

金門海域中華白海豚生態調查報告(三)

金門國家公園管理處委託研究報告(100)

金門海域中華白海豚生態調查(三)

金門國家公園管理處委託研究報告

中華民國 100 年 12 月

(本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見)

國科會 GRB 編號：

PG10001-0137

金門海域中華白海豚生態調查(三)

受託單位：中華民國國家公園學會

研究主持人：周蓮香

研究人員：吳彥頡、張維倫、余欣怡

金門國家公園管理處委託研究報告

中華民國 100 年 12 月

(本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見)

謝 辭

本研究得以完成，要感謝許多人的協助。首先感謝營建署國家公園組林前組長義野及金門國家公園管理處陳處長茂春、曾前處長偉宏支持這三年的中華白海豚生態調查計畫。調查期間，承金門國家公園管理處盧副處長淑妃、保育研究課邱課長天火、陳淑靈小姐實務上的協助；以及中華民國國家公園學會徐雅慧小姐、王潔婷小姐等人熱心協助行政業務，董瑞生船長在海上調查與漁民訪談作業上盡心提供協助。特別感謝廈門國家海洋局第三海洋研究所黃宗國研究員、山東大學威海分校祝茜教授、汕頭大學劉文華教授協助報告修改。感謝吳彥頡、張維倫、余欣怡、林子皓、葉志慧、林明慶、林思瑩、王俊傑、柯孟辰、郭祥廈、劉明章、陳飛龍、王忠斌等實驗室同仁，多次隨行至金門協助執行調查工作，以及協助資料收集與報告撰寫，使本計畫能順利完成，在此謹致上最高的謝意。

目次

表次	III
圖次	V
摘要	VII
第一章、緒論	1
第一節、研究緣起	1
第二節、研究目的	5
第三節、研究進度	7
第二章、研究方法	9
第一節、海上調查	9
第二節、資料分析	11
第三章、文獻彙整	15
第一節、分類與分佈	15
第二節、族群量與密度	20
第三節、棲地相關研究	22
第四節、鄰近族群的研究發展概況	25
第四章、研究發現	37
第一節、今年調查結果	37
第二節、三年整合結果	40
第三節、討論	54
第五章、結論與建議	65
第一節、結論	65

第二節、建議	66
附錄一、2010 年金門與廈門中華白海豚族群照片比對之四隻相同個體照片集	66
附錄二、期中審查會議記錄	71
附錄三、期中審查會議記錄	75
參考書目	79

表次

表 1-1	、研究進度表	· · · · ·	7
表 3-1	、駝海豚屬的兩種分類方式差異比較表	· ·	17
表 3-2	、 <i>S. chinensis</i> 、 <i>S. plumbea</i> 、 <i>S. teuszii</i> 分類特徵上的比較表	· · · · ·	18
表 3-3	、中華白海豚在國際上族群量與豐度相關的研究	· · · · ·	21
表 4-1	、四條航線的出海航程平均總時間與努力量時間、平均航行總距離與努力量距離	· · · · ·	38
表 4-2	、各航線航程環境因子平均值	· · · · ·	38
表 4-3	、三年金門海域調查發現率結果比較	· · ·	40
表 4-4	、金門海域中華白海豚目擊群體之環境因子		43
表 4-5	、金門海域環境因子結果比較	· · · · ·	44
表 4-6	、金門海域中華白海豚群體資訊	· · · · ·	44
表 4-7	、金門水域分區船隻數量比例表	· · · · ·	45
表 4-8	、金門與廈門族群比對相同個體列表	· · ·	51
表 4-9	、使用 POPAN 考慮不同參數模型結果	· ·	52
表 4-10	、MARK 軟體計算族群量結果	· · · · ·	53

圖次

圖 1-1	、進度甘特條型圖	7
圖 2-1	、2011 年金門海域的五條鯨豚調查航線圖	10
圖 3-1	、 <i>Sousa</i> 根據 Rice(1998)以及 IWC(2006)分類方式的分布與分類地圖	15
圖 3-2	、中華白海豚	18
圖 3-3	、鉛色駝海豚	18
圖 3-4	、大西洋駝海豚	19
圖 3-5	、龍鼓洲海岸公園與白海豚自然保護區	28
圖 3-6	、廈門市三大自然保護區	31
圖 3-7	、廈門海洋珍稀物種國家級自然保護區(中華白海豚範圍)	32
圖 4-1	、中華白海豚與江豚的紀錄目擊分佈圖	38
圖 4-2	、中華白海豚的目擊軌跡	39
圖 4-3	、中華白海豚與江豚三年紀錄目擊分佈圖	41
圖 4-4	、金門海域水深與海豚目擊紀錄分佈圖	42
圖 4-5	、金門海域水深與中華白海豚目擊軌跡圖	42
圖 4-6	、金門海域中華白海豚目擊位置水深分佈圖	43
圖 4-7	、中華白海豚目擊行為紀錄比例圖	47
圖 4-8	、三年共 39 趟調查的中華白海豚個體累積隻數	48
圖 4-9	、辨識個體隻數累積圖(以目擊資料計算)	48

圖 4-10、目擊次數頻度圖	49
圖 4-11、連結係數頻度圖	50
圖 4-12、2009-2011 金門海域中華白海豚 37 隻個體年齡結構	50

摘 要

關鍵詞：族群、穿越線調查、照片辨識、標識-再捕捉

一、研究緣起

中華白海豚(*Sousa chinensis*)多見於沿岸水深二十公尺以內的水域，因棲地鄰近人類開發區域，易受到直接或間接的人為活動衝擊，其保育重要性已受到國際上的注意，香港與中國大陸，近十年來紛紛設立中華白海豚保護區，大陸更選擇在鄰近金門的廈門水域設立一國家級保護區。然而金門族群過去卻缺乏系統性的科學研究，亟待建立其基本生態資料，以供未來保育措施之擬定。本計畫以三年期間分區完成金門島附近海域的鯨豚資源調查。

二、研究方法及過程

本水域有系統的海上調查始於 2009 年，以穿越線模式在大金門島四周海域分為五個區塊進行調查。前兩年完成了大金門島西側與北側共 25 趟調查，今年再進行 14 趟調查，主要是以南側及東側的海域為調查範圍。當發現中華白海豚時，我們對其進行拍照、攝影與記錄其相關資料，所取得的個體資料在後續透過照片進行個體辨識分析(Photo-identification)，另用 MARK 軟體 POPAN Jolly-Seber 模型估算中華白海豚在金門調查範圍的族群量，並以 half-weight association index(HWI)來計算不同個體間的彼此關係強度。

三、重要發現

今年執行南側及東側的海域調查 10 趟期間沒有任何中華白海豚的目擊，因此將剩餘四趟改成調查大金門島北側海域，其中三趟目擊中華白海豚共 7 群次(有效目擊 4 群次)。整合三年的 39 趟海上調查結果共有 18 群次的中華白海豚紀錄，均發現於大金門島北側附近海域，而 3 群次的江豚卻都出現在大金門島的南側水深較深的海域；兩種海豚似乎有棲地隔離的現象。藉由照相辨識法，總共辨認出 37 隻中華白海豚個體，29 隻非嬰幼個體，8 隻嬰幼個體是以其母豚來辨識，金門的族群年齡結構以青少年為主(佔 59%)，老年期特別少(3%)，三年內也目擊許多幼年個體(8 隻，22%)，整體上族群間個體的關係並不緊密。以 POPAN Jolly-Seber 模型估算金門海域的中華白海豚族群大小為 36 ± 5 隻。透過照片比對顯示金門的中華白海豚族群與廈門的中華白海豚有族群間的交流，但與台灣的族群個體尚未發現有相同者。

四、建議事項

立即可行建議

建議一 加強教育文宣工作：立即可行建議。

主辦機關：金門國家公園管理處

協辦機關：中華民國國家公園學會

金門的中華白海豚族群很小且脆弱，亟須加強教育文宣工作，例如研究資料在學術性期刊正式發表，亦可在科普相關的刊物或網站發表，另外印製精美摺頁或明信片可以吸引民眾的注意與喜愛。

建議二 推動中華白海豚保育觀念，儲備地方人才與人力：立即可行建議。

主辦機關：金門國家公園管理處

協辦機關：中華民國國家公園學會

在中華白海豚的保育推動上，建議讓金門本地居民對保育類的中華白海豚有更深的認識；舉辦志工工作坊訓練，可儲備未來長期監測工作的地方人才與人力。

中長期建議

建議三 未來建議選擇西北側、北側海域進行金門中華白海豚的監測：中長期建議。

主辦機關：金門國家公園管理處

協辦機關：中華民國國家公園學會

金門的中華白海豚正面臨高度威脅，宜建立監測系統。有鑑於本研究所做出的結果當中顯示中華白海豚主要發現於大金門島西北側海域，未來白海豚在金門的監測可以選擇在此處進行。除了目視調查外，可以採用聲音偵測儀器來監測中華白海豚的聲音，此法較不受天候影響，可以蒐集四季變化的資訊。

建議四 使用聲音偵測儀器測量抽砂船之噪音，評估對白海豚的影響：中長期建議。

主辦機關：金門國家公園管理處

協辦機關：中華民國國家公園學會

在抽砂船對中華白海豚的影響方面，未來也可用聲音偵測儀器測量其噪音，評估其對白海豚生態的可能衝擊。

建議五 與廈門相關單位進行合作：中長期建議。

主辦機關：金門國家公園管理處

協辦機關：中華民國國家公園學會

未來可考慮與廈門相關單位進行合作，以全面深入了解金廈海域的中華白海豚族群動態。

ABSTRACT

Keywords: population, transect line method, photo-identification, mark-recapture

Chinese white dolphins, *Sousa chinensis*, are mostly active in waters shallower than 20 meters. As such, their habitats are often located in close proximity to the coastal regions of high concentration of human developments and activities. The level of anthropogenic stress on the species has drawn considerable international attention to its conservation. Over the past decade, a series of marine protected areas have been established in Hong Kong and China, including a national marine protected area created in Xiamen. A comprehensive systematic research on the population of the Chinese white dolphin in Kinmen, however, is still lacking. Of particular urgency is the need to investigate the ecological aspects of this population. The current three-year survey of the Chinese white dolphin in Kinmen has been conducted to meet these goals.

The transect line survey covers the waters surrounding Kinmen that are segmented into 5 regions. In the first two years of the study, 25 surveys were completed in the northwestern Kinmen waters. Another 14 surveys were conducted this year (2011) in southeastern Kinmen waters. Upon sighting, photographs, and videos of the dolphin groups were taken, and related information recorded.

The photographs were then analyzed using the photo-identification method, and the population size of the Chinese white dolphins was estimated using the “MARK” software. The strength of association was also measured by the half-weight association index in the “SOCPROG” program.

Except for one encounter with a finless dolphin, no Chinese white dolphins were sighted in the southeastern Kinmen waters during the first 10 surveys of the year. The last four surveys were therefore moved to the northwestern Kinmen waters, where seven groups of Chinese white dolphins were sighted.

The data of the three-year survey shows that all of the total of 18 Chinese white dolphin groups were sighted in the northern Kinmen waters, while three groups of finless dolphins were sighted in the southern waters. The data suggests that possible habitat segregation exists between the two species, with the finless dolphins active in the deeper waters. Based on photo-identification, we identified 37 Chinese white dolphin individuals in total; the majority (59%) of the population was of the mottled- and speckled- stage, and the unspotted adults were few (5%). In addition, at least eight calves (22%) were sighted over the three-year study. Based on POPAN Jolly-Seber model, the population size was estimated with a value of 36 ± 5 . In general the associations among the individuals were not strong.

No identical dolphin has been found between the catalogs of the Taiwanese and Kinmen populations of the Chinese white dolphins. In contrast, identical Chinese white dolphins have been found in Kinmen and Xiamen waters, indicating possible contacts between the two populations.

This study recommends both immediate and long-term conservation strategies as follows.

Immediate conservation strategies:

1. Strengthen public awareness by publications.
2. Host workshops to increase and recruit local man power for public awareness on conservation of Chinese white dolphins.

Long-term conservation strategies:

1. Build a long-term monitoring system of Chinese white dolphins in the northwestern Kinmen waters. To provide comprehensive, year-round monitoring, passive acoustic monitor (PAM) is to be applied to detect seasonal and yearly movement patterns of the Chinese white dolphins.

2. Noise level of the sand pump dredgers in these waters should be monitored and measured as well by the PAM against the hearing ability of dolphins. Both data are to be used to determine the impact of the dredgers on dolphins.
3. Conservation of this population also requires cooperation between Kinmen and Xiamen administrations to ensure effective management and optimal results.

第一章 緒 論

第一節 研究緣起

中華白海豚(*Sousa chinensis*)的背鰭下方及後緣為駝峰狀，又分布範圍主要在印度洋和太平洋，因此其俗名稱作「印太洋駝海豚(Indo-Pacific humpback dolphin)」。剛出生時全身呈現均勻的灰黑色，隨著年齡增長，體色逐漸轉淡並出現斑點，老年時斑點則近乎消失，透出皮下微血管的粉紅色(Jefferson and Karczmarski, 2001)，故又被稱為「中華白海豚(Chinese white dolphin)」或「粉紅海豚(pink dolphin)」。在廈門的漁民俗稱中華白海豚為「媽祖魚」(傳說牠們在媽祖生日時會出現前來朝拜)或「鎮港魚」，而台灣本島和金門漁民則稱其為「白鯪」(台語發音為「白吳」)或「白海豬」，在 2005 年的兩岸會議上通過將此物種通稱為「中華白海豚」。

中華白海豚分佈於華南長江以南、經印度半島到澳洲、東非沿岸水深二十公尺以內水域(Hung and Jefferson, 2004; Jefferson and Karczmarski, 2001; Karczmarski *et al.*, 2000)，因鄰近人類高度開發區域，導致白海豚容易受到直接或間接的衝擊，如環境污染、棲地破壞、船隻撞擊、漁網纏繞等。廢水排放與噪音污染為影響中華白海豚環境污染方面的主要因子。如香港水域的工業廢水排放導致水質惡化，使中華白海豚體內 DDT、汞和 BT(butyltin)的含量過高而影響其身體健康與族群繁衍(Parsons, 2004)。而廈門水域也因為工業廢水的污染使得當地中華白海豚擁有高濃度的重金屬(如汞、鉛、鎘、砷等)含量(邊等, 民 96)。此

外，中華白海豚主要以聲納回聲定位進行覓食與探索環境，並以複雜的聲音互相溝通，故海岸開發所產生的噪音可能干擾中華白海豚正常生活，甚至影響生存。同時海岸開發過程中進行的挖沙或填土等工程，會導致中華白海豚的棲地遭受破壞，隨著棲地逐漸消失，其族群數量也會銳減。船隻的密集活動或是漁網的佈放是造成中華白海豚意外傷害的主因，周蓮香(2007)與 Wang 等(2004)的調查發現，台灣西部將近 10-30% 中華白海豚身上有疑似人為造成如網具纏繞、船槳打傷等傷痕。

基於中華白海豚族群量稀少，棲地又面臨破壞與干擾，因此保育工作成為國際的焦點。世界鯨豚保育協會(WDCS)在 2007 年五月特別指出台灣西海岸的中華白海豚已近絕種，2008 年八月 IUCN 紅皮書也將台灣西海岸的中華白海豚族群收錄 Critically Endangered (CR，瀕臨滅絕)等級保育類動物，在中國大陸也將該種列為國家一級保護動物。近十年來，香港與中國大陸瞭解到中華白海豚保育的迫切性，紛紛成立保護區以保育中華白海豚。香港於 1996 年首先於中華白海豚主要活動範圍成立沙洲及龍鼓洲海岸公園，至目前為止已經成立七個相關保護區：包括兩個國家級保護區、一個省級保護區以及在廣東省內至少四個市級保護區。而大陸則有兩個國家級保護區，其中一個在鄰近金門的廈門水域，自 1994 年以來，廈門當局已投入許多研究與人力物力，研究發現族群量很小(86 隻，Chen *et al.*，2008；76 隻，Chen *et al.*，2009)，且為開放族群，至少會洄游至金門水域，可見其保育之重要性。

繼 Wang(2007)粗估台灣西部沿海的中華白海豚族群量平均 99 隻(範圍 37-266 隻)後，近五年來周蓮香團隊對於台灣海峽東部的中華白海豚族群生態因有持續調查而有初步的認識，族群數量的確很小約 75-86 隻(周，民 98b；周，民 99b；周等，民 100)，分佈於苗栗至台南沿海離岸 0.04-5.9 公里的範圍，水深約 32 公尺以內(95%在 15 公尺以內)；其中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(photo-identification)後發現個體可互相交流(周，民 98b；張等，民 99)。

然而，在台灣海峽西部的金門海域的研究資料很少，最早於 1992-94 年期間台灣大學周蓮香教授團隊與中山大學莫顯嵩、海洋大學陳哲聰教授進行全國性的初步漁民訪查，得知金門似有中華白海豚分布(周等，民 84)。1995 年五到七月周蓮香團隊在小金門島周圍及金烈水道共執行了七趟海上調查，並沒有發現任何中華白海豚的蹤影。另外，1995-2002 年期間金門地區四次的中華白海豚死亡擱淺記錄，雖然也可能是從廈門水域漂流過來的，仍顯示金門海域可能有中華白海豚在此棲息。之後於 2009 年周蓮香團隊再度於金門進行更深入的漁民間卷調查，受訪者認為較常見海豚月份集中農曆三到六月份，目擊中華白海豚群體大小以 1-5 隻為主，近五年來數量似乎有減少趨勢，另外漁獲量也比五年前低，可能代表中華白海豚的食餌資源下降。

