



國立臺灣大學公共衛生學院
環境與職業健康科學研究所

碩士論文

Graduate Institute of Environmental and Occupational Health Science

College of Public Health

National Taiwan University

Master Thesis

系統性評估當前食品中戴奧辛最大限量:機率累積性健康風險評估

A Systematic Evaluation of Current Maximum Levels of
Dioxins in Foods: A Probabilistic Cumulative Health Risk
Assessment Approach

朱宏洋

Hung-Yang Chu

指導教授: 吳焜裕 博士

Advisor: Kuen-Yuh Wu, Ph.D.

中華民國 112 年 7 月

July, 2023



國立臺灣大學（碩）博士學位論文 口試委員會審定書

系統性評估當前食品中戴奧辛最大限值：機率累積性風險評估

A Systematic Evaluation of Current Maximum Limits of Dioxins in Foods: A Probabilistic Aggregate Health Risk Assessment Approach

本論文係朱宏洋（R10852031）在國立臺灣大學環境與職業健康科學研究所完成之碩（博）士學位論文，於民國 112 年 7 月 24 日承下列考試委員審查通過及口試及格，特此證明

口試委員：

張耀祐 (簽名)
陳何偉
羅宜軍
張辰芳
江素瓊



致謝

在碩班的這兩年裡，感謝吳焜裕老師的悉心指導與無私奉獻。每一次學業的挑戰或生活的低潮，老師都給予我無比的支持和鼓勵。感謝口試委員們為我的論文提出許多具建設性的意見及建議，使我的論文更加完善，也給予了我一次寶貴的口試經驗，令我受益匪淺，在此至上最深的謝意。

從台大畢業的這一刻，我心中充滿了喜悅與感慨。這段旅程中，我遭遇了無數的挑戰和考驗，但幸好有那麼多的人在背後默默支持和鼓勵我。是你們的力量，讓我能夠走到今天，成為現在的我。

最感謝的是我的爸媽，家父朱建忠與家母邱惠貞。你們是我最堅強最可靠的後盾，無論我做出何種決定，你們總是給予我最大的支持和信任。再多的言語和行動都難以表達我對你們養育之恩的感激。很榮幸能夠成為你們的孩子，成為這個家庭的一員。感謝我的乾媽，曾明英女士，對我如同親生般的呵護與關心，不僅給予我滿滿的愛，還教導我許多做人處事的智慧。感謝和美阿嬤與爺爺以及所有的阿姨們、舅舅和舅媽，讓我在這個大家庭中感受到了家的溫暖和關懷，不論何時都相互扶持。

我真心地感謝我的朋友們。在台北的這兩年，大家共同經歷了風風雨雨，有歡笑也有淚水。最珍貴的是在每一個困難的時刻，都有你們在旁邊，讓我感到溫暖和力量。真的很感謝有你們，這段回憶將成為我一生中最寶貴的時光。

這段求學的旅程終於告一段落了，感謝大家一路上的幫助。在未來的路途中期望大家能夠擇你所愛，愛你所選。願我們始終相信一切都是最好的安排。

朱宏洋 謹誌

民國一一二年七月



摘要

戴奧辛是一種持久性有機污染物，具有高度的親脂性與生物累積性。戴奧辛與生殖功能異常、發育問題、神經毒性、免疫毒性、甲狀腺激素異常及癌症等健康風險有關。研究指出，飲食攝取是人體暴露於戴奧辛的主要途徑。因此，歐洲食品安全局已訂定戴奧辛在食品中的最大限量，以預防戴奧辛對民眾健康產生不良健康效應。目前，台灣的最大限量主要是參考歐洲食品安全局的標準，由於各地區飲食習慣的不同，該標準是否適用於台灣仍待系統性評估。

為了評估台灣食品藥物管理署制定的戴奧辛最大限量是否能夠維護民眾健康，我們進行了系統性機率累積性健康風險評估。本研究假設食品中戴奧辛的殘留濃度屬於截斷常態分布，並分別假設符合最大限值的機率，也就是最大限值為食品中戴奧辛的殘留濃度分布的 95%、97%、與 99% 的信賴區間上限。此分布的最大值為平均值加上 5 個標準差，最小值等於檢測極限，而此分布仍受變異係數的影響。為此參考國內發表的食品中戴奧辛檢測數據，標準差與平均數的比值(變異係數)為 0.1 至 1.7，取其平均值 1.2 作為評估的基礎。國人每日食物攝取量和體重皆引用自台灣國家攝食資料庫，並假設為截斷常態分布。使用 Crystal Ball 軟體來執行蒙地卡羅模擬，進行 10000 次運算。參考世界衛生組織訂定的戴奧辛及多氯聯苯每日耐受量 1-4 pg TEQ/kg bw 以及歐洲食品安全局每周耐受量 2 pg TEQ/kg bw 進行估算民眾的危害指數，並假設為連續型均勻統計分布。在本研究中，因食物攝取量資料庫分為一般民眾和消費者兩個族群，每個族群的年齡層分別為 0-3 歲、3-6 歲、6-12 歲、12-16 歲、16-18 歲、19-65 歲和大於 65 歲，因此我們就每個族群與年齡層分別執行機率累積性健康風險評估。

將最大限值假設為整個戴奧辛殘留濃度分布的 95% 上限，變異係數固定為 1.2 時，結果顯示參考世界衛生組織的耐受量下，一般民眾的平均危害指數分別



為 4.73、2.55、2.18、1.53、1.39、1.45、1.28；在消費者族群中為 11.69、6.64、5.89、4.08、3.64、4.36、3.27。所有組別的危害指數都大於 1，顯示可能對民眾健康的保護程度不足。英國、匈牙利、法國、奧地利一般民眾組 HI 值的平均值分別為 0.78、0.89、1.23、0.97，消費者組 HI 值的平均值分別為 1.18、1.76、1.65、1.72。進一步分析對各年齡層危害指數的貢獻度，最高的為魚類及其製品，次要為其他水產類及其製品。危害指數會隨著食品中戴奧辛符合最大限量的機率提高而下降，另外也會隨著檢測數據的變異係數增加而下降。

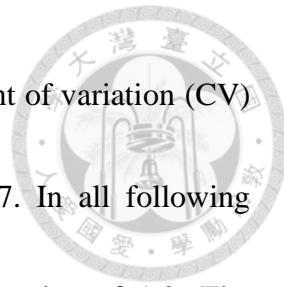
因戴奧辛檢測成本高，食物種類繁多，要針對每種食物採樣分析至具代表性的樣本數不易。因此本論文建立的方法可以供政府作參考，執行系統性的風險評估，評估當前的戴奧辛最大限量是否有效維護民眾健康，並且探討國人最主要的戴奧辛暴露貢獻源，做為政府市政優先順序之參考。

關鍵字:食品、戴奧辛、最大限量、機率性風險評估、蒙地卡羅模擬、危害指數



Abstract

Dioxins are a group of highly lipophilic and persistent contaminants and ubiquitously accumulated in environment. Exposures to dioxins have been associated with risks of reproductive, developmental, neurodevelopmental immunotoxin, thyroid hormone adverse effects and cancers. Dietary intakes account for more than 95% of dioxin exposures. Therefore, the maximum levels (ML) of dioxins in various foods were set to protect the general public from adverse effects by many international organizations and countries. To evaluate the “safety” of the current ML set by the Taiwan Food and Drug Administration (TFDA), an probabilistic cumulative health risk assessment was developed. The residue distribution of dioxins in a food was assumed to belong to a truncated normal distribution, and their compliance rate is 95%, 97%, and 99% so that its ML equals the upper bound of 95%, 97%, and 99% confidence interval, respectively. Further assumption was made that the maximum (Max) equals the mean + 5 standard deviations (SD) of its distribution, and the minimum (Min) equals the limit of detection. Daily food intake rates and body weight were cited from the National Food Consumption Database of Taiwan and assumed to belong to truncated normal distributions. The Monte Carlo simulation was run using the Crystal ball software for 10000 trials.



According to dioxin data published from Taiwan, the coefficient of variation (CV) in the dioxin residue distributions in food varied from 0.1 to 1.7. In all following simulations, the coefficient of variation was fixed to its average value of 1.2. The tolerable daily intake (TDI) for dioxins and dioxin-like PCBs of 1-4 pg TEQ/kg-day is recommended by the World Health Organization (WHO), and the tolerable weekly intake (TWI) of 2 pg TEQ/kg-week recommended by the European Food Safety Authority (EFSA) are used for assessment. The food consumption rate data are classified into the general public and consumer only, and each category is further stratified into seven age groups: 0-3, 3-6, 6-12, 12-16, 16-18, 19-65, and >65 years old. Based on the TDI by WHO, the mean hazard index(HI) in the general population were 4.73, 2.55, 2.18, 1.53, 1.39, 1.45, and 1.28, and in the consumer were 11.69, 6.64, 5.89, 4.08, 3.64, 4.36, and 3.27. The major contributions to the mean HI were fishes and seafoods to the Taiwan populations.

The mean HI in the general population groups in the UK, Hungary, France, and Austria were 0.78, 0.89, 1.23, and 0.97, respectively, and in the consumer groups were 1.18, 1.76, 1.65, and 1.72.

With the cost of sampling and analysis of dioxins in food, and numerous categories of food, representative dioxin residue data in food are difficult to obtain for systematical



risk assessment. In this study, a simple statistical method is developed for cumulative probabilistic risk assessment to evaluate the protection of the current ML of food. Our results demonstrate that our method is very cost-efficient for systematically evaluate the ML of food and to identify the major exposure sources of dioxins through food consumption to set priority for ML revisions to better protect the general public.

Keyword: Food. Dioxin, Maximum level, Monte Carlo simulation, Probabilistic Risk Assessment. Hazard index.

目錄



口試委員審定書	i
致謝	ii
摘要	iii
Abstract	v
第一章 緒論	1
1.1 研究背景	1
1.2 研究目的	2
第二章 文獻回顧	3
2.1 戴奧辛	3
2.1.1 戴奧辛特性	3
2.1.2 戴奧辛來源	4
2.1.3 戴奧辛排放現況	5
2.1.4 戴奧辛毒性	6
2.1.5 戴奧辛作用機制	8
2.2 毒性當量	9
2.4 非基因毒性致癌物	12
2.5 戴奧辛最大限值	13
2.6 戴奧辛耐受量	15
2.7 食品中戴奧辛研究	17
2.8 國家攝食資料庫	19
2.9 台灣食品營養資料庫	20



第三章 方法	22
3.1 研究架構	22
3.2 台灣食品中戴奧辛最大限值	22
3.3 食品中戴奧辛殘留濃度的分布假設	23
3.4 變異係數的假設	24
3.5 飲食攝取量、體重分布	25
3.6 食物脂肪比例	26
3.7 暴露評估	27
3.8 國際間戴奧辛的每日耐受攝取量	27
3.9 危害指數	28
3.10 蒙地卡羅模擬	29
第四章 結果	30
4.1 標準差與平均值比值之比較	30
4.2 戴奧辛攝取量	30
4.3 非致癌風險	32
4.4 國外非致癌風險	33
4.4 各食品項目的貢獻度	34
4.5 敏感度分析	35
第五章 討論	37
5.1 機率性健康風險評估	37
5.2 食品中戴奧辛合格率的假設	38
5.3 戴奧辛攝取量與危害指數	39
5.4 貢獻度比較	42



5.5 研究限制	43
5.6 修訂最大限值	44
第六章 結論	45
參考資料	46



圖目錄

圖 1. PCDDs (左) 和 PCDFs (右) 的結構	64
圖 2. 各食品項目的貢獻度排序(0-3 歲)	64
圖 3. 各食品項目的貢獻度排序(3-6 歲)	64
圖 4. 各食品項目的貢獻度排序(6-12 歲)	65
圖 5. 各食品項目的貢獻度排序(12-16 歲)	65
圖 6. 各食品項目的貢獻度排序(16-18 歲)	66
圖 7. 各食品項目的貢獻度排序(19-65 歲)	66
圖 8. 各食品項目的貢獻度排序(>65 歲)	67
圖 9. 敏感度排序(0-3 歲)	67
圖 10. 敏感度排序(3-6 歲)	68
圖 11. 敏感度排序(6-12 歲)	68
圖 12. 敏感度排序(12-16 歲)	69
圖 13. 敏感度排序(16-18 歲)	69
圖 14. 敏感度排序(19-65 歲)	70
圖 15. 敏感度排序(>65 歲).....	70



表目錄

表 1. 世界衛生組織所制訂戴奧辛毒性當量因子 WHO-TEFs	71
表 2. 台灣食品中戴奧辛之最大限值比較	72
表 3. 歐盟食品中戴奧辛之最大限值比較	73
表 4. 一般民眾 0-3 歲之各項食物攝食量	75
表 5. 一般民眾 3-6 歲之各項食物攝食量	76
表 6. 一般民眾 6-12 歲之各項食物攝食量	77
表 7. 一般民眾 12-16 歲之各項食物攝食量	79
表 8. 一般民眾 16-18 歲之各項食物攝食量	80
表 9. 一般民眾 19-65 歲之各項食物攝食量	81
表 10. 一般民眾 >65 歲之各項食物攝食量	83
表 11. 消費者 0-3 歲之各項食物攝食量	84
表 12. 消費者 3-6 歲之各項食物攝食量	85
表 13. 消費者 6-12 歲之各項食物攝食量	87
表 14. 消費者 12-16 歲之各項食物攝食量	88
表 15. 消費者 16-18 歲之各項食物攝食量	89
表 16. 消費者 19-65 歲之各項食物攝食量	91
表 17. 消費者 >65 歲之各項食物攝食量	92
表 18. 台灣民眾的體重資料	93
表 19. 各項食品中脂肪含量比例	94
表 20. 國外一般民眾 19-65 歲之各項食物攝食量	94
表 21. 國外消費者 19-65 歲之各項食物攝食量	95



表 22. 19-65 歲一般民眾和消費者兩個群體隨 CV 變化的戴奧辛平均每 日暴露劑量	96
表 23. 一般民眾組和消費者組的戴奧辛的平均每日暴露劑量，ML = 95% 上限，CV = 1.2	97
表 24. 一般民眾組和消費者組的戴奧辛的平均每日暴露劑量，ML = 97% 上限，CV = 1.2	97
表 25. 一般民眾組和消費者組的戴奧辛的平均每日暴露劑量，ML = 99% 上限，CV = 1.2	98
表 26. 一般民眾組和消費者組的 HI 值 (WHO)，ML = 95% 上限，CV = 1.2	98
表 27. 一般民眾組和消費者組的 HI 值 (WHO)，ML = 97% 上限，CV = 1.2	99
表 28. 一般民眾組和消費者組的 HI 值 (WHO)，ML = 99% 上限，CV = 1.2	99
表 29. 一般民眾組和消費者組的 HI 值 (EFSA)，ML = 95% 上限，CV = 1.2	100
表 30. 一般民眾組和消費者組的 HI 值 (EFSA)，ML = 97% 上限，CV = 1.2	100
表 31. 一般民眾組和消費者組的 HI 值 (EFSA)，ML = 99% 上限，CV = 1.2	101
表 32. 歐洲國家一般民眾組和消費者組的 HI 值 (WHO).....	101
表 33. 歐洲國家一般民眾組和消費者組的 HI 值 (EFSA).....	102



第一章 緒論

1.1 研究背景

戴奧辛 (dioxins) 是一種持久性有機污染物 (Persistent Organic Pollutants, POPs)，具有高度的毒性與穩定性，能夠在大氣中進行遠距離的傳播，並且在環境中難以分解，從而進入食物鏈被生物吸收並在體內長期累積，被稱為「世紀之毒」。由於這些特性，戴奧辛對生態和人體的健康均構成嚴重的威脅，引起世界各國的重視 (Ashraf, 2017; UNECE, 1998)。

在聯合國環境規劃署 (United Nations Environment Programme, UNEP) 的推動之下，戴奧辛被列為斯德哥爾摩公約首批列管之十二種持久性有機污染物之一 (Lallas, 2001)。

儘管環保署已 1997 年開始立法限制戴奧辛的排放，然而其持久性和長半衰期使得環境中的戴奧辛無法在短期內完全消除，導致食品遭受戴奧辛污染的事件仍時而發生。特別是在 2005 年的彰化縣線西鄉戴奧辛鴨蛋事件、2006 年的台北縣八里鄉戴奧辛毒羊肉事件，以及 2009 年高雄大寮地區的戴奧辛鴨事件等食品污染事件之後，使得食品中的戴奧辛成為台灣食品安全重要的議題 (環保署, 2011)。這一系列的戴奧辛污染食品事件，突顯了戴奧辛對於台灣食品安全的重大影響，並使得食品安全成為國人健康的一項重要考量。這些事件代表著食品中戴奧辛問題的嚴重性，並促使我們更深入地瞭解與關注食品中的污染物。

目前臺灣大多數環境汙染物的規範都是參考國際組織的標準進行制定，並非由台灣的政府機關根據台灣地區進行在地化的風險評估制定。不同地區的飲食習慣會因為文化、地理條件、宗教信仰、歷史和經濟因素等的影響而有所不同，不同地區的飲食習慣和傳統料理也會因為當地的氣候和生態環境而產生變化，可能



會對健康風險評估的結果產生莫大的影響。隨著食品安全逐漸成為全球關注的議題，本研究旨在鼓勵和加強臺灣在戴奧辛食品安全方面的調查研究與評估，以制定具科學基礎的環境與食安政策，以保護國人免因飲食而暴露過多的戴奧辛造成健康危害，具有重要意義。

1.2 研究目的

本研究的主要目的是評估食品中戴奧辛對民眾的健康風險。文獻資料顯示環境中戴奧辛汙染物 90% 以上是經飲食進入人體 (WHO, 2016)，因此，評估現行食品中戴奧辛最大限值是否能夠有效保護民眾的健康成為一項重要的議題。然而，由於食物種類的多樣性及代表性的問題，許多食物樣品應並未制定戴奧辛最大限值，因此需要對戴奧辛執行完整的健康風險評估，以提供科學資料作為政府制定戴奧辛相關政策的依據。因此，本研究將根據國家食物攝食資料庫與現有食品中的戴奧辛最大限值，進行蒙地卡羅模擬執行民眾戴奧辛暴露與健康風險評估。目的在於根據現行食品中戴奧辛最大限值，執行機率累積性健康風險評估，以系統性的評估現行食品中戴奧辛最大限值是否充分維護民眾的健康？

本研究目的可分為三項工作

- 一. 本研究將比較國內外現行食品中戴奧辛最大限值 (Maximum levels, ML) ，並根據 ML 建構食品中戴奧辛殘留分布。
- 二. 根據所建構的食品中戴奧辛殘留分布，與台灣食物攝取量資料，對國人進行累積性(Cumulative)戴奧辛的機率健康風險評估。
- 三. 利用相同方法，根據歐盟的戴奧辛 ML 與食物攝取量，對歐盟民眾進行累積性戴奧辛的機率健康風險評估。

這些結果將可以幫助政府檢討現行食品中戴奧辛的 ML，以維護國人健康。

第二章 文獻回顧



2.1 戴奧辛

在過去的幾十年裡，戴奧辛的研究已經引起了廣泛的關注，特別是在環境中的流布、毒性效應以及對人類健康的影響。戴奧辛其實是一個並不精確的術語，其化學結構相似以及有類似毒性的化學物質皆被包含於其中，當中通常包含了 75 種多氯二聯苯戴奧辛 (Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, PCDDs)、135 種多氯二聯苯呋喃 (Polychlorinated dibenzofurans, PCDFs)。再加上 12 種具有類似毒性的共平面多氯聯苯 (Partially Coplanar Polychlorinated Biphenyls, PCBs) 則被統稱為戴奧辛類化合物 (Dioxin-like compounds, DLCs)。而在戴奧辛一詞則在國際中也泛指 2,3,7,8-四氯雙苯環戴奧辛 (2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin, 2,3,7,8-TCDD) 這一化學物質 (Tuomisto et al., 2011; WHO, 2016)。

2.1.1 戴奧辛特性

如圖 1 所示，PCDDs 和 PCDFs 都是由兩個苯環組成的化合物，並且這兩個苯環之間都是由氧橋連接。然而，這兩種類型的化合物在結構上有所不同。在 PCDDs 中，兩個氧橋連接兩個苯環，形成一個含有兩個氧原子的中心環。相對而言，對於 PCDFs 來說，兩個苯環的連接方式是由一個氧橋和一個碳-碳鍵組成的，這樣形成的中心環含有一個氧原子和一個碳原子 (Kirkok et al., 2020)。不同的 DLCs，其毒性並不完全相同，這主要取決於其分子結構，特別是氯原子的位置和數量。一般來說，2,3,7,8 位置上有氯原子的戴奧辛類化合物毒性最強。其中 2,3,7,8-TCDD 是最為人所知的戴奧辛類化合物，也是毒性最強的一種 (Pollitt, 1999)。



戴奧辛是一種高度穩定的化學物質，表現出非常高的熱穩定性和化學穩定性，具有高熔點、無色無味，不易被自然環境分解，因此在環境中的持久性高，廣泛存在於空氣、土壤、水、沉積物和生物體中 (Lohmann & Jones, 1998; Rappe, 1992)。由於其親脂性、低蒸氣壓和低水溶性，戴奧辛主要會與空氣中的微粒以及土壤和水中的有機物相互結合 (Srogi, 2008)。每種 DLCs 的物理和化學性質會根據氯原子取代的程度和位置而產生變化 (Govers & Krop, 1998)。一般來說，水溶性和揮發性會隨著氯化程度的提高而降低 (McKay, 2002)。

在人體中，戴奧辛會被吸收並儲存在脂肪組織中並長期存在，在人體內的半衰期已被評估為 7-11 年 (Pirkle et al., 1989)。此外，人類 TCDD 消除效率存在顯著的個體差異，由於戴奧辛的半衰期與戴奧辛濃度和身體成分有關，因此男性比女性、年輕人比老年人更快地消除 (Aylward et al., 2005; Milbrath et al., 2009)。更高的戴奧辛濃度有助於更快地消除，但更多的身體脂肪會導致持久性增加 (Emond et al., 2005)。

2.1.2 戴奧辛來源

戴奧辛是在各種工業和自然燃燒過程中被釋放到環境之中，除了科學研究的需求外從未刻意生產 (Bumb et al., 1980; Rappe, 1996)。因此戴奧辛被歸類為工業生產過程中無意產生的副產物，或透過人為的熱活動產生的副產物 (Breivik et al., 2004)。大多數戴奧辛是由氯化有機及無機化合物在 300 °C 至 600 °C 的溫度下形成的(Huang & Buekens, 1995; Hutzinger et al., 1985; Stanmore, 2004)，因此人為的燃燒活動是形成戴奧辛的最主要來源。在自然環境中森林火災及火山噴發被認為是自然界中戴奧辛的重要排放來源，會在燃燒的過程中產生微量的戴奧辛 (Muñoz et al., 2012; Poberezhnaya, 2012)。在工業製造過程中如金屬冶煉、紙漿漂白、生產

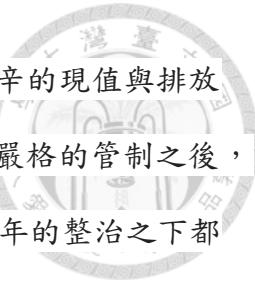


殺蟲劑等，都會產生戴奧辛 (Rappe, 1992)。廢棄物焚化爐、煤炭和石油工業、汽車尾氣排放，以及燃燒含氯物質（例如露天燃燒垃圾、廢棄電子元件等）等各種燃燒行為都是戴奧辛的可能來源 (Alcock et al., 2001; Dopico & Gómez, 2015; Nishimura et al., 2017)。目前，城市固體廢棄物、醫療廢棄物化爐和冶煉廠是戴奧辛主要的排放源 (Srogi, 2008)，主要的原因為在燃燒過程中操作條件控制不當，使得燃燒不完全所導致 (Lu et al., 2020)。一旦戴奧辛從其排放源釋放到環境中，戴奧辛可以長時間存在，並通過大氣、水和土壤進行長距離運輸，並最終在遠離排放源的地方沉積 (Booth et al., 2013)。

自 1920 年代以來，由於化學工業的快速發展，環境中的戴奧辛濃度持續增加，數十年來，空氣、土壤和水中的戴奧辛排放量和濃度都大幅提高，直到 1970 年代達到峰值。然而，隨著社會認知的提升、工業製程的改進和更嚴格的立法措施，使得工業排放的 PCDD/Fs 和污染程度已顯著降低 (Hites, 2011)。相反地，非工業的排放在過去幾年中相對穩定，並成為日後戴奧辛流布主要的關注之一 (Quaß et al., 2004)。

2.1.3 戴奧辛排放現況

台灣與大多數工業化國家不同，釋放到大氣中戴奧辛的最大來源並不是城市垃圾的焚燒 (Chen, 2004)。每年環保署空保處都會針對戴奧辛的排放源及排放量進行推估，建置戴奧辛排放資料庫。目前在台灣戴奧辛排放量較大之前兩大類別為燃煤、燃油等鍋爐及逸散性排放源（火災、稻草及農業事業廢棄物燃燒等），共占整體排放量 46.4%，其次則以與煉鋼業有關之電弧爐、一般廢棄物焚化爐及燒結爐等業別排放量較大，約占整體排放量的 36.1% (行政院環境保護署, 2021)。



戴奧辛的禁令是斯德哥爾摩公約的重要內容之一，規範戴奧辛的現值與排放量對保護全球環境和人類健康有著重要的意義。在許多國家受到嚴格的管制之後，台灣與其他國家 PCDD/Fs 的排放量或是環境介質中的濃度，在多年的整治之下都有下降的趨勢。在城市地區，由於長期以來將戴奧辛進行監管，已經顯著的降低 PCDD/Fs 在空氣中的濃度。然而，農村地區空氣中的 PCDD/Fs 濃度只在初期有所下降，但之後並未出現明顯的改變 (Graf et al., 2016)。台灣空氣中戴奧辛濃度從西元 2006 年至 2020 年之間呈現下降的趨勢，其中 2006 年至 2016 年的年平均濃度在 11 年內從 $0.043 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 顯著的下降至 $0.018 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ (Ngo et al., 2020)。

2.1.4 戴奧辛毒性

在 PCDD/Fs 之中具有四個氯原子以上的化合物毒性最強，尤其是 2,3,7,8 TCDD 對動物和人類都具有高度的毒性，即使暴露在低劑量下長期之下仍會產生不良的健康效應 (Kakutani et al., 2022)。TCDD 對某些動物毒性極大，即使在接觸微量的戴奧辛後也會死亡，這導致 TCDD 被貼上“世紀之毒”的標籤。根據動物實驗的結果豚鼠的半數致死劑量 (Lethal Dosage 50%, LD₅₀) 約為 $1 \mu\text{g/kg}$ (Schecter et al., 2006)。但有趣的是，其他動物對 TCDD 的致死作用不太敏感，例如倉鼠的 LD₅₀ 約為 $1000 \mu\text{g/kg}$ ，人類的 LD₅₀ 仍未確定，但過去幾起流行病學的案例結果表明，人類並不是戴奧辛的高敏感物種 (Mukerjee, 1998)。

根據充分的人類證據，國際癌症研究機構 (International Agency for Research on Cancer, IARC) 在 1997 年將 2,3,7,8-TCDD 歸類為第 1 類致癌物 (IARC, 1997)。後續的動物研究則提供了充分的證據表明 TCDD 會通過作用於芳基烴受體的機制發揮致癌作用，而該受體存在於人類和動物體內 (Steenland et al., 2004)。



PCDD/Fs 的致癌作用已經通過可靠的證據和穩健的研究設計得到了逐步的證實會在不同物種的不同器官中引起癌症 (Warner et al., 2011)。雖然 TCDD 本身沒有遺傳毒性，但在長期致癌性研究中，戴奧辛也會在沒有自由基引發劑 (Initiator) 的情況下導致腫瘤 (Chopra & Schrenk, 2011)。

對於 TCDD 的急性暴露，在人類身上最顯著的不良健康效應就是氯痤瘡，氯痤瘡是戴奧辛中毒之下最具特徵和高度敏感的生物指標，可以有效地作為臨床和流行病學評估人類戴奧辛暴露的工具 (Panteleyev & Bickers, 2006)。對於 PCDD/Fs 的亞慢性和慢性暴露會產生與急性暴露相似的效應，具有肝毒性導致肝臟腫大並同時引起皮膚問題。此外，暴露於 PCDD/Fs 最主要的效應是會導致動物的體重大幅下降 (Panteleyev & Bickers, 2006)。

