



國立臺灣大學生物資源暨農學院

生物環境系統工程學系

碩士論文

Department of Bioenvironmental Systems Engineering

College of Bioresources and Agriculture

National Taiwan University

Master's Thesis

AQUATOX 輔以穩定同位素技術評估溪流生態受溫泉之影響

AQUATOX Model Combined with Stable Isotope Techniques to

Assess Stream Ecology Impacted by Hot Spring Discharge

陳詣璿

Yi-Shiuan Chen

指導教授: 蕭友晉 博士

Advisor: Yo-Jin Shiau, Ph.D.

中華民國 113 年 7 月

July 2024

謝誌



不知不覺間我台大碩士的生涯要告一段落了；還記得我大二暑假進蕭友晉老師實驗室幫忙，那時初次領教到頂尖學術界的技術、最高學府的氛圍及台大學生的態度，至今印象深刻並奉為主臬，期望有天自己也能成為一份子；大學畢業後我如願的考上台大生工所，並有榮幸成為蕭老師的學生，在蕭老師細心的教導下學習到非常多野外採樣的經驗、研究的態度、解決問題的能力、寫作及報告的技巧...，這些都是非常寶貴的經歷，這兩年我無時無刻都感受到自己的進步，也認知自己是如此的渺小。

在台大的這段時光學到非常多，想感謝的人也太多太多。說真的我非常感謝蕭老師，能成為您的學生是我的榮幸，在我大學迷茫困惑時，是您讓我有方向及努力的目標，您是我遇過最棒的教授；感謝勝惟哥，從我高中就帶來台大走跳，謝謝你的啟蒙及引薦，也帶給我不少有趣的回憶；感謝睿廷、沛儒和實驗室的大家，不論是出差或實驗上都受到不少的幫助，能跟你們一起採樣談天，真的好快樂；感謝海洋所教授們給予的建議；感謝誌榮及皓尹兩位好友，解答了不少統計及程式上的問題；感謝我的女友竹筠，謝謝妳的陪伴與協助，陪我度過狀態最糟的日子，以後也要一直在一起喔；最後感謝我最愛的家人，我的母親和婆婆，是妳們的支持讓我能無後顧之憂的完成學業，妳們的愛與關懷讓我能不畏風雨的繼續前行，我愛妳們。最後謝謝一路上幫助過我的大家，願我們都能成為更好的人，一期一會。

摘要



溫泉污水的直接排放對溪流生態造成多樣性的影響，包含水溫上升、植物光合作用的降低、水棲物種死亡等，並進一步改變溪流之生態系。如今水體的模式建模已成為水資源管理的有效工具，合理的模擬可以輔助監測資料之不足，作為評判水域環境之依據。然而對於生態的模擬，釐清物種間的交互作用十分重要，結合穩定同位素分析或許是可行的方法。

故本研究以臺北陽明山的磺港溪進行生態與水質調查，分析溪流上、中、下游河段，受到不同程度之硫酸鹽溫泉排水影響，其對溪流生態系之改變。研究採集溪流河床生物膜、顆粒有機物、動物和植物樣本，分析其樣品之 $\delta^{13}\text{C}$ 及 $\delta^{15}\text{N}$ ，並透過 MIXSIAR (Bayesian Mixing Models in R) 及 SIBER (Stable Isotope Bayesian Ellipses in R) 的分析方法，建立完整食物網，具體探討硫酸鹽污水對於溪流食物網結構之影響，並輸入 AQUATOX 模式進行模擬。

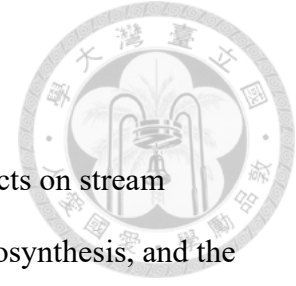
同位素研究結果顯示，在溪流受到硫酸鹽污染與 pH 改變之下，溪流中的物種食物來源隨河段越趨下游而越漸縮小，且各物種的食物貢獻率改變，食物網發生由下至上的影響，隨著污染程度加劇，多數消費者的同位素棲位 (Isotopic Niche) 變窄。

AQUATOX 模式檢定與驗證的結果顯示，在多河段模擬中硝酸鹽和氨氮效率係數皆大於 0.7，表示可以很合理的模擬水中的傳輸。藻類模擬中雖然下游稍有高估，其結果仍可以被接受。生物之模擬由於多河段模擬的限制，導致同位素建立的食物網無法輸入每個河段，使模擬結果欠佳。但在改成分段模擬後，使模擬的偏差降低，除中游魚類外，其餘物種實測與模擬之資料分布平均值與變異數均無顯著差異。證明將同位素建立的食物網輸入，能夠提升生態模型的模擬效果。

這些研究結果量化酸性廢水排放對水生生態造成的影響，並提供模擬方法，可作為酸性廢水的管制或改善措施的參考。

關鍵詞：溫泉排水、碳和氮穩定同位素、食物網、溪流生態系、AQUATOX 模式

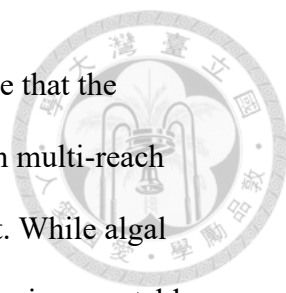
Abstract



The direct discharge of hot spring wastewater has various impacts on stream ecosystems, including rising water temperatures, reduced plant photosynthesis, and the death of aquatic species, which further alter the stream ecosystem. Nowadays, water body modeling has become an effective tool for water resource management. Reasonable simulations can supplement insufficient monitoring data and serve as a basis for evaluating water environments. However, for ecological simulations, it is crucial to clarify the interactions between species. Combining stable isotope analysis may be a feasible method.

This study conducts an ecological and water quality investigation on Huanggang Stream in Yangmingshan, Taipei. It analyzes the upstream, midstream, and downstream sections of the stream, which are affected by varying degrees of sulfate hot spring discharge and its impact on the stream ecosystem. The study collects samples of streambed biofilm, particulate organic matter, animals, and plants, and analyzes their $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values. Using MIXSIAR (Bayesian Mixing Models in R) and SIBER (Stable Isotope Bayesian Ellipses in R) analysis methods, a complete food web is established to specifically explore the impact of sulfate wastewater on the stream food web structure. The data is then input into the AQUATOX model.

The results of the study indicate that under sulfate pollution and pH changes, the food sources for species in the stream progressively diminish from upstream to downstream sections. Additionally, the food contribution rates for various species change, leading to a bottom-up effect on the food web. As the pollution level intensifies, the isotopic niche of most consumers narrows. This highlights how increased sulfate pollution constrains the diversity of available food sources and alters the ecological interactions within the stream ecosystem.



The AQUATOX model calibration and validation results indicate that the efficiency coefficients for nitrate and ammonia nitrogen exceed 0.7 in multi-reach simulations, indicating a reasonable simulation of in-stream transport. While algal simulations slightly overestimated downstream values, the results remain acceptable. Due to the limitations of multi-reach simulations, the isotopically constructed food web could not be input for each reach, resulting in suboptimal outcomes. However, segment-based simulations reduced biases, showing no significant differences in the mean and variance of observed and simulated data for most species except midstream fish. This demonstrates that incorporating isotopically constructed food webs can effectively enhance the ecological model's simulation accuracy.

These research results quantify the impact of acidic wastewater discharge on aquatic ecosystems and provide a simulation method that can serve as a reference for the regulation or improvement of acidic wastewater.

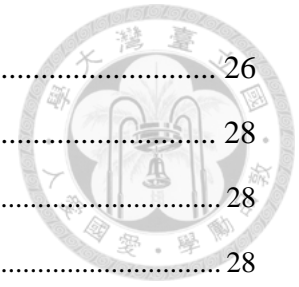
Keywords: Hot spring discharge, Carbon and nitrogen stable isotopes, Food web, Stream ecosystem, AQUATOX model

目次

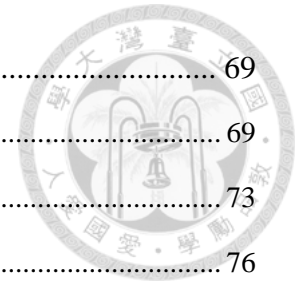


謝誌.....	i
摘要.....	ii
Abstract	iii
目次.....	v
圖次.....	viii
表次.....	x
第一章 緒論.....	1
第二章 文獻回顧.....	3
2.1 酸性硫酸鹽溫泉	3
2.1.1 溫泉定義.....	3
2.1.2 酸性溫泉水對生態之影響.....	4
2.2 食物網與營養關係	6
2.3 食性分析	8
2.3.1 行為觀察法.....	8
2.3.2 胃內容物分析.....	9
2.3.3 穩定同位素技術.....	10
2.4 穩定同位素分析	12
2.4.1 營養位置估算.....	12
2.4.2 同位素棲位.....	13
2.4.3 同位素混合模型.....	14
2.5 生態風險評估模式	18
2.5.1 模式比較.....	18
2.5.2 AQUATOX.....	20
3.1 研究流程圖	23
3.2 研究區域	24
3.2.1 磺港溪現況.....	24
3.2.2 泡腳池園區	25

3.3 採樣點選定	26
3.4 穩定同位素樣品採集、處理與分析	28
3.4.1 器具前處理	28
3.4.2 樣本採集及處理	28
3.4.3 樣本分析	30
3.5 同位素數據分析	31
3.6 AQUATOX 模式	33
3.6.1 模式變數	33
3.6.2 模式參數	34
3.7 模式資料收集	35
3.8 模式模擬與架構	37
3.8.2 食物網設置	39
3.9 適配度指標	40
第四章 結果與討論	42
4.1 環境特徵	42
4.1.1 水質	42
4.1.2 營養鹽	45
4.1.3 葉綠素 a	47
4.2 碳、氮穩定同位素分析結果	49
4.2.1 基礎食物源	50
4.2.2 消費者	52
4.2.3 營養位置	54
4.3 食物貢獻率與食物網	56
4.3.1 上游食物貢獻率	56
4.3.2 中游食物貢獻率	58
4.3.3 下游食物貢獻率	60
4.3.4 AQUATOX 食物網設置	61
4.4 模式參數檢定	64



4.5 模擬結果	69
4.5.1 多河段水質模擬結果	69
4.5.2 多河段藻類模擬結果	73
4.5.3 多河段水生生物量模擬結果	76
4.5.4 分段水生生物量模擬結果	79
第五章 結論與建議	84
5.1 結論	84
5.2 建議	86
參考資料	87
附錄	101

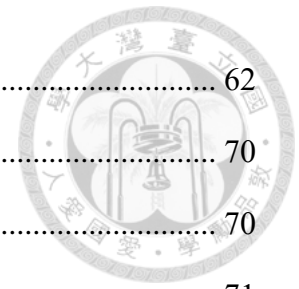


圖次



圖 2-1 自然中穩定碳同位素.....	11
圖 2-2 自然中穩定氮同位素	11
圖 2-3 雙同位素-三來源混合模式示意圖	15
圖 2-4 AQUATOX 模式模擬生態系統概念圖	20
圖 3-1 研究架構流程圖.....	23
圖 3-2 磺港流域圖	24
圖 3-3 採樣點位圖	26
圖 3-4 河道分段圖	37
圖 4-1 各流域季節水溫變化.....	43
圖 4-2 各流域季節酸鹼值變化	44
圖 4-3 各流域季節懸浮固體變化	44
圖 4-4 各流域季節硫酸鹽變化	45
圖 4-5 各流域季節硝酸鹽變化	46
圖 4-6 各流域季節氨氮變化	46
圖 4-7 各流域季節浮游藻葉綠素 a 變化.....	47
圖 4-8 各流域季節附生藻葉綠素 a 變化.....	48
圖 4-9 上中下游碳氮穩定同位素值雙標圖	49
圖 4-10 各採樣點基礎食物源的 SEAc 橢圓圖	50
圖 4-11 各基礎食物源的 SEAc 橢圓圖.....	51
圖 4-12 魚類、水蠶及甲殼類的 SEAc 橢圓圖	53
圖 4-13 上中下游物種 TP 盒鬚圖.....	55
圖 4-14 上游食物網概念圖	57
圖 4-15 中游食物網概念圖	59
圖 4-16 下游食物網概念圖	60

圖 4-17 合併物種食物貢獻率機率分布圖	62
圖 4-18 上游硝酸鹽模擬值與實測值比較圖	70
圖 4-19 中游硝酸鹽模擬值與實測值比較圖	70
圖 4-20 下游硝酸鹽模擬值與實測值比較圖	71
圖 4-21 上游氨氮模擬值與實測值比較圖	71
圖 4-22 中游氨氮模擬值與實測值比較圖	72
圖 4-23 下游氨氮模擬值與實測值比較圖	72
圖 4-24 上游葉綠素 a 模擬值與實測值比較圖	74
圖 4-25 中游葉綠素 a 模擬值與實測值比較圖	74
圖 4-26 下游葉綠素 a 模擬值與實測值比較圖	75
圖 4-27 多河段上游生物量模擬值與實測值比較圖	77
圖 4-28 多河段中游生物量模擬值與實測值比較圖	78
圖 4-29 多河段下游生物量模擬值與實測值比較圖	78
圖 4-30 上游生物量不同模擬方式模擬值與實測值比較圖	82
圖 4-31 中游生物量不同模擬方式模擬值與實測值比較圖	83
圖 4-32 下游生物量不同模擬方式模擬值與實測值比較圖	83

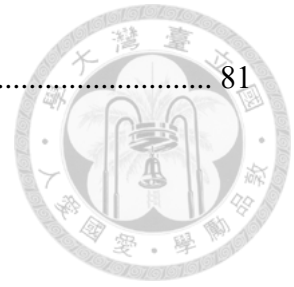


表次



表 2-1 溫泉定義	3
表 2-2 AQUATOX 模式與多種生態風險評估模式比較	19
表 3-1 泡腳池溫泉水質	25
表 3-2 採樣點說明	26
表 3-3 資料來源表	35
表 3-4 河段特徵表	38
表 4-1 魚類、水蠶、甲殼類及無脊椎動物 isotopic niche 彙整表	53
表 4-2 魚類、水蠶、甲殼類及無脊椎動物 isotopic niche overlap 彙整表	54
表 4-3 合併物種食物貢獻率	61
表 4-4 AQUATOX 多河段食物網設置	63
表 4-5 再礦化作用參數預設值	64
表 4-6 藻類參數預設值	65
表 4-7 無脊椎動物參數預設值	65
表 4-8 魚類參數預設值	66
表 4-9 再礦化作用參數檢定值	66
表 4-10 藻類參數檢定值	67
表 4-11 無脊椎動物參數檢定值	67
表 4-12 魚類參數檢定值	68
表 4-13 水質模擬結果之檢定驗證適配度指標	69
表 4-14 藻類模擬結果之檢定驗證適配度指標	73
表 4-15 多河段水生生物量檢定彙整表	76
表 4-16 AQUATOX 上游食物網設置	79
表 4-17 AQUATOX 中游食物網設置	80
表 4-18 AQUATOX 下游食物網設置	80

表 4-19 分段水生生物量檢定彙整表 81





第一章 緒論

1.1 計畫緣起

台灣位於歐亞板塊與菲律賓海板塊交界，島上的地殼運動活躍，由於特殊的地理位置及地質生態造就了溫泉分布遍及全島。而台灣地區的溫泉大多分布於較高海拔的地區，而這些溫泉的源頭大部分都位於集水區的上游，依據水利署之台灣地區溫泉分佈概況，全台灣之溫泉徵兆點共 121 處，位於水源水質水量保護區共計 42 處。部分的溫泉觀光區仍欠缺整體規劃，導致溫泉水資源未妥善經營保育，且未經處理的溫泉廢水長年任意排入溪水中，逐漸成為水源污染的潛在壓力。

以本研究磺港溪流域，其位於大屯火山群內，流經硫磺谷溫泉區及新北投溫泉區，此區溫泉係以白磺或青磺為主，溫泉溫度約為攝氏 56 至 80 度，屬酸性硫酸鹽泉，而其溫泉泉源的硫磺谷為地表山澗溪水與硫磺谷泉源區氣孔噴發出之地熱蒸氣混合(北市府，2019)。

關渡平原灌區農業灌溉水源主要來自陽明山水系，水源主要來自貴子坑溪、水磨坑溪、磺溪及磺港溪，上游有眾多溫泉觀光區，近年來臺北市政府溫泉開發及觀光的支持，以致於溫泉業者迅速發展，天然湧出的溫泉無法負荷溫泉觀光帶來的大量人潮，業者因而使用火山氣體混和地表水形成人工溫泉(翁雄隆，2001)。然而在水資源枯竭的季節，若將部分天然溪水引用於溫泉，將導致下游可用水量減少。而且當地的溫泉廢污水常與溫泉餐廳的事業廢水、一般家庭生活污水等一起混合排放，對河川生態造成不小的衝擊(李重義，2009)，更使得下游剩餘水量及水質無法滿足灌溉需求，潛在水質劣化問題而受影響的農地面積超過 200 公頃。

長期的硫酸鹽溫泉排水會造成污染流域 pH 值明顯下降，水中硫酸鹽濃度、導電度及水溫也均有大幅上升的跡象。(潘聖文，2021)，而酸性高溫的環境下易

溶解化合物，進一步影響水質，不但無法提供灌溉使用，更使得污染後的流域將造成優勢物種的改變，可能造成外來種及藻類的生長量上升，其餘劣勢種則漸少、甚至滅絕，降低生物多樣性。



1.2 研究目的

以往想評估水域生態系受污染的影響程度，常利用監測來協助瞭解現況，但長期的監測都需要花費大量的人力、物力及時間。然而如今湖泊和河流等水體的模式建模已成為水資源管理的關鍵 (Holanda et al., 2011)。因此，本研究欲利用模式模擬的結果，驗證是否能與監測工作一同作為環境評估的方法，降低監測的頻率及成本，同時又能提供各種情境模擬，以供更多水生生態環境管理的依據，落實溫泉區水權、水資源管理。

而大部分的模型都是以歐美的生態環境為基礎建立的，其模擬未必能完全適合亞熱帶的台灣，尤其各營養源與物種間的攝食情況。而穩定同位素分析已是生態研究中成熟、高效且具有成本效益的工具，不受時間和空間的限制，用於確定各營養源對消費者飲食的貢獻比例 (Layman et al., 2012; Young et al., 2018)。

故本研究希望以穩定同位素技術，架構流域完整食物網，分析每種生物在食物網中之功能與角色，各物質在食物鏈中的流動，將其參數輸入生態模型中，期望驗證整套模擬之適用性，並能輔助監測資料與模型模擬的不足以加強其模擬成效。最終研究結果可提供環境決策者作為硫酸鹽溫泉廢水的管制或改善措施的參考，及瞭解水域生態之變化，提供環境與生物資源管理及永續發展的依據，達到永續利用生物資源之目的。本研究具體目標如下：

- 一、使用生態模型評估溪流生態。
- 二、以同位素技術架構食物網探討所受之影響，並輸入模型提高準確度。

第二章 文獻回顧



2.1 酸性硫酸鹽溫泉

2.1.1 溫泉定義

溫泉是自然發生的地質現象，地下水因靜水壓力差排出地表時，過程中產生的熱能使水加溫至高於周圍地表水的溫度(Todd & Mays, 2004)。溫泉的形成需要多項條件組成。主要的形成條件包含地熱、地質、水源、靜水壓力差及岩石裂縫等五大元素(Kresic & Stevanovic, 2010)。而依照我國溫泉法對溫泉的定義，「溫泉指地下自然湧出或人為抽取之泉水，其水溫為攝氏三十度以上且泉質符合表 2-1 者；另外冷泉指水溫小於攝氏三十度且其游離二氧化碳為五百 (mg/L) 以上者」。

表 2-1 溫泉定義

成分項目	含量標準
硫酸根離子 (SO_4^{2-})	≥ 250 (mg/L)
總硫化物 (Total sulfide)	≥ 0.1 (mg/L)，但在溫泉使用業之使用端出水口， >0.5 (mg/L)。
總溶解固體量 (TDS)	≥ 500 (mg/L)
碳酸氫根離子 (HCO_3^-)	≥ 250 (mg/L)
氯離子 (含其他鹵族離子) Cl^-	≥ 250 (mg/L)
游離二氧化碳 (CO_2)	≥ 250 (mg/L)
總鐵離子 ($\text{Fe}^{+2} + \text{Fe}^{+3}$)	>10 (mg/L)
鐳 (Ra)	$>$ 一億分之一 (curie/L)

(溫泉標準，(2008))



2.1.2 酸性溫泉水對生態之影響

目前針對溫泉排水相關法律規定較少寬鬆。如法規「水污染防治措施及檢測申報管理辦法第 48 條」所述溫泉廢水僅要求簡單過濾以及水溫需符合放流水標準，其餘水質項目未超過原水水質者，得直接放流至該溫泉泉源所屬之地面水體。而這些未經妥善處理的天然、人工溫泉廢水長年排入溪水中，勢必導致溪流生態破壞 (潘述元&張尊國，2019)


A. 水位降低流量不足

硫磺谷多為開鑿人工硫磺孔氣井引天然溪水產製的人工溫泉水，若天然溪水部分由溫泉引水使用，會使下游水位下降流量減少，在旱季時對環境有更嚴重的影響(水利署, 2024)。

在低水位情況下，棲息地減少導致消費者密度增加和資源耗竭時，由於生態位壓縮，掠食者-獵物互動加劇，食物網的连接性增加為減少物種間競爭，食性範圍和物種間的食性重疊都應該隨之減少(Rodrigues et al., 2017)。並且由於水位的變化，臨時池(Ephemeral Pool)的出現，將使初階消費者更容易受到捕食者的攻擊，食物網可能具有額外的複雜性(Phuge & Phuge, 2019)。低水位的水流條件更適合藻類生長，如底棲藻類、絲狀藻和浮游植物應更加重要，因為較低的水速、較大的光穿透性和較高的溫度促進了藻類的生長 (Finlay et al., 2002)。而在旱季，流量減少會導致水域連續性的斷裂，這對於依靠河流連續性進行季節性遷徙的生物，造成重大的生態影響，如繁殖和覓食(Keller et al., 2019)

B. 溪流 pH 值下降

磺港溪本就受硫磺谷及地熱谷天然溫泉溢流的影響，硫化物於水中氧化，進而釋放氫離子造成水質呈酸性(pH<5)，中下游水質長期偏酸(水利署, 2024)。由於硫酸鹽溫泉偏白色以及酸性環境下有機物的反應，水體濁度較高，不利沈水植



物及藻類的生長。並且酸性環境下缺乏碳酸氫鹽，用於光合作用的二氧化碳供應有限，使沈水植物及藻類更難生存，導致其生物量較低甚至缺失(Gross, 2000)。因此藻類群落通常以兼營、異營藻類或矽藻等能夠利用有機碳的藻類為主(Cerna, 2010)。也使得在酸性體內水下基質上的生物膜中很大比例都是細菌和真菌 (Vuori & Muotka, 1999)。這樣酸性水域內的食物網往往較依賴周圍陸地有機物的輸入(Holland, 2012)。以上種種原因造成植物等生產者缺乏，草食動物也因食物匱乏比較少見(Moe et al., 2010)。取而代之的是濾食性、食碎屑者及掠食者佔據主導地位，不論是無脊椎動物或魚類皆有此情況(Hogsden & Harding, 2012；Spitzer & Danks, 2006)。

而為了因應觀光需求而更大量的酸性溫泉水排放，會使水質更加酸化，其程度可能連原本生活在天然酸性水體的生物都不能承受。甲殼類動物及貝類外殼中的碳酸鈣因水中氫離子濃度增加而加速氧化、解離，造成甲殼類動物及貝類外殼的破壞(Chinnadurai et al., 2020)。也造成生物呼吸系統的損壞(魚類鰓器官變形、甚至脫裂)，水生植物的死亡，導致多數水生物種缺氧，尤其影響高營養階層的物種 (Zak et al., 2020；Chessman & McEvoy, 2012)。

C. 溪流水溫上升

溫泉排水造成流域水溫長期高於周圍地表水，很高程度的影響溪流食物鏈 (Taylor & Dykstra, 2005)。高溫環境下，化合物會加速氧化，降低水中的溶解氧濃度，改變溪流代謝、生產力和養分循環(Caissie, 2006；Kaushal, 2010)。溪流水溫達到 28°C 或至少 17°C 以上時會發生硝化作用導致硝酸鹽類積累(White et al., 1977)，而溫泉水中多帶有較高的硝酸鹽類，這使得河川對硝酸鹽類的代謝更加困難。而水溫是影響藻類生長的重要條件，藻類豐富度隨水溫增加，初級消費者數量也因而提高，耐高溫的外來物種入侵，連帶造成溪流食物鏈組成結構的改變 (Yamada et al., 2017)。不過當水溫超過 30°C 以上，藻類細胞或器官的活性下降，進而減緩其生長速度。此外，這種高溫環境對無脊椎動物及魚類的呼吸系統產生

負面效應，同時也增加了胚胎發育的風險，導致畸形風險和加劇性別差異等問題 (Krynak & Yates, 2018; Moisan et al., 2002)。



2.2 食物網與營養關係

為了更好地為水環境管理提供資訊，溪流生態調查中對除了關注物種豐富度和族群組成之外，食物網的建立對於了解物種與環境之交互作用、維持水生生態系的生物多樣性、穩定性和功能具有重要意義(Tylianakis et al., 2010 ; Marshall et al., 2017)。

一個物種在食物網中的關係，通常與體型大小 (Cohen et al., 1993)、口器型態 (Keast & Webb, 1966 ; Werner & Hall, 1979 ; Norton , 1991) 密切相關，而我們可以透過其營養階層(Trophic Level,TL) (Pauly & Christensen , 2000) 或使用營養位置(Trophic Position,TP) (Post, 2002) 來定量分析。

營養階層(TL)是生態學中最古老的概念之一，最初生態系統被表示為營養金字塔，每個組成被硬塞進幾個整數 TL：1 代表初級生產者和碎屑，2 代表一級消費者，3 代表初級消費者 (Elton, 1927 ; Lindeman, 1942)，它幫助我們理解食物網內的能量流動和自上而下的控制。雖然還是有部分文獻的術語不一致，用非整數來表達 TL。而 TL 也因忽視雜食性而受到批評，當物種在多個階層進食時，稱為雜食性消費者，這導致非整數 TL 出現(Wootton, 2017)。並且隨著食物鏈的延長，TL 的有效性就會降低，因此 TL 可能適用於食物鏈較短的系統 (Ross, 2007)。



營養位置 (TP)是指能量從初級生產者到消費者傳遞過程中，所經歷的加權平均路徑長度，作為個體在食物網中能量流動的連續性指標(Levine, 1980)。計算如公式(2-1)所示(Adams et al., 1983):

$$TP_{\text{consumer}}=TP_{\text{base}}+\sum_{j=1}^n(P_{ij}*TP_j) \quad (\text{式 2-1})$$

TP_{consumer} : 消費者營養位置

TP_{base} : 基礎食物的營養位置(通常為 1)

TP_j : 獵物 j 的營養位置

P_{ij} : 是 j 對 i 飲食的相對貢獻

假定所有基礎食物的營養位置為 1，僅以基礎資源為食的消費者的營養位置為 2。對於至少部分以動物為食的消費者，使用每個消費者吸收的每種食物的比例和此類食物的 TP 來定量計算。因此 $TP > 2$ 時，TP 是一個連續（非整數）的值，能根據食物的 TP 及其對消費者的貢獻進行加權。因此 TP 可用於量化雜食動物的重要性，對於營養關係的呈現比使用基於整數的 TL 更精確和客觀(Benke, 2018)。而水生消費者其飲食主要受到體型（或說口器大小）的限制通常是廣泛的捕食者，雜食性消費者更多(Hyndes et al., 2022)。而且穩定同位素技術的出現使 TP 能更容易且精確的估計 (Post, 2002)。所以本研究使用 TP 作為評估物種在溪流生態系中關係的方法。



2.3 食性分析

想要建立整個食物網內物種之間的關係，對於物種的食性分析是重要的一環，必須先了解其中個體的飲食習慣及攝食行為，才能知曉其在食物網中的位置及交互作用(Gelwick & McIntyre, 2017)。然而辨別個體動物吃什麼是營養生態學上的挑戰。科學家使用多種方法來解決這個問題。研究動物的食性有許多方法，例如直接觀察攝食行為(Mittelbach et al., 2014)、胃內容物分析(Garvey & Chipps, 2012)及穩定同位素分析(MacAvoy et al., 2009)，每種方法各有優缺以及適用的情況，以下會一一介紹。

2.3.1 行為觀察法

想要了解動物的食性最直接的方式就是透過觀察，觀看動物在溪流中的攝食策略以及它們在捕獲和攝取獵物時動態平衡。只要水足夠清澈，可以看到水下的情況，幾乎不需要專門的設備，而且適合水下觀測的地點非常廣泛，在混濁或夜間等難以直接觀察的情境下，也可透過科技手段解決(Lucas & Baras, 2000)。行為觀察法揭示了許多有關溪流生態的信息，包括棲息地選擇、種內和種間相互作用、體型和性能之間的聯繫以及攝食習慣 (Smith, 1994)。

其方法多使用人員浮潛或各式儀器，盡可能減少對水面和底部的干擾的前提下，待在水下同一定點，針對單一個體進行觀察，每次約 2 分鐘，並紀錄該個體是否活躍？嘗試吃什麼？忽略了哪些獵物種類？或種種與其他物種的交互行為(Thurrow et al., 2012)。也可以透過觀察其體長、型態及口器形狀等方式，推斷出可能的進食方式與獵物種類(Langerhans & DeWitt, 2004)。

然而此方法還是有缺點的，例如：需要大量的人力與時間成本，若使用儀器是一筆可觀的金錢成本，而不論哪種方式觀察這個行為本身就會影響到附近的生物，且記錄多少帶有主觀(Nanninga et al., 2017)。且此方法難以通盤的分析環境中所有的物種，像較小的個體或物種由於難以觀察就容易被忽略。



2.3.2 胃內容物分析

此方法適用於有一定大小的個體，透過解剖來了解目標物種的飲食、腸道飽滿度、獵物選擇以及進食方法和消化等特徵(Hyslop, 1980)。若希望目標個體存活，也可使用洗胃(Garvey & Chipps, 2012)或 x 光技術(Beckmann et al., 2015)。

獵物辨識的程度應根據研究人員的專業，評估和描述胃內容物中每一項的狀況，以便對獵物的辨識和定量。在單一胃中發現的處於相同狀況的多個獵物殘片會被歸類為單一的獵物項目，以便分析。黏液、碎屑和無法識別的有機物質（例如消化的組織）盡可能單獨分組。魚類通常容易識別到屬，甚至僅透過骨頭就可以進行識別（Hansel et al., 1988）。昆蟲和甲殼類，可以透過耐消化的部分（口器、甲殼）來識別。多數情況可透過測量這些來估計每個獵物個體的大致質量（Benke et al., 1999）。而有些飲食項目根本無法辨識或計算，例如藻類和碎屑最好以相對於其他飲食項目的面積或體積來估計（Hynes, 1950）。

胃內容物分析中一個重要的基本假設是，胃中發現的獵物代表個體長期的飲食習慣。然而如果獵物分佈不均勻、豐度隨時間變化，那麼這個假設可能不成立，因為個體的胃內容物反映了他們最近的遭遇而不是長期的偏好(Bolnick et al., 2003)。若腸道內容物有難以消化的部位(耳石、貝殼等硬組織)更會影響後續的判斷(Potier et al., 2007)。



2.3.3 穩定同位素技術

近幾十年來，穩定同位素分析已成為一種常見的生態工具，用於闡明食物來源和營養關係，因為同位素值來自消費者的飲食，並記錄在其組織中 (Layman et al., 2012)。所謂的穩定同位素係指於自然界中具有相同質子數，但中子量不同，且其與放射性同位素相比，較穩定不易衰變的元素種類。其表示公式如下：

$$\delta^{13}\text{C} \text{ 或 } \delta^{15}\text{N} = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000\text{‰} \quad (\text{式 2-2})$$

δ 值以線性的方式呈現同位素的千分比關係，單位是 permil(‰)，R 代表樣品及標準品的 $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ 或 $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ 。 δ 值越高，重同位素含量越大，反之亦然，負 δ 值僅顯示重同位素比標準中的重同位素相對較少。對於天然樣品，其 δ 值範圍大多落在 -100 ‰ 和 +50 ‰ 之間 (Fry, 2006)。

這些濃度不固定的穩定同位素會隨著生地化循環反應分布在大氣、海洋、沉積岩或生物等不同的貯存庫內，如圖 2-1 及 2-2，然而各元素的同位素組成比例卻並不太相同，這是因為輕、重同位素儘管參與相同的反應，仍會因為質量、鍵結能量上的差異而導致反應速率的不同，導致的同位素分化 (Bowen, 1960)。也因為每種物質、生物都有屬於自己的同位素特徵(Isotopic signature)，穩定同位素技術可以幫助我們理解生物與環境間複雜的相互作用，包括食性，生態群落的能量流動等等(Peterson & Fry, 1987；Cabana & Rasmussen, 1996)。碳穩定同位素通常用於確定每種基礎食物來源對消費者的相對貢獻 (West et al., 2006)，氮穩定同位素是確定物種在食物網中的相對營養位置和食物鍊長度(Jennings & van der Molen, 2015)。在計算營養位置和食物來源貢獻時，與傳統的分析方法相比，穩定同位素分析方法不受時間和空間的限制，可以反映生物的長期代謝 (Young et al., 2018)，並且分析上客觀且標準化(Skrzypek, 2013)，固本研究使用穩定同位素技術進行分析。

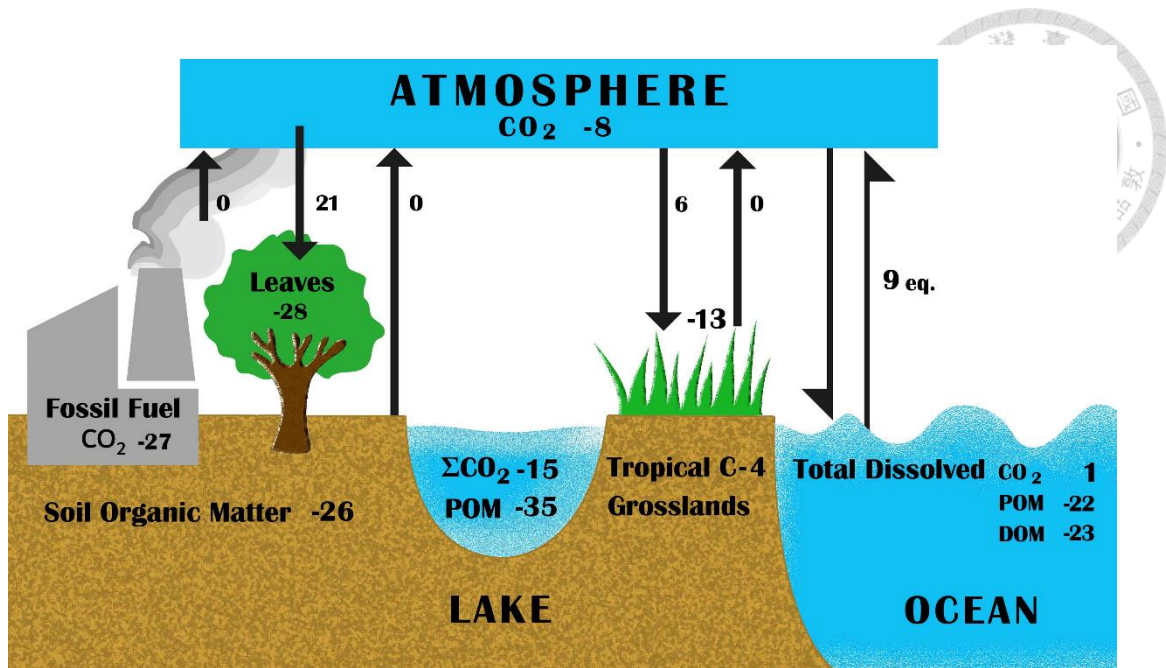


圖 2-1 自然中穩定碳同位素

((modified from Peterson & Fry (1987))

