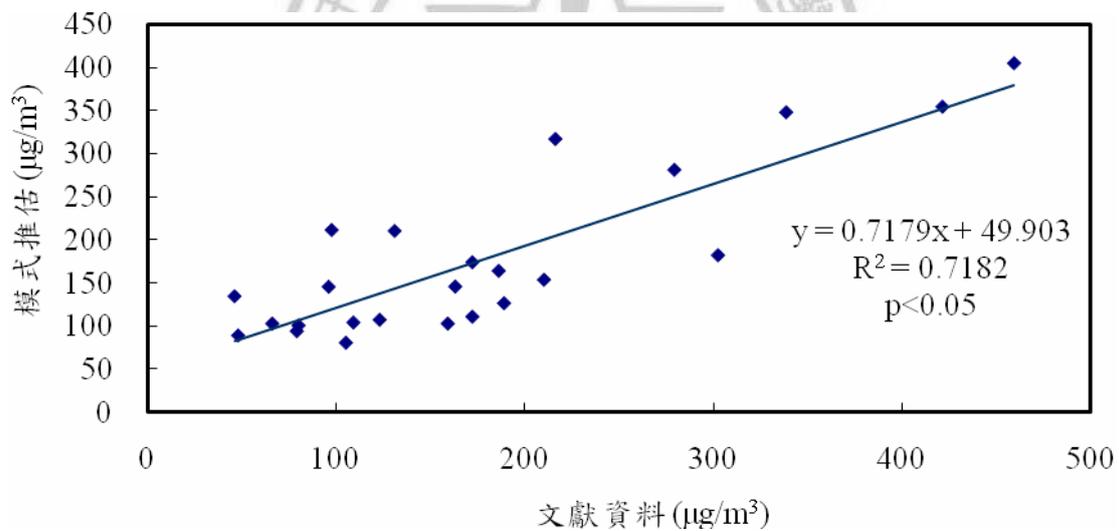


圖 4-1 空氣中三鹵甲烷濃度推估模式驗證

利用模式(公式 6) 推估之空氣中三鹵甲烷濃度及濃度之最適分佈如表 4-4 所示，空氣中氯仿濃度範圍為 35.83-66 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，最適分佈為 Weibull 分佈；二氯一溴甲烷為 3.86-18.49 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，Extreme value 分佈；二溴一氯

甲烷為 ND-9.48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，Triangular 分佈；溴仿濃度範圍為 ND-5.44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，呈 Uniform 分佈。

表 4-4 模式推估之空氣中三鹵甲烷濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

化學物質	平均值	標準差	最小值	最大值	最適分佈
Chloroform	48.82	9.89	35.83	66.00	Weibull
BDCM	13.59	5.44	3.86	18.49	Extreme value
DBCM	2.46	2.87	ND	9.48	Triangular
Bromoform	1.20	1.99	ND	5.44	Uniform

4-1-3 游泳池水中三鹵甲烷物種組成

三鹵甲烷包括氯仿、二氯一溴甲烷、二溴一氯甲烷、溴仿等四種物質，各游泳池各種三鹵甲烷濃度及組成百分比如圖 4-1 及圖 4-2，游泳池 A, B, C, D 總三鹵甲烷濃度為 6.39-12.55 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，優勢物種為氯仿，其濃度範圍介於 3.51-11.45 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，占總三鹵甲烷 55.0-95.2%，其次為二氯一溴甲烷，濃度範圍介於 0.58-1.98 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，二溴一氯甲烷濃度介於 ND-1.00 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，而溴仿則皆未檢出。游泳池 E 總三鹵甲烷濃度較高為 20.31-22.15 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，優勢物種則為含溴物質，其中二溴一氯甲烷占總三鹵甲烷 35.9-38.0%，其濃度值介於 7.28-8.42 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，二氯一溴甲烷為 31.7-33.1%，濃度範圍為 6.73-7.02 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，溴仿為 9.8-11.0%，濃度值介於 1.99-2.43 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，氯仿濃度範圍介於 4.28-4.31，占總三鹵甲烷 19.3-21.2%。

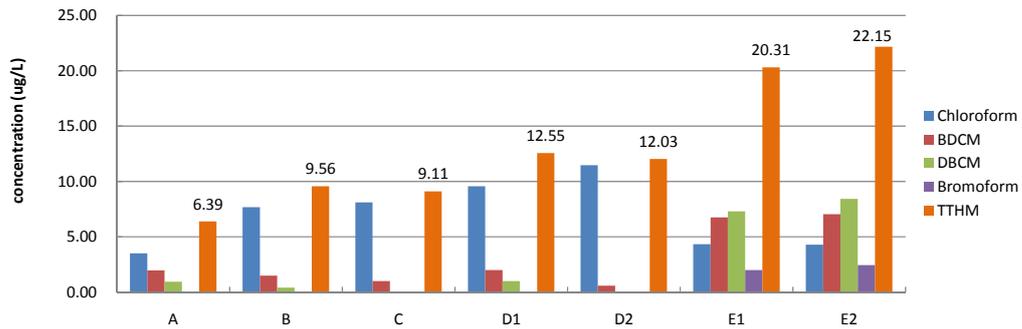


圖 4-2 各游泳池三鹵甲烷濃度

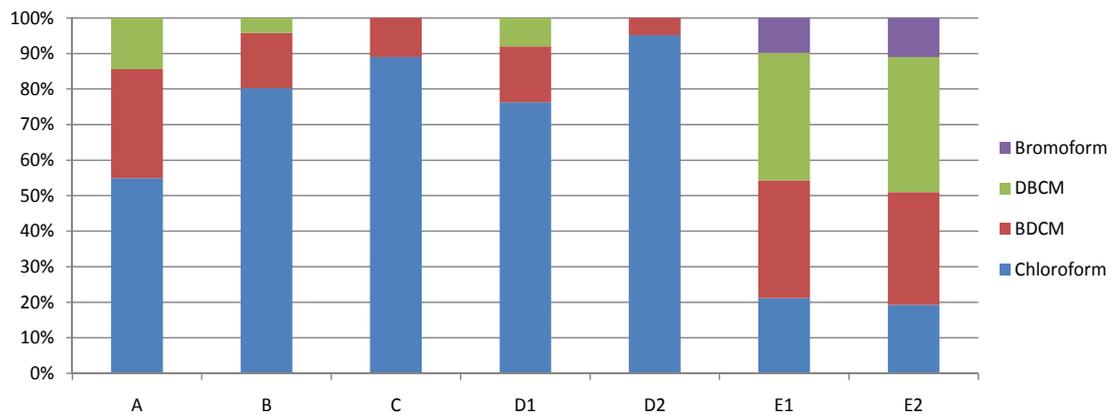


圖 4-3 各游泳池三鹵甲烷組成百分比

文獻回顧時提到水中的溴離子濃度會影響三鹵甲烷的生成，而物種的分佈由水中氯對溴離子濃度之比例(Br^-/Cl^-)及溴離子對 TOC 濃度(Br^-/TOC)之比例決定，當(Br^-/Cl^-)或(Br^-/TOC)增加時，消毒副產物物種會有利於含

溴物種之生成(Singer, 1999; 鄧, 2003)。由表 4-5 發現大多數三鹵甲烷相關研究的結果顯示含溴物種的比例很低，特別是溴仿通常是未檢測出，此與本研究中游泳池 A, B, C, D 分析之結果相近，三鹵甲烷主要的物種為氯仿及二氯一溴甲烷，二溴一氯甲烷及溴仿的比例非常低或是未檢測出。游泳池 E 的物種組成主要為含溴物質，即使是環境中最不易被偵測到的溴仿，在此游泳池還占總三鹵甲烷 9.8-11.0%。與其他游泳池比較(表 4-1)，此游泳池的餘氯和 TOC 濃度並未特別低，因此根據上述理論，推測可能是游泳池 E 水中的溴離子濃度較高，導致含溴物質的比例較其他游泳池高的現象。

4-1-4 本研究三鹵甲烷濃度與其他相關研究比較

國內外不論是自來水中或是游泳池水中三鹵甲烷相關研究的結果顯示氯仿是水中三鹵甲烷主要的物種，而本研究分析游泳池水中三鹵甲烷，亦發現氯仿為主要的物種。本研究及相關文獻的採樣分析結果整理於表 4-5，文獻中提到游泳池氯仿濃度約介於 4.97-27.55 $\mu\text{g/L}$ (Aggazzotti et al., 1990; 1993; Cammann et al., 1995)，與本研究採樣結果相近。本研究的結果與台灣的自來水中三鹵甲烷的濃度相近，並未發現類似 Aggazzotti(1995) 及 Caro(2007) 的研究游泳池水中氯仿濃度高達 114.5-145.0 $\mu\text{g/L}$ 的結果。另外，本研究分析之二氯一溴甲烷的濃度範圍

0.52-7.35 $\mu\text{g/L}$ 與文獻中游泳池水中二氯一溴甲烷的濃度範圍(1.18-7.1 $\mu\text{g/L}$)相近(Cammann et al., 1995; Caro et al., 2007; Fantuzzi et al., 2001; Kim et al., 2002)。二溴一氯甲烷(ND-9.04 $\mu\text{g/L}$)及溴仿(ND-2.7 $\mu\text{g/L}$)之濃度範圍與 Cammann(1995)及 Fantuzzi(2001)之實驗結果相近(二溴一氯甲烷：0.03-4.61 $\mu\text{g/L}$)；溴仿：0.08-1.58 $\mu\text{g/L}$)。

為了解本研究採樣分析之水中三鹵甲烷濃度與文獻結果的差異性，我們蒐集了具有影響三鹵甲烷的相關變數(水溫、自由餘氯濃度、TOC)及水中三鹵甲烷濃度之文獻資料，整理於表 4-5。

由表 4-5 發現本研究水中三鹵甲烷濃度與 Fantuzzi(2001)及盧月詩(2005)等游泳池相關研究結果相近，此兩個研究的游泳池水溫介於 27-32 $^{\circ}\text{C}$ ，自由餘氯濃度為 0.43-1.68 mg/L ，TOC 為 1.7-3.5 mg/L ，與本研究的範圍相近，所以水中三鹵甲烷濃度範圍亦相近。另外，本研究之 TOC 濃度與鄧雅諱(2003)的研究台北與台中自來水中 TOC 濃度範圍接近，所以三鹵甲烷濃度差異不大。這些研究皆支持本研究的檢測分析結果在合理的範圍。

Marisa 等(2005)研究結果顯示，該研究之自由餘氯濃度(0-0.23 mg/L)與本研究之自由餘氯濃度範圍下限(0.21-2.01 mg/L)相近，但 TOC 濃度比本研究高 21-32.8 倍，水中三鹵甲烷濃度亦比本研究分析結果高，其中氯仿為本研究分析結果之 5.8-11.9 倍，總三鹵甲烷是本研究的 4.9-7.8 倍之

多。Kim 等(2002)、Singer(1999)及 Uyak 等(2005)研究之自由餘氯為本研究的 10-13 倍，TOC 為 4-7 倍，故這些研究之氯仿及總三鹵甲烷濃度約較本研究高 3-6 倍。從上述三鹵甲烷濃度較本研究高的相關文獻的研究結果發現，當水中有較高濃度的自由餘氯或 TOC 時，水中三鹵甲烷的濃度亦有較高的趨勢。由於自由餘氯及 TOC 為形成三鹵甲烷的前趨物質，本研究分析之自由餘氯及 TOC 濃度較相關文獻的結果低，推測此可能為本研究之實驗結果並未發現類似 Aggazzotti 及 Caro 檢測之游泳池水中氯仿濃度高達 114.5-145.0 $\mu\text{g/L}$ 的原因。



表 4-5 本研究環境參數、三鹵甲烷濃度與其他研究比較

study	水溫 (°C)	自由餘氯量 (mg/L)	TOC (mg/L)	CHCl ₃ (µg/L)	CHCl ₂ Br (µg/L)	CHClBr ₂ (µg/L)	CHBr ₃ (µg/L)	TTHM (µg/L)	水源
Aggazzotti et al., 1990				4.97-13.79	-	-	-		游泳池
Aggazzotti et al., 1993				5.57-27.55	-	-	-		游泳池
Aggazzotti et al., 1995				19.5-114.5	-	-	-		游泳池
Cammann et al., 1995				9.56-23.60	1.18-4.16	0.03-4.61	0.08-1.58		游泳池
Caro et al., 2007				95.0-145.0	2.0-2.4	-	-		游泳池
Fantuzzi et al., 2001	27-29	0.43-1.47	-	33.2	4.2	1.9	0.4	39.7	游泳池
Kim et al., 2002	30	6	0.43-4.9	1.2-37	2.5-7.1	-	-		實驗室模擬游泳池-地下水
	30	6	1.4-5.6	37-53	4.0-5.7	-	-		實驗室模擬游泳池-地表水
Marisa et al., 2005	16-20.2	0-0.23	22.2-66	40.0-71.8	6.1-34.7	0-14.0	0	49.9-109	自來水
Singer, 1999	20	20	9.4-14.3	42.6-56.8	-	-	-		自來水
Uyak et al., 2005	7.2-22.7	2.82-6.75	4.2-6.2	79.5-83.8	-	-	-	86.0-92.4	淨水廠
盧月詩, 2005	29-32	1.13-1.68	1.7-3.5	0-19.56	-	-	-	-	游泳池
鄧雅諱, 2003	-	-	1.1±0.6	5.9	4.3	2.8	1.9	14.9	自來水-台北
	-	-	1.2±0.3	13.6	3.7	2	1.4	20.7	自來水-台中
	-	-	1.7±1.0	23.9	10.1	7.4	5.2	46.6	自來水-高雄
	-	-	6.1±3.4	15.5	15.4	16.5	20.1	67.5	自來水-金門
本研究	24.7-30.7	0.21-2.01	1.05-2.01	3.35-12.44	0.52-7.35	ND-9.04	ND-2.7	6.39-22.15	

4-2 環境因子對三鹵甲烷濃度的影響

影響游泳池水中三鹵甲烷濃度的環境因子，包含水溫、自由餘氯濃度、總有機碳(TOC)、游泳人數等因素，除此之外游泳池之體積很大，水中三鹵甲烷濃度可能具有空間及時間上的差異，此節將討論這些因素對三鹵甲烷濃度的影響。

