

中國醫藥大學

碩士論文

編號：PH-M23005

游泳者暴露三鹵甲烷之重要暴露途徑驗證：
吐氣樣本採樣與分析

**Alveolar breath sampling and analysis: Verification of critical
exposure routes for swimmers exposed to trihalomethanes**

所別：公共衛生學系碩士班

指導教授：江舟峰 許惠悰

學生：翁瑞宏 Weng Jui-Hung

學號：9970005

中華民國 一〇二 年 七 月

誌謝

碩士班人生到此即將告一段落，閉上眼各種酸甜苦辣的回憶一一浮上眼前，在這三年的學習過程中，我要感謝每一位引領我成長的人。

首先感謝許惠棕老師，這三年之間若我在任何方面有了些許的進步，許老必定是首要的推手。在平日總是一同與老大分享生活大小事，吐槽新聞媒體政治人物又幹了什麼蠢事，但在有關於我的學習研究方面，老大絕對也傾盡全力的給予我指導與協助：從實驗室專題討論時的指導、讓我去工研院接受磨練、出差時的關心、甚至帶領我去國外出席研討會觀摩學習、到了研究後期的採樣也是老大不嫌辛勞的陪伴…種種回憶點滴在心，就像個老爸一般的陪伴我走過這三年的學習歷程，真的非常感謝許老給我的支持。

感謝工研院的杜老爺、豪哥、彭大姊、慧茹學姊在實驗上給予我協助，這一年半以來在新竹學習到非常多，讓我從一個對實驗分析一竅不通的棒槌成長到能自己獨立操作儀器並分析，尤其感謝豪哥，總是能讓我在對於研究的觀念與知識上能進一步獲得提升。也感謝吉偉儀器的文毅與春暉，總是能在儀器出狀況的時候及時的解救我，讓我能順利的完成我的分析。

感謝江舟峰教授以及口試委員郭憲文教授、陳明仁教授與杜敬民博士，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

並畢業，真的真的非常感謝各位老師與委員的肯定。

再來感謝這三年陪伴我走過的朋友們，因為有你們才讓我的研究生涯不至於苦澀。感謝蟲蟲、媽媽桑、橙莉、紙菸，在助理室有你們總是有吐槽與歡樂，雖然說被吐的好像都是我。感謝我碩士班以及大學朋友們總是會抽空來找我喇賽，特別感謝 IVY 以及柔哥、詩蓓在採樣與業務上的協助。也感謝實驗室可愛的學弟妹們在實驗採樣的支援。感謝艾伶，在最後的論文完稿期總是會陪伴我到深夜才回家，謝謝妳。

最後感謝我親愛的家人們給予我支持，雖然回家的時間不多，但每次回家總會給我最好的一切，並在平常時電話給我加油打氣，也感謝在天上的奶奶，因為有您的庇佑，讓我可以身體健康的順利畢業。

感謝這三年中所遇到的您你妳，因為有你們，讓我的人生得以寫下豐富又充實的一頁，謝謝你們！

瑞宏 謹誌 2013/7

中文摘要

加氯消毒為室內游泳池池水抑制微生物生長的主要管控方法，然而池水中的有機物質與水中餘氯所形成的消毒性副產物 Disinfection by-products(DBPs)，其中三鹵甲烷 Trihalomethanes (THMs) 被歸類於可能具有致癌性之物質，而游泳者在游泳池環境中活動中會因皮膚接觸以及呼吸與攝入等多重途徑暴露 THMs。

本研究為了瞭解民眾在室內游泳池環境中活動時不同暴露途徑所造成的暴露差異，利用人體吐氣中的三鹵甲烷含量作為人員在環境中三鹵甲烷的暴露指標並以大專院校之游泳選手作為研究對象。研究中受試者分為三組並代表不同的暴露條件：岸邊活動人員代表室內游泳池室內空氣的背景暴露；穿著一般游泳衣游泳的受試者代表游泳過程中多重暴露途徑；穿著全身防水衣游泳的受試者代表僅受呼吸暴露。所有受試者分別在活動前後收集吐氣並分析其中三鹵甲烷濃度以了解暴露前後的差異，並比較各組受試者的暴露結果，以了解室內游泳池環境中 THMs 的主要暴露途徑為何。此研究亦對室內空氣樣本以及池水樣本進行採樣，人體吐氣樣本以及環境採集樣本皆以 GC-MS 進行分析。

所有環境樣本進行分析三鹵甲烷成分後僅檢測出三氯甲烷，進行

分析受試者暴露前後的吐氣中三氯甲烷濃度後發現，進行游泳活動的受試者其暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度變化皆有增加的現象並達到顯著差異性($p < 0.05$)；而在岸邊活動的受試者吐氣中三氯甲烷濃度並沒有發現顯著變化($p = 0.7$)，顯示人體在游泳過程中三氯甲烷暴露量大於岸邊走動。接著比較穿著一般泳衣的受試者與穿著防水衣隔絕水中皮膚暴露的受試者其吐氣中三氯甲烷變化量發現並無顯著差異($p = 0.82$)，顯示游泳過程中人體暴露三氯甲烷的主要暴露途徑可能來自於呼吸途徑。

關鍵字：三鹵甲烷、室內游泳池、多暴露途徑、人體吐氣生物指標



Abstract

Disinfection by chlorine is the major method to inhibit microbial growth in swimming pools. However, the organic matter in water will react with chlorine to disinfection by-products (DBPs), including trihalomethanes (THMs). Trihalomethanes are classified as probable carcinogenic substances. During swimming in the pool, swimmers may be exposed to THMs through multiple pathways, including contact with the skin, inhale from swimming pool air, and ingest of swimming pool water.

In this study, in order to understand that people exposure in the indoor pool, environmental monitoring of THMs in water and ambient air was performed. Biological monitoring of THMs by collect the concentration of THMs in exhaled breath to infer the relative internal dose received for the swimmers. Participants will be divided into three groups (wearing waterproof diving suit group, wearing normal swimming suit group, and non-swimmers group). To dissociate the different exposure route from dermal and inhalation, THM concentrations were measured in the alveolar breath of swimming subjects practicing in an indoor pool with and without by wearing waterproof diving suit.

After analyzing the composition of THMs in collected environmental samples, chloroform was the only chemical that can be detected in this study. The alveolar air sample from the subjects before and after 40 minutes of swimming activities were found that chloroform concentrations increased in exhaled air after performing swimming. In addition, the concentrations of chloroform in exhaled air before swimming are

significantly different from those of after swimming ($p < 0.05$). However, the concentrations of chloroform in exhaled air before and after swimming did not show significant variation in this study ($p = 0.7$). Then we compared the normal swimming suit group with wearing waterproof diving suit subjects whose skin is isolated to water. The results showed that the changes of chloroform concentrations before and after swimming in exhaled air samples for these two groups with no significant difference ($p = 0.82$). It indicated that the concentrations of chloroform in exhaled sample due to exposure from skin pathway did not contribute significantly in this study. Therefore, we conclude that the main route of exposure is coming from the inhalation.

KEY WORDS: Trihalomethanes, Indoor swimming pool, multi-exposure pathways, human exhaled biomarkers

目錄

第一章 緒論	1
第一節 研究背景與研究動機	1
第二節 研究目的與重要性	5
第二章 文獻查證	7
第一節 三鹵甲烷的毒理資料及其對人體健康的流行病學研究....	7
第二節 游泳池的加氯處理及三鹵甲烷的形成與濃度分布	12
第三節 游泳過程中人體暴露於三鹵甲烷的相關研究	21
第四節 國內外對於水質管理的相關法令	30
第三章 研究方法	34
第一節 研究設計與研究架構	34
第二節 研究假設	36
第三節 研究地點與對象	37
第四節 研究工具的擬定	41
第五節 資料統計與分析	57
第四章 研究結果	58
第一節 問卷調查	58
第二節 游泳池周界環境以及人體吐氣樣本採樣與分析結果	61

第五章 討論	77
第一節 問卷調查結果探討	77
第二節 室內游泳池環境空氣中三氯甲烷濃度變化.....	79
第三節 以吐氣中氯仿濃度驗證游泳過程中主要暴露途徑	83
第六章 結論與建議	90
第一節 結論	90
第二節 建議	92
參考文獻	93
附錄一、游泳者暴露三鹵甲烷之重要暴露途徑鑑定：民眾暴露資料	
問卷	100
附錄二、揮發性有機物/半揮發性有機物頂空濃縮儀 Model: 7150 介紹	101
附錄三、揮發性有機化合物標準氣體滯留時間及定量離子質量	105
附錄四、三鹵甲烷分析之品質管制	107

表目錄

表一、三鹵甲烷致癌分類及不良健康效應.....	10
表二、國內外游泳池環境中三鹵甲烷的濃度分布與比較.....	18
表三、各種生物暴露指標比較.....	29
表四、國內外法定規範之飲用水中三鹵甲烷濃度標準($\mu\text{g/L}$).....	33
表五、國際間對游泳池中三鹵甲烷的濃度建議值($\mu\text{g/L}$).....	33
表六、國際間對空氣中三鹵甲烷之職業性允許暴露濃度建議值 與規範(mg/m^3).....	33
表七、本研究虛無假設與統計分析方法.....	36
表八、各研究對象分組所代表之暴露途徑.....	40
表九、吐氣生物標記研究對象預計研究人數與分組.....	40
表十、活動強度與心搏量以及呼吸量之間的關係.....	40
表十一、氣相層析儀分析條件.....	49
表十二、三鹵甲烷之特徵離子與定量離子.....	50
表十三、空氣中三鹵甲烷之檢量線與方法偵測極限.....	55
表十四、水中三鹵甲烷之檢量線與方法偵測極限.....	55
表十五、研究族群描述.....	59
表十六、室內游泳池周界空氣樣本分析結果.....	62
表十七、室內游泳池池水樣本分析結果.....	63

表十八、環境中三氯甲烷濃度、環境人數變化與受試者暴露前 後吐氣中三氯甲烷濃度及脈搏變化表	66
表十九、暴露前後各組受試者脈搏差值比較.....	67
表二十、在室內游泳池中活動 40 分鐘後，各受試者組別暴露前 與暴露後吐氣中三氯甲烷的濃度差異	68
表二十一、暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度差值(三組).....	69
表二十二、暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度差值(岸邊 VS.防水衣).70	
表二十三、暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度差值(岸邊 VS.一般).....	70
表二十四、暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度差值(防水衣 VS.一般).70	
表二十五、各組別受試者之暴露劑量	72
表二十六、本研究與國外室內游泳池空氣中三鹵甲烷的濃度分 布與比較	81
表二十七、本研究暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度變化與其他研 究比較	84

圖目錄

圖一、研究架構圖	35
圖二、本研究游泳池基本描述	38
圖三、穿著防水衣受試者與穿著一般泳衣受試者下水前皮膚乾 燥狀況	39
圖四、穿著防水衣受試者與穿著一般泳衣受試者上岸後皮膚乾 燥狀況	39
圖五、人體吐氣樣本採樣示意圖	48
圖六、距離水面不同高度之空氣中三氯甲烷濃度差異	62
圖七、在 40 分鐘的暴露下，岸邊活動、穿著防水衣游泳者與一 般游泳者暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度比較	67
圖八、三組受試者暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度差值比較	71
圖九、岸邊活動受試者吐氣中三氯甲烷的變化量與空氣中三氯 甲烷的呼吸暴露劑量對應散佈圖	74
圖十、岸邊活動受試者吐氣中三氯甲烷的變化量與空氣中三氯 甲烷的呼吸暴露劑量對應散佈圖	74
圖十一、穿著一般泳衣受試者吐氣中三氯甲烷的變化量與空氣 中三氯甲烷的呼吸暴露劑量對應散佈圖	75

圖十二、穿著防水衣受試者吐氣中三氯甲烷的變化量與空氣中

三氯甲烷的呼吸暴露劑量對應散佈圖75

圖十三、穿著防水衣受試者吐氣中三氯甲烷的變化量與池水中

三氯甲烷的皮膚暴露劑量對應散佈圖76



第一章 緒論

游泳活動可以提升民眾心肺功能以及養成運動的習慣，而隨著游泳風氣興盛、各地室內游泳池設施數量逐年增加的影響下，民眾從事游泳活動的機會大幅提升。然而，游泳池進行水體加氯消毒時，水中餘氯與有機物質結合而形成的揮發性消毒副產物會在游泳活動的過程中經由不同的暴露途徑進入人體而造成民眾健康上的疑慮。

本章節將闡述研究背景與動機、重要性、研究目的以及研究問題。

第一節 研究背景與研究動機

游泳過程中，首先注重為游泳者所接觸的水體。游泳池中的感染風險主要由游泳者所帶來之排泄物或水中的致病性微生物有關，因此在游泳池管理上，水體的乾淨度以及消毒工作為不可或缺的一環。而游泳池的消毒模式在於以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的濃度。由於氯消毒劑的強氧化力以及殺菌力，加上低成本的特性，使其成為游泳池中普遍的消毒方式^(1,2)。1970 年代發現了加氯消毒的過程中，氯消毒劑會與水中有機物質產生反應而形成消毒副產物 (Disinfection by-products, DBPs)，其中三鹵甲烷 (Trihalomethanes, THMs) 為最主要之消毒副產物，且有可能造成膀胱

癌、大腸直腸癌以及損害中樞神經系統等不良健康效應⁽¹⁾。換言之，常期從事游泳運動者，即可能因此暴露到這些物質，進一步影響到身體的健康。因此，游泳者暴露三鹵甲烷的研究普遍受到國際間公共衛生學界的重視⁽³⁾。

近年有研究者曾經針對室內游泳池環境中的三鹵甲烷暴露進行相關的研究。首先，Hsu 等人(2009)⁽⁴⁾開發完成了室內游泳池消毒性副產物的雙層空氣室模擬模式，該模式可以考慮游泳池內游泳的人數、水池岸邊走動的人數、水池的溫度、室內的溫度、水中消毒性副產物的濃度、室內空氣流動的速率等因子，結合這些相關因子以評估游泳池平均室內空氣中消毒性副產物的濃度。透過此模式，可以提供了解三鹵甲烷在游泳池環境中的傳輸現象，及分析泳者暴露的程度。

接著，同一研究團隊又發展了一個游泳者多暴露途徑之健康風險評估模式⁽⁵⁾。該模式的特色主要考量游泳者在室內游泳過程中的呼吸暴露包括游泳時的換氣，以及非游泳時段的呼吸暴露。因為，根據 Hsu 等人發表於 Water Research 的論文⁽⁴⁾中，認為室內游泳池的三氯甲烷的濃度與游泳池水面高度有關，距離水面約 20 公分以內的邊界層 (Boundary Layer) 高度屬於高濃度區，此為游泳者游泳時的換氣區域，且游泳時的呼吸量 (inhalation rate) 亦較非運動時為大，因此游

泳者可能在此時暴露到極高的加氯消毒副產物。而游泳後在水池的岸邊休息時段所暴露到的加氯消毒副產物的濃度則遠低於邊界層的濃度，且呼吸量亦較游泳時為小。因此游泳者暴露消毒性副產物的健康風險評估應該綜合考量此暴露的情境，方能正確的評估其所造成的健康風險。根據 Chen 等人(2011)⁽⁵⁾發展的室內游泳池雙層空氣室評估模式 (two-layer air chamber model)，結合多暴露途徑模式，並且利用蒙地卡羅模擬 (Monte Carlo Simulation) 技術，可以分析游泳者在室內游泳池游泳之終身增額致癌風險。

從前述兩篇論文的研究結果，研究者利用數學的模式，對於游泳者暴露三鹵甲烷之外在暴露環境進行了充分的探究，但是亦因此引發了幾個值得探究的課題，而成為本研究的研究動機，包括：

在先前的研究中，研究者指出游泳者游泳時的換氣區，也就是離水面大約 20 公分左右的高度，為消毒性副產物三鹵甲烷的高濃度區域，此區的三鹵甲烷濃度較平均室內游泳池的濃度高約 40 倍左右⁽⁴⁾。這種外在暴露環境的差異性是否會真實的反應到游泳者，有賴進一步的研究。也就是說，游泳者在水池裡的暴露程度與岸邊走動的非游泳者，例如救生員或游泳教練，理論上是不等的。因此，這種差異性是否可以透過人體吐氣生物標記的監測數據資料，以進一步獲得證實，

是值得研究的課題，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⁽³⁾，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？並藉由穿著具備全身防水功能之防水衣的游泳者與一般泳客進行游泳暴露後生物標記的監測數據資料比較來探討游泳過程中最主要的暴露途徑，為本研究動機之二。



第二節 研究目的與重要性

根據以上的研究背景與動機，本研究欲了解進入室內游泳池活動之民眾暴露三鹵甲烷之情形，以及了解不同暴露途徑對於人體總暴露量的貢獻性。本研究希望達到以下兩點目的：

1. 根據前述研究中，多介質多暴露途徑的健康風險評估模式所模擬的結果顯示，游泳者在室內游泳池游泳，暴露三鹵甲烷的風險貢獻來源主要為呼吸暴露，且為游泳時暴露於邊界層的高濃度區所致，其風險的貢獻百分比佔所有暴露途徑的 99% 以上⁽⁵⁾。亦即邊界層的效應，致使空氣的暴露途徑成為游泳者暴露三鹵甲烷最關鍵的暴露途徑。在本研究中將利用人體吐氣的實驗數據資料，以驗證說明文獻回顧研究中所反應之邊界層效應的影響性。
2. 在本研究中，我們希望透過控制暴露模式的三組受試者進行實驗，第一組為一般正常的游泳者，其暴露途徑包括呼吸與皮膚接觸；第二組為穿上防水衣的游泳者，其皮膚接觸池水的途徑因為穿上防水衣而被阻絕掉，故其暴露途徑僅有呼吸暴露；第三組為岸邊走動的人，其暴露三鹵甲烷的途徑僅有呼吸途徑，且因為該組的呼吸暴露區域為平均游泳池的濃度，所以暴露程度理應低於在池水內游泳的人。然後，本研究希望利用人體吐氣生物標記中三鹵

甲烷的濃度監測數據資料，以檢驗這三組人的暴露程度差異性，
以此做為說明重要暴露途徑的參考依據，並驗證游泳者暴露三鹵
甲烷之主要途徑。



第二章 文獻查證

第一節 三鹵甲烷的毒理資料及其對人體健康的流行病學研究

三氯甲烷(Trichloromethane)，又稱氯仿(Chloroform)在國際癌症研究署(International Agency for Research on Cancer, IARC)及美國環境保護署(United States Environmental Protection Agency, U.S.EPA)的致癌分類分別為 2B 與 B2。在高劑量的動物實驗中發現，老鼠經灌食暴露後會產生肝腫瘤、兔子和老鼠會產生腎腫瘤^(6,7)。目前，既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⁽⁸⁻¹⁵⁾，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風險百分比(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⁽⁷⁾。

一溴二氯甲烷(Bromodichloromethane) 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，在動物灌食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)⁽¹⁶⁾。

二溴一氯甲烷(Dibromochloromethane)在 IARC 及 U.S.EPA 的癌症分類分別為 3 與 C，由於不充分的流行病學資料和有限的動物實驗資

料，分類為可能人類致癌物。在高劑量的動物灌食實驗中，發現雌鼠有明顯的肝腫瘤和肝癌的發生⁽²¹⁾。目前尚無單獨研究一溴二氯甲烷與二溴一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，人類飲用水的暴露和膀胱癌、大腸直腸癌呈現正相關⁽¹⁷⁻²⁰⁾

三溴甲烷(Tribromomethane)，又稱溴仿(Bromoform)。在 IARC 及 U.S.EPA 的癌症分類分別為 3 與 B2，動物灌食實驗顯示，會造成老鼠產生大腸直腸癌⁽²²⁾也在老鼠肺部發現腫瘤⁽²³⁾。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^(19,24-26)。

另外，相關的研究亦發現，孕婦暴露於三鹵甲烷的環境中，可能導致其所出生的嬰兒之體重過輕⁽²⁷⁾，或者有流產及早產的風險^(28,29)。

目前評估水中消毒性副產物與死產風險間關係的流行病學研究不多，Hwang 等人(2012)⁽³⁰⁾為了評估消毒性副產物與死產兩者之間的關係，對臺灣進行了病例對照研究。此病例對照研究劃分五個水自來水供水區，其中以 3,289 個死產案例為基礎族群，將 2001–2003 年出生之臺灣新生兒，從 396,049 人中隨機抽樣 32,890 人做為對照組。同時比較 4 組不同自來水中消毒性副產物的暴露濃度：高暴露(>20mg/L)、中暴露(10–19mg/L)以及低暴露(5–9mg/L)，並以 0–4mg/L 做為對照組。

研究著重於近五年消毒性副產物與死產研究之整合分析結果。另以 Logistic 回歸分析校正性別、產婦年齡、胎兒數及產婦在懷孕期間居住的全市人口密度，結果發現不同暴露濃度導致死胎的勝算比(Odds Ratio, OR)為：中暴露 1.10 (95%信賴區間：1.00–1.21)、高暴露 1.06 (95%信賴區間：0.96–1.17)。此研究的結果和暴露於消毒性副產物與死產風險相關之假設為一致，也與過去的流行病學研究結果相符，加強了孕婦暴露於消毒性副產物，增加死產風險的流行病學證據。



表一、三鹵甲烷致癌分類及不良健康效應

		CHCl ₃	CHCl ₂ Br	CHClBr ₂	CHBr ₃
癌症分類	IARC group	2B	2B	3	3
	IRIS group	B2	B2	C	B2
致癌效應	流行病學調查	膀胱癌、大腸直腸癌			
	動物實驗	肝腫瘤、腎腫瘤、大腸腫瘤			
非致癌效應	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