在海上調查方面，2009 年(第一年)於大金門島西側水域進行 10 趟海上穿越線調查，發現了三群中華白海豚，但發現率只有台灣西海岸的一半，因此推估此

金門海域中華白海豚生態調查(三)

區的海豚密度可能較台灣西海岸為低。2010 年調查範圍擴展至大金門島東北側，15 趟海上調查共目擊中華白海豚八群，拍攝到 14 隻非嬰幼兒個體，金門海域中華白海豚身分名錄累積至 23 隻個體。這些個體與台灣族群個體並無重複，於 2010 年六月就其中八隻白海豚照片與南京大學在廈門進行海上調查 31 隻中華白海豚照片資料庫比對，發現有四隻相同個體，因此金廈海域可能為同一族群，未來的保育工作有待雙方共同努力。今年本計劃擬延續前兩年工作，但移位調查金門島東側與南側海域，以完成金門島四周海域中華白海豚的生態調查。

第二節 研究目的

一、中華白海豚在金門東側及南側海域的分佈與棲地選擇。

依據 2009 年漁民訪談結果，東側及南側海域雖然較少見但也曾目擊中華白海豚，今年將執行東側及南側海域的海上鯨豚調查確認訪談情報，確認中華白海豚分布範圍，探究金門族群的棲地選擇。

二、中華白海豚在金門東側及南側海域的族群量與族群結構。

本年度將持續累積海豚照片檔案資料，接著整合三年資料來估計中華白海豚在金門海域的數量、解析其空間分佈與族群結構，並與國內外其他族群研究成果比較。

三、中華白海豚在金門東側及南側海域與鄰近海域族群之交流狀況。

金門的地理分佈上與廈門、台灣比鄰，2010 年已確認中華白海豚會同時利用廈門及金門北側海域，今年將擴展東側及南側海域的調查，進而與鄰近區域進行個體比對，確認族群間的交流狀況，提供相關單位未來對中華白海豚的保育政策研擬參考。

四、中華白海豚在金門海域的整體空間分布與棲地因子特徵。

今年度的調查做完後會根據過去三年的資料進行分析，以了解中華白海豚的整體空間分布與棲地因子特徵。

五、推估金門中華白海豚族在金門整體群量及群體結構。

本年度將持續累積海豚照片檔案資料，接著整合三年資料來估計中華白海豚

金門海域中華白海豚生態調查(三)

在金門海域的數量、解析其空間分佈與族群結構，並與國內外其他族群研究成果比較。

六、探討金門與鄰近海域個體的交流與活動範圍，並與廈門、台灣或香港族群相關生態狀況進行比較。

金門的地理分佈上與廈門、台灣比鄰，2010 年已確認中華白海豚會同時利用廈門及金門北側海域，今年將擴展東側及南側海域的調查，進而與鄰近區域進行個體比對，確認族群間的交流狀況。

七、將三年調查結果進行完整歸納、分析，以提供本處未來對於中華白海豚保育政策研擬參考。

第三節 研究進度

表 1-1、研究進度表

			100 年		
工作項目	工作百分比	預定進度	1-6 月	7-8 月	9-12 月
			海上調查	70%	累計百分比
資料分析與 報告撰寫	30%	累計百分比	40%	40%	100%

資料來源：本研究自製

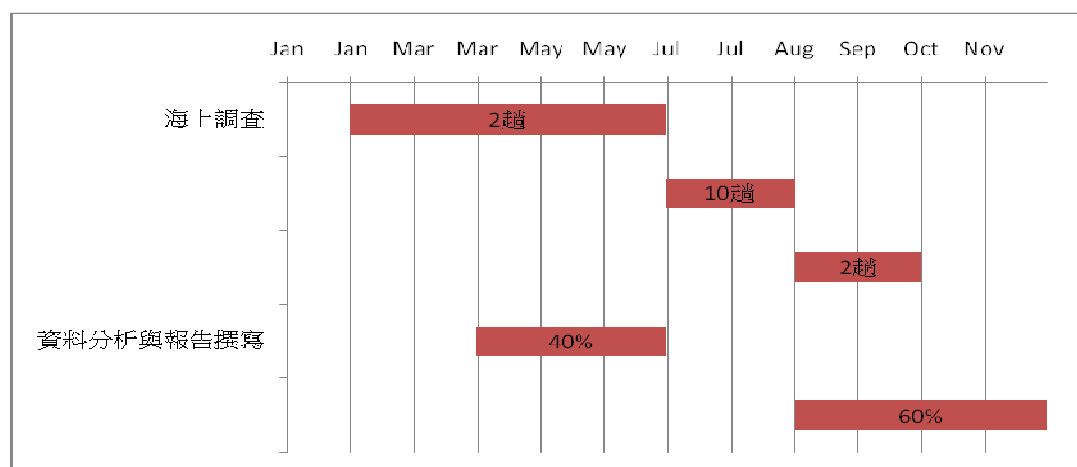


圖 1-1、進度甘特條型圖

資料來源：本研究自製

第二章、研究方法

第一節 海上調查

今年在大金門島東側及南側(D、E 航線)進行 10 趟穿越線調查，另外在大金門島西側及北側(B、C 航線)調查四趟(圖 2-1)。選擇在浪級三級以下時出海，每趟調查船上至少有四人參與，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 6-8 節(海浬/小時)，每隔 1.41 海浬(北緯 1 分，東經 1 分)或航向轉折時設一測站，使用手持式全球衛星定位系統 GPSmap 60CSx(Garmin Corp., Taiwan)紀錄測站衛星座標，並利用 YSI 30 鹽溫儀(Y.S.I., U.S.A.)量測水表溫度及鹽度，YSI 60 酸鹼儀(Y.S.I., U.S.A.)量測水表氫離子濃度(pH 值)，測站 500 公尺範圍內貨輪(包含抽砂船)以及漁船數量，以及記錄當時船上漁探機顯示之深度。

最初遇見海豚時，利用手持式全球衛星定位系統首先記錄發現海豚的目擊位置，此外也估計海豚被發現時距離船的目測距離，慢慢接近動物後，再記錄海豚接觸位置的精確座標，並估算隻數以及海豚行為。回航後配合 Taiwan Blue Chart v5 地圖資料(Garmin Corp., Taiwan)沿岸地圖，計算此接觸位置離海岸(永久陸地)之最近距離。另外以數位單眼相機或錄影機記錄海豚影像，以便進行影像資料分析。目擊之後如海豚群體沒有表現明顯的躲避行為則進行跟蹤，每三分

金門海域中華白海豚生態調查(三)

鐘記錄該白海豚群體之行為與 GPS 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。

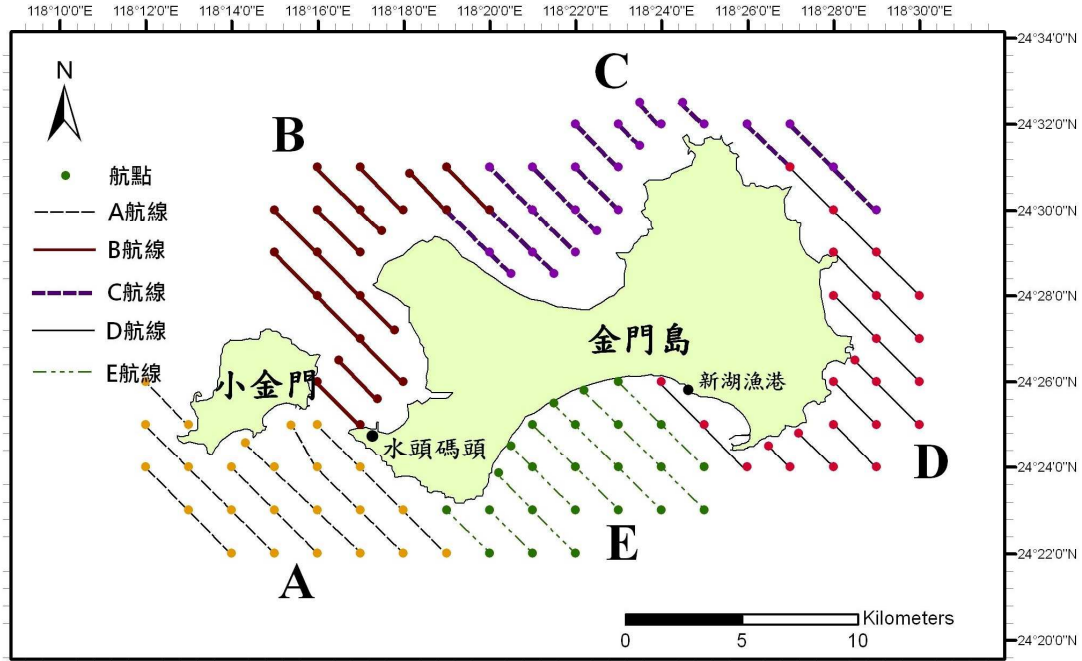


圖 2-1、2011 年金門海域的五條鯨豚調查航線圖。

資料來源：本研究自製

第二節 資料分析

調查資料將就中華白海豚的個體辨識、行為模式、族群結構進行分析。

在資料處理方面，進行海豚個體辨識分析，將中華白海豚數位照片經過裁切水面上身體與背鰭部份後，依照清晰度、光線強弱分為：「可以使用」、「輔助使用」、「無法使用」三級。比對「可以使用」照片個體的缺刻、斑點後，建立照片身分檔案(photo-ID)，記錄每群群體大小、年齡組成，並與先前群體、台灣(2006-2010 資料)和廈門已有群體的相同個體。嬰幼兒個體身體光滑以及缺刻、斑點少等特性，易造成辨識誤差，只能依靠母子對緊密連結之特性輔助辨識。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六期(Jefferson, 2000; Jefferson and Leatherwood, 1997; 賈等, 民 89)，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摺)、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%，幾乎滿佈白色或灰色斑點)、Spotted adult(簡稱 SA，成年期，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)。

另外將今年度建立的照片身份檔案與前兩年的檔案比對，計算年間個體重複

發現率。在棲地忠誠性方面，記錄每隻個體被目擊的次數以進行後續分析。

行為狀態則參考 Shane(1990)與 Parra(2006)的定義，將每一群海豚當時的行為狀態分為「移動旅行」(travel)、「覓食」(forage)、「社交」(social)、「繞圈」(mill)、「未知」(unknown)。「移動旅行」的群體有著一致且大約固定的游動方向，下潛的間隔較為規律且角度較淺。「覓食」群體有可能包含群體呈散開不一致的游動方向，且下潛角度時常伴隨著尾鰭舉起，並沒有如同移動旅行的規律可言。此外常會觀察到海豚在游動過程中突然加速或是表現一些可能在覓食的行為(以尾鰭拍打水面或是嘴喙咬魚等…)。「社交」群體的下潛模式難以預測，個體之間常會近距離互相觸摸接觸甚至撞擊對方，觀察過程中常有非常多的水上動作。「繞圈」群體的活動較慢，常僅在一小範圍海域移動，個體之間的距離很近但沒有明顯的肢體接觸。下潛模式較為規律，角度較淺，大部分時間會在水表層附近。若是海豚被目擊到後即下潛消失、或是受到船隻影響而躲避等情況，無法以前四種行為定義，則被歸類為「未知」。

族群量估算採用 MARK 6.0 軟體(Department of Fishery and Wildlife Biology and Colorado Coop. Fish and Wildlife Unit, Colorado State University) 以 Mark-Recapture 模式估算中華白海豚在金門調查範圍的族群量。此法除了可幫助掌握此海域中華白海豚的族群的數量外，在有足夠調查努力量的狀況下，亦可瞭解每年或每個季節間的族群數量動態變化；本法的操作方法是依據照相捕捉海豚背鰭來辨識個體，首先將個體分為「未標識」、「已標識」或「再捕捉」個體。第

一次被目擊的所有個體定義為「已標識」(Mark) 個體，之後調查中重複被辨識出的個體為「再捕捉」(Recaptured) 個體，而新個體為「未標識」個體。

在眾多 Mark-Recapture 模式中，根據辨識個體隻數累積圖發現累積隻數未趨穩定，且每年可能由金廈族群補充進入新的個體，所以可視為一超母體(super population)，選擇適合開放式族群的 POPAN Jolly-Seber 法來估算族群量(Arnason and Schwarz, 1996; Schwarz and Arnason, 2006)。本分析需符合下列的假設條件：(1)每次拍照時，每隻海豚被拍攝(捕捉)到的機率 (captured probability) 是相同的；(2)從第一次捕捉到第 n 次捕捉的期間內，族群中每隻海豚的存活率 (survival rate) 是相同的，不受到拍照與否的影響；(3)用來辨識海豚的特徵 (marked animals) 在調查期間中不會消失或發生誤認；(4)所有的捕捉都是瞬間發生的，且海豚被捕捉後立即被釋放；(5)調查的海域範圍是不變的(Pollock *et al.*, 1990)。本分析的參數估算此族群大小 N ，表面生存率 Φ (apparent survival rate) 同時考慮真實生存率以及遷入遷出率，整體捕捉率 P ，其他海豚個體進入此調查海域的機率 b 。此外，使用 (t) 和 $(.)$ 代表模型考慮隨時間變異或是一致的參數 (Reisinger and Karczmarski, 2010)。最初的分析模型為 $\{\Phi(.) P(.) b(.)\}$ ；在此調查中，我們假設海豚在各調查期的捕捉機率是一致的 $P(.)$ ，因此不考慮隨時間變異的 $P(t)$ 的模型。分析完所有可能模型後，我們使用 corrected Akaike Information Criterion 挑選最合適的模型(AICc; Lebreton *et al.*, 1992)。

將金門海域三年的個體出現資訊，依調查努力量區分為五個不同的捕捉時

期：2009、2010 五到七月、2010 八到九月、2011 八月、2011 九月等記錄每隻個體當時期是否曾出現，來計算「可辨識個體的族群量 (\hat{N}')」。此外，未標識比率 (unmark ratio) 也是一項重要的參數，其計算方法為將每群次所得照片中隨機抽取部分非連續拍攝照片(單群次至多一百張)，分別記數可辨識與不可辨識海豚(例如嬰幼年個體及未有明顯缺刻或斑紋)之隻次數。各群次處理後，進行下列計算：

$$\text{未辨識比率} = \frac{\text{不可辨識海豚}}{\sum \text{可辨識海豚與不可辨識海豚}} \times 100\%$$

$$\text{總族群量 } N = \frac{\text{可辨識個體的總族群量 } \hat{N}'}{1 - \text{未辨識比率}}$$

社會結構方面，在收集三年資料後，為瞭解中華白海豚族群間個體彼此的關係，以 half-weight association index(HWI)計算每兩隻個體間的關係強度：

$$\text{HWI} = \frac{x}{x + \frac{y_A + y_B}{2}}$$

x = 個體 A 和 B 皆被目擊的群次數， y_A = 只有 A 被目擊的群次數， y_B = 只有 B 被目擊的群次數。HWI 值範圍為 0-1，0 為 A 和 B 從不待在同一群體，1 為 A 和 B 都待在同一群體。

HWI 值則由 SOCPROG 2.4 (Whitehead 2009, in Matlab 7.1)計算。

第三章 文獻分析

第一節 分類與分佈

中華白海豚(*Sousa chinensis*, Osbeck, 1765)分佈於華南長江以南、經印度半島到東非沿岸水深二十公尺之淺水域(Jefferson and Karczmarski, 2001), 分布圖見圖3-1。另外同在*Sousa*屬中的分類至少還有另外四個不同種(表3-1)曾被描述過。