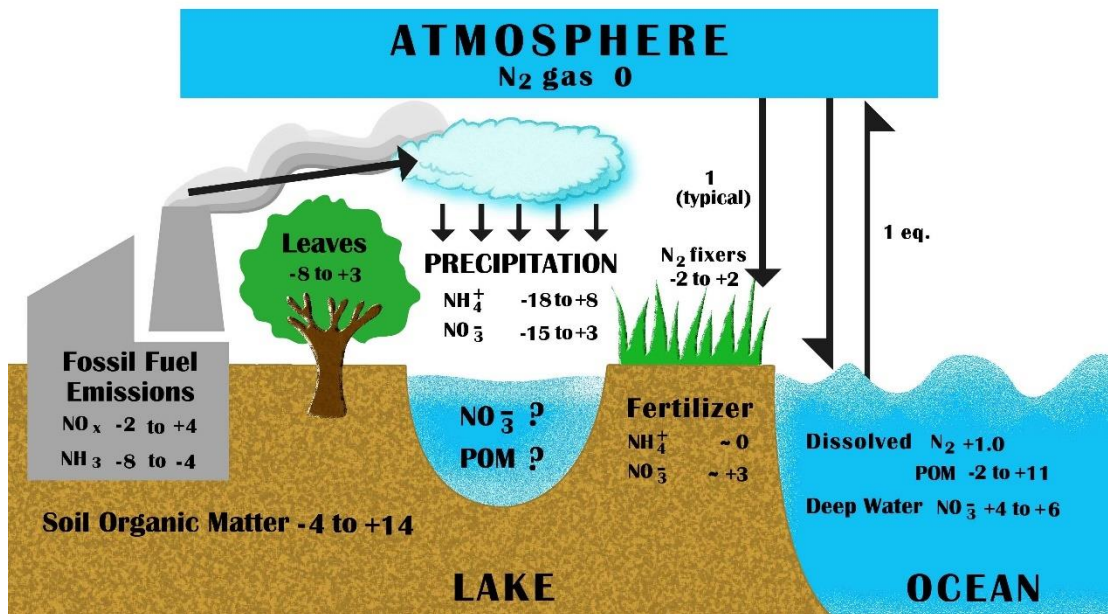


圖 2-2 自然中穩定氮同位素

((modified from Peterson & Fry (1987))



2.4 穩定同位素分析

2.4.1 營養位置估算

在使用穩定同位素技術後，物種的 TP 是可以根據獵物和捕食者之間 $\delta^{15}\text{N}$ 值來估計的，因為消費者的 $\delta^{15}\text{N}$ 相對於其獵物通常會增加 3~4%(Peterson & Fry 1987)，使用以下公式計算每位消費者的營養位置(Post, 2002)：

$$\text{TP} = \lambda + (\delta^{15}\text{N}_{\text{secondary consumer}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{base}}) / \Delta_n \quad (\text{式 2-3})$$

λ : $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}$ 的營養位置 (通常設生產者 $\lambda = 1$ ，初級消費者 $\lambda = 2$)

$\delta^{15}\text{N}_{\text{secondary consumer}}$: 藉由測量所得的次級消費者 $\delta^{15}\text{N}$ (或任何更高階的消費者)

$\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}$: 基線的 $\delta^{15}\text{N}$

Δ_n : 每上升一 TP 時 $\delta^{15}\text{N}$ 的富集量

碳及氮的富集因子(isotope enrichment factor, Δ) 的計算公式：

$$\Delta = \delta_{\text{consumer}} - \delta_{\text{food}} \quad (\text{式 2-4})$$

δ_{consumer} : 消費者的碳或氮比值

δ_{food} : 食物的碳或氮比值

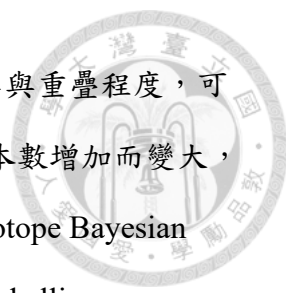
富集因子(Δ) 在文獻中可以看到很多種表達方式如 TDF(Trophic Discrimination Factor)、TEF(Trophic Enrichment Factor) 和 DTDF (Diet-Tissue Discrimination Factor)。TDF: 指的是由於代謝過程的分化，造成消費者組織與食物來源之間的同位素變化 (Stephens et al., 2022)。TEF: 指的是消費者與其食物之間的同位素差異，反映提升一個階層時，食物到消費者組織中碳和氮的同位素如何變化(Méndez et al., 2012)。DTDF: 用於描述飲食到消費者某特定組織的同位素轉換，對於了解不同組織 (如肌肉、毛髮或血液) 如何反映飲食至關重要 (Jenkins et al., 2020)。三者僅在數據取得時實驗方法的不同，在應用上皆可當作 Δ 。本研究依據參考文獻統一以 TDF 表示。



2.4.2 同位素棲位

營養生態位(Trophic Niche)是指物種如何透過其飲食習性與其他生物種類相互作用和相互依存，以及它在食物網中的位置，這個概念在過去較模糊且難以量化，而穩定同位素技術應用提供一個標準化的方式來量化評估(Newsome, 2007)。同位素棲位(Isotopic Niche) 儘管與營養生態位並不完全相同，但它們密切相關，並且可以得到不同於傳統方法的資訊(Jackson, 2011)。為比較群集間的營養差異，使用 Layman 提出的 6 項指標(layman metrics)來量化同位素棲位寬度(isotopic niche widths)，如下所示(Layman et al., 2012):

- (1) Mean distance to centroid (CD)：各物種到群集 $\delta^{13}\text{C}$ 及 $\delta^{15}\text{N}$ 中心值的歐幾里得距離(Euclidean distance)之平均值，亦即群集的營養區位的寬闊度。
- (2) Carbon range (CR)：具有最高與最低 $\delta^{13}\text{C}$ 值的兩物種之距離，為群集利用的碳營養總範圍，亦即群集內的營養來源多樣性。
- (3) Nitrogen range (NR)：具有最高與最低 $\delta^{15}\text{N}$ 值的兩物種之距離，為群集利用的氮營養總範圍，亦即群集內的食物鏈長度。
- (4) Mean nearest neighbour distance (MNND)：各物種到其最鄰近物種的歐幾里得距離之平均值，亦即群集內全部物種的密度與歸群。
- (5) Standard deviation of nearest neighbour distance (SDNND)：各物種到其最鄰近物種的歐幾里得距離之標準差，亦即群集內的營養均勻度，比 MNND 較不受樣本數大小的影響。
- (6) Total area (TA)：群集內所有最外圍物種 $\delta^{13}\text{C}$ 及 $\delta^{15}\text{N}$ 值圍成的凸多邊形(convex hull)面積，亦即整個群集的區位範圍。



其中 TA 是重要指標，用來評估群集的同位素區位面積差異與重疊程度，可以代表多樣的食物來源(Layman et al. 2007)。然而 TA 會隨著樣本數增加而變大，因此無法比較不同大小的樣本。而 R 軟體中的 SIBER(Stable Isotope Bayesian Ellipses in R)能以不易受樣本數大小影響的標準橢圓面積(standard ellipse area, SEAc)量化出群集核心的同位素區位(Parnell et al. 2010)。SIBER 提供貝葉斯統計(Bayesian statistical methods)將多變量常態分佈轉換為雙變量數據，計算出三種橢圓面積:標準橢圓的面積 SEA (The standard ellipse areas)，其涵蓋 40%的數據，表示核心的區位面積，對樣本數大小亦較無敏感度；校正版本的標準橢圓面積 SEAc (sample size corrected version of the standard ellipse area)，為防止在樣本數過小的情況下而導致橢圓面積產生偏差，SEAc 根據樣本量 n 對 SEA 調整公式如式 2-5；貝氏標準橢圓面積 SEAB (Bayesian standard ellipse area)利用貝葉斯統計(Bayesian Statistics)通過馬可夫鏈蒙地卡羅抽樣(Markov Chain Monte Carlo, MCMC)求得分佈機率。

$$SEAc=SEA\times\left(1+\frac{1}{n}\right) \quad (\text{式 2-5})$$

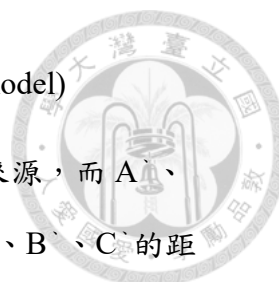
SEAc:校正標準橢圓

SEA:標準橢圓

n:樣本量

2.4.3 同位素混合模型

在取得消費者與可能食物來源的穩定同位素值後，可以用同位素混合模型進行食物來源比例的估計。混合模式都有以下假設(Stock et al., 2018)：(1) 所有對混合物有貢獻的來源都是已知和量化的；(2) 同位素值在混合過程中保持不變；(3) 來源的同位素值是固定的，已知且不變；(4) 貢獻率的總和為一；(5) 來源同位素值有差異。以下為常用的同位素混合模型。



A. 雙同位素-三來源混合模式(Dual-isotope,three-source mixing model)

其概念如圖 2-3 所示，P 代表消費者，A、B、C 代表食物來源，而 A'、B'、C' 代表 A、B、C 增加一個階層後的位置。計算 P 點到 A'、B'、C' 的距離，消費者利用食物來源的比例愈大時兩點直線距離越短；反之則距離越長(Ben-David et al.1997)。但此方法在使用 n 種同位素計算的情況下，僅能估計 n+1 種食物來源，當不同的食物來源有類似的穩定同位素值，通常會將其合併為一種食物來源(Phillips 2001；Delong & Thorp 2006)。公式如下：

$$X\% = \frac{PX'^{-1}}{PA'^{-1} + PB'^{-1} + PC'^{-1}} \times 100 \quad (\text{式 2-6})$$

X :指食物源 A、B 或 C

X% :表示 A、B、C 對於消費者 P 的相對貢獻比例

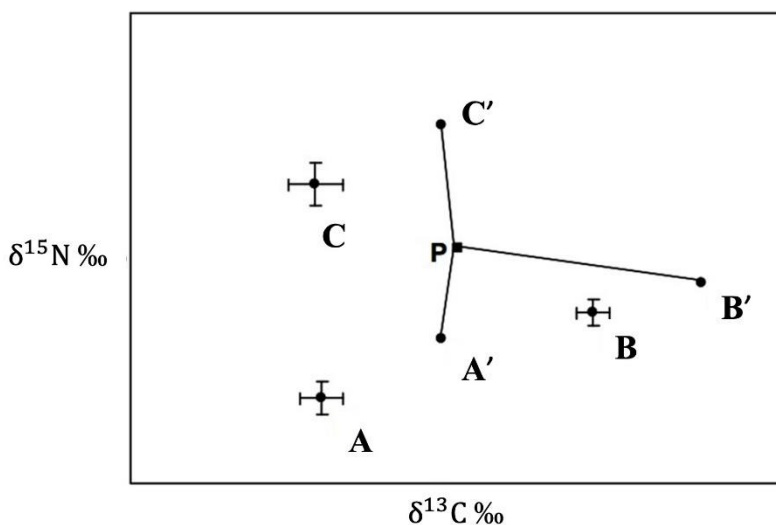
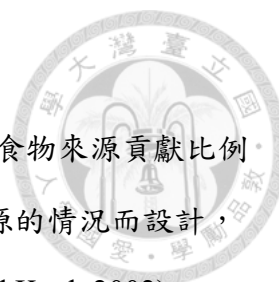


圖 2-3 雙同位素-三來源混合模式示意圖



B. IsoSource

利用標準線性模式(standard linear mixing model)的概念進行食物來源貢獻比例的估算。此模式為使用 n 個同位素且有超過 $n + 1$ 個可能食物源的情況而設計，下列以兩種同位素以及四種食物來源為例，公式如下(Phillips and Koch 2002)：

$$\delta^{13}C_M = f_a \times (\delta^{13}C_a + \Delta_a) + f_b \times (\delta^{13}C_b + \Delta_b) + f_c \times (\delta^{13}C_c + \Delta_c) + f_d \times (\delta^{13}C_d + \Delta_d) \quad (\text{式 2-7})$$

$$\delta^{15}N_M = f_a \times (\delta^{15}N_a + \Delta_a) + f_b \times (\delta^{15}N_b + \Delta_b) + f_c \times (\delta^{15}N_c + \Delta_c) + f_d \times (\delta^{15}N_d + \Delta_d) \quad (\text{式 2-8})$$

$$f_a + f_b + f_c + f_d = 1 \quad (\text{式 2-9})$$

M:消費者，A、B、C 以及 D 代表不同食物來源

f:食物來源的貢獻比例

Δ :經分化作用的富集量

在估算 f 值前，必須先檢視食物來源是否對於消費者有貢獻。然而，IsoSource 在估算過程中僅利用到消費者與食物來源的 $\delta^{13}C$ 與 $\delta^{15}N$ 的平均值，無法考量到潛在食物來源的不確定性。

C. 貝葉斯混合模式(Bayesian-mixing model)

此模式應用貝葉斯定理以穩定同位素值作為示蹤劑(tracers)估計不同來源對樣本組成的貢獻比例。目前最常使用的是 R 軟體中的 MixSIAR，其把前身如 MixSIR、SIAR、IsotopeR 整併其中。在自訂 JAGS (Just Another Gibbs Sampler) 文件中運行(Plummer, 2023)。採用層次化(也稱 fully Bayesian)方式來擬合源數據，認為均值/標準差是來自樣本的，因此使用的來源均值/標準差會與來源樣本均值/標準差有所偏差，偏差量取決於源樣本大小，樣本大小越小，允許的偏差越大(Stock et al., 2018)。通過馬可夫鏈蒙地卡羅抽樣(MCMC)，進行重複實驗來考慮估算不確定性(Ravenzwaaij et al., 2018)。結合了貝葉斯統計，用於估計未知量的概率分佈，可以處理數種同位素及食物來源，並考慮同位素數據和來源貢獻的不確定性。模型的輸出是來源比例的後驗分佈，表示每個來源對混合物貢

獻的可能範圍。以下是 MixSIAR 主要使用到的公式(Stock & Semmens, 2016):

$$P(A | B) = \frac{P(A)P(B | A)}{P(B)} \quad (\text{式 2-10})$$

$P(A | B)$: 是 A 的後驗機率 (Posterior probability)。已知 B 發生後, A 的條件機率。

$P(A)$: 是 A 的先驗機率(priori probability)。其不考慮任何 B 方面的因素。

$P(B | A)$: 是概似函數 (likelihood function), 已知 A 發生後, B 的條件機率。也可稱為 B 的後驗機率。

$P(B)$: 是 B 的先驗機率。

$$Y_{ij} \sim N\left(\sum_k p_k \mu_{jk}, \sum_k p_k^2 \omega_{jk}^2 \times \xi_j\right) \quad (\text{式 2-11})$$

Y_{ij} : 表示第 j 個 tracers 在第 i 個混合樣本的比例。

$\sim N$: 表示該值常態分佈。

μ_{jk} : 第 k 個來源的第 j 個 tracers 的均值

p_{ik} : 第 i 個混合樣本中第 k 個來源的比例貢獻。

ω_{jk}^2 : 第 k 個來源的第 j 個 tracers 的變異數。

ξ_j : 第 j 個 tracers 在混合樣本中的測量誤差或不確定性。



2.5 生態風險評估模式

生態風險評估 (Ecological Risk Assessment) 為評估多種污染物或其他壓力源對整個生態系統的影響以及生態系統受污染後的恢復(Lu et al., 2003)。而生態風險評估模型理論上可以用來改善評估的各個階段 (Barnthouse, 1999)，旨在模擬或預測化學污染 (點源與非點源) 對受體從個體層面到群落的結構及功能的影響，還可以用來測試各種情境(Hanratty, 1996)。

2.5.1 模式比較

在模式的選擇上有很多種， Talukdar (2023)依據是否可以模擬引水工程、特定污染物及化學品洩漏等情況發生前後的水質評估選出 5 種水質模型 (AQUATOX、MIKE、SWAT、IBER 和 TELEMAC)。Jing Bai (2022)透過 Web of Science 找出 2001~2020 間最受到廣泛應用的 6 種水質模型(AQUATOX、CEQUAL-W2、Delft3D、EFDC、MIKE 和 WASP)。(Costa et al. 2021)根據可免費使用且提供各種可作為使用手冊等利於初學者學習的資源，並在過去 5 年已在高影響力科學期刊上廣泛應用為標準選擇的 5 種水質模型(AQUATOX、CEQUAL-W2、SPARROW、SWAT 和 WASP7)。上述共 10 種水質模型中僅 AQUATOX、WASP7 和 EFDC 是屬於生態風險評估模式，更符合本研究需要。Park et al.(2008) 在文獻中比較 AQUATOX 與多種水生態模型，如表 2-2 所示 WASP(Water Quality Analysis Simulation Program)沒有考慮到生態毒理學及附生藻類的累積及脫落，對於水生生物的模擬稍有欠缺。EFDC (Environmental Fluid Dynamics Code) 結合 HEM3D 可以額外自定義很多參數達到不錯的模擬，但需要大量程式編譯且目前缺乏文獻應用到水生生物的模擬。相較之下 AQUATOX 較為全面，從生產者(如藻類、水生植物等)到消費者(如魚類、水生昆蟲等)生物量皆可做到良好的模擬。

表 2-2 AQUATOX 模式與多種生態風險評估模式比較
 ((modified from Park (2008))

State variables and processes	AQUATOX	CATS	CASM	Qual2K	WASP7	EFDC-HEM3D	QEAFdChn	QSim
Nutrients	X	X	X	X	X	X		X
Sediment diagenesis	X			X	X	X		
Detritus	X	X	X	X	X	X		X
Dissolved oxygen	X		X	X	X	X		X
DO effects on biota	X							X
pH	X			X				X
NH4 toxicity	X							
Sand/silt/clay	X				X	X		
Sediment effects	X							
Hydraulics						X		X
Heat budget				X	X	X		X
Salinity	X				X	X		
Phytoplankton	X	X	X	X	X	X		X
Periphyton	X	X	X	X	X			X
Macrophytes	X	X	X					X
Zooplankton	X	X	X					X
Zoobenthos	X	X	X					X
Fish	X	X	X					X
Bacteria			X					X
Pathogens				X		X		
Organic toxicant fate	X	X			X			
Organic toxicants in								
Sediments	X	X			X	X		
Stratified sediments	X				X	X		
Phytoplankton	X	X						
Periphyton	X	X						
Macrophytes	X	X						
Zooplankton	X	X					X	
Zoobenthos	X	X					X	
Fish	X	X					X	
Birds or other animals	X	X						
Ecotoxicity	X	X	X					
Linked segments	X			X	X	X	X	X



2.5.2 AQUATOX

AQUATOX 模式是一個複雜且全面的生態風險評估模式，整合了水生生態系統(aquatic ecosystem)、化合物演變(chemical fate) 生態毒理學(ecotoxicological)等概念(Park & Clough, 2014)，並提供不確定性分析 (Uncertainty Analysis)、敏感度分析 (Sensitivity Analysis) 等分析工具，以增強其對生態影響評估的能力。旨在以日為時間尺度，系統在均勻混合的情形下，評估各種環境因子(如營養鹽、有機毒物、水溫、沉積物等)在溪流、池塘、湖泊、水庫、河口、實驗池等各種水體中對水生生態系統的影響。如圖 2-4 所示。AQUATOX 可模擬水生植物及動物之生物量 (Biomass)。植物部分包括浮游/附生藻類(矽藻、綠藻、藍綠藻)及其它大型水生植物、沉水性植物或苔蘚等；動物部分則包括食碎屑者、食底泥者、食浮游動物者、掠食性無脊椎動物、腹足綱、斧足綱、各種魚類。AQUATOX 允許使用者指定多個營養層 (TL)，可模擬複雜的食物網，建立各種水生生物之間相互捕食的因果關係。

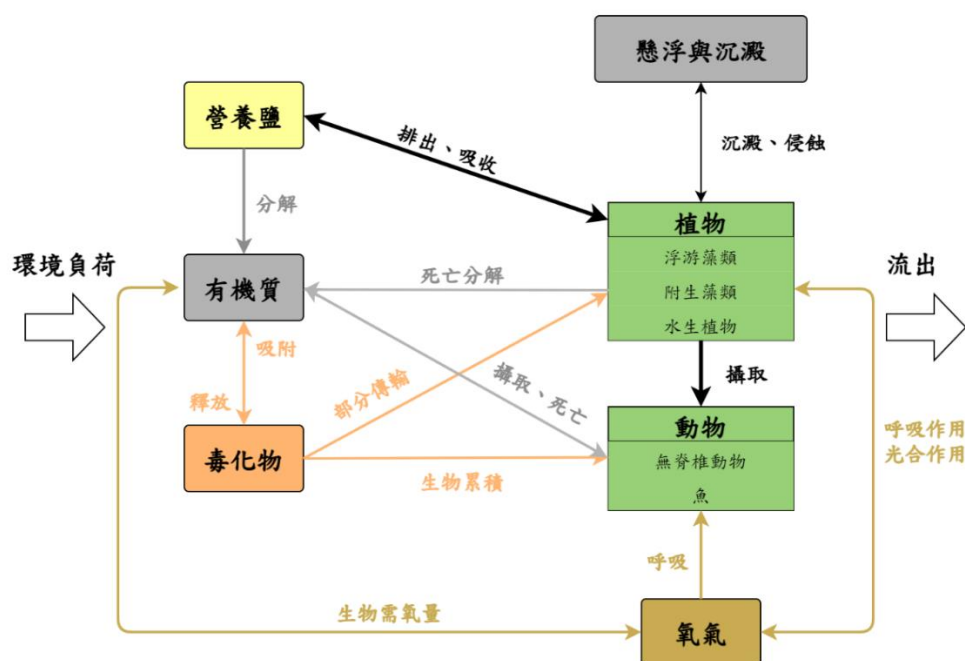


圖 2-4 AQUATOX 模式模擬生態系統概念圖

(modified from AQUATOX 技術手冊)


自從 2003 年推出以來，AQUATOX 已經成為環境科學和生態風險評估領域的一個重要工具。至 2023 年，20 年間已有多篇相關的研究論文被發表，尤其在 2017 年以來受到更多的應用，特別在美國、亞洲和歐洲：

Sadak et al. (2020) 利用在 AQUATOX 上對伊利卡河建模，使用 AQUATOX 模型的結果開發了多污染物濃度響應矩陣 (mpCRM)。然後將該 mpCRM 整合到非線性廣義降梯度 (nonlinear generalized reduced gradient) 最佳化模型中。提出一種新的模擬最佳化方法來解決地表水系統中的多污染物廢棄物負荷分配 (waste load allocation) 問題，還考慮多點源排放的情況。

Sourisseau et al. (2008) 將 AQUATOX 用於模擬為實施生態風險評估而設計的人工溪流，使用控制條件下獲得的數據進行校準，再使用來自其他控制流的資料進行外部驗證（在同一時間段內模擬相同類型的其他系統）來評估驗證模型模擬人工流動態的能力，其模擬結果良好僅生物量預測時有偏差。但該模型需要驗證許多生態生理參數，敏感度分析表明，該模型對溫度、生產者最大光合作用速率和消費者食性等相關參數高度敏感。

Lombardo et al. (2015) 使用 AQUATOX 針對英國泰晤士河的一段建立模型與驗證，模擬兩種下水道化學品(triclosan, LAS)對低地河川生態系統的影響。模擬結果在實際環境濃度下，這兩種化學物質對生物量趨勢的影響微不足道，但較高濃度的假設下，模擬中出現了化學物質對生態系動態有直接和間接影響，AQUATOX 有可能成為研究化學品生物累積的有效且有用的工具，評估水生生態系統中有毒壓力造成的複雜的直接和間接影響。文中有提到食性參數的驗證是生態模型建構中的建議步驟，但在 AQUATOX 模擬中很少進行校準，利用現場數據（包括詳細的腸道內容分析）徹底參數化大型無脊椎動物群落的結構以及主要魚類的飲食組成是模擬中相當重要的一環。

Meng et al. (2022) 在 AQUATOX 框架下發展了一個生態模型來模擬污染物排放、採砂、上游水庫調度等人類活動如何影響鄱陽湖的水質及水生生態，並探討



擬議的鄱陽湖水利工程，在鄱陽湖出口附近建造水閘以調節湖水水位造成的潛在影響。文中一共有三種情境模擬：沒有重大人類幹擾的歷史情境、有人為活動干擾的現況和擬議新建水利設施後的未來。結果顯示人為活動顯著改變了鄱陽湖的生態系統，包括營養物濃度和藻類生物量增加，底棲生物和魚類生物量減少，以及食物網的寬度減少、降低食物網的穩健性和導致對單一物種的依賴更加嚴重。而情境模擬下新建水利設施後雖不可能完全恢復到歷史狀態，但可以透過增加秋季和冬季的水位、水量和底部面積來減輕許多負面的影響。值得注意的是此研究有依據 Wang et al. (2011) 利用碳氮穩定同位素的分析對食物網架構及食性參數驗證，這在 AQUATOX 模擬中相當罕見。

上述文獻中 AQUATOX 模型在全球範圍內被證實能有效模擬水生生態系統各種環境，也可建立各種情境模擬。它不僅能評估水質狀況，還能深入探討生態系統的食物鏈關係和生物對污染物的累積情況，顯示 AQUATOX 可為評估溪流水生生態系統風險評估之良好工具。但也發現在國外大多數現有的 AQUATOX 研究中，鮮少對模擬生物體的生物量和食性進行全面定量分析用以驗證其參數。故本研究利用碳氮穩定同位素技術，使用 Bayesian-mixing model in R 分析物種食性，架構食物網並結合 AQUATOX 進行水質及水生生物量模擬以提高準確度。



第三章 研究方法與過程

3.1 研究流程圖

根據圖 3-1 所示，於現地實行水質及生態監測，物種利用穩定同位素分析比較各河段基礎食物源和物種同位素特徵，並架構食物網。所得之食性資料輸入 AQUATOX 以模擬硫酸鹽溫泉排水對環境的影響。

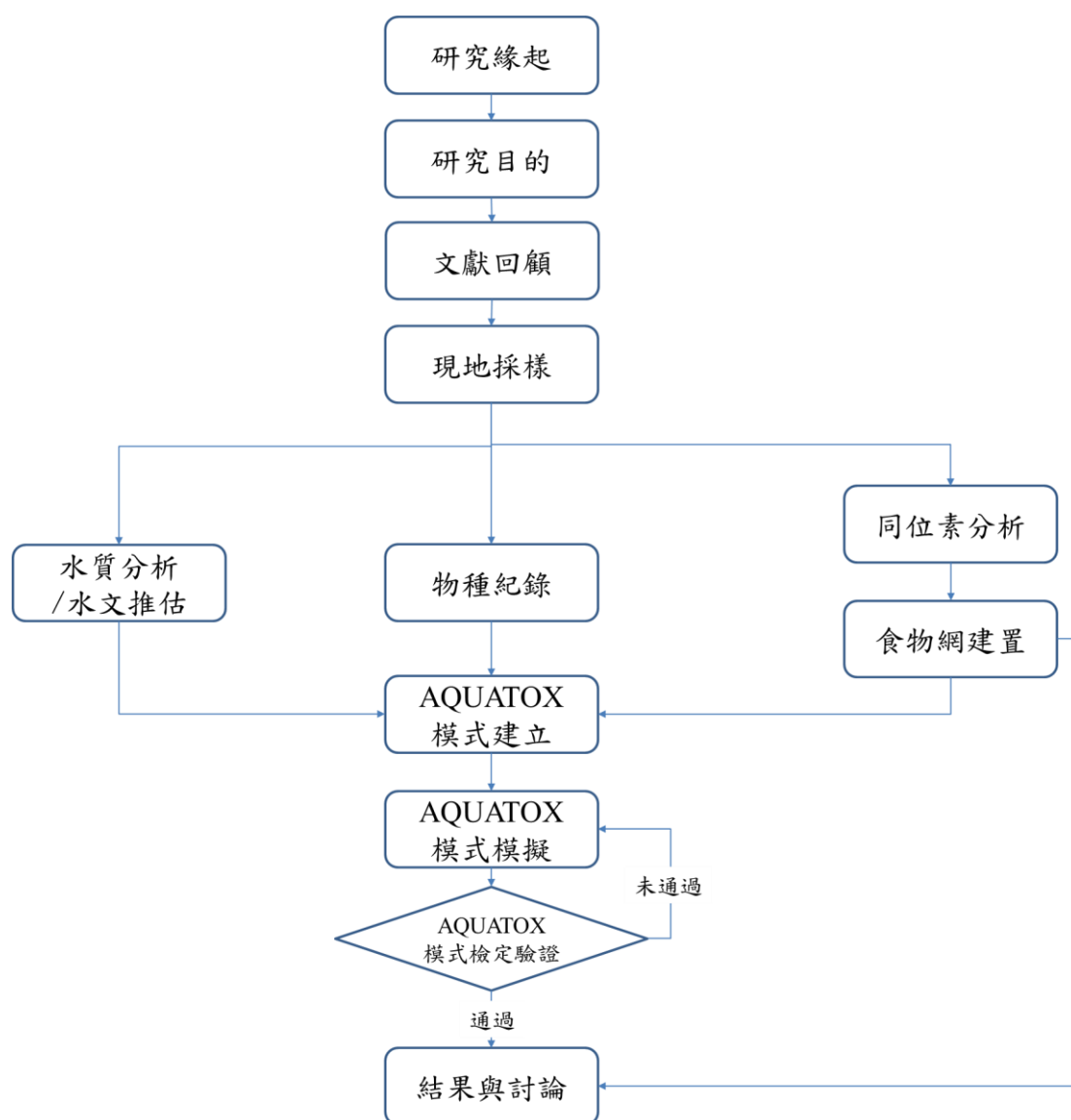


圖 3-1 研究架構流程圖



3.2.2 泡腳池園區

臺北市政府產業發展局為滿足觀光需求，於民國 100 年至 103 年間新設三處大眾泡腳池園區，分別為「硫磺谷泡腳池園區」、「泉源公園泡腳池園區」以及「復興公園泡腳池園區」。水質如表 3-1 所示，其中硫磺谷泡腳池，泉質為酸性硫酸鹽泉俗稱白磺，泉源溫度約攝氏 50 度、pH 值 5.0。泉源泡腳池及復興泡腳池屬同一泉源，泉質近地熱谷，屬酸性氯化物硫酸鹽泉俗稱青磺，源頭溫度約攝氏 70 度、pH 值 1.5，有較高的 NO₂⁻濃度，其水質與過去調查大致吻合(潘述元&張尊國，2019)。這些溫泉排水多未經處理即直接排入河道，可能會使環境進一步惡化。

表 3-1 泡腳池溫泉水質

類別	項目	溫泉廢水排放點		
		硫磺谷泡腳池	泉源泡腳池	復興泡腳池
基本	水溫(°C)	36.5 ~ 52.0	40.4 ~ 64.0	35.7 ~ 60.0
水質	pH	3.27 ~ 5.0	1.37 ~ 1.50	1.38 ~ 1.42
參數	懸浮固體(g/L)	0.012 ~ 0.034	0.014 ~ 0.033	0.022 ~ 0.372
陽離子	NH ₄ ⁺ (mg/L)	0.57 ~ 1.65	1.49 ~ 9.00	1.55 ~ 9.00
	NO ₂ ⁻ (mg/L)	< 0.5	337.9 ~ 383.8	332.7 ~ 381.7
陰離子	NO ₃ ⁻ (mg/L)	1.49 ~ 4.86	1.29 ~ 4.16	1.33 ~ 4.77
	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	169 ~ 235	1450 ~ 1642	1432 ~ 1868
申請使用 溫泉水量	流量 (噸/天)	21.6	38.8	37.8

本研究調查



3.3 採樣點選定

根據圖 3-3 所示，本研究在磺港溪河道設置 6 個採樣點，並將流域分為上游、中游及下游。為量化泡腳池對溪流水質及生態的改變，我們於每個泡腳池排放區域設置採樣點。R1 及 R2 未規劃於溫泉區範圍，屬於未受溫泉排水影響的流域，為上游。硫磺谷對應 R3 和 R4，劃分為中游。泉源泡腳池以及復興公園泡腳池園區分別對應 R5 和 R6，歸類為下游。以此對比具有硫酸鹽溫泉排水流域之影響。採樣點位介紹如表 3-2。

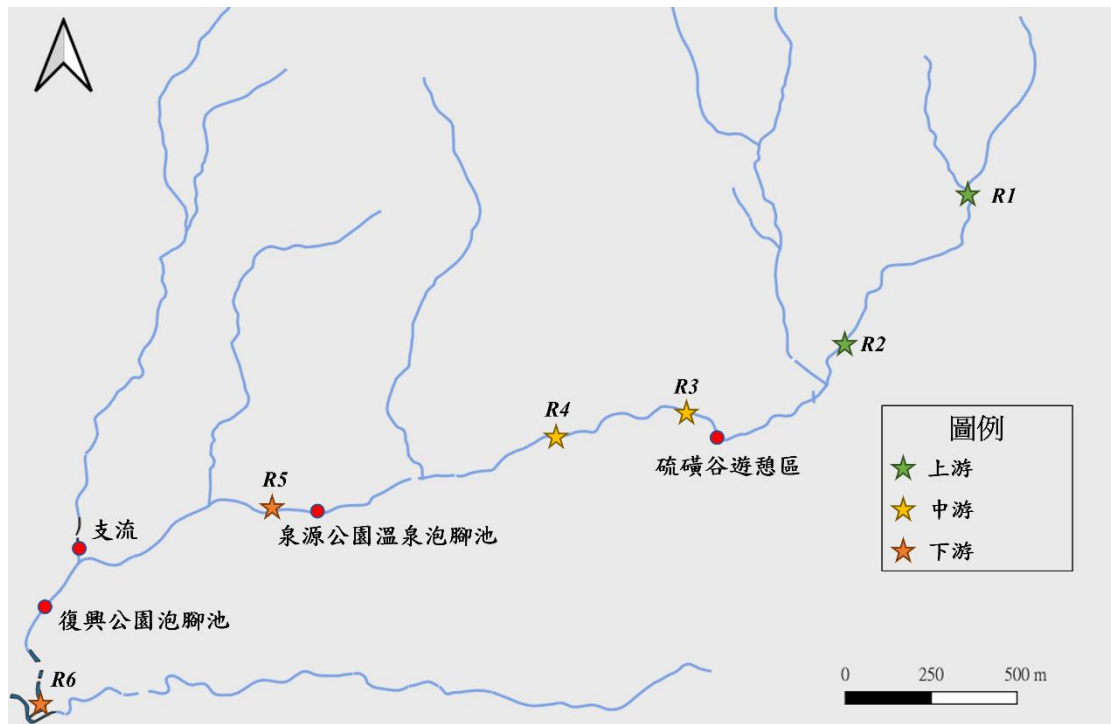







圖 3-3 採樣點位圖

表 3-2 採樣點說明

流域	採樣位置	點位說明	實際照片
R1	0 公里	溪流位於茂密林間，河道細窄而淺。磺港溪終年有水的最上游。	

R2	0.7 公里	此處為情人瀑布，未受到溫泉影響的流域。	
R3	1.2 公里	該段河域為周圍硫磺谷及硫磺谷遊憩區溫泉水溢流及廢水排放的流域範圍。	
R4	1.7 公里	經過人工修整的寬敞河道，河道兩側用石塊砌成堤壩，生態較為豐富，為唯一採集到水生大型植物的區域。	
R5	2.6 公里	兩側為住宅區及泉源泡腳池公園，污染嚴重，水淺而湍急，少有生物蹤跡。	
R6	3.8 公里	位於七星公園內，磺港溪未與北投溪匯流前，除復興泡腳池廢水排入外，還有支流溪水流入。	



