

北向海流影響多氯聯苯於沿海流布之多介質模式建構

洪奕綸¹ 呂恬萱^{2*}

¹大葉大學環境工程學系

515006 彰化縣大村鄉學府路 168 號

²國立臺中教育大學科學教育與應用學系環境教育及管理碩士班

403514 臺中市西區民生路 140 號

*thlu@mail.ntcu.edu.tw

摘要

即使多氯聯苯在臺灣已禁用超過二十年，彰化縣沿海地區的沉積物中仍可發現多氯聯苯，仍無法完全忽視其對沿海區域底棲生物之潛在危害。如欲探討多氯聯苯對生態系統之影響，了解其於沿海地區的宿命為關鍵步驟。因此，本研究依據多氯聯苯之物化特性與彰化沿海環境特性建立多介質逸壓模式，以描述多氯聯苯於沿海區域之宿命，進而推估多氯聯苯於海水與底泥之濃度。另外，藉由情境模擬，探討不同多氯聯苯排放情形下，模擬值於實測值之差距，以確立模式之可用性。結果指出本研究建構之模式能夠使工業區沿海底泥之多氯聯苯濃度預測誤差~5.3%，具高預測能力 ($RE \leq 10\%$)，但工業區沿海北面預測誤差僅能介於 0.80 至 0.35 之間。並且推估受北向海流影響下，彰濱工業區沿海之海水與底泥多氯聯苯濃度分別介於 0.1–0.3 $\mu\text{g L}^{-1}$ 與 0.2–0.6 ng g^{-1} 。本研究建立之逸壓模式，能夠預測多氯聯苯在北向海流影響下於沿海區域之濃度，並且具探究多氯聯苯流布情形之潛力，有助於未來提供關鍵訊息作為沿海環境管理方針。

關鍵詞：多氯聯苯，沿海地區，北向海流，逸壓模式，情境模擬

A Fugacity Approach on the Fate and Transport of Polychlorinated Biphenyls Affected by a Northward Current along Coastal Area

YI-LUN HUNG¹ and TIEN-HSUAN LU^{2*}

¹Department of Environmental Engineering, Da-Yeh University

No. 168, University Rd., Dacun, Changhua 515006, Taiwan, R. O. C.

²Master Program of Environmental Education and Management, Department of Science Education and Application,

National Taichung University of Education

No. 140, Minsheng Rd., West Dist., Taichung City 403514, Taiwan, R. O. C.

*thlu@mail.ntcu.edu.tw

ABSTRACT



Although polychlorinated biphenyls (PCBs) have been banned for more than 20 years, they still could be found in sediment in the coastal zone in Changhua County, Taiwan, indicating that the negative impact of PCBs on the wetland ecosystem should not be neglected. The key step in exploring its impact on ecosystems is to determine their fate and transport in the coastal zone. Therefore, we establish a multimedia model using fugacity approach to illustrate the fate and transport of PCB along the coastal area. The fugacity model could be applied to estimate the concentrations of PCBs in seawater and sediment. In addition, we simulate PCBs concentrations in different scenarios to compare their values with observations to ensure the performance of the model. Results show that the model has high prediction accuracy in that the relative errors for sediment of coastal area along the industrial park could be ~5.3% (Relative error $\leq 10\%$), whereas those for sediment of coastal area along the northern periphery of the industrial park fairly range from 0.35 to 0.80. We also estimate the concentrations of PCBs in seawater ($0.1\text{--}0.3 \mu\text{g L}^{-1}$) and sediment ($0.2\text{--}0.6 \text{ng g}^{-1}$) when there is a northward current along the coastal area. The fugacity model developed in this study can predict the fate and transport of PCBs affected by a northward current along the coastal area and has the potential to explore the transport behaviors. It could be applied to imparting crucial information to coastal environmental management.

Key Words: polychlorinated biphenyls, coastal area, northward current, fugacity model, scenario simulation

一、前言

彰化沿海除了為臺灣工業蓬勃發展的地帶，也是許多居民以農漁牧業維生之地區。由於早期尚未具備良好環境保護意識，導致化學物質因不當處置而污染環境，造成民眾身體健康及心理層面之影響，甚至危害食物鏈各階層之生物 [6]。雖然毒性化學物質管理法自民國 90 年起已全面禁止使用多氯聯苯，並禁止多氯聯苯處理業、石棉廢料處理業等處理有害廢料之工業進駐，至今多氯聯苯仍殘留於沿海環境 [4, 9]。