*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。

第二節 游泳池的加氯處理及三鹵甲烷的形成與濃度分布

一、 游泳池的加氯處理

游泳池首重池水清潔度，由於游泳池的水中無法避免的會存在可能致病的微生物，為了確保人體不致遭受病菌感染，保持池水的制菌能力為池水管理重要的一環⁽³¹⁾。游泳池殺菌消毒的方法有許多種，目前國際間使用性最頻繁的即為加氯消毒法⁽³²⁻³⁵⁾。此法廣泛的受到應用主要的原因有下列四點⁽³²⁾：

1. 餘氯之強氧化力殺菌成效佳；
2. 加氯消毒法的操作上較簡易；
3. 以較低的成本達到與其他消毒方法相同的殺菌力；
4. 餘氯的消毒持久性佳。

游泳池中的加氯消毒方法通常最常見的加氯形式是次氯酸鈉加入水中，該鹽類進入池水後會形成次氯酸與次氯酸根離子，並主要以次氯酸的形式存在，而次氯酸即為破壞細菌生理反應的重要化合物⁽³³⁾。次氯酸所具備之強氧化力會破壞細菌上的薄膜造成其生理失調而凋亡，以達成殺菌的功效⁽³⁶⁾。

雖然次氯酸可以達到有效殺菌的目標，但是次氯酸本身為一極具反應性的化合物，它亦可以同時與游泳池水中的有機性物質，例如人

體的唾液、尿液、汗水等，或者游泳者身上所擦拭的乳液產生反應，形成所謂的消毒性副產物(Disinfection by-products, DBPs)。相關的研究指出，絕大多數的游泳池經營者並不會在殺菌消毒的過程中進行前處理的動作來降低總有機碳的濃度⁽³⁵⁾。所以消毒性副產物在游泳池水中之形成乃為不可避免的現象。而主要的 DBPs 即為 THMs，包括 CHCl_3 、 CHCl_2Br 、 CHClBr_2 、 CHBr_3 。

二、 游泳池中三鹵甲烷的形成

Judd 和 Jeffrey(1995)⁽³⁷⁾進行實驗以研究 THMs 的形成機制。在其實驗中，以控制有機物質的劑量(尿液 0 ml/L vs. 50 ml/L 和腐質酸的濃度 10ppm vs. 30 ppm)以及不同殺菌劑的形式(次溴酸和次氯酸)和濃度、水樣滯留時間的長短(6 hr vs. 72 hr)、攪拌水樣的程度(0 rpm vs. 140 rpm)作為考慮影響 THMs 生成的變因。經統計方法中變異數分析顯示，具有顯著性差異的影響因子為尿液的濃度與殺菌劑的種類。滯留時間的長短和攪拌的程度則不具顯著性的影響。殺菌劑的形式會顯著影響所有 THMs 的濃度，其中 CHCl_3 與 CHBr_3 為最主要的產物，當使用的殺菌劑為次氯酸時， CHCl_3 為主要的產物；相對的，當使用的殺菌劑為次溴酸時，主要的產物則為 CHBr_3 。該研究同時證實，當殺菌劑為次溴酸時，THMs 的產生量為使用次氯酸為殺菌劑時的 174%。此主要與反應速率的大小有關⁽³⁸⁾。

Kim 等人(2002)⁽³³⁾利用實驗模擬游泳池中 THMs 的形成。他們分別以 30°C、pH 7.0 之地下水和地面水，並且在水中分別加入源自人體的毛髮、乳液、唾液、皮膚及尿液等不同的人體物質並放置在 300ml 的玻璃瓶中，使其反應 24 小時和 72 小時。然後，加入總氯量介於 0.84mg-Cl₂/L 至 6.0mg-Cl₂/L 的氯，以分析 DBPs 的形成。結果顯示，較長的反應時間(72 小時)及較高的有機含量，可以導致較高的 DBPs 之形成。另外，不管是地下水或者是地面水，形成的 DBPs 中，氯仿 (CHCl₃) 均為主要的生成物質。此外，他們亦發現，不同的人體有機物中，唾液及乳液對於 THMs 的形成具顯著正面的增加作用。亦即，這兩種物質為 THMs 形成重要的前趨物質。他們建議，為了有效降低池水中有害的 DBPs 的濃度，游泳池水必須經常性的更換，水循環使用的過程中應該增加過濾的系統。

Singer(1999)⁽³⁹⁾則指出，游泳池池水中的 pH 值、反應時間、溫度、天然有機物的特性及濃度、加氯量和殘餘氯量、溴離子的濃度等因子會影響游泳池池水中消毒性副產物濃度大小。由於游泳池的池水經常為循環性的使用，導致 DBPs 容易於池水中累積增加⁽³⁵⁾。再者游泳池管理者為了保持游泳池水之制菌能力，會固定時間添加消毒劑以保持餘氯量。而且只要游泳池開放，游泳者進入池水中游泳，這些人的尿

液、唾液及汗液等有機物質即有機會在游泳池中與殺菌劑進行反應形成 THMs^(34,40)。所以相較於一般自來水的使用情況，一般而言，游泳池中 THMs 的濃度較飲用水中的 THMs 濃度高。

三、 游泳池環境中三鹵甲烷的濃度分布

游泳池水中 THMs 的濃度大小變異，主要受到游泳池中游泳的人數多寡、加氯量、含溴量、游泳池的通風狀況和水中的有機物質含量等五個因子所影響^(38,41)。Gibbons 和 Laha(1999)⁽³⁶⁾指出，要達到一定水準的殺菌效果，水中的氯之含量一定要充足，而且反應的時間要足夠。因此游泳池管理者為了保持游泳池水之制菌能力，會固定時間添加消毒劑以保持餘氯量。如此，THMs 的濃度亦隨之增加，人體暴露於高濃度的 THMs 的健康風險亦將增加。

國外已經有許多室內游泳池環境中三鹵甲烷相關的研究，Aggazzotti 等人(1987)⁽⁴²⁾對義大利摩德納地區的室內游泳池進行採樣以及分析。他們在室內游泳池內離水面 150 公分處架設空氣採樣點並採集水面下 20 公分的池水樣本以及並利用氣相層析質譜儀(GC-MS)進行分析，結果發現了水中三氯甲烷濃度範圍自 17 $\mu\text{g/L}$ 至 47 $\mu\text{g/L}$ 之間；空氣中三氯甲烷濃度分布範圍甚廣，自 66 $\mu\text{g/m}^3$ 至 648 $\mu\text{g/m}^3$ 之間，範圍差距接近 10 倍。同一研究團隊在隨後幾年持續對室內游

泳池空氣進行三鹵甲烷的採樣，亦發現有相似的結果，顯示室內游泳池空氣中三鹵甲烷濃度變異性大^(43, 44)。

相同對室內游泳池空氣中三鹵甲烷進行採樣研究的研究者還有加拿大的 Levesque 等人(1994)⁽⁴⁵⁾，其研究團隊於 1993 年於加拿大魁北克的一座室內游泳池(長 25 公尺、寬 10 公尺、深 2.5 公尺)進行環境中三鹵甲烷進行採樣研究，空氣採樣點的高度設定為游泳人員呼吸換氣區域，並採集游泳池水面下 20 公分處的水樣進行分析，結果發現水中三鹵甲烷濃度範圍由 158.6 $\mu\text{g/L}$ 至 567.5 $\mu\text{g/L}$ ，空氣中三鹵甲烷濃度分布為 2521 $\mu\text{g/m}^3$ 至 8107 $\mu\text{g/m}^3$ 之間。隨後在 1995 至 1996 年之間 Levesque 等人(2000)⁽⁴⁶⁾同樣在位於魁北克的一座國際比賽等級大型室內游泳池(長 50 公尺、寬 25 公尺)進行採樣研究，結果發現水中三鹵甲烷濃度範圍由 19 $\mu\text{g/L}$ 至 52 $\mu\text{g/L}$ ，空氣中三鹵甲烷濃度分布為 78 $\mu\text{g/m}^3$ 至 329 $\mu\text{g/m}^3$ 之間，兩個研究顯示出不同游泳池之間環境中三鹵甲烷的濃度可能存在相當大的差異性。

近年國內亦有研究者針對室內游泳池環境中的三鹵甲烷暴露進行相關的研究。Hsu 等人(2009)⁽⁴⁾開發完成了室內游泳池消毒性副產物的雙層空氣室模擬模式，該數學模式可以考慮游泳池內游泳的人數、水池岸邊走動的人數、水池的溫度、室內的溫度、水中消毒性副產物

的濃度、室內空氣流動的速率等因子，結合這些相關因子以評估游泳池平均室內空氣中消毒性副產物的濃度。並認為室內游泳池的三氯甲烷的濃度與游泳池水面高度有關，距離水面約 20 公分以內的邊界層（Boundary Layer）高度屬於高濃度區，此為游泳者游泳時的換氣區域，且此邊界層空氣區域中的三氯甲烷濃度相較於室內空氣整體平均濃度可高達 40 倍以上，顯示距離水面不同高度的空氣中三氯甲烷的濃度變異相當大。

表二整理出國內外相關研究所分析之室內游泳池環境中三氯甲烷的濃度，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三氯甲烷的濃度資料，相對的高於國內游泳池氣體的濃度^(34, 40, 42-51)。目前國內甚少室內游泳池空氣採樣數據，對於國內室內游泳池環境空氣中三氯甲烷的濃度是否也具有高度的變異性？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。

表二、國內外游泳池環境中三鹵甲烷的濃度分布與比較

國家	泳池採樣方式/ 分析方法	室內游泳池環境中 THM 濃度				作者
		三氯甲烷	一溴二氯甲烷	二溴一氯甲烷	三溴甲烷	
義大利	<ul style="list-style-type: none"> ● 水面下 20 公分水樣 ● 空氣採樣高度離水面 150 公分 ● GC-MS 	池水中: 17-47 µg/L 空氣中: 66-648 µg/m ³	---	---	---	(Aggazzotti et al., 1990)
義大利	<ul style="list-style-type: none"> ● 水面下 20 公分水樣 ● 空氣採樣高度離水面 150 公分 ● GC-MS 	池水中: 19-94 µg/L 空氣中: 38-329 µg/m ³	---	---	---	(Aggazzotti et al., 1993)
義大利	<ul style="list-style-type: none"> ● 水面下 20 公分水樣 ● 空氣採樣高度離水面 150 公分 ● GC-MS 	池水中: 25-43 µg/L 空氣中: 69-195 µg/m ³	池水中: 1.8-2.8 µg/L 空氣中: 7-24 µg/m ³	池水中: 1.8-2.8 µg/L 空氣中: 4-14 µg/m ³	池水中: 0.1 µg/L 空氣中: 0.2 µg/m ³	(Aggazzotti et al., 1998)
義大利	<ul style="list-style-type: none"> ● 水面下 20 公分水樣 ● 空氣採樣高度為人員呼吸區域 ● GC-ECD 	池水中: 33.2 µg/L 空氣中: 46.1 µg/m ³	池水中: 4.2 µg/L 空氣中: 8.7µg/m ³	池水中: 1.9 µg/L 空氣中: 3.1 µg/m ³	池水中: 0.4 µg/L 空氣中: 0.8 µg/m ³	(Fantuzzi et al., 2001)

國家	泳池採樣方式/ 分析方法	室內游泳池環境中 THM 濃度				作者
		三氯甲烷	一溴二氯甲烷	二溴一氯甲烷	三溴甲烷	
加拿大	<ul style="list-style-type: none"> ● 水面下 20 公分水樣 ● 採樣高度為游泳者呼吸高度 ● GC-MS 	池水中: 159–567 µg/L 空氣中: 2521–8107 µg/m ³	---	---	---	(Levesque et al., 1994)
加拿大	<ul style="list-style-type: none"> ● 水面下 20 公分水樣 ● 空氣採樣高度離水面 20 公分 ● GC-ECD 	池水中: 19–80 µg/L 空氣中: 78–329 µg/m ³	---	---	---	(Levesque et al., 2000)
加拿大	<ul style="list-style-type: none"> ● 水面下 20 公分水樣 ● 空氣採樣高度離水面 30 公分 ● GC-MS 	池水中: 13.3–46.0 µg/L 空氣中: 33.6–306.7 µg/m ³	空氣中: ND–4.3µg/m ³	---	---	(Catto et al., 2012)
德國	<ul style="list-style-type: none"> ● 水面下 20 公分水樣 ● 空氣採樣高度離水面 150 公分 ● 離水面 20 公分 ● GC-ECD 	池水中: 7–25 µg/L 空氣中: 85–235µg/m ³	---	---	---	(Erdinger et al., 2004)
西班牙	<ul style="list-style-type: none"> ● 空氣採樣高度離水面 50 公分 ● GC-MS 	空氣中: 80–320µg/m ³	空氣中: 4–15µg/m ³	空氣中: 0.25–1.85µg/m ³	---	(Caro and Gallego 2008a)

國家	泳池採樣方式/ 分析方法	室內游泳池環境中 THM 濃度				作者
		三氯甲烷	一溴二氯甲烷	二溴一氯甲烷	三溴甲烷	
西班牙	● 水面下 20 公分水樣	池水中:	池水中:			(Caro and Gallego 2008b)
	● 空氣採樣高度離水面 50 公分	85–155 µg/L 空氣中:	1.8–2.2 µg/L 空氣中:	---	---	
	● GC-MS	92–340 µg/m ³	6.9–12.1 µg/m ³			
西班牙	● 水面下 20 公分水樣	池水中:	池水中:	池水中:	池水中:	(Font-Ribera et al., 2010)
	● 空氣採樣高度離地 60 公分	8.5–20.8 µg/L 空氣中:	9.3–22.8 µg/L 空氣中:	6.5–22.6 µg/L 空氣中:	3.0–16.2 µg/L 空氣中:	
	● GC-MS	19.5–61.6 µg/m ³	7.5–23.4 µg/m ³	6.0–26.2 µg/m ³	4.4–22.6 µg/m ³	
臺灣	● 水面下 20 公分水樣	池水中:	池水中:	池水中:	池水中:	周雯萱, 2008
	● GC-MS	3.4–12.4 µg/L	0.5–7.4 µg/L	ND–9.0 µg/L	ND–2.7 µg/L	

ND：未檢出

第三節 游泳過程中人體暴露於三鹵甲烷的相關研究

傳統上，對於人體 THMs 的暴露，主要的考量是透過飲用加氯消毒的自來水，呼吸和皮膚吸收之暴露途徑是被忽略的。Jo 等人(1990)⁽⁵²⁾為了要了解淋浴的過程中，呼吸與皮膚吸收這兩個暴露途徑，對於體內氯仿負荷量的增加差異，他們設計了兩種暴露情境的實驗。受試者在實驗中分別以正常淋浴形式以及穿著全身防水的雨衣以及雨鞋進行淋浴，並於淋浴後 5 分鐘以採樣袋收集受試者的呼氣並分析其中的氯仿濃度。穿著雨衣的受試者在淋浴過程中呼吸為唯一可能的暴露途徑。實驗的結果顯示，正常淋浴的受測者所呼氣出之氯仿的濃度範圍在 6.0–21.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，而穿著雨衣的受測者呼氣出之氯仿的濃度則為 2.4–10.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。兩者的差異以 F-test 進行差異性的檢定，檢定結果 p 值在 0.0001 之下，達統計上差異顯著的水準。因此作者認為淋浴的過程中，人體體內氯仿的負荷量，呼吸結合皮膚吸收途徑明顯地高於僅以呼吸暴露途徑之負荷量。

Gordon 等人(1998)⁽⁵³⁾為了瞭解洗澡過程中水中三氯甲烷經由皮膚接觸為人體吸收的情形，招募了 10 位受試者進行浸浴的研究，受試者進行浸浴的過程中全程配戴輸送純淨空氣的氧氣罩並採坐姿浸泡在不同溫度(30–40°C)自來水的浴缸之中半個小時，水中三氯甲烷濃度

為 $83.4 \pm 14.3 \mu\text{g/L}$ ，再以離子捕捉質譜儀進行受試者吐氣中三氯甲烷的監測，由於受試者佩戴氧氣罩進行呼吸關係，該分析方法所監測到的吐氣中三氯甲烷係因皮膚吸收進入血液循環後至肺泡進行氣體交換時所脫離人體的濃度。研究結果顯示出當受試者在 $39.6 \pm 0.9^\circ\text{C}$ 的高水溫下進行浸浴時，吐氣中三氯甲烷濃度為 $44.9 \pm 15.3 \mu\text{g/m}^3$ ；在 $30.2 \pm 1.6^\circ\text{C}$ 的低水溫下進行浸浴時吐氣中三氯甲烷濃度為 $3.2 \pm 2.7 \mu\text{g/m}^3$ ，兩種不同水溫的實驗條件下受試者吐氣中氯仿濃度相差高達 30 倍，因此作者認為在高水溫的狀態下進行淋浴，水中三氯甲烷容易由皮膚大量進入人體當中。

在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(2006)⁽³⁾中提到，在游泳的過程中，游泳者會透過三種不同的途徑與三氯甲烷產生接觸暴露：

1. 從口中誤食攝入；
2. 透過呼吸的方式吸入揮發性的消毒副產物；
3. 經由皮膚接觸後透過吸收作用進入人體。

目前國外已有研究開始分析室內游泳池水中和室內空氣中三氯甲烷對於游泳客的暴露研究，Fantuzzi 等人(2001)⁽³⁴⁾在義大利的穆蒂那市之五座游泳池設置採樣點，採集游泳池的水樣和游泳池中三個不

同地點(游泳池旁、池外的接待區、游泳池的機房)之室內空氣，並分析人體暴露於這些環境的差異。分析的結果顯示，游泳池水中氯仿、二氯一溴甲烷、一氯二溴甲烷和溴仿的濃度範圍分別為 6.1–68.4 $\mu\text{g/L}$ 、2.0–5.3 $\mu\text{g/L}$ 、0.4–5.4 $\mu\text{g/L}$ 、和 0.1–1.3 $\mu\text{g/L}$ 。而空氣中三鹵甲烷的濃度則以游泳池邊最高，平均值在 58.0 \pm 22.1 $\mu\text{g/m}^3$ ，接待區與機房的濃度則差異不大，平均值在接待區為 26.1 \pm 24.3 $\mu\text{g/m}^3$ ，而機房則為 25.6 \pm 24.5 $\mu\text{g/m}^3$ 。為了了解這種在游泳池不同的點所呈現出來的空氣中 THMs 濃度上的差異是否會影響暴露的程度，Fantuzzi 等人針對 32 位在游泳池不同場所工作的工作者(其中 9 位在接待區的櫃檯，19 位在游泳池邊，另外 4 位則在機房)，進行呼氣的偵測，以了解這些人吐氣中所含 THMs 的程度。偵測的結果，游泳池邊的訓練員平均之呼氣中的 THMs 濃度最高 25.1 \pm 16.5 $\mu\text{g/m}^3$ ，在櫃檯及機房工作的工作者則具較低且相近的濃度(14.9 \pm 14.9 $\mu\text{g/m}^3$ 和 14.7 \pm 2.8 $\mu\text{g/m}^3$)。經回歸分析發現，不同工作場所的吐氣濃度與該區域空氣中的 THMs 濃度呈現高度的相關。因此，Fantuzzi 等人建議，暴露於游泳池環境的工作人員，可以利用其呼氣中所含 THMs 的濃度來解釋其暴露的程度。不過，在池畔工作的游泳訓練人員，因為工作所需亦有可能在該實驗進行的過程中，進入游泳池中游泳。因此，合理的推論，他們的暴露除了呼吸的途徑以外，皮膚暴露於 THMs 環境的可能性亦高於櫃檯及機

房人員。但是，在這篇論文中，對於皮膚暴露這部份的探討，並未有進一步的說明。所以，訓練員呼氣中 THMs 濃度較高的主要原因是因為池畔空氣中的濃度較高所致，或者是因為訓練員的暴露途徑多了皮膚暴露所致，有待進一步的研究。

Erdinger 等人(2004)⁽⁴⁰⁾為了瞭解游泳過程重要的暴露途徑，他們在鄰近德國的海德堡之某一小型市立游泳池進行實驗。實驗中，將參與者分成三組：第一組的人在游泳的過程並未背負氧氣筒，因此其代表之暴露的途徑包括皮膚接觸與呼吸；第二組的人則在游泳的過程中，背氧氣筒，所以，其在游泳的過程並未有呼吸的暴露途徑，而僅具皮膚接觸的暴露途徑；第三組的人則並未下水進行游泳，而是在游泳池邊活動，所以這組的參與者之暴露途徑只有呼吸，皮膚暴露的途徑則不存在。三組的參與者在進行 60 分鐘的游泳與漫步後，對受試者進行靜脈抽血，並在實驗室分析其中氯仿的濃度。結果顯示，背負氧氣筒的游泳者，血中平均氯仿的濃度為 $0.31 \pm 0.25\mu\text{g/l}$ ；沒有背氧氣筒的游泳者，其血中平均氯仿的濃度則為 $0.99 \pm 0.47\mu\text{g/l}$ ；另外，第三組在游泳池邊漫步 60 分鐘的參與者，血中氯仿的平均濃度則為 $0.31 \pm 0.25\mu\text{g/l}$ 。從背負氧氣筒的游泳者之血中氯仿濃度明顯低於無背負者，且其暴露的結果與在池邊漫步的受測者之血中氯仿濃度相同。所以，Erdinger 等推測，呼吸應為游泳最為重要的暴露。

Caro 等人(2008b)⁽⁴⁸⁾ 研究包含 15 位泳池工作者以及 12 位泳客的三鹵甲烷暴露情況並以尿液以及呼氣中的三鹵甲烷濃度作為生物標記。尿液以及呼氣採樣於同一時段進行收集。結果發現尿液及呼氣中含有高濃度的三鹵甲烷，其中氯仿所占成分最多。暴露前所採集生物標記中吐氣及尿液中平均濃度分別為 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以及 475 ng/L 。工作者經過 2 小時的職業暴露，吐氣中氯仿濃度增加 8 倍、尿液中濃度增加 2 倍；泳客進行 1 小時的游泳暴露後，吐氣中氯仿濃度增加 20 倍、尿液中濃度增加 3 倍。研究的結果發現該實驗所使用的兩種生物標記相較而言，吐氣生物標記擁有較佳的靈敏度以及較短的反應時間，為較理想的生物標記。而本研究亦以人體吐氣生物標記為分析對象。

