

行政院農業委員會林務局委託研究計畫系列 98-林發-09.1-保-29(01)

中華白海豚棲地熱點評估及整體保育方案規劃

Habitat hotspot of humpback dolphin,
Sousa chinensis, and master planning for
conservation management



委託機關：行政院農業委員會林務局

執行機關：國立台灣大學 生態學與演化生物學研究所
周蓮香 教授

國立中山大學 海洋事務研究所
李政諦 助理教授

中華民國九十九年元月

參與研究人員

周蓮香
李政諦
吳題吟
林儀禎
辜以舒
林至明
陳杏瑄
高瑩懿
黃太巍
林亭佑
黃祥麟
郭祥廈
張維倫
王俊傑
楊雪蘭
陳飛龍
彭黃銘
楊麗津
柯孟辰

中華白海豚棲地熱點評估及整體保育方案規劃

Habitat hotspot of humpback dolphin, *Sousa chinensis*, and master planning for conservation management

摘要

1. 中華白海豚的海上調查共進行 20 趟調查，涵蓋南北四段航線，加上彙整其他計畫的海上調查成果，目前已確認本族群的棲地範圍是由苗栗縣北界至台南縣北部將軍港，離岸約 6 公里，水深 32 公尺以內的範圍，其中包含兩個分佈熱區。族群數量將近 100 隻，其中約 1/3 個體會在兩區之間游走交流。個體的游動軌跡大多呈現南北走向的移動。年齡組成分析發現最年老的個體僅佔約 5%，相對偏低，值得關注。對台灣的中華白海豚族群的存續力的評估，根據族群結構模式，加入不同程度的環境變異、漁業誤捕以及因棲地破壞造成的族群分割等衝擊因子，經過 5000 次模擬結果發現各因子的關鍵忍受度如下：(1)環境變異最大程度不可超過白海豚族群現有死亡率提高 20%；(2)漁業誤捕每年最大可容許數量為 0.2-0.125 隻，然而當環境衝擊變異超過 10%以上時，則無法容許任何漁業誤捕；(3)盡量避免此完整族群因海岸開發等活動被切割為兩群，如非得已，必須保證可以再度合併交流，分隔最長期限約為 6-7 年。本研究建議保育工作執行的優先順序為：(1)避免造成中華白海豚族群分隔的海岸開發行為(2)維持穩定且健康的沿海環境(3)減低/停止非永續性漁業所造成的誤捕致死(4)針對中華白海豚的棲息範圍成立海洋哺乳類保護區或重要棲息環境。
2. 台灣西海岸中華白海豚保育方案:整體保育政策架構方面，以三大保育目標為主軸，更將衝擊威脅、脆弱度、減緩與調適以地域及類別區分作歸納及詳述。管理制度面則針對我國現有中華白海豚保育相關之 7 部主要法規及其執行情況進行重點分析比較。最後將基礎科學調查、保育政策架構與管理制度分析之結果，彙整出整合性經營策略，評估設立野生動物重要棲息環境可行性，並結合社區參與及教育推廣經驗，作為未來台灣西海岸中華白海豚保育工作實際可行之參考。

關鍵字(詞): 中華白海豚、*Sousa chinensis*、棲地範圍、保育策略、海洋哺乳類保護區

謝 辭

本調查得以進行，源自許多人協助。首先感謝農業委員會林務局管組長立豪、張科長弘毅及林技正華慶的行政協助。研究期間，承台中縣台中區漁會柯仕麟先生及宏福漁陳重德船長、泰新祥一號鄭溪和船長、台福利號林捷成船長協助海上調查及漁民訪談作業，另外感謝李副局長桃生及王鑫、李玲玲、趙榮台、施文真等博士對保育草案的建議與指導。最後，對周蓮香及李政諦的研究室所有人員盡心盡力，謹致謝忱。

目 錄

第一部份:中華白海豚生態調查及族群存續力評估

壹	前言-----	1
貳	材料與方法-----	5
參	結果-----	8
肆	討論-----	13
伍	參考文獻-----	19
表一	各航線的努力量-----	26
表二	各航線的中華白海豚目擊率-----	26
表三	各航線的中華白海豚群體資訊-----	26
表四	歷年台灣沿海中華白海豚調查資料整理表-----	27
表五	台灣沿海中華白海豚棲地調查資料表-----	30
表六	已知的中華白海豚族群之數量及密度-----	31
表七	相關的中華白海豚生活史特徵-----	32
表八	用來模擬中華白海豚族群動態的方案-----	32
圖一	海上調查之航線-----	33
圖二	中華白海豚之分佈圖-----	34
圖三	目擊期間觀察 30 分鐘以上的海豚移動軌跡圖-----	36
圖四	中華白海豚目擊群體大小頻度圖-----	37
圖五	中華白海豚 r_{max} 的可能範圍-----	38
圖六	環境衝擊(environmental impact, EI)與滅絕風險(PE)的關聯-----	39
圖七	The relationship between the Effect of fishery bycatch and probability of extinction PE-----	40
圖八	當西岸的中華白海豚族群大小在不同環境衝擊下的衰退幅度-----	41

第二部份：台灣西海岸中華白海豚保育方案

壹	保育政策架構-----	42
貳	相關保育法規-----	42
參	因應威脅衝擊與降低脆弱度-----	42
肆	衝擊威脅、脆弱度、減緩與調適-----	44
伍	管理制度-----	46
陸	整合性經營策略-----	48
表一	相關法規及施行年份-----	50
表二	衝擊、減緩、調適分類-----	51
表三	相關的法規列表與解釋-----	53
表四	法規的功能分類-----	56
表五	衝擊監測與因應措施-----	64
圖一	中華白海豚保育的政策論述架構-----	65

壹、前言

(一) 研究背景

本研究團隊在農委會漁業署的委託下，自 2005 年起連續進行中華白海豚生態研究，於第一年發現中華白海豚分佈範圍介於苗栗至台南沿海之淺海域；第二年發現該種在台灣西部海域呈現叢集分佈，可能以港口、河口與外傘頂洲為分佈熱點，每群 1-5 隻，偶有 10 隻以上大群聚集（周蓮香 2006）。第三年則針對台中與雲嘉沿海進行更深入研究，資料顯示台中沿海平均哩程目擊率 0.26 ± 0.07 隻/海哩（SE），雲嘉沿海為 0.07 ± 0.03 隻/海哩，並確定本種繁殖育幼棲地至少包含外傘頂洲沿海，以及大甲溪至大肚溪口沿海（周蓮香 2007），然而其他鄰近海域是否有類似的繁殖育幼棲地，目前仍不得而知。第四年（2008）受農委會、台電與台塑公司委託，分別在台中、彰化、雲林、外傘頂洲、嘉義沿海繼續深入調查，空間分布上確認雲林南部海域目擊率高；族群個體數經由照片辨識及嬰幼期比例推估由台中至嘉義海域共有約 100 隻個體。待完成苗栗、彰化海域的海上調查後，才能有完整的分佈與族群數量資訊。

根據歷年來台灣沿海中華白海豚之海上調查所目擊的棲地特徵，可以得知中華白海豚為生活於沿岸海域的海豚，其目擊點離岸距離約 39-5900 公尺（非溪口海域約 39-3000 公尺、溪口沿海可達 5900 公尺），平均水深約 9 公尺（範圍 2-25 公尺）。由於該種會活動於溪口以及沿海，其目擊點海域的水表鹽度範圍介於 29 ppt（溪口）至 33ppt（沿近海）之間，顯示其對於鹽度的適應能力廣。因為海上調查季節的不同，所測得水表溫度與流速會有所差異，然而可推估中華白海豚至少可適應於水表溫度 $23.9-31.6^{\circ}\text{C}$ 範圍內，以及水表流速 0~2.6 海哩/小時（0-4.7 公里/小時）範圍內。

台灣沿海的中華白海豚與其他海域一樣，通常為小群活動，偶爾會短暫聚集達 20 隻以上一起覓食或進行社交行為。台灣沿海的中華白海豚傾向於 2~8 隻結群，平均每群成員數約 3.5 隻，群中包含不同年齡層。偶爾會在某些海域，如外傘頂洲沿海、大肚溪口與彰濱工業區沿海聚集達 20 隻以上，這些海域推測為中華白海豚覓食漁場或社交棲地，此海域的棲地環境對其族群的穩定十分重要。

台灣海域的中華白海豚族群具有完整六個年齡期，嬰年期的個體比例與中國珠江口族群相當，然而老年期較脆弱的個體比例似乎偏低。台中與雲嘉沿海的中

華白海豚族群皆具有六個年齡期（嬰、幼、少、青、壯與老年期），與珠江口海域的族群相同；然而再細究分齡比例發現，台灣海域中華白海豚性成熟個體比例約 44-51%（周蓮香 2007），較中國珠江口族群的性成熟個體比例 65.5%為低，意味台灣海域族群似乎稍較為年輕，族群成長潛力似乎看好。細究台灣海域的嬰年期個體之比例為 4%（周蓮香 2007）亦與珠江口海域的 4.7%相當，顯示台灣海域的中華白海豚族在經歷海岸開發與水質污染等衝擊之下，目前的族群量雖少，但繁殖率仍維持在穩定範圍內。

中華白海豚生殖育幼棲地之保育攸關族群永續，2008 年以前已確定的中華白海豚生殖育幼棲地包括：台中大甲溪至大肚溪沿海（周蓮香 2005，2006 & 2007；Wang *et al.*，2004）、外傘頂洲至嘉義沿海（周蓮香 2006 & 2007），亦有可能包括其他海域，但仍需深入調查。這些海域可目擊到中華白海豚母子對，母子對旁亦有其他同伴共游，偶爾可見同一群內包括兩對母子對之現象，仔豚各自緊跟隨其母豚游動（周蓮香 2006 & 2007）。由於中華白海豚雌性一般 9~10 年才達性成熟，且一胎僅生一子（孟凡信等人 2005），這些已知的育幼海域，對於中華白海豚的族群延續極為重要，然而西部沿海棲地亦遭受到許多大型工業區開發案的衝擊，嚴重威脅中華白海豚的永續生存。藉由了解中華白海豚棲息地的分佈熱點，以及環境、生物等因子，族群大小及結構，以及族群未來的趨勢，並設置海洋保護區，才能使台灣西岸的中華白海豚永續繁衍。

雖然中華白海豚(*Sousa chinensis*)分佈範圍涵蓋印度洋、西南太平洋至澳洲的近岸水域(Jefferson and Karczmarski, 2001)，在已知的族群中(表六)，位於台灣西岸水域的族群，已在 2008 年由 IUCN 列為「瀕危(critically endangered, CR)」等級(Reeves *et al.*，2008)，危急程度僅次於絕種等級。雖然一些研究者宣稱此一族群的數量極少，且族群動態可能呈現向下的趨勢(Wang *et al.*，2007; Reeves *et al.*，2008)，然而相關的族群存續力的模擬，從未被探討過。

在建構物種的經營管理及保育政策之前，探討該物種或族群未來可能的動態趨勢為最關鍵的第一步。接著，我們必須估計不同類型及來源的人為衝擊(anthropogenic impact)對族群動態的影響程度，並據此評估受威脅物種或族群的瀕危程度。最後，這些評估或模擬的結果，可以協助管理階層制訂有效且確實保育計劃。然而，截至目前為止，仍未有相關研究應用於中華白海豚的任一族群。儘管對於台灣的中華白海豚而言，在沒有任何保育相關作為的情形下，在未來有

極高的可能性會步上滅絕之道(Reeves *et al.*, 2008)，然而對於可能發生的機率，以及一旦發生滅絕的時間，目前仍不得而知。

對生活於沿岸地區的鯨豚種類而言，影響其存續能力的因素來自於沿岸的漁業致死(誤捕、纏繞等)(Caswell *et al.*, 1998; Burkhard and Slooten, 2003; Dans *et al.*, 2003; Gerrodette and Forcada, 2005)，棲地消失及族群分隔(Pichler and Baker, 2000; Zao *et al.*, 2008)，以及其他的環境衝擊，包含累積性污染物(如重金屬、有機鹵素、戴奧辛.....等)(Aguilar and Borrell, 1994; Woshner *et al.*, 2008)，魚源枯竭(Neira and Arancibia, 2004)，未經規範的賞鯨旅遊(Bejder *et al.*, 2006)，水下噪音(Fernandez *et al.*, 2005)甚至是全球暖化效應(Richardson and Schoeman, 2004, MacLeod *et al.*, 2005)。更進一步，對於如台灣的中華白海豚之類的極小族群($N < 100$)，一些不可預期性的擾動(stochasticity)將更進一步提高其滅亡的風險(Wade, 1998; Rosel and Reeves, 2000; Slooten *et al.*, 2005)，儘管某些族群評估可能得到'永續'的結論。這些因子對於族群動態的衝擊通常是複合的(compositively)，判定不同因子對族群動態的衝擊程度，找出其中最具決定性(decisive)的因子，將能有助於建立有效的管理策略，此一操作對於台灣西岸的中華白海豚族群尤其重要。

族群大小的估計為物種經營管理的第一優先工作(Jaramillo-Legorreta *et al.*, 2007)，台灣的中華白海豚族群大小，最初的研究顯示平均為 99 頭(Wang *et al.*, 2007)，然而此一研究值存在極大的變異($CI = 37-266$ ， $CV = 51.6\%$)。更精確的族群大小估計為現行計劃，然而初步研究結果顯示目前族群量大約為 100 頭(周, 未發表)。在本研究中，我們探討對於台灣中華白海豚族群的保育工作中最關鍵的兩個問題: (1)不同的人為因子對族群動態的影響程度為何? (2)若此一族群在未來會發生滅絕，在不同的衝擊程度下，滅絕時間為何?地理間隔及形態證據顯示，台灣的族群可能為一獨立存在的族群(Wang *et al.*, 2008)，因此我們將其視為封閉族群進行模擬。最後，本研究將指出台灣中華白海豚的存續力及其影響因子，同時指出在未來研究及保育計劃制訂時的優先順序。類似的研究方法也可能可以應用於鄰近水域的中華白海豚族群。

在保育管理策略方面，現有法規比較中，野生動物保護法、漁業法及環評法皆攸關中華白海豚族群保育與棲地保護。如何整合現有法令、規劃保育中華白海豚族群、棲地與減緩衝擊的作為，需要整體的探討。保育作為的實施牽連到不同

的開發單位、漁民、與沿岸社區的利害關係，同時永續的保育工作需要當地社區與非政府組織、義工團體的協助。利用焦點團體、深入訪談與問卷的調查，台灣西海岸台中以南之漁民與漁業相關從業人員對中華白海豚生態與保育的認知，漁民主要來自直接的經驗，但非漁民則來自媒體的報導。故未來配合生態與棲地基礎調查的結果，提出能夠配合中華白海豚保育相關團體的認知態度可增長空間，進行推廣教育與培訓保育義工，以發展保育工具，如設置海洋保護區、減緩衝擊作為，擬定整合性的政策，發展可行性高的保育管理工具，完成中華白海豚整合保育策略初稿。

(二)擬解決問題：

中華白海豚的棲地保育工作，首先必須有詳實且全面的野外生態調查資料，確認分佈熱點，另外需要進行漁民、社區與在地非政府組織對保育作為認知的調查，建立推廣教育的據點。台灣西部中華白海豚大致的分佈範圍目前已知由苗栗至嘉義一帶沿海，過去的調查工作重點為台中以南的海域，本計劃除了將補充調查苗栗至台中沿海的海豚族群生態與漁村社區調查外，將整合所有分佈範圍以內的資料，評估其在台灣的分佈熱點，另外整理並推估其族群參數，利用 simplified Leslie's matrix 模式預測族群未來的存續潛力，加上法規整合分析與利害關係團體角色分析(stakeholders/actors analysis)，最後提出可行的整合保育方案，作為設立海洋保護區政策之參考。

(三)計畫目標：

1、全程目標：

- 1.調查中華白海豚之空間分佈、棲地熱點及族群數量。分析中華白海豚分佈熱點與當地環境及生物因子的相關性。
- 2.解析中華白海豚活動範圍、頻度及移動模式。
- 3.模擬及評估臺灣西岸中華白海豚的族群趨勢及存續能力。
- 4.就白海豚出現熱點或育幼地區之沿岸社區、海岸利用與漁民活動進行認知海豚保育的調查與推廣工作，組織相關團體或有影響力的參與，建立永續經營保育之政策方針與落實的歷程規劃。

2、本年度目標：

1. 調查臺灣西部沿海，苗栗至台中以及外傘頂沿岸海域中華白海豚之空間分佈、分佈熱點及族群數量。
2. 解析苗栗至台中以及外傘頂沿岸海域中華白海豚活動範圍及移動路徑。
3. 彙整歷年中華白海豚之國內、外相關調查研究資料，統合分析中華白海豚分佈熱點與當地環境及生物因子的相關性。
4. 於苗栗至台中地區進行社區訪視，了解社區組織、產業、與漁民活動結構。以雪球採樣(snow-ball sampling)進行深度訪談與建立合作的焦點團體。設計問卷進行西海岸全面性的調查，了解保育相關利害團體對中華白海豚保育作為的認知，以提供為管理政策擴展保育能量參考。
5. 比較整合國內外中華白海豚保育相關法規與執法機制。建立與非政府組織對話之平台，形成分析中華白海豚保育政策的網絡資料庫，完成一整合永續保育規畫表。

貳、材料與方法

(一) 海上調查

租漁船及娛樂漁船於海上進行調查，每次調查沿著水深約 3-10 m 沿岸航線來回為一天的調查路線(圖一)。共有四段航線: A 段航線由苗栗縣北界至苗栗縣白沙屯；B 段航線由苗栗縣白沙屯至台中梧棲港，AB 段縱跨沿海區域 24°44'N 至 24°18'N 範圍；C 段航線為台中梧棲至彰化鹿港海域 24°18'N 至 24°04'N 範圍(圖一 a)，以及 D 段航線涵蓋外傘頂洲海域 23°34'N 至 23°26'N 範圍，並且繞行至外傘頂洲南側水深足夠船隻航行的區域，穿過驚鼓水道(圖一 b)。在租船招標手續完成後，於 98 年 6~9 月份選擇天氣良好時執行 20 趟(天次)海上調查；其中苗栗海域 10 趟次，台中海域 5 趟次，外傘頂洲海域 5 趟次。

