



公開
 密件、不公開

執行機關(計畫)識別碼：180402e102

農業部林業及自然保育署112年度科技計畫研究報告

計畫名稱：**臺灣欖李紅樹林碳匯計量方法學建立與實測 (第1年/全程1年)**
(英文名稱) **Methodology development and in situ measurement of the carbon sink of *Lumnitzera racemosa* mangroves in Taiwan**

計畫編號：**112前瞻-18.4.2-務-e1(2)**

全程計畫期間：自 112年1月1日 至 112年12月31日
本年計畫期間：自 112年1月1日 至 112年12月31日

計畫主持人：**林巧雯**
研究人員：**邱子潔**
執行機關：**國立中山大學**



1121128



行政院農業部林業及自然保育署主管前瞻基礎建設

112 年度細部計畫期末研究報告

計畫名稱：臺灣欖李紅樹林碳匯計量方法學建立與實測

(第 1 年/全程 1 年)

Methodology development and *in situ* measurement of the carbon sink of *Lumnitzera racemosa* mangroves in Taiwan

計畫編號：112 前瞻-18.4.2-務-e1

本年計畫期間：112 年 1 月 1 日至 112 年 12 月 31 日

計畫主持人：林巧雯

研究人員：吳欣恂、邱子潔（依筆劃排序）

執行機關：國立中山大學

合作機關：無





成果摘要

因應臺灣「2050 淨零碳排」之政策及健全臺灣紅樹林碳匯能力之基礎數據完整性，本研究於 2023 年建立欖李紅樹林(*Lumnitzera racemosa*)生態系碳匯與碳收支模式，包含：紅樹林之淨初級生產量、紅樹林枯落物分解量、底土溫室氣體排放，並量化紅樹林與底土之碳吸存量，以建立欖李紅樹林的碳匯基線資料、碳收支模式，評估碳匯能力以及復育該棲地之可行性，提升藍碳碳匯之生態服務功能。結果顯示，嘉義鰲鼓欖李紅樹林土壤四個季節的溫室氣體排放： CO_2 : 9 ~ 45 $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, CH_4 : 3 ~ 44 $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, N_2O : -0.1 ~ 4 $\text{mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ， CO_2 冬季最高、夏季次之、春季最低， CH_4 排放量與氣溫呈正相關， N_2O 四季排放量皆低，在秋季呈現略微吸收的狀態。碳吸存率在季節上有很大的差異，由冬季至春季為 -203.40 $\text{ton C ha}^{-1} \text{ season}^{-1}$ 、春季至夏季為 390.58 $\text{ton C ha}^{-1} \text{ season}^{-1}$ 、夏季至秋季為 514.17 $\text{ton C ha}^{-1} \text{ season}^{-1}$ ，顯示為碳匯系統，主要的碳匯量來源為底土碳儲存變化量。目前已完成欖李四季的採樣，估算碳吸存能力，未來會完成第五季冬季的採樣以評估整年度之碳吸存能力，期望成為未來以自然為本(NbS)調適氣候變遷之可能性，並成為後續海岸藍碳政策與制度建立的參考。





Abstract

To reach the goal of "Net Zero Carbon Emissions by 2050" and improve the integrity of the basic data of carbon sink capacity in mangrove ecosystems, this study established carbon sink baseline and carbon budget in *Lumnitzera racemosa* mangroves in Taiwan in 2023. The carbon budget, including net primary production, litter decomposition, greenhouse gas emissions, and soil carbon storage, was quantified in *Lumnitzera racemosa* mangroves. The results indicate that greenhouse gas emissions from the soil of *Lumnitzera racemosa* mangroves in Aogu, Chiayi, across four seasons were as follows: CO₂: 9–45 g CO₂ m⁻² d⁻¹, CH₄: 3–44 mg CH₄ m⁻² d⁻¹, N₂O: -0.1–4 mg N₂O m⁻² d⁻¹. CO₂ emissions were highest in winter, followed by summer, with the lowest levels in spring. CH₄ emissions showed a positive correlation with temperature, with the highest levels observed in summer. N₂O emissions remained consistently low throughout the four seasons, with a slight N₂O sink in the fall. The carbon sequestration varies greatly across seasons. From winter to spring, it is -203.40 ton C ha⁻¹ season⁻¹; from spring to summer, it is 390.58 ton C ha⁻¹ season⁻¹; and from summer to fall, it is 514.17 ton C ha⁻¹ season⁻¹. This indicated that the mangrove is a carbon sink system, where the primary source of carbon sequestration attributed to changes in soil carbon storage. Field sampling for the mangroves has been completed over four seasons, and carbon sequestration estimates have been calculated. Sampling for the fifth season, winter, will be conducted in the future to assess the overall annual carbon sequestration capacity. The research results are expected to be the database for establishing policies for blue carbon ecosystems, which are the potential areas for nature-based (NbS) solutions to adapt to climate change.





目錄

成果摘要.....	I
Abstract.....	II
第一章.....	1
1.1 計畫背景及目標.....	1
1.2 全程目標.....	4
1.3 本年度目標.....	4
第二章 重要工作項目及實施方法.....	5
2.1 盤點欖李紅樹林之碳匯能力資訊.....	5
2.2 建立實測欖李紅樹林溫室氣體(CO_2 、 CH_4 、 N_2O)資料.....	6
2.3 以實測為基礎建立欖李紅樹林的碳匯計量模式與碳匯基線.....	6
2.3.1 紅樹林生物量.....	7
2.3.2 枯落物量.....	7
2.3.3 碎屑量.....	8
2.3.4 分解量.....	8
2.3.5 水體碳傳輸採樣分析.....	8
2.3.6 土壤碳埋藏量.....	9
2.5 建立欖李紅樹林的碳匯基線資料、碳收支模式，評估碳匯能力.....	9
第三章 結果與討論.....	10
3.1 盤點欖李紅樹林之碳匯能力資訊.....	10
3.2 欖李溫室氣體排放結果.....	15
3.2.1 二氧化碳通量結果.....	15
3.2.2 甲烷通量結果.....	16
3.2.3 氧化亞氮通量結果.....	17
3.3 基礎欖李碳匯計量模式.....	18
3.3.1 欖李植物體碳吸存能力.....	18
3.3.2 枯落物量.....	19
3.3.3 枯落物分解速率.....	19





3.3.4 底土沈積物碳含量及環境因子結果.....	20
3.3.5 碎屑量及水體碳傳輸.....	24
3.4 建立欖李評估碳匯能力.....	25
第四章 結論與建議.....	27
第五章 成果效益說明及重大突破(outcome)	28
第六章 參考文獻.....	29
6.1 碩博士學位論文.....	29
6.2 政府機關研究報告.....	29
6.3 英文文獻.....	30
附錄一	34
附錄二	38





圖 目 錄

圖 1、鰲鼓濕地欖李(AG)樣點位置	5
圖 2、紅樹林碳收支圖(修改自 Lin et al., 2023).....	7
圖 3、欖李(AG)樣點二氧化碳通量結果	15
圖 4、欖李(AG)樣點甲烷通量結果	16
圖 5、欖李(AG)樣點氧化亞氮通量結果	17
圖 6、欖李(a)生物量及(b)碳吸存量結果	18
圖 7、枯落物分解趨勢圖.....	20
圖 8、底土環境因子深度分布圖.....	23





表目錄

表 1、臺灣欖李紅樹林碳匯整理表.....	11
表 2、國外欖李紅樹林碳匯整理表.....	12
表 3、欖李四季枯落物量.....	19
表 4、欖李土壤粒徑及粉泥黏土含量.....	20
表 5、欖李現地量測底土參數.....	21
表 6、底土環境因子.....	22
表 7、欖李秋季碎屑傳輸量.....	24
表 8、欖李秋季水體碳傳輸結果.....	24
表 9、欖李紅樹林碳匯.....	26





第一章

1.1 計畫背景及目標

因大氣中溫室氣體濃度不斷增加，全球暖化更趨嚴重並面臨氣候變遷的威脅。Friedlingstein et al.(2022)研究結果顯示，2021 年全球大氣二氧化碳(CO₂)平均濃度已達到 414.71 ± 0.1 ppm。根據 IPCC AR6 (2022)指出，仍有可能在 21 世紀末將升溫範圍限制在 1.5°C 以內，前提是能源使用與經濟發展必須轉型。目前唯一可行的方案是「2050 淨零碳排」，各國陸續提出與此方案相關的宣示與行動，除了需加速減少二氧化碳(CO₂)的排放，更需增加碳吸存(carbon sequestration)能力，例如：復林、植林、改良土壤使其增加吸碳量、將大氣中的碳封存在自然系統內。臺灣亦將「2050 淨零碳排」之政策入法，規劃未來中長期因應衝擊之氣候行動。

根據世界自然基金會(World Wild Fund, WWF)的報告中，指出高達 92% 國家都納入了以自然為基礎的解決方案(nature-based solutions, NbS)。依據國際自然保育聯盟(International Union For Conservation of Nature, IUCN)對 NbS 的定義為：「可有效、能調適的應對社會挑戰，同時提供人類福祉和生物多樣性效益，為永續管理和恢復自然或改造的生態系統的保護行動」。因此，運用自然生態系統(例如：藍碳生態系統)之碳匯(carbon sink)，來減排並調適氣候變遷，即是一個以自然為本的解決例子(Duarte de Paula and Macreadie, 2022)。海岸藍碳生態系之碳匯功能效益成本最高，藍碳生態系統包含：紅樹林(mangroves)、鹽沼(salt marshes)、海草床(seagrass beds)為連接陸地、海洋甚至淡水間的重要海岸濕地，提供與支持許多重要的生態系服務，例如：海岸線保護、水質改善、漁業資源，且為野生動物、魚類和無脊椎生物提供棲地和食物(Brix 1997；Mumby et al. 2004)。藍碳之植被擁有高生產力，大量的枯枝落葉及根系會累積埋藏於土壤(Mcleod et al. 2011)，因長期厭氧，微生物分解速率緩慢，因此形成龐大的碳存量(carbon stock)。與綠碳生態系(如：熱帶雨林、寒帶針葉林與溫帶森林)相比，藍碳生態系之碳埋藏率(carbon burial rate)約為綠碳的 2~6 倍。全球紅樹林的碳埋藏量約為 226 ± 39 g C m⁻² yr⁻¹ (Mcleod et al., 2011)，紅樹林碳埋藏率為海草床與鹽沼之 2~3 倍(Serrano





et al., 2019)。紅樹林主要分布在熱帶與亞熱帶，臺灣目前僅存的紅樹林共有四種，分布於臺灣西海岸分別為紅樹科的水筆仔(*Kandelia obovata*)、五梨跤(*Rhizophora stylosa*)；馬鞭草科的海茄苳(*Avicennia marina*)；使君子科的欖李(*Lumnitzera racemosa*)。根據 Li et al.(2018)的碳收支結果顯示，臺灣的水筆仔與海茄苳紅樹林碳吸存量分別約為 $10.86 \sim 27.64 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 及 $12.64 \sim 15.37 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 。然而主要分布於臺灣南部的欖李及五梨跤紅樹林，卻鮮少有碳匯之資料，為了健全臺灣紅樹林碳匯能力之基礎數據完整性，加速臺灣達成「2050 淨零碳排」之目標，有必要調查此兩種紅樹林(欖李與五梨跤)之碳吸存以及建立碳收支模式，以期成為未來以自然為本(NbS)調適氣候變遷之可能性，並成為後續海岸藍碳政策與制度建立的參考。

