

105 年度行政院農業委員會林務局委託研究計畫

中華白海豚族群生態與食餌棲地監測

Population ecology and prey-habitat monitoring
for Chinese white dolphin (*Sousa chinensis*)

計畫編號：105 林發-7.2-保-21

計畫主持人：周蓮香

協同主持人：邵廣昭、邵奕達

執行機關：國立臺灣大學生態與演化生物研究所
國立臺灣海洋大學海洋生物研究所

中華民國 一〇六 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	王忠斌
侯雯	余信儀
傅思穎	何淑雯
楊志凱	呂佳燕
劉明章	李秋雲
黃彥婷	張庭瑄
林圻鴻	曹子涵
李佳紘	郭亞薇
李幸娜	陳品竹
李玠志	陳彥彰
郭祥廈	劉宇珊
陳飛龍	劉宇軒
黃嘉慶	潘柚蓁
李沛沂	魏千翔
陳高榜	蘇邱弘
王德清	

國立海洋大學

海洋生物研究所

邵廣昭
黃世彬
陳靜怡
蔡正一

國立海洋大學

海洋生物研究所

邵奕達
魏志安
鐘珮綺
李志強
宋帛軒
關寶龍
林憲坤
曾庸哲
陳若冬
林孟緯
陳怡安
葉菜漢
趙仕堯
劉姿延

總摘要

1. 中華白海豚在西海岸的長期監測(周蓮香)：

105 年度的中華白海豚族群海上監測有四條航線：北區一(苗栗龍鳳港-苗栗白沙屯)、北區二(苗栗白沙屯-台中港)、南區一(外傘頂洲-嘉義)，和南區二(嘉義-台南)等航線，共進行 42 趟次。航行總計 2816.7 公里、214.8 小時，有效航程的總努力里程為 2320.4 公里，努力時數為 172.7 小時。共發現 24 群次，有效群次為 21 群。彙整本年度苗栗至台南所有不同計畫之平行線調查結果，台灣西岸整體白海豚目擊率為 1.77 群/100 公里。回顧自 2008 年以來的資料發現，過去幾年北區目擊率持續增加，而南區的目擊率下降，但本年度開始有反向跡象。目前最熱區集中分佈於台中港以南至彰化崙尾港，但分佈最遠紀錄今年有些擴增，北向至香山溼地、南向至七股、西向甚至可能達台灣海峽中線。今年目擊 66 隻辨識個體和 10 對母子對，累計由 2016 年至今共有 80 隻已登錄白海豚個體。年間趨勢雖算穩定，但是母子對與新生幼豚的存活率有下降趨勢。此外，2012 年以後白海豚族群的棲地分佈與社群結構有明顯變動--許多南區個體的家域或核域北移，除了原有的南北兩社群外，新增一個中間群體。總結，台灣白海豚的族群量持續在低檔、嬰幼兒出生數和存活率逐年下滑，顯示其保育的危急性極高，急需有所行動。

2. 西海岸漁民對於漁業環境和白海豚重要棲息地劃設之意見訪談(周蓮香)：

本年度與龍鳳漁港、彰化崙尾港、台中港、雲林台子村港、嘉義布袋港共 18 位受訪漁民，平均每位進行 2-4 小時的深度訪談。結果顯示，漁民普遍認為在近十年漁獲和收入有明顯減少，主因包含漁業枯竭、油價變動、競爭變多，與每個作業天的收益下降，雖然整體的海洋環境仍有漁獲下降或好壞年間波動變大的趨勢。對於漁業環境變化，認同海洋垃圾、大陸漁船、開發工業、地形變遷和汙染等問題是目前的衝擊主因。對主管機關信心不足，包括法規不明確、取締的效力和監測的力道與廣度等長期不足，即使過半數受訪者認為保護區可能有助於海洋環境資源復育，但仍因信心不足而對現有政策產生疑慮和配合意願低落。部分漁民亦提到漁法缺乏轉業的技術和資金，可能影響其配合保育推行的意願低落。

3. 舉辦中華白海豚海上調查實習工作坊(周蓮香)：

本年度工作坊報名 64 人，兩階段課程皆完成者有 53 位，實際參與出海調查者有 19 人(33.9%)，出海達 71 人天次。回顧過去四年來的工作坊績效，發現一般有穩定工作之大眾能配合出海時間非常有限，如何提升受培訓之學員能成為未來的實際調查人員，將是未來要著重方向。此外對於培訓目標，建議可以分成兩類：協助學術調查和開發工程需求的海上觀察員。有鑑於未來離岸風場建造時需要大量海上觀察員，建議未來應增加培訓開發地點之當地居民、有興趣轉業之漁民和民間團體等，喚起社區居民自主參與的意願。使長期觀測與保育工作能永續的發展。

4. 中華白海豚棲地的魚類資源調查 (邵廣昭)：

本年度的研究目的有三：(一)以 104 年與 105 年在同一地理區的彰化四個底刺網樣站的調查採樣來探討中華白海豚分布熱點與非熱點、水淺(近岸)的與水深(遠岸)的魚類群聚差異；(二)調查 105 年新竹、苗栗、彰化、雲林、嘉義五個不同地理區共三季的底刺網標本戶漁獲資料，以了解中華白海豚的分布與各縣市魚類資源之間的關聯性；(三)以中華白海豚喜好捕食的餌食魚種做為評估指標，用採樣調查的結果來探討中華白海豚的分布、棲息地選擇偏好與當地魚類群聚之間的關聯性。採樣結果經過分析後得到以下結論：1. 彰化海域，魚种群聚組成最主要是受到不同季節的影響，其次是熱點與非熱點，而水深的影響則是最小的。2. 熱點區有比非熱點海域有更多中華白海豚喜好捕食的餌食魚種及數量。3. 彰化海域的魚類群聚組成在 10 月開始的冬季洄游魚種開始遷移至該處海域之後有很明顯的季節性變化，然而各個季別的優勢魚種統計結果顯示，當地海域棲息的中華白海豚不致於隨著季節變化而缺乏可供捕食的餌食魚種。4. 在西海岸五個縣市的底刺網標本戶調查結果顯示，中華白海豚喜好捕食的餌食魚種族群數量佔所有捕獲魚種尾數的百分比依序為彰化>雲林>苗栗>嘉義>新竹，這個結果與臺灣大學周蓮香教授團隊過去在各縣市海域所做的中華白海豚目擊率調查結果一致，顯示中華白海豚在各縣市的分布與餌食魚類資源具有關聯性。推論擁有較多的餌食魚種資源的海域，可能成為吸引中華白海豚偏好棲息於該處海域的一個因素。

5. 人為噪音/震動對中華白海豚棲地優勢魚種的生理影響(邵奕達)：

本計畫目的為探討人為的噪音與震動對中華白海豚主要食餌(魚類)的可能生理影響。在去年的研究中初步發現長期的噪音足以造成魚類的緊迫。暴露在

風力發電設備運轉噪音下，實驗魚種(虱目魚)的血漿皮質醇(cortisol)濃度在 24 小時中顯著升高，而頭腎中與皮質醇合成相關的類固醇生成急性調控蛋白(steroidogenic acute regulatory protein, star)的基因表現量快速上升；並且伴隨著代謝皮質醇成為可體松(cortisone)的第二 11 β -羥基類固醇脫氫酶(11- β -hydroxysteroid dehydrogenase 2, hsd11b2)表現量增加。故連續長期的噪音會造成魚類的緊迫，進而影響或改變魚類在區域內的停留時間。但因不同的魚種對聽覺的靈敏度不同，可能對噪音會有不同的生理反應，虱目魚為巡游快、活動水層範圍較廣的魚種，而白海豚的主要餌食魚種可能以底棲性種類為主。因此，本年度的研究目的為驗證風力發電設備的運轉噪音是否同樣會影響底棲魚類的生理。根據實際的噪音模擬實驗，本年度的研究證明噪音足以造成底棲性魚類(黑鯛，*Acanthopagrus schlegelii*)的慢性緊迫。暴露在風力發電設備運轉噪音下，實黑鯛的血漿皮質醇濃度雖無顯著的變動，但是長期(2 週以上)，處於低頻的風力發電運轉噪音中，會增加血漿中活性氧化物(reactive oxygen species)的含量。活性氧化物的濃度可視為慢性緊迫的指標，過高的活性氧化物濃度可能會引起氧化壓力，使魚體細胞造成傷害。此外，處於低頻的風力發電運轉噪音中，會減少肝臟瘦蛋白(leptin A, lepa)的基因表現量。瘦蛋白的功用是調節能量儲存，加快生物的新陳代謝，瘦蛋白基因表現量的偏低意味著長期處於噪音環境中的黑鯛的新陳代謝較慢，並且能量貯存量變少。因此，離岸風力發電機噪音可能為一個潛在的噪音源，但是影響程度與暴露於離岸風力發電機之距離、時間與物的聽力有關。

6. 舉辦「離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊論壇和圓桌會議」(周蓮香)：

為了增進國人對離岸風機施工與營運對白海豚可能的衝擊，特邀國內外相關專家共13位，於2016年月12日在台灣大學舉辦「離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊之論壇和圓桌會議」，共有121人參加論壇，其中特邀45人參加圓桌會議。與會者反應熱烈，遺憾討論時間有限，未有結論。

誌

謝

首先感謝林務局對本計畫的支持，特別感謝在研究期間夏組長榮生、黃科長群策、劉泰成先生在行政上的協助，以及本研究團隊所有成員（助理、研究生、實習生與志工們）不畏海上和研究辛苦，蒐集珍貴的海上調查和實驗資料，和內政部地政司協助海域資料的取得。最後，由衷感謝宏福晟號陳重德船長、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，還有宜蘭烏石港蘭鯨號協助工作坊學員的海上實習訓練。以及台灣大學陳琪芳團隊協助支持「離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊論壇和圓桌會議」許多庶務。謹此獻上最誠摯的謝忱。

總目錄

第壹章、研究背景及計畫目標	10
第貳章、中華白海豚族群在台灣西海岸的長期監測	14
第參章、中華白海豚棲地的魚類資源調查	59
第肆章、人為噪音/震動對中華白海豚棲地優勢魚種的生理影響	88
第伍章、臺灣西海岸各地漁民之漁業活動、海洋資源利用之意見調查	109
第陸章 中華白海豚海上調查實習工作坊成果報告	128
第柒章 離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊之論壇和圓桌會議	137

目次

第壹章、研究背景及計畫目標	10
一、 研究背景	10
二、 計畫目標	12
三、 參考文獻	12
第貳章、中華白海豚族群在台灣西海岸的長期監測	14
一、 前言	15
二、 材料與方法	16
三、 今年度結果	20
四、 歷年研究結果變動趨勢	23
五、 討論	26
六、 參考文獻	32
七、 附件	55
第參章、中華白海豚棲地的魚類資源調查	59
一、 前言	60
二、 材料與方法	61
三、 結果	62
四、 分析與討論	65
五、 結論	68
六、 參考文獻	69
第肆章、人為噪音/震動對中華白海豚棲地優勢魚種的生理影響	88
一、 前言	89
二、 材料與方法	90
三、 結果	92
四、 分析與討論	93
五、 參考文獻	98
第伍章、臺灣西海岸各地漁民之漁業活動、海洋資源利用之意見調查	109

一、	問卷設計.....	110
二、	結果.....	110
三、	討論.....	112
四、	參考文獻.....	114
一、	附件.....	120
第陸章 中華白海豚海上調查實習工作坊成果報告.....		128
一、	海上調查工作坊.....	128
二、	海上調查實習.....	128
三、	活動海報與議程：.....	129
四、	室內課程活動照片：.....	131
五、	海上調查實習活動照片：.....	133
六、	工作坊學員參與調查成果.....	134
七、	工作坊的未來.....	135
八、	附件.....	136
第柒章 離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊之論壇和圓桌會議.....		137
一、	離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊論壇手冊.....	138
二、	論壇活動照片：.....	140
三、	離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊圓桌會議.....	143
四、	圓桌會議照片：.....	145

表目錄

表 2-1. 台灣西部沿海四條航線共 42 趟次，固定測站點之調查資料與努力量 ..37	
表 2-2. 台灣西部沿海四條調查航線的目擊群次標準化分析結果。.....37	
表 2-3.台灣西部沿海四條航線共 42 趟次，固定測站點之環境因子(平均值±SD)， n 表示各航線固定測站點的數量.....37	
表 2-4. 中華白海豚在各航線的白海豚目擊點位環境因子測量值(平均值± SD)，n 表示各航線有效目擊群次的數量.....38	
表 2-5(A). 整合當年度不同計畫近岸平行線調查結果，顯示之中華白海豚在台灣 西海岸各分區累計努力量。涵蓋範圍從苗栗縣至台南縣的沿海地區。註： “ - ”表示努力量少於 10 公里，“*”表示努力量少於 100 公里。.....38	
(續)表 2-5 (B). 彙整本研究所有計劃於每個沿岸海域平行線的調查資訊計算中華 白海豚在台灣西海岸苗栗到台南各區段的歷年標準化目擊率（群/100km）。 註：“ - ”表示調查區域調查量不足或沒有。粗體紅色表示高於 2.5 群/100km 者。.....39	
表 2-6. 彙整本年西海岸不同計畫海上目視調查結果之育幼群次，於各縣市海域 的最大群體數、平均群體大小、和累計群次數。.....39	
表 2-7、國外海洋噪音管理與對鯨豚類的影響減輕規範。若有鯨豚進入禁區範圍 內或是限制最大音量範圍內則立即停止製造噪音。文獻整合自：胡惟鈞等人 2016，DAHG 2014，Erbe 2013，JNCC 2010，NOAA 2016，Richardson et al. 1995。.....40	
表 3-1、105 年度彰化底刺網採樣調查各樣站採獲的魚種與尾數 70	
表 3-2、105 年度彰化底刺網採樣調查各樣站採獲的魚種數、尾數、優勢魚種與 重量..... 71	
表 3-3、104 與 105 年度的彰化底刺網採樣調查資料，熱點與非熱點各樣站的最 優勢與種、魚種數、尾數、歧異度指數與均勻度指數之比較..... 72	
表 3-4、四個縣市加上新竹底刺網標本戶調查採樣的採獲魚種與尾數 73	
表 3-4(續)、四個縣市加上新竹底刺網標本戶調查採樣的採獲魚種與尾數..... 74	
表 3-4(續)、四個縣市加上新竹底刺網標本戶調查採樣的採獲魚種與尾數..... 75	
表 3-5、四個縣市底刺網標本戶漁獲採樣的季別與調查日期 76	
表 3-6、四個縣市底刺網標本戶調查採樣的最優勢魚種 76	
表 3-7、四個縣市加上新竹底刺網標本戶調查採樣的 22 科別魚類捕獲魚種數、尾 數與所佔總採獲尾數百分比..... 77	
表 5-1. 臺灣西海岸漁業活動、海洋資源利用之問卷調查漁民背景分析，共有 16 位受訪者，其中 2 位同時執行兩種漁法，1 位交替使用 3 種漁法，總共收集 到 20 種漁法於三海裡內、外的作業狀況。..... 115	

表 5-2. 臺灣西海岸漁業活動、海洋資源利用之問卷調查漁民每年平均作業時間和區域。所有的 16 位受訪者(20 種漁法)，在 2010 年之前與之後的作業習慣並沒有變動。	115
表 5-4. 受訪漁民於台灣西海岸三海浬外之漁業活動與目標魚種。	116
表 5-5. 認為台灣海域漁獲有變化之受訪漁民(n=13, 81.3%)，對於漁獲變化狀況之意見百分比。	117
表 5-6. 受訪漁民認為影響台灣西海岸現今或未來漁業環境衰退的因素。	117
表 5-7. 受訪漁民對於各項近海保護區劃設方案的贊同比例。	118
表 5-8. 受訪漁民對於近海保護區劃設的贊同比例。	118

圖目錄

- 圖 2-1. 中華白海豚海上調查航線圖：(A) 北區一：崎頂至苗栗 24°34'N – 24°44'N，執行海上調查 10 趟。單趟航線長度約 27.9 公里。(B) 北區二：苗栗白沙屯至台中港 24°18'N – 24°34'N (圖 1)，執行海上調查 10 趟。單趟航線長度約 35.3 公里。.....41
- 圖 2-2. 中華白海豚海上調查航線圖：(A) 南區一：外傘頂洲西側沿岸至嘉義布袋港沿海 23°25'N–23°32'N，進行海上調查 12 趟，單趟航線長度約 30 公里。(B) 南區二：嘉義到台南將軍港沿海 23°13'N–23°25'N，進行海上調查 10 趟，單趟航線長度約 23 公里。.....42
- 圖 2-3. 中華白海豚在濁水溪以北調查航線上：(A) 北區一，(B) 北區二上的有效目擊點位和移動軌跡。(圓點為無母子對目擊群次；三角形點為母子對目擊群次。).....43
- 圖 2-4. 中華白海豚在濁水溪以南調查航線：(A) 南區一，(B) 南區二上的有效目擊點位和移動軌跡。(圓點為無母子對目擊群次；三角形點為母子對目擊群次。).....44
- 圖 2-5. 中華白海豚在南北區調查航線，所有目擊資料(n=24)的(A)行為紀錄，本年度僅觀察到四種行為(缺少社交和休息類別)。其他者，為無法歸類為六項定義類別之活動。(B)對船反應。.....45
- 圖 2-6. 中華白海豚在南北區調查航線的年齡結構，北區的年齡組成以老壯年(74%)和青少年(19%)為主，南區則多青少年(46%)和嬰幼年(21%)為主，兩區域有明顯的年齡結構差異(GOF, $p < 0.05$)。.....45
- 圖 2-7. 2016 年死亡之中華白海豚在 2007-2016 年共 10 年來的 46 筆目擊資料。.....46
- 圖 2-8. 整合 2008-2016 年不同計畫平行線調查之目擊率分布，以每三年為間隔，比較(A)2008-2010 年、(B)2011-2013 和(C)2014-2016 年調查結果。...47
- 圖 2-9. 整合當年度所有計畫之照片辨識結果，本年度較去年新增之 6 個體，皆是已辨認過個體，僅是去年度未被目擊或照片無法辨識。.....47
- 圖 2-10. 整合所有計畫之照片辨識結果，到 2016 年底共有 12 隻死亡或累計超過四年以上未目擊的個體。回溯這 12 隻個體首度消失或死亡的年份，於各年累積之海豚個體數。：2009(老年)、2014(老年)、和 2016(壯年)年分別有一隻個體確認死亡。.....48
- 圖 2-11. 至 2016 年底共 12 隻死亡或累計超過四年以上未目擊的個體，於各年齡期的隻數和百分比。.....48
- 圖 2-12(A). 整合 2008-2015 年所有計畫歷年之可辨識母子對資料(歷年林務局公開資料)，非當年度出生幼豚數(前一年幼豚)和當年度新生幼豚數。誤差數說

明：2008-2010 年間有一認定母子對經重複審核，不符合母子對定義，故刪除。2014 年有一幼豚個體重複計算，故刪去。.....	49
圖 2-12(B).整合所有計畫歷年之累計幼豚資料，到 2015 年共有 40 隻幼豚個體資料。其中有 23 隻未再目擊，11 隻仍存活但成長獨立(8 隻於 2008 年前已進入成體資料庫，3 隻為 2008 年後加入)，6 隻為符合母子對定義的幼豚(其中 1 隻在 2016 年度才拍攝到)，但亦不排除部分幼豚有存活但未被拍攝。...	49
圖 2-13.嬰幼豚的各年齡存活率，(A)平均總存活率，(B)特定年齡期間平均每期存活率(±SD)。本研究室 2008-2015 年共有 26 隻可辨認母親個體的幼豚資料，與 Chang et al.於 2016 年發表之 2007-2010 年(n=13)結果。圖示說明：母親年齡為壯年期(SA)、青年期(SK)、和少年期(MT)。.....	50
圖 2-14. 33 隻中華白海豚的社群結構在(A)2008-2010 年，(B)2012-2014 年間的變動分析，先計算兩兩海豚個體之間的 Half-weight association index (HWI)後，再以分層群聚分析(hierarchical cluster analysis)以及多因次等級分析法(multidimensional scaling analysis)建構之。數字代表海豚個體編號。.....	51
圖 2-15. 以(左) 2008-2011 年，(中) 2012-2014 年，(右) 2015-2016 年所有育幼群次目擊點位，進行之核密度分析法之家域分布機率模擬結果。由於調查努力量在某些區段年度分配不均或缺乏(外傘頂洲以南和彰化南、苗栗白沙屯以北區域)，其結果之定論仍待保留。.....	52
圖 2-16. 在台灣西部北段海域，以(A) 2012 年，(B)2013 年，(C)2014 年，(D)2015 年，(E) 2016 年所有濁水溪以北的航點 pH 值進行之反距離加權法(IDW)之分布模擬結果。模擬範圍以該年度航點之 500 公尺距離和中華白海豚重要棲息地為界。空白處表示該年度於該區域內沒有調查資料。.....	53
圖 2-17. 在台灣西部南段海域，以(A) 2012 年，(B)2013 年，(C)2014 年，(D)2015 年，(E) 2016 所有濁水溪以南的航點 pH 值進行之反距離加權法(IDW)之分布模擬結果。2012 年度因缺乏外傘頂洲以南調查，故不進行計算。.....	54
圖 3-1、彰化底刺網採樣調查樣站位置圖。T1 及 T2 為非熱點；T3 及 T4 為熱點.....	78
圖 3-2、104 與 105 年度彰化熱點與非熱點底刺網各樣站採樣結果所建構的空間排序圖.....	79
圖 3-3、合計 104 與 105 年度彰化熱點與非熱點底刺網各樣站採樣結果所建構的空間排序圖.....	79
圖 3-4、合計 104 與 105 年度彰化熱點與非熱點底刺網樣站的 22 科別魚類魚種數.....	80
圖 3-5、合計 104 與 105 年度彰化熱點與非熱點底刺網樣站的 22 科別魚類捕獲尾數.....	80
圖 3-6、底刺網標本戶漁獲調查的縣市分布圖。底圖為臺灣大學周蓮香教授調查各縣市海域的中華白海豚目擊率調查結果.....	81
圖 3-7. 以 105 年四個中華白海豚分布縣市的底刺網標本戶漁獲採樣調查資料所	

建構的空間排序圖.....	82
圖 3-8. 以 105 年五個縣市底刺網標本戶調查結果所建構的中華白海豚 22 科餌食魚類所佔各縣市總捕獲尾數的百分比.....	83
圖 3-9、彰化底刺網調查的作業船隻.....	84
圖 3-10、彰化底刺網調查所採獲的魚類.....	84
圖 3-11、彰化海域熱點與非熱點海域底刺網採樣調查的優勢魚種.....	85
圖 3-12、雲林縣底刺網調查標本戶的作業船隻.....	86
圖 3-13、雲林縣底刺網標本戶調查採樣的捕獲漁獲.....	86
圖 3-14、四個縣市底刺網標本戶漁獲採樣調查的優勢魚種.....	87
圖 4-1、鯨豚類與魚類的聽覺曲線比較(引用自 Ren et al., 2012).....	103
圖 4-2、離岸風力發電廠的噪音頻譜圖 (A)興建時期的打樁噪音為寬頻且有間斷的噪音音頻跨距 0~20kHz；(B)營運時期的機件運轉噪音為低頻 125Hz 與 508Hz 的連續噪音 (引用自 Andersson 2011)。	104
圖 4-3、本研究預計使用之噪音檔案於收錄當時在離風力發電機組不同距離時的絕對音壓強度(dB(RMS) re 1 μ Pa)。本資料與噪音的錄音檔案皆由 Mathias H. Andersson 博士提供。	105
圖 4-4、本研究所播放運轉噪音的音頻及音壓以及黑鯛的聽力曲線。，黑色三角形為模擬距機組 100m 之音壓強度，黑色圓形為緊臨著機組(1m)之音壓強度，白色圓形為黑鯛的聽力曲線。	106
圖 4-5、在噪音實驗中黑鯛(A)血漿中氧化活性物質的濃度與(B)肝臟中瘦體素基因表現量。黑色三角形為模擬距機組 100m 之音壓強度，黑色圓形為緊臨著機組(1m)之音壓強度，白色圓形為控制組。	107
圖 4-6、水中動物(魚類)對噪音反應的不同的影響區間。星號標記為噪音源位置，由近至遠的影響區間分別為：(1)生理傷害與聽力喪失；(2)行為與急性生理反應；(3)訊號屏蔽；(4)慢性干擾。本圖左側為興建時期打樁噪音的可能影響情況，右側為營運時期噪音的可能影響。值得注意的是，因為營運時期運轉噪音的強度不如打樁噪音，因此生理傷害(1)或急性行為改變(2)並不一定發生。(修改自 Richardson 1995)。	108
圖 5-1. 漁民間卷受訪者(皆 50 歲以上)，從事漁法與累計作計年資之百分比圖。	119
圖 6-1. 2013-2016 年工作坊報名人數中，實際參與出海和並未出海的人數。	134
圖 6-2. 2013-2016 年間，參與出海的人數占全體報名人數的比例，與當年度累計出海人次的趨勢。	135

附件目錄

附件 2-1：2016 年其他調查計畫、研究團隊和民間人士提供之白海豚特殊目擊點分布圖。.....	55
附件 2-1 說明：通報事件詳細內容。.....	56
附件 2-2：2017/01/24 死亡擱淺白海豚之現場與解剖照片.....	57
附圖 2-1. 上和下圖為死亡個體於擱淺沙灘上的照片。.....	57
附圖 2-2. 上和下圖為死亡個體生殖系統異常增生物之照片。該組織之採樣正在進行化驗中，但獸醫初步判定增生物可能影響生育能力。.....	58
附表 5-1.、中央及地方政府現有法令與應提升之職務執掌(參考資料：周等人 2010，法規資料庫)。.....	120
附表 5-1(續)、中央及地方政府現有法令與應提升之職務執掌。.....	121
附表 5-3、漁民訪談問卷.....	122
附件 6-1. 學員用海上調查實習努力量表.....	136

第壹章、研究背景及計畫目標

周蓮香

國立台灣大學生態學與演化生物學研究所

一、 研究背景

台灣的中華白海豚(*Sousa chinensis*)族群在2008年8月，被世界自然保育聯盟(IUCN)列為「極危」(Critically endangered, CR)等級(Reeves et al. 2008)，從此引起國內外的注目。十餘年來回顧對台灣西部海岸中華白海豚族群生態的研究結果可以摘錄為：台灣族群分布範圍由苗栗龍鳳港到台南將軍港之間的近岸淺水海域(大都在水深15公尺、離岸3公里以內)，雖然Wang et al. (2015)以皮膚表面斑點與廈門及香港的族群有顯著差異而宣稱台灣族群應該列為亞種(*S. c. taiwania*)，但是早期初步用mtDNA分析結果(周蓮香 2006)並未發現台灣與大陸的族群間有顯著差異。本族群數量約 70-80 隻，呈緩慢下降趨勢，其年齡結構中老年期比例特別低(小於 5%)，平均每年的哺育母豚略多於 10 隻，也呈下降傾向(周蓮香等人 2016)。並大致可分為南北兩社群(內含居留者與遷徙者成員)，各有其分布熱區(張維倫2011，葉志慧2011)。近年南熱區的白海豚目擊率明顯下降，熱區往北移動(周蓮香等人 2016)。初步的物理環境因子分析顯示雲林區段的白海豚出現頻度與行為指標顯示與海水濁度與酸鹼度有顯著相關(周蓮香等人 2015)，但是最直接影響的食餌魚類的因子資訊卻嚴重缺乏。在眾多威脅因子中，本族群的最大威脅可能是漁業，除直接造成傷害(帶有人為傷疤個體佔 42%)(林明慶 2012)，也可能間接造成食餌魚類減少。此外 40% 海豚個體有明顯皮膚病，然而病源成因不明(Yang et al. 2013)。除了現有的水下噪音外，未來開發離岸風機在施工與運轉期所造成的潛在噪音衝擊堪慮，由此可見，中華白海豚保育行動的緊急性與必要性。。

有鑑於此，農委會林務局於2014年四月預告「中華白海豚野生動物重要棲息環境」，遺憾一直未能得到漁民及部分工業單位的支持。對中華白海豚的存續而言，除了既有的許多生存威脅外，最近經濟部大力推動離岸風機的綠能產業，離岸風機在施工與運轉時對中華白海豚以及其棲息環境的衝擊的評估與減輕對策的研擬已迫在眉睫，急需建立詳實的背景資料以供環評或監測參考。

因此，本計畫延續過去在苗栗至台南海域進行中華白海豚族群生態調查，累

積長期資料，同時選擇其分佈的熱區與非熱區進行食餌魚類的基礎調查，並也進行魚類對噪音生理反應研究初探。為協助保育推廣，本計劃也籌辦中華白海豚野外監測SOP工作坊、「離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊」國際研討會與圓桌會議，還在西海岸五縣進行漁民的深度訪談，期望了解漁民對白海豚保育的看法。

二、計畫目標

(一) 全程目標

- (1) 長期監測台灣西海岸中華白海豚族群生態活動現況。
- (2) 台灣中華白海豚重要棲息環境之重要食餌棲地監測。
- (3) 人為噪音/震動對台灣中華白海豚棲地優勢魚種的生理影響。

(二) 本年度目標

- (1) 進行臺灣西海岸中華白海豚的海上調查，監測其族群結構、棲地利用模式，以及建立個體辨識資料庫(本章)。
- (2) 為實際了解第一線漁民對於中華白海豚野生動物重要棲息環境的看法，蒐集漁民的意見及反對的議題，以供主管機關參考(本章)。
- (3) 調查中華白海豚棲地的魚類資源，評估白海豚食餌資源狀況。
- (4) 建立中華白海豚重要棲息環境中背景噪音對魚類生理影響的基本資料資料庫。
- (5) 舉辦中華白海豚野外監測 S O P 工作坊。
- (6) 除了本年度原定的重要工作項目外，有鑑於離岸風機開發計畫繁多，急需了解施工過程之水下噪音管制和減緩措施的資訊，於 2016 年 10 月 16 日特別舉辦「離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊」國際會議與圓桌討論會。

三、參考文獻

- 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., and Zhou, K.Y. (2008). *Sousa chinensis* (eastern Taiwan Strait subpopulation). IUCN 2010. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2010.4.
- 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(1), 36.
- Yang, W. C., Chang, W. L., Kwong, K. H., Yao, Y. T., & Chou, L. S.(2013).

Prevalence of epidermal conditions in critically endangered Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) from the waters of western Taiwan. *Pakistan Veterinary Journal*, 33(4), 505-509.

- 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。碩士論文，台灣大學，台北，台灣，74 頁。
- 周蓮香，2006。台灣沿海鯨豚誤捕研究與中華白海豚生態調查。行政院農業委員會漁業署九十五年科技計畫研究報告，台北，台灣，68 頁。。
- 周蓮香，邵廣昭，邵奕達，2016。中華白海豚族群生態與棲地環境噪音監測。行政院農委會林務局委託研究計畫，148 頁。
- 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。行政院農委會林務局委託研究計畫，148 頁。
- 周蓮香 2011。中華白海豚族群生態監測及聲學監測系統規劃。行政院農委會林務局委託研究計畫，103 頁。
- 林子皓 2013。應用被動式聲學監測台灣西海岸中華白海豚行為生態與棲地利用。博士論文，台灣大學，台北，台灣，150 頁
- 林明慶 2012。台灣中華白海豚的傷痕研究。碩士論文，台灣大學，台北，台灣，90 頁。
- 張維倫 2011。台灣的中華白海豚社群結構及生殖參數。碩士論文，台灣大學，台北，台灣，124 頁。
- 葉志慧 2011。中華白海豚在台灣之分布預測與活動模式。碩士論文，台灣大學，台北，台灣，112 頁。

第貳章、中華白海豚族群在台灣西海岸的長期監測

周蓮香、黃彥婷、侯雯

國立台灣大學生態學與演化生物學研究所

摘 要

本年度海上目視調查航線有四條：北區一(苗栗龍鳳-苗栗白沙屯)、北區二(苗栗白沙文-台中港)，和南區一(外傘頂洲-嘉義)、南區二(嘉義-台南)。共執行 42 趟天調查，航行共 2816.7 公里、214.8 小時，平均每天航行 67.1 公里和 5.1 小時。有效航程的努力里程共 2320.4 公里，努力時數為 172.7 小時。結果有效目擊中華白海豚 24 群，目擊率以北區兩條較高(1.2 群/100 公里)、南區二其次(0.9 群/100 公里)，南區一最低(0.4 群/100 公里)。彙整其他計畫的平行線海上調查結果，本年度西岸的整體目擊率為 1.77 群/100 公里，目擊辨識個體共 66 隻，育幼個體 10 隻，自 2010 年以來，首度有上升的跡象。

檢視長期資料庫，本族群的變動趨勢如下：歷年累積辨識 80 隻白海豚個體，包括 8 隻是由新生兒成長加入，但其中可能死亡個體（包含四年以上不見）有 11 隻。由歷年資料分析發現每年的新生幼豚數逐年減少，多年來共發現 40 隻新生仔豚，其中有 23 隻已消逝不見。本族群的嬰幼豚的存活率、特定年齡期間存活率，與成體補充率皆低，因此整體的族群量有衰退的危機。此外有不少個體改變棲地利用，社群結構也有顯著變化，由早期兩個社群單位改變成三個單位，其中以年輕、遷徙者、育幼個體的社群結構改變較明顯，此可能與外在物理環境或食餌資源變動相關。

一、前言

白海豚族群的研究，從1992-1994年第一份對白海豚分布的漁民間卷訪查開始(周蓮香等人 1995)，2002年第一次海上目視調查確認台灣的白海豚族群存在(Wang et al. 2004)，並由周蓮香團隊持續執行至2015年，整合超過10年的研究成果顯示：長期趨勢有嬰幼兒存活率低落(周蓮香等人 2015a, Chang et al. 2016)、多年不見的個體持續增加、族群年輕化(周蓮香等人 2015a)，以及z字型穿越線估算族群量亦僅約71隻(95%CI=37-137)和族群密度為0.11 (CV=33.6%)(周蓮香等人 2014)，且可能緩慢下滑；棲地則在西海岸呈現連續且狹長的帶狀分布，主要在苗栗龍鳳至台南將軍離岸3公里內，水深15米內的近海海域(包含港口、河口與外傘頂洲為分布熱點)。其棲息水域與許多大小型開發工程、可能的水域汙染輸出源(出海口、大排水溝口等)(Wang et al. 2016)，以及漁業行為等其他高度人為利用區域重疊(周蓮香等人 2015a)。由於台灣族群特殊，族群量小(周蓮香等人 2015a)，獨立封閉性(Wang et al. 2015)，與面臨多項包含棲地喪失和重大人為衝擊等，可能有滅絕的危機，故IUCN 紅皮書在2008年另外將此族群提升為極度瀕危(Critically endangered)。

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。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，原則上盡量涵蓋台灣西岸南北向所有棲息範圍。主要內容包括本族群組員的個體辨識、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。最後彙整自2008年以來本團隊執行所有相關計畫資料(包括國科會、工業局、漁業署、台塑、台電、中科、國光石化等)分析本族群的歷年趨勢，以供保育政策擬定之參考。

二、材料與方法

(一) 海上調查

1. 台灣西海岸白海豚棲地監測：

本年度共執行 42 趟海上調查，分為四個監測區域：

- (1) 北區一：崎頂至苗栗 $24^{\circ}34'N - 24^{\circ}44'N$ (圖 2-1A)，執行海上調查 10 趟。單趟航線長度約 27.9 公里。
- (2) 北區二：苗栗白沙屯至台中港 $24^{\circ}18'N - 24^{\circ}34'N$ (圖 2-1B)，執行海上調查 10 趟。單趟航線長度約 35.3 公里。
- (3) 南區一：外傘頂洲西側沿岸至嘉義布袋港沿海 $23^{\circ}25'N - 23^{\circ}32'N$ ，進行海上調查 12 趟(圖 2-2A)，單趟航線長度約 30 公里。
- (4) 南區二：嘉義到台南將軍港沿海 $23^{\circ}13' N - 23^{\circ}25' N$ ，進行海上調查 10 趟(圖 2-2B)，單趟航線長度約 23 公里。

北區二和南區一為往年定義中的冷區；北區一和南區二則為往年定義中的熱區。然由於自 2014 年起熱區和冷區的目擊率變化顯著，部分熱區(如：外傘頂洲)目擊率甚至出現低於冷區的趨勢，故本年度去除熱區和冷區類別，僅以濁水溪口以北定義為北區、以南為南區再由北而南編序號示意。

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 – 10 月選擇天氣良好時，執行 42 趟 (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，其中三人各於船首及船隻左右側的高處位置持望遠鏡觀察海面，觀察人員約每 20 分鐘交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)，會交換到休息位置約 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，北緯每經過 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.), 以及紀錄當時漁船漁探機顯示之深度。當遇見海豚時, 紀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, 並填寫鯨豚目擊紀錄表。並使用相機和攝影機紀錄海豚影像, 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分鐘紀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。

(二) 資料分析

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), 分別為 Unspotted calf (簡稱 UC, 嬰年期, 身長為成體 1/3 到 1/2, 全身深灰色, 沒有斑點, 身體側面可能還留有胎褶)、Unspotted juvenile (簡稱 UJ, 幼年期, 身長為成體 2/3 到 3/4, 體色深到淺灰色, 沒有斑點)、Mottled (簡稱 MT, 少年期, 自 spotted juvenile 修改, 體色為淺灰色, 身體上有白色或灰色斑點)、Speckled (簡稱 SK, 青年期, 自 spotted subadult 修改, 已出現粉紅色體色但面積不到 50%, 幾乎滿布白色或灰色斑點)、Spotted adult (簡稱 SA, 壯年期, 粉紅體色面積大於 50%, 斑點較 SK 少)、Unspotted adult (簡稱 UA, 老年期, 體色以粉紅色或白色為主, 可能帶有些許灰色或黑色斑點)。其中, 嬰幼期個體體色變化快速, 缺乏可持續辨認之標記, 故僅估算隻數, 不納入辨識資料庫。但在海上調查時, 人員難以在海豚短暫出水過程, 以肉眼迅速且正確判定個體所對應各階級的歸屬。故自 2013 年起, 海上調查紀錄之年齡分期, 合併為全黑或灰(嬰幼年)、白斑小於 50%(少年及青年)、與白斑大於 50%(壯年和老年)三個較為顯著的階層。海上調查回來後, 再剪輯所有個體照片進行詳細的年齡分級檢驗。同時也使用照片辨識所判定是否為育幼母豚等資訊, 進行不同角色於歷年變化的比

較。

2. 中華白海豚族群的分佈範圍及棲地分析

本年度所有的海上調查結果，包含航點和中華白海豚的目擊點的資料，將會歷年的調查結果進行整合和進一步分析中華白海豚的空間分布、移動模式、棲地利用、族群結構將依照本年度的調查結果進行分析。目擊資料中的經緯度，以地理資訊系統(ESRI 2016)進行空間分布定位，並挑出總觀察時間超過 25 分鐘以上的群體，以調查船隻追蹤所定位之經緯度，繪製海豚的移動路徑。同時將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)，以統計軟體 SPSS version 20 進行年度上的比較。

環境因子部分，分析溫度、鹽度、pH 值、濁度、水深等數值，以比較各地區在當年度的差異。同時也將 2008-2016 年航點調查的環境因子，於各年度和地區的差異，以統計軟體分析。並進一步以 ArcGIS 9.3 軟體之反距離權重法(Inverse Distance Weighted, IDW)，進行苗栗至台南的環境因子分布模式模擬結果，觀察其長期趨勢。然受限於台灣西海岸沿岸之水文因子在潮汐、海流、河川、地形等交互影響，即使在小尺度內的變動亦可能相當大，故初步僅以航點半徑 500 公尺和中華白海豚重要棲息地交集之範圍為限，以網格分析其分布趨勢結果，且不用於推論離調查點太遠之區域。

在中華白海豚育幼群次於西海岸分布之變動趨勢分析部分，整合 2008-2016 年所有目擊群次經緯度點位，以 GIS 軟體的核域法(Kernel density estimation)分析套件，進行育幼群(含有母子對之有效目擊群次)在台灣西海岸各地區的年度變動趨勢分析。以初步了解育幼群次不同年度的空間分布差異。

3. 台灣白海豚族群之族群變動參數分析

以歷年來的照片辨識資料庫，檢驗 2008-2015 年幼豚共 31 隻，採用其中有效辨識的 26 隻，估算每隻存活至年齡 x 之總存活率(calf survival rate at year t to the age x)，和特定年齡的存活率(age-specific calf survivorship)等重要參數，並對比 Chang et al.於 2016 年所發表之期刊數據(其取用本研究室 2007-2011 年調查資料，共 13 隻幼豚)，分析台灣族群的長期趨勢。重要變數有： n_t 是出生於 t 年度的幼豚隻數($t=2008-2015$ 年)， $S_{x,t}$ 定義為 t 年出生仔豚存活到 x 歲時的隻數($x=0.5, 1, 2, 3$ 歲)。各年度的仔幼豚的總存活率計算公式如下：

t年度出生之嬰幼豚，存活至年齡x的總存活率

$$l_{x,t} = \frac{S_{x,t}}{n_t}$$

t年度出生之嬰幼豚，其特定年齡期間（x-到x+1）的存活率

$$p_{x,t} = \frac{l_{x+1,t}}{l_{x,t}}$$

$l_{0,t}$ (各年度出生之幼豚的零歲存活率)定義為 1(Stolen and Barlow 2003)，假定所有新生幼豚都是活胎。

4. 族群和社群動態的長期趨勢分析 (細節請見台灣大學碩士論文，侯雯 2017)