每次調查至少有四人觀測，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，每個人輪替完三個不同的觀察位置後(約 1 小時)，會交換到休息

位置休息約 20 分鐘以保持觀察員的體力。海上調查過程中船速保持在 4~10 節(海浬/小時)，約每一海浬利用 YSI 30 (Y.S.I.,U.S.A.)量測水表溫度、鹽度，以及當時漁探機顯示之深度，並紀錄沿途所經過的漁具數量。當遇見海豚時，利用手持式全球衛星定位系統 GPSmap 60CSx (Garmin Corp., Taiwan) 記錄最初發現海豚的位置，配合 Taiwan Blue Chart v5 地圖資料(Garmin Corp., Taiwan)沿岸地圖，計算此目擊位置離海岸之距離。此外也以目測記錄海豚被發現時距船的距離，再慢慢接近動物，以估算隻數、觀察海豚的行為。同時量測水表溫度、鹽度，水深資料則於接近海豚時，記錄當時漁探機顯示之水深深度及紀錄附近作業漁船之狀況。此外，使用數位單眼相機及攝影機記錄海豚影像，以便進行影像資料分析。目擊之後跟蹤並記錄該發現的白海豚群之行為與位置，當所跟蹤的海豚消失於視野且經過連續 10 分鐘之等待或尋找確認無再目擊，則返回航線上繼續進行下一群之搜尋。

在觀察海豚群體時，並紀錄其群體年齡組成與母子對(一成體白海豚旁邊緊鄰伴隨仔豚共游，仔豚通常為嬰幼年、身體體長小於成體三分之二者)的數目。

(二) 臺灣西海岸中華白海豚族群的分佈範圍及棲地內容

整理歷年來台灣沿海中華白海豚目擊紀錄，使用 GIS (Global Information System)彙整中華白海豚出現位置，並經校正努力量找出相對分佈熱區。此外並將白海豚出沒的環境因子(水溫、鹽度、棲地類型、潮汐因子、水深)進行分析，探討影響中華白海豚分佈的範圍與棲地內容。

(三) 族群動態模擬及評估

在模擬族群動態時，我們依照已知的中華白海豚的生活史特徵(表七)，將族群的年齡結構分為幼兒(calves)、少年(juveniles)及成年(reproductive)三級;我們用三個不同程度的衝擊模式(scenario)(表八)，來評估在不同的環境因子衝擊時，族群的趨勢為何?我們計算在 5000 次的模擬中，台灣的中華白海豚在 500 年內(約 20~25 個世代)發生絕種的機率，做為此一族群在不同程度衝擊時的瀕危程度指標。最後，我們計算，當以每年為調查頻度時，需要若干時間才能經由族群調查偵測族群趨勢的變化(T_D)，根據 Thompson *et al.*(2000)， T_D 的計算與族群變率(r)、族群估計的變異數(CV)有關:

$$r^2 T_D^3 \geq 156CV^2 [1] \circ$$

而 r 的計算以由 r_{\max} 決定:

$$r = \exp(r_{\max}) - 1 [2] \circ$$

因此 T_D 可以利用下式來計算:

$$T_D \geq \sqrt[3]{\frac{156CV^2}{r^2}} [3] \circ$$

在計算 T_D 時, CV 的範圍定於 15% -51.6% 之間 (Thompson *et al.*, 2000; Wang *et al.*, 2007)

參、結果

(一) 海上調查

自 2009 年 6 月 8 日~9 月 4 日為止總共進行 20 趟次的海上調查，航程共計 115.4 小時，其中總努力小時為 81.8 小時，合計 1052.2 公里(平均每天出航 5.8 小時，調查努力 52.6 公里)其中涵括：A 航線苗栗北 5 趟，B 航線苗栗南 5 趟，C 航線台中海域 5 趟，和 D 航線外傘頂洲海域 5 趟(圖一、表一)。

1. 中華白海豚的目擊率與空間分佈

海上調查共目擊中華白海豚 20 群次，在有效努力航程上目擊的群次有 18 群次，另外有一群次分別為 B 航線的台中北側沿海觀察海豚中發現另一群次，還有一次為 D 航線外傘頂洲海域觀察海豚中發現另一群次，這兩群次因非在正式努力量紀錄中，不列入目擊率的計算。海豚目擊的位置如圖二，多在沿岸地帶目擊，苗栗北 A 航線目前目擊較少，其中最北端則接近龍鳳漁港，另一群次於外埔漁港與中港溪之間；苗栗南 B 航線的分佈較均勻於航線沿岸，在大安溪以南到梧棲港北堤間因受沿岸沙洲地形影響，分佈離岸稍遠；台中 C 航線海域僅目擊一群次，於梧棲港南側台中港臨港工業區近岸。外傘 D 航線的目擊均發現於北側航線，主要分佈在外傘頂洲起端近岸處，南側海域均無目擊發現。

20 趟調查中有 11 趟次有目擊到白海豚，總航次目擊率為 55%。各航線目擊率的各種指標如表二，以苗栗南海域的 100% 趟次目擊率最高，外傘頂洲航線 60% 次之。經過校正努力距離量後，每百公里的群次發現率以苗栗南及外傘頂洲的近岸較高，分別為：3.78 與 1.68 群次/100 公里，而苗栗北沿海的 0.93 群次/100 公里，與台中海域 0.33 群次/100 公里明顯較低。

中華白海豚的活動範圍可由移動路線追蹤探查，在觀察海豚期間，調查船以未干擾海豚群體行為的狀況下尾隨海豚群體，觀察者每 3~5 分鐘使用 GPS 進行定位，在 20 群次目擊中選取超過連續觀察 30 分鐘以上的白海豚移動軌跡 7 群次繪製於圖三，苗栗海域最長的一次觀察長達 106 分鐘，海豚移動了 2.9 公里。海豚群體在苗栗與北台中海域幾乎完全沿著海岸線往北或往南活動不超過離岸 2 公里，而未有明顯的東西移動現象，偶有原地繞圈進行社交或覓食等行為。由圖

三可看出海豚群體並未往外海離岸的方向移動。而外傘頂洲海域的海豚群體觀察期間最長為 96 分鐘，海豚游動的 8.3 公里，主要沿著外傘頂洲北海域的沿線往東北或西南方游動，無往外海移動的跡象。

2. 中華白海豚族群生態

在群體資訊方面：目前在努力航程中所目擊的 20 群中華白海豚共 71 隻次，平均每群隻數為 3.55 ± 0.54 (\pm SE) 隻(範圍 1~10 隻)，以群體大小 1-5 隻為最常見，佔目擊群次的 80%(圖四)，可見群體大小超過五隻以上的群次相當少，僅佔 20%。各航線海域的白海豚群體資料如表三，可見苗栗南海域的群體較大群，但因觀察群次較少仍需要更多的資料來比較是否有地區上的差異。

今年共發現 14 對母子對(其中 1 對出現在苗栗北沿海，5 對在苗栗南沿海，8 對在外傘頂洲北側海域)(表三)。母子對旁邊皆有其他年齡成員共游，成員總數為 2~10 隻。另外在苗栗南與外傘北側沿岸海域亦有發現兩對母子對共游之現象，仔豚各自緊跟隨其母豚游動，顯示這些區域為重要育幼區之一，發現母子對的群次比例都較高(表三)。

(二) 彙整臺灣西海岸中華白海豚族群的分佈範圍及棲地內容。

1. 中華白海豚研究史

台灣沿海的中華白海豚研究一直到近年才受到政府相關單位的重視，相較於香港十多年的研究史(Jefferson 2000)，台灣在這方面研究的起步較晚。然而在多位學者與保育團體的努力之下，近幾年台灣在中華白海豚的研究漸漸有了一些成果(表四)。

台灣的中華白海豚生態研究最早可追溯至 1992 年，由周蓮香、莫顯蕎及陳哲聰等三位教授針對台灣沿海 20 個漁港和澎湖、金門等離島漁港進行兩年問卷訪查，資料顯示彰化王功及澎湖和金門沿海有中華白海豚分佈(周蓮香等 1995)。1995 年三月在金門發現第一隻擱淺死亡的中華白海豚。周蓮香及其助理在 1994-95 年曾在金門海域出海七趟，尋訪無蹤，海上調查記錄一直到 2002 年才由王愈超博士所發表，並且確定苗栗、台中與彰化沿海有中華白海豚分佈(Wang *et al.* 2004)。三年後 Wang *et al.*(2007)再度發表其由富貴角至高雄北部進行 1793 km(125 小時，於 2002 六月、2003 四月、2004 五&六月進行)航程調查的結

果，由 35 群次的目擊資料，以穿越線調查公式(line transect)估算中華白海豚在台灣的族群量僅 99 隻(37-266 隻，CV=51.6%)，分佈範圍約 515 km²，密度較中國珠江口族群偏低。

本研究團隊在農委會的委託下，自 2005 年起連續進行三年的中華白海豚生態研究，在循序漸進的科學調查之下，於第一年發現中華白海豚分佈範圍介於苗栗至台南沿海之淺海域(王建平 2005)；第二年發現該種在台灣西部海域可能呈現叢集分佈，以港口、河口與外傘頂洲為分佈熱點，每群 1-5 隻，偶有 10 隻以上大群聚集(周蓮香 2006)。第三年則針對台中與雲嘉沿海進行更深入研究，資料顯示台中沿海平均哩程目擊率 0.26 ± 0.07 隻/海哩(SE)(n=12)，雲嘉沿海為 0.07 ± 0.03 隻/海哩(n=8)，並確定本種繁殖育幼棲地包含外傘頂洲沿海，以及大甲溪至大肚溪口沿海(周蓮香 2007)。第四年受農委會、台電與台塑公司委託，分別在台中、彰化、雲林、外傘頂洲、嘉義沿海繼續深入調查，空間分布上確認了雲林南部海域目擊率亦高；族群個體數經由照片辨識及嬰幼期比例推估由台中至嘉義海域共有約 100 隻個體。今年夏天所進行的調查顯示在台中北端與苗栗南端仍為中華白海豚分佈的重要棲地，不僅有頻繁母子對的目擊，也有數次觀察到海豚覓食的情形，而彰化南部海域(從崙尾至濁水溪口)則海豚發現率較低，且目前數次的觀察中，所目擊的白海豚群體多以旅行移動(travel)(75%)經過該海域。歷年發現結果整理如表四。

中華白海豚的台灣族群主要分佈於西岸沿海，然而在 2005 年曾於台東富岡漁港沿海(水深<50 公尺)曾有一次特殊目擊記錄(葉建成 2007)。根據當地環境類型來推測，此個體應為重病或接近死亡的個體，才會離開原本之棲息地而到一差異極大之環境(Wang *et al.* 2007, Samuel Hung personal communication)。其游至東岸沿海的原因尚不明。

2. 棲地特徵與分佈

就苗栗與北台中及外傘頂洲海域而言，本調查白海豚目擊時各航線的環境因子整理如表五，整體來說平均水深為 6.38 ± 0.34 m，最大水深為 10.7 m，最淺的目擊水深則為 3.5 m，但僅有一次的目擊紀錄，此結果顯示白海豚主要利用水深小於 10 m 的水域活動，尤其以外傘頂洲海域平均僅有 5.05 ± 0.34 最淺。平均離岸距離為 1.14 ± 0.12 km，最近離岸距離為 230 m，發現於外傘頂洲海域，最遠發現

點位於台中梧棲港北側，離岸約 2.8 km。但因 GPS 地圖資料所顯示之海岸不包括沿海之部分沙洲，因此本調查所計算之離岸距離是以永久陸地為基準，並無法測量目擊點離某些暫時性的陸地(如退潮的沙洲)之距離。海豚目擊位置的水溫測量結果顯示其範圍介於 27.9-31.4 °C，平均水溫 29.51±0.16 °C。而鹽度測量結果顯示海豚會出現介於 30.0-34.0 ppt 的水域，平均鹽度 32.08±0.21 ppt。

歷年來台灣沿海中華白海豚之海上調查測量的環境因子包括離岸距離、水深、水表鹽度、水表溫度與流速等，整理於表七。彙整所有目擊的趟次之環境因子歸納如下：中華白海豚為生活於沿岸海域的海豚，其目擊點離岸距離約 39-5500 公尺(非溪口海域約 39-1000 公尺、溪口沿海可達 5500 公尺)，平均水深約 7-8 公尺(範圍 2-32 公尺)。由於該種也會活動於溪口以及沿海，其目擊點海域的水表鹽度範圍介於 27.5 ppt(溪口)至 36.5 ppt(沿近海)之間。雖然由 2005-2007 年的零星調查結果推論可能為叢集分布，可能與河口或港口有關(周蓮香 2006 & 2007；Wang *et al.* 2007)，但經 2008-09 年彙集調查紀錄後，此結論可能仍需進一步分析。總之合併 2009 年的結果，中華白海豚目前在台灣的分佈範圍可確認為北起苗栗龍鳳漁港沿海，南至台南將軍沿海(包括外傘頂洲北部海域)，離岸 0.04-5.9 公里內的範圍(95%群次在 3 公里以內)，水深約 32.2 公尺以內(95%群次發現在 15 公尺以內)，水溫 22-34°C (不包括冬季)。其中海豚分佈密度較高的水域區有二：(1)北區-苗栗南部至彰化北部，(2)南區-雲林南部至外傘頂洲，且經由照片辨識後發現約 100 隻的族群中，約 1/3 個體會在這兩區游走交流(周，2009a)。

(三) 族群動態模擬及評估。

根據已知的中華白海豚生活史特徵，利用模式化生命表，計算中華白海豚 r_{max} 的可能範圍(圖五)，平均值為 0.0097 ($SD = 0.0082$)，代表在不受到外在因子的衝擊時，中華白海豚為一成長極緩慢的族群。然而，在 5000 次的模擬中，出現 $r_{max} < 0$ 的機率為 14.3%，而在 500 年內發生絕種的機會為 2.89%，我們因此以此值做為後續分析的基礎值。此外，若以每年為族群調查的頻率，平均需 58.8(CV = 15%)至 134.0 年(CV = 51.6%)，最小值則為 16.4(CV = 15%)至 37.4(CV = 51.6%)年，才能偵測到族群動態的變化。

當只考慮環境衝擊時，絕種機率(PE)隨著衝擊程度的增加而升高(圖六)，當環境衝擊極低時，PE 呈現不規則的緩慢增加，但當環境衝擊造成死亡率提高 10%

時，PE 呈現穩定性的增加，當環境衝擊造成死亡率提高 20%時，PE 超過 50%，而當環境衝擊造成死亡率提高 40%時，PE 為 1；我們以 20%的死亡率提高為環境衝擊的上限指標。

在加入漁業致死的因子後(圖七)，漁業致死對台灣的中華白海豚的族群存續力的衝擊受環境衝擊影響，當環境衝擊程度為死亡率的 5%時，可容許的最大漁業致死約為 0.4 頭/年 (或每五年 2 頭)，但當環境衝擊程度提高至死亡率的 10%時，可容許的最大漁業致死約為 0.25 頭/年(或每四年一頭)，而當環境衝擊程度提高至死亡率的 20%時，無法容許任何漁業致死。

在最後一項模擬中，我們模擬當族群因為海岸開發活動，造成永遠分隔為南、北兩個亞群後，在所有的模式下，族群皆呈現持續性衰退(圖八)，衰退的幅度與所承受的環境衝擊有關；在最惡劣的情形下，若族群的分割為永久性的，南北亞群間無法再進行交流，則此一族群將在 22~75 年內達到功能性滅絕，在 56~114 年內達到全面性滅絕；在所有的模擬中，PE 皆超過 50%，當環境衝擊程度為死亡率的 10%，PE 為 69.8%當環境衝擊程度提高至死亡率的 20%，PE 為 94.6%，而當環境衝擊程度達到死亡率的 35%時，PE 為 1。若族群在一段時間後可再重新建立起南北群的交流，重建交流所需的時間，對於族群的存續力有關鍵的影響力。若以現有族群數的 20%為所能承受的族群衰退的上限，則重建交流所需的時間不得長於 7~22 年，依保育生物學之預防原則(precautious principle)，我們建議 7 年做為最長年限。

肆、討論

(一) 中華白海豚發現率與族群生態

彙整所有海上調查結果顯示台灣西岸的中華白海豚族群的範圍為苗栗至台南北部，其中有兩塊熱區：(1)苗南至台中北部海域群次發現率明顯高於苗北，此結果與本年漁業署計畫的調查結果相同（周，2009b），因此苗南白沙屯以南到台中梧棲已確認是白海豚的重要棲息地之一。(2)根據往年的研究結果顯示：台中南部、雲林、外傘頂洲則均有密集的中華白海豚分佈(周，2008，2009a)，已確認是白海豚的另一個重要棲息地。而苗北與嘉義海域目擊次數較少，可能為偶爾活動之棲地，可以印證過去推論為台灣西岸族群分布的北界與南界之證據。

台中海域的 C 航線今年發現率非常低，趟次發現率為 20%，目擊率 0.33 群次/100 公里。此結果遠低於 2008 年同路線的調查，在 45 趟調查中趟次發現率為 69%，目擊率 1.8 群次/100 公里。這樣差異頗大的結果極有可能造因為本年度調查趟次僅有五趟樣本數不足，故建議往後同海域的年度監測調查趟次應至少維持 15 趟以上。

中華白海豚傾向數隻的小群體活動，但偶爾仍可見 6~10 隻的較大群體，偶爾在某些棲地有數群聚集，疑似進行覓食或繁殖行為。今年目擊的中華白海豚平均每群隻數為 3.55 ± 0.54 隻(範圍 1~10 隻)，與 2006~2007 年調查結果平均 3.5 隻近似，和香港海域的中華白海豚 2.6~3.1 隻相較近似(Parsons 2004)。本調查群體大小在外傘頂洲海域平均每群隻數為 5.6 ± 0.51 ，較苗栗海域 3.0 ± 0.71 高，推測可能與棲地利用或繁殖社交而暫時形成大群聚。在 2006~2008 年於嘉義與外傘頂洲沿海超過 15 隻的大群記錄中，群內包含 3~5 個小群，小群體有時聚集有時分開活動，有目擊捕食魚類以及許多肢體上的社會行為。此外，Parsons(2004)彙整了過去的中華白海豚生態文獻，亦發現南非海域平均每群隻數為 6~7 隻(範圍 1~25 隻)，較香港海域多，他也推測應該是與數個海豚亞群聚集來繁殖或覓食有關。