4-2-1 水中三鹵甲烷濃度時間上的變異及影響因素

為了解水中三鹵甲烷濃度在時間上改變的情形，本研究每一次的採樣分成兩時段分別採集樣本，時段一為採樣起始時間，進游泳池後立刻採集第一時間樣本，分析結果作為游泳池水中三鹵甲烷第一時間濃度，時段二為時段一時間經過 1~2.5 小時，陸續有泳客進入游泳池游泳之後，於相同的採樣點採集第二時間樣本，同時在兩時段間計數進入游泳池游泳的泳客人數。

利用 t-test 檢定不同時段間水中三鹵甲烷是否具有差異($\alpha=0.05$)，分析結果如表 4-6 及圖 4-4 所示。游泳池 A, B, C, D2 兩時段間總三鹵甲烷濃度在統計上具有顯著性差異，時段二的平均濃度比時段一濃度低，兩個時段間間隔約為 1~2.5 小時，此期間各游泳池陸續有不等數的泳客人數進入游泳池活動。Aggazzotti 等(1993)認為游泳活動所產生的擾動及紊流，會促使水中三鹵甲烷揮發至空氣中，故時間經過，水中三鹵甲烷濃度有下降的現象。本研究將兩時段間三鹵甲烷的變化量(時段 1 濃度－時段 2

濃度)與單位時間的游泳人數，進行相關性分析，如圖 4-5 呈現正相關。

換言之，當單位時間游泳的人數愈多時，水中三鹵甲烷濃度降低量就有

愈多的趨勢($R^2=0.4549$, $p=0.326$)，此與 Aggazzotti 等之觀點一致。

表 4-6 不同採樣時段總三鹵甲烷濃度

游泳池	時段別	採樣時間	總三鹵甲烷濃度 ($\mu\text{g/L}$)	t-test p-value	單位時間游 泳人數(人/hr)
A	1	06:00	6.52±0.26	0.040*	14.0
	2	08:00	6.26±0.21		
B	1	06:00	9.62±0.06	0.036*	37.6
	2	08:30	9.50±0.14		
C	1	05:50	9.28±0.32	0.034*	42.4
	2	08:35	8.93±0.30		
D1	1	07:00	11.77±0.67	0.258	4.7
	2	09:00	12.19±0.53		
	3	17:10	12.77±0.30	0.074	23.3
	4	18:45	13.26±0.40		
D2	1	16:35	12.57±0.31	0.000*	20.8
	2	19:00	11.71±0.12		
	3	07:45	11.39±0.19	--	--
E1	1	17:05	20.41±0.21	0.490	9.3
	2	18:35	20.21±0.20		
E2	1	16:40	21.91±0.17	0.110	27.0
	2	17:45	22.38±0.22		

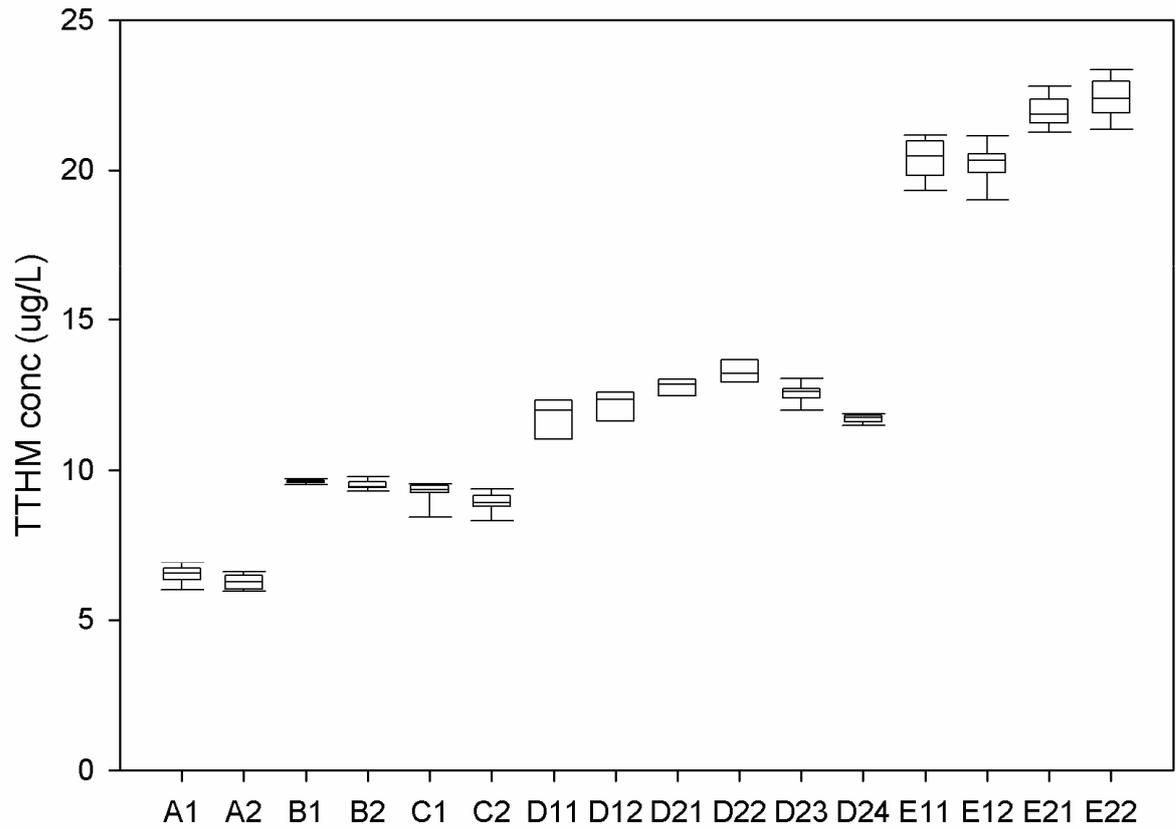


圖 4-4 不同採樣時段水中三鹵甲烷濃度盒型圖

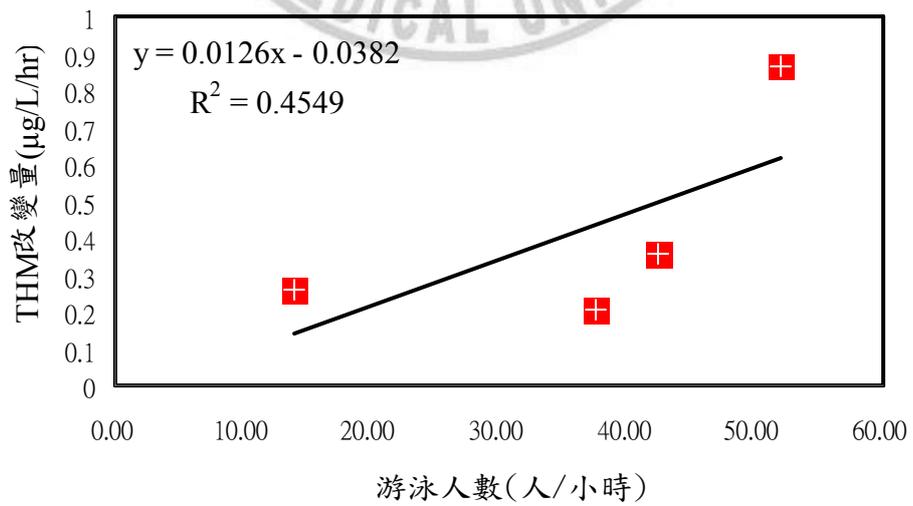


圖 4-5 游泳人數與三鹵甲烷濃度改變的相關性

為了解游泳池水中三鹵甲烷上午及下午的濃度差異，我們在游泳池 D1 及 D2 分別於上午及下午採樣，實驗分析之總三鹵甲烷濃度如表 4-7，上午平均濃度為 $11.78 \pm 0.56 \mu\text{g/L}$ ，下午為 $12.36 \pm 0.61 \mu\text{g/L}$ ，利用 t 檢定分析上午及下午的濃度差異，結果發現兩者間具有統計顯著差異 ($p=0.009$)，換言之，下午游泳池水中總三鹵甲烷之濃度顯著高於上午。

表 4-7 游泳池上午及下午平均總三鹵甲烷濃度($\mu\text{g/L}$)

上午	下午	t-test p-value
11.78 ± 0.56	12.36 ± 0.61	0.009

游泳池 D1 進行四個時段採樣，由於該游泳池的開放時間為早上 7:00~8:30 及下午 15:00~20:00，所以採樣時間的規劃為在上午及下午分別進行兩次採樣。四個採樣時段的時間及水中總三鹵甲烷濃度，分別為早上 7 點， $11.77 \mu\text{g/L}$ ；早上 9 點， $12.19 \mu\text{g/L}$ ；下午 17 點 10 分， $12.77 \mu\text{g/L}$ ；18 點 45 分， $13.26 \mu\text{g/L}$ 。

Kim(2002)指出游泳池中有機物質的來源主要為游泳者的汗、尿液、體液、皮膚角質、毛髮及乳液等，所以泳客陸續進入游泳池亦帶入有機物質進入游泳池，有機物質與氯反應生成三鹵甲烷，故當游泳池中的泳增加時，水中的有機物質亦隨之增加，產生的三鹵甲烷濃度也因此而增

加。以 D2 的採樣為例，四個時段的濃度如圖 4-5，發現 7:00 沒有人下水游泳時，水中三鹵甲烷的濃度最低，7:00-9:00 有 7 名晨泳的泳客，17:10-18:45 由於該時段有學生上游泳課及民眾下班後進行游泳運動，游泳池中有 35 名泳客，所以下午水中三鹵甲烷濃度比上午高。若根據 Kim(2002)的研究結果推論，下午水中的 TOC 濃度應該比早上高，所以造成下午水中三鹵甲烷濃度較高。可是從總三鹵甲烷與其他環境因子的相關性分析的結果(表 4-8)中，發現 TOC 與三鹵甲烷的濃度呈現負相關($\gamma=-0.48$)，故推測水中三鹵甲烷可能受到其他因素影響。

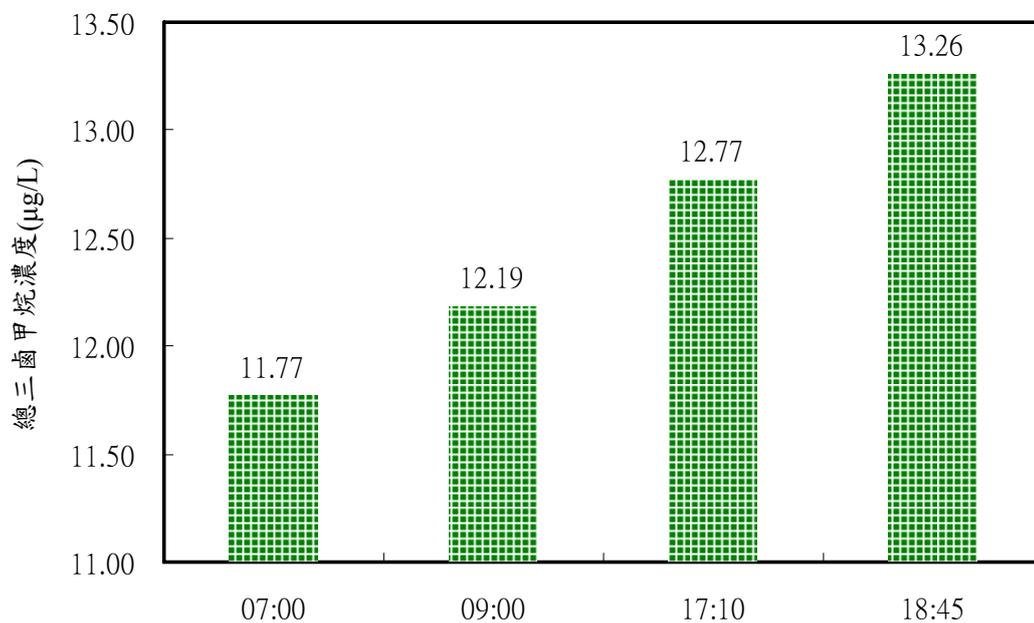


圖 4-6 游泳池 D2 總三鹵甲烷一天變化

影響三鹵甲烷濃度除泳客帶入的有機物質之外，尚有水溫及水中自由餘氯，由表 4-8 相關性分析的結果發現三鹵甲烷濃度和水溫($\gamma=0.88$)及自由餘氯($\gamma=0.95$)具有良好的正向相關。理論上，溫度升高，化學物質的反應速率就愈快，所以三鹵甲烷的濃度應隨溫度升高而增加，Uyak(2006)亦發現淨水廠中三鹵甲烷的濃度與溫度呈現良好正相關。自由餘氯為生成三鹵甲烷的前趨物質，故自由餘氯濃度愈高時，三鹵甲烷的生成量就可能愈高。

表 4-8 游泳池 D2 環境參數與總三鹵甲烷濃度相關係數

	水溫	自由餘氯	TOC	TTHM
水溫	1.00			
自由餘氯	0.68	1.00		
TOC	-0.77	-0.40	1.00	
TTHM	0.88	0.95	-0.48	1.00

4-2-2 水中三鹵甲烷濃度空間上的變異及影響因素

游泳池擁有相當大的體積，比賽用標準游泳池長 50 公尺、寬 25 公尺、深 1.8 公尺，常見較小的泳池亦有 25 公尺長的水道，如此大的體積，水中的三鹵甲烷是否為均質？或是在游泳池不同的區域三鹵甲烷的濃度會有差異？

目前已有許多游泳池環境監測的研究，但未對如何進行採樣包括三鹵甲烷在時間及空間上的差異進行探討，甚至有研究只取一個樣本即代表整個游泳池水中三鹵甲烷的濃度，此作法是否可合理的反應游泳池水中三鹵甲烷的實際狀況？本研究為了解空間上三鹵甲烷濃度的差異，於游泳池對角線兩端及中心點三個位置採集水樣，每一個採樣點採集 3 個樣本。以變異數分析檢定各採樣點間水中三鹵甲烷濃度的平均值是否具有差異，分析結果如表 4-9。

表 4-9 各游泳池不同採樣點水中三鹵甲烷的平均濃度($\mu\text{g/L}$)

