

107 年度行政院農業委員會林務局補助研究計畫

中華白海豚族群生態與河口棲地監測(II)

Population Ecology and Estuary Habitat Monitoring
for Chinese White Dolphin (*Sousa chinensis*)

計畫編號：107 林發-08.1-保-26

計畫主持人: 周蓮香

協同主持人: 丁建均、林幸助、孫建平

執行機關： 國立臺灣大學生態與演化生物研究所
國立臺灣大學電信工程學研究所
國立國立中興大學生命科學系
國立成功大學水利及海洋工程學系

中華民國一〇八年元月



研究人員名錄

國立台灣大學 生態學與演化學研究所

| | |
|-----|-----|
| 周蓮香 | 許峰銓 |
| 李沛沂 | 楊敦熙 |
| 王忠斌 | 黃巧雯 |
| 李玠志 | 余信儀 |
| 林圻鴻 | 潘佳修 |
| 侯雯 | 蕭如娟 |
| 傅思穎 | 石楷 |
| 劉明章 | 王德清 |
| 李幸娜 | 曾翔瑜 |
| 郭祥廈 | 徐筠菲 |
| 陳高榜 | |
| 陳彥彰 | |

國立成功大學 水利及海洋工程學系

孫建平
吳稚中
賴詩穎
潘冠愷

國立中興大學 生命科學系

林幸助
林良瑾
林貝宜
李奕廷
李世博
張恩澤
廖品琇
陳渭中
周孟儒
宋明儒
吳欣恂
蔡語禾
周孟群
高語岑
周郁閔
潘薪合
陳冠宇
鄒宜芳

國立台灣大學 電信工程學研究所

丁建均
李奕承
許宏瑋

誌謝

感謝林務局對本計畫的長久支持，特別感謝在研究期間夏組長榮生、陳科長超仁、劉泰成先生在行政上的協助，以及臺大、中興、成功大學的研究團隊所有成員(助理、研究生、實習生與志工們)不畏海上研究辛苦，蒐集珍貴的海上調查和實測資料。最後，由衷感謝木星一號張木星船長、尖再發七號洪昆仲船長、彰濱壹號楊留煜船長、台福利號林捷成船長、大航號張清華船長、永明一號林永明船長協助海上調查，還有特別感謝台塑公司多年來補助雲林海域的中華白海豚調查計畫，以及臺灣港務公司補助 2018 年台中港附近海域調查計畫，才可以累積珍貴且較完整的資料。謹此獻上最誠摯的謝忱。

目錄

| | |
|--------------------------------|----|
| 第壹章、中華白海豚族群生態 | 1 |
| 一、實施步驟與方法 | 3 |
| 二、結果 | 6 |
| 三、討論 | 10 |
| 四、參考文獻 | 14 |
| 第二章、白海豚照片自動辨識軟體開發 | 41 |
| 一、前言 | 42 |
| 二、材料與方法 | 43 |
| 三、結果與討論 | 44 |
| 四、結論 | 45 |
| 五、參考文獻 | 45 |
| 第三章、中華白海豚保育宣導與協助培訓鯨豚觀察員 | 47 |
| 第四章、中華白海豚河口棲地環境時空變化監測與分析 | 53 |
| 一、新虎尾溪出海口水流量推估 | 57 |
| 二、新虎尾溪河口浮游藻類基礎生產力 | 60 |
| 三、新虎尾溪河口的白海豚活動與河口環境因子的關係 | 67 |
| 四、參考文獻 | 93 |

第壹章、中華白海豚族群生態

周蓮香、李沛沂、陳高榜、李玠志、林圻鴻
臺灣大學生態學與演化生物學研究所

摘要

台灣的中華白海豚(*Sousa chinensis*)族群量小，又獨立封閉，卻一直面臨重大的人為活動衝擊，危機重重。為了解並監測此族群的生態，農委會於2006-2018 補助了長期研究經費，加上許多工業開發利用相關的環境影響評估計畫的資料，在2008 年以後有較全面與穩定資料，目前可進行較全面的彙整分析，提供保育施政參考。本年度海上目視調查有五個監測區域，租用漁船於海上沿固定平行海岸的航線(水深3-10 m)航行，共執行50 趟次(天次)海上調查。總航行里程3,670.2 公里，總航行時間268.23 小時，穿越線調查里程3,211.99 公里。總共目擊中華白海豚43 群次，有效目擊40 群，總目擊率為每百公里1.25 群次，每十小時1.80 群次。照片辨識後發現本年度僅目擊51 隻個體，是歷年新低，母子則暫訂11 對。

彙整歷年所有台灣西海岸的調查計畫資料，目前白海豚的分佈北起新竹的香山，南迄台南的七股，往西雖可能達澎湖北部海域，但是仍以離岸水深15 公里為主，呈現狹窄的南北線性分佈。為了進行時間空間上的比較，選擇近岸穿越線調查資料，將苗栗到台南分成13 個小區段，各區計算其白海豚的標準化目擊率進行比較。結果發現，白海豚的出現在早期可明顯區分南北兩個熱區，但長期追蹤下發現有明顯的時空變異，尤其是南熱區變化頗大；其中彰化北段多年來維持穩定的熱區地位，而彰化南段則維持穩定的冷區地位。在族群兩的動態方面，2008 年後在穩定的調查努力量下，早期每年發現的白海豚個體數60-67 隻，但是前兩年僅發現58 及51 隻，有加速下降趨勢。母子對每年在3-15 對，本年度有11 對卻是近期最高。由照片辨識法辨認出的個體多年來已達穩定為82 隻，2008 年至今族群內確認擱淺死亡者有6 隻(2 隻為嬰幼豚)，消失四年以上者15 隻；然而多年來36 隻新生仔豚存活到3 歲可進入個體辨識資料者僅11 隻，因此推論其族群量的趨勢難以上揚，如果仔豚的存活率不能提升，今後可能會加速下降。結論是白海豚的存續岌岌可危，建立積極性的白海豚保護區或保育措施已經不可再拖延！

前言

臺灣的中華白海豚(*Sousa chinensis*)自 2008 年 8 月，被國際自然保育聯盟(IUCN)列為極度瀕危等級(Reeves et al. 2008)以來，相關的保育措施與研究開始受到重視。臺灣對於中華白海豚的調查早期在 1990 年代以漁民間卷訪查開始，當時得知臺灣彰化王功、澎湖、以及金門沿海有中華白海豚(簡稱白海豚)的分佈(周蓮香等人 1995)，之後在 2000 年發生在苗栗以及桃園的死亡個體擱淺記錄。而正式確認臺灣的白海豚族群存在，則是 2002 年海上調查目擊白海豚活動(Wang et al. 2004)。由於臺灣族群特殊，族群量小(周蓮香等人 2015a)，獨立封閉性(Wang et al. 2015)，卻要面臨多項重大的人為衝擊，包含棲地喪失和漁業衝突(Slooten et al. 2013)，因此可能有滅絕的危機。

十多年來的相關調查報告顯示，臺灣的中華白海豚棲息於西部海岸緊鄰陸地的水域，目擊記錄最北到新竹香山，最南到台南七股(周蓮香等 2017)，主要活動於水深 15 公尺內、離岸不超過 6 公里的海域和河口(Wang et al. 2004, 2007；葉志慧 2011，周蓮香和陳琪芳 2014)。本族群量很小，至今共累積有 80 隻已登錄白海豚個體，每年目擊的個體數維持在 60-68 隻(周蓮香等 2017)，多年來族群量持續在低檔。除了多年不見的個體持續增加且族群有年輕化傾向外(周蓮香等 2016、2017)，長期趨勢有嬰幼兒出生數和存活率逐年下滑(周蓮香等 2016、2017，Chang et al. 2016)，顯見其保育的危急性極高。雖然本族群的存續岌岌可危，臺灣西岸的工業開發卻也是經濟命脈之一，尤其最近正在規劃大規模的離岸風場正好鄰近白海豚的重要棲息海域，其施工或運轉的水下噪音將帶來可觀的衝擊。因此建立堅實的海上調查長期資料，掌握白海豚族群的動態、空間分佈的變異、以及其生存所需的關鍵因子(如:河口環境)，才可以提供堅實的基線資料，作為監測與驗證工程開發衝擊的鐵證。

有鑑於此珍貴族群和其棲地品質保育的迫切性，林務局特別委託本團隊對本族群生態進行長期追蹤與深入了解。本年度的主要工作目標有四大項：

1 臺灣西海岸中華白海豚的海上調查與監測(本章)：

每年在中華白海豚出現的主要水深處進行平行海岸線穿越線調查，航線設計搭配其他環境開發工業單位的計畫，原則上盡量涵蓋臺灣西岸南北向所有棲息範圍。資料將進行白海豚個體辨識、時空分佈、族群結構、長期的族群數量變動與生活史參數估算等。最後比較歷年以來相關計畫資料，分析本族群的歷年趨勢。

2 中華白海豚相片自動辨識軟體開發(第貳章)：

海上調查拍攝大量鯨豚相片作為個體辨識使用，歷年來均以人工處理，先挑選影像清晰以及背鰭完整的相片，在剪裁成適當大小，最後由熟悉白海豚個體人員辨認個體，消耗大量人力與時間，今年度試圖開發電腦

人工智慧自動辨識系統，以節省人力，並更有效率。

3 中華白海豚保育宣導與協助培訓鯨豚觀察員(第參章)：

因應白海豚保育以及海上工程，本年度的重點在鯨豚觀察員制度以及培訓熟悉海上工作的漁民成為鯨豚觀察員，以及彙整台灣白海豚個體資料，製作專書，作為科普以及保育宣導。

4 中華白海豚河口棲地環境時空變化監測與分析(第肆章)：

白海豚的分布棲地通常河口區海域，然而白海豚在臺灣的分佈並不是全面與河口有關，其與臺灣各河口的關係目前除了新虎尾溪口有些初步探討外(Lin et al. 2013, 2015)，尚未有對環境因子相關的深入探討。浮游藻類在海洋生態系中是重要的基礎生產者，其生產量的多寡常與初級消費者的豐度與生物量有關 (Bacher et al. 1997, Ware and Thomson 2005)。本計畫將以新虎溪口為研究地點，以中華白海豚在河口附近的目擊率、空間分佈、季節變化等，來分析其與河口的水文因子、基礎生產力等關係，期望能找出受河口環境影響的關鍵因子。

以下為臺灣西海岸中華白海豚的海上調查與監測的工作成果報告：

一、 實施步驟與方法

1 海上調查航線

本年度共執行 50 趟海上調查，總共航行距離 3,670.2 公里，有效努力里程 3,211.99 公里，總航行時間 268.23 小時，有效努力時數 222.14 小時。分為五個監測區域，由北到南依序如下(表 1-1)。

航線一：

新竹香山至苗栗白沙屯， $24^{\circ}46'N - 24^{\circ}33'N$ (圖 1-1)，執行海上調查 10 趟，單趟航線長度約 33 公里，總航行距離 643.0 公里，有效努力里程 587.8 公里，總航行時間 44.72 小時，有效努力時數 38.22 小時。

航線二：

苗栗白沙屯至台中港， $24^{\circ}33'N - 24^{\circ}18'N$ (圖 1-2)，執行海上調查 10 趟，單趟航線長度約 35 公里，總航行距離 743.8 公里，有效努力里程 659.4 公里，總航行時間 55.79 小時，有效努力時數 45.76 小時。

航線三：

彰化崙尾港南側到雲林濁水溪口， $24^{\circ}05'N - 23^{\circ}52'N$ (圖 1-3)，進行海上調查 10 趟，單趟航線長度約 29.6 公里，總航行距離 708.7 公里，有效

努力里程 588.49 公里，總航行時間 52.59 小時，有效努力時數 41.8 小時。

配合航線四改變，進行調整，航線南端點往南移一分至 24°05'N。

航線四：

外傘頂洲西側沿岸至嘉義布袋港沿海，23°33'N–23°23'N(圖 1-4)，進行海上調查 10 趟，單趟航線長度約 31.8 公里，總航行距離 738.9 公里，有效努力里程 637.9 公里，總航行時間 53.52 小時，有效努力時數 42.64 小時。

由於航線四雲林縣台子村漁港外工程因素，港口外淤沙堆積，航道水深極淺，調查船隻通行困難，要抵達原本航線起點需多耗費近一個小時，故將航線北端點往南移一分至 23°33'N。

航線五：

嘉義布袋到台南七股沿海，23°23'N–23°04'N(圖 1-5)，進行海上調查 10 趟，單趟航線長度約 36 公里，總航行距離 835.8 公里，有效努力里程 738.4 公里，總航行時間 61.61 小時，有效努力時數 53.72 小時。

航線一、二為白海豚分佈的北區，航線三為中區，航線四、五為南區。2016 年在新竹香山以及台南七股外海域均有發現白海豚(周蓮香等 2017)，本年度持續 2017 年度調查航線，北到新竹香山，南到台南七股，其中航線三與航線四做細微調整。此外南台中、北彰化、以及雲林海域由其他計畫調查提供分析資料(周蓮香 2018，周蓮香與李沛沂 2018)。

2 調查方式

租用漁船於海上沿固定航線航行，每趟調查依照水深 3–10 m 之範圍，沿岸來回航行。於 5-12 月選擇天氣良好時，共執行 50 趟次(天次)海上調查。每次進行調查時皆以手持式全球衛星定位系統 GPSmap 60CSx、GPSmap 62stc 和 GPSmap 64st (Garmin Corp., Taiwan) 定位並依照規劃航線進行調查。調查期間在浪級小於 4 級且能見度遠達 500 m 以上時視為有效努力量 (On-effort)，當(1)天氣狀況不佳難以進行有效觀測，(2)不可抗力因素發生(如：船隻引擎故障或趕不及進港港口之潮汐而需加速返港)，或是(3)當進行海豚追蹤時，則視為無效之努力量 (Off-effort)。

每次調查至少有四人參與作業，其中三位觀察位置於船首及船隻左右側的高處，以肉眼輔以望遠鏡觀察海面，一人測量水質以及記錄相關事宜，人員約每 20 分鐘輪換一次位置，以避免對同一觀察區域產生心理上的疲乏，每個人輪替完 3 個不同的觀察位置後(約 1 小時)，會交換到記錄位置約 20 分鐘以保持觀察員的體力。海上調查過程中船速保持在 4–9 節(海浬/小時)，以望遠鏡及肉眼搜尋中華白海豚蹤跡，每經過緯度 1 分(約 1 海浬)即利用 YSI Pro1030 (Y.S.I., U.S.A.) 量測水表溫度、鹽度和氫離子濃度 (pH)，2100Q 濁度計量測濁度 (HACH, U.S.A.)，以及記錄當時漁船漁探

機顯示之深度。當遇見鯨豚時，記錄最初發現海豚的位置、離船距離與角度，並視情形慢慢接近動物，以估算隻數、觀察海豚的行為(Karczmarski and Cockcroft, 1999, Karczmarski et al. 2000, Keith et al. 2013)。含有母子對海豚之群次，定義為「育幼群」；其餘則定義為「非育幼群」。此外，在最初的海豚接觸點量測水表溫度、鹽度、氫離子濃度 (pH)、濁度、水深等環境因子資料，並填寫鯨豚目擊記錄表。並使用相機和攝影機記錄海豚影像，以便進行影像資料分析，觀察後嘗試以不干擾海豚行為的方式跟隨，並每 3 到 5 分鐘記錄該群次的白海豚之行為與位置。若所跟蹤的海豚消失於視野且連續 10 分鐘之等待或尋找無再目擊，則返回穿越線繼續進行下一群之搜尋。調查結束後，依照所觀測的群次隻數，配合照片所拍攝之個體辨識資訊比對，估計該海域所出現的白海豚群體數量。

海豚當時的水面行為狀態分為『游走 (travelling)、覓食 (foraging)、社交 (socializing)、繞圈 (milling)、休息 (resting)』五大類，前四類參考 Parra (2006) 的描述如下：「游走」的群體有著一致且大約固定的游動方向，下潛的間隔較為規律且角度較淺。「覓食」群體有可能包含群體成散開不一致的游動方向，下潛角度深且常伴隨著尾鰭舉起，並沒有如游走的規律可言。此外常會觀察到海豚在游動過程中突然加速或是可能在覓食的行為 (以尾鰭拍打水面、嘴喙咬魚、下潛等)。「社交」群體的下潛模式難以預測，個體之間常會近距離互相接觸甚至撞擊對方，觀察過程中常有很多的水上動作。「繞圈」群體的活動在水面的動作較慢，僅在一小範圍海域移動，個體之間的距離很近但沒有明顯的肢體接觸。下潛模式較為規律、角度較淺，大部分時間會在水表層附近，類似於休息行為。若觀察到的行為無法歸類為前四大類時，則記錄成其他行為，並說明可能的行為狀態。

3 資料分析

3.1 海豚個體名錄建立、更新與年齡分期

將海上調查所拍攝之照片以身體或背鰭之輪廓、缺刻、疤痕、色斑點等特徵當做個體辨識的依據，建立不同個體的照片辨識名錄，然後分析其群體內年齡組成。年齡鑑定與分期主要是依據體表顏色變化與身體大小，參考香港與大陸分成 6 期 (Jefferson and Leatherwood 1997, 賈曉平等人 2000, Jefferson 2000)。新生幼豚 (New calf, 簡稱 NC)，身長比例小於 3/4 成體體長 (參照，全身灰色，沒有斑點，身體側面或許留有胎褶。幼年期 (calf, 簡稱 C)，身長大於 3/4 體長，體色逐漸轉為淺灰色，沒有斑點，有些個體會有短暫齒痕標記。少年期 (Mottled, 簡稱 MT)，自 spotted juvenile 修改，體色為淺灰色，身體上會有白色或深灰色斑點。青年期 (Speckled, 簡稱 SK)，自 spotted subadult 修改，已出現部分粉紅色體色但面積不大於 50%，身體上幾乎滿佈白色或深灰色斑點。壯年期 (Spotted adult, 簡稱 SA)，

體色以白色或粉紅色為主要(大於 50%)，斑點較 SK 少。老年期(Unspotted adult，簡稱 UA)，體色為白色或粉紅色，可能會有有些許黑色或深灰色斑點。(圖 1-6)。

幼豚個體的辨認極為困難，因體色變化快且缺發可持續辨認之標記，故以與之伴遊之成豚(即母豚)為依據來計算新生子豚(即母子對)數量，但暫時不納入辨識名錄資料中。母子對確認以幼豚的短暫標記以及相對體長去比對是否為同隻個體，且幼豚常會有跟多隻成豚共遊的現象，故需比較目擊前後一兩個月內同隻成豚的目擊中是否也有幼豚在旁邊作為輔佐判別母豚。但於海上調查中，人員難以在海豚短暫出水過程，以肉眼迅速且準確判別個體所屬的年齡階層，故在 2013 年起，海上調查記錄之年齡分期以全黑或灰(NC 及 C)、白斑小於 50%(MT 及 SK)以及白斑大於 50%(SA 及 UA)三個較為顯著的分類方式記錄，待調查結束後，利用剪輯照片軟件剪輯每隻個體後進行較詳細的年齡分層，同時也利用照片辨識判定是否有母子對等育幼資訊，將其量化成表格後進行相關分析及歷年比較。

3.2 中華白海豚族群的分佈範圍及棲地分析

本年度的海上調查結果，包含中華白海豚的目擊點的資料，將會分析中華白海豚的空間分佈、移動模式、棲地利用。並整合歷年的調查結果，進行族群結構以及出生率死亡率等動態分析。目擊資料中的經緯度，以地理資訊系統 ArcGIS(ESRI 2016)進行空間分佈定位，並以調查船隻追蹤所定位之經緯度，繪製海豚的移動路徑。同時分析各航線所接觸海豚位置之環境因子(水表溫度、鹽度、pH 值、濁度、水深、最近離岸距離、海豚離船距離和潮汐因子)，以比較各地區在當年度的差異。

二、 結果

1 本年度海上目視調查趟次與目擊率

本年度總計調查 50 趟次，總航行里程 3,670.2 公里，總航行時間 268.23 小時，穿越線調查里程 3,211.99 公里，穿越線調查時間 45.01 小時。調查期間 24 趟次目擊白海豚，趟次目擊率為 48%，計目擊白海豚 43 群次，可列入目擊率計算的有效目擊為 40 群次。依照調查努力量標準化後的總目擊率為每百公里 1.25 群次，每十小時 1.80 群次。

比較各分區目擊率，最高是航線二(苗栗白沙屯至台中港)的 2.12 群次/100 公里，次高是航線一(新竹香山至苗栗白沙屯)的 1.70 群次/100 公里，最低是航線四(外傘頂洲西側到嘉義布袋)的 0.47 趟次/100 公里，次低是航線五(嘉義布袋至台南七股)的 0.81 群次/100 公里。五個監測分區的詳細結果如下(表 1-2)。

航線一調查 10 趟次，5 趟次目擊白海豚，無育幼群，目擊位置以及白海豚移動軌跡如圖 1-7。趟次目擊率為 50%，計目擊白海豚 10 群次，均為有效目擊群次。依照調查努力量標準化後的目擊率為每百公里 1.70 群次，每十小時 2.62 群次。

航線二調查 10 趟次，8 趟次目擊白海豚，目擊位置以及白海豚移動軌跡如圖 1-8。趟次目擊率為 80%，計目擊白海豚 15 群次，其中 14 群次是有效目擊。依照調查努力量標準化後的目擊率為每百公里 2.12 群次，每十小時 3.06 群次。

航線三調查 10 趟次，3 趟次目擊白海豚，目擊位置以及白海豚移動軌跡如圖 1-9。趟次目擊率為 30%，計目擊白海豚 7 群次，均為是有效目擊。依照調查努力量標準化後的目擊率為每百公里 1.19 群次，每十小時 1.67 群次。

航線四調查 10 趟次，4 趟次目擊白海豚，目擊位置以及白海豚移動軌跡如圖 1-10。趟次目擊率為 40%，計目擊白海豚 5 群次，其中 3 趟次有效目擊群次。依照調查努力量標準化後的目擊率為每百公里 0.47 群次，每十小時 0.70 群次。

航線五調查 10 趟次，4 趟次目擊白海豚，目擊位置以及白海豚移動軌跡如圖 1-11。趟次目擊率為 40%，計目擊白海豚 6 群次，均為有效目擊。依照調查努力量標準化後的目擊率為每百公里 0.81 群次，每十小時 1.12 群次。

2 中華白海豚目擊位置環境因子

本年度調查共目擊白海豚 43 群次，所得白海豚目擊點各項環境因子的平均值，水深是 6.38 ± 1.96 公尺，鹽度是 32.49 ± 1.42 ，表面水溫度是 29.45 ± 0.96 度 C，酸鹼值(pH)是 8.18 ± 0.05 ，濁度是 8.86 ± 10.97 NTU，以及離岸距離是 1.74 ± 1.21 公里。此離岸距離為使用 GIS 對取得目擊點到台灣島永久陸地的距離，若以船上目測值則是 1.6 ± 1.5 公里。其餘各分區的目擊點位環境因子如表 1-3。

比較各分區目擊點位的環境因子平均值(表 1-3)，比較各分區目擊點位的環境因子平均值(表 1-3)，水深最深是在航線一(苗北海域)，深度 11.3 公尺，次深是航線二(苗南與台中北)，深度 9.5 公尺，最淺是在航線四(外傘海域)，深度 2.6 公尺，次淺是在航線一(苗北海域)，深度 3.4 公尺。鹽度最高是在航線一(苗北海域)的 37.2，次高有兩點，分別是航線一(苗北海域)以及航線二(苗南與台中北)的 34.3，最低是在航線三(彰南)的 29.6，次低是航線四(外傘海域)的 30.4。表面水溫度最高是在航線五(嘉義台南)的 31.6 度，次高是在航線一(苗北海域)的 31 度，最低是在航線三(彰南)的 27.7 度，次低有兩點分別是是航線三(彰南)及航線五(嘉義台南)的 27.9 度。

酸鹼度最高是在航線一(苗北海域)的 8.33，最低是在航線四(外傘海域)的 8.1。濁度最高是在航線三(彰南)的 60.0NTU，次高是在航線三(彰南)的 29.7NTU，最低是在航線一(苗北海域)的 1.07NTU，次低是航線二(苗南與台中北)的 1.1NTU。距岸距離最近是在航線五(嘉義台南)的 0.5 公里，次近一樣是在航線五(嘉義台南)的 0.54 公里，最遠是在航線四(外傘海域)的 6.47 公里，次遠是在航線四(外傘海域)的 4.87 公里。

3 中華白海豚群體結構以及行為

本年度海上調查目擊白海豚的群體大小由 1 隻到 9 隻不等，平均組成隻數是 3.53 ± 2.18 ($n=43$ 群次)，中位數是 3，以 1 隻組成的 9 群次為最多，兩隻組成的有 8 群次為第二，顯示以小群為主(圖 1-12)。

目擊 43 群次中有 14 群次包含母子對，一群最多可至 4 對，總共目擊 21 對次的母子對。除了航線 1 之外，所有航線均有目擊。若以區域來看，目擊母子對的數量最多的是外傘的 3 群 6 對，再來是台中的 3 群次 5 對，最少的是嘉義的 1 群次 1 對。若以目擊群次比例來看，最高的是嘉義的 1，次高是台南跟外傘的 0.60，最低是新竹的 0，其次是苗栗的 0.13，再來是彰化的 0.29(表 1-4、圖 1-15)。

分析調查中記錄白海豚的五種行為以及「其他」無法確定的行為，一次目擊群中會多種行為表現，總合 43 群次來看五種行為以及其他，以游走行為 23 群次最多，其次是覓食行為 19 群次，再來是繞圈行為 5 群次，休息行為則是 3 群次，社交行為最少僅有目擊 1 群次。以地區來看，游走行為與社交行為在七個行政區都有目擊，目擊覓食行為的區域依序為苗栗最高(表 1-5)。

4 歷年資料彙整分析

4.1 空間分佈的時空變化

本年度除本章第一節調查航線的目擊資料，是由農委會林務局支持之外，另匯入台塑企業支持自濁水溪口至外傘頂洲之間的雲林海域調查(周蓮香 2018)，還有臺灣港務公司台中港務分公司支持台中港至崙尾水道口之間的海域調查(李沛沂與周蓮香 2018)。為進行歷年比較，在此僅採用平行海岸的穿越線調查計畫，而且穿越線水深與本研究相當的穿越線調查資料，將白海豚活動範圍劃分為 13 個區段，由北往南依序為新竹、苗北、苗南、台中北、台中南、彰北、彰南、雲林北、雲林南、外傘、嘉義、台南北、台南七股(圖 1-14)，分別計算各個區段的有效調查努力量以及有效目擊群次以及白海豚目擊率，其中雲林兩個區段資料完全參考台塑報告；台中南、以及彰化北兩個區段都有加入臺灣港務公司的調查結果。

今年度臺灣西部濱海的中華白海豚目擊率如表 1-6 以及圖 1-14，扣除新竹區段因為航線短，產生放大目擊率的偏差，故將之排除。最高的是苗栗南區段的 2.82 群次/100 公里，次高是彰化北區段的 2.55 群次/100 公里，是兩個目擊率最高的熱區；接下來是台中北區的 1.77，苗栗北區的 1.35，台中南區的 1.24，以及彰化南區的 1.28。最低則嘉義的 0.51，次低是外傘海域的 0.72，接著是台南北區的 0.75，以及台南七股海域的 0.85。

比較多年的白海豚目擊率變化如圖 1-15。以 2008 開始有穩定海上目視調查量，合併每三年的調查結果繪製活動目擊率分布，第四階段為 2017 和 2018 兩年合併。早年(2008-2010)分為南北兩個熱區，分別在苗北以及雲林外傘。隨著時間改變，熱區也變動，2011-2013 北活動熱區南移到台中港海域，南熱區目擊率有下降。2014-2016 僅剩台中港以及彰化北區海域為紅色熱區，其他海域目擊率降低，同時也在預定棲息環境保護區範圍外發現白海豚，因此擴大調查範圍。2017-2018 白海豚目擊率降低，僅彰化北區海域維持紅色熱區，其他區域的目擊率不高。

比較單年度的目擊率分布(圖 1-16)，活動熱區也是屢有變動。2014 年與 2015 年比較相似，以台中北以及彰化北為活動熱區。2016 年的熱區則移到相鄰的台中南以及彰化北，2017 年的熱區則又分開，分別是彰化南以及雲林北，2018 年則以苗栗南以及彰化比較高。

4.2 中華白海豚族群動態

歷年的白海豚照片至今共累積約 41 萬張海豚照片(圖 1-17)，參與照片辨識的人員近十人，前後主要有三位主要研究人員(張維倫、侯雯、李玠志)。今年李玠志將過去所有照片重新檢查辨識，並統一將三歲以上的個體歸檔編入資料庫，目前共確認白海豚個體 82 隻，過去每年目擊辨識的非嬰幼個體數介於 58-69 隻，如果採用回推法校正後每年辨識個體數為 59-69 隻(圖 1-18)，校正後非嬰幼個體族群量波動較小且精確性更高，在 2016 年曾進行線性回歸分析顯示年間變異未有顯著差異(周蓮香等 2017)；然而近兩年的目擊個體數僅 58 隻及 51 隻(圖 1-19)，年間變異開始有顯著下降的趨勢 (simple linear regression, $p < 0.05$) (圖 1-20)。今年共目擊 51 隻，但是其中有一隻於今年 10 月在苗栗擱淺死亡，因此截至年底應該是 50 隻。相較去年的目擊海豚隻數少 7 隻個體，源於新增 1 隻且減少 8 隻(後者中有 5 隻為曾有年度未被目擊，另外有 3 隻為長年連續被目擊但今年首度未被目擊)。

確認為母豚者(曾伴隨年幼個體)至今共累計 27 隻，每年目擊可辨識母子對數於 3-15 對之間，年間雖有下降趨勢，但是統計卻不顯著 (simple linear regression, $p > 0.05$) (圖 1-20)，可是如果刪除近兩年資料，統計即成為顯著(周蓮香等 2017)。檢視 2006 到 2017 年間共辨認 36 隻新生嬰幼豚(依據其伴遊母豚)，並依據其與成體相對體長可估算其出生月份，就各月

份的新出生豚數可見母豚幾乎全年都可以生育，其中以夏季(5-6月)的生殖頻度較高(圖 1-21)。這 27 隻母豚的年齡組成明顯集中在青年(48%)及壯年(30%)，老年僅 1 隻(其於 2009 確認死亡)。12 年期間，各母豚生育胎數為 1-3 胎，其中只生一胎者最多，有 19 隻(佔 70%, n=36)，其次為生育兩胎者共 7 隻，以及生育三胎僅 1 隻(圖 1-22)。換言之，十二年期間平均一年僅有 3 隻新生幼豚，這 3 隻有僅有 1/4 機率(約 0.75 隻)順利成長進入資料庫，生育力頗低。

從死亡率的角度來看，所有 36 隻新生嬰幼豚中最後僅有 9 隻(1/4)個體超過 6 歲，其他存活期未達 1 歲者 8 隻，介於 1-3 歲者 17 隻、介於 4-6 歲 2 隻(圖 1-23)。當幼豚生長至 3 歲即登錄於可辨識的非嬰幼豚個體名冊中，一共有 11 隻個體登錄。換言之族群量於 12 年期間補充了 11 隻新加入個體，平均每年不到一隻。如考量嬰幼豚長期消失中，共有 18 隻嬰幼豚有長達一年以上未目擊者，以及 2 隻 4-6 歲幼豚消失超過 3 年者，共有 20 隻是「應死亡或已死亡」嬰幼豚個體，可見嬰幼個體的死亡率頗高，介於 52.9 - 87.5%(表 1-7)。計算嬰幼豚的存活率(calf survivorship, IX)，以及特定年齡期的存活率(age-specific calf survivorship, PX)(表 1-8)，發現特定年齡期存活率在 0-2 歲時約在 0.75 左右，2-3 歲時最低為 0.65，大約到五歲以後特定年齡期存活率為穩定 1。可見新生嬰幼豚的關鍵存活時期為 2 至 3 歲附近。另外以 6 歲存活為 0.33，乘上全部 36 隻嬰幼豚為 12 隻，與至 2018 年底僅有 9 隻個體順利存活至 6 歲以上有段差距。

在非嬰幼豚的死亡率方面，可以採用確認「已死亡」及「應死亡」兩類分別考量。在 2008-2018 年期間有 4 隻確認擱淺死亡(包括 2 隻死亡的老年個體、1 隻壯年個體以及 1 隻青年個體)(圖 1-24)。另外有 15 隻個體消失超過 3 年(4 年以上)，當中以青年和少年居多(為 11 隻，共計 73%)(圖 1-25)。將這 19 隻「應死亡」及「已死亡」非嬰幼個體來計算比較四個年齡期的死亡率，發現老年期死亡率 66.7% 最高，其餘年齡期則僅為 15-22%。就非嬰幼豚的族群量變動平衡來看，12 年期間消失或死亡的個體有 19 隻，而出生加入者僅 11 隻，明顯處於入不敷出的現象！

三、 討論

1 中華白海豚目擊率的監測與時空變化

本年度中華白海豚的分佈範圍與之前報告(周蓮香等 2016, 2017)一致，也與國外團隊的研究類似(Dares et al. 2017)，最北是新竹市海山漁港(圖 1-7)，最南的記錄是在台南七股附近(圖 1-11)。這是自 2016 年接獲通報後，2017 年延長調查穿越線後首度在調查時發現。因應離岸風場環評，許多的海上調查人力與經費投入，發現 2016 年白海豚的分佈範圍向外延伸，北到新竹市香山溼地外，南到台南市七股海域，西到接近海峽中線，

但沒有正式平行線的調查記錄(周蓮香等 2017)。本年度在這南北邊界兩區段首次目擊白海豚。調查穿越線因應新記錄而更改，才能持續了解白海豚的最新活動範圍以及各區的活動情形。

白海豚持續出現在規劃的野生動物重要棲息環境範圍外，可能是白海豚活動擴張，也有可能是原來調查範圍太小，不論原因為何，但隨著新事證的發現，未來可能需要檢討中華白海豚野生動物重要棲息環境(邵廣昭與周蓮香 2012)的範圍，並且進一步做分區的規劃。

