

# 科技部補助

## 大專學生研究計畫研究成果報告

\* \*\*\*\*\*  
\* 計 畫  
\* : 評估飲用水雙酚 A(Bisphenol A)暴露劑量及危害風險  
\* 名 稱  
\* \*\*\*\*\*

執行計畫學生： 呂珮萱  
學生計畫編號： MOST 104-2815-C-040-039-B  
研究期間： 104年07月01日至105年02月28日止，計8個月  
指導教授： 陳詩潔

處理方式： 本計畫可公開查詢

執行單位： 中山醫學大學公共衛生學系（所）

中華民國 105年03月06日

# 評估飲用水雙酚 A(Bisphenol A)暴露劑量及危害風險

指導教授：陳詩潔教授

大專生：呂珮萱

## 摘要

本研究採用台灣一般民眾暴露參數彙編，以台灣成人每日攝取飲用水之來源假設三種情境：(I)每日僅透過瓶裝水攝入雙酚 A；(II)每日僅透過自來水攝入雙酚 A；(III)每日透過不同比例之飲水來源攝入雙酚 A，使用蒙地卡羅模擬法，估算日平均暴露劑量(mg/kg/day)，並引用不同國家之參考劑量(4、25、50 $\mu$ g/kg-bw/day)推算危害商數(Hazard Quotients)，進而探討雙酚 A 對於人體之危害風險。

研究結果顯示不同之情境下成人以每日僅透過瓶裝水攝入雙酚 A 有最高之雙酚 A 暴露劑量(情境 I)  $0.240\pm 0.268\mu\text{g/kg-day}$ ，而不同水源比例之飲用亦會造成日平均暴露劑量之差異，以分佈大至小依序為情境 I  $0.240\pm 0.268\mu\text{g/kg-day}$ 、情境 III  $0.122\pm 0.193\mu\text{g/kg-day}$ 、情境 II  $0.089\pm 0.207\mu\text{g/kg-day}$ ，並引用不同參考劑量所推算之危害指數結果計算顯示，其 50、95 甚至在 97.5 百分位結果皆小於 1(HQ<1)，皆未超過各國之參考劑量，指出成人藉由飲水途徑暴露到雙酚 A 將不會有預期的風險危害。於不同情境及水源比例之飲用下，2.5、5、50、95 及 97.5 百分位之日平均暴露劑量皆可見 50 歲以上之年齡層有較高之結果，平均值分別為  $0.267\pm 0.333$ (I)、 $0.099\pm 0.247$ (II)、 $0.135\pm 0.237$ (III)  $\mu\text{g/kg-day}$ 。另外本研究在每日透過不同比例之飲水來源攝入雙酚 A 結果顯示，放入不同水源之飲水比例(75.1%及 4.8%)，以自來水暴露雙酚 A 之每日平均劑量  $0.090\pm 0.073\mu\text{g/kg-day}$  會高於經由瓶裝水之攝入  $0.084\pm 0.068\mu\text{g/kg-day}$ ，可見每日不同水源之飲水比例會影響雙酚 A 之攝取量。

本研究結果在對人體之危害商數上雖低於國人飲食暴露雙酚 A 之劑量，但卻存有高於國外文獻之可能性，且本研究僅以成人(20-60 歲)為研究族群，故台灣應持續正視屬環境荷爾蒙之低劑量雙酚 A 對於懷孕婦女及新生兒之不良健康效應。

關鍵字: 飲用水、雙酚 A、蒙地卡羅模擬法、日平均暴露劑量、危害商數

# 目錄

摘要.....	I
目錄.....	II
第一章 前言.....	1
1.1 研究動機.....	1
1.2 研究目的.....	2
第二章 文獻回顧與探討.....	3
2.1 雙酚 A 性質與溶出機制.....	3
2.2 雙酚 A 應用.....	3
2.3 健康危害.....	4
2.4 國外飲用水中雙酚 A 相關研究.....	5
2.5 國內飲用水中雙酚 A 相關研究.....	7
2.6 雙酚 A 相關法規.....	7
第三章 研究方法及步驟.....	9
3.1 研究架構與材料方法.....	9
3.1.1 成人每日平均飲水量及體重.....	9
3.1.2 瓶裝水及自來水中雙酚 A 濃度.....	11
3.2 暴露評估及風險計算之公式.....	11
第四章 結果與討論.....	13
4.1 成人每日平均飲水量及體重比較.....	13
4.2 成人體重比較.....	14
4.3 日平均暴露劑量分布與危害特性描述.....	14
第五章 結論.....	18
參考文獻.....	20

# 第一章、前言

## 1.1 研究動機

水是生物體最重要的組成物質之一，而每天水的適量攝取也是必要的健康條件。在講求方便、效率的時代，「瓶裝水」的大量使用，在「103 年度家庭飲用水概況調查調查報告」即有提到。有 75.1 % 選用自來水作為居家飲用水的比率，但僅四成三的民眾認為可安心飲用自來水，因此會有 65.5% 的民眾以購買方便作為考量因素選擇瓶裝水的飲用，此調查結果顯示多數民眾無法信任自來水的品質，然而塑膠寶特瓶之高使用量，在環境生態的破壞，或釋出有害物質對人體產生的生理危害，都早已成為全球關注的問題。2007 年全球雙酚 A 製造產量約為 470 萬噸，台灣即佔了 13.1%，而在製造與使用上更高居全世界第三，南亞塑膠年產率可達 7.2 萬噸、長春藤塑酯工廠 2 萬噸(黃壬瑰，2013；趙培君，2012；林志鴻，2014；Huang 等，2012)，如此廣及一般生活用品皆與塑膠(如聚碳酸酯 Polycarbonate, PC、環氧樹脂 Epoxy resins)息息相關，進而使大眾暴露在雙酚 A 之危害風險之下。

目前已證實塑膠製成的寶特瓶會因溫度、酸鹼值、殺菌、使用次數、材質老化等因素造成雙酚 A 釋出汙染飲用水，再經由攝入之途徑進入人體 (Shao 等，2005；陳慧儀，2011；Vandenberg 等，2007；Geens 等，2012)。早在 1998 年日本率先公布雙酚 A 屬環境荷爾蒙之一(陳慧儀，2011)，影響生長、發育、生殖、性向、生理組織或線體等生理作用，而加拿大與台灣相繼於 2008、2009 年將雙酚 A 列管為第四類毒性物質，台灣更在 2013 年 08 月對於「食品器具容器包裝衛生標準」修法，明定聚碳酸酯類嬰兒奶瓶不得溶出雙酚 A。歐盟則於 2011 年起即禁止生產含有雙酚 A 的塑膠奶瓶，2012 年禁止進口或在市場上銷售含有雙酚 A 的塑膠奶瓶。毛和陳(2012)研究中發現台灣中部因瓶裝水而暴露到雙酚 A 的濃度  $3.24 \pm 4.97 \mu\text{g/day}$ ，高於因自來水而暴露到雙酚 A 的濃度  $2.57 \pm 1.24 \mu\text{g/day}$ ，對人體具有潛在危害風險；國外也有針對飲用水中雙酚 A 每單位體重日平均暴露量的研究(Arnold 等，2013)，但台灣卻尚未有文獻利用危害指數評估飲用水雙酚 A 對人體的危害風險。

## 1.2 研究目的

藉由台灣一般民眾暴露參數彙編(2008)調查的資料，配合相關研究文獻於瓶裝水所測量到的雙酚 A 濃度，用以探討台灣成年人每日每單位體重雙酚 A 的暴露劑量，以及對人體的危害風險。