因應臺灣「2050 淨零碳排」之政策以及溫室氣體排放清冊數據的建立，本研究擬建立欖李紅樹林生態系碳匯與碳收支模式，包含：紅樹林之淨初級生產量、紅樹林枯落物分解量、底土溫室氣體排放，並量化紅樹林與底土之碳儲存量，以建立欖李紅樹林的碳匯基線資料、碳收支模式，評估碳匯能力以及復育該棲地之可行性，藉以提升藍碳碳匯之生態服務功能。

前人研究指出紅樹林碳收支研究需包含紅樹林的淨初級生產量(net production, NP)、草食作用量(herbivory)、土壤呼吸量(soil respiration)、水體有機碳及無機碳的交換量及土壤碳埋藏量(soil carbon burial) (Bouillon et al. 2008)。紅樹林行光合作用會將大氣中的二氧化碳固定於植物體內，植物生長除了地上部及地下部生物量增加外，也會隨著時間死亡(如枯落物 litterfall)，而地下部枯落物通常難以估計，當作直接儲存於土壤中。枯落物掉落後會經分解作用，形成顆粒性有機碳(particulate organic carbon, POC)、溶解性有機碳(dissolved organic carbon, DOC)、溶解性無機碳(dissolved inorganic carbon, DIC)的型式，並可能輸出紅樹林，而未輸出的碳則被紅樹林埋藏於底土中，而於底土中的異營性生物行呼吸作用後，將二氣化碳釋放回空氣中。

Li et al.(2018)於臺灣淡水水筆仔、芳苑水筆仔與海茄苳、七股海茄苳紅樹林，建構了兩種紅樹林之碳收支，發現兩者的淨初級生產量範圍約為 $10.86 \text{ to } 27.64 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ，此數值比全球的紅樹林平均值更高。此外，根據吳欣恂(2021)於臺





灣新竹新豐、苗栗竹南水筆仔紅樹林，以及嘉義布袋、台南北門海茄苳紅樹林建立之碳收支結果顯示，新豐、竹南、布袋、北門的植物體碳吸存量分別為 28.05、20.65、9.81、7.35 ton C ha⁻¹ yr⁻¹，換算成當地紅樹林面積，碳儲存量分別為 231.45、299.38、191.21、139.09 ton C，因此臺灣紅樹林之碳匯功能不容忽視。

建立碳收支模式可瞭解紅樹林生產的有機碳在該生態系中的命運與機制，進而探討紅樹林在全球與區域碳循環扮演的角色，然而溫室氣體排放量卻常被忽略(Cameron et al., 2019；Sasmito et al., 2019)。紅樹林底土長期處於厭氧環境下，土壤微生物進行厭氧呼吸作用時，會產生溫室氣體，包含二氧化碳、甲烷、氧化二氮(Li et al., 2004；Nóbrega et al., 2016)。IPCC(2013)指出，甲烷與氧化亞氮之暖化潛勢，分別約為等量二氧化碳的 28 倍與 265 倍。雖然海水含硫酸根離子(SO₄²⁻)，會降低甲烷菌的活性(Chauhan et al., 2015)，較不會伴隨產生其他溫室氣體，然而紅樹林有可能生長在鹽度較低的環境中，因此甲烷菌可能會在富含有機碳的土壤作用而釋出甲烷。

Lin et al. (2020)量測臺灣水筆仔與海茄苳紅樹林之底土甲烷排放量，結果顯示紅樹林內甲烷排放量的範圍，在新豐(XF)、竹南(ZN)、布袋(BD)、北門(BM)分別為：42.4~1326.6，1.3~39.3，10.1~1847.8，337.6~7606.6 μmol-CH₄ m⁻² d⁻¹，因此紅樹林溫室氣體的排放確實會削弱碳吸存能力。此外，紅樹林根系結構亦會影響溫室氣體的排放，海茄苳因具有密集之呼吸根，其底土之甲烷排放比擁有支持根的水筆仔還高，且隨著呼吸根數量越高，甲烷排放量也越多(Lin et al., 2021)。由於紅樹林的碳吸存量會以溫室氣體形式，離開紅樹林生態系統回到大氣，故在量化紅樹林生態系的碳匯量時，應該扣除溫室氣體的排放量，才是紅樹林生態系完整的碳收支模式。

綜合以上所述，量化臺灣紅樹林之碳匯功能以及建構碳收支模式極為重要。然而有關五梨跤與欖李之碳匯及碳收支相關資料卻非常少，因此本計畫擬填補此該資料空缺，建構欖李紅樹林完整碳收支模式，不但可精確估算臺灣紅樹林的碳匯量，甚至可進一步計算臺灣紅樹林碳權資源與價值。





1.2 全程目標

同本年度目標

1.3 本年度目標

1. 盤點欖李紅樹林之碳匯能力資訊，分析欖李紅樹林碳匯研究成果及文獻資料。
2. 建立實測欖李紅樹林溫室氣體(CO_2 、 CH_4 、 N_2O)資料。
3. 以實測為基礎建立欖李紅樹林的碳匯計量模式與碳匯基線。
4. 建立欖李紅樹林的碳匯基線資料、碳收支模式，評估碳匯能力。





第二章 重要工作項目及實施方法

根據林幸助(2019)指出臺灣的欖李紅樹林主要分布於嘉義、臺南、高雄，從本研究彙整的結果(表 1)顯示，臺南及高雄欖李紅樹林已有碳匯的相關調查與分析，然而嘉義欖李紅樹林卻尚未有碳匯的成果或調查。因此本計畫研究地點選擇嘉義縣東石鄉外傘頂洲-鰲鼓濕地 ($23^{\circ}29'21.8''N$, $120^{\circ}07'27.4''E$)，其紅樹林生長範圍位於堤防外防汛道路下方，因最外圍有較高土堤與植物阻擋，除了雨季、較大風暴來臨時其餘時間並無水體交換且不受潮汐影響，形成封閉型紅樹林(圖 1)。樣點內皆為欖李(*Lumnitzera racemosa*)。並於今年的 2 月 16 日、4 月 21 日、7 月 23 日以及 9 月 10 日完成四季的採樣調查。



圖 1、鰲鼓濕地欖李(AG)樣點位置

2.1 盤點欖李紅樹林之碳匯能力資訊

本研究將使用 Web of Science 資料庫或 Google Scholar 搜尋引擎彙整國際間有關欖李紅樹林碳匯之相關研究進展(如：國際 SCI 期刊論文)。臺灣之既有相關文獻則是使用臺灣博碩士論文加值系統(<https://ndltd.ncl.edu.tw/>)與政府研究資訊系統(<https://www.grb.gov.tw/>)蒐集碩、博士學位論文，以及中央、地方政府機關單





位之委託研究報告。

2.2 建立實測欖李紅樹林溫室氣體(CO_2 、 CH_4 、 N_2O)資料

於樣區內使用採購之可攜式氣體分析儀(CH_4 與 CO_2 : LI7810, LICOR; N_2O : LI7820, LICOR)連結密閉罩蓋現地量測林內土壤之溫室氣體通量，採樣頻率為四季各一次，以涵蓋四季之變化。量測分為兩種處理：透光(測量光合+呼吸作用)以及蓋上全黑塑膠布之不透光(只測量呼吸作用)，模擬紅樹林棲地於白天、夜晚狀況下的排放情形。將野外所測得的數據使用理想氣體方程式推算出溫室氣體之通量。並於現地量測土壤氧化還原電位與土壤溫度。本研究將於樣區內，採集表土 5 cm 土壤樣本，分析項目：土壤總體密度(bulk density)、含水量、粒徑、土壤有機質、土壤有機碳含量、土壤酸鹼度(pH)等，以探討土壤環境因子對溫室氣體排放的影響。

2.3 以實測為基礎建立欖李紅樹林的碳匯計量模式與碳匯基線

本研究於工作項目(二)之研究地點，現地量測欖李紅樹林地碳匯量，實測方法根據 IUCN 地中海藍碳復育手冊(IUCN 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，2018)、Li et al.(2018)與 Lin et al. (2023)量化欖李紅樹林生物量(Biomass)、枯落物量(Litterfall)、碎屑量(Detritus)、分解量(Decomposition)、水體碳傳輸量以及土壤碳埋藏量(Soil carbon burial)(圖 2)。