Kogevinas 等人(2010)⁽⁵⁴⁾ 為了探討人體暴露泳池池水中消毒副產物對人體的基因傷害影響性。招募了 49 位非吸菸的成年自願受試者參與研究，並收集受試者在游泳池中游泳 40 分鐘暴露前後的血液、尿液以及吐氣的樣本進行分析。分析暴露前後 1 小時環境中四種三鹵甲烷的濃度與受試者吐氣中三鹵甲烷的濃度、分析血液淋巴細胞當中微核數出現頻率以及進行彗星試驗以了解 DNA 損傷程度的關聯性；收集暴露前後 2 小時的尿液並在所採集的尿液中培養沙門氏菌觀察是否產生細胞變異以了解在受試者泳池暴露後其尿液環境對細胞的

致突變性；以及收集暴露前至暴露後 2 個星期當中的尿液中上皮細胞所含的微核數進行分析。結果顯示在游泳後吐氣中所含的三鹵甲烷與游泳前相差達到 7 倍，淋巴細胞微核數出現頻率與吐氣中含有高濃度溴化三鹵甲烷其中具有相關性(與二溴一氯甲烷相關， $p = 0.03$ ；與二溴一氯甲烷相關， $p = 0.05$ ；與溴仿相關， $p = 0.01$)，而在彗星測試中並沒有發現游泳過程中三鹵甲烷的暴露與 DNA 損傷具有相關性；暴露後尿液的致突變性與呼氣中的溴仿濃度有高度的統計相關性($p = 0.004$)；而尿液中尿道上皮細胞的微核數在此篇研究中並沒有發現與游泳有統計上的相關性。

在評估室內游泳池環境中三鹵甲烷對人體暴露的影響性的研究中，研究者為了瞭解受試人員的暴露程度，需要以人體生物標記來反映受試者在環境中的暴露量以進行客觀的測量以及評估。目前對於三鹵甲烷暴露有進行生物偵測的研究中，常用的生物標記包含了進行靜脈抽血檢測血液中三鹵甲烷的含量^(40, 42)、收集受試者的尿液分析其中三鹵甲烷濃度^(48, 55, 56)以及收集受試者吐氣以分析吐氣中的三鹵甲烷^(34, 43, 44, 47, 48, 50, 54, 57)。

在選擇進行生物檢體的收集上，需要注意的事項包含了生物檢體是否對暴露物質具有專一性，採集的方便性以及是否能立即反應出暴

露當下的身體負荷程度並且需考慮暴露之化學物質在人體中的半衰期。對於生物檢體與環境中三鹵甲烷的相關性而言，Erdinger 等人 (2004)⁽⁴⁰⁾的研究以血液中三氯甲烷與空氣中三氯甲烷進行線性回歸分析發現有相關性($r^2 = 0.63$)。Caro 與 Gallego⁽⁴⁸⁾於 2008 年對室內游泳池中的泳客以及員工進行肺部吐氣的收集以及尿液的收集，並用暴露前後吐氣以及尿液中三氯甲烷的變化量與環境空氣中三氯甲烷的濃度進行線性回歸分析發現暴露前後吐氣以及尿液檢體中三氯甲烷的濃度變化與環境空氣中的濃度呈現良好的線性相關，泳客吐氣中濃度變化與空氣中濃度 $r^2 = 0.90$ 、泳客尿液中濃度變化與空氣中濃度 $r^2 = 0.94$ 。由以上的文獻回顧可知血液、尿液以及吐氣當中三鹵甲烷的含量與環境中三鹵甲烷的濃度皆具有良好的相關性。

三氯甲烷在人體中的半衰期 Caro 與 Gallego 於 2007⁽⁵⁶⁾進行尿樣中三氯甲烷的採樣與分析，研究中對受試者暴露前先進行一次尿樣採集，隨後進行 120 分鐘的游泳活動，上岸後立即進行連續性的尿樣採樣分析，分別在上岸後 0 分鐘、5 分鐘、15 分鐘、30 分鐘、60 分鐘、120 分鐘以及 180 分鐘進行尿樣採集並分析其中三氯甲烷濃度。結果發現受試者尿中三氯甲烷濃度在上岸後 120 分鐘時降至剛上岸時尿中三氯甲烷濃度的一半，並在結束游泳活動後 180 分鐘尿樣中三氯甲烷濃度接近進行游泳活動之前的尿樣濃度。

Caro 與 Gallego 於 2008 年⁽⁴⁸⁾再度進行三氯甲烷在人體中的半衰期的研究，研究中對受試者進行 120 分鐘的游泳活動後上岸立即進行連續性的吐氣採樣分析，分別在上岸後 0 分鐘、5 分鐘、15 分鐘、30 分鐘、60 分鐘、90 分鐘、120 分鐘以及 240 分鐘各採一次吐氣樣本，結果發現受試者結束游泳活動上岸後 15 分鐘其吐氣中三氯甲烷濃度以降為上岸後 0 分鐘所採集之吐氣中三氯甲烷濃度的一半，並在結束游泳活動後 240 分鐘吐氣中三氯甲烷濃度回到進行游泳活動之前的吐氣濃度。顯示三氯甲烷在人體中的半衰期很短，約四個小時後就被人體代謝排出。

在生物檢體的比較方面如表三所呈現，雖然血液中三氯甲烷可以反映出人體在環境當中的化學物質實際進如人體的暴露負荷量，但抽血的過程屬於對人體侵入性的方式，受試者的招募以及配合度可能不高，而尿樣的收集上雖然是屬於非侵入性的方式，但人體在排尿的過程為尿液在膀胱中累積至感到尿意後排出體外，因此除非是臨床住院治療時收集，要採集連續性尿液樣本可行性較低。肺部吐氣的採集過程除了具有非人體侵入性的優點，此外也適合進行短時間的連續性採集。根據前述研究中三氯甲烷在人體中半衰期短的特性，在進行受試者暴露前後之生物檢體與環境中三氯甲烷濃度進行相關性研究時，相

當適合選擇以人體吐氣當中三鹵甲烷的變化作為生物指標分析對象。

表三、各種生物暴露指標比較

	血液	尿液	肺部吐氣
與環境中三鹵甲烷相關性	良好	良好	良好
短時間連續採樣容易性	容易	不容易	容易
採集過程對人體侵入性	具有侵入性	非侵入性	非侵入性



第四節 國內外對於水質管理的相關法令

表四所展示為世界各國與我國現行之自來水以及飲用水水中三鹵甲烷之法規標準值。

在 1974 年，美國國會通過了安全飲用水法案(Safe Drinking Water Act, SDWA)。該法要求美國環保署規範出一個飲用水中污染物不會對人體產生不利影響的最大濃度。美國環保署在 1992 年開始研擬制定消毒劑-消毒副產物法(Disinfectant-Disinfection Byproduct Rule, D-DBP Rule)，並於 1998 年提出⁽⁷⁾。並訂定一個非強制性的健康飲用水水質目標，該目標是基於可能造成的健康風險以及在終身暴露的條件下，具有足夠的安全餘裕，被稱為最大污染物容許濃度目標(Maximum contaminant level goals, MCLG)。美國環保署所規範的 MCLG 係根據當下已知之最佳科學研究證據所訂定，以防止潛在的健康問題。其中污染物是指飲用水中任何物理、化學、生物或放射性物質或問題，其中也包含了三鹵甲烷。目前最新的 MCLG 標準中，飲用水中三氯甲烷、一溴二氯甲烷、二溴一氯甲烷、三溴甲烷的各別濃度需低於 0.07 mg/L、0 mg/L、0.06 mg/L 以及 0 mg/L。而美國環保署基於 MCLG，又另外訂立一具有強制規範性的飲用水水質法規標準，稱為最大污染物容許濃度(Maximum contaminant level, MCL)。在 MCL 的標準下，

總三鹵甲烷的合計濃度不得超過 0.08 mg/L。MCL 的設置是為了最接近容許濃度目標下，公共供水系統可兼顧的成本效益以及合適的水質處理技術可檢測並清除污染物的能力。

日本方面的飲用水水質標準⁽⁵⁸⁾，分別將氯仿、一溴二氯甲烷、二溴一氯甲烷和溴仿訂定最大限值為 60 µg/L、100 µg/L、30 µg/L、和 90 µg/L；而總三鹵甲烷則不能超過 100 µg/L。

而國內方面，經濟部水利署於民國 102 年 1 月 16 日所公布之自來水法⁽⁵⁹⁾，其中第十六條闡明以水管及其他設施導引供應合於衛生之公共給水稱之為自來水，又於民國 92 年 8 月 20 日頒布自來水水質標準⁽⁶⁰⁾，其中第五條第十九項將自來水中總三鹵甲烷濃度的年平均限值規定為 0.15 mg/L。行政院環境保護署則於民國 87 年 2 月 4 日公告飲用水水質標準⁽⁶¹⁾，其中第三條即列表將總三鹵甲烷的最大限值規定為 0.10 mg/L，後又經修正，規定自民國 98 年 11 月 26 日起施行，將原先的最大限值至 0.10 mg/L 降至 0.08 mg/L。

目前國際上已有國家開始對於游泳池池水中三鹵甲烷濃度進行規範(表五)，法國勞工環境安全衛生署(Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail, AFSSET)、英國、芬蘭以及 WHO 建議將池水中總三鹵甲烷控制在 100 µg/L 以下。在比利時，將

池水中氯仿濃度最大限值訂為 100 $\mu\text{g/L}$ ，德國則建議將任何游泳池池水中總三鹵甲烷最大濃度限值控制在 20 $\mu\text{g/L}$ 以下，瑞士的室內游泳池池水中總三鹵甲烷濃度建議值為 30 $\mu\text{g/L}$ 以下；而丹麥在 25 至 50 $\mu\text{g/L}$ 之間。截至目前為止台灣並未特別對游泳池池水中三鹵甲烷含量進行建議規範。

另外，對於空氣中三鹵甲烷目前國際間的暴露規範如表六所示。美國國家職業安全衛生研究所(National Institute for Occupational Safety and Health, NIOSH)於 1997 年建議對於職場環境空氣中氯仿及溴仿的最大容許濃度分別為 9.8 mg/m^3 及 5 mg/m^3 ⁽⁶²⁾。另外，美國政府工業衛生師會議(American Conference of Governmental Industrial Hygienists, ACGIH)與德國 MAK-value 則建議，對於職業性的暴露，亦即每天工作 8 小時，每星期工作 5 天，氯仿最大容許的暴露濃度分別為 49 mg/m^3 以及 2.5 mg/m^3 ^(55, 63)。而美國勞工部之職業安全衛生署(Occupational Safety and Health. Administration, OSHA)於 1998 年則法定規範職場環境空氣中氯仿及溴仿的最大容忍暴露濃度分別為 240 mg/m^3 及 5 mg/m^3 ⁽⁶⁴⁾。但截至目前為止國內外相關游泳池的管理辦法中，並未特別針對空氣中三鹵甲烷的容許暴露濃度予以規範。

表四、國內外法定規範之飲用水中三鹵甲烷濃度標準($\mu\text{g/L}$)

	台灣 自來水標準	台灣 飲用水標準	美國環保署 飲用水標準	日本 飲用水標準	WHO 飲用水標準
總三鹵甲烷	150	80	80 ^a	100	100
三氯甲烷	---	---	70 ^b	60	300
一溴二氯甲烷	---	---	0 ^b	30	60
二溴一氯甲烷	---	---	60 ^b	100	100
三溴甲烷	---	---	0 ^b	90	100

^a美國環保署最大污染物容許濃度，MCL

^b美國環保署最大污染物容許濃度目標，MCLG

表五、國際間對游泳池中三鹵甲烷的濃度建議值($\mu\text{g/L}$)

	法國、英國、 芬蘭、WHO	比利時	德國	瑞士	丹麥
總三鹵甲烷	100	---	20	30	25-50
三氯甲烷	---	100	---	---	---

表六、國際間對空氣中三鹵甲烷之職業性允許暴露濃度建議值與
規範(mg/m^3)

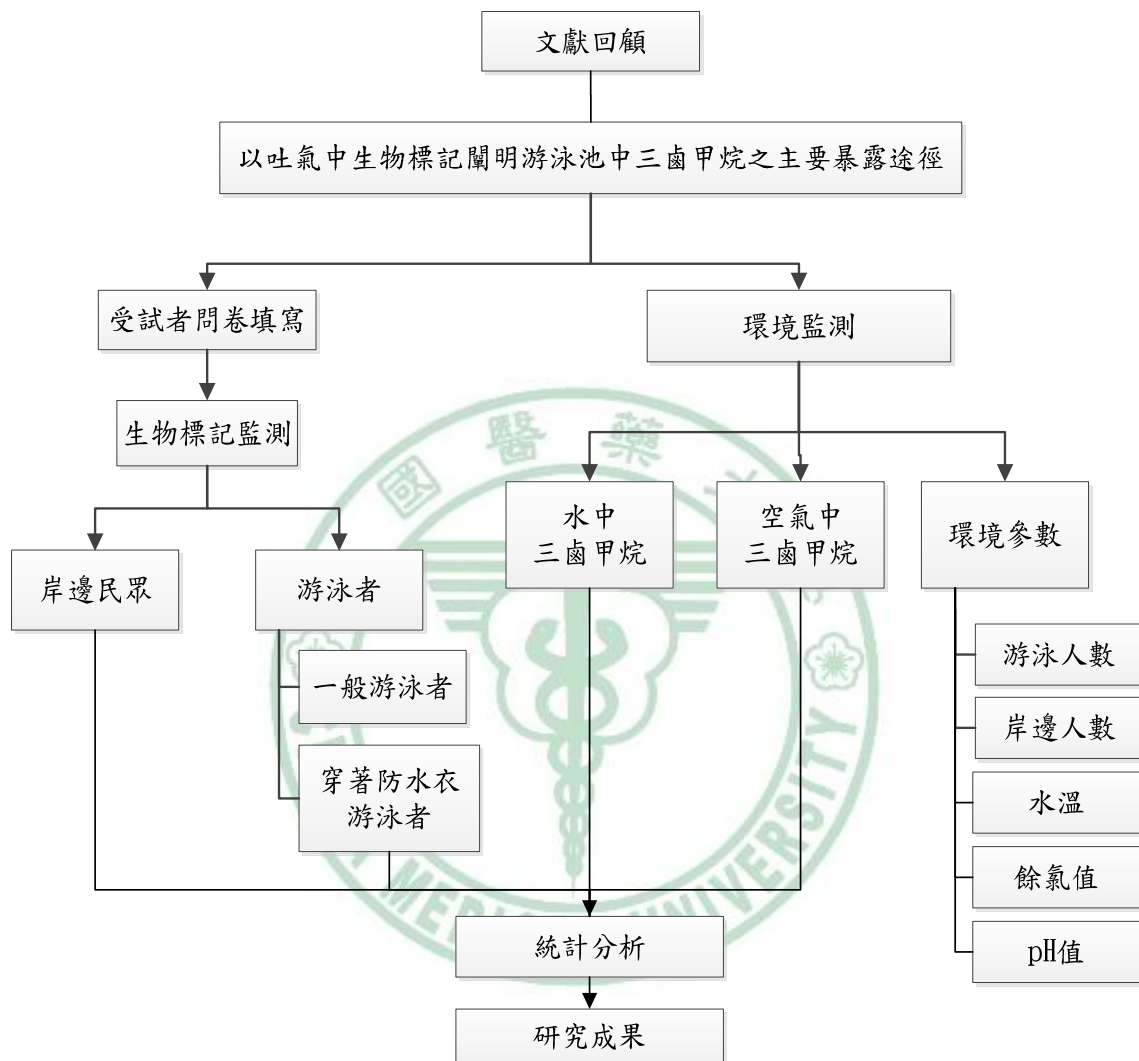
	MAK-value	NIOSH REL	ACGIH TLV	OSHA PEL
三氯甲烷	2.5	9.8	49	240
一溴二氯甲烷	---	---	---	---
二溴一氯甲烷	---	---	---	---
三溴甲烷	---	5	---	5

第三章 研究方法

第一節 研究設計與研究架構

經過以上文獻回顧，本研究為了能夠確實掌握游泳者的暴露情形與岸邊走動的非游泳者之暴露差異性，同時對於呼吸暴露、皮膚接觸暴露之重要暴露途徑進行鑑別，規劃的工作內容如以下四點所示，研究架構則如圖一：

1. 文獻蒐集；
2. 游泳池環境採樣，採集游泳池水樣以及空氣樣本，並分析其三鹵甲烷濃度；
3. 採集受試者(包括：穿防水衣泳客、穿一般泳衣之泳客、岸邊走動之非游泳者)之吐氣樣本(游泳前、後)，並分析其三鹵甲烷濃度；
4. 利用統計方法檢定環境中三鹵甲烷濃度與受試者吐氣樣本中三鹵甲烷濃度的相關性及差異性。



圖一、研究架構圖

第二節 研究假設

根據研究目的與相關文獻的探討，針對研究變項之虛無假設與分析方法如下：

表七、本研究虛無假設與統計分析方法

虛無假設	統計檢定方法	目的
H ₀ ：受試者暴露前後吐氣中三鹵甲烷濃度無顯著差異。	無母數雙樣本檢定 (Wilcoxon Sign rank test)	分析受試者暴露前與暴露後吐氣中三鹵甲烷的濃度，以了解暴露前後的差異。
H ₀ ：岸邊活動受試者與穿著一般泳衣游泳者以及穿著防水衣游泳者吐氣中三鹵甲烷濃度變化量無顯著差異。	無母數變異數分析 (Kruskal-Wallis test、Wilcoxon 事後檢定)	分析比較受試者各組暴露前後吐氣中三鹵甲烷濃度變化量，以了解不同暴露途徑之間的暴露差異。
H _{0a} ：游泳池水中三氯甲烷暴露劑量與吐氣中三氯甲烷濃度無顯著相關。 H _{0b} ：環境空氣中三氯甲烷暴露劑量與吐氣中三氯甲烷濃度無顯著相關。	迴歸模型	分析吐氣中三氯甲烷濃度與環境中三鹵甲烷暴露劑量的相關性以了解環境因子對人體暴露的影響性。

第三節 研究地點與對象

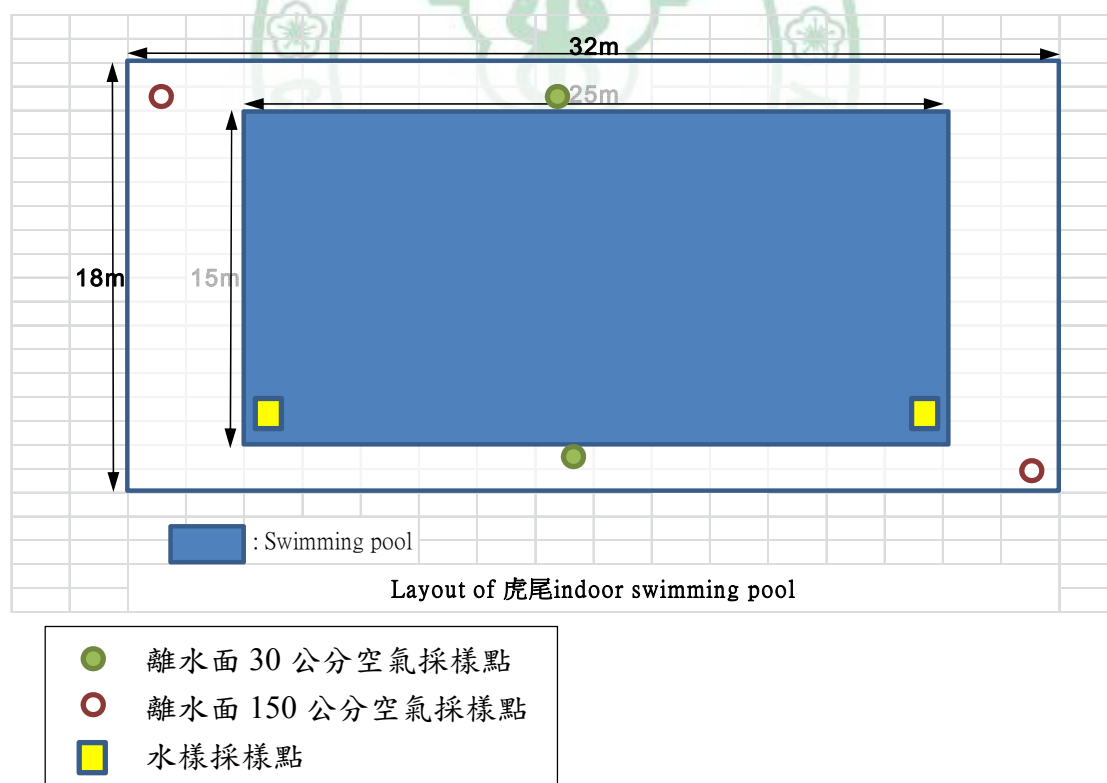
本研究在 2013 年 3 月至 5 月之間於雲林縣內一座民營室內游泳池進行五次採樣工作，採樣的游泳池有 25 公尺長的尺寸，是一般學校或民營游泳池常見的尺寸。游泳池描述如圖二所示。

受試者的選擇上考慮到降低生理條件差異以及進行游泳活動時運動量的差異，並要求受試者在參與研究的游泳過程中降低運動休息的次數，因此以某大學院校的游泳隊選手作為研究之主要研究對象。參與本研究的受試者總共有 12 位，其中有 11 位是游泳選手，以及一位進行岸邊活動的普通民眾。所有參與實驗之受試者皆須簽署受試者同意書以符合人體試驗倫理委員會之規範方可進行研究。

