台江國家公園曾文溪口濕地生態系服務評析及應用研究計畫

內政部國家公園署台江國家公園管理處 委託研究

中華民國 114 年 12 月

（本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見）

台江國家公園曾文溪口濕地生態系服務評析及應用研究計畫

受委託單位：農業部生物多樣性研究所
研究主持人：王經文副研究員
協同主持人：薛美莉研究員、林幸助終身特聘教授、林巧雯助理教授、林蔚任助理教授、陳添水副研究員、陳榮宗副研究員
研究期程：中華民國114年1月至114年12月
研究經費：新臺幣346萬6,000元

內政部國家公園署台江國家公園管理處 委託研究

中華民國 114 年 12 月

（本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見）

中文摘要

全球暖化對環境與生態系統帶來嚴重影響，IPCC 第六次評估報告（AR6）指出，21 世紀內全球暖化幅度將可能超過攝氏 1.5 至 2.0 度，導致高溫、暴雨、乾旱及海平面上升等氣候危害，威脅能源、水資源、糧食及生物棲地安全。因此《聯合國氣候變遷綱要公約》及《生物多樣性公約》陸續訂定目標與協定，以增加自然碳匯來移除大氣中的溫室氣體，減緩暖化。海洋是最大的自然碳匯，紅樹林（mangroves）、海草床（seagrass beds）、與潮汐鹽沼（tidal salt marshes）並列為三大濱海「藍碳（blue carbon）」生態系，其中以沿海地區復育紅樹林、海草床以及鹽沼等所帶來的增匯效益，最受矚目。

台江國家公園區內擁有海埔地、沙洲、潟湖、鹽田、魚塭等多樣化濕地景觀，民國 114 年的計畫範圍為曾文溪口的十份黑面琵鷺生態保護區、七股野鳥棲地特別景觀區、七股沿岸沙洲特別景觀區（與本計畫範圍重疊之區域）；進行微棲地類型判釋、濕地碳匯調查以及濕地服務功能分析等工項。濕地除了對於減緩氣候變遷貢獻顯著，也提供洪氾調節、淨化水質及生物棲地等多重生態系統服務；利用快速評估生態系統服務（Rapid Assessment of Wetland Ecosystem Services, RAWES）方法評估濕地所具有的生態系服務價值，發現該區具有 23 項服務功能，其中利害關係人認同程度最高的三項有棲息地提供、提供觀賞、提供遺傳資源。

本計畫（114 年）針對計畫範圍內的海茄冬紅樹林、欖李紅樹林、海草生育地及灘地共四種棲地類型進行碳匯或碳排現況分析；結果顯示各棲地類型的每公頃年碳匯量為：海茄苳紅樹林 19,234 Kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}，欖李紅樹林 7,682 Kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}，海草床（貝克氏鹽草）6157.30 Kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}，沿岸沙洲特別景觀區的灘地-1387 Kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}；單討論自然地景的總碳匯量，曾文溪口濕地具有氣候變遷減緩與調適能力。

另外延續 113 年的計畫，調查七股溪口紅樹林生態保護區及鹿耳門鷸鴴科生態保護區的海茄冬年紅樹林碳匯量，加入 2024 年秋季至 2025 年冬季的海茄冬紅樹林生長量及枯落物量，並獲得兩區完整的年度碳匯量，分別為鷸鴴科保護區-46,524 Kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}，七股溪口紅樹林 44,980 Kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}。七股溪口海茄冬紅樹林不僅為碳匯系統，與台灣其他地區的海茄冬相比具有相當高的碳匯係數。鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林全年度呈現碳排放狀態，主要原因為夏季底土溫室氣體（二氧化碳及甲烷）排放量較高；為此本團隊於 2025 年再次於夏季測量該區域的溫室氣體通量，所得到的 2025 年夏季碳排放量僅略高於其它三季，且低於 2024 年夏季。

不同地區的各種棲地類型碳匯/碳排能力皆不同，為能進一步探討濕地生態系統的碳匯功能，管理及監測更顯得重要。本計畫研究結果整合濕地生態服務現況及短、中長期保育管理建議，提供台江國家公園及濕地保育計畫的科學依據，助力濕地永續發展及國家氣候變遷減緩與調適目標的實現。

【短期】

1、優先維護曾文溪口濕地核心生態服務：棲息地提供、提供遺傳資源及提供觀賞資源。

本計畫所執行曾文溪口濕地生態服務評析共被認同 23 項顯著生態系服務，其中共識高度集中於「棲息地提供（Provision of habitat）」、「提供遺傳資源（Genetic resources）」及「提供觀賞資源（Ornamental resources）」，建議積極辦理各項棲地經營管理策略，包含濕地水體流動改善、紅樹林植群管理；維持濕地範圍所涵蓋紅樹林、潮間帶灘地、水域及海草床等多樣棲地類型，以維護濕地棲息地提供支持服務，並藉以提供生物繁養殖場所及景觀觀賞服務。

2、延續本年度碳匯調查測站，完整評估曾文溪口 3 類棲地類型碳匯係數。

本計畫已針對紅樹林（海茄冬、欖李）、海草床（貝克氏鹽草）及沿岸沙洲區灘地進行調查。考量生物量變化需涵蓋完整年度週期，建議延續執行紅樹林及海草床之 2026 年冬季調查，以補足季節性數據，完善在地碳匯係數之推估。

3、地景分析建議

經比對空拍影像與地景分析結果，發現「十份黑面琵鷺生態保護區」及周邊特別景觀區之現有圖資範圍與實際地景狀況存在差異。建議重新界定並編修邊界，以利精確管理。

4、強勢外來種移除

透過空拍影像與現地勘查，發現計畫區內之外來入侵種「巴西胡椒木」已與紅樹林混生。為避免其持續擴張影響原生生態，建議列為優先移除對象。

5、維護具氣候變遷減緩服務的棲地

本計畫調查結果初步顯示，紅樹林與海草床具碳匯功能，而潮間帶灘地則呈現碳排放。針對紅樹林，建議在固碳效益與生物多樣性間取得平衡，定期執行植群管理並改善水體交換；針對海草床，應避免生長期之人為踩踏與干擾，並持續監測水質與海草覆蓋度，以維持其碳吸存能力。

【中、長期】

1、因應政策需求，探究受關注的濕地生態系服務，包含具體效益提升和改善

本計畫所執行曾文溪口濕地生態服務評析共被認同 23 項顯著生態系服務功能，從訪談成果和既有調查結果可知，應強化重要物種的棲息地提供，以及加強教育和遊憩等功能；然而，仍有部分生態系服務需後續研究，建議可針對顯著受認同或因應政策面向，探究受關注

濕地生態系服務具體效益，例如調節全球氣候服務項目、探討海草床棲地監測及復育試驗等。

2、氣候變遷調適相關建議

為提升濕地生態系面對氣候變遷調適，建議針對核心生態系服務（棲息地提供等），探討如何應對極端氣候威脅、海平面上升等氣候變遷風險，包含監測紅樹林生長成效、棲地水文修復及生態網路串連等方式。

3、持續監測和新增調查濕地各類型棲地碳匯係數

本計畫已調查紅樹林、海草床及潮間帶灘地等距碳匯潛力棲地類型之碳匯/碳排係數，建議後續可針對大面積分布棲地類型，包含各類型濕地水域、沙洲、溝渠等地景執行係數調查。

Abstract

Global warming is having severe impacts on the environment and ecosystems. According to the IPCC's Sixth Assessment Report (AR6), global warming could exceed 1.5 to 2.0 degrees Celsius within this century, leading to climate hazards such as extreme heat, heavy rainfall, droughts, and rising sea levels, which threaten energy, water resources, food security, and biodiversity. As a result, the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) and the Convention on Biological Diversity (CBD) have set goals and agreements to increase natural carbon sinks to remove greenhouse gases from the atmosphere and mitigate warming. The ocean acts as a massive carbon sink. Among these efforts, the restoration of mangrove forests, seagrass beds, and salt marshes in coastal areas is attracting the most attention due to its carbon sequestration benefits.

Taijiang National Park, located in Taiwan, contains diverse wetland landscapes, including tidal flats, sandbars, lagoons, salt fields, and fishponds. In 2025, we conducted an investigation of carbon sink and identified the landscapes in the Shifen Black-faced Spoonbill Ecological Protection Area along with the nearby sandbars and fishponds. Wetlands play a crucial role in carbon absorption and storage. They can absorb carbon dioxide from the atmosphere and convert it into organic carbon, making a significant contribution to climate change mitigation. Additionally, wetlands provide multiple ecosystem services, such as flood regulation, water purification, and habitat for biodiversity. The study also used the Rapid Assessment of Wetland Ecosystem Services (RAWES) to identify and value the ecosystem services that wetlands provid. We used RAWES to assess the ecosystem service value of the wetland, and found

that the area has 23 service functions, among which the three most recognized by stakeholders are “Provision of habitat”, “Ornamental resources”, and “Genetic resources”.

This project (2025) conducted an assessment of the current status of carbon storage and carbon emissions across four different habitat types including *Avicennia marina* mangrove forests, *Lumnitzera racemosa* mangrove forests, seagrass habitats, and tidal flats. The results indicated that the annual carbon storage per hectare for each habitat type is as follows: *A. marina* mangrove forests sequester 19,234 kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}; *L. racemosa* mangrove forests sequester 7,682 kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}; seagrass beds (*Halophila beccarii*) 6,157.30 kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}. While tidal flats within the Coastal Sandbar Special Landscape Area exhibit net carbon emissions of –1,387 kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}. When considering only the natural landscape components, the Zengwen River Estuary Wetland demonstrates both climate change mitigation and adaptation capacities.

In addition, building upon the 2024 project, this study continued the investigation of annual carbon storage in *A. marina* mangrove forests within the Qigu River Estuary Mangrove Ecological Protection Area and the Sandpiper Ecological Protection Area. By incorporating mangrove growth and litterfall data collected from autumn 2024 to winter 2025, in order to complete the annual carbon budgets for both areas. The results show that the annual carbon balance for the Sandpiper Ecological Protection Area is –46,524 kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}, indicating a net carbon source, whereas the Qigu River Estuary mangrove forest exhibits a net carbon storage of 44,980 kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}. The *A. marina* mangrove forests at the Qigu River estuary has been not only as effective carbon sinks but also

exhibited relatively high carbon sequestration coefficients compared to *A. marina* mangroves in other regions of Taiwan.

In contrast, the *A. marina* mangrove forests within the Sandpiper Ecological Protection Area display a net carbon emission status throughout the year 2024, primarily due to elevated soil greenhouse gas emissions (carbon dioxide and methane) during the summer. In order to study more about this phenomenon, greenhouse gas flux measurements were conducted again in the summer of 2025. The results indicate that carbon emissions during the summer of 2025 were only slightly higher than those of the other three seasons, and were lower than the emissions observed in the summer of 2024.

Carbon storage and emission capacities vary across habitat types and regions. Exploring further the carbon sink function of wetland ecosystems, effective management and long-term monitoring are essential. The findings of this project integrate current wetland ecosystem services with short-term and medium-to-long-term conservation and management recommendations, providing a robust scientific basis for Taijiang National Park and national wetland conservation initiatives. These results contribute to the sustainable development of wetlands and support national climate change mitigation and adaptation goals.

- Short-term recommendations:

    1. Prioritize the conservation of core ecosystem services at the Zengwen River Estuary Wetland, including habitat provision, genetic resource provision, and landscape and recreational values.

2. Continue the carbon storage monitoring stations established in this year to comprehensively evaluate carbon sequestration coefficients for the three major habitat types within the Zengwen River Estuary.

3. Implement landscape analysis recommendations, such as updating geospatial datasets and revising habitat boundaries.

4. Remove dominant invasive alien species.

5. Maintain habitats that provide climate change mitigation services, particularly seagrass beds and mangrove forests.

- Medium- and long-term recommendations:

1. In response to policy demands, further investigate key wetland ecosystem services of concern, with an emphasis on enhancing and improving tangible benefits.

2. Strengthen climate change adaptation capacity by monitoring mangrove growth performance and restoring hydrological connectivity, thereby enhancing regional ecological resilience.

3. Continue long-term monitoring and expand surveys to refine carbon sequestration coefficients across different wetland habitat types.

目錄

第一章、計畫緣由 1
第二章、計畫目標 3
一、 計畫區域 3
二、 工作項目 5
三、 預期目標 6
第三章、前人研究 7
一、 濕地生態系統服務 7
二、 沿海濕地碳吸存 10
三、 台灣魚塭碳吸存 13
四、 七股地區海岸變遷 14
五、 無人機空拍運用 15
第四章、研究地區 16
一、 十份黑面琵鷺生態保護區（亦稱主棲地） 16
二、 七股沿岸沙洲特別景觀區(與本計畫範圍重疊之區域,亦稱沿岸沙洲區） 18
三、 七股野鳥棲地特別景觀區（亦稱東魚塭） 21
四、 七股鹽田濕地 22
五、 鹿耳門鷸鴴科生態保護區（亦稱鷸鴴科保護區） 25
第五章、研究方法 27
一、 棲地類型判釋 27
二、 濕地碳匯測量 33
三、 濕地服務功能分析 39
第六章、現地調查與評估 48

一、 鷸鴴科保護區（A1）紅樹林碳匯功能調查 49
二、 七股溪口紅樹林碳匯功能調查 57
三、 棲地類型評析 64
四、 主棲地紅樹林碳匯功能調查 76
五、 主棲地海草床碳匯功能調查 88
六、 曾文溪口灘地碳匯功能調查 113
第七章、生態系統服務評估 118
一、 生態系統服務評估方法 118
二、 利害關係人 118
三、 RAWES 方法成果 119
四、 社會經濟價值評估 129
第八章、結論與建議 133
一、 結論 133
二、 建議 140
第九章、參考文獻 143
附錄一、評選意見回覆及辦理情形 149
附錄二、期初審查意見回覆及辦理情形 152
附錄三、期中審查意見回覆及辦理情形 157
附錄四、期末審查意見回覆及辦理情形 161
附錄五、台江國家公園曾文溪口溼地生態系服務之意見問卷 167

圖目錄

圖 1、主要調查範圍（曾文溪口濕地以北）.....3

圖 2、延續 113 年計畫之區域及樣點（七股溪口紅樹林生態保護區）4

圖 3、延續 113 年計畫之區域及樣點（鹿耳門鷸鴴科生態保護區）....4

圖 4、生三-十份黑面琵鷺生態保護區範圍（台江國家公園計畫（第 1 次通盤檢討）計畫書，內政部，2018）.....17

圖 5、特七-七股沿岸沙洲特別景觀區範圍示意圖（台江國家公園計畫（第 1 次通盤檢討）計畫書，內政部，2018）.....19

圖 6、本計畫中七股沿岸沙洲特別景觀區（與本計畫範圍重疊之區域）範圍於 2018 年的變更內容示意圖，出自：台江國家公園計畫（第 1 次通盤檢討）.....20

圖 7、特六-七股野鳥棲地特別景觀區範圍（台江國家公園計畫（第 1 次通盤檢討）計畫書，內政部，2018）.....22

圖 8、七股鹽田濕地範圍示意圖.....24

圖 9、生二-鹿耳門鷸鴴科生態保護區範圍示意圖（台江國家公園計畫（第 1 次通盤檢討）計畫書，內政部，2018）.....26

圖 10、本團隊於計畫範圍現場勘查之地點（共 558 個點位）.....29

圖 11、空拍的標準作業流程及工作內容.....30

圖 12、以 Autel APP 規劃無人機空拍航線及拍攝範圍，以七股沿岸沙洲區為範例.....30

圖 13、紅樹林碳收支模式圖（修改自 Lin et al., 2023）.....34

圖 14、濕地溫室氣體排放測量方式（左圖：密閉罩蓋法；右圖：浮體罩蓋法）.....36

圖 15、海草碳收支模式圖（Zou et al., 2021）.....38

圖 16、海草覆蓋度量測.....38

圖 17、貝克氏鹽草使用綁線法測量海草生產力.....38

圖 18、濕地生態系生態服務價值的分類（本計畫繪製）.....45

圖 19、曾文溪口濕地樣區規畫及場勘範圍照片.....49

圖 20、鹿耳門鷸鴴科生態保護區（A1 區）的分區編號及 114 年的海茄冬樣區位置（參考自：台江國家公園管理處）.....50

圖 21、鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林地上部生物量（AGB）及地下部生物量（BGB）測量結果.....51

圖 22、鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林地上部生長量（AG）及地下部生長量（BG）測量結果.....51

圖 23、鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林枯落物量測量結果.....52

圖 24、鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林底土二氧化碳（CO_2）日間（Light）及夜間（Dark）通量.....53

圖 25、鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林底土甲烷（CH_4）日間（Light）及夜間（Dark）通量.....53

圖 26、鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林底土氧化亞氮（N_2O）日間（Light）及夜間（Dark）通量.....54

圖 27、延續 113 年七股溪口紅樹林所劃設的海茄冬樣區位置.....57

圖 28、七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林地上部生物量（AGB）及地下部生物量（BGB）測量結果.....58

圖 29、七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林地上部生長量（AG）及地下部生長量（BG）測量結果.....59

圖 30、七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林枯落物量測量結果.....59

圖 31、七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林底土二氧化碳（CO_2）日間（Light）及夜間（Dark）通量.....60

圖 32、七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林底土甲烷（CH_4）日間（Light）及夜間（Dark）通量.....61

圖 33、七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林底土氧化亞氮（N_2O）日間（Light）及夜間（Dark）通量.....61

圖 34、曾文溪口濕地歷年圖資－魚塭、海堤變化，來源：國土測繪圖資服務雲 1/5000 像片基本圖 66

圖 35、計畫範圍的土地利用類別（上下分別為 2020、2022 年），來源：國土利用現況調查成果 67

圖 36、曾文溪口濕地 1984~2022 年水體變遷趨勢 68

圖 37、以沿岸沙洲區為範例，使用 Dron2Map 軟體將每航次所完成之正射照片進行拼接，陳榮宗製圖 69

圖 38、沿岸沙洲區最北端的無人機空拍正射圖層（圖下方所示）與內政部國土測繪中心的衛星影像圖層（圖上方所示），兩者解析度呈現顯著差異.....70

圖 39、計畫範圍於各分區的棲地類型判釋（2025 年） 72

圖 40、主棲地 2020 年的紅樹林分布（左）及 2020 年與 2025 年紅樹林範圍套疊（右），黃色為 2020 年紅樹林分布，2025 年以紅色框線表示（2022 年邱郁文繪製，2025 年本計畫繪製） 74

圖 41、主棲地內紅樹林以海茄冬為主（左圖）；在靠近溝渠的外圍亦是海茄冬，欖李主要分布於兩者之間地勢較高的灘地上（右圖） 74

圖 42、沿岸沙洲區西側臨海的沙洲（新浮崙汕沙洲），以沙質土壤堆積而成有少許紅樹林與其他海濱植被分布 75

圖 43、東魚塭近主棲地的紅樹林有紅海欖分布，生多所七股研究中心之溝渠邊亦有種植（藍色點標記） 75

圖 44、於主棲地的紅樹林樣區設置點位，欖李（LR）以及海茄冬（AM）兩種紅樹林.....76

圖 45、曾文溪口海茄苳紅樹林受中度颱風丹娜絲的影響情形 77

圖 46、曾文溪口欖李紅樹林受中度颱風丹娜絲的影響情形 77

圖 47、主棲地海茄冬紅樹林和欖李紅樹林地上部生物量（AGB）及地下部生物量（BGB）測量結果 78

圖 48、主棲地海茄冬紅樹林地和欖李紅樹林上部生長量（AG）及地下部生長量（BG）測量結果.....78

圖 49、主棲地海茄冬（AM）、欖李（LR）紅樹林枯落物量測量結果.....79

圖 50、主棲地海茄冬紅樹林底土二氧化碳（CO_2）日間（Light）及夜間（Dark）通量 80

圖 51、主棲地海茄冬紅樹林底土甲烷（CH_4）日間（Light）及夜間（Dark）通量.....80

圖 52、主棲地海茄冬紅樹林底土氧化亞氮（N_2O）日間（Light）及夜間（Dark）通量 81

圖 53、主棲地欖李紅樹林底土二氧化碳（CO_2）日間（Light）及夜間（Dark）通量 82

圖 54、主棲地欖李紅樹林底土甲烷（CH_4）日間（Light）及夜間（Dark）通量.....82

圖 55、主棲地欖李紅樹林底土氧化亞氮（N_2O）日間（Light）及夜間（Dark）通量 82

圖 56、本計畫於主棲地的水域設置海草床樣區 88

圖 57、主棲地冬季 A 區（綠色區域）及無法取得範圍資訊的 B 區（橘色區域）.....89

圖 58、七股 A 區 2025 年冬季至秋季海草床植株密度 90

圖 59、七股 A 區 2025 年冬季至秋季海草地上部及地下部生產力（Aboveground：地上部，Belowground：地下部）.....90

圖 60、七股 A 區 2025 年冬季至秋季海草地上部及地下部生物量 91

圖 61、七股 A 區 2025 年冬季至秋季海草床覆蓋度 92

圖 62、七股 A 區 2025 年夏季及秋季海草床覆蓋度調查（左：混濁現況，右：水下拍攝畫面）.....92

圖 63、貝克氏鹽草分解速率圖（Aboveground：地上部，Belowground：地下部）.....93

圖 64、七股 A 區及 B 區 2025 年冬季至秋季沉積物的總體密度(0~5cm、5~10cm、10~20cm 及 20~30cm）.....94

圖 65、七股 A 區及 B 區 2025 年冬季至秋季沉積物 0~5cm、5~10cm 沉積物粒徑中間值.....95

圖 66、七股 A 區及 B 區 2025 年冬季至秋季沉積物 0~5cm、5~10cm 沉積物粉泥黏土含量.....95

圖 67、七股 A 區及 B 區 2025 年冬季至秋季沉積物在深度 0~5cm、5~10cm、10~20 cm 及 20~30cm 的含水量.....96

圖 68、七股 A 區及 B 區 2025 年冬季至夏季沉積物在深度 0~5cm、5~10cm、10~20cm 及 20~30cm 的沉積物有機質含量.....97

圖 69、七股海草床沉積物冬季有機質（OM）與有機碳（OC）關係圖（n = 17）.....98

圖 70、七股 2025 年冬季至秋季 A、B 區乾潮（low tide）及滿潮（high tide）時水溫.....100

圖 71、七股 2025 年冬季至秋季 A、B 區乾潮（low tide）及滿潮（high tide）時鹽度.....100

圖 72、七股 2025 年冬季至秋季季 A、B 區乾潮（low tide）及滿潮（high tide）時溶氧量.....101

圖 73、七股 2025 年冬季至秋季 A、B 區乾潮（low tide）及滿潮（high tide）時酸鹼值.....102

圖 74、七股 2025 年四季 A、B 區乾潮及滿潮時磷酸鹽含量.....104

圖 75、七股 2025 年四季 A、B 區乾潮及滿潮時銨鹽含量.....104

圖 76、七股 2025 年冬季至秋季 A、B 區乾潮及滿潮時硝酸鹽含量 105

圖 77、七股 2025 年四季 A、B 區乾潮及滿潮時亞硝酸鹽含量.....106

圖 78、現地通量測量，罩蓋蓋上不透光布料模擬夜晚.....107

圖 79、2025 年冬季至秋季 A 區及 B 區二氧化碳（CO_2）通量.....107
圖 80、2025 年冬季至秋季 A 區及 B 區甲烷（CH_4）通量.....108
圖 81、2025 年冬季至秋季 A 區及 B 區氧化亞氮(N_2O)通量.....108
圖 83、主棲地 A 區 2025 年夏季（8 月）的海草面積分布範圍 109
圖 84、冬季 B 區調查時人員腳踩下去底土，即淹沒膝蓋，無法移動，故無法進行面積調查 110
圖 85、本計畫於七股沿岸沙洲的裸灘地設置的灘地樣區 114
圖 86、各季葉綠素 a 濃度（n=12）.....114
圖 87、七股沿岸沙洲的灘地樣區量測到的二氧化碳通量 115
圖 88、七股沿岸沙洲的灘地樣區量測到的甲烷通量 115
圖 89、七股沿岸沙洲的灘地樣區量測到的氧化亞氮通量 116
圖 90、各方利害關係人對於供給服務、支持服務、文化服務的認同程度.....125
圖 91、各方利害關係人對於計畫範圍生態服務的願付價值 130

表目錄

表 1、鷸鴴科生態保護區、七股潟湖及鹽田的生態系統服務評估結果8

表 2、臺灣海茄冬及欖李紅樹林棲地碳匯比較表 12

表 3、本團隊使用之無人機相關參數資訊 31

表 4、2022 年土地利用類別與本計畫調整之分類對照 32

表 5、三種紅樹林地上部異速生長方程式公式 35

表 6、三種紅樹林地下部異速生長方程式公式 35

表 7、計畫區域 RAWES 服務功能指標及說明 41

表 8、鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林樹高、密度及胸高直徑測量結果..50

表 9、鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林棲地碳匯整理表 56

表 10、七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林樹高、密度及胸高直徑測量結果 58

表 11、七股溪口海茄冬紅樹林棲地碳匯整理表 63

表 12、本計畫範圍於 2022 年及 2020 年主要土地利用變化 65

表 13、曾文溪口濕地以北之各區域的空拍統計表 69

表 14、計畫範圍的棲地類型面積統計 72

表 15、主棲地內海茄冬及欖李紅樹林樹高、密度及胸高直徑測量結果（括號內表示最大值及最小值） 77

表 16、曾文溪口重要濕地海茄冬紅樹林棲地碳匯整理表 84

表 17、臺灣海茄冬紅樹林棲地碳匯比較 85

表 18、曾文溪口重要濕地欖李紅樹林棲地碳匯整理表 86

表 19、臺灣欖李紅樹林棲地碳匯比較 87

表 20、與白水湖樣點生產力比較（單位：$g\ m^{-2}\ day^{-1}$） 90

表 21、與白水湖樣點生物量比較（單位：$g\ m^{-2}$） 91

表 22、貝克氏鹽草 2025 年冬季至夏季溫室氣體與沉積物環境因子之斯皮爾曼等級相關分析（Spearman rank correlation）結果.....99

表 23、貝克氏鹽草 2025 年冬季至夏季溫室氣體與沉積物環境因子之斯皮爾曼等級相關分析(Spearman rank correlation)結果.....103

表 24、海草床 A 區及 B 區 2025 年冬季至夏季沉積物有機碳含量 ..110

表 25、主棲地海草床（A 區）碳匯整理表 112

表 26、臺灣濱海藍碳代表性物種之碳吸存率參數。（正值：碳吸存；負值：碳排放）.....112

表 27、沿岸沙洲區的灘地樣區碳匯整理表 117

表 28、生態系統服務評估的受訪者類別及人數 119

表 29、統整各受訪者類別對於生態系服務項目的正面和負面意見..121

表 30、生態系統服務評估各方利害關係人的總分結果 123

表 31、台江國家公園發布與曾文溪口濕地場域相關之計畫列表 126

表 32、生態系統服務本計畫與其他研究之比較表 128

表 33、本計畫針對東魚塭生態服務的評估項目與價值評估的對應方法 132

表 34、曾文溪口溼地各棲地的年度碳匯量估算整理表 139

第一章、 計畫緣由

聯合國政府間氣候變化專門委員會（IPCC）在第六次評估報告（AR6)指出，全球暖化幅度可能在 21 世紀內超過攝氏 1.5 至 2.0 度，將引發高溫、暴雨、乾旱、海平面上升等氣候危害，對能源、水資源、糧食及生物棲地安全構成重大威脅。聯合國氣候變化綱要公約第 26 次締約方大會（COP26）呼籲全球於 2050 年實現淨零排放，以控制暖化幅度在 1.5˚C 內。目前，超過 130 個國家宣布推動淨零排放，我國於 2022 年 3 月公布「2050 淨零排放政策路徑藍圖」，期望通過能源、產業、生活及社會轉型，減少溫室氣體排放量達 50%。然而，尚有 133 百萬公噸二氧化碳當量需透過棲地復育、動植物保育、負碳農法及負排放技術等策略進行碳吸收與封存。

紅樹林（mangroves）、海草床（seagrass beds）、與潮汐鹽沼（tidal salt marshes）並列為三大濱海「藍碳（blue carbon）」生態系。紅樹林生態系不僅在碳移除上發揮關鍵作用，還提供海岸線穩定、侵蝕防止、水質淨化、風力減緩及減少暴潮衝擊等豐富的生態系服務（Mcleod et al., 2011; Serrano et al., 2019），其生態系服務年價值高達 8000 億美元（Otero & Walton, 2021）。紅樹林以其高生產力和生物多樣性為海洋生物提供重要的食物資源和棲息地（Ashton & Macintosh, 2002; Morrisey et al., 2003; Duke et al., 2007; Menéndez et al., 2020）。紅樹林的碳儲存能力是陸地森林的三至四倍，顯示了其在全球碳循環中不可替代的角色（Mcleod et al., 2011; Otero & Walton, 2021; Spalding & Leal, 2022），並具有高單位面積碳儲存量（每公頃 738.9 mg C）遠超過其他藍碳生態系（Alongi, 2020）。

台江國家公園管理處擁有面積廣袤的濕地，濕地不僅為重要的碳匯系統，也提供洪氾調節、淨化水質、生物棲地等多樣化的生態系統服務。然而，目前區內濕地相關研究計畫雖涵蓋生態資源、水文水質、

棲地營造等，但整合生態系統功能、服務及碳匯功能，並探討其對氣候變遷減緩與調適的研究仍相對有限。

基於全球性的減碳趨勢，台江國家公園於 112 年針對鹿耳門鷸鴴科生態保護區進行濕地的碳匯調查，當年度之碳匯量總和為正值，顯示碳匯系統是處於碳吸收的狀態；113 年的碳匯量計算則有季節的正負波動；另外於 113 年進行七股海茄冬紅樹林的碳匯估算，各季節皆為正值，呈現碳吸收的狀態。今年度 114 年則延續調查七股溪口紅樹林以及鷸鴴科生態保護區的碳匯/碳排係數，並以曾文溪口重要濕地為研究核心區域，透過文獻彙整與現地調查，整合分析不同微棲地的碳匯功能，以建立紅樹林、海草床及灘地的碳收支模型，探討濕地在氣候變遷減緩中的功能與潛力。

除碳減緩外，濕地還可提供許多生態功能；而全球性倡議「生態系統和生物多樣性經濟學」（The Economics of Ecosystems and Biodiversity）可以協助對生態系統服務做評價，包括辨識服務功能以及評估社會經濟價值。本計畫主要工項之一為鑑定曾文溪口濕地的生態系統服務功能，透過快速評估生態系統服務（Rapid Assessment of Wetland Ecosystem Services, RAWES）方法評估曾文溪口濕地所具有的生態系服務功能；並藉著濕地生態系統功能與氣候調適能力的分析結果，作為台江國家公園經營管理及未來濕地保育利用計畫制定的重要依據，以推動濕地永續發展與氣候變遷調適。

第二章、 計畫目標

一、計畫區域

A. 主要調查範圍：以台江國家公園轄管之曾文溪口重要濕地為主要工作地點，曾文溪口濕地其範圍包含曾文溪北堤內之十份黑面琵鷺生態保護區（本計畫稱其主棲地）、七股野鳥棲地特別景觀區（本計畫稱其東魚塭）、部分七股沿岸沙洲特別景觀區（本計畫稱七股沿岸沙洲區）（圖 1）。

B. 延續調查範圍（海茄冬碳匯係數）：延續前期七股鹽田濕地的七股溪口紅樹林生態保護區（本計畫稱其七股溪口紅樹林）、鹿耳門鷸鴴科生態保護區（本計畫稱其鷸鴴科保護區）之碳匯調查樣點（圖 2、圖 3）。



圖 1、主要調查範圍（曾文溪口濕地以北）

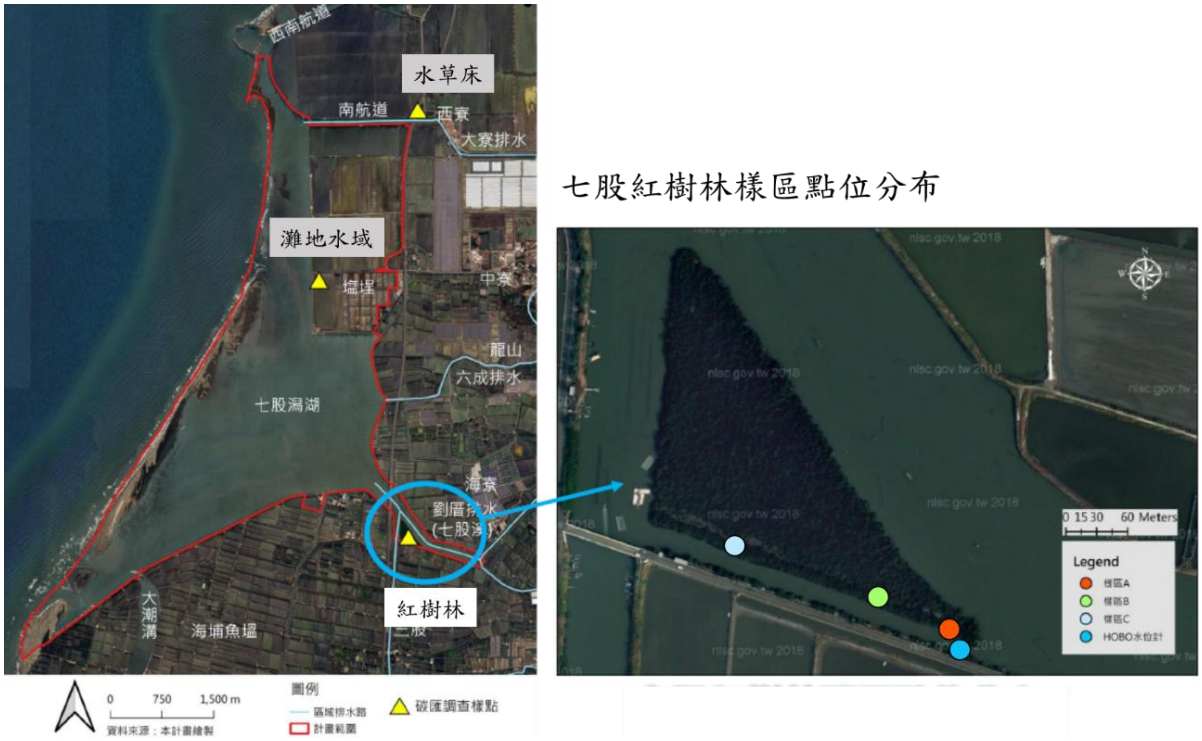


圖 2、延續113年計畫之區域及樣點（七股溪口紅樹林生態保護區）

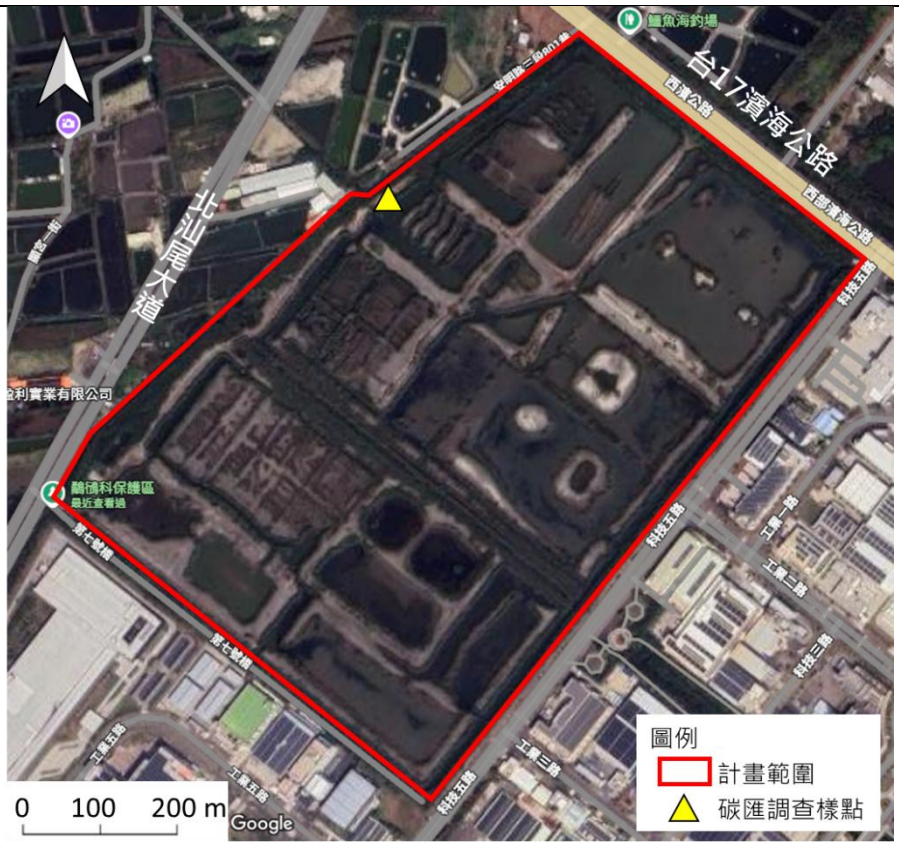


圖 3、延續113年計畫之區域及樣點（鹿耳門鷸鴴科生態保護區）

二、工作項目

(一)曾文溪口濕地生態系服務評析研究

1、 本區域濕地生態系服務現況探討研究，具體執行以下工作：

i. 透過文獻資料收集彙整及現地調查，評析計畫區域內棲地類別。

ii. 運用正射影像資料及比對歷年航照或衛星圖資，分析十份黑面琵鷺生態保護區紅樹林植被面積變化情形。

iii. 運用既有文獻資料及權益相關者問卷調查模式，盤點及評析本區域所提供之濕地生態系服務現況。

2、 採用排放係數法，執行本區域氣候變遷減緩功能探討研究，具體為以下工作：

ⅰ 擇本區域具碳匯潛力之微棲地至少 3 類型（原則以紅樹林、海草床優先），實地調查其碳匯係數。

ⅱ 運用正射影像或必要之現地調查，評析各類型微棲地分布面積（活動數據）。

ⅲ 綜整上述實地調查資料並收集文獻資料，估算本區域氣候變遷減緩能力。

3、 綜整前述資料，執行以下工作：

ⅰ 盤點既有資料缺乏不足處，提出未來保育研究計畫建議。

ⅱ 分析各類情境，並提出長期重點維護生態系服務項目，包含氣候變遷減緩及調適服務等，應用於具體經營管理策略面向建議擬定。

(二)七股鹽田濕地、鹿耳門鷸鴴科生態保護區海茄冬碳匯係數調查：

延續去年計畫於七股溪口及鷸鴴科生態保護區所調查的海茄冬植群樣站，執行碳匯係數調查（至少 1 次冬季調查），並整合估算 2 處濕地之海茄冬植群氣候變遷減緩能力。

三、預期目標

(一)調查鳌清曾文溪口重要濕地及計畫區域濕地生態系碳匯功能現況。

(二)篩選出本計畫區域濕地生態系所能提供的服務，並評析各項服務現況。紅樹林濕地的擴張對棲息地品質及碳匯生態系統服務的影響，綜合評估紅樹林在生態系統服務中的角色。

(三)綜整提出長期重點維護生態系服務項目，落實應用於具體經營管理策略面向建議擬定。

第三章、 前人研究

一、 濕地生態系統服務

濕地為地球上最重要生態系之一，依據《全球濕地展望》（Global Wetland Outlook）（Gardner & Finlayson, 2018）估算濕地（包括內陸濕地和沿海濕地）大約佔全球陸地面積的 6%至 9%。而全球濕地面積雖估計約為 12.1 百萬平方公里，但許多濕地正面臨退化和消失的風險，透過濕地範圍趨勢指標（Wetland Extent Trends index, WET）的估算，從全世界尺度來看，在 1970 年至 2008 年間，自然濕地的 WET 指數平均下降了約 30%（Dixon et al., 2016）。造成濕地減少主要的因素包括土地利用變化、汙染、海平面上升、以及極端氣候事件等，沿海地區的城市化和工業化導致濕地被填埋和轉為建築用地，這直接破壞了濕地生態系統，而氣候變化導致海平面上升，可能淹沒沿海濕地，特別是低地鹽沼和紅樹林。因此對於沿海濕地保護區的強化管理、推動永續的土地利用及農漁政策、減少汙染、植被恢復和水文修復、提升濕地碳匯功能來應對氣候變化對沿海濕地的影響，都是目前恢復濕地的生態功能的重要政策。

根據 Daily（1997）定義，生態系統服務以人類和社會為主體，描述自然生態系統及其組成物種得以維持和滿足人類生活所需要的環境條件和過程，且可維持生物多樣性和提供各種生態系統產品的生產。濕地提供了極其重要的生態系統服務，包括：水質淨化、洪水控制、食物供應、生物多樣性保護和碳儲存等。2005 年由聯合國組織發布的千禧年生態系統評估（Millennium Ecosystem Assessment, MEA）報告的「濕地與水」部分專門討論包含供應服務（Provisioning Services）、調節服務（Regulating Services）、支持服務（Supporting Services）以及文化服務（Cultural Services）等四大生態系服務功能。這四大類生

態系統服務共同構成了人類福祉和經濟發展的重要基礎。因此如何透過保護和永續管理濕地，將可確保自然生態系統的健康。

為了能更有效量化生態系服務，透過 De Groot（2010）擬定之狀態指標(State indicators)，以及延續狀態指標之應用，McInnes & Everard 於 2017 年所提出的快速評估生態系統服務之方法（Rapid Assessment of Wetland Ecosystem Services, RAWES）；此評估法結合了利害關係人的參與進行生態系統服務評估，而評估結果可幫助主管單位及居民對濕地生態有更多的瞭解。112 年的鷸鴴科生態保護區研究計畫，運用 RAWES 和利害關係人進行訪談，並依據美國教育心理學家李·克隆巴赫（Lee Cronbach）於 1951 年提出 Cronbach's alpha（α）相關係數檢驗理論，作為計畫區域是否提供該項生態系統服務之信度標準；以α相關係數大於 0.5 為標準，從利害關係人中評估出 19 項生態系服務功能。113 年七股鹽田濕地的研究計畫中（王筱雯等，2024），同樣以 RAWES 方法進行利害關係人訪談，結果顯示七股潟湖被認同具有 23 項服務，七股鹽田則有高達 30 項服務，詳見表 1；該訪談結果亦展現了七股鹽田濕地在生態系服務方面，具有相當高的評價和潛力。

表 1、鷸鴴科生態保護區、七股潟湖及鹽田的生態系統服務評估結果

生態系統服務	服務項目	鷸鴴科生態保護區	七股潟湖	七股鹽田
供給服務	提供淡水			V
	提供食物	V	V	V
	提供天然材料			
	提供燃料			
	提供遺傳資源	V	V	V
	提供觀賞資源	V	V	V
	黏土礦物資源提供			
	廢物處裡			
	從自然空氣或水流中獲取能量			V
調節服務	調節空氣品質	V	V	V
	調節當地氣候	V	V	V
	調節全球氣候	V		V

生態系統服務	服務項目	鷸鴴科生態保護區	七股潟湖	七股鹽田
調節服務	水調節		V	V
	洪水災害調節	V	V	
	暴風災害調節		V	V
	害蟲管理			
	人類疾病調節			V
	動物疾病調節		V	V
	植物疾病調節			V
	土壤侵蝕調節	V	V	V
	淨化水質	V	V	V
	授粉	V		V
	鹽度調節	V	V	V
	火勢調節			V
	噪音與視覺緩衝	V		
文化服務	文化遺產		V	V
	休閒娛樂與旅遊		V	V
	美學價值	V	V	V
	精神與宗教價值		V	V
	靈感價值		V	V
	社會關係		V	V
	教育和研究	V	V	V
支持服務	土壤形成	V	V	V
	初級生產力	V	V	V
	養分循環	V	V	V
	水循環	V		V
	棲息地提供	V	V	V
總計（項）		19	23	30

由於各類型濕地生態系所提供的生態功能不盡相同，對人類衍生的經濟價值也有所差異。若想要進一步了解生態系價值，可運用全球性倡議「生態系統和生物多樣性經濟學」（The Economics of Ecosystems and Biodiversity, TEEB）這個方法，來對生態系統服務與生物多樣性進行評價；可協助決策者與民眾認知各類生態系統將為社會大眾帶來許多價值，TEEB 對於自然生態系評價主要依循以下程序：首先需確認相關利害關係人認同的服務功能（ecological function），以及該區域

所提供的生態系統服務（ecological system service），之後再針對上述服務採用相對應的經濟價值評估方法。錢玉蘭等（2016）對於七股鹽田濕地的生態系服務價值進行研究，結果其整體市場價值介於190~569 億元間，預估七股鹽田濕地年遊客量約為 25 萬人，總遊憩效益約為 1.63~5.44 億元。此外七股鹽田濕地還具有碳儲存、洪氾減緩以及微氣候調整之功能。

二、沿海濕地碳吸存

沿海濕地類型眾多包括淺海海域、潮下水生層、珊瑚礁、岩、潮間帶泥沙灘、鹽澤、紅樹林、河口、潟湖以及為人類糧食生產所設置鹽田、魚塭等（Davidson, 2014）。其中在沿海濕地中被植被覆蓋的海岸生態系統（Vegetated coastal ecosystems, VCEs）被稱為「藍碳」，包括鹽沼、紅樹林和海草床，其碳儲存的功能不僅有許多科學的認證且為全世界共同關注。在 2023 年舉辦第 28 屆聯合國氣候變遷大會（United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC）中達成其中一項重要協議「紅樹林突破（Mangrove Breakthrough）」專案，目標期望在 2030 年前投注 40 億美元，復育和保護全球 1500 萬公頃的紅樹林，遏止針對紅樹林的毀林行為。

紅樹林（mangroves）特指生長於熱帶與亞熱帶海岸潮間帶的樹木和灌木，與海草床（seagrassbeds）、潮汐鹽沼（tidal salt marshes）並列為三大濱海「藍碳（blue carbon）」生態系。其有機碳吸存能力明顯高於陸地森林(即「綠碳」)(Macreadie et al., 2021; Mcleod et al., 2011)，其碳埋藏速率不僅是陸地森林的 40 倍，還超過海洋沉積物碳埋藏的一半(Duarte et al., 2005; Herrera-Silveira, 2020; Otero & Walton, 2021)。在海岸藍碳生態系統中，紅樹林單位面積的土壤碳埋藏量最高（386 tonne C/ha），其次是鹽沼（255 tonne C/ha）和海草床（108 tonne C/ha）

（Hiraishi et al., 2014）。Serrano et al.（2019）亦指出，澳洲 1 公尺土壤碳埋藏量在紅樹林約為 251 tonne C/ha，海草床為 112 tonne C/ha，鹽沼為 168 tonne C/ha。以全球尺度來看全世界紅樹林面積 14 萬平方公里，海草床面積 79 萬平方公里，鹽沼 6 萬平方公里（Lin et al., 2020），整體雖然只佔海洋面積的 2%，卻能貢獻全球海洋至少 50%以上碳匯（Duarte et al., 2005; Mcleod et al., 2011; Krause-Jensen & Duarte, 2016；Macreadie et al., 2021; Raw et al., 2023）。因此，紅樹林與海草棲地是碳吸存和氣候變遷調適的關鍵區域。

- 紅樹林碳匯估算：

台江國家公園管理處近年逐步調查園區範圍內不同紅樹林的碳匯量，以 112 年度鹿耳門鷸鴴科生態保護區及 113 年度七股鹽田濕地的委託案為例，其中鷸鴴科生態保護區針對欖李及海茄冬這兩區紅樹林進行碳匯估算和異數方程式校正，又因欖李去年已累積相關樹徑數據，故可產生兩年的碳匯數值。以 2023 冬季至 2024 冬季來計算 2023 年欖李紅樹林的年碳匯量為 0.3864 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}，顯示為碳吸收（碳匯）；因缺少冬季資料故僅三季的調查數據，故 2024 年欖李紅樹林的年碳匯量改以 2023 秋季至 2024 秋季試算，為-0.4866 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}，且並不具有碳匯功能。2024 年新增鷸鴴科保護區內的海茄冬紅樹林碳匯計算，同樣因尚未有 2025 年冬季的碳匯數據，所得出之估算結果海茄冬紅樹林每平方公尺年碳匯量為-6.1621 Kg CO_2e $m^{-2}yr^{-1}$，為碳排放（碳源）；而該區域 2024 年度的紅樹林皆為碳排放狀態，推測可能因 2024 年夏季的底土溫室氣體排放量較高所致。

七股溪口紅樹林的海茄冬調查亦同樣缺少冬季資料，但不同的是，七股海茄冬紅樹林每平方公尺年碳匯量為 4.9174 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}，為碳匯系統。本計畫補足兩地海茄冬的冬季碳匯數據，以重新計算出海茄冬紅樹林的碳匯量。

除了台南七股外，本計畫彙整其他 3 處海茄冬紅樹林碳匯結果，分別為彰化芳苑 2.6224 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}、嘉義布袋 2.2460 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}，及台南北門 1.0225 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}（Lin et al., 2023）。

表 2、臺灣海茄冬及欖李紅樹林棲地碳匯比較表

年度 / 地點	海茄冬紅樹林		欖李紅樹林		參考文獻
	2013-2019 年度	2024 年度	2023 年度	2024 年度	
鷸鴴科保護區	-	-6.1621[A]	0.3864[B]	-0.4866[C]	113 年報告
七股溪口紅樹林	-	4.9174[A]	-	-	113 年報告
彰化芳苑	2.6224	-	-	-	Lin et al. (2023)
嘉義布袋	2.2460	-	-	-	Lin et al. (2023)
臺南北門	1.0225	-	-	-	Lin et al. (2023)

備註：

[A]2024 秋季至 2025 冬季資料因尚未進行現地調查，故以前三季數據的平均值推估生長量及枯落物量。2025 冬季尚未進行底土溫室氣體通量測量，目前先以 2024 冬季資料作為代替。

[B]2023 年欖李紅樹林棲地年碳匯量，以 2023 年冬季至 2024 年冬季間四季碳匯資料加總計算。

[C]2024 年欖李紅樹林棲地年碳匯量，因 2024 年冬季資料尚未有資料，故以 2023 年秋季至 2024 年秋季間四季碳匯資料加總計算。

- 灘地水域及海草床碳匯估算：

然而除紅樹林外，近來學界開始注意到礁體、灘地、海草床也是保存藍碳的重要濕地型態，由於多種濕地型的鑲嵌可以加速碳沉積，因此提高碳儲存的效能（James, 2024）。在台江國家公園範圍內，擁有多樣化的沿海濕地型，對應不同的濕地的碳匯能力則需要進一步的研究。