多氯聯苯 (polychlorinated biphenyls, PCBs) 為類戴奧辛化合物，是許多含氯數不同的聯苯化合物之總稱。過去的實驗已證實多氯聯苯可干擾神經傳導，造成內分泌失調，使動物罹癌。已知多氯聯苯對於一般小型哺乳類動物之半致死劑量 (LD_{50}) 約為 $2\text{--}10 \text{g kg}^{-1}$ [6]。雖然環境中之多氯聯苯濃度不至於對生物造成明顯危害，然而因其性質穩定，不易被分解，很可能經由生物累積作用進而影響生物與人類健康 [10]，如人體之皮膚、肝臟、生殖系統及免疫系統皆會受到多氯聯苯之影響 [5]。日本與臺灣分別於 1968 年與 1979 年，發生多氯聯苯污染之事件，共計上千名受害者 [3]，目前國內已全面禁止使用多氯聯苯 [6]。

多介質傳輸模式的使用，可幫助了解污染物於環境中的行為，並且提供相關資訊供環境決策者參考。模式分析之結

果亦有整合運用於風險評估之可行性 [16, 22]。由 Mackay 與 Neely 兩位學者於 1991 年所發展之逸壓模式為一種多介質傳輸模式 [3]。逸壓模式為一種理論模式，利用污染物之物理與化學參數，接著考慮污染物於介質內與介質間的傳輸途徑，如擴散、反應、沉降等過程。依其處理功能及輸入參數的複雜程度，可分為 Level I、II、III 及 IV 級模式。Level I 假設環境為一固定量之平衡擴散，並且沒有反應發生，Level II 則增加考慮區間中之轉換與反應，Level III 模式是穩定狀態，計算包含進流、轉變與介質間之傳輸等，可改正 Level I 與 Level II 與實際情況不符之假設，Level IV 則新增時間此不穩定因素。目前逸壓模式已使用於探討多氯聯苯於河川、湖泊以及流域等環境之宿命，但較少應用於沿海區域 [17, 14, 24]。

Das et al. [12] 曾於 2017 年 9 月與 2018 年 1 月，由彰濱工業區沿海區域底泥分析出多氯聯苯之殘留，故仍不完全排除其對生態環境可能產生之影響，且於彰化沿海區域除了有蓬勃的工業區，亦於鄰近區域有受保護的生物資源，例如美食奧螻蛄蝦保育區的設立。有鑑於此，本研究目的為考量北向海流影響下，初步建立能夠描述多氯聯苯於沿海區域宿命之逸壓模式，以期此模式未來可應用於沿海環境管理。

二、研究方法



彰濱工業區周圍海域環境，仍可能分析出多氯聯苯之存在，為了解多氯聯苯於彰化沿海區域之流布情形，本研究之架構、逸壓模式之建立（本研究建構之模式僅適用於彰化沿海地區，且沿海屬北向海流的情境）以及模擬情境與模式驗證方法分述如下：

(一) 研究架構

為了解多氯聯苯於沿海區域之流布（圖 1A），本研究蒐集多氯聯苯之基本物理化學特性參數、環境介質參數以及多氯聯苯濃度實測值，並依據多氯聯苯於海流影響下之環境宿命建立 Level III 逸壓模式。接著，推估多氯聯苯於沿海海水與底泥之濃度，並且利用實測值對模式進行校正，以佐證模式之可行性（圖 1B）。希冀本研究建立之模式與分析之結果未來有助於沿海環境管理（圖 1C）。

(二) 逸壓模式

本研究依據 Das et al. [12] 於 9 月（濕季）採樣之地點建立 Level III 逸壓模式，以合理描述彰濱工業區沿海區域多氯聯苯於受海流影響下之宿命（圖 2）。

1. Level III 模式建構

以彰濱工業區沿海為基準，可分為工業區沿海（Industrial Park, IP）、工業區沿海北面（Northern periphery of IP, NPIP）以及工業區沿海南面（Southern periphery of IP, SPIP）共三個主要環境區塊，再分為水與底泥兩個子區塊。每一個環境子區塊皆有其相應之逸壓容量（ Z , mol/m³-Pa）與逸壓（ f , Pa），並以方程式（1）推估多氯聯苯濃度（ C , mol/m³） [3, 19]：

$$C = Z \times f \tag{1}$$

如圖 2 所示，環境區塊分為工業區沿海（橘色）、工業區沿海北面（灰色）以及工業區沿海南面（藍色）。 Z_i 與 f_i 為各介質逸壓容量與逸壓， E_i 為多氯聯苯排放速率， D_i 為傳輸參數，其中，下標 i 表示不同路徑或不同介質之環境參數，詳細說明如下： E_1 與 E_2 分別為多氯聯苯排放至工業區沿海南面與工業區沿海之速率。多氯聯苯於環境介質內與介質間之流布以傳輸參數（ D_i , mol Pa⁻¹ h⁻¹）表示，如分解（ $D_{Rea,i}$ ）、沉降（ $D_{Dep,i}$ ）、再懸浮（ $D_{Res,i}$ ）、擴散（ $D_{Diff,i}$ ）以及移流（ D_{Adv} ）等傳輸過程。由於 9 月期間季風帶動由南向北之海流 [1]，故以 $D_{S \rightarrow I}$ 與 $D_{I \rightarrow N}$ 描述因海流而帶動的多氯聯苯傳輸。方程式各項參數之意義與計算公式如表 1 與表 2 所示。