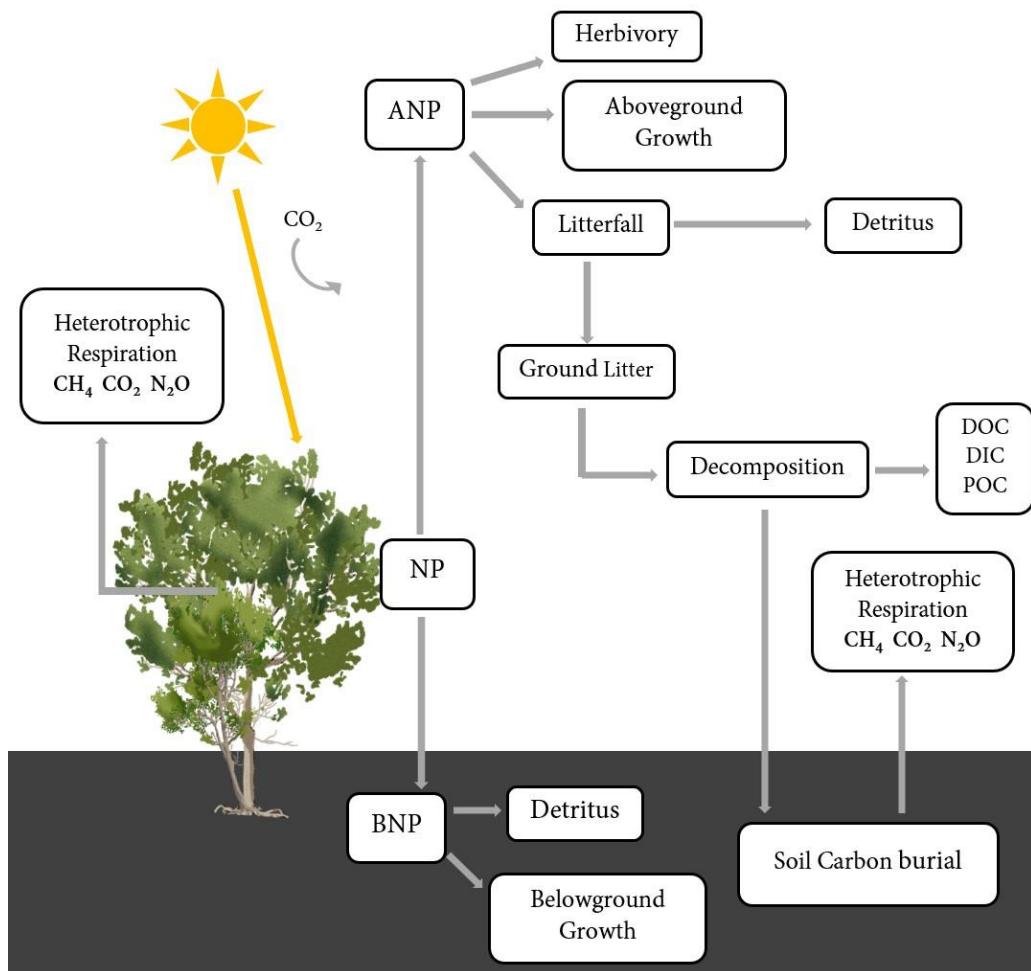


圖 2、紅樹林碳收支圖(修改自 Lin et al., 2023)

2.3.1 紅樹林生物量

本研究於每樣區內，量測欖李紅樹林之胸高直徑(DBH)後，分別根據 Kangkuso et al.(2015)與 Komiyama et al. (2005)所建立的欖李異速生長方程式，計算地上部與地下部生物量。

2.3.2 枯落物量

枯落物採集則於每樣區中，未受潮水淹沒處的高度隨機架設 3 個塑膠製枯落物收集籃。將收集籃內的枯落物定期帶回實驗室清洗乾淨，再依照葉、莖、繁殖體及其他不可辨識之碎屑分類，放入烘箱以 75°C 烘乾四日至恆重後秤重。根據採樣時間間隔，推測該時間產生的枯落物量(L)。紅樹林淨生產量(net production)利用累加法來測量，其方法為生物量之變化量加上地上部、地下部枯落物及草食





作用加總計算。(註：根據 Li et al. (2018) 與 Chou et al. (2022) 結果顯示，草食作用對紅樹林淨出級生產量影響甚低，因此本研究並未採計。)

2.3.3 碎屑量

根據 Bach et al. (1986) 方法進行。將魚籠改裝成碎屑收集網，去除魚籠內層網目後，縫製 1 mm 之尼龍網於開口處，於四周裝上數顆浮球，掛於兩枝約 2.5 m 長桿間，蒐集水表隨潮汐漲退潮傳輸之大型碎屑。將漲退潮所蒐集到的碎屑分別放入夾鏈袋帶回實驗室，以 75°C 烘乾四日至恆重後秤重。如研究地點為半日潮，將一次實驗所蒐集到的碎屑量乘以二，以估計一日漲退潮之碎屑量。大型碎屑的輸入及輸出通量，以收集網的開口寬度作為定量基準，推算每日紅樹林沿岸邊邊界總長所蒐集到的碎屑量後，除以紅樹林面積後，乘以當季天數，即可計算每季之碎屑通量。

2.3.4 分解量

於現地採集新鮮枯落物量後，進行分解實驗。實驗當天將現場所蒐集到的枯落物帶回進行篩選、秤重與分裝。將葉片或枯枝分別裝進分解袋，每個分解袋填裝鮮重約 20 g 的葉片或枯枝。分解袋置於土壤表層，以尼龍繩固定。野外放置一段時間(如 7、21、56、105、147、210 天)後回收分解袋，並以網目 0.5 mm 篩網作為碎屑的清洗容器，移除土壤、細砂及生物殘骸並洗淨後，烘乾剩餘的葉片或枯枝碎屑待恆重後秤重，以獲得不同分解時間下的碎屑剩餘量。經過不同時間分解的碎屑剩餘量獲得分解曲線(Li et al., 2018)，即可推得經過某特定時間後之碎屑剩餘量。

2.3.5 水體碳傳輸採樣分析

水體採樣方法將根據 Dausse et al. (2012) 進行。假設水體流經無紅樹林存在之河段時，水體中的顆粒性有機碳(particulate organic carbon, POC)、溶解性有機碳(dissolved organic carbon, DOC)、溶解性無機碳(dissolved inorganic carbon, DIC)





濃度並不會發生改變；而在水體流經紅樹林後，不但流速會減緩，水體中的 DOC、DIC 與 POC 濃度會發生改變。在此假設下，第一次於 0 小時時採集，第二次於經過 8 小時後採集，比較兩次間的濃度差異，若紅樹林 0 小時的 DOC、DIC、POC 濃度高於 8 小時，視為從紅樹林內部所輸出，反之則為輸入。採樣時於每個採樣點以事先酸洗過的褐色瓶，採取河水中層水樣後，立即放入冰桶保存，帶回實驗室後保存於-20 °C冰箱，分析 POC、DOC、DIC 濃度，計算紅樹林水體碳傳輸量。

2.3.6 土壤碳埋藏量

使用採土器，採集深度為 30 cm 土壤，分析項目包括土壤有機質、土壤有機碳含量、土壤總體密度、含水量、粒徑、土壤酸鹼度等。

2.5 建立欖李紅樹林的碳匯基線資料、碳收支模式，評估碳匯能力

將上述工作項目之成果進行彙整，建構欖李碳收支模式，並計算溫室氣體的排放量對紅樹林碳吸存能力之影響，全面了解欖李紅樹林碳吸存及碳循環的流向，建立欖李紅樹林的碳匯基線資料，評估欖李紅樹林之碳匯能力。





第三章 結果與討論

3.1 盤點欖李紅樹林之碳匯能力資訊

欖李紅樹林常與其他紅樹林如海茄苳混生，有關臺灣欖李紅樹林碳匯能力研究有 4 篇文獻資料(表 1)，研究顯示臺灣欖李紅樹林整體碳吸存能力約為 $5.85 \sim 31.57 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ，顯示臺灣欖李紅樹林為碳吸收的濕地，紅樹林地上部碳吸存量約為 $15.26 \sim 31.57 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ，占了大部分的碳儲存量，然而紅樹林的土壤卻有可能排放溫室氣體，進而抵銷碳存量，因此在量化紅樹林的碳匯能力時，也須同時量測土壤的溫室氣體排放。而國外的研究欖李純林碳匯的成果相當少，僅有部分混生紅樹林土壤碳儲存量(soil carbon stock)以及植物體碳儲存量或吸存率的數據，結果顯示如表 2，土壤碳儲存量 $73.5 \sim 5931 \text{ ton C ha}^{-1}$ (Jonsson and Hedman, 2018; Njana, 2020)，植物體碳儲存量 $16.53 \sim 381.27 \text{ ton C ha}^{-1}$ (Njana, 2020; Basyuni and Simanjutak, 2021; Hilyana and Rahman, 2022; Rijal et al., 2023; Amarasinghe, 2023)，植物體碳吸存量則約為 $1.01 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Agarwal et al., 2017)。





表 1、臺灣欖李紅樹林碳匯整理表

地點	年份	碳吸存 (ton C ha ⁻¹ yr ⁻¹)			側向交換 (ton C ha ⁻¹ yr ⁻¹)			土壤溫室氣體排放 (ton CO ₂ /CH ₄ /N ₂ O ha ⁻¹ yr ⁻¹)			碳吸存 (ton C ha ⁻¹ yr ⁻¹)	二氧化碳當量 (ton CO ₂ e ha ⁻¹ yr ⁻¹)	文獻
		植物 地上部 (A)	植物 地下部 (B)	土壤 (C)	大型 碎屑 (D)	顆粒性或 溶解態碳 (E)	二氧 化碳 (F)	甲烷 (G)	氧化 亞氮 (H)				
臺南市安南區	2013 ~ 2014	15.26	5.01							20.27	74.32	李世博，2015	
臺南市安南區（四草大眾廟區域）	2011 ~ 2012	31.57 ^A								31.57	115.76	黃筠筑，2013	
高雄市三民區（中都濕地公園）	2019 ~ 2020	8.97	3.13		0.79	0.01	19.98	0.000		5.85	21.45	賴榮一，2021	
高雄市楠梓區（援中港濕地公園） ^B	2017 ~ 2018	11.88 ^C					4.59	0.006	0.0040	10.63	37.74	楊磊，2018	

(資料來源：修改自林幸助，2022)