研究過程中將受試者分 3 組，各組代表之暴露途徑如表八所示，穿著一般泳衣之受試者，以代表暴露途徑為呼吸以及皮膚暴露。穿著具備全身防水功能(圖三、圖四)之防水衣(Applo Drysuit, Japan)進行游泳之受試者，代表該受試者主要暴露三鹵甲烷途徑僅有呼吸暴露。第三組為在岸邊活動但沒有下水的受試者，所代表之暴露為呼吸室內背景空氣之結果。研究對象預計收案人數與分組如表九所示。

受試者在同意接受本研究測試後，皆要求其受試者進行試驗前一

天不可下水游泳，避免對研究造成干擾。並在進行活動之前先進行問卷訪查。本研究游泳者游泳時間以及岸邊受試者活動暴露時間皆控制為 40 分鐘，於進行活動前後在各做一次吐氣採樣，以吐氣中氣仿濃度作為生物暴露指標以反映出一個人的暴露量。影響暴露量的因素包含了暴露濃度以及暴露時間，在進行運動的過程中人體會因為不同的活動量造成呼吸量的差異，進而影響個人實際暴露。由於游泳過程中難以進行人體呼吸量的觀測，但曾有文獻指出運動量與呼吸量及心搏輸出成正相關(表十)⁽⁶⁶⁾，故本研究以脈搏的變化來代表個人在游泳過程中呼吸量的差異。



圖二、本研究游泳池基本描述



圖三、穿著防水衣受試者與穿著一般泳衣受試者下水前皮膚乾燥狀況，兩者皮膚乾燥程度相同



圖四、穿著防水衣受試者與穿著一般泳衣受試者上岸後皮膚乾燥狀況，穿著一般泳衣受試者皮膚濕潤，穿著防水衣受試者皮膚仍保持乾燥

表八、各研究對象分組所代表之暴露途徑

研究對象	防水衣組	一般泳衣組	岸邊活動組
呼吸暴露	○ ^a	○ ^a	○ ^b
皮膚暴露	×	○	×

^a呼吸高度範圍離水面 30 公分

^b呼吸高度範圍離水面 150 公分

表九、吐氣生物標記研究對象預計研究人數與分組

研究對象	防水衣組 (人次)	一般泳衣組 (人次)	岸邊活動組 (人次)	Total (人次)
男性	10	10	10	30

表十、活動強度與心搏量以及呼吸量之間的關係⁽⁷⁵⁾

活動強度	心搏量(bpm)	呼吸量(L/min)
休息	60-70	6-7
弱	75-100	11-20
中	100-125	20-31
強	125-150	31-43
非常強	150-175	43-56

第四節 研究工具的擬定

依研究架構所示，研究工具包含問卷、室內游泳池水樣、人體吐氣以及空氣採樣及分析，分述如下：

一、 問卷設計

問卷設計內容(附錄一)包含性別、年齡、身高、體重等基本變項，以及詢問受訪者運動習慣，其中包含游泳次數以及游泳時間。另外詢問受訪者日常生活的用水習慣，以及洗澡方式等變項。

二、 游泳池周界環境及人體吐氣樣本中三鹵甲烷採樣與實驗分析

對於游泳池水中與室內空氣以及人體吐氣中三鹵甲烷的採樣與分析方法，本研究所採用之儀器與器皿、藥品試劑、分析用標準品、周界空氣採樣分析、池水採樣分析、吐氣樣本採樣與分析、數據處理方式與品保及品管方法分述如下：

(一)儀器與器皿

1. 矽鈍化不銹鋼採樣桶：ENTECH，Silonite[®]，2.7L、1.4L
2. 流量校正器：RESTEK solid state flow meter 6000
3. 採樣桶清洗儀：ENTECH Canister Cleaner Module 3100A
4. 頂空自動進樣儀：ENTECH Autosampler 7500A
5. 樣品前濃縮儀：ENTECH Preconcentrator 7150(附錄二)

6. 氣相層析儀：Aglient Gas Chromotograph 6890，Hewlelet Packard
7. 質譜儀：Aglient Mass Selective Detector 5975
8. 超音波震盪器：DELTA Ultrasonic Cleaners DC-600
9. 去離子水製造機：MILLIPORE Milli-Q Plus
10. 水樣採樣瓶：茶色，40 mL，台灣製
11. 水樣頂空進樣瓶：ENTECH，Amber Bottles, deactivated，500mL
12. 頂空進樣瓶接頭：ENTECH，Micro-QT™ Valve, Silonite®

(二)藥品試劑

1. 揮發性有機化合物標準氣體（見附錄三），內含三鹵甲烷
Trichloromethane：Linde，97 ppb in Nitrogen
Bromodichloromethane：Linde，98 ppb in Nitrogen
Dibromochloromethane：Linde，109 ppb in Nitrogen
Tribromomethane：Linde，100 ppb in Nitrogen
2. 內部標準品氣體（100 ppb）
Bromochloromethane：107 ppb in Nitrogen
1,4-difluorobenzene：106 ppb in Nitrogen
Chlorobenzene-d5：106 ppb in Nitrogen
1-bromo-3-fluorobenzene：104 ppb in Nitrogen

3. 三鹵甲烷標準品溶液：
Trihalomethanes Calibration Mix 2000 $\mu\text{g}/\text{mL}$ in methanol
4. 氮氣：新瑞僑，純度 99.99%，台灣
5. 氮氣：新瑞僑，純度 99.99%，台灣
6. 二氧化碳：新瑞僑，純度 99.99%，台灣
7. 抗壞血酸：顆粒狀，試藥級
8. 鹽酸：聯工化學，試藥級，台灣

(三)分析標準品配置

1. 空氣分析檢量線標準品配製：

將市售含有三鹵甲烷 100ppb 的揮發性有機化合物標準氣體以氮氣稀釋填充進預先抽至真空的 1.4L 不銹鋼採樣桶中分別配置 5 種不同濃度(2、5、10、20、50 ppb)的標準品以製備檢量線。

2. 水樣分析檢量線標準品配製：

將市售含有三鹵甲烷 2000 mg/L 的三鹵甲烷標準溶液取 0.05 mL 以 DI 水定量至 100 mL，可得到 1000 $\mu\text{g}/\text{L}$ 的標準儲備溶液，儲存於 4°C 冰箱保存備用。自儲溶液中抽取 0.2、0.4、0.6、0.8、1 mL 並以 DI 水定量至 10 mL，配置 5 點檢量線(20、40、60、80、100 $\mu\text{g}/\text{L}$)。

(四)游泳池周界空氣採樣分析

泳池周界空氣採樣分析參考參考環保署公告「空氣中揮發性有機化合物檢測方法不銹鋼採樣筒/氣相層析質譜儀法」(NIEA A715.13B)⁽⁶⁶⁾以及美國環境保護署公告「環境空氣中有機毒化物質檢測方法-採樣筒/氣相層析質譜儀法」(EPA/625/R-96/010b, TO-15)⁽⁶⁷⁾。

空氣採樣點的設置在距離游泳池水面 30 公分處以及距離水面 150 公分處各設置 2 個採樣點。本研究採用定流量採樣，將已先抽至 10^{-2} mmHg 真空度的不銹鋼採樣筒，攜至選定之採樣點後，將不銹鋼採樣筒加裝針閥限流裝置，針閥經過流量校正器調整至 70 mL/min，進行 40 分鐘內的室內環境空氣的採樣。達到所需體積後，關閉採樣筒進樣閥，在採樣筒上貼上樣品編號，將樣品攜回實驗室進行分析。採樣前後所有採樣筒皆需經過採樣桶清洗儀(ENTECH, 3100A)進行抽真空、高純度濕化氮氣重複清洗 13 次及測漏步驟，才可攜至採樣現場進行採樣。完成採樣後，於 14 天之內完成分析工作。

本研究將採樣桶當中之空氣樣本利用自動進樣儀(ENTECH, 7500A)將所採集之空氣樣本抽取 100mL 進入前濃縮儀(ENTECH, 7150)，該前濃縮儀當中具有固相微萃取(Solid-Phase Microextraction，簡稱 SPME)纖維、除水管柱以及 Tenax-TA 吸附劑之三段式複合前濃

縮管柱，以冷凍捕集方式濃縮空氣樣品，經過水份去除步驟後經熱脫附至氣相層析注入口前端再次冷凍聚焦，最後注入氣相層析質譜儀（GC/MS）中測定樣品中揮發性有機化合物的含量。

(五)游泳池池水採樣分析

泳池池水採樣參考環保署公告「飲用水水質採樣方法」(NIEA A715.13B)⁽⁶⁸⁾。樣本前處理方法中針對水中揮發性有機污染物時常用的前處理方法有二：一為吹氣捕捉法(purge & trap)，其原理是將純淨之鈍性氣體如高純度氮氣或是氮氣持續通過水樣，在水中產生大量氣泡，以氣相與液相之動態平衡帶出污染物至濃縮用的捕捉管接著將分析物脫附至分析儀器中。其二為靜態頂空法(static headspace techniques)，利用氣相與液相之靜態平衡將污染物分佈至頂空的部分，之後再將頂空之氣相經濃縮後將污染物注入分析系統。本研究使用的前處理方法為靜態頂空法，將採集之水樣進入大型頂空瓶，利用氣相與液相之靜態平衡將污染物分佈至頂空的部分，再將頂空之氣相經濃縮後將污染物注入氣相層析質譜儀分析系統進行分析。

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)⁽³⁴⁾的採樣方式在水面下 20 公分處採取水樣。

採樣點是受試者進行游泳活動之泳道兩側的位置，於每個採樣點各採集 1 個樣品，並在受試者下水活動前後各採一次水樣。採樣前預先在棕色採樣瓶中加入 25mg 的抗壞血酸，避免水中餘氯繼續反應生成三鹵甲烷。採樣時需將採樣瓶內水樣略溢流，但須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 1:1 稀釋鹽酸，使 pH 值小於 2。之後將含鐵氟龍墊片的有孔蓋旋緊，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須避光、冰存於 4°C，於 14 日內分析完畢。

在實驗室中將含有揮發性有機物之水樣抽取 5mL 注入以容積為 500mL 高純度氮氣封填之茶色頂空玻璃瓶中，以大型頂空自動進樣儀 (ENTECH, 7500A) 抽取進樣瓶中頂空氣體 100mL，將其中揮發性有機物以導入前濃縮儀 (ENTECH, 7150) 進行捕捉收集。待捕捉完成後，加熱脫附將揮發性有機物質導入氣相層析儀中。利用氣相層析管柱分離各個成份後，再以質譜儀作為偵測器，進行水中揮發性有機物之檢測。

(六)人體吐氣樣本採樣與分析

人體吐氣樣本採樣與分析亦參考美國環境保護署公告「環境空氣中有機毒化物質檢測方法-採樣筒/氣相層析質譜儀法」(EPA/625/R-96/010b, TO-15)⁽⁶⁷⁾, 以及參考(Pleil et al., 1995)⁽⁶⁹⁾的採樣方式(見圖五), 以 1.4L 不銹鋼採樣筒採集吐氣樣本, 流程如下列六點:

1. 準備容積為 1.4L, 含有鐵氟龍吹嘴之真空採樣筒, 並給予殺菌清潔, 採樣筒內部壓力需小於 50 μ m Hg。
2. 受試者以坐姿進行採樣, 一手握住採樣筒, 另一手捏住鼻孔以防外部空氣經由鼻腔進入採集區干擾採樣。
3. 受試者以牙齒輕咬鐵氟龍吹嘴。
4. 受試者保持一般呼吸方式以嘴部呼吸, 建立平常呼吸模式。
5. 受試者手握採集筒閘門, 並在一般呼吸吐氣終點時嘴部閉上, 打開採集筒閘門並持續吐氣, 保持採集筒收集肺部吐氣樣本。
6. 當採集筒停止進氣流動, 關上採集筒閘門, 樣本採集完畢。



圖五、人體吐氣樣本採樣示意圖

所採集之人體吐氣樣本利用自動進樣儀(ENTECH, 7500A)將樣本進入前濃縮儀(ENTECH, 7150)，其中具有固相微萃取(Solid-Phase Microextraction，簡稱 SPME)纖維、除水管柱以及 Tenax-TA 吸附劑之三段式複合管柱以冷凍捕集方式濃縮一定量的樣品經過水份去除步驟再經熱脫附至氣相層析注入口前端再次冷凍聚焦，最後注入氣相層析質譜儀(GC/MS)中測定吐氣樣品中揮發性有機化合物的含量。

表十一、氣相層析儀分析條件

參數	設定值
Column : DB-1	
Length	60 m
Inner diameter	320.00 μm
Film thickness	1.00 μm
Carrier gas flow	He, 2.5 mL/min
Temperature program	
初溫	35 $^{\circ}\text{C}$
初溫保持時間	4 min
升溫速率	15 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$
末溫	250 $^{\circ}\text{C}$
末溫保持時間	5 min

質譜儀：Agilent 5975 Network

Scan mode： range from 35 to 300 aum

離子源溫度：230 $^{\circ}\text{C}$

表十二、三鹵甲烷之特徵離子與定量離子

化學物質	主要離子(m/z)	次要離子(m/z)	備註
Chloroform	83.00	85.00	
Bromodichloromethane (BDCM)	83.00	85.00	
Dibromochloromethane (DBCM)	129.00	127.00	
Bromoform	173.00	171.00	
Bromochloromethane	49.00	130.00	內標準品
Benzene, 1,4-difluoro-	114.00	88.00	內標準品
Benzene-d5-, chloro-	117.00	82.00	內標準品
Benzene, 1-bromo-3-fluoro-	174.00	176.00	內標準品

(七) 暴露劑量計算

1. 呼吸暴露量

根據暴露評估方法⁽⁷⁰⁾，人體在環境空氣中的吸入劑量

(inhalation exposure dose, $D_{inhalation}$)計算公式如下：

$$D_{inhalation} = \frac{IHR \times C_{air} \times ED \times CF}{BW}$$

其中

$D_{inhalation}$ = 呼吸暴露劑量($\mu\text{g}/\text{kg}$)

IHR = 呼吸速率(L/min)，本研究中呼吸速率由脈搏數換算⁽⁷⁵⁾

C_{air} = 空氣中污染物質濃度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

ED = 暴露時間(min)

BW = 體重(kg)

CF = 單位轉換因子(0.001 m³/L)

2. 皮膚暴露劑量

根據暴露評估方法⁽⁷⁰⁾，皮膚接觸化學物質時的吸收速率 (uptake rate, UR) 為皮膚總表面積(surface area, SA)⁽⁷¹⁾與皮膚所接觸之化學物質濃度 (concentration, C) 以及皮膚滲透係數 (permeability constant, PC) 之乘積，公式如下：

$$UR = PC \times C \times SA \times CF$$

其中

UR = 吸收速率(μg/min)

PC = 皮膚滲透係數(cm/hr)，氣仿皮膚滲透係數⁽⁷²⁾為 0.00683

C = 池水中化學物質濃度(μg/L)

SA = 皮膚表面積(m²)

$$= 0.012 \times \text{身高(cm)}^{0.6} \times \text{體重(kg)}^{0.45}$$

CF = 單位轉換因子(1000 L/m³ × 0.017 hr/min × 0.01 m/cm)

接著便可以計算皮膚吸收暴露劑量(dermal exposure dose, D_{dermal})，皮膚吸收暴露量為吸收速率與暴露時間(exposure duration,

ED)之乘積再除以個體體重(Body weight)，計算公式如下：

$$D_{dermal} = \frac{UR \times ED}{BW}$$

其中

D_{dermal} = 皮膚吸收暴露劑量($\mu\text{g}/\text{kg}$)

UR = 吸收速率($\mu\text{g}/\text{min}$)

ED = 暴露時間(min)

BW = 體重(kg)

(八)分析數據處理

1. 定量方法

當樣本中 THMs 完成定性確認後，化合物的定量必須根據定量離子，以內標準品進行內標準品校正(感應因子校正法)作為定量方式。指樣品注入儀器前，加入固定量的內標準品進入待測樣品再檢測，則樣品中 THMs 的定量離子尖峰面積(A_s)與內標準品的定量離子尖峰面積(A_{is})的比值，除以標準品中 THMs 的濃度(C_s)與內標準品的濃度(C_{is})的比值，所得到的結果即為感應因子 Response factor (RF)，或稱相對感應因子 Relative response factor (RRF)。

計算公式如下：

$$RRF = \frac{A_s/A_{is}}{C_s/C_{is}}$$

或表示為：

$$RRF = \frac{A_s C_{is}}{A_{is} C_s}$$

其中：

RRF = Relative response factor，相對感應因子；

A_s = Area of Sample quantification ion，樣本中 THMs 定量離子尖峰面積；

A_{is} = Area of Internal Standard quantification ion，內部標準品定量離子尖峰面積；

C_s = Concentration of Sample, ppb，樣本中化合物濃度；

C_{is} = Concentration of Internal Standard, ppb，內部標準品濃度。

接著，計算檢量線五點各別濃度之相對感應因子並加以平均：

$$\overline{RRF} = \sum_{i=1}^n \frac{RRF_i}{n}$$

其中：

\overline{RRF} = 檢量線平均相對感應因子；

RRF_i = 檢量線上第 i 點濃度樣本之相對感應因子；

n = 檢量線樣本數，本方法中為 5。

最後以平均 RRF 值計算環境或吐氣樣本中 THMs 濃度之算式如

下：

$$C_x = \frac{A_x C_{is} DF}{A_{is} \overline{RRF}}$$

其中：

C_x = Concentration of Sample , ppb , 採樣樣本中 THMs 濃度；

A_x = Area of Sample quantification ion , 採樣樣本中 THMs 定量離子尖峰面積；

C_{is} = Concentration of Internal Standard, ppb , 內部標準品濃度；

A_{is} = Area of Internal Standard quantification ion , 內部標準品定量離子尖峰面積；

\overline{RRF} = 檢量線平均相對感應因子；

DF = Dilution factor , 樣本稀釋倍數。

2. 偵測極限

本研究依據「環境檢驗方法偵測極限測定指引」(NIEA-PA107)⁽⁷³⁾之方法偵測極限之定義及測定步驟實行之。

表十三、空氣中三鹵甲烷之檢量線與方法偵測極限

THMs	濃度範圍(ppb)		r ²	偵測極限 (ppb)
	最低	最高		
三氯甲烷	2	50	0.9999	0.24
一溴二氯甲烷	2	50	1	0.28
二溴一氯甲烷	2	50	0.9997	0.36
三溴甲烷	2	50	0.9998	0.38

表十四、水中三鹵甲烷之檢量線與方法偵測極限

THMs	濃度範圍(µg/L)		r ²	偵測極限 (µg/L)
	最低	最高		
三氯甲烷	20	100	0.9999	1.91
一溴二氯甲烷	20	100	1	2.03
二溴一氯甲烷	20	100	0.9997	1.95
三溴甲烷	20	100	0.9998	1.72

(九)品保與品管

本次研究分析之品質保證與品質管制進行以下兩點監控，空氣樣本重複分析相對差異百分比為 $2.90 \pm 2.71\%$ ，吐氣樣本重複分析相對差異百分比為 6.69 ± 5.61 ，水樣樣本重複分析相對差異百分比為 4.63 ± 4.20 。空氣查核樣本分析回收率為 98.38 ± 1.30 ，水樣查核樣本分析回收率為 93.27 ± 4.47 。所有結果皆符合管制標準(附錄四)。

1. 重複分析

每批次進樣中擇一樣本進行重複分析兩次，得定值 X_1 、 X_2 ，依下式計算相差百分比(R%)，其相對差異百分比應在 25 以內：

$$R\% = \frac{|X_1 - X_2|}{(X_1 + X_2)/2} \times 100\%$$

2. 查核樣本分析

每批次進樣中需進行檢量線查核，進行環境樣本進樣前先配製檢量線中間點濃度之查核標準品進行分析，依下式計算回收率，回收率應在 70~130%範圍內：

$$\text{回收率}\% = \frac{\text{查核標準品分析值}}{\text{檢量線中間點濃度}} \times 100$$

第五節 資料統計與分析

本研究所使用之統計軟體以 SAS 9.3 版進行統計分析。以描述性統計呈現問卷各變項之統計結果。使用 Wilcoxon Sign rank test 檢定進行受試者暴露前後吐氣樣本分析值之差異。使用 Kruskal–Wallis test 檢定進行各組受試者進行暴露前後吐氣中三鹵甲烷濃度變化量是否有差異，並進行 Wilcoxon 事後檢定。



第四章 研究結果

第一節 問卷調查

表十五所呈現的是本研究受試者接受問卷調查之結果，參與本研究的受試者總共有 12 位，其中有 11 位是平時皆有游泳習慣的大專院校游泳選手，以及一位進行岸邊活動的普通民眾。年齡平均為 23 ± 9 歲之年輕男性，身高平均為 172.5 ± 6.1 公分、體重平均為 72 ± 8.6 公斤。由於本次研究受試者大部分皆為游泳訓練選手，故平時皆有游泳習慣。在每週游泳次數方面，平均每週游泳次數 0 次、每週 1-2 次、每週 3-4 次以及每天都游的人數分別為 1 人、6 人、3 人、2 人。平均每次游泳時間平均為 90.8 ± 37 分鐘。

平時用水習慣方面，12 位受試者中有 2 位每天會洗澡二次，其餘皆洗澡一次，洗澡方式皆以淋浴方式進行，平均每次洗澡時間為 15 ± 4.2 分鐘。

而呼吸道相關疾病症狀自覺調查，有 3 位受試者在研究進行當月表示有感冒症狀，2 位在研究進行當月表示有呼吸道過敏症狀，所有受試者皆無氣喘疾病。

表十五、研究族群描述

	受試者人數	
	N=12	
個人基本資料		
男性(N,%)	12	(100)
年齡(Mean±SD)	23±9	
身高(Mean±SD)	173 ± 6	
體重(Mean±SD)	72±9	
是否有游泳習慣(N,%)		
否	1	(8)
是	11	(92)
平均每週游泳次數(N,%)		
無	1	(8)
1-2 次	6	(50)
3-5 次	3	(25)
每天	2	(17)
單次游泳時間,分鐘 (Mean±SD)	91 ± 37	