以標準化目擊率代表白海豚的活動頻度，整合本年度所有平行海岸線調查的白海豚目擊率，今年最高的目擊率在苗南，僅為 2.82，是歷年最低。以空間分布來看，仍可分為兩個活動熱區，北部是以苗栗南區海域，南部是彰化北部海域，其他區段的活動頻度都小於 2 群次/百公里。白海豚的目擊率下降，可能反應族群的下降，但今年目擊位置的擴張，也會產生稀釋效應，影響目擊率。

由整理多年的調查目擊率可知，中華白海豚的活動熱區隨時間而變動(周蓮香等 2017)，今年合併 2017-2018 資料與往年比較(圖 1-15)。今年目擊率比往年都低，最高僅有 2.82，但調查時目擊的範圍增加，在台南七股海域目擊到 3 群次，這是調查時首次目擊，百公里目擊率是 0.85，需持續觀察以了解此海域是否是穩定活動海域。2017-2018 白海豚目擊率降低，僅彰化北區海域維持紅色熱區，其他區域的目擊率不高，但在台南以及新竹海域的目擊率增加，可能是白海豚往預定棲地環境保護區外的活動增加。

比較單年度的目擊率變化(圖 1-16)，活動熱區也是不固定。白海豚的活動熱區並不固定，會南北變動，也會集中或是分散，配合白海豚社交 fission-fission 的模式，以及南北活動區域的變化(張維倫 2011，侯雯 2017)，而可能的活動分佈模式，推測可能是與食餌魚類的分佈有關(Karczmarski et al. 2000, Hung and Jefferson 2004，周蓮香等 2016、2017)。而近年的目擊範圍擴大，也須持續研究，並且配合食餌魚類調查，確認是否反映食餌魚類的變化。

2 中華白海豚族群動態

長年追蹤下，累積的白海豚照片數量成長快速，加上近年來發現新生幼豚有跟多隻成體伴遊的現象，導致照片剪輯與個體辨識耗費的時間與人力倍數成長，今年所目擊的 11 對母子對還待持續追蹤確認。因此，有必要就過去所有母子對照片進行有系統的再度檢查，不能僅以成體伴遊來認定母親，可能還要加上一些規則。今年將自 2008 年起所建檔之資料庫進行整理發現有部分與紙本記錄不符地的部分，過去只以拍攝到的照片作為判定是否有永久性的標記(EX:背鰭缺刻、傷痕或明顯的斑點)來認定是否進入資料庫。去年在彙整 10 年資料時發現新進的個體多數為幼豚活超過 6 歲，故訂定 6 歲是進入資料庫的門檻。今年重新檢視資料發現個體 3 歲時已有

可辨識永久性標記，所以將幼豚加入資料庫的年齡降為 3 歲，故累積辨識個體由原先的 80 隻提升至 82 隻。

歷經十多年的調查，台灣西海岸的白海豚經照片辨識共辨認出 82 隻個體，且維持四年未見增加。然而在每年的監測結果比較發現，每年的辨識個體數在近兩年有顯著下滑的趨勢，近兩年的個體數陡降，由 65 隻降為 51 隻，兩年來減少 22%，相當危急，必須立即採取積極性保育措施，至少被動式保護區，如「中華白海豚野生動物重要棲息環境」自 2014 年提出後，已延宕多年，宜儘速成立。

動物族群的生活史參數，如：出生、死亡、移入和移出等，是了解整個族群的動態的最關鍵資訊，堅實的參數資訊才可以提供正確的族群動態模擬與估算期未來的滅絕機率。台灣地區族群數量的改變主要來自於出生與死亡的變動。然而全年都有嬰幼豚出生，目前共確認的 27 隻母豚中有近七成於 12 年期間僅生育一胎。嬰幼豚的存活率隨年齡增長而降低，但相較於其他同樣為近岸的瓶鼻海豚的存活率(1 歲死亡率 0.34-0.52)是較低的 (Pinto, 2014)，特定年齡期存活率在 2-3 歲時是最低(0.65)此時正是仔豚與母豚連結緊密性開始變鬆散（近似斷乳期，Chang et al. 2010），這時期可能受到成體呵護變少，較容易遭受人為活動(漁船誤捕、船隻衝撞等)衝擊，導致存活率降低，隨後影響後續的族群補充率。新生嬰幼豚中最後能順利成熟個體不多，36 隻個體最後有 11 隻（約 1/4）個體順利成長至 3 歲進入資料庫補充族群量。換個角度就各年齡階層的死亡個體數比例來分析死亡率（表 2），顯示嬰幼豚尚未成熟進入資料庫前都很高（52-87%）。非嬰幼兒期以後，在少年、青年、壯年期的死亡率都低，僅 15-22%，但最後老年期的死亡率明顯提高達 67%，應該與衰老死亡有關。總結，台灣的中華白海豚族群，過去十多年的監測調查結果顯示其仔豚出生率不高，平均每年約 3 隻。仔豚能順利成長到三歲者的比例（機率）約 30%，即每年可增添非嬰幼豚進入族群資料庫者僅不到一隻（約 0.92 隻=11 隻/12 年）。

上述的族群動態結果之精確性至少是根基於下列因子：(1) 正確無誤的個體辨認，以及母子關係的釐清。然而近年我們發現嬰幼豚有時與會與不只一隻母豚共游的現象，值得未來深入調查是否有共同育幼的可能性。(2) 受限於每年調查趟次，在各海域區段每年調查趟次僅約 10-20 趟，是有可能因新生仔豚在尚未被目擊記錄前即已死亡或不見，因而導致仔豚出生間隔會被高估。(3) 本種動物可能有更年期的母豚，其可能維持多年不孕。目前有兩個疑似案例：例如在 2014 年的死亡老年雌性 Fish hook (牙齒年齡在 36-40 歲)，回溯照片辨識至 2008 年，只有 2008 年有疑似育幼，且擱淺解剖發現卵巢有排卵痕跡(過去應有生育能力)，顯示台灣白海豚育幼個體可能有更年期的階段，須持續追縱所有母親個體的育幼史，以推論更年期或不孕的標準。但是，2017 年的死亡壯年雌性 Grape，同樣回溯照片辨識至 2008 年，也沒有任何育幼的紀錄，解剖後發現牠的生殖系統中異常增生

物，可能導致她無法受孕。(4) 死亡定義：我們參考國際上以照片辨識追蹤不同鯨種的研究定義超過五年以上不見即假設為死亡的標準(Pettis et al. 2004)，但對於極度瀕危，可較保守的以超過3年以上不見或有擱淺死亡記錄的非嬰幼個體列為「應/已死亡」者，共有19隻(1.58隻/年)，然而新補充進入族群的卻僅有11隻(0.92隻/年)，可見本族群量動態的趨勢明顯看跌！。

綜觀白海豚族群的變動，母子對（即嬰幼豚的出生數量）長年數量不高，新生的幼豚存活率又低，僅約三成可以存活到三歲非嬰幼兒階段，可推論本族群的生殖潛力有所侷限，因此如何減緩死亡的趨勢將成為保育的關鍵因子。因此鄭重呼籲，有關會致死或有損其存活因子的衝擊必須立刻減緩與改善，例如目前的過渡漁業捕撈、非友善的漁法（圍網、流刺網），還有未來的水下工程施工與運轉干擾等，在白海豚的重要棲息海域區內必須儘速禁止或防範，冀祈改善棲地的品質也可以效法墨西哥以禁漁來達到族群量的回復，即便整年的禁漁實在無法推行，至少在生育的高峰期(6-7月)降低因人為所造成的干擾，以上除了降低死亡率，進而增進繁殖力，本族群才有復甦的可能。

四、 參考文獻

- Barror, N.B., T.A. Jefferson, and Parsons, E.C.A. (2004). Feeding habitat of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) stranded in Hong Kong. *Aquatic Mammals* 30: 179-188.
- Chen, B., Xu, X., Jefferson, T. A., Olson, P. A., Qin, Q., Zhang, H., & Yang, G. (2016). Chapter Five-Conservation Status of the Indo-Pacific Humpback Dolphin (*Sousa chinensis*) in the Northern Beibu Gulf, China. *Advances in Marine Biology*, 73, 119-139.
- Chang, W. L., Karczmarski, L., Huang, S. L., Gailey, G., & Chou, L. S. (2016). Reproductive parameters of the Taiwanese humpback dolphin (*Sousa chinensistaiwanensis*). *Regional Studies in Marine Science*, 8, 459-465.
- Dares, L. E., Araújo-Wang, C., Yang, S. C., & Wang, J. Y. (2017). Spatiotemporal heterogeneity in densities of the Taiwanese humpback dolphin (*Sousa chinensis taiwanensis*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 187, 110-117.
- Dares, L. E., Hoffman, J. M., Yang, S. C., & Wang, J. Y. (2014). Habitat characteristics of the critically endangered Taiwanese humpback dolphins (*Sousa chinensis*) of the eastern Taiwan Strait. *Aquatic Mammals*, 40,368-374.
- Hung, S. K. and Jefferson, T. A. (2004). Ranging patterns of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the Pearl River Estuary, People's Republic of China. *Aquatic Mammals*, 30, 159-174.
- Jefferson, T. A., and Karczmarski, L. (2001). *Sousa chinensis*. *Mammalian Species*,655, 1-9.
- Jefferson, T. A., Leatherwood, S. (1997). Distribution and abundance of Indo-Pacific hump-backed dolphins (*Sousa chinensis*Osbeck, 1765) in Hong Kong waters. *Asian Marine Biology*, 14, 93-110.
- Jefferson, T.A., Hung, S.K., Robertson, K.M., Archer, F.I., (2012). Life history of the Indo-Pacific humpback dolphin in the Pearl River Estuary, southern China. *Marine Mammal Science*, 28, 84–104.
- Karczmarski, L., Cockcroft, V. G., et al. (2000). Habitat use and preferences of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Marine Mammal Science* 16: 65-79.
- Lin, T. H., Akamatsu, T., & Chou, L. S. (2013). Tidal influences on the habitat use of Indo-Pacific humpback dolphins in an estuary. *Marine biology*, 160(6), 1353-1363.
- Mann, J., Connor, R. C., Barre, L. M., and Heithaus, M. R. (2000). Female reproduction success in bottlenose dolphins (*Tursiops* sp.): life history, habitat, provisioning, and group size effects. *Behavior ecology*, 13, 583-590.

- Parra, G.J., & Jedensjö, M. (2009). Feeding habits of Australian Snubfin (*Orcaella heinsohni*) and Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*). Project report to the Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville and Reef and Rainforest Research Centre Limited, Cairns 22 pp.
- Pettis, H. M., Rolland, R. M., Hamilton, P. K., Brault, S., Knowlton, A. R., & Kraus, S. D. (2004). Visual health assessment of North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) using photographs. *Canadian Journal of Zoology*, 82(1), 8-19.
- Reeves, R.R., Dalebout, M.L., Jefferson, T.A., Karczmarski, L., Laidre, K., O’Corry-Crowe, G., Rojas-Bracho, L., Secchi, E.R., Slooten, E., Smith, B.D., Wang, J.Y., Zhou, K. (2008). *Sousa chinensis* (eastern Taiwan Strait subpopulation). In: IUCN Red List of Threatened Species.
- Slooten, E., Wang, J. Y., Dungan, S. Z., Forney, K. A., Hung, S. K., Jefferson, T. A., & Winkler, R. (2013). Impacts of fisheries on the critically endangered humpback dolphin *Sousa chinensis* population in the eastern Taiwan Strait. *Endangered Species Research*, 22, 99-114.
- Stolen, M.K., Barlow, J., 2003. A model life table for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Indian River Lagoon system, Florida, USA. *Marine Mammal Science*, 19, 630–649.
- Tezanos-Pinto, G., Constantine, R., Mourão, F., Berghan, J., Baker, C. S. (2015). High calf mortality in bottlenose dolphins in the Bay of Islands, New Zealand—a local unit in decline. *Marine Mammal Science*, 31(2), 540–559.
- Wang, J. Y., Hung, S. K., and Yang, S. C. (2004). Records of Indo-Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis* (Osbeck, 1765), from the waters of western Taiwan. *Aquatic Mammals*, 30, 189-196.
- Wang, J. Y., Yang, S.C., Hung, S. K., & Jefferson, T. A. (2007). Distribution, abundance and conservation status of the eastern Taiwan Strait population of Indo-Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis*. *Mammalia*, 71(4), 157-165.
- Wang, J.Y., Yang, S.C., Hung, S.K. (2015). Diagnosability and description of a new subspecies of Indo-Pacific humpback dolphin, *Sousa chinensis* (Osbeck, 1765), from the Taiwan Strait. *Zoological Studies* 54, 36-40.
- Ware, D. M., & Thomson, R. E. (2005). Bottom-up ecosystem trophic dynamics determine fish production in the Northeast Pacific. *Science*, 308(5726), 1280-1284.
- Wells, R.S., and Scott, M.D. (1990). Estimating bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture-release techniques. Report of the International Whaling Commission, Special Issue, 12, 407-415.
- 王建平，2005。臺灣海峽中華白海豚資源調查與生態研究。

- 周蓮香，2018。雲林沿海中華白海豚族群監測，期末報告。
- 周蓮香、李沛沂，2018。臺中港外港區擴建計畫(第一期)環境影響評估：中華白海豚族群生態環境調查及保育規劃。
- 周蓮香、邵廣昭、紹奕達，2016。中華白海豚族群生態與食餌棲地監測。行政院農業委員會林務局委託研究計畫系列：104 林發-07.2-保-21。
- 周蓮香、邵廣昭、紹奕達，2017。中華白海豚族群生態與食餌棲地監測。行政院農業委員會林務局委託研究計畫。
- 周蓮香、陳哲聰、莫顯蕎、劉光明，1995。臺灣漁民訪問鯨種紀錄。漁業署。
- 周蓮香、陳琪芳，2014。中華白海豚族群生態與棲地環境噪音監測。農委會林務局。
- 周蓮香、陳琪芳，2015。中華白海豚族群生態與棲地環境噪音監測。行政院農業委員會林務局委託研究計畫系列 103 林發-07.2-保-21 期末報告。
- 侯雯，2017。臺灣西岸中華白海豚活動範圍與社群結構之變化。碩士論文，臺灣大學，台北，臺灣，107 頁。
- 張維倫，2011。臺灣的中華白海豚社群結構及生殖參數。碩士論文，臺灣大學，台北，臺灣，124 頁。
- 葉志慧，2011。中華白海豚在臺灣之分佈預測與活動模式。臺灣大學碩士論文。
- 邵廣昭、周蓮香。(2012)。中華白海豚重要棲息環境海圖繪製。農委會林務局。

表 1-1 本(2018)年度航線編號、範圍、以及調查趟次。

| 航線 | 範圍描述 | 緯度範圍 | 趟次 |
|----|------------------|-----------------|----|
| 1 | 新竹香山-苗栗白沙屯 | 24°33' - 24°46' | 10 |
| 2 | 苗栗白沙屯 - 台中港 | 24°18' - 24°33' | 10 |
| 3 | 彰化崙尾港南側 - 雲林濁水溪口 | 23°52' - 24°04' | 10 |
| 4 | 外傘頂洲西側沿海-嘉義布袋 | 23°23' - 23°33' | 10 |
| 5 | 嘉義布袋 - 台南七股 | 23°04' - 23°23' | 10 |

表 1-2 本(2018)年度六條調查航線的航行資料以及目擊結果。

| 調查區段 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 小計 |
|-----------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|
| 調查航次 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 50 |
| 目擊趟次 | 5 | 8 | 3 | 4 | 4 | 24 |
| 趟次目擊率 | 50% | 80% | 30% | 40% | 40% | 48% |
| 目擊群次 | 10 | 15 | 7 | 5 | 6 | 43 |
| 有效群次 | 10 | 14 | 7 | 3 | 6 | 40 |
| 有效群次/趟 | 1.00 | 0.71 | 0.70 | 0.30 | 0.60 | 0.80 |
| 有效隻/趟 | 2.3 | 6.2 | 2.0 | 1.3 | 2.1 | 3.60 |
| 航行里程(km) | 643.00 | 743.80 | 708.70 | 738.90 | 835.80 | 3670.20 |
| 航行時數(hr) | 44.72 | 55.79 | 52.59 | 53.52 | 61.61 | 268.23 |
| 努力里程(km) | 587.80 | 659.40 | 588.49 | 637.90 | 738.40 | 3211.99 |
| 努力時數(hr) | 38.22 | 45.76 | 41.80 | 42.64 | 53.72 | 222.14 |
| 群次/10 小時 | 2.62 | 3.06 | 1.67 | 0.70 | 1.12 | 1.80 |
| 群次/100 公里 | 1.70 | 2.12 | 1.19 | 0.47 | 0.81 | 1.25 |

表 1- 3 本(2018)年度海上調查白海豚目擊位置表面海水的環境因子。

| 航線 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 總計 |
|---------|----------------|----------------|-----------------|----------------|----------------|----------------|
| n | 10 | 15 | 7 | 5 | 6 | 43 |
| 水深(m) | 6.94 ±2.25 | 7.34 ±1.48 | 5.84 ±1.71 | 4.18 ±1.23 | 5.77 ±1.26 | 6.38 ±1.96 |
| 鹽度 | 33.98 ±1.4 | 32.68 ±1.15 | 31.63 ±1.13 | 31.06 ±0.61 | 32.05 ±0.46 | 32.49 ±1.42 |
| 溫度(°C) | 29.74 ±0.83 | 29.31 ±0.93 | 29.12 ±0.95 | 29.9 ±0.59 | 29.38 ±1.2 | 29.45 ±0.96 |
| pH 值 | 8.23 ±0.08 | 8.19 ±0.03 | 8.18 ±0.03 | 8.14 ±0.04 | 8.14 ±0.04 | 8.18 ±0.05 |
| 濁度(NTU) | 3.66 ±2.43 | 2.89 ±1.57 | 22.39 ±20.78 | 14.9 ±4.64 | 14.39 ±7.18 | 8.86 ±10.97 |
| 距離岸(km) | 1.19 ±0.44 | 1.28 ±0.5 | 2.67 ±0.83 | 3.86 ±1.66 | 0.95 ±0.37 | 1.74 ±1.21 |

表 1- 4 本(2018)年度海上調查目擊育幼群與母子對數量以及對總群次的比例。

| 區域 | 非育幼群 | 育幼群 | 母子對數 | 總群次 | 母子對群次/ 總群次 | 母子對數/ 總群次 |
|----|------|-----|------|-----|---------------|--------------|
| 新竹 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0.00 | 0.00 |
| 苗栗 | 14 | 2 | 2 | 16 | 0.13 | 0.13 |
| 台中 | 5 | 3 | 5 | 8 | 0.38 | 0.63 |
| 彰化 | 5 | 2 | 3 | 7 | 0.29 | 0.43 |
| 外傘 | 2 | 3 | 6 | 5 | 0.60 | 1.20 |
| 嘉義 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1.00 | 1.00 |
| 台南 | 2 | 3 | 4 | 5 | 0.60 | 0.80 |
| 總計 | 29 | 14 | 21 | 43 | 0.33 | 0.49 |

表 1- 5 本(2018)年度海上觀察各區域中華白海豚的行為表現群數。

| 區域 | 游走 | 覓食 | 繞圈 | 社交 | 休息 | 其它 | 總群次 |
|----|----|----|----|----|----|----|-----|
| 新竹 | 1 | | | | | | 1 |
| 苗栗 | 6 | 11 | 1 | | | 1 | 16 |
| 台中 | 5 | 4 | 1 | 1 | 1 | | 8 |
| 彰化 | 1 | 1 | 2 | | 1 | 4 | 7 |
| 外傘 | 4 | 2 | | | 1 | 1 | 5 |
| 嘉義 | 1 | | 1 | | | | 1 |
| 台南 | 5 | 1 | | | | | 5 |
| 總計 | 23 | 19 | 5 | 1 | 3 | 6 | 43 |

表 1-6 彙整本年度平行線調查各區段海域的中華白海豚目擊率。包含台中港到崙尾港海域以及雲林海域。

| 範圍區段 | 總目擊群次 | 有效目擊群次 | 調查里程(公里) | 群次/100 公里 |
|------|-------|--------|----------|-----------|
| 新竹 | 1 | 1 | 31.50 | 3.17 |
| 苗栗北 | 7 | 7 | 517.70 | 1.35 |
| 苗栗南 | 8 | 8 | 283.94 | 2.82 |
| 台中北 | 11 | 10 | 563.42 | 1.77 |
| 台中南 | 3 | 3 | 242.44 | 1.24 |
| 彰化北 | 9 | 8 | 313.66 | 2.55 |
| 彰化南 | 7 | 7 | 545.19 | 1.28 |
| 雲林北 | 1 | 1 | 434.38 | 0.23 |
| 雲林南 | 13 | 11 | 1,040.93 | 1.06 |
| 外傘 | 5 | 4 | 557.90 | 0.72 |
| 嘉義 | 1 | 1 | 196.53 | 0.51 |
| 台南北 | 2 | 2 | 268.00 | 0.75 |
| 台南南 | 3 | 3 | 354.30 | 0.85 |

表 1-7 2008-2018 年嬰幼(A)與非嬰幼(B)的死亡個體(包括已死亡及應死亡)在各年齡期的個體總數與死亡隻數，及其死亡百分比例。*(A) 11 隻 3 歲以上幼豚因已成長至非嬰幼兒個體，進入可辨識資料庫所以列於(B)。

(A)

| 年齡階層 | 總隻數(25) | 死亡隻數(16) | 百分比 |
|------------|---------|----------|-------|
| 新生幼豚(calf) | 8 | 7 | 87.5% |
| 幼豚(1-3 歲) | 17 | 9 | 52.9% |

(B)

| 年齡階層 | 個體總數(80) | 應死亡隻數(15) | 百分比 |
|---------------------|----------|-----------|-------|
| 少年(mottled-stage) | 26 | 5 | 19.2% |
| 青年(speckled-stage) | 31 | 7 | 22.5% |
| 壯年(spotted adult) | 19 | 3 | 15.7% |
| 老年(unspotted adult) | 6 | 4 | 66.7% |

表 1-8 分析幼豚之存活率以及特定年齡期的存活率。特定年齡期的存活率在 2-3 歲最低。

| age x | calf survival rate (l_x) | age-specific calf survivorship (P_x) |
|-------|------------------------------|--|
| 1 | 0.75 | 0.75 |
| 2 | 0.56 | 0.74 |
| 3 | 0.48 | 0.65 |
| 4 | 0.36 | 0.92 |
| 5 | 0.33 | 1.00 |
| 6 | 0.33 | 1.00 |

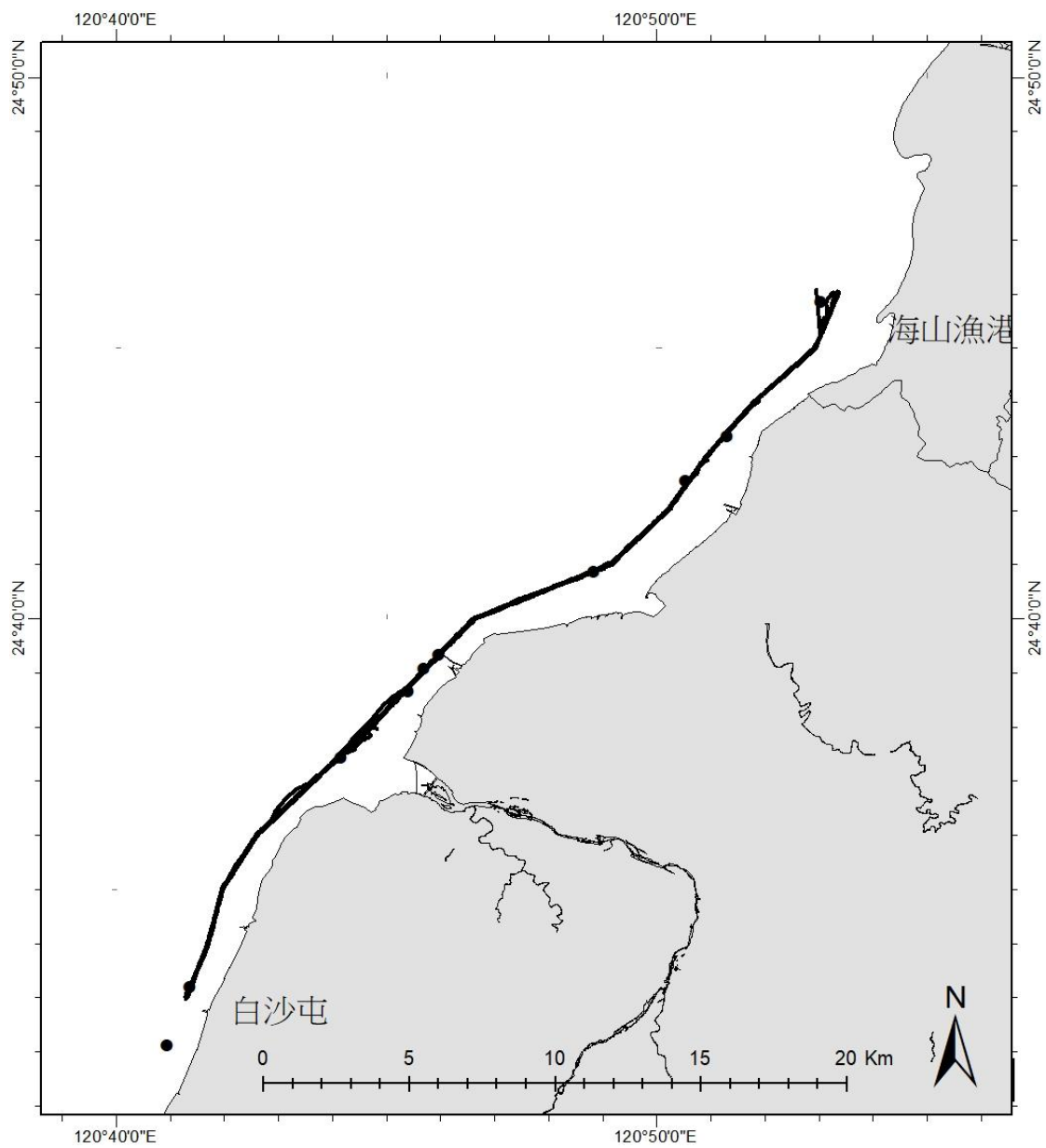


圖 1- 1 海上調查航線 1 調查航行軌跡，新竹海山漁港到苗栗白沙屯漁港，與 2017 年調查一致。線段為航行軌跡，圓點為白海豚目擊。

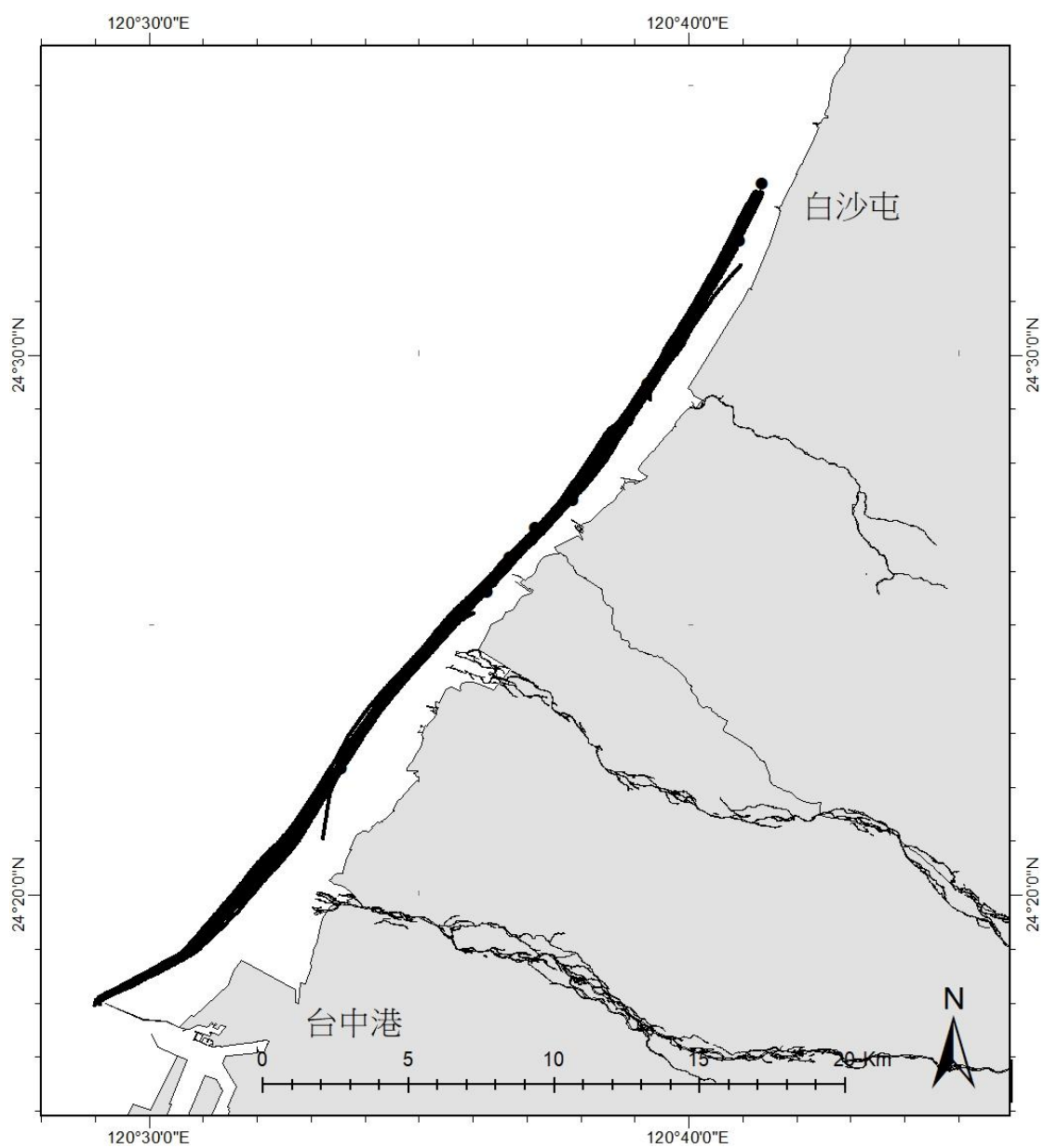


圖 1- 2 海上調查航線 2 調查航行軌跡，苗栗白沙屯到台中港北堤，與 2017 年調查一致。線段為航行軌跡，圓點為白海豚目擊。

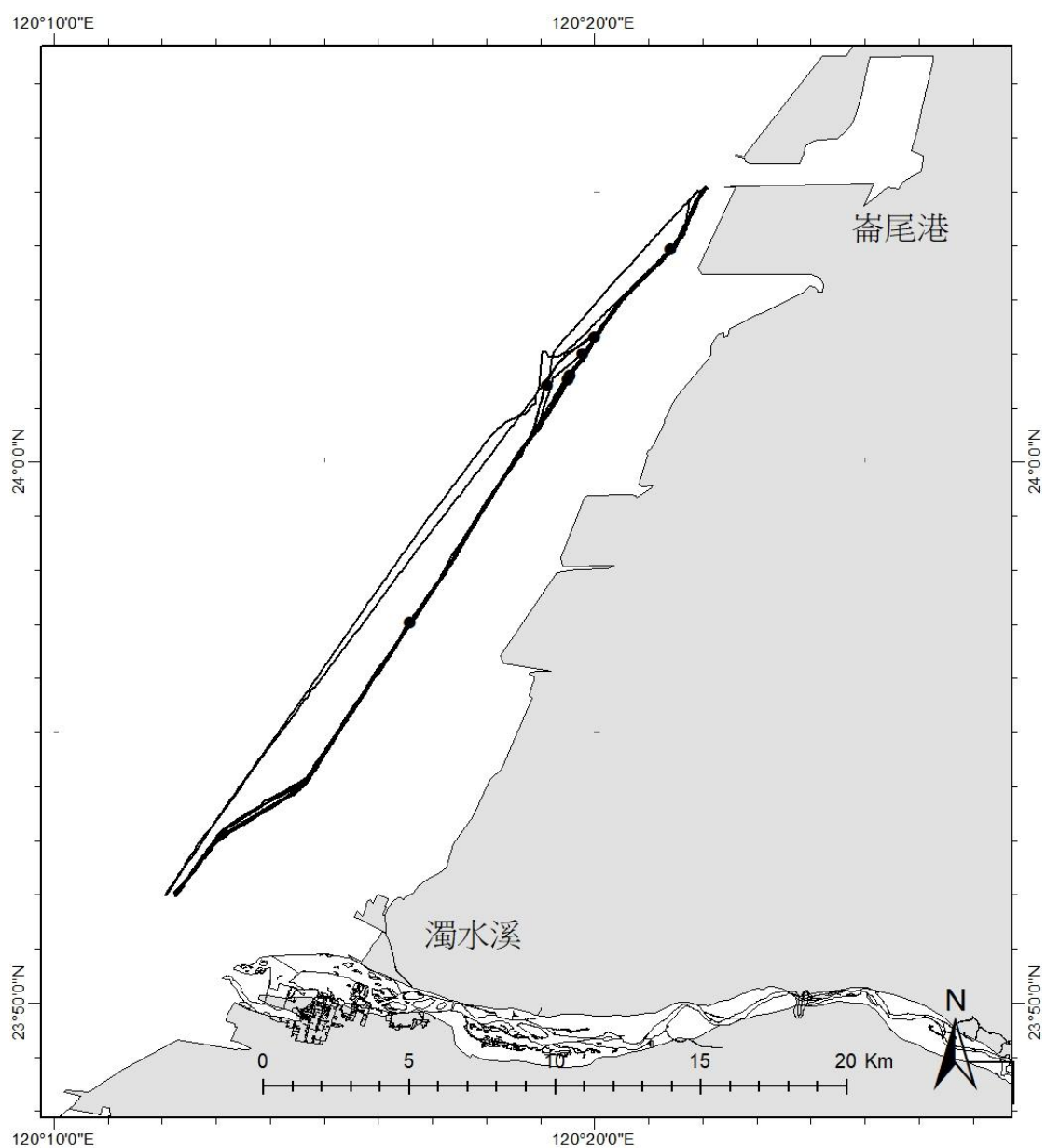


圖 1- 3 海上調查航線 3 調查航行軌跡，崙尾水道到濁水溪口。此調查線北界往北微調緯度一分。線段為航行軌跡，圓點為白海豚目擊。

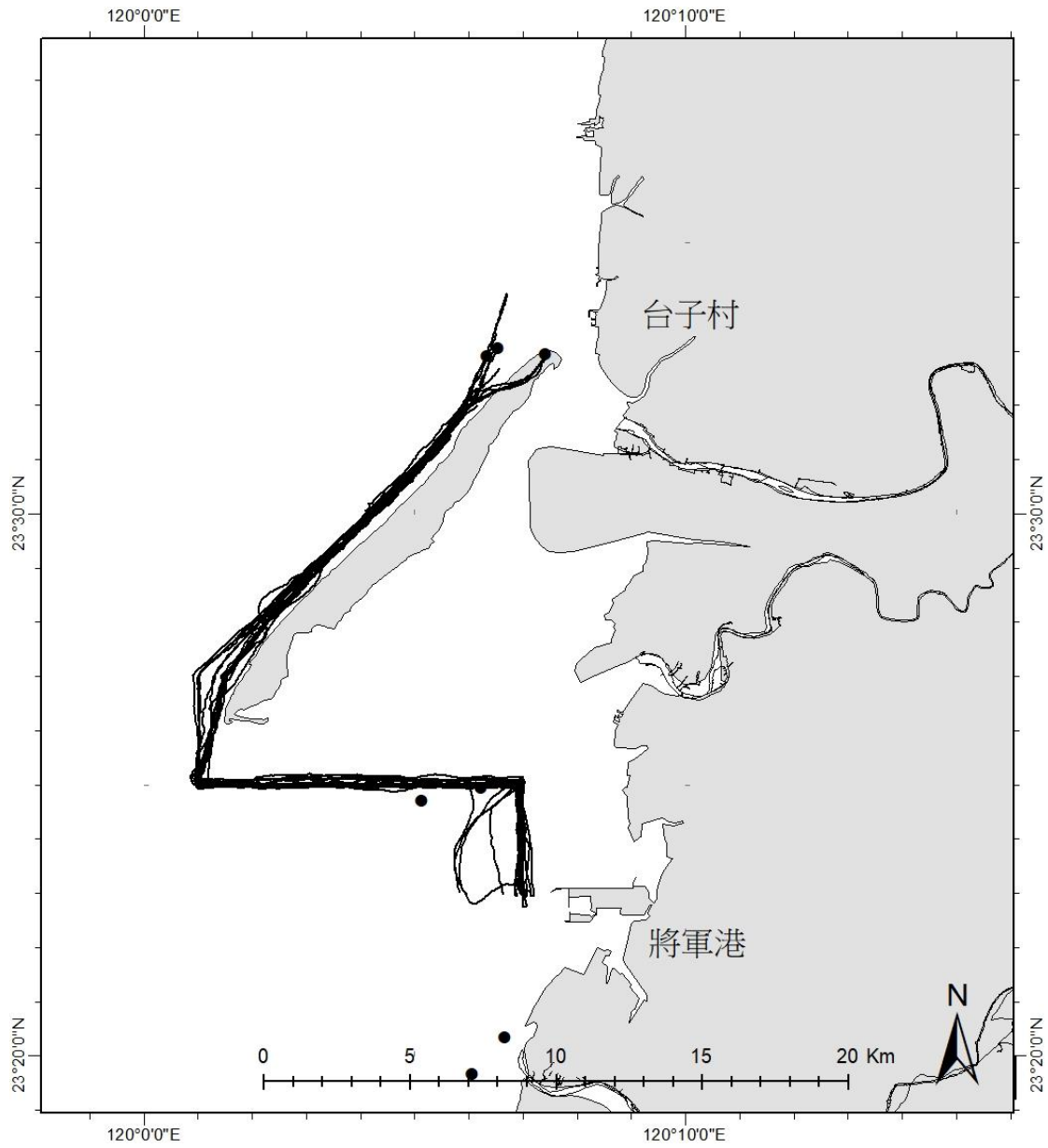


圖 1- 4 海上調查航線 4 航行軌跡，雲林縣台子村到嘉義布袋港。由於台子村漁港淤積，更變行船路線，穿越線北界往北微調緯度一分。線段為航行軌跡，圓點為白海豚目擊。