3.4 穩定同位素樣品採集、處理與分析

採樣於 2023 年 6 月~7 月進行。本研究將基礎食物源分為五類，其中懸浮性顆粒有機物(POM, Particulate Organic Matter)、沉積性顆粒有機物(SOM, Sediment Organic Matter)、生物膜(Biofilms)及沉水植物(SAV, Submerged Aquatic Vegetation)屬於來自溪流的內部食物源，河岸植物與落葉(Terrestrial)屬於岸邊的外部食物源。以下參考並調整 Kang et al.(2022)、Yi et al. (2023) 及 Wang et al. (2011)的方法。

3.4.1 器具前處理

研鉢、盛裝及保存的器具，先以中性洗滌劑和去離子水清洗後，再以錫箔紙包覆 450°C 燒 24 小時後備用。金屬工具如鑷子、剪刀、藥勺等以中性洗滌劑和去離子水清洗多次，烘乾後以夾鏈袋存放。過濾用的玻璃纖維濾紙(Whatman Grade GF/F Glass Microfiber Filter) 先以 450°C 燒 24 小時後裝入夾鏈袋並秤重。

3.4.2 樣本採集及處理

以下分樣品種類採取不同的採集與處理程序。

A. 懸浮性顆粒有機物(POM)

使用 2 L 採水器取水，通過孔徑 200 μm 篩網預過濾，收集濾液約 10 L，再使用 Whatman GF/F Glass Microfiber Filter 過濾。將濾紙以 60°C 烘乾 48 小時後，盡量刮下表面粉末裝入血清瓶，保存於乾燥箱備用。

B. 沉積性顆粒有機物(SOM)

採集約 2cm 的底泥，透過 250 μm 篩網去除可見的碎屑顆粒，裝入離心管。帶回後裝入燒杯，60°C 烘乾 48 小時後研磨，裝入血清瓶，保存於乾燥箱。



C. 生物膜(Biofilms)

在溪流中隨機收集三塊帶有可見生物膜的小岩石（直徑 10-15 公分）。使用牙刷輕輕刮擦岩石表面、用溪水洗滌並將液體儲存，再使用 Whatman GF/F Glass Microfiber Filter 過濾來收集生物膜。將濾紙以 60°C 烘乾 48 小時後，盡量刮下表面粉末裝入血清瓶，保存於乾燥箱備用。

D. 河岸植物與落葉(Terrestrial)

手工採集河岸植物的新鮮葉子以及岸邊的落葉。小心地刮除表面的外來物質，例如附生生物和泥土，並用去離子水清洗。帶回後裝入燒杯，60°C 烘乾 48 小時後研磨，裝入血清瓶，保存於乾燥箱備用。

E. 沉水植物(SAV)

收集水生大型植物用去離子水清洗。帶回後裝入燒杯，60°C 烘乾 48 小時後研磨，裝入血清瓶，保存於乾燥箱備用。

F. 水生無脊椎生物

以人工基質採樣器(Artificial Substrate Samplers)、水生漏斗式誘捕器(aquatic funnel traps)、蘇伯氏採集網(Surberne tsampler)及 D 型網等方式採集甲殼類、貝類與水生昆蟲。物種鑑定到目或科，盡量帶回活體，分別放入清水中至少 24 小時排空腸胃道以減少胃內容物影響，隨後冰入 -80°C 冷凍櫃中保存。解凍後甲殼類取其螯或避開內臟的肌肉；貝類去除外殼取避開內臟的肌肉；水生昆蟲取整隻。每個樣本為單一隻個體，小型生物則數隻匯集為單一樣本，以確保足夠的量，以 60°C 烘乾 48 小時後研磨，裝入血清瓶，保存於乾燥箱備用。



G. 魚類

以垂釣、撒網及水生漏斗式誘捕器(aquatic funnel traps)捕捉魚類，鑑定物種後，低溫帶回於-80°C冷凍櫃中保存。解凍後解剖取出內臟，僅收集背部的白色肌肉組織。每個樣本為單一隻個體，以 60°C 烘乾 48 小時後研磨，裝入血清瓶，保存於乾燥箱備用。

3.4.3 樣本分析

本研究委託國立台灣大學生命科學院 TechComm 進行穩定同位素分析。在測定前，將粉末狀均質樣品（動物約 1 mg/植物約 2 mg/其餘有機質約 6 mg 乾重）包裹在錫杯（tin capsules）中，並引入元素分析儀（Flash 1112, Thermo, USA）連接同位素質譜儀（Delta V Advantage, Thermo, USA）的裝置，分析樣品中的碳（C）、氮（N）含量與穩定性碳（ $\delta^{13}\text{C}$ ）、氮（ $\delta^{15}\text{N}$ ）同位素比值。在每個系列測量開始時，依樣品種類分別使用 cabbage($\delta^{13}\text{C} = -26.928 / \delta^{15}\text{N} = 3.303$) 或 fish muscle($\delta^{13}\text{C} = -24.831 / \delta^{15}\text{N} = 8.292$)的 5 個膠囊進行分析，之後每 10 個樣品，分析 1 個膠囊，作為校正基準的參考標本(Working standard)。測得的同位素再與國際標準品相比，公式如下：

$$\delta X = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{reference gas}}) \times (R_{\text{reference gas}}/R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000 \text{ ‰} \quad (\text{式 3-1})$$

$\delta^{13}\text{C}$ 與 $\delta^{15}\text{N}$ 以千分之幾 (‰) 表示， $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$ 或 ${}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$ ，reference gas 指的是測量中的參考氣體，碳同位素的國際標準品為 PDB (PeeDee belemnite)，氮同位素則為大氣中的氮氣。分析精度為 $\pm 0.1 \text{ ‰}$ 。



3.5 同位素數據分析

本研究主要探討同樣點和不同樣點間各樣本的碳與氮穩定同位素值、食物貢獻率、同位素棲位分析。水生無脊椎生物及魚類的物種分類如附錄 1。

A. 脂肪校正

由於本研究未對魚類樣本脫脂，考量到脂肪對 $\delta^{13}\text{C}$ 的影響，應對 C:N 值 >3.5 的魚類樣本校正(Post et al., 2007)，公式如下：

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{normalized}} = \delta^{13}\text{C}_{\text{untreated}} - 3.32 + 0.09 \times \text{C:N} \quad (\text{式 3-2})$$

$\delta^{13}\text{C}_{\text{normalized}}$: 脫脂校正後樣本 $\delta^{13}\text{C}$ 值

$\delta^{13}\text{C}_{\text{untreated}}$: 樣本原始 $\delta^{13}\text{C}$ 值

C:N : 樣本碳氮比

B. 統計分析

為判斷組間差異，進行基於 Bray-Curtis 相似性的 PERMANOVA 分析，分別對碳 ($\delta^{13}\text{C}$)、氮 ($\delta^{15}\text{N}$) 檢驗。使用 R4.3.3 軟體，下載 vegan(v2.6-6.1) package 運算。P 值是通過 9999 次殘差置換(permutations)得出， $P < 0.05$ 時有顯著性差異。

C. 營養位置分析

使用 R4.3.3 軟體，下載 tRophicPosition (v0.8.0) package 進行運算，本模式依照使用兩種或一種基線物種有 twoBaseline 及 oneBaseline 兩種計算方法，本研究上游及下游使用 oneBaseline 模式，在中游使用 twoBaseline 模式，並取該地平均 $\delta^{15}\text{N}$ 值最低的物種作為基線物種(TP 設為 2)。TDF 選擇 McCutchan 的 muscle 模式 (McCutchan et al., 2003)。



D. 食物貢獻率分析

使用 R4.3.3 軟體，下載 Bayesian Mixing Models in R(MixSIAR v3.1.12) package 進行運算。在食物種類的選擇上，參考相關文獻及腸胃道分析以合併或刪減食物種類，避免過多或不正確的食物導致的分析結果不明確。根據結果，如果基礎食物源對一個消費者的平均貢獻 $\geq 10\%$ ，或者潛在食物源對一個消費者的平均貢獻 $\geq 5\%$ ，則來源和消費者之間是有效聯繫。在 TDF 的選擇上，基礎資源-無脊椎動物/魚類為 $0.4 \pm 0.28 \text{ ‰}$ ($\delta^{13}\text{C}$) 和 $2.2 \pm 0.3 \text{ ‰}$ ($\delta^{15}\text{N}$)；無脊椎動物-無脊椎動物/魚類的 TDF 為 $0.6 \pm 0.16 \text{ ‰}$ ($\delta^{13}\text{C}$) 和 $2.4 \pm 0.22 \text{ ‰}$ ($\delta^{15}\text{N}$) (McCutchan et al., 2003)。

E. 同位素棲位 (isotopic niche) 分析

使用 R4.3.3 軟體，下載 Stable Isotope Bayesian Ellipses in R (SIBER v2.1.9) package 進行運算，計算其 TA、SEAc 及同位素棲位重疊度 (overlap SEAc)



3.6 AQUATOX 模式

AQUATOX 模式由美國環保署(United States Environmental Protection Agency, USEPA)所發展(2003 年)是一個長時間序列的模式。歐洲水生生物實驗室的研究員以水生生態系統模式 CLEAN 為基礎改進，隨後經歷了 CLEANER 系列和 LAKETRACE。最後在納入 ACROPHYTE、PEST、TOXTRACE、PART 及 FGETS 等眾多模式後，結合成一個綜合命運及影響的模式。

AQUATOX 模型是在 Windows 的 Delphi10 系統下，用物件導向語言 Pascal 撰寫而成。其特色是編程容易、運算速度快與強大的參數庫管理能力，使得此模式非常靈活，可以交互式的修改、添加和刪除給定的變數。

3.6.1 模式變數

變數在 AQUATOX 模式中主要分為兩種，狀態變數(State Variables)及驅動變數(Driving Variables)，狀態變數包含營養鹽、溶解氣體、碎屑、化學毒物、物種等組成水生生態系統要素；驅動變數則是指流量、溫度、風及光等。在模擬時可以增加或是刪除狀態變數，狀態變數的種類及其初始條件(initial conditions)和邊界條件(boundary conditions)由使用者決定。在理想的情況下是輸入每日資料，當資料不足時 AQUATOX 模式會利用內插法(Interpolation)，在不規則數據中進行線性內插以獲得每日之模擬時段內的值或超出模擬時段的值。



3.6.2 模式參數

AQUATOX 模式以四階或五階 Runge-Kutta 法求解微分方程，輸入參數為其係數，模式中各項參數皆有預設值，使用者也可自行輸入參數值。模式將參數分為五種資料庫，使用者可以在模擬檔案中或資料庫模式下進行編輯。包含：化學物質，參數庫提供模擬化學有機物與有毒物質之參數，包含化學物質名稱、化學物質特性；動物，參數庫提供模擬魚類與無脊椎動物之參數，包含動物名稱、毒性紀錄、物種分類；植物，參數庫提供模擬藻類與水生植物之參數，包含植物名稱、毒性紀錄、物種分類；位置，資料庫提供各種類型的環境區域（有河川、水庫、湖泊、池塘、河口、實驗池）之參數，用以描述區域特性；再礦化作用，資料庫提供模擬碎屑與營養鹽相關之參數，多數參數不隨位置改變。

模擬時分為，物理模擬、在礦化模擬及生物模擬。物理模擬考慮水體體積計算、棲息地解析、流速沖刷、水溫、光照和風速；再礦化模擬考慮碎屑、氮循環、磷循環、溶氧、無機碳和 pH 值；生物模擬分為植物及動物。



3.7 模式資料收集


本研究收集研究區域內各測站的氣象資料、「北投溫泉區水資源之水文水理水質及生態監測整合研究計畫」之水位、流量及河道斷面資料，並結合本研究調查的水質、生物及藻類資料。收集的資料做為建模與輸入之參數，亦提供模式檢定與驗證程序中的實測資料，資料來源及收集時間如表 3-3 所示。

表 3-3 資料來源表

資料來源	資料種類	收集時間
中央氣象局 竹子湖氣象站	溫度、風速、雨量、 光照、蒸發	2023/5/1 -2024/3/31
北投溫泉區水資源 之水文水理水質及 生態監測整合 研究計畫	水位高程、流量、斷面資料	2022/10/1 -2024/2/23
本研究調查	水質、遮蔽率、生物觀測資料 (水生無脊椎動物、魚類、 藻類及水生大型植物)	2023/5/1 -2024/3/11

本研究調查從 2023 年 5 月至 2024 年 3 月，每月一次於晴天時進行調查，採樣點同圖 3 所示。

- (1) 水質調查分為兩部分，現場量測以及實驗室分析。現場量測使用以便攜式水質檢測儀(WA-2017SD)測量水中 pH、電導度、鹽度、DO 及水溫，另採集



2,000ml 水樣回實驗室分析。取回的水樣 900ml 以 $0.7\ \mu\text{m}$ 玻璃纖維進行過濾，之後使用乙醇萃取法進行葉綠素 a 檢測；500ml 以 $0.7\ \mu\text{m}$ 玻璃纖維進行過濾測 SS；過濾後的水樣取 20ml 以離子層析儀(ECO IC)分析水中硝酸鹽、硫酸鹽、及氨氮等陰陽離子。調查之水質資料結果透過 R4.3.3 軟體以單因子變異數分析(One-way ANOVA)、二因子變異數分析(Two-way ANOVA) 探討各流域及季節變化對水質參數是否存在顯著差異。

- (2) 本研究以魚眼鏡頭拍攝溪流上方照片數張，使用 python 影像辨識程式判斷遮蔽率。將光照資料用遮蔽率校準後輸入模型可以更精確模擬光照對溪流生態的影響。
- (3) 生態調查使用人工基質採樣器、水生漏斗式誘捕器和蘇伯氏採集網，以達到在定面積下採集水生動物的目的，計算數量後，每次皆會帶回部分物種測其濕重及乾重。水生植物直接採集，藻類在溪流中隨機收集三塊帶有可見生物膜的小岩石（直徑 10-15 公分）。使用牙刷輕輕刮擦岩石表面、用溪水洗滌並將液體儲存，再使用 Whatman GF/F Glass Microfiber Filter 過濾來收集之後測其乾重，並使用乙醇萃取法進行葉綠素 a 檢測。



3.8 模式模擬與架構

雖然磺港溪範圍全長不超過 4 公里，但為了可以更好的模擬河道並模擬泡腳池對環境的影響，考慮到實測點的位置、支流流入點、泡腳池廢水流入點等，故將磺港溪切割成了 5 段，分段點以泡腳池及實測點做參考點，如圖 3-4 所示。

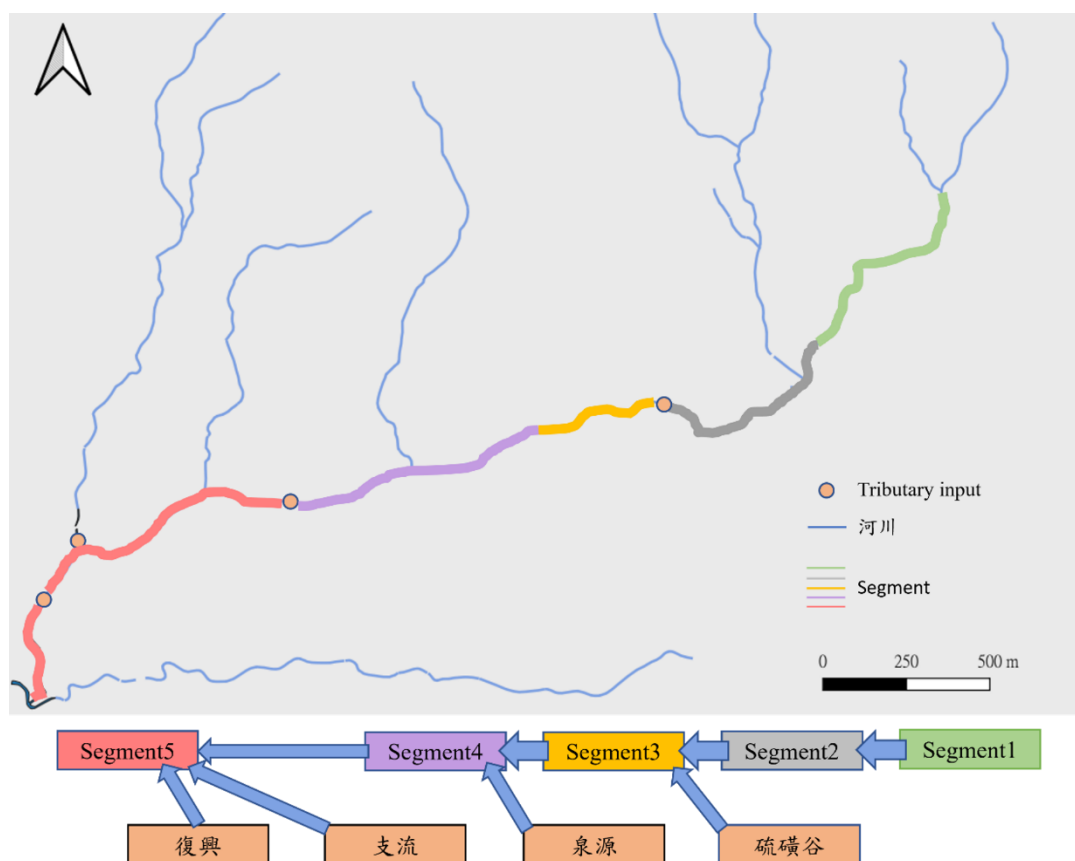


圖 3-4 河道分段圖

本研究為全河段的模擬，模擬水量、水質、浮游藻類、水生無脊椎動物及魚類。在多河段鏈接（Linkage Between Segments）的模式中，將河段 1 到 5 設定為 Cascade Linked 模組，此模組表示水流為單一方向，所有河段同時計算，在其中的狀態變數維持質量守恆，因此上一河段的水體、營養鹽、浮游動植物等會受到流失（Wash out）或飄移（Drift）影響添加到下一河段中。

依據 Sensitivity Analysis of AQUATOX(Park, 2013)，在模式模擬中污染源有三種輸入方法:非點源污染、點源污染及支流(Tributary input)。由於非點源污染及點源污染的輸入值為每天乾重(g/d)，而支流的輸入值為 mg/L 與本研究實測值單位



相同，且溫泉排水也可視為一持續流入支流，故本研究將泡腳池作為支流連結以模擬溫泉污水排放對水體之影響。

將 R1 以及各支流測得的水量水質月資料輸入進行模擬，如流量、總氮、硝酸鹽氮、氨氮、總磷、總懸浮固體、溶氧、葉綠素 a 等。河段設定如表 3-4 所示。

表 3-4 河段特徵表

	Segment 1	Segment 2	Segment 3	Segment 4	Segment 5
MaxLength(km)	0.7	0.5	0.5	0.9	1.2
Volume(m ³)	195.58	880	940	2030.4	1940.16
SurfaceArea(m ²)	889	1100	1880	3384	4512
MeanDepth(m)	0.22	0.8	0.5	0.6	0.43
MaximumDepth(m)	0.5	1.5	3.2	1.2	0.83
AverageTemp(°C)	22.15	22.15	22.15	22.15	22.15
TemperatureRange(°C)	31.6	31.6	31.6	31.6	31.6
Latitude(degree)	25.1463	25.144	25.1437	25.1415	25.1401
Altitude(m)	188	154	118	65	14
AverageLight(Ly/d)	52.53	99.53	142.57	161.4	188.3
AnnualLightRange(Ly/d)	54.73	114.33	163.77	185.4	216.3
MeanEvaporation (inch/year)	26.4	26.4	26.4	26.4	26.4
RiverHabitatRun(%)	25	45	50	30	50
RiverHabitatRiffle(%)	55	35	30	50	35
RiverHabitatpool(%)	20	20	20	20	10



3.8.2 食物網設置

使用本研究調查之生物觀測資料架構模式，但 AQUATOX 中預設生物資料多為美洲常見物種，因此依照物種習性挑選資料庫中相似之物種進行模擬。但仍有物種未符合預設資料庫，例如蜻蛉目(Odonata)在 AQUATOX 3.2 是被移除的，遇此情況就自行增設物種。再者 AQUATOX 有物種數上限，例如掠食性無脊椎動物(pred inverts) 最多為兩個物種，因此粗糙沼蝦、日月潭澤蟹、水蠶等物種不能同時模擬，遇此情況就將相似物種合併，故本研究將所有甲殼類(Crustaceans)合併，所有分類如附錄 2 所示(*為增設或合併之物種)。本研究使用穩定同位素技術分析食物貢獻率，進一步食物網設置會在第四章討論。

藻類經鑑定分類後，浮游藻多數為矽藻中的小環藻屬，綠藻中的新月藻屬及藍綠藻中的顫藻屬佔少數，比例大約 8:1:1(矽藻:綠藻:藍綠藻)。附生藻類多為矽藻。本研究調查藻類指標為葉綠素 a，為能輸入模式並做比較，使用 AQUATOX 中的公式，將藍綠藻之碳葉綠素 a 比值採用 $45\mu\text{g}/\mu\text{g}$ ，矽藻及綠藻採用 $28\mu\text{g}/\mu\text{g}$ 。葉綠素 a 與浮游藻類生物量轉換如公式 3-3 所示。

$$\text{Chl-a} = \left(\frac{\sum \text{Biomass}_{\text{BlGr}} \cdot \text{CToOrg}}{45} + \frac{(\sum \text{Biomass}_{\text{Diatom}} + \sum \text{Biomass}_{\text{Green}}) \cdot \text{CToOrg}}{28} \right) \cdot 1000 \quad (\text{式 3-3})$$

Chl-a: 葉綠素 a 生物量 ($\mu\text{g}/\text{L}$)

Biomass: 使用者給定之藻類生物量 (mg/L)

CToOrg: 碳生物量比 (0.526)

附生藻類有聚集沉澱無機物之特性，故使用以下公式 3-4 轉換。

$$\text{PeriChlor} = \text{AFDW} \cdot 5.0 \quad (\text{式 3-4})$$

PeriChlor: 附生藻類葉綠素 a (g/m^2)

AFDW: 無灰乾重 (g/m^2)



3.9 適配度指標

模式之模擬結果須經過檢定與驗證來提升其正確性與可信度。為評估模擬結果的可參考程度，檢視模式模擬結果與實測值的相關性，透過量化統計指標衡量其適配度。本研究則採用了效率係數和誤差百分比，分別對營養鹽及藻類進行模擬結果的評估。然而模擬的誤差，容易從流量、泥砂、營養鹽、水質至生物一層一層的迭代而愈來愈大，因此生物之模擬結果若採上述指標可能過於嚴苛，故於水生生物量模擬，則利用統計分析 F-檢定(F-test)、t-檢定(t-test)和 K-S 檢定(Kolmogorov-Smirnov test)。各指標介紹如下：

A. 水質模擬

1. 效率係數 (Nash-Sutcliffe efficiency coefficient, NSE) 是由 Nash, J. E. 和 J.V. Sutcliffe 於 1970 年所提出，用以評估水文模式模擬結果之好壞。範圍介於 $-\infty$ 至 1 之間，當效率係數值越接近 1，代表模擬結果越接近實測值，其計算如式 3-10 所示：

$$NS = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - Q_m^t)^2}{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - \overline{Q_o})^2} \quad (\text{式 3-5})$$

NS：表示效率係數

Q_o ：表示時間第 t 時的實測值

Q_m ：表示時間第 t 時的模擬值

$\overline{Q_o}$ ：表示實測平均值

2. 誤差百分比 (Percent Bias) 可以判別模擬的結果是高估還是低估，範圍值介於 $-\infty$ 至 ∞ 之間。正值代表模擬低估，負值表示高估，低幅度值表示準確的模式模擬，若值等於 0 則表示模擬值與實測值之總量相等。如式 3-6 所示：



$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim}) * (100)}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs})} \right]$$

PBIAS：為誤差百分比

Y_i^{obs} ：表示第 i 個實測值

Y_i^{sim} ：表示第 i 個模擬值

目前模擬結果的評估指標未有統一標準，但有文獻提出可參考之建議，參考自 Moriasi et al. (2007)、Moriasi et al. (2015)及 Silva et al. (2015)，在日尺度下 $NSE > 0.5$ 、 $PBIAS < \pm 15\%$ 為可接受的模擬結果。藻類改以 $NSE > 0.35$ ， $PBIAS < \pm 30\%$ 為參考標準。

B. 生物量模擬

1. 以生物總量之誤差百分比進行驗證，由於生物的模擬較多不可預估的因素，若是採用前述的標準則會太嚴格，且目前未有統一評估生物量結果標準，故本研究以 $PBIAS < \pm 50\%$ 為參考標準。
2. F-檢定(F-test)稱為變異數比例檢定，用來檢定兩組樣本是否估計相同的變異數。
3. t-檢定(Student's t-test)為用於檢定兩資料分布是否具有相同的平均值，需得確認兩資料分布之變異數是否為同質性(F-test)。
4. K-S 檢定(Kolmogorov-Smirnov Test)為一種無母數統計方法，檢定兩個獨立樣本的累積觀察次數的分配是否一致。適用於小樣本數。

本研究欲通過此三種假設檢定，計算水生生物量實測值與模擬值之平均值、變異數和資料分布是否相同，藉此評估模式模擬之適合度。

第四章 結果與討論



4.1 環境特徵

4.1.1 水質

上游屬於未受汙染之河段為磺港溪 0~0.7 公里處，中游受硫磺谷溢流及硫磺谷泡腳池排放酸性排水為磺港溪 1.2~1.7 公里處，而下游更持續受到泉源泡腳池及復興泡腳池等酸性排水之影響為磺港溪 2.6~3.8 公里處。

由於研究河段僅 3.8 公里日照差異不大，故採用遮蔽率比較各流域之日照程度。上游位於茂密林間難以直接受日照，僅 0.7 公里處因為瀑布林蔭密度較低，整體上游遮蔽率為 $77.7 \pm 18.3\%$ ；中游河段大多為因應觀光要求為人工修整的寬敞河道，並定期清理兩側植物導致兩側林蔭稀疏，整體中游遮蔽率為 $47.6 \pm 5.5\%$ ；下游河段大多無遮蔽，但河段中多處公園及建物遮蔽導致落差極大整體下游遮蔽率為 $36.1 \pm 27.7\%$ 。

水溫變化如圖 4-1，結果顯示季節變化也會對水溫產生影響($p < 0.001$)，四季中夏季最高，冬季最低。且不同點位而有所差異($p < 0.001$) 水溫隨愈往下游上升，推測遮蔽率差異為主因。由於溫泉廢水平時排放量與整體溪流流量差距較大排入溪流中溫度很快就能達到平衡，以本研究觀察排放後僅高出 $0.6 \pm 0.2^\circ\text{C}$ ，不過在 10 月正巧有採樣到硫磺谷泡腳池大量排水的情況，排放後高出 6°C 。整體而言主要影響水溫的因素為季節與遮蔽率，溫泉排水的影響相較不明顯。

酸鹼值變化如圖 4-2，結果顯示季節不會造成 pH 差異($p > 0.05$)，不同流域會有顯著差異($p < 0.001$)。上游 pH 較高全年平均為 7.3 ± 0.2 ，中游因為硫磺谷略有下降全年平均為 6.6 ± 0.6 ，下游由於泉源泡腳池及復興泡腳池的污染下降至 4.82 ± 0.6 。並且下游 pH 變動較大，可能與泡腳池排放量和當天流量有關。

懸浮固體變化如圖 4-6，結果顯示季節會造成 SS 差異($p < 0.001$)，不同流域也有顯著差異($p < 0.001$)。相較於河道較平緩的下游，上游河段之懸浮固體略高一些，而所有河段秋季明顯高過其他季節，冬季最低，雨季的夏天和秋天多數情況都高於乾季的春天和冬天，表明這與降雨量有關。

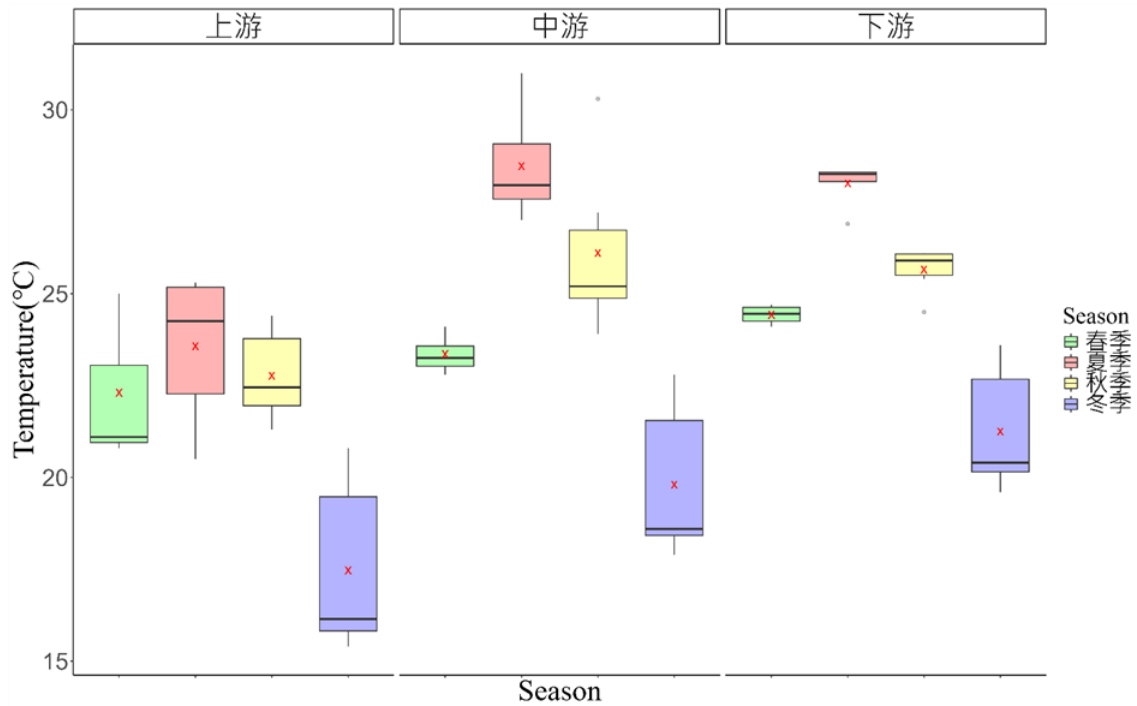


圖 4-1 各流域季節水溫變化

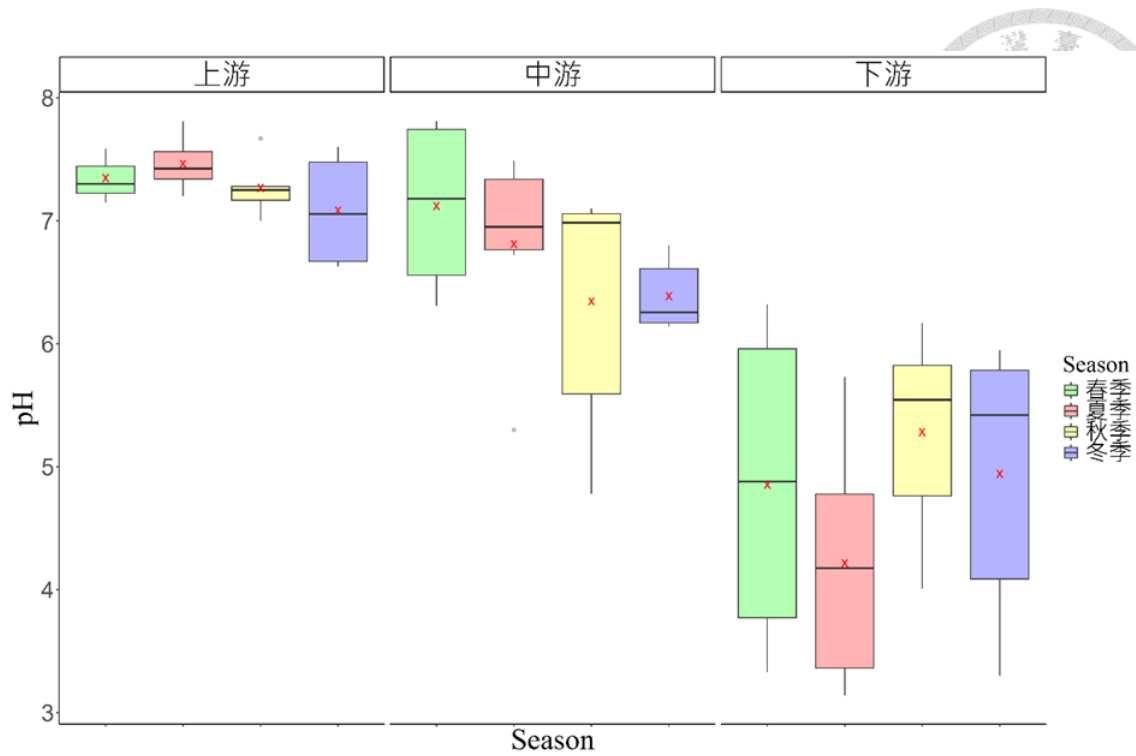


圖 4-2 各流域季節酸鹼值變化

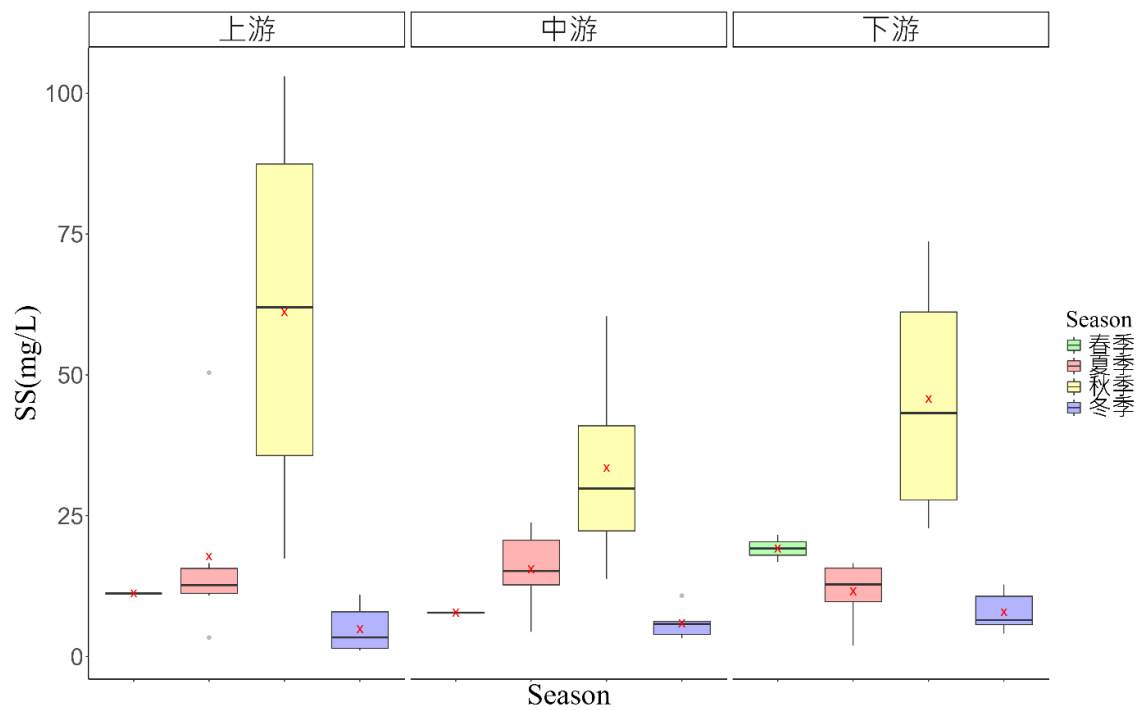


圖 4-3 各流域季節懸浮固體變化



4.1.2 營養鹽

磺港溪營養鹽變化量如圖 4-3 至 4-5 測量結果中包含氨氮、硝酸鹽、磷酸鹽及硫酸鹽。其中磷酸鹽由於濃度太低($< 0.5\text{mg/L}$)於全河段皆未檢測出。