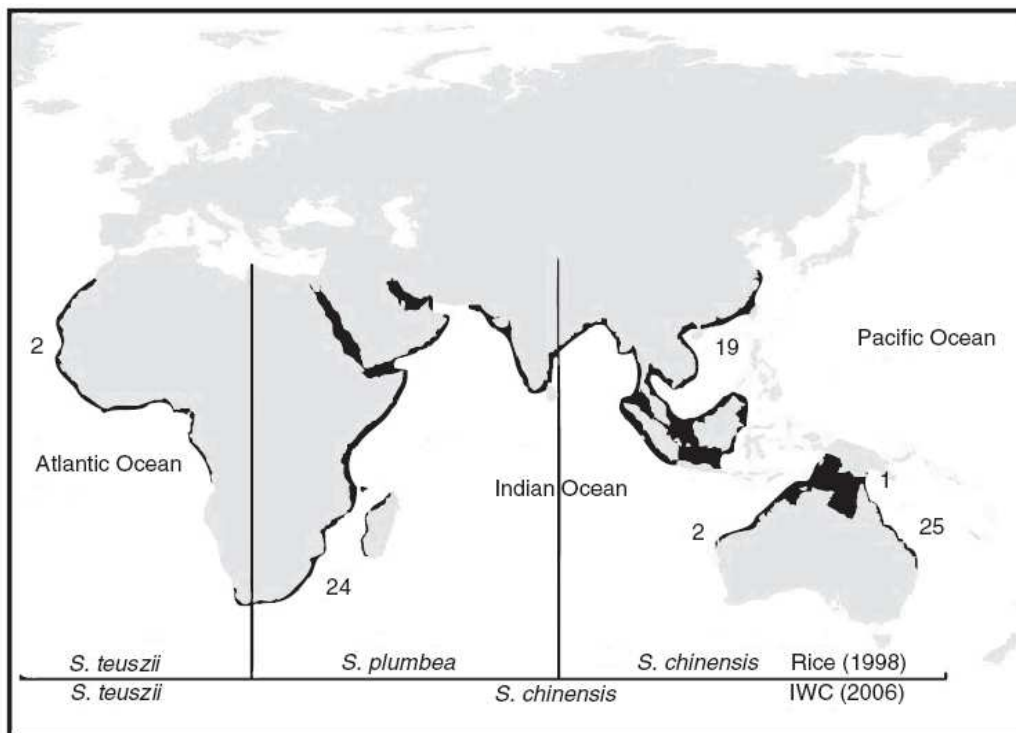


圖 3-1、*Sousa* 根據 Rice(1998)以及 IWC(2006)分類方式的分布與分類地圖。

資料來源: Frere *et al.*, 2008

1. 鉛色駝海豚 (*Sousa plumbea*, Cuvier, 1829), 分布於孟加拉灣、阿拉伯海、紅海到蘇伊士運河。

2. 斑駁海豚 (*S. lentigenosa*, Owen, 1866), 主要分布於南非、馬德拉斯、斯里蘭卡、孟加拉灣、印度南部。
3. 大西洋駝海豚 (*S. teuszii*, Ktikenthal, 1892), 主要分布於西非沿岸一帶及從塞內加爾河口到麥隆河口。
4. 加里曼丹駝海豚 (*S. borneensis*, Lydekker, 1901), 主要分布於婆羅洲群島沿岸、麻六甲海峽、到泰國的中國南海。

早期認為 *Sousa chinensis* 與 *S. borneensis* 應為不同的兩個種類，但隨後 Ross(1995)與 Cockcroft(1997)等人分別依型態與基因上的研究，卻無法將兩者作明顯的區分，因此推斷應屬相同物種。而 Ross(1995) 認為駝海豚屬只包括中華白海豚(*S. chinensis*)和大西洋駝海豚(*S. teuszii*)兩個種，另中華白海豚(*S. chinensis*)下再分為 *S. chinensis chinensis* 與 *S. chinensis plumbea* 兩個亞種(表一)，此分類目前受到國際捕鯨委員會(International Whaling Commission, IWC)的採納。

Ross(1995)對 *Sousa chinensis* 的分類階層如下：

Class Mammalia

Order Cetacea

Suborder Odontoceti

Superfamily Delphinoidea (dolphins and porpoises)

Family Delphinidae

Genus *Sousa* (humpback dolphins)

Sousa teuszii (Ktikenthal, 1892) (Atlantic humpback dolphin)

Sousa chinensis (Osbeck, 1765) (Indo-Pacific humpback dolphin)

S. chinensis chinensis

S. chinensis plumbea

根據Jefferson和Karczmarski(2001)在體色部份的文獻回顧中指出，*S. chinensis*與*S. plumbea*有較明顯體色上的差異，*S. chinensis*成體為粉白色帶有黑點，而*S. plumbea*隨著分布區域不同體色上也有些微差異，在南非附近的族群成體體色為均勻的鉛褐色，北印度洋的族群體色則為灰黑色帶有斑點。另外Jefferson和Van Waerebeek (2004)就頭骨的形態則認為可以支持前述(Jefferson and Karczmarski, 2001)分為三個群的理論(*S. chinensis*、*S. plumbea*、*S. teuszii*)，*S. plumbea*的頭骨最長且窄，*S. teuszii*則是頭骨短而齒數較少。上述比較的差異可整理如表3-2與圖3-2、3-3、3-4。

表 3-1、駝海豚屬的兩種分類方式差異比較表

傳統分類	<i>S. teuszii</i>	<i>S. lentigenosa</i>	<i>S. plumbea</i>	<i>S. borneensis</i>	<i>S. chinensis</i>
Ross 分類	<i>S. teuszii</i>	<i>S. chinensis plumbea</i>		<i>S. chinensis chinensis</i>	

資料來源：Ross，1995

表 3-2、*S. chinensis*、*S. plumbea*、*S. teuszii* 分類特徵上的比較表

種名與	<i>S. chinensis</i>	<i>S. plumbea</i>		<i>S. teuszii</i>
分佈區域	東印度洋與西太平洋	北印度洋	南非海域	西非海域
成體體色	較淺，具黑點	鉛褐色	深灰，少數斑點	淺灰
背部隆起	不明顯	明顯	明顯	明顯
頭骨構造	頭骨型介於中間	頭骨最長且最窄	頭骨最長且最窄	頭骨最短，齒數 明顯較少

資料來源：Jefferson and Karczmarski 2001；Jefferson and Van

Waerebeek，2004



圖 3-2、中華白海豚(*Sousa chinensis*)

資料來源：周蓮香實驗室



圖 3-3、鉛色駝海豚 (*Sousa plumbea*)

資料來源：<http://alanjones.org.uk/>



圖 3-4、大西洋駝海豚 (*Sousa teuszii*)

資料來源：<http://www.arkive.org/>

但是，最近以 mtDNA 序列為依據的研究指出(Frère *et al.*, 2008)，過去在澳洲海域和中國海域兩地被認為是同種的 *S. chinensis*，在基因序列上有著相當大的差異，應再被細分為兩個不同的獨立族群。近年內類似的研究(Chen *et al.*, 2010)也指出 *S. chinensis* 與 *S. plumbea* 這兩種海豚在分子親緣分析上可被分為各兩個族群，*S. plumbea* 為北印度洋與南非地區，*S. chinensis* 則是中國與澳洲海域。甚至另一篇親緣演化的研究認為澳洲地區是駝海豚屬最早的起源(Lin *et al.*, 2010)，中國地區則是遷徙後被地理隔離的族群。雖然目前研究結果大多將駝海豚屬的物種分為不同族群，但是在分類上是否可視為不同種仍未有公認的結論，未來還需要更多型態上與基因序列研究來幫助了解 *Sousa* 屬的種間分類。

第二節 族群量與密度

雖中華白海豚的分佈從非洲東岸、延伸到印度洋以及西太平洋沿岸 (Jefferson and Karczmarski, 2001)，但目前現有的族群量與豐度調查研究，主要為非洲東岸、南非、印度以及中國沿岸一些地區性調查(表 3-3)。由現有資料可知，目前最大族群位於珠江口及香港水域，數量曾被估計為 1000-1500 隻 (Jefferson, 2000 ; Jefferson and Hung, 2004)，最近陳濤再擴大調查後估計達 2555 隻(Chen *et al.*, 2010)。族群量最少則是在中國的合浦海域，估計只有 39 隻(Chen *et al.* 2009)。

表 3-3、中華白海豚在國際上族群量與豐度的相關研究

Stocks	location	N	D	SR	資料來源
Algoa Bay, South Africa	Africa	466	0.420	NA	Karczmarski <i>et al.</i> 1999; Karczmarski 2000.
KwaZulu-Natal, South Africa	Africa	160-165	NA	NA	Durham 1994
Maputo Bay	Mozambique	105	0.095	NA	Guissamulo and Cockcroft 2004
south coast of Zanzibar	Tanzania	63	2.423	NA	Stensland <i>et al.</i> 2006
Cleveland Bay	Australia	34-54	0.174	NA	Parra <i>et al.</i> 2006
Moreton Bay	Australia	163	0.124	NA	Parra <i>et al.</i> 2004
Moreton Bay	Australia	119	0.091	NA	Corkeron <i>et al.</i> 1997
GreatSandyStrait	Australia	148	NA	NA	Cagnazzi <i>et al.</i> 2009
Goa Bay	India	842	3.395	0.236/km	Sutaria and Jefferson 2004
Gulf of Kachchh	India	174	0.270	0.037/km	Sutaria and Jefferson 2004
Khanom, Nakhon Si Thammarat	Thailand	49	0.671	NA	Jaroensutasinee <i>et al.</i> 2010
Dafengjiang River	China	114	0.326	0.027/km	Chen <i>et al.</i> 2009
Hepu	China	39	0.111	0.006/km	Chen <i>et al.</i> 2009
Hong Kong and PRE	China	1028	0.409	NA	Jefferson 2000
PRE	China	2555	0.218-1.357	0.364	Chen <i>et al.</i> 2010
Leizhou Bay	China	237	NA	NA	Zhou <i>et al.</i> 2007
Xiamen	China	76	0.109	NA	Chen <i>et al.</i> 2009
Xiamen	China	87	0.124	0.077/km	Chen <i>et al.</i> 2008
West coast of Taiwan	Taiwan	75-86	NA	NA	周 2010
West coast of Taiwan	Taiwan	99	0.193	NA	Wang <i>et al.</i> 2007

資料來源：本研究自製

註：N: 族群量(population size), D: 族群密度(population density in $\frac{N}{km^2}$), SR: 目擊率(sighting rate in $\frac{N}{km}$)

第三節 棲地相關研究

一、棲地選擇

南非 Karczmarski 等人(2000)在 Algoa Bay 對白海豚進行一系列的研究,他們分析不同區域的停留時間,發現海豚在岩岸和礁岸的停留時間顯著較沙岸久,且大多數的白海豚棲息在近岸。不超過 15 公尺深、離岸 400 公尺以內的水域;Atkins 等人(2004)則在 Richards 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海域。在香港,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,此外其它有深水道的區域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;香港洪家耀的博士論文(Hung, 2008)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。澳洲的白海豚偏好近岸與河口處約十公尺深,並且會出沒在礁岸處(Parra *et al.*, 2006)。整理發現每個地方棲地類型、狀況不同,對於棲地選擇的結果也不盡相同,但大體而言白海豚具有偏好近岸、出海口、岩礁地形與海底地勢較陡的棲地。

二、活動範圍

Parra 等(2006)在澳洲 Cleveland Bay 的研究中,以 Kernel method 計算當地白海豚族群的活動範圍,個體的活動範圍平均是 99.5 平方公里,核心區範圍(50% UD, UD: Utilized Distribution)則是 17 平方公里。洪(2008)計算出,香港地區白

海豚不同個體間的活動範圍(95% UD)平均為 145.4 ± 63.1 平方公里，核心區平均大小為 23.1 ± 11.8 平方公里(50% UD)；根據個體在香港各區海域的出現頻繁度將海豚分為居留型(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。此外，洪與 Jefferson 在 2004 年的研究中發現香港的白海豚個體的活動範圍在乾濕季有明顯的差異，可能是水深所造成；個體的活動範圍也很少重疊，可能是香港的白海豚社會結構頗為鬆散，群體組成成員經常流動(Hung and Jefferson, 2004)。不同地區的白海豚在個體活動範圍上有所差異，此差異可能與其棲地選擇上的偏好有關。

三、棲地利用

澳洲的白海豚族群在核心區以外有較多的移動行為，而跟在拖蝦網船後攝食則大多發生在核心區內(Parra, 2006)。香港的研究也指出部分海豚也有相同的行為，但隨船攝食並不在核心區內，而是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(洪家耀, 2008)。在南非 Algoa Bay, Karczmarski 等人(2000)以行為利用指數(Activity Index)計算出各種的棲地利用情形，他們發現覓食行為最常在淺礁岩岸與地形有遮蔽的區域出現，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 Richards Bay, Atkins 等人(2004)則發現近岸比在離岸的覓食行為較多。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)。香港的中華白海豚在乾、濕季在不同區域活動 (Jefferson，2000)，食餌魚類的季節性分布模式吻合，與夏季珠江口入海的水量增加，改變當地魚類相有關 (Hung and 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(洪家耀，2008)。因此目前就南非與香港族群的資料看來，至少部分個體會於不同季節或年度利用鄰近不同的海域。

四、相關環境因子

Karczmarski 等人(2000)在南非發現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(Karczmarski *et al.*，1999)。洪(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，其分布應與較低的水深能見度(混濁水)相關的預測。再來，深水(20-30 公尺)及海底陡坡的地形為影響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，白海豚獵物的季節性分布才是直接被影響的部分。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 20 公尺)，其它因子則因不同的棲地類型而存在差異。

第四節 鄰近族群的研究發展概況

一、香港相關研究

香港長年來經濟發展快速，但腹地狹小、地形起伏高低不平，經常以填海造陸或是建築物往高處發展的策略提高土地利用效率，最為著名的是香港政府在 1989 年公布的「香港機場核心計畫」，整個機場的建設在 1992 年於大嶼山北部開始動工，而居住在大嶼山附近海域的中華白海豚則面臨了機場所帶來的種種威脅，如污水處理、棲地消失、航行船隻增加等，這種背景下，香港最早開始積極進行中華白海豚相關研究，並進行保育相關的工程減緩衝擊的管理程序，避免中華白海豚族群健康迅速惡化。

自 1993 年起，香港大學 Morton 教授領導兩位博士生 Chris Parsons 及 Lindsay Porter 進行相關研究，並在 1997 年結合兩位的博士論文向香港政府提出保育建議 (Porter *et al.*, 1997)，文中提到了中華白海豚在香港的分布具有季節性，在大嶼山的南北各有一個次族群，彼此間沒有基因交流；後幾年擱淺數量有增加趨勢，且 1996 年出生的幼豚全數死亡，1997 年的幼豚死亡率也很高；當地的海豚受到漁網纏繞、船隻撞擊、棲地消失、食物來源減少的壓力，重金屬尤其是汞的累積，還有有機污染物如新型 DDT 皆會間接導致疾病。另外，Thomas Jefferson 於 1995 年受聘於香港海洋公園保育基金會，指導洪家耀碩士進行中華白海豚的研究。1998 年洪家耀繼續博士論文的深入研究，他並同時並推動香港之海豚保育協會。由於香港自 1993 年代起上述五位主要研究人員投入相當的時間與心

力，進行珠江口東側中華白海豚的生態基礎調查，實施海上穿越線調查、照片辨識法、直升機調查、陸上觀察以及鯨豚擱淺處理等方法，建立基礎線(baseline)資訊，包含生物族群、棲地、食餌、衝擊等基本要素，進而了解中華白海豚在香港的族群變動、分佈範圍，甚至是在環境衝擊下的行為反應，使得香港族群是全世界研究最為透徹的中華白海豚族群。中華白海豚在香港分佈面積高達 1800 平方公里，個體活動範圍平均為 99.5 平方公里(範圍 24-304 平方公里)(Parra *et al.*, 2006)，彼此間略有重疊，活動範圍大小與分佈會受到年齡、船隻出現與否、食物分布與豐度、人類活動干擾、珠江排放淡水影響，且具有年間和季間的變化；分布熱點為龍鼓洲、爛角咀、大小磨刀洲以及大嶼山西面，在不同地區有不同的行為偏好，如覓食行為多在大嶼山西面、龍鼓洲北面 and 東面、大小刀磨刀洲、深水角等地發現，而社交行為則是在大澳半島與雞公山之間水域以及龍鼓洲最常發生；數量方面，在開發區域以及繁忙航道上即大嶼山的東面和北面的數量減少，其他區域略為增加，其族群量經由 distance sampling 方法估計在早期只調查香港水域，數量約為 753 隻(Jefferson, 2002)。後來結合南海水產研究所陳濤研究員的船隻調查結果，發現香港族群是開放型，與珠江口兩岸會混游，因此珠江口東(香港屬東水域)西兩岸水域整體族群量近年被重估為 2555 隻(Chen *et al.*, 2010)。為探索不同族群間的遺傳基因差異，也曾進行活體取樣(biopsy)，進行射擊時海豚反應不激烈，也不因此影響長期的行為、社群結合和分布(Jefferson, 2007)。

此外，根據擱淺資料，在香港的中華白海豚體內檢測出 13 種重金屬，包含銀、砷、鎘、鈷、鉻、銻、銅、汞、錳、鎳、硒、釩和鋅，其中砷、鎘、銅、汞、鎳含量較高，但對生命沒有危險(Hung *et al.*, 2007)；有機污染物則有 DDTs、PCBs、HCHs、HCB 等，濃度最高的是 DDTs，這些污染物被認為主要是陸源性的，並被持續地被排放到海豚的棲地裡(Minh *et al.*, 1999)；寄生蟲與細菌感染方面，在一隻中華白海豚有肉芽腫現象的肺部裡發現線蟲(*Halocercus pingi*)，這種寄生蟲與鼻黏膜炎分泌物以及肺炎病變有高度相關(Parsons *et al.*, 2001)，28 隻中華白海豚身體內找到 15 種細菌，其中 47% 菌種的傳播與人類排泄物有直接相關，29% 中華白海豚的致死原因為疾病或細菌感染，另外有六隻中華白海豚因為船隻撞擊而死亡(Parsons and Jefferson, 2000)；食性方面，藉由 29 個中華白海豚胃內含物標本共發現 24 種魚類及一種頭足類動物，其中又以石首魚科為主(Barros *et al.*, 2004)。