游泳池	時段	採樣點 1	採樣點 2	採樣點 3	採樣點 4	ANOVA p-value
A	1	6.4	6.46	6.71		0.3041
	2	6.23	6.26	6.28		0.9684
B	1	9.62	9.59	9.66		0.3248
	2	9.63	9.39	9.47		0.1237
C	1	9.4	9.29	9.17		0.7587
	2	8.88	8.85	9.05		0.7710
D2	1	12.12	12.79	12.64	12.73	0.0121*
	2	11.71	11.8	11.59	11.72	0.2879
E1	1	20.49	19.95	20.78		0.3041
	2	20.73	20.26	19.63		0.0405*
E2	1	21.59	21.67	22.5		0.0189*
	2	21.97	22.74	22.44		0.3807

*由於 D1 各樣點並未重複取樣，故在此不討論

以 ANOVA 進行統計檢定，結果發現 12 個採樣時段，9 次的採樣點之間水中三鹵甲烷的濃度並無顯著的差異，僅 D1 時段 1、E1 時段 2 及 E2 時段 1 具有差異。

將有差異的採樣結果與自由餘氯及 TOC 進行 Pearson 相關性分析，發現水中三鹵甲烷濃度與自由餘氯濃度呈正相關($R^2=0.7981$ ， $p<0.001$)，如圖 4-7 推測水中自由餘氯濃度較高的採樣點，其水中三鹵甲烷濃度亦較

高，故自由餘氯濃度在空間上分佈的不同，可能為影響三鹵甲烷濃度的因素。另一個可能影響三鹵甲烷濃度的因素可能是水中 TOC 的濃度，由圖 4-8 可觀察到 TOC 濃度愈高，水中三鹵甲烷濃度愈高的趨勢，由於泳客會帶入唾液、毛髮、尿液、乳液等有機物質進入游泳池($R^2=0.3186$ ， $p=0.08$)，故推測可能是游泳池每個區域游泳的人數不同導致水中有機物質濃度具有差異，而影響三鹵甲烷的生成。

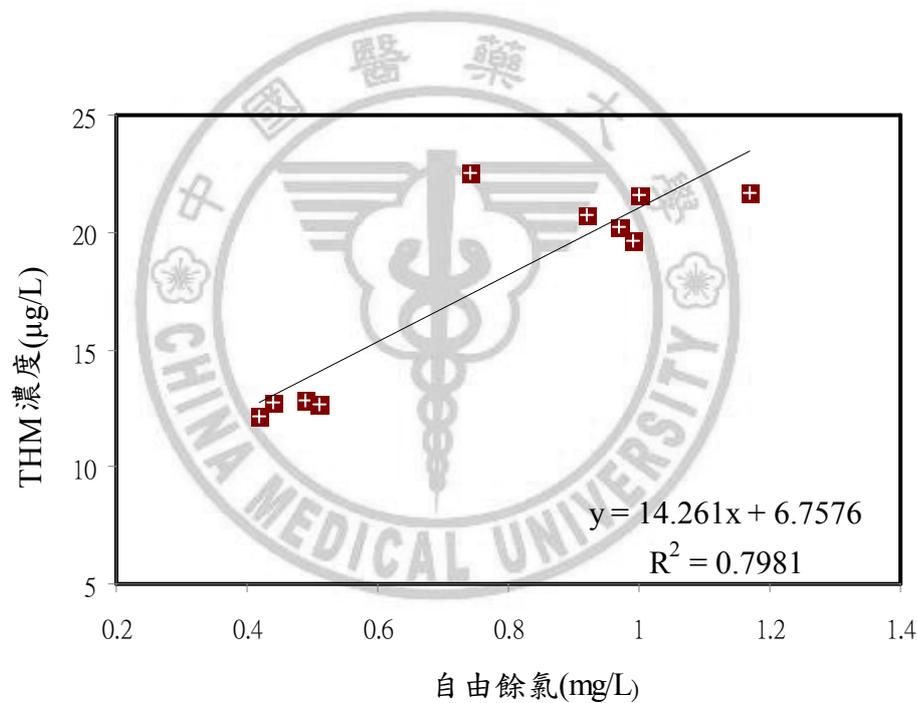


圖 4-7 水中三鹵甲烷濃度與自由餘氯的相關性

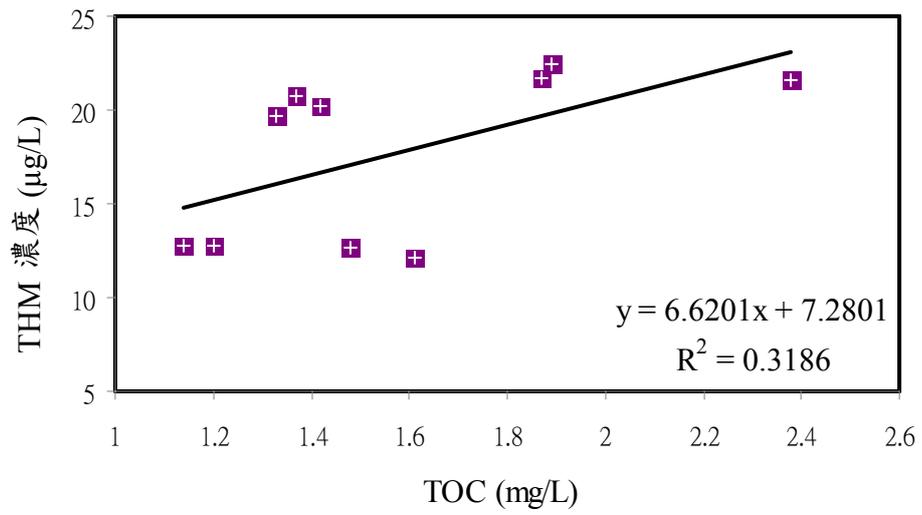


圖 4-8 中三鹵甲烷濃度與 TOC 的相關性



4-2-3 溫度對水中三鹵甲烷濃度的影響

從文獻回顧過程了解，溫度是影響三鹵甲烷生成的因子(Knocke et al., 1986; Uyak et al., 2006)，溫度的升高會促進三鹵甲烷的生成反應。所以本研究欲了解游泳池水溫對水中三鹵甲烷濃度分佈的影響，將每次採樣分析的平均總三鹵甲烷濃度與平均水溫進行相關性分析，發現兩者並無相關。

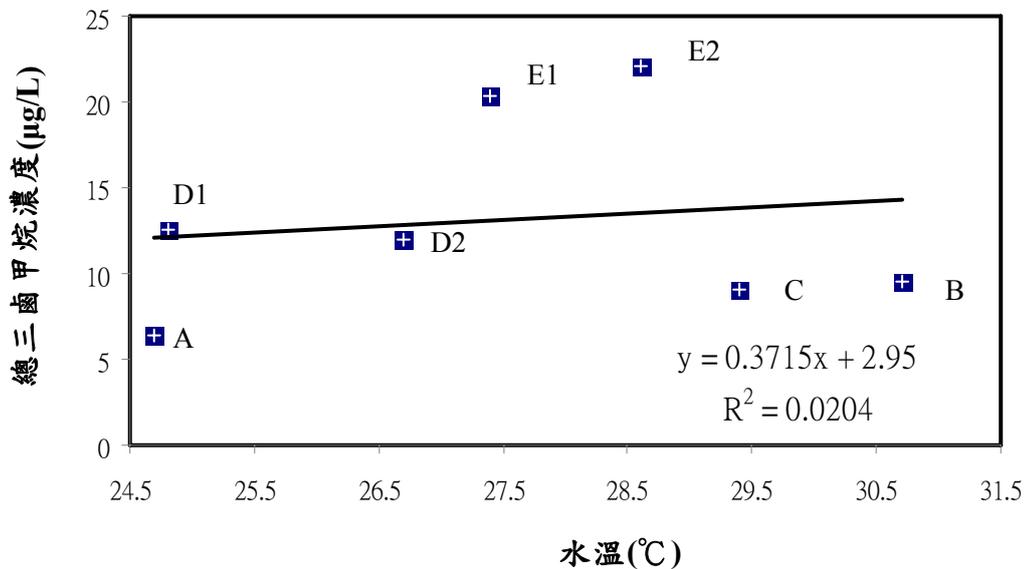


圖 4-9 游泳池水溫與總三鹵甲烷濃度相關性(1)

其中游泳池 B 和 C 是所有游泳池水溫最高的兩座，但總三鹵甲烷卻不是最高，或許與游泳人數有關，這兩座游泳池每小時游泳的人數分別為 37.6 及 42.4 人約為其他泳池(4.7-27 人/小時)的 1.5-9 倍，4-2-2 的討論

中說明，游泳活動所造成的擾動會促使三鹵甲烷自水中揮發至空氣中，推測此因素可能是造成 B、C 兩座游泳池的濃度較低。除此之外，溫度可能也是影響 B、C 兩座游泳池因素，溫度高除了可以促進三鹵甲烷生成之外，亦是影響有機物質揮發性的原因。亨利常數(Henry's law constant)代表化學物質從液相揮發至氣相的趨勢程度，而亨利常數並非定值，會隨溫度改變而有不同的數值，如公式(16)所示(USEPA, 2003)：

$$H = H^{\theta} \exp\left(\frac{-\Delta H}{R} \left(\frac{1}{T} - \frac{1}{T^{\theta}}\right)\right) \quad (16)$$

其中 H = 溫度校正後之亨利常數

H^{θ} = 亨利常數(@25°C, 1atm)

ΔH = 化學物質的溶解熱

R = 理想氣體常數(0.082057L-atm/K mol)

T = 溫度(K)

θ = 表示標準條件(298.15°K)

由公式(16)中可了解，化學物質的揮發能力受到溫度的影響，當溫度愈高亨利常數愈大，表示揮發能力愈佳。根據此概念，可以推測游泳池 B、C 水中三鹵甲烷濃度較低的原因，可能是因為水溫較高，且泳客人數較多，造成較大之擾動，因此有利於水中三鹵甲烷揮發至空氣中。

排除游泳池 B 與 C 之後，即可以發現水溫和水中三鹵甲烷濃度具有良好的相關性($R^2=0.7877$, $p=0.044$)，如圖 4-10 所示。

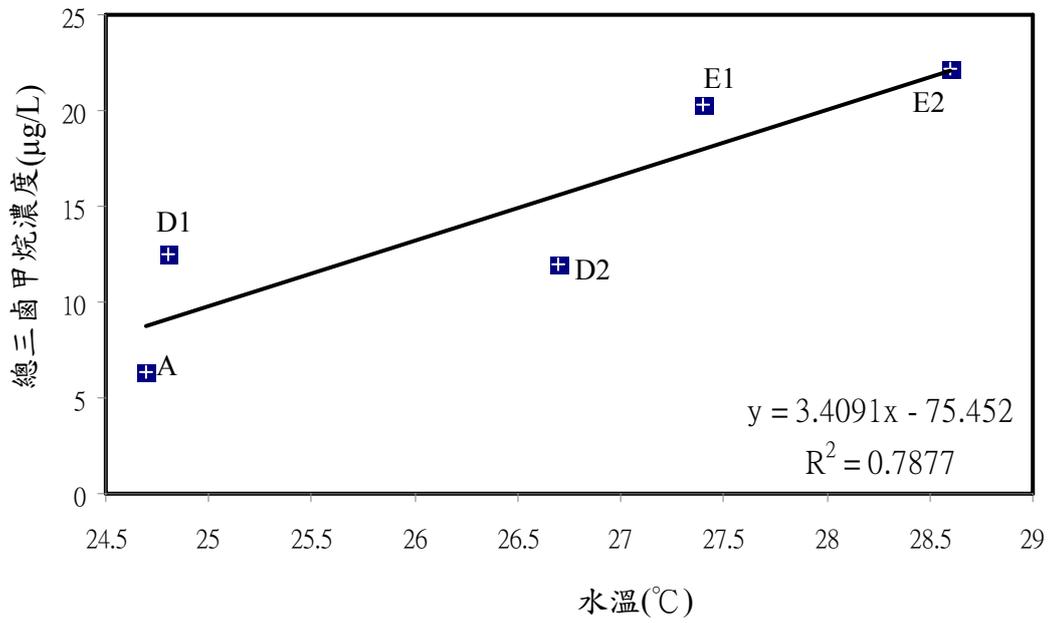


圖 4-10 游泳池水溫與總三鹵甲烷濃度相關性(2)



4-3 游泳池暴露三鹵甲烷之健康風險評估

過去對於人體暴露三鹵甲烷的研究皆著重於飲用水，而生活中暴露於危害物質所造成的健康風險具有加乘效應，除了飲用水的使用所造成的風險之外，從事游泳運動暴露於三鹵甲烷的環境中所造成的健康風險有多少，是需要了解的。本研究根據採樣分析的水中三鹵甲烷濃度(表 4-2)、模式推估空氣中三鹵甲烷濃度(表 4-4)，結合暴露時間、暴露頻率、暴露期間、呼吸率及國人的體重、體表面積、平均餘命等參數(表 3-5)，利用蒙地卡羅模擬將上述具有不確定的參數轉換成機率分布，代入多暴露途徑評估模式中，進行國人游泳過程中暴露三鹵甲烷的健康風險評估。

4-3-1 游泳暴露三鹵甲烷之終身致癌風險評估

由於男性與女性的體重、體表面積、平均餘命不同，所以本研究分別評估男性與女性游泳過程暴露三鹵甲烷的致癌風險，結果顯示，游泳過程男性所承受的終身致癌風險(2.5 百分位 -97.5 百分位)： 2.09×10^{-6} - 1.95×10^{-4} ，女性： 1.99×10^{-6} - 2.04×10^{-4} ，該致癌風險範圍超過美國環保署建議百萬分之一(10^{-6})之可接受的風險，機率分佈如圖 4-11 及圖 4-12 所示，為對數常態分佈(lognormal distribution)。