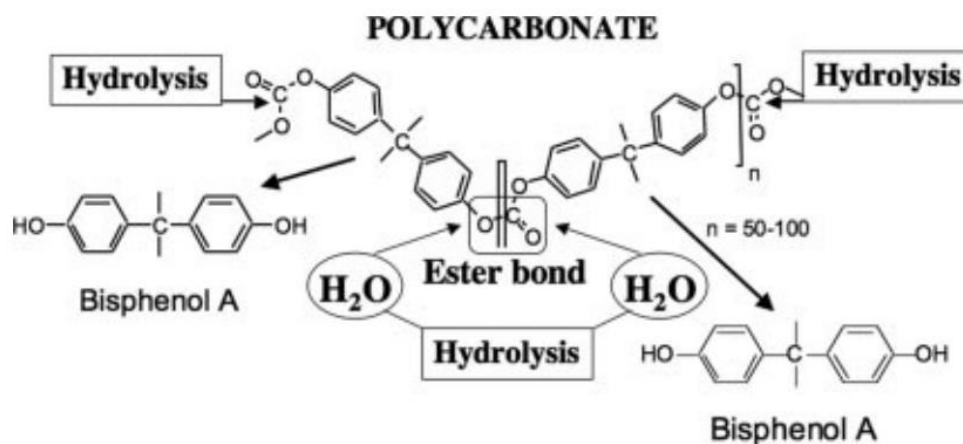
1. 探討台灣成人每日瓶裝水中暴露雙酚 A 的劑量有無造成危害的可能性，及不同國家參考劑量計算結果比較、暴露結果對應法規值討論。
2. 不同年齡層對雙酚 A 的暴露劑量與危害風險。
3. 不同暴露頻率對雙酚 A 的暴露劑量與危害風險。

## 第二章、文獻回顧與探討

### 2.1 雙酚 A 性質與溶出機制

雙酚 A(Bisphenol A)亦稱為二酚基丙烷或丙二酚，於 1905 年被 Zincke 第一次合成，熔點為 158 至 159°C，低揮發性及水溶性，由苯酚、丙酮在酸性介質中合成，呈白色至淺棕色片狀結晶或粉末狀，在 pH7 時溶解度為 120-300mg/mL，屬合成聚碳酸酯(Polycarbonate, PC)、環氧樹脂(Epoxy resins)和塑膠的原料，從 1923 年由德國 ALBERT 公司開始生產至今，已成為商業上使用最廣泛且多量的化學物質之一(Huang 等, 2012; Geens 等, 2012; 陳泳捷, 2012; 陳慧儀, 2011)。

聚碳酸酯用品多經由水解鍵結於塑料表面之雙酚 A 而釋出(圖一)，直接以擴散表面殘留之雙酚 A 分子則屬少數情況。另外，使用環境之溫度或 pH 值的上升，會造成雙酚 A 和環氧樹脂-氯環氧丙烷與聚碳酸酯之間化學鍵的不穩定，而遭水解斷鍵，進一步增加雙酚 A 之溶出濃度，但清洗次數越多則反之；液體中臭氧的濃度和材質老化亦為影響其釋放量重要因素之一環，進而污染食物及飲品，是人類的重要暴露源之一(林靖雯, 2012; Mercea, 2009; Hoekstra and Simoneau, 2013; Nam 等, 2010)。Vandenberg 等人(2007)亦提出有 99%之學齡前兒童是經由飲食之途徑，攝入高濃度之雙酚 A。



圖一、聚碳酸酯樣品與含水食品釋出雙酚 A 之機制 (Welshons, 2006)。

### 2.2 雙酚 A 應用

聚碳酸酯(Polycarbonate, PC)塑膠製品無色透明、耐熱、抗衝擊，質量輕且具阻燃性，於日常生活用途相當廣泛。在食品上，多種食品容器舉凡嬰兒奶瓶、運

動水瓶及塑膠餐具、碗、盤、杯子等，多為聚碳酸酯製品。其亦應用在食品及罐裝飲料包裝的內層塗料、附膜，以防止生鏽和腐蝕，或被添加在聚氯乙烯塑膠製品中，作為抗氧化劑及抑制劑(林志鴻，2013；陳慧儀，2011)；非食品上，因雙酚 A 低揮發性之性質而飄散於空氣中，亦可應用於塑膠射出成型製造廠所製造之熱塑性塑膠(thermoplastic) 及熱固性塑膠(thermosetting)，如強化塑膠管、地板材料、建材採光罩、補牙填充劑等生活日用品。另外雙酚 A 也屬一添加劑而大量被使用在感熱紙的轉印技術上(蔡奇龍，2013；Geens 等，2012)。

以雙酚 A 為原料之工業製成用品，因其良好的反應性、柔軟性、接著性及強韌度而被廣泛使用在一般生活中。2000 年市場需求量即達 320 萬噸，且依化學市場聯合公司(CMAI)推估，2005 年每年需求量將以 7~8%速度增加；2007 年全球雙酚 A 製造產量約為 470 萬噸，其中以美國、台灣、日本、德國為大宗，分別佔了每年 107.5、61.5、61.1、45.6 萬噸；2010 年全球需求量即達 500 萬噸以上(Vandenberg 等，2007；黃壬瑰，2013；Huang 等，2012；Chen 等，2016)。從 2015 年到未來 2020 年，全球雙酚 A 市場，將根據不同國家，依其不同公司對於雙酚 A 之應用及相同產業下的競爭格局分析，而有不同之使用量(PRWEB，2015)。

### 2.3 健康危害

雙酚 A 有類似雌激素之特性並具有內分泌干擾物活性，早被日本列表為環境荷爾蒙之一，其可模仿內源性雌激素對人體之作用或干擾內分泌訊號之途徑，進而對生物導致生長、發育、生殖、性向、生理組織或線體的異常等人體危害(He，2015)。在以攝入途徑下之動物試驗指出，雙酚 A 可在母鼠的血液、肝臟、腎臟等器官測得高劑量，並溶於丙二醇而滲透胎盤屏障至羊水中，使胎兒暴露而快速吸收(Miyakoda 等，1999；Takahashi and Oishi，2000)，而 Somm 等人(2009)在圍產期大鼠之動物試驗指出，在出生前就暴露到雙酚 A 的新生幼鼠，不論是雄性或雌性，其體重比起沒有暴露雙酚 A 的新生幼鼠都有明顯的增加，且斷奶後的雌性小鼠以非食物(避免高脂質的攝入)之方式餵食，可見多種脂肪轉換酵素於肝臟中增加囤積，而無法作用於進行脂質或醣類之代謝生成途徑。

Moriyama 等人(2002)研究發現雙酚 A 可作為拮抗劑，於轉錄活動進行時抑制甲狀腺素接受器(thyroid hormone receptors, TRs)，此轉錄拮抗因子會造成基因

表現的抑制，另外雙酚 A 亦會破壞多種核激素受體與其輔助因子，而擾亂生物體內的內分泌系統。Braun 等人(2011) 利用兒童行為評價系統 II (Behavior Assessment System for Children 2, BASC-2)及學齡前兒童執行行為功能之評定量表(Behavior Rating Inventory of Executive Function-Preschool, BRIEF-P)量化兒童之行為能力，以 468 位婦女及其 3 歲之孩童為樣本，研究結果表示，3 歲孩童對於焦慮、憂鬱情緒和過動行為皆與暴露雙酚 A 而致減弱行為調控有關，且量表結果顯示女孩較男孩影響劇烈。

雙酚 A 為環境荷爾蒙之一，有研究推測內分泌干擾物在嬰兒體中只要增加 0.1 pg/mL 即具生物活性，造成生長和性成熟速度(如性早熟)，血液中荷爾蒙含量異常(如：阻抗甲狀腺素；前列腺癌細胞促進劑)，生殖器官功能、生育能力受損(如：男性精蟲功能不正常；女性卵母細胞有效分裂異常、生育器官改變)，免疫功能失調，酵素活性，腦結構、神經和行為改變(如：過動症、學習障礙、具攻擊性、類藥物成癮)等，皆會受到低劑量(小於 50 $\mu$ g/kg-bw/day)雙酚 A 暴露的抑制，且雙酚 A 不僅具類雌激素之功能，亦可改變一般細胞功能(在培養基於 0.23 pg/mL 之劑量下)(vom Saal and Hughes, 2005；Welshons 等, 2006)。