戴奧辛被廣泛認定為內分泌干擾物質 (Endocrine Disrupting Chemicals, EDCs)，具有干預內分泌系統的能力，對男女生的生殖系統都會帶來潛在的影響。這種干擾可能導致內分泌失調，進一步影響生殖系統，產生發育的障礙和出生的缺陷，甚至可能對後代產生嚴重的影響 (Ishiniwa et al., 2013; Lombó & Herráez, 2021)。EDCs 在結構上與荷爾蒙相似，使其可以模仿體內的天然激素，透過改變細胞內的代謝過程，對天然激素與其對應受體之間的交互作用產生干擾。EDCs 同時具有與細胞內受體結合的特性，進而在與荷爾蒙的結合過程中形成競爭關係，從而抑制或減弱體內荷爾蒙的生物活性 (Monneret, 2017)。戴奧辛會展現出與雌激素、雄激素、抗雌激素和抗雄激素相似的作用機制 (Gray Jr et al., 2001)。在代謝失調的機制中戴奧辛具有直接或間接的作用，與肥胖、代謝綜合症和糖尿病密切相關，數項橫斷面研究進一步支持了這些相關性 (Casals-Casas & Desvergne, 2011; Warner et al., 2013)。

在低劑量暴露的研究中揭示了 PCDD/Fs 依然會增強芳基烴受體對人類的內分泌干擾作用，進而導致男性精子質量下降 (Mocarelli et al., 2008; Pilsner et al.,

2017)。儘管大量的研究專注於探討低劑量的 TCDD 對精子生成的影響，然而不應忽視的是低劑量的 TCDD 同時也可能引起生物體多重的不良健康效應，包括影響免疫功能 (Ishimaru et al., 2009)、骨骼和牙齒發育 (Hermsen et al., 2008; Keller et al., 2008)、女性生殖 (Kakeyama et al., 2008)、乳腺發育和癌症的易感性等 (Jenkins et al., 2007)。在某些上述的研究中發現，較低劑量在造成這些不良健康效應方面比較高的劑量來的更加顯著，因此需要進一步探索和理解暴露於低劑量的 TCDD 對這些生物體的具體影響機制，以便為制定更有效的保護措施 (Vandenberg et al., 2012)。

2.1.5 戴奧辛作用機制

戴奧辛是一種劇毒的化學物質，可對人類和動物造成廣泛的不良健康效應。戴奧辛發揮其毒性作用的最重要方式之一是與芳基烴受體 (Aryl hydrocarbon Receptor, AhR) 結合 (Birnbaum, 1994)。AhR 是一種細胞內的轉錄因子，存在於體內多種細胞的細胞質中，包括肝、肺、皮膚和免疫細胞 (Puga et al., 2005)。當 AhR 與戴奧辛結合時，會從細胞質轉移到細胞核內與芳香烴核轉位蛋白 (Aryl hydrocarbon nuclear translocator, Arnt) 形成複合體，再與稱為戴奧辛反應元素基因片段 (Dioxin Response Elements, DRE) 的特定 DNA 序列結合 (Nukaya et al., 2009)。促使此基因啟動而進行轉錄與轉譯作用，在細胞質中產生蛋白質，如細胞色素 P4501A (Cytochrome P4501A, CYP1A) (Sorg, 2014)。促使 CYP1A 誘導產生的代謝物增加，導致毒性並增加多種癌症類型的風險 (Mescher & Haarmann-Stemmann, 2018)。

戴奧辛與 AhR 的結合與許多的不良健康效應有關，例如接觸戴奧辛會增加罹患癌症的風險、免疫系統功能障礙、生殖和發育異常以及心血管疾病的風險。這

些不良健康效應被認為是由於參與這些過程的基因表現遭受到影響而引起的。戴奧辛還被證明可以通過改變與免疫功能相關的基因表現來破壞免疫系統 (Chopra & Schrenk, 2011)。接觸戴奧辛與感染易感性增以及系統性紅斑狼瘡等自身免疫性疾病有關 (Parks et al., 2017; Tsai et al., 2007)。戴奧辛會干擾生殖和發育過程，懷孕期間接觸戴奧辛與胎兒生長發育減緩以及出生缺陷和發育異常的風險增加有關 (Tsukimori et al., 2008; Tsukimori et al., 2012; Yonemoto, 2000)。除上述影響外，戴奧辛還與心血管疾病有關，造成血液中膽固醇和甘油三酯水準升高 (Dalton et al., 2001; Lind et al., 2004)。這可能會導致動脈粥樣硬化 (Lind et al., 2012)，同時也增加缺血性心臟病及其他心血管疾病的死亡率 (Humblet et al., 2008; Pesatori et al., 1998; Puga, 2010)。

2.2 毒性當量

通常情況下，環境中的戴奧辛類污染物不會單獨存在，而是由多種 DLCs 組成的混合物，包括 PCDD、PCDF 以及 PCB。這使得對人類暴露風險的評估變得更加複雜。為了更全面地考慮混合物的暴露，世界衛生組織 (World Health Organization, WHO) 支持進一步發展了毒性當量因子 (Toxicity Equivalency Factor, TEF) 的概念，藉此來計算戴奧辛混合物的毒性當量 (Toxicity Equivalency Quantity, TEQ)。TEQ 是用於評估由戴奧辛和 DLCs 組成的混合物所有毒性濃度的總和。TEQ 的計算方法如下方公式 1 所表示，是將樣品中每種戴奧辛和 DLCs 的濃度乘以其 TEF 並將乘積相加。

$$TEQ = \sum_{n1}[PCDD_i \times TEF_i] + \sum_{n2}[PCDF_i \times TEF_i] + \sum_{n3}[PCB_i \times TEF_i] \quad (\text{公式 } 1)$$



WHO 基於當時專家會議的意見於 1993 年首次評估得出了所有 PCDDs 和 PCDFs 的 TEF，1997 年再次進行了 TEF 重新評估，用於評估戴奧辛類化合物的毒性。TEF 的概念是根據毒理學的研究，使用這項標準的化合物必須符合：

1. 與 PCDDs 和 PCDFs 在化學結構上有相關性
2. 會與 AhR 結合
3. 由 AhR 介導生化和毒性作用
4. 具有持久性並在食物鏈中累積

(Ahlborg et al., 1994; Van den Berg et al., 1998; Van den Berg et al., 2006)

2,3,7,8-TCDD 是所有戴奧辛類化合物中急毒性最強的化合物 (EPA., 2004)，因此 WHO 專家小組將 2,3,7,8-TCDD 的 TEF 設定為 1，其他 DLCs 則依據其與 2,3,7,8-TCDD 結構的相似性、毒性作用機制、相對毒性等特性分別訂定不同的 TEF 值，分別如表 1 所示。多年來，TEF 的制定一直是爭論和審查的話題，避免各國對於 TEF 的分歧，世界衛生組織歐洲環境與健康中心 (The WHO European Centre for Environment and Health, WHO-ECEH) 和國際化學品安全規劃署 (International Programme on Chemical Safety, IPCS) 設置了使用 TEF 時統一的方法與標準，同時推導出戴奧辛類化合物的 TEF 以利於評估它們對人類和環境健康的影響 (Dyke & Stratford, 2002; Van den Berg et al., 2006; van den Berg et al., 2000)。

這些 TEF 分別於 1994 年、1998 年、2005 年進行了評估與修訂，以包含新的科學資訊並解決對以前 TEF 準確性的擔憂 (Van den Berg et al., 2006)。較新的 TEF-WHO-05 與基於 TEF-WHO-98 的結果相比，PCDD/F-TEQ 和 DLP-TEQ 分別降低了約 7.5% 和 25%。在對舊的數據重新計算的結果是總 TEQ-WHO-05 平均比總 TEQ-WHO-98 略有降低 4-13% (Bhavsar et al., 2008; Huwe et al., 2009)。最新的 TEF 於 2022 年由 WHO 舉行了專家會議重新評估，其中包括基於進一步研究的修訂以及數據庫的更新，提高研究的可信度與確定性，預估於 2023 年發表確切的

結果 (WHO, 2022)。即便物種之間的藥物代謝動力學差異、劑量可加模型的相互作用和劑量反應曲線差異會造成 TEF 在使用上存在許多不確定性，但 TEF 仍然是目前用於風險評估最可行的方法 (EPA, 2010; Parvez et al., 2013; van den Berg et al., 2000; Walker et al., 2005)。

2.3 戴奧辛暴露

儘管戴奧辛與 DLCs 已在全球範圍內被禁止，但無意的排放仍無可避免，持續污染了食物鏈 (Heres et al., 2010)。人類接觸戴奧辛有超過 90% 的占比主要是通過攝食受污染的食物，經由吸入途徑與皮膚吸收的貢獻相對較小，幾乎可以忽略不計 (Djien Liem et al., 2000; Shen et al., 2012)。然而，環境中受污染的空氣和受污染的動物飼料依然可能導致人類和牲畜產生不良的健康效應。

戴奧辛對人體健康的影響主要是通過食物鏈的暴露，特別是食用含有高脂肪的食品，先前的研究表明牛奶和奶製品、肉類、雞蛋和魚類是成年人接觸戴奧辛的主要來源 (Esposito et al., 2009; Parzefall, 2002)。一旦戴奧辛進入人體，它可以在體內積累多年，特別是在脂肪組織中。因此，即使是低劑量的長期暴露，也可能引發健康問題。

戴奧辛可以在大氣中長時間懸浮，並隨風傳播至遠離原始排放源的區域，並且可能會沉積在陸地或水體表面。附著在草、蔬菜和其他作物上，以受戴奧辛污染的草為食的動物，如牛、羊、鴨子和雞，可以將戴奧辛濃縮在它們的組織中（尤其是在儲存脂肪的肝臟和脂肪組織中），成為戴奧辛進入陸地食物鏈的主要方式，通過食物鏈向上移動，使其在生態系統中逐漸累積 (Harrad & Smith, 1997)。除了直接沉降到水中的戴奧辛之外，沉降到土壤中的戴奧辛也可以通過地表徑流進入水體，水生動物族群的生物累積則被認為是戴奧辛進入水生食物鏈的主要機

制 (Fletcher & McKay, 1993)。戴奧辛在海洋生物中的積累會在不同層面產生破壞，從生物本身到整個生態系統。一直以來，食用海洋生物一直被認為是人類接觸 PCDDs 和 PCDFs 的主要途徑 (Pompa et al., 2003)。

儘管食用含有高濃度戴奧辛的飲食可能增加人體的戴奧辛負擔，但對於健康的成年人來說，單次大量攝取戴奧辛不會導致健康風險 (Parzefall, 2002)。然而，我們應該避免長期食用被戴奧辛污染的食物，以防止長期暴露於戴奧辛可能帶來的健康風險。因此，對動物和人類食品中的戴奧辛進行規範與監測是必要的。

2.4 非基因毒性致癌物

通常食用的食品和飲料可能會暴露到具有致癌性的化學物質。食物中的致癌物質涵蓋了各種化學類別，可以來自天然或人為來源，也可能是食品自身生成。重要考慮因素包括作用機制 (Mechanism of Action, MoA)、與人體生物學的相關性以及在飲食中的暴露水平 (Kobets et al., 2022)。致癌物質的作用機制可以分為基因毒性 (genotoxic) 和非基因毒性 (non-genotoxic)，前者涉及與去氧核糖核酸 (DNA) 反應形成 DNA 鍵結物 (DNA adducts)，後者並非透過直接損害 DNA，而是透過其他途徑引發癌症 (Felter et al., 2021)。由於戴奧辛屬於非基因毒性致癌物，其 MoA 是通過與 AhR 結合介導的機制促進肝腫瘤的發展，從而導致毒性和增強細胞增生 (Patrizi & Siciliani de Cumis, 2018)。一般認為，非基因毒性的致癌物會有一個閾值，這個閾值指的是非基因毒性致癌物的安全參考劑量，只有當劑量超過這個閾值，才會導致致癌或其他非致癌的不良健康效應。換句話說，如果劑量低於這個閾值，體內平衡機制可以抵消低攝取致癌物產生的作用，從而避免了非致癌的不良健康效應或致癌 (Dorne, 2010; Felter et al., 2020)。基於上述原因許多國際組織都提出建議的戴奧辛容許攝取量。這些容許攝取量是基於科學研究和風

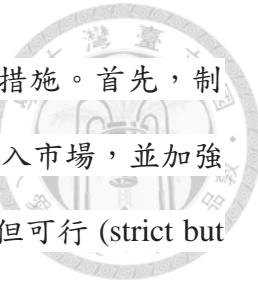


險評估，旨在保護公眾健康，防止長期暴露於戴奧辛可能導致的健康問題。然而，各組織設立的容許攝取量可能會有所不同，這是因為他們可能使用不同的風險評估方法，或者對戴奧辛的危害有不同的理解。

2.5 戴奧辛最大限值

為了保護公眾健康，許多國家和國際組織已經制定了戴奧辛在環境中和食品中的標準。然而，由於戴奧辛的環境持久性和生物累積性，其管理和控制仍然面臨著挑戰。為了降低透過飲食攝取戴奧辛對我國公民的健康風險，我國衛生福利部於 2006 年制定並公布了國內首份《食品中戴奧辛處理規範》。該規範中的 ML 是根據政府針對各類食品戴奧辛含量的監測計畫、戴奧辛鴨蛋事件的數據，以及參考歐盟規範 COMMISSION REGULATION (EC) No 1881/2006，經由專家委員會決議後確定（黃明豐, 2020）。

隨著時間的推移，台灣對食品中戴奧辛的監管力度不斷加強，針對規範進行了多次修訂和提升。這些變動大多基於新的科學發現以及國際標準和指南。該規範在 2013 年進行了首次修訂，主要的變動為新增了「魚肝、水產動物油脂以及專供三歲以下嬰幼兒食用之食品」等食品類別，並將毒性當量因子從 WHO-TEF-1998 更新為 WHO-TEF-2005。歐盟於 2011 年公告的 COMMISSION REGULATION (EU) No 1259/2011 促使我國衛生福利部於 2020 年再次修訂並發布《食品含戴奧辛及多氯聯苯處理規範》，其中修正了「內臟及其製品」的計算單位及限值，將其由原本的以脂肪重計算改為以總重計算。從下方的表 2 與表 3 中可以看出我國《食品含戴奧辛及多氯聯苯處理規範》和歐盟規範 COMMISSION REGULATION (EC) No 2022/2002 兩者之間的異同。



為了降低整個食物鏈中戴奧辛的濃度，歐盟實施了風險管理措施。首先，制定了 ML 和行動限量 (Action Limits, AL)，以防止受污染的食品流入市場，並加強污染源的識別和清除 (Varrà et al., 2023)。ML 是根據所謂的"嚴格但可行 (strict but feasible)"的原則設定的，它是根據過往在每種特定食品項目中戴奧辛濃度分布的第 90 百分位數設定的，而不是根據毒理學來設定的。簡單來說，這種設定方式基於實際情況，考慮到食品項目中該物質的現有濃度，而不僅僅是根據該物質可能對健康的毒性影響。AL 則是用來作為早期警告工具，為政府機關標示出需要關注的污染源並採取措施減少或消除 (Haedrich et al., 2021; Hoogenboom et al., 2015)。過去幾年中，這些措施已導致人類通過飲食攝取戴奧辛的情況普遍減少 (EFSA, 2012)。歐盟已制定一系列規定，以控制食品中戴奧辛和其他污染物的含量。其中，COMMISSION REGULATION (EC) No 1881/2006 是該領域主要的法規，首次於 2007 年 3 月 1 日實施，規定了某些食品污染物的最高含量，包括戴奧辛和 PCBs，以保護歐盟公民的健康，包括兒童、老年人和孕婦等敏感人群。該規定還涵蓋了其他種類的污染物，包括特定的黴菌毒素、金屬等，超過任一污染物的 ML 的食品則不得出售 (European Commission, 2006)。COMMISSION REGULATION (EC) No 1881/2006 已多次被修訂，其中一項最近的修訂是 COMMISSION REGULATION (EC) No 2022/2002。這次修訂是為了回應 EFSA 於 2018 年針對食品中的戴奧辛和 PCBs 對動物和民眾健康進行風險評估的科學證據。EFSA 訂定了戴奧辛和 PCBs 的每周容許劑量為 2 pg TEQ/kg bw/week。依據現有數據，對人類長期經由膳食途徑接觸戴奧辛和 PCBs 的研究顯示，各年齡組別的人群每週攝取量都明顯超過了容許的範圍。此規範修訂還包括了歐盟規範以往未涉及的食品種類，同時也降低了對於牛奶和乳製品中戴奧辛的最大限值 (European Commission, 2022)。2023 年 4 月 25 日，歐盟委員會發佈 COMMISSION



REGULATION (EC) No 2023/915，該條例廢除了 COMMISSION REGULATION (EC) No 1881/2006 並於 2023 年 5 月 25 日取代之 (European Commission, 2023)。

2.6 戴奧辛耐受量

在國際間多個機構已進行戴奧辛和 PCBs 的風險評估，並制定了一系列人類健康安全數值 (health-based guidance values, HBGV) (European Commission, 2001)。這些國際機構定義的每日耐受量 (Tolerable Daily Intake, TDI) 和參考劑量 (Reference Dose, RfD) 主要都是基於動物研究中的無明顯不良反應劑量 (No Observed Adverse Effect Level, NOAEL) 或觀察到的最低有害劑量 (Lowest observed adverse effect level, LOAEL)，並考慮物種間差異和人類變異性等不確定因子 (Dorne, 2010)。

1998 年，WHO 對戴奧辛和 PCBs 的健康風險進行了評估，這些評估主要參考了針對大鼠和猴子暴露於低劑量的動物實驗。觀察到當動物對 TCDD 的負荷劑量在 28-73 ng/kg bw 時，這些動物開始出現了顯著的不良反應，這些反應包括激素、生殖和發育等多方面的影響。基於這些最敏感的不良反應，WHO 計算出人類的每日估計攝入量為 14-37 pg TEQ/kg bw。然而，上述的數據是基於 LOAEL 而非 NOAEL，由於動物與人類之間在對戴奧辛和 PCBs 的敏感度和半衰期等方面存在差異，所以有必要加上一個數值為 10 的不確定性因子。最終，WHO 建議人類的 TDI 為 1-4 pg TEQ/kg bw (van Leeuwen et al., 2000)。

2001 年歐盟的食品科學委員會 (Scientific Committee on Food, SCF) 根據對男性生殖、免疫系統、認知與發育的不良健康效應，確定了 PCDD/Fs 和 PCBs 每周耐受量 (Tolerable Weekly Intake, TWI) 為 14 pg TEQ/kg bw (SCF, 2001)。聯合國糧農組織和世界衛生組織下的食品添加物專家委員會 (Joint FAO/WHO Expert



Committee on Food Additives , JECFA) 同樣制定了一個接近的 HBGV，設定暫定每月耐受量（Provisional tolerable monthly intake, PTMI）為 70 pg TEQ/kg bw (JECFA, 2002)。

美國環保署(U.S Environmental Protection Agency, USEPA) 也針對戴奧辛進行了評估，主要是關注兒童在子宮內或出生後暴露於戴奧辛可能對其甲狀腺激素水平和精子的影響。基於這些觀察，USEPA 確定了 RfD 為 0.7 pg TEQ/kg bw/day (Baccarelli et al., 2008; Mocarelli et al., 2008)。

儘管近年來透過飲食接觸戴奧辛和 PCBs 的情況已有所減少，但根據 EFSA 最近的估算顯示，大多數歐洲人的戴奧辛攝取量仍然超過設定的 TWI，因此 EFSA 重新進行了有關戴奧辛的風險評估 (Hoogenboom et al., 2015)。該風險評估主要參考了俄羅斯的一項研究，該研究發現，8-9 歲兒童的血清中戴奧辛濃度升高，與他們在 18-19 歲時的精子濃度、總數和活躍精子總數下降有關。該研究也確定了在血清中 NOAEL 為 7.0 pg PCDD/F TEQ/g Fat (Mínguez-Alarcón et al., 2017)。EFSA 使用 CADM (concentration- and age-dependent model) 模型進行推估，母親的每日攝入量應低於 0.25 pg TEQ/kg bw，以便餵養男孩戴奧辛濃度為 5.9 pg TEQ/g fat 的母乳 12 個月。此後將男孩的每日攝入量控制在低於 0.3 pg TEQ/kg bw 的情況之下 8 至 9 年，才會使得男孩在 9 歲時血清中戴奧辛濃度低於 7.0 pg TEQ/g fat。綜合上述因素及討論，EFSA 認為應該確保長期的戴奧辛攝入量保持在每天 0.25 pg TEQ/kg bw 或每週 1.75 pg TEQ/kg bw 以下。最終決定將戴奧辛和 PCBs 的 TWI 大幅降低至 2 pg TEQ/kg BW，比之前 14 pg TEQ/kg bw 的 TWI 大幅下降了 7 倍 (Knutsen et al., 2018)。根據 EFSA 報告中估算的戴奧辛攝取量，目前大部分的歐洲人口透過飲食所暴露到的戴奧辛濃度超過了新建議的 TWI。



2.7 食品中戴奧辛研究

台灣衛生福利部在 2001 年至 2012 年間進行台灣食品中戴奧辛含量的調查計畫。然而，這些初期的研究主要集中在高脂肪的食品，並未全面描述戴奧辛在台灣各類食品中的殘留濃度。因此，在 2013 年至 2019 年間，該部門開始逐年建立國內七大地區（北部地區、竹苗地區、中部地區、雲嘉南地區、高屏地區、宜蘭地區、花東地區）的食品中戴奧辛及戴奧辛類多氯聯苯含量，其檢測的食品加入國人攝入量較高之穀物及蔬果類食品，以及已被歐盟納入戴奧辛管制標準的各類加工食品等。這使得檢驗的食品類別更加全面，有助於更準確地評估台灣食品中的戴奧辛殘留情況。整理台灣衛生福利部食品藥物管理署 2013 年至 2019 年間食品中戴奧辛含量調查結果，各類食品戴奧辛毒性當量平均濃度範圍分別為家禽類及其製品類 0.065-1.09 pg TEQ /g fat、家畜類及其製品類 0.039-0.449 pg TEQ /g fat、魚水產類 0.008-0.242 pg TEQ/g wet weight、蛋類 0.15-1.03 pg TEQ /g fat、乳品類 0.181-0.622 pg TEQ /g fat、油脂類 0.014-0.118 pg TEQ /g fat (食藥署, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019)。

在 2007 年，一項研究於 2003 年 5 月到 8 月之間在台灣的 11 個地點收集了 14 種動物源性食品共 1803 個樣本，經實驗分析食物樣本後戴奧辛含量的平均值上限為豬肉 0.306 pg WHO-TEQ/g fat、牛肉 0.967 pg WHO-TEQ/g fat、雞肉 0.727 pg WHO-TEQ/g fat、淡水魚 0.462pg WHO-TEQ/g fresh weight、海水魚 0.861pg WHO-TEQ/g fresh weight、牛奶 1.34 pg WHO-TEQ/g fat、蛋類 0.909 pg WHO-TEQ/g fat (Hsu et al., 2007)。

一項檢測 2004 年至 2008 年間 41 種不同食品項目共 1029 個樣本中戴奧辛濃度的研究顯示，戴奧辛含量最高的是食品是鴨蛋 1.956 pg WHO-TEQ/g fat，其次是牛肉 1.263 pg WHO-TEQ/g fat 和蛋製品 1.067 pg WHO-TEQ/g fat。水產動物類



則是其他海鮮 0.422 pg WHO-TEQ/g fresh weight、大型海水魚 0.355 皮克 pg WHO-TEQ/g fresh weight、小型海水魚 0.106 pg WHO-TEQ/g fresh weight 和淡水魚 0.099 pg WHO-TEQ/g fresh weight (Chang et al., 2012)。

另一項研究則對 2004 年至 2012 年間 1715 個台灣食品樣本中的戴奧辛含量進行了測量。其戴奧辛含量平均值在各類食品中為魚類 0.11 pg WHO-TEQ/g fresh weight、其他海鮮類 0.09 pg WHO-TEQ/g fresh weight、家畜類 0.052 pg WHO-TEQ/g fat、家禽類 0.044 pg WHO-TEQ/g fat、乳製品類 0.03 pg WHO-TEQ/g fat、蛋類 0.092 pg WHO-TEQ/g fat。該研究發現台灣的肉類、乳製品、蛋類和蔬菜中的 PCDD/F 和 dl-PCB 濃度呈下降趨勢。然而，儘管穀物、水果和油類的濃度有上升的趨勢，但與其他類別相比，其濃度仍然相對較低 (Lee et al., 2016)。

根據上述台灣的研究，計算出 5 個主要食品類別的變異係數 (coefficient of variation, CV) 的範圍分別為肉類 0.64-1.3、水產動物類 0.44-1.64、乳品類 0.48-0.97、蛋類 0.45-1.54、油脂類 0.13-0.73。參考文獻中所檢測的所有食物樣本 CV 平均值分別為 0.58、0.76 和 1.16 (Chang et al., 2012; Hsu et al., 2007; Lee et al., 2016)。然而 EFSA 在 2010 年發表的一篇研究對 1999 年至 2008 年間從 21 個會員國、挪威和冰島收集的 7270 份樣本進行了詳細分析。引用該文獻的結果經計算之後顯示 5 個主要的食品類別的 CV 分別為肉類 1.3、水產動物類 1.47、乳品類 1.21、蛋類 1.32、油脂類 0.94，所有分析樣本的 CV 平均值為 1.19 (EFSA, 2010)。

儘管台灣已有多項關於食品中戴奧辛的研究，但多數研究分析的食品樣本數量都相對較少，使其結果是否有足夠的代表性，能否準確反映台灣食品中戴奧辛真實的情況成為疑問。從上述的研究中，可以發現不同研究推估出成人的戴奧辛平均每日暴露量從 0.102 pg WHO-TEQ/kg bw 至 1.49 pg WHO-TEQ/kg bw，這之間的差異超過了 10 倍 (Chang et al., 2012; Hsu et al., 2007; Lee et al., 2016; 食藥署,

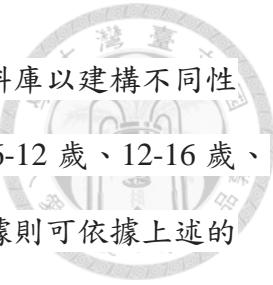


2019)。本研究也透過回顧 EFSA 相關的研究，以提供更全面和可靠的數據與假設，期望增進研究結果的可信度與代表性。

根據食藥署 2013 年至 2019 年間對台灣食品中戴奧辛含量的調查研究，於 2014 年在 47 件家禽類的樣本中發現一件鴨肉樣本超過台灣所規範的 ML，合格率約為 97.9% (食藥署, 2014)；於 2017 年在 32 件蛋類的樣本中發現一件雞蛋樣本超過台灣所規範的 ML，合格率約為 96.9% (食藥署, 2017)。在 EFSA 的報告中對 1999 年至 2008 年間收集的 7270 個樣本進行了全面的分析。其中一部分樣本的戴奧辛含量超過了當時歐盟(EC) No 1881/2006 的所規範的 ML。這些樣本的不合格率在不同的食物類別中分別為肉類 5.6%、水產動物類 8.6%、乳品類 2.4%、蛋類 3.8%、油脂類 8.1% (EFSA, 2010)。將所有食品類別列入考慮時，大約有 5.4% 的樣本結果超出了 PCDD/Fs 的 ML，9.7% 的樣本結果超出了 PCDD/Fs 和 DL-PCBs 的 ML (EFSA, 2012)。

2.8 國家攝食資料庫

台灣的攝食資料主要來自定期進行的國民營養健康狀況變遷調查。該營養調查是根據 24 小時飲食回憶法，透過面訪的方式並使用食物模型等工具來輔助估計飲食份量。調查結果經過轉換成食物攝取量後會被彙整到國家攝食資料庫中。依據法規需求、食品營養及風險評估專家之建議、國民營養健康狀況變遷調查食物分類原則以及本國飲食習慣等眾多因素並且同時參考了歐盟 Food classification and description system for exposure assessment (FoodEx2)，建立出 4 層次飲食分類系統。國家攝食資料庫主要分為一般民眾 (General public) 及消費者 (Consumer only) 兩大族群，消費者族群之食物大類、食物小類、食物細項（核心清單）及食物品項（延伸清單）攝食量結算結果則為已排除攝食量為 0 者之計算結果，反之