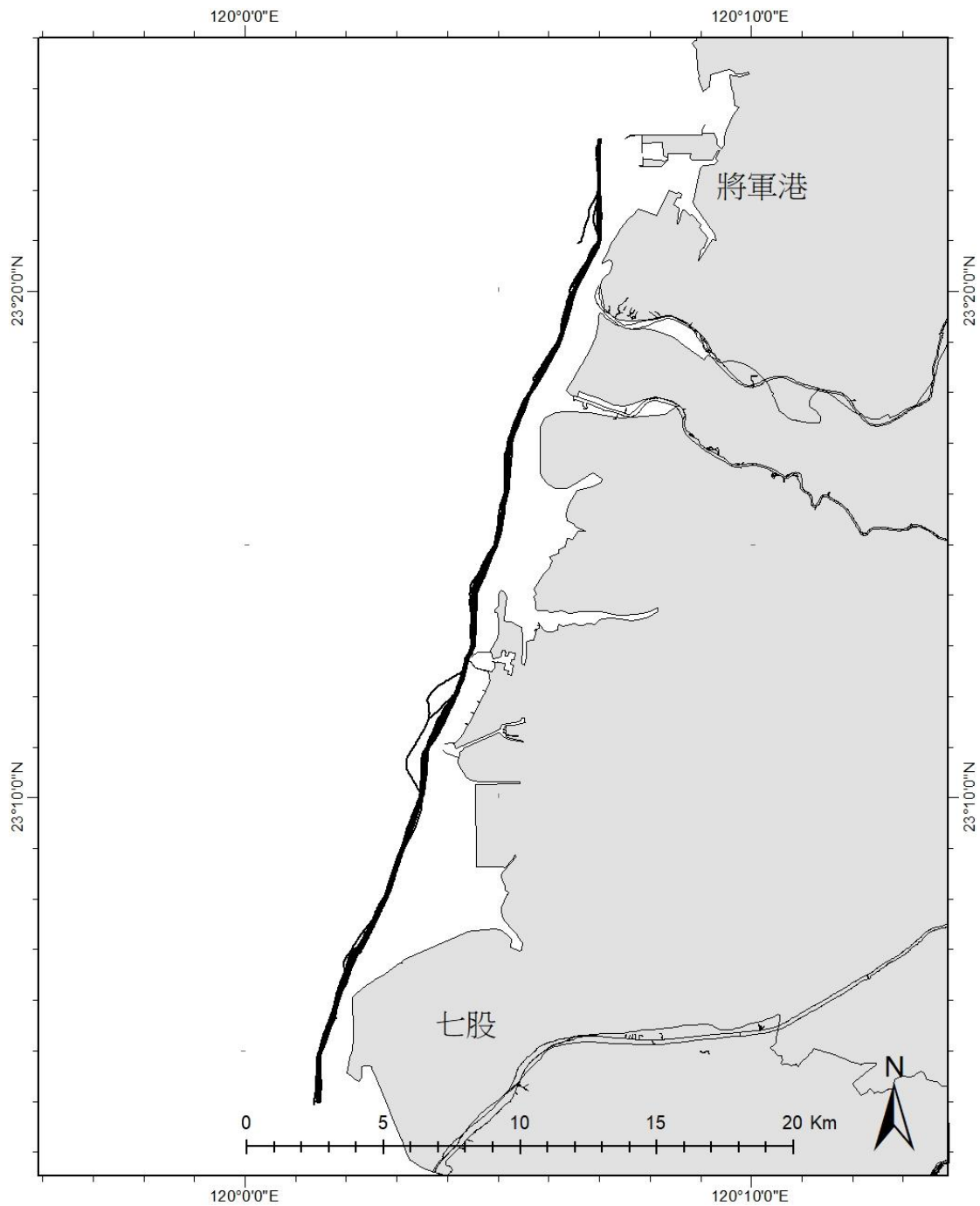


圖 1-5 海上調查航線 5 航行軌跡，嘉義布袋港到台南七股。與 2017 年一致。線段為航行軌跡。



圖 1- 6 中華白海豚的年齡分期圖 (A)嬰年期、(B)幼年期、(C)少年期、(D)青年期、(E)壯年期、(F)老年期。

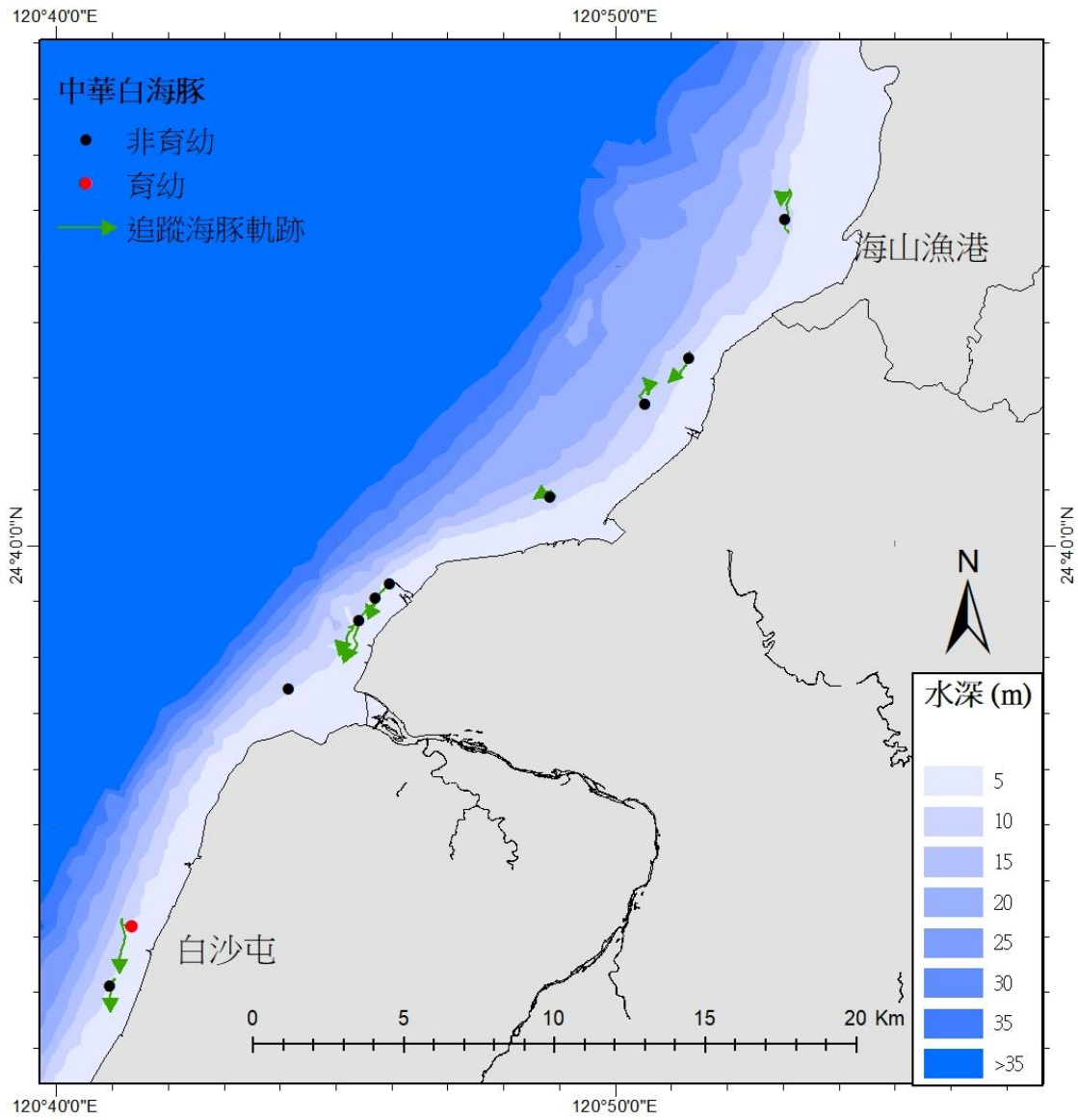


圖 1-7 航線 1 調查結果，黑點為目擊白海豚非育幼群位置，綠色線為追蹤白海豚時船行軌跡。白沙屯外的育幼群為航線 2 調查目擊。

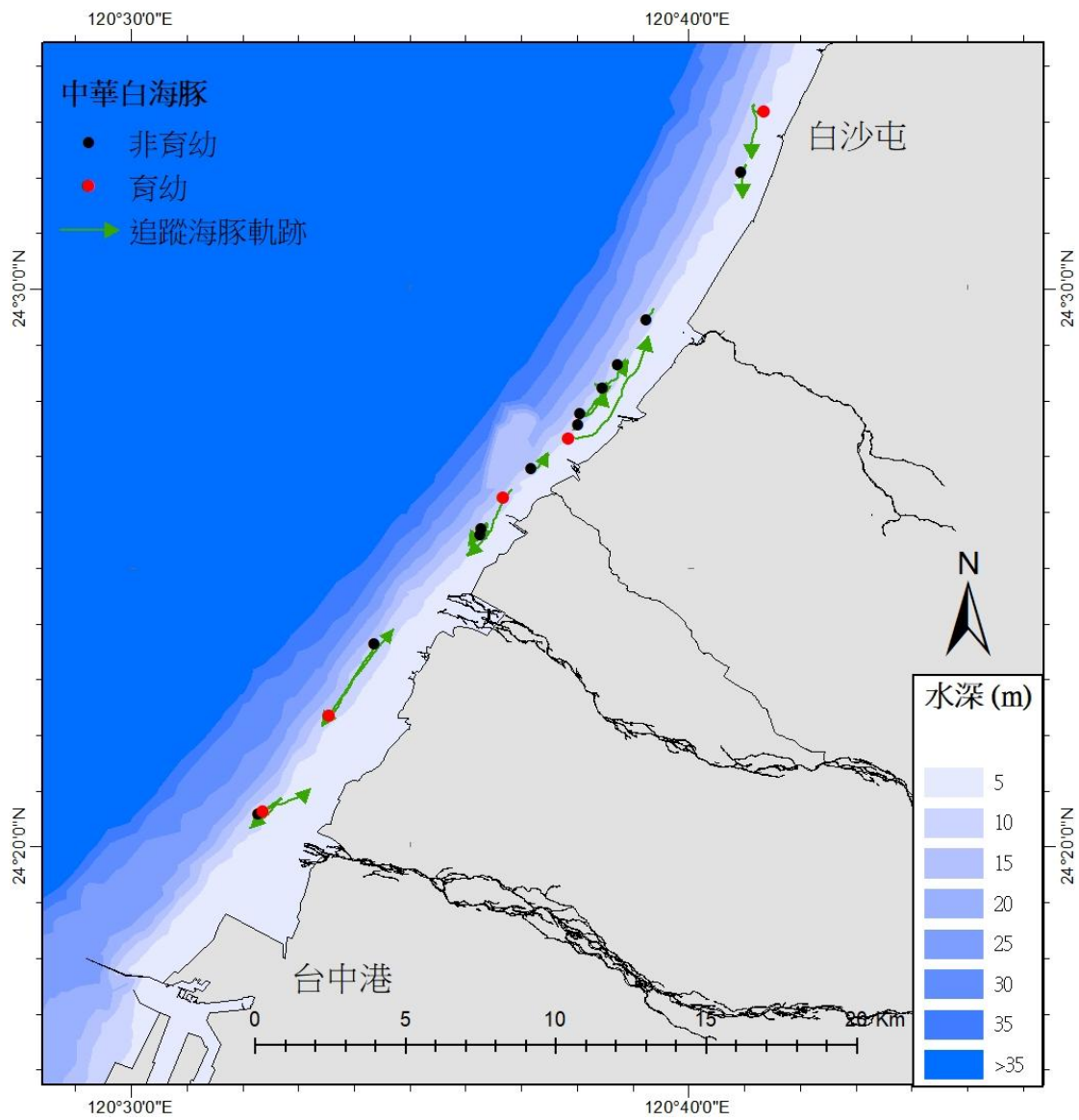


圖 1- 8 航線 2 海上調查結果，黑點為目擊白海豚非育幼群位置，紅色點為含有母子對的育幼群位置，綠色線為追蹤白海豚時船行軌跡。

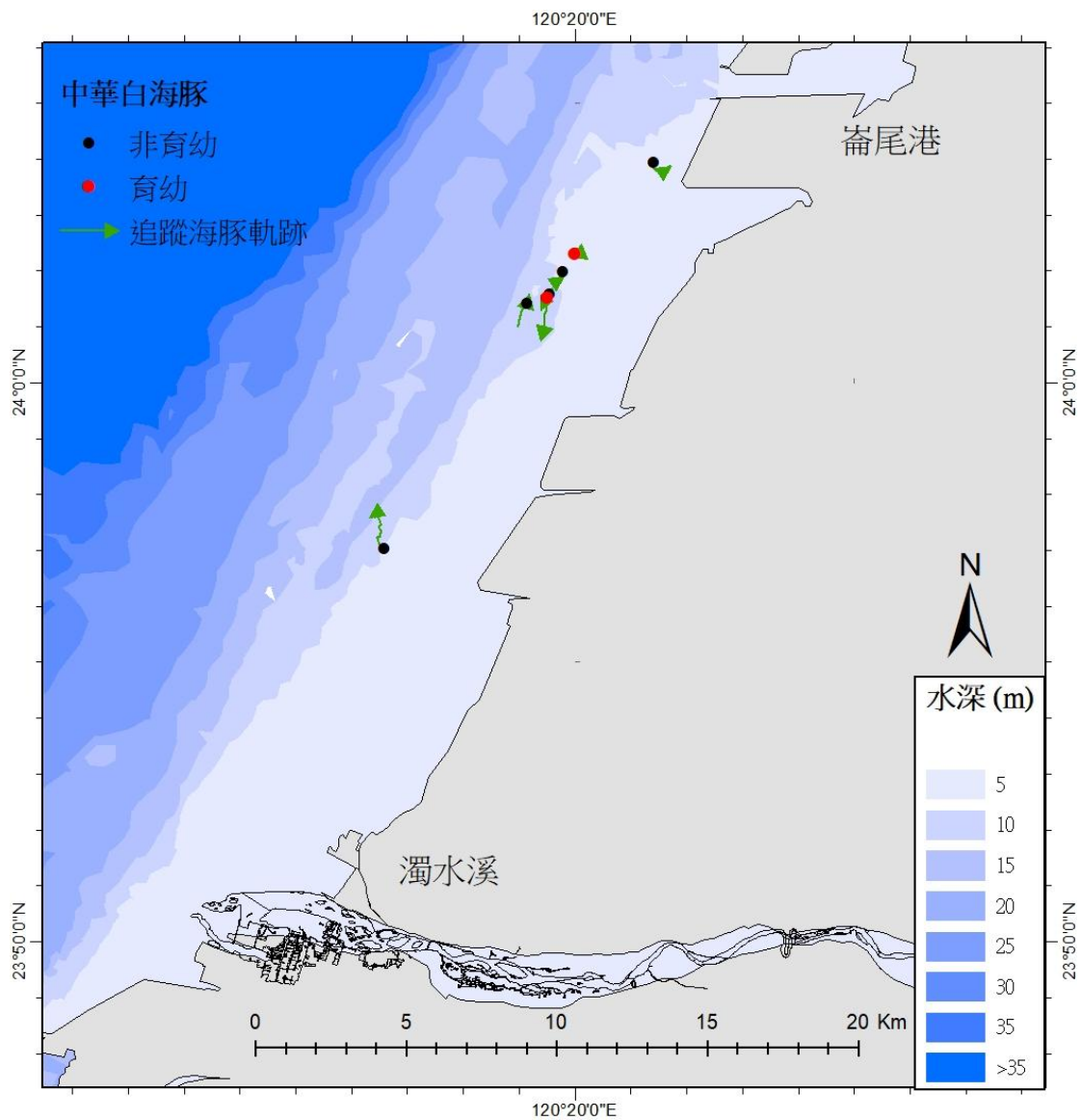


圖 1-9 航線 3 海上調查結果，黑點為目擊白海豚非育幼群位置，紅色點為含有母子對的育幼群位置，綠色線為追蹤白海豚時船行軌跡。

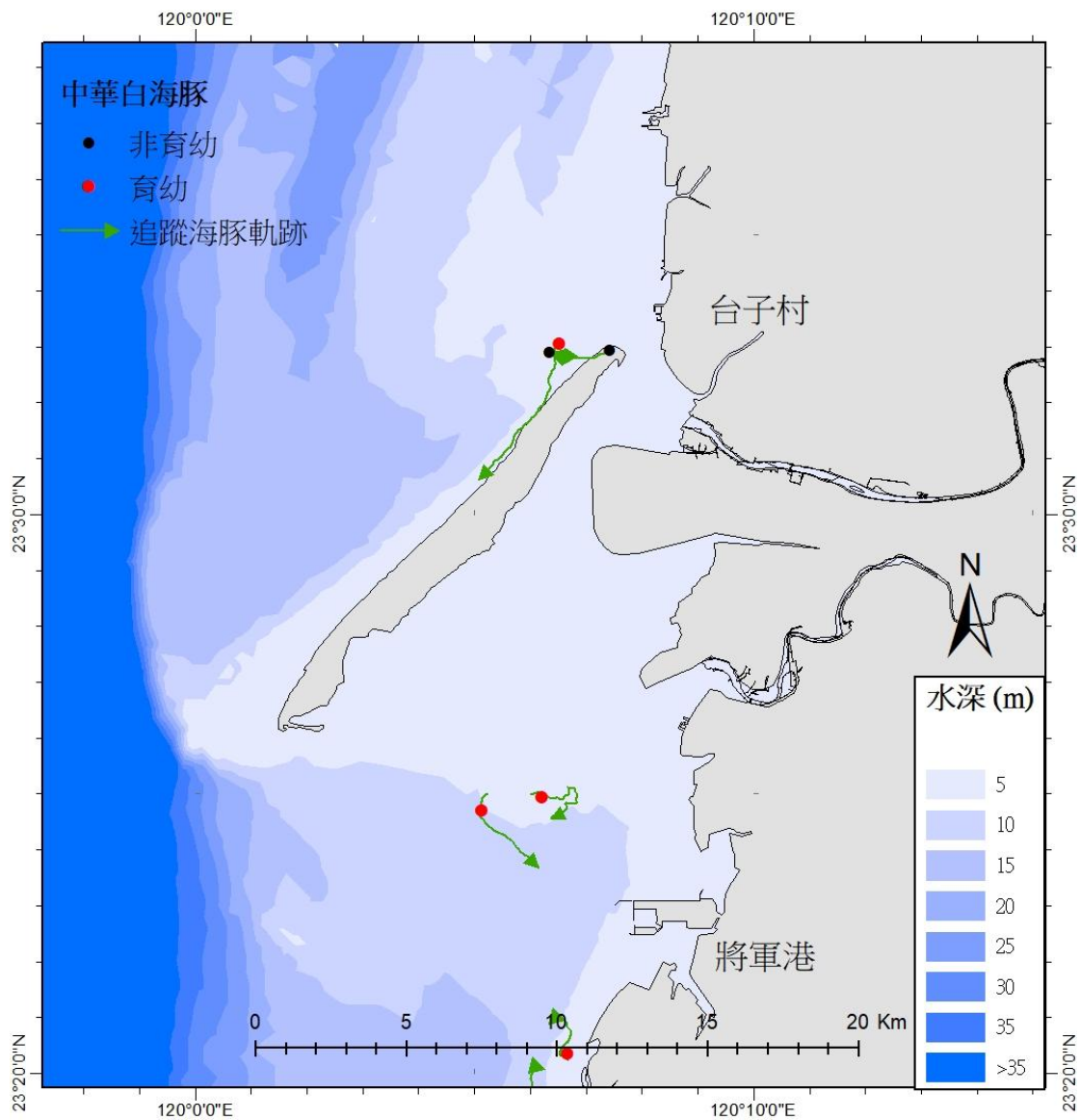


圖 1- 10 航線 4 海上調查結果，黑點為目擊白海豚非育幼群位置，紅色點為含有母子對的育幼群位置，綠色線為追蹤白海豚時船行軌跡。

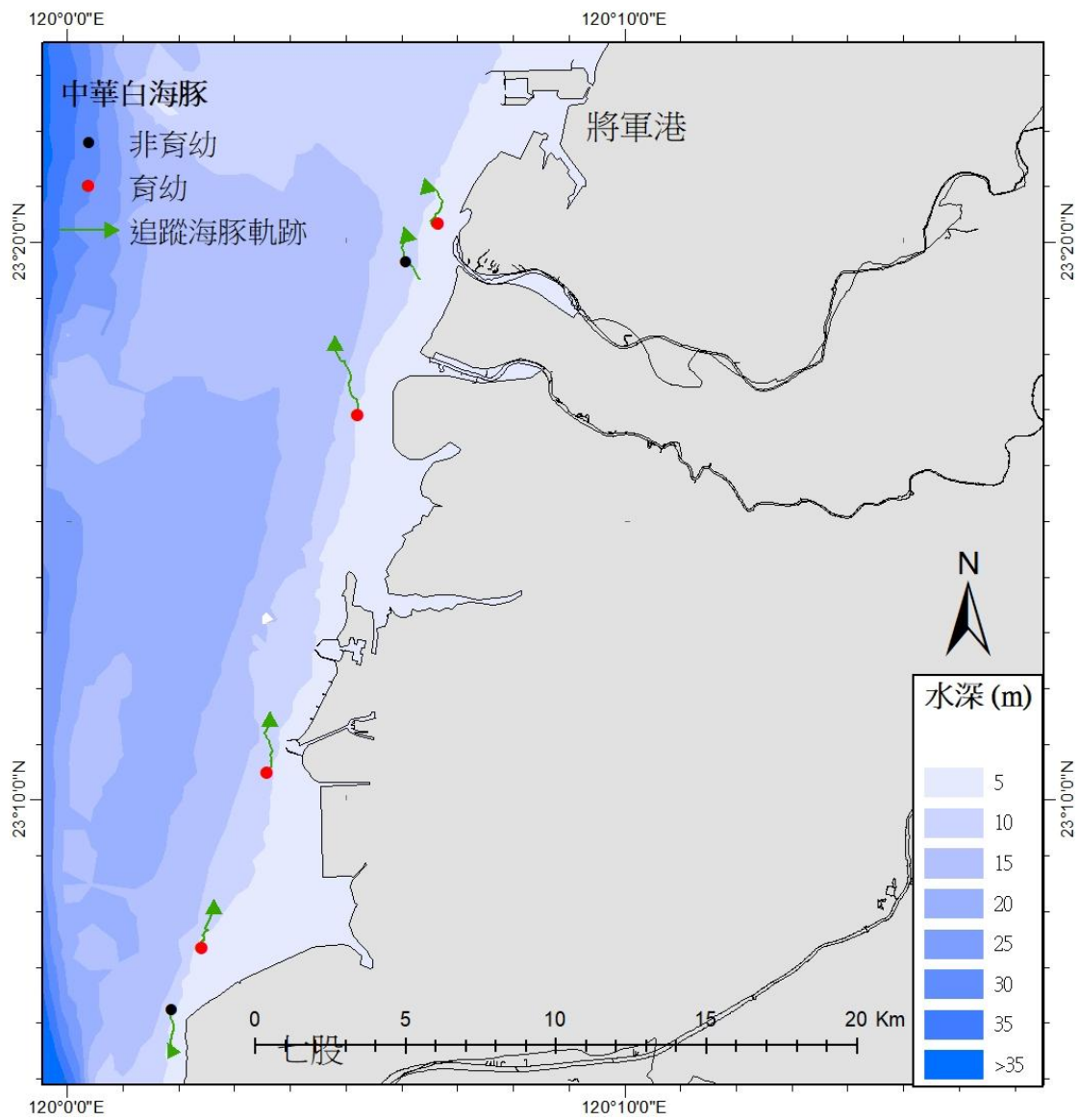


圖 1- 11 航線 5 海上調查結果，黑點為目擊白海豚非育幼群位置，紅色點為含有母子對的育幼群位置，綠色線為追蹤白海豚時船行軌跡。

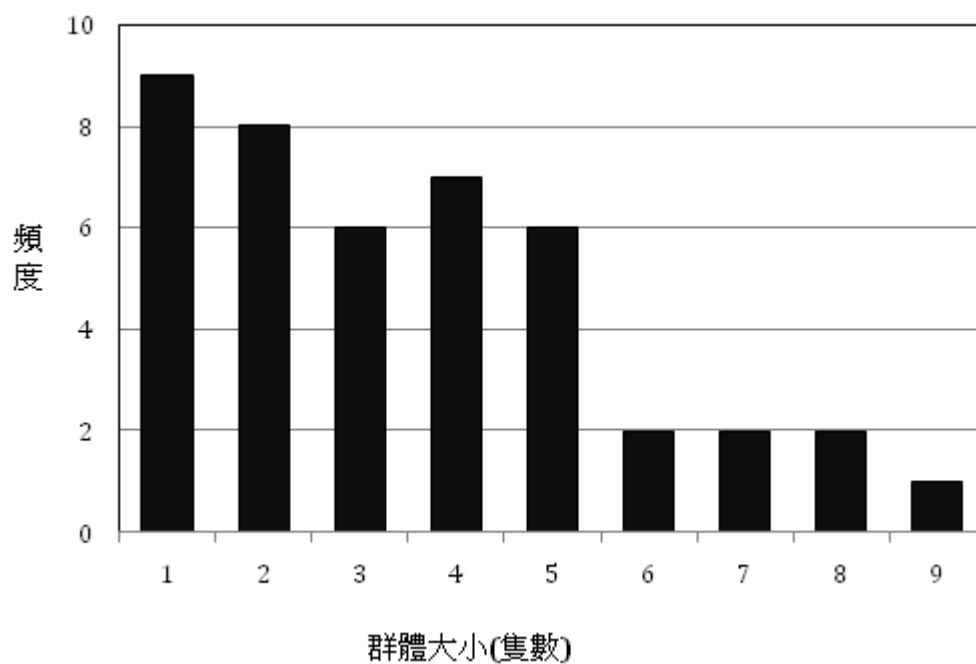


圖 1- 12 本年度目擊中華白海豚群體大小的頻度。以小群組成為主要。

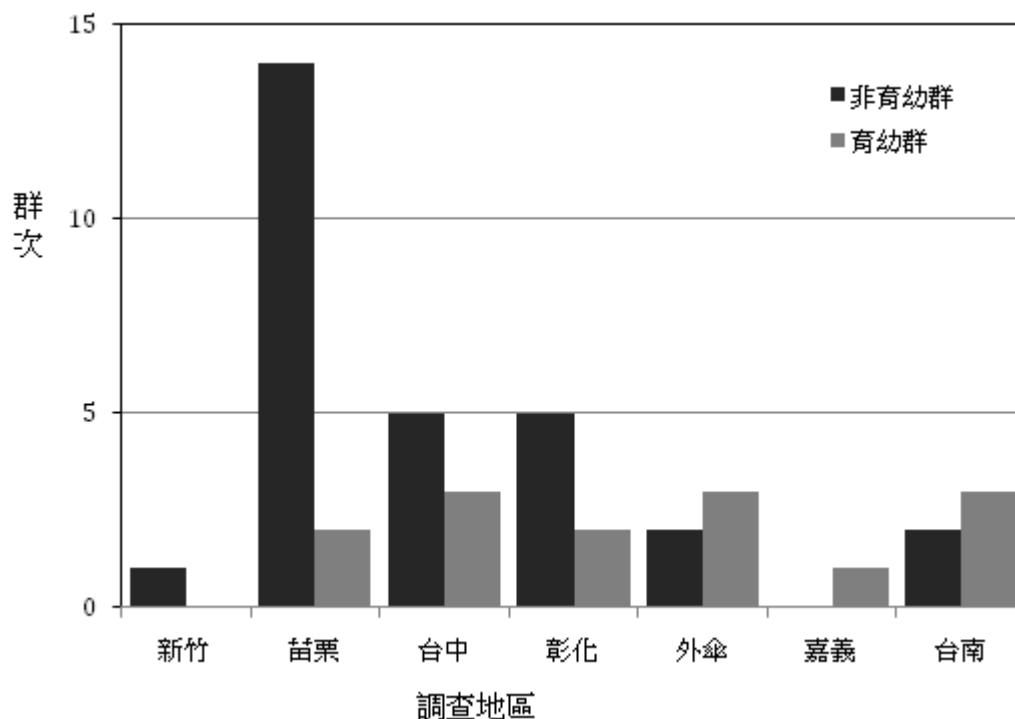


圖 1- 13 本年度(2018)在各區段海域發現的育幼群與非育幼群次的頻度與分佈。苗栗目擊群次最多，台中、外傘海域、以及台南海域目擊育幼群次比較多。

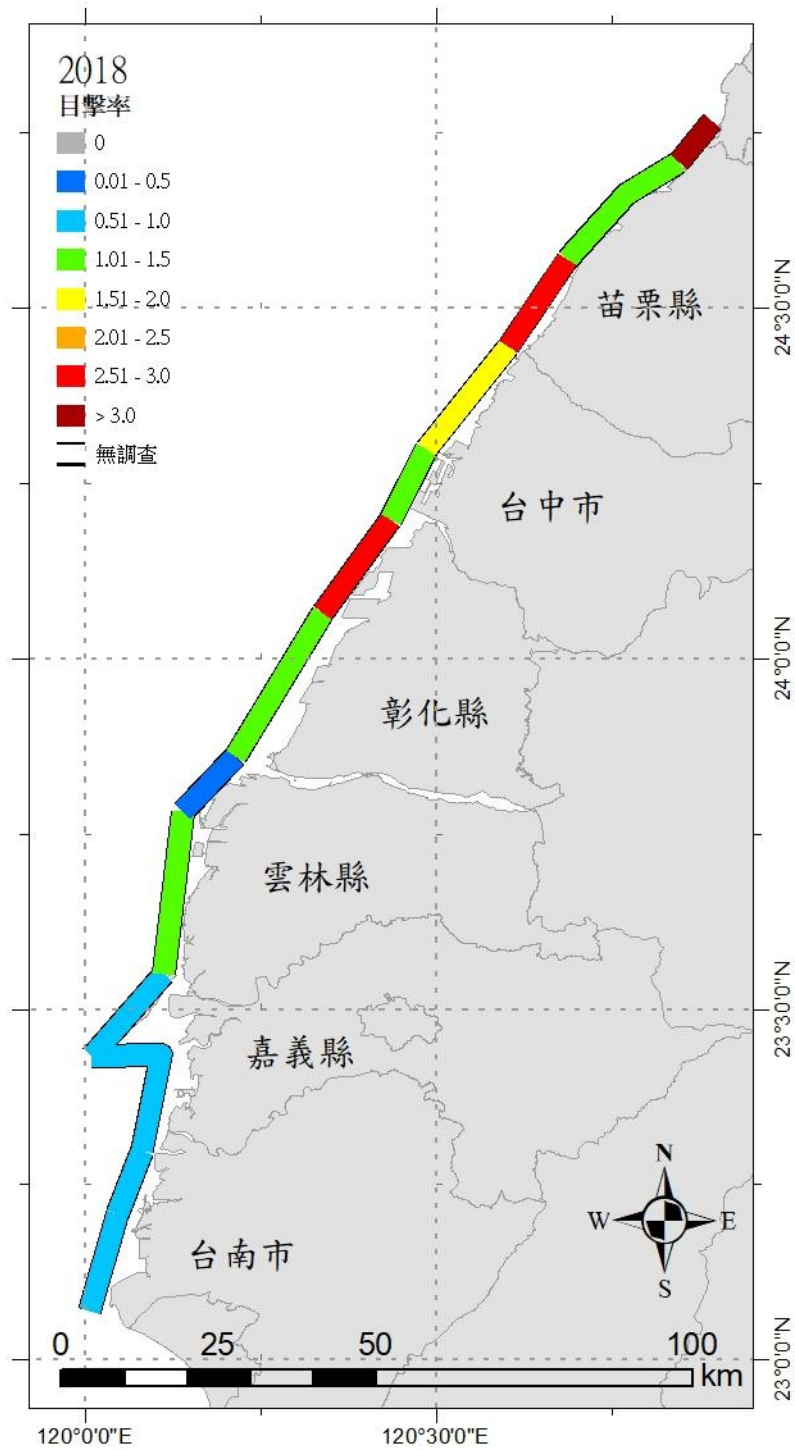


圖 1- 14 彙整本年度(2018)平行線海上調查後中華白海豚在各區段的目擊率。寬度為方便閱讀，並非真實分布。

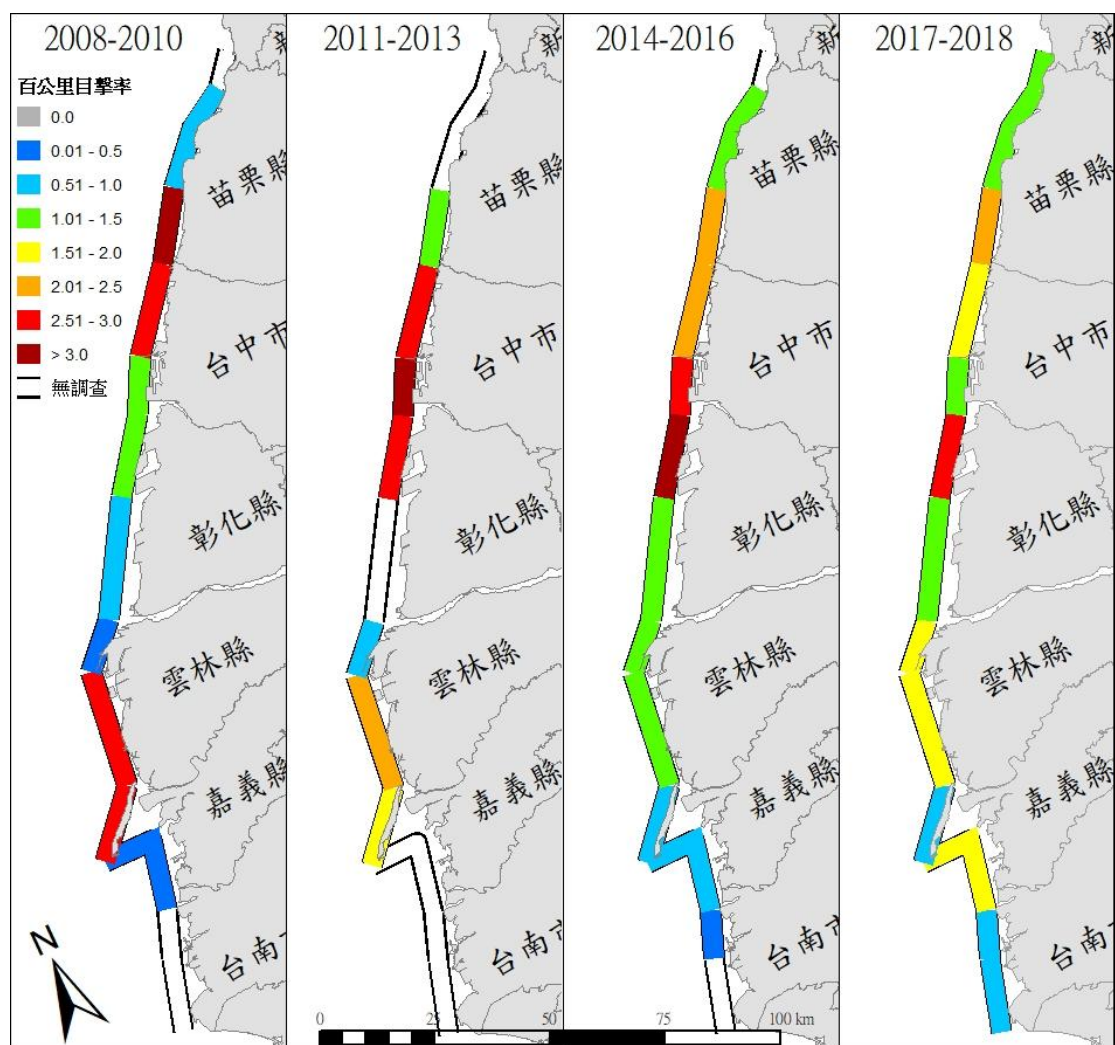


圖 1- 15 中華白海豚目擊率的長期變動。白色表示該區段無年度調查，或是有效調查努力量不足以計算目擊率。(寬度為方便閱讀，並非真實分布，2017-2018 年由原始資料繪製，其餘修改自周蓮香等 2017)。

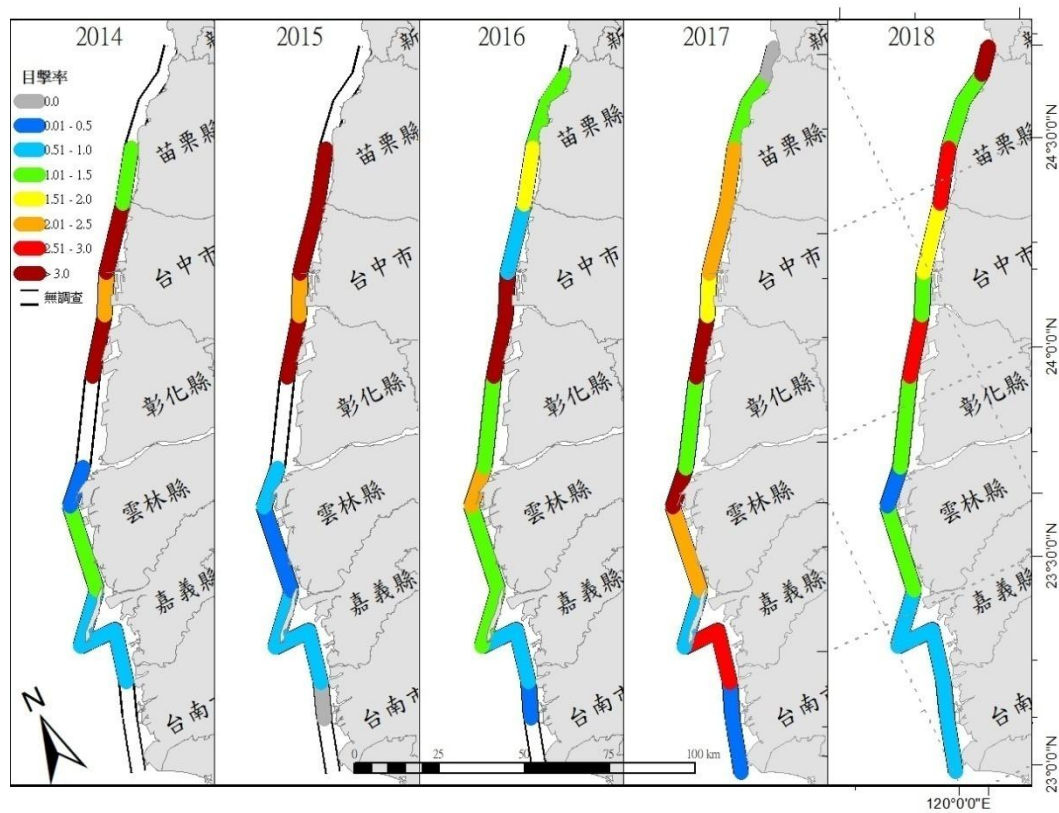


圖 1- 16 近年中華白海豚目擊率的年變動。白色表示該區段無年度調查，或是有效調查努力量不足以計算目擊率。(寬度為方便閱讀，並非真實分布)。



圖 1- 17 自 2008-2018 歷年調查目擊白海豚時所蒐集的照片總數。至今一共累積 409,048 張照片。

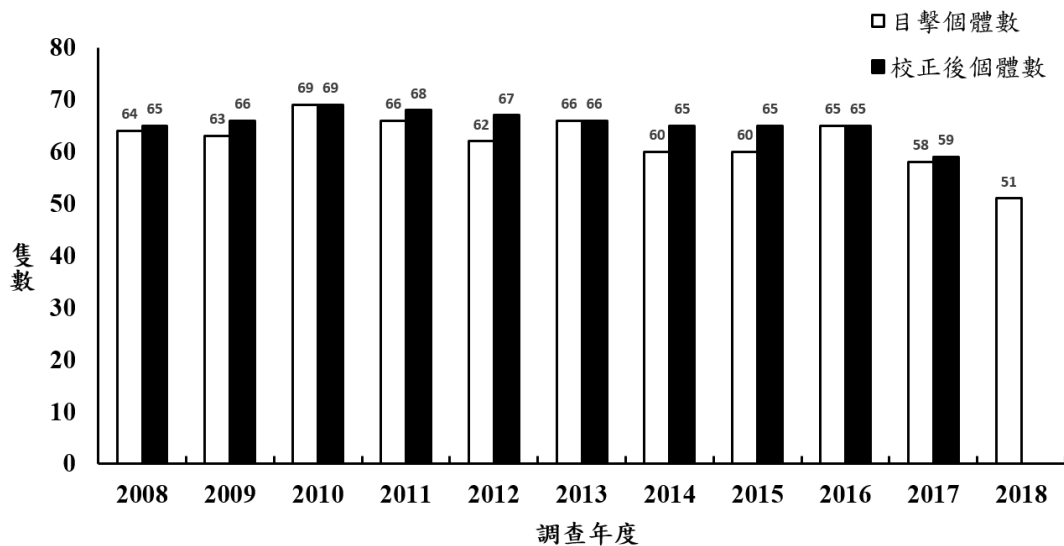


圖 1- 18 2008-2018 中以調查年度後面年度的照片來校正該年度可能未目擊到的個體，已得知該年度大約族群量(大約 59-69 隻個體)。

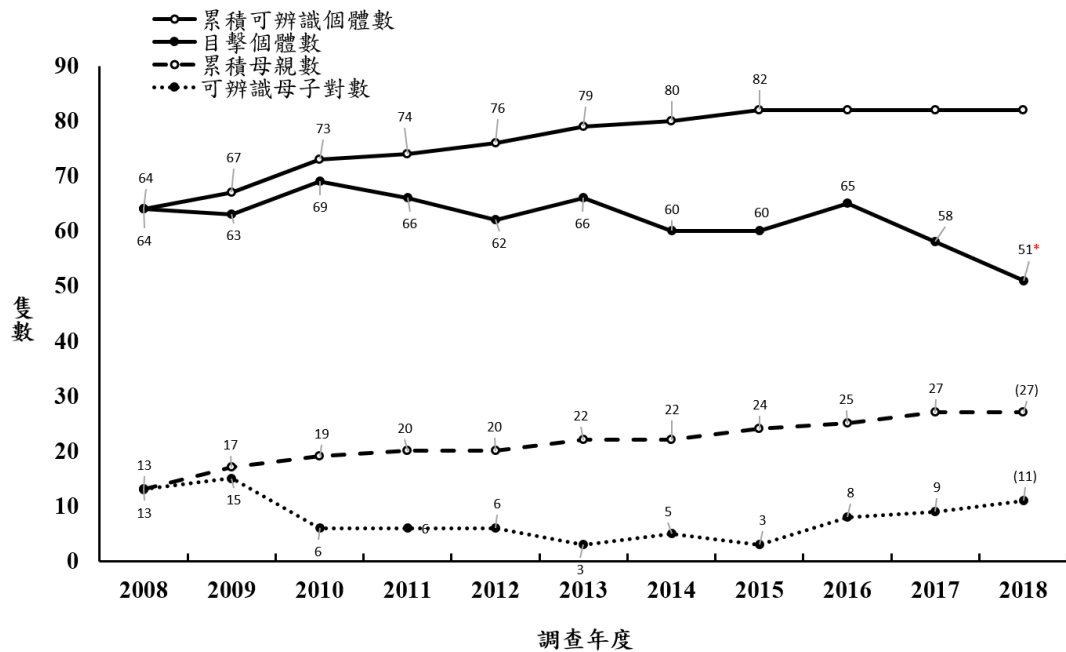


圖 1- 19 分析歷年經照片辨識所記錄之累積可辨識個體、當年度目擊個體數、母豚以及母子對數目。整體目擊個體在 2016 年後逐年下降。

*本年度目擊 51 之個體中有 1 隻於 12 月發現擱淺死亡。

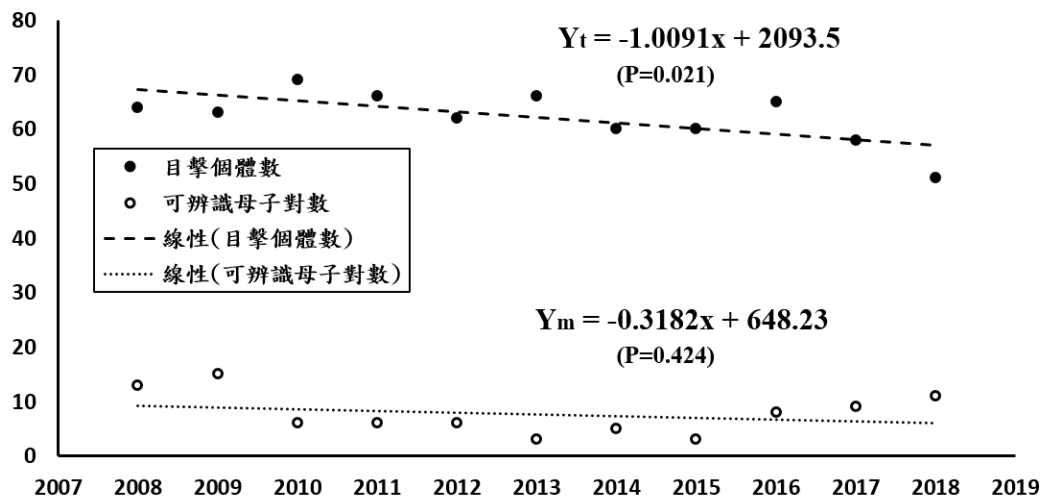


圖 1- 20 分析 2008-2018 年間每年可辨識個體數(Yt)與母子對數(Ym)對於調查年度的線性回歸分析。

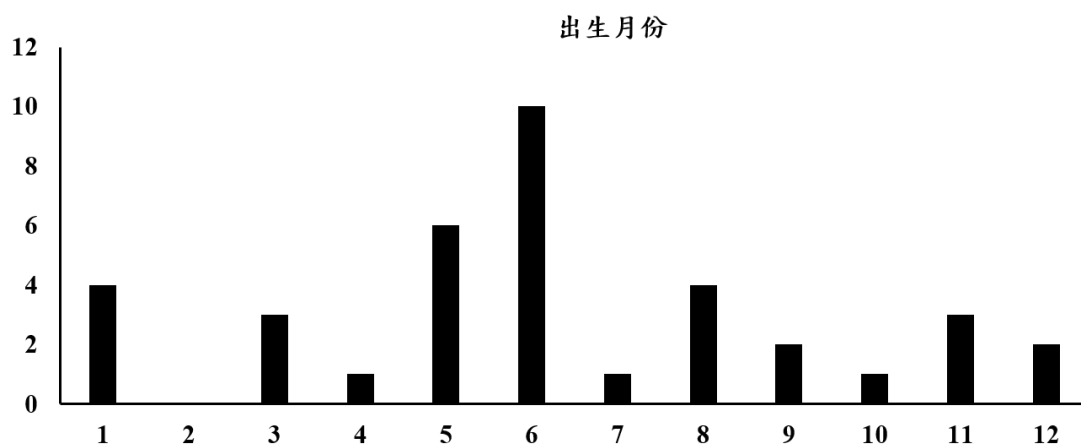


圖 1- 21 2008 至 2017 年底幼豚出生月份分佈。

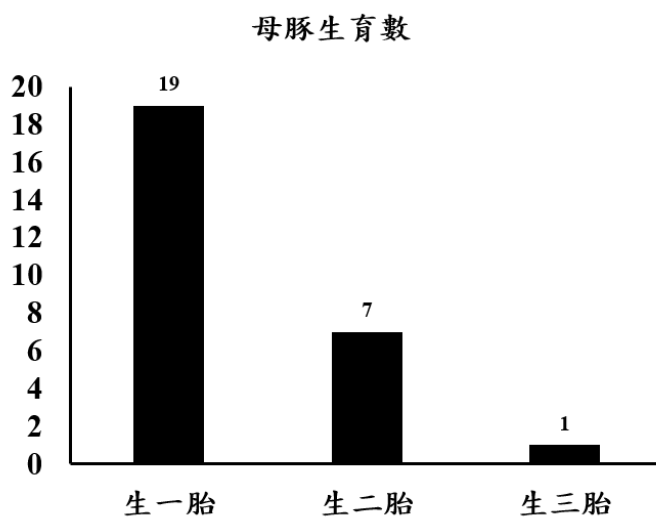


圖 1- 22 自 2008-2017 年期間，27 隻曾經有幼豚伴隨的母豚，其生產 1-3 胎的數量。

小孩年齡比例(N=36)

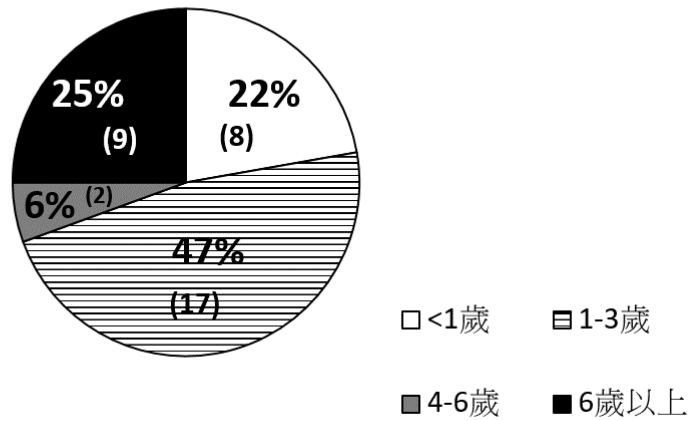


圖 1- 23 自 2005-2017 年期間出生的 36 隻幼豚存活年齡期分配百分比。

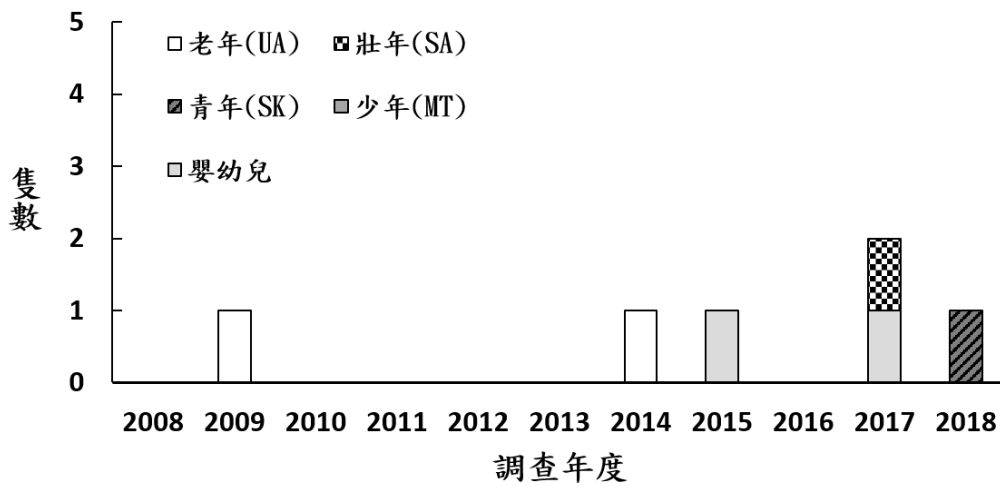


圖 1- 24 2008-2018 年間確認死亡的個體隻數與年齡階層。

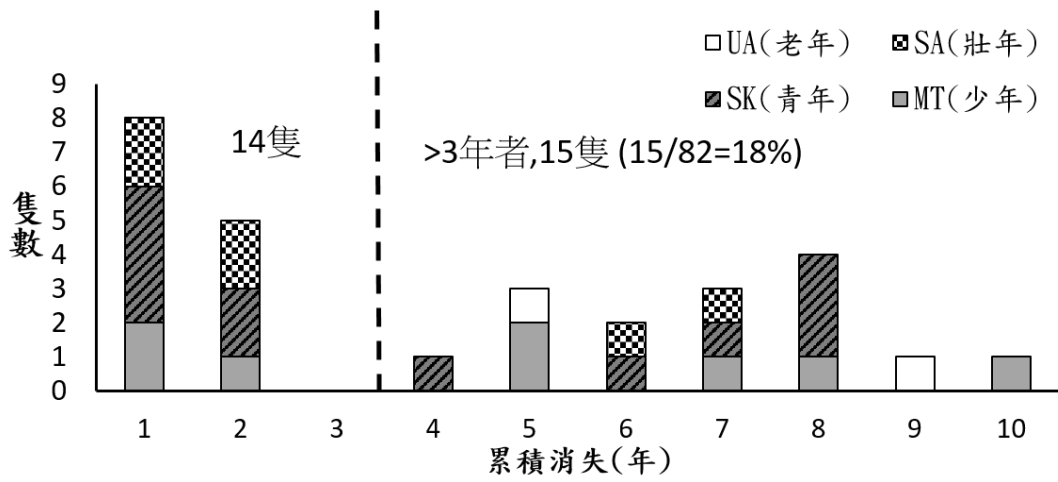


圖 1- 25 2008-2018 年期間消失的可辨識個體累積年數頻率分配，超過 3 年未目擊的個體數列為“應死亡”者，佔總可辨識個體數的 18%，以青少年齡階層居多，佔 73%(=11/15)。另有 14 隻為三年內未目擊，待持續追蹤。

第貳章、白海豚照片自動辨識軟體開發

丁建鈞¹、李奕承¹、許宏瑋¹、侯雯²、周蓮香²

¹國立臺灣大學電信工程學研究所

²國立臺灣大學生態學暨演化生物學研究所

摘要

為改善台灣西海岸中華白海豚個體辨識照片數量從每年兩萬張逐漸攀升至七萬張的困境。本計畫利用人工智慧，機器深度學習的方式來解決耗費大量人力與時間需求的剪輯與辨識的工人智慧。藉由機器學習的方式以偵測與辨識在海面上的海豚照片。目前已參考 Fast RCNN 以及 Yolo detection 的方法來預測估計照片中海豚的位置，並進一步使用 Salient Object 此方法，得到前後背景 mask 的資訊，以增加海豚偵測成功率。並進一步進行自動化剪裁。自動辨識海豚則透過取得特徵值來得到海豚的特徵，藉機器人工學習的偵測新技術，達到高度穩定的自動化偵測系統，進而提升研究分析的效率和精準度。

目前使用從 2013-2017 的照片資料庫，超過十萬張的照片來訓練機器偵測及辨識，訓練次數為 8432 次，進而得到偵測剪裁成功率已達 91%，而辨識成功率為 89%。本研究首度將機器深度學習應用於海豚的照片辨識上，增加白海豚照片辨識處理的速度，也將白海豚照片辨識研究邁向自動化的階段。

一、前言

蒐集生態基礎資訊的方法有很多種，其中照片辨識 (Photo Identification) (Carpentier et al., 2016; Gatto et al., 2018; Long, Azmi, 2017; Schoen et al., 2015) 為其中極為重要的一種。此種為非入侵式的方法是來蒐集生物的基礎生態資料。此方法已廣泛的應用在不同的物種上，如魚類 (Arzoumanian et al., 2005; Cerutti-Pereyra et al., 2017; Dureuil et al., 2015)、頭足類 (Huffard et al., 2008) 以及哺乳類 (Anderson et al., 2010; Bashir et al., 2013; Foster et al., 2007; Halloran et al., 2015)。而鯨豚的生態基礎調查，也是使用此種方法來觀察、追蹤、辨識區別個體 (Alves et al., 2013) 進而了解動物的棲息分布模式 (McGuire, Henningsen, 2007; Mcmillan et al., 2013)、行為模式 (Towers et al., 2017)、估算族群數量 (Alves et al., 2013) 和生活史 (Hartman et al., 2016) 等等。此方法以拍攝鯨豚背鰭或其他身體部位具有辨識特徵處 (Alves et al., 2013)，經由所攝得的照片來比較對照，進而辨識出不同隻個體。

此種方法應用廣泛，除了蒐集資訊時，在不干擾生物的狀況下，簡單便利取得資料，再經由長期累積下形成資料庫。然而，照片辨識也仍有其限制。除了無法精準的得知其確切位置，針對剛出生的新生缺乏特徵值的個體，也無法準確的區別辨識。且當有個體失去追蹤數年後，再數年後又目擊，其自然標記可能會發生改變或消失，使得辨識的準確度下降，造成資料的誤差，因此大多的生態研究也不將此類資訊納入分析 (Urian et al., 2014)。但由於資料取得不易，仍作為資料庫中留存，以利長期追蹤與其他分析參考使用。

早期照片辨識處理流程上，需耗費大量的人力與時間來剪裁、分類、辨識與管理。在近十年來也不斷有開發軟體，以便生態學家處理照片辨識。如香港大學太古研究所所開發的 Discovery (Gailey & Karczmarski)、瓶鼻海豚半自動化背鰭辨識與管理 Darwin (Stanley 1995)、各種動物的特徵值半自動化辨識 I³S (<http://www.reijns.com/i3s/>)、斑馬及蛙類的半自動化辨識 HotSpotter (Crall et al., 2013) 又或亦屬於大量儲存管理的 Finbase (<https://www.fisheries.noaa.gov/national/marine-mammal-protection/finbase-photo-identification-database-system>)。除了仍需投入大量人員與時間，也未具有自動偵測剪裁與辨識的功能。由於近年海上調查趟次增加，使得照片量高達 5 萬至 7 萬張，能發展出屬於台灣白海豚

自動化剪裁與辨識軟體為當務之急。

也由於近年來人工智慧的大躍進，除了本研究藉由機器的深度學習的方法來達成自動化偵測與辨識海面上的海豚照的目標，也有其他如石虎路殺等保育議題(<https://roadkill.tw/news/20171030>)，也開始以此方法來減少中大型哺乳類動物的路殺，並提升民眾的交通安全。因此本研究，除了為在白海豚保育上，為第一個將白海豚的照片辨識，邁向自動化的階段外，也增加與改善照片辨識的工作效率。

二、 材料與方法

在本研究中，自動化偵測剪裁與辨識之研究項目，將分成三個項目，分別為：偵測海豚的位置、自動剪裁以及自動辨識。先使用許多的 detectors 來預估海豚在照片中的位置，接著進一步尋找 Salient Object 以得到前後背景 mask 資訊來增加海豚在照片中的偵測成功率。最後則再進一步修繕得出高穩定的自動化偵測系統，進而提高研究分析的效率和精準度。三項項目方法將以下依依分別介紹：

(一)偵測海豚位置

參考 Fast RCNN 及 Yolo Detection 的方法，來了解自動偵測的結果，接著針對結果進行方法架構上的改善與增進，發展結合其他不一樣的影像加強架構，進而加強偵測在背景複雜中的海豚，並建立此架構於 Faster RCNN 上。最後再使用 GPU (graphics processing unit)來加速運算並測試使用不同的成果。