#### 2.4 國外飲用水中雙酚 A 相關研究

Shao 等人(2005)量測寶特瓶盛裝不同內容物下，雙酚 A 釋出的濃度範圍，利用液相微流層析/電灑晶片/質譜儀(Liquid chromatography electrospray ionization tandem mass spectrometry, LC-ESI-MS/MS)分析，當限制雜訊比為 3 時，測得礦泉水中雙酚 A 濃度為 0.01ng/L，氣泡飲料為 0.6ng/L；雜訊比為 10 時，測得知濃度值分別為 0.02ng/L、40ng/L。Elobeid 等人(2013)以氣相色譜/質譜法(Gas chromatography/mass spectrometric, GC-MS)測定七份瓶裝水樣本，結果顯示當保存溫度為 40 $^{\circ}$ C 時，雙酚 A 平均濃度為 7.5ng/L，顯著高於保存溫度為 25 $^{\circ}$ C 時之平均濃度 4.03ng/L，因此建議應避免塑膠瓶裝水曝曬於陽光下，而造成高濃度雙酚 A 的釋出。

Li 等人(2010)探討 21 牌裝有礦泉水或純水之瓶裝水，廣州地方六個家戶中之自來水，及四支以不同水溫(24 $^{\circ}$ C、40 $^{\circ}$ C、100 $^{\circ}$ C)浸泡一小時的奶瓶，以氣相色譜/質譜法偵測其雙酚 A 濃度，結果瓶裝水及自來水中之雙酚 A 濃度變異性極大，範圍分別為 17.6-324ng/L 及 2.3-317ng/L，且夏季(七月)之濃度多較冬季(12



月)來的高；而奶瓶於 24°C、40°C、100°C 下之雙酚 A 濃度不同，可從 9±2ng(40°C)至 4500±1940ng(100°C)。Wang 等人(2010)量測一般市售奶瓶與有品牌奶瓶其在不同使用情況下，雙酚 A 經校準過後的濃度：在 Test A(在正常室溫下使用)未檢測到雙酚 A 濃度；在 Test B(經過微波爐加熱，使水皆接近沸騰)可在一般市售奶瓶組中(LCB2)檢測出 0.246 ppb，在有品牌奶瓶組中(BNB6)檢測出 0.063 ppb，而不同地區的有品牌奶瓶組(經微波爐加熱三分鐘放至，待其冷卻至與室溫相同)也有釋出雙酚 A 0.446 ppb(BNB6-C)；在 Test C(經多種使用方法 — 瓶中水經微波爐煮沸倒掉後再重新填裝來源相同的水)也可檢測到有雙酚 A 0.129 ppb(BNB6-C)。Moghadam 等人(2015)則探討不同情況之奶瓶(新奶瓶、有/無標示無雙酚 A、使用 2-5 個月的奶瓶)雙酚 A 釋出量，同樣使用氣相色譜/質譜法偵測，並搭配問卷調查以作為暴露評估及後續風險計算之用，新奶瓶及使用過之奶瓶濃度範圍分別為 0.49-8.58µg/L 及 0.63-2.47µg/L，然而使用過之奶瓶裝有沸水(100°C)15 分鐘，即會溶出每公升 243 微克之濃度值。

Arnold 等人(2013)收集 1990 到 2010 對環境監測之論文，包括來自北美洲(加拿大、美國)31 篇、六個歐洲 17 篇及三個亞洲 17 篇，並根據地區及水源(地面水、地表水及其他混合之水源)別所量測之飲用水分類，但因多篇文獻其濃度數據多小於偵測極限，故此研究之濃度即根據樣本的偵測極限值分組，以中位數的範圍分布、95 百分位及最大最小值描述，取代無法偵測到的低濃度，結果顯示北美洲之中位數範圍及 95 百分位分別為<0.002 至<1 µg/L 及<0.0099 至<1.6 µg/L；歐洲為<0.0002 至<0.002 µg/L 及<0.014 至<5.1 µg/L；亞洲則為<0.014 至 0.026 µg/L 及<0.097 至 0.19 µg/L。進一步進行飲用水雙酚 A 的暴露與不同年齡層之人體健康風險的可能性，利用公式(1)評估每日攝入量(µg/kg-bw/day)估計值

$$Dose = (C \times IR \times AF) \div BW \dots(1)$$

其中，利用上述文獻收集統計之濃度資料，以中位數及 95 百分位濃度分別為 0.026 µg/L 及 0.19 µg/L 帶入 C 為水中雙酚 A 濃度(µg/L)；IR 為每日水暴露量(L/day)則採用歐盟環境保護署之攝水率，依 3-6 個月、3-6 歲、6-11 歲及成人分別為 0.561、0.381、0.511、1.21 L/day；AF 為 100%吸收率(Absorption factor, unitless)；BW 為不同年齡層體重(Body weight, kg)分別為 7.4、18.6、31.8 及 70 kg。計算結果指出各年齡層平均暴露量如下：以中位數濃度(0.026 µg/L)計算，3-6

個月為 0.0020 $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}/\text{day}$ ，3-6 歲為 0.00053 $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}/\text{day}$ ，6-11 歲為 0.00042 $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}/\text{day}$  及成人為 0.00045  $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}/\text{day}$ ；以 95 百分位濃度(0.19  $\mu\text{g}/\text{L}$ ) 計算，3-6 個月為 0.014 $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}/\text{day}$ ，3-6 歲為 0.0039 $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}/\text{day}$ ，6-11 歲為 0.0031 $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}/\text{day}$  及成人為 0.0033  $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}/\text{day}$ 。

## 2.5 國內飲用水中雙酚 A 相關研究

陳慧儀(2011)量測取自台北便利商店販賣之瓶裝水悅氏礦泉水、味丹礦泉水、泰山 Twist Water，以液相微流層析/電灑晶片/質譜儀(Liquid chromatography electrospray ionization tandem mass spectrometry, LC-ESI-MS/MS)測定水中雙酚 A 濃度分別為 $(12.89\pm 0.01)\times 10^{-6}$ 、 $(10.24\pm 0.01)\times 10^{-6}$ 、 $(16.81\pm 0.03)\times 10^{-6}$   $\mu\text{g}/\text{mL}$ 。

趙培君(2012)以台灣各大賣場之瓶裝水(共 48 個樣本)及台灣四個地區之自來水(共 131 個樣本)為樣本來源，並針對不同地區搭配問卷調查飲水總攝取量(男性  $n=87$ ，女性  $n=55$ )，估算每個成人每日飲用水中雙酚 A 之飲水量( $\text{ng}/\text{day}$ ) = 當地自來水中雙酚 A 平均含量( $\text{ng}/\text{m}^3$ )  $\times$  每人每天飲用自來水量( $\text{m}^3/\text{day}$ ) + 塑膠瓶裝水中雙酚 A 平均含量( $\text{ng}/\text{m}^3$ )  $\times$  每人每天飲用塑膠瓶裝水量( $\text{m}^3/\text{day}$ )。研究結果顯示，不論在濃度或檢出率，瓶裝水( $7.70\pm 2.87\mu\text{g}/\text{mL}$ 、100%)皆大於自來水( $2.89\pm 3.72\mu\text{g}/\text{mL}$ 、47%)。在以地區分類之檢出率上，瓶裝水和自來水測出之雙酚 A 濃度差異皆未達統計顯著，而瓶裝水即使以水源分類亦如是(毛和陳，2012)。

鄭仰真(2012)研究分別選取台灣北部與南部使用 PVC、不鏽鋼、鍍鋅鋼管為配水管材的家戶作為探討對象，而在北部樣本(P2 和 P3)及南部樣本(P2)的 PVC 水管中均可量測到雙酚 A 濃度分別為 12.33、9.56、2.81  $\text{ng}/\text{L}$ 。而蔡奇龍(2013)則針對塑膠射出成型製造廠作業勞工之職業暴露調查，並設計問卷以調查非職業性的雙酚 A 暴露情形(如塑膠瓶裝飲料飲用和容器使用情形)，結果顯示在工廠內作業之勞工暴露濃度明顯高於一般民眾，且飲用寶特瓶瓶裝水及飲料之多寡，會造成尿液濃度測定上之影響。

## 2.6 雙酚 A 相關法規

2007 年挪威 PoHS(Prohibition on Certain Hazardous Substances in consumer Products)最早將雙酚 A 納入受限物質，雙酚 A 包含在其消費產品中禁止使用的

十種物質中；加拿大於 2008 年 10 月 28 日宣布雙酚 A 為有毒化學物質，為世界上第一個將雙酚 A 列為有毒化學物質的國家，並禁止在嬰兒奶瓶製作過程中使用含有雙酚 A 的聚碳酸酯塑料，亦禁止嬰兒奶瓶的進口、銷售和廣告，訂定每日容許攝取量(Tolerable Daily Intake, TDI)為 25 $\mu$ g/kg-bw/day。