水域的碳匯和碳源包括藻類碳吸存量以及水體溫室氣體通量，113 年度的七股鹽田濕地七股鹽灘地和 112 年度鹿耳門鷸鴴科生態保護區的水域碳匯量分別為-18.3792 g CO_2e m^{-2} yr^{-1} 和 606.4 g CO_2e m^{-2} yr^{-1}。

113 年度於七股鹽田濕地東側鄰近的灘地設置一樣區－西寮海草床，若僅考量線葉二藥草所貢獻之碳吸存量，未計算水體的二氧化碳通量的話，西寮海草床的年碳匯量為-15.95 g CO_2e m^{-2} yr^{-1}，顯示為碳源系統；但若將水體的二氧化碳通量視為線葉二藥草與浮游藻類共同貢獻碳吸存量，會得到西寮海草床為碳匯系統，年碳匯量為 690.63 g CO_2e m^{-2} yr^{-1}，顯示在該區域浮游藻類的碳吸存貢獻力較海草床強。

三、台灣魚塭碳吸存

林幸助老師研究團隊與水試所合作研發之養殖魚塭碳匯量測技術，建構了台灣水產養殖的碳收支，並確定了台灣文蛤（*Meretrix taiwanica*）和虱目魚（*Chanos chanos*）單養池塘的溫室氣體（GHG）排放。文蛤（72~85%）和魚池（41~48%）的主要碳吸收途徑來自浮游生物的生產；然而，呼吸作用所產生的碳高於生產效率，使魚池變成了碳排系統，平均排放 0.21 g C m^{-2} d^{-1}。相較之下，文蛤池即使考慮到生物鈣化釋放的二氧化碳，仍然發揮碳匯能力，其平均吸收量為 0.06 g C m^{-2} d^{-1}。沉積物對池塘碳輸出路徑的貢獻顯著，在文蛤池塘和魚池中分別佔 62~77%和 23~52%。一種未考慮的碳輸入途徑很可能導致了文蛤池塘沉積物的積累，這是由於文蛤的濾食行為引起的，這種濾食行為會誘發再懸浮或產生假糞；另一方面，飼料輸入主要導致了魚塘沉積物的累積。甲烷通量、生物鈣化、水交換和雨水在兩種養殖池碳預算中所佔的比例相對較小。基於 100 年全球暖化潛勢值(GWP100)，養殖期間文蛤池塘的溫室氣體排放量為 0.46 ± 0.75 g CO_2e m^{-2} d^{-1}，魚池的溫室氣體排放量為 1.15 ± 1.15 g CO_2e m^{-2} d^{-1}。甲烷通量對兩個池塘的整體溫室氣體排放貢獻相對較小，而一氧化二氮通量可能會使魚塘變成更大的溫室氣體排放源。

四、七股地區海岸變遷

有關七股海岸變遷之相關研究報告，如簡仲和等（2006）曾針對青山漁港西南航道至頂頭額汕間海岸，進行地形水深測量、潮波流及漂砂調查與分析，研擬七股潟湖沙洲保護之對策與方案。林宗儀等（2007）曾藉由歷史地圖、航照、衛星影像及地面斷面調查等資料，研究外傘頂洲與網子寮沙洲之地形變遷。方偉達與楊孟潭（2007）曾探討臺南地區海岸沙洲之變遷，針對其變遷因素，研擬永續發展策略。洪敬媛與林宗儀（2008）以網子寮沙洲附近海氣象資料與福衛二號衛星影像，配合地形剖面實測，探討海濱線變動與地形變動之動力機制。

陳添水（2013）曾以七股沿海地區 1994 年、2004 年及 2010 年等 3 期 SPOT 衛星影像資料進行影像變遷分析，探討該地區之地覆變遷情況，七股沿海在 16 年間主要變化如下，七股鹽田與魚塭部分區域原為水域轉變為荒地原為乾涸；網子寮、頂頭額及新浮崙等離岸沙洲朝東與朝南漂移；另位於頂頭額沙洲南段之防風林與沙地大幅消失；黑面琵鷺保護區之東南與南側，原為沙地被開挖為養殖魚塭。七股沿海離岸沙洲有朝東南方向漂移趨勢，尤其頂頭額沙洲南段之防風林面積不斷地縮減，甚至可能完全消失。劉正千（2015）應用福爾摩沙二號衛星與定翼無人飛行載具，探討台江國家公園環境與紅樹林生態時空變化，建置不同尺度遙測影像資料庫，包含衛星影像、高光譜影像及航空照片。劉正千(2022)應用多尺度遙測影像了解地景與時空變化，建立與擴充台江國家公園空間與影像資料庫，提供經營管理、生態保育、未來發展計畫擬定等資訊。

五、無人機空拍運用

以往地景調查及分析大多使用衛星遙測影像進行大尺度地貌分類，再派人員到現地進行環境考察與分析，往往需要耗費大量人力與資源。近年來，由於無人機創新技術與電腦硬體設備之提升，以及機器學習與影像處理之技術快速發展，已大大提高空拍正射影像之解析度與擴大拍攝範圍。

Yang et al.（2020）運用無人機搭載多感測器，進行北極植被組成的表徵和北極苔原的樹冠屬性的影像辨識；他們開發一套多感測器無人機「魚鷹」使用現成的儀器，產生高解析度光學、熱影像和結構影像並收集高光譜測量結果。在北極到位於阿拉斯加蘇厄德半島的苔原研究地點，以苔原植被冠層的生物物理特性進行植物功能類型（PFT），繪製了代表北極苔原生態系的地圖，整體精度為 87.4%。Barnas et al.（2019）以無人機正射影像與地面調查方法進行比較，用於估計拉彼魯斯灣小雪雁（*Anser caerulescens caerulescens*）對棲息地的破壞程度，他們調查了 5 個小雪雁的劣化棲息地位於拉皮魯斯灣的研究地點，以無人機的正射紅綠藍（RGB）影像，將地面土地覆蓋資料，分為貧瘠、灌木或非灌木類別，同時比較了地面樣線的調查結果，根據照片解讀，無人機影像的整體精度普遍較高（88.8 至 92.0%），簡單的 RGB 影像可用於評估大範圍的棲息地破壞，發揮重要的作用。

Moreno et al.（2019）也運用無人機於油棕種植園監測，以植被指數（NDVI）通常是應用於智慧農業管理，藉此進行評估植物多樣性的演算法，以維持油棕種植園內生物多樣性。陳靜茹（2023）透過無人機搭載多種感測器，結合影像辨識技術智慧化分析，建立 UAV 無人機智慧化多源影像農地水域棲地辨識系統暨多光譜評估指標，呈現農地野生物棲息利用的多樣性價值。

第四章、 研究地區

本計畫研究的主要範圍為台江國家公園區內之曾文溪口重要濕地，並以曾文溪北堤以北之區域為主要工作地區，包含十份黑面琵鷺生態保護區、七股野鳥棲地特別景觀區、七股沿岸沙洲特別景觀區（與本計畫範圍重疊之區域）三個分區，如圖 1。曾文溪口濕地為國際級重要濕地，位於臺南西部濱海平原（沖積層），與隆起海岸連結成廣大潮間帶。水文系統由曾文溪、大潮溝及中潮溝（六孔碼頭排水）構成，自曾文溪上游挾帶泥沙與有機營養物質沉積於出海口，使得水域擁有豐富浮游與底棲生物，成為良好之候鳥覓食棲息環境（內政部，2018）。此區域先前被台南縣政府於 1987 年框劃為七股工業區預定地，而後在鳥友的請命和保育意識抬頭的情況下，改劃設為生態保護區和特別景觀區，並列入台江國家公園範圍內（林毓琼，2002）。

另外延續 113 年七股鹽田濕地的計畫，在七股鹽田濕地的七股溪口紅樹林生態保護區及四草重要濕地的鹿耳門鷸鴴科生態保護區（A1 區）進行海茄冬碳匯的補充調查。

一、十份黑面琵鷺生態保護區（亦稱主棲地）

（1）範圍：

北側以舊堤（北堤堤防）為界，且設有一處賞鳥亭；東側以七股野鳥棲地特別景觀區為界、西側以七股沿岸沙洲特別景觀區為界、南至河川水道治理計畫用地範圍線（不含水防道路），其中包含四號水門（原一號）及一號水門（原二號），詳見圖 4。面積約 300 公頃，佔陸域面積 5.82%（內政部，2018）。



圖 4、生三-十份黑面琵鷺生態保護區範圍（台江國家公園計畫（第1次通盤檢討）計畫書，內政部，2018）

（2）資源特性：

本區有曾文溪口上游所帶來的豐富營養鹽，蘊育了豐富的底棲與浮游生物資源，成為各類物種群聚的棲息地；每年過境度冬期有許多鷸鴴科、鷺科等候鳥來此棲息，並利用此濕地做為遷徙度冬地或中繼站。其中黑面琵鷺是全球注目的保育類瀕危（EN）動物，而曾文溪口北邊的新生浮覆地作為黑面琵鷺向南遷移度冬的重要棲息地，也於2002 年公告為黑面琵鷺生態保護區。根據歷年的黑面琵鷺全球同步普查報告顯示，2005 年在主棲地共記錄到 360 隻，且佔當時全台黑面琵鷺總數近一半（48%）；今年 2025 年的普查結果，至台灣度冬的黑面琵鷺同樣占全球的一半以上，甚至已達 4,104 隻之多（佔全球總數 58%），然而主棲地僅記錄到 122 隻（占全台總數 3%）。隨著黑面琵鷺的數量增加，發現黑面琵鷺在臺灣的度冬範圍有持續擴張的趨勢（中華民國野鳥學會，2025），因此儘管主棲地已不再有最大數量的黑面琵鷺前來度冬，此保護區仍舊有其保育地位和重要性。

此外，保護區在確保生態資源永續利用以及不影響候鳥度冬的情況下，管理處於 2011 年逐步進行分區管理並開放在地居民採捕等漁業行為，採捕目標包括經濟貝類和海藻等；期望可兼具維繫在地居民生計以及濕地生態保育，亦持續進行生態監測以提供保護區合適的經營管理建議。

二、七股沿岸沙洲特別景觀區（與本計畫範圍重疊之區域，亦稱沿岸沙洲區）

（1）範圍：

北起青山漁港航道，南至新浮崙汕南界，範圍涵蓋青山港沙洲、網仔寮沙洲、頂頭額沙洲及新浮崙沙洲（圖 5）。本計畫僅涵蓋相鄰黑面琵鷺生態保護區的新浮崙沙洲範圍，面積約 242.46 公頃；此範圍為原「特（三）【特別景觀區（三）】-七股重要野鳥棲地區」與原「海域一般管制區（一）」交界處；然因新浮崙沙洲範圍變遷，已與原始計畫劃設範圍不符，故於 2018 年台江國家公園計畫（第 1 次通盤檢討）進行變更（圖 6），並且併入特七－七股沿岸沙洲特別景觀區的最南範圍。

（2）資源特性：

新浮崙汕過去為七股海堤外一塊突出的沙洲，沙洲上種植木麻黃與黃槿等防風林植物以定沙及保護海岸，近年來防風林逐漸受到海岸侵蝕而消失，也導致沙洲逐漸流失、往內陸移（台灣地形研究室，2012）；現存的沙洲與七股海堤間圍成一個小潟湖，並且已成為漁民放養牡蠣與放置定置網的場域。

沿岸沙洲區僅剩少量的防風林植物在此生長，但仍有許多固沙的海濱植物，如：匍匐蔓性植物的濱刀豆、海馬齒、海埔姜與馬鞍藤，其他還有國內紅皮屬屬於接近威脅等級的圓萼天茄兒（I*pomoea*

violacea L.）少量紀錄，以及外來種銀合歡在此片沙洲快速生長。新浮崙汕的這片沙洲圍繞在曾文溪口黑面琵鷺聚集區域的外圍，加上七股海堤兩者正好可以保護和穩定保護區內的濕地環境。



圖 5、特七-七股沿岸沙洲特別景觀區範圍示意圖（台江國家公園計畫（第1次通盤檢討）計畫書，內政部，2018）



圖 6、本計畫中七股沿岸沙洲特別景觀區（與本計畫範圍重疊之區域）範圍於2018年的變更內容示意圖，出自：台江國家公園計畫（第1次通盤檢討）

三、七股野鳥棲地特別景觀區（亦稱東魚塭）

（1）範圍：

北至北堤堤防（不含道路）、南至七股海埔堤防（不含道路）、東至計畫區東界、西臨生三-十份黑面琵鷺生態保護區，包含十份黑面琵鷺生態保護區周圍防汛道路，詳見圖 7。惟此區域早在國家公園成立前就已存在養殖行為，因此管理單位在漁民權益與保育的考量下，將七股海埔堤防以北的魚塭養殖區規劃為特別景觀區，可有利於國家公園之管理。面積約 384.73 公頃，佔陸域面積 7.56%（內政部，2018）。

（2）資源特性：

本區的土地利用類型主要為養殖池，以海水養殖並透過潮汐供應水源，並且有外部的沙洲阻擋風浪，可穩定養殖區的環境。養殖種類大致以文蛤和虱目魚為主，蝦類為輔，部分深水池亦有養殖石斑（蔡金助等，2003）。除少數為全年養殖魚池外，多數養殖方式會於收成後進行曬池或降低水位，和配合政府各種可能的政策與活動，適度讓既有之漁塭以對生態友善、低污染之養殖方式持續經營。



圖 7、特六-七股野鳥棲地特別景觀區範圍（台江國家公園計畫（第1次通盤檢討）計畫書，內政部，2018）

四、七股鹽田濕地

（1）範圍：

七股鹽田重要濕地的範圍廣大，北起將軍漁港南側堤防，東以南25-1、南25及堤防為界，東側同時有青鯤鯓扇形鹽田、西寮鹽田、台區鹽田等廢棄或觀光鹽田；往南延伸至至七股溪與樹林溪交匯處為界，西側海域至等深線6公尺處，包含青山港沙洲、網仔寮沙洲及頂頭額沙洲等。七股鹽田重要濕地大多為鹽田及蚵棚，以七股潟湖、七股溪、大潮溝及各區域排水等構成水文系統；而113年的計畫執行區域僅在台江國家公園之範圍，詳見圖 8，主要包括：七股潟湖一般管制區、生四-七股溪口紅樹林生態保護區及管九-鹽埕一般管制區（內政部，2018）。本計畫的補充調查僅於七股溪口紅樹林生態保護區（亦稱七股溪口紅樹林）進行，面積約5.63公頃，佔陸域面積0.11%（內政部，2018）。

（2）資源特性：

七股潟湖為全臺灣最大的海岸潟湖，是舊台江內海淤淺和收縮之後殘留部分。潟湖內目前為臺南市劃定區劃及定置之漁業權區域，當地漁民在此放置蚵棚及定製漁網進行養殖。七股鹽田鳥類以度冬水鳥和猛禽為主，如：黑面琵鷺、東方白鸛、遊隼澤鵟、魚鷹、紅隼、小燕鷗、黑嘴鷗等。1935 年開闢的臺灣第一座土盤鹽田－臺區鹽田，在廢曬後現已發展為鹽田濕地型態，也成為了臺灣的重要野鳥棲地之一；而其他七股鹽灘也在 2002 年 5 月停止曬鹽，所有廢棄鹽田及相關水路，皆有紅樹林生長，因此棲地管理及營造變成該地的重要課題（內政部，2016）。

七股溪口紅樹林位在七股溪河口，兩側有大片紅樹林，紅樹林在漲潮時形成水中森林;位於河、海與陸地交接之處有豐富的物質堆積，形成獨特的自然環境，具有調節生態的功能（王筱雯，2024）。



圖 8、七股鹽田濕地範圍示意圖

五、鹿耳門鷸鴴科生態保護區（亦稱鷸鴴科保護區）

（1）範圍：

鹿耳門鷸鴴科生態保護區位在臺 17 線與科技五路交叉口以西區域，南以臺南科技工業區為界，面積約 43.89 公頃，佔陸域面積 0.86%；其外圍水道及西南側則屬於鹿耳門濕地特別景觀區。詳見圖 9。

保護區周圍水路及道路，時常有水路清淤與堤岸維修之需求，以及作為鷸鴴科繁殖區之研究工作站，人員出入頻繁加上有解說教育之任務；因此將該區域調整為特二－鹿耳門濕地特別景觀區，以作為緩衝空間，並在管理和保育之間達到平衡（內政部，2018）。

四草重要濕地為國際級濕地，位於臺南市安南區，係曾文溪、鹿耳門溪、鹽水溪與鹽水溪排水（嘉南大圳排水線）匯流處之間，省道台 17 西南側，被臺南市科技工業區分隔成 3 處，分別為 A2 區（北汕尾水鳥保護區）及 A3 區（竹筏港水鳥保護區），面積共 550.56 公頃。其中 A1 區為鹿耳門鷸鴴科生態保護區，是許多野生動植物重要棲息地、覓食區、繁殖場，亦是東亞與紐澳候鳥遷移路線中繼站，具有重要生態價值。主要觀測物種為高蹺鴴，出現於濱海濕地如水田、草澤、湖泊、漁塭或河口等地（內政部，2018）。

（2）資源特性：

本區是於臺南科技工業區開發時，劃設為鷸鴴科繁殖區，後變更為鹿耳門鷸鴴科生態保護區，且為國際級四草濕地之一部分（A1 區），部分由舊鹽田改善為自然感潮的鹽沼濕地，棲息地已浚深達 2 公尺。此保護區是許多野生動植物重要棲息地、覓食區、繁殖場，亦是東亞與紐澳候鳥遷移路線中繼站，具有重要生態價值；主要觀測物種為高蹺鴴，出現於濱海濕地如水田、草澤、湖泊、漁塭或河口等地。因緊

鄰工業區，加上又是繁殖地，故有規劃長期監測臺南科技工業區對該區域鳥類繁殖的影響。

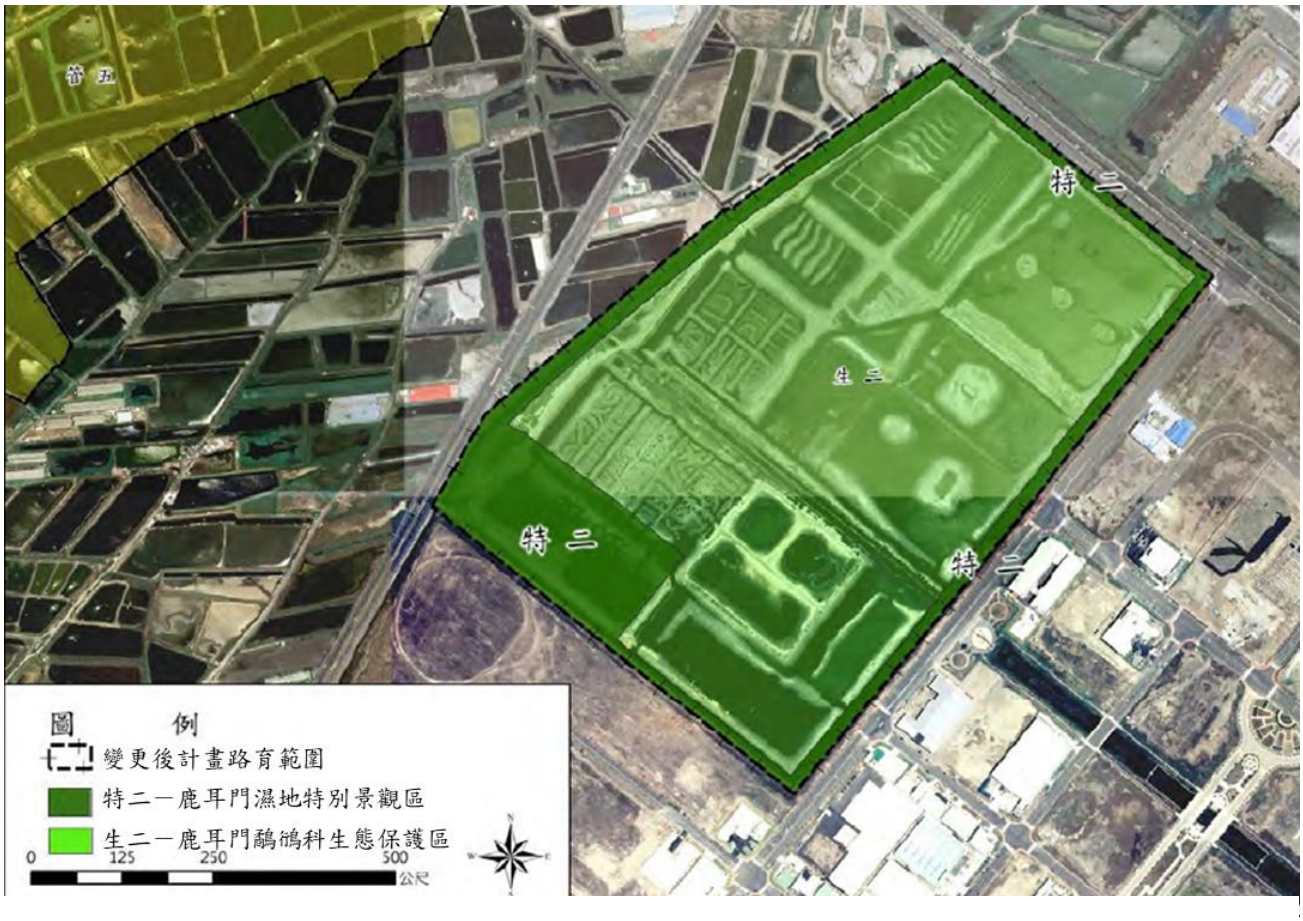


圖 9、生二-鹿耳門鷸鴴科生態保護區範圍示意圖（台江國家公園計畫（第1次通盤檢討）計畫書，內政部，2018）

第五章、 研究方法

一、 棲地類型判釋

棲地類型判別和棲地分布面積量測，可以幫助團隊確定不同棲地之空間範圍與其分布狀況，較為常用的 3 種方式如下：

- 地理資訊系統（GIS）

可透過整合不同數據來源（如圖層、遙測影像及現地調查數據）進行棲地範圍之量測與分析，主要使用地圖疊合技術確認棲地邊界，計算範圍內面積與空間分布，此方法可快速取得標的範圍之棲地分布面積。

- 遙測技術

若無相關圖資可使用，可利用衛星影像或飛機拍攝之大範圍數據進行棲地分布量測，主要為取得或購買高解析度衛星影像（如 Landsat、Sentinel）、飛機或無人機航拍影像，透過影像分類技術（如光譜分類、機器學習算法）將影像中之不同地貌分為棲地類型，將分類數據匯入地理資訊系統，計算各棲地之面積與空間分布。

- 現地量測

實地量測棲地邊界與其範圍，主要使用 GPS 或測量儀器明確棲地邊界，沿邊界進行測量，匯入數據至軟體（如 GIS）進行面積計算，或利用手工計算方法（如網格法）記錄邊界點位置，適用於小型棲地或精度要求高之研究。

而上述技術選擇考量，如下：

(1) 棲地類型與規模：大範圍棲地適合衛星與飛機遙測，小型棲地則偏向無人機與現地量測。

(2) 資源與能力：遙測需專業設備，現地量測成本較低但耗時。

(3) 精度要求：現地量測精度最高，但效率較低。

(4) 研究目標：若需要長期監測，遙測與 GIS 更具可行性。

以下將詳細介紹本計畫所進行之棲地類型分析方法及過程：

- 圖資蒐集

取得研究區現有相關圖資如台江國家公園土地使用分區圖、國土測繪中心國土利用現況調查成果、邱郁文等（2020）正射影像與紅樹林植群分布範圍，以及劉正千（2022）建置之台江國家公園內基礎圖資等。

- 現地勘查

使用平板電腦載入圖資至現地蒐集與記錄地真資料，包括紅樹林、海草、其他植被等微棲地物種與其分布狀況，以協助後續棲地類型分類時作為地真樣本參考依據。野外現勘前先以 QGIS 地理資訊系統軟體之外業工具 Qfield app 進行資料標定與建置 QGIS 專案，將所拼接完成清晰度較高之底圖放入專案中，並將建立專案搭載至平板或智慧型手機上做野外現勘使用，植群現勘上共計標定 558 個點位（圖 10）。

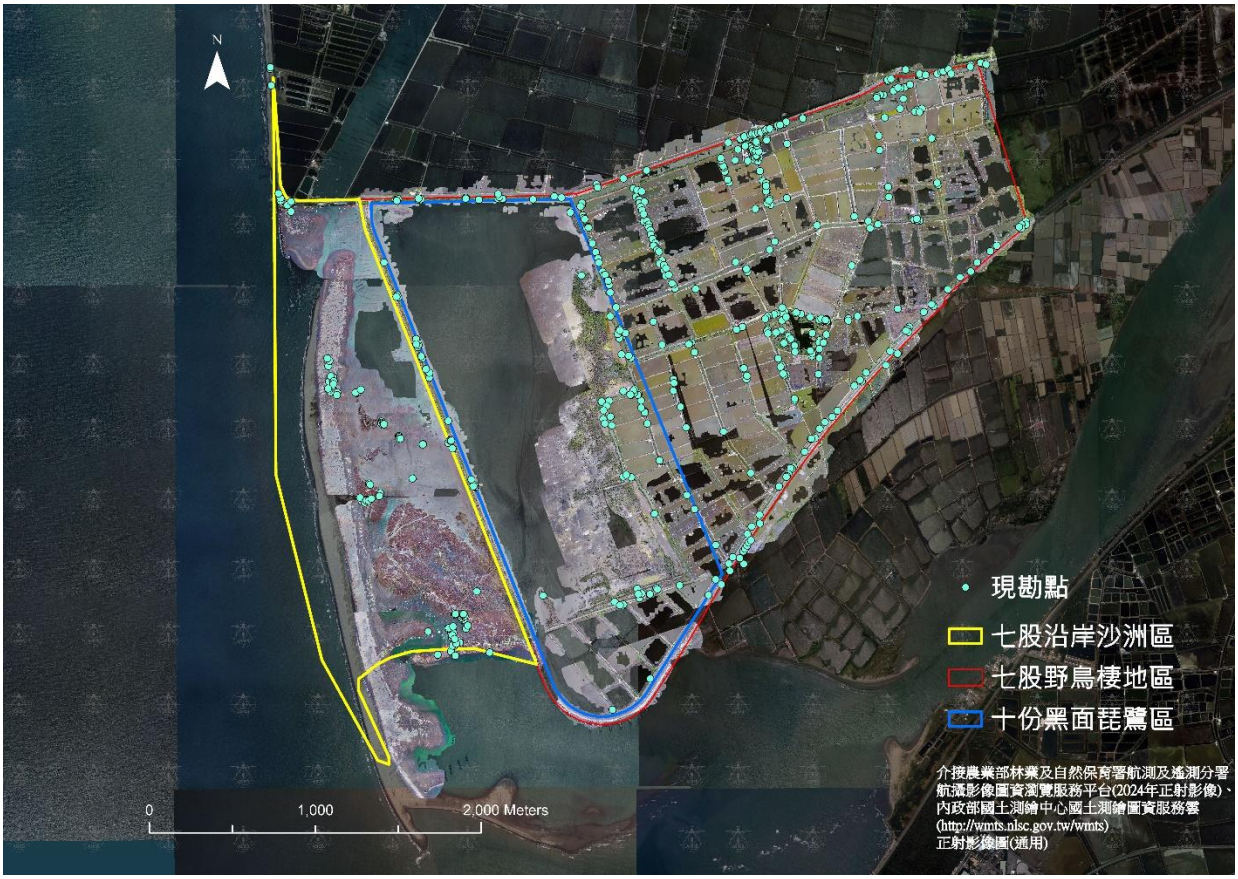


圖 10、本團隊於計畫範圍現場勘查之地點（共558個點位）

- 現況拍攝

本計畫空拍標準作業流程及各項工作內容分述如圖 11，除了要事前場勘、確認天氣外，還要規劃飛行任務，以 Autel APP 規劃無人機空拍航線及拍攝範圍（圖 12）。無人機的參數設定如

表 3 所示，針對計畫範圍的安排如下：「七股沿岸沙洲特別景觀區」(沿岸沙洲區)北邊區域共規劃 16 航次、「七股野鳥棲地特別景觀區」(東魚塭)共規劃 36 航次、「十份黑面琵鷺生態保護區」(主棲地)共規劃 18 航次；另外，為了避免水體影響對於海草影像判釋的能力，本團隊還有與相關主管單位協調降低主棲地的水位，以取得良好且足以辨識的空拍影像。

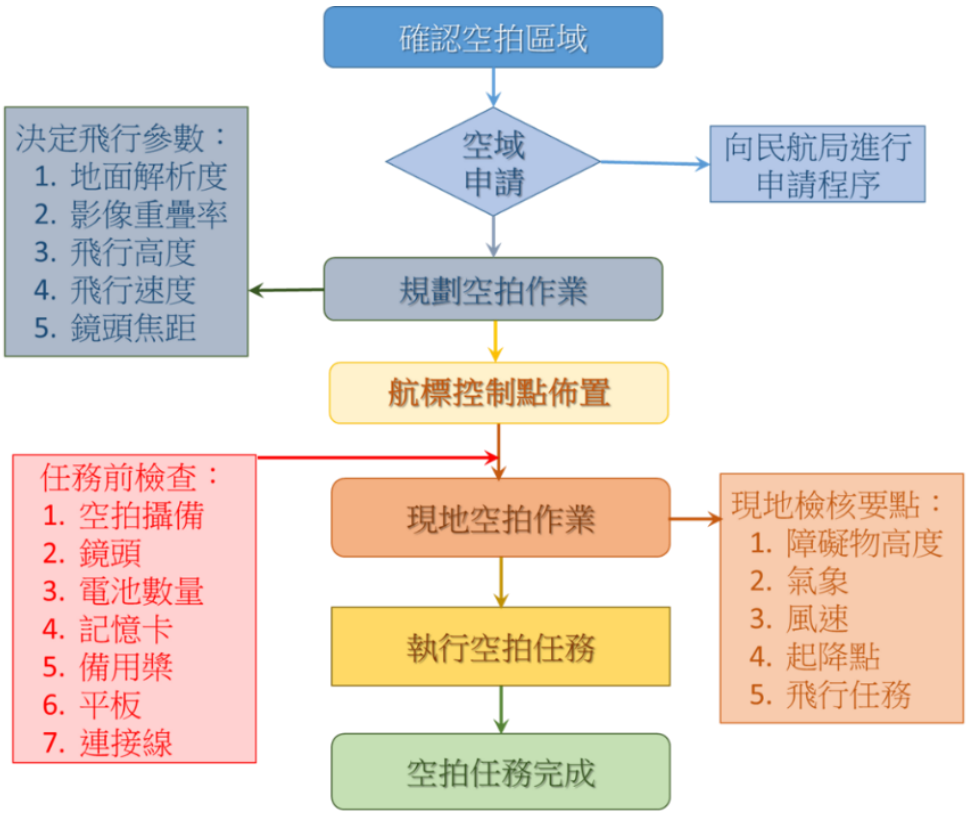
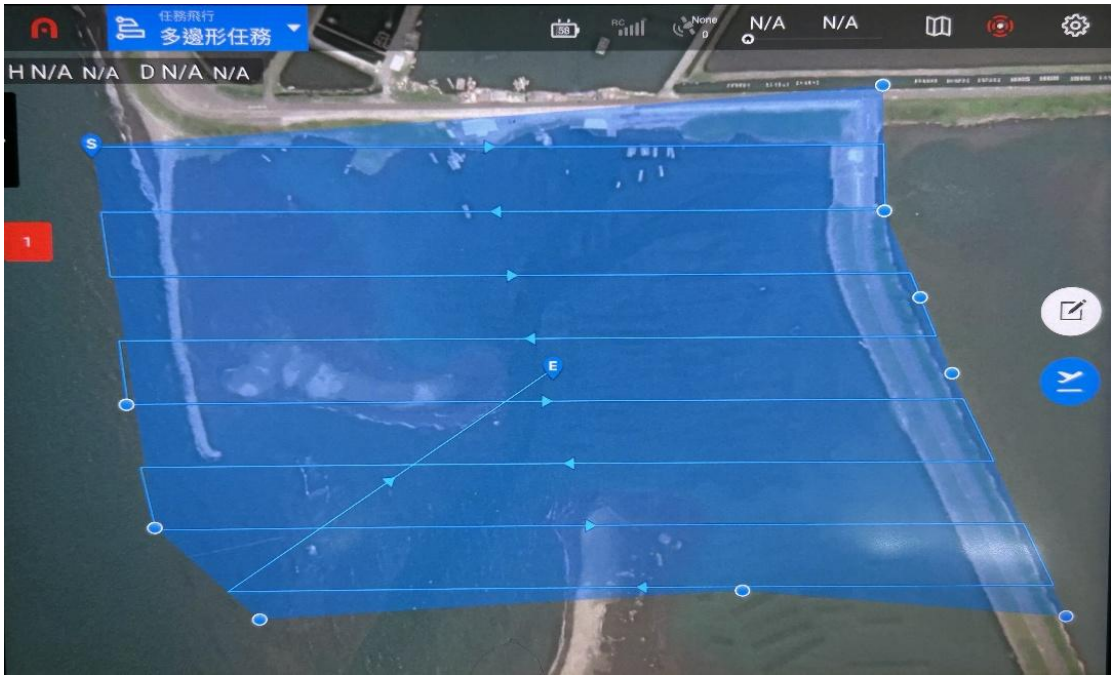


圖 11、空拍的標準作業流程及工作內容



說明：藍色區塊為該航次之拍攝範圍，藍線為飛航路線，箭頭為飛行方向

圖 12、以Autel APP規劃無人機空拍航線及拍攝範圍，以七股沿岸沙洲區為範例

表 3、本團隊使用之無人機相關參數資訊

項目名稱	參數
品牌	（越南製）Autel EVO II Pro V3（RTK）
飛航高度	90 公尺
飛行速度	18 公里/小時
飛行拍攝時間	20 分鐘內/航次
拍攝重置率	航向 70%、旁向 60%
拍攝範圍	35 公頃以內/航次
地面解析度	2~2.1 公分

- 影像處理分析

將取得的圖資使用 Esri ArcGIS Pro 地理資訊系統軟體進行棲地分類，以及圖層套疊分析與製圖。國土測繪中心所進行的國土利用現況調查，其成果資料分析出的歷年土地利用類別中，對於人工構造物如住宅、宗教、水閘門等相關人工設施分類明確，惟對於需較詳細判釋之自然棲地如沙洲、灘地、草生地，以及植被分布較無法從現有土地利用分類得知，因此需以解析度較佳之空拍影像搭配現地調查來輔助植被分布之判別。

棲地類型判釋依最新一年（2022 年）之國土利用現況成果分類類別為基礎，搭配空拍影像、Google map 之 2025 年衛星影像進行微棲地判釋。本計畫所採用的棲地類型分類如表 4 所示，陸域植被區分為紅樹林、海岸林植被、草生地等 3 個植群類型。為強調除人工構造物外之棲地類型，將農業產銷及加工設施（010402）、水閘門（040402）、宗教（050600）、純住宅（050200）等人為設施類別皆歸類為人工建物；防汛道路（040500）、一般道路（030504）、道路相關設施（030505）合併為道路；未使用地（090501）在土地利用上幾乎皆為魚塭周邊土堤、田埂、供生產作業之用途，故將其歸在土堤；水產養殖（010200）歸在魚塭。

另以 ArcGIS Pro 軟體將無人機空拍正攝影像進行鑲嵌，使用影像分類之非監督分類法可分成 5 類，選取含有植物之類別，再搭配現地調查繪製草生地、紅樹林、海岸林植被等之分布。

表 4、2022 年土地利用類別與本計畫調整之分類對照

2022 年土地利用類別	本計畫調整之棲地類型分類
濕地	分為水體、灘地、紅樹林
河川	
水道沙洲灘地	併為灘地
灘地	
海面	
水產養殖	名稱變更為魚塭
蓄水池	
溝渠	
未使用地	名稱變更為土堤
闊葉林	
果園	
旱田	
堤防	
一般道路	併為道路
防汛道路	
道路相關設施	
公園綠地廣場	
農業產銷及加工設施	併為人工建物
水閘門	
純住宅	
宗教	
一般文化設施	設施之下方及周圍可細分為蓄水池、土堤、道路
政府機關	

二、濕地碳匯測量

濕地碳匯的調查方法可以分為碳儲量差分法（Stock Difference Approach）及碳收支法（Gain-loss Approach）。碳儲量差分法是利用濕地碳庫（Carbon Pool）在固定時間內的碳儲量變化，推算濕地的碳匯量。碳庫是指濕地內儲存碳元素的場所，濕地生態系可包含 5 種碳庫：(1)植物地上部生物量、(2)植物地下部生物量、(3)枯木、(4)枯落物及(5)土壤有機質；透過測量這 5 種碳庫內有機碳的累積速率，即可推算濕地碳匯量，但仍無法了解碳匯量變化機制。過去研究指出枯木碳庫及枯落物碳庫的碳儲存量變化不明顯，計算碳匯時常會忽略不計。

碳收支法是根據碳質量平衡理論作為基礎，分別計算各項進入（Input）及離開（Output）濕地的碳質量通量，再加總進入的通量扣除離開的通量，即可計算濕地的碳累積通量，推算濕地的碳匯量（圖 13）。如濕地周圍劃定為生態系統的邊界，濕地的碳進入及離開可分作水平與垂直介面，水平介面碳通量以河川或潮汐帶入及帶出的碳量為主，在封閉系統即沒有水體交換的濕地（如湖泊）可視為沒有通量產生。垂直介面的碳通量主要則以二氧化碳與甲烷等溫室氣體通量，植物部分可計算植物地上部與地下部的淨初級生產量（Net primary production），土壤及水體碳通量則由二氧化碳與甲烷的氣體通量推算。在自然濕地環境中氧化亞氮（NO_2）的釋出量較低，故不列入計算，惟有人為汙染的情況下會有較高的含量，則需要計入碳排放。

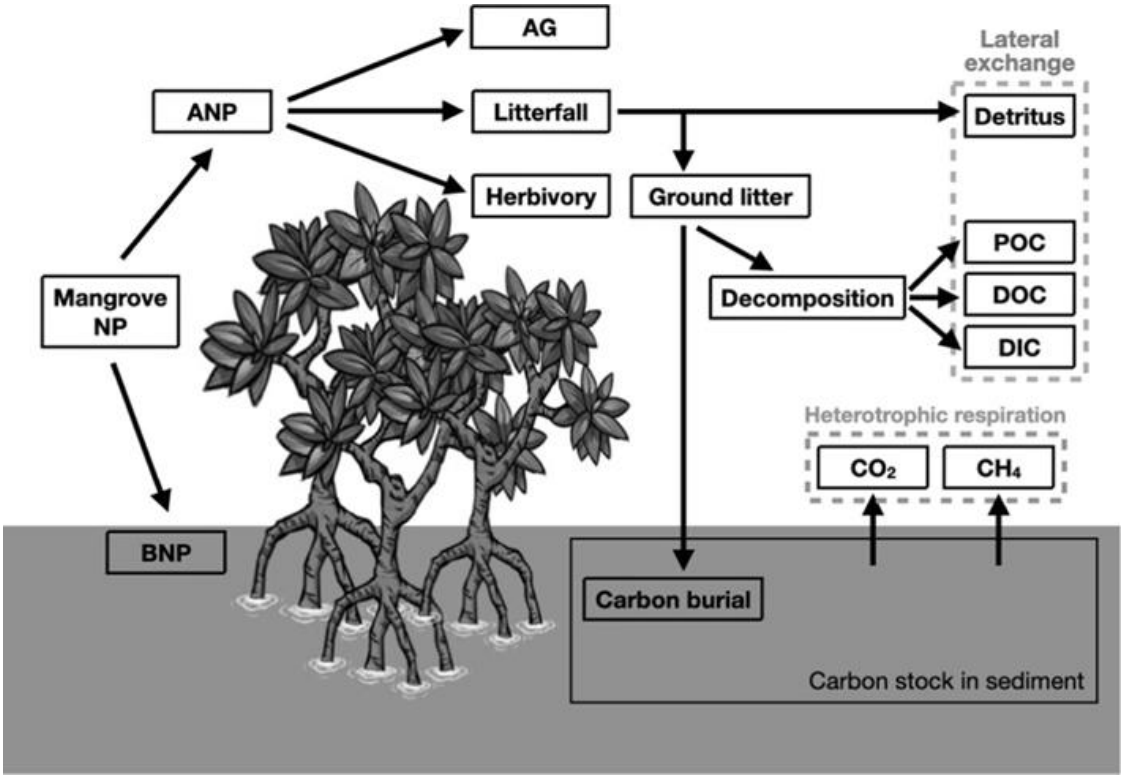


圖 13、紅樹林碳收支模式圖（修改自 Lin et al., 2023）

(一)紅樹林棲地碳匯測量方法

紅樹林碳匯計算包含測量紅樹林植物地上部、地下部的碳匯及土壤碳匯。紅樹林植物碳匯量透過碳庫差分法計算，土壤碳匯量則依據碳通量法計算。

1、 紅樹林植物碳匯量

紅樹林植物地上部及地下部碳匯量透過碳庫差分法計算，藉由每季節測量紅樹林地上部及地下部的生物量，透過前後兩季生物量變化可以計算每季的植物碳匯量。紅樹林的生物量透過測量樹型特徵帶入前人建立的異速生長方程式（Allometric equation）估算。各種紅樹林植物地上部及地下部的異速生長方程式如表 5 及表 6。

表 5、三種紅樹林地上部異速生長方程式公式

樹種	地上部生物量異速生長方程式	引用文獻
海茄冬	Biomass (Kg) = $0.178 \times DBH^{2.299}$	Clough et al.（1998）
五梨跤	Biomass (Kg) = $0.025 \times D^{2.58} \times H^{0.51}$	Gevaña and Im（2006）
欖李	Biomass (Kg) = $0.1397 \times DBH^{2.384} + 0.7405$	王筱雯（2024）

註：D 為最高氣生根往上 30 公分處之樹徑 diameter (cm)，DBH 為樹高 130cm 處樹徑 (cm)。

表 6、三種紅樹林地下部異速生長方程式公式

樹種	地下部生物量異速生長方程式	引用文獻
海茄冬	Biomass (Kg) = $1.28 \times DBH^{1.17}$	Comley and McGuinness（2005）
五梨跤	Biomass (Kg) = $0.134 \times D^{2.4}$	Gevaña and Im（2006）
欖李	Biomass (Kg) = $0.0609 \times DBH^{2.063} + 0.2293$	王筱雯（2024）

註：D 為最高氣生根往上 30 公分處之樹徑 diameter (cm)，DBH 為樹高 130cm 處樹徑 (cm)。

枯落物量的測量，於紅樹林樣區內隨機架設 3 個 30 × 30cm 的正方形塑膠籃，內部置入 1mm 的尼龍網後，枯落物於下次採樣時將塑膠籃收集到的枯落物進行回收。枯落物攜回實驗室後進行清洗並以熱風烘箱以 60°C 烘乾秤重，一處樣區 3 個塑膠籃內枯落物量取平均值，即可計算枯落物量(g DW m^{-2} d^{-1})。

2、 紅樹林底土溫室氣體排放量

紅樹林底土碳匯量透過碳收支法計算，藉由每季節測量土壤溫室氣體排放量計算，包含二氧化碳、甲烷及氧化亞氮氣體通量。溫室氣體排放量測量使用密閉罩蓋法（Migné et al., 2002）（圖 14），協同主持人林幸助教授及林巧雯教授有多年經驗及濕地相關研究成果（Lee et al., 2011; Lin et al., 2020; 2021），首先將不銹鋼鋼圈插入底土 5 至 10cm 深作為底座，以直徑 30cm 的半圓形透明罩蓋作為上半部，

兩者以燕尾夾夾緊設置在紅樹林土壤表層形成密閉空間，利用管線連接密閉罩蓋與甲烷/二氧化碳微量氣體分析儀（LI-7810, LICOR）及氧化亞氮微量氣體分析儀（LI7820, LICOR），透過 5~7min 固定時間測量下，以簡單線性回歸計算固定時間內溫室氣體濃度的變化量（ppm s^{-1}），推算紅樹林底土表層溫室氣體的排放量（mg CO_2/CH_4/N_2O m^{-2} h^{-1}）。



圖 14、濕地溫室氣體排放測量方式（左圖：密閉罩蓋法；右圖：浮體罩蓋法）

(二)灘地碳匯測量方法

灘地棲地碳匯以碳收支法為基礎，主要為測量灘地的生產力，如：土壤中葉綠素 a 的含量等；亦會將灘地於垂直介面之溫室氣體的吸收和排放量加總計算，灘地溫室氣體測量方法使用密閉罩蓋法（Mignè et al., 2002），利用 CO_2 分析儀（LI-7810）、CH_4 分析儀（LGR915-0001）及 N_2O 分析儀（LI-7820）進行溫室氣體通量量測，每台儀器皆使用標準資料記錄器。腔罩的上半部為半圓形透明壓克力罩蓋，下半部則為圓形鋼圈（高 16cm，直徑 30cm）。實驗進行時先將密閉培養器鋼圈部分壓入底土，用強力夾夾緊使罩內密閉，接著利用幫浦及塑膠管將密閉培養腔罩內氣體引進分析儀中，藉由量測 CO_2、CH_4 及 N_2O 濃度變化，來估計溫室氣體通量。本計畫底棲微藻葉綠素 a 濃度測定方法，每樣點採 $1cm^3$ 土球各 3 管，放入試驗管後帶回實驗室，再進行葉綠素 a 濃度測定。

(三)海草棲地碳匯測量方法

本計畫參考由全球碳匯認證機構 Verra 所頒布的自願性減碳（VCS）之海草床碳抵換方法學（VERRA, 2023）、IUCN 地中海藍碳復育手冊（Otero, M. M. & Walton, M., 2021）、濱海藍碳手冊（Howard et al., 2014）、濕地碳匯功能調查標準作業程序（林幸助等，2018；Chiu et al., 2013；Huang et al., 2015；Zou et al., 2021）、海草復育溫室氣體減量方法草案（環境部，2025）所列之調查方法，於曾文溪口樣區進行 4 次（季）調查，盡量涵蓋季節性的變化，量化該處海草床碳吸存速率。調查項目通常包含（圖 15）：海草地上部、地下部生物量與生產力、碎屑側向運輸、分解速率、海草床沉積物沉積速率等。

本計畫範圍的海草以貝克氏鹽草（*Halophila beccarii*）為優勢物種。於樣區設置 2 條測線，總長 21m 每三公尺分別量測，共八處；並於近乾潮時，在 2 條測線左右邊量測，透過放置 50 × 50cm 樣框（圖 16），將其分隔成 10 × 10cm 之 25 格網格來量化，可計算出海草的植株密度與覆蓋度。為了測量海草的生產力，根據 Short and Duarte（2001）做法，將貝克氏鹽草使用綁線法（圖 17），利用紅色綁線標記於芽點後第一株植株上，並在該植株上剪葉以利回收時分辨新葉或老葉；7 至 10 日後回收植物體樣本，分析單位時間之生長量，共 10 重複。另外為了測定海草的生物量，使用與前述相同大小的 50 × 50cm 樣框隨機投擲於樣區中。在樣框內從 10 × 10cm 的格子中隨機選取 1 個格子，進行重複挖取，共三重複。

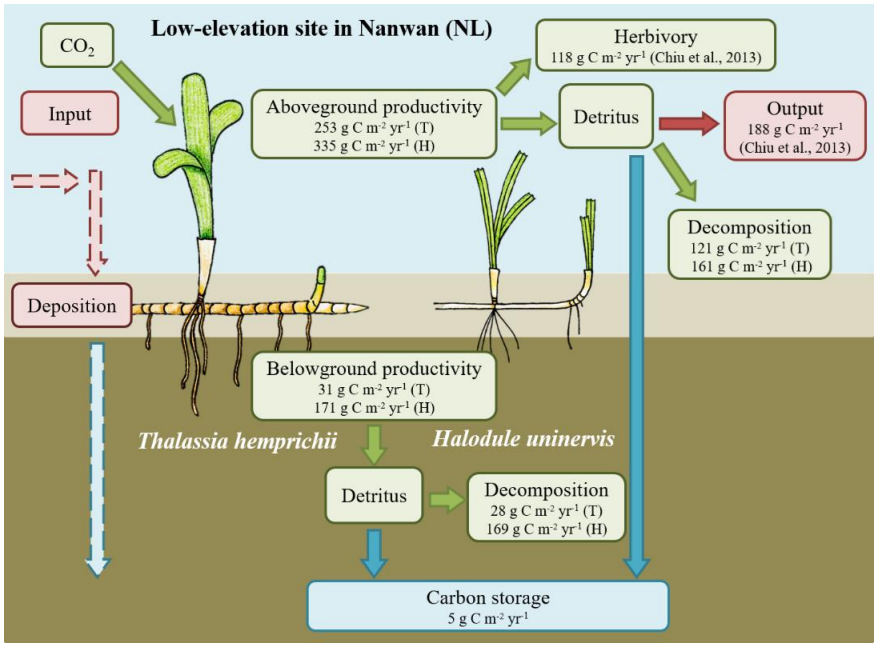


圖 15、海草碳收支模式圖（Zou et al., 2021）



圖 16、海草覆蓋度量測



圖 17、貝克氏鹽草使用綁線法測量海草生產力

海草碳匯進一步針對沉積物進行分析，本計畫範圍的底質特徵為泥質地，本團隊對於沉積物的採樣方式為：於現地使用 50 毫升的針筒依照四種深度（0~5cm、5~10cm、10~20cm、20~30cm）採集三重複樣本，並放入冰箱以 4˚C 進行保存（Fourqurean et al., 2014）；回實驗室後剝除樣本的海草組織，放入 60ºC 的烘箱中烘乾 3 日，並秤量其重量。最後，根據針筒的體積計算沉積物體積，換算出密度、粒徑等數值。

有機質相關的分析作法同沉積物密度的採樣方法，後續實驗室採用的有機質分析方法為灼燒失重法，將先前已在 60ºC 下烘乾過的沉積物樣本，放入高溫灰化爐中，以 450ºC 的高溫灼燒 4 小時，灼燒前後的樣本重量差代表樣本中有機質的損失量，根據灼燒前後的重量差，利用公式計算出有機質含量。有機碳含量使用元素分析法（Sollins et al., 1999），樣本以冷凍乾燥機乾燥約 3 天後以篩網去除大顆粒且非沉積物之植物體。接著樣本進行研磨成均勻細小的顆粒，加入 2N 鹽酸酸化處理，目的是去除碳酸鹽類干擾，酸化至不再產生氣泡，即反應完成。放入離心機分離，將上層的澄清液去除後，以去離子水清洗樣本，再度進行離心，以中和殘留的酸。完成後再次以冷凍乾燥機乾燥樣品。將處理完成的樣品放入元素分析儀中，測量其中的有機碳含量。