(二)自動剪裁

利用 2013-2017 所建置的資料庫中以剪去大部分海水照的海豚照片，透過前後背景分離及偵測影像後處理來得到 Salient image。如：處理海豚在強烈太陽光下的反射、逆光、海豚身體形狀以及海豚從不同攝影角度拍攝得的結果，來增強機器對於海豚的概念資訊的擷取。

(三)自動辨識

透過 SIFT (scale-invariant feature transform)及一些 feature extract 的方法以得到海豚特徵，藉機器人工學習偵測的技術，來達成自動辨識海豚個體的成果。

三、 結果與討論

透過上述方法，訓練機器，產出以下的結果。在速度上，使用 GPU(graphics processing unit) 處理一張海豚偵測剪裁與辨識照片的時間約 0.05 秒，但若只單用 CPU (Central Processing Unit) 中央處理器速度也可快達至 3 至 6 秒的範圍。相較於工人智慧，一張照片從剪裁至辨識可能需花一分鐘至五分鐘時間不等，將處理照片速度往上提升。在偵測準確度上，以資料庫中隨意抽出 1360 張照片，來測試期偵測準確率，可高達 91%。若以 2018 年未經過訓練的照片，放入此套軟體進行實測，計算其在偵測上之準確率可高達 97%；在辨識的準確度上則在隨意抽出 1360 張上，其成功率為 89%，而 2018 年所得未經過訓練的照片，則其在辨識率上之準確率則達 66%。

目前在使用軟體上已發現，過往處理 1000 以上的照片需花全天候處理約 70 - 100 小時(一星期)的時間，現在則可縮短至約 30-50 小時(3-4 天)，能夠迅速的得到照片辨識的結果。在自動偵測及剪裁上其九成高的準確率，仍會受到角度、海豚部位(頭及尾巴)、海上其他出現物、海豚占整張畫面比例大小而受到影響。角度限制，當海豚出現為非平面時(頭的方向從原本的東西向，逐漸轉成南北向)，約角度大於 80 度以上時，其偵測準確度也會隨之逐漸下降，偵測框的位置仍可偵測海豚的位置，只是在剪裁上無法精準剪裁，會剪裁到海豚本身。而當只有海豚的頭或尾鰭出現時，雖也仍可偵測到海豚的位置，但也會無法精準剪裁，可能會裁到海豚本身。若海豚太小或一張畫面有太多的海豚時，有可能會無法準確偵測到海豚本身，形成漏偵測或偵測位移。在自動辨識上，也與自動偵測和剪裁上碰上雷同的問題。不論是角度、海豚的部位(頭及尾鰭)、海豚占畫面比例大小，皆會影響辨識的準確度。除此之外，照片對焦的清楚程度也會影響辨識的準確度。當照片對焦程度尚可，海豚身上的斑點與其底色對比不明顯時，將使得辨識準確度下降。尤其在個體越年輕的年齡階層，其準確率也越易漂移。但這些影響，也與每隻個體，能訓練的照片張數也有關係。有些個體因為不易拍攝，不上相或其拍攝年分不連續，或年輕的個體，累積年數也較少，使得在訓練上比起照片多的個體來得不易，也因而相較於個體照片多者，其辨識準確度上偏低。因此自動化照片辨識，仍有許多挑戰之處。儘管在自動偵測及剪裁和自動辨識上有以上有待未來調整之處，但仍在使用上，協助解決照片辨識上絕大多數耗費人力時間的重複性工作。且此為白海豚保育中邁向自動化的第一步，希望藉由這樣的自動化的作業，除了應用在其他物種上外，也希望應用在不同的保育方針上，如如何減少石虎路殺一般，來減緩白海豚的生存壓力。

四、 結論

此自動化偵測與辨識的發展為白海豚的研究邁向新的階段，儘管其自動化偵測、剪裁與辨識受到照片品質影響大，但仍在白海豚的研究上，提升了處理效率。未來如何替台灣白海豚族群緩慢成長及可能下滑的趨勢貢獻，除了仍待後人持續努力外，本團隊也建議發展成具有即時偵測監測，用以應用在各項開發案上，也建議在未來在各項開發案上，要求能繳交相關所目擊所攝影的個體。或架設公民互動與監督的平台，以公民科學角度，除了增加公民對於白海豚保育上議題的關注與監督外，也還可藉由民眾的力量持續追蹤個體的生活史以及持續估算族群動態。也希望這樣的架構，將也能用在不同物種，讓臺灣生態能生生不息。

五、 參考文獻

- Alves, F., et al. (2013). Population structure of short-finned pilot whales in the oceanic archipelago of Madeira based on photo-identification and genetic analyses: implications for conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23(5): 758-776.
- Anderson, C. J., et al. (2010). Computer-aided photo-identification system with an application to polar bears based on whisker spot patterns. *Journal of Mammalogy* 91(6): 1350-1359.
- Arzoumanian, Z., et al. (2005). An astronomical pattern-matching algorithm for computer-aided identification of whale sharks *Rhincodon typus*. *Journal of Applied Ecology* 42(6): 999-1011.
- Bashir, T., et al. (2013). Estimating leopard cat *Prionailurus bengalensis* densities using photographic captures and recaptures. *Wildlife Biology* 19(4): 462-472.
- Carpentier, A. S., et al. (2016). Stability of facial scale patterns on green sea turtles *Chelonia mydas* over time: a validation for the use of a photo-identification method. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 476: 15-21.
- Cerutti-Pereyra, F., et al. (2018). Observations of spotted eagle rays (*Aetobatus narinari*) in the Mexican Caribbean using photo-ID. *Environmental Biology of Fishes* 101(2): 237-244.
- Crall, Jonathan P., et al. "HotSpotter—Patterned species instance recognition." *Applications of Computer Vision (WACV), 2013 IEEE Workshop on*. IEEE, 2013.
- Stanley, R. "Darwin: Identifying dolphins from dorsal fin images." *Senior Thesis*,

- Eckerd College* (1995).
- Dureuil, M., et al. (2015). A computer-aided framework for subsurface identification of white shark pigment patterns. *African Journal of Marine Science* 37(3): 363-371.
- Foster, G., et al. (2007). Zebra fingerprints: towards a computer-aided identification system for individual zebra. *African Journal of Ecology* 45(2): 225-227.
- Gatto, C. R., et al. (2018). A novel method for photo-identification of sea turtles using scale patterns on the front flippers. *Journal of experimental marine biology and ecology* 506: 18-24.
- Gailey G. and Karczmarski L. (2012). DISCOVERY: Photo-identification data-management system for individually recognizable animals.
- Halloran, K. M., et al. (2015). Applying computer-aided photo-identification to messy datasets: a case study of T hornicroft's giraffe (*Giraffa camelopardalis thornicrofti*). *African Journal of Ecology* 53(2): 147-155.
- Huffard, C. L., et al. (2008). Individually unique body color patterns in octopus (*Wunderpus photogenicus*) allow for photo identification. *PloS one* 3(11): 3732.
- Long, S.-L. and N. A. Azmi (2017). Using photographic identification to monitor sea turtle populations at Perhentian Islands Marine Park in Malaysia. *Herpetological Conservation and Biology* 12(2): 350-366.
- Schoen, A., et al. (2015). Tracking toads using photo identification and image-recognition software. *Herpetological Review* 46(2): 188-192.