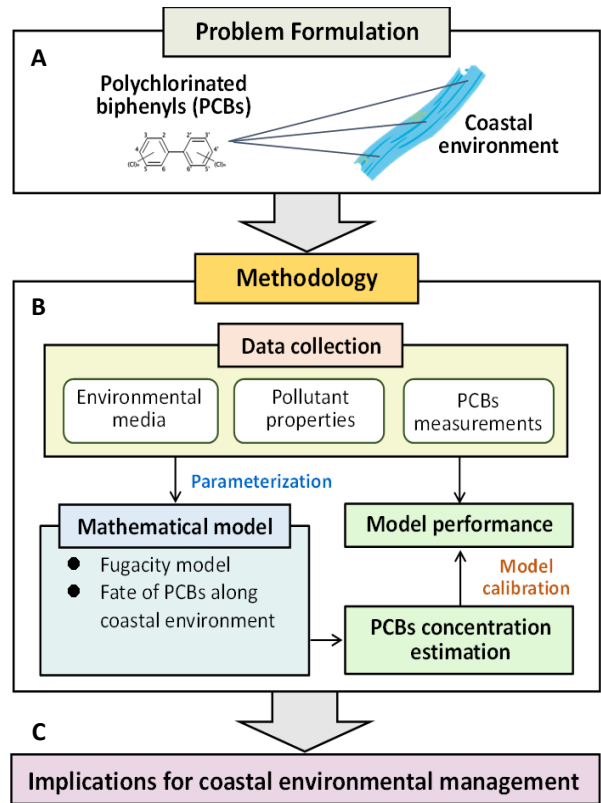


圖 1. 研究架構圖

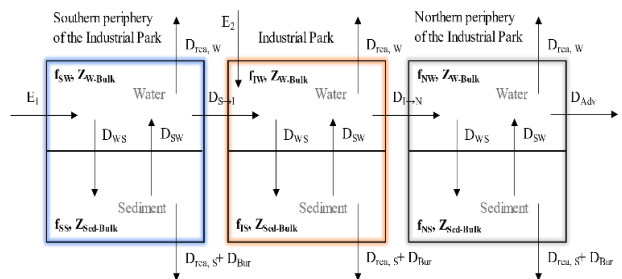


圖 2. 逸壓模式建構圖

表 1. 傳輸過程之 D 值 (mol Pa⁻¹ h⁻¹) 方程式

Process	D-value	Equation
Reaction in water	$D_{Rea, W}$	$k_{WR} V_W Z_W$
Discharge from SPIP to IP	$D_{S \rightarrow I}$	$G_{S \rightarrow I} Z_W$
Discharge from IP to NPIP	$D_{I \rightarrow N}$	$G_{I \rightarrow N} Z_W$
Discharge from NPIP	D_{Adv}	$G_{Adv} Z_W$
Sediment deposition	D_{Dep}	$A_{W-S} k_{Dep} Z_{W-Solid}$
Sediment resuspension	D_{Res}	$A_{W-S} k_{Res} Z_{Sed-Solid}$
Sediment/Water diffusion	D_{Diff}	$1 / (1 / (k_{W-S} A_{W-S} Z_W + Y_S / B_S A_{W-S} Z_W))$
Reaction in sediment	$D_{Rea, S}$	$k_{SR} V_S Z_{Sed-Bulk}$
Burial	D_{Bur}	$A_{B-S} U_{Bur} Z_{Sed-Solid}$



表 2. 環境介質之 Z 值 ($\text{mol Pa}^{-1} \text{m}^{-3}$) 方程式

Medium	Z-value	Equation
Water	Z_W	$1/H$
Particles in water	$Z_{W-Solid}$	$m_{OC(w)}K_{OC}Z_W\rho_{S(w)}/1000$
Particles in sediment	$Z_{Sed-Solid}$	$m_{OC(Sed)}K_{OC}Z_W\rho_{S(Sed)}/1000$
Bulk of water	Z_{W-Bulk}	$Z_W(1 - X_{W-Solid}) + Z_{W-Solid}(X_{W-Solid})$
Bulk of sediment	$Z_{Sed-Bulk}$	$Z_W(X_{Sed-W}) + Z_{Sed-Solid}(1 - X_{Sed-W})$