三、濕地服務功能分析

本計畫範圍內除具野生物保育功能外，周邊魚塭以及灘地也具生產漁獲之功能，此外每年到此賞鳥遊憩之遊客以及滯洪提供魚塭用水等皆為濕地生態服務功能，因此將總整本區權益相關者問卷調查模式，及前述碳盤查之結果配合整體地景變遷之資料來評析本區域所提供之濕地生態系服務現況。

接著透過生態系統功能及服務評估架構，辨識與計畫區域相關的利害關係人並進行訪談，搭配快速評估生態系統服務（Rapid

Assessment of Wetland Ecosystem Services, RAWES）方法辨識計畫區域特徵及狀態指標；此方法源自國際濕地公約，生態系統所能提供的服務功能幾乎都有涵蓋，類別有支持服務、調節服務、文化服務與供給服務。預期可透過此評估方法辨識出相關利害關係人對於計畫區域的意向，供主管單位規劃保育策略和地方擬定行動之參考。

本計畫特別針對具有市場效益的東魚塭，回顧國內外文獻來選擇最適當的價值評量方法，並嘗試透過問卷訪談來進行生態價值的初步評量，期望可供主管單位未來進行更完整的生態價值評估作業參考。

(一)快速評估生態系統服務（RAWES）

RAWES 方法以服務受益者的角度，透過此評估方式來定性或定量狀態指標（State indicators），建立一共同基線用於比較不同生態系統的服務功能；亦能透過此方法了解不同利害關係人對於該生態系統的觀點，像是認同或不認同具有該服務功能。然而此評估方法相對主觀，RAWES 方法所設計的問題內容需基於相當的背景資訊與生態學知識，因此在面對不知悉的題目時容易憑著直覺、推測回答；且尚缺乏對生態系結構與服務之間複雜關係以及生態過程與服務發揮與保育之間聯繫的科學解釋。儘管如此，此方法評估原則明確，應用簡單，且評估速度相對較其他方法更加快速，為本計畫使用之原因。快速評估本計畫計畫區域定性結果，再結合現地調查資料進行全面性定性及定量方式評估，滾動式檢討台江地區濕地生態系統服務功能，以進一步評估出其生態系服務價值。

RAWES 方法可分為三個階段（McInnes & Everard, 2017）：準備（Prepare）、現地評估（Field Assessment）以及資訊管理（Information Management）。首先，在準備階段由本團隊從 RAWES 所涵蓋的 37 種生態系統服務內涵中，確認該計畫區域所對應的服務功能；依功能分

為：供給、調節、文化和支持共四大服務類型，計畫區域 RAWES 狀態指標如表 7 所示。

評估方式包括訪談及評量。首先訪談部分，由計畫人員先向利害關係人（亦稱受訪者）詳細解釋每項生態系統服務的內容，再請受訪者根據自身經驗或知識判斷曾文溪口濕地包含該項生態系統服務的程度；另外也設計問答題提供受訪者自由填寫，藉以了解各群體對於計畫範圍的建議和想法。本計畫採用李克特量表（Likert scale），是測量受訪者的意見、態度、動機等的一種評分量表，列出一系列從一個極端到另一個極端的態度，而中間通常會有一個溫和或中立的選項；本團隊針對每個生態系服務功能皆設計獨立的問題，訪談者的回答可勾選 5 個等級中任一等級，分別為非常認同、認同、尚可/無意見、不認同、非常不認同。資訊管理環節為評級成果並將資料數值化，首先將受訪者的回覆分為正面和負面意見，而在瞭解正負面態度後再續分析強弱度，此作法可減少單看加總分數而不易分析出兩極或單極的趨勢。

表 7、計畫區域 RAWES 服務功能指標及說明

註：參考自 Ramsar Convention on Wetlands 的 Rapid assessment of wetland ecosystem services (Resolution XIII.17)

四大服務類型	生態系統服務功能項目	說明
供給服務	提供淡水	提供**淡水的供給服務**，如：飲用水資源、灌溉用水資源、淡水養殖資源等
	提供食物	提供**食物的供給服務**，如：魚類、蝦貝類、藻類等資源
	提供天然材料	提供**天然材料的供給服務**，如：木材、纖維、貝殼等資源
	提供天然藥物	提供**天然藥物或製藥所需之材料的供給服務**
	提供燃料	**供應可做為燃料使用之資源**，提供薪炭林火等
	提供遺傳資源	**提供野生生物繁殖之場所**的功能
	提供觀賞資源	**提供景觀觀賞**的功能
	黏土礦物資源提供	**提供黏土礦物資源**，如可供經濟使用之黏土，土壤資源，礦物資源等
	廢物處理	**提供廢物處理**的功能，如可處理周邊環境廢棄物、生活廢污水、養殖廢水之場域

四大服務類型	生態系統服務功能項目	說明
	從自然空氣或水流中獲取能量	**從自然空氣或水流中獲取能量，進而轉換成人類可使用之能源**，如風力發電，水力發電，太陽能發電等
調節服務	調節空氣品質	具有**調節空氣品質**的功能，如可清除空氣污染物
	調節當地氣候	具有**調節當地氣候**的功能，如利用紅樹林蔭降溫，可調節當地微氣候
	調節全球氣候	具有**調節全球氣候**的功能，如具有固碳效益、減緩全球暖化之功能等
	水調節	具有**水調節**功能，如區域水體可於乾季時保存水源供利用，並具有調節功能
	洪水災害調節	具有**洪水災害調節**的功能，可提供抵禦洪水之災害之防災調節能力
	暴風災害調節	具有**暴風災害調節**的功能，可提供抵禦颱風或海浪侵蝕之災害調節能力
	害蟲管理	具有**害蟲管理**的功能，可提供病蟲害抵禦、害蟲制衡等調節功能
	人類疾病調節	具有**人類疾病調節**的功能，可控制導致人類疾病的物種/媒介傳播（如：病媒蚊、致病微生物）
	動物疾病調節	具有**動物疾病調節**的功能，可控制導致牲畜等動物疾病的物種/媒介傳播（如：禽流感、血吸蟲等）
	土壤侵蝕調節	具有**土壤侵蝕調節**的功能，如減緩或防止土壤因風化、水流或其他原因侵蝕
	淨化水質	具有**淨化水質**的功能
	授粉	具有**授粉**的功能，如提供蜜蜂、蝴蝶等動物為植物傳授花粉
	鹽度調節	具有**鹽度調節**的功能，濕地中的淡水可提供阻截鹽水的天然屏障，如防止鹽化
	火勢調節	具有**火勢調節**的功能，可提供天然障礙或維持區域濕潤環境以攔截火勢蔓延等
	噪音與視覺緩衝	具有**噪音與視覺緩衝**的功能，濕地的樹木或高蘆葦可以吸收及緩衝噪音的影響
支持服務	土壤形成	支持**土壤形成**，形成的方式有：沉積物沉積與有機質累積等
	初級生產力	具有**初級生產力**，可將無機物合成為有機物，並促使植物生長進而產生食物、飼料或花卉等資源
	養分循環	支持**養分循環**，可產生營養物質亦可將養分分解回歸土地，達到養分的循環再利用
	水循環	支持**水循環**，包含水分於濕地植被、地表水與地下水之間的交換，具有自身的水循環功能
	棲息地提供	具有**棲息地提供**的功能，提供物種重要的棲息環境，並且是受保育關注之地區
文化服務	文化遺產	具有**文化遺產的價值**，如具備歷史或考古價值，可作為現代管理利用，或是位於國家文化景觀中
	休閒娛樂與旅遊	具有**休閒娛樂與旅遊的價值**，可提供休閒娛樂場所，進行如運動、觀光等活動，或本身是旅遊景點
	美學價值	具有**美學價值**，可提供周圍建築或居住環境美感效益的加成，或提升鄰近地價或房價

四大服務類型	生態系統服務功能項目	說明
	精神與宗教價值	具有**精神與宗教價值**，可獲得精神或宗教的收穫，或在宗教或傳統活動上扮演特定角色，像是聖地、儀式舉辦地等
	靈感價值	具有**靈感價值**，可提供不同藝術形式的創作，如音樂、文學等藝術創作
	社會關係	具有**社會關係的價值**，有助於社區或地方的連結及發展，提供良好的社會互動關係
	教育和研究	具有**教育和研究的價值**，可做為地方教育之教材和長期研究、監控的據點

(二)問卷訪談者的選擇與分析

與計畫區域有一定程度參與的個人或組織，如決策管理面、資源需求及利用面、文化藝文面等，相對應的關係初步定義出具有利害關係之群體，再透過基本資料、專案前例、關係網絡、專家意見等方式辨識利害關係人及建立與地方的需求關係。以本計畫之計畫區域為例，潛在利害關係人如下：

1、 政府相關主管機關

中央或地方行政機構，具相當決策和執行權責，中央以台江國家公園管理處相關科室為主，地方以台南市農業局為代表。

2、 研究單位

服務於七股及附近區域的研究單位或研究主題與七股相關之研究人員。

3、 利益團體

可分為營利或非營利組織兩種，僅以服務範圍在台江國家公園之組織為訪談對象。

4、 遊客

前往保護區賞鳥亭觀光或停留之民眾

5、 在地居民（含漁民）

七股十份社區的居民，以及於當地從業之漁民、旅宿業者、餐飲業者。

本團隊針對特定團體會事先聯繫，再進行實地訪談，僅遊客和部分居民是以地點為核心隨機接觸後訪談；為能蒐集到各個訪談對象類別具代表性的意見，盡可能增加取樣群體的多元性和各類別的數量。本團隊於問卷中首個段落設計關於基本資訊的題目，如年齡、性別外，亦詢問訪談者在曾文溪口濕地所扮演的身分，作為後續分析訪談者類別的參考。

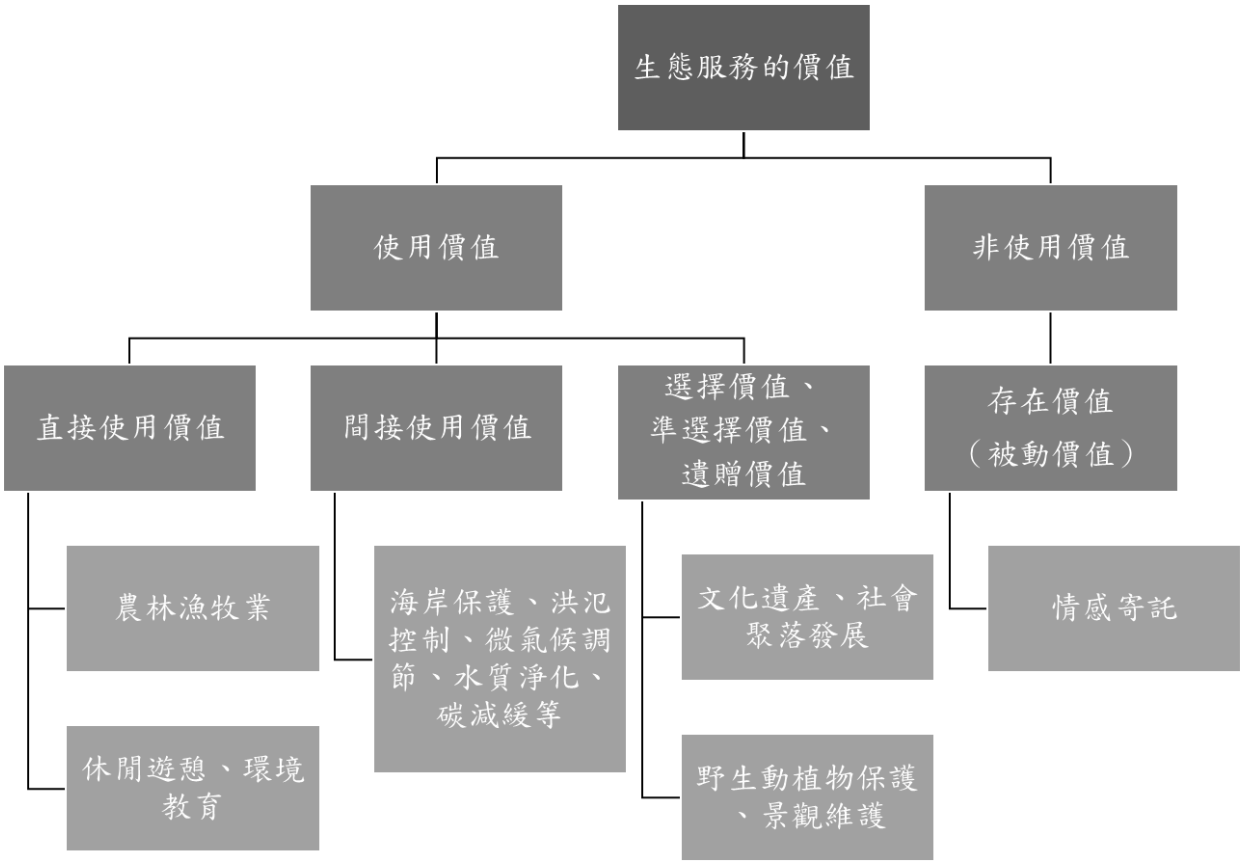
(三)問卷訪談作業

訪談之相關作業包括：設定訪談對象、事前資料蒐集、設計問卷、邀訪等；訪談過程中會事先與受訪的利害關係人告知訪談目的、評估區域、訪談執行團隊介紹以及填答說明，並在填答過程中回覆受訪者對問題的疑問，讓受訪者根據自身經驗或知識判斷計畫範圍有/無/不確定是否包含該項生態系統服務，且訪問者應特別注意避免有引導作答之行為。而這些訪談成果可協助本團隊識別計畫區域的潛在生態系統功能、生態系統服務及可作為狀態指標之調查監測資料。

(四)濕地生態系統服務之價值評估

濕地生態系提供許多生態系統服務，若考慮到其帶給人類社會的經濟效益，可細分為市場效益（market benefits）與非市場效益（non-market benefits）。例如漁業與生態旅遊業，即為市場效益的一種；微氣候調節、水土保持、土壤淨化、涵養水源、科學研究、保存生物多樣性等則因沒有明顯的市場，屬於非市場效益；又若濕地生態品質改善，使民眾感受到較為舒適的遊憩品質，此種主觀且無形的體驗較難以反應在市場價值上，亦屬於非市場效益。

而民眾經由使用的過程中所產生的價值稱為使用價值，一般又可分成四類，分別為直接使用價值、間接使用價值、選擇價值和準選擇價值、遺贈價值；另外非使用價值又可稱為存在價值，係指濕地支持生物多樣性，維持生態體系平衡而產生的內在價值，與人類是否使用濕地無關，文獻上亦稱之為被動價值（passive value），如圖 18 所示。



說明：自然資源各項價值的分類並無絕對的標準。選擇價值、準選擇價值與遺贈價值皆屬於使自己或他人未來能夠有機會使用此濕地生態資源所產生的潛在價值，因此本計畫將三者分類在一起；亦有些文獻會因遺贈價值是留給後世的資產，而歸類為非使用價值。

圖 18、濕地生態系生態服務價值的分類（本計畫繪製）

一般而言，市場價值有實際數據較容易計算，而非市場價值相對較難評量。因此評價方法可依據有無市場先進行區分。若有市場存在，則利用市場的資訊；針對沒有直接市場可供價值評量參考的價值，評估方法有四類：市場價值評估法（Market Valuation Method，MVM）、替代市場價值評估法（Surrogate Market Valuation Method）、假設市場

價值評估法（Contingent Valuation Method，CVM）以及效益移轉法（benefit transfer method，BTM）。在價值評估研究上，需仔細區分生態系統服務價值的分類，藉此才能針對各項價值採取最為妥切的價值評估方法；此外，也需要留意避免各項價值的重複計算。

1、 市場價值評估法：相關項目的評估仍有可換算的市場性財貨價格可參考，會受到環境或品質改變而有所波動，進而影響成本與效益。

2、 替代市場價值評估法：因欲衡量之項目並無直接的市場，屬間接方法；因此需利用觀察消費者在市場上消費，或透過環境變動後所產生的環境成本或效益，可以來做為使用價值的推估。

3、 假設市場價值評估法：可利用問卷建立一個假設的市場，設計問題詢問相關利害關係人對於該項服務功能所願意支付環境品質改善的最大金額，又稱為願付價值（Willingness to pay，WTP）；或是對環境品質惡化所願意接受的最小賠償金額，又稱為願受價值（willingness to accept，WTA），而此評估方法屬直接方法。

4、 效益移轉法：引用過去研究結果所評估出的效益至相似的環境，並透過轉換參數，來估算出目標對象的價值。雖然與其他價值評估方法相比可大幅降低成本，但其結果的參考性仍有待商榷，故本計畫不將其列入非市場價值的評估方法。

在估算我國濕地價值時，針對有市場或替代市場的生態系統服務則估算其市場價值，而對於沒有市場的生態系統服務則估算相關利害關係人的願付價值，進而加總所有服務項目的價值為濕地總價值。像

是生物多樣性常因為不存在交易市場而容易被忽略甚至被低估，因此為了讓民眾了解若生物多樣性流失可能要付出的代價，就需要透過非市場財貨價值評量來加以推估其價值（Nunes & van den Bergh, 2001）。

本計畫利用替代市場或建立一個假設的市場來評估價值，像是透過訪談利害關係人，來估算保護區的社會文化、經濟、環境（含生態）之總合價值；像是設計題目詢問受訪者對於保護區的願付價值（willingness to pay，WTP），並有金額區間的選項供受訪者選填。另外，在與東魚塭的養殖從業人員訪談中，更進一步蒐集他們的養殖類型、面積及漁獲收益等市場價值資訊。

未來若要進行更完整的價值評估，可參考錢玉蘭（2017）對於國家重要濕地社會經濟價值評估的報告，再根據本計畫的受訪者評估結果，針對最為重要的生態系服務功能選擇最適當的價值評量方法。

第六章、 現地調查與評估

本計畫除曾文溪口濕地以外，另有兩處計畫區域為延續台江國家公園 113 年度碳匯功能調查結果，分別為—七股溪口紅樹林生態保護區（亦稱七股溪口紅樹林）以及鹿耳門鷸鴴科生態保護區（亦稱鷸鴴科保護區）；其調查目標為海茄冬，作業內容包括紅樹林地上、地下部生物量調查及底土溫室氣體通量調查。本計畫已完成調查一季之紅樹林碳匯測量，並將 2024 年與本次海茄冬測量結果做分析，使用方程式重新計算，以得出這兩處的海茄冬紅樹林之年度碳匯結果。

而本計畫的主要調查範圍為曾文溪口北堤以北的十份黑面琵鷺生態保護區及其周圍區域。現地調查重點在於計畫區域內地理分布、碳匯功能，以及協助判釋空拍影像無法辨識之微棲地類型。

本計畫透過地理圖資套疊、遙測技術和現地量測等方式，來建立計畫區域的棲地類型判釋和面積測量。碳匯功能測量方面，有鑑於曾文溪口包含多種濕地型態，本計畫挑選三種微棲地類型，包含紅樹林、海草床及灘地；而紅樹林可再細分為海茄冬及欖李 2 種物種，共劃設 4 個樣區進行四季的調查。並透過 Google 的衛星影像圖初判以及現地訪查，規劃的樣區範圍如圖 19 所示；紅樹林及海草樣區分別劃設在保護區的東北側及西南側，灘地樣區則設在保護區西邊的沿岸沙洲。



圖 19、曾文溪口濕地樣區規畫及場勘範圍照片

一、 鷸鴴科保護區（A1）紅樹林碳匯功能調查

(一)樣區設置及採樣日期

本研究延續王筱雯(2024)設置於鹿耳門鷸鴴科生態保護區(A1)的 Y11 區邊緣，此次目標為海茄冬紅樹林，分別劃設長 6m、寬為 5m 的長方形樣區共 3 處（圖 20），分別進行紅樹林地上、地下部生物量調查及底土溫室氣體通量調查。鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林樹高、樹密度、氣生根密度及胸高直徑測量結果如表 8。2024 年所記錄的四季資料，與 2025 年新增之冬季調查（2 月 12~14 日）的測量數值結合。

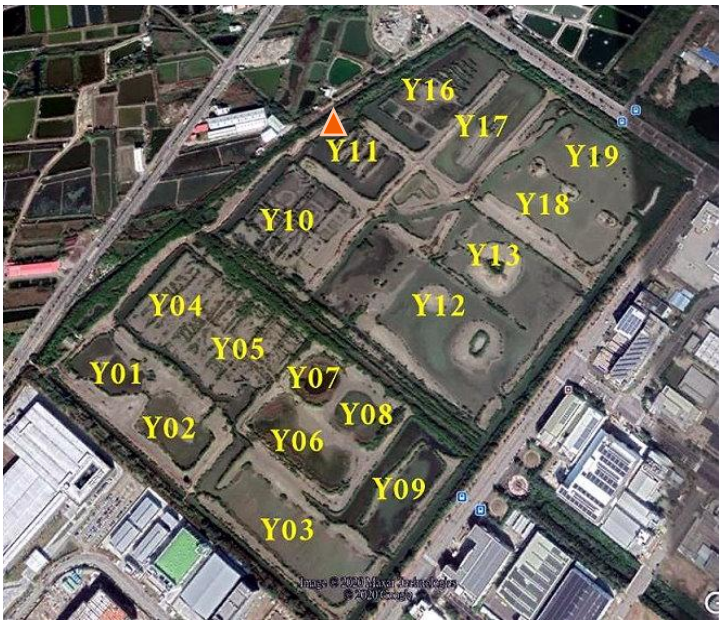


圖 20、鹿耳門鷸鴴科生態保護區（A1區）的分區編號及114年的海茄冬樣區位置（參考自：台江國家公園管理處）

表 8、鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林樹高、密度及胸高直徑測量結果

	樹高 (m)	樹密度 (trees m^{-2})	氣生根密度 (roots m^{-2})	胸高直徑 (cm)				
				2024 冬	2024 春	2024 夏	2024 秋	2025 冬
Y11	3.0 ± 0.3	2.49	163.0 ± 47.0	3.57 ± 0.49	3.59 ± 0.51	3.62 ± 0.52	3.63 ± 0.51	3.74 ± 0.49

(二)海茄冬紅樹林生物量及生長量

鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林地上、地下部生物量皆以 2025 年冬季較高（13.07 ± 1.39, 12.18 ± 0.32 Kg DW m^{-2}），2024 年冬季較低（12.02 ± 1.37, 11.64 ± 0.37 Kg DW m^{-2}；圖 21）。鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林地上部及地下部生長量皆以 2024 年秋季至 2025 年冬季較高（1.01 ± 0.49, 0.53 ± 0.19 Kg DW m^{-2} $season^{-1}$），2024 年夏季至 2024 年秋季較低（0.10 ± 0.17, 0.06 ± 0.11 Kg DW m^{-2} $season^{-1}$；圖 22）。

關於海茄冬冬季生長量顯著增加之原因，推測主要受兩大因素影響：(1)氣候條件適宜：2025 年冬季呈現暖冬趨勢，平均氣溫較往年高。以 2025 年 10 月為例，台南地區平均氣溫達 25.4˚C，此溫度仍處於海茄冬生長的適溫範圍內，有助於維持其生長動能。(2)養分循環加速：受夏秋季颱風影響，導致該期間紅樹林「枯落物量」大幅增加（詳見

圖 23）。大量枯落物的分解促進了生態系內的養分循環，為後續季節提供了充足營養，進而致使海茄冬在冬季仍表現出較高的生長量。

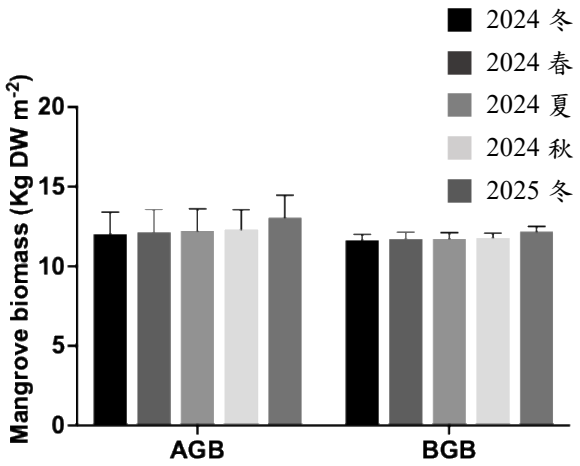


圖 21、鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林地上部生物量（AGB）及地下部生物量（BGB）測量結果

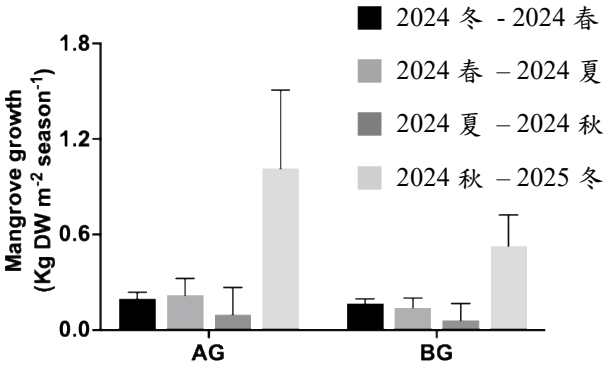


圖 22、鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林地上部生長量（AG）及地下部生長量（BG）測量結果

(三)海茄冬紅樹林枯落物量

鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林枯落物量於 2024 年秋季最高（4.24 ± 0.42 g DW m^{-2} d^{-1}），2024 年夏季次之（3.44 ± 0.73 g DW m^{-2} d^{-1}），2025 年冬季最低（0.91 ± 0.20 g DW m^{-2} d^{-1}；圖 23）。於 113 年報告提及，2024 年夏、秋季臺南地區因陸續遭受颱風影響，造成鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林枯落物量增加。

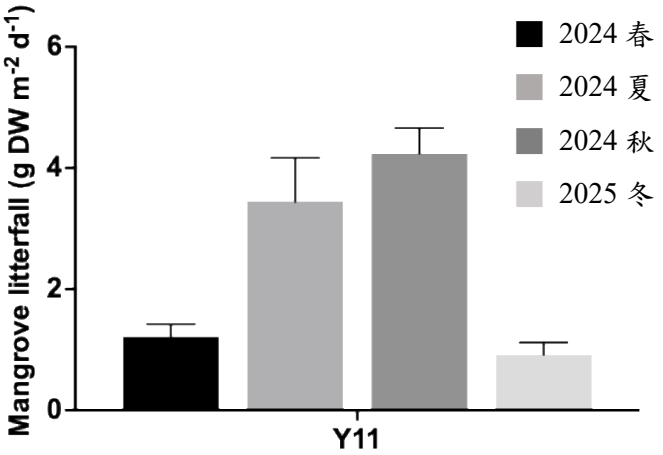


圖 23、鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林枯落物量測量結果

(四)海茄冬紅樹林底土溫室氣體通量

鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林底土二氧化碳的日間及夜間通量在 2024 年夏季（4145.47 ± 5745.09, 2694.69 ± 1397.73 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}）高於其他季節（圖 24）；底土甲烷日間與夜間通量亦呈現相同趨勢，以 2024 年夏季（7315.16 ± 5767.72, 6857.63 ± 5830.68 μg CH_4 m^{-2} h^{-1}）高於其他季節（圖 25）。底土氧化亞氮的日間通量以 2024 年冬季最高（26.91 ± 10.50 μg N_2O m^{-2} h^{-1}），2024 年夏季最低（-32.48 ± 72.35 μg N_2O m^{-2} h^{-1}），夜間通量以 2024 年夏季最高（85.15 ± 44.19 μg N_2O m^{-2} h^{-1}），2025 年冬季最低（-0.02 ± 3.56 μg N_2O m^{-2} h^{-1}；圖 26）。

鷸鴴科保護區 2024 年夏季時，海茄冬紅樹林底土不論是二氧化碳或是甲烷的日間及夜間通量都相當高，因此本團隊特於 2025 年 8 月 22 日再次實地量測保護區海茄冬紅樹林底土溫室氣體通量，瞭解及探討夏季時鷸鴴科保護區內海茄冬紅樹林溫室氣體排放情況。

調查結果顯示，保護區海茄冬紅樹林的底土二氧化碳的日間及夜間通量在 2025 年夏季（184.68 ± 59.09, 538.00 ± 371.74 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}）低於 2024 年夏季（4145.47 ± 5745.09, 2694.69 ± 1397.73 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}），但與其他季節的測量結果相當（圖 2-1）。鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林的底土甲烷的日間及夜間通量在 2025 年夏季（1052.42 ±

938.89，1237.69 ± 1009.37 μg CH_4 m^{-2} h^{-1}）低於 2024 年夏季（7315.16 ± 5767.72，6857.63 ± 5830.68 μg CH_4 m^{-2} h^{-1}），但仍高於其他季節的測量結果。保護區海茄冬紅樹林的底土氧化亞氮的日間皆為吸收，夜間為釋放，氣體通量的數值在 2025 年夏季(-2.18 ± 3.93，6.31 ± 10.80 μg N_2O m^{-2} h^{-1}）低於 2024 年夏季（-32.48 ± 72.35，85.15 ± 44.19 μg N_2O m^{-2} h^{-1}）。

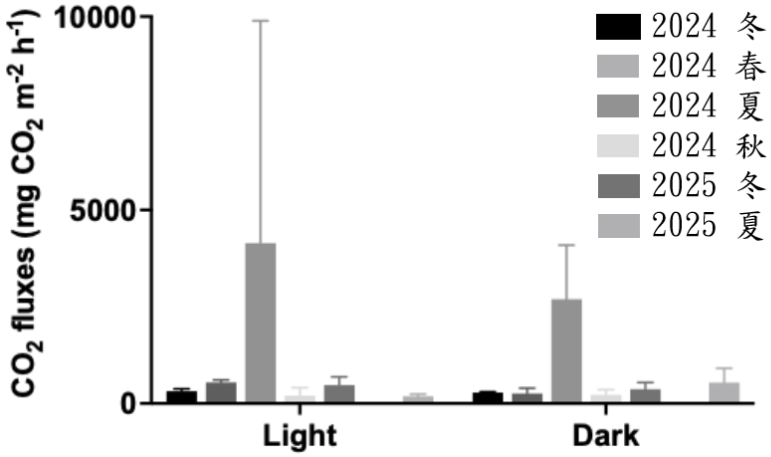


圖 24、鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林底土二氧化碳（CO_2）日間（Light）及夜間（Dark）通量

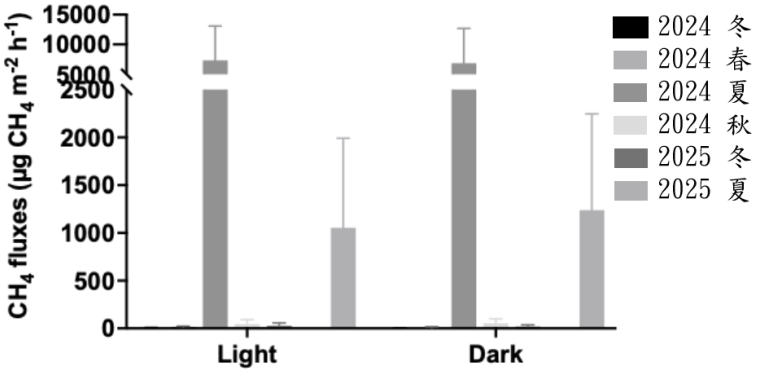


圖 25、鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林底土甲烷（CH_4）日間（Light）及夜間（Dark）通量

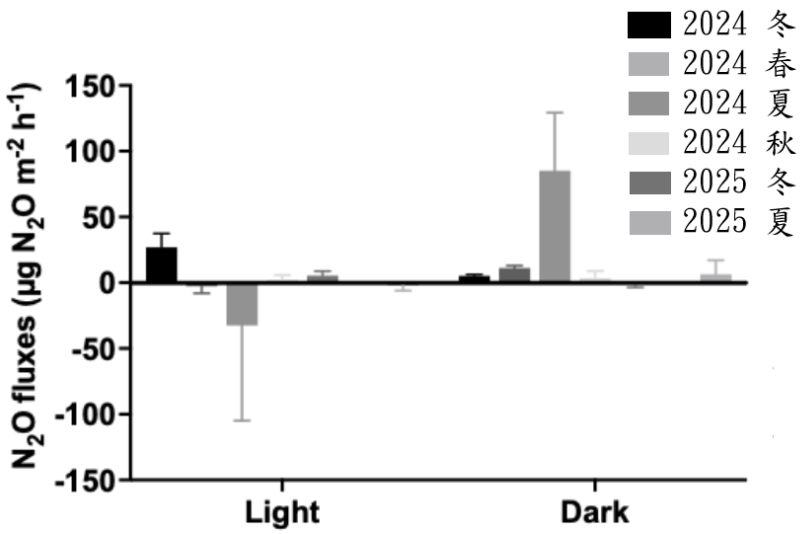


圖 26、鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林底土氧化亞氮（N_2O）日間（Light）及夜間（Dark）通量

(五)鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林碳匯估算

本研究已完成 2024 年冬季至 2025 年冬季期間鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林碳匯計算（表 9)，保護區海茄冬紅樹林碳匯量在 2024 年冬季至 2024 年春季與 2024 年春季至 2024 年夏季為碳排放狀態(-0.0736，-6.9295 Kg CO_2e m^{-2} $season^{-1}$)，其餘季節皆呈現碳吸收（0.4988，1.8519 Kg CO_2e m^{-2} $season^{-1}$)。以 2024 年冬季至 2025 年冬季的完整年度試算鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林的年碳匯量為-4.6524 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}，為碳排放區域，低於彰化芳苑、嘉義布袋及臺南北門等處的海茄冬紅樹林年碳匯量（2.62, 2.25，1.02 Kg CO_2e m^{-2} $season^{-1}$）（Lin et al., 2023)，主要由於 2024 年夏季時有大量溫室氣體產生，包含二氧化碳、甲烷及氧化亞氮，造成夏季紅樹林生態系的碳排放量增加，導致生態系呈現碳源。

王筱雯（2024）推測夏季底土溫度較高，提高底土中微生物的異營呼吸作用及產甲烷作用，因而增加鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林的底土二氧化碳及甲烷的排放量。依據交通部中央氣象署四草氣象站（C0N030）的統計資料，比較現地調查日前一週的氣象資料，2024 年與 2025 年的日均溫相近（29.77 ± 0.44，28.80 ± 0.48˚C），降雨情況

也相似（2.5，0mm），顯示調查前保護區海茄冬紅樹林皆經歷相似的高溫乾燥的氣候狀態。然而，保護區海茄冬紅樹林底土溫室氣體通量在 2025 年夏季皆低於 2024 年夏季，其中 2025 年夏季僅有底土甲烷通量仍高於其他季節，二氧化碳與氧化亞氮通量與其他季節相當；而 2024 年與 2025 年夏季溫室氣體通量有如此的差異，推測可能與土壤環境（總體密度、有機質含量等）與生物（微生物群聚）因子有關。由於鷸鴴科保護區為高度管理的環境區域，土壤質地不易受到高強度的擾動影響，建議未來可針對土壤微生物群聚組成進行研究分析，以探討鷸鴴科保護區夏季海茄冬紅樹林底土溫室氣體排放的機制途徑，以擬定溫室氣體減排的調適策略。

(六)鷸鴴科保護區經營管理

在經營管理方面，依據本年度調查結果，鷸鴴科保護區（A1）海茄冬紅樹林全年度呈現碳排放狀態（碳源），主要原因為夏季底土溫室氣體（二氧化碳及甲烷）排放量較高。針對此現況，提出以下經營管理建議：

1、 改善水文與底土通氣:濕地的碳排狀況與水體管理密切相關。建議加強保護區內的水體交換，減少長期積水導致的土壤厭氧環境。保持底土通氣不僅能改善水質，亦能有效降低甲烷等溫室氣體的生成與排放。

2、 適度疏伐與植被管理：A1 區的海茄冬樹密度顯著高於其他樣區（如七股溪口）。透過適當的疏伐措施，除了能改善林內的通風與光照環境，亦有助於維持紅樹林植株的生長活力與固碳效率，以達減緩氣候變遷之效益。

表 9、鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林棲地碳匯整理表

	紅樹林碳吸收量 [A]				底土碳排放量 [B]			紅樹林碳匯 [C]
	紅樹林地上部生長量 (A)	紅樹林枯落物量 (B)	地上部淨初級生長量 (C)	地下部淨初級生長量 (D)	底土二氧化碳通量 (E)	底土甲烷通量 (F)	底土氧化亞氮通量 (G)	(H)
	(Kg DW ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg DW ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg C ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg C ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg CO_2 ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg CH_4 ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg N_2O ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg CO_2e ha^{-1} $season^{-1}$)
冬季 – 春季	1,978	1,110.4	1,482	796	9,063	0.198	0.080	-736
春季 – 夏季	2,188	3,166.1	2,570	681	76,850	156.889	0.473	-69,295
夏季 – 秋季	0977	3,859	2,321	292	4,549	1.060	0.059	4,988
秋季 – 冬季	10,145	831.1	5,269	2,245	9,003	0.544	0.053	18,519
鷸鴴科保護區海茄冬紅樹林棲地年碳匯量 (Kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1})								-46,524

備註：

[A] 紅樹林碳吸收量以正值表示吸收，負值表示排放。地上部淨初級生長量為地上部生長量及枯落物量的總和(C=(A+B/1000)*48%)，48%為海茄冬植物碳含量的比例，地下部淨初級生長量即為地下部生長量。

[B] 底土碳排放量以正值表示排放，負值表示吸收。二氧化碳、甲烷及氧化亞氮的暖化潛勢分別為 1、27 及 273。

[C] 紅樹林碳匯以正值表示碳匯，負值表示碳源。碳匯量為紅樹林碳吸收量扣除底土溫室氣體排放量(H=(C+D)×44/12-E×1-F×27/1000-G×273/1000)。

二、 七股溪口紅樹林碳匯功能調查

(一)樣區設置及採樣日期

本研究延續王筱雯（2024）設置的調查測站，七股溪口紅樹林生態保護區位在七股溪河口持續進行七股溪口紅樹林碳匯調查第五季測量，以計算當地海茄冬紅樹林完整年度的碳匯量。海寮紅樹林樣區設置於南 31 線道對岸（23° 7' 2.76" N, 120° 5' 22.61" E），分別劃設長、寬為 5m 的正方形樣區共 3 處（圖 27）；並進行紅樹林地上、地下部生物量調查及底土溫室氣體通量調查。七股海茄冬紅樹林樹高、樹密度、氣生根密度及胸高直徑測量結果如表 10，2024 年所記錄的四季資料，與 2025 年冬季調查（1 月 16~17 日）的測量數值結合。

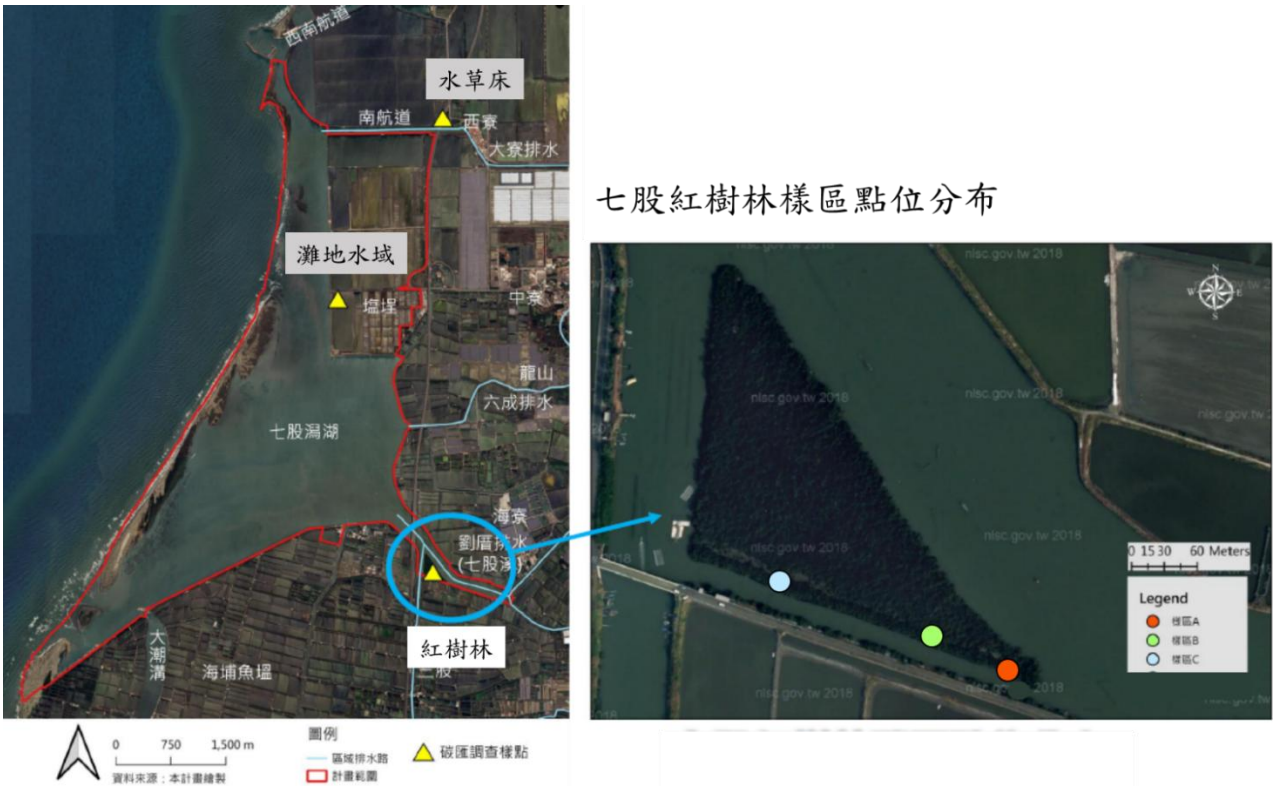


圖 27、延續113年七股溪口紅樹林所劃設的海茄冬樣區位置

表 10、七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林樹高、密度及胸高直徑測量結果

	樹高(m)	樹密度 (trees m^{-2})	氣生根密度 (roots m^{-2})	胸高直徑 (cm)				
				2024 冬	2024 春	2024 夏	2024 秋	2025 冬
七股溪口紅樹林	4.38 ± 0.16	0.77 ± 0.27	524.2 ± 78.6	6.15 ± 0.56	6.28 ± 0.61	6.41 ± 0.74	6.71 ± 0.53	6.71 ± 0.57

(二)海茄冬紅樹林生物量及生長量

七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林地上部生物量以 2024 年秋季較高（23.23 ± 1.85 Kg DW m^{-2}），2024 年冬季較低（21.42 ± 1.58 Kg DW m^{-2}）；地下部生物量則以 2024 年春季較高（13.94 ± 2.25 Kg DW m^{-2}），2025 年冬季較低（13.58 ± 2.20 Kg DW m^{-2}；圖 28）。七股海茄冬紅樹林地上部及地下部生長量皆以 2024 年夏季至 2024 年秋季較高（1.55 ± 0.71, 0.55 ± 0.31 Kg DW m-^{2} season^{-1}），2024 年春季至 2024 年夏季較低（0.11 ± 0.06, 0.04 ± 0.02 Kg DW m-^{2} season^{-1}；圖 29）。2024 年夏、秋季七股溪口紅樹林陸續遭受颱風影響，自 2024 年夏季起，七股溪口海茄冬紅樹林分支受風力折損，因此紅樹林地上部與地下部生物量並未隨季節穩定成長，亦影響紅樹林生長量。

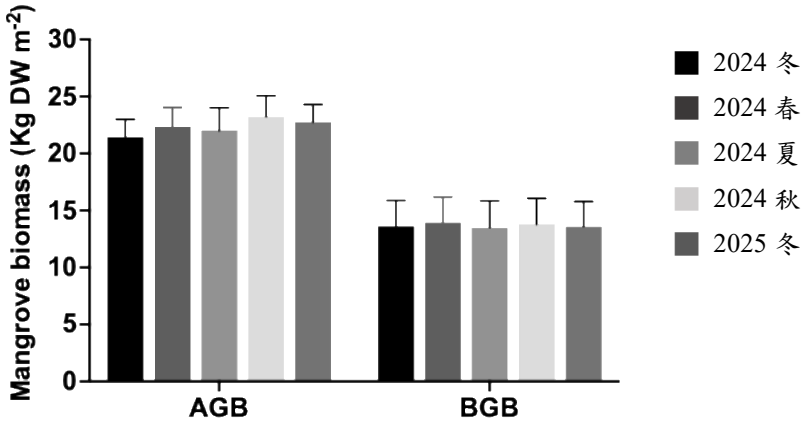


圖 28、七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林地上部生物量（AGB）及地下部生物量（BGB）測量結果

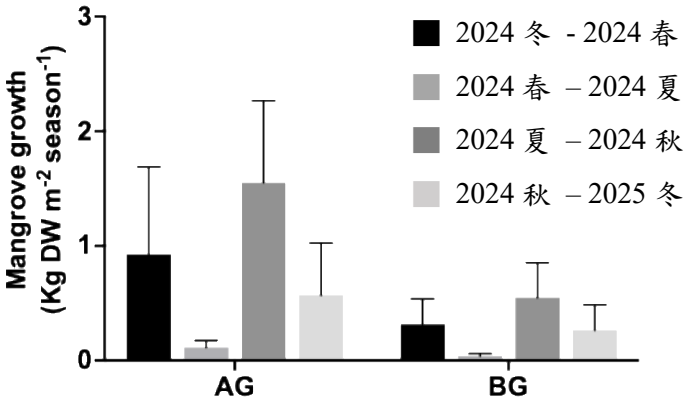


圖 29、七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林地上部生長量（AG）及地下部生長量（BG）測量結果

(三)海茄冬紅樹林枯落物量

七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林枯落物量於 2024 年秋季最高(5.49 ± 0.34 g DW m^{-2} d^{-1}），2025 年冬季最低（1.03 ± 0.41 g DW m^{-2} d^{-1}；圖 30）。臺灣西南部海茄冬紅樹林主要受到西南氣流引入的降雨影響，造成夏、秋季有較高的枯落物量（Lin et al., 2023），2024 年夏、秋季七股溪口紅樹林陸續遭受颱風影響，造成 2024 年秋季枯落物量最高。

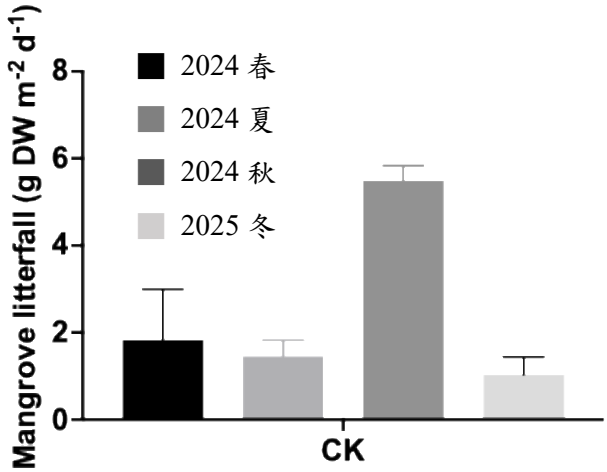


圖 30、七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林枯落物量測量結果

(四)海茄冬紅樹林底土溫室氣體通量

七股海茄冬紅樹林底土二氧化碳的日間通量在 2024 年秋季較高（628.58 ± 172.77 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}），2025 年冬季較低（136.41 ± 81.66

mg CO_2 m^{-2} h^{-1}）；底土二氧化碳的夜間通量呈現相同趨勢，2024 年夏、秋季較高（660.42 ± 242.81, 691.27 ± 146.91 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}），2025 年冬季較低（150.78 ± 76.04 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}；圖 31）。

七股海茄冬紅樹林底土甲烷的日間通量在 2024 年秋季較高（5159.29 ± 1732.73 μg CH_4 m^{-2} h^{-1}），2024 年春、秋季較低（359.67 ± 182.38、396.41 ± 293.30 μg CH_4 m^{-2} h^{-1}）；底土甲烷的夜間通量呈現相同趨勢，2024 年夏、秋季較高（5332.73 ± 3750.92, 4829.92 ± 2011.82 μg CH_4 m^{-2} h^{-1}），2025 年冬季較低（96.91 ± 102.61 μg CH_4 m^{-2} h^{-1}；圖 32）。

七股海茄冬紅樹林底土氧化亞氮的日間通量皆以 2024 年冬季較高（30.30 ± 24.29、22.04 ± 17.79 μg N_2O m^{-2} h^{-1}），2025 年冬季較低（3.77 ± 4.64、2.92 ± 3.04 μg N_2O m^{-2} h^{-1}；圖 33）。

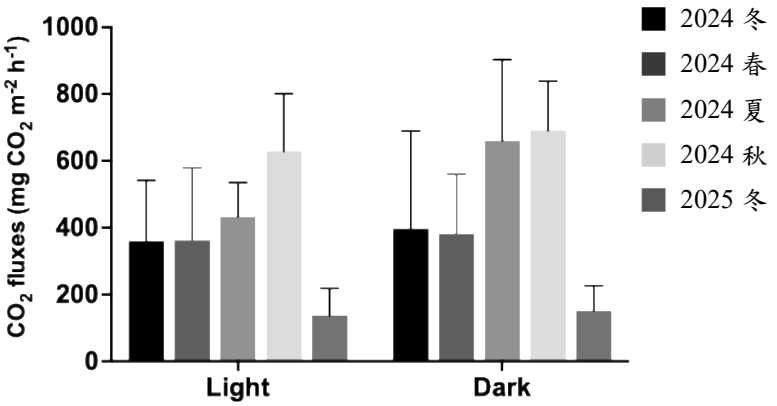


圖 31、七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林底土二氧化碳（CO_2）日間（Light）及夜間（Dark）通量

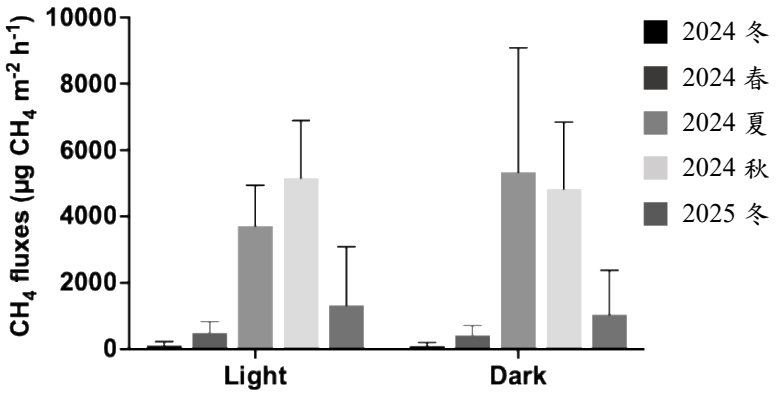


圖 32、七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林底土甲烷（CH_4）日間（Light）及夜間（Dark）通量