一般民眾則為包含攝食量為 0 者之計算結果。目前國家攝食資料庫以建構不同性別與不同年齡層的食物攝取量，其年齡層分為 0-3 歲、3-6 歲、6-12 歲、12-16 歲、16-18 歲、19-65 歲、65 歲以上及育齡婦女 19-49 歲。攝食量數據則可依據上述的分類分層呈現生熟重之平均值、最大值、最小值、標準差與標準誤差等（國家衛生研究院, 2022）。

當 EFSA 開始建立其資料庫時，呼籲各成員國指派食物攝食領域之專家建立一個資訊分享平台。該平台收集了來自 23 個成員國的 51 份膳食調查數據，這些數據都是從各成員國隨機選取的樣本中獲得的。基於這些資料，EFSA 建立了歐洲食物攝取資料庫。這個資料庫將人群分為七個年齡層：嬰兒（0-1 歲）、幼兒（1-3 歲）、兒童（3-10 歲）、青少年（10-18 歲）、成人（18-65 歲）、中老年人（65-75 歲）和高齡者（75 歲以上）。建議的記錄方式是，除了孩子使用飲食日記法外，其他年齡層都應使用 24 小時飲食回顧法，記錄不連續兩天內的飲食習慣。EFSA 也建議使用 FoodEx2 系統來描述食物，以確保所有成員國提交到 EFSA 的食物攝取資料都是標準化的。此外，同時使用簡短的飲食調查表格來記錄不常吃的食物和保健食品的攝取頻率，並收集參與者的身高、體重等相關資訊 (EFSA, 2014)。

2.9 台灣食品營養資料庫

自 1991 年起「台灣食品營養成分資料庫」的建立和發展，旨在提供有關食品成分全面且具有代表性的訊息。由於食品類型的快速變化以及其不斷推陳出新，使得這個資料庫必須不斷地修訂和擴增。資料庫中蒐集的資料範疇包含食品基本成分（熱量、水分、粗蛋白、粗脂肪、飽和脂肪、總碳水化合物以及膳食纖維），以及人體所需之胺基酸成分和油脂成分。其他如礦物質、脂溶性維生素以及水溶



性維生素等對人體健康營養素也納入收錄。這些收錄項目的選擇主要依據其對人體重要性與分析方法適用性。考量到台灣的日常飲食種類之多元性，食品營養成分資料庫的取樣範圍主要以國內市場上可取得的食材為主，也將常用之進口食材納入取樣範圍。目前此資料庫的主要收錄的樣本以原料型樣品為主，加工食品樣品為輔(衛福部, 2022a)。

食品營養成分資料庫在架構設計上，考慮了我國的國情以及飲食習慣與日本相似，並參考日本食品標準成分表的分類方式，將食品分為 18 個主要類別，收錄的食品樣品包括了生食與熟食。為了因應不同使用族群的需求，資料庫將某些性質相近的同類食品樣品進行整合並計算，進而得到具有代表性的「平均值」數據。(衛福部, 2022b)。

第三章 方法



3.1 研究架構

本研究將參考 WHO 與 USEPA 所推出的指導方針進行機率累積性健康風險評估 (U.S. EPA, 2003)，研究過程中需要藉由文獻資料與各種假設透過數學模型來進行模擬，推估出台灣民眾透過飲食暴露於戴奧辛的劑量分布情況，並將健康風險特性化，結果可提供決策者制訂具高科學性的政策，以預防戴奧辛對國民健康造成危害。

目前衛生福利部食品藥物管理署委託執行之健康風險評估的方法，只根據檢測到戴奧辛與有食物攝取量的食品來估算戴奧辛得攝取量，未被檢測到的食品數據並未納入考量，因此這樣估算可能會低估戴奧辛攝取量。

因此本研究將利用目前台灣規範各項食品中戴奧辛的 ML 並參考過去食品藥物管理署在國內進行檢測的數據，推估食品中可能的戴奧辛殘留濃度。結合國家攝食資料庫中的食物攝取量、體重數據，以及台灣食品營養成分資料庫中各種食品的脂肪含量比例。以蒙地卡羅模擬的方式推估各年齡層的台灣民眾透過飲食暴露到戴奧辛的劑量分布，進一步使用 WHO 與 EFSA 訂定的戴奧辛耐受量計算出台灣民眾的危害指數分布。此方法能夠改善先前台灣食品中戴奧辛的研究，有許多食物樣品未納入檢測或單一食物採樣樣品數量不足等研究限制，降低食品中戴奧辛殘留濃度分布的不確定性。

3.2 台灣食品中戴奧辛最大限值

為了對食品中戴奧辛的潛在風險進行更精確的評估，需要篩選出具有相關規範的食品種類作為研究對象，並特別關注那些可能含有較高戴奧辛濃度的食品。



本研究中戴奧辛的 ML 是選用台灣衛生福利部食品藥物管理署在 2020 年發布的「食品含戴奧辛及多氯聯苯處理規範」作為依據。受管制的食品類別包括禽畜製品類、乳品類、蛋類、水產動物類、油脂類，以及專供 3 歲以下嬰幼兒食用之食品。該規範對於不同類型的食品訂定了不同的 ML，以應對各種食品中可能存在戴奧辛含量。

為了進一步確保評估的準確性且在國際上具有可比較性，本研究也與歐洲的標準進行了比較。本研究所採用的歐洲最大限值參照了歐盟的「(EU) 第 2022/2002 號修訂關於食品中戴奧辛、戴奧辛類多氯聯苯最高含量的法規 (EC) No 1881/2006」。兩者之間的差異，有助於我們深入瞭解目前台灣與歐盟規範的現狀，並探討改進的方向。

3.3 食品中戴奧辛殘留濃度的分布假設

由於台灣食品中戴奧辛殘留的檢測數據有限，而且這些數據的時間和空間背景各異，相互之間難以直接比較。在較新的研究中主要是依據台灣 7 個空品區（北部、高屏、雲嘉南、中部、竹苗、花東、宜蘭及離島）分別比較，並未將台灣視為一個整體進行評估 (食藥署, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018)。

回顧既有的文獻，注意到由於各類食品的樣本數較少，導致台灣食品中戴奧辛殘留濃度的 CV 較小 (Chang et al., 2012; Hsu et al., 2007)，使得對數常態分布會趨近於常態分布，故本研究採用截斷常態分布 (truncated normal distribution) 作為食品中戴奧辛含量的分布假設。考慮到食品中戴奧辛濃度具有下限和上限，截斷常態分布的概念可以排除合理範圍之外的數值，避免不切實際的極小值或極大值，為食品中的戴奧辛分布提供更真實和準確的假設。有鑑於食物中戴奧辛含量的檢測標準方法，我們將最小值設定為國立成功大學環境微量毒物質研究中心使用



「食品中戴奧辛/呋喃和多氯聯苯測試方法」所得的最低可偵測極限 (Minimum detectable limit, MinDL) 的二分之一。實際上，食品中的戴奧辛含量通常有上限，因此本研究將此分布的最大值假定為平均值加上五個標準差，防止極端值的影響。

根據先前 EFSA 的文獻指出約有 5.4% 的食品超出了相對應的戴奧辛 ML (EFSA, 2012)，而台灣先前的研究則顯示約有 2.1% 至 3.1% 的食品超出了相對應的戴奧辛 ML (食藥署, 2014, 2017)。為了更準確地模擬食品中戴奧辛殘留的現實情況，本研究分別考慮了 95%、97% 和 99% 的食品合格率來建構公式。

若假設有 95%、97% 或 99% 的食品中戴奧辛殘留符合其最大限值，則 ML 等於該食品中戴奧辛殘留分布的 95%、97% 或 99% 信賴區間的上限。則公式分別為

$$ML = M + 1.645 \times SD \quad (\text{公式 2})$$

$$ML = M + 1.88 \times SD \quad (\text{公式 3})$$

$$ML = M + 2.33 \times SD \quad (\text{公式 4})$$

其中 M 代表食品中戴奧辛殘留分布的平均值，而 SD 代表食品中戴奧辛殘留分布的標準差。如果食品中的 CV 是可得的，那麼可以透過上述公式求解以獲得 M 和 SD。

3.4 變異係數的假設

在回顧相關文獻的過程中，發現大部分的研究只提供食品中戴奧辛的平均濃度，卻較少揭露其標準差。雖然有少數研究同時提供了平均值與標準差的數據，仍發現食品中戴奧辛濃度的 CV 並無固定的數值，範圍從 0.13 到 1.64 (Chang et al., 2012; Hsu et al., 2007; Lee et al., 2016)。因此，本研究對食品中戴奧辛殘留分布的 CV 進行假設，模擬在不同 CV 值下的結果，並將範圍限制在 0.1 到 1.7 之間進行。參考 Lee 與 EFSA 的研究發現其 CV 的平均值分別為 1.16 與 1.19 (EFSA,



2010; Lee et al., 2016)，故本研究將平均值假設為 1.2。藉此將上述公式進行修正如下

$$M = ML / (1 + 1.645 \times CV) \quad (\text{公式 } 5)$$

$$M = ML / (1 + 1.88 \times CV) \quad (\text{公式 } 6)$$

$$M = ML / (1 + 2.33 \times CV) \quad (\text{公式 } 7)$$

將該項食品的 ML 與假設的 CV 帶入公式，則可解出 M。再將 M 與 CV 相乘，即可解出該分布的 SD。

3.5 飲食攝取量、體重分布

在本研究中，我們採用國家衛生研究院建立的國家攝食資料庫，以取得台灣人口飲食攝取與體重分布的數據。該資料庫的建立和維護，充分考慮了台灣人口的飲食習慣，因此能提供具有代表性的資料。本研究所使用的飲食數據源自 2019 年的資料，並且以食物經過烹飪後的「熟重」作為實際飲食攝取的代表。攝食量的數據區分為兩大族群：一般民眾和消費者，為了探討不同年齡層經由飲食途徑暴露於戴奧辛的差異性，本研究將根據國家攝食資料庫把台灣人口劃分為七個年齡層：0-3 歲、3-6 歲、6-12 歲、12-16 歲、16-18 歲、19-65 歲和 65 歲以上。然而，2019 年體重分布數據缺乏標準差的數據，故本研究選擇採用 2017 年的體重數據來進行模擬，這種選擇的主要目的是降低由於數據缺失所導致的不確定性。

回顧了 Diletti 等人 2018 年在義大利和 Shin 等人 2022 年在韓國的研究，在模擬戴奧辛和 PCBs 的攝取量時，皆假設食品的攝食量和年齡組的體重都為截斷常態分布 (Diletti et al., 2018; Shin et al., 2022)。故本研究將食品的攝取量與體重的分布皆假設為截斷常態分布，並根據國家攝食資料庫所提供的數據設定其分布的最



大值、最小值、平均值及標準差。針對食品項目的選擇，本研究根據「食品含戴奧辛及多氯聯苯處理規範」中受規範限制的食品項目進行分析，並且盡可能地使用詳細的食品分類以避免高估飲食攝取量，以確保研究的準確性。詳細的攝食量及選用的食品項目與食物碼如表 4 至表 17 所示。台灣民眾的體重資料如表 18 所示

本研究中我們使用了來自 EFSA 的歐洲綜合食品消費資料庫 (The EFSA Comprehensive European Food Consumption Database) 作為國外的飲食數據來源。與台灣國家攝食資料庫不同，這個資料庫中的飲食消費單位為每天每公斤體重的克數 (g/kg bw per day)，是依據體重對各項食品的攝取量進行標準化。而本研究選擇英國、匈牙利、法國和奧地利作為代表國家，是因為這些國家的食品品項與飲食數據皆較為完整，其詳細的攝食量如表 20 與表 21 所示。此外，這四個國家分別位於歐洲不同的地理位置，英國位於歐洲的西北部，擁有豐富的海洋資源；匈牙利位於歐洲的中心，是一個內陸國家，其飲食習慣深受周邊國家的影響；法國與奧地利則鄰近地中海，其飲食習慣混合了多種不同的文化元素。這些國家的選擇也讓本研究涵蓋多種不同的飲食習慣，有利於後續的比較和討論。

3.6 食物脂肪比例

由於戴奧辛在食品中的最大限值是以脂肪重作為單位，因此在進行模擬時我們必須先將食品轉換為脂肪重量。轉換的過程中需要將從國家攝食資料庫獲得的各項食品攝取量與其在食品營養成分資料庫中對應的脂肪比例相乘，從而獲得各項食品的脂肪重。食品營養成分資料庫由台灣食品藥物管理署維護，並提供了食品脂肪含量等全面且具有代表性的訊息。由於國家攝食資料庫與食品營養成分資料庫在食品分類上有所差異，透過國家攝食資料庫的數據我們無法得知所食用之



食品詳細的部位及型態。故本研究將單一食品種類的脂肪比例假設為定值，由食品營養成分資料庫中相似食品之脂肪比例平均而得。詳細數據如表 19 所示。利用獲得的脂肪重進行模擬，確保在模擬時更精確地反映食品中戴奧辛的含量。

3.7 暴露評估

估算暴露劑量是暴露評估中的關鍵步驟，由於民眾主要是通過飲食來接觸戴奧辛，故本研究特別關注飲食攝入途徑，目的是估算台灣民眾的平均每日暴露劑量 (Average Daily Dose, ADD)。本研究使用以下公式計算 ADD：

$$ADD = \frac{IR \times C}{BW}$$

ADD 表示食入途徑之平均每日暴露劑量 (mg/kg/day)

IR 表示每日食物攝取量 (g /day)

C 表示本研究假設食品中戴奧辛濃度 (pg TEQ /g fat, pg TEQ /g wet weight)

BW 表示體重 (kg)

值得注意的是，由於戴奧辛在禽畜製品類、乳品類、蛋類和脂肪類中的最大限值是以脂肪重量表示，因此我們必須將這些食品類別的食物重量乘以其對應的脂肪百分比，以便將戴奧辛濃度的單位轉換為 pg TEQ /g fat。而內臟及其製品與水產動物類的戴奧辛最大限值是以食品的濕重表示，因此戴奧辛濃度的單位則為 pg TEQ /g wet weight。

3.8 國際間戴奧辛的每日耐受攝取量

對於戴奧辛的容許攝取量，不同的國際組織設有不同的標準。JECFA 將 PTMI 設定為 70 pg TEQ/kg bw。SCF 將 TWI 設定為 14 pg TEQ/kg bw (Food, 2000)。



而 EFSA 於 2018 年將 TWI 設定為 2 pg TEQ/kg bw，比先前的 TWI 低七倍 (Knutsen et al., 2018)。WHO 則是在 2000 年確立戴奧辛及戴奧辛類物質的 TDI 範圍為 1-4 pg TEQ/kg bw (World Health, 2000)。WHO 與 JECFA 雖然使用相同的毒理學資料進行評估，但考慮到戴奧辛在人體內的長半衰期，因此所設定的時間單位存在差異。

根據戴奧辛的非致癌性健康影響，本研究同時使用 EFSA 在 2018 年所訂定的 TWI 為 2 pg TEQ/kg bw（換算成 TDI 為 0.286 pg TEQ/kg bw）與 WHO 在 2000 年設定的 TDI 範圍 1-4 pg TEQ/kg bw，這兩個標準已經在許多研究中被廣泛使用並獲得認可。由於 WHO 所訂定的 TDI 缺乏足夠的證據去選擇特定的單一數值作為容許量的標準，所以多數研究選擇直接使用 4 pg TEQ/kg bw 作為研究參數。然而本研究選擇將其假設為連續型均勻分布 (Continuous uniform distribution)，使得在範圍內的數值都有相等的出現概率，目的在於減少不確定性。

3.9 危害指數

針對非基因毒性致癌物造成的不良效應時，因具有安全劑量，在執行風險評估時會估算其危害指數 (Hazard Index, HI)。在評估非致癌風險時，如果 HI 值小於 1，則認為風險可接受且不會有不良的健康效應。反之，如果 HI 值大於或等於 1，則表示風險不可接受，有可能導致不良的健康效應。HI 的計算公式如下：

$$HQ = \frac{ADD}{TDI}$$

$$HI = \sum HQ$$



3.10 蒙地卡羅模擬

在本研究中將採用蒙地卡羅模擬進行機率性風險評估。在蒙地卡羅模擬中，本研究根據計算 ADD 的公式，將其中戴奧辛濃度、飲食攝取量和體重等暴露因子都假設為截斷常態分布。利用由甲骨文公司 (Oracle Corporation) 開發的 Crystal Ball 軟體來執行蒙地卡羅模擬 (Maertens et al., 2022)，並設定模擬的迭代次數為 10,000 次。通過對模擬結果進行統計分析，可以評估國人攝入戴奧辛的平均每日劑量和危害指數的分布情況，並進一步描述結果的不確定性和變異性 (Firestone et al., 1997; Harrison, 2010)。為了瞭解各個參數對評估結果的影響，本研究在每次蒙地卡羅模擬中都執行敏感度和貢獻度分析，探討每個參數的不確定性及對評估結果的貢獻。



第四章 結果

4.1 標準差與平均值比值之比較

由於台灣攝食資料庫與歐洲食物攝食資料庫在年齡分層上有差異，只有在成人組的界定相同，範圍都在 19-65 歲之間。故本研究中選擇以一般民眾和消費者兩個群體的 19-65 歲年齡段作為研究代表，同時假設 ML 為整個食品中戴奧辛殘留濃度分布的 95% 上限，假設 CV 的範圍為 0.1-1.7 之間。

根據本次的研究結果如表 22 所示，隨著 CV 的增加，這兩個群體的 ADD 都有逐漸下降的趨勢，一般民眾組的 ADD 平均值從 6.38 pg TEQ/kg-day 下降至 3.53 pg TEQ/kg-day，消費者組的 ADD 平均值從 16.52 pg TEQ/kg-day 下降至 9.37 pg TEQ/kg-day。一般民眾組的 ADD 第 95 百分位數從 11.54 pg TEQ/kg-day 下降至 8.38 pg TEQ/kg-day，消費者組的 ADD 第 95 百分位數從 25.32 pg TEQ/kg-day 下降至 17.45 pg TEQ/kg-day。無論是一般民眾組還是消費者組，隨著 CV 從 0.1 上升至 1.2 時，ADD 平均值皆有下降的趨勢。然而當 CV 從 1.2 上升至 1.7 時，ADD 平均值下降的幅度趨於平緩，於 ADD 第 95 百分位數卻是微幅的上升與下降交替。

4.2 戴奧辛攝取量

本研究主要著重於模擬和評估通過食品攝取戴奧辛的濃度，並以此理解在現有的最大限值之下透過飲食暴露戴奧辛下的相關風險。透過機率性風險評估和蒙地卡羅模擬成功地估計了一般民眾與消費者兩個群體在 0-3 歲、3-6 歲、6-12 歲、12-16 歲、16-18 歲、19-65 歲和 65 歲以上七個年齡層的 ADD。且根據上述的實驗結果發現當 CV 大於 1.2 之後結果趨近相同，故之後的研究皆把 CV 的平均值 1.2



設定為固定的參數值，探討當假設各項食品規範的 ML 為不同信賴區間上限之下的分布結果。

- 當假設 ML 為整個戴奧辛殘留濃度分布的 95% 上限，CV 等於 1.2 時，如表 23 所示，一般民眾組的 ADD 平均值分別從 10.16 pg TEQ/kg-day 到 3.19 pg TEQ/kg-day，消費者組的 ADD 平均值分別從 25.39 pg TEQ/kg-day 到 7.10 pg TEQ/kg-day；一般民眾組的 ADD 第 95 百分位數分別從 21.91 pg TEQ/kg-day 到 7.86 pg TEQ/kg-day，消費者組的 ADD 第 95 百分位數分別從 48.85 pg TEQ/kg-day 到 14.33 pg TEQ/kg-day。
- 當假設 ML 為整個戴奧辛殘留濃度分布的 97% 上限，CV 等於 1.2 時，如表 24 所示，一般民眾組的 ADD 平均值分別從 8.98 pg TEQ/kg-day 到 2.91 pg TEQ/kg-day，消費者組的 ADD 平均值分別從 22.46 pg TEQ/kg-day 到 6.44 pg TEQ/kg-day；一般民眾組的 ADD 第 95 百分位數分別從 19.63 pg TEQ/kg-day 到 7.24 pg TEQ/kg-day，消費者組的 ADD 第 95 百分位數分別從 43.37 pg TEQ/kg-day 到 12.79 pg TEQ/kg-day。
- 當假設 ML 為整個戴奧辛殘留濃度分布的 99% 上限，CV 等於 1.2 時，如表 25 所示，一般民眾組的 ADD 平均值分別從 7.88 pg TEQ/kg-day 到 2.49 pg TEQ/kg-day，消費者組的 ADD 平均值分別從 19.50 pg TEQ/kg-day 到 5.52 pg TEQ/kg-day；一般民眾組的 ADD 第 95 百分位數分別從 17.02 pg TEQ/kg-day 到 6.11 pg TEQ/kg-day，消費者組的 ADD 第 95 百分位數分別從 37.54 pg TEQ/kg-day 到 11.07 pg TEQ/kg-day。



4.3 非致癌風險

本研究選用了 WHO 訂定的 TDI 和 EFSA 訂定的 TWI 作為戴奧辛的 HBGV，估計了一般民眾與消費者兩個群體在 0-3 歲、3-6 歲、6-12 歲、12-16 歲、16-18 歲、19-65 歲和 65 歲以上七個年齡層的 HI 值。

- 當假設 ML 為整個戴奧辛殘留濃度分布的 95% 上限，CV 等於 1.2，TDI = 1-4 pg TEQ/kg-day 時，如表 26 所示，一般民眾組 HI 值的平均值分別從 4.73 到 1.28，消費者組 HI 值的平均值分別從 11.69 到 3.27；一般民眾組 HI 值的第 95 百分位數分別從 11.77 到 3.14，消費者組 HI 值的第 95 百分位數分別從 26.57 到 7.76。
- 假設 ML 為整個戴奧辛殘留濃度分布的 97% 上限，CV 等於 1.2，TDI = 1-4 pg TEQ/kg-day 時，如表 27 所示，一般民眾組 HI 值的平均值分別從 4.17 到 1.17，消費者組 HI 值的平均值分別從 10.33 到 2.97；一般民眾組 HI 值的第 95 百分位數分別從 10.27 到 2.90，消費者組 HI 值的第 95 百分位數分別從 24.01 到 7.03。
- 假設 ML 為整個戴奧辛殘留濃度分布的 99% 上限，CV 等於 1.2，TDI = 1-4 pg TEQ/kg-day 時，如表 28 所示，一般民眾組 HI 值的平均值分別從 3.66 到 1.00，消費者組 HI 值的平均值分別從 8.97 到 2.55；一般民眾組 HI 值的第 95 百分位數分別從 9.13 到 2.44，消費者組 HI 值的第 95 百分位數分別從 20.82 到 6.00。
- 當假設 ML 為整個戴奧辛殘留濃度分布的 95% 上限，CV 等於 1.2，TWI = 2 pg TEQ/kg-day 時，如表 29 所示，一般民眾組 HI 值的平均值分別從 35.54 到 11.16，消費者組 HI 值的平均值分別從 88.79 到 24.83；一般民眾組



HI 值的第 95 百分位數分別從 76.60 到 27.47，消費者組 HI 值的第 95 百分位數分別從 170.81 到 50.09。

- 假設 ML 為整個戴奧辛殘留濃度分布的 97% 上限，CV 等於 1.2，TWI = 2 pg TEQ/kg-day 時，如表 30 所示，一般民眾組 HI 值的平均值分別從 31.40 到 10.19，消費者組 HI 值的平均值分別從 78.53 到 22.52；一般民眾組 HI 值的第 95 百分位數分別從 68.62 到 25.31，消費者組 HI 值的第 95 百分位數分別從 151.64 到 44.72。
- 假設 ML 為整個戴奧辛殘留濃度分布的 99% 上限，CV 等於 1.2，TWI = 2 pg TEQ/kg-day 時，如表 31 所示，一般民眾組 HI 值的平均值分別從 27.54 到 8.72，消費者組 HI 值的平均值分別從 68.18 到 19.31；一般民眾組 HI 值的第 95 百分位數分別從 59.52 到 21.35，消費者組 HI 值的第 95 百分位數分別從 131.26 到 38.71。

4.4 國外非致癌風險

本研究的目標並不僅止於模擬國內的戴奧辛攝取量，我們也致力於理解和分析其他國家的情況。透過進行外國攝食的模擬，期望揭露在相似的規範下，國內外情況的潛在差異。因此本研究也估計了一般民眾與消費者兩個群體在英國、匈牙利、法國、奧地利等 4 個歐洲國家的 HI。

同樣假設 ML 為整個戴奧辛殘留濃度分布的 95% 上限，CV 等於 1.2，TDI = 1-4 pg TEQ/kg-day 時，結果如表 32 所示，一般民眾組 HI 值的平均值分別為 0.78、0.89、1.23、0.97，消費者組 HI 值的平均值分別為 1.18、1.76、1.65、1.72；一般民眾組 HI 值的第 95 百分位數分別為 1.90、2.04、3.02、2.31，消費者組 HI 值的第 95 百分位數分別為 2.69、4.07、3.88、3.88。



假設 ML 為整個戴奧辛殘留濃度分布的 95% 上限，CV 等於 1.2， $TWI = 2 \text{ pg TEQ/kg-day}$ 時，結果如表 33 所示，一般民眾組 HI 值的平均值分別為 5.92、6.74、9.29、7.31，消費者組 HI 值的平均值分別為 8.90、13.20、12.48、13.09；一般民眾組 HI 值的第 95 百分位數分別為 12.55、12.72、19.38、14.75，消費者組 HI 值的第 95 百分位數分別為 16.84、25.45、24.38、24.63。

根據表 32 的結果表明英國、匈牙利、奧地利一般民眾組 HI 值的平均值皆小於 1，只有法國一般民眾組 HI 值的平均值大於 1；一般民眾組 HI 值的第 95 百分位數四個國家皆大於 1。消費者組 HI 值的平均值與第 95 百分位數在四個歐洲國家皆大於 1。表 33 的結果表明四個國家無論是一般民眾或是消費者組 HI 的平均值與第 95 百分位數皆大於 1

4.4 各食品項目的貢獻度

本研究進一步深入探討了各類食品對戴奧辛總攝取量的貢獻，預設 ML 為整個戴奧辛殘留濃度分布的 95% 上限，CV 等於 1.2。透過分析，圖 2 到圖 8 揭露對於戴奧辛攝取量貢獻度最高的前十個食品項目並進行詳細排序。

- 0-3 歲最主要的貢獻來自於魚類及其製品，貢獻度為 46.17%；次要的貢獻來自於粉狀或固狀乳類，貢獻度為 19.48%。
- 3-6 歲最主要的貢獻來自於魚類及其製品，貢獻度為 51.68%；次要的貢獻來自於其他水產類及其製品，貢獻度為 16.77%。
- 6-12 歲最主要的貢獻來自於魚類及其製品，貢獻度為 47.22%；次要的貢獻來自於其他水產類及其製品，貢獻度為 24.29%。
- 12-16 歲最主要的貢獻來自於魚類及其製品，貢獻度為 45.12%；次要的貢獻來自於其他水產類及其製品，貢獻度為 25.47%。



- 16-18 歲最主要的貢獻來自於魚類及其製品，貢獻度為 45.12%；次要的貢獻來自於其他水產類及其製品，貢獻度為 27.44%。
- 19-65 歲最主要的貢獻來自於魚類及其製品，貢獻度為 56.34%；次要的貢獻來自於其他水產類及其製品，貢獻度為 23.14%。
- 65 歲以上最主要的貢獻來自於魚類及其製品，貢獻度為 74.11%；次要的貢獻來自於其他水產類及其製品，貢獻度為 11.14%。

4.5 敏感度分析

在本研究中，預設 ML 為整個戴奧辛殘留濃度分布的 95% 上限，CV 等於 1.2 時進行了蒙地卡羅模擬的敏感度分析確認變數和其可能的影響。根據敏感度分析的結果，圖 9 到圖 15 可以明確地看出，各年齡層中影響模擬結果最大的變數。

- 0-3 歲敏感度最高的變數為魚類及其製品的攝食量，次高的變數為魚及其他水產動物之肉與其製品的戴奧辛殘留濃度。
- 3-6 歲敏感度最高的變數為魚類及其製品的攝食量，次高的變數為魚及其他水產動物之肉與其製品的戴奧辛殘留濃度。
- 6-12 歲敏感度最高的變數為魚及其他水產動物之肉與其製品的戴奧辛殘留濃度，次高的變數為體重。
- 12-16 歲敏感度最高的變數為魚及其他水產動物之肉與其製品的戴奧辛殘留濃度，次高的變數為魚類及其製品的攝食量。
- 16-18 歲敏感度最高的變數為魚及其他水產動物之肉與其製品的戴奧辛殘留濃度，次高的變數為魚類及其製品的攝食量。
- 19-65 歲敏感度最高的變數為魚及其他水產動物之肉與其製品的戴奧辛殘留濃度，次高的變數為魚類及其製品的攝食量。