選取 2008-2010 年與 2012-2014 年(2011 年因各地區調查量顯著不均勻，不予採用)，經照片辨識累計有效目擊次數在兩個年度間皆達 10 筆以上的 33 隻個體(其中育幼母豚為 12 隻)，分成兩個階段分析比較：(一) 使用 Half-weight index 與 SOCPROG 軟體進行社群變動和長期的偏好或迴避關係分析(Long term preferred/avoided association)(Dice 1945)；(二)以核密度函數法為(Kernel density estimation)基礎，假設動物在每兩次的目擊位置之間為直線移動，模擬動物每日的移動位置，引入線核域法(Line-based kernel density estimation)(Steiniger et al. 2013)的概念 (運算使用林子皓開發的程式，周蓮香 2015a)進行分析，將 95%的核域範圍作為個體的家域(Home range)法、以 50%的核域範圍作為核心活動區域(Core area)，分析這 33 隻個體被發現時的緯度位置

三、今年度結果

(一)海上目視調查

自 2016 年 5 月 20 日至 10 月 1 日為止，在北區部分：北區一(圖 2-1A)、北區二(圖 2-1B) 兩條航線各執行 10 趟。南區部分：南區一(圖 2-2A)執行 12 趟，南區二(圖 2-2B)則執行 10 趟。四個地區共進行 42 趟次的海上調查。航行總計 2816.7 公里、214.8 小時，平均每天航行 67.1 公里和 5.1 小時。有效(在調查航線搜尋海豚)航程的總努力里程共 2320.4 公里，努力時數為 172.7 小時，平均每趟調查努力量 55.2 公里，平均每趟調查有 4.1 努力小時(表 2-1)。

(二)中華白海豚海上調查的目擊率分布

本年度 42 趟調查中有 19 趟曾目擊到白海豚，平均航次目擊率為 45%，但北區兩條航線比南區航線高出兩倍以上(表 2-2)。苗栗龍鳳-苗栗白沙屯(北區一，僅曾在 2009 年曾執行 18 趟次)航線的 70% 最高，苗栗白沙屯-台中港 60% 其次；南區則以嘉義台南(南區二)航線的 30% 最高，外傘頂洲-嘉義布袋(南區一)航線 20% 最低(表 2-2)。此外，本年度總目擊中華白海豚 24 群次，其中 3 群為無效努力量(off-effort)中發現，故可列入有效目擊率計算的僅有 21 有效群次。各區航線的有效群次發現率為：北區一航線為 1.5 群次/10 小時、1.2 群次/100 公里；北區二為 1.8 群次/10 小時與 1.2 群次/100 公里；在南區一為 0.6 群次/10 小時與 0.4 次/100 公里，南區二為 1.2 群次/10 小時與 0.9 次/100 公里(表 2-2)。本年度每十小時的群次發現率和每百公里的群次發現率，仍以北區較高(表 2-2)。

在育幼群次比例方面，南區一航線的 66.7% (n=2)，南區二航線(100%，n=4) 最高，顯示濁水溪以南的育幼群有往南移動的趨勢。北區一(16.7%，n=2)雖和 2009 年(50%，n=1)調查相比明顯下降，但因兩年度的樣本數皆極小且間隔年度極大，尚須持續監測；北區二(12.5%，n=1) 則和去年(12.5%，n=3)比例相同。

(三)海上調查之固定測站環境因子

分析四條航線共 47 個測站點的環境因子測量結果：除了北區一和二鹽度，和南區一和二濁度沒有顯著差異(Mann-Whitney U test, $p_s > 0.05$)，其餘的環境因子在不同航線有顯著差異(Mann-Whitney U test, $p_s < 0.05$)。北區一(8.16±SD2.05 公尺)和二航線(8.56±SD4.99 公尺)的平均水深較南區一：6.15±SD2.05 公

尺和南區二：5.48±SD1.47 公尺深；北區平均濁度(北區一：2.88±SD2.15NTU、北區二：3.08±SD2.42NTU)也顯著較南區一：7.98±SD6.27NTU 和南區二：7.89±SD7.3NTU (表 2-3)。符合苗栗和台中地區的近岸地形坡度，較雲林外傘頂洲至台南地區更為陡降，且濁度較位於淺灘沙洲的南區航線要清澈的趨勢。平均表層水鹽度以位於外傘頂洲的南區一航線最低(31.73±SD2.25‰)，其次為南區二(32.24±SD2.55‰)和北區二(32.58±SD1.54‰)，最高的是北區一(32.93±SD1.44‰)(表 2-3)。平均 pH 值以南區二航線(8.13±SD0.05)最低，其餘三條航線的平均 pH 值皆在 8.14 以上(表 2-3)。

(四) 中華白海豚分布位置的環境因子

中華白海豚的目擊點位分佈在南北海域有明顯的差異，北區海域的坡度較陡，海豚目擊點位較靠岸，但水深較深。其離岸距離與水深平均為：北區一 0.91±0.44 SD 公里, 6.85±SD2.7 公尺;北區二為 1.06±SD0.65 公里, 7.93±SD2.77 公尺。白海豚在北區的出現點位並不平均，不同區段趨勢亦不同。在苗栗白沙屯以北區段以大型出海口(中港溪、後龍溪)和龍鳳漁港為主要分布區(圖 2-3A)；中段海域白沙屯至台中港的目擊點則散布在近岸的淺海海域，未觀察到偏好大甲溪和大安溪或其他漁港的趨勢(圖 2-3B)；而彰化以南海域(除外傘頂外)的潮間帶寬廣平緩，海豚出現在離岸較遠，但是水深卻較淺海域(圖 2-4 A 和 B)；南區一的白海豚出現位置之平均離岸距離和水深分別為：1.9±SD 2.12 公里，5.5±SD1.44 公尺；在南區二為 1.88±SD0.89 公里，5.88±SD1.22 公尺)。南區的濁度較高，平均在 8.7-9.4 NTU 之間，北區的濁度則僅 2.3-2.8NTU)(表 2-4)。

(五) 中華白海豚的活動軌跡追蹤和行為觀察

本年度有 19 群次(79%)的觀察時間超過 25 分鐘，其移動路線近似往年的趨勢：多在水深 5-10 公尺且離岸不超過 3 公里的近岸淺海或河川出海口區，鮮少有東西向、朝外海或河川內游動的行為(圖 2-3 和圖 2-4)。海豚行為部分，本年度僅觀察到四種行為：繞圈、覓食、游走、和其他無法判定的行為(在此四區未見社交和休息行為)。就非育幼群體，在北區(n=15)此四種行為皆有觀察記錄，南區(n=1)則僅有覓食行為；而就育幼群體部份，北區(n=2)和南區(n=6)僅觀察到覓食和游走(圖 2-5A)。以追蹤過程的船隻航速進行比對，則白海豚群體的游速，可以時速 3-5 節南北移動連續至少 15 分鐘不停留，但較高速 4-5 節僅多能維持 3-5 分鐘，就會降至 3-4 節維持或再加速。對船反應部分，除了有兩群非育幼群

次因觀察時間少於 10 分鐘且浮水換氣次數少而難以判斷，其餘 22 筆目擊紀錄中的育幼群次迴避船隻的比例(25%，n=2)，略較非育幼群次高(14.3%，n=14)(圖 2-5B)。以追蹤過程的觀察和影片觀察到育幼群次中的母子對，較其他個體對於船隻的接近，有保持更長距離的趨勢，且成年個體多會擋在嬰幼兒和船隻之間。當船緩慢靠近時，觀察到母子對常有脫離主群體游走或轉變方向，而其它群內個體選擇不改變與船隻的距離，或散開。

(六) 中華白海豚族群的群體結構

在有效的 21 個群次中，每群平均隻數為 $4.8 \pm SD3.3$ 隻(範圍 1-12 隻)，以 1-6 隻(71.4%)最常見；超過 10 隻以上的大群體僅佔 9.5%(n=2)，且皆在嘉義布袋(南區二)航線發現。在南北區群體的比較上，發現北區群體的成員數目平均($3.8 \pm SD2.4$ 隻)小於南區群體隻數($6.8 \pm SD3.9$ 隻)，但無顯著差異(Mann-Whitney U test, $p=0.75$)。但年齡結構上南北區明顯不同，與南區主要為育幼群次(21%的嬰幼兒個體)，而北區的群體則少見嬰幼兒個體(8%)(GOF, $p<0.05$)(圖 2-6)。進一步分析各調查航段的差異，本年度有 50%(n=7)的嬰幼兒個體在嘉義以南發現，其次是外傘頂洲和(21%)；其餘北區兩條航線僅佔 29%。在育幼群的群體個數上，本年度最大群體(12 隻)出現在布袋港蚵架群西側外圍(南區二)，白沙屯以北(北區一)其次(9 隻)。本調查顯示今年嘉義區不僅是育幼群比例、嬰幼兒個體比例高，群體成員平均數亦大。

(七) 特殊案例：一隻中華白海豚死亡擱淺

2017 年 1 月 24 日傍晚接獲民眾通報於苗栗後龍發現一隻死亡的中華白海豚成年個體，依據生殖器特徵確認其雌性海豚。牠的外觀無明顯傷痕，雖然胃內沒有食物，但體態健康。獸醫楊瑋誠初步判斷死亡的原因為急性肺炎，發現其生殖系統有明顯的異常增生物(附件 2-2 之附圖 2-2)，可能顯著影響該個體的生殖能力。

仔細檢視死亡個體體表之斑點和背鰭等特徵，比對本研究室多年的中華白海豚照片資料庫後確認其為壯年期(SA)的個體 Grapes (編號#15)，該個體首次目擊時間和地點分別為 2007 年的大肚溪口南側，之後每年皆有穩定目擊，在 2007-2016 年期間共有 46 筆目擊資料(圖 2-7)，僅在 2009 年(麥寮港外海)，和 2011 年、2012 年分別有一目擊紀錄在外傘頂洲西側近海，其餘的 43 筆記錄皆在彰化漢寶濕地以北，且主要在苗栗到彰化一帶活動，顯示該個體是「北區遷徙者」，

其核心活動區域在濁水溪以北，但偶爾造訪外傘棲地。根據這 10 年的目擊紀錄，從未看過牠身旁帶有幼豚。

四、 歷年研究結果變動趨勢

(一) 海上調查的目擊率變化趨勢

彙整自 2008 年來不同計畫在近岸的平行海岸線的調查結果後發現，台灣的中華白海豚目擊率在 2010 年之後有明顯變異，南區有緩慢下降的趨勢，而北熱區則緩慢上升(圖 2-8)。不過，今年度的調查顯示趨勢稍有反向跡象。細部觀察各分區在近十年來的變化，過往「北熱區(白沙屯-彰化崙尾)」和「南熱區(麥寮港南-外傘頂洲南端)」這兩個區位的目擊率變動趨勢略有不同：北區群體在苗栗海域部分集中於後龍溪、中港溪，其餘則向南移至大肚溪口至彰化崙尾港；南區群體則是由原本集中的外傘海域向北與向南移動，分布於濁水溪口至台南將軍港之間海域。

(二) 中華白海豚族群動態

彙整所有計畫之辨識個體資料發現，每年穩定目擊 60-66 隻個體，累計辨識共 80 隻個體和 24 隻確認的母豚個體(曾伴隨育幼個體)。本年度的 66 隻辨識個體數，是自 2010 年以來首次提升(圖 2-9)，分析其 6 隻新增個體的來源，皆是來自已存在於資料庫中的個體，牠們多出現在今年新增的調查航段(林務局北區一和中科計畫的彰化崙尾港至濁水溪口，佔 61%的目擊點位(n=14))，和去年度調查量明顯較少的濁水溪至雲林台子村航段(台塑計畫)。

此外，本年度有三筆特殊目擊資料：一筆在香山溼地近海海域確認為白海豚(周蓮香 2017)，一筆為邵廣昭調查團隊於海峽中線發現可能為白海豚之通報，還有一筆是台南民間賞鳥人士於七股溼地外所見並有照片為證，(附件 2-1)，顯示白海豚在調查地區之外仍有可能分布。

根據 2008-2016 年長達九年的目擊史，有 9 隻到 2016 年底仍未被目擊且累計超過四年以上不見的個體，另有確認 2 隻死亡的老年個體(UA)和 1 隻壯年個體(SA)。分析這 12 隻的年齡組成部分，12 隻多年不見或死亡個體有 33%為青年期(n=4)，其次是老年期(25%，n=3)和壯年期(25%，n=3)和少年期(17%，n=2)(圖 2-11)。

分析 2005-2015 年以來共 24 隻母豚有育幼經驗，她們的年齡組成明顯集中

在青年期(60%)(GOF test, $p < 0.05$)、壯年期其次(20%)。這 24 隻母豚其中有 8 隻則超過五年都沒有發現育幼(其中 2 隻老年雌性確認死亡)。在每年度的可辨識母子對數量部份, 每年的新生幼豚數則有緩慢下降的趨勢, 2008-2011 年穩定有 3-5 隻, 但在 2012 和 2014 年沒有目擊新生兒, 2015 年僅 1 隻(圖 2-12A)。檢視 2005 到 2015 年底所有嬰幼豚資料庫, 發現共有 40 隻幼豚(有 14 隻幼豚無法確認其母親個體), 其中不見或死亡者有 23 隻, 比例頗高佔 57%, (圖 2-12B), 11 隻離開育幼成體獨立(8 隻在 2008 年前進入資料庫, 3 隻為 2012 年後加入)。分析 2005-2016 年各年度之新生、確認目擊, 和消失(未被再目擊)的幼豚數: 顯示每年消失的幼豚在 0-5 隻、每年成長至不屬於母子對定義的幼豚在 0-2 隻, 當年度重複目擊的個體穩定在 7-10 隻(圖 2-12B)。累計至 2015 年底: 共有 6 對母子對、11 隻已成長而不歸在母子對, 和 23 隻多年未目擊(圖 2-12B)。受限於嬰幼個體的辨識不穩定性和拍攝困難, 亦可能因此高估多年沒帶幼豚的育幼個體數, 和低估實際嬰幼兒的數量。

生殖參數部分, 分析三歲以下嬰幼豚的存活率(calf survivorship, $l_{x,t}$), 以及特定年齡期的存活率(age-specific calf survival rate, $p_{x,t}$)發現, 不論是 Chang et al. 2016(分析 2007-2011 年資料)或是本研究(所有資料到 2016)皆顯示剛出生到 0.5 歲的總存活率較高($0.889 \pm SD 0.214$, $0.93 \pm SD 0.19$), 之後有些下滑, 各齡期大約相近(0.6-0.7 之間), 不過後三齡期在最近幾年似乎比早期 Chang 的結果有下降趨勢。另外在特定年齡期的存活率方面, 四個年齡期間相差不大, 唯有在 0.5-1 歲期間的特定年齡期存活率在近年較低(圖 2-13A 和 B)。

(三) 中華白海豚族群社群結構和棲地分佈改變趨勢

白海豚社群結構與棲地分佈有關。初步社群變動分析的結果顯示, 台灣的白海豚族群由 2008-2010 年間的南北兩社群, 在 2012-2014 年間轉變為南北兩社群之外, 加上由部分原南北社群個體另外組成的第三群(本章暫稱為南群體、北群體和中間群)(圖 2-14)。新形成的中間群, 主要來自北社群的居留者、遷徙者和南社群的遷徙者, 同時也是擁有最多有育幼能力的青、壯年個體的群體。

就棲地分佈來看, 去年度以線核域法分析發現: 共有 13 隻(39.4%)個體發生家域或核域的變動, 變動個體的年齡階層約 30.8%是壯年期以上, 和 69.3%以上的少、青年個體; 其中, 又以非育幼個體($n=8$, 61.5%)為主。進一步交叉比對今年和去年度研究結果顯示, 同時表現有社群和家域、核域變動的個體特徵包括: 來自北社群者, 居留者和遷徙者數量相當, 但以不確定性別者為主。來自南社群者則全部為遷徙者, 且以育幼個體為主軸。

總結來看，並沒有南社群或北社群成員直接加入對方的群體，而是加入中間群這個可能是過度的緩衝群體，可見台灣族群在形成個體鍵結時，仍有非隨機性的選擇偏好，其中又以中間群高比例的育幼個體特別需要注意。

(四) 中華白海豚育幼棲地之空間模式分布

彙整本年度其他地區(包含台中港至外傘頂洲北端海域)非林務局計畫的調查結果，以縣市海域進行比較：最大群的群體和育幼群(目視估計 20 隻，經照片辨識可能達 30 隻，確切數字仍在校正中)出現在雲林(濁水溪口至雲林麥寮港以北之間海域)；育幼群次平均群體大小則以嘉義海域最高($10.3 \pm SD2.1$)；累計育幼群次數則以彰化地區最高($n=15$)(表 2-6)。分析 2008-2016 年的育幼群次目擊點位分布，仍以離岸三公里內、水深 15 米內的近海海域為主。比較濁水溪以南、北育幼群次的分布，則有相異的變動趨勢。濁水溪以南的育幼群次分布：在 2008-2011 年集中於外傘頂洲海域，2012-2014 年往北移動至濁水溪口和新舊虎尾溪口海域，2015-2016 年則在嘉義淺海海域有高頻度的分布趨勢(圖 2-15)。濁水溪口以北的育幼群，則從 2008-2011 年分散在苗栗後龍溪、中港溪至彰化崙尾港間的淺海海域，逐漸向河口(包含後龍溪、中港溪、大甲溪)，尤其是台中港至彰化崙尾港高度呈現集中的趨勢(圖 2-15)。

(五) 中華白海豚棲地之環境因子分析

比較歷年不同航線離岸三公里內的航點環境因子，包含：溫度、鹽度、pH 值、濁度、水深等，皆有顯著的年間差異，可見海洋環境的波動變化很大。其中有明顯變化趨勢的是 pH 值變動。過去五年期間(2012-2016 年)，pH 值變化最為明顯的雲林麥寮港海域，前三年當地測量到 pH 偏酸的海水(pH8.0 以下)到 2015-16 年已不復見。另外在濁水溪口以北的海水 pH 有普遍提升的趨勢，且以台中港到彰化崙尾港上升幅度最顯著，在 2016 年除了台中港南端的火力發電廠海域略低(pH8.0-8.1)，鄰近台中港和大肚溪出海口 pH 值普遍在 8.2-8.3(圖 2-16)。由於本研究的採樣點是以依據航線位置，非均勻採樣，無法推論遠離航點的環境因子。

五、 討論

(一) 中華白海豚空間分布趨勢

台灣西海岸的中華白海豚族群的分佈範圍在過去多年來的海上調查結果皆顯示在苗栗至台南近海20米水深內的淺海域，為南北向的帶狀分布，與往年調查結果相同(周等人2014，周等人2015，周等人2016)，也與其他調查團隊之結果(Wang et al. 2015)相近，其範圍的北界是苗栗的龍鳳漁港，南界是台南北部的將軍漁港，西界水深達22公尺（實測32公尺）離岸近6公里。本年度因為相關海上調查計畫與努力量增加，納入其他環評計畫、邵廣昭研究團隊和民間人士等三筆白海豚目擊紀錄後，本族群分布範圍有顯著擴大，北至新竹香山濕地南達台南七股溼地，往西更在雲彰隆起區延伸到接近台灣海峽中線(附件2-1)。

依據標準化的中華白海豚目擊率（群次/努力量）進行不同時空的變異分析發現近幾年來白海豚的分佈熱區有明顯位移現象：(1)北熱區由過去的苗栗白沙屯以南到台中梧棲，最近南移至台中港以南到彰化崙尾港間海域，而且本區目前匯集為單一最大熱區；(2)南熱區的白海豚的分布，則從過去集中於雲林麥寮港以南至外傘頂洲，漸分散至濁水溪口到嘉義布袋海域均有目擊。此熱區移動的現象，是否為中華白海豚因應棲地品質的變化，或僅是一般的年間變異，尚須待長期且穩定均勻涵蓋各區的調查結果來釐清。

國際上對於鯨豚棲地分布的變動主因，一般導向食餌資源的時空變動、棲地地形和品質的改變、汙染排放和開發工程等人為干擾等 (Dungan et al. 2015)。然而，台灣西海岸的人工海域比例高達44.5%(內政部營建署 2017)，開發案林立，鄰近之近海海域食餌、水質、開發工程、和海底地形卻長期缺乏監測資料，難以瞭解的白海豚活動範圍變動之因果關係。未來劃設之保護區如要能即時且有效監控區域內海豚族群變動趨勢，除了劃設位置與大小需涵蓋整個西海岸之外，包含近海的食餌生態、水文、地形等資料亦應有更精準和長期的觀察數據。

(二) 中華白海豚族群變動趨勢

目前台灣西海岸多年調查累計照片資料共辨認出 80 隻個體（不包括嬰幼期個體），每年發現個體在 60-66 隻之間，去年以前呈現顯著下降趨勢（周蓮香等 2016）。但是今年度因為海上調查的範圍與頻度增加，結果本年度的目擊個體數（66 隻）和母子對數（11 對）達歷年來的新高。較去年增加的 6 隻個體，主要來自於過去調查量少的區域（苗栗白沙屯以北，和彰化崙尾港-濁水溪口海域），

以及 2015 年度調查量明顯較少的濁水溪至外傘頂洲海域拍攝，顯示調查量需於各區均勻分布的重要性。此外，新補充的少年期個體皆來自族群內幼豚成長加入，支持台灣的中華白海豚在短期時空上是一個獨立族群，不與金門、廈門族群交流之假說(周蓮香等人 2016, Wang et al. 2016)。

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)，目前台灣的白海豚族群個體中已四年不見或確認死亡的個體共 12 隻，以青年期和老年期(老年期個體不到全體的 5%)為多，2008 年後新補充進入族群的有 8 隻(至 2016 年穩定目擊其中 7 隻)，可見有入不敷出的趨勢，補充率(recruitment rate)低與嬰幼豚的順利成長息息相關。

依據每年的母子對數、幼豚存活狀況和新生幼豚數，台灣白海豚的育幼狀況有逐年下滑趨勢。對族群量增長的主要生活史參數包括嬰幼豚的總存活率與特定年齡期存活率、補充率與生殖間隔等。台灣族群的嬰幼豚成長至 1 歲的補充率從 2008 年的 0.061 (Chang et al. 2016)逐年減少至 2011 年的 0.031。比較其他地區的鯨豚研究，美國佛州瓶鼻海豚的補充率($0.048 \pm SD 0.0085$, Wells and Scott 1990)較台灣要高，族群呈穩定成長；與台灣相似的非洲莫三比克白海豚族群(0.03, Guissamulo and Cockcroft 2004)，則有漁業衝突影響幼豚存活率下降的問題。直接影響後續族群的補充率為嬰幼兒總存活率。Chang 等人(2016)研究指出，台灣白海豚族群的 1 歲嬰幼兒總存活率($0.667 \pm SD 0.203$)，與澳洲鯊魚灣(Mann et al., 2000)和美國佛州瓶鼻海豚(Wells and Scott 1990, Stolen and Barlow 2003) (1-3 歲存活率在 0.63-0.8)、香港的白海豚($0.667 \pm SD 0.203$)，Jefferson et al. 2012)相似。台灣白海豚的生殖間隔平均 $3.26 \pm SD 1.23$ 年(1.25-5.42 年)(Chang et al. 2016)，和南非 Algoa Bay 白海豚約 3 年 (Karczmarski 1999)、珠江口族群 4-6 年，平均 5.2 年(Jefferson et al. 2012)。

進一步檢視台灣曾經育幼的個體歷年生育狀況，5 年以上未生育的個體已有 8 隻(2 隻死亡)，其餘仍穩定育幼的個體則以青年期為主，然此階層卻也是多年不見個體數最多的年齡階層。有些老年期的白海豚個體長期未發現伴隨嬰幼豚出現者有可能是過更年期的母豚，例如在 2014 年的死亡老年雌性 Fish hook 白海豚(牙齒年齡在 36-40 歲)，回溯照片辨識至 2008 年皆沒有育幼，但卵巢有排卵痕跡(過去應有生育能力)(2014 年死亡擱淺報告)，顯示台灣白海豚育幼個體可能有更年期的階段，須持續追蹤所有母親個體的育幼史，以推論更年期或不孕的標準。綜觀各種影響鯨豚育幼的因子，除了外在因子如高生存壓力、環境汙染(Dungan et al. 2011)外，是否有內在因子例如個體進入更年期等，皆可能影響台灣白海豚生育持續下滑，需長期監控育幼個體的歷年狀況。Huang 等人(2014)針對台灣瀕危

族群的模擬分析：如果白海豚因人為活動導致的死亡率增加 1%，100 年後的族群滅絕機率增加至少 7.5%。若未來以長期的觀測結果，把各年齡期特有的生育能力和死亡率加入考慮後，是否會導致滅絕機率的提升，將是未來須著重分析的方向。

(三) 中華白海豚的社群和棲地變動趨勢

本年度針對社群結構變動趨勢的分析顯示，台灣白海豚社群由 2010 年前的南北兩社群(張維倫 2012，侯雯 2017)，在 2012 年之後重新組成南北群體和新增的中間群，且變動社群結構者以原始的南社群成員居多，年齡上則是青年期個體為主。但長遠來看，因個體鍵結不管在群體還是族群階層，都屬不穩定的架構，未來仍有變動的可能。此外，回顧去年以線核域法分析白海豚個體的家域或核域範圍發現，共有 13 隻(39.4%)個體發生家域或核域的變動，變動個體的年齡階層，同樣以壯年期以下個體為主，但非育幼個體較多(周等人 2016)。整合這兩年度的研究結果可推論，台灣白海豚族群的社群和棲地變動趨勢以較年輕(少年期和青年期)、活動範圍大的個體(遷徙者)為主。另外育幼個體加入新群體的比例較高，非育幼個體則多有改變家域、核域等棲地利用變化的趨勢。社群結構和棲地利用模式偏好的改變可能是反應個體生理狀態，棲地資源的變動，或是人為衝擊，未來需要深入調查確認其機制。

棲地因子中食餌魚類資源與分佈應該是最重要的一環，根據邵廣昭團隊於去年和本年度食餌資料調查顯示，推論餌食魚種資源的豐富於否，可能成為吸引台灣中華白海豚偏好棲息於該處海域的一個因素。以彰化海域為例，魚類群聚雖有季節上的差異，但當地的食餌資源豐富，不致於隨著季節變化而使白海豚缺乏可供捕食的餌食魚種。推論台灣近年來的白海豚空間分布變化，可能是反映其目標食源在台灣西海岸的變化。回顧國內外的研究，影響魚群於近海和河口分布的因素包括季節(第參章)、河川的逕流量(Baptista et al. 2009)、流速、海底的地形和水深和當地魚種間的競爭(Hayes et al. 2010)，河川營養的輸入、汙染物和 pH 值等水質因子的變化，同樣也可能直接或間接影響魚群的時空分布偏好(Kroeker 2013)。綜觀台灣近海 2-3 公里內的水質因子調查資料明顯不足，僅環保署有每一季於河口採集水體進行重金屬汙染、水質品質等檢測，缺乏系統性的全面調查。本團隊歷年來於海上調查期間收集的環境因子數值變化趨勢來看，pH 值改善最為明顯的雲林麥寮港海域，白海豚分布趨勢隨著該海域 pH 值上升而逐年增加。其次是台中港至彰化崙尾港區段，也觀察其近海海域的 pH 值穩定較其他調查航段略高，更是近三年白海豚分布熱區，雖然還未能確認其間的因果關係。

(四) 中華白海豚的育幼群的空間分佈變化

台灣白海豚的育幼群的空間分佈有顯著的年間變動。早年育幼群集中於外傘頂洲西側，近年來其活動範圍漸漸分散至北端的濁水溪口和南側的嘉義淺水海域，在濁水溪口今年度甚至發現的大群體(自 2012 年以來的罕見紀錄)，嘉義海域亦然。在北熱區的育幼群似乎有向大型河口(往大肚溪至彰化崙尾港)海域靠近的趨勢。育幼群體分布多有年間變動是否與食餌或其他因子直接相關，尚待進一步研究。影響育幼棲地分布的因子，包穩定且充足的食源、平緩的淺岸(Mann et al. 2000)，以及足夠遠離干擾的庇護場所(Wursig and Wursig 1980, Weir 2008)。近年來的研究亦指出，工程(Weilgart 2007, Bailey et al. 2010)和船隻產生的水下噪音(Aguilar Soto et al. 2006)、船速過快(Laist et al. 2001)或船隻不當的接近方式(包含過於接近、阻斷鯨豚移動路徑等)(Aguilar Soto et al. 2006)，皆可能是傷害或影響鯨豚的重要因子，出現包含發聲干擾(Aguilar Soto et al. 2006)、游速、游向和換氣頻率增加(Williams et al. 2002)、影響覓食(Williams et al. 2014)等，導致行為改變，甚至增加船擊危險(Nowacek et al. 2004)、鯨豚個體或群體降低使用原本活動地區的頻率而影響適存度(fitness)和長期的族群量(Tougaard et al. 2014)。就研究船人員追蹤不同群次的觀察中亦發現，含有母子對的白海豚群體，可能對於船隻接近的距離容忍度較小，有遠離船隻的趨勢。當船緩慢靠近時，觀察到母子對常有脫離主群體游走或轉變方向，而其它群內個體選擇不改變與船隻的距離，或散開。然進一步統計分析上的空間對應關係，尚須未來如空拍機或高處攝影等方式驗證。此外，排放至水中的環境賀爾蒙，則可能會干擾生物體內恆定、生殖、發育或行為，不僅在鯨豚體內累積、危害內分泌器官，造成內分泌器官出現增生、囊腫、腫瘤等異常組織(Schumache et al. 1993, Martineau et al. 1994)，也會透過哺乳傳給後代(Borrell et al. 1995)，影響長期的生殖成功率和整體族群的未來成長。這是否因此影響 2017 年年初發現的死亡雌性個體，其生殖系統異常有相關，尚待進一步的組織和毒物分析結果。

在台灣族群數量成長緩慢甚至可能下滑的趨勢，如何有效監測並管理重要棲地內的食源變化、開發衝擊、噪音和水質汙染，以及船隻互動影響等各種可能因子，將是提升育幼群體的生育率、幼豚存活率，以及未來族群存續的關鍵。

(五) 中華白海豚的棲地內的人為衝擊管理和保育策略

台灣西岸的中華白海豚因為高度在水深 5-10 公尺的海域，且有偏好河口區的傾向，因此飽受人了活動的影響，本研究歸納其可分為臨海與濱海工程污染物

排放、河川整治或集水工程破壞棲地、過度漁撈耗盡海豚的食源，漁船漁網的戕害、以及水下噪音對海豚聽覺與溝通的衝擊等等。近海和海岸開發所造成的環境改變和人為干擾，已成為影響近岸鯨豚分布重要主因。綜觀整個台灣海岸線，有值 56.1% 是人工海岸線，其中苗栗到台南的人工海岸線更高達 85.5% (104 年度第 2 期各縣市自然及人工海岸線比例一覽表，民 105)：包含港口、防波堤、海堤、大型開發案(如：火力發電廠、台塑麥寮廠區、彰濱工業區)，以及小型人工建築等各項建設。這類型港口工程、工業區，以及其他缺乏因規模不大而不需進行環評的小型開發案等，所衍生的廢污水(物)排放、所造成的地形變遷等，都可能衝擊白海豚棲地變化，但卻長期缺乏相關連續性的全面資料，也缺乏有效的監督。此外，各河川上中游進行之各類整治工程，是否因此影響河川輸沙和營養鹽輸入河口之總量下降，亟須有關單位進行雨量、河川流量、出海口濁度和營養鹽，甚至於海底地形測量等跨部會的資料收集和整合。

除了既有的開發行為衝擊，漁業活動的衝擊可能是目前最緊急棘手的部分，Araújo 等人(2014) 和 Wang 等人(2014)針對直接致死的混獲影響和漸進的棲地破壞衝擊進行台灣白海豚族群進行模擬，結果顯示漁業混獲的致死率提升，較棲地破壞或衰退有更為明顯的衝擊(Araújo et al. 2014)；然不論立即或長期衝擊所造成的死亡率提升，皆會影響台灣族群的未來成長和滅絕機率的提升(Araújo et al. 2014, Wang et al. 2014)。林明慶(2012)所發表之研究也指出，2006-2011 年台灣族群個體有 42% 身上帶有人為因素傷痕，且主要致因可能為漁具纏繞傷以及船槳傷；而在 Wang 等人(2017)發表之 2007-2015 年調查結果，更提升至 60%，顯示台灣族群所受的潛在漁業影響相當高。對比中國白鱗豚(*Lipotes vexillifer*)功能性滅絕(Turvey et al. 2007)，和墨西哥灣的小頭鼠海豚(*Phocoena sinus*)的例子，不受控制的漁業活動在小群體鯨豚數量快速下滑的同時，當地的漁業環境也面臨嚴峻的考驗(Gerrodette et al. 2011, CIRVA 2016)。如何兼顧漁民生計與白海豚保育在我國當前的政經文化氛圍下，目前面臨無比的挑戰。以生態食物網的觀念來看，Pan 等人(2016)架構之食物網研究發現，白海豚出沒頻繁的雲林新虎尾溪口，有較高的浮游植物生產力和大型無脊椎動物、食餌魚類的分布。而進一步模擬當地的漁業活動增加情境，顯示白海豚族群量下滑雖可增加部分的魚類數量，卻不利於其他高經濟價值的漁業目標(如：遠海梭子蟹 *Portunus pelagicus* 和哈氏仿對蝦 *Parapenaeopsis hardwickii*)。因此，雖然白海豚豐度相對較低，卻可扮演關鍵影響台灣沿海水域生態的角色，未來可以食物網概念大力宣導，與各地漁民協商白海豚族群和雙贏策略的漁業產業。以本年與漁民深度交流的結果，漁民對於近年漁業環境的下滑是有明顯的感受，多數也期待主管單位能積極作為。然長期以

來，漁民缺乏與保育機關良好的互動模式，以及無法被現有科學研究成果說服的質疑，皆造成今日保護區在設立和推動上的困難。

而在近岸棲地問題尚未被解決的同時，政府大力推動的離岸風場設置，雖可能因造礁效應而增加當地魚類資源，但打樁時產生的巨大音響，可能直接影響到鯨豚的聽力及溝通(Richardson et al. 1995)，直接與生殖與生存相關。不過此直接影響在時間與空間上具有侷限性，可以在施工打樁時減緩衝擊。一般作法是依音量大小規劃對鯨豚的警戒範圍，若鯨豚在打樁時出現在警戒範圍，則關閉或減低動力直到鯨豚離開，以避免噪音傷害鯨豚。各國對海洋噪音與鯨豚保育的警戒範圍略有不同(表 2-12)，研究單位也積極研擬臺灣的規範，並邀請國內外專家，在 105 年舉辦兩次會議，可惜都未有結論。而根據 105 年 9 月時苗栗海域打樁依距離實測音量，考慮鯨豚生理傷害閾值，參考各國規範，建議以距離音源 750 公尺為警戒範圍，此範圍外最大噪音量容忍值為聲壓峰值(Lpk,flat)可以訂在 190 到 220dB re 1 μ Pa 之間，而母子對則以 1500 公尺為警戒範圍，最大噪音量容忍值為聲壓均方根(RMS)160dBdB re 1 μ Pa (胡惟鈞等 2016)。而其他各項潛在衝擊，包括改變附近的魚類組成的疑慮(Andersson& Öhman 2010)，噪音、棲地破碎化、船隻撞擊與干擾、環境污染(James 2013)，和海底地形、水質變化等，難以在短期內觀察到這些緩慢但持續直接或間接干擾周遭鯨豚活動的因子，所造成的各項結果，仍存有其隱憂。

有鑑於台灣白海豚族群緩慢成長甚至可能是下滑的趨勢，以及各項開發案接踵而來，本團隊建議未來保護區在階段性的推動上，如尚無法推動全區保育，則可先以西海岸海域幾處較重要的區段開始，包含中港溪至後龍溪口、大安溪至大甲溪口、台中港至彰化崙尾港海域，以及外傘頂洲至嘉義布袋港淺水海域，設為第一階段的監測示範區為短期目標。重要工作包含：(1) 設立長期水文資料和影響監測站，收集當地重要的棲地環境因子(包含各項水文資料、海流、地形等)，還有當地漁撈作業行為等資料，研究當年度的白海豚育幼群次和非育幼群次的分布趨勢與其相關性，作為後續研究和模擬重要棲息地全區的白海豚族群動態和分布模式。(2) 設立長期聲學監測站，收集區域內的包含環境、魚類和白海豚等各項自然和生物之海洋聲景，用以監測各項大型工程(如：風機基座打樁、電纜鋪設)前後的聲景變化，是否顯著衝擊當地海洋生態。此外，(3) 須培養穩定、專業的海上觀察員和監督組織，協助監測各項施工過程有無不當和違反環評規範之事實，以及(4) 積極邀請漁民加入海上調查小組，推動社區合作。而長期目標，更需要整合魚類資源和生態資訊研究、各地區食物網架構、氣候和地形改變、跨單位的資訊整合等工作，或許能減緩甚至提升台灣瀕危的中華白海豚族群數量。

六、 參考文獻

- 104 年度第 2 期各縣市自然及人工海岸線比例一覽表 (105 年版) 【資料檔】。台北市：內政部營建署。
- Aguilar Soto, N., Johnson, M., Madsen, P. T., Tyack, P. L., Bocconcelli, A., & Fabrizio Borsani, J. (2006). Does intense ship noise disrupt foraging in deep-diving Cuvier's beaked whales (*Ziphius cavirostris*)? *Marine Mammal Science*, 22(3), 690-699.
- Andersson, M. H., & Ö hman, M. C. (2010). Fish and sessile assemblages associated with wind-turbine constructions in the Baltic Sea. *Marine and Freshwater Research*, 61(6), 642-650.
- Araújo, C. C., Wang, J. Y., Hung, S. K., White, B. N., & Brito, D. (2014). Viability of the critically endangered eastern Taiwan Strait population of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis*. *Endangered Species Research*, 24(3), 263-271.
- Chang, W. L., Karczmarski, L., Huang, S. L., Gailey, G., & Chou, L. S. (2016). Reproductive parameters of the Taiwanese humpback dolphin (*Sousa chinensis taiwanensis*). *Regional Studies in Marine Science*, 8, 459-465.
- CIRVA, 2016. Seventh Meeting of the Comité Internacional para la Recuperación de la Vaquita Caracol Museo de Ciencias y Acuario. 10-13 May 2016, Ensenada, Mexico. (76pp. [report available at: <http://www.iucn-csg.org/wp-content/uploads/2010/03/CIRVA-7-Final-Report.pdf>]).
- DAHG. (2014) Guidance to Manage the Risk to Marine Mammals from Man-made Sound Sources in Irish Waters. Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht, Ireland.
- Dice, L. R. (1945). Measures of the amount of ecologic association between species. *Ecology*, 26(3), 297-302.
- Dungan, S.Z., Hung, S.K., Wang, J.Y., and White, B.N. (2012). Two social communities in the Pearl River Estuary population of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*). *Canadian Journal of Zoology* 90: 1031–1043.
- Erbe, C. (2013) International regulation founder water noise. *Acoustics Australia* 41:12-19.
- Gerrodette, T., Taylor, B.L., Swift, R., Rankin, S., Jaramillo-Legorreta, A.M., Rojas-Bracho, L., 2011. A combined visual and acoustic estimate of 2008 abundance, and change in abundance since 1997, for the vaquita, *Phocoena sinus*. *Marine Mammal Science* 27, 79–100.

- Guissamulo, A., Cockcroft, V.G., 2004. Ecology and population estimates of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in Maputo Bay, Mozambique. *Aquatic Mammals* 30, 94–102.
- Huang, S. L., Chang, W. L., & Karczmarski, L. (2014). Population trends and vulnerability of humpback dolphins *Sousa chinensis* off the west coast of Taiwan. *Endangered Species Research*, 26(2), 147-159.
- James, V. (2013). Marine renewable energy: a global review of the extent of marine renewable energy developments, the developing technologies and possible conservation implications for cetaceans. *A whale and dolphin conservation report*.
- Jefferson, T.A. (2000). Population biology of the Indo-Pacific hump-backed dolphin in Hong Kong waters. *The Journal of Wildlife Management*, 64(4): 1-65.
- Jefferson, T.A., and 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.
- 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.
- JNCC (Joint Nature Conservation Committee) (2010) Statutory nature conservation agency protocol for minimising the risk of injury to marine mammals from piling noise, Aberdeen, UK.
- Karczmarski L, Cockcroft VG (1999) Daylight behaviour of humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Z Saugetierkd* 64:19–29
- Karczmarski, L., Cockcroft, V. G., and McLachlan, A. (2000). Habitat use and preferences of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Marine Mammal Science*, 16(1):65-79
- Karczmarski, L., Cockcroft, V.G., McLachlan, A., 1999. Group size and seasonal pattern of occurrence of humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *South African Journal of Marine Science*. 21, 89–97.
- Keith, M., Atkins, S., Johnson, A. E., Karczmarski, L. (2013). Area utilization patterns of humpback dolphins (*Sousa plumbea*) in Richards Bay, KwaZulu-Natal, South Africa. *Journal of Ethology*, 31:261–274

- Laist, D.W., Knowlton, A.R., Mead, J.G., Collet, A.S., and Podesta, M. (2001). Collisions between ships and whales. *Marine mammal science* 17: 35–75.
- 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.
- NOAA (2016) Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing: Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts.
- Pan, C. W., Chen, M. H., Chou, L. S., & Lin, H. J. (2016). The Trophic Significance of the Indo-Pacific Humpback Dolphin, *Sousa chinensis*, in Western Taiwan. *PloS one*, 11(10), e0165283.
- 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., and Zhou, K.Y. (2008). *Sousa chinensis* (eastern Taiwan Strait subpopulation). IUCN 2010. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2010.4.
- Richardson W. J., Greene C. R., Malme C. I., Thompson D. H. (1995) *Marine mammals and noise*. Academic Press, San Diego.
- Smith, J.E., Kolowski, J.M., Graham, K.E., Dawes, S.E., and Holekamp, K.E. (2008). Social and ecological determinants of fission-fusion dynamics in the spotted hyaena. *Animal Behaviour*, 76: 619-636.
- Steiniger, S., & Hunter, A. J. (2013). A scaled line-based kernel density estimator for the retrieval of utilization distributions and home ranges from GPS movement tracks. *Ecological informatics*, 13, 1-8.
- 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.
- Tougaard, J., Wright, A. J., & Madsen, P. T. (2015). Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine pollution bulletin*, 90(1), 196-208.
- Turvey, S. T., Pitman, R. L., Taylor, B. L., Barlow, J., Akamatsu, T., Barrett, L. A., ...