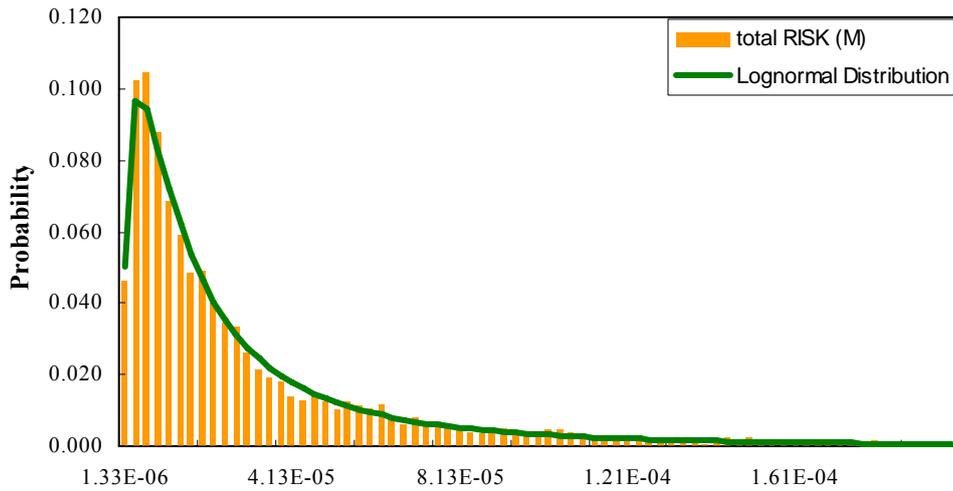


圖 4-11 男性致癌風險(總三鹵甲烷)

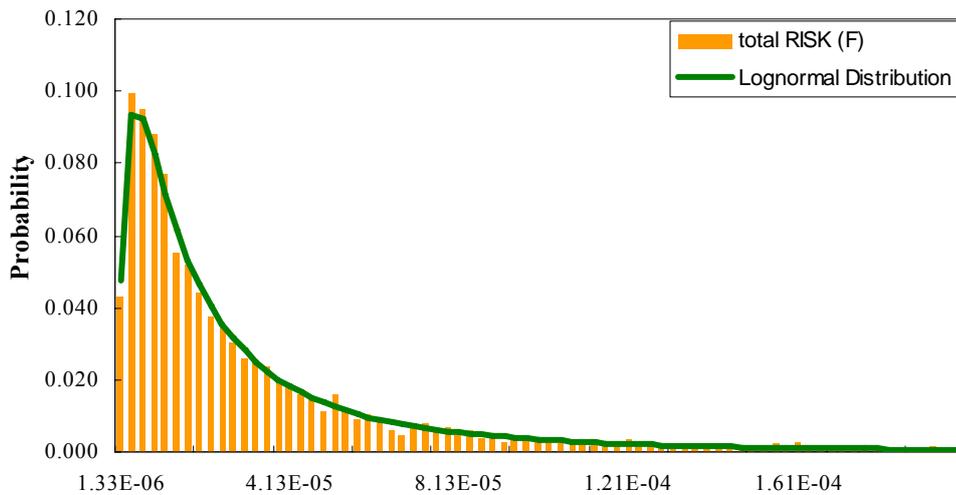


圖 4-12 女性致癌風險(總三鹵甲烷)

4-3-2 三鹵甲烷各物種對致癌風險之貢獻量

由於三鹵甲烷各物種造成的終身致癌風險皆呈現對數常態分佈，且第 97.5 百分位之風險值約為 2.5 百分位的 100 倍，故暴露三鹵甲烷之風

險，適合以幾何平均值表現，反應數值大小差距很大分佈狀況，結果整理如表 4-10。由採樣分析結果得知，氯仿是游泳池水中三鹵甲烷的優勢物種，故氯仿所造成之終身致癌風險最高(男： 1.02×10^{-5} ，女： 1.08×10^{-5})，其次為二氯一溴甲烷(男： 4.08×10^{-6} ，女： 4.15×10^{-6})及二溴一氯甲烷(男： 3.40×10^{-6} ，女： 3.32×10^{-6})，溴仿造成之終身致癌風險最小(男： 5.18×10^{-8} ，女： 5.14×10^{-8})，是唯一未超過美國環境署建議之可接受風險(10^{-6})的物質，主要的因素與其濃度偏低有關。

表 4-10 不同性別暴露三鹵甲烷之風險

	男性		女性	
	幾何平均	範圍*	幾何平均	範圍*
Chloroform	1.02×10^{-5}	1.10×10^{-6} - 1.04×10^{-4}	1.08×10^{-5}	1.15×10^{-6} - 1.11×10^{-4}
BDCM	4.08×10^{-6}	3.89×10^{-7} - 4.75×10^{-5}	4.15×10^{-6}	4.04×10^{-7} - 4.77×10^{-5}
DBCM	3.40×10^{-6}	2.52×10^{-7} - 4.55×10^{-5}	3.32×10^{-6}	2.43×10^{-7} - 4.32×10^{-5}
Bromoform	5.18×10^{-8}	4.28×10^{-9} - 5.85×10^{-7}	5.14×10^{-8}	4.52×10^{-9} - 6.05×10^{-7}
總風險	1.87×10^{-5}	2.09×10^{-6} - 1.95×10^{-4}	1.93×10^{-5}	1.99×10^{-6} - 2.04×10^{-4}

*2.5 百分位—97.5 百分位

各物種對游泳所造成之終身致癌風險之貢獻百分比如圖 4-13(男性)及圖 4-14(女性)所示。造成男性暴露三鹵甲烷之終身癌風險主要的物種為氯仿，貢獻百分比為 57.52 %；其次為二氯一溴甲烷，占 23.01 %；二溴一

氯甲烷占 19.17%；溴仿貢獻百分比最小為 0.21%。各物種造成女性的致
 癌風險的情況與男性類似，主要的物種亦為氯仿(4.61×10^{-5})，貢獻百分比
 為 61.25%，略高於男性；其次為二氯一溴甲烷，占 23.65%；二溴一氯甲
 烷占 18.16%；溴仿貢獻百分比為 0.21%。

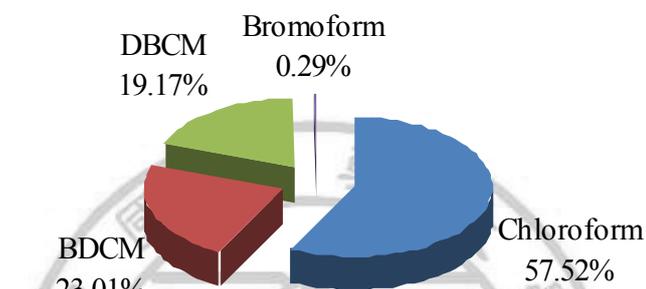


圖 4-13 男性各物種之致癌風險貢獻量

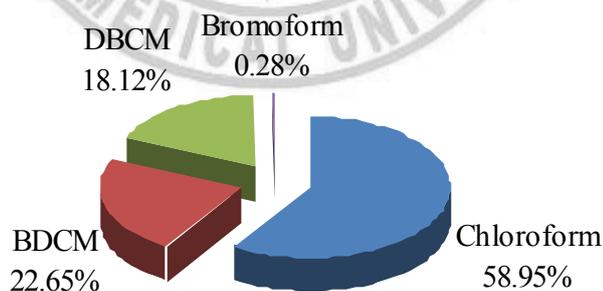


圖 4-14 女性各物種之致癌風險貢獻量

本研究暴露三鹵甲烷之健康風險評估與相關研究比較，整理於表 4-11。我們以採樣分析之游泳池中三鹵甲烷濃度的幾何分佈，選取兩個游泳池三鹵甲烷的濃度值(幾何平均值與第 95 百分位)，進行評估。結果顯示，以濃度的幾何平均值進行風險推估的結果，相較於其他飲用水相關之健康風險，土耳其及香港等地的風險較本研究高 5-6 倍，高雄及金門的風險亦比本研究高 3-4 倍，而本研究評估之終身致癌風險則與台北及中台飲用水暴露三鹵甲烷之風險相近。但是，如果第 95 百分位的三鹵甲烷濃度進行評估，則游泳暴露的致癌風險明顯比飲用水的暴露高，與國內飲用水暴露三鹵甲烷之終身致癌風險相比，游泳暴露三鹵甲烷的風險為飲用水的 1.8-7.2 倍。

從文獻中發現日常生活的用水行為暴露三鹵甲烷的風險已超過可接受之風險，若平常有游泳運動的習慣，生活中暴露三鹵甲烷的終身致癌風險將比沒有游泳習慣的人高。

表 4-11 本研究暴露三鹵甲烷之健康風險評估與相關研究比較(10⁻⁶)

國家/城市	樣本來源	Chloroform	BDCM	DBCM	Bromoform	TTHM	參考文獻	備註
土耳其/Izmir	飲用水		7.41	6.81	0.15		Kavcar et al., 2006	
土耳其/伊斯坦堡	飲用水					113.0	Uyak, 2006	男性
土耳其/伊斯坦堡	飲用水	-	-	-	-	118.0	Uyak, 2006	女性
香港	飲用水	-	-	-	-	97.6	Lee et al., 2004	男性
香港	飲用水	-	-	-	-	96.0	Lee et al., 2004	女性
韓國/首爾	飲用水	19.2	28.0	9.0	0.4	-	Chung et al., 1997	
台灣/台北	飲用水	6.4	-	-	-	-	Kuo et al., 1998	洗澡 10 分鐘
台灣/台中	飲用水	5.0	-	-	-	-	Kuo et al., 1998	洗澡 10 分鐘
台灣/高雄	飲用水	17.6	-	-	-	-	Kuo et al., 1998	洗澡 10 分鐘
台灣/台北	飲用水	-	-	-	-	20.0	Wang et al., 2007	
台灣/台中	飲用水	-	-	-	-	26.5	Wang et al., 2007	
台灣/高雄	飲用水	-	-	-	-	63.6	Wang et al., 2007	
台灣/金門	飲用水	-	-	-	-	78.3	Wang et al., 2007	
台灣	游泳池	10.2	4.08	3.4	0.05	18.7	本研究	男性(幾何平均)
台灣	游泳池	10.8	4.15	3.32	0.05	19.3	本研究	女性(幾何平均)
台灣	游泳池	73.2	32.1	31.2	0.42	136	本研究	男性(第 95 百分位)
台灣	游泳池	79.0	32.2	29.9	0.61	144	本研究	女性(第 95 百分位)

4-3-3 各暴露途徑對致癌風險之貢獻量

游泳過程游泳者會經由誤食(攝食)、呼吸水面空氣、全身大面積皮膚浸泡於水中等方式暴露游泳池環境中三鹵甲烷，各暴露途徑之致癌風險值整理於表 4-12，終身致癌風險貢獻百分比如圖 4-15(男性)及圖 4-16(女性)所示。

呼吸為男性暴露三鹵甲烷最主要的途徑，經由呼吸造成的致癌風險為 1.31×10^{-5} ，占總風險 67.23%，其次為皮膚吸收(5.93×10^{-6})貢獻百分比為 32.68%，攝食(1.80×10^{-8})的貢獻百分比最小。女性的情況與男性類似，呼吸為主要途徑(1.31×10^{-5})占總風險 69.83%，略高於男性，其次為皮膚吸收(5.64×10^{-6})貢獻百分比為 30.07%，最小的是攝食(8.19×10^{-8})，貢獻百分比僅有 0.1%。

不論男性或女性，游泳過程中最主要的暴露途徑為呼吸，游泳時的呼吸率($1.88 \text{ m}^3/\text{hr}$)是較一般輕度活動或是洗澡時呼吸率(男： $0.84 \text{ m}^3/\text{hr}$ ；女： $0.66 \text{ m}^3/\text{hr}$ ，鄧雅諱，2003)的 2.2-2.8 倍。除此之外，游泳池水中的三鹵甲烷會自水表面揮發至空氣中，所以游泳池水面上方空氣的三鹵甲烷通常比較高。在 Fantuzzi 等(2001)的研究指出游泳池周圍的濃度比接待區或機房的濃度高兩倍，而游泳者的呼吸區一般假設為水面上方 15 公分的區域(Blando et al., 2004)，故容易吸呼到比較高濃度的三鹵甲烷，所以呼吸為游泳者暴露水中三鹵甲烷重要的途徑。另一個重要的暴露途徑為皮

膚接觸，是由於游泳時身體大面積的皮膚與游泳池水接觸(Caro et al., 2007)，運動時心跳(172 ± 14 bpm)比一般活動時快，可以帶更多的血液到皮膚表面，當皮膚表面的血流量愈大時，化學物質經由皮膚進入人體的速度就愈快(Corley et al., 2000; Keskinen et al., 2007)。

表 4-13 整理本研究與其他暴露三鹵甲烷相關研究之主要暴露途徑，由於多數的研究並未詳細敘述各暴露途徑的貢獻百分比，所以整理於表 4-12 時以標記的方式表現主要的暴露途徑。不論是生活居家的用水行為(包括喝水、洗澡等)或游泳運動，大多數的研究皆顯示呼吸及皮膚接觸為暴露三鹵甲烷最主要的途徑。



表 4-12 不同暴露途徑之終身致癌風險

	男性		女性	
	幾何平均	範圍*	幾何平均	範圍*
攝食	1.80×10^{-8}	1.62×10^{-9} - 2.28×10^{-7}	1.93×10^{-8}	1.69×10^{-9} - 2.34×10^{-7}
呼吸	1.31×10^{-5}	1.354×10^{-6} - 1.33×10^{-4}	1.31×10^{-5}	1.35×10^{-6} - 1.33×10^{-4}
皮膚接觸	5.93×10^{-6}	5.54×10^{-7} - 7.42×10^{-5}	5.64×10^{-6}	4.92×10^{-7} - 7.01×10^{-5}