歐盟食品安全管理局於 2004 年 1 月 9 日規範與食物接觸的產品及原料，雙酚 A 之轉移量限值為 0.6 $\mu$ g/g，在嬰兒奶瓶之限值則為 30 ppb，並訂定雙酚 A 的 TDI 值為 50 $\mu$ g/kg-bw/day，2011 年 3 月起禁止生產含有雙酚 A 的塑膠奶瓶，2012 年 6 月起禁止進口或在市場上銷售含有雙酚 A 的塑膠奶瓶。於 2015 年 1 月更新每日容許攝取量，從 50 $\mu$ g/kg-bw/day 降至 4 $\mu$ g/kg-bw/day。

美國國會在 2009 年 3 月提案禁止在「可重複使用之食品容器」和「其他食品容器」中使用雙酚 A，並於 2012 年 7 月美國食藥署(FDA) 公告，全面禁止使用含有雙酚 A 之塑料製造嬰兒奶瓶及孩童用水杯(Liao, 2013)。而威斯康辛州(Wisconsin)早在 2009 年 5 月 8 日即立法通過禁止雙酚 A 用於嬰兒奶瓶中，成為美國第一個立法限制雙酚 A 使用的地區；康乃狄克州則於 2010 年 6 月 15 日要求符合規定之產品需再標示「不含雙酚 A」。美國環保局(EPA)亦訂定參考劑量(Reference Dose, RfD)為 50 $\mu$ g/kg bw/day。另外澳洲也於 2010 年 7 月 1 日訂定，所有嬰兒奶瓶中不得使用雙酚 A，並由澳洲主要的零售商自願分階段執行。

日本在 1998 年率先公布，具環境荷爾蒙之 70 種化學物質中，雙酚 A 亦列表於其中(陳慧儀, 2011)，而食品衛生法(Ministry of Health and Welfare Notice No.370, December 28, 1959)中規定，食品包裝中雙酚 A 總溶出濃度量限值為 2.5  $\mu$ g/L。中國於 2008 年在「食品容器、包裝材料用添加劑使用衛生標準 (GB 9685-2008)」中規定，與食品接觸的塑料、塗料及黏合劑中雙酚 A 特定釋出量限值(SML)或最大殘留量應低於 0.6 $\mu$ g/g。

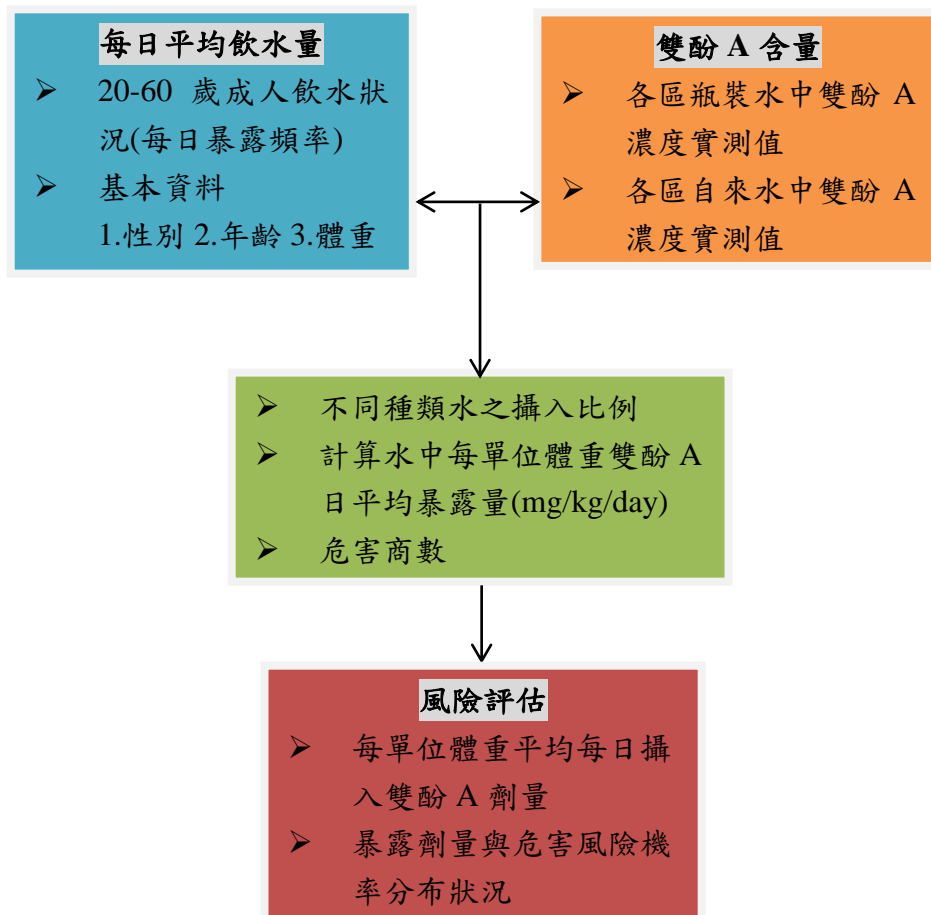
台灣環保署於 2009 年 7 月 31 日將雙酚 A 訂為第四類毒性物質，且在雙酚 A 使用管制方面，明訂業者須自 99 年 1 月 1 日起申報毒理相關資料、運作紀錄及釋放量，而自 100 年 1 月 1 日起定期申報運作量、釋放量及災害事故緊急通報，以確實掌握雙酚 A 去向，更於 102 年 08 月 20 日對於「食品器具容器包裝衛生標準」修法，明定聚碳酸酯類嬰兒奶瓶不得溶出雙酚 A，且除奶瓶外之聚碳酸酯類食品容器，雙酚 A 溶出限量為 0.6 ppm，塑膠製食品容器及包裝更不得回收使用(張嘉智, 2013, 林志鴻, 2014)。

### 第三章、研究方法及步驟

#### 3.1 研究架構與材料方法

##### 3.1.1 成人每日平均飲水量及體重

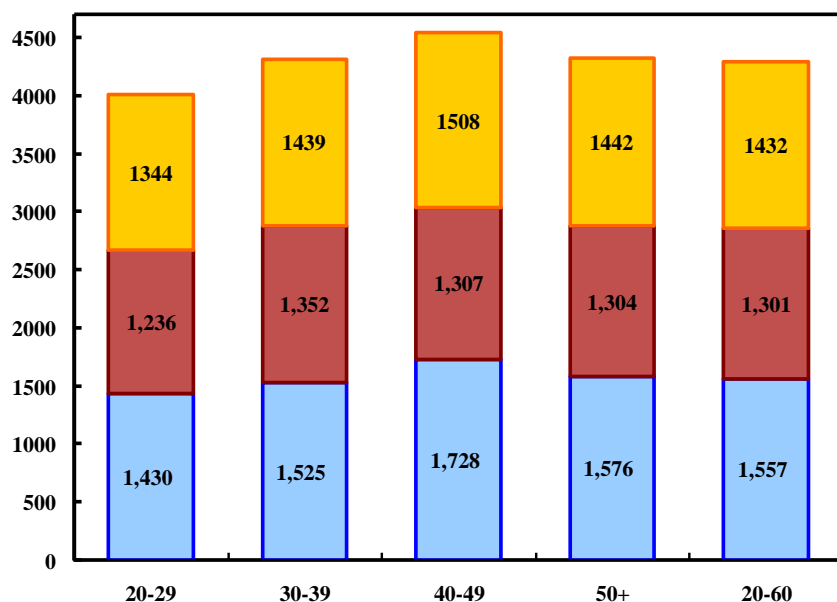
圖二為本研究之研究架構。首先本研究採用台灣一般民眾暴露參數彙編(2008)調查台灣地區成人每日平均飲用水量(mL/day)，此暴露參數彙編主要以電腦輔助電話訪問(Computer Assisted Telephone Interview, CATI)分層比例隨機抽樣法，分成北、中、南、東四區，各區依照區內人口數占四區個別總人口數的比例分配樣本，隨機抽取研究對象為 20-60 歲的獨立樣本 2013(男性 1031, 女性 982)，其中不包含孩童與老年人，並去除極端值的受訪個案(圖三)。