- & Wei, Z. (2007). First human-caused extinction of a cetacean species? *Biology letters*, 3(5), 537-540.
- Wade, P.R., (2009). Population dynamics. In: Perrin, W.F., Würsig, B., Thewissen, J.G.M. (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals, second ed.* Academic Press, New York, pp. 913–918.
- Wang, C., Zou, X., Li, Y., Zhao, Y., Song, Q., & Yu, W. (2016). Pollution levels and risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments from two typical estuaries in China. *Marine Pollution Bulletin*.
- 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(1), 189-196.
- 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(1), 36.
- Weilgart, L. S. (2007). The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Canadian Journal of Zoology*, 85(11), 1091-1116.
- Weir J. S., Duprey, N. M. T., and Wursig, B. (2008). Dusky dolphin (*Lagenorhynchus obscurus*) subgroup distribution: are shallow watters a refuge for nursery group? *Canadian Journal of Zoology*, 86:1225-1234
- 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.
- Williams, R., Erbe, C., Ashe, E., Beerman, A., & Smith, J. (2014). Severity of killer whale behavioral responses to ship noise: a dose–response study. *Marine pollution bulletin*, 79(1), 254-260.
- Williams, R., Trites, A. W., & Bain, D. E. (2002). Behavioural responses of killer whales (*Orcinus orca*) to whale–watching boats: opportunistic observations and experimental approaches. *Journal of Zoology*, 256(2), 255-270.
- Wursig, B., & Wursig, M. (1980). Behavior and ecology of the dusky dolphin, *Lagenorhynchus obscurus*, in the South Atlantic. *Fishery bulletin*, 77(4), 871-890.
- Yang, W. C., Chang, W. L., Kwong, K. H., Yao, Y. T., & Chou, L. S.(2013). Prevalence of epidermal conditions in critically endangered Indo-Pacific

humpback dolphins (*Sousa chinensis*) from the waters of western Taiwan. *Pakistan Veterinary Journal*, 33(4), 505-509.

- 周蓮香，2006。台灣沿海鯨豚誤捕研究與中華白海豚生態調查。行政院農業委員會漁業署九十五年度科技計畫研究報告，台北，台灣，68 頁。
- 周蓮香，2015a。離岸風機影響中華白海豚生理與生態之研究(II)。行政院國家科學委員會國家型科技計畫，63 頁。
- 周蓮香，2017。105 年海洋竹南離岸式風機發電計畫，環境影響評估環境監測計畫，中華白海豚目視監測。
- 周蓮香，邵廣昭，邵奕達，2016。中華白海豚族群生態與棲地環境噪音監測。行政院農委會林務局委託研究計畫，148 頁。
- 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。行政院農委會林務局委託研究計畫，100 頁。
- 周蓮香，陳琪芳，2015b。中華白海豚族群生態與棲地環境噪音監測。行政院農委會林務局委託研究計畫，148 頁。
- 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 2011。中華白海豚族群生態監測及聲學監測系統規劃。行政院農委會林務局委託研究計畫，103 頁。
- 林明慶，2012。台灣中華白海豚的傷痕研究。碩士論文，台灣大學，台北，台灣，90 頁。
- 侯雯，2017。台灣西岸中華白海豚活動範圍與社群結構之變化。碩士論文，台灣大學，台北，台灣，113 頁。
- 胡惟鈞、陳琪芳、周蓮香等，2016。離岸風力發電水下打樁噪音對中華白海豚棲地的影響。2016 台灣風能協會會員大會暨學術研討會。
- 張維倫，2011。台灣的中華白海豚社群結構及生殖參數。碩士論文，台灣大學，台北，台灣，124 頁。
- 葉志慧，2011。中華白海豚在台灣之分布預測與活動模式。碩士論文，台灣大學，台北，台灣，112 頁。
- 賈曉平，陳濤，周金松，郭智，2000。珠江口中華白海豚的初步調查。中國環境科學 20: 80-82。

表 2-1. 台灣西部沿海四條航線共 42 趟次，固定測站點之調查資料與努力量

	航線				平均
	北區一	北區二	南區一	南區二	
調查趟次	10	10	12	10	
總航行里程(km)	654.5	731.1	858.1	573.0	67.1
總航行時數(hr)	54.1	53.1	65.1	42.6	5.1
努力里程(km)	516.1	643.9	708.4	452.1	55.2
努力時數(hr)	39.6	45.6	52.9	34.7	4.1

表 2-2. 台灣西部沿海四條調查航線的目擊群次標準化分析結果。

	航線				平均
	北區一	北區二	南區一	南區二	
趟次目擊率	70%	60%	25%	30%	45%
目擊群次	9	8	3	4	-
有效群次	6	8	3	4	-
有效群次/趟	0.6	0.8	0.3	0.4	0.5
有效隻/趟	2.1	3.2	1.2	3.4	2.4
群次/10 小時	1.5	1.8	0.6	1.2	1.2
群次/100 公里	1.2	1.2	0.4	0.9	0.9

表 2-3. 台灣西部沿海四條航線共 42 趟次，固定測站點之環境因子(平均值±SD)，n 表示各航線固定測站點的數量

環境因子	航線				平均
	北區一 (n=12)	北區二 (n=16)	南區一 (n=16)	南區二 (n=13)	
水深 (m)	8.16 ± 2.05	8.56 ± 4.99	6.15 ± 2.05	5.48 ± 1.47	7.04 ± 3.28
鹽度 (‰)	32.93 ± 1.44	32.58 ± 2.54	31.73 ± 2.25	32.24 ± 2.55	32.32 ± 2.27
溫度(°C)	30.27 ± 0.81	29.15 ± 1.25	30.24 ± 1.11	30.5 ± 0.89	30.02 ± 1.18
pH 值	8.14 ± 0.06	8.15 ± 0.07	8.15 ± 0.09	8.13 ± 0.05	8.15 ± 0.07
濁度(NTU)	2.88 ± 2.15	3.08 ± 2.42	7.98 ± 6.27	7.89 ± 7.3	5.65 ± 5.71

表 2-4. 中華白海豚在各航線的白海豚目擊點位環境因子測量值(平均值±SD)，n 表示各航線有效目擊群次的數量

環境因子	航線				平均
	北區一 (n=9)	北區二 (n=8)	南區一 (n=3)	南區二 (n=4)	
水深 (m)	6.85 ± 2.7	7.93 ± 2.77	5.5 ± 1.44	5.88 ± 1.22	6.88 ± 2.45
鹽度 (‰)	33.15 ± 0.57	32.85 ± 1.88	30.3 ± 2.72	32.43 ± 0.99	32.55 ± 1.7
溫度(°C)	30.89 ± 1.2	29.64 ± 1.08	29.8 ± 1.35	30.6 ± 0.73	30.26 ± 1.18
pH 值	8.14 ± 0.05	8.15 ± 0.05	8.06 ± 0.09	8.14 ± 0.07	8.13 ± 0.06
濁度(NTU)	2.31 ± 1.8	2.8 ± 1.58	9.44 ± 2.32	8.74 ± 2.8	4.34 ± 3.48
離岸距離(km)	0.91 ± 0.44	1.06 ± 0.65	1.9 ± 2.12	1.88 ± 0.89	1.25 ± 0.93

表 2-5(A). 整合當年度不同計畫近岸平行線調查結果，顯示之中華白海豚在台灣西海岸各分區累計努力量。涵蓋範圍從苗栗縣至台南縣的沿海地區。註：“-”表示努力量少於 10 公里，“*”表示努力量少於 100 公里。

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
苗栗北	-	787.8	-	-	-	-	-	-	480.4
苗栗南	-	427.4	354.7	411.1	331.6	285.5	363.7	232.8	258.3
台中北	446.9	655.2	526.2	721.1	524.4	406.6	590.0	430.0	420.8
台中南	1034.1	131.2	-	194.0	171.6	-	233.9	183.9	342.9
彰化北	1577.4	373.9	-	245.0	263.0	-	300.2	302.0	434.2
彰化南	87.3*	2293.4	92.7*	-	-	-	-	-	750.6
雲林北	728.2	303.8	240.9	30*	240.6	245.9	460.1	173.2	337.3
雲林南	1893.3	795.8	735.8	151.5	582.1	589.8	1169.8	431.5	847.1
外傘頂洲	588.5	236.0	500.7	442.5	283.8	297.2	383.7	400.2	369.5
嘉義	625.3	87.6*	-	-	-	-	256.2	569.4	492.8
台南	-	-	-	-	-	-	-	211.2	250.1

(續)表 2-5 (B). 彙整本研究所有計劃於每個沿岸海域平行線的調查資訊計算中華白海豚在台灣西海岸苗栗到台南各區段的歷年標準化目擊率(群/100km)。註：“-”表示調查區域調查量不足或沒有。粗體紅色表示高於 2.5 群/100km 者。

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
苗栗北	-	0.9	-	-	-	-	-	-	1.3
苗栗南	-	3.3	2.8	1.0	1.8	0.7	1.4	4.3	1.6
台中北	2.9	2.4	3.6	2.5	4.0	2.0	3.1	3.3	1.0
台中南	1.5	0.8	-	4.1	4.7	-	2.1	2.2	3.5
彰化北	1.3	-	-	4.5	1.5	-	5.3	4.6	5.1
彰化南	-	0.6	-	-	-	-	-	-	1.3
雲林北	-	-	0.4	-	0.8	1.2	0.4	0.6	2.4
雲林南	2.5	3.4	3.3	4.6	2.6	1.7	1.2	0.2	1.4
外傘頂洲	2.9	3.4	2.2	2.0	0.7	1.7	0.8	0.7	1.4
嘉義	0.5	-	-	-	-	-	0.8	0.7	0.8
台南	-	-	-	-	-	-	-	0.0	0.4

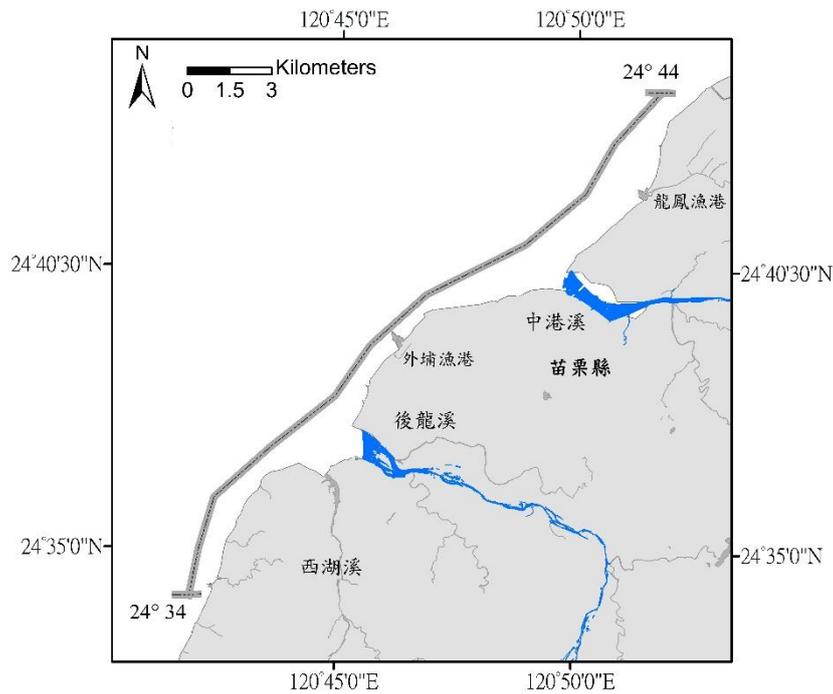
表 2-6. 彙整本年西海岸不同計畫海上目視調查結果之育幼群次，於各縣市海域的最大群體數、平均群體大小、和累計群次數。

縣市	最大群體數	平均群體大小	累計群次數
苗栗	9	9	1
台中	8	7.0 ± SD2.0	6
彰化	16	9.2 ± SD3.2	15
雲林	20	9.1 ± SD7.4	8
外傘	8	6.0 ± SD0.7	2
嘉義	12	10.3 ± SD2.1	3
台南	3	3	1

表 2-7、國外海洋噪音管理與對鯨豚類的影響減輕規範。若有鯨豚進入禁區範圍內或是限制最大音量範圍內則立即停止製造噪音。文獻整合自：胡惟鈞等人 2016，DAHG 2014，Erbe 2013，JNCC 2010，NOAA 2016，Richardson et al. 1995。

國家 (地區)	物種/情況	禁區半徑(m)	最大音量限制	參考文獻
德國	鯨豚	750	160 dB re 1 uPa ² s (SEL) 190 dB p-p (SPL)	Erbe 2013
比利時	鯨豚	750	185 dB re 1 uPa ² s (SEL)	
英國	鯨豚	500	(以距離為主)	JNCC 2010
	特殊物種	另訂		
愛爾蘭	鯨豚	1000	(以距離為主)	DAHG 2014
紐西蘭		200	186 dB re 1 uPa ² s (SEL)	Erbe 2013
	海嘯	1000, (600)	Airgun Level 1, (Level 2)	
	海嘯母子對	1500, (1000)		
澳洲	鯨豚	500	(距離為主，配合音量)	Erbe 2013
	鯨豚	500/2000	1km SEL > 160 dB re 1 uPa ² s, 改低強度施工	
	鯨豚	500/1000	1km SEL < 160 dB re 1 uPa ² s, 改低強度施工	
美國	鯨豚	以音量為主		NOAA 2016
	低頻鯨豚	衝擊式	219 dB SPL or 183 dB CSEL	
		非衝擊式	199 dB CSEL	
	中頻鯨豚	衝擊式	230 dB SPL or 185 dB CSEL	
		非衝擊式	198 dB CSEL	
	高頻鯨豚	衝擊式	202 dB SPL or 155 dB CSEL	
		非衝擊式	173 dB CSEL	
	特殊小族群	以音量為主	160 dB re 1 μPa RMS	
香港	中華白海豚	500		

(A)



(B)

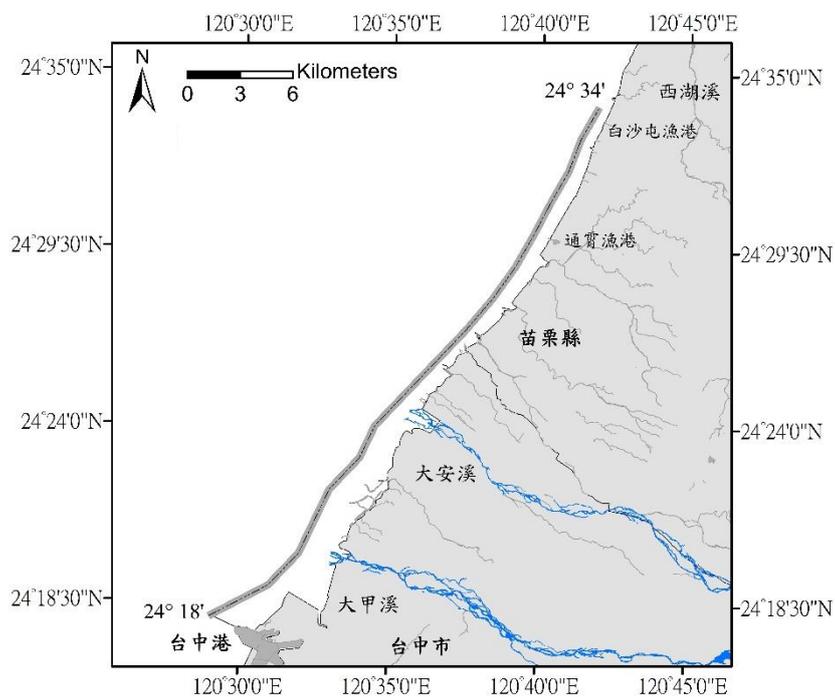
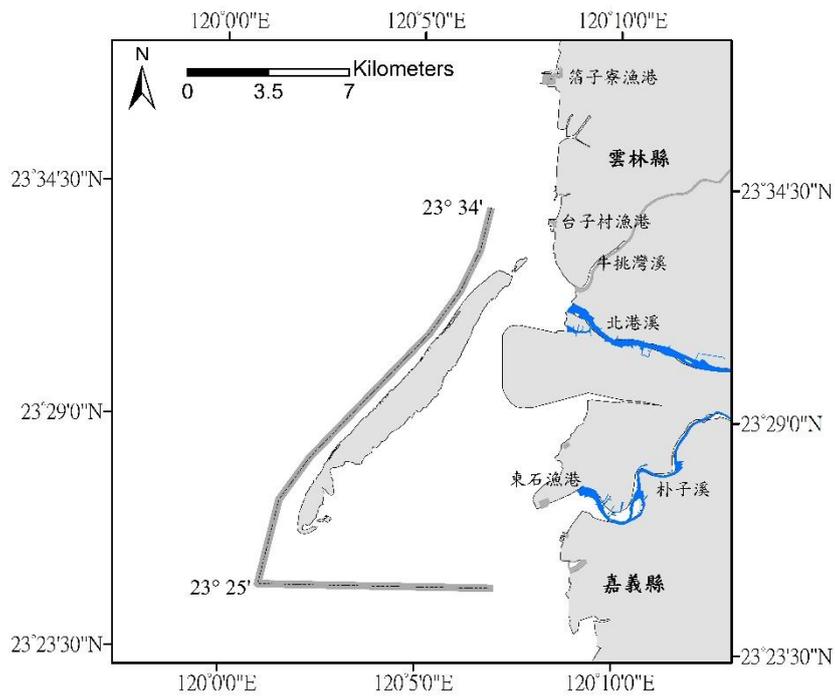


圖 2-1. 中華白海豚海上調查航線圖：(A) 北區一：崎頂至苗栗 $24^{\circ}34'N - 24^{\circ}44'N$ ，執行海上調查 10 趟。單趟航線長度約 27.9 公里。(B) 北區二：苗栗白沙屯至台中港 $24^{\circ}18'N - 24^{\circ}34'N$ (圖 1)，執行海上調查 10 趟。單趟航線長度約 35.3 公里。

(A)



(B)

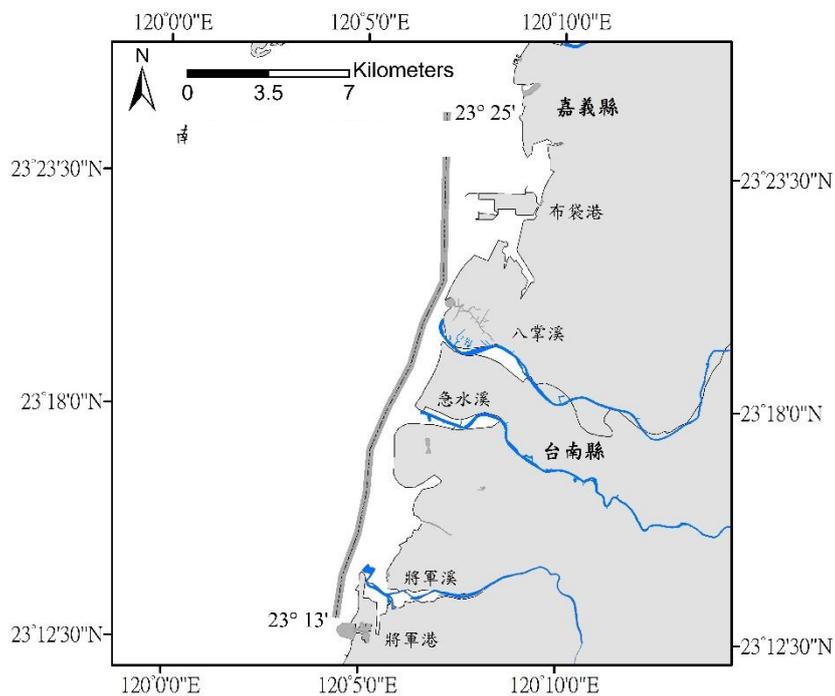
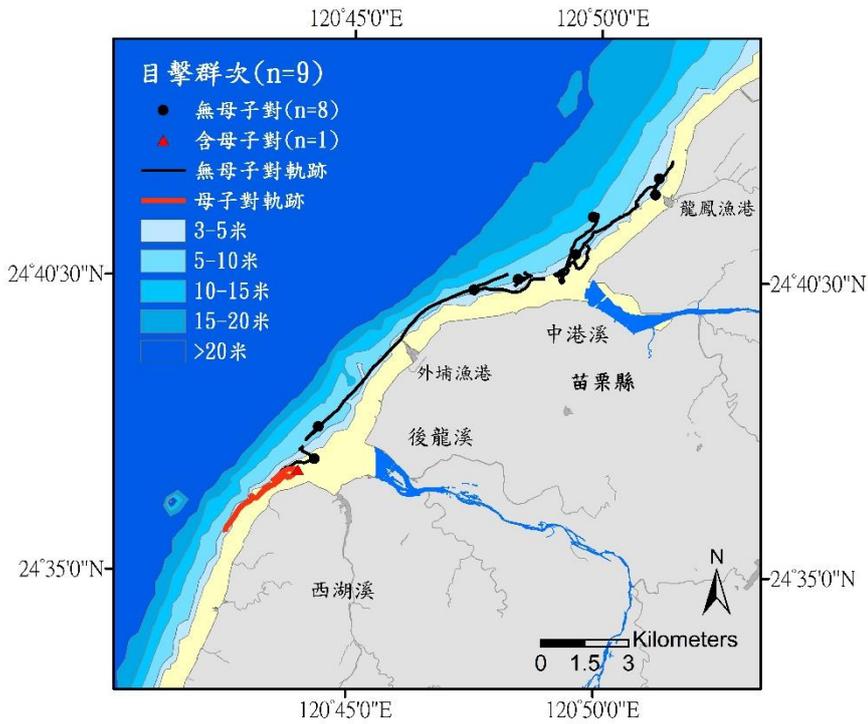


圖 2-2. 中華白海豚海上調查航線圖：(A) 南區一：外傘頂洲西側沿岸至嘉義布袋港沿海 23°25'N-23°32'N，進行海上調查 12 趟，單趟航線長度約 30 公里。(B) 南區二：嘉義到台南將軍港沿海 23°13'N-23°25'N，進行海上調查 10 趟，單趟航線長度約 23 公里。

(A)



(B)

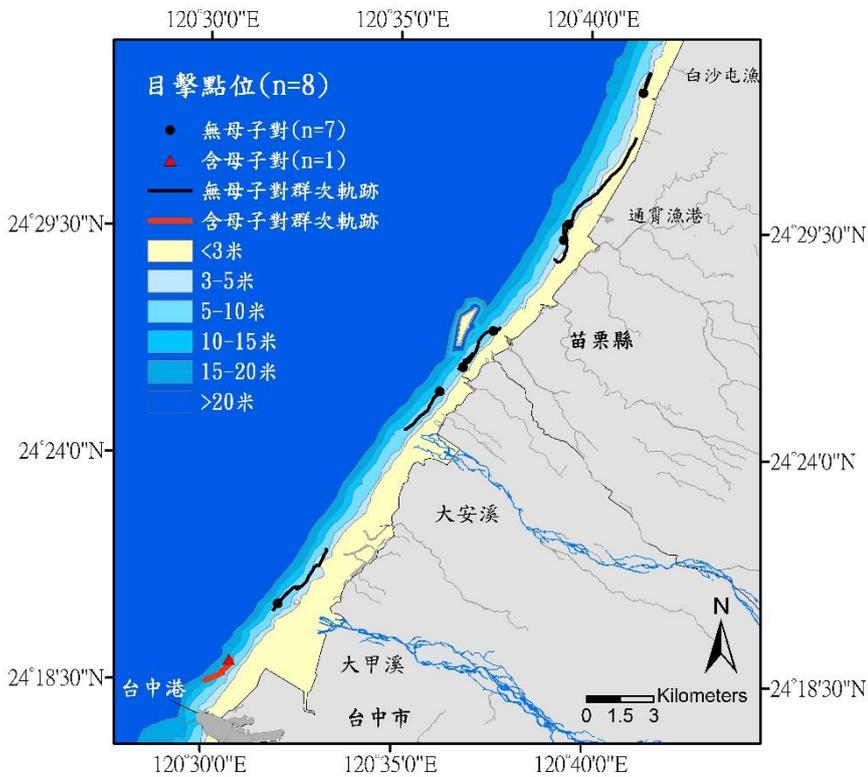
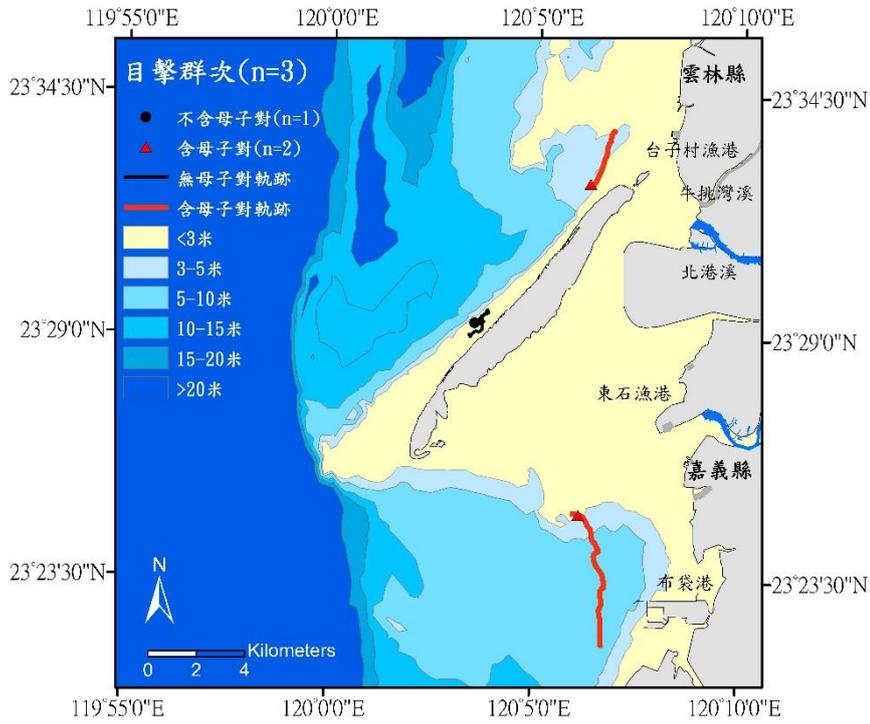


圖 2-3. 中華白海豚在濁水溪以北調查航線上：(A) 北區一，(B) 北區二上的有效目擊點位和移動軌跡。(圓點為無母子對目擊群次；三角形點為母子對目擊群次。)

(A)



(B)

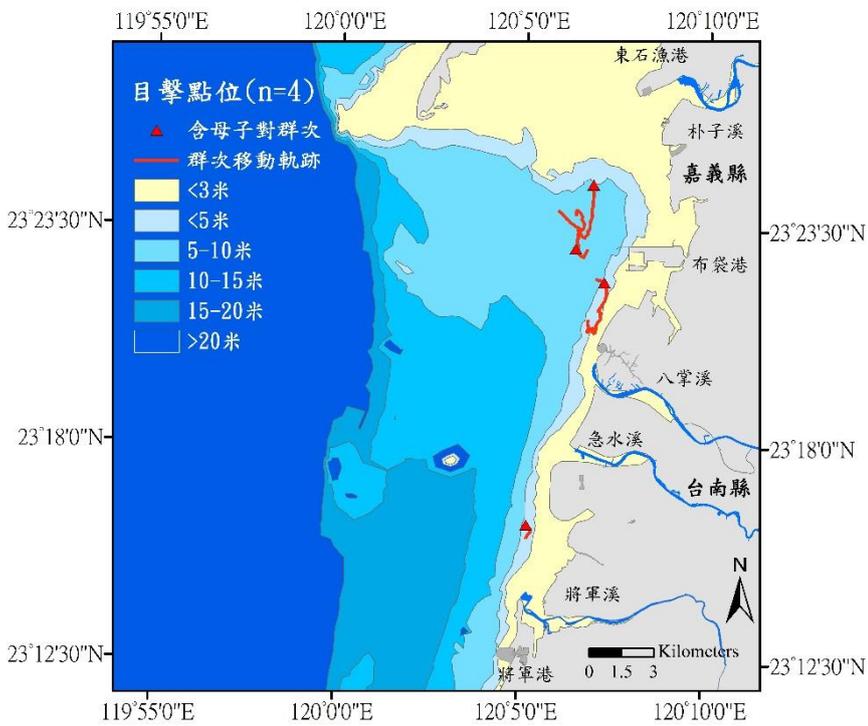


圖 2-4.中華白海豚在濁水溪以南調查航線：(A) 南區一，(B) 南區二上的有效目擊點位和移動軌跡。(圓點為無母子對目擊群次；三角形點為母子對目擊群次。)

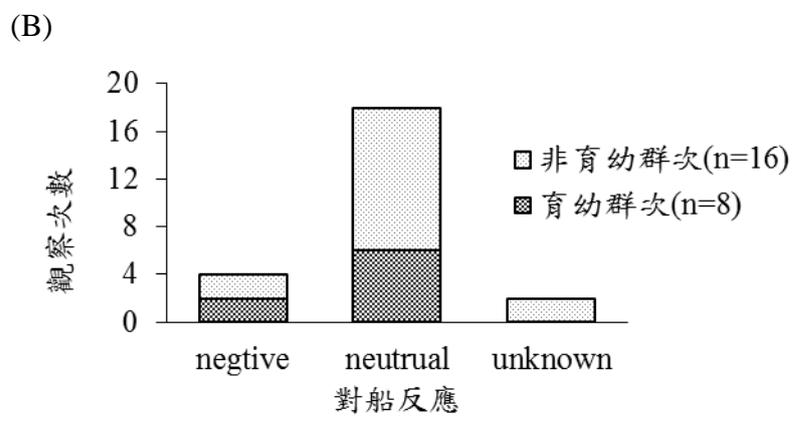
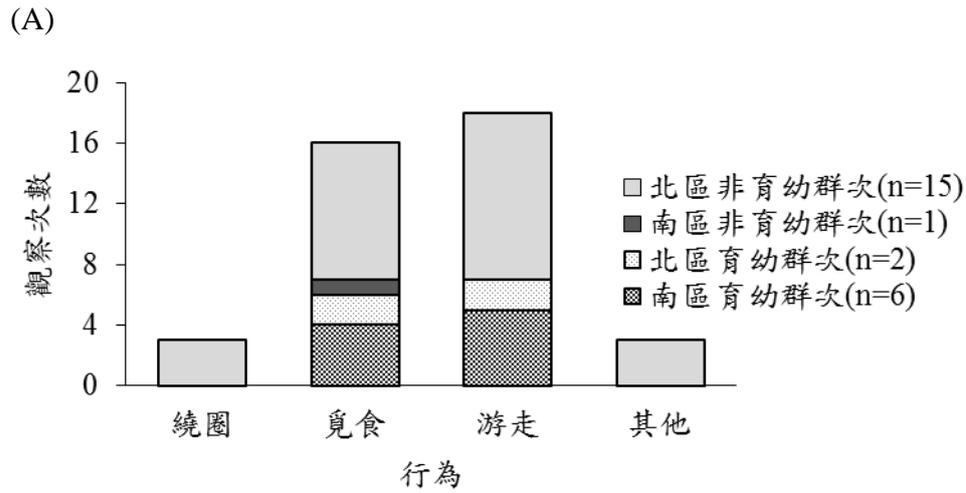


圖 2-5. 中華白海豚在南北區調查航線，所有目擊資料(n=24)的(A)行為紀錄，本年度僅觀察到四種行為(缺少社交和休息類別)。其他者，為無法歸類為六項定義類別之活動。(B)對船反應。

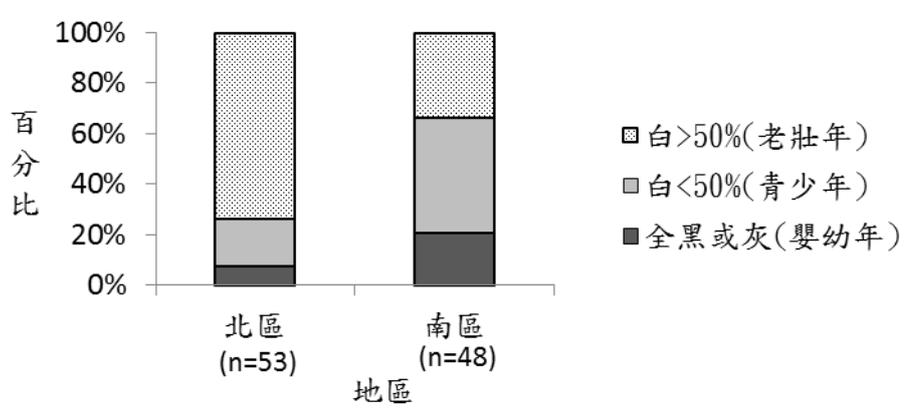


圖 2-6. 中華白海豚在南北區調查航線的年齡結構，北區的年齡組成以老壯年(74%)和青少年(19%)為主，南區則多青少年(46%)和嬰幼年(21%)為主，兩區域有明顯的年齡結構差異(GOF, $p < 0.05$)。

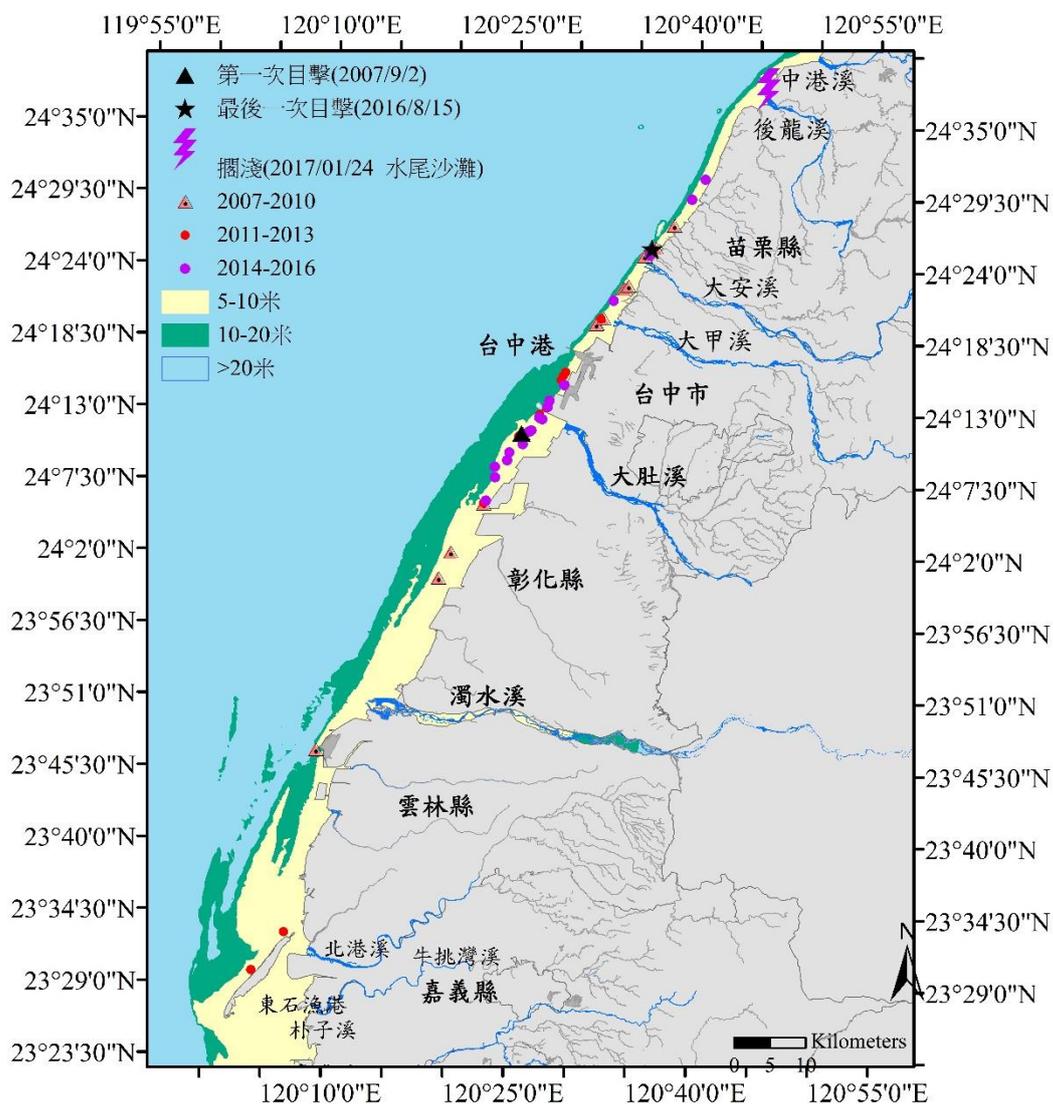


圖 2-7. 2016 年死亡之中華白海豚在 2007-2016 年共 10 年來的 46 筆目擊資料。

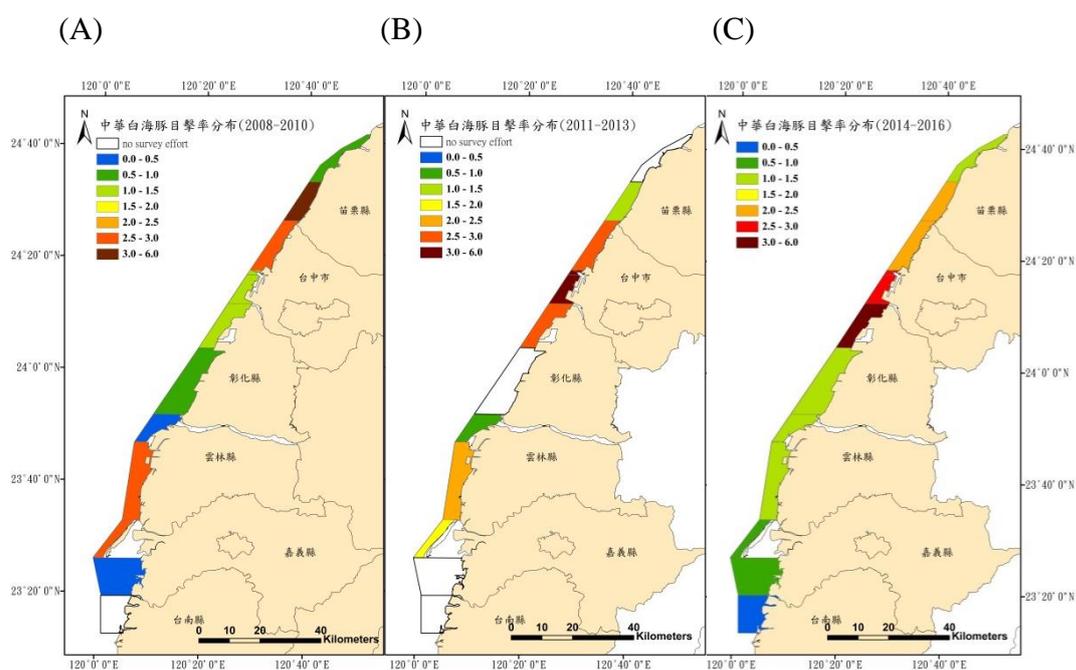


圖 2-8. 整合 2008-2016 年不同計畫平行線調查之目擊率分布，以每三年為間隔，比較(A)2008-2010 年、(B)2011-2013 和(C)2014-2016 年調查結果。