		受試者人數	
		N = 12	
洗澡方式(N,%)			
1 次		9	(83)
2 次		2	(17)
單次洗澡時間,分鐘 (Mean±SD)		15 ± 4	
呼吸道相關疾病症狀調查			
近一個月是否罹患感冒(N,%)			
否		9	(75)
是		3	(25)
是否罹患氣喘(N,%)			
否		12	(100)
近一個月是否罹患呼吸道過敏(N,%)			
否		10	(83)
是		2	(17)

第二節 游泳池周界環境以及人體吐氣樣本採樣與分析結果

一、 游泳池周界空氣採樣分析

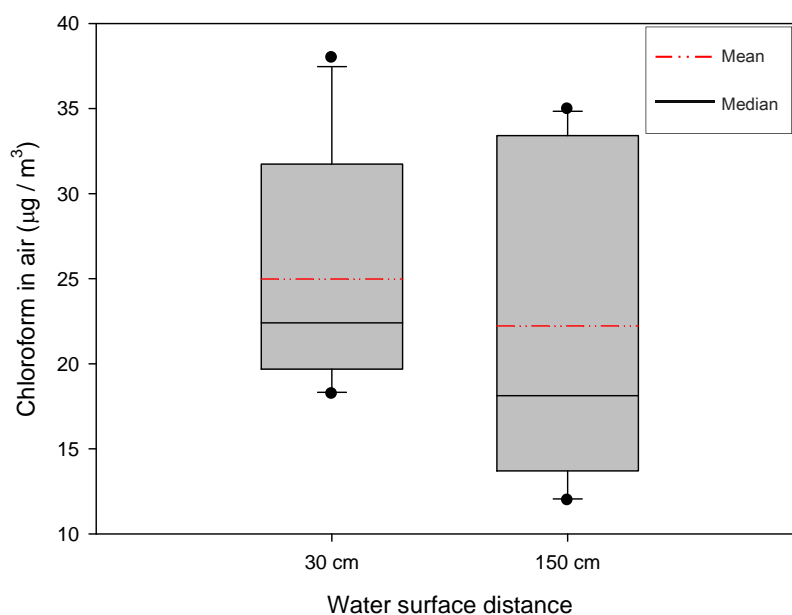
本研究在室內游泳池環境空氣採樣方面，分別在岸邊距離水面 30 公分處及 150 公分處進行採樣。分析結果中發現所有樣本三鹵甲烷的成分中僅檢測出三氯甲烷。距離水面不同高度的空氣中三氯甲烷的濃度(表十六)，在距離水面 30 公分處採樣分析濃度為 $25.5 \pm 10.3 \mu\text{g} / \text{m}^3$ ；在距離水面 150 公分處採樣分析濃度為 $22.3 \pm 9.7\mu\text{g} / \text{m}^3$ ，雖然經過 Wilcoxon 符號等級檢定的分析結果發現兩者間並無顯著差異，但仍可發現距離水面高度 30 公分處之空氣中三氯甲烷濃度略高於距離水面高度 150 公分的空氣濃度(圖六)。

表十六、室內游泳池周界空氣樣本分析結果

Sample	n	Chloroform ($\mu\text{g} / \text{m}^3$)			
		Median	Mean \pm SD	Range	<i>p</i> -value*
Air (30cm)	20	23.9	25.5 \pm 10.3	13.8 – 59.1	0.22
Air (150cm)	20	17.8	22.3 \pm 9.7	9.4 – 39.2	

SD : standard deviation.

* Wilcoxon Sign rank test, $\alpha = 0.05$



圖六、距離水面不同高度之空氣中三氯甲烷濃度差異(盒型圖鬚上下界代表最大與最小值，盒型圖上下界代表上四分位數與下四分位數，盒中黑色實線為中位數，紅色虛線為平均值，圖鬚外點為離群值)

二、 游泳池池水採樣分析

本次研究之室內游泳池其消毒方式以加氯消毒方式進行。池水採樣皆採距離水面下 20 公分處的水樣。表十七為本研究期間分析結果，游泳池池水的餘氯值為 1.4 ± 0.2 ppm，pH 值維持在 7.4 ± 0.4 之間，水溫為 $29 \pm 1^\circ\text{C}$ ，符合行政院衛生署「營業衛生基準」⁽⁷⁴⁾，其中第十條游泳業衛生基準第四款規定，水質 pH 保持在 6.5 至 8.0 之間，自由有效餘氯量保持在 1ppm 至 3ppm 之間。池水當中三鹵甲烷的成分分析結果僅發現三氯甲烷；一溴二氯甲烷、二溴一氯甲烷以及溴仿皆未檢出。水中三氯甲烷濃度為 35 ± 6.2 $\mu\text{g} / \text{L}$ 。

表十七、室內游泳池池水樣本分析結果

Sample	n	Cl(ppm)	pH	Temp ($^\circ\text{C}$)	Chloroform ($\mu\text{g} / \text{L}$)	
		Mean \pm SD	Mean \pm SD	Mean \pm SD	Mean \pm SD	Range
Water	20	1.4 ± 0.2	7.4 ± 0.4	29 ± 1	35 ± 6.2	26.9 – 45.5

SD : standard deviation.

三、 人體吐氣樣本採樣與分析

為了瞭解受試者在室內游泳池中暴露三鹵甲烷的情況，本研究利用 1.4 公升不鏽鋼真空採樣筒收集受試者在室內游泳池內暴露 40 分鐘前後吐氣，進行吐氣中三鹵甲烷的分析並比較受試者不同組之間暴露前以及暴露後的差異性。由於考量到受試者進行活動的強度以及活動量會影響呼吸的暴露量，本研究在受試者活動前後皆記錄脈搏數以了解受試者活動的情形並分析各組受試者進行活動前後脈搏變化差值。

在本研究的分析結果中發現所有樣本三鹵甲烷的成分中亦同環境空氣樣本，僅檢測出三氯甲烷。在各組暴露前後的吐氣中三氯甲烷結果中(圖七)，岸邊活動組暴露前的吐氣濃度為 $12.9 \pm 9.1 \mu\text{g} / \text{m}^3$ ，暴露後的吐氣濃度為 $19.3 \pm 17.5 \mu\text{g} / \text{m}^3$ ，研究期間有三人因進行吐氣收樣失敗而排除；防水衣組暴露前的吐氣濃度為 $8.4 \pm 3.6 \mu\text{g} / \text{m}^3$ ，暴露後的吐氣濃度為 $30.7 \pm 14.3 \mu\text{g} / \text{m}^3$ ；一般游泳衣組暴露前的吐氣濃度為 $6.6 \pm 3.0 \mu\text{g} / \text{m}^3$ ，暴露後的吐氣濃度為 $24.9 \pm 8.7 \mu\text{g} / \text{m}^3$ (表十八)。

本研究利用無母數統計法 Kruskal-Wallis 檢定對三個不同的受試組別其暴露前後脈搏的變化差值進行統計分析(表十九)，發現三組受試者其活動前後脈搏變化差值並無顯著差異性($p=0.94$)，故推論三組

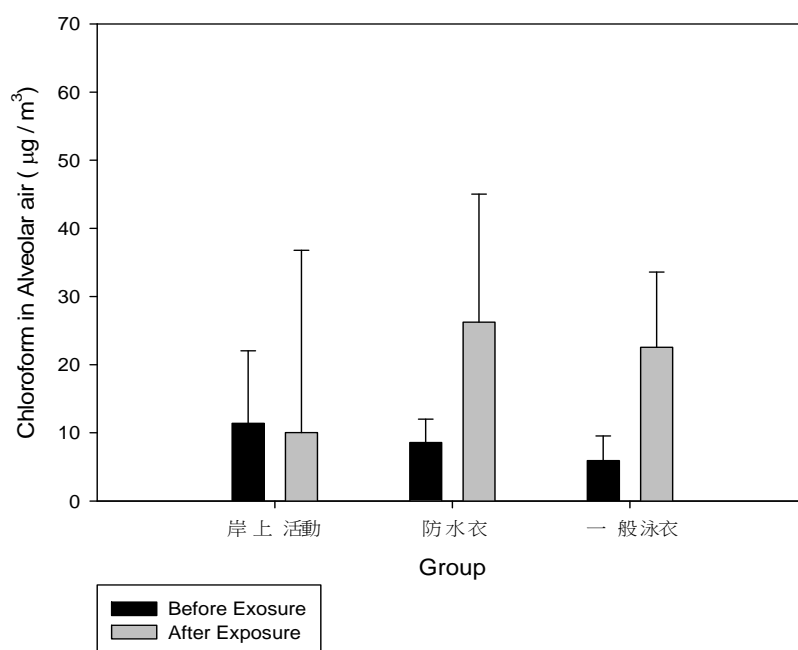
受試者其活動量以及呼吸量在統計上並無顯著差異。再經由 Wilcoxon 符號等級檢定在室內游泳池中活動 40 分鐘後，各受試者組別暴露前與暴露後吐氣中三氯甲烷的濃度(表二十)，發現在水中活動的兩組受試者其暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度具有顯著差異性($p < 0.05$)，在進行 40 分鐘的游泳活動後其吐氣中三氯甲烷的濃度皆比下水游泳之前來得高；而岸邊活動的受試者其暴露前後吐氣中三氯甲烷的濃度在統計上並無顯著差異($p = 0.7$)。



表十八、環境中三氯甲烷濃度、環境人數變化與受試者暴露前後吐

氣中三氯甲烷濃度及脈搏變化表

受試者 (編號)	水中濃 度 $\mu\text{g/L}$	空氣濃度 $\mu\text{g/m}^3$	吐氣濃度 $\mu\text{g/m}^3$		脈搏 (前/後)	水中人數 (前/後)	岸邊人數 (前/後)
			暴露前	暴露後			
岸邊活動 1	---	12.9±1.9	9.3	6.1	63/100	6/7	13/14
岸邊活動 2	---	12.0±3.7	5.3	8.8	65/91	7/6	7/9
岸邊活動 4	---	18.5±7.1	2.9	10.0	62/61	3/5	6/3
岸邊活動 6	---	33.3±6.3	16.6	15.4	61/80	9/12	7/7
岸邊活動 8	---	17.7±0.6	11.4	6.4	80/107	8/4	10/5
岸邊活動 9	---	35.0±2.1	30.2	38.7	69/103	6/6	18/20
岸邊活動 10	---	28.7±3.1	15.2	49.5	73/94	11/8	12/6
一般泳衣 1	26.8±0.3	19.8±8.6	4.4	18.5	60/98	6/7	13/14
一般泳衣 2	27.2±0.1	23.1±2.9	4.4	28.5	63/82	7/6	7/9
一般泳衣 3	44.6±0.9	38.0±29.8	9.1	15.0	76/76	3/5	6/3
一般泳衣 4	45.5±0.4	18.2±4.6	6.2	20.1	72/74	6/9	19/11
一般泳衣 5	35.4±0.6	32.9±2.2	1.9	22.5	81/82	6/6	6/8
一般泳衣 6	36.0±0.3	24.8±1.3	10.6	20.3	65/69	9/12	7/7
一般泳衣 7	32.9±0.1	21.7±1.7	5.7	28.9	65/97	6/6	6/7
一般泳衣 8	33.0±0.1	19.2±13.6	4.4	25.8	58/87	8/4	10/5
一般泳衣 9	33.0±0.4	31.3±7.0	8.1	22.6	98/122	6/6	18/20
一般泳衣 10	32.8±0.1	20.7±14.6	10.89	46.4	61/111	11/8	12/6
防水衣 1	26.8±0.3	19.8±8.6	8.7	30.0	88/120	6/7	13/14
防水衣 2	27.2±0.1	23.1±2.9	6.1	60.2	72/130	7/6	7/9
防水衣 3	44.6±0.9	38.0±29.8	10.5	25.1	61/78	3/5	6/3
防水衣 4	45.5±0.4	18.2±4.6	4.7	26.5	63/115	6/9	19/11
防水衣 5	35.4±0.6	32.9±2.2	4.7	27.6	92/74	6/6	6/8
防水衣 6	36.0±0.3	24.8±1.3	12.5	15.7	73/88	9/12	7/7
防水衣 7	32.9±0.1	21.7±1.7	4.2	23.5	75/122	6/6	6/7
防水衣 8	33.0±0.1	19.2±13.6	8.5	19.5	74/78	8/4	10/5
防水衣 9	33.0±0.4	31.3±7.0	9.2	53.0	109/97	6/6	18/20
防水衣 10	32.8±0.1	20.7±14.6	15.0	26.0	59/86	11/8	12/6



圖七、在 40 分鐘的暴露下，岸邊活動、穿著防水衣游泳者與一般游泳者暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度比較

表十九、暴露前後各組受試者脈搏差值比較

	脈搏數差值		<i>p</i> -value*
	Median	Mean ±SD	
岸邊活動組(n=7)	21.5	19.9±17.7	0.94
防水衣組(n=10)	22.0	22.2±26.0	
一般泳衣組(n=10)	26.0	23.3±12.5	

SD : standard deviation.

* Kruskal–Wallis test, $\alpha = 0.05$

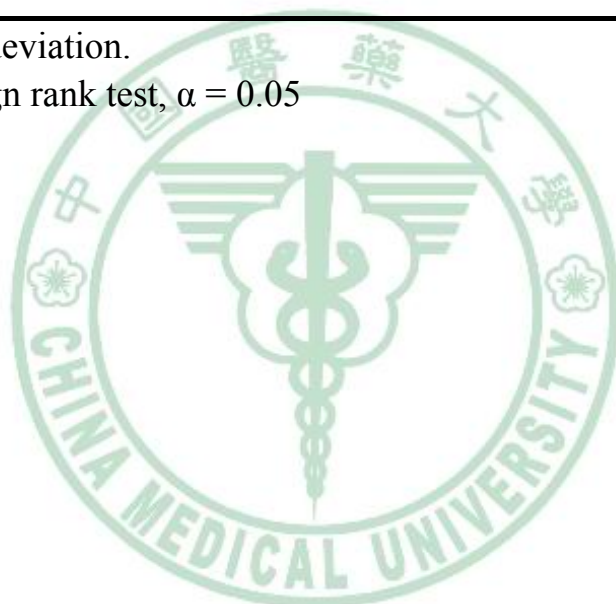
表二十、在室內游泳池中活動 40 分鐘後，各受試者組別暴露前與暴

露後吐氣中三氯甲烷的濃度差異

	暴露前($\mu\text{g} / \text{m}^3$)	暴露後($\mu\text{g} / \text{m}^3$)	前後比值	<i>p</i> -value*
	Mean \pm SD	Mean \pm SD	Mean \pm SD	
岸邊活動 組(n=7)	12.9 \pm 9.1	19.3 \pm 17.5	1.6 \pm 1.2	0.7
防水衣組 (n=10)	8.4 \pm 3.6	30.7 \pm 14.3	4.4 \pm 2.7	<0.05
一般泳衣 組(n=10)	6.6 \pm 3.0	24.9 \pm 8.7	4.7 \pm 2.9	<0.05

SD : standard deviation.

* Wilcoxon Sign rank test, $\alpha = 0.05$



為了瞭解三個不同的組別其暴露是否有差異性，本研究利用無母數統計法 Kruskal–Wallis 檢定對三個不同的受試組別其暴露前後吐氣中三氯甲烷的變化差值進行統計分析(表二十一)，並進行 Wilcoxon 符號等級事後檢定比較各組間是否有統計上的差異性。

在 40 分鐘室內游泳池內的活動後，岸邊活動組、穿著防水衣組以及穿著一般游泳衣組其吐氣中三氯甲烷的變化差值(圖八)分別為 6.3 ± 13.4 、 22.3 ± 15.5 、 18.3 ± 8.5 ，進行 Kruskal–Wallis 檢定其分析結果顯示三組之間有顯著差異($p = 0.02$)，而進行 Wilcoxon 符號等級事後檢定比較各組間吐氣中三氯甲烷濃度變化量的差值(表二十二至表二十四)，結果顯示岸邊活動組與穿著防水衣組具有顯著差異($p = 0.02$)；岸邊活動組與穿著一般游泳衣組具有顯著差異($p = 0.02$)；穿著防水衣組與穿著一般游泳衣組無顯著差異($p = 0.82$)。

表二十一、暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度差值(三組)

	濃度差值 ($\mu\text{g} / \text{m}^3$)		<i>p</i> -value*
	Median	Mean \pm SD	
岸邊活動組(n=7)	3.7	6.3 ± 13.4	0.02
防水衣組(n=10)	20.3	22.3 ± 15.5	
一般泳衣組(n=10)	17.6	18.3 ± 8.5	

SD : standard deviation.

* Kruskal–Wallis test, $\alpha = 0.05$

表二十二、暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度差值(岸邊 VS.防水衣)

	濃度差值 ($\mu\text{g} / \text{m}^3$)		<i>p</i> -value*
	Median	Mean \pm SD	
岸邊活動組(n=7)	3.7	6.3 \pm 13.4	0.02
防水衣組(n=10)	20.3	22.3 \pm 15.5	

SD : standard deviation.

* Wilcoxon Sign rank test, $\alpha = 0.05$

表二十三、暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度差值(岸邊 VS.一般)

	濃度差值 ($\mu\text{g} / \text{m}^3$)		<i>P</i> -value*
	Median	Mean \pm SD	
岸邊活動組(n=7)	3.7	6.3 \pm 13.4	0.02
一般泳衣組(n=10)	17.6	18.3 \pm 8.5	

SD : standard deviation.

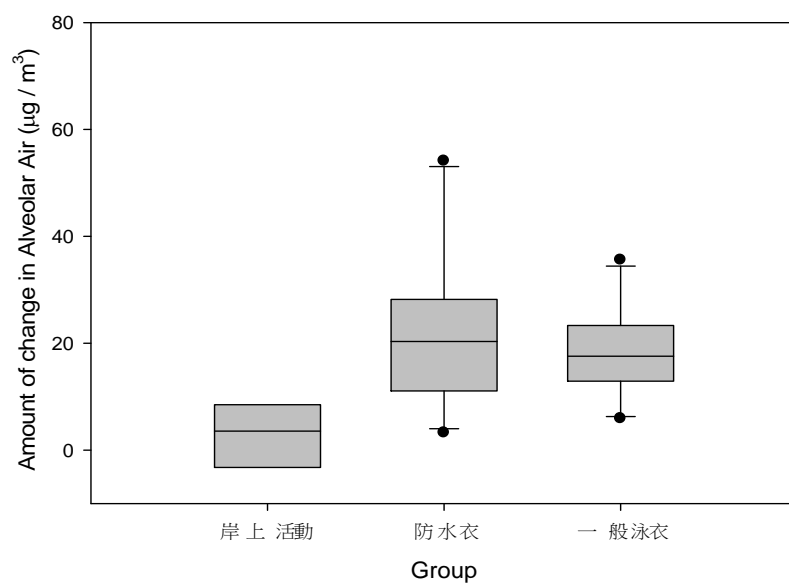
* Wilcoxon Sign rank test, $\alpha = 0.05$

表二十四、暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度差值(防水衣 VS.一般)

	濃度差值 ($\mu\text{g} / \text{m}^3$)		<i>P</i> -value*
	Median	Mean \pm SD	
防水衣組(n=10)	20.3	22.3 \pm 15.5	0.82
一般泳衣組(n=10)	17.6	18.3 \pm 8.5	

SD : standard deviation.

