



內政部營建署城鄉發展分署

國家重要濕地碳匯功能調查計畫

濕地碳匯功能調查標準作業程序

國家重要濕地碳匯功能調查計畫

濕地碳匯功能調查標準作業程序



高苑科技大學
綠工程技術研發中心
高雄市路竹區中山路1821號
TEL: (07) 6077207
FAX: (07) 6077206
<http://www.getrc.kyu.edu.tw/>



嘉南藥理科技大學
生態工程技術研發中心
台南市仁德區二仁路一段60號
TEL: (06) 3663872
FAX: (06) 3663871
<http://ecocenter.chna.edu.tw/>



城鄉發展分署

Urban and Rural Development Branch,
Construction and Planning Agency,
Ministry of the Interior

中華民國100年10月

濕地碳匯功能調查標準作業程序

目 錄

目 錄	I
表目錄	XI
圖目錄	XII
序 言	序-1
第一章 濕地與氣候變遷	1-1
1.1 前言	1-1
1.2 濕地的定義及分類	1-1
1.2.1 濕地的定義	1-1
1.2.2 濕地的分類	1-2
1.2.3 國內的重要濕地	1-4
1.3 濕地的功能與價值	1-4
1.4 氣候變遷	1-9
1.5 濕地環境中的碳循環	1-9
1.6 當前的全球碳收支及濕地的碳庫與碳吸存能力	1-13
1.7 濕地的溫室氣體吸收及排放	1-15
1.7.1 不同類型濕地的碳吸存能力	1-15
1.7.2 不同類型濕地的甲烷排放	1-20
1.7.3 濕地的淨全球暖化潛能—碳匯與溫室氣體排放間的平衡	1-23
1.8 氣候變遷對濕地造成的影響	1-24
1.8.1 正向回饋	1-25
1.8.2 反向回饋	1-25
1.8.3 造成的衝擊	1-25
1.9 保護濕地碳庫及碳吸存能力的管理策略	1-26
1.9.1 濕地保育	1-26
1.9.2 濕地復育	1-27
1.9.3 創造新的濕地	1-27

1.10 名詞解釋與定義	1-28
第二章 適用於各類型濕地的通用方法概述	2-1
2.1 前言	2-1
2.2 濕地分類系統	2-2
2.3 濕地面積的表述	2-2
2.4 濕地碳吸存能力估算綱要	2-6
2.4.1 國家總濕地面積的碳吸存能力估算	2-6
2.4.2 某特定濕地類別的碳吸存能力估算	2-7
2.4.3 國家重要濕地的總碳吸存能力估算	2-8
2.5 碳收支計算法(Carbon Budget Calculation Method)	2-9
2.5.1 碳收支計算的理論架構	2-9
2.5.2 碳收支計算的通用方程式	2-11
2.5.3 使用碳吸存通量因子進行推估	2-13
2.6 碳庫變化估算法	2-15
2.6.1 碳庫及碳庫變化的理論架構	2-16
2.6.2 碳庫的估算	2-18
2.6.3 碳庫變化的估算	2-21
2.6.4 使用有機碳長期累積速率推估濕地碳吸存能力	2-25
2.7 土地轉化的碳吸存能力估算	2-27
2.7.1 濕地轉化為其他土地利用	2-27
2.7.2 其他土地轉化為濕地	2-29
2.8 估算方法層級	2-30
2.8.1 第一層級方法(Tier 1)	2-30
2.8.2 第二層級方法(Tier 2)	2-30
2.8.3 第三層級方法(Tier 3)	2-31
2.9 濕地的全球暖化潛勢估算	2-32
第三章 海岸濕地	3-1
3.1 前言	3-1
3.2 紅樹林	3-1
3.2.1 生態系統描述	3-1
3.2.2 碳收支計算	3-3

3.2.2.1 紅樹林的淨初級生產量(F_{NPP})	3-3
3.2.2.2 紅樹林的有機輸入碳通量(F_{Imp})	3-6
3.2.2.3 紅樹林的有機碳輸出通量(F_{Exp})	3-6
3.2.2.4 紅樹林土壤的異營性呼吸通量(F_{HR})	3-6
3.2.2.5 紅樹林的甲烷釋放碳當量通量(F_{ME})	3-9
3.2.2.6 以淨生態系統生產量(F_{NEP})評估濕地碳吸存通量因子	3-10
3.2.2.7 使用碳吸存通量因子推估紅樹林濕地碳吸存能力	3-11
3.2.3 有機碳長期累積速率估算	3-11
3.2.3.1 有機碳長期累積速率	3-11
3.2.3.2 使用有機碳長期累積速率推估紅樹林濕地碳吸存能力	3-12
3.2.4 碳庫估算	3-12
3.2.4.1 生物量碳庫量($C_{BM_{1,1}}$)的估算	3-13
3.2.4.2 土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{1,1}}$)的估算	3-13
3.2.5 估算步驟及案例	3-15
3.2.5.1 估算步驟	3-15
3.2.5.2 估算案例	3-16
3.2.5.3 第三層級調查步驟	3-17
3.2.6 不確定性評估(Uncertainty Assessment)	3-18
3.2.6.1 第一層級方法的不確定性	3-18
3.2.6.2 第二層級方法的不確定性	3-19
3.2.6.3 第三層級方法的不確定性	3-19
3.3 潮間帶灘地	3-19
3.3.1 生態系統描述	3-19
3.3.2 碳收支計算	3-20
3.3.2.1 灘地的年平均總初級生產量(F_{GPP})及年平均總生態系統呼吸通量(F_{ER})	3-21
3.3.2.2 灘地的年平均甲烷釋放通量(F_{ME})	3-22
3.3.2.3 使用碳吸存通量因子推估灘地碳吸存能力	3-22
3.3.3 有機碳長期累積速率估算	3-23
3.3.3.1 有機碳長期累積速率	3-23
3.3.3.2 使用有機碳長期累積速率推估紅樹林濕地碳吸存能力	3-23

3.3.4 碳庫估算	3-24
3.3.5 估算步驟及案例	3-25
3.3.5.1 第一及第二層級估算步驟	3-25
3.3.5.2 第一及第二層級估算案例	3-26
3.3.5.3 第三層級調查步驟	3-26
3.3.6 不確定性評估(Uncertainty Assessment)	3-27
3.3.6.1 第一層級方法的不確定性	3-27
3.3.6.2 第二層級方法的不確定性	3-27
3.3.6.3 第三層級方法的不確定性	3-28
3.4 鹹水草澤	3-28
3.4.1 生態系統描述	3-28
3.4.2 碳收支計算	3-29
3.4.2.1 鹹水草澤的淨初級生產量(F_{NPP})	3-29
3.4.2.2 鹹水草澤的年平均異營性呼吸通量(F_{HR})	3-31
3.4.2.3 鹹水草澤的年平均甲烷釋放通量(F_{ME})	3-31
3.4.2.4 以淨生態系統生產量(F_{NEP})評估鹹水草澤碳吸存通量 因子	3-33
3.4.2.5 使用碳吸存通量因子推估鹹水草澤碳吸存能力	3-33
3.4.3 有機碳長期累積速率估算	3-34
3.4.3.1 有機碳長期累積速率	3-34
3.4.3.2 使用有機碳長期累積速率推估鹹水草澤碳吸存能力 ..	3-34
3.4.4 碳庫估算	3-34
3.4.4.1 生物量碳庫量(C_{BM_1})的估算	3-35
3.4.4.2 土壤有機物碳庫量(C_{SOM_1})的估算	3-35
3.4.5 估算步驟及案例	3-36
3.4.5.1 第一及第二層級估算步驟	3-36
3.4.5.2 第一及第二層級估算案例	3-37
3.4.5.3 第三層級調查步驟	3-38
3.4.6 不確定性評估(Uncertainty Assessment)	3-39
3.4.6.1 第一層級方法的不確定性	3-39
3.4.6.2 第二層級方法的不確定性	3-39

3.4.6.3 第三層級方法的不確定性.....	3-39
3.5 瀉湖及河口水域.....	3-40
3.5.1 生態系統描述.....	3-40
3.5.2 碳收支計算.....	3-41
3.5.2.1 河口及瀉湖的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量 (F_{NEE}).....	3-42
3.5.2.2 河口及瀉湖的年平均甲烷釋放通量(F_{ME}).....	3-45
3.5.2.3 河口及瀉湖進流水帶入的有機碳通量(F_{Inf})及出流水 帶出的有機碳通量(F_{Eff}).....	3-46
3.5.2.4 以碳收支計算評估河口及瀉湖碳吸存通量因子.....	3-46
3.5.2.5 使用碳吸存通量因子推估河口及瀉湖的碳吸存能力 ..	3-47
3.5.3 有機碳長期累積速率估算.....	3-47
3.5.3.1 有機碳長期累積速率.....	3-47
3.5.3.2 使用有機碳長期累積速率推估河口及瀉湖的碳吸存 能力.....	3-48
3.5.4 碳庫估算.....	3-48
3.5.5 估算步驟及案例.....	3-49
3.5.5.1 第一及第二層級估算步驟.....	3-49
3.5.5.2 第一及第二層級估算案例.....	3-50
3.5.5.3 第三層級調查步驟.....	3-51
3.5.6 不確定性評估.....	3-52
3.5.6.1 第一層級方法的不確定性.....	3-52
3.5.6.2 第二層級方法的不確定性.....	3-52
3.5.6.3 第三層級方法的不確定性.....	3-52
3.6 魚塭.....	3-54
3.6.1 生態系統描述.....	3-54
3.6.2 溫室氣體通量的第三層級調查.....	3-54
3.6.3 不確定性評估(Uncertainty Assessment).....	3-56
3.6.3.1 第二層級方法的不確定性.....	3-56
3.6.3.2 第三層級方法的不確定性.....	3-56

第四章 內陸濕地.....	4-1
4.1 前言	4-1
4.2 淡水草澤	4-1
4.2.1 生態系統描述	4-1
4.2.2 碳收支計算.....	4-1
4.2.2.1 淡水草澤的淨初級生產量(F_{NPP})	4-2
4.2.2.2 淡水草澤的年平均異營性呼吸通量(F_{HR})	4-3
4.2.2.3 淡水草澤的年平均甲烷釋放通量(F_{ME}).....	4-4
4.2.2.4 以淨生態系統生產量(F_{NEP})評估淡水草澤碳吸存能力..	4-5
4.2.2.5 使用碳吸存通量因子推估淡水草澤碳吸存能力.....	4-6
4.2.3 有機碳長期累積速率估算	4-6
4.2.3.1 有機碳長期累積速率	4-6
4.2.3.2 使用有機碳長期累積速率推估淡水草澤碳吸存能力	4-6
4.2.4 碳庫估算	4-7
4.2.4.1 生物量碳庫量($C_{BM_{1,1}}$)的估算	4-7
4.2.4.2 土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{2,1}}$)的估算	4-7
4.2.5 估算步驟及案例	4-7
4.2.5.1 第一及第二層級估算步驟.....	4-8
4.2.5.2 第一及第二層級估算案例.....	4-8
4.2.5.3 第三層級調查步驟	4-9
4.2.6 不確定性評估(Uncertainty Assessment)	4-10
4.2.6.1 第一層級方法的不確定性.....	4-10
4.2.6.2 第二層級方法的不確定性.....	4-10
4.2.6.3 第三層級方法的不確定性.....	4-10
4.3 埤塘、湖泊、水庫.....	4-10
4.3.1 生態系統描述	4-10
4.3.2 碳收支計算.....	4-12
4.3.2.1 埤塘、湖泊及水庫的年平均淨生態系統二氧化碳交換 通量(F_{NEE}).....	4-13
4.3.2.2 埤塘、湖泊及水庫的年平均甲烷釋放通量(F_{ME})	4-16
4.3.2.3 埤塘、湖泊及水庫進流帶入的有機碳通量(F_{Inf})及出流帶出	

的有機碳通量(F_{Eff})	4-16
4.3.2.4 以碳收支計算評估埤塘、湖泊或水庫碳吸存通量因子	4-17
4.3.2.5 使用碳吸存通量因子推估埤塘、湖泊或水庫的碳吸存 能力.....	4-17
4.3.3 碳收支計算有機碳長期累積速率估算	4-17
4.3.3.1 有機碳長期累積速率	4-17
4.3.3.2 使用有機碳長期累積速率推估埤塘、湖泊及水庫的 碳吸存能力	4-18
4.3.4 碳庫估算	4-18
4.3.5 估算步驟及案例	4-19
4.3.5.1.第一及第二層級估算步驟.....	4-19
4.3.5.2 第一及第二層級估算案例.....	4-20
4.3.5.3 第三層級調查步驟	4-20
4.3.6 不確定性評估(Uncertainty Assessment)	4-21
4.3.6.1 第一層級方法的不確定性.....	4-21
4.3.6.2 第二層級方法的不確定性.....	4-21
4.3.6.3 第三層級方法的不確定性.....	4-22
4.4 河川流域濕地.....	4-22
4.4.1 生態系統描述	4-22
4.4.2 河灘濕地	4-23
4.4.3 河川水域	4-23
4.5 林木濕地.....	4-24
4.6 泥炭濕地.....	4-24
4.6.1 泥炭濕地的碳吸存能力及甲烷排放量	4-25
4.6.2 泥炭濕地的碳庫	4-25
第五章 人工濕地.....	5-1
5.1 前言	5-1
5.2 表面流動(FWS)及表面下流動(SSF)人工濕地.....	5-1
5.2.1 生態系統描述	5-1
5.2.2 碳收支計算.....	5-2
5.2.2.1 人工濕地的淨初級生產量(F_{NPP})	5-3

5.2.2.2 人工濕地的年平均異營性呼吸通量(F_{HR})	5-4
5.2.2.3 人工濕地的年平均甲烷釋放通量(F_{ME})	5-6
5.2.2.4 人工濕地進流水輸入(F_{Inf})及出流水輸出(F_{Eff})的年平均有機碳通量	5-7
5.2.2.5 碳吸存通量計算	5-8
5.2.2.6 使用碳吸存通量因子推估人工濕地碳吸存能力	5-8
5.2.3 有機碳長期累積速率估算	5-8
5.2.3.1 有機碳長期累積速率	5-8
5.2.3.2 使用有機碳長期累積速率推估人工濕地碳吸存能力	5-9
5.2.5.3 第三層級調查步驟	5-9
5.2.4 碳庫估算	5-10
5.2.4.1 生物量碳庫量(C_{BM})的估算	5-11
5.2.4.2 土壤有機物碳庫量(C_{SOM})的估算	5-11
5.2.5 估算步驟及案例	5-11
5.2.5.1 第一及第二層級估算步驟	5-11
5.2.5.2 第一及第二層級估算案例	5-12
5.2.5.3 第三層級調查步驟	5-13
5.2.6 不確定性評估	5-14
5.2.6.1 第二層級方法的不確定性	5-14
5.2.6.2 第三層級方法的不確定性	5-14
5.3 生態池	5-15
5.3.1 生態池系統描述	5-15
5.3.2 碳收支計算	5-15
5.3.2.1 生態池的年平均淨生態系統 CO_2 交換通量(F_{NEE})	5-16
5.3.2.2 生態池的年平均甲烷釋放通量(F_{ME})	5-18
5.3.2.3 生態池進流水輸入(F_{Inf})及出流水輸出(F_{Eff})的年平均有機碳通量	5-18
5.3.2.4 碳吸存通量計算	5-19
5.3.2.5 使用碳吸存通量因子推估生態池碳吸存能力	5-19
5.3.3 有機碳長期累積速率估算	5-19
5.3.4 碳庫估算	5-19

5.3.5 估算步驟及案例	5-20
5.3.5.1 第一及第二層級估算步驟	5-20
5.3.5.2 第三層級調查步驟	5-20
5.3.6 不確定性評估	5-21
5.3.6.1 第二層級方法的不確定性	5-21
5.3.6.2 第三層級方法的不確定性	5-22
第六章 濕地碳匯與碳庫調查計畫.....	6-1
6.1 前言	6-1
6.2 調查步驟	6-1
6.3 採樣規劃	6-2
6.3.1 採樣位置的規劃	6-2
6.3.2 採樣頻率的規劃	6-3
6.4 濕地面積估算方法.....	6-4
6.4.1 濕地面積估算流程.....	6-4
6.4.2 濕地面積估算方法.....	6-8
6.5 碳通量調查相關測量方法	6-12
6.5.1 淨初級生產量測量方法.....	6-12
6.5.1.1 紅樹林落葉淨初級生產量測量方法	6-12
6.5.1.2 紅樹林地面上幹木淨初級生產量測量方法.....	6-13
6.5.1.3 紅樹林地面下根部淨初級生產量測量方法.....	6-14
6.5.1.4 灘地底棲微藻總初級生產量及總呼吸通量估算法	6-16
6.5.1.5 草澤淨初級生產量測量方法	6-19
6.5.1.6 植物性浮游生物初級生產量測量方法	6-22
6.5.1.7 固體樣本乾種分析法	6-22
6.5.1.8 固體樣本有機碳含量分析.....	6-23
6.5.2 氣體交換通量測量方法.....	6-24
6.5.2.1 靜置式採氣罩.....	6-24
6.5.2.2 漂浮式採氣罩.....	6-28
6.5.2.3 擴散通量測量法	6-28
6.5.3.有機碳輸入與輸出通量.....	6-32
6.5.3.1 流量測量.....	6-32

6.5.3.2 水質分析.....	6-33
6.5.3.3 輸入及輸出通量計算.....	6-34
6.6 碳庫調查及測量法.....	6-35
6.6.1 生物量碳庫調查.....	6-35
6.6.1.1 木本科植物(紅樹林)生物量.....	6-35
6.6.1.2 草本科植物生物量.....	6-35
6.6.2 土壤有機物碳庫調查.....	6-35
6.6.2.1 土壤採樣方法.....	6-35
6.6.2.2 土壤有機物及碳含量分析.....	6-36
6.6.2.3 土壤假密度分析.....	6-36
6.7 有機碳長期累積速率(LORCA)調查.....	6-36
6.7.1 有機碳長期累積速率.....	6-36
6.7.2 碳同位素測量法.....	6-36
6.7.3 鉛-210、鐳-226 及銫-137 同位素測量法.....	6-37
6.8 由量測結果擴大推估.....	6-38
6.8.1 利用時間內插法推估全年平均值.....	6-38
6.8.2 利用空間內插法推估完整濕地的平均值.....	6-38
第七章 濕地碳匯功能調查標準作業程序簡易流程.....	7-1
第八章 參考文獻.....	8-1

表目錄

表 1.1	100 年度國家重要濕地一覽表(1/3).....	1-5
表 1.1	100 年度國家重要濕地一覽表(2/3).....	1-6
表 1.1	100 年度國家重要濕地一覽表(3/3).....	1-7
表 1.2	全球不同陸域生態系統的面積、碳庫及淨初級生產量.....	1-14
表 1.3	全球不同陸域生態系統的土壤碳密度及碳庫量.....	1-15
表 1.4	不同濕地及森林生態系統的碳吸存通量因子.....	1-18
表 1.5	不同濕地有機碳長期累積速率的比較.....	1-19
表 1.6	全球甲烷釋放通量來自不同來源的比較.....	1-20
表 1.7	不同類型濕地甲烷釋放通量的比較(1/2).....	1-21
表 1.7	不同類型濕地甲烷釋放通量的比較(2/2).....	1-22
表 1.8	不同濕地溫室氣體排放與碳匯的全球暖化潛勢比較.....	1-24
表 2.1	適用於碳匯調查之各類型濕地的定義及說明(1/2).....	2-3
表 2.1	適用於碳匯調查之各類型濕地的定義及說明(2/2).....	2-4
表 3.1	不同紅樹林濕地碳收支計算各項通量的比較.....	3-5
表 3.2	不同紅樹林濕地有機碳長期累積速率的比較.....	3-12
表 3.3	不同紅樹林濕地地面上生物量(AGB)與地面下生物量(BGB)的比較... ..	3-14
表 3.4	不同紅樹林濕地土壤有機碳密度(SCD)的比較.....	3-15
表 3.5	不同潮間帶灘地碳收支計算各項通量的比較.....	3-22
表 3.6	不同潮間帶灘地底泥及有機碳長期累積速率的比較.....	3-24
表 3.7	不同潮間帶灘地土壤有機碳密度(SCD)的比較.....	3-25
表 3.8	不同鹹水草澤植物的地面上及地面下生物量淨初級生產量.....	3-32
表 3.9	不同鹹水草澤的土壤總呼吸通量及甲烷釋放通量年平均値.....	3-32
表 3.10	北美大西洋海岸鹹水草澤碳收支計算平均値.....	3-33
表 3.11	不同鹹水草澤地面上生物量(AGB)與地面下生物量(BGB)的比較.....	3-35
表 3.12	不同河口與潟湖的空氣—水面年平均二氧化碳交換通量.....	3-44
表 3.13	不同河口及潟湖的甲烷釋放通量.....	3-46
表 3.14	全球四種不同內河口地形的二氧化碳排放或吸存能力估算.....	3-51

表 3.15	七股濕地兩種不同漁塭的二氧化碳、甲烷及氧化亞氮年平均交換通量調查結果.....	3-56
表 4.1	不同淡水草澤植物的地面上及地面下生物量淨初級生產量.....	4-3
表 4.2	不同淡水草澤碳收支計算各項通量的比較.....	4-6
表 4.3	不同埤塘、湖泊及水庫的甲烷與二氧化碳交換通量.....	4-15
表 5.1	不同人工濕地植物的地面上生物量淨初級生產量比較.....	5-4
表 5.2	嘉南藥理科技大學人工濕地碳收支計算結果.....	5-6
表 6.1	濕地碳匯功能調查的測量項目、方法及採樣頻率.....	6-4
表 6.2	水質分析方法一覽表.....	6-34

圖目錄

圖 1.1	國家重要濕地分布圖	1-8
圖 1.2	濕地中的碳循環可能途徑	1-10
圖 1.3	全球碳庫及碳循環	1-13
圖 2.1	適用於碳匯調查的濕地分類系統	2-5
圖 2.2	濕地中主要碳物質通量及流向示意圖	2-11
圖 2.3	濕地系統的碳質量進入及離開三大碳池及濕地系統的示意圖	2-17
圖 2.4	選用不同層級方法調查濕地碳匯及碳庫的決策流程	2-33
圖 6.1	國家重要濕地地理資訊系統劃分各類濕地面積流程	6-10
圖 6.2	國家重要濕地各類濕地面積估算流程	6-11
圖 6.3	國家重要濕地各類型濕地面積分類流程圖	6-11
圖 6.4	密閉式靜置氣罩法	6-27
圖 6.5	漂浮箱法	6-28

序言

濕地的碳庫及碳吸存能力對國家、區域性或全球的溫室氣體及氣候變遷具有調節的作用，如何能保護及永續利用此項濕地的功能及價值，最重要的先期工作即是建立國家濕地碳庫及碳吸存能力的資料庫。唯至目前為止，國內對於濕地碳匯功能及碳庫調查所需要的參數，例如：濕地面積、濕地碳吸存通量因子（包括所需的濕地淨初級生產量、異營性呼吸通量、甲烷通量、及淨生態系統二氧化碳交換量）、有機碳長期累積速率（包括濕地各碳池碳含量、濕地土壤有機碳密度）等本國數據均相當缺乏，意味著對調查方法也相當陌生。因此，本作業手冊的目的乃希望藉由綜覽國內外文獻，歸納出目前國際間的主流調查方法，並考量主管機關（內政部營建署）對濕地的管理策略及未來國家須提出有關碳匯統計資料之需求，以訂出能符合科學性及實務性的「**濕地碳匯功能調查分析之標準作業程序**」，提供各界參考。

本書分六章撰寫，概要內容說明如下：

第一章，闡述了**濕地與氣候變遷的關係**。扼要的說明了濕地的定義、一般分類、國家重要濕地清單、濕地功能及有關碳物質的生物地質化學循環。其次敘述全球暖化、氣候變遷、全球碳庫與碳收支的趨勢及現況，並探討濕地在氣候變化中扮演的角色及氣候變化對濕地的影響與衝擊。本章也收錄國際間有關各類型濕地碳吸存能力及甲烷排放通量的文獻數據。最後提出如何保護濕地碳庫及碳吸存能力的管理策略建議。

第二章，提出了**適用於各類型濕地碳庫及碳匯能力估算的通用方法**。建議了適用於碳庫及碳吸存能力調查所需的濕地分類系統、濕地面積的估算方法、及估算大尺度濕地範圍之碳吸存量的計算綱要及架構。本書提供了兩種濕地碳吸存能力的調查途徑，第一種為碳收支計算法，第二種為碳庫變化估算法，此兩種方法的理論基礎、方法學及通用方程式將於本章介紹。最後，提出不同層級方法的概念，以因應目前國內缺乏相關數據階段，能以較低層級方法進行估算，及考慮未來以更高層級方法逐步建立國家特殊數據及模式。

第三章，針對海岸濕地的各種類型，包括：紅樹林、潮間帶泥灘地、河(溪)口水域、鹹水草澤、潟湖、魚塢等，提出估算不同類型濕地的碳吸存通量因子、碳庫、有機碳長期累積速率的特殊方程式及估算步驟與案例。本章也提供第一及第二層級方法所需要的預設值及可使用的國家數據。

- 第四章，針對內陸濕地的各種類型，包括：淡水草澤、埤塘、湖泊或水庫、河川流域濕地、林木濕地、泥炭濕地等，提出估算不同類型濕地的碳吸存通量因子、碳庫、有機碳長期累積速率的特殊方程式及估算步驟與案例。本章也提供第一及第二層級方法所需要的預設值及可使用的國家數據。
- 第五章，針對人工濕地的各種類型，包括：表面流人工濕地、表面下流動人工濕地、生態池等，提出估算不同類型濕地的碳吸存通量因子、碳庫、有機碳長期累積速率的特殊方程式及估算步驟與案例。本章也提供第一及第二層級方法所需要的預設值及可使用的國家數據。
- 第六章，本章提出如何擬定濕地碳庫與碳吸存能力調查的計畫與步驟、採樣方法、濕地面積估算方法、碳通量調查及測量法、碳庫調查及測量法、品質要求等，以提供第三層級方法的參考。

第一章 濕地與氣候變遷

1.1 前言

自工業革命後大氣中溫室氣體(greenhouse gases, GHGs)濃度顯著增加,使得大氣溫度上升,對全球氣候、地形特徵和生物生存條件與空間皆造成了顯著影響(IPCC, 2007)。而陸域生態系統(例如:濕地)在全球暖化與氣候變遷中扮演何種角色,及全球暖化與氣候變遷對生態系統會造成何種影響,是近年來生態學家、氣象學家、及環境科學家們眾所關切的課題。

濕地是地球上最重要的生態系統及天然資源之一,它擁有相當高的生產量,可提供鳥類、魚類及野生動物的棲息地,增進生物多樣性,並具有蓄水、調洪、補注地下水、穩定海岸線、水質淨化、氣候調節等功能,也提供景觀、休憩及教育的社會性價值(Mitsch and Gosselink, 2007)。另外,由於濕地具有高的植物生產量、高的水位、厭氧的底部環境及低的有機物分解速率,導致濕地能從大氣中吸收二氧化碳(CO₂),轉換為有機碳捕集於濕地土壤、底泥或植物碎屑中。濕地能將大氣中CO₂封鎖或捕集於濕地的程序,即稱為碳匯(Carbon Sequestration)(Mitra et al., 2005; Mitsch and Gosselink, 2007)。因長期的碳匯能力,使得濕地是所有的陸域生態系統中平均碳密度最高者,並儲存豐富的碳庫(Mitra et al., 2005)。不過,濕地因為長期淹水形成底部厭氧環境,不可避免地成為溫室氣體甲烷(CH₄)及氧化亞氮(N₂O)的產生源(Mitsch and Gosselink, 2007)。

暖化與氣候變遷在本世紀已是必然的趨勢,在此情況下濕地對暖化扮演減輕或增強的角色?全球暖化對濕地是否造成回饋(Feedback)影響?氣候變遷又對濕地造成何種衝擊?針對濕地碳庫及碳吸存功能,應採行何種保護性的管理策略?上述問題均為濕地科學家及管理者面對濕地保育與氣候變遷上的重要課題,於本章各節將逐一說明及討論。

1.2 濕地的定義及分類

1.2.1 濕地的定義

濕地乃泛指陸地生態系統(如高原森林及草原)與水體生態系統(如河川、湖泊及海)的交界區域;濕地也可能位於周遭沒有地面水體的孤立窪地,但水文上與地下水層連結,水源來自地下湧泉。若與周遭的陸域及水體生態比較,濕地是地球上生產量豐沛的生態系統之一。

世界各地不同組織關於濕地的定義有不同的描述。美國漁業暨野生動物局(U.S. Fish and Wildlife Service)在1979年發行的「美國濕地與深水域棲地分類」(Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States)報告中對濕地做了較科學化的定義(Cowardin et al., 1979)：「濕地是介於陸域與水域系統的交界土地，且水位通常維持在地表或接近地表、或者被淺水所淹沒。濕地必需包含以下三種屬性中的至少一種：(1)至少週期性地，提供水生植物(hydrophytes)優勢生長；(2)基質絕大多為積水的含水土壤(hydric soil)；(3)在每年生長季中的某時期，基質非一般土壤(nonsoil)，而是飽含水份或是被淺水覆蓋。」

加拿大的國家濕地工作團隊(National Wetlands Working Group)在1988年發行的「加拿大濕地」(Wetlands of Canada)一書中針對濕地發表了定義：「水面在地表、接近地表或地表之上，或是長時間飽含水分，如此得以促進由含水土壤(hydric soil)、水生植物及不同種類生物活性所致的濕地或水中程序，上述程序適合於濕的環境」(Zoltai, 1988)。

國際自然保育聯盟(IUCN, International Union for the Conservation of Nature and Nature Resources)在拉姆薩國際濕地公約(Ramsar Convention, 1971)的相關條文中，對濕地的定義：「本公約所謂之濕地，係指沼澤、沼泥地、泥煤地或水域等地區；不論天然或人為、永久或暫時、死水或活流、淡水或海水、或兩者混合、以及海水淹沒區，其水深在低潮時不超過6公尺者。」第二條第一款中更將濕地的範圍做更詳細的敘述：「濕地可包含與濕地接臨之河岸及海岸地區，以及濕地內之海島、或海水淹沒之地區其水位在低潮時不超過6公尺者，特別是有水鳥之棲息地有其重要性者，均可以併入」。

1.2.2 濕地的分類

一、海岸濕地及內陸濕地

不同地區或國家習慣使用不同詞彙來稱呼不同類型的濕地。一般可依濕地的植物類型、土壤性質、地理位置及水的鹽度等不同條件，將濕地分為不同類型。國際自然保育聯盟(IUCN)建立了國際性的濕地分類系統(Classification System for Wetland Types)，又稱為拉姆薩公約系統(Ramsar Convention system)，將濕地細分為32個分類，歸屬於兩個主要類別：海洋/海岸濕地(marine/coastal wetlands)及內陸濕地(inland wetlands)。

Mitsch and Gosselink (2007)則將濕地分類為七種主要不同類型的濕地：感潮帶鹹水草澤、感潮帶淡水草澤、紅樹林濕地、淡水草澤、泥炭沼澤、淡水森林沼澤、河岸濕地，是最簡單的濕地分類。前三類型濕地屬於海岸濕地(coastal wetlands, CW)，後四類型濕地屬於內陸濕地(inland wetlands, IW)。

- 1.感潮帶鹹水草澤(tidal salt marshes)：濕地與海水交界且水位受潮汐影響而變動，植物以鹽生草本植物為主。
- 2.感潮帶淡水草澤(tidal freshwater marshes)：沿著河川及河口且靠近海岸線的草澤，感受到非鹹水(nonsaline water)引起的潮汐變化，濕地植物種類常與淡水草澤類似。
- 3.紅樹林濕地(mangrove wetlands)：以鹽生樹木及灌木等能生長在半鹹水及感潮海水的紅樹林物種為優勢的濕地，常分布於熱帶及亞熱帶的海岸生態系統。
- 4.淡水草澤(freshwater marshes)：連續或經常被水淹沒的濕地，主要特徵為存在著挺水性草本科能適應含水土壤的水生植物。草澤一般含礦物性土壤，少累積泥炭。
- 5.泥炭沼澤(peatlands)：泥炭(peat)乃被部分分解的植物體，所謂泥炭沼澤泛指顯著累積泥炭的濕地。而Fen則為累積泥炭且有接收來自周遭礦物性土壤排水，並提供類似草澤植物生長的濕地。Bog為累積泥炭但沒有顯著進流與出流，並提供嗜酸性鮮苔植物生長的濕地。
- 6.淡水森林沼澤(freshwater swamp)：植物以喬木或灌木為佔優勢的濕地。
- 7.河岸濕地(riparian system)：因為緊鄰河川水域生態而具有高水位的生態系統，又可稱為河岸緩衝帶(riparian buffer)或河邊植生帶(streamside vegetation strip)。

二、人工濕地

人工濕地(constructed treatment wetland, CTW)為模擬天然濕地，將濕地中的物質循環機制及水質淨化程序應用於水或廢水管理及處理上的一種自然淨化系統。為一種省能源、低成本、無二次污染、操作維護簡單、不破壞生態的綠色環保技術。人工濕地亦可如天然濕地般提供綠化、美觀、休憩、野生動物保育等額外功能(IWA, 2000; USEPA, 2000)。人工濕地依照水流類型分為表面流(free water surface, FWS)人工濕地及表面下流動(subsurface flow, SSF)人工濕地。FWS人工濕地的水文性質、含水土壤性質、及水生植物類似於淡水草澤，不同的是人工濕地終年接收進流廢水的高有機物負荷，經常保持固定水深的淹水狀況，並存在高密度的水生植物。SSF人工濕地則是較工程化的濕地，雖然存在高密度的草本科挺水性植物，但是人為填充砂石或礫石做為支持植物生長的介質，水位則被控制在砂石或礫石層下，看不見水位，水質淨化效能佳，不過無法提供水域的生態棲地。

臺灣對人工濕地技術的應用及發展約始於1990年代中期，直到2001年底才完成第一座實場規模的設置，用以處理鄉村社區之生活污水。自此人工濕地的設置數目幾乎以指數方式成長。統計至2006年底，概計有82個實場規模的人工濕地已完成建造使用，另外還超過10個系統於建置當中。人工濕地的規模，面積由60平方公尺到80公頃，處理廢水量範圍由每日3至50,000立方公尺不等 (Jing et al., 2008)。

1.2.3 國內的重要濕地

為了落實維護本土生物多樣性工作，推動濕地保育與教育，結合生態旅遊，並向國際社會宣示我國的生態保育作為，內政部營建署城鄉發展分署於2006~2007年期間，辦理劃定「國家重要濕地」作業，透過相關部會、直轄市、縣(市)政府、民間團體及學術單位的熱烈推薦，經由一系列的推薦與評選，結果於2007年12月10日出爐，並於100年度重新檢討，總共有82處濕地收錄(表1.1及圖1.1)。營建署並出版「2007國家重要濕地彙編」及「國家濕地導覽手冊」，主要目的除介紹「國家重要濕地」評選過程及成果外，還將彙整這些重要濕地的生態資源及特色，作為各界對濕地三育(保育、復育及教育)的參考依據。這82處濕地依其規模、生態保育價值與重要性被分類為：國際級濕地(2處)、國家級濕地(40處)、地方級濕地(40處)，其中台南市的「曾文溪口濕地」及「四草濕地」均屬為國際級濕地；淡水河流域濕地包含11處濕地；內陸型濕地最多有41處，其次為海岸型濕地有35處，人工濕地也有16處(表1.1)，總濕地面積56,865公頃。

1.3 濕地的功能與價值

濕地的功能(functions)與價值(values)是經常可互換的用詞，但仍有其不同意含(Mitra et al., 2005)。濕地的功能乃敘述濕地特性的物理、化學及生物程序；而濕地的價值則泛指濕地對人類提供的用途及服務。每一處濕地因其所在位置及範圍的不同，而具有其獨特性的功能，對人類產生不同的價值(Mitsch and Gosselink, 2007)。

濕地可提供鳥類庇護、覓食及生育時的棲息地，也是魚類、甲殼類及其他野生動物的棲息處。因此，對於傳統人類社會，人們依賴濕地打獵以獲取動物的皮毛，捕魚以獲取動物蛋白食物，或進行經濟交易。濕地也存在豐富的植物生物量及累積泥炭(peat)，人類經常採收作為建材、食物、燃料能源及其他日用品。

對生態系統而言，濕地接收並儲留暴雨逕流，改變洪峰的強度及延長出流時間，因而有降低洪患的功能。海岸濕地(如紅樹林及鹽水草澤)有吸收巨浪(颱風、颶風或海嘯引起)的功能，而有保護海岸、避免海岸線沖蝕的價值。某些濕地也有補注地下水的功能。濕地被稱為大地的腎臟，透過其生物地質化學反應，去除水中有機物、

營養物及毒性物質，使流經濕地的水其水質獲得提升。濕地是優良的生物教室或實驗室，可提供自然科學教育的一手資料，也提供遊憩及景觀美學價值。

對於更大的區域性尺度，濕地在全球碳、氮、硫循環中扮演重要腳色。本作業手冊尤其關注濕地的碳循環功能（見第1.5節），雖然多數濕地不可避免產生甲烷，但是也具有吸收及匯集大氣二氧化碳（主要溫室氣體）的能力，並成為陸域生態系統的重要碳庫，與森林類似能提供大氣碳中和的價值。

表 1.1 100 年度國家重要濕地一覽表(1/3)

編號	名稱	所在縣市	面積(公頃)	等級	濕地分類	備註	
1	曾文溪口濕地	臺南市	3,218	國際級	海岸濕地	96年評選	
2	四草濕地	臺南市	547	國際級	海岸濕地	96年評選	
3	夢幻湖濕地	臺北市	1	國家級	內陸濕地	96年評選	
4	淡水河流域濕地	4-1臺北港北堤濕地	新北市	477	國家級	海岸濕地	100年新增濕地
		4-2挖子尾濕地	新北市	60		海岸濕地	96年評選
		4-3淡水河紅樹林濕地	新北市	190		海岸濕地	96年評選
		4-4關渡濕地	臺北市、新北市	394		海岸濕地	96年評選
		4-5五股濕地	新北市	358		海岸濕地	範圍調整
		4-6大漢新店濕地	臺北市、新北市	650		內陸濕地	96年評選
		4-7新海人工濕地	新北市	101		人工濕地	範圍調整
		4-8浮洲人工濕地	新北市	129		人工濕地	100年新增濕地
		4-9打鳥埤人工濕地	新北市	76		人工濕地	範圍調整
		4-10城林人工濕地	新北市	36		人工濕地	100年新增濕地
4-11鹿角溪人工濕地	新北市	25	人工濕地	100年新增濕地			
5	桃園埤圳濕地	桃園縣	2,974	國家級	內陸濕地	96年評選	
6	許厝港濕地	桃園縣	1,836	國家級	海岸濕地	100年新增濕地	
7	新豐濕地	新竹縣	165	國家級	內陸濕地	96年評選	
8	鴛鴦湖濕地	新竹縣	374	國家級	內陸濕地	96年評選	
9	香山濕地	新竹市	1,600	國家級	海岸濕地	96年評選	
10	西湖濕地	苗栗縣	183	國家級	海岸濕地	100年新增濕地	
11	七家灣溪濕地	臺中市	7,221	國家級	內陸濕地	96年評選	
12	高美濕地	臺中市	701	國家級	海岸濕地	96年評選	
13	大肚溪口濕地	臺中市、彰化縣	4,136	國家級	海岸濕地	96年評選	
14	鰲鼓濕地	嘉義縣	512	國家級	海岸濕地	96年評選	
15	朴子溪河口濕地	嘉義縣	8,522	國家級	海岸濕地	100年新增濕地	
16	好美寮濕地	嘉義縣	1,171	國家級	海岸濕地	96年評選	
17	布袋鹽田濕地	嘉義縣	721	國家級	海岸濕地	96年評選	
18	八掌溪口濕地	嘉義縣、臺南市	635	國家級	海岸濕地	96年評選	
19	嘉南埤圳濕地	嘉義縣、臺南市	1,383	國家級	海岸濕地	96年評選	

表 1.1 100 年度國家重要濕地一覽表(2/3)

編號	名稱	所在縣市	面積(公頃)	等級	濕地分類	備註
20	北門濕地	臺南市	2,447	國家級	海岸濕地	96年評選
21	官田濕地	臺南市	15	國家級	內陸濕地	96年評選
22	七股鹽田濕地	臺南市	2,997	國家級	海岸濕地	96年評選
23	鹽水溪口濕地	臺南市	635	國家級	海岸濕地	96年評選
24	楠梓仙溪濕地	高雄市	130	國家級	內陸濕地	96年評選
25	大鬼湖濕地	高雄市	39	國家級	內陸濕地	96年評選
26	洲仔濕地	高雄市	10	國家級	內陸濕地	96年評選
27	南仁湖濕地	屏東縣	118	國家級	內陸濕地	96年評選
28	龍鑾潭濕地	屏東縣	289	國家級	內陸濕地	範圍調整
29	新武呂溪濕地	臺東縣	193	國家級	內陸濕地	96年評選
30	大坡池濕地	臺東縣	41	國家級	內陸濕地	96年評選
31	卑南溪口濕地	臺東縣	947	國家級	海岸濕地	96年評選
32	小鬼湖濕地	臺東縣	18	國家級	內陸濕地	96年評選
33	花蓮溪口濕地	花蓮縣	259	國家級	海岸濕地	96年評選
34	馬太鞍濕地	花蓮縣	177	國家級	內陸濕地	96年評選
35	雙連埤濕地	宜蘭縣	17	國家級	內陸濕地	96年評選
36	蘭陽溪口濕地	宜蘭縣	2,799	國家級	海岸濕地	96年評選
37	五十二甲濕地	宜蘭縣	299	國家級	內陸濕地	96年評選
38	無尾港濕地	宜蘭縣	684	國家級	海岸濕地	96年評選
39	南澳濕地	宜蘭縣	200	國家級	內陸濕地	96年評選
40	青螺濕地	澎湖縣	221	國家級	海岸濕地	96年評選
41	慈湖濕地	金門縣	188	國家級	內陸濕地	96年評選
42	清水濕地	連江縣	12	國家級	海岸濕地	96年評選
43	竹北蓮花寺濕地	新竹縣	1	地方級	內陸濕地	96年評選
44	頭前溪生態公園	新竹縣	492	地方級	內陸濕地	100年新增濕地
45	竹南人工濕地	苗栗縣	9	地方級	人工濕地	96年評選
46	向天湖濕地	苗栗縣	3	地方級	內陸濕地	96年評選
47	大湳湖濕地	苗栗縣	9	地方級	內陸濕地	96年評選
48	東勢人工濕地	臺中市	4	地方級	人工濕地	96年評選
49	草湳濕地	南投縣	2	地方級	內陸濕地	96年評選
50	名間新街冷泉濕地	南投縣	50	地方級	內陸濕地	100年新增濕地
51	集集雙子湖濕地	南投縣	12	地方級	內陸濕地	100年新增濕地
52	頭社盆地濕地	南投縣	132	地方級	內陸濕地	100年新增濕地
53	草坵濕地	南投縣	2	地方級	內陸濕地	96年評選
54	成龍濕地	雲林縣	171	地方級	海岸濕地	96年評選
55	植梧濕地	雲林縣、嘉義縣	1,857	地方級	海岸濕地	96年評選

表 1.1 100 年度國家重要濕地一覽表(3/3)

編號	名稱	所在縣市	面積(公頃)	等級	濕地分類	備註
56	彌陀濕地	嘉義市	30	地方級	內陸濕地	96年評選
57	八掌溪中游濕地	嘉義市、嘉義縣	363	地方級	內陸濕地	96年評選
58	白河國小人工濕地	臺南市	0.4	地方級	人工濕地	96年評選
59	嘉南藥理科技大學人工濕地	臺南市	1	地方級	人工濕地	96年評選
60	高雄大學濕地	高雄市	5	地方級	內陸濕地	100年新增濕地
61	茄萣濕地	高雄市	171	地方級	海岸濕地	原竹滬鹽田 濕地更名
62	永安鹽田濕地	高雄市	133	地方級	海岸濕地	96年評選
63	大樹人工濕地	高雄市	177	地方級	人工濕地	96年評選
64	烏松濕地	高雄市	4	地方級	內陸濕地	96年評選
65	林園人工濕地	高雄市	50	地方級	人工濕地	96年評選
66	援中港濕地	高雄市	39	地方級	海岸濕地	96年評選
67	半屏湖濕地	高雄市	12	地方級	內陸濕地	96年評選
68	鳳山水庫濕地	高雄市	118	地方級	內陸濕地	96年評選
69	麟洛人工濕地	屏東縣	3	地方級	人工濕地	100年新增濕地
70	武洛溪人工濕地	屏東縣	15	地方級	人工濕地	96年評選
71	崁頂濕地	屏東縣	153	地方級	內陸濕地	100年新增濕地
72	屏東科技大學人工濕地	屏東縣	56	地方級	人工濕地	96年評選
73	四重溪口濕地	屏東縣	25	地方級	海岸濕地	100年新增濕地
74	海生館人工濕地	屏東縣	5	地方級	人工濕地	96年評選
75	四林格山濕地	屏東縣	2	地方級	內陸濕地	100年新增濕地
76	東源濕地	屏東縣	112	地方級	內陸濕地	100年新增濕地
77	關山人工濕地	臺東縣	2	地方級	人工濕地	96年評選
78	鸞山湖濕地	臺東縣	4	地方級	內陸濕地	96年評選
79	金龍湖濕地	臺東縣	5	地方級	內陸濕地	96年評選
80	六十石山濕地	花蓮縣	6	地方級	內陸濕地	96年評選
81	竹安濕地	宜蘭縣	1,417	地方級	海岸濕地	96年評選
82	菜園濕地	澎湖縣	82	地方級	海岸濕地	96年評選
合計			56,865	國際：2 國家：40 地方：40		

資料來源：內政部營建署



資料來源：內政部營建署

圖 1.1 國家重要濕地分布圖

1.4 氣候變遷

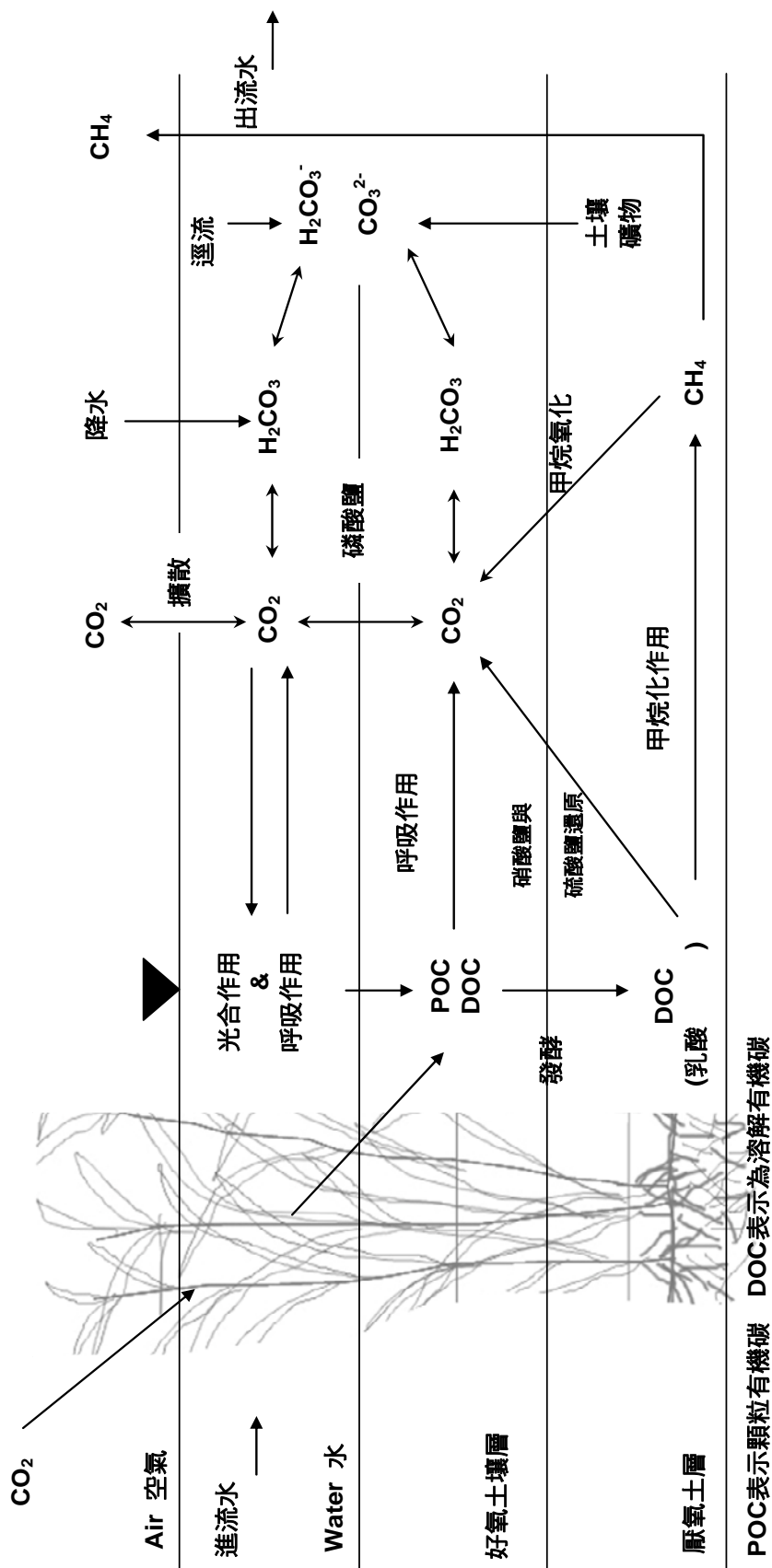
由於科學家們持續且一致地觀察到明確的證據，全球暖化及氣候變遷(global warming and climate change)已是科學領域中的高度共識，並已成為國際間最重要的環境議題(IPCC, 2007)。此環境問題未來將持續地影響人類社會的政治、經濟、文化及生存空間的發展。上述暖化及氣候變遷的證據包括：

- 在過去的12年之中(1995年-2006年)，有11年的全球溫度排名在1850年以來最高平均溫度年份之中。最近100年(1906年-2005年)平均地表溫度增加趨勢為0.74°C。
- 自1961年以來，全球平均海平面上升的平均速率為每年1.8毫米，而從1993年以來的平均增幅已達每年3.1毫米。
- 從1978年以來，北極年平均海冰面積已經以每10年2.7%的速率退縮。過去30年來，陸域冰川已消失13,500 km²。

而造成暖化及氣候變化的主要原因乃是人為活動(例如使用化石燃料、製造水泥、砍伐森林、土地使用的改變等)製造大量溫室氣體排放，導致大氣層溫室氣體濃度的增加。這些溫室氣體吸收了長波的輻射線，增強暖化地球的效應。對暖化貢獻最大的溫室氣體為二氧化碳(CO₂)，其每年人為活動總排放量從1970至2004年由21 Gt CO₂/yr 增加到38 Gt CO₂/yr (1Gt=1×10⁹ 公噸, yr=年)，計增加了80%，2004年二氧化碳的排放量佔所有溫室氣體排放量的77%。如此顯著的排放增加，使得自工業革命1750年到2005年，大氣層的二氧化碳濃度由280 ppm (ppm=百萬分之一)，增加到380 ppm，在1995~2005年期間大氣層二氧化碳的每年增加速率達1.9 ppm/yr。對暖化貢獻第二大的溫室氣體為甲烷(CH₄)，大氣層中的濃度自1750年的700ppb (ppb=十億分之一)，增加到2005年的1,775 ppb。大氣中的濃度雖然只有二氧化碳的二百分之一，但是每一分子甲烷的吸熱能力卻是一個分子二氧化碳的21倍。

1.5 濕地環境中的碳循環

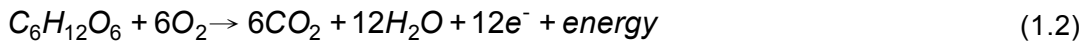
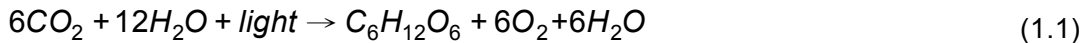
由於濕地含有豐富的水分、土壤、動植物、微生物及物理化學環境，因此構成特殊的濕地生物地質化學(wetland biogeochemistry)，透過物理及化學程序，含碳、氮、硫、磷、鐵的相關化合物在濕地中進行滯留、轉換及循環，進而產生氣體(如CO₂、N₂、N₂O、CH₄、H₂S等)釋放到大氣中，形成某些物質的來源或匯集場址。濕地甚至可視為平衡大氣層氣體含量的重要一環。本節僅說明濕地中與碳化合物有關的轉換及循環，圖1.2示意發生在濕地中碳循環(carbon cycle)的可能途徑。



資料來源：Mitsch and Gosselink, 1993

圖 1.2 濕地中的碳循環可能途徑

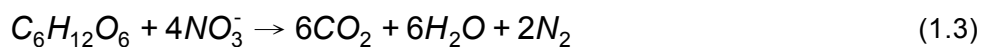
濕地具有吸收碳的能力，因為濕地中的植生（包括水生植物及藻類）透過**光合作用(photosynthesis)**，以 H_2O 做為電子給予者攝取大氣中的二氧化碳，轉換成為有機生物體並產生氧分子(式1.1)。植物體枯萎後殘骸累積於濕地的好氧環境（底泥及水層）中，形成有機碳源會刺激生物的好氧呼吸作用(**aerobic respiration**)，以氧分子作為電子接受將有機物分解形成 CO_2 釋放於大氣中(式1.2)。



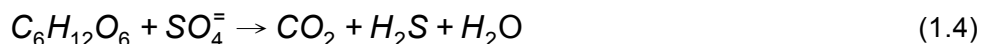
以能源轉換而言，好氧呼吸作用分解有機物的程序是有效率的。然而，在飽和條件(saturated conditions)或淹水環境(flooded environment)下，氧分子的傳送及供應受到限制，濕地水體底部環境或好氧層的內部環境容易成為缺氧特性(anoxic nature)，迫使有機物進行能源轉換效率較差的厭氧分解程序。再者，植物生物體有機物（如碳水化合物）多屬高分子型態的纖維素及半纖維素，或含芳香族化合物的木質素，難以被迅速分解。因此，從濕地的底泥中釋出二氧化碳的速度一般均小於植物吸收二氧化碳的速度，使得有機碳會逐漸累積在濕地中(Mitsch and Gosselink, 2007)，且長期的有機碳累積速率可能高於其他陸域生態系統。

由於濕地處於淹水狀態，形成缺氧環境，因此容易進行幾項厭氧性的分解程序：(1)脫硝作用(denitrification)，(2)硫酸還原作用(sulfate reduction)，(3)發酵作用(fermentation)，(4)甲烷化作用(methanogenesis)。上述程序又可稱為厭氧呼吸作用(anaerobic respiration)，以下分別介紹其反應：

1. **脫硝作用**：又稱為異化性硝酸鹽還原反應(dissimilatory nitrate reduction)，乃脫硝細菌在缺乏氧分子的條件下利用 NO_3^- 做為電子接受者而被還原為 N_2 ，有機物做為電子提供者而被轉化為 CO_2 及 H_2O （式1.3）。脫硝作用是濕地中氮循環的重要途徑。



2. **硫酸還原作用**：此乃某些絕對厭氧性的硫酸還原細菌，利用硫酸鹽做為電子接受者而被還原為 H_2S ，有機物做為電子提供者而被轉化為 CO_2 （式1.4）。



3. **發酵作用**：有機物的發酵過程為利用有機物做為電子接受者進行厭氧呼吸，結果產生不同的低分子量有機酸及醇類，驅使發酵作用的微生物為濕地底泥中的兼性及絕對厭氧菌。此反應主要將高分子量的碳水化合物轉化為低分子量有機物提供其他微生物利用。



4. 甲烷化作用(methanogenesis)：此乃甲烷氧化菌利用CO₂作為電子接受者，氫氣分子作為電以提供者轉化為CH₄(式1.7)，或直接將醋酸轉化為CH₄及CO₂(式1.8)。甲烷生成菌因此有兩種主要分類：嗜氫及嗜醋酸甲烷生成菌。在濕地底泥的絕對厭氧與還原環境中，透過厭氧分解程序有機物碳會轉換成為甲烷而釋於大氣中。



濕地中有機物的來源為根分泌物、植物殘體、死亡的植物體與微生物以及進流廢水中的有機物質等，這些物質的存在對微生物之活性有促進作用。因濕地土壤長年都處於浸水狀態，土壤孔隙呈飽滿水分狀態，底層土壤容易變成厭氣狀態、氧化還原電位低，且有機物含量豐富，這些都是造成產生甲烷的原因。如果土壤中的氧氣含量增加以及氧化還原電位上升，不利於甲烷之產生與釋放；產生的甲烷也可能被甲烷利用細菌，進行甲烷氧化作用(methane oxidation)(式1.9)，而削減甲烷的釋放通量。

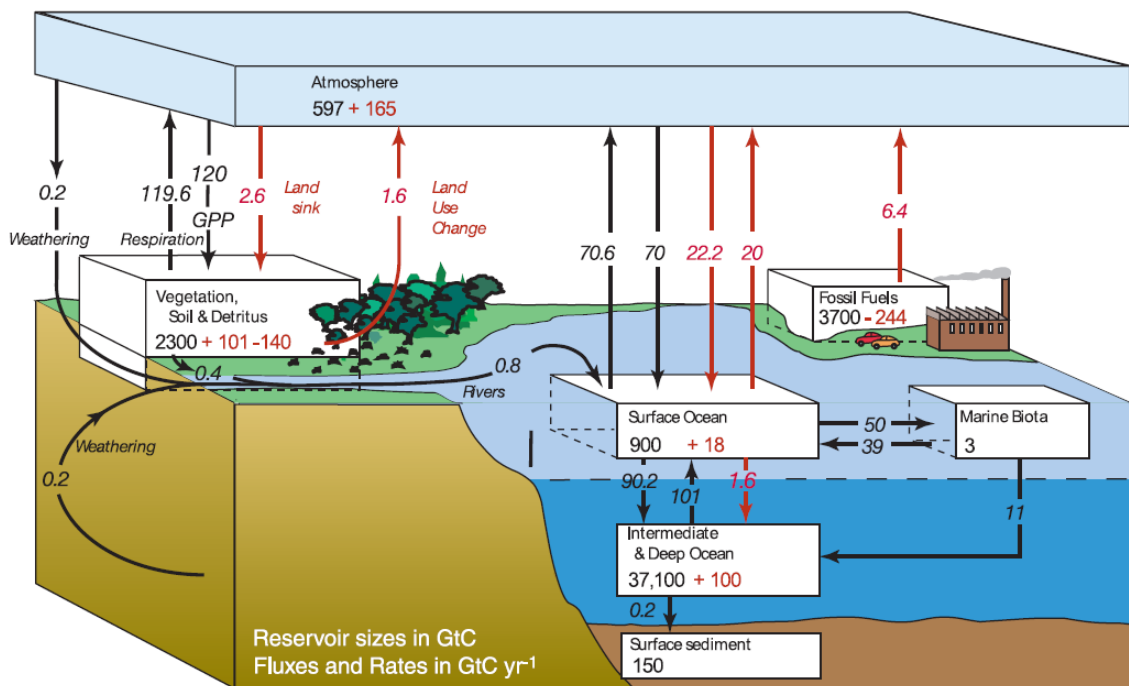


上述濕地的二氧化碳及甲烷多來自死亡的有機物殘渣、土壤有機物及水中溶解性有機物，經細菌分解所形成。兩種氣體的產生或釋放速率受到幾個主要因素的影響：水的飽和程度、氣候、營養物效力。在溫暖的氣候條件，會刺激微生物的分解活性，而增加二氧化碳及甲烷的產生速率。然而，水的飽和程度會造成不同的影響。當濕地之水被排乾後，土壤的空隙的含氧量增加，會提升好氧分解能力增加二氧化碳的產生，但是會抑制甲烷化的生物活性而減少甲烷的釋放。相反的，濕地的淹水深度增加，則減少二氧化碳的產生，但增加甲烷的釋放。

綜合上述濕地中有關碳的循環途徑，從濕地系統的碳質量平衡觀點(詳細見第2.5節)，如果以每一年為周期，濕地因植物及其它生產者光合作用吸存二氧化碳的碳攝取量，超過濕地分解作用(包括好氧及厭氧分解)產生二氧化碳及甲烷的碳排放量，則此濕地將發揮碳吸存功能並逐漸成為碳匯集場所(carbon sink)；相反地，若每年的碳攝取量顯著低於碳排放量，則濕地成為碳排放源(carbon source)，貢獻溫濕氣體。

1.6 當前的全球碳收支及濕地的碳庫與碳吸存能力

圖 1.3 為 1990 年代的全球碳儲場碳庫及各儲場之間碳通量的估算值 (IPCC, 2007)。全球的四大碳儲場依序為：海洋、化石燃料 (fossil fuels)、陸域生態系統 (terrestrial ecosystems)、及大氣層。最大的碳儲場在海洋，其目前碳庫量達 38,300 Gt C ($1 \text{ Gt} = 1 \times 10^9 \text{ tonnes}$)；化石燃料的目前碳庫約有 3,460 Gt C，自工業革命 (1750 年) 後已經耗用了約 244 Gt C；陸域生態系統目前約含有 2,260 Gt C，因土地使用的改變 (如森林砍伐)，自 1750 年以來已減少 140 Gt；目前的大氣層碳庫約有 762 Gt C，自 1750 年以來已增加了 140 Gt (圖 1.3)。



資料來源：IPCC, 2007

圖 1.3 全球碳庫及碳循環

濕地雖然只占全球陸域面積的 2~4%，然而所儲存的碳庫達 240 Gt C (包括土壤及植物生物量) (Grace, 2001, 表 1.2)，約佔陸域生態系統碳庫量的 10.6%。全球濕地的泥炭 (peat) 沉積 (特別是在北極及熱帶區域的泥炭濕地) 為陸域生態系統的重要儲場。部分文獻報導更高的數值，認為全球陸域土壤約含有 1,400~2,300 Gt C，其中 20~30% (455~700 Gt C) 儲存於濕地中 (Mitsch and Wu, 1995; Roulet, 2000; Hadi et al., 2005)。此主要原因為濕地是所有的陸域生態系統中平均碳密度 (carbon density) 最高者，濕地的土壤碳密度達 72.3 kg C/m²，反觀淨生產量相當高的熱帶雨林其土壤碳密度僅約 19.1 (kg C/m²) (Post, 1982; WBGU, 1998; Grace, 2001) (表 1.2 及表 1.3)。

IPCC (2007) 估計因化石燃料的使用而產生的碳排在 1990 年代為 6.4 Gt C/yr

(圖1.3)，到了2000~2005年期間則增加到7.2 Gt C/yr；因土地利用的改變（如森林砍伐、泥炭的開採）造成的碳排放約1.6 Gt C/yr；海洋的碳吸收及陸域帶入海洋的量分別為2.2及0.4 Gt C/yr；大氣層的碳增加量在1990年代達3.2 Gt C/yr，到了2000~2005年期間則上升到4.1 Gt C/yr。由全球碳收支平衡觀點，以1990年代的數字而言，使用化石燃料及土地利用改變所產生的碳排放量總和(6.4+1.6=8.0 Gt C/yr)，扣減海洋吸存及大氣累積量的結果為2.6 Gt C/yr (8.0-2.2-3.2=2.6)，此部分的吸存量常被俗稱為“遺漏的碳匯”(missing sink or missing carbon)，可被假設為發生於陸域多樣性生態系統（森林、草原、濕地）的總碳吸存量（圖1.3）。

全球濕地對陸域生態系統的總碳吸存能力有多少貢獻，Gorham (1991)估算每年大約有0.08 Gt C/yr 積存於北方泥炭濕地中。Wojick (1999)估計全球泥炭濕地及其它濕地的每年的碳吸收總量約0.1~0.7 Gt C/yr。Bouillon et al. (2008)保守估計全球的紅樹林及鹽水草澤每年總碳吸存能力約達0.112 Gt C/yr。Kayranli et al. (2010)綜覽文獻報導淡水濕地碳儲存能力及碳循環通量的表現，並指出由於濕地具有高的淨初級生產量、高的水位及低的有機物分解速率，導致濕地能從大氣中吸收二氧化碳，轉換為有機碳捕集於濕地土壤、底泥或碎屑中，形成碳儲存場。

不過，濕地積蓄的泥炭如果受到干擾，例如：排乾濕地轉化為農地利用或取用泥炭作為燃燒做為熱源，反而對全球大氣的二氧化碳濃度增加有顯著的貢獻，此種人為活動導致的溫室氣體排放與砍伐原始森林對暖化的影響相同。Gorham (1991)針對濕地在全球碳循環扮演的角色提出兩個估算數字：其一，濕地泥炭的的燃燒及氧化約貢獻出0.026 Gt C/yr的二氧化碳氣體回到大氣中；其二，排乾濕地會增加大氣中約0.008~0.042 Gt C/year的二氧化碳量。這兩者造成二氧化碳釋放增加的總合，約是濕地碳吸存能力的45~89%。因此，濕地的保護及保育，避免濕地轉化為其他用途，對確保及強化濕地碳庫及碳吸存能力相當重要（詳細見1.8.節討論）。

表 1.2 全球不同陸域生態系統的面積、碳庫及淨初級生產量

陸域生態系統	面積 (10 ⁶ km ²)	全球碳庫累積量(Gt C)			淨初級生產量NPP (t C ha ⁻¹ yr ⁻¹)
		植被	土壤	小計	
熱帶地區森林	17.6	212	216	428	11.0(5.0~17.5)
溫帶地區森林	10.4	59	100	159	6.3(2.0~12.5)
北極寒帶地區森林	13.7	88	471	559	4.0(1.0~7.5)
熱帶地區草原	22.5	66	264	330	4.5(1.0~10.0)
溫帶地區草原	12.5	9	295	304	3.0(1.0~7.5)
沙漠&半沙漠	30.0	8	191	199	0.05(0.0~0.1)
寒帶地區凍原	9.5	6	121	127	0.1(0.0~0.4)
濕地	3.5	15	225	240	0.9(0.1~3.9)
農田	16.0	3	128	131	1.6(0.2~3.9)
合計	135.6	466	2,011	2,477	

資料來源：WBFU，1998

表 1.3 全球不同陸域生態系統的土壤碳密度及碳庫量

陸域生態系統	面積 ($\times 10^{12} \text{m}^2$)	碳密度 (kg m^{-2})	土壤碳庫量 ($\times 10^{15} \text{g}$)
熱帶地區森林-潮濕	4.1	19.1	78.3
熱帶地區森林-微濕	5.3	11.4	60.4
熱帶地區森林-乾燥	2.4	9.9	23.8
熱帶地區森林-非常乾燥	3.6	6.1	22.0
溫帶地區-溫暖	8.6	7.1	61.1
溫帶地區-涼爽	3.4	12.7	43.2
寒帶地區-潮濕	6.9	19.3	133.2
寒帶地區-微濕	4.2	11.6	48.7
熱帶地區森林及草原	24.0	5.4	129.6
溫帶地區荊棘及草原	3.9	7.6	29.6
涼爽溫帶地區草原	9.0	13.3	119.7
熱帶地區沙漠	1.2	2.0	2.4
潮濕地區沙漠	14.0	1.4	19.6
涼爽地區沙漠	4.2	9.9	41.6
寒帶地區沙漠	2.0	10.2	20.4
寒帶地區凍原	8.8	21.8	191.8
補充-彙整研究報告			1,025.4
農地	21.2	7.9	167.5
濕地	2.8	72.3	202.4
全球土壤碳池			1,395.3

資料來源：Based on soil survey(Post et al, 1982)

1.7 濕地的溫室氣體吸收及排放

濕地有不同類別(classes)及類型(types)，同一種類型的濕地又因植生種類、地質、氣候等條件的不同又分為不同分級(strata)，因此濕地的異質性(heterogeneity)相當高且廣泛。不同類型及分級的濕地條件可能影響其生物地質化學程序的進行，亦即影響其碳吸存及甲烷釋放能力的多寡。再者，濕地一方面具有碳匯功能，另一方面又是甲烷的排放源，且一個分子的甲烷對溫室效應的貢獻度是一個分子二氧化碳的21倍，在此情況下濕地對溫室氣體的淨排放(或全球暖化綜合影響)到底是正面的削減或負面的增強作用？

1.7.1 不同類型濕地的碳吸存能力

濕地有多少碳吸存能力？目前科學界發展出的調查方法主要有兩種。第一種方法稱為**碳收支計算法**，藉由測量濕地的淨初級生產量(NPP)及異營性呼吸量(HR)的差值—亦即淨生態系統生產量(NEP)，或兩者差值的負數—亦即淨二氧化碳交換通量(NEE)，並考慮甲烷的交換通量及水文傳輸的碳通量，透過碳通量的收支計算，最後估算出**碳吸存通量因子**即表示濕地單位面積的每年碳吸存能力。有關碳收支計算法的

原理、通用方程式及擴大化面積的推估計算將在第2.5節有詳細的說明，並於第三、四及五章分別介紹海岸濕地、內陸濕地、及人工濕地之各類型濕地其碳吸存通量的特定估算公式，而第六章則敘述其量測及調查方法。

表1.4整理不同濕地的碳吸存通量因子。海岸濕地的**紅樹林**(mangrove forests)有相當高的淨生態系統生產量(*NEP*)，文獻值介於852~1170 g C/m²/yr (Komiyama et al.; 2008; Bouillon et al.; 2008; Barr et al., 2010)，甚至高於全球熱帶雨林的平均值403 g C/m²/yr (Luysaert et al., 2007)，此兩種生態系統多位於低緯度的熱帶及亞熱帶，同屬於木本科樹木，兩者的淨初級生產量應該相當，但是紅樹林濕地的淹水狀況降低有機物分解速率，而提高碳的淨吸取量；另一方面，紅樹林及其他海岸濕地的甲烷排放相當低(顯著低於內陸濕地及人工濕地，原因下節將討論)，因此在全球暖化的減緩上較其他生態系統更有其價值。**人工濕地**由於接收廢水進流，營養物來源豐富可能加速植物生長而提高淨初級生產量，其碳吸存通量與紅樹林可互爭長短，介於650~2200 g C/m²/yr，不過其碳吸存的文獻數據目前還很少(Mander et al., 2008; 莊建和, 2010)，且單位面積的甲烷排放量高於天然濕地近10倍，因此對暖化的綜合影響仍需進一步分析評估。**淡水草澤**的植生(以蘆葦及香蒲為主)，雖然與人工濕地一樣但是可能因為營養物負荷及/或氣候的因素，其碳吸存通量低於人工濕地，介於62~552 g C/m²/yr (Brix et al., 2001; Bonneville et al., 2008; Zhou et al., 2009)，此碳吸存通量與同緯度的溫帶森林相當(133~398 g C/m²/yr)(Luysaert et al., 2007)。**北方的泥炭濕地**(northern or boreal peatland)雖然含有相當高的碳密度，但是碳吸存通量明顯低於紅樹林，介於-7.6~164 g C/m²/yr (Trumbore et al., 1999; Waddington and Roulet, 2000; Moore et al., 2002; Worrall et al., 2003; Roulet et al., 2007)，與同緯度的北方森林相當(40~178 g C/m²/yr)(Luysaert et al., 2007)，主要原因是北方的泥炭濕地位於高緯度，低溫氣候限制了淨初級生產量，另外泥炭含碳量高可能增加二氧化碳及甲烷的排放。前述已提到泥炭濕地可能因土地利用變化(排水及燃料使用)，轉變為溫室氣體排放源。

綜合上述不同濕地的碳吸存通量因子，可歸納出粗略的排序：海岸濕地的紅樹林及鹹水草澤、人工濕地 > 內陸濕地的淡水草澤 > 北方泥炭濕地。

第二種測量濕地碳匯功能的方法稱為**碳庫變化估算法**，亦即調查濕地的**有機碳長期累積速率**(LORCA, long-term apparent rate of C accumulation)，為濕地歷經長時間間隔下，監測濕地土壤碳含量(或碳密度，或土壤沉積深度)的時間變化。有關**碳庫變化估算法**及**有機碳長期累積速率**的原理、通用方程式及擴大化面積的推估計算將在第2.6節有詳細的說明，而第六章則敘述其量測及調查方法。

表1.5為不同濕地**有機碳長期累積速率**的比較。其中以海岸濕地受感潮影響的紅樹林及鹹水草澤有較高有機碳累積速率，紅樹林為18~444 g C/m²/yr (Cahoon, 1994; Duan et al., 2008)，鹹水草澤為76~763 g C/m²/yr (Bryant and Chabreck, 1998; Cornnor, 2001; Duan et al., 2008)，後者似乎高於前者。但是，Chmura et al. (2003)比較了26篇調查有關紅樹林及鹹水草澤之有機碳累積速率的文獻，結果歸納紅樹林及

鹹水草澤之間的碳吸存速率並無顯著差異。相反地，Duan et al., (2008)初估中國境內濕地的碳吸存總量時，採用紅樹林的有機碳累積速率為 $444 \text{ g C/m}^2/\text{yr}$ ，高於鹹水草澤的 $236 \text{ g C/m}^2/\text{yr}$ 。海岸濕地的另一種環境類型為潟湖(lagoon)，為深水區並無植物存在，由於淨初級生產力較缺乏，量測到的有機碳累積速率僅有 $33 \text{ g C/m}^2/\text{yr}$ (Brevik and Homburg, 2004)。除了泥炭濕地以外的內陸濕地，其累積速率範圍 $33\sim 387 \text{ g C/m}^2/\text{yr}$ (Reddy et al., 1993 ; Euliss et al., 2006 ; Roulet et al., 2007 ; Duan et al., 2008)，略低於紅樹林及鹹水草澤，但高於北方泥炭濕地。北方泥炭濕地的有機碳累積速率介於 $10\sim 180 \text{ g C/m}^2/\text{yr}$ (Turunen et al., 2002; Gorham, 1991; Trumbore et al., 1999; Duan et al., 2008)，平均值低於其他類型的濕地。

綜合上述不同濕地的有機碳長期累積速率，可歸納出粗略的排序：海岸濕地的紅樹林及鹹水草澤 > 內陸濕地的淡水及鹹水草澤 > 北方泥炭濕地、海岸潟湖。此排序與不同濕地的碳吸存通量因子的排序類似。

Roulet et al. (2007)曾針對一處北方泥炭濕地場址，比較兩種方法：碳收支計算法及測量有機碳長期累積速率法，量測濕地碳吸存能力的結果差異，前者方法經連續6年的監測結果為 $21.5\pm 39.0 \text{ g C/m}^2/\text{yr}$ ，後者採兩處土壤蕊心樣本(cores)以同位素法測量過去3000年的有機碳平均累積速率為 21.9 ± 2.8 及 $14.0\pm 37.6 \text{ g C/m}^2/\text{yr}$ ，顯示兩種方法測得的結果並無顯著差異。

不過，若比較表1.4及1.7-2針對紅樹林的不同文獻調查結果顯示，碳吸存通量因子高達 $852\sim 1,170 \text{ g C/m}^2/\text{yr}$ (Komiyama et al., 2008; Bouillon et al., 2008; Barr et al., 2010)，而有機碳長期累積速率僅 $18\sim 444 \text{ g C/m}^2/\text{yr}$ (Cahoon, 1994; Duan et al., 2008)。原因可能是，前者文獻其實是調查紅樹林的淨生態系統生產量(NEP)，並沒有將潮汐輸出有機物的通量列入收支計算，而紅樹林土壤真正的碳吸存量並無法儲存或累積潮汐的碳輸出。