- 65 歲以上敏感度最高的變數為魚類及其製品的攝食量，次高的變數為魚及其他水產動物之肉與其製品的戴奧辛殘留濃度。





第五章 討論

5.1 機率性健康風險評估

健康風險評估總是伴隨著不確定性和變異性，為了降低這些因素，我們需要採用適當的方法呈現評估結果的變異性。根據 USEPA 的說法表示使用傳統的單一風險值可能高估或低估健康危害 (USEPA, 2014)。因此本研究主要是參考 Van Der Voet 等人在 2007 年發表的文章，採用了機率性的統計方法進行風險評估。這種方法比起傳統的點估計或信賴區間方式，能夠考慮更多可能性，結果將以分布的形式更加全面的呈現其變異性 (Van Der Voet & Slob, 2007)。

根據 WHO 以及 USEPA 的說明 (USEPA, 1994; WHO, 2009)，風險評估中的蒙地卡羅模擬會為每個參數設定各自不同的分布型態，而非單一數值，這有助於反映每個變數的變異性，進而降低不確定性。蒙地卡羅方法已經在健康風險評估中被廣泛使用，其中本研究在考慮台灣食品中戴奧辛濃度時面臨數據不足造成的不確定性以及假設造成的不確定性，而食物攝取量及體重則有來自國家攝食資料庫中具代表性的資料。這些暴露參數的不確定性和變異性可以通過假設其具有特定的統計分布來進行描述 (Yang et al., 2023)。故本研究採用蒙地卡羅模型進行模擬分析。

進行機率性風險評估的一個關鍵步驟是為每個參數設定適當的分布，我們參考了 Diletti 等人 2018 年在義大利和 Shin 等人 2022 年在韓國的研究，其中他們在模擬戴奧辛和 PCBs 的攝取量時，假設食品攝食量和年齡組的體重都為截斷常態分布，食品中戴奧辛殘留濃度為對數常態分布 (Diletti et al., 2018; Shin et al., 2022)。為了使假設能夠符合真實情況，故本研究針對台灣實際檢測食品中戴奧辛濃度的數據執行統計檢定，發現該數據符合常態分布，推測是由於台灣的樣本數較少，且先前實際檢測數據的 CV 較小，使得對數常態分布會趨近於常態分布。因此本



研究將台灣食品中戴奧辛殘留濃度的分布型態假設為常態分布，同時本研究也模擬 CV 值從 0.1 上升至 1.7 時對於 ADD 的變化。

然而，過去台灣食品藥物管理署的研究在利用機率性風險評估時，食品中戴奧辛的濃度大多來自抽樣檢測，只根據少數且有食物攝取量的食品樣本來檢測其中戴奧辛的濃度，進而估算戴奧辛的攝取量。從 2013 年至 2019 年的研究，每年採樣分析的樣本數從 90 件至 156 件不等，各類食品中樣本數最多的為魚及水產類，平均每年分析的樣本數只有 25 件；油脂類平均每年分析的樣本數最少，更只有 3 件（食藥署, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019）。即便收集從 2004 年至 2018 年共 15 年的樣本仍只有 2441 件 (Lee et al., 2020)。相較於 EFSA 收集從 1999 年至 2008 年間 21 個會員國、挪威和冰島收集的 7270 份樣本數，兩者的樣本數相差將近 3 倍。

5.2 食品中戴奧辛合格率的假設

根據 EFSA 在 2012 年統整來自 26 個歐洲國家對於食品中戴奧辛與 PCBs 的監測報告，共有 5.4% 的樣本結果超出了 PCDD/Fs 的 ML，9.7% 的食品樣本超過了戴奧辛與 PCBs 的 ML (European Food Safety, 2012)。Adamse 等人在 2017 發表的文章則表示大多數食品的不合格率為 1% 或更低 (Adamse et al., 2017)。而根據台灣食品藥物管理署先前的研究，台灣樣本的合格率落在 96.9% 以上 (食藥署, 2017)。

可見在實際的情況之下食品中戴奧辛不合格的比例大約落在 1% 至 10% 之間。故本研究以 1% 至 5% 的不合格率作為主要模擬的假設。隨著整個戴奧辛殘留濃度的合格率從 95% 上升至 99% 時，一般民眾與消費者兩個群體在 7 個不同年齡層的



HI 值均呈現下降趨勢。這說明在實際情形之下越多比例的食品符合 ML，國人的 HI 值就會下降。

5.3 戴奧辛攝取量與危害指數

當本研究設定 CV 範圍為 0.1 至 1.7 時，觀察到模擬結果中 ADD 的平均值隨 CV 的增加而呈現下降趨勢。這一現象可以解釋為，當 CV 值較大，所估計的食品中戴奧辛濃度的平均值較低，從而使得模擬的 ADD 平均值也較小。另外，隨著 CV 的增加，其相對應的標準差也會上升。特別的是當 CV 超過 1.2 時，ADD 的第 95 百分位數不再呈現持續下降的模式。我們推測這可能是由於當標準差較大時，資料的分散程度也較大，意味著資料中存在較大的變異性，使得較高百分位數的估計結果較不穩定。

由於本研究只考慮 PCDDs 和 PCDFs 的攝取量，相對於其他研究同時考慮了 DLCs 攝取量的情況，可能會有低估的情況。在評估非癌症的健康危害時是將模擬出來的攝取量與 WHO 或是 EFSA 建議的 TDI 或 TWI 做比較。通常認為可接受的非癌症風險的閾值為 1，代表只要 HI 不超過 1，則平均每日暴露劑量低於國際組織建議的安全基準值，就預期不會有不良的健康效應；反之 HI 超過 1 表示不允许的非致癌風險，可能會產生毒性危害健康。根據本研究的結果顯示一般民眾與消費者兩個群體在 0-3 歲、3-6 歲、6-12 歲、12-16 歲、16-18 歲、19-65 歲和 65 歲以上 7 個不同年齡層的 ADD 表現出一些趨勢。在各個年齡層中消費者群體的 ADD 皆高於一般民眾。這主要是因為消費者群體的數據是基於實際食用特定食品項目的人群，而一般民眾則代表了所有受訪者的平均飲食習慣，其中包括那些沒有食用特定食品項目的人（國家衛生研究院, 2020）。所以實際上台灣民眾的 ADD 應該介於這兩個族群之間。從不同的年齡層面來探討，隨著年齡的增加，一般民



眾與消費者兩個群體的 ADD 呈下降趨勢，但 19-65 歲組的 ADD 略有上升。將攝食量利用平均體重標準化之後可以觀察到是因為 19-65 歲的成年人在肉類與水產動物類的攝食量較 16-18 歲的青少年有所增加。

整體趨勢與 2018 年 EFSA 統整在 21 個不同成員國的 35 項飲食調查中所評估出的每日暴露劑量一致，隨著年齡的上升 ADD 有所降低 (Knutsen et al., 2018)。Barone 等人在 2020 年的研究數據也顯示出戴奧辛的攝取量會隨著年齡的增長出現了下降趨勢，兒童的戴奧辛攝取量約為青少年的兩倍，成人和老年人的三倍 (Barone et al., 2021)。根據表 23 至表 25 的結果，發現兒童的戴奧辛攝取量與其他年齡層的比例與 Barone 等人的研究相近。將每個年齡層的攝食量經由體重標準化之後，發現兒童在水產類的攝食量是青少年和成年人的兩倍，蛋類的攝食量是成年人的兩倍，乳品類的攝食量是青少年的 4 倍和成年人的 7 倍。在模擬中兒童較高的 HI 值推測應該是受到與年齡層的飲食習慣以及他們較低的體重的影響。

在 2007 年，一項研究在台灣的 11 個地點收集了 14 種動物源性食品的樣本，當中包含肉類及其製品、水產類、蛋類、乳品類、動物油脂類等。該研究針對平均體重 64.8 公斤的成年男性和平均體重 56.3 公斤的成年女性進行了評估結果顯示，成年男性戴奧辛的平均每日暴露量約為 1.49 pg TEQ/kg bw，而成年女性的暴露量約為 1.32 pg TEQ/kg bw (Hsu et al., 2007)。Chang 等人在 2012 年對台灣成人進行的調查顯示 PCDD/Fs 的平均 ADD 在 0.31 到 0.33 pg TEQ/kg-day，而在 6-12 歲的兒童中，該值為 0.62-0.70 pg TEQ/kg bw-day (Chang et al., 2012)。根據台灣食藥署對食品中戴奧辛及戴奧辛類多氯聯苯背景值的調查，2013-2019 年間，戴奧辛的平均攝取量最低為宜蘭地區 65 歲以上 0.086 pg TEQ/kg bw-day，最高為中部地區 3-6 歲 0.938 pg TEQ/kg bw-day (食藥署, 2019)。Sirot 等人於 2012 年對法國民眾飲食中接觸 PCDD/Fs 和 PCBs 的情況進行評估，其平均暴露量在 0.22 - 0.44 pg TEQ/kg bw-day 之間。在 2012 年，Bramwell 等人估計英國民眾的戴奧辛攝取量，



結果顯示其 ADD 估計為 0.52 pg TEQ/kg bw-day (Bramwell et al., 2017)。奧地利的 Rauscher-Gabernig 等人在 2013 年首次評估民眾從飲食中接觸 PCDD/Fs 和 PCBs 的情況，他們估計兒童、女性和男性的 PCDD/Fs 和 PCBs 的平均攝取量分別為 0.77、0.75 和 0.61 pg TEQ/kg bw-day (Rauscher-Gabernig et al., 2013)。

如同在第 5.1 節所討論的，我們在使用現行的 ML 進行模擬時發現，由於考慮到市面上食品合格率的問題，民眾仍有可能食用到超過 ML 的食品。本研究選擇了 2007 年的研究進行比較，因為該研究的樣本數量最多，且在評估過程中只探討了動物源性的食品，這與本研究選擇的食品種類相同。在本研究中，成年民眾的平均體重為 62.96 公斤，ADD 的平均值為 3.62 pg TEQ/kg bw，明顯高於該研究中平均體重 64.8 公斤的成年男性，其平均每日暴露量 1.49 pg TEQ/kg bw (Hsu et al., 2007)。本研究得出的 ADD 平均值往往會高於直接使用檢測數據進行模擬的結果。

根據表 26 與表 32 之間的比較，英國、匈牙利、奧地利 19-65 歲一般民眾組的平均 HI 值均小於 1，然而無論在何種假設之下台灣 19-65 歲一般民眾組的平均 HI 值均大於 1。將台灣成年人的攝食量進行體重標準化後，與歐洲四個國家進行比較可以發現以下情況。在肉類的攝食量上，台灣是奧地利和英國的兩倍，是法國的 1.5 倍；在水產動物類的攝食量上，台灣是匈牙利的五倍，是奧地利的三倍，是英國的 2.5 倍，是法國的 1.5 倍；在蛋類的攝食量上，台灣是英國的三倍，是奧地利、匈牙利和法國的 1.5 倍；在乳品類的攝食量上，台灣是奧地利、匈牙利和法國的四分之一，是英國的三分之一；在油脂類的攝食量上，台灣是英國和奧地利的五分之一，是匈牙利和法國的九分之一。在相同的 ML 下，台灣在肉類、水產類和蛋類的攝食量都比歐洲國家較高。雖然歐洲國家在乳品類的攝食量是台灣的數倍，但歐盟規定的乳品類 ML 比台灣規定的低。以上的原因導致模擬結果顯示，台灣成年人的 ADD 分別是英國、匈牙利、法國、奧地利的 1.86 倍、1.63 倍、



1.18 倍、1.49 倍。這顯示由於現行食品中戴奧辛 ML 是歐盟根據歐洲國家的飲食習慣及攝食量來制定，故該規範較適用於歐洲國家。

根據 EFSA 於 2018 年的報告中指出，青少年和成人組的平均暴露量比 TWI 高出兩倍，在第 95 百分位數上會高出 TWI 六倍 (Knutsen et al., 2018)。如表 33 根據 EFSA 的 TWI 進行模擬的結果顯示出英國、匈牙利、法國、奧地利一般民眾與消費者的平均 HI 值均大於 1，與先前的研究有相似的結論，皆超出 EFSA 建議的 TWI 值。代表歐洲國家的民眾仍透過飲食暴露於不可接受的非致癌風險，可能會產生危害健康的不良效應。然而表 32 根據 WHO 的 TDI 進行模擬的結果顯示，英國、匈牙利、奧地利 19-65 歲一般民眾組的平均 HI 值小於 1。WHO 建議的戴奧辛 TDI 是基於動物實驗中最敏感的不良健康效應。另一方面，EFSA 建議的 TWI 則是根據俄羅斯男性兒童精子數量下降的研究。在評估的過程中我們應注意較敏感族群比如兒童，因此本研究認為應以最新的科學資訊 EFSA 的 TWI 作為主要的參考值。

5.4 貢獻度比較

在 2020 年的研究中，Lee 等人彙整了 2013 至 2019 年間食品中戴奧辛含量的調查結果。他們的研究發現，食物中 PCDD/Fs 與 PCBs 的主要來源為魚類和水產品，對於不同地區的成年人來說，其貢獻度介於 31.1% 至 65.4% 之間 (Lee et al., 2020)。然而，在本研究中，我們模擬出的魚類及其製品的貢獻度為 56.34%，水產動物類的總貢獻度為 79%。在我們的研究中，成年人組的貢獻度排序為：水產動物類、禽畜製品類、油脂類、蛋類、乳品類，這與 Hsu 等人在 2007 年的研究中對成年男性的排序相同 (Hsu et al., 2007)。綜觀各項文獻與本研究的結果，我們可以確定魚類及其製品是戴奧辛的主要來源。



在 EFSA 的評估當中，對於嬰兒主要的貢獻來源是黃油，其次是魚類。對於兒童主要的貢獻來源是魚類，其次是奶酪。對於青少年、成年人和老年人的年齡組，主要的貢獻來源都是魚類 (Knutsen et al., 2018)。本研究模擬英國、匈牙利、法國、奧地利戴奧辛在成年人主要的貢獻來源與 EFSA 及 Malisch 等人的評估相同，主要都是來自魚類及其製品 (Malisch & Kotz, 2014)。

5.5 研究限制

在進行機率性風險評估的過程中，本研究綜合考慮了食物攝取量、食品中戴奧辛濃度以及體重的變異性。在攝食資料的部分本研究所使用的資料為「熟重」，食品營養成分資料庫中的數據卻是基於生食進行的分析。在烹飪食物的過程中，因水分與脂肪的流失導致重量下降，脂肪比例也有所改變。根據美國農業部的報告，由於食物的型態與烹飪的方式的差異使得脂肪流失的比例不固定，肉類脂肪流失的比例在 0.2% 至 12.9% 之間 (Roseland, 2017)。由於攝食資料庫中未明確表明攝食部位，使得食品中脂肪比例的確定變得複雜。為解決此問題，本研究採用了相似食品中脂肪比例的平均值作為估計基礎，這方法與假設仍帶有一定的不確定性。

本研究僅參考現有的文獻來進行參數的分布設定，將食品中戴奧辛殘留濃度、攝食量、體重皆假設為常態分布，因此可能和實際分布情況有所差異。本研究在評估非癌症風險的過程中，在使用 WHO 的標準 1-4 pg TEQ/kg bw 作為 TDI 時，假設 TDI 的分布為均勻分布。



5.6 修訂最大限值

本研究的模擬結果揭示大多數民眾可能會承受戴奧辛的非致癌風險，這一結果顯示目前仍需要採取措施降低食品中戴奧辛的規範標準。根據研究中貢獻度的結果顯示，不論是歐洲四個國家或是台灣，魚類及其製品被認為是攝食到戴奧辛的主要貢獻度來源。故本研究認為應優先考量修正水產動物類食品中戴奧辛的ML，降低民眾可能受到的健康危害。



第六章 結論

戴奧辛屬於持久性有機污染物，它是各種工業過程或自然環境中燃燒的副產品，並具有高度的毒性、生物累積性以及長半衰期。戴奧辛的這些特性，以及其對健康和環境的潛在不良影響，使其成為全球公共衛生的焦點。通過飲食攝取是人類主要接觸戴奧辛的方式，尤其是在攝取高脂肪食品，如肉類、乳製品和水產類食品。這是因為戴奧辛會聚積在動物的脂肪組織中，然後可以透過食物鏈進入人體，並在人體內逐漸累積。

雖然戴奧辛已在國際上被公認為致癌物質，但至今國際間並未在食品中戴奧辛的濃度標準達成一致，且對食品種類的涵蓋並不全面。台灣訂定食品含戴奧辛及多氯聯苯處理規範中的最大限值主要基於歐盟制定的標準進行制訂，然而，飲食習慣受到地理、文化、經濟等多種因素的影響，具有很大的地域性差異。因此，本研究旨在探討現有的最大限值是否能有效保護台灣人民免受戴奧辛的健康危害。

透過蒙地卡羅模擬，利用國家攝食資料庫中的食品攝取量數據，假設所有食品中戴奧辛濃度的合格率為 95% 至 99%，評估國人每日戴奧辛平均攝取量以危害指數。結果表明，無論是一般民眾或消費者，所有年齡組別的危害指數均大於 1，表示民眾有可能受到戴奧辛非致癌不良健康效應的危害。同時本研究也模擬了歐洲相關的數據，發現在歐洲多數國家的平均 HI 值均小於 1，顯示現行的食品中戴奧辛最大限值較適用於歐洲的飲食習慣。

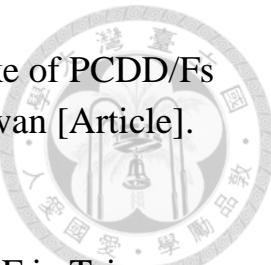
本研究強調了對食品中戴奧辛濃度監測與控制的重要性，並特別指出了魚類作為戴奧辛主要的來源，應該優先對其進行評估與修正。這些研究結果為未來的政策制定和實施提供了科學依據，並應促使政府機關採取積極相對應的行動以保護公共健康。

參考資料



- Adamse, P., Schoss, S., Theelen, R. M., & Hoogenboom, R. L. (2017). Levels of dioxins and dioxin-like PCBs in food of animal origin in the Netherlands during the period 2001-2011. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess*, 34(1), 78-92.
<https://doi.org/10.1080/19440049.2016.1252065>
- Ahlborg, U. G., Becking, G. C., Birnbaum, L. S., Brouwer, A., Derkx, H., Feeley, M., Golor, G., Hanberg, A., Larsen, J. C., Liem, A. K. D., Safe, S. H., Schlatter, C., Waern, F., Younes, M., & Yrjänheikki, E. (1994). Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs: Report on WHO-ECEH and IPCS consultation, December 1993. *Chemosphere*, 28(6), 1049-1067. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)90324-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535(94)90324-7)
- Alcock, R. E., Sweetman, A. J., & Jones, K. C. (2001). A congener-specific PCDD/F emissions inventory for the UK: do current estimates account for the measured atmospheric burden? *Chemosphere*, 43(2), 183-194. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00173-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00173-9)
- Aylward, L. L., Brunet, R. C., Carrier, G., Hays, S. M., Cushing, C. A., Needham, L. L., Patterson, D. G., Gerthoux, P. M., Brambilla, P., & Mocarelli, P. (2005). Concentration-dependent TCDD elimination kinetics in humans: toxicokinetic modeling for moderately to highly exposed adults from Seveso, Italy, and Vienna, Austria, and impact on dose estimates for the NIOSH cohort. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 15(1), 51-65.
<https://doi.org/10.1038/sj.jea.7500370>
- Baccarelli, A., Giacomini, S. M., Corbetta, C., Landi, M. T., Bonzini, M., Consonni, D., Grillo, P., Patterson, D. G., Jr., Pesatori, A. C., & Bertazzi, P. A. (2008). Neonatal Thyroid Function in Seveso 25 Years after Maternal Exposure to Dioxin. *PLOS Medicine*, 5(7), e161.
<https://doi.org/10.1371/journal.pmed.0050161>
- Barone, G., Storelli, A., Busco, A., Mallamaci, R., & Storelli, M. M. (2021). Polychlorinated dioxins, furans (PCDD/Fs) and dioxin-like polychlorinated biphenyls (dl-PCBs) in food from Italy: Estimates of

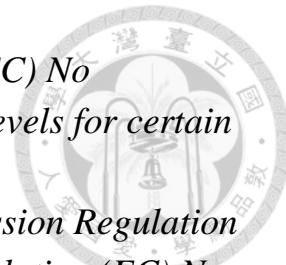
- dietaryintake and assessment. *J Food Sci*, 86(10), 4741-4753.
<https://doi.org/10.1111/1750-3841.15901>
- Bhavsar, S. P., Reiner, E. J., Hayton, A., Fletcher, R., & MacPherson, K. (2008). Converting Toxic Equivalents (TEQ) of dioxins and dioxin-like compounds in fish from one Toxic Equivalency Factor (TEF) scheme to another. *Environ Int*, 34(7), 915-921.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.02.001>
- Birnbaum, L. S. (1994). The mechanism of dioxin toxicity: relationship to risk assessment. *Environ Health Perspect*, 102 Suppl 9(Suppl 9), 157-167. <https://doi.org/10.1289/ehp.94102s9157>
- Booth, S., Hui, J., Alojado, Z., Lam, V., Cheung, W., Zeller, D., Steyn, D., & Pauly, D. (2013). Global deposition of airborne dioxin. *Marine Pollution Bulletin*, 75(1), 182-186.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.041>
- Bramwell, L., Mortimer, D., Rose, M., Fernandes, A., Harrad, S., & Pless-Mulloli, T. (2017). UK dietary exposure to PCDD/Fs, PCBs, PBDD/Fs, PBBs and PBDEs: comparison of results from 24-h duplicate diets and total diet studies. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess*, 34(1), 65-77.
<https://doi.org/10.1080/19440049.2016.1258493>
- Breivik, K., Alcock, R., Li, Y.-F., Bailey, R. E., Fiedler, H., & Pacyna, J. M. (2004). Primary sources of selected POPs: regional and global scale emission inventories. *Environmental Pollution*, 128(1), 3-16.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.08.031>
- Bumb, R. R., Crummett, W. B., Cutie, S. S., Gledhill, J. R., Hummel, R. H., Kagel, R. O., Lamparski, L. L., Luoma, E. V., Miller, D. L., Nestrick, T. J., Shadoff, L. A., Stehl, R. H., & Woods, J. S. (1980). Trace chemistries of fire: A source of chlorinated dioxins [Review]. *Science*, 210(4468), 385-390.
<https://doi.org/10.1126/science.6159682>
- Casals-Casas, C., & Desvergne, B. (2011). Endocrine Disruptors: From Endocrine to Metabolic Disruption. *Annual Review of Physiology*, 73(1), 135-162. <https://doi.org/10.1146/annurev-physiol-012110-142200>



- Chang, J. W., Liao, P. C., & Lee, C. C. (2012). Dietary Intake of PCDD/Fs and Dioxin-Like PCBs from Fresh Foods around Taiwan [Article]. *Journal of Food and Drug Analysis*, 20(4), 805-813. <https://doi.org/10.6227/jfda.2012200409>
- Chen, C.-M. (2004). The emission inventory of PCDD/PCDF in Taiwan. *Chemosphere*, 54(10), 1413-1420. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.10.039>
- Chopra, M., & Schrenk, D. (2011). Dioxin toxicity, aryl hydrocarbon receptor signaling, and apoptosis—Persistent pollutants affect programmed cell death. *Critical Reviews in Toxicology*, 41(4), 292-320. <https://doi.org/10.3109/10408444.2010.524635>
- Dalton, T. P., Kerzee, J. K., Wang, B., Miller, M., Dieter, M. Z., Lorenz, J. N., Shertzer, H. G., Nerbert, D. W., & Puga, A. (2001). Dioxin exposure is an environmental risk factor for ischemic heart disease. *Cardiovasc Toxicol*, 1(4), 285-298. <https://doi.org/10.1385/ct:1:4:285>
- Diletti, G., Scorticini, G., Abete, M. C., Binato, G., Candeloro, L., Ceci, R., Chessa, G., Conte, A., Di Sandro, A., Esposito, M., Fedrizzi, G., Ferrantelli, V., Ferretti, E., Menotta, S., Nardelli, V., Neri, B., Piersanti, A., Roberti, F., Ubaldi, A., & Brambilla, G. (2018). Intake estimates of dioxins and dioxin-like polychlorobiphenyls in the Italian general population from the 2013-2016 results of official monitoring plans in food. *Sci Total Environ*, 627, 11-19. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.181>
- Djien Liem, A. K., Furst, P., & Rappe, C. (2000). Exposure of populations to dioxins and related compounds. *Food Additives & Contaminants*, 17(4), 241-259. <https://doi.org/10.1080/026520300283324>
- Dopico, M., & Gómez, A. (2015). Review of the current state and main sources of dioxins around the world. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 65(9), 1033-1049. <https://doi.org/10.1080/10962247.2015.1058869>
- Dorne, J. L. C. M. (2010). Metabolism, variability and risk assessment. *Toxicology*, 268(3), 156-164. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tox.2009.11.004>
- Dyke, P. H., & Stratford, J. (2002). Changes to the TEF schemes can have significant impacts on regulation and management of PCDD/F and



- PCB. *Chemosphere*, 47(2), 103-116. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(01\)00219-3](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(01)00219-3)
- EFSA. (2010). Results of the monitoring of dioxin levels in food and feed. *EFSA Journal*, 8(3), 1385.
<https://doi.org/https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1385>
- EFSA. (2012). Update of the monitoring of levels of dioxins and PCBs in food and feed. *EFSA Journal*, 10(7), 2832.
<https://doi.org/https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2832>
- EFSA. (2014). *Guidance on the EU Menu methodology*.
- EFSA. (2022). *The EFSA Comprehensive European Food Consumption Database*.
- Emond, C., Michalek, J. E., Birnbaum, L. S., & DeVito, M. J. (2005). Comparison of the Use of a Physiologically Based Pharmacokinetic Model and a Classical Pharmacokinetic Model for Dioxin Exposure Assessments. *Environmental Health Perspectives*, 113(12), 1666-1668. <https://doi.org/doi:10.1289/ehp.8016>
- EPA, E. P. A. (2010, 2010). *Recommended Toxicity Equivalency Factors for Human Health Risk Assessments of Dioxin and Dioxin-Like Compounds*. Retrieved 9 April from
<https://www.epa.gov/risk/documents-recommended-toxicity-equivalency-factors-human-health-risk-assessments-dioxin-and>
- EPA., U. S. (2004). *Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-P-Dioxin (Tcdd) and Related Compounds*. National Academy Sciences (External Review Draft).
- Esposito, M., Cavallo, S., Serpe, F. P., D'Ambrosio, R., Gallo, P., Colarusso, G., Pellicanò, R., Baldi, L., Guarino, A., & Serpe, L. (2009). Levels and congener profiles of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls in cow's milk collected in Campania, Italy. *Chemosphere*, 77(9), 1212-1216.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.09.011>
- European Commission. (2001). *Community Strategy for Dioxins, Furans and Polychlorinated Biphenyls*.