圖二、研究架構

體重(kg)亦採用台灣一般民眾暴露參數彙編，調查根據「2005 年國民健康訪問暨藥物濫用調查」之資料，總計台灣地區抽出 187 個「鄉鎮市區」，共抽出 30,680 人，並以 SUDAAN 軟體對體重作統計分析，而此彙編結果呈現之統計數據，即是根據該資料管理單位所提供之加權方式與相關之統計程式呈現(表一)。

本研究即以不同性別之年齡分層，分別為 20-29 歲、30-39 歲、40-49 歲及 50 歲以上，作為本研究之暴露族群，計算每公斤體重之每日平均飲水量 (mL/kg-day)。



圖三、成人每日平均飲水量(mL/day)<sup>a</sup>。顏色藍色、紅色、黃色分別為男性、女性及全體平均飲水量。

表一、成人體重(kg)<sup>a</sup>

種類	年齡層	mean	SD
全體	20-29	63.52	45.91
	30-39	64.38	34.99
	40-49	64.89	36.25
	50+	65.60	47.94
	20-60	64.49	40.93
男性	20-29	70.11	27.61
	30-39	71.55	25.99
	40-49	70.60	28.33
	50+	69.30	44.22
	20-60	70.82	33.08
女性	20-29	56.73	59.19
	30-39	56.99	40.57
	40-49	59.04	43.35
	50+	61.95	50.92
	20-60	55.4759	47.04

<sup>a</sup>台灣一般民眾暴露參數彙編(2008)國立台灣大學公共衛生學院健康風險及政策評估中心

### 3.1.2 瓶裝水及自來水中雙酚 A 濃度

飲用水中雙酚 A 濃度引用趙培君(2012)對於塑膠瓶裝水採樣之研究結果，其選購各大超級市場所販售之塑膠瓶裝水為樣本來源，以隨機採樣的方式進行購買，分析包含台灣 90% 以上之品牌瓶裝水樣本，共 16 種品牌，每種品牌各 3 瓶共計 48 份樣本，如表二分別有台灣北、中、南、東四區，但因塑膠瓶裝水無南區樣本，故僅有北、中、東三區分別為  $9(8.48 \pm 2.61 \mu\text{g/L})$ 、 $27(7.19 \pm 2.55 \mu\text{g/L})$ 、 $12(8.27 \pm 3.65 \mu\text{g/L})$  個樣本，全體濃度為  $7.70 \pm 2.87 \mu\text{g/L}$ ；而自來水之採樣共採集 131 個樣本，分別有台灣北、中、南、東四區依序為  $73(2.96 \pm 3.90 \mu\text{g/L})$ 、 $15(1.81 \pm 2.56 \mu\text{g/L})$ 、 $15(4.13 \pm 5.55 \mu\text{g/L})$ 、 $28(2.47 \pm 2.27 \mu\text{g/L})$  個樣本，全體濃度為  $2.86 \pm 3.72 \mu\text{g/L}$ 。

表二、瓶裝水及自來水中雙酚 A 濃度( $\mu\text{g/L}$ )<sup>b</sup>

種類	Location	有效樣本數	mean	SD
瓶裝水	北	9	8.48	2.61
	中	27	7.19	2.55
	東	12	8.27	3.65
	全體	48	7.7	2.87
自來水	北	73	2.96	3.9
	中	15	1.81	2.56
	南	15	4.13	5.55
	東	28	2.47	2.27
	全體	131	2.86	3.72

<sup>b</sup> 趙培君(2012)台灣自來水與塑膠瓶裝水中雙酚 A 含量及攝取量之研究，國立陽明大學環境與職業衛生研究所碩士論文。

### 3.2 暴露評估及風險計算之公式

方程式(2)中 ADD 為攝入途徑之日平均暴露劑量( $\text{mg/kg/day}$ )、C 為瓶裝水和自來水中雙酚 A 濃度( $\text{mg/L}$ )，IR 為每日飲水攝入量( $\text{L/day}$ )，BW 為體重( $\text{kg}$ )。方程式(3)中  $\text{IR}_{\text{ratio}}$  為引用趙培君(2012)之研究問卷探討成人每日飲水量( $\text{mL/day}$ ) 之結果，計算經由塑膠瓶裝水或自來水途徑攝入雙酚 A 之水量百分比。方程式(4)中 HQ 為危害商數(Hazard Quotients)，RfD 為參考劑量( $\text{mg/kg/day}$ )。若危害商數小於 1，即表示暴露量低於參考劑量，預期將不會對人體造成不良反應；若大於 1 則表示暴露之結果對人體將會有危害風險(許惠棕，2006)，並以水晶球軟體 (Software Crystal Ball) 執行蒙地卡羅模擬法(Monte Carlo Simulation)，計算每日平

均暴露劑量及危害商數之機率分布，以減低小樣本數之間的變異性或不確定性 (He, 2015)。

$$ADD = \Sigma(C \times IR) \div BW \dots\dots(2)$$

$$ADD = \Sigma(C \times IR \times IR_{ratio}) \div BW \dots\dots(3)$$

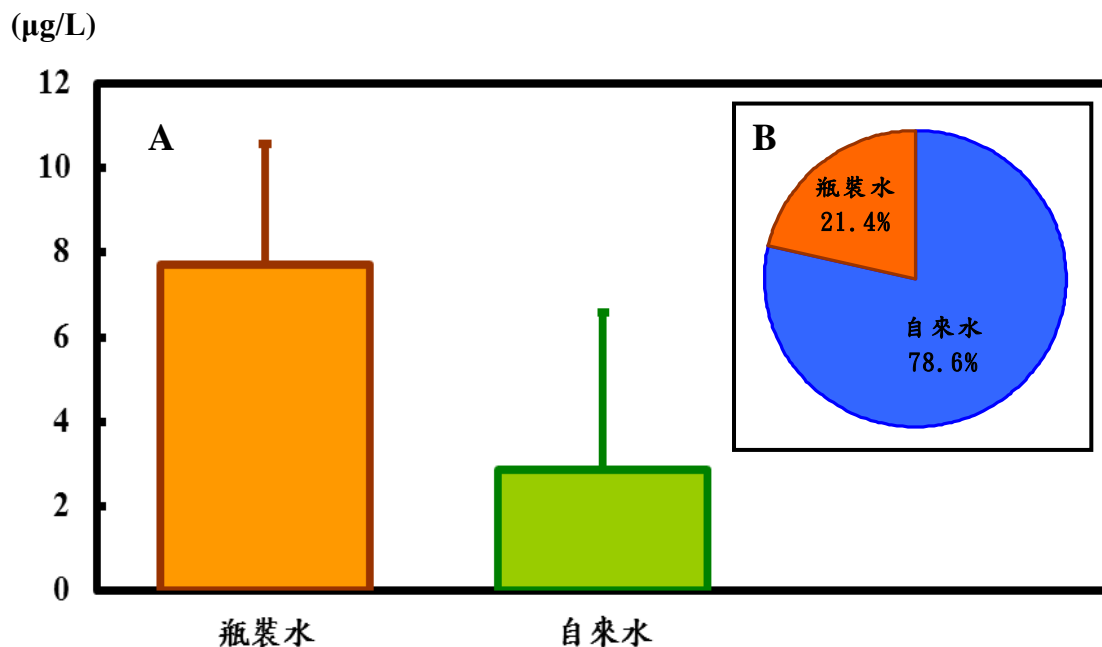
$$HQ = ADD \div RfD \dots\dots(4)$$

## 第四章、結果與討論

### 4.1 成人每日平均飲水量比較

本研究採用台灣一般民眾暴露參數彙編(2008)之台灣地區成人每日平均飲用水量(mL/day)，比較個別年齡層成人每日平均飲水量，於 20-60 歲之男性每日平均攝水量較多於女性(男性  $1556.8 \pm 916.4$  mL/day，女性  $1300.7 \pm 802.9$  mL/day)，其中男性 40-49 歲之飲水量則較其他年齡層多( $1727.6 \pm 1060.4$  mL/day)，女性則於 30-39 歲之飲水量較多( $1352.1 \pm 721.5$  mL/day)，如圖一全體成人每日平均飲水量  $1431.9 \pm 872.1$  mL/day，20-29 歲、30-39 歲、40-49 歲及 50 歲以上各組分別為  $1343.8 \pm 781.1$ 、 $1438.8 \pm 770.0$ 、 $1508.4 \pm 1010.6$ 、 $1442.2 \pm 906.5$ 。