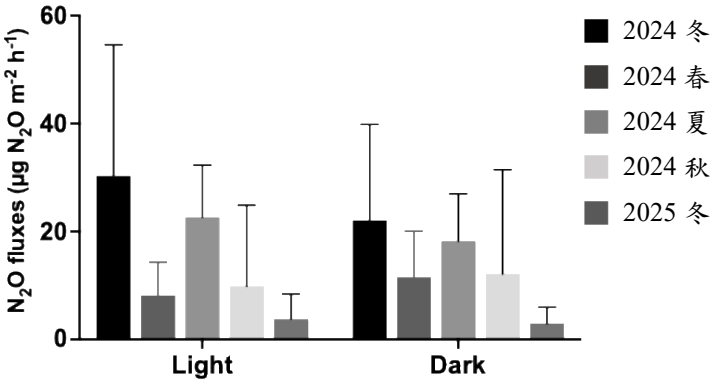


圖 33、七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林底土氧化亞氮（N_2O）日間（Light）及夜間（Dark）通量

(五)七股溪口紅樹林海茄冬紅樹林碳匯估算

本研究已完成 2024 年冬季至 2025 年冬季期間七股海茄冬紅樹林碳匯計算（表 11），海茄冬紅樹林除 2024 年春季至 2024 年夏季呈現碳排放（-0.9692 Kg CO_2e m^{-2} $season^{-1}$），其餘季節皆呈現碳吸收（1.1865~2.7188 Kg CO_2e m^{-2} $season^{-1}$）。以 2024 年冬季至 2025 年冬季的完整年度試算七股海茄冬紅樹林的年碳匯量為 4.4980 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}，為碳吸收區域，高於彰化芳苑、嘉義布袋及臺南北門等處的海茄冬紅樹林年碳匯量（2.62, 2.25, 1.02 Kg CO_2e m^{-2} $season^{-1}$）（Lin et al., 2023）。

(六)七股溪口紅樹林經營管理

在經營管理方面，依據本年度調查結果，七股溪口海茄冬紅樹林全年度年碳匯量為 4.4980 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}，整體呈現顯著的碳吸收（碳匯）狀態，且其碳匯能力高於彰化芳苑、嘉義布袋及台南北門等地的海茄冬紅樹林。針對此優良碳匯場域，提出以下策略：

1、 維持高生產力與碳匯功能： 七股溪口紅樹林目前的生長狀況良好，是重要的藍碳儲存庫。經營策略應以「維護現有棲地品質」為優先，避免不必要的大規模擾動，以確保其持續發揮優異的氣候變遷減緩效益。

2、 災後監測與撫育管理： 調查顯示 2025 年颱風曾導致紅樹林分支折損，影響部分季節的生長量。建議在颱風季節後加強巡視，進行必要的災後撫育（如清理斷枝），以協助植群快速恢復生長動能。

3、 評估適度疏伐之必要性： 雖然該區目前為碳匯系統，但若林分過於鬱閉可能影響林下通氣與幼苗更新。可透過持續監測紅樹林的密度與生長量變化，評估是否需要進行小規模、適度的疏伐或修枝，以維持林分活力並防止底土因過度鬱閉而產生厭氧碳排，但強度不宜過大以免影響現有碳匯存量。

表 11、七股溪口海茄冬紅樹林棲地碳匯整理表

	紅樹林碳吸收量 [A]				底土碳排放量 [B]			紅樹林碳匯 [C]
	紅樹林地上部生長量 (A)	紅樹林枯落物量 (B)	地上部淨初級生長量 (C)	地下部淨初級生長量 (D)	底土二氧化碳通量 (E)	底土甲烷通量 (F)	底土氧化亞氮通量 (G)	(H)
	(Kg DW ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg DW ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg C ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg C ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg CO_2 ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg CH_4 ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg N_2O ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg CO_2e ha^{-1} $season^{-1}$)
冬季 – 春季	9,244	1,675.5	5,241	1,341	8,186	10.027	0.214	15,619
春季 – 夏季	1,133	1,333.9	1,184	164	11,853	98.408	0.456	-9,692
夏季 – 秋季	15,504	4,997.4	9,841	2,326	14,413	109.082	0.241	27,188
秋季 – 冬季	5,676	928.6	3,170	1,118	3,149	25.523	0.072	11,865
七股溪口海茄冬紅樹林棲地年碳匯量 (Kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1})								44,980

備註：

[A] 紅樹林碳吸收量以正值表示吸收，負值表示排放。地上部淨初級生長量為地上部生長量及枯落物量的總和(C=(A+B/1000)*48%)，48%為海茄冬植物的碳含量，地下部淨初級生長量即為地下部生長量。

[B] 底土碳排放量以正值表示排放，負值表示吸收。二氧化碳、甲烷及氧化亞氮的暖化潛勢分別為 1、27 及 273。

[C] 紅樹林碳匯以正值表示碳匯，負值表示碳源。碳匯量為紅樹林碳吸收量扣除底土溫室氣體排放量(H=(C+D)×44/12-E×1-F×27/1000-G×273/1000)。

三、棲地類型評析

(一)歷史圖資分析

透過介接內政部國土測繪中心之「國土測繪圖資服務雲」網路地圖服務(WMS)，擷取 1976-2011 年之歷史影像資料（圖 34），用以了解地景環境變遷與土地利用變化，例如東魚塭之土地利用變化，從灘地與荒地逐漸轉變為魚塭；主棲地於 1984 年北側標註為養蚵場，1991 年圖資上標註為七股工業開發區，應是因為該區當時被劃設為七股工業開發區預定地，後續由於該案環境影響評估未通過，於政府與保育人士之推動下，2002 年公告劃定為「台南縣曾文溪口北岸黑面琵鷺保護區」；主棲地南邊與東魚塭區於 1991 年與 2003 年影像可見原先海埔新生地與灘地逐漸開發為魚塭用途，2003 年在保護區劃定後，魚塭區之土地利用則無太大變化。

由 2020 年與 2022 年國土測繪中心國土利用現況調查成果（表 12、圖 35），計算本計畫範圍之各類土地利用與面積，並比較其變化。2020 年主棲地之土地利用類別以濕地面積約 234.82 公頃，占該區 78%為最大，其次為水產養殖約 47.12 公頃，占該區 16%；東魚塭之土地利用類別多達 23 類，其中以水產養殖地 278.33 公頃，占該區 73%為最大，其次為溝渠 37.93 公頃，占該區 10%；沿岸沙洲區以灘地 178.81 公頃為最大，占該區 78%，其次為海面 47.40 公頃，占該區近 21%。2022 年主棲地土地利用類別以濕地面積約 235.22 公頃，占該區 78%為最大，其次為水產養殖約 46.49 公頃，占該區 16%；東魚塭以水產養殖地 270.77 公頃，占該區 71%為最大，其次為溝渠 36.65 公頃，占該區 10%；沿岸沙洲區以灘地 166.07 公頃為最大，占該區 72%，其次為海面 61.14 公頃，占該區近 27%。

比較 2022 年與 2020 年土地利用變化（圖 35），主棲地的土地利用變化並不大，濕地與未使用地面積略增，水產養殖、溝渠及堤防

面積略減；東魚塭水產養殖面積減少 7.57 公頃，而未使用地面積變化最大，增加 10.23 公頃；沿岸沙洲區部分灘地變為海面，整體上灘地面積減少 13.74 公頃，海面增加 13.74 公頃。

表 12、本計畫範圍於 2022 年及 2020 年主要土地利用變化

棲地名 / 土地利用類型	十份黑面琵鷺生態保護區（主棲地）		七股野鳥特別景觀區（東魚塭）		七股沿岸沙洲特別景觀區（與本計畫範圍重疊之區域，沿岸沙洲區）	
	2020 年	2022 年	2020 年	2022 年	2020 年	2022 年
濕地	234.82 (78%)	235.22 (78%)				
水產養殖	47.12 (16%)	46.49 (16%)	278.33 (73%)	270.77 (71%)		
溝渠			37.93 (10%)	36.65 (10%)		
灘地					178.81 (78%)	166.07 (72%)
海面					47.40 (21%)	61.14 (27%)

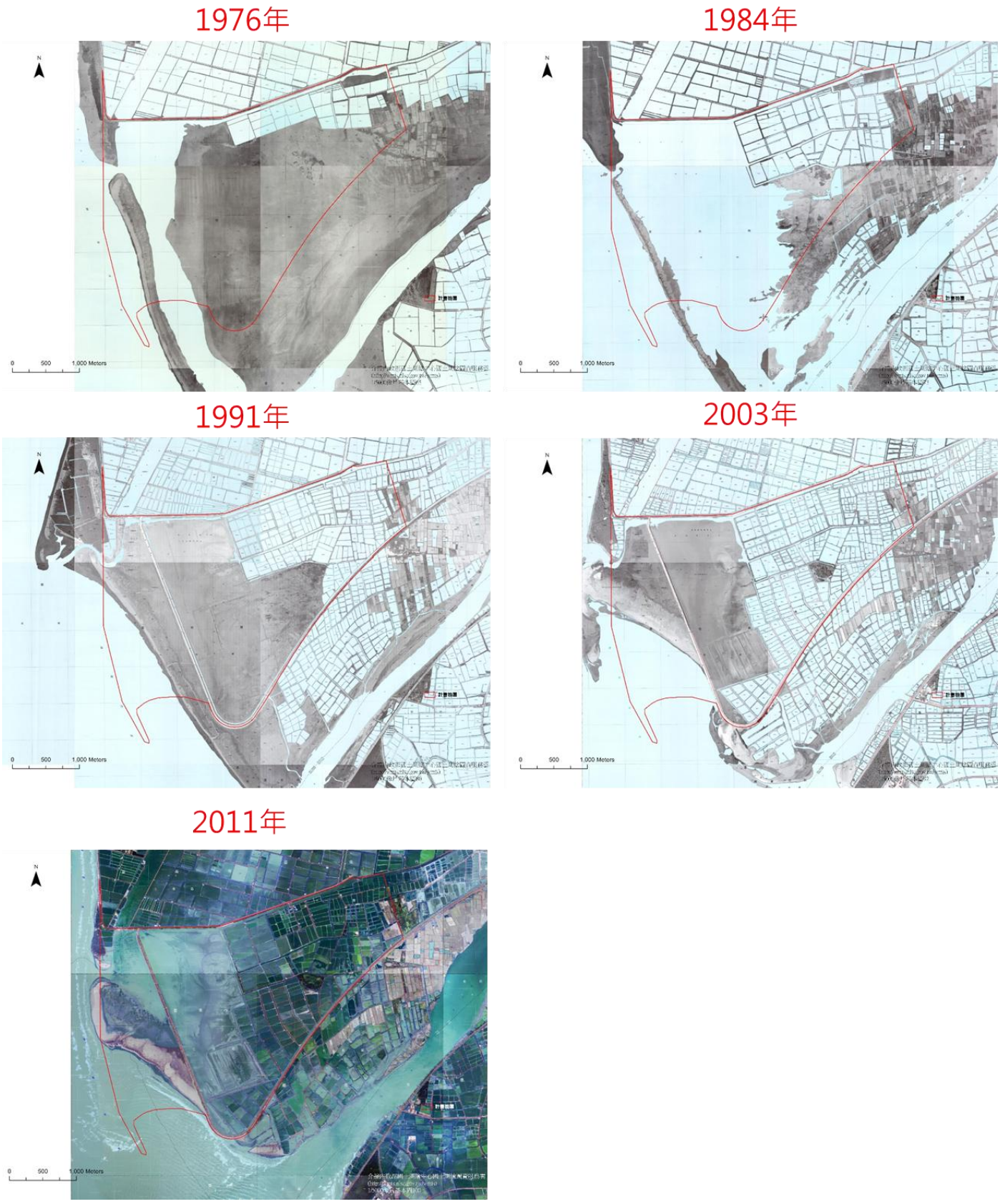


圖 34、曾文溪口濕地歷年圖資－魚塭、海堤變化，來源：國土測繪圖資服務雲1/5000像片基本圖

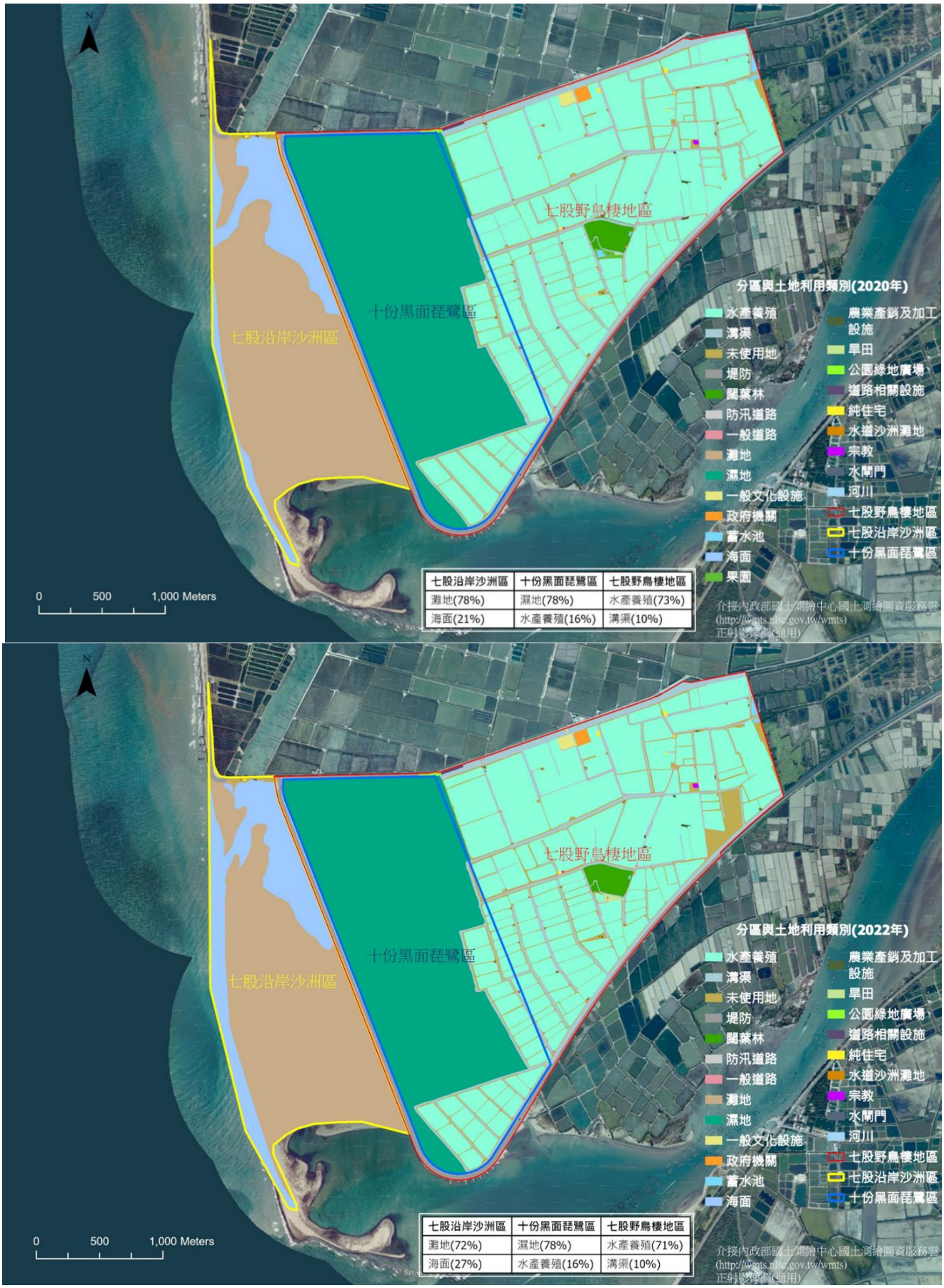
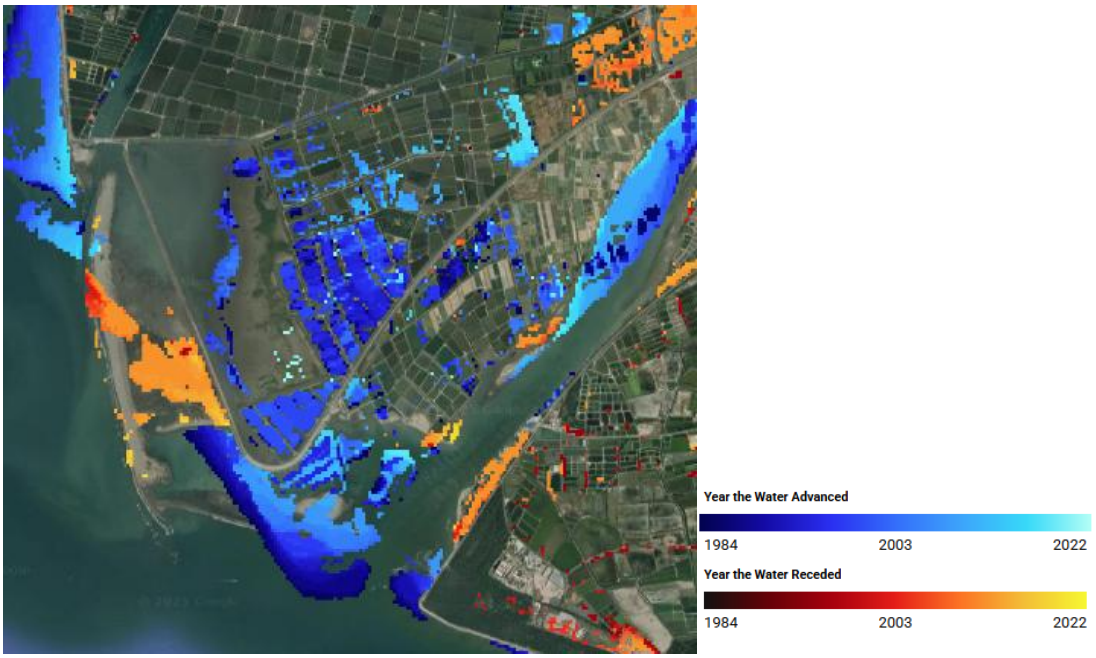


圖 35、計畫範圍的土地利用類別（上下分別為2020、2022年），來源：國土利用現況調查成果

比對 Nagel, Darby & Leyland（2025）發表之 1984~2022 年全球水體變化（Surface Water Transitions）地圖，對照七股地區水體動態變化（圖 36），顏色由深至淺表示不同時間軸之變化，顏色越深表示年代較久遠，越淺代表年代較近；並以不同色調顯示水體之變化，紅色至黃色系表示水體退縮、土地有陸化之趨勢，而藍色至淡藍色系則表示水體擴張。從期中報告所整理之歷年土地利用圖資，可初步對比出水體動態確實有影響土地利用的趨勢。



截圖自：https://ee-gustavoonagel.projects.earthengine.app/view/water-change-time-detection

圖 36、曾文溪口濕地1984~2022年水體變遷趨勢

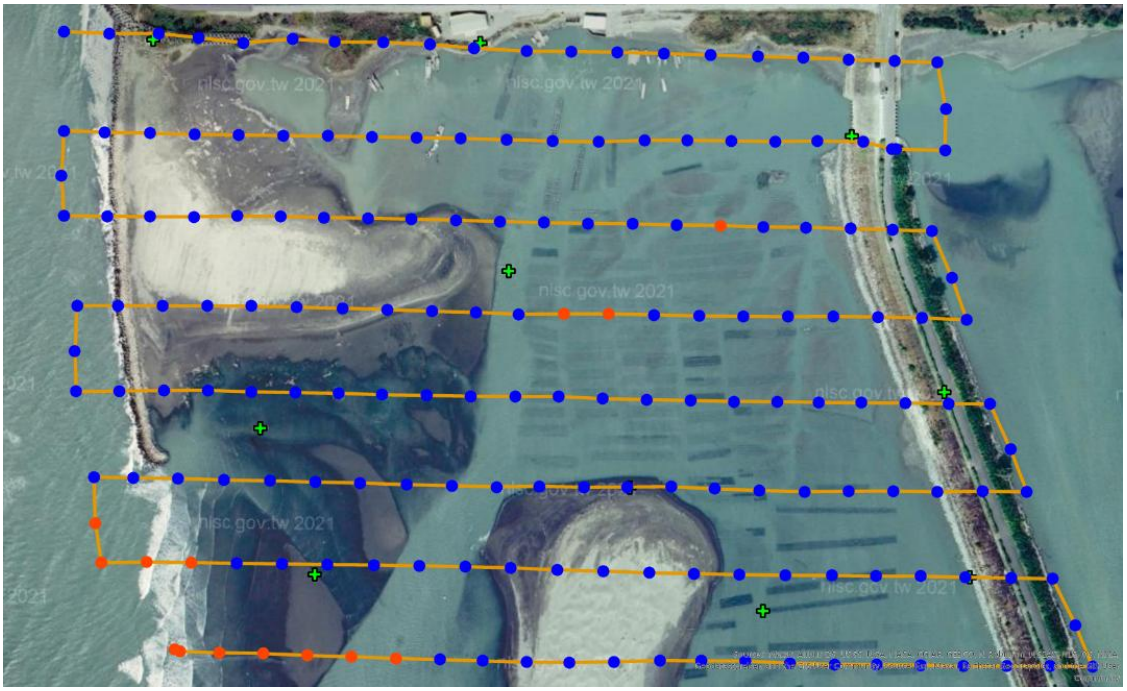
(二)空拍執行結果

本團隊於期中已完成歷史圖資的分析，並至現地蒐集與記錄場地真實資料，包括紅樹林、海草、其他植被等微棲地物種與其分布狀況，以協助後續在 GIS 上進行棲地分類訓練的取樣參考依據。無人機依照各區域的航線規畫執行，已於 3/7、4/14~18 及 8/26~29 的上午天氣晴朗且乾潮期間完成空拍任務；分別為七股沿岸沙洲區的 16 航次共 322.328 公頃、東魚塭的 36 航次共 503.646 公頃，以及主棲地的 18 航次共 291.456 公頃之正射影像拍攝（表 13）。後續運用農業部授權所

屬各機關使用的 Dron2Map 軟體，將空拍的照片共 8,668 張，拼接成 GIS 圖層（圖 37）；完成三個區域的拼接作業後，再將圖層鑲嵌到內政部國土測繪中心所提供的衛星影像圖層，且兩個圖層皆有成功地對應上。而對比本計畫所執行的無人機空拍影像及衛星影像，兩者的解析度呈現顯著差異（圖 38），高解析度更有助於棲地類型的判識，雖有些複雜的棲地類型仍需要現場調查，但已可以提供非常良好的參考圖層。

表 13、曾文溪口濕地以北之各區域的空拍統計表

空拍區	飛行航次	拍攝相片數	正射影像面積
沿岸沙洲區	16	2249	322.328
東魚塭	36	4366	503.646
主棲地	18	2053	291.456
總計	70	8668	1117.43



說明：航線如橘線所示，航線上的正射空拍點如藍點及紅點所示（藍點：有效拼接照；紅點：未能有效拼接照）

圖 37、以沿岸沙洲區為範例，使用Dron2Map軟體將每航次所完成之正射照片進行拼接，陳榮宗製圖



圖 38、沿岸沙洲區最北端的無人機空拍正射圖層（圖下方所示）與內政部國土測繪中心的衛星影像圖層（圖上方所示），兩者解析度呈現顯著差異

(三)各類型微棲地的面積

陸域範圍自然棲地可分為沙洲與潮間帶灘地，植被部分則分為紅樹林、海岸林植被及草生地，水域範圍則以海面及人工之魚塭、溝渠、蓄水池為主。海草部分無法從空拍影像中辨識，可於第六章第五節有相關之描述；而本章節將針對除海草外的各類型微棲地進行描述，並呈現本計畫範圍的各類行為棲地總面積。

- 沙洲：因堆積作用而形成以沙質土壤堆積之地形，以沿岸沙洲區之新浮崙汕為主要分布。
- 潮間帶灘地：本計畫的灘地為以泥質土壤為主之土地型態，受潮汐影響之海岸地區，發現有些泥灘地有紅樹林分布；而高灘地由於土地抬升，較不易被海水淹沒之區域，除了紅樹林外，尚有海岸林樹種、草生地被等植被生長，在棲地判釋上歸為草生地。

- 紅樹林：以生長於潮間帶泥灘地之樹種為主，七股地區以海茄冬最多，欖李次之，並有零星紅海欖分布於主棲地旁近魚塭之紅樹林間（位屬東魚塭範圍）；而水筆仔僅在沙洲區灘地上有看到 1 株幼苗分布，以及在非計畫範圍之七股臺南大學校區可見 4 株。
- 海岸林植被：包含具防風與固沙功能之人工栽植防風林，以木麻黃、黃槿、草海桐為主之樹林帶，栽植於堤防、防汛道路及主棲地旁之防風林外，亦有銀合歡、巴西乳香等次生林樹種入侵。其餘植被歸類於海岸林植被，常見之海岸林樹種如臭娘子、欖仁、瓊崖海棠、土沉香、海檬果、毛苦參、銀葉鈕扣樹等；灌木如苦林盤、林投、銀合歡、巴西乳香等。
- 草生植被如馬鞍藤、田菁、濱江豆、鹽地鼠尾粟、紅毛草、長柄菊等，沙洲區旁可見無根草，以及零星的海埔姜（北方海堤邊）、老虎心（第三賞鳥亭）分布。
- 魚塭：以人工養殖為主之養殖池，主要分布於主棲地東南方及東魚塭。
- 溝渠：魚塭區周邊溝渠多有紅樹林分布，以海茄冬為主，部分欖李混生。

海面：分布於沿岸沙洲區之沙洲外的水域環境。

水體：除了海面、魚塭、溝渠以外之水域環境，主要分布於沿岸洲沙區內之水域與主棲地非灘地之水域環境。

以本計畫分類之棲地類型，其相對應的面積如表 14 及圖 39 所示。沿岸沙洲區主要棲地類型以海面 62.48 ha（27%）與灘地 51.86 ha（23%）為主；主棲地以水體 118.86 ha（40%）與灘地 93.64 ha（31%）為主；東魚塭以魚塭 268.11 ha（70%）與溝渠 25.03 ha（6.6%）為主。

表 14、計畫範圍的棲地類型面積統計

棲地類型 \ 面積(公頃)		十份黑面琵鷺區（主棲地）	七股沿岸沙洲區（沿岸沙洲區）	七股野鳥棲地區（東魚塭）
自然地景	海面	-	62.48	-
	水體	118.86	34.55	2.03
	灘地	93.64	51.86	0.53
	沙洲	-	36.15	-
	海草床	6.09	-	-
人造地景	魚塭	46.21	-	268.11
	蓄水池	-	-	1.82
	溝渠	7.85	0.0015	25.03
	土堤	5.62	-	22.79
陸域植被	紅樹林	海茄冬：17.75 欖李：0.53	0.33	10.51 註
	海岸林植被	0.74	0.51	9.29
	草生地	1.63	42.33	17.13 註
	植被合計	**20.65**	**43.17**	**36.93**

備註：七股野鳥棲地特別景觀區之紅樹林、草生地面積統計方式：將分布於溝渠、土堤之植被分布圖層以紅樹林 35%、草生地 65%之比例進行估算。



圖 39、計畫範圍於各分區的棲地類型判釋（2025年）

(四)十份黑面琵鷺生態保護區及周圍紅樹林植被面積變化

邱郁文等（2020）使用空拍影像與農林航空測量所（現為農業部林業及自然保育署航測及遙測分署）歷年正射影像，並挑選拍攝時間近退潮或乾潮之時段，以最大概似法（Maximum-Likelihood Decision Rule）進行影像分類，估算 2009 至 2020 年間主棲地紅樹林地分布範圍，該區紅樹林面積從 2009 年之 0.12 公頃增加至 2020 年之 4.30 公頃，可見其紅樹林面積增長相當迅速，詳見圖 40 左圖。

本團隊以空拍影像搭配現地調查，依 2025 年 8 月十份黑面琵鷺生態保護區之空拍影像，分析所得之紅樹林面積約 18.28 公頃，與邱郁文等於 2020 的空拍影像相較（圖 40），此次分析的紅樹林面積茂密不少，大多數為海茄冬為主，欖李則部分參雜其中。較內陸區地勢稍高之灘地上除欖李外，亦有零星巴西乳香、銀葉鈕扣樹等海岸林植被生長（圖 41）。在溝渠與魚塭兩邊之土堤，除草生地外，亦有部分黃槿等海岸林植被，而銀合歡、巴西乳香在紅樹林、海岸林植被、草生地皆容易看到這些強勢外來種分布。

沿岸沙洲區之紅樹林分布較為分散（圖 42），泥灘地與潮溝邊多以海茄冬分布為主，欖李族群分布於較乾燥灘地、沙洲區與草生地，部分有木麻黃等海岸林植被生長之灘地上亦有欖李與海茄冬混生林分布，近海堤紅樹林族群中，零星有紅海欖幼苗與單株水筆仔植株。

東魚塭鄰近主棲地之紅樹林有紅海欖分布，以及生多所七股研究中心兩邊之溝渠亦有種植之紅海欖植生（圖 43）；中間闊葉林區為木麻黃為主之人工林，現已成為次生林，近溝渠處有海茄冬、欖李混生，亦有巴西乳香、銀合歡等植被。

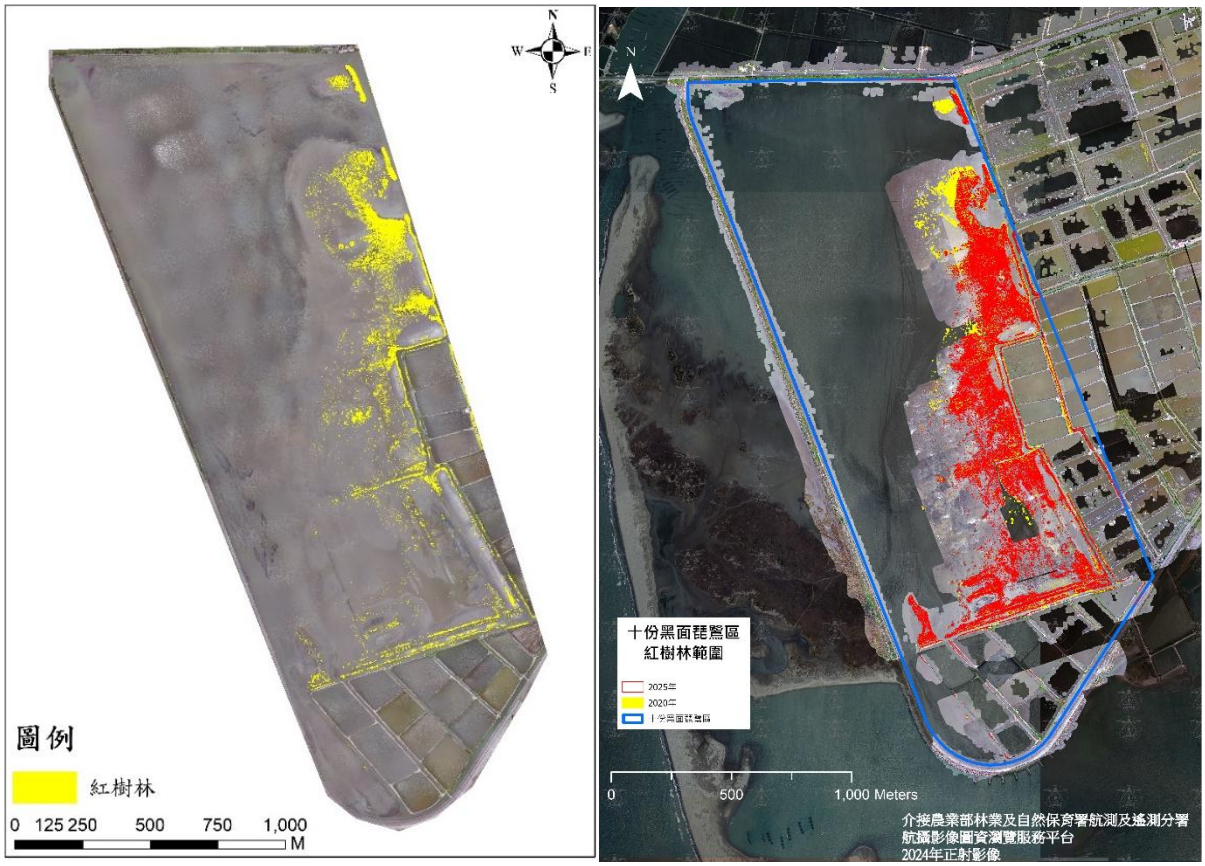


圖 40、主棲地2020年的紅樹林分布（左）及2020年與2025年紅樹林範圍套疊（右），黃色為2020年紅樹林分布，2025年以紅色框線表示（2022年邱郁文繪製，2025年本計畫繪製）



圖 41、主棲地內紅樹林以海茄冬為主（左圖）；在靠近溝渠的外圍亦是海茄冬，欖李主要分布於兩者之間地勢較高的灘地上（右圖）



圖 42、沿岸沙洲區西側臨海的沙洲（新浮崙汕沙洲），以沙質土壤堆積而成有少許紅樹林與其他海濱植被分布



圖 43、東魚塭近主棲地的紅樹林有紅海欖分布，生多所七股研究中心之溝渠邊亦有種植（藍色點標記）

四、主棲地紅樹林碳匯功能調查

(一)樣區設置及採樣日期

本研究挑選主棲地東北側的海茄冬以及欖李紅樹林，分別劃設長6m、寬 5m 的長方形樣區各 3 處（圖 44），分別進行紅樹林地上、地下部生物量調查及底土溫室氣體通量調查。四季調查的日期分別為：2 月 19~21 日、5 月 13~14 日、8 月 20~21 日及 10 月 17~19 日。

本團隊劃設之海茄冬三樣區內樹木數量分別為 9、5 及 13 棵樹，欖李三樣區內樹木數量分別為 2、10 及 19 棵樹；並且記錄樣區中的兩種樹林樹高、樹密度及胸高直徑，測量結果如表 13。而本次研究期間適逢中度颱風丹娜絲於 7 月初登陸臺灣，對本研究樣區內紅樹林植物造成之影響，包含樹冠層被破壞、樹幹折損、倒木比例增加及枯落物籃吹落等情形（圖 44、圖 45），此次災情對於紅樹林所造成的影響，也反映在夏季的調查結果。



圖 44、於主棲地的紅樹林樣區設置點位，欖李（LR）以及海茄冬（AM）兩種紅樹林

表 15、主棲地內海茄冬及欖李紅樹林樹高、密度及胸高直徑測量結果（括號內表示最大值及最小值）

物種	樹高 (m)	樹密度 (trees m^{-2})	胸高直徑 (cm)			
			2025 冬	2025 春	2025 夏	2025 秋
海茄冬 AM	3.5 ± 0.9 (1.4~7.2)	0.22	4.35 ± 1.26 (1.31~12.35)	4.39 ± 1.27 (1.31~12.35)	4.51 ± 1.39 (1.34~12.76)	4.52 ± 1.39 (1.34~12.76)
欖李 LR	2.2 ± 0.4 (1.9~4.2)	0.48	3.00 ± 1.18 (0.86~14.17)	3.03 ± 1.18 (0.86~14.16)	3.08 ± 1.20 (0.86~14.29)	3.15 ± 1.24 (0.92~14.13)



圖 45、曾文溪口海茄苳紅樹林受中度颱風丹娜絲的影響情形



圖 46、曾文溪口欖李紅樹林受中度颱風丹娜絲的影響情形

(二)紅樹林生物量及生長量

本團隊已完成 2025 年冬季至秋季共四季的調查，惟秋季至冬季的生長量需要下一季的測量才能計算。主棲地內紅樹林地上、地下部生物量皆以海茄冬較高（12.53 ± 0.34，10.11 ± 0.57 Kg DW m^{-2}）、欖李較低（5.65 ± 0.46，1.50 ± 0.11 Kg DW m^{-2}）（圖 47）。由於受

到 7 月颱風影響，對臺灣西南沿海地區造成衝擊，本研究劃設之樣區內的紅樹林亦遭強風折損；使得海茄冬與欖李紅樹林地上、地下部生物量皆以春季較高、夏季較低，待秋季後生物量才再恢復生長。

主棲地的海茄冬紅樹林地上、地下部生長量皆以春季至夏季較高（0.68 ± 0.39，0.31 ± 0.08 Kg DW m^{-2} $season^{-1}$），而以夏季至秋季較低（0.05 ± 0.02，0.03 ± 0.02 Kg DW m^{-2} $season^{-1}$）；欖李紅樹林地上、地下部生長量皆以夏季至秋季較高（0.33 ± 0.31，0.08 ± 0.06 Kg DW m^{-2} $season^{-1}$)，而以冬季至春季較低（0.05 ± 0.01，0.01 ± 0.05 Kg DW m^{-2} $season^{-1}$）（圖 48）。

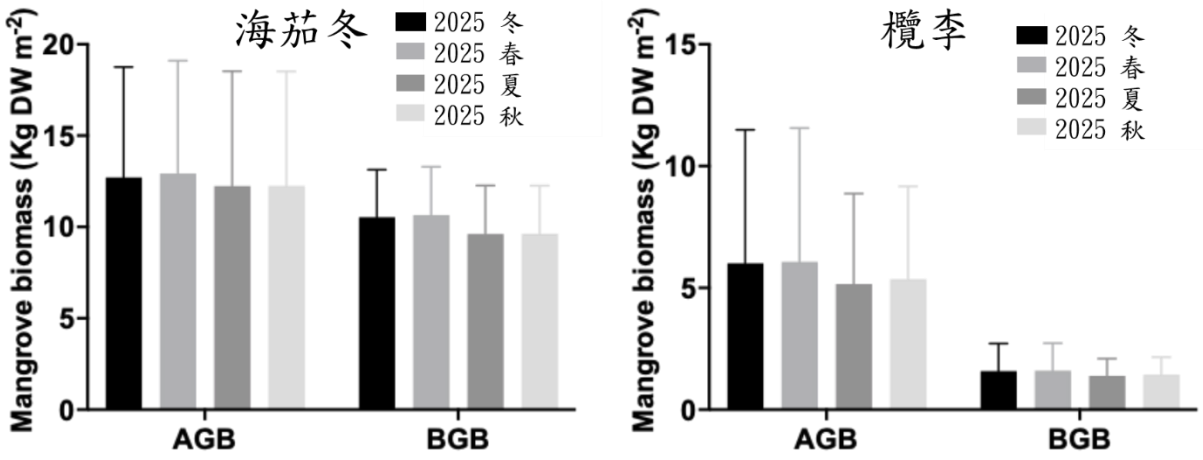


圖 47、主棲地海茄冬紅樹林和欖李紅樹林地上部生物量（AGB）及地下部生物量（BGB）測量結果

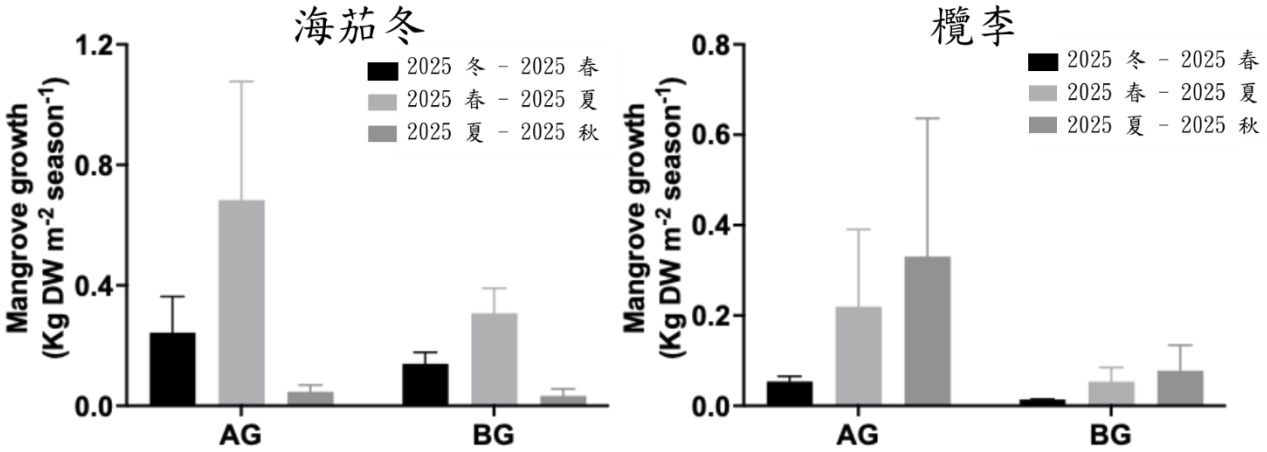


圖 48、主棲地海茄冬紅樹林地和欖李紅樹林上部生長量（AG）及地下部生長量（BG）測量結果

(三)紅樹林枯落物量

同生長量前述說明，今年度尚無法計算秋季至冬季的枯落物量。主棲地 2025 年冬季海茄冬及欖李紅樹林枯落物量皆以春季至夏季較高（1.94 ± 1.72，2.77 ± 1.93 g DW m^{-2} d^{-1}），夏季至秋季較低（0.77 ± 0.31，0.94 ± 0.44 g DW m^{-2} d^{-1}）（圖 49）。2025 年 7 月中度颱風丹娜絲登陸臺灣，對曾文溪口重要濕地的欖李紅樹林造成影響，增加春季至夏季的紅樹林枯落物量。

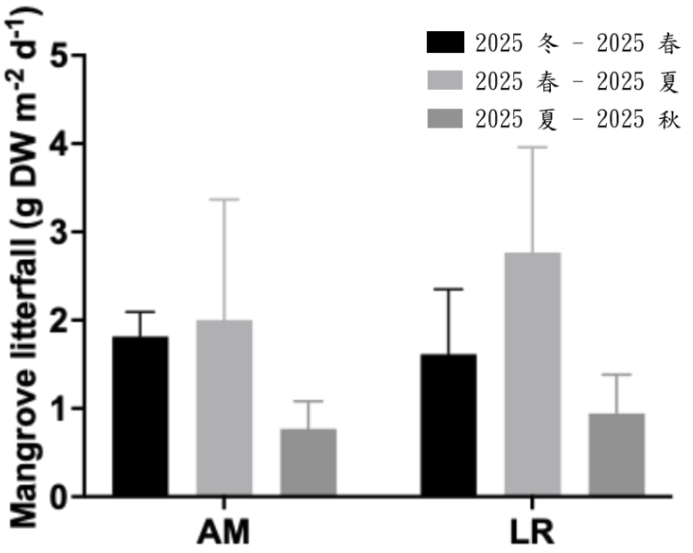


圖 49、主棲地海茄冬（AM）、欖李（LR）紅樹林枯落物量測量結果

(四)紅樹林底土溫室氣體通量

主棲地內海茄冬紅樹林底土二氧化碳的日間通量在春季較高（484.21 ± 15.22 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}），秋季較低（77.86 ± 21.26 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}）；夜間通量則在秋季較高（553.70 ± 157.60 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}），冬季較低（31.40 ± 5.07 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}）（圖 50）。

海茄冬紅樹林底土甲烷的日間通量在夏季較高（622.66 ± 907.47 μg CH_4 m^{-2} h^{-1}），冬季較低（109.49 ± 58.01 μg CH_4 m^{-2} h^{-1}）；夜間通量則在秋季較高（981.56 ± 1458.38 μg CH_4 m^{-2} h^{-1}），冬季較低（10.41 ± 3.53 μg CH_4 m^{-2} h^{-1}）（圖 51）。

海茄冬紅樹林底土氧化亞氮的日間通量在冬季較高（21.94 ± 13.04 μg N_2O m^{-2} h^{-1}），秋季較低（-0.98 ± 1.31 μg N_2O m^{-2} h^{-1}）；夜間通量則在冬季較高（18.03 ± 5.99 μg N_2O m^{-2} h^{-1}），夏季較低（-2.23 ± 5.66 μg N_2O m^{-2} h^{-1}）（圖 52）。

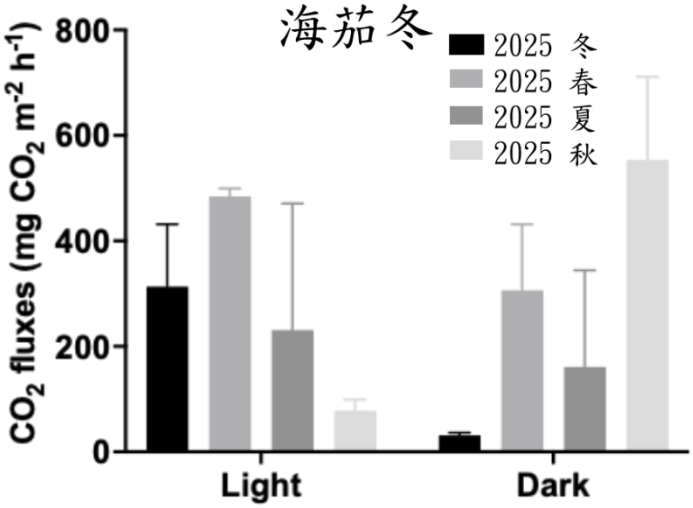


圖 50、主棲地海茄冬紅樹林底土二氧化碳（CO_2）日間（Light）及夜間（Dark）通量

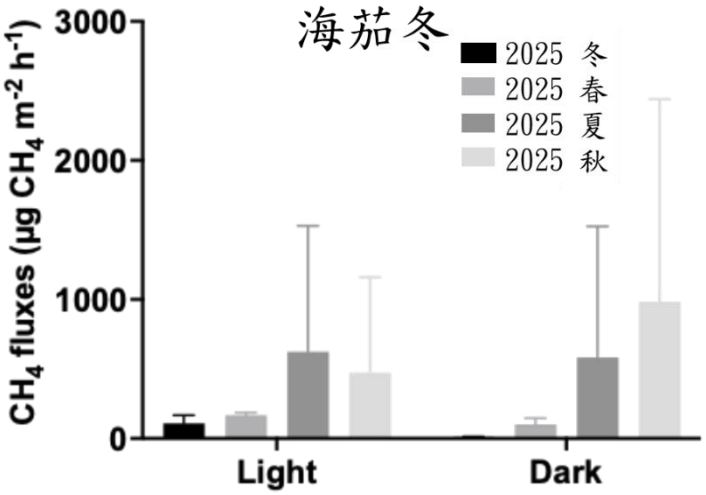


圖 51、主棲地海茄冬紅樹林底土甲烷（CH_4）日間（Light）及夜間（Dark）通量

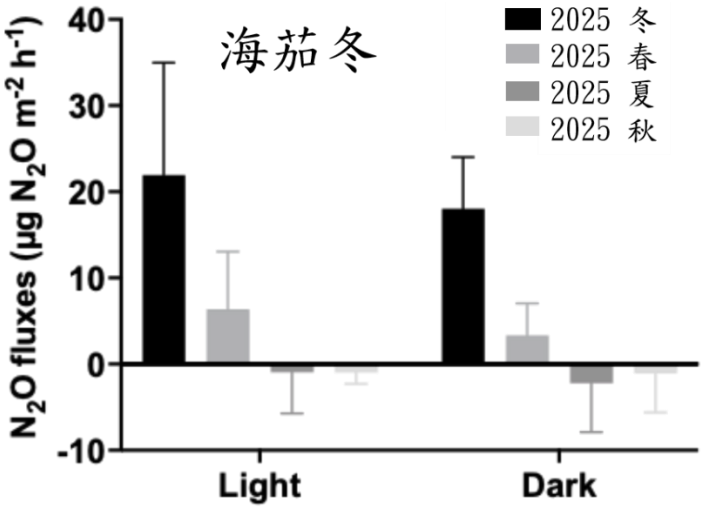


圖 52、主棲地海茄冬紅樹林底土氧化亞氮（N_2O）日間（Light）及夜間（Dark）通量

主棲地內欖李紅樹林底土二氧化碳的日間通量在春季較高（483.92 ± 181.45 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}），秋季較低（-70.32 ± 13.56 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}）；夜間通量則在夏季較高（533.86 ± 427.88 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}），冬季較低（-36.24 ± 12.33 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}）（圖 53）。

欖李紅樹林底土甲烷的日間通量在春季較高（165.53 ± 47.54 μg CH_4 m^{-2} h^{-1}），秋季較低（-4.63 ± 3.58 μg CH_4 m^{-2} h^{-1}）；夜間通量則在夏季較高（44.19 ± 29.75 μg CH_4 m^{-2} h^{-1}），冬季較低（1.97 ± 8.60 μg CH_4 m^{-2} h^{-1}）（圖 54）。

欖李紅樹林底土氧化亞氮的日間通量皆在夏季較高（11.56 ± 9.88 μg N_2O m^{-2} h^{-1}），秋季較低（-8.84 ± 15.01 μg N_2O m^{-2} h^{-1}）；夜間通量則在春季較高（21.04 ± 12.74 μg N_2O m^{-2} h^{-1}），秋季較低（-0.01 ± 4.43 μg N_2O m^{-2} h^{-1}）（圖 55）。