硫酸鹽、硝酸鹽及氨氮變化如圖 4-3 至圖 4-5，檢定結果皆顯示季節不會造成差異($p > 0.05$)，且不同流域會有顯著差異($p < 0.001$)。代表溫泉排水的影響對水中營養鹽的增加顯著。雖然陽明山夏、秋二季為雨季，降雨量提高，增加的雨水稀釋了磺港溪中的營養鹽，但在實測值中並未看出此趨勢。整體而言硫酸鹽、硝酸鹽及氨氮由於溫泉排水有顯著提升。

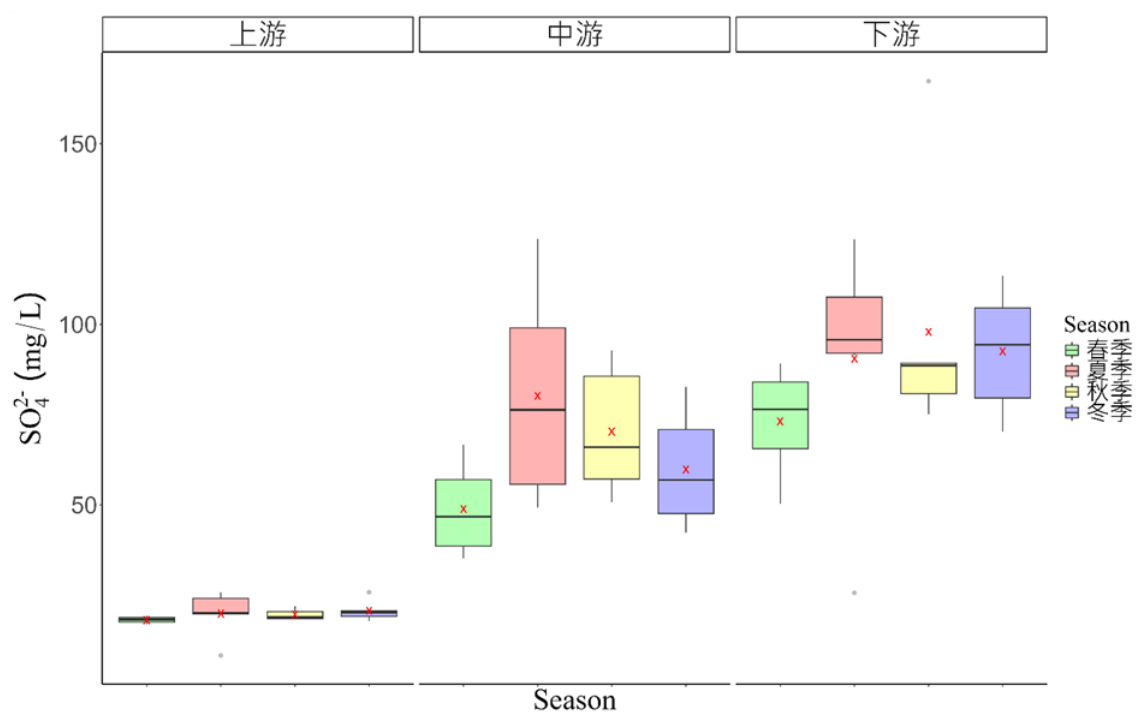


圖 4-4 各流域季節硫酸鹽變化

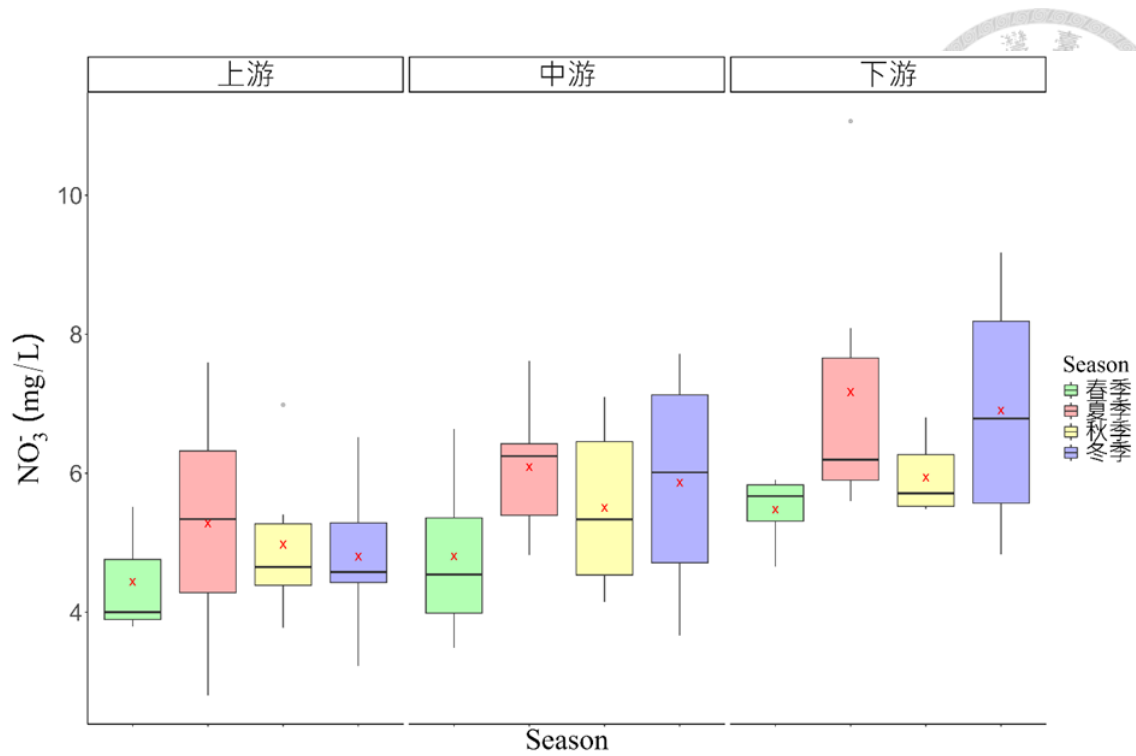


圖 4-5 各流域季節硝酸鹽變化

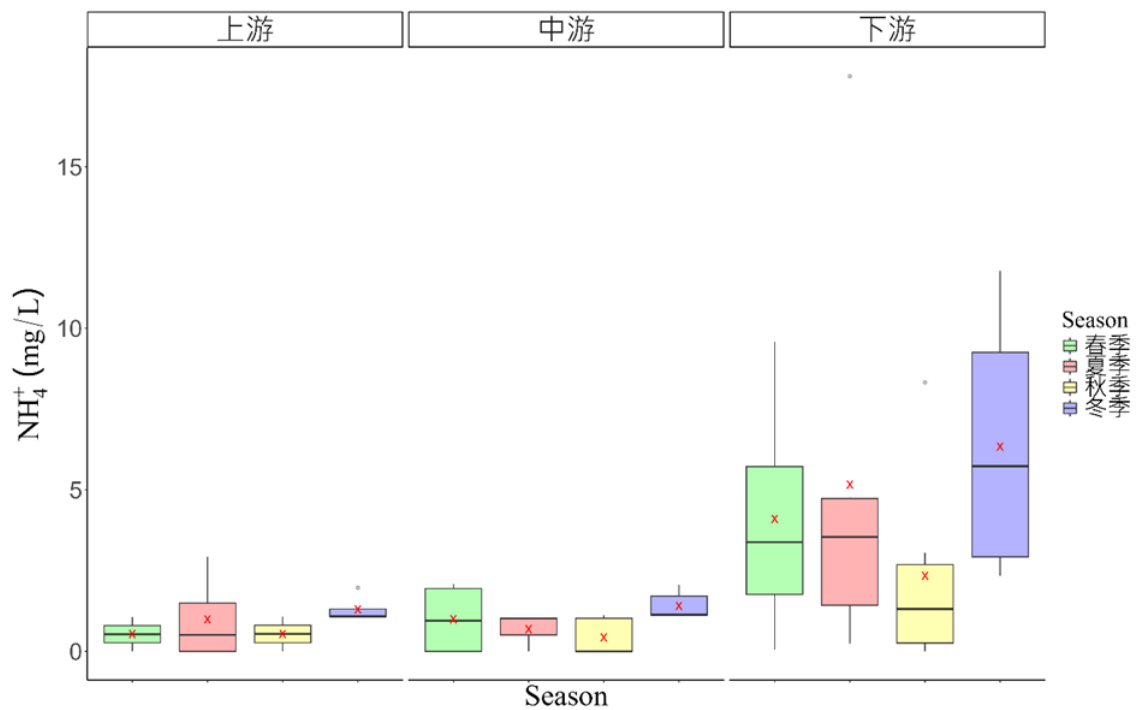


圖 4-6 各流域季節氨氮變化



4.1.3 葉綠素 a

浮游藻葉綠素 a 變化如圖 4-7，結果顯示季節及流域都沒有顯著差異($p > 0.05$)。未受溫泉排水影響的上游並未顯著高於中下游，代表可能有其他因素影響，根據文獻指出，葉綠素 a 濃度之變化與流速快慢呈現正相關，日照程度也有微幅影響(潘聖文，2021)，然而較湍急的上游或遮蔽率較低的下游都並未有較高的趨勢，代表葉綠素 a 可能同時受溫泉排水、流速、日照或其他未考慮之因素多重影響。

三季附生藻葉綠素 a 變化如圖 4-8(缺少春季數據)，結果顯示季節會造成顯著差異($p < 0.001$)，夏季最高，秋季次之，冬季最低。不同流域也有顯著差異($p < 0.001$)，下游最高，中游次之，下游最低，附生藻葉綠素主要受水溫及日照影響。整體而言磺港溪流域內藻類資源豐富。

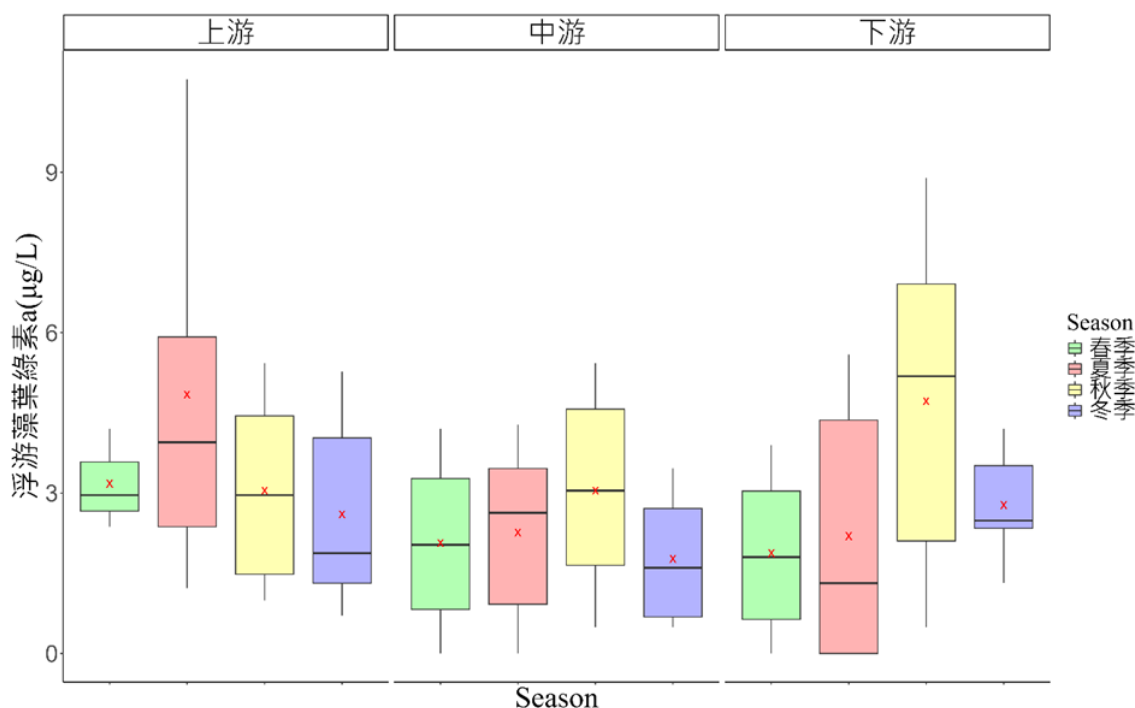


圖 4-7 各流域季節浮游藻葉綠素 a 變化

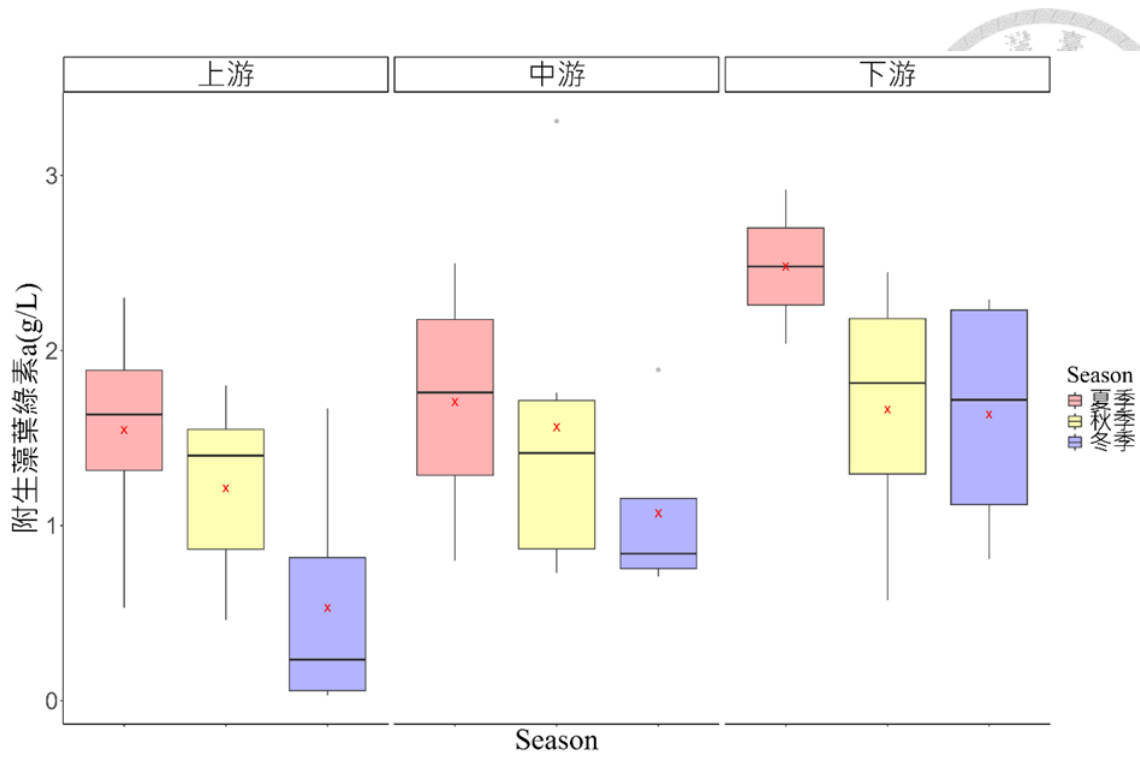


圖 4-8 各流域季節附生藻葉綠素 a 變化



4.2 碳、氮穩定同位素分析結果

首先為確保五種基礎食物源的分類是合理的(不需用合併)，使用單因子 PERMANOVA，比較同地點所有基礎食物源，以測試來源之間的顯著差異，結果如附錄 6，顯示僅上游 $\delta^{13}\text{C}$ 沒有顯著差異($p = 0.11$)。也進行單向單因子 PERMANOVA 進行所有組別之間的配對比較，幾乎都是顯著差異，代表基礎食物源的分類是具有代表性的。

分別在上游、中游和下游收集 7、8 和 3 個消費者群體；4、5 和 4 個基礎食物源，進行穩定同位素分析。各樣本的穩定同位素值如圖 4-9，可以大致看出愈往上游，不論基礎食物源無脊椎動物還是魚類， $\delta^{15}\text{N}$ 皆有上升的趨勢。生物的 $\delta^{15}\text{N}$ 上升可能是因為高位階的消費者較多，食物網層層富集所致(Cabana & Rasmussen, 1994)，也可能與食物源本身就具有較高的 $\delta^{15}\text{N}$ 有關 (Doucett et al., 1996)。然而基礎食物源發生變化在這麼短的河段中是相當少見，可能的影響因素也多元且複雜，或許與土地利用及人為污染有關(Wang et al., 2021；Loomer et al., 2015)。以下我們將基礎食物源及消費者分開討論，以分析其中原因。

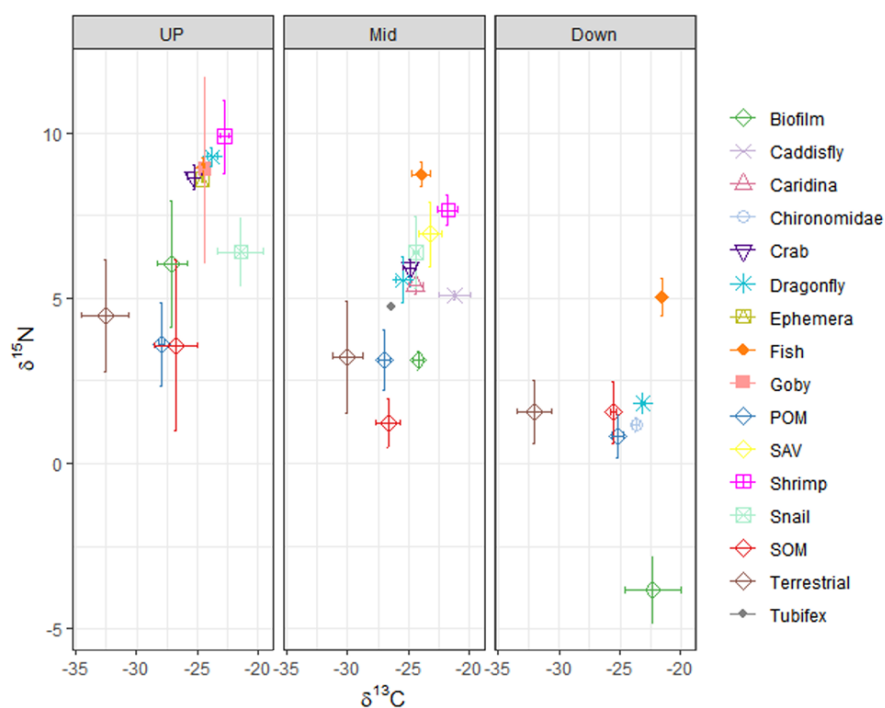


圖 4-上中下游碳氮穩定同位素值雙標圖



4.2.1 基礎食物源

基礎食物源 $\delta^{13}\text{C}$ 範圍從 $-32.6 \pm 1.9 \text{‰}$ (上游的 Terrestrial) 到 $-22.3 \pm 2.3 \text{‰}$ (下游的 Biofilm); $\delta^{15}\text{N}$ 範圍從 $-3.8 \pm 0.9 \text{‰}$ (下游的 Biofilm) 到 $6.1 \pm 1.9 \text{‰}$ (上游的 Biofilm)。如附錄 7, 整體而言基礎食物源的同位素值在不同地點之間有顯著差異($\delta^{13}\text{C}$, $P = 0.036$; $\delta^{15}\text{N}$, $P = 1e-04$)。

如圖 4-10, 首先我們比較四種基礎食物源(SAV 僅有中游發現故排除), $\delta^{13}\text{C}$ 上游低於中游及下游; $\delta^{15}\text{N}$ 上游最高, 中游次之, 下游最低。isotopic niche 面積如表 4-1, 下游最大 26.22‰^2 , 上游次之 18.31‰^2 , 中游最小 9.86‰^2 , 而食物源的差異性大, 會使消費者呈現多樣的同位素特徵。

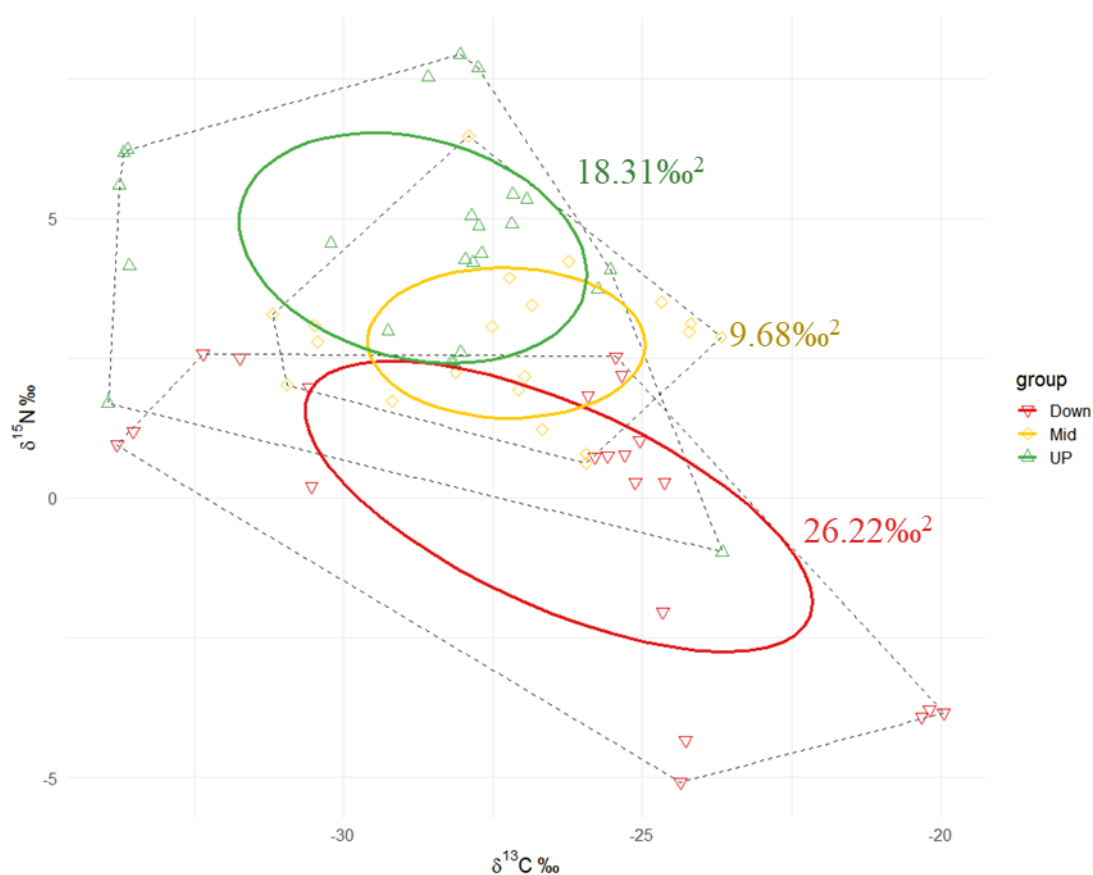


圖 4-9 各採樣點基礎食物源的 SEAc 橢圓圖

將所有基礎食物源分開討論，如附錄 7 所示，POM、Biofilm 及 Terrestrial 於各地點皆有顯著差異，而 SOM 各地點沒有差異($\delta^{13}\text{C}$, $P = 0.336$; $\delta^{15}\text{N}$, $P = 0.149$)。SAV 僅於中游發現，其 $\delta^{13}\text{C}$ ($-23.1 \pm 0.9 \text{ ‰}$)及 $\delta^{15}\text{N}$ ($6.9 \pm 1.0 \text{ ‰}$)都顯著高於中游基礎食物源。在各河段中， $\delta^{13}\text{C}$ 最高為 Biofilm，最低為 Terrestrial。 $\delta^{15}\text{N}$ 則沒有明顯趨勢。

各基礎食物源在上中下游的分布如圖 4-11，Terrestrial 的差異推測與各河段的岸邊植物組成不同有關，與觀測相符。Biofilm 和 POM 趨勢相似，愈往下游 $\delta^{13}\text{C}$ 提高， $\delta^{15}\text{N}$ 降低。文獻中 Biofilm 與 POM 的穩定同位素受到許多因素影響。Biofilm 的 $\delta^{15}\text{N}$ 通常與硝酸鹽和氨氮的 $\delta^{15}\text{N}$ 十分接近(Ada Pastor et al., 2013)，同時也與硝酸鹽濃度呈正相關(de Carvalho et al., 2021)； $\delta^{13}\text{C}$ 與葉綠素 a、水溫及光照呈正相關(Hill & Middleton, 2006；Ishikawa et al., 2012)，這與本研究調查結果相符。POM 的 $\delta^{15}\text{N}$ 也與硝酸鹽和氨氮的 $\delta^{15}\text{N}$ 十分接近，同時與脫硝作用成正比； $\delta^{13}\text{C}$ 會因為其中浮游藻的光合作用增加而上升，低 pH 值會導致 $\delta^{13}\text{C}$ 降低，(Kendall et al., 2012；Doi et al., 2004, 2006)，由本研究結果看來光照的影響大於 pH 值。

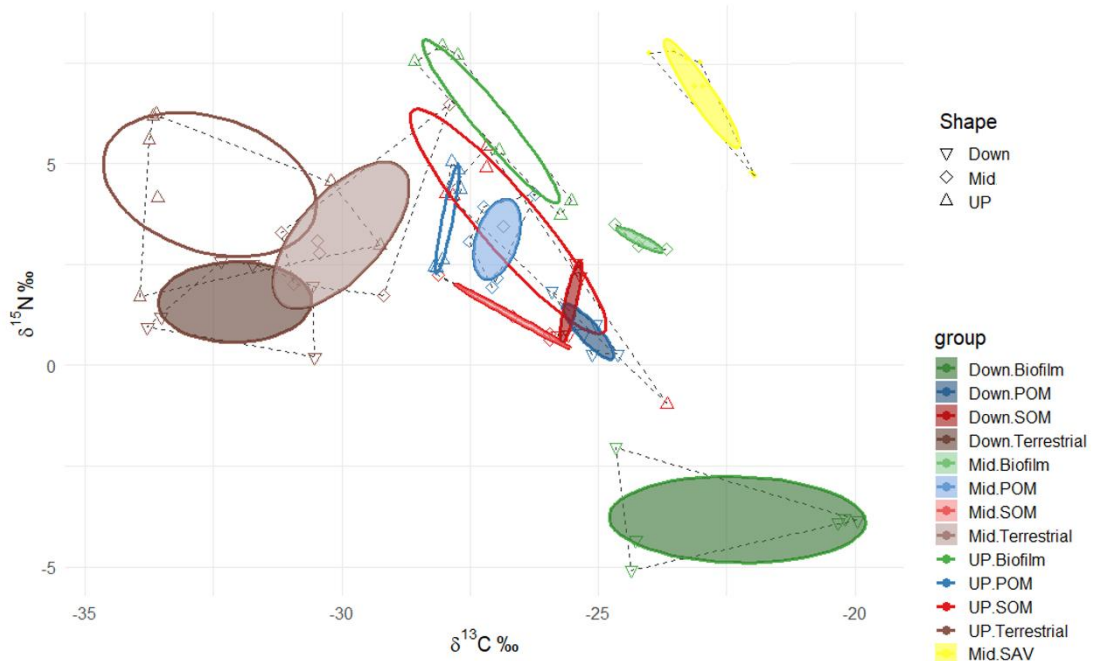


圖 4-10 各基礎食物源的 SEAC 橢圓圖



4.2.2 消費者

由於上游河道窄淺流速快，採集到的魚類樣本都是小隻的未成熟個體。下游污染較嚴重水質惡化，採集到的物種較少，組成也不同，魚類僅有耐受污染的外來種九間始麗魚(Convict Cichlid)。如圖 4-12 所示， $\delta^{13}\text{C}$ 範圍從 $-26.3 \pm 0.01 \text{‰}$ (上游的 Tubifex) 到 $-21.4 \pm 1.9 \text{‰}$ (下游的 Snail)； $\delta^{15}\text{N}$ 範圍從 $1.2 \pm 0.2 \text{‰}$ (下游的 Chironomidae) 到 $9.9 \pm 1.1 \text{‰}$ (上游的 Shrimp)。

先把物種分為魚類(Fish)及無脊椎動物(Invertebrate)，如附錄 7，魚類的 $\delta^{13}\text{C}$ 及 $\delta^{15}\text{N}$ 在各個地點有顯著性差異($\delta^{13}\text{C}$, $P = 1e-04$ ； $\delta^{15}\text{N}$, $P = 2e-04$)，無脊椎動物的 $\delta^{15}\text{N}$ 在各個地點有顯著性差異($\delta^{13}\text{C}$, $P = 0.55$ ； $\delta^{15}\text{N}$, $P = 1e-04$)。在上游魚類及無脊椎動物有較高的重疊率(14.7%)，代表食物來源較重疊，而在中游及下游重疊率很低分別為 2%及 0%。

為了探討較高位階的消費者之間的關係，以下再把無脊椎動物裡掠食性的水蠶(Dragonfly)、雜食性甲殼類(Shrimp/Crab)分出來與魚類(Fish)討論。如附錄 7，水蠶的 $\delta^{13}\text{C}$ 及 $\delta^{15}\text{N}$ 在各個地點有顯著性差異($\delta^{13}\text{C}$, $P = 1e-04$ ； $\delta^{15}\text{N}$, $P = 1e-04$)，甲殼類的 $\delta^{15}\text{N}$ 在各個地點有顯著性差異($\delta^{13}\text{C}$, $P = 0.27$ ； $\delta^{15}\text{N}$, $P = 1e-04$)。

如圖 4-12 所示，上游魚類的 NR 較高(6.56 ‰)代表食物來源可能橫跨多個階層，整體魚類愈往下游 isotopic niche 面積就愈小 (上游： 1.46‰^2 ；中游： 0.97‰^2 ；下游： 0.36‰^2)，顯示食源縮小，這可能是因為酸性水體中魚類食物豐度會下降，種內競爭提高所致(Tixier et al., 2012)。水蠶在中游有較高的 isotopic niche 面積 (上游： 0.37‰^2 ；中游： 1.39‰^2 ；下游： 0.014‰^2)，代表中游水蠶食源較廣，而下游水蠶食源非常侷限，這與下游除了 Chironomidae 沒有更多無脊椎生物有關。甲殼類身為雜食性動物其 isotopic niche 面積較大，點位差異不大 (上游： 3.82‰^2 ；中游： 3.9‰^2)。

如表 4-1 所示，在上游，魚類、水蠶及甲殼類三者間皆有較高的重疊率，代表三者共享相似的食物來源，可能存在競爭關係(Flaherty & Ben-David, 2010)。中游的水蠶及甲殼類間重疊率相當高(27.9%)而魚類與其他物種的重疊率相當低，代表中游魚類與其他消費者生態位分化。而下游重疊率為零，魚類和水蠶可能是絕對的捕食者與獵物關係。

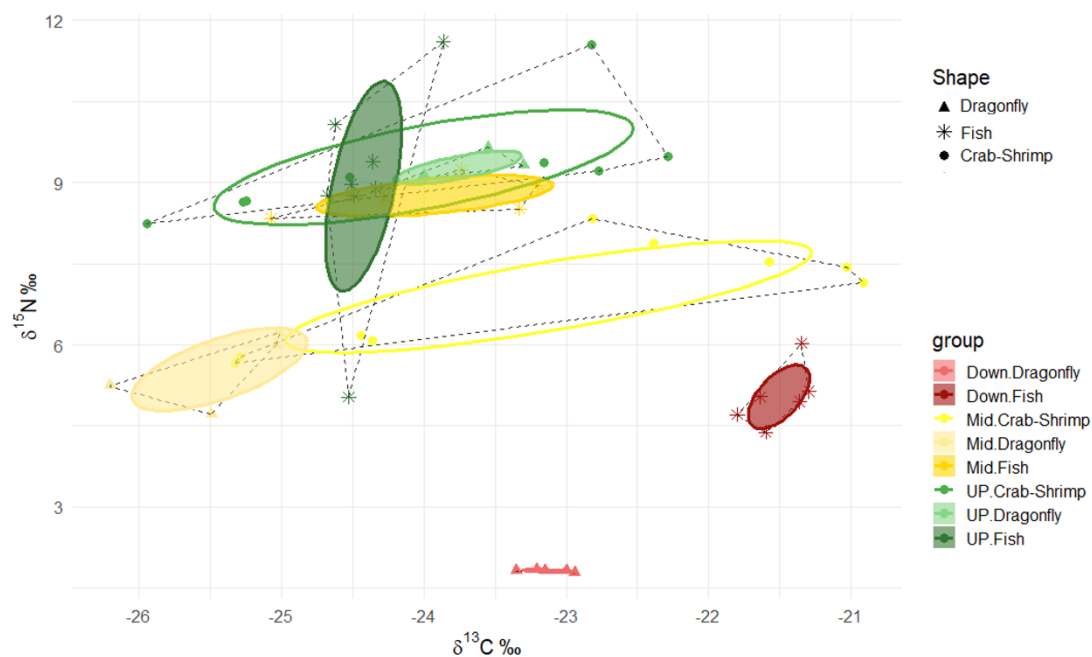


圖 4-11 魚類、水蠶及甲殼類的 SEAc 橢圓圖

表 4-1 魚類、水蠶、甲殼類及無脊椎動物 isotopic niche 彙整表

		TA	SEA	SEAc
UP	Fish	2.188	1.25	1.458
	Dragonfly	0.186	0.246	0.37
	Crab-Shrimp	4.322	3.275	3.82
	Invertebrate	15.088	6.025	6.36
Mid	Fish	0.804	0.727	0.97
	Dragonfly	0.701	0.925	1.387
	Crab-Shrimp	4.363	3.416	3.905
	Invertebrate	15.136	5.911	6.129
Down	Fish	0.362	0.285	0.356
	Dragonfly	0.012	0.01	0.014
	Invertebrate	0.467	0.276	0.316

表 4-2 魚類、水蠶、甲殼類及無脊椎動物 isotopic niche overlap 彙整表

地點	分組比較				食源重疊率 (%)
	組1	重疊面積(%)	組2	重疊面積(%)	
上游	魚類	69.1	無脊椎	15.8	14.7
	魚類	11.7	水蠶	46	10.3
	魚類	51	蝦/蟹	19.4	16.4
	水蠶	100	蝦/蟹	9.7	9.7
中游	魚類	16.7	無脊椎	2.6	2.3
	魚類	0	水蠶	0	0
	魚類	10.9	蝦/蟹	2.7	2.2
	水蠶	83.1	蝦/蟹	30	27.9
下游	魚類	0	無脊椎	0	0
	魚類	0	水蠶	0	0

4.2.3 營養位置

如圖 4-13 所示，上游以 Snail 作為基線物種，其餘物種 TP 皆在 2.7 以上，魚類甲殼類與水生昆蟲擁有接近的 TP，原因推測為上游魚類多為未成熟個體，使頂級消費者位子空缺導致(AriM et al., 2010)，然而同樣 TP 的物種也可能在食物網扮演不同角色(Chalcraft & Resetarits, 2003)，物種間未必是競爭也可能是共存關係。

中游以 Caddisfly 及 Tubifex 作為基線物種，TP 分布比上游分散，生態位分化較為明顯，Fish 作為頂級消費者 TP 為 3.4，Crab 及 Dragonfly 等掠食性無脊椎動物 TP 下降，值得注意 Snail 在中游的營養位置上升許多甚至高過前者。

下游以 Chironomidae 作為基線物種，因為污染較為嚴重部分物種的喪失，物種之間相互作用的關係減少而簡化食物網，物種僅剩三種且差距明顯。Fish 作為頂級消費者 TP 為 3.4，比次級消費者 Dragonfly 高出許多，可能原因推測與污染環境有關，從文獻中得知污染或食物匱乏會使 $\delta^{15}\text{N}$ 分化加劇(Gorokhova, 2017；Karlson et al., 2018)，導致 TDF 變高，使 TP 值被高估，同時也會增加同類相食的可能，進一步上升 $\delta^{15}\text{N}$ (Merilä & Eloranta, 2017)。