- European Commission. (2006). *Commission Regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs*.
- European Commission, D.-G. f. H. a. F. S. (2022). *Commission Regulation (EU) 2022/2002 of 21 October 2022 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels of dioxins and dioxin-like PCBs in certain foodstuffs*.
- European Commission, D.-G. f. H. a. F. S. (2023). *Commission Regulation (EU) 2023/915 of 25 April 2023 on maximum levels for certain contaminants in food and repealing Regulation (EC) No 1881/2006 (Text with EEA relevance)*.
- European Food Safety, A. (2012). Update of the monitoring of levels of dioxins and PCBs in food and feed
[<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2832>]. *EFSA Journal*, 10(7), 2832. <https://doi.org/https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2832>
- Felter, S. P., Bhat, V. S., Botham, P. A., Bussard, D. A., Casey, W., Hayes, A. W., Hilton, G. M., Magurany, K. A., Sauer, U. G., & Ohanian, E. V. (2021). Assessing chemical carcinogenicity: hazard identification, classification, and risk assessment. Insight from a Toxicology Forum state-of-the-science workshop. *Critical Reviews in Toxicology*, 51(8), 653-694. <https://doi.org/10.1080/10408444.2021.2003295>
- Felter, S. P., Boobis, A. R., Botham, P. A., Brousse, A., Greim, H., Hollnagel, H. M., & Sauer, U. G. (2020). Hazard identification, classification, and risk assessment of carcinogens: too much or too little? – Report of an ECETOC workshop. *Critical Reviews in Toxicology*, 50(1), 72-95.
<https://doi.org/10.1080/10408444.2020.1727843>
- Firestone, M., Fenner-Crisp, P., Barry, T., Bennett, D., Chang, S., Callahan, M., Burke, A., Michaud, J., Olsen, M., & Cirone, P. (1997). Guiding principles for Monte Carlo analysis. *Washington, DC: US Environmental Protection Agency*.
- Fletcher, C. L., & McKay, W. A. (1993). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in the aquatic environment — A literature review. *Chemosphere*, 26(6), 1041-1069.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535\(93\)90194-A](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535(93)90194-A)

- Food, S. C. o. (2000). *Opinion of the SCF on the Risk Assessment of Dioxins and Dioxin-like PCBs in Food*. European Commission.
- Govers, H. A. J., & Krop, H. B. (1998). Partition constants of chlorinated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins. *Chemosphere*, 37(9), 2139-2152. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(98\)00276-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00276-8)
- Graf, C., Katsoyiannis, A., Jones, K. C., & Sweetman, A. J. (2016). The TOMPs ambient air monitoring network – Continuous data on UK air quality for over 20 years. *Environmental Pollution*, 217, 42-51. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.033>
- Gray Jr, L. E., Ostby, J., Furr, J., Wolf, C. J., Lambright, C., Parks, L., Veeramachaneni, D. N., Wilson, V., Price, M., Hotchkiss, A., Orlando, E., & Guillette, L. (2001). Effects of environmental antiandrogens on reproductive development in experimental animals. *APMIS*, 109(S103), S302-S319. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0463.2001.tb05780.x>
- Haedrich, J., Stumpf, C., & Denison, M. S. (2021). Bioanalytical screening of low levels of dioxins and dioxin-like PCBs in pig meat (pork) for checking compliance with EU maximum and action levels using highly sensitive "third generation" recombinant H4L7.5c2 rat hepatoma cells. *Environ Sci Eur*, 33(1), 33. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00474-2>
- Harrad, S. J., & Smith, D. J. T. (1997). Evaluation of a terrestrial food chain model for estimating foodstuff concentrations of PCDD/Fs. *Chemosphere*, 34(8), 1723-1737. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)00029-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00029-5)
- Harrison, R. L. (2010). Introduction to monte carlo simulation. AIP conference proceedings,
- Heres, L., Hoogenboom, R., Herbes, R., Traag, W., & Urlings, B. (2010). Tracing and analytical results of the dioxin contamination incident in 2008 originating from the Republic of Ireland. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 27(12), 1733-1744. <https://doi.org/10.1080/19440049.2010.522598>
- Hermsen, S. A., Larsson, S., Arima, A., Muneoka, A., Ihara, T., Sumida, H., Fukusato, T., Kubota, S., Yasuda, M., & Lind, P. M. (2008). In utero and lactational exposure to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin



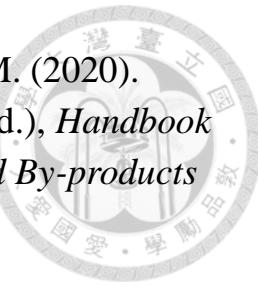
- (TCDD) affects bone tissue in rhesus monkeys. *Toxicology*, 253(1-3), 147-152. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2008.09.005>
- Hites, R. A. (2011). Dioxins: An Overview and History. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 16-20. <https://doi.org/10.1021/es1013664>
- Hoogenboom, R., Traag, W., Fernandes, A., & Rose, M. (2015). European developments following incidents with dioxins and PCBs in the food and feed chain. *Food Control*, 50, 670-683. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2014.10.010>
- Hsu, M. S., Hsu, K. Y., Wang, S. M., Chou, U., Chen, S. Y., Huang, N. C., Liao, C. Y., Yu, T. P., & Ling, Y. C. (2007). A total diet study to estimate PCDD/Fs and dioxin-like PCBs intake from food in Taiwan. *Chemosphere*, 67(9), S65-70. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.05.116>
- Huang, H., & Buekens, A. (1995). On the mechanisms of dioxin formation in combustion processes. *Chemosphere*, 31(9), 4099-4117. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535\(95\)80011-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535(95)80011-9)
- Humblet, O., Birnbaum, L., Rimm, E., Mittelman, M. A., & Hauser, R. (2008). Dioxins and cardiovascular disease mortality. *Environ Health Perspect*, 116(11), 1443-1448. <https://doi.org/10.1289/ehp.11579>
- Hutzinger, O., Blumich, M. J., v.d.Berg, M., & Olie, K. (1985). Sources and fate of PCDDs and PCDFs: An overview. *Chemosphere*, 14(6), 581-600. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535\(85\)90167-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535(85)90167-5)
- Huwe, J., Pagan-Rodriguez, D., Abdelmajid, N., Clinch, N., Gordon, D., Holterman, J., Zaki, E., Lorentzen, M., & Dearfield, K. (2009). Survey of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans, and non-ortho-polychlorinated biphenyls in U.S. meat and poultry, 2007-2008: effect of new toxic equivalency factors on toxic equivalency levels, patterns, and temporal trends. *J Agric Food Chem*, 57(23), 11194-11200. <https://doi.org/10.1021/jf902251t>
- IARC. (1997). Polychlorinated dibenzo-para-dioxins and polychlorinated dibenzofurans. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum*, 69, 1-631.
- Ishimaru, N., Takagi, A., Kohashi, M., Yamada, A., Arakaki, R., Kanno, J., & Hayashi, Y. (2009). Neonatal exposure to low-dose 2,3,7,8-



- tetrachlorodibenzo-p-dioxin causes autoimmunity due to the disruption of T cell tolerance. *J Immunol*, 182(10), 6576-6586.
<https://doi.org/10.4049/jimmunol.0802289>
- Ishiniwa, H., Sakai, M., Tohma, S., Matsuki, H., Takahashi, Y., Kajiwara, H., & Sekijima, T. (2013). Dioxin pollution disrupts reproduction in male Japanese field mice. *Ecotoxicology*, 22(9), 1335-1347.
<https://doi.org/10.1007/s10646-013-1120-7>
- JECFA. (2002). Safety evaluation of certain food additives and contaminants / prepared by the fifty-seventh meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). In. Geneva: World Health Organization.
- Jenkins, S., Rowell, C., Wang, J., & Lamartiniere, C. A. (2007). Prenatal TCDD exposure predisposes for mammary cancer in rats. *Reprod Toxicol*, 23(3), 391-396.
<https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2006.10.004>
- Kakeyama, M., Sone, H., & Tohyama, C. (2008). Perinatal exposure of female rats to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin induces central precocious puberty in the offspring. *J Endocrinol*, 197(2), 351-358.
<https://doi.org/10.1677/joe-08-0062>
- Kakutani, H., Yuzuriha, T., Nakao, T., & Ohta, S. (2022). Long-term orally exposure of dioxins affects antigen-specific antibody production in mice. *Toxicol Rep*, 9, 53-57.
<https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2021.12.011>
- Keller, J. M., Huet-Hudson, Y., & Leamy, L. J. (2008). Effects of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin on molar development among non-resistant inbred strains of mice: a geometric morphometric analysis. *Growth Dev Aging*, 71(1), 3-16.
- Kirkok, S. K., Kibet, J. K., Kinyanjui, T. K., & Okanga, F. I. (2020). A review of persistent organic pollutants: dioxins, furans, and their associated nitrogenated analogues. *SN Applied Sciences*, 2(10), 1729.
<https://doi.org/10.1007/s42452-020-03551-y>
- Knutsen, H. K., Alexander, J., Barregård, L., Bignami, M., Brüschiweiler, B., Ceccatelli, S., Cottrill, B., Dinovi, M., Edler, L., Grasl-Kraupp, B., Hogstrand, C., Nebbia, C. S., Oswald, I. P., Petersen, A., Rose, M., Roudot, A. C., Schwerdtle, T., Vleminckx, C., Vollmer, G., . . .

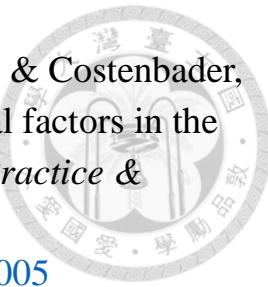


- Hoogenboom, L. R. (2018). Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. *Efsa j*, 16(11), e05333. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5333>
- Kobets, T., Smith, B. P. C., & Williams, G. M. (2022). Food-Borne Chemical Carcinogens and the Evidence for Human Cancer Risk. *Foods*, 11(18), 2828. <https://www.mdpi.com/2304-8158/11/18/2828>
- Lee, C. C., Chang, W. H., Lin, H. T., & Chang, J. W. (2020). Spatiotemporal patterns of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls in foodstuffs in air quality regions in Taiwan. *J Food Drug Anal*, 28(3), 375-398. <https://doi.org/10.38212/2224-6614.1216>
- Lee, C. C., Lin, H. T., Kao, Y. M., Chang, M. H., & Chen, H. L. (2016). Temporal trend of polychlorinated dibenzo-p-dioxin/polychlorinated dibenzofuran and dioxin like-polychlorinated biphenyl concentrations in food from Taiwan markets during 2004-2012. *J Food Drug Anal*, 24(3), 644-652. <https://doi.org/10.1016/j.jfda.2016.02.006>
- Lind, P. M., Örberg, J., Edlund, U.-B., Sjöblom, L., & Lind, L. (2004). The dioxin-like pollutant PCB 126 (3,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl) affects risk factors for cardiovascular disease in female rats. *Toxicology Letters*, 150(3), 293-299. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2004.02.008>
- Lind, P. M., van Bavel, B., Salihovic, S., & Lind, L. (2012). Circulating levels of persistent organic pollutants (POPs) and carotid atherosclerosis in the elderly. *Environ Health Perspect*, 120(1), 38-43. <https://doi.org/10.1289/ehp.1103563>
- Lohmann, R., & Jones, K. C. (1998). Dioxins and furans in air and deposition: A review of levels, behaviour and processes. *Science of the Total Environment*, 219(1), 53-81. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00237-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00237-X)
- Lombó, M., & Herráez, P. (2021). The effects of endocrine disruptors on the male germline: an intergenerational health risk. *Biological Reviews*, 96(4), 1243-1262. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/brv.12701>

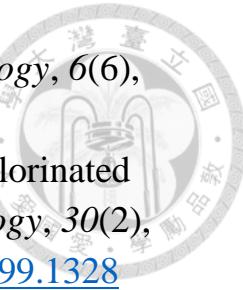


- Lu, S., Buekens, A., Chen, T., Lin, X., Zhan, M., & Zhang, M. (2020). Dioxins and Dioxin-like Compounds. In A. Nzhou (Ed.), *Handbook on Characterization of Biomass, Biowaste and Related By-products* (pp. 1211-1265). Springer International Publishing.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-35020-8_13
- Maertens, A., Golden, E., Luechtefeld, T. H., Hoffmann, S., Tsaioun, K., & Hartung, T. (2022). Probabilistic risk assessment - the keystone for the future of toxicology. *Altex*, 39(1), 3-29.
<https://doi.org/10.14573/altex.2201081>
- Malisch, R., & Kotz, A. (2014). Dioxins and PCBs in feed and food — Review from European perspective. *Science of the Total Environment*, 491-492, 2-10.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.022>
- McKay, G. (2002). Dioxin characterisation, formation and minimisation during municipal solid waste (MSW) incineration: review. *Chemical Engineering Journal*, 86(3), 343-368.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1385-8947\(01\)00228-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1385-8947(01)00228-5)
- Mescher, M., & Haarmann-Stemmann, T. (2018). Modulation of CYP1A1 metabolism: From adverse health effects to chemoprevention and therapeutic options. *Pharmacology & Therapeutics*, 187, 71-87.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pharmthera.2018.02.012>
- Milbrath, M. O. G., Wenger, Y., Chang, C.-W., Emond, C., Garabrant, D., Gillespie, B. W., & Jolliet, O. (2009). Apparent Half-Lives of Dioxins, Furans, and Polychlorinated Biphenyls as a Function of Age, Body Fat, Smoking Status, and Breast-Feeding. *Environmental Health Perspectives*, 117(3), 417-425.
<https://doi.org/doi:10.1289/ehp.11781>
- Mocarelli, P., Gerthoux, P. M., Patterson, D. G., Milani, S., Limonta, G., Bertona, M., Signorini, S., Tramacere, P., Colombo, L., Crespi, C., Brambilla, P., Sarto, C., Carreri, V., Sampson, E. J., Turner, W. E., & Needham, L. L. (2008). Dioxin Exposure, from Infancy through Puberty, Produces Endocrine Disruption and Affects Human Semen Quality. *Environmental Health Perspectives*, 116(1), 70-77.
<https://doi.org/doi:10.1289/ehp.10399>

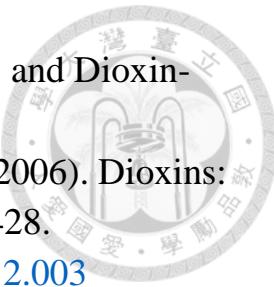
- Monneret, C. (2017). What is an endocrine disruptor? *Comptes Rendus Biologies*, 340(9), 403-405.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.crvi.2017.07.004>
- Muñoz, M., Gullett, B. K., Touati, A., & Font, R. (2012). Effect of 2,4-Dichlorophenoxyacetic Acid (2,4-D) on PCDD/F Emissions from Open Burning of Biomass. *Environmental Science & Technology*, 46(17), 9308-9314. <https://doi.org/10.1021/es301954t>
- Mukerjee, D. (1998). Health impact of polychlorinated dibenzo-p-dioxins: a critical review. *J Air Waste Manag Assoc*, 48(2), 157-165.
<https://doi.org/10.1080/10473289.1998.10463655>
- Mínguez-Alarcón, L., Sergeyev, O., Burns, J. S., Williams, P. L., Lee, M. M., Korrick, S. A., Smigulina, L., Revich, B., & Hauser, R. (2017). A longitudinal study of Peripubertal serum organochlorine concentrations and semen parameters in young men: The Russian children's study [Article]. *Environmental Health Perspectives*, 125(3), 460-466. <https://doi.org/10.1289/EHP25>
- Ngo, T. H., Yang, Y. H., Chen, Y. C., Pan, W. C., & Chi, K. H. (2020). Continuous nationwide atmospheric PCDD/F monitoring network in Taiwan (2006-2016): Variation in concentrations and apportionment of emission sources. *Chemosphere*, 255, 126979.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126979>
- Nishimura, C., Horii, Y., Tanaka, S., Asante, K. A., Ballesteros, F., Viet, P. H., Itai, T., Takigami, H., Tanabe, S., & Fujimori, T. (2017). Occurrence, profiles, and toxic equivalents of chlorinated and brominated polycyclic aromatic hydrocarbons in E-waste open burning soils. *Environmental Pollution*, 225, 252-260.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.088>
- Nukaya, M., Moran, S., & Bradfield, C. A. (2009). The role of the dioxin-responsive element cluster between the Cyp1a1 and Cyp1a2 loci in aryl hydrocarbon receptor biology. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 106(12), 4923-4928. <https://doi.org/10.1073/pnas.0809613106>
- Panteleyev, A. A., & Bickers, D. R. (2006). Dioxin-induced chloracne – reconstructing the cellular and molecular mechanisms of a classic environmental disease. *Experimental Dermatology*, 15(9), 705-730.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0625.2006.00476.x>



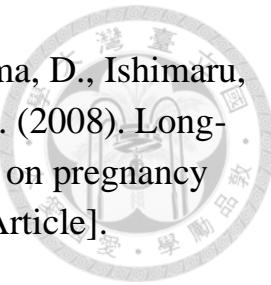
- Parks, C. G., de Souza Espindola Santos, A., Barbhaiya, M., & Costenbader, K. H. (2017). Understanding the role of environmental factors in the development of systemic lupus erythematosus. *Best Practice & Research Clinical Rheumatology*, 31(3), 306-320.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.berh.2017.09.005>
- Parvez, S., Evans, A. M., Lorber, M., Hawkins, B. S., Swartout, J. C., Teuschler, L. K., & Rice, G. E. (2013). A sensitivity analysis using alternative toxic equivalency factors to estimate U.S. dietary exposures to dioxin-like compounds. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 67(2), 278-284.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2013.08.007>
- Parzefall, W. (2002). Risk assessment of dioxin contamination in human food. *Food Chem Toxicol*, 40(8), 1185-1189.
[https://doi.org/10.1016/s0278-6915\(02\)00059-5](https://doi.org/10.1016/s0278-6915(02)00059-5)
- Patrizi, B., & Siciliani de Cumis, M. (2018). TCDD Toxicity Mediated by Epigenetic Mechanisms. *International Journal of Molecular Sciences*, 19(12), 4101. <https://www.mdpi.com/1422-0067/19/12/4101>
- Pesatori, A. C., Zocchetti, C., Guercilena, S., Consonni, D., Turrini, D., & Bertazzi, P. A. (1998). Dioxin exposure and non-malignant health effects: a mortality study. *Occup Environ Med*, 55(2), 126-131.
<https://doi.org/10.1136/oem.55.2.126>
- Pilsner, J. R., Parker, M., Sergeyev, O., & Suvorov, A. (2017). Spermatogenesis disruption by dioxins: Epigenetic reprogramming and windows of susceptibility. *Reproductive Toxicology*, 69, 221-229.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2017.03.002>
- Pirkle, J. L., Wolfe, W. H., Patterson, D. G., Needham, L. L., Michalek, J. E., Miner, J. C., Peterson, M. R., & Phillips, D. L. (1989). Estimates of the half-life of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in Vietnam veterans of operation ranch hand. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 27(2), 165-171.
<https://doi.org/10.1080/15287398909531288>
- Poberezhnaya, T. M. (2012). Endogenous sources of dioxin emissions in areas of tectonomagmatic activation using the example of the



- Sakhalin-Kuril region. *Russian Journal of Pacific Geology*, 6(6), 433-435. <https://doi.org/10.1134/S181971401206005X>
- Pollitt, F. (1999). Polychlorinated Dibenzodioxins and Polychlorinated Dibenzofurans. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 30(2), S63-S68. <https://doi.org/https://doi.org/10.1006/rtpb.1999.1328>
- Pompa, G., Caloni, F., & Fracchiolla, M. L. (2003). Dioxin and PCB Contamination of Fish and Shellfish: Assessment of Human Exposure. Review of the International Situation. *Veterinary Research Communications*, 27(1), 159-167. <https://doi.org/10.1023/B:VERC.0000014134.23782.10>
- Puga, A. (2010). Perspectives on the Potential Involvement of the Ah Receptor-Dioxin Axis in Cardiovascular Disease. *Toxicological Sciences*, 120(2), 256-261. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfq393>
- Puga, A., Tomlinson, C. R., & Xia, Y. (2005). Ah receptor signals cross-talk with multiple developmental pathways. *Biochemical Pharmacology*, 69(2), 199-207. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bcp.2004.06.043>
- Quaß, U., Fermann, M., & Bröker, G. (2004). The European Dioxin Air Emission Inventory Project—Final Results. *Chemosphere*, 54(9), 1319-1327. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00251-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00251-0)
- Rappe, C. (1992). Sources of PCDDs and PCDFs. Introduction. Reactions, levels, patterns, profiles and trends. *Chemosphere*, 25(1), 41-44. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535\(92\)90475-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535(92)90475-7)
- Rappe, C. (1996). Sources and environmental concentrations of dioxins and related compounds [Article]. *Pure and Applied Chemistry*, 68(9), 1781-1789. <https://doi.org/10.1351/pac199668091781>
- Rauscher-Gabernig, E., Mischek, D., Moche, W., & Prean, M. (2013). Dietary intake of dioxins, furans and dioxin-like PCBs in Austria. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 30(10), 1770-1779. <https://doi.org/10.1080/19440049.2013.814169>
- Roseland, J. M. N., Quynh Anh; Williams, Juhi R.; Patterson, Kristine Y.; Showell, Bethany; Pehrsson, Pamela R. (2017). *USDA Table of Cooking Yields for Meat and Poultry*.



- SCF, E. (2001). Opinion on the Risk Assessment of Dioxins and Dioxin-like PCBs in Food, 22 November 2000. In.
- Schecter, A., Birnbaum, L., Ryan, J. J., & Constable, J. D. (2006). Dioxins: An overview. *Environmental Research*, 101(3), 419-428.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2005.12.003>
- Shen, H., Ding, G., Wu, Y., Pan, G., Zhou, X., Han, J., Li, J., & Wen, S. (2012). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins/furans (PCDD/Fs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk from Zhejiang, China. *Environment International*, 42, 84-90.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.04.004>
- Shin, E.-s., Park, M.-K., Kim, G., Barghi, M., Choi, S.-D., Yang, J., & Chang, Y.-S. (2022). Dietary exposure and potential human health risk of dioxins in South Korea: Application of deterministic and probabilistic methods. *Chemosphere*, 291, 133018.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133018>
- Sorg, O. (2014). AhR signalling and dioxin toxicity. *Toxicology Letters*, 230(2), 225-233.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2013.10.039>
- Srogi, K. (2008). Levels and congener distributions of PCDDs, PCDFs and dioxin-like PCBs in environmental and human samples: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 6(1), 1-28.
<https://doi.org/10.1007/s10311-007-0105-2>
- Stanmore, B. R. (2004). The formation of dioxins in combustion systems. *Combustion and Flame*, 136(3), 398-427.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.combustflame.2003.11.004>
- Steenland, K., Bertazzi, P., Baccarelli, A., & Kogevinas, M. (2004). Dioxin revisited: developments since the 1997 IARC classification of dioxin as a human carcinogen. *Environ Health Perspect*, 112(13), 1265-1268. <https://doi.org/10.1289/ehp.7219>
- Tsai, P.-C., Ko, Y.-C., Huang, W., Liu, H.-S., & Guo, Y. L. (2007). Increased liver and lupus mortalities in 24-year follow-up of the Taiwanese people highly exposed to polychlorinated biphenyls and dibenzofurans. *Science of the Total Environment*, 374(2), 216-222.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.024>



Tsukimori, K., Tokunaga, S., Shibata, S., Uchi, H., Nakayama, D., Ishimaru, T., Nakano, H., Wake, N., Yoshimura, T., & Furue, M. (2008). Long-term effects of polychlorinated biphenyls and dioxins on pregnancy outcomes in women affected by the Yusho incident [Article].

Environmental Health Perspectives, 116(5), 626-630.

<https://doi.org/10.1289/ehp.10686>

Tsukimori, K., Uchi, H., Mitoma, C., Yasukawa, F., Chiba, T., Todaka, T., Kajiwara, J., Yoshimura, T., Hirata, T., Fukushima, K., Wake, N., & Furue, M. (2012). Maternal exposure to high levels of dioxins in relation to birth weight in women affected by Yusho disease [Article].

Environment International, 38(1), 79-86.

<https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.08.010>

Tuomisto, J., Vartiainen, T., & Tuomisto, J. (2011). *Synopsis on dioxins and PCBs*.

U.S. EPA. (2003). *Framework for Cumulative Risk Assessment*.

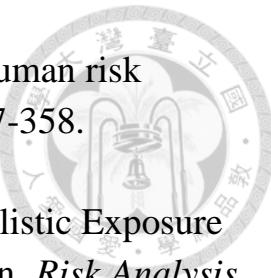
USEPA. (1994). *Use of Monte Carlo Simulation in Risk Assessments; Region 3 Technical Guidance Manual, Risk Assessment*.

USEPA. (2014). *Framework for Human Health Risk Assessment to Inform Decision Making*.

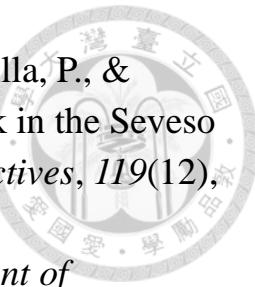
Van den Berg, M., Birnbaum, L., Bosveld, A. T., Brunström, B., Cook, P., Feeley, M., Giesy, J. P., Hanberg, A., Hasegawa, R., Kennedy, S. W., Kubiak, T., Larsen, J. C., van Leeuwen, F. X., Liem, A. K., Nolt, C., Peterson, R. E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenk, D., . . .

Zacharewski, T. (1998). Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ Health Perspect*, 106(12), 775-792. <https://doi.org/10.1289/ehp.98106775>

Van den Berg, M., Birnbaum, L. S., Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., Haws, L., Rose, M., Safe, S., Schrenk, D., Tohyama, C., Tritscher, A., Tuomisto, J., Tysklind, M., Walker, N., & Peterson, R. E. (2006). The 2005 World Health Organization reevaluation of human and Mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicol Sci*, 93(2), 223-241. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfl055>



- van den Berg, M., Peterson, R. E., & Schrenk, D. (2000). Human risk assessment and TEFs. *Food Addit Contam*, 17(4), 347-358.
<https://doi.org/10.1080/026520300283414>
- Van Der Voet, H., & Slob, W. (2007). Integration of Probabilistic Exposure Assessment and Probabilistic Hazard Characterization. *Risk Analysis*, 27(2), 351-371. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2007.00887.x>
- van Leeuwen, F. X., Feeley, M., Schrenk, D., Larsen, J. C., Farland, W., & Younes, M. (2000). Dioxins: WHO's tolerable daily intake (TDI) revisited. *Chemosphere*, 40(9-11), 1095-1101.
[https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(99\)00358-6](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(99)00358-6)
- Vandenberg, L. N., Colborn, T., Hayes, T. B., Heindel, J. J., Jacobs, D. R., Jr., Lee, D.-H., Shioda, T., Soto, A. M., vom Saal, F. S., Welshons, W. V., Zoeller, R. T., & Myers, J. P. (2012). Hormones and Endocrine-Disrupting Chemicals: Low-Dose Effects and Nonmonotonic Dose Responses. *Endocrine Reviews*, 33(3), 378-455.
<https://doi.org/10.1210/er.2011-1050>
- Varrà, M. O., Lorenzi, V., Zanardi, E., Menotta, S., Fedrizzi, G., Angelone, B., Gasparini, M., Fusi, F., Foschini, S., Padovani, A., & Ghidini, S. (2023). Safety Evaluation and Probabilistic Health Risk Assessment of Cow Milk Produced in Northern Italy According to Dioxins and PCBs Contamination Levels. *Foods*, 12(9), 1869.
<https://www.mdpi.com/2304-8158/12/9/1869>
- Walker, N. J., Crockett, P. W., Nyska, A., Brix, A. E., Jokinen, M. P., Sells, D. M., Hailey, J. R., Easterling, M., Haseman, J. K., Yin, M., Wyde, M. E., Bucher, J. R., & Portier, C. J. (2005). Dose-additive carcinogenicity of a defined mixture of "dioxin-like compounds". *Environ Health Perspect*, 113(1), 43-48.
<https://doi.org/10.1289/ehp.7351>
- Warner, M., Mocarelli, P., Brambilla, P., Wesselink, A., Samuels, S., Signorini, S., & Eskenazi, B. (2013). Diabetes, Metabolic Syndrome, and Obesity in Relation to Serum Dioxin Concentrations: The Seveso Women's Health Study. *Environmental Health Perspectives*, 121(8), 906-911. <https://doi.org/doi:10.1289/ehp.1206113>



- Warner, M., Mocarelli, P., Samuels, S., Needham, L., Brambilla, P., & Eskenazi, B. (2011). Dioxin Exposure and Cancer Risk in the Seveso Women's Health Study. *Environmental Health Perspectives*, 119(12), 1700-1705. <https://doi.org/doi:10.1289/ehp.1103720>
- WHO. (2009). *Principles and Methods for the Risk Assessment of Chemicals in Food*.
- WHO. (2016). *Dioxins and their effects on human health*.
<https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/dioxins-and-theireffects-on-human-health>
- WHO. (2022). *WHO expert consultation on updating the 2005 toxic equivalency factors for dioxin like compounds, including some polychlorinated biphenyls*. <https://www.who.int/news/item/15-11-2022-who-expert-consultation-on-updating-the-2005-toxic-equivalency-factors-for-dioxin-like-compounds-including-some-polychlorinated-biphenyls>
- World Health, O. (2000). Consultation on assessment of the health risk of dioxins; re-evaluation of the tolerable daily intake (TDI): executive summary. *Food Addit Contam*, 17(4), 223-240.
<https://doi.org/10.1080/713810655>
- Yang, S., Sun, L., Sun, Y., Song, K., Qin, Q., Zhu, Z., & Xue, Y. (2023). Towards an integrated health risk assessment framework of soil heavy metals pollution: Theoretical basis, conceptual model, and perspectives. *Environmental Pollution*, 316, 120596.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120596>
- Yonemoto, J. (2000). The Effects of Dioxin on Reproduction and Development. *INDUSTRIAL HEALTH*, 38(3), 259-268.
<https://doi.org/10.2486/indhealth.38.259>
- 行政院環境保護署. (2021). 固定污染源戴奧辛及重金屬空氣品質監測及輔導減量計畫.
- 食藥署. (2012). 食品中戴奧辛及戴奧辛類多氯聯苯背景值調查與研究.
- 食藥署. (2013). 食品中戴奧辛及戴奧辛類多氯聯苯背景值調查與研究.
- 食藥署. (2014). 食品中戴奧辛及戴奧辛類多氯聯苯背景值調查與研究.
- 食藥署. (2015). 食品中戴奧辛及戴奧辛類多氯聯苯背景值調查與研究.
- 食藥署. (2016). 食品中戴奧辛及戴奧辛類多氯聯苯背景值調查與研究.
- 食藥署. (2017). 食品中戴奧辛及戴奧辛類多氯聯苯背景值調查與研究.