在保育管理措施上，1995 年香港成立海洋哺乳類保育小組(MMCWG)，共有四十多位專業人士成員，如漁民、非政府組織、政府相關單位、科學研究單位代表，其目的為整合資訊交流意見後，向政府提出保育建議。同年通過「海岸公園條例」，1996 年十一月香港即正式成立沙洲及龍鼓洲海岸公園，占地 12 平方公里。另外在珠江口西側緊鄰本保護區，大陸於 1999 年十月成立省級的珠江口中華白海豚自然保護區，2003 年六月升級為國家級自然保護區，屬珠海市水域範圍內，總面積 460 平方公里，這兩個保護區彼此緊密比鄰(圖 3-5)。

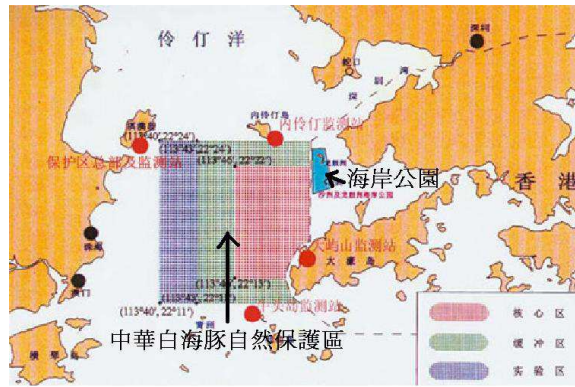


圖 3-5：龍鼓洲海岸公園與白海豚自然保護區

資料來源：<http://www.cwd.gov.cn/protect3.asp>

二、廈門的研究進展

「廈門中華白海豚省級自然保護區的工作通訊」第 1-3 期（1998 年二月、七月及 1999 年三月）對廈門早期的中華白海豚研究與保育歷史有詳細的紀錄，簡摘如後。1980 年前，廈門灣的中華白海豚隨處可見，1961-1962 年，水產部門在廈門灣內捕殺了 36 頭中華白海豚。1980 年後，由於人為捕殺和誤捕，中華白海豚的數量驟減，1988 年中國規定了 96 種野生一級保護動物，中華白海豚是其中之一。在廈門海域的中華白海豚相關研究歷程可分三階段：第一階段為 1994-1995 年，1994 年五月，周蓮香教授與助理蔡偉立及研究生姚秋如、王愈超前往廈門海洋局第三研究所與黃宗國研究員共同實施合作研究，分享解剖技術，討論研究方法、共同選取中華白海豚定點觀察位置，並於海洋新村海豚觀察平臺實際觀測，及乘船出海測試觀察方法與資料記錄方式。

第二階段主要是廈門海洋局第三研究所研究人員的基礎奠定期，由黃宗國領導研究及保育的推動。一方面他們由基礎型態做起，測量了四隻擱淺在廈門的

中華白海豚標本、五個來自香港的頭骨標本，分別對於外部形態、內臟器官、頭骨、牙齒與年齡、脊椎骨進行探究，並推論中華白海豚對水中生活的適應是有別於陸生哺乳動物，如游泳運動、呼吸、水中繁殖、感官環境等方面皆有很大的差異（黃和劉，民 87）。另一方面在海上調查部分，劉文華與黃宗國(民 89)在 1994-1999 年間於廈門海邊建立 20 個觀察站，觀察共 239 個月，並進行 87 航次的穿越線調查，航程 2,836 公里，遍及整個廈門以及附近水域，共有 392 次目擊，另有其他單位協助出海共有 373 次目擊。調查結果發現廈門西港和同安灣口內兩側沿岸中華白海豚分佈密度較其他水域高，數量具有季節變化，例如同安灣內的海豚春冬比夏秋多。藉由相片鑑識比對照片個體的缺刻、斑點後，建立照片身分檔案(photo-ID)後記錄了 40 隻，再根據穿越線調查結果以 DISTANCE 軟體推估族群量，大約 60 隻左右。2000 年，黃宗國和劉文華撰寫了「中華白海豚及其他鯨豚」一書，初步總結了廈門中華白海豚的形態、生態等資訊(黃和劉，民 89)。在保育的推動上，在黃宗國各方奔波努力下，1997 年 10 月成立了廈門中華白海豚自然保護區，2000 年提升為國家級的保護區。

第三階段為在 2000 年以後，研究團隊更換。為了追蹤廈門海洋珍稀物種國家自然保護區內中華白海豚族群狀況，南京大學周開亞、楊光與陳炳耀等進行大規模調查(Chen *et al.*, 2008)，於 2004 年 2-12 月使用穿越線調查法調查了廈門將近 700 平方公里的海域，以 DISTANCE 進一步計算得到族群量 67-93 隻，平均 86 隻(CV=20.16%)，2009 年後續調查更正為 76 隻。在西港、大嶼、雞嶼等地

也發現有季節性的數量變動，故推論在春天之後，中華白海豚會從內港往外移動。然而就多方詢問照相辨識個體結果，目前尚未有超過 50 隻者。目前，國家海洋局第三海洋研究所祝茜教授課題組正在拓展研究區域，試圖瞭解涵蓋廈門水域在內的大範圍種群狀況。

廈門主要依《中華人民共和國野生動物保護法》、《中華人民共和國水生野生動物保護實施條例》、《中華人民共和國自然保護區條例》與《廈門市中華白海豚保護規定》，於廈門灣內與金門之間劃有三大野生動物自然保護區(圖 3-6)，即中華白海豚保護區(圖 3-7 灰色區域)、白鷺保護區與文昌魚保護區，區內皆採常年禁漁的管制措施。爾後於 1998 年更進一步就文昌魚和白鷺等十二種物種規劃了「廈門海洋珍稀物種國家級自然保護區」，於 2000 年獲批。目前，保護區管理辦公室設在廈門市海洋漁業局，負責保護區的管理與保護工作，整個管理工作卓有成效，每年廈門市財政都會投入相應的資金資助海豚研究，中華白海豚救護中心也於 2011 年在火燒嶼落成。2004 年後依據後續的海上調查修正保護區範圍，總面積增為 33,088 公頃(見圖 3-7 斜線區域)，其範圍甚至涵括金門北部海域，也正是本計畫調查的焦點區域，目前管理單位為廈門市海洋與漁業局。

廈門市依省海洋與漁業局，從政策的逐步落實、區域監察的加強可見廈門市實際上對白海豚保育政策已有一定的作為以及其保育工作落實的決心，同時，也極積仿效香港而發展出類似的管理模式，例如巡航船隊的建構、法律效力的加強、減緩措施的施行等，例如在加強巡航的同時對白海豚出沒頻率較高的區域或

季節，採取監督員駐點監督的方式加強監管，以及時阻止各種違規施工行為。

金廈海域相鄰甚近，已有相同的中華白海豚在兩邊海域皆有發現(周，民99b)，共用同一海域。可見在金門海域族群量同樣非常稀少，保育迫切性極高，未來的規劃與管理勢必牽涉雙方當局合作默契。

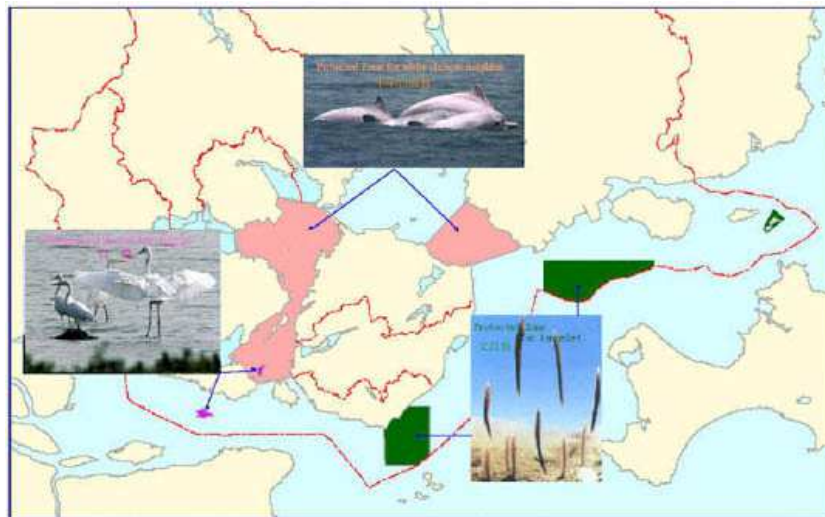


圖 3-6、廈門市三大自然保護區

資料來源：李政諦實驗室



圖 3-7、廈門海洋珍稀物種國家級自然保護區(中華白海豚範圍)。深灰色區域為 1998-2004 年劃設，2004 年之後，斜線區域則依照調查結果修正並擴大保護區範圍，點狀虛線是中台中線

資料來源：Chen *et al.*，2008

三、台灣的研究進展

台灣沿海的中華白海豚研究一直到近幾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，台灣的起步較晚，然而在多位學者與保育團體的努力之下，台灣近幾年來在中華白海豚的研究也有一些進展。最初漁民間卷普查顯示除金門水域外，台灣的澎湖及彰化王功亦有中華白海豚出沒，不過海上調查記錄一直到 2002 年才有正式紀錄確定苗栗、台中與彰化沿海有中華白海豚分佈(Wang *et al.*, 2004)。三年後 Wang 等(2007)由 35 群資料估算中華白海豚在台灣的族群量僅 99 隻(範圍 37-266 隻, CV=52%)，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委託下，自 2005 年起連續進行了五年的中華白海豚生態研究，在循序漸進的科學調查之下，於第一年鎖定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似乎呈現叢集分佈，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，民 95)。第三年則針對台中與雲嘉沿海進行更深入研究，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，民 96)。2008-2010 年本研究團隊擴大海上調查規模，幾乎涵蓋所有範圍水域，由苗栗至嘉義縣的沿海執行海上調查 300 趟(天)以上，結果並非是原來以為的叢集分布現象，而是由苗栗到台南北部全域皆有分布，亦皆有育幼群出現。但是由相對豐度來看，發現有南、北各有一個高密度區，而彰化鹿港至雲林麥寮港則為低密度區(周等，民

100)。

中華白海豚的台灣族群幾乎都分佈於西岸沿海，然而在 2005 年曾於台東富岡漁港沿海(水深<50 公尺)有一次特殊目擊記錄(葉，民 96)，其游至東岸沿海的原因尚不明，但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此差異性極大之環境。

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值如：離岸距離、水深、水表鹽度、水表溫度與流速等。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 40-5,900 公尺，平均水深約 7-8 公尺(範圍 2.1-32.2 公尺)(周等，民 100)。由國外文獻得知，中華白海豚會活動於溪口以及沿海，對於鹽度範圍忍受度不小；台灣的目擊點海域水表鹽度範圍介於 29.3 ppt(溪口)至 33.5 ppt(沿近海)之間。由於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 °C 範圍內，以及水表流速 0-2.6 海浬/小時(0-4.7 公里/小時)範圍內(周，民 95；民 96；民 97a, b, c；民 98b)。

在周蓮香(民 95；民 96)的調查報告中指出此種主要分佈熱點包括：苗栗冷水溪到後龍溪口沿海、台中港至大肚溪沿海，以及外傘頂洲西北測沿海等三區域。此外，王愈超的調查中也認為彰濱工業區沿海是分佈熱點之一(Wang *et al.*，2007)。這些分佈熱點顯示本種在台灣西部海域也許呈現叢集分佈，然而當調查趟次在 2008 及 2009 年擴增 5-7 倍以上時叢集分布之現象已不明顯，與溪流河口的關係也不如預期密切。

台灣海域的中華白海豚因數量稀少，其瀕危的情況亟需關注。目前 Wang 等 (2007) 經由穿越線調查公式(line transect)發現 35 群，並估算台灣西部海域全區的中華白海豚總族群量僅 99 隻(範圍 37-266 隻，CV=52%)，然而其穿越線之路線設計仍有所疑慮，因此應視為台灣海域族群數量之保守估計。周蓮香團隊曾以拍照進行個體相片辨識法(photo-identification)，就有限照片初步推估在台灣沿海活動的中華白海豚數量約有 75-80 隻。就此稀少的中華白海豚的族群量，台灣西岸的海上目擊率與族群密度皆偏低。Wang 等(2007)亦發現其平均里程目擊率為 0.253 隻/公里，估算該種族群密度為 19.3 隻/100 平方公里，相較於中國珠江口海域的資料(高密度海域：111-136 隻/100 平方公里，中密度海域：>60 隻/100 平方公里，低密度海域：22-45 隻/100 平方公里，Chen *et al.*，2010)，台灣海域之族群密度顯示偏低。

台灣沿海的中華白海豚與其他海域目前調查結果相似，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 1-5 隻結群，平均每群成員數約 4.7 隻，群中包含不同年齡層以及嬰幼兒(周等，民 100)。偶爾會在外傘頂洲沿海(周，民 95)、大肚溪口與彰濱工業區沿海(Wang *et al.*，2007)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依據外形色斑參考 Jefferson(2000)可分為六個年齡期，初步資料顯示嬰年與幼年期的個體比例與中國珠江口族群相當，然而老年期

的個體比例明顯偏低(周，民 96)。以斑點模式來推測其年齡其實並不是完全準確，珠江口族群中華白海豚藉由活體組織採樣取得的資料辨識出 14 隻雄性與 10 隻雌性亞成體(spotted sub-adult or speckled-stage)，其年齡分佈從 4-20 歲，顯示這樣的分類方式仍有部分疑慮(Jefferson *et al.*，2011)。如果台灣的老年期比例真的過低，其可能有兩極化的含意：一方面可能是近年來出生率增加使老年期個體相對變少，但此可能性極低，每年的新生兒約 2-4 隻，三歲存活率也下降到只剩一半，補充率並不高(張，民 100)；另一方面可能是因老年期的死亡率增加所致。是否台灣沿海之棲地環境在近幾年來受破壞或食物資源逐漸下降，導致不利於較脆弱的老年期白海豚存活，本推論尚待後續研究確認。

中華白海豚生殖育幼棲地之保育攸關族群永續，必須加強監測。目前已確定的是，在全區範圍內皆可見母子對，因此推論中華白海豚在台灣西岸沒有特定的生殖育幼棲地。目擊到中華白海豚母子對時，其旁邊有時亦有其他同伴共游，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，民 95；民 96)。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(孟等，民 94)，故這些海域在保育上極為重要，唯有持續監測這些生殖育幼棲地才能讓該族群永續繁衍。

第四章 研究發現

第一節 今年調查結果

今年度完成 14 趟海上調查，包含 B、C 航線各 2 趟，D、E 航線各五趟。調查期間在完成 D、E 航線共 10 趟調查後，因為並沒有任何中華白海豚的目擊，為增加經費產值效率的考量下將剩餘四趟移到 B、C 航線上。

各航線出海總時間、總航程與努力量時間、航程與各環境因子如表 4-1、表 4-2。出海時的海況尚可，蒲福浪級以 1 或 2 為主。

14 趟的海上調查中，共目擊中華白海豚 7 群，其中包括四群有效目擊(on effort，B 航線 3 群，C 航線 1 群)，與 3 群無效目擊(off effort)(圖 4-1)，在 D、E 航線的趟次中均無中華白海豚的目擊。B、C(各兩趟)航次目擊率(有效目擊航次/總調查航次數)為 40%，平均里程目擊率為 0.92 群/100 公里、6.46 隻/100 公里；以時間為單位，則目擊率為 0.4 群/天、1.17 群/10 小時。目擊環境因子平均為：溫度 28°C、鹽度 31.9ppt、水深 6.53 公尺、pH 值 7.76，蒲福浪級 1 級，目擊位置離岸最短距離平均為 2.0 公里。

每次目擊到的中華白海豚族群數量平均為 7.71 隻，目擊地點集中在大金門島的西北側附近海域。因追蹤狀況良好，追蹤時間可達四十分鐘到一小時(圖 4-2)。

另外，在 E 航線有一次江豚的無效目擊，群體大小為 1 隻，當時目擊環境因子為：溫度 17.1°C，鹽度 29.8ppt，水深 11.6 公尺，pH 值 7.96，蒲福浪級 4 級，

目擊位置離岸最短距離 3.0 公里。

表 4-1、四條航線的出海航程平均總時間與努力量時間、平均航行總距離與努力量距離

航線	平均總時間(hr)	平均努力量(hr)	航行距離(km)	努力量距離(km)
B(n=2)	5.60	2.08	51.1	25.5
C(n=2)	7.46	2.36	81.3	29.2
D(n=5)	4.58	2.34	59.8	30.2
E(n=5)	4.37	2.6	58.1	35.1

資料來源：本研究自製

表 4-2、各航線航程環境因子平均值

航線	水溫(°C)		鹽度(ppt)		水深(m)		酸鹼度 pH 值	
	mean	SD	mean	SD	mean	SD	mean	SD
B	28.6	0.848	31.4	0.637	8.2	5.271	7.78	0.081
C	28.2	0.893	32.1	0.342	8.8	6.151	7.81	0.163
D	26.3	1.380	31.7	0.555	13.8	5.684	7.80	0.136
E	27.5	0.725	31.0	0.660	11.3	4.670	7.86	0.126