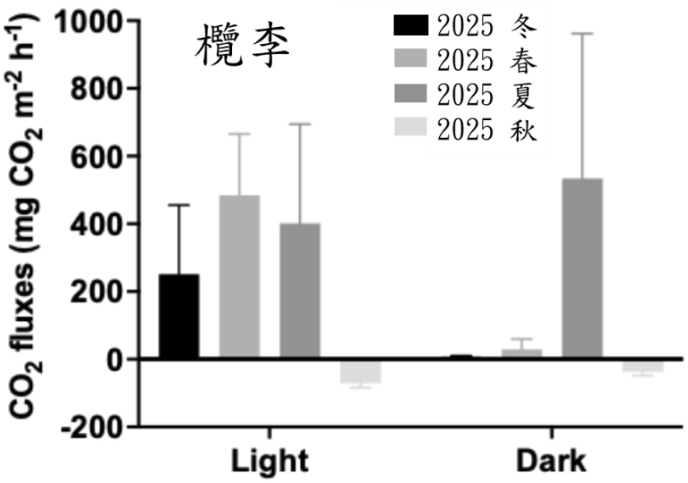


圖 53、主棲地欖李紅樹林底土二氧化碳（CO_2）日間（Light）及夜間（Dark）通量

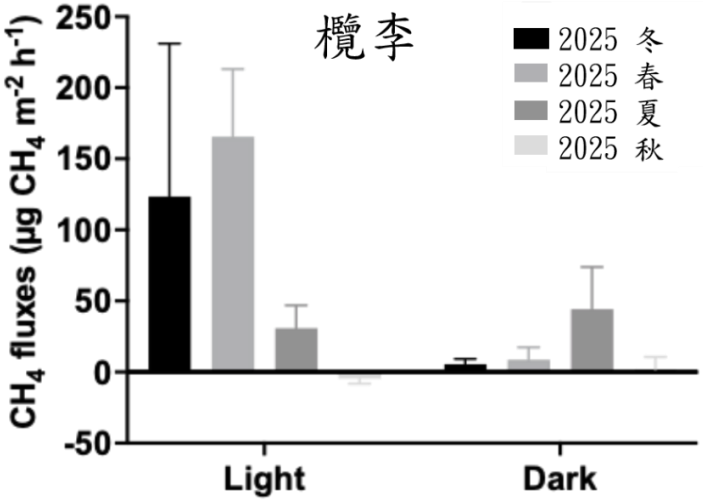


圖 54、主棲地欖李紅樹林底土甲烷（CH_4）日間（Light）及夜間（Dark）通量

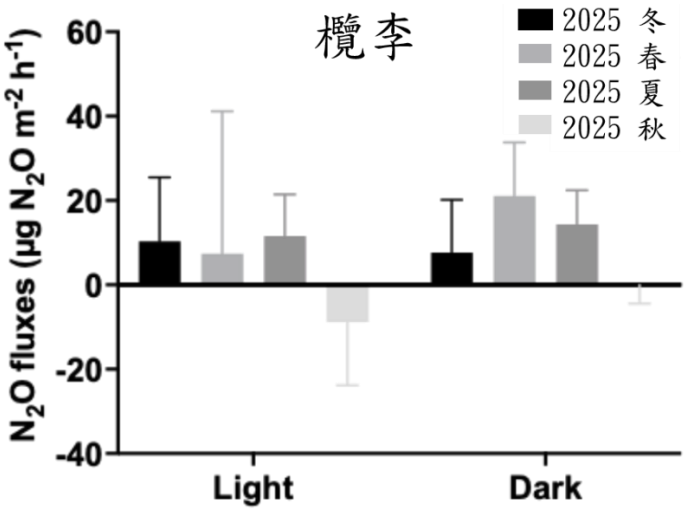


圖 55、主棲地欖李紅樹林底土氧化亞氮（N_2O）日間（Light）及夜間（Dark）通量

(五)曾文溪口濕地紅樹林碳匯估算

本研究已完成 2025 年冬季至秋季期間曾文溪口重要濕地海茄冬與欖李紅樹林碳匯計算。曾文溪口重要濕地海茄冬紅樹林碳匯量僅在夏季至秋季期間呈現碳排放（-0.4687 Kg CO_2e m^{-2} $season^{-1}$），其餘季節區間呈現碳吸收，試算曾文溪口重要濕地海茄冬紅樹林的年碳匯量為 1.9234 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}（表 16）；與臺灣海岸地區（彰化芳苑、嘉義布袋及臺南北門等處）海茄苳紅樹林的年碳匯量相當（1.02~2.62 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}；Lin et al. 2023），但低於七股溪口海茄冬紅樹林的年碳匯量（4.50 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}）（表 17），推測可能因七股溪口海茄冬植物的地上、地下部淨初級生長量較高，因此增加生態系的碳匯量。

曾文溪口重要濕地欖李紅樹林碳匯量在冬季至春季期間與春季至夏季期間呈現碳排放（-0.2836, -0.2088 Kg CO_2e m^{-2} $season^{-1}$），夏季至秋季期間則為碳吸收（0.8888 Kg CO_2e m^{-2} $season^{-1}$），試算曾文溪口重要濕地欖李紅樹林的年碳匯量為 0.7682 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}（表 18），高於鹿耳門鷸鴴科生態保護區內的欖李紅樹林（表 19）。

表 16、曾文溪口重要濕地海茄冬紅樹林棲地碳匯整理表

	紅樹林碳吸收量 [A]				底土碳排放量 [B]			紅樹林碳匯 [C] (H)
	紅樹林地上部生長量 (A)	紅樹林枯落物量 (B)	地上部淨初級生長量 (C)	地下部淨初級生長量 (D)	底土二氧化碳通量 (E)	底土甲烷通量 (F)	底土氧化亞氮通量 (G)	
	(Kg DW ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg DW ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg C ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg C ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg CO_2 ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg CH_4 ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg N_2O ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg CO_2e ha^{-1} $season^{-1}$)
冬季 – 春季	2,432	1,670.836	1,969	671	8,889	3.030	0.110	679
春季 – 夏季	6,829	1,841.688	4,162	1,471	4,393	3.337	-0.034	15,911
夏季 – 秋季	465	699.905	559	159	6,897	15.882	-0.023	-4,687
秋季 – 冬季 [D]	3,242	1,404.143	2,230	767	3,507	1.219	0.433	7,331
曾文溪口重要濕地海茄冬紅樹林年碳匯量 (Kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1})								19,234

備註：

[A] 紅樹林碳吸收量以正值表示吸收，負值表示排放。地上部淨初級生長量為地上部生長量及枯落物量的總和(C = (A + B/1000) * 48%)，48%為海茄冬植物碳含量的比例，地下部淨初級生長量即為地下部生長量。

[B] 底土碳排放量以正值表示排放，負值表示吸收。二氧化碳、甲烷及氧化亞氮的暖化潛勢分別為 1、27 及 273。

[C] 紅樹林碳匯以正值表示碳匯，負值表示碳源。碳匯量為紅樹林碳吸收量扣除底土溫室氣體排放量(H = (C + D) × 44/12 - E × 1-F × 27 – G × 273)。

[D] 本研究以前三季數據的平均值推估 2025 年秋季至 2026 年冬季的紅樹林生長量及枯落物量。2026 年冬季尚未進行底土溫室氣體通量測量，目前先以 2025 年冬季資料作為代替。

表 17、臺灣海茄冬紅樹林棲地碳匯比較

行政區	地點	調查時間	紅樹林碳吸收量		底土碳排放量			紅樹林碳匯	參考文獻
			地上部淨初級生長量	地下部淨初級生長量	底土二氧化碳通量	底土甲烷通量	底土氧化亞氮通量		
			Kg C m^{-2} yr^{-1}	Kg C m^{-2} yr^{-1}	Kg CO_2 m^{-2} yr^{-1}	g CH_4 m^{-2} yr^{-1}	g N_2O m^{-2} yr^{-1}	Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}	
臺南市七股區	曾文溪口重要濕地	2025-2026(預計)	0.8920	0.3068	2.3686	3.3486	0.0110	1.9234	本研究資料
臺南市安南區	鹿耳門鷸鴴科生態保護區	2024-2025	1.1642	0.4014	9.9465	15.8691	0.0665	-4.6524	本研究資料
臺南市七股區	七股溪口紅樹林生態保護區	2024-2025	1.9436	0.4949	3.7601	24.3040	0.0983	4.4980	本研究資料
彰化縣芳苑鄉		2014-2015	1.186	0.381	3.0873	1.333	N.D.	2.6224	Lin et al., 2023
嘉義縣布袋鎮	好美寮重要濕地	2017-2019	0.738	0.262	1.3127	4.000	N.D.	2.2460	Lin et al., 2023
臺南市北門區		2017-2019	0.549	0.159	1.4520	4.500	N.D.	1.0225	Lin et al., 2023
臺南市七股區	七股溪口紅樹林生態保護區	2013-2014	1.044	0.220	6.1783	1.333	N.D.	-1.5796	Lin et al., 2023

表 18、曾文溪口重要濕地欖李紅樹林棲地碳匯整理表

	紅樹林碳吸收量 [A]				底土碳排放量 [B]			紅樹林碳匯 [C]
	紅樹林地上部生長量 (A)	紅樹林枯落物量 (B)	地上部淨初級生長量 (C)	地下部淨初級生長量 (D)	底土二氧化碳通量 (E)	底土甲烷通量 (F)	底土氧化亞氮通量 (G)	(H)
	(Kg DW ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg DW ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg C ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg C ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg CO_2 ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg CH_4 ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg N_2O ha^{-1} $season^{-1}$)	(Kg CO_2e ha^{-1} $season^{-1}$)
冬季 – 春季	541	1,486.986	862	60	6,079	2.068	0.301	-2,836
春季 – 夏季	2,193	2,544.157	2,013	227	10,202	0.816	0.283	-2,088
夏季 – 秋季	3,305	857.209	1,769	330	-1,164	-0.029	-0.097	8,888
秋季 – 冬季 [D]	2,013	1,629.451	1,548	206	2,625	1.302	0.194	3,718
曾文溪口重要濕地欖李紅樹林年碳匯量 (Kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1})								7,682

備註：

[A] 紅樹林碳吸收量以正值表示吸收，負值表示排放。地上部淨初級生長量為地上部生長量及枯落物量的總和(C = (A + B/1000)*42.5%)，42.5%為欖李植物碳含量的比例，地下部淨初級生長量即為地下部生長量。

[B] 底土碳排放量以正值表示排放，負值表示吸收。二氧化碳、甲烷及氧化亞氮的暖化潛勢分別為 1、27 及 273。

[C] 紅樹林碳匯以正值表示碳匯，負值表示碳源。碳匯量為紅樹林碳吸收量扣除底土溫室氣體排放量(H = (C + D) × 44/12 - E × 1-F × 27 – G × 273)。

[D] 本研究以前三季數據的平均值推估 2025 年秋季至 2026 年冬季的紅樹林生長量及枯落物量。2026 年冬季尚未進行底土溫室氣體通量測量，目前先以 2025 年冬季資料作為代替。

表 19、臺灣欖李紅樹林棲地碳匯比較

行政區	地點	調查時間	紅樹林碳吸收量		底土碳排放量			紅樹林碳匯	參考文獻
			地上部淨初級生長量	地下部淨初級生長量	底土二氧化碳通量	底土甲烷通量	底土氧化亞氮通量		
			Kg C m^{-2} yr^{-1}	Kg C m^{-2} yr^{-1}	Kg CO_2 m^{-2} yr^{-1}	g CH_4 m^{-2} yr^{-1}	g N_2O m^{-2} yr^{-1}	Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}	
臺南市七股區	曾文溪口重要濕地	2025	0.6192	0.0823	1.7742	0.4157	0.0681	0.7682	本研究資料
臺南市安南區	鹿耳門鷸鴴科生態保護區	2023	0.4384	0.0367	1.3153	0.1102	0.1365	0.3864	王筱雯(2024)
		2024	0.4451	0.0210	2.0817	0.4997	0.3679	-0.4866	王筱雯(2024)

五、主棲地海草床碳匯功能調查

(一)樣區設置及採樣日期

於今年度 2 月進行場勘和第一次調查(冬季),確認海草分布後,將樣區設置於主棲地西側的 A 區(23°03'51.3"N 120°02'54.5"E)及南端的 B 區(23°03'12.7"N 120°03'13.7"E)(圖 56);進一步針對兩樣區海草床的空間分佈情形進行調查,由研究人員在乾潮時使用全球衛星定位系統(Global positioning system, GPS),實地調查海草的生長範圍。四季調查的日期分別為:2 月 19~21 日、5 月 12~13 日、8 月 18~20 日及 10 月 11~13 日。

B 區因底質鬆軟,導致人員陷入泥地而不易進入調查,且於冬季調查中僅觀察到裸露之地下部,並無地上部可進行量測,故無法取得 B 區的範圍資訊;後續春季至秋季採樣仍不見 B 區有海草恢復情形,故部分數據僅能提供 A 區調查結果。



圖 56、本計畫於主棲地的水域設置海草床樣區

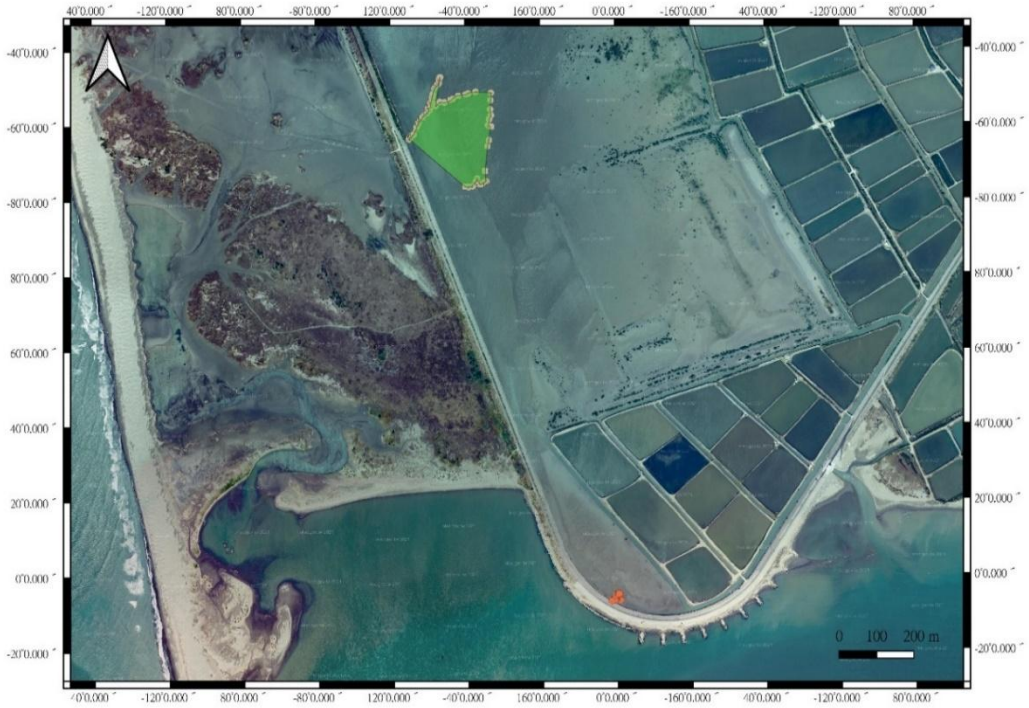


圖 57、主棲地冬季A區（綠色區域）及無法取得範圍資訊的B區（橘色區域）

(二)海草生物量、生產力及覆蓋度

A 區貝克氏鹽草的植株密度最高為春季 177.33 ± 16.17 shoot 100 cm^2，最低在夏季 61.67 ± 6.84 shoot 100 cm^2（圖 58）。貝克氏鹽草的生產力及生物量以碳含量重量百分比(wt%)計算，根據本計畫分析，地上部和地下部碳含量分別為 39.98%、39.17%，將含碳量代入地上部及地下部的生產力，結果如圖 59；地上部及地下部生產力最高皆為春季，分別為 0.69 ± 0.07 g C m^{-2} day^{-1} 及 0.69 ± 0.08 g C m^{-2} day^{-1}；生產力最低地上部發生在冬季 0.03 g C m^{-2} day^{-1}，地下部則是夏季及秋季 0.05 ± 0.01 g C m^{-2} day^{-1}。而主棲地的貝克氏鹽草其年度生產力低於白水湖（表 20）。

地上部及地下部生物量最高皆為春季，分別為 0.009 ± 0.001 Kg C m^{-2} 與 0.0004 ± 0.0001 Kg C m^{-2}；最低則是夏季，分別是 0.0004 ± 0.0001 Kg C m^{-2} 與 0.003 ± 0.001 Kg C m^{-2}（圖 60）。主棲地的貝克氏鹽草整體的生物量也是低於白水湖（林幸助，2022）（表 21）。

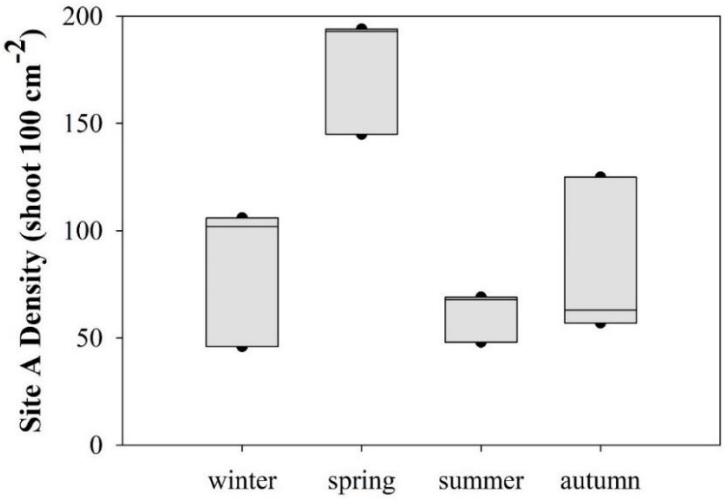


圖 58、七股A區2025年冬季至秋季海草床植株密度

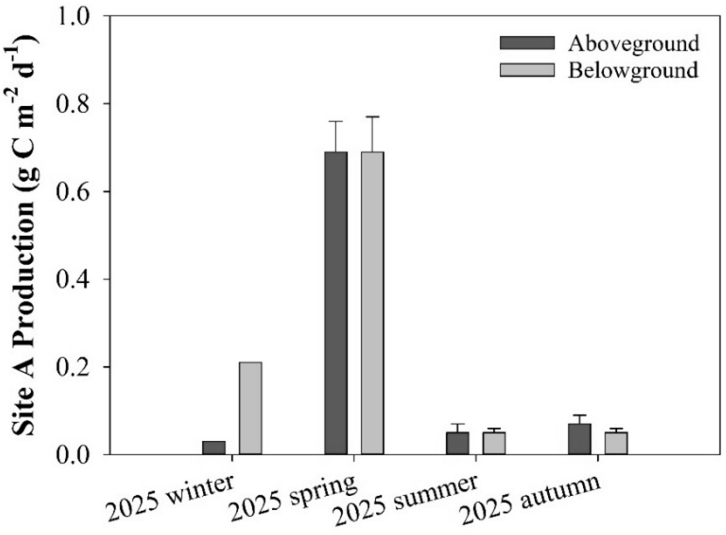


圖 59、七股A區2025年冬季至秋季海草地上部及地下部生產力
（Aboveground：地上部，Belowground：地下部）

表 20、與白水湖樣點生產力比較（單位：g m^{-2} day^{-1}）

樣點	年份	季節	地上部	地下部	參考文獻
七股(曾文溪口)	2025 年	冬季	0.08	0.54	本研究
		春季	1.73 ± 0.18	1.75 ± 0.2	
		夏季	0.11 ± 0.05	0.13 ± 0.02	
		秋季	0.17 ± 0.04	0.13 ± 0.02	
白水湖	2021 年	秋季	5.83 ± 0.57	5.27 ± 0.87	林幸助(2022)
	2022 年	冬季	1.61 ± 0.35	5.11 ± 3.30	
		春季	1.20 ± 0.26	1.19 ± 0.14	
		夏季	0.39 ± 0.07	0.19 ± 0.09	

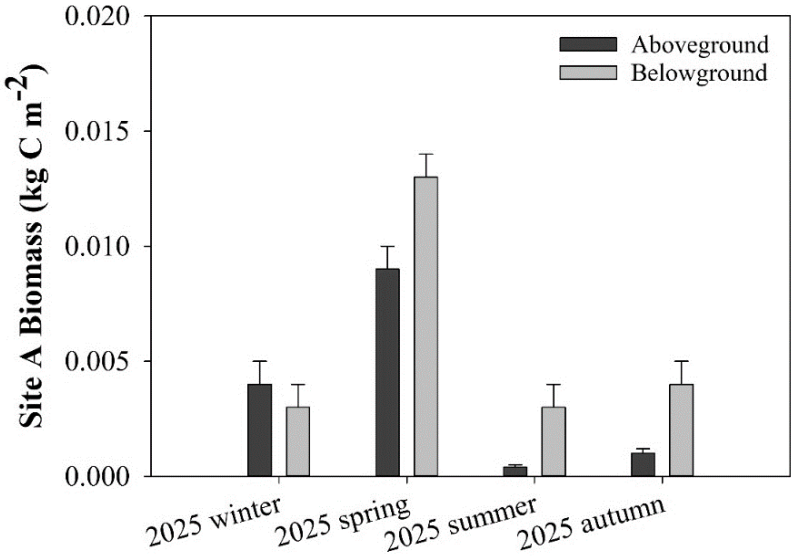


圖 60、七股A區2025年冬季至秋季海草地上部及地下部生物量

表 21、與白水湖樣點生物量比較（單位：g m^{-2}）

樣點	年份	季節	地上部	地下部	參考文獻
七股(曾文溪口)	2025 年	冬季	10.54 ± 2.97	7.68 ± 2.29	本研究
		春季	22.33 ± 2.53	32.46 ± 1.73	
		夏季	1.06 ± 0.34	6.79 ± 2.95	
		秋季	2.92 ± 0.43	10.18 ± 3.07	
白水湖	2022 年	冬季	10.80 ± 4.56	13.87 ± 4.04	林幸助 (2022)
		春季	32.40 ± 4.45	28.75 ± 1.99	
		夏季	45.62 ± 1.68	67.23 ± 8.22	
		秋季	29.91 ± 9.28	71.89 ± 31.31	

R/S 比值（Root-to-Shoot ratio）為植物地下部與地上部生物量之間的比例，可以反映植物資源分配的策略與環境適應情形；比值接近 1，代表植物的地下部和地上部的生物量兩者發展相對均衡；比值大於 1，表示地下部的生物量多於地上部，可能投入較多資源在根系的生長；比值小於 1：則表示地上部生長多於地下部，可能較重視葉片或莖的發展，用來進行光合作用或競爭陽光。

本研究貝克氏鹽草 R/S ratio 冬季至秋季依序為 0.73、1.45、6.41 及 3.49；由結果得知冬季生物量以地上部為主，春季後皆是以地下部為主，尤其在夏季經歷颱風過境後更能發現此情形。

設置 2 條測線量測海草床的覆蓋度，結果顯示冬季期間 A 區海草平均覆蓋度為 2.6 ± 0.1%，春季有最高平均覆蓋度 21.1 ± 0.61%，夏季及秋季則是 0（圖 61）。因適逢楊柳颱風侵台（影響日期：8/8~8/14），後續伴隨西南氣流導致水面混濁，故夏季採集當下不易觀測海草床覆蓋度，秋季採樣時更發現原側線上海草床的泥沙覆蓋情形嚴重（圖 62）。

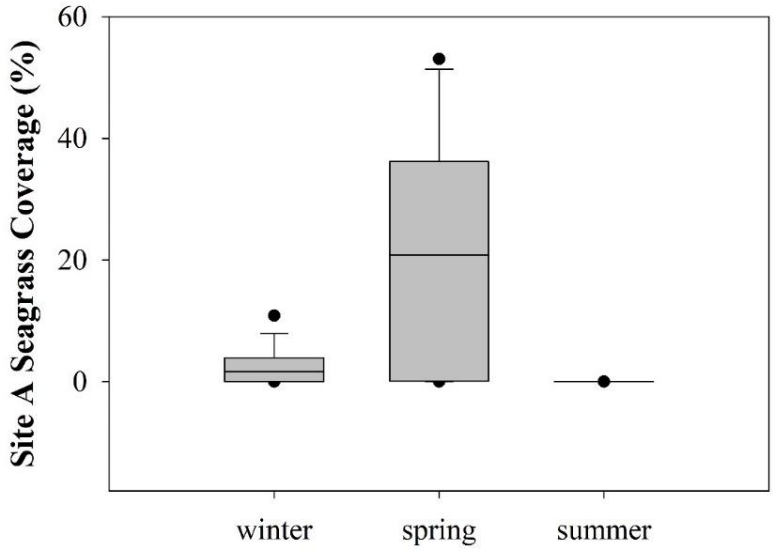


圖 61、七股A區2025年冬季至秋季海草床覆蓋度



圖 62、七股A區2025年夏季及秋季海草床覆蓋度調查（左：混濁現況，右：水下拍攝畫面）

(三)海草分解速率

海草的植株分解實驗利用指數回歸分析計算分解速率，並利用所得之回歸式計算一季後海草組織剩餘量，將第 0 日、第 7 日、第 14

日、第 26 日及第 46 日數據進行指數迴歸分析推測海草的地上部及地下部分解速率。

指數迴歸（$W_t = W_0 \times e^{-k \times t}$）計算分解速率 k 值（$W_t$：剩餘百分比（%）；$W_0$：初始重量（g）；k：分解速率（g/day）；t：時間（day））。結至第 46 日回收結果，地上部剩餘 20.83 ± 0.02%，地下部剩餘 47.83 ±0.04%（圖 63）。整體而言，地上部的分解相較於地下部分解來得快許多，地上部分解速率 k = 0.0360 g/day，地下部分解速率 k = 0.0198 g/day。

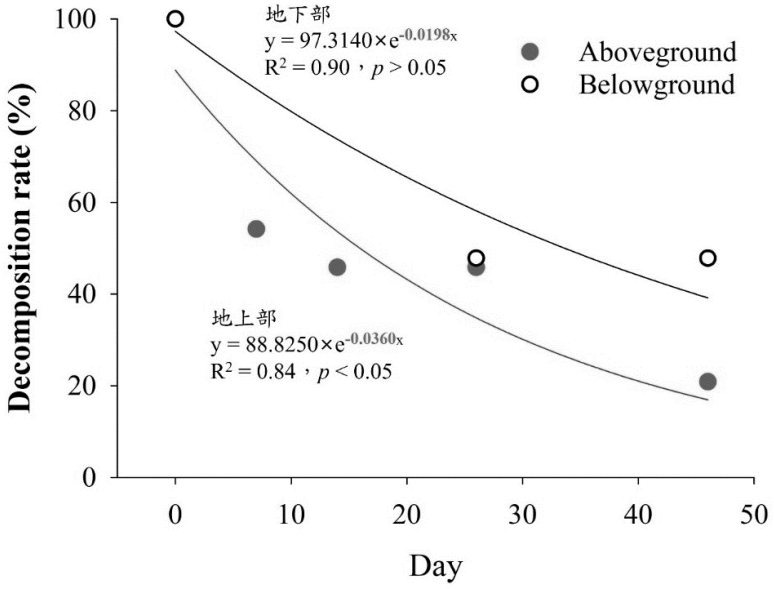


圖 63、貝克氏鹽草分解速率圖（Aboveground：地上部，Belowground：地下部）

(四)海草床沉積物分析

1、 沉積物總體密度

沉積物總體密度 A 區 0~5cm 處最高為秋季、最低為夏季（1.59 ± 0.02，1.42 ± 0.11 g cm^{-3}）；5~10cm 處最高為冬季、最低為秋季（1.51 ± 0.02，1.39 ± 0.07 g cm^{-3}）；10~20cm 處最高為春季、最低為夏季（1.64 ± 0.02，1.36 ± 0.03 g cm^{-3}）；20~30cm 處最高為秋季、最低為夏季（1.59 ± 0.02，1.34 ± 0.06 g cm^{-3}）（圖 64）。

B 區總體密度 0~5cm 處最高為冬季、最低為春季（1.35 ± 0.03，1.27 ± 0.06 g cm^{-3}）；5~10cm 處最高為冬季、最低為夏季（1.51 ± 0.01，1.31 ± 0.04 g cm^{-3}）；10~20cm 處最高為春季、最低為冬季（1.49 ± 0.03，1.35 ± 0.05 g cm^{-3}）；20~30cm 處最高為冬季、最低為夏季（1.44 ± 0.05，1.42 ± 0.04 g cm^{-3}）（圖 64）。

整體而言，沉積物密度在深度間無太大變化，A 區及 B 區季節與深度之間無顯著差異（$p > 0.05$）。

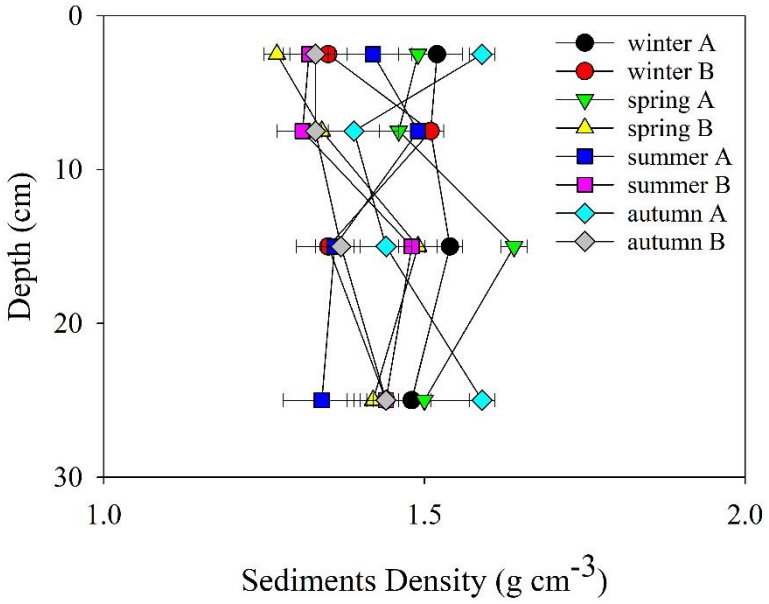


圖 64、七股A區及B區2025年冬季至秋季沉積物的總體密度（0~5cm、5~10cm、10~20cm及20~30cm）

2、 沉積物粒徑

沉積物粒徑中間值 A 區 0~5cm 處最高為夏季，冬季最低（102.57 ± 8.52，81.39 ± 2.40 mm）；5~10cm 處最高為冬季，秋季最低（66.54 ± 6.36，50.16 ± 7.93 mm）。B 區 0~5cm 處最高為冬季，春季最低（101 ± 3.99，55.61 ± 2.89 mm）；5~10cm 處最高為冬季，秋季最低（68.24 ± 6.85，62.31 ± 5.08 mm）（圖 65）。整體而言，季節間無顯著差異，沉積物深度則是表層 0~5cm 及 5~10cm 有顯著差異（$p < 0.001$）。

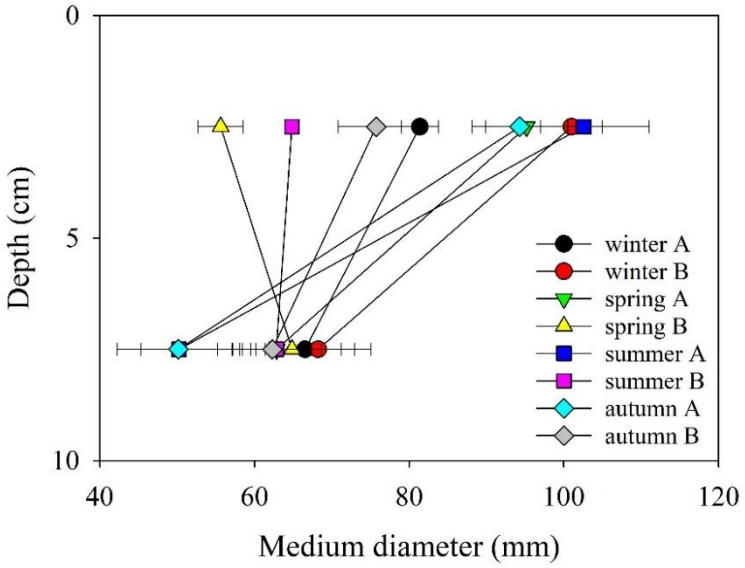


圖 65、七股A區及B區2025年冬季至秋季沉積物0~5cm、5~10cm沉積物粒徑中間值

粉泥黏土含量 A 區 0~5cm 處最高為冬季，夏季最低（27.48 ± 0.62 %，17.26 ± 2.92 %）；5~10cm 處最高為秋季，冬季最低（59.77 ± 10.72 %，39.46 ± 0.62 %）。B 區 0~5cm 處最高為春季，冬季最低（34.00 ± 3.61 %，25.12 ± 4.29 %）；5~10cm 處最高為春季，冬季最低（35.23 ± 5.18 %，25.12 ± 4.29 %）（圖 66）。同粒徑中間值，粉泥黏土含量在季節間無顯著差異，深度則是表層 0~5cm 及 5~10cm 有顯著差異（$p < 0.001$）。

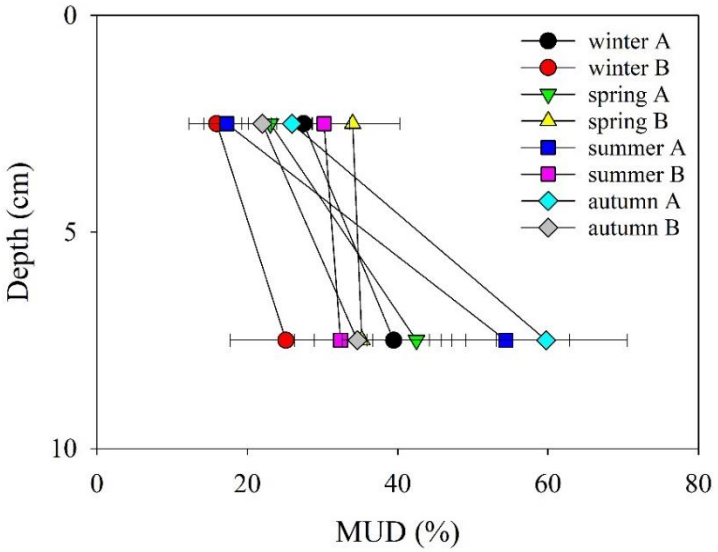


圖 66、七股A區及B區2025年冬季至秋季沉積物0~5cm、5~10cm沉積物粉泥黏土含量

3、 沉積物含水量(%)

A 區沉積物含水量 0~5 cm 及最高為春季，秋季最低（22.90 ± 0.25 %，20.66 ± 0.49 %）；5~10 cm 處秋季最高，夏季最低（21.92 ± 0.34 %，19.25 ± 0.45 %）。10~20 cm 最高為冬季，夏季最低（21.12 ± 0.72 %，21.09 ± 0.30 %）；20~30 cm 處同樣冬季最高，夏季最低（22.09 ± 1.43 %，20.85 ± 0.83 %）。B 區 0~5 cm 處最高為春季（26.01 ± 0.33 %，最低為秋季（21.22 ± 0.06 %）；5~10 cm 處最高為夏季（23.18 ± 0.53 %），最低為冬季（22.16 ± 0.35 %）；10~20 cm 處最高為冬季（23.69 ± 0.58 %），最低為秋季（19.51 ± 0.16 %）；20~30 cm 處最高為春季（20.84 ± 0.43 %），最低為夏季（19.56 ± 0.39 %）（圖 67）。

沉積物含水量季節間無顯著差異，深度 0~5cm 對於 5~10cm、10~20cm、20~30cm 皆有顯著差異($p < 0.01$)，5~30cm 則是無顯著差異。

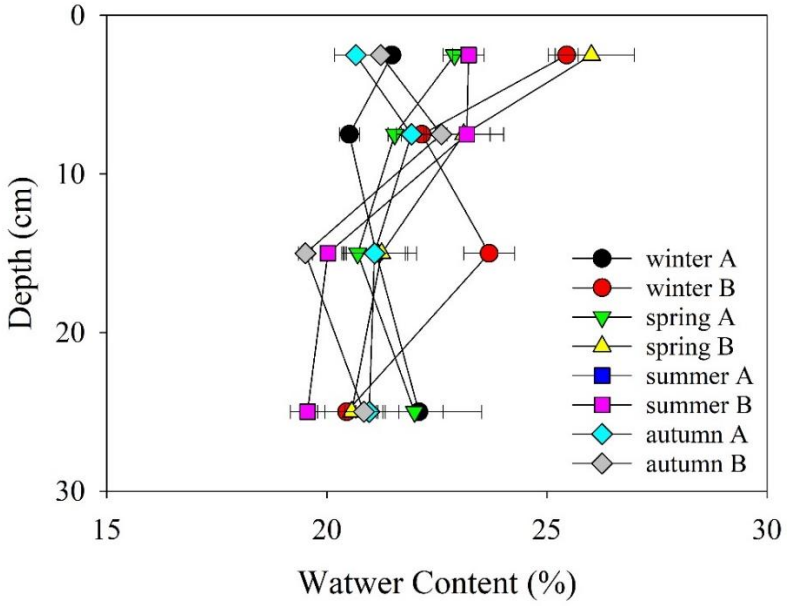


圖 67、七股A區及B區2025年冬季至秋季沉積物在深度0~5cm、5~10cm、10~20 cm及20~30cm的含水量

4、 沉積物有機質(%)與有機碳(%)

沉積物有機質在 A 區 0~5cm 處最高為夏季，最低為秋季（1.31 ± 0.03 %，1.10 ± 0.11 %）；5~10cm 處最高為冬季，最低為春季（1.39

±0.06％，1.09±0.07％）；10~20cm 處最高為夏季，最低為秋季（1.51±0.08％，1.12±0.03％）；20~30cm 處最高為冬季，最低為秋季（1.58±0.15％，0.89±0.03％）。B 區 0~5cm 處最高為冬季，最低為秋季（1.49±0.02％，0.80±0.02％）；5~10cm 處最高為夏季，最低為秋季（1.32±0.04％，1.19±0.05%）；10~20cm 及 20~30cm 處最高皆為冬季分別是 1.03±0.09％及 1.01±0.04％，最低皆為秋季分別是 0.73±0.01％、0.55±0.04％（圖 68）。

整體而言，有機質在深度間無太大變化，A 區及 B 區季節與深度之間無顯著差異。

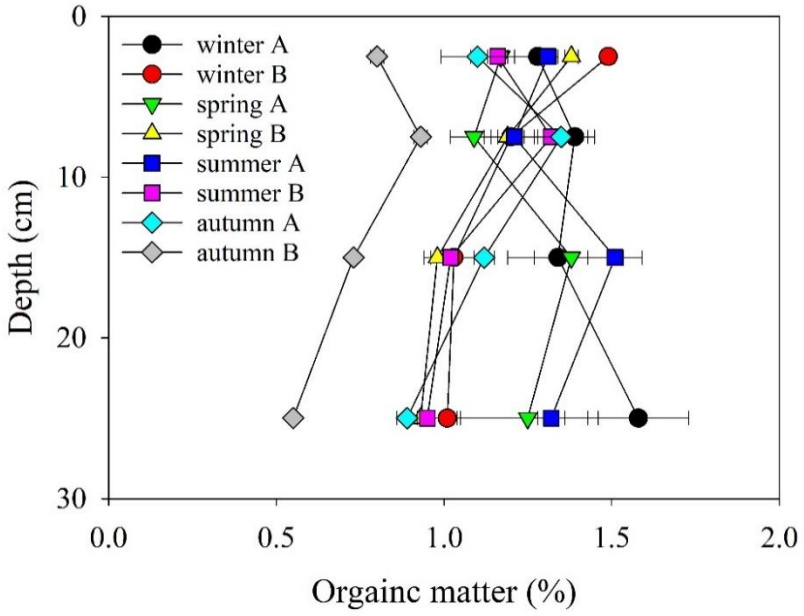


圖 68、七股A區及B區2025年冬季至夏季沉積物在深度0~5cm、5~10cm、10~20cm及20~30cm的沉積物有機質含量

沉積物的有機碳透過酸化處理、分離、測量等步驟後，可分析出其有機碳含量。根據 2025 年冬季數據進行線性迴歸分析推測貝克氏鹽草沉積物有機質、有機碳關係，後續季節可利用所得之迴歸式推算沉積物有機碳含量（圖 69）。

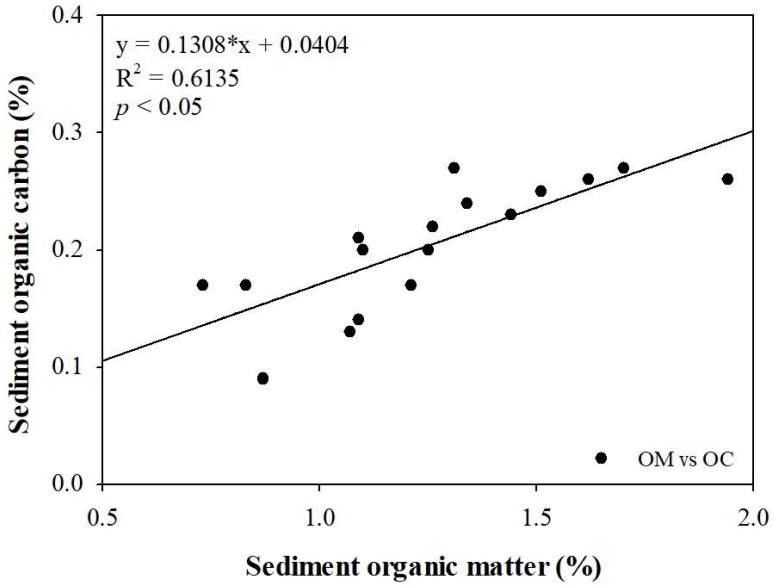


圖 69、七股海草床沉積物冬季有機質（OM）與有機碳（OC）關係圖（n = 17）

5、 溫室氣體與沉積物等環境因子關係

為瞭解溫室氣體與沉積物是否存在相關性，本計畫初步分析 0~5cm、5~10cm 的沉積物對於溫室氣體排放影響，詳細分析結果如表 22。

二氧化碳排放與 0~5cm 有機質有正相關（$p < 0.05$），而氧化亞氮則是與 0~5cm 密度有正相關（$p < 0.05$）。沿海生態系統會因植被呼吸作用和沉積物當中有機物的分解而釋放二氧化碳，但這些往往小於環境自營性作用和有機碳累積（Kennedy et al., 2010 ; Breithaupt et al., 2012 ; Alongi, 2014）。硝化作用（Nitrification，好氧）和反硝化作用（Denitrification，厭氧）主要透過沉積物中的微生物產生，密度高的條件下會降低孔隙率進而導致含水率減少達到厭氧條件，促進反硝化作用有利於氧化亞氮排放（Christensen1 and Kathrin, 2024）。

表 22、貝克氏鹽草 2025 年冬季至夏季溫室氣體與沉積物環境因子之斯皮爾曼等級相關分析（Spearman rank correlation）結果

n=15	CH_4	CO_2	N_2O
粒徑中間值 0~5 cm	0.0571	0.0286	0.443
粒徑中間值 5~10 cm	-0.304	-0.311	-0.171
粉泥黏土含量 0~5 cm	-0.261	-0.171	-0.339
粉泥黏土含量 5~10 cm	0.218	0.157	0.189
有機質 0~5 cm	-0.186	**0.575***	0.036
有機質 5~10 cm	-0.225	0.393	-0.321
密度 0~5 cm	0.0393	-0.0857	**0.521***
密度 5~10 cm	-0.136	-0.414	0.121
含水量 0~5 cm	-0.0107	-0.321	-0.468
含水量 5~10 cm	-0.403	0.448	-0.0842

(五)其他物理性環境因子

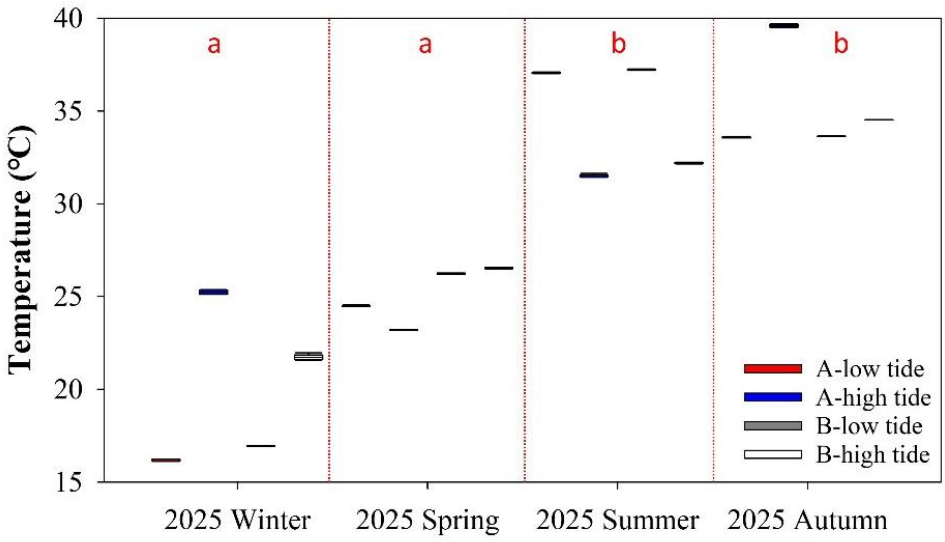
1、 底土深度

取一根長約 150cm 之水深尺，垂直插入海草床的沉積物中，直到無法再深入為止，若超過 150cm 則以 150（以上）cm 紀錄，共測 5 重複。本研究將根據每季沉積物含碳量乘以底土深度結果，推算後續七股海草床四季底土含碳量與變化量。

底土深度冬季、春季、夏季、秋季 A 區依序為 48~100cm、40~107cm、29.5~44cm、94~107cm；B 區依序為 83~150（以上）cm、51~75cm、38.5~67.5cm、55~118cm。

2、 水溫（℃）

本團隊於海草床樣區調查時紀錄水溫即時數據（圖 70）。A 區最高溫落在秋季滿潮 39.6±0.04℃，最低溫冬季乾潮 16.19±0.02℃；B 區最高溫落在秋季乾潮 37.24 ± 0.01℃，最低溫冬季乾潮 16.96 ± 0.01℃。冬春季與夏秋季有顯著差異($p < 0.001$)。

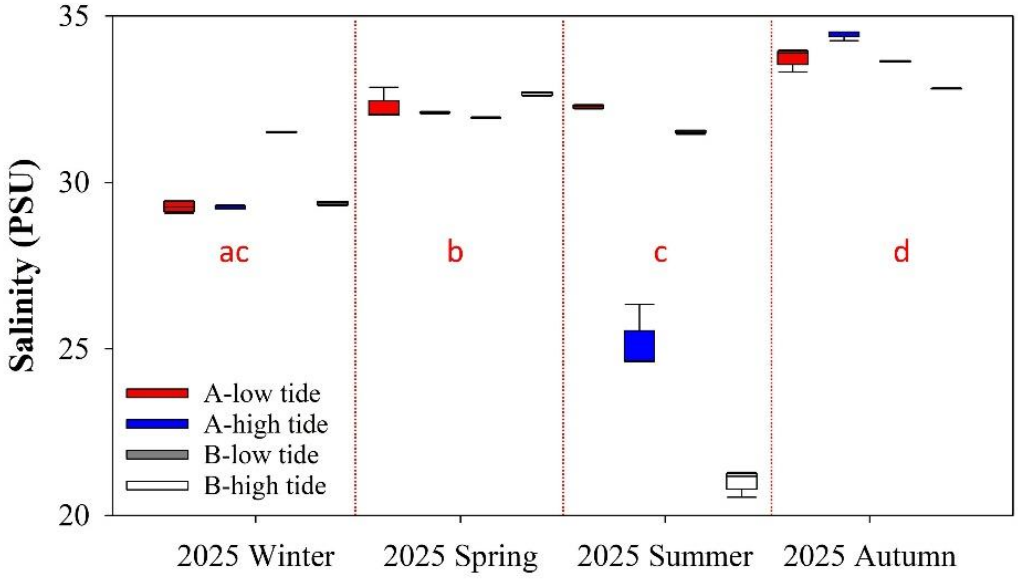


註：紅色英文字體代表顯著性差異

圖 70、七股2025年冬季至秋季A、B區乾潮（low tide）及滿潮（high tide）時水溫

3、 鹽度（PSU）

海草床樣區 2025 年四季鹽度即時數據（圖 71），A 區最高在秋季滿潮 34.47 ± 0.05，最低在夏季滿潮 25.00 ± 0.34；B 區最高在秋季乾潮 33.64 ± 0.01，最低在夏季滿潮 21.05 ± 0.14。鹽度在季節間皆有顯著差異（$p < 0.001$）。

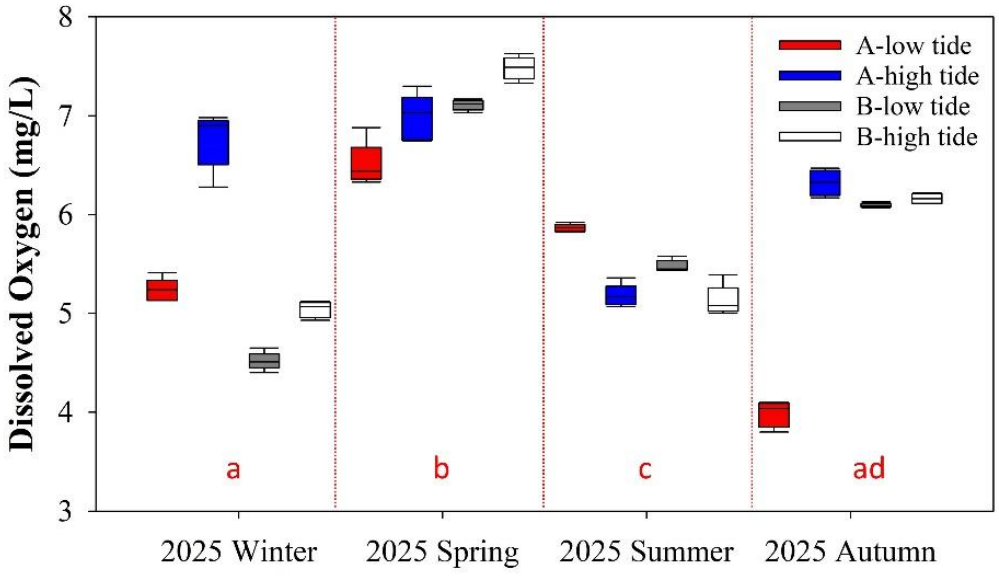


註：紅色英文字體代表顯著性差異

圖 71、七股2025年冬季至秋季A、B區乾潮（low tide）及滿潮（high tide）時鹽度

4、 溶氧量（mg/L）

海草床樣區 2025 年四季的溶氧量即時數據（圖 72），A 區最高在春季滿潮 6.98 ± 0.10 mg/L，最低在秋季乾潮 3.98 ± 0.06 mg/L；B 區最高在春季滿潮 7.48 ± 0.05 mg/L，最低在冬季乾潮 4.52 ± 0.04 mg/L。溶氧量在季節間皆有顯著差異（$p < 0.001$）。



註：紅色英文字體代表顯著性差異

圖 72、七股2025年冬季至秋季季A、B區乾潮（low tide）及滿潮（high tide）時溶氧量

5、 酸鹼值（pH）

海草床樣區 2025 年四季的 pH 即時數據（圖 73），A 區最高在冬季滿潮 8.76 ± 0.01，最低在冬季乾潮 7.75 ± 0.11；B 區最高在冬季滿潮 8.52 ± 0.00，最低在冬季乾潮 8.09 ± 0.01。季節間無顯著差異。