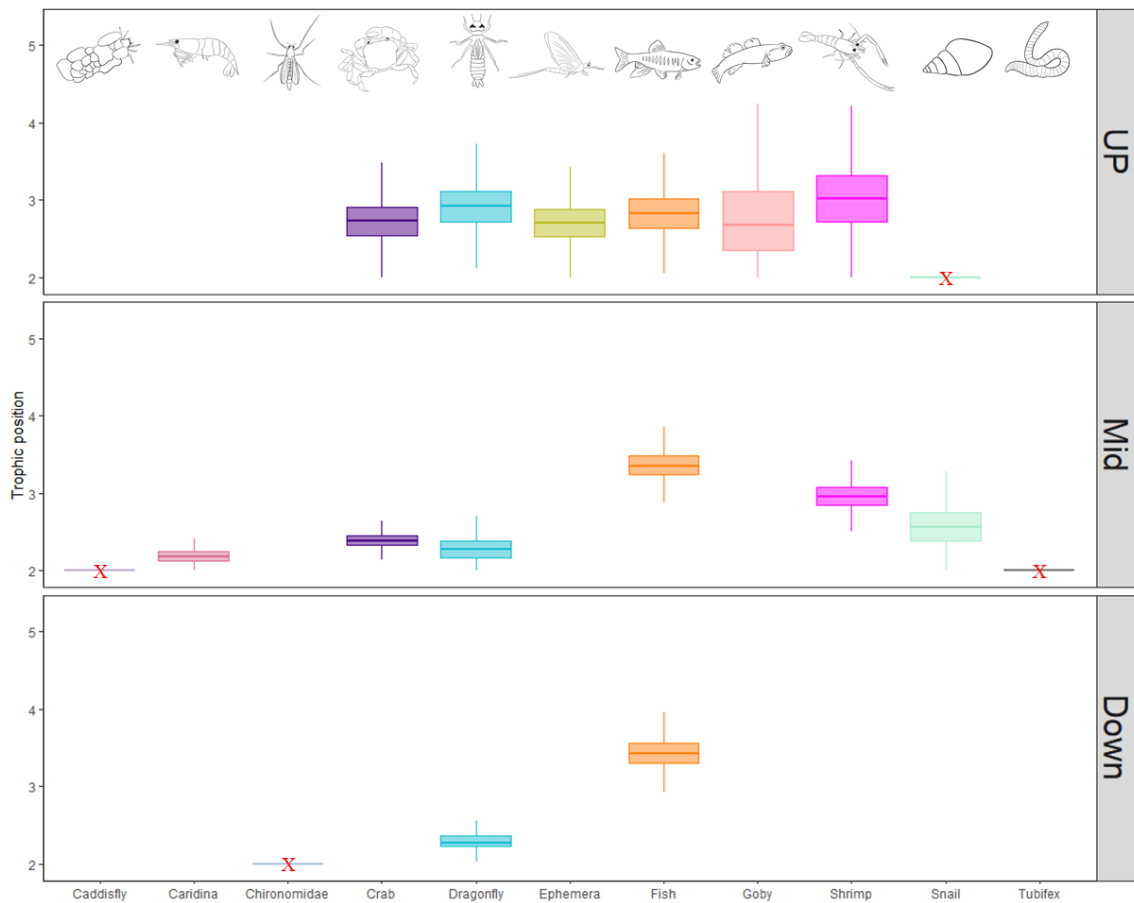


圖 4-12 上中下游物種 TP 盒鬚圖(x 代表基線物種)



4.3 食物貢獻率與食物網

4.2 章由 $\delta^{15}\text{N}$ 及 $\delta^{13}\text{C}$ 得出之現象本研究期望從食性分析找出可能的解釋。

4.3.1 上游食物貢獻率

上游食物網如圖 4-14 所示，魚類並非頂級消費者，Dragonfly、Crab、Fish 及 Goby 四者是會互相捕食的競爭關係，但是食性仍有所差異，Fish 的食物來源以水生無脊椎動物(72%)為主，而 Dragonfly 將 Fish(50.1%)及 Goby(16.7%)作為食物來源，Goby 和 Crab 則是以 Biofilm 為主分別為 72%及 46.3%。四者仍有一定程度生態位分化，Dragonfly 和 Fish 偏肉食性，Goby 偏植食性，而 Crab 較平均，這也是 4.2.2 章中上游魚類 SEAC 較高的原因。TP 值最高的 Shrimp 則是以初級消費者 Ephemera(23.5%)及 Snail(24.8%)作為主要食物來源。Biofilm 對 Ephemera 的貢獻率較高(68.8%)，而 Biofilm 是上游基礎食物源 $\delta^{15}\text{N}$ 最高的($6.05 \pm 1.9\text{‰}$)，這可能是其作為初級消費者但 TP 如此高的解釋之一。

上游最重要的基礎食物源是 Biofilm，作為 Shrimp(30.2%)、Fish(36%)、Goby(72%)、Crab(46.3%)、Ephemera(68.8%)及 Snail(50.5%)最大宗的食物來源。POM、SOM 及外部基礎食物源 Terrestrial 對食物網貢獻不高，僅被初級消費者 Snail 及 Ephemera 作為食物。

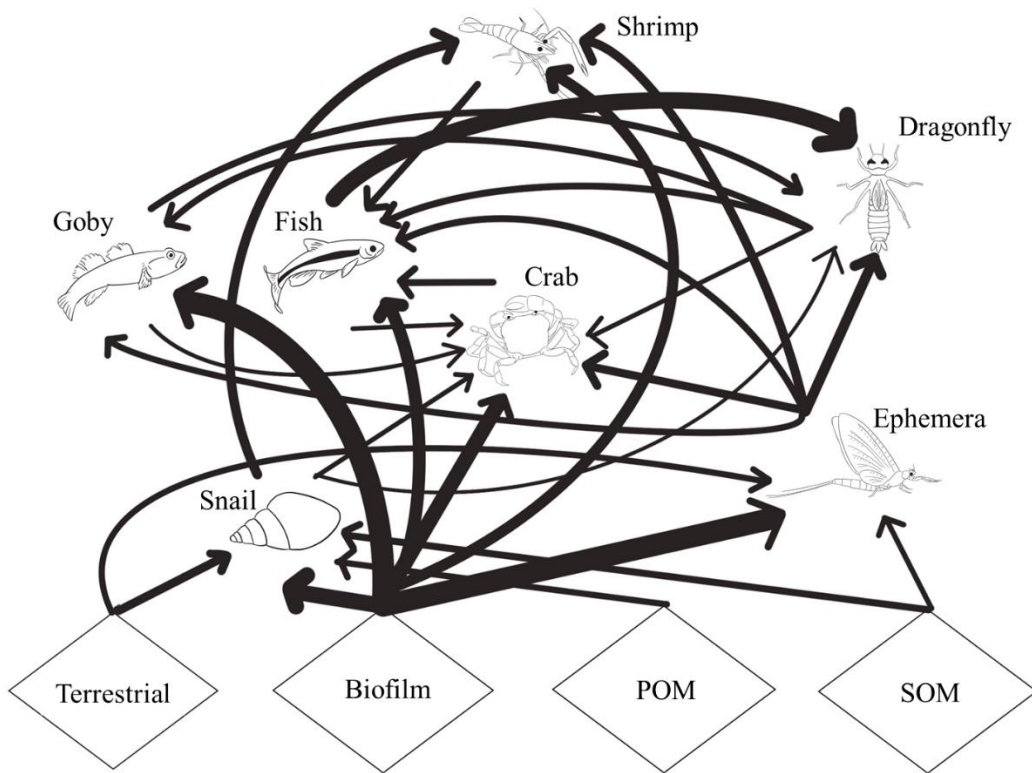


圖 4-13 上游食物網概念圖



4.3.2 中游食物貢獻率

在中游如圖 4-15 所示，Fish 作為頂級消費者，粗首馬口鱮是雜食性魚類，但食物來源全由無脊椎動物組成，沒有基礎食物源，代表環境中資源較為豐沛能夠支持掠食性頂級消費者。Crab 及 Shrimp 食物源廣泛，幾乎涵蓋其他無脊椎動物，基礎食物源利用較少。在中游 Dragonfly 食物來源以 Tubifex 為主(59.3%)，與魚類從原來的競爭轉變為獵物。Snail 的食性因為在中游加入 SAV 而產生變化，Biofilm 的貢獻率下降至 29%，SAV 佔較高的比例(23.2%)，而 SAV 的 $\delta^{15}\text{N}$ ($6.93 \pm 0.98 \text{ ‰}$)明顯高過其他基礎食物源，同時 Snail 僅作為 Crab 及 Shrimp 的食物來源且占比不高，兩者又屬於雜食性本身的 $\delta^{15}\text{N}$ 被其他食物源影響而不高，這可能是 Snail 身為初級消費者 TP(2.7)卻高過其他次級消費者的原因之一。

Biofilm 及 SOM 是中游食物網最主要的食物來源，作為五種消費者的食物源，且佔較高比例。利用 POM、Terrestrial 及 SAV 的消費者數增加，貢獻比例也有所提升。在中游初級消費者使用更多樣的基礎資源，基礎資源的佔食源比例也提高。

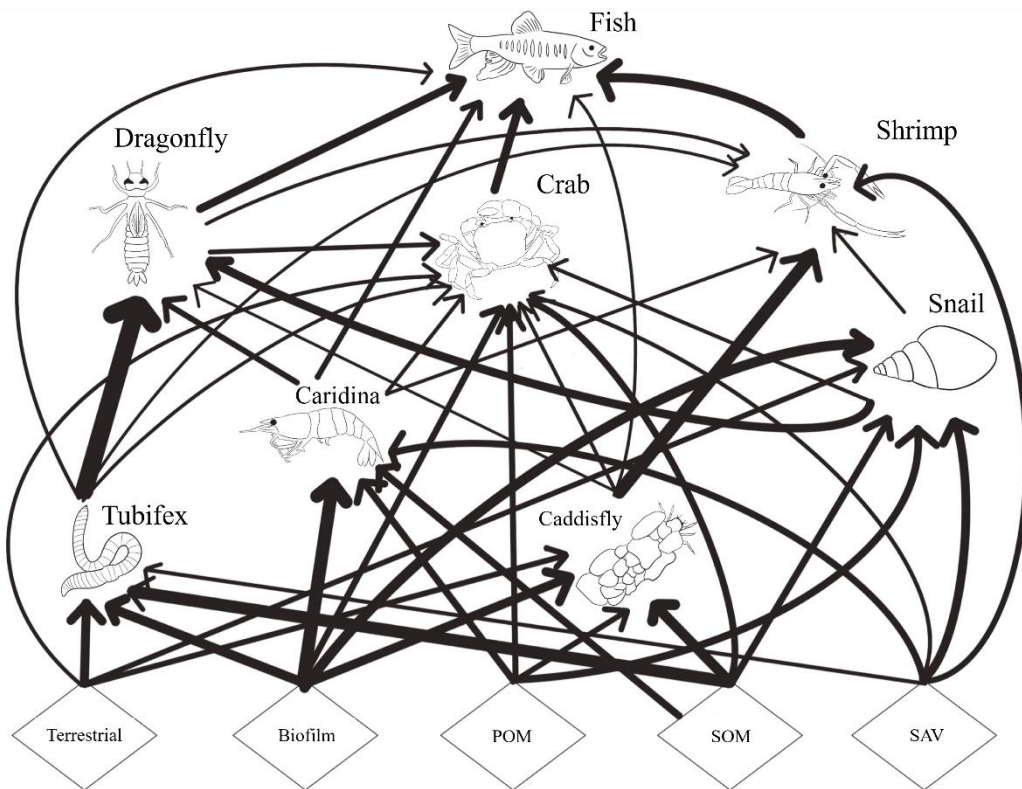


圖 4-14 中游食物網概念圖



4.3.3 下游食物貢獻率

在下游因為溫泉排水的影響，多為耐受性較高的物種食物網已相當簡化，如圖 4-16，Fish 的食物來源以 Dragonfly 為主(54.5%)其次是 SOM(13.4%)，由於本研究魚類幼體樣本數不足，故無法考慮同類相食的可能性。Dragonfly 在下游展現有別於中上游的食性，主要的食物來源為 Chironomidae(68.8%) 然而 Biofilm 也有 31%貢獻率，可能是因為下游可供食用的無脊椎動物變少，同時為避免與 Fish 競爭，資源匱乏與競爭導致食性的改變。

Biofilm 仍是最重要的基礎食物源對 Fish(11.7%)、Dragonfly (31.2%)及 Chironomidae(43.7%)都有貢獻。SOM 次之。根據文獻酸性水域應該更依賴周圍陸地有機物 Terrestrial 的輸入 (Holland, 2012)，然而在研究結果中未看到此現象，或許代表本地食物源足夠豐富且營養(Bunn et al., 2003; Lau et al., 2009)，而造成下游食物網簡化的原因並非資源不足而是溫泉排水的污染。

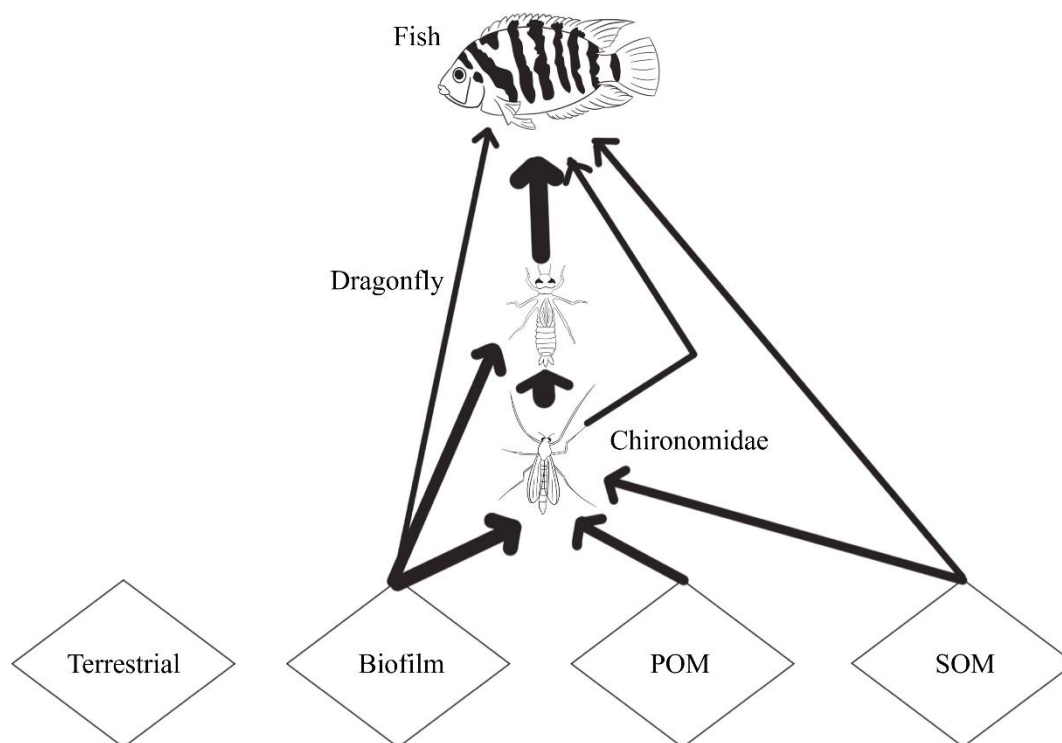


圖 4-15 下游食物網概念圖



4.3.4 AQUATOX 食物網設置

穩定同位素建立的食物網由於 AQUATOX 多河段模擬有兩個限制，其一是物種數量有上限，而本研究模擬之物種較多，所以要合併相似的物種，其二是每個河段不能獨立設置食物網，整個多河段模擬必須統一。為符合模式需求，先將物種及可能的食物來源全部整併成不分河段的數據，再以 MixSIAR 計算食物貢獻率，合併後有改變的物種數值如表 4-3，Gastropod、Odonata 及 Crustaceans 食物貢獻率如圖 4-17。將平均值輸入 AQUATOX，所得之食物網矩陣如下表 4-4。

表 4-3 合併物種食物貢獻率

Gastropod	參數								
	Mean	SD	2.50%	5%	25%	50%	75%	95%	97.50%
Biofilm	0.237	0.139	0.033	0.047	0.132	0.218	0.345	0.492	0.524
Ephemera	0.129	0.1	0.003	0.006	0.052	0.106	0.179	0.334	0.369
POM	0.345	0.148	0.068	0.104	0.244	0.336	0.448	0.593	0.619
SAV	0.216	0.136	0.025	0.043	0.107	0.188	0.303	0.493	0.524
SOM	0.073	0.068	0.003	0.004	0.019	0.057	0.103	0.212	0.256
Terrestrial	0.068	0.055	0.005	0.007	0.025	0.052	0.09	0.178	0.188
Odonata									
Biofilm	0.214	0.079	0.097	0.105	0.159	0.202	0.266	0.363	0.396
Caddisfly	0.067	0.057	0.004	0.006	0.021	0.05	0.099	0.163	0.23
Chironomidae	0.211	0.162	0	0	0.052	0.205	0.329	0.499	0.543
Ephemera	0.111	0.093	0.002	0.004	0.04	0.095	0.157	0.271	0.374
Fish	0.086	0.072	0.001	0.002	0.024	0.075	0.129	0.223	0.258
Goby	0.093	0.08	0.006	0.011	0.038	0.064	0.13	0.266	0.303
Snail	0.072	0.065	0.006	0.007	0.024	0.052	0.097	0.213	0.25
Tubifex	0.147	0.116	0	0	0.042	0.136	0.228	0.351	0.374
Crustaceans									
Biofilm	0.11	0.086	0.004	0.008	0.043	0.099	0.157	0.277	0.327
Caddisfly	0.177	0.079	0.045	0.049	0.119	0.172	0.241	0.304	0.326
Dragonfly	0.137	0.079	0.027	0.039	0.082	0.118	0.182	0.288	0.319
Ephemera	0.107	0.067	0.014	0.015	0.051	0.096	0.141	0.236	0.273
POM	0.078	0.047	0.003	0.011	0.043	0.075	0.108	0.159	0.178
SAV	0.123	0.095	0	0.003	0.039	0.104	0.183	0.314	0.324
Snail	0.1	0.078	0.001	0.002	0.037	0.088	0.145	0.243	0.303
SOM	0.091	0.072	0.013	0.02	0.038	0.064	0.126	0.226	0.275
Tubifex	0.077	0.06	0.004	0.006	0.025	0.066	0.11	0.19	0.22

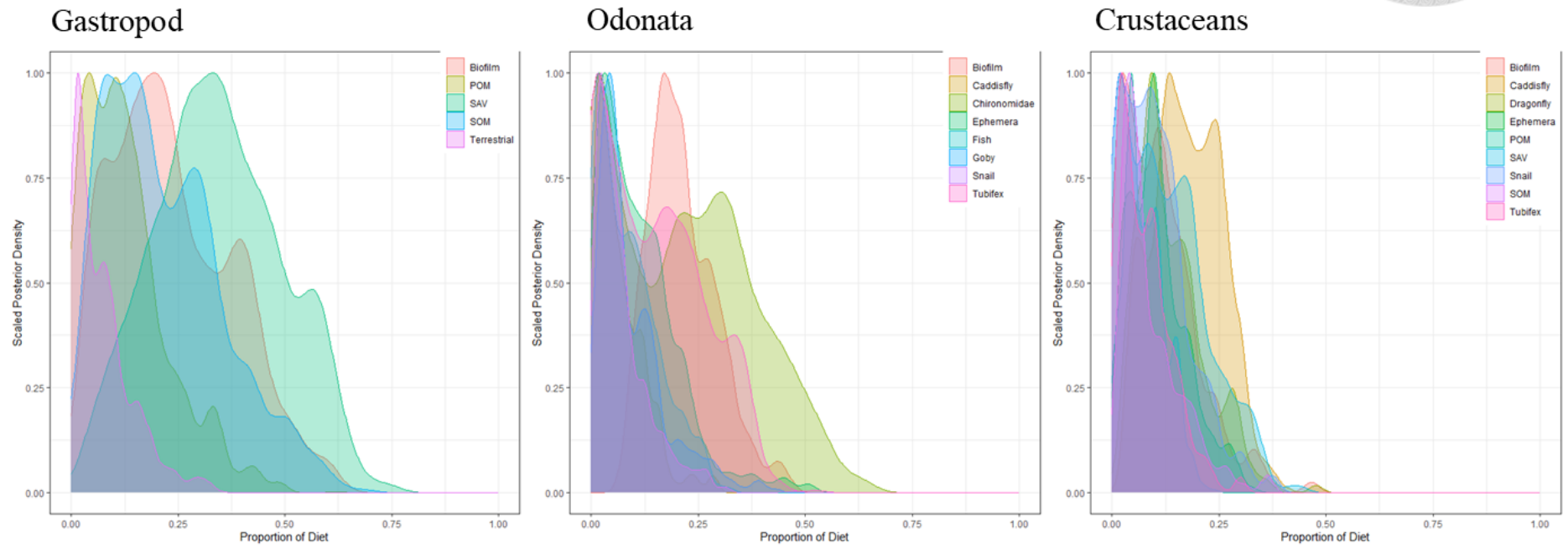


圖 4-16 合併物種食物貢獻率機率分布圖



表 4-4 AQUATOX 多河段食物網設置

Preference percentages(%)	Caddisfly	Mayfly	Chironomid	Tubifex	Gastropod	Crustaceans	Odonata	Dace	Redear Sunfish	Goby	Stoneroller
穩定沉積碎屑 (R detr sed)											
不穩定沉積碎屑 (L detr sed)	31.5	11.0	21.2	38.1	21.6	9.1			13.4		
穩定顆粒碎屑 (R detr part)											
不穩定顆粒碎屑 (L detr part)	12.0	13.9	9.3	24.7	7.3				2.6		
浮游矽藻 (Phyto, Diatom)	10.2		20.6		10.3	6.2			4.2		
附生矽藻 (Peri, Navicula)	32.5	75.1	43.7	27.7	23.7	11.0	21.4	36.0	11.7	72.0	4.1
浮游綠藻 (Phyto, Green)	1.3		2.6		1.3	0.8			0.5		
浮游藍綠藻 (Phyt, Blue-Greens)	1.3		2.6		1.3	0.8			0.5		
沉水植物 (Fontinalis)	11.2			9.5	34.5	12.3					
毛翅目 (Caddisfly)						17.7	6.7				6.7
臺灣蜉蝣 (Mayfly)						10.7	11.1	16.6		13.3	
雙翅目 (Chironomid)							21.1		12.7		
寡毛目 (Tubifex)						7.7	14.7				8.5
螺 (Gastropod)						10.0	7.2				
甲殼類 (Crustaceans)								31.5			61.3
蜻蛉目 (Odonata)						13.7		15.9	54.4	14.7	19.4
台灣縱紋鱖 (Dace)							8.6				
九間始麗魚 (Redear Sunfish)											
明潭吻鰕虎 (Goby)							9.3				
粗首馬口鱖 (Stoneroller)											



4.4 模式參數檢定

本研究之水質、藻類與生物的檢定驗證，使用 R1 及 R2 的平均值作為上游實測值；R3 及 R4 的平均值作為中游實測值；R5 及 R6 的平均值作為下游實測值，與同時段中的模擬結果進行。納入檢定之參數主要是依據 Sensitivity Analysis of AQUATOX(Park, 2013)及相關文獻(黃譯萱，2012；陳勁璋，2018；陳麒文，2018)，從最敏感之參數調整。

水質、藻類與生物檢定期使用 2023 年 5 月到 9 月的資料，驗證期使用 2023 年 10 月到 2024 年 2 月的資料，檢定期調整好之參數將用在驗證期模擬不做更動。再礦化作用、藻類、無脊椎動物及魚類的參數預設值如表 4-5 至 4-8 所示，參數檢定值如表 4-9 至 4-12 所示。

表 4-5 再礦化作用參數預設值

參數	單位	預設值
Max. Degrn. Rate, Labile	g/g·d	0.1
Max, Degrn. Rate, Refrac	g/g·d	0.04
Optimum Temperature	°C	25
Maximum Temperature	°C	65
O2: Biomass, Respiration	Ratio	0.575
KNitri, Max Rate of Nitrif	1/day	0.1
KDenitrification	1/day	0.09
Min. pH for Degradation	-	5
Max. pH for Degradation	-	8.5
N to Organics, Labile	frac. dry	0.117

表 4-6 藻類參數預設值

參數	單位	矽藻	藍綠藻	綠藻
Resp Rate at 20 deg. C	g/g· d	0.08	0.2	0.1
Exponential Mort. Coeff	g/g· d	0.05	0.12	0.04
Mortality Coefficient	g/g· d	0.001	0.002	0.003
Max. Photosynthesis Rate	1/d	1.4	0.6	1.5

表 4-7 無脊椎動物參數預設值

參數	單位	* 甲殼類	* 蜻蛉目	蜉 蝣目	毛 翅目	寡 毛目	雙 翅目	川 蜷科
Mean wet weight	g	5.7	0.08	0.0236	0.06	0.06	0.0075	0.33
Maximum consumption	g/(gd) ⁻¹	0.1	0.09	0.1	0.1	0.5	0.25	0.05
Min. prey for feeding	ratio	0.1	0.1	0.2	0.1	0.0001	0.2	0.7
Optimum temperature	°C	28	28	10	28	15	23	20
Maximum temperature	°C	38	35	35	35	35	30	38
Temp. Response Slope	-	1.7	1.6	1.6	2.4	2.4	1.62	1.4
Min. adaptation temperature	°C	10	11	2	11	5	5	5
Endogenous respiration	1/d	0.015	0.02	0.003	0.01	0.0001	0.035	0.0001
Mortality coefficient	1/d	0.01	0.002	0.015	0.004	0.0001	0.001	0.001

表 4-8 魚類參數預設值

參數	單位	台灣縱紋鱸	粗首馬口鱮	九間始麗魚	明潭吻鰕虎
Mean wet weight	g	76.6	50	30	8.5
Min. prey for feeding	ratio	0.05	0.2	0.5	0.5
Optimum temperature	°C	22	14.96	25	18.6
Maximum temperature	°C	30	30	33.8	27.1
Temp. Response Slope	-	2.4	2.4	2.3	2.4
Min. adaptation temperature	°C	10	10	2.5	10
Mortality coefficient	1/d	0.3	0.00095	0.00001	0.01

表 4-9 再礦化作用參數檢定值

參數	單位	預設值
Max. Degrn. Rate, Labile	g/g·d	0.14
Max, Degrn. Rate, Refrac	g/g·d	0.0085
Optimum Temperature	°C	25
Maximum Temperature	°C	65
O2: Biomass, Respiration	Ratio	0.58
KNitri, Max Rate of Nitrif	1/day	0.04
KDenitrification	1/day	0.035
Min. pH for Degradation	-	5
Max. pH for Degradation	-	8.5
N to Organics, Labile	frac. dry	0.079

表 4-10 藻類參數檢定值

參數	單位	矽藻	藍綠藻	綠藻
Resp Rate at 20 deg. C	g/g· d	0.4	0.25	0.15
Exponential Mort. Coeff	g/g· d	0.76	0.056	0.035
Mortality Coefficient	g/g· d	0.004	0.0015	0.01
Max. Photosynthesis Rate	1/d	2.15	2.73	2.25

表 4-11 無脊椎動物參數檢定值

參數	單位	* 甲殼類	* 蜻蛉目	蜉 蝣目	毛 翅目	寡 毛目	雙 翅目	川 蜷科
Mean wet weight	g	4.14	0.1	0.05	0.08	0.1	0.0075	0.5
Maximum consumption	g/(gd) ⁻¹	0.08	0.01	0.023	0.25	0.7	5	0.08
Min. prey for feeding	ratio	0.3	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2	0.7
Optimum temperature	°C	25	28	15.8	23	20	26	25
Maximum temperature	°C	29	32	30	32	30	32	28
Temp. Response Slope	-	1.8	1.8	2	2.4	2.4	1.6	1.5
Min. adaptation temperature	°C	15	18	15	15	15	15	10
Endogenous respiration	1/d	0.02	0.02	0.02	0.013	0.0001	0.035	0.0001
Mortality coefficient	1/d	0.01	0.002	0.01	0.004	0.0001	0.01	0.001

表 4-12 魚類參數檢定值

參數	單位	台灣縱紋鱚	粗首馬口鱲	九間始麗魚	明潭吻鰕虎
Mean wet weight	g	17	35	20	5
Min. prey for feeding	ratio	0.3	0.5	0.3	0.5
Optimum temperature	°C	20	22	27	20
Maximum temperature	°C	30	30	35	30
Temp. Response Slope	-	2.4	2.4	1.9	2.3
Min. adaptation temperature	°C	10	10	15	12
Mortality coefficient	1/d	0.3	0.095	0.0001	0.1





4.5 模擬結果

由於藻類往往受降雨及污染的影響變化較大，故本研究水質及藻類模擬結果以日資料呈現以更好的模擬這些短期事件對水環境之影響。營養鹽輸入和輸出時皆以濃度(mg/L)為單位，藻類以濃度($\mu\text{g/L}$)為單位，模擬的結果包含氨氮、硝酸鹽氮與葉綠素 a。水質檢定並未包含磷酸鹽，這是由於實測資料中磷酸鹽濃度。生物模擬以月資料呈現，單位為($\text{g/m}^2 \text{ dry}$)，模擬的結果包含魚類、甲殼類與水生昆蟲。

4.5.1 多河段水質模擬結果

適配度指標整理如表 4-13 所示，硝酸鹽氮模擬結果如圖 4-18 至圖 4-23 所示，氨氮模擬結果如圖 4-18 至圖 4-23 所示。模擬結果顯示，硝酸鹽氮及氨氮的檢定期係數大於 0.9，驗證期的效率大於 0.7，表示模擬效果良好，大部分 PBIAS 都在 $\pm 10\%$ 以內表示模式沒有高估或低估太多，符合文獻建議值。僅中游檢定期 PBIAS 為-43.34 超過建議值代表高估。

表 4-13 水質模擬結果之檢定驗證適配度指標

		效率係數		PBIAS(%)	
		檢定期	驗證期	檢定期	驗證期
硝酸鹽氮	上游	0.97	0.73	-0.62	3.42
	中游	0.79	0.77	-0.84	4.92
	下游	0.86	0.76	-5.69	-4.55
氨氮	上游	0.88	0.79	8.07	9.38
	中游	0.84	0.94	-43.34	-6.66
	下游	0.95	0.97	2.08	-2.3