Note: 溫室氣體排放正值表示排放，負值表示吸收。碳吸存量正值表示碳吸收，負值表示碳排放。

^A 僅測定葉片光合作用速率，以葉面積推估紅樹林的固碳能力。

^B 海茄苳為主，混生水筆仔與欖李。

^C 量測紅樹林枯落物生產量，利用枯落物生產量佔紅樹林總淨初級生產量比值(45%)，推算紅樹林地上部碳吸存量。





表 2、國外欖李紅樹林碳匯整理表

地點	年份	物種	土壤碳儲存量 (Soil carbon stock) (ton C ha ⁻¹)	植物體碳儲存 (單位參閱表格內容)	文獻
Kannankudah, 斯里蘭卡	2015	海茄苳(<i>Avicennia marina</i>)、欖李(<i>Lumnitzera racemosa</i>)、土沉香(<i>Excoecaria agallocha</i>)	5931		Jonsson and Hedman, 2018
Rufiji, 坦尚尼亞	2013	海茄苳(<i>Avicennia marina</i>)、紅茄苳(<i>Bruguiera gymnorhiza</i>)、紅蕊紅樹(<i>Ceriops tagal</i>)、銀葉樹(<i>Heritiera littoralis</i>)、欖李(<i>Lumnitzera racemosa</i>)、紅茄苳(<i>Rhizophora mucronata</i>)、杯萼海桑(<i>Sonneratia alba</i>)、木果棟(<i>Xylocarpus granatum</i>)	73.5 ± 6.1	混生紅樹林地上部： 44.3 ± 4.2 混生紅樹林地下部： 29.3 ± 2.4 (ton C ha ⁻¹)	Njana, 2020
Kilwa Districts, 坦尚尼亞	2014		82.7 ± 7.1	混生紅樹林地上部： 42.5 ± 4.1 混生紅樹林地下部： 40.2 ± 3.8 (ton C ha ⁻¹)	
Gili Meno Lake, 印尼	2021	海茄苳(<i>Avicennia marina</i>)、欖李(<i>Lumnitzera racemosa</i>)、海漆(<i>Excoecaria agallocha</i>)、柱果木欖(<i>Bruguiera cylindrica</i>)、正紅樹(<i>Rhizophora apiculata</i>)		欖李葉片: 243.88 欖李根部: 137.39 (ton C ha ⁻¹) (合計: 381.27 (ton C ha ⁻¹))	Hilyana and Rahman, 2022





Mahanadi, 印度	2012 - 2017	<p><i>Aegialitis rotundifolia</i>、蠟燭果(<i>Aegiceras corniculatum</i>)、<i>Avicennia alba</i>、海茄苳(<i>Avicennia marina</i>)、印度紅樹(<i>Avicennia officinalis</i>)、柱果木欖(<i>Bruguiera cylindrica</i>)、木欖(<i>Bruguiera gymnorhiza</i>)、小花木欖(<i>Bruguiera parviflora</i>)、海蓮(<i>Bruguiera sexangular</i>)、<i>Ceriops decandra</i>、角果木(<i>Ceriops tagal</i>)、海漆(<i>Excoecaria agallocha</i>)、層孔銀葉樹(<i>Heritiera fomes</i>)、銀葉樹(<i>Heritiera littoralis</i>)、秋茄樹(<i>Kandelia candel</i>)、欖李(<i>Lumnitzera racemosa</i>)、<i>Phoenix paludosa</i>、正紅樹(<i>Rhizophora apiculata</i>)、紅茄苳(<i>Rhizophora mucronata</i>)、五梨跤(<i>Rhizophora stylosa</i>)、杯萼海桑(<i>Sonneratia alba</i>)、禿瓣海桑(<i>Sonneratia apetala</i>)、海桑(<i>Sonneratia caseolaris</i>)、木果棟(<i>Xylocarpus granatum</i>)、<i>Xylocarpus mekongensis</i>、<i>Xylocarpus moluccensis</i></p>	<p>欖李紅樹林： 1.01 (ton C ha⁻¹ yr⁻¹)</p>	Agarwal et al., 2017
-----------------	-------------------	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------------------------------------------------	-------------------------





Komodo National Park, 印尼	2021	<i>Ceriops decandra</i> 、欖李(<i>Lumnitzera racemosa</i>)、正紅樹(<i>Rhizophora apiculate</i>)、紅茄苳(<i>Rhizophora mucronata</i>)		欖李地上部： 44.42 (ton C ha ⁻¹)	Rijal et al., 2023
Pulau Sembilan, 印尼	2019	海茄苳(<i>Avicennia marina</i>)、欖李(<i>Lumnitzera racemosa</i>)、海漆(<i>Excoecaria agallocha</i>)、正紅樹(<i>Rhizophora apiculate</i>)、杯萼海桑(<i>Sonneratia alba</i>)		欖李：16.53 (ton C ha ⁻¹)	Basyuni and Simanjutak, 2021
Kadolkele, 斯里蘭卡	N/A	木欖(<i>Bruguiera gymnorhiza</i>) 欖李(<i>Lumnitzera racemosa</i>)		欖李：2.56 ~ 52.39 (kg C)	Amarasinghe, 2023





3.2 檬李溫室氣體排放結果

3.2.1 二氧化碳通量結果

欖李(AG)樣點二氧化碳四季通量結果(圖 3)，分別為冬季: 45.05 ± 10.20 g CO₂ m⁻² d⁻¹、春季: 9.66 ± 1.23 g CO₂ m⁻² d⁻¹、夏季: 18.01 ± 3.64 g CO₂ m⁻² d⁻¹ 及秋季: 15.35 ± 2.80 g CO₂ m⁻² d⁻¹。二氧化碳排放以冬季最高，春季最低。

根據 Zheng et al. (2018)指出海南島清瀾港一處欖李混生林二氧化碳排放為 0.94~9.50 mmol CO₂ m⁻² h⁻¹ (= 0.99~10.03 g CO₂ m⁻² d⁻¹)，低於本研究數值 9.66~45.05 g CO₂ m⁻² d⁻¹，其原因推測為該研究僅量測透光情形下的二氧化碳排放，未量化不透光的環境，因此可能低估二氧化碳排放。

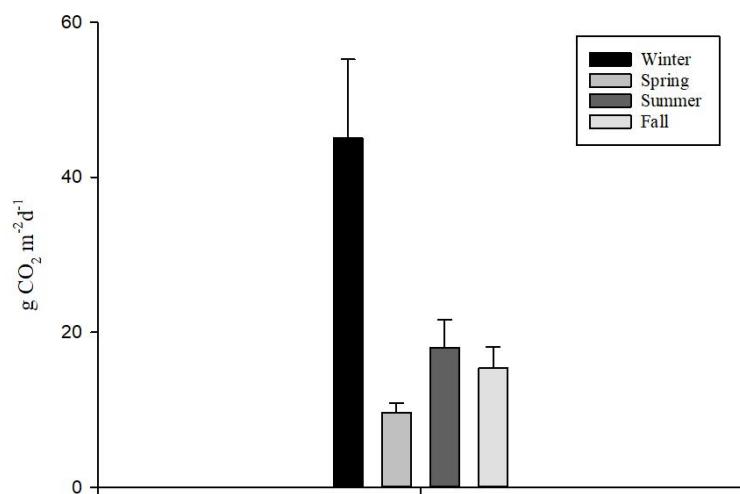


圖 3、欖李(AG)樣點二氧化碳通量結果



3.2.2 甲烷通量結果

欖李(AG)樣點甲烷四季通量結果(圖 4)，分別為冬季: $3.45 \pm 1.99 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 、春季: $8.43 \pm 3.33 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 、夏季: $44.47 \pm 24.02 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 及秋季: $26.63 \pm 5.02 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 。甲烷排放量趨勢與氣溫呈正相關，夏季最高、冬季最低，與布袋、北門甲烷通量之季節趨勢相似(Lin et al. (2020))。而欖李甲烷排放結果約 $3.45\text{--}44.47 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ，高於水筆仔($-1.7\text{--}16.6 \mu\text{mol CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($= -0.65\text{--}6.37 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$))、低於海荔枝的排放結果($2.1\text{--}765.9 \mu\text{mol CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($= 0.81\text{--}293.95 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)) (Lin et al. (2021))。

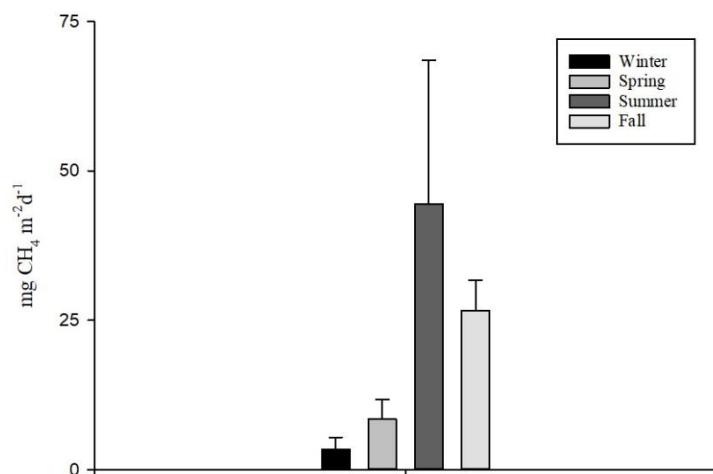


圖 4、欖李(AG)樣點甲烷通量結果





3.2.3 氧化亞氮通量結果

欖李(AG)樣點氧化亞氮四季通量結果(圖 5)，分別為冬季: $3.86 \pm 1.28 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 、春季: $3.67 \pm 1.38 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 、夏季: $0.48 \pm 0.11 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 及秋季: $-0.08 \pm 0.03 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 。欖李紅樹林氧化亞氮排放結果低於甲烷及二氧化碳，在冬季及春季兩個季節氧化亞氮排放量相似，夏季排放量較低，在秋季則為吸收。本研究氧化亞氮通量約 $-0.08\sim3.86 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ，略低於印度熱帶紅樹林($9.0\sim187.58 \mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($= 0.22\sim4.50 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$))，且皆為冬季排放量最高(Chauhan (2015))，並略高於中國副熱帶紅樹林的氧化亞氮通量($-1.6\sim50.0 \mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($= -0.04\sim1.20 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (Chen et al. (2016))。