由於 Level III 逸壓模式假設污染物之流布為穩定狀態，可依據 $f_i \cdot E_i$ 以及 D_i 建立以下質量平衡方程式 (方程式 (2)):

$$\begin{cases} E_1 + f_{SS}D_{SW} = f_{SW}(D_{WS} + D_{rea,W} + D_{S \rightarrow I}) \\ f_{SW}D_{WS} = f_{SS}(D_{SW} + D_{rea,S}) \\ f_{SW}D_{S \rightarrow I} + E_2 + f_{IS}D_{SW} = f_{IW}(D_{WS} + D_{rea,W} + D_{I \rightarrow N}) \\ f_{IW}D_{WS} = f_{IS}(D_{SW} + D_{rea,S}) \\ f_{IW}D_{I \rightarrow N} + f_{NS}D_{SW} = f_{NW}(D_{WS} + D_{rea,W} + D_{I \rightarrow N}) \\ f_{NW}D_{WS} = f_{NS}(D_{SW} + D_{rea,S}) \end{cases} \quad (2)$$

其中， D_{WS} 為 $D_{Dep} + D_{Diff}$ ， D_{SW} 為 $D_{Res} + D_{Diff}$ 。

再者，Das et al. [12] 於工業區沿海南面底泥測得之多氯聯苯濃度為 0 ng g^{-1} ，故本研究假設 f_{SS} 為 0，合理簡化模式為方程式 (3)：

$$\begin{cases} E_1 = f_{SW}(D_{WS} + D_{rea,W} + D_{S \rightarrow I}) = f_{SW}D_{T,SW} \\ f_{SW}D_{S \rightarrow I} + E_2 + f_{IS}D_{SW} = f_{IW}(D_{WS} + D_{rea,W} + D_{I \rightarrow N}) = f_{IW}D_{T,IW} \\ f_{IW}D_{WS} = f_{IS}(D_{SW} + D_{rea,S} + D_{bur,S}) = f_{IS}D_{T,IS} \\ f_{IW}D_{I \rightarrow N} + f_{NS}D_{SW} = f_{NW}(D_{WS} + D_{rea,W} + D_{I \rightarrow N}) = f_{NW}D_{T,NW} \\ f_{NW}D_{WS} = f_{NS}(D_{SW} + D_{rea,S} + D_{bur,S}) = f_{NS}D_{T,NS} \end{cases} \quad (3)$$

接著，推導各介質逸壓為 $f_i (E_i, D_i)$ ：

$$f_{SW} = \frac{E_1}{D_{T,SW}} \quad (4)$$

$$f_{IW} = \frac{D_{T,IS}(E_1D_{S \rightarrow I} + E_2D_{T,SW})}{D_{T,SW}(D_{T,IW}D_{T,IS} - D_{WS}D_{SW})} \quad (5)$$

$$f_{IS} = \frac{D_{WS}D_{T,IS}(E_1D_{S \rightarrow I} + E_2D_{T,SW})}{D_{T,IS}D_{T,SW}(D_{T,IW}D_{T,IS} - D_{WS}D_{SW})} \quad (6)$$

$$f_{NW} = \frac{D_{I \rightarrow N}D_{T,NS}D_{T,IS}(E_1D_{S \rightarrow I} + E_2D_{T,SW})}{D_{T,SW}(D_{T,IW}D_{T,IS} - D_{WS}D_{SW})(D_{T,NW}D_{T,NS} - D_{WS}D_{SW})} \quad (7)$$

$$f_{NS} = \frac{D_{WS}D_{I \rightarrow N}D_{T,NS}D_{T,IS}(E_1D_{S \rightarrow I} + E_2D_{T,SW})}{D_{T,NS}D_{T,SW}(D_{T,IW}D_{T,IS} - D_{WS}D_{SW})(D_{T,NW}D_{T,NS} - D_{WS}D_{SW})} \quad (8)$$

如此，藉由 E_i 與 D_i 可計算逸壓 (f_i)，進而整合逸壓容量 (Z_i) 計算結果，並依據方程式 (1) 推估多氯聯苯於各環境介質之濃度 (C_i)。

2. 模式參數化

本研究蒐集與應用於逸壓模式之參數數值與來源詳列於表 3 與表 4。表 3 為計算 Z_i 所需之參數，如亨利常數 (H)、有機碳質量分數 (m_{OC})、有機碳分配係數 (K_{OC})、固體密度 ($\rho_{S(i)}$)、粒子容積分率 (X_i) 等。表 4 為計算 D_i 所需之參數，如反應速率 (k_{IR})、移流速率 ($G_{S \rightarrow I}$ 、 $G_{I \rightarrow N}$)、海流速率 (k_{Cur})、水與底泥間之傳輸係數 (k_{w-s})、多氯聯苯於底泥中的擴散路徑長 (Y_s)、多氯聯苯於底泥中的分子擴散速率 (B_s)、沉積速率 (k_{Dep})、再揚起速率 (k_{Res})、埋葬速率 (U_{Bur})、海水體積 (V_w)、底泥體積 (V_s)、海水水深 (dw) 以及底泥深度 (ds)。

本研究參考 Das et al. [12] 之測站地點，設定工業區沿海、工業區沿海北面以及工業區沿海南面之面積 (A_{w-s}) 各為 250 平方公里。並且應用 Das et al. [12] 於工業區沿海與