本研究亦採用趙培君(2012)以問卷調查台灣成人每日飲用水結果(mL/day)，計算國人自來水及瓶裝水之使用比例分別為 78.58% 及 21.42% (圖四 B)，與 103 年度家庭飲用水概況調查調查報告之結果比較居家飲用水之使用比例，自來水及瓶裝水則分別為 75.1% 及 4.8%，推測係因趙培君(2012)之問卷中並未將瓶裝水之水源分類調查，但在水源別之雙酚 A 釋出濃度測定上可分為地面水體、地下水體、自來水及其他。



圖四、A瓶裝水及自來水中雙酚A平均濃度( $\mu\text{g/L}$ )<sup>b</sup>。B成人每日不同途徑攝入之飲水比例(%)<sup>a</sup>。



## 4.2 成人體重比較

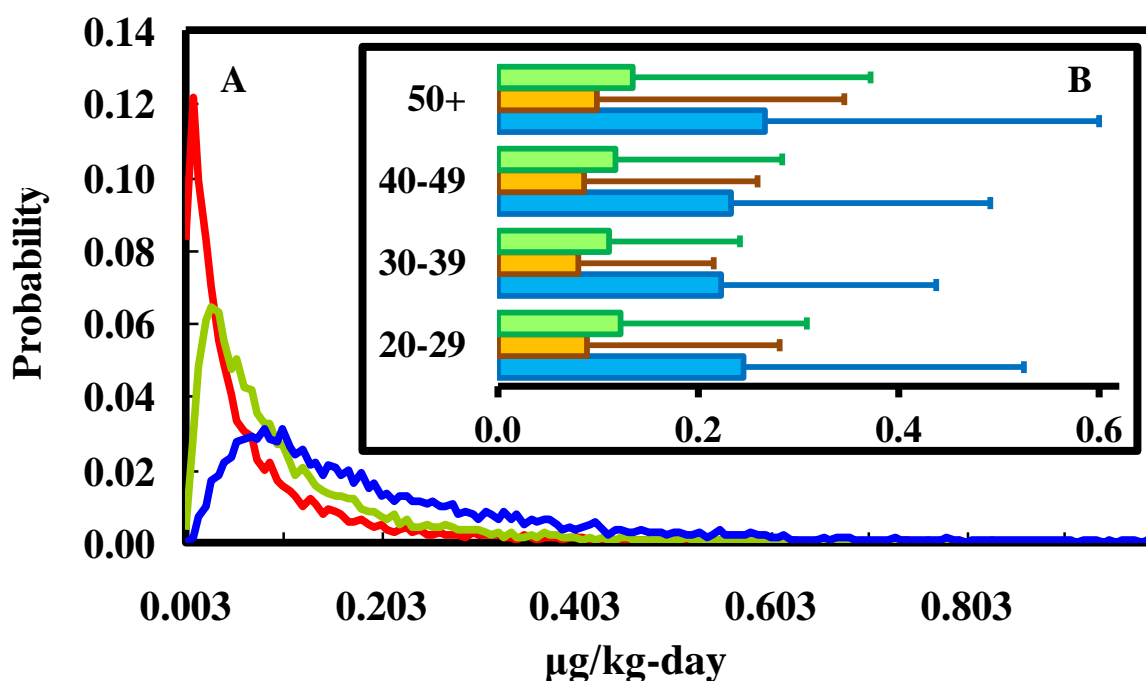
本研究取用台灣一般民眾暴露參數彙編(2008)之 19-64 歲體重，依成人每日平均飲水量之年齡層劃分，計算各年齡層之平均體重(kg)，並以公式(4)計算各分層之標準差。分析結果如表一，成人平均體重男性皆大於女性(男性  $70.82 \pm 33.08$ kg，女性  $55.48 \pm 47.04$  kg)，全體成人之平均體重  $64.49 \pm 40.93$ kg，20-29 歲、30-39 歲、40-49 歲及 50 歲以上各組分別為  $63.52 \pm 45.91$ 、 $64.38 \pm 34.99$ 、 $64.89 \pm 36.25$ 、 $65.60 \pm 47.94$  kg。

$$S_p = \sqrt{\left( (N_1 - 1) \times S_1^2 + (N_2 - 1) \times S_2^2 + \dots + (N_n - 1) \times S_n^2 \right) \div (N_1 + N_2 + \dots + N_n - n)} \dots (4)$$

## 4.3 日平均暴露劑量分布與危害特性描述

本研究依據飲用水管理法第一章第三條對飲用水之定義，引用趙培君(2012)測定塑膠瓶裝水及自來水中之雙酚 A 濃度( $7.70 \pm 2.87$   $\mu\text{g/L}$  及  $2.86 \pm 3.72$   $\mu\text{g/L}$ )，及經問卷調查台灣成人每日飲用水之使用比例(75.1% 及 4.8%)，並搭配台灣一般民眾暴露參數彙編(2008)各年齡層之每日平均飲水量(mL/day)及體重(kg)，計算日平均暴露劑量(ADD)。以台灣成人每日攝水之來源分為三種情境：(I)每日僅透過瓶裝水攝入雙酚 A；(II)每日僅透過自來水攝入雙酚 A；(III)每日透過不同比例之飲水來源攝入雙酚 A 如圖五 B。

20-60 歲成人每天每公斤體重之暴露劑量分佈大至小依序為情境 I、III、II (圖五 A)，平均劑量分別為  $0.240 \pm 0.268$ 、 $0.122 \pm 0.193$ 、 $0.089 \pm 0.207$   $\mu\text{g/kg-day}$ ，且均以 50 歲以上屬較大之暴露群體(圖五 B)；而不同年齡層對於不同假設情境其 2.5、5、50、95 及 97.5 百分位之日平均暴露劑量，亦均以 50 歲以上為最大日平均暴露劑量之族群，三種情境下之平均值分別為  $0.267 \pm 0.333$ 、 $0.099 \pm 0.247$ 、 $0.135 \pm 0.237$   $\mu\text{g/kg-day}$ ，且又以僅透過瓶裝水暴露雙酚 A(I)的假設下，於 50 及 95 百分位有最大的暴露劑量分別為  $0.169$ 、 $0.813$   $\mu\text{g/kg-day}$ ，而於 97.5 百分位則可達每天每公斤體重 1.098 微克(表三)。



圖五、A20-60歲於不同情境下，ADDs之機率分布及其97.5百分位之機率分布圖。曲線由高至低分別為情境 I、III、II。B不同年齡層於不同情境下之平均每日每公斤攝取量及其標準差。顏色藍色、橘色、綠色分別為情境 I、II、III。

表三、不同百分位與年齡層下的日平均暴露劑量(µg/kg-day)。

Percentiles	20-29	30-39	40-49	50+	20-60
<b>Scenarios I : bottle water</b>					
Mean±SD	0.245±0.28	0.223±0.214	0.233±0.259	0.267±0.333	0.24±0.268
2.5	0.027	0.034	0.028	0.026	0.029
5	0.036	0.044	0.037	0.036	0.038
50	0.160	0.162	0.158	0.169	0.161
95	0.725	0.607	0.668	0.813	0.691
97.5	0.995	0.762	0.876	1.098	0.924
<b>Scenarios II : tap water</b>					
Mean±SD	0.089±0.192	0.080±0.135	0.086±0.173	0.099±0.247	0.089±0.207
2.5	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003
5	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005
50	0.039	0.040	0.038	0.040	0.039
95	0.317	0.280	0.307	0.354	0.317
97.5	0.479	0.413	0.477	0.520	0.469
<b>Scenarios III : bottle water and tap water by different ratio</b>					
Mean±SD	0.122±0.186	0.111±0.131	0.117±0.166	0.135±0.237	0.122±0.193
2.5	0.011	0.013	0.011	0.011	0.012
5	0.015	0.017	0.015	0.015	0.016
50	0.072	0.073	0.071	0.075	0.072
95	0.375	0.322	0.360	0.426	0.368
97.5	0.523	0.437	0.517	0.583	0.519