母子對為研究中華白海豚繁殖育幼的關鍵資料之一，其活動的棲地與成員互動將是繁殖成功的基礎。目前共發現 14 對母子對，在各調查航線海域（C 航線除外）均有目擊，D 航線的外傘頂洲海域白海豚目擊群次包含母子對數目與比例均相當高，可印證該海域群體較大和育幼繁殖有關。在個體組成方面尚待

更深入的照片鑑定，來判定母豚與仔豚的年齡分級，並追蹤母豚過去的活動範圍。此外，各母子對旁皆有其他成員共游，其親屬關係與共游原因尚不明。回顧全球關於中華白海豚的社會結構與育幼行為之文獻至今尚未有具體研究結果，尚需深入研究(例如進行 Biopsy 法採樣供 DNA 親子鑑定分析)才能得知其繁殖育幼期間的行為模式，由於中華白海豚雌性一般 9~10 年才達性成熟，且一胎僅生一子(孟凡信等人 2005)，故此海域在保育上極為重要。

本調查與往年跟隨白海豚的活動軌跡大多沿南北平行海岸移動，可印證白海豚的分佈的確非常侷限於近岸處，但水深是否是其限制因子則需更進一步的分析。目前比較外傘頂洲北側海域的淺水面積較廣大，我們發現海豚群體會稍往外海游動(周, 2009b)，其他區域多靠近海岸。長時間的跟隨白海豚可獲得更多海豚移動模式及棲地利用的資訊，但仍有許多盲點：無法進行夜間觀測，無法連續數日的觀察，更難以在風大浪高的冬季進行調查；故使用衛星追蹤器則是有效率且可獲得完整資訊的重要方法(Hooker 2001)。當能瞭解的白海豚活動範圍與棲地利用後，對於劃設保護區的位置與大小或是減低與漁業活動的衝擊才能有更精準的依據。

(二) 中華白海豚分布與棲地特徵

中華白海豚的棲地相關研究範疇主要包含分布範圍、棲地偏好或選擇、棲地利用、與相關環境因子等四個方面：

(1) 分佈範圍

Parra 等人(2006)在澳洲 Cleveland Bay 的研究中，以 Kernel method 計算當地白海豚族群(34-54 隻)的活動範圍，主要利用區分布(95% Utilized Distribution)面積為 190km²，並有一個 17km² 的核心區(50% UD)。香港洪家耀的博士論文(Hung 2008)則針對 16 隻個體的活動區域面積做計算，不同個體的活動範圍大小在 39-291 km²(95% UD)間不等，平均為 145.4+s.d. 63.05 km²；核心區平均大小為 23.1+s.d. 11.77 km² (50% UD)。他根據每隻個體在香港各區海域的目擊頻率又將海豚分為居留型(resident)、遷徙型(transient)與年度拜訪型(year-round visitor)，發現遷徙型的個體擁有較大的活動範圍，但不論何類型的海豚，對於核心區的使用都表現出一定強度(Hung 2008)。此外，Hung 和 Jefferson (2004)發現香港的白海豚個體的活動範圍很少重疊，可能是因香港的白海豚社會結構頗為鬆散，群體組

成成員經常流動。總言之各研究對於白海豚範圍的尺度不一，納入分析的個體隻數都在 50 隻以下，樣本數不大且資料零星。活動範圍 145km² 上下，且個體的活動範圍重疊程度低。

(2) 棲地偏好

南非 Karczmarski 等人(2000)在 Algoa Bay 對白海豚進行一系列的研究，他們分析海豚在不同區域的停留時間，發現岩岸(*rocky shore*)和礁岸(*reef*)的停留時間顯著較沙岸(*sandy shore*)久；Atkins 等人(2004)則在 Richard's Bay 由目擊群數與搜尋頻率的比值(*encounter-to search ratio*)做為棲地偏好的指標，發現白海豚偏好近岸、港灣與海底地形較陡的地方(Atkins *et al.*2004)。香港方面，Jefferson(2000)在研究中指出離珠江河口較近的海域，例如北大嶼山和伶仃洋都有海豚穩定地出沒，此外其它有較深人工水道區域(約 30 公尺水深)也有較高的海豚目擊率，他推論白海豚偏好出海口及深水道的棲地類型；洪家耀以網格分析香港白海豚的棲地選擇也得到相同的結果，另外也發現岩岸和人工礁岸為偏好的海岸類型(Hung 2008)。在澳洲有白海豚與平鰭伊河海豚(*Snubfin dolphin*)共域生活，Parra(2006)研究發現白海豚偏好近岸與河口處，而平鰭伊河海豚(*Snubfin dolphin*)比白海豚偏好更淺的水域，相較之下白海豚偏好較深水道(10m)，並且礁岸處只有白海豚出沒。整理以上各研究的結果，顯示每個地區的棲地類型、生態環境不同，該地區的中華白海豚對於當地的棲地偏好的結果亦不盡相同，然而整體而言，白海豚具有偏好近岸、出海口與海底地勢較陡的棲地的共同趨勢。

(3) 棲地利用

Parra (2006)發現澳洲的白海豚族群在核心區以外有較多的移動行為(*travel*)，而跟在拖蝦網船後攝食(*forage*)則大多發生在核心區內。香港的 Hung(2008)研究也指出部分海豚也有相同的行為，但大多發生在該個體活動範圍的邊陲地帶，研究者認為跟著拖網船覓食的海豚，可能因此游到平常鮮少活動甚至沒去過的地方，在研究時間和樣本數有限的情況下，還無法確認這些地方就是海豚平常會利用的範圍。在南非 Algoa Bay，Karczmarski 等人以行為利用指數(*Activity Index*)計算出各種的棲地利用情形，他們發現覓食行為在淺礁岩岸與地形有遮蔽的區域表現最多，移動過境的行為則在沙岸、海岸線平直及人為活動密

集的海岸較多。而在 Richard's Bay, Shanan Atkins 等人則發現相較於離岸，近岸的覓食行為較多(Atkins *et al.* 2004)。

再來，棲地利用的區域於年間、季節間有轉換的情形。南非 Algoa Bay 的白海豚被發現有一定比例的個體年度往返於鄰近海域間，可能和當地魚類豐度的變化有關(Karczmarski *et al.* 1999)。Jefferson 亦指出香港的中華白海豚在乾、濕季在不同區域活動(Jefferson 2000)，另外洪家耀比較一些個體在乾、濕季的活動範圍，發現與一些白海豚食餌魚類的季節性分布模式吻合，他們認為夏季珠江口入海的水量增加，影響到當地魚類相可能是主要因素(Hung, Jefferson 2004)；但目前還沒有足夠的漁業調查數據支持此推測；另外周邊的海岸開發也可能是其中因素(Hung 2008)。因此目前就南非與香港族群的資料看來，至少有一些個體會於不同季節或年度利用鄰近不同的海域。

(4) 相關環境因子

南非的研究方面，Karczmarski 等人(2000)發現大多數的白海豚棲息在近岸，不超過 15 米深、離岸 400 米以內的水域。Hung (2008)以網格分析(grid analysis)研究，發現水深能見度為正相關因子，換言之較清澈的水域較受白海豚偏好；這有別於以往認為白海豚因偏好河口，其分布應與較小的水深能見度(混濁水)相關的預測。再來，深水(20~30m)及海底陡坡的地形是白海豚棲地選擇的最主要物理因子，推測這種地勢可能扮演屏障的角色，增加捕捉獵物效率。此外，水溫、鹽度呈現相關，但作者認為白海豚是間接被影響，其實白海豚獵物的季節性分布才是直接被影響的部分(Hung 2008)。Karczmarski 等人(1999)於南非的研究也顯示月均水表溫和海水濁度與白海豚季節性分布相關，但當地白海豚食餌生物隨季節的豐度、分布變化更直接影響海豚於該區的活動。總之，目前研究資料顯示與中華白海豚棲地利用顯著直接相關的環境因子為水深(不超過 20m)，其它因子則因不同的棲地類型而存在差異。

(三) 族群動態模擬及評估。

r_{\max} 為決定族群未來動態趨勢的關鍵數值，當 r_{\max} 低於永續生存的臨界值 ($r_{\max} = 0$)時，此一族群將無法生存，外界的衝擊將縮短達到滅絕的時間。對中華

白海豚而言，本研究估計之 r_{\max} 平均為 0.0097，然而此一估計值並非建立於生命表研究，可能含有許多潛在誤差，在未來的研究上，需透過長期的個體照相辨識法(photo-ID) (Hamilton *et al.*, 1998; Chaloupka *et al.*, 1999; Jefferson, 2000; Garrigue *et al.*, 2004; Ramp *et al.*, 2006; Currey *et al.*, 2009; Verborgh *et al.*, 2009) 等非致死性取樣法，建立長期追蹤資料，進一步取得族群之生殖率、年齡結構及存活率(或死亡率)，這些資料將能提供作為台灣的中華白海豚保育的基礎資料，也可做為與鄰近族群比較的參考。

與生活於其他地區(如香港及珠江口水域)的中華白海豚族群不同，生活於台灣西岸的中華白海豚族群，在棲地上被限制於沿岸的狹長水域，先天上即很難成為大型族群。而由於台灣海峽的深度及距離的限制，橫跨海峽的遷移(由台灣至廈門)可能極為困難，使台灣的族群形成一獨立的基因庫，然而此一推論仍需族群遺傳的佐證。若台灣的中華白海豚確實在遺傳上形成一獨立的族群，由於族群量先天的限制，將使其特別容易遭到 Allee effect、基因漂移(genetic drift)、近交抑制(inbreeding depression)及遺傳多樣性下降的衝擊，這部份的衝擊尚未包含在本研究的模擬中。

傳統的保育策略必須等到有實證證據確認族群趨勢往下，同時危險因子的影響被量化後，才開始制訂適當的保育對策。然而，對野生生物而言，特別是海洋哺乳類等難以精確監測的動物，往往需要長達十年，甚至數十年的時間，才能得知其族群的趨勢(Thompson *et al.*, 2000; Parra *et al.*, 2006)，在這段時間中，對於許多受到威脅的物種，其族群量可能已損失達到 30%以上(Thompson *et al.*, 2000; Parra *et al.*, 2006)。對於大型族群而言，如此的損失可能尚有回復的機會，但對於如台灣中華白海豚之類的極小族群，30%的損失可能會使原本就非常脆弱的族群進入無法挽回的境地。因此，對於小族群的保育工作，避免發生 Type 2 錯誤的代價(Thompson *et al.*, 2000)，必須採用預防性原則(precautious principle)，以減低任何潛在的衝擊所造成的影響

許多有關鯨豚保育的措施，很輕易的就將造成鯨豚族群減少的因子歸因於漁業的誤捕，然而，本研究顯示，對於生活於沿岸地區的鯨豚，由於人為活動所造成的環境衝擊，對族群的存續力的衝擊可能有更大的影響力。不論是理論的模擬，或是實際研究的例證，皆顯示維持一個穩定、健康的生存環境，是確保中華白海豚能夠永續生存的第一要素。

漁業誤捕致死，本研究案例中，是僅次於環境衝擊的第二個因子，對台灣的中華白海豚族群而言，根據 Wade (1998)，潛在可移除量(potential biological removal, PBR)大約為每年 0.4 頭，但若將環境衝擊的因子考慮進去，則可以容許的漁業誤捕大約為每年 0.25 頭(環境衝擊提高死亡率 10%)，或每 4 年一頭，若考慮預防性原則，取此值的 1/2 作為永續經營管理的基準則為每年 0.125 頭，或每 8 年一頭為可容許之漁業誤捕上限。

在國際現行的保育措施中，針對海洋哺乳類所畫定的「海洋哺乳類保護區(marine mammal protected area, MMPA)」為最有效的管理措施(Burkhart and Slooten, 2003; Dawson and Slooten, 2005; Hoyt, 2005; King and Beazley, 2005; Slooten *et al.*, 2006)。MMPA 的成立，可以減低，甚至是消除提高鯨豚死亡率的潛在因子，降低滅絕的風險；而一些針對海洋保護區(marine protected area, MPA)的研究顯示，成立海洋保護區，對於鄰近海域的漁類資源含量，可以大幅提高 2~5 倍 (Ley *et al.*, 2002)。

伍、參考文獻

1. 王建平、周蓮香等(2005). 台灣海峽中華白海豚資源調查與生態研究. 行政院農委會漁業署委託計劃報告. 26 頁.
2. 周蓮香(2006). 台灣沿海鯨豚誤捕研究與中華白海豚生態調查. 行政院農委會漁業署委託計劃報告. 72 頁
3. 周蓮香(2007). 臺灣週邊海域鯨豚數量評估及生態環境之研究. 行政院農委會漁業署委託計劃報告. 63 頁
4. 周蓮香(2008). 彰工火力第一、二號機發電計畫中華白海豚生態調查. 中興工程顧問股份有限公司委託計劃報告. 55 頁
5. 周蓮香(2008). 臺灣週邊海域鯨豚數量評估及生態環境之研究. 行政院農委會漁業署委託計劃報告. 37 頁
6. 周蓮香(2009). 雲林沿海中華白海豚調查計畫期初報告. 台塑關係企業委託計劃報告. 38 頁
7. 周蓮香(2009a). 台灣中華白海豚研究歷史與現況. 中國廈門鯨豚保護國際研討會論文集. 第 62-64 頁. 2009 年 11 月 8-9 日. 金沙灣賓館. 廈門. 中國.
8. 周蓮香(2009b). 確立瀕臨絕種或亟需保育之海洋生物資源現況及其生物學特性:臺灣西岸海域中華白海豚生態與漁業互動研究. 行政院農委會漁業署委託計劃報告. 63 頁
9. 葉建成(2007). 台灣東部海域之非尋常的中華白海豚目擊記錄. 國立臺灣博物館學刊 60(3): 37-44.
10. 孟凡信, 祝茜, 郭建東(2005). 中國中華白海豚的研究和保護現狀. 四川動物 24(4): 613-616.
11. 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.
12. 劉文華, 黃宗國(2000). 廈門中華白海豚的分布和數量. 中華白海豚及其他鯨豚: 3-10.
13. Aguilar, A., Borrell, A., (1994). Reproductive transfer and variation of body load of organochlorine pollutants with age in fin whales (*Balaenoptera physalus*). Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 27: 546-554.

14. Atkins, S., Pillay, N., and Peddemors, V. M. (2004). Spatial distribution of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) at Richards Bay, South Africa: Environmental influences and behavioural patterns. *Aquatic Mammals*, 30(1): 84-93.
15. Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Gales, N., Mann, J., Connor, R., Heithaus, M., Watson-Capps, J., Flaherty, C., Krutzen, M. (2006). Decline in relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conservation Biology* 20: 1791-1798.
16. Burkhart, S. M., Slooten, E. (2003). Population viability analysis for Hector's dolphin (*Cephalorhynchus hectori*): a stochastic population model for local populations. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 37: 553-566.
17. Cagnazzi, D. D. B., Harrison, P. L., Ross, G. J. B., Lynch, P. (2009). Abundance and site fidelity of Indo-Pacific Humpback dolphins in the Great Sandy Strait, Queensland, Australia. *Marine Mammal Science*. DOI: 10.1111/j.1748-7692.2009.00296.x
18. Caswell, H., Brault, S., Read, A. J., Smith, T. D. (1998). Harbor porpoise and fisheries: An uncertainty analysis of incidental mortality. *Ecological Applications* 8: 1226-1238.
19. Chaloupka, M., Osmond, M., Kaufman, G. (1999). Estimating seasonal abundance trends and survival probabilities of humpback whales in Hervey Bay (east coast Australia). *MEPS* 184: 291-301.
20. Chen, B., Zheng, D., Zhai, F., Xu, X., Sun, P., Wang, Q. & Yang, G. (2008). Abundance, distribution and conservation of Chinese White Dolphins (*Sousa chinensis*) in Xiamen, China. *Mammalian Biology* 73(2): 156-164.
21. Chen, B., Zheng, D., Yang, G., Xu, X., Zhou, K. (2009). Distribution and conservation of the Indo-Pacific humpback dolphin in China. *Integrative Zoology* 4: 240-247.
22. Chou, L. S. (2009). The population status of Chinese white dolphins, *Sousa chinensis*, in western Taiwanese coastal waters. Symposium on the Conservation Strategies for *Sousa chinensis* in Taiwan 2009, National Taiwan University, Taipei, Taiwan, 20-21 July 2009. pp. 1-2.
23. Corkeron, P. J., Morissette, N. M., Porter, L., Marsh, H. (1997). Distribution and status of humpback dolphins, *Sousa chinensis*, in Australian waters. *Asian Marine Biology* 14: 49-59.
24. Currey, R. J. C., Dawson, S. M., Slooten, E. (2009a). An approach for regional threat assessment under IUCN Red List criteria that is robust to uncertainty: The Fiordland bottlenose dolphins are critically endangered *Biological Conservation* 142:1570-1579.