表 3. 計算 Z 值所需之參數

Parameter	Value	Unit	Reference
Henry's law constant (H)	4.0×10^{-10}	$\text{Pa m}^3 \text{mol}^{-1}$	[11]
Mass fraction organic carbon in water ($m_{OC(w)}$)	0.2	-	[20]
Mass fraction organic carbon in sediment ($m_{OC(Sed)}$)	0.04	-	[20]
Organic carbon-water partition ratio (K_{OC})	18.197	L/kg	[2]
Density of solid in water ($\rho_{S(w)}$)	1700	kg m^{-3}	[13]
Density of solid in sediment ($\rho_{S(Sed)}$)	1700	kg m^{-3}	[13]
Volume fraction of particles in water ($X_{W-Solid}$)	6.0×10^{-6}	-	[20]
Volume fraction of water in sediment (X_{Sed-W})	0.63	-	[20]



表 4. 計算 D 值所需之參數

Parameter	Value	Unit	Reference
Reaction rate in water (k_{WR})	1.26×10^{-5}	h^{-1}	[3]
Reaction rate in sediment (k_{SR})	1.26×10^{-5}	h^{-1}	[3]
Discharge flow rate ($G_{S \rightarrow i}$)	$k_{Cur} \times A_{S \rightarrow i}$	$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$	This study
Discharge flow rate ($G_{I \rightarrow N}$)	$k_{Cur} \times A_{I \rightarrow N}$	$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$	This study
Current rate (k_{Cur})	0.3	$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$	[1]
Water-side mass transfer coefficient over sediment ($k_{w,s}$)	10^{-4}	$\text{m} \text{h}^{-1}$	[23]
Diffusion path lengths in sediment (Y_s)	0.025	m	[23]
Molecular diffusivity in sediment (B_s)	2.60×10^6	$\text{m}^2 \text{h}^{-1}$	[3]
Sediment deposition rate (k_{Dep})	5.0×10^{-7}	$\text{m} \text{h}^{-1}$	[3]
Sediment resuspension rate (k_{Res})	2.0×10^{-7}	$\text{m} \text{h}^{-1}$	[3]
Burial rate (U_{Bur})	3.4×10^{-8}	$\text{m} \text{h}^{-1}$	[20]
Volume of water (V_w)	$A_{w,s} \times d_w$	m^3	This study
Volume of sediment (V_s)	$A_{w,s} \times d_s$	m^3	This study
Depth of water (d_w)	35	m	[21]
Depth of sediment (d_s)	0.05	m	[21]

工業區沿海南面底泥所檢測之多氯聯苯濃度，進而以建立之逸壓模式推估工業區沿海、工業區沿海北面以及工業區沿海南面之海水多氯聯苯濃度，以及工業區沿海北面區域底泥之多氯聯苯濃度。進一步可藉由建立之逸壓模式，模擬於不同排放情境 (E_1 、 E_2) 之流布。

(三) 模擬情境與模式驗證

為驗證模式之準確性，本研究利用逸壓模式推估之底泥濃度與實測值，計算相對誤差 (Relative error, RE) (方程式 (9)) [7]，

$$RE = \left| \frac{P - O}{O} \right| \quad (9)$$

其中， P 為模式推估濃度 (ng g^{-1})， O 為實測值濃度 (ng g^{-1})，若 RE 值愈小，表示模式之預測越精確，值愈大則反之。本研究參考 Mean Absolute Percentage Error (MAPE) 評分標準 [15]，以 RE 計算結果評價模式預測能力 (表 5)。

本研究採用 Das et al. [12] 於彰濱工業區沿海所得之實測值與模擬結果進行比較，並且探討於不同多氯聯苯排放情境所得之模擬濃度值與實測值間的誤差。第一階段模擬之排放情境如表 6 所示。情境一表示於工業區沿海與工業區南面皆有多氯聯苯之排放 ($E_1 + E_2$)，情境二 (E_1) 與情境三 (E_2)

表 5. RE 評價模式預測能力之標準

RE Value	Prediction Accuracy
$RE \leq 10\%$	高
$10\% < RE \leq 20\%$	良好
$20\% < RE \leq 50\%$	合理
$RE > 50\%$	低

表 6. PCB 排放情境

排放源	排放速率 (g year^{-1})			
	情境一	情境二	情境三	情境四
	$E_1 + E_2$	E_1	E_2	Without E
E_1	920	920	0	0
E_2	920	0	920	0

分別表示僅工業區沿海南面與工業區沿海有污染源，情境四則代表於工業區沿海與工業區南面皆無多氯聯苯排放源 (Without E)。本研究參考 Mackay [18] 採用的多氯聯苯每年排放速率，執行合理的情境模擬，若該區域具多氯聯苯排放源，則 $E_i = 920 \text{ g year}^{-1} = 3.22 \times 10^{-4} \text{ mol hr}^{-1}$ 。