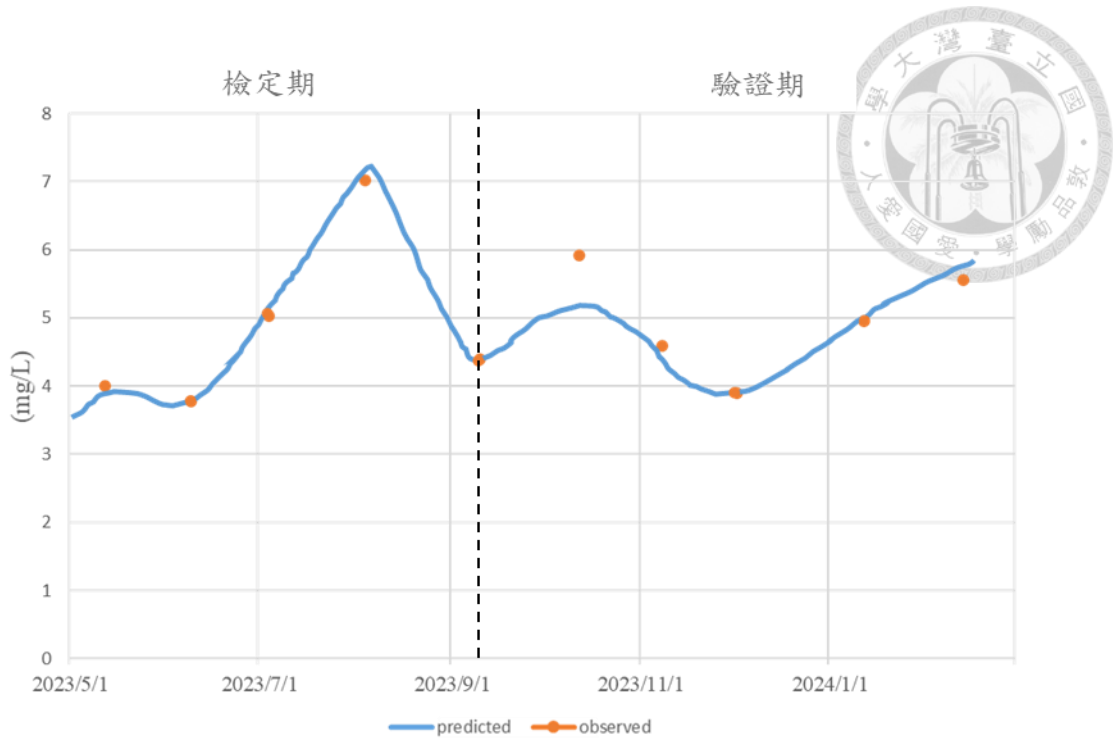


圖 4-17 上游硝酸鹽模擬值與實測值比較圖

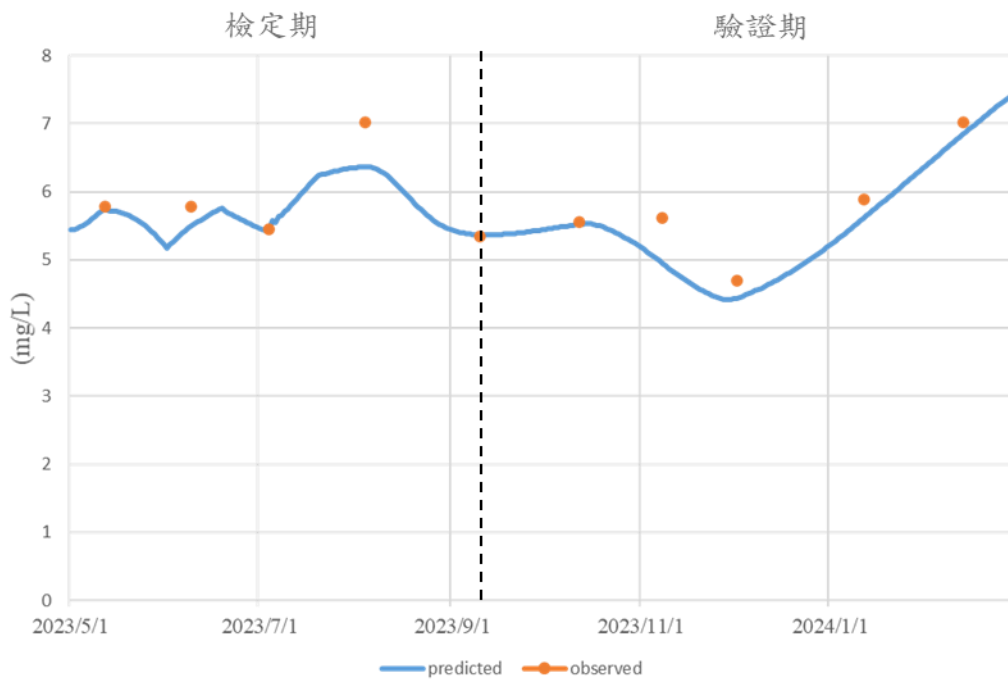


圖 4-18 中游硝酸鹽模擬值與實測值比較圖

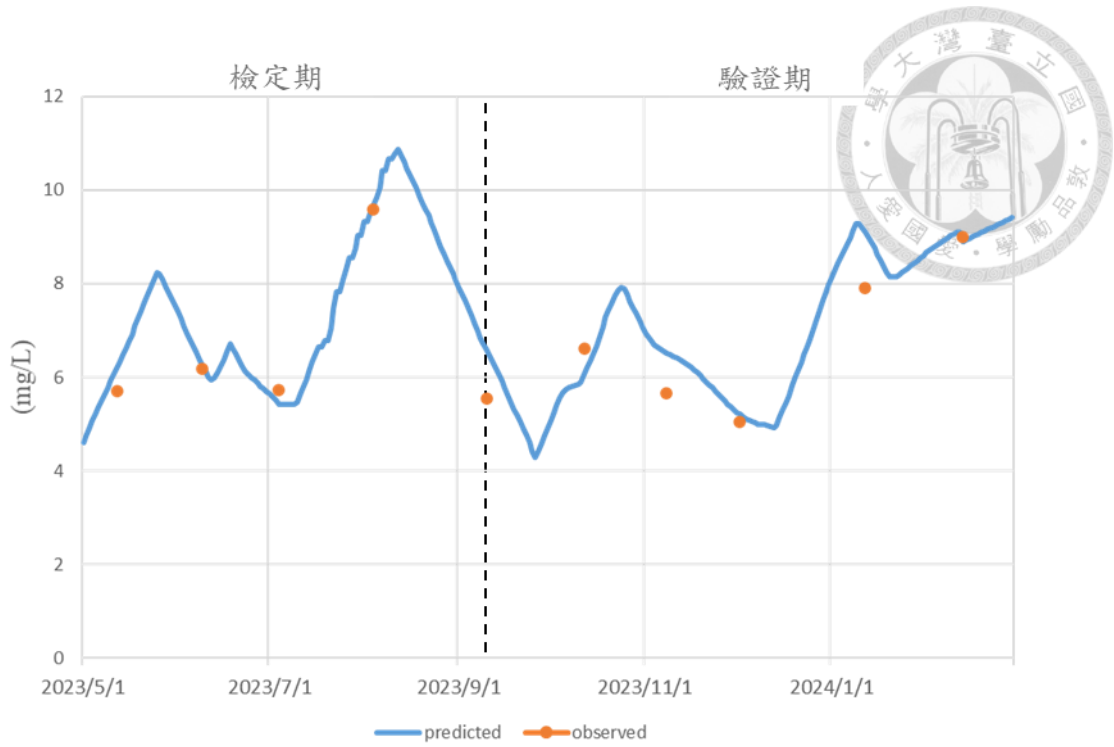


圖 4-19 下游硝酸鹽模擬值與實測值比較圖

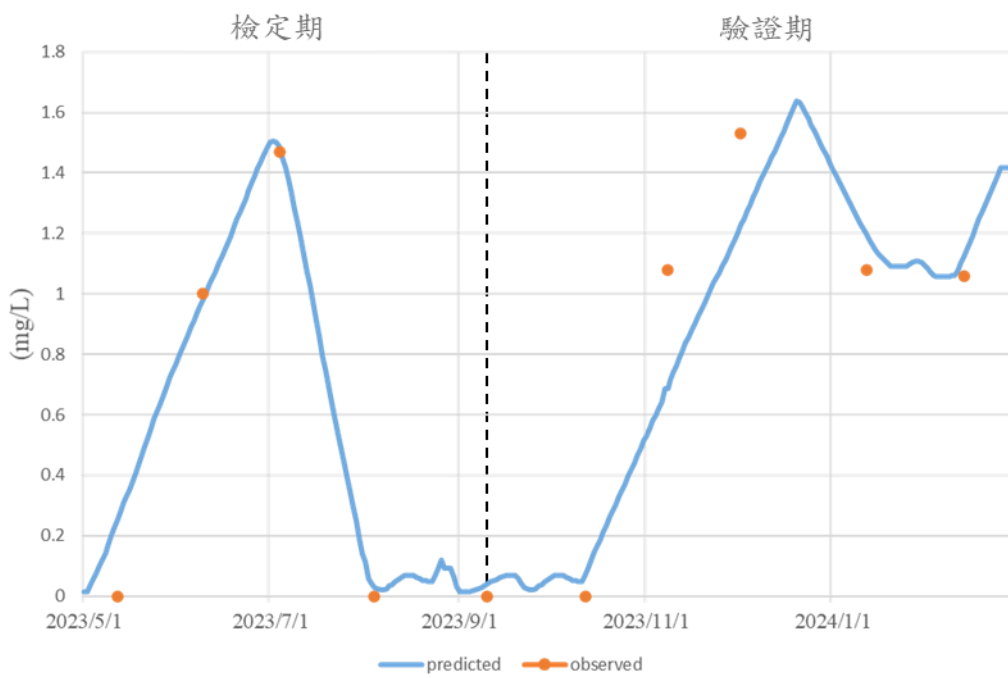


圖 4-20 上游氨氮模擬值與實測值比較圖

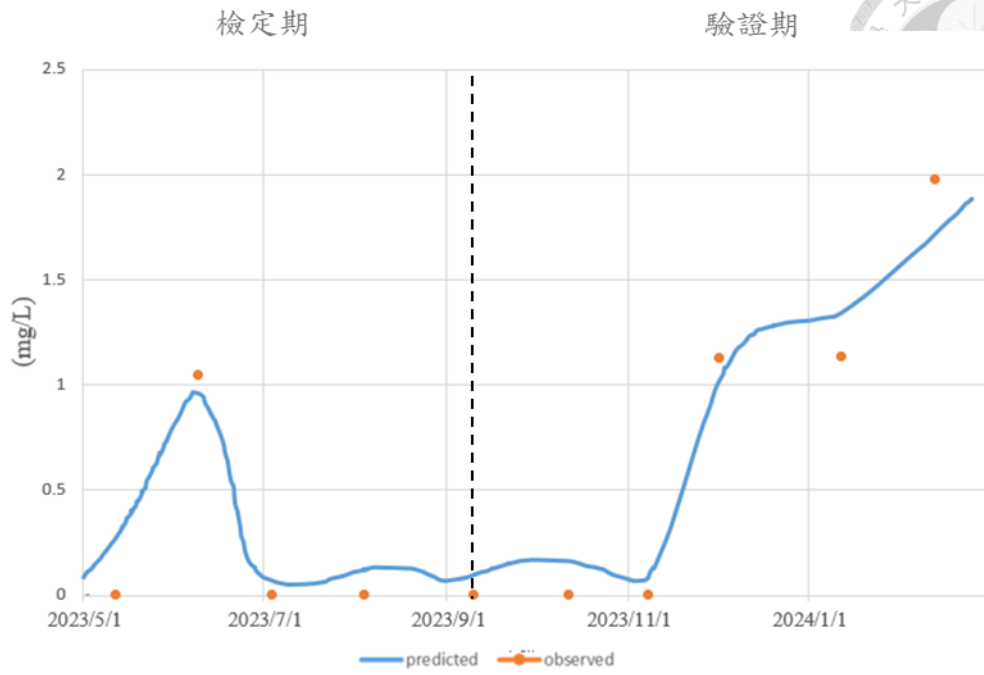


圖 4-21 中游氮氣模擬值與實測值比較圖

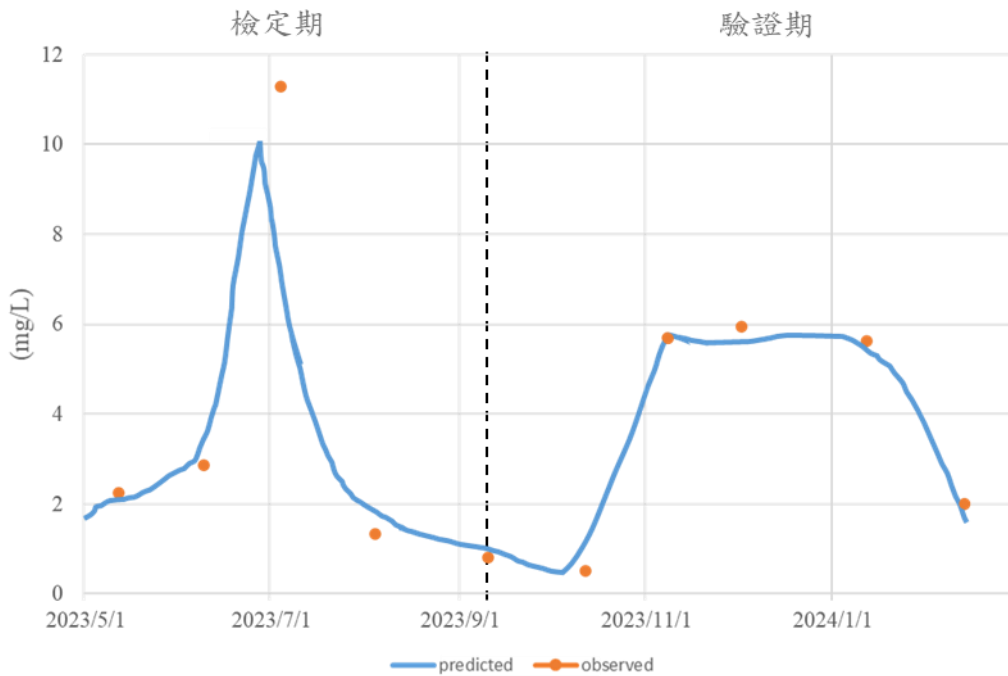


圖 4-22 下游氮氣模擬值與實測值比較圖



4.5.2 多河段藻類模擬結果

藻類作為食物網中的初級生產者，其生物量會直接或間接的影響上層消費者，為了使藻類濃度更貼近實際情況，本研究使用實測營養鹽濃度以時間序列輸入模式中模擬，藻類模擬結果之適配度指標整理如表 4-14 所示。模擬結果顯示藻類的檢定期，上游及中游效率係數都大於 0.7，模擬結果良好，下游雖然小於建議值但 PBIAS 在 $\pm 30\%$ 內，整體模擬尚可接受。驗證期下游 PBIAS 稍低於建議值，整體而言模擬尚可。而各藻類代入實測營養鹽濃度模擬之藻類濃度結果如圖 4.14 至圖 4.16 所示，上游及中游模擬與實際趨勢大致符合，但下游模擬值普遍高於實際值，可能代表模式不能很好的模擬酸性溫泉排水對藻類的影響，也可能與缺乏磷酸鹽數據，導致磷酸鹽無法驗證有關。

表 4-14 藻類模擬結果之檢定驗證適配度指標

	效率係數		PBIAS(%)	
	檢定期	驗證期	檢定期	驗證期
上游	0.73	0.74	10.27	-5.78
葉綠素 a 中游	0.76	0.59	-3.47	8.68
下游	0.33	0.67	-19.92	-31.02

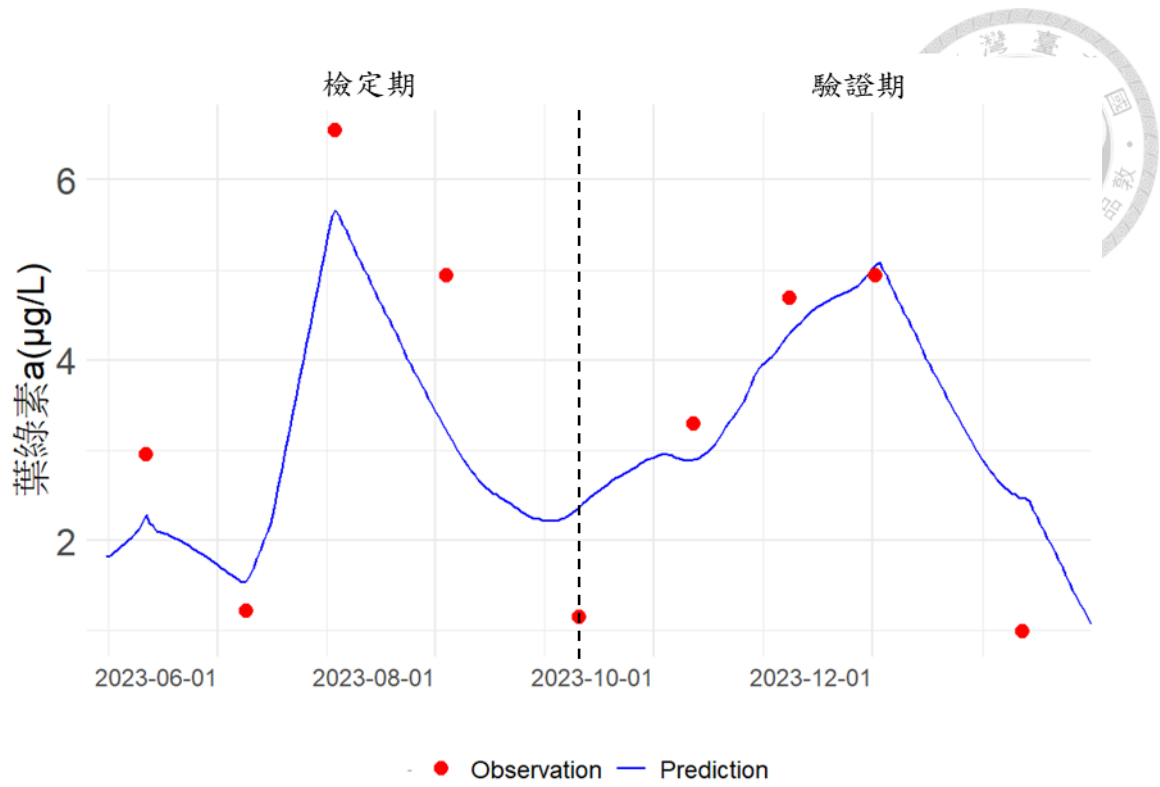


圖 4-23 上游葉綠素 a 模擬值與實測值比較圖

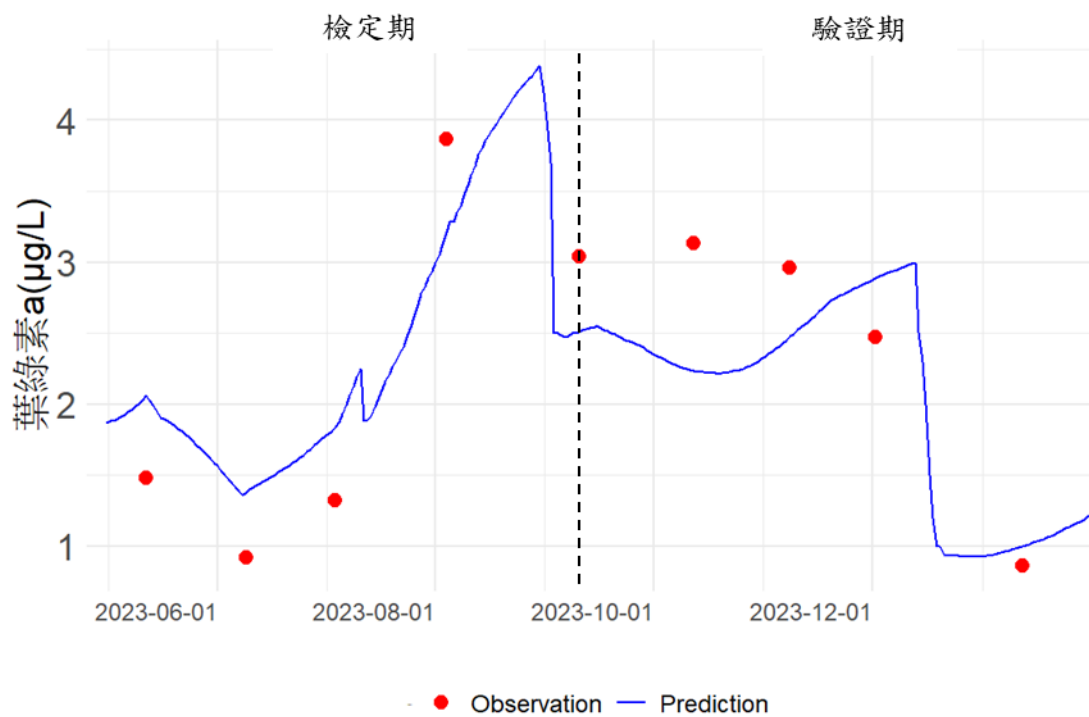


圖 4-24 中游葉綠素 a 模擬值與實測值比較圖

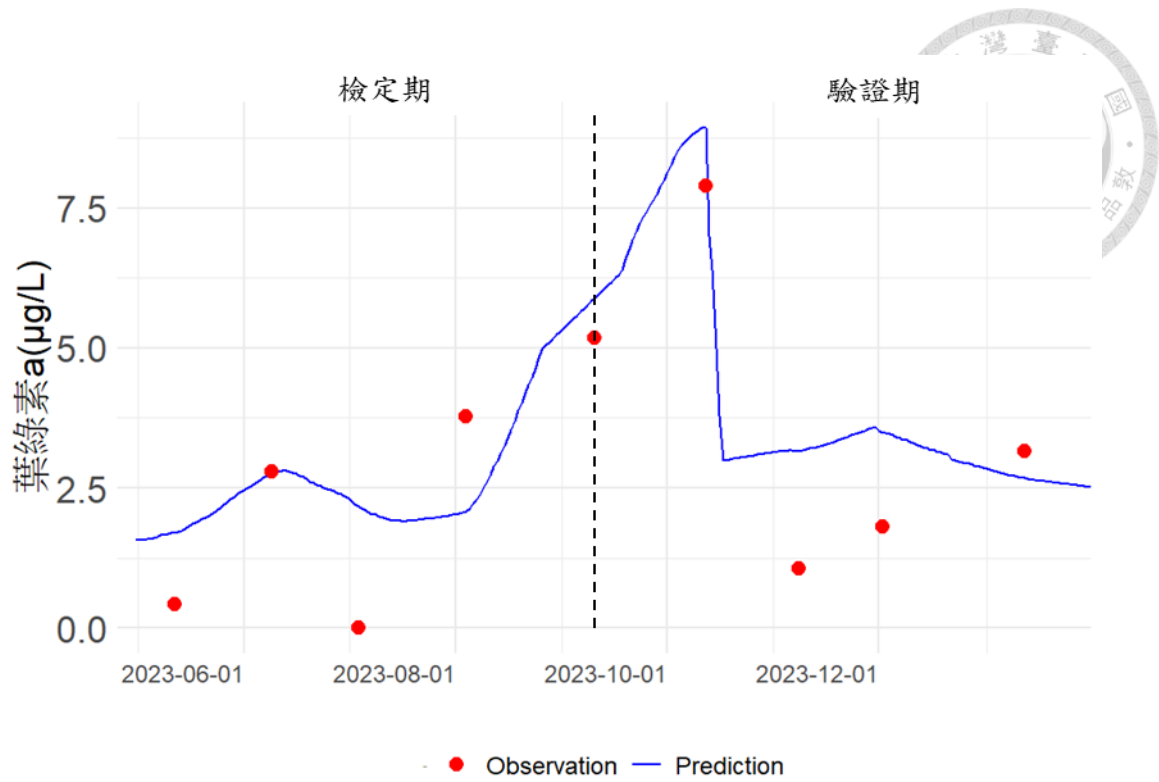


圖 4-25 下游葉綠素 a 模擬值與實測值比較圖



4.5.3 多河段水生生物量模擬結果

因為模擬值與實測值趨勢上難以吻合，將模擬結果以盒鬚圖呈現上中下游實測值與模擬值資料的分布情形，如圖 4-27 至圖 4-29 所示，因樣本數不多離散值一併於資料分布中分析。使用假設檢定評估模擬值與實測值資料分布是否相似，若資料分布之平均值和變異數無顯著差異，則可說明兩組資料具有相似的分布兩組資料分布如果為相似分布。並使用 K-S 檢定計算兩組資料之最大累積機率差，若兩組資料相似分布其累積機率分布應十分類似。

結果如表 4-15 所示，上游魚類及水生昆蟲相對誤差皆小於-40%，中游魚類及水生昆蟲相對誤差皆大於 40%，代表上游生物量模擬值偏高，而中游模擬值偏低。上游及下游的魚類、甲殼類和水生昆蟲 F-檢定與 t-檢定皆無顯著差異，表示模擬尚可。而中游全數物種平均值雖無顯著差異，但變異數經 F-檢定卻有顯著差異，若以資料累積機率角度來看，中游魚類、甲殼類及水生昆蟲皆無顯著差異，因此模擬值與實測值仍可屬相似之資料分布。整體而言多河段水生生物模擬結果尚可接受，但仍有改進空間，推測與全河段使用同一食物網設置有關。

表 4-15 多河段水生生物量檢定彙整表

PBIAS(%)	魚類	甲殼類	水生昆蟲
上游	-40.34	-19.14	-40.8
中游	46.3	46.31	20.34
下游	30.25	-	21.96
F-test	魚類	甲殼類	水生昆蟲
上游	0.09	0.756	0.949
中游	0.001	0.007	0.011
下游	0.096	-	0.206

t-test	魚類	甲殼類	水生昆蟲
上游	0.569	0.45	0.548
中游	0.285	0.286	0.404
下游	0.317	-	0.53
K-S test	魚類	甲殼類	水生昆蟲
上游	0.012	0.392	0.652
中游	0.417	0.418	0.168
下游	0.763	-	0.157

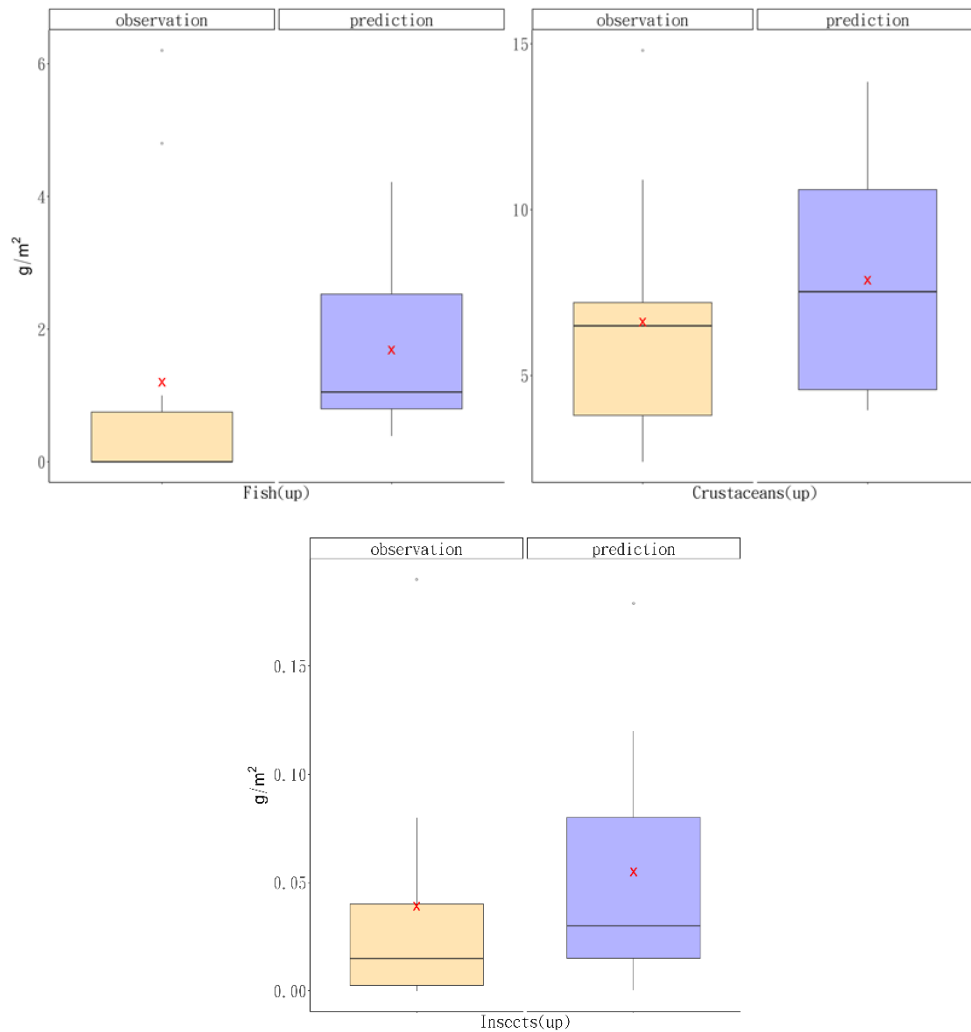


圖 4-26 多河段上游生物量模擬值與實測值比較圖

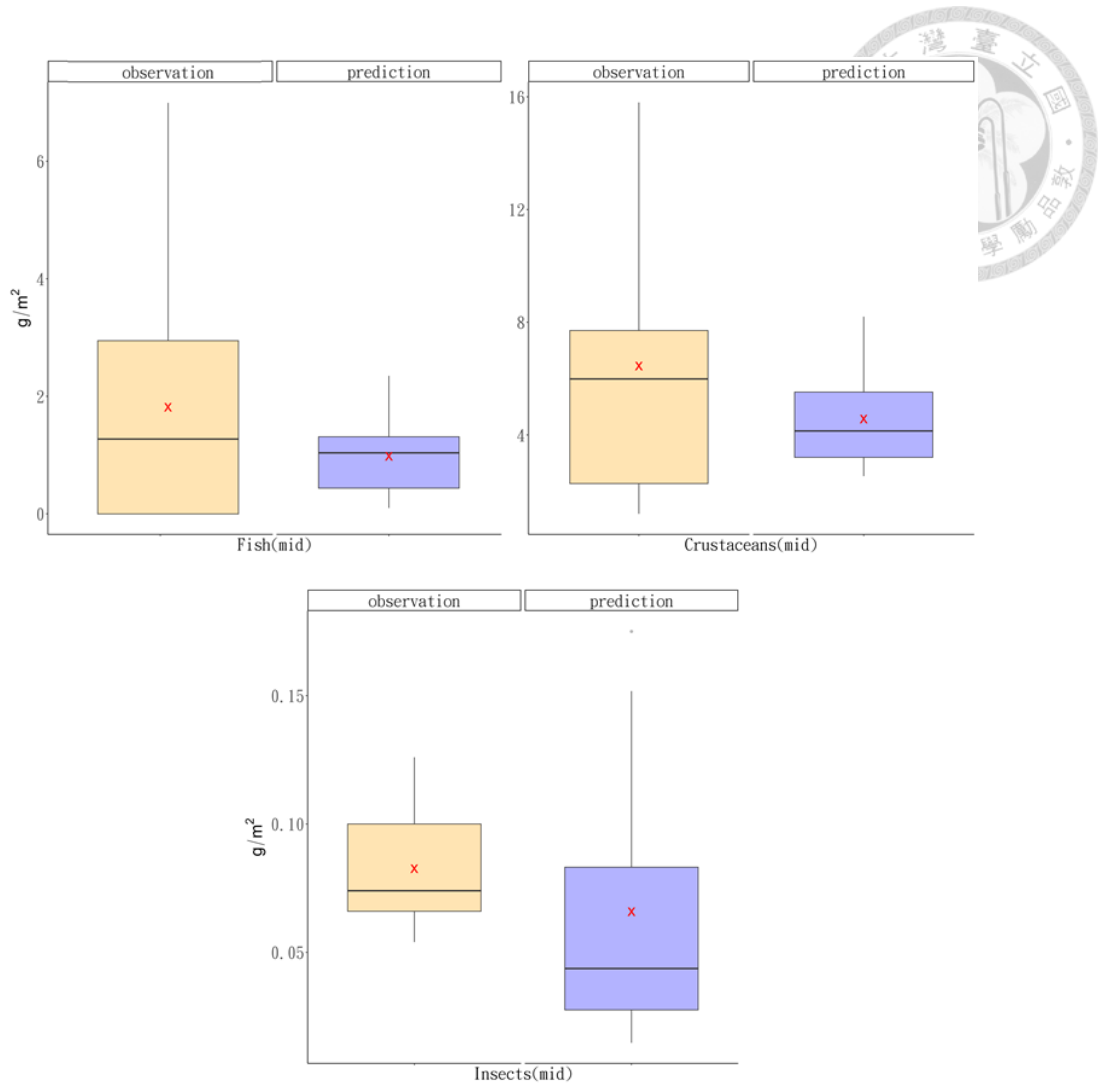


圖 4-27 多河段中游生物量模擬值與實測值比較圖

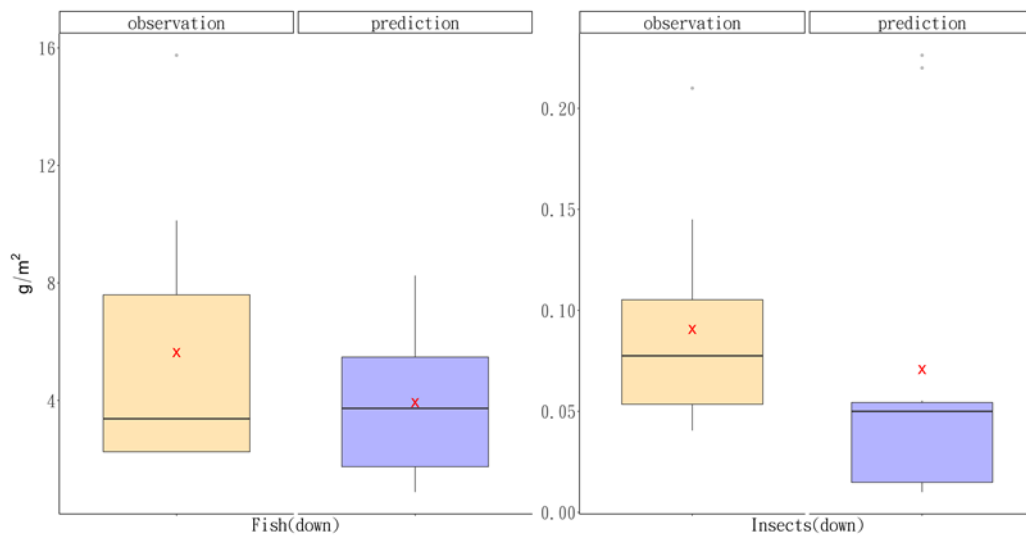


圖 4-28 多河段下游生物量模擬值與實測值比較圖



4.5.4 分段水生生物量模擬結果

由於多河段模擬不能分別設置不同河段的食物網，對於生物模擬尚有加強空間，故改成上游、中游、下游分開進行模擬。每個河段使用的水質、藻類及生物參數與 4.4 章之參數檢定值相同，並將前一河段所得之水質及藻類模擬值輸入下一河段，僅改變食物網設置。上游食物網使用 4.3.1 所得之食物貢獻率作食物網設置，如表 4-16；中游食物網使用 4.3.2 所得之食物貢獻率作食物網設置，如表 4-27；下游食物網使用 4.3.2 所得之食物貢獻率作食物網設置，如表 4-28。

表 4-16 AQUATOX 上游食物網設置

Preference percentages(%)	Mayfly	Gastropod	Crustaceans	Odonata	Dace	Goby
穩定沉積碎屑(R detr sed)						
不穩定沉積碎屑(L detr sed)	11.0	21.6	4.2			
穩定顆粒碎屑(R detr part)						
不穩定顆粒碎屑(L detr part)	13.9	7.3	3.4			
浮游矽藻(Phyto, Diatom)		10.3	2.4			
附生矽藻(Peri, Navicula)	75.1	23.7	38.3		36.0	72.0
浮游綠藻(Phyto, Green)		1.3	0.4			
浮游藍綠藻(Phyt, Blue-Greens)		1.3	0.4			
沉水植物(Fontinalis)		34.5				
臺灣蜉蝣(Mayfly)			21.7	27	16.6	13.3
螺(Gastropod)			17.2	6.2		
甲殼類(Crustaceans)					31.5	
蜻蛉目(Odonata)			4.7		15.9	14.7
台灣縱紋鱮(Dace)				50.1		
明潭吻鰕虎(Goby)				16.7		

表 4-17 AQUATOX 中游食物網設置



Preference percentages(%)	Caddisfly	Tubifex	Gastropod	Crustaceans	Odonata	Stoneroller
穩定沉積碎屑(R detr sed)						
不穩定沉積碎屑(L detr sed)	31.5	38.1	21.6	9.8		
穩定顆粒碎屑(R detr part)						
不穩定顆粒碎屑(L detr part)	12.0	24.7	7.3	4.7		
浮游矽藻(Phyto, Diatom)						
附生矽藻(Peri, Navicula)	32.5	27.7	23.7	9.8		4.1
浮游綠藻(Phyto, Green)	1.3		1.3	0.8		
浮游藍綠藻(Phyt, Blue-Greens)	1.3		1.3	0.8		
沉水植物(Fontinalis)						
毛翅目(Caddisfly)				23.5	5	6.7
寡毛目(Tubifex)				7.6	59.3	8.5
螺(Gastropod)				8.8	22.1	
甲殼類(Crustaceans)				8.5	1.38	61.3
蜻蛉目(Odonata)				9		19.4
明潭吻鰕虎(Goby)						
粗首馬口鱖(Stoneroller)						

表 4-18 AQUATOX 下游食物網設置

Preference percentages(%)	Chironomid	Odonata	Redear Sunfish
穩定沉積碎屑(R detr sed)			
不穩定沉積碎屑(L detr sed)	21.2		13.4
穩定顆粒碎屑(R detr part)			
不穩定顆粒碎屑(L detr part)	9.3		2.6
浮游矽藻(Phyto, Diatom)			
附生矽藻(Peri, Navicula)	43.7	31.2	11.7
浮游綠藻(Phyto, Green)	2.6		0.5
浮游藍綠藻(Phyt, Blue-Greens)	2.6		0.5
沉水植物(Fontinalis)			
雙翅目(Chironomid)		68.8	12.7
蜻蛉目(Odonata)			54.4
九間始麗魚(Redear Sunfish)			

檢定結果如表 4-22 至表 4-25 所示，分段模擬之水生生物量相對誤差皆優於多河段模擬，中游改進幅度最高(13~32%)，中游次之(4~17%)，下游則沒有明顯改進，這可能與下游食物網較單一，分段前後差異不大有關。而中游魚類、甲殼類及水生昆蟲變異數也變為沒有顯著差異。

模擬值資料分布由圖 4-19 所示，可看出分段模擬之模擬值資料分布較為集中，且比多河段模擬時更接近實測資料分布。整體而言使用穩定同位素建立更精確之食物網能提升 AQUATOX 模式準確度，並且對物種多樣、交互作用複雜的環境效果較顯著。

表 4-19 分段水生生物量檢定彙整表

PBIAS(%)	魚類	甲殼類	水生昆蟲
上游	-36.13	-1.86	-30.56
中游	32.34	14.30	3.29
下游	29.64	-	24.07
F-test	魚類	甲殼類	水生昆蟲
上游	0.59	0.539	0.971
中游	0.0002	0.142	0.205
下游	0.074	-	0.975
t-test	魚類	甲殼類	水生昆蟲
上游	0.65	0.938	0.657
中游	0.443	0.623	0.840
下游	0.322	-	0.368
K-S test	魚類	甲殼類	水生昆蟲
上游	0.01	0.763	0.737
中游	0.418	0.431	0.787
下游	0.737	-	0.393