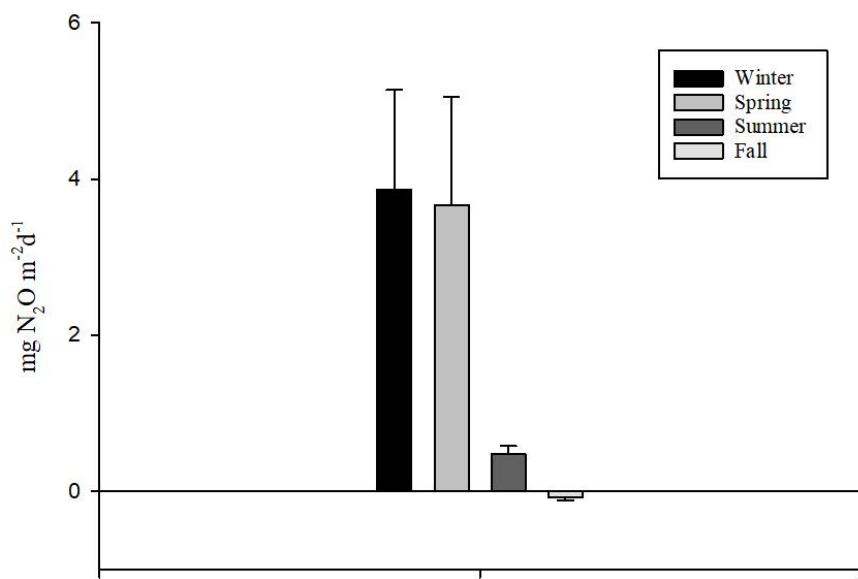


圖 5、欖李(AG)樣點氧化亞氮通量結果



3.3 基礎欖李碳匯計量模式

3.3.1 欒李植物體碳吸存能力

欒李生物量及碳吸存量結果如圖 6。四季地上部及地下部生物量分別為冬季: $0.64 \pm 0.07 \text{ kg m}^{-2} \text{ season}^{-1}$ 、 $0.73 \pm 0.08 \text{ kg m}^{-2} \text{ season}^{-1}$ 、春季: $0.68 \pm 0.08 \text{ kg m}^{-2} \text{ season}^{-1}$ 、 $0.77 \pm 0.09 \text{ kg m}^{-2} \text{ season}^{-1}$ 、夏季: $0.66 \pm 0.08 \text{ kg m}^{-2} \text{ season}^{-1}$ 、 $0.75 \pm 0.08 \text{ kg m}^{-2} \text{ season}^{-1}$ 以及秋季: $0.67 \pm 0.09 \text{ kg m}^{-2} \text{ season}^{-1}$ 、 $0.75 \pm 0.09 \text{ kg m}^{-2} \text{ season}^{-1}$ 。欒李生物量地上部四季成長量為 0.02 kg m^{-2} 、地下部為 0.02 kg m^{-2} ，相當於地上部 0.2 t ha^{-1} 與地下部 0.2 t ha^{-1} ，較印度紅樹林(地上部 0.03 t ha^{-1} 、地下部 0.01 t ha^{-1})來的高(Agarwal et al. (2017))。然因今年夏季颱風發生頻率較高，部分樹枝有折斷的情形發生，因此夏季成長量為負值，但整年度成長量仍為正值。

依據元素分析法得出欒李植物體碳濃度為 53%，推得鰲鼓濕地欒李植物體碳吸存量(圖 6)。地上部植物體碳吸存量冬季至春季為 $2.28 \times 10^{-2} \text{ kg C m}^{-2} \text{ season}^{-1}$ 、春季至夏季: $-1.25 \times 10^{-2} \text{ kg C m}^{-2} \text{ season}^{-1}$ 、夏季至秋季: $1.60 \times 10^{-3} \text{ kg C m}^{-2} \text{ season}^{-1}$ ，地下部則為冬季至春季: $2.07 \times 10^{-2} \text{ kg C m}^{-2} \text{ season}^{-1}$ 、春季至夏季: $-1.11 \times 10^{-2} \text{ kg C m}^{-2} \text{ season}^{-1}$ 、夏季至秋季: $2.09 \times 10^{-3} \text{ kg C m}^{-2} \text{ season}^{-1}$ 。由於颱風侵襲次數多，今年度欒李紅樹林碳吸存量可能較低。

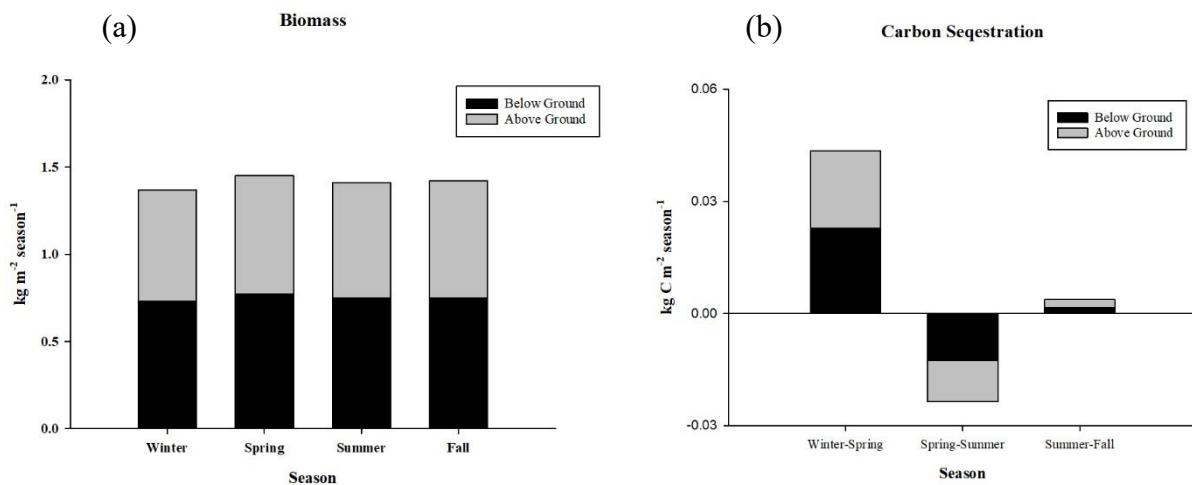


圖 6、欒李(a)生物量及(b)碳吸存量結果





3.3.2 枯落物量

欖李各季節枯落物組成表如表 3。四季的枯落物總量約落在 $150\text{--}461 \text{ g m}^{-2}$ ，其中冬、春兩季枯落物皆以葉片最多，冬季佔 85.90%、春季 95.72%，欖李花期約在五月至七月，因此夏、秋兩季枯落物為繁殖體佔比最高，夏季佔 61.81%、秋季 56.58%。枝條則是在秋、冬兩季掉落較多。葉片的植物體碳含量為 44.47%、枝條為 53%，則四季枯落物的碳含量約為葉片: $66\text{--}177 \text{ g C m}^{-2}$ 、枝條: $1\text{--}14 \text{ g C m}^{-2}$ 。

表 3、欖李四季枯落物量

$\text{g DW m}^{-2} \text{ season}^{-1}$	葉片	枝條	繁殖體	其他
冬季	396.26 ± 82.51	25.74 ± 10.91	24.39 ± 7.64	14.9 ± 7.12
春季	143.95 ± 20.53	4.08 ± 1.96	2.36 ± 2.04	-
夏季	164.34 ± 24.81	2.01 ± 0.72	269.21 ± 39.22	-
秋季	150.06 ± 18.65	19.41 ± 4.77	221.14 ± 32.00	1.16 ± 0.68

3.3.3 枯落物分解速率

本研究於 112 年 2 月 17 日放置分解袋樣本，欖李分解趨勢圖如圖 7，每袋分解袋裝入 20 g 鮮重枝條及葉片，並收集放置分解袋後第 7、14、28、42、72、134、192 日後的分解重量。枝條及葉片經 192 日後分解剩餘量分別為 87.10% (12.01 g DW) 與 19.53% (1.20 g DW)。

當地因無潮汐作用，前期分解大多靠土壤微生物及底表生物作用，後期於夏、秋兩季，樣區有雨季淹水及風浪拍打狀況，分解速率較快。枝條相對葉片於生物可利用度較低且結構較硬，由此推測枝條分解速率較為緩慢。



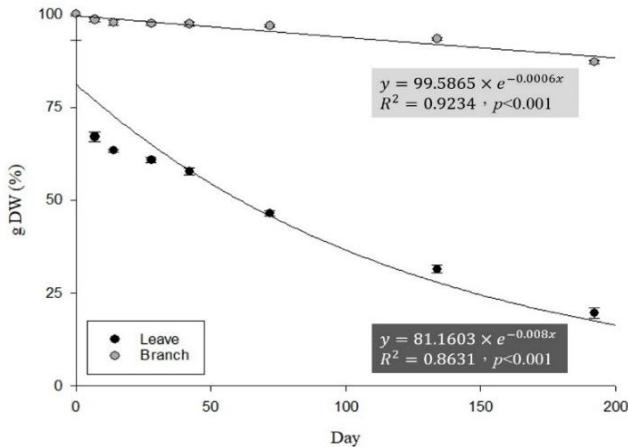


圖 7、枯落物分解趨勢圖

3.3.4 底土沈積物碳含量及環境因子結果

土壤不同深度之溫度、氧化還原電位、密度、含水量、有機質含量、pH 值、有機碳含量、粒徑結果、如表 4~表 6 與 圖 8。

結果顯示四季粒徑尺度並無明顯變化，粉泥黏土含量則為冬季最高、秋季次之，而夏季最低(表 4)。氧化還原電位四季皆是表層土最高，大約在 128~244 mV，表示表層土多是屬於氧化狀態(表 5)。土壤 pH 值約在 7.0~8.6 之間，多為偏鹼，秋季 pH 較其他季節來的高(表 6)。土壤溫度於不同深度類似(圖 8)，夏季土壤溫度最高。土壤密度隨著深度遞增變高，土壤有機質、有機碳、含水量則是隨深度遞增而減少，因此有機質與有機碳多累積於土壤表層，但深度越深含量並無太大變化(圖 8)。

表 4、欖李土壤粒徑及粉泥黏土含量

	粒徑中間值(mm)	粉泥黏土含量(%)
冬季	0.09±0.01	24.64±3.97
春季	0.10±0.01	20.18±4.67
夏季	0.12±0.01	17.89±5.08
秋季	0.09±0.01	23.42±4.31