表 1.4 不同濕地及森林生態系統的碳吸存通量因子

濕地類型	位置	碳匯通量 (g C/m ² /yr)	參考文獻
海岸濕地 Coastal wetlands			
紅樹林Mangrove forests	美國USA (25°36'N, 81°08'W)	1,170	Barr et al. (2010)
紅樹林Mangrove forests	泰國東部Eastern Thailand	852	Komiyama et al. (2008)
紅樹林Mangrove forests	全球平均Global average	1,100	Bouillon et al. (2008)
內陸濕地 Inland wetlands			
蘆葦濕地Reed wetlands	丹麥(Vejlerne自然保護區) Denmark (Vejlerne Nature Reserve)	552	Brix et al. (2001)
香蒲沼澤Cattail marshes	加拿大 Canada (45°40'N, 75°50'W)	264	Bonneville et al. (2008)
蘆葦沼澤Reed marshes	中國 China (41°08'N, 121°54'E)	62	Zhou et al. (2009)
好雨沼澤Ombrotrophic bogs	加拿大 Canada (45°41'N, 75°48'W)	60	Moore et al. (2002)
北方泥炭濕地Northern peatlands	加拿大 Canada (45°41'N, 75°48'W)	22	Roulet et al. (2007)
寒帶濕地Boreal wetlands (bog collapse)	加拿大 Canada (55°91'N, 98°42'W)	-3	Trumbore et al. (1999)
寒帶濕地 Boreal wetlands (poor fen)	加拿大 Canada (55°91'N, 98°42'W)	111	Trumbore et al. (1999)
寒帶濕地Boreal wetlands (Intermediate fen)	加拿大 Canada (55°91'N, 98°42'W)	164	Trumbore et al. (1999)
寒帶濕地Boreal wetlands (rich fen)	加拿大 Canada (55°91'N, 98°42'W)	15	Trumbore et al. (1999)
泥炭集水區Peat catchments	英國(Moor House自然保護區) British (Moor House National Nature Reserve)	15	Worrall et al. (2003)
寒帶泥炭濕地Boreal peatlands	瑞典 Sweden (63°44'N, 20°06'E)	-7.6~2	Waddington and Roulet (2000)
人工濕地 Constructed wetlands (CWs)			
表面下流動人工濕地SSF CWs	臺灣南部Southern Taiwan	2,000.1	莊建和(2010)
表面流人工濕地FWS CWs	臺灣南部Southern Taiwan	649.8	莊建和(2010)
表面下流動及表面流人工濕地SSF-FWS CWs	臺灣南部Southern Taiwan	1,175.3	莊建和(2010)
地下水水平流人工濕地HSSF CWs	愛沙尼亞Estonia	1,500~2,200	Mander et al. (2008)
森林 Forests			
熱帶潮濕常綠林Tropical humid evergreen	全球平均Global average	403	Luyssaert et al. (2007)
地中海溫暖常綠林Mediterranean warm evergreen	全球平均Global average	380	Luyssaert et al. (2007)
溫帶半乾燥常綠林Temperate semiarid evergreen	全球平均Global average	133	Luyssaert et al. (2007)
溫帶潮濕常綠林Temperate humid evergreen	全球平均Global average	398	Luyssaert et al. (2007)
溫帶潮濕落葉林Temperate humid deciduous	全球平均Global average	311	Luyssaert et al. (2007)
寒帶半乾燥常綠林Boreal semiarid evergreen	全球平均Global average	40	Luyssaert et al. (2007)
寒帶半乾燥落葉林Boreal semiarid deciduous	全球平均Global average	178	Luyssaert et al. (2007)
寒帶潮濕常綠林Boreal humid evergreen	全球平均Global average	131	Luyssaert et al. (2007)

資料來源：本計畫彙整

表 1.5 不同濕地有機碳長期累積速率的比較

濕地類型	位置	有機碳長期累積速率 (g C/m ² /year)	參考文獻
海岸濕地 Coastal wetlands			
紅樹林 Mangrove forests	美國 USA (29°0'N, 91°0'W)	18~136	Cahoon (1994)
紅樹林 Mangrove forests	美國 USA (29°5'N, 92°7'W)	27~309	Cahoon (1994)
紅樹林 Mangrove forests	中國(國家平均) China (country average)	444	Duan et al. (2008)
鹹水草澤 Salt marshes	美國 USA (29°5'N, 91°9'W)	318~763	Bryant and Chabreck (1998)
鹹水草澤 Salt marshes	美國 USA (29°6'N, 92°7'W)	349~657	Bryant and Chabreck (1998)
鹹水草澤 Salt marshes	美國 USA (45°1'N, 66°4'W)	76~184	Cornnor (2001)
鹹水草澤 Salt marshes	中國(國家平均) China (country average)	236	Duan et al. (2008)
感潮帶鹽鹼濕地 Tidal saline wetlands	全球平均 Global average	210	Chmura et al. (2003)
潟湖 Lagoons	美國(南加州) USA (Southern California)	33 (5000 yrs)	Brevik and Homburg (2004)
海岸泥炭濕地 Coastal peatlands	美國 USA (30°05'N, 84°10'W)	130 (100 yrs)	Choi and Wang (2004)
內陸濕地 Inland wetlands			
淡水草澤 Freshwater marshes	中國(國家平均) China (country average)	33	Duan et al. (2008)
內陸鹹水草澤 Inland salt marshes	中國(國家平均) China (country average)	67	Duan et al. (2008)
沼澤 Everglades	美國 USA (northern Everglades, Florida)	86~387	Reddy et al. (1993)
草原濕地 Prairie wetlands	美國中北部 Northcentral USA	305	Euliss et al. (2006)
北方泥炭濕地 Northern peatlands	加拿大 Canada (45°41'N, 75°48'W)	14~22	Roulet et al. (2007)
河岸沼澤 Riverine marshes	美國 USA (40°02'N, 83°02'E)	180~190	Anderson and Mitsch (2006)
寒帶濕地 Boreal wetlands	芬蘭 Finland	15-26	Turunen et al. (2002)
溫帶濕地 Temperate wetlands	芬蘭 Finland	10-46	Turunen et al. (2002)
北方泥炭濕地 Northern peatlands	全球平均 Global average	29	Gorham (1991)
寒帶濕地 Boreal wetlands (bog collapse)	加拿大 Canada (55°91'N, 98°42'W)	23	Trumbore et al. (1999)
寒帶濕地(過渡沼澤) Boreal wetlands (poor fen)	加拿大 Canada (55°91'N, 98°42'W)	180	Trumbore et al. (1999)
寒帶濕地 Boreal wetlands (Intermediate fen)	加拿大 Canada (55°91'N, 98°42'W)	180	Trumbore et al. (1999)
寒帶濕地 Boreal wetlands (rich fen)	加拿大 Canada (55°91'N, 98°42'W)	25	Trumbore et al. (1999)
泥炭濕地 Peatland	中國(國家平均) China (country average)	25	Duan et al. (2008)
人工濕地 Constructed wetlands			

資料來源：本計畫彙整

1.7.2 不同類型濕地的甲烷排放

濕地由於經常保持淹水狀態，限制氧分子的傳輸，濕地底泥易形成厭氧環境，雖然降低有機物的分解速率，卻強化甲烷的產生及排放。文獻估計全球濕地每年約釋放115~145 Tg CH₄/yr (Tg = 1×10¹² g)至大氣中，約佔全球甲烷釋放總量的20~25%；稻田屬於民生使用的濕地，其甲烷釋放量大約在60~80 Tg CH₄/year (Meronigal et al., 2004; Whalen, 2005) (表1.6)。在更早期時，Aselman and Crutzen (1989)則估計自然濕地的甲烷釋放量約為30~120 Tg CH₄/year，稻田的釋放量為40~100 Tg CH₄/year。

表 1.6 全球甲烷釋放通量來自不同來源的比較

來源Sources	Meronigal et al. (2004)	Whalen (2005)
天然濕地 Natural Wetlands	115	145
熱帶Tropics	65	
北方高緯度Northern latitude	40	
其他Others	10	
其他天然來源 Other Natural Sources ^b	45	45
人為Anthropogenic		
水稻田Rice paddies	60	80
其他Others ^c	315	330
總來源Total Sources	535	600

^a Tg = 1×10¹² g

^b 其他天然來源包括：海洋、陸域水體、螞蟻丘、地質

^c 其他人為來源包括：化石燃料、掩埋場、廢汙水處理廠、畜牧業、生質物燃燒

資料來源：Mitsch and Gosselink, 2007

表1.7為不同類型濕地甲烷釋放通量的比較。表中的數據差距頗大，最大值與最小值之間相差約一萬(1×10⁴)倍以上。不管是表面流(FWS)或表面下流動式(SSF)的類型，人工濕地似乎是單位面積甲烷排放量最高的濕地類別，綜覽文獻值最高達~38,000 mg CH₄-C/m²/day (Tanner et al., 1997 ; Johansson et al., 2004 ; Teiter and Mander, 2005 ; Liikanen et al., 2006 ; Søvik et al., 2006 ; Søvik and Kløve, 2007 ; Inamori et al., 2007 ; Wang et al., 2008 ; 莊建和, 2010)。人工濕地的排放量甚至高於稻田的排放10~880 mg CH₄-C/m²/day (Mitsch and Wu, 1995)。內陸濕地的各種類型濕地（淡水草澤、森林濕地、bog及fen泥炭濕地）之間的甲烷排放量，似乎看不出一致性且顯著性的差異，其數值介於11~443 mg CH₄-C/m²/day (Matthews and Fung, 1987 ; Aselmann and Crutzen, 1989 ; Gorham, 1991 ; Bartlett and Harris, 1993 ; Mitsch and Wu, 1995 ; LeMer and Roger, 2001 ; Whalen, 2005 ; Altor and Mitsch, 2006)，此數值範圍似乎低於水稻田的排放通量。相較之下，海岸濕地的各種類型濕地其甲烷通量

最低，介於 $-1.6\sim 49\text{ mg CH}_4\text{-C/m}^2\text{/day}$ (Bartlett and Harris, 1993; 王銀波和謝學武, 1997; 本計畫調查值)。海岸濕地通常表現較低的甲烷排放量的主要原因是，這些濕地受海水感潮影響，而存在相當豐富高的硫酸鹽，會刺激進行硫酸還原作用(sulfate reduction)，並與甲烷化作用(methanogenesis)競爭電子提供者，而抑制甲烷化的進行(Chmura et al., 2003; Choi and Wang, 2004; Komiyama et al., 2008)。

綜合上述不同類型濕地的甲烷釋放通量，可歸納出粗略的排序：人工濕地 > 水稻田 > 內陸濕地 > 海岸濕地。

表 1.7 不同類型濕地甲烷釋放通量的比較(1/2)

濕地類型	位置	甲烷釋放通量 ($\text{mg CH}_4\text{-C/m}^2\text{/day}$)	參考文獻
海岸濕地 Coastal wetland			
潮間鹽鹼濕地 Tidal saline wetlands	美國 USA	20~27	Bartlett and Harris (1993)
紅樹林 Mangrove forests	臺灣南部(七股濕地) Southern Taiwan (Chigu Wetland)	8	內政部營建署城鄉發展分署(2011)
瀉湖 Lagoons	臺灣南部(七股濕地) Southern Taiwan (Chigu Wetland)	3	內政部營建署城鄉發展分署(2011)
潮間鹽鹼濕地 Tidal saline wetlands	臺灣南部(台南四草濕地) Taiwan (台南四草濕地)	-1.6~3	王銀波和謝學武, 1997
潮間鹽鹼濕地 Tidal saline wetlands	臺灣中部(大肚溪口濕地) Taiwan (大肚溪口濕)	-1.0~2	王銀波和謝學武, 1997
內陸濕地 Inland wetland			
淡水沼澤 Freshwater marshes	亞熱帶/熱帶 Subtropical/tropical	29-443	Mitsch and Wu (1995)
淡水沼澤 Freshwater marshes	全球平均 Global average	90	Matthews and Fung (1987)
淡水沼澤 Freshwater marshes	全球平均 Global average	190	Aselmann and Crutzen (1989)
淡水沼澤 Freshwater marshes	全球平均 Global average	54	LeMer and Roger (2001)
河岸濕地 Riparian wetlands	全球平均 Global average	23	Matthews and Fung (1987)
河岸濕地 Riparian wetlands	全球平均 Global average	75	Aselmann and Crutzen (1989)
河岸濕地 Riparian wetlands	美國(俄亥俄州) USA (Ohio)	~84	Altor and Mitsch (2006)
森林沼澤 Forested swamps	全球平均 Global average	53	Matthews and Fung (1987)
森林沼澤 Forested swamps	全球平均 Global average	63	Aselmann and Crutzen (1989)
森林沼澤 Forested swamps	全球平均 Global average	52-56	Whalen (2005)
森林沼澤 Forested swamps	美國 USA	96	Bartlett and Harris (1993)
森林沼澤 Forested swamps	亞熱帶/熱帶 Subtropical/tropical	44-144	Mitsch and Wu (1995)

表 1.7 不同類型濕地甲烷釋放通量的比較(2/2)

濕地類型	位置	甲烷釋放通量 (mg CH ₄ -C/m ² /day)	參考文獻
泥炭濕地(沼澤)Peatlands (bogs)	全球平均Global average	150	Matthews and Fung (1987)
泥炭濕地(沼澤)Peatlands (bogs)	全球平均Global average	11	Aselmann and Crutzen (1989)
泥炭濕地(沼澤)Peatlands (bogs)	全球平均Global average	77	Gorham (1991)
泥炭濕地(沼澤)Peatlands (bogs)	全球平均Global average	32	LeMer and Roger (2001)
泥炭濕地(沼澤)Peatlands (Fens)	全球平均Global average	60	Aselmann and Crutzen (1989)
泥炭濕地(沼澤)Peatlands (Fens)	寒帶Boreal	14-325	Mitsch and Wu (1995)
人工濕地Constructed wetlands (CWs)			
表面流人工濕地FWS CWs	臺灣南部Southern Taiwan	-75~520	莊建和(2010)
表面流人工濕地FWS CWs	瑞典Sweden	-281~1,304	Johansson et al. (2004)
表面流人工濕地FWS CWs	芬蘭Finland	0.4~3,240	Liikanen et al. (2006)
表面流人工濕地FWS CWs	挪威Norway	-0.9~1,425	Søvik and Kløve (2007)
表面下流動人工濕地SSF CWs (horizontal)	臺灣南部Southern Taiwan	-20~997	莊建和(2010)
表面下流動人工濕地SSF CWs (horizontal)	捷克Czech	0~2,232	Picek et al. (2007)
表面下流動人工濕地SSF CWs (horizontal)	紐西蘭New Zealand	-37~1,068	Tanner et al. (1997)
表面下流動人工濕地SSF CWs (horizontal, vertical)	愛沙尼亞、芬蘭、挪威與波蘭 Estonia, Finland, Norway, and Poland	-32~38,000	Søvik et al. (2006)
表面下流動人工濕地SSF CWs (horizontal)	愛沙尼亞Estonia	0.72~233	Teiter and Mander (2005)
小型人工濕地Constructed wetland microcosms	日本Japan	0~12,570	Wang et al. (2008)
小型人工濕地Constructed wetland microcosms	日本Japan	0~1,170	Inamori et al. (2007)
稻田Rice paddy field	溫帶Temperate	10-880	Mitsch and Wu (1995)
	亞熱帶/熱帶	47-486	Mitsch and Wu (1995)
	Subtropical/tropical		

資料來源：本計畫彙整

1.7.3 濕地的淨全球暖化潛能—碳匯與溫室氣體排放間的平衡

從碳質量守恆觀點，濕地具有顯著的碳吸存能力是無庸置疑的，不過多數濕地也是大氣中CH₄（甚至是氧化亞氮）的貢獻者，況且甲烷在大氣中對全球暖化的效應高於二氧化碳（氧化亞氮的暖化效應更高），因此欲評估濕地是否增加全球暖化的負擔，應綜合考量碳吸存及甲烷（甚至加上氧化亞氮）排放的效應。評估比較不同溫室氣體造成的效應，可綜合計算眾所認可的全球暖化潛勢進行比較。所謂全球暖化潛勢(global warming potential, GWP)乃定義為某一單位質量的溫室氣體相對於相同質量二氧化碳氣體(二氧化碳的GWP定義為1)，對於暖化貢獻的量化尺度(IPCC, 2001)。根據IPCC (2001)所提出的報告顯示，甲烷及氧化亞氮的GWP值分別為21及296；而IPCC (2007)的GWP報導值，甲烷及氧化亞氮分別為25及298。

Mitra et al. (2005)曾提出一個濕地碳吸存與甲烷排放的全球暖化潛勢的估算值，假設濕地的甲烷排放全球平均值為200 kg/ha/yr，並使用IPCC(2001)的GWP值，則甲烷的全球暖化潛勢即為4.2 t CO₂ equivalent/ha/yr (= 200 kg/ha/yr × 21 × 10⁻³ t/kg, equivalent 為 當量)，或相當於 1.5 t CO₂-C equivalent/ha/yr (= 4.2 t CO₂ equivalent/ha/yr × 12 t C/44 t CO₂)(表1.8)。另一方面，濕地的碳吸存全球平均值估計為0.2~1.4 t C /ha/yr。因此甲烷排放的全球暖化潛勢略高於碳吸存，其結論為：濕地對全球暖化可能造成的負擔並不大。

另外的研究團隊估算位於美國俄亥俄州的人造草澤濕地其碳吸存與甲烷排放的全球暖化潛勢(Altor and Mitsch, 2006; Anderson and Mitsch, 2006)。此濕地的碳吸存通量為180~190 g C/m²/yr，實測的甲烷排放量平均為22 g CH₄-C/m²/yr，換算為全球暖化潛勢的結果為168 g CO₂-C equivalent/m²/yr（表1.8）。此案例反而是濕地碳吸存的全球暖化潛勢高於甲烷排放，因此歸納此濕地不僅不會造成暖化的負擔，也扮演氣候中和(climate neutral)的角色(Mitsch and Gosselink, 2007)。

前述，人工濕地的甲烷排放量相當可觀，冠於其他類別的濕地，是否造成高的暖化效應。國內嘉南藥理科技大學生態工程技術研發中心團隊曾針對該校校園內一座三級處理校園污水的SSF-FWS型人工濕地，進行近3年的連續監測調查（莊建和，2010）。發現濕地的平均甲烷排放通量為14.03 mg CH₄/m²/h，換算全球暖化潛勢的排放通量為771 g CO₂-C equivalent/m²/yr；另外也監測氧化亞氮(N₂O)的釋放通量平均為30.66 μg N₂O/m²/h，換算為全球暖化潛勢值的排放通量為22 g CO₂-C equivalent/m²/yr，氧化亞氮釋放通量的GWP僅佔甲烷+氧化亞氮釋放通量總GWP的2.5~2.9%。而該濕地的碳吸存通量以碳收支計算法所獲得的估算值為1,182 g C/m²/yr（表1.8）。因此，結論人工濕地處理廢水過程中雖然產生並釋放甲烷與氧化亞氮溫室氣體，然而濕地的碳吸存能力超過溫室氣體的暖化潛勢，意謂人工濕地可成為氣候中和者，不會增加全球暖化的負擔。

另一種更無暖化負擔的濕地為海岸濕地，如紅樹林、鹹水草澤、潮間帶泥灘地、潟湖等，因為其甲烷排放相當低（表1.7），是各類別濕地排放最低者；另外，由其是紅樹林及鹹水草澤，其碳吸存能力又比其他濕地還高（表1.4及1.7-2）。本計畫連續四季採樣七股鹽田濕地紅樹林的甲烷排放通量平均值僅為0.56 mg CH₄/m²/h（表1.7），換算全球暖化潛勢的排放通量為28 g CO₂-C equivalent/m²/yr；而由文獻（表1.4及1.7-2）可獲知紅樹林的碳吸存通量為1,170 g C/m²/yr (Barr et al., 2010)，或者有機碳累積速率的全球平均值為210 g C/m²/yr (Chmura et al., 2003)。因此，以濕地對暖化及氣候變遷的效益而言，**海岸濕地是最值得且應最優先保育及復育的濕地** (Chmura et al., 2003 ; Choi and Wang, 2004 ; Komiyama et al., 2008)。

表 1.8 不同濕地溫室氣體排放與碳匯的全球暖化潛勢比較

平衡項目	Mitra et al. (2005)	Mitsch and Gosselink (2007)	莊建和 (2010)	內政部營建署 (2011)
濕地類別	全球平均值	人造草澤濕地	SSF-FWS人工濕地	七股鹽田濕地(紅樹林棲地)
甲烷排放的GWP ^a (g CO ₂ -C equivalent/m ² /yr)	150	168	771	23
氧化亞氮排放的GWP (g CO ₂ -C equivalent/m ² /yr)	—	—	22	—
碳匯通量 (g C/m ² /yr)	20~140	180~190	1,182	504~727

^a GWP：全球暖化潛勢 (Global Warming Potential)。甲烷及氧化亞氮的GWP採用IPCC(2001)的報導值，分別為21及296。

1.8 氣候變遷對濕地造成的影響

如前所述，濕地的碳吸存能力及氣候中和的功能，使得濕地可能成為減輕全球暖化及氣候變遷的重要生態系統。但是，氣候變遷帶來的氣溫增高、海平面上升、及水文變化，對濕地的溫室氣體排放、碳庫的保留、碳吸存能力、棲地保育等也會造成顯著的影響及衝擊。然而，這些影響程序相當複雜，結果難以預測，預測結果的不確定性也很高，且會因濕地類型的不同而有不同結果。

1.8.1 正向回饋

由於濕地（由其是北方的泥炭濕地）土壤的碳密度高於其他生態系統，因此暖化導致氣溫增高後，對濕地的碳循環及碳庫之影響會高於其他生態系統。氣溫增加可能會加速泥炭濕地的細菌分解（亦即呼吸作用），增加二氧化碳的排放，使得泥炭地由碳儲場轉變為碳來源，對碳庫造成傷害，此影響稱為暖化的**正向回饋(positive feedback)**。溫度的增加也可能改變水文循環，增加蒸發散(evapotranspiration)速率，並使許多濕地內的地下水及表面水水位降低，而提高濕地有機碳的好氧分解，增加二氧化碳的排放。Davidson and Janssens (2006)認為當前全球泥炭濕地的碳庫約450 Gt C，預期至西元2100年因全球暖化可能導致100 Gt C的碳庫損失。反觀，其他陸域生態系統的土壤其碳庫含量總計2300 Gt，至2100年因暖化導致的碳庫損失僅0~40 Gt C。

另一項正向回饋是氣溫增高也可能刺激甲烷形成菌的代謝活性，而增加濕地的甲烷排放量。Cao et al. (1998)曾經利用生態系統模式探討氣候變化對濕地甲烷排放的影響，發現全球暖化會導致甲烷排放量增加；然而過高的增溫結果，反而造成土壤水分減少及水位下降，而降低甲烷排放。

最強烈的正向回饋可能發生於北方的溫度的增高，在近北極帶的永凍層濕地生態系統(tundra wetland ecosystem)中將面臨永凍土融解的結果，原先被這些濕地凍結的大量甲烷水合物(methane hydrates)屆時將輕易地釋放到大氣中，使暖化更形惡化。

1.8.2 反向回饋

大氣層中的二氧化碳濃度增加，會刺激植物生長，可能增加陸域生態系統及大多數濕地的初級生產量，此現象特別稱為“二氧化碳施肥現象”(CO₂ fertilization)。此結果有可能會提高濕地的碳吸存能力及碳庫量，對暖化及氣候變遷產生反向回饋(negative feedback)的結果。

1.8.3 造成的衝擊

氣候變遷對濕地造成的最大稱衝擊之一是海平面上升對海岸濕地造成的影響。國際間預測本世紀末期，海平面上升的範圍為50~200 cm。科學家預測假如海平面上升100 cm，Ramsar公約所指定的國際級重要濕地有一半的數目將面臨棲地消失的威脅。若濕地底泥沉積物增加速率無法追趕上海平面的上升速率，則濕地將因海水入侵、長時間泛濫淹水而逐漸崩解。由於全世界有許多海岸線都已被人類開發，人類社會為了保護陸地居住環境經常建造堤防、消波塊等結構，這些硬體施工會讓海岸濕地沉陷在海及陸地之間，而遭到淹沒(Mitsch and Gosselink, 2007)。另外，海岸濕地靠陸岸的地形坡度如果比濕地本身還陡峭，也容易因海平面上升造成濕地淹沒消失。濕地受

海平面上升而消失的範圍與海平面增加高度及陸岸是否有硬體結構有關。學者曾預測當海平面增加達1公尺及海岸線無硬體結構時，美國的海岸濕地將會消失達26~66% (Titus, 1991)。

我國四面環海，國家重要濕地中屬於海岸濕地的數目約占總濕地數目的40%，面積約占總濕地面積的67%。再者，前文提及海岸濕地有高的碳吸存能力及低的甲烷排放特性，對暖化及氣候變遷的減緩是最有效益及價值的濕地類別。因此，為了生態棲地保育，或為了碳庫保護，或為了濕地碳吸存能力的強化，有關海岸濕地受海平面上升的影響及避免濕地消失的因應對策，國內相關機構應及早進行研究。

1.9 保護濕地碳庫及碳吸存能力的管理策略

為了保護濕地碳庫及碳匯能力為目標所擬定的管理策略，應該整合到國家的濕地保育計畫或政策中。

1.9.1 濕地保育

保護濕地碳庫及碳吸存能力的最重要策略是**避免濕地的厭氧環境被干擾或破壞**，因為若沒有厭氧環境（亦即水淹環境），濕地的分解速率可能超過濕地的淨初級生產量，此時濕地將由碳匯集場所轉變為碳排放源。濕地過去常被視為荒廢的土地(waste land)，由於人口的成長，伴隨而來都市開發、糧食生產、經濟發展及工業開發的壓力，濕地經常面臨被破壞及開發為其他用途的威脅。濕地若被排乾水或轉化為其他用途（如農耕或工業區開發），將不僅喪失濕地的碳吸存能力，且濕地過去長期（幾十年、幾百年或上千年）所積存的大量碳庫，包括植物的生物量及土壤中的有機物，將被剷除並暴露於好氧環境，很快地被分解而損失排放到大氣中，成為溫室氣體的排放源，對全球暖化及氣候變遷造成衝擊。

另一個重要策略是建立**特定濕地碳庫及碳吸存能力的量化數據**。瞭解量化數據，便可得知濕地的碳經濟及碳價值（因為未來溫室氣體的排放是可提供交易的），進而可知悉破壞濕地碳庫及碳吸存能力的代價。最近，國內最引發爭議及關注的環保與經濟議題，是國光石化科技股份有限公司計畫利用彰化縣大城鄉鄰海近2,000公頃的濕地，開發為輕油裂解廠，此舉受到國內學術、環保、民間等團體以保育生態（濕地生態、海洋生態）、保護產業（漁業）、保護環境（空氣污染、海洋污染、水資源不足、地層下陷問題）、公共衛生等各項理由而反對，唯很少團體以減輕暖化及氣候變遷的觀點，提出保護該濕地的碳庫及碳吸存能力為名。目前，國內尚無碳庫及碳匯相關參數的國家數據(country-specific data)，不過仍可利用國際間的數據（如表1.4、1.7-2及1.7-4），估算出大城濕地的碳庫及碳吸存能力。

由於大城濕地屬於海岸濕地或感潮的鹹水濕地(tidal saline wetlands, TSW)，因此參考Chmura et al. (2003)統計了26篇有關紅樹林及鹹水草澤之碳密度及有機碳累

積速率的文獻(計154個TSW場址)，其歸納的數據：紅樹林土壤的平均碳密度：0.055 g C/cm³，鹹水草澤土壤的平均碳密度：0.039 g C/cm³，兩者的平均有機碳累積速率：210 g C/m²/year (2.1 t C/ha/yr)。利用這些數據可估算出大城濕地的碳庫為940,000 tonnes C/yr (3,447,000 tonnes CO₂)，每年提供的碳吸存量為4,200 tonnes C/yr (15,400 tonnes CO₂/yr)。計算過程如下：

濕地碳庫採紅樹林及鹹水草澤的平均 = $(0.055 + 0.039) \div 2 = 0.047 \text{ g C/m}^3$
 假設有機碳累積於地表下100 cm厚的濕地土壤，單位面積的碳密度
 = $0.047 \text{ g C/m}^3 \times 100 \text{ cm} = 4.7 \text{ g C/cm}^2 = 470 \text{ t C/ha}$
 大城濕地的總碳庫 = $2,000 \text{ ha} \times 470 \text{ t C/ha} = 940,000 \text{ t C} = 3,447,000 \text{ t CO}_2$
 大城濕地的每年碳匯能力 = $2,000 \text{ ha} \times 2.1 \text{ t C/ha/yr} = 4,200 \text{ t C/yr} = 15,400 \text{ t CO}_2/\text{yr}$

濕地保育的途徑有很多，“人”是破壞濕地的最重要元素，因此透過教育及知識的宣導，讓大眾能瞭解全球暖化與氣候變遷議題的嚴肅性，並瞭解濕地與氣候變遷的關聯—濕地有減輕全球暖化的價值及若破壞濕地則加重暖化的後果，以激發保護濕地的意識。

1.9.2 濕地復育

針對曾被人為或天然因素破壞的濕地，應找出破壞濕地的原因，並採取修復方法。若濕地已被排乾，導入水源重新淹水是讓濕地重新發揮碳匯功能的第一要務。另外，進行植栽（如紅樹林復育），可強化濕地的初級生產量，增加碳吸存能力。

1.9.3 創造新的濕地

為了處理廢水或水污染防治目的而設立的人工濕地（如嘉南藥理科技大學人工濕地），或為了保育特定生物而建造的人造濕地（如官田濕地），都屬於被創造的年輕濕地。這些濕地原來可能是旱田、菱角田或魚塢，有的土地原先缺乏初級生產量而無法有效的進行碳吸存，有的土地間歇性地淹水排水無法有效建立高含量的碳庫。轉化為濕地後，一開始仍屬於礦物性土壤(mineral soil)，碳含量不高，但是若持久地保持經常淹水的條件，便開始發揮碳吸存能力，逐漸蓄積濕地的碳庫。雖然，轉化為濕地後會增加甲烷的排放，但是一些文獻已證實濕地碳吸存能力會平衡或中和甲烷排放造成的暖化潛勢，另外相當於增加了碳的儲藏庫。

目前，造林(afforestation)產生的碳吸存能力已經被認可是減輕溫室氣體來源的管理方法，它甚至可獲得森林碳權(forest credit)，進行交易。如表1.4所示，濕地的碳吸存能力與同緯度的森林相當接近，未來復育濕地及創造新濕地是否能像造林一樣列入碳權交易，值得期待。

1.10 名詞解釋與定義

本節就標準作業程序手冊中所提及重要名詞說明解釋與定義說明如下。

- ◆ **碳匯(carbon sink)**：自然界的碳匯乃指含碳物質經碳循環過程的歸結場所，自然界的碳被固定在海洋、土壤、岩石與生物體中。另外，依據《聯合國氣候變化框架公約》(UNFCCC)定義為從大氣中清除二氧化碳的人為過程、活動或機制。
- ◆ **碳源(carbon source)**：碳源是指二氧化碳氣體成分從地球表面進入大氣（如地面燃燒過程向大氣中排放CO₂），或者在大氣中由其他物質經化學過程轉化為二氧化碳氣體成分（如大氣中的CO被氧化為CO₂，對於CO來說也叫源）（IPCC, 2000）。依據《聯合國氣候變化框架公約》(UNFCCC)將碳源定義為向大氣中釋放二氧化碳的過程、活動或機制。
- ◆ **碳庫(carbon stock)**：乃指一個生態系統、碳匯或碳源場所、或碳池中的碳儲藏總量。
- ◆ **碳池(carbon pool)**：將陸域生態系統所含的碳庫分為三大部分，每一部分即稱為一項碳池，包括：生物量碳池、死亡有機物碳池、及土壤有機物碳池。
- ◆ **碳吸存(carbon sequestration)**：是將二氧化碳氣體以各種物理、化學或生物程序吸收、固定及儲存的作用。自然界中具有碳吸存能力者為森林，植物與其他行光合作用的有機生物，吸收大氣中的二氧化碳轉換為有機碳，進而儲存在生物量、死亡有機物、及土壤碳池中。在京都議定書中同意以碳吸存的方式來作為碳補償。
- ◆ F_{GPP} =濕地的總初級生產量(gross primary production, g C/m²/year)，乃植物及藻類行光合作用的碳合成速率。
- ◆ ΔF_{ORG} =濕地內碳累積通量或碳匯通量(g C/m²/year)。
- ◆ F_{NPP} =濕地的淨初級生產量(net primary production, g C/m²/year)，乃植物及藻類光合作用的固碳速率。
- ◆ F_{HR} =濕地生物（分解者及消費者）因異營性呼吸作用（包括：好氧分解、硝酸鹽還原、硫酸鹽還原作用、甲烷化作用）所產生的二氧化碳釋放通量(g C/m²/year)。
- ◆ F_{ME} =濕地因有機物厭氧分解（甲烷化作用）產生甲烷釋放的碳當量通量(g C/m²/year)。
- ◆ F_{NEE} =濕地的淨生態系統二氧化碳交換通量(g C/m²/year)。

第二章 適用於各類型濕地的通用方法概述

2.1 前言

目前文獻上多有報導濕地碳庫及碳吸存能力的調查研究，量測分析的方法與時俱進。但是，本文所建立的「濕地碳匯功能調查分析之標準作業程序」並非僅提供科學研究上的參考，更重要的目的須能提供濕地經營管理者有效、快速、簡單且便利地估算出特定濕地的碳吸存能力，甚至提供國家的濕地管理單位能系統性地盤查及編制國內整體濕地碳匯功能(或溫室氣體去除或釋放量)的國家清單估計值(national inventory estimates)。因此，本文提出之標準作業程序並不是文獻所報導最先進或新穎的研究方法，而是應符合以下的目標：

- 合理性及科學性的方法**：以理論為基礎，須可經量測而量化，最後可建立計算公式進行推估的方法；
- 已普遍被使用及被接受的方法**：文獻上（科學期刊論文或國際機構報告）已普遍採用的方法；
- 簡單可被操作的方法**：將科學量測結果轉化為簡單的推估公式，含可預設的參數值，即可透過簡單的測量（如濕地面積、溫度、光照輻射），由非學術、非專業的濕地經營管理者進行推估。

濕地碳匯功能調查或量測分析須從具有同質性的濕地著手，因此本章第2.2節考量現有國內的主要濕地類型，初步提出為了濕地碳匯功能調查所需的濕地分類系統。濕地面積為估算濕地碳吸存能力及碳庫的必要數據及活動數據(activity data)，其估算方法在第2.3節做概略說明。針對國家總濕地面積的碳吸存能力估算、某特定濕地類別的碳吸存能力估算，及82處國家重要濕地的總碳吸存能力估算，在本章第2.4節提出整體估算綱要及架構。本標準作業程序提供了兩種濕地碳吸存能力的調查途徑，第一種為碳收支計算法，第二種為碳庫變化估算法，這兩種方法可分別獲得適用於各類型濕地的碳吸存通量因子及有機碳長期累積速率，為估算濕地碳匯功能的主要參數，在本章第2.5及2.6節分別敘述了這兩種方法的理論基礎、方法學及估算公式。另外，濕地的碳庫相當於濕地儲存碳的銀行，第2.6節也說明如何估算濕地儲存碳總量的方法學。第2.7節說明濕地轉化為其他土地利用及其他土地轉化為濕地兩種不同情況，其碳吸存能力、碳庫量及溫室氣體釋放量的變化估算。在第2.8節提出估算濕地碳匯的不同層級方法，以因應目前國內缺乏相關數據的較低層級估算方法，及考慮未來應逐漸建立國家特殊數據及模式的更高層級方法。最後，第2.9節介紹濕地全球暖化潛勢的估算方法。

2.2 濕地分類系統

不同類型的濕地因水文條件、植生種類、地質條件、氣候條件及形成年代的差異，濕地的碳庫儲量及碳吸存能力也各有不同。國內有不同類型的濕地，而一個大尺度的濕地生態系統在空間上經常具有明顯異質性(heterogeneous)的不同類型棲地，例如：七股鹽田濕地生態系統佔地約3,000公頃，其內涵蓋紅樹林、潟湖水域、潮間帶泥灘地、魚塢、鹹水草澤、人群聚居地等。

系統性地進行國家整體濕地的碳匯盤查，應先將具有相同水文、植被、地質等性質的濕地進行分類，再分別調查不同類型、但每種類型均屬同質性濕地的碳庫及碳匯功能相關參數或因子，另外調查不同類型濕地的面積，便可進一步估算整體國家濕地的總碳匯能力及碳庫儲量。因此濕地分類對國家的濕地碳匯與碳庫盤查是一項重要的先期工作。

為了濕地碳匯功能盤查目的所需進行的濕地分類，基本上應一致性的根據國家的濕地分類系統(National Wetland Classification System)。唯至目前，國內尚未建立一套被各界認可的濕地分類系統，因此現階段本標準作業程序乃根據國內「國家重要濕地資料庫」(<http://wetland-tw.tcd.gov.tw /drupal/>)中所記載的濕地分類及特性進行初步分類，將濕地分為海岸濕地、內陸濕地及人工濕地等三大項類別(classes)，每一類別的分層下，再根據生態系統的水文、植被、地質性質的不同再細分為若干類型(types)，總計15個濕地類型，以便歸納出同質性的濕地進行碳匯調查及分析(圖2.1)。此三種濕地類別及15個濕地類型之定義和說明彙整於表2.1。本文碳匯標準作業程序將依據此分類系統逐章說明各類別之不同類型濕地碳庫及碳吸存能力的調查估算方法。未來國內若完成統一的濕地分類系統，則本作業程序也應依照統一的分類系統進行修正。

2.3 濕地面積的表述

當確定所欲調查的濕地對象是屬於哪一種類型後，濕地碳庫及碳吸存能力估算的接下來步驟便是收集各類型濕地的詳細範圍及面積數據，再與同類型濕地的碳庫及碳吸存相關參數及因子數據相匹配，帶入第2.4~2.6節所述的各對應公式進行估算。

有關濕地面積的數據，除了需要特定濕地生態系統、不同濕地類別、及不同濕地類型的面積以外，還需要由數據進一步分析出面積的時間變化數據，這包括由濕地轉化為其他土地利用(如工業、農地、聚居地)的面積變化，及由其他土地利用轉化為濕地的面積變化，前者意涵國家濕地碳匯能力的劣化，後者則為濕地碳匯能力的增強。

濕地面積數據可由下列三種來源獲得：(1)既有的調查資料或資料庫，(2)採用抽樣方法收集新數據，(3)完整的濕地清單。

一、既有的調查資料或資料庫

目前，國內既有較完整的濕地資料為民國97期間所建立的「國家重要濕地資料庫」(<http://wetland-tw.tcd.gov.tw /drupal/>)，此乃因應內政部營建署自95年辦理「國家重要

濕地」劃定與評選作業，進而在96年底公告「75處國家重要濕地」的結果所設，該資料庫僅提供75處濕地（100年擴增更新為82處）的範圍劃定、定位、及生物相等相當粗略的資訊。有關特定濕地內含各種濕地類型，各個類型濕地的範圍、詳細面積、水深、水文、地質、功能、水生植物類型、動植物物種等資料，均相當缺乏。因此，此既有資料庫的數據實無法滿足現階段的碳匯調查作業。

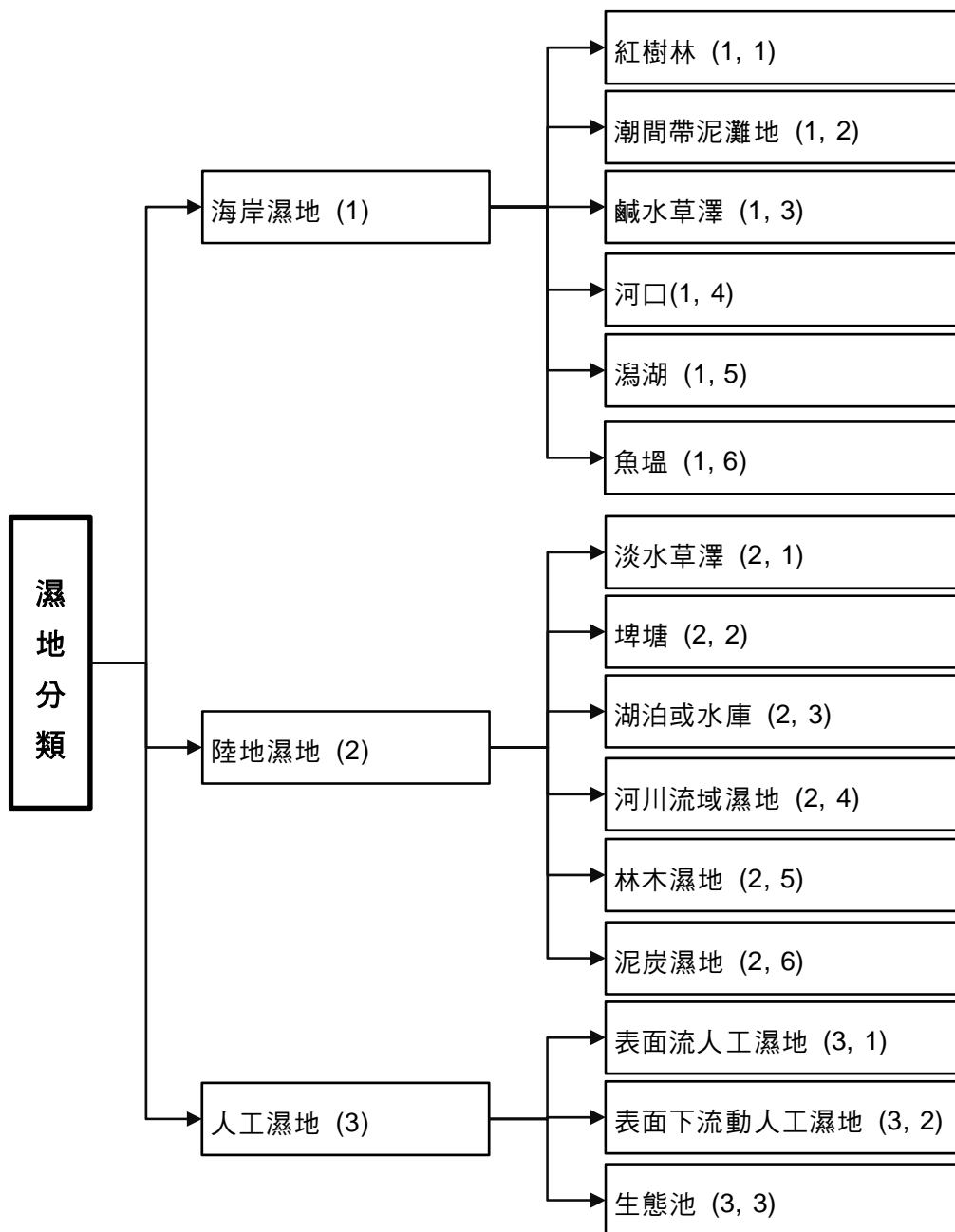
表 2.1 適用於碳匯調查之各類型濕地的定義及說明(1/2)

濕地類別	濕地類型	定義	國內的典型濕地
海岸濕地	紅樹林 (Mangroves)	分布在熱帶及亞熱帶(約在北緯及南緯25度之間範圍)的海岸生態系統，且位於潮間帶區域，存在的植物多數屬於能生長在半鹹水及海水的耐鹽性喬木或灌木林(如海茄冬、欖李、水筆仔)。	淡水河紅樹林濕地、七股鹽田濕地、關渡濕地、新豐濕地、彰化海岸濕地、鰲鼓濕地、四草濕地、竹滬鹽田濕地、永安鹽田濕地、清螺濕地等處均有顯著面積的紅樹林。
	潮間帶灘地 (Intertidal flats)	位於河口或海岸因沖刷帶來大量沉積物所形成的淺灘，位於潮間帶，無明顯的植物存在，但灘地表面有藻類及蘚苔類生長。又有泥地及砂地兩種分級。	香山濕地、關渡濕地、竹安濕地、高美濕地、彰化海岸濕地、鰲鼓濕地、北門濕地、七股鹽田濕地等、四草濕地、竹滬鹽田濕地、清水濕地等處均有顯著面積的灘地。
	鹹水草澤 (salt marshes)	分布在極地到亞熱帶緯度範圍的海岸生態系統，且位於潮間帶區域，存在的植物多數屬於耐鹽性的草本科植物(如雲林莞草、蘆葦)	關渡濕地、蘭陽溪口濕地、高美濕地、彰化海岸濕地、成龍濕地、鰲鼓濕地、四草濕地等處有顯著面積的鹹水草澤。
	河(溪)口水域 (Estuarine waters)	河(溪)海交界區域且在潮位線以下的水域	國家重要濕地中計有曾文溪口濕地、大肚溪口濕地、朴子溪口濕地、八掌溪口濕地、鹽水溪口濕地、卑南溪口濕地、花蓮溪口濕地、蘭陽溪口濕地、四重溪口濕地等九處溪口濕地，均包含有溪口水域。
	潟湖 (Lagoons)	位於海岸由沙洲圍繞成封閉性或部分開放性且在潮位線以下(subtidal)的水域	北門濕地、七股鹽田濕地、四草濕地等處有顯著面積的潟湖。
	魚塢 (Aquaculture ponds)	人為建造及管理的海岸景觀分散於近海岸線的陸地上，經常於漲潮時接收海水進行水產養殖，並於退潮時排放養殖排水	成龍濕地、七股鹽田濕地等處有顯著面積的魚塢。
內陸濕地	淡水草澤 (freshwater marshes)	連續或經常被水淹沒的濕地，存在著挺水性草本科能適應含水土壤的水生植物。草澤一般含礦物性土壤，尚無泥炭累積。	五股濕地、鴛鴦湖、南澳濕地、雙連埤、草湳濕地、官田濕地、烏松濕地、馬太鞍濕地等處有顯著面積的淡水草澤。
	埤塘 (pond)	位於自然形成或人為構築的窪地，靜止的水體，水深及面積均小於湖泊與水庫。	雙連埤、嘉南埤圳濕地、龍鑾潭濕地、大坡池濕地等處有顯著面積的埤塘。

表 2.1 適用於碳匯調查之各類型濕地的定義及說明(2/2)

濕地類別	濕地類型	定義	國內的典型濕地
內陸濕地	湖泊或水庫 (Lakes or reservoirs)	湖泊地形上位於四周為陸地所圍繞的凹陷谷地，為靜止的淡水或鹹水水體，水深比埤塘深，面積比埤塘大，缺乏喬木、灌木、挺水性植物。水庫則是在築壩的河道流域上所形成的人工湖泊。	鴛鴦湖、南澳濕地、向天湖濕地、大鬼湖濕地、南仁湖、鸞山湖濕地、小鬼湖濕地、金龍湖濕地、慈湖濕地等處有顯著面積的湖泊。
	河川流域濕地 (Riverine)	依地形及水流分為河川流域濕地及河川水域。河川流域濕地(riparians wetlands)包括河灘草澤及河灘地，緊鄰河川水域而具有高水位的生態系統，又稱為河岸緩衝帶(riparian buffer)或河邊植生帶(streamside vegetation strip)。河川水域，水流顯著或湍急，無法讓植物著根生長	大漢新店濕地、七家灣溪濕地、八掌溪中游濕地、楠梓仙溪濕地、新武呂溪濕地等處有顯著面積的河川流域濕地。
	林木濕地 (swamps)	植物以喬木或灌木為佔優勢的濕地。	國家重要濕地中罕見林木濕地。
	泥炭濕地 (Peatlands)	泥炭(peat)乃被部分分解的植物體，所謂泥炭沼澤泛指顯著累積泥炭的濕地。而Fen則為累積泥炭且有接收來自周遭礦物性土壤排水，並提供類似草澤植物生長的濕地。Bog為累積泥炭但沒有顯著進流與出流，並提供嗜酸性鮮苔植物生長的濕地。	國家重要濕地中罕見泥炭濕地。
人工濕地	表面流人工濕地 (Free water surface flow constructed wetlands)	建造於陸地的草澤型濕地，多數的設計目的為接收經二級處理的廢污水、污染性河水或暴雨逕流等以進行水質淨化。底泥多屬礦物性土壤，尚無泥炭累積。	新海人工濕地、打鳥埤人工濕地、嘉南藥理科技大學人工濕地、關山人工濕地等處有顯著面積的表面流人工濕地。
	表面下流動人工濕地 (Subsurface flow constructed wetlands)	為一窪地充填著礫石提供挺水性植物的生長，主要的設計目的為接收經初級或二級處理的廢污水進行水質淨化，唯水被控制在礫石層下進行流動，水質淨化效能佳，不過無法提供水域的生態棲地。	嘉南藥理科技大學人工濕地、關山人工濕地等處有顯著面積的表面下流動人工濕地。
	生態池 (Ecological ponds)	池深超過1公尺的開放性水塘，挺水性植物無法密植生長，一般設計目的為貯留經二級或三級處理的廢污水以營造生態、景觀或補注地下水。	新海人工濕地、打鳥埤人工濕地、嘉南藥理科技大學人工濕地、關山人工濕地等處有顯著面積的生態池。

資料來源：本計畫彙整



資料來源：本計畫彙整

圖2.1 適用於碳匯調查的濕地分類系統

二、採用抽樣方法收集新數據

第二種濕地面積數據來源為採用抽樣方法獲得新數據，此方法為針對一個已知其總面積(A)的特定區域(如七股鹽田濕地)，欲估算此區域內不同類型濕地(如紅樹林、瀉湖水域、潮間帶泥灘地、魚塭、鹹水草澤等)的個別面積。此法需在整個區域內設定一定數目的樣點(sample points)，然後計算某一特定類型濕地內樣點的數目除以區

域內總樣點數，可得一比例值(ρ_i)，再將此比值乘以總面積則可估算出該特定類型濕地的面積($a_i = \rho_i \times a$)。

三、完整的濕地清單

第三種資料來源為收集完整濕地清單及面積的新數據，此方法須要每隔一段時間就得建立及更新整個國家的濕地繪圖(wetland maps)，由濕地繪圖資料即有紀錄不同濕地類型的面積概估值，目前遙感技術(remote sensing techniques)可完成此項任務。

2.4 濕地碳吸存能力估算綱要

本節敘述濕地碳吸存能力的整體估算綱要及架構，並利用方程式表明估算方法。濕地碳吸存能力的估算分三個層面說明：(1)國家總濕地面積的碳吸存能力估算，(2)某特定濕地類別的碳吸存能力估算，(3)82處國家重要濕地的總碳吸存能力估算。

2.4.1 國家總濕地面積的碳吸存能力估算

國家總濕地面積的碳匯功能估算，為利用濕地分類及分層(stratification)的方法，將國家所有濕地分為三大類別 (categories, 海岸濕地、內陸濕地及人工濕地)，每一類別又分層為若干類型濕地 (types, 海岸濕地含6類型、內陸濕地含有6類型、人工濕地含3類型，如圖2.1)，每一類型濕地又因植生種類、地質、氣候等條件的不同又分為不同級(strata)，逐一層級由下而上進行估算及加總。

因此，國家總濕地面積的碳吸存能力為加總三大項濕地類別 (海岸濕地、內陸濕地及人工濕地) 的碳匯，以(2.1)式計算。

$$\Delta C_{WL} = \sum_{i=1}^{i=3} \Delta C_{WL_i} = \Delta C_{WL_1} + \Delta C_{WL_2} + \Delta C_{WL_3} \quad (2.1)$$

其中，

ΔC_{WL} = 國家總濕地面積的每年碳吸存能力，t C yr⁻¹

i = 濕地類別代號 (i=1~3)

ΔC_{WL_1} = 海岸濕地類別(i=1)的每年碳吸存能力，t C yr⁻¹

ΔC_{WL_2} = 內陸濕地類別(i=2)的每年碳吸存能力，t C yr⁻¹

ΔC_{WL_3} = 人工濕地類別(i=3)的每年碳吸存能力，t C yr⁻¹

ΔC_{WL_1} 、 ΔC_{WL_2} 、 ΔC_{WL_3} 由第2.4.2節的(2.2)~(2.4)式估算而得。

2.4.2 某特定濕地類別的碳吸存能力估算

每一項濕地類別（海岸濕地、內陸濕地及人工濕地）的每年碳匯量，可以從該項類別分層下的不同濕地類型進行估算。(2.2)、(2.3)、(2.4)式分別提供海岸濕地、內陸濕地、及人工濕地等三類別濕地的碳匯估算。

一、海岸濕地

海岸濕地應考慮分層下的6種不同濕地類型：紅樹林濕地、潮間帶泥灘地、鹹水草澤、河口、潟湖及魚塭，分別估算後加總。

$$\begin{aligned}\Delta C_{WL_1} &= \sum_{j=1}^6 \Delta C_{WL_{1,j}} \\ &= \Delta C_{WL_{1,1}} + \Delta C_{WL_{1,2}} + \Delta C_{WL_{1,3}} + \Delta C_{WL_{1,4}} + \Delta C_{WL_{1,5}} + \Delta C_{WL_{1,6}}\end{aligned}\quad (2.2)$$

其中，

j=濕地類型代號 (j=1-6)

$\Delta C_{WL_{1,1}}$ =紅樹林濕地類型(i, j=1, 1)的每年碳吸存能力，t C yr⁻¹

$\Delta C_{WL_{1,2}}$ =潮間帶泥灘地類型(i, j=1, 2)的每年碳吸存能力，t C yr⁻¹

$\Delta C_{WL_{1,3}}$ =鹹水草澤類型(i, j=1, 3)的每年碳吸存能力，t C yr⁻¹

$\Delta C_{WL_{1,4}}$ =河口類型(i, j=1, 4)的每年碳吸存能力，t C yr⁻¹

$\Delta C_{WL_{1,5}}$ =潟湖類型(i, j=1, 5)的每年碳吸存能力，t C yr⁻¹

$\Delta C_{WL_{1,6}}$ =魚塭類型(i, j=1, 6)的每年碳吸存能力，t C yr⁻¹

$\Delta C_{WL_{1,1}}$ 、 $\Delta C_{WL_{1,2}}$ 、 $\Delta C_{WL_{1,3}}$ 、 $\Delta C_{WL_{1,4}}$ 、 $\Delta C_{WL_{1,5}}$ 、 $\Delta C_{WL_{1,6}}$ 由第2.5.3節的(2.19)式或第2.6.4節的(2.39)式估算而得。

二、內陸濕地

內陸濕地應考慮分層下的六種不同濕地類型：淡水草澤、埤塘、湖泊或水庫、河川流域濕地、林木濕地、及泥炭濕地，分別估算後加總。

$$\begin{aligned}\Delta C_{WL_2} &= \sum_{j=1}^6 \Delta C_{WL_{2,j}} \\ &= \Delta C_{WL_{2,1}} + \Delta C_{WL_{2,2}} + \Delta C_{WL_{2,3}} + \Delta C_{WL_{2,4}} + \Delta C_{WL_{2,5}} + \Delta C_{WL_{2,6}}\end{aligned}\quad (2.3)$$

其中，

j=濕地類型代號 (j=1-6)

$\Delta C_{WL_{2,1}}$ =淡水草澤濕地類型(i, j=2, 1)的每年碳吸存能力，t C yr⁻¹

$\Delta C_{WL_{2,2}}$ =埤塘類型(i, j=2, 2)的每年碳吸存能力，t C yr⁻¹

$\Delta C_{WL_{2,3}}$ = 湖泊或水庫類型($i, j=2, 3$)的每年碳吸存能力, $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{WL_{2,4}}$ = 河川流域濕地類型($i, j=2, 4$)的每年碳吸存能力, $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{WL_{2,5}}$ = 林木濕地類型($i, j=2, 5$)的每年碳吸存能力, $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{WL_{2,6}}$ = 泥炭濕地類型($i, j=2, 6$)的每年碳吸存能力, $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{WL_{2,1}}$ 、 $\Delta C_{WL_{2,2}}$ 、 $\Delta C_{WL_{2,3}}$ 、 $\Delta C_{WL_{2,4}}$ 、 $\Delta C_{WL_{2,5}}$ 、 $\Delta C_{WL_{2,6}}$ 由第2.5.3節的(2.19)式或第2.6.4節的(2.39)式估算而得。

三、人工濕地

人工濕地應考慮分層下的三種不同濕地類型：表面流人工濕地、表面下流動人工濕地、及生態池，分別估算後加總。

$$\begin{aligned}\Delta C_{WL_3} &= \sum_{j=1}^3 \Delta C_{WL_{3,j}} \\ &= \Delta C_{WL_{3,1}} + \Delta C_{WL_{3,2}} + \Delta C_{WL_{3,3}}\end{aligned}\quad (2.4)$$

其中，

j =濕地類型代號 ($j=1-3$)

$\Delta C_{WL_{3,1}}$ = 表面流人工濕地類型($i, j=3, 1$)的每年碳吸存能力, $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{WL_{3,2}}$ = 表面下流動人工濕地類型($i, j=3, 2$)的每年碳吸存能力, $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{WL_{3,3}}$ = 生態池類型($i, j=3, 3$)的每年碳吸存能力, $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{WL_{3,1}}$ 、 $\Delta C_{WL_{3,2}}$ 、 $\Delta C_{WL_{3,3}}$ 由第2.5.3節的(2.19)式或第2.6.4節的(2.39)式估算而得。

2.4.3 國家重要濕地的總碳吸存能力估算

至100年營建署已公告了82處國家重要濕地，這82處濕地生態系統為政府機關或環保團體未來優先想了解其碳吸存能力能力的對象。由於營建署對每一處國家重要濕地均給予編號（例如，曾文溪口濕地的編號為“1”，四草濕地的編號為“2”），此特定的編號也加入碳匯估算公式中。如果將82處國家重要濕地的碳吸存能力分別估算出來，再將其加總便可得**82處國家重要濕地的總碳吸存能力**。

$$\Delta C_{82WL} = \sum_{n=1}^{82} \Delta C_{WES_n} \quad (2.5)$$

其中，

n =某特定濕地生態系統的編號，即為營建署對82處國家重要濕地給予的特定編號

ΔC_{82WL} =82處國家重要濕地的每年總碳吸存能力， $t C yr^{-1}$

ΔC_{WES_n} =某特定濕地生態系統(編號 n)的每年碳吸存能力， $t C yr^{-1}$ 。

可調查碳匯通量因子及濕地面積，由第2.5.3.節(2.21)式或第2.6.4節(2.41)式估算而得。

2.5 碳收支計算法(Carbon Budget Calculation Method)

碳收支計算法乃根據濕地的碳質量平衡(carbon balance)理論作為基礎，分別計算各項進入(input)及離開(output)某特定類型及分級濕地的碳質量通量，再將總進入的碳質量通量（收入）扣減總離開的碳質量通量（支出），即可得碳累積通量或稱碳吸存（或碳釋放）通量，亦即濕地的**碳吸存通量因子(FC)** (flux of carbon sequestration)。此方法的特徵是只需要短時期(short-term)的調查及觀察（幾個季節、1或2年之內），即可估算出濕地碳吸存能力(Roulet et al., 2007)。因此，碳收支計算法又被稱為**同年代的碳平衡（或碳交換）估算方法**(contemporary carbon balance measurement or contemporary carbon exchange measurement)。此方法亦衍生出有不同類型的調查方法，多半是因為二氧化碳交換通量的測量有不同的方法可進行，並端賴於是否有考慮碳的流入及流出傳輸，及是否考慮甲烷的交換通量而定。

2.5.1 碳收支計算的理論架構

本節歸納不同文獻資料(Trumbore et al., 1999; Worrall et al., 2003; Lovett et al., 2006; Roulet et al., 2007; Mander et al., 2008)，進而建立以濕地為系統(system)的碳質量平衡理論架構，作為碳通量收支計算法的理論基礎。

一般質量平衡的理論架構為基於質量守恆原理(the law of conservation of mass)，亦即在一個具有明確邊界的系統中(a system)，質量不會被創造也不會被破壞，可利用下列質量平衡方程式簡單敘述：

$$\left[\begin{array}{c} \text{離開系統的} \\ \text{質量流率} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{進入系統的} \\ \text{質量流率} \end{array} \right] + \left[\begin{array}{c} \text{質量在系統} \\ \text{的累積速率} \end{array} \right] = 0 \quad (2.6)$$

上述所謂的**系統**乃選作為質量平衡調查對象的空間區域，系統與其周遭環境(surrounding)之間可由真實或假想的平面（即邊界，boundary）加以區隔。

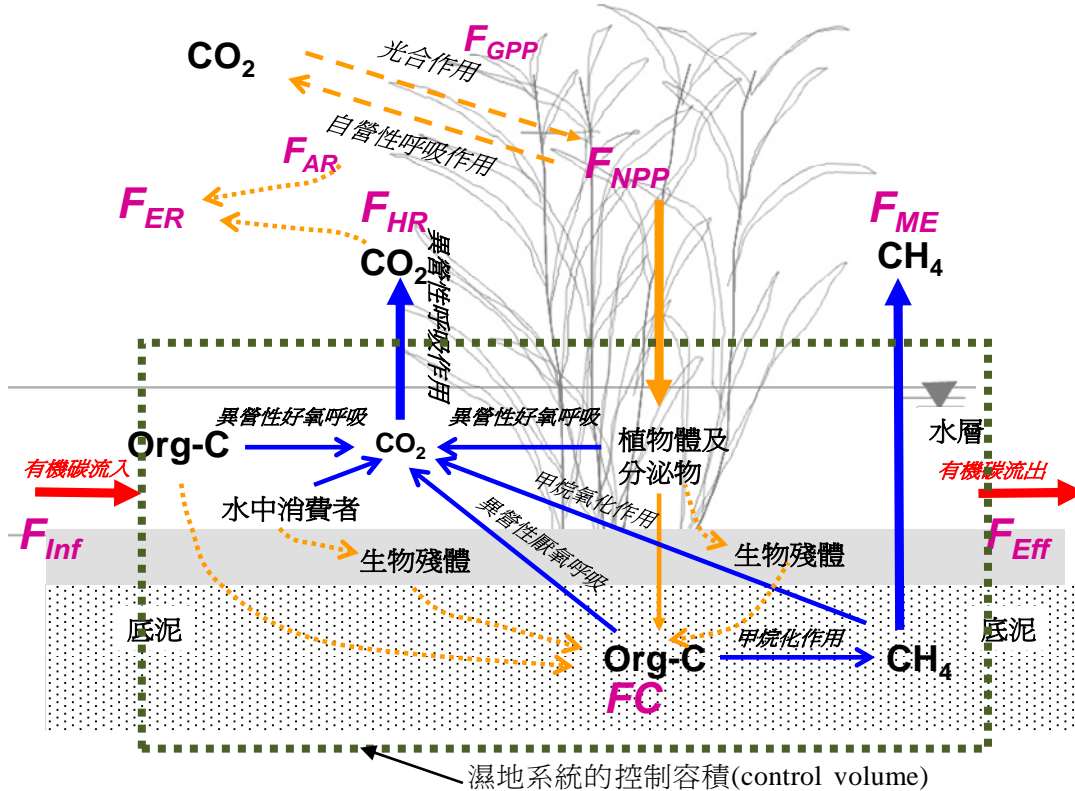
針對濕地的碳質量平衡則另外根據以下幾項假設條件：

1. **以同質性的濕地為碳質量平衡之系統。**濕地碳匯調查一般針對濕地分類及分層下相同分級(strata)的濕地作為碳平衡的系統，此濕地外圍即為系統的邊界，此系統為開放系統(open system)，有碳物質的進出。
2. **只考慮有機碳的相關質量流向，無機碳不予考慮。**在濕地碳匯的相關文獻所述的質量平衡模式中，一般只考慮有機碳的流向，而忽略與無機碳(CO_3^{2-} 、 HCO_3^- 、 H_2CO_3)相關的質量傳送，包括二氧化碳氣體與水面的吸收與揮發、無機碳在水中的平衡、與鈣離子進行化學沉澱等，並且不計進流與出流水所帶入與帶出的無機碳質量。
3. **不考慮總累積的有機碳在濕地各碳池間的分配與流向。**碳收支計算（或碳進入離開計算）的結果為濕地每年的有機碳總累積量，並不考慮累積的有機碳在濕地各碳池（Carbon Pool，如根莖葉植物體、枯萎殘體、土壤或底泥、甚至水中動物）間的分配與流向。
4. **以通量為運算基礎。**質量平衡方程式(2.9)中的每一項，均以單位面積的質量流率或質量累積速率，亦即通量(flux)，作為質量平衡的運算基準。

圖2.2為濕地的碳循環(Carbon Cycle)示意圖，濕地有機碳的主要來源為濕地植物、鮮苔或藻類進行光合作用所貢獻，亦可視為固定大氣中二氧化碳後代進入濕地，由光合作用所產生的有機碳稱為總初級生產量(Gross Primary Production, *GPP*)。唯植物及藻類也會進行呼吸作用，釋放二氧化碳至空氣中，稱為自營性呼吸量(Autotrophic Respiration, *AR*)。將總初級生產量扣減自營性呼吸量的結果，即稱為淨初級生產量((Net Primary Production, *NPP*)。濕地中的植物多為多年生的草本植物及木本植物，其終年生長與死亡轉變，活的生物質量 (biomass，指地面上的莖與葉，及地面下的根)會轉化為死亡的有機物(Dead Organic Matter, *DOM*)，或站立於水中、或沉浸在水中、或沉積在底泥層表面。死亡的有機物中，有一部分為容易分解的有機碳，會逐漸的被微生物行好氧呼吸作用而分解礦化為二氧化碳釋放至空氣中，另外不易被分解的有機碳則逐漸沉積於濕地土壤或底泥中，形成土壤有機物(Soil Organic Matter)。濕地的土壤有機物則經由微生物的分解作用，端賴是好氧環境或厭氧環境，而進行異營性好氧呼吸作用或厭氧呼吸作用（脫硝作用及硫酸鹽還原作用），產生二氧化碳釋放至空氣中。在極度厭氧的底泥環境，有機物則被水解、酸化、甲烷化，轉化為甲烷釋放至空氣。在水文上，濕地也是一個開放系統，有水源的進流（污水、逕流水）帶入周遭環境的有機物，溢滿後造成出流、將濕地中的有機物帶出，這些水文因素也會影響濕地系統的碳質量平衡計算。

根據上述四項假設與條件，及濕地的碳循環現象，列入濕地碳質量平衡考慮的主要碳質量流向包括：淨初級生產量(F_{NPP})、濕地進流水(influent)帶入的有機碳(F_{Inf})、濕

地出流水(effluent)帶離開的有機碳(F_{eff})、異營性呼吸作用導致的二氧化碳氣體釋放(F_{HR})、及濕地產生的甲烷氣體釋放(F_{ME})等五項(圖2.2)。



資料來源：Trumbore et al., 1999; Worrall et al., 2003; Lovett et al., 2006; Roulet et al., 2007; Mander et al., 2008

圖2.2 濕地中主要碳物質通量及流向示意圖

2.5.2 碳收支計算的通用方程式

濕地的碳質量平衡以系統中的特定空間區域(亦即控制容積, control volume)為代表範圍(圖2.2),基本觀念乃進入(input)系統的碳質量減去離開(output)系統的碳質量,即等於累積於系統的有機碳質量,或稱為碳吸存量(carbon sequestration)或碳累積量(carbon accumulation),每一質量流向均以單位濕地表面積的質量流率(亦即通量)量化表示,則(2.6)式可改寫為下式:

$$FC = F_{Input} - F_{Output} \quad (2.7)$$

其中,

FC = 濕地內碳累積通量或碳吸存通量, $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

F_{Input} = 進入濕地系統的總碳通量, $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

F_{Output} = 離開濕地系統的總碳通量, $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

上述帶入濕地系統的總碳通量包括：進流水帶入的有機碳通量及光合成生物（水生植物及藻類）淨吸收二氧化碳的通量（亦即單位面積的淨初級生產量）。離開濕地系統的總碳通量則包含：出流水帶離開的有機碳通量、濕地中生物（分解者及消費者）行異營性呼吸作用所產的二氧化碳釋放通量及濕地產生甲烷釋放的通量。以(2.8)式及(2.9)式表示：

$$F_{Input} = F_{NPP} + F_{Inf} \quad (2.8)$$

$$F_{Output} = F_{Eff} + F_{HR} + F_{ME} \quad (2.9)$$

其中，

F_{NPP} = 濕地的淨初級生產量，乃植物及藻類光合作用的固碳速率進入濕地系統的碳通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

F_{Inf} = 濕地進流水帶入的有機碳通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

F_{Eff} = 濕地出流水帶離開的有機碳通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

F_{HR} = 濕地生物（分解者及消費者）因異營性呼吸作用（ HR ，heterotrophic respiration，包括好氧分解、硝酸鹽還原、硫酸鹽還原作用、甲烷化作用）所產生的二氧化碳釋放通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

F_{ME} = 濕地因有機物厭氧分解（甲烷化作用）產生甲烷釋放的碳當量通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

將(2.8)式及(2.9)式帶入(2.7)式，即可得(2.10)式：

$$FC = F_{NPP} + (F_{Inf} - F_{Eff}) - (F_{HR} + F_{ME}) \quad (2.10)$$

因此，進入濕地系統的總碳通量（進流水帶入的有機碳通量及淨生產量），如果大於離開濕地系統的總碳通量（出流水帶離開的有機碳通量、濕地二氧化碳及甲烷釋放的通量），則此濕地即為碳的淨儲場(net sinks)能提供碳匯能力；相反地，如果輸入濕地系統的總碳通量小於輸出濕地系統的總碳通量，則此濕地即為碳的淨來源(net sources)，則進行碳排放。

另外，不少文獻使用淨生態系統生產量(NEP ，Net Ecosystem Production)的觀念結合到碳質量平衡模式中。所謂 NEP 即為濕地的淨初級生產量(NPP)扣減濕地的異營性呼吸量(HR)，表示如下：

$$F_{NEP} = F_{NPP} - F_{HR} \quad (2.11)$$

$$FC = F_{NEP} + (F_{Inf} - F_{Eff}) - F_{ME} \quad (2.12)$$

其中， F_{NEP} = 濕地的淨生態系統生產通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

再者，也有文獻僅針對濕地的淨生態系統二氧化碳交換量(NEE ，Net Ecosystem Exchange of CO_2)進行每年365天、每天24小時的連續監測，最終求得每年的總 NEE 。 NEE 的定義剛好與 NEP 相反，亦即將異營性呼吸量(HR)扣除濕地的淨初級生產量(NPP)：

$$F_{NEE} = F_{HR} - F_{NPP} \quad (2.13)$$

$$F_{NEP} = -F_{NEE} \quad (2.14)$$

$$FC = -F_{NEE} + (F_{Inf} - F_{Eff}) - F_{ME} \quad (2.15)$$

其中， F_{NEE} = 濕地的淨生態系統二氧化碳交換通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ 。

不少文獻針對光合作用與呼吸作用做更深入的分析，認為淨初級生產量可表示為總初級生產量(GPP ，Gross Primary Production)與自營性呼吸量(AR ，Autotrophic Respiration)的差值。而自營性呼吸量(AR)與異營性呼吸量(HR)的和稱為總生態系統呼吸量(ER ，Total Ecosystem Respiration)。

$$F_{NPP} = F_{GPP} - F_{AR} \quad (2.16)$$

$$F_{NEP} = F_{GPP} - C_{AR} - C_{HR} = C_{GPP} - C_{ER} \quad (2.17)$$

$$FC = F_{GPP} - F_{ER} + (F_{Inf} - F_{Eff}) - F_{ME} \quad (2.18)$$

其中，

F_{GPP} = 濕地的總初級生產量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

F_{AR} = 濕地的自營性呼吸通量(Autotrophic Respiration)，乃植物及藻類在夜間無照光下進行呼吸作用產生的二氧化碳釋放通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

F_{ER} = 濕地的總生態系統呼吸量，為濕地的自營性呼吸通量與異營性呼吸通量的和， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

本節提供了碳收支計算法的通用方程式，作為估算濕地系統的碳吸存通量因子($FC_{i,j,k}$)之基礎，並於第三、四及五章分別介紹海岸濕地、內陸濕地、及人工濕地之各類型濕地其碳吸存通量的特定估算公式，而第六章則敘述其量測及調查方法。

2.5.3 使用碳吸存通量因子進行推估

國內有上百處大大小小的濕地，不可能每一處濕地均進行實地的碳吸存通量因子量測及碳匯功能調查，因此須先建立不同類型及不同分級濕地的碳吸存通量因子資料庫，這些資料可能來自國外文獻（第一層級資料作為初步設定值）或國內實地調查結果（第二層級資料或稱國家特殊資料），再透過空間外推法(Spatial Extrapolation)利

用已知的碳吸存通量因子資料及調查的濕地面積（仍需調查濕地面積）數據，推估出無法進行實地調查的濕地其碳匯功能。以下敘述兩種不同情況的推估。

一、推估特定類型濕地的碳吸存能力

每一項濕地類型的每年碳吸存能力，可以從該項類型濕地的總面積乘以平均碳吸存通量因子的結果估算而得。如果同一類型濕地（如淡水草澤濕地）因為植生種類（如蘆葦、香蒲等）、地質條件、氣候條件（緯度及標高不同導致氣候不同）的不同，其碳吸存通量因子有顯著不同時，則再將同一類型濕地分為不同級（strata），將屬於相同級濕地的面積乘以其碳吸存通量因子，再以(2.19)式加總算出某特定類型濕地的每年碳吸存能力。

依據本文的濕地系統分類（圖2.1），可能須估算的濕地類型為：海岸濕地的6種類型、內陸濕地的6種類型、及人工濕地的3種類型的每年碳吸存能力。

$$\Delta C_{WL_{i,j}} = \sum_k (A_{i,j,k} \times FC_{i,j,k} \times 10^{-6}) \quad (2.19)$$

其中，

i, j, k =分別代表濕地的不同類別(i)、不同類型(j)、及不同分級(k)

$\Delta C_{WL_{i,j}}$ =某特定類型濕地 (i, j 條件) 的每年碳吸存能力推估值, t C yr⁻¹

$A_{i,j,k}$ =同屬於某特定類型濕地下之某分級濕地 (i, j, k 條件) 的總面積調查值, m²

$FC_{i,j,k}$ =某特定類型濕地下之某分級濕地 (i, j, k 條件) 的碳吸存通量因子, g C m⁻² yr⁻¹

同屬於某特定類型濕地下之某分級濕地 (i, j, k 條件)，可能分散於不同的濕地生態系統中，因此其總面積乃將不同的濕地生態系統中同屬於該分級濕地(i, j, k 條件)的面積加總計算，如(2.20)式。

$$A_{i,j,k} = \sum_k a_{i,j,k} \quad (2.20)$$

其中，

i, j, k =分別代表濕地的不同類別(i)、不同類型(j)、及不同分級(k)

$a_{i,j,k}$ =某特定濕地生態系統中有屬於 i, j, k 條件之分級濕地的面積調查值, m²

如果將不同類型濕地 (i, j 條件) 的每年碳吸存能力分別估算出來後，再帶入(2.2)~(2.4)式便可分別推估出國家三種濕地類別（海岸濕地、內陸濕地、及人工濕地）的每年碳吸存能力，最後再透過(2.1)式推估國家總濕地面積的每年碳吸存能力。

二、推估特定濕地生態系統的碳吸存能力

所謂的濕地生態系統乃指內政部營建署所公告的「國家重要濕地」中，不論是國際級、國家級或地方級濕地，每一處濕地（如曾文溪口濕地、四草濕地...）即代表一個**濕地生態系統**。至100年營建署已公告了82處國家重要濕地，這82處濕地生態系統為政府機關或環保團體未來優先想了解其碳吸存能力的對象。因此，本節即提供濕地經營管理者如何由濕地碳吸存通量因子的資料，推估算某一處特定濕地生態系統的碳匯功能。營建署對每一處國家重要濕地的編號（例如，曾文溪口濕地的編號為“1”，四草濕地的編號為“2”），也加入碳匯估算公式中。

$$\Delta C_{WES_n} = \sum_{i,j,k} (a_{i,j,k} \times FC_{i,j,k} \times 10^{-6}) \quad (2.21)$$

其中，

n =某特定濕地生態系統的編號，即為營建署對82處國家重要濕地給予的特定編號

i, j, k =分別代表濕地的不同類別(i)、不同類型(j)、及不同分級(k)

ΔC_{WES_n} =某特定濕地生態系統（編號 n ）的每年碳吸存能力**推估值**， $t C yr^{-1}$

$a_{i,j,k}$ =某特定濕地生態系統（編號 n ）中有屬於 i, j, k 條件之分級濕地的面積**調查值**， m^2

$FC_{i,j,k}$ =屬於 i, j, k 條件之分級濕地的**碳吸存通量因子**， $g C m^{-2} yr^{-1}$

如果將82處國家重要濕地的碳吸存能力分別估算出來後，再帶入(2.5)式便可得**82處國家重要濕地的總碳吸存能力**。

2.6 碳庫變化估算法

碳庫變化估算法(Carbon Stock Change Method) 碳庫變化估算法主要參考政府間氣候變化專門委員會(Intergovernmental Panel on Climate Change, 以下簡稱為IPCC)報導有關國家溫室氣體清單的編制指南，其中第四卷為報導農業、森林及其他土地使用(Agriculture, Forestry and Other Land Use, 以下簡稱為AFOLU)部門的溫室氣體排放或去除的估算方法(IPCC, 2006)。該指南提出的方法並不是直接測量二氧化碳的交換通量(NEE)或淨生態系統生產量(NEP)，而是調查土地的碳庫變化量(Carbon Stock Change)，在某段期間內該土地的總碳庫變化量，即是二氧化碳的總去除或釋放量。該指南也將濕地列為盤查對象，不過僅報導兩類型濕地的估算方法：泥炭濕地及水庫，針對其他廣泛的濕地類型如紅樹林、鹽水草澤、潮間帶泥灘濕地、淡水草澤、埤塘等，並無提出估算方法。儘管如此，IPCC的方法觀念值得參考，且在大面積範圍進行盤查有其便利性。

另一方面，也有不少研究調查濕地土壤或底泥的樣本(core)，分析土壤深度的年齡變化率、土壤假密度、土壤碳含量等，以估算出濕地的**有機碳長期累積速率**(LORCA, long-term apparent rate of C accumulation)，為監測濕地歷經長時間間隔下，濕地土壤碳含量（或碳密度，或土壤沉積深度）的時間變化。本文提出的碳庫變化估算法乃整合IPCC的調查架構及LORCA的研究方法。