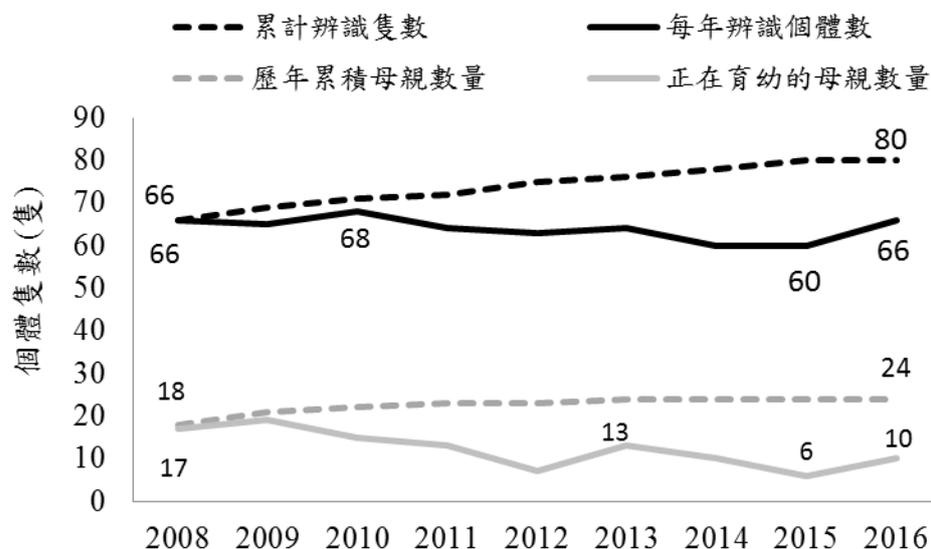


圖 2-9. 整合當年度所有計畫之照片辨識結果，本年度較去年新增之 6 個體，皆是已辨認過個體，僅是去年度未被目擊或照片無法辨識。

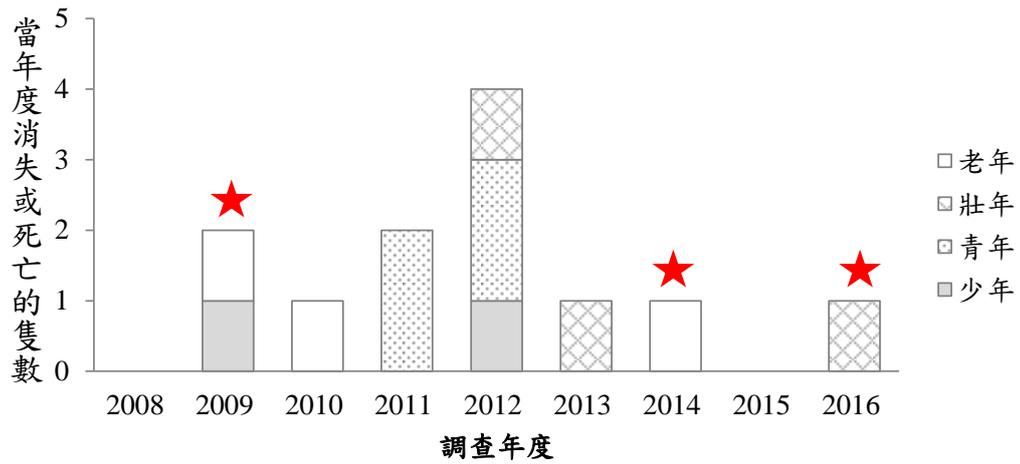


圖 2-10. 整合所有計畫之照片辨識結果，到 2016 年底共有 12 隻死亡或累計超過四年以上未目擊的個體。回溯這 12 隻個體首度消失或死亡的年份，於各年累積之海豚個體數。★：2009(老年)、2014(老年)、和 2016(壯年)年分別有一隻個體確認死亡。

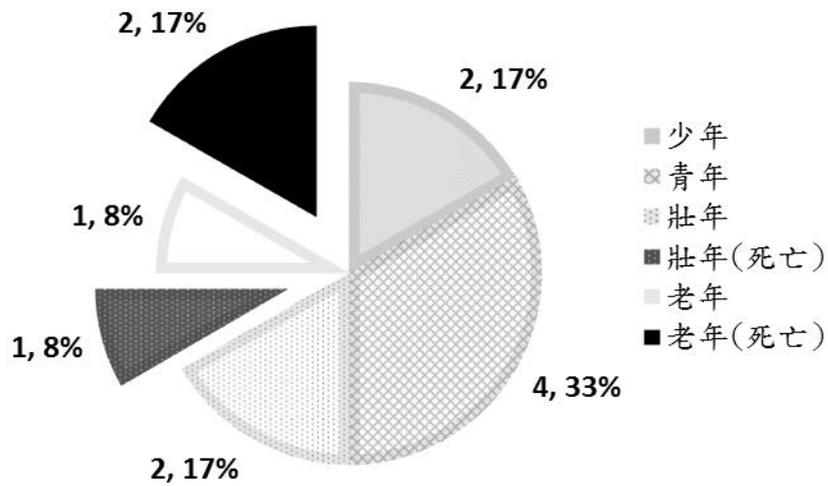


圖 2-11. 至 2016 年底共 12 隻死亡或累計超過四年以上未目擊的個體，於各年齡期的隻數和百分比。

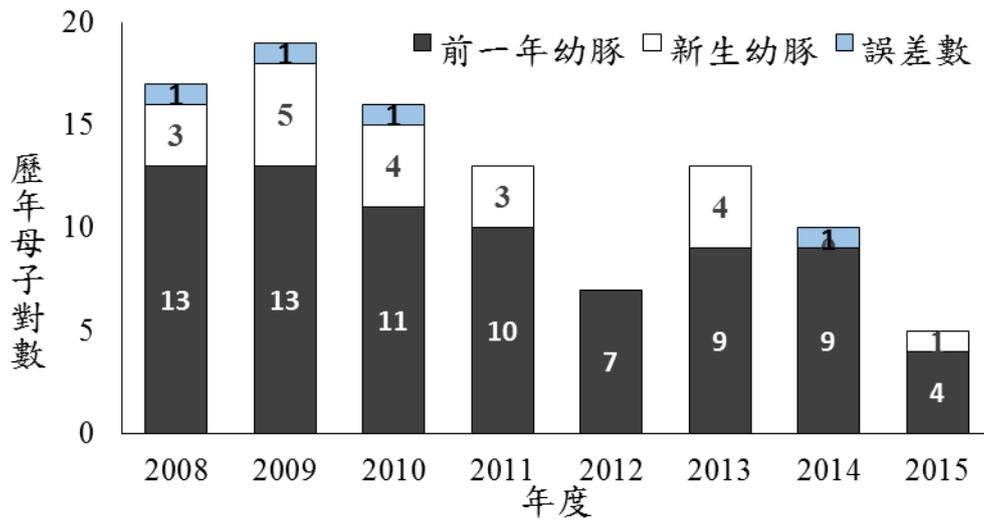


圖 2-12(A). 整合 2008-2015 年所有計畫歷年之可辨識母子對資料(歷年林務局公開資料), 非當年度出生幼豚數(前一年幼豚)和當年度新生幼豚數。誤差數說明: 2008-2010 年間有一認定母子對經重複審核, 不符合母子對定義, 故刪除。2014 年有一幼豚個體重複計算, 故刪去。

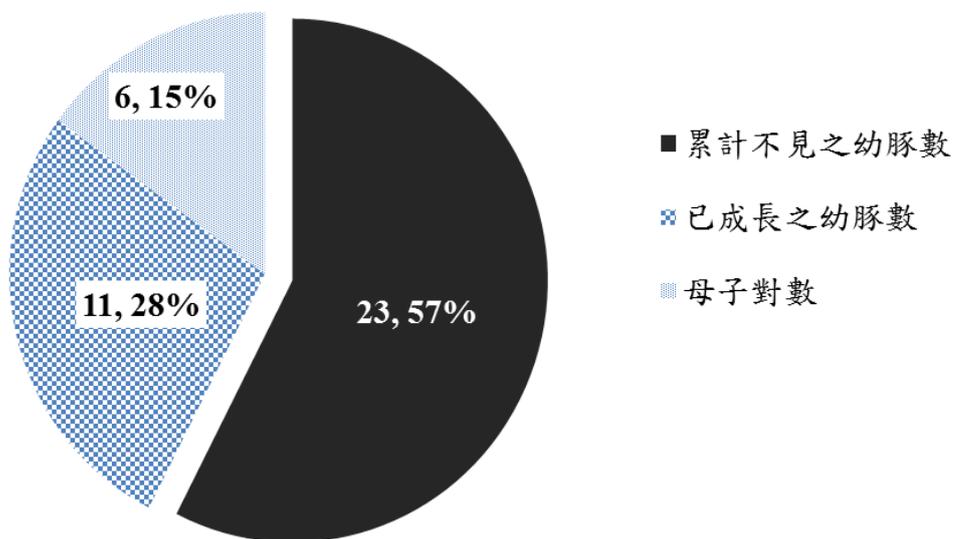
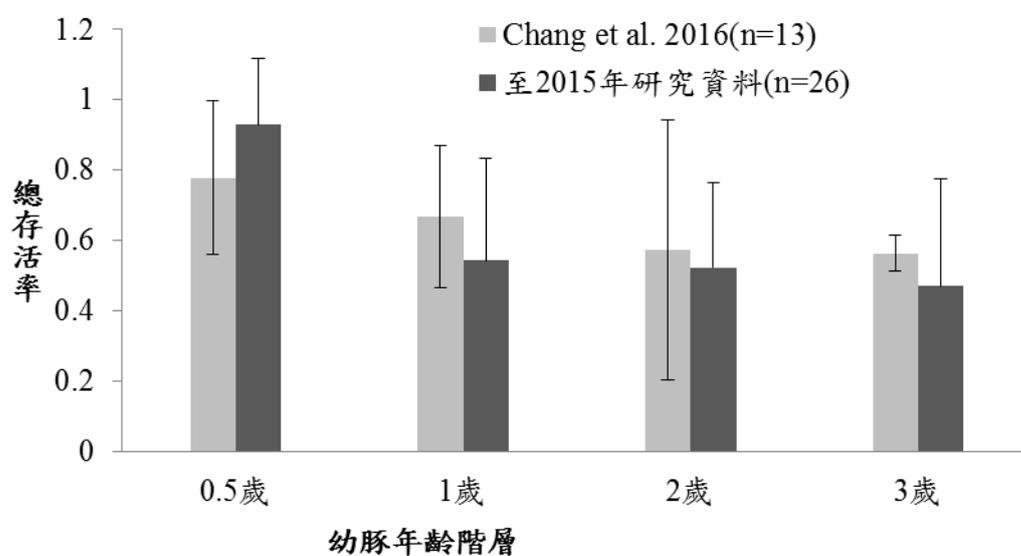


圖 2-12(B). 整合所有計畫歷年之累計幼豚資料, 到 2015 年共有 40 隻幼豚個體資料。其中有 23 隻未再目擊, 11 隻仍存活但成長獨立(8 隻於 2008 年前已進入成體資料庫, 3 隻為 2008 年後加入), 6 隻為符合母子對定義的幼豚(其中 1 隻在 2016 年度才拍攝到), 但亦不排除部分幼豚有存活但未被拍攝。

(A)



(B)

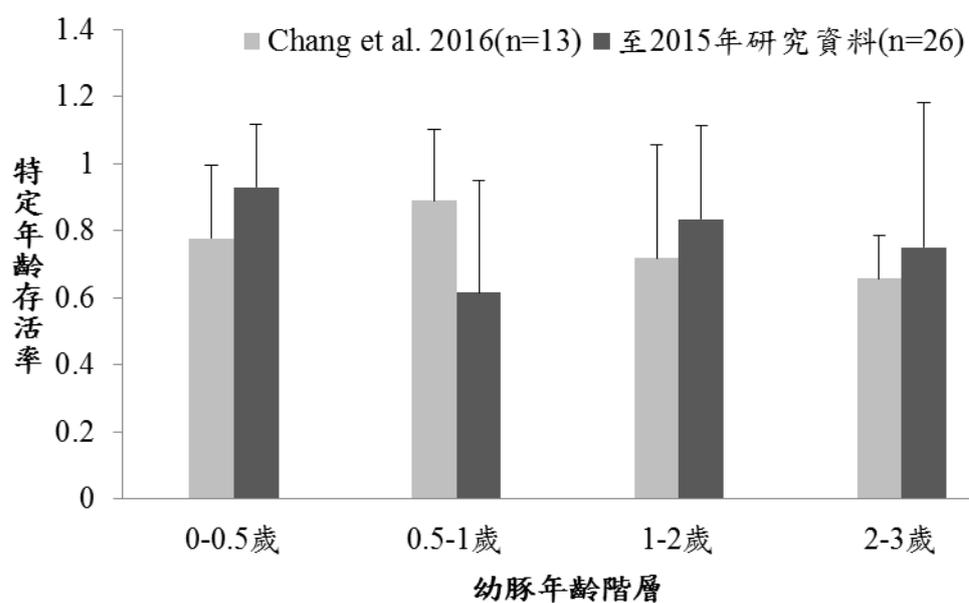


圖 2-13.嬰幼豚的各年齡存活率，(A)平均總存活率，(B)特定年齡期間平均每期存活率(±SD)。本研究室 2008-2015 年共有 26 隻可辨認母親個體的幼豚資料，與 Chang et al.於 2016 年發表之 2007-2010 年(n=13)結果。圖示說明：母親年齡為壯年期(SA)、青年期(SK)、和少年期(MT)。

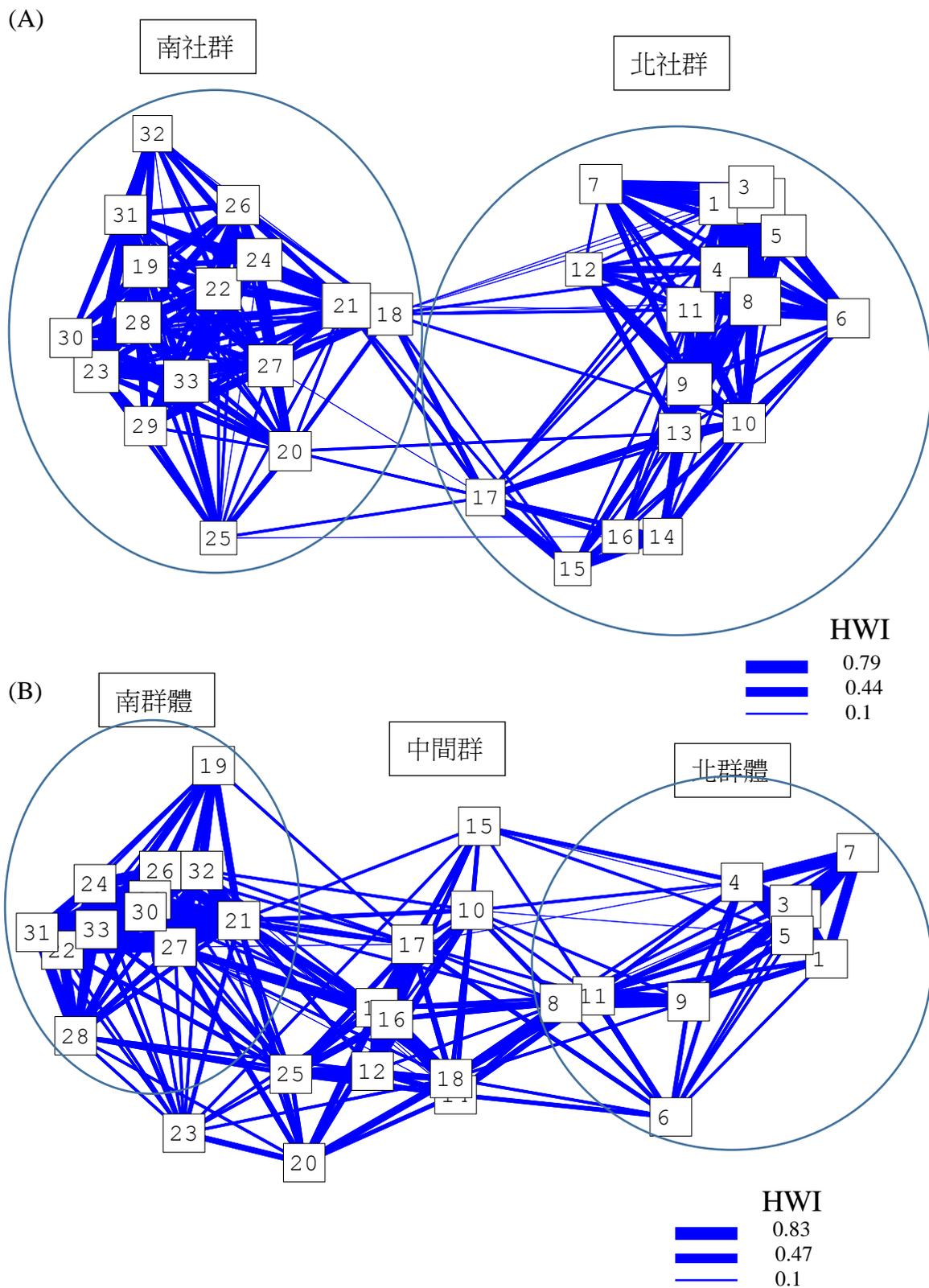


圖 2-14. 33 隻中華白海豚的社群結構在(A)2008-2010 年，(B)2012-2014 年間的變動分析，先計算兩兩海豚個體之間的 Half-weight association index (HWI)後，再以

分層群聚分析(hierarchical cluster analysis)以及多因次等級分析法(multidimensional scaling analysis)建構之。數字代表海豚個體編號。

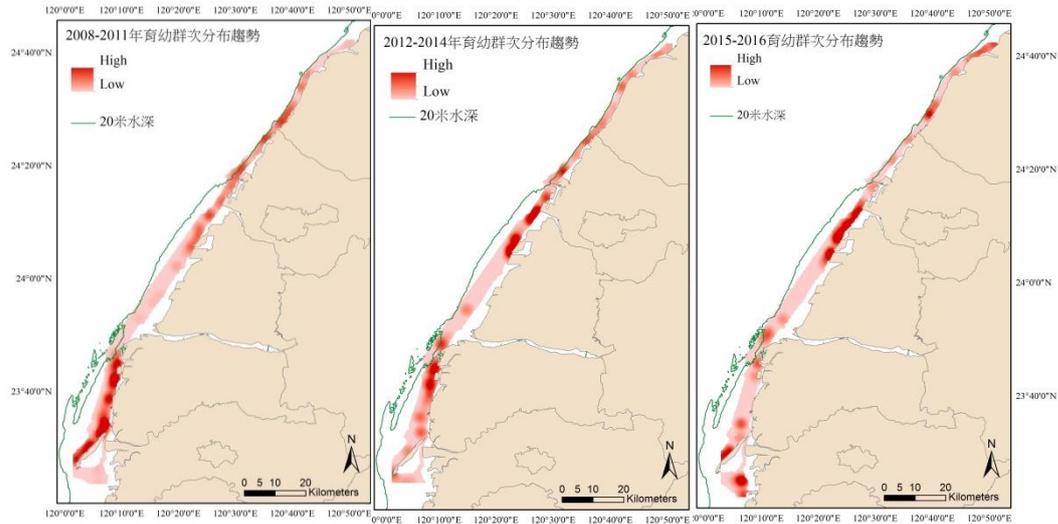


圖 2-15. 以(左) 2008-2011 年，(中) 2012-2014 年，(右) 2015-2016 年所有育幼群次目擊點位，進行之核密度分析法之家域分布機率模擬結果。由於調查努力量在某些區段年度分配不均或缺乏(外傘頂洲以南和彰化南、苗栗白沙屯以北區域)，其結果之定論仍待保留。

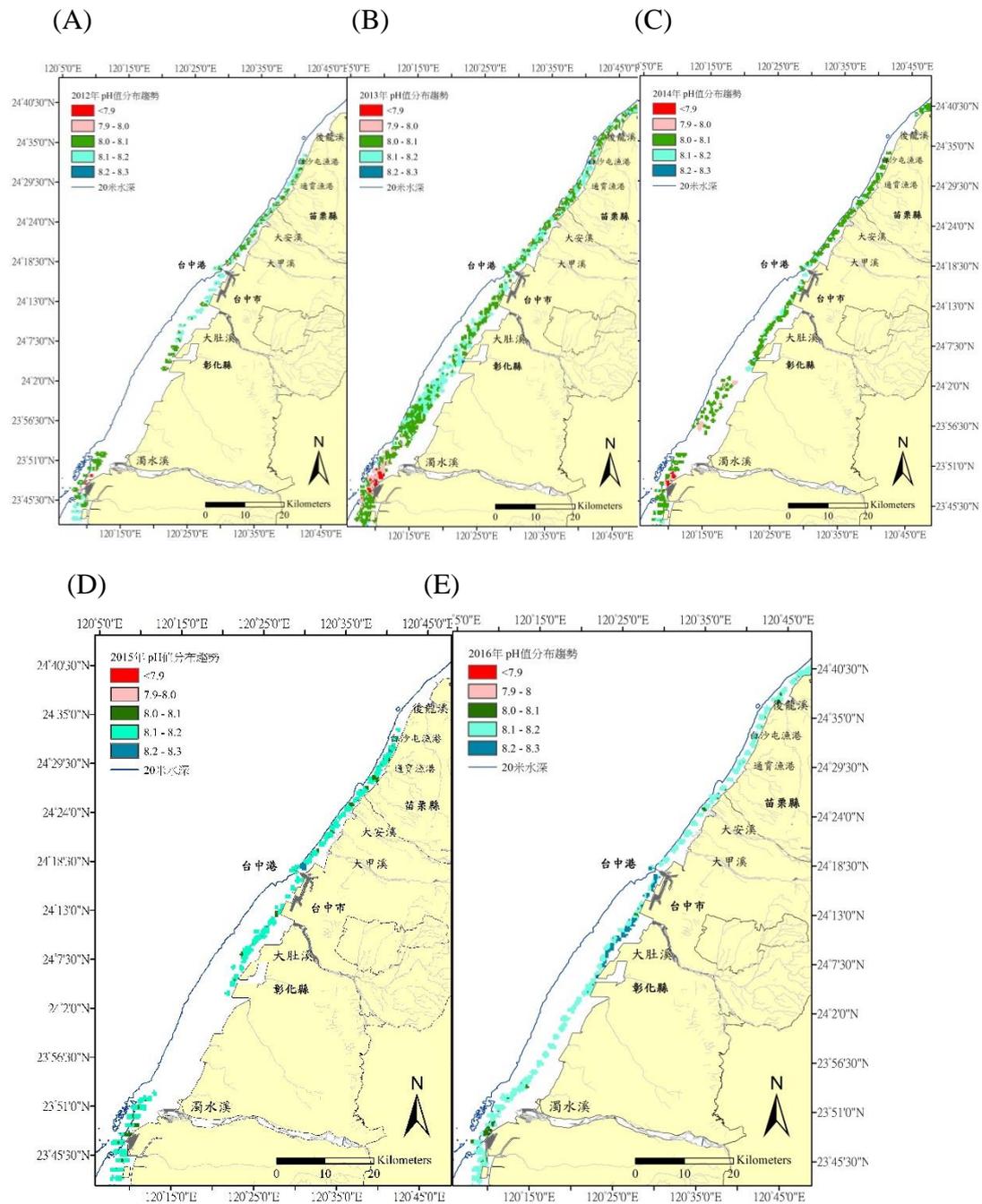


圖 2-16. 在台灣西部北段海域，以(A) 2012 年，(B)2013 年，(C)2014 年，(D)2015 年，(E) 2016 年所有濁水溪以北的航點 pH 值進行之反距離加權法(IDW)之分布模擬結果。模擬範圍以該年度航點之 500 公尺距離和中華白海豚重要棲息地為界。空白處表示該年度於該區域內沒有調查資料。

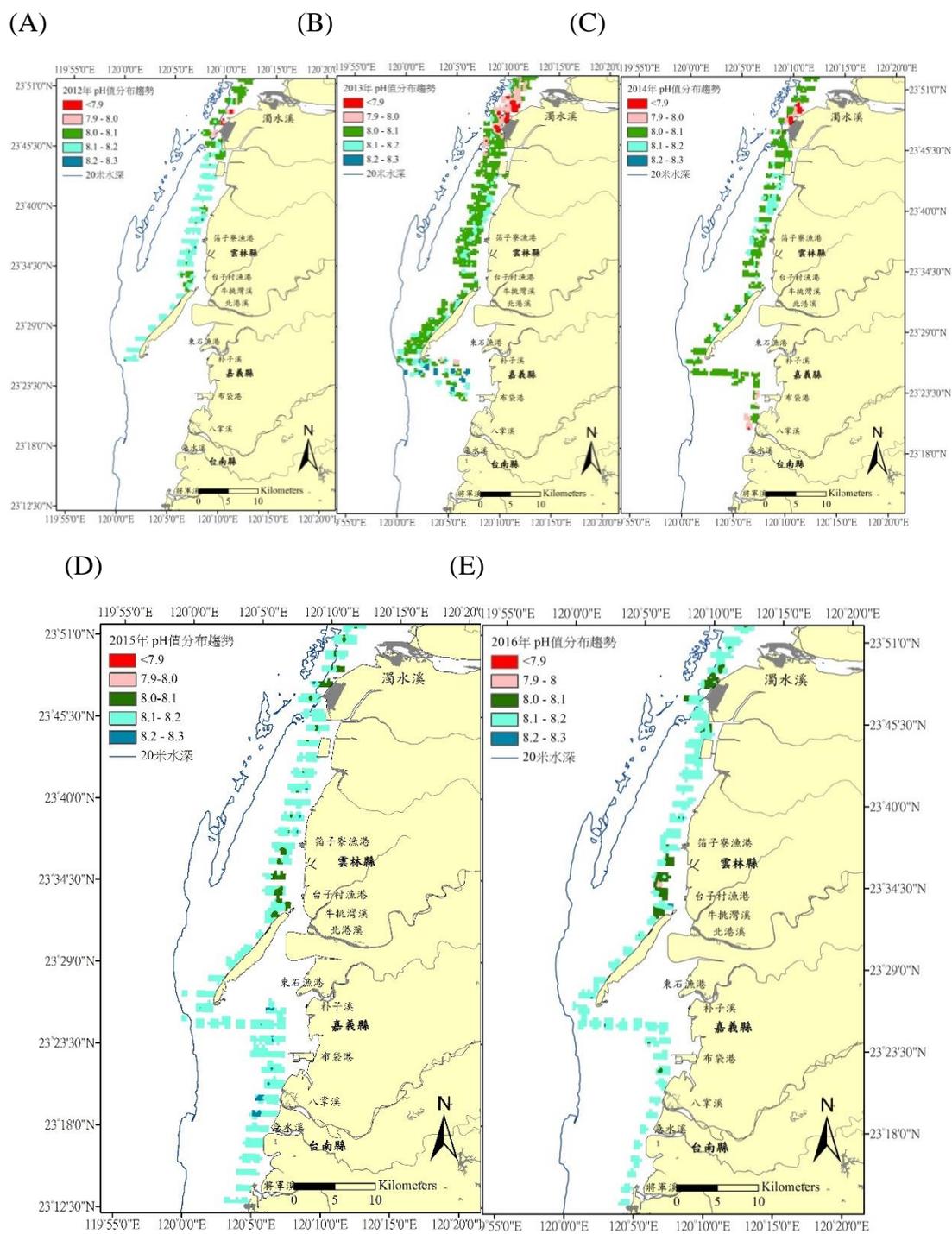
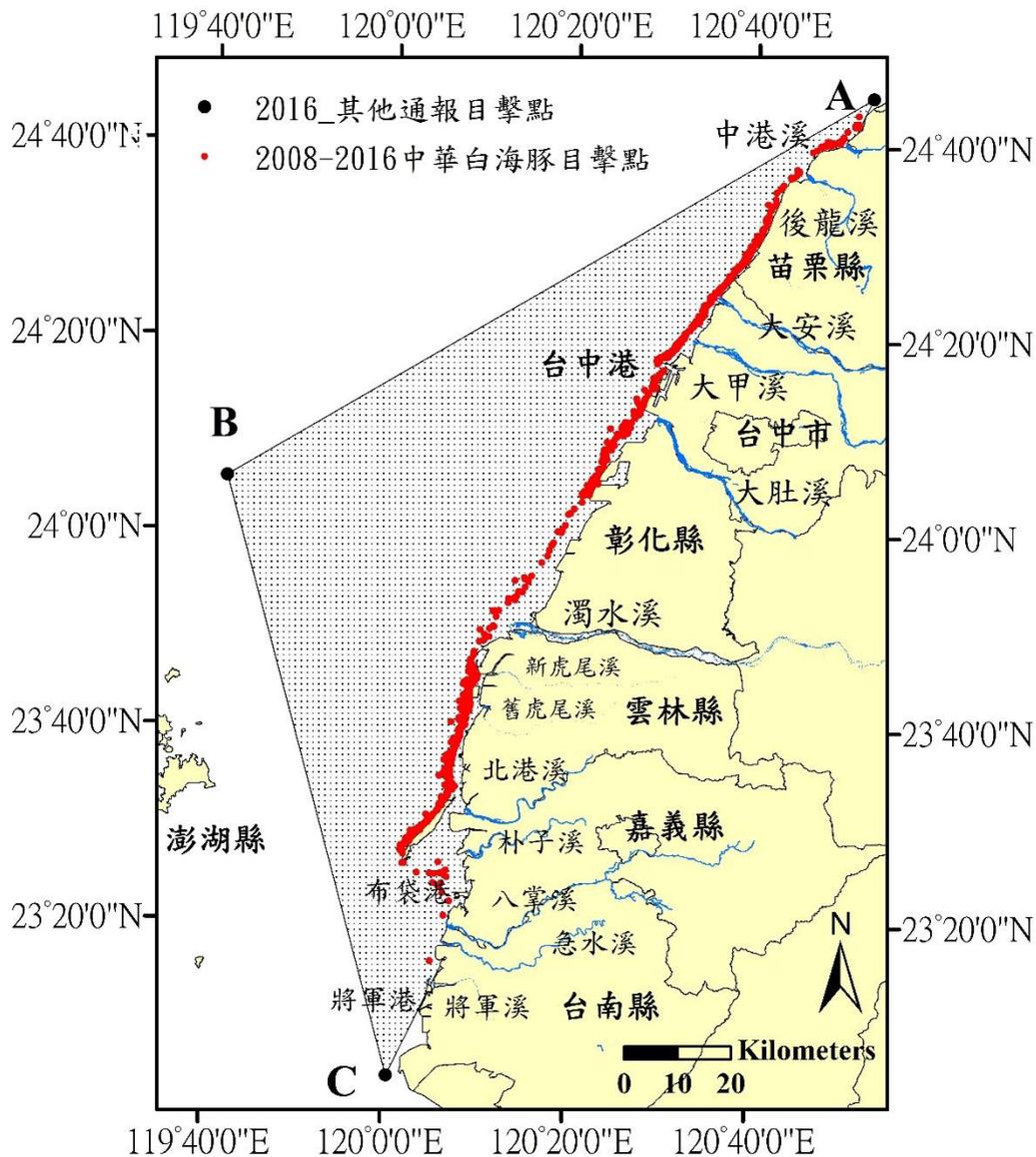


圖 2-17. 在台灣西部南段海域，以(A) 2012 年，(B)2013 年，(C)2014 年，(D)2015 年，(E) 2016 所有濁水溪以南的航點 pH 值進行之反距離加權法(IDW)之分布模擬結果。2012 年度因缺乏外傘頂洲以南調查，故不進行計算。

七、 附件

附件 2-1：2016 年其他調查計畫、研究團隊和民間人士提供之白海豚特殊目擊點分布圖。A：為本團隊環評計畫於新竹縣香山濕地的目擊，是 2016 調查結果最北界的目擊點。B：邵廣昭研究團隊在接近海峽中線處於海上目擊疑似白海豚 6-7 的群體，但缺乏照片佐證。C：民間賞鳥人士於台南七股溼地外，目擊疑似為白海豚個體，經照片確認(附件 2-1 說明：通報事件詳細內容)，確認為帶母子對之白海豚群體。



附件 2-1 說明：通報事件詳細內容。

● 目擊點 B：邵廣昭研究團隊提供：

"8/9 日出海作業，於上午 8 點 30 分在海鼎#16 號風場(大約是在 24° 5.465'北 119° 41.723'東，浪級粗估 1-2 級)，距離台灣約 36~38 海浬處，水深約 28~24 公尺，看到一群約 6~8 隻白海豚群體(確認是白色的與淡粉色，淡粉色只看到 1 眼)，距離漁船約北方約 300~500 公尺。觀察持續時間約 1 分鐘，往東方向移動因只帶普通傻瓜相機，無長鏡頭相機，因此沒拍到白海豚。

● 目擊點 C：由台南鳥友吳文宗先生提供。

10 月 16 日在七股防風林拍鳥的鳥友吳文宗先生發現，發現時估計離岸不到 200 公尺。



(照片拍攝和提供：吳文宗)

附件 2-2：2017/01/24 死亡擱淺白海豚之現場與解剖照片



附圖 2-1. 上和下图為死亡個體於擱淺沙灘上的照片。



附圖 2-2. 上和下图為死亡個體生殖系統異常增生物之照片。該組織之採樣正在進行化驗中，但獸醫初步判定增生物可能影響生育能力。

第參章、中華白海豚棲地的魚類資源調查

邵廣昭

國立臺灣海洋大學海洋生物研究所

摘要

本年度的研究目的有三：(一)以 104 年與 105 年在同一地理區的彰化四個底刺網樣站的調查採樣來探討中華白海豚分布熱點與非熱點、水淺(近岸)的與水深(遠岸)的魚類群聚差異；(二)調查 105 年新竹、苗栗、彰化、雲林、嘉義五個不同地理區共三季的底刺網標本戶漁獲資料，以了解中華白海豚的分布與各縣市魚類資源之間的關聯性；(三)以中華白海豚喜好捕食的餌食魚種做為評估指標，用採樣調查的結果來探討中華白海豚的分布、棲息地選擇偏好與當地魚類群聚之間的關聯性。採樣結果經過分析後得到以下結論：1. 彰化海域，魚种群聚組成最主要是受到不同季節的影響，其次是熱點與非熱點，而水深的影響則是最小的。2. 熱點區有比非熱點海域有更多中華白海豚喜好捕食的餌食魚種及數量。3. 彰化海域的魚類群聚組成在 10 月開始的冬季洄游魚種開始遷移至該處海域之後有很明顯的季節性變化，然而各個季別的優勢魚種統計結果顯示，當地海域棲息的中華白海豚不致於隨著季節變化而缺乏可供捕食的餌食魚種。4. 在西海岸五個縣市的底刺網標本戶調查結果顯示，中華白海豚喜好捕食的餌食魚種族群數量佔所有捕獲魚種尾數的百分比依序為彰化>雲林>苗栗>嘉義>新竹，這個結果與臺灣大學周蓮香教授團隊過去在各縣市海域所做的中華白海豚目擊率調查結果一致，顯示中華白海豚在各縣市的分布與餌食魚類資源具有關聯性。推論擁有較多的餌食魚種資源的海域，可能成為吸引中華白海豚偏好棲息於該處海域的一個因素。

一、前言

由於台灣西部沿海的漁業資源下降及蓬勃人為活動，台灣的中華白海豚族群在 2008 年 8 月被世界自然保育聯盟(IUCN)列為「極危」(CR)等級。為兼顧環境的保育與開發，農委會林務局研擬並於前年四月預告「中華白海豚野生動物重要棲息環境」。為了評估重要棲息環境之成效，也提供未來進一步海洋保護區細部區域劃分與相關管制規範的基礎資料，針對中華白海豚生態活動的長期監測勢在必行，尤其是相關的行為生態、棲地利用、食物資源與族群動態指標，將是保育主管機關制定相關保育策略的重要參考資料。

中華白海豚野生動物重要棲息地劃設之後，雖然對海岸的開發或棲地破壞有了嚴加管理的法令依據。但對於白海豚重要的食物來源-魚類卻無任何的限漁措施，因此未來如果白海豚的族群量減少，很可能會歸咎於過度捕撈和漁業資源匱乏所致。要如何證明，當然最直接的方法就是研究白海豚的食性及偏好魚種族群量的變化。由於白海豚是保育類動物，無法捕捉或用催吐法來了解其胃內容物；而且，由於白海豚活動範圍很大，用海底攝影和潛水觀察其覓食行為亦不可行。如要指望白海豚擱淺或被誤捕死亡的事件，一來是發生機率低，二來也可能是空胃。因此要取得白海豚食餌種類的直接證據，在目前確有困難。因此只能利用調查白海豚分布在熱點和非熱內魚種組成的差異，來間接推斷白海豚可能是為了取食某些魚種而停留在熱點海域。

至於白海豚分布範圍內的魚類資源狀況，除了彰化南部及雲林北部曾有過小規模研究，以及《台灣魚類資料庫》中有民國 91 年彰化、苗栗和新竹沿海一些底拖漁獲的資料外，上年度(104 年)農委會林務局所委託的調查計畫也在彰化北部的熱點及彰化南部的非熱點範圍內進行魚類資源調查，並得到熱點海域相對於非熱點海域，有較多魚種的初步結果。

此外，有鑑於私人遊艇與娛樂漁船的增加以及未來風力發電設施的設立，未來此區域內的水下聲學特徵勢必將大幅改變。而這樣的改變可能會對原本的魚類群模式造成影響，進而改變白海豚的攝食與遷徙行為。因此在白海豚棲地環境是否健康、食物是否充足的監測方面，今年規劃兩項調查工作，一項是延續去年度在彰化北部的熱點及彰化南部的非熱點範圍內進行魚類調查，於今年度再增加三個季別的採樣，以更完整的資料探討白海豚的餌食魚種組成在熱點與非熱點間有無差異，以及在淺水域(5-8m)及深水區域(25-30m)有無組成與豐度上的差異。另一項調查工作是增加由北到南五個縣市(新竹、苗栗、彰化、雲林、嘉義)的底刺網標本戶採樣調查，來探討中華白海豚在西海岸各縣市海域的分布與魚類資源的關聯性。

此外，文獻顯示中華白海豚與相近種印度洋白海豚會捕食天竺鯛科、海鯰科、鯆科、鯆科、糯鰻科、鯉科、石鱸科、鱻科、鰻科、鰻科、牛尾魚科、鯆科、舌鰻科、牙鯆科、鰻科、鰻科、石首魚科、鯖科、沙鯪科、鯛科、金梭魚科、鰻科、帶魚科等共計 22 科的魚種(Barros & Coockcroft, 1991; Jefferson, 2000; Barros et al., 2004; Parra & Jedensjo, 2009)，這些都是屬於印度-太平洋區的廣布科別魚種，且在臺灣也是屬於常見的科別魚種，因此我們將以這些科別的魚種作為指標，再根據臺灣大學周蓮香教授團隊所調查的中華白海豚在西海岸各縣市的目擊率，以調查採樣結果來評估中華白海豚的棲地選擇與魚類資源之間的關聯性。

二、材料與方法

在本研究中，魚類組成及群聚時空變遷之調查研究項目總計以兩個研究方法進行調查分析。分別是在彰化熱點與非熱點海域以底刺網進行魚類調查採樣，以及在新竹、苗栗、彰化、雲林、嘉義等縣市進行底刺網標本戶漁獲調查。各項研究與調查項目的執行方法分述於後。

(一)底刺網採樣調查

由於中華白海豚在臺灣西海岸大肚溪口有較多的分布及生活目擊資料，因此我們推測該區域可能具有較豐富的餌食魚種。為了調查中華白海豚在分布熱點與週邊海域的魚種組成與魚類資源，以了解中華白海豚在西海岸的分布海域中可能利用的魚類資源。

本項研究採樣調查的施作方法為研究人員租用當地漁船，進行調查採樣。調查地區在彰化海域北段大肚溪口(熱點)及彰化海域南段王功漁港沿海附近(非熱點)設立兩個測站，並於每個測站設立設兩條(水深 8-10 m 的淺水域、25-30 m 的深水域)與岸平行的採樣穿越線。本年度每季針對兩測站共四條平行穿越線採樣一次，採樣三季，共計十二次。加上去年度所進行的三季共十二次採樣，合計兩年共有六季，二十四次的採樣。本年度綜合兩個年度的資料，進行魚類群聚組成及時空分布調查。調查樣區如圖 3-1 所示。在資料分析方面，本研究項目的分析方法為經調查採樣收集資料後，將所建置的資料以 *Primer 6* 套裝軟體來進行魚類群聚結構分析，並計算歧異度指數與均勻度指數，以進行兩地魚種群聚的比較。

為了瞭解中華白海豚於彰化海域的分布與當地魚類資源的關聯性，我們根據過去在香港、澳洲與南非針對中華白海豚與相近種印度洋白海豚所做的食性研究做為背景資料。過去的研究顯示，中華白海豚與相近種印度洋白海豚共計有 22

科的餌食魚種，我們將以這些科別的魚種作為指標，透過本年度的魚類調查採樣資料，再根據臺灣大學周蓮香教授團隊所調查的中華白海豚在西海岸各縣市的目擊率記錄，來評估中華白海豚的棲地選擇與魚類資源之間的關聯性。

(二)底刺網標本戶漁獲調查

為了了解中華白海豚在西海岸分布區域的魚種組成在空間分布上的差異是否有關，本研究針對中華白海豚分布的西部縣市，挑選苗栗、彰化、雲林、嘉義等四個已知有中華白海豚棲息的縣市，進行底刺網標本戶漁獲調查，並且納入以往沒有中華白海豚棲息的新竹海域樣區實施相同的調查方法，以作為比較。每個縣市各找一個以底刺網在當地淺海域進行作業的標本戶進行刺網漁獲採樣調查，詳細記錄各縣市採獲的魚種與數量，本年度總共進行三季的調查。本研究項目的分析方法為經調查採樣收集資料後，將所建置的調查採樣資料以 *Primer 6* 套裝軟體來進行魚類群聚結構分析，並計算歧異度指數與均勻度指數，以進行各縣市魚種組成與魚類群聚的比較。