* Wilcoxon Sign rank test, $\alpha = 0.05$



圖八、三組受試者暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度差值比較(盒型圖鬚

上下界代表最大與最小值，盒型圖上下界代表上四分位數與

下四分位數，盒中黑色實線為中位數，圖鬚外點為離群值)

四、 暴露劑量與吐氣生物標記之相關性

利用暴露評估方法⁽⁷⁰⁾進行受試者暴露劑量的估算，可得到各組受試者在室內游泳池中以不同暴露途徑條件下活動 40 分鐘的氣仿暴露劑量，結果如下表所示：

表二十五、各組別受試者之暴露劑量

受試者組別	呼吸暴露劑量($\mu\text{g}/\text{kg}$)	皮膚吸收劑量($\mu\text{g}/\text{kg}$)
岸上活動組	0.14 \pm 0.07	---
一般泳衣組	0.18 \pm 0.09	0.04 \pm 0.01
防水衣組	0.22 \pm 0.09	---

將三組受試者進行呼吸暴露劑量估算並與暴露前後吐氣中三氯甲烷的變化差值對應關係繪製成散佈圖(圖九)，可發現隨著呼吸暴露量的增加，受試者吐氣中三氯甲烷的變化量也有隨著增加的情形，統計分析結果呈現顯著($R^2 = 0.2138, P=0.01$)。

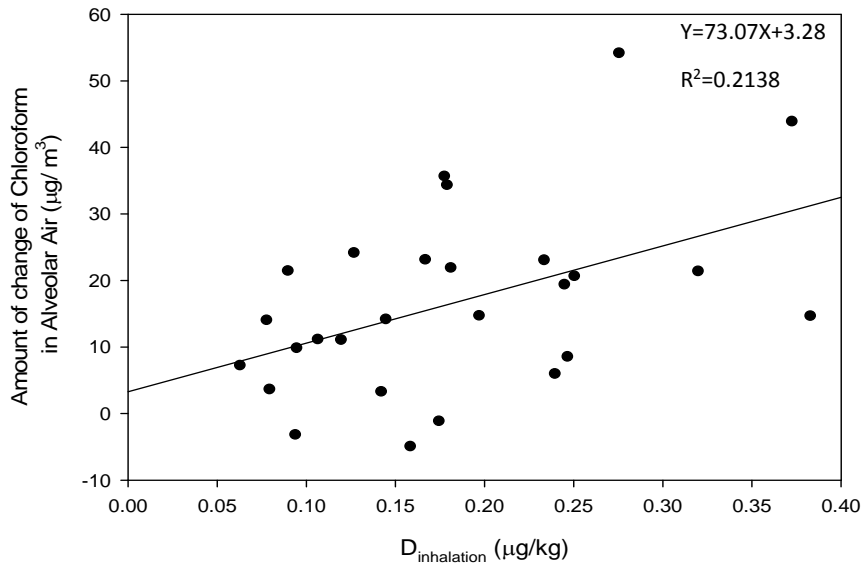
岸邊活動的受試者進行呼吸暴露量計算並與暴露前後吐氣中三氯甲烷的變化差值對應關係繪製成散佈圖(圖十)，可發現隨著呼吸暴露量的增加，受試者吐氣中三氯甲烷的變化量也有隨著增加的情形，不過統計分析結果並不顯著($R^2 = 0.0698, P=0.56$)。

將穿著一般泳衣的受試者進行呼吸暴露量計算並與暴露前後吐氣中三氯甲烷的變化差值對應關係繪製成散佈圖(圖十一)，可發現隨著

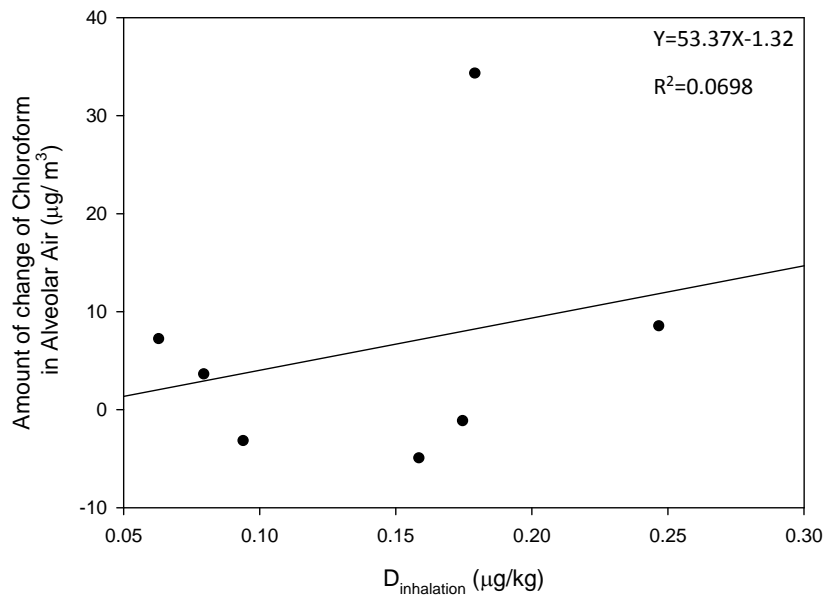
呼吸暴露量的增加，受試者吐氣中三鹵甲烷的變化量並沒有隨著增加的情形，統計分析結果亦不顯著($R^2 = 0.0095, P=0.78$)。

接著，將穿著防水衣游泳的受試者進行呼吸暴露量計算並與暴露前後吐氣中三鹵甲烷的變化差值對應關係繪製成散佈圖(圖十二)，可發現隨著呼吸暴露量的增加，受試者吐氣中三鹵甲烷的變化量也有隨著增加的情形，統計分析結果呈現顯著($R^2 = 0.5462, P=0.01$)。

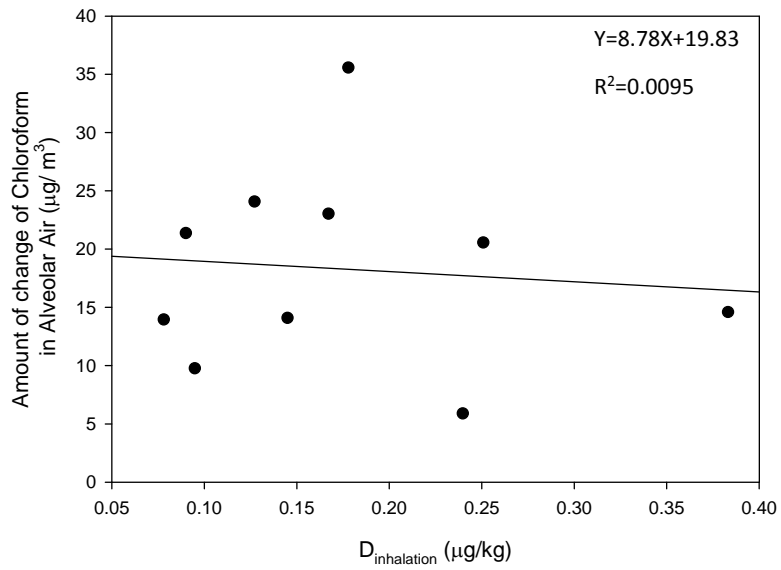
最後，吾人將穿著一般泳衣游泳的受試者進行游泳池水中三鹵甲烷的皮膚暴露量計算並與暴露前後吐氣中三鹵甲烷的變化差值對應關係繪製成散佈圖(圖十三)，發現隨著受試者游泳池水中三鹵甲烷的皮膚暴露量增加與受試者暴露前後吐氣中三鹵甲烷的差值呈現負相關的關係存在，統計分析結果亦不顯著($R^2 = 0.2052, P = 0.18$)。



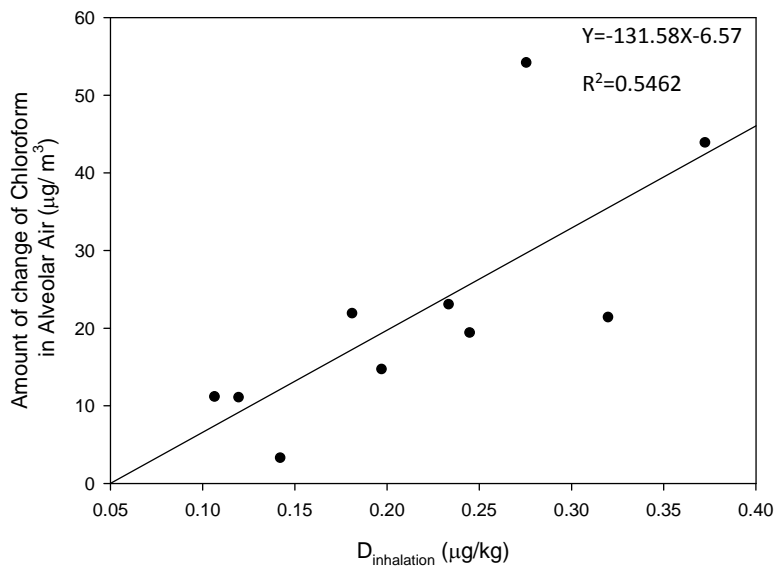
圖九、岸邊活動受試者吐氣中三氯甲烷的變化量與空氣中三氯甲烷的呼吸暴露劑量對應散佈圖



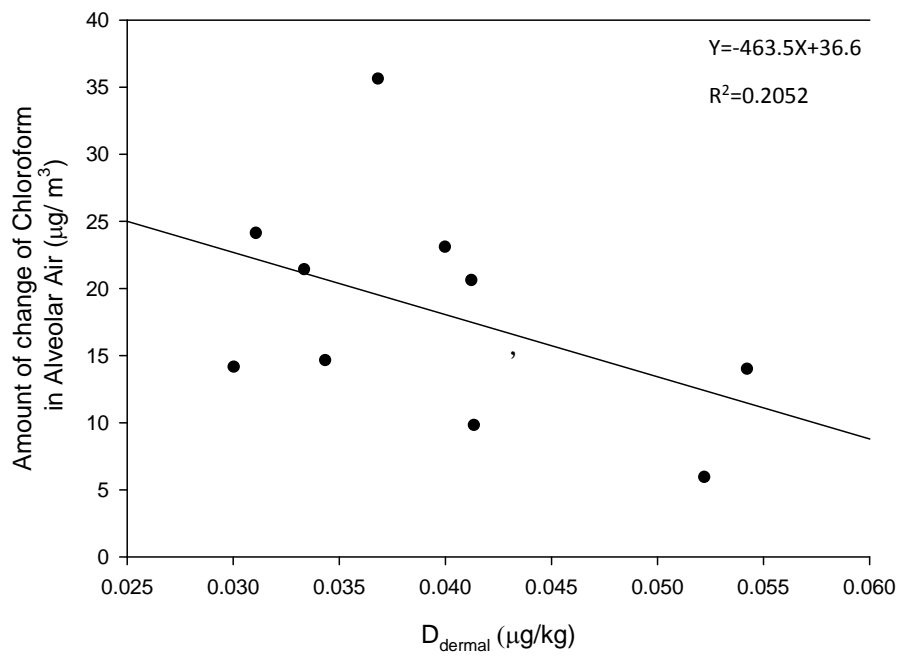
圖十、岸邊活動受試者吐氣中三氯甲烷的變化量與空氣中三氯甲烷的呼吸暴露劑量對應散佈圖



圖十一、穿著一般泳衣受試者吐氣中三氯甲烷的變化量與空氣中三氯甲烷的呼吸暴露劑量對應散佈圖



圖十二、穿著防水衣受試者吐氣中三氯甲烷的變化量與空氣中三氯甲烷的呼吸暴露劑量對應散佈圖



圖十三、穿著防水衣受試者吐氣中三氯甲烷的變化量與池水中三氯甲烷的皮膚暴露劑量對應散佈圖

第五章 討論

第一節 問卷調查結果探討

參與本研究的受試者總共有 12 位，其中有 11 位是平時皆有游泳習慣的大專院校游泳選手，以及一位進行岸邊活動的普通民眾。受試者平均年齡為 23 ± 9 歲，每次游泳時間平均為 90.8 ± 37 分鐘。其中有 3 位受試者在研究進行當月表示有感冒症狀，2 位在研究進行當月表示有呼吸道過敏症狀，所有受試者皆無氣喘疾病(表十四)。

Bernard 在 2007 年⁽⁷⁵⁾的研究中說明了在室內游泳池環境中因加氯消毒而形成的消毒副產物除了三氯甲烷以外，次氯酸與含氮有機物質會形成具有高揮發性的無機氯胺。氯胺具有很強的氧化能力，因此人體若長期的暴露會造成呼吸道上皮細胞的通透性增加而使得呼吸道相關疾病的發生。為了瞭解出席室內游泳池活動與呼吸道疾病發生之間關係，Bernard 等人於 2009⁽⁷⁶⁾年於比利時對三所中學，共 847 位學生進行游泳與呼吸道相關疾病的流行病學調查，進行問卷調查呼吸道疾病的狀況以及累積游泳時數，將研究族群累積游泳時數的多寡分為四組分別為小於 100 小時、100 至 500 小時、500 至 1000 小時以及大於 1000 小時的中學生進行比較。研究結果發現研究族群呼吸道相關疾病的發生，包含氣喘、花粉症以及過敏性鼻炎與累積游泳時數有高

度相關。

國內相關的研究中蔡詩偉等人⁽⁷⁷⁾曾對 10 間不同游泳池中，平均年齡為 27.9 歲之救生員、泳池教練以及行政人員共 104 位進行呼吸道症狀的問卷訪查，發現當中有 19 人(佔整體 18%)在游泳池工作時患有過敏症狀。

Levesque 等人在 2006 年所發表的論文研究⁽⁷⁸⁾中曾對 305 位年輕游泳選手進行呼吸道疾病調查，結果發現其中有 56 位選手(佔總調查人數 18.7 %)患有呼吸道過敏的症狀。雖然本次環境採樣分析並沒有對室內游泳池的氯胺進行調查，不過本研究中具有游泳習慣的 11 位大專院校游泳選手中就有 2 位表示有呼吸道過敏的症狀，占了 18.1%，此一結果與 Levesque 等人的調查結果一致。國內年輕游泳選手罹患呼吸道過敏的現象是否與環境中氯胺的暴露有關？未來值得進行進一步的採樣及調查。

對於需要長時間進行游泳訓練運動選手而言，室內游泳池環境中消毒副產物的暴露的機會比一般民眾還大，為了保護人員降低因暴露所造成的不良影響，對游泳池環境進行監測與控制並加以改善是有必要的。

第二節 室內游泳池環境空氣中三氯甲烷濃度變化

Hsu 等人(2009)⁽⁴⁾利用數學模式模擬三鹵甲烷在游泳池環境中的傳輸現象。結果發現室內游泳池的三氯甲烷的濃度分布與距離游泳池水面高度有關，發現距離水面約 20 公分以內的邊界層 (Boundary Layer) 屬於高濃度區，邊界層中三鹵甲烷的濃度相較於平均室內空氣中三鹵甲烷的濃度可高達 40 倍。在相關的室內游泳池針對空氣中不同採樣高度的三氯甲烷濃度探討研究中，Erdinger 等人(2004)⁽⁴⁰⁾對距離水面 150 公分及距離水面 20 公分處的空氣進行三氯甲烷採樣分析，發現空氣中三氯甲烷濃度分布由 $85 \mu\text{g} / \text{m}^3$ 至 $235 \mu\text{g} / \text{m}^3$ ，距離水面 20 公分處空氣中氯仿濃度相較於距離水面 150 公分處有較高的現象。

在本研究的空氣採樣分析的結果中，在距離水面 30 公分處氯仿採樣分析濃度為 $25.5 \pm 10.3 \mu\text{g} / \text{m}^3$ ；在距離水面 150 公分處氯仿採樣分析濃度為 $22.3 \pm 9.7 \mu\text{g} / \text{m}^3$ ，經過 Wilcoxon 符號等級檢定的分析結果發現兩者間並無顯著差異，並沒有發現如文獻所闡述離水面較近的空氣層中有較高濃度氯仿的情況。與其他研究相較而言，本次研究空氣中三氯甲烷的濃度較低(表二十六)，在其他的室內游泳池空氣採樣文獻中可發現即使在相同的採樣高度進行環境空氣採樣分析，其濃度的變異仍然相當大，顯示出室內游泳池空氣中三氯甲烷會可能受

到其他環境因素的影響。

另外，受到採樣桶規格限制，對於游泳客呼吸區的濃度採樣僅能在岸邊離水面 30 公分區域進行空氣採樣，所採集之空氣樣本是否具有代表性能真實反映到文獻中邊界層之空氣濃度？亦是未來相同研究可以進行探討之目標。



表二十六、本研究與國外室內游泳池空氣中三鹵甲烷的濃度分布與

比較

國家	泳池空氣採樣方式/ 分析方法	空氣中三氯甲烷濃度	作者
義大利	● 採樣高度 離水面 150 公分 ● GC-MS	66 – 648 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(Aggazzotti et al., 1990)
義大利	● 採樣高度 離水面 150 公分 ● GC-MS	38 – 329 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(Aggazzotti et al., 1993)
義大利	● 採樣高度 離水面 150 公分 ● GC-MS	69 – 195 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(Aggazzotti et al., 1998)
加拿大	● 採樣高度 游泳者呼吸高度 ● GC-ECD	2521 – 8107 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(Levesque et al., 1994)
加拿大	● 採樣高度 離水面 20 公分 ● GC-ECD	58 – 526 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(Levesque et al., 2000)
加拿大	● 採樣高度 離水面 30 公分 ● GC-MS	46.4 – 306.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(Catto et al., 2012)
德國	● 採樣高度 離水面 150 公分 離水面 20 公分 ● GC-ECD	85–235 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(Erdinger et al., 2004)
西班牙	● 採樣高度 離水面 50 公分 ● GC-MS	80 – 320 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(Caro and Gallego, 2008a)

國家	泳池空氣採樣方式/ 分析方法	空氣中三氯甲烷濃度	作者
西班牙	<ul style="list-style-type: none"> ● 採樣高度 離水面 50 公分 ● GC-MS 	92 – 340 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(Caro and Gallego, 2008b)
西班牙	<ul style="list-style-type: none"> ● 採樣高度 離地 60 公分 ● GC-MS 	19.5 – 61.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(Font-Ribera et al., 2010)
本研究	<ul style="list-style-type: none"> ● 採樣高度 離水面 150 公分 離水面 30 公分 ● GC-MS 	150 公分 : 22.3±9.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (9.4 – 39.2) 30 公分 : 25.5±10.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (13.8 – 59.1)	本研究



第三節 以吐氣中氯仿濃度驗證游泳過程中主要暴露途徑

目前對於游泳池中三鹵甲烷暴露進行生物標記研究當中，已有相當多的研究都以人體吹氣中三鹵甲烷的含量作為觀察人體暴露負荷的指標^(47,48,50,54,57)。

在本次研究中受試者在環境空氣中氯仿濃度為 13.8 至 59.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的室內游泳池中活動 40 分鐘並收集分析暴露前後吐氣中三鹵甲烷，受試者暴露前平均吐氣中三鹵甲烷濃度為 7.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，暴露後平均吐氣中三鹵甲烷濃度 27.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，暴露前後吐氣中三鹵甲烷濃度相差 4 倍。此研究結果與其他文獻比較如下表(表二十七)可發現，不同的暴露時間以及暴露濃度會造成吐氣中三鹵甲烷濃度變化的差異性，Font-Ribera 等人(2010)⁽⁵⁰⁾觀察受試者在環境空氣中氯仿濃度為 19.5 至 61.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的游泳池進行游泳活動 40 分鐘，受試者暴露前後吐氣中三鹵甲烷濃度相差 6 倍。Caro 等人(2008)^(47,48)進行兩次觀察受試者進行游泳活動 60 分鐘前後吐氣中三鹵甲烷濃度，分別相差 24.8 倍與 20 倍。Lindstrom⁽⁵⁷⁾等人 1997 年在環境空氣中氯仿濃度為 2521 至 8107 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的游泳池觀察受試者進行游泳活動 120 分鐘，發現暴露前後吐氣中三鹵甲烷濃度相差高達 78.6 倍。可發現在游泳池環境中暴露越久，室內空氣中氯仿濃度越高，人體吐氣中氯仿濃度變化越大。

表二十七、本研究暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度變化與其他研究比較

文獻	吐氣採樣分析儀器	游泳池室內空氣		吐氣中 Chloroform 濃度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		相差倍數
		三氯甲烷濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	暴露時間	暴露前	暴露後	
Lindstrom et al., 1997	1L stainless steel SUMMA canisters, GC- MS	2521 – 8107	120 min	3.27(3.07–3.46)	257	78.6
Caro et al., 2008a	Bio-VOC sampler, GC/MS	80 – 320	60 min	4.1(2.4–5.3)	82(6.4–115.2)	20
Caro et al., 2008b	Bio-VOC sampler, TD- GC/MS	90 – 340	60 min	3.4(2.0–5.9)	84.4(48–110)	24.8
Font-Ribera., 2010	Portable system for end- exhaled breath sampling, GC/ECD	19.5 – 61.6	40 min	0.72 \pm 0.28	4.5 \pm 1.7	6.3
本研究	1.4L ENTECH, Silonite® Canisters, GC-MS	13.8 – 59.1	40 min	7.5(1.9–15.0)	27.8(15.7–60.2)	4

本研究經由統計檢定分析各組暴露前後的差異，發現在水中活動的兩組受試者其暴露前後吐氣中三氯甲烷濃度具有顯著差異性($\alpha < 0.05$)，在進行 40 分鐘的游泳活動後其吐氣中三氯甲烷的濃度皆比下水游泳之前來得高；而相同在岸邊活動 40 分鐘的受試者其暴露前後吐氣中三氯甲烷的濃度在統計上並無顯著差異($\alpha = 0.7$)。此一研究結果顯示出在室內游泳池活動時，進行水中游泳運動的泳客其三氯甲烷的暴露量會高於在岸邊走動的人員，且穿著防水衣的受試者在隔絕皮膚暴露的情況下與穿著一般游泳衣的受試者其暴露結果無差異的狀況下，顯示出進行游泳活動時，三氯甲烷的主要暴露途徑來自於呼吸暴露。

過去也有研究對游泳池環境中不同的暴露途徑進行探討，Erdinger 等人(2004)⁽⁴⁰⁾為了瞭解游泳過程重要的暴露途徑，他們在鄰近德國的海德堡之某一小型市立游泳池進行實驗。實驗中，將參與者分成三組：第一組的人在游泳的過程並未背負氧氣筒，因此其代表之暴露的途徑包括皮膚接觸與呼吸；第二組的人則在游泳的過程中，背氧氣筒，所以，其在游泳的過程並未有呼吸的暴露途徑，而僅具皮膚接觸的暴露途徑；第三組的人則並未下水進行游泳，而是在游泳池邊活動，所以這組的參與者之暴露途徑只有呼吸，皮膚暴露的途徑則不

存在。三組的參與者在進行 60 分鐘的游泳與漫步後，在受測者的手臂靜脈抽血，然後攜回實驗室分析其中氯仿的濃度。結果顯示，背負氧氣筒的游泳者之血中氯仿濃度明顯低於無背負者，且其暴露的結果與在池邊漫步的受測者之血中氯仿濃度相同。所以，Erdinger 等推測，呼吸應為游泳最為重要的暴露。

與 Erdinger 等人的研究相較之下，本篇研究設計雖有所不同，Erdinger 等人以氧氣筒的穿戴作為阻隔呼吸暴露途徑的差異性，本研究則以穿著全身防水衣作為阻隔皮膚暴露途徑的差異性，但是研究結果皆顯示出，不管對哪一種暴露途徑進行控制，游泳的過程中三氯甲烷的主要暴露途徑可能來自於呼吸暴露。