2.6.1 碳庫及碳庫變化的理論架構

根據IPCC指南(2006)所述，針對AFOLU部門的任一土地類別所含的碳庫包括三部分，每一部分稱為一項碳池(Carbon Pool)，包括：(1)生物量碳池(Biomass Pool, *BMP*)，(2)死亡有機物碳池(Dead Organic Matter Pool, *DOMP*)，(3)土壤有機物碳池(Soil Organic Matter Pool, *SOMP*)。一個濕地系統，生物量碳池主要由濕地植物的生物量所貢獻，為了估算上的簡單化，又分為地面上生物量碳池(Above-Ground Biomass Pool, *AGBP*)及地面下生物量碳池(Below-Ground Biomass Pool, *BGBP*)，前者指濕地植物的葉及莖生物量，後者為濕地植物的根部生物量。

濕地各碳池之間有何種關聯？碳池與大氣二氧化碳及甲烷的交換又有何關聯？可由第2.5.1節所述的濕地碳循環及流向說明（圖2.2）。生物量碳池是因為濕地植物光合作用吸收二氧化碳而建立的，而植物死亡後生物量便會轉變到死亡有機物碳池；地面下生物量（根）也會產生有機分泌物及死亡的細根，直接貢獻到土壤有機物碳池。死亡的有機物碳池中，有一部分容易被分解的有機碳，會直接轉化為二氧化碳釋放至空氣中，不易被分解的有機碳則逐漸沉積於濕地土壤中，轉變到土壤有機物碳池。土壤有機物則經由微生物的分解產生二氧化碳釋放至空氣中，在極度厭氧的底泥環境，有機碳也會被厭氧分解，轉化為甲烷釋放至空氣（圖2.2）。

某特定類型濕地的碳庫量($C_{S_{i,j}}$)即為該濕地的三項碳池碳質量的加總：

$$C_{S_{i,j}} = C_{BM_{i,j}} + C_{DOM_{i,j}} + C_{SOM_{i,j}} \quad (2.22)$$

其中，

i, j =分別代表濕地的不同類別(i)及不同類型(j)

$C_{S_{i,j}}$ =某特定類型濕地（ i, j 條件）的碳庫，t C

$C_{BM_{i,j}}$ =某特定類型濕地（ i, j 條件）所含生物量的碳庫，t C

$C_{DOM_{i,j}}$ =某特定類型濕地（ i, j 條件）所含死亡有機物的碳庫，t C

$C_{SOM_{i,j}}$ =某特定類型濕地（ i, j 條件）所含土壤有機物的碳庫，t C

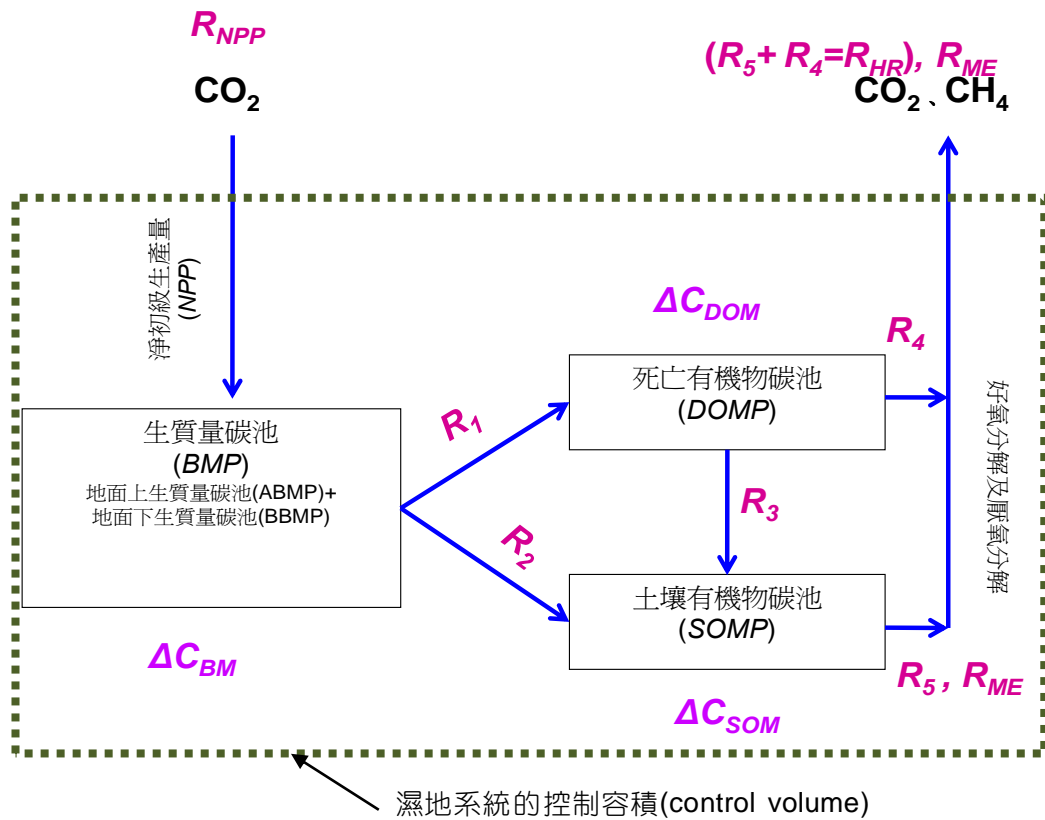


圖2.3 濕地系統的碳質量進入及離開三大碳池及濕地系統的示意圖

而濕地的碳庫變化量乃定義為該濕地系統的碳庫每年的碳質量變化，此變化量若是正值（亦即碳庫質量增加）即代表濕地有碳匯能力，若是負值（亦即碳庫質量減少）即代表濕地是碳的釋放。濕地的碳庫變化量，可將三個池的碳變化量加總而得(2.23)式。而根據圖2.3所顯示一個濕地系統碳質量在三大碳池及整個系統的流動去向，並考慮質量平衡理論，濕地碳庫變化量即等於濕地的淨生態系統生產量(NEP)減去甲烷釋放量的結果，當不考慮進出流水傳輸有機物的影響時，此結果亦可視為濕地的碳吸存能力。此結果將在第2.6.3節證明。

$$\begin{aligned} \Delta C_{S_{i,j}} &= \Delta C_{BM_{i,j}} + \Delta C_{DOM_{i,j}} + \Delta C_{SOM_{i,j}} \\ &= \Delta C_{WL_{i,j}} \end{aligned} \quad (2.23)$$

其中，

i, j = 分別代表濕地的不同類別(i)及不同類型(j)

$\Delta C_{S_{i,j}}$ = 某特定類型濕地 (i, j 條件) 的碳庫變化量, $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{BM_{i,j}}$ = 濕地所含生物量的碳庫變化量, $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{DOM_{i,j}}$ = 濕地所含死亡有機物的碳庫變化量, t C yr⁻¹

$\Delta C_{SOM_{i,j}}$ = 濕地所含土壤有機物的碳庫變化量, t C yr⁻¹

$\Delta C_{WL_{i,j}}$ = 某特定類型濕地 (i, j 條件) 的碳吸存能力, t C yr⁻¹

2.6.2 碳庫的估算

濕地的碳庫量可代表該濕地的碳儲存容量現況，為濕地的一項重要生物地質條件。當一個濕地排乾後，轉化為其他土地用途（如開發工業、群居地、農牧地等），原來儲存在濕地生物質量、死亡有機物、及土壤有機物三種碳池的有機碳，在很短的時間內可能即被分解產生二氧化碳排放。基於濕地的保護、濕地碳庫保育或濕地被開發後的補償策略，建立濕地的碳庫資料是必要及重要的工作。

根據(2.22)式，濕地的碳庫量($C_{S_{i,j}}$)即為該濕地的三項碳池碳質量的加總。因此，以下分別敘述估算三項碳池碳質量的通用方法。

一、生物量的碳庫

濕地生物質量乃由濕地植物所貢獻，一般濕地植物包括：多年生草本科植物（如蘆葦、香蒲等）及多年生木本科植物（如灌木、紅樹林等）。一個濕地可能存在不同種類的濕地植物，而不同種類的濕地植物貢獻不同的生物質量，因此生物量的碳庫估算需分別計算不同種類植物所覆蓋區域的生物量碳庫，再依(2.24)式加總計算。另外，許多文獻多將生物量分為地面上生物量（指植物的葉及莖部分）及地面下生物量（指植物的根部）。在此情況下，可在植被覆蓋的區域調查不同種類濕地植物的單位濕地面積之**地面上生物量及地面下生物量**，個別乘以**覆蓋面積**再加總((2.25)式)。生物質量的單位是以乾燥質量(Dry Mater)表示，須乘生物量含碳比率(Carbon Fraction)換算成碳庫量。

$$C_{BM_{i,j}} = \sum_m C_{BM_{i,j,m}} \quad (2.24)$$

$$\begin{aligned} C_{BM_{i,j,m}} &= C_{AGB_{i,j,m}} + C_{BGB_{i,j,m}} \\ &= a_{i,j,m} \times (AGB_{i,j,m} + BGB_{i,j,m}) \times Cf_m \times 10^{-6} \end{aligned} \quad (2.25)$$

其中，

i, j = 分別代表濕地的不同類別(i)及不同類型(j)

m = 不同植物種類代號

$C_{BM_{i,j}}$ = 某特定類型濕地 (i, j 條件) 所含生物量的碳庫, t C

$C_{AGB_{i,j,m}}$ = 某特定類型濕地 (i, j 條件) 被 m 種植物覆蓋的地面上生物量碳庫, t C

$C_{BGB_{i,j,m}}$ = 某特定類型濕地 (i, j 條件) 被 m 種植物覆蓋的地面下生物量碳庫, t C

$a_{i,j,m}$ = 某特定類型濕地 (i, j條件) 被 m 種植物覆蓋的面積, m^2

$AGB_{i,j,m}$ = 某特定類型濕地 (i, j條件) 被 m 種植物覆蓋的地面上生物量, $g\ d.m.\ m^{-2}$

$BGB_{i,j,m}$ = 某特定類型濕地 (i, j條件) 被 m 種植物覆蓋的地面下生物量, $g\ d.m.\ m^{-2}$

Cf_m = m 種植物的生物量含碳比率, $g\ C\ (g\ d.m.)^{-1}$

d.m. = 植物的乾燥質量

由於多數濕地生態系統較不容易獲得地面下生物量 (BGB) 的資料, 因此可利用一個簡單的推估方法, 即使用地面下生物量 (BGB) 對地面上生物量 (AGB) 的比值 ($R = BGB \div AGB$), 便可經由地面上生物量 (AGB) 及 R 值估算出生物量碳庫, 將 (2.25) 改寫為 (2.26) 式。

$$C_{BM_{i,j,m}} = a_{i,j,m} \times AGB_{i,j,m} \times (1 + R) \times Cf_m \times 10^{-6} \quad (2.26)$$

其中,

R = 地面下生物量 (BGB) 對地面上生物量 (AGB) 的比值, $g\ d.m.\ (g\ d.m.)^{-1}$

二、死亡有機物的碳庫

死亡有機物來自濕地植物的生物量, 經由落葉、死亡、自然生命轉換 (turnover)、植物採收干擾等因素而形成, 濕地的生物量 (紅樹林除外) 大多數都會在一年中轉化至死亡有機物碳池 ($DOMP$) 及土壤碳池 (死亡的根)。死亡有機物浸於濕地潮濕環境, 會增加分解速率, 在數年至數十年內將會釋放二氧化碳至大氣中。但是, 文獻上報導濕地中的死亡有機物碳庫 (C_{DOM}) 的相關資料仍然不多。

$$C_{DOM_{i,j}} = \sum_m C_{DOM_{i,j,m}} \quad (2.27)$$

$$C_{DOM_{i,j,m}} = a_{i,j,m} \times DOM_{i,j,m} \times DCf_m \times 10^{-6} \quad (2.28)$$

其中,

i, j = 分別代表濕地的不同類別 (i) 及不同類型 (j)

m = 不同植物種類代號

$C_{DOM_{i,j}}$ = 某特定類型濕地 (i, j條件) 所含死亡有機物的碳庫, $t\ C$

$C_{DOM_{i,j,m}}$ = 某特定類型濕地 (i, j條件) 被 m 種植物覆蓋的死亡有機物的碳庫, $t\ C$

$a_{i,j,m}$ = 某特定類型濕地 (i, j條件) 被 m 種植物覆蓋的面積, m^2

$DOM_{i,j,m}$ = 某特定類型濕地 (i, j條件) 被 m 種植物覆蓋的死亡有機物, $g\ d.m.\ m^{-2}$

$DCf_m = m$ 種植物死亡有機物的含碳比率，g C (g d.m.)⁻¹

d.m.=植物的乾燥質量

三、土壤有機物的碳庫

濕地土壤同時含有機碳及無機碳，然有機碳的動態變化往往大於無機碳而引起較多的關注。濕地植物生物量死亡後，一部分被分解，另一部分進入到土壤碳池，土壤的有機碳會進一步被分解而離開濕地土壤。由於濕地土壤經常保持飽和或淹水狀態，氧分子的傳送及供應受到限制，濕地水體底部或土壤環境容易形成缺氧條件，降低有機物的好氧分解效率，迫使進行反應速率較慢的厭氧分解。因此，有機物進入土壤的速率很容易超過被分解離開的速率，遂造成濕地土壤的有機碳隨時間的累積。但是因為土壤的厭氧環境，使濕地容易產生及釋放甲烷。濕地土壤的碳含量及有機碳庫，一般都高於森林、農地及草原，最高者屬於泥炭沼澤(peatland)，其土壤的有機碳含量經常高達20%以上(Mitsch and Gosselink, 2007)屬於有機性土壤(Organic soil)。

土壤有機物碳庫可利用調查土壤的平均有機碳密度(Soil Organic Carbon Density)乘以濕地面積估算而得。濕地的有機碳密度與幾項因子有關：濕地植物種類、氣候條件、水文條件、及濕地年齡等，因此須將濕地土壤特別分級，分別調查。

$$C_{SOM_{i,j}} = \sum_p C_{SOM_{i,j,p}} \quad (2.29)$$

$$C_{SOM_{i,j,p}} = a_{i,j,p} \times SCD_{i,j,p} \times 10^{-6} \quad (2.30)$$

其中，

i, j =分別代表濕地的不同類別(i)及不同類型(j)

p =不同濕地土壤分級代號

$C_{SOM_{i,j}}$ =某特定類型濕地 (i, j 條件) 所含土壤有機物的碳庫，t C

$C_{SOM_{i,j,p}}$ =某特定類型濕地 (i, j 條件) 中分級 p 的土壤有機物的碳庫，t C

$SCD_{i,j,p}$ =某特定類型濕地 (i, j 條件) 中分級 p 的土壤有機碳密度，g C m⁻²

$a_{i,j,p}$ =某特定類型濕地 (i, j 條件) 中分級 p 土壤的面積，m²

濕地的土壤有機碳密度可由採集濕地土壤或底泥的樣本(core)，IPCC(2006)採30 cm厚度(h)，並量測土壤假密度(BD)、土壤碳含量(SCf)及土壤細顆粒比率(r ，細顆粒乃指 < 2mm顆粒)等，進一步以(2.31)式估算。

$$SCD_p = h \times SCf_p \times BD_p \times r_p \quad (2.31)$$

其中，

p = 不同濕地土壤分級代號

SCD_p = 濕地分級 p 的土壤有機碳密度， $g C m^{-2}$

h = 土壤樣本的厚度IPCC(2006)採0.3 m

SCf_p = 濕地分級 p 的土壤有機碳含量比率， $g C (g d.m.)^{-1}$

BD_p = 濕地分級 p 的土壤假密度(Bulk Density)， $g d.m. m^{-3}$

r_p = 濕地分級 p 的土壤細顆粒比率(細顆粒乃指 $< 2mm$ 顆粒)， $g d.m. (g d.m.)^{-1}$

2.6.3 碳庫變化的估算

IPCC(2006)提出兩種方法估算AFOLU部門的任一土地類別內各碳池的每年碳量變化：(1)獲得—損失法(Gain-Loss Method)及(2)碳庫時間差別方法(Stock-Difference Method)。獲得—損失法表明某一個碳池質量的每年變化量即為碳池每年的獲得碳質量(gain)扣減每年的損失碳質量(loss)。此方法其實與第2.5.1節所述碳收支計算所利用的原理(即質量守恆原理)相同，唯質量平衡的對象是濕地內部的三大碳池各為系統，而不是整個濕地系統。

將濕地各碳池碳質量的獲得與損失以質量流率表示於圖2.3。依據第2.6.1節式所述濕地的碳庫變化即為三大碳池的碳質量變化加總，再利用獲得—損失法可證明濕地的碳庫變化量即等於濕地的淨生態系統生產量(NEP)減去甲烷釋放量的結果，若以濕地系統的質量平衡角度，且不考慮進出流水傳輸有機物的影響時，此結果亦等於濕地的碳吸存能力，如(2.32)所述。

$$\begin{aligned}
 \Delta C_{S_{i,j}} &= \Delta C_{BM_{i,j}} + \Delta C_{DOM_{i,j}} + \Delta C_{SOM_{i,j}} \\
 &= (R_{NPP} - R_1 - R_2) + (R_1 - R_3 - R_4) + (R_2 + R_3 - R_5 - R_{ME}) \\
 &= R_{NPP} - (R_4 + R_5) - R_{ME} \\
 &= R_{NPP} - R_{HR} - R_{ME} \\
 &= \Delta C_{WL_{i,j}}
 \end{aligned} \tag{2.32}$$

其中，

$\Delta C_{S_{i,j}}$ = 某特定類型濕地 (i, j條件) 的碳庫變化量， $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{BM_{i,j}}$ = 某特定類型濕地 (i, j條件) 所含生物量的碳庫變化量， $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{DOM_{i,j}}$ = 某特定類型濕地 (i, j條件) 所含死亡有機物的碳庫變化量， $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{SOM_{i,j}}$ = 某特定類型濕地 (i, j條件) 所含土壤有機物的碳庫變化量， $t C yr^{-1}$

R_{NPP} = 某濕地的淨初級生產量， $t C yr^{-1}$

R_1 = 生物量碳池轉化為死亡有機物碳池的流率， $t C yr^{-1}$

R_2 = 生物量碳池轉化為土壤有機物碳池的流率， $t C yr^{-1}$

R_3 = 死亡有機物碳池轉化為土壤有機物碳池的流率， $t C yr^{-1}$

R_4 = 死亡有機物碳池之有機碳被分解形成二氧化碳的流率， $t C yr^{-1}$

R_5 = 土壤有機物碳池之有機碳被分解形成二氧化碳的流率， $t C yr^{-1}$

R_{ME} = 土壤有機物碳池之有機碳轉化為甲烷的流率， $t C yr^{-1}$

R_{HR} = 土壤有機物碳池之有機碳因異營性呼吸作用而轉化為二氧化碳的釋放流率， $g C m^{-2} yr^{-1}$

$\Delta C_{WL_{i,j}}$ = 某特定類型濕地 (i, j 條件) 的碳吸存能力， $t C yr^{-1}$

一、通用方程式

本文利用IPCC(2006)所提的碳庫時間差別法分別估算三大碳池的碳庫變化。

1. 生物量的碳庫變化

$$\Delta C_{BM_{i,j}} = \frac{(C_{BM_{i,j},t_2} - C_{BM_{i,j},t_1})}{T} \quad (2.33)$$

其中，

i, j = 分別代表濕地的不同類別(i)及不同類型(j)

$\Delta C_{BM_{i,j}}$ = 某特定類型濕地 (i, j 條件) 所含生物量的碳庫變化量， $t C yr^{-1}$

$C_{BM_{i,j},t_2}$ = 某特定類型濕地 (i, j 條件) 在 t_2 時間所含生物量的碳庫， $t C$

$C_{BM_{i,j},t_1}$ = 某特定類型濕地 (i, j 條件) 在 t_1 時間所含生物量的碳庫， $t C$

$T=(t_2-t_1)$ = 第二次及第一次生物量碳庫調查的間隔時間， yr

2. 死亡有機物的碳庫變化

$$\Delta C_{DOM_{i,j}} = \frac{(C_{DOM_{i,j},t_2} - C_{DOM_{i,j},t_1})}{T} \quad (2.34)$$

其中，

i, j = 分別代表濕地的不同類別(i)及不同類型(j)

$\Delta C_{DOM_{i,j}}$ = 某特定類型濕地 (i, j 條件) 所含死亡有機物的碳庫變化量， $t C yr^{-1}$

$C_{DOM_{i,j},t_2}$ = 某特定類型濕地 (i, j 條件) 在 t_2 時間所含死亡有機物的碳庫， $t C$

$C_{DOM_{i,j},t_1}$ = 某特定類型濕地 (i, j 條件) 在 t_1 時間所含死亡有機物的碳庫， $t C$

$T=(t_2-t_1)$ = 第二次及第一次死亡有機物碳庫調查的間隔時間， yr

3. 土壤有機物的碳庫變化

$$\Delta C_{SOM_{i,j}} = \frac{(C_{SOM_{i,j},t_2} - C_{SOM_{i,j},t_1})}{T} \quad (2.35)$$

其中，

i, j = 分別代表濕地的不同類別(i)及不同類型(j)

$\Delta C_{SOM_{i,j}}$ = 某特定類型濕地 (i, j 條件) 所含土壤有機物的碳庫變化量, $t C yr^{-1}$

$C_{SOM_{i,j},t_2}$ = 某特定類型濕地 (i, j 條件) 在 t_2 時間所含土壤有機物的碳庫, $t C$

$C_{SOM_{i,j},t_1}$ = 某特定類型濕地 (i, j 條件) 在 t_1 時間所含土壤有機物的碳庫, $t C$

$T=(t_2-t_1)$ = 第二次及第一次土壤有機物碳庫調查的間隔時間, yr

二、有機碳長期累積速率

IPCC(2006)針對AFOLU部門草地(grassland)類別的碳庫變化量，提出一個初步層級(Tier 1)的簡化估算法。當草地沒有轉化為其他土地利用時(Grassland Remaining Grassland)，由於草地上的植被大多為多年生的草本植物，每年歷經生長死亡轉換(Turnover)及死亡有機物的分解，認為生物量碳池及死亡有機物碳池兩者將會達穩定狀態(Steady-State)，也就是植物的淨初級生產量與死亡的有機物量達到平衡，而死亡有機物的形成與有機物的分解及累積到土壤的有機物量達到平衡，更簡單的講法即無須估算生物量的碳庫變化量及死亡有機物的碳庫變化量($\Delta C_{BM} = 0, \Delta C_{DOM} = 0$)。不過，仍認為土壤的有機物碳庫具有顯著的變化而需要調查及估算。由於濕地的植物種類與草地類似，因此本文也做此假設，將(2.23)式改寫為(2.36)式。

$$\begin{aligned} \Delta C_{S_{i,j}} &\cong \Delta C_{SOM_{i,j}} \quad (\text{假設 } \Delta C_{DOM} = 0, \Delta C_{SOM} = 0) \\ &= \Delta C_{WL_{i,j}} \end{aligned} \quad (2.36)$$

再將(2.29)及(2.30)式帶入(2.35)及(2.36)式，可得(2.37)式。

$$\begin{aligned}
\Delta C_{WL_{i,j}} &= \Delta C_{SC_{i,j}} \cong \Delta C_{SOM_{i,j}} \\
&= \frac{(C_{SOM_{i,j},t_2} - C_{SOM_{i,j},t_1})}{T} \\
&= \frac{\left[\sum_p C_{SOM_{i,j,p}} \right]_{t_2} - \left[\sum_p C_{SOM_{i,j,p}} \right]_{t_1}}{T} \\
&= \frac{\left[\sum_p (a_{i,j,p} \times SCD_{i,j,p})_{t_2} - \sum_p (a_{i,j,p} \times SCD_{i,j,p})_{t_1} \right] \times 10^{-6}}{T}
\end{aligned} \tag{2.37}$$

其中，

i, j =分別代表濕地的不同類別(i)及不同類型(j)

p =不同濕地土壤分級代號

$\Delta C_{WL_{i,j}}$ =某特定類型濕地 (i, j 條件) 的碳吸存能力, $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{S_{i,j}}$ =某特定類型濕地 (i, j 條件) 的碳庫變化量, $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{SOM_{i,j}}$ =某特定類型濕地 (i, j 條件) 所含土壤有機物的碳庫變化量, $t C yr^{-1}$

$C_{SOM_{i,j}}$ =某特定類型濕地 (i, j 條件) 所含土壤有機物的碳庫, $t C$

$C_{SOM_{i,j,p}}$ =某特定類型濕地下之某分級土壤 (i, j, p 條件) 的土壤有機物碳庫, $t C$

$a_{i,j,p}$ =某特定類型濕地下之某分級土壤 (i, j, p 條件) 的濕地面積, m^2

$SCD_{i,j,p}$ =某特定類型濕地下之某分級土壤 (i, j, p 條件) 的土壤有機碳密度, $g C m^{-2}$

$T=(t_2-t_1)$ =兩次土壤有機物碳庫調查的間隔時間, yr

因此，在某濕地2次調查期間（時間間隔 T 年），將後一次調查年(t_2)估算所得的土壤有機碳密度及濕地面積，及前一次年(t_1)調查所得的土壤有機碳密度及濕地面積，帶入(3.37)式可得濕地碳匯量。

事實上，已有不少文獻僅調查濕地土壤的**有機碳長期累積速率**(LORCA)(Trumbore et al., 1999; Waddington and Roulet, 2000; Anderson and Mitsch, 2006)，認為濕地所累積的有機物（沒有被分解），經過後續的5、10、20、上百年、甚至數千年的長時間，最終的去處會沉積於濕地土壤或底泥中，而成為有機性土壤層(Soil Horizons)，最後會形成較穩定的泥炭層。濕地土壤的**有機碳長期累積速率**(LORCA)，乃將濕地所含土壤有機物的碳庫變化量除以該濕地的總面積而得。

$$\begin{aligned}
 LORCA_{i,j,p} &= \frac{\Delta C_{SOM_{i,j,p}} \div 10^6}{a_{i,j,p}} \\
 &= \frac{(SCD_{i,j,p})_{t_2} - (SCD_{i,j,p})_{t_1}}{T}
 \end{aligned}
 \tag{2.38}$$

其中，

i, j, p = 分別代表濕地的不同類別(i)、不同類型(j)及不同土壤分級(p)

$LORCA_{i,j,p}$ = 某特定類型濕地下之某分級土壤 (i, j, p 條件) 之**有機碳長期累積速率**， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

$\Delta C_{SOM_{i,j,p}}$ = 某特定類型濕地下之某分級土壤 (i, j, p 條件) 所含土壤有機物的**碳庫變化量**， $t\ C\ yr^{-1}$

$a_{i,j,p}$ = 某特定類型濕地下之某分級土壤 (i, j, p 條件) 的**濕地面積**， m^2

$SCD_{i,j,p}$ = 某特定類型濕地下之某分級土壤 (i, j, p 條件) 的**土壤有機碳密度**， $g\ C\ m^{-2}$

$T=(t_2-t_1)$ = 兩次土壤有機物碳庫調查的**間隔時間**， yr

本節提供了碳庫變化估算法的通用方程式，作為調查及估算濕地系統的有機碳長期累積速率($LORCA_{i,j,p}$)之基礎，並於第六章敘述其量測方法。

2.6.4 使用有機碳長期累積速率推估濕地碳吸存能力

特定類型濕地下之某分級土壤 (i, j, p 條件) 的**有機碳長期累積速率**($LORCA_{i,j,p}$) 與第2.5.2節所述的**濕地碳吸存通量因子**($FC_{i,j,p}$) 意義類似、單位相同，被用來推估濕地的碳匯功能。此資料可能來自國外文獻(第一層級資料作為初步設定值)或國內實地調查結果(第二層級資料或稱國家特殊資料)。透過空間外推法(Spatial Extrapolation) 利用已知的**有機碳長期累積速率**資料及調查的濕地面積數據，推估出其他同質性濕地的碳匯功能。以下敘述兩種不同情況的推估。

一、推估特定類型濕地的碳吸存能力

如果某特定類型濕地包含不同分級土壤，則此**特定類型濕地的每年碳吸存能力**($\Delta C_{WL_{i,j}}$) 可由相同分級濕地的總面積($A_{i,j,p}$) 乘以該分級土壤的**有機碳長期累積速率**($LORCA_{i,j,p}$)，再以(2.39)式加總推估。依據本文的濕地系統分類(圖2.1)，須推估每年碳吸存能力的濕地類型為：海岸濕地的6種類型、內陸濕地的6種類型、及人工濕地的3種類型。

$$\Delta C_{WL_{i,j}} = \sum_p (A_{i,j,p} \times LORCA_{i,j,p} \times 10^{-6})
 \tag{2.39}$$

其中，

i, j, p =分別代表濕地的不同類別(i)、不同類型(j)及不同土壤分級(p)

$\Delta C_{WL_{i,j}}$ =某特定類型濕地 (i, j 條件) 的每年碳吸存能力推估值, $t C yr^{-1}$

$A_{i,j,p}$ =某特定類型濕地下之某分級土壤 (i, j, p 條件) 的總面積調查值, m^2

$LORCA_{i,j,p}$ =某特定類型濕地下之某分級土壤 (i, j, p 條件) 之有機碳長期累積速率, $g C m^{-2} yr^{-1}$

同屬於某特定類型濕地下之某分級土壤 (i, j, p 條件), 可能分散於不同的濕地生態系統中, 因此其總面積乃將不同的濕地生態系統中同屬於該分級濕地 (i, j, p 條件) 的面積加總計算, 如(2.40)式。

$$A_{i,j,p} = \sum_p a_{i,j,p} \quad (2.40)$$

其中，

i, j, p =分別代表濕地的不同類別(i)、不同類型(j)、及不同分級(p)

$a_{i,j,p}$ =某特定濕地生態系統中有屬於 i, j, p 條件之分級濕地的面積調查值, m^2

如果將不同類型濕地 (i, j 條件) 的每年碳吸存能力分別估算出來後, 再帶入(2.2)~(2.4)式便可分別推估出國家三種濕地類別(海岸濕地、內陸濕地、及人工濕地)的每年碳吸存能力, 最後再透過(2.1)式推估國家總濕地面積的每年碳吸存能力。

二、推估特定濕地生態系統的碳吸存能力

利用有機碳長期累積速率也可推估營建署公告的82處國家重要濕地之碳匯能力, 估算公式如下。

$$\Delta C_{WES_n} = \sum_{i,j,p} (a_{i,j,p} \times LORCA_{i,j,p} \times 10^{-6}) \quad (2.41)$$

其中，

n =某特定濕地生態系統的編號, 即為營建署對82處國家重要濕地給予的特定編號

i, j, p =分別代表濕地的不同類別(i)、不同類型(j)、及不同分級(p)

ΔC_{WES_n} =某特定濕地生態系統 (編號 n) 的每年碳吸存能力推估值, $t C yr^{-1}$

$a_{i,j,p}$ =某特定濕地生態系統 (編號 n) 中有屬於 i, j, p 條件之分級濕地的面積調查值, m^2

$LORCA_{i,j,p}$ = 某特定類型濕地下之某分級土壤 (i, j, p 條件) 之有機碳長期累積速率, $g C m^{-2} yr^{-1}$

將82處國家重要濕地的碳吸存能力分別估算出來後, 再帶入(2.5)式便可得82處國家重要濕地的總碳吸存能力。

2.7 土地轉化的碳吸存能力估算

2.7.1 濕地轉化為其他土地利用

濕地常因農業、工商業及都市開發的需要而轉化為其他土地用途, 通常先進行濕地排水, 破壞厭氧環境, 此時雖然可立即降低甲烷的排放, 甚至轉變為甲烷的去除, 但是土壤有機物及死亡有機物暴露於空氣中, 且移除了濕地植物(亦即生物量有機物), 這些行為將破壞濕地碳匯功能, 甚至加速濕地碳庫的分解, 轉為增強二氧化碳溫室氣體釋放大氣中(Mitra et al., 2005)。因此, 濕地轉化為其他土地用途時最壞的情況也是最值得關心的課題是: **原濕地的碳庫將全部損失, 並在短期間內完全轉化為二氧化碳排放**。濕地轉化為其他土地用途的每年碳庫損失量估算可採用前述第2.6.3.節之碳庫變化的估算方法, 先根據(2.42)式由三種碳池(生物量、死亡有機物、土壤有機物)的碳庫變化, 估算特定類型濕地轉化後的碳庫變化量($\Delta C_{SC_{i,j}}$), 再以(2.43)式計算全國濕地轉化為其他土地利用後的碳庫變化量總和:

$$\Delta C_{SC_{i,j}} = \Delta C_{BMC_{i,j}} + \Delta C_{DOMC_{i,j}} + \Delta C_{SOMC_{i,j}} \quad (2.42)$$

$$\Delta C_{SC} = \sum_{i,j} \Delta C_{SC_{i,j}} \quad (2.43)$$

其中,

ΔC_{SC} = 全國濕地轉化為其他土地利用後之碳庫變化量的總合 (負號即代表碳庫損失), $t C yr^{-1}$ 。

i, j = 分別代表濕地的不同類別(i)及不同類型(j)

$\Delta C_{SC_{i,j}}$ = 某特定類型濕地(i, j 條件)轉化為其他土地利用的碳庫變化量 (負號即代表碳庫損失), $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{BMC_{i,j}}$ = 某特定類型濕地(i, j 條件)轉化為其他土地利用所含生物量的碳庫變化量 (負號即代表碳庫損失), $t C yr^{-1}$ 。

$\Delta C_{DOMC_{i,j}}$ = 某特定類型濕地(i, j 條件)轉化為其他土地利用時其死亡有機物的碳庫變化量 (負號即代表碳庫損失), $t C yr^{-1}$ 。

$\Delta C_{SOMC_{i,j}}$ = 某特定類型濕地(i, j 條件)轉化為其他土地利用時其土壤有機物的碳庫變化量 (負號即代表碳庫損失), $t C yr^{-1}$ 。

另外，濕地轉化為其他土地用途後的二氧化碳釋放量可根據以下公式估算：

$$CO_{2_{SC}} = \Delta C_{SC} \times \frac{44}{12} \quad (2.44)$$

其中

$CO_{2_{LS}}$ = 某濕地轉化為其他土地利用後的二氧化碳釋放量（負號即代表二氧化碳釋放）， $t CO_2 yr^{-1}$ 。

三大碳池(生物量、死亡有機物、土壤有機物)的碳庫變化量由以下公式估算。

一、生物量的碳庫變化

$$\Delta C_{BMC_{i,j}} = a_{i,j} \times (AGB_{i,j After} - AGB_{i,j Before}) \times (1 + R) \times Cf \times 10^6 \quad (2.45)$$

其中，

i, j = 分別代表濕地的不同類別(i)及不同類型(j)

$\Delta C_{BMC_{i,j}}$ = 某特定類型濕地(i, j 條件)轉化為其他土地利用後生物量的碳庫變化量， $t C yr^{-1}$ 。

$a_{i,j}$ = 某特定類型濕地(i, j 條件)轉化為其他土地利用的每年面積， $m^2 yr^{-1}$

$AGB_{i,j After}$ = 某特定類型濕地(i, j 條件)轉化為其他土地利用後植物覆蓋的地面上生物量， $g d.m. m^{-2}$ 。若轉化為工商業及都市開發，則預設值為0；若轉化為農地、草地及森林則依實際情況調查。

$AGB_{i,j Before}$ = 某特定類型濕地(i, j 條件)轉化為其他土地利用前植物覆蓋的地面上生物量， $g d.m. m^{-2}$

R = 地下生物量(BGB)對地面上生物量(AGB)的比值， $g d.m. (g d.m.)^{-1}$

Cf = 植物生物量的含碳比率， $g C (g d.m.)^{-1}$

$d.m.$ = 植物的乾燥質量

二、死亡有機物的碳庫變化

$$\Delta C_{DOMC_{i,j}} = a_{i,j} \times (DOM_{i,j After} - DOM_{i,j Before}) \times DCf_m \times 10^6 \quad (2.46)$$

其中，

$\Delta C_{DOMC_{i,j}}$ = 某特定類型濕地(i, j 條件)轉化為其他土地利用後死亡有機物的碳庫變化量， $t C yr^{-1}$ 。

$a_{i,j}$ = 某特定類型濕地(i, j 條件)轉化為其他土地利用的每年面積， $m^2 yr^{-1}$

$DOM_{i,j\ After}$ = 某特定類型濕地(i, j 條件)轉化為其他土地利用後的死亡有機物, g d.m. m^{-2} 。若轉化為工商業及都市開發, 則預設值為0; 若轉化為農地、草地及森林則依實際情況調查。

$AGB_{i,j\ Before}$ = 某特定類型濕地(i, j 條件)轉化為其他土地利用前的死亡有機物, g d.m. m^{-2}

DCf = 死亡有機物的含碳比率, g C (g d.m.) $^{-1}$

d.m. = 死亡有機物的乾燥質量

三、土壤有機物的碳庫變化

$$\Delta C_{SOMC_{i,j}} = a_{i,j} \times (SCD_{i,j\ After} - SCD_{i,j\ Before}) \times 10^6 \quad (2.47)$$

其中,

$\Delta C_{SOMC_{i,j}}$ = 某特定類型濕地(i, j 條件)轉化為其他土地利用後土壤有機物的碳庫變化量, t C yr^{-1} 。

$a_{i,j}$ = 某特定類型濕地(i, j 條件)轉化為其他土地利用的每年面積, $m^2 yr^{-1}$

$SCD_{i,j\ After}$ = 某特定類型濕地(i, j 條件)轉化為其他土地利用後的土壤有機碳密度, g C m^{-2} 。若轉化為工商業及都市開發, 則預設值為0; 若轉化為農地、草地及森林則依實際情況調查。

$SCD_{i,j\ Before}$ = 某特定類型濕地(i, j 條件)轉化為其他土地利用前的土壤有機碳密度, g C m^{-2} 。

2.7.2 其他土地轉化為濕地

如第一章1.10.節所述, 濕地復育及創造新的濕地是增進濕地碳庫及碳匯能力的優良策略, 此作業方式是將被破壞的濕地修復, 或者將廢耕農地、草地、住宅地、工業用地及其他土地開挖或築堤, 導水淹地, 並進行植栽。如果種植的濕地植物屬草本科植物, 則經過一個生長季節後地面上植物生物量便逐漸達穩定, 但是木本科植物(如紅樹林)的生長較慢, 須更長時間(也許10年或20年)才能逐漸穩定。

其他土地轉化為濕地的碳匯或碳吸存放估算, 仍可利用第2.7.1節所述的碳庫變化量估算法, 分別以公式(4.45)~(4.47)計算三大碳池(生物量、死亡有機物、土壤有機物)的碳庫變化量, 帶入公式(4.42)計算其他土地轉化為特定類型濕地後的碳庫變化量($\Delta C_{SC_{i,j}}$), 再以(2.43)式計算全國增加的濕地的其碳庫變化量總和。唯與第2.7.1節不同的是, 公式(4.45)~(4.47)中, 標註"After"表示其他土地轉化為濕地後的碳庫狀態, "Before"則代表其他土地轉化為濕地前的碳庫狀態。

2.8 估算方法層級

IPCC(2006)針對不同發展程度的國家提供不同層級的國家溫室氣體盤查方法，(1)第一層級方法(Tier 1)：當國家缺乏估算溫室氣體所需參數及因子的數據時，可使用簡單公式及預設值(Default Parameter Values)，加上粗略的活動數據(如面積)調查，即可進行簡單估算，但是其結果的不確定性高；(2)第二層級方法(Tier 2)：已建立國家特殊環境及條件之參數及因子的數據時，可使用此國家特殊數據(country-specific data)帶入第一層級方法的公式，進行更精準的估算；(3)第三層級方法(Tier 3)：國家有能力進行更全面性、更詳細、更準確及經常性的採樣量測，甚至可建立國家特殊模式，所得結果有更高的確定性。

國內針對濕地碳匯功能及碳庫調查所需要的參數，例如：濕地面積、濕地碳吸存通量因子(包括所需的濕地淨初級生產量、異營性呼吸通量、甲烷通量、及淨生態系統二氧化碳交換量)、有機碳長期累積速率(包括濕地各碳池碳庫、濕地土壤有機碳密度)等，可提供的本國數據相當缺乏。

以現階段而言若要直接使用國家特殊數據及較高層級的方法估算國內濕地的碳匯及碳庫，為相當不可期。但是，濕地清單編制者，對於探究國內濕地碳匯能力及碳庫的問題，又有迫切的需求。因此，本文提出短、中、長期的方法(也就是不同層級方法)，期能在短期內讓相關人員及單位快速、簡單且便利地估算出國內濕地的碳匯能力及碳庫(但是不確定性較高)，而中長期仍需兼顧到建立國家特殊數據的重要性，使未來濕地碳匯及碳庫的國家清單估計值能朝向更確定及準確的方向發展。

2.8.1 第一層級方法(Tier 1)

由於目前國內相關數據缺乏，本文在第三~五章將提供有關濕地碳吸存能力及碳庫估算所需的參數或因子的預設值，這些數值大多來自國際間的相關報告、書籍及期刊論文等文獻，蒐集的資料特別選自濕地類別與類型、濕地位置緯度與氣候、濕地植物等條件與國內濕地相類似的文獻。本層級所需要的濕地面積數據，可採自現有民間組織或政府單位提供的粗略估計值或歷史資料。國內既有的調查文獻雖然僅有少數，但是其報導的資料仍比國外文獻的資料更適合做為本層級方法的預設值。除了本章所介紹的通用公式外，本文在第三~五章將分別提供各類別之各類型濕地的碳吸存能力及碳庫特定估算公式(亦可視為預設公式)。濕地碳吸存能力及碳庫清單編制者可將適合於各類型濕地的預設值及粗估的濕地面積數據帶入對應的預設公式，便可估算不同類型濕地及不同濕地生態系統的碳吸存能力及碳庫量。

2.8.2 第二層級方法(Tier 2)

國家應建立詳細的濕地分類系統，讓國內的每一處濕地都有更清楚的分類及分級，以便使用適當的對應參數(及因子)及公式，進行碳吸存能力及碳庫的估算。再者，亦須逐步推動濕地的盤查及繪圖作業(wetland mapping)，以確定濕地範圍及量測面

積。同時，針對不同類型及分級的濕地，也須分別著手調查及量測濕地碳吸存能力及碳庫的相關參數(及因子)，以獲得及建立國家特殊參數數據。第二層級(Tier 2)方法乃當各種不同類型濕地已建立相關參數的國家特殊數據時，可直接使用此國家特殊數據及較準確的濕地面積數據，仍然使用與第一層級相同的公式，便利地估算出比第一層級方法更準確的濕地碳吸存能力及碳庫量。

本文第六章提供了濕地進行碳匯及碳庫調查的野外採樣方法、測量方法及物質分析方法，可作為各參數及因子量測的參考。

2.8.3 第三層級方法(Tier 3)

本文第六章提供了濕地進行碳匯及碳庫調查的野外採樣方法、測量方法及物質分析方法，可作為各參數及因子量測的參考，因此，本層級方法乃採用第三層級方法。

為更高層級的方法，此乃針對調查濕地進行各項參數的直接測量(Direct Measurements)，以測量結果帶入本章公式計算出濕地的碳吸存能力及碳庫。由於相關參數的測量結果經常呈現高的空間與時間變化(High Spatial and Temporal Variability)，因此野外的採樣點須全面及廣泛，並固定時間重複進行。直接測量法須先擬定採樣計畫，選擇採樣位置及採樣頻率，並決定採樣、分析及監測方法，再進行野外採樣與量測，不少樣本則須返回實驗室以精密的儀器進行分析，最後由測量結果進行數據統計並計算出濕地的每年碳吸存能力及碳庫。

有關第三層級方法的進行，包括調查計畫的擬定、調查步驟、採樣方法、碳吸存通量與碳庫相關參數的測量方法、測量結果的品質控管等，將在本文第六章詳細介紹。相關參數的量測也可使用本文第六章方法以外之更先進、更準確、更便利（但是成本更高）的其他方法，例如使用微氣象方法(Micrometeorological Methods)測量濕地的淨生態系統二氧化碳交換通量(*NEE*)、使用碳-14同位素法測量土壤的碳長期累積速率等。有關濕地面積及其變化的調查，則可使用高解析度的地理資訊系統測量濕地面積，測量需每隔一段時間進行，以掌握濕地面積的變化及土地用途的轉化，使更符合實際現況，有更高的確定性。

此外，當實際量測工作進行到一段時間，針對某特定濕地的某項相關參數，累積了足夠數據後，便可成為其他濕地參考的國家特殊數據。或者，利用這些數據進而推導及建立起經驗模式(Empirical Models)，此模式經過驗證及不確定性量化後，也可使用於其他獨立濕地的相關參數估算上。

國家可訂出某特定地的濕地類型（如紅樹林）或特定的濕地生態系統（例如曾文溪口濕地）做為國內的**碳匯重點濕地**(Key Category or Wetland)，並優先針對此濕地進行以實際量測為基礎的第三層級方法。**碳匯重點濕地**的選擇可根據以下條件判定：(1)濕地淨初級生產量顯著；(2)濕地碳庫量顯著；(3)濕地每年碳吸存能力顯著；(4)濕地的溫室氣體(甲烷)排放量顯著。

圖2.4為選用不同層級方法調查濕地碳吸存能力及碳庫的決策流程。此流程說明不同濕地的條件（是否為國家**碳匯重點濕地**？），不同資訊現況（是否已建立國家特殊數據？），以決定所建議的不同層級方法。舉例四種不同狀況：(1)被認定為國內**碳匯重點濕地**的濕地類型或場址，且無碳匯相關參數的國家特殊數據可參考時，且有足夠的資源及方法學時，則應規劃進行第三層級的調查工作；(2)被認定為國內**碳匯重點濕地**的濕地類型或場址，但若已有碳匯相關參數的國家特殊數據可參考時，可直接以第二層級方法調查；(3)非歸屬於**碳匯重點濕地**的濕地，但是已有碳匯相關參數的國家特殊數據可參考時，可進行第二層級方法的；(4)非歸屬於**碳匯重點濕地**的濕地，也無碳匯相關參數的國家特殊數據可參考時，則進行第一層級方法估算。

2.9 濕地的全球暖化潛勢估算

濕地一方面具有碳匯功能，另一方面也是大氣中甲烷(甚至是氧化亞氮)的貢獻者，況且甲烷在大氣中對全球暖化的效應高於二氧化碳(氧化亞氮的暖化效應更高)，因此欲評估濕地是否增加全球暖化的負擔，應綜合考量碳匯及甲烷(甚至加上氧化亞氮)排放的效應。評估比較不同溫室氣體造成的效應，可綜合計算眾所認可的全球暖化潛勢進行比較。所謂全球暖化潛勢(global warming potential, GWP)乃定義為某一單位質量的溫室氣體相對於相同質量二氧化碳氣體(二氧化碳的GWP定義為1)，對於暖化貢獻的量化尺度(IPCC, 2001)。將濕地的每年碳吸存能力換算為二氧化碳的質量，並給於負號表示碳吸存與暖化潛勢(二氧化碳排放量)的關係，另外計算甲烷及氧化亞氮釋放量的全球暖化潛勢(以二氧化碳排放當量表示)，最後再將三者加總起來，便可獲得某特定濕地的淨全球暖化潛勢，如(2.47)所示。所得結果若為負值，表示該特定濕地對全球暖化具有減輕效果或正面影響；若為零，代表濕地為全球暖化的中和者(neutral)；如果為負值，則濕地對暖化反而有負面影響，為溫室氣體的產生源。

$$NET_{GWP} = \Delta C_{WL} \times \frac{44}{12} + \Delta ME_{WL} \times GWP_{CH_4} + \Delta NO_{WL} \times GWP_{N_2O} \quad (2.48)$$

其中，

NET_{GWP} = 某特定濕地的淨全球暖化潛勢，t CO₂ equivalent yr⁻¹。

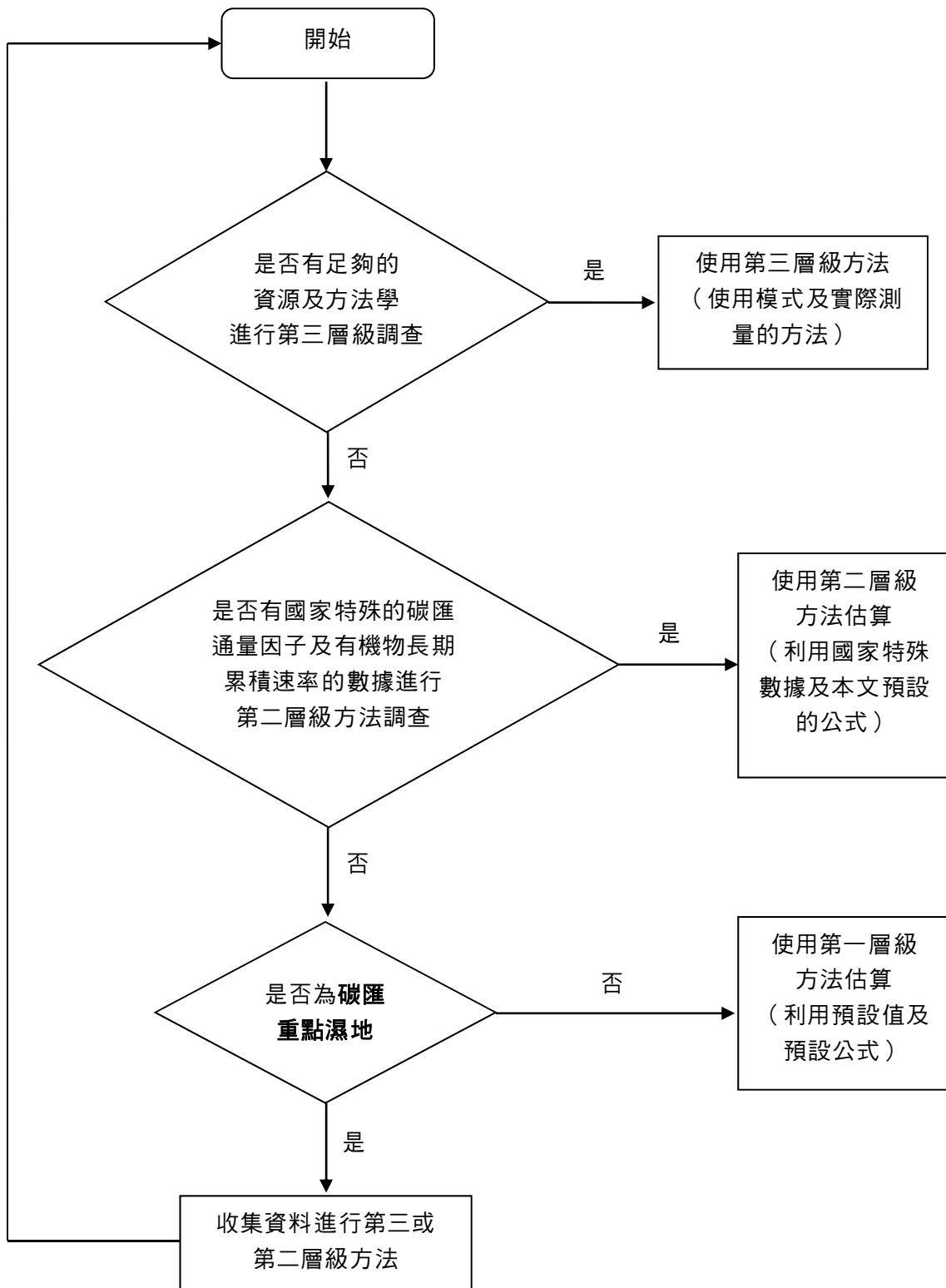
ΔC_{WL} = 某特定濕地的每年碳吸存能力，t C yr⁻¹

ΔME_{WL} = 某特定濕地每年的甲烷排放量，t CH₄ yr⁻¹

ΔNO_{WL} = 某特定濕地每年的氧化亞氮排放量，t CH₄ yr⁻¹

GWP_{CH_4} = 甲烷的全球暖化潛勢，t CO₂ equivalent (tones CH₄)-1。IPCC (2001)的報導值為23，IPCC (2007)的報導值為25。

GWP_{N_2O} = 氧化亞氮的全球暖化潛勢，t CO₂ equivalent (t N₂O)⁻¹。IPCC (2001)的報導值為296，IPCC (2007)的報導值為298。



資料來源：本計畫套繪

圖2.4 選用不同層級方法調查濕地碳匯及碳庫的決策流程

第三章 海岸濕地

3.1 前言

海岸濕地分布在海岸線為介於陸地及海水之間水深較淺的區域，或受到海水潮汐影響的陸域水體。包括位於潮間帶的紅樹林、灘地、鹹水草澤等；及位於潮位線以下的潟湖及河(溪)口水域，及人為引入海水的作業水體，如魚塭及鹽田等。國內常見之各類型海岸濕地的定義詳見於表2.1。我國為海島國家、四面環海，天然形成許多海岸濕地，在營建署民國100年所公告的82處(92個)國家重要濕地中，海岸濕地的數目約占38%(35/92)，而濕地面積則高達總面積的73% (41,540 ha/56,865 ha)。

本章主要針對海岸濕地的各種類型，包括：紅樹林、潮間帶灘地、河(溪)口水域、鹹水草澤、潟湖、魚塭等，提出估算不同類型濕地的碳吸存通量因子、有機碳長期累積速率、碳庫量的特殊方程式、量測方法、估算步驟與案例。本章提供第一及第二層級方法所需要的預設值及可使用的國家數據。另外，也提供第三層級調查方法之步驟，唯詳細測量方法須參考第六章相關章節。

3.2 紅樹林

3.2.1 生態系統描述

紅樹林(mangrove forests)為分布在熱帶及亞熱帶(約在北緯及南緯 25 度之間範圍)的海岸生態系統，且位於潮間帶區域，存在的植物多數屬於能生長在半鹹水及海水的耐鹽性喬木或灌木林(如海茄苳、欖李、水筆仔等)。國內有不少海岸濕地存在顯著面積的紅樹林棲地，例如：淡水河紅樹林濕地、七股鹽田濕地、關渡濕地、新豐濕地、彰化海岸濕地、鰲鼓濕地、四草濕地、茄荳濕地、永安鹽田濕地、青螺濕地、鹽水溪口水濕地等。

紅樹林是一個高生產力的生態系統，並能有效的捕捉潮汐海水帶來的懸浮性物質。進入(input)紅樹林濕地系統的有機物主要有兩大部分，**第一部分**屬於土生土長的生產量(autochthonous production)，由紅樹林灌木、水中浮游性藻類、及底棲附著性藻類(benthic or epiphytic algae)的淨初級生產量所貢獻。**第二部分**則屬於外來輸入(allochthonous import)，由潮汐帶入海水中浮游性藻類或海草殘渣、或由河水中懸浮物質所貢獻。Alongi (2002)曾報導一處澳洲北部紅樹林的生物質量密度分佈，以紅樹林灌木及細菌佔最大多數分別為 30,000 及 980 g DW m⁻²，底棲附生藻類與動物及浮游性藻類僅分別為 8 及 0.2 g DW m⁻²，而大型動物也僅有 9.7 g DW m⁻²，因此紅樹林灌木提供的淨初級生產量占整體濕地總生產量的大部分。文獻所報導的紅樹林淨初級生產量範圍頗大，大體上受到許多因素影響，如緯度、灌木年齡、灌木種類、地理位

置等(Komiyama et al., 2008)。紅樹林灌木的淨初級生產量可分為 3 部分估算：(1)落葉枝條淨生產量(litterfall production)，其約占紅樹林灌木總淨初級生產量的 14~41% (平均 30%) (Alongi et al., 2005)，落葉生產量隨著緯度的增加而遞減，全球平均值約為 $425 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Bouillon et al., 2008)；(2)地面上生物量淨初級生產量(aboveground wood production)，此部分的文獻值相對較少，全球平均值約為 $415 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Bouillon et al., 2008)，木質生產量與落葉生產量的比值平均為 1.03；(3)地面下根部淨初級生產量(belowground root production)，此部分更難以估計，全球平均值約為 $518 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Bouillon et al., 2008)，而根部生產量與落葉生產量的比值平均為 1.20。因此紅樹林灌木的總淨初級生產量的全球平均值約為 $1,363 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。國內紅樹林的種類約僅存四種：海茄苳(*Avicennia marina*)、五梨跤(*Rhizophora stylosa*)、欖李(*Lumnitzera racemosa*)、及水筆仔(*Kandelia obovata*)。

紅樹林的落葉所衍生的有機碎屑是濕地食物網中許多草食性消費者的食物來源，被大型無脊椎動物的相手蟹(sesarmid crabs)及招潮蟹(fiddler crabs)、及不同種類的腹足動物(gastropods)所分解。紅樹林底泥中的微生物則進行好氧性及厭氧性的分解，利用不同的電子接受者將有機物礦化。而不管食物網的結構及有機碳被消耗及分解的途徑，被消費、分解及轉換的有機物將形成二氧化碳而釋放至大氣中，估算紅樹林因異營性呼吸作用產生的二氧化碳排放約為 $263 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Bouillon et al., 2008)。有機物在底泥環境中也會進行甲烷化的細菌反應，然而如第 1.7.2 節所述，由於海水中含有豐富的硫酸鹽，會抑制甲烷化的進行(Chmura et al., 2003; Choi and Wang, 2004; Komiyama et al., 2008)，因此紅樹林濕地通常表現低的甲烷排放量。Bartlett and Harris (1993) 曾報導海岸鹹水濕地的甲烷產生通量為 $7.2\sim 9.8 \text{ g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。

另外，紅樹林落葉枝條中的一部分有機物會被規律性的潮水所帶離開，以顆粒性及溶解性有機碳的形態輸出到鄰近的生態系統，稱為有機碳輸出或滿溢(organic carbon export or outwelling)，此紅樹林總有機碳輸出的全球平均值估計約達 $252 \text{ g C/m}^2\text{/yr}$ ，約占紅樹林落葉淨生產量的 60%(Bouillon et al., 2008)。紅樹林衍生的有機碳傳送到沿海海洋的每年輸出量，約為陸地每年輸出到海洋的有機碳總量的 10%(Bouillon et al., 2008)。

沒有被消耗、分解，且沒有被潮水帶走的有機物則會累積於紅樹林濕地的泥灘地中(Kristensen et al., 2008)，被埋在紅樹林泥灘的有機物主要來自落葉枝條生產量，全球平均值約 $115 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Bouillon et al., 2008)。

3.2.2 碳收支計算

紅樹林的碳吸存通量因子(flux of carbon sequestration)乃使用第2.5.2節所建立的濕地碳收支計算通用方程式(2.10)，並修訂為(3.1)式進行估算。等式右邊計有5個項目需先分別進行量測，獲得各項目的通量後再帶入該公式進行碳收支計算，估算出濕地的碳吸存通量因子(FC)。

$$FC_{1,1} = F_{NPP} + (F_{Imp} - F_{Exp}) - (F_{HR} + F_{ME}) \quad (3.1)$$

其中，

1,1 = 代表紅樹林的代號(見圖2.1)

$FC_{1,1}$ = 紅樹林的年平均有機碳吸存通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$ 。

F_{NPP} = 紅樹林的年平均淨初級生產量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

F_{Imp} = 紅樹林的年平均有機輸入碳通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

F_{Exp} = 紅樹林的年平均有機碳輸出通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

F_{HR} = 紅樹林的年平均土壤異營性呼吸通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

F_{ME} = 紅樹林的年平均甲烷釋放碳當量通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

每一個項目的量測方法及考量條件如以下幾節說明。

3.2.2.1 紅樹林的淨初級生產量(F_{NPP})

由前節所述，紅樹林灌木佔總濕地生物量的96.8%，而其他生產者(底棲附生藻類及浮游性藻類)僅佔總濕地生物量相當微少的比例(<1%)，另一方面也為了簡化估算程序，因此濕地的淨初級生產量僅量測紅樹林灌木的淨初級生產量。本作業手冊建議兩種簡易的方法推估紅樹林灌木的生產量。第一種較簡單，以落葉生產量直接推估；第二種方法為落葉生產量及胸徑測量法。不論何種方法，均須依調查場址範圍劃定不同區塊，並設定樣區或監測點進行量測，再將量測結果予以平均。監測頻率為針對同一測點進行至少為期一整年、每個月一次的量測，以計算出代表一年的平均值。區塊劃定、樣區、測量位置及數目的選擇請參考第6.3.1.節所述，採樣頻率規劃請參考第6.3.2節所述。

一、落葉生產量直接推估

此法利用收集一整年的紅樹林灌木樣區產生的落葉枝條，並測量落葉枝條乾燥重量，並分析落葉枝條的碳含量，以求得落葉淨初級生產量(L_{NPP})(3.2)。再由落葉淨初級生產量約佔紅樹林灌木總淨初級生產量(落葉、地面上木質、及地面

下根部淨初級生產量)的30%，帶入公式(3.3)推估出紅樹林灌木的淨初級生產量。落葉淨初級生產量的測量方法詳見第6.5.1.1節所述。

$$L_{NPP} = \frac{\sum_r (L_{NPP_r} \times a_r)}{\sum_r a_r} \quad (3.2)$$

$$F_{NPP} = L_{NPP} \div 0.3 \quad (3.3)$$

其中，

r = 表示測量樣區代號

L_{NPP_r} = 樣區 r 的年平均落葉淨初級生產量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

a_r = 樣區 r 所代表的濕地區塊面積， m^2

L_{NPP} = 紅樹林落葉平均淨初級生產量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

二、落葉生產量及胸徑測量法

此法除了量測紅樹林的落葉淨初級生產量以外，也分別測量地面上生物量淨初級生產量(AGB_{NPP})及地面下根部淨初級生產量(BGB_{NPP})，三者以(3.3)式加總即為紅樹林灌木的淨初級生產量。 AGB_{NPP} 及 BGB_{NPP} 乃測量紅樹林樣區的灌木在一年之間的胸徑(DBH, diameter at breast height)變化，帶入相關的經驗式(Allometric Equation)求得，測量方法詳見第6.5.1.2節及第6.5.1.3節所述。

$$AGB_{NPP} = \frac{\sum_r (AGB_{NPP_r} \times a_r)}{\sum_r a_r} \quad (3.4)$$

$$BGB_{NPP} = \frac{\sum_r (BGB_{NPP_r} \times a_r)}{\sum_r a_r} \quad (3.5)$$

$$F_{NPP} = L_{NPP} + AGB_{NPP} + BGB_{NPP} \quad (3.6)$$

其中，

r = 表示測量樣區代號

AGB_{NPP_r} = 樣區 r 的年平均地面上生物量淨初級生產量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

BGB_{NPP_r} = 樣區 r 的年平均地面下根部淨初級生產量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

a_r = 樣區 r 所代表的濕地區塊面積， m^2

AGB_{NPP} = 紅樹林地面上生物量平均淨初級生產量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

BGB_{NPP} = 紅樹林地面下根部平均淨初級生產量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

紅樹林的淨初級生產量數值與灌木樹種、緯度、地理位置等因素有顯著關係。表3.1提供了紅樹林淨初級生產量的全球平均值為 $1,363 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Bouillon et al., 2008)，它包含了落葉(L_{NPP})、地面上生物量(AGB_{NPP})及地面下根部(BGB_{NPP})淨初級生產量的估算。國家重要濕地碳匯功能調查計畫(內政部營建署城鄉發展分署, 2011)，調查七股鹽田濕地的紅樹林淨初級生產量為 $607\sim 830 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，此結果與波多黎各紅樹林的文獻值 $629 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 較接近(Golley et al., 1962)。

目前文獻報導的紅樹林淨初級生產量大都侷限在落葉及地面上生物量兩部分，因為地面下根部淨初級生產量較難估算。Komiyama et al. (2008)曾回顧了11篇文獻、計20處不同紅樹林場址的落葉及地面上生物量的淨初級生產量($L_{NPP} + AGB_{NPP}$)調查結果，數值範圍相差很大介於 $400\sim 2,670 \text{ g d.m. m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，若以生物量的碳含量為44%計，相當於 $176\sim 1,175 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，上述文獻值顯然低估紅樹林淨初級生產量。

表 3.1 不同紅樹林濕地碳收支計算各項通量的比較

碳收支項目($\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)	全球紅樹林 平均值	波多黎各紅 樹林	泰國紅樹林	美國紅樹林	台灣七股 鹽田 紅樹林
文獻來源	Bouillon et al. (2008)	Golley et al. (1962)	Komiyama (2006)	Barr et al. (2010)	內政部營建署城鄉發展分署 (2011)
位置		- 18°N, 67°E		25°36'N, 81°07'W	23°07'N, 120°05'E
紅樹林的淨初級生產量(F_{NPP})	1,363	629	1076	-	607~830
落葉生產量(L_{NPP})	425	475	525	-	-
地面上生物量生產量(AGB_{NPP})	415	154	551(含根部)	-	-
地面下生物量生產量(BGB_{NPP})	518	-	-	-	-
有機碳輸入通量(F_{Imp})	-	-	-	-	-
有機碳輸出通量(F_{Exp})	252	-	-	-	-
土壤異營性呼吸通量(F_{HR})	263	61~73	224	-	100
甲烷釋放通量(F_{ME})	-	-	-	-	3
淨生態系統生產量(F_{NEP})	1,100	561	852	1,170 ^a	504~727

^a使用 Eddy Covariance 通量塔量測

3.2.2.2 紅樹林的有機輸入碳通量(F_{Imp})

由鄰近瀉湖、河口水域經由潮汐輸入到紅樹林的藻類及海草碎屑或河水有機物之通量，與當地地形(是否有河口、潟湖、海藻床?)及水文動力學性質(如潟湖浮游藻類濃度)有很大關連，並不容易量測及估算。綜覽最近20年的相關文獻，有關如何調查或估算紅樹林的有機碳輸入通量的報導均相當稀少，也沒有相關的調查結果可供參考。因此，考量現階段的研究及技術發展，及提出的方法必須符合簡單及可操作性，本作業手冊建議現階段將此項目忽略不計。如此將可能低估紅樹林濕地的碳匯功能。

3.2.2.3 紅樹林的有機碳輸出通量(F_{Exp})

至目前已有不少文獻調查及估算紅樹林的有機碳(包括顆粒性及溶解性)輸出通量，也有文獻匯整全球的平均通量可供參考(Jennerjahn and Ittekkot, 2002; Bouillon et al., 2008; Kristensen et al., 2008)。本作業手冊提出一個簡便、可操作、及已被接受的有機碳輸出通量估算方法，亦即根據Bouillon et al. (2008)統計全球紅樹林調查數據($n=11$)，獲得紅樹林的有機碳輸出通量約佔落葉淨初級生產量的0.6，因此求得紅樹林的落葉淨初級生產量後，乘以係數0.6即可獲得紅樹林的有機碳輸出通量：

$$F_{Exp} = L_{NPP} \times 0.6 \quad (3.7)$$

另外，本作業手冊參考了許多文獻(Trumbore et al., 1999; Pregitzer and Euskirchen, 2004; Komiyama et al., 2008; Barr et al., 2010;)，以更簡便的方法—亦即僅估算淨生態系統生產量(NEP)來判別紅樹林的碳匯功能。如此一來，便無須考慮 F_{Imp} 及 F_{Exp} 兩項估算。

3.2.2.4 紅樹林土壤的異營性呼吸通量(F_{HR})

土壤的異營性呼吸通量乃希望量測來自土壤中微生物(如細菌及真菌)及大型動物(如相手蟹、招潮蟹、及腹足動物等)所分解及攝食地面及地面下有機物(落葉、腐葉)所產生的二氧化碳排放通量，大多數文獻都利用靜置式採氣罩法(static chamber method)現地測量土壤在密閉環境中固定時間內的二氧化碳濃度變化，進而計算單位時間單位面積的二氧化碳排放量，詳細方法請參考第6.5.2.1節。在紅樹林地面土壤(泥灘)測量異營性呼吸通量會受到下面幾個因素影響測量結果。

1. 土壤呼吸通量受土壤性質(如有機碳含量、細菌含量等)影響，而不同位置

的土壤性質也會不同，因此土壤呼吸通量必定有明顯的空間變化。為了減少空間對量測結果的變異性，土壤呼吸通量應在調查場址劃定不同區塊，並設定樣區或監測點進行量測，再將量測結果予以平均。區塊劃定、樣區、測量位置及數目的選擇請參考第6.3.1.節所述。

2. 泥灘土壤中含有底棲附生藻類，雖然其生產量不被納入紅樹林淨初級生產量的計算，但是白天進行光合作用吸收二氧化碳會顯著降低二氧化碳排放通量，因此選擇在夜間或採用不透光採氣罩(**opaque chamber**)或暗箱進行測量，又以後者較便利及實際(Zou et al., 2004; Bouillon et al., 2008)；
3. 紅樹林灌木不管在日夜間均會進行自營性呼吸(**autotrophic respiration or metabolic respiration**)，地面下的自營性呼吸會經地底下的通氣組織(**aerenchyma tissue**)，連結至地面上呼吸根(**pneumatophore**)、板根(**buttresses**)或升高根(**prop root**)上的皮孔(**lenticels**)排出，因此為了將植物的自營性呼吸通量排除，採氣罩放置的地點應避開有明顯地面根的位置，以減少自營性呼吸通量的干擾(Poungparn et al., 2009; Komiyama et al., 2008)；
4. 儘管使用不透光氣罩及避開地面根，然土壤中仍有底棲生產者貢獻自營性呼吸通量，因此不透光氣罩測得的呼吸通量乃稱為土壤總呼吸通量(**total respiration rate**)，本作業手冊建議將土壤總呼吸通量乘上一個校正因子(β)，以獲得異營性呼吸通量(見公式3.8)；
5. 紅樹林位於潮間帶，漲潮淹水及退潮灘地浮現不同條件下，可能會影響土壤的呼吸通量。不過，Bouillon et al. (2008)統計分析在淹水與浮現(並交叉在光亮與黑暗下)條件下所測得紅樹林底泥的呼吸速率，發現淹水與浮現條件下測得的呼吸通量數據並無顯著差異(光亮時 $p > 0.05$ ，黑暗時 $p > 0.2$)。本作業手冊因此建議在低潮位、灘地露出時進行採氣罩法量測，以灘地露出時的呼吸通量代表每日潮汐改變下的平均通量，較容易量測。
6. 生物呼吸作用受溫度顯著影響，一般夏季氣溫高有較高的呼吸通量，反之冬季有較低的呼吸通量，意味著同一位置測得的生態系統呼吸通量將具有明顯的季節或月份的時間變化，本作業手冊建議針對同一測點進行至少為期一整年、每個月一次的監測，以涵蓋每一季及每月份，並進行簡單的算數平均運算，計算出代表一年的平均呼吸通量。採樣頻率規劃請參考第6.3.2.節所述。

由不透光採氣罩測得的土壤總呼吸通量($CO_{2,r,s}$)數據乃代表某監測位置當時的通量(以 $mg\ CO_2\ m^{-2}\ hr^{-1}$ 為單位)，由此如何擴大化(scaling up)推估到整個場址的整年平均異營性呼吸通量？本作業手冊假設土壤總呼吸通量($CO_{2,r,s}$)在每日的24小時為定值，則將一年之中不同時間(即不同月份及季節)所量測的土壤呼吸通量，透過式(3.8)簡單的算術總和進行時間內插運算，以推估出某監測位置的年平均異營性呼吸通量： $(F_{HR})_r$ 。並利用第6.8.2.空間內插法的概念，以式(3.9)估算出紅樹林的年平均土壤異營性呼吸通量，如下所式：

$$(F_{HR})_r = \left[\sum_s (CO_{2,r,s} \times \beta \times 24 \times n_s) \right] \times 10^{-3} \quad (3.8)$$

$$F_{HR} = \frac{\sum_r [(F_{HR})_r \times a_r]}{\sum_r a_r} \quad (3.9)$$

其中，

$r, s = r$ 表示監測位置代號， s 代表測量月份代號

$CO_{2,r,s}$ = 在 r 樣區 s 月份量測的土壤總呼吸通量(不透光採氣罩量測值)，
 $mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

β = 濕地土壤異營性呼吸通量佔總呼吸通量的比值，預設值為0.6
(Trumbore et al., 1999)

n_s = 不同月份調查每次所代表的天數， $d \circ \sum_s n_s = 365$

$(F_{HR})_r$ = 樣區 r 的年平均土壤異營性呼吸通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

a_r = 樣區 r 所代表的濕地區塊面積， m^2

F_{HR} = 濕地的年平均土壤異營性呼吸通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

文獻上進行紅樹林碳收支平衡所使用的土壤異營性呼吸通量見表3.1所述(Golley et al., 1962; Komiyama, 2006; Bouillon et al., 2008; 內政部營建署城鄉發展分署, 2010)，範圍在 $61\sim 263\ g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ 。

另外，Alongi et al. (2000)調查澳洲的*Rhizophora*及*Avicennia*紅樹林發現土壤的總呼吸通量介於 $18\sim 556\ g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ ，Alongi et al. (2001)也調查了泰國南部紅樹林的總土壤呼吸通量結果介於 $73\sim 231\ g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ ，而Kristensen et al. (1995)報導*Rhizophora*為主的紅樹林平均土壤總呼吸通量為 $228\ g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ 。Poungpam et al. (2009)調查泰國西海岸紅樹林當低潮位時的土壤總呼吸速率範圍介於 $172\sim 331\ g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ 。唯總呼吸通量需扣減自營性呼吸通量才能成為異營性呼吸通量。

3.2.2.5 紅樹林的甲烷釋放碳當量通量(F_{ME})

紅樹林的甲烷產自於灘地土壤，因此也是利用靜置式採氣罩法現地測量土壤在密閉環境中固定時間內的甲烷濃度變化排放，進而計算單位時間單位面積的甲烷排放量，詳細方法請參考第6.5.2.1節。至目前文獻有關紅樹林甲烷釋放通量的報導仍相當少，並沒有報導提到漲潮與退潮條件間、及日照與黑暗條件間，其土壤甲烷釋放通量是否顯著差異，因此現階段以不透光採氣罩、在低潮位灘地露出時進行量測，也就是進行土壤呼吸通量測量時一併採氣體樣本分析甲烷濃度，同時監測甲烷釋放通量。樣區規劃、監測位置與數目、及監測頻率與時間均與土壤呼吸通量得測量相同。由採氣罩測得的通量($CH_{4,r,s}$)乃代表某監測位置當時的釋放量(以 $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ 為單位)，由此如何擴大化(*scaling up*)推估到整個場址的整年平均通量？本作業手測假設釋放通量($CH_{4,r,s}$)在每日的24小時為定值，則將一年之中不同時間(即不同月份及季節)所量測的甲烷釋放通量，透過式(3.10)簡單的算術總和進行時間內插運算，以推估出某監測位置的年平均甲烷釋放通量： $(F_{ME})_r$ 。並利用第6.8.2.空間內插法的概念，以式(3.11)估算出整個紅樹林的年平均甲烷釋放通量：

$$(F_{ME})_r = \left[\sum_s (CH_{4,r,s} \times 24 \times n_s) \right] \times 10^{-3} \quad (3.10)$$

$$F_{ME} = \frac{\sum_r [(F_{ME})_r \times a_r]}{\sum_r a_r} \quad (3.11)$$

其中，

$r, s = r$ 表示監測位置代號， s 代表測量月份代號

$CH_{4,r,s}$ = 在 r 樣區 s 月份量測的土壤甲烷釋放通量， $\text{mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$

n_s = 不同月份調查每次所代表的天數， d 。 $\sum_s n_s = 365$

a_r = 樣區 r 所代表的濕地區塊面積， m^2

$(F_{ME})_r$ = 樣區 r 的年平均土壤甲烷釋放通量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

F_{ME} = 整個濕地的年平均甲烷釋放通量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

Bartlett and Harris (1993)曾量測海岸鹹水濕地的甲烷產生通量為 $7.2\sim 9.8 \text{ g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ($20\sim 27 \text{ mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)；國家重要濕地碳匯功能調查計畫(內政部營建署城鄉發展分署，2011)，調查七股鹽田濕地的紅樹林甲烷通量平均僅約 $3 \text{ g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ($8 \text{ mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)(表3.1)。如第1.7.2節及表1.7所述，這

些數值均比其他淡水陸域濕地或人工濕地的甲烷釋放通量顯著低得多。由表3.1顯示，紅樹林的甲烷釋放通量約佔淨生態系統生產量(F_{NEP}) < 1%，在碳收計計算中甚至可忽略不計。

3.2.2.6 以淨生態系統生產量(F_{NEP})評估濕地碳吸存通量因子

紅樹林濕地中，由於有機碳輸入通量(F_{Imp})及有機碳輸出通量(F_{Exp})難以真實及準確估算，不少文獻及學者提出利用淨生態系統生產量(NEP)或淨生態系統交換通量(NEE)的收支值來估算紅樹林濕地的碳吸存能力(Komiyama et al., 2008; Pongparn et al., 2009; Barr et al., 2010)，亦即在濕地碳收支計算通用方程式(3.1)中忽略 F_{Imp} 及 F_{Exp} 兩項。NEP或NEE的定義在第2.5.2節已有詳述。雖然，紅樹林的甲烷釋放通量值(F_{ME})不高，有些文獻也將之忽略(Golley et al., 1962; Komiyama, 2006)，不過本作業手冊建議因其可量測仍應予列入碳收支計算中。式(3.1)因而改寫為下式：

$$\begin{aligned} FC_{1,1} &\cong F_{NPP} - F_{HR} - F_{ME} = F_{NEP} - F_{ME} \\ &= -F_{NEE} - F_{ME} \end{aligned} \quad (3.12)$$