25. Currey, R. J. C., Dawson, S. M., Slooten, E., Schneider, K., Lusseau, D., Boisseau, O. J., Hasse, P., Williams, J. A. (2009b). Survival rates for a declining population of bottlenose dolphins in Doubtful Sound, New Zealand: an information theoretic approach to assessing the role of human impacts. *AQUATIC CONSERVATION: MARINE AND FRESHWATER ECOSYSTEMS* 19.
26. Dans, S. L., Alonso, M. K., Pedraza, S. N., Crespo, E. A. (2003). Incidental catch of dolphins in trawling fisheries off Patagonia, Argentina: Can populations persist? *Ecological Applications* 13: 754-762.
27. Dawson, S. M., Slooten, E. (2005). Management of gillnet bycatch of cetaceans in New Zealand. *Journal of cetacean Research and Management* 7: 59-64.
28. Fernandez, A., Edwards, J. F., Rodriguez, F., De Los Monteros, A. E., Herraiz, P., Castro, P., Jaber, J. R., Martin, V., Arbelo, M. (2005). Gas and fat embolic syndrome" involving a mass stranding of beaked whales (Family *Ziphiidae*) exposed to anthropogenic sonar signals *VETERINARY PATHOLOGY* 42: 446-457.
29. Garrigue, C., Dodemont, R., Steel, D., Baker, C. S. (2004). Organismal and 'gametic' capture-recapture using microsatellite genotyping confirm low abundance and reproductive autonomy of humpback whales on the wintering grounds of New Caledonia. *Marine Ecology-Progress Series* 274: 251-262.
30. Gerrodette, T., Forcada, J. (2005). Non-recovery of two spotted and spinner dolphin populations in the eastern tropical Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 291: 1-21.
31. Guissamulo, A. and V. G. Cockcroft. (2004). Ecology and Population Estimates of Indo-Pacific Humpback Dolphins (*Sousa chinensis*) in Maputo Bay, Mozambique. *Aquatic Mammals* 30: 94-102.
32. Hamilton, P. K., Knowlton, A. R., Marx, M. K., Kraus, S. D. (1998). Age structure and longevity in north Atlantic right whales, *Eubalaena glacialis*, and their relation to reproduction. *Marine Ecology Progress Series* 171: 285-293.
33. Hoyt, E. (2005). *Marine Protected Areas for Whales, Dolphins and Porpoises. A World Handbook for Cetacean Habitat Conservation*. London, Sterling, VA: Earthscan, 2005 ; 492 pp.
34. Hung, C. L. H., So, M. K., Connell, D. W., Fung, C. N., Lam, M. H. W., Nicholson, S., Richardson, B. J. and Lam, P. K. S. (2004). A preliminary risk assessment of trace elements accumulated in fish to the Indo-Pacific Humpback dolphin (*Sousa chinensis*) in the Northwestern waters of Hong Kong. *Chemosphere* 56: 643-651.

35. Hung, S. K. and T. A. Jefferson (2004). Ranging patterns of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the Pearl River Estuary, People's Republic of China. *Aquatic Mammals* 30 (1): 159-174.
36. Hung, S. K. (2008). Habitat use of Indo-Pacific Humpback dolphin in Hong Kong. Ph. D. Thesis.
37. Jaramillo-Legorreta, A., Rojas-Bracho, L., Brownell, R. L., Read, A. J., Reeves, R. R., Ralls, K., Taylor, B. L. (2007). Saving the Vaquita: Immediate Action, Not More Data. *Conservation Biology*. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2007.00825.x
38. Jefferson, T. A. (2000). Population biology of the Indo-Pacific hump-backed dolphin in Hong Kong waters. *Wildlife Monographs* 144: 1-65.
39. Jefferson, T. A. and L. Karczmarski (2001). *Sousa chinensis*. *Mammalian Species* 655: 1-9.
40. Jefferson, T. A., S.K. Hung and P. K. S. Lam. (2006). Strandings, mortality and morbidity of Indo-Pacific humpback dolphins in Hong Kong, with emphasis on the role of organochlorine contaminants. *Journal of Cetacean Research and Management* 8:181-193.
41. Karczmarski, L. (2000). Conservation and management of humpback dolphins: the South African perspective. *Oryx* 34: 207-216.
42. Karczmarski, L., V. G. Cockcroft, *et al.* (2000). Habitat use and preferences of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Marine Mammal Science* 16(1): 65-79.
43. Karczmarski, L., P. E. D. Winter., V. G. Cockcroft, and A. McLachan. (1999). Population analyses of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, Eastern Cape, South Africa. *Marine Mammal Science* 15(4): 1115-1123.
44. King, M. C. and K. F. Beazley (2005). Selecting focal species for marine protected area network planning in the Scotia-Fundy region of Atlantic Canada. *AQUATIC CONSERVATION-MARINE AND FRESHWATER ECOSYSTEMS* 15: 367-385.
45. Ley, J. A., Halliday, I. A., Tobin, A. J., Garrett, R. N., Gribble, N. A. (2002). Ecosystem effects of fishing closures in mangrove estuaries of tropical Australia. *Marine Ecological Progress Series* 245: 223-238.
46. Macleod, C. D., Bannon, S. M., Pierce, G. J., Scheweder, C., Learmonth, J. A., Herman, J. S., Reid, R. J. (2005). Climate change and the cetacean community of north-west Scotland. *Biological Conservation* 124: 477-483.

47. Neira, S., Arancibia, H. (2004). Trophic interactions and community structure in the upwelling system off Central Chile (33-39degreeS). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 312: 349-366.
48. Ng, S. L. and S. Leung (2003). Behavioral response of Indo-Pacific humpback dolphin (*Sousa chinensis*) to vessel traffic. *Marine Environmental Research* 56: 555–567.
49. Parra G. J., Corkeron, P. J., Marsh, H. (2004). The Indo-Pacific humpback dolphin, *Sousa chinensis* (Osbeck, 1765), in Australian waters: A summary of current knowledge. *Aquatic Mammals* 30: 197-206.
50. Parra G. J., Corkeron, P. J., Marsh, H. (2006). Population sizes, site fidelity and residence patterns of Australian snubfin and Indo-Pacific humpback dolphins: Implications for conservation. *Biological Conservation* 129: 167-180.
51. Parsons, E. C. M. (2004). The potential impacts of pollution on humpback dolphins, with a case study on the Hong Kong population. *Aquatic Mammals* 30(1): 18-37.
52. Picheler, F. B. and Baker, C. S. (2000). Loss of genetic diversity in the endemic Hector's dolphin due to fisheries-related mortality. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 267: 97–102.
53. Ramp, C. Berube, M., Wilhelm, H., Richard, S. (2006) Survival of adult blue whales *Balaenoptera musculus* in the Gulf of St. Lawrence, Canada. *Marine Ecology Progress Series* 319: 287-295.
54. Reeves, R. R., Dalebout, M. L., Jefferson, T. A., Karczmarski, L., Laidre, K., O’Corry-Crowe, G., Rojas-Bracho, L., Secchi, E. R., Slooten, E., Smith, B. D., Wang, J. Y., Zhou, K. (2008). *Sousa chinensis*. In IUCN 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/details/133710>.
55. Richardson, A. J., Schoeman, D. S. (2004). Climate impact on plankton ecosystems in the Northeast Atlantic. *Science* 305: 1609-1612.
56. Rosel, P. E., Reeves, R. R. (2000). Genetic and demographic considerations for the conservation of Asian river cetaceans. Pages pp. 144-152. Occasional paper of the IUCN species survival commission. in R. R. REEVES, SMITH, B. D., KASUYA, T. ed. *Biology and conservation of freshwater cetaceans in Asia*.
57. Ross, G. J. B., G. E. Heinsohn and V. G. Cockcroft. (1994). Humpback dolphins *Sousa chinensis* (Osbeck, 1765), *Sousa plumbea* (G. Cuvier, 1829) and *Sousa teuszii* (Kukenthal, 1892). Pages 23-42 in S.H. Ridgway and R. Harrison, eds. *Handbook of marine mammals*. Volume 5. The first book of dolphins. Academic Press, London, UK.

58. Slooten, E., Dawson, S., Rayment, W., Childerhouse, S. (2006). A new abundance estimate for Maui's dolphin: What does it mean for managing this critically endangered species? *Biological Conservation* 128: 576-581.
59. Slooten, E., Dawson, S., Rayment, W., Childerhouse, S. (2005). A new abundance estimate for Maui's dolphin: What does it mean for managing this critically endangered species? *Biological Conservation* 128: 576-581.
60. Stensland, E., Carlén, I., Särnblad, A., Bignert, A., Berggren, P. (2006). Population size, distribution, and behavior of Indo-Pacific bottlenose (*Tursiops aduncus*) and humpback (*Sousa chinensis*) dolphins off the south coast of zanzibar. *Marine Mammal Science* 22: 667 - 682.
61. Sutarla, D., Jefferson, T. A. (2004). Records of Indo-Pacific Humpback Dolphins (*Sousa chinensis*, Osbeck, 1765) Along the Coasts of India and Sri Lanka: An Overview. *Aquatic Mammals* 30: 125-136.
62. Thompson, P. M., Wilson, B., Grellier, K., Hammond, P. S. (2000). Combining Power Analysis and Population Viability Analysis to Compare Traditional and Precautionary Approaches to Conservation of Coastal Cetaceans. *Conservation Biology* 14: 1253-1263.
63. Verborgh, P. De Stephants, R., Pérez, S., Jaget, Y., Barbraud, C., Guinet, C. (2009). Survival rate, abundance, and residency of long-finned pilot whales in the Strait of Gibraltar. *Marine Mammal Science* 25: 523 - 536.
64. Wade, P. R. (1998). Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14: 1-37.
65. Wang, J. Y., S. K. Hung, *et al.* (2004). Records of Indo-Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis* (Osbeck, 1765), from the waters of western Taiwan. *Aquatic Mammals* 30(1): 189-196.
66. Wang, J. Y., S. C. Yang, S. K. Hung, T. A. Jefferson. (2007). Distribution, abundance and conservation status of the eastern Taiwan Strait population of Indo-Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis*. *Mammalia*: 157-165.
67. Wang, J. Y., Hung, S. K., Yang, S. C., Jefferson, T. A., Secchi, E. R. (2008). Population differences in the pigmentation of Indo-Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis*, in Chinese waters. *Mammalia* 72: 302-308.
68. Woshner, V., Knott, K., Wells, R., Willetto, C., Swor, R., O'Hara, T. (2008) Mercury and selenium in blood and epidermis of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from

Sarasota Bay, FL: interaction and relevance to life history and hematologic parameters. *Ecohealth*. 5: 360-370.

69. Zhao, X., Barlow, J., Taylor, B. L., Pitman, R. L., Wang, K., Wei, Z., Stewart, B. S., Turvey, S. T., Akamatsu, T., Reeves, R. R., Wang, D. (2008). Abundance and conservation status of the Yangtze finless porpoise in the Yangtze River, China. *Biological Conservation* 141: 3006-3018.
70. Zhou, K., Xu, X., Tian, C. (2007). Distribution and abundance of Indo-Pacific humpback dolphins in Leizhou Bay, China *New Zealand Journal of Zoology* 34: 35-42.

表一、各航線的努力量。

調查海域	航線 A	航線 B	航線 C	航線 D
	苗栗北	苗栗南	台中	外傘頂洲
調查趟次 (趟)	5	5	5	5
努力航程 (公里)	215.8	291.3	306.8	238.3
努力時間 (小時)	16.8	22.4	23.1	19.5
航行時間 (小時)	26.1	35.3	25.8	28.2

表二、各航線的中華白海豚目擊率。

調查海域	航線 A	航線 B	航線 C	航線 D
	苗栗北	苗栗南	台中	外傘頂洲
努力群次	2	11	1	4
趟次目擊率	40.0%	100.0%	20.0%	60.0%
群/趟	0.40	2.20	0.20	0.80
隻/趟	1.20	5.20	0.20	4.40
群次/10 小時	1.19	4.91	0.43	2.05
群次/100 公里	0.93	3.78	0.33	1.68

表三、各航線的中華白海豚群體資訊。

調查海域	航線 A	航線 B	航線 C	航線 D
	苗栗北	苗栗南	台中	外傘頂洲
平均每群次包含的母子對數	0.50	0.42	0.00	1.60
母子對群次比例	50%	33%	0%	100%
每群隻數	3.0±2.0 (n=2)	3.0±0.71 (n=12)	1±0 (n=1)	5.6±0.51 (n=5)
	範圍 1-5	範圍 1-10	範圍 1	範圍 4-7

表四、歷年台灣沿海中華白海豚調查資料整理表。

作者	出版年份	研究計劃或論文題目 (贊助單位)	調查年份	調查方法	調查範圍	調查努力 量	目擊群次 (隻次)	主要結論
周蓮香，陳哲聰，莫顯喬，劉光明	1995	台灣漁民訪問鯨種紀錄 (農委會保育科)	1992-1994	問卷調查	台灣 20 個漁港和澎湖、金門等離島漁港	—	—	彰化王公及澎湖和金門沿海有中華白海豚分佈。
John Y. Wang, Samuel K. Hung, and Shih-Chu Yang	2004	Records of Indo-Pacific Humpback Dolphins, <i>Sousa chinensis</i> (Osbeck, 1765), from the Waters of Western Taiwan (Hong Kong Cetacean Research Project)	2002	海上調查	苗栗通宵至彰化芳苑	共四天 3-8 小時/天 36-128 km/天 (290km ²)	10(約 60)	確定苗栗通宵、台中與彰化芳苑沿海有中華白海豚分佈。
王建平	2005	台灣海峽中華白海豚資源調查與生態研究 (漁業署)	2005	海上調查 問卷調查	桃園至台南沿海與漁港	40 小時 445 km	3(8)	中華白海豚分佈於苗栗至台南沿海之淺海域。
周蓮香	2006	台灣沿海鯨豚誤捕研究與中華白海豚生態調查 (漁業署)	2006	海上調查 問卷調查	新竹至嘉義沿海與漁港	110.5 小時 1348km	13(75)	中華白海豚每群 1~5 隻，偶有 10 隻以上大群聚集。在台灣西部海域呈現叢集分佈，以港口、河口與外傘頂洲為分佈熱點。
周蓮香	2007	臺灣週邊海域鯨豚數量評估及生態環境之研究 (漁業署)	2007	海上調查 問卷調查	台中與雲嘉沿海與漁港	125 小時 1138 km	27(92)	台中沿海平均哩程目擊率 0.26±0.07 隻/海哩，雲嘉沿海為 0.07±0.03 隻/海哩。本種繁殖育幼棲地至少包含外傘頂洲沿海，以及大甲溪至大肚溪口沿海。

表四(續)、歷年台灣沿海中華白海豚調查資料整理表。

作者	出版年份	研究計劃或論文題目	調查年份	調查方法	調查範圍	調查努力量	目擊群次(隻次)	主要結論
葉建成	2007	台灣東部海域之非尋常的中華白海豚目擊記錄	2005	接到海巡人員通報，陸上觀察	台東富岡漁港沿海	253 分鐘	1(1)	中華白海豚出現在台灣東南海域的特殊目擊紀錄。
John Y. Wang, Shih Chu Yang, Samuel K. Hung and Thomas A. Jefferson	2007	Distribution, abundance and conservation status of the eastern Taiwan Strait population of Indo-Pacific humpback dolphins, <i>Sousa chinensis</i>	海上調查 2002~2005 陸上觀察 2005~2006	海上調查 陸上觀察	基隆至北高雄沿海	125 小時 1793 km	35	評估台灣的中華白海豚分佈範圍約 515km ² ，族群量約 99 隻，密度較中國珠江口族群偏低。
周蓮香	2008	行政院農業委員會漁業署科技計畫九十七年度期末報告書臺灣週邊海域鯨豚數量評估及生態環境之研究(二)(漁業署)	2007	海上調查 漁民訪談	外傘頂洲及嘉義沿海	111.52 小時 1301km	22(117)	外傘頂洲及嘉義沿海發現率 1.69/100km，平均水深 5.27±0.35m，平均每群隻數 5.32±0.66 隻，照片辨識出 56 隻個體，有 17 隻個體會往返台中嘉義。 漁民訪談結果顯示 92%漁民看過中華白海豚。漁民表示中華白海豚混獲機率較其他海豚低。

表四(續)、歷年台灣沿海中華白海豚調查資料整理表。

作者	出版年份	研究計劃或論文題目	調查年份	調查方法	調查範圍	調查努力量	目擊群次(隻次)	主要結論
周蓮香	2008	彰化離岸風力海域之中華白海豚調查計劃(台灣電力公司)	2008	海上調查	台中大甲溪口至彰化鹿港沿海(離岸航線)	63 小時 864 km	1(3)	因調查趟數過少,及為配合風力海域的預定廠址,航線規劃在離岸較遠,水深較深處,故僅在剛出港口未開始調查航線時發現到一群次的中華白海豚。
周蓮香	2009	彰工火力第一、二號機發電計畫—中華白海豚生態調查(台灣電力公司)	2008	海上調查	台中大甲溪口至彰化鹿港沿海	258.5 小時 2787 km	54(238)	平均每群隻數為 4.4 ± 0.5 (SE) 隻,於台中大甲溪口至彰化鹿港沿海皆有分佈,這些海域亦為此種的繁殖育幼棲地。維繫捕食與溝通的音頻範圍: Burst pulse 從 1.19kHz 至超過 44kHz; Whistle 從 1.72kHz 至 29.71kHz。
周蓮香	2009	雲林沿海中華白海豚調查計劃期末報告(台塑關係企業)	2007 2008	海上調查	雲林濁水溪口至台子村沿海	268 小時	54(259)	本區 63 隻海豚中有 37% 曾在雲林海域出現,而 33% 曾在雲林及外傘頂洲皆出現,顯示台灣西部中華白海豚由台中到嘉義有交流現象。
周蓮香	2009	彰化海域中華白海豚族群生態調查(國光石化科技公司)	2009	海上調查	彰化崙尾至彰化濁水溪河口沿海	145.5 小時 1762km	8(25)	目擊點散佈於崙尾水道、王功、芳苑及大城沿海;其中有 5 群(63%)各包含有一對母子對。海豚在目擊時主要表現旅行移動 (75%),群體追蹤發現牠們往南或往北的沿岸行進。