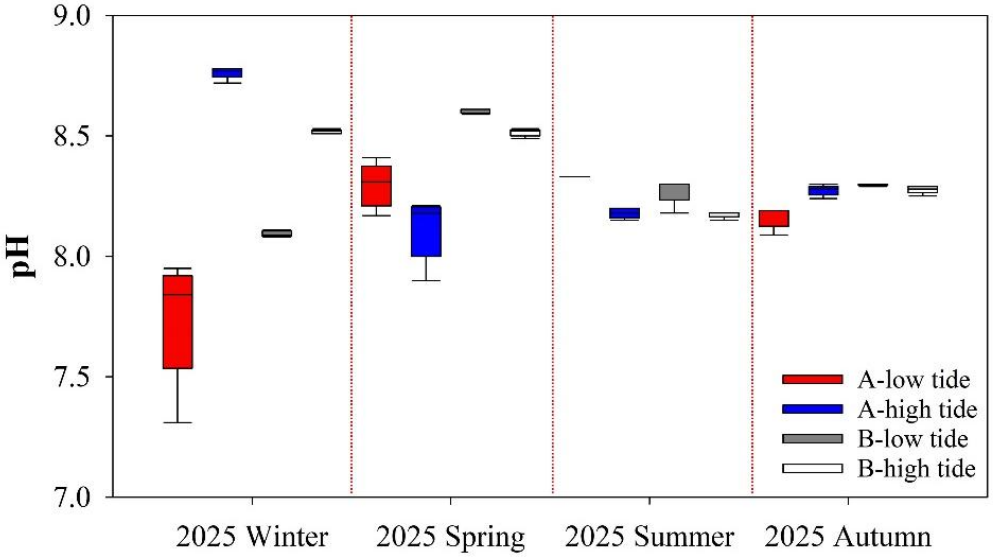


圖 73、七股2025年冬季至秋季A、B區乾潮（low tide）及滿潮（high tide）時酸鹼值

6、 植物體與水質等環境因子關係

為瞭解溫室植物體與水質是否存在相關性，本計畫進行初步分析，詳細分析結果如表 23。

水溫對於海草生物量、生產力有負相關，尤其在滿潮時有顯著。研究發現，當環境溫度升高時對於海草葉片中 C：N 比會顯著受到營養鹽影響，導致固碳能力降低（Viana et al., 2020）。環境壓力（如水溫、營養鹽等）對生物量及生產力（Kaldy, 2014 ; Mvungi and Pillay, 2019 ; Ontoria et al., 2019）、光合作用（Egea et al., 2018 ; Moreno-Marín et al., 2018）有顯著的交互作用。地上部、地下部生物量及生產力不論是乾潮時或滿潮時對營養鹽大部分有顯著負相關。貝克氏鹽草傾向於在腐植質豐厚的軟泥或泥沙底質上生長，此底質本身可能含有較高的有機物和營養鹽，連帶造成浮游植物增加並影響濁度，是貝克氏鹽草間接的壓力源，導致固碳能力降低（Premarathne et al., 2021；Luo et al., 2022）。

表 23、貝克氏鹽草 2025 年冬季至夏季溫室氣體與沉積物環境因子之斯皮爾曼等級相關分析(Spearman rank correlation)結果

n=15	CH_4	CO_2	N_2O
粒徑中間值 0~5cm	0.0571	0.0286	0.443
粒徑中間值 5~10cm	-0.304	-0.311	-0.171
粉泥黏土含量 0~5cm	-0.261	-0.171	-0.339
粉泥黏土含量 5~10cm	0.218	0.157	0.189
有機質 0~5cm	-0.186	**0.575***	0.036
有機質 5~10cm	-0.225	0.393	-0.321
密度 0~5cm	0.0393	-0.0857	**0.521***
密度 5~10cm	-0.136	-0.414	0.121
含水量 0~5cm	-0.0107	-0.321	-0.468
含水量 5~10cm	-0.403	0.448	-0.0842

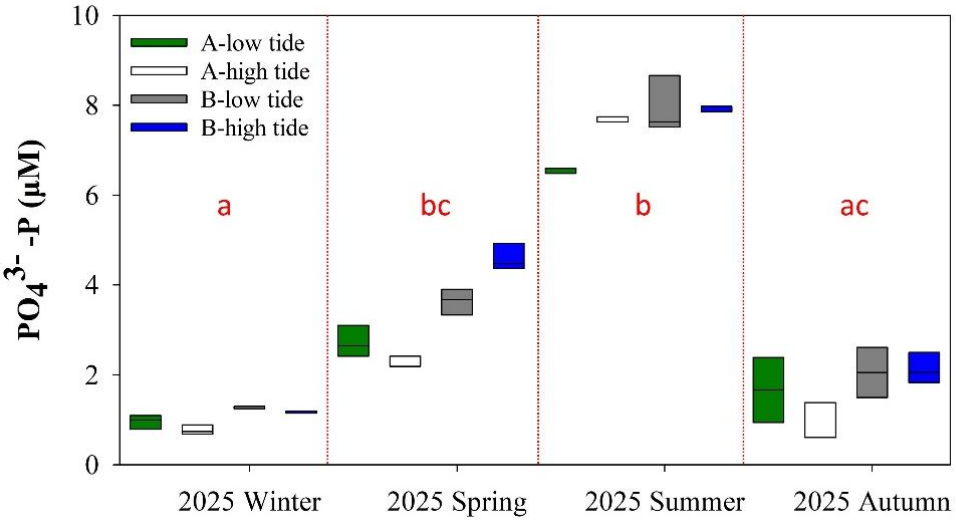
*代表 $p < 0.05$；**代表 $p < 0.01$；***代表 $p < 0.001$

(六)水體營養鹽

於各測站使用 100mL 的褐色採樣瓶進行營養鹽採樣，採樣前先潤洗瓶身兩次，共三重複。

1、 磷酸鹽（PO_4^{3-}－P）

以維生素丙法（Jenkins & Medsker, 1964）分析，A 區最高在夏季滿潮 7.71 ± 0.04μM，最低在冬季滿潮 0.77 ± 0.06μM；B 區乾潮及滿潮最高皆在夏季，分別是 7.94 ± 0.36μM、7.94 ± 0.04μM，最低在冬季滿潮 1.18 ± 0.02μM。磷酸鹽在季節間皆有顯著差異（$p < 0.001$）（圖 74）。

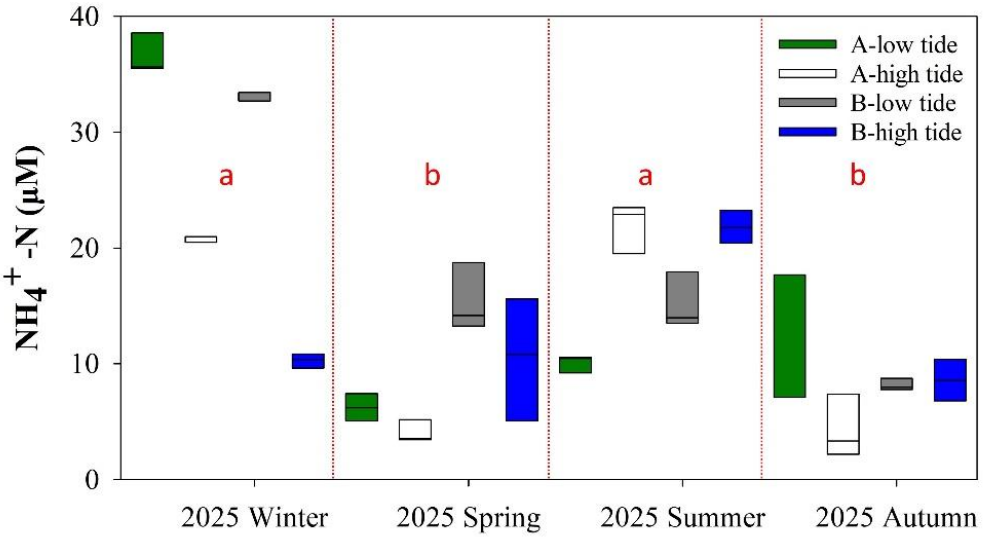


註：紅色英文字體代表顯著性差異

圖 74、七股2025年四季A、B區乾潮及滿潮時磷酸鹽含量

2、 銨鹽（NH_4^+－N）

以靛酚比色法（Parsons et al., 1984; Pai et al., 2001）分析，A 區最高在冬季乾潮 36.57 ± 1.00μM，最低在春季滿潮 4.05 ± 0.56μM；B 區最高在冬季乾潮 32.95 ± 0.24μM，最低在秋季乾潮 8.15 ± 0.29μM。銨鹽在冬季對夏季、春季對秋季無顯著差異，但在冬夏季與春秋季之間有顯著差異（$p < 0.001$）（圖 75）。

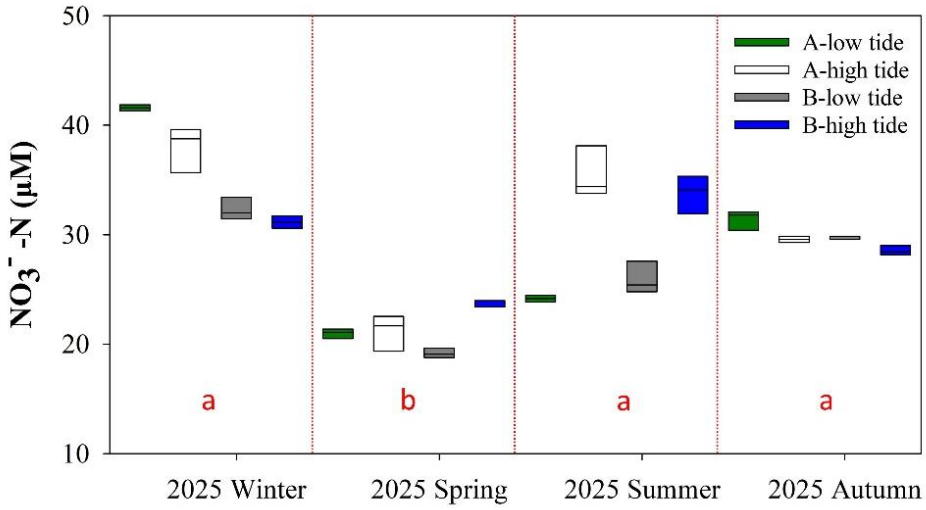


註：紅色英文字體代表顯著性差異

圖 75、七股2025年四季A、B區乾潮及滿潮時銨鹽含量

3、 硝酸鹽（NO_3^-－N）

以馬錢子鹼比色法（Jenkins and Medsker, 1964）分析，A 區最高在冬季乾潮 41.59 ± 0.16μM，最低在春季乾潮 20.99 ± 0.25μM；B 區最高在夏季滿潮 33.78 ± 1.00μM，最低在春季乾潮 19.17 ± 0.25μM。硝酸鹽春季對其他季有顯著差異（$p < 0.001$）（圖 76）。

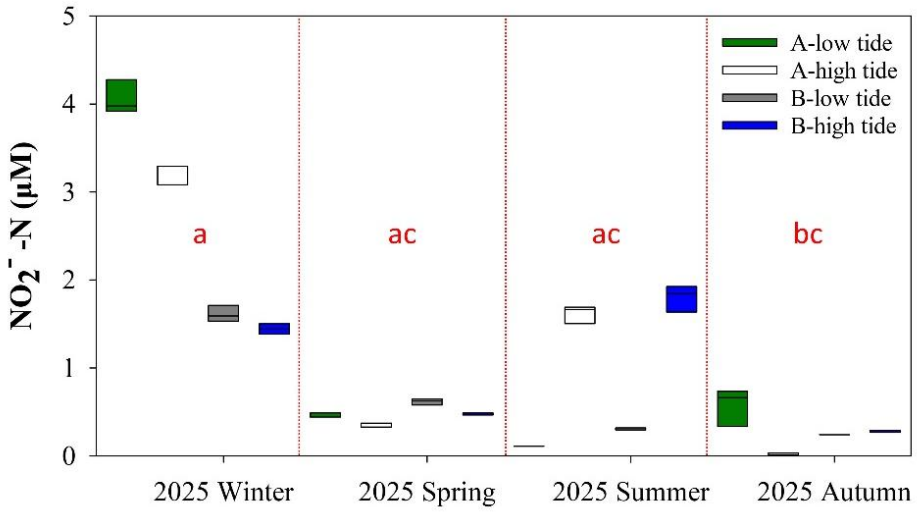


註：紅色英文字體代表顯著性差異

圖 76、七股2025年冬季至秋季A、B區乾潮及滿潮時硝酸鹽含量

4、 亞硝酸鹽（NO_2^-－N）

以分光光度計法（Parsons et al., 1984; Pai et al., 1990）分析，A 區最高在冬季乾潮 4.06 ± 0.11μM，最低在秋季滿潮 0.02 ± 0.01μM；B 區最高在夏季滿潮 1.80 ± 0.09μM，最低在秋季乾潮 0.24 ± 0.00μM。亞硝酸鹽在冬季與秋季間有顯著差異（$p < 0.001$）（圖 77）。



註：紅色英文字體代表顯著性差異

圖 77、七股2025年四季A、B區乾潮及滿潮時亞硝酸鹽含量

(七)海草床底土溫室氣體通量

利用微量氣體分析儀 LI-7810（LICOR）量測 CO_2、CH_4，LI-7820（LICOR）量測 N_2O 三種溫室氣體，以密閉罩蓋法取得現地通量（Lin et al., 2020a；Lin et al., 2020b）。除了取得白天溫室氣體數據外，會將罩蓋蓋上不透光布料模擬夜晚，每次共量測 5 分鐘，每種溫室氣體、日夜變化個別做 5 重複（圖 78）。溫室氣體公式如下：

$$Flux = DF \times 12 + LF \times 12$$

Flux： 日通量（mg $CH_4/CO_2/N_2O$ m^{-2} day^{-1}）
DF：模擬晚間氣體通量（mg $CH_4/CO_2/N_2O$ m^{-2} h^{-1}）
LF：日間氣體通量（m mg $CH_4/CO_2/N_2O$ m^{-2} h^{-1}）
12：假設日間及晚間皆為 12 小時

由 2025 年冬季至秋季結果得知，二氧化碳單日通量排放最高落在秋季 A 區 318.57 ± 1201.83 mg m^{-2} day^{-1}，其餘三季皆為吸收。B 區冬季為排放，其餘三季皆為吸收狀態（圖 79）；甲烷單日通量排放最高落在夏季 B 區 0.79 ± 0.61 mg m^{-2} day^{-1}，B 區冬季及春季為吸收、A 區四季與 B 區夏季及秋季皆為排放（圖 80）；氧化亞氮單日通量排放最高落在夏季 B 區 0.27 ± 0.12 mg m^{-2} day^{-1}，B 區春季及秋季為吸收狀態，A 區則是冬季及秋季吸收、春夏季為排放（圖 81）。

整體而言，春夏季二氧化碳有吸收，甲烷、氧化亞氮夏季皆為排放，三種溫室氣體在季節間無顯著差異（$p > 0.05$）。後續計算碳吸存速率時，將溫室氣體納入可得知當地整體碳吸存率。



圖 78、現地通量測量，罩蓋蓋上不透光布料模擬夜晚

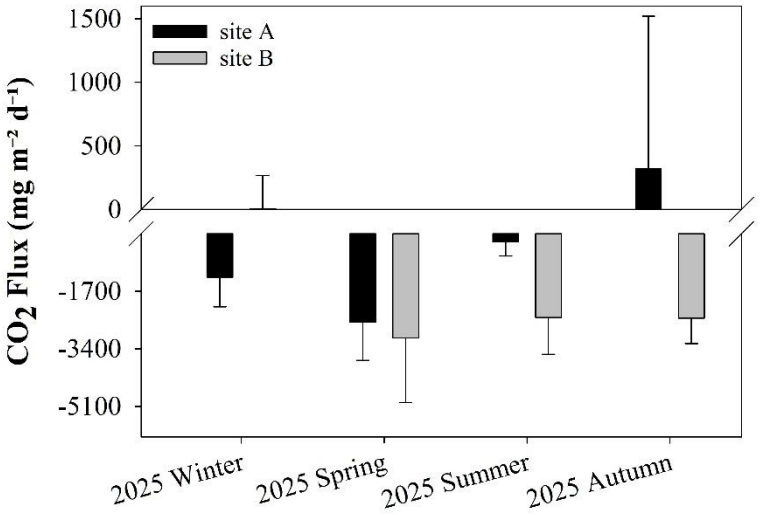


圖 79、2025 年冬季至秋季 A 區及 B 區二氧化碳（CO_2）通量

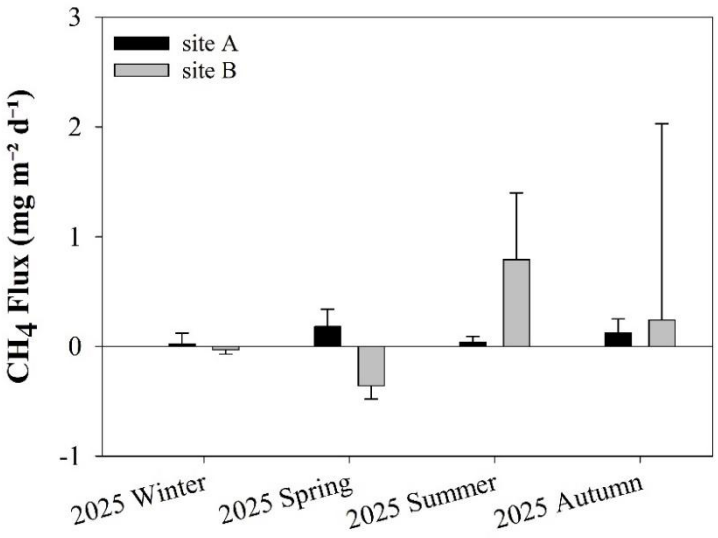


圖 80、2025 年冬季至秋季 A 區及 B 區甲烷（CH_4）通量

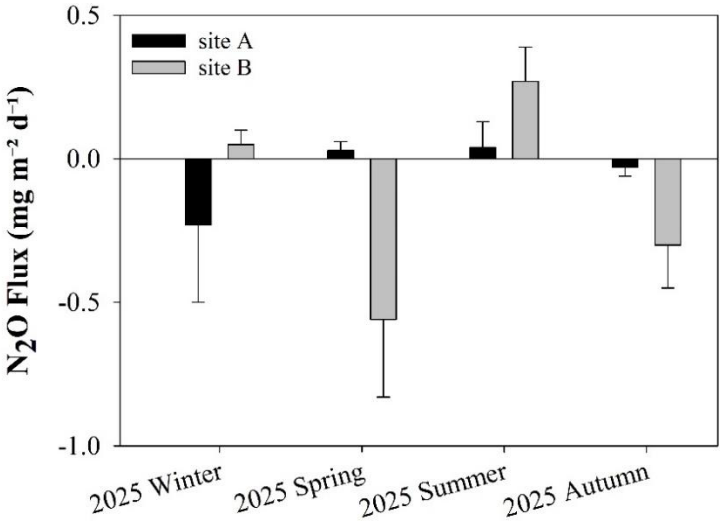


圖 81、2025 年冬季至秋季 A 區及 B 區氧化亞氮(N_2O)通量

(八)曾文溪口濕地海草床碳匯調查與估算

1、 海草棲地面積分布

估算七股之海草床之整體碳匯量，於樣區 A、B 處針對海草棲地空間分佈情形進行調查。由於水域生長的海草床較難以從空拍影像中與水體之間區分出來，故本團隊是以人工的方式在乾潮時使用全球衛星定位系統（Global positioning system, GPS），來調查海草的生長範圍及面積。

夏季可發現貝克氏鹽草在靠近主棲地中間處有大面積生長（圖82），在退潮時容易裸露出來，夏季調查出之生長面積為 6.1 公頃；不過夏季的貝克氏鹽草植株大小相對冬季、春季觀察時來的小。

調查期間僅 A 區有生長範圍，海草面積大小與分布範圍如

圖 82 所示。從海草分布情形可知，每季生長範圍都不一致，季節變動性大。冬季 B 區雖有裸露之地下部，卻因底質太陷導致人員調查時陷入泥地，故無完整資訊（圖 83）。



圖 82、主棲地A區2025年夏季（8月）的海草面積分布範圍



圖 83、冬季B區調查時人員腳踩下去底土，即淹沒膝蓋，無法移動，故無法進行面積調查

2、 海草床植物體與沉積物碳儲存量

將樣區單位面積海草生物量與沉積物不同深度的密度（沉積物深度僅計算至 30cm 處），個別乘上有機碳含量來推估整體碳儲存量；2025 冬季至夏季沉積物深度含碳量可參閱表 24。

關於海草床每季植物體碳儲存量，2025 年冬季至秋季結果顯示：冬季為 70 Kg C ha^{-1}，春季為 220 Kg C ha^{-1}，夏季為 34 Kg C ha^{-1}，秋季為 50 Kg C ha^{-1}；沉積物冬季為 3616.06 Kg C ha^{-1}，春季為 3180.28 Kg C ha^{-1}，夏季為 3009.89 Kg C ha^{-1}，秋季為 2697.14 Kg C ha^{-1}；植物體與沉積物加總後總碳儲存量在 2747.14~3686.06 Kg C ha^{-1} 之間。

表 24、海草床 A 區及 B 區 2025 年冬季至夏季沉積物有機碳含量

有機碳含量(%)	季節	深度(cm)		
		0~10 cm	10~20 cm	20~30 cm
A 區	2025 年冬季	0.24 ± 0.01	0.22 ± 0.02	0.25 ± 0.03
	2025 年春季	0.19 ± 0.01	0.22 ± 0.02	0.20 ± 0.05
	2025 年夏季	0.20 ± 0.00	0.24 ± 0.02	0.21 ± 0.01
	2025 年秋季	0.20 ± 0.02	0.19 ± 0.01	0.15 ± 0.01
B 區	2025 年冬季	0.24 ± 0.01	0.19 ± 0.01	0.12 ±0.01
	2025 年春季	0.21 ± 0.01	0.17 ± 0.01	0.16 ± 0.01
	2025 年夏季	0.20 ± 0.01	0.17 ± 0.00	0.17 ± 0.00
	2025 年秋季	0.15 ± 0.00	0.14 ± 0.00	0.11 ± 0.00

備註：

[A] 冬季為樣本分析後所得數值

[B] 以圖 69 回歸式推估值，將各個深度有機質代入公式算出有機碳含量

3、 海草床植物體與沉積物碳吸存率

本研究根據海草分解袋結果，計算出每日每單位面積的海草床沉積物碳埋藏速率，作為自源性貢獻碳[1]，推算後續七股海草床四季土壤碳吸存率。植物體利用每日生長量乘上單位面積芽點密度、地上部與地下部有機碳含量，可得出每日單位面積的碳吸存率並轉換為二氧化碳當量，即可算出海草床沉積物有機碳儲存的日變化量。

2025 年冬季至秋季結果顯示，海草床每季植物體碳吸存率冬季為 8.81 Kg CO_2e ha^{-1} day^{-1}，春季為 11.39 Kg CO_2e ha^{-1} day^{-1}，夏季為 50.65 Kg CO_2e ha^{-1} day^{-1}，秋季為 50.65 Kg CO_2e ha^{-1} day^{-1}；沉積物碳吸存率冬季為 0.01 Kg CO_2e ha^{-1} day^{-1}，春季為 0.02 Kg CO_2e ha^{-1} day^{-1}，夏季為 0.001 Kg CO_2e ha^{-1} day^{-1}，秋季為 0.001 Kg CO_2e ha^{-1} day^{-1}；植物體與沉積物加總後總碳吸存率為 0.89~32.87 Kg CO_2e ha^{-1} day^{-1}。

4、 主棲地海草床碳匯估算

將前述的海草床植物體與沉積物碳吸存率計算出來後，再轉換為二氧化碳當量（CO_2e），得出整體海草床碳吸存率（碳匯能力）。每季碳吸存率受海草床的面積、植株密度、生產力及溫室氣體排放影響（表 25）。

2025 年春季有最高的碳吸存率 4627.63 Kg CO_2e ha^{-1} $season^{-1}$。最低發生在 2025 年夏季（4627.63 Kg CO_2e ha^{-1} $season^{-1}$）（表 25）。將四季碳吸存率加總後得出本研究地點的年碳吸存率約有 6157.30 Kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}。

[1] 於本計畫中，自源性貢獻碳是指植物體死亡後，可以存在土壤內的碳量，並且使用分解袋蒐集，相關數據可用於推算土壤兩季之間的碳吸存率

相較於 Lin et al.（2022）研究的貝克氏鹽草碳吸存率（表 26），本研究樣點碳吸存率較低，除了夏季溫室氣體排放因素導致碳吸存率被抵銷，另推測 2025 年夏季經過颱風侵台伴隨西南氣流影響植物體碳吸存，以至於本樣區今年的整體碳吸存率不高。

表 25、主棲地海草床（A 區）碳匯整理表

季節	碳吸存率(Kg CO_2e ha^{-1} $season^{-1}$)[A]			溫室氣體排放率[B] (Kg CO_2e ha^{-1} $season^{-1}$)		淨碳吸存率 (Kg CO_2e ha^{-1} $season^{-1}$)
	植物地上部	植物地下部	沉積物	CH_4[C]	N_2O[C]	
冬季	99.09	693.63	0.49	-0.09	-22.92	816.22
春季	2279.07	2279.07	1.6	-2.23	-65.66	4627.63
夏季	165.15	165.15	0.12	10.43	38.84	281.15
秋季	231.21	165.15	0.12	4.52	-40.34	432.30
海草床 2025 年碳匯量(Kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1})：						6157.30

備註：

[A] 碳吸存率正值為碳吸收，負值為碳排放；二氧化碳的排放率已計入碳吸存率當中，故不另外列於表格中。

[B] 溫室氣體排放率正值為排放，負值為吸收。

[C] 引用 IPCC（2022）暖化潛勢 GWP100：甲烷 =27 及氧化亞氮= 273。

表 26、臺灣濱海藍碳代表性物種之碳吸存率參數。（正值：碳吸存；負值：碳排放）

藍碳生態系	物種(物種/類型)	碳吸存率 (t CO_2e ha^{-1} yr^{-1})	資料來源
潮間帶海草床	**貝克氏鹽草 (演替早期-泥質地)**	**6.16**	**本計畫**
潮間帶海草床	泰來草 (演替晚期-沙質地)	10.74	Lin et al., 2022
	單脈二藥草 (演替早期-沙質地)	18.88	
	甘草 (演替早期-泥質地)	22.81	Lin et al., 2022 Zou et al., 2021
	貝克氏鹽草 (演替早期-泥質地)	17.53	Lin et al., 2022
亞潮帶海草床	東沙海草	54.01	Huang et al., 2015
紅樹林	水筆仔	92.92	Li et al., 2018；Lin et al., 2022；Lin et al., 2023b；Chou et al., 2022

藍碳生態系	物種(物種/類型)	碳吸存率 (t CO_2e ha^{-1} yr^{-1})	資料來源
	海茄冬	46.97	Li et al., 2018；Lin et al., 2022
	欖李	63.98	Lin et al., 2022
		水域：31.98 陸域：59.82	邱子潔，2025
鹽沼	雲林莞草	12.65	Lin et al., 2022
	鹽地鼠尾粟	24.13	
	蘆葦	21.27	
	互花米草	89.21	

六、曾文溪口灘地碳匯功能調查

(一)樣區設置及採樣日期

為能更全面了解曾文溪口濕地的各棲地類型，本計畫的灘地樣區設置於主棲地的西側七股堤防旁邊，即是位在曾文溪口北邊的沿岸沙洲（23° 04' 02.0" N, 120° 02' 45.6" E）；該區域是研究人員方便抵達且相對裸露的灘地（圖 84）。

於沿岸沙洲區之灘地進行採樣，並且前期場勘測量結果顯示該樣區的環境均質、變化不大，故於此樣區採一樣點三重複。本團隊於 2025 年 2 月 20 日（冬季）、5 月 5 日（春季）、8 月 5 日（夏季）及 10 月 16 日（秋季），在退潮後前往灘地監測。



圖 84、本計畫於七股沿岸沙洲的裸灘地設置的灘地樣區

(二)底棲生態指標分析（葉綠素 a）

其指標意義係為葉綠素 a 濃度用於代表灘地底棲藻類的生物量。經四季監測，春季（5 月）的濃度較低，而其餘三季（冬、夏、秋）的數值變化不明顯，維持在較穩定的區間（圖 85）。

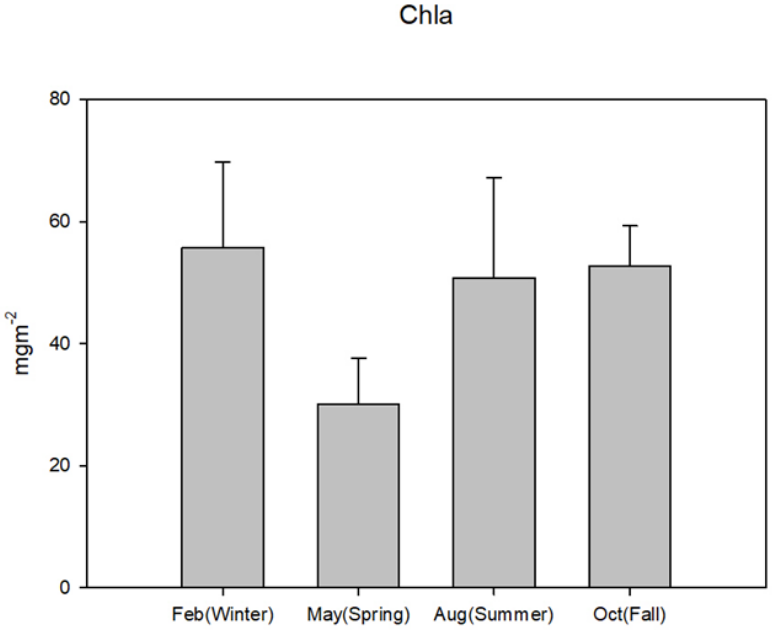


圖 85、各季葉綠素a濃度（n=12）

(三)灘地底土溫室氣體通量

光合作用活性方面，數據顯示灘地底棲微藻的光合作用（即固定吸收 CO_2的能力）在春季明顯高於其他季節，而冬季的吸收能力則最低，分別為-98.35 ± 20.9、-19.65 ± 5.9 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}（圖 86）。甲烷排放方面，呈現季節性的吸收與釋放反轉；冬、春季表現為吸收狀態，夏、秋季則轉為釋放狀態（圖 87），然數值皆小於 0.01 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}，顯示灘地的甲烷吸收量或釋放量並不高。氧化亞氮排放方面，整體排放量甚低，季節上以夏季的數值相對較高（圖 88）。

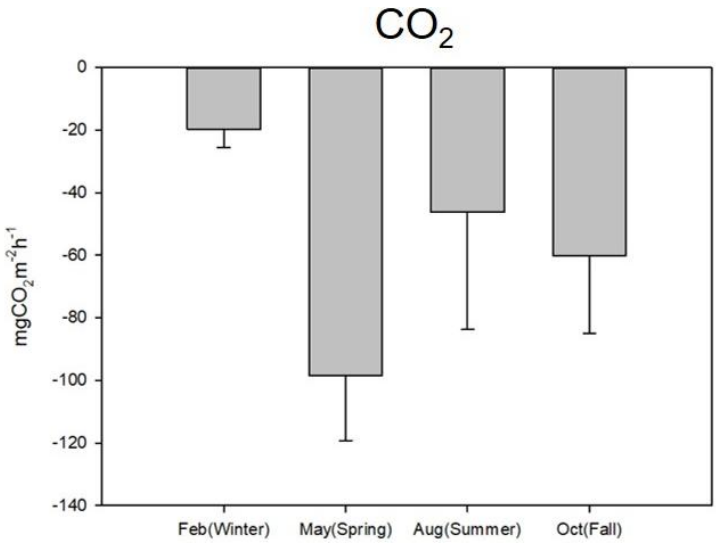


圖 86、七股沿岸沙洲的灘地樣區量測到的二氧化碳通量

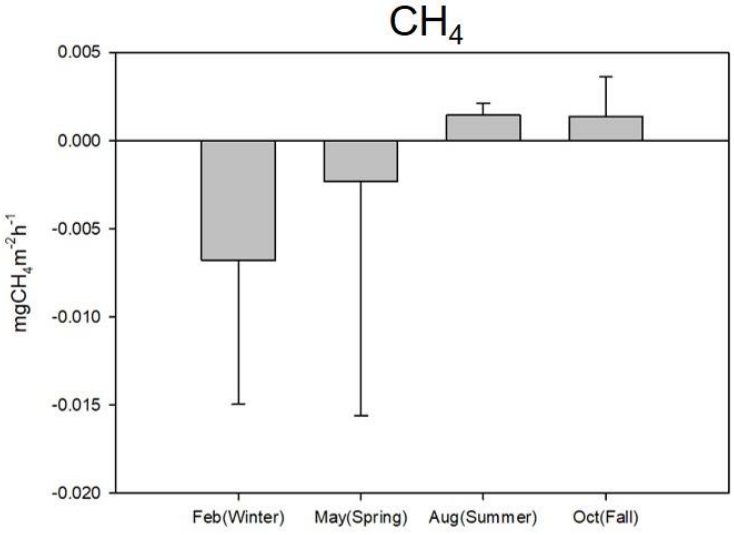


圖 87、七股沿岸沙洲的灘地樣區量測到的甲烷通量

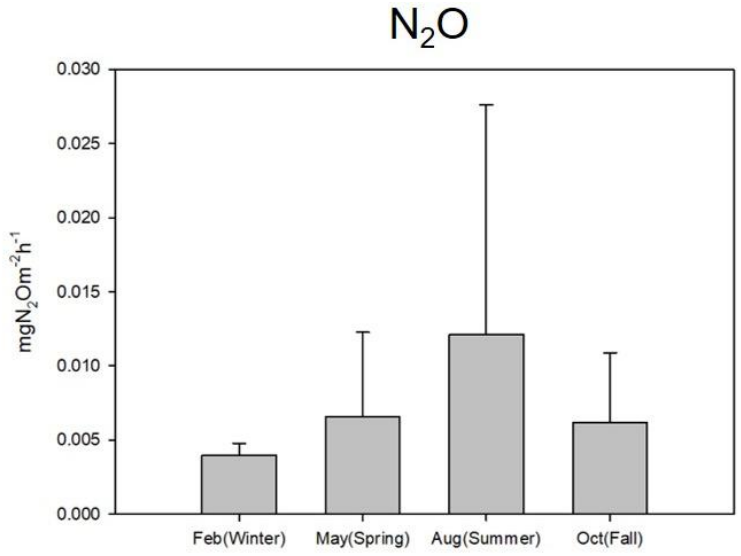


圖 88、七股沿岸沙洲的灘地樣區量測到的氧化亞氮通量

(四)曾文溪口濕地灘地碳匯估算

因灘地的 CH_4 及 N_2O 排放或吸收量偏低，在總排放上不予納入計算。僅估算碳的通量值。假設灘地在漲朝時間，海水淹沒灘地，此時為沒有氣體交換的狀態。根據中央氣象局的日出日落時間及潮汐時間分別算出每天白天及晚上灘地裸露的時間。將白天退潮時數乘上底棲藻群聚光合作用的淨生產量，夜晚退潮時數乘上底棲藻群聚呼吸量，加總出一日的碳吸收或排放量，進而推算出一年的碳吸收量或排放量。經計算灘地的年碳排放率約為 1387 Kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}，總合七股沿岸沙洲特別景觀區的灘地面積（51.86 公頃），一年排放約 71.93 噸二氧化碳。

圖 85 的數據顯示，春季出現了葉綠素 a（生物量指標）最低，但 CO_2吸收速率（光合作用指標）卻最高的現象。相反地，冬季雖然葉綠素 a 濃度較高，但 CO_2吸收卻是最低的。推測是春季溫度開始提升，灘地的「單位葉綠素的光合作用效率」也隨之提升，由於春季的太陽輻射量與日照角度通常優於冬季，春季的高光照能激發藻類更高的電子傳遞速率。另一方面當葉綠素 a 濃度較高時，底棲藻類在沈積物表面可能形成厚層。表層藻類遮擋了光線，高密度下，藻類間競爭營養鹽（如氮、磷）或無機碳，導致整體群落的平均光合作用效率下

降，甚至可能因缺氧或呼吸作用而釋放 CO_2，春季的低密度反而減少了這種種內競爭。

表 27、沿岸沙洲區的灘地樣區碳匯整理表

季節	白天退潮二氧化碳吸存率(a)[A]	晚上退潮二氧化碳吸存率(b)[A]	甲烷排放率[B]	氧化亞氮排放率[B]
	$KgCO_2e\ ha^{-1}season^{-1}$	$KgCO_2e\ ha^{-1}season^{-1}$	$KgCH_4\ ha^{-1}season^{-1}$	$KgN_2O\ ha^{-1}season^{-1}$
冬季	66.2	-148.3	-0.012	0.062
春季	291.1	-708.4	-0.009	0.025
夏季	186.5	-510	0.02	0.102
秋季	135	-699.1	0.014	0.064
灘地年碳匯量(Kg $CO_2e\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)[C]：				-1387[D]

[A] 二氧化碳正值為碳吸收，負值為碳排放。

[B] 甲烷及氧化亞氮正值為排放，負值為吸收。

[C] 碳匯以正值表示碳匯，負值表示碳源。a＋b 乘上沿岸沙洲區的灘地面積 51.86 公頃等於灘地一年排放 71.93 噸的碳匯量(ton $CO_2e\ yr^{-1}$)

[D] 因灘地的 CH_4 及 N_2O 排放或吸收量偏低，在總排放上不予納入計算。

第七章、 生態系統服務評估

一、 生態系統服務評估方法

由於濕地的獨特性以及不同濕地之間內部的高度異質性，使得濕地生態系統服務建置存在極大的複雜性。又因為每種濕地都有其獨特性，且凡事不同型態的溼地都需要個別蒐集足夠的數據，才能進行生態系統服務評估，不易使用單一的模型來概括使用於所有濕地；若濕地生態功能過於簡化，就無法充分表現濕地特性（Langan et al., 2018）。

本計畫延續前兩年於台江國家公園範圍內所執行的濕地生態系統服務評估，將其所建立的系統性方法論和結果與本計畫進行綜整，以期許將此成果延伸並應用至各濕地環境；因此本團隊同樣採用快速評估生態系統服務（RAWES）以及和利害關係人訪談，加上濕地的現地調查數據資料，便能加速進行生態系統服務辨識。本計畫的首要工項為現地的碳匯功能調查，再結合與在地利害關係人的生態系統服務評估，便可初步進行本計畫範圍的生態系統服務評估。未來可在 RAWES 評估結果的基礎上，進一步運用 InVEST 模型來分析，以量化不同情境對生態系統服務的影響，或使用合適得價值評估法來進行社會經濟價值評估，皆可為濕地保育與經營決策提供更具體的科學依據。

二、利害關係人

本計畫區域的範圍廣大，除主要目標黑面琵鷺生態保護區外，還包含東魚塭及沿岸沙洲，故納入的受訪者類別相當多；共取得 82 份有效問卷，參與評估之受訪者有直接或間接利用曾文溪口濕地的保護區和特別景觀區的利害關係人。保護區的利害關係人包括：進行養殖與採捕漁獲維生之漁民、鄰近社區經營民宿或店家的業者、以生態保育為目標之非營利團體、前往保護區遊憩或賞鳥的民眾，以及保護區

的管理單位和研究單位等，詳細清單如表 28 所示；除統計所有受訪者對於每項生態系服務功能的看法外，亦分析不同群體類別，藉以了解所有利害關係人對於計畫區域所提供的服務功能認同程度。

前期盤點出利害關係人的五大類別後，本團隊透過與特定團體的事前聯繫和隨機訪問，使本研究可以在各類別中盡可能增加群體的多樣性和數量。此問卷旨在了解每位受訪者對於計畫區域的真實想法，進而判釋計畫區域潛在生態系統服務與狀態指標資料；因此訪談時除了問題的說明外，並無進行額外的指引。

表 28、生態系統服務評估的受訪者類別及人數

受訪者類別	說明	人數
研究單位	現任職或曾任職於農業部生物多樣性研究所之七股研究站	7
	其他研究人員	1
政府相關主管機關	台江管理處：解說科	2
	台江管理處：企劃科	1
	台江管理處：保育科	2
	台江管理處：六孔站	1
	台江管理處：保護區巡護員	1
	台南市農業局	4
利益團體(營利或非營利組織)	台南市野鳥學會	4
	台灣黑面琵鷺保育學會	3
	台江國家公園志工	11
	雇傭關係	4
遊客	前往保護區賞鳥亭觀光或停留之民眾	22
在地居民	當地養殖漁民	8
	採補季參與之在地居民	5
	在地社區居民	2
	旅宿餐飲業者	4
總計		82

三、RAWES 方法成果

(一)114 年度曾文溪口濕地 RAWES 結果

本計畫於今年 4 月至 5 月陸續邀請利害關係人進行黑面琵鷺保護區及周圍魚塭沙洲範圍的生態系統服務評估，為了能蒐集到與濕地

地緣關係或日常生活具有緊密相關之受訪者意見，本團隊亦有至特定場域尋找潛在受訪者，如 5 月中的採捕季、社區的店家、養殖漁民的休息處等。每項服務功能有五個選項，分別為：非常認同（+2 分）、認同（+1 分）、不確定（0 分）、不認同（-1 分）以及非常不認同（-2 分）；將受訪者類別分群加總，然後先將有較多正面意見和負面意見的項目個別列出，最後再比較總分，即為該類群的受訪者認同或不認同具有該項生態系統服務。

綜合所有利害關係人的評估內容，結果顯示：認同黑面琵鷺保護區及周圍魚塭沙洲範圍具有 23 項服務—供給服務中提供食物、提供遺傳資源與提供觀賞資源等 3 項服務；調節服務中調節空氣品質、調節當地氣候、調節全球氣候、水調節、洪水災害調節、暴風災害調節、土壤侵蝕調節、淨化水質、鹽度調節、火勢調節以及噪音與視覺緩衝等 11 項服務；文化服務中文化遺產、休閒娛樂與旅遊、社會關係、教育和研究等 4 項服務；支持服務中土壤形成、初級生產力、養分循環、水循環與棲息地提供等 5 項服務。顯示四大生態系統服務類型中，本計畫範圍提供較強的「支持服務」，而分數最低的「供給服務」並非該範圍的重要功能。

除上述總和所有受訪者的評估外，為了能更了解各方利害關係人想法，本團隊首先將各方有半數以上的利害關係人有正面意見和負面意見的項目列出，統計如表 29。

遊客和利益團體（含營利和非營利組織）對於本計畫範圍具有較多的正面意見，且無負面意見；遊客部分可能因為多為初次拜訪保護區，與計畫範圍的認識和生命經歷較少，利益團體對於保護區有願景和目標，故可推測有較正面的傾向。在地居民（含旅宿餐飲業、漁民）與計畫範圍有較深的生命歷程，尤其有直接利用關係的漁民，還會有自身期許的投射；因此較其他類別的受訪者有較多的負面意見，像是不認同廢物處理和從自然空氣或水流中獲取能量這兩項功能。

表 29、統整各受訪者類別對於生態系服務項目的正面和負面意見

註 1：●為正面意見、△為負面意見

註 2：於全類別中皆為正面意見之服務項目以粗體標示

受訪者類別 / 服務項目	研究單位	管理機構	利益團體	遊客	在地居民
供給服務					
提供淡水		●	●	●	
提供食物	●	●	●	●	●
提供天然材料		●	●		
提供天然藥物					△
提供燃料	△				△
提供遺傳資源	●	●	●	●	●
提供觀賞資源	●	●	●	●	●
黏土礦物資源提供		△		●	
廢物處理				●	△
從自然空氣或水流中獲取能量		●	●	●	△
調節服務					
調節空氣品質		●	●	●	●
調節當地氣候	●	●	●	●	●
調節全球氣候	●	●	●	●	●
水調節	●	●	●	●	●
洪水災害調節	●	●	●	●	●
暴風災害調節	●	●	●	●	●
害蟲管理		●			
人類疾病調節					
動物疾病調節					
土壤侵蝕調節	●	●	●	●	●
淨化水質	●	●	●	●	●
授粉		●	●	●	△
鹽度調節		●	●	●	●
火勢調節	●	●	●	●	●
噪音與視覺緩衝	●	●	●	●	●
文化服務					
文化遺產	●	●	●	●	●
休閒娛樂與旅遊	●	●	●	●	●
美學價值	●		●	●	
精神與宗教價值		△			△
靈感價值	●	●	●	●	
社會關係	●	●	●	●	●
教育和研究	●	●	●	●	●
支持服務					
土壤形成	●	●	●	●	●
初級生產力	●	●	●	●	●
養分循環	●	●	●	●	●
水循環	●	●	●	●	●
棲息地提供	●	●	●	●	●
正面意見總計	23	29	29	30	23
負面意見總計	1	2	0	0	6

表 30 及圖 89 比較不同受訪者類別最認同的生態系統服務功能，其中原本的在地居民拆分為居民（含旅宿餐飲業）以及漁民；共六個類別篩選出分數大於最高分 75%（1.5 分）的功能項目，除比較單一類別認同度高的功能外，也進行各類別間的比較。研究單位除認同提供遺傳資源和棲息地提供外，僅文化服務中的教育和研究這項得到高分。管理機構同樣高度認同教育和研究功能，還有文化服務中的休閒娛樂與旅遊價值；其他給予高分的功能有與氣候有關（調節當地氣候、調節全球氣候）、淨化水質以及支持服務中的初級生產力和養分循環，還有供給服務中的提供食物，可見管理機構對於計畫範圍具有良好的生態基礎環境相當重視。利益團體評高分的服務功能相當多，共 15 項，最高分有提供食物、提供遺傳資源、提供觀賞資源和棲息地提供，其他高分的功能還有調節服務的六項調節空氣品質、調節當地氣候、調節全球氣候、水調節、洪水災害調節、淨化水質，支持服務的初級生產力、養分循環以及文化服務中的休閒娛樂與旅遊以及教育和研究。遊客評最高分的有供給服務的提供遺傳資源和提供觀賞資源，其他還有調節服務的水調節、淨化水質和鹽度調節，和文化服務的休閒娛樂與旅遊以及教育和研究，還有支持服務的全部功能。居民（非漁民）除認同提供遺傳資源、觀賞資源和棲息地提供外，還有認同調節空氣品質、調節當地氣候和調節全球氣候；和其他受訪者不同，居民認同該區域具有噪音與視覺緩衝的功能。漁民高度認同的功能不多，僅提供觀賞資源和棲息地提供兩項。六個類別皆高分認同的是支持服務中的棲息地提供，供給服務中的提供遺傳資源和提供觀賞資源次之，還有文化服務的教育及研究和休閒娛樂與旅遊，共五個類別獲得高分；而上述功能也相當符合生態保護區的設置目標。

表 30、生態系統服務評估各方利害關係人的總分結果

生態系統服務	服務項目	研究單位 8 位	管理機構 11 位	利益團體 22 位	遊客 22 位	居民（含旅宿餐飲業） 6 位	漁民 13 位
供給服務	提供淡水	-0.13	0.18	1.00	1.32	-0.50	0.23
	提供食物	0.75	**1.55**	**1.91**	1.14	1.17	1.08
	提供天然材料	0.13	0.82	1.09	0.59	0.50	-0.15
	提供藥物材料	-0.25	-0.18	0.41	0.09	-1.17	-1.15
	提供燃料	-0.50	-0.18	0.27	-0.05	-1.00	-1.46
	提供遺傳資源	1.38	**1.91**	**1.91**	**1.86**	**2.00**	0.31
	提供觀賞資源	1.13	**1.73**	**1.95**	**1.82**	**2.00**	**1.77**
	黏土礦物資源提供	-0.25	-0.55	0.45	0.55	-0.17	-0.46
	廢物處裡	-0.13	0.09	0.41	0.73	-0.50	-0.69
	從自然空氣或水流中獲取能量	-0.25	-0.18	0.68	1.00	-0.17	-0.92
調節服務	調節空氣品質	0.50	1.09	**1.68**	1.36	**1.67**	0.62
	調節當地氣候	1.00	**1.64**	**1.59**	1.45	**1.83**	0.69
	調節全球氣候	0.75	**1.73**	**1.77**	1.36	**2.00**	0.00
	水調節	0.75	1.45	**1.59**	**1.50**	0.83	0.62
	洪水災害調節	1.13	1.45	**1.59**	1.41	1.17	1.46
	暴風災害調節	0.75	1.45	1.32	1.36	0.50	1.15
	害蟲管理	0.00	0.45	0.59	0.45	-0.17	0.08
	人類疾病調節	-0.25	0.00	0.64	0.45	0.17	-0.15
	動物疾病調節	0.00	0.00	0.55	0.36	0.00	-0.08
	土壤侵蝕調節	0.88	1.18	1.32	1.45	0.83	0.77
	淨化水質	1.00	**1.55**	**1.73**	**1.50**	0.67	1.31
	授粉	0.25	0.45	1.23	0.91	-0.50	-0.38
	鹽度調節	0.25	1.09	1.32	**1.50**	0.83	1.23
	火勢調節	0.88	1.00	1.14	1.36	1.33	1.23
	噪音與視覺緩衝	0.50	1.00	1.36	1.00	**1.67**	0.85
支持服務	土壤形成	0.75	1.36	1.41	**1.55**	1.33	0.38
	初級生產力	1.13	**1.73**	**1.68**	**1.50**	0.33	0.62
	養分循環	1.13	**1.64**	**1.77**	**1.55**	1.00	0.69
	水循環	0.88	1.36	**1.68**	**1.68**	1.33	0.92
	棲息地提供	**1.50**	**1.91**	**1.95**	**1.77**	**2.00**	**1.69**

生態系統服務	服務項目	研究單位 8 位	管理機構 11 位	利益團體 22 位	遊客 22 位	居民（含旅宿餐飲業） 6 位	漁民 13 位
文化服務	文化遺產	1.00	0.27	1.41	1.23	0.67	1.08
	休閒娛樂與旅遊	1.00	**1.55**	**1.55**	**1.73**	1.33	1.00
	美學價值	0.75	0.18	1.14	1.27	0.83	0.38
	精神與宗教價值	0.38	-0.64	0.41	-0.05	-0.33	-0.62
	靈感價值	0.75	1.00	1.27	1.23	0.83	-0.23
	社會關係	0.75	1.00	1.41	1.32	1.00	0.62
	教育和研究	**1.75**	**1.82**	**1.59**	**1.68**	1.33	1.00