其中，

F_{NEP} = 濕地的年平均淨生態系統生產通量， $\text{g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$

F_{NEE} = 濕地的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量， $\text{g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$

由於NEP或NEE的估算並無考慮到有機碳輸入及輸出通量，若以此值代表濕地的碳吸存速率，可能過於高估。

表3.1列舉國際間文獻資料調查不同地紅樹林之淨初級生產量、土壤異營性呼吸通量、甲烷釋放通量、及淨生態系統生產量的估算結果。淨生態系統生產通量的國外文獻值範圍介於561~1170 $\text{g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ 。國內有關紅樹林碳吸存通量的調查仍相當稀少，僅有內政部營建署城鄉發展分署(2011)委辦的「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」曾針對七股濕地的紅樹林進行調查，結果顯示其碳吸存通量約 504~727 $\text{g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ (亦見表3.1)。表3.1的資料可提供第一層級(Tier 1)估算的初步設定值參考，或第二層級(Tier 2)估算的國家特殊資料(國內實地調查結果)參考。

3.2.2.7 使用碳吸存通量因子推估紅樹林濕地碳吸存能力

紅樹林可能因不同分級(k)，亦即不同樹種、年齡、緯度、地域等條件，而有不同的碳吸存通量因子($FC_{1,1,k}$)，其中1,1代表紅樹林濕地的代號(見圖2.1)。因此，利用(3.1)或(3.12)式估算出不同分級紅樹林的碳吸存通量因子後，並調查其面積 $a_{1,1,k}$ (面積量測請參考第6.4節)，即可使用(2.19)及(2.21)式，推估出全國紅樹林濕地及含有紅樹林的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力。

3.2.3 有機碳長期累積速率估算

3.2.3.1 有機碳長期累積速率

如前節所述，紅樹林的落葉枝條為土壤有機物來源的主要貢獻者，而約有50~60%的落葉生產量會經由潮汐輸出到鄰近的生態系統，另約有20~25%的落葉被土壤微生物及底棲動物礦化分解，剩下來的部分則埋藏或累積於土壤中，此部分的全球平均值約 $115 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Bouillon, et al., 2008)。除了落葉埋藏外，地面下根部的有機物(包括死亡的細根及有機分泌物)也會累積於土壤中。如第2.6.3.節所述，有不少文獻調查濕地土壤的**有機碳長期累積速率**(LORCA, long-term apparent rate of C accumulation)，代表濕地的有機碳吸存通量(Chmura et al., 2003)。

土壤的有機碳累積速率在短期的時間變化內(1~數年)並不容易量測，因為土壤有機碳含量或土壤累積厚度的每年變化量，均相當的微少(每年數毫米)，並不容易以傳統分析方法準確的量測。因此，本作業手冊建議利用土壤放射化學分析法，如碳同位素分析法(radiocarbon method)或 ^{210}Pb 、 ^{226}Ra 及 ^{137}Cs 的 γ 光學分析法，測量過去數十年或數百年來以來，土壤層每年平均的累積厚度，再配合傳統方法量測土壤假密度及土壤碳含量，便可有效的在短期內分析出LORCA，詳細方法請參閱第6.7.節。

表3.2彙整過去文獻所報導的紅樹林土壤的LORCA值，文獻值範圍相當廣泛，介於 $26\sim 654 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。Alongi et al. (2001) 層調查泰國南部紅樹林的土壤有機碳累積速率，結果為 $184\sim 281 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，高於Ong (1992) 調查馬來西亞Matang紅樹林保護區的有機碳累積速率 $150 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。然而，Duan et al. (2008) 以更高的有機碳累積速率 $444 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 估算中國紅樹林濕地的碳吸存潛能。Bouillon et al. (2008) 綜覽文獻歸納全球紅樹林的有機碳埋藏速率(burial rate, 亦即有機碳累積速率)，平均值為 $115 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，約為落葉生產量的27%，及淨生態系統生產量(NEP)的10%。

就我們所知，國內至目前尚無任何文獻資料報導濕地有機碳長期累積速率的調查結果。因此表3.2資料可提供第一層級估算的初步設定值參考。

表 3.2 不同紅樹林濕地有機碳長期累積速率的比較

紅樹林場址	位置	有機碳長期 累積速率 (g C m ⁻² yr ⁻¹)	文獻來源
全球平均值	-	115	Bouillon et al. (2008)
全球平均值	-	100	Twilley et al. (1992)
Ao Sawi, 泰國南部	10°20'N, 99°15'E	184~281	Alongi et al. (2001)
Matang, 馬來西亞	4°51'N, 36°93'E	150	Ong (1993)
Matang, 馬來西亞	4°51'N, 36°93'E	102~128	Alongi et al. (2004)
Terminos, 墨西哥	18°7'N, 91°5W	146~654	Lynch (1989)
Rookery, 佛羅里達	26°0'N, 81°7'W	222~381	Cahoon and Lynch (1997)
Herbert River, 澳大利亞	18°5'S, 146°3'E	26~336	Brunskill et al. (2002)
中國 (國家平均值)	-	444	Duan et al. (2008)
全球平均值	-	188	Chmura et al. (2003)

3.2.3.2 使用有機碳長期累積速率推估紅樹林濕地碳吸存能力

紅樹林可能不同樹種、年齡、緯度、地域等條件，形成不同土壤分級(p)，而有不同的有機碳長期累積速率($LORCA_{1,1,p}$)的表現，其中1,1代表紅樹林濕地的代號(見圖2.1)。如前節所述量測出不同分級紅樹林土壤的有機碳長期累積速率，並調查其面積 $a_{1,1,p}$ (面積量測請參考第6.4節)後，即可使用(2.39)及(2.41)式，推估出全國紅樹林濕地及含有紅樹林的特定濕地生態系統的碳吸存能力。

3.2.4 碳庫估算

在濕地的三大碳池(carbon pool)中，紅樹林的有機碳主要儲存於生物量碳池及土壤有機物碳池，因此可將式(2.23)改寫為式(3.13)以計算紅樹林總碳庫量：

$$C_{S_{1,1}} \cong C_{BM_{1,1}} + C_{SOM_{1,1}} \quad (3.13)$$

其中，

1,1 =代表紅樹林濕地的代號(見圖2.1)

$C_{S_{1,1}}$ =紅樹林濕地的總碳庫量，t C

$C_{BM_{1,1}}$ =紅樹林濕地的生物量碳庫量，t C

$C_{SOM_{1,1}}$ =紅樹林濕地的土壤有機物碳庫量，t C

式(3.13)等式右邊兩項($C_{BM_{1,1}}$ 及 $C_{SOM_{1,1}}$)的估算說明如下：

3.2.4.1 生物量碳庫量($C_{BM_{1,1}}$)的估算

可利用式(2.24)、(2.25)及(2.26)進行估算。建議不同紅樹林樹種(m 為不同樹種代號)覆蓋的區域分別量測，其中需要面積調查以獲得 $a_{1,1,m}$ ，面積量測請參考第6.4節；有關紅樹林(m 樹種)的地面上生物量($AGB_{1,1,m}$)及地面下生物量($BGB_{1,1,m}$)的分析，可測量紅樹林胸徑(DBH)，帶入相關的經驗式(Allometric Equation)求得，詳細方法請參考第6.6.1.1節所述；植物的不同部位生物量的含碳比率(Cf_m)，可利用元素分析儀測量，請參考第6.5.1.8節。

表3.3彙整過去文獻所報導的紅樹林各樹種的地面上生物量($AGB_{1,1,m}$)及地面下生物量($BGB_{1,1,m}$)文獻值。國內的數據不多僅兩筆數據可供參考。表3.3結果顯示紅樹林的地面下生物量(BGB)對地面上生物量(AGB)的比值($R = BGB \div AGB$)範圍為0.227~1.427 (0.606±0.353)。此數值可使用於公式(2.26)，僅測量地面上生物量(AGB)即可估算生物量碳庫量($C_{BM_{1,1}}$)。

表3.3的資料可提供第一層級估算的初步設定值參考，或第二層級估算的國家特殊資料(國內實地調查結果)參考。

3.2.4.2 土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{1,1}}$)的估算

以公式(2.29)、(2.30)及(2.31)估算土壤有機物碳庫量，其中以第6.4節方法調查不同土壤分級(p)的濕地面積 $a_{1,1,p}$ ；並以第6.6.3.3節所述方法分析土壤假密度(BD_p)及第6.6.3.2節分析土壤有機碳含量比率(SCf_p)，進而帶入公式(2.31)估算土壤有機碳密度(SCD_p)，並帶入公式(2.30)及(2.29)算出紅樹林土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{1,1,p}}$)。

表3.3彙整國外文獻報導的紅樹林土壤碳密度(SCD)文獻值，範圍介於8,100~34,500 g C m⁻² (81~345 t C ha⁻¹)。國內文獻值仍相當少，只提供內政部營建署城鄉發展分署(2011)委辦的「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」針對七股濕地紅樹林的調查結果。表3.4的資料可提供第一層級估算的初步設定值參考，或第二層級估算的國家特殊資料(國內實地調查結果)參考。

表 3.3 不同紅樹林濕地地面上生物量(AGB)與地面下生物量(BGB)的比較

紅樹林場址	位置	樹種	地面上生物量 (AGB, g d.m. m ⁻²)	地面下生物量 (BGB, g d.m. m ⁻²)	樹高(m)	文獻來源
Halmahera , 印尼	1°10'N, 127°57'E	<i>Bruguiera gymnorhiza</i>	43,640	18,070	22.4	Komiyama et al. (1988)
Halmahera , 印尼	1°10'N, 127°57'E	<i>B. gymnorhiza</i>	40,660	11,080	26.4	Komiyama et al. (1988)
Halmahera , 印尼	1°10'N, 127°57'E	<i>Rhizophora apiculata</i>	35,680	19,610	21.2	Komiyama et al. (1988)
Halmahera , 印尼	1°10'N, 127°57'E	<i>R. apiculata</i>	29,910	17,720	15.5	Komiyama et al. (1988)
Halmahera , 印尼	1°10'N, 127°57'E	<i>R. stylosa</i>	17,820	9,400	22.3	Komiyama et al. (1988)
Halmahera , 印尼	1°10'N, 127°57'E	<i>Sonneratia</i>	16,910	3,850	15.9	Komiyama et al. (1988)
澳大利亞	27°24'S, 153°8'E	<i>Avicennia marina</i>	34,100	12,100	16.4	Mackey (1993)
Ranong, 泰國	9°58'N, 98°38'E	<i>Rhizophora spp.</i>	29,850	27,290	-	Komiyama et al. (1987)
Ranong, 泰國	9°N, 99°E	<i>B. gymnorhiza</i>	28,120	10,630	-	Komiyama et al. (1987)
澳大利亞	33°50'S, 151°9'E	<i>A. marina</i>	14,450	14,730	7.0	Briggs (1977)
澳大利亞	33°50'S, 151°9'E	<i>A. marina</i>	11,230	16,030	7.0	Briggs (1977)
Trat, 泰國	12°12'N, 102°33'E	混和樹種	14,220	5,030	10.8	Poungpam (2003)
Satun, 泰國	7°22'N, 100°03'E	<i>Ceriops tagal</i>	9,220	8,750	5.2	Komiyama et al. (2000)
波多黎各	18°N, 67°E	<i>R. mangle</i>	6,290	6,440	7.5	Golley et al. (1962)
急水溪, 台灣	23°18'N, 120°06'E	<i>A. marina</i>	1,030~2,270	-	0.9~1.2	Fan (2008)
七股濕地, 台灣	23°07'N, 120°05'E	<i>A. marina</i>				內政部營建署城鄉 發展分署(2011)

表 3.4 不同紅樹林濕地土壤有機碳密度(SCD)的比較

紅樹林場址	位置	土壤有機碳密度 (g C cm ⁻³)	單位面積土壤碳密度 (SCD, g C m ⁻²) ^a	單位面積土壤碳密度 (SCD, t C ha ⁻¹) ^a	文獻來源
Terminos, 墨西哥	18°7'N, 91°5'W	0.047~0.058	14,100~17,400	141~174	Lynch (1989)
Rookery, 佛羅里達	26°0'N, 81°7'W	0.036~0.066	10,800~19,800	108~198	Cahoon and Lynch (1997)
哥倫比亞	11°0'N, 74°2'W	0.058~0.071	17,400~21,300	174~213	Cardona and Botern (1998)
Umengi, 南非	22°4'N, 31°0'E	0.105~0.115	29,100~34,500	291~345	Naidoo (1980)
Everglades, 佛羅里達	25°3'N, 80°6'W	0.027~0.040	8,100~12,000	81~120	Ross et al. (2000)
全球平均值	-	0.055	16,500	165	Chmura et al. (2003)

a 以土壤厚度0.3 m計算所得。

3.2.5 估算步驟及案例

本節提供紅樹林濕地碳吸存能力及碳庫量估算的第一及第二層級估算步驟與案例，提供的案例大多引用文獻的估算結果。另外，也提供第三層級調查及估算的步驟。

3.2.5.1 估算步驟

步驟1：量測紅樹林濕地的分級面積($a_{1,1,k}$ 或 $a_{1,1,m}$ 或 $a_{1,1,p}$)或總面積($A_{1,1}$)。

步驟2：選取國際間(或國家特殊)數據作為參考值，估算出紅樹林濕地的年平均淨初級生產量(F_{NPP})、年平均異營性呼吸通量(F_{HR})及年平均甲烷釋放通量(F_{ME})，帶入公式(3.12)以計算紅樹林的平均碳吸存通量因子($FC_{1,1,k}$)。

步驟3：將面積資料($a_{1,1,k}$)及碳吸存通量因子($FC_{1,1,k}$)帶入第二章的公式(2.19)及(2.21)，計算出推估出全國紅樹林濕地及含有紅樹林的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力($\Delta C_{W_{1,1}}$ 及 ΔC_{WES_n})。

步驟4：另一種估算濕地碳吸存能力的方法，乃選取國際間紅樹林的有機碳長期累積速率($LORCA_{1,1,k}$)，作為參考值。再將面積資料($a_{1,1,k}$)及有機碳長期累積速率($LORCA_{1,1,k}$)帶入式(2.39)及(2.41)，計算出全國紅樹林濕地及含有紅樹林的特定濕地生態系統的碳吸存能力($\Delta C_{W_{1,1}}$ 及 ΔC_{WES_n})。(本項尚無國家資料可參考)

步驟5：選取國際間(或國家特殊)的紅樹林生物量密度數據做為參考值($AGB_{1,1,m}$ 及 $BGB_{1,1,m}$)，再將量測的濕地分級面積($a_{1,1,m}$)帶入公式(2.24)及(2.25)計算出紅樹林的生物量碳庫量($C_{BM_{1,1}}$)。

步驟6：選取國際間(或國家特殊)紅樹林的土壤碳密度數據做為設定值($SCD_{1,2,p}$)，再將量測紅樹林的分級面積($a_{1,2,p}$)一併帶入公式(2.29)及(2.30)計算出紅樹林土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{1,2}}$)及總碳庫量($C_{S_{1,2}}$)。

步驟7：利用公式(3.13)計算出紅樹林濕地的總碳庫量($C_{S_{1,1}}$)。

3.2.5.2 估算案例

案例一：中國海岸紅樹林碳吸存能力的推估

Duan et al. (2008)初估中國境內海岸紅樹林濕地的碳吸存能力，其調查中國紅樹林總面積約2,561 km²，並引用其國內過去調查紅樹林土壤的LOCAR測量結果做為國家特殊數據：444.27 g C m⁻² yr⁻¹ (Tan et al., 1997)，由此使用式(2.39)推估出中國紅樹林碳吸存能力為1.138 × 10⁶ t C yr⁻¹ (1.138 Tg C yr⁻¹)。

$$\begin{aligned}\Delta C_{WL_{1,1}} &= A_{1,1} \times LOCAR_{1,1} \times 10^{-6} \\ &= (2,561 \times 10^6 \times 444.27 \times 10^{-6}) \\ &= 1.138 \times 10^6 \text{ (t C yr}^{-1}\text{)} \\ &= 1.138 \text{ (Tg C yr}^{-1}\text{)}\end{aligned}$$

案例二：全球紅樹林碳吸存能力推估

Chmura et al., (2003) 統計全球紅樹林土壤的LOCAR值，計有27筆數據來自6篇文獻五處濕地的調查結果，平均數值為188 ± 142 g C m⁻² yr⁻¹，並引用文獻估計全球紅樹林面積為181,000 km²，由此使用式(2.39)推估出全球紅樹林碳吸存能力為3.403 × 10⁷ t C yr⁻¹ (34.03 Tg C yr⁻¹)。

$$\begin{aligned}\Delta C_{WL_{1,1}} &= A_{1,1} \times LOCAR_{1,1} \times 10^{-6} \\ &= (181,000 \times 10^6 \times 188 \times 10^{-6}) \\ &= 3.403 \times 10^7 \text{ (t C yr}^{-1}\text{)} \\ &= 34.03 \text{ (Tg C yr}^{-1}\text{)}\end{aligned}$$

案例三：全球紅樹林土壤碳庫量推估

Chmura et al., (2003) 統計全球紅樹林的土壤碳密度，計有35筆數據來自9篇文獻十處濕地的調查結果，平均數值為0.055 ± 0.004 g C cm⁻³，並引用文獻估計全球紅樹林面積為181,000 km²，且假設有機碳累積於表層0.5 m的土壤，由此使用

式(2.29)及(2.30)推估出全球紅樹林土壤碳庫量為5 Gt C (5000 Tg C)。

$$\begin{aligned} SCD_{1,1,p} &= 0.055 \left(\frac{\text{g C}}{\text{cm}^3} \right) \times 50(\text{cm}) \times 10^4 \left(\frac{\text{cm}^2}{\text{m}^2} \right) \\ &= 27,500 (\text{g C m}^{-2}) \\ C_{SOM,1,1} &= A_{1,1} \times SCD_{1,1} \times 10^{-6} \\ &= (181,000 \times 10^6 \times 27,500 \times 10^{-6}) \\ &= 4.98 \times 10^9 (\text{t C}) \quad 5 (\text{Gt C}) = 5,000 (\text{Tg C}) \end{aligned}$$

案例四：以第一層級數據推估台灣紅樹林碳吸存能力及土壤碳庫量

在尚無法建立足夠的國家數據以前，本作業手冊建議使用Chmura et al., (2003)所編制的全球平均值(LOCAR：188 ± 142 g C m⁻² yr⁻¹，土壤碳密度：0.055 g C cm⁻³)，為第一層級資料推估台灣紅樹林碳吸存能力及土壤碳庫量。根據文獻報導台灣紅樹林總面積約320 ha (Tsan, 2003)，以此推估台灣紅樹林碳吸存能力為602 t C yr⁻¹、土壤碳庫量為88,000 t C。

$$\begin{aligned} \Delta C_{WL,1,1} &= A_{1,1} \times LOCAR_{1,1} \times 10^{-6} \\ &= (320 \times 10^4 \times 188 \times 10^{-6}) \\ &= 602 (\text{t C yr}^{-1}) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} SCD_{1,1} &= 0.055 \left(\frac{\text{g C}}{\text{cm}^3} \right) \times 50(\text{cm}) \times 10^4 \left(\frac{\text{cm}^2}{\text{m}^2} \right) \\ &= 27,500 (\text{g C m}^{-2}) \\ C_{SOM,1,1} &= A_{1,1} \times SCD_{1,1} \times 10^{-6} \\ &= (320 \times 10^4 \times 27,500 \times 10^{-6}) \\ &= 88,000 (\text{t C}) \end{aligned}$$

3.2.5.3 第三層級調查步驟

本作業手冊同時提供調查及估算紅樹林碳吸存能力及碳庫量的第三層級方法之步驟，唯詳細測量方法須參考第六章相關章節：

步驟1：量測紅樹林的分級面積($a_{1,1,k}$ 、 $a_{1,1,m}$ 或 $a_{1,1,p}$)及總面積($A_{1,1}$) (第6.4節)。

步驟2：劃定紅樹林調查樣區、採氣位置、調查時間與頻率。

步驟3：進行落葉收集，以求得落葉淨初級生產量(L_{NPP}) (第6.5.1.1節)。量測胸徑(DBH)並選擇適合的生物量分配經驗公式，以計算地面上生物量淨初級生產量(AGB_{NPP})，並推估地面下根部淨初級生產量(BGB_{NPP}) (第6.5.1.2.及6.5.1.3節)。將三者總和即為紅樹林的年平均淨初級生產量(F_{NPP})。

- 步驟4：**利用靜置式(不透光)採氣罩現地測量樣點底泥與空氣間的二氧化碳及甲烷交換通量($CO_{2r,s}$ 及 $CH_{4r,s}$)(見第6.5.2.1節)，並計算紅樹林的年平均異營性呼吸通量(F_{HR})及年平均甲烷釋放通量(F_{ME})(公式3.8~3.11)。再帶入公式(3.12)即可計算紅樹林的年平均碳吸存通量因子($FC_{1,1,k}$)。
- 步驟5：**將面積資料($a_{1,1,k}$)及碳吸存通量因子($FC_{1,1,k}$)帶入第二章的公式(2.19)及(2.21)，計算出全國紅樹林及含有紅樹林的特定海岸濕地生態系統的每年碳吸存能力($\Delta C_{W_{1,1}}$ 及 ΔC_{WES_n})。
- 步驟6：**測量紅樹林底泥的有機碳長期累積速率($LORCA_{1,1,k}$)(見第6.7節)。
- 步驟7：**將面積資料($a_{1,2,k}$)及有機碳長期累積速率($LORCA_{1,2,k}$)帶入式(2.39)及(2.41)，計算出全國紅樹林及含有紅樹林的特定海岸濕地的碳吸存能力(及 ΔC_{WES_n})。
- 步驟8：**由不同種類樹木(m)的胸徑(DBH)測量結果、生物量分配經驗公式、及樹木密度，可推估出紅樹林濕地的地面上生物量密度($AGB_{1,1,m}$)，再進一步推估地面上生物量密度($BGB_{1,1,m}$)(見第6.6.1.1節)。再將量測的濕地分級面積($a_{1,1,m}$)帶入公式(2.24)及(2.25)計算出紅樹林的生物量碳庫量($C_{BM_{1,1}}$)。
- 步驟9：**測量底泥的假密度、有機碳含量，以求得土壤碳密度($SCD_{1,1,p}$)(見第6.6.2節)。再將土壤分級面積($a_{1,1,p}$)及土壤碳密度數據($SCD_{1,1,p}$)帶入公式(2.29)及(2.30)計算出紅樹林土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{1,1}}$)及總碳庫量($C_{S_{1,1}}$)。

3.2.6 不確定性評估(Uncertainty Assessment)

3.2.6.1 第一層級方法的不確定性

表3.1~3.4提供有關紅樹林碳收支計算各項通量、碳吸存通量、LOCAR、生物量碳密度、土壤有機碳密度等國外調查數據或國際平均數據，作為第一層級估算方法的參考資料，唯不同國家及區域的緯度、氣候條件、地質地形條件、潮汐影響條件、紅樹林數種、樹齡、人為污染源(市鎮廢水、近河口)排放等條件與國內的差異，導致參考數據的可適用性，為第一層級方法的最大不確定性。其次，國內紅樹林的分布、林相及面積，至目前並無確定的資料，此不確定性同時存在於第二及第三層級方法中。

3.2.6.2 第二層級方法的不確定性

目前，國內可用的數據僅「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」(內政部營建署城鄉發展分署，2011)針對七股濕地紅樹林提供的資料(表3.1、3.3~3.4)。唯七股濕地紅樹林與國內其他地區紅樹林之間，在地質地形條件、潮汐影響條件、紅樹林數種、樹齡、人為污染源(市鎮廢水、近河口)排放等條件的差異，影響第二層級方法的不確定性。另外，前述計畫僅是國內先行的初步調查案，還需要持續性的計畫進行調查比對以確認國內的特殊數據。目前，國內尚無紅樹林LOCAR數據可供參考。

3.2.6.3 第三層級方法的不確定性

本作業手冊針對第三層級方法所提出的調查、測量及推估方法，可能存在以下不確定性：

- 1.以(3.12)式進行碳收支計算所獲得的紅樹林碳吸存通量因子，忽略不計有機碳輸出與輸入通量，因此可能會高估實際淨吸存或淨累積於紅樹林的有機碳通量。
- 2.使用於推估地面上生質量及生產量的經驗式，及推估地面下生質量及生產量的R值，具不確定性。
- 3.將靜置式不透光採氣罩的測量結果視為總呼吸通量，此通量乘以一個係數值(β)，估算土壤異營性呼吸通量，此係數具不確定性。
- 4.土壤呼吸通量僅測量退潮時土壤浮露狀態的二氧化碳通量，沒有測量漲潮時的空氣—水面二氧化碳交換通量，即以退潮測量值推估一日平均值，具不確定性。
- 5.以每季一次或每月一次的採樣結果，擴大計算一年的平均通量，時間內插的推算具不確定性。
- 6.樣點數目及覆蓋度少，以少數樣點監測結果透過空間內插法推估整個場址的平均通量，具不確定性。

3.3 潮間帶灘地

3.3.1 生態系統描述

潮間帶灘地(intertidal flat)位於河口、海岸或潟湖因沖刷帶來大量沉積物所形成的淺灘，位於潮間帶，無明顯的木本及草本植物存在，但灘地表面有微藻生長，通稱為底棲微藻(microphytobenthos)，為此類潮間帶生態系統的主要生產者，貢獻有機碳

來源。灘地的生產量一般較覆蓋有植物的紅樹林及鹹水草澤低的多，Spilmont et al. (2006) 報導法國某處河口泥灘地的總初級生產量(GPP)年平均為 $135 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ；Cahoon (1999) 統計41篇有關溫帶地區灘地生產量調查的文獻，總結其總初級生產量為 $110 \pm 99 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，變異性相當大；而Alongi (2009)報導澳洲四處紅樹林的總初級生產量年平均高達 $3,528 \sim 5,405 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。不過，灘地的生產量仍可能高於潮位線以下的潟湖及河(溪)口水域生態系統(Charpy-Roubaud and Sournia, 1990)，原因是灘地水深較淺並且有多數時間退潮浮露，能接收較強的太陽輻射，又較不會面臨營養鹽限制條件。況且，灘地面積廣大，退潮時浮露的面積約可達整個河口面積的一半，底棲微藻提供底棲動物、漲潮時魚類及退潮後鳥類的充分食物來源。灘地土壤也存在細菌及無脊椎動物進行異營性呼吸作用，底棲微藻也會行自營性呼吸作用，共同釋放二氧化碳，異營性及自營性呼吸作用所釋放二氧化碳的總和稱為總生態系統呼吸量(ER)。灘地因土壤質地及有機含量的不同分為泥地(mudflat)及砂地(sandflat)兩種分級。

3.3.2 碳收支計算

不少文獻進行灘地生態系統的碳通量收支計算，仍是使用第二章第2.5.2節所建立的濕地碳收支計算通用方程式(2.10)來估算濕地的碳吸存通量因子(FC)。唯通常不以考慮有機碳的輸入(F_{Imp})及輸出通量(F_{Exp})，亦即同於(3.12)式。唯與紅樹林碳收支計算不同的是，紅樹林計算平均淨初級生產量(F_{NPP})、平均土壤異營性呼吸通量(F_{HR})及甲烷平均釋放通量(F_{ME})三項碳收支(3.12)；而灘地的計算是將(3.12)式進一步改寫為(3.14)式，計算平均總初級生產量(F_{GPP})、平均總生態系統呼吸通量(F_{ER})及甲烷平均釋放通量(F_{ME})三項碳收支。(3.14)式的由來請參考第二章(2.16)~(2.18)式的推導。

$$FC_{1,2} \cong F_{GPP} - F_{ER} - F_{ME} = F_{NEP} - F_{ME} \quad (3.14)$$

其中，

1,2 = 代表潮間帶灘地的代號(見圖2.1)

$FC_{1,2}$ = 灘地的年平均有機碳吸存通量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

F_{GPP} = 灘地的年平均總初級生產量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

F_{ER} = 灘地的年平均總生態系統呼吸通量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

F_{ME} = 灘地的年平均甲烷釋放通量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

為何計算總初級生產量(GPP)與總生態系統呼吸通量(ER)，而不是淨初級生產量(NPP)與土壤異營性呼吸通量(HR)？因為，本作業手冊建議灘地碳吸存量的測量方法，是在退潮、灘地浮露時利用靜置式採氣罩進行現地量測灘地與空氣間的二氧化碳交換通量(Migne et al., 2004; Spilmont et al., 2006)。由於採氣罩可將灘地的底棲微藻、微生物及微小動物等均含括在氣罩中，因此在光照條件下直接量測到的二氧化碳交換通量(CO_{2I})乃代表該位置當時的淨生態系統生產通量(NEP)；另外在不透光黑暗條件下測量得到的二氧化碳交換通量(CO_{2D})則是該位置當時的總生態系統呼吸量(ER)。依照第二章公式(2.17)的定義，由上述兩個測量結果(CO_{2I} 及 CO_{2D})的和，亦即NEP及ER的和，便可計算出灘地的總初級生產量(GPP)。

3.3.2.1 灘地的年平均總初級生產量(F_{GPP})及年平均總生態系統呼吸通量(F_{ER})

灘地的年平均總初級生產量及的測量及年平均總生態系統呼吸通量的量測方法請參考第6.5.2.1節及第6.5.1.4節有詳細說明，包括：二氧化碳交換通量的測量、每次監測的總初級生產量及總生態系統呼吸量的計算、總初級生產量與日射強度(GPP-I)相關方程式的建立、時間內差及空間內插推估方法等。

Migne et al. (2004) 以靜置式採氣罩法調查法國Bay of Somme 屬於泥砂質灘地的初級生產量及呼吸通量，結果以理論日射量及GPP-I方程式推估求得的灘地年平均總初級生產量(F_{GPP})為 $147 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，而總生態系統呼吸量(F_{ER})卻高達 $188 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，使得淨生態系統生產量(F_{NEP})為 $-41 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，顯示該處灘地屬於異營性(亦即為碳源)。在另一篇報導中，Spilmont et al. (2006) 以相同方法調查法國Seine Estury 泥砂質及泥質灘地，結果泥質灘地的年平均總初級生產量(F_{GPP})為 $135 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，而總生態系統呼吸量(F_{ER})卻為 $110 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，淨生態系統生產量(F_{NEP})為 $25 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，該處灘地屬於輕自營性(亦即為低碳吸存能力)。另外，金門國家公園管理處(2011)委辦「金門國家公園沿海濕地碳匯功能調查計畫」也以靜置式採氣罩法調查金門國家公園海岸濕地四個灘地測點的二氧化碳交換通量，推估出灘地底棲微藻的平均年淨生態系統生產量(介於 $3.45\sim 26.77 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)。內政部營建署城鄉分署 (2011)委辦的「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」針對七股濕地砂質及泥質灘地調查三個測點的二氧化碳及甲烷交換通量，由測量結果所推估的灘地底棲微藻的年平均淨生態系統生產量(F_{NEP})介於 $28\sim 71 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。

表3.5的資料可提供第一層級(Tier 1)估算的參考值，或第二層級(Tier 2)估算的國家特殊資料(國內實地調查結果)參考。

3.3.2.2 灘地的年平均甲烷釋放通量(F_{ME})

許多文獻報導海岸濕地的甲烷生成作用會受到海水中高濃度硫酸鹽離子的抑制而降低甲烷釋放量。不過，如前所述泥灘地的淨生態系統生產量(F_{NEP})本質即不高，因此在碳收支計算中甲烷釋放量所占的比例是否不重要而可予以忽略？由於多數文獻均刻意迴避甲烷釋放的量測，因此少有文獻探討此問題。內政部營建署城鄉分署(2011)委辦的「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」針對七股濕地砂質及泥質灘地在退潮時進行甲烷通量的調查，結果在三個樣點：內海樣區、紅樹林邊緣及沙洲外側所量測的甲烷釋放通量的平均值分別為5.0、2.6,及5.3 $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。此數值佔金門濕地灘地 F_{NEP} ($4\sim 27 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)至少10%，甚至可能超過灘地的 F_{NEP} ，所佔比例相當顯著。因此，本作業程序建議進行潮間帶灘地碳收支平衡時，應將甲烷釋放通量一併考慮。

如何將灘地的甲烷釋放通量量測值($CH_{4,r,s}$)，擴大化估算整個灘地的年平均甲烷釋放通量(F_{ME})，請參考第3.2.2.5.節所述的方法(與紅樹林相同)。

表 3.5 不同潮間帶灘地碳收支計算各項通量的比較

收支項目 ($\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)	法國Seine Estuary	法國Somme Bay	金門沿海濕地	七股濕地
文獻來源	Spilmont et al. (2006)	Migne et al. (2004)	金門國家公園管 理處 (2011)	內政部營建署城 鄉發展分署 (2011)
位置	49°26'N, 00°14'E	50°13'N, 01°36'E	24°27'N, 118°18'E	23°07'N, 120°05'E
灘地的總初級 生產量(F_{GPP})	135	147	-	34~103
灘地的總生態系統 呼吸通量(F_{ER})	110	188	-	4~32
灘地的甲烷釋放 通量(F_{ME})	-	-	-	2.6~5.3
灘地的淨生態系統 生產量(F_{NEP})	25	-41	4~27	28~71

3.3.2.3 使用碳吸存通量因子推估灘地碳吸存能力

灘地的異質性可能因底棲微藻(葉綠素a)含量、泥砂質、地理、地域位置而影響，其分級(k)應較為單純。不同分級灘地的碳吸存通量因子表示為($FC_{1,2,k}$)，其中1,2代表潮間帶灘地的代號(見圖2.1)。

利用(3.14)式估算出不同分級灘地的碳吸存通量因子後，並調查其面積 $a_{1,2,k}$ (面積量測請參考第6.4節)，即可使用(2.19)及(2.21)式，推估出潮間帶灘地及含有潮間帶灘地的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力。

3.3.3 有機碳長期累積速率估算

3.3.3.1 有機碳長期累積速率

灘地通常位於紅樹林及草澤區(植物覆蓋區)向海(河)域方向更低潮位線的區域，此區域淹水頻率及受到潮汐交換的影響都更高於後者。因此，土壤(底泥)的有機碳長期累積速率(LOCAR)除了由上述生產者(底棲微藻)提供生產量所貢獻外，潮流、河流或暴風雨搬運顆粒物質造成沉積及侵蝕、顆粒的性質、鄰近的地形及地理等，都會影響灘地的LOCAR值。灘地的LOCAR測量與其他濕地使用的方法均相同，詳細步驟請參閱第6.7.節。

Widdows et al., (2004) 曾調查位於荷蘭境內某處河口稱為Molenplaat的潮間帶灘地其底泥的動態變化，結果發現在五處的量測地點其土壤的沉積速率達 $11\sim 24\text{ mm yr}^{-1}$ ，不過土壤的有機碳含量不高僅有 $0.06\sim 0.3\%$ ，因此土壤有機碳累積速率為 $10\sim 105\text{ g C m}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ 。Anderson et al. (2000)曾調查丹麥Kongsmark海岸及英國Humber河口灘地的底泥沉積速率，結果分別為 $5.0\sim 7.9$ 及 $6.0\sim 10.0\text{ mm yr}^{-1}$ 。Sanders et al. (2010) 調查巴西一處鄰近紅樹林(約10m)泥灘地的有機碳累積速率(LOCAR)高達 $1,129\text{ g C m}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ ，此數值遠高於在紅樹林內量測到的 $353\text{ g C m}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ ，主要原因是紅樹林的落葉有機物被傳輸到泥灘地積存。

表3.6 提供國際間不同潮間帶灘地底泥及有機碳長期累積速率的調查結果。就我們所知，國內至目前尚無任何有關濕地LOCAR的文獻資料，因此表3.6資料可提供第一層級估算的初步設定值參考。

相較之下，灘地的LOCAR值(表3.6)似乎高於 F_{NEP} (表3.5)，此結果證實累積於灘地底泥的有機碳，除了自身底棲微藻生產量貢獻一部分外，由鄰近紅樹林、草澤、海(河)域靠潮汐或河水搬運的顆粒所貢獻部分不在少數。

3.3.3.2 使用有機碳長期累積速率推估紅樹林濕地碳吸存能力

灘地可能受底棲微藻(葉綠素a)的含量、泥砂質、地理、地域位置而影響，形成不同土壤分級(p)，而有不同的有機碳長期累積速率($LORCA_{1,2,p}$)的表現，其中1,2代表灘地的代號(見圖2.1)。量測出不同分級灘地底泥的有機碳長期累積速

率，並調查其面積 $a_{1,2,p}$ (面積量測請參考第6.4節)後，即可使用(2.39)及(2.41)式，推估出全國灘地及含有灘地的特定海岸濕地生態系統的碳吸存能力。

表 3.6 不同潮間帶灘地底泥及有機碳長期累積速率的比較

灘地場址	位置	土壤累積速率 (mm yr ⁻¹)	TOC (%)	土壤有機碳長期累積速率(g C m ⁻² yr ⁻¹)	文獻來源
Molenplaat, 荷蘭	51°26'N, 3°57'E	18	0.15	42	Widdows et al. (2004)
		20	0.3	88	
		24	0.28	105	
		15	0.09	21	
		>11	0,06	10	
Kongsmark, 丹麥	55°N, 8°30'E	5.0~7.9	-	-	Anderson et al. (2000)
Humber estuary, 英國	53°35N, 0°E	6.0~10	-	-	Anderson et al. (2000)
Tamandare, 巴西	8°N, 34°W	7.3	7.59~13.54	1,129	Sanders et al. (2010)

3.3.4 碳庫估算

由於灘地並無存在明顯的地面上生物量，其生物量(底棲微藻、底棲動物)都存在底泥中，因此量測土壤(底泥)有機物碳庫量(C_{SOM})即可代表灘地的總碳庫量。可將式(2.23)改寫為式(3.15)以計算灘地總碳庫量：

$$C_{S_{1,2}} \cong C_{SOM_{1,2}} \quad (3.15)$$

其中，

1,2 = 代表灘地的代號(見圖2.1)

$C_{S_{1,2}}$ = 灘地的總碳庫量，t C

$C_{SOM_{1,2}}$ = 灘地的土壤有機物碳庫量，t C

灘地土壤碳庫量的量測與估算與紅樹林土壤一樣，亦即以公式(2.29)、(2.30)及(2.31)計算土壤有機物碳庫量，其中以第6.4節方法調查灘地不同土壤分級(p)的濕地面積 $a_{1,2,p}$ ；並以第6.6.3.3節所述方法分析土壤假密度(BD_p)及第6.6.3.2.節分析土壤有機碳含量比率(SCf_p)，進而帶入公式(2.31)估算土壤有機碳密度(SCD_p)，並帶入公式(2.30)及(2.29)算出灘地土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{1,2,p}}$)。

表3.7彙整國外文獻報導的潮間帶灘地土壤有機碳密度(SCD)文獻值，範圍介於3,300~14,700 g C m⁻² (33~147 t C ha⁻¹)，似乎較表3.4所述紅樹林土壤有機碳密度來得低。國內文獻值仍相當少，只提供內政部營建署城鄉發展分署(2011)委辦的「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」，表3.7的資料可提供第一層級估算的初步設定值參考，或第二層級估算的國家特殊資料(國內實地調查結果)參考。

表 3.7 不同潮間帶灘地土壤有機碳密度(SCD)的比較

紅樹林場址	位置	土壤有機碳 碳密度 (g C cm ⁻³)	單位面積土壤 碳密度 (SCD, g C m ⁻²)	單位面積土壤 碳密度 (SCD, t C ha ⁻¹)	文獻來源
Tamandare, 巴西	8°N, 34°W	0.049	14,700	147	Sanders et al. (2010)
Molenplaat, 荷蘭	51°26'N, 3°57'E	0.011	3,300	33	Widdows et al. (2004)

3.3.5 估算步驟及案例

本節提供潮間帶灘地碳吸存能力及碳庫量估算的第一及第二層級估算步驟與案例，提供的案例為引用文獻的估算結果。另外，也提供第三層級調查及估算的步驟。

3.3.5.1 第一及第二層級估算步驟

- 步驟1：**量測灘地的分級面積($a_{1,2,k}$ 或 $a_{1,2,p}$)或總面積($A_{1,2}$)。
- 步驟2：**選取國際間(或國家特殊)數據作為參考值，估算出灘地的年平均總初級生產量(F_{GPP})、年平均總生態系統呼吸通量(F_{ER})及年平均甲烷釋放通量(F_{ME})，帶入公式(3.14)以計算灘地的平均碳吸存通量因子($FC_{1,2,k}$)。
- 步驟3：**將面積資料及碳吸存通量因子帶入第二章的公式(2.19)及(2.21)，計算出推估出全國灘地及含有灘地的特定海岸濕地生態系統的每年碳吸存能力($\Delta C_{W_{1,2}}$ 及 ΔC_{WES_n})。
- 步驟4：**另一種估算濕地碳吸存能力的方法，亦即選取國際間灘地的有機碳長期累積速率($LORCA_{1,2,k}$)，作為預設值，帶入式(2.39)及(2.41)，計算出全國灘地及含有灘地的特定海岸濕地的碳吸存能力($\Delta C_{W_{1,2}}$ 及 ΔC_{WES_n})。
(本項尚無國家資料可參考)
- 步驟5：**選取國際間(或國家特殊)灘地的土壤碳密度數據做為設定值($SCD_{1,2,p}$)，再將量測灘地的分級面積($a_{1,2,p}$)一併帶入公式(2.29)及(2.30)計算出灘地土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{1,2}}$)及總碳庫量($C_{S_{1,2}}$)。

3.3.5.2 第一及第二層級估算案例

案例一：國內金門國家公園海岸濕地灘地的碳吸存能力的推估

根據金門國家公園管理處(2011)委辦計畫調查金門沿海濕地碳通量，以靜置式採氣罩法及GPP-I相關方程式推估出四處樣點(歐厝、活江、湖下及北山)的 F_{NEP} 通量分別為3.45、19.0、7.93及26.77 g C m⁻² yr⁻¹，而四處樣點的代表面積分別為352.82、133.9、174.15及514.25 ha。因而，可根據公式(2.19)估算出四處灘地的總碳吸存潛能如下：

$$\begin{aligned}\Delta C_{WL_{1,2}} &= \sum_k (a_{1,2,k} \times FC_{1,2,k} \times 10^{-6}) \\ &= (352.82 \times 10^4 \times 3.45 + 133.9 \times 10^4 \times 19.0 + 174.15 \times 10^4 \times 7.93 \\ &\quad + 514.25 \times 10^4 \times 26.77) \times 10^{-6} \\ &= 189.1 \text{ (t C yr}^{-1}\text{)}\end{aligned}$$

3.3.5.3 第三層級調查步驟

本作業手冊同時提供調查及估算灘地碳吸存能力及碳庫量的第三層級方法之步驟，唯詳細測量方法須參考第六章相關章節：

- 步驟1：**量測灘地的分級面積($a_{1,2,k}$ 或 $a_{1,2,p}$)及總面積($A_{1,2}$) (第6.4節)。
- 步驟2：**擬定調查樣點位置及時間頻率。
- 步驟3：**利用靜置式採氣罩現地測量樣點灘地與空氣間的二氧化碳交換通量(第6.5.2.1節)，並計算出總初級生產量及總生態系統呼吸通量的測量數值(第6.5.1.4節)。
- 步驟4：**由調查結果建立總初級生產量與日射強度(GPP-I)的相關方程式(6.10)，做為灘地單位小時總初級生產量的預測模式(第6.5.1.4節)。
- 步驟5：**由鄰近氣象站收集全年日射強度的資料，至少須有每日的最高或平均日射強度資料。
- 步驟6：**將每日日射強度帶入(GPP-I)的方程式估算出每日的GPP潛能，並考慮實際日照時數及退潮時數後，估算每日的總生產量。
- 步驟7：**累計一年365天的結果，估算出全年的總初級生產量(F_{GPP}) (第6.5.1.4節)。
- 步驟8：**收集不透光(黑暗)採氣罩所量測的二氧化碳及甲烷釋放通量測量結果，經統計分析求得灘地的年平均總生態系統呼吸通量(F_{ER}) (參考第6.5.1.4節及公式6.12~6.13)及年平均甲烷釋放通量(F_{ME}) (參考第3.3.2.2節及公式3.10及3.11)。

- 步驟9：**將上述灘地的年平均總初級生產量(F_{GPP})、年平均總生態系統呼吸通量(F_{ER})及年平均甲烷釋放通量(F_{ME})，帶入公式(3.14)計算出灘地的平均碳吸存通量因子($FC_{1,2,k}$)。
- 步驟9：**將面積資料($a_{1,2,k}$)及碳吸存通量因子($FC_{1,2,k}$)帶入第二章的公式(2.19)及(2.21)，計算出推估出全國灘地及含有灘地的特定海岸濕地生態系統的每年碳吸存能力($\Delta C_{W_{1,2}}$ 及 ΔC_{WES_n})。
- 步驟10：**測量灘地的有機碳長期累積速率($LORCA_{1,2,k}$) (見第6.7.節)。
- 步驟11：**將面積資料($a_{1,2,k}$)及有機碳長期累積速率($LORCA_{1,2,p}$)帶入式(2.39)及(2.41)，計算出全國灘地及含有灘地的特定海岸濕地的碳吸存能力($\Delta C_{W_{1,2}}$ 及 ΔC_{WES_n})。
- 步驟12：**測量灘地的土壤假密度、有機碳含量，以求得土壤的碳密度($SCD_{1,2,p}$) (見第6.6.3節)。再將土壤分級面積($a_{1,2,p}$)及土壤碳密度數據($SCD_{1,2,p}$) 帶入公式(2.29)及(2.30)計算出灘地土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{1,2}}$)及總碳庫量($C_{S_{1,2}}$)。

3.3.6 不確定性評估(Uncertainty Assessment)

3.3.6.1 第一層級方法的不確定性

表 3.5~3.7 提供有關潮間帶灘地碳收支計算各項通量、碳吸存通量、LOCAR、土壤有機碳密度等國外調查數據，作為第一層級估算方法的參考資料，唯國際數據還不多，無國際平均數據的報導。不同國家及區域的緯度、氣候條件、地形條件(鄰近生態系統是否有紅樹林、草澤)、潮汐條件、地質為沙質或泥質、人為污染源(市鎮廢水、近河口)排放等條件與國內的差異，導致參考數據的可適用性，為第一層級方法的最大不確定性。國內灘地的分布及面積，至目前並無明確的資料，此不確定性同時存在於第二及第三層級方法中。

3.3.6.2 第二層級方法的不確定性

目前，國內可用的數據有「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」(內政部營建署城鄉發展分署，2011)針對七股潟湖內海、紅樹林外圍、沙洲外側提供的數據(表 3.5及3.6)及金門沿海濕地調查值(表3.5；金門國家公園管理處，2011)。唯七股濕地灘地與國內其他海岸濕地灘地之間，在地質地形條件、潮汐條件、地質為沙質或泥質、人為污染源(市鎮廢水、近河口)排放等條件互有差異，影響第二層級

方法的不確定性。此外，前述計畫僅是國內先行的初步調查案，還需要持續性的計畫進行調查比對以確認國內的特殊數據。目前，國內尚無灘地的LOCAR數據可供參考。

3.3.6.3 第三層級方法的不確定性

本作業手冊針對第三層級方法所提出的調查、測量及推估方法，可能存在以下不確定性：

- 1.以(3.14)式進行碳收支計算所獲得的紅樹林碳吸存通量因子，由於忽略不計漲退潮引起的有機碳輸出與輸入通量，因此可能會錯估實際淨吸存或淨累積於灘地的有機碳通量。
- 2.使用於推估總初級生產量的 GPP-I 模式是在退潮灘地浮露下調查結果所建立的，用以推估漲潮時灘地的總初級生產量，具不確定性。
- 3.總呼吸通量是在退潮時灘地浮露狀態下量測，假設漲潮時的總呼吸通量與退潮時相同，具不確定性。
- 4.假設一日24小時，每小時的呼吸通量均與樣點即時測量小時呼吸通量一樣，即以測量值推估一日平均值，具不確定性。
- 5.以每季一次或每月一次的採樣結果建立的GPP-I 模式，擴大計算一年的平均通量，時間內插的推算具不確定性。
- 6.樣點數目及覆蓋度少時，以少數樣點監測結果透過空間內插法推估整個場址的平均通量，具不確定性。

3.4 鹹水草澤

3.4.1 生態系統描述

鹹水草澤(salt marshes)分布在極地到亞熱帶緯度範圍的海岸生態系統，且位於潮間帶區域，存在的植物多數屬於耐鹽性、多年生的草本科維管束植物。在國內的關渡濕地、蘭陽溪口濕地、高美濕地等處有顯著面積的鹹水草澤。不過台灣屬亞熱帶靠近熱帶氣候，海岸濕地中鹹水草澤的面積並不如紅樹林多。鹹水草澤最常見的維管束植物為米草屬(*Spartina alterniflora*及*Spartina patens*)主要分布於北美及南美洲的大西洋海岸；歐洲海岸草澤以闊葉的草本植物*Atriplex portuloides*為主；在地中海海岸則分布如*Sarcocornia*, *Salicornia*, 及*Arthrocnemum* (Chmura, 2009)。國內鹹水草澤發現的主要植物有雲林莞草(*Bolboschoenus planiculmis*)、單葉鹹草(*Cyperus malaccensis subsp. monophyllus*)及甘草(*Zostera japonica*)(葉秋好, 2005)。

鹹水草澤是海岸或河口地形中，物質循環及交換進行得相當有效率的生態系統。潮系會將河口或海岸的無機營養物質帶到草澤，經由植物吸收轉化為有機物。與紅樹林類似，草澤的植物可提供高的初級生產量，並產生相當可觀的植物殘骸留於草澤底泥，這些殘骸及有機物在底泥中也會進一步被礦化分解，產生二氧化碳及其他無機物質。同時也因為潮系的影響，草澤的部分生產力(以枯葉、殘骸形態)會被帶離開或滿溢，送到鄰近的灘地、海域或河口。

在碳匯及碳儲存的功能表現上，鹹水草澤與紅樹林一樣都是相當值得保育及復育的濕地生態系統，因為它可提供高的生產量、低的有機碳分解速率(由於淹水及形成厭氧條件)、產生低的甲烷通量(由於海水高濃度硫酸鹽抑制甲烷化作用)(Chmura et al., 2003; Chmura, 2009)。

3.4.2 碳收支計算

鹹水草澤的碳通量收支計算，仍是使用第二章第2.5.2節所建立的濕地碳收支計算通用方程式(2.10)來估算濕地的碳吸存通量因子(FC)。與前述紅樹林及灘地類似，由於目前有機碳的輸入(F_{Imp})及輸出通量(F_{Exp})的文獻資料稀少、且監測不易，因此不以考慮。因而將式(3.10)改寫為式(3.16)，需分別量測草澤的年平均淨初級生產量(F_{NPP})、年平均異營性呼吸通量(F_{HR})及年平均甲烷釋放通量(F_{ME})三項碳收支，再結合估算出草澤的碳吸存通量近似值($FC_{1,3}$)。

$$FC_{1,3} \cong F_{NPP} - F_{HR} - F_{ME} = F_{NEP} - F_{ME} \quad (3.16)$$

其中，

$1,3$ = 代表鹹水草澤的代號(見圖2.1)

$FC_{1,3}$ = 鹹水草澤的年平均有機碳吸存通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$ 。

F_{NPP} = 鹹水草澤的年平均淨初級生產量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

F_{HR} = 鹹水草澤的年平均土壤異營性呼吸通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

F_{ME} = 鹹水草澤的年平均甲烷釋放碳當量通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

以下幾節分別說明每一個項目的量測方法及考量條件。

3.4.2.1 鹹水草澤的淨初級生產量(F_{NPP})

淨初級生產量是草澤生態系統的主要有機碳收入來源，而維管束植物貢獻了草澤的主要生產量。鹹水草澤的淨初級生產量與植物種類及緯度有顯著關係(Chmura, 2009)。至目前為止，文獻調查不同種類鹹水草澤植物的生產量有顯著

不同，同時也發現同一種類植物(例如北美洲海岸的*S. alterniflora*)的生產量會隨著棲地緯度的增加而減少。

多數文獻將鹹水草澤植物淨初級生產量分兩部分調查：地面上生物量生產量 (AGB_{NPP})及地面下生物量生產量(BGB_{NPP})，然後再將兩部分加一起即為該植物的淨初級生產量 (F_{NPP})，如公式(3.16)。有關草澤之地面上生物量生產量 (AGB_{NPP})的測量方法，乃利用破壞性採收割除法直接測量，並透過設定的*R*值 ($R \equiv BGB_{NPP} \div AGB_{NPP}$)推估出地面下生物量(BGB_{NPP})，詳細方法請參考第六章的第6.5.1.5節，不在此節敘述。

$$F_{NPP} = AGB_{NPP} + BGB_{NPP} \quad (3.17)$$

$$AGB_{NPP} = \frac{\sum_r (AGB_{NPP_r} \times a_r)}{\sum_r a_r} \quad (3.4)$$

$$BGB_{NPP} = \frac{\sum_r (BGB_{NPP_r} \times a_r)}{\sum_r a_r} \quad (3.5)$$

其中，

r = 表示測量樣區代號

AGB_{NPP_r} = 樣區*r*的年平均地面上生物量淨初級生產量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

BGB_{NPP_r} = 樣區*r*的年平均地面下生物量淨初級生產量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

a_r = 樣區*r*所代表的濕地區塊面積， m^2

AGB_{NPP} = 草澤年平均地面上生物量淨初級生產量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

BGB_{NPP} = 草澤年平均地面下生物量淨初級生產量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

表3.8整理文獻報導不同鹹水草澤植物的地面上及地面下生物量淨初級生產量，這些數值可比得上紅樹林的淨初級生產量(見表3.1)。總淨初級生產量範圍相當廣，介於789~5,435 $g C m^{-2} yr^{-1}$ 。多數鹹水草澤植物的地面下生產量均高於地面上生產量，許多草澤植物的會產生豐富的根及地下莖，由其鹹水草澤植物的地面下生產量會更高於淡水草澤(Chmura, 2009)，因為鹹水草澤植物再高鹽度逆境下，會使植物有更高的氮需求，促使植物發展豐富的根系以獲取限制的營養物。表3.8的根與莖比值(R/S)即是將 AGB_{NPP} 除以 BGB_{NPP} ，此比值範圍介於0.32~6.10 (2.5 ± 1.97)可用於測量地面上生物量生產量，然後推估出地面下生物量生產量。表3.8資料可提供第一層級估算的初步設定值參考。

3.4.2.2 鹹水草澤的年平均異營性呼吸通量(F_{HR})

鹹水草澤的年平均異營性呼吸通量調查方法與紅樹林濕地相同，亦即利用靜置式不透光採氣罩，在退潮時測量不含有植物的草澤底泥總呼吸速率，如此僅可能避免量測到光合作用對二氧化碳吸收，並可排除地面上植物呼吸作用對二氧化碳通量的貢獻。如果灘地上有植物存在，則在量測之前須先將地面上部分(莖葉)予以割除(Smith et al., 1983)。詳細的測量方法請參考第6.5.2.1節。

不過，此採氣罩測得的土壤二氧化碳釋放通量仍代表土壤異營性呼吸及地面下植物(根及底棲微藻)的自營性呼吸速率，因此稱為土壤總呼吸通量(total respiration rate)(Raich and Schlesinger, 1992; Magenheimer et al., 1996)。因此，本作業手冊建議將採氣罩測得的土壤總呼吸通量($CO_{2,r,s}$)值乘上一個校正因子(β)，即可獲得土壤異營性呼吸通量(Trumbore et al., 1999)。另外，假設漲潮時的土壤呼吸速率與退潮時沒有顯著不同。再者，考量土壤呼吸通量的時間及空間變化性質，因此將不同位置及不同時間測量的土壤總呼吸通量($CO_{2,r,s}$)數據進行時間內差及空間內插運算，以擴大化(scaling up)推估到整個場址的整年平均通量(F_{HR})。方法學如第六章第6.8節，計算公式如前述第3.2.2.4節的(3.8)及(3.9)式。

表3.9列舉文獻調查全球鹹水草澤土壤總呼吸通量的年平均值，介於102~418 g C m⁻² yr⁻¹ (Smith et al., 1983; Morris and Whiting, 1986; Magenheimer et al., 1996)。此數值與第3.2.2.4節所述紅樹林的土壤總呼吸通量的文獻值相當接近。唯此數值須再扣除土壤自營性呼吸通量，亦即乘上校正因子(β)，才成為草澤的年平均異營性呼吸通量。表3.9資料可提供第一層級估算的初步設定值參考。

3.4.2.3 鹹水草澤的年平均甲烷釋放通量(F_{ME})

鹹水草澤的年平均甲烷釋放通量的估算方法與紅樹林相同。當進行靜置式不透光採氣罩，在退潮時測量不含有植物的草澤底泥二氧化碳交換通量(總呼吸通量)時，一併採樣氣罩內甲烷濃度的變化，以量測出甲烷釋放通量($CH_{4,r,s}$ ，單位以mg CH₄ m⁻² hr⁻¹表示)。

同樣假設釋放通量($CH_{4,r,s}$)在每日的24小時為定值，則將一年之中不同時間(即不同月份及季節)所量測的甲烷釋放通量，透過式(3.10)簡單的算術總和進行時間內插運算，以推估出某監測位置的年平均甲烷釋放通量： $(F_{ME})_r$ 。並利用第6.8.2.空間內插法的概念，以式(3.11)估算出整個鹹水草澤年平均甲烷釋放通量。

表3.9列舉文獻調查全球鹹水草澤土壤甲烷釋放通量的年平均値(F_{ME})，介於0.18~4.13 g CH₄-C m⁻² yr⁻¹ (DeLaune et al., 1983; Bartlett et al., 1985; Magenheimer et al., 1996)。此結果與國家重要濕地碳匯功能調查計畫(內政部營建署城鄉發展分署，2011)，調查七股鹽田濕地的紅樹林甲烷通量平均僅約3 g CH₄-C m⁻² yr⁻¹ 相當接近。表3.9資料可提供第一層級估算的初步設定值參考。

表 3.8 不同鹹水草澤植物的地面上及地面下生物量淨初級生產量

鹹水草澤場址	位置	植物種類	AGB _{NPP} (g C m ⁻² yr ⁻¹) ^a	BGB _{NPP} (g C m ⁻² yr ⁻¹) ^b	R/S	文獻來源
Palmones, 西班牙	36°10'N, 5°26'E	<i>Sarcocornia perennis</i>	1,294	409	0.32	Palomo and Niell (2009)
Venice Lagoon, 義大利	45°15'N, 12°15'E	<i>Sarcocornia fruticosa</i>	285	504	1.77	Scarton et al. (2002)
Mont Saint-Michel, 法國	48°40'N, 1°35'E	<i>Atriplex portulacoides</i>	714	-	-	Bouchard et al. (1998)
Atmaha River, 美國喬治亞州		<i>Spartina alterniflora</i>	1,193	1,912	1.60	Schubauer and Hopkinson (1984)
Atmaha River, 美國喬治亞州		<i>Spartina cynosuroides</i>	1,294	1,851	1.43	Schubauer and Hopkinson (1984)
Cocodrie, 美國 路易斯安那州	29° 15'N, 91°21'W	<i>Spartina alterniflora</i>	765	4,670	6.10	Darby and Turner (2008)
Bay of Fundy, 加拿大		<i>Spartina alterniflora</i>	302	630	2.09	Connor (1995)
Delaware Bay, 美國		<i>Spartina alterniflora</i>	625	2,600	4.16	Roman and Daiber (1984)

^a假設地面上植物體碳含量為42%。^b假設地面上植物體碳含量為40%。

表 3.9 不同鹹水草澤的土壤總呼吸通量及甲烷釋放通量年平均値

鹹水草澤場址	位置	土壤總呼吸通量 (g C m ⁻² yr ⁻¹) ^a	土壤甲烷釋放通量 (F_{ME} , g C m ⁻² yr ⁻¹)	文獻來源
Dipper Harbour, 加拿大	45°05'N, 66°26'W	102	0.18	Magenheimer et al. (1996)
Barataria Basin, 美國路易斯安那州	29°30'N, 90°00'W	418	-	Smith et al. (1983)
Oyster Landing, 美國南卡羅來納州		223~328	-	Morris and Whiting (1986)
Barataria Basin, 美國路易斯安那州	29°30'N, 90°00'W	-	4.3	DeLaune et al. (1983)
Yorktown, 美國維吉尼亞	37°N	-	0.32~0.98	Bartlett et al. (1985)

3.4.2.4 以淨生態系統生產量(F_{NEP})評估鹹水草澤碳吸存通量因子

目前國際間仍少有鹹水草澤完整碳收支計算的報導。表3.10為本作業手冊收集表3.8及3.9北美鹹水草澤的調查報告，統計有關淨初級生產量(F_{NPP})、年平均異營性呼吸通量(F_{HR})、年平均甲烷釋放通量(F_{ME})數據，並完成(3.16)式的碳收支計算，獲得鹹水草澤的碳吸存通量因子($FC_{1,3}$)高達 $1,933 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，這些草澤案例的優勢植物均為互花米草(*S. alterniflora*)。表3.10鹹水草澤的碳吸存通量因子甚至高於表3.1紅樹林碳吸存通量的最大值 $1,170 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，互花米草有相當高的淨初級生產量(表3.8)，是造成鹹水草澤高的碳吸存通量主要原因。

國內鹹水草澤的植物以雲林莞草(*Bolboschoenus planiculmis*)為優勢。不過查遍文獻結果，至目前均無雲林莞草或*Bolboschoenus*屬植物的淨初級生產量資料可供參考。未來若建立國內鹹水草澤碳收支計算，雲林莞草的淨初級生產量調查結果相當重要。

表 3.10 北美大西洋海岸鹹水草澤碳收支計算平均值

收支項目($\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)	北美數據的平均統計(本作業手冊匯整)
文獻來源	Connor, 1995; Roman and Daiber, 1984; Magenheimer et al., 1996; Smith et al., 1983; Morris and Whiting, 1986; DeLaune et al., 1983; Bartlett et al., 1985
位置	北美大西洋海岸鹹水草澤
優勢植物種類	<i>Spartina alterniflora</i>
淨初級生產量(F_{NPP})	2,078
土壤異營性呼吸通量(F_{HR})	144
甲烷釋放通量(F_{ME})	1.5
碳吸存通量因子($FC_{1,3}$)	1,933

3.4.2.5 使用碳吸存通量因子推估鹹水草澤碳吸存能力

鹹水草澤因不同分級(k)，亦即不同草種、緯度、地域等條件，而有不同的碳吸存通量因子($FC_{1,3,k}$)，其中1,3代表鹹水草澤的代號(見圖2.1)。因此，利用(3.16)式估算出不同分級鹹水草澤的碳吸存通量因子後，並調查其面積 $a_{1,3,k}$ (面積量測請參考第6.4節)，即可使用(2.19)及(2.21)式，推估出全國鹹水草澤及含有鹹水草澤的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力。

3.4.3 有機碳長期累積速率估算

3.4.3.1 有機碳長期累積速率

草澤底泥的有機碳長期累積速率(LOCAR)測量方法請參閱第6.7節。Chmura et al. (2003)曾回顧1980~2003年間的24篇有關調查鹹水草澤LOCAR的文獻，計有96處不同位址的量測數據，調查的場址包括位於大西洋及太平洋的東、西海岸、印度洋、地中海、墨西哥海灣等處鹹水草澤，調查數據的差異性頗大，平均結果為 218 ± 235 ($18\sim 1713$) $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，這是目前文獻資料中範圍最廣泛及全面性的統計值，可做為全球鹹水草澤估算碳吸存能力的第一層級估算之參考係數。此數值與表3.2所彙整全球紅樹林濕地LOCAR數據的統計值 188 ± 142 ($26\sim 654$) $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，並無顯著差異。

3.4.3.2 使用有機碳長期累積速率推估鹹水草澤碳吸存能力

鹹水草澤可能因不同植物種類、緯度、地域等條件，形成不同土壤分級(p)，而有不同的有機碳長期累積速率($LORCA_{1,3,p}$)的表現，其中1,3代表鹹水草澤的代號(見圖2.1)。如前節所述量測出不同分級鹹水草澤土壤的有機碳長期累積速率，並調查其面積 $a_{1,1,p}$ (面積量測請參考第6.4節)後，即可使用(2.39)及(2.41)式，推估出全國鹹水草澤及含有鹹水草澤的特定濕地生態系統的碳吸存能力。

3.4.4 碳庫估算

與紅樹林一樣，鹹水草澤的有機碳主要儲存於生物量碳池及土壤有機物碳池中，因此將式(2.23)改寫為式(3.18)以計算鹹水草澤總碳庫量：

$$C_{S_{1,3}} \cong C_{BM_{1,3}} + C_{SOM_{1,3}} \quad (3.18)$$

其中，

1,3 =代表鹹水草澤的代號(見圖2.1)

$C_{S_{1,3}}$ =鹹水草澤的總碳庫量，t C

$C_{BM_{1,3}}$ =鹹水草澤的生物量碳庫量，t C

$C_{SOM_{1,3}}$ =鹹水草澤的土壤有機物碳庫量，t C

式(3.18)等式右邊兩項($C_{BM_{1,3}}$ 及 $C_{SOM_{1,3}}$)的估算說明如下

3.4.4.1 生物量碳庫量($C_{BM_{1,1}}$)的估算

生物量碳庫量估算乃以式(2.24)、(2.25)及(2.26)計算。建議不同維管束植物(m 為不同植物代號)覆蓋的區域分別量測，須調查面積以獲得 $a_{1,3,m}$ ，面積量測請參考第6.4節；有關維管束植物的地面上生物量($AGB_{1,3,m}$)乃利用破壞性採收割除法直接測量，並透過設定的 R 值($R = BGB \div AGB$)推估出地面下生物量($BGB_{1,3,m}$)，詳細方法請參考第6.6.1.2節所述；植物的不同部位生物量的含碳比率(Cf_m)，可利用元素分析儀測量，請參考第6.5.1.8節。

表3.11彙整過去文獻所報導的鹹水草澤各維管束植物的地面上生物量($AGB_{1,3,m}$)及地面下生物量($BGB_{1,3,m}$)的文獻值，國內並無相關數據可供參考。與紅樹林相較下(表3.3)，鹹水草澤的地面上及地面下生物量明顯較低，單位面積的生物量碳庫量也會較低。

表 3.11 不同鹹水草澤地面上生物量(AGB)與地面下生物量(BGB)的比較

鹹水草澤場址	位置	植物種類	地面上生物量 ($AGB \cdot g \cdot d.m. \cdot m^{-2}$)	地面下生物量 ($BGB \cdot g \cdot d.m. \cdot m^{-2}$)	文獻來源
Venice Lagoon, 義大利	45°15'N, 12°15'E	<i>Sarcocornia fruticosa</i>	1,000	3,740	Scarton et al. (2002)
Mont Saint-Michel, 法國	48°40'N, 1°35'E	<i>Atriplex portulacoides</i>	2,300	-	Bouchard et al. (1998)
Atmaha River, 美國喬治亞州		<i>Spartina alterniflora</i>	2,030	6,200	Schubauer and Hopkinson (1984)
Atmaha River, 美國喬治亞州		<i>Spartina cynosuroides</i>	3,500	8,260	Schubauer and Hopkinson (1984)
Palmones, 西班牙	36°10'N, 5°26'E	<i>Sarcocornia perennis</i>	2,970	2,560	Palomo and Niell (2009)
Ebre Delta, 西班牙	40°43'N, 0°52'E	<i>Sarcocornia fruticosa</i>	2,550	1,220	Curco et al. (2002)

3.4.4.2 土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{1,1}}$)的估算

土壤有機物碳庫量可利用公式(2.29)、(2.30)及(2.31)估算，其中以第6.4節方法調查不同土壤分級(p)的濕地面積 $a_{1,1,p}$ ；並以第6.6.3.3節所述方法分析土壤假密度(BD_p)及第6.6.3.2節分析土壤有機碳含量比率(SCf_p)，進而帶入公式(2.31)估算土壤有機碳密度(SCD_p)，並帶入公式(2.30)及(2.29)算出鹹水草澤土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{1,3,p}}$)。

Chmura et al. (2003)曾回顧1980~2003年間的24篇有關調查鹹水草澤土壤有機碳密度的文獻，計有103處不同位址的量測數據，調查的場址包括位於大西洋及太平洋的東、西海岸、印度洋、地中海、墨西哥海灣等處鹹水草澤，調查數據的差異性頗大，平均結果為 0.039 ± 0.003 ($0.009\sim 0.190$) g C cm^{-3} ，這是目前文獻資料中範圍最廣泛及全面性的統計值，可做為全球鹹水草澤估算土壤碳庫量的第一層級估算之參考係數。若以土壤深度0.3 m計算，單位面積的土壤有機碳密度為 $11,700 \pm 900$ ($2,700\sim 57,000$) g C m^{-2} 。

3.4.5 估算步驟及案例

本節提供鹹水草澤碳吸存能力及碳庫量估算的第一及第二層級估算步驟與案例，提供的案例大多引用文獻的估算結果。另外，也提供第三層級調查及估算的步驟。

3.4.5.1 第一及第二層級估算步驟

步驟1：量測鹹水草澤的分級面積($a_{1,3,k}$ 或 $a_{1,3,m}$ 或 $a_{1,3,p}$)或總面積($A_{1,3}$)。

步驟2：選取國際間(或國家特殊)數據作為參考值，估算出鹹水草澤的年平均淨初級生產量(F_{NPP})、年平均異營性呼吸通量(F_{HR})及年平均甲烷釋放通量(F_{ME})，帶入公式(3.16)以計算鹹水草澤的平均碳吸存通量因子($FC_{1,3,k}$)。(本項尚無國家資料可參考)

步驟3：將面積資料($a_{1,3,k}$)及碳吸存通量因子($FC_{1,3,k}$)帶入第二章的公式(2.19)及(2.21)，計算出推估出全國鹹水草澤及含有鹹水草澤的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力($\Delta C_{W_{1,3}}$ 及 ΔC_{WES_n})。

步驟4：另一種估算濕地碳吸存能力的方法，乃選取國際間鹹水草澤的有機碳長期累積速率($LORCA_{1,3,k}$)，作為參考值。再將面積資料($a_{1,3,k}$)及有機碳長期累積速率($LORCA_{1,3,k}$)帶入式(2.39)及(2.41)，計算出全國鹹水草澤及含有鹹水草澤的特定濕地生態系統的碳吸存能力($\Delta C_{W_{1,3}}$ 及 ΔC_{WES_n})。(本項尚無國家資料可參考)

步驟5：選取國際間(或國家特殊)的鹹水草澤生物量密度數據做為參考值($AGB_{1,3,m}$ 及 $BGB_{1,3,m}$)，再將量測的濕地分級面積($a_{1,3,m}$)帶入公式(2.24)及(2.25)計算出鹹水草澤的生物量碳庫量($C_{BM_{1,3}}$)。

步驟6：選取國際間(或國家特殊)鹹水草澤的土壤碳密度數據做為設定值($SCD_{1,3,p}$)，再將量測鹹水草澤的分級面積($a_{1,3,p}$)一併帶入公式(2.29)及(2.30)計算出鹹水草澤土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{1,3}}$)。

步驟7：利用公式(3.18)計算出鹹水草澤的總碳庫量($C_{S_{1,3}}$)。

3.4.5.2 第一及第二層級估算案例

案例一：中國海岸鹹水草澤碳吸存能力的推估

Duan et al. (2008)初估中國境內海岸紅樹林濕地的碳吸存能力，其調查中國鹹水濕地總面積約1,717 km²，並引用其國內過去調查海岸鹹水草澤土壤的LOCAR測量結果做為國家特殊數據：235.62 g C m⁻² yr⁻¹ (Wang et al., 2005)，由此使用式(2.39)推估出中國鹹水濕地碳吸存能力為404,560 t C yr⁻¹ (0.4046 Tg C yr⁻¹)。

$$\begin{aligned}\Delta C_{WL_{1,3}} &= A_{1,3} \times LOCAR_{1,3} \times 10^{-6} \\ &= (1,717 \times 10^6 \times 235.62 \times 10^{-6}) \\ &= 404,560 \text{ (t C yr}^{-1}\text{)} \\ &= 0.4046 \text{ (Tg C yr}^{-1}\text{)}\end{aligned}$$

案例二：全球鹹水草澤碳吸存能力推估

Chmura et al., (2003) 統計全球鹹水草澤的LOCAR值，計有96筆數據來自24篇文獻的調查結果，平均數值為218 ± 235 (18~1713) g C m⁻² yr⁻¹，並引用文獻估計全球鹹水草澤面積為22,000 km²，由此使用式(2.39)推估出全球鹹水草澤碳吸存能力為4.796 × 10⁶ t C yr⁻¹ (4.796 Tg C yr⁻¹)。

$$\begin{aligned}\Delta C_{WL_{1,3}} &= A_{1,3} \times LOCAR_{1,3} \times 10^{-6} \\ &= (22,000 \times 10^6 \times 218 \times 10^{-6}) \\ &= 4.796 \times 10^6 \text{ (t C yr}^{-1}\text{)} \\ &= 4.796 \text{ (Tg C yr}^{-1}\text{)}\end{aligned}$$

案例三：全球鹹水草澤土壤碳庫量推估

Chmura et al., (2003) 統計全球鹹水草澤的土壤碳密度，計有103筆數據來自24篇文獻的調查結果，平均數值為0.039 ± 0.003 (0.009~0.190) g C cm⁻³，並引用文獻估計全球鹹水草澤面積為22,000 km²，且假設有機碳累積於表層0.5 m的土壤，由此使用式(2.29)及(2.30)推估出全球紅樹林土壤碳庫量為0.429 Gt C (429 Tg C)。

$$\begin{aligned}
 SCD_{1,1,p} &= 0.039 \left(\frac{\text{g C}}{\text{cm}^3} \right) \times 50(\text{cm}) \times 10^4 \left(\frac{\text{cm}^2}{\text{m}^2} \right) \\
 &= 19,500 (\text{g C m}^{-2}) \\
 C_{SOM_{1,3}} &= A_{1,3} \times SCD_{1,3} \times 10^{-6} \\
 &= (22,000 \times 10^6 \times 19,500 \times 10^{-6}) \\
 &= 0.429 \times 10^9 (\text{t C}) \cong 0.429 (\text{Gt C}) = 429 (\text{Tg C})
 \end{aligned}$$

3.4.5.3 第三層級調查步驟

本作業手冊同時提供調查及估算鹹水草澤碳吸存能力及碳庫量的第三層級方法之步驟，唯詳細測量方法須參考第六章相關章節：

- 步驟1：**量測鹹水草澤的分級面積($a_{1,3,k}$ 、 $a_{1,3,m}$ 或 $a_{1,3,p}$)及總面積($A_{1,3}$) (第6.4節)。
- 步驟2：**劃定鹹水草澤調查樣區、採氣位置、調查時間與頻率。
- 步驟3：**利用破壞性採收割除法直接測量草澤之地面上生物量(AGB)，再以 Smalley method 計算全年的地面上生物量生產量(AGB_{NPP})。再透過設定的 R 值($R \equiv BGB_{NPP} \div AGB_{NPP}$)推估出地面下生物量(BGB_{NPP})，詳細方法請參考第六章的第6.5.1.5節。將兩者總和(公式3.17)即為鹹水草澤的年平均淨初級生產量(F_{NPP})。
- 步驟4：**利用靜置式(不透光)採氣罩再退潮時現地測量樣點底泥與空氣間的二氧化碳及甲烷交換通量($CO2_{r,s}$ 及 $CH4_{r,s}$) (見第6.5.2.1節)，並計算鹹水草澤的年平均異營性呼吸通量(F_{HR})及年平均甲烷釋放通量(F_{ME}) (公式3.8~3.11)。再帶入公式(3.16)即可計算鹹水草澤的年平均碳吸存通量因子($FC_{1,3,k}$)。
- 步驟5：**將面積資料($a_{1,3,k}$)及碳吸存通量因子($FC_{1,3,k}$)帶入第二章的公式(2.19)及(2.21)，推估出全國鹹水草澤及含有鹹水草澤的特定海岸濕地生態系統的每年碳吸存能力($\Delta C_{W_{1,3}}$ 及 ΔC_{WES_n})。
- 步驟6：**測量鹹水草澤底泥的有機碳長期累積速率($LORCA_{1,3,k}$) (見第6.7節)。
- 步驟7：**將面積資料($a_{1,3,k}$)及有機碳長期累積速率($LORCA_{1,3,k}$)帶入式(2.39)及(2.41)，計算出全國鹹水草澤及含有鹹水草澤的特定海岸濕地的碳吸存能力($\Delta C_{W_{1,3}}$ 及 ΔC_{WES_n})。
- 步驟8：**利用破壞性採收割除法直接測量草澤之地面上生物量($AGB_{1,3,m}$)，再透過設定的 R 值($R \equiv BGB \div AGB$)推估出地面下生物量($BGB_{1,3,m}$)，詳細方法請