表五、台灣沿海中華白海豚棲地調查資料表。

作者	調查年份	調查月份	調查範圍	主要棲地範圍	水深(m)	離岸距離(km)	水表溫度(°C)	水表鹽度(ppt)	水表流速(海裡/小時)	主要分佈熱點
John Y. Wang, <i>et al.</i>	2002-2004	4-6月	基隆至北高雄沿海	苗栗後龍溪至嘉義沿海，包括外傘頂洲沿海。	8.8±6.1 (SD, n=20) 範圍： 2.5-24.8	0.9±0.5 (n=35). 範圍： 0.15~2	27.2±2.2 (n=10) 範圍： 23.9-29.6	缺	缺	大肚溪與濁水溪口、彰濱工業區沿海
周蓮香	2006	5-9月	新竹至嘉義沿海與漁港	苗栗至台南北部沿海，包括外傘頂洲沿海。	9.2±7.1 (SD, n=13) 範圍： 3-23	範圍：0.1~3 (n=13)	29.2±1.0 (n=13) 範圍： 27.4-30.3	30.4±0.4 (n=13) 範圍： 29.9-31.1	0.5±0.4 (n=13) 範圍：0-1	苗栗冷水溪到後龍溪口沿海、台中港至大肚溪沿海、外傘頂洲西北測沿海
周蓮香	2007	7-10月	台中與雲嘉沿海與漁港	苗栗至台南北部沿海，包括外傘頂洲沿海。	9.1±4.1 (SD, n=27) 範圍： 4-20	非河口區範圍：0.03~1 (n=25) 河口區可達 5.5	30.0±0.9 (n=25) 範圍： 28.2-31.6	31.9±1.3 (n=25) 範圍： 29.3-33.5	1.0±0.5 (n=26) 範圍： 0.4-2.6	大甲溪至大肚溪沿海、外傘頂洲西北測沿海，且這些海域亦為繁殖育幼棲地
周蓮香	2007和2008	10月 4-9月	台中大甲溪口至彰化鹿港沿海	台中大甲溪口至彰化鹿港沿海。	9.2±0.68 (SE, n=54) 範圍： 3.4-29.5	1.26±0.11 (n=54) 範圍： 0.04~3.3 河口區可達 3.3	28.0±0.30 (n=50) 範圍： 22.9-30.7	32.0±0.25 (n=50) 範圍： 25.8-35.4	1.35±0.15 (n=52) 範圍： 0-5.6	台中大甲溪口至彰化鹿港沿海，且這些海域亦為覓食、繁殖育幼棲地
周蓮香	2008	4-8月	雲林麥寮至台子村沿海	除了麥寮港以北外，虎尾溪口，箔子寮等沿海區域均有白海豚分佈。	6.02±0.39 (SE, n=48) 範圍： 2.1-11.5	1.44±0.08 (SE, n=48) 範圍： 0.08~2.88	28.7±0.19 (SE, n=48) 範圍： 24.1-30.4	33.53±0.15 (SE, n=48) 範圍： 30.8-35.4	缺	新舊虎尾溪口，箔子寮，台子村等沿海區域，且亦為覓食、繁殖育幼棲地。

表六: 已知的中華白海豚(*Sousa chinensis*)族群之數量及密度

stocks	Location	N	D	Source
Algoa Bay	South Africa	466	0.420	Karczmarski <i>et al.</i> , 1999; Karczmarski, 2000
south coast of Zanzibar	East Africa	63	2.423	Stensland <i>et al.</i> , 2006
Maputo Bay, Mozambique	Africa	105	0.095	Guissamulo and Cockcroft, 2004
Great Sandy Strait	Australia	150	0.15	Cagnazzi <i>et al.</i> , 2009
Cleveland Bay	Australia	54	0.174	Parra <i>et al.</i> , 2006
Moreton Bay	Australia	163	0.124	Parra <i>et al.</i> , 2004
Moreton Bay	Australia	119	0.091	Corkeron <i>et al.</i> , 1997
Dafengjiang River	China	114	0.326	Chen <i>et al.</i> , 2009
Hepu	China	39	0.111	Chen <i>et al.</i> , 2009
HongKong and adjacent area	China	1028	0.409	Jefferson, 2000
Leizhou Bay	China	237	NA	Zhou <i>et al.</i> , 2007
Xiamen	China	76	0.109	Chen <i>et al.</i> , 2009
Xiamen	China	86	0.124	Chen <i>et al.</i> , 2008
Goa Bay	India	842	3.34	Sutaria and Jefferson, 2004
Gulf of Kachch	India	174	0.270	Sutaria and Jefferson, 2004
Eastern Taiwan Strait (this study)	Taiwan	99	0.193	Wang <i>et al.</i> , 2007

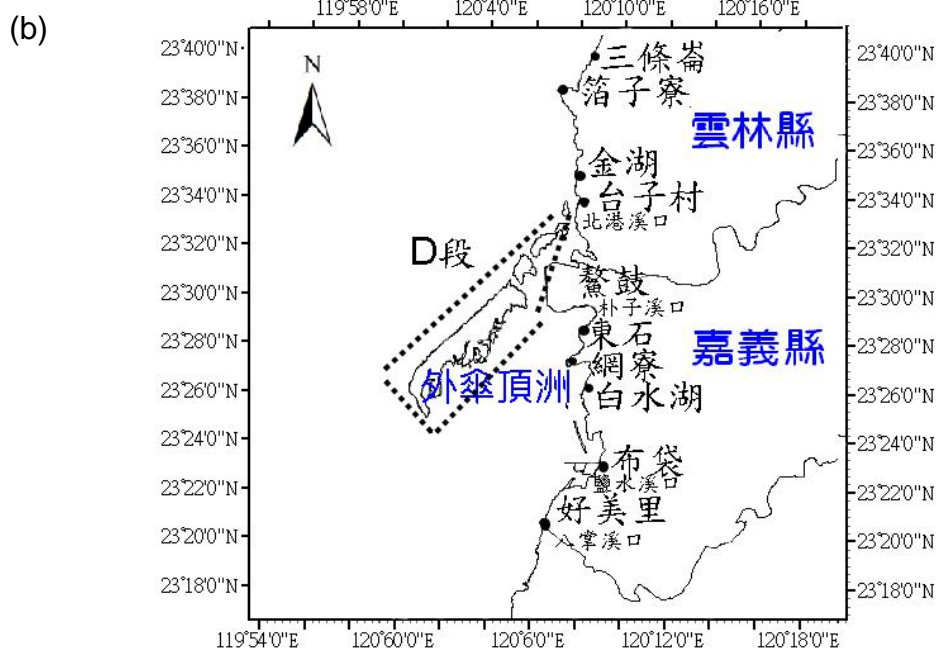
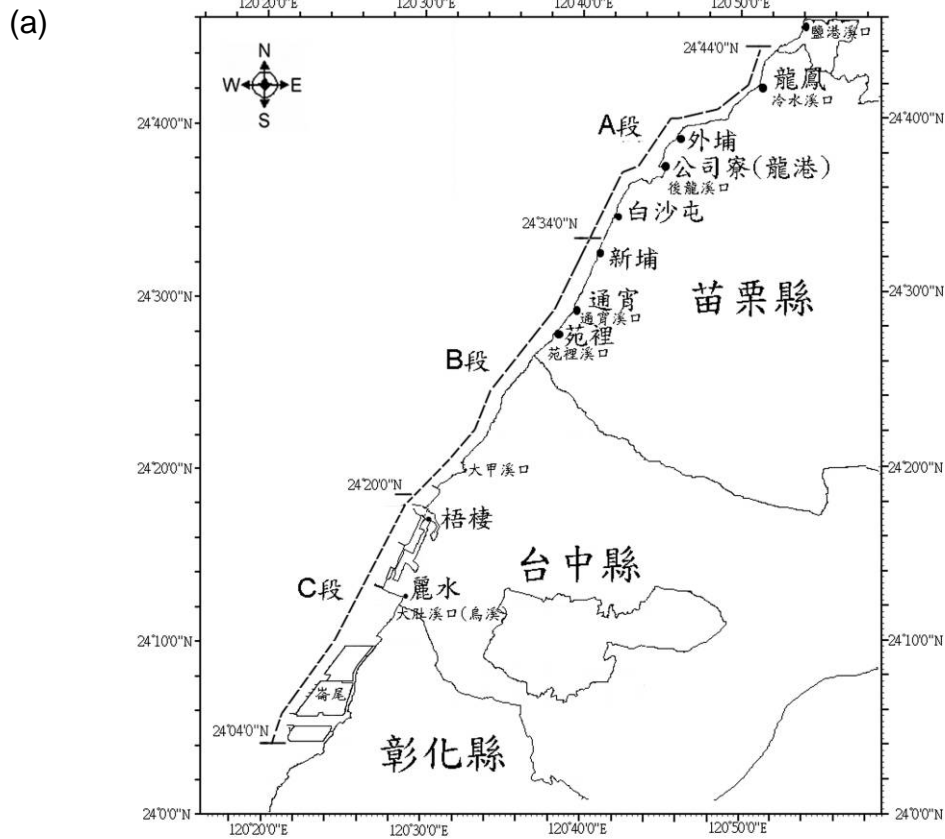
表七：相關的中華白海豚生活史特徵

life history parameters	value	source
life span (Ax)	31~38	Jefferson and Hung, 2004; Parra <i>et al.</i> , 2004; Huang <i>et al.</i> , 2008
age at sexual maturity (Am)	9~10	Jefferson, 2000
calving interval (CI)	3~4	Karczmarski, 2000
	2.7	Chou, unpublished data
adult mortality rate (m_x)	0.05	Karczmarski, 2000
calves mortality rate (m_0)	0.2	Karczmarski, 2000

表八：用來模擬中華白海豚族群動態的方案

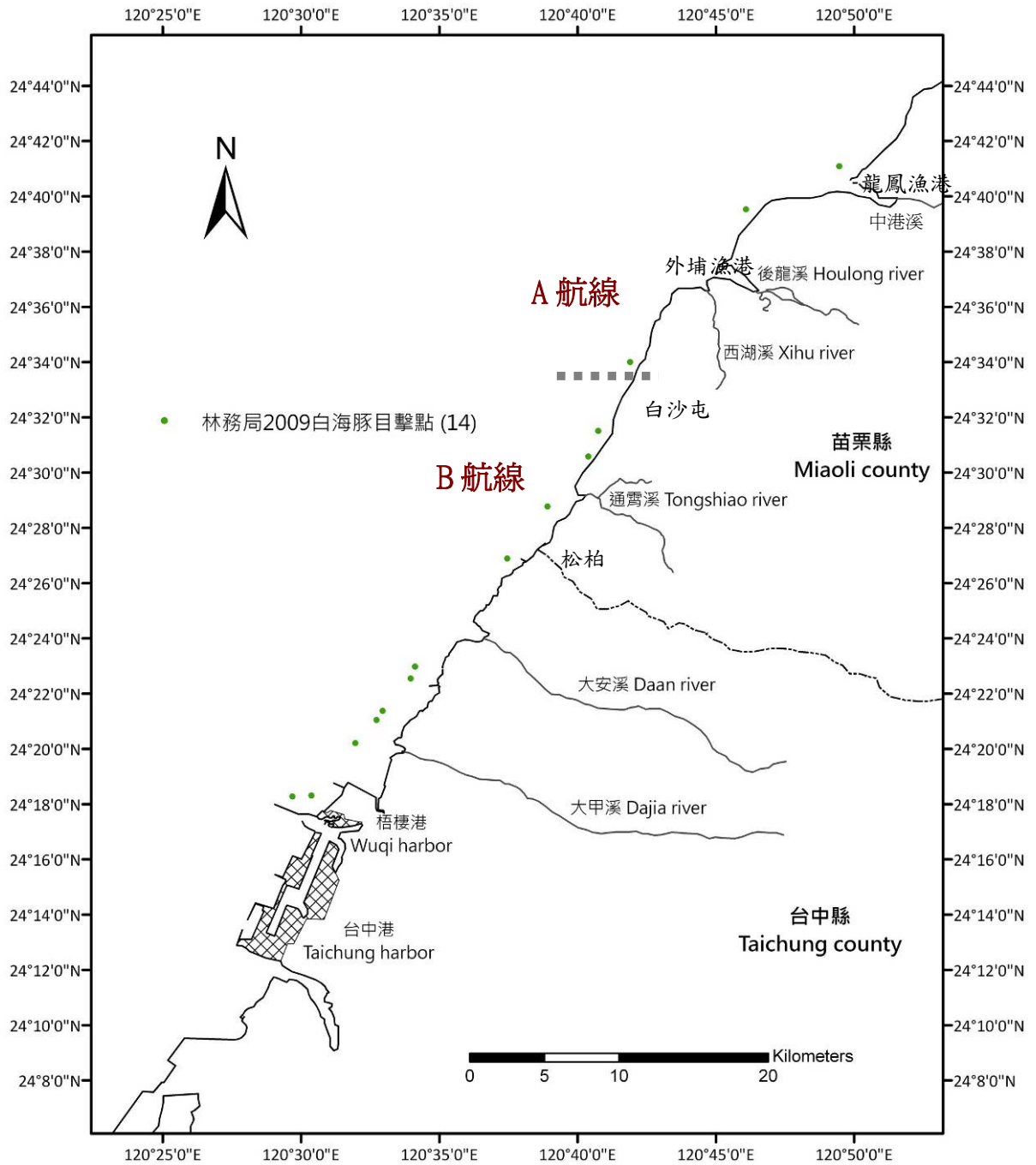
scenarios	demographic stochasticity		environment impact fishery		bycatch		population partitioning
	scale	effect	scale	effect	scale	effect	
S1	20%	↑, ↓	0~50%	↓			
S2	20%	↑, ↓	Low: 5%	↓	0~0.4	↓	
	20%	↑, ↓	Low: 10%	↓	0~0.4	↓	
	20%	↑, ↓	Medium: 20%	↓	0~0.4	↓	
S3	20%	↑, ↓	High: 35%	↓	0~0.4	↓	
	20%	↑, ↓	Low: 10%	↓	0~0.1	↓	equally
	20%	↑, ↓	Medium: 20%	↓	0~0.1	↓	equally
	20%	↑, ↓	High: 30%	↓	0~0.1	↓	equally

↑: positive (increasing) , ↓: negative (decreasing)

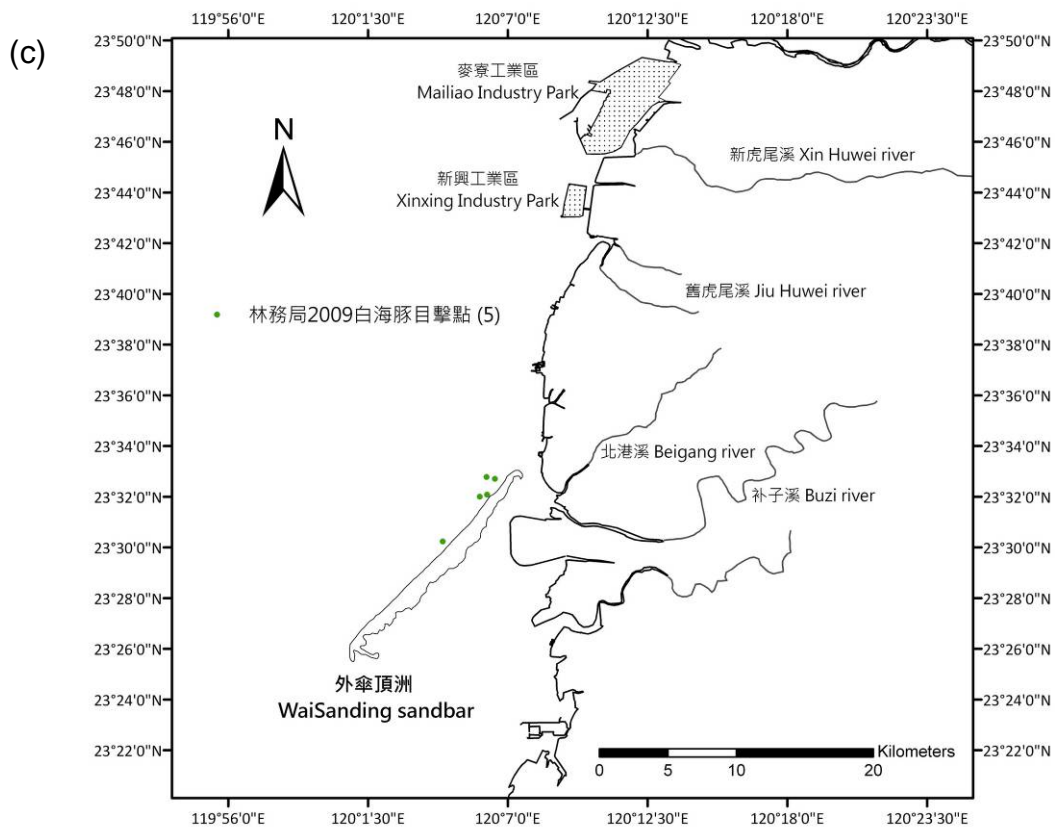
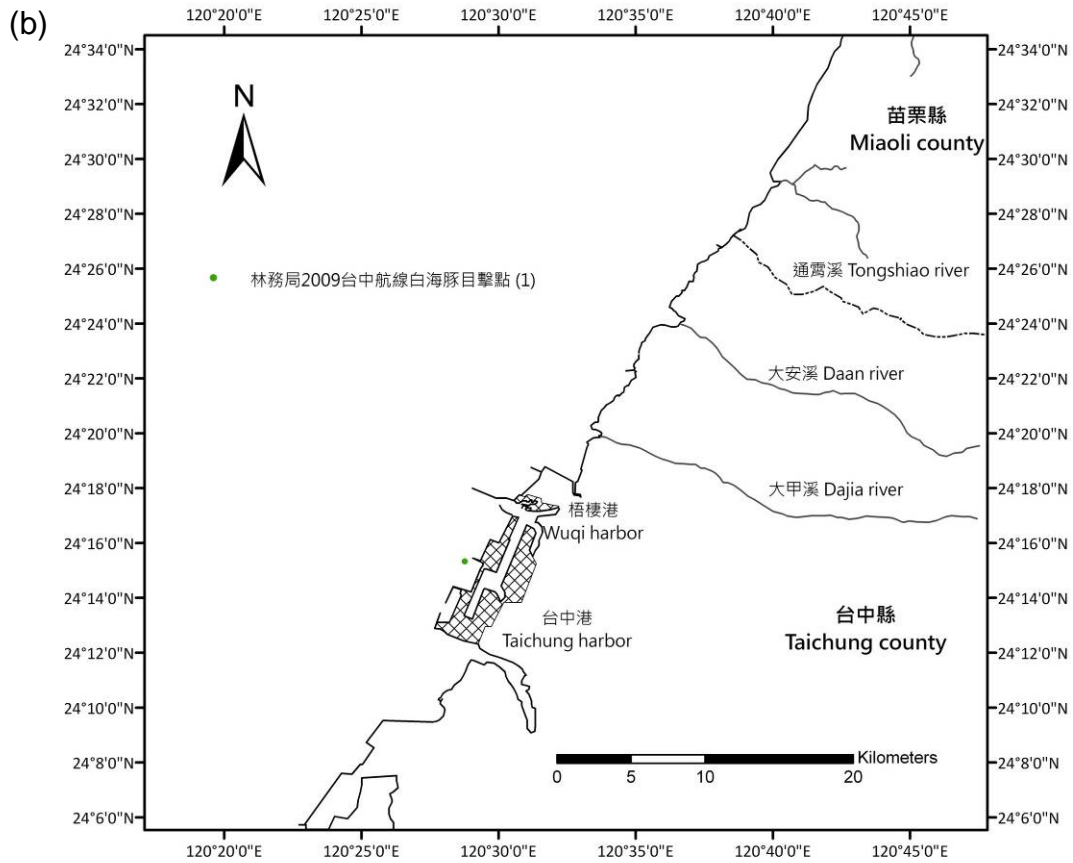