三、結果與討論

本研究以多氯聯苯實測值以及沿海環境特性為基礎，建立多介質逸壓模式，進而了解多氯聯苯於彰化沿海區域之流布情形。模式預測誤差與濃度推估之結果如下：

(一) 模式預測誤差

本研究利用建構之逸壓模式，首先預測四種情境下多氯聯苯於沿海環境之濃度，並計算多氯聯苯於工業區沿海與工業區沿海北面底泥之濃度預測誤差 (圖 2)。結果顯示除了情境四之誤差值為 1，其餘情境之誤差值皆遠大於 1，且於情境一、情境二及情境三，工業區沿海底泥多氯聯苯濃度預測誤差皆高於工業區沿海北面之預測誤差值。

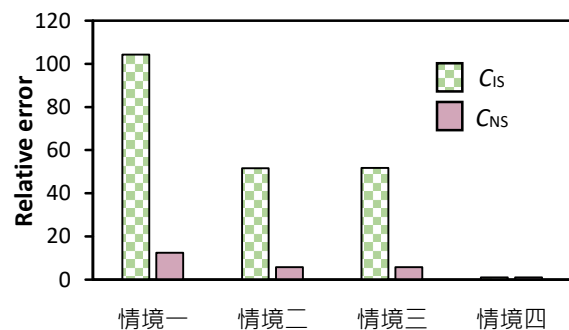


圖 2. 不同排放情境之模式預測誤差



為提升模式預測能力，依據初步分析之結果(圖 2)，本研究篩選情境一、情境二及情境三，進一步模擬排放速率每減少 1%所得之預測誤差值(情境一： E_1 與 E_2 皆下降;情境二： E_1 下降、 $E_2 = 0$;情境三： $E_1 = 0$ 、 E_2 下降)(表 7)，以了解何種排放情境得以使誤差值小於 1。

依據 300 種模擬結果，本研究篩選出七種(編號 2-1 至 2-7)使工業區沿海與工業區沿海北面底泥之濃度預測誤差皆小於 1 的排放情境(表 8)。圖 3 呈現此七種排放情境於不同 E_1 與 E_2 組合下工業區沿海與工業區沿海北面底泥之 RE 。圖 3 中圓圈大小表示誤差大小，粉紅與藍色圓圈分別代表工業區沿海與工業區沿海北面底泥之濃度預測誤差。

結果顯示，預測誤差小於 1 時，排放速率皆小於 30 g year^{-1} ，且於 (i) $E_1 = 9.2 \text{ g year}^{-1} + E_2 = 9.2 \text{ g year}^{-1}$ 、(ii) $E_1 = 18.4 \text{ g year}^{-1} + E_2 = 0 \text{ g year}^{-1}$ 以及 (iii) $E_1 = 0 \text{ g year}^{-1} + E_2 = 18.4 \text{ g year}^{-1}$ 三種情境工業區沿海底泥之濃度預測誤差 $\sim 5.3\%$ ，指出模式具高預測能力($RE \leq 10\%$)，但工業區沿海北面預測誤差僅能介於 0.80 至 0.35 之間，再深入分析後發現，工業區北面之預測濃度相較實測值較小，因此推測多氯聯苯可能經由其他傳輸路徑，傳輸至工業區北面。

其中， $E_2 = 0 \text{ g year}^{-1}$ 之情境(2-2、2-3、2-4)較能符合我國自民國 90 年起已全面禁止使用多氯聯苯之規範，若是如此，則表示可能有源自於南方海域的多氯聯苯傳輸作為 E_1 。或可歸因於工業區沿海南面底泥濃度不一定為 0，雖然本研究依據文獻實測結果假設其為 0，但污染物於環境中的行為可能隨時變動，故若有更多次的觀測結果，將有助於提升模式之預測能力。再者，亦有工業區沿海與工業區沿海南面皆有排放的情境(2-1)，以及僅有工業區沿海有排放的情境(2-5、2-6、2-7)能使模式有預測潛力，故不排除仍有排放源或殘留於環境中的污染物傳輸至他處的可能性。

(二) 多氯聯苯濃度推估

本研究進一步以逸壓模式推估於表 8 呈現的七種排放下，IP、NPIP 以及 SPIP 各環境介質之多氯聯苯濃度(圖 4)。因情境 2-5、2-6 以及 2-7 於工業區沿海南面無排放源/污染物輸入源，故於工業區沿海南面海水之多氯聯苯濃度濃推估為 0。整體來說，海水之多氯聯苯濃度推估範圍為 $0.1\text{--}0.3 \mu\text{g L}^{-1}$ 。另外，工業區沿海南面、工業區沿海以及工業區沿海北面底泥之多氯聯苯濃度推估範圍為 $0.2\text{--}0.6 \text{ ng g}^{-1}$ 。