表 5、櫻李現地量測底土參數

季節	深度(cm)	土壤溫度(°C)	氧化還原電位(mV)
冬季	0	18.08±0.70	154.1±16.88
	5	17.58±0.49	6.7±47.09
	10	17.36±0.40	35.7±50.15
	10~20	17.9±1.56	90.67±26.74
	20~30	17.73±1.82	128.67±40.42
春季	0	27.59±0.50	176.6±10.68
	5	31.34±3.91	132.07±27.07
	10	27.03±0.27	119.2±16.07
	10~20	28.97±0.79	55.67±36.63
	20~30	27.93±0.71	111.33±13.96
夏季	0	33.17±0.41	141.6±18.52
	5	33.11±0.32	103.87±23.36
	10	32.88±0.28	92.67±21.95
	10~20	35.26±0.98	-59±63.97
	20~30	34.30±0.74	-54.2±54.47
秋季	0	28.97±0.20	243.5±21
	5	29.1±0.12	138.2±19.92
	10	29.1±0.11	109.2±17.68
	10~20	29.43±0.45	79±35.29
	20~30	29.45±0.39	114.5±29.47





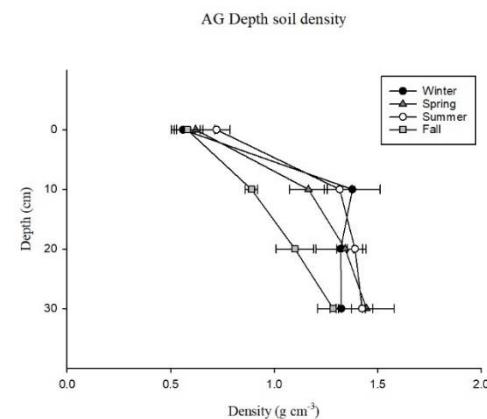
表 6、底土環境因子

季節	深度	密度(g cm ⁻³)	含水量(%)	有機質(%)	有機碳(%)	pH
冬季	表層(0~5 cm)	0.56±0.05	47.87±3.06	11.38±1.45	1.99±0.23	N/A
	0~10 cm	1.38±0.13	45.69±11.04	2.73±0.74	0.59±0.18	7.05±0.23
	10~20 cm	1.32±0.12	35.83±1.24	1.94±0.49	0.44±0.08	7.44±0.1
	20~30 cm	1.32±0.12	38.65±7.28	3.19±1.20	0.39±0.19	7.25±0.21
春季	表層(0~5 cm)	0.62±0.09	28.73±1.19	26.97±9.39	2.85±0.71	N/A
	0~10 cm	0.51±0.04	29.84±1.38	4.05±1.27	0.93±0.19	7.76±0.19
	10~20 cm	0.59±0.02	24.97±0.55	1.19±0.30	0.49±0.10	8.57±0.06
	20~30 cm	0.63±0.06	25.08±2.2	1.11±0.23	0.36±0.06	8.55±0.13
夏季	表層(0~5 cm)	0.72±0.06	45.51±3.4	15.13±3.04	2.59±0.49	N/A
	0~10 cm	1.15±0.05	26.8±0.76	2.51±0.34	0.63±0.17	7.12±0.13
	10~20 cm	1.21±0.03	25.01±0.78	1.37±0.18	0.32±0.08	7.67±0.12
	20~30 cm	1.24±0.04	16.18±4.7	1.38±0.10	0.24±0.03	7.82±0.07
秋季	表層(0~5 cm)	0.58±0.06	50.94±3.32	23.36±5.85	3.92±0.94	N/A
	0~10 cm	0.89±0.03	30.59±2.99	4.4±1.50	0.87±0.24	8.5±0.43
	10~20 cm	1.1±0.09	26.71±0.56	1.79±0.02	0.45±0.00	8.5±0.11
	20~30 cm	1.28±0.01	23.62±0.32	1.05±0.04	0.33±0.01	8.55±0.11

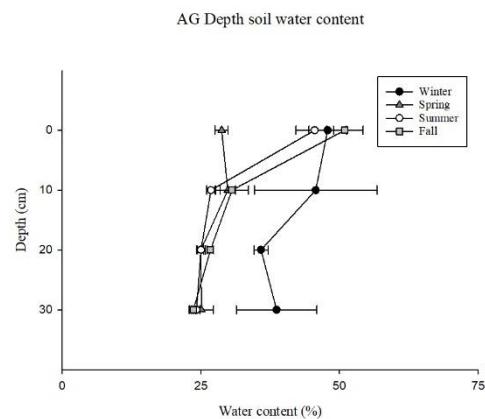




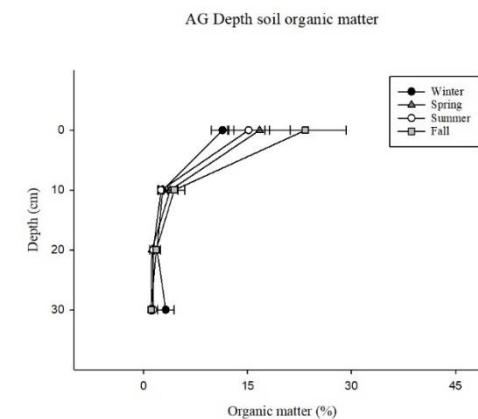
(a) 密度



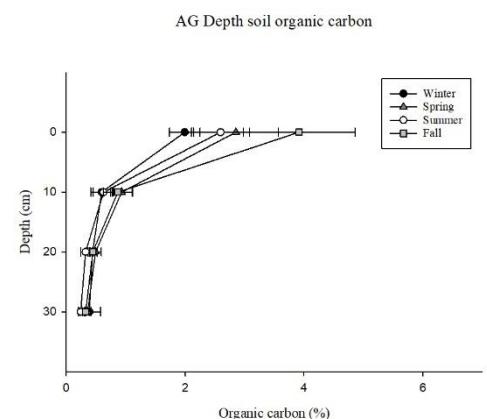
(b) 含水量



(c) 有機質含量



(d) 有機碳含量



(e) pH

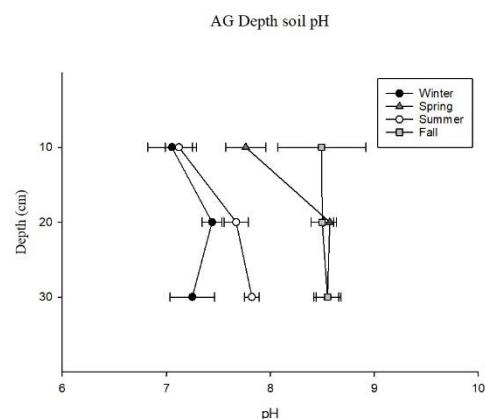


圖 8、底土環境因子深度分布圖





3.3.5 碎屑量及水體碳傳輸

欖李紅樹林樣區於冬、春季時，因不受潮汐影響且水體交換差，故欖李紅樹林受潮汐影響之碎屑量與水體側向傳輸無法調查，而雨季過後的秋季碎屑通量及水體碳傳輸量如下表(表 7)(表 8)。其中碎屑量輸入的繁殖體最多，輸出則是枝條數量最大，而輸出的總量大於輸入的量(表 7)。水體碳傳輸結果皆高於台灣西岸的新豐、竹南、布袋、北門紅樹林濕地(吳欣恂，2021)。

表 7、欖李秋季碎屑傳輸量

g DW m^{-2}	葉片	枝條	繁殖體
輸入	3.61 ± 2.86	0.31 ± 0.31	46.95 ± 25.51
輸出	5.09 ± 2.57	53.04 ± 18.31	0.32 ± 0.16

表 8、欖李秋季水體碳傳輸結果

間隔時間(小時)	DIC (mg L^{-1})	DOC (mg L^{-1})
0	38.88 ± 1.87	17.84 ± 2.7
8	39.22 ± 4.14	20.23 ± 1.36





3.4 建立欖李評估碳匯能力

綜合上述資料試算鰲鼓濕地欖李樣點的碳匯量結果(表 9)。將欖李紅樹林兩季間之地上部、地下部、以及土壤碳儲存差異量相加，再加上由枯落物碳存量乘上分解剩餘百分比所得出的枯落物剩餘量，扣除乘上暖化潛勢(IPCC, 2022)的甲烷($GWP_{100} = 28$)及氧化亞氮($GWP_{100} = 273$)排放量後，可計算得到欖李樣點碳吸存量冬季至春季為 $-203.40\text{ ton C ha}^{-1}\text{ season}^{-1}$ 、春季至夏季為 $390.58\text{ ton C ha}^{-1}\text{ season}^{-1}$ 、夏季至秋季為 $514.17\text{ ton C ha}^{-1}\text{ season}^{-1}$ ，欖李樣點目前量測結果為碳匯系統。

結果顯示主要的碳匯影響來源是土壤碳儲存變化量，冬季至春季由於氣溫較低，不利於微生物分解有機質，並且降水量較少，由 Kieft(1987)的研究成果可知，將土壤潤濕後可以促進土壤微生物的生物量碳釋放，這可能為冬季至春季土壤碳含量較少的原因之一；氣溫升高後，微生物活性增加，也使得土壤有機質增多。夏、秋兩季降雨增強，颱風降雨造成植物體生物量損失，因此植物體碳存量減少。而欖李紅樹林甲烷排放量氣溫增加，使得甲烷排放量提高，但整體排放量與海茄苳紅樹林相比仍較低(高語岑，2021)。





表 9、欖李紅樹林碳匯

地點	季節	物種	碳吸存 (ton C ha ⁻¹ season ⁻¹)				土壤溫室氣體排放 (ton C ha ⁻¹ season ⁻¹)		二氧化碳 當量 (ton CO _{2e} ha ⁻¹ season ⁻¹)					
			植物體碳吸存				土壤	甲烷	氧化亞氮					
			植物 地上部	植物 地下部	枯落物 剩餘量									
					葉片	枝條								
嘉義 縣鰲 鼓	Winter	欖李 (<i>Lumnitzera racemosa</i>)	0.21	0.23	0.70	0.13	-204.38	0.02	0.26	-203.40	-745.81			
	Spring		-0.11	-0.12	0.25	0.02	390.85	0.06	0.25	390.58	1432.14			
	Summer		0.02	0.02	0.29	0.01	514.17	0.31	0.03	514.17	1885.29			