圖一，海上調查之航線，(a)A 航線：苗栗北部沿海 (由苗栗縣北界~白沙屯)。B 航線：苗栗南部與台中北部沿海 (由苗栗白沙屯~台中梧棲)。C 航線：台中北部~彰化北部沿海 (由台中梧棲~彰化鹿港)。(b) D 航線：外傘頂洲海域。

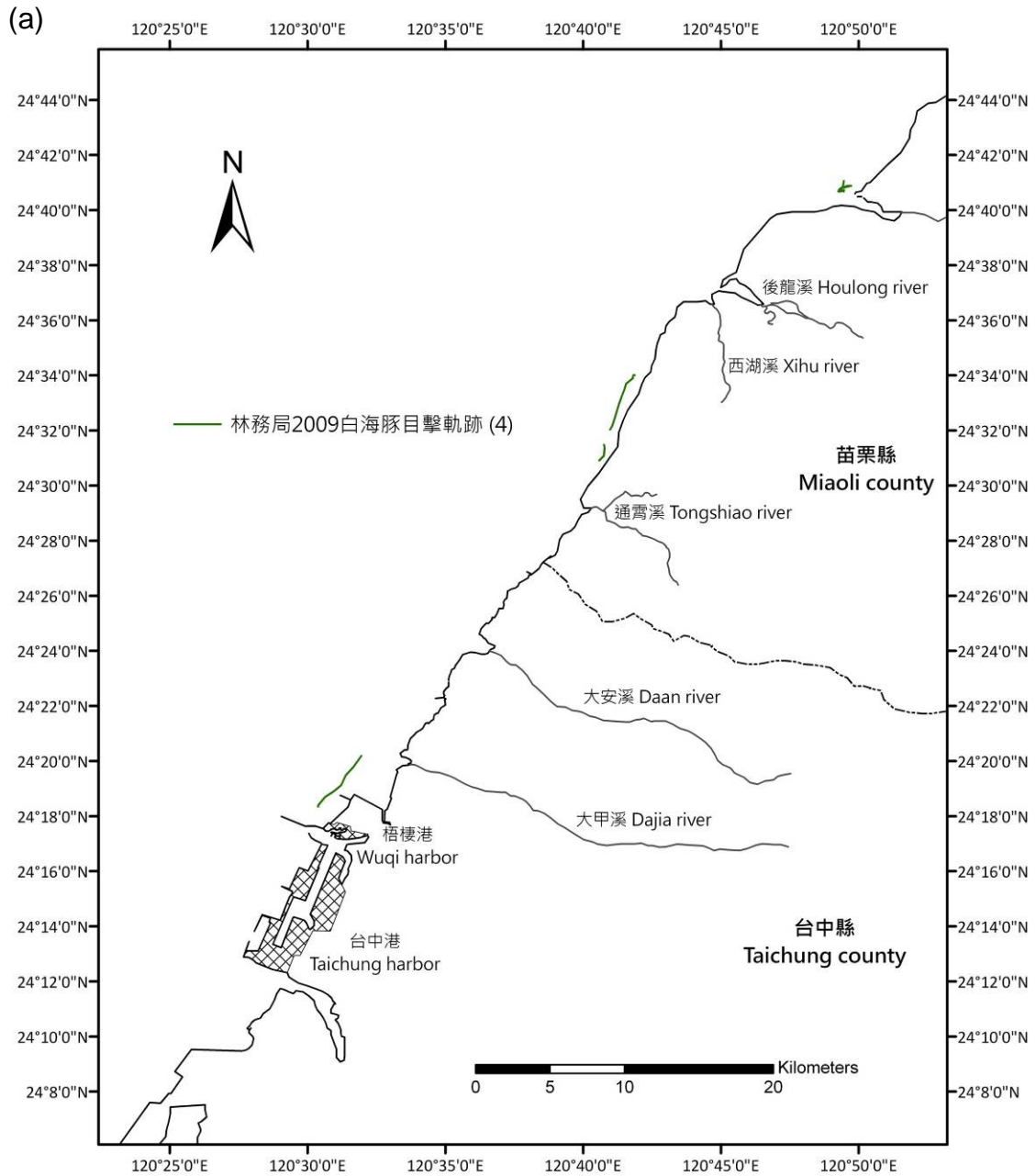
(a)



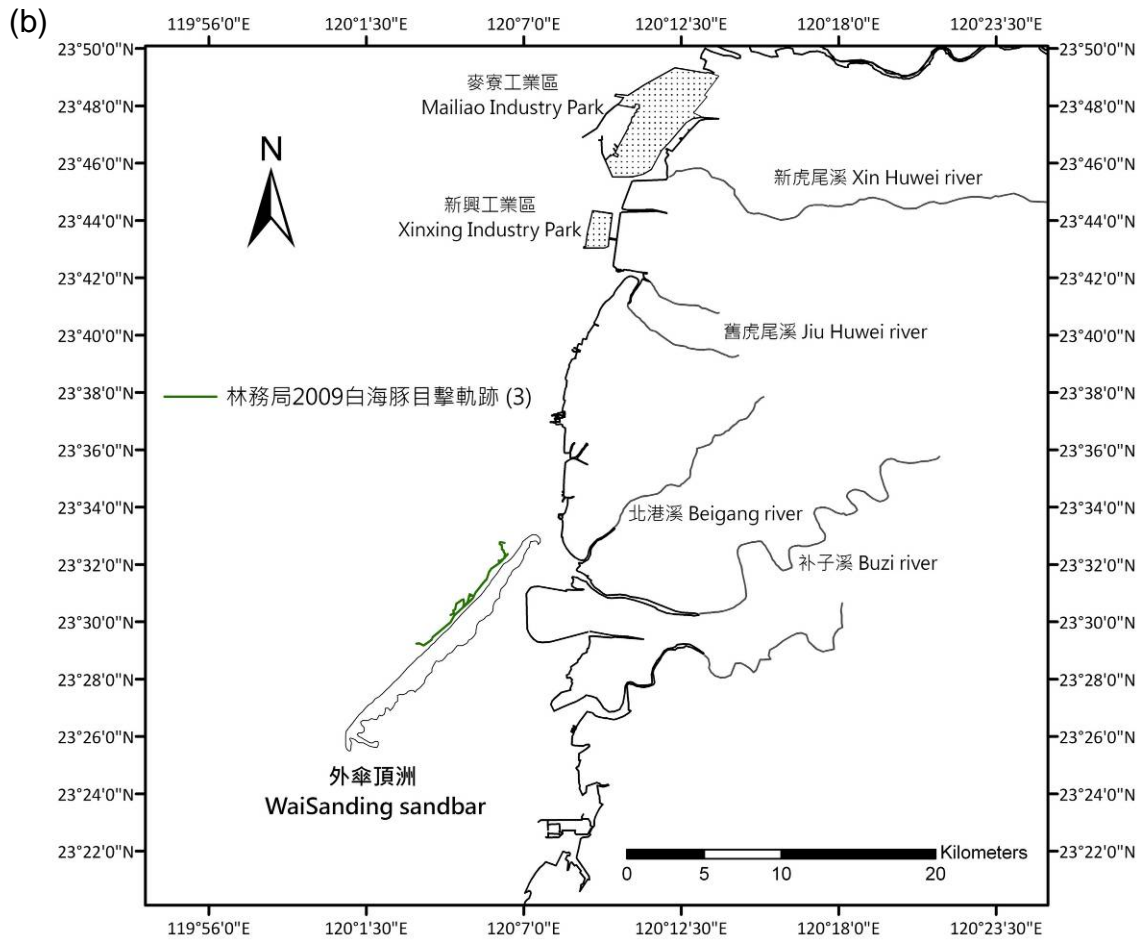
圖二(a)，中華白海豚之分佈圖：A 航線：苗栗北部沿海(n=2)，B 航線：苗栗南部與台中北部沿海(n=11)；---- 為 AB 航線的分界位置。



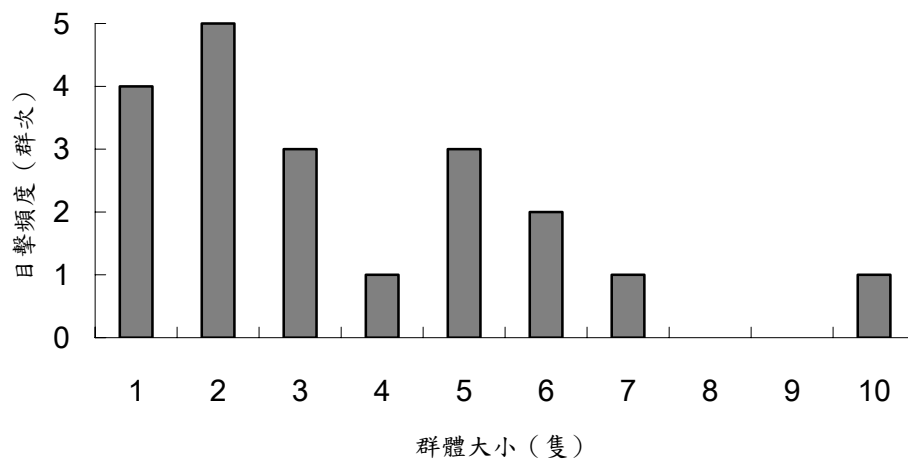
圖二續，中華白海豚之分佈圖：(b) C航線台中北部~彰化北部沿海(由台中梧棲~彰化鹿港) (n=1)；(c)D航線外傘頂洲北側海域(n=5)。



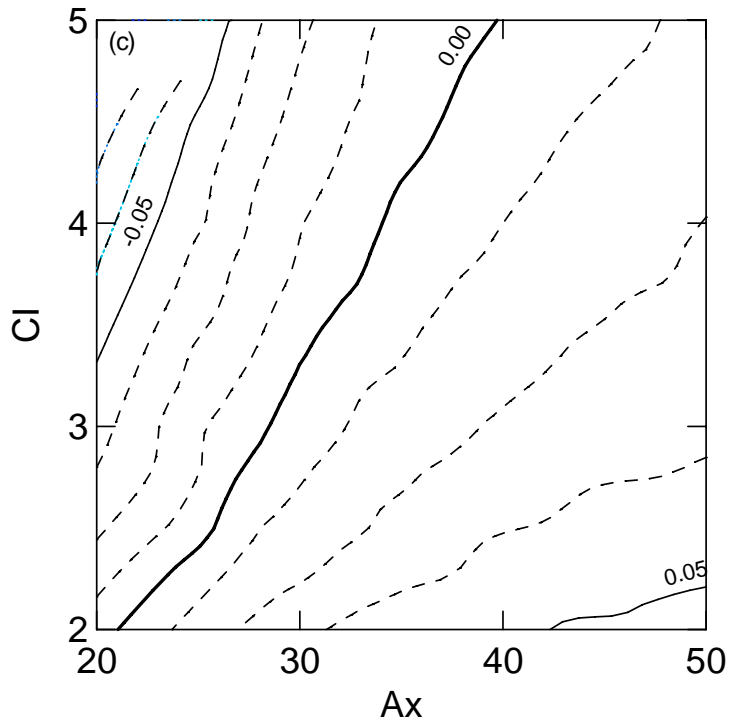
圖三(a)，苗栗與北台中海域的中華白海豚目擊期間，觀察海豚 30 分鐘以上的海豚移動軌跡圖 (n=4)。



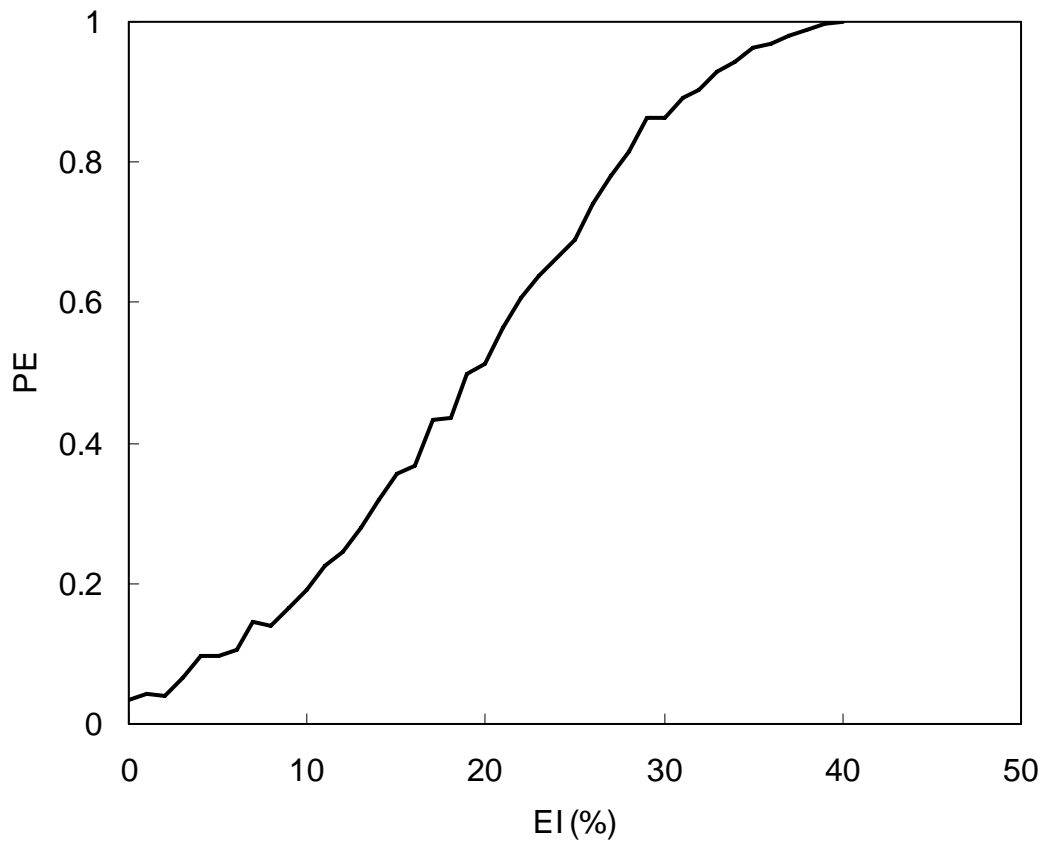
圖三(b)，外傘頂洲海域的中華白海豚目擊期間，觀察海豚 30 分鐘以上的海豚移動軌跡圖 (n=3)。