第參章、中華白海豚保育宣導與協助

培訓鯨豚觀察員

本年度主要包括兩項工作：

- 一、 協助鯨豚觀察員相關的培訓事務：協辦鯨豚觀察員的制度討論會，帶領漁民出海，漸進式培訓漁民成為鯨豚觀察員。
- 二、 彙整過去台灣有登錄的 80 隻白海豚個體資料製作專輯介紹，搭配海豚生態的科普文章，出版宣導手冊，提供為民眾保育宣導之用。

執行成果如下

一、協助鯨豚觀察員培訓

眾多離岸風機計畫在 2018 年六月歷經了環評與遴選過程，最後有 12 個風場順利通過所有程序。其中兩個示範風場，苗栗海洋風場與彰化台電一期風場的進度較快。前者於 2016 年 9 月完成設立兩支風機，預計於 2019 年春季進行打樁。台電則預計於 2019 年夏季進行兩支示範風機的打樁作業。打樁施工的水下噪音對鯨豚的潛在衝擊是無庸置疑的，其最關鍵的保育措施至少有二：(1) 減低噪音至安全範圍，(2) 施工期間有足夠有經驗的鯨豚觀察員在附近密切監看，確認沒有鯨豚出現在會被影響的水下噪音範圍內。前者，環保署於 2017 年 12 月會議結論中要求所有業者遵循的水下噪音標準為：在距離打樁 750 公尺處，噪音不得超過 160dB SEL。然而後者在台灣目前尚未有任何相關的證照制度，迫切需要推動，因此本計畫協助中華鯨豚協會辦理相關培訓工作。

1. 培訓台灣的鯨豚觀察員的第一步工作是研擬我國的鯨豚觀察員制度。本計畫參與協辦[海洋哺乳動物觀察員制度交流座談會]，於 2018 年 11 月 25 日在台灣大學生命科學館 6 樓 628 室舉行，當日約有 50 位來自產官學界人員參與。



海洋哺乳動物觀察員制度交流座談會 會議議程

| 海洋哺乳動物觀察員制度交流座談會議程 | | |
|-------------------------------|--|---|
| 日期：107 年 11 月 25 日 9:30~17:10 | | |
| 地點：國立臺灣大學生命科學館 6 樓 628 會議室 | | |
| 主辦單位：中華鯨豚協會 | | |
| 協辦單位：國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所 | | |
| 時間 | 流程規劃 | 主持人&講者 |
| 9:00~9:30 | 報到 | |
| 9:30~9:50 | 開幕 | |
| 主題一：海洋哺乳動物觀察員制度建立 | | |
| 主持人：中華鯨豚協會秘書長 李宗翰 | | |
| 9:50~10:10 | 講題一：臺灣需要海洋哺乳動物觀察員制度 | 講者：中華鯨豚協會理事長 楊瑋誠 |
| 10:10~10:50 | 講題二：美國海洋哺乳動物觀察員制度 | 講者：Shane Guan, NOAA, USA |
| 10:50~11:00 | Tea time & 合影留念 | |
| 11:00~11:40 | 講題三：英國海洋哺乳動物觀察員制度 | 講者：Lindsay Porter, St. Andrews University, UK |
| 11:40~12:00 | 講題四：中華鯨豚協會推動之海洋哺乳動物觀察員制度 | 講者：中華鯨豚協會秘書長 李宗翰 |
| 12:00~14:30 | 午餐與綜合座談時間 座談主題：台灣海洋哺乳動物觀察員制度建立 形式：開放式座談，講者與聽眾自由提問回應 | |
| 主題二：海洋哺乳動物觀察員人員訓練種類 | | |
| 主持人：中華鯨豚協會理事長 楊瑋誠 | | |
| 14:30~14:50 | 講題五：香港-港珠澳大橋 MMO 訓練 | 講者：Lindsay Porter, St. Andrews University, UK |
| 14:50~15:00 | 講題六：英國 Carolyn Barton MMO 訓練課程介紹 | 講者：台灣大學生態學與演化生物學研究所博士候選人 林圻鴻 |
| 15:00~15:20 | Tea time | |
| 15:20~17:00 | 綜合座談 座談主題二：台灣地區海洋哺乳動物觀察員人員訓練課程規劃建議 | |
| | 形式：開放式座談，講者與聽眾自由提問回應 | |
| | 講題七：Marine Mammal Observer High Quality Training Programme Development (暫定) 講者：Maja N. Wood, Seiche Environmental, UK (線上分享) 演講與提問時間：20min | |
| 17:00~ | 會議結束 | |

2. 此外，中華白海豚野生動物重要棲息環境在 2014 年預告後，漁民及工業團體反對聲浪高漲，以致進展停滯，因此有必要加強白海豚的民眾宣導，甚是輔導漁民轉業改從事鯨豚觀察員工作，增加其就業機會，也許可促進漁民和社區居民對保護區的支持，期盼能幫助消彌漁民與主管機關以及保育團體間的歧見，加速台灣西海岸海洋資源永續利用之推行。今年度在執行海上調查作業前，已先請各漁港合作的船長協助，詢問是否有在地漁民本身有意願，同白海豚調查團隊海上調查的期間一起上船，學習海上鯨豚觀察員的相關工作經驗，苗栗縣外埔漁港長期合作的王船長，幫忙找了兩位年輕漁民，於 8 月 21-23 日上船進行海上鯨豚觀察員相關工作的實作練習，兩位漁民一起進行了 3 趟次的海上調查，調查期間有目擊到 2 群次白海豚的紀錄，其中 1 群次的白海豚是由上船實作練習的漁民發現。另外，在雲林及外傘海域進行海上調查時，也有一位楊姓漁民表示有意願上船學習鯨豚觀察員相關工作，便分別安排了 9 月 18-19 日以及 11 月 6-7 日 4 趟次的海上鯨豚觀察員實作練習，但可惜的是這 4 趟次皆沒有目擊海豚的記錄。



二、出版宣導手冊

關於出版白海豚宣導手冊，至目前剛完成 80 隻中華白海豚的個體介紹（範例如圖），將於來年完成中華白海豚的科普性介紹文稿，再進行美編文編後付梓。其內容規劃如下：

Part I:

鯨豚簡介（分類生態習性簡要介紹）

中華白海豚的學名、別名

中華白海豚的生活點滴（棲地、食物、生命期、生殖、社群結構等）

Part II:

台灣的中華白海豚

總體精要介紹（研究史、在台灣的分佈、族群量歷年變化等）

台灣的族群個體名簿與故事（80 隻），草稿已完成，附上內頁圖樣，供參考。

#55 Binder 活頁夾 ♀



豚氣王 / 背鰭正上方的缺刻、左側前方月牙灣的齒痕(像活頁夾夾扣)
、右側背鰭下方的一塊長條黑痕 / 最常與小孩捲捲游在一起

2008.06.19 雲林



身體左側有條像活頁夾內整排的夾扣, 所以叫牠活頁夾。
活頁夾是2008年在雲林被發現的, 牠是一位媽媽, 2008年見到牠帶小孩。
牠的第一個小孩在2010年後即不見蹤跡, 第二個小孩捲捲目前順利長大到2017年。
牠是所有海豚中, 豚緣最好的海豚。

背鰭上方缺



#74 Calabash 葫蘆

人氣王 / 背鰭下方的白點對照著看
/ 除了常與阿凸在一起外, 也常和斷背山在一起

2006.08.15 外傘頂洲



第一次見到葫蘆時, 牠尾幹的缺刻讓人想到葫蘆。
背鰭在2009年之前都很完整, 直到2009年5月, 葫蘆的背鰭中間出現缺刻。
在「最喜歡的海豚」票選結果中, 葫蘆受到許多研究人員的青睞, 登上人氣王寶座。

背鰭上方缺



第肆章、中華白海豚河口棲地環境

時空變化監測與分析

林幸助¹、孫建平²、周蓮香³

¹ 國立中興大學生命科學系

² 國立成功大學水利及海洋工程學系

³ 國立臺灣大學生態與演化生物研究所

摘要

為瞭解河口的環境因子對中華白海豚族群生態的影響，本計畫以雲林縣新虎溪河口為研究地點，調查新虎尾溪的水量水質、浮游藻類基礎生產力，最後嘗試與中華白海豚活動進行關連分析。本研究於新虎尾溪河口和上游 5 公里處設立新虎尾溪河口和河道測站進行了兩年(2017~2018)十二次採樣，定期監測水質及量化浮游藻生物量、生產量，另外以新虎尾流域內現存之雨量站資料及在蚊港橋 6 次流量現場量測來推估新虎尾溪出海口在降雨情況下所產生之日逕流量(cms)，並搜集河口附近 2 海里範圍的水質資料與白海豚的活動頻度進行分析。

新虎尾溪出海口逕流量有明顯的季節差異，2018 年的流量為：濕季前期(4-5 月)3.16~26.53 cms；濕季中期(6-7 月)6.30~175.25 cms；濕季後期(8-9 月)2.80~122.00 cms；乾季(10-3 月)3.48~24.04 cms。浮游藻生物量和生產量則在測站、季節及年間皆有顯著差異。從相關分析和主成分分析結果顯示水溫、氨氮和磷酸鹽是重要的影響因子。然而其影響機制在年間、測站間會因雨量不同(2018 年雨量較少)而迥異：河道測站 2018 年濁度和有機質較高，而河口測站則是 2017 年濁度、有機質和懸浮固體較高。2018 年的浮游藻生物量和生產量高於 2017 年，推測原因為 2018 年雨量較少所導致。雨量較少使得淡水和海水混合邊界更往上溯，使得鹽度增加，矽酸鹽和 NO_x 減少。新虎尾溪與雲林沿海生產力實驗的結果比較，新虎尾溪口在春季和夏季浮游藻生物量和生產量皆高於沿海，但在生物量很低的冬季則差異較小。無論是 2017 或 2018 年皆顯示新虎尾溪為碳匯系統，會將產生多餘的碳輸出到沿海，提供能量給沿海生態系。

新虎尾溪口逕流量、雨量與群次目擊率進行相關性分析，結果顯示白海豚的群次目擊率與雨量及流量資料均為正相關，與其他水文資料與目擊率的關係

顯著性不高，僅有年逕流量有顯著相關。河口測站六項環境因子、棲地利用指數(AU)與行為指標係數(BI)進行主成分分析，夏秋季新虎尾溪口環境因子較其他季節穩定。海豚的群次目擊率與濁度變化呈負相關；覓食行為指標係數也與濁度呈負相關；而旅行行為指標係數與濁度無顯著相關，但與葉綠素 a 呈顯著正相關。

單一河口分析難以完全詮釋河口環境因子變動對於台灣西部海域中華白海豚分布上的影響，加上海上目視調查的春冬季資料缺乏，未來建議除了擴大研究範圍，並應加入水下聲學調查資料進行更全面的分析，釐清中華白海豚在台灣河口區的棲地利用特性以提供研擬保育措施之用。

前言

河口位於河流和海洋間，是陸地和海洋物質交換的場所(Dalrymple et al. 1992)。河口定義最早由 Pritchard (1967)提出，為半封閉海岸水體，能與海洋自由交換，同時河口水體會受到陸源淡水稀釋而沖淡，但是此定義並未考慮到潮汐狀況。Fairbridge (1980)對此做了修正，認為河口為海水藉由潮汐到達河口的最上界，並且可區分為三個區塊；下游河口(lower estuary)-可與海水自由交換的地區；中游河口(middle estuary)-淡水和海水劇烈混合地區；上游河口(upper estuary)-主要為淡水但受潮汐影響的地區。從以上定義可以看出，陸源淡水輸入和潮汐作用對河口影響甚大。

陸源淡水輸入並且帶入高濃度的營養鹽，肥沃了貧瘠的河口沿岸地區，使得自營生物(特別是浮游藻類)光合作用旺盛，造成河口生態系是具有最高的初級生產力的生態系統之一(Schelske and Odum 1962)。陸源淡水輸入的多寡和潮汐作用會影響到河水流速、水停留時間，而這也會影響到浮游藻類的分佈動態(Gaulke et al. 2010)。Paerl et al. (2007)研究美國 Pamlico Sound 地區，結果顯示淡水輸入對浮游藻類群集分佈影響很大。在高流速、水停留時間短的季節，浮游藻最高生物量發生在下游河口；反之低流速、水停留時間長的季節，最大生產量發生在上游河口地區。因此河口淡水輸入量也會明顯的影響近海的生態系統。浮游藻類在海洋生態系中是重要的基礎生產者，其生產量的多寡常與初級消費者的豐度與生物量有關(Bacher et al. 1997, Ware and Thomson 2005)。河口浮游藻類生產量的多寡會影響沿海生態系食物網中的能量傳輸，通常高基礎生產量的地區常是魚類與底棲動物豐富的重要漁場(Nixon 1988, Cloern 2001)。

瞭解物種的分布趨勢對於物種的保育是至關重要的先決條件(Ferrier 2002, Rushton et al. 2004)，可以輔助了解生態物種之間的關係模式和環境，間接更瞭解其棲息地偏好和空間分佈特性。中華白海豚(*Sousa chinensis*)又名印太平洋駝海豚，分佈於印度、西太平洋海域，主要活動在近岸、淺水的海域，且水深通常不超過 20 公尺(Karczmarski et al. 2000; Hung & Jefferson 2004)。由於牠們的棲地與頻繁的人為活動及資源開發重疊，因此容易受到直接或間接的衝擊，如環境污染、棲地破壞，船隻撞擊、漁網纏繞、噪音污染等(Ross et al. 2010)。2008 年 8 月世界自然保育聯盟(IUCN)紅皮書並將台灣西海岸的中華白海豚收錄為 Critically endangered (CR)瀕危等級的保育類動物(Reeves et al. 2008)。台灣的中華白海豚棲地主要集中於台灣西海岸，呈現連續且狹長的帶狀分布，由苗栗龍鳳漁港至台南將軍漁港，集中於離岸 3 公里內，水深 15 米以淺的近海海域，其中包含港口、河口與外傘頂洲均為分布熱點)。

台灣的西海岸由苗栗至台南含括許多河川，諸如中港溪、後龍溪、大甲溪、

大安溪、大肚溪、濁水溪、新虎尾溪、牛挑灣溪、北港溪、八掌溪等等，但並非每一條河川都是中華白海豚分佈的熱區。台灣目前除了新虎尾溪口外，尚未有其他研究指出，中華白海豚在台灣的分佈與河口相關(Lin et al. 2013, 2015；李佳紘 2015)。周蓮香(2017)在雲林海域的中華白海豚調查中指出，該海域自2008年至2016年統計曾經目擊可辨識的中華白海豚個體佔台灣全族群辨識個體80隻的73%，各年辨識出的個體數在32-42隻，佔全族群數的約40-52%，並且在各年間的重複率平均為75%，顯示白海豚對雲林海域的棲地忠誠性高。在空間分佈上，歷年資料皆顯示新虎尾溪口流域一直是目擊頻度最高的位點。

Hung and Jefferson(2004)之研究指出，中華白海豚的活動範圍主要與食物資源的多寡有關，而基礎生產量是影響食物網中各生物類群的重要因子之一。白海豚的棲地常被陳述為河口區海域(Karczmarski et al. 2000, Dares et al. 2014, Chen et al. 2016)，然而白海豚在台灣的分佈並不是全面與河口有關，其與台灣各河口的關係目前除了新虎尾溪口外(Lin et al. 2013, 2015)，尚未有任何發表報告。Hung and Jefferson (2004)曾提及中華白海豚的活動與河口有高度關連，可能與其所捕食的食餌魚種大多為河口性魚類有關，而這些魚的食性又以浮游動物、底棲動物為主。李佳紘(2016)發現海豚的活動模式會隨乾濕季還有降雨量不同而有異，也可能與河口的生產力有關。Pan et al. (2016b)建構雲林沿海中華白海豚食物網模式，結果顯示新虎尾溪近海測站(EX)浮游藻生產量和生產力較高，支持較多的大型無脊椎動物和掠食性魚類，進而能夠承載更多中華白海豚。

本計畫以新虎尾溪河口為研究地點，以中華白海豚在河口附近的目擊率、空間分佈、季節變化等，來分析其與河口的水文因子、基礎生產力等關係，期望能找出影響中華白海豚數量的關鍵因子。內容包括三部分：(1)新虎尾溪出海口水流量推估，(2)新虎尾溪河口浮游藻類基礎生產力，以及(3)新虎尾溪河口的白海豚活動與河口環境因子的關係。

一、新虎尾溪出海口水流量推估

(一)流域介紹

新虎尾溪全長 49.85 公里，流域面積約為 109.26 平方公里（經濟部水利署，2017），如圖 4.1 所示。新虎尾溪流域內之地勢由東向西傾斜，發源地最高高程小於 110m，流經區域均為平原區，且地勢平緩坡度均小於 5%。流域內土地使用多為農地，約占 78.44%，工業區占 0.64%，最大工業區則位於出海口附近之麥寮鄉。

(二)流量推估

由於新虎尾溪出海口並未設置流量計，因此本計畫以現場流量量測及降雨產生之逕流量來推估新虎尾溪出海口乾、濕季之逕流量。

1. 降雨產生之逕流量

集水區中降雨產生之逕流量，需用集水區內及鄰近區域之雨量站降雨資料進行推估。本計畫使用徐昇式多邊形法(圖 4.2)劃分各雨量站佔集水區內之面積權重，進而推估流域內之平均降雨量。

再將降雨量利用公式 4.1 將其轉換成流量 ($\text{cms}=\text{m}^3/\text{s}$)。

$$Q(\text{流量})=(1(\text{day})) / (86400(\text{s})) \ C * i * A \quad (4.1)$$

其中 Q: 流量(cms); C: 逕流係數; i: 降雨強度(m/day); A: 流域面積(m^2)

依據雲林縣政府「易淹水地區水患治理計畫-雲林縣管河川新虎尾溪治理規劃報告」，新虎尾溪各河段依支流排水匯入地點分區之逕流係數，依當地土地利用情形設置介於 0.50~0.75 間（新虎尾溪流域內農田及都市計畫區(蔴桐、崙背及麥寮)共存。依據「水土保持技術規範」逕流係數(C)於平坦耕地為 0.45~0.60，未開發非農業使用地為 0.75~0.95)。因本計畫將新虎尾溪全流域作為整體考量，故逕流係數採 0.70。2018 年每個月降雨造成最大日逕流量如表 4.1 所示。新虎尾溪流域乾濕季分明，雨量多集中在 6~9 月，降雨造成之單日最大流量介於 25.81~175.25 cms；12~2 月降雨所造成之逕流量較小，僅有 4.54~24.04cms (表 4.1)。

2. 基流量量測

一般河川流量，主要除了降雨產生之地表逕流外，還有因地下水滲出流入河川所產生之基流量，另外再加上由排水系統(生活污水)注入的流量(不過此部分不易推估)。因此出海口逕流量應該分為降雨產生之逕流量及無雨時之基流量。出海口流量易受潮汐影響而增加或減少，流量於漲潮時更會在河口區出現負流量。本計畫於新虎尾溪無蚊港橋下共作 6 次流量量測，日期分別為 2017 年 5/28、6/23、9/30 及 2018 年 4/22、8/6 及 10/27，量測當日及前幾日均無大量降雨情形。前兩次量測為退潮時流量（時間分別於 5/28 13:30 及 6/23 13:10），其

流量分別為 98.35 cms (5/28) 及 43.88 cms (6/23)。之後 4 次流量量測則為 12 小時全潮位流量量測，成果如圖 4.3。

因 5/28 及 6/23 日流量量測僅有單筆資料，無法計算單日平均基流量。故本計畫將利用 5/28 及 6/23 日之潮位資料 (2016 年水文年報) 配合 9/30 日潮位資料來推估 5/28 及 6/23 日單日平均基流量。5/28 日量測時間為 13:30 流量 98.35 cms，其潮位對應 9/30 日之潮位約為上午 8:30 之潮位 (如圖 4.4a)，當時流量為 29.63 cms，因此推估 5/28 日單日平均基流量應為 9/30 日的 3.3 (98.35/29.63) 倍；6/23 日量測時間為 13:10 流量 43.88cms，其潮位對應 9/30 日之潮位約為上午 9:30 之潮位 (如圖 4.4b)，當時流量為 20.11 cms，因此推估 6/23 日單日平均基流量應為 9/30 日的 2.2 (43.88/20.11) 倍。因此推估 5/28、6/23 及 9/30 日之單日平均基流量分別為 9.59、6.30、2.80 cms。

由於新虎尾流域內列管之工廠及畜牧事業可排放放流水標準內之污水，但並無詳細排放量資料，再加上斗六都市計畫區內之生活污水亦排放入新虎尾溪，故無法估計新虎尾溪污水排放量，因此，推估之基流量會和實際流量不同，實際流量會因每日工廠、畜牧及生活污水之排放量不同而有所變化，本研究則以上述推估之基流量用為出海口逕流量推估依據。

依量測成果推估新虎尾溪乾、濕季基流量分別為濕季前期 (4-5 月) 3.16~9.59 cms；濕季中期 (6-7 月) 6.30~8.66 cms；濕季後期 (8-9 月) 2.80~11.01 cms；乾季 (10-3 月) 3.48~5.07cms。由於 2018 年初臺灣降雨量較少，有乾旱缺水情形，因此本計畫推估濕前(4~5 月)之基流量(3.16)較乾季(10~3 月)(5.07)小。

3. 流量推估成果

新虎尾溪推估之出海口逕流量為基流量加上降雨造成之逕流量，由於新虎尾溪出海口流量受潮汐影響，漲潮時出現會負流量，再加上基流量會因乾濕季而有所變化，所推估之出海口逕流量在不同季節會有很大的變化，2018 年新虎尾溪出海口流量如表 4.2 所示。

(三) 出海口逕流量與白海豚目擊率關係

由於新虎尾溪出海口白海豚目擊率資料內容不夠豐富，故另外採用台大周蓮香教授於科技部「離岸風力發電對海洋生態影響之調查與評估--離岸風力發電對生物衝擊」計畫中之台灣中部地區白海豚目擊資料(表 4.3)，搭配新虎尾溪之目擊資料一併進行分析。

經分析結果發現(表 4.4)，白海豚目擊率和流量(包含：濕季流量、濕季流量比值及年逕流量)及雨量(包含：濕季雨量、濕季雨量比值及年雨量)的相關性均為正相關(流量：0.328~0.386；雨量：0.328~0.387)，但所有參數對白海豚目

擊率的影響均為不顯著。

(四)結論與建議

針對本計畫研究成果，在此提出結論及部分建議。

結論：

1. 新虎尾溪出海口流量主要受降雨的影響。濕季(4~9 月)流量較乾季(10~3 月)大，且佔年逕流量相當大的比例(72~81%)。
2. 白海豚目擊率與流域內雨量及出海口流量均有正相關，但因為資料不夠豐富，雨量、流量與目擊率的關係均不顯著。

建議：

由於白海豚於新虎尾溪出海口之目擊資料內容不夠豐富，無法找出顯著影響目擊率的水文因子。因此，建議可將全臺白海豚目擊資料納入分析資料中，找出影響目擊率的水文因子後，再針對新虎尾溪進一步分析。

二、新虎尾溪河口浮游藻類基礎生產力

(一)研究時間和地點

本研究在中華白海豚出現熱點的新虎尾溪上下游設立測站，分別為新虎尾溪河道(HR)和新虎尾溪河口(HE)，兩個測站距離約 5 公里(圖 4.5~4.7)。研究時間為 2017 和 2018 年，於潮汐漲潮點為 5:00~7:30，並且天氣晴朗的日子採樣，共計採集 12 次，採集時間以及定義季節呈現於表 4.5。

(二)環境因子

為了探討浮游藻類與各環境因子的關係，每次採樣皆以光量子感測器(LI-190SA, LI-COR, USA)測量光合作用有效能量(photosynthetic active radiation, PAR)，架設於測站附近無遮蔽物區域，從日出到日落，並使用資料收集器(LI-1400, LI-COR, USA)紀錄光度資料。

使用綜合水質儀(600XLM, YSI, USA)測量水質，記錄各樣站之水溫、溶氧、鹽度與酸鹼值等環境因子，此外另取表層水 300 mL，以濁度計(2020e Turbidimeter, LaMotte, USA)測量表層水之濁度，各環境因子於測站皆重複測量五次。水體營養鹽部分，以 100 mL 褐色瓶採集表層水樣，每測站重複採樣三瓶，避光低溫保存攜回實驗室分析。攜回實驗室後立即以孔徑 0.45 μm 的濾紙過濾(Millipore, USA)，並保存於-20°C 環境。檢驗項目包含硝酸鹽(NO₃-N)、亞硝酸鹽(NO₂-N)、氨氮(NH₄-N)、正磷酸鹽(PO₄-P)與矽酸鹽(SiO₂-Si)，分別以 UV 檢測法(Goldman and Jacobs 1961)、分光光度計法(Parsons et al. 1984, Pai et al. 1990)、靛酚比色法(Parsons et al. 1984, Pai et al. 2001)、抗壞血酸磷鉬比色法(Murphy and Riley 1962)與鉬矽酸鹽比色法(Method 4500 APHA 1995)進行檢驗。

為了釐清水文流量對於新虎尾溪水質和浮游藻生產力的影響，本研究參考孫建平老師提供的集水區雨量資料，分成採樣日前一個月和兩周總雨量的資料來和水質、浮游藻生物量與浮游藻生產力進行分析，探討雨量多寡的影響。

(三)浮游藻類生物量採集與測定

浮游藻生物量使用培養生產量的水樣，於現地使用孔徑 0.3 μm 之玻璃纖維濾紙(GF-75, AdvanTec, Japan)過濾，過濾同時加入數滴 1 % 飽和 MgCO₃ 溶液，避免過濾的葉綠素 a 脫鎂酸化。過濾後之濾紙放入離心管中，加入 10 mL 之 90 % 丙酮，並在避光、4 °C 低溫的環境下萃取 16 小時(Jeffrey and Humphrey 1975)。萃取結束後，將樣品以 3500 rpm、10 分鐘離心，使用分光光度計(U2001, HITACH)測量 630、647、664、750 nm 四種波長的吸光值，計算葉綠素 a 濃度，計算方式如下：

$$[\text{chl } a](\text{mgL}^{-1}) = 11.85 \times (\text{Abs}_{664} - \text{Abs}_{750}) - 1.54 \times (\text{Abs}_{647} - \text{Abs}_{750}) - 0.08 \times (\text{Abs}_{630} - \text{Abs}_{750})$$

再以萃取後的葉綠素 a 濃度回推浮游藻葉綠素 a 含量，計算方式如下：

$$\text{浮游藻葉綠素 } a \text{ 含量}(\text{mg m}^{-3})=[\text{chl } a] \times v / (V \times 0.1)$$

其中 v 為丙酮體積(mL)， V 為水樣體積(L)。當萃取液內葉綠素 a 濃度過低時，也就是分光光度計測量出吸光值 630、647、664、750 nm 皆 < 0.01 時，則改用螢光光度計(Trilogy, TURNER DESIGN, USA)測量葉綠素 a 濃度，測量出的葉綠素 a 單位為 RFU，需要轉換才能和分光光度計結果比較，轉換公式如下：

$$[\text{chl } a] (\mu\text{g mL}^{-1})=0.1295 \times [\text{chl } a](\text{RFU})-0.0391$$

(四)浮游藻生產量

浮游藻生產力使用溶氧代謝法(Marshall 2005)測量，實驗設計為取現地水分裝到 BOD 培養瓶(300 mL)內，三重複一組。每組 BOD 分別使用 0、30、50、70、100% 不同程度遮光，培養 1.5~2.5 個小時。培養開始、結束使用溶氧電極測定儀(YSI 52, YSI, USA)測量水體溶氧(mg L^{-1})與紀錄培養的開始和結束時間，利用單位時間內水中溶氧變化，推估浮游藻類的初級生產力，實驗後進行呼吸量、生產量和光合作用參數的計算。

浮游藻群集呼吸量 (community respiration, CR)從遮光度 100 % 的培養實驗溶氧變化結果得知。浮游藻淨群集生產量(net community production, NCP)為遮光度 0 % 的培養實驗中，單位時間溶氧變化結果算出，浮游藻總群集生產量(gross community production, GCP)則由將 NCP 和 CR 相加算出。其公式如下：

$$\text{CR} = \frac{[\text{O}_2]_{\text{end}} - [\text{O}_2]_{\text{start}}}{t_p} \div 32 \div 1.2 \times 12 \times 1000$$

$$\text{NCP} = \frac{[\text{O}_2]_{\text{end}} - [\text{O}_2]_{\text{start}}}{t_p} \div 32 \div 1.2 \times 12 \times 1000$$

CR 為單位時間和體積內遮光 100% 培養瓶之呼吸量($\text{mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)，NCP 為單位時間和體積內遮光 0 % 培養瓶之溶氧變化，代表群集淨生產量($\text{mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)， $[\text{O}_2]_{\text{start}}$ 、 $[\text{O}_2]_{\text{end}}$ 為遮光 100 % or 0 % 培養瓶之起始與結束溶氧濃度(mg L^{-1})， t_p 為培養時間(h)，32 為 O_2 分子量，1.2 表示浮游植物光合作用生產的氧氣與被固定的二氧化碳量之莫耳比值(Hatcher et al. 1977)，12 為 C 的分子量，1000 為重量 g 與 mg 相差倍數。

為了求得最大生產量，故使用 Jassby and Platt (1976)所提出的光合作用和光度關係的雙曲線正切函數(P-I curve)，求得飽和光度下最大生產力 P_m^B 、起始切線斜率 α 、飽和光度 I_k ，公式如下：

$$P^B = P_m^B \times \tanh(\alpha I \div P_m^B)$$

P^B 為每小時每單位葉綠素 a 的總初級生產力， P_m^B 為飽和光度下最大初級生產力， α 為起始切線斜率，代表光合作用效率， I 為當日光度， I_k 為飽和光度，

經由 P_m^B 和 α 相除得到。

取得 I_K 之後，即可利用當日監測的光度資料去推算一日飽和光度時數，再將飽和光度時數乘以 P_{max}^B 與單位葉綠素 a 濃度後，即為一日生產量。此外，若生產力實驗結果無法套入 P-I curve，則以其他非線性迴歸函數推算光合作用最大值 (P_m^B)、飽和光度 (I_K) 與起始切線斜率 (α)。

(五)統計方法

本研究以雙向變方分析(two-way ANOVA)檢測兩個樣站在不同季節間的環境因子、浮游藻類生物量以及生產力的差異。其中第一因子為測站間的差異，第二因子為季節間的變化。另外也會使用主成分分析(Principal component analysis, PCA)檢測造成時空差異的環境因子。浮游藻類生物量與生產力各項參數，與環境因子間的相關程度，採用 Spearman rank 相關分析進行檢測。

(六)結果

1.水質

水溫結果顯示不同季節有顯著差異 ($F=22.502$, $P<0.001$, 表 4.6)，呈現春夏季高冬季低，地點間則無差異。鹽度和酸鹼值結果趨勢類似，皆顯示河口高於河道 ($F=6.844$ 、 23.042 , $P<0.001$ 、 $P<0.001$, 表 4.6)，而在不同季節間比較，除了春季之外其他季節呈現 2018 年高於 2017 年的趨勢 ($F=60.175$ 、 30.139 , $P<0.001$ 、 $P<0.001$, 表 4.6)。濁度結果為河道均高於河口，季節間比較顯示冬季有濁度較高的趨勢 (圖 4.11)，年度間比較則為河道和河口趨勢相反，除了春季，河道部分為 2018 年略高於 2017 年，河口則為相反。溶氧結果呈現河口高於河道，冬季高於春夏季的趨勢，測站和季節間存在交互作用 ($F=2.831$, $P<0.001$, 表 4.6)，不同年間相比，2018 年溶氧略高於 2017 年。各測站懸浮固體間呈現測站和季節間顯著差異 ($F=3.044$, $P=0.012$, 表 4.6)，季節間為冬季最高，測站間多為河道高於河口的情況。有機質結果顯示，測站間多為河道較高，季節間則沒有一致趨勢 (圖 4.14)。