參考第六章的第6.6.1.2.節。再將量測的濕地分級面積($a_{1,3,m}$)帶入公式(2.24)及(2.25)計算出鹹水草澤的生物量碳庫量($C_{BM_{1,3}}$)。

步驟9: 測量底泥的假密度、有機碳含量，以求得土壤碳密度($SCD_{1,3,p}$) (見第6.6.2節)。再將土壤分級面積($a_{1,3,p}$)及土壤碳密度數據($SCD_{1,3,p}$) 帶入公式(2.29)及(2.30)計算出鹹水草澤土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{1,3}}$)及總碳庫量($C_{S_{1,3}}$)。

3.4.6 不確定性評估(Uncertainty Assessment)

3.4.6.1 第一層級方法的不確定性

表3.8~3.11提供有關鹹水草澤碳收支計算各項通量、碳吸存通量、LOCAR、生物量碳密度、土壤有機碳密度等國外調查數據或國際平均數據，作為第一層級估算方法的參考資料，唯不同國家及區域的緯度、氣候條件、地質地形條件、潮汐影響條件、植物種類、人為污染源(市鎮廢水、近河口)排放等條件與國內的差異，導致參考數據的可適用性，為第一層級方法的最大不確定性。其次，國內鹹水草澤的分布及面積，至目前並無確定的資料，此不確定性同時存在於第二及第三層級方法中。

3.4.6.2 第二層級方法的不確定性

目前，國內並無任何鹹水草澤淨初級生產量、土壤呼吸通量、甲烷釋放通量、地面上及地面下生物量、土壤有機碳密度、LOCAR等相關數據可供參考。

3.4.6.3 第三層級方法的不確定性

本作業手冊針對第三層級方法所提出的調查、測量及推估方法，可能存在以下不確定性：

1. 以(3.16)式進行碳收支計算所獲得的鹹水草澤碳吸存通量因子，由於忽略不計潮汐導致有機碳輸出與輸入的通量，因此可能會高估或低估實際草澤的淨吸存或淨累積通量。
2. 使用於推估地面下生物量及淨初級生產量的R值，具不確定性。
3. 將靜置式不透光採氣罩的測量結果視為總呼吸通量，此通量乘以一個係數值(β)，估算土壤異營性呼吸通量，此係數具不確定性。

4. 土壤呼吸通量僅測量退潮時土壤浮露狀態的二氧化碳通量，沒有測量漲潮時的空氣—水面二氧化碳交換通量，即以退潮測量值推估一日平均值，具不確定性。
5. 以每季一次或每月一次的採樣結果，擴大計算一年的平均通量，時間內插的推算具不確定性。
6. 樣點數目及覆蓋度少，以少數樣點監測結果透過空間內插法推估整個場址的平均通量，具不確定性。

3.5 瀉湖及河口水域

3.5.1 生態系統描述

河口(**Estuaries**)位於河(溪)海交界區域且在潮位線以下(subtidal)的水域。國家重要濕地中計有曾文溪口濕地、大肚溪口濕地、朴子溪口濕地、八掌溪口濕地、鹽水溪口濕地、卑南溪口濕地、花蓮溪口濕地、蘭陽溪口濕地、四重溪口濕地等九處濕地，均包含有河口水域。由於是淡水與海水交匯，受河川流量及潮水變化影響此區域水中的鹽分變化很大，從上游段低鹽分的淡水、半鹹水、到海水。陸地上人為及非人為產生的溶解性及顆粒性營養物及有機物，排放到溪河後，被河水搬運到河口。由於營養源豐富，河口生產量豐富提供魚貝及其他野生動物的棲地。不過，近幾年來不少研究調查全球各地河口區域的空氣—水面二氧化碳交換通量(air-water CO_2 flux)，結果顯示河口水域含有相當高的二氧化碳平衡分壓(pCO_2)，尤其在河口的上游段 pCO_2 甚至高達 $9,000 \mu\text{atm}$ ，相對於大氣二氧化碳濃度 $380 \mu\text{atm}$ ，河口水面產生顯著的二氧化碳釋放通量，歸納河口是大氣二氧化碳的碳源而非碳匯場所，屬於淨異營性生態系統(Frankignoulle et al., 1998; Frankignoulle et al., 2001; Borges et al., 2004; Boreges et al., 2006; Kone et al., 2009; Chen and Borges, 2009; Laruelle et al., 2010)。此現象的主要原因是陸地從不同河段陸續排放有機污染負荷至河川(包括市鎮廢污水、陸地死亡生物量、土壤有機物沖刷、淡水浮游生物等)，隨著往下游流動刺激微生物持續的礦化分解而產生大量的二氧化碳。

瀉湖(lagoon)位於海岸或河口由沙洲圍繞成封閉性或部分開放性、且在潮位線以下(subtidal)的水域，與外海相比具有淺的水深(大多低於5公尺)，與海水的交換受到限制，擁有高的淨初級生產量(Kone et al., 2009)。國家重要濕地中的北門濕地、七股鹽田濕地、四草濕地等處有顯著面積的瀉湖。瀉湖週遭的陸域環境經常有人為活動(如城鎮、養殖、及其他土地使用)或鄰近的生態系統(如紅樹林、河口)，將溶解性及顆粒性營養物及有機物帶入瀉湖，造成水質優養化導致水生植物及藻類過量生長。然而，與河口生態系統類似，增加的有機物負荷經礦化分解產生二氧化碳或河口上游段及鄰近紅樹林或草澤帶入的無機碳，均會使得瀉湖形成二氧化碳的釋放場所(Kone et al., 2009; Laruelle et al., 2010)。

河口及潟湖歸類為近岸的海岸生態系統(near-shore coastal ecosystem)，近年來越來越多的調查數據證實近岸的海岸生態系統扮演有效的過濾器(effective filter)截流陸地及河川帶入的有機物，形成碳源對大氣排放二氧化碳(Chen and Borges, 2009)。相反地大陸棚近海(continental shelves)大多扮演碳匯場所的角色。

由於河口及潟湖兩種海岸型濕地的碳吸存或碳排放的調查方法一樣，因此將兩種生態系統歸類一起說明。

3.5.2 碳收支計算

根據質量守恆原理，河口及潟湖生態系統的的碳吸存通量因子(FC)仍可遵循第二章第2.5.2節所建立的濕地碳收支計算通用方程式(2.10)來估算。由於水域的主要初級生產量(F_{NPP})及異營性呼吸通量(F_{HR})主要來自水中及底棲的藻類、細菌、及水生動物，且本作業手冊以測量空氣—水面二氧化碳交換通量來涵蓋 F_{NPP} 及 F_{HR} ，因此河口及潟湖的完整碳收支計算乃建議採第二章公式(2.15)進行。

$$FC_{1,4} \text{ or } F_{1,5} = -F_{NEE} + (F_{Inf} - F_{Eff}) - F_{ME} \quad (2.15)$$

其中，

1,4及1,5 = 分別代表河口及潟湖的代號(見圖2.1)

$FC_{1,4}$ = 河口的年平均二氧化碳吸存或釋放通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$ 。

$FC_{1,5}$ = 潟湖的年平均二氧化碳吸存或釋放通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$ 。

F_{NEE} = 河口或潟湖的空氣—水面年平均二氧化碳交換通量或稱為年平均淨生態系統二氧化碳交換通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

F_{Inf} = 河口或潟湖進流水帶入的有機碳通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

F_{Eff} = 河口或潟湖出流水帶離開的有機碳通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

F_{ME} = 河口或潟湖的年平均甲烷釋放通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

目前國際間已有不少研究團隊針對河口及潟湖的碳吸存或碳釋放進行系統性的調查，並獲得多年的研究成果(Frankignoulle et al., 1998; Frankignoulle et al., 2001; Borges et al., 2003; Borges et al., 2004; Boreges et al., 2006; Kone et al., 2009; Laruelle et al., 2010)。他們排除使用生態系統代謝的間接調查方法(例如：僅測量藻類生產量; Sidinei et al., 2001; McGlathery et al., 2003)或透過複雜模式的間接計算(Hung and Hung, 2003)，也無考慮複雜的有機碳或無機碳的輸入或輸出項目，而是將碳吸存或碳排放問題簡化為直接測量水域的空氣—水面二氧化碳交換通量(air-water CO_2 flux)，此測量結果可含蓋水面下許多生物性、化學性及物理性的碳轉換程序所產生的淨通量結果，包括：藻類(浮游性及底棲性)淨初級生產量、微生物分解有機物的異營性呼吸二氧化碳排放、動物(魚

蝦類)的異營性、碳酸鈣沉積(牡蠣珊瑚的二氧化碳吸收)、及無機碳的擴散傳輸等。一旦將測量結果以時間擴大化為整年的平均通量，此結果即為年平均淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})，亦即為碳吸存或碳排放通量因子，接著可使用空間推估法估算整個河口或潟湖的每年碳吸存或碳釋放量。此調查方法相當於收支計算公式(2.15)中，不考慮進流河水帶入的有機碳通量(F_{Inf})、出流水帶出的有機碳通量(F_{Eff})及甲烷釋放通量(F_{ME})，因此將(2.15)簡化為(3.19)，亦即以淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})來代表碳吸存或碳排放通量($FC_{1,4}$ 或 $FC_{1,5}$)。式(3.19)的負號表示 F_{NEE} 的測量結果若為負值，代表 $FC_{1,4}$ 或 $FC_{1,5}$ 為正值，亦即濕地為碳匯具有二氧化碳吸收能力；相反地， F_{NEE} 的測量及擴大化結果若為正值，代表 $FC_{1,4}$ 或 $FC_{1,5}$ 為負值，亦即濕地為碳源釋放二氧化碳。此方法可在較簡單的調查項目下判定河口及潟湖是二氧化碳的匯集(sink)或來源(source)場所，並計算出吸存或釋放通量。

$$FC_{1,4} \text{ or } FC_{1,5} \cong -F_{NEE} \quad (3.19)$$

3.5.2.1 河口及潟湖的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})

目前文獻上記載深水的水域(海洋、大陸棚海域、潟湖、河口、湖泊、埤塘、水庫、池塘)表面二氧化碳交換通量的調查方法，乃測量水面—空氣的二氧化碳擴散速率。最常見的方法有兩種：(1)利用漂浮式採氣罩形成水面與空氣的密閉空間，並測量空氣中二氧化碳濃度隨時間的變化速率($CO_{2,r,s}$)(Kremer et al., 2003; 楊盛行, 2004; 楊盛行, 2005; Stadmark and Leonardson, 2005; Abril et al., 2005; Tokoro et al., 2007; Schrier-Uijl et al., 2010); (2)測量水中二氧化碳濃度(或其平衡分壓 pCO_2)、空氣二氧化碳濃度、及二氧化碳的質量傳送係數，透過雙層膜理論所推導的Fick's Law計算出二氧化碳的擴散通量($CO_{2,r,s}$)，又稱為 pCO_2 測量或壓差擴散通量測定法(Frankignoulle et al., 1998; Frankignoulle et al., 2001; Borges et al., 2003; Borges et al., 2004; Boreges et al., 2006; Kone et al., 2009)。這兩種測量方法分別在第六章的第6.5.2.2.及6.5.2.3.節有詳細說明，不在此贅述。Matthews et al. (2003)曾比較上述兩種測量水體(水庫)表面氣體擴散交換通量方法的優缺點及結果。本節敘述如何由測量數據擴大化估算出整個河口或潟湖區域平均每年的淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})。並回顧國際間有關河口及潟湖的測量值，與「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」(內政部營建署城鄉發展分署, 2011)針對七股潟湖的調查值進行比較。

河口及潟湖空氣—水面二氧化碳交換通量的採樣需搭乘水上交通工具離岸至水域進行，比陸地作業較為不便，因此採樣頻率可考慮一季一次即可(表6.1)(Kone et al., 2009)。採樣地點則以永久性採樣(permanent sampling)為基

礎，依照調查區域範圍劃定樣線(transects)，再從樣線上固定距離間隔選取採樣點，並定位採樣點的座標位置，以便進行重複採樣(Kone et al., 2009)。不同採樣點不同時間所測量的空氣—水面二氧化碳交換通量結果($CO_{2r,s}$ ，以 $mg\ CO_2\ m^{-2}\ hr^{-1}$ 為單位)如何擴大化(scaling up)推估到整個場址的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})？本作業手冊採用Kone et al. (2009)所進行的方法，假設空氣—水面小時二氧化碳交換通量在一天的每個小時均為定值，因此先由每個測量值($CO_{2r,s}$)推估出每日平均通量(以 $mg\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$ 為單位)，再由每季代表的天數計算出某監測位置的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量： F_{NEE} (公式3.20)。並根據空間內插法的概念，以式(3.21)估算出整個調查場址(河口或潟湖)的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})，如下所示：

$$(F_{NEE})_r = \left[\sum_{s=1}^4 (CO_{2r,s} \times 24 \times n_s) \right] \times 10^{-3} \quad (3.20)$$

$$F_{NEE} = \frac{\sum_r [(F_{NEE})_r \times a_r]}{\sum_r a_r} \quad (3.21)$$

其中，

$r, s = r$ 表示監測位置代號， s 代表測量季節代號

$CO_{2r,s}$ = 在 r 樣點 s 季節量測的空氣—水面二氧化碳交換通量， $mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

n_s = 不同季節調查每季所代表的天數， d 。 $\sum_s n_s = 365$

$(F_{NEE})_r$ = 樣點 r 的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

a_r = 樣點 r 所代表的區塊面積， m^2

F_{NEE} = 河口或潟湖的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

Laruelle et al. (2010)曾為了估算全球河口及潟湖海岸水域之碳源或碳匯功能，編輯了62筆使用個 pCO_2 方法測量全球河口及潟湖水域空氣—水面二氧化碳交換通量的數據(表3.12列舉其中21筆數據)，這些數據均為已發表於國際期刊論文的資料。結果顯示河口水域的通量數據均為正值，亦即河口水域為大氣二氧化碳的來源(source of CO_2)，年平均釋放通量介於 $60\sim 678\ g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ ，平均值為 $308.4 \pm 189.6\ g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ 。潟湖水域的国际資料還很少，6筆資料中僅有一筆為負值，其餘5筆資料都為正值，年平均釋放通量介於 $-46.8\sim 490.8\ g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ ，平均值為 $207.6 \pm 199.2\ g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ 。表3.12也列出了「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」調查七股潟湖空氣—水面二氧化碳交換通量結果(內政部營建署城鄉發展分署，2011)，三個樣點的四季平均值分別為 63.5 、 49.3 及 $18.4\ g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ ，

證實為二氧化碳的釋放源。表3.12的資料可提供第一層級(Tier 1)估算的初步設定值參考，或第二層級(Tier 2)估算的國家特殊資料(國內實地調查結果)參考。

表 3.12 不同河口與瀉湖的空氣—水面年平均二氧化碳交換通量

水域場址	位置	年平均淨生態系統 二氧化碳交換通量 (F_{NEE}) ($\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) ^a	文獻來源
河口			
Diplin River, 美國	31°5'N, 81°3'W	256.8	Wang and Cai (2004)
Gaderu creek, 印度	16°8'N, 82°3'E	244.8	Borges et al. (2003)
Itacuraca creek, 巴西	23°0'S, 44°0'W	496.8	Borges et al. (2003)
Khura River, 泰國	9°2'N, 98°3'E	428.4	Miyajima et al. (2009)
Kidogoweni creek, 肯亞	4°4'S, 39°5'E	284.4	Bouillon et al. (2007a)
Kien Vang creek, 越南(雨季)	8°7'N', 105°1'E	678	Kone ang Borges (2008)
Kien Vang creek, 越南(旱季)	8°7'N', 105°1'E	141.6	Kone ang Borges (2008)
Mooringanga creek, 印度	22°0'N, 89°0'E	102	Borges et al. (2003)
Nagada creek, 印度	5°2'S, 145°8'E	190.8	Borges et al. (2003)
Ras Dege creek, 坦尚尼亞	6°9'S, 9°5'E	148.8	Bouillon et al. (2007b)
Sapamukhi creek, 印度	22°N, 89°E	248.4	Borges et al. (2003)
Shark River, 美國	25°2'N, 81°1'W	220.8	Kone ang Borges (2008)
Tam Giang creek, 越南(旱季)	8°8'N, 105°2'E	619.2	Kone ang Borges (2008)
Tam Giang creek, 越南(雨季)	8°8'N, 105°2'E	562.8	Kone ang Borges (2008)
Trang River, 泰國	7°2'N, 99°4'E	370.8	Miyajima et al. (2009)
瀉湖			
Aby lagoon, 象牙海岸	4°4'N, 3°3'W	-46.8	Kone et al. (2009)
Aveiro lagoon, 葡萄牙	40°7'N, 8°7'W	148.8	Borges and Frankignoulle (unpublished)
Ebrie lagoon, 象牙海岸	4°5'N, 4°3'W	373.2	Kone et al. (2009)
Potou lagoon, 象牙海岸	4°6'N, 3°8'W	490.8	Kone et al. (2009)
Tagba lagoon, 象牙海岸	4°4'N, 5°0'W	220.8	Kone et al. (2009)
Tendo lagoon, 象牙海岸	4°3'N, 3°2'W	61.2	Kone et al. (2009)
七股瀉湖測點一	23°07'N, 120°04'E	62.0	內政部營建署城鄉發展分 署(2011)
七股瀉湖測點二	23°07'N, 120°04'E	47.8	
七股瀉湖測點三	23°07'N, 120°03'E	11.2	

^a正值代表二氧化碳釋放到大氣，負值表示從大氣吸收二氧化碳

3.5.2.2 河口及潟湖的年平均甲烷釋放通量(F_{ME})

河口及潟湖的年平均甲烷釋放通量的估算乃測量水面—空氣的甲烷擴散通量，再經擴大化推估整個水域、一年的平均甲烷釋放通量。水面—空氣甲烷擴散通量的測量方法與水面—空氣二氧化碳擴散通量的測量方法一樣，亦即可採用：(1)漂浮式採氣罩法，與(2)測量水中甲烷濃度(或其平衡分壓 pCH_4)並透過Fick's Law計算出甲烷的擴散通量($CH_{4,r,s}$)。本作業手冊假設空氣—水面的小時甲烷交換通量在一天的每個小時均為定值，因此先由每個測量值($CH_{4,r,s}$)推估出每日平均通量(以 $mg\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$ 為單位)，再由每季代表的天數計算出某監測位置的年平均淨生態系統甲烷交換通量： $(F_{ME})_r$ (公式3.10)。並根據空間內插法的概念，以式(3.11)估算出整個調查場址(河口或潟湖)的年平均淨生態系統甲烷釋放通量(F_{ME})。

表3.13提供國內外河口及潟湖甲烷釋放通量的比較。不同場址的調查結果變動相當大，介於 $0.24\sim 1,270\ g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ 。此變異性主要受不同河口及潟湖的污染性及水域的鹽分所影響。由於河口與潟湖受淡水排放及感潮的影響，鹽分的空間與時間變動性相當大，往淡水上游方向河段因鹽份少(硫酸鹽濃度小)，較無甲烷化抑制作用發生，水中甲烷濃度較高(pCH_4 也高)，因此有較高的甲烷釋放通量；相反地，往海水方向，鹽分逐漸增加，甲烷化受到抑制，水中甲烷濃度降低(pCH_4 也降低)，因此甲烷釋放通量較低(Middelburg et al., 2002)。表3.13所列由不同團隊調查國內台南曾文溪口(王銀波和謝學武，1997)、彰化大肚溪口(王樹倫等，1997)、高屏溪大鵬灣(張哲明等，1998)、及七股潟湖(內政部營建署城鄉發展分署，2011)等近岸的海岸生態系統的甲烷釋放通量，顯示此數值均很接近且相當低，介於 $0.79\sim 6.90\ g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ 。其中，七股潟湖測點對應的鹽度為27.7~34.1‰(內政部營建署城鄉發展分署，2011)。表3.13的資料可提供第一層級(Tier 1)估算的初步設定值參考，或第二層級(Tier 2)估算的國家特殊資料(國內實地調查結果)參考。

表 3.13 不同河口及潟湖的甲烷釋放通量

水域場址	位置	甲烷釋放通量 ($\text{mg C m}^{-2} \text{d}^{-1}$) ^a	年平均甲烷釋放 通量(F_{ME}) ($\text{g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$) ^a	文獻來源
European tidal estuaries	European Average	1.56	0.57	Middelburg et al. (2002)
Adyar Estuary, 印度	13oN	48.06~827.46	102.36	Ramesh et al. (1997)
Vembanad Lagoon, 印度	淡水	3,477.60	1,269.32	Verma et al. (2002)
	半鹹水	167.40	61.10	
Pulicate lake, 印度	13o24'N, 80o02'E	2.16	0.79	Shalini et al. (2006)
		0.65	0.24	
		3.36	1.23	
台南曾文溪口		18.90	6.90	王銀波和謝學武, 1997
彰化大肚溪口		7.38	2.69	王樹倫等, 1997
高屏溪大鵬灣		2.16	0.79	張哲明等, 1998
七股潟湖測點一	23°07'N, 120°04'E	5.40	1.97	內政部營建署城鄉發展分署, 2011
七股潟湖測點二	23°07'N, 120°04'E	5.28	1.93	
七股潟湖測點三	23°07'N, 120°03'E	3.18	1.16	

^a正值代表甲烷釋放到大氣，負值表示從大氣吸收甲烷

3.5.2.3 河口及潟湖進流水帶入的有機碳通量(F_{Inf})及出流水帶出的有機碳通量(F_{Eff})

全球陸地每年估計約有0.44 Gt C yr⁻¹的碳經由河川帶入海洋，約佔陸地每年淨吸收二氧化碳量(2.6 Gt C yr⁻¹)的17% (IPCC, 2007)。因此，河口及潟湖的完整碳收支計算，應將進流水帶入的有機碳通量(F_{Inf})及出流水帶出的有機碳通量(F_{Eff})列入計算。不過，此兩項通量的調查技術及不確定性更高於二氧化碳及甲烷交換通量的測量，僅專業領域的學術機關有能力進行，一般濕地管理者恐無能力調查。

此兩項通量至少需調查河川淡水的流量及水質，河川淡水流量測量的技術性較高(尤其斷面積大的河川)，需選擇退潮時進行，水質部份則需分析顆粒性有機碳(POC)及溶解性有機碳(DOC)，須以總有機碳分析儀進行。監測點則選擇河海(或河湖)交會點之前，及湖海出口處。監測頻率至少四季涵蓋枯水期及豐水期。年平均通量與人工濕地進流水輸入(F_{Inf})及出流水輸出(F_{Eff})的年平均有機碳通量計算方法類似，詳細的測量及計算方法請參考第六章的第6.5.3.節。

3.5.2.4 以碳收支計算評估河口及潟湖碳吸存通量因子

本作業手冊提供兩種計算河口及潟湖碳吸存通量因子的計算公式。公式(3.19)雖然是較簡化的方法，但是容易多場址監測，可普遍獲得全球不同地區的

數據，了解不同時間的變異，為多數文獻所採用(Frankignoulle et al., 1998; Frankignoulle et al., 2001; Borges et al., 2003; Borges et al., 2004; Boreges et al., 2006; Kone et al., 2009; Laruelle et al., 2010)。相反地，使用公式(2.15)雖然考量的因素較齊全，不過測量項目多且細，較不容易從事多場址的調查，至目前較少文獻報導採用此方法。

3.5.2.5 使用碳吸存通量因子推估河口及潟湖的碳吸存能力

河口及潟湖因不同分級(k)，亦即不同鹽度、污染程度、緯度、地域等條件，而有不同的碳吸存通量因子 ($FC_{1,4,k}$ 及 $FC_{1,5,k}$)，其中1,4及1,5分別表示河口及潟湖的代號(見圖2.1)。因此，利用(2.15)或(3.19)式估算出不同分級河口及潟湖的碳吸存通量因子後，並調查其面積 $a_{1,4,k}$ 及 $a_{1,5,k}$ (面積量測請參考第6.4節)，即可使用(2.19)及(2.21)式，推估出全國河口及潟湖，及含有河口及潟湖的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力。唯如前所述，依經驗法則大多數河口及潟湖都是二氧化碳的來源場所，亦即其碳吸存通量因子(FC)及碳吸存能力(ΔC_{WL})的估算結果應為負值。

3.5.3 有機碳長期累積速率估算

3.5.3.1 有機碳長期累積速率

雖然如第3.5.2節所述，經由測量空氣—水面二氧化碳交換通量的結果可歸納河口及潟湖之近岸的海岸生態系統為二氧化碳的排放源，然而以質量平衡的角度，公式(3.19)僅以 F_{NEE} 測量結果代表碳吸存(或釋放)通量，乃刻意忽略了河川所攜帶及周遭生態系統(如紅樹林)溢流(outwelling)的有機碳輸入，此不確定性可能影響河口及潟湖實際對有機碳長期累積的評估結果。目前，有關河口及潟湖的有機碳長期累積速率(LOCAR)調查的文獻報導及數據並不多，Brevik and Homburg (2004)曾利用碳同位素法測量美國南加州一處海岸濕地的土壤LOCAR，此處含有鹹水草澤、潮間帶灘地、淡水草澤、潟湖等不同類型濕地，結果顯示潟湖的年平均碳吸存通量為 $52 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，整個海岸濕地的年平均碳吸存通量為 $33 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，說明此處潟湖為碳的匯集場所。

為何以空氣—水面年平均二氧化碳交換通量的測量結果(F_{NEE})顯示多數潟湖為二氧化碳的來源場所 (Kone et al., 2009; 內政部營建署城鄉發展分署, 2011)，反觀測量潟湖土壤LOCAR的結果卻顯示潟湖為碳的匯集場所(Brevik and Homburg, 2004)? 可能的原因有兩個。其一，不同潟湖場址的差異；其二，由於測量方法及碳收支計算考量與觀察角度的不同， F_{NEE} 的測量並無含括陸域所帶入的有機碳，而LOCAR的測量則涵括所有碳質量進出的長期累積量結果。此結

果說明，使用空氣—水面二氧化碳交換通量($p\text{CO}_2$)的調查，可能低估生態系統實際的有機碳累積速率，而被累積的有機碳大多來自陸地。

與其他類型濕地一樣，河口及瀉湖的LOCAR測量方法請參閱第6.7節。

3.5.3.2 使用有機碳長期累積速率推估河口及瀉湖的碳吸存能力

河口及瀉湖因不同分級(p)，亦即不同鹽度、污染程度、緯度、地域等條件，而有不同的有機碳長期累積速率 ($LORCA_{1,4,p}$ 及 $LORCA_{1,5,p}$) 的表現，其中1,4及1,5分別表示河口及瀉湖的代號(見圖2.1)。如前節所述，量測出不同分級河口及瀉湖的有機碳長期累積速率，並調查其面積 $a_{1,4,p}$ 及 $a_{1,5,p}$ (面積量測請參考第6.4節)，即可使用(2.39)及(2.41)式，推估出全國河口及瀉湖及含有河口及瀉湖的特定濕地生態系統的碳吸存能力。

3.5.4 碳庫估算

河口及瀉湖的有機碳主要儲存於生物量碳池(包括浮游生物及水棲動物)及土壤有機物碳池中，不過大多數文獻僅調查土壤有機碳含量，而忽略生物量碳存量：

$$C_{S_{1,4}} \cong C_{SOM_{1,4}} \quad (3.22)$$

$$C_{S_{1,5}} \cong C_{SOM_{1,5}} \quad (3.23)$$

其中，

1,4及1,5 = 分別代表河口及瀉湖的代號(見圖2.1)

$C_{S_{1,4}}$ =河口的總碳庫量，t C

$C_{S_{1,5}}$ =瀉湖的總碳庫量，t C

$C_{SOM_{1,4}}$ =河口的土壤有機物碳庫量，t C

$C_{SOM_{1,5}}$ =瀉湖的土壤有機物碳庫量，t C

土壤有機物碳庫量可利用公式(2.29)、(2.30)及(2.31)估算，其中以第6.4節方法調查不同土壤分級(p)的濕地面積 $a_{1,4,p}$ 及 $a_{1,5,p}$ ；並以第6.6.2.3節所述方法分析土壤假密度(BD_p)及第6.6.2.2節分析土壤有機碳含量比率(SCf_p)，進而帶入公式(2.31)估算土壤有機碳密度(SCD_p)，並帶入公式(2.30)及(2.29)算出河口或瀉湖的土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{1,4,p}}$ 或 $C_{SOM_{1,5,p}}$)。

Brevik and Homburg (2004)曾調查美國南加州一處海岸濕地的土壤有機碳密度，該海岸濕地含有鹹水草澤、潮間帶灘地、淡水草澤、瀉湖等不同類型濕地，其中

瀉湖的土壤有機碳密度達 $0.057 \pm 0.004 \text{ g C cm}^{-3}$ ，高於鹹水草澤($0.043 \pm 0.005 \text{ g C cm}^{-3}$)、潮間帶灘地($0.045 \pm 0.005 \text{ g C cm}^{-3}$)及淡水草澤($0.022 \pm 0.001 \text{ g C cm}^{-3}$)。「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」調查七股瀉湖土壤有機碳密度為 $0.004\sim 0.008 \text{ g C cm}^{-3}$ (內政部營建署城鄉發展分署，2011)。

3.5.5 估算步驟及案例

本節提供河口及瀉湖碳吸存能力及碳庫量估算的第一及第二層級估算步驟與案例，提供的案例大多引用文獻的估算結果。另外，也提供第三層級調查及估算的步驟。

3.5.5.1 第一及第二層級估算步驟

以下僅以河口為例敘述，瀉湖的調查步驟與河口完全相同。

步驟1：量測河口的分級面積($a_{1,4,k}$ 或 $a_{1,4,m}$ 或 $a_{1,4,p}$)或總面積($A_{1,4}$)。

步驟2：選取國際間(或國家特殊)數據作為參考值，估算出河口的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})，帶入公式(3.19)以計算河口的平均碳吸存通量因子($FC_{1,4,k}$)。

步驟3：將面積資料($a_{1,4,k}$)及碳吸存通量因子($FC_{1,4,k}$)帶入第二章的公式(2.19)及(2.21)，計算出推估出全國河口及含有河口的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力($\Delta C_{W_{1,4}}$ 及 ΔC_{WES_n})。

步驟4：另一種估算濕地碳吸存能力的方法，乃選取國際間河口的有機碳長期累積速率($LORCA_{1,4,k}$)，作為參考值。再將面積資料($a_{1,4,k}$)及有機碳長期累積速率($LORCA_{1,4,k}$)帶入式(2.39)及(2.41)，計算出全國河口及含有河口的特定濕地生態系統的碳吸存能力($\Delta C_{W_{1,4}}$ 及 ΔC_{WES_n})。(本項尚無國家資料可參考)

步驟5：選取國際間(或國家特殊)河口的土壤碳密度數據做為設定值($SCD_{1,4,p}$)，再將量測河口的分級面積($a_{1,4,p}$)一併帶入公式(2.29)及(2.30)計算出河口土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{1,4}}$)。

步驟6：利用公式(3.22)計算出河口的總碳庫量($C_{S_{1,4}}$)。

3.5.5.2 第一及第二層級估算案例

案例一：全球內河口 (inner estuaries)生態系統的二氧化碳來源或匯集通量評估

Laruelle et al. (2010)將全球內河口生態系統依地形分為四大類：(1) 小三角洲及河口 (small deltas and estuaries)，(2) 感潮系統及港灣 (tidal systems and embayments)，(3) 瀉湖 (lagoons)，(4) 峽灣 (fjords and fjards)。他們編輯了62筆使用 $p\text{CO}_2$ 方法測量全球河口及瀉湖水域空氣—水面二氧化碳交換通量的數據並統計平均值，同時從全球河口地誌分析各類型河口的面積如表3.14所示。由公式(3.19)可計算各類型的平均碳吸存通量因子($FC_{i,j}$)，再結合面積資料帶入第二章的公式(2.19)，可估算各類型河口的碳吸存或排放量(表3.14)。結果顯示全球內河口(包括瀉湖)均為二氧化碳來源場所，每年二氧化碳總排放量達 $0.268 \text{ Pg C yr}^{-1}$ ，占全球每年由陸地搬運到海岸的碳通量($0.44 \text{ Pg C yr}^{-1}$)的61%，意味著全球內河口地形扮演碳的過濾器(filter)角色，將陸地傳輸到海岸的有機碳攔截，並形成二氧化碳繞流(by pass)轉移到大氣層(Chen and Borgess, 2009)。剩下來的39%約 $0.172 \text{ Pg C yr}^{-1}$ 的每年通量則是累積或埋藏在海洋。

上述河口/三角洲及瀉湖分別排放 0.026 及 $0.052 \text{ Pg C yr}^{-1}$ 。計算如下：

$$\begin{aligned}
 FC_{1,4} &= -F_{NEE} = -308.4 \text{ (g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}) \\
 FC_{1,5} &= -F_{NEE} = -207.6 \text{ (g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}) \\
 \Delta C_{WL,4} &= A_{1,4} \times FC_{1,4} \times 10^{-6} \\
 &= 84,000 \times 10^6 \times (-308.4) \times 10^{-6} \\
 &= 25,905,600 \text{ (t C yr}^{-1}) = 0.026 \text{ (Gt C yr}^{-1}) \\
 &= 0.026 \text{ (Pg C yr}^{-1}) \\
 \Delta C_{WL,5} &= A_{1,5} \times FC_{1,5} \times 10^{-6} \\
 &= 252,000 \times 10^6 \times (-207.6) \times 10^{-6} \\
 &= 52,315,200 \text{ (t C yr}^{-1}) = 0.052 \text{ (Gt C yr}^{-1}) \\
 &= 0.052 \text{ (Pg C yr}^{-1})
 \end{aligned}$$

表 3.14 全球四種不同內河口地形的二氧化碳排放或吸存能力估算

河口內地形分類	表面積(km ²)	空氣—水面CO—氧化碳 交換通量(F_{NEE}) (g C m ² yr ⁻¹)	二氧化碳排放或吸存量 (ΔC_W)(Pg C yr ⁻¹) ^a
河口及三角洲	84,000	308.4	-0.026
感潮系統及港灣	276,000	342.0	-0.094
潟湖	252,000	207.6	-0.052
峽灣	456,000	210.0	-0.096
總計	1,067,000	251.5	-0.268

^a負值代表二氧化碳排放

資料來源：Laruelle et al., 2010

3.5.5.3 第三層級調查步驟

本作業手冊同時提供調查及估算河口及潟湖碳吸存(或排放)能力及碳庫量的第三層級方法之步驟，唯詳細測量方法須參考第六章相關章節。以下只以潟湖為例敘述，河口的調查步驟與潟湖完全相同。

步驟1：量測潟湖的分級面積($a_{1,5,k}$ 或 $a_{1,5,m}$ 或 $a_{1,5,p}$)或總面積($A_{1,5}$) (第6.4節)。

步驟2：劃定潟湖調查樣線及樣區、採樣位置、調查時間與頻率。

步驟3：利用漂浮式採氣罩或pCO₂法，現地測量樣點空氣與水面間的二氧化碳及甲烷交換通量($CO_{2,r,s}$ 及 $CH_{4,r,s}$)(見第6.5.2.2.及6.5.2.3節)，並計算潟湖的年平均生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})及年平均甲烷釋放通量(F_{ME})(公式3.20~3.21及3.10~3.11)。

步驟4：監測潟湖—河口的河川流量與水質，及潟湖—外海的出流流量與水質(見第6.5.3節)，收集水量與水質數據計算進流水輸入的年平均有機碳通量(F_{Inf})及出流水輸出的年平均有機碳通量(F_{Eff})(公式6.44~6.45)。

步驟5：將年平均生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})帶入公式(3.19)，可判定潟湖空氣—水面的二氧化碳吸存或排放通量因子($FC_{1,5,k}$)。或者將年平均生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})、年平均甲烷釋放通量(F_{ME})、進流水輸入的年平均有機碳通量(F_{Inf})及出流水輸出的年平均有機碳通量(F_{Eff})等四項帶入公式(2.15)，可估算潟湖整個生態系統實際的有機碳累積或吸存通量因子($FC_{1,5,k}$)。

步驟6：將面積資料($a_{1,5,k}$)及碳吸存通量因子($FC_{1,5,k}$)帶入第二章的公式(2.19)及(2.21)，推估出全國潟湖及含有潟湖的特定濕地生態系統的每年碳吸存(或排放)能力($\Delta C_{W,1,5}$ 及 $\Delta C_{WES,n}$)。

- 步驟7：**測量潟湖土壤的有機碳長期累積速率($LORCA_{1,5,k}$) (見第6.7.節)。
- 步驟8：**將面積資料($a_{1,5,k}$)及有機碳長期累積速率($LORCA_{1,5,k}$)帶入式(2.39)及(2.41)，計算出全國潟湖及含有潟湖的特定濕地生態系統的每年碳吸存(或排放)能力($\Delta C_{W_{1,5}}$ 及 ΔC_{WES_n})。
- 步驟9：**測量底泥的假密度、有機碳含量，以求得土壤碳密度($SCD_{1,5,p}$) (見第6.6.2.節)。再將土壤分級面積($a_{3,1,p}$)及土壤碳密度數據($SCD_{1,5,p}$) 帶入公式(2.29)及(2.30)計算出潟湖土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{1,5}}$)及總碳庫量($C_{S_{1,5}}$)。

3.5.6 不確定性評估(Uncertainty Assessment)

3.5.6.1 第一層級方法的不確定性

表3.12~3.14及前述章節提供有關河口及潟湖碳收支計算各項通量、碳吸存(或排放)通量、LOCAR及土壤有機碳密度等的國外調查數據或國際平均數據，作為第一層級估算方法的參考資料，唯不同國家及區域的緯度、氣候條件、地質地形條件、潮汐條件、鄰近生態系統、鹽度變化、河川流量及水質、人為污染源(市鎮廢水)排放等條件與國內的差異，導致參考數據的可適用性，為第一層級方法的最大不確定性。其次，國內河口及潟湖的分布、範圍界定及面積，至目前並無確定的資料，此不確定性同時存在於第二及第三層級方法中。

3.5.6.2 第二層級方法的不確定性

目前，國內可用的數據有「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」針對七股潟湖(內政部營建署城鄉發展分署，2011)報導了年平均淨生態系統二氧化碳交換通量及甲烷釋放通量；王銀波和謝學武(1997)調查台南曾文溪口、王樹倫等(1997)調查彰化大肚溪口、張哲明等(1998)調查高屏溪大鵬灣，提供了甲烷釋放通量可作為國內參考數據。唯國內不同河口或潟湖之間，在地質地形、潮汐影響、鄰近生態系統、鹽度變化、河川流量、人為污染源(市鎮廢水)排放等條件的差異，影響第二層級方法的不確定性。另外，前述計畫僅是國內先行的初步調查案，還需要持續性的計畫進行調查比對以確認國內的特殊數據。目前，國內尚無河口及潟湖的LOCAR數據可供參考。

3.5.6.3 第三層級方法的不確定性

本作業手冊針對第三層級方法所提出的調查、測量及推估方法，可能存在以下不確定性：

1. 以(3.19)式進行碳收支計算所獲得的河口或潟湖的碳吸存通量因子，由於忽略進流河水帶入的有機碳通量及出流水帶出的有機碳通量不於計入。因此可能會低估實際淨吸存或淨累積於河口或潟湖的有機碳通量。
2. 漂浮式採氣罩法或 $p\text{CO}_2$ 法測量空氣—水面的二氧化碳及甲烷交換通量，通常於日間採樣監測，以此結果代表一日平均值，具不確定性。
3. 以每季一次或每月一次的採樣結果，擴大計算一年的平均通量，時間內插的推算具不確定性。
4. 樣點數目及覆蓋度少，以少數樣點監測結果透過空間內插法推估整個場址的平均通量，具不確定性。
5. 對於河口或潟湖如果有養殖行為會影響氣體交換通量的測量及估計結果，例如：牡蠣養殖增強二氧化碳吸收、高密度箱網養殖(魚)會增強二氧化碳釋放，此現象是否影響本作業手冊碳匯調查方法的適用性？本作業手冊提出的方法為調查水—空氣界面的氣體交換通量，如前所論述，此方法測量時可涵蓋現地的生物、化學、物理性作用的淨結果，包括：藻類(浮游性及底棲性微藻、巨藻或海草)淨初級生產量、碳酸鈣沉積(牡蠣養殖及珊瑚生長)吸收二氧化碳、魚蝦動物異營性呼吸(包括高密度養殖)排放二氧化碳、微生物對礦化有機物排放二氧化碳、及無機碳的擴散傳輸等。因此方法本身並無問題、可完全適用上述養殖行為，唯建議在採樣點的規劃上，針對特殊的區域：如牡蠣及箱網養殖區、海藻床、珊瑚床等須進行棲地分層(stratification)及分級，特別針對分級棲地規劃樣區及樣點，分開調查及估算，而使用的步驟及方法均可與河口及潟湖方法一體適用。
6. 如果潟湖有經常性的養殖與採收(aquaculture)或漁撈(fishery)，會建議兩種不同的估算方法。第一種，如果調查目的在於了解潟湖水面(水—空氣界面)的二氧化碳與甲烷交換通量，進而判斷潟湖為大氣二氧化碳匯集或來源場所(sink or source of CO_2)，以(3.19)式估計通量大小，則建議無需將採收或捕撈納入碳收支。第一種，如果調查目的在於完整的進行潟湖生態系統的質量平衡，除了計算水面(水—空氣界面)的二氧化碳與甲烷交換通量外，也需調查及估算潟湖進流水帶入的有機碳通量及出流水帶出的通量，則建議也應將養殖採收及漁撈採通量納入收支計算(式2.15式)，以計算出實際的有機碳累積通量。

3.6 魚塢

3.6.1 生態系統描述

魚塢(aquaculture ponds)是人為建造及管理的水體使用於養殖生產。依養殖物的種類及水源，分為淡水、半鹹水及鹹水養殖。半鹹水及鹹水養殖魚塢常見於海岸景觀，分散於近海岸線的陸地上，經常於漲潮時接收海水進行養殖，並於退潮時排放養殖排水。國家重要濕地內所劃定的海岸濕地範圍常見到魚塢也含括在其中。

魚塢平均水深約1~2公尺，由於相當頻繁的投入餌料，加上密集養殖，產生殘餘餌料及養殖物的排泄物，使得魚塢為高度優養化水體並具有機性污染，而魚塢排水為污染性廢水需進一步淨化以避免污染承受體(Lin et al., 2002a, 2002b, 2010; Su et al., 2011)。在人為管理下，魚塢不會存在大型水生植物，但由於水質優養化而衍生出浮游性藻類，不過在密集餌料投入的支持下，它必定是高異營性的水域，及碳源(而非碳匯)場所。

3.6.2 溫室氣體通量的第三層級調查

一、測量與計算方法

與面對水稻田的問題類似，調查及測量魚塢水域因養殖行為產生溫室氣體的排放通量多寡，比進行魚塢的完整碳收支計算更能符合暖化議題的需求。因此，本作業手冊建議在碳收支計算方程式中(式2.10)，忽略餌料的有機物輸入量、魚塢排水的有機物輸出量、養殖物最後的收成量等，與其他水域(河口、潟湖、湖泊、水庫、埤塘等)一樣將重點關注在空氣—水面的主要溫室氣體(二氧化碳、甲烷及氧化亞氮)交換通量上。魚塢的溫室氣體交換通量可採用漂浮式採氣罩法(參考第6.5.2.2節)或擴散速率測量法(參考第6.5.2.3節)進行測量。所獲得的測量結果再經擴大化推估整個魚塢、一年的平均溫室氣體交換通量。年平均淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})及年平均甲烷交換通量(F_{ME})的估算分別可使用式(3.20)~(3.21)及(3.10)~(3.11)，這四個公式的說明與使用，請參考相關章節。年平均氧化亞氮交換通量(F_{N2O})則使用(3.24)及(3.25)式計算)。

$$(F_{N2O})_r = \left[\sum_s (N2O_{r,s} \times 24 \times n_s) \right] \times 10^{-3} \quad (3.24)$$

$$F_{N2O} = \frac{\sum_r [(F_{N2O})_r \times a_r]}{\sum_r a_r} \quad (3.25)$$

其中，

$r, s = r$ 表示監測位置代號， s 代表測量月份代號

$N2O_{r,s}$ = 在 r 樣區 s 月份量測得的氧化亞氮交換通量， $\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{hr}^{-1}$

n_s = 不同月份調查每次所代表的天數， $d \cdot \sum_s n_s = 365$

a_r = 樣區 r 所代表的濕地區塊面積， m^2

$(F_{N2O})_r$ = 樣區 r 的年平均氧化亞氮交換通量， $\text{mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{yr}^{-1}$

F_{N2O} = 整個魚塢的年平均氧化亞氮交換通量， $\text{mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{yr}^{-1}$

將調查所得的年平均通量 (F_{NEE} 、 F_{ME} 及 F_{N2O}) 個別乘以其他魚塢的調查面積 ($a_{1,6,k}$)，即可利用面積外推法估算出其他魚塢的溫室氣體交換量或排放量。

二、調查步驟

本作業手冊提供調查及估算魚塢碳吸存(或排放)能力及其他溫室氣體(甲烷及氧化亞氮)的第三層級方法之步驟，詳細測量方法須參考第六章相關章節。

步驟1：量測魚塢的分級面積 ($a_{1,6,k}$) 及總面積 ($A_{1,6}$)，魚塢分級可依照養殖密度及養殖物種類分級，其中1,6代表本作業手冊中魚塢的代號。

步驟2：依不同魚塢類級劃定調查樣區、採樣位置、調查時間與頻率。

步驟3：利用漂浮式採氣罩或擴散速率測量法，現地測量樣點空氣與水面間的二氧化碳、甲烷及氧化亞氮交換通量 ($CO2_{r,s}$ 、 $CH4_{r,s}$ 及 $N2O_{r,s}$) (見第6.5.2.2.及6.5.2.3.節)，並計算魚塢的年平均生態系統二氧化碳交換通量 (F_{NEE})、年平均甲烷釋放通量 (F_{ME}) 及年平均氧化亞氮交換通量 (F_{N2O}) (公式3.20~3.21、3.10~3.11及3.24~3.25)。

步驟4：將年平均生態系統二氧化碳交換通量 (F_{NEE})、年平均甲烷釋放通量 (F_{ME}) 及年平均氧化亞氮交換通量 (F_{N2O})，分別乘以魚塢面積資料 ($a_{1,6,k}$)，可推估出其他魚塢的溫室氣體每年交換量或排放量。

三、案例

「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」(內政部營建署城鄉發展分署，2011)曾針對七股濕地內的兩種不同類型魚塢：集約式養殖魚塢及低密度養殖魚塢，進行溫室氣體交換通量的調查。約式養殖魚塢有設置投餌設備、定時投餌，低密度養殖魚塢則無設置投餌設備。結果列於表3.15，集約式養殖魚塢的二氧化碳及氧化亞氮年平均交換通量分別為 $24.1 \text{ g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ 及 $154.6 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ，顯著高於低密度養殖魚塢的 -5.7 g

$\text{C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 及 $55.2 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。集約式養殖漁塢的二氧化碳交換通量四個季節採樣均為正值(淨排放)，顯示為碳排放源(carbon source)，反觀低密度養殖漁塢在四個季節的採樣中，有三個季節採樣為負值(淨吸收)，顯示為微弱的碳匯場所(weak carbon sink)。集約式養殖漁塢的甲烷交換通量($1.8 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)僅略高於低密度養殖漁塢($1.3 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)。

表 3.15 七股濕地兩種不同漁塢的二氧化碳、甲烷及氧化亞氮年平均交換通量調查結果

漁塢類別及 採樣位置	二氧化碳交換通量 ($\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)	甲烷交換通量 ($\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)	氧化亞氮交換通量 ($\text{mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)
集約式養殖漁塢			
樣點一	17.7	1.17	150.4
樣點二	19.7	2.71	111.4
樣點三	35.0	1.44	202.1
平均值	24.1	1.8	154.6
低密度養殖漁塢			
樣點一	-3.2	1.22	63.6
樣點二	-5.1	0.25	57
樣點三	-8.7	2.29	44.9
平均值	-5.7	1.3	55.2

資料來源：內政部營建署城鄉發展分署，2011

3.6.3 不確定性評估(Uncertainty Assessment)

3.6.3.1 第二層級方法的不確定性

如前述案例，「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」針對七股潟湖(內政部營建署城鄉發展分署，2011)報導了七股濕地漁塢的溫室氣體(二氧化碳、甲烷及氧化亞氮)交換通量數據可作為國內參考數據。唯國內不同漁塢之間，在養殖行為(養殖物種類、養殖密度、投餌密度、水源)等條件的差異，影響第二層級方法的不確定性。另外，前述計畫僅是國內先行的初步調查案，還需要持續性的計畫進行調查比對以確認國內的特殊數據。

3.6.3.2 第三層級方法的不確定性

本作業手冊針對第三層級方法所提出的調查、測量及推估方法，可能存在以下不確定性：

1. 漂浮式採氣罩法或擴散速率法測量空氣—水面的溫室氣體交換通量，通常於日間採樣監測，以此結果代表一日平均值，具不確定性。
2. 以每季一次或每月一次的採樣結果，擴大計算一年的平均通量，時間內插的推算具不確定性。
3. 樣點數目及覆蓋度少，以少數樣點監測結果透過空間內插法推估整個場址的平均通量，具不確定性。
4. 每座漁塭在一年期間並非每天均放水養殖，在養殖物收成後不少魚塭會放水晒乾底泥，因此計算漁塭一年的實際氣體通量，應改考慮實際放水養殖的天數，扣除放水晒乾的時間。

第四章 內陸濕地

4.1 前言

內陸濕地通常分布在陸域沿著河川流域的淹水平原，或由旱地所包圍的窪地，或在湖泊埤塘邊緣，或在其他低窪地區足以讓地下水或雨水貯留淹沒等區域。由於地形、緯度、水深、地質、植物種類等條件的差異，形成了各種類型的內陸濕地，包括：淡水草澤、埤塘、湖泊或水庫、河灘濕地、林木濕地、泥炭濕地等。國內常見之各類型內陸濕地的定義詳見於表2.1。在營建署民國100年所公告的82處(92個)國家重要濕地中，內陸濕地的數目占多數約45% (41 / 92)，而濕地面積則占總面積的25.7% (14,636 ha / 56,865 ha)。

本章主要針對內陸濕地提出估算不同類型濕地的碳吸存通量因子、有機碳長期累積速率、碳庫量的特殊方程式、量測方法、估算步驟與案例。本章也提供第一及第二層級方法所需要的預設值及可使用的國家數據。另外，也提供第三層級調查方法之步驟，唯詳細測量方法須參考第六章相關章節。

4.2 淡水草澤

4.2.1 生態系統描述

淡水草澤(freshwater marshes)為連續或經常被水淹沒的土地，水深低於2公尺、水流緩慢，存在著挺水性草本科能適應含水土壤的水生植物，含礦物性土壤，尚無泥炭累積。國內有不少內陸濕地含有顯著的草澤類型，例如：五股濕地、鴛鴦湖、南澳濕地、雙連埤、草湳濕地、官田濕地、烏松濕地、馬太鞍濕地、東源濕地等。

淡水草澤的主要優勢植物包括有蘆葦(reed, *Phragmite* spp.)、香蒲(*cattail*, *Typha* spp.)、莎草(bulrush, *Scirpus* spp.)等，這些多年生的水生植物生長快速，提供相當高的淨初級生產量，甚至可與熱帶森林及密集農作生態系統一較長短。Rocha and Goulden (2009)報導以香蒲為優勢的淡水草澤，擁有高的碳使用率 0.60 ± 0.05 (carbon use efficiency, $CUE = NPP/GPP$)，此現象可解釋為何淡水草澤可提供高的淨初級生產量。

4.2.2 碳收支計算

淡水草澤的碳收支計算考量條件與第3.4.2節鹹水草澤類似，濕地碳收支計算通用方程式(2.10)來估算濕地的碳吸存通量因子(FC)。並假設無明顯且重要的有機碳輸入

(F_{Imp})及輸出通量(F_{Exp})，因而將式(2.10)改寫為式(4.1)，需分別量測草澤的年平均淨初級生產量(F_{NPP})、年平均異營性呼吸通量(F_{HR})及年平均甲烷釋放通量(F_{ME})三項碳收支，再結合估算出草澤的碳吸存通量近似值($FC_{2,1}$)。

$$FC_{2,1} \cong F_{NPP} - F_{HR} - F_{ME} = F_{NEP} - F_{ME} \quad (4.1)$$

其中，

2,1 = 代表淡水草澤的代號(見圖2.1)

$FC_{2,1}$ = 淡水草澤的年平均有機碳吸存通量， $g\ C\ m^{-2}yr^{-1}$

F_{NPP} = 淡水草澤的年平均淨初級生產量， $g\ C\ m^{-2}yr^{-1}$

F_{HR} = 淡水草澤的年平均土壤異營性呼吸通量， $g\ C\ m^{-2}yr^{-1}$

F_{ME} = 淡水草澤的年平均甲烷釋放碳當量通量， $g\ C\ m^{-2}yr^{-1}$

以下幾節分別說明每一個項目的量測方法及考量條件。

4.2.2.1 淡水草澤的淨初級生產量(F_{NPP})

淨初級生產量是草澤生態系統的主要有機碳收入來源，而維管束植物貢獻了草澤的主要生產量。淡水草澤的水位較固定，不像鹹水草澤週期性地受潮汐影響，水中雖然存在浮游性藻類且水深較淺，但是在挺水性植物密集生長的水域，因遮光效應藻類生長會受到限制，因此可忽略浮游生物初級生產量的貢獻。

淡水草澤的淨初級生產量與植物種類及緯度有顯著關係。與鹹水草澤植物一樣，淡水草澤植物淨初級生產量可分兩部分調查：地面上生物量生產量(AGB_{NPP})及地面下生物量生產量(BGB_{NPP})，然後再將兩部分加一起即為該植物的淨初級生產量(F_{NPP})，如第三章公式(3.4)、(3.5)、及(3.17)所述。有關草澤之地面上生物量生產量(AGB_{NPP})的測量方法，乃利用破壞性採收割除法直接測量，並透過設定的R值($R \equiv BGB_{NPP} \div AGB_{NPP}$)推估出地面下生物量(BGB_{NPP})，詳細方法請參考第六章的第6.5.1.5節。

$$F_{NPP} = AGB_{NPP} + BGB_{NPP} \quad (3.17)$$

$$AGB_{NPP} = \frac{\sum_r (AGB_{NPP_r} \times a_r)}{\sum_r a_r} \quad (3.4)$$

$$BGB_{NPP} = \frac{\sum_r (BGB_{NPP_r} \times a_r)}{\sum_r a_r} \quad (3.5)$$

其中，

r = 表示測量樣區代號

AGB_{NPP_r} = 樣區 r 的年平均地面上生物量淨初級生產量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

BGB_{NPP_r} = 樣區 r 的年平均地面下生物量淨初級生產量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

a_r = 樣區 r 所代表的濕地區塊面積， m^2

AGB_{NPP} = 草澤年平均地面上生物量淨初級生產量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

BGB_{NPP} = 草澤年平均地面下生物量淨初級生產量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

表4.1整理文獻報導不同淡水草澤植物的地面上及地面下生物量淨初級生產量，總淨初級生產量範圍介於458~1,320 $g C m^{-2} yr^{-1}$ ，這些數值仍在鹹水草澤植物的淨初級生產量大小範圍內(表3.8)。淡水草澤植物的地面下生物量與地面上生物量的比值($R \equiv BGB_{NPP} \div AGB_{NPP}$)大小不一。Westlake (1982)收集不同水生植物初級生產量的文獻數據發現地面下生產量與地面上生產量的比值介於0.34~1.4。Trumbore et al. (1999)以 R 值為1.0用來估計北方泥炭濕地的地面下生產量。Brix et al. (2001)也認為蘆葦濕地的地面下生產量應該與地面上生產量相當接近，也就是 R 接近於1.0。

表 4.1 不同淡水草澤植物的地面上及地面下生物量淨初級生產量

鹹水草澤場址	位置	植物種類	AGB_{NPP}	BGB_{NPP} ($g C m^{-2} yr^{-1}$)	F_{NPP}	R/S	文獻來源
San Joaquin, 美國加州	33°39'N, 117°51'W	<i>Typha latifolia</i> L.	419~1,018	194~420	458~1,176	0.32~0.59	Rocha and Goulden (2009)
Vejlerney Nature Reserve, 丹麥		<i>Phragmites australis</i>	-	-	1,176	1.00	Brix et al. (2001)
昆士蘭省, 澳大利亞		<i>Typha domingensis</i>	1,760 ^a	-	-	-	Greenway (2005)
昆士蘭省, 澳大利亞		<i>Schoenoplectus validus</i>	440	-	-	-	Greenway (2005)
昆士蘭省, 澳大利亞		<i>Eleocharis sphacelata</i>	1,320	-	-	-	Greenway (2005)
嘉南藥理科技大學人工濕地, 臺灣		<i>Phragmites australis</i>	530	790	1,320	1.50	莊建和 (2010)

^a假設植物體有機碳含量為44%

4.2.2.2 淡水草澤的年平均異營性呼吸通量(F_{HR})

淡水草澤由於水深較淺，因此建議以靜置式不透光採氣罩，設在不含有植物的草澤底泥上方測量濕地水面與空氣的二氧化碳交換通量，如此可避免測量到光合作用對二氧化碳的吸收，並排除地面上植物呼吸作用對二氧化碳通量的貢獻，詳細的測量方法請參考第6.5.2.1節。

不過，此採氣罩測得的土壤二氧化碳釋放通量仍包含土壤異營性呼吸及地下植物(根及底棲微藻)的自營性呼吸速率，因此稱為土壤總呼吸通量(total respiration rate)(Raich and Schlesinger, 1992; Magenheimer et al., 1996)。因此，本作業手冊建議將採氣罩測得的土壤總呼吸通量($CO_{2,r,s}$)值乘上一個校正因子(β)，即可獲得土壤異營性呼吸通量(Trumbore et al., 1999)。另外，假設呼吸通量的每日24小時均為定值，因此測量時間點(例如上午10點)所獲得的每小時平均通量，即可直接乘以24推算出每日的平均通量。再者，考量土壤呼吸通量的時間(季節)及空間變化性質，因此將不同位置及不同月份(季節)測量的土壤總呼吸通量($CO_{2,r,s}$)數據進行時間內差及空間內插運算，以擴大化(scaling up)推估到整個場址的整年平均通量(F_{HR})，計算公式與前述第3.2.2.4節的(3.8)及(3.9)式相同。

$$(F_{HR})_r = \left[\sum_s (CO_{2,r,s} \times \beta \times 24 \times n_s) \right] \times 10^{-3} \quad (3.8)$$

$$F_{HR} = \frac{\sum_r [(F_{HR})_r \times a_r]}{\sum_r a_r} \quad (3.9)$$

其中，

$r, s = r$ 表示監測位置代號， s 代表測量月份代號

$CO_{2,r,s}$ = 在 r 樣區 s 月份量測的土壤總呼吸通量(不透光採氣罩量測值)，

$mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

β = 濕地土壤異營性呼吸通量佔總呼吸通量的比值，預設值為0.6

(Trumbore et al., 1999)

n_s = 不同月份調查每次所代表的天數， $d \circ \sum_s n_s = 365$

$(F_{HR})_r$ = 樣區 r 的年平均土壤異營性呼吸通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

a_r = 樣區 r 所代表的濕地區塊面積， m^2

F_{HR} = 濕地的年平均土壤異營性呼吸通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

4.2.2.3 淡水草澤的年平均甲烷釋放通量(F_{ME})

淡水草澤的年平均甲烷釋放通量的估算方法與紅樹林、鹹水草澤類似。當進行靜置式不透光採氣罩測量土壤二氧化碳交換通量時，一併採樣氣罩內甲烷濃度的變化，以量測出甲烷交換通量($CH_{4,r,s}$ ，單位以 $mg\ CH_4\ m^{-2}\ hr^{-1}$ 表示)，測量方法請參考第6.5.2.1節。

同樣假設釋放通量($CH_{4r,s}$)在每日的24小時為定值，則將一年之中不同時間(即不同月份及季節)所量測的甲烷釋放通量，透過第三章所述的公式(3.10)簡單的算術總和進行時間內插運算，以推估出某監測位置的年平均甲烷釋放通量： $(F_{ME})_r$ 。再利用第6.8.2節空間內插法的概念，以第三章所述的公式(3.11)估算出整個草澤的年平均甲烷釋放通量。

$$(F_{ME})_r = \left[\sum_s (CH_{4r,s} \times 24 \times n_s) \right] \times 10^{-3} \quad (3.10)$$

$$F_{ME} = \frac{\sum_r [(F_{ME})_r \times a_r]}{\sum_r a_r} \quad (3.11)$$

其中，

$r, s = r$ 表示監測位置代號， s 代表測量月份代號

$CH_{4r,s}$ = 在 r 樣區 s 月份量測的土壤甲烷釋放通量， $mg \text{ CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$

n_s = 不同月份調查每次所代表的天數， $d \circ \sum_s n_s = 365$

a_r = 樣區 r 所代表的濕地區塊面積， m^2

$(F_{ME})_r$ = 樣區 r 的年平均土壤甲烷釋放通量， $g \text{ C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

F_{ME} = 整個濕地的年平均甲烷釋放通量， $g \text{ C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

4.2.2.4 以淨生態系統生產量(F_{NEP})評估淡水草澤碳吸存能力

目前國際間仍少有淡水草澤完整碳收支計算的報導。表4.2為本作業手冊收集全球淡水草澤的調查報告，統計有關淨初級生產量(F_{NPP})、年平均異營性呼吸通量(F_{HR})、年平均甲烷釋放通量(F_{ME})數據，並完成(4.1)式的碳收支計算，獲得淡水草澤的碳吸存通量因子($FC_{2,1}$)。Brix et al. (2001)曾調查位於丹麥Vejlerney Nature Reserve一處草澤的碳收支計算，碳吸存通量的估算結果達 $552 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，此草澤案例的優勢植物為蘆葦(*Phragmites australis*)(表4.2)。另外，Bonneville et al. (2008)曾以通量塔(eddy covariance)調查加拿大境內Mer Bleue wetland complex的香蒲草澤二氧化碳交換通量，由整年的二氧化碳通量累計結果發現，此處草澤的總初級生產量(F_{GPP})及生態系統呼吸通量(F_{ER})分別為 831 及 $567 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，導致該年淨生態系統生產量(F_{NEP})或碳吸存通量為 $264 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (表4.2)。此數值明顯低於表3.10所述鹹水草澤的碳吸存通量，但是與表3.1所述紅樹林的碳吸存通量文獻值接近。至目前國內尚無淡水草澤淨初級生產量、呼吸通量及甲烷釋放通量的調查資料可供參考。

表 4.2 不同淡水草澤碳收支計算各項通量的比較

收支項目(g C m ⁻² yr ⁻¹)	丹麥蘆葦草澤	加拿大香蒲草澤
文獻來源	Brix et al. (2001)	Bonneville et al. (2008)
位置	Vejlerney Reserve, 丹麥	Nature Mer Bleue wetland complex
優勢植物	<i>Phragmites australis</i>	<i>Typha angustifolia</i>
淨初級生產量(F_{NPP})	1,176	831 ^a
土壤異營性呼吸通量(F_{HR})	576	567 ^a
甲烷釋放通量(F_{ME})	48	-
有機碳輸入通量(F_{inf})	-	-
有機碳輸出通量(F_{eff})	-	-
碳吸存通量(FC)	552	264 ^a

^a Bonneville et al. (2008)以通量塔(eddy covariance)測量，831、567及264 g C m⁻² yr⁻¹分別為濕地的總初級生產量(F_{GPP})、生態系統呼吸通量(F_{ER})及淨生態系統生產量(F_{NEP})。

4.2.2.5 使用碳吸存通量因子推估淡水草澤碳吸存能力

淡水草澤因不同分級(k)，亦即不同草種、緯度、地域等條件，而有不同的碳吸存通量因子($FC_{2,1,k}$)，其中2,1代表淡水草澤的代號(見圖2.1)。因此，利用(4.1)式估算出不同分級淡水草澤的碳吸存通量因子後，並調查其面積 $a_{2,1,k}$ (面積量測請參考第6.4節)，即可使用(2.19)及(2.21)式，推估出全國淡水草澤及含有淡水草澤的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力。

4.2.3 有機碳長期累積速率估算

4.2.3.1 有機碳長期累積速率

草澤底泥的有機碳長期累積速率(LOCAR)測量方法請參閱第六章第6.7.節。

4.2.3.2 使用有機碳長期累積速率推估淡水草澤碳吸存能力

淡水草澤可能因不同植物種類、緯度、地域等條件，形成不同土壤分級(p)，而有不同的有機碳長期累積速率($LORCA_{2,1,p}$)的表現，其中2,1代表淡水草澤的代號(見圖2.1)。如前節所述量測出不同分級的淡水草澤土壤的有機碳長期累積速率，並調查其面積 $a_{2,1,p}$ (面積量測請參考第6.4節)後，即可使用(2.39)及(2.41)式，推估出全國淡水草澤及含有淡水草澤的特定濕地生態系統的碳吸存能力。

4.2.4 碳庫估算

與紅樹林及鹹水草澤一樣，淡水草澤的有機碳主要儲存於生物量碳池及土壤有機物碳池中，因此以式(4.2)以計算淡水草澤總碳庫量：

$$C_{S_{2,1}} \cong C_{BM_{2,1}} + C_{SOM_{2,1}} \quad (4.2)$$

其中，

2,1 = 代表淡水草澤的代號(見圖2.1)

$C_{S_{2,1}}$ = 淡水草澤的總碳庫量，t C

$C_{BM_{2,1}}$ = 淡水草澤的生物量碳庫量，t C

$C_{SOM_{2,1}}$ = 淡水草澤的土壤有機物碳庫量，t C

式(4.2)等式右邊兩項($C_{BM_{2,1}}$ 及 $C_{SOM_{2,1}}$)的估算說明如下：

4.2.4.1 生物量碳庫量($C_{BM_{1,1}}$)的估算

生物量碳庫量估算乃以式(2.24)、(2.25)及(2.26)計算。建議不同維管束植物(m 為不同植物代號)覆蓋的區域分別量測，須調查面積以獲得 $a_{2,1,m}$ ，面積量測請參考第6.4節；有關維管束植物的地面上生物量($AGB_{2,1,m}$)乃利用破壞性採收割除法直接測量，並透過設定的 R 值($R = BGB \div AGB$)推估出地面下生物量($BGB_{2,1,m}$)，詳細方法請參考第6.6.1.2節所述；植物的不同部位生物量的含碳比率(Cf_m)，可利用元素分析儀測量，請參考第6.5.1.8節。

4.2.4.2 土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{2,1}}$)的估算

土壤有機物碳庫量可利用公式(2.29)、(2.30)及(2.31)估算，其中以第6.4節方法調查不同土壤分級(p)的濕地面積 $a_{2,1,p}$ ；並以第6.6.3.3節所述方法分析土壤假密度(BD_p)及第6.6.3.2節分析土壤有機碳含量比率(SCf_p)，進而帶入公式(2.31)估算土壤有機碳密度(SCD_p)，並帶入公式(2.30)及(2.29)算出淡水草澤土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{2,1,p}}$)。

4.2.5 估算步驟及案例

本節提供淡水草澤碳吸存能力及碳庫量估算的第一及第二層級估算步驟與案例，提供的案例大多引用文獻的估算結果。另外，也提供第三層級調查及估算的步驟。

4.2.5.1 第一及第二層級估算步驟

- 步驟1：**量測淡水草澤的分級面積($a_{2,1,k}$ 或 $a_{2,1,m}$ 或 $a_{2,1,p}$)或總面積($A_{2,1}$)。
- 步驟2：**選取國際間(或國家特殊)數據作為參考值，估算出淡水草澤的年平均淨初級生產量(F_{NPP})、年平均異營性呼吸通量(F_{HR})及年平均甲烷釋放通量(F_{ME})，帶入公式(4.1)計算淡水草澤的平均碳吸存通量因子($FC_{2,1,k}$)。(本項尚無國家資料可參考)
- 步驟3：**將面積資料($a_{2,1,k}$)及碳吸存通量因子($FC_{2,1,k}$)帶入第二章的公式(2.19)及(2.21)，計算出推估出全國淡水草澤及含有淡水草澤的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力($\Delta C_{W_{2,1}}$ 及 ΔC_{WES_n})。
- 步驟4：**另一種估算濕地碳吸存能力的方法，乃選取國際間淡水草澤的有機碳長期累積速率($LORCA_{2,1,k}$)，作為參考值。再將面積資料($a_{2,1,k}$)及有機碳長期累積速率($LORCA_{2,1,k}$)帶入式(2.39)及(2.41)，計算出全國淡水草澤及含有淡水草澤的特定濕地生態系統的碳吸存能力($\Delta C_{W_{2,1}}$ 及 ΔC_{WES_n})。(本項尚無國家資料可參考)
- 步驟5：**選取國際間(或國家特殊)的淡水草澤生物量密度數據做為參考值($AGB_{2,1,m}$ 及 $BGB_{2,1,m}$)，再將量測的濕地分級面積($a_{2,1,m}$)帶入公式(2.24)及(2.25)計算出淡水草澤的生物量碳庫量($C_{BM_{2,1}}$)。
- 步驟6：**選取國際間(或國家特殊)淡水草澤的土壤碳密度數據做為設定值($SCD_{2,1,p}$)，再將量測淡水草澤的分級面積($a_{2,1,p}$)一併帶入公式(2.29)及(2.30)計算出淡水草澤土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{2,1}}$)。
- 步驟7：**利用公式(3.18)計算出淡水草澤的總碳庫量($C_{S_{1,3}}$)。

4.2.5.2 第一及第二層級估算案例

案例一：中國淡水草澤碳吸存能力的推估

Duan et al. (2008)初估中國境內淡水草澤濕地的碳吸存能力，其調查中國淡水濕地總面積約24,977 km²，並引用其國內過去調查淡水草澤土壤的LOCAR測量結果做為國家特殊數據：32.48 g C m⁻² yr⁻¹，由此使用式(2.39)推估出淡水草澤碳吸存能力為811,252 t C yr⁻¹ (0.8113 Tg C yr⁻¹)。

$$\begin{aligned}\Delta C_{WL_{1,3}} &= A_{1,3} \times LOCAR_{1,3} \times 10^{-6} \\ &= (24,977 \times 10^6 \times 32.48 \times 10^{-6}) \\ &= 811,252 \text{ (t C yr}^{-1}\text{)} \\ &= 0.8113 \text{ (Tg C yr}^{-1}\text{)}\end{aligned}$$

4.2.5.3 第三層級調查步驟

本作業手冊同時提供調查及估算淡水草澤碳吸存能力及碳庫量的第三層級方法之步驟，唯詳細測量方法須參考第六章相關章節：

- 步驟1：**量測淡水草澤的分級面積($a_{2,1,k}$ 或 $a_{2,1,m}$ 或 $a_{2,1,p}$)或總面積($A_{2,1}$) (詳見第6.4節)。
- 步驟2：**劃定淡水草澤調查樣區、採氣位置、調查時間與頻率。
- 步驟3：**利用破壞性採收割除法直接測量草澤之地面上生物量(AGB)，再以 Smalley method 計算全年的地面上生物量生產量(AGB_{NPP})。再透過設定的 R 值($R \equiv BGB_{NPP} \div AGB_{NPP}$)推估出地面下生物量(BGB_{NPP})，詳細方法請參考第六章的第6.5.1.5節。將兩者總和(公式3.17)即為淡水草澤的年平均淨初級生產量(F_{NPP})。
- 步驟4：**利用靜置式(不透光)採氣罩現地測量樣點水面與空氣間的二氧化碳及甲烷交換通量($CO_{2,r,s}$ 及 $CH_{4,r,s}$) (見第6.5.2.1節)，並計算淡水草澤的年平均異營性呼吸通量(F_{HR})及年平均甲烷釋放通量(F_{ME}) (公式3.8~3.11)。再帶入公式(4.1)即可計算淡水草澤的年平均碳吸存通量因子($FC_{2,1,k}$)。
- 步驟5：**將面積資料($a_{2,1,k}$)及碳吸存通量因子($FC_{2,1,k}$)帶入第二章的公式(2.19)及(2.21)，推估出全國淡水草澤及含有淡水草澤的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力($\Delta C_{W_{2,1}}$ 及 ΔC_{WES_n})。
- 步驟6：**測量淡水草澤底泥的有機碳長期累積速率($LORCA_{2,1,k}$) (見第6.7節)。
- 步驟7：**將面積資料($a_{2,1,k}$)及有機碳長期累積速率($LORCA_{2,1,k}$)帶入式(2.39)及(2.41)，計算出全國淡水草澤及含有淡水草澤的特定海岸濕地的碳吸存能力($\Delta C_{W_{2,1}}$ 及 ΔC_{WES_n})。
- 步驟8：**利用破壞性採收割除法直接測量草澤之地面上生物量($AGB_{2,1,m}$)，再透過設定的 R 值($R \equiv BGB \div AGB$)推估出地面下生物量($BGB_{2,1,m}$)，詳細方法請參考第六章的第6.6.1.2節。再將量測的濕地分級面積($a_{2,1,m}$)帶入公式(2.24)及(2.25)計算出淡水草澤的生物量碳庫量($C_{BM_{2,1}}$)。
- 步驟9：**測量底泥的假密度、有機碳含量，以求得土壤碳密度($SCD_{2,1,p}$) (見第6.6.3節)。再將土壤分級面積($a_{2,1,p}$)及土壤碳密度數據($SCD_{2,1,p}$) 帶入公式(2.29)及(2.30)計算出淡水草澤土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{2,1}}$)及總碳庫量($C_{S_{2,1}}$)。

4.2.6 不確定性評估(Uncertainty Assessment)

4.2.6.1 第一層級方法的不確定性

表4.1及4.2提供有關淡水草澤碳收支計算的淨初級生產量、碳吸存通量、生物量碳密度等國外調查數據，作為第一層級估算方法的參考資料，唯不同國家及區域的緯度、氣候條件、植物種類、地質地形等條件與國內的差異，導致參考數據的可適用性，為第一層級方法的最大不確定性。其次，國內淡水草澤的分布及面積，至目前並無確定的資料，此不確定性同時存在於第二及第三層級方法中。

4.2.6.2 第二層級方法的不確定性

目前，國內並無任何淡水草澤淨初級生產量、土壤呼吸通量、甲烷釋放通量、地面上及地面下生物量、土壤有機碳密度、LOCAR等相關數據可供參考。

4.2.6.3 第三層級方法的不確定性

本作業手冊針對第三層級方法所提出的調查、測量及推估方法，可能存在以下不確定性：

- 1.以(4.1)式進行碳收支計算所獲得的淡水草澤碳吸存通量因子，由於忽略不計進出流水導致有機碳輸出與輸入的通量，因此可能會高估或低估實際草澤的淨吸存或淨累積通量。
- 2.使用於推估地面下生物量及淨初級生產量的R值，具不確定性。
- 3.將靜置式不透光採氣罩的測量結果視為總呼吸通量，此通量乘以一個係數值(β)，估算土壤異營性呼吸通量，此係數具不確定性。
- 4.以每季一次或每月一次的採樣結果，擴大計算一年的平均通量，時間內插的推算具不確定性。
- 5.樣點數目及覆蓋度少，以少數樣點監測結果透過空間內插法推估整個場址的平均通量，具不確定性。

4.3 埤塘、湖泊、水庫

4.3.1 生態系統描述

埤塘(pond)為位於自然形成或人為構築的窪地，靜止的水域，水深及面積均小於湖泊與水庫，國家重要濕地中的雙連埤、嘉南埤圳濕地、龍鑾潭濕地、大坡池濕地等處有顯著面積的埤塘。湖泊(lake)地形上位於四周為陸地所圍繞的凹陷谷地，為靜止的淡水或鹹水水域，水深比埤塘深，面積比埤塘大，缺乏喬木、灌木及挺水性植物，國

家重要濕地中的鴛鴦湖、南澳濕地、向天湖濕地、大鬼湖濕地、南仁湖、鸞山湖濕地、小鬼湖濕地、金龍湖濕地、慈湖濕地等處有顯著面積的湖泊。水庫(reservoir)則是在築壩的河道流域上所形成的人工湖泊，主要提供水力發電、水資源、休憩等功能，雖然其主管機關為經濟部，與濕地主管機關不同，但是水庫的水文、生態、物質循環特性與湖泊類似，因此將水庫涵括在本作業手冊中。由於埤塘、湖泊及水庫均屬於深水水域，其碳匯功能的調查方法彼此類似，因此將三者包括在同一節說明討論。IPCC(2006)在其報導的有關國家溫室氣體清單的編制指南中，即將水庫歸類在濕地類別，為溫濕氣體的主要人為來源。