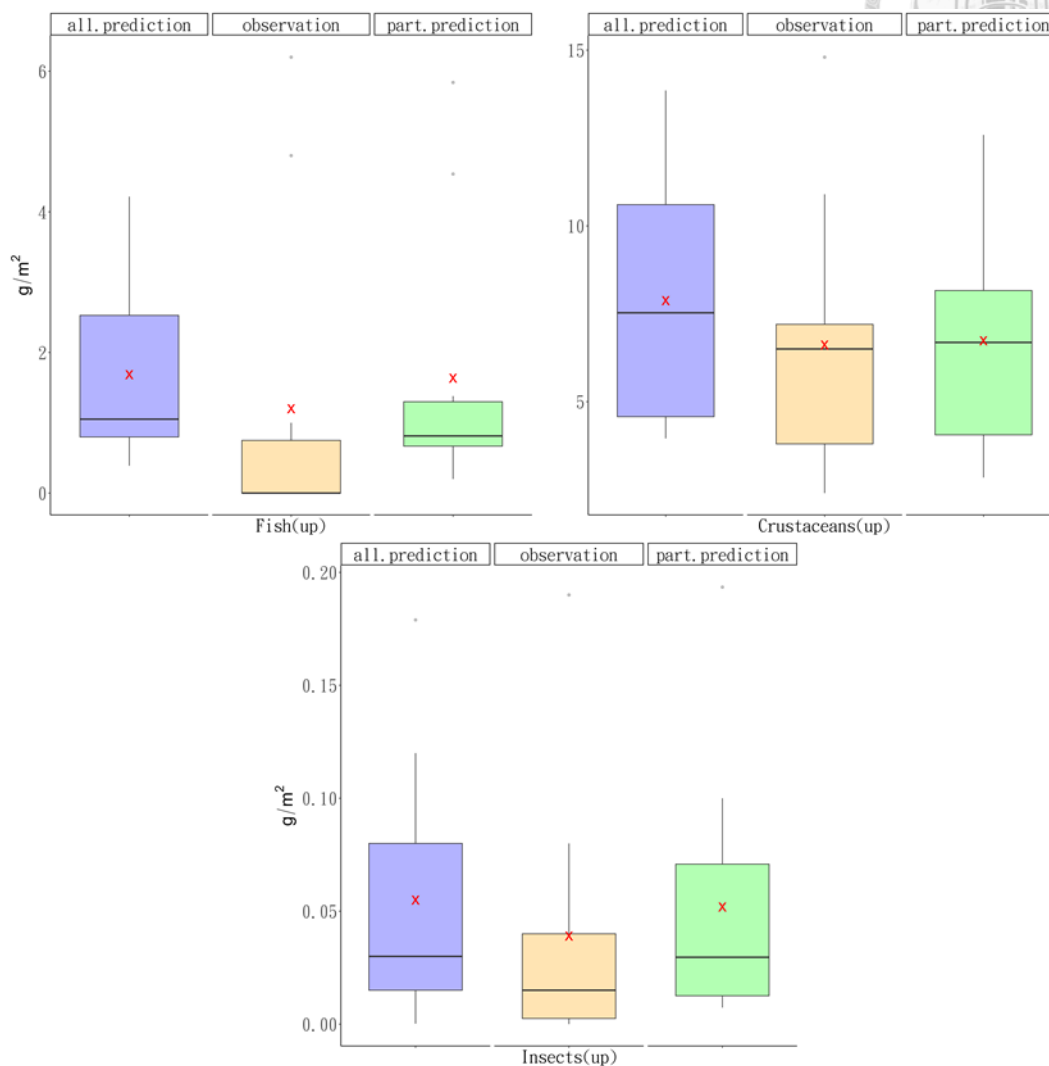
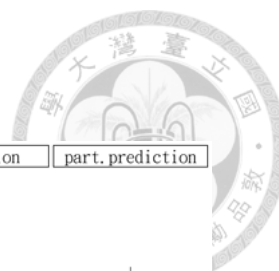


圖 4-29 上游生物量不同模擬方式模擬值與實測值比較圖

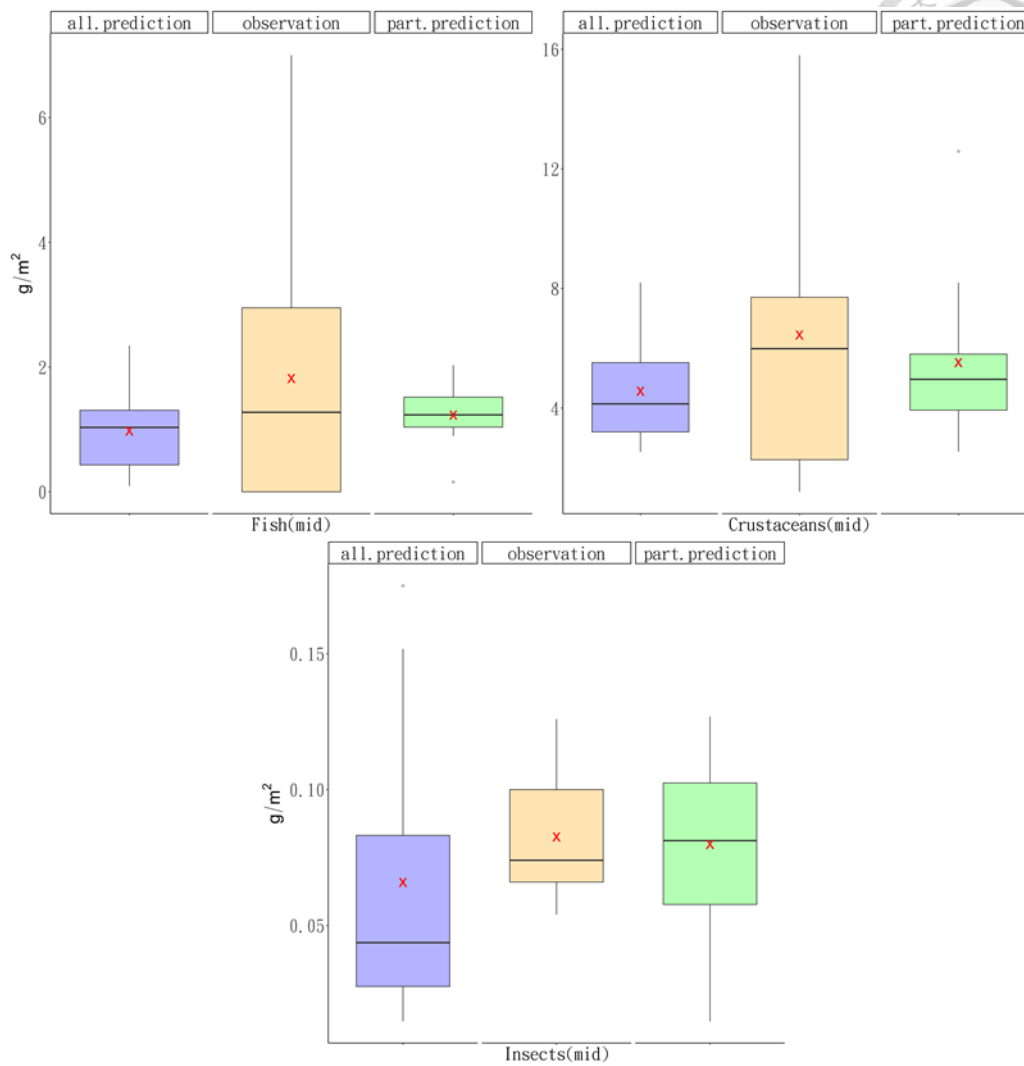


圖 4-30 中游生物量不同模擬方式模擬值與實測值比較圖

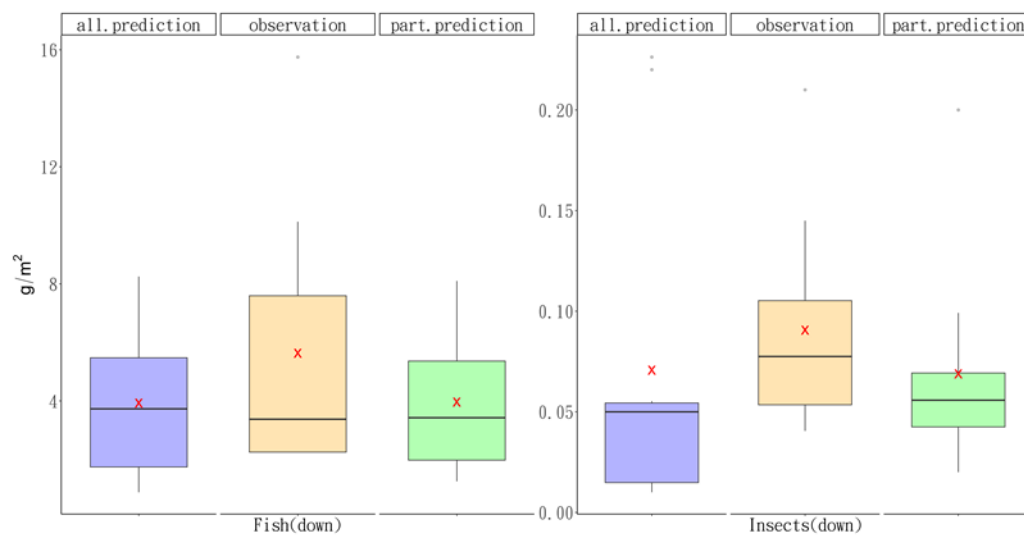


圖 4-31 下游生物量不同模擬方式模擬值與實測值比較圖

第五章 結論與建議



5.1 結論

本研究於磺港溪進行水質分析與生態調查，應用碳氮穩定同位素技術，分析各河段間基礎食物源同位素值差異，並建構食物網，探討物種在不同環境食性發生之變化。接著將食物貢獻率數據帶入 AQUATOX 模式模擬水生生物量，將模擬結果以研究區域中的測站實測資料進行檢定與驗證，評估 AQUATOX 模式是否適用於模擬受溫泉排水影響之溪流。歸納出以下結論：

1. 在研究中發現 POM 及 Biofilm 有明顯趨勢，愈往下游 $\delta^{15}\text{N}$ 變低且 $\delta^{13}\text{C}$ 提高，尤其 Biofilm 在全河段皆是重要之食物來源， $\delta^{15}\text{N}$ 、 $\delta^{13}\text{C}$ 的改變也隨食物網產生由下至上的影響，使上中下游生物具有迥異同位素特徵。
2. 觀察到物種在各河段食性發生變化。在上游，isotopic niche 重疊度高，多數物種 TP 在 2.7~3 之間，屬於共存與競爭的關係，對於基礎食物源的依賴不高。在中游生態位分化明顯，整體食物網使用較多基礎資源。而下游因為環境劣化，食物網簡化，種內競爭提高。證明溫泉廢水對水生食物網有明顯影響。
3. 在氮氣與硝酸鹽的模擬中效率係數皆大於 0.7 且 PBIAS 誤差也小於 15% 顯示結果良好。在藻類模擬中在使用實際營養鹽輸入的情況下，效率係數皆大於 0.35，模擬效果尚可，但愈往下游偏差愈大，模擬值高於實際值。
4. 雖然本研究將同位素分析之食性作為參數輸入 AQUATOX，可是在多河段模擬中，模式僅能將參數及食物網設為一固定值，以至於應用在水質及生態變動較大的磺港溪效果不這麼好，生物量模擬值趨勢難以與實際

值吻合，根據 t-test 結果顯示實測與模擬之平均生物量皆無顯著差異，在 F-test 部分，中游物種變異數皆不相等代表此方法仍有進步空間。

5. 將河段分開模擬，每個河段使用同位素分析之食性給定更準確之食物網。雖然生物量模擬值趨勢仍難以與實際值吻合，但根據 PBIAS 上游及中游的誤差皆有減小，也僅剩中游魚類變異數不相等，模擬效果有明顯改善。整體而言使用同位素分析建立食物網並將其應用在 AQUATOX 能改善模擬效果，並且 AQUATOX 應用在有溫泉污水排放的水體雖有改進空間但效果尚可。


5.2 建議

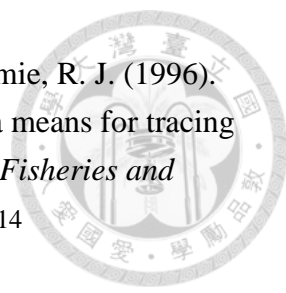
1. 使用碳氮穩定同位素對基礎食物源及物種採樣已經能架構食物網，並有效的評估溫泉對食物網的影響。若想更進一步判斷硫酸鹽溫泉排水對環境的影響，建議直接對溫泉污水中的有機物進行採樣，或是增加硫同位素分析。
2. 上游發現食源重疊率較高，營養位置相近，多個物種同時利用相同資源，而這種結構並不穩固，若環境發生變動，物種間的競爭可能使食物網結構改變。季節是可能的影響因素，建議後續研究分季採樣進行同位素分析。
3. 建議使用 AQUATOX 模擬水質或生態環境變異較大的流域時，應分河段模擬、檢定及驗證，會使模擬更貼近實際情況。多河段模擬目前仍有諸多限制。
4. 在使用 AQUATOX 模擬水生生物時，建議選擇具有代表性之物種模擬即可，物種間的相互作用相當複雜，過多的物種會使參數檢定時難度上升，導致模型更容易失真。

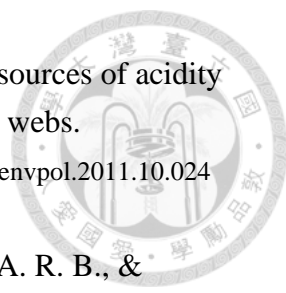
參考資料

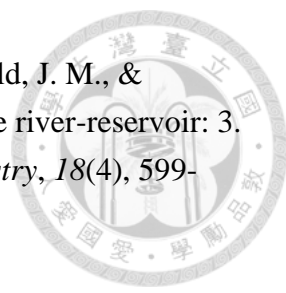


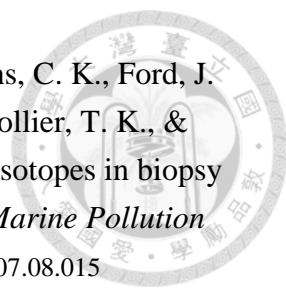
- Adams, S. M., Kimmel, B. L., & Ploskey, G. R. (1983). Sources of Organic-Matter for Reservoir Fish Production -a Trophic-Dynamics Analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40(9), 1480-1495. <https://doi.org/10.1139/f83-170>
- Bai, J., Zhao, J., Zhang, Z. Y., & Tian, Z. Q. (2022). Assessment and a review of research on surface water quality modeling. *Ecological Modelling*, 466. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.109888>
- Benke, A. C. (2018). River food webs: an integrative approach to bottom-up flow webs, top-down impact webs, and trophic position. *Ecology*, 99(6), 1370-1381. <https://doi.org/10.1002/ecy.2228>
- Blake, W. H., Boeckx, P., Stock, B. C., Smith, H. G., Bodé, S., Upadhayay, H. R., Gaspar, L., Goddard, R., Lennard, A. T., Lizaga, I., Lobb, D. A., Owens, P. N., Peticrew, E. L., Kuzyk, Z. Z. A., Gari, B. D., Munishi, L., Mtei, K., Nebiyu, A., Mabit, L., . . . Semmens, B. X. (2018). A deconvolutional Bayesian mixing model approach for river basin sediment source apportionment. *Scientific Reports*, 8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-30905-9>
- Brett, M. T., Bunn, S. E., Chandra, S., Galloway, A. W. E., Guo, F., Kainz, M. J., Kankaala, P., Lau, D. C. P., Moulton, T. P., Power, M. E., Rasmussen, J. B., Taipale, S. J., Thorp, J. H., & Wehr, J. D. (2017). How important are terrestrial organic carbon inputs for secondary production in freshwater ecosystems? *Freshwater Biology*, 62(5), 833-853. <https://doi.org/10.1111/fwb.12909>
- Bunn, S. E., Davies, P. M., & Winning, M. (2003). Sources of organic carbon supporting the food web of an arid zone floodplain river. *Freshwater Biology*, 48(4), 619-635. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01031.x>
- Cabana, G., & Rasmussen, J. B. (1994). Modeling Food-Chain Structure and Contaminant Bioaccumulation Using Stable Nitrogen Isotopes. *Nature*, 372(6503), 255-257. <https://doi.org/10.1038/372255a0>
- Caissie, D. (2006). The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51(8), 1389-1406. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01597.x>

- 
- Cerná, K. (2010). Small-scale spatial variation of benthic algal assemblages in a peat bog. *Limnologia*, 40(4), 315-321. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.11.015>
- Chalcraft, D. R., & Resetarits, W. J. (2003). Predator identity and ecological impacts: Functional redundancy or functional diversity? *Ecology*, 84(9), 2407-2418. <https://doi.org/10.1890/02-0550>
- Chessman, B. C., & McEvoy, P. K. (2012). Insights into Human Impacts on Streams from Tolerance Profiles of Macroinvertebrate Assemblages. *Water Air and Soil Pollution*, 223(3), 1343-1352. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0949-8>
- Cohen, J. E., Pimm, S. L., Yodzis, P., & Saldana, J. (1993). Body Sizes of Animal Predators and Animal Prey in Food Webs. *Journal of Animal Ecology*, 62(1), 67-78. <https://doi.org/10.2307/5483>
- de Carvalho, D. R., Sparks, J. P., Flecker, A. S., Alves, C. B. M., Moreira, M. Z., & Pompeu, P. S. (2021). Nitrogen pollution promotes changes in the niche space of fish communities. *Oecologia*, 197(2), 485-500. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-05029-z>
- Delong, M. D., & Thorp, J. H. (2006). Significance of instream autotrophs in trophic dynamics of the Upper Mississippi River. *Oecologia*, 147(1), 76-85. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0241-y>
- Doi, H., Kikuchi, E., Mizota, C., Satoh, N., Shikano, S., Yurlova, N., Yadrenkina, E., & Zuykova, E. (2004). Carbon, nitrogen, and sulfur isotope changes and hydro-geological processes in a saline lake chain. *Hydrobiologia*, 529(1), 225-235. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-6418-2>
- Doi, H., Zuykova, E. I., Kikuchi, E., Shikano, S., Kanou, K., Yurlova, N., & Yadrenkina, E. (2006). Spatial changes in carbon and nitrogen stable isotopes of the plankton food web in a saline lake ecosystem. *Hydrobiologia*, 571, 395-400. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0205-1>

- 
- Doucett, R. R., Barton, D. R., Guiguer, K. R. A., Power, G., & Drimmie, R. J. (1996). Comment: Critical examination of stable isotope analysis as a means for tracing carbon pathways in stream ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(8), 1913-1915. <https://doi.org/10.1139/f96-114>
- Flaherty, E. A., & Ben-David, M. (2010). Overlap and partitioning of the ecological and isotopic niches. *Oikos*, 119(9), 1409-1416. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18259.x>
- Folsom, T. C., & Collins, N. C. (1984). The Diet and Foraging Behavior of the Larval Dragonfly Anax-Junius (Aeshnidae), with an Assessment of the Role of Refuges and Prey Activity. *Oikos*, 42(1), 105-113. <https://doi.org/10.2307/3544615>
- Gorokhova, E. (2018). Individual growth as a non-dietary determinant of the isotopic niche metrics. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(2), 269-277. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12887>
- Greenwood, M. J., Harding, J. S., Niyogi, D. K., & McIntosh, A. R. (2012). Improving the effectiveness of riparian management for aquatic invertebrates in a degraded agricultural landscape: stream size and land-use legacies. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), 213-222. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02092.x>
- Hanratty, M. P., & Liber, K. (1996). Evaluation of model predictions of the persistence and ecological effects of diflubenzuron in a littoral ecosystem. *Ecological Modelling*, 90(1), 79-95. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(95\)00149-2](https://doi.org/10.1016/0304-3800(95)00149-2)
- Harding, J. N., Harding, J. M. S., & Reynolds, J. D. (2014). Movers and shakers: nutrient subsidies and benthic disturbance predict biofilm biomass and stable isotope signatures in coastal streams. *Freshwater Biology*, 59(7), 1361-1377. <https://doi.org/10.1111/fwb.12351>
- Hill, W. R., & Middleton, R. G. (2006). Changes in carbon stable isotope ratios during periphyton development. *Limnology and Oceanography*, 51(5), 2360-2369. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.5.2360>

- 
- Hogsden, K. L., & Harding, J. S. (2012). Anthropogenic and natural sources of acidity and metals and their influence on the structure of stream food webs. *Environmental Pollution*, 162, 466-474. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.10.024>
- Holanda, P. D., Blanco, C. J. C., Cruz, D. O. D., Lopes, D. F., Barp, A. R. B., & Secretan, Y. (2011). Hydrodynamic Modeling and Morphological Analysis of Lake Agua Preta: One of the Water Sources of Belem-PA-Brazil. *Journal of the Brazilian Society of Mechanical Sciences and Engineering*, 33(2), 117-124.
- Holland, A., Duivenvoorden, L. J., & Kinnear, S. H. W. (2012). Naturally acidic waterways: conceptual food webs for better management and understanding of ecological functioning. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 22(6), 836-847. <https://doi.org/10.1002/aqc.2267>
- Hyndes, G. A., Platell, M. E., & Potter, I. C. (1997). Relationships between diet and body size, mouth morphology, habitat and movements of six sillaginid species in coastal waters: Implications for resource partitioning. *Marine Biology*, 128(4), 585-598. <https://doi.org/10.1007/s002270050125>
- Ishikawa, N. F., Doi, H., & Finlay, J. C. (2012). Global meta-analysis for controlling factors on carbon stable isotope ratios of lotic periphyton. *Oecologia*, 170(2), 541-549. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2308-x>
- Jackson, A. L., Inger, R., Parnell, A. C., & Bearhop, S. (2011). Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER -Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology*, 80(3), 595-602. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01806.x>
- Jenkins, E., Gulka, J., Yurkowski, D. J., Le François, N. R., Wong, E. M., & Davoren, G. K. (2020). Isotopic Discrimination ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$) in Captive and Wild Common Murres (*Uria aalge*) and Atlantic Puffins (*Fratercula arctica*). *Physiological and Biochemical Zoology*, 93(4), 296-309. <https://doi.org/10.1086/709460>

- 
- Jones, D. S., Barnthouse, L. W., Suter, G. W., Efroymson, R. A., Field, J. M., & Beauchamp, J. J. (1999). Ecological risk assessment in a large river-reservoir: 3. Benthic invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(4), 599-609. <https://doi.org/10.1002/etc.5620180404>
- Kang, H. Y., Shin, J. K., Park, H. J., Lee, B. G., & Kang, C. K. (2022). Dominance of autochthonous trophic base in northeast Asian stream food webs pre-and post-monsoon. *Ecological Indicators*, 142. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109268>
- Karlson, A. M. L., Reutgard, M., Garbaras, A., & Gorokhova, E. (2018). Isotopic niche reflects stress-induced variability in physiological status. *Royal Society Open Science*, 5(2). <https://doi.org/10.1098/rsos.171398>
- Kaushal, S. S., Likens, G. E., Jaworski, N. A., Pace, M. L., Sides, A. M., Seekell, D., Belt, K. T., Secor, D. H., & Wingate, R. L. (2010). Rising stream and river temperatures in the United States. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(9), 461-466. <https://doi.org/10.1890/090037>
- Keast, A., & Webb, D. (1966). Mouth and Body Form Relative to Feeding Ecology in Fish Fauna of a Small Lake Lake Opinicon Ontario. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 23(12), 1845-&. <https://doi.org/10.1139/f66-175>
- Keller, K., Allsop, Q., Box, J. B., Buckle, D., Crook, D. A., Douglas, M. M., Jackson, S., Kennard, M. J., Luiz, O. J., Pusey, B. J., Townsend, S. A., & King, A. J. (2019). Dry season habitat use of fishes in an Australian tropical river. *Scientific Reports*, 9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41287-x>
- Kendall, C., Silva, S. R., & Kelly, V. J. (2001). Carbon and nitrogen isotopic compositions of particulate organic matter in four large river systems across the United States. *Hydrological Processes*, 15(7), 1301-1346. <https://doi.org/10.1002/hyp.216>
- Kobayashi, S. (2012). -Dietary preference of the potamid crab *Geothelphusa dehaani* in a mountain stream in Fukuoka, northern Kyushu, Japan. -7(-4), -166.

- 
- Krahn, M. M., Hanson, M. B., Baird, R. W., Burrows, D. G., Emmons, C. K., Ford, J. K. B., Jones, L. L., Noren, D. P., Ross, P. S., Schorr, G. S., Collier, T. K., & Boyer, R. H. (2007). Persistent organic pollutants and stable isotopes in biopsy samples (2004/2006) from Southern Resident killer whales. *Marine Pollution Bulletin*, 54(12), 1903-1911. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.08.015>
- Kresic, N., & Stevanovic, Z. (2010). Groundwater Hydrology of Springs Engineering, Theory, Management, and Sustainability Preface. In *Groundwater Hydrology of Springs: Engineering, Theory, Management, and Sustainability* (pp. XIII-XIII).
- Krynak, E. M., & Yates, A. G. (2018). Benthic invertebrate taxonomic and trait associations with land use in an intensively managed watershed: Implications for indicator identification. *Ecological Indicators*, 93, 1050-1059. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.002>
- Lau, D. C. P., Leung, K. M. Y., & Dudgeon, D. (2009). Are autochthonous foods more important than allochthonous resources to benthic consumers in tropical headwater streams? *Journal of the North American Benthological Society*, 28(2), 426-439. <https://doi.org/10.1899/07-079.1>
- Layman, C. A., Araujo, M. S., Boucek, R., Hammerschlag-Peyer, C. M., Harrison, E., Jud, Z. R., Matich, P., Rosenblatt, A. E., Vaudo, J. J., Yeager, L. A., Post, D. M., & Bearhop, S. (2012). Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. *Biological Reviews*, 87(3), 545-562. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00208.x>
- Levine, S. (1980). Several Measures of Trophic Structure Applicable to Complex Food Webs. *Journal of Theoretical Biology*, 83(2), 195-207. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(80\)90288-X](https://doi.org/10.1016/0022-5193(80)90288-X)
- Lindeman, R. L. (1942). The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, 23(4), 399-418. <https://doi.org/10.2307/1930126>
- Lombardo, A., Franco, A., Pivato, A., & Barausse, A. (2015). Food web modeling of a river ecosystem for risk assessment of down-the-drain chemicals: A case study with AQUATOX. *Science of the Total Environment*, 508, 214-227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.038>

Loomer, H. A., Oakes, K. D., Schiff, S. L., Taylor, W. D., & Servos, M. R. (2015). Use of Stable Isotopes to Trace Municipal Wastewater Effluents into Food Webs within a Highly Developed River System. *River Research and Applications*, 31(9), 1093-1100. <https://doi.org/10.1002/rra.2826>



Lu, H. Y., Axe, L., & Tyson, T. A. (2003). Development and application of computer simulation tools for ecological risk assessment. *Environmental Modeling & Assessment*, 8(4), 311-322. <https://doi.org/10.1023/B:ENMO.0000004585.85305.3d>

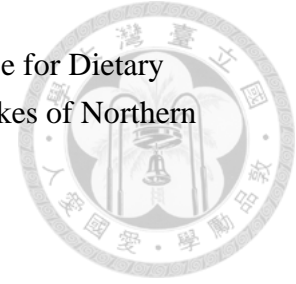
Marshall, K. N., Kaplan, I. C., Hodgson, E. E., Hermann, A., Busch, D. S., McElhany, P., Essington, T. E., Harvey, C. J., & Fulton, E. A. (2017). Risks of ocean acidification in the California Current food web and fisheries: ecosystem model projections. *Global Change Biology*, 23(4), 1525-1539. <https://doi.org/10.1111/gcb.13594>

McShaffrey, D., & McCafferty, W. P. (1990). Feeding-Behavior and Related Functional-Morphology of the Mayfly Ephemerella-Needhami (Ephemeroptera, Ephemerellidae). *Journal of Insect Behavior*, 3(5), 673-688. <https://doi.org/10.1007/BF01052336>

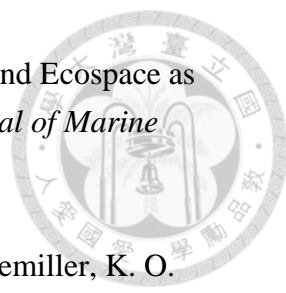
Méndez-Fernandez, P., Bustamante, P., Bode, A., Chouvelon, T., Ferreira, M., López, A., Pierce, G. J., Santos, M. B., Spitz, J., Vingada, J. V., & Caurant, F. (2012). Foraging ecology of five toothed whale species in the Northwest Iberian Peninsula, inferred using carbon and nitrogen isotope ratios. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 413, 150-158. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.12.007>


Meng, J. N., Fang, H. W., Huang, L., He, G. J., Liu, X. B., Xu, C. Y., Wu, X. H., & Scavia, D. (2022). Multidimensional ecosystem assessment of Poyang Lake under anthropogenic influences. *Ecological Modelling*, 473. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110134>

Merilä, J., & Eloranta, A. P. (2017). Cannibalism facilitates gigantism in a nine-spined stickleback (*Pungitius pungitius*) population. *Ecology of Freshwater Fish*, 26(4), 686-694. <https://doi.org/10.1111/eff.12316>



- Miranda, N. A. F., & Perissinotto, R. (2012). Stable Isotope Evidence for Dietary Overlap between Alien and Native Gastropods in Coastal Lakes of Northern KwaZulu-Natal, South Africa. *Plos One*, 7(2).
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0031897>
- Moe, S. J., Schartau, A. K., Bækken, T., & McFarland, B. (2010). Assessing macroinvertebrate metrics for classifying acidified rivers across northern Europe. *Freshwater Biology*, 55(7), 1382-1404. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02413.x>
- Moisan, J. R., Moisan, T. A., & Abbott, M. R. (2002). Modelling the effect of temperature on the maximum growth rates of phytoplankton populations. *Ecological Modelling*, 153(3), 197-215. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00008-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00008-X)
- Newsome, S. D., del Rio, C. M., Bearhop, S., & Phillips, D. L. (2007). A niche for isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(8), 429-436.
<https://doi.org/10.1890/060150.1>
- Norton, S. F. (1991). Capture Success and Diet of Cottid Fishes -the Role of Predator Morphology and Attack Kinematics. *Ecology*, 72(5), 1807-1819.
<https://doi.org/10.2307/1940980>
- Park, R. A., Clough, J. S., & Wellman, M. C. (2008). AQUATOX: Modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems. *Ecological Modelling*, 213(1), 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.01.015>
- Parnell, A. C., Inger, R., Bearhop, S., & Jackson, A. L. (2010). Source Partitioning Using Stable Isotopes: Coping with Too Much Variation. *Plos One*, 5(3).
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009672>
- Pastor, A., Peipoch, M., Cañas, L., Chappuis, E., Ribot, M., Gacia, E., Riera, J. L., Martí, E., & Sabater, F. (2013). Nitrogen Stable Isotopes in Primary Uptake Compartments Across Streams Differing in Nutrient Availability. *Environmental Science & Technology*, 47(18), 10155-10162.
<https://doi.org/10.1021/es460726e>

- 
- Pauly, D., Christensen, V., & Walters, C. (2000). Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *Ices Journal of Marine Science*, 57(3), 697-706. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0726>
- Peterson, C. C., Keppeler, F. W., Saenz, D. E., Bower, L. M., & Winemiller, K. O. (2017). Seasonal variation in fish trophic networks in two clear-water streams in the Central Llanos region, Venezuela. *Neotropical Ichthyology*, 15(2). <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20160125>
- Phillips, D. L., & Gregg, J. W. (2001). Uncertainty in source partitioning using stable isotopes. *Oecologia*, 127(2), 171-179. <https://doi.org/10.1007/s004420000578>
- Phuge, S., & Phuge, A. (2019). Predator-prey interactions of tadpoles in different layers of the water column. *Journal of Ethology*, 37(2), 197-202. <https://doi.org/10.1007/s10164-019-00588-4>
- Plummer, M. (2023). Simulation-Based Bayesian Analysis. *Annual Review of Statistics and Its Application*, 10, 401-425. <https://doi.org/10.1146/annurev-statistics-122121-040905>
- Post, D. M. (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83(3), 703-718. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0703:USITET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0703:USITET]2.0.CO;2)
- Reszko, A. E., Yang, D., David, F., Potter, J. F., & Brunengraber, H. (1997). Assay of low concentrations and stable isotopic enrichments of formaldehyde by mass isotopomer distribution (MID) analysis. *Faseb Journal*, 11(3), 2227-2227.
- Rodrigues, V., Estrany, J., Ranzini, M., de Cicco, V., Martín-Benito, J. M. T., Hedo, J., & Lucas-Borja, M. E. (2018). Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: The headwater of Corrego Agua Limpá, Sao Paulo (Brazil). *Science of the Total Environment*, 622, 1553-1561. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.028>
- Sadak, D., Ayvaz, M. T., & Elçi, A. (2020). Allocation of unequally-weighted wastewater discharge loads using a simulation-optimization approach. *Journal of Hydrology*, 589. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125158>

- 
- Sado, T., & Kimura, S. (2002). Developmental morphology of the cyprinid fish, *Candidia barbatus*. *Ichthyological Research*, 49(4), 350-354.
<https://doi.org/10.1007/s102280200052>
- Semmens, B. X., Ward, E. J., Moore, J. W., & Darimont, C. T. (2009). Quantifying Inter-and Intra-Population Niche Variability Using Hierarchical Bayesian Stable Isotope Mixing Models. *Plos One*, 4(7). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0006187>
- Silva, F. L. d., Ruiz, S., Bochini, G. L., & Moreira, D. C. (2008). Functional feeding habits of Chironomidae larvae (Insecta, Diptera) in a lotic system from Midwestern region of São Paulo State, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 135-141.
- Smith, M. E., & Kaster, J. L. (1986). Feeding-Habits and Dietary Overlap of Naididae (Oligochaeta) from a Bog Stream. *Hydrobiologia*, 137(3), 193-201.
<https://doi.org/10.1007/BF00004233>
- Sourisseau, S., Bassères, A., Périé, F., & Caquet, T. (2008). Calibration, validation and sensitivity analysis of an ecosystem model applied to artificial streams. *Water Research*, 42(4-5), 1167-1181. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.08.039>
- Spitzer, K., & Danks, H. V. (2006). Insect biodiversity of boreal peat bogs. *Annual Review of Entomology*, 51, 137-161.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151036>
- Stephens, R. B., Ouimette, A. P., Hobbie, E. A., & Rowe, R. J. (2022). Reevaluating trophic discrimination factors ($\Delta\delta^{13}\text{C}$ and $\Delta\delta^{15}\text{N}$) for diet reconstruction. *Ecological Monographs*, 92(3). <https://doi.org/10.1002/ecm.1525>
- Stock, B. C., Jackson, A. L., Ward, E. J., Parnell, A. C., Phillips, D. L., & Semmens, B. X. (2018). Analyzing mixing systems using a new generation of Bayesian tracer mixing models. *Peerj*, 6. <https://doi.org/10.7717/peerj.5096>
- Stock, B. C., & Semmens, B. X. (2016). Unifying error structures in commonly used biotracer mixing models. *Ecology*, 97(10), 2562-2569.
<https://doi.org/10.1002/ecy.1517>
- Suter, G. W., Barnthouse, L. W., Efroymson, R. A., & Jager, H. (1999). Ecological risk

assessment in a large river-reservoir: 2. Fish community. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(4), 589-598. <https://doi.org/10.1002/etc.5620180403>

Talukdar, P., Kumar, B., & Kulkarni, V. V. (2023). A review of water quality models and monitoring methods for capabilities of pollutant source identification, classification, and transport simulation. *Reviews in Environmental Science and Bio-Technology*, 22(3), 653-677. <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09658-z>

Tixier, G., Felten, V., & Guérol, F. (2012). Population characteristics and feeding habits of *Siphonoperla torrentium* subject to varying prey, predator, and competitor abundance across an acidification gradient. *Freshwater Science*, 31(1), 191-204. <https://doi.org/10.1899/11-006.1>

Trujillo-Jiménez, P. (1998). Trophic spectrum of the cichlids *Cichlasoma (Parapetenia) istlanum* and *Cichlasoma (Arconcentrus) nigrofasciatum* in the Amacuzac River, Morelos, Mexico. *Journal of Freshwater Ecology*, 13(4), 465-473. <https://doi.org/10.1080/02705060.1998.9663643>

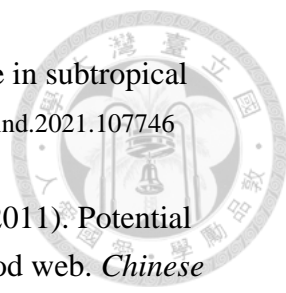
Tylianakis, J. M., Laliberté, E., Nielsen, A., & Bascompte, J. (2010). Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation*, 143(10), 2270-2279. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.004>

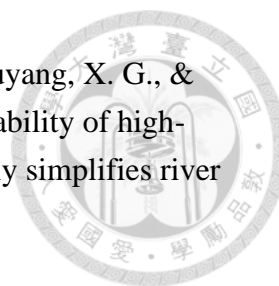
van Ravenzwaaij, D., & Etz, A. (2021). Simulation Studies as a Tool to Understand Bayes Factors (Mar, 10.1177/2515245920972624, 2021). *Advances in Methods and Practices in Psychological Science*, 4(1). <https://doi.org/10.1177/2515245920972624>

Voelz, N. J., & Ward, J. V. (1992). Feeding-Habits and Food Resources of Filter-Feeding Trichoptera in a Regulated Mountain Stream. *Hydrobiologia*, 231(3), 187-196. <https://doi.org/10.1007/BF00018202>