2.營養鹽

水中營養鹽 (NO_2^- 、 NO_3^- 、 NH_4^+ 、 PO_4^{3-} 、 SiO_2) 結果顯示， $NO_2^-+NO_3^-$ 濃度在測站間為河道皆高於河口，季節間為 2017 夏秋季較高，測站和季節間有交互作用 ($F=10.099$, $P<0.001$, 表 4.6)。 NH_4^+ 和 PO_4^{3-} 濃度測站間比較皆為河道高於河口，季節間沒有一致趨勢 (圖 4.16-17)。 SiO_2 濃度為河道高於河口以及 2017 年高於 2018 年的情況，而在季節間則為夏季較高，測站和季節間存在交互作用 ($F=7.061$, $P<0.001$, 表 4.6)。

3.浮游藻類生物量和生產量

浮游藻類生物量結果顯示河道高於河口，季節間比較為明顯的春夏季高、

冬季低的趨勢，年間比較顯示 2018 年高於 2017 年(圖 4.19)。群集呼吸量(CR)結果顯示，不論月份或上下游都沒有一致性的趨勢(圖 4.20)，但有顯著差異，並呈現交互作用($F=23.037$ ， $P<0.001$ ，表 4.7)。淨群集生產量(NCP)和總群集生產量(GCP)結果與浮游藻類生物量呈現類似的趨勢，皆為河道高於河口，春夏季高冬季低(圖 4.21-22)。年間比較為 2018 年高於 2017 年，使得這兩年調查僅於 2017 年 9 月到 2018 年 2 月間淨群集生產量為負值，即呼吸量大於生產量，其他時候均為生產量高於呼吸量。

4.浮游藻類年生產量

採集時間沒有平均分布在四季，所以不同月份生產量使用不同時間計算，各月份計算使用資料詳列於表 4.8，並且配合白海豚目擊率多寡月份來分群，4~5 月、6~7 月、8~9 月定義為雨季前、中、後期，10 月~3 月為乾季，並將結果依照呈現於圖 4.23 中。年群集生產量結果顯示，2017 和 2018 年河道的年總呼吸量差異不大，僅在不同時期分布上有差異，2018 年乾季時呼吸量增加很多，但濕季減少。而在河口測站，2017 年不論哪個時期群集呼吸量皆高於 2018 年許多，特別在乾季的時候(圖 4.20)。年總群集生產量結果為河道較高，主要原因為雨季前期以及 2018 年乾季有很高的生產量所致，2017、2018 的河道和河口測站相比，2018 年河道測站群集總生產量明顯高出其他三者許多(圖 4.22)。年淨群集生產量趨勢與年總群集生產量相同，2017、2018 的河道和河口測站年淨群集生產量分別為 14.61、42.61、5.28 和 16.67 $\text{g C m}^{-3} \text{ yr}^{-1}$ ，顯示 2018 年高於 2017 年，特別在河道測站，連新虎尾溪乾季淨群集生產量也由異營系統轉為自營系統，推測會使得 2018 年生產量增加主要是因為流量減少所導致。

5.相關分析與主成分分析結果

相關分析結果顯示葉綠素 *a* 和總群集生產量、淨群集生產量呈現類似結果，皆與水溫、酸鹼值、氨氮、磷酸鹽和有機質有顯著正相關，與鹽度、溶氧和懸浮固體有顯著負相關(表 4.9)。從結果得知鹽度和酸鹼值主要為測站特性造成，高海水比例的河口測站，呈現出較高鹽度和酸鹼值的環境特性。而葉綠素濃度與水溫呈正相關以及和溶氧成負相關，顯示浮游藻生物量夏高冬低的特色，以及夏季因水溫高，飽和溶氧較低的情況。因此整體而言，葉綠素 *a*、水溫、鹽度、磷酸鹽、氨氮、懸浮固體和有機質似乎是影響生產量的重要因子。

經由相關分析篩選後，選出葉綠素 *a*、水溫、鹽度、酸鹼值、濁度、溶氧、 NH_4^+ 、 NO_x 、 PO_4^{3-} 、 SiO_2 、有機質這 11 個變數進行主成分分析。結果顯示 PC1 和 PC2 共解釋 64.3%，PC1 解釋 37.8%，分別為鹽度、溶氧、 NH_4^+ 、 NO_x 、磷酸鹽和有機質，PC2 解釋 26.5%，分別為水溫、酸鹼值、濁度、懸浮固體和葉綠素 *a*(表 4.10)。

從圖中可以看出 PC1 將河道和河口結果分開，河道測站位於圖形左側，代表 NH_4^+ 、 PO_4^{3-} 、 NO_x 、 SiO_2 和葉綠素 a 較高環境。河口測站位於圖形右側，代表溶氧和鹽度較高環境。不同季節間比較，可以發現冬季和另外四季有較大差異，冬季結果呈現高溶氧、濁度，低水溫和葉綠素 a 濃度的情況，冬季高濁度主要來自於東北季風引起的海況差，翻攪河水使得濁度升高，低水溫和浮游藻生物量反應冬季生產量低。總結來說水溫、營養鹽(NH_4^+ 、 PO_4^{3-} 、 NO_x)高，是影響浮游藻生產力的重要因子，而河道測站大致上生產力都高於河口測站。

(六) 討論

1. 環境因子對浮游藻生物量和總群集生產量的影響

浮游藻生物量具有明顯的季節變化，10~3 月明顯低於 4~9 月，相關分析結果顯示浮游藻生物量與水溫、氮和磷酸鹽呈顯著正相關($p < 0.001$ ，表 4.9)，從主成分分析結果也可看出這三個因子將不同季節區分開，因此水溫、氮和磷酸鹽是影響浮游藻生物量和生產量的重要因子。河道和河口間比較，可以看到在主成分分析圖上有明顯的區別(圖 4.24)，這也反應了營養鹽多寡是影響浮游藻生物量和生產量的重要條件。

營養鹽是浮游藻行光合作用的必要元素，特別是對於氮和磷的需求，當這些物質缺乏時，可能會造成營養鹽限制(Ryther and Dunstan 1971, Nixon 1995, Nixon *et al.* 1996), Domingues *et al.* (2011)於葡萄牙和西班牙邊界的 Guadiana 河口進行營養鹽添加實驗，結果顯示全年均有氮限制的情況發生，該河口的氮濃度只有約 15~30 μM 左右。Fisher *et al.* (1999)研究美國 Chesapeake Bay，結果顯示上游河口到下游河口漸漸從磷限制轉換成氮限制，磷酸鹽則皆維持低於 0.2 μM 。

本研究部分月份新虎尾溪河口氮濃度低於 20 μM (圖 4.16)，但當時的新虎尾溪河道氮濃度高於 110 μM 以上，浮游藻生物量和生產量依舊有一定的數量。而在磷酸鹽的部分，比較低的 9~11 月新虎尾溪河口磷酸鹽濃度為 1.3 μM 以上(圖 4.17)，似乎也不構成磷限制的情形。故推測氮和磷酸鹽是促進藻類生物量增加的重要因子，但沒有氮限制和磷限制的情況產生。

水溫對於浮游藻生長影響甚大，不同類群的浮游藻適合溫度範圍不同(Eppley 1972)。Pei *et al.* (2017)於遼東灣研究認為 23~27°C 為最適合水溫藻類生長的水溫，新虎尾溪位於溫度較高的亞熱帶地區，推測適合藻類生長的溫度較高。Nakane *et al.* (2008)研究日本東京灣，發現在營養鹽和水溫皆足夠的春夏之際，浮游藻發生大量爆發(spring bloom)的現象，Ho *et al.* (2010)研究高污染香港珠江河口，結果也是高溫和高日照的夏季有最高初級生產量。李(2014)於 2011 年於淡水河口研究，結果顯示 8 月和 10 月有最高的浮游藻生物量和生產量。

Golubkov *et al.* (2017)長期研究俄羅斯的涅瓦河，結果顯示夏季有特別高的生產量，主要是由於大量營養物質沖入中游河口，使藍藻(cyanobacteria)生物量大量增加所致。

本研究結果為4~6月有最高的浮游藻生物量和生產量，之後逐月降低，大致與前人研究相符，故推測水溫為影響浮游藻的重要因子，但由於採樣需要配合潮汐和理想的天氣，2017年6月遇到兩次大梅雨，降雨持續數日。8月適合出差的潮汐天氣也不甚理想，這些狀況或許可以解釋2017年浮游藻生物量和生產量低於2018年的原因。

2.2017 年和 2018 年浮游藻生物量和生產量與水質環境比較

兩年間比較最大差異為 2018 年浮游藻生物量和生產量增加(圖 4.19、4.21)，因此從環境因子來探討可能原因。鹽度的高低反應了河川感潮程度，因此潮汐大小、潮位和河川流量均會影響水體鹽度。本研究均固定在當日滿潮 AM 5:30~8:30，潮位都為小到中潮的日期，實際採樣時間則控制在滿潮後 0.5~2 小時內。從圖 4.26 可以看出採樣時間控制在 2 小時內，無論是河道或是河口測站，鹽度都不會受到潮汐退潮影響。因此進一步分析鹽度和代表流量含意的近兩周降雨量參數做散佈圖，結果發現 2018/09 採樣出現 265 mm 的降雨資料為離群值。若將此資料剔除，結果呈現隨著雨量增加，鹽度下降的趨勢，無論河道或河口測站($P=0.0096$ 、 0.0081 ，圖 4.27)，不同年份間比較，可以發現 2018 年雨量低於 2017 年，鹽度則高於 2017 年，特別是河道測站鹽度隨著雨量增加而遞減的更快，反應了河道測站是感潮狀況較大的區域，也顯示雨量減少是造成兩年間環境因子和浮游藻生產力產生差異的原因。

透過主成分分析可以看出雨量減少對於水質和環境因子的影響。因為降雨量資料無法區分河道和河口，無法同時存在分析，故將兩者分開比較。圖 4.28(a)為河道環境因子主成分分析，2018 年結果分布於圖形左上角，代表了鹽度、有機質、酸鹼值、濁度和葉綠素 *a* 環境，2017 年則位於右下部，代表了矽酸鹽和 NO_x 和雨量較高環境。另外從圖 4.28 (b)河道環境因子主成分分析來看，2018 年結果分布於圖形左上角，代表了酸鹼值、水溫和葉綠素 *a* 環境，2017 年則位於右下部，代表了濁度和懸浮固體較高環境。

兩年結果相比顯示 2018 年因為雨量較少，所以鹽度、酸鹼值和葉綠素 *a* 增加，矽酸鹽和 NO_x 較低，河道因位於溪流和河口交界，所以受雨量變化較河口測站明顯。此外可以看到的是河道測站 2018 年濁度和有機質較高，河口測站則是 2017 年濁度、有機質和懸浮固體較高，會造成兩測站在不同年間比較有相反的情況，推測是 2018 年流量下降，使得淡水和海水混合邊界從河口往上游移動，河水帶有大量碎屑、懸浮固體，是水質會混濁的主要原因。海水碎屑和懸

浮固體少，僅有在東北季風季節，經由海水翻攪會使得濁度上升，但整體而言還是少於河水許多。

綜合以上討論推估，2018年流量減少使得鹽度較高於2017年，以及矽酸鹽和 NO_x 減少，酸鹼值和浮游藻類葉綠素 a 以及浮游藻類初級生產力增加，淡海水混合邊界往上游移動，改變了濁度和懸浮固體分布。

3.環境因子對浮游藻群集呼吸量的影響

群集呼吸量的結果可以看出2017年4月新虎尾溪、2017年11月新虎尾溪河口和2018年2月河道測站有特別高的情況(圖4.20)。4月的結果推測是因為有機質很多所導致，有機質含量多的時候會被生物所利用，並配合春天較溫暖的水溫，造成呼吸量增加。而2017年11月新虎尾溪河口和2018年2月河道較高的群集呼吸量，推測是濁度過高所導致(表4.9)。

4.新虎尾溪河口和海域比較

Pan *et al.* (2016a)於濁水溪和新虎尾溪外海進行生產力實驗，與本研究位置相近，皆位於雲林外海周遭(圖4.29)。由表4.11浮游藻生物量的比較表可以看出，溪流在春夏季具有高出數倍的浮游藻生物量，是因為半淡鹹水環境以及營養鹽濃度高於海洋數倍的緣故。但是Pan *et al.* (2016a)在文中提及，春季總生產量最高，秋季最低，主要是由於濁度所導致的，此結論與本研究並不完全相同。從圖4.30的散佈圖可以看出，河道測站浮游藻生物量和濁度沒有關係，但河口測站結果與Pan *et al.* (2016a)類似。河道和河口會有不同結果推測是環境差異造成，新虎尾溪河道位於下游溪流環境，濁度來自於水中的顆粒性物質多寡及部分的感潮效應，並且河道測站水淺，底質為泥質環境，受到擾動後容易揚起泥沙。河口測站濁度主要來自於東北季風環境，海況不佳下經由海浪翻攪所產生，因此可以看到11月到2月濁度最高，此現象與新虎尾溪沿海類似。但冬季同時也為不適合浮游藻生長的季節，因此推測新虎尾溪河口屬於出海口環境，深受海洋環境影響，與EZ(濁水溪口)、Dm(放流水口)、Ex(新虎尾溪口)一樣，同時受到水溫和濁度影響，但沿岸受濁度影響較河口嚴重。

兩個研究年淨生產量相比，新虎尾溪河道(HR)測站兩年分別為14.61和 $42.61 \text{ g C m}^{-3} \text{ yr}^{-1}$ ，河口(HE)測站為5.28和 $16.67 \text{ g C m}^{-3} \text{ yr}^{-1}$ ，新虎尾溪口(Ex)為 $3.90 \text{ g C m}^{-3} \text{ yr}^{-1}$ ，濁水溪口(Ez)和放流水口(Dm)為 -66.31 、 $-36.01 \text{ g C m}^{-3} \text{ yr}^{-1}$ (潘，2015)，從這個結果可以無論是2017或2018年皆顯示新虎尾溪為碳匯系統，會將產生多餘的碳輸出到沿海，提供能量給沿海生態系。

三、新虎尾溪河口的白海豚活動與河口環境因子的關係

(一)調查方法

1.新虎尾溪流域中華白海豚海上調查

以 2017 至 2018 年雲林海域海上調查資料(台塑補助計劃)，擷取新虎尾溪口範圍(出海口中線往南往北各取 1 海里，圖 4.31)的資料進行分析。海上調查與記錄方法與第壹章的方法相同。群次目擊率標準化計算以便於比較不同時間與空間，有效里程目擊率=有效努力期間目擊的群次/有效努力量(群/100 公里)。並依季別個別計算季節區分: 3-5 月為春季；6-8 月為夏季；9-11 為秋季；12-2 為冬季。

2.新虎尾溪口中華白海豚棲地利用分析

參考 Karczmarski et al. (2000)的棲地利用指標，以長方形網格依緯度切分，選取觀察時間超過 30 分鐘以上之群體，計算各緯度方格內中華白海豚群體的棲地利用係數(Coefficient of Area Use, AU)及兩種行為(覓食與旅行移動)的指標係數(Coefficient of Behavioral Index, BI)的空間分布分析。棲地利用係數可以顯示海豚群體主要活動的空間區塊範圍，行為指標可以了解海豚在各區快得活動模式。為了避免小樣本數的影響，在行為指標係數的分析，僅選取觀察時間超過 3 分鐘以上的緯度方格進行分析，並刪除僅有一個樣本數的網格。

棲地利用係數($AU=D/T$)計算方式為當天觀察之海豚群體其在某一特定網格內停留之時間(D)除以該海豚群體當天所觀察的總時間(T)，其值代表了該群海豚在觀察時間當天內對於不同網格的停留時間比例，其值介於 0.0 至 1.0 之間。利用行為指標係數是量化海豚各種行為在各海域網格的利用情形，行為指標係數($BI=B/D$)的計算方式為當天觀察之海豚群在每網格內表現某特定行為之時間(B)除以該群海豚當天在該網格內的總觀察時間(D)，如果該群海豚在觀察期間僅表現一種行為狀態，則在該網格該行為狀態的指標係數應為 1，表示該群海豚花費 100%的時間表現該行為狀態。假使有兩種以上的行為狀態被觀察到，則在該網格的各行為狀態係數應為一比值，比值越高，表示該群海豚花費越高比例的時間在表現該行為狀態。再以主成份分析(Principle component analysis, PCA)所得的主成分因子檢驗中華白海豚棲地利用指數(AU)、行為指標係數(BI)是否與環境因子呈現顯著相關性。

(二)結果

1.新虎尾溪流域中華白海豚目擊頻度及環境因子

2017-2018 年一共執行 44 趟調查，共累積目擊 20 群次中華白海豚。目擊率集中在夏季及秋季；環境因子採用前一章節新虎尾溪口河口區的測量數值(表

4.12)。

2.河口環境因子與中華白海豚目擊率相關性分析

綜合新虎尾溪河口區所量測的環境因子(水溫、鹽度、溶氧、濁度、pH及葉綠素 a)、新虎尾溪雨量、逕流量與中華白海豚群次目擊率、棲地利用指數(AU)、行為(旅行及覓食)利用係數(BI)等依不同季節分別進行主成分分析(Principle component analysis, PCA)，結果顯示 Factor1 主要受到水溫及溶氧的共同影響，Factor2 主要受 pH 的變化影響，兩個主成分因子可以解釋新虎尾溪口季別的群集現象達 85%(圖 4.32)。環境因子與海豚目擊率的相關性分析顯示，群次目擊率與濁度變化成顯著負相關($p < 0.05$) (圖 4.33)；覓食行為指標係數(BI_Feed)與濁度也是顯著負相關($p = 0.05$) (圖 4.34)，而旅行行為指標係數(BI_Travel)與濁度無顯著相關，但是與葉綠素 a 呈顯著正相關($p < 0.01$) (圖 4.35)。

(三)討論

在河口區內，平均淨初級生產量是地球上約 19 種生態系的第 4 名，僅次於珊瑚礁海床、熱帶雨林及沼澤地帶(Whittaker 1975)，其中耐鹽草澤植物、藻類及浮游植物是其最主要的生產者。營養鹽主要來自河川上游的家庭廢水與工業廢水所注入，特別是氮鹽，還有由沖刷與風化岩石所得的磷鹽，源源不絕地補充到河口區生態系。加上充足的陽光照射，造成生產力旺盛。

台灣沿海潮流以半日潮為主，每隔 6 個多小時左右便會改變一次方向，且多沿岸邊往返而流，較不易擴散遠去。沿海潮流的流速一般為 $20 \sim 30 \text{ cm S}^{-1}$ ，因此自河川排放入海的淡水會漫佈在河口左右各約 5 公里，離岸 2~3 公里的海域。河口區潮位變化大、潮差明顯，很少有大型魚類能居住於此，最多是隨漲潮而短暫進入此區。水域中缺少大型次級以上消費者，是此區的特色。由於外在物理環境變化劇烈，能在此區生存並繁殖後代的物種相對比較少。若是與淡水或近海水域的物種歧異度指數相比，河口及潮間帶地區比前兩者都來得低。但是令另一個特色卻是河口及潮間帶的單位面積內，個體數非常地多。由於營養鹽不斷自河川及近海注入而不虞匱乏，因此這些少數能在河海交界處存活繁殖者，在沒有競爭者的情況下，個體數特多，代表著物種生物量大的特性。

河口浮游藻類生產量的多寡會影響沿海生態系食物網中的能量傳輸，高基礎生產量的地區常是魚類與底棲動物豐富的重要漁場(Nixon 1988, Cloern 2001)，進而可預期會吸引並孕育中華白海豚族群。Hung and Jefferson (2004)之研究也指出，中華白海豚的活動範圍應該主要與食物資源的多寡有關，而基礎生產量是影響食物網中各生物類群的重要因子之一。依據香港與澳洲的擱淺中

華白海豚胃內容物分析結果發現其食餌魚類以底棲性的石首魚與海鯰科為主，同時也包含中表水層的鯉科與鯡科魚類(Barros et al. 2004; Krishnan et al. 2008; Parra and Jedensjö 2009)，而這些魚類的食性又以浮游動物、底棲動物為主(Xue et al., 2005)。因此，在高基礎生產力的地區經常是魚類及底棲動物的重要漁場(Nixon 1988; Cloern 2001)，在這些海洋生物聚集的區域，自然也就會吸引如中華白海豚的頂級掠食者前往覓食或駐留(Kenney et al. 1997; Barlow and Mitchell 2008)。

周等人(2014)利用水下聲學儀器進行新虎尾溪口中華白海豚監測結果顯示，河口監測點的中華白海豚接觸率從十二月至一月即開始增加，四至七月接觸率達到高峰，八、九月開始下滑，十至十一月為最低，顯示乾季時中華白海豚有逐漸接近河口的趨勢。在移動模式方面，過去研究顯示，中華白海豚會隨乾濕季及河川上游降雨量多寡而改變(李佳紜 2015)，相同的模式在珠江口的中華白海豚移動趨勢上亦有發現。Fury et al. (2011)指出，潮汐變化及季節都會影響瓶鼻海豚的移動模式，在春季滿潮時有較高的目擊頻度。其移動模式與河口區魚類移動模式受潮汐變化影響有關(Gibson et al., 1996; Hampel et al., 2003)。因此要瞭解中華白海豚的目擊頻度與環境因子間的相關性，需要廣泛的考慮其他可能影響的相關因子，未來更須結合水下聲學的資料進行分析，方有機會釐清中華白海豚在台灣棲地利用特性。

表 4.1、2018 年降雨於新虎尾溪所產生之單月最大日逕流量

| | 一月 | 二月 | 三月 | 四月 | 五月 | 六月 |
|-----------------------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|
| 單月最大 日逕流量 (cms) | 24.04 | 17.29 | 22.06 | 11.91 | 26.53 | 81.09 |
| | 七月 | 八月 | 九月 | 十月 | 十一月 | 十二月 |
| 單月最大 日逕流量 (cms) | 175.25 | 122.00 | 25.81 | 5.86 | 13.75 | 4.54 |

表 4.2、2018 新虎尾溪出海口乾、濕季流量

| | 濕前(4~5 月) | 濕中(6~7 月) | 濕後(8~9 月) | 乾(10~3 月) |
|--------------------|------------|-------------|-------------|------------|
| 新虎尾溪 出海口流量(cms) | 3.16~26.53 | 6.30~175.25 | 2.80~122.00 | 3.48~24.04 |

表 4.3、台灣中部地區出海口流量和白海豚目擊率

| 區域 | 年份 | 目擊率 (群次 /100km) | 濕季雨量 (4~9月) (mm) | 濕季雨量 量比值 | 濕季流量 (4~9月) (cms) | 濕季流量 量比值 | 年雨量 (mm) | 年逕流量 (cms) |
|----------|------|-----------------------|------------------------|-------------|-------------------------|-------------|-------------|---------------|
| 新虎尾 溪 | 2008 | 0.67 | 1775.2 | 1.34 | 2846.2 | 1.16 | 1943.3 | 3777.6 |
| | 2009 | 1.74 | 1189.6 | 0.90 | 2327.7 | 0.95 | 1347.1 | 3246.0 |
| | 2010 | 1.52 | 1130.8 | 0.85 | 2275.7 | 0.93 | 1286.1 | 3192.0 |
| | 2011 | 2.25 | 628.2 | 0.47 | 1830.8 | 0.75 | 930.2 | 2877.0 |
| | 2012 | 3.75 | 1644.4 | 1.24 | 2730.4 | 1.12 | 1881.6 | 3723.0 |
| | 2013 | 3.59 | 2095.8 | 1.58 | 3129.9 | 1.28 | 2221.5 | 4020.1 |
| | 2014 | 1.50 | 962.0 | 0.77 | 2126.3 | 0.87 | 1022.5 | 2976.7 |
| | 2015 | 0.23 | 1300.0 | 1.05 | 2425.5 | 0.99 | 1395.5 | 3288.9 |
| | 2016 | 1.72 | 1057.6 | 0.85 | 2210.9 | 0.90 | 1442.5 | 3334.2 |
| | 2017 | 2.81 | 1655.7 | 1.33 | 2740.3 | 1.12 | 1774.6 | 3624.5 |
| 2018 | 2.61 | 1119.3 | 0.92 | 2265.5 | 0.93 | 1286.0 | 3192.0 | |

表 4.4、台灣中部地區出海口雨量及流量和白海豚目擊率相關性分析

| | 目擊率 | 濕季雨量 | 濕季雨量 比值 | 濕季流量 | 濕季流量 比值 | 年雨量 | 年逕 流量 |
|--------------------|-----|------|------------|------|------------|------|----------|
| Pearson 相關 | 1 | .328 | .328 | .328 | .339 | .387 | .386 |
| 目擊率 顯著性 (雙尾) | | .325 | .325 | .325 | .308 | .240 | .241 |
| 個數 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 |

*. 在顯著水準為 0.05 時 (雙尾)，相關顯著。

表 4.5、新虎尾溪調查採樣日期

| 年份 | 日期 | 季節 | 年份 | 日期 | 季節 |
|------|-------------------|----|------|-------------|----|
| | 04/20 | 春季 | | 02/26 | 冬季 |
| 2017 | 07/02、08/31 | 夏季 | 2018 | 05/11、06/09 | 春季 |
| | 09/17、10/16、11/12 | 秋季 | | 08/07、09/06 | 夏季 |
| | | | | 11/20 | 秋季 |

表 4.6、新虎尾溪各環境因子月份和測站變異數分析

| variable | factor | F | P | Tukey test |
|-------------------------------|---------------|--------|--------|---|
| temperature | season | 22.502 | <0.001 | 17spr ^{ac} , 17sum ^{ac} , 17fal ^c , 18win ^b , 18spr ^c , 18sum ^a , 18fal ^c |
| | site | 0.034 | 0.855 | |
| | season x site | 0.209 | 0.973 | |
| salinity | season | 6.844 | <0.001 | 17spr ^a , 17sum ^b , 17fal ^b , 18win ^b , 18spr ^a , 18sum ^a , 18fal ^a |
| | site | 60.175 | <0.001 | HR ^a , HE ^b |
| | season x site | 1.9 | 0.096 | |
| pH | season | 23.042 | <0.001 | 17spr ^a , 17sum ^b , 17fal ^b , 18win ^b , 18spr ^a , 18sum ^a , 18fal ^a |
| | site | 30.139 | <0.001 | HR ^a , HE ^b |
| | season x site | 1.006 | 0.431 | |
| turbidity | season | 12.575 | <0.001 | |
| | site | 70.115 | <0.001 | |
| | season x site | 6.668 | <0.001 | |
| DO | season | 22.972 | <0.001 | |
| | site | 46.033 | <0.001 | |
| | season x site | 2.831 | 0.017 | |
| Suspended solid | season | 12.75 | <0.001 | |
| | site | 7.819 | 0.007 | |
| | season x site | 3.044 | 0.012 | |
| Organic matter | season | 8.305 | <0.001 | 17spr ^a , 17sum ^b , 17fal ^{bc} , 18win ^{bc} , 18spr ^{bc} , 18sum ^c , 18fal ^c |
| | site | 7.303 | 0.009 | HR ^a , HE ^b |
| | season x site | 1.306 | 0.271 | |
| No _x | season | 14.326 | <0.001 | |
| | site | 43.403 | <0.001 | |
| | season x site | 10.099 | <0.001 | |
| NH ₄ ⁺ | season | 11.568 | <0.001 | |
| | site | 65.623 | <0.001 | |
| | season x site | 2.479 | 0.033 | |
| PO ₄ ³⁻ | season | 33.229 | <0.001 | |
| | site | 96.551 | <0.001 | |
| | season x site | 3.429 | 0.006 | |
| SiO ₂ | season | 9.571 | <0.001 | |
| | site | 95.533 | <0.001 | |
| | season x site | 7.061 | <0.001 | |

表 4.7、新虎尾溪各環境因子月份和測站變異數分析

| variable | factor | F | P | Tukey test |
|--------------|---------------|--------|--------|------------|
| chl <i>a</i> | season | 22.714 | <0.001 | |
| | site | 24.811 | <0.001 | |
| | season x site | 4.564 | <0.001 | |
| GCP | season | 13.26 | <0.001 | |
| | site | 14.654 | <0.001 | |
| | season x site | 3.451 | 0.006 | |
| CR | season | 22.725 | <0.001 | |
| | site | 13.656 | <0.001 | |
| | season x site | 23.037 | <0.001 | |
| NCP | season | 27.319 | <0.001 | |
| | site | 15.307 | <0.001 | |
| | season x site | 5.08 | <0.001 | |

表 4.8、各月份生產量計算使用資料

| 月份 | 使用資料 | 月份 | 使用資料 |
|------------------|---------|------------|---------|
| 2017/01~02、11~12 | 2017/11 | 2018/01~03 | 2018/02 |
| 2017/04~05 | 2017/04 | 2018/04~05 | 2018/05 |
| 2017/06~07 | 2017/07 | 2018/06 | 2018/06 |
| 2017/08 | 2017/08 | 2018/07~08 | 2018/08 |
| 2017/09 | 2017/09 | 2018/09~10 | 2018/09 |
| 2017/10 | 2017/10 | 2018/11~12 | 2018/11 |

表 4.9、浮游藻類生產量與生物量對環境因子之 Spearman rank 相關分析

| | temp | cond | sal | pH | tur | DO | NH ₄ ⁺ | NO _x | PO ₄ ³⁻ | SiO ₂ | SS | OM |
|--------------|-----------------|--------|-----------------|-----------------|---------------|------------------|------------------------------|-----------------|-------------------------------|------------------|-----------------|-----------------|
| chl <i>a</i> | 0.545*** | -0.138 | -0.338** | 0.459*** | -0.151 | -0.534*** | 0.508*** | -0.029 | 0.635*** | 0.170 | -0.355** | 0.433*** |
| GCP | 0.441*** | -0.172 | -0.322** | 0.402*** | -0.029 | -0.444*** | 0.574*** | -0.093 | 0.636*** | 0.186 | -0.254* | 0.436*** |
| CR | -0.158 | 0.102 | 0.069 | -0.341** | 0.258* | -0.208 | 0.051 | -0.202 | 0.101 | 0.043 | 0.157 | -0.095 |
| NCP | 0.503*** | -0.075 | -0.238* | 0.554*** | -0.170 | -0.437*** | 0.459*** | -0.069 | 0.592*** | 0.095 | -0.344** | 0.457*** |

chl *a*(浮游藻生物量)；GCP(浮游藻總群集生產量)；CR(浮游藻群集呼吸量)；NCP(浮游藻淨群集生產量)；temp(水溫)；cond(導電度)；sal(鹽度)；pH(酸鹼值)；NTU(濁度)；DO(溶氧)；NH₄⁺(氨鹽)；NO_x(亞硝酸鹽+硝酸鹽)；PO₄³⁻(磷酸鹽)；si(矽酸鹽)。數值-相關係數 *r* 值， $|r| \geq 0.8$ 代表高度相關， ≥ 0.4 代表中度相關， ≤ 0.4 代表低度相關；粗體-顯著差異，*表示 $p < 0.05$ ，**表示 $p < 0.01$ ，***表示 $p < 0.001$ 。

表 4.10、新虎尾溪環境因子主成分分析

| Variable | PC1 | PC2 |
|----------|---------------|---------------|
| 特徵值(%) | 37.8 | 26.5 |
| tem | -0.181 | -0.430 |
| sal | 0.375 | -0.100 |
| Ph | 0.114 | -0.434 |
| tur | -0.069 | 0.407 |
| DO | 0.357 | 0.119 |
| NH4 | -0.396 | 0.032 |
| Nox | -0.334 | 0.206 |
| PO4 | -0.397 | -0.040 |
| si | -0.416 | 0.180 |
| SS | 0.102 | 0.468 |
| OM | -0.117 | 0.031 |
| chla | -0.244 | -0.374 |

表4.11、潘(2015)與本研究浮游藻生物量比較表

| | HR | HE | | Ez | Dm | Ex |
|--------|-------|------|--------|------|------|------|
| Spr-17 | 10.57 | 6.85 | Spr-12 | 0.61 | 1.31 | 3.85 |
| Sum-17 | 3.85 | 4.03 | Sum-12 | 0.26 | 0.38 | 0.42 |
| Fal-17 | 0.44 | 0.16 | Fal-12 | 0.29 | 0.31 | 0.47 |
| Win-17 | 0.20 | 0.15 | Win-13 | 1.39 | 0.94 | 1.99 |
| Spr-18 | 9.87 | 1.61 | Spr-13 | 2.87 | 3.00 | 3.19 |
| Sum-18 | 12.11 | 7.00 | Sum-13 | 4.35 | 1.25 | 2.85 |
| Fal-18 | 7.11 | 1.20 | Fal-13 | 0.46 | 0.32 | 0.57 |

表 4.12、2017-2018 年新虎尾溪口海豚群次目擊率與河口測站環境因子。

| | 溫度 | 鹽度 | pH | 濁度 | chl _a | 目擊率 | 目擊頻度 | 累計趟次 | 均雨量 | 均逕流量 | AI F | AI T |
|-------------|-------|-------|------|-------|------------------|------|------|------|--------|--------|------|------|
| 2017_Winter | na | na | na | na | na | 0 | 0 | 1 | 3.79 | 155.39 | 0.00 | 0.00 |
| 2017_Spring | 26.79 | 31.85 | 8.24 | 13.67 | 6.85 | 5.14 | 4 | 7 | 62.24 | 170.66 | 0.44 | 0.56 |
| 2017_Summer | 29.79 | 28.70 | 7.58 | 11.44 | 3.01 | 6.54 | 8 | 11 | 484.66 | 662.49 | 0.82 | 0.24 |
| 2017_Autumn | 25.34 | 32.03 | 7.40 | 29.33 | 0.12 | 0 | 0 | 5 | 40.83 | 248.63 | 0.00 | 0.00 |
| 2018_Winter | 19.03 | 32.79 | 7.46 | 37.93 | 0.15 | 0 | 0 | 0 | 56.06 | 184.53 | 0.00 | 0.00 |
| 2018_Spring | 27.77 | 33.38 | 8.23 | 8.27 | 2.73 | 7.20 | 4 | 5 | 29.87 | 142.56 | 1.00 | 0.00 |
| 2018_Summer | 29.88 | 26.45 | 7.96 | 5.72 | 5.84 | 3.86 | 3 | 7 | 342.76 | 539.34 | 0.54 | 0.46 |
| 2018_Autumn | 23.80 | 33.18 | 8.02 | 16.07 | 0.90 | 1.12 | 1 | 8 | 18.64 | 229.36 | 0.00 | 0.00 |