- 食藥署. (2018). 食品中戴奧辛及戴奧辛類多氯聯苯背景值調查與研究.
- 食藥署. (2019). 食品中戴奧辛及戴奧辛類多氯聯苯背景值調查與研究.
- 食藥署. (2020). 食品含戴奧辛及戴奧辛類多氯聯苯處理規範.
- 國家衛生研究院. (2017). 國家攝食資料庫.
- 國家衛生研究院. (2020). 食品接觸物質危害性之研析及國家攝食資料庫之系統精進.
- 國家衛生研究院. (2022). 國家攝食資料庫使用指引.
- 黃明豐. (2020). 台灣食品中戴奧辛及多氯聯苯限值的演進.

<https://csucenter.com/Techs/Tech?ID=19>

- 衛福部. (2022a). 食品營養成分資料庫之簡介.
- 衛福部. (2022b). 食品營養成分資料庫使用說明.

環保署. (2011). 中華民國重大環境事件彙編.

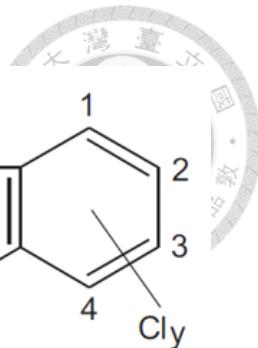


圖 1. PCDDs (左) 和 PCDFs (右) 的結構

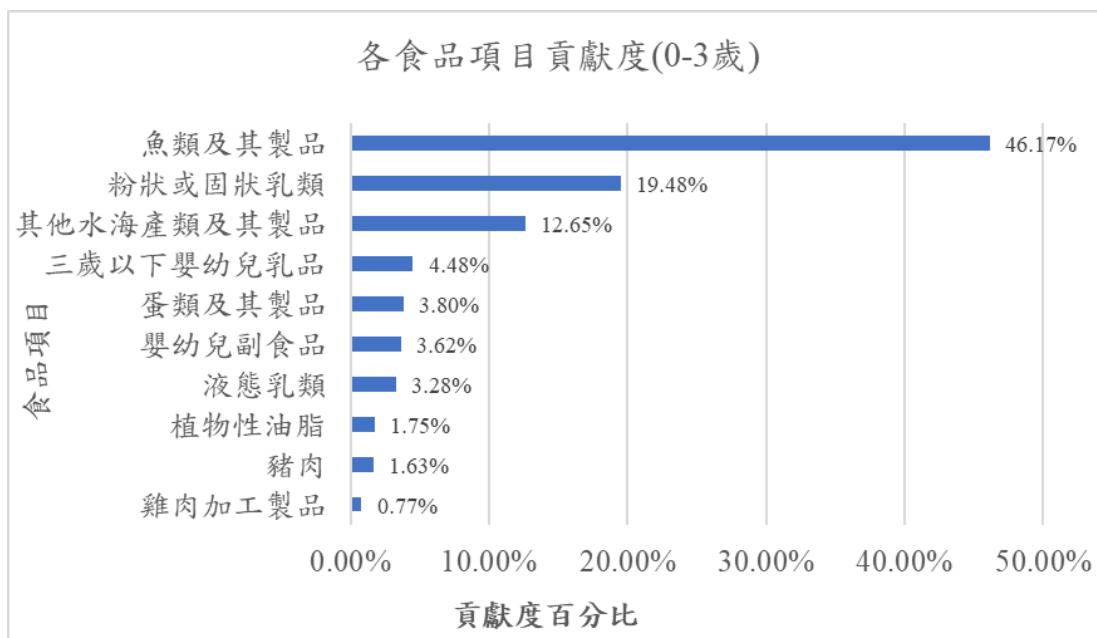


圖 2. 各食品項目的貢獻度排序(0-3 歲)

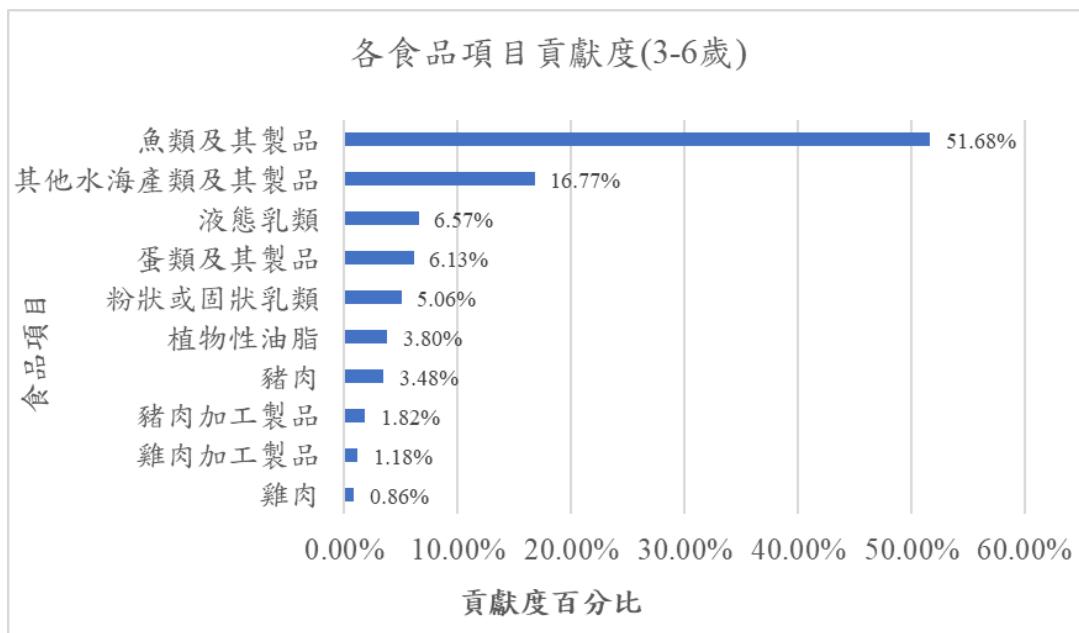


圖 3. 各食品項目的貢獻度排序(3-6 歲)

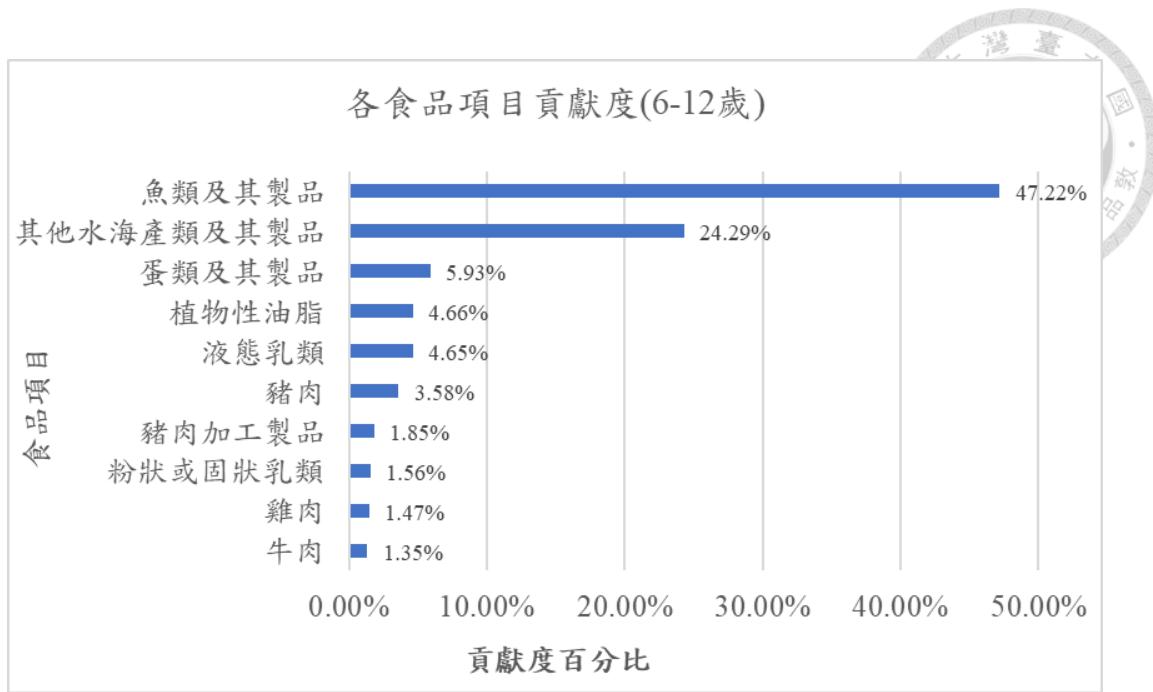


圖 4. 各食品項目的貢獻度排序(6-12 歲)

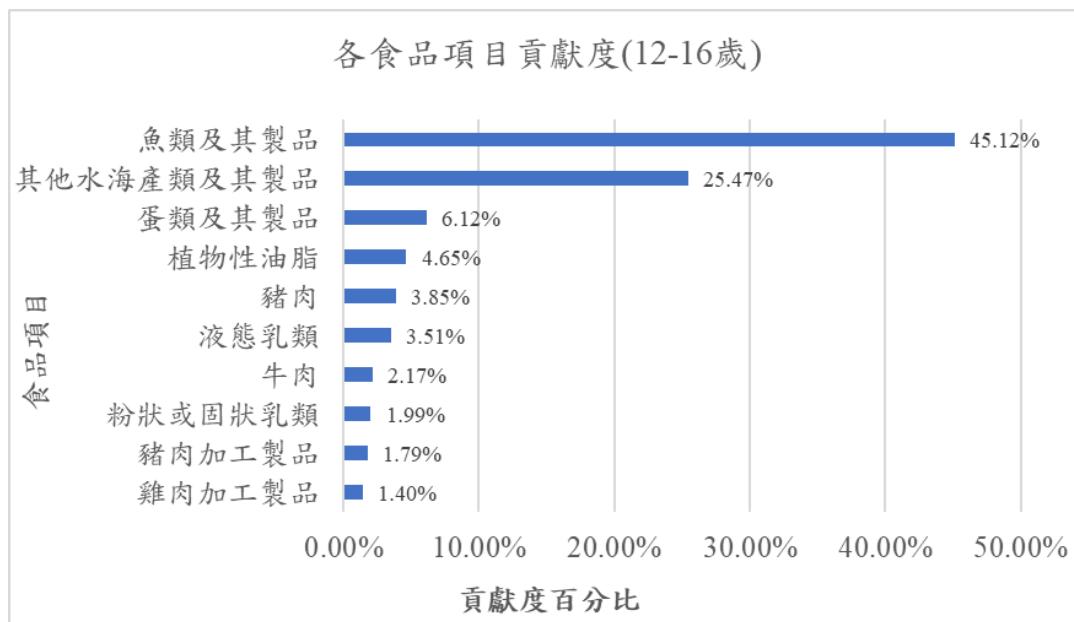


圖 5. 各食品項目的貢獻度排序(12-16 歲)

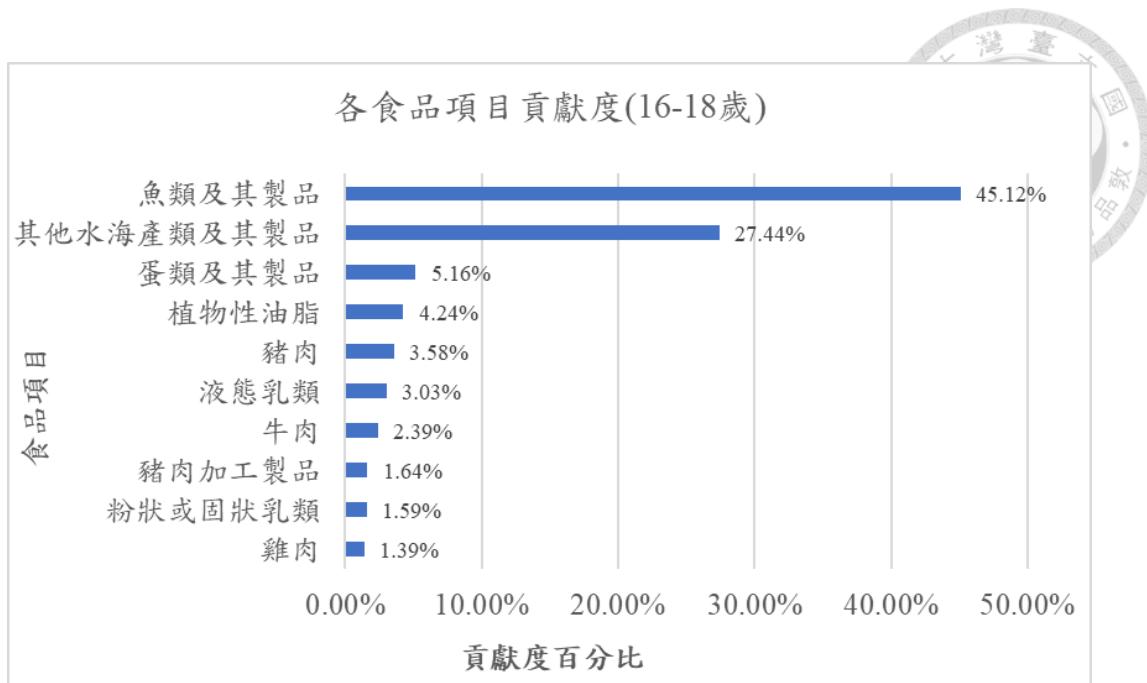


圖 6. 各食品項目的貢獻度排序(16-18 歲)

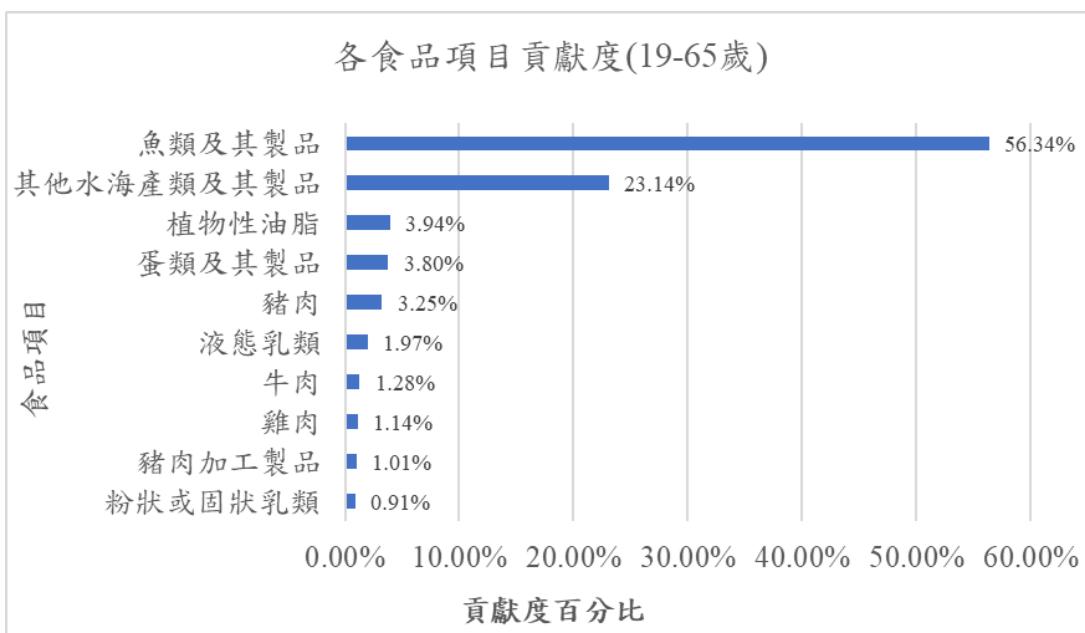


圖 7. 各食品項目的貢獻度排序(19-65 歲)

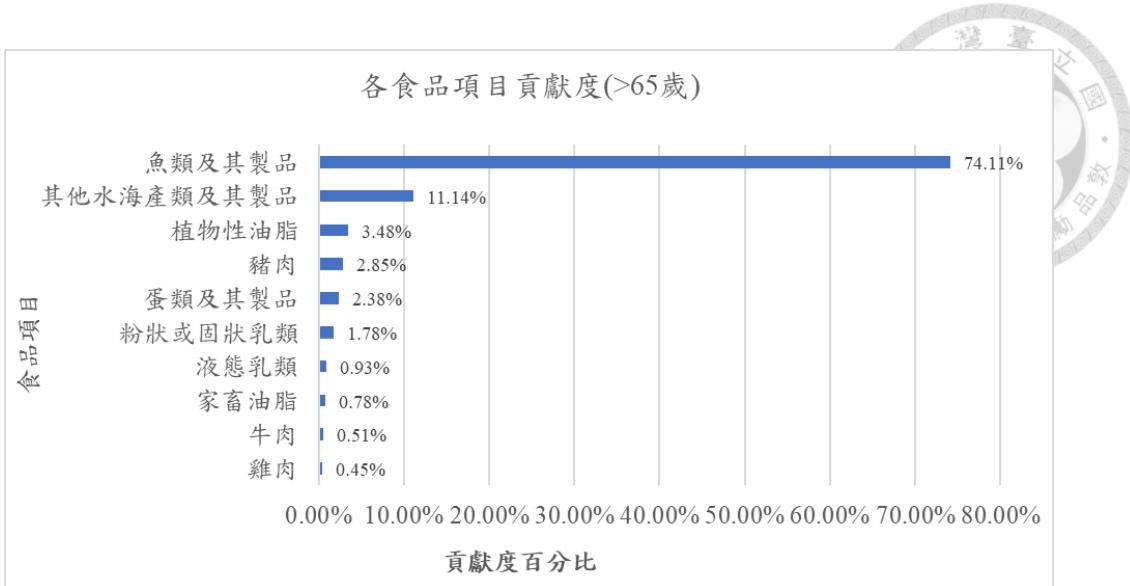


圖 8. 各食品項目的貢獻度排序(>65 歲)

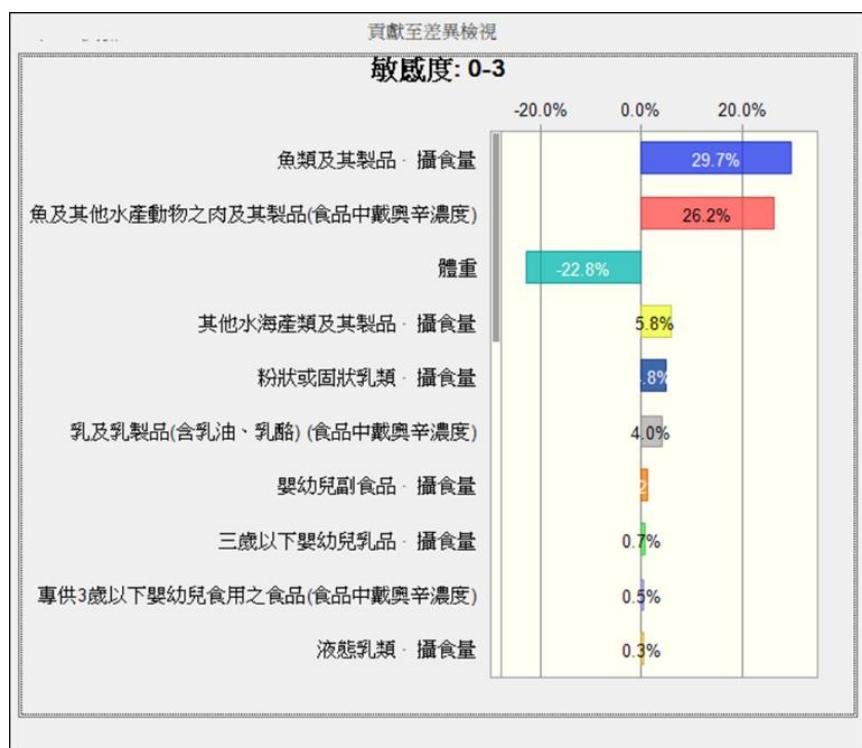


圖 9. 敏感度排序(0-3 歲)

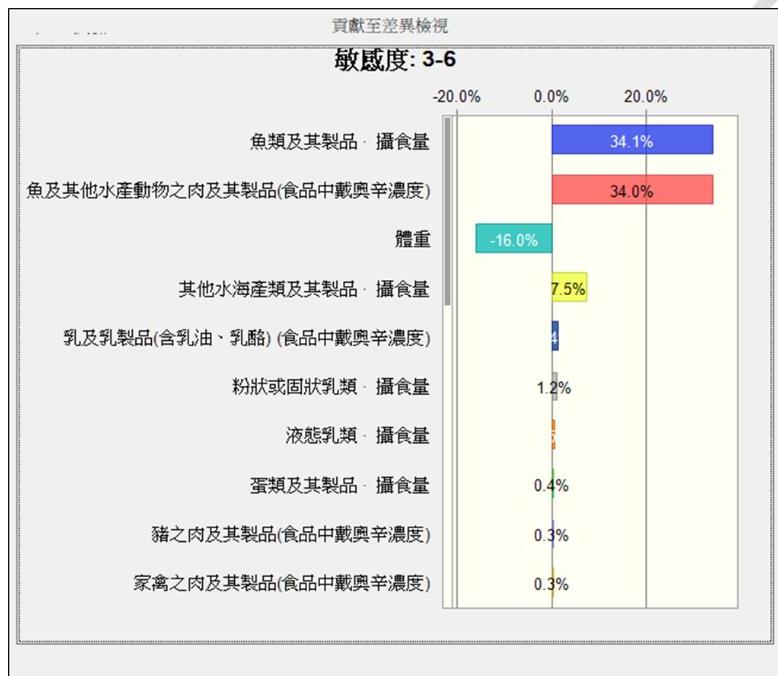


圖 10. 敏感度排序(3-6 歲)

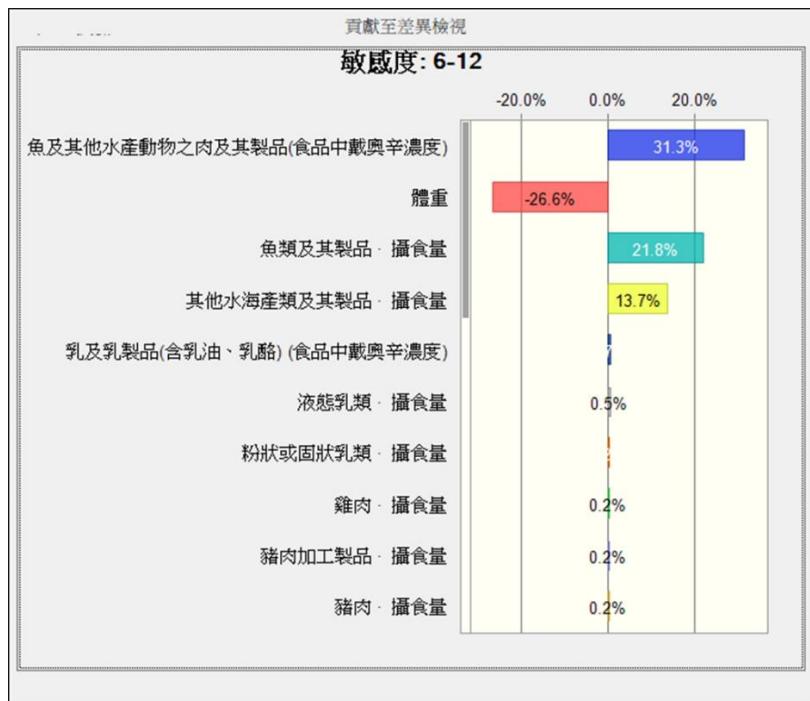


圖 11. 敏感度排序(6-12 歲)

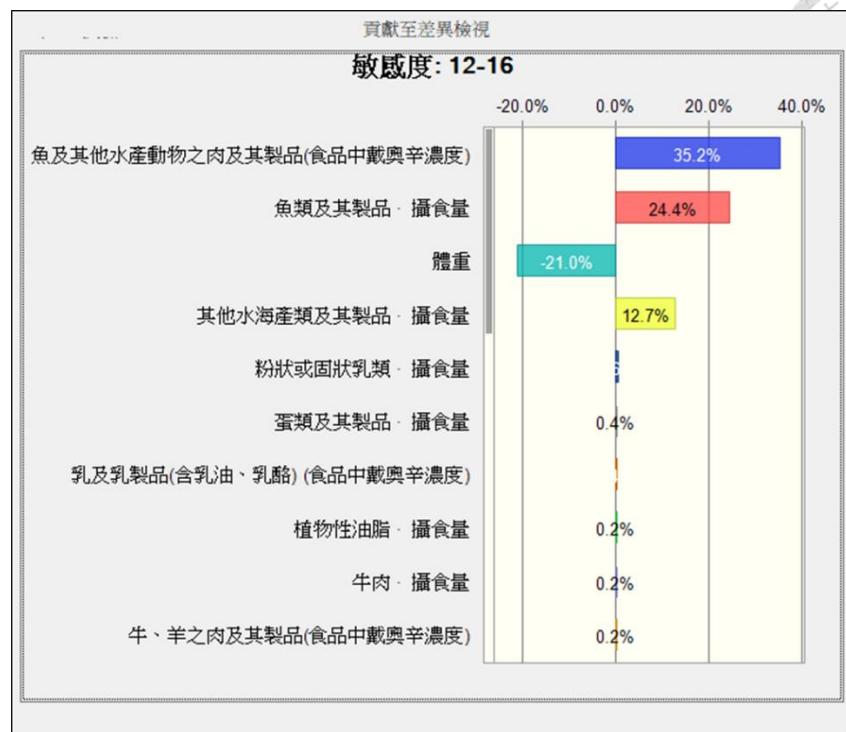
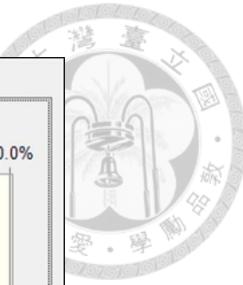


圖 12. 敏感度排序(12-16 歲)

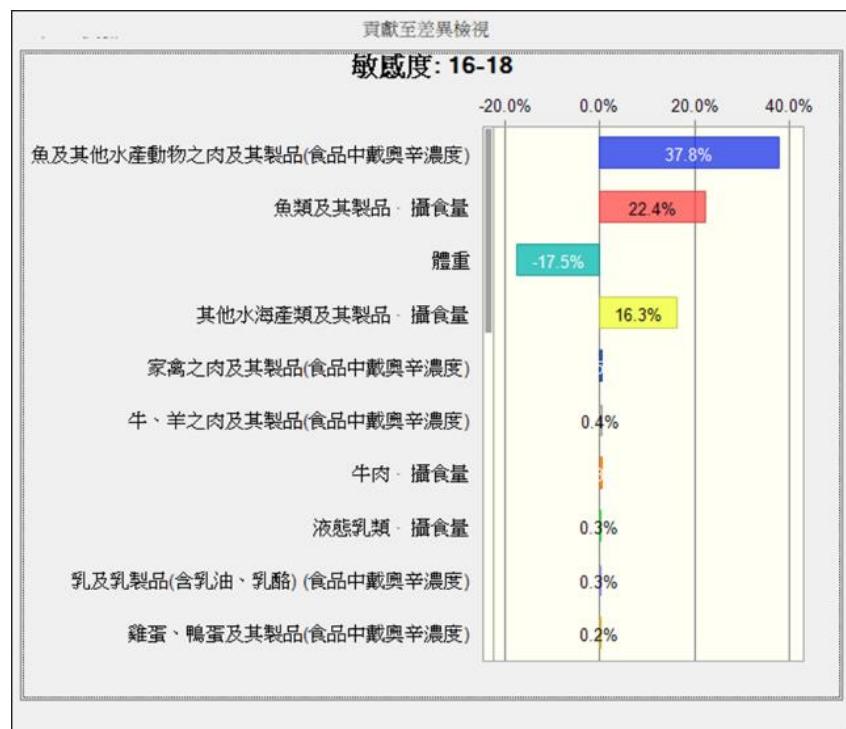


圖 13. 敏感度排序(16-18 歲)