為了瞭解中華白海豚於西海岸各縣市海域的分布與當地魚類資源的關聯性，我們採用與上述底刺網實地採樣調查一樣的分析方法，根據過去在香港、澳洲與南非針對中華白海豚與相近種印度洋白海豚所做的食性研究做為背景資料 (Barros & Coockcroft, 1991; Jefferson, 2000; Barros et al., 2004; Parra & Jedensjo, 2009)。在本項調查的資料分析中，同樣以上述中華白海豚偏好捕食的 22 科餌食魚種作為評估指標，再比對臺灣大學周蓮香教授團隊所調查的中華白海豚在西海岸各縣市的目擊率。同時，除了上述有中華白海豚棲息的四個縣市外，我們也納入以往沒有中華白海豚棲息的新竹海域樣區作為比較，來評估這些縣市海域中華白海豚的分布密度與當地魚類資源之間的關聯性。

三、結果

(一)底刺網採樣調查

本研究項目在彰化海域北段大肚溪口(熱點)及彰化海域南段王功漁港沿海附近(非熱點)設立兩個測站，並於每個測站設立設兩條(水深 8-10 m 的淺水域、25-30 m 的深水域)與岸平行的採樣穿越線。每季針對兩測站共四條平行穿越線採樣一次，採樣三季，共計十二次，以進行魚類群聚組成及時空分布調查。本年度分別於 105 年 4 月 16 日、6 月 20 日、9 月 6 日與 9 日分別完成第一季、第二季

與第三季的底刺網採樣調查。再加上去年度(104年)於5月18-19日、8月19-20日和10月27、30日所執行的104年度三季的採樣調查工作，總計共有六季的資料可供分析。

本年度三個調查季別在各個樣站所採獲的魚種及數量詳如表3-1所示，各樣站在各季別的優勢魚種如表3-2所示。第一季4個樣站總計採獲44種719尾97.254公斤。在T1樣站(非熱點，內，淺)，總計採獲26種240尾17.048公斤。其中以黃鯽(*Setipinna tenuifilis*)、大鱗舌鰺(*Cynoglossus arel*)、印度鏢齒魚(*Harpadon nehereus*)為最優勢種類，分別有66、32、21尾的採獲量。在T2樣站(非熱點，外，深)，總計採獲10種110尾10.672公斤。其中以皮氏叫姑魚(*Johnius belangerii*)、鱗鰭叫姑魚(*Johnius distinctus*)、黃金鰭(魚或)(*Chrysochir aureus*)為最優勢種類，分別有38、23、15尾的採獲量。在T3樣站(熱點，內，淺)，總計採獲18種212尾31.887公斤。其中以斑鰭白姑魚(*Pennahia pawak*)、斑海鯰(*Arius maculatus*)、圓白鰺(*Ephippus orbis*)為最優勢種類，分別有108、36、21尾的採獲量。在T4樣站(熱點，外，深)，總計採獲19種157尾37.647公斤。其中以斑鰭白姑魚、斑海鯰、圓白鰺為最優勢種類，分別有65、42、9尾的採獲量。

在第二季的採樣，4個樣站總計採獲36種970尾147.557公斤。在T1樣站(非熱點，淺)，總計採獲11種60尾11.770公斤。其中以斑海鯰、環球海鯰(*Nematalosa come*)、皮氏叫姑魚為最優勢種類，分別有18、13、11尾的採獲量。在T2樣站(非熱點，外，深)，總計採獲12種95尾19.580公斤。其中以雙線舌鰺(*Cynoglossus bilineatus*)、斑海鯰、布氏鬚鰺(*Paraplagusia blochii*)為最優勢種類，分別有39、14、8尾的採獲量。在T3樣站(熱點，內，淺)，總計採獲32種726尾94.355公斤。其中以大頭白姑魚(*Pennahia macrocephalus*)、皮氏叫姑魚、黃金鰭(魚或)為最優勢種類，分別有198、177、85尾的採獲量。在T4樣站(熱點，外，深)，總計採獲15種89尾21.852公斤。其中以星雞魚(*Pomadasyss kaakan*)、雙線舌鰺、條鰺為最優勢種類，分別有24、21、9尾的採獲量。

在第三季的採樣，4個樣站總計採獲52種1817尾169.997公斤。在T1樣站(非熱點，內，淺)，總計採獲24種802尾60.432公斤。其中以皮氏叫姑魚、大頭白姑魚、雙線舌鰺為最優勢種類，分別有328、304、45尾的採獲量。在T2樣站(非熱點，外，深)，總計採獲17種67尾11.810公斤。其中以大頭白姑魚、雙線舌鰺、大頭多齒海鯰(*Netuma thalassina*)、長體蛇鰺(*Saurida elongata*)為最優勢種類，分別有21、16、4、4尾的採獲量。在T3樣站(熱點，內，淺)，總計採獲33種565尾55.041公斤。其中以大頭白姑魚、皮氏叫姑魚、長體蛇鰺為最優勢種類，分別有272、78、51尾的採獲量。在T4樣站(熱點，外，深)，總計採

獲 35 種 383 尾 42.714 公斤。其中以大頭白姑魚、布氏鬚鯛、雙線舌鯛為最優勢種類，分別有 206、30、29 尾的採獲量。

綜合去年度(104 年)與今年度(105 年)共六季的採樣結果，以 *Primer 6* 套裝軟體所建構的魚類群聚結構空間排序結果如圖 3-2 所示。分析結果顯示，4、5、6 月的魚類群聚與 8、9 月的魚類群聚較為接近，但可與 10 月的魚類群聚完全區分開來，若以這兩群做分群分析，兩群之間的 R 值(Sample statistic Global R)為 0.752，顯示兩群有顯著的差異與穩定的分群關係。若只考慮調查樣區，則可魚類群聚結構空間排序結果如圖 3-3 所示，可發現非熱點內與非熱點外、熱點內與熱點外明顯分成兩群，兩群之間的 R 值(Sample statistic Global R)為 1.0，顯示兩群有顯著的差異與穩定的分群關係。

在特徵魚種(Character species)的差別上，4、5、6、8、9 月與 10 月兩群有顯著的差異，4、5、6、8、9 月的特徵魚種為鱗鰭叫姑魚、斑鰭白姑魚、黃金鰭(魚或)、斑海鯨、大頭白姑魚、星雞魚、布氏鬚鯛、圓白鯧等，而 10 月的特徵魚種為長鰮、北鰮、日本馬加鰭。顯示當地的魚類組成隨著季節而有變化，10 月底時的魚類相與 4 月至 9 月時有很大的不同。

總計來說，各個調查樣站的捕獲魚類魚種數與尾數皆有差異，熱點內、熱點外、非熱點內、非熱點外的魚種數分別是 78、71、47、50 種，而捕獲尾數分別是 1859、1036、1625、75 尾。而熱點與非熱點的魚類調查資料顯示，四個調查樣站的 22 科中華白海豚會捕食的餌食魚種組成也有很大的差異，以魚種數而言，熱點內、熱點外、非熱點內、非熱點外分別有 43、40、30、32 種(圖 3-4)。以 22 科餌食魚種的捕獲尾數而言，則是熱點內、熱點外、非熱點內、非熱點外分別有 1558、847、1494、640 尾(圖 3-5)。

(二)底刺網標本戶漁獲調查

本年度在苗栗、彰化、雲林、嘉義等四個有中華白海豚棲息的縣市，以及加上沒有中華白海豚棲息，而用做比較的新竹海域，各進行三季的底刺網調查採樣，各縣市的採樣日期如表 3-5 所示。各縣市的底刺網標本戶漁獲調查結果顯示，苗栗總計捕獲 23 種 74 尾、彰化總計捕獲 70 種 1835 尾、雲林總計 16 種 647 尾、嘉義總計 20 種 170 尾(表 3-6)，而用來做比較，沒有中華白海豚棲息的新竹海域則總計有 36 種 542 尾的捕獲記錄(表 3-4)。

調查結果顯示，苗栗、彰化、雲林、嘉義等四個有中華白海豚棲息的縣市的最優勢魚種並不相同，苗栗以斑海鯨、星雞魚、大口逆鈎鰻為最優勢魚種，分別佔了 41.9%、9.5%、5.4%；彰化以大頭白姑魚、斑鰭白姑魚、雙線舌鯛為最優勢

魚種，分別佔了 37.2%、11.8%、6.0%；雲林以鱗鱒叫姑魚、六指多指馬鮫、大頭白姑魚為最優勢魚種，分別佔了 55.3%、11.7%、10.5%；嘉義以鱗鱒叫姑魚、四帶牙鰱、黑(魚或)為最優勢魚種，分別佔了 38.2%、21.8%、6.5%。苗栗、彰化、雲林、嘉義等四個縣市之魚類群聚分析結果如圖 3-7 的空間排序圖所示。彰化、雲林、嘉義的魚類群聚較為接近，而苗栗有較不同的魚類組成，可發現彰化、雲林、嘉義和苗栗可各自分成兩群，兩群之間的 R 值(Sample statistic Global R) 為 0.75，顯示兩群有顯著的差異與穩定的分群關係。

而比較新竹、苗栗、彰化、雲林、嘉義等五個縣市的底刺網漁獲，結果顯示總計五個縣市的 22 科中華白海豚會捕食的餌食魚種組成有很大的差異。以捕獲尾數而言，新竹、苗栗、彰化、雲林、嘉義分別共計捕獲 269、53、1636、531、112 尾；以 22 科魚類的魚種數而言，新竹、苗栗、彰化、雲林、嘉義分別共計捕獲 14、10、37、9、12 種(表 3-7)。若統計四個縣市的底刺網標本戶採樣結果中的 22 科餌食魚種採獲尾數所佔所有漁獲百分比，則可發現各縣市有明顯差異。彰化最高，達到 89.16%；雲林居次，為 82.07%；苗栗次之，為 71.62%；嘉義再次之，為 65.88%。而用來做比較的新竹，其 22 科餌食魚種採獲尾數所佔的比例明顯低於其他四個縣市，僅有 49.63%(表 3-7；圖 3-8)。

四、分析與討論

(一)底刺網採樣調查

1. 熱點與非熱點魚種的群聚分析

綜合去年度(104 年)與今年度(105 年)共六季資料的空間排序結果顯示，4、5、6 月的魚類群聚與 8、9 月的魚類群聚較為接近，但可與 10 月的魚類群聚完全區分開來，成為兩個明顯的分群，同時經過統計分析，這兩群有顯著的差異與穩定的分群關係。經由分析可發現，這些分群主要是由不同主要魚種組成所造成，分析顯示 10 月的特徵魚種長鰮、北鰯、日本馬加鱈等都屬於典型的洄游型魚種(邵，2016)，而 4、5、6、8、9 月的特徵魚種如斑海鯨、星雞魚、布氏鬚鯛等主要屬於定棲性魚種，這結果說明熱點與非熱點海域在 10 月底時的魚類相多了冬季洄游至此的魚種，因此 10 月底時魚類相與 4 月至 9 月時有很大的不同。隨著季節

變化，氣溫下降，推測這些冬季洄游性魚種的到來會造成樣區內各個樣站的魚類相有大幅度的改變，因而在 10 月底時，產生了與 4 月至 9 月時差異較大的魚類群聚相。

根據這個結果，我們可以得出彰化熱點與非熱點海域的魚類群聚組成有很明顯的季節性變化，尤其是在 10 月開始的冬季洄游魚種開始遷移至該處海域之後，魚類群聚開始有明顯的變化。因此我們認為底刺網採樣結果清楚說明了，在熱點與非熱點這個調查海域，魚种群聚組成最主要是受到不同採樣季節的影響，熱點與非熱點所導致的影響則次之，而水深的影響則是最小的，亦即季節>熱點或非熱點>水深。這個結果與上個年度(104 年)所得到的結果一致。

在另一方面，若只考慮調查樣區，則可魚類群聚結構空間排序結果可發現非熱點內與非熱點外、熱點內與熱點外明顯分成兩群，同時統計分析果也顯示兩群有顯著的差異與穩定的分群關係。這分析結果說明，若不考慮季節，在熱點與非熱點這個調查海域，魚种群聚組成最主要是受到熱點與非熱點所導致的影響，而水深的影響則次之。亦即熱點或非熱點>水深。

由上述分析可知水深在樣區的魚類群聚上不是具有決定性的因素。推測因為台灣海峽海域棲息的魚種大多數的棲息深度範圍較廣，一般可達數十至一、二百公尺深(邵，2016)，而熱點與非熱點的樣站深度最多只有約 20 公尺的深度差異，屬於一般海水魚類可適應的深度差異，因此我們認為這是水深這項水文因子不是構成魚類群聚組成主要差異的原因。但是為何白海豚均多半只分布在近岸水深約 15 m 深的淺水域呢？應該是白海豚的體型及口裂較其他種海豚為小，故偏好餌食魚種在生活史中分布水域較淺且體型較小的幼魚或未成年魚。此外，潛到淺海海底捕食在海底活動的魚類時所耗費的能量也比深海要省得多。換言之，白海豚分布在近岸淺水域並非因為魚種組成在淺海或深海，或近岸或遠岸有所差異，而純粹是攝食形態功能與生理或能量上的演化適應。

除此之外，熱點內、熱點外的魚種數也明顯高於非熱點內、非熱點外的魚種數(78 種、71 種 vs. 47 種、50 種)。以捕獲尾數來看，熱點內的捕獲尾數也是高於非熱點內(1859 尾 vs. 1625 尾)，而熱點外的捕獲尾數也是高於非熱點外(1036 尾 vs. 75 尾)。這分析比較結果顯示，熱點海域的魚種和魚群數量都明顯高於非熱點海域，推測這是吸引中華白海豚偏好棲息於熱點海域的原因。

2. 熱點與非熱點的魚類資源與中華白海豚棲地選擇之間的關聯性

如前文所述，這個研究項目的結果顯示，熱點與非熱點魚類對台灣海峽泥沙底海域的各種深度應該都具有頗佳的適應能力。推論內、外兩樣站水深約 20 公

尺的差異應不足以造成大多數於種在播遷或移動上的阻礙，然而樣站所在的區域卻可能影響魚種的群聚結構與豐度。

為了瞭解熱點與非熱點樣站中，中華白海豚已知會捕食的 22 科魚種的差異，我們分析了四個調查樣站的 22 科魚種佔所有漁獲的比例。顯示以魚種數而言，則是熱點內高於非熱點內(43 種 vs. 30 種)；熱點外高於非熱點外(40 種 vs. 32 種)(圖 3-4)。以 22 科魚種的捕獲尾數而言，則是熱點內高於非熱點內(1558 尾 vs. 1494 尾)；熱點外高於非熱點外(847 尾 vs. 640 尾)(圖 3-5)。

而各個季別的優勢魚種統計結果顯示，在樣區海域，中華白海豚的餌食魚種在第一季至第三季大多都屬於該樣站的優勢魚種，如石首魚科、海鯰科、舌鰷科等(圖 3-11)，顯示彰化熱點海域棲息的中華白海豚不致於隨著季節變化而缺乏可供捕食的餌食魚種(表 3-2)。

這些分析結果顯示，已知中華白海豚族群量較大的熱點海域，其不僅全部魚種數、尾數均高於非熱點海域，同時熱點海域也擁有較多種類、較多數量的餌食魚種。由於對野生動物而言，覓食與棲息地的選擇往往有很大的關聯性，因此我們推測這些因素可能是吸引中華白海豚族群偏好棲息於熱點海域的重要因素。

(二)底刺網標本戶漁獲調查

苗栗、彰化、雲林、嘉義等四個有中華白海豚棲息的臨海縣市之魚類群聚空間排序圖顯示彰化、雲林、嘉義的魚類群聚較為接近，而苗栗有較不同的魚類組成，可發現彰化、雲林、嘉義和苗栗可各自分成兩群，且兩群之間有顯著的差異與穩定的分群關係。

分析結果顯示，儘管苗栗、彰化、雲林、嘉義等四個縣市的最優勢魚種並不相同，如在苗栗以斑海鯰、星雞魚、大口逆鈎鯪為最優勢魚種；彰化以大頭白姑魚、斑鰭白姑魚、雙線舌鰷為最優勢魚種；雲林以鱗鰭叫姑魚、六指多指馬鮫、大頭白姑魚為最優勢魚種；嘉義以鱗鰭叫姑魚、四帶牙鰨、黑(魚或)為最優勢魚種(圖 3-14)。然而大多數優勢魚種都是屬於中華白海豚可捕食的餌食魚種，說明這類餌食魚種在中華白海豚分布的四個縣市海域都是屬於族群數量相對較多的魚種類群。

臺灣大學周蓮香教授團隊過去在各縣市海域所做的中華白海豚目擊率結果顯示，苗栗、彰化、雲林、嘉義等四個縣市海域中，中華白海豚的目擊率依序為彰化>雲林>苗栗>嘉義，而新竹在圖上則沒有目擊記錄(圖 3-6)。我們以中華白海豚會捕食的 22 科餌食魚種做為評估各縣市海域中華白海豚餌食魚種豐富度的指標。分析採樣結果中的 22 科餌食魚種採獲尾數所佔所有漁獲之百分比，則可發

現各縣市有明顯差異。百分比依序為彰化(89.16%)>雲林(82.07%)>苗栗(71.62%)>嘉義(65.88%)，而用來做比較的新竹，僅有 49.63%，比例明顯低於其他四個縣市。亦即 22 科魚種在各縣市所佔的族群數量豐富度為彰化>雲林>苗栗>嘉義>新竹。這個分析結果顯示中華白海豚在各縣市的分布與餌食魚類資源具有關聯性。推論擁有較多的餌食魚種資源的海域，可能是吸引中華白海豚偏好棲息於該處海域的一個重要因子，而這一個分析結果與前文所述及的彰化熱點與非熱點海域魚類調查採樣所得到的結果頗為一致。此外，新竹的魚種組成也和苗栗以南的差異較大，特別是籃子魚(臭肚魚)、髭鯛、磯鱸、石斑等偏好硬底質(礫石或礁岩)等魚種均為苗栗以較少見的種類，因此棲地或底質的型態也可能是透過食餌種類組成來左右白海豚分布的因素之一，此點仍待未來的研究來證實。

五、結論

- (一)彰化底刺網的調查採樣結果顯示，在彰化樣區海域，魚種群聚組成最主要是受到不同季節的影響，其次是熱點與非熱點，而水深的影響則是最小的，亦即季節>熱點或非熱點>水深。
- (二)彰化樣區海域的調查結果顯示，中華白海豚的餌食魚種數和捕獲尾數皆是熱點內高於非熱點內，熱點外高於非熱點外。這些分析結果顯示，中華白海豚族群量較大的熱點海域，相較於非熱點海域，擁有較多種類與較高族群數量的餌食魚種。
- (三)彰化樣區海域的魚類群聚組成在 10 月開始的冬季洄游魚種開始遷移至該處海域之後有很明顯的季節性變化，各個季別的優勢魚種統計結果顯示，當地海域棲息的中華白海豚不致於隨著季節變化而缺乏可供捕食的餌食魚種。
- (四)在西海岸五個縣市的底刺網標本戶調查結果顯示，中華白海豚喜好捕食的餌食魚種族群數量佔所有捕獲魚種尾數的百分比依序為彰化(89.16%)>雲林(82.07%)>苗栗(71.62%)>嘉義(65.88%)>新竹(49.63%)，這個分析結果與臺灣大學周蓮香教授團隊過去在各縣市海域所做的中華白海豚目擊率調查結果一致，顯示中華白海豚在各縣市的分布與餌食魚類資源具有關聯性。進而推論擁有較多的餌食魚種資源的海域，可能成為吸引中華白海豚偏好棲息於該處海域的一個因素。

六、參考文獻

- Barros, N. B., T. A. Jefferson, and E. C. M. Parsons. 2004. Feeding habits of Indo-Pacific Humpback Dolphins (*Sousa chinensis*) stranded in Hong Kong. *Aquatic Mammals*, 30:179-188.
- Jefferson, T. A. 2000. Population biology of the Indo-Pacific Hump-Backed Dolphin in Hong Kong waters. *Wildlife monographs*, 144:1-65.
- Nakabo, T. 2000. *Fishes of Japan with pictorial keys to the species*. Second edition. Tokai University Press, Tokyo. 1749 pp.
- Nakabo, T. 2013. *Fishes of Japan with pictorial keys to the species*. Third edition, volume I. Tokai University Press, Tokyo. 864 pp.
- Parra, G. J., and M. Jedensjo. 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, Australia.
- Ward, R. D., T. S. Zemlak, B. H. Innes, P. R. Last, and P. D. N. Hebert. 2005. DNA barcoding Australia's fish species. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360: 1847-1857.
- 朱元鼎。1984。福建魚類誌。福建科學技術出版社。528 頁。
- 沈世傑、吳高逸。2011。臺灣魚類圖鑑。國立海洋生物博物館。896 頁。
- 沈世傑。1993。臺灣魚類誌。國立臺灣大學動物學系。960 頁。
- 邵廣昭、陳靜怡。2003。魚類圖鑑。遠流出版社。台北市。431 頁。
- 邵廣昭。台灣魚類資料庫。網路電子版。<http://fishdb.sinica.edu.tw>, (2016-12-07)。
- 陳義雄、方力行。1999。台灣淡水及河口魚類誌。國立海洋生物博物館籌備處。屏東。288 頁。
- 鄭慈英。1989。珠江魚類誌。科學出版社。438 頁。

表 3-1、105 年度彰化底刺網採樣調查各樣站採獲的魚種與尾數

科別	中文名	學名	第一季			第二季			第三季					
			熱點內	熱點外	非熱點內	非熱點外	熱點內	熱點外	非熱點內	非熱點外	熱點內	熱點外	非熱點內	非熱點外
Ariidae	斑海鮫	<i>Arius maculatus</i>	36	42	1		15		18	14				
	大頭多齒海鮫	<i>Netuma thalassina</i>									1		1	4
	鱧形叉尾鰻鱺	<i>Tylosurus crocodilus</i>					1							
Callionymidae	扁鰻	<i>Callionymus planus</i>								1	1	4		
Carangidae	克氏副葉鱈	<i>Alepes kletinii</i>							2	1	1	1		
	海蘭德若鱈	<i>Carangoides hedlandensis</i>						3						
	羅氏圓鱈	<i>Decapterus russelli</i>								1	12	1		
	大甲鱈	<i>Megalaspis cordyla</i>			1							5		
	大口迷鈎鱈	<i>Scomberoides commersonnianus</i>					1							
	迷鈎鱈	<i>Scomberoides lysan</i>					2							
Carcharhinidae	小甘鱈	<i>Seriolina nigrofasciata</i>						1						
	沙拉真鯊	<i>Carcharhinus sorsah</i>					8	1		3				
	寬尾斜齒鯊	<i>Scoliodon laticaudus</i>		1	4		13	1	2	3	1	1	3	
	花蓮小沙丁魚	<i>Sardinella hualiensis</i>										1	1	
Cynoglossidae	日本海鱈	<i>Nematalosa japonica</i>					1							
	環球海鱈	<i>Nematalosa come</i>			1									
Cynoglossidae	大鱸舌鱈	<i>Cynoglossus arel</i>			32		7		13	5	3	1	40	1
	雙線舌鱈	<i>Cynoglossus bilineatus</i>	1	4	4		23	21		39	33	29	45	16
	布氏鬚鱈	<i>Paraplagusia blochii</i>					1		3	8	7	30	25	3
	赤土紅	<i>Dasyatis akajei</i>										1		1
	黃紅	<i>Dasyatis bennettii</i>	3	4										1
Engraulidae	古氏新紅	<i>Neotrygon kuhlii</i>	1											1
	黃腳	<i>Setipinna tenuifilis</i>			66	1								
	杜氏稜鯷	<i>Thryssa dussumieri</i>			6									
	芝燕稜鯷	<i>Thryssa chefuensis</i>			5									
	漢氏稜鯷	<i>Thryssa hamiltonii</i>			1						1			1
Ephippidae	長領稜鯷	<i>Thryssa setirostris</i>			1									
	圓白鰻	<i>Ephippus orbis</i>	21	9	2		3	7			15	10	6	2
Gerresidae	細齒嘴魚	<i>Gerres erythrorus</i>					1							
	曳絲鑽嘴魚	<i>Gerres filamentosus</i>			1		2					1		
	花尾胡椒鯛	<i>Plectorhynchus cinctus</i>					1				1	4		
	星鰷魚	<i>Pomadasys kaakan</i>	8	2	1		19	24			34	26	10	3
	斑鰷魚	<i>Pomadasys maculatus</i>									1			
Hemiscyllidae	條紋狗鯊	<i>Chiloscyllium plagiosum</i>			4									
Leiognathidae	黑邊布氏鰻	<i>Eubleekeria splendens</i>									4	1		
	細紋鰻	<i>Leiognathus berbis</i>			1						5	2		
	細棘鰻	<i>Leiognathus equulus</i>									4	10		
	黃斑光胸鰻	<i>Photopectoralis bindus</i>										1		
Muraenesocidae	仰口鰻	<i>Secutor ruconius</i>	1	2										
	灰海鰻	<i>Muraenesox cinereus</i>			2									
Narcinidae	舌形雙鰭電鰻	<i>Narcine lingua</i>	1	2							1			
Nemipteridae	底金線魚	<i>Nemipterus bathybius</i>												1
Paralichthyidae	檸檬斑鯧	<i>Pseudorhombus cinnamomeus</i>												2
	橫帶棘線牛尾魚	<i>Grammolites scaber</i>			5	3	2	1	3	5			6	1
	印度牛尾魚	<i>Platycephalus indicus</i>					1			1		1	1	3
	大眼牛尾魚	<i>Suggrundus meerdervoortii</i>										1	1	
Polynemidae	六指多指馬鰻	<i>Polydactylus sextarius</i>			18						2			
Pomacanthidae	藍帶荷包魚	<i>Chaetodonotus septentrionalis</i>			1									
Psettoidea	黑口鰻	<i>Ilisha melastoma</i>			4									
	大口鰻	<i>Psettoodes erumei</i>												1
Rhynchobatidae	斑紋琵琶鱗	<i>Rhinobatus hynnicephalus</i>	2	4										
	無斑龍紋鱗	<i>Rhynchobatus immaculatus</i>										1		
	黃金鰐魚或	<i>Chrysochir aureus</i>			9	15	85	4	2	4	2	1	5	3
	頓頭叫姑魚	<i>Johnius amblycephalus</i>					25							
	皮氏叫姑魚	<i>Johnius belangerii</i>			13	38	177	3	11		78	1	328	
	鱧鱧叫姑魚	<i>Johnius distinctus</i>	14	6	11	23	89	3	1		15	5		
	杜氏叫姑魚	<i>Johnius dussumieri</i>			2								3	
	大鼻孔叫姑魚	<i>Johnius macrorhynchus</i>			1	2	3	8	1	2	2	1		
	紅牙魚或	<i>Otolithes ruber</i>					6	2						
	黃姑魚	<i>Nibea albiflora</i>			1							1		
	大頭白姑魚	<i>Pennahia macrocephalus</i>	4	3	10	13	198			4	272	206	304	21
	Scorpaenidae	斑鰨白姑魚	<i>Pennahia pawak</i>	108	65	4	5	19	2	5	6	18	4	3
截尾白姑魚		<i>Pennahia aenea</i>					3							
Serranidae	捷鰨鯊鱸	<i>Apistus carinatus</i>									1	2		
	石狗公	<i>Sebastiscus marmoratus</i>			1									
Sillaginidae	雙帶鱸	<i>Diptoprius bifasciatum</i>	1											
	點帶石斑魚	<i>Epinephelus coioides</i>										1		
Siganidae	褐籃子魚	<i>Siganus fuscescens</i>	2									1		
Soleidae	亞洲沙鰈	<i>Sillago asiatica</i>	1	2			1				4	8		
	黑斑圓鱗鰈	<i>Liachirus melanospilos</i>												1
Sparidae	卵鰈	<i>Solea ovata</i>					1				1			
	條鰈	<i>Zebrias zebra</i>					15	9						
	黃棘棘鯛	<i>Acanthopagrus latus</i>	2											
Sphyrnidae	太平洋棘鯛	<i>Acanthopagrus pacificus</i>	2											
	平鯛	<i>Rhabdosargus sarba</i>									1	1		
Synodontidae	路易氏雙鬚鯧	<i>Sphyrna lewini</i>					3							
	鏡鰈	<i>Pampus minor</i>			2	15								
Terapontidae	印度鑽齒魚	<i>Harpadon nehereus</i>	3		21	4								1
	長體蛇鰻	<i>Saurida elongata</i>	1				2				51	11	6	4
Uranoscopidae	大頭花桿狗母	<i>Trachinocephalus myops</i>							1		1		2	1
	花身鰻	<i>Terapon jarbua</i>					2					2		
Uranoscopidae	披角鰻	<i>Ichthyoscopus lebeck</i>									1			

表 3-2、105 年度彰化底刺網採樣調查各樣站採獲的魚種數、尾數、優勢魚種與重量

季別	樣站	T1(非熱點，淺)	T2(非熱點，深)	T3(熱點，淺)	T4(熱點，深)	總計
1	魚種數	26	10	18	19	44
	尾數	240	110	212	157	719
	重量(kg)	17.048	10.672	31.887	37.647	97.254
	前三名優勢種(尾數)	1.黃鯽(66) 2.大鱗舌鰻 (32) 3.印度鏢齒魚 (21)	1.皮氏叫姑魚 (38) 2.鱗鰭叫姑魚 (23) 3.黃金鰭(魚或) (15)	1.斑鰭白姑魚 (108) 2.斑海鯰(36) 3.圓白鰻(21)	1.斑鰭白姑魚 (65) 2.斑海鯰(42) 3.圓白鰻(9)	
2	魚種數	11	12	32	15	36
	尾數	60	95	726	89	970
	重量(kg)	11.770	19.580	94.355	21.852	147.557
	前三名優勢種(尾數)	1.斑海鯰(18) 2.環球海鯰(13) 3.皮氏叫姑魚 (11)	1.雙線舌鰻(39) 2.斑海鯰(14) 3.布氏鬚鰻 (8)	1.大頭白姑魚 (198) 2.皮氏叫姑魚 (177) 3.黃金鰭(魚或) (85)	1.星雞魚 (24) 2.雙線舌鰻 (21) 3.條鰻(9)	
3	魚種數	24	17	33	35	52
	尾數	802	67	565	383	1817
	重量(kg)	60.432	11.810	55.041	42.714	169.997
	前三名優勢種(尾數)	1.皮氏叫姑魚(328) 2.大頭白姑魚(304) 3.雙線舌鰻(45)	1.大頭白姑魚 (21) 2.雙線舌鰻(16) 3.大頭多齒海鯰 (4) 3.長體蛇鰻(4)	1.大頭白姑魚 (272) 2.皮氏叫姑魚 (78) 3.長體蛇鰻(51)	1.大頭白姑魚 (206) 2.布氏鬚鰻 (30) 3.雙線舌鰻 (29)	

表 3-3、104 與 105 年度的彰化底刺網採樣調查資料，熱點與非熱點各樣站的最優勢與種、魚種數、尾數、歧異度指數與均勻度指數之比較

樣站	最優勢魚種(百分比)			魚種數	尾數	歧異度指數 (H')	均勻度指數 (J')
熱點內	大頭白姑魚(27.8%)	皮氏叫姑魚(13.9%)	斑鰭白姑魚(8.3%)	78	1859	2.735	0.62777
熱點外	大頭白姑魚(20.6%)	克氏副葉鰱(11.6%)	雙線舌鰱(11.5%)	71	1036	3.0501	0.71555
非熱點內	皮氏叫姑魚(27.9)	大頭白姑魚(21.2%)	雙線舌鰱(19.0%)	47	1625	2.2823	0.59279
非熱點外	北鰱(21.8%)	雙線舌鰱(13.5%)	長鰱(13.2%)	50	757	2.8348	0.72464

表 3-4、四個縣市加上新竹底刺網標本戶調查採樣的採獲魚種與尾數

科別	學名	魚種	新竹	苗栗	彰化	雲林	嘉義	
Ariidae	<i>Arius maculatus</i>	斑海鯰	11	31	93	0	4	
	<i>Netuma thalassina</i>	大頭多齒海鯰	0	0	1	0	0	
Belonidae	<i>Ablennes hians</i>	扁鰻	0	1	0	0	0	
	<i>Tylosurus crocodilus crocodilus</i>	鱧形叉尾鰻	0	1	1	0	0	
Callionymidae	<i>Callionymus planus</i>	扁鰻	0	0	2	0	0	
Carangidae	<i>Alectis indica</i>	印度絲鰱	1	0	0	0	0	
	<i>Alepes kleinii</i>	克氏副葉鰱	0	1	2	0	0	
	<i>Alepes djedaba</i>	吉打副葉鰱	0	0	0	0	0	
	<i>Carangoides hedlandensis</i>	海蘭德若鰱	0	0	3	0	0	
	<i>Decapterus kurroides</i>	無斑圓鰱	6	0	0	0	0	
	<i>Decapterus maruadsi</i>	藍圓鰱	45	0	0	0	0	
	<i>Decapterus macrosoma</i>	長身圓鰱	0	1	0	0	0	
	<i>Decapterus russelli</i>	羅氏圓鰱	0	0	13	0	0	
	<i>Megalaspis cordyla</i>	大甲鰱	0	0	0	17	5	
	<i>Scomberoides commersonianus</i>	大口逆鈎鰱	0	4	1	0	0	
	<i>Scomberoides lysan</i>	逆鈎鰱	0	2	2	0	0	
	<i>Seriolina nigrofasciata</i>	小甘鰱	0	0	1	0	0	
	Carcharhinidae	<i>Carcharhinus sorrah</i>	沙拉真鯊	0	0	9	0	0
		<i>Scoliodon laticaudus</i>	寬尾斜齒鯊	5	0	17	4	0
	Clupeidae	<i>Sardinella hualiensis</i>	花蓮小沙丁魚	0	0	1	0	0
<i>Nematalosa japonica</i>		日本海鰲	0	0	1	0	0	
Cynoglossidae	<i>Cynoglossus arel</i>	大鱗舌鰷	0	0	11	0	0	
	<i>Cynoglossus bilineatus</i>	雙線舌鰷	8	1	111	17	3	
	<i>Paraplagusia blochii</i>	布氏鬚鰷	0	0	38	0	0	
Dasyatidae	<i>Dasyatis akajei</i>	赤土魷	0	0	1	0	0	
	<i>Dasyatis bennettii</i>	黃魷	0	1	7	0	0	
	<i>Himantura gerrardi</i>	齊氏窄尾魷	0	1	0	0	0	
	<i>Neotrygon kuhlii</i>	古氏新魷	0	0	1	0	0	
Drepaneidae	<i>Drepane punctata</i>	斑點雞籠鰨	0	0	0	0	2	
Engraulidae	<i>Thryssa hamiltonii</i>	漢氏稜鰨	0	3	1	0	0	
	<i>Thryssa setirostris</i>	長頰稜鰨	0	0	0	0	0	
Ephippidae	<i>Ephippus orbis</i>	圓白鰨	14	3	29	4	0	
Gerreidae	<i>Gerres erythrourus</i>	短鑽嘴魚	0	0	1	0	0	
	<i>Gerres filamentosus</i>	曳絲鑽嘴魚	0	0	4	0	0	
	<i>Gerres macracanthus</i>	大棘鑽嘴魚	0	0	0	0	2	
Haemulidae	<i>Diagramma pictum</i>	密點少棘胡椒鯛	8	0	0	0	0	
	<i>Hapalogenys analis</i>	臀斑髭鯛	21	0	0	0	0	
	<i>Parapristipoma trilineatum</i>	三線磯鱸	8	0	0	0	0	
	<i>Plectorhinchus cinctus</i>	花尾胡椒鯛	0	1	6	0	0	

表 3-4(續)、四個縣市加上新竹底刺網標本戶調查採樣的採獲魚種與尾數

科別	學名	魚種	新竹	苗栗	彰化	雲林	嘉義
Haemulidae	<i>Pomadasys kaakan</i>	星雞魚	5	7	50	0	2
	<i>Pomadasys maculatus</i>	斑雞魚	0	0	1	0	0
Hemiscylliidae	<i>Chiloscyllium plagiosum</i>	條紋狗鯊	0	0	4	0	0
Labridae	<i>Choerodon azurio</i>	藍豬齒魚	2	0	0	0	0
Leiognathidae	<i>Eubleekeria splendens</i>	黑邊布氏鰺	0	0	5	0	0
	<i>Leiognathus berbis</i>	細紋鰺	0	0	8	0	0
	<i>Leiognathus equulus</i>	短棘鰺	0	3	14	1	2
	<i>Photopectoralis bindus</i>	黃斑光胸鰺	0	0	1	0	0
	<i>Secutor ruconius</i>	仰口鰺	0	0	3	2	0
Lutjanidae	<i>Lutjanus russellii</i>	勒氏笛鯛	0	1	0	0	5
Monacanthidae	<i>Aluterus monoceros</i>	單角革單棘魨	5	0	0	0	0
	<i>Monacanthus chinensis</i>	中華單棘魨	20	0	0	0	0
Mullidae	<i>Parupeneus indicus</i>	印度海緋鯉	11	0	0	0	0
Muraenesocidae	<i>Muraenesox bagio</i>	百吉海鰻	1	0	0	0	0
Narcinidae	<i>Narcine lingula</i>	舌形雙鰭電鰩	0	0	4	0	0
Nemipteridae	<i>Scolopsis vosmeri</i>	伏氏眶棘鱸	1	0	0	0	0
Platycephalidae	<i>Grammoplites scaber</i>	橫帶棘線牛尾魚	0	0	3	0	0
	<i>Platycephalus indicus</i>	印度牛尾魚	5	1	3	0	2
	<i>Suggrundus meerdervoortii</i>	大眼牛尾魚	0	0	2	0	0
Polynemidae	<i>Polydactylus sextarius</i>	六指多指馬鮫	0	0	2	76	0
	<i>Eleutheronema rhadinum</i>	多鱗四指馬鮫	0	0	0	3	0
Pomacanthidae	<i>Chaetodontoplus septentrionalis</i>	藍帶荷包魚	0	0	1	0	0
Pristigasteridae	<i>Ilisha elongata</i>	長鰺	0	0	0	7	3
Psettodidae	<i>Psettodes erumei</i>	大口鱈	2	0	0	0	0
Rhinobatidae	<i>Rhinobatos hynnicephalus</i>	斑紋琵琶鱘	0	0	6	0	0
Rhynchobatidae	<i>Rhynchobatus immaculatus</i>	無斑龍紋鱘	0	0	1	0	0
Scaridae	<i>Scarus ghobban</i>	藍點鸚哥魚	3	0	0	0	0
Sciaenidae	<i>Atrubucca nibe</i>	黑魚或	0	0	0	58	11
	<i>Chrysochir aureus</i>	黃金鰱魚或	7	0	92	9	0
	<i>Johnius amblycephalus</i>	頓頭叫姑魚	0	0	25	0	0
	<i>Johnius belangerii</i>	皮氏叫姑魚	0	2	97	0	2
	<i>Johnius distinctus</i>	鱗鰭叫姑魚	151	0	96	358	65
	<i>Johnius dussumieri</i>	杜氏叫姑魚	0	3	3	0	0
	<i>Johnius macrorhynchus</i>	大鼻孔叫姑魚	0	0	14	0	0
	<i>Otolithes ruber</i>	紅牙魚或	0	0	2	0	0
	<i>Nibea albiflora</i>	黃姑魚	0	0	2	0	0
	<i>Pennahia argentata</i>	白姑魚	26	0	0	0	0
	<i>Pennahia macrocephalus</i>	大頭白姑魚	0	0	683	68	9
	<i>Pennahia pawak</i>	斑鰭白姑魚	0	0	216	0	0

表 3-4(續)、四個縣市加上新竹底刺網標本戶調查採樣的採獲魚種與尾數

科別	學名	魚種	新竹	苗栗	彰化	雲林	嘉義
Sciaenidae	<i>Pennahia anea</i>	截尾白姑魚	0	0	3	0	0
	<i>Scomber japonicus</i>	白腹鯖	10	0	0	0	0
Scorpaenidae	<i>Apistus carinatus</i>	稜鬚蓑鮋	0	0	3	0	0
	<i>Dendrochirus zebra</i>	斑馬短鰭蓑鮋	2	0	0	0	0
	<i>Sebastes marmoratus</i>	石狗公	0	0	1	0	0
	<i>Scorpaenopsis neglecta</i>	魔擬鮋	8	0	0	0	0
Serranidae	<i>Cephalopholis miniata</i>	青星九刺鮨	1	0	0	0	0
	<i>Diploprion bifasciatum</i>	雙帶鱸	7	0	1	0	0
	<i>Epinephelus akaara</i>	赤點石斑魚	0	0	0	0	2
	<i>Epinephelus awoara</i>	青石斑魚	2	0	0	0	0
	<i>Epinephelus fasciatomaculosus</i>	斑帶石斑魚	13	0	0	0	0
	<i>Epinephelus hexagonatus</i>	六角石斑魚	22	0	0	0	0
	<i>Epinephelus coioides</i>	點帶石斑魚	0	3	1	0	0
Siganidae	<i>Siganus fuscescens</i>	褐籃子魚	100	1	3	0	0
Sillaginidae	<i>Sillago asiatica</i>	亞洲沙鯪	0	0	16	0	0
	<i>Sillago sihama</i>	多鱗沙鯪	0	0	0	11	9
Soleidae	<i>Solea ovata</i>	卵鱒	0	0	2	0	0
	<i>Zebrias zebra</i>	條鱒	2	0	24	0	0
Sparidae	<i>Acanthopagrus latus</i>	黃鰭棘鯛	0	0	2	0	2
	<i>Acanthopagrus pacificus</i>	太平洋棘鯛	0	0	2	0	0
	<i>Acanthopagrus schlegelii</i>	黑棘鯛	4	0	0	0	0
	<i>Rhabdosargus sarba</i>	平鯛	3	1	2	0	0
Sphyrnidae	<i>Sphyrna lewini</i>	路易氏雙髻鯊	0	0	3	0	0
Stromateidae	<i>Pampus minor</i>	鏡鯧	0	0	2	0	1
Synodontidae	<i>Harpadon nehereus</i>	印度鎌齒魚	0	0	3	0	0
	<i>Saurida elongata</i>	長體蛇鯧	0	0	65	0	0
	<i>Trachinocephalus myops</i>	大頭花桿狗母	0	0	2	0	0
Terapontidae	<i>Terapon jarbua</i>	花身鰺	2	1	4	0	2
	<i>Pelates quadrilineatus</i>	四帶牙鰺	0	0	0	0	37
Tetraodontidae	<i>Takifugu niphobles</i>	黑點多紀魷	0	0	0	5	0
Trichiuridae	<i>Trichiurus japonicus</i>	日本帶魚	0	0	0	7	0
Uranoscopidae	<i>Ichthyoscopus lebeck</i>	披肩鱧	0	0	1	0	0
尾數總計			542	74	1835	647	170
魚種數			36	23	70	16	20