雖然臺灣政策近年已禁止多氯聯苯之生產與排放，但多氯聯苯屬持久性有機化合物，一旦排放至環境中，便難以自

表 7. 排放速率下降情境模擬

排放源	排放速率 (g year^{-1})		
	情境一	情境二	情境三
	$E_1 + E_2$	E_1	E_2
E_1	$920 \rightarrow 0$	$920 \rightarrow 0$	0
E_2	$920 \rightarrow 0$	0	$920 \rightarrow 0$

表 8. PCB 排放情境

情境編號	排放速率 (g year^{-1})		預測誤差 (RE)	
	E_1	E_2	C_{IS}	C_{NS}
2-1	9.2	9.2	0.05338	0.5753421
2-2	27.6	0	0.579235	0.3633498
2-3	18.4	0	0.052823	0.5755665
2-4	9.2	0	0.473588	0.7877832
2-5	0	27.6	0.580905	0.3633498
2-6	0	18.4	0.053936	0.5755665
2-7	0	9.2	0.473032	0.7877833

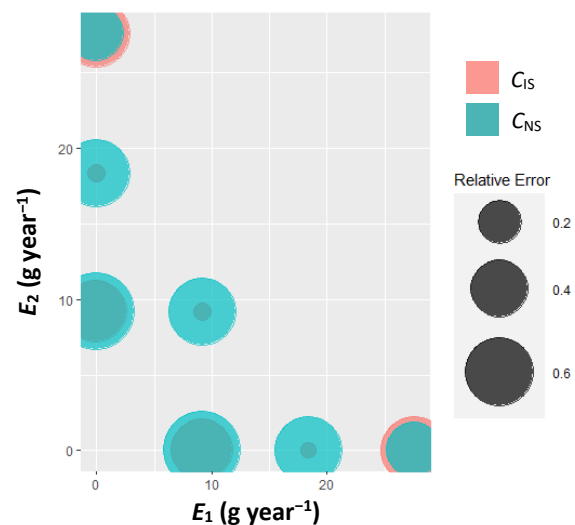


圖 3. 模式預測誤差小於 1 之排放情境

然方式排除。臺灣西岸各處沿海之底泥皆有多氯聯苯之殘留(如屏東與新竹等地)，相比於過去的沿海環境多氯聯苯實測值，臺灣沿海底泥多氯聯苯實測濃度($\sim 10 \text{ ng g}^{-1}$)與本研究推估之濃度($0.2\text{--}0.6 \text{ ng g}^{-1}$)皆低其他國家沿海底泥之實測值($0.84\text{--}341 \text{ ng g}^{-1}$) [8]。推論政府之禁用政策與環境之自淨能力可能於減低多氯聯苯濃度有所成效。但於底泥之殘留濃度是否可能對底棲生物產生影響則有待未來研究加以探討。

另外，本研究建立之模式所應用的 PCB 物化特性參數(如亨利常數、 K_{oc})與環境特性參數(如沿海底泥深度、



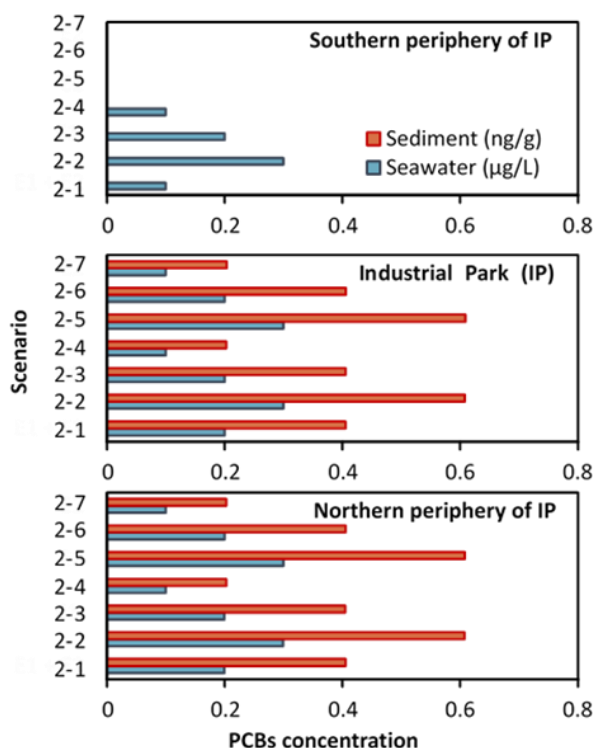


圖 4. 多氯聯苯沿海海水與底泥之推估濃度

密度)多數不具有太多變化,故研究中僅選擇調整排放速率檢視其影響,本研究建議未來如欲進行敏感度分析,可考慮加入海流速率變動、調整模式假設面積進行探討,或是有其他控制策略時再併入模式中進行敏感度分析。