資料來源：本研究自製

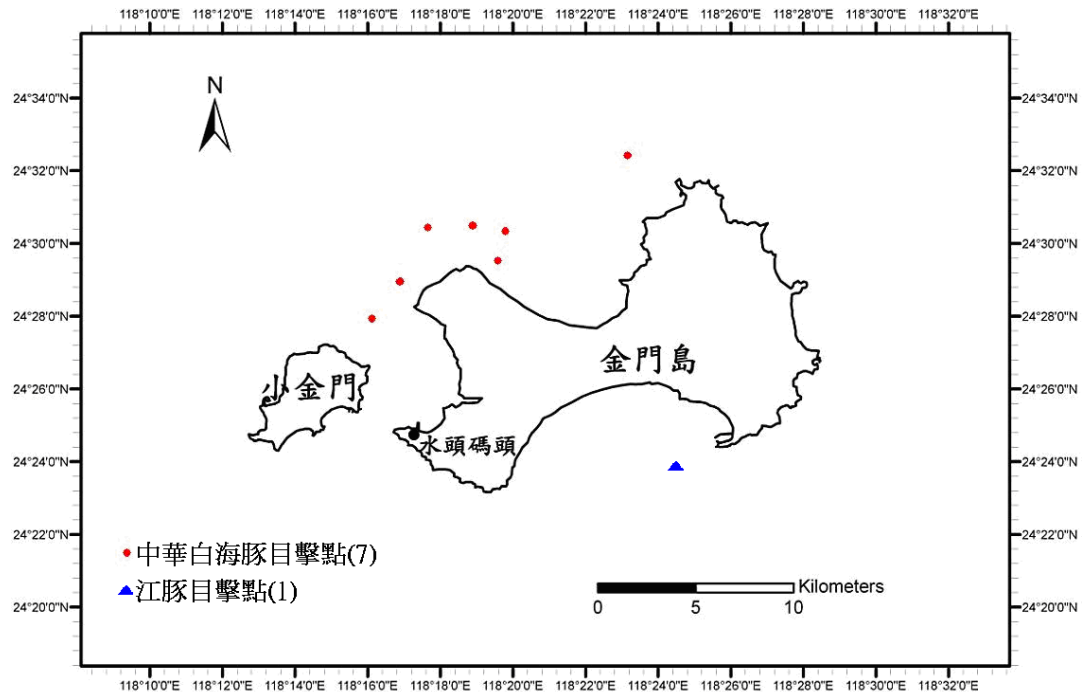


圖 4-1、中華白海豚與江豚的紀錄目擊分佈圖

資料來源：本研究自製

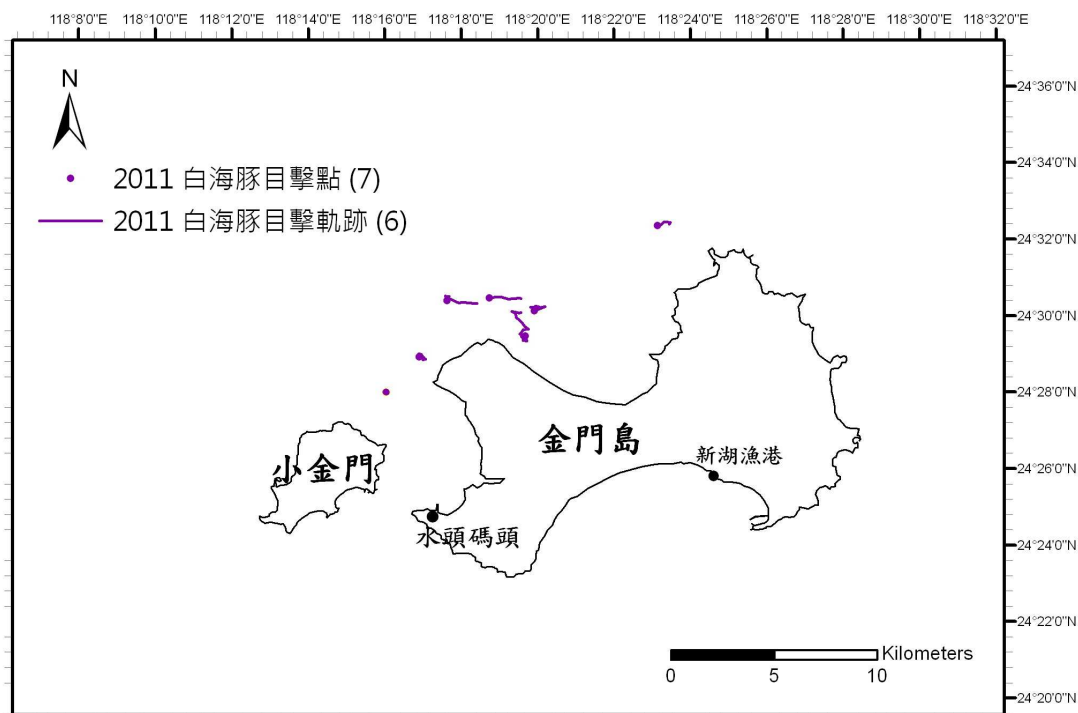


圖 4-2、中華白海豚的目擊軌跡

資料來源：本研究自製

今年目擊 7 群 39 隻次中華白海豚共拍攝到約 3200 張照片，共辨認出 21 隻非嬰幼兒個體，與 2010 年鑑定出的 23 隻個體比對後發現有 15 隻(65%)是重複個體，故目前金門海域中華白海豚身分名錄裡共有 29 隻非嬰幼兒個體，今年藉由辨識幼豚緊密跟隨的不同母豚數，估計至少有 8 隻幼豚。

第二節 三年整合結果

一、分佈與環境因子

三年的海上調查資料彙整後顯示金門海域的 18 群次的中華白海豚分佈非常不均勻 (表 4-3)，A、D、E 航線完全沒有任何中華白海豚的目擊率，而 B、C 兩條航線又以 B 航線的目擊率較高，每 100 公里可看到的群次與一天可看到的群次大約是 C 航線的兩倍。

表 4-3、三年金門海域調查發現率結果比較

	努力量 (公里)	調查距離		調查時間	
		(群/100 公里)	(隻/100 公里)	(群/天)	(群/10 小時)
A 航線	208.8	0	0	0	0
B 航線	430.7	1.86	10.91	0.57	2.08
C 航線	306.0	0.98	7.52	0.30	1.16
D 航線	151.1	0	0	0	0
E 航線	173.1	0	0	0	0

資料來源：本研究自製

從 2009-2011 年所有目擊的 18 群中華白海豚位置分佈看來(圖 4-3)，中華白海豚均在大金門島的西北側及北側附近海域活動，而江豚的三次目擊則在大金門島的西南側與南側附近海域，東側則沒有任何海豚的目擊，中華白海豚目擊位置的平均水深為 6.13 公尺(範圍 2-16 公尺，SD=3.66，n=18)，而江豚的平均目擊水深則為 14.57 公尺(範圍 11.6-19.1 公尺，SD=3.99，n=3)，中華白海豚偏好使用較淺的海域，與江豚在不同水深的棲地利用上有差異。海豚分佈圖加入水深資料後可見中華白海豚的目擊點多數在 10 公尺等深線以下，江豚的目擊點則是在 10-15 公尺的級距間(圖 4-4)，與實際目擊的水深有明顯差異(11.6-19.1 公尺，平均 14.57

公尺)。

此外，根據圖 4-6 的目擊位置與水深分布圖顯示，金門海域的中華白海豚最常出現在水深 1-5 公尺的環境(55.6%，10 群次)，其次為 6-10 公尺的海域(33.3%，6 群次)，89%的群體是出現在當時淺於 10 公尺的海域，僅有少數兩次的目擊水深超過 10 公尺，且其中 11-15 公尺的群次目擊後，逐漸往淺水域移動至水深 9 公尺處，另一群次(單一個體)於水深 16 公尺快速遊走(traveling)。將三年目擊到的軌跡加上水深線(圖 4-5)，也發現中華白海豚的移動軌跡大多不會進入超過水深 10 公尺的區域。綜合以上結果，金門海域的中華白海豚較常活動在水深 10 公尺以內的海域。

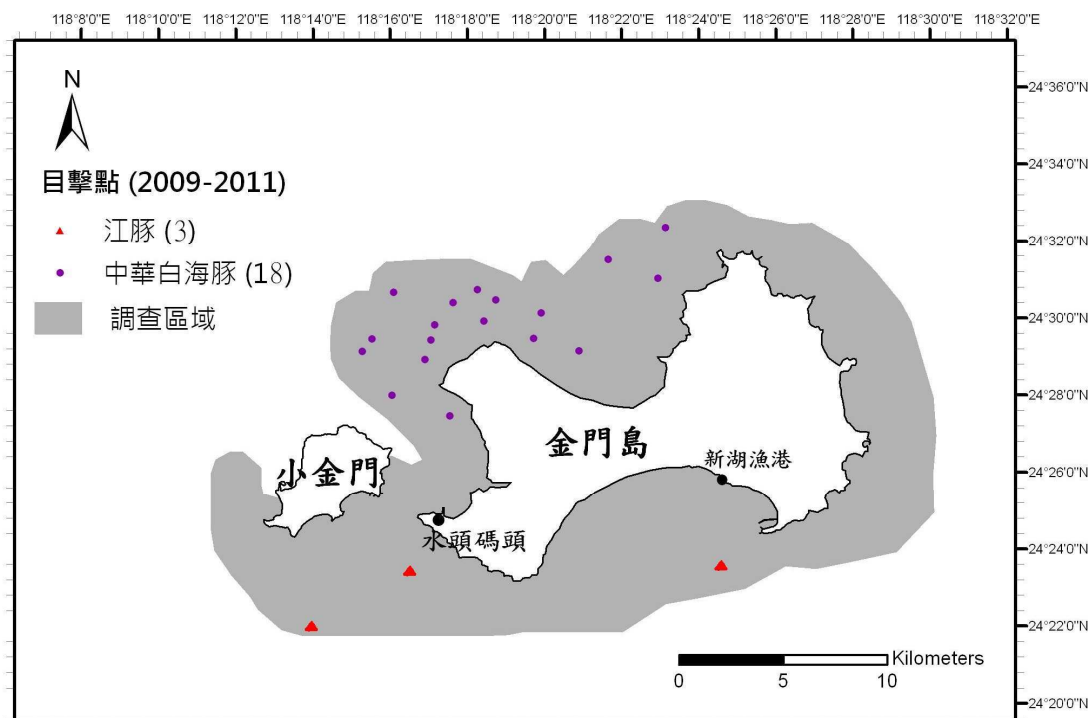


圖 4-3、中華白海豚與江豚的三年目擊紀錄分佈圖

資料來源：本研究自製

金門海域中華白海豚生態調查(三)

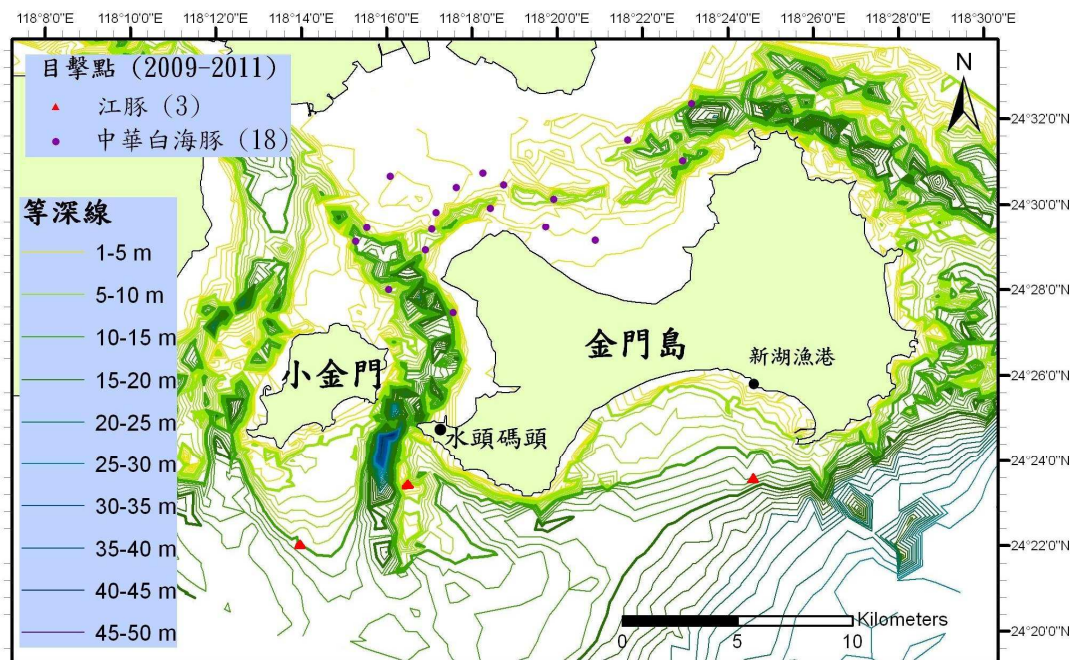


圖 4-4、金門海域水深與海豚目擊紀錄分佈圖

資料來源：本研究自製

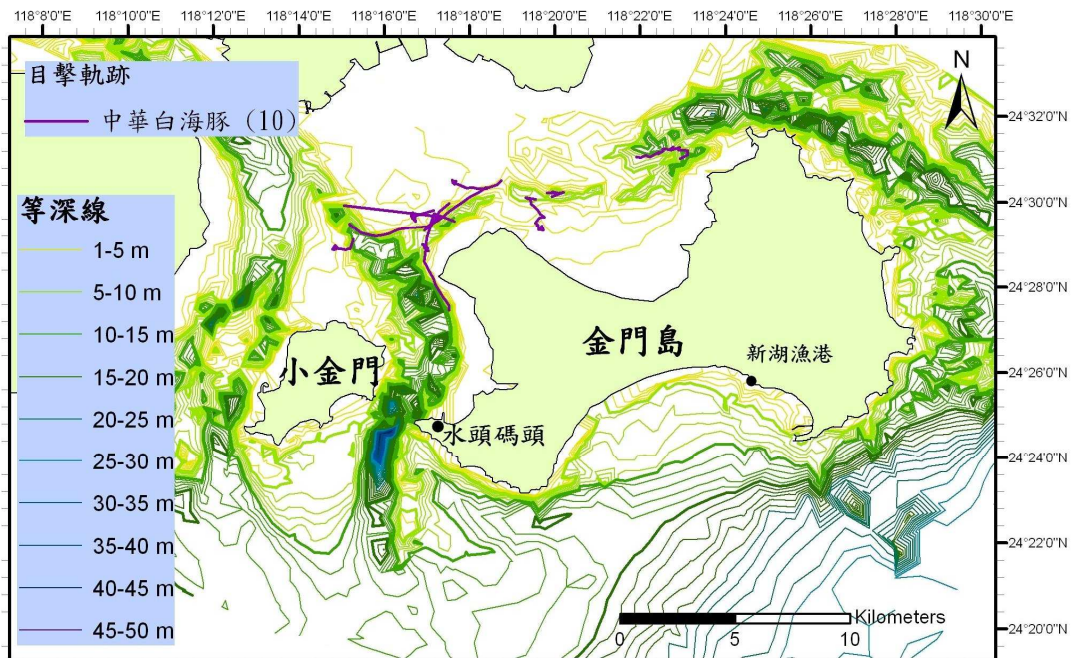


圖 4-5、金門海域水深與中華白海豚目擊軌跡圖

資料來源：本研究自製

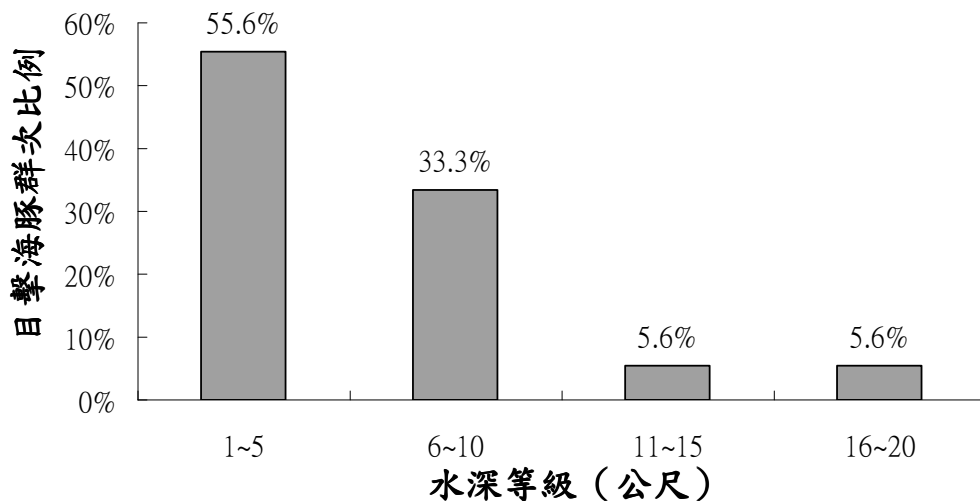


圖 4-6、金門海域中華白海豚目擊位置水深分佈圖

資料來源：本研究自製

表 4-4、金門海域中華白海豚目擊群體之環境因子

	水溫(°C)	鹽度(ppt)	水深(m)
平均	28.04	31.06	6.13
標準差	2.25	2.16	3.66
範圍	21.60-30.00	26.60-33.40	2-16
資料筆數	17	17	18