表 3-5、四個縣市底刺網標本戶漁獲採樣的季別與調查日期

縣市/季別	第一季	第二季	第三季
苗栗	105/04/08	105/06/27	105/09/05
彰化	105/04/14	105/06/28	105/09/09
雲林	105/03/04	105/05/14	105/08/14
嘉義	105/04/23	105/06/30	105/09/25

表 3-6、四個縣市底刺網標本戶調查採樣的最優勢魚種

縣市	最優勢魚種 (百分比)			魚種數	尾數
苗栗	斑海鯰(41.9%)	星雞魚(9.5%)	大口逆鈎鯪(5.4%)	23	74
彰化	大頭白姑魚(37.2%)	斑鰭白姑魚(11.8%)	雙線舌鰺(6.0%)	70	1835
雲林	鱗鰭叫姑魚(55.3%)	六指多指馬鮫(11.7%)	大頭白姑魚(10.5%)	16	647
嘉義	鱗鰭叫姑魚(38.2%)	四帶牙鰨(21.8%)	黑魚或(6.5%)	20	170

表 3-7、四個縣市加上新竹底刺網標本戶調查採樣的 22 科別魚類捕獲魚種數、尾數與所佔總採獲尾數百分比

縣市	新竹	苗栗	彰化	雲林	嘉義
捕獲尾數總計	542	74	1835	647	170
捕獲魚種數總計	36	23	70	16	20
22 科魚種尾數	269	53	1636	531	112
22 科魚種種數	14	10	37	9	12
22 科魚種尾數佔總量百分比	49.63%	71.62%	89.16%	82.07%	65.88%

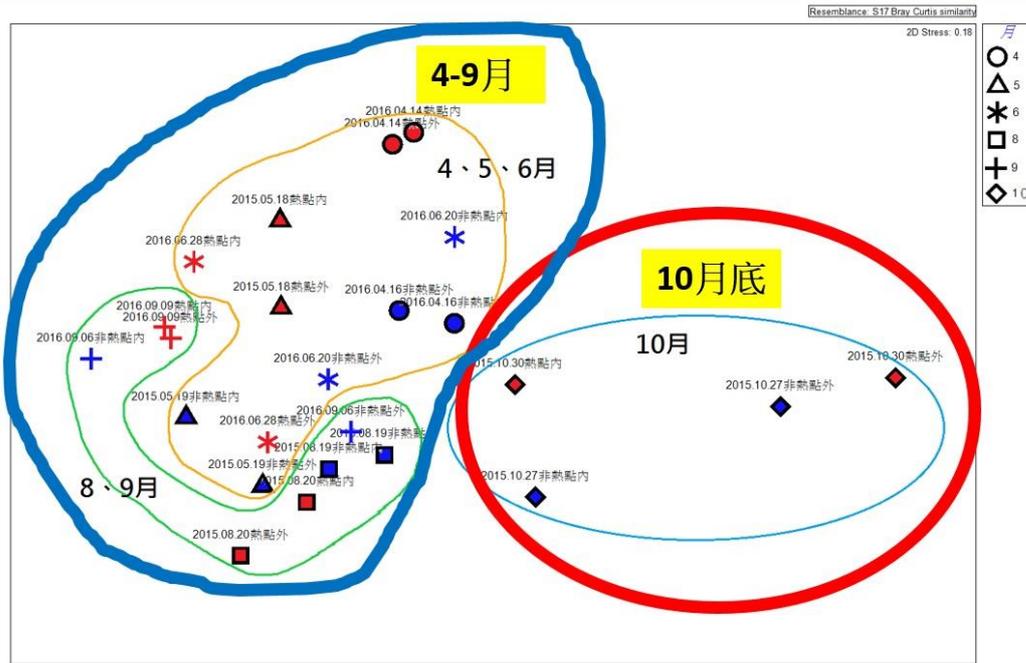


圖 3-2、104 與 105 年度彰化熱點與非熱點底刺網各樣站採樣結果所建構的空間排序圖

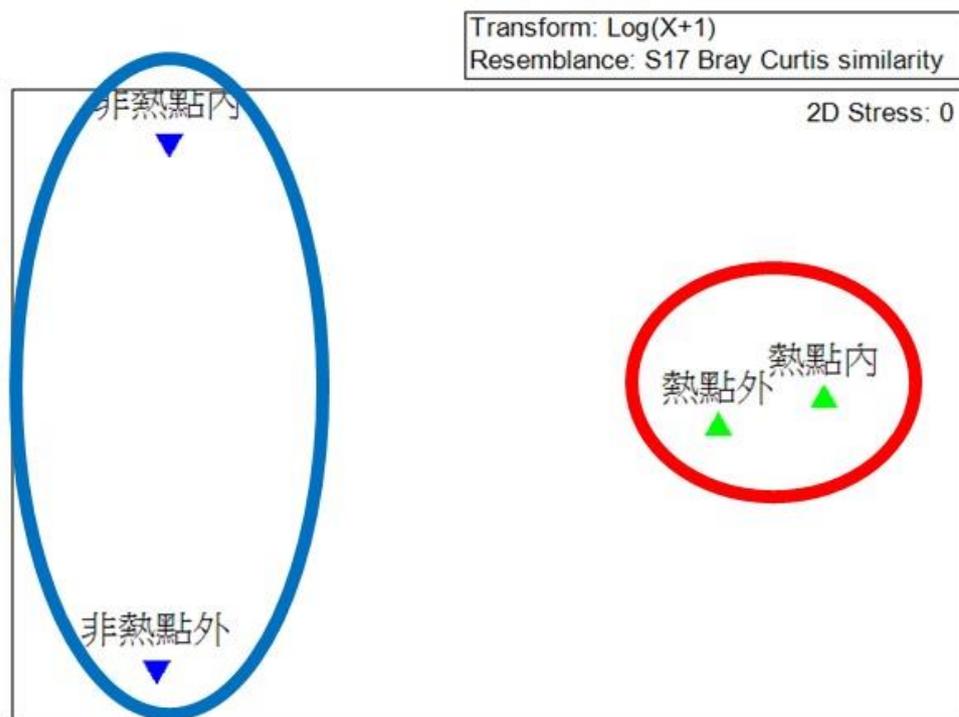


圖 3-3、合計 104 與 105 年度彰化熱點與非熱點底刺網各樣站採樣結果所建構的空間排序圖

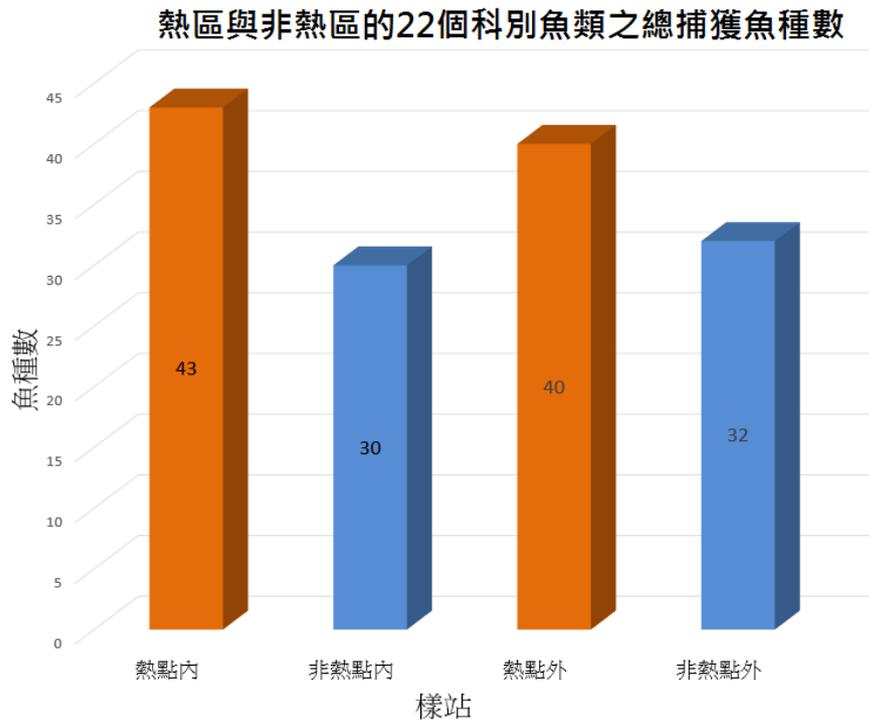


圖 3-4、合計 104 與 105 年度彰化熱點與非熱點底刺網樣站的 22 科別魚類魚種數

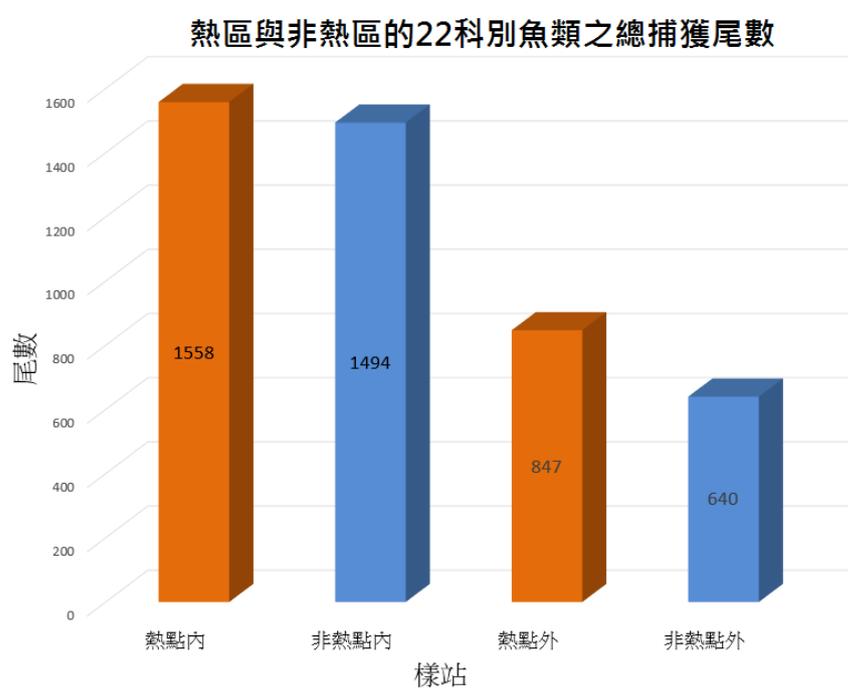


圖 3-5、合計 104 與 105 年度彰化熱點與非熱點底刺網樣站的 22 科別魚類捕獲尾數

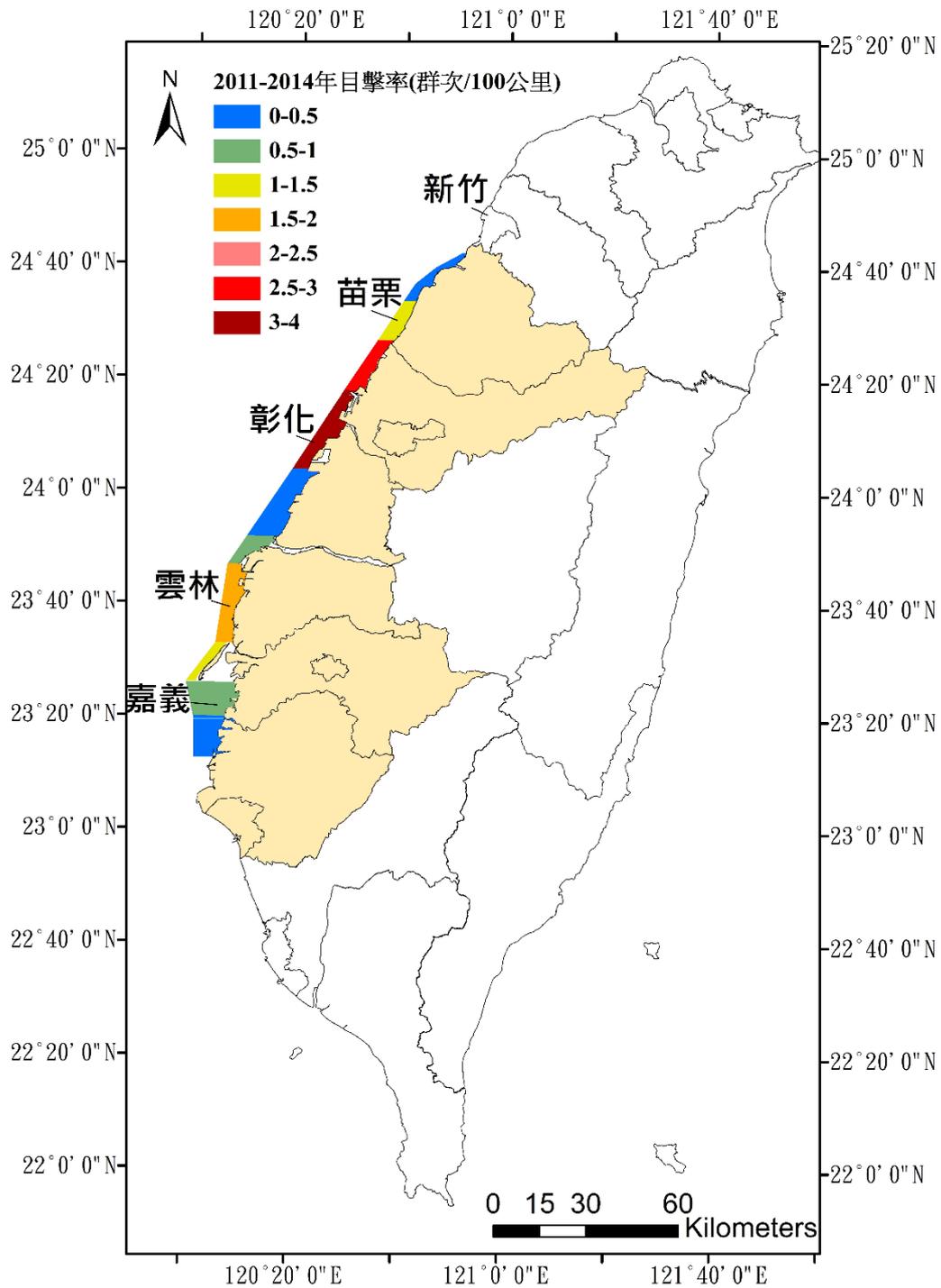


圖 3-6、底刺網標本戶漁獲調查的縣市分布圖。底圖為臺灣大學周蓮香教授調查各縣市海域的中華白海豚目擊率調查結果

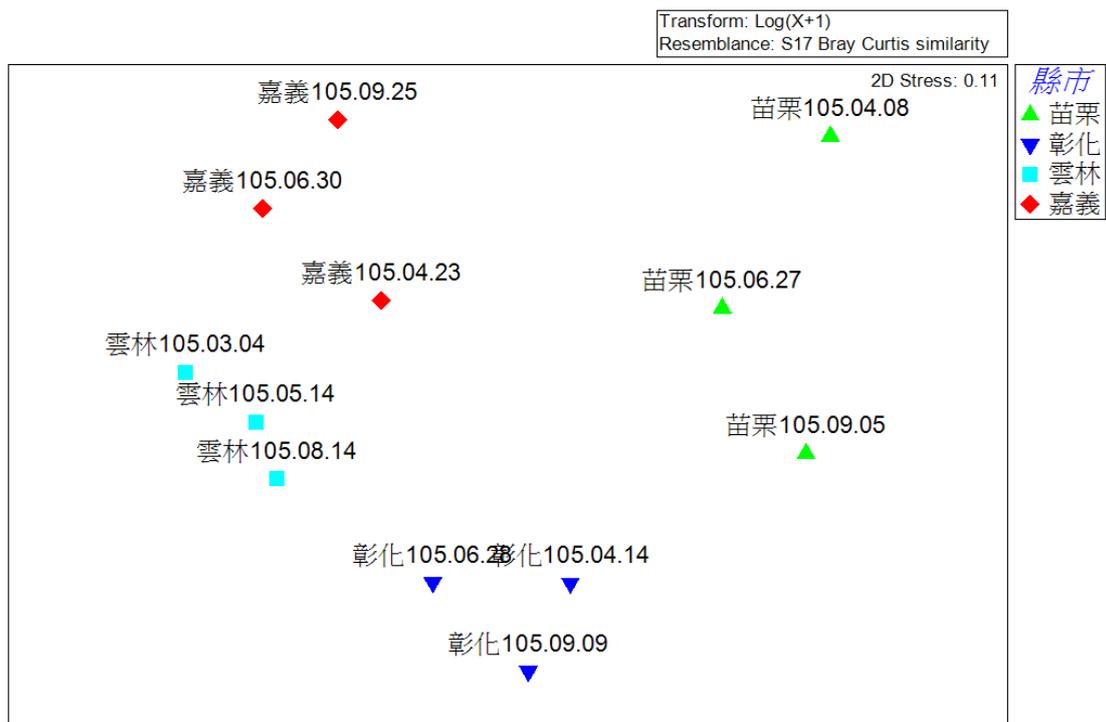


圖 3-7. 以 105 年四個中華白海豚分布縣市的底刺網標本戶漁獲採樣調查資料所建構的空間排序圖

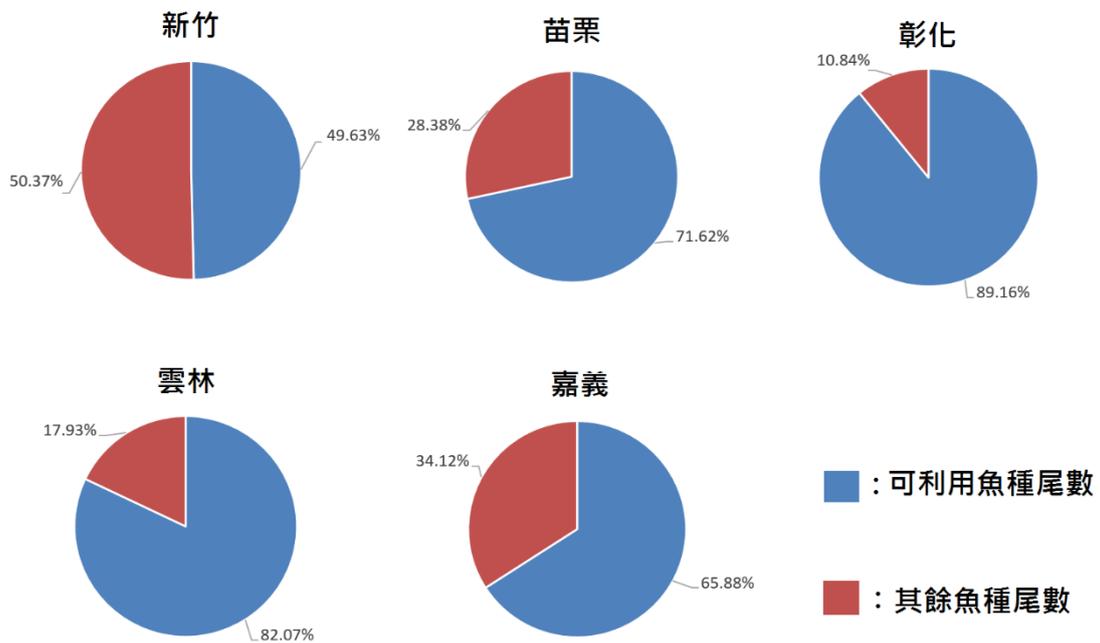


圖 3-8. 以 105 年五個縣市底刺網標本戶調查結果所建構的中華白海豚 22 科餌食魚類所佔各縣市總捕獲尾數的百分比



圖 3-9、彰化底刺網調查的作業船隻



圖 3-10、彰化底刺網調查所採獲的魚類

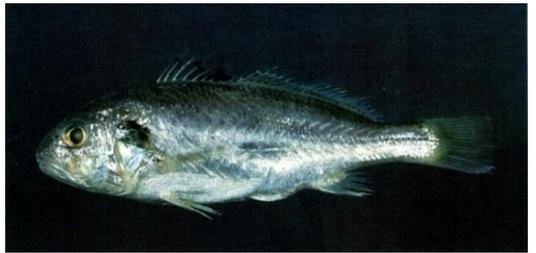
	
<p>斑鰭白姑魚</p>	<p>皮氏叫姑魚</p>
	
<p>大頭白姑魚</p>	<p>雙線舌鰨</p>
	
<p>北鰮</p>	<p>克氏副葉鰵</p>

圖 3-11、彰化海域熱點與非熱點海域底刺網採樣調查的優勢魚種



圖 3-12、雲林縣底刺網調查標本戶的作業船隻



多鱗四指馬鮫



黃金鰱(魚或)

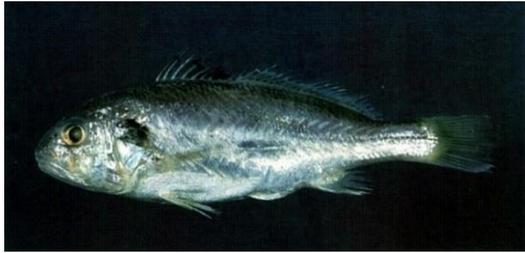


雙線舌鰻



多鱗沙鯧

圖 3-13、雲林縣底刺網標本戶調查採樣的捕獲漁獲



斑鰭白姑魚



斑海鯰



大頭白姑魚



星雞魚



褐鱗鰭叫姑魚



六指多指馬鮫

圖 3-14、四個縣市底刺網標本戶漁獲採樣調查的優勢魚種

第肆章、人為噪音/震動對中華白海豚棲地優勢魚種的 生理影響

邵奕達

國立臺灣海洋大學海洋生物研究所

摘要

本計畫目的為探討人為的噪音與震動對中華白海豚主要食餌(魚類)的可能生理影響。在去年的研究中初步發現長期的噪音足以造成魚類的緊迫。暴露在風力發電設備運轉噪音下，實驗魚種(虱目魚)的血漿皮質醇(cortisol)濃度在24小時中顯著升高，而頭腎中與皮質醇合成相關的類固醇生成急性調控蛋白(steroidogenic acute regulatory protein, *star*)的基因表現量快速上升；並且伴隨著代謝皮質醇成為可體松(cortisone)的第二11 β -羥基類固醇脫氫酶(11- β -hydroxysteroid dehydrogenase 2, *hsd11b2*)表現量增加。故連續長期的噪音會造成魚類的緊迫，進而影響或改變魚類在區域內的停留時間。但因不同的魚種對聽覺的靈敏度不同，可能對噪音會有不同的生理反應，虱目魚為巡游快、活動水層範圍較廣的魚種，而白海豚的主要餌食魚種可能以底棲性種類為主。因此，本年度的研究目的為驗證風力發電設備的運轉噪音是否同樣會影響底棲魚類的生理。根據實際的噪音模擬實驗，本年度的研究證明噪音足以造成底棲性魚類(黑鯛, *Acanthopagrus schlegelii*)的慢性緊迫。暴露在風力發電設備運轉噪音下，實黑鯛的血漿皮質醇濃度雖無顯著的變動，但是長期(2週以上)，處於低頻的風力發電運轉噪音中，會增加血漿中活性氧化物質(reactive oxygen species)的含量。活性氧化物質的濃度可視為慢性緊迫的指標，過高的活性氧化物濃度可能會引起氧化壓力，使魚體細胞造成傷害。此外，處於低頻的風力發電運轉噪音中，會減少肝臟瘦蛋白(leptin A, *lepa*)的基因表現量。瘦蛋白的功用是調節能量儲存，加快生物的新陳代謝，瘦蛋白基因表現量的偏低意味著長期處於噪音環境中的黑鯛的新陳代謝較慢，並且能量貯存量變少。因此，離岸風力發電機噪音可能為一個潛在的噪音源，但是影響程度與暴露於離岸風力發電機之距離、時間與物的聽力有關。

一、前言

在過去一個世紀中，野生魚類的族群及其棲地已大幅衰減。特別是近30年來人類大量捕撈海洋中野生魚類的行為，亦即「過度捕撈」或「過漁」，以及「誤捕」或「棄獲」，已成為限制大部分魚類族群復原能力的最大因素。同時，人為汙染所造成的水體優養化、改變海裡食物網營養層結構、資源的永續性以及棲地破壞所導致產卵場及孵育場等棲息地減少的影響，亦使海洋生物多樣性及漁業資源之持續減損。此外塑膠微粒的海洋垃圾可能被魚類誤食而導致食物吸收減少，或造成魚體內部損傷或死亡。其他人為活動，像是探勘石油及天然氣的提取、洩油事件、離岸風力發電的開發、軍事活動在海洋中產生的噪音是否會影響海洋生物，最近也開始受到大家的關注。

海洋環境中並非全然的安靜，波浪、海流、氣泡以及諸多的生物音源充斥在水中。在過去50年間，人為活動所製造的水下噪音也大幅增加。然而，我們對水下噪音對海洋生物的影響所知不多。今年(2016)12月在墨西哥坎昆所召開的第13屆《生物多樣性公約》締約方會議中，也將海洋噪音汙染列為特別討論的議題並作成多項決議(Harding, CBD-COP13 2016)，包括呼籲各國政府要加強此方面的研究工作。原則上，風和海浪的聲音多在500Hz以下，而淺水域中波浪湍流的噪音更只有10Hz以下(Hildebrand, 2009)。大部分人類所製造的噪音，像是航運、風力發電機組運轉和打樁製造的多半是1000Hz以下聲音。這些噪音鯨豚類未必可以聽到，但是卻都是魚類可感測到的(圖4-1)。而白海豚等鯨豚類又是以魚類為食，若是人為噪音/震動對白海豚棲地優勢魚種的群聚或族群結構產生影響，自然也威脅到白海豚的生存。

目前，台灣的替代能源政策相當重視太陽能及風力發電。春夏季的日照強，而秋冬季的風力大。另外，考量年平均有風日數的限制，目前能源局所規劃的175組風力機組全數集中於臺灣的西、西南地區及澎湖離島的沿岸地區的36個潛力風場，主要的目的在於利用每年秋、冬以後盛行的東北季風所帶來的風力能量。然而，不論是陸基或是近海的風力發電站，風力發電過程中最為周遭居民所詬病的是發電機組所產生的低頻噪音。噪音不但會為附近居民帶來不適，噪音對魚類的生理影響，也可能會影響當地賴以為生的養殖漁業，同理，離岸風機的低頻噪音也可能會改變周遭海洋魚類的群聚組成，也可能影響鯨豚或其他大型洄游魚類的攝食行為以及遷徙路徑。

在興建期間主要的噪音源為發電機組鋪設基臺時的打樁(piling)工程。傳統打樁方法牽涉到瞬間能量由打樁機透過樁柱對土地的釋放，這個時候會產生寬頻、高能量的震波而向四方傳導(圖4-2A)。相較於聲音，打樁時因牽涉到能量在

瞬間釋放而且重複性頻繁，因而打樁所造成的震動(一般以最高粒子速度 peak particle velocity, mm/s來表示)是最應該被重視的因子。雖然，興建期間的人為擾動(音壓、震動)強度較營運時期強，對白海豚的影響也較直接，然而，興建期間的打樁工程在時間上並不會持續很久，在樁柱設立後就不會再發生。另一方面，營運時期的噪音主要是來自於葉片運行時壓縮空氣的聲音與線圈及軸承運轉時的摩擦聲，因此風力發電機組的運轉噪音與風力的強弱(葉片運轉速度)、葉片本身的氣動特性與電機元件的設計有關。根據德國西門子公司設立於松德蘭海峽(Öresund)的離岸風力發電廠而言，主要是127 Hz與508 Hz的低頻運轉噪音(圖2B)，而且其音壓也不會太高(138 dB_(RMS) re 1 μPa at 1 m)。然而，這種運轉噪音是長期而不間斷的。離岸風力發電廠投入運轉後的營運時間可以長達數十年，在這段時間之內運轉噪音將不會消失；因此，這項運轉噪音對於魚類的潛在影響將可能是長期且連續性的。目前，這類低音壓持續性的噪音對於魚類的行為與生理的影響尚無定論 (review in Harding, CBD-COP13 2016)。

二、材料與方法

(一)實驗設置

實驗用魚在進行實驗的前一週移至模擬遭音實驗的戶外水泥池(6m * 9m * 1.5m)。同時，為了確保魚隻處於相似的音場環境，實驗魚分組分別以箱網飼養(每組10隻，箱網尺寸為1.5m*1.5m*1.5m)，每池設置4組箱網進行不同時間點的採樣，並且，各個箱網固定於距水下揚聲器等距離的位置(1m)。在實驗進行時，實驗動物被餵食固定分量的食物(每天約5-10%魚體重)。

水下噪音的播放以水下揚聲器(AQ339 Clark Synthesis Diluvio Ltd.; frequency range: 20Hz - 17kHz)，配合專用擴大機(120W BG-2120, TOA Electronics, Inc.; frequency range: 17Hz - 20kHz)播放Mathias H. Andersson博士(Totalförsvarets forskningsinstitut; 瑞典國防研究局)所提供的水下錄音檔。該檔案於2009年實地收錄自松德蘭海峽(Öresund)的離岸風力發電陣列，音頻與音壓特徵(圖3)已發表於Andersson (2011)的論文中，並且應用於另一篇Andersson et al., (2011b)的模擬實驗。

硬體部分，此款的水下揚聲器組合已在需多研究中被用於產生或模擬特定的水下噪音(Picciulin et al., 2010; Sebastianutto et al., 2011)，在去年的實驗中也證明這組設備可以有效的複製風力發電的噪音(圖4)。但是，與過去的實驗不同，

水下揚聲器將被固定於池底，而非懸吊於水層中，以模擬底質的震動。此外，在噪音實驗進行的同時，本研究將同時以MR-1000錄音機(Korg; Inagi, Tokyo, Japan; frequency response: 20 Hz - 40 kHz \pm 1 dB)配合C54XRS水下麥克風(Cetacean Research Technology; Seattle, WA, U.S.; effective sensitivity: -165 dB re 1V/ μ Pa, frequency response: 16 Hz - 44 kHz \pm 2/-3 dB)置於箱網的正中間，以96kHz的頻率輪流同步收音，並以PAMGuide 軟體(Merchant et al. 2015)分析頻率特徵及強度，以確保各組的噪音環境一致。

在噪音的模擬實驗中，本計畫使用以下 2 種不同強度的模擬噪音環境：

A. 高強度 (1m)：箱網中心點在 125.4Hz 的音壓強度為 138 dB(RMS) re 1 μ Pa 以及 315.5 Hz 的音壓為 115dB(RMS) re 1 μ Pa。此噪音環境約等於距風力發電機組 1m 內的測量值(Andersson 2011)。

B. 低強度(100m)：箱網中心點在 125.4Hz 的音壓強度為 109 dB(RMS) re 1 μ Pa 以及 315.5 Hz 的音壓為 99dB(RMS) re 1 μ Pa。此噪音環境約等於距風力發電機組 100m 處的測量值(Andersson 2011)。

C. 本實驗中的控制組將為於場地另一側的水泥池，與實驗組之間間隔超過 25m，兩者之間有深達 2m 的水溝阻隔震動。在之前的研究中，在噪音實驗進行的當下，控制組水泥池的環境噪音小於 80 dB(RMS) re 1 μ Pa (125.4 Hz)。實驗的開始，十隻從各個箱網中隨機拿出的黑鯛會被當成是基準的數據，除了將儲存於 RNAlater 中作為基因表現量分析的頭腎與肝臟之外，也會從尾柄的背主動脈採血，而採血的過程使用的是 27 號針上塗有肝素可以防止血液的凝集。採下的血會先經過離心，取其血清儲存於負 80 度的冰箱中。在取腦下垂體的過程中，也將一併抽取內耳的淋巴液，並以儲存於負 80 度。血漿與淋巴液用於之後皮質醇與活性氧化物質的酵素連結免疫吸附分析法(Cortisol ELISA kit, Enzo, ADI-900-071 以及 Fish reactive oxygen species ELISA kit, MyBioSource, MBS021826)分析。在此之後的採樣將於開始噪音刺激後的 24 小時、1 週及 4 週進行。為了避免操作所造成的緊迫干擾實驗，本實驗將整個箱網連同裡面所飼養的魚一起移至 0.05% 的 MS-222 水溶液 (500mg ethyl 3-aminobenzoate methanesulfonate with 1000mg NaHCO₃ in 1L seawater)中快速麻醉。本研究以 15-20cm 之黑鯛(*Acanthopagrus schlegelii*)為模式動物。根據先前的聽力實驗得知，虱目魚無法聽到模擬離風力發電機組 100 m 外之音壓，但是有可能聽得到 1 m 處之噪音(圖 4)。在實驗開始前，80 隻黑鯛以各 20 隻的密度飼養於

0.5m*0.5m*1.0m 的浮性箱網中飼養一周以上。本研究除了實驗前夕的原始控制組之外，分別於噪音刺激後 24hr, 1 週與 2 週採樣。

(二) 分子生物實驗

本研究將測量肝臟中合成瘦蛋白(leptin)的基因(lepta)的基因表現量。為了要設計專一性primer，本研究於NCBI和Ensembl資料庫尋找其他魚種的目標基因序列，將適合的序列放入ClustalX軟體中進行比對，排列出保守段(conserved sequence)後印出來，選擇基因大小為200~300 base pair的片段訂製degenerate primer，進行Touchdown PCR。

以PCR得到專一band後，經PCR clean up(elute)去除其他雜質，進行接合作用(Ligation)，使用pGEM-T Easy Vector混合後，藉由T4 DNA ligase將缺口連接起來，再進行E.coli的轉型作用(Transformation)。接下來藍白篩(Blue/White Screen)完成後再進行抽質體(Plasmid Purification)、定序。RNA萃取是使用QIAGEN RNeasy Plus Universal Mini Kit (#73404)進行萃取，先將鋼珠和QIAzol Lysis Reag放置在新試管中，取出腦或組織放入，開始均勻打碎，靜置五分鐘換新管再加入gDNA Eliminator Sol搖晃十五秒後，加入氯仿(chloroform)再搖晃十五秒，靜置三分鐘後離心，轉移上清液至新管中加入乙醇均勻混合後，吸取混合液至提供的column離心，再依序加入RWT、RPE離心，最後加入Rnase-free water進行沖洗(elution)。反轉錄聚合酶連鎖反應(cDNA Reverse Transcription)的方法則為：取1~5 µg RNA加入DEPC水至12 µg，使用ABI High-capacity cDNA RT kit(#4368814)依序加入10X RT Buffer、100 mM dNTP Mix、Random primers、RNase Inhibitor、MultiScribe™ RT、Rnase-free H₂O後混合均勻，放入離心機設定25°C十分鐘、37°C兩小時、85°C五分鐘、4°C。之後即時定量聚合酶連鎖反應(Real-time quantitative polymerase chain reaction)是以actb (β -actin)的表現量來為目標基因lepa表現量進行相對定量，分別各加入4 µl cDNA、0.5 µl的forward and reverse primer、5 µl 2X SYBR Green I Master Mix(Roche)，混合成10µl的總體積，使用Light Cyclor real-time PCR system(Roche, Penzberg, Germany)進行螢光反應偵測。

三、結果

在本研究的實驗期間，實驗動物的體長與體重組成在不同的測試組或者重複實驗中並沒有顯著的差異。同時，在噪音的實驗組與控制組之間的死亡率差異亦

不顯著。至2016年12月底為止，本研究已完成血清中皮質醇、活性氧化物質的濃度與肝臟中瘦蛋白的基因表現量分析。

其中，血清中皮質醇的濃度在第1天(24hr)時，暴露在高強度 (1m)噪音源處的實驗組略高於無噪音的控制組，但是統計上並不顯著(t-test, $p=0.087$)。且在後續的時間點與控制組更趨於一致。在整個實驗中，暴露在低強度(100m)噪音源中的實驗組的血清皮質醇濃度與控制組間皆無顯著差異(t-test, $p>0.1$ in all comparisons)。但是，高強度 (1m)噪音實驗組黑鯛血漿內的活性氧化物質卻在實驗期間不斷升高，且在2週後顯著高於控制組(圖5)。

此外，相對於 β -actin (actb)基因的表現量，瘦蛋白(lepta)的基因表現量在控制組中所有時間點之間並無顯著差異(one-way ANOVA, $p>0.1$) (圖5)，且皆與初始組(initial control)的基因表現量無差異(t-test, $p>0.1$ in all comparisons)。在實驗組的部分，暴露在高強度噪音環境下2週時，lepa的基因表現量明顯高於初始組(one-way ANOVA, $p<0.05$)，同時也顯著高於對應時間點的控制組基因表現量(3d: t-test, $p<0.01$; 1 week: t-test, $p<0.05$)。然而，噪音實驗對於lepta的基因表現量的影響並不見於其他的時間點(one-way ANOVA, $p>0.05$)。由於本研究包含3輪實驗，為了了解不同重複組對實驗結果的影響，同時以two-way ANOVA分析重複組與噪音對lepa的基因表現量的交互影響。結果證明噪音實驗確會造成lepta的基因表現量差異($p<0.05$)，但是重複的實驗間對lepta的基因表現量結果並無顯著影響($p>0.1$)，同時這兩項變因的交互也不顯著($p>0.05$)。

四、分析與討論

總結過去兩年的研究，本研究發現長期處於相對較強的連續運轉噪音(相當於緊鄰基樁的位置)之下，的確會發現急性(皮質醇)與慢性(活性氧化物質)的生理緊迫反應。魚類對噪音干擾的行為與生理功能改變跟牠們對棲地偏好有關，例如中上層的物種比起底棲物種更可能出現相對急性的生理或行為反應(例如，逃避反應)(Wardle et al. 2001; Løkkeborg et al. 2011)，進而離開噪音影響區間。魚類可以透過習慣性適應(habituation)可能減少對重複刺激的回應；或者敏感化(sensitization)增加對重複刺激的回應，導致個體對於噪音容忍度暫時性的改變(Bejder et al. 2009)。因此，魚類的逃避反應關係到物種對干擾的容忍力(Nisbet, 2000; Beale & Monaghan, 2004)。此外，若是該海域對該種魚類的生存很重要，像是攝食、產卵地和庇護所，可能促使魚類選擇忍受噪音而非離開(Bejder et al. 2009)，進而產生慢性緊迫。

在Richardson (1995)的報告中，動物的對噪音反應可分為幾個的不同的影響

區間。這個區分方式常被用在評估海洋哺乳動物對噪音的影響評。同時，它應該也可以應用在魚類的例子中，尤其是當魚類暴露在相類似的噪音環境下(雖然每個區間定義上的程度很可能並不相同)。Richardson (1995)描述了同心圓中四個代表區間，其中有不同的干擾影響和可能發生的傷害。其中有：(1)生理傷害與聽力喪失；(2)行為與急性生理反應；(3)訊號屏蔽；(4)慢性干擾。這些是從聲源中心向外延伸而定義的區間(圖6)。這些區域可能沒有明顯的界限，也不一定實際發生，但是必然與噪音源的音頻與強度以及物種聽力特性相關。