比較 Arnold 等人(2013)以飲用水中釋出之雙酚 A 濃度的中位數及 95 百分位濃度值(0.026 及 0.19  $\mu\text{g/L}$ )計算成人每日每公斤平均暴露量，分別為 0.00045 及 0.0033  $\mu\text{g/kg-bw/day}$ ，皆低於本研究之三種情境的平均結果(0.240、0.122、0.089  $\mu\text{g/kg-day}$ )。比較台灣成人以飲食途徑暴露雙酚 A，其 19-30 及 31-64 歲之中位數及 95 百分位之 ADD 分別為 270-2290  $\mu\text{g/kg-bw/day}$  及 250-2080  $\mu\text{g/kg-bw/day}$ (Chen et al., 2016)，高於本研究僅以飲水攝入雙酚 A 之每日平均劑量，相較國外其 21 歲以上之中位數及 95 百分位之每日估計攝入量(Estimated Daily Dietary Intake, EDI)為 0.0446  $\mu\text{g/kg-bw/day}$  及 0.243  $\mu\text{g/kg-bw/day}$ (Liao and Kannan, 2013)，本研究之三種情境結果皆有高於飲食暴露劑量之可能性。

表四以不同參考劑量標準(4、25、50  $\mu\text{g/kg-day}$ )，比較不同情境及百分位的危害商數，所有估計值在三種情境下，其 50、95 甚至在 97.5 百分位結果皆小於 1。此結果顯示即使於第一種最大之飲水暴露假設情境(每日僅透過瓶裝水攝入雙酚 A)下，暴露量仍低於參考劑量，對於成人藉由飲水途徑暴露到雙酚 A 將不會有預期的風險危害，但 vom Saal and Hughes(2005)研究推測低劑量之環境荷爾蒙(內分泌干擾物)增加 0.1  $\text{pg/mL}$  即在嬰兒體中具生物活性，因此對於高危險族群(如新生兒、學齡前兒童等)的低劑量雙酚 A 之暴露仍需更進一步研究。

表四、不同百分位、年齡層及情境下之危害商數比較。

Scenarios	Percentiles	20-29	30-39	40-49	50+	20-60
<b>RfD=4<math>\mu</math>g/kg-day</b>						
I	50	0.0400	0.0404	0.0396	0.0423	0.0403
	95	0.1813	0.1517	0.1669	0.2033	0.1727
	97.5	0.2488	0.1905	0.2190	0.2745	0.2309
II	50	0.0097	0.0099	0.0095	0.0101	0.0097
	95	0.0793	0.0699	0.0768	0.0885	0.0792
	97.5	0.1198	0.1031	0.1191	0.1300	0.1172
III	50	0.0180	0.0182	0.0176	0.0187	0.0181
	95	0.0938	0.0804	0.0901	0.1065	0.0920
	97.5	0.1307	0.1093	0.1292	0.1458	0.1296
<b>RfD=25<math>\mu</math>g/kg-day</b>						
I	50	0.0064	0.0065	0.0063	0.0068	0.0064
	95	0.0290	0.0243	0.0267	0.0325	0.0276
	97.5	0.0398	0.0305	0.0350	0.0439	0.0370
II	50	0.0015	0.0016	0.0015	0.0016	0.0016
	95	0.0127	0.0112	0.0123	0.0142	0.0127
	97.5	0.0192	0.0165	0.0191	0.0208	0.0188
III	50	0.0029	0.0029	0.0028	0.0030	0.0029
	95	0.0150	0.0129	0.0144	0.0170	0.0147
	97.5	0.0209	0.0175	0.0207	0.0233	0.0207
<b>RfD=50<math>\mu</math>g/kg-day</b>						
I	50	0.0032	0.0032	0.0032	0.0034	0.0032
	95	0.0145	0.0121	0.0134	0.0163	0.0138
	97.5	0.0199	0.0152	0.0175	0.0220	0.0185
II	50	0.0008	0.0008	0.0008	0.0008	0.0008
	95	0.0063	0.0056	0.0061	0.0071	0.0063
	97.5	0.0096	0.0083	0.0095	0.0104	0.0094
III	50	0.0014	0.0015	0.0014	0.0015	0.0014
	95	0.0075	0.0064	0.0072	0.0085	0.0074
	97.5	0.0105	0.0087	0.0103	0.0117	0.0104

## 第五章、結論

已於 1998 年被證實為環境荷爾蒙之一的雙酚 A，只需增加極低劑量即會造成生理神經之損傷、破壞甚至是一般細胞生理作用改變之影響(陳慧儀，2011；vom Saal and Hughes，2005)，然而相較於國外，台灣在雙酚 A 對於人體之危害風險仍顯缺乏。

陳等人(2016)國家營養調查(NAHSIT2001-2002、1993-1996、2005-2008 年)探討台灣各年齡層(6-9、10-12、13-18、19-30、31-64 即 65 歲以上)經由「飲食」攝入雙酚 A 之日平均暴露劑量，並指出此途徑並不會造成人體之風險危害(HQ<1)。而本研究則引用趙培君(2012)測定自來水及瓶裝水之雙酚 A 濃度及 2008 年台灣一般民眾暴露參數彙編，以台灣成人每日攝水之來源分為三種情境假設，計算台灣成人(20-60 歲)日平均暴露劑量及危害指數，並推估國人由「飲用水」所造成雙酚 A 之風險危害。

1. 本研究以蒙地卡羅模擬法，分析日平均暴露劑量及危害指數之分布情形，結果顯示成人每天每公斤體重之暴露劑量分佈大至小依序為情境 I (每日僅透過瓶裝水攝入雙酚 A)  $0.240\pm 0.268 \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$ 、III(每日透過不同比例之飲水來源攝入雙酚 A)  $0.122\pm 0.193 \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$ 、II(每日僅透過自來水攝入雙酚 A)  $0.089\pm 0.207 \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$ ，並將日平均暴露劑量分別除上各國對於雙酚 A 不同標準之參考劑量 4、25、50  $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$  計算危害指數之大小分佈情形，數值顯示皆小於 1(HQ<1)，同樣指出暴露量低於參考劑量，對成人藉由飲水途徑暴露到雙酚 A 將不會有預期的風險危害。
2. 在不同情境假設下，不同年齡層其 2.5、5、50、95 及 97.5 百分位之日平均暴露劑量，以蒙地卡羅模擬法之結果顯示皆以 50 歲以上為最大日平均暴露劑量之族群，平均值分別為  $0.267\pm 0.333$ (I)、 $0.099\pm 0.247$ (II)、 $0.135\pm 0.237$ (III)  $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$ ，且以僅透過瓶裝水暴露雙酚 A(I)的假設下，於 97.5 百分位可達  $1.098 \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$ 。
3. 本研究之情境 III(每日透過不同比例之飲水來源攝入雙酚 A)係以計算趙培君(2012)問卷調查台灣成人每日飲用水之使用比例而得，結果顯示放入不同水源之飲水比例(75.1%及 4.8%)，以自來水暴露雙酚 A 之每日平均劑量會高於經由瓶裝水之攝入，平均劑量分別為  $0.090\pm 0.073 \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$  及  $0.084\pm 0.068$

$\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$ ，可見每日不同水源之飲水比例會影響雙酚 A 之攝取量。

本研究日平均暴露劑量之計算結果雖低於國人飲食暴露雙酚 A 之劑量，但卻存有高於國外文獻之可能性，且聚碳酸酯(Polycarbonate, PC)會因存放環境釋放出高濃度之雙酚 A 濃度已是多則研究證實之結果，低劑量內分泌干擾物對人體之危害亦是一值得重視之議題。雖然本研究國人之每日每公斤體重之暴露劑量極低，在危害指數上亦指出並不會造成人體相關危害風險，卻仍應持續關注雙酚 A 對於懷孕婦女及新生兒對之影響。