Wang, J. T., Liu, M. C., & Fang, L. S. (1995). The Reproductive-Biology of an Endemic Cyprinid, *Zacco-Pachycephalus*, in Taiwan. *Environmental Biology of Fishes*, 43(2), 135-143. <https://doi.org/10.1007/BF00002481>

Wang, Y., Jia, Y. T., Li, Z. F., Tao, J., Lin, L. Q., Chen, K., Liu, Z. Y., Tan, X., &

- 
- Zhang, Q. F. (2021). Trophic structure in response to land use in subtropical streams. *Ecological Indicators*, 127. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107746>
- Wang, Y. Y., Yu, X. B., Li, W. H., Xu, J., Chen, Y. W., & Fan, N. (2011). Potential influence of water level changes on energy flows in a lake food web. *Chinese Science Bulletin*, 56(26), 2794-2802. <https://doi.org/10.1007/s11434-011-4649-y>
- Ward, E. J., Semmens, B. X., & Schindler, D. E. (2010). Including Source Uncertainty and Prior Information in the Analysis of Stable Isotope Mixing Models. *Environmental Science & Technology*, 44(12), 4645-4650. <https://doi.org/10.1021/es100053v>
- Werner, E. E., & Hall, D. J. (1979). Foraging Efficiency and Habitat Switching in Competing Sunfishes. *Ecology*, 60(2), 256-264. <https://doi.org/10.2307/1937653>
- White, J. P., Schwert, D. P., Ondrako, J. P., & Morgan, L. L. (1977). Factors Affecting Nitrification in Situ in a Heated Stream. *Applied and Environmental Microbiology*, 33(4), 918-925. <https://doi.org/10.1128/AEM.33.4.918-925.1977>
- Wootton, K. L. (2017). Omnivory and stability in freshwater habitats: Does theory match reality? *Freshwater Biology*, 62(5), 821-832. <https://doi.org/10.1111/fwb.12908>
- Yam, R. S. W., & Dudgeon, D. (2005). Stable isotope investigation of food use by *Caridina* spp. (Decapoda:Atyidae) in Hong Kong streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(1), 68-81. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2005\)024<0068:SIIOFU>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2005)024<0068:SIIOFU>2.0.CO;2)
- Yamadaa, M., Shoji, J., Ohsawa, S., Mishima, T., Hata, M., Honda, H., Fujii, M., & Taniguchi, M. (2017). Hot spring drainage impact on fish communities around temperate estuaries in southwestern Japan. *Journal of Hydrology-Regional Studies*, 11, 69-83. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.12.060>



- Yan, K. H., Guo, F., Kainz, M. J., Bunn, S. E., Li, F. L., Gao, W., Ouyang, X. G., & Zhang, Y. (2024). Increasing water nutrient reduces the availability of high-quality food resources for aquatic consumers and consequently simplifies river food webs. *Science of the Total Environment*, 929. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172706>
- Yi, Y. J., Zhao, F. X., Liu, Q., & Song, J. (2023). Runoff from upstream changes the structure and energy flow of food web in estuary. *Frontiers in Marine Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1103502>
- Young, T., Pincin, J., Neubauer, P., Ortega-García, S., & Jensen, O. P. (2018). Investigating diet patterns of highly mobile marine predators using stomach contents, stable isotope, and fatty acid analyses. *Ices Journal of Marine Science*, 75(5), 1583-1590. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy025>
- Zak, D., Hupfer, M., Cabezas, A., Jurasinski, G., Audet, J., Kleeberg, A., McInnes, R., Kristiansen, S. M., Petersen, R. J., Liu, H. J., & Goldhammer, T. (2021). Sulphate in freshwater ecosystems: A review of sources, biogeochemical cycles, ecotoxicological effects and bioremediation. *Earth-Science Reviews*, 212. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103446>
- Elton, C.S. (1927) *Animal Ecology*. University of Chicago Press, Chicago.
- Groundwater Hydrology of Springs: Engineering, Theory, Management, and Sustainability. (2010). In *Groundwater Hydrology of Springs: Engineering, Theory, Management, and Sustainability* (pp. 1-573).
- 翁雄隆(2001)。陽明山國家公園全區溫泉水資源利用調查與管理規劃—以龍鳳谷地區為整建示範報告書。內政部營建署陽明山國家公園管理處委託研究報告。(GPN：1009005532)。臺北市：陽明山國家公園管理處。
- 陽明山溫泉，地熱資源與利用調查。(2005)。內政部營建署陽明山國家公園管理處。<https://books.google.com.tw/books?id=quUjHQAACAAJ>
- 宋聖榮(2005)。陽明山溫泉、地熱資源與利用調查。內政部營建署陽明山國家公園管理處委託研究報告。(GRB 編號：PG9403-0412)。臺北市：陽明山國家公園管理處。

李重義(2009)。陽明山國家公園酸性溫泉物種調查及生存機制之研究。陽明山國家公園管理處委託研究報告。(GRB 編號：PG9803-0667)。臺北市：陽明山國家公園管理處。

臺北市政府(2019)。臺北市溫泉區管理計畫(修訂版)。臺北市:臺北市政府

潘述元、張尊國 (2019)。溫泉廢水排放對水利會灌溉用水之影響評估，財團法人台北市七星農田水利研究發展基金會，期末報告。

蕭友晉、黃國文(2024)。北投溫泉區水資源之水文水理水質及生態監測整合研究計畫，農業部農田水利署七星管理處，期末報告。

徐正勳 (2013)。石門水庫集水區淡水螺川蝨年齡決定與生殖生物學研究。〔碩士論文。國立臺灣大學〕臺灣博碩士論文知識加值系統。

吳旻燕、許蓓怡、張世倉 (2010)。清水溪臺灣特有種明潭吻鰕虎(*Rhinogobius Candidianus*)攝食生態。台灣生物多樣性研究，367-380。

潘聖文(2021)。酸性硫酸鹽排水對溪流生態之影響，碩士論文，國立臺灣大學生物環境系統工程研究所，台北。

黃譯萱(2012)。評估翡翠水庫集水區營養鹽負荷對水質與藻類生態之影響，碩士論文，國立臺北科技大學土木與防災研究所，臺北。

陳麒文(2018)。水庫集水區營養鹽負荷與水生昆蟲生態模擬之研究，碩士論文，國立臺北科技大學土木與防災研究所，臺北。

陳勁璋(2018)。水庫集水區水質與魚類生態系統模擬之研究，碩士論文，國立臺北科技大學土木與防災研究所，臺北。

黃楷翔(2010)。淡水粗糙沼蝦繁殖生物學之研究 (Publication Number 2010 年) 國立臺灣大學. AiritiLibrary.

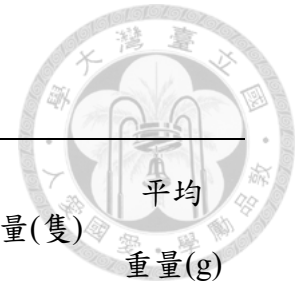
附錄



附錄 1 同位素樣品與習性對照表

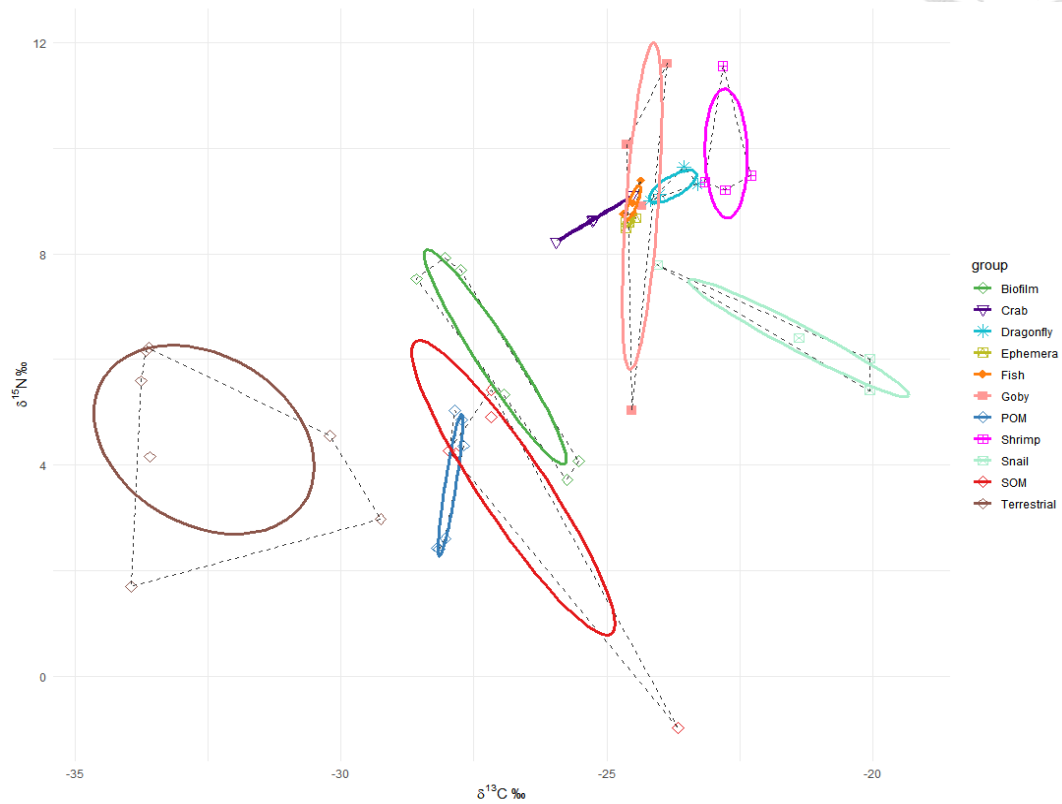
同位素 物種代稱	調查物種	習性	體長 (cm)	重量 (g)
Fish	台灣縱紋鰻 (<i>Zacco pachycephalus</i>)	雜食性，食物包括昆蟲、甲殼類、藻類和有機碎屑。喜歡在流水較快、氧氣充足的環境中活動。 (Wang et al., 1995)	3~12	8~25
	粗首馬口鰻 (<i>Candidia barbata</i>)	雜食性，食物包括昆蟲、甲殼類、藻類和有機碎屑。棲息在溪流和河流的緩流區，偏好有遮蔽和植被的區域。 (Sado & Kimura, 2002)	7~20	18~75
	九間始麗魚 (Convict Cichlid)	雜食性，主要以昆蟲、植物、藻類、小型無脊椎動物和有機碎屑為食。可忍受較高污染的環境，繁殖時，會挖掘洞穴並產卵。 (Trujillo-Jiménez, 1998)	3~10	2~35
Goby	明潭吻鰕虎 (<i>Rhinogobius candidianus</i>)	主要以絲狀藻類、昆蟲及有機碎屑為食，隨成長，食性從昆蟲轉向藻類。偏好在有大石、流速較快、氧氣充足的環境中生活。 (吳旻燕, 2010)	3~6	1~8
Shrimp	粗糙沼蝦 (<i>Macrobrachium asperulum</i>)	雜食性淡水蝦，主要以植物碎屑、藻類、小型無脊椎動物和有機碎屑為食棲息於緩流區，偏好有石塊和豐富植被的環境，對水質極其敏感。 (黃楷翔, 2010)	4.5~8	3~7
Crab	日月潭澤蟹 (<i>Geothelphusa candiadiensis</i>)	雜食性，其飲食包括植物碎屑、藻類小型無脊椎動物和有機碎屑，偶爾會吃小型魚類。喜歡有石塊和豐富植被的環境，對水質較敏感。 (Kobayashi, 2012)	3~5	2~6
Caridina	匙指蝦科 (Atyidae)	通過過濾水中的微小顆粒或從底部收集細顆粒和附着藻類來進食。喜歡有石塊和豐富植被的環境，對水質極其敏感。 (Yam & Dudgeon, 2005)	1.5~2.5	0.1~0.8
Dragonfly	粗鉤春蜓 (<i>Ictinogomphus rapax</i>)	幼蟲主要以捕食水生無脊椎動物為生有時也會捕食小型甲殼類、小型魚類和蚪蚪...。喜歡隱蔽的棲息地。 (Folsom & Collins, 1984)	2~4	0.08~1
	短腹幽蟴 (<i>Euphaea formosa</i>)			
	隱紋絲蟴 (<i>Lestes praemorsus</i>)			
Ephemera	臺灣蜉蝣 (<i>Ephemera formosana</i>)	幼蟲主要以藻類、微小植物碎屑和有機物質為食。生活在清澈、流動的水體底部。 (Mcshaffrey & McCafferty, 1990)	0.5~3.5	0.03~0.8
Caddisfly	毛翅目 (Trichoptera)	此研究捕捉應為植食性，幼蟲主要食物包括植物碎屑、藻類、顆粒有機物幼蟲通過分泌絲狀物質結合泥沙和植物碎片，構建自己的巢穴。 (Voelz & Ward, 1992)	0.2~3	0.01~0.2
Tubifex	寡毛目 (Archiloligochaeta)	攝食範圍包括沉積物、藻類、細菌和腐屑。喜歡在沉積物豐富、水流較緩的地方活動。 (Smith & Kaster, 1986)	2~6	0.8~2
Chironomidae	雙翅目 (Diptera)	以腐屑、有機物碎屑、植物碎屑和藻類為食。喜歡豐富腐爛沉積物的環境 (Laurindo da Silva et al., 2008)	0.1~0.9	0.0075
Snail	川蟴科 (Pleuroceridae)	攝取底棲藻類、腐屑和沉積有機物。偏好清澈的流水環境。 (Miranda & Perissinotto, 2012)	1~2.5	0.2~2
	錐蟴科 (Thiaridae)			

附錄 2 模式模擬物種對照表(*為增設或合併之物種)



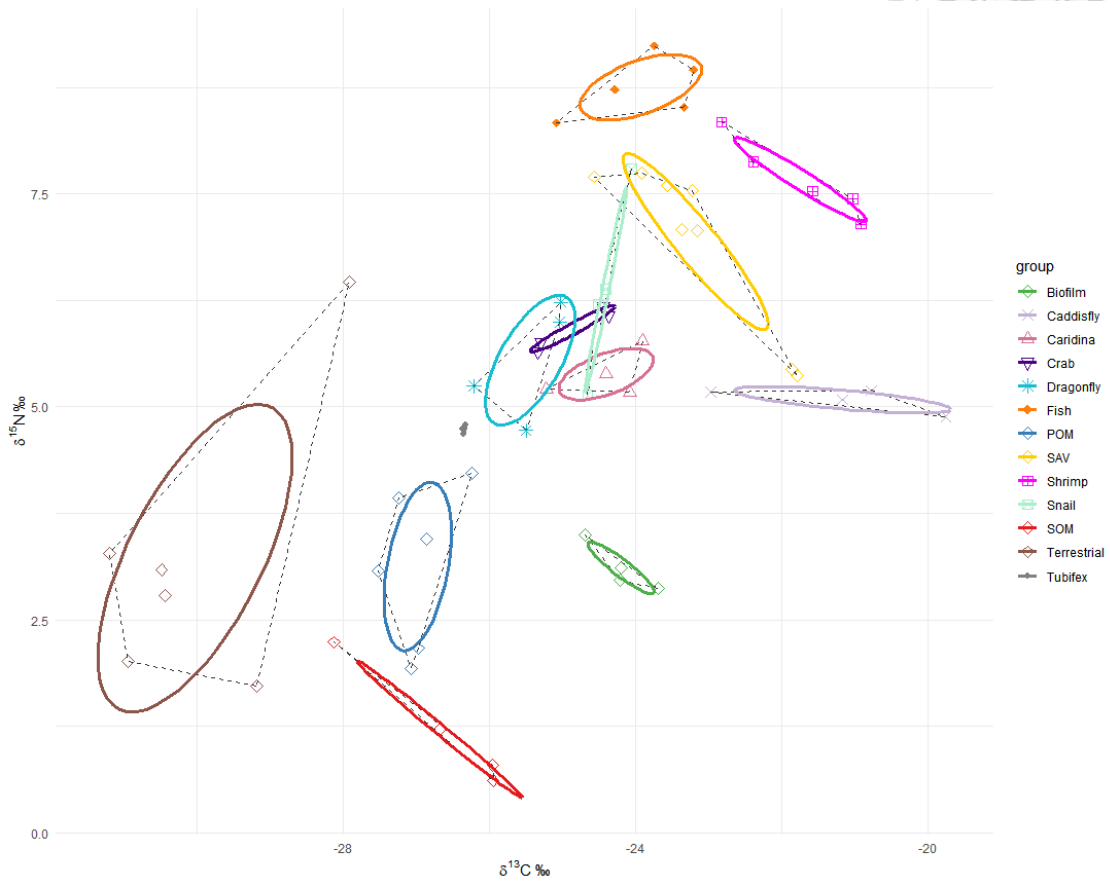
AQUATOX 預設物種	調查物種	數量(隻)	平均 重量(g)
Dace	台灣縱紋鱖 (<i>Zacco pachycephalus</i>)	8	17
Stoneroller	粗首馬口鱖 (<i>Candidia barbata</i>)	9	35
Redear Sunfish	九間始麗魚 (Convict Cichlid)	54	20
Goby	明潭吻鰕虎 (<i>Rhinogobius candidianus</i>)	9	5
Crustaceans*	粗糙沼蝦 (<i>Macrobrachium asperulum</i>)	184	4.8
	日月潭澤蟹 (<i>Geothelphusa candidiensis</i>)	85	4
	匙指蝦科 (<i>Atyidae</i>)	30	0.3
Odonata*	粗鉤春蜓 (<i>Ictinogomphus rapax</i>)		
	短腹幽蟴 (<i>Euphaea formosa</i>)	82	0.1
	隱紋絲蟴 (<i>Lestes praemorsus</i>)		
Mayfly	臺灣蜉蝣 (<i>Ephemera formosana</i>)	51	0.05
Caddisfly	毛翅目 (Trichoptera)	82	0.08
Tubifex	寡毛目 (<i>Archiligochaeta</i>)	10	0.1
Chironomid	雙翅目 (Diptera)	336	0.0075
Gastropod (Cahaba)	川蜷科 (<i>Pleuroceridae</i>)	122	0.5
	錐蜷科 (<i>Thiaridae</i>)		

附錄 3 上游同位素 SIBER 結果



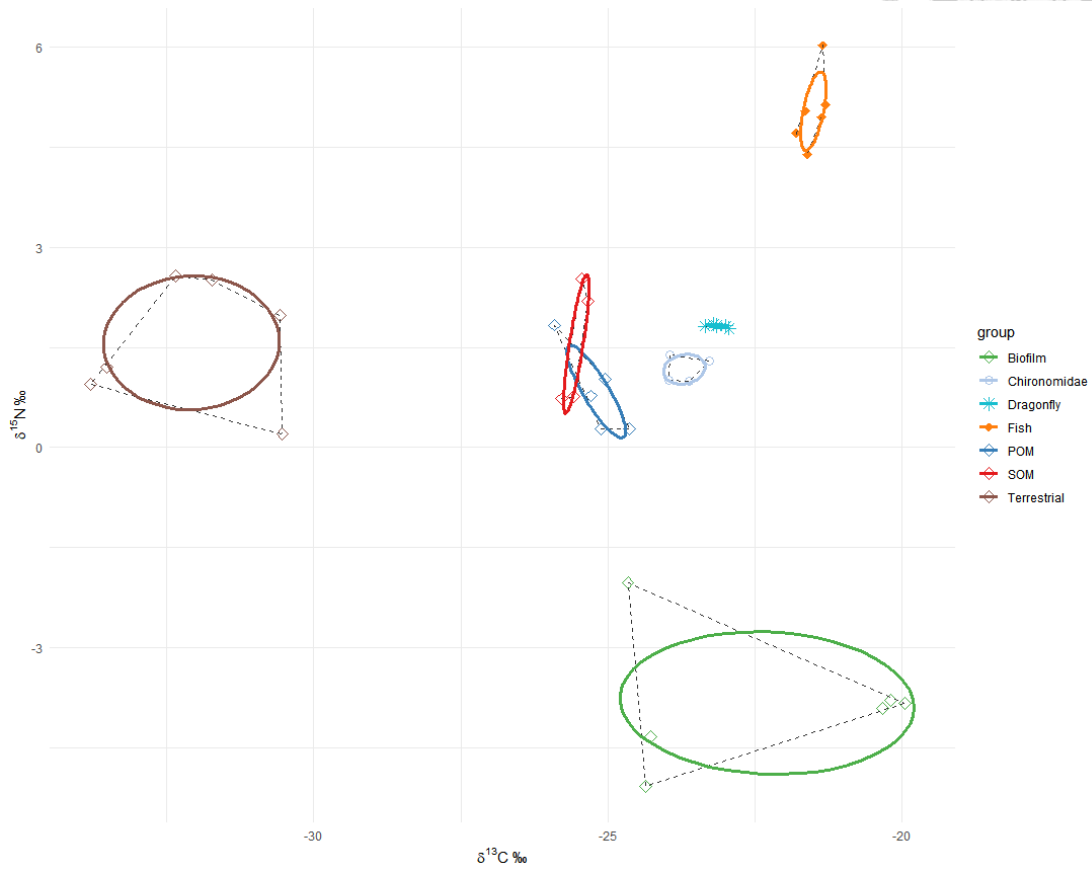
Species	TA	SEA	SEAc
UP.Shrimp	1.023071	1.244399	1.866598
UP.Crab	0.015927	0.019259	0.028889
UP.Goby	1.990871	2.407361	3.611041
UP.Fish	0.059006	0.071349	0.107024
UP.Ephemera	0.011933	0.01443	0.021645
UP.Snail	1.197215	1.447672	2.171508
UP.Dragonfly	0.186762	0.246862	0.370293
UP.Som	4.581307	5.515122	7.353497
UP.Pom	0.478529	0.387766	0.484708
UP.Biofilm	2.722237	2.25688	2.8211
UP.Terrestrial	12.48346	10.02546	12.03055

附錄 4 中游同位素 SIBER 結果



Species	TA	SEA	SEAc
Mid.Dragonfly	0.701279	0.925268	1.387903
Mid.Tubifex	0.001641	0.001985	0.002977
Mid.Crab	0.1037	0.110728	0.166091
Mid.Caddisfly	0.352828	0.426639	0.639958
Mid.Shrimp	0.401233	0.326433	0.435244
Mid.Caridina	0.345354	0.417602	0.626403
Mid.Snail	0.120121	0.145254	0.217881
Mid.Fish	0.804001	0.727451	0.969934
Mid.Som	0.191587	0.231669	0.347504
Mid.Pom	1.389059	1.154748	1.443435
Mid.Biofilm	0.119205	0.144143	0.216214
Mid.SAV	1.428076	1.049511	1.224429
Mid.Terrestrial	6.820425	5.0488	6.311

附錄 5 下游同位素 SIBER 結果



Species	TA	SEA	SEAc
Down.Dragonfly	0.012643	0.010627	0.014169
Down.Tubifex	0.182462	0.202602	0.303903
Down.Fish	0.362334	0.284594	0.355743
Down.Som	0.299976	0.319766	0.479648
Down.Pom	0.533715	0.475219	0.633625
Down.Biofilm	6.889279	7.390113	9.237642
Down.Terrestrial	4.86371	4.147024	5.18378



附錄 6 基礎食物源對流域之 PERMANOVA 分析結果

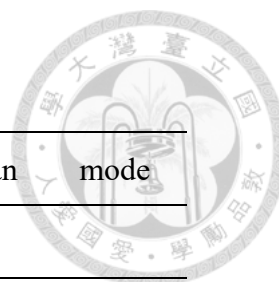
流域	基礎食物源	
	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
上游	Biofilm > SOM > POM > Terrestrial	不影響
中游	SAV > Biofilm > SOM > POM > Terrestrial	SAV > POM > Biofilm = Terrestrial > SOM
下游	Biofilm > POM > SOM > Terrestrial	Terrestrial > SOM > POM > Biofilm

附錄 7 流域對同位素樣本之 PERMANOVA 分析結果

同位素樣本	流域	
	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
全部基礎食物源	上游 > 中游 = 下游	上游 > 中游 > 下游
SOM	不影響	不影響
POM	下游 > 中游 > 下游	上游 > 中游 > 下游
Biofilm	下游 > 中游 > 下游	上游 > 中游 > 下游
Terrestrial	中游 > 上游 = 下游	上游 = 中游 > 下游
魚類	下游 > 中游 > 上游	上游 = 中游 > 下游
甲殼類	不影響	上游 > 中游
水螅	下游 > 中游 > 上游	上游 > 中游 > 下游
無脊椎	不影響	上游 > 中游 > 下游

附錄 8 消費者 TP 。*代表基線物種

consumer	TP.Mean	TP.SD	lower	upper	median	mode
UP						
Shrimp	3	0.5	2.00	3.79	3.02	3.03
Dragonfly	2.9	0.3	2.14	3.56	2.92	2.92
Fish	2.8	0.3	2.15	3.46	2.83	2.82
Goby	2.8	0.6	2.00	3.91	2.70	2.50
Crab	2.7	0.3	2.05	3.32	2.73	2.73
Ephemera	2.7	0.3	2.07	3.21	2.71	2.70
Snail*	2					
Mid						
Fish	3.4	0.2	3.00	3.79	3.35	3.32
Shrimp	3	0.2	2.60	3.40	2.95	2.94
Snail	2.6	0.3	2.01	3.11	2.56	2.53
Crab	2.4	0.1	2.16	2.66	2.38	2.37
Dragonfly	2.3	0.2	2.00	2.60	2.27	2.26
Caridina	2.2	0.1	2.00	2.40	2.19	2.19
Caddisfly*	2					
Tubifex*	2					
Down						
Fish	3.4	0.2	3.07	3.85	3.42	3.39
Dragonfly	2.3	0.1	2.12	2.44	2.25	2.24
Chironomidae*	2					

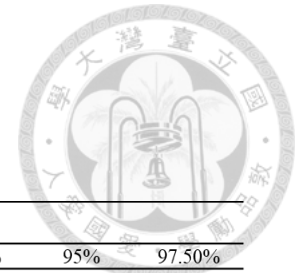


附錄 9 上游食性貢獻率



上游	參數									
	Shrimp	Mean	SD	2.50%	5%	25%	50%	75%	95%	97.50%
Biofilm		0.302	0.133	0.023	0.039	0.225	0.307	0.385	0.527	0.568
Ephemera		0.235	0.139	0.041	0.058	0.123	0.212	0.315	0.478	0.555
POM		0.064	0.066	0.006	0.007	0.019	0.039	0.084	0.194	0.221
Snail		0.248	0.1	0.047	0.073	0.177	0.24	0.315	0.413	0.438
SOM		0.084	0.067	0.008	0.011	0.033	0.068	0.115	0.237	0.26
Terrestrial		0.068	0.055	0.005	0.007	0.025	0.052	0.09	0.178	0.188
Dragonfly										
Ephemera		0.27	0.194	0.023	0.032	0.105	0.239	0.381	0.668	0.748
Fish		0.501	0.233	0.079	0.094	0.307	0.512	0.69	0.855	0.872
Goby		0.167	0.153	0.002	0.004	0.038	0.111	0.279	0.458	0.533
Snail		0.062	0.047	0.001	0.003	0.019	0.057	0.091	0.153	0.178
Fish										
Biofilm		0.36	0.139	0.082	0.119	0.266	0.363	0.454	0.598	0.623
Crab		0.16	0.169	0.003	0.004	0.03	0.085	0.266	0.525	0.605
Dragonfly		0.159	0.123	0.006	0.011	0.06	0.131	0.241	0.383	0.439
Ephemera		0.166	0.156	0.006	0.009	0.044	0.109	0.246	0.481	0.558
Shrimp		0.155	0.126	0.015	0.017	0.05	0.118	0.239	0.415	0.465
Goby										
Biofilm		0.72	0.129	0.445	0.498	0.636	0.741	0.811	0.916	0.947
Dragonfly		0.147	0.113	0.005	0.015	0.056	0.116	0.212	0.38	0.412
Ephemera		0.133	0.112	0.002	0.005	0.044	0.102	0.208	0.366	0.418
Crab										
Biofilm		0.463	0.085	0.318	0.333	0.402	0.462	0.512	0.611	0.643
Dragonfly		0.094	0.074	0.01	0.013	0.034	0.08	0.131	0.245	0.272
Ephemera		0.202	0.124	0.019	0.032	0.105	0.191	0.285	0.428	0.498
Fish		0.081	0.067	0.007	0.009	0.029	0.062	0.118	0.21	0.243
Goby		0.062	0.057	0.004	0.007	0.025	0.05	0.082	0.169	0.222
Snail		0.097	0.06	0.004	0.007	0.05	0.1	0.143	0.2	0.222
Ephemera										
Biofilm		0.463	0.085	0.318	0.333	0.402	0.462	0.512	0.611	0.643
POM		0.094	0.074	0.01	0.013	0.034	0.08	0.131	0.245	0.272
SOM		0.202	0.124	0.019	0.032	0.105	0.191	0.285	0.428	0.498
Terrestrial		0.081	0.067	0.007	0.009	0.029	0.062	0.118	0.21	0.243
Snail										
Biofilm		0.505	0.236	0.053	0.066	0.323	0.537	0.684	0.848	0.894
POM		0.132	0.113	0.003	0.007	0.036	0.105	0.201	0.358	0.399
SOM		0.153	0.139	0.006	0.009	0.044	0.112	0.228	0.43	0.561
Terrestrial		0.21	0.213	0.007	0.011	0.037	0.117	0.353	0.634	0.719

附錄 10 中游食性貢獻率



中游 Fish	參數								
	Mean	SD	2.50%	5%	25%	50%	75%	95%	97.50%
Biofilm	0.041	0.041	0.002	0.004	0.014	0.028	0.054	0.112	0.152
Caddisfly	0.067	0.051	0.006	0.006	0.026	0.057	0.097	0.158	0.193
Caridina	0.125	0.11	0.003	0.008	0.044	0.097	0.174	0.359	0.418
Crab	0.231	0.146	0.024	0.033	0.107	0.211	0.322	0.484	0.55
Dragonfly	0.194	0.13	0.019	0.023	0.087	0.183	0.27	0.436	0.51
Shrimp	0.257	0.117	0.017	0.05	0.179	0.266	0.324	0.454	0.49
Tubifex	0.085	0.081	0.002	0.003	0.012	0.067	0.133	0.243	0.292
Shrimp									
Biofilm	0.044	0.041	0.002	0.003	0.015	0.032	0.058	0.134	0.169
Caddisfly	0.399	0.112	0.183	0.23	0.314	0.395	0.484	0.585	0.6
Caridina	0.082	0.078	0.005	0.008	0.022	0.056	0.115	0.254	0.295
Dragonfly	0.096	0.072	0.005	0.011	0.041	0.08	0.131	0.233	0.29
POM	0.036	0.035	0.001	0.001	0.012	0.024	0.051	0.1	0.124
SAV	0.128	0.085	0.012	0.018	0.061	0.111	0.183	0.286	0.322
Snail	0.08	0.069	0.001	0.002	0.016	0.066	0.135	0.203	0.223
SOM	0.03	0.025	0.003	0.004	0.012	0.024	0.04	0.084	0.103
Terrestrial	0.035	0.028	0.002	0.004	0.015	0.03	0.047	0.088	0.109
Tubifex	0.069	0.045	0.012	0.015	0.033	0.061	0.095	0.154	0.193
Snail									
Biofilm	0.29	0.187	0.005	0.008	0.135	0.268	0.437	0.606	0.655
POM	0.188	0.157	0	0.001	0.058	0.156	0.292	0.506	0.557
SAV	0.232	0.138	0.017	0.024	0.109	0.216	0.329	0.463	0.507
SOM	0.177	0.134	0.011	0.022	0.066	0.141	0.275	0.438	0.48
Terrestrial	0.113	0.112	0.005	0.007	0.028	0.083	0.159	0.334	0.42
Crab									
Biofilm	0.152	0.097	0.022	0.023	0.076	0.14	0.201	0.332	0.394
Caddisfly	0.071	0.058	0.003	0.004	0.021	0.057	0.107	0.171	0.199
Caridina	0.089	0.071	0.007	0.009	0.033	0.077	0.129	0.224	0.266
Dragonfly	0.083	0.075	0.003	0.004	0.022	0.061	0.12	0.218	0.283
POM	0.135	0.092	0.007	0.016	0.06	0.117	0.192	0.325	0.353
SAV	0.066	0.066	0	0.001	0.013	0.045	0.105	0.197	0.225
Snail	0.095	0.083	0.004	0.006	0.031	0.072	0.137	0.257	0.302
SOM	0.166	0.092	0.015	0.029	0.093	0.155	0.228	0.326	0.368
Terrestrial	0.06	0.058	0.003	0.004	0.015	0.043	0.081	0.176	0.211
Tubifex	0.083	0.089	0.001	0.002	0.018	0.048	0.116	0.281	0.318
Dragonfly									
Caddisfly	0.05	0.065	0.001	0.001	0.007	0.023	0.062	0.183	0.226
Caridina	0.138	0.134	0.005	0.008	0.041	0.092	0.201	0.414	0.527
Snail	0.221	0.143	0.01	0.019	0.12	0.204	0.288	0.535	0.575
Tubifex	0.593	0.207	0.11	0.169	0.488	0.649	0.754	0.85	0.886
Caridina									
Biofilm	0.414	0.158	0.134	0.15	0.313	0.404	0.512	0.682	0.765
POM	0.175	0.127	0.003	0.015	0.073	0.147	0.257	0.402	0.459
SAV	0.162	0.09	0.038	0.045	0.097	0.149	0.211	0.321	0.348
SOM	0.175	0.113	0.005	0.022	0.098	0.164	0.231	0.409	0.438
Terrestrial	0.074	0.071	0	0	0.02	0.055	0.107	0.2	0.252
Caddisfly									
Biofilm	0.325	0.222	0.015	0.042	0.133	0.285	0.487	0.728	0.786
POM	0.128	0.107	0.005	0.009	0.046	0.098	0.169	0.359	0.39
SAV	0.112	0.095	0.008	0.012	0.041	0.096	0.151	0.257	0.316
SOM	0.315	0.147	0.043	0.06	0.202	0.325	0.432	0.539	0.566
Terrestrial	0.12	0.118	0.001	0.003	0.035	0.094	0.166	0.336	0.402
Tubifex									
Biofilm	0.277	0.115	0.077	0.107	0.18	0.268	0.36	0.479	0.512
SAV	0.095	0.049	0.01	0.017	0.063	0.09	0.124	0.19	0.2
SOM	0.381	0.171	0.066	0.078	0.279	0.395	0.511	0.63	0.67
Terrestrial	0.247	0.115	0.035	0.065	0.162	0.226	0.329	0.439	0.458

附錄 11 下游食性貢獻率



下游 Fish	參數								
	Mean	SD	2.50%	5%	25%	50%	75%	95%	97.50%
Biofilm	0.117	0.104	0.001	0.003	0.019	0.093	0.2	0.316	0.333
Dragonfly	0.545	0.276	0.074	0.098	0.317	0.533	0.822	0.91	0.938
POM	0.052	0.07	0.001	0.002	0.011	0.029	0.061	0.225	0.267
SOM	0.134	0.123	0.009	0.011	0.035	0.087	0.218	0.397	0.447
Terrestrial	0.026	0.031	0.002	0.002	0.009	0.018	0.035	0.08	0.092
Chironomidae	0.127	0.147	0	0.001	0.017	0.073	0.173	0.427	0.519
Dragonfly									
Biofilm	0.312	0.022	0.273	0.278	0.297	0.309	0.327	0.351	0.355
Chironomidae	0.688	0.022	0.645	0.649	0.673	0.691	0.703	0.722	0.727
Chironomidae									
Biofilm	0.437	0.067	0.307	0.333	0.391	0.437	0.48	0.536	0.574
POM	0.258	0.149	0.008	0.021	0.135	0.253	0.372	0.515	0.545
SOM	0.212	0.137	0.02	0.028	0.097	0.195	0.297	0.455	0.577
Terrestrial	0.093	0.069	0.016	0.018	0.041	0.079	0.12	0.217	0.284