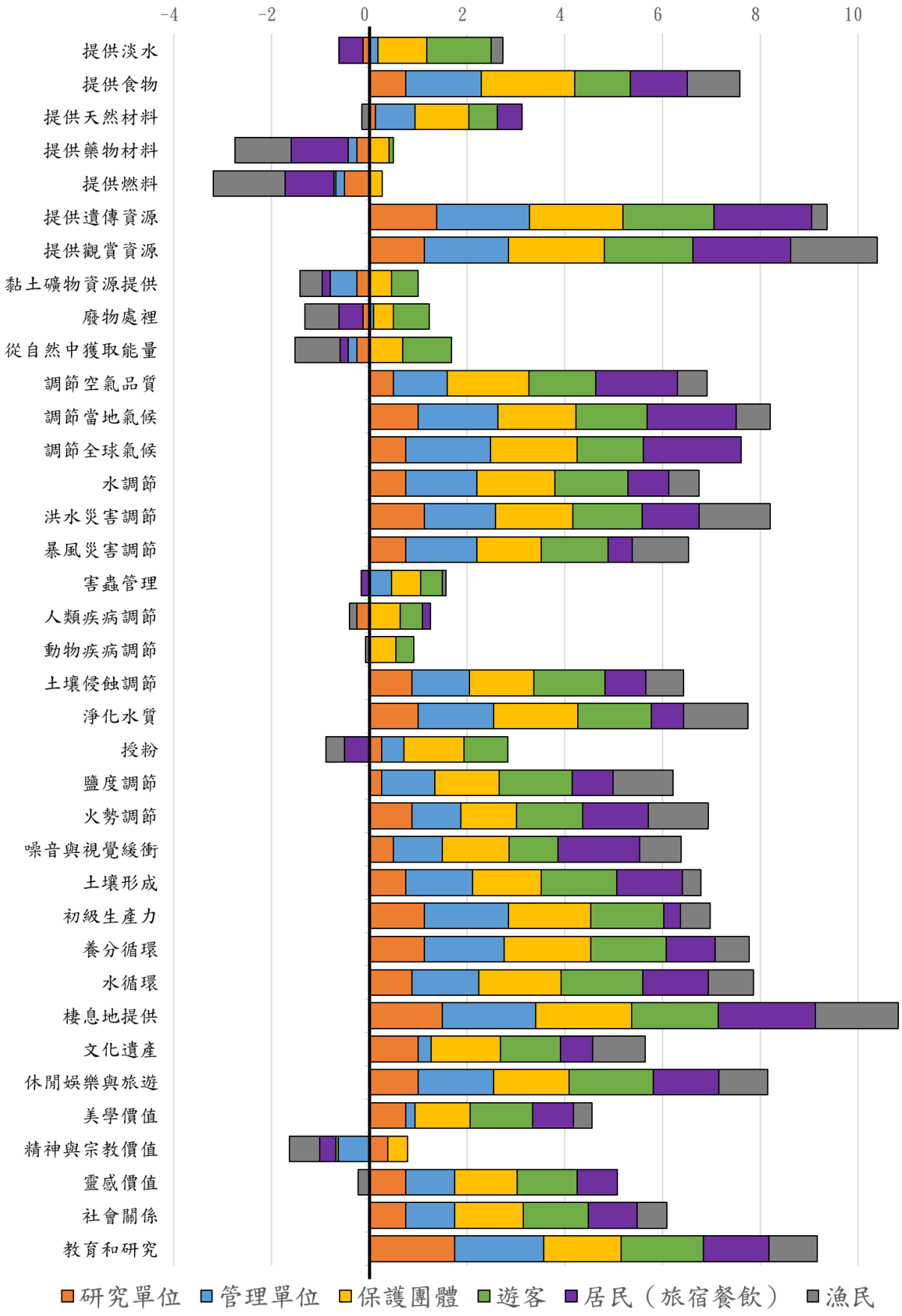


圖 89、各方利害關係人對於供給服務、支持服務、文化服務的認同程度

(二)歷年相關計畫之生態系統服務功能探討

為了從各面向來了解曾文溪口濕地，如：人文、生態、社區居民及經營管理等，透過爬梳台江國家公園近 14 年（2010-2024 年）研究計畫；並篩選出研究計畫範圍有包含曾文溪口濕地或主題與該範圍相關，計畫盤點與摘要說明如表 31 所示，再分析計畫的研究內容是否具有可直接或間接證明曾文溪口濕地所能提供之生態系統服務。本計畫除了與利害關係人的訪談獲取之生態系統服務分析，歷年相關計畫可協助知悉不同主題、不同團隊，對於相同場域的生態系統服務的不同見解。

表 31、台江國家公園發布與曾文溪口濕地場域相關之計畫列表

主題	計畫名稱	年分
經營管理	台江國家公園資源整合性系統研究發展規劃成果報告	99
生態監測(多類別)	台江國家公園及周緣地區重要生物類群分佈及海岸濕地河口生態系變遷	99
	台江國家公園海域生態系生物資源調查與多樣性保育研究	105-108
	台江國家公園及其周緣緩衝區多樣性棲地營造與評估計畫(2/4)	106
	106-107 年度曾文溪口、四草、七股鹽田及鹽水溪口重要濕地(國際級、國家級)基礎調查計畫	106-107
	台江國家公園曾文溪口濕地核心區棲地評估與保育研究計畫	109-110
	109-110 年度曾文溪口重要濕地（國際級）生態及水質基礎調查計畫	109-110
	黑面琵鷺生態保護區棲地試驗後生態監測計畫	111
生態監測(螺貝類)	曾文溪口黑面琵鷺生態保護區原有漁撈行為監測計畫	100
	非候鳥度冬季節開放漁民進入黑面琵鷺生態保護區採捕經濟貝類監測計畫	103-104
	台江國家公園黑面琵鷺生態保護區經濟貝類監測計畫	105-106
	106-107 年度曾文溪口、四草、七股鹽田及鹽水溪口重要濕地(國際級、國家級)基礎調查計畫	106-107
	黑面琵鷺生態保護區開放採捕資源永續利用監測計畫	113
生態監測(魚類)	台江國家公園沿海與潟湖魚類生態資源調查及經營管理計畫	103
生態監測(蟹類)	台江國家公園陸蟹生態調查	109
生態監測	台江國家公園黑面琵鷺族群生態及棲地經營管理計畫	101-104

主題	計畫名稱	年分
(鳥類)	台江國家公園及其週緣地區黑面琵鷺數量調查	103-113
	台江國家公園鳥類資源調查及長期監測方法規劃	112
生態監測(昆蟲)	台江國家公園昆蟲資源調查、保育發展規劃及生態資源圖冊製作委託辦理計畫	104
生態監測(植物)	台江國家公園原生植物適地綠化應用示範建置計畫	109-110
生態監測(水質、底泥)	台江國家公園水質底泥監測暨指標生物評估計畫	105
觀光遊憩及地方產業	台江國家公園整體遊憩資源調查及規劃案	100
	110 年度國際遷移物種生態友善棲地營造試驗計畫	110
	113 年度國際性遷移物種保育生態友善棲地營造計畫	113
文史相關	台江國家公園及周緣地區人文歷史調查及保存規劃研究	100
	台江地區文史資源調查及應用規劃研究(一)	101
	台江地區人文資產的保存與活化利用-台江流域洪氾之信仰調查及歷史考據	104
	台江地區常民產業文化發展及相關文物調查計畫—以漁撈(含鹽業)文化應用為例	111
地形地景	台江國家公園自然地景資源調查	101
	台江國家公園園區水路資源利用型態調查及評估	101

而從歷年盤點之計畫可知，曾文溪口濕地著重於生態監測，且以黑面琵鷺及螺貝類為主。黑面琵鷺為保護區成立之標的物種，故有長期監測和棲地營造之需求；螺貝類則因地方共生，開放在地居民在保護區內採捕，故有監測之必要。文史及地形的考察計畫，因變動性不大，近期較無相關的計畫需求；而地景變遷則多於生態監測（多類別）計畫內的工項中，更新地理圖資。

將本計畫透過訪談的評估結果與陳貞如 2011 年的碩士論文《海岸濕地生態系統服務價值評估－以七股海岸濕地為例》，以及台江國家公園近 14 年計畫中分析出的生態系統服務結果進行比較，比較結果如表 32 所示。其中陳貞如的論文研究範圍以七股海岸濕地，即曾文溪濕地與七股鹽田濕地兩者為探討對象，且以生態系服務價值為核心討論，故未列入的服務功能並不代表曾文溪口濕地沒有該項生態服務功能。同樣地，本計畫所分析的歷年計畫若有未列出的生態系統服

務，也並非表示不具備該項生態系服務功能。因此，本計畫的比較表實為提供給管理單位辨識出尚有哪些生態系服務未被關注跟研究，像是各類別受訪者高度認同的調節空氣品質、鹽度調節、初級生產力等，其他像是水調節、洪水災害調節、淨化水質等也是未來可於曾文溪口濕地投入之研究項目。

表 32、生態系統服務本計畫與其他研究之比較表
備註：V 為具有該項服務；空白為沒有該項服務；△待更深入調查確認

生態系統服務		陳貞如(2011)	本計畫(2024)	曾文溪口濕地歷年計畫
供給服務	提供淡水	V		V
	提供食物	V	V	V
	提供天然材料			
	提供天然藥材			
	提供燃料			
	提供遺傳資源		V	V
	提供觀賞資源		V	V
	提供黏土礦物資源			
	廢棄物處理			
	從自然空氣或水流中獲取能量			
調節服務	調節空氣品質		V	
	調節當地氣候		V	
	調節全球氣候	V	V	△
	水調節	V	V	△
	洪水災害調節	V	V	△
	暴風災害調節		V	
	害蟲管理			
	人類疾病調節			
	動物疾病調節			
	土壤侵蝕調節		V	
	淨化水質	V	V	△
	授粉			
	鹽度調節		V	
	火勢調節		V	
	噪音與視覺緩衝		V	
文化服務	文化遺產		V	V
	休閒娛樂與旅遊	V	V	V
	美學價值			V
	精神與宗教價值			
	靈感價值			

生態系統服務		陳貞如(2011)	本計畫(2024)	曾文溪口濕地歷年計畫
	社會關係		V	V
	教育和研究	V	V	V
支持服務	土壤形成	V	V	V
	初級生產力		V	
	養分循環		V	V
	水循環		V	
	棲息地提供	V	V	V
總計		10	23	12

四、社會經濟價值評估

(一)願付價值訪談

為能更了解曾文溪口濕地之社會文化、經濟、生態的總合價值，使用假設市場價值評估方法蒐集願付價值，此金額能直接反應受訪者對研究範圍整體資源的價值。因此本團隊在瞭解相關利害關係人對於保護區及周圍的生態服務功能的看法後，進一步詢問受訪者針對他們所重視的生態服務功能，願意每年支付多少金額來維護與保育現存資源。

分析的結果如圖 90，總和所有受訪者的願付價值，30%以上選擇 100-199 元之間，平均為 173.6 元[2]。多數居民（旅宿餐飲）的願付金額較高（33%選擇 300 元以上），保護團體的願付金額雖略低於居民，多落在 200-299 元（40%）和 300 元以上（27%）兩區間，但該類群的受訪者皆有意願以不等的金額支持此區域；而同樣皆有意願的還有研究單位及管理單位，兩類皆在 100-199 元的願付金額有較高比例（研究單位：50%、管理單位：40%），其中研究單位又有較多人選擇 200-299 元（25%）和 300 元以上（13%）；遊客部分則多選擇 100-199 元

[2]由於願付價值的金額選項是以區間呈現，為方便計算平均值，本次統計取區間上界為代表。

（41%）和 1-99 元（35%），而漁民的願付金額偏低，多屬於無意願（43%）和 1-99 元（29%）。

本團隊在深入訪談漁民時，了解到多數漁民對於保護跟提升環境品質其實有很高的意願，如：水質及防洪功能等，若說明中提供明確的做法及成效會更容易獲得漁民們的支持。遊客相較於其他類群的利害關係人，與保護區的關聯性及認識程度可能較微弱；推測若能增加連結性應可以促進遊客的意願，抑或是在旅遊體驗後針對環境改善或維護的意向，再進行願付價值的問題填答。

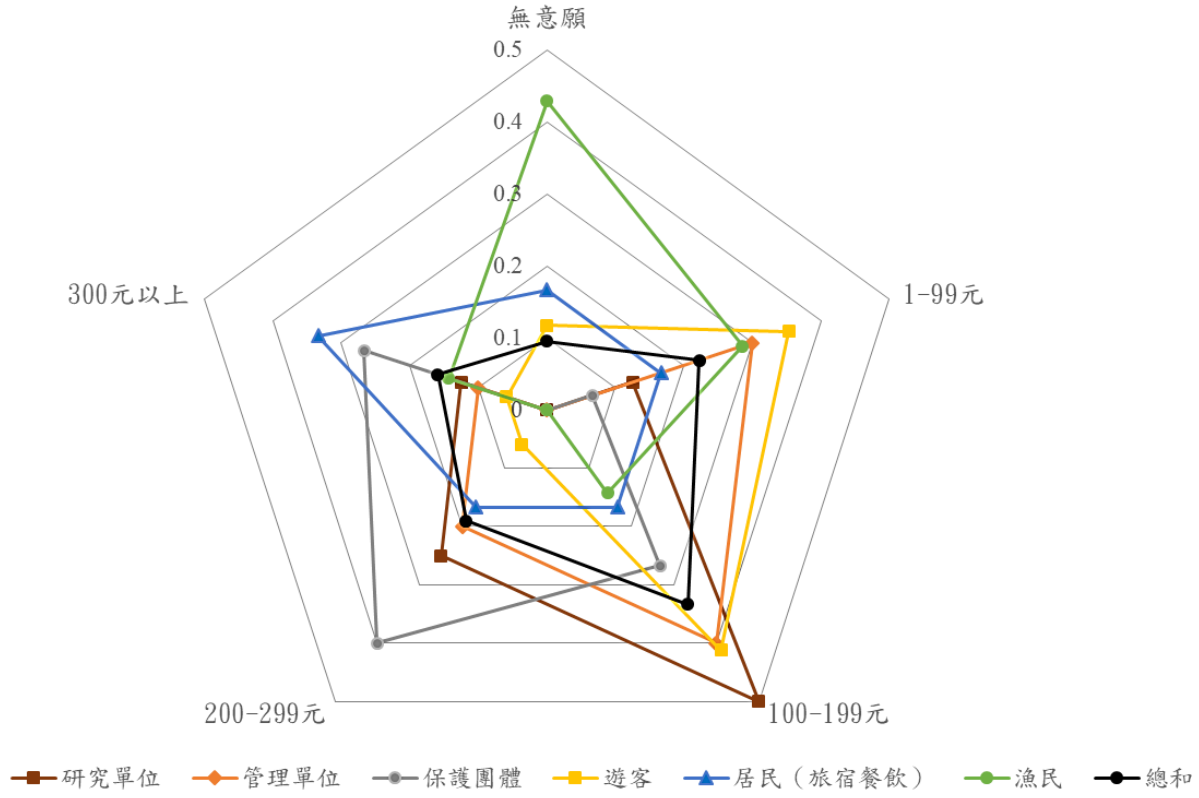


圖 90、各方利害關係人對於計畫範圍生態服務的願付價值

(二)東魚塭經濟價值估算

雖未針對保護區的生態服務功能逐項調查願付價值／願受價值，本計畫仍盤點出相關利害關係人認同度較高的生態系服務功能，以及與之對應的價值評估方法；以東魚塭為例，共十項，且以調節服務居多，如表 33 所示，可提供給主管單位未來再針對細項規畫生態價值

的估算。而提供食物是東魚塭一個相當重要的生態服務功能，且具有明確的經濟產值可供研究人員做為市場價值估算；然而因漁業署及縣市政府提供之漁業統計資料無法僅針對東魚塭進行統計，故改以訪談當地經營養殖池的從業人員（漁民），來蒐集該範圍的漁業產值相關資訊，包括：主要養殖種類、養殖面積、近年水產收益以及曬池頻率。從四位漁民的訪談中獲知東魚塭的主要養殖種類為文蛤，並混養吳郭魚、虱目魚等非主要經濟產值的小魚；水深通常約 30 公分深，且漁民會根據收穫狀況選擇是否進行曬池作業，通常兩年一次冬季曬池。而在詢問產量及成本等魚獲資訊時，以單位面積收穫重量作為問題，得到一公頃約 1 萬台斤（6000 公斤/公頃）的文蛤收穫量；再以漁業署的放養統計資料取得 114 年度台南市的文蛤放養平均價格 107.80 元/公斤計算，得到每公頃總產值 646,800 元。經營效益須扣除養殖作業成本，生產成本有：種苗、飼料、水電、人事（全職及臨時）及其他（包含設備維護、租金、保險、運費及耗財等），而本次受訪者未提供成本資訊，故參考黃振庭（2019）的專題文章，2017 年文蛤每公頃平均生產成本約 36.3 萬元。在訪談過程中，受訪者多回覆近幾年多是收支平衡和沒賺錢，可能與文蛤的存活率不高有相關，氣候變化、水質、野生動物（鳥類、遊蕩犬等）、現場養殖管理都可能影響文蛤的存活率；而一旦收穫無法達到預期收益的話，就可能會導致收獲的品質下降以及漁民投入養殖的意願。

表 33、本計畫針對東魚塭生態服務的評估項目與價值評估的對應方法

濕地服務	研究對應項目	對應方法			市場價值法之計算方式
		市場價值法	替代市場價值評估法	假設市場價值評估法	
供給服務					
食物	農漁業生產	V		V	農漁業產值 x 利潤率
觀賞資源	景觀環境欣賞		V	V	
調節服務					
自然災害－防洪	洪氾控制	V		V	洪氾減緩可對應水庫與滯洪池的興建成本
自然災害－暴風	抵禦颱風或海浪侵蝕	V		V	海堤及消波快興建成本、海岸植被管理成本
水質	水質淨化	V			汙水處理成本
鹽度調節	提供淡水與鹽水的阻隔屏障			V	
火勢調節	維持濕潤環境以攔截火勢蔓延			V	
支持服務					
棲息地	野生動植物保護		V	V	
文化服務					
文化遺產	文化及歷史傳承			V	
遊憩	提供休閒遊憩，旅行或戶外活動		V	V	
教育和研究	環境教育及研究素材提供		V	V	

(三)社會經濟價值小結

• 非市場價值（願付價值，WTP）：透過假設市場價值評估法調查，受訪者對於維護本區域生態資源的平均願付價格約為 173.6 元/年。其中在地居民（旅宿餐飲）與保護團體的支付意願較高，顯示在地社群與保育者對環境價值的高度認同。

• 市場價值（東魚塭養殖效益）：針對具生產功能的東魚塭區域，經訪談估算文蛤養殖的年產值約為 646,800 元/公頃（未計入生產成本）。然而，受氣候變遷與環境因素影響，近年養殖風險增加，顯示該區的供給服務價值極易受環境變動衝擊。

第八章、 結論與建議

一、 結論

(一)生態系服務現況探討研究

1、 服務功能盤點與強弱勢分析

透過快速評估生態系統服務（RAWES）方法，綜合六大類利害關係人（管理機構、研究單位、利益團體、遊客、居民及漁民）的觀點，本計畫範圍（黑面琵鷺保護區及周圍魚塭沙洲）共被認同具有 23 項顯著的生態系統服務，分類如下：

- 強勢服務：以「支持服務（Supporting Services）」表現最強，顯示該濕地作為生物生存基礎環境的重要性極高。
- 弱勢服務：「供給服務（Provisioning Services）」的分數相對較低，顯示該區域並非以直接提供原物料或資源生產為主要功能。

2、 利害關係人共識與核心價值

儘管不同群體的關注點有所差異（例如漁民較關注生產、遊客關注遊憩），但跨群體的共識高度集中於以下三項服務，這也是目前曾文溪口濕地最核心的價值所在：

- 棲息地提供（Provision of habitat）：獲得所有 6 個類別受訪者的高分認同，是本區域最具代表性的功能 。
- 提供遺傳資源（Genetic resources）與提供觀賞資源（Ornamental resources）：獲得 5 個類別受訪者的高度認同。

3、 綜合評估與管理意涵

評估結果顯示，本計畫區域的價值核心在於「生物棲地」與「遺傳資源」的維護，這與國家公園生態保護區的設立目標高度一致。然

而，在地漁民對於環境改善（如水質、防洪）雖有高意願但願付金額偏低，顯示未來在推動保育策略時，應強調生態系服務（如水質淨化、洪氾調節）對養殖產業的實質助益，以提升社區對保育行動的支持度與參與感。

(二)氣候變遷減緩功能探討

1、鷸鴴科保護區（A1）紅樹林碳匯能力分析

整體呈現「碳排放」狀態（碳源），依據 2024 年冬季至 2025 年冬季的完整年度監測結果試算，A1 保護區內的海茄冬紅樹林年碳匯量為-4.6524 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}。這顯示該區域目前不僅未發揮碳吸存功能，反而成為碳排放源，與台灣其他地區（如彰化芳苑、嘉義布袋及七股溪口）的海茄冬紅樹林多為碳匯系統呈現顯著差異。

另一方面，季節性碳收支差異大，碳排放主要集中在春季至夏季（-6.9295 Kg CO_2e m^{-2} $season^{-1}$）及冬季至春季（-0.0736 Kg CO_2e m^{-2} $season^{-1}$）。反之，在秋季至冬季期間，紅樹林則展現出較佳的碳吸收能力（1.8519 Kg CO_2e m^{-2} $season^{-1}$），顯示季節氣候因子對此區碳收支有決定性的影響。夏季底土溫室氣體排放為關鍵主因，造成該區成為碳源的主因，在於夏季底土釋放了大量的溫室氣體。監測數據顯示，夏季時底土的二氧化碳（CO_2）及甲烷（CH_4）通量顯著高於其他季節。推測是因為夏季高溫加速了底土微生物的異營呼吸作用及產甲烷作用；此外，該區可能因水體交換較差或樹密度過高導致通氣不良，形成了容易產生甲烷的厭氧環境。

而 A1 保護區的海茄冬樹密度顯著高於其他調查樣區（如七股溪口），且面臨夏季高碳排問題。分析結果傾向該區具有透過人為管理轉型為碳匯的潛力，建議未來需透過改善水文環境（增加水體交換、

減少積水厭氧）以及評估適度的疏伐管理，以降低底土溫室氣體排放並維持植群的生長活力。

2、 七股溪口海茄冬碳匯能力分析

整體呈現顯著「碳吸收」狀態（依據 2024 年冬季至 2025 年冬季的完整年度監測結果試算，七股溪口海茄冬紅樹林的年碳匯量高達 4.4980 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}。顯示該區為極具效率的碳匯系統，且其碳吸存能力顯著優於台灣西海岸其他同類型樣區（如彰化芳苑 2.62、嘉義布袋 2.25 及台南北門 1.02 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}）。在季節性碳收支動態方面，該區域除 2024 年春季至夏季呈現碳排放（-0.9692 Kg CO_2e m^{-2} $season^{-1}$）外，其餘季節皆為碳吸收狀態。其中以 2024 年夏季至秋季的碳吸收能力最強（2.7188 Kg CO_2e m^{-2} $season^{-1}$），這主要歸功於紅樹林在此期間旺盛的生長量（地上部生長量達 1.5504 Kg DW m^{-2} $season^{-1}$）。

另一方面量測顯示維持紅樹林生長量，可以減緩棲地溫室氣排放，監測數據顯示七股溪口在夏、秋季的底土甲烷（CH_4）排放量較高（日間通量可達 5159.29 μg CH_4 m^{-2} h^{-1}），但由於該區海茄冬植群的淨初級生產力（Net Primary Production）極高（包含生長量與枯落物量），其固碳效益足以完全抵銷底土溫室氣體的排放，最終使生態系維持在正向的碳匯狀態。

再者，颱風干擾與養分循環對於紅樹林生長效益也必須注意，2025 年夏、秋季雖受颱風侵襲導致紅樹林分支折損，但也因此產生了大量的枯落物（秋季枯落物量最高達 5.49 g DW m^{-2} d^{-1}）。這些枯落物的分解促進了生態系內部的養分循環，推測這也是支持該區海茄冬能維持高生長量與高碳匯能力的關鍵環境因素之一，而溫度上升對於紅樹林效應也體現在這區生長趨勢。

3、 東魚塭碳匯試算

根據管理處 2016 年針對友善養殖的計畫，東魚塭九成為淺坪，並以文蛤養殖佔約佔 63%為最多，虱目魚佔其次約 26%（國立成功大學文創育成與研發中心，2016）。然今年度與漁民的訪談中，獲知實際養殖的內容還是以文蛤為主，並混養吳郭魚、鯔科魚類等吃藻類的魚類；故本計畫將以文蛤池作為本計畫養殖池的碳匯/碳排試算。

本計畫範圍內所統計出養殖池面積：東魚塭 268.12 公頃、主棲地南邊的養殖池 46.21 公頃，且近年曬池的次數不固定，故皆視為全年養殖期，以養殖期間文蛤池塘的溫室氣體排放量為 1679 Kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}（Yong et al., 2025）來計算可得，在東魚塭及主棲地的文蛤池年碳排分別為 450.17、77.59 噸 CO_2e。

4、 灘地碳匯能力分析

本計畫的灘地採樣區域為七股沿岸沙洲特別景觀區（沿岸沙洲區），除考量到便利性和對保護區的影響力，灘地樣區選擇沿岸沙洲區面積占比高的灘地，更可概括曾文溪口濕地的棲地樣貌。而各區域的光合藻生產力仍舊有差異，故無法將於沿岸沙洲區所計算之碳吸存率全然套用於他處；未來若欲取得主棲地灘地更精確的碳匯/碳排係數，可在不影響主棲地生物相的情況下，另規劃四季的碳匯測量。

沿岸沙洲區的灘地整體為「碳排放源」，儘管底棲微藻具有固碳功能，但在納入日夜潮汐變化與呼吸作用後，全年度呈現碳的淨排放狀態，推算年碳排放率約為 1387 Kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}。灘地春季展現「高代謝效率」特徵，春季（5 月）是灘地生態代謝最為獨特的時期，數據顯示此時葉綠素 a 濃度雖然最低，但 CO_2的吸收效率（光合作用）卻是全年最高。這表明春季的底棲藻類群落雖生物量少，但處於極高活性的生長狀態（高同化數），可能與溫度回升或高密度競爭壓力下的快速更新有關。另在非 CO_2溫室氣體方面，甲烷（CH_4）與氧化亞

氮（N_2O）影響微乎其微，兩者通量數值極低。CH_4在冬春季表現為微弱吸收，夏秋季為微弱排放；N_2O 排放量亦甚低。因此，在評估此灘地的溫室氣體效應時，可將重點完全放在 CO_2通量（灘地生產力）的管理上。

5、 主棲地紅樹林碳匯能力分析

海茄冬（Avicennia marina）呈現穩定碳匯功能，依據 2025 年調查結果試算，主棲地海茄冬紅樹林的年碳匯量為 1.9234 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}。整體而言為碳吸收狀態，其效益與台灣西海岸其他地區（如彰化芳苑、嘉義布袋）相當，惟略低於七股溪口樣區（4.50 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}）。季節動態上，僅在「夏季至秋季」期間呈現微弱碳排放（-0.4687 Kg CO_2e m^{-2} $season^{-1}$），其餘季節皆為碳吸收。

欖李（*Lumnitzera racemosa*）亦為碳匯系統，主棲地欖李紅樹林的年碳匯量為 0.7682 Kg CO_2e m^{-2} yr^{-1}，顯示其亦具備碳吸存功能，且該數值高於鹿耳門鷸鴴科生態保護區（A1）內的欖李族群 。季節變化上，欖李在上半年（冬至春、春至夏）呈現碳排放，但在「夏季至秋季」展現出較強的碳吸收能力（0.8888 Kg CO_2e m^{-2} $season^{-1}$），成功扭轉全年度的碳收支為正值。

而颱風擾動對碳匯之影響方面，2025 年 7 月中度颱風丹娜絲侵襲，對主棲地紅樹林造成顯著影響，導致樹冠破損與枝條折損。數據顯示，海茄冬與欖李的生物量皆在夏季呈現下降趨勢，且春季至夏季的枯落物量因風災吹落而增加。此環境擾動雖暫時抑制了夏季的植物生長量，但也加速了物質循環，後續秋季的恢復生長有助於維持年度的碳匯效益。

綜合評估下，主棲地內的兩種優勢紅樹林物種（海茄冬與欖李）目前均發揮了「藍碳」吸存的生態系服務功能。儘管受極端氣候（颱

風）干擾，生態系仍展現韌性並維持淨碳吸收，是曾文溪口濕地內重要的氣候變遷減緩場域。

6、 主棲地海草床碳匯能力分析

貝克氏鹽草（*Halophila beccarii*）評估具備碳匯功能，依據主棲地 A 區的調查結果，以四季碳吸存率加總，該區海草床的年碳吸存率約為 6,157.3 Kg CO_2e ha^{-1} yr^{-1}（約 6.16 公噸 CO_2e ha^{-1} yr^{-1}）。這證實了曾文溪口主棲地內的海草床生態系整體呈現碳吸收狀態，發揮了藍碳生態系服務功能。且季節性變動顯著，春季擁有最高的淨碳吸存率（4,627.63 Kg CO_2e ha^{-1} $season^{-1}$），此時海草的覆蓋度（21.1%）與生產力皆達到高峰。相比之下，夏季的淨碳吸存率大幅下降至 281.15 Kg CO_2e ha^{-1} $season^{-1}$。

而極端氣候（颱風）對海草床之衝擊顯著，2025 年夏季接連遭受颱風（7 月丹娜絲、8 月楊柳）侵襲，伴隨西南氣流導致水體混濁及泥沙覆蓋，嚴重影響海草生長。調查顯示，夏季及秋季的海草覆蓋度幾乎歸零，且夏季的生物量顯著降低。此環境擾動是導致本年度整體碳吸存率（7.74 t）低於過往文獻紀錄（約 17.53 t）的主要原因。

另一方面，該區溫室氣體排放抵銷部分碳匯效益，雖然海草床在夏季仍能吸收二氧化碳，但底土同時排放了甲烷（CH_4）與氧化亞氮（N_2O）。數據顯示，夏季的甲烷與氧化亞氮排放量分別為 10.43 與 38.84 Kg CO_2e ha^{-1} $season^{-1}$。這些非二氧化碳溫室氣體的排放，部分抵銷了海草光合作用帶來的固碳效益，導致夏季的淨碳吸存率偏低。

綜合評估下，主棲地的海草床雖受氣候與水文環境高度變動的影響，仍維持正向的碳匯功能。然而，B 區因底質過於鬆軟且海草未恢復生長而無法納入計算，顯示該區域海草棲地的空間分布具有高度異質性與脆弱性。未來管理策略應著重於減少人為擾動，以提升海草床在極端氣候下的恢復力。

7、 氣候變遷減緩功能探討

整合本計畫中所統計出來的各棲地類型面積，與今年度所取得關於紅樹林、海草、灘地的碳匯係數，可估算出曾文溪口溼地各棲地的年度碳匯量，如表 34 所示。其中碳吸存率最高棲地類型的是海茄冬紅樹林，海草床及欖李紅樹林次之；而具有高碳吸存率的海茄冬不僅在主棲地，在周圍區域皆是分布比例較高的紅樹林物種。

綜合本計畫範圍內所量測的自然地景棲地，曾文溪口是具有碳儲存功能的溼地。像是主棲地的紅樹林儘管受颱風影響導致斷枝和枯落物增加，仍展現韌性並維持其碳匯能力；而海草床的生長狀況雖然四季變動大，若能加以管理並減少擾動，以其良好的恢復力應可在極端氣候下持續貢獻其碳匯能力。曾文溪口溼地除自然地景外，尚有大面積的魚塭（300 公頃以上）；而雖然屬於碳排放系統，魚塭所帶來的產值和社會功能仍是相當重要的生態系服務。

表 34、曾文溪口溼地各棲地的年度碳匯量估算整理表

範圍	棲地類型	面積 (ha)	碳吸存率(Kg $CO_2e\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)	2025 年碳匯量 (噸 CO_2)
黑面琵鷺生態保護區(主棲地)	海茄冬紅樹林	17.75	19234	341.404
	欖李紅樹林	0.53	7682	4.071
	海草床(貝克氏鹽草)	6.09	6157.3	37.498
	灘地	93.64	-1387[A]	-129.879
七股沿岸沙洲特別景觀區(沿岸沙洲區)	灘地	51.86	-1387	-71.930
七股野鳥棲地特別景觀區(東魚塭)	魚塭	268.12	-1679[B]	-450.173
黑面琵鷺生態保護區(主棲地)	魚塭	46.21	-1679[B]	-77.587
合計(噸 CO_2)	天然棲地(不含魚塭)			181.164
	所有棲地(含魚塭)			-346.596

備註：

[A] 本係數係使用七股沿岸沙洲特別景觀區灘地排放係數進行推估，後續仍須以實測為準。

[B] 本係數係使用 Yong 等(2025)量測七股與台西魚塭排放係數進行推估，後續仍須以實測為準。

(三)綜整資料研擬未來經營管理策略

1、 在生態系服務方面，各方利害關係人高度共識其以「棲地提供」與「遺傳資源」為核心價值，建議參酌整體政策需要及顯著生態系服務，探究其具體效益。

2、 氣候變遷減緩功能現地調查，確認七股溪口海茄冬及曾文溪口濕地紅樹林（海茄冬、欖李），以及海草床均呈現顯著的碳匯效益，惟鷸鴴科保護區因植株過密與水體交換不良導致底土厭氧，反而成為碳排放源；灘地雖屬碳源，卻是候鳥覓食的關鍵棲地，不可偏廢。據此，建議採取區位差異化管理策略：針對鷸鴴科保護區實施適度疏伐與水文改善以降低碳排，對優良碳匯區加強災後撫育與減少人為干擾，並積極維持濕地水體流動效能，及推動與 OECM 的區域串連，從而在達成氣候變遷減緩目標的同時，兼顧生物多樣性保育與應對氣候變遷風險。

二、建議

根據本計畫的研究成果，特別針對碳匯功能、生態系統服務評估、氣候變遷的風險以及分區棲地經營，來整合相關之管理策略；並研擬短期及中長期的管理建議，供管理處參考。

(一)短期建議

1、優先維護曾文溪口濕地核心生態服務：棲息地提供、提供遺傳資源及提供觀賞資源。

本計畫所執行曾文溪口濕地生態服務評析共被認同 23 項顯著生態系服務，其中共識高度集中於「棲息地提供（Provision of habitat）」、「提供遺傳資源（Genetic resources）」及「提供觀賞資源（Ornamental resources）」，建議積極辦理各項棲地經營管理策略，包含濕地水體

流動改善、紅樹林植群管理；維持濕地範圍所涵蓋紅樹林、潮間帶灘地、水域及海草床等多樣棲地類型，以維護濕地棲息地提供支持服務，並藉以提供生物繁養殖場所及景觀觀賞服務。

2、 延續本年度碳匯調查測站，完整評估曾文溪口 3 類棲地類型碳匯係數。

本計畫已針對紅樹林（海茄冬、欖李）、海草床（貝克氏鹽草）及沿岸沙洲區灘地進行調查。考量生物量變化需涵蓋完整年度週期，建議延續執行紅樹林及海草床之 2026 年冬季調查，以補足季節性數據，完善在地碳匯係數之推估。

3、 地景分析建議

經比對空拍影像與地景分析結果，發現「十份黑面琵鷺生態保護區」及周邊特別景觀區之現有圖資範圍與實際地景狀況存在差異。建議重新界定並編修邊界，以利精確管理。

4、 強勢外來種移除

透過空拍影像與現地勘查，發現計畫區內之外來入侵種「巴西胡椒木」已與紅樹林混生。為避免其持續擴張影響原生生態，建議列為優先移除對象。。

5、 維護具氣候變遷減緩服務的棲地

本計畫調查結果初步顯示，紅樹林與海草床具碳匯功能，而潮間帶灘地則呈現碳排放。針對紅樹林，建議在固碳效益與生物多樣性間取得平衡，定期執行植群管理並改善水體交換；針對海草床，應避免生長期之人為踩踏與干擾，並持續監測水質與海草覆蓋度，以維持其碳吸存能力。

(二)中長期建議

1、 因應政策需求，探究受關注的濕地生態系服務，包含具體效益提升和改善

本計畫所執行曾文溪口濕地生態服務評析共被認同 23 項顯著生態系服務功能，從訪談成果和既有調查結果可知，應強化重要物種的棲息地提供，以及加強教育和遊憩等功能；然而，仍有部分生態系服務需後續研究，建議可針對顯著受認同或因應政策面向，探究受關注濕地生態系服務具體效益，例如調節全球氣候服務項目、探討海草床棲地監測及復育試驗等。

2、 氣候變遷調適相關建議

為提升濕地生態系面對氣候變遷調適，建議針對核心生態系服務（棲息地提供等），探討如何應對極端氣候威脅、海平面上升等氣候變遷風險，包含監測紅樹林生長成效、棲地水文修復及生態網路串連等方式。

3、 持續監測和新增調查濕地各類型棲地碳匯係數

本計畫已調查紅樹林、海草床及潮間帶灘地等距碳匯潛力棲地類型之碳匯/碳排係數，建議後續可針對大面積分布棲地類型，包含各類型濕地水域、沙洲、溝渠等地景執行係數調查。

第九章、 參考文獻

- Alongi, D. M. (2020). Global significance of mangrove blue carbon in climate change mitigation. *Science*, 2: 67.
- Ashton, E. C., & Macintosh, D. J. (2002). Preliminary assessment of the plant diversity and community ecology of the Sematan mangrove forest, Sarawak, Malaysia. *Forest Ecology and Management*, *166*: 111–129.
- Barnas, A. F., Darby, B. J., Vandeberg, G. S., Rockwell, R. F., & Ellis-Felege, S. N. (2019). A comparison of drone imagery and ground-based methods for estimating the extent of habitat destruction by lesser snow geese (*Anser caerulescens caerulescens*) in La Pérouse Bay. *PLoS One*, *14*(8), e0217049.
- Breithaupt, J. L., Smoak, J. M., Smith III, T. J., Sanders, C. J., & Hoare, A. (2012). Organic carbon burial rates in mangrove sediments: Strengthening the global budget. *Global Biogeochemical* Cycles, 26(3).
- Chiu, S. H., Y. H. Huang, & H. J. Lin. (2013). Carbon budget of leaves of the tropical intertidal seagrass *Thalassia hemprichii. Estuarine*, *Coastal and Shelf Science*, *125*:27-35.
- Christensen, S., & Rousk, K. (2024). Global N_2O emissions from our planet: Which fluxes are affected by man, and can we reduce these?.*IScience,27*(2).
- Clough, B. F., Dixon, P., & Dalhaus, O. (1998). Allometric relationships for estimating biomass in multi-stemmed mangrove trees. *Australian Journal of Botany*, *45*(6), 1023-1031.
- Comley BWT, & McGuinness, KA. (2005). Above- and below-ground biomass, and allometry of four common northern Australian mangroves. *Australian Journal of Botany*, *53*:431–436.
- Davidson, Nick C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, *2014-10-16, 65 (10)*: 934–941
- De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*, *7*(3), 260-272.
- Dixon, M. J. R., Loh, J., Davidson, N. C., Beltrame, C., Freeman, R., & Walpole, M. (2016). Tracking global change in ecosystem area: The Wetland Extent Trends index. *Biological Conservation*, *193*: 27-35.
- Duarte, C. M., Middelburg, J. J., & Caraco, N. (2005). Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, *2*(1): 1-8.
- Duke, N. C., Meynecke, J. O., Dittmann, S., Ellison, A. M., Anger, K., Berger, U., Cannicci, S., Diele, K., Ewel, K. C., Field, C. D., & Koedam, N. (2007). A world without mangroves? *Science*, *317*: 41–42.
- Egea, L. G., Jiménez-Ramos, R., Vergara, J. J., Hernández, I., & Brun, F. G. (2018). Interactive effect of temperature, acidification and ammonium enrichment on the

seagrass *Cymodocea nodosa. Marine Pollution Bulletin, 134*, 14-26.

- Fan K-C. (2008). Population structure, allometry and above-ground biomass of Avicennia marina forest at the Chishui River estuary, Tainan County, Taiwan. *Journal of Forest Research*, *30*:1–12.
- Gevaña D, & Im S. (2016). Allometric models for Rhizophora stylosa Griff. In dense monoculture plantation in the Philippines. *Malaysian Forester*, *79*: 39–53.
- Gardner, R. C., & Finlayson, C. (2018). Global wetland outlook: state of the world's wetlands and their services to people. *Ramsar convention secretariat*, p.2020-5.
- Herrera-Silveira, J. A., Pech-Cardenas, M. A., Morales-Ojeda, S. M., Cinco-Castro, S., Camacho-Rico, A., Sosa, J. P. C., ... & Teutli-Hernandez, C. (2020). Blue carbon of Mexico, carbon stocks and fluxes: a systematic review. *PeerJ*, *8*, e8790.
- Huang, Y. H., Lee, C. L., Chung, C. Y., Hsiao, S. C., & Lin, H. J. (2015). Carbon budgets of multispecies seagrass beds at Dongsha Island in the South China Sea.Marine *Environmental Research,106*, 92-102.
- Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M., & Troxler, T. (2014). 2013 supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Wetlands. *IPCC, Switzerland*.
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Telszewski, M., & Pidgeon, E. (2014). Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses.
- Huang, Y. H., C. L. Lee, C. Y. Chung, S. C. Hsiao, & H. J. Lin. (2015). Carbon budgets of multispecies seagrass beds at Dongsha Island in the South China Sea. *Marine Environmental Research*, *106*:92-102.
- IPCC (2021). Downloads: Compiled Frequently Asked Questions. IPCC Sixth Assessment Report : The Physical Science Basis report.: https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/faqs/IPCC_AR6_WGI_FAQ_Chapter_05.pdf
- James, L. (2024). From Capture to Storage: Understanding the Viability and Challenges of Carbon Capture and Sequestration Initiatives. Doctoral dissertation, Massachusetts Institute of Technology.
- Jenkins, D., & L. L. Medsker. (1964). Brucine method for the determination of nitrate in ocean, estuarine, and fresh waters. *Analytical Chemistry*, *36*: 610-612.
- Kaldy, J. E. (2014). Effect of temperature and nutrient manipulations on eelgrass Zostera marina L. from the Pacific Northwest, USA.*Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,453*, 108-115.
- Kennedy, H., Beggins, J., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Holmer, M., Marbà, N., & Middelburg, J. J. (2010). Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints. *Global biogeochemical cycles*, 24(4).
- Krause-Jensen, D., & Duarte, C. M. (2016). Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience*, *9*: 737–742.

- Langan, C., Farmer, J., Rivington, M., & Smith, J. U. (2018). Tropical wetland ecosystem service assessments in East Africa; A review of approaches and challenges. *Environmental Modelling & Software*, *102*: 260-273.
- Lee L-H, Hsieh L-Y, & Lin H-J. (2011). In situ production and respiration of the benthic community during emersion on subtropical intertidal sandflats. *Marine Ecology Progress Series*, *441*:33–47.
- Li, S. B., Chen, P. H., Huang, J. S., Hsueh, M. L., Hsieh, L. Y., Lee, C. L., & Lin, H. J. (2018). Factors regulating carbon sinks in mangrove ecosystems. *Global Change Biology, 24*(9), 4195-4210.
- Lin C-W, Kao Y-C, Chou M-C, Wu H-H, Ho C-W, & Lin H-J. (2020). Methane emissions from subtropical and tropical mangrove ecosystems in Taiwan. *Forests*, *11*: 470.
- Lin, W. J., Wu, J., & Lin, H. J. (2020). Contribution of unvegetated tidal flats to coastal carbon flux. *Global Change Biology, 26*(6), 3443-3454.
- Lin, C-W, Kao, Y-C, Lin W-J, Ho C-W, & Lin H-J. (2021). Effects of pneumatophore density on methane emissions in mangroves. *Forests*, *12*:314.
- Lin, H. J. (2022). Surveys and Assessment of Important Coastal Carbon Sink Ecosystems in Taiwan. OceanConservation Administration, Ocean Affairs Council.
- Lin, W-J, Lin, C-W, Wu, H-H, Kao, Y-C, & Lin, H-J (2023). Mangrove carbon budgets suggest the estimation of net production and carbon burial by quantifying litterfall. *Catena*, *232*: 107421.
- Luo, H., Liu, S., Ren, Y., Jiang, Z., Wu, Y., Zhang, Li, J., & Huang, X. (2022). Eutrophication decreases *Halophila beccarii* plant organic carbon contribution to sequestration potential. *Frontiers in Marine Science, 9*, 986415.
- Macreadie, P. I., Costa, M. D. P., Atwood, T. B., Friess, D. A., Kelleway, J. J., Kennedy, H., Lovelock, C. E., Serrano, O., & Duarte, C. M. (2021). Blue carbon as a natural climate solution. *Nature Reviews*, *2*: 826–839.
- McInnes, R. J., & Everard, M. (2017). Rapid Assessment of Wetland Ecosystem Services (RAWES): An example from Colombo, Sri Lanka. *Ecosystem Services*, *25*: 89-105.
- Mcleod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H., & Silliman, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO_2. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *9*: 552–560.
- Menéndez, P., Losada, I. J., Torres-Ortega, S., Narayan, S., & Beck, M. W. (2020). The global flood protection benefits of mangroves. *Scientific Reports, 10*: 4404.
- Migné A, Davoult D, Spilmont N, Menu D, Boucher G, Gattuso JP, & Rybarczyk H. (2002). A closed-chamber CO_2-flux method for estimating intertidal primary production and respiration under emersed conditions. *Marine Biology*, *140*: 865−869.
- Millennium Ecosystem Assessment, (2005). Ecosystems and human well-being: synthesis. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being:

Synthesis.Island Press, Washington, DC.

- Moreno, A., Bhattacharyya, A., Jansen, L., Arkeman, Y., Hartanto, R., & Kleinke, M. (2019, October). Environmental engineering and sustainability for smart agriculture: The application of UAV-based remote sensing to detect biodiversity in oil palm plantations. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 335, No. 1, p. 012008). IOP Publishing.
- Moreno-Marín, F., Brun, F. G., & Pedersen, M. F. (2018). Additive response to multiple environmental stressors in the seagrass *Zostera* marina L. *Limnology and Oceanography, 63*(4), 1528-1544.
- Mvungi, E. F., & Pillay, D. (2019). Eutrophication overrides warming as a stressor for a temperate African seagrass (*Zostera capensis*). *Plos One, 14*(4), e0215129.
- Morrisey, D. J., Skilleter, G. A., Ellis, J. I., Burns, B. R., Kemp, C. E., & Burt, K. (2003). Differences in benthic fauna and sediment among mangrove (*Avicennia marina var. australasica*) stands of different ages in New Zealand. Estuarine, *Coastal and Shelf Science*, *56*: 581–592.
- Nagel, G.W., Darby, S.E. & Leyland, J. Surface Water Transitions 1984–2022: A Global Dataset at Annual Resolution. *Sci Data 12*, 1729 (2025). https://doi.org/10.1038/s41597-025-06013-5
- Nunes, P.A.L.D., & J.C.J.M. van den Bergh (2001). Economic Valuation of Biodiversity: Sense or Nonsense?, *Ecological Economics. 39*(2): 203-222.
- Ontoria, Y., Cuesta-Gracia, A., Ruiz, J. M., Romero, J., & Perez, M. (2019). The negative effects of short-term extreme thermal events on the seagrass *Posidonia oceanica* are exacerbated by ammonium additions. *Plos one, 14*(9), e0222798.
- Otero, M. M., & Walton, M. (2021). Manual for the Creation of Blue Carbon Projects in Europe and the Mediterranean. *IUCN, International Union for Conservation of Nature Center for Mediterranean Cooperation: Malaga,* Spain.
- Parsons, T. R., Y. Maita, & C. M. Lalli. (1984). A manual of biological and chemical methods for seawater analysis. Pergamon Press, Oxford, UK.
- Pai, S. C., C. C. Yang, & J. P. Riley. (1990). Forma tion kinetics of the pink azo dye in the determination of nitrite in natural waters. *Analytica Chimica Acta, 232*:345 349.
- Pai, S. C., Y. J. Tsau, & T. I. Yang. (2001). pH and buffering capacity problems involved in the determination of ammonia in saline water using the indophenol blue spectrophotometric method. *Analytica Chimica Acta*, *434*: 209-216.
- Premarathne, C., Jiang, Z., He, J., Fang, Y., Chen, Q., Cui, L., Wu, Y., Liu, S., Chunyu, Z., Vijerathna, P., & Huang, X. (2021). Low light availability reduces the subsurface sediment carbon content in halophila beccarii from the south China Sea. *Frontiers in Plant Science*, 12, 664060.
- Raw, J. L., Van Niekerk, L., Chauke, O., Mbatha, H., Riddin, T., & Adams, J. B. (2023). Blue carbon sinks in South Africa and the need for restoration to enhance carbon sequestration. *Science of the Total Environment, 859,* 160142.
- Serrano, O., Lovelock, C. E., Atwood, T. B., Macreadie, P. I., Canto, R., Phinn, S.,

Arias-Ortiz, A., Bai, L., Baldock, J., & Bedulli, C. (2019). Australian vegetated coastal ecosystems as global hotspots for climate change mitigation. *Nature communications*, *10(1)*, 1-10.