*2.5 百分位—97.5 百分位

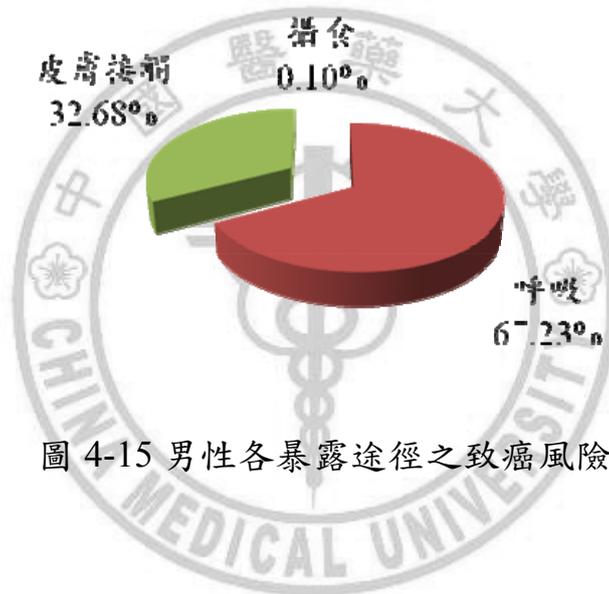


圖 4-15 男性各暴露途徑之致癌風險貢獻量

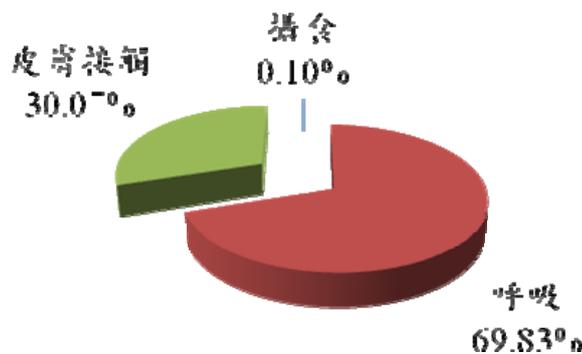


圖 4-16 女性各暴露途徑之致癌風險貢獻量

表 4-13 暴露三鹵甲烷之主要途徑

樣本來源	攝食	呼吸	皮膚接觸	參考文獻	備註
自來水	30%	43%	27%	Kuo et al., 1998	洗澡 10 min/day
自來水	12%	67%	21%	Kuo et al., 1998	洗澡 20 min/day
自來水	●			Lee et al., 2004	飲水 4.48 L/day 洗澡 12 min/day
自來水		●		葉怡巖，2004	飲水 2.5 L/day 洗澡 20 min/day
自來水	●	●		鄧雅謨，2003	飲水 2 L/day 洗澡 18.6min/day
游泳池		●	●	Caro et al., 2007	
游泳池		●		Erdinger et al., 2004	
游泳池		●		Fantuzzi et al., 2001	
游泳池		●	●	Lindstrom et al., 1997	
游泳池		●	●	Weisel et al., 1994	
游泳池		●		陳緯豪，2006	
游泳池	0.1%	67.2%	32.7%	本研究	男性
游泳池	0.1%	69.8%	30.0%	本研究	女性

4-3-4 游泳暴露三鹵甲烷之非致癌風險評估

對於環境中化學物質對人體產生不良健康效應的評估方式，是以危害指數(Hazard index, HI)為判釋依據，當估算出來的 HI 小於 1，示表化學物在評估的暴露條件下，不會對健康產生不良影響。反之，若 HI 大於 1，則表示化學物質在該暴露情境下，可能對健康產生不良效應。

本研究非致癌風險評估的結果，整理於表 4-14，各暴露途徑及各物質不論男女，所有的 HI 均小於 1，其中女性幾何平均 HI 值為 2.76×10^{-2} ，男性為 2.73×10^{-2} ，表示游泳者在本研究評估游泳過程暴露三鹵甲烷的狀況下，產生不良健康效應的可能性應該非常低。

表 4-14 非致癌風險值

		攝食	呼吸	皮膚接觸	合計
男性	Chloroform	2.18×10^{-5}	1.16×10^{-2}	1.08×10^{-2}	2.24×10^{-2}
	BDCM	3.31×10^{-6}	1.58×10^{-3}	1.43×10^{-3}	3.01×10^{-3}
	DBCM	5.86×10^{-6}	2.47×10^{-4}	1.24×10^{-3}	1.49×10^{-3}
	Bromoform	1.56×10^{-6}	1.92×10^{-4}	1.95×10^{-4}	3.89×10^{-4}
	合計	3.26×10^{-5}	1.36×10^{-2}	1.37×10^{-2}	2.73×10^{-2}
女性	Chloroform	2.34×10^{-5}	1.24×10^{-2}	1.03×10^{-2}	2.27×10^{-2}
	BDCM	3.55×10^{-6}	1.70×10^{-3}	1.36×10^{-3}	3.06×10^{-3}
	DBCM	6.30×10^{-6}	2.65×10^{-4}	1.18×10^{-3}	1.45×10^{-3}
	Bromoform	1.77×10^{-6}	2.06×10^{-4}	1.86×10^{-4}	3.94×10^{-4}
	合計	3.50×10^{-5}	1.46×10^{-2}	1.30×10^{-2}	2.76×10^{-2}

4-3-5 游泳暴露三鹵甲烷之終身致癌風險之不確定性分析

在美國國家科學院(The National Academy of Science)所出版的科學與評斷風險評估(Science and Judgment in Risk Assessment)一書中，對於不確定性(Uncertainty)一字的定義為，在定性及定量上對於真理缺乏精確的知識(許惠棕，2006)。

本研究進行風險評估過程中，已經具有不確定性之參數轉換成機率分佈，以隨機抽樣的方式，將風險之不確定性予以量化。但由於風險評估的每一個步驟中皆具有不確定性，所以在完成風險量化的同時，亦需要對量化過程的不確定性充分說明。不確定性之可能來源包含：

1. 情境型(scenario)不確定性；2. 變數型(parameter)不確定性；3. 模型(model)的不確定性。以下針對三種類型之不確定性進行定性之討論。

1. 情境型(scenario)不確定性

本研究欲評估游泳池環境中暴露三鹵甲烷的健康風險，可是泳客進行游泳池後並非直接進入游泳池進行游泳運動，可能在池邊作暖身運動，此期間的暴露在本研究中並未考量。另外，現在的游泳池場所中不單純只有游泳池，還有水療池、蒸氣室等設施，這些設施所揮發出的三鹵甲烷可能影響游泳池環境中空氣的濃度，此亦為本研究無法推估的部份。所以我們假設游泳者進入游泳池環境中，僅在游泳運動的過程中暴露三鹵甲烷，且水療池、蒸氣室等設施並不會對環境中三鹵甲烷的濃度造成

影響。此部份的不確定性可能造成低估之結果。

2. 變數型(parameter)不確定性

- (1)呼吸率：評估呼吸途徑時所使用之呼吸率，是引用日本獨立法人化學物質風險管理研究中心調查之日本人運動時的呼吸率，此呼吸率並未說明是何種運動時的呼吸率，作為游泳時的呼吸率可能具有不確定性，雖然日本人的體型與國人類似，但必竟非國人之資料，在推估國人的暴露仍具有不確定性。
- (2)致癌斜率因子(Slope factor, SF)：由於三鹵甲烷的致癌在 USEPA 的分類為 2B 或 C，所以毒性資料主要由高劑量的動物驗外推至低劑量的人體暴露劑量，因此具有不確定性。此外，二氯一溴甲烷及二溴一氯甲烷缺乏呼吸的 SF，因而引用攝食的 SF。且每一種三鹵甲烷皆無呼吸的參考劑量(RfD)，故以攝食的 RfD 乘上腸胃之吸收率，並假設腸胃吸收率為 100%，可能導致高估之結果。

3. 模型(model)的不確定性

本研究並未實際量測游泳池環境空氣中三鹵甲烷的濃度，所以在風險推估時，是利用模式依據量測之水中三鹵甲烷濃度推估空氣中濃度，但模式並沒有考量游泳池中的通風率或其他氣態三鹵甲烷的來源，所以空

氣中三鹵甲烷濃度具有不確定性。

4-3-6 游泳暴露三鹵甲烷終身致癌風險敏感度分析

為了解風險評估時參數對於風險估計結果的影響程度，本研究利用 Crystal Ball 軟體進行敏感度分析，以變異組成(contribution to variance)呈現各參數對風險評估結果不確定性所佔的百分比。分析的參數包括暴露頻率(EF)、暴露時間(ET)、體重(BW)、體表面積(SA)及三鹵甲烷各物種在水中及空氣中的濃度，敏感度分析之結果如圖 4-17(男性)及圖 4-18(女性)所示，參數說明如表 4-15。

不管在男性或女性的風險推估，暴露時間及暴露頻率為影響終身致癌風險變異主要的參數，暴露頻率貢獻的變異百分比為 57.34-59.37%，暴露時間為 37.10-38.41%。

由於本研究採樣分析之三鹵甲烷濃度變異不大，所以對於風險推估的不確定性貢獻很小。

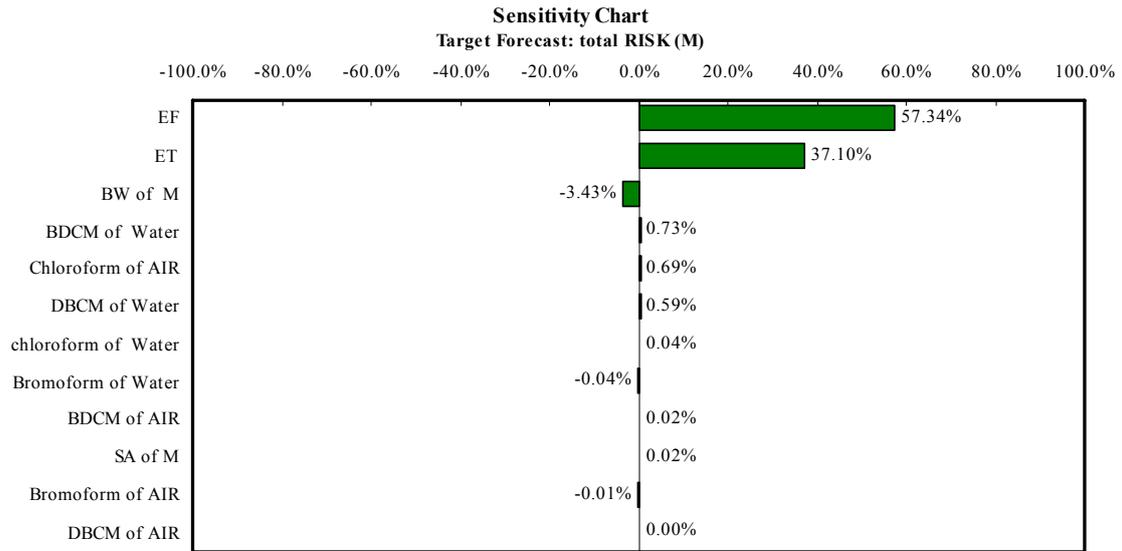


圖 4-17 男性游泳暴露三鹵甲烷終身致癌風險敏感度分析

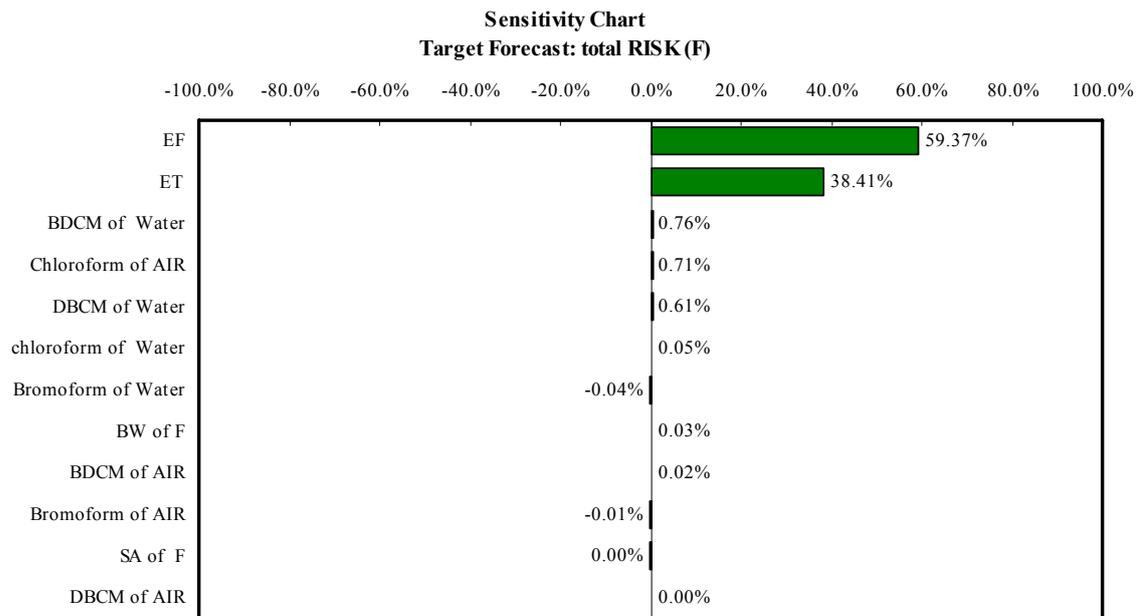


圖 4-18 女性游泳暴露三鹵甲烷終身致癌風險敏感度分析

表 4-15 敏感度分析之參數說明

參數符號	中文名稱
EF	暴露頻率
ET	暴露時間
BW of M	男性體重
BW of F	女性體重
SA of M	男性體表面積
SA of F	女性體表面積
Chloroform in Water	水中氯仿濃度
BDCM in Water	水中二氯一溴甲烷濃度
DBCM in Water	水中二溴一氯甲烷濃度
Bromoform in Water	水中溴仿濃度
Chloroform in Air	空氣中氯仿濃度
BDCM in Air	空氣中二氯一溴甲烷濃度
DBCM in Air	空氣中二溴一氯甲烷濃度
Bromoform in Air	空氣中溴仿濃度

4-3-7 風險管理建議

由於本研究根據採樣分析之水中三鹵甲烷濃度推估游泳過程暴露三鹵甲烷所造成的致癌風險，結果超出可接受之風險(男性： 2.09×10^{-6} - 1.95×10^{-4} ；女性： 1.99×10^{-6} - 2.04×10^{-4})。為了解游泳者所暴露的環境中三鹵甲烷的濃度要多低，才能使終身致癌風險降低至可接受的風險以下，本研究將採樣分析的氯仿濃度設定為 1，求出其他物種濃度相對於氯仿的比例，如表 4-15 所示，發現游泳池 D2 各物種間的比例關係所產生之總三鹵甲烷的濃度最小(Chloroform : BDCM : DBCM : Bromoform = 1 : 0.05 : 0 : 0)，E2 的比例關係所產生之總三鹵甲烷的濃度最大(Chloroform : BDCM : DBCM : Bromoform = 1 : 1.64 : 1.97 : 0.57)。