1. 生理傷害與聽力喪失

當暴露在足夠強度的人為水下噪音中，可能會導致魚類短暫(臨時閾移，temporal threshold shift)或永久性的(永久閾移，permanent threshold shift)聽力損失，甚至死亡。這是因為高強度的寬頻噪音，例如打樁或空氣槍，會損害內臟器官導致死亡，或內耳器官內的感覺髮細胞損傷(reviewed in Popper & Hastings, 2009)。例如，在大黃魚(*Pseudosciaena crocea*)的聲音刺激的行為研究中發現，400-800Hz達到40Pa-4kPa的音壓會導致稚魚立即死亡，而成魚在隨後48小時出現相繼死亡的現象(劉 et al. 2014)。在實際的打樁工程中也觀察到此一現象，例如，在奧勒蘭大橋興建初期的打樁工程中就發現近距離內的美洲鯉(*Engraulis mordax*)、太平洋鯪(*Clupea pallasii*)與白顯齒海鯽(*Phanerodon furcatus*)出現鰓的撕裂及腹側與眼瞼的微血管出血(Caltrans, 2001)。打樁噪音對魚體的傷害主要是瞬間的壓力波對於不同密度的組織的質點加速度不同，而產生的形變量超過組織的彈性承受上限。此外，連續而長時間的環境噪音更會造成無法回復的失聰。主要因為聽覺細胞在長期刺激下，會因為細胞受到過氧化作用而釋放活氧性自由基，進而造成聽覺髮細胞的傷害。雖然在某些研究中發現，魚類有異於其它的動物，金魚在生命週期中髮細胞會更替，同時在被音波所損壞時有可能會再生(Smith et al. 2006)。但是，這項修復能力並非全然無限制，在McCauley et al., (2003)在實驗中發現，部分毛細胞並沒有再生。因此，因為魚類內耳的形態和生理的多樣性，在這方面需要更多的研究。如果聽力損失僅僅是短時間的事，那魚類也許將在數小時或數天內可以恢復(Amoser & Ladich, 2003)。恢復時間取決於兩個因素，時間與噪音的頻率(Scholik & Yan, 2001)。通常只有在類似打樁操作或類似氣槍在地形探勘的噪音足以導致生理傷害或者永久性聽力喪失。(Popper & Hastings, 2009)。然而，即使是只發生臨時閾移，在恢復時間內，魚類被捕食的可能性將會提高，或者影響其他重要的生物行為，例如石首魚類的求偶叫聲。

2. 行為與急性生理反應

處於噪音的環境下，魚遠離聲源的行為的改變與生理上的急性緊迫可被視為噪音對水中生物的另一項指標。行為反應可以從驚嚇和迴避等輕微的反應呈度，到較大的反應如游泳活動的變化，垂直分佈和種間的行為。例如，模擬施工噪音會引起逃避行為(鯛 *Solea solea* 與大西洋鱈 *Gadus morhua*, Mueller-Blenkle et al., 2010; 歐洲海鱸, *Dicentrarchus labrax*, Neo et al., 2014) 以及瓦解迴游魚類的群游模式(黍鯡, *Sprattus sprattus* 與大西洋鯖, *Scomber scombrus*, Hawkins et al. 2014)。此外，驟然暴露在噪音之中也會引起魚類的緊迫反應。不規律的船舶引擎噪音已知會短暫的升高鯉 (*Cyprinus carpio*)、鰍魚 (*Gobio gobio*)、河鱸 (*Perca fluviatilis*) (Wysocki et al., 2006) 與大吻異線鰈 (*Heterostichus rostratus*) (Nichols et al., 2015) 血液中腎上腺皮質醇 (cortisol) 濃度。在脊椎動物中，腎上腺皮質醇的濃度被視為是緊迫的重要指標。皮質醇血漿含量上升已知會抑制脊椎動物的免疫系統 (review in Mancini et al., 2004)。此外，皮質醇也會抑制魚類的性成熟以及抑制血漿中性激素的濃度 (Consten et al 2001; Goos & Consten 2002)。值得注意的是，在船舶噪音對大黃魚 (*Pseudosciaena crocea*) 與日本花鱸 (*Lateolabrax japonicus*) 的刺激實驗中，血液中皮質醇濃度的確在達到峰值的1小時後開始下降；然而，在接下來的6天之內其皮質醇濃度都還是顯著地比控制組高 (施 et al., 2010)。這顯示了在持續性的刺激之下，急性的緊迫反應有可能延伸為慢性緊迫，甚至引發其他的生理改變。

3. 訊號屏蔽

在聽覺範圍內，如果訊號的強度高於環境噪音時，魚類自然可以接收到的這樣的訊號。然而，在較強度的噪音下，或持續性的噪音源 (例如風力發電機組的運轉噪音與繁忙航道中船舶引擎的噪音)，可能會掩蔽魚類個體之間的溝通，或者干擾魚類對其他環境信號的接收。在環境噪音的干擾下，信噪比 (signal-to-noise ratio) 的降低將會大幅度減少魚類聽覺偵測的距離。尤其是當環境噪音的主要頻率與重要環境聲學訊號的頻率相似或重疊時，這樣的屏蔽效應會更加明顯。

舉例而言，船舶的運轉噪音已知會造成數種魚類的聽覺屏蔽 (Vasconcelos et al. 2007)。處於船隻航道噪音的環境下，弓背石首魚 (*Sciaena umbra*) 的聽覺靈敏度會顯著的衰退 (Codarin et al. 2009)。在針對數種雀鯛 (*Pomacentrus amboinensis*; *P. brachialis*; *P. moluccensis*; *P. nagasakiensis*) 仔稚魚的馴化實驗中亦發現持續性的水下噪音會導致魚類喪失方向感 (Simpson et al 2010)。如同人類與其它脊椎動物，魚類內耳中不同群的髮細胞對不同頻率的刺激有不同程度的反應 (Fay,

1988)。在生理學上我們可以將感受相近頻率的髮細胞群歸納為同一個critical band。在一個critical band內，魚類不能分辨在鄰近頻率內的聲音。這項特徵被發現在金魚(Sand & Enger, 1973)與鱒魚(Hawkins & Chapman, 1975)的聽覺系統中。Critical band使得魚類可以在寬頻的環境雜訊中辨識單一頻率的聲音，但是同時也更容易被與信號相似的環境噪音所屏蔽。

對許多魚類而言，聲音是重要的溝通訊號，例如在求偶行為(Hawkins & Amorim, 2000)、覓食(Amorim et al., 2004)以及競爭行為(Vester et al., 2004)。目前已知超過109科、800種以上的魚類會發出鳴叫的聲音(Ladich, 2004; Kasumyan, 2008)，其中大部分的叫聲音頻皆位於100 Hz到1 kHz之間(Popper & Hastings, 2009; Zelick et al., 1999)。然而，這個頻段與船舶引擎以及風力發電運轉等大部分的人為噪音相近(review in Harding, CBD-COP13 2016)。其中，船舶的噪音已知會縮短這類魚類的種內溝通距離(Vasconcelos et al., 2007)。這類人為聲音的干擾這可能對個體和族群平衡產生嚴重影響(Slabbekoorn et al., 2010)。特別是在某些物種，例如鱒魚(Brawn, 1961)和斑光蟾魚(Porichthys notatus) (Brantley et al., 1994)求偶期間須依賴聲音信號。如果環境噪音足以干擾這項信號，自然會造成繁殖成功率的下降(Rowe & Hutchings, 2004; Rowe et al., 2008)。

4. 慢性干擾

一般而言，在壓力下，短時間內血清中皮質醇的濃度的確顯著上升，但是這樣的情況卻不會延續太久。通常在動物適應環境後，皮質醇的濃度會回到正常水平。然而，持續性的刺激(溫度、壅擠與噪音)卻有可能造成皮質醇的濃度持續偏高，或者是增加動物對其他緊迫來源的敏感性，由此衍伸出來的生理影響被認為是慢性的緊迫或干擾(review in Schreck 2000)。尤其是，這類持續性的刺激在低強在噪音強度已經相當接近動物的聽覺閾值(幾乎聽不到)時，也可能對生理造成慢性的干擾。例如，在人類的研究中發現長期暴露在持續性的次音源(infrasound)，例如搭乘飛機時的機件噪音(Maschke et al., 2002)，或者睡眠時附近有繁忙交通運輸時(review in Ising & Kruppa, 2004)，皆會顯著的長期增加人類血液中的腎上腺皮質醇(cortisol)濃度。尤其是，陸基風力發電廠的次音源雖然不在人類的聽覺範圍之內，然而其對附近居民的健康影響是當前重要的研究議題之一(<http://oto2.wustl.edu/cochlea/wt3.html>)。過去的研究發現長期處於持續性噪音環境中(~90dB)，畜養的豬隻會有較高的腎上腺皮質醇濃度，以及腎上腺皮質對促腎上腺皮質激素(ACTH)的敏感性會變高，並且伴隨著社會行為的減弱(Otten et al., 2004)。在野外實驗中，持續性的噪音源會迫使大部分的鳥類遷移，但是對於

繼續生存於當地的鳥類，例如艾草松雞(*Centrocercus urophasianus*)，低強度持續性的公路噪音會造成長期的生理緊迫(Blickle et al., 2012)。這類相當接近物種聽覺極限的次音源也可能對魚類有相似的影響(De Robertis & Handegard, 2013)。在水產的養殖環境中，幾乎無可避免的會使用水車或者空氣幫浦提高水體的溶氧量。但是，這些設備的運轉噪音對水中生物來說是一個可能的壓力來源。以直立海馬(*Hippocampus erectus*)為例，在一個月的實驗中，飼養於有空氣幫浦噪音(123.3 ± 1.0 dB)的海馬要比安靜狀態的控制組(110.6 ± 0.6 dB)具有較高的腎上腺皮質醇濃度，以及顯著弱化的免疫功能(Anderson et al., 2011a)。此外，這兩年的研究也發現，風力發電的運轉噪音卻會對魚類長期緊迫與能量代謝相關的生理影響。例如，在長期噪音暴露下，虱目魚皮質醇的合成量與分解量同時上升(higher turn-over rate)，此時雖然血液中皮質醇濃度無顯著改變，但是會對於其他刺激更加敏感，也代表著面臨的緊迫狀態。魚類在如此慢性緊迫中，長期下來，能量的代謝與分配也會受到影響。在黑鯛的實驗中，我們發現長期(2週以上)，處於低頻的風力發電運轉噪音中，會增加血漿中活性氧化物質(reactive oxygen species)的含量。活性氧化物質的濃度可視為慢性緊迫的指標，過高的活性氧化物濃度可能會引起氧化壓力，使魚體細胞造成傷害。此外，處於低頻的風力發電運轉噪音中，會減少肝臟瘦蛋白(leptin A, lepa)的基因表現量。瘦蛋白的功用是調節能量儲存，加快生物的新陳代謝，瘦蛋白基因表現量的偏低意味著長期處於噪音環境中的黑鯛的新陳代謝較慢，並且能量貯存量變少，進而減低於類對環境的適應能力。

儘管如此，依據目前已有的海上風力發電機組的生態調查顯示風機基座或結構可以作為一些魚類的庇護所。然而，在長期影響的層面，這些潛在的因子的影響力可能會慢慢的浮現，並造成生態系統的持續變化。至於中華白海豚的主要食物來源的魚種究竟是否受人為噪音/震動的影響，還是必須參考棲地內優勢於種的生理特徵，以及噪音的強度而定。

五、參考文獻

- Amoser, S., & Ladich, F. (2003). Diversity in noise-induced temporary hearing loss in otophysine fishes. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 113(4), 2170-2179.
- Amorim, M. C. P., Stratoudakis, Y., & Hawkins, A. D. (2004). Sound production during competitive feeding in the grey gurnard. *J Fish Biol*, 65(1), 182-194.
- Andersson, M. H. (2011). Offshore wind farms-ecological effects of noise and habitat alteration on fish. Stockholm University PhD thesis.
- Anderson, P.A., Berzins, I.K., Fogarty, F., Hamlin, H.J., Guillette, L.J. (2011a) Sound, stress, and seahorses: the consequences of a noisy environment to animal health. *Aquaculture*, 311(1), 129-138.
- Andersson, M.H., Sigray, P., Persson, L.K. (2011b) Operational wind farm noise and shipping noise compared with estimated zones of audibility for four species of fish. *J. Acoust. Soc. Am.*, 129(4), 2498-2498.
- Beale, C. M., & Monaghan, P. (2004). Behavioural responses to human disturbance: a matter of choice?. *Ani. Beha.*, 68(5), 1065-1069.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Finn, H., & Allen, S. (2009). Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 395, 177-185.
- Blickley, J.L., Word, K.R., Krakauer, A.H., Phillips, J.L., Sells, S.N., Taff, C.C., Patricelli, G.L. (2012) Experimental chronic noise is related to elevated fecal corticosteroid metabolites in lekking male greater sage-grouse (*Centrocercus urophasianus*). *PLoS One* 7(11), e50462.
- Brantley, R. K., & Bass, A. H. (1994). Alternative male spawning tactics and acoustic signals in the plainfin midshipman fish *Porichthys notatus* Girard (Teleostei, Batrachoididae). *Ethology*, 96(3), 213-232.
- Caltrans, (2001) Pile installation demonstration project, fisheries impact assessment. PIDP EA 012081. San Francisco–Oakland Bay Bridge East Span Seismic Safety Project 2001. Caltrans Contract 04A0148 San Francisco, CA: Caltran.
- Codarin, A., Wysocki, L. E., Ladich, F., & Picciulin, M. (2009) Effects of ambient and boat noise on hearing and communication in three fish species living in a marine protected area (Miramare, Italy). *Mar. Poll. Bull.*, 58(12), 1880-1887.

- Consten, D., Bogerd, J., Komen, J., Lambert, J. G. D., & Goos, H. T. (2001). Long-term cortisol treatment inhibits pubertal development in male common carp, *Cyprinus carpio* L. *Biol. Repro.*, 64(4), 1063-1071.
- De Robertis, A. & Handegard, N.O. (2013) Fish avoidance of research vessels and the efficacy of noise-reduced vessels: a review. *ICES J. Mar. Sci.* 70: 34-45
- Fay, R. R. (1988). *In: Hearing in vertebrates: a psychophysics databook*. Winnetka, IL: Hill-Fay Associates. p. 621.
- Goos, H. T., & Consten, D. (2002). Stress adaptation, cortisol and pubertal development in the male common carp, *Cyprinus carpio*. *Mol. Cell Endocrinol.*, 197(1), 105-116.
- Harding, S. (2016). Scientific synthesis of the impacts of underwater noise on marine and coastal biodiversity and habitats. Subsidiary body on scientific, technical and technological advice, Convention on Biological Diversity, 20th meeting.
- Hawkins, A. D., Roberts, L., & Cheesman, S. (2014). Responses of free-living coastal pelagic fish to impulsive sounds. *J. Acoust. Soc. Am.*, 135(5), 3101-3116.
- Hawkins, A.D., & Amorim, M.C.P. (2000). Spawning sounds of the male haddock, *Melanogrammus aeglefinus*. *Environ. Biol. Fishes*, 59(1), 29-41
- Hawkins, A. D., & Chapman, C. J. (1975). Masked auditory thresholds in the cod, *Gadus morhua* L. *J. Comp. Physiol.*, 103(2), 209-226.
- Hildebrand, J. A. (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 395, 5-20.
- Ising, H. 1., & Kruppa, B. (2004). Health effects caused by noise: evidence in the literature from the past 25 years. *Noise & Health*, 6(22), 5.
- Kasumyan, A.O. (2008) Sound and sound production in fishes. *J. Ichthyol.* 11, 981–1030.
- Mancini, T., Doga, M., Mazziotti, G., & Giustina, A. (2004). Cushing's syndrome and bone. *Pituitary*, 7(4), 249-252.
- Maschke, C., Harder, J., Ising, H., Hecht, K., & Thierfelder, W. (2002). Stress hormone changes in persons exposed to simulated night noise. *Noise & Health*, 5(17), 35.
- McCauley, R. D., Fewtrell, J., & Popper, A. N. (2003). High intensity anthropogenic sound damages fish ears. *J. Acoust. Soc. Am.*, 113(1), 638-642.

- Merchant, N.D., Fristrup, K.M., Johnson, M.P., Tyack, P.L., Witt, M. J., Blondel, P., Parks, S.E., 2015. Measuring acoustic habitats. *Methods Ecol. Evol.* 6(3), 257-265.
- Mueller-Blenkle, C., McGregor, P. K., Gill, A. B., Andersson, M. H., Metcalfe, J., Bendall, V., ... & Thomsen, F. (2010). Effects of pile-driving noise on the behaviour of marine fish. COWRIE Ref: Fish 06-08, Technical Report 31st March 2010
- Nichols, T.A., Anderson, T.W., Širović, A. (2015). Intermittent Noise Induces Physiological Stress in a Coastal Marine Fish. *PLoS One* 10(9), e0139157.
- Nisbet, I. C. (2000). Disturbance, habituation, and management of waterbird colonies. *Waterbirds*, 312-332.
- Otten, W., Kanitz, E., Puppe, B., Tuchscherer, M., Brüßow, K.P., Nürnberg, G., Stabenow, B., 2004. Acute and long term effects of chronic intermittent noise stress on hypothalamic-pituitary-adrenocortical and sympatho-adrenomedullary axis in pigs. *Anim. Sci.* 78(2), 271-283.
- Popper, A. N., & Hastings, M. C. (2009). The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *J. Fish Biol.*, 75(3), 455-489.
- Rowe, S., & Hutchings, J. A. (2004). The function of sound production by Atlantic cod as inferred from patterns of variation in drumming muscle mass. *Can. J. Zool.* 82(9), 1391-1398.
- Rowe, S., Hutchings, J. A., Skjærraasen, J. E., & Bezanson, L. (2008). Morphological and behavioural correlates of reproductive success in Atlantic cod *Gadus morhua*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 354, 257-265.
- Ladich, F. (2004) Sound production and acoustic communication. *In: The Senses of Fish: Adaptations for the Reception of Natural Stimuli* (von der Emde et al., eds), pp. 210–230, Kluwer Academic Publishers & Narosa Publishing House
- Løkkeborg, S., Ona, E., Vold, A., & Salthaug, A. (2012). Effects of sounds from seismic air guns on fish behavior and catch rates. *In The Effects of Noise on Aquatic Life* (pp. 415-419). Springer New York.
- Picciulin, M., Sebastianutto, L., Codarin, A., Farina, A., Ferrero, E.A., 2010. In situ behavioural responses to boat noise exposure of *Gobius cruentatus* (Gmelin, 1789; fam. Gobiidae) and *Chromis chromis* (Linnaeus, 1758; fam.

- Pomacentridae) living in a Marine Protected Area. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 386(1), 125-132.
- Popper, A. N., & Hastings, M. C. (2009). The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *J. Fish Biol.*, 75(3), 455-489.
- Richardson, W. J., & Malme, C. I. (1995). Zones of noise influence. *In Marine mammals and noise*, 325-386.
- Sand, O., & Enger, P. S. (1973). Function of the swimbladder in fish hearing. *In Basic Mechanisms in Hearing*, 893-910.
- Scholik, A. R., & Yan, H. Y. (2001). Effects of underwater noise on auditory sensitivity of a cyprinid fish. *Hear. Res.*, 152(1), 17-24.
- Schreck, C.B., 2000. Accumulation and long-term effects of stress in fish, *In The Biology of Animal Stress*. pp.147-158.
- Sebastianutto, L., Picciulin, M., Costantini, M., Ferrero, E.A., 2011. How boat noise affects an ecologically crucial behaviour: the case of territoriality in *Gobius cruentatus* (Gobiidae). *Environ. Biol. Fishes*, 92(2), 207-215.
- Simpson, S. D., Meekan, M. G., Larsen, N. J., McCauley, R. D., & Jeffs, A. (2010). Behavioral plasticity in larval reef fish: orientation is influenced by recent acoustic experiences. *Behav. Ecol.*, 21(5), 1098-1105.
- Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C., & Popper, A. N. (2010). A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(7), 419-427.
- Smith, M. E., Coffin, A. B., Miller, D. L., & Popper, A. N. (2006). Anatomical and functional recovery of the goldfish (*Carassius auratus*) ear following noise exposure. *J. Exp. Biol.*, 209(21), 4193-4202.
- Vasconcelos, R. O., Amorim, M. C. P., & Ladich, F. (2007). Effects of ship noise on the detectability of communication signals in the Lusitanian toadfish. *J. Exp. Biol.*, 210(12), 2104-2112.
- Vester, H. I., Folkow, L. P., & Blix, A. S. (2004). Click sounds produced by cod (*Gadus morhua*). *J. Acoust. Soc. Am.*, 115(2), 914-919.
- Wardle, C. S., Carter, T. J., Urquhart, G. G., Johnstone, A. D. F., Ziolkowski, A. M., Hampson, G., & Mackie, D. (2001). Effects of seismic air guns on marine fish. *Cont. Shelf. Res.*, 21(8), 1005-1027.

Zelick, R., Mann, D.A. & Popper, A.N (1999) Acoustic communication in fishes and frogs, p. 363-411. *In: Comparative Hearing: Fish and Amphibians*, Springer Verlag, New York

施慧雄, 焦海峰, 尤仲傑, 王亞軍, 李松海, 徐繼林, & 楊家鋒. (2010). 船舶雜訊對鱸魚和大黃魚血漿皮質醇水準的影響. *生態學報*, 30(14), 3760-3765.

圖 4-1、鯨豚類與魚類的聽覺曲線比較(引用自 Ren et al., 2012)

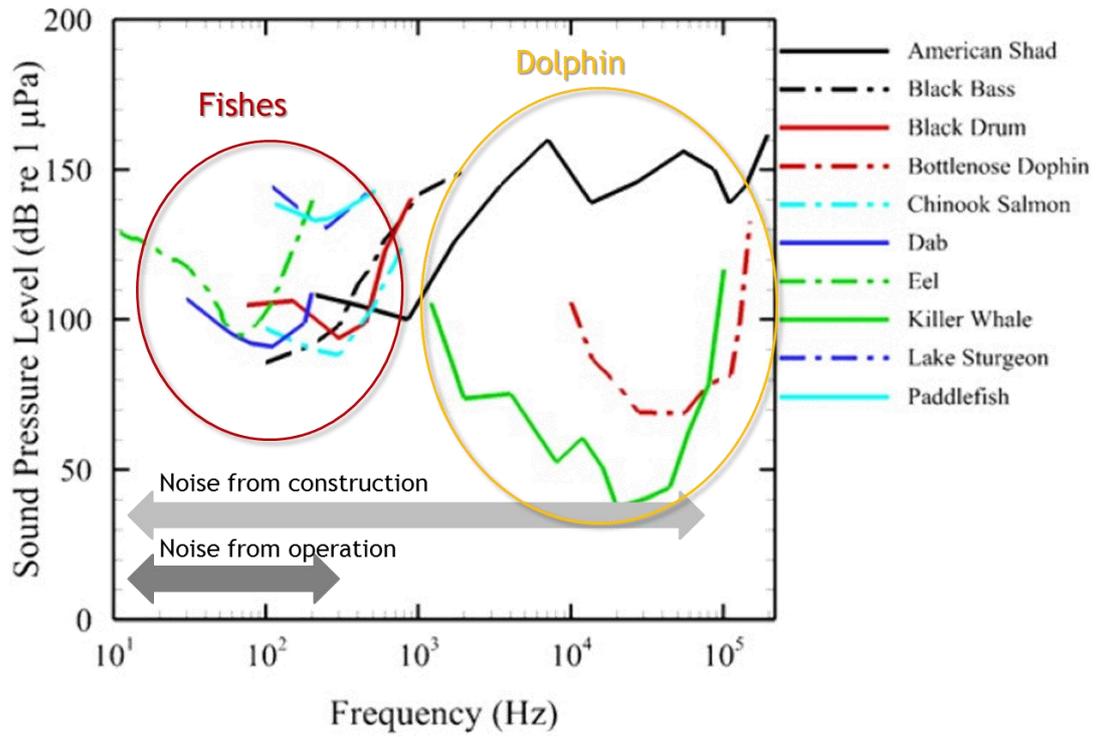


圖 4-2、離岸風力發電廠的噪音頻譜圖 (A)興建時期的打樁噪音為寬頻且有間斷的噪音音頻跨距 0~20kHz；(B)營運時期的機件運轉噪音為低頻 125Hz 與 508Hz 的連續噪音 (引用自 Andersson 2011)。

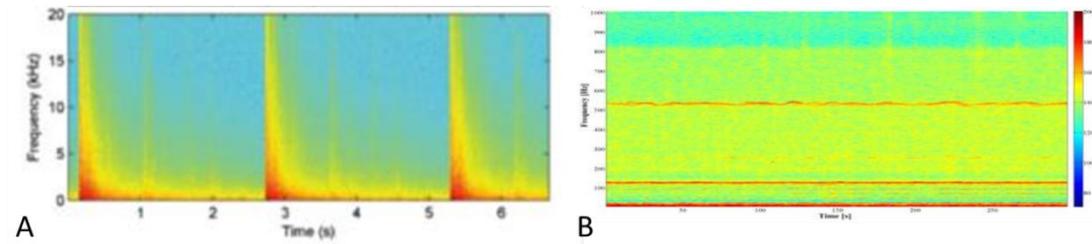
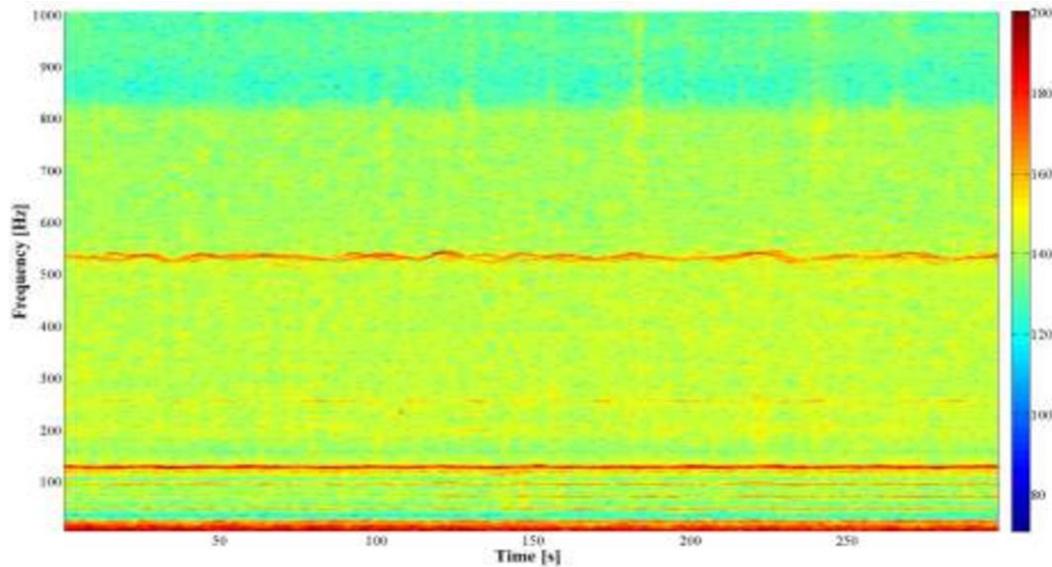


圖 4-3、本研究預計使用之噪音檔案於收錄當時在離風力發電機組不同距離時的絕對音壓強度(dB(RMS) re 1 μ Pa)。本資料與噪音的錄音檔案皆由 Mathias H. Andersson 博士提供。



	Full spectrum	127 Hz	Full spectrum	127 Hz	Full spectrum	127 Hz
Production level	100%	100%	80%	80%	60%	60%
Wind farm 1 m	138	136	136	134	134	132
Wind farm 10 m	121	119	119	117	116	114
Wind farm 100 m	106	104	104	102	101	99
Wind farm 1000 m	98	96	96	94	94	92
Wind farm 10000 m	85	83	83	81	81	79
Ambient	105	81	104	79	102	78

圖 4-4、本研究所播放運轉噪音的音頻及音壓以及黑鯛的聽力曲線。，黑色三角形為模擬距機組 100m 之音壓強度，黑色圓形為緊臨著機組(1m)之音壓強度，白色圓形為黑鯛的聽力曲線。

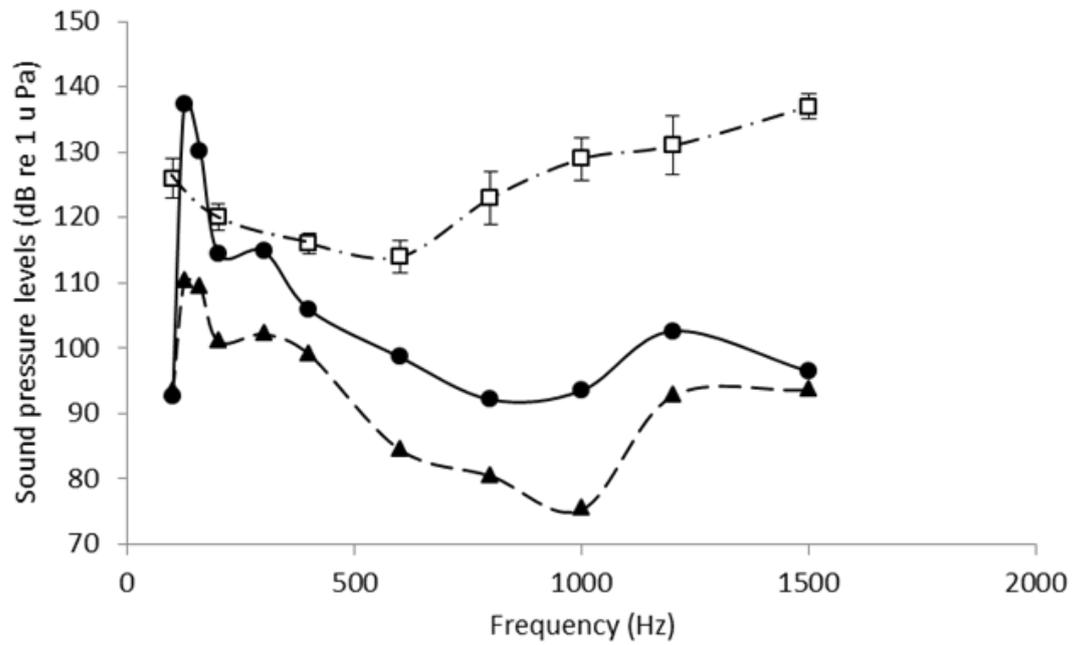


圖 4-5、在噪音實驗中黑鯛(A)血漿中氧化活性物質的濃度與(B)肝臟中瘦體素基因表現量。黑色三角形為模擬距機組 100m 之音壓強度，黑色圓形為緊臨著機組 (1m)之音壓強度，白色圓形為控制組。

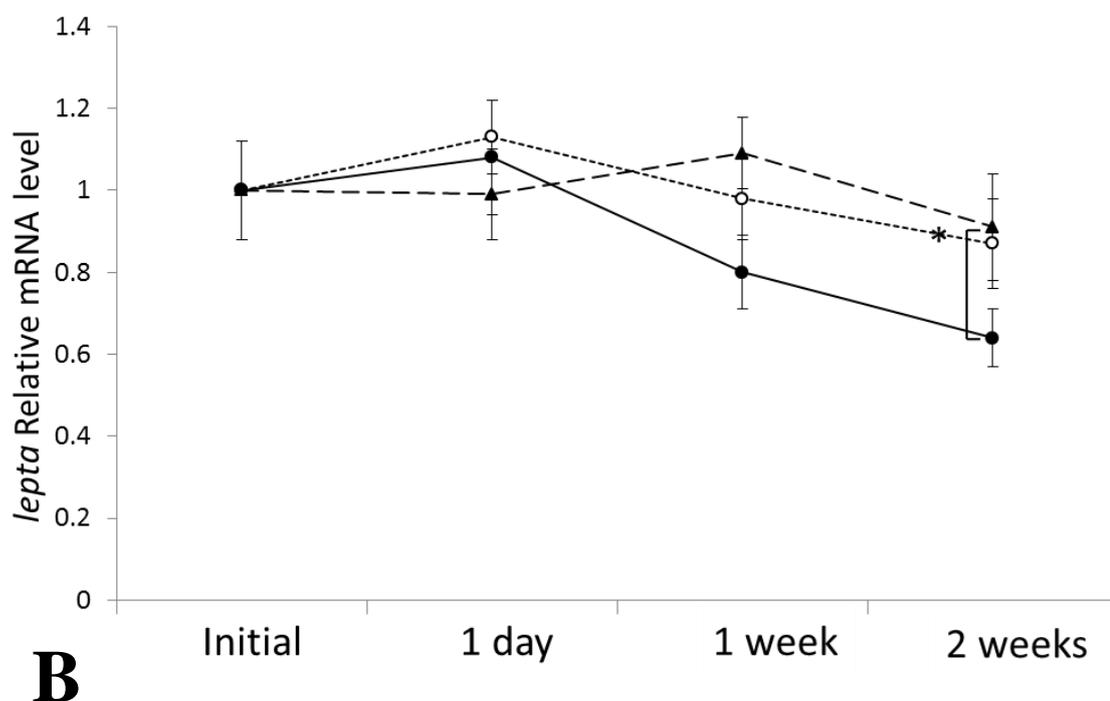
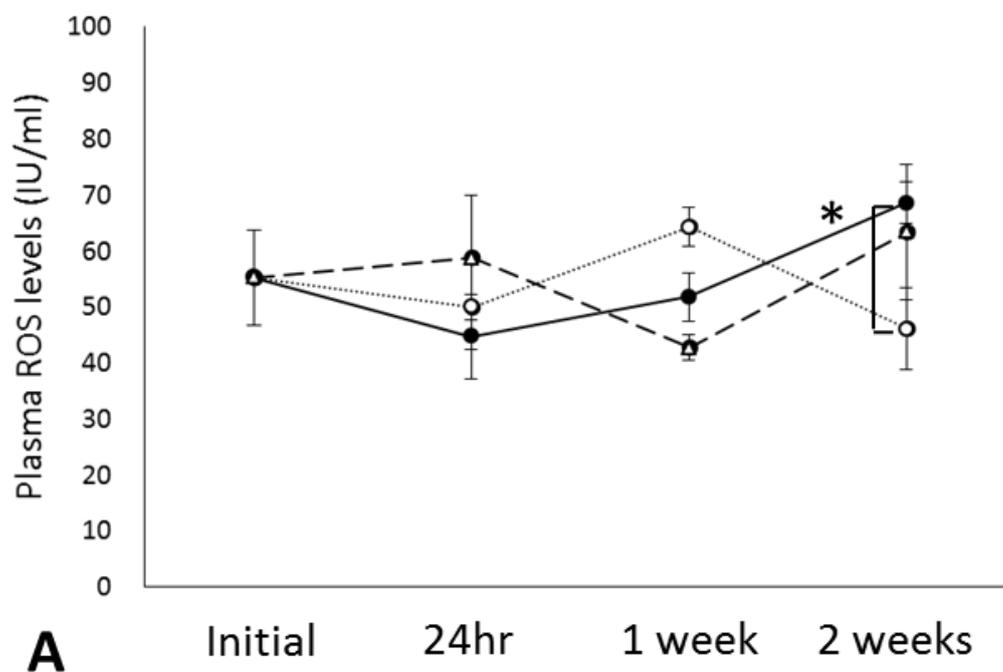
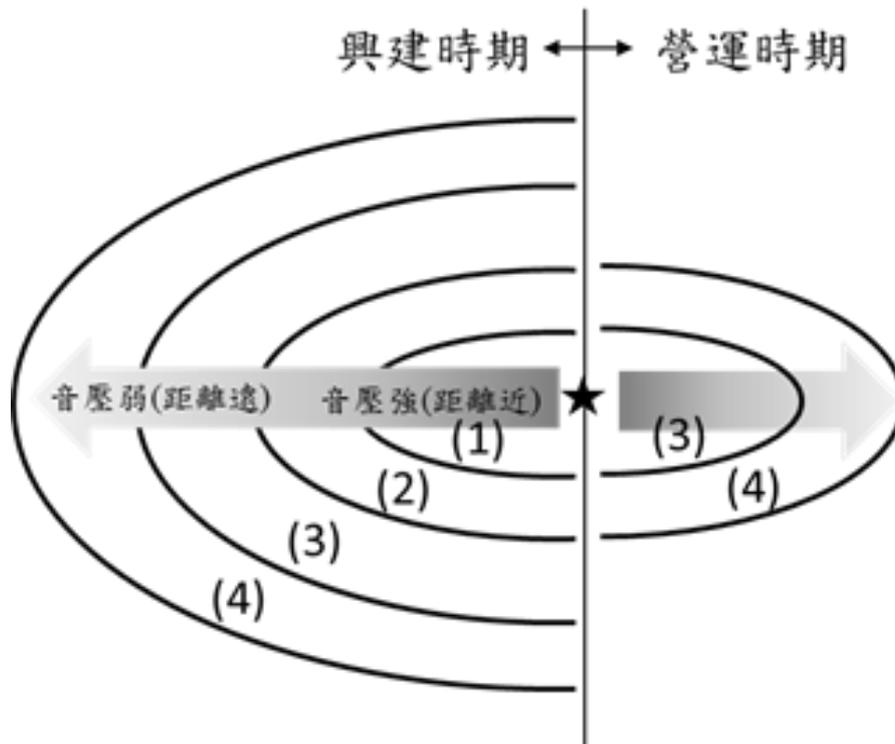


圖 4-6、水中動物(魚類)對噪音反應的不同的影響區間。星號標記為噪音源位置，由近至遠的影響區間分別為：(1)生理傷害與聽力喪失；(2)行為與急性生理反應；(3)訊號屏蔽；(4)慢性干擾。本圖左側為興建時期打樁噪音的可能影響情況，右側為營運時期噪音的可能影響。值得注意的是，因為營運時期運轉噪音的強度不如打樁噪音，因此生理傷害(1)或急性行為改變(2)並不一定發生。(修改自 Richardson 1995)。



第五章、臺灣西海岸各地漁民之漁業活動、海洋資源利用之意見調查

摘要

本年度共在龍鳳漁港、彰化崙尾港、台中港、雲林台子村港、嘉義布袋港完成共 16 位漁民的深度訪談與交流。結果顯示受訪的漁民多為年齡層高、長期執行漁業行為的小型個體戶。對於各項漁獲目標、收入、影響主因和保護區政策等議題之反應，不同漁法的漁民，有不相似的趨勢。主要的漁獲目標在這 10 年並沒有顯著變化，但捕獲總量普遍認同有減少或年間波動的趨勢。收入部分，海釣船主因魚價上漲和機動性高，衝擊較小；刺網和拖網船則在平均明顯年間差異的漁獲收益後，有下滑或沒有顯著變動的趨勢。在影響漁獲變化主因的部分，多數受訪者認為與大陸漁船越界捕魚、開發工程、汙染等因子相關。對於建議政府機關應進行的政策，希望能以取締大陸漁船、增加海域內各項研究資料、汙染源監測為主，僅有四分之一的受訪者認同禁漁期和管制違法、高衝擊性的台灣漁船。對於政府推動管理、輔導政策，與保護區的設立，是否直接衝擊漁民生計，明顯影響了漁民的支持意願：成本較高、機動性低、認為轉業困難的拖網和刺網船主，支持意願較低。對於改善海岸環境和生物為出發點的保護區劃設，僅約三分之一的漁民表示支持，主要是對於執法效力的存疑。本次訪談結果顯示，能否降低對於生計的衝擊，是影響保護區是否能成功推動的重要因子。更為詳實的研究和公開說明，以及確實的執法，則應可提升與漁民的互信基礎。本研究期望提供主管機關在與漁民溝通中華白海豚保護區等相關政策執行時，得以了解各縣市和不同漁法的漁民，在不同議題上的意見和背景。然要有效推動台灣海域的保育工作，亟需跨部會進行整合。在中華白海豚數量持續下降、重要棲息環境的預告區尚無法正式預告之前，建議各部會主管機關應先加強執行既有的法規，並盡速研擬整合平台，以利未來保護區工作的推動。

一、 問卷設計

本年度問卷調查採取定點的小組深度訪談，每次訪談皆有 2-4 小時不等。問卷內容主要是詢問從事不同漁業活動的漁民，在近年來對於西岸整體漁業環境變化、環境衝擊的主因；以及對於 2014 年預告之「中華白海豚重要棲息地」，管理近海海洋環境之政策訂定等相關意見。訪問對象的選擇，則是透過海上調查合作船長介紹，於外埔漁港、彰化崙尾港、台中港、雲林台子村港、嘉義布袋港，選取從事海釣船、刺網船、拖網船、籠具業者和定置網業者(依各地願意受訪的對象而略有不同)等，各一位漁民。

問卷設計分成：(1)背景資料收集：包含受訪者的漁業活動類型、活動海域和頻率、主要漁獲、收入在 2010 年前後的相關資料；(2)受訪者對於活動海域的漁獲變動或不變的主觀感覺、導致漁獲變動或不變的認知主因；(3)對於主管機關應對台灣海域，進行哪些管制和取締、輔導和轉型的政策；(4)是否贊成設立海岸保護區或是白海豚重要棲息環境，和原因為何(附件一)。問卷進行方式分成三個步驟：1. 說明本次調查的目的地、計劃單位和內容；2. 口頭訪談並重點文字摘記；3. 事後整理並分析，以供主管機關未來與漁民溝通時參考。

二、 結果

分析龍鳳漁港、彰化崙尾港、台中港、雲林台子村港、嘉義布袋港 16 位受訪漁民。其中 2 位同時執行兩種漁法，1 位交替使用 3 種漁法，總共收集到 20 種漁法於三海裡內、外的作業狀況。收集之基本資料共有三項，包含從事漁業之年資和漁法類型(表 5-1)、累計作業年資(圖 5-1)和每年累計作業月份(表 5-2)等，以顯示受測者之背景資料分布情形。其結果顯示，因本次屬面對面深度訪談，各地願意受訪的漁民與既有的漁業行為略有差異，本次以執行海釣船為主(40%)，拖網和刺網漁法其次(25%)，延繩釣和打蚶漁法者最少(5%)。在累計作業年資部分，作業區在三海裡內(60%)者，年資皆在 20 年以上；三海裡外作業者，有三位年資少於 20 年，其餘 9 位皆多於 20 年(表 5-1)，且每種漁法累計作業月份在 5 個月以上的有 65%(表 5-2)，5 個月以下則多是另有本業的漁民(n=1)，或是隨季節在不同地區從事 2-3 項不同漁法(n=3)。顯示本次受訪者多為全職且經驗豐富的老漁民為主，但在不同漁法略有不同：拖網船、延繩釣和打蚶漁民年資皆在 20 年以上，僅海釣船和刺網船有較年輕的漁民加入(圖 5-1)。