- Short, F. T., & Duarte, C. M. (2001). Methods for the measurement of seagrass growth and production. *Global seagrass research methods*, *2001*: 155-198.
- Sollins, P., Glassman, C., Paul, E. A., Swanston, C., Lajtha, K., Heil, J. W., & Elliott, E. T. (1999). Soil carbon and nitrogen: pools and fractions. *Standard soil methods for long-term ecological research*, *433*, 89-105.
- Spalding, M., & Leal, M. (2022). The State of the World's Mangroves 2022. Global Mangrove Alliance. Available online: https://www.mangrovealliance.org/wp-content/uploads/2022/09/The-State-of-the-Worlds-Mangroves-Report_2022.pdf.
- University of Southampton. (nd). Water Change Detection Algorithm. Google Earth Engine. https://ee-gustavoonagel.projects.earthengine.app/view/water-change-time-detection
- VERRA. (2023). VM0033 Methodology for Tidal Wetland and Seagrass Restoration, v2.1. https://verra.org/methodologies/vm0033-methodology-for-tidal-wetland-and-seagrass-restoration-v2-1/.
- Viana, I. G., Moreira-Saporiti, A., & Teichberg, M. (2020). Species-specific trait responses of three tropical seagrasses to multiple stressors: the case of increasing temperature and nutrient enrichment. *Frontiers in plant science, 11*, 571363.
- Yang, D., Meng, R., Morrison, B. D., McMahon, A., Hantson, W., Hayes, D. J., ... & Serbin, S. P. (2020). A multi-sensor unoccupied aerial system improves characterization of vegetation composition and canopy properties in the Arctic tundra. *Remote Sensing*, *12*(16), 2638.
- Yong, Z. J., Lin, W. J., Hsieh, S. C., & Lin, H. J. (2025). Comparison of carbon budgets and greenhouse gas fluxes in monoculture ponds with milkfish (*Chanos chanos*) and Taiwanese hard clams (*Meretrix taiwanica*). *Aquaculture Reports*, *43*, 102924.
- Zou, Y.F., Chen, K.Y., & Lin, H.J. (2021). Significance of belowground production to the long-term carbon sequestration of intertidal seagrass beds. *Science of the Total Environment*, *800*: 149579. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.149579.
- 中華民國野鳥學會，2025。2025 黑面琵鷺全球同步普查成果。
- 王筱雯、林幸助、林巧雯，2024。台江國家公園七股鹽田濕地生態系服務評析及應用研究計畫（成果報告）。內政部國家公園署台江國家公園管理處。
- 內政部，2016。七股鹽田重要濕地(國家級)保育利用計畫(草案)。
- 內政部，2016。曾文溪口濕地(國際級)-保育利用計畫(草案)。
- 內政部，2018。四草重要濕地(國際級)保育利用計畫書(核定本)。
- 內政部，2018。台江國家公園計畫(第 1 次通盤檢討)計畫書。
- 台灣地形研究室，2012。台江國家公園沙洲地景變遷及保育。*地景保育通訊*，*34*: 11-18。
- 蔡金助、斐家騏、張家欽、林宗儀，2003。黑面琵鷺生態保護區棲地經營管

理計畫－黑面琵鷺生態保護區及七股新生段東魚塭環境現況調查（一）。台灣黑面琵鷺保育學會。

- 方偉達、楊孟潭，2007。臺南地區海岸變遷與永續發展策略。土地研究學術研討會-城鄉治理與永續發展論文集。臺北大學不動產與城鄉環境學系編印。
- 林宗儀、羅毓芳、洪敬媛，2007。台灣西南部海岸沙洲島的地形變遷。第二十九屆海洋工程研討會論文集，433-438。
- 林幸助、陳琦玲、陳添水，2018。106-107 年度重要濕地碳匯調查計畫: 濕地碳匯功能調查標準作業程序。內政部營建署城鄉發展分署委託計畫成果報告書。
- 林幸助，2022。臺灣沿海重要碳匯生態系統調查與評估計畫。海洋委員會海洋保育署委託辦理計畫成果報告。
- 林毓琼，2002。七股黑面琵鷺保護區劃設過程的政治經濟學分析。碩士論文。國立臺灣大學。
- 洪敬媛、林宗儀，2008。台南網子寮沙洲近期地形變動：第三十屆海洋工程研討會論文集，505-510。
- 邱子潔，2025。臺灣欖李碳收支模式。國立中山大學海洋環境及工程學系研究所碩士論文。
- 邱郁文、黃大駿、孫建平，2020。台江國家公園曾文溪口濕地核心區棲地評估與保育研究計畫。台江國家公園管理處。
- 陳添水，2013。七股沿海地區地覆變遷分析。*台灣生物多樣性研究*，*15*(2): 99-111。
- 陳靜茹，2023。建立 UAV 無人機智慧化多源影像農地水域棲地辨識系統暨多光譜評估指標。農業部生物多樣性研究所委託計畫成果報告書。
- 陳貞如，2011。海岸濕地生態系統服務價值評估－以七股海岸濕地為例。博碩士論文。國立成功大學，海洋科技與事務研究所。
- 國立成功大學文創育成與研發中心，2016。「黑琵牌」友善養殖理念推廣暨社會企業形塑計畫。台江國家公園管理處。
- 黃振庭，2019。文蛤養殖成本分析。水產試驗所特刊，26:67-74。
- 劉正千，2015。應用福爾摩沙二號衛星與定翼無人飛行載具探討台江國家公園
- 劉正千，2022。110-111 年台江國家公園遙測影像蒐集及土地利用分析成果報告書。台江國家公園管理處。
- 錢玉蘭、林幸助、蕭代基、吳珮瑛，2016。103 至 104 年度國家重要濕地社會經濟價值評估計畫期末報告。內政部營建署城鄉發展分署，臺北。
- 環境部，2025。小規模減量方法－海草復育。「海草復育」溫室氣體減量方法草案第 3 次專案小組會議。
- 簡仲和、郭晉安、黃建維、蔡宗利、陳嘉君、廖彩文、葉美蘭、黃俊維、曾鈺蘋，2006。七股潟湖保護對策研究(2/2)。經濟部水利署第六河川局。

附錄一、評選意見回覆及辦理情形

時間：中華民國 113 年 12 月 20 日（星期五）

地點：台江國家公園管理處 2 樓第 1 會議室

項次	審查意見	辦理情形
委員 A		
1	計畫團隊在濕地生態系的碳匯探討著重於藍碳，惟研究區域尚包含部分農墾地與雜林，計畫團隊是否納入陸域綠碳等相關探討。	紅蔥田等農地碳及魚塭等碳匯不在本計畫執行工作範圍內，但可嘗試從地景土地利用分析調查其面積分布；主要調查碳匯係數的場域將再依現地狀況而定，原則優先以紅樹林、海草，及水域或灘地為調查類型。
2	曾文溪口濕地是臺灣冬候鳥的重要棲地，計畫團隊在評析相關功能時，是否納入冬候鳥的可能影響探討。	紅樹林與候鳥灘地之競合關係，考量保護區當時是因築堤而形成之潮間帶灘地，其演替可說是必然方向；惟在考慮到國家公園生態保護區、野生動物保護區等設立目標，實為保護黑面琵鷺度冬棲地，因此適當紅樹林植群管理有其必要性。
3	本案歷年航照與衛星圖資預定含括年代，是否規劃探討未來可能變化趨勢?	針對氣候變遷模擬，以本計畫來說，會同時以空間、時間尺度進行分析，藉由實地空拍方式所取得現況影像，和取得過往圖資，預期可呈現精細圖資及土地利用異質性分析，包含海草所在區域分析。可參考工作計畫書的圖資取得及空拍方法說明。
委員 B		
1	七股黑面琵鷺生態保護區紅樹林植物碳匯測定部分，其中欖李的碳匯量計算方式，是否可以採用今年台江地區的生長模式，或是 2 種計算方式的差異呈現。	本計畫將以台江地區今年的生長模式作為計算欖李碳匯量的主要方式，並今年量測結果校正異速生長方程式，成果將呈現兩者的差異處，以提供更精確的碳匯量評估。
2	水域中的貝克氏鹽草在本計畫中似乎未加以測量，是否有方法可以量測海草的範圍與面積。	藉由實地空拍方式所取得現況影像，可更呈現精細圖資及土地利用異質性分析，包含海草所在區域分析。

項次	審查意見	辦理情形
3	曾文溪口濕地3種不同生育地，彼此有頗大的不同，在碳匯方法上是否有不同?	由於濕地樣態多元，包括紅樹林地區、鹽沼地帶及沙灘或裸露泥灘等，這些生育地在植被類型、生物量累積速率、土壤性質及水文條件上存在顯著差異，影響其碳匯潛力和動態；本團隊從生態系統邊界的角度發展出應對多元地貌的監測技術，係針對地上及地下生物量，並測量土壤有機碳累積量以及地被溫室氣體排放量等，來進行統一且全面的量測。相關調查方法可參考工作計畫書第5章節。
委員C		
1	服務建議書研究方法提到將選擇3類型棲地，每棲地設置3處樣點，並執行4季調查，惟考量近年氣候狀況，如何因應第4季調查所可能壓縮報告繳交期程狀況。	本研究案預計於2、5、8及10月分別進行冬、春、夏及秋季調查，如採樣順利應能如期於6月及11月繳交期中、期末報告。
2	甘梯圖顯示紅樹林植群面積變化分析，惟若是採用空拍影像判釋方式，所規劃3月時間，尚需考量是否會干擾候鳥棲息。	度冬季期間之調查分析方式，針對前期紅樹林植被變化分析，將採用歷史航照或衛星影像，以相對大尺度呈現隨時間軸變化趨勢；現況照片則採用空拍影像拍攝方式，原則依規定申請空拍許可，預計5~6月後之非度冬季期執行，預計可取得相對精細分析。
3	甘梯圖顯示預計6月完成氣候變遷減緩能力估計，惟考量尚需其他項目完成4季調查後，方可估算其量值，此部分敘述再請確認。	關於6月完成氣候變遷減緩能力估計係為提前完成本案標規所交付之任務，下半年度相關項目完成後，將動態調整，將完整的氣候變遷減緩能力估計於期末報告中呈現。
委員D		
1	有關生態系服務評析內容，預計以專家學者問卷訪談方式，如收集到不同立場或截然相異之內容時，屆時如何整合，例如紅樹林的相關論述等，未來會如何執行，以及會如何提供給管理處經營管理建議。	針對不同立場或截然相異之內容，本團隊會秉持著客觀立場，將收集到的意見根據主題（如紅樹林生態功能、經濟價值、文化意涵等）進行分類和歸納。將相似觀點合併呈現，並清楚標註不同觀點的關鍵分歧點。對於有分歧的內容，將參考相關科學文獻與實證數據，尋找共識點，以科學證據支持的共識為基礎，向管理處提供具體且操作性的經營管理建議。
2	請補充說明度冬季期間，避免干擾候鳥棲息之因應方式。	冬季的現地調查方面，將儘量於保護區周緣適當位置設置樣區，應可避免於度冬季期間干擾鳥類棲息。

項次	審查意見	辦理情形
委員 E		
1	有關棲地類型分析將採用空拍影像圖資判釋，但目前規劃於第 1 季執行，請補充說明如何避免干擾候鳥棲息。	度冬季期間之調查分析方式，針對前期紅樹林植被變化分析，將採用歷史航照或衛星影像，以相對大尺度呈現隨時間軸變化趨勢；現況照片則採用空拍影像拍攝方式，原則依規定申請空拍許可，預計 5~6 月後之非度冬季期執行，應可避開度冬季減少以及對候鳥的干擾。
2	有關利害關係人問卷調查部分，針對利害關係人組成是否有初步構想。	可參考有關生態服務評析所採用專家問卷訪談方式，將仿照快速評估法，原則將以包含里長、遊憩人口、志工、鳥會、採捕人員等可能實際參與保護區相關行為人員，專家則將以執行此區域長期監測學者，儘可能涵蓋不同層級人員。

附錄二、期初審查意見回覆及辦理情形

時間：中華民國 114 年 2 月 8 日（星期六）

地點：台江國家公園管理處 2 樓第 1 會議室

項次	審查意見	辦理情形
王一匡 委員		
1	有關曾文溪口重要濕地是否有營養鹽等因子差異，導致可能會影響到碳匯或碳源的差異，因而影響到樣區劃分及樣站選擇。	有關碳匯係數部分，考量到自然碳匯實際上會因棲地功能性及地利上差別而會呈現測量上的差異，依歷年實地量測各地區數值表現，可能一區域碳匯數值高，另一區域碳匯數值低甚至為碳排，因此會需要實地量測台江國家公園各地區碳匯係數，所取得現地測量碳匯係數再搭配 GIS 圖資分析所取得各棲地面積比例，精準估算各區域實際碳匯量。
2	有關紅樹林碳收支，請問紅樹林本身是否會釋放溫室效應氣體? 本計畫是否能測量?	紅樹林自身溫室氣體排放，考量紅樹林因環境特性而會嚴格控制自身排放，形成樹體排放量稀少，而所在環境底泥排放量更高的情況，因此會著重於底泥排放量的測量。
3	有關碳收支測量，建議說明重複性及影響重複性的因子。	在碳收支測量中，重複性是一個關鍵指標，因為它關係到測量結果的可靠性與穩定性。重複性可達到下列效果(1)確保數據穩定性與可信度(2)提升可比較性、(3)減少不確定性：提高重複性可以減少數據中的隨機誤差，使碳收支估算更準確。 而影響重複性的主要因素有(1)儀器與技術，這部分本團隊已經具備，(2)環境、氣象條件、生物因素等，透過四季變化的量測，亦可以掌握此變因，(3) 取樣設計，透過不同地景(紅樹林、海草、沙洲)細分的量測，亦可以掌握此變因，因此透過這些因子的掌握，可以提高本計畫碳收支測量的重複性。
4	在計畫書中的生態系服務使用 RAWES 方法，建議說明使用本方法的原因及目的。	可參考 26 頁之說明。評估結果可幫助主管單位及居民對濕地生態有更多的瞭解；且評估快速，亦是 112 年及 113 年台江計畫皆有使用來作為生態系服務的評估方法。
5	有關使用 INVEST 方法部分，不在計畫書內，建議說明程序及轉換金錢價值的方法。	今年度計畫目標優先以生態系服務價值估算之前置作業，也就是先行評析計畫區域所具顯著生態系服務，後續方可據以估算其所具價值。

項次	審查意見	辦理情形
6	有關延續資料收集區域，建議說明調查棲地類型。	本計畫延續的 113 年調查共兩個區域，分別為七股鹽田濕地以及鹿耳門鷸鴴科生態保護區；主要目標為紅樹林海茄苳，詳細說明可參考 14 頁。
許富雄 委員		
1	研究區域中尚有面積廣闊的魚塭等人工濕地棲地類型，魚塭棲地類型對碳吸存或生態系服務的影響有多大，計畫團隊是否納入相關分析及探討。	魚塭碳排/碳匯計算，可考慮帶入文獻資訊搭配今年度圖資分析結果，估算其排放情形。
2	建議本計畫對各類碳匯測量的樣線或樣區數的調查努力量資訊能明確陳述，包含七股溪口與鹿耳門鷸鴴科保護區等延續調查部分。	謝謝委員的建議，已進行計畫補充，可參考 14-22 頁的說明。 其中海草棲地於 2025/1/8 與業務單位現勘後，考量可及性與採樣人員安全，劃設 2 處樣區，1 處為低潮位期間仍可能有水淹沒之區域，另 1 處則為低潮位期間無水淹沒或水位較低之區域。 調查執行之詳細資訊亦會於後續報告再進行補充說明。
3	濕地生態服務評析的專家問卷評估，不同類別關係人之意見評估是否有不同的權重或評分來綜合所得資訊?另建議可納入相關專家學者的訪談類別。	可參考 25 頁的說明。本計畫採用的 RAWES 為定性定量的評估方法，每一位訪談者都是等值的分數，並會使用李克特量表的 5 個等級分級來進行統計分析。訪談結果會於後續報告中，詳細列出各訪談者的名單，並根據團體類型做分類，便於未來。
謝宗欣 委員		
1	東魚塭濕地範圍似乎未加以評估，未來是否會列入評估。	原訂計畫範圍內沒有列入魚塭的部分，惟經本團隊討論，由於本計畫工作會以空拍的方式，繪製出土地利用類型，配合我們建立的碳匯係數，可以將本團隊過往監測魚塭的排放數據加入，可了解各地景的碳吸排情形。
2	五梨跤今年是否會進行異速生長方程式研究?	紅樹林異速生長方程式更新確實未列入工作計畫內，建議可搭配另項計畫執行。
3	台江國家公園全部範圍內有多種海草。例如貝克氏鹽草、卵頁鹽草、單脈二藥草、流蘇菜等，在不同位置、不同季節出現，今年度以貝克氏草為調查物種，建議如調查過程有發現其他物種也可一併記錄。	謝謝委員的指教，本團隊會於四季調查期間詳細記錄發現的海草物種及發現地點。

項次	審查意見	辦理情形
企劃經理科 蘇瑋佳 技士		
1	本科今年度預計執行遙測影像收集分析計畫，針對計畫區域無人機空拍項目，建議可再釐清空拍範圍、時間及多光譜等需求。	無人機空拍影像目的是用於繪製近期紅樹林分布面積，另外也期望是否拍攝到水面下海草的分布，考量海草植物體細小且也希望可取得零散紅樹林植株分布，因此將拍攝解析度 5 公分以下空拍影像。 拍攝範圍包含黑面琵鷺生態保護區、東魚塭及沙洲區域，保護區拍攝時間原則會在 5-6 月海草生長最旺盛期，可避開對度冬季候鳥干擾。另會與企劃科委託空拍項目密切訊息交流，作最佳之規劃拍攝配置，以取得更多方面資訊。
六孔管理站 陳少穎 主任		
1	有關生態服務評析眾所列權益關係人尚包含獨立賞鳥人，但考量已列入黑琵學會、台南鳥會等，建議可再思考 NGO 及獨立賞鳥人是否重疊性太高，另 NGO 組成建議也可納入荒野協會。	謝謝主任的意見，本團隊將盡可能減少重疊性，及調整增列不同單位及對象。詳細規劃可參考工作計畫書。
環境維護科 呂宗憲 科長		
1	評析生態服務眾權益關係人組成，獨立賞鳥人應仍有其代表性，例如王徵吉先生等並不屬任何組織；所列民宿業者，或可改為觀光遊憩業者；建議也可列入野生動物重要棲息環境管理單位，如林業分署等。	謝謝科長的意見，本團隊將再審視訪談名單，並調整增列不同單位及對象。調整後的詳細規劃可參考工作計畫書。
保育研究科 王建智 科長		
1	碳匯係數微棲地依頁 13 圖 3 所示，初步擇定為紅樹林、海草、及沙洲灘地等 3 類型，紅樹林所選擇物種再請於現勘後說明，各類棲地預計劃設 3 測站，測站經緯度、現地照片及環境特性，也請於後續報告呈現。	實地調查樣區的選擇、劃設及樣區資訊，所選樣區會優先避免人為干擾；將於期中報告再進行更新補充，而前期研究成果也會納入報告說明。
2	承上，海草樣區範圍位於今年度開放採捕範圍，建議可再依現場狀況調整或於調查過程標示採樣範圍，避免受干擾。	謝謝科長的指教，根據期初審查的會後場勘，本團隊選定了非開放採捕範圍做為採樣之區域，應可保持年間樣區的狀態。

項次	審查意見	辦理情形
3	有關計畫區域生態服務評析研究，利害關係人組成中之政府機關，簡報中也增列臺南市政府農業局(野保區)，另考量計畫區域可分為人為利用養殖魚塭及偏向自然沙洲與潮間帶灘地，建議可依位置特性，評估訪談人名單及預計訪談之議題，俾完善本計畫生態服務評析結果。	謝謝科長的意見，本團隊將增列臺南市政府農業局(野保區)，以及地方漁民或其他使用該區域資源的民眾，現階段之規劃可參考期初報告。
保育研究科 林哲宇 技士		
1	前人研究內容，建議可以增加本處 112、113 年度之濕地生態服務評析相關成果來說明台江地區濕地可能具有或受關注之生態服務項目。空拍影像判釋運用案例建議也可增列。	112、113 年度報告中所提及台江地區濕地可能具有或受關注之生態服務項目，已新增於期初報告。 另空拍影像判釋運用案例已增列於 3.4 章節無人機空拍運用。
2	棲地類型評析方式是採空拍影像判釋搭配必要之現地調查，後續再請補充說明各類型棲地判釋標準及定義。	棲地類型判釋標準及定義後續待空拍影像判釋後補充。
3	評析各項生態服務也請參考本處歷年辦理計畫成果，評析是否可驗證對應生態服務，不足處也請協助提出後續研究計畫建議。	謝謝林技士的指教，將比照辦理。
賴建良 副處長		
1	有關生態服務評析所規劃訪談及問卷數，建議可在計畫能量下，儘量增加訪談數，避免整體或是同單位內訪談人數過少，產生極端結果。	謝謝委員的意見，本團隊將盡再審視訪談名單，並儘可能增加訪談份數。詳細規劃可參考期初報告。
2	紅樹林異速生長方程式校正，再請釐清是否有列入工作規劃內。	紅樹林異速生長方程式更新確實未列入工作計畫內，建議可搭配另項計畫執行。
謝偉松 處長		
1	計畫範圍涵蓋有延續調查之鷸鴴科生態保護區及七股溪口等 2 處紅樹林植群碳匯係數調查，以及計畫主軸：曾文溪口濕地生態服務評析與 3 類型棲地碳匯係數調查，再請協助綜合整理歷年調查碳匯係數成果，供後續其他相同類型濕地可引用估算。	謝謝委員的指教，本團隊將於本年度調查結束後，彙整歷年相關之資料，並於期末報告呈現。

項次	審查意見	辦理情形
2	無人機拍攝及地景分析範圍，再請釐清工作範圍是曾文溪口濕地、野生動物重要棲息環境或是十份黑面琵鷺生態保護區，並補充說明。	無人機拍攝範圍除了十份黑面琵鷺生態保護區外，預定包含東魚塭與沙洲區域。
3	計畫工作項目以濕地生態服務評析為優先，未來是否可能產出濕地生態服務價值評估之數據量化貨幣結果。	今年度計畫目標優先以生態系服務價值估算之前置作業，也就是先行評析計畫區域所具顯著生態系服務，後續方可據以估算其所具價值。

附錄三、期中審查意見回覆及辦理情形

時間：中華民國 114 年 7 月 25 日（星期五）

地點：台江國家公園管理處 2 樓第 1 會議室

項次	審查意見	辦理情形
許富雄委員		
1	本案棲地類型評析對歷年地景變化探討標的為何？採用圖資、空拍資訊所得土地利用資訊，建議能做延伸的應用探討。	藉由歷年地景變遷可監測七股地區水體及陸域之變化，配合地表水變化地圖，更能直觀的看出因人類活動而使土地利用之變化下對於水體變動之影響、以及沙洲區之陸化及飄移趨勢。
2	由土地利用分析可發現研究區域魚塭所佔比例極高，期初所建議宜將此類棲地納入碳排/碳匯測量或資料收集，後續研究對此棲地資訊有何規劃。	有關魚塭排放係數，團隊成員曾執行過水試所針對文蛤及虱目魚養殖池排放係數調查計畫，已向其爭取數據的使用許可，並於 p.134 呈現魚塭範圍碳排/碳匯量估算。
3	建議碳匯相關圖表內容資訊呈現儘可能呈現以下幾項：a.區分延續或新增樣區，b.文獻(過去研究資料)及新增調查季節資訊，c.各圖季節標示順序宜一致，d.相關數據之統計檢測的呈現。	期末報告針對歷年調查內容已加強標示，以便區分延續或新增樣區，並且已統一季節的圖示順序。
4	期中報告頁 69，表 15 所得鹽草生物量明顯低於白水湖樣區的可能原因為何？	白水湖海草生物量較高，是因生長密度較高所致。
5	本案研究團隊陣容堅強，目前期中依規劃進度獲取初步資料，惟對所獲取資料之分析，以及其生態意義及經營管理策略期待於期末成果階段呈現。	感謝委員的建議，本團隊已於第八章、結論與建議針對經營管理進行說明。
謝宗欣委員		
1	期中報告頁 12 中，紅樹林碳匯估算，其中欖李在 2023 年為碳匯，2024 年為碳排，推測是 2024 年夏季高溫排放量導致，而這是否和水文狀況有關？	今年度僅新增海茄苳 2025 年冬季數據，而海茄冬亦有和欖李一樣的情況，固可類推欖李可能因夏季底土溫度較高，提高底土中微生物的異營呼吸作用及產甲烷作用，因而增加底土二氧化碳及甲烷的排放量。

項次	審查意見	辦理情形
2	承上同頁海茄冬此物種在鷸鴴科保護區 2024 年為碳排，但在七股溪口為碳匯，且有頗大差距，能否加以討論說明。	本團隊特於 2025 年夏季於鷸鴴科保護區進行海茄冬紅樹林底土溫室氣體通量測量，其數值皆低於 2024 年夏季；推測 2024 年夏季的溫室氣體通量偏高，可能與土壤環境（總體密度、有機質含量等）與生物（微生物群聚）因子有關。
3	期中報告頁 59，表 11 地上部生長量公式 C=(A+B/1000)*0.48%，其公式意義建議補充說明。	地上部淨初級生長量(C)為地上部生長量(A)及枯落物量(B)的碳含量總和，海茄冬植物碳含量的比例為 48%；計算公式為： C=(A+B/1000)*48%
王一匡委員		
1	計畫目的於研究區域碳排或碳匯功能探討，建議說明研究區在時間及空間上調查的設計，如何從調查資料推算整季及整年的數值及相關假設。	調查方法於第五章、研究方法做詳細說明，包含樣區設定、各類棲地的碳匯測量調查設計等內容。
2	本報告資料很多，建議說明每一種資料的重複數 N 值。	紅樹林及海草樣區皆有設定三個樣點，並進行三重複；灘地樣區因環境一致性高、環境數值差異不大，故僅一樣點且同樣做三重複。
3	有關空拍作業，建議說明空拍機及高度等這說明。	本次空拍作業規劃以 90 公尺飛行高度，其像素值可達 2 公分辨識度。
環境維護科呂宗憲科長		
1	有關期中報告頁 48 所提到零星生長水筆仔，可否說明其分布位置，是否為自然更新或人為栽植。	本團隊在沿岸沙洲東部發現零星水筆仔生長，推測應該是從鄰近區域母樹之胎生苗海漂更新所成。
2	頁 61 針對海茄冬樣區名稱建議一致，內文敘述時有海寮紅樹林，時以七股海茄冬，建議統一以本處通盤檢討區域名稱為主。	感謝科長的建議，已將海寮紅樹林統一更新為七股溪口紅樹林；並同時盤點檢討本報告書的區域名稱，和台江國家公園公告之內容一致。
3	本計畫報告內容有許多學術用語，如果可能以科普方式補充說明，增進可閱讀性。	感謝科長的建議，關於需要更多說明的內容，如：碳匯/碳排計算、棲地類型判釋等，會於第三章、前人研究和第五章、研究方法呈現。

項次	審查意見	辦理情形
保育研究科王建智科長		
1	有關空拍作業，針對 3 處空拍區域，建議可在內文補充說明如何判釋各類型微棲地，包含沙洲、潮間帶灘地、防風林、紅樹林、魚塭、水域等，並以表格整理各類型微棲地面積。	報告所引述的國土測繪中心資料，主要用於背景資料說明，且因國土測繪資料的空間尺度較大，也缺乏對濕地子類別判釋能力，因此在國土測繪資料並無法呈現較細緻判釋資料。 因此本團隊透過空拍影像判釋的棲地類型，包含：保護區紅樹林植群分布及各子類別分布。另外，也將所判釋區分的各子類別所占面積以表格呈現。
2	承上，保護區空拍作業業於 6 月 10 日協商六河分署協助操作短時間關閉水門，俾維持低潮位並取得較佳空拍影像，屆時請依會勘結論執行相關空拍作業。	本團隊成員已同會勘討論之內容，於七月底八月初完成黑面琵鷺生態保護區的空拍作業。 感謝台江國家公園管理處、六和分署等相關單位的協助。
3	針對鷸鴴科保護區海茄冬碳匯係數，冬季之生長量大增，請協助說明可能原因，另若比照鷸鴴科保護區、七股溪口及曾文溪口等 3 樣區，鷸鴴科保護區之樹密度顯著高於其他樣區，是否在經營管理方面，需要適當疏伐，來維持其生長量，或改善其碳排情況。	有關濕地碳排狀況，會與現況水體管理有關，特別是鷸鴴科保護區，如果能加強水體交換，減少積排水，保持底土通氣，就能減少厭氧情況，並降低底土溫室氣體排放。另外如果能透過疏伐方式，確實能維持紅樹林生長力，相關建議內容會於期末綜整為經營管理建議。
4	有關碳儲存量或碳匯係數，再請調整單位一致，例如頁 80 的海草床生物量碳儲存是以噸，但其他係數為公斤。	感謝科長建議，已將該重量單位進行調整。
5	有關期初會議所提，於期末綜整本處 112-114 年度現地調查各類型微棲地碳匯係數，並說明各微棲地所在環境狀況，俾供各單位運用。	本計畫連同去年度的延續樣區加上本年度的主要研究範圍共六個樣區。延續樣區有鹿耳門鷸鴴科生態保護區和七股溪口紅樹林生態保護區的海茄冬紅樹林，主要調查範圍則有四種棲地類型樣區，分別為：海茄冬、欖李、海草床以及灘地，而每個樣區的棲地環境可於第六章、現地調查與評估的 6.2 至 6.6 查看。
保育研究科林哲宇技士		
1	頁 37-38 之表六，建議附註說明表格資料引用來源。	感謝林技士的建議，已將引用來源補上。

項次	審查意見	辦理情形
2	頁 43、44 之表 7 表頭、圖 18 圖說，沙洲特別景觀區南段，應為北段，再請更新。	文字說明已調整。 另補充說明，期中報告的圖 17、圖 18 實為在七股沿岸沙洲空拍的其中一趟次，故僅呈現該趟次所拍攝的沙洲北邊範圍；表 7 則為拍攝本次計畫範圍內的空拍總計數據。
3	頁 49 圖 21，圖說所敘裸灘(MF)，其數據尚未於內文或圖表呈現；頁 50-54 圖 22-30，再請調整直方圖例或以彩色呈現，其中頁 50 內文排版及圖 23 圖說等此類情形，再請檢視修正。	後續於紅樹林樣區僅進行欖李和海茄冬的碳匯調查，裸攤並無進行採集。 相關圖表已調整圖例及排版。
4	針對本年度新增之曾文溪口濕地 3 類型微棲地碳匯係數，也請參照表 11 方式，於期末整理呈現。	感謝林技士意見，已於期末報告完成本計畫的碳匯能力表格，詳見頁 83、頁 108、頁 116。
5	針對七股溪口紅樹林，頁 61 圖 39 之圖例位置再請調整；另外 2025 冬季生物量看起來低於 2024 秋季，於頁 60 表 12 之胸高徑也是此情況，但生長量仍為正值，再請補充說明。	胸高徑的數值為誤植，已修改。
6	有關灘地底土碳匯係數調查，再請補充說明樣點數及重複數，另圖 64 之淨初級生產量是二氧化碳通量呈吸收或排放，建議可與甲烷及氧化亞氮一致呈現方式。	感謝林技士指教，已於期末報告進行調整。
7	頁 86 表 17，建議可增列整合所有利害關係人的評估結果，另也請於期末補充說明如何轉化為曾文溪口重要濕地經營管理目標，及研擬對應具體策略。	「統整各受訪者類別對於生態系服務項目的正面和負面意見」的表格，關於所有利害關係人都有的正面意見呈現於服務項目的欄位，以粗體表示。
洪政乾秘書		
1	有關報告內所使用樣區名稱，再請通盤檢視並修正為一致。	感謝秘書指教，已將樣區名稱做複盤並修正。
2	針對簡報所使用本處園區圖示，再請更新為通盤檢討版本。	感謝秘書指教，圖示已進行統一並更新。

附錄四、期末審查意見回覆及辦理情形

時間：中華民國 114 年 12 月 09 日（星期二）

地點：台江國家公園管理處 2 樓第 1 會議室

項次	審查意見	辦理情形
謝宗欣委員		
1	期末報告頁 89 圖 58，七股 A 區海草床植株密度最高，但夏季大量降低，根據此資料及頁 111 表 26，貝克氏鹽草的碳吸存率為各種類中最低，但此值是否為今年 7 月風災所致，能否加上標示說明。	海草植株密度及相關生物量、生產力、碳吸存率等數值夏季大幅下降，推測應為八月風災伴隨西南氣流所致，因夏季採樣在風災過一週後採樣，故分析出此結果（第六章、五、(二)海草生物量、生產力及覆蓋度）。海草床面積會隨季節變動，貝克氏鹽草又相對其他海草種類來得更小，故在植物體碳吸存率就較低。
2	期末報告頁 112 圖 85，沙洲潮間帶灘地春季的葉綠素濃度較其他組低約 1/2，可能原因為何?	有關灘地葉綠素 a 在春季較低但其吸收量卻較高情況，目前推測可能因為光合作用效率較高原因，此現象也與陸域森林生長情況類似，建議未來可再規畫重複調查，藉以來釐清實際狀況。
許富雄委員		
1	本計畫從規劃推展，獲取豐富碳匯相關資訊。建議在期末報告摘要(頁 II)及經營管理建議(頁 128-137)再彙整較為具體的經營應用面向。	謝謝委員的指教，已於成果報告中的摘要及經營管理建議等章節進行調整。
2	目前期末報告的樣區用詞一致性、圖標圖說內容，以及內文編排能再強化，以利相關內容閱讀。	謝謝委員的指教，已於成果報告中進行排版修改及內容強化。
3	有關期末報告頁 89 的海草床調查結果，2025 夏季生產力低，其調查時間是否在颱風干擾後，建議能有對應陳述。另一今年颱風侵擾西部情況較多，依本年狀況推估，是否合宜，再請進一步說明。	2025 年四個樣區的夏季調查皆於 7 月強颱之後的 8 月中進行，海草四季的調查日期詳列於 88 頁。 整體而言，海草床在經營環境良好情況下是良好碳匯場域，以計畫區域來說，雖然今年夏季受風災影響，但在族群穩定情況下，即使有物種間消長（例如也觀察到風災後有卵葉鹽草開始生長），整體海草床仍會有一定韌性恢復能力，因此提出維持棲地現況讓海草能穩定正向成長。

項次	審查意見	辦理情形
王一匡委員		
1	關於碳匯計算，有若干項目建議說明以利瞭解計算，以主棲地紅樹林為例，建議說明主棲地不同紅樹林區塊面積，以利瞭解整體碳匯估算。	關於紅樹林的碳匯計算，於第五章、研究方法的紅樹林棲地碳匯測量方法中，詳列計算公式。 主棲地的兩種主要紅樹林物種，其面積分別為海茄冬 17.75 公頃、欖李 0.53 公頃，詳細的碳匯量整理表可參考表 34。
2	表 14 為重要資料，建議說明取樣樣區測量多少棵樹以計算出表 14 的直徑與樹高，說明測量最小樹徑是多少。	謝謝委員的建議。表 15（原期末報告表 14）內資料為三個樣區的平均值，已在表格中加入樹徑與樹高的最小值與最大值。樣區內樹木數量因各樣區不同，則於該章節樣區設置的文字中補充說明。
3	地下部生物量測量困難，建議說明有關主棲地紅樹林地下部生物量是以實際挖出測量或是公式計算。	謝謝委員的建議。主棲地中欖李地下部生物量使用 113 年計畫以台江國家公園鷸鴴科生態保護區內的欖李植株建立的生長方程式。海茄冬地下部生物量因國內尚未有研究團隊建立本土樹種的生長方程式，因此本計畫引用國外相同物種的方程式計算地下部生物量。相關的公式於表 5 及表 6 呈現。
4	有關底土或是灘地溫室氣體通量測量，建議說明測量日期與天氣狀況，因為可能會影響微生物的代謝，說明是否能代表季節。建議說明測量時間與重複數，以利於後續測量數值努力量的參考。	灘地調查日期及採樣重複數已補充於第六章、六、(一)樣區設置及採樣日期，且調查團隊皆為天氣晴朗無雨且乾潮時進行採樣。
5	有關社會經濟價值評估，請問是否有評估景觀環境欣賞的價值？如何評估？	本計畫是於保護區及周圍區域的生態系服務功能訪談期間，額外和訪談者進行社會經濟價值的訪問；主要針對整體服務功能的綜合價值評估，而非逐項價值進行問卷。
環境維護科呂宗憲科長		
1	有關報告所提出各項經營管理策略，目前仍較狀態說明，建議可再提出明確化經營管理內容。	謝謝科長的建議，已於成果報告終將經營管理的建議內容進行修改。

項次	審查意見	辦理情形
保育研究科王建智科長		
1	期末報告頁 57-58 紅樹林植被面積變化，建議可比對 109、114 年紅樹林分布圖層說明紅樹林生長變化差異，也可顯示本處紅樹林植群管理成果。	已將主棲地 109、114 年紅樹林分布進行套疊，呈現於圖 40 可見主棲地的右上方處原 2020 年有紅樹林分布，而 2025 年並沒有分布。
2	鷸鴴科保護區碳匯係數調查資料顯示，114 年夏季二氧化碳、甲烷及氧化亞氮均顯著低於 113 年夏季排放，其可能原因為何?	比較現地調查日前一週的氣象資料，2024 年與 2025 年的日均溫相近（29.77 ± 0.44，28.80 ± 0.48˚C），降雨情況也相似（2.5，0mm），顯示調查前保護區海茄冬紅樹林皆經歷相似的高溫乾燥的氣候狀態。然而，2024 年與 2025 年夏季溫室氣體通量有如此的差異，推測可能與土壤環境（總體密度、有機質含量等）與生物（微生物群聚）因子有關。另一個原因係 2025 年夏季颱風所產生的動態影響，由於鷸鴴科保護區為高度管理的環境區域，土壤質地不易受到高強度的擾動影響，建議未來可針對土壤微生物群聚組成進行研究分析。
3	沙洲潮間帶灘地，再請釐清 19.4 噸為單位面積之係數或是已整合面積之年度碳排估算，也請參考其他棲地表格整理方式呈現灘地碳匯係數。	感謝科長建議，已將該單位進行確認，並於成果報告中補上灘地的碳匯係數整理表（表 27）。
4	承上，各類型棲地碳匯係數表格中碳匯、碳排之正負值呈現方式應維持一致，並於各表下備註說明，同樣溫室氣體暖化潛勢應引用同一標準。	謝謝科長的意見，已更新相關之表格內容和說明。
5	針對海草床經營管理，也再請提供生長環境需求條件等說明。	本島（西部濕地）重點在於污染控制與瀕危物種（即本計畫之貝克氏鹽草）棲地保留，盡可能避免人為干擾。 海草對於理想的生長環境需要清澈的水體如：低濁度、低營養鹽，營養鹽過高，會導致藻類增生增加濁度並降低光照程度；此外，任何管理計畫都應優先考慮減少 陸源污染。

項次	審查意見	辦理情形
保育研究科林哲宇技士		
1	期末報告頁 54-56 的棲地類型範圍判釋結果具相當運用性，數項疑問再請協助釐清：(1)以碳匯係數同質性而言，沙洲區的海面是否要區分沙洲內水域，及沙洲外的近海區域，而保護區的海面會近似沙洲內水域或是沙洲外近海；(2)海草床面積是以人工調查或影像判釋；(3)沙洲區之草生地是否可視為鹽沼，或是海岸沙地植被。	(1)已將位於沙洲外的近海區域分類為海面，而沙洲內的水域及保護區內的水域皆分類為水體，修正於圖 39。 (2)經降低水位後空拍影像仍無法拍攝出可供辨識的海草床，故本計畫的海草分布範圍是由調查團隊人工調查紀錄而成。 (3)鹽沼為受潮汐影響且有積水的水域環境，沙洲區之草生地除了鹽生植物外，亦有其他草生植被分布，並非全部草生地皆為鹽沼地棲地環境。
2	期末報告於鷸鴴科保護區、七股溪口紅樹林等區域提出經營管理建議，其中所提出評估疏伐建議，應以維持多少密度，及以多大植株為疏伐標的等。	回應到濕地經營管理內容，以本計畫產出結果顯示濕地紅樹林在不同環境樣態及植群狀況，可能形成不同自然碳匯能力，如此可視為證據或指標，當紅樹林自然碳匯呈現碳排狀況時，例如鷸鴴科保護區，應入場執行疏伐降低植群密度或是改善水體通水條件等；曾文溪口濕地則仍處理擴植期，而當未來定期監測發現紅樹林植群可能因水體流動受阻而有轉為碳排狀況，則應介入執行相關棲地經營管理策略，未來應思考如何採用水體流動方式，限制紅樹林植群持續擴張，並維持海草床健全，也藉此維持濕地生態系健全。
3	期末報告內尚有排版與標題分節等狀況，例如頁 38 之 5.3 沉積物分析應是海草碳匯量測之一部分，頁 75、107 內文文字排版異常，頁 84 表 16 海寮樣區改為七股溪口，調查年份應是 2024-2025，再請調整。	謝謝林技士的意見，已將內文進行調整。
4	海草碳匯係數調查，期末報告頁 110 表 25 整理表，溫室氣體排放率尚缺二氧化碳數據，再請釐清或於表下附註說明。	海草的二氧化碳氣體排放率實紀錄於碳吸存率該欄中，為避免重複計算，故並未於溫室氣體排放率中額外列出；本團隊已於該表的備註說明。
5	為估算計畫區域氣候變遷減緩能力，再請整合棲地面積與今年度之紅樹林、海草、灘地等係數估算各棲地年度碳匯量。	感謝林技士的建議，已於成果報告中補上合計面積的各棲地年度碳匯量（表 34）。

項次	審查意見	辦理情形
6	未來經營管理策略再請協助整合生態服務評析結果，目前更偏重於氣候變遷減緩，後續再討論相關具可行性內容建議。	感謝林技士的建議，已補充於成果報告第八章、二、建議的章節中。
張順發處長		
1	有關本計畫是以 4 處重要濕地為架構之系列研究計畫，目前報告內容地景判釋有採用國土利用調查分類類別，而其中部分類別有其專屬主管機關，例如魚塭可能屬於農業單位，而海域屬於海保署，本處則著重於重要濕地範圍自然碳匯調查，在此架構下逐步完善本處園區自然碳匯資料建立。	感謝處長的意見，本團隊以貴處所管轄之保護區為本計畫棲地類型的挑選之參考，未來也將在此架構持續完善自然碳匯資料庫。
2	今年度調查以 3 類型棲地實地調查各自碳匯係數，包含有紅樹林(欖李、海茄冬)、海草床(貝克氏鹽草)、沙洲潮間帶灘地等，但尚缺濕地水域碳匯係數，再請補充說明選擇調查棲地類型之考量，或是提供未來應持續調查碳匯係數之棲地類型建議內容。另外水域的判釋類型為海面，建議可採用與國土利用調查一致之類型，未來應可以套用逐年國土利用調查數據做為活動數據更新依據，並套用所調查得濕地水域碳匯係數，來定期更新園區自然碳匯數據。	棲地判釋類別為以國土利用調查為基礎下，進一步利用空拍影像於更精細尺度中進行圖層判釋的結果；相關之對照表可參考表 4。
3	有關濕地生態系服務評析，其主要目的是如何維持健全濕地生態系。其中以紅樹林變遷項目，是否可能推估紅樹林自然擴展變遷趨勢，以 109 年及今年度分布數據顯示，紅樹林擴展速度相當高，因此確實有需要人為經營管理行為介入，包含紅樹林植群管理、棲地調整試驗等來增加保護區濕地水體流動，目的是維持曾文溪口陸海濕地交界之動態多元棲地，並達成維持自然碳匯、凝聚地方保育共識，及改善灘地底質狀況來維持底棲生物多樣性，並串聯至周邊魚塭友善棲地營造等。	感謝張處長的悉心指導，於報告中（請參閱圖 40）比對 109 年與本年度（114 年）之紅樹林分佈數據，分析結果確實顯示該區紅樹林擴展速度顯著，若無適度經營管理，將可能導致棲地單一化及陸化問題。因此，針對此擴展趨勢，本報告已於「經營管理建議」章節中，具體研擬「紅樹林植群管理」與「棲地調整試驗」等主動式介入策略。 另為達成多元效益，後續將建議透過改善濕地水體流動與適度疏伐，目標在於維持多元棲地，及改善避免底土厭氧環境惡化導致甲烷排放增加，維持健康的自然碳匯能力。

項次	審查意見	辦理情形
4	結論與建議事項，再請與承辦單位討論，依短中長程項目提供具體可行策略內容。	感謝張處長的建議，已補充於成果報告第八章、二、建議的章節中。
5	有關紅樹林細部人為管理，目前仍屬概念性描述，後續可再持續探討如何維繫紅樹林植群健全，包含植株密度、通水條件等環境研究論述，供為未來長期執行依據。	感謝處長指導。已將具體執行策略補充於報告第六章經營管理建議中，1.植株密度與疏伐依據：本計畫調查顯示，鷸鴴科保護區（A1區）海茄苳植群因植株密度過高（老齡植株多）且水體交換不佳，導致底土長期處於厭氧狀態，造成甲烷排放量大增，轉為「碳排」系統（年碳匯量 -4.65 Kg CO2e m-2 yr-1）。反觀曾文溪口新拓植區因密度適中、通水良好而呈現「碳吸存」。2.具體管理建議：未來應以「降低植株密度」為手段，透過人工疏伐老化或過密植株，改善底質通氣性，以扭轉碳排劣勢。2.水體條件改善： 研究數據證實，水體流動受阻是導致紅樹林底土溫室氣體排放的主因。具體管理建議：建議優先改善 A1 保護區及各排水路之通水條件（如疏通潮溝），利用潮汐交換帶入氧氣，抑制甲烷菌活性，同時利用水流物理力量限制紅樹林擴張，維持棲地多樣性。 上述關於「密度調控」與「水文改善」之環境研究論述，整合為中長期經營管理之具體指標，提供貴處作為未來擬定保育計畫之科學依據。

附錄五、台江國家公園曾文溪口溼地生態系服務之意見問卷

台江國家公園曾文溪口溼地
生態系服務之意見問卷

計畫名稱：台江國家公園曾文溪口濕地生態系服務評析及應用研究計畫
委託單位：內政部國家公園署台江國家公園管理處
執行單位：農業部生物多樣性研究所
訪談日期：
受訪者：

您好，這份研究希望可以透過問卷來獲知，業務單位人員以及居民對於曾文溪口溼地（台江國家公園的十份黑面琵鷺保護區及周圍區域）的想法，以及「認為人類可以從這片溼地生態系中獲得什麼利益」。
問卷中所有回答內容僅作為學術研究之用，絕不公開個人資料，請安心填寫。由衷感謝您的鼎力協助！

農業部生物多樣性研究所
副研究員：王經文 電話：(049)2761331#226
計畫助理：陳佳微 電話：(049)2761331#227

◆ 評估區域：

以十份黑面琵鷺生態保護區為主，以及周圍的七股海岸沙洲與東魚塭



◆ 基本資料

Q1. 請問您現在居住的城市？

□台南市　　□其他 _____

Q2. 您於曾文溪口溼地的身分為？

□管理單位　□研究單位　□在地居民　□遊客　□賞鳥人

□志工、保護團體　　□其他 _____

Q3. 性別：□男　□女　□其他

Q4. 請問您的年齡？

□19 歲以下　□20-39 歲　□40-59 歲　□60 歲以上

Q5. [可複選]您認為曾文溪口溼地為您提供了哪些價值或服務功能？

□研究價值　□遊憩價值　□商業價值　□供給服務（食物、供水、薪炭等）

◆ 溼地生態系服務功能調查表

供給服務	非常認同				非常不認同
提供**淡水的供給服務**，如：飲用水資源、灌溉用水資源、淡水養殖資源等	□	□	□	□	□
提供**食物的供給服務**，如：魚類、蝦貝類、藻類等資源	□	□	□	□	□
提供**天然材料的供給服務**，如：木材、纖維、貝殼等資源	□	□	□	□	□
提供**天然藥物或製藥所需之材料的供給服務**	□	□	□	□	□
供應可做為燃料使用之資源，提供薪炭林火等	□	□	□	□	□
提供遺傳資源，野生生物繁殖之場所的功能	□	□	□	□	□
提供景觀觀賞的功能	□	□	□	□	□
提供黏土礦物資源，如可供經濟使用之黏土，土壤資源，礦物資源等	□	□	□	□	□
提供廢物處理的功能，如可處理周邊環境廢棄物、生活廢污水、養殖廢水之場域	□	□	□	□	□
從自然空氣或水流中獲取能量，進而轉換成人類可使用之能源，如風力發電，水力發電，太陽能發電等	□	□	□	□	□

調節服務	非常認同				非常不認同
具有**調節空氣品質**的功能，如可清除空氣污染物質	☐	☐	☐	☐	☐
具有**調節當地氣候**的功能，如利用紅樹林蔭降溫，可調節當地微氣候	☐	☐	☐	☐	☐
具有**調節全球氣候**的功能，如具有固碳效益、減緩全球暖化之功能等	☐	☐	☐	☐	☐
具有**水調節**功能，如區域水體可於乾季時保存水源供利用，並具有調節功能	☐	☐	☐	☐	☐
具有**洪水災害調節**的功能，可提供抵禦洪水之災害之防災調節能力	☐	☐	☐	☐	☐
具有**暴風災害調節**的功能，可提供抵禦颱風或海浪侵蝕之災害調節能力	☐	☐	☐	☐	☐
具有**害蟲管理**的功能，可提供病蟲害抵禦、害蟲制衡等調節功能	☐	☐	☐	☐	☐
具有**人類疾病調節**的功能，可控制導致人類疾病的物種/媒介傳播（如：病媒蚊、致病微生物）	☐	☐	☐	☐	☐
具有**動物疾病調節**的功能，可控制導致牲畜等動物疾病的物種/媒介傳播（如：禽流感、血吸蟲等）	☐	☐	☐	☐	☐
具有**土壤侵蝕調節**的功能，如減緩或防止土壤因風化、水流或其他原因侵蝕	☐	☐	☐	☐	☐
具有**淨化水質**的功能	☐	☐	☐	☐	☐
具有**授粉**的功能，如提供蜜蜂、蝴蝶等動物為植物傳授花粉	☐	☐	☐	☐	☐
具有**鹽度調節**的功能，濕地中的淡水可提供阻截鹽水的天然屏障，如防止鹽化	☐	☐	☐	☐	☐
具有**火勢調節**的功能，可提供天然障礙或維持區域濕潤環境以攔截火勢蔓延等	☐	☐	☐	☐	☐
具有**噪音與視覺緩衝**的功能，濕地的樹木或高蘆葦可以吸收及緩衝噪音的影響	☐	☐	☐	☐	☐

支持服務	非常認同				非常不認同
支持**土壤形成**，形成的方式有：沉積物沉積與有機質累積等	□	□	□	□	□
具有**初級生產力**，可將無機物合成為有機物，並促使植物生長進而產生食物、飼料或花卉等資源	□	□	□	□	□
支持**養分循環**，可產生營養物質亦可將養分分解回歸土地，達到養分的循環再利用	□	□	□	□	□
支持**水循環**，包含水分於濕地植被、地表水與地下水之間的交換，具自身的水循環功能	□	□	□	□	□
具有**棲息地提供**的功能，提供物種重要的棲息環境，並且是受保育關注之地區	□	□	□	□	□
文化服務	非常認同				非常不認同
具有**文化遺產的價值**，如具備歷史或考古價值，可作為現代管理利用，或是位於國家文化景觀中	□	□	□	□	□
具有**休閒娛樂與旅遊的價值**，可提供休閒娛樂場所，進行如運動、觀光等活動，或本身是旅遊景點	□	□	□	□	□
具有**美學價值**，可提供周圍建築或居住環境美感效益的加成，或提升鄰近地價或房價	□	□	□	□	□
具有**精神與宗教價值**，可獲得精神或宗教的收穫，或在宗教或傳統活動上扮演特定角色，像是聖地、儀式舉辦地等	□	□	□	□	□
具有**靈感價值**，可提供不同藝術形式的創作，如音樂、文學等藝術創作	□	□	□	□	□
具有**社會關係的價值**，有助於社區或地方的連結及發展，提供良好的社會互動關係	□	□	□	□	□
具有**教育和研究的價值**，可做為地方教育之教材和長期研究、監控的據點	□	□	□	□	□

◆ 生態系服務價值調查

Q. 針對曾文溪口濕地所提供的生態系服務功能，若曾文溪口濕地收取門票或接受年度捐款的話，您願意支付的最大金額（願付價值，willingness to pay，WTP）？

□無意願　□1-99 元　□100-199 元　□200-299 元　□300 元以上

◆ 補充問題

Q1.您希望曾文溪口溼地能提供哪些服務功能？請簡單敘述原因

Q2. 對於保護區未來的發展，您的期待是什麼？

Q3. （管理方）對於此次研究範圍的短中長期規劃？

Q4. （遊客、居民）希望管理方針對這個區域有怎樣的作為或規劃？期待能與這個研究範圍有怎樣的互動或連結？