利用 D2 與 E2 的濃度比例，將氯仿濃度設定為 1 $\mu\text{g/L}$ ，其他物種則根據比例得到一個相對應的濃度值，搭配體重(BW)與體表面積(SA)的平均值(男性：BW=69.5 kg；SA=1.76 m^2 ，女性：BW=57.9 kg；SA=1.54 m^2)代入風險評估模式中，分別推估不同性別於暴露時間(ET)與暴露頻率(EF)為平均值(ET=1.92 hr/event；EF=7.36 event/month)和最大值(ET=7.5 hr/event；EF=30 event/month)時的風險範圍，使用之參數值與推估之結果如表 4-16 所示。

以暴露時間與暴露頻率為最大值所推估之終身致癌風險，代表游泳選手的暴露情形，而以平均值推估之風險值為一般民眾暴露的情況。結果

顯示，游泳選手暴露三鹵甲烷造成的致癌風險，男性為 $3.04 \times 10^{-4} \sim 3.81 \times 10^{-4}$ ，女性為 $3.32 \times 10^{-4} \sim 4.08 \times 10^{-4}$ ，超過可接受的風險(10^{-6})約 300-400 倍。而一般民眾的暴露所造成的致癌風險，男性為 $1.89 \times 10^{-5} \sim 2.39 \times 10^{-5}$ ，女性為 $2.05 \times 10^{-5} \sim 2.56 \times 10^{-5}$ ，超過可接受的風險約 20-26 倍。

從上述的推估結果了解，游泳時即使暴露於總三鹵甲烷濃度僅 1.05-5.18 $\mu\text{g/L}$ 的情況，一般民眾的致癌風險仍超過可接受的風險。台灣現行針對飲用水中三鹵甲烷訂定的管制標準，設定在 100 $\mu\text{g/L}$ ，若以此標準作為游泳池水中三鹵甲烷的管制標準，則風險值將比本研究評估的結果高出近 100 倍。若要將游泳暴露三鹵甲烷的致癌風險控制低於可接受的風險，水中總三鹵甲烷的濃度要比本研究假設之 1.05-5.18 $\mu\text{g/L}$ ，降低 20-26 倍才足以保護一般民眾的健康，為了保護游泳選手的健康更要再降低約 300-400 倍，可是目前大部份的游泳池所使用的消毒方式皆為加氯消毒，消毒劑與有機物反應產生三鹵甲烷是無可避免的情況，若要訂定如此低的三鹵甲烷管制標準，執行面上並不可行。

所以為了保護游泳族群的健康，希望游泳池水中不含三鹵甲烷或水中三鹵甲烷的濃度極低，所以消毒方式建議選擇使用紫外線或臭氧等不會產生三鹵甲烷的消毒劑進行消毒。盧月詩(1995)的實驗中發現，隨著臭氧添加量的提升將導致有機物的去除，當臭氧添加量為 6 mg O_3/L 時，水中

三鹵甲烷的生成量最低，其濃度為未經臭氧氧化前之 39 %，由此可知，選擇其他的消毒方式可以降低三鹵甲烷生成的機會。另外，游泳池可在處理系統中加入適當的過濾設備，將游泳者帶入的有機物質過濾，減少三鹵甲烷生成的前趨物質，如此亦能降低三鹵甲烷生成的機會。

表 4-15 各游泳池三鹵甲烷之濃度比例及關係所產生之總三鹵甲烷濃度

游泳池	Chloroform	BDCM	DBCM	Bromoform	TTHM 濃度(μg/L)
A	1	0.56	0.26	0	1.82
B	1	0.19	0.05	0	1.24
C	1	0.12	0	0	1.12
D1	1	0.21	0.1	0	1.22
D2	1	0.05	0	0	1.05
E1	1	1.56	1.69	0.46	4.71
E2	1	1.64	1.97	0.57	5.18

表 4-16 游泳過程暴露單位濃度三鹵甲烷造成之健康風險

	BW (kg)	SA (m ²)	ET (hr/event)	EF (event/month)	終身致癌風險
男性	69.5	57.9	1.92	7.36	* 1.89×10^{-5} - 2.39×10^{-5}
			7.5	30	# 3.04×10^{-4} - 3.81×10^{-4}
女性	1.76	1.54	1.92	7.36	* 2.05×10^{-5} - 2.56×10^{-5}
			7.5	30	# 3.32×10^{-4} - 4.08×10^{-4}

*暴露時間與暴露頻率為最大值，代表游泳選手暴露三鹵甲烷的風險

#暴露時間與暴露頻率為平均值，代表一般民眾暴露三鹵甲烷的風險

第五章 結論與建議

本研究檢測五座室內游泳池水中三鹵甲烷濃度，分析三鹵甲烷在空間與時間上的差異，並探討影響三鹵甲烷濃度分佈的因素。針對游泳活動暴露三鹵甲烷進行健康風險評估。根據研究目的、架構、結果與討論，歸納出以下結論，並提出研究限制與建議。

5-1 結論

一、國內游泳池環境中三鹵甲烷之濃度分佈

水中總三鹵甲烷濃度為6.39~22.15 $\mu\text{g/L}$ ，優勢物種為氯仿(占總三鹵甲烷55~95.2%)，若比照飲用水的污染物容許濃度標準(總三鹵甲烷: 100 $\mu\text{g/L}$)，並未超出管制標準；以模式推估空氣中三鹵甲烷濃度為46.37~84.26 $\mu\text{g/m}^3$ ，並未如預期比使用自來水暴露的濃度高很多。

二、環境因子對三鹵甲烷濃度之影響性

表5-1說明不同環境因子與水中三鹵甲烷濃度相關性之虛無假設的實証結果：

1. 時間與空間上的差異

每座游泳池於3~4個不同的採樣點採集水樣，結果發現有重複採樣的12個時段的採樣分析中，其中3個時段的分析結果，採樣點之間水中三鹵甲烷的濃度具有統計顯著差異，所以「拒絕游泳池中不同位置水中三鹵

甲烷濃度無顯著差異」的假設。另外，A, B, C, D2等四座游泳池水中三鹵甲烷的濃度在不同時段具有統計顯著差異，故拒絕「游泳池水中三鹵甲烷濃度不會隨時間改變而有差異」之假設。

2. 環境因子對三鹵甲烷濃度的影響

游泳池水中三鹵甲烷濃度與自由餘氯、總有機碳、單位時間游泳人數及水溫有關。

- (1) 水溫對於三鹵甲烷濃度的影響，本研究的實証結果拒絕「游泳池中水中三鹵甲烷濃度與水溫無顯著相關」之假設。理論上溫度會影響化學反應的速率，當溫度愈高時，化學反應的速率愈快。本研究採樣分析之水中三鹵甲烷濃度與水溫間呈現正相關，當溫度愈高時，水中三鹵甲烷濃度愈高。
- (2) 自由餘氯濃度與水中三鹵甲烷濃度之相關性，本研究實証結果拒絕「游泳池中水中三鹵甲烷濃度與自由餘氯濃度無顯著相關」之虛無假設，當自由餘氯濃度愈高時，水中三鹵甲烷濃度愈高。自由餘氯為生成水中三鹵甲烷之前趨物質，故兩者間呈現正相關為合理的現象。
- (3) 本研究中TOC與總三鹵甲烷濃度統計上未有具顯著的相關，所以接受「游泳池水中三鹵甲烷濃度與總有機碳濃度無顯著相關」之假設。由於TOC為形成三鹵甲烷之前趨物質，所以從圖4-8中仍可

觀察到當TOC增加時，三鹵甲烷亦增加的趨勢。

- (4) 單位時間游泳人次與水中三鹵甲烷濃度未有統計顯著相關，所以接受「游泳池水中三鹵甲烷濃度與游泳人數無顯著相關」之假設，可是本研究在統計分析與討論的過程中發現當游泳人數愈多時，水中三鹵甲烷濃度降低量亦愈多的趨勢，推測可能是游泳活動造成的擾動及紊流，會促使三鹵甲烷自水中揮發。

表 5-1 環境因子與水中三鹵甲烷濃度相關性之實証結果彙總表

虛無假設	實証結果
H ₀ :游泳池中不同位置水中三鹵甲烷濃度無顯著差異。	拒絕
H ₀ :游泳池中水中三鹵甲烷濃度不會隨時間改變而有差異。	拒絕
H _{0a} :游泳池中水中三鹵甲烷濃度與水溫無顯著相關。	拒絕
H _{0b} :游泳池中水中三鹵甲烷濃度與自由餘氯濃度無顯著相關。	拒絕
H _{0c} :游泳池中水中三鹵甲烷濃度與總有機碳濃度無顯著相關。	接受
H _{0d} :游泳池中水中三鹵甲烷濃度與游泳人數無顯著相關。	接受

三、 游泳者暴露三鹵甲烷之健康風險評估

依據水中三鹵甲烷濃度及模式推估的空氣濃度，結合國人相關的暴露參數進行風險評估，結果顯示，非致癌風險為 2.7×10^{-2} ，是可接受的風險。另外，游泳過程男性所承受的致癌風險： $2.09 \times 10^{-6} \sim 1.95 \times 10^{-4}$ ，女性： $1.99 \times 10^{-6} \sim 2.04 \times 10^{-4}$ ，已超過美國環保署建議之可接受風險(10^{-6})。最主要的暴露途徑為呼吸(67.23-69.83%)，其次為皮膚接觸(30.07-32.68%)，而攝食的暴露約為0.1%幾乎可以忽略。



5-2 研究限制

- 一、本研究受限於時間、人力、物力及經費等因素，採樣分析的樣本數不足，在結果上的推論較不足，未來應該再增加樣品數以利探討游泳人數、自由餘氯濃度、總有機碳濃度及水溫等因素對於水中三鹵甲烷的影響性，可增加上述環境因子對三鹵甲濃度變異的解釋力。
- 二、由於時間的限制，本研究僅在春、冬兩季採樣(2007/11-2008/4)，但三鹵甲烷之生成受到溫度的影響，且水源中天然有機物質的濃度亦可能具有季節性的差異，故本研究分析之結果，僅能呈現春冬兩季的情況，可能不適合反應夏季游泳池水中三鹵甲烷的濃度分佈。
- 三、本研究於採樣的過程中，無法得知游泳池何時加氯，而加氯量及加氯的時間都可能直接影響水中三鹵甲烷的濃度。

5-3 建議

進行游泳池三鹵甲烷相關研究時，建議在採集水樣的同時，亦收集水溫、自由餘氯濃度等影響三鹵甲烷濃度之參數資料。由於本研究的樣本數不足，所以在解釋水中總有機碳及游泳人數與水中三鹵甲烷濃度的關係的能力不佳，但文獻回顧過程了解這兩個變數亦為影響三鹵甲烷分佈的因子，故建議相關的研究可以增加樣本數，便可以對這此因素有更好的解釋能力。

目前國內外均未對針游泳池三鹵甲烷濃度進行管制，建議應建立游泳池三鹵甲烷濃度的管制標準，以保護在游泳池的工作人員及游客的健康。

游泳池為提供健身運動的場所，本研究的結果顯示游泳池環境暴露三鹵甲烷的風險超出可接受的範圍，故游泳池的管理建議選擇其他的消毒方式，如臭氧、紫外線，可達到消毒滅菌的效果，且不會產生致癌性的消毒副產物。增加換水的頻率或在循環系統中加入適當的過濾設備，去除水中的有機物質皆能有效降低三鹵甲烷的生成。如此一來，便可提供民眾安全的運動場所，確實保護人體健康。

5-4 未來研究方向

- 一、 室內游泳池為密閉或半密閉的空間，未來若可以進行游泳池空氣中三鹵甲烷的採樣分析，將有助於了解國內室內游泳池空氣中三鹵甲烷的濃度分佈，在進行風險推估時，亦可免去從水中三鹵甲烷利用模式推估至空氣中三鹵甲烷的不確定性。
- 二、 現在的游泳池場所中，除了游泳池外還有水療池、蒸氣室等休閒設施，未來若可以採樣分析這些設施中的消毒副產物，便可以詳實的評估民眾到游泳池活動暴露的消毒副產物。
- 三、 游泳池環境中的三鹵甲烷受到諸多因素影響，未來可以蒐集更多這此影響因素的資料，以建立游泳池水中或空氣中三鹵甲烷濃度之預測模式，利用檢測或蒐集較簡易的環境參數(水溫、自由餘氯、pH、TOC、游泳人數)，推估環境中的三鹵甲烷，可以減少實際採樣分析三鹵甲烷的成本。
- 四、 目前進行游泳者暴露三鹵甲烷之風險推估的過程中，使用的許多暴露參數並非國人的資料，未來可以針對國人的游泳運動利用合時間活動模式，詳細記錄泳客進入游泳池之後的活動，及游泳的頻率及時間等資料，使風險推估的結果更能符合國人實際的暴露狀況。

參考文獻

- Aggazzotti G, Fantuzzi G, Righi E, Predieri G. Blood and breath analyses as biological indicators of exposure to trihalomethanes in indoor swimming pools. *The Science of Total Environmental* 1998; 217: 155-163.
- Aggazzotti G, Fantuzzi G, Righi E, Predieri G. Environmental and biological monitoring of chloroform in indoor swimming pools. *Journal of Chromatography A* 1995; 710: 181-190.
- Aggazzotti G, Fantuzzi G, Righi E, Tartoni P, Cassindri T, Predieri G. Chloroform in alveolar air of individuals attending indoor swimming pools. *Archives of Environmental Health* 1993; 48: 250-254.
- Aggazzotti G, Fantuzzi G, Tartoni PL, Predieri G. Plasma chloroform concentrations in swimmers using indoor swimming pools. *Archives of Environmental Health* 1990; 45: 175-179.
- American Chemistry Council (ACC), An analysis of the training patterns and practices of competitive swimmers. Prepared by Richard Reiss, Sciences International Inc. 2002.
- Batterman S, Huang A, Wang S, Zhang L. Reduction of ingestion exposure to trihalomethanes due to volatilization. *Environmental Science and Technology* 2000; 34: 4418-4424.
- Blando JD, Cohn P. Exposure and health from swimming in outdoor pools contaminated by Trichloroethylene. *Human and Ecological Risk Assessment* 2004; 10: 717-731.
- Bull RJ, Birnbaum LS, Cantor KP, Rose JB, Butterworth BE, Pegram R, Tuomisto J. Water chlorination: Essential process or cancer hazard. *Fundamental and Applied Toxicology* 1995; 28:155-166.
- Cammann K, and Hübner K. Trihalomethane concentrations in swimmers' and bath attendants' blood and urine after swimming or working in indoor swimming pools. *Archives of Environmental Health* 1995; 50: 61-65.