埤塘、湖泊及水庫等水域的生物地質化學程序或物質循環，與位於其周遭集水區(catchment)的陸域生態系統有密切的關聯，這些陸域生態系統包括森林、濕地、耕作農地等。而此水域經常接收集水區的水源進流(例如溪河、暴雨逕流、地下水、農業逕流)，來自森林、濕地、耕作農地等高生產量的土地之外來(allochthonous)含碳及營養物質，便隨著水源進入水域。一部分來自集水區的外來有機碳，在水域中經呼吸及礦化作用被轉化為二氧化碳釋放到大氣。再者，埤塘、湖泊及水庫的水深又高於草澤及林木濕地，水域底部易形成厭氧環境將有機碳轉換為甲烷。另一方面，水域中無大型植物存在，僅有浮游性藻類存在為主要初級生產者，而其生長往往受到水域營養狀態(氮磷營養鹽濃度)的限制。儘管藻類光合作用會吸收大氣二氧化碳，然而由於大量外來的有機碳源，許多文獻大多證實埤塘、湖泊及水庫為二氧化碳的釋放源，也就是呼吸速率大於光合作用速率(Cole et al., 1994; Cole, 1999; Cole et al., 2000; St. Louis et al., 2000)。Cole et al. (1994)是最早證實此現象的研究團隊，他們廣泛的調查全球從熱帶、亞熱帶、溫帶、到寒帶總計1835個天然湖泊的水中二氧化碳平衡分壓($p\text{CO}_2$) (總計4665個樣本)，結果發現絕大多數(>87%)樣本的 $p\text{CO}_2$ 超過大氣二氧化碳分壓，亦即湖水為二氧化碳超飽和狀態(supersaturation)，因此推論湖泊為二氧化碳的來源場所，而非匯集場所，他們估計全球天然湖泊每年排放約 $0.14 \text{ Pg C yr}^{-1}$ 到大氣中。

尤有甚者，水庫內除了這些外來的有機物外，在水壩建造完成、開始淹沒蓄水時，遺留在壩底及山谷的原來森林林木，貢獻了大量原地的(autochthonous)有機碳，在隨後的幾年或幾十年，陸續產生二氧化碳及甲烷排放到大氣中(St. Louis et al., 2000; IPCC, 2006)。根據最近幾年的調查結果，估計全球的水庫所產生的二氧化碳及甲烷釋放量達 $0.27 \text{ Pg C yr}^{-1}$ ，分別占全球人為排放總量的4%及18%，似乎高於天然湖泊的總排放量(St. Louis et al., 2000)。

4.3.2 碳收支計算

埤塘、湖泊及水庫等水域的碳收支計算及各項碳通量測量方法，都與第三章第3.5.節的河口及潟湖水域生態系統類似。根據質量守恆原理，埤塘、湖泊及水庫的碳吸存通量因子(FC)可遵循第二章第2.5.2節所建立的濕地碳收支計算通用方程式(2.10)來估算。由於水域的主要初級生產量(F_{NPP})及異營性呼吸通量(F_{HR})主要來自水中及底棲的藻類、細菌、及水生動物，且本作業手冊以測量空氣—水面二氧化碳交換通量(F_{NEE})來涵蓋 F_{NPP} 及 F_{HR} ，因此埤塘、湖泊及水庫的完整碳收支計算乃建議採第二章公式(2.15)進行，並改寫為式(4.3)。

$$FC_{2,2} \text{ or } F_{2,3} = -F_{NEE} + (F_{Inf} - F_{Eff}) - F_{ME} \quad (4.3)$$

其中，

2,2及2,3 = 分別代表埤塘及湖泊(或水庫)的代號(見圖2.1)

$FC_{2,2}$ = 埤塘的年平均二氧化碳吸存或釋放通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$ 。

$FC_{2,3}$ = 湖泊或水庫的年平均二氧化碳吸存或釋放通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$ 。

F_{NEE} = 埤塘或湖泊(或水庫)的空氣—水面年平均二氧化碳交換通量或稱為年平均淨生態系統二氧化碳交換通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

F_{Inf} = 埤塘或湖泊(或水庫)進流水帶入的有機碳通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

F_{Eff} = 埤塘或湖泊(或水庫)出流水帶離開的有機碳通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

F_{ME} = 埤塘或湖泊(或水庫)的年平均甲烷釋放通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

多數文獻調查埤塘(Roulet et al., 1997; Huttunen et al., 2002)、湖泊(Cole et al., 1994; Striegl and Michmerhuizen, 1998; Cole and Caraco, 1998; Anderson et al., 1999; Casper et al., 2000; Sobek and Tranvik, 2003; Huttunen et al., 2003a, 2003b; Schrier-Uijl and Veraart, 2010)及水庫(St. Louis et al., 2000; Matthews et al., 2003; Abril et al., 2005; Guerin et al., 2006; Guerin et al., 2007)碳吸存(或碳釋放)採用的方法與河口及潟湖一樣，都是採直接測量水域的空氣—水面二氧化碳交換通量(air-water CO_2 flux)。此測量結果可含蓋水面下所有生物性、化學性及物理性的碳轉換程序所產生的淨通量結果，包括：藻類(浮游性及底棲性)淨初級生產量、微生物分解有機物的異營性呼吸二氧化碳排放、動物(魚蝦類)的異營性、碳酸鈣沉積、及無機碳的擴散傳輸等。將測量結果以時間擴大化為整年的平均通量，此結果即為年平均淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})。此調查

方法相當於碳收支計算公式(4.3)中，不考慮進流河水帶入的有機碳通量(F_{Inf})、出流水帶出的有機碳通量(F_{Eff})及甲烷釋放通量(F_{ME})，因此將(4.3)簡化為(4.4)，亦即以淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})來代表碳吸存或碳排放通量($FC_{2,2}$ 或 $FC_{2,3}$)。

$$FC_{2,2} \text{ or } FC_{2,3} \cong -F_{NEE} \quad (4.4)$$

式(4.4)的負號表示 F_{NEE} 的測量結果若為負值，代表 $FC_{2,2}$ 或 $FC_{2,3}$ 為正值，亦即埤塘、湖泊或水庫為碳匯集場所具有二氧化碳吸收能力；相反地， F_{NEE} 的測量及擴大化結果若為正值，代表 $FC_{2,2}$ 或 $FC_{2,3}$ 為負值，亦即埤塘、湖泊或水庫為碳排放源釋放二氧化碳。此方法可在較簡單的調查項目下判定埤塘、湖泊或水庫是二氧化碳的匯集(sink)或來源(source)場所，並計算出吸存或釋放通量。

4.3.2.1 埤塘、湖泊及水庫的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})

目前文獻上記載淡水水域(湖泊、埤塘、水庫、池塘)空氣—水面二氧化碳交換通量的調查，最常見的方法有兩種。第一種方法利用漂浮式採氣罩形成水面與空氣的密閉空間，並測量空氣中二氧化碳濃度隨時間的變化速率($CO_{2,r,s}$)，此方法的優點是直接測量、可同時採樣不同氣體(二氧化碳、甲烷及氧化亞氮)、同時測量擴散通量及氣泡通量、尤其適合在湖泊、埤塘、水庫波浪不大的水面，因此有相當多的文獻法(Striegl and Michmerhuizen, 1998; Matthews et al, 2003; Huttunen et al., 2002, 2003a, 2003b; Abril et al., 2005; Guerin et al., 2006; Guerin et al., 2007; Schrier-Uijl et al., 2010)。第二種方法測量水中二氧化碳濃度(或其平衡分壓 pCO_2)、空氣二氧化碳濃度、及二氧化碳的質量傳送係數，透過雙層膜理論所推導的Fick's Law計算出二氧化碳的擴散通量($CO_{2,r,s}$)，又稱為 pCO_2 測量法；此方法的優點是可在波浪大的情況下仍可使用，如海域、河口、潟湖等(Cole et al., 1994; Cole and Caraco, 1998; Matthews et al, 2003; Casper et al., 2000; Sobek and Tranvik, 2003)。這兩種測量方法分別在第六章的第6.5.2.2及6.5.2.3節有詳細說明，不在此贅述。

採樣規劃與河口及潟湖相同。埤塘、湖泊及水庫的空氣—水面二氧化碳交換通量的採樣需搭乘船筏至水域進行，比陸地作業較為不便，因此採樣頻率可考慮一季一次即可(表6.1)。我國屬亞熱帶氣候，埤塘、湖泊及水庫終年不結冰，因此必須調查一整年，求其年平均值。採樣地點則以永久性採樣為基礎，依照調查區域範圍劃定樣線(transects)，再從樣線上固定距離間隔選取採樣點，並定位採樣點的座標位置，以便進行重複採樣。

在擴大化(scaling up)計算上，本作業手冊假設空氣—水面平均小時二氧化碳交換通量在一天的每個小時均為定值，因此先由每個測量值($CO_{2r,s}$)推估出每日平均通量(以 $mg\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$ 為單位)，再由每季代表的天數計算出某監測位置的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量： $(F_{NEE})_r$ (公式3.20)。並根據空間外推法的概念，以式(3.21)估算出整個調查場址(埤塘、湖泊或水庫)的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})，如下所示：

$$(F_{NEE})_r = \left[\sum_{s=1}^4 (CO_{2r,s} \times 24 \times n_s) \right] \times 10^{-3} \quad (3.20)$$

$$F_{NEE} = \frac{\sum_r [(F_{NEE})_r \times a_r]}{\sum_r a_r} \quad (3.21)$$

其中，

$r, s = r$ 表示監測位置代號， s 代表測量季節代號

$CO_{2r,s}$ = 在 r 樣點 s 季節量測的空氣—水面二氧化碳交換通量， $mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

n_s = 不同季節調查每季所代表的天數， d 。 $\sum_s n_s = 365$

$(F_{NEE})_r$ = 樣點 r 的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

a_r = 樣點 r 所代表的區塊面積， m^2

F_{NEE} = 埤塘、湖泊或水庫的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

表4.3收集了文獻中報導埤塘、湖泊及水庫的二氧化碳交換通量。由於大多被調查的水域都在溫帶及寒帶，冬季時水面往往結冰無法調查，無法監測一整年的通量結果，因此表中的文獻值乃換算為日平均通量表示及比較。結果顯示三種水域的二氧化碳通量均為正值，亦即埤塘、湖泊及水庫為大氣二氧化碳的來源(source of CO_2)，日平均釋放通量分別介於 $6\sim 3,132\ mg\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$ 、 $5\sim 548\ mg\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$ 、 $409\sim 11,712\ mg\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$ 。其中，國內虎頭埤在2010年9月~2011年7月期間四季採樣的日平均釋放通量為 $48\sim 440\ mg\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$ ，在文獻值範圍內，由於國內水域終年不結冰，因此可換算年平均淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})為 $18\sim 161\ g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ (內政部營建署城鄉發展分署，2011)。表4.3的資料可提供第一層級(Tier 1)估算的初步設定值參考，或第二層級(Tier 2)估算的國家特殊資料(國內實地調查結果)參考。

表 4.3 不同埤塘、湖泊及水庫的甲烷與二氧化碳交換通量

淡水水域	位置	交換通量(mg C m ⁻² d ⁻¹)		文獻來源
		甲烷	二氧化碳	
埤塘				
Jankalaisenlampi pond	芬蘭	5.6	144	Huttunen et al. (2003a)
Kotsamolampi Pond	芬蘭	2.6	5	Huttunen et al. (2003a)
Three wetland ponds	加拿大	82.3~134.4	982~3132	Hamilton et al. (1994)
A beaver pond	加拿大	81.5	1692	Roulet et al. (1997)
虎頭埤測點一	臺灣	54.6	440	內政部營建署城鄉發展分署(2011)
虎頭埤測點二	臺灣	33.7	194	
虎頭埤測點三	臺灣	2.1	48	
湖泊				
Lake Postilampi	芬蘭	43.2	79	Huttunen et al. (2003a)
Lake Kevaton	芬蘭	38.4	180	Huttunen et al. (2003a)
Crystal bog	美國	14.9	366	Riera et al. (1999)
Trout Bog	美國	20.5	548	Riera et al. (1999)
Sparkling Lake	美國	1.4	5	Riera et al. (1999)
Williams Lake	美國	75.6	5	Striagl and Michmerhuizen (1998)
Shingobee Lake	美國	104.4	438	Striagl and Michmerhuizen (1998)
Priest Pot	英國	144.0	480	Casper et al. (2000)
Mirror Lake	美國	ND	80~138	Cole and Caraco (1998)
Five shallow lakes	荷蘭	70.2	403	Schrier-Uijl et al. (2010)
Lake	全球平均	6.8	191	St. Louis et al. (2000)
大鬼湖及翠峰湖	臺灣	13.9	ND	張哲明等 (1998)
水庫				
Petit-Saut Reservoir	法屬圭亞那	64.1	1620	Guerin et al. (2007)
Balbina Reservoir	巴西	25.2	912	Guerin et al. (2006)
Samuel Reservoir	巴西	60.0	11,712	Guerin et al. (2006)
Temperate Reservoir	全球平均	15.0	409	St. Louis et al. (2000)
Tropical Reservoir	全球平均	75.0	818	St. Louis et al. (2000)

4.3.2.2 埤塘、湖泊及水庫的年平均甲烷釋放通量(F_{ME})

埤塘、湖泊及水庫的甲烷釋放通量的估算乃測量水面—空氣的甲烷擴散通量，再經擴大推估整個水域、一年的平均甲烷釋放通量。水面—空氣甲烷擴散通量的測量方法與水面—空氣二氧化碳擴散通量的測量方法一樣，亦即可採用：(1)漂浮式採氣罩法，與(2)測量水中甲烷濃度(或其平衡分壓 pCH_4)並透過Fick's Law計算出甲烷的擴散通量($CH_{4,r,s}$)。本作業手冊假設空氣—水面的小時甲烷交換通量在一天的每個小時均為定值，因此先由每個測量值($CH_{4,r,s}$)推估出每日平均通量(以 $mg\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$ 為單位)，再由每季代表的天數計算出某監測位置的年平均淨生態系統甲烷交換通量： $(F_{ME})_r$ (公式3.10)。並根據空間外推法的概念，以式(3.11)估算出整個調查場址(埤塘、湖泊或水庫)的年平均淨生態系統甲烷釋放通量(F_{ME})。

表4.3收集國內、外埤塘、湖泊及水庫甲烷釋放通量的比較。由於大多被調查的水域都在溫帶及寒帶，冬季時水面往往結冰無法調查，無法監測一整年的通量結果，因此表中的文獻值乃換算為日平均通量表示及比較。表中所列水域為甲烷排放源，不同場址的調查結果變動相當大，埤塘、湖泊及水庫的日平均釋放通量分別介於 $2.1\sim 134.4\ mg\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$ 、 $1.4\sim 144\ mg\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$ 、 $15\sim 75\ mg\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$ 。其中，國內虎頭埤在2010年9月~2011年7月期間四季採樣的日平均釋放通量為 $2.1\sim 54.6\ mg\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$ ，在文獻值範圍內，由於國內水域終年不結冰，因此可換算年平均甲烷釋放通量(F_{ME})為 $1\sim 20\ g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ (內政部營建署城鄉發展分署，2011)。另外，國內大鬼湖及翠峰湖的日平均甲烷釋放通量為 $13.9\ mg\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$ (張哲明等，1998)。表4.3的資料可提供第一層級(Tier 1)估算的初步設定值參考，或第二層級(Tier 2)估算的國家特殊資料(國內實地調查結果)參考。

4.3.2.3 埤塘、湖泊及水庫進流帶入的有機碳通量(F_{Inf})及出流帶出的有機碳通量(F_{Eff})

埤塘、湖泊及水庫排放二氧化碳及甲烷到大氣的有機碳來源主要來自集水區的進流(例如溪流、暴雨逕流、地下水、農業逕流等)，將鄰近生態系統(如森林、濕地、耕作農地等高生產量的土地)的含碳及營養物質帶入水域(Hope et al., 1996; Cole, 1999; Cole et al., 2000; St. Louis et al., 2000; Huttunen et al., 2003a)。因此，埤塘、湖泊及水庫的完整碳收支計算，應將進流水帶入的有機碳通量(F_{Inf})及出流水帶出的有機碳通量(F_{Eff})列入計算。不過，此兩項通量的調查技術及不確定性更高於二氧化碳及甲烷交換通量的測量，一般濕地管理者恐無能力調查。

此兩項通量至少需調查水域上下游河川、排水渠道、暴雨逕流的流量及水質，水質部份則需分析顆粒性有機碳(POC)及溶解性有機碳(DOC)，須以總有機碳分析儀進行。監測頻率至少四季涵蓋枯水期及豐水期。年平均帶入及帶出的有機碳通量的監測及計算方法請參考第六章的第6.5.3節。

4.3.2.4 以碳收支計算評估埤塘、湖泊或水庫碳吸存通量因子

本作業手冊提供兩種計算埤塘、湖泊或水庫碳吸存通量因子的計算公式。公式(4.4)乃著眼於調查陸地水域與大氣之間的二氧化碳淨交換通量估算，監測方法較簡單，容易多場址調查，可普遍獲得全球不同地區的數據，了解不同時間的變異，為多數文獻所採用(Cole et al., 1994; Striegl and Michmerhuizen, 1998; Cole and Caraco, 1998; Casper et al., 2000; Matthews et al., 2003; Huttunen et al., 2002, 2003a, 2003b; Sobek and Tranvik, 2003; Abril et al., 2005; Guerin et al., 2006; Guerin et al., 2007; Schrier-Uijl et al., 2010)。第二種估算方法，使用公式(4.3)乃著眼於生態系統完整的碳質量平衡，考量的因素較齊全，不過測量項目多且細，較不容易從事多場址的調查，至目前較少文獻報導採用此方法。

4.3.2.5 使用碳吸存通量因子推估埤塘、湖泊或水庫的碳吸存能力

埤塘、湖泊或水庫因不同分級(k)，亦即不同營養狀態、年齡、緯度、地理、地質等條件，而有不同的碳吸存通量因子($FC_{2,2,k}$ 及 $FC_{2,3,k}$)，其中2,2及2,3分別代表埤塘及湖泊(或水庫)的代號(見圖2.1)。因此，利用(4.3)或(4.4)式估算出不同分級埤塘及湖泊(或水庫)的碳吸存通量因子後，並調查其面積 $a_{2,2,k}$ 及 $a_{2,3,k}$ (面積量測請參考第6.4節)，即可使用(2.19)及(2.21)式，推估出全國埤塘、湖泊或水庫，及含有埤塘、湖泊或水庫的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力。唯如前所述，依經驗法則大多數埤塘、湖泊及水庫都是二氧化碳的來源場所，亦即其碳吸存通量因子(FC)及碳吸存能力(ΔC_{WL})的估算結果應為負值。

4.3.3 碳收支計算有機碳長期累積速率估算

4.3.3.1 有機碳長期累積速率

以質量平衡的角度，公式(4.3)僅以 F_{NEE} 測量結果代表碳吸存(或釋放)通量，乃刻意忽略了來自水域周遭生態系統的外來碳源及物質輸入，此不確定性可能影響埤塘、湖泊或水庫實際對有機碳長期累積的評估結果。極有可能與河口及潟湖的情況一樣，調查埤塘、湖泊或水庫的空氣—水面二氧化碳交換通量，會低估生態系統實際的有機碳匯集或累積速率，而被累積的有機碳大多來自陸地。

目前，有關埤塘、湖泊或水庫的有機碳長期累積速率(LOCAR)調查的文獻報導及數據並不多，LOCAR測量方法請參閱第6.7.節。

4.3.3.2 使用有機碳長期累積速率推估埤塘、湖泊及水庫的碳吸存能力

埤塘、湖泊或水庫因不同分級(p)，亦即不同營養狀態、年齡、緯度、地理、地質等條件，而有不同的有機碳長期累積速率 ($LORCA_{2,2,p}$ 及 $LORCA_{2,3,p}$) 的表現，其中2,2及2,3分別代表埤塘及湖泊(或水庫)的代號(見圖2.1)。如前節所述，量測出不同分級河口及瀉湖的有機碳長期累積速率，並調查其面積 $a_{2,2,p}$ 及 $a_{2,3,p}$ (面積量測請參考第6.4節)，即可使用(2.39)及(2.41)式，推估出全國埤塘、湖泊或水庫，及含有埤塘、湖泊或水庫的特定濕地生態系統的碳吸存能力。

4.3.4 碳庫估算

埤塘、湖泊或水庫的有機碳主要儲存於生物量碳池(包括浮游生物及水棲動物)及土壤有機物碳池中，不過大多數文獻僅調查土壤有機碳含量，而忽略生物量碳存量：

$$C_{S_{2,2}} \cong C_{SOM_{2,2}} \quad (4.5)$$

$$C_{S_{2,3}} \cong C_{SOM_{2,3}} \quad (4.6)$$

其中，

2,2及2,3 = 分別代表埤塘及湖泊(或水庫)的代號(見圖2.1)

$C_{S_{2,2}}$ = 埤塘的總碳庫量，t C

$C_{S_{2,3}}$ = 湖泊(或水庫)的總碳庫量，t C

$C_{SOM_{2,2}}$ = 埤塘的土壤有機物碳庫量，t C

$C_{SOM_{2,3}}$ = 湖泊(或水庫)的土壤有機物碳庫量，t C

土壤有機物碳庫量可利用公式(2.29)、(2.30)及(2.31)估算，其中以第6.4節方法調查不同土壤分級(p)的濕地面積 $a_{2,2,p}$ 或 $a_{2,3,p}$ ；並以第6.6.2.3.節所述方法分析土壤假密度(BD_p)及第6.6.2.2.節分析土壤有機碳含量比率(SCf_p)，進而帶入公式(2.31)估算土壤有機碳密度(SCD_p)，並帶入公式(2.30)及(2.29)算出埤塘、湖泊或水庫的土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{2,2,p}}$ 或 $C_{SOM_{2,3,p}}$)。「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」調查七股瀉湖土壤有機碳密度為0.004~0.008 g C cm⁻³ (內政部營建署城鄉發展分署，2011)。

4.3.5 估算步驟及案例

本節提供埤塘、湖泊及水庫碳吸存能力及碳庫量估算的第一及第二層級估算步驟與案例，提供的案例大多引用文獻的估算結果。另外，也提供第三層級調查及估算的步驟。

4.3.5.1 第一及第二層級估算步驟

以下僅以埤塘為例敘述，湖泊(或水庫)的調查步驟與埤塘完全相同。

- 步驟1：**量測埤塘的分級面積($a_{2,2,k}$ 或 $a_{2,2,p}$)或總面積($A_{2,2}$)。
- 步驟2：**選取國際間(或國家特殊)數據作為參考值，估算出埤塘的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})，帶入公式(4.4)以計算埤塘的平均碳吸存通量因子($FC_{2,2,k}$)。
- 步驟3：**將面積資料($a_{2,2,k}$)及碳吸存通量因子($FC_{2,2,k}$)帶入第二章的公式(2.19)及(2.21)，計算出推估出全國埤塘及含有埤塘的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力($\Delta C_{2,2}$ 及 ΔC_{WES_n})。
- 步驟4：**另一種估算濕地碳吸存能力的方法，乃選取國際間埤塘的有機碳長期累積速率($LORCA_{2,2,k}$)，作為參考值。再將面積資料($a_{2,2,k}$)及有機碳長期累積速率($LORCA_{2,2,k}$)帶入式(2.39)及(2.41)，計算出全國埤塘及含有埤塘的特定濕地生態系統的碳吸存能力($\Delta C_{W_{2,2}}$ 及 ΔC_{WES_n})。(本項尚無國家資料可參考)
- 步驟5：**選取國際間(或國家特殊) 埤塘的碳密度數據做為設定值($SCD_{2,2,p}$)，再將量測埤塘的分級面積($a_{2,2,p}$)一併帶入公式(2.29)及(2.30)計算出埤塘土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{2,2}}$)。
- 步驟7：**利用公式(3.22)計算出埤塘的總碳庫量($C_{S_{2,2}}$)。

4.3.5.2 第一及第二層級估算案例

案例一：全球水庫二氧化碳來源或匯集通量評估

St. Louis et al. (2000)從110個國家計25,410個水庫清單中，估計全球水庫的總面積約1,500,000 km²，其中位於熱帶的水庫約600,000 km²，位於溫帶的水庫約900,000 km²。由例年調查資料統計熱帶水庫及溫帶水庫的二氧化碳日平均排放通量分別為955及382 mg C m² d⁻¹。假設溫帶水庫一年中有200天結冰，而熱帶水庫終年不結冰，則估計全球水庫的二氧化碳排放量約0.277 Pg C yr⁻¹。計算過程如下：

$$FC_{2,3,tropical} = -F_{NEE} = -955 \times 365 \div 1000 = -348.4 \text{ (g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}\text{)}$$

$$FC_{2,3,temperate} = -F_{NEE} = -382 \times 200 \div 1000 = -76.4 \text{ (g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}\text{)}$$

$$\begin{aligned} \Delta C_{WL_{2,3}} &= \sum_k (A_{2,3,k} \times FC_{2,3,k} \times 10^{-6}) \\ &= 600,000 \times 10^6 \times (-348.4) \times 10^{-6} + 900,000 \times 10^6 \times (-76.4) \times 10^{-6} \\ &= 209,000,000 + 68,700,000 \text{ (t C yr}^{-1}\text{)} = 0.277 \text{ (Gt C yr}^{-1}\text{)} \\ &= 0.277 \text{ (Pg C yr}^{-1}\text{)} \end{aligned}$$

4.3.5.3 第三層級調查步驟

本作業手冊同時提供調查及估算埤塘、湖泊及水庫碳吸存(或排放)能力及碳庫量的第三層級方法之步驟，唯詳細測量方法須參考第六章相關章節。以下只以湖泊(或水庫)為例敘述，埤塘的調查步驟與湖泊(或水庫)完全相同。

步驟1：量測湖泊(或水庫)的分級面積($a_{2,3,k}$ 或 $a_{2,3,p}$)或總面積($A_{2,3}$) (第6.4節)。

步驟2：規劃湖泊(或水庫)調查樣線及樣區、採樣位置、調查時間與頻率。

步驟3：利用漂浮式採氣罩或pCO₂法，現地測量樣點空氣與水面間的二氧化碳及甲烷交換通量($CO_{2,r,s}$ 及 $CH_{4,r,s}$) (見第6.5.2.2及6.5.2.3節)，並計算湖泊(或水庫)的年平均生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})及年平均甲烷釋放通量(F_{ME}) (公式3.20~3.21及3.10~3.11)。

步驟4：監測湖泊(或水庫)上游河川流量與水質，及下游的出流流量與水質(見第6.5.3節)，收集水量與水質數據計算進流輸入的年平均有機碳通量(F_{Inf})及出流輸出的年平均有機碳通量(F_{Eff}) (公式6.44~6.45)。

步驟5：將年平均生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})帶入公式(4.4)，可判定湖泊(或水庫)水面與大氣間的二氧化碳吸存或排放通量因子。或者將年平均生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})、年平均甲烷釋放通量(F_{ME})、進流水

輸入的年平均有機碳通量(F_{Inf})及出流水輸出的年平均有機碳通量(F_{Eff})等四項帶入公式(4.3)，可估算湖泊(或水庫)整個生態系統實際的有機碳累積或吸存通量因子($FC_{2,3,k}$)。

步驟7：將面積資料($a_{2,3,k}$)及碳吸存通量因子($FC_{2,3,k}$)帶入第二章的公式(2.19)及(2.21)，推估出全國湖泊(或水庫)，及含有湖泊(或水庫)的特定濕地生態系統的每年碳吸存(或排放)能力($\Delta C_{2,3}$ 及 ΔC_{WES_n})。

步驟8：測量湖泊(或水庫)土壤的有機碳長期累積速率($LORCA_{2,3,k}$) (見第6.7.節)。

步驟9：將面積資料($a_{2,3,k}$)及有機碳長期累積速率($LORCA_{2,3,k}$)帶入式(2.39)及(2.41)，計算出全國湖泊(或水庫)，及含有湖泊(或水庫)的特定濕地生態系統的每年碳吸存(或排放)能力($\Delta C_{2,3}$ 及 ΔC_{WES_n})。

步驟10：測量底泥的假密度、有機碳含量，以求得土壤碳密度($SCD_{2,3,p}$) (見第6.6.2.節)。再將土壤分級面積($a_{2,3,p}$)及土壤碳密度數據($SCD_{2,3,p}$)帶入公式(2.29)及(2.30)計算出湖泊(或水庫)土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{2,3}}$)及總碳庫量($C_{S_{2,3}}$)。

4.3.6 不確定性評估(Uncertainty Assessment)

4.3.6.1 第一層級方法的不確定性

表4.3提供有關埤塘、湖泊及水庫甲烷與二氧化碳交換通量的國外調查數據或國際平均數據，作為第一層級估算方法的參考資料，唯不同國家及區域的緯度、氣候條件、地質地形條件、鄰近生態系統、河川流量及水質、水體形成年齡等條件與國內的水域有差異，導致參考數據的可適用性，為第一層級方法的最大不確定性。其次，國內埤塘、湖泊及水庫分布、範圍界定及面積，至目前並無確定的資料，此不確定性同時存在於第二及第三層級方法中。

4.3.6.2 第二層級方法的不確定性

目前，國內可用的數據有「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」針對虎頭埤報導了年平均淨生態系統二氧化碳交換通量及甲烷釋放通量(內政部營建署城鄉發展分署，2011)；張哲明等(1998)調查大鬼湖及翠峰湖，提供了甲烷釋放通量可作為國內參考數據。唯國內不同埤塘、湖泊或水庫之間，在氣候條件、地質地形條件、鄰近生態系統、河川流量及水質、水體形成年齡等條件的差異，影響第二層級方法的不確定性。另外，前述計畫僅是國內先行的初步調查案，還需要持續性的計畫進行調查比對以確認國內的特殊數據。目前，國內尚無埤塘、湖泊或水庫的LOCAR數據可供參考。

4.3.6.3 第三層級方法的不確定性

本作業手冊針對第三層級方法所提出的調查、測量及推估方法，可能存在以下不確定性：

- 1.以(4.4)式進行碳收支計算所獲得的埤塘、湖泊、或水庫碳吸存通量因子，由於忽略進流河水帶入的有機碳通量及出流水帶出的有機碳通量不於計入。因此可能會低估實際淨累積於埤塘、湖泊、或水庫的有機碳通量。
- 2.漂浮式採氣罩法或 $p\text{CO}_2$ 法測量空氣—水面的二氧化碳及甲烷交換通量，通常於日間採樣監測，以此結果代表一日平均值，具不確定性。
- 3.以每季一次或每月一次的採樣結果，擴大計算一年的平均通量，時間內插的推算具不確定性。
- 4.當樣點數目及覆蓋度少時，以少數樣點監測結果透過空間內插法推估整個場址的平均通量，具不確定性。

4.4 河川流域濕地

4.4.1 生態系統描述

國內河川流域濕地(riverine)的劃分，含括整段的河川流域，包括：河床、灘地及河岸。不論其流域位置所在，此類河川流域濕地又可依其水流而分為不同分級：草澤地、河灘地及河川水域。國內重要濕地中屬於河川流域濕地有大漢新店濕地、七家灣溪濕地、八掌溪中游濕地、楠梓仙溪濕地、新武呂溪濕地等處。

河灘濕地(riparians wetlands)包括河灘草澤及河灘地，為緊鄰河川水域而具有高水位的生態系統，又可稱為河岸緩衝帶(riparian buffer)或河邊植生帶(streamside vegetation strip)。河灘草澤位於靠河川兩岸較低窪處，由於受降雨、河水、洪水、或暴雨逕流影響，形成了水深淺、水流靜止(或水流緩慢)的草澤，優勢植物如蘆葦、香蒲、莎草等禾本科挺水性植物，生態與環境特性與一般天然淡水草澤類似。河灘草澤的水位不易維持，枯水時期水位降低形成灘地，灘地的一部份區域維持植生覆蓋，另一部份區域則為裸露灘地。另外，中央河床區域形成河川水域，水流顯著或湍急(依地形坡度及流量而定)，因此無法讓植物著根生長。

河川流域濕地的草澤地、灘地及水域面積經常隨時間及季節而變動，當暴雨及洪水時，河水暴漲，水流湍急，瞬間可將草澤及灘地淹沒，並將植被沖刷侵蝕，洪水後形成一片無植被的裸露水域及灘地，此時河川水域面積增加。當持續枯水時，植生面積增加，反觀河川水域面積縮小，水流緩慢。此類生態系統變動性大，不易穩定。

因此，河川流域濕地的碳匯功能調查，應將河灘濕地(草澤及灘地)及河川水域分別調查，再將結果整合。

$$\Delta C_{WL_{2,4}} = \Delta C_{WL_{2,4,1}} + \Delta C_{WL_{2,4,2}} \quad (4.7)$$

其中，

j =濕地類型代號 ($j=1-6$)

$\Delta C_{WL_{2,4}}$ =河川流域濕地類型的每年碳吸存能力， $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{WL_{2,4,1}}$ =河灘濕地的每年碳吸存能力， $t C yr^{-1}$

$\Delta C_{WL_{2,4,2}}$ =河川水域的每年碳吸存能力， $t C yr^{-1}$

4.4.2 河灘濕地

如上所述，河灘濕地包含草澤及灘地，其生態及地形與淡水草澤類似，因此建議以第4.2.節所述的調查方法，進行河灘濕地的碳收支計算、土壤的有機碳長期累積速率(LORCA)測量、及碳庫調查。其中，河灘濕地的碳收支計算參考(4.1)式，並改寫為(4.8)式：

$$FC_{2,4,1} \cong F_{NPP} - F_{HR} - F_{ME} = F_{NEP} - F_{ME} \quad (4.7)$$

其中， $FC_{2,4,1}$ 為河灘濕地的年平均有機碳吸存通量($g C m^{-2} yr^{-1}$)。利用(4.8)估算出河灘濕地碳吸存通量因子後，並調查其面積 $a_{2,4,1}$ ，即可使用(2.21)式，推估每年碳吸存能力($\Delta C_{WL_{2,4,1}}$)。

河灘濕地的年平均淨初級生產量(F_{NPP})、土壤異營性呼吸通量(F_{HR})、及甲烷釋放通量(F_{ME})、LOCAR、生物量密度、及土壤有機碳密度等的調查步驟、測量方法及擴大化計算均參考第4.2節，不再贅述。

4.4.3 河川水域

河川與河口水域的地形性質類似，因此其碳吸存(或碳排放)能力及碳庫量的調查可參考第三章第3.5.節所述的方法。其中，河川水域的碳收支計算可參考(3.19)式，並改寫為(4.9)式：

$$FC_{2,4,2} \cong -F_{NEE} \quad (3.19)$$

其中，

$FC_{2,4,2}$ = 河川水域的年平均碳吸存(或碳排放)通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

F_{NEE} = 河川水域的空氣—水面年平均二氧化碳交換通量或稱為年平均淨生態系統二氧化碳交換通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

利用(4.9)式估算出河川水域碳吸存通量因子後，並調查其面積 $a_{2,4,2}$ ，即可使用(2.21)式推估每年碳吸存能力($\Delta C_{WL_{2,4,2}}$)。有關河川水域的空氣—水面二氧化碳交換通量($CO_{2,r,s}$)、空氣—水面甲烷交換通量($CH_{4,r,s}$)、及淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})、LOCAR、生物量密度、及土壤有機碳密度等的調查步驟、測量方法及擴大化計算均參考第3.5節。唯河川水域水流較為湍急，空氣—水面的氣體交換通量之測量方法無法使用漂浮式採氣罩，僅能採用擴散速率測量法(第6.5.2.3節所述)。

4.5 林木濕地

林木濕地(swamp)為以木本科植物(喬木或灌木)為佔優勢的濕地。紅樹林屬於潮間帶的林木濕地，如東源濕地，其碳匯功能調查方法已在第三章第3.2節詳細說明。內陸型的淡水林木濕地在臺灣則相當罕見，因此並不專節介紹其調查方法。不過，若發現有此類型濕地欲進行碳匯或碳源調查，則仍然遵循本作業手冊相關原理及方法，經由碳收支計算、土壤的有機碳長期累積速率(LORCA)測量、或碳庫調查，可求得濕地的碳吸存能力及碳儲存量。其中，濕地的淨初級生產量(F_{NPP})、土壤的異營性呼吸通量(F_{HR})、甲烷釋放通量(F_{ME})、LOCAR、及碳庫的調查方法均可參考第3.2節紅樹林的相關方法。

4.6 泥炭濕地

泥炭(peat)乃指被部分分解的植物體，所謂泥炭濕地(peatland)泛指顯著累積泥炭的濕地，由於長年的淹水導致土壤缺氧，加上寒冷氣候，限制了有機物的礦化分解，保留於濕地的植物殘骸則逐漸累積為泥炭沉積。而Fen則為累積禾本科植物(蘆葦、香蒲、莎草等)泥炭，且接收來自周遭礦物性土壤排水，並提供類似草澤植物生長的濕地。Bog為累積泥炭但沒有顯著進流與出流，並提供嗜酸性鮮苔植物生長的濕地。全球的泥炭濕地大多分布在北半球的溫帶及寒帶地區如加拿大、美國、俄羅斯等國(Gorham, 1991; Carroll and Crill, 1997; Worrall et al., 2003; Bubier et al., 1999; Roulet et al., 2007)、及東南亞熱帶區域(Couwenberg et al., 2010)，我國的地理環境不適合形成，國家重要濕地中則罕見泥炭濕地，如頭社盆地濕地。此外，泥炭濕地水深相當淺，地形及植被條件類似於淡水草澤，未來若發現有此類型濕地欲進行碳匯或

碳源調查，建議可遵循第4.2.節淡水草澤的相關原理、方法及步驟，經由碳收支計算、土壤的有機碳長期累積速率(LORCA)測量、或碳庫調查，可求得濕地的碳吸存能力及碳儲存量。因此，本節僅提供國外文獻針對北方及熱帶泥炭濕地進行碳匯功能調查結果的相關資料，以能與其他類型濕地進行比較。

4.6.1 泥炭濕地的碳吸存能力及甲烷排放量

泥炭濕地覆蓋禾本科植物、灌木及鮮苔植物，不過由於地處北方溫帶及寒帶，年平均氣溫低、日照時間短，限制了淨初級生產量的表現，另外泥炭含碳量高可能增加二氧化碳及甲烷的排放。因此，文獻上所報導有關北方泥炭濕地的淨生態系統生產量(或淨生態系統二氧化碳交換通量)或經碳收支計算所推估的碳吸存通量因子大小並不高，介於-7.6~164 g C/m²/yr (Trumbore et al., 1999; Waddington and Roulet, 2000; Moore et al., 2002; Worrall et al., 2003; Roulet et al., 2007)，甚至有些泥炭濕地表現出二氧化碳排放源，此數值明顯低於其他類型濕地如：紅樹林、鹹水草澤及淡水草澤(表1.4)。此論點也可由有機碳長期累積速率(LOCAR)的測量結果獲得證實，北方泥炭濕地的LOCAR介於10~180 g C/m²/yr (Turunen et al., 2002; Gorham, 1991; Trumbore et al., 1999; Duan et al., 2008)，平均值也低於其他類型的濕地(表1.5)。

泥炭濕地有機碳含量高，在淹水缺氧狀態下很容易形成甲烷的排放源，表1.7彙整的文獻資料顯示北方泥炭濕地的甲烷排放通量介於11~325 mg C m⁻² d⁻¹ (Matthews and Fung, 1987; Aselmann and Crutzen, 1989; Gorham, 1991; Mitsch and Wu, 1995; LeMer and Roger, 2001)。

4.6.2 泥炭濕地的碳庫

濕地只占全球陸域面積的2~4%，然而所儲存的碳庫達240 Gt C(包括土壤及植物生物量)(Grace, 2001，表1.2)，約佔陸域生態系統碳庫量的10.6%。有些文獻報導更高的數值，認為全球陸域土壤約含有1,400~2,300 Gt C，其中20~30% (455~700 Gt C)儲存於濕地中(Mitsch and Wu, 1995; Roulet, 2000; Hadi et al., 2005)。如此高的濕地碳庫其實大多位於北方泥炭濕地的土壤泥炭沉積中，此處的碳儲存量大約在200~450 Gt C (Gorham, 1991; Turunen et al., 2002)。泥炭濕地含有相當高的土壤有機碳密度，Sheng et al. (2004)曾調查西伯利亞西部低地的泥炭濕地的碳庫儲存量，獲得平均泥炭深度達2.05 m、平均泥炭假密度0.128 g cm⁻³、平均泥炭有機物含量96.27%，估算出泥炭濕地的平均有機碳密度為0.068 gC cm⁻³或1051.1 tC ha⁻¹

(105.1 kgC m⁻²)。此數值明顯高於表3.4的紅樹林及第3.4.4.2節的鹹水草澤之土壤密度比較。

第五章 人工濕地

5.1 前言

人工濕地(constructed treatment wetland, CTW)為模擬天然草澤濕地而建造於陸域的濕地，透過整地開挖、鋪設不透水層、放置壤土或礫石層、種植水生植物，並刻意引導或接收廢污水、逕流水或污染水，將濕地中的物質循環機制及水質淨化程序應用於水或廢水處理及水質管理的一種自然淨化系統。為一種省能源、低成本、無二次污染、操作維護簡單、不破壞生態的綠色環保技術。此外，人工濕地亦能如天然濕地般提供綠化、美觀、休憩、野生動物保育、環境教育等額外功能(IWA, 2000; USEPA, 2000)。人工濕地依照水流方式及水深等性質，分為表面流動(free water surface, FWS)人工濕地、表面下流動(subsurface flow, SSF)人工濕地、及生態池等三種類型。

臺灣對人工濕地技術的應用及發展約始於1990年代中期，直到2001年底才完成第一座實場規模的設置，用以處理鄉村社區之生活污水。自此人工濕地的設置數目幾乎以指數方式成長。統計至2006年底，概計有82個實場規模的人工濕地已完成建造使用，另外還超過10個系統於建置當中。人工濕地的規模，面積由60平方公尺到80公頃，處理廢水量範圍由每日3至50,000立方公尺不等 (Jing et al., 2008)。在營建署民國100年所公告的82處(92個)國家重要濕地中，人工濕地的數目佔有顯著的比例17.4 % (16 / 92)，但濕地面積只占總面積的1.2 % (14,636 ha / 56,865 ha)。

本章主要針對人工濕地的各種類型提出估算濕地的碳吸存通量因子、有機碳長期累積速率、碳庫量的特殊方程式、量測方法、估算步驟與案例。本章也提供第一及第二層級方法所需要的預設值及可使用的國家數據。另外，也提供第三層級調查方法之步驟，唯詳細測量方法須參考第六章相關章節。

5.2 表面流動(FWS)及表面下流動(SSF)人工濕地

5.2.1 生態系統描述

由於表面流動(FWS)及表面下流動(SSF)人工濕地的碳吸存能力及碳庫的調查方法類似，因此本作業手冊於同一章節兩類型濕地一併說明。FWS人工濕地的水文性質、含土壤性質、及水生植物類似於淡水草澤，不同的是人工濕地終年接收廢污水輸入的高有機物負荷，經常保持固定水深的淹水狀況，並存在高密度的水生植物。SSF人工濕地則是較工程化的濕地，雖然存在高密度的草本科挺水性植物，但是人為填充砂石或礫石做為支持植物生長的介質，水位則被控制在砂石或礫石層下，看不見水位，水質淨化效能佳，不過無法提供水域的生態棲地。國內的人工濕地大多屬於FWS類

型，例如新海人工濕地、打鳥埤人工濕地、嘉南藥理科技大學人工濕地、關山人工濕地等處有顯著面積的FWS類型，反之僅有嘉南藥理科技大學人工濕地、關山人工濕地等處有顯著面積的SSF人工濕地。

人工濕地的設計水深通常不超過0.8公尺，大多種植挺水性草本科水生植物，與存在於淡水草澤的優勢植物相同，包括有蘆葦(reed, *Phragmite* spp.)、香蒲(*cattail*, *Typha* spp.)、莎草(bulrush, *Scirpus* spp.)等，此多年生的水生植物生長快速，提供相當高的淨初級生產量。人工濕地承受廢水進流的水力及污染負荷，有機物及營養鹽的輸入會加速植物生長而提高淨初級生產量，然而也會加速濕地的物質循環及轉換程序，並顯著提高二氧化碳、甲烷、甚至氧化亞氮等溫室氣體的排放(Tanner et al., 1997 ; Johansson et al., 2004 ; Teiter and Mander, 2005 ; Liikanen et al., 2006 ; Søvik et al., 2006 ; Søvik and Kløve, 2007 ; Inamori et al., 2007 ; Wang et al., 2008 ; 莊建和, 2010)。目前有關人工濕地碳匯功能研究之文獻數據還很少(Mander et al., 2008; 莊建和, 2010)。

5.2.2 碳收支計算

人工濕地的碳收支計算需完整考量碳收支計算通用方程式(2.10)來估算濕地的碳吸存通量因子(FC)。方程式的每一項收支均需評估，尤其進流廢水輸入的有機碳通量(F_{Inf})及出流水輸出的有機碳通量(F_{Eff})，對整個碳收支計算佔有相當重要的比例，並且在一般人工濕地操作維護作業中可由廢水流量及水質監測直接測量出這兩項通量，因此無法予以忽略。因而將式(2.10)改寫為式(5.1)，成為人工濕地碳收支計算的特殊方程式，作業上需分別量測人工濕地的年平均淨初級生產量(F_{NPP})、年平均異營性呼吸通量(F_{HR})、年平均甲烷釋放通量(F_{ME})、進流水輸入的年平均有機碳通量(F_{Inf})、及出流水輸出的年平均有機碳通量(F_{Eff})等五項碳收支，再合併計算出人工濕地的碳吸存通量($FC_{3,1}$ 或 $FC_{3,2}$)。

$$FC_{3,1} \text{ or } FC_{3,2} = F_{NPP} + (F_{Inf} - F_{Eff}) - (F_{HR} + F_{ME}) \quad (5.1)$$

其中，

3,1及3,2 = 分別代表FWS及SSF人工濕地的代號(見圖2.1)

$FC_{3,1}$ 及 $FC_{3,2}$ = 分別表示FWS及SSF人工濕地的年平均有機碳吸存通量，

$$\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$$

F_{NPP} = FWS或SSF人工濕地的年平均淨初級生產量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

F_{HR} = FWS或SSF人工濕地的年平均土壤異營性呼吸通量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

F_{ME} = FWS或SSF人工濕地的年平均甲烷釋放通量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

F_{Inf} = FWS或SSF人工濕地進流水輸入的有機碳通量， $\text{g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$

F_{Eff} = FWS或SSF人工濕地出流水輸出的有機碳通量， $\text{g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$

以下幾節分別說明每一個項目的量測方法及考量條件。

5.2.2.1 人工濕地的淨初級生產量(F_{NPP})

挺水性水生植物是人工濕地淨初級生產量的主要來源。存在人工濕地水生植物大多是工程階段人為植栽的種類，這些種類多數選擇生長快速、地下莖及根系豐富的挺水性植物有助於污染物的淨化，僅少數選擇觀賞型植物，經過幾年後前者經常逐漸取代後者成為濕地的優勢植物，與淡水草澤存在的優勢種類一致，提供高的淨初級生產量。挺水性水生植物的生長受水深的影響很大，在水淺的條件下(< 0.6 m)容易形成密集的族群(> 100 株 m^{-2})，然而水深 > 1.0 m 時挺水性水生植物的生長受阻，可能形成開放水域，無挺水性植物覆蓋。在淺水區域，由於挺水性植物密集生長，導致遮光效應進一步限制水中藻類的生長，因而可忽略浮游生物初級生產量的貢獻。

淡水草澤的淨初級生產量與植物種類、緯度、氣候條件等有顯著關係。與淡水草澤植物一樣，人工濕地挺水性植物淨初級生產量可分兩部分調查：地面上生物量生產量(AGB_{NPP})及地面下生物量生產量(BGB_{NPP})，然後再將兩部分加一起即為該植物的淨初級生產量(F_{NPP})，如第三章公式(3.4)、(3.5)、及(3.17)所述。有關草澤之地面上生物量生產量(AGB_{NPP})的測量方法，乃利用破壞性採收割除法直接測量，並透過設定的R值($R \equiv BGB_{NPP} \div AGB_{NPP}$)推估出地面下生物量(BGB_{NPP})，詳細方法請參考第六章的第6.5.1.5節。

$$F_{NPP} = AGB_{NPP} + BGB_{NPP} \quad (3.17)$$

$$AGB_{NPP} = \frac{\sum_r (AGB_{NPP_r} \times a_r)}{\sum_r a_r} \quad (3.4)$$

$$BGB_{NPP} = \frac{\sum_r (BGB_{NPP_r} \times a_r)}{\sum_r a_r} \quad (3.5)$$

其中，

r = 表示測量樣區代號

AGB_{NPP_r} = 樣區 r 的年平均地面上生物量淨初級生產量， $\text{g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$

BGB_{NPP_r} = 樣區 r 的年平均地面下生物量淨初級生產量， $\text{g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$

a_r = 樣區 r 所代表的濕地區塊面積， m^2

AGB_{NPP} = 草澤年平均地面上生物量淨初級生產量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

BGB_{NPP} = 草澤年平均地面下生物量淨初級生產量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

表 5.1 整理文獻報導不同人工濕地植物地面上生物量淨初級生產量 (AGB_{NPP})，兩篇文獻測量結果的範圍差異不大，分別為 440~1760 $g C m^{-2} yr^{-1}$ (Greenway, 2005) 及 530~1262 $g C m^{-2} yr^{-1}$ (莊建和, 2010)，這些數值與鹹水草澤及淡水草澤植物的淨初級生產量均相當接近 (表 3.8 及表 4.1)。Westlake (1982) 收集不同水生植物初級生產量的文獻數據發現地面下生產量與地面上生產量的比值介於 0.34~1.4。Trumbore et al. (1999) 以 R 為 1.0 估算北方泥炭濕地的地面下生產量。Brix et al. (2001) 也認為蘆葦濕地的地面下生產量與地面上生產量的數值相當接近，也就是 R 接近於 1.0。

表 5.1 不同人工濕地植物的地面上生物量淨初級生產量比較

鹹水草澤場址	人工濕地類型	植物種類	AGB_{NPP} ($g C m^{-2} yr^{-1}$)	文獻來源
昆士蘭省人工濕地，澳大利亞	FWS	<i>Typha domingensis</i>	1,760	Greenway (2005)
	FWS	<i>Schoenoplectus validus</i>	440	
	FWS	<i>Eleocharis sphacelata</i>	1,320	
	SSF	<i>Baumea articulata</i>	1,496	
	SSF	<i>Carex fascicularis</i>	1,760	
	SSF	<i>Schoenoplectus mucronatus</i>	440	
嘉南藥理科技大學人工濕地，臺灣	FWS	<i>Phragmites australis</i>	530	莊建和 (2010)
	SSF	<i>Phragmites australis</i>	1,113	
	SSF	<i>Phragmites australis</i>	1,262	
	SSF	<i>Cyperus</i>	834	
	SSF	<i>Typha domingensis</i>	775	
	SSF		1,016	

植物體有機碳含量均以 44% 計算

5.2.2.2 人工濕地的年平均異營性呼吸通量 (F_{HR})

人工濕地一般操作的水深範圍約 10~60 cm，因此以靜置式不透光採氣罩設在不含有植物的濕地底泥上方測量水面與空氣的二氧化碳交換通量，如此可避免測量到光合作用對二氧化碳的吸收，並排除地面上植物呼吸作用對二氧化碳通量的貢獻，詳細的測量方法請參考第 6.5.2.1 節。

不過，此採氣罩測得的土壤二氧化碳釋放通量仍包含土壤異營性呼吸及地面下植物(根及底棲微藻)的自營性呼吸速率，亦即土壤總呼吸通量(total respiration rate)(Raich and Schlesinger, 1992; Magenheimer et al., 1996)。因此，本作業手冊建議將採氣罩測得的土壤總呼吸通量($CO_{2,r,s}$)值乘上一個校正因子(β)，即可獲得土壤異營性呼吸通量(Trumbore et al., 1999)。另外，假設呼吸通量的每日24小時均為定值，因此測量時間點(例如上午10點)所獲得的每小時平均通量，即可直接乘以24推算出每日的平均通量。再者，考量土壤呼吸通量的時間(季節)及空間變化性質，因此將不同位置及不同月份(季節)測量的土壤總呼吸通量($CO_{2,r,s}$)數據進行時間內差及空間外差運算，以擴大化(scaling up)推估到整個場址的整年平均通量(F_{HR})，計算公式與前述第3.2.2.4節的(3.8)及(3.9)式相同。

$$(F_{HR})_r = \left[\sum_s (CO_{2,r,s} \times \beta \times 24 \times n_s) \right] \times 10^{-3} \quad (3.8)$$

$$F_{HR} = \frac{\sum_r [(F_{HR})_r \times a_r]}{\sum_r a_r} \quad (3.9)$$

其中，

$r, s = r$ 表示監測位置代號， s 代表測量月份代號

$CO_{2,r,s}$ = 在 r 樣區 s 月份量測的土壤總呼吸通量(不透光採氣罩量測值)， $mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

β = 濕地土壤異營性呼吸通量佔總呼吸通量的比值，預設值為0.6
(Trumbore et al., 1999)

n_s = 不同月份調查每次所代表的天數， $d \cdot \sum_s n_s = 365$

$(F_{HR})_r$ = 樣區 r 的年平均土壤異營性呼吸通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

a_r = 樣區 r 所代表的濕地區塊面積， m^2

F_{HR} = 濕地的年平均土壤異營性呼吸通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

嘉南藥理科技大學研究團隊於2008年11月到2010年5月期間對該校人工濕地進行每月一次的土壤呼吸通量的連續採樣分析，監測結果進行擴大化計算，SSF及FWS濕地的年平均土壤異營性呼吸通量分別為377及355 $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ (表5.2)。此結果高於紅樹林的全球平均值(263 $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ ，表3.1)及北美鹹水濕地的平均值(144 $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$ ，表3.10)。此結果可能是因為人工濕地接受廢污水的高有機碳負荷，濕地中的有機物礦化分解作用旺盛，因此有較高二氧化碳的產生通量。上述結果可作為國內人工濕地第二層級估算的國家特殊數據參考。

表 5.2 嘉南藥理科技大學人工濕地碳收支計算結果

收支項目(g C/m ² /year)	SSF濕地	FWS濕地	整個SSF-FWS濕地
淨初級生產量(F_{NPP})	1,712.8	1,056.3	1,317.1
土壤異營性呼吸通量(F_{HR})	376.9	352.5	366.5
甲烷釋放通量(F_{ME})	111.14	79.70	92.19
進流水輸入的有機碳通量 (F_{Inf})	955.9	119.1	379.7
出流水輸出的總有機碳通量(F_{Eff})	180.6	93.4	56.3
碳吸存通量(FC)	2,000.1	649.8	1,181.8

資料來源:莊建和, 2010

5.2.2.3 人工濕地的年平均甲烷釋放通量(F_{ME})

人工濕地年平均甲烷釋放通量的估算方法與淡水草澤類似。當進行靜置式不透光採氣罩測量土壤二氧化碳交換通量時，一併採樣氣罩內甲烷濃度的變化，以量測出甲烷交換通量($CH_{4r,s}$ ，單位以mg CH₄ m⁻² hr⁻¹表示)，測量方法請參考第6.5.2.1節。

同樣假設釋放通量($CH_{4r,s}$)在每日的24小時為定值，則將一年之中不同時間(即不同月份及季節)所量測的甲烷釋放通量，透過第三章所述的公式(3.10)簡單的算術總和進行時間內差運算，以推估出某監測位置的年平均甲烷釋放通量： $(F_{ME})_r$ 。再利用第6.8.2節空間外推法的概念，以第三章所述的公式(3.11)估算出整個草澤的年平均甲烷釋放通量。

$$(F_{ME})_r = \left[\sum_s (CH_{4r,s} \times 24 \times n_s) \right] \times 10^{-3} \quad (3.10)$$

$$F_{ME} = \frac{\sum_r [(F_{ME})_r \times a_r]}{\sum_r a_r} \quad (3.11)$$

其中，

$r, s = r$ 表示監測位置代號， s 代表測量月份代號

$CH_{4r,s}$ = 在 r 樣區 s 月份量測的土壤甲烷釋放通量，mg CH₄-C m⁻² hr⁻¹

n_s = 不同月份調查每次所代表的天數，d。 $\sum_s n_s = 365$

a_r = 樣區 r 所代表的濕地區塊面積，m²

$(F_{ME})_r$ = 樣區 r 的年平均土壤甲烷釋放通量，g C m⁻² yr⁻¹

F_{ME} = 整個濕地的年平均甲烷釋放通量，g C m⁻² yr⁻¹

嘉南藥理科技大學研究團隊於2007年12月到2010年5月期間對該校人工濕地進行每月一次的土壤甲烷釋放通量的連續採樣分析，監測結果進行擴大化計算，SSF及FWS濕地的年平均土壤甲烷釋放通量相當顯著，分別為111及80 g C m⁻² yr⁻¹(表5.2)。此結果顯著高於紅樹林的國內測量值(3 g C m⁻² yr⁻¹，表3.1)及北美鹹水濕地的平均值(1.5 g C m⁻² yr⁻¹，表3.10)。此結果可能是因為人工濕地接受廢污水的高有機碳負荷，增強濕地的厭氧性，並提供充足的有機物進行厭氧分解，再者淡水中硫酸鹽濃度低，甲烷化作用不會受到抑制，因而產生較高的甲烷釋放通量。上述結果可作為國內人工濕地第二層級估算的國家特殊數據參考。本作業手冊也匯整國外人工濕地的甲烷日平均釋放通量的數據供參考，請見第一章表1.7。

5.2.2.4 人工濕地進流水輸入(F_{Inf})及出流水輸出(F_{Eff})的年平均有機碳通量

人工濕地設置的主要目的乃為了處理廢污水及水污染防治，因此需經常性的進流廢水操作。人工濕地作為家庭污水二級處理時，其典型水力負荷設計約為0.014~0.047 m³ m⁻² d⁻¹，有機負荷的設計不超過6.8 g BOD₅ m⁻² d⁻¹(USEPA, 2000)。在此設計條件下，通常有80~90%的有機物會被人工濕地截留、礦化分解而去除。因此，人工濕地有豐富的有機物輸入，進而貢獻到濕地的碳循環程序中，這些有機物礦化的結果必然產生低分子的氣體產物：二氧化碳及甲烷。

人工濕地進流水輸入(F_{Inf})及出流水輸出(F_{Eff})的年平均有機碳通量與廢水進出流的實際流量及有機碳濃度有關，其的測量方法乃透過進、出流廢水的流量及水質的連續監測，由監測結果進行統計，進而計算出單位濕地面積平均每年的有機碳輸入及輸出通量，詳細的測量及計算方法請參考第六章的第6.5.3節。

嘉南藥理科技大學研究團隊曾收集該校人工濕地於2007年12月到2010年5月期間每2週採樣一次的水質水量監測資料，進行分析。結果顯示該校人工濕地的廢水進流流量介於220~391 m³/d (316.4±34.5 m³/d)，水力負荷範圍0.06~0.107 m/d (0.087±0.009 m/d)(因為該濕地是提供廢水的三級處理因此以較高的水力負荷操作)。進流水的總有機碳(TOC)濃度介於3.68~21.33 mg/L (12.41±5.54 mg/L)，SSF濕地出流水濃度減少至2.22~9.59 mg/L (3.98±1.49 mg/L)，SSF濕地的平均去除效率為63.3%，再流經FWS濕地後進一步削減至2.25~8.80 mg/L (3.36±1.06 mg/L)，FWS濕地的平均去除效率僅為6.9%。整體而言，SSF-FWS濕地的平均去除效率達68.3±15.6%。由這些數據可進一步計算出兩個濕地單元進流水輸入的有機碳通量(F_{Inf})及出流水輸出的總有機碳通量(F_{Eff})，如表5.2所示。

SS 及 FWS 人工濕地的進流水輸入有機碳通量(F_{Inf})分別為 956 及 119 g C $m^{-2} yr^{-1}$ ，佔有機碳總進入量($F_{NPP} + F_{Inf}$)的 36% 及 10%。

5.2.2.5 碳吸存通量計算

目前國際間仍少有人工濕地碳收支計算的報導。表 5.1 為國內嘉南藥理科技大學研究團隊於 2008~2010 年期間針對該校人工濕地進行碳匯功能調查所獲得的淨初級生產量(F_{NPP})、年平均異營性呼吸通量(F_{HR})、年平均甲烷釋放通量(F_{ME})、進流水輸入的年平均有機碳通量(F_{Inf})、及出流水輸出的年平均有機碳通量(F_{Eff})等五項碳收支數據及(5.1)式碳收支計算結果。結果顯示，SSF 濕地、FWS 濕地及整個 SSF-FWS 系統的碳吸存通量分別為 2,000、650、1,181 g C $m^{-2} yr^{-1}$ 。此數值與紅樹林的全球平均值(1,110 g C $m^{-2} yr^{-1}$ ，表 3.1)及北美鹹水濕地的平均值(1,933 g C $m^{-2} yr^{-1}$ ，表 3.10)相當接近。

至目前有關人工濕地碳吸存通量的文獻報導並不多，Mander et al. (2008) 曾調查愛沙尼亞境內用於處理生活污水的水平流及垂直流 SSF 人工濕地的氣體通量，並採收水生植物調查生質物固碳通量進行碳質量收支平衡，發現人工濕地的碳吸存能力高達 1,500~2,200 g C $m^{-2} yr^{-1}$ 。

5.2.2.6 使用碳吸存通量因子推估人工濕地碳吸存能力

FWS 及 SSF 人工濕地因不同分級(k)，亦即不同草種、緯度、地域等條件，而有不同的碳吸存通量因子($FC_{3,1,k}$ 及 $FC_{3,2,k}$)，其中 3,1 及 3,2 代表 FWS 及 SSF 人工濕地的代號(見圖 2.1)。因此，利用(5.1)式估算出不同分級的 FWS 及 SSF 人工濕地的碳吸存通量因子後，並調查其面積 $a_{3,1,k}$ 及 $a_{3,2,k}$ (面積量測請參考第 6.4 節)，即可使用(2.19)及(2.21)式，推估出全國 FWS 及 SSF 人工濕地的每年碳吸存能力。

5.2.3 有機碳長期累積速率估算

5.2.3.1 有機碳長期累積速率

有機碳長期累積速率(LOCAR)測量方法請參閱第六章第 6.7 節。為目前尚無文獻利用放射性同位素方法測量人工濕地過去數十年間的土壤有機碳長期累積速率相關資料。可能是因為人工濕地大多為進 20~30 年來所建立的，其地質條件無法以放射性同位素測出每年土壤的平均沉積速率。Anderson and Mitsch (2006)曾利用傳統方法，亦即直接測量土壤的碳含量(或碳密度)與濕地土壤厚度

在若干時間過程的變化，調查位於美國俄亥俄州 Olentangy River Wetland Research Park 的兩座人工草澤濕地(即 FWS 人工濕地)，不過此方法須較長的調查時程，可能需長達 10 年才能監測到兩者顯著的變化。結果發現採樣表面層土壤(0~8 cm)在 1993 年時總碳含量為 $1.57 \pm 0.4\%$ ，到了 1995 年增加到 $2.06 \pm 0.12\%$ ，到了 2004 年時已增加到 $3.76 \pm 0.12\%$ 。10 年之間土壤總碳含量增加約 139%。總計，此兩座濕地的土壤碳匯量為 $180 \sim 190 \text{ g C/m}^2/\text{year}$ ，其中 87% 為有機碳。

5.2.3.2 使用有機碳長期累積速率推估人工濕地碳吸存能力

人工濕地可能因不同植物種類、緯度、地域等條件，形成不同土壤分級(p)，而有不同的有機碳長期累積速率($LORCA_{3,1,p}$ 及 $LORCA_{3,2,p}$)的表現，其中 3,1 及 3,2 代表 FWS 及 SSF 人工濕地的代號(見圖 2.1)。如前節所述量測出不同分級的淡水草澤土壤的有機碳長期累積速率，並調查其面積 $a_{3,1,p}$ 及 $a_{3,2,p}$ (面積量測請參考第 6.4 節)後，即可使用(2.39)及(2.41)式，推估出全國淡水草澤及含有淡水草澤的特定濕地生態系統的碳吸存能力。

5.2.5.3 第三層級調查步驟

本作業手冊同時提供調查及估算人工濕地碳吸存能力及碳庫量的第三層級方法之步驟，唯詳細測量方法須參考第六章相關章節。以下只以 FWS 人工濕地為例敘述，SSF 人工濕地的調查步驟與 FWS 濕地完全相同。

步驟1：量測 FWS 人工濕地的分級面積($a_{3,1,k}$ 或 $a_{3,1,m}$ 或 $a_{3,1,p}$)或總面積($A_{3,1}$) (第 6.4 節)。

步驟2：劃定 FWS 人工濕地調查樣區、採氣位置、調查時間與頻率。

步驟3：利用破壞性採收割除法直接測量 FWS 人工濕地之地面上生物量(AGB)，再以 Smalley method 計算全年的地面上生物量生產量(AGB_{NPP})。再透過設定的 R 值($R \equiv BGB_{NPP} \div AGB_{NPP}$)推估出地面下生物量(BGB_{NPP})，詳細方法請參考第六章的第 6.5.1.5 節。將兩者總和(公式 3.17)即為 FWS 人工濕地的年平均淨初級生產量(F_{NPP})。

步驟4：利用靜置式(不透光)採氣罩現地測量樣點水面與空氣間的二氧化碳及甲烷交換通量($CO_{2,r,s}$ 及 $CH_{4,r,s}$) (見第 6.5.2.1 節)，並計算 FWS 人工濕地的年平均異營性呼吸通量(F_{HR})及年平均甲烷釋放通量(F_{ME}) (公式 3.8~3.11)。

- 步驟5：**定期監測FWS人工濕地的進流水及出流水的水量與水質(見第6.5.3節)，收集一整年的水量與水質數據，計算進流水輸入的年平均有機碳通量(F_{Inf})及出流水輸出的年平均有機碳通量(F_{Eff})(公式6.44~6.45)。
- 步驟6：**將五項的碳通量帶入公式(5.1)，即可計算FWS人工濕地的年平均碳吸存通量因子($FC_{3,1,k}$)。
- 步驟7：**將面積資料($a_{3,1,k}$)及碳吸存通量因子($FC_{3,1,k}$)帶入第二章的公式(2.19)及(2.21)，推估出全國FWS人工濕地及含有FWS人工濕地的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力($\Delta C_{W_{3,1}}$ 及 ΔC_{WES_n})。
- 步驟8：**測量FWS人工濕地土壤的有機碳長期累積速率($LORCA_{3,1,k}$)(見第6.7節)。
- 步驟9：**將面積資料($a_{3,1,k}$)及有機碳長期累積速率($LORCA_{3,1,k}$)帶入式(2.39)及(2.41)，計算出全國FWS人工濕地及含有FWS人工濕地的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力($\Delta C_{W_{3,1}}$ 及 ΔC_{WES_n})。
- 步驟10：**利用破壞性採收割除法直接測量FWS人工濕地之地面上生物量($AGB_{3,1,m}$)，再透過設定的R值($R \equiv BGB \div AGB$)推估出地面下生物量($BGB_{3,1,m}$)，詳細方法請參考第六章的第6.6.1.2節。再將量測的濕地分級面積($a_{3,1,m}$)帶入公式(2.24)及(2.25)計算出FWS人工濕地的生物量碳庫量($C_{BM_{3,1}}$)。
- 步驟11：**測量底泥的假密度、有機碳含量，以求得土壤碳密度($SCD_{3,1,p}$)(見第6.6.3節)。再將土壤分級面積($a_{3,1,p}$)及土壤碳密度數據($SCD_{3,1,p}$)帶入公式(2.29)及(2.30)計算出FWS人工濕地土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{3,1}}$)及總碳庫量($C_{S_{3,1}}$)。

5.2.4 碳庫估算

與淡水草澤一樣，人工濕地的有機碳主要儲存於生物量碳池及土壤有機物碳池中，因此以式(5.2)及(5.3)計算人工濕地總碳庫量：

$$C_{S_{3,1}} \cong C_{BM_{3,1}} + C_{SOM_{3,1}} \quad (5.2)$$

$$C_{S_{3,2}} \cong C_{BM_{3,2}} + C_{SOM_{3,2}} \quad (5.3)$$

其中，

3,1及3,2 = 代表FWS及SSF人工濕地的代號(見圖2.1)

$C_{S_{3,1}}$ 及 $C_{S_{3,2}}$ = FWS及SSF人工濕地的總碳庫量，t C

$C_{BM_{3,1}}$ 及 $C_{BM_{3,2}}$ = FWS及SSF人工濕地的生物量碳庫量，t C

$C_{SOM_{3,1}}$ 及 $C_{SOM_{3,2}}$ = FWS及SSF人工濕地的土壤有機物碳庫量，t C

式(4.2)及(4.3)等式右邊兩項(C_{BM} 及 C_{SOM})的估算說明如下：

5.2.4.1 生物量碳庫量(C_{BM})的估算

生物量碳庫量估算乃以式(2.24)、(2.25)及(2.26)計算。建議不同維管束植物(m 為不同植物代號)覆蓋的區域分別量測，須調查面積以獲得 $a_{3,1,m}$ 及 $a_{3,2,m}$ ，面積量測請參考第6.4節；有關維管束植物的地面上生物量($AGB_{3,1,m}$ 及 $AGB_{3,2,m}$)乃利用破壞性採收割除法直接測量，並透過設定的 R 值($R \equiv BGB \div AGB$)推估出地面下生物量($BGB_{2,1,m}$ 及 $BGB_{3,2,m}$)，詳細方法請參考第6.6.1.2節所述；植物的不同部位生物量的含碳比率(Cf_m)，可利用元素分析儀測量，請參考第6.5.1.8節。

5.2.4.2 土壤有機物碳庫量(C_{SOM})的估算

土壤有機物碳庫量可利用公式(2.29)、(2.30)及(2.31)估算，其中以第6.4節方法調查不同土壤分級(p)的濕地面積 $a_{3,1,p}$ 及 $a_{3,2,p}$ ；並以第6.6.3.3節所述方法分析土壤假密度(BD_p)及第6.6.3.2節分析土壤有機碳含量比率(SCf_p)，進而帶入公式(2.31)估算土壤有機碳密度(SCD_p)，並帶入公式(2.30)及(2.29)算出淡水草澤土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{3,1}}$ 及 $C_{SOM_{3,2}}$)。

5.2.5 估算步驟及案例

本節提供人工濕地碳吸存能力及碳庫量估算的第一及第二層級估算步驟與案例，提供的案例大多引用文獻的估算結果。另外，也提供第三層級調查及估算的步驟。

5.2.5.1 第一及第二層級估算步驟

以下只以FWS人工濕地為例敘述，SSF人工濕地的調查步驟與FWS濕地完全相同。

步驟1：量測FWS濕地的分級面積($a_{3,1,k}$ 或 $a_{3,1,m}$ 或 $a_{3,1,p}$)或總面積($A_{3,1}$)。

步驟2：選取國際間(或國家特殊)數據作為參考值，估算出FWS人工濕地的年平均淨初級生產量(F_{NPP})、年平均異營性呼吸通量(F_{HR})及年平均甲烷釋放通量(F_{ME})、進流水輸入的年平均有機碳通量(F_{Inf})、及出流水輸出的年平均

均有機碳通量(F_{Eff})等五項碳收支，帶入公式(5.1)計算FWS人工濕地的平均碳吸存通量因子($FC_{3,1,k}$)。

步驟3：將面積資料($a_{3,1,k}$)及碳吸存通量因子($FC_{3,1,k}$)帶入第二章的公式(2.19)及(2.21)，計算出推估出全國FWS人工濕地及含FWS人工濕地的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力($\Delta C_{W_{3,1}}$ 及 ΔC_{WES_n})。

步驟4：另一種估算濕地碳吸存能力的方法，乃選取國際間FWS人工濕地的有機碳長期累積速率($LORCA_{3,1,k}$)，作為參考值。再將面積資料($a_{3,1,k}$)及有機碳長期累積速率($LORCA_{3,1,k}$)帶入式(2.39)及(2.41)，計算出全國FWS人工濕地及含FWS人工濕地的特定濕地生態系統的碳吸存能力($\Delta C_{W_{3,1}}$ 及 ΔC_{WES_n})。(本項尚無國家資料可參考)

步驟5：選取國際間(或國家特殊)的FWS人工濕地生物量密度數據做為參考值($AGB_{3,1,m}$ 及 $BGB_{3,1,m}$)，再將量測的濕地分級面積($a_{3,1,m}$)帶入公式(2.24)及(2.25)計算出FWS人工濕地的生物量碳庫量($C_{BM_{3,1}}$)。

步驟6：選取國際間(或國家特殊) FWS人工濕地的土壤碳密度數據做為設定值($SCD_{3,1,p}$)，再將量測FWS人工濕地的分級面積($a_{3,1,p}$)一併帶入公式(2.29)及(2.30)計算出FWS人工濕地土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{3,1}}$)。

步驟7：利用公式(4.2)計算出FWS人工濕地的總碳庫量($C_{S_{3,1}}$)。

5.2.5.2 第一及第二層級估算案例

案例一：臺灣人工濕地碳吸存能力的推估

莊建和(2010)利用碳通量收支計算初估人工濕地進行污水處理的碳吸存能力，FWS及SSF人工濕地分別為650及2,000 g C m⁻² yr⁻¹。由環保署、教育部、內政部營建署等部會資料(Jing et al., 2006)，本作業手冊推估至2010年臺灣FWS及SSF人工濕地的總建造面積分別約2,800及3 ha，以此資料使用式(2.19)估算出FWS及SSF人工濕地的碳吸存能力分別為182,000及60 t C yr⁻¹。

$$\begin{aligned}\Delta C_{WL_{1,3}} &= A_{3,1} \times FC_{3,1} \times 10^{-6} \\ &= (2800 \times 10^4 \times 650 \times 10^{-6}) \\ &= 182000 (\text{t C yr}^{-1})\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}\Delta C_{WL_{3,2}} &= A_{3,2} \times FC_{3,2} \times 10^{-6} \\ &= (3 \times 10^4 \times 2000 \times 10^{-6}) \\ &= 60 (\text{t C yr}^{-1})\end{aligned}$$

5.2.5.3 第三層級調查步驟

本作業手冊同時提供調查及估算人工濕地碳吸存能力及碳庫量的第三層級方法之步驟，唯詳細測量方法須參考第六章相關章節。以下只以FWS人工濕地為例敘述，SSF人工濕地的調查步驟與FWS濕地完全相同。

步驟1：量測FWS人工濕地的分級面積($a_{3,1,k}$ 或 $a_{3,1,m}$ 或 $a_{3,1,p}$)或總面積($A_{3,1}$) (第6.4節)。

步驟2：劃定FWS人工濕地調查樣區、採氣位置、調查時間與頻率。

步驟3：利用破壞性採收割除法直接測量FWS人工濕地之地面上生物量(AGB)，再以Smalley method計算全年的地面上生物量生產量(AGB_{NPP})。再透過設定的 R 值($R = BGB_{NPP} \div AGB_{NPP}$)推估出地面下生物量(BGB_{NPP})，詳細方法請參考第六章的第6.5.1.5節。將兩者總和(公式3.17)即為FWS人工濕地的年平均淨初級生產量(F_{NPP})。

步驟4：利用靜置式(不透光)採氣罩現地測量樣點水面與空氣間的二氧化碳及甲烷交換通量($CO2_{r,s}$ 及 $CH4_{r,s}$) (見第6.5.2.1節)，並計算FWS人工濕地的年平均異營性呼吸通量(F_{HR})及年平均甲烷釋放通量(F_{ME}) (公式3.8~3.11)。

步驟5：定期監測FWS人工濕地的進流水及出流水的水量與水質(見第6.5.3節)，收集一整年的水量與水質數據，計算進流水輸入的年平均有機碳通量(F_{Inf})及出流水輸出的年平均有機碳通量(F_{Eff}) (公式6.44~6.45)。

步驟6：將五項的碳通量帶入公式(5.1)，即可計算FWS人工濕地的年平均碳吸存通量因子($FC_{3,1,k}$)。

步驟7：將面積資料($a_{3,1,k}$)及碳吸存通量因子($FC_{3,1,k}$)帶入第二章的公式(2.19)及(2.21)，推估出全國FWS人工濕地及含有FWS人工濕地的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力($\Delta C_{W_{3,1}}$ 及 ΔC_{WES_n})。

步驟8：測量FWS人工濕地土壤的有機碳長期累積速率($LORCA_{3,1,k}$) (見第6.7節)。

步驟9：將面積資料($a_{3,1,k}$)及有機碳長期累積速率($LORCA_{3,1,k}$)帶入式(2.39)及(2.41)，計算出全國FWS人工濕地及含有FWS人工濕地的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力($\Delta C_{W_{3,1}}$ 及 ΔC_{WES_n})。

步驟10：利用破壞性採收割除法直接測量FWS人工濕地之地面上生物量 ($AGB_{3,1,m}$)，再透過設定的 R 值 ($R \equiv BGB \div AGB$)推估出地面下生物量 ($BGB_{3,1,m}$)，詳細方法請參考第六章的第6.6.1.2節。再將量測的濕地分級面積 ($a_{3,1,m}$)帶入公式(2.24)及(2.25)計算出FWS人工濕地的生物量碳庫量 ($C_{BM_{3,1}}$)。