資料來源：本研究自製

本調查目擊中華白海豚時，初始最接近海豚群體時所量測的環境因子(水溫、鹽度、水深、pH 值)等結果詳列於表 4-4，白海豚目擊時平均水深為 6.13 公尺(2-16 公尺，SD=3.66)，海水測量值的部份：水溫平均為 28.04°C (21.6-30.0°C，SD=2.25)，鹽度為 31.06 ppt (26.6-33.4 ppt，SD=2.16)。目擊水溫受到調查月份的影響：5 月最低平均為 22.65°C(n=2)，7 月最高平均為 29.00°C(n=3)，而 8 月與 9 月水溫分別平均為：28.81°C(n=9)和 28.37°C(n=3)。

金門海域的整體調查水域，於航線上各測站所量測之資料，就水溫、鹽度及水深等三項環境因子來看(表 4-5)，B、C 航線的平均水深則少於 10 公尺(兩航線間水深無顯著差異 t-test, $p=0.06$)，而 A、D、E 航線則水深較深。在海水表層鹽溫度上 D、E 航線之水溫較低，且鹽度也較低。B 航線的海水表層水溫顯著高於 C 航線(t-test, $p<0.001$)，鹽度則無差異(t-test, $p=0.14$)。

表 4-5、金門海域環境因子結果比較

航線	平均水溫(°C)		平均鹽度(ppt)		平均水深(m)	
	mean	SD	mean	SD	mean	SD
A	29.04	0.74	33.22	0.73	11.86	6.18
B	29.02	0.72	32.62	0.92	9.02	5.59
C	28.14	0.98	32.27	1.50	9.85	6.57
D	26.43	1.34	31.84	0.57	13.48	5.47
E	27.52	0.68	31.18	0.68	11.24	4.57

資料來源：本研究自製

表 4-6、金門海域中華白海豚群體資訊

調查航線	B(西北側)	C(北側)
平均每群次包含的母子對數	0.75	0.83
含母子對的群次比例	50%	67%
每群次平均隻數	5.1	6.2
標準差	3.7	5
隻數範圍	1-11	3-16
樣本數	n=12	n=6

資料來源：本研究自製

將三年紀錄的船隻發現率做成表格(表 4-7)，顯示無論是貨船、抽砂船或是漁船，B、C 航線的數量都比其他航線要多，而 D 航線的非漁船數量平均也有達到 2.1 艘，漁船主要集中在大金門島的西北側與北側海域，與中華白海豚的目擊熱區重疊。

表 4-7、金門水域分區船隻數量(平均艘數/趟)比例表

	貨船或抽砂船	漁船
A 航線	1.00	2.20
B 航線	2.31	4.38
C 航線	2.65	4.75
D 航線	2.10	1.30
E 航線	0.70	0.60

資料來源：本研究自製

二、中華白海豚群體組成與個體資訊

金門海域三年調查共目擊 18 群次，其中有效群次為 11 群次，其餘 7 群次為航行交通路上，或是航線之間轉折處，或是觀察海豚群體中另外發現的群次。有效群次中共目擊 70 隻次的海豚個體，平均每公里目擊 0.055 隻次海豚。根據目擊觀察時所記錄的中華白海豚群體大小，平均每群隻數為 5.4 隻(1-16 隻，SD=4.1, n=18)。大多數的群體為 1~4 隻的群體(61%)，其次為 6~8 隻(22%)，僅有 3 群次的目擊是超過 11~16 隻以上的群體(17%)，目擊資料顯示金門海域的中華白海豚群體常以小於 8 隻的數量構成。B、C 航線的群體大小數量詳列於表 4-6，兩區海域目擊的白海豚群體大小無顯著差異(Mann-Whitney test, $p=0.77$)。

在行為紀錄上，18 群次中華白海豚出現最多的單一行為是遊走(travel)行為，總共有 7 次，接著就是覓食(feeding)行為共觀察到 4 次，繞圈(mill)行為觀察到 1 次，另有 2 次觀察到的行為是未知。在某些目擊趟次中還有觀察到多種行為，如接續遊走與覓食的有 2 次，同時發現三種行為的也有 2 次，以 18 群次來對行為作圖則如圖 4-7。

在群體組成方面，18 群次中共記錄到 14 對次的母子對(經過照片辨識出 8 隻不同的育幼母豚)，B、C 航線母子對出現比例及平均對數詳列於表 4-6，金門海域的西北側與北側海域，平均每群次所見到的母子對數為 0.75~0.83 對，且超過一半比例的群次包含有母子對(這些群體中也有其他年齡層的個體)，顯示此海域亦是中華白海豚的育幼環境之一。

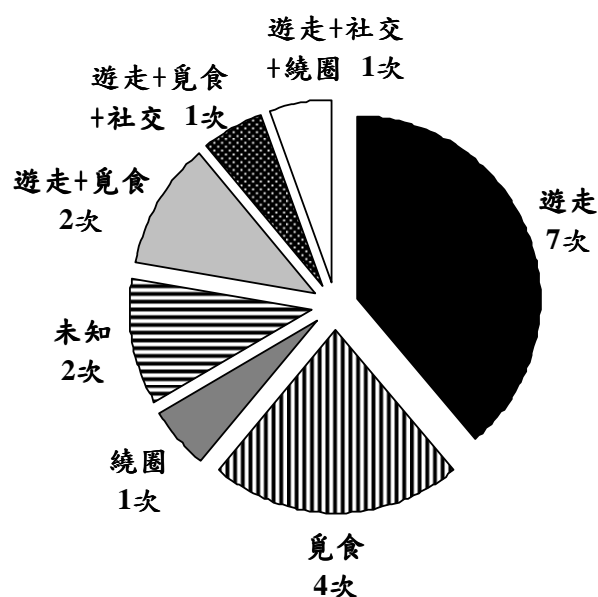


圖 4-7、中華白海豚目擊行為紀錄比例圖(n=18)

資料來源：本研究自製

繼三年完成 39 趟海上調查後，為了解本海域中華白海豚個體辨識的累積狀況，以所有趟次為 X 軸依序累計中華白海豚個體數目為 Y 軸來繪製累積成長曲線(圖 4-8)，可看到圖中有兩段較平的線段，分別是前六趟與第 25-35 趟(D、E 航線調查)之間的線段，這些趟次都是沒有海豚目擊的航次。為減少曲線誤差，排除沒有目擊點的趟次，改以 18 次的目擊趟次來當作 X 軸，其結果如圖 4-9，辨識累積曲線有繼續上升的趨勢，代表尚有個體還沒有被拍照辨識。

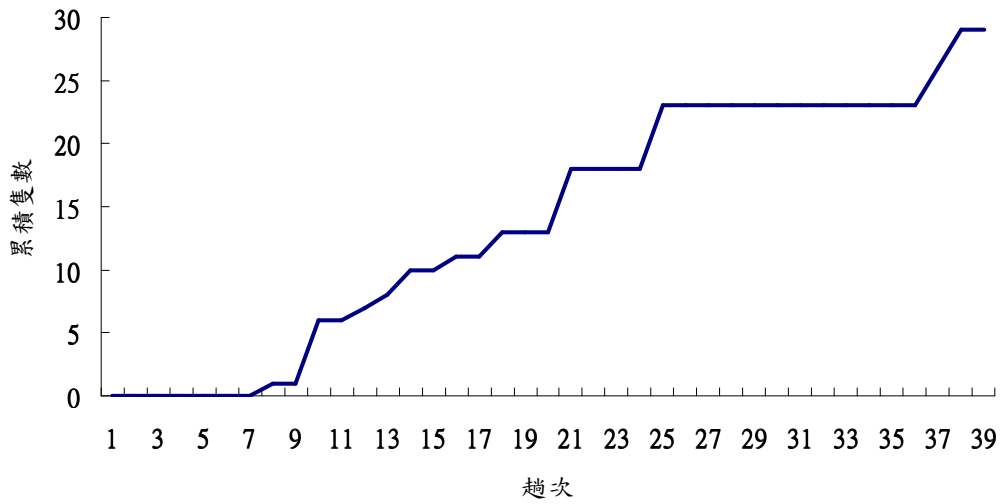


圖 4-8、三年共 39 趟調查的中華白海豚個體累積隻數

資料來源：本研究自製

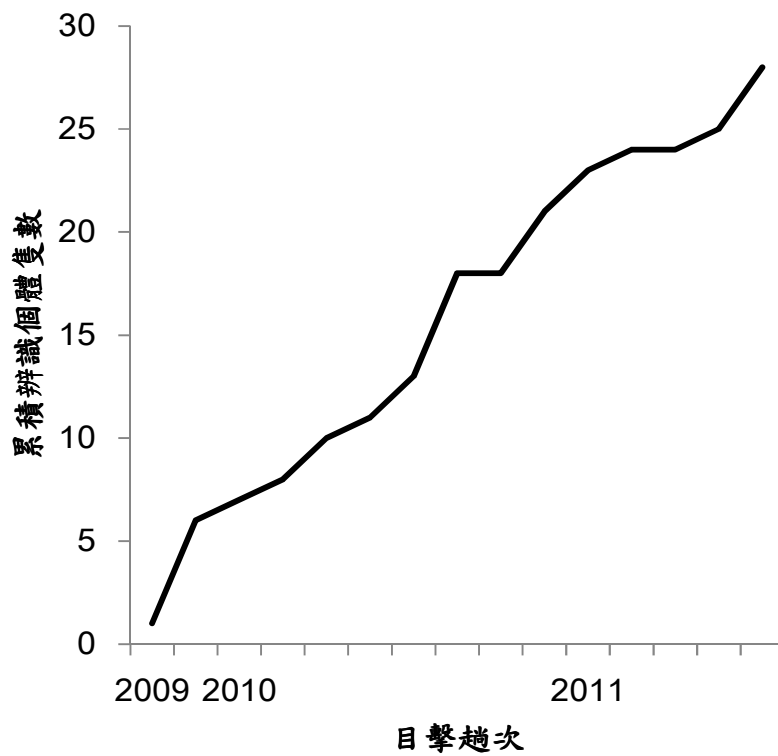


圖 4-9、辨識個體隻數累積圖(以目擊資料計算)

資料來源：本研究自製

在已經辨識的 29 隻中華白海豚個體中，每隻目擊頻度範圍為 1-6 次，超過 75% 的個體只被目擊過兩次以下(圖 4-10)，顯示白海豚對此棲地忠誠性不高。可能是調查範圍未涵蓋白海豚群體的活動範圍，或是隨著拍照次數增加後，重複目擊的機率會升高。

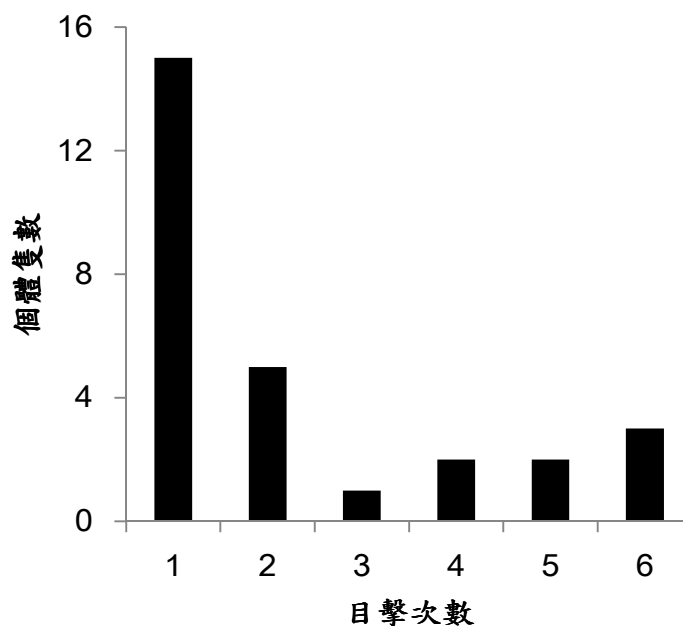


圖 4-10、目擊次數頻度圖

資料來源：本研究自製

白海豚不同個體間彼此的關係強度結果如圖 4-11，大部分的 HWI 值落在 0.2-0.4 之間，代表個體之間的關係強度不高，群體組成流動性大，但是卻有少數個體之間的 HWI 值超過 0.7，顯示還是存在有少數關係緊密的個體小群。

另外藉由辨識幼豚緊密跟隨的不同母豚數，估計至少有 8 隻幼豚，因此整體族群至少有 37 隻個體，其年齡結構的比例為：嬰幼佔 22%、少年期 14%、青年期 45%、壯年期 16%、老年期 3%(圖 4-12)。

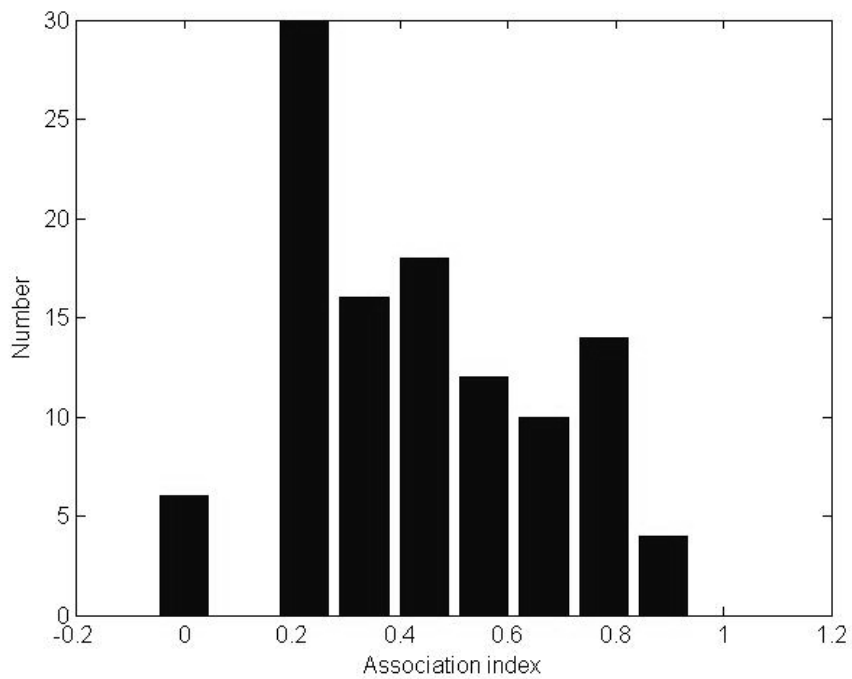


圖 4-11、連結係數頻度圖

資料來源：本研究自製

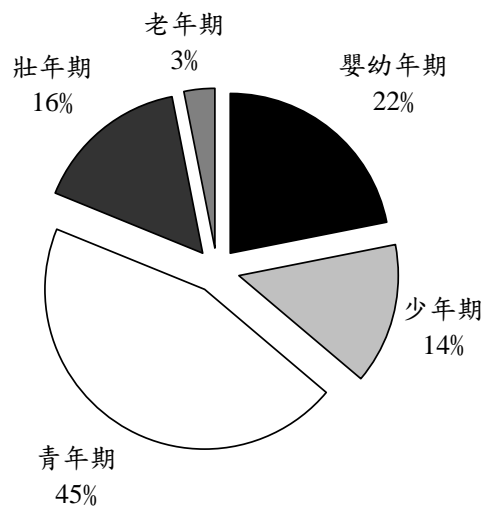


圖 4-12、2009-2011 金門海域中華白海豚 37 隻個體的年齡結構

資料來源：本研究自製

2010 年六月於南京大學召開「中國海域中華白海豚種群間關係和保護國際研討會」時，我們將當時金門海域確認的 8 隻中華白海豚與南京大學在廈門的研究所得照片進行比對，當時有四隻個體與廈門的族群重覆，而這四隻個體在今年也都被再次目擊，發現時間資訊如表 4-8，個體照片集如附錄一。

表 4-8、金門與廈門族群比對相同個體列表

相同個體	金門命名	在金門發現時間	廈門編號	在廈門發現時間
1	Bear paw	2009/8; 2010/9; 2011/8	E 粉 6-1	2008/3; 5; 7
2	Sole	2009/8; 2011/8	E 青年多斑 5	2008/3; 5
3	Silk	2009/8; 2011/9	E 青年多斑 7	2008/3
4	Loach	2009/8; 2011/8	E 青年多斑 3	2007/12; 2008/1; 3; 7

資料來源：本研究自製

以捕捉-再標記法估算族群數量的結果，金門海域可辨識的 29 隻個體中，15 隻個體只曾在某一時期出現(51.7%)，7 隻個體曾在任兩時期中出現(24.1%)，4 隻個體曾在任三個時期中出現(13.8%)，2 隻個體曾在其中四個時期中出現(6.9%)，並沒有個體連續五個時期皆有出現記錄。MARK 軟體計算 POPAN Jolly-Seber 模式的結果顯示，最佳的模型為表面生存率、整體捕捉率不隨時間改變，海豚進入此海域機率為時間依存($\{\Phi(.) P(.) b(t)\}$)(表 4-9)：可辨識個體的族群量估計為 35 ± 5 隻，95% 信賴區間範圍為 30-51 隻(表 4-10)。每群由 100 張隨機照片計算平均『未標識比率』的結果為：4.06 % 個體為不可辨識之海豚，如嬰幼