Note: 溫室氣體排放正值表示排放，負值表示吸收。碳吸存正值表示碳吸收，負值表示碳排放。

Note: 暖化潛勢引用 IPCC (2022)：甲烷(GWP₁₀₀ = 28)及氧化亞氮(GWP₁₀₀ = 273)。





第四章 結論與建議

欖李紅樹林的碳匯能力調查不論是在國外或是國內都非常稀少，僅有部分文獻可以做參考和比較。

由溫室氣體排放結果可以看出甲烷通量受到氣溫影響，與其他紅樹林棲地結果相似，排放量低於臺灣海茄苳紅樹林、高於水筆仔紅樹林。二氧化碳通量於冬季最高，氧化亞氮通量於冬季、春季最高，由於氧化亞氮暖化潛勢高，即使排放量低也仍會是一個重要的碳排來源。

生物量皆是地下部略高於地上部，生物量四季的成長量因夏、秋兩季颱風多次侵襲影響，使得樹木斷裂，生物碳吸存量因而減少。

本研究完成測量四季溫室氣體與光合作用量測，並估算本年度冬季至秋季的碳吸存量約為 $-203.40 \sim 514.17 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ season}^{-1}$ ，由四季加總後可推測鰲鼓欖李紅樹林為一碳匯棲地。

由於土壤碳儲存量對碳吸存量影響高且變異大，未來應持續監測鰲鼓濕地欖李紅樹林的土壤碳含量變化量。此外，若要完整評估紅樹林碳匯能力，仍需加入第五季調查才可計算整年度之欖李紅樹林碳匯能力。





第五章 成果效益說明及重大突破(outcome)

本研究於臺灣嘉義鰲鼓欖李紅樹林量化碳收支，監測三種主要溫室氣體(二
氧化碳、甲烷及氧化亞氮)，量化紅樹林生物量、枯落物量、碎屑量、分解量、植
物體含碳量，並分析土壤表層至 30 公分之有機碳含量及測量相關環境因子。完
成估算鰲鼓濕地欖李紅樹林棲地四季的碳儲存量，期許將成果應用於未來紅樹林
溫室氣體排放清冊數據的建立，並提供相關主管機關，紅樹林經營管理及減碳政
策建議。





第六章 參考文獻

6.1 碩博士學位論文

1. 李世博(2015)。台南七股紅樹林碳收支模式。國立中興大學生命科學系碩士學位論文。共 106 頁。
2. 黃筠筑(2013)。台江國家公園紅樹林固碳能力之評估。國立嘉義大學森林暨自然資源學系暨研究所碩士學位論文。共 63 頁。
3. 吳欣恂(2021)。水筆仔與海茄苳碳收支模式。國立中興大學生命科學系碩士學位論文。共 146 頁。
4. 高語岑(2021)。臺灣紅樹林土壤甲烷排放量。國立中興大學生命科學系碩士學位論文。共 90 頁。

6.2 政府機關研究報告

1. 林幸助(2018)。106-107 年度重要濕地碳匯調查計畫。內政部營建署城鄉發展分署委託研究計畫成果報告。共 437 頁。
2. 林幸助(2019)。108 年紅樹林生態系調查計畫。海洋委員會海洋保育署。共 169 頁。
3. 林幸助、高語岑(2021)林蔚任、陳渭中(2022)。臺灣低海拔棲地碳匯能力盤點與評估。行政院農業委員會林務局成果報告。共 57 頁。
4. 楊磊(2018)。海岸溼地與鹹水型人工濕地系統中藍碳碳匯能力對溫室氣體減量效果之研究。科技部補助專題研究計畫成果報告。共 94 頁。
5. 賴榮一(2021)。氣候變遷下人工濕地植物發揮「調適」功能之研究—以高雄中都濕地公園紅樹林碳吸存功能為例。科技部補助專題研究計畫成果報告。共 41 頁。





6.3 英文文献

1. Agarwal, S., Banerjee, K., Pal, N., Mallik, K., Bal, G., Pramanick, P., & Mitra, A. (2017). Carbon sequestration by mangrove vegetations: A case study from Mahanadi mangrove wetland. *Journal of Environmental Science, Computer Science and Engineering & Technology*, 7(1), 16-29.
2. Amarasinghe, K. P. M. (2023). Potential of using tree height as a surrogate variable to estimate biomass and total organic carbon (TOC) of mangrove trees. *Ceylon Journal of Science*, 52(1), 41-49.
3. Bach, S. D., Thayer, G. W., & LaCroix, M. W. (1986). Export of detritus from eelgrass (*Zostera marina*) beds near Beaufort, North Carolina, USA. *Mar Ecol Prog Ser*, 28, 265-278.
4. Basyuni, M., & Simanjutak, E. O. (2021, March). Species composition and carbon stock estimation in Pulau Sembilan secondary mangrove forests, North Sumatra, Indonesia. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 713, No. 1, p. 012014). IOP Publishing.
5. Bouillon, S., Borges, A. V., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N. C., ... & Twilley, R. R. (2008). Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global biogeochemical cycles*, 22(2).
6. Brix, H. (1997) Do macrophytes play a role in constructed wetlands? *Water Science Technology*, 35, 11-17.
7. Cameron, C., Hutley, L. B., & Friess, D. A. (2019). Estimating the full greenhouse gas emissions offset potential and profile between rehabilitating and established mangroves. *Science of the Total Environment*, 665, 419-431.
8. Chauhan, R., Datta, A., Ramanathan, A. L., & Adhya, T. K. (2015). Factors influencing spatio-temporal variation of methane and nitrous oxide emission from a tropical mangrove of eastern coast of India. *Atmospheric Environment*, 107, 95-106.
9. Chen, G., Chen, B., Yu, D., Tam, N. F., Ye, Y., & Chen, S. (2016). Soil greenhouse gas emissions reduce the contribution of mangrove plants to the atmospheric



- cooling effect. *Environmental Research Letters*, 11(12), 124019.
10. Dausse, A., Garbutt, A., Norman, L., Papadimitriou, S., Jones, L. M., Robins, P. E., & Thomas, D. N. (2012). Biogeochemical functioning of grazed estuarine tidal marshes along a salinity gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 100, 83-92.
11. del Mar Otero, M. (2021). Manual for the creation of blue carbon projects in Europe and the Mediterranean.
12. Duarte de Paula Costa, M., & Macreadie, P. I. (2022). The Evolution of Blue Carbon Science. *Wetlands*, 42(8), 1-12.
13. Friedlingstein, P., Jones, M. W., O'Sullivan, M., Andrew, R. M., Bakker, D. C., Hauck, J., ... & Zeng, J. (2022). Global carbon budget 2021. *Earth System Science Data*, 14(4), 1917-2005.
14. Hilyana, S. (2022). Variabilities of the carbon storage of mangroves in Gili Meno Lake, North Lombok District, Indonesia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 23(11), 5862-5868.
15. 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.
16. IPCC (2022), Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 3056 pp., doi:10.1017/9781009325844.
17. Jonsson, M. N., & Hedman, A. M. (2019). Carbon stock assessment of mangrove ecosystems in Batticaloa Lagoon, Sri Lanka, with different degrees of human disturbances. *Singapore Journal of Tropical Geography*, 40(2), 199-218.
18. Kangkuso, A., Jamili, J., Septiana, A., Raya, R., Sahidin, I., Rianse, U., ... & Nadaoka, K. (2016). Allometric models and aboveground biomass of *Lumnitzera racemosa* Willd. forest in Rawa Aopa Watumohai National Park, Southeast





- Sulawesi, Indonesia. Forest science and technology, 12(1), 43-50.
19. Kieft, T. L. (1987). Microbial biomass response to a rapid increase in water potential when dry soil is wetted. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(2), 119-126.
20. Komiyama, A., Poungparn, S., & Kato, S. (2005). Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. *Journal of tropical ecology*, 21(4), 471-477.
21. Li, C., Mosier, A., Wassmann, R., Cai, Z., Zheng, X., Huang, Y., ... & Lantin, R. (2004). Modeling greenhouse gas emissions from rice-based production systems: Sensitivity and upscaling. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(1).
22. 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.
23. 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(4), 470.
24. 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* 2021, 12, 314.
25. 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.
26. Mcleod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., et al. (2011) A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), 552-560.
27. Mumby, P. J., Edwards, A.J., and Arias-Gonzalez, J.E. et al. (2004) Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature* 427, 533-536.
28. Njana, M. A. (2020). Structure, growth, and sustainability of mangrove forests of





- mainland Tanzania. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01394.
29. Nóbrega, G. N., Ferreira, T. O., Neto, M. S., Queiroz, H. M., Artur, A. G., Mendonça, E. D. S., ... & Otero, X. L. (2016). Edaphic factors controlling summer (rainy season) greenhouse gas emissions (CO_2 and CH_4) from semiarid mangrove soils (NE-Brazil). *Science of the Total Environment*, 542, 685-693.
30. Rijal, S. S., Pham, T. D., Noer'Aulia, S., Putera, M. I., & Saintilan, N. (2023). Mapping Mangrove Above-Ground Carbon Using Multi-Source Remote Sensing Data and Machine Learning Approach in Loh Buaya, Komodo National Park, Indonesia. *Forests*, 14(1), 94.
31. Sasmito, S. D., Taillardat, P., Clendenning, J. N., Cameron, C., Friess, D. A., Murdiyarso, D., & Hutley, L. B. (2019). Effect of land-use and land-cover change on mangrove blue carbon: A systematic review. *Global Change Biology*, 25(12), 4291-4302.
32. Serrano, O., Lovelock, C.E., Atwood, T.B., Macreadie, P.I., Canto, R., Phinn, S., Arias-Ortiz, A., Bai, L., Baldock, J., Bedulli, C., and Carnell, P. (2019) Australian vegetated coastal ecosystems as global hotspots for climate change mitigation. *Nature communications*, 10(1), 1-10.
33. Zheng, X., Guo, J., Song, W., Feng, J., & Lin, G. (2018). Methane emission from mangrove wetland soils is marginal but can be stimulated significantly by anthropogenic activities. *Forests*, 9(12), 738.