步驟11：測量底泥的假密度、有機碳含量，以求得土壤碳密度 ($SCD_{3,1,p}$) (見第6.6.3節)。再將土壤分級面積 ($a_{3,1,p}$)及土壤碳密度數據 ($SCD_{3,1,p}$) 帶入公式(2.29)及(2.30)計算出FWS人工濕地土壤有機物碳庫量 ($C_{SOM_{3,1}}$)及總碳庫量 ($C_{S_{3,1}}$)。

5.2.6 不確定性評估

5.2.6.1 第二層級方法的不確定性

如前所述，嘉南藥理科技大學研究團隊近幾年來已建立人工濕地溫室氣體交換通量，及碳與氮物質收支計算的結果(林瑩峰等，2008，2009；賴建志，2008；黃盈茲，2009；莊建和，2010)，這些資料可作為國內參考數據。唯國內不同人工濕地之間，在進流廢水種類、有機負荷速率、植物種類、水深、地理位置、環境等條件的差異，影響第二層級方法的不確定性。另外，還需要持續性的計畫進行調查比對以確認國內的特殊數據。

5.2.6.2 第三層級方法的不確定性

針對第三層級所提出的調查、測量及推估方法，可能存在以下不確定性：

1. 使用於推估地面下生物量及淨初級生產量的 R 值，具不確定性。
2. 將靜置式不透光採氣罩的測量結果視為總呼吸通量，此通量乘以一個係數值(β)，估算土壤異營性呼吸通量，此係數具不確定性。
3. 以每季一次或每月一次的採樣結果，擴大計算一年的平均通量，時間內插的推算具不確定性。
4. 樣點數目及覆蓋度少，以少數樣點監測結果透過空間內插法推估整個場址的平均通量，具不確定性。
5. 儘管由碳收支計算結果可證實人工濕地表現可觀的碳吸存通量，這些碳吸存量會大多轉換為植物生物量及殘骸，不過以人工濕地的維護管

理策略而言，因人工濕地的空間容量及景觀考量與需求不同於天然濕地，無法讓每年所產生龐大的生質量留存在濕地中任其枯死腐敗分解，因此每年均會進行定期植物採收，將這些生質量有機碳移出至濕地外。故可能減少真正累積於濕地的有機碳比例。另一方面，如何運用這些採收的水生植物生物量，或用於生物炭或堆肥製作，延長其固態碳或有機碳型態的碳循環時期，避免立即形成二氧化碳又釋放回大氣中，或用於生質能源(如乙醇生產、衍生性燃料應用等)替代化石燃料使用以降低大氣二氧化碳濃度增加，如此才能發揮人工濕地最大的碳匯功能。

5.3 生態池

5.3.1 生態池系統描述

本章所述的生態池乃為了貯留暴雨逕流、或接收經二級或三級處理的廢污水，以提升水質、營造生態、景觀或補注地下水為目的所設置的池塘(ponds)。生態池為水深超過1公尺的開放性水塘，較淡水埤塘的水深淺、水體規模較小，挺水性植物難以密植生長頂多分布在水岸，不過水面可能存在著根浮葉(如睡蓮)及漂浮性水生植物(如浮萍、水芙蓉)。國家重要濕地中新海人工濕地、打鳥埤人工濕地、嘉南藥理科技大學人工濕地、關山人工濕地、高雄大學濕地、屏東科技大學人工濕地及海生館人工濕地等處皆有顯著面積的生態池。

5.3.2 碳收支計算

生態池在水域型態上類似氮水埤塘，不同的是前者進流污染性水源，後者水源多引自溪河、污染性低，前者有著根浮葉或漂浮性水生植物存在，後者則無。因此，生態池的碳匯調查方法基本上可採用埤塘方法，另須將進出流水的有機碳通量及水生植物的淨生產量納入考慮。

生態池碳收支計算及各項碳通量測量方法，基本上與第四章第4.3.節的埤塘、湖泊、水庫生態系統類似。根據質量守恆原理，生態池的碳吸存通量因子(FC)可遵循第二章第2.5.2節所建立的濕地碳收支計算通用方程式(2.10)來估算。生態池水域的主要初級生產量(F_{NPP})來自水中藻類及著根浮葉或漂浮性水生植物，而異營性呼吸通量(F_{HR})主要來自細菌及水生動物。且本作業手冊建議利用漂浮式採氣罩法調查生態池的平均二氧化碳交換通量(F_{NEE})，來涵蓋 F_{NPP} 及 F_{HR} 。因此生態池的完整碳收支計算乃建議採第二章公式(2.15)進行，並改寫為式(5.4)。

$$FC_{3,3} = -F_{NEE} + (F_{Inf} - F_{Eff}) - F_{ME} \quad (5.4)$$

其中，

3,3 = 代表生態池的代號(見圖2.1)

$FC_{3,3}$ = 生態池的年平均二氧化碳吸存或釋放通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$ 。

F_{NEE} = 生態池的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

F_{Inf} = 生態池進流水帶入的有機碳通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

F_{Eff} = 生態池出流水帶離開的有機碳通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

F_{ME} = 生態池的年平均甲烷釋放通量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

當調查方法不考慮進流河水帶入的有機碳通量(F_{Inf})、出流水帶出的有機碳通量(F_{Eff})及甲烷釋放通量(F_{ME})時，則將(5.4)簡化為(5.5)，亦即以淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})來代表碳吸存或碳排放通量($FC_{3,3}$)。

$$FC_{3,3} \cong -F_{NEE} \quad (5.5)$$

式(5.5)的負號表示 F_{NEE} 的測量結果若為負值，則 $FC_{3,3}$ 為正值，亦即生態池為碳匯場所具有二氧化碳吸收能力；相反地， F_{NEE} 的調查結果若為正值，則 $FC_{3,3}$ 為負值，亦即生態池為碳排放源、釋放二氧化碳。此方法可在較簡單的調查項目下判定生態池是二氧化碳的匯集(sink)或來源(source)場所，並計算出吸存或釋放通量。

5.3.2.1 生態池的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})

且本作業手冊建議利用漂浮式採氣罩法，分別測量開放水域區(無植物覆蓋)及植物覆蓋區的二氧化碳交換通量 (CO_{2open} 及 $CO_{2covered}$)，再根據空間上開放水域區與植物覆蓋區的面積比率，估算出整體生態池的平均二氧化碳交換通量。由於漂浮式採氣罩可將水面上的著根浮葉及漂浮性水生植物涵括在採氣罩內，因此在植物覆蓋區測量到的二氧化碳交換通量結果，將包括：水生植物的淨初級生產量、藻類(浮游性及底棲性)淨初級生產量、微生物分解有機物的異營性呼吸二氧化碳排放、動物(魚蝦類)的異營性、及無機碳的擴散傳輸等作用的淨通量結果。而在開放水域區(無植物覆蓋)測量到的二氧化碳交換通量(CO_{2open})，則無包含水生植物的淨初級生產量。

建議依據生態池開放水域區與植物覆蓋區的面積，比例設置採樣點。採樣時間建議在早上 10:00~12:00 時測量一次，代表日間的通量 (CO_{2day})；晚間

20:00~22:00測量一次，代表夜間通量(無光合作用， $CO2_{night}$)。將日間及夜間的小時平均通量分別乘以每天日照時數及黑暗時數，累積總和可獲得日平均通量，再將日平均通量結果以時間擴大化為整年的平均通量(式5.6及5.7)。再以空間內插法，根據開放水域區與植物覆蓋區的面積比率計算出平均淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})(式5.7)。

$$(F_{NEE})_{open} = \sum_s [CO2_{open,day} \times 12 + CO2_{open,night} \times 12]_s \times n_s \times 10^{-3} \quad (5.6)$$

$$(F_{NEE})_{covered} = \sum_s [CO2_{covered,day} \times 12 + CO2_{covered,night} \times 12]_s \times n_s \times 10^{-3} \quad (5.7)$$

$$F_{NEE} = \frac{(F_{NEE})_{open} \times a_{open} + (F_{NEE})_{covered} \times a_{covered}}{a_{open} + a_{covered}} \quad (5.8)$$

其中，

$s = s$ 代表測量季節代號

$CO2_{open,day}$ =在開放水域及日間時所量測的二氧化碳交換通量，
mg C m⁻² hr⁻¹

$CO2_{open,night}$ =在開放水域及夜間時所量測的二氧化碳交換通量，
mg C m⁻² hr⁻¹

$CO2_{open,day}$ =在植物覆蓋區及日間時所量測的二氧化碳交換通量，
mg C m⁻² hr⁻¹

$CO2_{open,night}$ =在植物覆蓋區及夜間時所量測的二氧化碳交換通量，
mg C m⁻² hr⁻¹

n_s =不同季節調查每季所代表的天數， $d \cdot \sum_s n_s = 365$

$(F_{NEE})_{open}$ =開放水域的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量，g C m⁻² yr⁻¹

$(F_{NEE})_{night}$ =植物覆蓋區的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量，g C m⁻² yr⁻¹

a_{open} =開放水域的總面積，m²

a_{night} =植物覆蓋區的總面積，m²

F_{NEE} =生態池的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量，g C m⁻² yr⁻¹

基本上，同一天所測得的 $CO2_{open,day}$ 及 $CO2_{open,night}$ 彼此間差異性較小，而 $CO2_{covered,day}$ 及 $CO2_{covered,night}$ 彼此間差異性較大。 $CO2_{open,night}$ 及 $CO2_{covered,night}$ 通常為較大的正值(代表較大的二氧化碳排放)， $CO2_{open,day}$ 可能為較小的正值或負值(二氧化碳微小排放或微小吸收)，而 $CO2_{covered,night}$ 則為較大的負值(代表較大的二氧化碳吸收)。

5.3.2.2 生態池的年平均甲烷釋放通量(F_{ME})

生態池的甲烷釋放通量同樣採用漂浮式採氣罩法，與二氧化碳的採樣地點(開放水域及植物覆蓋區)及時間(早上10:00~12:00及晚間20:00~22:00)同時進行，獲得的通量結果以時間及空間內插法計算出生態池的年平均甲烷釋放通量(F_{ME})，如式(5.9)~(5.11)所示：

$$(F_{ME})_{open} = \sum_s [CH4_{open,day} \times 12 + CH4_{open,night} \times 12]_s \times n_s \times 10^{-3} \quad (5.9)$$

$$(F_{ME})_{covered} = \sum_s [CH4_{covered,day} \times 12 + CO2_{covered,night} \times 12]_s \times n_s \times 10^{-3} \quad (5.10)$$

$$F_{NEE} = \frac{(F_{NEE})_{open} \times a_{open} + (F_{NEE})_{covered} \times a_{covered}}{a_{open} + a_{covered}} \quad (5.11)$$

其中，

$s = s$ 代表測量季節代號

$CH4_{open,day}$ =在開放水域及日間時所量測的甲烷交換通量， $mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

$CH4_{open,night}$ =在開放水域及夜間時所量測的甲烷交換通量， $mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

$CH4_{open,day}$ =在植物覆蓋區及日間時所量測的甲烷交換通量， $mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

$CH4_{open,night}$ =在植物覆蓋區及夜間時所量測的甲烷交換通量， $mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

n_s =不同季節調查每季所代表的天數， d 。 $\sum_s n_s = 365$

$(F_{ME})_{open}$ =開放水域的年平均淨生態系統甲烷交換通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

$(F_{ME})_{night}$ =植物覆蓋區的年平均淨生態系統甲烷交換通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

a_{open} =開放水域的總面積， m^2

a_{night} =植物覆蓋區的總面積， m^2

F_{ME} =生態池的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

5.3.2.3 生態池進流水輸入(F_{Inf})及出流水輸出(F_{Eff})的年平均有機碳通量

生態池進流水輸入(F_{Inf})及出流水輸出(F_{Eff})的年平均有機碳通量的調查方法與人工濕地相同，為透過測量進、出流廢水的流量及水質的，由監測結果進行統計，進而計算出單位濕地面積平均每年的有機碳輸入及輸出通量，詳細的測量及計算方法請參考第六章的第6.5.3節。

5.3.2.4 碳吸存通量計算

獲得各項碳通量數值後，即可帶入(5.4)式或(5.5)式，進行碳收支計算估算出生態池的碳吸存通量因子。此數值若為正數，則生態池為碳匯場所可吸存大氣二氧化碳，若為負數，則生態池為碳源場所，排放二氧化碳到大氣中。

5.3.2.5 使用碳吸存通量因子推估生態池碳吸存能力

生態池因不同分級(k)，亦即不同性質的進流廢污水、植物種類、植物覆蓋度、優養化程度、地域等條件，而有不同的碳吸存通量因子($FC_{3,3,k}$)，其中 3,3 代表生態池的代號(見圖 2.1)。因此，利用(5.4)式或(5.5)式估算出不同分級的生態池碳吸存通量因子後，並調查其面積 $a_{3,3,k}$ (面積量測請參考第 6.4 節)，即可使用(2.19)及(2.21)式，推估出全國生態池的每年碳吸存能力。

5.3.3 有機碳長期累積速率估算

生態池與人工濕地同樣都是在近年來人為建造的水體，底泥沉積年齡較短，此地質條件無法以放射性同位素測出每年土壤的平均沉積速率。不過，可參考Anderson and Mitsch (2006)曾利用傳統方法，直接測量土壤的碳含量(或碳密度)與濕地土壤厚度在若干時間過程的變化，調查位於美國俄亥俄州Olentangy River Wetland Research Park的兩座人工草澤濕地(即FWS人工濕地)，不過此方法須較長的調查時程，可能需長達10年才能監測到兩者顯著的變化。結果發現採樣表面層土壤(0~8 cm)在1993年時總碳含量為 1.57 ± 0.4 %，到了1995年增加到 2.06 ± 0.12 %，到了2004年時已增加到 3.76 ± 0.12 %。10年之間土壤總碳含量增加約139%。總計，此兩座濕地的土壤碳匯量為180~190 g C/m²/year，其中87%為有機碳。

5.3.4 碳庫估算

生態池的有機碳主要儲存於生物量碳池(包括著根浮葉及漂浮性水生植物、浮游生物及水棲動物)及土壤有機物碳池中。不過根據一般觀察，生物量碳池的碳密度並不像人工濕地的挺水性植物密集度高，因此忽略生物量碳存量。如果植物覆蓋度高，則可另行估算生物量碳存量：

$$C_{S_{3,3}} \cong C_{SOM_{3,3}} \quad (5.12)$$

其中，

3,3 =代表生態池的代號(見圖2.1)

$C_{S_{3,3}}$ =埤塘的總碳庫量，t C

$C_{SOM_{3,3}}$ =埤塘的土壤有機物碳庫量，t C

土壤有機物碳庫量可利用公式(2.29)、(2.30)及(2.31)估算，其中以第6.4節方法調查不同土壤分級(ρ)的濕地面積 $a_{2,2,\rho}$ 或 $a_{2,3,\rho}$ ；並以第6.6.2.3節所述方法分析土壤假密度(BD_ρ)及第6.6.2.2節分析土壤有機碳含量比率(SCf_ρ)，進而帶入公式(2.31)估算土壤有機碳密度(SCD_ρ)，並帶入公式(2.30)及(2.29)算出生態池的土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{3,3,\rho}}$)。「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」調查嘉南藥理科技大學生態池的土壤有機碳密度為0.004~0.008 g C cm⁻³(內政部營建署城鄉發展分署，2011)。

5.3.5 估算步驟及案例

本節提供生態池碳吸存能力及碳庫量估算的第一及第二層級估算步驟與案例，提供的案例大多引用文獻的估算結果。另外，也提供第三層級調查及估算的步驟。

5.3.5.1 第一及第二層級估算步驟

步驟1：量測生態池的分級面積($a_{3,3,k}$ 或 $a_{3,3,\rho}$)或總面積($A_{3,3}$)。

步驟2：選取國際間(或國家特殊)數據作為參考值，估算出生態池的年平均淨生態系統二氧化碳交換通量(F_{NEE})，帶入公式(5.5)以計算生態池的平均碳吸存通量因子($FC_{3,3,k}$)。

步驟3：將面積資料($a_{3,3,k}$)及碳吸存通量因子($FC_{3,3,k}$)帶入第二章的公式(2.19)及(2.21)，計算出推估出全國生態池及含有生態池的特定濕地生態系統的每年碳吸存能力($\Delta C_{3,3}$ 及 ΔC_{WES_n})。

步驟4：選取國際間(或國家特殊)生態池的碳密度數據做為設定值($SCD_{3,3,\rho}$)，再將量測埤塘的分級面積($a_{3,3,\rho}$)一併帶入公式(2.29)及(2.30)計算出埤塘土壤有機物碳庫量($C_{SOM_{3,3}}$)。

步驟5：利用公式(3.22)計算出埤塘的總碳庫量($C_{S_{3,3}}$)。

5.3.5.2 第三層級調查步驟

步驟1：量測生態池的分級面積($a_{3,3,k}$ 或 $a_{3,3,\rho}$)或總面積($A_{3,3}$) (第6.4節)。

步驟2：規劃生態池調查樣區、採樣位置、調查時間與頻率。

- 步驟3：**利用漂浮式採氣罩法，現地測量樣點的二氧化碳及甲烷交換通量 ($CO2_{day}$ 、 $CO2_{night}$ 、 $CH4_{day}$ 及 $CH4_{night}$) (見第6.5.2.2.)，並計算生態池的年平均生態系統二氧化碳交換通量 (F_{NEE}) 及年平均甲烷釋放通量 (F_{ME}) (公式5.6~5.11)。
- 步驟4：**監測生態池進流水及出流水的流量與水質 (見第6.5.3.節)，收集水量與水質數據計算進流輸入的年平均有機碳通量 (F_{Inf}) 及出流輸出的年平均有機碳通量 (F_{Eff}) (公式6.44~6.45)。
- 步驟5：**將年平均生態系統二氧化碳交換通量 (F_{NEE}) 帶入公式(5.5)，可判定生態池與大氣間的二氧化碳吸存或排放通量因子。或者將年平均生態系統二氧化碳交換通量 (F_{NEE})、年平均甲烷釋放通量 (F_{ME})、進流水輸入的年平均有機碳通量 (F_{Inf}) 及出流水輸出的年平均有機碳通量 (F_{Eff}) 等四項帶入公式(4.3)，可估算整個生態系統實際的有機碳累積或吸存通量因子 ($FC_{3,3,k}$)。
- 步驟7：**將面積資料 ($a_{3,3,k}$) 及碳吸存通量因子 ($FC_{3,3,k}$) 帶入第二章的公式(2.19) 及(2.21)，推估出全國生態池，及含有生態池的特定生態系統的每年碳吸存(或排放)能力 ($\Delta C_{3,3}$ 及 ΔC_{WES_n})。
- 步驟8：**測量底泥的假密度、有機碳含量，以求得土壤碳密度 ($SCD_{3,3,p}$) (見第6.6.2.節)。再將土壤分級面積 ($a_{3,3,p}$) 及土壤碳密度數據 ($SCD_{3,3,p}$) 帶入公式(2.29) 及(2.30) 計算出生態池土壤有機物碳庫量 ($C_{SOM_{3,3}}$) 及總碳庫量 ($C_{S_{3,3}}$)。

5.3.6 不確定性評估

5.3.6.1 第二層級方法的不確定性

目前，國內可用的數據有「國家重要濕地碳匯功能調查計畫」針對嘉南藥理科技大學人工濕地的生態池調查了年平均淨生態系統二氧化碳交換通量及甲烷釋放通量(內政部營建署城鄉發展分署，2011)可作為國內參考數據。唯國內不同生態池之間，進流廢污水性質、植物種類、植物覆蓋度、優養化程度、地域等條件的差異，影響第二層級方法的不確定性。另外，前述計畫僅是國內先行的初步調查案，還需要持續性的計畫進行調查比對以確認國內的特殊數據。

5.3.6.2 第三層級方法的不確定性

本作業手冊針對第三層級方法所提出的調查、測量及推估方法，可能存在以下不確定性：

- 1.以(5.5)式進行碳收支計算所獲得的生態池碳吸存通量，由於忽略進流河水帶入的有機碳通量及出流水帶出的有機碳通量不於計入。因此可能會低估實際淨累積於生態池的有機碳通量。
- 2.漂浮式採氣罩法測量生態池一大氣的二氧化碳及甲烷交換通量，以早上10:00~12:00採樣監測結果代表日間交換通量、以20:00~22:00採樣監測結果代表夜間通量，以此結果計算一日平均值，具不確定性。
- 3.以每季一次或每月一次的採樣結果，擴大計算一年的平均通量，時間內插的推算具不確定性。
- 4.當樣點數目及覆蓋度少時，以少數樣點監測結果透過空間內插法推估整個場址的平均通量，具不確定性。

第六章 濕地碳匯與碳庫調查計畫

6.1 前言

本章主要敘述濕地碳庫與碳吸存能力實際野外測量的計畫與步驟、採樣方法、濕地面積估算方法、碳通量調查及測量法、碳庫調查及測量法、數據統計等，以提供第三層級調查方法的參考。第三層級方法的必要性在第2.8節已有論述，其目標乃在提升濕地碳吸存能力及碳庫量估算結果的確定性，使之超過第一及第二層級方法的估算結果。本章所提出的調查步驟及各項測量方法，都是以科學為基礎的方法，也都是相關領域的文獻(科學期刊論文或國際機構報告)已普遍採用的方法。

第6.2節說明通用於各類型濕地的調查步驟。由於相關參數的測量結果經常呈現高的空間與時間變化(high spatial and temporal variability)，因此野外的採樣點須全面及廣泛，並固定時間重複進行測量(re-measurement)，在第6.3.節敘述採樣數目、位置及頻率的考量及決定。濕地面積為估算濕地碳庫與碳吸存能力的基本數據，其測量方法在第6.4節介紹。進行濕地碳收支計算以求得有機碳吸存通量因子所需要的各項碳通量，其測量方法在第6.5節介紹。第6.6節敘述濕地碳庫量的測量方法。第6.7.節則說明濕地土壤長期有機碳累積速率的測量方法。第6.8節則說明如何將不同採樣位置及不同時間測量的數據，進行統計以擴大化推算出完整濕地場址、整年的碳庫與碳吸存能力。

6.2 調查步驟

本節說明通用於各類型濕地碳吸存能力與碳庫量測量及調查的一般步驟。特別針對各不同類型濕地的第三層級調查步驟，則在第三~五章介紹各類型濕地碳吸存能力與碳庫量估算時分別說明。

- 1. 建立濕地採樣計畫：**由於與濕地碳吸存通量及碳庫相關參數(例如濕地與大氣的二氧化碳及甲烷交換通量、土壤有機碳含量等)的測量結果通常具有明顯的空間與時間變化，因此規劃適當的採樣位置及採樣時間，以能涵蓋被調查濕地之廣泛空間範圍及整年時間範圍，是進行測量之前的重要前置工作。
- 2. 採樣位置的選擇：**依受調查濕地的面積大小、範圍及形狀，劃定樣區(plot)數目、位置及面積大小，再決定採樣點的位置及數目，以能確保測量結果涵蓋整個濕地範圍。如果屬於破壞性監測(例如：維管束植物採收割除及土壤土芯採樣等)，在相同樣區的週期性重複採樣，以不採同一個位置(location)為原則。
- 3. 進行第一次採樣及測量：**當採樣位置決定後，及可進行第一次樣本(植物生物體、氣體、土壤、水)採集、少數參數(如溫度、日射強度等)的現場紀錄，並將

樣本帶回實驗室進行分析，進而獲得多項參數(二氧化碳及甲烷交換通量、土壤有機碳含量等)的測量結果。採樣位置須標示或透過衛星定位系統記錄座標，以備下次重複採樣及測量時定位之用。

4. **週期性的重複採樣及監測**：有不少檢測項目須在同一位置進行週期性的重複採樣及測量，例如：二氧化碳及甲烷交換通量、紅樹林落葉收集、胸徑測量、水中有機物含量等，以能評估這些參數隨著調查時間的變化趨勢。
5. **進行數據分析並獲得該濕地碳吸存能力及碳庫因子的相關數值**：將量測結果以特定的統計方法進行分析，統計分析的整體結果即為代表整個場址的碳吸存通量、有機碳累積速率或碳庫之估算值，此數值便可進一步提供第二層級估算的國家特殊數據。統計分析也包括將採樣點、幾次的測量結果，擴大(scaling)計算出整個受調查濕地空間及整個調查期間(全年)的估算值。統計方法從簡單的算術平均或加權平均，到較詳細的內插法(interpolation)或外插法(extrapolation)。
6. **濕地碳吸存能力及碳庫量估算**：最後再將單位面積碳吸存通量及碳庫量之因子，乘以該濕地總面積或全國該類型濕地的總面積，即可獲得該濕地或全國該類型全部濕地的碳吸存能力及碳庫量。

6.3 採樣規劃

6.3.1 採樣位置的規劃

採樣作業(sampling)乃指觀察部分群體(樣本)獲得的結果以推論整個群體的結果。採樣的標準作業須以隨機選擇(random selection)為原則，也就是群體中的每一單元被含括成為樣本的機率是相同的，它可減少偏見造成的誤差，降低估算的不確定性。另外，有些監測也可進行主觀採樣(subjective sampling)，刻意選擇在代表性的位置進行採樣。

針對大面積範圍的濕地，較有效率的採樣作業是先將調查場址依照水深、有無植物存在、植物的種類、土壤性質、地形等條件，進行濕地分層(stratification)。也就是將受調查的濕地分為不同濕地類型(types)，而相同類型亦分層為不同分級(strata)濕地。分層雖然在作業上較複雜，但是可將異質性高的濕地場址劃分為均質性的濕地類型及分級，依不同類型及分級濕地再選擇採樣位置，所獲得的採樣及監測結果可更確定的推論於整個濕地面積，減少採樣的不確定性、提升採樣效率。例如，國家重要濕地碳匯功能調查計畫(內政部營建署城鄉發展分署，2011)，調查七股鹽田濕地碳匯功能時，將整個濕地場址分層為紅樹林、潟湖水域、潮間帶灘地、魚塢四大類型，潮間

帶灘地又區分為外海沙灘、內海沙灘及內海泥灘三個分級；調查嘉南藥理科技大學人工濕地碳匯功能時，則將整個濕地場址分為表面流人工濕地、表面下流動人工濕地、及生態池。

受調查濕地經分層為均質性的濕地類別及分級後，則可進行簡單隨機採樣 (simple random sampling)，將調查區劃分成若干樣區 (plots)，隨機訂出採樣位置。也可進行系統及網格採樣 (systematic and grid sampling)，利用虛擬網格方法劃定樣區，在網格內或交叉處設定採樣位置。系統及網格採樣法通常較簡單隨機採樣法有效及準確，因為系統採樣法訂出的樣區在調查區域內分布較均勻。舉例而言，當進行人工濕地碳匯調查時，可依水流方向從進流口至出流口根據距離或面積劃定若干樣區，在每一個樣區設立採樣點進行水質監測及氣體通量調查。

環境變動性越高的濕地類型或場址，採樣點的數目需要設置越多個，亦即提高空間覆蓋率 (high spatial coverage)，以獲得客觀及可信的結果。

6.3.2 採樣頻率的規劃

在濕地碳匯功能調查中，有不少監測項目均須調查其隨時間的變化量，由其是利用碳收支計算法以估算濕地的碳吸存通量中，絕大多數的項目都需調查至少整年的變化，例如：二氧化碳及甲烷交換通量、紅樹林及草澤淨初級生產量、水質等，均須進行重複採樣及測量。針對重複採樣及測量，可在同一個樣區的相同的採樣位置進行，稱為永久性採樣 (permanent sampling)，例如二氧化碳及甲烷交換通量的監測可採用此法；也可在同一個樣區，但是不同的採樣位置進行，稱為暫時性採樣 (temporary sampling)，例如草澤植物淨初級生產量的測量。

前述碳收支計算法所需調查的項目 (例如：植物的淨初級生產量、土壤異營性呼吸量、甲烷釋放通量等)，都有明顯的時間或季節性變化，因此都需調查至少一整年的變化。每次採樣間隔則根據採樣頻率訂出，採樣頻率從每季一次、每兩個月一次、每個月一次、每兩周一次、每星期一次到每30分鐘一次，其選擇端賴於可支出的經費、確定性的要求、及監測方法而定。利用 Eddy Covariance 通量塔監測單一測點周遭面積的二氧化碳交換通量 (NEE) 或淨生態系統生產量 (NEP)，由於設備儀器的自動化，可設定每30分鐘重複擷取一次氣象數據，因此不僅可大大降低人力的需求，可涵蓋每30分鐘的變化而增加量測結果的確定性，不過初設成本相當昂貴。反之，以靜置式採氣罩法進行氣體通量的測量，設備簡單價格低廉，不過相當耗費人力，因此通常只能進行每個月一次的長期採樣監測，無法涵蓋一個月之間沒有測量的不確定性。另外，碳庫量的變化不像碳通量變化顯著，因此只要每季量測一次即可。而土壤有機碳長期累積速率一般只要在全期 (一年) 調查工作中進行一次即可，而下次的採樣分析能在 5~10 年後才進行。

環境變動性越高的濕地類型或場址，需要越高的採樣頻率，亦即提高時間覆蓋率 (high temporal coverage)，以獲得客觀及可信的結果。表6.1為本作業手冊所建議濕地碳匯功能調查的測量項目、方法及採樣與監測頻率。

表 6.1 濕地碳匯功能調查的測量項目、方法及採樣頻率

測量項目	測量方法	採樣及監測頻率	全期
二氧化碳交換通量(呼吸通量)	靜置式採氣罩、漂浮式採氣罩	每季至每月一次	一年
	Eddy Covariance通量塔	每30分鐘一次	一年
甲烷交換通量	靜置式採氣罩、漂浮式採氣罩	每季至每月一次	一年
有機物輸入及輸出通量	進流水及出流水流量、水質	每月一次	一年
紅樹林淨初級生產量	落葉收集及胸徑測量	每一到兩個月一次	一年
草澤植物淨初級生產量	採收割除法	每一到兩個月一次	一年
灘地的GPP-I關係模式	靜置式採氣罩	每季至每月一次	一年
土壤有機碳長期累積速率	土柱採樣及同位素放射線分析	一次	一年
生物量碳庫量	紅樹林胸徑測量、草澤植物採收割除法	每季一次	一年
死亡有機物碳庫	植物殘體採樣分析	每季一次	一年
土壤碳庫量	土柱採樣、土壤假密度及有機碳含量測量	每季一次	一年

6.4 濕地面積估算方法

6.4.1 濕地面積估算流程

為能夠適度地評估各類濕地的面積，以及配合各類濕地碳吸存能力與碳庫量數據的整合，本作業手冊提出地理資訊系統劃分各類濕地面積之程序，以供後續執行參考。圖6.1為整個地理資訊系統劃分與計算各類濕地面積流程，並依據專案管理流程加以規劃，說明如下：

1. 發展章程

確認濕地範圍劃分工作、分撥預算、設定工作時程，並指派專案經理。

2. 辨識利害關係者

利害關係者可分為內政部營建署與濕地相關NGO、NPO兩個群組，在工作執行之初，建立利害關係者清單，內容包含聯絡人、聯絡方式、聯絡頻率，以及其他注意事項。

3. 蒐集需求

本項流程在收集那些濕地會納入工作範疇，分為營建署所轄濕地，以及非營建署建議濕地。此外，尚包含工作需注意事項，以及相關法規規定的彙整，集結為需求文件。

4. 定義範疇

包含營建署所轄濕地的確認，以及非營建署建議濕地的審查，在歷經修正後，最後建立年度濕地清冊。

5. 規劃時程

依據年度濕地清冊的濕地數量、地理位置分佈、可及性等因素，分批排序作業次序與評估各作業所需時程。當發展整個作業時程後，需與章程內預計時程相比較，若有超過，則需增加人力及相關資源的投入，以符合時程上的要求。

6. 規劃成本

依據年度濕地清冊的濕地數量、地理位置分佈、所需圖資等因素，分批評估作業經費、相關設備與材料費用，以及相關資源的可取得程度，並與章程分撥預算比對修正。規劃成本後，再修正前述時程規劃。

7. 規劃人力資源

依據年度濕地清冊的濕地數量、地理位置分佈，評估各階段所需人力，以及相關人員所需能力，並評估人力可取得性，據此修正前述時程規劃。

8. 規劃基準與流程

依據需求文件，發展GIS Mapping之作業基準與流程，並藉由較具經驗之人員，共同檢討確認作業程序，並與利害關係人確認所得成果將符合其需求，以做為後續執行之依據。

9. 規劃品質

依據所規劃之作業基準與流程，建立作業品質管制機制與品質保證機制，包含相關變異的預防與矯正方式，以供後續執行依據。

10. 規劃溝通

依據利害關係人清單，建立溝通名單與溝通機制，包含作業過程中範疇基準、時程基準與成本績效基準的現況、變異、預防與矯正措施、相關變更處理等資訊發佈。

11. 規劃風險

依據可提列之風險，建立風險清單，並評估其發生機率與衝擊，以及規劃相對應的風險回應機制。

12. 規劃採購

對於人力、器械、材料等需外購事項及可取得性進行確認，若不符合利害關係者需求則應提出相關變更，同時依據前述時程規劃成果規劃採購作業時間，以適時取得所需資源、準備相關資金，以及相關書函的發送。

13. 執行與結束採購

取得並驗收採購項目後，得發出相關確認文件，以提供賣方完成採購的依據。

14. 管理與指導工作執行

本流程主要進行濕地範圍的套繪，以及濕地劃分作業的進行，專案理經驗需確認專案成員的技能，以及對整個作業基準與流程是否清楚瞭解。若有不足，則應適時提供教育訓練，以達到品質保證的要求。

15. 管理利害關係者

依據時程規劃，在完成階段性成果或達到某個里程碑時，應依據溝通規劃，發佈訊息給相關利害關係者，並收集利害關係者對於階段性成果的意見或新增加的需求，進行流程的改善或需求變更。

16. 執行品質管制

依據時程規劃，除平日對於濕地劃分作業階段性成果進行檢驗外，在特定時間點應與相關利害關係者進行現地會勘抽驗，若有錯誤並應檢討改正，並參著利害關係者的意見或新增加的需求，進行流程的改善或需求變更。

17. 執行品質保證

專案經理應確保專案成員在作業過程中，依據規劃的作業基準與流程進行作業。若執行過程發現流程上的改進有助於縮短時程、降低成本且不影響品質，應提出變更流程並加以驗證，以達到品質保證的目標。

18. 結束工作

對各個階段性成果及相關變更執行無誤，符合範疇基準、時程基準以及成本績效基準，則在所有定義範疇的工作項目完成並依品質管制確認無誤後，進行驗收。驗收完成取得證明書函，並提送所有經驗證後的交付成果後，政得結案證明。最後並將流程中所有文件，依流程加以編號彙集成冊，完成組織流程資產，以供後續日後相關作業之參考。

上述為整個作業流程，其中在技術性作業方面，一般執行方法如下：

1. 取得相關圖資

相關圖資包含

- (1) 濕地公告範圍，由內政部營建署城鄉分署提供。
- (2) 土地使用分區，由內政部營建署提供。
- (3) 新近清晰航空正射影像或衛星正射影像，建議至少取得近三年的歷年影像，除使用最近一期影像進行數化分割外，前期影像可做為輔助判斷地貌，並檢視地貌變化。

(4) 以往已分割圖層，除了可做為分割參考依據，其屬性欄位及屬性格式也是必須依循的重點。

2. 決定坐標系統

不論圖資來源為何，所有圖資的坐標系統必須統一。目前在台灣使用TWD 67與TWD 97兩種坐標系統，兩者雖可互相轉換，但目前營建署相關圖資多已採用TWD 97系統，建議與之接軌。

3. 選用合適地理資訊系統檔案格式

不論使用任何一種地理資訊系統，最重要的是檔案格式能夠流通，至於地理資訊系統的功能大同小異。較常見的的檔案格式為Arc GIS的shp檔，此格式目前已為多數地理資訊系統與CAD軟體所支援，流通性較佳。

4. 屬性欄位的確認

濕地分割圖層的屬性欄位至少應包含下列項目：

- (1) 濕地編號。
- (2) 濕地名稱。
- (3) 濕地所在地。
- (4) 濕地總面積。
- (5) 濕地分割編號。
- (6) 濕地分割類別。
- (7) 濕地分割面積。

5. 計畫範圍初步分割與屬性賦予

依據第1項所提之最近一期影像，將第1項所提之濕地公告範圍進行初步數化分割，並依據第5項之屬性欄位填入資料。

6. 分割區塊類型現地檢核

在地理資訊中要檢核區塊畫分的合理性，通常是在正射影像上清晰可辨的地形地物，例如道路轉折處、橋頭橋尾角落、溝渠明顯轉折處等特徵點上做判。然而濕地範圍內的地形地物多半屬於天然形成，濕地內不同類型地貌其實不容易清楚界定，例如樹林，在正射影像上可以直接就其邊緣與其他地貌切割，但在現場地面上並不容易決定其投影位置。又例如瀉湖中的沙洲，其面積隨潮汐變化，而且所在位置必須搭乘排筏才能到達。因此若以測量，甚至僅以手持式GPS定位的觀點來檢核分割邊界是否符合精度，在實際操作上將其困難度。所以濕地的分割區塊仍賴正射影像的判釋。

是故，在濕地分割區塊類型的現地檢核，指的是該區的土地使用現況，例如樹林、草叢、草澤、鹽田、廢棄鹽田、魚塢、溝渠、建物、交通設施、水域、水

田、旱田、灘地、廢棄物堆置等，甚至是複合型式，例如樹林與草叢、灘地與廢棄物堆置等，皆為濕地分割區塊類型。以正射影像與初步分割區塊套疊圖，到現地確認分割區塊類型的特徵，並加以記錄做為修正依據。而濕地分割區塊類型應加以記錄、編號，並詳加說明其判斷方式，以求分割區塊類型現地檢核的一致性。

7. 面積計算與統計

當初步分割與修正作業完成後，須確認所有分割面積皆為封閉多邊形，並以地理資訊系統內建功能進行面積計算，所得之結果將做為濕地碳匯分析的重要因子。

8. 提交成果

完成上述步驟後，需針對上述步驟執行過程加以說明，並整理為成果報告，以做為下次進行同一區域之重要參考。

6.4.2 濕地面積估算方法

利用GIS向量圖形資料處理和空間分析功能和遙感的資訊相結合，為近幾年來在資源調查評估、環境監測、災害預報等方面廣泛應用。應用GIS(地理資訊系統)軟體平台-ArcGIS、ERDAS等來計算各類型濕地面積，利用該軟體平台的之流程如圖6.2所示。

利用遙測技術對於影像進行分類提取的主要方法是從影像中取得光譜特性、圖像形狀及空間特徵，利用獲得之特徵值來計算目標物(各類型濕地)之面積。可以使用

一、影像向量化編輯

首先取得重要濕地影像之向量檔資料，包括衛星影像、航空照片、經建版等圖資。

二、圖像裁剪分割

利用上述取得圖資擷取所需要之範圍，利用ERDAS等軟體做影像區域的分割，針對地面上地物進行分割，並從遙感圖像中檢測出地物的邊界，以便進行形狀特徵抽取和描述。

三、影像分類

影像分類通常選取訓練區域，一般而言，影像分類主要有兩種方式，包括非監督式分類(Unsupervised Classification)、監督式分類(Supervised Classification)，其說明如下，流程如圖6.3。

(一) 非監督式分類(Unsupervised Classification)

主要運用ISODATA(Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique)算法，按照像元的光譜特性進行統計分析。本方法原始圖像的所有波段都參與分類運算，分類

結果往往是各類像元數大體等比例。優點是人為干預較少，非監督式過程自動化程度較高。缺點對特定分類無法控制、只能判釋分類數目無法得知類別及易因地貌複雜度高導致精確度品質不穩定之分類結果。常用的演算法有K-means、ISODATA及連續聚集法等。一般要經過下列步驟，初始分類、主題判別、分類合併、分類後處理、色彩重定義及統計分析等。

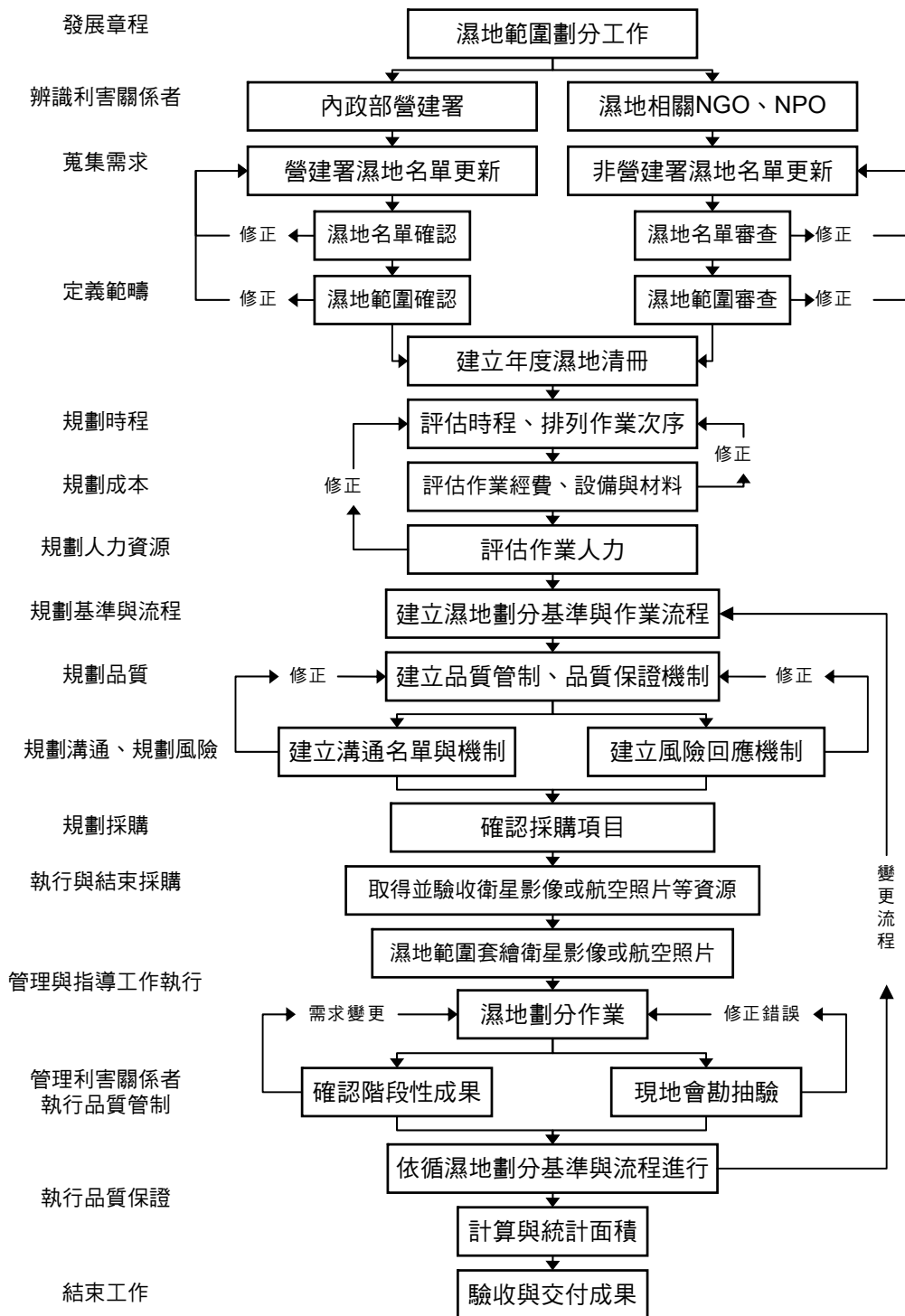
(二) 監督式分類(Supervised Classification)

監督式分類比非監督式分類使用者需要更多的操作，通常使用於對於分類區域有比較瞭解的情形下使用，透過人工方式選取訓練區，再依據所選出的訓練區及分類項目進行分類。優點為透過人工選取訓練區，因此分類精度較為穩定及可對特殊目標分類萃取。缺點則需要較專業之人工判釋人員，且花費之時間較多。常用之演算法包括：最小距離、平行六面體、最大概似 (Maximum Likelihood) 及SVM (Support Vector Machine)等方法。監督式分類一定要經過下列步驟，包括建立模板（訓練樣本）、評估模板、確定初步分析結果、檢驗分類結果、分類後處理、分類特徵統計等。

四、面積計算

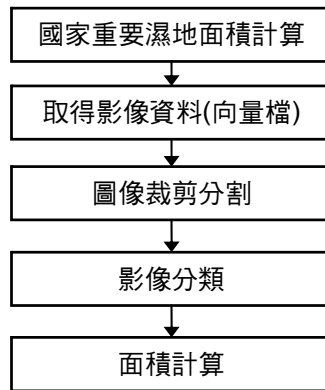
由監督式分類後影像之屬性結果，產生各類型濕地之面積。

雖然實際測量精度較高，與GIS軟體計算之面積結果存在著誤差，在於影像之裁剪與監督式分類上。但由於採用GIS計算各類型濕地之面積，與傳統測量相比過程簡單快速，操作性強。未來仍建議初步採用遙測進行濕地類型面積計算，再配合實地測量做比對，增加濕地類型面積之精準性。



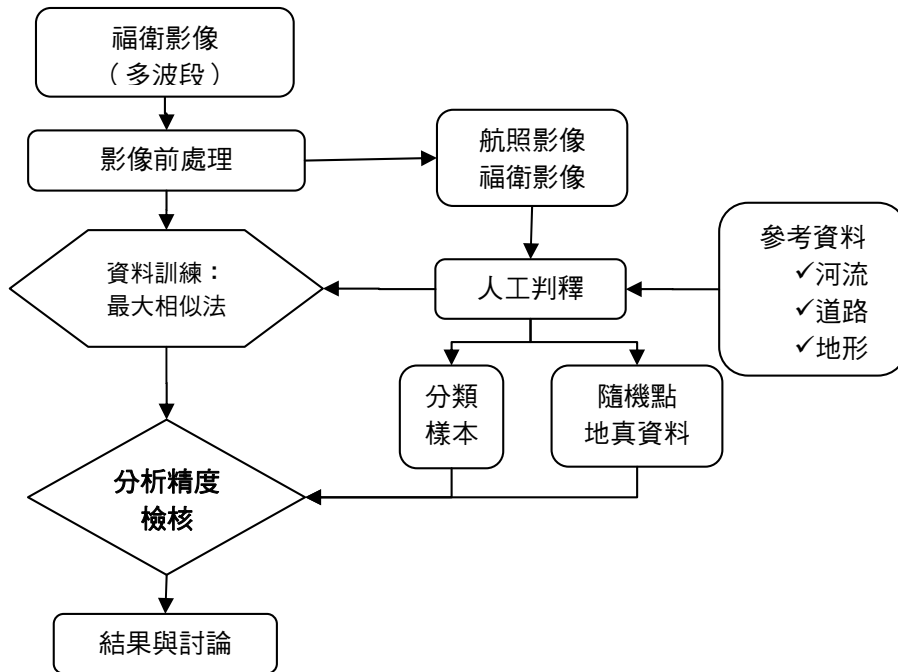
資料來源：本計畫彙整

圖6.1 國家重要濕地地理資訊系統劃分各類濕地面積流程



資料來源：本計畫彙整

圖6.2 國家重要濕地各類濕地面積估算流程



資料來源：本計畫繪製

圖6.3 國家重要濕地各類型濕地面積分類流程圖

6.5 碳通量調查相關測量方法

本節敘述第二章濕地碳收支計算通用方程式(2.10)中，淨初級生產量(F_{NPP})、土壤異營性呼吸通量(F_{HR})、甲烷釋放通量(F_{ME})的測量、有機碳輸入與輸出通量的調查及測量方法。

6.5.1 淨初級生產量測量方法

不同類型濕地的主要初級生產者各不相同，紅樹林主要來自木本紅樹林植物，淡水及鹹水草澤主要由維管束草本植物貢獻，灘地則由底棲微藻貢獻，而潟湖、埤塘、生態池、魚塭等水域則來自植物性浮游生物。不同初級生產者其初級生產量的調查及測量方法也各不相同，因此本節分不同類型濕地分別介紹。

6.5.1.1 紅樹林落葉淨初級生產量測量方法

紅樹林的每年落葉量約占紅樹林灌木總淨初級生產量相當顯著比例：14~41% (平均30%) (Alongi et al., 2005)，而且落葉量容易採樣分析，因此落葉枯枝淨初級生產量為紅樹林生產量調查方法的基礎。本作業手冊第三章第3.2.2.1節建議以兩種方法估算紅樹林每年淨初級生產量：(1)以落葉生產量直接推估，(2)落葉生產量及胸徑測量法。這兩種方法都需要測量落葉枯枝淨初級生產量。有關紅樹林生產量調查的基本概念請參考第3.2.2.1節，紅樹林落葉枯枝淨初級生產量測量方法敘述如下，通常區分不同植物種類分開進行調查。

在調查場址劃定若干樣區，每個樣區約10 m × 10 m範圍。以直徑50 cm及深度為30 cm之尼龍圓形收集網(網孔約1 mm)(traps)，懸掛在林木(如海茄苳)樹冠下之枝條，高度需避免漲潮淹水之影響。在每個樣區內隨機設置3個收集網為重複採樣 (范貴珠，2007)。

每月固定時間前往收集網內枯枝落葉帶回實驗室，先以65°C預乾1~2天後，依落葉、枝條、繁殖部、其他(昆蟲、鳥類排泄物、掉落食物及不可分辨之碎屑)等分為4大類，再經85°C烘乾至恆重後秤重。採樣期間至少一年，將每月各類枯落物之生物量紀錄值加總，推算調查場址紅樹林單位面積之每年枯落物量。

$$L_{NPP_r} = \left(\sum_{s=1}^n LW_s \right)_r \div A_{trap} \times Cf_L \quad (6.1)$$

其中，

r = 表示測量樣區代號

L_{NPP_r} = 樣區 r 的年平均落葉淨初級生產量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

$s, n = s$ 為重複採樣的次序代號，調查期間含蓋完整一年365天總計進行 n 次採樣

$(LW_s)_r$ = 樣區 r 的在第 s (次) 採樣所測的枯落物乾重，為統計一個收集網的平均值， $g \text{ d.m. trap}^{-1}$

A_{trap} = 每個收集網的面積， $m^2 \text{ trap}^{-1}$

Cf_L = 枯落物的含碳比率， $g \text{ C (g d.m.)}^{-1}$ ，預設值為0.408(內政部營建署城鄉發展分署，2011)

6.5.1.2 紅樹林地面上幹木淨初級生產量測量方法

紅樹林地面上生物量淨初級生產量(above-ground net primary production) 乃指地面上樹幹、枝、葉、地面根(呼吸根、升高根、板根)等生物量(biomass) 的每年增加量，以每年單位面積的生物質量或有機碳質量增加速率表示。紅樹林屬於木本科喬木或灌木，體型龐大不容易像草本科植物般以破外性採收割除法測量地面上生物質量。反之，一般最常用的方法是測量紅樹林樣區內灌木在一年之間的胸徑(DBH, diameter at breast height)變化，並使用總生物量與 DBH 的相關經驗方程式(Allometric Equation)以求得紅樹林的生物量變化速率。此方法屬非破壞性的量測方法，為對紅樹林中的動、植物干擾最小的方法。

上述經驗方程式可由調查者實際建立，可從不同樣區選擇總計約 10~20 株的樹木樣本，經破壞性割除地面上的植物，分別測量不同樹木的 DBH 及樹幹、枝、葉、及總生物質量，並將總生物量與 DBH 的數值進行回歸統計，建立相關性最佳的方程式，此即為 Allometric Equation，可應用於該區域或其他區域相同樹種之地面上生物量的推估。或者，文獻上已報導了不少經驗方程式描述不同種類、不同地區(緯度、海岸)紅樹林地面上生物質量與 DBH 之關係(可參考 Komiyama et al. (2008)所回顧的論文)，調查者可使用最接近的方程式進行推估。然而，在國內進行量測及估算，最好選擇與調查區域相同樹種及接近緯度的經驗方程式。不過，國內已建立的 Allometric Equation 還很少，只有 Fan (2008) 調查急水溪紅樹林獲得的經驗方程式，使用於推估海茄苳的地面上生物質量，如式(6.2)所示。紅樹林地面上生物量淨初級生產量測量方法敘述如下，通常區分不同植物種類分開進行調查。

在第 6.5.1.1 所述相同的樣區，標記每個樣區內紅樹林的成株樹木，紀錄株數及每株樹高。另外，在不同採樣時間測量離地 1.3 米(胸高)處樹幹的胸圍(周長)，然後再換算成直徑(直徑=胸圍÷3.1416)，以公分單位表示。胸高下主莖如

有分枝，可全部測量計算所有支幹胸徑的平方數總和，然後取平方根之值即為該株樹的整體胸徑。測得之胸徑帶入經驗方程式，如果是海茄苳可使用(6.2)式，計算出該株樹木的地面上生物質量(包含樹幹、枝、葉、地面根)。

$$W_T = 0.1012 \times (DBH^2) + 0.5402 \times (DBH) - 1.5674 \quad (6.2)$$

其中，

W_T = 紅樹林樣區內某單株林木的地面上總生物量，kg d.m. 株⁻¹

DBH = 紅樹林某單株林木的胸徑，cm

再由樣區每株林木的地面上總生物量的和除以株數，算出平均每株林木的地面上總生物量，再乘以樣區內植株的密度(株/m²)，即可推估樣區內單位面積紅樹林的平均地面上總生物量。

$$AGB = \overline{W_T} \times D \quad (6.3)$$

其中，

AGB = 單位面積樣區的平均地面上總生物量(kg d.m. m⁻²)

$\overline{W_T}$ = 樣區內平均每株林木的地面上總生物量，kg d.m. 株⁻¹

D = 樣區內的平均植株密度，株 m⁻²

紅樹林地面上生物量平均每年淨初級生產量則可透過式(6.4)計算獲得。

$$AGB_{NPP} = \frac{(AGB_f - AGB_i) \times 10^{-3} \times Cf_S}{T} \quad (6.4)$$

其中，

AGB_{NPP} = 紅樹林地面上生物量平均每年淨初級生產量(g C m⁻² yr⁻¹)

Cf_S = 紅樹林地面上生物量有機碳之含量，g C(g d.m.)⁻¹，預設值為 0.417(內政部營建署城鄉發展分署，2011)

AGB_f = 監測期間的最終單位面積樣區平均生物量，kg d.m. m⁻²

AGB_i = 監測期間的起始單位面積樣區平均生物量，kg d.m. m⁻²

T = 監測期間(yr)

6.5.1.3 紅樹林地面下根部淨初級生產量測量方法

紅樹林地面下生物量即使採用破壞性割除法也相當困難量測其淨初級生產量，因此本作業手冊建議兩種方法進行估算，通常區分不同植物種類分開進行調查。

一、第一種方法

第一種方法採用胸徑測量並使用國際間應用於估算地面下生物量的經驗方程式。胸徑的測量與上述估算地面上生物量的方法相同，目前，國內並無地面下生物量的估算經驗方程式可採用，國際文獻報導與台灣紅樹林樹種相同的只有下列經驗式可參考(Comley and McGuinness, 2005)：

Avicennia marina (海茄苳)

$$W_R = 1.28DBH^{1.17} \quad r^2 = 0.80, n = 14, D_{\max} = 35cm \quad (6.5)$$

Rhizophora stylosa (紅海欖)

$$W_R = 0.261DBH^{1.86} \quad r^2 = 0.92, n = 5, D_{\max} = 15cm \quad (6.6)$$

其中，

W_R = 紅樹林樣區內某單株林木的地面下總生物量，kg d.m. 株⁻¹

再將單株地面下生物量的量測結果帶入(6.7)及(6.8)式即可估算出紅樹林地地面下生物量平均每年淨初級生產量(BGB_{NPP})：

$$BGB = \overline{W_R} \times D \quad (6.7)$$

$$BGB_{NPP} = \frac{(BGB_f - BGB_i) \times 10^{-3} \times Cf_R}{T} \quad (6.8)$$

其中，

BGB = 單位面積樣區的平均地面下總生物量(kg d.m. m⁻²)

$\overline{W_R}$ = 樣區內平均每株林木的地面下總生物量，kg d.m. 株⁻¹

BGB_{NPP} = 紅樹林地地面下生物量平均每年淨初級生產量(g C m⁻² yr⁻¹)

Cf_R = 紅樹林地面上生物量有機碳之含量，g C(g d.m.)⁻¹，預設值為0.417(內政部營建署城鄉發展分署，2011)

BGB_f = 監測期間的最終單位面積樣區平均生物量，kg d.m. m⁻²

BGB_i = 監測期間的起始單位面積樣區平均生物量，kg d.m. m⁻²

T = 監測期間(yr)

二、第二種方法

第二種方法，乃將林木的地面上生物量(AGB)乘以一項係數(R)，即可獲得林木的地面下生物量，然後帶入公式(6.8)，將公式改寫為(6.9)式便可用來推估紅樹林地地面下生物量平均每年淨初級生產量(BGB_{NPP})。其中， R 定義為林木的地面下生物量(BGB)對地面上生物量(AGB)的比值($R = BGB \div AGB$)。第三章表3.3比

較了文獻報導中不同紅樹林濕地地面下生物量(BGB)與地面上生物量(AGB)的比較，可計算 R 值範圍為0.227~1.427 (0.606±0.353)。因此，建議 R 值可使用此文獻的平均值(0.6)做為第一層級計算的預設值。

$$BGB_{NPP} = \frac{(AGB_f - AGB_i) \times R \times 10^{-3} \times Cf_R}{T} \quad (6.9)$$

6.5.1.4 灘地底棲微藻總初級生產量及總呼吸通量估算法

灘地底棲微藻及總呼吸通量的測量方法，是在退潮、灘地浮露時利用靜置式採氣罩進行現地量測灘地與空氣間的二氧化碳交換通量(Migne et al., 2004; Spilmont et al., 2006)，二氧化碳交換通量的測量方法須參考第6.5.2.1節，本節則說明如何由二氧化碳交換通量測量結果估算灘地的每年總初級生產量及總呼吸通量。

一、總初級生產量及總呼吸通量的測量

由於採氣罩可將灘地的底棲微藻、微生物及微小動物等含括在氣罩中，因此在不透光黑暗條件下測得到的二氧化碳交換通量(CO_{2I})乃是該位置當時的總生態系統呼吸量(ER)；另外，在光照條件下直接量測到的二氧化碳交換通量(CO_{2I})則代表該位置當時的淨生態系統交換通量(NEE)。兩個測量結果(CO_{2D} 及 CO_{2I})的差值，亦即 ER 及 NEE 的差，即可計算出灘地的總初級生產量(GPP)，如(6.10)式。

$$\begin{aligned} (CO_{2I})_{r,s} &= NEP_{r,s} \\ (CO_{2D})_{r,s} &= ER_{r,s} \\ GPP_{r,s} &= NEP + ER = (CO_{2I})_{r,s} + (CO_{2D})_{r,s} \end{aligned} \quad (6.10)$$

其中，

$r, s = r$ 表示監測位置代號， s 代表測量時間代號

$(CO_{2I})_{r,s}$ = 在光照條件下直接量測的二氧化碳交換通量， $mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

$(CO_{2D})_{r,s}$ = 在不透光或黑暗條件下直接量測的二氧化碳交換通量， $mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

$GPP_{r,s}$ = 監測點灘地在 s 量測時間時的總初級生產量， $mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

$NEP_{r,s}$ = 監測點灘地在 s 量測時間時的淨生態系統交換通量， $mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

$ER_{r,s}$ = 監測點灘地在 s 量測時間時的生態系統呼吸量， $mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

二、建立總初級生產量與日射強度的相關方程式

灘地選定採樣位置(r)後，規劃一整年期間的調查，頻率約1~2個月一次，以涵蓋季節變化。每次調查須選擇在白天退潮的日期，並且在不同日射強度條件及一次黑暗條件下進行二氧化碳交換通量的測量。有兩種方式進行：(1)從清晨至正午及從正午到黃昏的不同時間(不同日射)進行測量；(2)在正午飽和日射強度下，將採氣罩覆蓋不同透光率布簾以讓罩子內形成不同日射強度，另外一個採氣罩則包覆鋁箔紙形成黑暗採樣罩。測量二氧化碳交換通量的同時，以可攜帶式日射量感應器(如LiCor Li-192SA)記錄採氣罩內的光合作用有效輻射值(400~700 μm ，photosynthetically active radiation，PAR)，並量測氣罩內的氣溫。

不同輻射強度條件及黑暗條件下，所獲得的二氧化碳交換通量數據，可進一步以式(6.11)計算出不同輻射強度(I)的總初級生產量(GPP)的數據。將這些數據進行回歸，以獲得 $GPP-I$ 的對應方程式(Webb et al., 1974)：

$$GPP = GPP_{max} \times [1 - \exp(-I/I_k)] \quad (6.11)$$

其中，

GPP = 在光輻射強度 I 條件下的總初級生產量， $\text{mg C m}^{-2} \text{hr}^{-1}$

GPP_{max} = 最大的總初級生產量， $\text{mg C m}^{-2} \text{hr}^{-1}$

I = 採氣罩內紀錄的的PAR值， $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$

I_k = 當日最大的PAR值， $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$

因此，每一個監測位置、在每次調查時，即可獲得一組不同的 $GPP-I$ 的對應方程式。針對某一個監測位置，若每1~2個月進行一次 $GPP-I$ 系列的監測，一年即獲得6~12組 $GPP-I$ 的對應方程式。而不同月份所測得的 $GPP-I$ 方程式可反映一年的月份或季節變化。

三、每年總初級生產量的估算

灘地的每年總初級生產量為利用時間內插法(temporal interpolation)原則，將鄰近氣象站的每分鐘日射強度(PAR)的連續監測資料，帶入 $GPP-I$ 的對應方程式，逐日計算出每天每分鐘的總初級生產量。使用的 $GPP-I$ 方程式，將選擇最接近計算日期所獲得的方程式組。

再者，漲潮時底棲微藻的光合作用受到光線阻隔而限制，因此假設底棲微藻須在退潮浮露及日間日射時才會貢獻GPP，則上述的每日內差推估結果，須剔除漲潮及日間的GPP數據後，再將每天的GPP計算出來，最後再加總一年365天的

總和量，並換算為 $g\ C\ m^{-2}yr^{-1}$ ，即為該監測點的年平均總初級生產量：
 $(F_{GPP})_r$ (Migne et al., 2004; Spilmont et al., 2006)。

另外，再利用空間內插法估算出調查的灘地場址年平均總初級生產量：

$$F_{GPP} = \frac{\sum_r [(F_{GPP})_r \times a_r]}{\sum_r a_r} \quad (6.12)$$

其中，

$r =$ 表示監測位置代號

$(F_{GPP})_r = r$ 樣區的年平均總初級生產量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

$a_r =$ 樣區 r 所代表的濕地區塊面積， m^2

$F_{GPP} =$ 整個灘地的年平均總初級生產量， $g\ C\ m^{-2}yr^{-1}$

四、每年總生態系統呼吸通量的估算

假設灘地的總生態系統呼吸量 ($mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$) 在一天24小時中均為定值，則將一年之中不同時間 (即不同月份及季節) 所量測的總生態系統呼吸通量： $(CO_{2D})_{r,s}$ ，透過式(6.13)簡單的算術總和進行時間內差運算，以推估出某監測位置的年平均總生態系統呼吸通量： $(F_{ER})_r$ 。再以式(6.14)由空間內插法估算出調查整個灘地場址的年平均總生態系統呼吸通量： F_{ER} 。

$$(F_{ER})_r = \sum_s [(CO_{2D})_{r,s} \times 24 \times n_s] \times 10^{-3} \quad (6.13)$$

$$F_{ER} = \frac{\sum_r [(F_{ER})_r \times a_r]}{\sum_r a_r} \quad (6.14)$$

其中，

$r, s = r$ 表示監測位置代號， s 代表測量月份代號

$(CO_{2D})_{r,s} =$ 在不透光或黑暗條件下直接量測的二氧化碳交換通量， $mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

$n_s =$ 不同月份調查每次所代表的天數， d 。 $\sum_s n_s = 365$

$a_r =$ 樣區 r 所代表的濕地區塊面積， m^2

$(F_{ER})_r =$ 樣區 r 的年平均總生態系統呼吸通量， $g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}$

$F_{ER} =$ 整個濕地的年平均總生態系統呼吸通量， $g\ C\ m^{-2}yr^{-1}$

6.5.1.5 草澤淨初級生產量測量方法

由於鹹水草澤、淡水草澤、及人工濕地所存在的初級生產者均以草本維管束植物為優勢，因此本節介紹這三種類型濕地的靜初級生產量的測量方法。本作業手冊建議兩種測量方法，均基於破壞性採收割除法原理，亦即週期性對地面上的植物體進行割除、分類及稱重，再透過統計的方法直接計算出濕地地面上生物量的年平均初級生產量(AGB_{NPP})，及推估地面下生物量的年平均初級生產量(BGB_{NPP})，最後再總和算出草澤的淨初級生產量(F_{NPP})。兩種方法通常均區分不同植物種類分開進行調查。

一、暫時樣點採收法

暫時樣點採收法(temporary sampling)乃在相同樣區但不同(且獨立)的採樣位置進行不同時間的植物採收(採樣)。通常在大面積範圍、且同質性高的場址進行，大多文獻報導鹹水草澤之維管束植物的生產量均以此方法進行(Schubauer and Hopkinson, 1984; Bouchard et al., 1998; Scarton et al., 2002; Darby and Turner, 2008; Palomo and Niell, 2009)。

依草澤整體面積及植物種類劃定數個代表性採收樣區(plots)，每個樣區均為單一種植物(monospecific stand)，而劃定的樣區應能涵蓋所有濕地優勢種類植物的生長區域。地面上植物生物量約每1~2個月進行採樣一次，為期至少一年，每次採樣分別在每個場址隨機選取約5個次樣區(subplots)，每個次樣區以一個定量框(quadrate)框出0.5 m × 0.5 m (或面積0.1~1.0 m²正方形定量框，植株愈密、分布愈均勻可使用愈小規格的定量框)範圍，以剪刀割除定量框範圍內地面上的所有活的、枯死的、站立及倒下的植物體。割除下來的植物體樣本，在現場依外觀顏色簡單分類為兩部分：活植體(綠色含水分)及枯死植體(乾黃)，並分裝在塑膠袋帶回實驗室。兩部份植體分別測量乾重並記錄(植物體乾重測量法請參考第6.5.1.7.節)。每次測量的數據(不管活的或枯的植體)均除以定量框面積，換算為單位面積的乾燥生物量(g d.m. m⁻²)。

一年期間每1~2個月的數據，再依據Smalley (1959)提出的統計方法計算每次採樣間隔的生產量，累計總和即為某次樣區地面上生物量的每年生產量(NPP_{AGB} ，g d.m. m⁻² yr⁻¹)，此數值再乘以地面上生物量的有機碳含量(Cf_s ，g C (g d.m.)⁻¹)即可求得該次樣區的地面上生物量每年初級生產量，5個次樣區的平均值即為該樣區的地面上生物量年平均初級生產量生產量(AGB_{NPP} ，g C m⁻² yr⁻¹) (6.15式)。Smalley方法的詳細說明及步驟可參考相關文獻(Linthurst and Reimold, 1978)。

$$AGB_{NPP_r} = (NPP_{AGB} \times Cf_S)_{average} \quad (6.15)$$

其中，

r = r 表示調查樣區代號

AGB_{NPP_r} = 樣區 r 的年平均地面上生物量淨初級生產量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

NPP_{AGB} = 次樣區以暫時樣點採收獲得的數據及Smalley方法計算而得的地面上生物量平均生產量， $g d.m. m^{-2} yr^{-1}$

Cf_S = 地面上生物量的有機碳含量， $g C (g d.m.)^{-1}$ ，預設值為0.44(內政部營建署城鄉發展分署，2011)

年平均地下生物量淨初級生產量(BGB_{NPP_r})則透過植物的地面下生物量(BGB)對地面上生物量(AGB)的比值($R \equiv BGB \div AGB$)進行推估：

$$BGB_{NPP_r} = (NPP_{AGB} \times R \times Cf_R)_{average} \quad (6.16)$$

其中，

BGB_{NPP_r} = 樣區 r 的年平均地下生物量淨初級生產量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

Cf_R = 地面上生物量的有機碳含量， $g C (g d.m.)^{-1}$ ，預設值為0.44(內政部營建署城鄉發展分署，2011)

R = 草澤植物地下生物量(BGB)對地面上生物量(AGB)的比值， $g d.m. (g d.m.)^{-1}$ ，鹹水草澤植物的預設值為1.6 (Schubauer and Hopkinson, 1984)，淡水草澤植物的預設值為1.0 (Trumbore et al., 1999)

二、永久樣點採收法

針對不同時間之重複採樣及測量作業，乃在同一個樣區的相同的採樣位置進行，稱為永久樣點採樣(permanent sampling)。此方法適合於面積較小的濕地，無法進行重複隨機採收時。

在濕地內考慮面積範圍及植物種類等因素，劃分若干代表性樣區(plots)，各樣區儘可能涵蓋不同優勢種類植物生長區域。每個樣區再選擇設立三個次樣區(subplots)，放置1 m × 1 m範圍的定量框。以一完整年為調查期間，針對固定的定量框內植物每年採收一次或半年採收一次。採收時以剪刀割除定量框範圍內地面上的所有活的、枯死的、站立及倒下的植物體。割除下來的植物體樣本，在現場依外觀顏色簡單分類為兩部分：活植體(綠色含水分)及枯死植體(乾黃)，並分裝在塑膠袋帶回實驗室。兩部份植體分開秤重(含水濕重)及記錄(以能判讀至10公克的天秤秤重)，並選取部分樣本測量活植體及枯植體的水分含量(植物體水分

含量測定請參考第6.5.1.7.節所述)。最後以式(6.17)統計一年內某定量框所採收的所有生物量的總乾重，除以定量框面積後即代表該定量框次樣區的地面上生物量每年淨初級生產量，最後求得三個定量框次樣區的平均值

$$AGB_{NPP_r} = \left[\Delta B_{Live} \times (1 - Mo_{Live}) + \Delta B_{Dead} \times (1 - Mo_{Dead}) \right]_{average} \times Cf_S \quad (6.17)$$

其中，

$r = r$ 表示調查樣區代號

AGB_{NPP_r} = 樣區 r 的年平均地面上生物量淨初級生產量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

ΔB_{Live} = 次樣區以永久樣點法一年所採收的地面上活生物量累計濕重， $g w.m. m^{-2} yr^{-1}$

ΔB_{Dead} = 次樣區以永久樣點法一年所採收的地面上枯生物量累計濕重， $g w.m. m^{-2} yr^{-1}$

Mo_{Live} = 地面上活生物體的水分含量， $g (g w.m.)^{-1}$ ，預設值為0.75(USEPA, 1980)

Mo_{Dead} = 地面上枯生物體的水分含量， $g (g w.m.)^{-1}$ ，預設值為0.60(USEPA, 1980)

Cf_S = 地面上生物量的有機碳含量， $g C (g d.m.)^{-1}$ ，預設值為0.44(內政部營建署城鄉發展分署，2011)

年平均地面下生物量淨初級生產量(BGB_{NPP_r})則透過植物的地面下生物量(BGB)對地面上生物量(AGB)的比值($R \equiv BGB \div AGB$)進行推估，如(6.18)式所示。

$$AGB_{NPP_r} = \left[\Delta B_{Live} \times (1 - Mo_{Live}) + \Delta B_{Dead} \times (1 - Mo_{Dead}) \right]_{average} \times R \times Cf_R \quad (6.18)$$

其中，

BGB_{NPP_r} = 樣區 r 的年平均地面下生物量淨初級生產量， $g C m^{-2} yr^{-1}$

Cf_R = 地面上生物量的有機碳含量， $g C (g d.m.)^{-1}$ ，預設值為0.44(內政部營建署城鄉發展分署，2011)

R = 草澤植物地面下生物量(BGB)對地面上生物量(AGB)的比值， $g d.m. (g d.m.)^{-1}$ ，鹹水草澤植物的預設值為1.6 (Schubauer and Hopkinson, 1984)，淡水草澤植物的預設值為1.0 (Trumbore et al., 1999)

6.5.1.6 植物性浮游生物初級生產量測量方法

水中初級生產量(GPP)受藻類含量、日照強度(光合成活性輻射強度)、光合作用效率(光合作用回歸初始斜率)，以及水體光線衰減等因素決定，本計畫參考胡淑娟、黃家勤等人於曾文溪口感潮河段初級生產力之調查方法(胡等，2007a)，並參考環境保護署環境檢驗所公告之水下光強度監測方法(NIEA W224.50C)，以Li-Cor水下照度計由水體表面開始紀錄水中的光強度，並由(6.19)式估算水中的總初級生產量：

$$P = Chla \times \alpha \times I_0 \times \frac{1}{K_d} \quad (6.19)$$

其中，

P ：水中總初級升產量($\text{mg C m}^{-2} \text{d}^{-1}$)

$Chla$ ：葉綠素a濃度(mg m^{-3})

α ：光合作用效率或光合作用回歸初始斜率 $[\text{mg (mg chla)}^{-1}(\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1})\text{h}^{-1}]$

I_0 ：表層光合作用有效輻射強度($\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$)

K_d ：光衰減係數(m^{-1})

6.5.1.7 固體樣本乾種分析法

一、直接烘乾測量

採集的植物樣本先去除砂土，如果量少則以剪刀剪成小樣品直接放入 85°C 烘箱約48小時至恆重，以能判讀至0.01公克的天秤秤重，結果即為該樣本乾重。土壤樣本果量少則直接放入 85°C 烘箱約48小時至恆重。

二、固體樣本水分含量測量

濕地土壤及採收的植物體，樣本量體太大時，無法直接以烘箱測量乾重、或須分批測量費時費力時，可測量全部樣本的全重或濕重，再測量少部份樣本的水分含量，透過公式(6.20)即可計算樣本的乾重。

$$DM = WM \times (1 - Mo) \quad (6.20)$$

其中，

DM = 樣本(植物體或土壤)乾燥重量，g d.m.

WM = 樣本(植物體或土壤)全重或濕重，g w.m.