在近十年來的收入變動上，僅有龍鳳和台中各 1 位海釣船長，與雲林兩位刺網船船長表示有明顯受影響達 20~90%，主因包括漁業枯竭、油價變動、競爭變

多，與每個作業天的收益下降。值得注意的是，包含這三位船長在內，共有超過70%(n=14)的船長表示，漁民的收入沒有變動的原因是魚價上升、不停更換作業的地點，或是平均豐收年與歉收年的收入所補平，整體的海洋環境仍有漁獲下降或好壞年間波動變大的趨勢。

詢問受訪漁民主要前三項目標魚種在時空上的組成時，在2010年前後並沒有改變，但有在漁法、季節和地區上的差異(表5-3和表5-4)。進一步探討漁民目標漁獲現況，在81.3%(n=13)的漁民認為漁獲變化，而在這些漁民對於漁獲變化的狀況：皆認為總漁獲量減少、30.8%認為種類變少和被汙染、23.1%認為體型變小，以及23.1%混雜垃圾變多(表5-5)。但各縣市的意見百分比有差異：雲林和嘉義漁民表示觀察到本次調查的五個漁獲變化之狀況；台中僅表示漁獲減少和體型變少；龍鳳僅表示漁獲減少、漁獲汙染和混雜垃圾；彰化僅表示漁獲量變少(表5-5)。

造成現今或未來漁業環境衰退的因素部份，受訪漁民以認為大陸漁船越界捕魚(75%)、沿岸汙染物和廢棄物排放不受規範(68.8%)、開發工程造成海岸地形變遷(62.5%)比例最高；其次為其他縣市漁船越區捕魚(31.3%)、海洋生物棲地被破壞(25%)、過度捕撈(25%)和船隻(含合法和非法)太多(25%)。亦有少數漁民表示海洋垃圾變多(18.8%)、海洋弧菌傷害(6.3%)，和不明確的法規(6.3%)會不利於漁業環境的未來發展(表5-6)。

整合漁民反應不同影響因子的分布地點，和應執行的管理和改善措施(表5-7)：大陸漁船白天以台中和澎湖離岸30-40海浬與海峽中線居多，晚上甚至會進入4海浬，其數量和不受控制的捕撈逐年增加，應是海巡署要加強巡邏的地區；沿岸開發工程和汙染物影響則認為來自彰濱、台塑等大型工業區，以及出海口趁下雨時偷排放未處理之排放物，需受監控和公開各項包含空氣、水、地形變遷等相關研究報告；離岸汙染原則應是來自大陸地區的排放，尤其以近年來海漂垃圾量和空氣汙染增幅最明顯，相關單位應重視影響的效應。各地區執法效力在近年雖稍有起色，但取締三海浬內拖網、違法電毒炸魚，和未具合格船照之浮具(保麗龍船、輪胎內胎、波特船等)，建議應加強巡邏或用航跡等客觀數據提升取締效力。此外，漁民也反應放流魚苗應有更詳盡的研究報告，和禁漁期須有補償措施等，才能有效率地改善整體的沿海海洋環境。

對於政府現今的各項保育、輔導或轉型政策，認為有效力或願意回答的受訪漁民僅有兩位。主要拒絕的原因包含：對政策延續性和實質效力的質疑，和不可能更換漁法等。而在對於在沿岸三海浬內設立海洋生態環境的保護區，或是林務局於2014年預告的「中華白海豚重要棲息環境」，彰化以北的受訪漁民接受度皆

在 50% 以上，顯著高於雲林和嘉義地區(33%)(表 5-8)。詳談其主因為彰化以南的漁民，所擁有之漁船多僅能在三海湍內作業，且缺乏轉業的技術和資金，一旦限制作業情況則生計會直接受到衝擊。

三、 討論

(一)各地漁民對於漁獲變化和保護區劃設之意見

根據結果顯示，受訪者多是持續長期執行漁業活動、年齡層較老化的漁民。於不同的地區，願意受訪的漁民之使用漁法、漁業目標和對於未來海岸管理的政策，皆有不相似的趨勢。濁水溪以北的受訪者多是海釣船長，在收入上因漁獲單價上漲、可機動調換作業場域，影響變動較小，故對海域內的變化和相關政策管理等，支持的意願較高；其餘北部少數刺網和拖網業者，以及雲林和嘉義的漁民，以近岸的刺網和拖網個體漁戶為主，對於收入、政策等其他問題的回答，擔心未來的相關管制會因補償不足、無法轉業而衝擊生計，對政府的介入管理支持度較低。較大型的拖網船隊業者，則不願意受訪。然所有的受訪者皆同意近年的台灣海域漁獲狀況有明顯的變動，總捕獲量有下降、或是在不同年度有非常明顯的波動。在影響漁獲的主因，僅 25%~30% 的漁民認為和本地或其他縣市漁船(尤其是拖網船)過漁有關，多數仍認為與大陸漁船、開發工程、汙染、垃圾和棲地破壞等有關。然對於未來應進行的管理和輔導，多數漁民皆希望執法單位要再加強，但又對政策的執行度和效力相當疑問，缺乏互信基礎。

在 2012 年，詹等人(2012)探究漁民對臺灣之中華白海豚保育之觀感的研究，建議在規劃中華白海豚重要棲息環境的過程中，政府機關和利益相關人的對話和協調勢必須審慎規劃的環節，對於以海為生的漁民看法和協調更為重要。在其研究中，有 62.9%(n=61)的受訪者認為休漁期是可接受的漁業資源保育措施，為各項措施中比例較高選項(詹等人 2012)；但在遵守保育資源措施，卻僅有 42.3%(n=41)的受訪者對漁民的守法觀念有信心。2010 年的另一份針對利益關係人對劃設白海豚保護區的研究也指出，漁民預期海洋保護區的劃設範圍與其原先作業區域重疊性高，且漁民與中華白海豚之間為互相競爭漁業資源之關係，後續漁業補償的經濟問題將可能非常龐大，是主管機關和漁民衝突的主要癥結(黃曉音 2010)。對比本研究的結果，漁民對增加研究資料、加強取締大陸船隻等非直接管制台灣船隻漁業行為，贊同意願較高；其餘包含施行有相關補償前提之下的禁漁期、取締違法船隻等直接管制，僅少部分漁民贊同，可能與受訪者多不認同漁業行為是衝擊白海豚族群的最大主因，和即使政府推動相關政策或管制，其補償、執行和遵守的效力亦不高有關。未來在溝通上，建議由漁業行為主管機關的

漁業署，提供各地區主要之漁法特性、實際執行人口數，以及實際漁獲量(非缺乏可信度的漁獲年報)等資料下，瞭解各地漁民和漁法對同一政策所受之影響差異，以利政策和相關補償方案的擬定能更貼近實際情形。此外，與執法的海巡署和監督開發影響的環保署，亦須有暢通的溝通平台，提升政策的執行效率和漁民的守法意願與互信基礎。

(二)、保護區內的各項管理

回顧本團隊在2010年的中華白海豚族群生態、重要棲息環境及保護區方案規劃報告中(周等人 2010)，就已指出：(1)持續長期進行中華白海豚族群與棲地監測；(2)成立專責統籌經營管理機構，譬如“中華白海豚研究與保育中心”；(3)成立衝擊通報管制系統及預警機制；(4)每年訂定2至4個月的全面禁漁期，達到復育海豚部分食餌資源的目的(周等人 2010)，為可執行的大方向。節錄細項包含：

- 一、族群生態長期監測：(1)族群監測，(2)棲地監測。
- 二、減緩作為：應特別加強三海湍內漁法作業違法的取締與監控。
- 三、生態調適：建議採禁漁期措施、盡速設立重要棲息環境或保護區，務必設立專責管理單位。
- 四、教育廣宣：拓展教育部的正規學校教育系統與民眾的非正規環保教育系統。建立白海豚保育資訊平台等，增進各方的溝通與參與管道。
- 五、成立中華白海豚保育的專責單位統管相關事務，另外可以成立專家委員會或研究基金會之類組織，促進交流合作與推動保育相關工作。

在這五項建議中，又以生態調適的禁漁、保護區劃設，在當年就預期會和各開發單位、尤其是漁業利害關係團體，有直接的衝擊，故建議分區段規劃。然而2014年保護區預告時，在缺乏農委會、環保署、海巡署與縣市政府等跨部會協調機制，與後續專責的統一窗口支持下，無法因應各地海岸自然環境與社會條件的不同，進行各項白海豚保育議題的整合、推展。再加上近年政府大力推動的離岸風場建設工程，同樣缺乏有效的第一線監督人員和後續通報機制、整合平台，更無法排除在風場工程完成後，漁民會因失去離岸漁場，而增加近岸作業頻率的可能性。在進一步政策，和整合組織、窗口或平台能實際運行之前，有關部門應極執行現有的法令(附表5.1)，否則白海豚棲地的未來管理，實在令人憂慮。

四、 參考文獻

全國法規資料庫。取自 <http://law.moj.gov.tw/Index.aspx>

周蓮香，李政諦，李培芬，高家俊，邵廣昭，莊慶達，陳孟仙，陳琪芳，魏瑞昌，楊瑋誠，蔡惠卿，2010。中中華白海豚族群生態、重要棲息環境及保護區方案規劃。行政院農委會林務局委託研究計畫，148 頁。

黃曉音，2010。在台灣劃設中華白海豚海洋保護區的爭議：利益關係人之觀感分析探討。成功大學海洋科技與事務研究所學位論文，1-160。

詹至皓，周明麗，劉大綱，2012。探究漁民對臺灣之中華白海豚保育之觀感。國立成功大學第 34 屆海洋工程研討會論文集，493- 498。

表 5-1. 臺灣西海岸漁業活動、海洋資源利用之問卷調查漁民背景分析，共有 16 位受訪者，其中 2 位同時執行兩種漁法，1 位交替使用 3 種漁法，總共收集到 20 種漁法於三海浬內、外的作業狀況。

	作業區域					百分比 (%)
	三海浬內			三海浬外		
	累計年資 <20 年	21-30 年	31 年以上	21-30 年	31 年以上	
海釣船	2	1		5		40
拖網船			3	1	1	25
漁 刺網船	1	2	2			25
法 延繩釣				1		5
打蚵(兼職)			1			5
百分比(%)	15	15	30	35	5	

表 5-2. 臺灣西海岸漁業活動、海洋資源利用之問卷調查漁民每年平均作業時間和區域。所有的 16 位受訪者(20 種漁法)，在 2010 年之前與之後的作業習慣並沒有變動。

每年累計作業時間	作業區域		百分比
	三海浬內	三海浬外	
9-12 月	6	3	45
5-8 月	1	3	20
1-4 月	4	1	25
<1 月	1	1	10
百分比	66.7	44.4	

表 5-3. 受訪漁民於台灣西海岸三海裡內之漁業活動與目標魚種。

漁法	季節	目標魚種
海釣(n=4)	春	鮫魚、帕頭、三牙、春子、烏格、赤翅、車絲、黑鯛
	夏	鮫魚、帕頭、三牙、春子、烏格、赤翅、車絲、其他雜魚
	秋	鮫魚、帕頭、春子、烏格、赤翅、車絲
	冬	鮫魚、帕頭、春子、烏格、赤翅、車絲、黑鯛
刺網(n=3)	春	鮫魚、黑格、赤魚支、帕頭、三牙、白鯧、白口
	夏	石鱸、帕頭、三牙、白鯧、白口
	秋	帕頭、花腳蟹、三目蟹、黑鯧、午仔
	冬	黑格、帕頭、午白、烏魚、黑鯧、午仔、竹五、黑條
拖網(n=3)	春	三牙、其他雜魚、白鯧、里雞、鮫魚
	夏	帕頭、三牙、其他雜魚、蝦子
	秋	黑鯛、其他雜魚、白帶魚、肉鯽仔、白帶魚、土魷魚
	冬	帕頭、三牙、黑鯛、其他雜魚、肉鯽仔、白帶魚、土魷魚

表 5-4. 受訪漁民於台灣西海岸三海裡外之漁業活動與目標魚種。

漁法	季節	目標魚種
海釣(n=5)	春	烏格、赤翅、黃雞魚、真鯛、大目、鸚哥、石狗、海鱷、鮫魚、黑點、石鱸、鱈仔
	夏	海鱷、石斑、嘉志
	秋	鸚哥、石狗、海鱷、石斑、嘉志、大目
	冬	真鯛、大目、鸚哥、石狗、海鱷、鮫魚、黑點、石鱸、黃雞魚、
刺網(n=2)	春	蝦子
	夏	肉鯽仔、小管、透抽
	秋	蝦子
	冬	烏魚、蝦子、烏賊、章魚、螃蟹
延繩釣(n=1)	春	石鱸、白口、帕頭
	夏	石鱸、白口、帕頭
	秋	石鱸、白口、帕頭
	冬	石鱸、白口、帕頭

表 5-5. 認為台灣海域漁獲有變化之受訪漁民(n=13, 81.3%)，對於漁獲變化狀況之意見百分比。

	漁獲量減少	漁獲體型 變小	漁獲種類 減少	漁獲被汙染	漁獲混雜海 洋垃圾
龍鳳(n=2)	100	0	0	50	50
彰化(n=1)	100	0	0	0	0
台中(n=3)	100	33.3	0	0	0
雲林(n=3)	100	33.3	66.7	66.7	66.7
嘉義(n=4)	100	25	50	25	0
總體(n=13)	100	23.1	30.8	30.8	23.1

表 5-6. 受訪漁民認為影響台灣西海岸現今或未來漁業環境衰退的因素。

現今或未來漁業環境衰退的因素	贊同比例
大陸漁船越界捕魚	75
沿岸汙染物、廢棄物排放不受規範	68.8
開發工程造成海岸地形變遷	62.5
西岸其他縣市漁船越區捕魚	31.3
海洋生物棲地被破壞	25
過度捕撈	25
船隻(含合法和非法)太多	25
海洋垃圾變多	18.8
不明確的法規	6.3
海洋弧菌	6.3

表 5-7. 受訪漁民對於各項近海保護區劃設方案的贊同比例。

應積極推動的方案(管理和取締)	認同的比例(%)
台灣海域的開發計畫，如離岸風機等，須針對漁業和海洋生態影響進行長期的追蹤，並定期公開報告	43.8
加強取締越界捕魚的大陸漁船	43.8
訂定禁漁期，但須有相關配套補償	31.3
定期執行並發佈漁業利用物種的研究調查結果，和復育、放流等成效	25.0
要求底拖網、電拖網船等高衝擊性漁法船隻提供每次出航的航跡和漁獲報告	25.0
監控並公開開發區和出海口等排放熱區的各项空氣、水和地形變遷等相關數值	25.0
限制網目大小	18.8
保護區內有開發計畫，須公開施工前後的環境衝擊報告	18.8
扣留屢次違規的船隻並開罰甚至沒收	12.5
採用客觀數據(如：航跡、雷達位置、空拍畫面等)，嚴格且公平地取締台灣各縣市非法漁業行為	12.5
管制非法漁船(如：違法兼職之遊艇、波特船等)	12.5
不同的海域訂定不同的漁法限定	6.3
海域管轄要擴大	6.3

表 5-8. 受訪漁民對於近海保護區劃設的贊同比例。

同意如將來在沿岸三海湍內設立海洋生態環境的保護區，有助於改善漁獲的狀況和實務管理		同意林務局於 2014 年預告的「中華白海豚重要棲息環境」，其管理效能等同於設立三海湍內海洋生態環境的保護區	
龍鳳	50		50
台中	100		66.7
彰化	100		100
雲林	0		0
嘉義	33.3		33.3

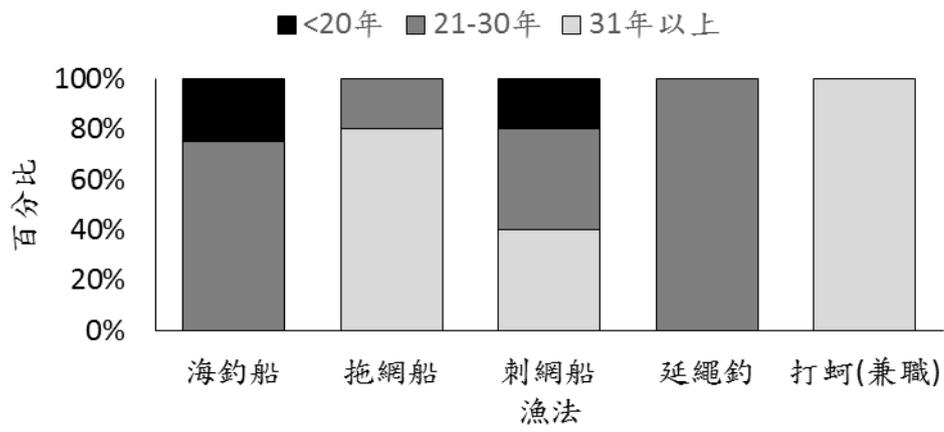


圖 5-1. 漁民問卷受訪者(皆 50 歲以上), 從事漁法與累計作計年資之百分比圖。

一、 附件

附表 5-1、中央及地方政府現有的法令與應提升之職務執掌(參考資料：周等人 2010，法規資料庫)。

機關名稱	執行法源	建議應提升之相關保育事務
內政部	海岸法、海岸管理法施行細則	(1) 協調各級主管機關和縣市政府進行中華白海豚預定保護區內之海岸地區基本資料蒐集和測站設立，包括海象、氣象、水文、海洋地質、海底地形、海岸侵蝕與淤積、海岸環境品質、海岸生態環境及其他海岸管理相關資訊。 (2) 協調各級主管機關整合推動維護海岸地區基本資料庫，應統籌商請有關機關持續維護測站及相關設施，並配合提供必要之資料。
經濟部工業局	環境影響評估法	工業發展督導及協助海洋環境維護及監督業者對保育回饋工作
環保署	環境影響評估法、海洋污染防治法、水污染防治法、環境教育法	(1)訂定監測水下污染源監測站(包含水質、噪音等)，符合生態永續利用之標準，與確認對應之法源；(2)以所訂定之水下污染防治標準，在河口、排水口、開發工程興建地，建立長期且連續性的近岸水下污染源監測站；(3)建制公開且即時的資訊發布平台；(4)認證適當之監督人員、系統，與即時的違法通報管道，確實執行監督大型海域開發工程。
農委會	野生動物保育法、漁業法	協調各相關單位執行保育事項，成立資訊分享平台
漁業署	漁業法、漁業法施行細則	有鑑於台灣白海豚棲地同時也是重要的近岸漁場，漁業署應積極 (1)研究長年缺乏之各項漁獲和其他海洋生物，在台灣近海之時空分布，以及其棲地內的環境因子整合研究；(2)需定期研究水域經濟生物之健康和污染物指標；(3)加強漁船(尤其是設有拖網、電網等高衝擊漁法)之航跡回報的確實度；(4)建制公開的整合平台，定期公布研究資料，以利。
林務局	野生動物保育法	中華白海豚保育計畫擬定與執行，協助推動未來有關鯨豚保育相關監測之培訓審核

附表 5-1(續)、中央及地方政府現有法令與應提升之職務執掌。

海巡署	海岸巡防法、海域二法、野生動物保育法及其施行細則、國家公園法及其施行細則、漁業法及其施行細則、海洋污染防治法第4條規定等相關法規	提升取締三海裡內違法拖網船隻的效率，可考慮使用空拍、航跡紀錄等客觀數據，補足海巡船隻於廣大海域上，覆蓋度不足之受限。
營建署	國土規劃	內政部營建署於民國104年度持續完成台灣近岸之海底地形調查，有助於研究台灣海底地形，與水域生物和生態系時空變化之連結。建議未來在有較高變動率的海岸地形(如：河口、外傘頂洲、沙洲、港區、臨海開發區等)，應增加年間的調查頻度，。
縣市地方政府	野生動物保育法、漁業法、環境影響評估法、海洋污染防治法、水污染防治法、環境教育法、海岸管理法	協助各中央主管機關執行中華白海豚保育相關措施、發展地方與中華白海豚保育相關之特色

附表 5-3、漁民訪談問卷

臺灣西海岸各地漁民之漁業活動、海洋資源利用意見之調查

1. 請問您從事哪種漁業活動(可複選)? 已持續多久?

<input type="radio"/> 海釣船：	年； ()-()
<input type="radio"/> 拖網船：	年； ()-()
<input type="radio"/> 刺網船：	年； ()-()
<input type="radio"/> 其他_____：	年； ()-()

2. 請問您從事**沿岸三海湫內**漁業活動的頻率是否有變動的狀況?

2000-2010 年	2011-2016 年
<input type="radio"/> 9-12 個月	<input type="radio"/> 9-12 個月
<input type="radio"/> 5-8 個月	<input type="radio"/> 5-8 個月
<input type="radio"/> 1-4 個月	<input type="radio"/> 1-4 個月
<input type="radio"/> <1 個月	<input type="radio"/> <1 個月
<input type="radio"/> 其他：	<input type="radio"/> 其他：

3. 請問您從事**三海湫內**漁業活動的地區和主要的漁獲為?

年度	2001-2010 年	2011-2016 年
地區(編號)		
漁獲：春	1.+/- _____ 2.+/- _____ 3.+/- _____	1.+/- _____ 2.+/- _____ 3.+/- _____
漁獲：夏	1.+/- _____ 2.+/- _____ 3.+/- _____	1.+/- _____ 2.+/- _____ 3.+/- _____
漁獲：秋	1.+/- _____ 2.+/- _____ 3.+/- _____	1.+/- _____ 2.+/- _____ 3.+/- _____
漁獲：冬	1.+/- _____ 2.+/- _____ 3.+/- _____	1.+/- _____ 2.+/- _____ 3.+/- _____
漁獲總量	100%	_____ %

4. 請問您從事**沿岸三海滙外**漁業活動的頻率是否有變動的狀況？

2000-2010 年	2011-2016 年
<input type="radio"/> 9-12 個月	<input type="radio"/> 9-12 個月
<input type="radio"/> 5-8 個月	<input type="radio"/> 5-8 個月
<input type="radio"/> 1-4 個月	<input type="radio"/> 1-4 個月
<input type="radio"/> <1 個月	<input type="radio"/> <1 個月
<input type="radio"/> 其他：	<input type="radio"/> 其他：

5. 請問您從事**三海滙外**漁業活動的地區和主要的漁獲為？

年度	2001-2010 年	2011-2016 年
地區(編號)		
漁獲：春	1.+/- _____ 2.+/- _____ 3.+/- _____	1.+/- _____ 2.+/- _____ 3.+/- _____
漁獲：夏	1.+/- _____ 2.+/- _____ 3.+/- _____	1.+/- _____ 2.+/- _____ 3.+/- _____
漁獲：秋	1.+/- _____ 2.+/- _____ 3.+/- _____	1.+/- _____ 2.+/- _____ 3.+/- _____
漁獲：冬	1.+/- _____ 2.+/- _____ 3.+/- _____	1.+/- _____ 2.+/- _____ 3.+/- _____
漁獲總量	100%	_____%

6. 整體而言，請問您從事漁業活動的收入是否有變動的狀況？

	2000 年以前	2000-2010 年	2011-2016 年
收入：春	100%	_____ %	_____ %
收入：夏	100%	_____ %	_____ %
收入：秋	100%	_____ %	_____ %
收入：冬	100%	_____ %	_____ %
主要減少或增加您收入 的原因(可複選)		<input type="radio"/> 漁獲量增/減	<input type="radio"/> 漁獲量增/減
		<input type="radio"/> 出海天增/減	<input type="radio"/> 出海天增/減
		<input type="radio"/> 缺乏人力	<input type="radio"/> 缺乏人力
		<input type="radio"/> 其它：	<input type="radio"/> 其它：

7. 整體而言，請問您認為台灣海域的漁獲是否有變動？

<input type="radio"/> 沒有，跳第八題	
<input type="radio"/> 有 (請圈選下方的原因，可複選)	
<input type="radio"/> 漁獲量減少	漁獲種類：
<input type="radio"/> 漁獲體型變小	漁獲種類：
<input type="radio"/> 漁獲種類減少	漁獲種類：
<input type="radio"/> 漁獲被汙染	漁獲種類：
<input type="radio"/> 漁獲混雜海洋垃圾	主要種類：
<input type="radio"/> 其他：	說明：
<input type="radio"/> 其他：	說明：

8. 請問您認為哪些是可能造成現今或未來漁業環境衰退的因素?(可複選)

○ 開發工程造成海岸地形變遷 (地點：)	○ 大陸漁船越界捕魚 (地點：)
○ 沿岸汙染物、廢棄物排放不受規範 (地點：)	○ 破壞性漁法太多 (如：)
○ 西岸其他縣市漁船越區捕魚 (縣市：)	○ 執法機關效力不彰 (機關：)
○ 不明確的法規 (法規：)	○ 過度捕撈 (地點：)
○ 海洋生物棲地被破壞 (地點：)	○ 船隻(含合法和非法)太多 (港口：)
○ 其他：	○ 其他：
○ 其他：	○ 其他：

9. 請問您認為哪些是主管機關應要積極推動的方案，協助漁民一同改善和發展永續利用的海洋資源？

管理和取締	
<input type="radio"/> 監控並公開開發區和出海口等排放熱區的各项空氣、水和地形變遷等相關數值	<input type="radio"/> 台灣海域的開發計畫，如離岸風機等，須針對漁業和海洋生態影響進行長期的追蹤，並定期公開報告
<input type="radio"/> 定期執行並發佈漁業利用物種的研究調查結果，和復育、放流等成效	<input type="radio"/> 採用客觀數據(如：航跡、雷達位置、空拍畫面等)，嚴格且公平地取締台灣各縣市非法漁業行為
<input type="radio"/> 要求底拖網、電拖網船等高衝擊性漁法船隻提供每次出航的航跡和漁獲報告	<input type="radio"/> 保護區內有開發計畫，須公開施工前後的环境衝擊報告
<input type="radio"/> 扣留屢次違規的船隻並開罰甚至沒收	<input type="radio"/> 加強取締越界捕魚的大陸漁船
<input type="radio"/> 不同的海域訂定不同的漁法限定	<input type="radio"/> 新增漁具的限制，但需制訂收購既有的設備等配套措施
<input type="radio"/> 限制網目大小	<input type="radio"/> 訂定禁漁期，但須有相關配套補償
<input type="radio"/> 將違規的罰金回饋給當地的守法漁民和獎勵舉報的執法單位	<input type="radio"/> 其他：
<input type="radio"/> 其他：	<input type="radio"/> 其他：
輔導和轉型	
<input type="radio"/> 輔導漁民轉型(如：觀光船和海釣船)	<input type="radio"/> 輔導生態友善漁法，並進行認證和補助，提升守法漁民的收入
<input type="radio"/> 結合社區營造轉型成觀光漁村，增加就業機會	<input type="radio"/> 推動生態旅遊，增加當地觀光收入
<input type="radio"/> 雇用當地漁民參予當地的海洋生物生態調查	<input type="radio"/> 造成漁獲損失的開發案，須依照船的噸位和每年漁貨量進行綜合評估後補償
<input type="radio"/> 設立禁漁區或禁漁期，可雇用漁民協助巡邏，增加護漁效率	<input type="radio"/> 定期舉辦永續海洋利用的座談會，提供最新的海洋環境調查報告和相關議題
<input type="radio"/> 其他：	<input type="radio"/> 其他：
<input type="radio"/> 其他：	<input type="radio"/> 其他：

10. 請問您認為如將來在沿岸三海湮內設立海洋生態環境的保護區，是否有助於改善漁獲的狀況和實務管理？

<input type="radio"/> 是。原因：
<input type="radio"/> 否。原因：

11. 請問您認為林務局於 2014 年預告的「中華白海豚重要棲息環境」，其管理效力是否能等同於設立三海湮內海洋生態環境的保護區？

<input type="radio"/> 是。原因：
<input type="radio"/> 否。原因：

12. 請問您有什麼要補充給主管機關的意見？

主管機關：	主管機關：	主管機關：
意見：	意見：	意見：

第陸章 中華白海豚海上調查實習工作坊成果報告

一、海上調查工作坊

活動日期：2016年04月09日

活動地點：國立台灣大學三樓演講廳

指導單位：行政院農委會林務局

主辦單位：國立台灣大學生態學與演化生物學研究所

工作坊學員數：57人(報名58人)

活動目的：統計2013~2016共4屆的中華白海豚野外生態監測工作坊，學員每年參與熱烈。且歷年學員加入海上調查團隊的排班比例皆超過20%，每年度的學員數皆有40人以上，累計至2015年培養了153位學員、累計參與排班。這在推展白海豚保育與海上調查的專業知識與最新資訊，以及培育潛在的未來海上觀察員，有穩定的發展。

二、海上調查實習

活動日期：2016年04月10日 活動地點：宜蘭烏石港外海

指導單位：行政院農委會林務局

主辦單位：國立台灣大學生態學與演化生物學研究所

參與學員：56人(報名58人)

實習目的：真實的工作環境，讓學員們對課堂傳授的知識，有更具體的了解和應用；包括如何在海上環境觀察，學習填寫環境因子紀錄表及海豚目擊紀錄表，以及在船上搖晃的環境操作各種海上調查的儀器與設備(如：照相機、攝影機、望遠鏡、測距儀、濁度計及鹽溫儀。)

三、活動海報與議程：

中華白海豚海上調查工作坊

室內訓練日期:2016年04月09日

地點:國立台灣大學校總區 生命科學館 3樓 演講廳

海上實習日期:2016年04月10日 宜蘭烏石港



主辦人: **周蓮香** 教授

聯絡方式: 02-3366-2468 / ceta0635@gmail.com

指導單位: 行政院農委會林務局

主辦單位: 國立台灣大學 生態學與演化生物學研究所

中華鯨豚協會

會 議 行 程

時間	4月9日
	內容
09:30 - 09:50	報到 (台灣大學生命科學館 三樓演講廳)
09:50 - 10:00	開幕致詞
10:00 - 11:00	中華白海豚生態介紹
11:00 - 11:10	休息
11:10 - 12:00	海上調查講解與實作
12:00 - 13:30	午餐與紀錄片播放
13:30 - 14:30	中華白海豚個體辨識
14:30 - 14:40	休息
14:40 - 16:00	中華白海豚個體辨識實作 & 海上調查演練
16:00-16:10	休息
16:10-17:00	綜合討論

時間	4月10日
9:30-10:00	烏石港遊客中心報到 (請先自行吃完午餐)
10:00-10:30	行前解說
10:30-13:30	海上實習
13:40~	收穫滿滿·平安回家!

四、室內課程活動照片：





五、海上調查實習活動照片：





六、工作坊學員參與調查成果

本年度工作坊報名 64 人，第一階段(4/9)課程有 57 位學員參與，第二階段(4/10)則有 56 位學員完成，兩階段完成者有 53 位。實際出海有 19 人(33.9%)，累計出海人次(即為調查天次)達 71 人次。回顧自 2013 年首屆工作坊開始，歷年報名和參與出海調查的人數有穩定上升的趨勢，並於本年度上升至歷年來最高(圖 6-1)。然而，因海上調查工作特殊，一般有穩定工作之大眾能配合的時間多在假日，無法彈性調整來配合須隨天氣臨時調動的出海行程。雖然每年的出海人數比例和出海人次有緩慢上升的趨勢(圖 6-2)，卻主要為當年度培訓之研究助理、工讀生和合作團隊，如何提升受培訓之學員能成為未來的實際調查人員，將是工作坊接下來著重的方向。

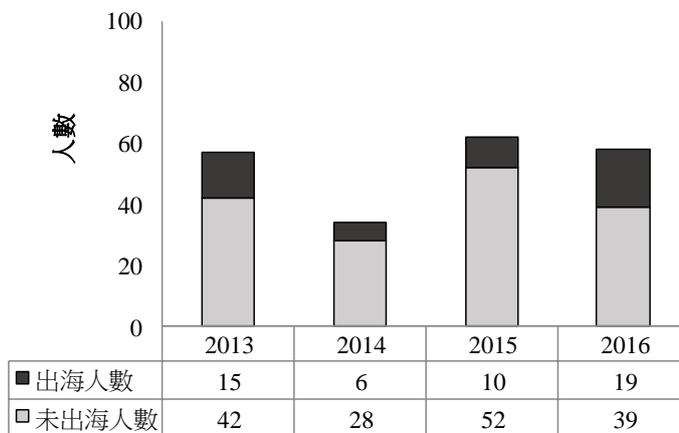


圖 6-1. 2013-2016 年工作坊報名人數中，實際參與出海和並未出海的人數。

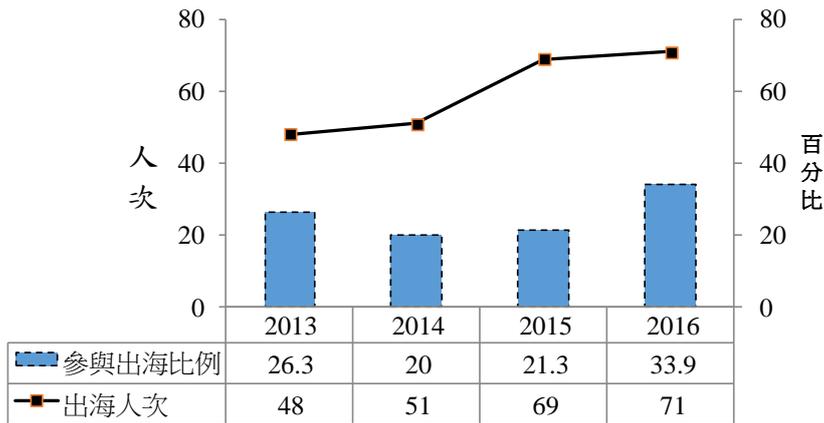


圖 6-2. 2013-2016 年間，參與出海的人數占全體報名人數的比例，與當年度累計出海人次的趨勢。

七、工作坊的未來

對於培訓白海豚海上目視調查的未來學員，建議應分成兩個面向：協助學術調查和開發工程需求的海上觀察員。參考國外學術和民間研究團隊在招募海上鯨豚調查人員的經驗，皆以分階段(例如：一季或數個月不等)評估人力後，再對學生招募一定數量的實習生和來自社會大眾的志工，以此達到調查期間的最佳配合。另一方面，有鑑於接下來的離岸風場執行層面上，海上觀察員將是不可或缺的一環，如何推展本團隊已建立多年的 SOP 流程(附件 6-1)，協助培訓穩定的海上觀察員執行品質和經驗，亦是需要著重的方向。以海上調查需要長時間待命、不固定工時，以及海上經驗需求等特質，難以在有穩定工作的一般民眾間推廣。未來如何建議應增加培訓開發地點之當地居民、有興趣轉業之漁民和民間團體等，不僅能協助了解瀕危白海豚族群現況，和其棲地正面臨的衝擊，更能提升在地連結，喚起社區居民自主參與的意願。使長期觀測與保育中華白海豚與其棲地內變化的研究和保育工作，能有永續的發展。

第柒章 離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊之論壇和圓桌會議

摘要

為因應台灣綠色能源政策，離岸風機目前雖然有兩家示範風場已經通過，但是其他許多案例正處於全面規劃調查中，預計環境影響評估工作有將在這兩年密集展開。在眾多的環境影響評估項目中，離岸風機對中華白海豚族群的衝擊是項眾所矚目的焦點。

中華白海豚在台灣西部海域的族群目前面臨極度瀕危，其棲息海域與許多離岸風機預定場域比鄰，預期將會受到工程開發甚至運轉的衝擊。另外，台灣西海岸上有其他鯨豚類（遺憾過去海上調查研究缺如），有些可能也是極度瀕危，例如：江豚。

為幫助釐清環境影響評估中有關水下噪音的衝擊，以及協助研擬減輕策略，甚至長期族群風險追蹤，我們勢必需要集結各領域專家共聚一堂，集思廣益，共同套論出最適合台灣海洋與鯨豚永續的策略與行動準則。為了增進國人對離岸風機施工與營運對白海豚可能的衝擊，特邀國內外相關專家共 13 位，於 2016 年月 12 日在台灣大學舉辦「離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊之論壇和圓桌會議」，共有 121 人參加論壇，其中有 45 人參加圓桌會議。與會者反應熱烈，遺憾討論時間有限，未有結論。

一、離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊論壇手冊

(下載網址：<http://ecologynew.lifescience.ntu.edu.tw>)

離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊

論壇

日期：2016年10月12日

地點：國立臺灣大學生命科學館三樓演講廳



主辦單位：國立臺灣大學生命科學院生態學與演化生物學研究所

合辦單位：行政院農業委員會林務局

國立臺灣大學工學院海洋技術研究中心



離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊

論壇議程

日期：2016年10月12日

地點：台灣大學生命科學館三樓演講廳

時間	主題	活動/講者-單位	題目
09:00-09:20		報到	
09:20-09:30		開幕致詞	林務局保育組夏榮生組長
09:30-09:50	生物環境 [主持人：夏榮生]	周蓮香 台灣大學	臺灣的中華白海豚族群生態
09:50-10:10		陳孟仙/邵廣昭 中山大學/海洋大學	臺灣西部沿海中華白海豚棲地的食源資源
10:10-10:30		茶敘	
10:30-10:50	水下噪音 &衝擊 [主持人：李育明]	Shane Guan 美國天主教大學	水下聲音與鯨豚： 人為噪音如何能影響中華白海豚
10:50-11:00		林雍堯 上緯新能源總經理	海洋公司執行臺灣首座離岸式風力發電機 基座打樁經驗分享
11:00-11:20		陳琪芳 台灣大學	中華白海豚棲地之背景噪音與打樁噪音量測
11:20-11:40		楊瑋誠 嘉義大學	打樁噪音暴露後海豚的緊迫量測與其健康的詮釋
11:40-12:00		邵奕達 海洋大學	風電噪音對魚類生理所可能造成的影響
12:00-12:10	問題與討論	主席：Tracy Collier&蔣本基 NOAA & 台灣大學	
12:10-13:10		午餐	
13:10-13:40	保育、規範 &減輕措施 [主持人：Tracy Collier]	Erica Fleishman 加州大學戴維斯分校	動物對環境改變的反應監測 (線上演講) {翻譯：周蓮香}
13:40-13:50		高銘志 清華大學	臺灣水下噪音規範：對海豚的含意
13:50-14:10		茶敘	
14:10-14:40	[主持人：張學文]	Tiffini Brookens 美國海洋哺乳動物 委員會(MMC)	MMC組織的角色與對減緩人類對海洋哺乳動物 衝擊的貢獻 {翻譯：李沛沂}
14:40-15:10		Lindsay Porter 聖安德魯斯大學 香港海嘯研究中心	香港海洋工程對中華白海豚的衝擊 {翻譯：邵奕達}
15:10-15:40		Mark Wochner AdBm 股份有限公司	減弱水下噪音的技術 {翻譯：陳琪芳}
15:40-15:50	問題與討論	主席：Tracy Collier&蔣本基 NOAA & 台灣大學	
15:50		閉幕	

二、論壇活動照片：





三、離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊圓桌會議

離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊 圓桌會議

日期：2016年10月12日

地點：國立臺灣大學生命科學館六樓628會議室



主辦單位：國立臺灣大學生命科學院生態學與演化生物學研究所

合辦單位：行政院農業委員會林務局

國立臺灣大學工學院海洋技術研究中心



離岸風機對中華白海豚的潛在衝擊

圓桌會議主題：衝擊評估的原則

時間：2016年10月12日 16:00-18:00

地點：台灣大學生命科學館六樓628會議室

主題一 / 離岸風場建設的監控與減緩措施

發言序	講者	主題
引言人	楊瑋誠	
評論人(一)	Lindsay Porter	●1-1.何種衝擊是減緩重點： 永久聽力減損、暫時聽力減損、行為改變， 不同的鯨豚與不同的噪音
評論人(二)	周蓮香	
與談人[開放]	湛翔智	
引言人	Mark Wochner	
評論人(一)	許榮均	●1-2.減緩措施： 限時限區禁止，消音設備與作業實務， 目視/水下聲學監控計畫
評論人(二)	陳琪芳	
與談人[開放]	李沛沂	
引言人	Tiffini Brookens	
評論人(一)	文魯彬	●1-3.減緩措施的落實與管理： 誰有權監督(管控)，如何監控觀察員/水下聲學
評論人(二)	高銘志	
與談人[開放]	余欣怡	

主題二 / 風險評估與長期監控

發言序	講者	主題
引言人	邵廣昭	
評論人(一)	林幸助	●2-1.風險評估範疇： 由個體、族群，到生態系等相關元素， 如棲地、餌食
評論人(二)	陳孟仙	
與談人[開放]	Fleishman/周蓮香	
引言人	Lindsay Porter	
評論人(一)	姚秋如	●2-2.長期監控： 施工前、中、後需要多少監測量才足夠偵測的 施工的影響？時間尺度？ 空間變異的考量？
評論人(二)	余欣怡	
與談人[開放]		
引言人	Shane Guan	
評論人(一)	莫顯蕎	●2-3.長程水下聲學監控(採用固定式水下麥克風): 施工前、中、後對聲景的影響，包括海豚聲音行 為，其它生物音，以及背景噪音等
評論人(二)	湛翔智	
與談人[開放]		

四、圓桌會議照片：