- Cantor KP, Hoover R, Mason TJ, McCabe LJ. Associations of cancer mortality with halometnanes in drinking water. *Journal of National Cancer Institute* 1978; 61: 979-985.
- Caro J, Gallego M. Assessment of exposure of workers and swimmers to trihalomethanes in an indoor swimming pool. *Environmental Science and Technology* 2007; 41: 4793-4798.
- Corley RA, Gordon SM, Wallace LA. Physiologically Based Pharmacokinetic Modeling of the Temperature-Dependent Dermal Absorption of Chloroform by Humans following Bath Water Exposures. *Toxicological Sciences* 2000; 53: 13-23.
- Corsi R, Howard CH. Volatilization rates from water to indoor air phase II. U.S.EPA Report. EPA 600/r-11/096, 2000.
- Cotruvo JA. THMs in drinking water. *Environmental Science and Technology* 1981; 15: 268-274.
- Erdinger L, Kühn KP, Kirsch F, Feldhues R, Fröbel T, Noynek B, Gabrio T. Pathways of trihalomethane uptake in swimming pools. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 2004; 207: 571-575.
- Fantuzzi G, Righi E, Predieri G, Ceppelli G, Gobba F, Aggazzotti G. Occupational exposure to trihalomethanes in indoor swimming pools. *The Science of the Total Environment* 2001; 264: 257-265.
- Graham JD. Historical perspective of risk assessment in the federal government. *Toxicology* 1995; 102: 29-52.
- Hsu CH, Jeng WL, Chang RM, Chien LC, Han BC. Estimation of potential lifetime cancer risks for trihalomethanes from consuming chlorinated drinking water in Taiwan. *Environmental Research* 2001; 85: 77-82.
- Ichihashi K, Teranishi K, Ichimura A. Brominated trihalomethane formation in halogenation of humic acid in the coexistence of hypochlorite and hypobromite ions. *Water Research* 1999; 33: 477-483.
- Jo WK, Weisel CP, Liroy PJ. Chloroform exposure and the health risk

- associated with multiple uses of chlorinated tap water. Risk analysis 1990; 10: 581-585.
- Judd SJ, Black SH. Disinfection by-product formation in swimming pool waters: a simple mass balance. Water Research 2000; 34: 1611-1619.
- Kavcar P, Odabasi M, Kitis M, Inal F, Sofuoglu SC. Occurrence, oral exposure and risk assessment of volatile organic compounds in drinking water for Izmir. Water Research 2006; 40: 3219-3230.
- Kell KE, The Myth of 10^{-6} as a Definition of “Acceptable Risk” . Air and Waste Management Association, The 84th Annual Meeting and Exhibition; 1991.
- Keskinen1 OP, Keskinen KL, Mero AA. Effect of Pool Length on Blood Lactate, Heart Rate, and Velocity in Swimming. International Journal of Sports Medicine 2007; 28: 407-413.
- Kim H, Shim J, Lee S. Formation of disinfection by-products in chlorinated swimming pool water. Chemosphere 2002; 46: 123-130.
- Knocke WR, West S, Hoehn RC. Effects of Low Temperature on the Removal of Trihalomethane Precursors by Coagulation. Journal of American Water Works Association 1986; 78: 189-196.
- Kuo SW, Chiang TF, Lo II, Lai JS, Chan CC, Wang JD. Estimates of cancer risk from chloroform exposure during showering in Taiwan. The Science of the Total Environment. 1998; 218: 1-7.
- Kuo SW, Chiang TF, Lo II, Lai JS, Chan CC, Wang JD. VOCs concentrations in Taiwan’ s household drinking water. The Science of the Total Environment 1997; 208: 41-47.
- Lee SC, Guo H, Lam SMJ, Lau SLA, Multipathway risk assessment on disinfection by-products of drinking water in Hong Kong. Environmental Research 2004; 94: 47-56.
- Levesque B, Ayotte P, LeBlanc A, Dewailly E, PrudHomme D, Lavoie R, Allair S, Levallois P. Evaluation of dermal and respiratory chloroform

- exposures in humans. *Environmental Health Perspectives* 1993; 102: 1082-1087.
- Lindstrom AB, Pleil JD, Berkoff DC. Alveolar breath sampling and analysis to assess trihalomethane exposures during competitive swimming training. *Environmental Health Perspectives* 1997; 105: 636-642.
- Little JC. Applying the two-resistance theory to contaminant volatilization in showers. *Environmental Science and Technology* 1992; 26: 1341-1349.
- Little JC, Chui N. *Exposure to Contaminants in Drinking Water*, CRC Press, Washington DC, 1998.
- Mantel N, Bryan WR. Safety testing of carcinogens. *Journal of the National Cancer Institute* 1961; 27: 455-460.
- Mazari-Hiriart M, Lopez-Vidal Y, Ponce-de-Leon S, Calva JJ, Rojo-Callejas F, Castillo-Rojas G. Longitudinal study of microbial diversity and seasonality in the Mexico city metropolitan area water supply system. *Applied and Environmental Microbiology* 2005; 71: 5129-5137.
- McGeehin MA. Case-control study of bladder cancer and water disinfection methods in Colorado. *American Journal of Epidemiology* 1993; 138: 492-501.
- Milot J, Rodriguez MJ, Serodes JB. Modeling the susceptibility of drinking water utilities to form high concentrations of trihalomethanes. *Journal of Environmental Management* 2000; 60: 155-171.
- Morris RD, Audet AM. Chlorination, chlorination by-products and cancer: a meta-analysis. *American Journal of Public Health* 1992; 82: 955-963.
- Moya J, Howard-Reed C, Corsi RL. Volatilization of chemicals from tap water to indoor air from contaminated water used for showering. *Environmental Science and Technology* 1999; 33: 2321-2327.
- Nazir M, Khan FI. Human health risk modeling for various exposure routes of trihalomethanes (THMs) in potable water supply. *Environmental Modeling and Software* 2006; 21: 1416-1429.

- NTP (National Toxicology Program). NTP Technical Report on the Toxicology and Carcinogenesis Studies of Bromodichloromethane in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (Gavage Studies). NTP Tech. Report Series No. 321. U.S. Dept. Health and Human Services, Public Health Service, National Institute of Health. 1987.
- Percival RV, Miller AS, Schroeder CH, Leape JP. Environmental Regulation: Law, Science, and Policy; 2nd ed., Boston, Little, Brown, and Company, 1996.
- Rodricks JV, and Taylor MR. Comparison of risk management in U.S. regulatory agencies. *Journal of Hazardous Materials* 1989; 21: 239-253.
- Rodricks JV, Brett SM, Wrenn GC. Significant risk decisions in federal regulatory agencies. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 1987; 7: 307-320.
- Shin D, Chung Y, Choi Y, Kim J, Park Y, Kum H. Assessment of disinfection by-products in drinking water in Korea. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 1999; 9: 192-199.
- Singer PC. Humic substances as precursors for potentially harmful disinfection by-products. *Water Science and Technology* 1999; 40: 25-30.
- Theiss JC, Stoner GD, Shimkin MB, Weisburger EK. Test for carcinogenicity of organic contaminants of United States drinking waters by pulmonary tumor response in strain a mice. *Cancer Research* 1977; 37: 2717-2720.
- U.S. EPA. Final draft for the drinking water criteria document on trihalomethanes. Prepared for Health and Ecological Criteria Division, Office of Science and Technology, Washington, DC, 1994.
- U.S. EPA, Developing Human Exposure Estimates for Individual DBPs, Draft Final Report. Washington, DC, 2003; 1-23.
- U.S. EPA, Integrated Risk Information System, Available at: <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm>. Accessed May 30, 2008.
- U.S. EPA, National primary drinking water regulations: disinfectants and

- disinfection byproducts. Final Rule. Federal Register 1998. 63 :69406-69407.
- U.S. EPA, The Risk Assessment Information System, Available at: <http://rais.ornl.gov/>. Accessed May 30, 2008.
- U.S. EPA. (1998c) National primary drinking water regulations: disinfectants and disinfection byproducts. Final Rule. Federal Register 1998; 63: 69406-69407.
- U.S. EPA., Exposure Factors Handbook, Volume III: Activity Factors. Office of Research and Development. Washington, DC, 1997; 15-16.
- U.S. EPA., Swimmer exposure assessment model (SWIMODEL) Version 3.0, Washington, DC, 2003.
- Uyak V. Multi-pathway risk assessment of trihalomethanes exposure in Istanbul drinking water supplies. *Environment International* 2006; 32: 12-21.
- Uyak V, Toroz I, Meric S. Monitoring and modeling of trihalomethanes (THMs) for a water treatment plant in Istanbul. *Desalination* 2005; 176: 91-101.
- Vahala R, Langvik VA, Laukkanen R. Controlling Adsorbable Organic Halogens (AOX) and Trihalomethanes (THM) Formation by Ozonation and Two-Step Granule. *Water Science and Technology* 1999; 40: 249-256.
- Wang GS, Deng YC, Lin TF. Cancer risk assessment from trihalomethanes in drinking water. *Science of the Total Environment* 2007; 387: 86-95.
- Weisel CP, Shepard TA. Chloroform exposure and the body burden associated with swimming in chlorinated pools. In: Wang, RGM ed, *Water Contamination and Health: Integration of Exposure Assessment Toxicology and Risk Assessment*. Marcel Dekker, New York, 1994; 135-148.
- White GG. *Handbook of Chlorination and Alternative Disinfections*, 3rd ed., Van Nostrand Reinhold, New York, 1992.
- WHO. *Guidelines for safe recreational water environments Vol 2: swimming*

pools and similar environments, Geneva, Switzerland. 2006.

內政部統計處。生命表， Available at: <http://sowf.moi.gov.tw/stat/Life/List.html>. 引用 2008/5/30。

日本獨立法人化學物質風險管理研究中心。日本暴露係數手冊， Available at: <http://unit.aist.go.jp/crm/exposurefactors/index.htm>. 引用 2008/5/30。

余崇業，紫外光滅菌及加氯消毒處理對養豬廢水處理後放流水之再使用安全評估，碩士論文，台灣大學獸醫學研究所，台北市 2000。

國民健康局。國民健康促進知識、態度與行為調查。2006 年。

許惠棕：風險評估與風險管理。第二版。台北：新文京開發出版股份有限公司，2006；189-194。

勞工安全衛生研究所，物質安全資料表， Available at: <http://www.iosh.gov.tw/msds.htm>. 引用 2008/5/30。

陳緯豪，游泳池水中含氯乙酸之生成及其液相光催化分解特性研究，碩士論文，高雄第一科技大學環境與安全衛生工程系，高雄市 2006。

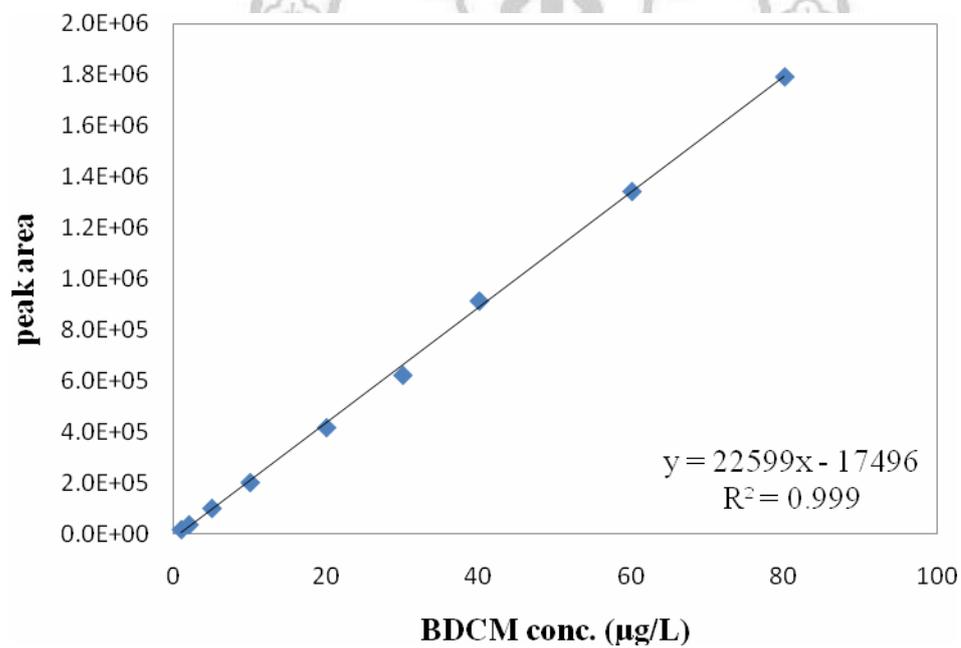
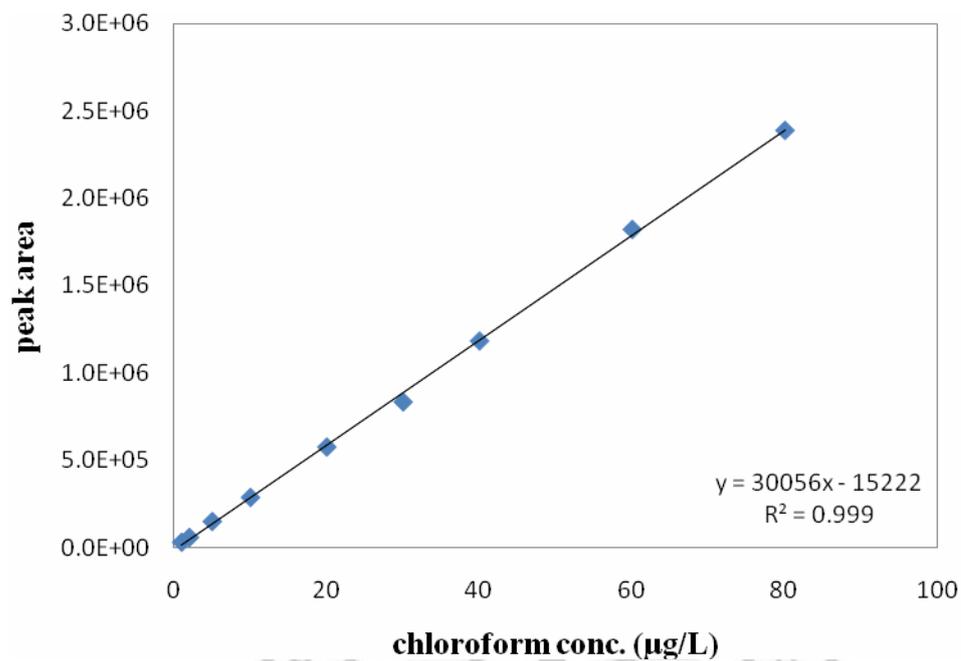
葉怡巖、陳偉銘、黃意潔、劉宇健、李漢鏗，自來水中三鹵甲烷風險評估程序之研究，中華民國環境工程學會第 16 屆年會，第 29 屆廢水處理技術研討會，國立成功大學，台南 2004/11/26-2004/11/27。