年海豚；因此推算金門海域中華白海豚總族群量的估計值為 36 ± 5 隻(Wilson *et al.*, 1999)。雖第二佳模型的 AICc 值只比最佳模型大了 8.62 (Burnham and Anderson, 2002)，但由 AICc weights (0.987:0.013)和 Model likelihood (1:0.013)得知，表面生存率隨時間改變的模型($\{\Phi(t) P(.) b(t)\}$)解釋金門族群動態的能力很低，不足以考慮。

表 4-9、使用 POPAN 考慮不同參數模型結果，

最合適模型以粗體表示

Model	AICc	Delta AIC	AICc weights	Model likelihood	Number of parameters
$\{\Phi(.) P(.) b(t)\}$	109.5573	0	0.98672	1	7
$\{\Phi(t) P(.) b(t)\}$	118.1738	8.6165	0.01328	0.0135	10
$\{\Phi(t) P(.) b(.)\}$	8304.006	8194.448	0	0	6
$\{\Phi(.) P(.) b(.)\}$	8318.083	8208.526	0	0	4

資料來源：本研究自製

表 4-10、MARK 軟體計算族群量結果， Φ :表面生存率， P :整體捕捉率， $b_{i-(i+1)}$:海豚在 i 到 $(i+1)$ 期間進入調查海域機率 ($i = 1-4$)， \hat{N} :調查海域的族群量。

參數	估計值	標準誤差	95%CI 下限	95%CI 上限
Φ	0.993841	0.013305	0.695003	0.999913
P	0.396346	0.095278	0.231255	0.588994
b_{1-2}	0.116971	0.195121	0.003256	0.843059
b_{2-3}	0.290609	0.212153	0.051688	0.75484
b_{3-4}	0.151806	0.21359	0.006883	0.822117
b_{4-5}	0.005916	0.182302	0	1
\hat{N}	34.64365 \doteq 35	4.753624 \doteq 5	29.88409	51.42672

資料來源：本研究自製

第三節 討 論

三年分區調查的結果顯示，金門的西北及北側海域(B、C航線)是中華白海豚分佈的熱區，其他海域區(A、D、E航線)在有限的調查努力量下(各執行5趟)，沒有任何中華白海豚的目擊，雖然無法完全否定白海豚的存在，其出現頻率應該是較低的。由環境因子的資料(表 4-5)可發現：影響金門海域中華白海豚分佈的主要因子為「水深」。統計資料顯示金門的西北及北側海域(B、C航線)所經之海域水深較其他航線淺，且根據海域水深圖與白海豚目擊位置圖(圖 4-4)顯示，白海豚分佈熱區的金門北側海域，為大範圍的淺水平坦海域(水深 1-10 公尺)，其他無白海豚目擊的海域的水深陡降之坡度明顯。再者，根據中華白海豚目擊活動軌跡圖(圖 4-5)，若海豚群體出現在西側海底地形變化大的海域時，多是「遊走」之行為，沿著水深 5-10 公尺的等深線往其他地區移動。而北側較平坦的淺水域範圍，則較多「覓食」與「社交」行為，海豚群體似乎會長時間逗留於淺水海域。

本結果與其他各地的研究結果相似，澳洲 Clevelan Bay 海域的白海豚分佈與該地水深 2-5 公尺，及利用 10 公尺水道的環境(Parra, 2006)，南非的 Aloga Bay 則發現大多數的白海豚棲息在近岸，不超過 15 公尺深、離岸 400 公尺以內的水域(Karczmarski *et al.*, 2000)。且根據香港海域洪 2008 年的研究，深水區(20-30 公尺)及海底陡坡的地形為影響白海豚棲地選擇的主要物理因子(Hung, 2008)，推測陡降的地形可能扮演屏障的角色，增加獵物捕捉效率。

將金門中華白海豚目擊點的平均水深 6.13 公尺(SD=3.7)，89%群體分佈點位

於水深 8 公尺以淺，與鄰近地區做比較：在臺灣西海岸的中華白海豚目擊時分佈的平均水深為 7.61 公尺(SD=4.4)，90%的群體分佈點位於水深 13 公尺以淺，且跟據追蹤海豚群體移動的軌跡，海豚的活動範圍主要仍在 5-15 公尺水深的海域，推測此範圍白海豚之食餌生物如石首魚等較深水域多(周等人，民 100)。而與金門為相同族群活動範圍的廈門海域，白海豚出沒平均水深則為 13.4 公尺(陳，民 96)，50%的群體出沒在水深淺於 10 公尺的海域，44 %的群體出沒在水深 10-20 公尺的海域，僅有 6 %的群次目擊時水深超過 20 公尺 (陳等人，民 96)。綜合以上不同地區的研究，中華白海豚主要分佈淺於 20 公尺的海域，但在較深處偶而仍能發現牠們的蹤跡。

影響鯨豚分佈的環境因子中，「水深」、「海水表層水溫(SST)」、「鯨豚食物分佈」並列為三大最重要因子(Macleod, 2009)，本調查亦有分析海水表層水溫的數據，由於海水水溫深受季節變化的影響(四月到五月海水表溫僅有 15-20°C)，目前僅分析 6-9 月調查的資料。金門海域中華白海豚目擊時平均水溫為 28.76°C (SD=0.97)(扣除五月份兩筆資料)，與臺灣西海岸中華白海豚目擊時的平均水溫 28.83°C 非常近似(周等人，民 100)。本調查中 B 航線的水溫顯著高於 C 航線(但鹽度與水深無顯著差異)，與海豚目擊率趨勢平行，但本水域的水溫變異對海豚影響尚待更多調查來確認。因為在南非 Richards Bay 研究結果顯示：表水溫、較深層(5 公尺)水溫、水深能見度均與白海豚的分佈無直接相關(Atkins *et al.*, 2004)。但香港海域的研究則認為海水表層溫度會影響當地的魚類豐度，進而影

響中華白海豚的分佈(Hung, 2008)。故欲瞭解水溫與食餌豐度的共變量關係，可能得有調查海域的食餌研究納入才可釐清。

此外，漁船作業的頻繁度也許可以做為海豚食物魚類資源的指標(Evangelos *et al.*, 2011)，我們發現漁船空間分佈的趨勢與白海豚分佈相符，在金門海域的西北兩側(B、C 航線)白海豚發現率高的區域，其漁船分佈數量也較多，表示該區域的食物資源可能相當豐富。且調查期間，在 E 航線的確很少有看到漁船的蹤跡(表 4-7 金門水域分區船隻數量比例表)，最後一次 E 航線調查結束後，船長曾跟我們提到之後有漁民在原調查海域發現中華白海豚，其地點在於 E 航線與 A 航線的交界處；金管處的楊恭賀課長以多年在地經驗指出在水頭氣象站附近的沙洲(A 航線)處過去曾有海豚(江豚較多見)經常出沒。周蓮香於 1994-5 年進行漁民訪問時，金烈水道曾是白海豚經常出沒的海域，如今似有明顯的改變。人為活動是可能影響海豚分佈，尤其當原棲息地受到嚴重干擾後，甚至會遷離原棲地(Bedjer *et al.*, 2006)。B、C 航線中雖記錄到不少貨輪與抽砂船的航行，但根據香港海域研究指出，中華白海豚群體對於慢速且航向穩定的船隻(如貨輪)並無明顯躲避反應，反而對於小型、高速、且不易預測其航向的船隻則會有明顯的負向反應(下潛，游離避開船隻)，航道區域的海豚發現率較低(Ng and Leung, 2003)。B 航線的金烈水道自小三通開航後，頻繁且快速的渡輪可能影響了海豚的活動，且大量的船隻噪音可能也會驅使中華白海豚避免使用此海域，轉往其他鄰近海域活動，但遺憾沒有過多白海豚的研究資料可供比對。

廈門海域的中華白海豚主要分佈於西港、大嶼與雞嶼區域，主要的分佈範圍亦包含金門本島的北側海域，並具有季節性數量上的變動，推估在春天之後會往東(外海移動)(Chen *et al.*, 2008)，正銜接本調查的月份(夏秋兩季)，故 B、C 航線範圍緊鄰於廈門海域的水深 5~20 公尺適合白海豚活動的水域。該研究團隊並認為大嶼至金門水域的水質較佳，且人為干擾少，可能是中華白海豚的避難緩衝區(陳等人，民 96)。然而金廈海域的中華白海豚是否為封閉的族群仍有不同的意見，早期研究認為此族群不會活動超過金門與浯嶼區域(劉等人，民 89)，但後續研究發現部分個體會在小嶼島活動(金門本島東北側)，甚至泉州石獅附近也有少數金廈個體出現，極有可能與附近的族群有個體交流(Chen *et al.*, 2008)。

漁業活動可以是中華白海豚出現率的指標，我們發現本區漁船的空間分佈與中華白海豚的分佈有重疊，B、C 航線上目擊到的多數是大陸的漁船；非漁船之船隻部分，D 航線的高目擊率主要來自料羅漁港外的大型貨船，B、C 航線上的則大多是來自大陸的抽砂船(詳見表 4-7)。由於船隻噪音與海底工程噪音除增加當地海域環境的吵雜程度外，也可能會傷害生物的聽力(Richardson *et al.*, 1995)。為評估噪音對白海豚造成的影響，必須同時偵測白海豚的年間分布，建議在白海豚出沒處設置聲音偵測儀器。聲音偵測儀器分為水下錄音機(Underwater sound recorder)與水下聲學資料記錄器(Acoustic data logger)。水下錄音機能收集在人耳可接收的頻率範圍之內的聲音，如生態聲學記錄器(ecological acoustic recorder, EAR)，EAR 已經在夏威夷海域被證實適合應用在長期監測船舶噪音、

海豚哨音甚至魚類的發聲(Lammers *et al.*, 2008)。但是在超音波頻率範圍的聲音，一般的水下錄音機將不足以進行長時間監測，因此較適合採用水下聲學資料記錄器(Acoustic data logger, A-tag)，A-tag 具備兩組水下麥克風，用來量測水下聲音訊號，可以響應在 55-235 kHz 頻率範圍的聲音，此頻率範圍剛好為中華白海豚回聲定位聲音(echolocation click)的主要頻率分布範圍(Goold & Jefferson, 2004)，目前廣泛應用在長江、日本沿海的江豚監測上(Akamatsu *et al.*, 2008)，也成功應用在台灣西海岸中華白海豚的監測計畫中(周等人, 民 100)。

除了中華白海豚與江豚的目擊位置有明顯區隔，前者分布在大金門島西北側海域，後者分布在西側與南側海域外，在 A 航線與 E 航線顯示中華白海豚在棲地利用上似有不同的偏好，在香港亦有發現此現象。Parsons(1998)認為兩種海豚的棲地會不同是由於競爭排斥(competitive exclusion)的關係，因為中華白海豚的體型較大，兩者又可能有資源上的競爭，使得江豚改而尋找其他的棲地。另一方面，由於江豚本身在野外就不易被發現，本研究中江豚的目擊也只有三次，要憑本研究數據證明兩者棲地利用選擇上確實不同有點言之過早，因此需要更多的資料累積才能證實。

另外，在江豚目擊時的實測水深與其在金門水深圖的等深線位置有些差異(圖 4-5)，主要是因為金門海域的潮差變化大，海圖的等深線是以最低潮時去計算的深度，加上測量水深時船的位置與目擊海豚時 GPS 所定位的位置不一致，所以紀錄的水深與實際海圖上的水深才会有出入。

年齡結構上，香港族群的年齡結構為成年期(包含老年及壯年期)46%、青年期 20%、少年期 15%、嬰幼年期 19%(Jefferson, 2000)；西邊的珠江口族群年齡結構觀察結果則是老年期 21.8%、壯年期 23.2%、青年期 20.5%、嬰年期 4.7%、少年期和幼年期未敘述(賈等, 2000)。而金門的族群約 37 隻中華白海豚的個體，年齡結構上以青年期最多(45%)，少年期(14%)，嬰幼年期為 22%，而壯年老年期最少(16%、3%)。廈門海域的調查記錄顯示，18.2%為嬰幼年期，45.2%為青少年期，36.6%為壯年老年期(Chen *et al.*, 2008)。相較於香港與珠江口族群，青少年期為金門與廈門族群主要的年齡期。以人口金字塔的角度，此族群似乎呈現穩定成長的趨勢，但根據廈門海域比較不同時期的研究結果，認為此族群的豐度近五年來受到許多人為干擾的影響而下降中(Chen *et al.*, 2008)，所以相較於其他海域的年齡組成，此族群的年輕化是族群健康指標或是下降的警訊需更進一步的分析族群存活率及生殖率等參數。

以個體的活動範圍來說，根據南非海域的研究，中華白海豚可沿海岸線移動約 100 公里 (Karczmarski *et al.*, 1999)，臺灣西海岸的中華白海豚也可在短短數天中移動 120 公里(張, 2011)，而金門調查海域與廈門海域最遠相距約 30-50 公里，同時去年 6 月透過照片比對確認廈門與金門間確實有族群間個體的交流，2009 年金廈水域的重複四隻相同個體都曾在 2010 年與今年的金門海域目擊過，代表目前的金門個體辨識資料只是整個金廈族群的其中一部分。根據廈門水域個體的活動範圍研究顯示：其平均的活動範圍以最小多邊形法計算為 84.1 平方公

里,95% Kernel 為 162.5 平方公里,50%為 29.7 平方公里(n=21)(Chen *et al.*,2011)。
其中有 33%的個體活動範圍僅限於廈門西南海域,在金門海域被拍攝辨識到的機率較低。此外亦有其他 67%個體活動範圍涵蓋廈門至金門附近水域,被本調查拍攝辨識的可能性很高。若能將金門廈門海域的中華白海豚個體進行比對,對於瞭解此族群的活動範圍、季節移動、棲地選擇與忠實性。將會有很大的助益。

在族群結構上分為三個部份來討論：辨認的個體累積隻數、個體之間的關係與使用捕捉-再標記法估算族群數量。由辨識個體隻數累積圖曲線持續上升顯示,族群中還有未辨識的個體,個體名錄(catalog)數量應該會繼續上升。去年起本團隊由廈門海洋第三研究所委託進行 10 趟海上調查(B、C 航線各 5 趟),發現至少另有四隻海豚不在本計畫個體名錄裡(祝等,未發表)。包含廈門海洋三所委託計畫,因此目前金門族群共辨識出 33 隻中華白海豚非嬰幼個體,大部分個體都只被目擊 1 或 2 次,此現象是代表白海豚對金門海域的棲地忠誠性不強,或僅是因為努力量尚還不足,使得目擊次數不高,仍待持續調查確認。然而,在南非(Karczmarski *et al.*, 1999)與澳洲(Parra, 2006)海域均發現部分海豚整年使用某些特定棲地,穩定的居留(定居者)。但也有少數個體不頻繁也不規律的進出研究海域(遷徙者)。廈門海域長年的研究已從 21 隻已辨識的中華白海豚中定義出定居者(Chen *et al.*, 2011),若金門海域可長期監測中華白海豚,除了可建立更完整個體辨識資料庫外,亦可瞭解海豚對於此環境的利用程度,以定立相關的保育管理措施。

同時，金門海域白海豚個體間社會連結關係強度不高，但還是有少數的 HWI 值超過 0.7，南非 Algoa Bay 族群以及台灣的 HWI 值皆以低強度為主，南非族群的平均 HWI 值為 0.17(Karczmarski, 1999, 分析群次 60 群)，台灣族群的平均 HWI 值為 0.14(張, 2011, 分析群次 174 群)，本研究結果可能解釋有二：(1)金門海域存在有關係緊密的核心社群，(2)為取樣誤差的結果。在本年度八、九月份的六次目擊中，大部分的個體是重複目擊，在目擊群次數少的情況下，會造成計算上數值增高。廈門海域的社會連結係數也有 6 對個體的 HWI 值超過 0.7，表現出非常緊密的社會關係，由於文中未直接說明，根據年齡資訊推測其中一對可能是母子對之外，其他個體之間的親屬關係未能瞭解，但仍有少年與少年個體緊密的關聯(Chen *et al.*, 2011)。雖然中華白海豚屬於社會結構較鬆散的分裂融合結構(Fission-fusion society)，但仍有少數個體會形成緊密的關係(Parra, 2005)。

使用捕捉-再標記法估算族群數量時，不論是封閉型族群(close)或是開放型族群(open)均需符合估算模式的假設。本調查參考前人的研究來符合假設的需求，如拍照是非侵入行為，不會對動物造成存活率的影響，並且在觀察群次中是瞬間發生的，調查範圍三年來均相同。分析照片時使用高品質清晰的照片，確保辨識個體的特徵正確。此外，最重要相同的每隻個體被捕捉機率也是盡可能均質，每群次拍攝海豚時，不論海豚身上特徵是否明顯，盡量將群體中每隻海豚拍攝 2-3 次，以符合捕捉機率相等的假設(Wilson, 1999; Bearzi, 2008)。然而還是會有少量可能的誤差，例如目擊群體中的每隻個體需有同樣被捕捉(被拍照)的機