Lindstrom 等人(1997)⁽⁵⁷⁾採集室內游泳池水樣以及離水面 30 公分之空氣樣本並對游泳人員進行吐氣中三氯甲烷的檢測，但認為主要暴露途徑是來自於皮膚暴露，主要是因為該研究中環境空氣採樣結果中三氯甲烷濃度為 $148 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，但受試者在歷經 90 分鐘的游泳活動後其吐氣中三氯甲烷濃度達到 $371 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，吐氣中三氯甲烷超出環境採樣之空氣濃度，該作者認為若暴露途徑主要為呼吸暴露，則人體暴露負荷量最終則與環境空氣中濃度達到平衡而使吐氣中濃度最高也只接近 $148 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，無法解釋超出的部分，因此認為皮膚暴露的吸收量高

於單獨呼吸暴露之吸收量。若以 Lindstrom 等人的研究理論，主要暴露途徑是來自於皮膚暴露，則本次研究結果中穿著全身防水衣之受試者與穿著一般泳衣之受試者其暴露結果理應存在顯著差異，但統計分析結果並無發現差性(表二十二)。

Gordon 等人(1998)⁽⁵³⁾為了瞭解洗澡過程中水中三氯甲烷經由皮膚接觸為人體吸收的情形，招募了 10 位受試者進行浸浴的研究，受試者進行浸浴的過程中全程配戴輸送純淨空氣的氧氣罩並採坐姿浸泡在不同溫度(30–40°C)自來水的浴缸之中半個小時，水中三氯甲烷濃度為 $83.4 \pm 14.3 \mu\text{g/L}$ ，再進行受試者吐氣中三氯甲烷的監測，由於受試者佩戴氧氣罩進行呼吸關係，該分析方法所監測到的吐氣中三氯甲烷係因皮膚吸收進入血液循環後至肺泡進行氣體交換時所脫離人體的濃度。研究結果顯示出當受試者在 $39.6 \pm 0.9^\circ\text{C}$ 的高水溫下進行浸浴時，吐氣中三氯甲烷濃度為 $44.9 \pm 15.3 \mu\text{g/m}^3$ ；在 $30.2 \pm 1.6^\circ\text{C}$ 的低水溫下進行浸浴時吐氣中三氯甲烷濃度為 $3.2 \pm 2.7 \mu\text{g/m}^3$ ，兩種不同水溫的實驗條件下受試者吐氣中氯仿濃度最高與最低相差高達 30 倍，因此作者認為在高水溫的狀態下進行洗浴，水中三氯甲烷容易由皮膚大量進入人體當中。在本研究中游泳池水溫控制在 $29 \pm 1^\circ\text{C}$ ，溫度相當於 Gordon 等人進行浸浴實驗時所控制水溫的最低點，所以相較於一般進行洗浴時水溫較高的暴露情境，在室內游泳池游泳時較低的水溫狀

況下三氯甲烷經由人體皮膚吸收狀況並不顯著，故合理推論在室內游泳池進行游泳活動時，三氯甲烷主要進入人體的途徑係由呼吸暴露所造成。

本次研究中估算出各組受試者經由不同暴露途徑之氯仿暴露劑量(表二十五)，其中發現岸上活動組之呼吸暴露劑量為 0.14 ± 0.07 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ，穿著一般泳衣游泳組呼吸暴露劑量為 0.18 ± 0.09 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ；皮膚暴露劑量為 0.04 ± 0.01 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ，穿著防水衣組呼吸暴露劑量為 0.22 ± 0.09 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。其中經計算可發現穿著一般泳衣游泳組的氯仿總暴露劑量中，呼吸暴露劑量占總暴露劑量 79%，呼吸暴露為最主要之暴露來源。

在這次的研究中吾人分析各組受試者其氯仿呼吸暴露劑量與進行活動前後吐氣中氯仿濃度變化量之間的關係(圖九至圖十二)，發現隨著呼吸暴露劑量的增加，受試者吐氣中氯仿濃度變化有隨之增加的現象並在統計意義上達到顯著($P < 0.05$)。另外分析穿著泳衣游泳之受試者其皮膚接觸池水的氯仿暴露量與進行活動前後吐氣中氯仿濃度變化量之間的關係(圖十三)，發現隨著皮膚暴露劑量的增加，受試者吐氣中氯仿濃度變化卻呈現遞減的情況，在統計意義上亦不顯著($P > 0.05$)。比較空氣中氯仿呼吸暴露劑量及池水中氯仿皮膚暴露劑量與受試者活動前後吐氣中氯仿濃度變化量的相關性發現呼吸暴露量

與生物暴露標記具有較好的相關性，並在統計意義上達到顯著，亦符合在室內游泳池進行游泳活動時，呼吸暴露為三氯甲烷進入人體之主要暴露途徑的推論。



第六章 結論與建議

第一節 結論

- 一、 比較岸邊走動的非游泳者與池內泳客，同樣 40 分鐘的暴露下，岸邊活動組吐氣中三氯甲烷濃度變化量較游泳者低並達到統計上顯著差異，顯示出在室內游泳池活動當中泳客三氯甲烷暴露量較岸邊活動人員高。
- 二、 本次研究中沒有發現離水面 30 公分處空氣中三氯甲烷濃度在統計上有顯著高於離水面 150 公分處空氣中的濃度，整體而言本次環境採樣空氣中三氯甲烷濃度變異性與文獻回顧中其他研究相對比較小。
- 三、 比較穿著乾式防寒衣與一般泳衣的泳客，同樣 40 分鐘的暴露下，吐氣中三氯甲烷濃度變化量並無統計上差異性。顯示游泳過程中呼吸暴露可能為最重要之暴露途徑。
- 四、 本次研究中估算各組受試者經由不同暴露途徑之氯仿暴露劑量，發現穿著一般泳衣游泳組的氯仿總暴露劑量中，呼吸暴露劑量占總暴露劑量 79%，呼吸暴露為最主要之暴露來源。

五、 比較空氣中氯仿呼吸暴露劑量及池水中氯仿皮膚暴露劑量與受試者活動前後吐氣中氯仿濃度變化量的相關性發現呼吸暴露量與生物暴露標記具有較好的相關性，並在統計意義上達到顯著，亦符合在室內游泳池進行游泳活動時，呼吸暴露為三氯甲烷進入人體之主要暴露途徑的推論。



第二節 建議

- 一、 室內游泳池環境中對人體有影響的消毒副產物除了三鹵甲烷之外，氯胺對游泳池工作者以及經常進行訓練之游泳選手造成呼吸道過敏及氣喘的研究也日漸受到重視，年輕游泳選手是否容易呼吸道過敏？未來值得進行進一步研究。
- 二、 文獻研究指出高水溫會增強皮膚吸收效應，台灣溫水 SPA 池及溫泉池盛行，溫水池對人體暴露影響性將來可進行探討。
- 三、 在本篇研究中環境採樣的三氯甲烷濃度對於游泳受試者的吐氣濃度相關性不佳，若要印證文獻回顧中水面呼吸區高濃度的特性，採樣設計還有改善之處，降低水面空氣採樣高度以及將採樣口以管線延伸至水面上進行進一步的分析以及增加環境採樣的樣本數以提高樣本代表性。

參考文獻

1. Bull RJ, Birnbaum LS, Cantor KP, Rose JB, Butterworth BE, Pegram R., et al. 1995. Water chlorination: essential process or cancer hazard? *Fundam Appl Toxicol.*, 28, 155–166.
2. Hsu CH, Jeng WL, Chang RM, Chien LC, Han BC, 2001. Estimation of potential lifetime cancer risks for trihalomethanes from consuming chlorinated drinking water in Taiwan. *Environ Res.*, 85, 77–82.
3. WHO (World Health Organization), 2006. Guidelines for safe recreational water environment Vol 2 : swimming pools and similar environments, Geneva, Switzerland.
4. Hsu HT, Chen MJ, Lin CH, Chou WS, Chen JH, 2009. Chloroform in indoor swimming-pool air: monitoring and modeling coupled with the effects of environmental conditions and occupant activities. *Water Res.*, 43, 3693–3704.
5. Chen MJ, Lin CH, Duh JM, Chou WS, Hsu HT, 2011. Development of a multi-pathway probabilistic health risk assessment model for swimmers exposed to chloroform in indoor swimming pools. *J Hazard Mater.*, 185, 1037–1044.
6. U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency), 1994. Final draft for the drinking water criteria document on trihalomethanes. Prepared for Health and Ecological Criteria Division, Office of Science and Technology, Washington, DC. Under EPA Contract No. 68-C2-0139 by Clement International Corporation. April 8, 1994.
7. U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency), 1998. National primary drinking water regulations: disinfectants and disinfection byproducts. Final Rule. *Federal Register* 63(241):69406–7. Wed. Dec. 16, 1998.
8. Morris, R.D., Audet, A.M., 1992. Chlorination, chlorination by-products and cancer: a meta-analysis. *American Journal of Public Health* 82, 955–963.
9. McGeehin, MA; et al. 1993. Case-control study of bladder cancer and water disinfection methods in Colorado. *American Journal of Epidemiology* 138, 492–501.
10. Vena, J.E., Graham, S., Freudenheim, J., Marshall, J., Zielezny, M., Swanson, M., et al. 1993. Drinking water, fluid intake, and bladder cancer in Western New York. *Archives of Environmental Health* 48(3).
11. King, W.D., Marrett, L.D., 1996. Case control study of water sources and bladder cancer. *Cancer Causes Control* 7, 596–604.
12. Doyle, T.J., Zheng, W., Cerhan, J.R., Hong, C.P., Sellers, T.A., Kushi, L.H., et al. 1997. The association of drinking water source and chlorination by-products

- with cancer incidence among postmenopausal women in Iowa: a prospective cohort study. *American Journal of Public Health* 87(7), 1168–1176.
13. Freedman, M., Cantor, K.P., Lee, N.L., 1997. Bladder cancer and drinking water: a population-based case-control study in Washington County, Maryland (United States). *Cancer Causes Control* 8, 738–744.
 14. Cantor, K.P., Lynch, C.F., Hildesheim, M.E., Dosemeci, M., Lubin, J., Alavanja, M., et al. 1998. Drinking water source and chlorination byproducts. I. Risk of bladder cancer. *Epidemiology* 9(1), 21–28.
 15. Hildesheim, M.E., Cantor, K.P., Lynch, C.F., Dosemeci, M., Lubin, J., Alavanja, M., et al. 1998. Drinking water source and chlorination byproducts. II. Risk of colon and rectal cancers. *Epidemiology* 9(1), 29–35.
 16. NTP (National Toxicology Program). 1987. NTP Technical Report on the Toxicology and Carcinogenesis Studies of Bromodichloromethane (CAS No. 75–27–4) 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.
 17. Cantor, K.P., Hoover, R., Mason, T.J., McCabe, L.J., 1978. Associations of cancer mortality with halomethanes in drinking water. *Journal of National Cancer Institute* 61, 979–985.
 18. Aldrich, T.E., Peoples, A.J., 1982. Malignant melanoma and drinking water contamination. *Bull. Environmental Contaminant Toxicology* 28, 519–523.
 19. Isacson P, Bean JA and Lynch C. 1983. Relationship of cancer incidence rates in Iowa municipalities to chlorination status of drinking water. In: *Water Chlorination. Environmental Impact and Health Effects*, R.L. Jolley, W.A. Brungs, J.A. Cotruvo, R.B. Cumming, J.S. Mattice and V.A. Jacobs, Ed., Vol. 4, Part 2. Environment, Health, and Risk; Proc. 4th Conference, Pacific Grove, CA. October 18–23. Ann Arbor Science Publ., Inc., Ann Arbor, MI. ISBN 0–250–40581–4. p. 1353–1364.
 20. Young, T.B. and M.S. Kanarek. 1983. Matched pair case control study of drinking water chlorination and cancer mortality. In: *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects*, R.L. Jolley, W.A. Brungs, J.A. Cotruvo, R.B. Cumming, J.S. Mattice and V.A. Jacobs, Ed. Vol. 4, Part 2. Environment, Health and Risk; Proc. 4th Conference, Pacific Grove, CA, October 18–23. Ann Arbor Science Publ., Inc., Ann Arbor, MI. Illus. ISBN 0–250–40581–4. p. 1365–80.
 21. NTP (National Toxicology Program). 1985. Toxicology and carcinogenesis studies of chlorodibromomethane (CAS No. 124-48-1) in F344/N rats and B6C3F1 mice (Gavage studies). NTP Tech. Report Series No. 282. U.S. Dept. Health and Human Services, Public Health Service, National Institute of Health.
 22. NTP (National Toxicology Program). 1988. Technical Report on the Toxicology

- and Carcinogenesis Studies of Tribromomethane (Bromoform) (CAS No. 75-25-2) in F344 rats and B6C3F1 mice (gavage studies). NTP TR 350. U.S. Dept. Health and Human Services, Public Health Service, National Institute of Health.
23. Theiss, J.C., G.D. Stoner, M.B. Shimkin, Weisburger, E.K., 1977. Test for carcinogenicity of organic contaminants of United States drinking waters by pulmonary tumor response in strain a mice. *Cancer Research* 37(8), 2717–2720.
 24. Kraybill, H.F., 1980. Evaluation of public health aspects of carcinogenic/mutagenic biorefractories in drinking water. *Prevention Medicine* 9, 212–218.
 25. Cotruvo, J.A. 1981. THMs in drinking water. *Environmental Science and Technology* 15(3), 268–274.
 26. Crump, K.S. 1983. Chlorinated drinking water and cancer: The strength of the epidemiologic evidence. In: *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects*, Vol. 4. Environment, Health, and Risk, Book 2, R.L. Jolley, W.A. Brungs, J.A. Cotruvo, R.B. Cumming, J.S. Mattice, V.A. Jacobs, Ed. Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI. p. 1481–1491.
 27. Gallagher, M.D., Nuckols, J.R., Stallones, L., Savitz, D.A., 1998. Exposure to trihalomethanes and adverse pregnancy outcomes. *Epidemiology* 9(5), 484–489.
 28. Waller, K., Swan, S.H., DeLorenze, G., Hopkins, B., 1998. Trihalomethanes in drinking water and spontaneous abortion. *Epidemiology* 9(2), 134–140.
 29. Kanitz, S., Franco, Y., Patrone, V., 1996. Association between drinking water disinfection and somatic parameters at birth. *Environmental Health Perspectives* 104, 516–520.
 30. Hwang BF, Jaakkola JJ. 2012. Risk of stillbirth in the relation to water disinfection by-products: A population-based case-control study in Taiwan. *PloS one* 7:e33949.
 31. Powick, P.E.J., 1989. Swimming pools—brief outline of water treatment and management. *Water Science and Technology* 21(2), 151–160.
 32. Nazir, M., Khan, F.I., 2006. Human health risk modeling for various exposure routes of trihalomethanes (THMs) in potable water supply. *Environmental Modeling and Software* 21, 1416–1429.
 33. Kim H, Shim J, Lee S, 2002. Formation of disinfection by-products in chlorinated swimming pool water. *Chemosphere*, 46, 123–130.
 34. Fantuzzi, G., Righi, E., Predieri, G., Ceppelli, G., Gobba, F., Aggazzotti, G., 2001. Occupational exposure to trihalomethanes in indoor swimming pools. *The Science of the Total Environment* 264, 257–265.
 35. Judd, S.J., Black, S.H., 2000. Disinfection by-product formation in swimming pool waters: a simple mass balance. *Water Research* 34(5), 1611–1619.

36. Gibbons, J., Laha, S., 1999. Water purification systems: a comparative analysis based on the occurrence of disinfection by-products. *Environmental Pollution* 106, 425–428.
37. Judd, S.J., Jeffrey, J.A., 1995. Trihalomethane formation during swimming pool water disinfection using hypobromous and hypochlorous acids. *Water Research* 29, 1203–1206.
38. Heller–Grossman, L., Manka, J., Limoni–Relis, B., Rebhun, M., 1993. Formation and distribution of haloacetic acids, THM and TOX in chlorination of bromide–rich lake water. *Water Research* 27, 1323–1331.
39. Singer, P.C., 1999. Humic substances as precursors for potentially harmful disinfection by-products. *Water Science and Technology* 40(9), 25–30.
40. Erdinger L., Kühn, K.P., Kirsch, F., Feldhues, R., Fröbel, T., Noynek, B., et al. 2004. Pathways of trihalomethane uptake in swimming pools. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 207, 571–575.
41. Lahl, U., Bätjer, K., Düszen, J.V., Gabel, B., Stachel, B., Thiemann, W., 1981. Distribution and balance of volatile halogenated hydrocarbons in the water and air of covered swimming pools using chlorine for water disinfection. *Water Research* 15, 803–814.
42. Aggazzotti G, Fantuzzi G, Tartoni PL, Predieri G. 1990. Plasma chloroform concentrations in swimmers using indoor swimming pools. *Archives of environmental health* 45:175-179.
43. Aggazzotti G, Fantuzzi G, Righi E, Tartoni P, Cassinadri T, Predieri G. 1993. Chloroform in alveolar air of individuals attending indoor swimming pools. *Archives of environmental health* 48:250-254.
44. Aggazzotti G, Fantuzzi G, Righi E, Predieri G. 1998. Blood and breath analyses as biological indicators of exposure to trihalomethanes in indoor swimming pools. *The Science of the total environment* 217:155-163.
45. Levesque B, Ayotte P, LeBlanc A, Dewailly E, Prud'Homme D, Lavoie R, et al. 1994. Evaluation of dermal and respiratory chloroform exposure in humans. *Environmental health perspectives* 102:1082-1087.
46. Levesque B, Ayotte P, Tardif R, Charest-Tardif G, Dewailly E, Prud'Homme D, et al. 2000. Evaluation of the health risk associated with exposure to chloroform in indoor swimming pools. *Journal of toxicology and environmental health Part A* 61:225-243.
47. Caro J, Gallego M. 2008a. Development of a sensitive thermal desorption method for the determination of trihalomethanes in humid ambient and alveolar air. *Talanta* 76:847-853.
48. Caro J, Gallego M, 2008b. Alveolar air and urine analyses as biomarkers of

- exposure to trihalomethanes in an indoor swimming pool. *Environ Sci Technol.*, 42, 5002–5007
49. Catto C, Sabrina S, Ginette CT, Manuel R, Robert T. 2012. Occurrence and spatial and temporal variations of disinfection by-products in the water and air of two indoor swimming pools. *International journal of environmental research and public health* 9:2562-2586.
 50. Font-Ribera L, Kogevinas M, Zock JP, Gomez FP, Barreiro E, Nieuwenhuijsen MJ, et al. 2010. Short-term changes in respiratory biomarkers after swimming in a chlorinated pool. *Environmental health perspectives* 118:1538-1544.
 51. 周雯萱，游泳池環境中三鹵甲烷多暴露途徑之健康風險評估。台中，中國醫藥大學環境醫學研究所碩士論文，2008。
 52. Jo, W.K., Weisel, C.P., Liroy, P.J., 1990. Routes of chloroform exposure and body burden from showering with chlorinated tap water. *Risk Analysis* 10, 575–580.
 53. Gordon SM, Wallace LA, Callahan PJ, Kenny DV, Brinkman MC. 1998. Effect of water temperature on dermal exposure to chloroform. *Environmental health perspectives* 106:337-345.
 54. Kogevinas M, Villanueva CM, Font-Ribera L, Liviac D, Bustamante M, Espinoza F, et al. 2010. Genotoxic effects in swimmers exposed to disinfection by-products in indoor swimming pools. *Environmental health perspectives* 118:1531-1537.
 55. Cammann K, Hubner K. 1995. Trihalomethane concentrations in swimmers' and bath attendants' blood and urine after swimming or working in indoor swimming pools. *Archives of environmental health* 50:61–65.
 56. Caro J, Gallego M. 2007. Assessment of exposure of workers and swimmers to trihalomethanes in an indoor swimming pool. *Environmental science & technology* 41:4793-4798.
 57. Lindstrom AB, Pleil JD, Berkoff DC. 1997. Alveolar breath sampling and analysis to assess trihalomethane exposures during competitive swimming training. *Environmental health perspectives* 105:636-642.
 58. 日本厚生勞動省，水道水質基準。東京，日本厚生勞動省，2007。
 59. 中華民國經濟部水利署，自來水法。台北，經濟部水利署，2013。
 60. 中華民國經濟部水利署，自來水水質標準。台北，經濟部水利署，2003。
 61. 中華民國行政院環境保護署，飲用水水質標準。台北，行政院環境保護署，2009。
 62. NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health), 1997. *Pocket Guide to Chemical Hazards*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Centers for Disease Control and Prevention. National Institute for Occupational Safety and Health.
 63. ACGIH (American Conference Of Government Industrial Hygienists), 1999.

- Threshold limit values for chemical substances and physical agents and biological exposure indices for 199. American Conference Of Government Industrial Hygienists, Cincinnati, Ohio.
64. OSHA (Occupational Safety and Health Administration), 1998. Occupational Safety and Health Standards, Toxic and Hazardous Substances. Code of Federal Regulations. 29 CFR 1910.1000. Occupational Safety and Health Administration.
 65. Wallaart J.C. 1997. A study of the relationship between heart rate and minute breathing volume at various levels of work demonstrating the spread between individuals in a group and the implications in industry. ISRP Conference.
 66. 中華民國行政院環境保護署，空氣中揮發性有機化合物檢測方法－不銹鋼採樣筒/氣相層析質譜儀法(NIEA A715.13B)。台北，行政院環境保護署，2008。
 67. U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency), 1999. The Determination of Volatile Organic Compounds (VOCs) in Air Collected In Specially – Prepared Canisters And Analyzed By Gas Chromatography / Mass Spectrometry (GC/MS), EPA/625/R-96/010b Compendium method TO-15.
 68. 中華民國行政院環境保護署，飲用水水質採樣方法(NIEA A715.13B)。台北，行政院環境保護署，2008。
 69. Pleil JD, Lindstrom AB, 1995. Collection of a single alveolar exhaled breath for volatile organic compounds analysis. *Am J Ind Med.*, 28, 109–121.
 70. 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；99-102。
 71. 國立台灣大學公共衛生學院健康風險及政策評估中心，台灣一般民眾暴露參數彙編 *Compilation of Exposure Factors*。台北，國立台灣大學，2008。
 72. RAIS (Risk Assessment Information System), 2013. Available at: <http://rais.ornl.gov>. Accessed 20 July 2013.
 73. 中華民國行政院環境保護署，環境檢驗方法偵測極限測定指引(NIEA-PA107)。台北，行政院環境保護署，2004。
 74. 中華民國行政院衛生署，營業衛生基準。台北，行政院衛生署，2011。
 75. Bernard A. 2007. Chlorination products: Emerging links with allergic diseases. *Current medicinal chemistry* 14:1771-1782.
 76. Bernard A, Nickmilder M, Voisin C, Sardella A. 2009. Impact of chlorinated swimming pool attendance on the respiratory health of adolescents. *Pediatrics* 124:1110-1118.
 77. 蔡詩偉，鄭淑芳。室內游泳池勞工暴露於空氣中三氯胺之初探。行政院勞工委員會勞工安全衛生研究所 99 年度研究計畫(IOSH99-A318)。新北市，2011。
 78. Levesque B, Duchesne JF, Gingras S, Lavoie R, Prud'Homme D, Bernard E, et al. 2006. The determinants of prevalence of health complaints among young competitive swimmers. *International archives of occupational and environmental*

health 80:32-39.