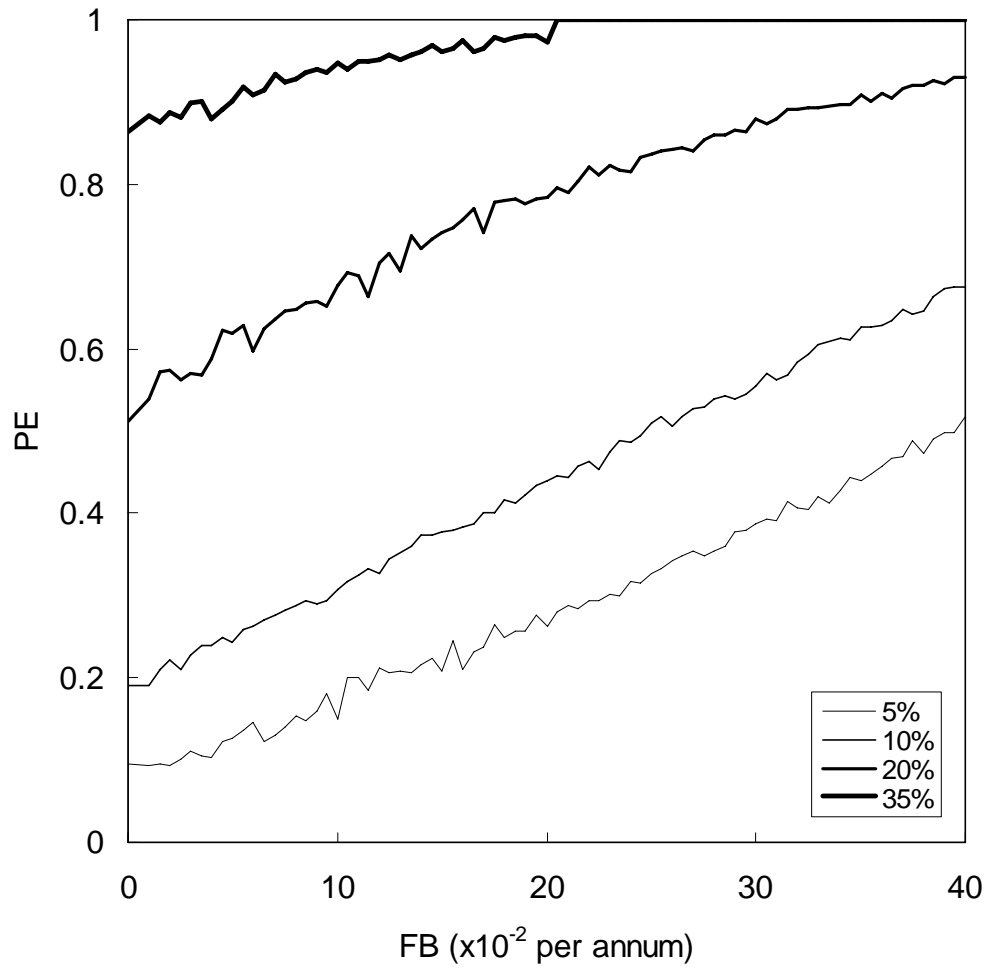
圖四，中華白海豚目擊群體大小頻度圖。



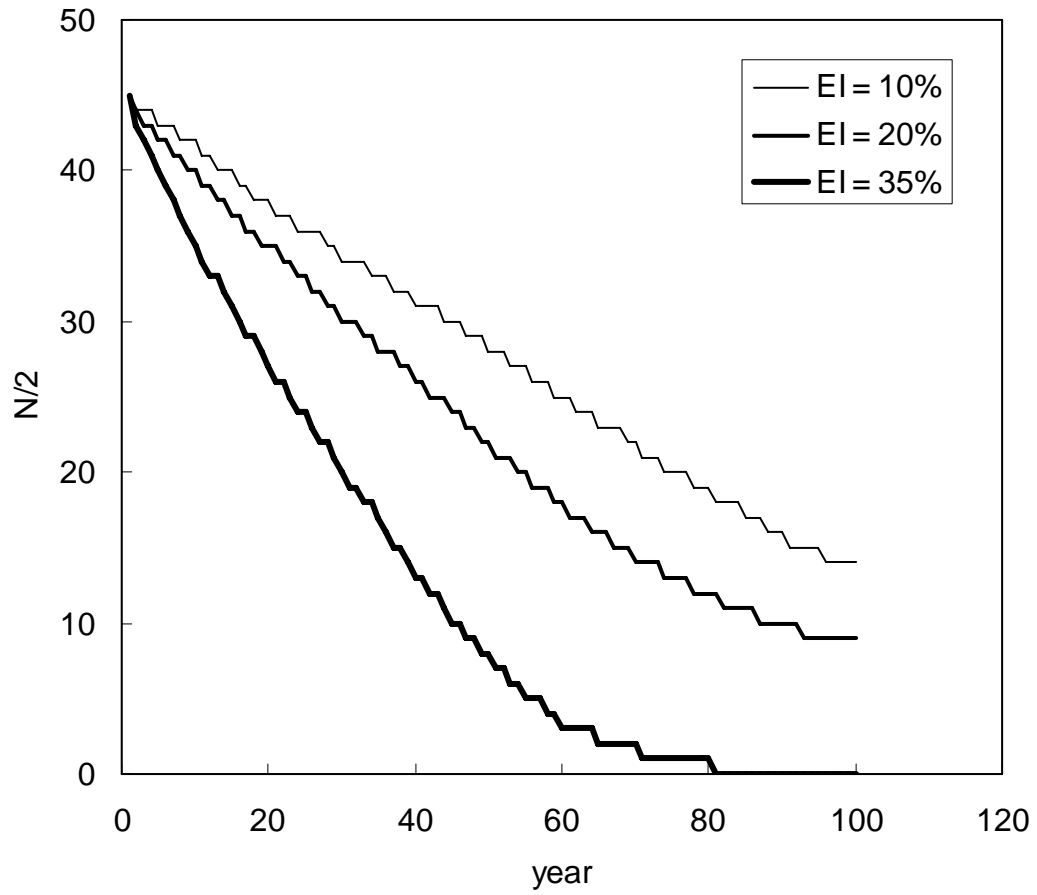
圖五: 中華白海豚 r_{\max} 的可能範圍。



圖六: 環境衝擊(environmental impact, EI)與減絕風險(PE)的關聯。



圖七: The relationship between the Effect of fishery bycatch (FB, in 10^{-2} per annum) and probability of extinction PE .



圖八：當西岸的中華白海豚族群被分割為南、北二群後($N/2$)，族群大小在不同環境衝擊下的衰退幅度。

第二部分、台灣西海岸中華白海豚保育方案

壹、保育政策架構

1. 維持與增進現有白海豚族群的健康與數量。
2. 建立管理機制與長期運作的能量。
3. 長程建立以保育為核心價值的台灣西海岸發展趨勢。

貳、相關保育法規

台灣的現行相關法規則有《野生動物保育法》、《野生動物保育法施行細則》、《行政院農業委員會野生動物保育諮詢委員會設置辦法》、《環境影響評估法》、《環境影響評估法施行細則》、《開發行為環境影響評估作業準則》、《漁業法》、《開發行為應實施環境影響評估細目及範圍認定標準》、《政府政策環境影響評估作業辦法》、《國家公園法》、《海洋污染防治法》、《海岸巡防法》。

對於國內外溝通平台的建立、NGOs 的定位角色等，實可參考或套用國外的邏輯思維，以建立一個有如海洋哺乳類保育小組(MMCWG)般，能綜合多方面意見的平台，而此一平台不論對於學術交流、決策效率、政府與民間的協調或是資訊的整合上都有著極多的好處。然而，除了不同國家有著不同的組織制度外，就連中華白海豚所面臨的威脅亦有所不同，因此仿效國外做法的同時，亦必須考慮其與國內各種情況之差異性，才能架構出一套適合國內運用之保育政策。

參、因應威脅衝擊與降低脆弱度

本保育方案宜用因應氣候變遷(climate change)衝擊(impact)與降低脆弱度(vulnerability)的模式作為研擬政策的理論架構。圖一為衝擊、脆弱度與保育的關係圖。在這裏主體為台灣西海岸中華白海豚族群與台灣社會。海豚族群的主體性是由社會的認知延伸產生，包括對保育的目標、價值與有利益衝突時的取捨。當社會對海豚存在的重要性有高度的認知與認同時，其主體性愈強，我們期許在海豚保育上投入的能量也應愈高。故社會同白海豚面對可能造成衝擊的威脅(衝擊源)(threat)。如果海豚族群消失，社會便承受失去一珍稀物種與生物多樣性降低的衝擊。相對的，主體本身容易受到衝擊而產生傷害的程度，我們稱為脆弱度，

在海豚族群與社會之間也互相關聯。當海豚族群本身的脆弱度高時，社會在海洋生態與資源方面的脆弱度也會變高，而社會對保育海豚的認同不高，也會導致海豚族群的脆弱度升高。脆弱度可能來自兩大部分，一部份是主體本身(本質上)對衝擊的敏感程度(sensitivity)，即相同的衝擊，受傷程度較高者便較敏感，若主體本身能夠抵抗或忍受衝擊所造成的傷害，其敏感度則較低。另一部份，主體可以學習與加強躲避或抵抗衝擊傷害的能力，即調適能力(adaptive capacity)。當調適能力升高時，主體的脆弱度便可以降低。故降低脆弱度可以用降低敏感度或增加調適能力兩者之一或同時達成。以台灣西海岸的中華白海豚為例，族群本身的遺傳特性、固定的行為生態、棲地利用的時空條件是決定其敏感度的部分組成。而水底裝設海豚避險聲響系統、設立與學習使用人工洄游水道、改變食性與行為生態的能力等則是屬於調適的部份。故降低脆弱度主要是進行避開、預警與調整。

另一方面，我們也可以利用減少衝擊(或來源)的量來保育白海豚。衝擊的來源可以分為自然環境災害與人為產生的衝擊。所有可能會造成海豚族群潛在的衝擊源稱為威脅。讓衝擊不可能產生，即為預防，例如禁止進行會產生特定汙染或噪音的人為開發。當減緩(mitigation)的效果是將已產生的衝擊完全去除或抵銷，則為完全減緩。減緩在對環境自然產生的衝擊上效應有限，如氣候變異、風災、疾病的減緩；相對於人為產生的衝擊，後者我們則應有更大的責任去施行減緩的措施，且成效可以依願意投入的能量相對增加。減緩措施與提升調適能力一般都內含於整合性的管理策略與工具中。但在特定的衝擊產生時，常常要立即進行針對此特定衝擊的減緩或增加其調適能力，以免造成族群快速受到傷害。故於如工程開發、因應極端氣候發生時，應先行規劃與設置配套的減緩或調適措施。

以上皆是以既有族群為主體。當考量到可以直接增加族群量時，落在個體上的衝擊便會被稀釋，成為類似減緩或調適的效應。這部份的措施包括棲地或生態補償、人工繁殖、境外保育、或增加棲息地等。

根據以上理論的架構，保育政策的制定最後還取決於價值觀的設定。故針對台灣西海岸中華白海豚的保育政策決策機制，以保育為優先的價值觀，可有下面4點準則：

1. 當產生的衝擊確定或不確定經減緩與調適後，仍會導致族群生存無法永續，應優先採取預防的措施，並在環評、法規制定與經費分配中優先考量。

2. 應該實施足夠的減緩措施，並儘可能實施增加調適能力的措施以補減緩不足之處。
3. 決策不應以增加主體的代償機制為優先保育策略，或排除掉預防、減緩與調適的策略。代償機制適合作為維持族群永續量的保險措施。
4. 執法落實，教育推廣、合作夥伴關係與網絡建立與科學調查技術的改善是屬於社會性主體的減緩與調適作為，應長期持續實施。

本保育政策的架構，在落實管理面以整合性經營策略進行，結合不同的管理工具，如保護區、漁業管理、流域管理、淨灘、生態旅遊等，與減緩、調適措施。再依不同階段，擬定行動方案落實。

肆、衝擊威脅、脆弱度、減緩與調適

針對會影響台灣西海岸中華白海豚族群生存的潛在威脅，包括自然環境已有的衝擊源與人為造成的衝擊源。前者包括海岸環境的自然變遷，全球氣候變遷所帶來的衝擊與其它自然災害事件；後者則包括人為捕撈與開發海洋資源、填土破壞海洋棲地、海上活動噪音、海上與陸上的汙染排放、河口與流域環境的破壞等。因為中華白海豚在台灣西海岸乃呈現狹長型的分佈型態，跨越不同特性的生態棲地與海岸地區，故衝擊也隨著不同的地理空間有著不同的特性，且不同於香港或廈門單一整合棲地的情形。故以下依照不同地理區段所具有的衝擊種類、族群脆弱度與可行調適行為進行定性敘述，以為後續整合管理及與地方政府接合時之參考。完整的衝擊、減緩、調適分類請參照表二。

一、分區管理

區段一：苗栗龍鳳港以南至彰濱工業區(含)以北。本區段行政區包括三縣市，即苗栗縣、台中縣與彰化縣。自然環境可能產生的衝擊威脅包括氣候變遷、海岸與海底地形變遷、氣候變異導致食物量變少、極端氣候大水與颱風改變河口棲地物理環境等。人為產生的衝擊威脅主要為河域淡水量減少、不定點汙染源、海漂垃圾、突堤效應改變海岸與海底地形、港口航道船隻撞擊、工程噪音、爐石傾倒、海上發電、溫排水、漁撈活動、未規範之賞鯨豚活動。

區段二：彰濱工業區(不含)以南至麥寮港北堤(含航道)。本區段行政區域包

括彰化縣與雲林縣。自然環境可能產生的衝擊威脅包括氣候變遷、海岸與海底地形變遷、氣候變異導致食物量變少、極端氣候大水與颱風改變河口棲地物理環境等。人為產生的衝擊威脅主要為河域淡水量減少、不定點污染源、海漂垃圾、填海造陸使棲地消失或中斷海豚移動路線、突堤效應改變海岸與海底地形、港口航道、船隻撞擊、工程噪音、爐石傾倒、海上發電、溫排水、漁撈活動。

區段三：麥寮港北堤以南(不含航道)經台子村至外傘頂洲西側南端。本區段行政區域包括雲林縣與嘉義縣。自然環境可能產生的衝擊威脅包括氣候變遷、海岸與海底地形變遷、氣候變異導致食物量變少、極端氣候大水與颱風改變河口棲地物理環境等。人為產生的衝擊威脅主要為河域淡水量減少、不定點污染源、海漂垃圾、突堤效應改變海岸與海底地形、港口航道、船隻撞擊、工程噪音、爐石傾倒、海上發電、溫排水、漁撈活動、養殖漁業污染、設置蚵架影響海豚移動路線。

區段四：外傘頂洲東側北端以南至將軍港(含)以北。本區段行政區域包括嘉義縣與台南縣。自然環境可能產生的衝擊威脅包括氣候變遷、海岸與海底地形變遷、氣候變異導致食物量變少、極端氣候大水與颱風改變河口棲地物理環境等。人為產生的衝擊威脅主要為河域淡水量減少、不定點污染源、海漂垃圾、突堤效應改變海岸與海底地形、船隻撞擊、漁撈活動。本區段雖不屬中華白海豚分佈熱區，但仍有零星目擊紀錄。

伍、管理制度

一、法規

法規屬於管理制度面(法規、規範、執行)的第一層面。目前台灣已有野生動物保育法、環境影響評估法、漁業法、國家公園法、海洋污染防治法等各種法規與海域哺乳動物保育有關。本節整理所有相關的法規，並列表解釋其相關性，再以規定項目之類別整理細部條文，探討各法規所涵蓋的中華白海豚保育能量分布情形。

表三所示為我國主要與中華白海豚保育之相關法規，並列出其法規主旨及與中華白海豚保育相關性之解釋。此表所列之法規當中，其與中華白海豚保育之相關性及適用程度，以野生動物保育法及其施行細則最為密切。其餘各項法規則分

別屬於針對特定面向之範疇。

表四則依照各法規條文規定項目之類型整理，分類之依據為落實中華白海豚保育所需考量之指標性面向。根據此表之整理結果，可看出野生動物保育法條文中，涵蓋野生動物管理層級定義、棲地保護、開發行為管理、落實管理機制等多方面，並依施行細則給予更細部之管理說明，提供一廣且深之重要法源依據。環境影響評估法之條文內容主要與可能導致中華白海豚的生境受到衝擊的人類開發行為有關，故能量較集中於此，若能徹底執行將對減緩衝擊具有成效。漁業法係與中華白海豚棲地資源利用及管理較為相關，且漁業活動對中華白海豚的影響除造成食物攝取之競爭外，對中華白海豚個體直接之傷害(誤捕、撞擊、網具纏繞)更具威脅，故漁業法為保障中華白海豚棲地資源充足及安全性之重要法源。國家公園法條文內容之能量則集中於保護區設立與管理類型中，雖我國目前未有適用於海洋哺乳類保護區之專法，但本法可為執行保育工作與將來需設立中華白海豚保護區時之參考法源之一。海洋污染防治法之主旨為防治海洋汙染、保護海洋環境、維護海洋生態，而大部分海洋汙染主要來源係因人類活動所產生，故此法主要於開發行為利用管理面向提供能量，適以降低威脅造成之衝擊，進而維護中華白海豚之存續。海岸巡防法提供我國海上執法機關海岸巡防署落實漁業巡護及海洋資源保護之主要法源，同時執行漁業法中相關漁業作業規定事項，為中華白海豚棲地資源利用與管理提升落實之效力。

具有完善的法規結構，才能提供保育制度面最高落實能量之依據。管理制度面之第一層面具備之後，其他規範可提供法規不足之補充，而第三層面執行之落實與否，往往造成法規、規範所規定項目能否將管理能量徹底發揮之關鍵。

二、執行的流程與效力

野生動物保育法中雖有明訂在野生動物重要棲息環境有特別保護必要者，地方主管機關得劃定為野生動物保護區，但國內目前未有海洋野生動物保護區設立之正式案例，尤其中華白海豚為海上移動性哺乳類野生動物，保護區將跨越數個地方行政區域，應由中央機關統籌作整合性之規劃。

另野生動物保育法第 11 條規定「經劃定為野生動物保護區之土地，必要時，得依法徵收或撥用，交由主管機關管理。未經徵收或撥用之野生動物保護區土地，其所有人、使用人或占有人，應以主管機關公告之方法提供野生動物棲息環

境；在公告之前，其使用、收益方法有害野生動物保育者，主管機關得命其變更或停止。但遇有國家重大建設，在不影響野生動物生存原則下，經野生動物保育諮詢委員會認可及中央主管機關之許可者，不在此限。」

中華白海豚棲息之西海岸為我國工業區熱門選址之地，且易受政治、經濟利益、國家政策等社會因素，造成這些大型工業區之設立，躍升為國家重大開發案之層級。從目前我國執行環境影響評估法的效力來看，如遇國家大型開發案，開發案雖已依照環境評估法實施環境影響評估，但無論評估結果會對野生動物之生存環境造成多大的衝擊，為了國家經濟建設之發展，通常該重大開發案仍能以執行國家經濟政策為背書，持續工程興建及運作。這方面的執行仍有決策改善的空間。

台灣西部沿海過漁情形愈趨嚴重，漁業資源不足可能造成中華白海豚食物來源短缺。漁業署實施之休漁補助政策是否達到保護資源之功效需要重新檢視，必要時須加以修正，萬萬不可開放三海涇禁止拖網政策。

海巡署雖為海上執法之機關，但其主要業務多著重於維護我國海域安全的範疇，有關漁業巡護、漁業資源保育及海洋環境維護的作業目前未能徹底執行，原因之一是其未有立即開立罰單之權責，只能提報各縣市政府，不僅無時效也容易流於因地方文化、人情施壓，而有鬆散。

中華白海豚保育之管理制度，因涉及範圍為多面向，包括適宜法規訂定、工程建設之污染防治、棲地生態資源保護、及落實執法等。雖現已有涵蓋各管理面向之法規結構，且各權責相關單位也已投入經費，提供中華白海豚保育的調查及推動工作，但目前的現況為各相關單位各自獨立進行某部份工作，容易有疊床架屋且可能造成資源浪費的情形發生，故現在需要各單位角色之協商整合並落實執行各管理事項，保育中華白海豚的整體規劃才能完善。

陸、整合性經營策略

依據國外案例、保育政策架構與科學調查證據，本計畫建議三大主要的保育策略，(一)族群與環境衝擊之長期監測，(二)衝擊減緩與族群存續脆弱度之降低，(三)教育推廣網絡與管理制度之建立，以長期計畫(Programme)的方式規劃，各作法項目如下。

Programme I:族群與環境衝擊之長期監測

1.族群監測

(1)從海上監測

(2)從陸上監測或以被動聲音追蹤方式監測

(3)事件資訊整合詮釋

(4)時空分布與環境因子的關係

a. 建立族群的時空資料

Level 1 熱區 (hot areas) -海豚出現次數最多或繁殖與覓食地點。

Level 2 廊道 (corridor) -族群遷徙必須使用的空間。

b. 建立衝擊的時空資料 (表 5)

Category A 已調查確定無明顯的衝擊 (surveyed, no impacts)

Category B 已調查確定有明顯的衝擊 (surveyed, impacts)

Category C 已調查但無法確定是否有衝擊 (surveyed, uncertain)

Category D 還未調查的 (no survey)

c. 建立區域管理的時空資料

Type A 重要棲息地 (critical habitat)

Type B 保護區 (protected areas)

Type C 白海豚分佈地區(全域) (whole range)