參考文獻

1. 大彰化西北離岸風力發電股份有限公司籌備處(民 108) 大彰化西北離岸風力發電海岸利用管理說明書,彰化。
2. 方鴻慈(民 93),台灣西部沿海養殖牡蠣中多氯聯苯同源物含量及特性之研究,國立中山大學海洋環境及工程學系研究所碩士論文。
3. 朱翊慈(民 107),逸壓模式對類戴奧辛化合物分布之研究,國立屏東科技大學環境工程與科學系碩士論文。
4. 行政院環保署(民 107),持久性有機污染物斯德哥爾摩公約國家實施計畫,臺北。
5. 香港特別行政區政府食物環境衛生署食物安全中心(民 104),香港成年人從食物攝取非二噁英樣多氯聯苯的情況,香港。
6. 許菁芳(民 89),油症患者血液中多氯聯苯、多氯戴奧辛、多氯夫喃同源物濃度與肝功能異常之相關性研究,

國立成功大學環境醫學研究所碩士論文。

7. 廖士偉(民 92),多方式特性法模式於明渠合分流之研究,國立交通大學土木工程所碩士論文。
8. 鄭勝文(民 111),台灣西部沿岸野生牡蠣體內持久性有機污染物之生物累積,國立東華大學海洋生物研究所碩士論文。
9. 鄭維智、陳素燕、張碧秋、周薰修(民 93),台灣地區魚貝類中多氯聯苯殘留量調查,藥物食品檢驗局調查研究年報,臺北。
10. 謝淑芬(民 85),多氯聯苯的健康危害,高雄醫學院醫學研究所博士論文。
11. Burkhard, L. P., D. E. Armstrong and A. W. Andren (1985) Henry's law constants for the polychlorinated biphenyls. *Environmental Science & Technology*, 19, 590-596.
12. Das, S., A. Aria, J. O. Cheng, S. Souissi, J. S. Hwang and F. C. Ko (2020) Occurrence and distribution of anthropogenic persistent organic pollutants in coastal sediments and mud shrimps from the wetland of central Taiwan. *PLOS ONE*, Public Library of Science, San Francisco, California.
13. Graw, J. H., W. T. Wood, and B. J. Phrampus (2020) Predicting global marine sediment density using the random forest regressor machine learning algorithm. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 126, e2020JB020135.
14. Hällén, J., J. M. Malmaeus, N. Johansson and O. M. Karlsson (2022) Using a dynamic mass balance model to predict fate and transport of PCBs in a polluted boreal lake in Sweden. *Science of The Total Environment*, 853, 158522.
15. Khairina, D. M., A. Muaddam, S. Maharani and H. R. Hatta. (2019) Forecasting of groundwater tax revenue using single exponential smoothing method. *E3S Web of Conferences*, 125
16. Kong, X. Z., F.L. Xu, W. He, W. X. Liu and B. Yang (2016) Fugacity models. In: *Jørgensen SE (Ed.), Ecological Model Types*, 28, 181-210. Netherlands: Elsevier.
17. Lu, Q., C. J. Andrew, D. J. Monika, A. Sweetman, Li Jin and P. Whitehead (2015) The distribution of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the river thames catchment under the scenarios of climate change. *Science of The Total Environment*, 533, 187-195.
18. Mackay, D. (1989) Modeling the long-term behavior of an organic contaminant in a large lake: application to PCBs in Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 15, 283-297.



19. Mackay, D. and S. Paterson (1991) Evaluating the multimedia fate of organic chemicals: a level III fugacity model. *Environmental Science & Technology*, 3, 427–436.
20. Nazir, M., F. Khan, P. Amyotte and R. Sadiq (2008) Multimedia fate of oil spills in a marine environment - An integrated modelling approach. *Process Safety and Environmental Protection*, 86(2), 141-148.
21. O'Driscoll, K., J. Robinson, W. S. Chiang, Y. Y. Chen, R. C. Kao and R. Doherty (2016) The environmental fate of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in western Taiwan and coastal waters: evaluation with a fugacity-based model. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 13222–13234.
22. Su, C., H. Zhang, C. Cridge and R. Liang (2019) A review of multimedia transport and fate models for chemicals: Principles, features and applicability. *Science of the Total Environment*, 668, 881–892.
23. Sweetman, A. J., I. T. Cousins, R. Seth, K. C. Jones and D. Mackay (2002) A dynamic level IV multimedia environmental model: application to the fate of polychlorinated biphenyls in the United Kingdom over a 60-year period. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 930–940.
24. Ullah, R., R. Asghar, M. Baqar, A. Mahmood, A. Alamdar, A. Qadir, M. Sohail, R. B. Schäfer and S. A. M. A. S. Eqani (2020) Assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the Himalayan Riverine Network of Azad Jammu and Kashmir. *Chemosphere*, 240, 124762.

收件：112.07.13 修正：112.08.01 接受：112.08.15