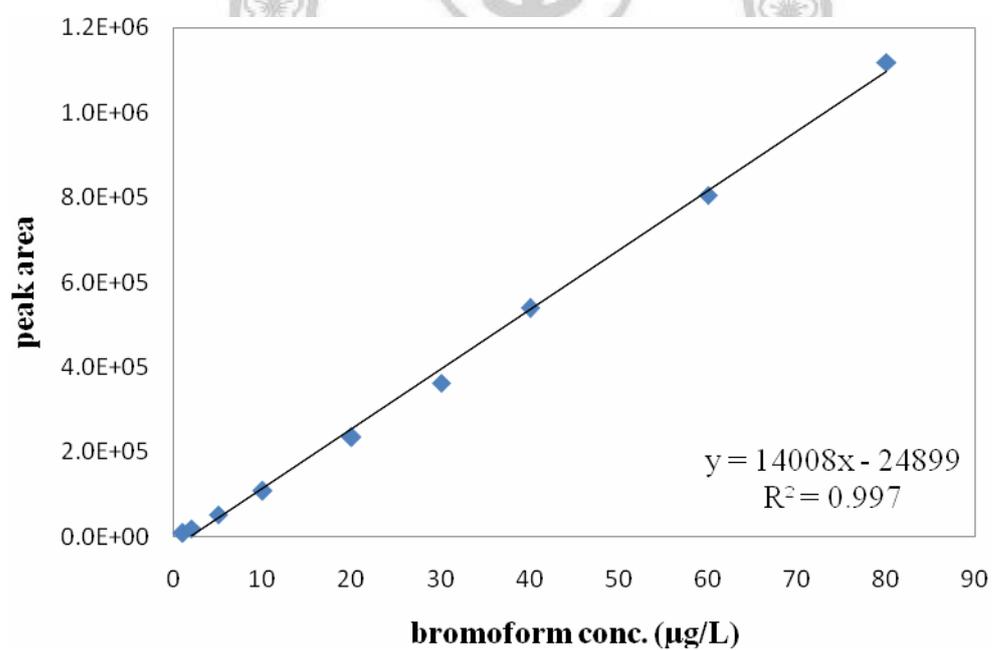
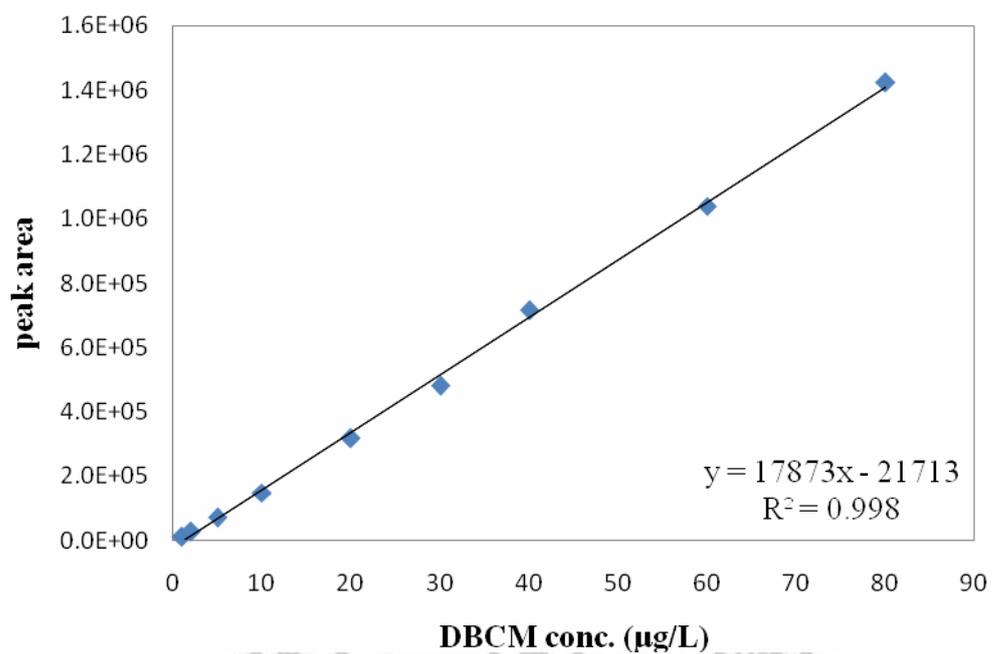
鄧雅諱，飲用水中三鹵甲烷生成及其致癌風險評評估，碩士論文，台灣大學環境衛生研究所，台北市 2003。

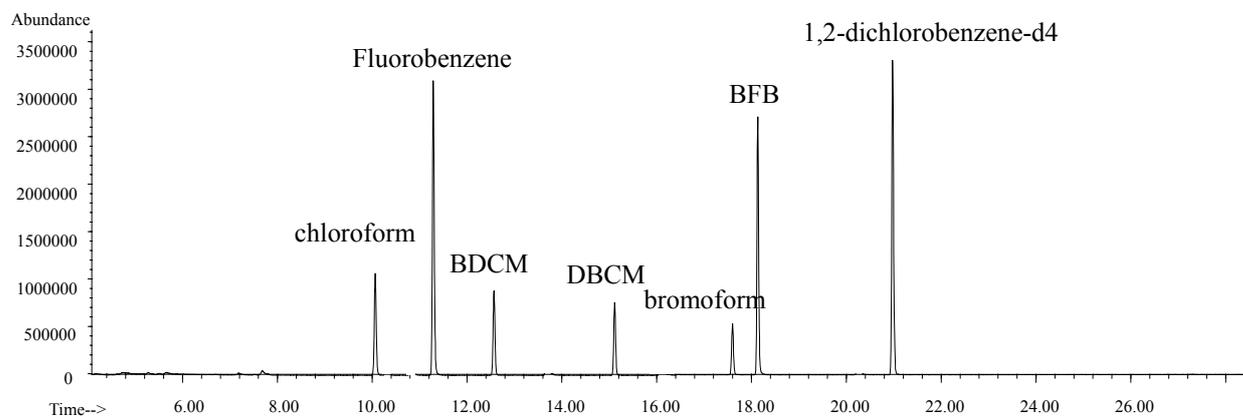
盧月詩，以氯及臭氧氧化模擬游泳池水質有機物之效能及消毒副產物之評估，碩士論文，逢甲大學環境工程與科學學系，台中市 2005。

蕭美玲、林慶豐、陳惠芳、許明滿，「可接受風險」認知，藥物食品安全週報，行政院衛生署，2006/1/19。

附錄一 檢量線







附錄二 水中三鹵甲烷分析之品質管制

項目	分析結果				法規標準
	Chloroform	BDCM	DBCM	Bromoform	
檢量線查核	15.00±5.34	14.28±2.29	14.28±1.54	19.72±2.04	感應因子與檢量線平均感應因子 相對誤差不得超過±25%
重複樣品分析	2.64±2.39	3.66±2.34	7.59±3.30	9.04±7.20	相對差異百分比應在 25%內
添加樣品分析	95.53±5.95	89.06±5.67	85.01±5.80	78.51±7.93	添加回收率應該 65%-135%之間
內標準準品監測		98.31±1.72			內標準品之感應面積與檢量線標準溶液之感應面積比較，應在 50%-150%之間
擬似標準品回收率		97.14±3.67			回收率應在 60%-140%之間

附錄三 三鹵甲烷之液相傳輸係數(D_L)、氣相傳輸係數(D_G)及無因次之亨利常數(H)

Temp °C	chloroform			BDCM			DBCM			Bromoform		
	D _L	D _G	H									
17	8.44E-06	0.09	0.1105	8.32E-06	0.0854	0.0618	8.19E-06	0.082	0.0259	8.08E-06	0.0792	0.0142
18	8.70E-06	0.0906	0.1123	8.57E-06	0.086	0.0651	8.44E-06	0.0825	0.0274	8.32E-06	0.0797	0.0151
19	5.95E-06	0.0912	0.1142	8.82E-06	0.0866	0.0686	8.69E-06	0.0831	0.0289	8.56E-06	0.0802	0.016
20	9.21E-06	0.0917	0.1161	9.07E-06	0.0871	0.0722	8.93E-06	0.0836	0.0305	8.81E-06	0.0808	0.017
21	9.47E-06	0.0923	0.1236	9.33E-06	0.0877	0.076	9.19E-06	0.0841	0.0322	9.06E-06	0.0813	0.018
22	9.73E-06	0.0929	0.131	9.58E-06	0.0882	0.0799	9.44E-06	0.0847	0.0339	9.31E-06	0.0818	0.0191
23	9.99E-06	0.0935	0.1384	9.84E-06	0.0888	0.0841	9.7E-06	0.0852	0.0358	9.56E-06	0.0823	0.0203
24	1.03E-05	0.0941	0.1459	1.01E-05	0.0894	0.0884	9.96E-06	0.0858	0.0377	9.82E-06	0.0829	0.0214
25	1.05E-05	0.0947	0.1533	1.04E-05	0.09	0.0929	1.02E-05	0.0863	0.0397	1.01E-05	0.0834	0.0227
26	1.08E-05	0.0953	0.1617	1.06E-05	0.0905	0.0976	1.05E-05	0.0869	0.0418	1.03E-05	0.0839	0.024
27	1.11E-05	0.0959	0.1701	1.09E-05	0.0911	0.1025	1.08E-05	0.0874	0.044	1.06E-05	0.0845	0.0254
28	1.14E-05	0.0965	0.1785	1.12E-05	0.0917	0.1076	1.1E-05	0.088	0.0463	1.09E-05	0.085	0.0269
29	1.17E-05	0.0971	0.1869	1.15E-05	0.0922	0.1129	1.13E-05	0.0885	0.0487	1.11E-05	0.0856	0.0284
30	1.19E-05	0.0977	0.1953	1.18E-05	0.0928	0.1185	1.16E-05	0.0891	0.0512	1.14E-05	0.086	0.03
31	1.22E-05	0.0983	0.2037	1.21E-05	0.034	0.1243	1.19E-05	0.0897	0.0538	1.17E-05	0.0866	0.0317
32	1.25E-05	0.0989	0.2122	1.23E-05	0.094	0.1303	1.22E-05	0.0902	0.0565	1.2E-05	0.0872	0.0335
33	1.28E-05	0.0995	0.2207	1.26E-05	0.0946	0.1366	1.24E-05	0.0908	0.0594	1.23E-05	0.0877	0.0353
34	1.31E-05	0.1002	0.2291	1.29E-05	0.0951	0.1431	1.27E-05	0.0913	0.0624	1.26E-05	0.0883	0.0373

Temp	chloroform			BDCM			DBCM			bromoform		
°C	D _L	D _G	H									
35	1.44E-05	0.1008	0.2376	1.32E-05	0.0957	0.1499	1.3E-05	0.0919	0.0654	1.28E-05	0.0888	0.0393
36	1.47E-05	0.1014	0.2475	1.35E-05	0.0963	0.157	1.33E-05	0.0925	0.0687	1.31E-05	0.0894	0.0415
38	1.44E-05	0.1026	0.2674	1.41E-05	0.0975	0.172	1.39E-05	0.0936	0.0756	1.37E-05	0.0905	0.0461
39	1.47E-05	0.1032	0.2773	1.45E-05	0.0981	0.1799	1.42E-05	0.0942	0.0792	1.4E-05	0.091	0.0485
40	1.50E-05	0.1039	0.2872	1.48E-05	0.0987	0.1882	1.46E-05	0.0947	0.083	1.44E-05	0.0816	0.0511
41	1.53E-05	0.1045	0.2981	1.51E-05	0.0993	0.1968	1.49E-05	0.0953	0.087	1.47E-05	0.0921	0.0538
42	1.56E-05	0.1051	0.3093	1.54E-05	0.0999	0.2057	1.52E-05	0.0959	0.0911	1.5E-05	0.0927	0.0566
43	1.60E-05	0.1057	0.3209	1.57E-05	0.1005	0.2149	1.55E-05	0.0965	0.0954	1.53E-05	0.0932	0.0595
44	1.63E-05	0.1063	0.3328	1.61E-05	0.1011	0.2245	1.58E-05	0.097	0.0999	1.56E-05	0.0938	0.0625
45	1.66E-05	0.107	0.3451	1.64E-05	0.1017	0.2345	1.62E-05	0.0976	0.1045	1.59E-05	0.0944	0.0657
46	1.70E-05	0.1076	0.3577	1.67E-05	0.1023	0.2449	1.65E-05	0.0982	0.1093	1.62E-05	0.0949	0.0691
47	1.73E-05	0.1082	0.3707	1.71E-05	0.1029	0.2556	1.68E-05	0.0988	0.1143	1.66E-05	0.0955	0.0726
48	1.70E-05	0.1089	0.3841	1.74E-05	0.1035	0.2667	1.71E-05	0.0994	0.1195	1.69E-05	0.0961	0.0762
49	1.80E-05	0.1095	0.3979	1.77E-05	0.1041	0.2782	1.75E-05	0.0999	0.1249	1.72E-05	0.0966	0.0800
50	1.84E-05	0.1101	0.4121	1.81E-05	0.1047	0.2902	1.78E-05	0.1005	0.1306	1.76E-05	0.0972	0.084