*2017 的冬季未採樣，無資料。

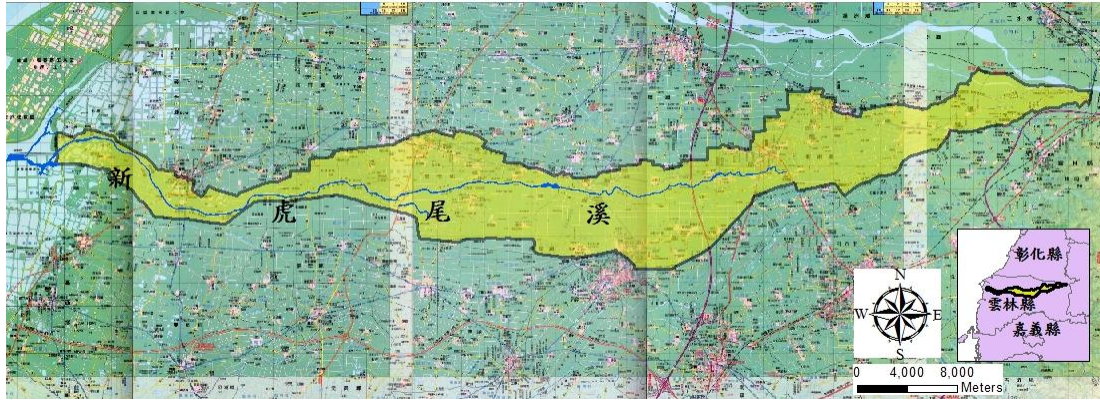


圖 4.1、新虎尾河流域概況圖。

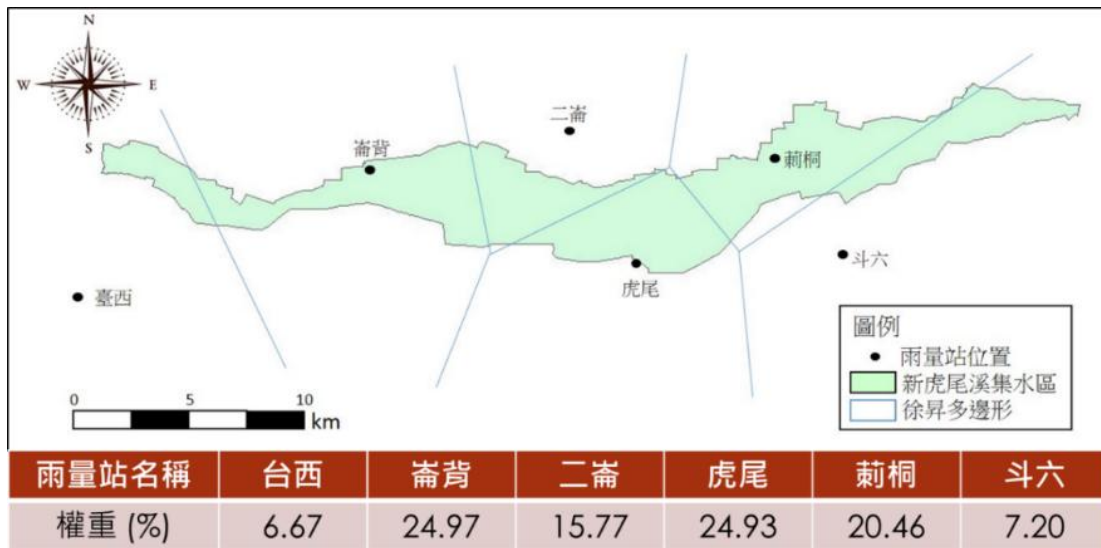


圖 4.2、新虎尾河流域徐昇式多邊形權重劃分圖。

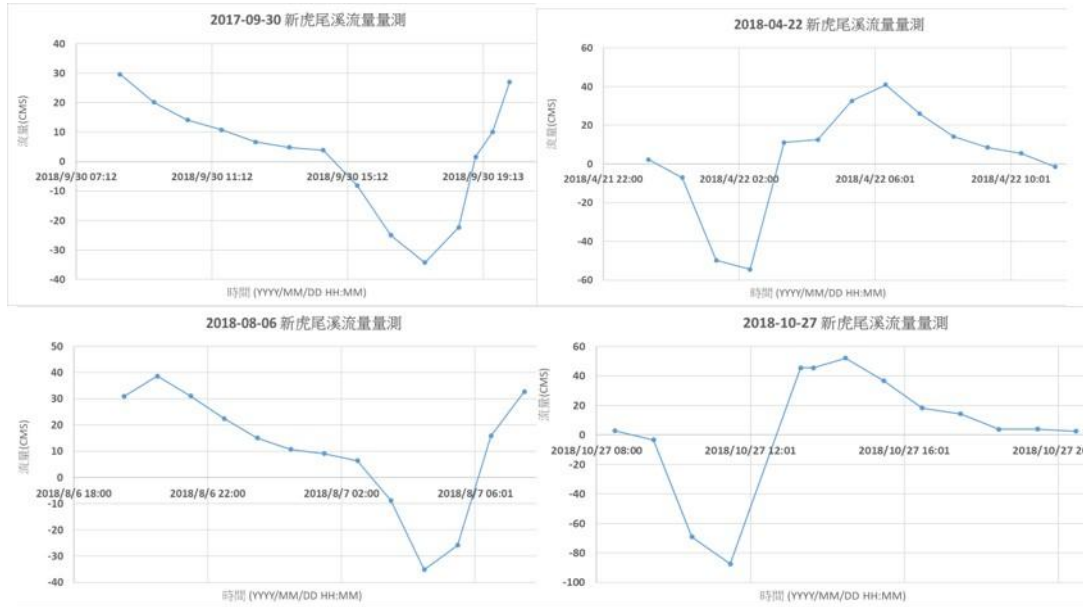
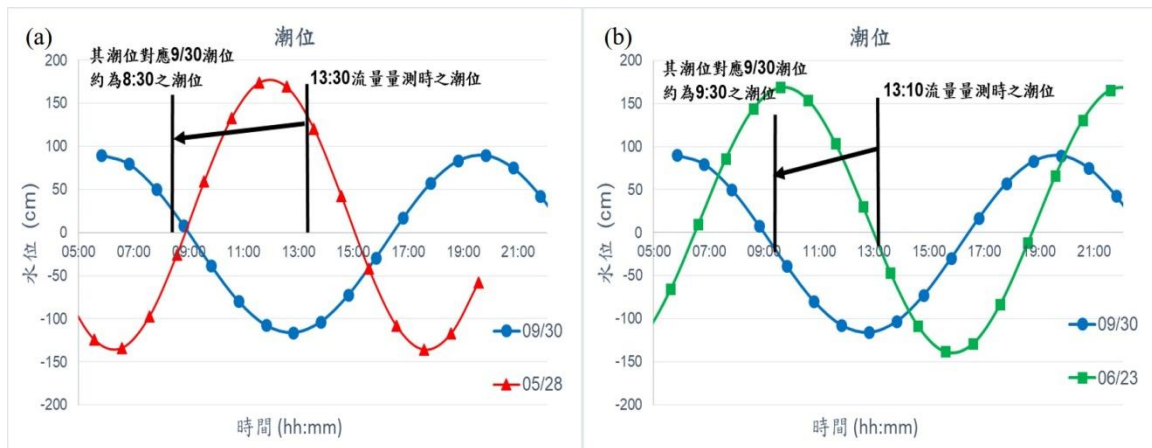


圖 4.3、新虎尾溪蚊港橋 4 次全潮位流量量測成果。



(a) 5/28及9/30潮位變化比較

(b) 6/23及9/30潮位變化比較

圖 4.4、新虎尾溪蚊港橋潮位變化比較圖。

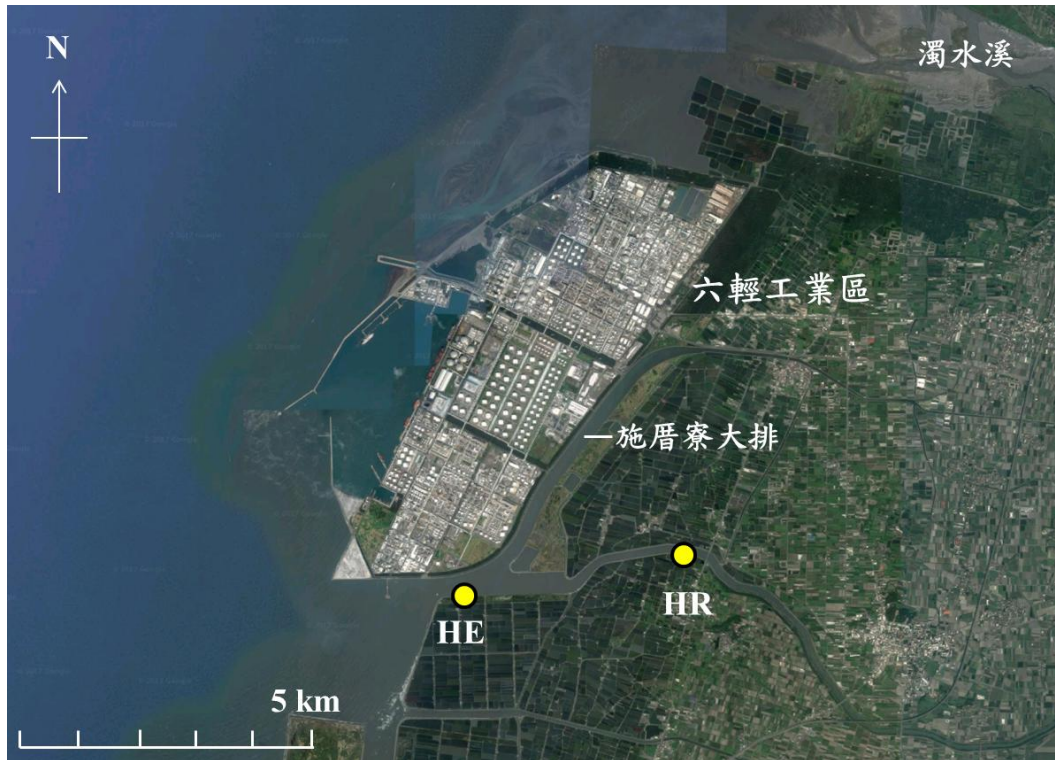


圖 4.5、新虎尾溪河道(HR)和河口(HE)測站位置



圖 4.6、新虎尾溪河道(HR)測站現地照



圖 4.7、新虎尾溪河口(HD)測站現地照

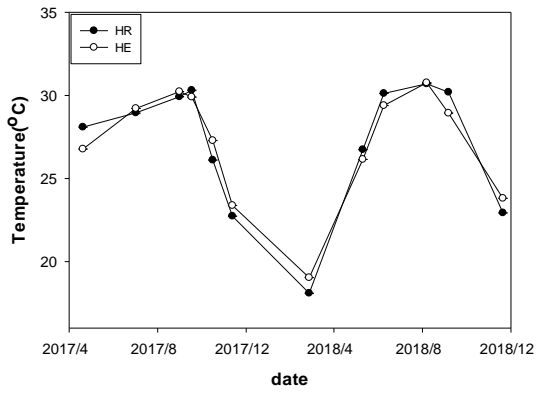


圖 4.8、各測站水溫變化圖

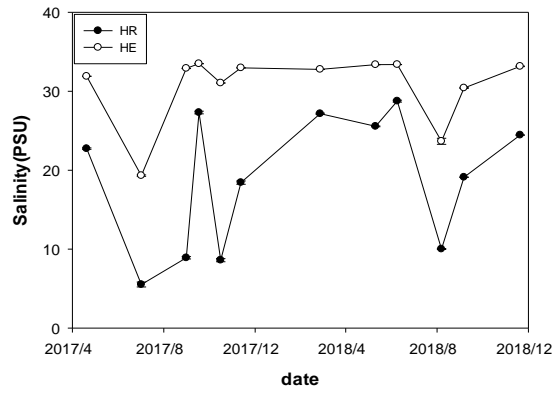


圖 4.9、各測站鹽度變化圖

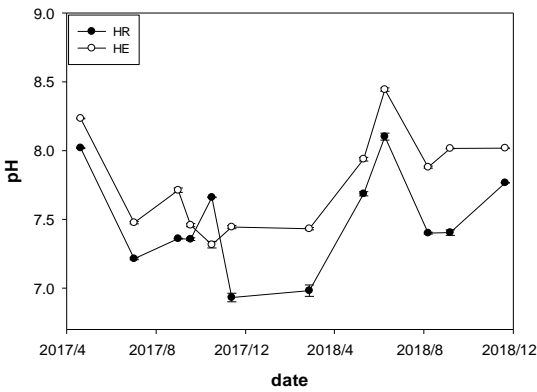


圖 4.10、各測站酸鹼值變化圖

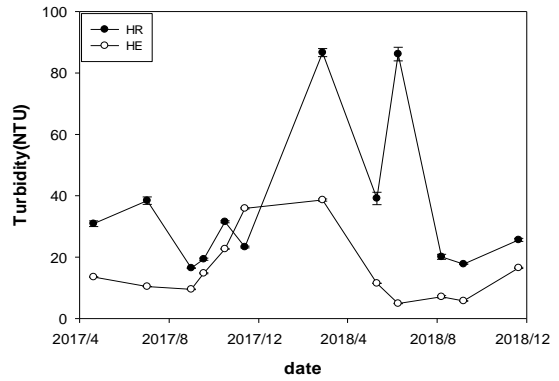


圖 4.11、各測站濁度變化圖

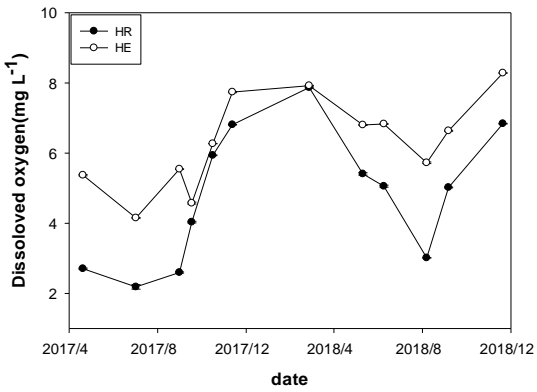


圖 4.12、各測站溶氧變化圖

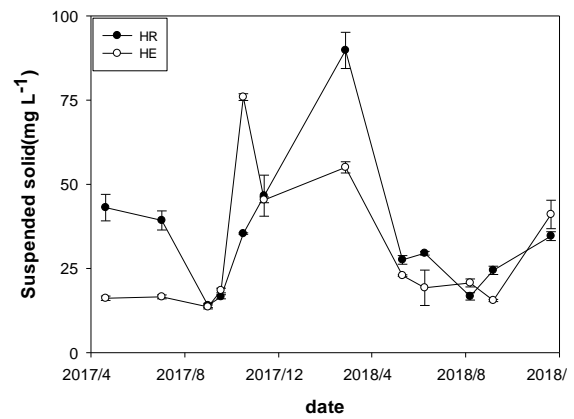


圖 4.13、各測站懸浮固體變化圖

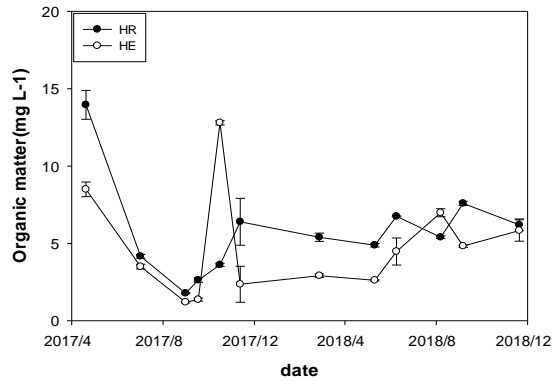


圖 4.14、各測站有機質變化圖

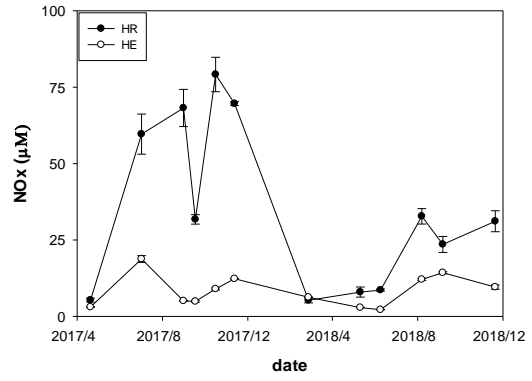


圖 4.15、各測站 NO_x 變化圖

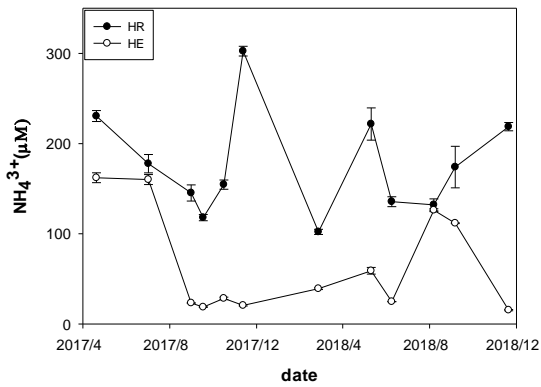


圖 4.16、各測站氨氮變化圖

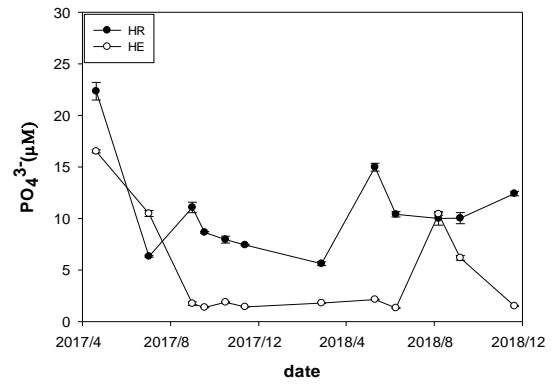


圖 4.17、各測站磷酸鹽變化圖

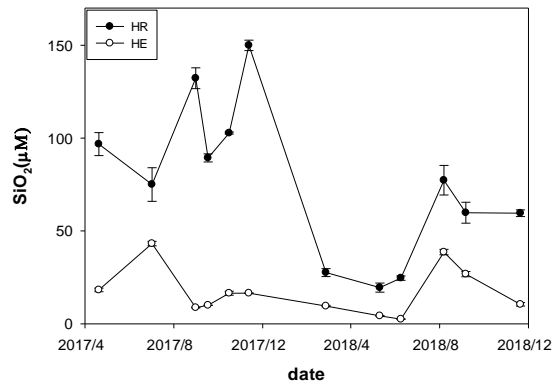


圖 4.18、各測站矽酸鹽變化圖

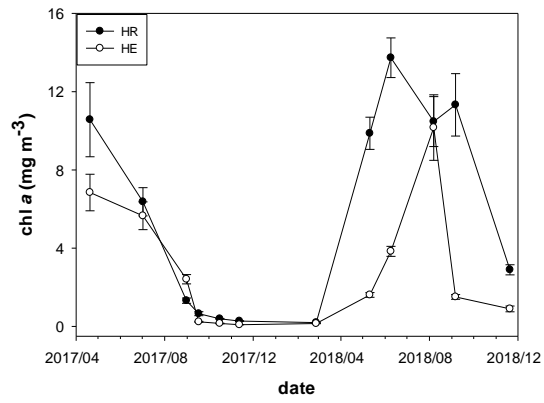


圖 4.19、各測站浮游藻生物量變化圖

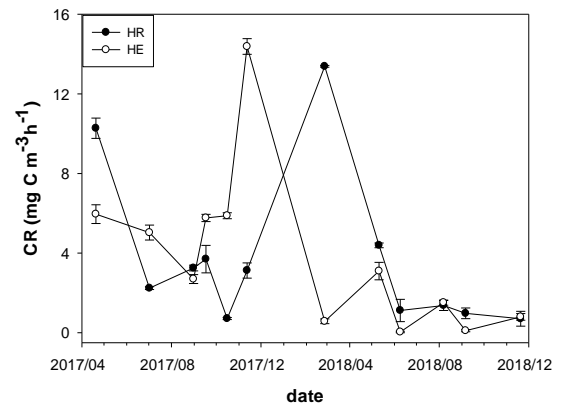


圖 4.20、各測站群集呼吸量變化圖

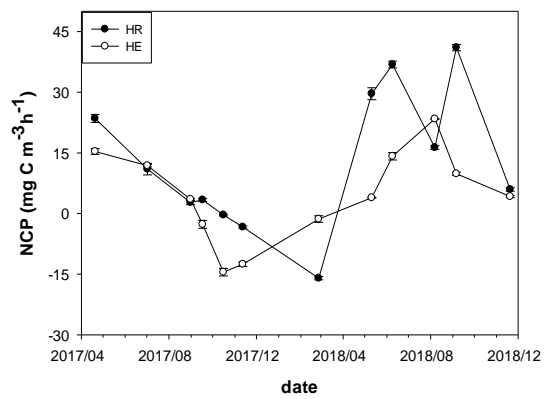


圖 4.21、各測站淨群集生產量變化圖

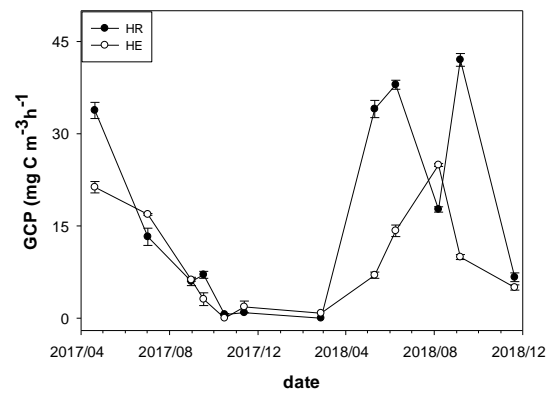


圖 4.22、各測站總群集生產量變化圖

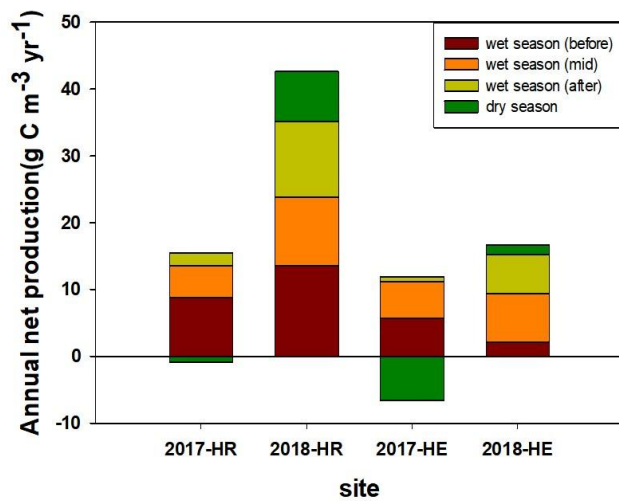
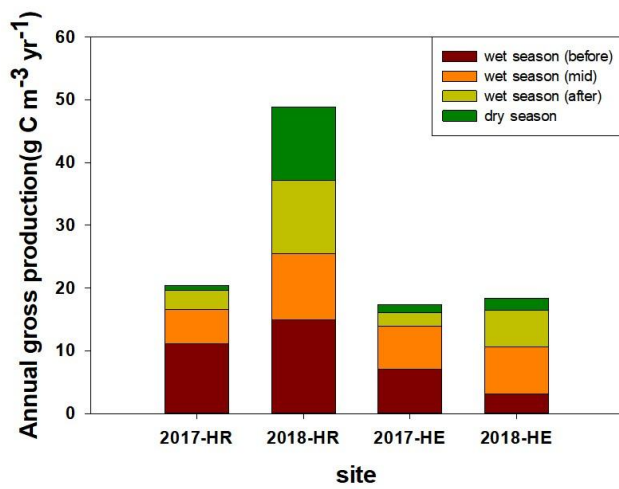
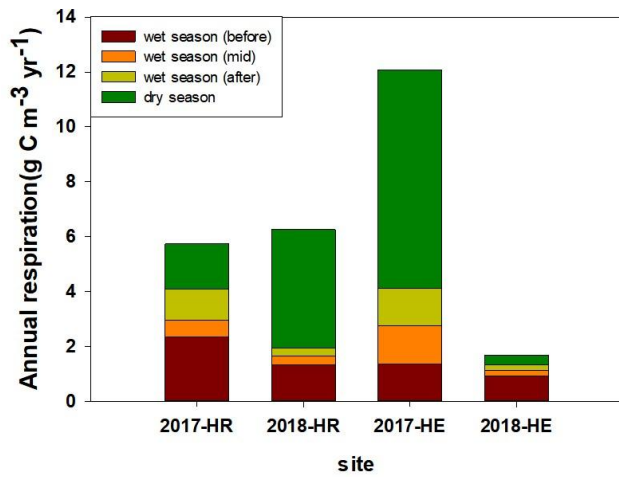


圖 4.23、2017 年和 2018 年新虎尾溪河道(HR)和河口(HE)之全年群集呼吸量、總群集生產量與淨群集生產量。

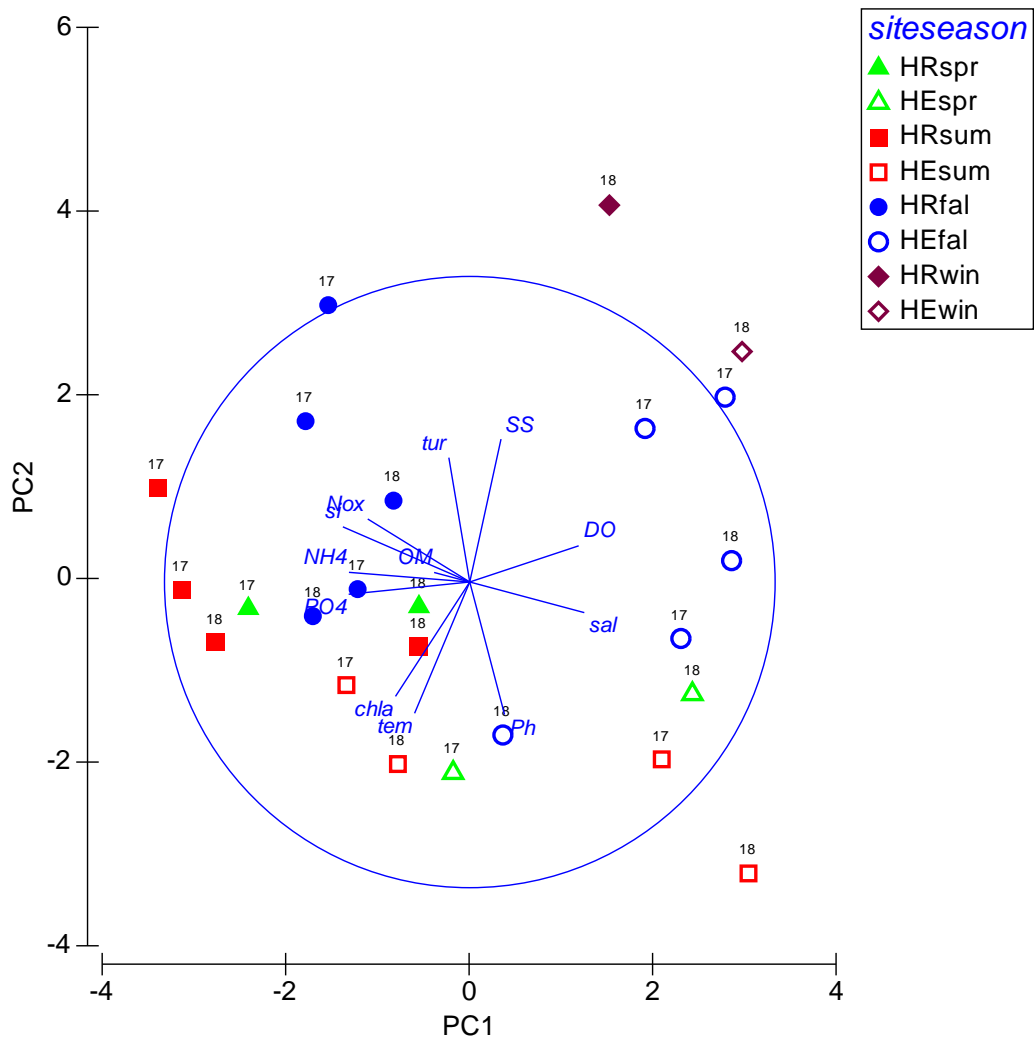


圖 4.24、新虎尾溪環境因子主成分分析圖

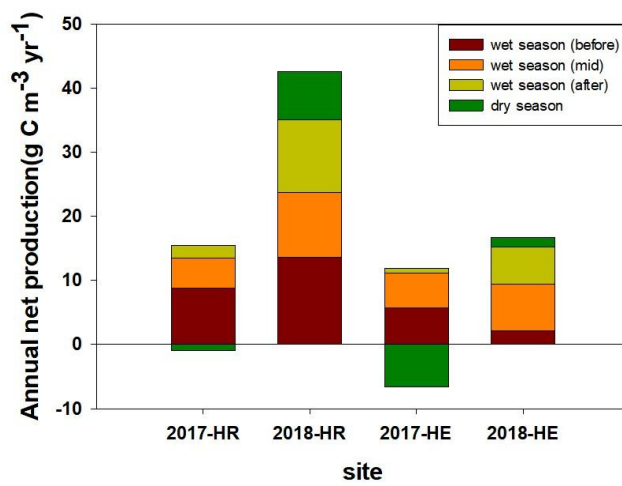
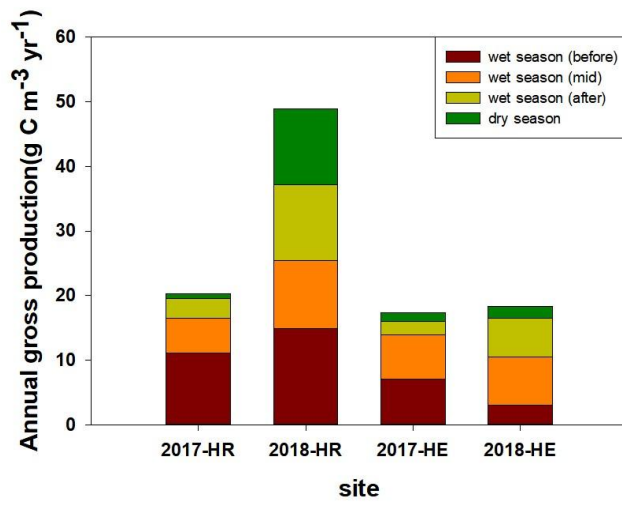
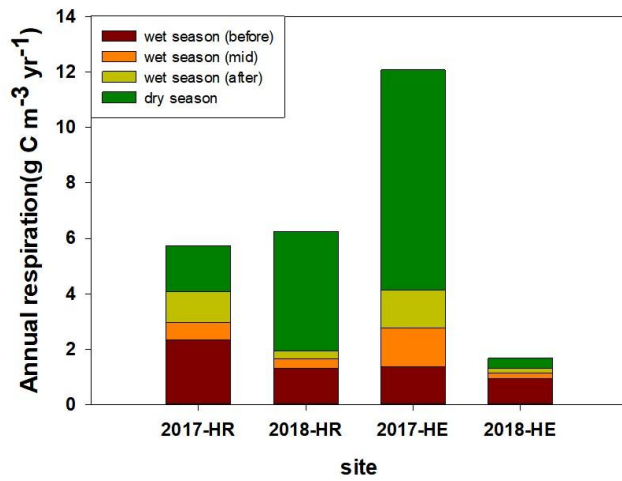