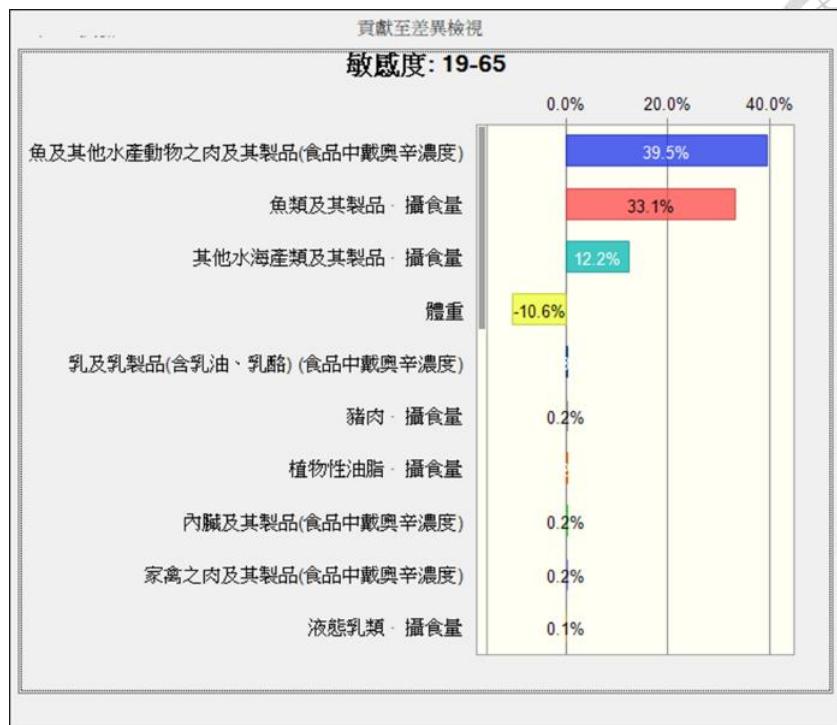


圖 14. 敏感度排序(19-65 歲)

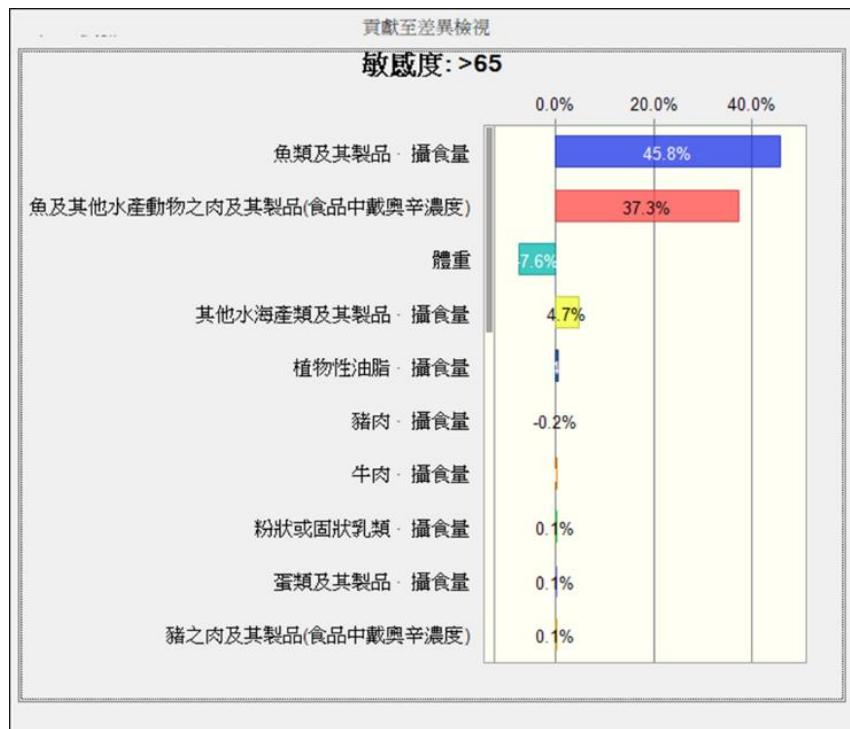


圖 15. 敏感度排序(>65 歲)



表 1. 世界衛生組織所制訂戴奧辛毒性當量因子 WHO-TEFs

Compound	WHO 1998 TEF	WHO 2005 TEF
<i>chlorinated dibenzo-p-dioxins</i>		
2,3,7,8-TCDD	1	1
1,2,3,7,8-PeCDD	1	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01	0.01
OCDD	0.0001	0.0003
<i>chlorinated dibenzofurans</i>		
2,3,7,8-TCDF	0.1	0.1
1,2,3,7,8-PeCDF	0.05	0.03
2,3,4,7,8-PeCDF	0.5	0.3
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1	0.1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01	0.01
1,2,3,6,7,8,9-HpCDF	0.01	0.01
OCDF	0.0001	0.0003
<i>non-ortho substituted PCBs</i>		
3,3',4,4'-tetraCB (PCB 77)	0.0001	0.0001
3,4,4',5-tetraCB (PCB 81)	0.0001	0.0003
3,3',4,4',5-pentaCB (PCB 126)	0.1	0.1
3,3',4,4',5,5'-hexaCB (PCB 169)	0.01	0.03
<i>mono-ortho substituted PCBs</i>		
2,3,3',4,4'-pentaCB (PCB 105)	0.0001	0.00003
2,3,4,4',5-pentaCB (PCB 114)	0.0005	0.00003
2,3',4,4',5-pentaCB (PCB 118)	0.0001	0.00003
2',3,4,4',5-pentaCB (PCB 123)	0.0001	0.00003
2,3,3',4,4',5-hexaCB (PCB 156)	0.0005	0.00003
2,3,3',4,4',5'-hexaCB (PCB 157)	0.0005	0.00003
2,3',4,4',5,5'-hexaCB (PCB 167)	0.00001	0.00003
2,3,3',4,4',5,5'-heptaCB (PCB 189)	0.0001	0.00003

資料來源:(Van den Berg et al., 2006)

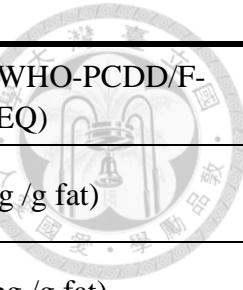
表 2.台灣食品中戴奧辛之最大限值比較

食品類別	食品項目	台灣戴奧辛限值 (WHO-PCDD/F-TEQ)
禽畜製品類	牛、羊之肉及其製品	2.5 (pg /g fat)
	家禽之肉及其製品	1.75 (pg /g fat)
	豬之肉及其製品	1.0 (pg /g fat)
水產動物類	內臟及其製品	0.3 (pg/ g wet weight)
	魚及其他水產動物之肉及其製品	3.5 (pg/ g wet weight)
乳品類	魚肝及其製品(魚肝油除外)	-
	乳及乳製品(含乳油、乳酪)	2.5 (pg /g fat)
	雞蛋、鴨蛋及其製品	2.5 (pg /g fat)
油脂類	牛及羊之油脂	2.5 (pg /g fat)
	家禽類之油脂	1.75 (pg /g fat)
	豬油	1.0 (pg /g fat)
	混合動物油脂	1.5 (pg /g fat)
	植物油	0.75 (pg /g fat)
	水產動物油脂	1.75 (pg /g fat)
專供 3 歲以下嬰幼兒食用之食品		0.1 (pg/ g wet weight)

資料來源:(食藥署, 2020)

表 3.歐盟食品中戴奧辛之最大限值比較

食品類別	食品項目	戴奧辛限值 (WHO-PCDD/F-TEQ)
	牛、羊之肉及其製品	2.5 (pg /g fat)
	家禽之肉及其製品	1.75 (pg /g fat)
	豬之肉及其製品	1.0 (pg /g fat)
	馬之肉及其製品	5.0 (pg /g fat)
	兔子之肉及其製品	1.0 (pg /g fat)
禽畜製品類	野豬之肉及其製品	5.0 (pg /g fat)
	野生鳥類之肉及其製品	2.0 (pg /g fat)
	鹿之肉及其製品	3.0 (pg /g fat)
	牛、山羊、家禽、豬、馬的肝臟 及其製品	0.3 (pg/ g wet weight)
	綿羊的肝臟及其製品	1.25 (pg/ g wet weight)
	野生鳥類的肝臟	2.5 (pg/ g wet weight)
	魚及其他水產動物之肉及其製品	3.5 (pg/ g wet weight)
水產動物類	野生鰻魚之肉及其製品	3.5 (pg/ g wet weight)
	魚肝及其製品(魚肝油除外)	-
乳品類	生乳及乳製品(含乳油、乳酪)	2.0 (pg /g fat)
蛋類	禽蛋及其製品(鵝蛋除外)	2.5 (pg /g fat)



食品類別	食品項目	戴奧辛限值 (WHO-PCDD/F-TEQ)
油脂類	牛及羊之油脂	2.5 (pg /g fat)
	家禽類之油脂	1.75 (pg /g fat)
	豬油	1.0 (pg /g fat)
	混合動物油脂	1.5 (pg /g fat)
	植物油	0.75 (pg /g fat)
	水產動物油脂	1.75 (pg /g fat)
專供 3 歲以下嬰幼兒食用之食品		0.1 (pg/ g wet weight)

資料來源:(European Commission, 2022)

表 4.一般民眾 0-3 歲之各項食物攝食量

0-3 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
E0201	牛肉	0.00	50.48	0.57	4.01
E0205	牛肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0301	羊肉	0.00	58.81	0.12	2.40
E0305	羊肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0401	其他家畜類及其製品	0.00	0.00	0.00	0.00
D0101	雞肉	0.00	123.86	2.49	11.65
D0104	雞肉加工製品	0.00	384.89	4.01	22.38
D0201	鴨肉	0.00	52.48	0.49	4.34
D0204	鴨肉加工製品	0.00	86.40	0.36	4.90
D0301	鵝肉	0.00	181.87	0.38	7.43
D0304	鵝肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
D0401	其他家禽類肉類	0.00	69.38	0.10	2.68
D0403	其他家禽類加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0101	豬肉	0.00	156.29	11.36	22.64
E0105	豬其他可食部位	0.00	94.44	0.35	5.29
E0106	豬肉加工製品	0.00	149.46	4.41	14.83
E0202	牛肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0203	牛腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0204	其他牛內臟	0.00	32.23	0.05	1.25
E0302	羊肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0303	羊腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0304	其他羊內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0102	雞肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0103	其他雞內臟	0.00	37.83	0.12	1.72
D0202	鴨肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0203	其他鴨內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0302	鵝肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0303	其他鵝內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0402	其他家禽類內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
E0102	豬肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0103	豬腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0104	其他豬內臟	0.00	105.67	0.41	5.47
H01	液態乳類	0.00	1136.42	39.11	105.20
H02	粉狀或固狀乳類	0.00	462.13	31.55	57.21

0-3 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
G01	蛋類及其製品	0.00	335.28	15.39	30.07
F01	魚類及其製品	0.00	271.24	13.36	28.11
F02	其他水海產類及其製品	0.00	116.53	3.66	13.42
C0202	家畜油脂	0.00	12.40	0.08	0.80
C0201	家禽油脂	0.00	2.03	0.01	0.13
C0203	動物性調合油	0.00	5.02	0.04	0.39
C01	植物性油脂	0.00	51.56	2.36	4.12
C0204	其他動物性油脂	0.00	25.16	0.16	1.24
P01	三歲以下嬰幼兒乳品	0.00	807.46	45.32	85.84
P02	嬰幼兒副食品	0.00	1513.08	36.70	137.19

資料來源:(國家衛生研究院, 2017)

表 5. 一般民眾 3-6 歲之各項食物攝食量

3-6 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
E0201	牛肉	0.00	181.22	2.72	14.01
E0205	牛肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0301	羊肉	0.00	91.65	0.62	5.74
E0305	羊肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0401	其他家畜類及其製品	0.00	206.80	0.85	9.72
D0101	雞肉	0.00	188.46	5.58	20.75
D0104	雞肉加工製品	0.00	310.04	7.70	28.05
D0201	鴨肉	0.00	121.50	0.98	7.30
D0204	鴨肉加工製品	0.00	135.58	0.30	5.54
D0301	鵝肉	0.00	61.74	0.15	2.39
D0304	鵝肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
D0401	其他家禽類肉類	0.00	52.93	0.19	2.91
D0403	其他家禽類加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0101	豬肉	0.00	291.28	30.23	42.06
E0105	豬其他可食部位	0.00	135.66	0.63	7.23
E0106	豬肉加工製品	0.00	389.58	15.80	34.46
E0202	牛肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0203	牛腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0204	其他牛內臟	0.00	14.07	0.02	0.46
E0302	羊肝	0.00	0.00	0.00	0.00

3-6 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
E0303	羊腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0304	其他羊內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0102	雞肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0103	其他雞內臟	0.00	137.37	0.21	4.66
D0202	鴨肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0203	其他鴨內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0302	鵝肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0303	其他鵝內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0402	其他家禽類內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
E0102	豬肝	0.00	28.61	0.03	0.94
E0103	豬腎	0.00	35.91	0.04	1.18
E0104	其他豬內臟	0.00	89.42	0.73	6.29
H01	液態乳類	0.00	1398.07	97.45	153.23
H02	粉狀或固狀乳類	0.00	184.53	10.21	26.48
G01	蛋類及其製品	0.00	328.98	30.90	40.09
F01	魚類及其製品	0.00	305.15	18.62	33.57
F02	其他水海產類及其製品	0.00	129.16	6.04	15.88
C0202	家畜油脂	0.00	11.62	0.08	0.71
C0201	家禽油脂	0.00	3.85	0.03	0.22
C0203	動物性調合油	0.00	6.55	0.10	0.59
C01	植物性油脂	0.00	63.39	6.38	6.81
C0204	其他動物性油脂	0.00	47.28	0.47	2.63

資料來源：(國家衛生研究院, 2017)

表 6. 一般民眾 6-12 歲之各項食物攝食量

6-12 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
E0201	牛肉	0.00	376.27	6.17	27.64
E0205	牛肉加工製品	0.00	154.16	0.21	4.96
E0301	羊肉	0.00	320.78	0.84	10.36
E0305	羊肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0401	其他家畜類及其製品	0.00	198.28	0.22	5.39
D0101	雞肉	0.00	388.78	12.25	37.34
D0104	雞肉加工製品	0.00	517.50	9.71	34.28
D0201	鴨肉	0.00	328.44	1.23	11.47

6-12 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
D0204	鴨肉加工製品	0.00	135.45	1.31	10.48
D0301	鵝肉	0.00	80.21	0.16	2.87
D0304	鵝肉加工製品	0.00	13.16	0.01	0.31
D0401	其他家禽類肉類	0.00	133.33	0.40	5.64
D0403	其他家禽類加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0101	豬肉	0.00	526.42	39.80	57.11
E0105	豬其他可食部位	0.00	153.83	0.73	8.02
E0106	豬肉加工製品	0.00	362.48	20.55	39.91
E0202	牛肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0203	牛腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0204	其他牛內臟	0.00	53.89	0.08	1.72
E0302	羊肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0303	羊腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0304	其他羊內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0102	雞肝	0.00	118.49	0.22	4.68
D0103	其他雞內臟	0.00	110.52	0.31	4.10
D0202	鴨肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0203	其他鴨內臟	0.00	68.11	0.16	2.40
D0302	鵝肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0303	其他鵝內臟	0.00	12.88	0.01	0.30
D0402	其他家禽類內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
E0102	豬肝	0.00	99.20	0.26	4.04
E0103	豬腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0104	其他豬內臟	0.00	207.65	1.59	12.96
H01	液態乳類	0.00	1134.15	88.37	151.57
H02	粉狀或固狀乳類	0.00	315.41	4.03	18.31
G01	蛋類及其製品	0.00	703.82	38.29	48.12
F01	魚類及其製品	0.00	476.32	21.79	42.53
F02	其他水海產類及其製品	0.00	334.55	11.21	31.58
C0202	家畜油脂	0.00	27.65	0.16	1.43
C0201	家禽油脂	0.00	8.43	0.05	0.39
C0203	動物性調合油	0.00	54.00	0.27	2.00
C01	植物性油脂	0.00	75.20	10.03	10.32
C0204	其他動物性油脂	0.00	33.48	0.52	2.23

資料來源:(國家衛生研究院, 2017)

表 7. 一般民眾 12-16 歲之各項食物攝食量

12-16 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
E0201	牛肉	0.00	515.23	10.76	43.11
E0205	牛肉加工製品	0.00	248.13	0.28	7.47
E0301	羊肉	0.00	119.95	0.81	8.04
E0305	羊肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0401	其他家畜類及其製品	0.00	0.00	0.00	0.00
D0101	雞肉	0.00	389.66	12.22	37.09
D0104	雞肉加工製品	0.00	420.56	12.72	42.29
D0201	鴨肉	0.00	92.87	1.00	6.94
D0204	鴨肉加工製品	0.00	347.01	1.80	16.75
D0301	鵝肉	0.00	265.38	0.50	10.08
D0304	鵝肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
D0401	其他家禽類肉類	0.00	130.15	0.29	4.74
D0403	其他家禽類加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0101	豬肉	0.00	602.25	46.51	64.02
E0105	豬其他可食部位	0.00	196.51	0.84	9.02
E0106	豬肉加工製品	0.00	305.49	21.60	38.64
E0202	牛肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0203	牛腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0204	其他牛內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
E0302	羊肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0303	羊腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0304	其他羊內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0102	雞肝	0.00	29.27	0.03	0.86
D0103	其他雞內臟	0.00	96.35	0.28	4.05
D0202	鴨肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0203	其他鴨內臟	0.00	49.06	0.16	2.37
D0302	鵝肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0303	其他鵝內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0402	其他家禽類內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
E0102	豬肝	0.00	109.25	0.29	4.65
E0103	豬腎	0.00	21.04	0.02	0.61
E0104	其他豬內臟	0.00	244.04	2.01	13.58
H01	液態乳類	0.00	1207.49	72.50	154.16
H02	粉狀或固狀乳類	0.00	450.72	5.59	23.30

12-16 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
G01	蛋類及其製品	0.00	413.62	42.94	48.13
F01	魚類及其製品	0.00	475.09	22.62	43.98
F02	其他水海產類及其製品	0.00	344.40	12.77	33.68
C0202	家畜油脂	0.00	20.32	0.13	1.10
C0201	家禽油脂	0.00	9.94	0.04	0.38
C0203	動物性調合油	0.00	47.48	0.44	2.54
C01	植物性油脂	0.00	101.03	10.87	11.27
C0204	其他動物性油脂	0.00	94.73	0.85	4.25

資料來源:(國家衛生研究院, 2017)

表 8. 一般民眾 16-18 歲之各項食物攝食量

16-18 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
E0201	牛肉	0.00	587.09	12.65	57.00
E0205	牛肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0301	羊肉	0.00	281.84	2.66	19.46
E0305	羊肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0401	其他家畜類及其製品	0.00	44.31	0.09	2.00
D0101	雞肉	0.00	306.10	13.41	38.67
D0104	雞肉加工製品	0.00	474.09	12.74	41.91
D0201	鴨肉	0.00	64.37	0.68	5.14
D0204	鴨肉加工製品	0.00	327.14	2.78	22.77
D0301	鵝肉	0.00	35.68	0.16	2.12
D0304	鵝肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
D0401	其他家禽類肉類	0.00	66.67	0.25	3.90
D0403	其他家禽類加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0101	豬肉	0.00	391.43	46.01	65.83
E0105	豬其他可食部位	0.00	188.43	1.32	12.07
E0106	豬肉加工製品	0.00	317.36	21.09	44.58
E0202	牛肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0203	牛腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0204	其他牛內臟	0.00	13.26	0.04	0.71
E0302	羊肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0303	羊腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0304	其他羊內臟	0.00	0.00	0.00	0.00

16-18 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
D0102	雞肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0103	其他雞內臟	0.00	151.98	0.86	8.52
D0202	鴨肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0203	其他鴨內臟	0.00	84.68	0.29	4.04
D0302	鵝肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0303	其他鵝內臟	0.00	19.28	0.04	0.87
D0402	其他家禽類內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
E0102	豬肝	0.00	22.93	0.05	1.04
E0103	豬腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0104	其他豬內臟	0.00	175.17	1.78	13.32
H01	液態乳類	0.00	970.73	66.60	141.47
H02	粉狀或固狀乳類	0.00	279.64	4.76	20.81
G01	蛋類及其製品	0.00	298.00	38.53	45.47
F01	魚類及其製品	0.00	298.09	24.08	43.54
F02	其他水海產類及其製品	0.00	389.23	14.64	39.00
C0202	家畜油脂	0.00	56.07	0.40	3.64
C0201	家禽油脂	0.00	3.61	0.03	0.23
C0203	動物性調合油	0.00	46.63	0.42	2.83
C01	植物性油脂	0.00	89.29	10.57	11.91
C0204	其他動物性油脂	0.00	54.02	0.81	3.60

資料來源:(國家衛生研究院, 2017)

表 9. 一般民眾 19-65 歲之各項食物攝食量

19-65 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
E0201	牛肉	0.00	554.23	7.59	31.85
E0205	牛肉加工製品	0.00	157.15	0.14	3.68
E0301	羊肉	0.00	293.26	1.58	13.25
E0305	羊肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0401	其他家畜類及其製品	0.00	63.96	0.03	1.21
D0101	雞肉	0.00	485.80	12.28	39.60
D0104	雞肉加工製品	0.00	676.84	6.90	34.50
D0201	鴨肉	0.00	333.22	1.79	12.73
D0204	鴨肉加工製品	0.00	291.46	2.15	17.09
D0301	鵝肉	0.00	334.32	0.50	8.31

19-65 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
D0304	鵝肉加工製品	0.00	89.24	0.02	1.41
D0401	其他家禽類肉類	0.00	109.72	0.21	3.71
D0403	其他家禽類加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0101	豬肉	0.00	972.42	46.83	66.97
E0105	豬其他可食部位	0.00	361.38	2.00	16.72
E0106	豬肉加工製品	0.00	372.93	14.53	34.77
E0202	牛肝	0.00	18.19	0.00	0.29
E0203	牛腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0204	其他牛內臟	0.00	190.54	0.22	4.21
E0302	羊肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0303	羊腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0304	其他羊內臟	0.00	112.10	0.03	1.77
D0102	雞肝	0.00	68.01	0.08	1.94
D0103	其他雞內臟	0.00	197.80	0.56	6.73
D0202	鴨肝	0.00	16.10	0.01	0.31
D0203	其他鴨內臟	0.00	83.78	0.40	3.62
D0302	鵝肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0303	其他鵝內臟	0.00	112.62	0.06	2.18
D0402	其他家禽類內臟	0.00	93.97	0.02	1.48
E0102	豬肝	0.00	185.36	0.46	6.38
E0103	豬腎	0.00	130.57	0.12	3.02
E0104	其他豬內臟	0.00	455.13	3.08	18.05
H01	液態乳類	0.00	1438.99	48.46	128.56
H02	粉狀或固狀乳類	0.00	257.63	3.06	14.69
G01	蛋類及其製品	0.00	344.63	31.85	42.46
F01	魚類及其製品	0.00	541.17	33.73	57.63
F02	其他水海產類及其製品	0.00	748.12	13.85	38.27
C0202	家畜油脂	0.00	62.36	0.29	2.16
C0201	家禽油脂	0.00	22.92	0.05	0.54
C0203	動物性調合油	0.00	98.78	0.27	2.51
C01	植物性油脂	0.00	153.58	11.02	12.15
C0204	其他動物性油脂	0.00	45.94	0.56	2.67

資料來源:(國家衛生研究院, 2017)

表 10. 一般民眾>65 歲之各項食物攝食量

>65 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
E0201	牛肉	0.00	50.48	0.57	4.01
E0205	牛肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0301	羊肉	0.00	58.81	0.12	2.40
E0305	羊肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0401	其他家畜類及其製品	0.00	0.00	0.00	0.00
D0101	雞肉	0.00	123.86	2.49	11.65
D0104	雞肉加工製品	0.00	384.89	4.01	22.38
D0201	鴨肉	0.00	52.48	0.49	4.34
D0204	鴨肉加工製品	0.00	86.40	0.36	4.90
D0301	鵝肉	0.00	181.87	0.38	7.43
D0304	鵝肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
D0401	其他家禽類肉類	0.00	69.38	0.10	2.68
D0403	其他家禽類加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0101	豬肉	0.00	156.29	11.36	22.64
E0105	豬其他可食部位	0.00	94.44	0.35	5.29
E0106	豬肉加工製品	0.00	149.46	4.41	14.83
E0202	牛肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0203	牛腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0204	其他牛內臟	0.00	32.23	0.05	1.25
E0302	羊肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0303	羊腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0304	其他羊內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0102	雞肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0103	其他雞內臟	0.00	37.83	0.12	1.72
D0202	鴨肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0203	其他鴨內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0302	鵝肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0303	其他鵝內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0402	其他家禽類內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
E0102	豬肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0103	豬腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0104	其他豬內臟	0.00	105.67	0.41	5.47
H01	液態乳類	0.00	1136.42	39.11	105.20
H02	粉狀或固狀乳類	0.00	462.13	31.55	57.21

>65 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
G01	蛋類及其製品	0.00	335.28	15.39	30.07
F01	魚類及其製品	0.00	271.24	13.36	28.11
F02	其他水海產類及其製品	0.00	116.53	3.66	13.42
C0202	家畜油脂	0.00	12.40	0.08	0.80
C0201	家禽油脂	0.00	2.03	0.01	0.13
C0203	動物性調合油	0.00	5.02	0.04	0.39
C01	植物性油脂	0.00	51.56	2.36	4.12
C0204	其他動物性油脂	0.00	25.16	0.16	1.24

資料來源:(國家衛生研究院, 2017)

表 11. 消費者 0-3 歲之各項食物攝食量

0-3 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
E0201	牛肉	2.76	181.22	48.09	36.82
E0205	牛肉加工製品	2.31	42.01	18.87	20.65
E0301	羊肉	8.73	91.65	35.61	26.33
E0305	羊肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0401	其他家畜類及其製品	65.23	65.23	0.00	0.00
D0101	雞肉	1.32	279.03	46.97	40.49
D0104	雞肉加工製品	8.70	310.04	81.99	61.19
D0201	鴨肉	6.02	121.50	37.55	26.43
D0204	鴨肉加工製品	25.94	135.58	63.60	44.39
D0301	鵝肉	13.29	61.74	27.27	19.83
D0304	鵝肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
D0401	其他家禽類肉類	7.98	206.80	59.23	50.53
D0403	其他家禽類加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0101	豬肉	0.38	291.28	47.50	44.23
E0105	豬其他可食部位	0.19	135.66	53.02	41.91
E0106	豬肉加工製品	1.36	389.58	45.84	44.51
E0202	牛肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0203	牛腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0204	其他牛內臟	14.07	14.07	0.00	0.00
E0302	羊肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0303	羊腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0304	其他羊內臟	0.00	0.00	0.00	0.00

0-3 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
D0102	雞肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0103	其他雞內臟	1.63	137.37	39.05	55.72
D0202	鴨肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0203	其他鴨內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0302	鵝肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0303	其他鵝內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0402	其他家禽類內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
E0102	豬肝	28.61	28.61	0.00	0.00
E0103	豬腎	35.91	35.91	0.00	0.00
E0104	其他豬內臟	2.10	89.42	30.80	27.64
H01	液態乳類	0.80	1136.42	196.73	157.37
H02	粉狀或固狀乳類	0.74	462.13	81.82	66.17
G01	蛋類及其製品	0.88	335.28	36.26	37.08
F01	魚類及其製品	0.30	271.24	34.50	36.25
F02	其他水海產類及其製品	0.36	116.53	24.01	26.42
C0202	家畜油脂	0.01	0.01	0.00	0.00
C0201	家禽油脂	0.01	3.77	0.46	0.69
C0203	動物性調合油	0.01	6.55	1.06	1.49
C01	植物性油脂	0.00	51.56	3.42	4.58
C0204	其他動物性油脂	0.00	47.28	3.10	6.24
P01	三歲以下嬰幼兒乳品	3.60	807.46	103.83	104.02
P02	嬰幼兒副食品	21.60	1513.08	285.47	275.81