Mo = 樣本(植物體或土壤)體含水率，g (g w.m.)⁻¹

水分含量則是將少部分樣本(植物體或土壤)處理成小塊，放入預先烘乾且已

知重量(W_0)的玻璃皿中秤重紀錄(W_1)，隨後連同樣本與玻璃皿放入85°C烘箱約48小時，取出冷卻至恆重後再次連同烘乾後樣本與玻璃皿秤重紀錄(W_2)，以下列公式計算植物體含水率：

$$Mo = \frac{W_1 - W_2}{W_1 - W_0} \quad (6.21)$$

其中，

W_0 = 空皿乾重，g

W_1 = 空皿乾重+樣本(植物體或土壤)溼重，g

W_2 = 樣本(植物體或土壤)+空皿於85°C烘乾後重，g

6.5.1.8 固體樣本有機碳含量分析

一、固體樣本有機物分析

從濕地採樣之植物體(根莖葉組織)洗淨後或濕地採樣之土壤，以85°C的烘箱乾燥至恆重，並將乾燥後的固體樣本(植物體或土壤)以磨碎機磨碎，再次乾燥至恆重後，取少部分樣本放入已知重量(W_0)的坩堝(需加蓋)中秤重紀錄(W_1)，隨後連同坩堝置入高溫爐中，並以550°C燃燒4小時，燃燒後待冷卻，並秤其後重，以公式(6.22)計算樣本有機物含量。

$$OM = \frac{W_1 - W_2}{W_1 - W_0} \quad (6.22)$$

其中，

OM = 樣本(植物體或土壤)有機物(organic matter)含量，g o.m. (g d.m.)⁻¹

W_0 = 空坩堝(含蓋)乾重，g

W_1 = 空坩堝+乾燥樣本(植物體或土壤)重量，g

W_2 = 空坩堝+乾燥樣本(植物體或土壤)於550°C燃燒後重，g

根據Mitsch and Gosselink (2007)的專書，植物體或土壤有機碳含量為燃燒法測得的有機物含量乘以0.5，可以此方法粗估樣本有機碳含量：

$$OC = OM \times 0.5 \quad (6.23)$$

其中，

0.5 = 為假設植物體或土壤樣本有機物含50%有機碳，g C (g o.m.)⁻¹

OC = 樣本(植物體或土壤)有機碳含量，g C (g d.m.)⁻¹

二、固體樣本碳元素分析

從濕地採樣之植物體(根莖葉組織)洗淨後或濕地採樣之土壤，以85°C的烘箱乾燥至恆重，並將乾燥後的植物體以磨碎機磨碎，以0.25 mm篩網過篩，再次乾燥至恆重後備用。取少部分做為分析樣本，先經酸化程序去除無機碳後，再以元素分析儀(CHNOS Elemental Analyzer, Vario EL III, Germany)進行碳含量分析，所得結果即為有機碳含量。元素分析儀原理乃利用可燃性元素(來自樣本)在高溫氧化條件下燃燒產生氧化性氣體，氣體產物再經吸附、脫附分離後，以檢測器定量測量出植物體(或土壤)乾基中之碳、氫、硫、氧、氮等元素之組成百分比 (NIEA R409.21C)。元素分析儀的分析條件如下：

- ✓層析管：石英燃燒管。
- ✓偵測器：熱導偵測器 (Thermal Conductivity Detector, T.C.D)。
- ✓攜帶氣體：氮氣(純度99.996%)。
- ✓助燃氣體：高純氧(純度99.995%)。
- ✓流速：氧氣：250 mL/min。
- ✓氮氣：200 mL/min。
- ✓操作溫度：氧化管1150 °C，還原管850 °C，水份吸收管150 °C，二氧化碳吸收管110 °C。
- ✓樣品注入量：5 mg。

6.5.2 氣體交換通量測量方法

氣體交換通量測量方法的選擇乃依據監測場址的水深大小而定。當水體水深 < 40cm，建議以靜置式採氣罩方法(static chamber)；水深若 > 40 cm時，無法使用靜置式採氣罩，則可選擇飄浮式採氣罩(floating chamber)或壓差擴散通量測定法(diffusive flux measurement)。

6.5.2.1 靜置式採氣罩

水深較淺(<40cm)的濕地、灘地或土壤的氣體交換通量，文獻上經常使用靜置式採氣罩法(static chamber)採樣氣體，配合氣體層析分析法氣體樣本濃度(Johansson et al., 2004; Liikanen et al., 2006)，並由氣體濃度隨時間的變化速率計算出封閉式氣罩內水(或土壤)與空氣交界面的氣體交換通量。常使用於二氧化碳、甲烷、及氧化亞氮等氣體交換通量的測量。

一、氣體採樣

靜置式採氣罩包含壓克力製(長24cm、寬24 cm、高50 cm)氣罩及不銹鋼底座(長25cm、寬25 cm、高20cm(或40 cm))，兩部分組合使用(圖6.4)。氣罩內部裝設採氣孔、風扇及驅動馬達、溫度計及日射量記錄器。採樣時先將不銹鋼底座放置在濕地土壤(底泥)表面或插入礫石層水面下，氣罩再置於不銹鋼底座上之凹槽，以水封住凹朝接縫處以保持密閉。確定水平後，啟動罩中風扇，靜待十分鐘，讓罩內外空氣平衡再以矽膠塞塞住壓克力罩開口，然後開始計時。分別在第 0、10、20及30分鐘時以氣密式注射針筒抽取罩內氣體樣本50mL，注入事先抽成真空體積為 0.5 升之採氣袋內。再攜回實驗室分析氣體濃度。氣體樣本須於12小時內完成氣體濃度分析。每一採樣點均進行二重複試驗(也就是設置兩個採樣罩)。每次採樣固定在採樣日的上午10~14點之間進行。氣體採樣時同時記錄採氣罩內空氣及底泥溫度。

當測量目的為調查濕地土壤總呼吸通量時，則使用不透光氣罩(模擬夜間無光線)，以鋁箔紙將壓克力氣罩的表面積全部包覆，氣罩組並置放在無植物或紅樹林根部的區域，所得通量才能代表總呼吸通量。若測量目的包含調查總初級生產量時，則以不同透光率布簾覆蓋在壓克力氣罩表面形成不同光輻射強度，或在不同時間(有不同光輻射強度)下，進行採樣分析，以獲得GPP-I曲線，如果使用透光氣罩則在採氣時記錄氣罩內光輻射強度(I , $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)。為了減少採樣時攪動底泥，可在濕地各採樣點設置木板便橋(SSF人工濕地無此必要)。

二、氣體分析

(一) 甲烷氣體分析

氣體樣本的甲烷氣體濃度使用氣相色層分析法 (Gas Chromatography)進行分析(圖6.4)。以濃度300 ppm的標準氣體(例如雲山行公司)製備不同濃度氣體(0、20、40、60、80、及100ppm)，待分析並完成檢量線後($R^2 > 0.995$)，使用另一家公司(例如思必可公司)所購買的100ppm標準氣體進行檢量線查核，經查核結果誤差值在 $\pm 10\%$ 內。查核無誤後，再進行樣品氣體分析，並將分析樣品所得的積分面積帶入檢量線，即可求出濃度。氣相色層分析儀分析甲烷的條件如下：

- ✓層析管：2.66mm × 2m 不銹鋼管柱。
- ✓充填物：粒徑為80/100 mesh 之Porapak Q。
- ✓偵測器：火焰游離偵測器(Flame Ionization Detector, F.I.D)。
- ✓攜帶氣體：氮氣(純度99.995%)。
- ✓壓力：1.6 bar。
- ✓操作溫度：管柱130 °C，注射器80 °C，偵測器150 °C。
- ✓樣品注入量：0.5mL。

(二) 二氧化碳氣體分析

氣體樣本的二氧化碳濃度乃使用附裝熱導偵測器(TCD)之氣相層析儀進行分析。以濃度1000 ppm的標準氣體(例如雲山行公司)製備不同濃度氣體(0、50、100、200、300、400、600、800及1000ppm)，待分析並完成檢量線後($R^2 > 0.995$)，使用另一家公司(例如思必可公司)所購買的300ppm標準氣體進行檢量線查核，經查核結果誤差值在 $\pm 10\%$ 內，開始分析實際氣體樣本的濃度。氣相色層分析儀分析二氧化碳的條件如下：

- ✓層析管：60/80 carboxen-1000。
- ✓充填物：15'x 1/8"ss (2.1mm ID)。
- ✓偵測器：熱導偵測器 (Thermal Conductivity Detector, T.C.D)。
- ✓攜帶氣體：氮氣(純度99.999%)。
- ✓流速：30mL/min。
- ✓操作溫度：管柱180 °C，注射器150 °C，偵測器130 °C。
- ✓樣品注入量：0.5mL。

(三) 通量計算與統計

經由氣相色層分析儀所量測到的溫室氣體濃度單位為ppm，每一個氣罩在第0、10、20及30分鐘所獲得的濃度(C)在座標圖上對時間(t)繪圖，經線性回歸分析求得斜率($\frac{\Delta C}{\Delta t}$)及相關係數平方值(r^2)，再經由公式(6.24)算出氣體通量。回歸分析結果二氧化碳通量的 r^2 須大於0.90，甲烷通量的 r^2 須大於0.85，則 $\frac{\Delta C}{\Delta t}$ 數據才予以採用(Matthews et al., 2003)。此交換通量若為正值，代表氣體從水面(或土壤)釋放到大氣；若為負值，代表氣體從大氣被吸收到水面(或土壤)。

$$F_{gas} = H \times \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{M}{V} \times \left(\frac{273}{273+T} \right) \quad (6.24)$$

其中，

F_{gas} = 氣體(二氧化碳或甲烷)交換通量 ($\text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$)

H = 矩形氣罩的高度 (m)

$\frac{\Delta C}{\Delta t}$ = 氣體濃度隨時間的變化斜率 (ppm hr^{-1})

M = 氣體分子量， g mol^{-1} (二氧化碳為44，甲烷為16)

V = 標準狀態下(0°C , 1atm)氣體的莫耳體積， 22.4 L mol^{-1}

T = 採氣時罩內氣溫 ($^\circ\text{C}$)

再將氣體通量結果以公式(6.24)及(6.25)計算轉換為碳通量單位：

$$CO_{2r,s} = F_{CO_2} \times \frac{12}{44} \quad (6.25)$$

$$CH_{4r,s} = F_{CH_4} \times \frac{12}{16} \quad (6.26)$$

其中，

$CO_{2r,s}$ = 在 r 樣點 s 月份採樣測得的二氧化碳交換通量， $mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

$CH_{4r,s}$ = 在 r 樣點 s 月份採樣測得的甲烷交換通量， $mg\ C\ m^{-2}\ hr^{-1}$

不同樣點(空間)及不同月份(時間)的氣體通量調查結果(每小時平均通量)，還需經時間及空間的內插或外推計算，擴大化推估出整個調查場址每年的平均通量，以進行碳收支計算。有關擴大化推估的細節請參考第六章第6.8節或第三、四、五章各濕地類型專節。



GC-ECD, GC-FID



針筒與採氣袋



每一採樣點設置兩組採樣罩



壓克力採樣罩



不銹鋼框架

圖6.4 密閉式靜置氣罩法

6.5.2.2 漂浮式採氣罩

漂浮式採氣罩法被廣泛使用於湖、塘、潭、庫、池等深水水體(> 0.4 m)，當靜置式採氣罩無法適用時，使用於測量水—空氣的氣體交換通量(Kremer et al., 2003; 楊盛行, 2004; 楊盛行, 2005; Stadmark and Leonardson, 2005; Abril et al., 2005; Tokoro et al., 2007; Schrier-Uijl et al., 2010)。

漂浮式採氣罩為將壓克力製氣罩(長40cm、寬30.5 cm、高17 cm)與保麗龍製的漂浮基座結合，氣罩內部裝設採氣管、風扇及驅動馬達、溫度計及日射量記錄器。測量時，將整組漂浮式採氣罩放置於水面上，掛上牽錘以減少氣罩漂移，由於水位深因此操作者須於平台或船筏上作業、並避免擾動底泥(圖6.5)。待漂浮箱平穩浮於水面上後，打開壓克力罩上方採氣管開口，啟動氣罩內風扇，靜待十分鐘，讓氣罩內外空氣平衡，再以矽膠塞及採氣管塞住氣罩開口，然後開始計時。其餘氣體採樣、濃度分析、通量計算與統計、品管要求等，均與靜置式採氣罩法相同。



圖6.5 漂浮箱法

6.5.2.3 擴散通量測量法

擴散通量測量法乃依據雙層膜理論(two-film theory)推導出的氣體物質介於水—空氣交界面的物質擴散傳送現象。氣體物質通過水—空氣交界面的通量與下列兩個因子有關，(1)氣體分子在水中及空氣中的濃度差(或稱濃度梯度)，濃度差即為質量傳送的驅動力；(2)氣體傳送速率(gas transfer velocity)。此模式提供了兩個類似的方程式(6.27)及(6.28)，可使用兩者之一計算氣體通過水—空氣交界面的交換通量：

$$F_{gas} = k(C_{sur} - C_{eq}) \times f \quad (6.27)$$

其中，

F_{gas} = 氣體(二氧化碳或甲烷)交換通， $\text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$

k = 氣體傳送速率， cm hr^{-1}

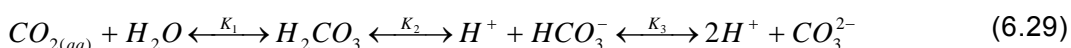
C_{sur} = 表面水的氣體(二氧化碳或甲烷)濃度， $\mu\text{mol L}^{-1}$ 或 mmol L^{-1}

C_{eq} = 與大氣平衡的水中氣體(二氧化碳或甲烷)濃度， $\mu\text{mol L}^{-1}$ 或 mmol L^{-1}

f = 單位轉換因子氣體通量(F_{gas})結果以公式(6.24)及(6.25)計算轉換為碳通量單位。

一、表面水的二氧化碳濃度的測量

溶解在水中的二氧化碳會進行一連串的平衡反應(6.29式)，以 CO_2 、 H_2CO_3 、 HCO_3^- 、及 CO_3^{2-} 物質存在，所謂水中總溶解態無機碳(total dissolved inorganic carbon, DIC)及包含此四項無機碳物質的總和。



$$\text{Total DIC} = [\text{CO}_2] + [\text{H}_2\text{CO}_3] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}] \quad (6.30)$$

由於 25°C 下 $K_1=2\times 10^{-3}$ ，意味著 H_2CO_3 僅佔水中未離子化二氧化碳的相當少比率(0.002)，甚至可將它的濃度忽略不計(Manahan, 1984)。在 $\text{CO}_2\text{H}_2-\text{HCO}_3^- - \text{CO}_3^{2-}$ 平衡關係中，可由水中 pH 及平衡常數(K_2 及 K_3)的相關方程式，推估 $\text{CO}_2(\text{aq})$ 佔所有無機碳物質的莫耳濃度比(Manahan, 1984)，如公式(6.31)~(6.33)。

$$y_{\text{CO}_2} = \frac{[\text{CO}_2]}{[\text{CO}_2] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}]} \quad (6.31)$$

$$y_{\text{CO}_2} = \frac{[\text{H}^+]^2}{[\text{H}^+]^2 + K_2[\text{H}^+] + K_2K_3} \quad (6.32)$$

$$\therefore [\text{CO}_2] = y_{\text{CO}_2} \times [\text{Total DIC}] \quad (6.33)$$

其中，

$[\text{CO}_2]$ = 水中二氧化碳濃度， $\mu\text{mol L}^{-1}$ 或 mmol L^{-1}

$[\text{H}^+]$ = 水中 H^+ 濃度， $\mu\text{mol L}^{-1}$ 或 mmol L^{-1}

K_2 及 K_3 = (6.29)式的平衡常數

y_{CO_2} = 水中二氧化碳佔所有無機碳物質的莫耳濃度比

$[\text{Total DIC}]$ = 水中總溶解態無機碳(DIC)濃度， $\mu\text{mol L}^{-1}$ 或 mmol L^{-1}

水中DIC濃度以總有機碳分析儀量(NIEA W530.51C)。以空的120-mL玻璃血清瓶，將表層水樣本充滿血清瓶，瓶口上塞上橡皮塞再以鋁蓋緊封，樣本帶回實驗室2個小時內分析完成。

在總有機碳分析儀(例如, Elementar-liqui TOC, Germany)中, 水樣在添加酸的條件下進行氣提, 然後以紅外線測定器測量離開氣體的二氧化碳量

二、表面水的甲烷濃度的測量

應用(6.27)式須測量表面水的甲烷濃度。以空的120-mL玻璃血清瓶, 將表層水樣本充滿血清瓶, 瓶口上塞上橡皮塞再以鋁蓋緊封。樣本帶回實驗室2個小時內分析完成(Abril and Iversen, 2002)。在實驗室中, 血清瓶瓶口朝下, 以針筒抽取約50 mL的高純度氮氣注入血清瓶中, 另一支針筒也同時插入血清瓶內接收排出來的樣水。稱重(水樣重+瓶重), 將瓶子劇烈搖晃後, 放置室溫約2個小時。吸取血清瓶中空間的氣體樣本, 以氣相層析儀分析甲烷濃度(方法參見第6.5.2.1.之甲烷氣體分析方法)。將測量過的樣本血清瓶注滿水, 再稱重一次(裝滿水的樣本重量+瓶重), 並測量空瓶重, 以估算樣瓶內的氣、水體積。最後透過文獻提供的公式(Johnson et al., 1990), 計算水中甲烷的濃度。

三、空氣中氣體濃度及水中平衡濃度

在採樣現場以針筒吸取約100 mL的空氣, 注入事先抽成真空體積為 0.5 升之採氣袋內, 同時記錄大氣壓力及氣溫。再將空氣樣本攜回實驗室分析氣體濃度。氣體樣本須於12小時內完成氣體濃度分析。以氣體層析儀分析空氣樣本二氧化碳及甲烷的濃度(方法參見第6.5.2.1.節)。與空氣平衡的水中氣體(二氧化碳或甲烷)濃度則由下列公式計算而得:

$$C_{eq} = \alpha C_a \quad (6.34)$$

其中,

C_a = 空氣中的二氧化碳或甲烷濃度, μ atm

C_{eq} = 水中的二氧化碳或甲烷平衡(飽和)濃度, μ mol L⁻¹

α = 氣體在水中的溶解度, mol L⁻¹ (atm)⁻¹或 μ mol L⁻¹ (μ atm)⁻¹

α 隨著水溫(T)及鹽度(S)而變化, Wanninkhof (1992)提供 $\alpha = f(T, S)$ 的經驗方程式, 可由水溫及鹽度估算二氧化碳及甲烷的 α 值:

$$\alpha_{CO_2} = -60.2409/T + 93.4517(100/T^2) + (23.3585/T)\ln(T/100) + (S/T)[0.02517 - 0.023656(T/100) + 0.004706(T/100)^2] \quad (6.35)$$

$$\alpha_{CH_4} = -68.8862/T + 101.4956(100/T^2) + (28.714/T)\ln(T/100) + (S/T)[-0.076146 + 0.043970(T/100) - 0.0068672(T/100)^2] \quad (6.36)$$

其中，

T = 水溫， $^{\circ}K$

S = 鹽度， ‰ 。

四、氣體傳送速率的測量

天然水體水面的氣體傳送速率主要與風速(wind speed)及施密特數(Schmidt number, Sc)有關。施密特數的定義乃水的動黏度(kinetic viscosity)與氣體分子的體積擴散係數(volumetric diffusivity)的比值，為一個沒有單位的物質特性常數，受溫度顯著影響。Wanninkhof (1992)曾提出三次方的多項方程式描述一般常見的氣體分子在海水及淡水中施密特數與水溫(T)之間的經驗方程式，提供迅速便利的估算施密特數，如(6.37)~(6.40)式所示。

$$Sc_{CO_2} = 1911.1 - 118.11T + 3.4527T^2 - 0.041320T^3 \quad (\text{freshwater}) \quad (6.37)$$

$$Sc_{CO_2} = 2073.1 - 125.62T + 3.6276T^2 - 0.043219T^3 \quad (\text{seawater}) \quad (6.38)$$

$$Sc_{CH_4} = 1897.8 - 114.28T + 3.2902T^2 - 0.039061T^3 \quad (\text{freshwater}) \quad (6.39)$$

$$Sc_{CH_4} = 2039.2 - 120.31T + 3.4209T^2 - 0.040437T^3 \quad (\text{seawater}) \quad (6.40)$$

其中，

T = 水的溫度， $^{\circ}C$

Sc_{CO_2} 及 Sc_{CH_4} = 分別表示二氧化碳及甲烷的施密特數

不少文獻已建立氣體傳送速率(k)與風速(u)及施密特數(Sc)的經驗方程式，以方便由風速及施密特數的測量結果，估算氣體傳送速率(k)。本作業手冊建議使用(6.41)~(6.43)式估算(Hamilton et al., 1994; Matthews et al., 2003)，先將現場測量的風速資料帶入(6.41)式，求得 $Sc=600$ 時的正規化氣體傳送速率(k_{600})，再將實際的二氧化碳或甲烷的施密特數帶入(6.42)或(6.43)式計算二氧化碳或甲烷的氣體傳送速率。

$$k_{600} = 0.76 \times u \quad (6.41)$$

$$k_{CO_2} = k_{600} \times \left(\frac{600}{Sc_{CO_2}}\right)^n \quad (6.42)$$

$$k_{CH_4} = k_{600} \times \left(\frac{600}{Sc_{CH_4}}\right)^n \quad (6.43)$$

其中，

u = 現場測量的風速， $m\ s^{-1}$

k_{600} = 施密特數為600時的 k ，為正規化氣體傳送數率， $cm\ hr^{-1}$

k_{CO_2} = 二氧化碳的氣體傳送數率， $cm\ hr^{-1}$

k_{CH_4} = 甲烷的氣體傳送數率， $cm\ hr^{-1}$

風速可使用攜帶式風速計測量現地水面上1 m處的風速。當風速緩和($u < 3\ m\ s^{-1}$)、無顯著波浪時， $n = 0.67$ ；當有顯著波浪時($u > 3\ m\ s^{-1}$)， $n = 0.5$ (Wanninkhof, 1992)。

6.5.3. 有機碳輸入與輸出通量

當濕地場址有經常性及明顯水流進入及流出濕地場址時，均可能將含碳物質輸入或輸出濕地，此兩不部分的碳通量建議須於以調查，方能完整評估濕地的碳收支計算。最常見的此類濕地包括：人工濕地進出流廢水、河口及潟湖的碳物質受河川流動搬運、水庫及埤塘等。需測量流量及水質，才能計算水流搬運產生的有機碳通量。

6.5.3.1 流量測量

水流流量的測量方法選擇，乃依流量大小、導水及水流方式而定。

當進、出流流量不大、且有排放管路容易收集進出流水時，可採用最簡單的「容器法」，將水流導入適當已知體積之容器或已知表面積之水槽內，測定到達某一水位所需之時間，進而計算流量。詳細方法及步驟可參考環保署公告的檢測法NIEA W020.51C。

當流量較大，且由渠道傳送進、出流水時，可採用「量水堰法」，將特定形狀、尺寸之堰板安裝於渠道中，測定水頭高度，進而計算出流量。詳細方法及步驟可參考環保署公告的檢測法NIEA W021.52C。

當水流連續且由水道和管路輸送，則可採用「流量計法」，在水道和管路中裝置流量計測定其流量，有許多類型的商業化流量計，依測定水量範圍和測定場所情況，選擇適當之流量計，流量計使用前，應先依說明書校正之。詳細方法及步驟可參考環保署公告的檢測法NIEA W023.51C。

當水流是在大型渠道或大而寬之河流流動時，其流量測定可採用「流速計」，將水道分為數個已知水流斷面之區間，測定各區間之流速，進而計算流量。依情況選擇適當之流速計；可使用繩索（或鋼索）、尺、竹竿和測錘等，可依測定場所之情況而選定適當之斷面積測定器具測量斷面積。詳細方法及步驟可參考環保署公告的檢測法NIEA W022.51C。

流量的調查多為瞬時流量，可進行一日24小時連續監測，或經某些假設乘上係數，最後換算為平均日流量，以 m^3/d 單位表示。

6.5.3.2 水質分析

一、水樣採集

水樣採集至少在兩個樣點進行：濕地進流口及出流口。採水頻率為1~2週一次。水樣的採集是使用鋼製長柄的採樣器，有三段可伸縮的功能，用以配合不同深度的樣點來進行採樣。將採好的樣品倒入容量為約1 L的附蓋採樣瓶內，採樣完成後帶回實驗室進行分析。為避免樣品間之交叉汙染，故於每次的採樣及收集樣品時，皆會對採樣器及附蓋採樣瓶進行潤洗的動作。

二、水質分析

於採樣現場以儀器監測不同採樣點水樣的比電導度(Conductivity)、pH、溶氧(DO)、氧化還原電位(ORP)等水質。帶回實驗室的水樣進行不同項目分析，然而與碳質量平衡相關的水質項目為溶解性有機物(SOC)及顆粒性有機物(POC)，SOC與POC的和即為總有機碳(TOC)。總有機碳分析乃使用總有機碳分析儀，以燃燒/紅外線測定法進行分析 (NIEA W530.51C)。

本作業手冊所監測的水體水質分析項目包括水溫、鹽度、pH值、氧化還原電位(ORP)、比電導度、濁度、懸浮固體物(SS)、溶氧(DO)、生化需氧量(BOD)、化學需氧量(COD)、葉綠素a、總凱氏氮(TKN)、氨氮(NH₃-N)、亞硝酸氮(NO₂-N)、硝酸氮(NO₃-N)、磷酸鹽(PO₄⁻³)、水中顆粒性有機碳(POC)、溶解性無機碳(DIC)、溶解性有機碳(DOC)、硫酸鹽(SO₄⁻²)等水質參數，於每個樣區採取水樣後，可立即於現場分析的項目即於現場分析(如水溫、溶氧、鹽度、pH值、比電導度等)，需攜回實驗室分析之項目則將水體冰存後帶回實驗室進行分析工作，各水質參數之分析方法均依中華民國行政院環境保護署環境檢驗所(NIEA)公告之標準分析方法進行分析，如表6.2所示。

水質檢測需專業實驗室及耗費經費的工作，濕地管理者無須美依項目均檢測，而依需求選擇分析項目。如果，僅為了濕地碳匯調查目的，則僅須監測最重要的相關項目，例如：水溫、pH、鹽度、比電導度、POC、DOC、DIC、甲烷等，即可估算有機碳輸入與輸出通量、水域水面與空氣界面的二氧化碳及甲烷交換通量。

表 6.2 水質分析方法一覽表

分析項目	分析方法	分析項目	分析方法
水溫	NIEA W217.51A	葉綠素a	NIEA E507.02B
鹽度	NIEA W447.20C	硝酸氮	NIEA W203.51B
pH值	NIEA W424.52A	亞硝酸氮	NIEA W203.51B
氧化還原電位	氧化還原電極	總凱式氮	NIEA W451.51A
導電度	NIEA W203.51B	氨氮	NIEA W448.51B
濁度	NIEA W219.52C	磷酸鹽	NIEA W203.51B
懸浮固體物	NIEA W210.57A	POC	NIEA W530.51C
溶氧	NIEA W455.51C	DIC	NIEA W530.51C
生化需氧量	NIEA W510.54B	DOC	NIEA W530.51C
化學需氧量	NIEA W514.20B	水體採樣方法	NIEA W104.51C

6.5.3.3 輸入及輸出通量計算

由於流量及水質無法一年365天每日監測，若依表6.1之建議採取每月監測一次水量及水質的頻率，則可由獲得的整年流量及TOC濃度數據，以下列公式(6.44)及(6.45)擴大化估算出平均每年濕地進流水輸入及出流水輸出的TOC通量($\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)：

$$F_{Inf} = \frac{\sum (Q_{Inf, s} \times TOC_{Inf, s} \times n_s)}{A} \quad (6.44)$$

$$F_{Eff} = \frac{(\sum Q_{Eff, s} \times TOC_{Eff, s} \times n_s)}{A} \quad (6.45)$$

其中，

$Inf, s = Inf$ 表示進流水代號， s 代表測量月份代號

$Eff, s = Eff$ 表示出流水代號， s 代表測量月份代號

$Q_{Inf, s} =$ 在 s 月份測得的進流水流量， $\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$

$Q_{Eff, s} =$ 在 s 月份測得的出流水流量， $\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$

$TOC_{Inf, s} =$ 在 s 月份測得的進流水TOC濃度， mg L^{-1}

$TOC_{Eff, s} =$ 在 s 月份測得的出流水TOC濃度， mg L^{-1}

$n_s =$ 不同月份調查每次所代表的天數， d 。 $\sum_s n_s = 365$

$A =$ 濕地表面積， m^2

$F_{Inf} =$ 濕地進流水每年輸入的有機碳通量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

$F_{Eff} =$ 濕地出流水每年輸出的有機碳通量， $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$

6.6 碳庫調查及測量法

6.6.1 生物量碳庫調查

濕地生物量碳庫依據調查方法不同分木本科植物及草本科植物敘述。本作業手冊建議調查方法與植物淨初級生產量類似，木本科植物(如紅樹林)採用胸徑測量法，草本科植物則使用破壞性採收割除法，兩者均測量地面上生物量(AGB)，並透過 R 值($R \equiv BGB \div AGB$)推估地面下生物量(BGB)。

6.6.1.1 木本科植物(紅樹林)生物量

依第6.5.1.2節所述方法，測量紅樹林樣區的林木數目、密度及DBH，帶入公式(6.2)、(6.3)、(6.5)、(6.6)、(6.7)可計算出紅樹林樣區的平均地面上生物量及地面下生物量，預期全年某一樣區會獲得6~12個數據(若測量頻率每1~2個月一次)，這6~12個數據的平均值即代表紅樹林的地面上生物量($AGB_{1,1,m}$)及地面下生物量($BGB_{1,1,m}$)。將此結果帶入式(2.24)、(2.25)及(2.26)即可估算紅樹林生物量碳庫量，亦可參考第3.2.4.1節所述方法。

6.6.1.2 草本科植物生物量

依第6.5.1.5節所述方法，亦即以破壞性採收法測量鹹水草澤、淡水草澤或人工濕地樣區單位面積的地面上生物量($g\ d.m.\ m^{-2}$)，包括活生物量及枯生物量的和。一年期間每1~2個月採樣一次，預計會有6~12次數據，這6~12個數據的平均值即代表草澤濕地的地面上生物量($AGB_{i,j,m}$)，每一個數據個別乘以 R 值($R \equiv BGB \div AGB$)再進行平均，結果即為草澤濕地的地面下生物量($BGB_{i,j,m}$)。將此結果帶入式(2.24)、(2.25)及(2.26)即可估算草澤生物量碳庫量，亦可參考第3.4.4.1節所述方法。

6.6.2 土壤有機物碳庫調查

6.6.2.1 土壤採樣方法

本計畫之土壤採樣方法為依據環境保護署環境檢驗所公告之底泥採樣方法(NIEA S104.30C)進行採樣，在紅樹林、潮間帶與人工濕地(FWS濕地)以採樣勺採取底泥，在潟湖、魚塭、人工濕地(生態池)以艾克曼採泥器(Ekman dredge)採取底泥，於虎頭埤以艾克曼採泥器或鑽取式採樣器(Core sampler)採取底泥，每次採取底泥的深度大約為0.3~0.5 m，並且將採取的底泥樣本按不同的深度分類為上層、中層與下層，每層土壤深度大約為0.1~0.15 m，分層之底泥冰存後攜回實驗室分析。

6.6.2.2 土壤有機物及碳含量分析

一、土壤有機物分析

濕地土壤的有機物含量為參考環境保護署環境檢驗所公告之分析方法(NIEA R212.01C)，採回之土壤土芯每隔5cm分層切成薄片，分別是離地表0~5cm、5~10cm、10~15cm、15~20cm、20~25cm、及25~30cm，每一層薄片均量測土壤有機物含量。測量方法與第6.5.1.8. 固體樣本有機碳含量分析法步驟相同。

二、土壤有機碳分析

上述土壤樣本亦進行有機碳含量分析，請直接參考第6.5.1.8. 固體樣本有機碳含量分析法所述內容。

6.6.2.3 土壤假密度分析

土壤假密度(soil bulk density)定義為未經擾動天然狀態的土壤單位體積所含土壤的乾燥重量，也稱為土壤容積比重或簡稱為土壤容重(soil volume weight)，以g d.m. cm⁻³單位表示。以固定體積的土壤採樣器取土芯樣本，將土芯推出並在65°C下烘乾48小時至恆重，最後再將土壤樣本的乾燥重量除以土芯樣本的體積，即為該土壤假密度。

$$BD = DWC \div VC \quad (6.29)$$

其中，

BD = 土壤假密度，g d.m. cm⁻³

DWC = 土芯樣本的乾燥重量，g d.m.

VC = 土芯樣本的體積，cm⁻³

6.7 有機碳長期累積速率(LORCA)調查

6.7.1 有機碳長期累積速率

有機碳長期累積速率調查的目的，在於透過過去土壤沈積速度，來瞭解有機碳在各個土壤深度間的累積速度。一般的方法可分為碳同位素測定法，以及利用鉛-210、鐳-226及銻-137來測定土壤沈積速度，說明如下。

6.7.2 碳同位素測量法

可利用碳-14同位素之半衰期(5,730±40年)以測定土壤中之碳-14含量以實際了解濕地之碳吸收量及形成時間。另外Y. Choi團隊發現由於1950至1960年間核子試爆

之原因，導致期間土壤之碳-14同位素碳含量大幅增加而影響測定誤差超過十年。但可利用因此額外增加之碳-14土層藉以區別樣品土層為核子試爆前或之後形成之碳吸收量，而區分出短期土層的碳匯及長期土層的碳匯。碳14同位素法之主要步驟如下：

一、研究區域選址與樣品蒐集

1. 依照植被不同區分碳吸存量研究區塊
2. 鑽探至90~120cm 處至石灰岩層，蒐集土芯至PVC管中(管徑7.2cm)壓實。
3. 檢查土芯，如有直徑超過1 cm 之石塊將之除去
4. 蒐集13 個從high marsh, middle marsh, and low marsh 年份
5. 1996-1997 年之土芯樣品，分析其碳密度及碳同位素之組成成分
6. 再一併分析由Y. P. Hsieh of the Wetland Ecology Program at Florida A&M University 提供1985-1988 年之土壤樣本(樣品已經過乾燥密封防止碳損)。
7. 額外蒐集分析4 個海岸沉積土芯分析碳密度及碳同位素之組成成分。

二、製備樣品與分析

1. 先置於60°C 烘箱中乾燥再秤重測定含水量及密度。
2. 去除可見之樹葉樹枝等，再利用孔徑為2mm 之篩網，使土芯樣本形成粉末。
3. 粉末樣本利用10% HCl 處理3 小時以去除碳酸化合物。
4. 水洗中和，自然乾燥而後再次篩至粉末。(此土壤樣本與CuO 於真空中875°C 中(silver foil in a vycor tube)作用2 小時產生二氧化碳，利用低溫分離純化二氧化碳。
5. 純化後之二氧化碳、氫(H₂)及鈷(Co)還原再利用質譜儀(accelerator massspectrometer)計算碳同位素¹⁴C/¹³C 比率。
6. 於壓力計(manometer)中測量二氧化碳 中碳之重量百分比。

6.7.3 鉛-210、鐳-226 及銫-137 同位素測量法

利用鉛-210、鐳-226及銫-137的gamma能譜分析儀分析結果，亦可評估土壤沈積速率，再配合各深度土壤的有碳含量，即可計算有積碳的累積速率。首先需取樣，以1.5m、內徑7cm的不銹鋼管做為土壤取樣器，取出後以乾淨的不銹鋼鋸片，將土樣連同鋼管切成薄片，其中在地表到地表下20cm範圍內每2cm切一片，地表下20cm至管底則每4cm切一片。每份gamma能譜分析儀的試樣需為50~150g的乾樣品，並放入10ton-m水壓的氣封塑膠容器中。藉由3~4週的存放，可以從氫氣量評估在gamma能譜46.5keV的鉛-210逸散量，而鐳-226可以從gamma能譜295.2到352.0keV的鉛

214，以及能譜609.3keV的鈾-214來估算，銫-137則可從能譜661.6keV的鉍-133m來估算。這些同位素的估算可彼此比對沈積年份的差異，並進一步估算各深度土壤的沈積速率。

6.8 由量測結果擴大推估

本節僅說明通量測量結果擴大推估的方法。由於受限於採樣點及採樣頻率無法涵蓋整個濕地面積及一年365天、一天24小時的測量。大多數測量項目須由少數採樣點及一年幾次的採樣監測結果，透過時間及空間的內插或外推方法，推估算出整個濕地面積、一年時間的平均結果，此過程稱為擴大推估(*scaling up*)。

6.8.1 利用時間內插法推估全年平均值

濕地內某樣點一年內固定時間(例如每月或每季)進行重複採樣及監測所獲得的結果，經常呈現時間變異性(*temporal variability*)，如何由這些結果推估出一年的累積？以下說明計算步驟：

如果採樣監測工作可進行一日24小時的連續監測(例如利用Eddy Covariance通量塔監測二氧化碳交換通量，可於每1小時重複擷取一次數據)，則可將每小時獲得的測量值累積加總計算，求得日平均推估值。不過，大多監測方法限於測量技術、人力耗費、採樣的安全考量、及環境條件等因素，無法進行24小時連續監測，僅調查日間一次採樣、或日夜間各一次採樣，則可將一次採樣獲得(或日夜間各一次的平均數)的小時平均測量值，乘以24小時即可獲得日平均推估值，如公式(3.8)、(3.10)、(3.20)、(6.13)所示。

另一種情況是無法連續24小時直接測量通量，但是可很容易連續24小時監測環境條件(如溫度、日輻射強度)，再將環境條件帶入模式(例如GPP-I模式)，可獲得連續24小時的間接測量結果(如第6.5.1.4節所述)，同樣地可將每小時獲得的間接測量結果累積加總計算，求得日平均推估值。

依據一年的採樣頻率(每季一次、每一個月一次等)，可規劃出每次採樣或調查所代表的天數(n_s)，將每次調查的日平均推估值乘以 n_s ，再將每次的乘積加總計算，即可獲得年平均推估值，如公式(3.8)、(3.10)、(3.20)、(6.13)所示。

6.8.2 利用空間內插法推估完整濕地的平均值

由第三~五章可知不同類型濕地的碳匯功能調查方法各同，其碳吸存通量或有機碳累積速率也各有不同表現。一個大尺度的濕地在空間上經常具有明顯的異質性(*heterogeneity*)，因此須將大尺度濕地依同質性(*homogeneity*)分為不同類型濕地，分

類調查。例如：七股鹽田濕地生態系統涵蓋紅樹林、潟湖水域、潮間帶灘地、魚塢、草澤等不同類型濕地，需分別規劃調查方法、採樣點及採樣頻率。不同類型濕地所調查的碳吸存通量或有機碳累積速率結果，再乘以個別類型濕地的面積，即可估算此大尺度濕地的總碳吸存能力。

對於受調查的某特定類型濕地，因植生種類及密度、水文、底泥條件的相同，也造成碳匯測量結果具有明顯的空間性變化(spatial variability)。因此針對同一個受調查濕地的不同樣區或樣點所監測的結果，可就每個樣區或樣點所代表的面積(a_i)，計算所有監測結果或年平均值的加權平均數，以代表整個濕地的平均值，如公式(3.8)、(3.10)、(3.20)、(6.13)所示。如果每樣區或樣點的代表面積很接近，則計算所有監測結果或年平均值的算術平均數即可。

第七章 濕地碳匯功能調查標準作業程序簡易流程

紅樹林濕地碳庫量簡易估算表

紅樹林濕地碳庫量(K) = 紅樹林濕地生物碳庫量(E) + 紅樹林土壤碳庫量(J)

紅樹林濕地生物碳庫量計算		
編號	項目	估算結果
A	紅樹林濕地總面積 (實際量測或由地圖上量測)	m ²
B	每平方公尺內紅樹林植物株數 1. 在紅樹林濕地內劃分樣區，每個樣區面積為 10m × 10m。 2. 估算該樣區內的紅樹林植物有幾株。 3. 將步驟 3 之數字除以 100，即每平方公尺內之紅樹林植物株數(株/ m ²)	株/ m ²
C	樣區內紅樹林樹徑總和 1. 在編號 B 之步驟 1 所劃分之樣區內，選擇 1 株代表性紅樹林植物。 2. 在該具代表性紅樹林植物離地 1.3m 處量測樹圍。 3. 依照經驗，每單一株紅樹林植物在離地 1.3m 處可能有多個分支的樹幹，每個分支的樹幹均需量測樹圍。 4. 再將每個量測的樹圍平方，把每個平方後的樹圍加總，再開根號，即為總樹圍，如下式之計算方法： $\text{總樹圍} = \sqrt{\text{樹圍}1^2 + \text{樹圍}2^2 + \text{樹圍}3^2 + \text{樹圍}4^2 + \dots}$ 5. 步驟 4 計算出之總數圍再除以 3.1416，即為該紅樹林植物的總樹徑。	cm
D	每株紅樹林植物的生物質量 1. 將編號 C 所估算之單株紅樹林樹徑，帶到下面的式子計算： $D = 0.1012 \times (C)^2 + 0.5402 \times (C) + 1.5674$ 2. 由上式所計算之結果 D，就是該株紅樹林植物位於地面上的生物質量。	Kg/株

E	<p>紅樹林植株碳含量</p> <p>1. 紅樹林植物的碳含量可參考「濕地碳匯功能調查標準作業程序之方法」，以實驗分析之方法獲得。</p> <p>2. 也可直接引用經驗值(44 %)</p>	%
F	<p>紅樹林濕地生物碳庫量：</p> <p>1. 計算方法： 將表中所估算之數字結果，依所對應之編號代入下式計算： 紅樹林生物碳庫量 = $A \times B \times (D + D \times 0.5) \times E \times 10^{-5}$</p> <p>2. 步驟 1 所計算之結果即該紅樹林濕地的生物碳庫量(ton C)。</p>	ton C

紅樹林濕地土壤碳庫量計算		
編號	項目	估算結果
G	<p>紅樹林濕地土壤假密度</p> <p>1. 紅樹林濕地土壤的假密度，可參考「濕地碳匯功能調查標準作業程序之方法」，以實驗分析之方法獲得。</p> <p>2. 或可直接採用文獻值 1.82 g/cm³ 直接計算。</p>	g/cm ³
H	<p>紅樹林濕地土壤碳含量</p> <p>1. 紅樹林濕地土壤的碳含量，可參考「濕地碳匯功能調查標準作業程序之方法」，以實驗分析之方法獲得。</p> <p>2. 或可直接採用文獻值 0.52 % 直接計算。</p>	%
I	<p>估算碳庫量之紅樹林濕地土壤樣本厚度</p> <p>1. 估算紅樹林濕地土壤的樣本厚度，可參考「濕地碳匯功能調查標準作業程序之方法」，以實驗分析之方法獲得。</p> <p>2. 或可直接採用文獻值 30 cm 直接計算。</p>	cm
J	<p>紅樹林濕地土壤碳庫量：</p> <p>1. 計算方法： 將表中所估算之數字結果，依對應之編號以下式計算： 紅樹林濕地土壤碳庫量 = $G \times H \times I \times A \times 10^{-4}$</p> <p>2. 其中 A 為紅樹林濕地之總面積。</p>	ton C

紅樹林濕地總碳庫量		
編號	項目	估算結果
K	<p>紅樹林總碳庫量</p> <p>1. 將上表編號 F 與編號 J 之估算結果加總，即為紅樹林濕地總碳庫量：</p> <p>紅樹林濕地碳庫量 = $F + J$</p> <p>2. 其中，編號 F 為柵鄰失地生物碳庫量，編號 J 為紅樹林濕地土壤碳庫量。</p>	ton C

第八章 參考文獻

- Abril, G., Guerin, F., Richard, S., Delmas, R., Galy-Lacaux, C., Gosse, p., Tremblay, A., Varfalvy, L., Dos santos, M.A., Matviento, B., 2005. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global Biogeochemical Cycles* 19, GB4007.
- Abril, G., Iversion, N., 2002. Methane dynamics in a shallow non-tidal estuary (Randers Fjord, Denmark). *Marine Ecology Progress Series* 230, 171-181.
- Alongi, D.M., 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation* 29, 331-349.
- Alongi, D.M., 2011. Carbon payments for mangrove conservation: ecosystem constrains and uncertainties of sequestration potential. *Environmental Science & Policy* 14, 262-270.
- Alongi, D.M., Clough, B.F., Robertson, A.I., 2005. Nutrient-use efficiency in arid-zone forests of the mangroves *Rhizophora stylosa* and *Avicennia marina*. *Aquatic Botany* 82, 121-131.
- Alongi, D.M., Sasekumar, A., Chong, V.C., Pfitzner, J., Trott, L.A., Tirendi, F., Dixon, P., Brunskill, G.J., 2001. Sediment accumulation and organic material flux in a managed mangrove ecosystem: estimates of land-ocean-atmosphere exchange in peninsular Malaysia. *Marine Geology* 208, 383-402.
- Alongi, D.M., Wattayakorn, G., Pfitzner, J., Tirendi, F., Zagorskis, I., Brunskill, G.J., Davidson, A., Clough, B.F., 2001. Organic carbon accumulation and metabolic pathways in sediments of mangrove forests in southern Thailand. *Mar. Geol.* 179, 85– 103.
- Altor AE, Mitsch WJ (2006) Methane flux from created riparian marshes: relationship to intermittent versus continuous inundation and emergent macrophytes. *Ecological Engineering* 28:224–234.
- Anderson, C.J., Mitsch, W.J., 2006. Sediment, carbon, and nutrient accumulation at two 10-year-old created riverine marshes. *Wetlands* 26, 779-792.
- Anderson, D.E., Striegl, R.G., Stannard, D.I., Michmerhuizen, C.M., 1999. Estimating lake-atmosphere CO₂ exchange. *Limnol. Oceanogr.* 14, 988-1001.

- Aselman, I., Crutzen, P.J., 1989. A global inventory of wetland distribution and seasonality, net primary productivity, and estimated methane emissions. In A.F. Bouwman, ed. *Soils and Greenhouse effect*. John Wiley & Sons, New York, pp 441-449.
- Barr, J. G., Engel, V. Fuentes, J. D., Zieman, J. C., O'Halloran, T. L., Smith III, T. J., Anderson, G. H., 2010. Controls on mangrove forest-atmosphere carbon dioxide exchanges in western Everglades National Park, *J. Geophys. Res.*, 115, G02020,
- Bartlett, K.B., Harris, R.C., 1993. Review and assessment of methane emissions from wetlands. *Chemosphere* 26:261–320. doi:10.1029/2009JG001186.
- Bartlett, K.B., Harris, R.C., 1993. Review and assessment of methane emissions from wetlands. *Chemosphere* 26:261–320.
- Bartlett, K.B., Harris, R.C., Sebach, D.I., 1985. Methane flux from coastal salt marshes. *Journal of Geophysical Research* 90, 5710-5720.
- Bonneville, M.C., Strachan, I.B., Humphreys, E.R., Roulet, N.T., 2008. Net ecosystem CO₂ exchange in a temperate cattail marsh in relation to biophysical properties. *Agriculture and Forest Meteorology* 148, 69-81.
- Borges, A.V., Delille, B., Schiettecatte, L.S., 2004. Gas transfer velocities of CO₂ in three European estuaries (Randers Fjord, Scheldt, and Thames). *Limnology and Oceanography* 49, 1630-1641.
- Borges, A.V., Djenidi, S., Lacroix, G., Theate, J., Delille, B., Frankignoulle, M., 2003. Atmospheric CO₂ flux from mangrove surrounding waters. *Geophysical Research Letters* 30, 1558.
- Borges, A.V., Schiettecatte, L.S., Abril, G., Delille, B., Gazeau, F., 2006. Carbon dioxide in European coastal waters. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 70, 375-387.
- Bouchard, V., Creach, V., Lefeuvre, J.C., Bertru, G., Mariotti, A., 1998. Fate of plant detritus in a European salt marsh dominated by *Atriplex portulacoides* (L.) Aellen. *Hydrobiologia* 373/374, 75–87.
- Bouillon, S., Dehairs, F., Schiettecatte, L.S., Borges, A.V., 2007b. Biogeochemistry of the Tana estuary and delta (northern Kenya), *Limnol. Oceanogr.* 52, 45-59.

- Bouillon, S., Dehairs, F., Velimirov, B., Abril, G., Borges, A.V., 2007a. Dynamics of organic and inorganic carbon across contiguous mangrove and seagrass systems (Gazi bay, Kenya), *J. Geophysical Res–Biogeo* 112, G02018, doi:10.1029/2006JG000325.
- Bouillon, S., et al. (2008), Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates, *Global Biogeochem. Cycles*, 22, GB2013, doi:10.1029/2007GB003052.
- Brevik, E.C., Homburg, J.A.A., 2004. 5000 year record of carbon sequestration from a coastal lagoon and wetland complex, Southern California, USA. *Catena* 57, 221–232.
- Briggs, S.V., 1977. Estimates of biomass in a temperate mangrove community. *Aust. J. Ecol.* 2, 369–373.
- Brix, H., Sorrell, B.K., Lorenzen, B., 2001. Are Phragmites- dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? *Aquatic Botany* 69, 313–324.
- Brunskill, G., Zagorskis, J., Pfitzner, J., 2002. Carbon burial rates in sediments, and a carbon mass balance, of the Herbert River region of the Great Barrier Reef continental shelf, north Queensland, Australia. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* 54, 677– 700.
- Bryant, J. C., Chabreck, R. H., 1998. Effects of impoundment on vertical accretion of coastal marsh. *Estuaries* 21, 416–422.
- Bubier, J., Frohking, S., Crill, P., Linder, E., 1999. Net ecosystem productivity and its uncertainty in a diverse boreal peatland. *Journal of Geophysical Research*, 104, 27683–27692.
- Cahoon, D. R., Lynch, J. C. 1997. Vertical accretion and shallow subsidence in a mangrove forest of southwestern Florida, U.S.A. *Mangroves Salt Marshes*, 173– 186.
- Cahoon, D. R., Recent accretion in two managed marsh impoundments in coastal Louisiana, *Ecol. Appl.*, 41, 166– 176, 1994.
- Cahoon, L.B., 1999. The role of benthic microalgae in neritic ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 37, 47–86.
- Cao, M., Gregson, K. and Marshall, S., 1998. Global methane emission from wetlands and its sensitivity to climate change. *Atmos. Environ.* 32, 3293–3299.

- Cardona, P., Botero, L., 1998. Soil characteristics and vegetation structure in a heavily deteriorated mangrove forest in the Caribbean coast of Colombia. *Biotropica* 30, 24–34.
- Carroll, P. and Crill, P., 1997. Carbon balance of a temperate poor fen. *Global Biogeochemical Cycles* 11, 349-356.
- Casper, P., Maberly, S.C., Hall, G.H., Finlay, B.J., 2000. Fluxes of methane and carbon dioxide from a small productive lake to the atmosphere. *Biogeochemistry* 49, 1–19.
- Charpy-Roubaud, C., Sournia, A., 1990. The comparative estimation of phytoplanktonic, microphytobenthic and macrophytobenthic primary production in the oceans. *Marine Microbial Food Webs* 4, 31–57.
- Chen, C.T.A., Borges, A.V., 2009. Reconciling opposing views on carbon cycling in the coastal ocean: continental shelves as sinks and near-shore ecosystems as sources of atmospheric CO₂. *Deep-Sea Research II* 56, 578-590.
- Chmura, G. L., Anisfeld, S. C. Cahoon, D. R., Lynch, J. C., 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochem. Cycles*, 17(4), 1111, doi:10.1029/2002GB001917.
- Chmura, G.L., 2009. Tidal Salt Marshes. In: Laffoley, D.d' A. and Grimsditch, G. (eds). *The management of natural coastal carbon sinks*. IUCN, Gland, Switzerland. 53 pp.
- Choi, Y., Wang, Y., 2004. Dynamics of carbon sequestration in a coastal wetland using radiocarbon measurements. *Global Biogeochem. Cycles*, 18, GB4016, doi:10.1029/2004GB002261.
- Choi, Y., Wang, Y., 2004. Dynamics of carbon sequestration in a coastal wetland using radiocarbon measurements. *Global Biogeochem. Cycles*, 18, GB4016, doi:10.1029/2004GB002261.
- Cole, J.J., 1999. Aquatic microbiology for ecosystem scientists: new and recycled paradigms in ecological microbiology. *Ecosystems* 2, 215–225.
- Cole, J.J., Caraco, N.F., 1998. Atmospheric exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF₆. *Limnol. Oceanogr.* 43, 647–656.
- Cole, J.J., Caraco, N.F., Kling, G.W., Kratz, T.K., 1994. Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science* 265, 1568–1570.

- Cole, J.J., Pace, M.L., Carpenter, S.R., Kitchell, J.F., 2000. Persistence of net heterotrophy in lakes during nutrient addition and food web manipulations. *Limnol. Oceanogr.* 45, 1718–1730.
- Comley, B.W.T., McGuinness, K.A., 2005. Above- and below-ground biomass, and allometry of four common northern Australian mangroves. *Aust. J. Bot.* 53, 431–436.
- Connor, R. 1995. An examination of carbon flow in a Bay of Fundy salt marsh. Unpublished M.Sc. thesis, McGill University.
- Connor, R. F., Chmura, G. L., Beecher, C. B., 2001. Carbon accumulation in Bay of Fundy salt marshes: Implications for restoration of reclaimed marshes, *Global Biogeochem. Cycles*, 15, 943–954, 2001.
- Couwenberg, J., Dommain, R., Joosten, H., 2010. Greenhouse gas fluxes from tropical peatlands in south-east Asia. *Global Change Biology* 16, 1715-1732.
- Curco, A., Iba'n̄ez, C., Day, J.W., Prat, N., 2002. Net primary production and decomposition of salt marshes of the Ebro Delta (Catalonia, Spain). *Estuaries* 25, 309–324.
- Darby, F.A., Turner, R.E., 2008. Below- and aboveground *Spartina alterniflora* production in a Louisiana salt marsh. *Estuar. Coasts* 31, 223–231.
- Delaune, R., Smith, C., Patrick, JR. W.H., 1983. Methane release from Gulf Coast wetlands. *Tellus* 35B, 8-15.
- Duan, X.N., Wang, X.K., Fei, L., Quyang, Z.Y., 2008. Primary evaluation of carbon sequestration potential of wetlands in China. *Acta Ecologica Sinica* 28, 463-469.
- Euliss, N.H. Jr., Gleason, R.A., Olness, A., McDougal, R.L., Murkin, H.R., Roberts, R.D., Bourbonniere, R.A., Warner, B.G., 2006. North American prairie wetlands are important nonforested land-based carbon storage sites. *Science of the Total Environment* 361:179–188.
- Fan, K.C., 2008. Population structure, allometry and above-ground biomass *Avicennia marina* forest at Chishui river estuary, Tainan County, Taiwan. *林業研究季刊* 30, 1-16.
- Frankignoulle, M., Abril, G., Borges, A.V., Bourge, I., Canon, C., Delille, B., Livert, E., Theate, J.M., 1998. Carbon dioxide emission from European estuaries. *Science* 282, 434-436.

- Frankignoulle, M., Borges, A.V., 2001. Direct and indirect pCO₂ measurements in a wide range of pCO₂ and salinity values (The Scheldt Estuary). *Aquatic Geochemistry* 7, 267-273.
- Golley, F., Odum, H.T., Wilson, R., 1962. The structure and metabolism of a Puerto Rican red mangrove forest in May. *Ecology* 43, 9–19.
- Gorham, E., 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications* 1, 182–195.
- Greenway, M., 2005. The role of constructed wetlands in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Australia. *Ecological Engineering* 25, 501-509.
- Guerin, F., Abril, G., Richard, S., Burban, B., Reynouard, C., Seyler, P., Delmas, R., 2006. Methane and carbon dioxide emissions from tropical reservoirs: significance of downstream rivers. *Geophysical Research Letters* 33, L21407.
- Guérin, F., Abril, G., Serça, D., Delon, C., Richard, S., Delmas, R., Tremblay, A., Varfalvy, L., 2007. Gas transfer velocities of CO₂ and CH₄ in a tropical reservoir and its river downstream. *J. Marine Systems* 66, 161-172.
- Hadi, A., Inubushi, K., Furukawa, Y., Purnomo, E. Rasmadi, M., Tsuruta, H., 2005. Greenhouse gas emission from tropical peatlands of Kalimantan, Indonesia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71, 73-98.
- Hamilton, J.D., Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., Hesslein, R.H., Roulet, N.T., 1994. Flux to the atmosphere of CH₄ and CO₂ from wetland ponds on the Hudson Bay lowlands (HBLs). *J. Geophys. Res.* 99, 1495-1510.
- Hope, D., Kratz, T.K., Riera, J.L., 1996. Relationship between PCO₂ and dissolved organic carbon in northern Wisconsin lakes. *J. Environ. Qual.* 25, 1442–1445.
- Hung, J.J., Hung, P.Y., 2003. Carbon and nutrient dynamics in a hypertrophic lagoon in southwest Taiwan. *J. of Marine Systems* 42, 97-114.
- Huttunen, J.T., Alm, J., Liikanen, A., Juutinen, S., Larmola, T., Hammar, T., Silvola, J., Martikainen, P.J., 2003a. Fluxes of methane, carbon dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions. *Chemosphere* 52, 609-621.
- Huttunen, J.T., Alm, J., Saarilarvi, E., Lappalainen, K.M., Silvola, J., Martikainen, P.J., 2003b. Contribution of winter to the annual CH₄ emission from a eutrophied boreal lake. *Chemosphere* 50, 247-250.

- Huttunen, J.T., Vaisanen, T.S., Heikkinen, M., Hellsten, S., Nykanen, H., Nenonen, O., Martikainen, P.J., 2002a. Exchange of CO₂, CH₄ and N₂O between the atmosphere and two northern boreal ponds with catchments dominated by peatlands or forests. *Plant Soil* 242, 137–146.
- Inamori, R., Gui, P., Dass, P., Matsumura, M., Xu, K.Q., Kondo, T., Ebie, Y., Inamori, Y., 2007. Investigating CH₄ and N₂O emissions from eco-engineering wastewater treatment processes using constructed wetland microcosms. *Process Biochemistry* 42, 363–373.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4, Agriculture Forestry and Other Land Use. Institute for Global Environmental Strategies, Hayama.
- International Water Association (IWA), 2000. *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation*. IWA Publishing, London.
- IPCC, 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Published for the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, UK.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4, Agriculture Forestry and Other Land Use. Institute for Global Environmental Strategies, Hayama.
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Published for the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, UK.
- Jing, S.R., Lin, Y.F., Shih, K.C., and Lu, H.W., 2008. Applications of Constructed Wetlands for Water Pollution Control in Taiwan – Review. *ASCE Journal - Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, October, 249-259.
- Johansson, A.E., Gustavsson, A.M., Oquist, M.G., Svensson, B.H., 2004. Methane emissions from a constructed wetland treating wastewater-seasonal and spatial distribution and dependence on edaphic factors. *Water Research* 38, 3960-3970.
- Johnson, K.M., Hughes, J.E., Donaghay, P.L., Sieburth, J.M., 1990. Bottle-calibration static head space method for the determination of methane dissolved in seawater. *Analytical Chemistry* 62, 2408-2412.

- Komiyama, A., 2006. What is required for scientists towards the mangrove management? In: Kyoto Symposium on Mangrove Management. pp. 1–17.
- Komiyama, A., Havanond, S., Srisawatt,W.,Mochida, Y., Fujimoto, K., Ohnishi, T., Ishihara, S., Miyagi, T., 2000. Top/root biomass ratio of a secondary mangrove (*Ceriops tagal* (Perr.) C. B. Rob.) forest. *Forest Ecol.Manage.* 139, 127–134.
- Komiyama, A., Moriya, H., Prawiroatmodjo, S., Toma, T., Ogino, K., 1988. Forest primary productivity. In: Ogino, K., Chihara, M. (Eds.), *Biological System of Mangrove*. Ehime University, pp. 97–117.
- Komiyama, A., Ogino, K., Aksornkoe, S., Sabhasri, S., 1987. Root biomass of a mangrove forest in southern Thailand. 1. Estimation by the trench method and the zonal structure of root biomass. *J. Trop. Ecol.* 3, 97–108.
- Komiyama, A., Ong, J. E., Pongpan, S., 2008. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review, *Aquat. Bot.* 89, 128–137.
- Koné, Y. J. M., Borges, A. V., 2008. Dissolved inorganic carbon dynamics in the waters surrounding forested mangroves of the Ca Mau Province (Vietnam), *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 77, 409-421.
- Kone, Y.J.M., Abril, G., Kouadio, K.N., Delille, B., Borges, A.V., 2009. Seasonal variability of carbon dioxide in the rivers and lagoons of Ivory Coast (West Africa). *Estuaries and Coasts* 32, 246-260.
- Kremer, J., Nixon, S.W., Buckley, B., Roques, P., 2003. Technical note: conditions for using the floating chamber method to estimate air-water gas exchange. *Estuaries* 26, 985-990
- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., Marchand, C., 2008. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. *Aquatic Botany* 89, 201-219.
- Laruelle, G.G., Durr, H.H., Slomp, C.P., Borges, A.V., 2010. Evaluation of sinks and sources of CO₂ in the global coastal ocean using a spatially-explicit typology of estuaries and continental shelves. *Geophysical Research Letter* 37, L15607.
- LeMer, J, Roger, P., 2001. Production, oxidation, emission, and consumption of methane by soils: a review. *European Journal of Soil Biology* 37, 25-50.
- Liikanen, A., Huttunen, J.T., Karjalainen, S.M., Heikkinen, K., Vaisanen,T.S., Nykanen, H, Martikainen, P.J., 2006. Temporal and seasonal changes in greenhouse gas emissions from a constructed wetland putifying peat mining runoff waters. *Ecological Engineering* 26, 241-251.

- Linthurst, A., Reimold, R.J., 1978. An evaluation of methods for estimating the net aerial primary productivity of estuarine angiosperms. *J. Appl. Ecol.* 15, 919–931.
- Lovett, G.M., Cole, J.J., Pace, M.L., 2006. Is net ecosystem production equal to ecosystem carbon accumulation? *Ecosystems* 9, 152-155.
- Lynch, J. C., 1989. Sedimentation and nutrient accumulation in mangrove ecosystems of the Gulf of Mexico, M.S. thesis, Univ. of Southwestern Louisiana, Lafayette, La.
- Mackey, A.P., 1993. Biomass of the mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. near Brisbane, south eastern Queensland. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 44, 721–725.
- Magenheimer, J.E., Moore, T.R., Chmura, G.L., Daoust, R.J., 1996. Methane and carbon dioxide flux from a macrotidal salt marsh, Bay of Fundy, New Brunswick. *Estuaries* 19, 139-145.
- Mander, U., Löhmsa, K., Teiter, S., Muring, T., Nurka, K., Augustin, J., 2008. Gaseous fluxes in the nitrogen and carbon budgets of subsurface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 404, 343-353.
- Mander, U., Löhmsa, K., Teiter, S., Nurka, K., Muring, T., Augustin, J., 2008. Gaseous fluxes from subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 40, 1215-1226.
- Matthews, C.J.D., St. Louis, V.L., Hesslein, R.H., 2003. Comparison of three techniques used to measure diffusive gas exchange from sheltered aquatic surfaces. *Environ. Sci. Technol.* 37, 772-780.
- Matthews, E., Fung, I., 1987. Methane emission from natural wetlands: global distribution, area, and environmental characteristics of sources. *Global Biogeochemical Cycles* 1, 61-86.
- McGlathery, K.J., Anderson, I.C., Tyler, A.C., 2001. Magnitude and variability of benthic and pelagic metabolism in a temperate coastal lagoon. *Marine Ecology Progress Series* 216: 1–15. doi:10.3354/meps216001.
- Megonigal, J.P., Hines, M.E., Visscher, P.T., 2004. Anaerobic metabolism: linkages to trace gases and aerobic processes. In W.H. Schlesinger, ed. *Biogeochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, UK, pp. 317-424.
- Middelburg, J.J., Nieuwenhuize, J., Iversen, N., Høgh, N., Wilde, H.D., Helder, W., Seifert, R., Christof, O., 2002. Methane distribution in European tidal estuaries. *Biogeochemistry* 59, 95-119.

- Migne', A., spilmont, N., Davoult, D., 2004. In situ measurements of benthic primary production during emersion: seasonal variations and annual production in the Bay of Somme (eastern English Channel, France). *Cont. Shelf Res.* 24, 1437–1449.
- Mitra, S., Wassmann, R., Vlek, P.L.G., 2005. An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. *Current Science* 88:25–35.
- Mitsch W.J., Wu, X., 1995. Wetland and global change. In Lal, R., Kimble, J., Levine, E., Stewart, B.A. eds. *Advances in Soil Science, Soil Management, and Greenhouse Effect*. CRC/Press/Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Mitsch WJ, Gosselink JG (2007) *Wetlands*, 4th edn. Wiley, New York.
- Miyajima, T., Tsuboi, Y., Tanaka, Y., Koike, I., 2009. Export of inorganic carbon from two Southeast Asian mangrove forests to adjacent estuaries as estimated by the stable isotope composition of dissolved inorganic carbon, *J. Geophys. Res.* 114, G01024, doi:10.1029/2008JG000861.
- Moore, T.R., Bubier, J.L., Frolking, S.E., Lafleur, P.M., Roulet, N.T., 2002. Plant biomass and production and CO₂ exchange in an ombrotrophic bog. *Journal of Ecology* 90, 25-36.
- Morris, J.E., Whiting, G.J., 1986. Emission of gaseous carbon dioxide from salt-marsh sediments and its relation to other carbon losses. *Estuaries* 9, 9-19.
- Naidoo, G., 1980. Mangrove soils of the Beachwood area, Durban. *J. S. Afr. Bot.*46, 293–304.
- Ong, J.E., 1993. Mangroves—a carbon source or sink. *Chemosphere* 27, 1097–1107.
- Palomo, L., Niell, F.X., 2009. Primary production and nutrient budgets of *Sarcocornia perennis* ssp. *alpini*(Lag.) *Castroviejo* in the salt marsh of the Palmones River estuary (Southern Spain). *Aquatic Botany* 91, 130-136.
- Poungparn S., Komiyama, A., Tanaka, A., Sangtiewan, T., Maknual, C., Kato, S., Tanapermpool, P., Patanaponpaiboon, P., 2009. Carbon dioxide emission through soil respiration in a secondary mangrove forest of eastern Thailand. *Journal of Tropical Ecology* 25, 393-400.
- Poungparn, S., 2003. Common allometric relationships for estimating the biomass of mangrove forests. Ph.D. dissertation, Gifu University, 87 pp.
- Raich, J., Schlesinger, W.H., 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relation to vegetation and climate. *Tellus* 44B, 81-89.

- Ramesh, R., Purvaja, R., Parashar, D.C., Gupta, P.K., Mitra, A.P., 1997. Anthropogenic forcing on methane emission from the polluted wetlands (Adyar river) of Madras City, India, *Ambio* 26, 369–374.
- Reddy, K.R., DeLaune, R.D., DeBusk, W.F., Koch, M.S., 1993. Long-term nutrient accumulation rates in the Everglades. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 1147-1155.
- Riera, J.L., Schindler, J.E., Kratz, T.K., 1999. Seasonal dynamics of carbon dioxide and methane in two Clearwater lakes and two bog lakes in northern Wisconsin, USA. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56, 265–274.
- Rocha, A.V., Goulden, M.L., 2009. Why is marsh productivity so high? New insights from eddy covariance and biomass measurements in a *Typha* marsh. *Agricultural and Forest Meteorology* 149, 159-168.
- Roman, C.T., Daiber, F.C., 1984. Aboveground and belowground primary production dynamics of two Delaware Bay tidal marshes. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 3(1):34-41.
- Ross, M.S., Meeder, M.S., Sah, J.P., Ruiz, P.L., Telesnicki, G.J., 2000. The southeast saline Everglades revisited: 50 years of coastal vegetation change. *J. Vegetation Sci.* 11, 101–112.
- Roulet, N.T., 2000. Peatland, carbon storage, greenhouse gases, and Kyoto Protocol: prospects and significance for Canada. *Wetlands* 20, 605-615.
- Roulet, N.T., Crill, P.M., Comer, N.T., Dove, A., Bourbonniere, R.A., 1997. CO₂ and CH₄ flux between a boreal beaver pond and the atmosphere. *J. Geophys. Res.* 102, 29313–29319.
- Roulet, N.T., Lafleur, P.M., Richard, P.J.H., Moore, T.R., Humphreys, E.R., Bubier, J.L., 2007. Contemporary carbon balance and late Holocene carbon accumulation in a northern peatland. *Global Change Biology* 13, 397-411.
- Sanders, C.J., Smoak, J.M., Naidu, A.S., Sanders, L.M., 2010. Organic carbon burial in a mangrove forest, margin and intertidal mud flat. *Estuarine, Shelf Science* 90, 168-172.
- Scarton, F., Day, J.W., Rismondo, A., 2002. Primary production and decomposition of *Sarcocornia fruticosa* (L.) Scott and *Phragmites australis* Trin. Ex Steudel in the Po Delta, Italy. *Estuaries* 25, 325–336.
- Schrier-Uijl, A.P., Varaart, A.J., Leffelaar, P.A., Berendse, F., Veenendaal, E.M., 2010. Release of CO₂ and CH₄ from lakes and drainage ditches in temperate wetlands. *Biogeochemistry*. doi: 10.1007/s10533-010-9440-7.

- Schrier-Uijl, A.P., Varaart, A.J., Leffelaar, P.A., Berendse, F., Veenendaal, E.M., 2010. Release of CO₂ and CH₄ from lakes and drainage ditches in temperate wetlands. *Biogeochemistry* April, DOI 10.1007/s10533-010-9440-7.
- Schubauer, J.P. and Hopkinson, C.S., 1984. Above- and belowground emergent macrophyte production and turnover in a coastal marsh ecosystem, Georgia. *Limnol. Oceanogr.* 29(5), 1052-1065.
- Shalini, A., Ramesh, R., Purvaja, R., Barnes, J., 2006. Spatial and temporal distribution of methane in an extensive shallow estuary, south India. *J. Earth Syst. Sci.* 15, 451-460.
- Sheng, Y., Smith, L.C., MacDonald, G.M., Kremenetski, K.V., Frey, K.E., Velichko, A.A., Lee, M., Beilman, D.W., Dubinin, P., 2004. A high-resolution GIS-based inventory of the west Siberian peat carbon pool, *Global Biogeochem. Cycles*, 18, GB3004.
- Sidinei, M.T., Enrich-Prast, A., Gonçalves Jr., J.F., dos Santos, A.M., Esteves, F.A., 2001. Metabolism and gaseous exchanges in two coastal lagoons from Rio de Janeiro with distinct limnological characteristics. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 44, 433–438.
- Smith, C.J., Delaune, R.D., Patrick, JR. W.H., 1983. Carbon dioxide emission and carbon accumulation in coastal wetlands. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 17:21-29.
- Sobek, S., Tranvik, L.J., 2005. Temperature independence of carbon dioxide supersaturation in global lakes. *Global Biogeochemical Cycles* 19, GB2003.
- Søvik, A. K., Kløve, B., 2007. Emission of N₂O and CH₄ from a constructed wetland in southeastern Norway, *Science of the Total Environ.* 380, 28-37.
- Søvik, A.K., Augustin, J., Heikkinen, K., Huttunen, J.T., Necki, J.M., Karjalainen, S.M., Kløve, B., Liikanen, A., Mander, Ü., Puustinen, M., Teiter, S., Wachniew, P., 2006. Emission of the greenhouse gases nitrous oxide and methane from constructed wetlands in Europe. *Journal of Environmental Quality* 35, 2360–2373
- Spilmont, N., Davoult, D., Migne', A., 2006. Benthic primary production during emersion: In situ measurements and potential primary production in the Seine Estuary (English Channel, France). *Marine Pollution Bulletin* 53, 49–55.
- St. Louis, V.L., Kelly, C.A., Duchemin, E., Rudd, J.W.M., Rosenberg, D.M., 2000. Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: a global

- estimate. *Bioscience* 50, 766–775.
- Stadmark, J., Leonardson, L., 2005. Emissions of greenhouse gases from ponds constructed for nitrogen removal. *Ecological Engineering* 25, 542-551.
- St-Onge, G., Hillaire-Marcel, C., 2001. Isotopic constraints of sedimentary inputs and organic carbon burial rates in the Saguenay Fjord, Quebec. *Mar Geol* 176, 1–22.
- Striegl, R.G., Michmerhuizen, C.M., 1998. Hydrologic influence on methane and carbon dioxide dynamics at two north-central Minnesota lakes. *Limnol. Oceanogr.* 43, 1519–1529.
- Tamai, S., Nakasuga, T., Tabuchi, R., Ogino, K., 1986. Standing biomass of mangrove forests in southern Thailand. *J. Jpn. Forest Soc.* 68, 384–388.
- Tan, X.L., Zhang, Q. M., 1997. Mangrove beaches's accretion rates and effects of relative sea-level rise on mangrove in China. *Marine Science Bulletin* 16, 29–35.
- Tanner, C. C., Adams, D. D., Downes, M. T., 1997. Methane Emissions from Constructed Wetlands Treating Agricultural Wastewaters. *Journal of Environmental Quality* 26, 1056-1062.
- Teiter S, Mander Ü., 2005. Emission of N₂O, N₂, CH₄ and CO₂ from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones. *Ecological Engineering* 25(5):528–41.
- Titus, J.G., 1991. Greenhouse effect and coastal wetland policy: How Americans could abandon an area size of Massachusetts at minimum cost. *Environmental Management* 15, 39-58.
- Tokoro, T., Watanabe, A., Kayanne, H., Nadaoka, K., Tamura, H., Nozaki, K., Kato, K., Negishi, A., 2007. Measurement of air-water CO₂ transfer at four coastal sites using a chamber method. *J. of Marine Syetems* 66, 140-149.
- Trumbore, S.E., Bubier, J.L., Harden, J.W., Grill, P.M., 1999. Carbon cycling in boreal wetlands: A comparison of three approaches. *Journal of Geophysical Research* 104 (D22), 27,673-27,682.
- Trumbore, S.E., Harden, J.W., 1997. Accumulation and turnover of carbon in organic and mineral soils of the BOREAS northern study area. *Journal of Geophysical Research* 102, 817–830.
- Tsan, H.J., 2003. Biological study on *Avicennia marina* in Taiwan [Master thesis]. Chiayi, Taiwan: Institute of Forestry, National Chiayi University. 128 p.

- Turunen, C., Tomppo, E., Tolonen, K., Reinkainen, E., 2002. Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland: application to boreal and subarctic regions. *Holocene* 12:69–80.
- Twilley, R.R., Chen, R.H., Hargis, T., 1992. Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water Air Soil Pollut.* 64, 265–288.
- U.S. Environmental Protection Agency, 2000. Manual for Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. EPA/625/R-99/010, Cincinnati.
- USEPA, 1980. Field Guide to Evaluate Net Primary Production of Wetlands. EPA-600/8-80-037.
- Verma, A., Subramanian, V., Ramesh, R., 2002. Methane emission from a coastal lagoon: Vembanad Lake, West Coast, India. *Chemosphere* 47, 883-889.
- Waddington J.M., Roulet, N.T., 2000. Carbon balance of a boreal patterned peatland. *Global Change Biology* 6, 87-97.
- Wallen, S.C., 2005. Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere. *Environmental Engineering Science* 22, 73-94.
- Wang, A.J., Gao, S., Jia, J.J., 2005. Contemporary sedimentation rates on salt marshes at Wanggang, Jiangsu, China. *Acta Geographica Sinica* 60(1), 61–70.
- Wang, Y., Inamori, R., Kong, H., Xu, K., Inamori, Y., Kondo, T., Zhang, J., 2008. Influence of plant species and wastewater strength on constructed wetland methane emissions and associated microbial populations. *Ecological Engineering* 32, 22-29.
- Wang, Z. A., Cai, W.J., 2004. Carbon dioxide degassing and inorganic carbon export from a marsh-dominated estuary (the Duplin River): A marsh CO₂ pump. *Limnol. Oceanogr.* 49, 341-354.
- Wanninkhof, R., 1992. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean. *J. Geophys. Res.* 97, 7373-7381.
- Westlake, D.F., 1982. The primary productivity of water plants. In: Symoens, J.J., Hooper, S.S., Compère, P. (Eds.), *Studies on Aquatic Vascular Plants*. Royal Botanical Society of Belgium, Brussels, pp. 165–180.

- Widdows, J, Blauw, A., Heip, C. H. R., Herman, P. M. J., Lucas, C. H., Middelburg, J. J. Schmidt, S., Brinsley, M. D., Twisk, F., Verbeek, H., 2004. Role of physical and biological processes in sediment dynamics of a tidal flat in Westerschelde Estuary, SW Netherlands. *Marine Ecology Progress Series* 274, 41-56.
- Worrall, F., Reed, M., Warburton, J., Burt, T., 2003. Carbon budget for British upland peat catchment. *The Science of the Total Environment* 312, 133-146.
- Zhou, L, Zhou, G.H., Jia, Q.Y., 2009. Annual cycle of CO₂ exchange over a reed wetland in Northeast China. *Aquatic Botany* 91, 91-98.
- 內政部營建署城鄉發展分署，2011。國家重要濕地碳匯功能調查計畫，結案報告。
- 王銀波、謝學武，1997。臺灣中南部水稻田、旱田、濕地、林地、及坡地土壤甲烷之釋出及其影響因子。臺灣地區大氣環境變遷(呂世宗、柳中明、楊盛行編)，pp.99-121。國立臺灣大學農業化學系和國立臺灣大學全球變遷中心，台北臺灣。
- 王銀波、謝學武，1997。臺灣中南部水稻田、旱田、濕地、林地、及坡地土壤甲烷之釋出及其影響因子。臺灣地區大氣環境變遷(呂世宗、柳中明、楊盛行編)，pp.99-121。國立臺灣大學農業化學系和國立臺灣大學全球變遷中心，台北，臺灣。
- 王樹倫、陳鎮東、張哲明，1997。臺灣臨近水域甲烷通量之研究。臺灣地區大氣環境變遷(呂世宗、柳中明、楊盛行編)，pp.143-154。國立臺灣大學農業化學系和國立臺灣大學全球變遷中心，台北，臺灣。
- 林瑩峰、荊樹人、張翊峰、黃大駿、黃盈慈，2009，人工濕地氧化亞氮及甲烷釋放通量之研究，第二屆海峽兩岸人工濕地研討會論文集，第45-56頁，高雄市。
- 林瑩峰、荊樹人、劉瑞美、張翊峰、賴建志，2008，人工濕地之甲烷及氧化亞氮空間變化，2008 廢水處理技術研討會，台北。
- 金門國家公園管理處，2011。金門國家公園沿海濕地碳通量調查計畫，結案報告。
- 范貴珠，2007。台南縣急水溪海茄苳林分枯落物量及養分之動態變化。臺灣林業科學 22(4)，441-454。
- 張哲明、陳鎮東、王樹倫，1998。南臺灣河、湖、淺海及濕地之甲烷釋出量研究。臺灣地區大氣環境變遷(三)(呂世宗、柳中明、楊盛行編)，pp.71-84。國立臺灣大學農業化學系和國立臺灣大學全球變遷中心，台北，臺灣。

- 莊建和，2010，人工濕地碳質量收支平衡及碳匯能力之研究，嘉南藥理科技大學環境工程與科學系碩士論文。
- 黃盈茲，2009，處理校園污水的人工溼地氧化亞氮及甲烷釋放之研究，嘉南藥理科技大學環境工程與科學系碩士論文。
- 楊盛行，2004。河川及湖泊二氧化碳及甲烷通量測定及底泥有機態碳及無機態碳含量之關係(I)。國科會專題研究計畫成果報告。
- 楊盛行，2005。河川及湖泊二氧化碳及甲烷通量測定及底泥有機態碳及無機態碳含量之關係(II)。國科會專題研究計畫成果報告。
- 葉秋好，2005。臺灣沿海濕地草澤之植群生態研究。國立中山大學碩士論文。
- 賴建志，2008，人工溼地之甲烷及氧化亞氮釋放研究，嘉南藥理科技大學環境工程與科學系碩士論文。