附錄一

「臺灣欖李紅樹林碳匯計量方法學建立與實測」

期中審查會議委員意見回覆表

壹、會議時間：112 年 7 月 14 日(五)下午 2 時 30 分

貳、會議地點：本局 7 樓會議室

參、主席：羅組長尤娟

紀錄：陳佳慈

一、蕭委員代基

序號	審查意見	回復說明	修正頁碼
1	碳匯數字的正負號在兩份研究報告中應統一，碳匯為正，碳排為負。	感謝委員意見。兩份報告正負號已統一。	p.25： 表 9
2	植物死亡分解將讓二氧化碳重新逸散回大氣，所以需讓生物死亡後不被分解，而是能以其他形式被保存下來(如建築材料)，才會具有碳匯效果。目前草澤監測時間稍短，且土壤的碳儲存也有包含歷年來的未被分解的植物碳儲存，方法學上實際碳會生成的機制為何？長期是否會具有碳匯價值？仍有待釐清。	感謝委員意見。請參照「臺灣淡水草澤碳匯計量方法學建立與實測」(112 前瞻-18.4.2-務-e1(1))之意見回復內容。	N/A



3	<p>淡水草澤報告書中表 4 淡水草澤棲地碳匯結果，土壤的排放量係以年為單位，請確認是否應修改以「季」為單位。另，有關碳匯計算邏輯、參數設定及過程、抵銷暖化潛勢亦請清楚說明。</p>	<p>感謝委員意見。請參照「臺灣淡水草澤碳匯計量方法學建立與實測」(112 前瞻-18.4.2-務-e1(1))之意見回復內容。</p>	N/A
4	<p>紅樹林欖李報告書表 5，計算碳匯為 $17.63 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ season-1}$，甲烷和氧化亞氮是否有經過暖化潛勢換算？建議表格需呈現暖化潛勢的數據呈現並統一。</p>	<p>感謝委員建議。甲烷與氧化亞氮兩種溫室氣體有經過暖化潛勢換算，並於期末報告呈現。</p>	p.25： 表 9
5	<p>有關本案研究擇定鰲鼓濕地作為欖李樣點，是否具有代表性，請說明。</p>	<p>感謝委員建議。已於期末報告進行說明。根據林幸助(2019)指出臺灣的欖李紅樹林主要分布於嘉義、臺南、高雄，從本研究彙整的結果(表 1)顯示，臺南及高雄欖李紅樹林已有碳匯的相關調查與分析，然而嘉義欖李紅樹林卻尚未有碳匯的成果或調查。因此本計畫研究地點選擇嘉義縣東石鄉外傘頂洲-鰲鼓濕地。</p>	p.5
6	<p>現階段計畫成果主要用途應為回饋排放清冊數據的建立，後續報告可針對相</p>	<p>感謝委員建議，已根據委員意見修正。</p>	p.27





	關內容多作論述，反之，國際交易非本計畫近期可推動，並不需特別著墨，亦不須強調碳抵換，建議可以用負碳的經濟誘因等文字替代。		
--	--------------------------------------------------------------	--	--

二、王委員經文

序號	審查意見	回復說明	修正頁碼
1	目前我國於濕地經營措施中尚無計量方法學，本案成果將提供科學化數據與量測方法，未來濕地與紅樹林的碳匯價值將可被明確估算，因此本案成果極具價值。	感謝委員肯定。	N/A
2	「淡水草澤」部分格式需修正，圖 6 地下部甜子草部分需反黑、圖 7 需標註物種。服務台內外共兩座，有關個別功能及展期人力配置，請善加規劃。	感謝委員意見。請參照「臺灣淡水草澤碳匯計量方法學建立與實測」(112 前瞻-18.4.2-務-e1(1))之意見回復內容。	N/A
3	「欖李紅樹林」部分格式需修正。p.11 學名與譯名請修正、p.18 圖 7 說明修正。	感謝委員建議，已根據委員意見修正。	p.11-13： 表 2； p.23：圖 8





三、行政院農業委員會企劃處(氣候變遷專案辦公室)

序號	審查意見	回復說明	修正頁碼
1	因為本計畫方法學還在建立階段，建議先不要特別強調碳抵換事項。	感謝委員建議，已根據照委員意見修正。	p.27

四、業務單位(保育組)

序號	審查意見	回復說明	修正頁碼
1	請補充樣點選擇的方式、棲地特性。	感謝委員建議。已於期末報告進行說明。根據林幸助(2019)指出臺灣的欖李紅樹林主要分布於嘉義、臺南、高雄，從本研究彙整的結果(表 1)顯示，臺南及高雄欖李紅樹林已有碳匯的相關調查與分析，然而嘉義欖李紅樹林卻尚未有碳匯的成果或調查。因此本計畫研究地點選擇嘉義縣東石鄉外傘頂洲-鰲鼓濕地。	p.5
2	計畫成功如何回饋政策，後續能否推估到其他區域，建議推動步驟及階段性工作為何？	計畫成果將應用於未來紅樹林溫室氣體排放清冊數據的建立，並提供相關主管機關，紅樹林經營管理及減碳政策建議。	N/A
3	請補充各樣點的調查時間，以讓資訊更完整，有助後續資料分析工作。	感謝委員建議，已根據委員意見補充。	p.5





附錄二

「臺灣欖李紅樹林碳匯計量方法學建立與實測」

期末審查會議委員意見回覆表

壹、會議時間：113 年 1 月 5 日（星期五）上午 10 時

貳、會議地點：林業署 5 樓會議室

參、主席：陳委員連晃

紀錄：王技士怡穩

一、蕭委員代基

序號	審查意見	回復說明	修正頁碼
1	<p>名詞：</p> <ul style="list-style-type: none">- 請提供各專有名詞之英文名詞。- 請確認各名詞之適當性並統一名詞。例如：碳匯能力、碳匯量、暖化潛勢（第 6-8 頁）、碳庫、碳吸收、碳匯（表 7）、碳儲存量（第 17 頁）。	<p>感謝委員意見，已根據委員意見修正。</p>	全文
2	<p>表 7 碳匯和暖化潛勢之計算公式與結果尚有不清楚之處，有關於純種或混淆草澤之計算方法，應依據草澤實際情況實測數據，可供排放清冊數據來源。</p>	<p>感謝委員意見。請參照「臺灣淡水草澤碳匯計量方法學建立與實測」(112 前瞻-18.4.2-務-e1(1))之意見回復內容。</p>	N/A





3	建議使用公噸 (ton) 取代 Mg	感謝委員建議，已根據委員建議修正。	全文
---	--------------------	-------------------	----

二、王委員經文

序號	審查意見	回復說明	修正頁碼
1	本計畫溫室氣體監測的部分，同時量測 CH ₄ 、N ₂ O，符合我國自然碳匯溫室氣體需監測項目。	感謝委員肯定。	N/A
2	淡水草澤計畫之表 3 至表 6 樣區 LY 列 0 至 10 公分，10 公分之後未列的原因，請補充於文內；建議補充樣區的氣溫資料。表 7 請補充 CH ₄ 、N ₂ O 使用的暖化潛勢係數。	感謝委員意見。請參照「臺灣淡水草澤碳匯計量方法學建立與實測」(112 前瞻-18.4.2-務-e1(1))之意見回復內容。	N/A
3	請補充枯落物分解曲線試驗季節。	感謝委員建議，已於實施辦法中補充放置日期，可以依照天數估算對應季節。	p.19
4	請修改紅樹林計畫之第 6 頁 2.2 章節標題「光合作用 (O ₂) 量能」。	感謝委員意見，已根據委員意見修正。	p.6
5	淡水草澤計畫有否考慮將芒草列入研究對象？	感謝委員意見。請參照「臺灣淡水草澤碳匯計量方法學建立與實測」(112 前瞻-18.4.2-務-e1(1))之意見回復內容。	N/A





三、陳委員連晃

序號	審查意見	回復說明	修正頁碼
1	請再確認紅樹林計畫表 2 中「植物體碳儲存」單位。	感謝委員意見，已確認，並於 p.6 說明：“植物體碳儲存量 16.53~381.27 ton C ha ⁻¹ ，植物體碳吸存量則約為 1.01 ton C ha ⁻¹ yr ⁻¹ ”。	p.6
2	建議計畫書中各項單位採用統一的方式呈現。	感謝委員建議，兩份報告單位已統一。	全文
3	結論與建議中提及需加入第五季調查始能完備年度資料，請評估調查執行期程，能否將成果補充於本案報告。	感謝委員建議，將於 113 年報告書中做補充。	N/A

四、農業部永續利用司

序號	審查意見	回復說明	修正頁碼
1	有關土壤有機質及土壤有機碳，似並未存在一般經驗之 58%，是否能補充說明量測方法？	感謝委員意見。請參照「臺灣淡水草澤碳匯計量方法學建立與實測」(112 前瞻-18.4.2-務-e1(1))之意見回復內容。	N/A
2	重要工作項目及實施方法中提及底土沉積物之計算將採至 30 公分，惟計畫中蘭陽溪因礫石關係，僅能	感謝委員意見。請參照「臺灣淡水草澤碳匯計量方法學建立與實測」(112 前瞻-18.4.2-務-e1(1))之意見回復	N/A





	取至 10 公分，若直接作為撰寫方法學文件時，建議要有說明，如未能達成至 30 公分時，應如何處理？	內容。	
3	本計畫屬草澤，係屬 LULUCF 中濕地類別，但計畫中後龍、蘭陽溪之量測結果有所差別，對於清冊之建議為何？如：是否草澤項下要再細分次分類？	感謝委員意見。請參照「臺灣淡水草澤碳匯計量方法學建立與實測」(112 前瞻-18.4.2-務-e1(1))之意見回復內容。	N/A
4	紅樹林計畫：有關土壤取樣，在表 6 中有特別列出表層及 0-10 公分，兩者所指範疇為何？建議補充說明。	感謝委員建議，已於表 6 補充說明。	p.22
5	對於溫室氣體之量測，甲烷、氧化亞氮雖排放量較低，但因其暖化潛勢高，在中山大學之報告中建議不可忽略，中興大學執行之計畫所列氧化亞氮因整體排放量低，一般情況可忽略不計，於特殊情況仍須採計，兩項研究計畫之建議是否有共同一致之意見？	感謝委員建議。各棲地環境情形有所差異，會隨著棲地之鹽度或有無污染源輸入，而影響甲烷及氧化亞氮排放多寡，因此持續監測可用來解釋棲地變化，但以整體碳匯結果確實影響較小。	N/A