資料來源：(國家衛生研究院, 2017)

表 12. 消費者 3-6 歲之各項食物攝食量

3-6 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
E0201	牛肉	2.76	181.22	48.09	36.82
E0205	牛肉加工製品	2.31	42.01	18.87	20.65
E0301	羊肉	8.73	91.65	35.61	26.33
E0305	羊肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0401	其他家畜類及其製品	65.23	65.23	65.23	0.00
D0101	雞肉	1.32	279.03	46.97	40.49
D0104	雞肉加工製品	8.70	310.04	81.99	61.19
D0201	鴨肉	6.02	121.50	37.55	26.43

3-6 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
D0204	鴨肉加工製品	25.94	135.58	63.60	44.39
D0301	鵝肉	13.29	61.74	27.27	19.83
D0304	鵝肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
D0401	其他家禽類肉類	7.98	206.80	59.23	50.53
D0403	其他家禽類加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0101	豬肉	0.38	291.28	47.50	44.23
E0105	豬其他可食部位	0.19	135.66	53.02	41.91
E0106	豬肉加工製品	1.36	389.58	45.84	44.51
E0202	牛肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0203	牛腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0204	其他牛內臟	14.07	14.07	14.07	0.00
E0302	羊肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0303	羊腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0304	其他羊內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0102	雞肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0103	其他雞內臟	1.63	137.37	39.05	55.72
D0202	鴨肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0203	其他鴨內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0302	鵝肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0303	其他鵝內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0402	其他家禽類內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
E0102	豬肝	28.61	28.61	28.61	0.00
E0103	豬腎	35.91	35.91	35.91	0.00
E0104	其他豬內臟	2.10	89.42	30.80	27.64
H01	液態乳類	0.55	1398.07	230.38	157.76
H02	粉狀或固狀乳類	0.08	184.53	47.33	38.69
G01	蛋類及其製品	0.60	328.98	49.03	40.76
F01	魚類及其製品	0.49	305.15	39.47	39.59
F02	其他水海產類及其製品	0.18	129.16	25.68	23.84
C0202	家畜油脂	0.01	0.01	0.01	0.00
C0201	家禽油脂	0.01	3.77	0.46	0.69
C0203	動物性調合油	0.01	6.55	1.06	1.49
C01	植物性油脂	0.00	63.39	6.71	6.83
C0204	其他動物性油脂	0.00	47.28	3.10	6.24

資料來源：(國家衛生研究院, 2017)

表 13. 消費者 6-12 歲之各項食物攝食量

6-12 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
E0201	牛肉	3.01	376.27	67.52	65.60
E0205	牛肉加工製品	11.63	154.16	82.36	43.32
E0301	羊肉	7.16	320.78	66.74	65.88
E0305	羊肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0401	其他家畜類及其製品	0.00	0.00	0.00	0.00
D0101	雞肉	2.37	478.89	68.77	63.22
D0104	雞肉加工製品	4.81	349.85	84.40	60.14
D0201	鴨肉	0.19	328.44	43.84	52.57
D0204	鴨肉加工製品	10.57	394.89	71.43	66.17
D0301	鵝肉	6.31	80.21	32.96	25.91
D0304	鵝肉加工製品	13.16	13.16	13.16	0.00
D0401	其他家禽類肉類	12.69	198.28	63.55	48.12
D0403	其他家禽類加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0101	豬肉	0.98	526.42	64.41	60.58
E0105	豬其他可食部位	0.25	153.83	53.51	44.44
E0106	豬肉加工製品	0.92	362.48	56.76	48.02
E0202	牛肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0203	牛腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0204	其他牛內臟	4.01	53.89	22.84	17.70
E0302	羊肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0303	羊腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0304	其他羊內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0102	雞肝	80.16	118.49	99.43	15.72
D0103	其他雞內臟	3.74	110.52	30.02	27.75
D0202	鴨肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0203	其他鴨內臟	5.82	24.69	15.80	10.30
D0302	鵝肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0303	其他鵝內臟	12.88	12.88	12.88	0.00
D0402	其他家禽類內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
E0102	豬肝	7.98	99.20	47.08	29.64
E0103	豬腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0104	其他豬內臟	1.83	207.65	51.92	52.13
H01	液態乳類	4.31	1134.15	238.34	161.92
H02	粉狀或固狀乳類	0.23	315.41	39.06	43.52

6-12 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
G01	蛋類及其製品	0.25	703.82	59.06	48.43
F01	魚類及其製品	0.49	476.32	53.43	52.40
F02	其他水海產類及其製品	0.10	334.55	40.88	49.25
C0202	家畜油脂	0.01	0.48	0.21	0.24
C0201	家禽油脂	0.01	8.43	0.71	1.14
C0203	動物性調合油	0.03	9.16	2.33	2.80
C01	植物性油脂	0.00	75.20	10.44	10.32
C0204	其他動物性油脂	0.00	33.48	2.69	4.58

資料來源:(國家衛生研究院, 2017)

表 14. 消費者 12-16 歲之各項食物攝食量

12-16 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
E0201	牛肉	2.04	515.23	94.54	93.67
E0205	牛肉加工製品	9.00	248.13	91.95	66.48
E0301	羊肉	15.41	119.95	61.82	35.57
E0305	羊肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0401	其他家畜類及其製品	0.00	0.00	0.00	0.00
D0101	雞肉	3.11	405.67	73.19	61.26
D0104	雞肉加工製品	9.83	420.56	109.94	76.05
D0201	鴨肉	3.55	92.87	33.01	23.59
D0204	鴨肉加工製品	12.84	347.01	65.42	64.35
D0301	鵝肉	25.24	265.38	121.98	112.28
D0304	鵝肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
D0401	其他家禽類肉類	25.07	130.15	54.03	36.38
D0403	其他家禽類加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0101	豬肉	0.37	602.25	73.99	67.10
E0105	豬其他可食部位	9.88	196.51	64.63	47.48
E0106	豬肉加工製品	1.77	368.68	55.91	44.60
E0202	牛肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0203	牛腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0204	其他牛內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
E0302	羊肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0303	羊腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0304	其他羊內臟	0.00	0.00	0.00	0.00

12-16 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
D0102	雞肝	7.03	29.27	18.15	15.73
D0103	其他雞內臟	7.96	96.35	38.68	28.95
D0202	鴨肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0203	其他鴨內臟	17.81	17.81	17.81	0.00
D0302	鵝肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0303	其他鵝內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0402	其他家禽類內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
E0102	豬肝	14.29	109.25	50.66	37.85
E0103	豬腎	3.71	21.04	12.38	12.25
E0104	其他豬內臟	1.68	244.04	48.23	47.98
H01	液態乳類	0.94	1207.49	252.73	193.20
H02	粉狀或固狀乳類	0.10	450.72	44.00	50.93
G01	蛋類及其製品	0.78	413.62	64.88	45.57
F01	魚類及其製品	0.49	475.09	55.51	54.06
F02	其他水海產類及其製品	0.50	344.40	48.05	50.77
C0202	家畜油脂	0.11	14.00	7.06	9.82
C0201	家禽油脂	0.01	5.53	0.70	0.92
C0203	動物性調合油	0.08	16.86	3.09	3.90
C01	植物性油脂	0.00	101.03	11.40	11.27
C0204	其他動物性油脂	0.00	94.73	4.40	9.06

資料來源:(國家衛生研究院, 2017)

表 15. 消費者 16-18 歲之各項食物攝食量

16-18 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
E0201	牛肉	3.52	587.09	116.34	136.71
E0205	牛肉加工製品	50.69	113.22	84.60	31.60
E0301	羊肉	8.54	281.84	100.23	69.32
E0305	羊肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0401	其他家畜類及其製品	0.00	0.00	0.00	0.00
D0101	雞肉	3.26	361.52	81.41	61.50
D0104	雞肉加工製品	12.20	474.09	115.94	83.88
D0201	鴨肉	11.56	64.37	33.06	15.57
D0204	鴨肉加工製品	11.77	327.14	92.89	79.80
D0301	鵝肉	16.68	35.68	25.98	9.51

16-18 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
D0304	鵝肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
D0401	其他家禽類肉類	44.31	66.67	55.28	11.18
D0403	其他家禽類加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0101	豬肉	2.53	391.43	75.33	69.96
E0105	豬其他可食部位	0.19	188.43	71.91	56.30
E0106	豬肉加工製品	1.45	317.36	57.46	55.85
E0202	牛肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0203	牛腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0204	其他牛內臟	8.43	13.26	10.84	3.42
E0302	羊肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0303	羊腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0304	其他羊內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0102	雞肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0103	其他雞內臟	2.28	151.98	52.63	44.19
D0202	鴨肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0203	其他鴨內臟	15.86	15.86	15.86	0.00
D0302	鵝肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0303	其他鵝內臟	19.28	19.28	19.28	0.00
D0402	其他家禽類內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
E0102	豬肝	22.93	22.93	22.93	0.00
E0103	豬腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0104	其他豬內臟	5.57	175.17	55.27	49.11
H01	液態乳類	3.43	970.73	243.06	173.85
H02	粉狀或固狀乳類	1.18	279.64	38.13	47.22
G01	蛋類及其製品	0.52	298.00	61.18	43.55
F01	魚類及其製品	0.14	298.09	56.61	51.18
F02	其他水海產類及其製品	1.49	389.23	55.51	59.27
C0202	家畜油脂	0.24	6.29	2.26	3.49
C0201	家禽油脂	0.00	3.61	0.50	0.82
C0203	動物性調合油	0.14	17.00	4.68	5.88
C01	植物性油脂	0.01	89.29	11.26	11.97
C0204	其他動物性油脂	0.00	54.02	4.29	7.45



表 16. 消費者 19-65 歲之各項食物攝食量

19-65 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
E0201	牛肉	1.19	554.23	83.41	69.40
E0205	牛肉加工製品	6.49	238.14	84.20	59.89
E0301	羊肉	6.26	293.26	74.39	53.87
E0305	羊肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0401	其他家畜類及其製品	41.93	63.96	52.94	15.58
D0101	雞肉	0.19	869.58	78.02	69.35
D0104	雞肉加工製品	9.18	676.84	130.50	111.86
D0201	鴨肉	0.18	333.22	50.52	49.69
D0204	鴨肉加工製品	8.80	291.46	79.77	67.05
D0301	鵝肉	8.84	334.32	71.47	70.72
D0304	鵝肉加工製品	109.17	109.17	109.17	0.00
D0401	其他家禽類肉類	9.77	109.72	51.16	27.42
D0403	其他家禽類加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0101	豬肉	0.33	972.42	76.37	70.94
E0105	豬其他可食部位	0.19	361.38	77.79	70.95
E0106	豬肉加工製品	0.59	372.93	54.58	47.84
E0202	牛肝	18.19	18.19	18.19	0.00
E0203	牛腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0204	其他牛內臟	23.85	190.54	52.76	40.49
E0302	羊肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0303	羊腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0304	其他羊內臟	17.43	168.15	92.79	106.57
D0102	雞肝	18.29	68.01	43.73	17.10
D0103	其他雞內臟	3.16	197.80	47.58	40.81
D0202	鴨肝	11.72	16.10	13.91	3.10
D0203	其他鴨內臟	7.82	32.85	19.17	8.87
D0302	鵝肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0303	其他鵝內臟	7.53	112.62	50.26	39.97
D0402	其他家禽類內臟	93.97	93.97	93.97	0.00
E0102	豬肝	10.21	185.36	54.17	44.24
E0103	豬腎	21.80	130.57	59.89	33.60
E0104	其他豬內臟	1.62	455.13	47.64	52.54
H01	液態乳類	0.81	1438.99	236.50	190.33
H02	粉狀或固狀乳類	1.30	257.63	36.07	36.87

19-65 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
G01	蛋類及其製品	0.53	344.63	57.04	42.34
F01	魚類及其製品	0.13	541.17	69.57	66.02
F02	其他水海產類及其製品	0.27	748.12	48.46	58.72
C0202	家畜油脂	0.07	62.36	12.90	27.65
C0201	家禽油脂	0.01	6.35	0.65	0.92
C0203	動物性調合油	0.02	12.12	1.65	2.41
C01	植物性油脂	0.00	153.58	11.92	12.20
C0204	其他動物性油脂	0.00	45.94	3.71	6.10

資料來源:(國家衛生研究院, 2017)

表 17. 消費者>65 歲之各項食物攝食量

>65 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
E0201	牛肉	4.99	347.47	76.56	64.28
E0205	牛肉加工製品	24.20	58.06	34.40	15.90
E0301	羊肉	6.53	173.95	59.12	49.54
E0305	羊肉加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0401	其他家畜類及其製品	88.70	88.70	88.70	0.00
D0101	雞肉	0.39	284.00	55.68	44.40
D0104	雞肉加工製品	17.71	205.45	88.17	66.02
D0201	鴨肉	7.33	226.88	43.20	42.56
D0204	鴨肉加工製品	6.61	127.24	43.89	31.97
D0301	鵝肉	7.85	178.53	48.68	46.31
D0304	鵝肉加工製品	34.60	35.33	34.97	0.52
D0401	其他家禽類肉類	12.14	62.59	37.14	18.01
D0403	其他家禽類加工製品	0.00	0.00	0.00	0.00
E0101	豬肉	1.65	450.13	68.45	61.96
E0105	豬其他可食部位	0.13	539.28	54.89	84.06
E0106	豬肉加工製品	0.63	196.87	45.08	34.69
E0202	牛肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0203	牛腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0204	其他牛內臟	27.28	44.10	35.69	11.89
E0302	羊肝	0.00	0.00	0.00	0.00
E0303	羊腎	0.00	0.00	0.00	0.00
E0304	其他羊內臟	0.18	0.18	0.18	0.00

>65 歲					
食物碼	食品項目	最小值 (g)	最大值 (g)	平均值 (g)	標準差
D0102	雞肝	19.95	19.95	19.95	0.00
D0103	其他雞內臟	15.86	160.02	54.24	52.72
D0202	鴨肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0203	其他鴨內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0302	鵝肝	0.00	0.00	0.00	0.00
D0303	其他鵝內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
D0402	其他家禽類內臟	0.00	0.00	0.00	0.00
E0102	豬肝	1.58	117.39	41.67	44.50
E0103	豬腎	34.13	34.13	34.13	0.00
E0104	其他豬內臟	1.19	197.75	36.80	35.36
H01	液態乳類	1.03	1721.05	164.37	186.34
H02	粉狀或固狀乳類	0.25	347.54	32.76	30.87
G01	蛋類及其製品	0.41	221.92	46.92	33.03
F01	魚類及其製品	0.10	479.48	75.98	69.58
F02	其他水海產類及其製品	0.45	280.17	33.18	35.08
C0202	家畜油脂	0.04	0.40	0.12	0.15
C0201	家禽油脂	0.01	26.07	1.07	3.17
C0203	動物性調合油	0.01	3.23	0.93	1.12
C01	植物性油脂	0.00	105.02	10.25	10.34
C0204	其他動物性油脂	0.00	20.03	2.37	4.43

資料來源:(國家衛生研究院, 2017)

表 18. 台灣民眾的體重資料

	平均值 (kg)	最小值 (kg)	最大值 (kg)	標準差
0-3 歲	12.92	5.40	21.60	3.14
3-6 歲	20.56	12.00	45.60	4.51
6-12 歲	34.00	15.90	95.00	10.84
12-16 歲	53.63	17.50	126.90	13.46
16-18 歲	60.15	34.00	129.30	14.43
19-65 歲	62.96	39.00	122.00	12.01
>65 歲	60.53	31.20	107.20	10.36

資料來源:(國家衛生研究院, 2017)



表 19. 各項食品中脂肪含量比例

食品項目	牛肉及其製品	羊肉及其製品	豬肉及其製品	其他家畜及其製品	雞肉及其製品	鴨肉及其製品	鵝肉及其製品	其他家禽及其製品	液態乳類	粉狀或固狀乳類	蛋類及其製品
脂肪比例	14.1%	11.5%	14.5%	12.8%	11.1%	11.1%	11.6%	11.6%	3.4%	25%	10%

表 20. 國外一般民眾 19-65 歲之各項食物攝食量

		奧地利		英國		匈牙利		法國	
食品項目		平均值 (g)	標準差						
牛奶及乳製品		3.3	2.66	2.71	2.13	3.25	2.86	3.61	3.09
雞蛋及蛋製品		0.31	0.46	0.18	0.36	0.31	0.46	0.24	0.35
魚類、海鮮		0.25	0.54	0.34	0.44	0.15	0.44	0.51	0.69
新鮮臘腸		0.26	0.49	0.18	0.32	0.52	0.64	0.25	0.47
黃油		0.11	0.14	0.05	0.1	0.05	0.09	0.11	0.14
人造黃油及類似產品		0.01	0.06	0	0.02	0.08	0.14	0.03	0.08
植物油脂		0.12	0.16	0.02	0.04	0.26	0.18	0.17	0.18
牛肝		0	-	0	-	0	-	0	-
家禽		0.34	0.74	0.39	0.55	0.79	0.98	0.56	0.75
牛肉		0.27	0.56	0.23	0.36	0.1	0.26	0.61	0.83
鹿肉		0.01	0.14	0	0.05	0	0.04	0	0.05
豬新鮮肉		0.19	0.52	0.09	0.23	0.52	0.63	0.2	0.42

	奧地利		英國		匈牙利		法國	
食品項目	平均值 (g)	標準差						
羊肉新鮮	0.01	0.11	0.07	0.22	0	0.02	0.07	0.28
煮熟的醃製或調味豬肉	0	-	0	-	0.14	0.26	0.08	0.18
煮熟的醃製或調味家禽肉	0.02	0.12	0	-	0.06	0.18	0.01	0.08
醃製調味豬肉	0.04	0.15	0.18	0.24	0.03	0.14	0.15	0.26
豬油	0	-	0	-	0.03	0.07	0	-

資料來源(EFSA, 2022)

表 21. 國外消費者 19-65 歲之各項食物攝食量

	奧地利		英國		匈牙利		法國	
食品項目	平均值 (g)	標準差						
牛奶及乳製品	3.38	2.64	2.75	2.12	3.34	2.85	3.65	3.08
雞蛋及蛋製品	0.48	0.49	0.39	0.45	0.41	0.49	0.37	0.38
魚類、海鮮	0.88	0.69	0.62	0.43	1	0.68	0.86	0.7
新鮮臘腸	0.67	0.6	0.48	0.36	0.78	0.64	0.56	0.56
黃油	0.15	0.14	0.13	0.13	0.14	0.12	0.15	0.14
人造黃油及類似產品	0.11	0.14	0.1	0.08	0.17	0.17	0.12	0.12
植物油脂	0.14	0.17	0.04	0.06	0.26	0.18	0.2	0.19
牛肝	0	-	0	-	0	-	0.51	0.16
家禽	1.25	0.94	0.64	0.58	1.3	0.95	0.99	0.74
牛肉	0.81	0.72	0.54	0.37	0.55	0.32	1.04	0.85
鹿肉	1.01	0.79	0.53	0.28	0.59	0.05	0.4	0.42

	奧地利		英國		匈牙利		法國	
食品項目	平均值 (g)	標準差						
豬新鮮肉	1.14	0.75	0.49	0.31	0.89	0.58	0.65	0.53
羊肉新鮮	0.63	0.41	0.52	0.37	0.25	0.13	0.77	0.54
煮熟的醃製或調味豬肉	0.48	0.19	0.15	0	0.41	0.3	0.25	0.24
煮熟的醃製或調味家禽肉	0.44	0.35	0	-	0.41	0.25	0.33	0.29
醃製調味豬肉	0.28	0.3	0.31	0.24	0.43	0.31	0.35	0.29
豬油	0.07	0.09	0.04	0.03	0.12	0.09	0	-

資料來源(EFSA, 2022)

表 22. 19-65 歲一般民眾和消費者兩個群體隨 CV 變化的戴奧辛平均每日暴露劑量

CV	ADD (pg TEQ/kg-day)									
	0.1	0.3	0.5	0.7	0.9	1.1	1.2	1.3	1.5	1.7
一般民眾組										
平均值	6.38	5.01	4.18	3.83	3.73	3.61	3.56	3.59	3.54	3.53
95th 上限	11.54	9.53	8.87	8.63	8.56	8.41	8.45	8.49	8.38	8.40
消費者組										
平均值	16.52	12.92	10.90	10.06	9.69	9.54	9.50	9.42	9.39	9.38
95 th 上限	25.32	20.73	18.54	18.06	17.74	17.98	17.64	17.79	17.45	17.76

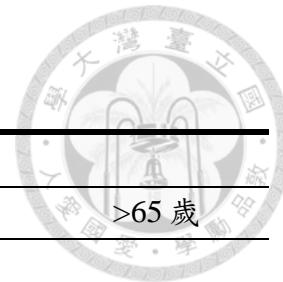


表 23. 一般民眾組和消費者組的戴奧辛的平均每日暴露劑量，ML = 95% 上限，CV = 1.2

	ADD (pg TEQ/kg-day)						
	0-3 歲	3-6 歲	6-12 歲	12-16 歲	16-18 歲	19-65 歲	>65 歲
一般民眾組							
平均值	10.16	6.37	5.46	3.83	3.46	3.62	3.19
95 th 上限	21.91	14.40	12.81	8.88	7.89	8.50	7.86
消費者組							
平均值	25.39	14.47	12.76	8.82	7.80	9.44	7.10
95 th 上限	48.85	27.79	26.29	17.97	15.53	17.70	14.33

表 24. 一般民眾組和消費者組的戴奧辛的平均每日暴露劑量，ML = 97% 上限，CV = 1.2

	ADD (pg TEQ/kg-day)						
	0-3 歲	3-6 歲	6-12 歲	12-16 歲	16-18 歲	19-65 歲	>65 歲
一般民眾組							
平均值	8.98	5.88	5.02	3.45	3.22	3.26	2.91
95 th 上限	19.63	13.22	11.90	8.05	7.42	7.59	7.24
消費者組							
平均值	22.46	13.21	11.67	8.08	7.05	8.68	6.44
95 th 上限	43.37	25.58	24.55	16.44	14.28	16.16	12.79

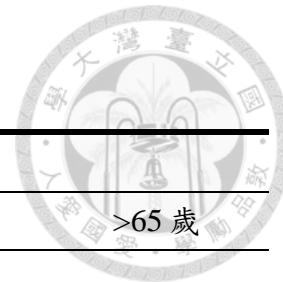


表 25. 一般民眾組和消費者組的戴奧辛的平均每日暴露劑量，ML = 99% 上限，CV = 1.2

	ADD (pg TEQ/kg-day)						
	0-3 歲	3-6 歲	6-12 歲	12-16 歲	16-18 歲	19-65 歲	>65 歲
一般民眾組							
平均值	7.88	5.03	4.37	3.00	2.77	2.82	2.49
95 th 上限	17.02	11.35	10.31	7.02	6.31	6.65	6.11
消費者組							
平均值	19.50	11.40	10.01	6.92	6.05	7.49	5.52
95 th 上限	37.54	22.10	20.61	14.10	12.06	13.93	11.07

表 26. 一般民眾組和消費者組的 HI 值 (WHO)，ML = 95% 上限，CV = 1.2

TDI = 1-4	HI						
	0-3 歲	3-6 歲	6-12 歲	12-16 歲	16-18 歲	19-65 歲	>65 歲
一般民眾組							
平均值	4.73	2.55	2.18	1.53	1.39	1.45	1.28
95 th 上限	11.77	5.76	5.13	3.55	3.15	3.40	3.14
消費者組							
平均值	11.69	6.64	5.89	4.08	3.64	4.36	3.27



95 th 上限	26.57	14.99	14.10	9.77	8.48	9.93	7.76
---------------------	-------	-------	-------	------	------	------	------

表 27. 一般民眾組和消費者組的 HI 值 (WHO) , ML = 97% 上限 , CV = 1.2

TDI = 1-4	HI						
	0-3 歲	3-6 歲	6-12 歲	12-16 歲	16-18 歲	19-65 歲	>65 歲
一般民眾組							
平均值	4.14	2.35	2.01	1.38	1.29	1.30	1.17
95 th 上限	10.27	5.29	4.76	3.22	2.97	3.04	2.90
消費者組							
平均值	10.33	6.09	5.42	3.74	3.25	4.00	2.97
95 th 上限	24.01	14.00	13.16	9.09	7.81	8.93	7.03

表 28. 一般民眾組和消費者組的 HI 值 (WHO) , ML = 99% 上限 , CV = 1.2

TDI = 1-4	HI						
	0-3 歲	3-6 歲	6-12 歲	12-16 歲	16-18 歲	19-65 歲	>65 歲
一般民眾組							
平均值	3.66	2.01	1.75	1.20	1.11	1.13	1.00
95 th 上限	9.13	4.54	4.12	2.81	2.53	2.66	2.44
消費者組							
平均值	8.97	5.23	4.61	3.21	2.80	3.46	2.55



95 th 上限	20.82	11.91	11.20	7.59	6.62	7.81	6.00
---------------------	-------	-------	-------	------	------	------	------

表 29. 一般民眾組和消費者組的 HI 值 (EFSA) , ML = 95% 上限 , CV = 1.2

TDI = 0.286	HI						
	0-3 歲	3-6 歲	6-12 歲	12-16 歲	16-18 歲	19-65 歲	>65 歲
一般民眾組							
平均值	35.54	22.27	19.10	13.39	12.11	12.67	11.16
95 th 上限	76.60	50.36	44.80	31.04	27.57	29.71	27.47
消費者組							
平均值	88.79	50.58	44.60	30.85	27.27	32.99	24.83
95 th 上限	170.81	97.16	91.93	62.83	54.31	61.87	50.09

表 30. 一般民眾組和消費者組的 HI 值 (EFSA) , ML = 97% 上限 , CV = 1.2

TDI = 0.286	HI						
	0-3 歲	3-6 歲	6-12 歲	12-16 歲	16-18 歲	19-65 歲	>65 歲
一般民眾組							
平均值	31.40	20.54	17.57	12.06	11.25	11.41	10.19
95 th 上限	68.62	46.22	41.61	28.13	25.95	26.53	25.31
消費者組							
平均值	78.53	46.19	40.80	28.25	24.65	30.35	22.52



95 th 上限	151.64	89.44	85.84	57.48	49.93	56.50	44.72
---------------------	--------	-------	-------	-------	-------	-------	-------

表 31. 一般民眾組和消費者組的 HI 值 (EFSA) , ML = 99% 上限 , CV = 1.2

TDI = 0.286	HI						
	0-3 歲	3-6 歲	6-12 歲	12-16 歲	16-18 歲	19-65 歲	>65 歲
一般民眾組							
平均值	27.54	17.59	15.28	10.50	9.67	9.87	8.72
95 th 上限	59.52	39.69	36.06	24.55	22.08	23.24	21.35
消費者組							
平均值	68.18	39.85	35.00	24.19	21.14	26.18	19.31
95 th 上限	131.26	77.29	72.06	49.29	42.16	48.71	38.71

表 32. 歐洲國家一般民眾組和消費者組的 HI 值 (WHO)

國家	HI			
	英國	匈牙利	法國	奧地利
一般民眾組				
平均值	0.78	0.89	1.23	0.97
95 th 上限	1.90	2.04	3.02	2.31
消費者組				
平均值	1.18	1.76	1.65	1.72
95 th 上限	2.69	4.07	3.88	3.88

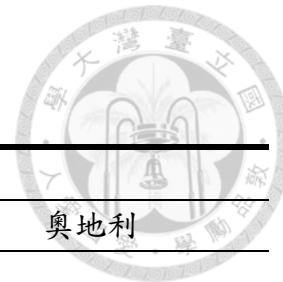


表 33. 歐洲國家一般民眾組和消費者組的 HI 值 (EFSA)

國家	HI			
	英國	匈牙利	法國	奧地利
一般民眾組				
平均值	5.92	6.74	9.29	7.31
95 th 上限	12.55	12.72	19.38	14.75
消費者組				
平均值	8.90	13.20	12.48	13.09
95 th 上限	16.84	25.45	24.38	24.63