附錄一、游泳者暴露三鹵甲烷之重要暴露途徑鑑定：民眾暴

露資料問卷

您好：

本研究欲對室內游泳池民眾的活動環境與健康情形做研究，希望藉此問卷更了解民眾的用水習慣與游泳情況，感謝您撥空接受訪問，並提供您的寶貴意見。此份問卷單純提供學術使用，若資料涉及個人隱私，將絕對保密，敬請安心回答。

研究生 翁瑞宏 敬上

壹、 個人基本資料

1-1 姓名：_____

1-2 性別：男 女

1-3 年齡：_____歲

1-4 身高：_____公分

1-5 體重：_____公斤

貳、 個人生活用水及游泳習慣

2-1 請問您平時是否有游泳的習慣？(每周至少 2 次且每次 30 分鐘以上)

否(跳答 2-4 題) 是

2-2 請問您最近一個月平均每星期於室內游泳池的游泳次數：

無(跳答 2-4 題) 1~2 次 介於 3~5 次 幾乎每天

2-3 根據上題，請問您平均每次游泳多久？_____分鐘/單次

2-4 請問您洗澡的方式

淋浴 泡澡

2-5 請問您一日洗澡幾次？

一次 二次 其他，請說明_____

2-6 請問您洗澡的時間多久？_____分鐘/單次

參、 呼吸道相關疾病症狀調查

3-1 請問您最近一個月是否罹患感冒？

否 是

3-2 請問您最近一個月是否罹患氣喘？

否 是

3-3 請問您最近一個月是否罹患呼吸道過敏症狀？

否 是

附錄二、揮發性有機物/半揮發性有機物頂空濃縮儀 Model:

7150 介紹

1. 可串接氣相層析儀，針對固體、液體、或氣體進行濃縮分析。
2. 氣態樣品捕捉體積範圍從 5 mL 到 1000 mL。
3. 支援真空抽氣功能，可針對不銹鋼桶(Canister)與大體積頂空瓶 (LVHS)進行濃縮分析。
4. 捕捉管柱具固相微萃取(SPME)濃縮功能，支援碳數範圍至 C25 之有機物濃縮。並可連接除水吸附管與 Tenax 吸附管進行除水與除 CO₂ 功能。

(1) Trap 溫度控制

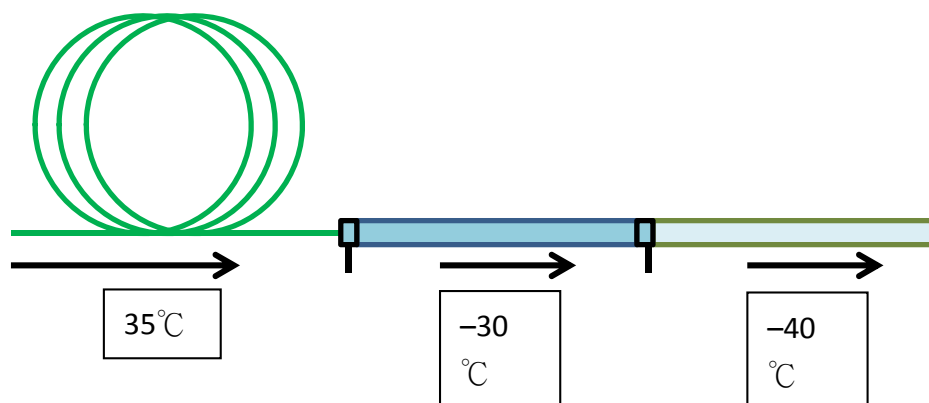
7150Trap 可分為三個區塊，分別為 T1、T2 以及 T3 如下圖所示



T1 係固相微萃取(SPME)濃縮功能，支援 C25 有機物濃縮，可捕捉較重的分子；T2 為除水吸附管，T3 為 Tenax 可將較輕的分子捕捉。

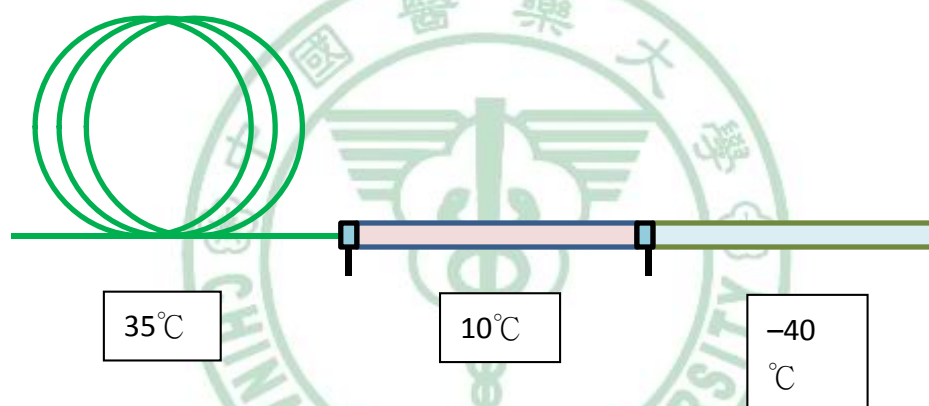
■ Trap Temp

捕捉樣本時氣體吹掃方向由 T1 至 T3 方向進行低溫聚焦捕捉



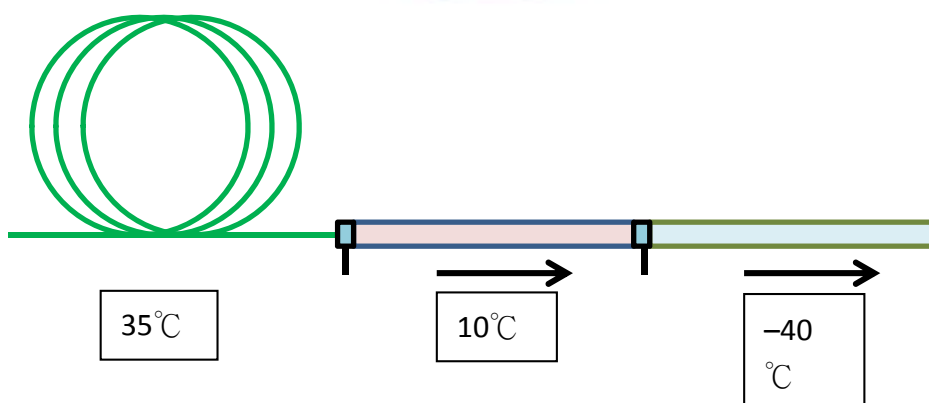
■ T2 Preheat

T2 稍微將溫度提升以準備將除水管中少許的極性物質帶往 T3

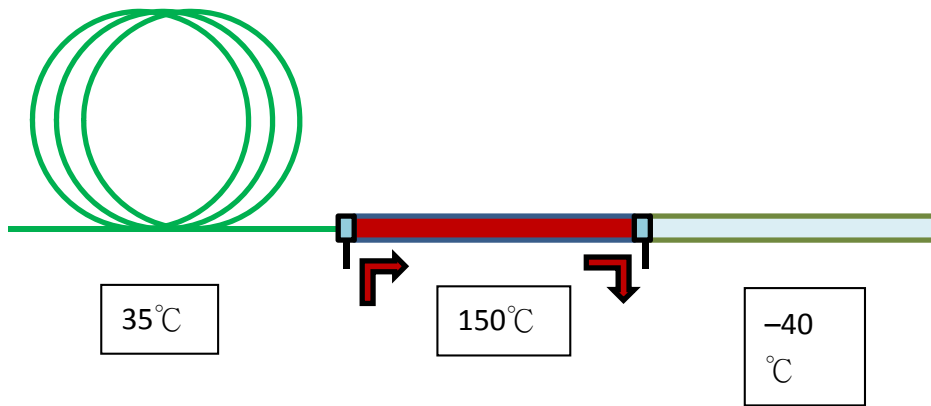


■ T2→T3

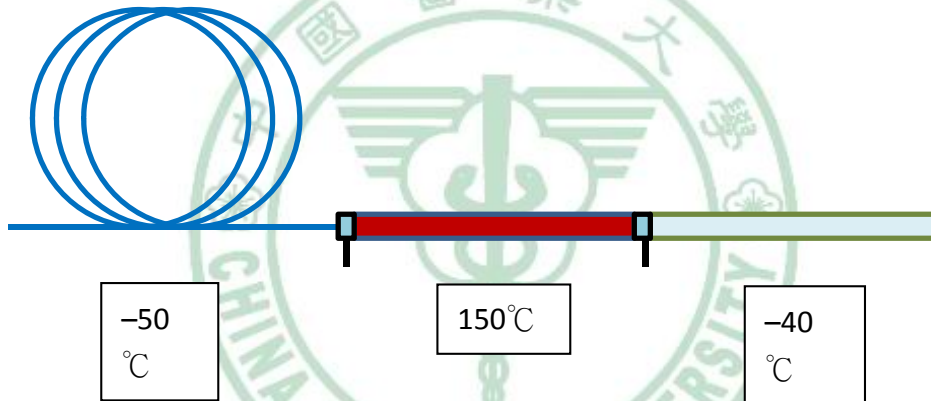
T2 將除水管中少許的極性物質帶往 T3 吸附



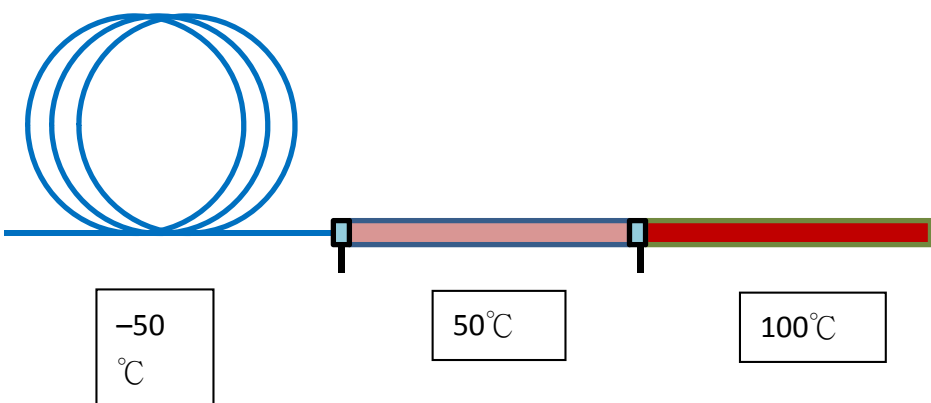
- T2 Bake
T2 升溫進行除水



- T1 ReFocus
T1 冷凍將樣本進行再聚焦，注意溫度設定勿低於-55°C以避免過度消耗液態 CO₂

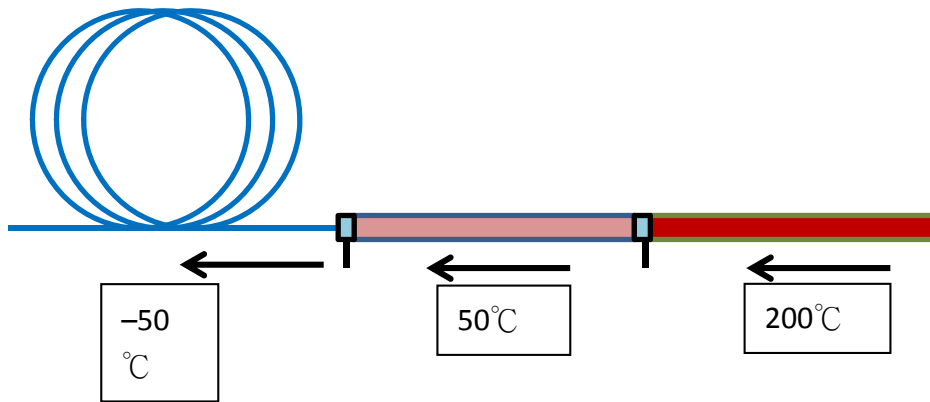


- T3 Preheat
T3 開始預熱脫附



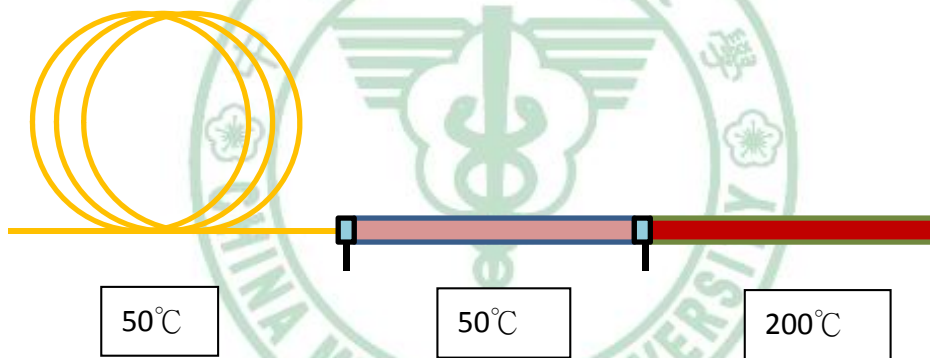
■ T3→T1

將 T3 中所含之待測物脫附至 T1 進行冷凍聚焦，通常設定 T3 溫度介於 190°C 至 200°C 之間



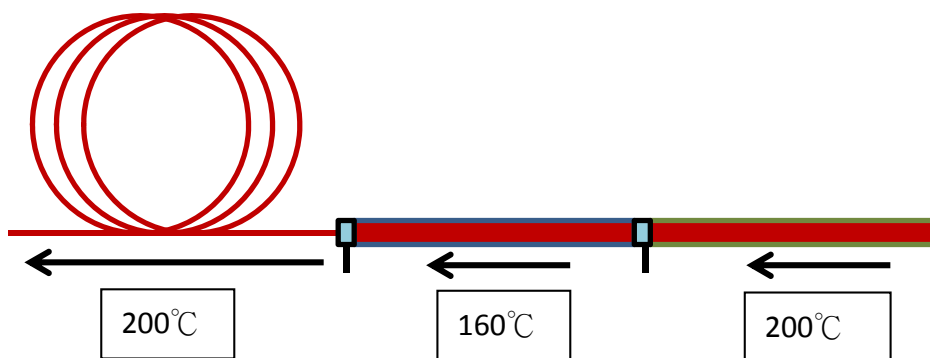
■ T1 Preheat

T1 開始預熱準備將待測物脫附進入 GC，通常設定溫度為-30°C(非必要)



■ T1 Dsrb

將 Trap 中待測物脫附進 GC，



■ System Bakeout

加熱脫附以排空吸附管中殘留物，注意溫度勿超過 250°C 以避免降低吸附管壽命

附錄三、揮發性有機化合物標準氣體滯留時間及定量離子質量

編號	Compound	CAS NO.	濃度 (ppb)	滯留時間	主要離子	次要離子
1.	Propylene	115-07-1	104	5.14	41	39
2.	Dichlorodifluoromethane	75-71-8	94	5.38	85	87
3.	Methane, chloro-	74-87-3	97	5.68	50	52
4.	Dichlorotetrafluoroethane	76-14-2	96	5.88	85	135
5.	Ethene, chloro-	75-01-4	98	6.05	62	
6.	1,3-Butadiene	106-99-0	102	6.25	39	54
7.	Methane, bromo-	74-83-9	96	6.61	94	96
8.	Ethyl chloride	75-00-3	95	6.81	64	
9.	Ethanol	64-17-5	105	6.99	45	
10.	Acetone	67-64-1	98	7.43	43	58
11.	Isopropyl Alcohol	67-63-0	107	7.62	45	43
12.	Trichloromonofluoromethane	75-69-4	101	7.62	101	103
13.	Ethene, 1,1-dichloro-	75-35-4	94	8.25	61	96
14.	Methylene Chloride	75-09-2	95	8.34	49	84
15.	Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro	76-13-1	92	8.61	101	151
16.	Carbon disulfide	75-15-0	98	8.70	76	44
17.	Trans-1,2-Dichloroethene	156-60-5	94	9.49	61	96
18.	Ethane, 1,1-dichloro-	75-34-3	97	9.47	63	65
19.	Methyl Tert Butyl Ether	1634-04-4	99	9.50	73	57
20.	Vinyl Acetate	108-05-4	103	9.56	43	42
21.	Methyl Ethyl Ketone	78-93-3	100	9.82	43	72
22.	Ethene, 1,2-dichloro-, (Z)-	156-59-2	99	10.31	61	96
23.	Ethyl Acetate	141-78-6	97	10.49	43	61
24.	Hexane	110-54-3	100	10.56	57	43
25.	Chloroform	67-66-3	97	10.62	83	85
26..	Tetrahydrofuran	109-99-9	101	11.05	42	41
27.	Ethane, 1,2-dichloro-	107-06-2	99	11.43	62	64
28.	Ethane, 1,1,1-trichloro-	71-55-6	99	11.75	97	99
29.	Benzene	71-43-2	99	12.27	78	51
30.	Carbon Tetrachloride	56-23-5	98	12.46	117	119
31.	Cyclohexane	110-82-7	99	12.62	56	84

編號	Compound	CAS NO.	濃度 (ppb)	滯留時間	主要離子	次要離子
32.	Propane, 1,2-dichloro-	78-87-5	100	13.23	63	62
33.	Bromodichloromethane	75-27-4	98	13.45	83	85
34.	1,4-Dioxane	123-91-1	98	13.48	88	58
35.	Trichloroethylene	79-01-6	98	13.52	130	95
36.	Methyl Methacrylate	80-62-6	98	13.72	69	41
37.	Heptane	142-82-5	101	13.91	43	57
38.	1-Propene, 1,3-dichloro-, (Z)-	10061-01-5	106	14.60	75	39
39.	Methyl Isobutyl Ketone	108-10-1	98	14.62	43	58
40.	1-Propene, 1,3-dichloro-, (E)-	10061-02-6	95	15.28	75	39
41.	Ethane, 1,1,2-trichloro-	79-00-5	102	15.52	97	83
42.	Toluene	108-88-3	102	15.94	91	92
43.	Methyl Butyl Ketone	591-78-6	102	16.26	43	58
44.	Dibromochloromethane	124-48-1	109	16.51	129	127
45.	Ethane, 1,2-dibromo-	106-93-4	101	16.87	107	109
46.	Tetrachloroethylene	127-18-4	100	17.56	166	164
47.	Benzene, chloro-	108-90-7	103	18.55	112	77
48.	Ethylbenzene	100-41-4	102	19.13	91	106
49.	Bromoform	75-25-2	100	19.47	173	171
50.	p/m-xylene	106-42-3	100	19.40	91	106
51.	Styrene	100-42-5	101	19.95	104	103
52.	Ethane, 1,1,2,2-tetrachloro-	79-34-5	104	20.08	83	85
53.	o-xylene	95-47-6	104	20.12	91	106
54.	4-Ethyltoluene	622-96-8	100	22.11	105	120
55.	Benzene, 1,3,5-trimethyl-	108-67-8	100	22.24	105	120
56.	Benzene, 1,2,4-trimethyl-	95-63-6	101	22.91	105	120
57.	Benzene, 1,3-dichloro-	541-73-1	97	23.12	146	148
58.	Benzyl Chloride	100-44-7	97	23.10	91	126
59.	Benzene, 1,4-dichloro-	106-46-7	99	23.24	146	148
60.	Benzene, 1,2-dichloro-	95-50-1	99	23.81	146	148
61.	Benzene, 1,2,4-trichloro-	120-82-1	97	26.82	180	182
62.	Naphthalene	91-20-3	101	27.00	128	127
63.	1,3-Butadiene, 1,1,2,3,4,4-hexachloro-	87-68-3	99	27.68	225	227

附錄四、三鹵甲烷分析之品質管制

項目	分析結果				管制標準
	三氯甲烷	一溴二氯甲烷	二溴一氯甲烷	三溴甲烷	
空氣分析檢量線查核	2.46±2.2	5.64±5.15	14.71±11.29	6.93±3.44	感應因子與檢量線平均感應因子相對誤差不得超過±25%
水樣分析檢量線查核	3.66±1.07	4.55±2.11	3.22±1.93	5.19±4.23	感應因子與檢量線平均感應因子相對誤差不得超過±25%
空氣重複樣品分析	2.90±2.71	---	---	---	相對差異百分比應在 25% 內
吐氣重複樣品分析	6.69±5.61	---	---	---	相對差異百分比應在 25% 內
水樣重複樣品分析	4.63±4.20	---	---	---	相對差異百分比應在 25% 內
空氣查核樣品分析	98.38±1.30	---	---	---	回收率應在 85~ 115%範圍內
水樣查核樣品分析	93.27±4.47	---	---	---	回收率應在 85~ 115%範圍內