(5)管理措施執行的成效

2.衝擊監測

(1)衝擊程度的優先順序

(2)實際的衝擊值整合

(3)排除確定沒有明顯衝擊的地點

Programme II:衝擊減緩與族群存續脆弱度之降低

1.減緩措施降低敏感度

2.增加海豚調適能力

3.與白海豚棲地重疊的近岸漁業

(1)現有的資源管理制度與執行

(2)設置新的管制措施

Programme III:教育推廣網絡與管理制度之建立

1.建立環評與監測的標準

2.野保法新增海洋哺乳類保育的專章

3.建立 NGOs 參與教育推廣的網絡

4.建立中華白海豚保育的國際合作平台

5.白海豚保育執行小組

表一：台灣現行白海豚保育相關法規及施行年份

年份	相關法規名稱
1989	野生動物保育法
1990	野生動物保育法施行細則
1995	行政院農業委員會野生動物保育諮詢委員會設置辦法
1994	環境影響評估法
1995	環境影響評估法施行細則
1995	開發行為應實施環境影響評估細目及範圍認定標準
1997	開發行為環境影響評估作業準則
2000	政府政策環境影響評估作業辦法
1929	漁業法 (最近修正 2009/11/12)
1972	國家公園法
2000	海洋汙染防治法
2000	海岸巡防法

表二：衝擊、減緩、調適分類

類別	威脅和衝擊	減緩措施	調適/代償
人為因素	網具纏繞	清除海中飄流網具	
	過漁使海豚食餌不足	網具限制、劃設保護區 (禁漁區)	魚苗流放
	誤捕(底拖網、流刺網、 三層網、快速網)	網具限制、劃設保護區 (禁漁區)	
	航道船隻往來造成直接 撞擊、噪音	海豚重要棲地禁航、航 速限制	
	海漂垃圾	加強取締不明及不當 海拋行為、清除垃圾	
	突堤效應改變海岸與海 底地形，阻擋海豚移動	改變突堤設計	設立洄游通 道
	軍事活動	避開海豚重要棲地	預警系統
	油汙染	加強管制可能之油污 染源、提高清除油污染 效率	
	海底或海岸工程水下噪 音	改善工程技術、即時停 工機制	預警系統
	流域工程(水庫興建、攔 水壩興建、工廠取水)使 河川淡水量減少	減少水壩與工廠數 量、水土保持	

續表二：衝擊、減緩、調適分類

類別	威脅和衝擊	減緩措施	調適/代償
人為因素	工業污染(廢水及廢氣化學物質排放、溫排水、重金屬排放、爐石傾倒)	減少污染排放量、修訂排放標準、提高廢水及廢氣處理成效	棲地代償
	農業污染(有機物質排放)	增加有機農業耕作	
	生活廢水排放	減少污染排放量、修訂排放標準提高廢水處理成效	
	填海造陸、抽砂使河口棲地物理環境改變、影響海豚及食餌分布	降至最小填海面積、避開海豚重要棲息環境區域	棲地代償
	海上發電	降至最小面積、避開海豚重要棲息環境區域	避警系統
	養殖漁業	避開海豚重要棲息環境區域	發展生態友善養殖
	不當賞豚活動	訂定賞豚規則、落實管制	設定觀賞範圍
自然因素	海岸與海底地形變遷	沒有資料	
	海底地震	沒有資料	
	颱風改變河口棲地物理環境	沒有資料	
	傳染病	沒有資料	
	極端氣候大雨	沒有資料	

表三：相關的法規列表與解釋

相關法規名稱	法規主旨	與中華白海豚保育相關性之解釋
<p>野生動物保育法(98年7月8日修正)</p>	<p>保育野生動物，維護物種多樣性，與自然生態之平衡。</p>	<p>為我國野生動物保育之主要法源，與中華白海豚保育之相關性最為密切。法規共有6章節，分別對中央與地方主管機關、各野生動物保育分類層級進行定義及說明，並提供彙集社會資源進行中華白海豚保育管道的法源。在保育工作內容方面，包括對中華白海豚棲地保護、範圍、設立保護區之程序與開發協調之準則、相關禁止事項與學術研究程序、保育警察之設置、保育團體與活動之鼓勵、輸出入原則皆有規定。最後則針對落實野生動物保育管理項目及各違法事項訂定規定與罰則。本法與中華白海豚保育相關性最為密切。</p>
<p>野生動物保育法施行細則(94年8月8日修正)</p>	<p>依野生動物保育法第56條之規定，由中央主管機關(行政院農委會)訂定其施行細則，提供落實保育工作細項之法源。</p>	<p>為針對野生動物保育法各條及各項內容做詳述及細部規定。共有5章節，其內容皆提供野生動物保育法更為周全之說明。</p>

續表三：相關的法規列表與解釋

相關法規名稱	法規主旨	與中華白海豚保育相關性之解釋
環境影響評估法(92年1月8日修正)	預防及減輕開發行為對環境造成不良影響，藉以達成環境保護之目的。	為我國實施環境影響評估之主要法源。而中華白海豚棲地與西海岸開發利用區域有高度重疊現象，並已造成對中華白海豚之衝擊。本法共有4章節，針對應實施環境影響評估之開發行為作定義，及實施、審查及監督方式之說明。該定義主要對中華白海豚有相關影響的有：一、工廠之設立及工業區之開發，二、港灣之開發，三、蓄水、供水、防洪排水工程之開發，四、環境保護工程之興建。
漁業法(97年1月9日修正)	保育、合理利用水產資源，提高漁業生產力，促進漁業健全發展，輔導娛樂漁業，維持漁業秩序，改進漁民生活。	為我國漁業資源管理之主要法源。中華白海豚主要食物來源為近海魚類及其他甲殼類、頭足類資源，而漁業捕撈行為不但造成中華白海豚食物來源之競爭，其作業時可能造成的直接衝擊(誤捕、撞擊、網具纏繞等)已對中華白海豚造成影響。本法共有7章節，針對水產資源利用之內容做規定，其中提及娛樂漁業管理及水產資源保育管理之項目與中華白海豚保育之相關性最為密切。
國家公園法(61年6月13日公布)	保護國家特有之自然風景、野生動物及史蹟，並供國民之育樂及研究。	設立國家公園為我國落實重要文化、自然資產保護工作形式之一，本法即為主要法源。條文中針對國家公園之選定標準、區域內劃分及管理項目、禁止及可利用資源管理之事項做規定，最後為罰則說明。雖設立保育中華白海豚之國家公園並不合現狀考量與策略方向，但由於我國目前未有適用於海洋哺乳類保護區之專法，故本法可為執行保育工作之參考法源之一。

續表三：相關的法規列表與解釋

相關法規名稱	法規主旨	與中華白海豚保育相關性之解釋
海洋污染防治法(89年11月1日公布)	防治海洋污染，保護海洋環境，維護海洋生態，確保國民健康及永續利用海洋資源。	為管理及維護我國海洋環境依據之重要法源。台灣西海岸之土地開發、水資源利用、水產資源利用等行為會對中華白海豚的生存造成不同面向及程度之影響。本法共有9章節，針對海域工程、油污染及陸源污染物排放作規定，最後並說明罰則。值得一提的是，本法並無提及可能對中華白海豚造成回聲系統受到干擾之水下噪音污染防止與管制內容。
海岸巡防法(89年1月26日公布)	維護台灣地區海域及海岸秩序，與資源之保護利用，確保國家安全，保障人民權益。	海岸巡防署為我國海上執法之機關，本法即為海巡署落實我國海域安全、資源保護等海域相關任務之主要法源。其中與中華白海豚保育相關工作項目為：漁業巡護及漁業資源之維護事項，與海洋環境保護及保育事項。

表四：法規的功能分類

類別	法規名稱	條文	內容
與中華白 海豚相關 重要定義	野生動物保 育法	第 3 條 第 1 項 第 3 款	瀕臨絕種野生動物：係指族群量降至危險標準，其生存已面臨危機之野生動物。
		第 4 條 第 1 項 第 1 款	保育類：指瀕臨絕種、珍貴稀有及其他應予保育之野生動物。
	漁業法	第 41 條 第 1 項	本法所稱娛樂漁業，係指提供漁船，供以娛樂為目的者，在水上或載客登島嶼、礁岩採捕水產動植物或觀光之漁業。
	國家公園法	第 8 條 第 1 項 第 1 款	本法有關主要名詞釋義如左： 一、野生物：係指於某地區自然演進生長，未經任何人工飼養、撫育或栽培之動物及植物，而為自然風景主要構成因素。
	海洋汙染防 治法	第 3 條 第 1 項 第 10 款	污染行為：指直接或間接將物質或能量引入海洋環境，致造成或可能造成人體、財產、天然資源或自然生態損害之行為。
棲地資源 利用與管 理	野生動物保 育法	第 8 條 第 1 項	在野生動物重要棲息環境經營各種建設或土地利用，應擇其影響野生動物棲息最少之方式及地域為之，不得破壞其原有生態功能。必要時，主管機關應通知所有人、使用人或占有人實施環境影響評估。

續表四：法規的功能分類

類別	法規名稱	條文	內容
棲地資源利用與管理	漁業法	第 29 條 第 1 項	有左列各款情形之一者，主管機關得變更或撤銷其漁業權之核准，或停止其漁業權之行使： 一、國防之需要。 二、土地之經濟利用。 三、水產資源之保育。 四、環境保護之需要。 五、船舶之航行、碇泊。 六、水底管線之鋪設。 七、礦產之探採。 八、其他公共利益之需要。
		第 37 條	有左列各款情形之一者，主管機關得對各特定漁業之漁船總船數、總噸數、作業海域、經營期間及其他事項，予以限制： 一、水產資源之保育。 二、漁業結構之調整。 三、國際漁業協定或對外漁業合作條件之限制。
	海岸巡防法	第 4 條 第 1 項 第 7 款	巡防機關掌理下列事項： 七、執行事項： (一) 海上交通秩序之管制及維護事項。 (二) 海上救難、海洋災害救護及海上糾紛之處理事項。 (三) 漁業巡護及漁業資源之維護事項。 (四) 海洋環境保護及保育事項。

續表四：法規的功能分類

類別	法規名稱	條文	內容
開發行為利 用與管理	野生動物保 育法	第 8 條 第 3 項	既有之建設、土地利用或開發行為，如對野生動物構成重大影響，中央主管機關得要求當事人或目的事業主管機關限期提出改善辦法。
		第 9 條 第 1 項	未依前條第 1 項規定實施環境影響評估而擅自經營利用者，主管機關應即通知或會同目的事業主管機關責令其停工。其已致野生動物生育環境遭受破壞者，並應限期令當事人補提補救方案，監督其實施。
		第 11 條 第 2 項	未經徵收或撥用之野生動物保護區土地，其所有人、使用人或占有人，應以主管機關公告之方法提供野生動物棲息環境；在公告之前，其使用、收益方法有害野生動物保育者，主管機關得命其變更或停止。但遇有國家重大建設，在不影響野生動物生存原則下，經野生動物保育諮詢委員會認可及中央主管機關之許可者，不在此限。

續表四：法規的功能分類

類別	法規名稱	條文	內容
開發行為利用與管理	環境影響評估法	第 5 條 第 1 項	<p>下列開發行為對環境有不良影響之虞者，應實施環境影響評估：</p> <ul style="list-style-type: none"> 一、工廠之設立及工業區之開發。 二、道路、鐵路、大眾捷運系統、港灣及機場之開發。 三、土石採取及探礦、採礦。 四、蓄水、供水、防洪排水工程之開發。 五、農、林、漁、牧地之開發利用。 六、遊樂、風景區、高爾夫球場及運動場地之開發。 七、文教、醫療建設之開發。 八、新市區建設及高樓建築或舊市區更新。 九、環境保護工程之興建。 一〇、核能及其他能源之開發及放射性核廢料儲存或處理場所之興建。 一一、其他經中央主管機關公告者。

續表四：法規的功能分類

類別	法規名稱	條文	內容
開發行為利用與管理	環境影響評估法	第 6 條	<p>開發行為依前條規定應實施環境影響評估者，開發單位於規劃時，應依環境影響評估作業準則，實施第一階段環境影響評估，並作成環境影響說明書。</p> <p>前項環境影響說明書應記載下列事項：</p> <ol style="list-style-type: none"> 一、開發單位之名稱及其營業所或事務所。 二、負責人之姓名、住、居所及身分證統一編號。 三、環境影響說明書綜合評估者及影響項目撰寫者之簽名。 四、開發行為之名稱及開發場所。 五、開發行為之目的及其內容。 六、開發行為可能影響範圍之各種相關計畫及環境現況。 七、預測開發行為可能引起之環境影響。 八、環境保護對策、替代方案。 九、執行環境保護工作所需經費。 一〇、預防及減輕開發行為對環境不良影響對策摘要表。
		第 28 條	<p>本法施行前已實施而尚未完成之開發行為，主管機關認有必要時，得命開發單位辦理環境影響之調查、分析，並提出因應對策，於經主管機關核准後，切實執行。</p>

續表四：法規的功能分類

類別	法規名稱	條文	內容
開發行為利用與管理	海洋污染防治法	第 15 條 第 1 項	公私場所非經中央主管機關許可，不得排放廢（污）水於海域或與海域相鄰接之下列區域： 一、自然保留區、生態保育區。 二、國家公園之生態保護區、特別景觀區、遊憩區。 三、野生動物保護區。 四、水產資源保育區。 五、其他經中央主管機關公告需特別加以保護之區域。
保護區設立與管理	野生動物保育法	第 10 條 第 1 項	地方主管機關得就野生動物重要棲息環境有特別保護必要者，劃定為野生動物保護區，擬訂保育計畫並執行之；必要時，並得委託其他機關或團體執行。
		第 10 條 第 3 項	中央主管機關認為緊急或必要時，得經野生動物保育諮詢委員會之認可，逕行劃定或變更野生動物保護區。
		第 11 條 第 1 項	經劃定為野生動物保護區之土地，必要時，得依法徵收或撥用，交由主管機關管理
	國家公園法	第 6 條 第 1 項 第 1 款	國家公園之選定標準如左： 一、具有特殊自然景觀、地形、地物、化石及未經人工培育自然演進生長之野生或子遺動植物，足以代表國家自然遺產者。

續表四：法規的功能分類

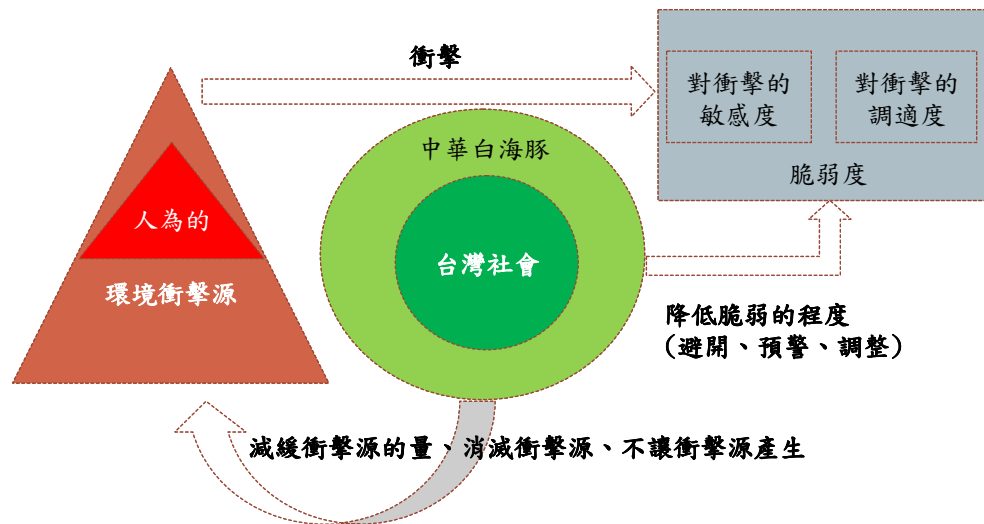
類別	法規名稱	條文	內容
保護區設立 與管理	國家公園法	第 8 條 第 1 項 第 7、8 款	七、特別景觀區：係指無法以人力再造之特殊天然景緻，而嚴格限制開發行為之地區。 八、生態保護區：係指為供研究生態而應嚴格保護之天然生物社會及其生育環境之地區。
		第 12 條	國家公園得按區域內現有土地利用型態及資源特性，劃分左列各區管理之： 一、一般管制區。 二、遊憩區。 三、史蹟保存區。 四、特別景觀區。 五、生態保護區。
相關管理及 研究人員配 置	野生動物保 育法	第 5 條 第 1 項	中央主管機關為保育野生動物，設野生動物保育諮詢委員會。
		第 6 條	中央主管機關為加強野生動物保育，應設立野生動物研究機構，並得委請學術研究機構或民間團體從事野生動物之調查、研究、保育、利用、教育、宣揚等事項。
	環境影響評 估法	第 3 條 第 1 項	各級主管機關為審查環境影響評估報告有關事項，應設環境影響評估審查委員會

續表四：法規的功能分類

類別	法規名稱	條文	內容
相關管理及 研究人員配 置	漁業法	第 17 條 第 1 項	主管機關應依據漁業生產資源，參考礦產探採、航行、水利、環境保護及其他公共利益，對公共水域之漁業權漁業作整體規劃，並擬訂計畫，每年定期公告，接受申請。
	國家公園法	第 21 條	學術機構得在國家公園區域內從事科學研究。但應先將研究計畫送請國家公園管理處同意。
		第 22 條	國家公園管理處為發揮國家公園教育功效，應視實際需要，設置專業人員，解釋天然景物及歷史古蹟等，並提供所必要之服務與設施。

表五：衝擊監測與因應措施 (分 4 類措施)

類型	調查	衝擊	執行管理重點	行動 (actions)
A.	+	-	確定白海豚族群未受到衝擊的時空資料	監測環境因子 (monitoring) 防止新的衝擊進入 (prevention)
B.	+	+	確定衝擊的種類與規模	建立減緩的措施 (mitigation) 加強調適能力 (adaptation)
C.	+	?	解決無法得知資訊的困難	提昇研究能力 (research capacity) 監測環境因子 (monitoring) 防止新的衝擊進入 (prevention)
D.	-	?	優先進行調查	



圖一：中華白海豚保育的政策論述架構