圖 4.25、新虎尾溪河道(HR)和河口(HE)之全年群集呼吸量、總群集生產量與淨群集生產量。

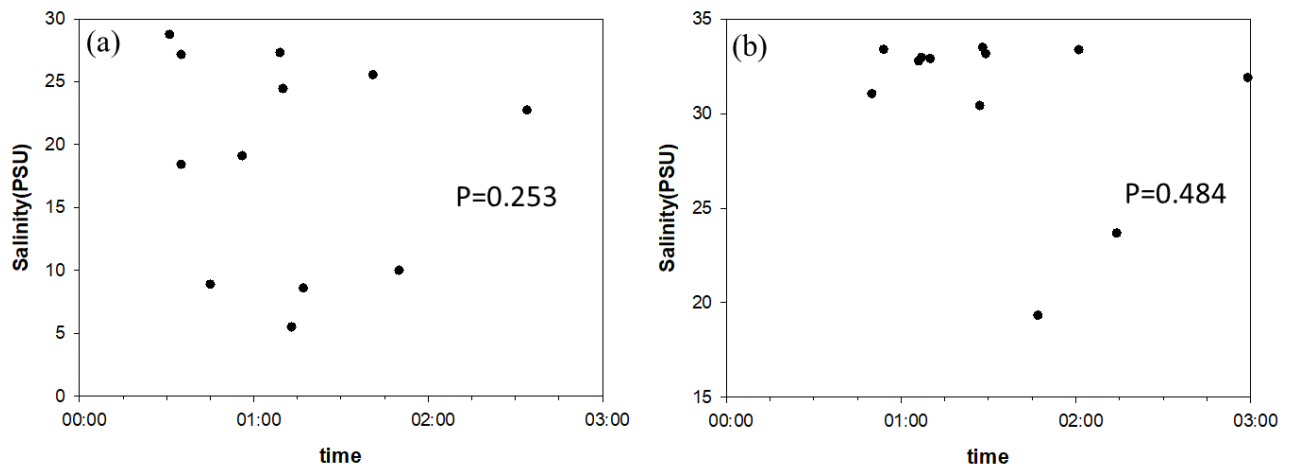


圖 4.26、採樣距離滿潮時間與鹽度散佈圖。(a)新虎尾溪河道(b)河口

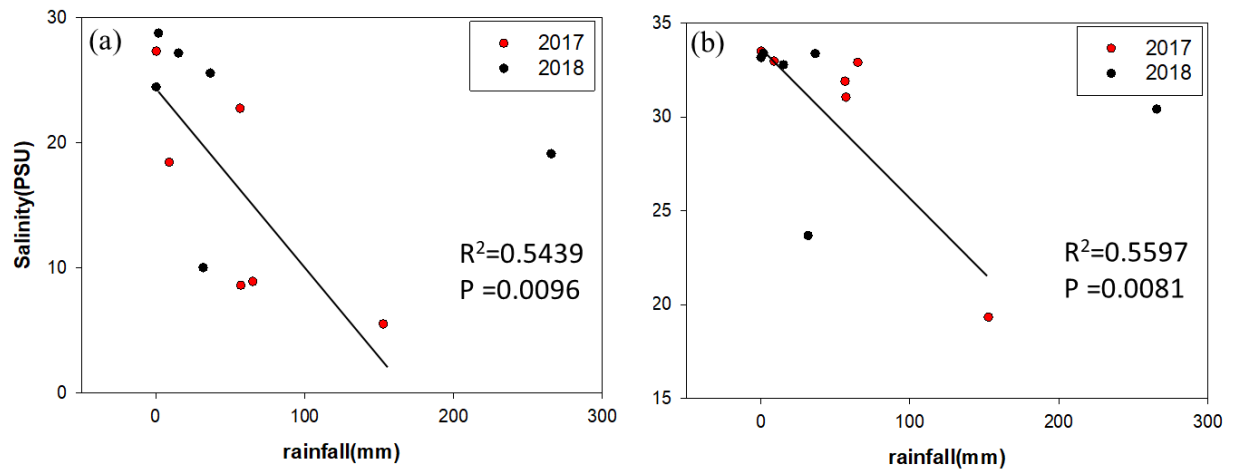


圖 4.27、採樣日前兩周降雨量與鹽度散佈圖。(a)新虎尾溪河道(b)河口

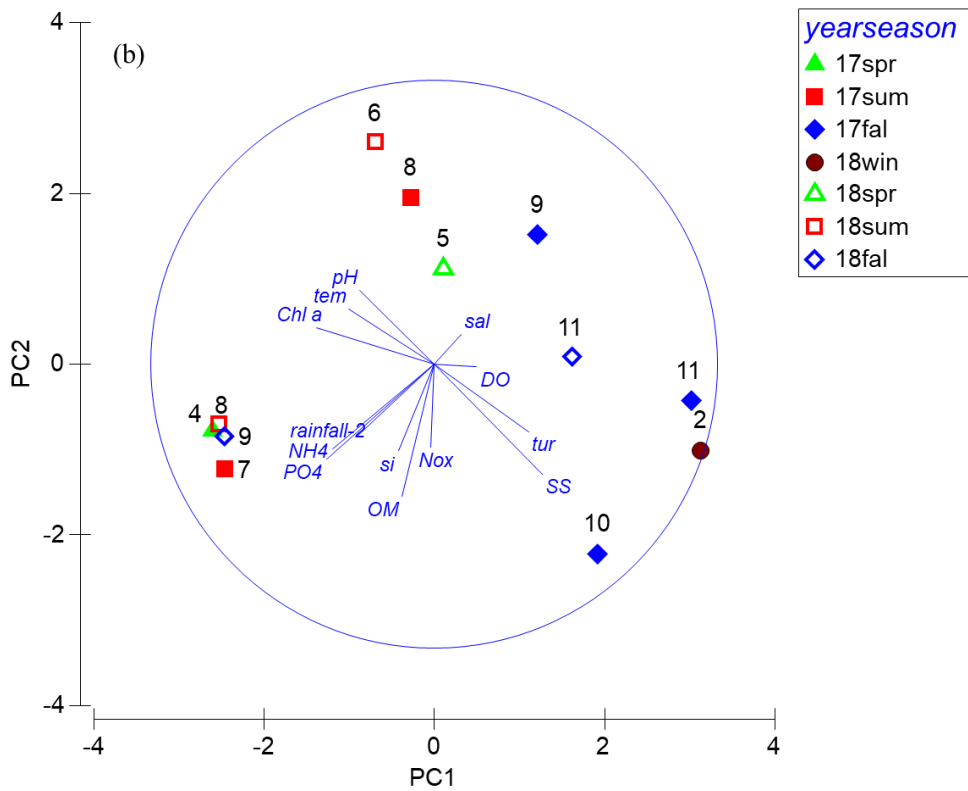
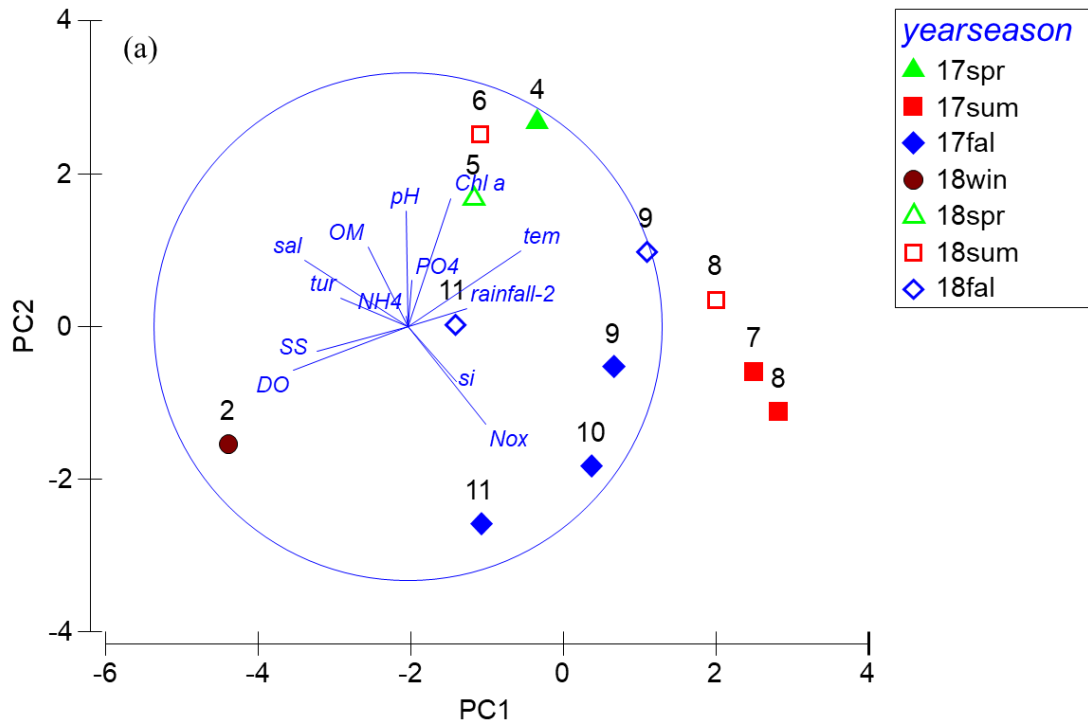


圖 4.28、新虎尾溪河道(a)和河口(b)環境因子主成分分析

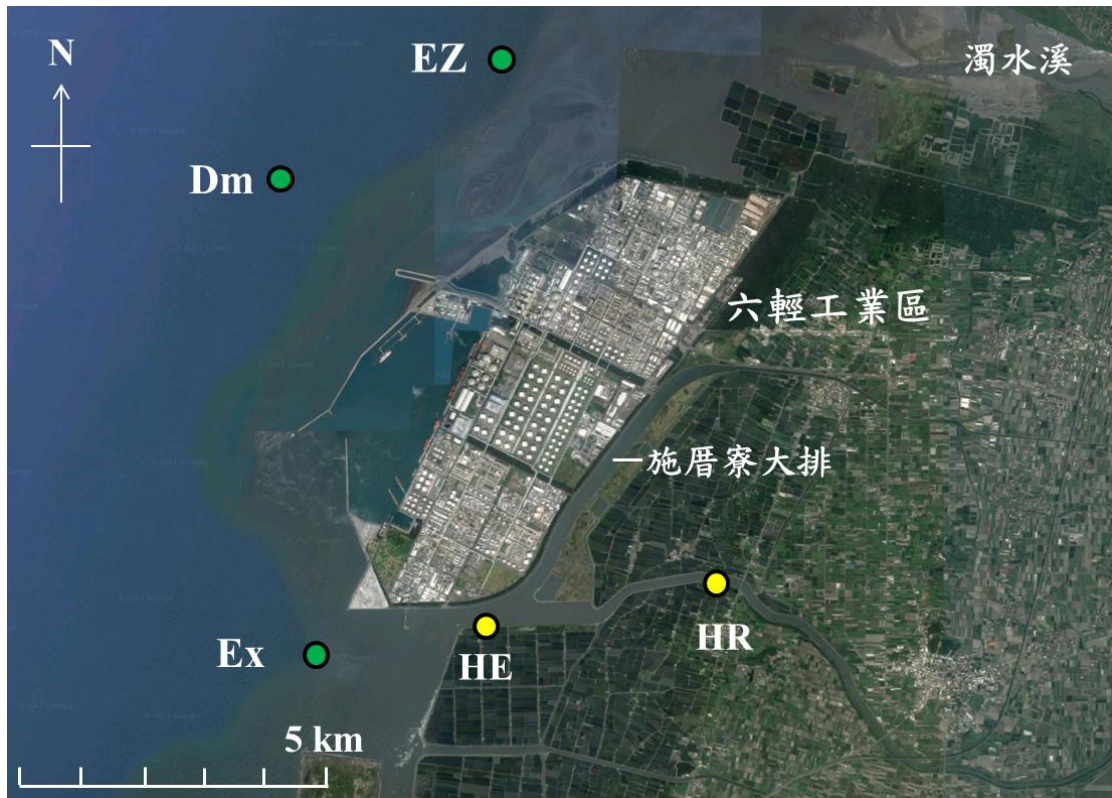


圖 4.29、潘(2015)與本研究測站位置圖。圖中 EZ 為濁水溪口、Dm 為放流水口、Ex 為新虎尾溪口，HE 和 HR 為本研究的新虎尾溪河口和河道測站。

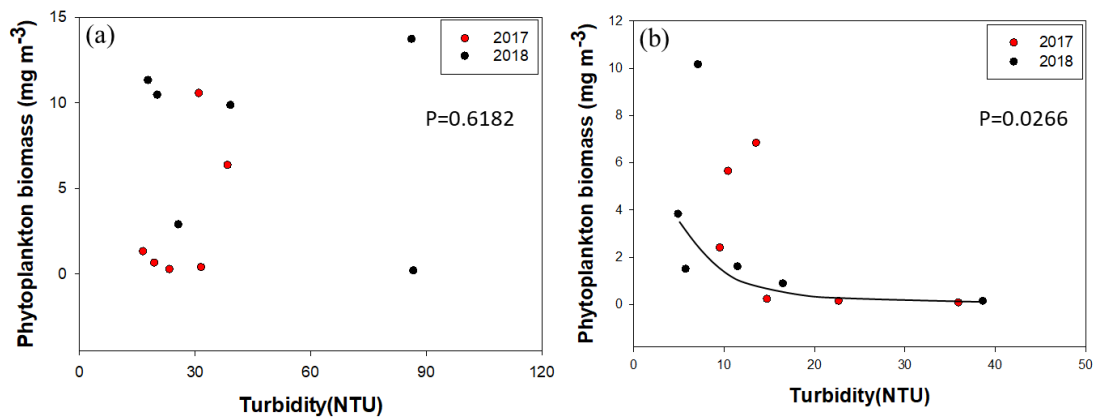


圖 4.30、浮游藻生物量與濁度散佈圖(a)新虎尾溪河道(b)河口。

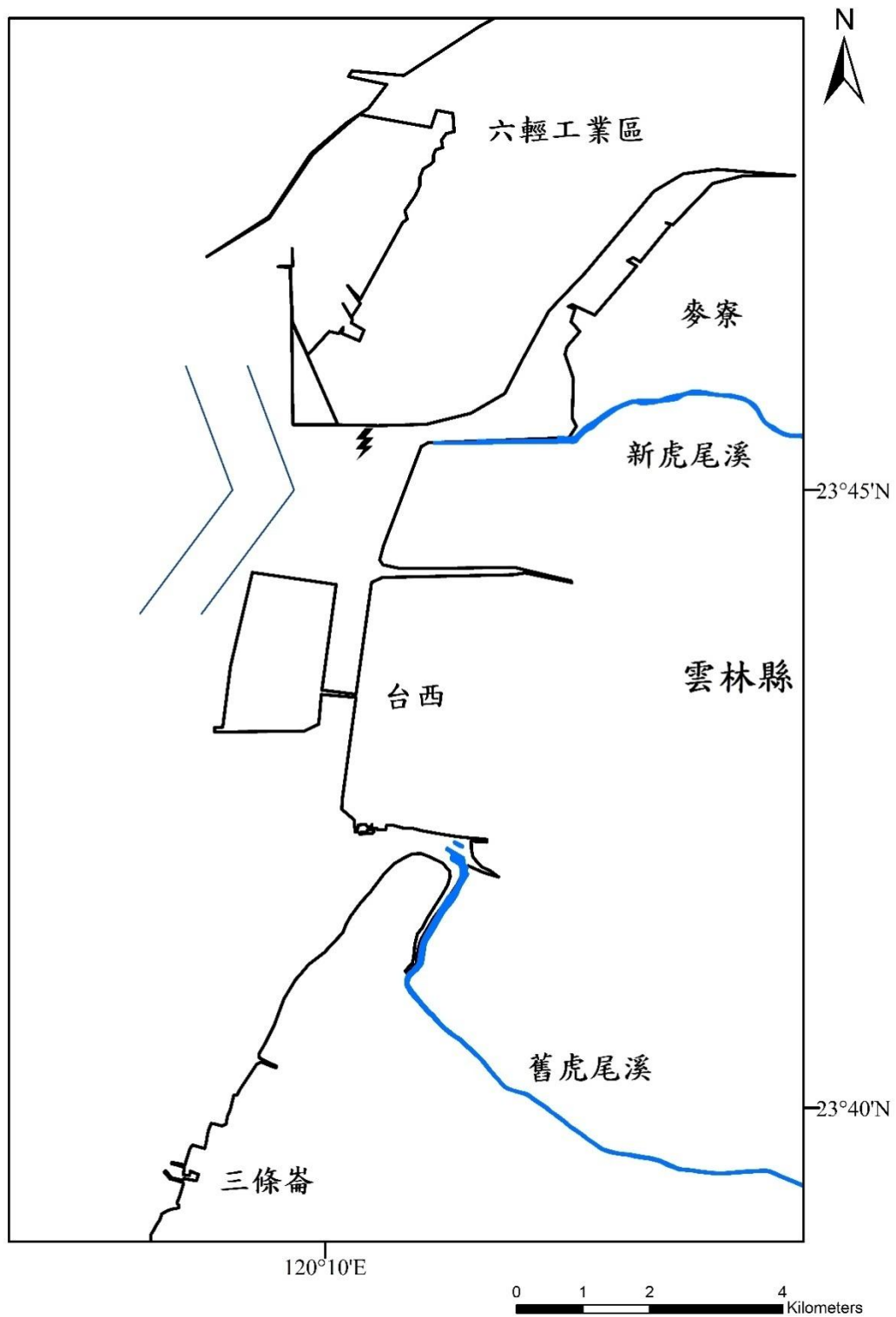


圖 4.31、海上調查航線圖，最靠近岸之航線為「近岸航線」，另一航線為「離岸航線」，航線之平行間隔為 0.5 海浬(資料取自台塑計畫)。

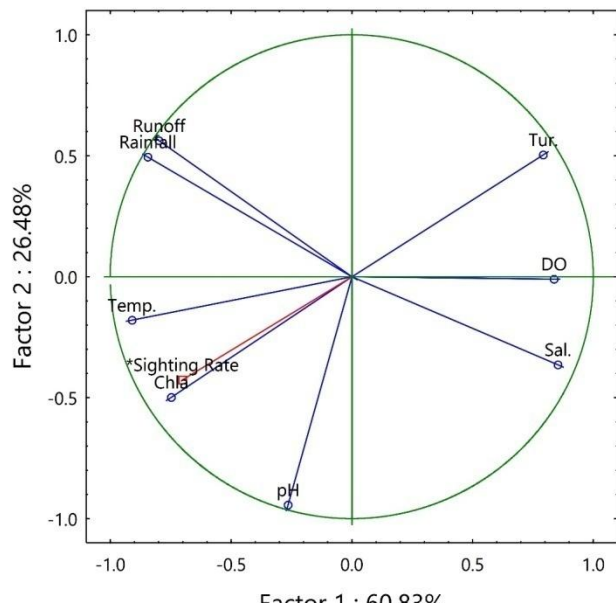


圖 4.32、新虎尾溪河口環境因子以主成分分析可用主成分因子 1&2 解釋環境因子變化趨勢 87%。

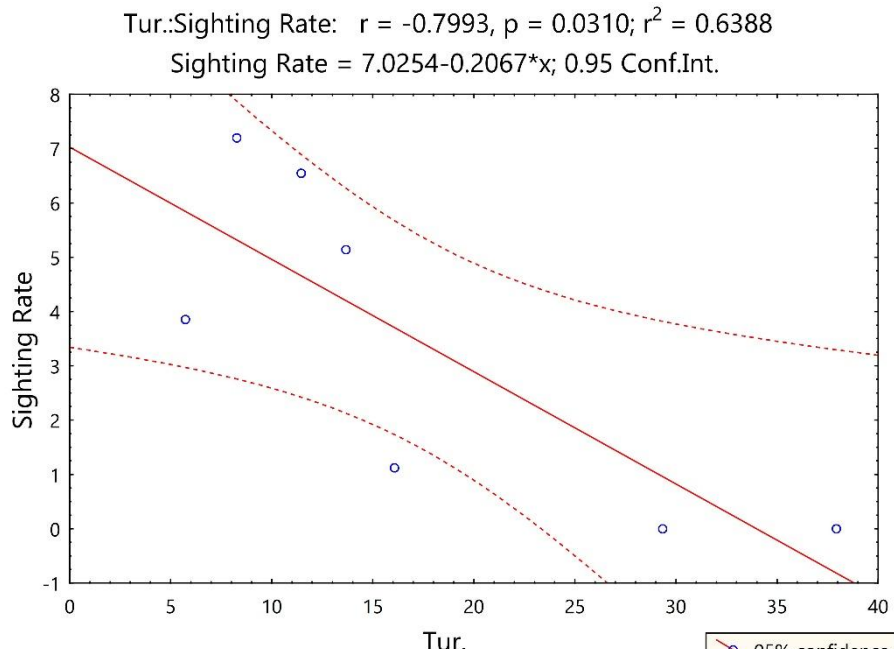


圖 4.33、群次目擊率與濁度變化成顯著負相關($p=0.03$)。

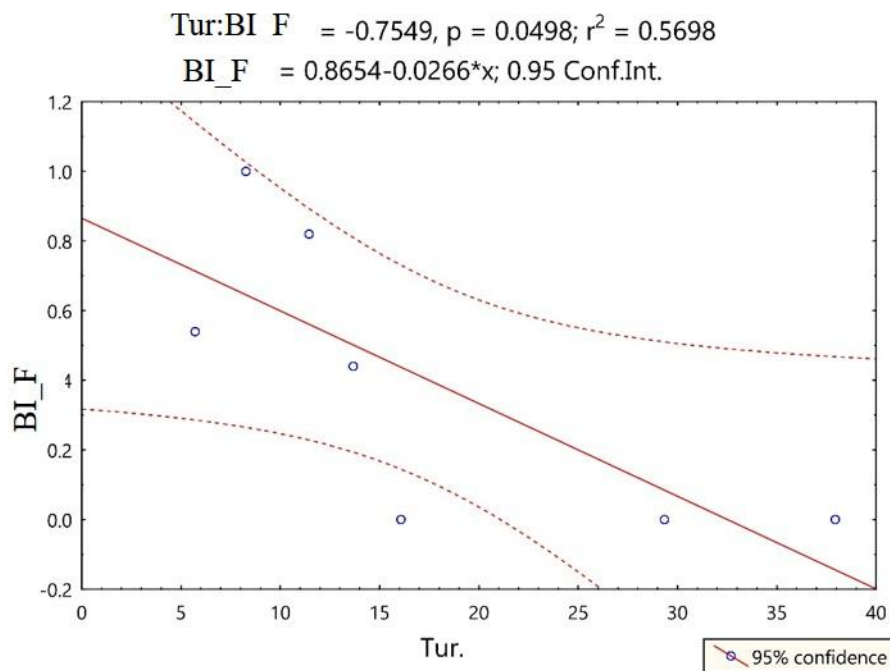


圖 4.34、覓食行為指標係數(BI_F)與濁度成負相關($p=0.05$)。

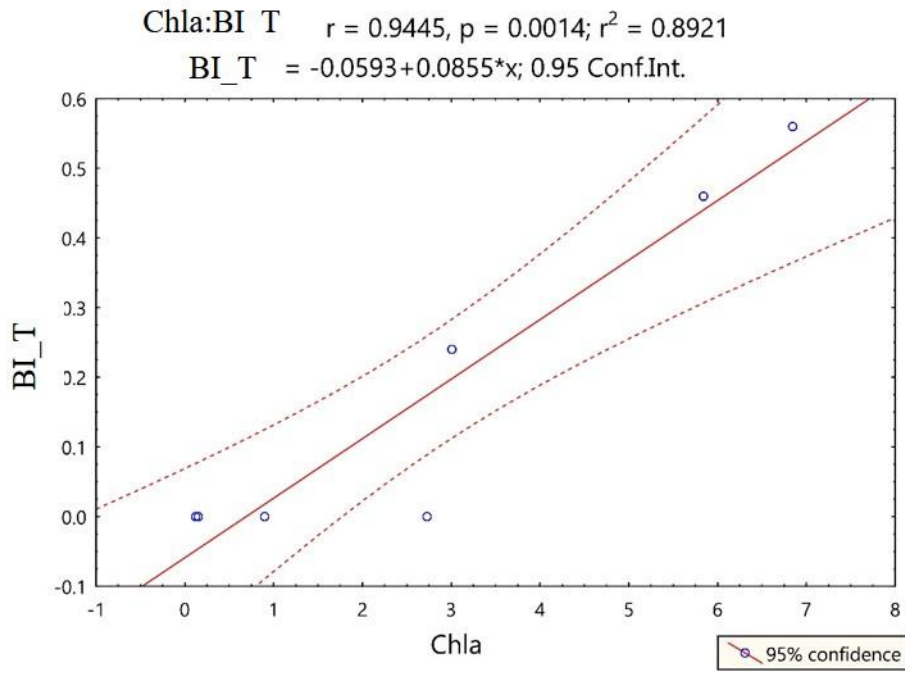


圖 4.35、旅行行為指標係數(BI_T)與葉綠素 a 成顯著正相關($p < 0.01$)。

四、參考文獻

- 李佳紘(2016) 以被動式聲學探討中華白海豚在河口的活動模式。國立臺灣大學生命科學院生態學與演化生物學研究所碩士論文。
- 李奕廷(2014)淡水河浮游生物對水體有機碳收支的影響。國立中興大學生命科學系碩士論文
- 周蓮香等人，2014。雲林沿海中華白海豚與河口生態系研究計畫。
- 周蓮香(2017) 雲林沿海中華白海豚族群監測期末報告。國立臺灣大學海洋技術研究中心。
- 雲林縣政府(2010) 「易淹水地區水患治理計畫」雲林縣管河川新虎尾溪水系規劃報告
- 雲林縣政府(2017) 民國 105 年統計年報
- 經濟部水利署(2008~2016) 中華民國 97~105 年水文年報
- 潘靖汶(2015)雲林沿海浮游藻類生產力與生態系食物網模式建構。國立中興大學生命科學系碩士論文。
- American Public Health Association (APHA). 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Pollution Control Federation. 19th edition, Washington, D.C.
- Bacher, C., Duarte, P., Ferreira, J. G., Héral, M., & Raillard, O. (1997). Assessment and comparison of the Marennes-Oléron Bay (France) and Carlingford Lough (Ireland) carrying capacity with ecosystem models. *Aquatic Ecology*, 31(4), 379-394.
- Barror, N.B., T.A. Jefferson, and E.C.A. Parsons. 2004. Feeding habitat of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) stranded in Hong Kong. *Aquatic Mammals* 30: 179-188.
- Barlow, J., M. Kahru, and B. Mitchell. 2008. Cetacean biomass, prey consumption, and primary production requirements in the California Current ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* 371: 285-295.
- Chen, B., Xu, X., Jefferson, T. A., Olson, P. A., Qin, Q., Zhang, H., ... & Yang, G. (2016). Chapter Five-Conservation Status of the Indo-Pacific Humpback Dolphin (*Sousa chinensis*) in the Northern Beibu Gulf, China. *Advances in marine biology*, 73, 119-139.
- Cloern, J.E. 1999. The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem sensitivity to

- nutrient enrichment. *Aquatic Ecology* 33: 3-15
- Cloern, J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210:223-253.
- Dalrymple, R. W., B. A. Zaitlin, and R. Boyd. 1992. Estuarine facies models: conceptual basis and stratigraphic implications: perspective. *Journal of Sedimentary Research* **62**.
- Dares, L. E., Hoffman, J. M., Yang, S. C., & Wang, J. Y. (2014). Habitat characteristics of the critically endangered Taiwanese humpback dolphins (*Sousa chinensis*) of the eastern Taiwan Strait. *Aquatic Mammals*, 40(4), 368.
- Domingues, R. B., T. P. Anselmo, A. B. Barbosa, U. Sommer, and H. M. Galvão. 2011. Nutrient limitation of phytoplankton growth in the freshwater tidal zone of a turbid, Mediterranean estuary. *Estuarine, coastal and shelf science* **91**:282-297.
- Eppley, R. W. 1972. Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fish. Bull* **70**:1063-1085.
- Fairbridge, R. 1980. The estuary: its definition and geodynamic cycle. *Chemistry and biochemistry of estuaries*:1-35.
- Ferrier S (2002) Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: where to from here? *Syst Biol* 51: 331–363
- Fisher, T., A. Gustafson, K. Sellner, R. Lacouture, L. Haas, R. Wetzel, R. Magnien, D. Everitt, B. Michaels, and R. Karrh. 1999. Spatial and temporal variation of resource limitation in Chesapeake Bay. *Marine Biology* **133**:763-778.
- Fury, C. A., & Harrison, P. L. (2011). Seasonal variation and tidal influences on estuarine use by bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93(4), 389-395.
- Gaulke, A. K., M. S. Wetz, and H. W. Paerl. 2010. Picophytoplankton: a major contributor to planktonic biomass and primary production in a eutrophic, river-dominated estuary. *Estuarine, coastal and shelf science* **90**:45-54.
- Gibson, R.N., Robb, L., Burrows, M.T., Ansell, A.D., 1996. Tidal, diel and longer term changes in the distribution of fishes on a Scottish sandy beach. *Marine Ecology Progress Series* 130, 1-17.
- Goldman, E., and R. Jacobs. 1961. Determination of nitrates by ultraviolet absorption. *Journal (American Water Works Association)* **53**:187-191.
- Golubkov, S., M. Golubkov, A. Tiunov, and V. Nikulina. 2017. Long-term changes in primary production and mineralization of organic matter in the Neva Estuary

- (Baltic Sea). *Journal of Marine Systems* **171**:73-80.
- Hempel, H., Cattrijsse, A., Vincx, M., 2003. Tidal, diel and semi lunar changes in the faunal assemblage of an intertidal saltmarsh creek. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **56**, 795-805.
- Hatcher, B., A. O. Chapman, and K. Mann. 1977. An annual carbon budget for the kelp *Laminaria longicuris*. *Marine Biology* **44**:85-96.
- Ho, A. Y., J. Xu, K. Yin, Y. Jiang, X. Yuan, L. He, D. M. Anderson, J. H. Lee, and P. J. Harrison. 2010. Phytoplankton biomass and production in subtropical Hong Kong waters: influence of the Pearl River outflow. *Estuaries and Coasts* **33**:170-181.
- Jassby AD, Platt T(1976) Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. *Limnology and Oceanography* **21**:540-547.
- Jefferson TA, Hung SK (2004). A review of the status of the Indo-Pacific humpback dolphin (*Sousa chinensis*) in Chinese waters. *Aquatic Mammals* **30**:149–158
- Jeffrey ST, Humphrey G (1975) New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c 1 and c 2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen* **167**:191-194.
- Karczmarski L, Thornton M, Cockcroft VG (2000) Daylight occurrence of humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *African Journal of Ecology* **38**:86–90
- Karczmarski L, Thornton M, Cockcroft VG (2000) Daylight occurrence of humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *African Journal of Ecology* **38**:86–90.
- Kenney, R.D., G.P. Scott, T.J. Thompson, and H.E. Winn. 1997. Estimates of prey consumption and trophic impacts of cetaceans in the USA northeast continental shelf ecosystem. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* **22**: 155-171.
- Krishnan, A. A., Yousuf, K. S., Kumaran, P. L., Harish, N., Anoop, B., Afsal, V. V., ... & Jayasankar, P. (2008). Stomach contents of cetaceans incidentally caught along Mangalore and Chennai coasts of India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **76**(4), 909-913.
- Lin TH, Akamatsu T, Chou LS (2015) Seasonal distribution of Indo-Pacific humpback dolphins at an estuarine habitat: influences of upstream rainfall. *Estuar Coasts* **38**: 1376–1384

- Lin TH (2013). The application of passive acoustic monitoring for studying Indo-Pacific humpback dolphin behavior and habitat use off western Taiwan (Doctoral dissertation, Ph. D. dissertation, National Taiwan University (<http://handle.ncl.edu.tw/11296/ndltd/17027378804372597052>)).
- Marshall HG (2005) Metabolic rate measurements. In: Eaton AD, Franson MAH (eds) Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater. American Public Health Association, Washington, DC.
- Murphy J, Riley JP (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* **27**:31-36.
- Nakane, T., K. Nakaka, H. Bouman, and T. Platt. 2008. Environmental control of short-term variation in the plankton community of inner Tokyo Bay, Japan. *Estuarine, coastal and shelf science* **78**:796-810.
- Nixon, S., J. Ammerman, L. Atkinson, V. Berounsky, G. Billen, W. Boicourt, W. Boynton, T. Church, D. Ditoro, and R. Elmgren. 1996. The fate of nitrogen and phosphorus at the land-sea margin of the North Atlantic Ocean. *Biogeochemistry* **35**:141-180.
- Nixon, S. W. 1988. Physical energy inputs and the comparative ecology of lake and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography* **33**:1005-1025.
- Nixon, S. W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* **41**:199-219.
- Paerl, H. W., L. M. Valdes-Weaver, A. R. Joyner, and V. Winkelmann. 2007. Phytoplankton indicators of ecological change in the eutrophying Pamlico Sound system, North Carolina. *Ecological Applications* **17**.
- Pai, S.-C., Y.-J. Tsau, and T.-I. Yang. 2001. pH and buffering capacity problems involved in the determination of ammonia in saline water using the indophenol blue spectrophotometric method. *Analytica Chimica Acta* **434**:209-216.
- Pai, S.-C., C.-C. Yang, and J. P. Riley. 1990. Formation kinetics of the pink azo dye in the determination of nitrite in natural waters. *Analytica Chimica Acta* **232**:345-349.
- Pan, C.-W., Y.-L. Chuang, L.-S. Chou, M.-H. Chen, and H.-J. Lin. 2016a. Factors governing phytoplankton biomass and production in tropical estuaries of western Taiwan. *Continental Shelf Research* **118**:88-99.
- Pan, C. W., M. H. Chen, L. S. Chou, and H. J. Lin. 2016b. The Trophic Significance of the Indo-Pacific Humpback Dolphin, *Sousa chinensis*, in Western Taiwan.

- PloS one **11**:e0165283.
- Parra, G.J. 2006. Resource partitioning in sympatric delphinids: space use and habitat preferences of Australian snubfin and Indo-Pacific humpback dolphins. *J. Anim. Ecol.* **75**:862-874.
- Parsons, T. R., Y. Maita, and C. M. Lalli. 1984. A manual of biological and chemical methods for seawater analysis. Publ. Pergamon Press, Oxford.
- Pei, S., E. A. Laws, H. Zhang, S. Ye, H. Yuan, and H. Liu. 2017. Patchiness of phytoplankton and primary production in Liaodong Bay, China. *PloS one* **12**:e0173067.
- Pritchard, D. W. 1967. Observations of circulation in coastal plain estuaries.
- Reeves, R.R., Dalebout, M.L., Jefferson, T.A., Karczmarski, L., Laidre, K., O’CorryCrowe, G., Rojas-Bracho, L., Secchi, E.R., Slooten, E., Smith, B.D., Wang, J.Y., Zerbini, A.N., Zhou, K., 2008. *Pontoporia blainvillei*. In: IUCN 2010, IUCN Red List of Threatened Species.
- Rushton SP, Ormerod SJ, Kerby G (2004) New paradigms for modelling species distributions? *J Appl Ecol* **41**: 193–200
- Ryther, J. H., and W. M. Dunstan. 1971. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment. *Science* **171**:1008-1013.
- Schelske, C. L., and E. P. Odum. 1962. Mechanisms maintaining high productivity in Georgia estuaries. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* **14**:75-80.
- Ware, D. M., & Thomson, R. E. (2005). Bottom-up ecosystem trophic dynamics determine fish production in the Northeast Pacific. *science*, **308**(5726), 1280-1284.
- Whittaker, R.H. 1975 *Communities and Ecosystems*, 2nd edn. Macmillan, New York.
- Xue, Y., X. Jin, B. Zhang, and Z. Liang. 2005. Seasonal, diel and ontogenetic variation in feeding patterns of small yellow croaker in the central Yellow Sea. *Journal of Fish Biology* **67**: 33-50.