## 參考文獻

- Arnold SM, Clark KE, Staples CA, Klecka GM, Dimond SS, Caspers Nt, Hentges SG. 2013. Relevance of drinking water as a source of human exposure to bisphenol A. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 23, 137-144.
- Braun JM, Kalkbrenner AE, Calafat AM, Yolton K, Ye X, Dietrich KN, Lanphear BP. 2011. Impact of early-life bisphenol A exposure on behavior and executive function in children. *American Academy of Pediatrics*, 128, 873-882.
- Chen WY, Shen YP, Chen SC. 2016. Assessing bisphenol A (BPA) exposure risk from long-term dietary intakes in Taiwan. *Science of the Total Environment*, 543, 140-146.
- Elobeid MA, Almarhoon ZM, Virk P, Hassan ZK, Omer SA, Amin ME, Daghestani MH, Olayan EMA. 2012. Bisphenol A detection in various brands of drinking bottle water in riyadh, saudi arabia using gas chromatography/mass spectrometer. *Tropical Journal of Pharmaceutical Research*, 11, 455-459.
- Geens T, Aerts D, Berthot C, Bourguignon JP, Goeyens L, Lecomte P, Guy MR, Pironnet AM, Pussemier L, Scippo ML, Loco JV, Covaci A. 2012. A review of dietary and non-dietary exposure to bisphenol-A. *Food and Chemical Toxicology*, 50, 3725-3740.
- He D, Ye X, Xiao Y, Zhao N, Long J, Zhang P, Fan Y, Ding S, Jin X, Tian C, Xu C, Xu S, Ying C. 2015. Dietary exposure to endocrine disrupting chemicals in metropolitan population from China: A risk assessment based on probabilistic approach. *Chemosphere*, 139, 2-8.
- Hoekstra EJ and Simoneau C. 2013. Release of bisphenol A from polycarbonate — A review. *Critical Review in Food Science and Nutrition*, 53, 386-402.
- Huang YQ, Wong CKC, Zheng JS, Bouwman H, Barra R, Wahlström B, Neretin L, Wong MH. 2012. Bisphenol A (BPA) in China: A review of sources, environmental levels, and potential human health impacts. *Environment International*, 42, 91-99.
- Li X, Ying GG, Su HC, Yang XB, Wang L. 2010. Simultaneous determination and assessment of 4-nonylphenol, bisphenol A and triclosan in tap water, bottled water and baby bottles. *Environment International*, 36, 557-562.
- Liao C and Kannan K. 2013. Concentrations and profiles of bisphenol A and other bisphenol analogues in foodstuffs from the United States and their implications for human exposure. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 61, 4655-4662.
- Mercea P. 2009. Physicochemical processes involved in migration of bisphenol A from polycarbonate. *Journal of Applied Polymer Science*, 112, 579-593.
- Miyakoda H, Tabata M, Onodera S, Takeda K. 1999. Passage of bisphenol A into the fetus of the pregnant rat. *Journal of Health Science*, 45, 318-323.
- Moghadam ZA, Mirlohi M, Pourzamani H, Malekpour A, Amininoor Z, Merasi MR. 2015. Exposure assessment of bisphenol A intake from polymeric baby bottles in formula-fed infants aged less than one year. *Toxicology Reports*, 2, 1273-1280.
- Moriyama K, Tagami T, Akamizu T, Usui T, Saijo M, Kanamoto N, Hataya Y, Shimatsu A, Kuzuya H, Nakao K. 2002. Thyroid Hormone Action Is Disrupted by Bisphenol A as an Antagonist. *The Journal of Clinical Endocrinology and Metabolism*, 87, 5185-5190.
- Nam SH, Seo YM, Kim MG. 2010. Bisphenol A migration from polycarbonate baby bottle with repeated use. *Chemosphere*, 79, 949-952.
- Shao B, Han H, Hu J, Zhao J, Wu G, Xue Y, Ma Y, Zhang S. 2005. Determination of alkylphenol and bisphenol A in beverages using liquid chromatography/electrospray ionization tandem mass spectrometry. *Analytica*

- Chimica Acta*, 530, 245-252.
- Somm E, Schwitzgebel VM, Toulotte A, Cederroth CR, Combescure C, Nef S, Aubert ML, Huppi PS. 2009. Perinatal exposure to bisphenol A alters early adipogenesis in the rat. *Environmental Health Perspectives*, 117, 1549-1555.
- Takahashi O and Oishi S. 2000. Disposition of Orally Administered 2,2-Bis(4-hydroxyphenyl)propane (Bisphenol A) in Pregnant Rats and the Placental Transfer to Fetuses. *Environmental Health Perspectives*, 108, 931-935.
- The Global Bisphenol A (BPA) Industry Research Report of 165 pages. Bisphenol A Market Data and 2020 BPA Forecasts for Manufacturing Companies in New Global Report., DALLAS, TEXAS (PRWEB) JULY 08, 2015. Available online at: <http://www.prweb.com/releases/bisphenol-a-industry/2015-research-report/prweb12830652.htm>2015.
- Vandenberg LN, Hauser R, Marcus M, Olea N, Welshons WV. 2007. Human exposure to bisphenol A (BPA). *Reproductive Toxicology*, 24, 139-177.
- vom Saal FS and Hughes C. 2005. An extensive new literature concerning low-dose effects of bisphenol A shows the need for a new risk assessment. *Environmental Health Perspectives*, 113, 926-933.
- Wang J, Schnute WC, 2010. Direct analysis of trace level bisphenol A, octylphenols and nonylphenol in bottled water and leached from bottles by ultra-high-performance liquid chromatography/tandem mass spectrometry. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 24, 2605-2610.
- Welshons WV, Nagel SC, Saal FS vom. 2006. Large effects from small exposures. III. Endocrine mechanisms mediating effects of bisphenol A at levels of human exposure. *Endocrinology*, 147, S56-S69.
- 103 年度家庭飲用水概況調查調查報告。2014。行政院環境保護署，全國意向顧問股份有限公司執行。
- 台灣一般民眾暴露參數彙編。2008。國立台灣大學公共衛生學院健康風險及政策評估中心。
- 毛義方和陳美蓮，2012，我國人雙酚 A 暴露之生物偵測及每日攝取食物攝取研究(III)3/3 期末報告，行政院國家科學委員會專題研究計畫。
- 陳慧儀，2011，利用固相萃取結合液相微流層析電灑晶片質譜儀檢測瓶裝水中之雙酚 A。東吳大學化學系。碩士論文。
- 陳泳捷，2012，我國成人雙酚 A 暴露之生物偵測及每日攝取量研究。國立陽明大學環境與職業衛生研究所。碩士論文。
- 林靖雯，2012，我國食物中雙酚 A 含量研究。輔仁大學公共衛生學系。碩士論文。
- 林志鴻，雙酚 A 的健康危害，勞工安全衛生研究所，2014，06，119。  
<http://www.ilosh.gov.tw/wSite/ct?xItem=3132&ctNode=279&mp=11>.
- 趙培君，2012，台灣自來水與塑膠瓶裝水中雙酚 A 含量及攝取量之研究。國立陽明大學環境與職業衛生研究所。碩士論文。
- 鄭仰真，2012，不同材質家戶用水設備釋出壬基酚及雙酚 A 之探討。台灣國立大學公共衛生學院環境衛生研究所。碩士論文。
- 蔡奇龍，2013，塑膠射出成型製造廠作業勞工丙二酚暴露測定。長榮大學健康科學學院職業安全與衛生學系。碩士論文。
- 黃壬瑰，環境荷爾蒙—雙酚 A，2013，03，01。  
<http://www.niea.gov.tw/analysis/newtech/month/43/43th2-1.htm>.



張嘉智，環境荷爾蒙—雙酚 A，勞工安全衛生研究所，2010, 08, 102.  
[http://www.ilosh.gov.tw/Book/Message\\_Publish.aspx?P=108&U=1189](http://www.ilosh.gov.tw/Book/Message_Publish.aspx?P=108&U=1189).  
美國各州開始禁用嬰兒奶瓶中的雙酚 A.  
<https://proj.ftis.org.tw/isdn/News/Detail/8729678475B65C8C>.  
美國威斯康辛州公告雙酚 A 之限制及標示要求。  
<https://proj.ftis.org.tw/isdn/News/Detail/D109A5E94E1A1ABC>.  
許惠悰，2006，風險評估與風險管理第二版。