率；但實際調查中，壯年與老年個體因為體色較白與海面反差大，比起灰色的青少年個體更容易被清晰的拍照，所以被捕捉機率在不同個體間可能存在差異；同時，有些白海豚可能對船隻敏感距船較遠(trap shy)，而造成族群量低估；有些可能對船隻好奇而主動接近，這些均會影響個體被拍照的機率，而造成族群量高估(Chao, 2005)。

以 POPAN Jolly-Seber 模型估算金門海域族群量，可以得到最佳模型為表面生存率、整體捕捉率不隨時間改變，海豚進入此海域機率為時間依存($\{\Phi(.)P(.)b(t)\}$)，顯示金廈中華白海豚族群進入金門海域的機會在不同時期是不同的。 $b_{4.5}$ 因為和 Φ_4 為共依存參數關係，其實際數值並非軟體所得結果，也無從所知(Williams *et al.*, 2002); $b_{2.3}$ 的數值最高，此時期為五到九月份，與 Chen *et al.* (2008) 觀察到廈門灣海豚往金門海域移動的時間相符； $b_{1.2}$ 和 $b_{3.4}$ 的數值相仿，較 $b_{2.3}$ 為低了許多，兩時期也相當類似，為此年八月到隔年六月($b_{1.2}$)或八月($b_{3.4}$)，可能在此時期海豚傾向移回廈門灣。廈門海洋局第三研究所委託的計畫在非五到九月份進行的六個趟次調查中，並無任何目擊(祝等，未發表)，可間接證實此現象，未來建議與廈門當局合作，以比對海豚個體的季節性遷移。若未來能以水下聲學監測，應能輔助證實海豚在金廈海域間季節性的移動模式。

本調查以 POPAN Jolly-Seber 模型估算金門海域族群量為 36 ± 5 隻，低於廈門整體海域使用同樣模型的估計值(75 隻，陳，民 96)。廈門海域的中華白海豚研究分為兩個社群，分別使用廈門島東部以及西部海域，互相交流的比例不大(Chen

et al., 2011), 但目前尚無個別社群數量分析的結果。我們推測金門海域的中華白海豚來自廈門西部海域的可能性極低, 但是與廈門東部社群的交流機率可能很高, 此與 2010 年 6 月在南京開會時比對兩岸白海豚照片時發現有很高的重複率相符。活動範圍侷限於廈門西部水域 33% 的個體, 可能未進入金門, 也就未包含在本調查的資料中, 如金門與廈門海域的白海豚個體辨識資料能整合比對, 將可以計算目前整個族群的數量與相對豐度, 以利與其他地區比較族群狀況。

然而 POPAN 模式計算出來的總族群數量, 代表此三年來進出過金門海域的個體總數量(超族群, 包含相鄰海域的個體), 而不是代表每年會出現在金門海域的數量, 不適合用來計算該海域的白海豚密度。根據先前使用傳統 Jolly-Seber 模式所估算各年度金門海域的族群量僅只有 19 ± 9 隻。若需比較豐度等資訊, 建議還是需使用穿越線所估計的密度來討論, 但是依照穿越線假設, 至少需 60 群較精確估算的資料才可做, 因此尚待累積更多資料討論金門海域密度。

第五章 結論與建議

第一節 結 論

金門的中華白海豚根據三年 39 趟海上調查，目前只發現於大金門島北側海域，水深不超過十公尺的地方。另外，江豚的三次目擊均在大金門島的西南側與南側海域發現白海豚與江豚有棲地隔離的現象。雖不能否認白海豚在其他海域的出現的可能性，但相對機率應該很低。

目前累計本區有至少 37 隻中華白海豚的個體，年齡結構上以青年期(45%)與嬰幼年期(22%)最多，老年期特少(3%)，但是根據辨識個體隻數累積圖的繼續上升趨勢，顯示仍有個體尚未被發現。以 POPAN Jolly-Seber 模型估算金門海域的中華白海豚族群大小為 36 ± 5 隻。不同白海豚個體間的社交連結度不高，對此棲地忠誠性也不高。

金門的族群與廈門族群彼此有交流，而與台灣的族群目前從照片比對上則是沒有任何相似的個體，未來會繼續與廈門方面洽談，以更新彼此的資料。

第二節 建議

立即可行建議

建議一 加強教育文宣工作：立即可行建議。

主辦機關：金門國家公園管理處

協辦機關：中華民國國家公園學會

金門的中華白海豚族群很小且脆弱，亟須加強教育文宣工作，例如研究資料在學術性期刊正式發表，亦可在科普相關的刊物或網站發表，另外印製精美摺頁或明信片可以吸引民眾的注意與喜愛。

建議二 推動中華白海豚保育觀念，儲備地方人才與人力：立即可行建議。

主辦機關：金門國家公園管理處

協辦機關：中華民國國家公園學會

在中華白海豚的保育推動上，建議讓金門本地居民對保育類的中華白海豚有更深的認識；舉辦志工工作坊訓練，可儲備未來長期監測工作的地方人才與人力。

中長期建議

建議三 未來建議選擇西北側、北側海域進行金門中華白海豚的監測：中長期建議。

主辦機關：金門國家公園管理處

協辦機關：中華民國國家公園學會

金門的中華白海豚正面臨高度威脅，宜建立監測系統。有鑑於本研究所做出的結果當中顯示中華白海豚主要發現於大金門島西北側海域，未來白海豚在

金門的監測可以選擇在此處進行。除了目視調查外，可以採用聲音偵測儀器來監測中華白海豚的聲音，此法較不受天候影響，可以蒐集四季變化的資訊。

建議四 使用聲音偵測儀器測量抽砂船之噪音，評估對白海豚的影響：中長期建議。

主辦機關：金門國家公園管理處

協辦機關：中華民國國家公園學會

在抽砂船對中華白海豚的影響方面，未來也可用聲音偵測儀器測量其噪音，評估其對白海豚生態的可能衝擊。

建議五 與廈門相關單位進行合作：中長期建議。

主辦機關：金門國家公園管理處

協辦機關：中華民國國家公園學會

未來可考慮與廈門相關單位進行合作，以全面深入了解金廈海域的中華白海豚族群動態。

附錄一、2010 年金門與廈門中華白海豚族群照片比對之四隻
相同個體照片集



附錄圖 1、編號 Bear paw 之個體

資料來源：張維倫拍攝



附錄圖 2、編號 Sole 之個體

資料來源：張維倫拍攝



附錄圖 3、編號 Silk 之個體

資料來源：張維倫拍攝



附錄圖 4、編號 Loach 之個體

資料來源：張維倫拍攝

附錄二、期中審查會議紀錄

- 一、 會議時間：100 年 07 月 05 日(星期二)上午 11 時 00 分
- 二、 會議地點：本處第一會議室
- 三、 主持人：陳處長茂春
- 四、 出席人員：如簽到簿
- 五、 簡報：(略)
- 六、 會議討論：

本處各課、站(綜合)

- (一) 從相關研究資料得知，廈門西港和同安灣口內兩側沿岸中華白海豚分佈密度較其他水域高，且數量具有季節變化，在西港、大嶝、雞嶼等地也發現有季節性的數量變動；金門海域中華白海豚族群數量與季節性的變動情形為何？請受託單位說明。
- (二) 根據調查目前台灣西部海岸中華白海豚族群數不到 100 隻，金廈海域族群初步推估亦不到 50 隻，其個體間之基因差異度為何？是否有近親繁殖現象？
- (三) 越界抽砂等棲地破壞對中華白海豚的族群活動造成嚴峻的威脅，請受託單位從棲地保護觀點提供具體建議。
- (四) 大陸於 1998 年結合中華白海豚、白鷺、文昌魚保護區，建立「廈門海洋珍稀物種國家級自然保護區」，請受託單位了解其組織、經營管理概況及其法源，於期末報告中補充說明，以供本處未來經營管理及辦理兩岸生態保育交流之參考。
- (五) 本案係屬委託研究計畫，請受託單位書面報告撰寫格式依照內政部委託研究計畫作業規定辦理。
- (六) 本案調查內容涉及海洋事務、海域執法等面向，期末簡報

建議邀請行政院海巡署第九(金門)海巡隊派員與會。

七、受託單位回應

- (一) 本案海調作業受限於氣候變化，由於冬天海上的風浪較大，此不利調查作業，因此目前調查時間多集中於夏秋兩季，初期主要目的為透過系統性的穿越線調查客觀的確認白海豚族群的空間分佈模式，將調查航線依區域分為 A、B、C、D、E 航線，分年完成調查。有關金門海域中華白海豚數量及季節變化之關聯性，尚待後續調查或持續監測始可解析。
- (二) 根據以往擱淺之中華白海豚進行粒線體 DNA 分析(只分析 4 隻樣本)，初步推論台灣與金門海域並無基因交流之情形，但由於擱淺取樣樣本數不多，因此未來尚需深入研究(例如進行 Biopsy 法採樣供 DNA 親子鑑定分析)才能得知其社會結構與基因交流情形。
- (三) 建議管理處評估未來與大陸相關單位共同辦理研討會之可行性，除可訓練金門當地民眾自行監測中華白海豚外，亦可透過與大陸相關單位之交流，共同研擬金廈海域棲地保育策略。
- (四) 「廈門海洋珍稀物種國家級自然保護區」屬於國家級自然保護區，是由當地政府根據《中華人民共和國自然保護區條例》向國務院提出申請。以廈門自然保護區來說，保護區管理機構是保護區的綜合行政管理部門，負責日常工作，其主要職責是：貫徹執行國家有關海洋自然保護區的方針、政策；執行管理辦法，根據管理辦法制定保護區管理措施和規章制度並監督實施；制定保護區總體建設規劃和年度計劃，並組織實施；組織開展保護區的調查監測和

科學研究；保護和恢復保護區生態環境，建立工作檔案。
廈門市海洋管理處為保護區的主管機關，管理單位為廈門市海洋與漁業局，其上層機關則是廈門市政府。

- (五) 本案書面資料撰寫格式將依照內政部委託研究計畫作業規定辦理，並於期末簡報提交修正後版本供貴單位存查。

八、結論：

- (一) 請保育研究課先行拜會行政院海巡署第九(金門)海巡隊，以說明本案研究內容與其業務相關性及需協助事項。
- (二) 受託單位對於委員之意見均有妥善回應並納入研究成果報告修正之參酌。
- (三) 本案期中簡報原則通過，並請受託單位依合約規定續辦。

九、散會：12時10分

附錄三、期末審查會議紀錄

七、 會議時間：100 年 12 月 05 日(星期一)下午 15 時 00 分

八、 會議地點：本處第一會議室

九、 主持人：陳處長茂春

記錄：陳淑靈

十、 出席人員：如簽到簿

十一、 簡報：(略)

十二、 會議討論：

本處各課、站(綜合)

- (一) 目前抽砂船除了影響中華白海豚的棲地外，其所造的噪音對中華白海豚的影響為何？請受託單位補充說明。
- (二) 目前對中華白海豚的監測有哪些方式，台灣西部海岸採用何種儀器，成效如何？請受託單位補充說明，以供本處未來進行中華白海豚監測系統之評估及參考。
- (三) 中華白海豚偏好何種魚類？目前的調查或文獻是否有相關資料，請受託單位於成果報告中補充說明。
- (四) 中華白海豚喜好水深低於 10 公尺以下的環境，和廈門的研究文獻比較，環境因子是否雷同？另外環境是否為影響中華白海豚活動的主要因子？請受託單位補充說明。
- (五) 根據觀察金門西北角由於岩礁多，而使魚類資源相對豐富，以致鷗鷺或是中華白海豚多在此活動，以上觀察提供受託單位參考。

十三、 受託單位回應

- (一) 在一定的範圍內，噪音是可能妨礙白海豚的溝通，但是關於影響聽力的部份也只是推測(必須有實際海豚聽力以及環境噪音的測量質才能評估)，目前並沒有任何的研究來證明噪音對中華白海豚的聽力影響有多大。

- (二) 目前在台灣西岸已經成功的利用水下聲學技術長期監測中華白海豚的生態活動，例如採用水下聲學資料記錄器 (Acoustic data logger) 來監測中華白海豚回聲定位聲音，此外也曾利用水下錄音機 (Underwater sound recorder) 來監測中華白海豚的哨叫聲，採用水下錄音機的另一個好處是也可以同時記錄船隻與環境噪音的變化，以瞭解中華白海豚生態活動與各種因子之相關性。
- 未來建議同步在古寧頭、后江灣、洋江灣等西北海域放三組水下聲學儀器來監測中華白海豚生態活動，以上地點皆在目前已知之中華白海豚活動範圍內，並且包含較高密度與較低密度之區域。每組水下聲學資料記錄器約 40 萬新台幣，每組水下錄音機則約 15 萬新台幣。
- (三) 在香港的研究中，石首魚科、鰻科、海鯰科、鯉科、鯛科、帶魚科為中華白海豚的主要食餌，台灣目前尚未有正式研究(因缺乏研究採樣品)，只是推測台灣西岸的中華白海豚族群亦以這些魚類為主食。本案受限於經費尚無法確切了解金門海域中華白海豚的食餌，建議未來可進一步對金門海域的魚類資源進行調查。
- (四) 目前大陸所發表的文獻中並無當地海域的水深分布圖。由於環境的定義很廣，不只是研究中所測量的水深、溫度、鹽度、pH 值而已，潮汐、潮流、漁業資源等等都算是在「環境」的範圍裡面，因此尚不能肯定的說什麼樣的環境因子會影響白海豚的分布，加上金門的白海豚族群因為會跟廈門的族群交流，因此主要影響分布的因子尚需進一步的調查及研究。
- (五) 謝謝委員提供之意見，漁業資源確實是影響中華白海豚分

布的因素，但是在地理位置上西北側海域靠近廈門且水深也不深應該也是要考慮進去的因素，在正式的研究結果證實前可能還是要用多面向的角度來考慮。

八、結論：

- (四) 請保育研究課與行政院海岸巡防署建立良好夥伴關係，未來視經費狀況亦可對相關機關之業務人員辦理中華白海豚保育宣導活動。
- (五) 受託單位對於委員之意見均有妥善回應並納入研究成果報告修正之參酌。
- (六) 本案期末簡報原則通過，並請受託單位依合約規定續辦。

九、散會：16時00分

參考書目

- Akamatsu, T., Wang, D., Wang, K., Li, S., Dong, S., Zhao, X., Barlow, J., Stewart, B. S., & Richlen, M. (2008). Estimation of the detection probability for Yangtze finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides asiaeorientalis*) with a passive acoustic method. *Journal of the Acoustical Society of America*, 123(6): 4403-4411.
- Arnason, A., & Schwarz, C. (1996). A general methodology for the analysis of capture–recapture experiments in open populations. *Biometrics*, 52:860–873.
- Atkins, S., Pillay, N., & 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.
- Barco, S. G., Swingle, W. M., McLellan, W. A., Harris, R. N., & Pabst, D. A. (1999). Local abundance and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the nearshore waters of Virginia Beach, Virginia. *Marine Mammal Science* 15(2): 394-408.
- Barros, N. B., Jefferson, T. A., & Parsons, E. C. M. (2004). Feeding habits of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) stranded in Hong Kong. *Aquatic Mammals* 30(1): 179-188.
- Bearzi G., Agazzi S., Bonizzoni S., Costa M., & Azzellino A. (2008). Dolphins in a bottle: abundance, residency patterns and conservation of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the semi-closed eutrophic Amvrakikos Gulf, Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(2):130-146.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Gales, N., Mann, J., Connor, R., Heithaus, M., Watson-Capps, J., Flaherty, C., & Krützen, M. (2006). Decline in relative abundance of bottlenose dolphins (*Tursiops* sp) exposed to long-term disturbance. *Conservation Biology*, 20(6): 1791–1798.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., & Thomas, L. (2001). *Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Cagnazzi, D. de 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*, 27(2): 255-281.
- Chao, A., & Huggins, R. M. (2005). Modern closed population models. In Manly, B., McDonald, T., & Amstrup, S. (Eds.), *The Handbook of Capture-Recapture Methods Chapter 4* (pp. 58-87). New Jersey, NJ: Princeton University Press.

- Chen, B.Y. (2007). A study on the population biology and conservation of the Chinese white dolphin in Xiamen, China (Doctoral dissertation). Retrieved from <http://lib.nju.edu.cn/>
- Chen, B.Y., Zheng, D. M., Ju, J. F., Xu, X. R., Zhou, K. Y., & Yang, G. (2011). Range patterns of resident Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*, Osbeck 1765) in Xiamen, China: Implications for conservation and management. *Zoological Studies*, 50(6): 751-762.
- 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(2): 240-247.
- Chen, B., Zheng, D., Zhai, F., Xua, X., Suna, P., Wanga, Q., & Yang, G. (2008). Abundance, distribution and conservation of Chinese White Dolphins (*Sousa chinensis*) in Xiamen, China. *Mammalian Biology*, 73(2): 156-164.
- Chen, T., Hung, S. K., Qiu Y. S., Jia X. P., & Jefferson, T. A. (2010). Distribution, abundance, and individual movements of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the Pearl River Estuary, China. *Mammalia*, 74(2): 117-125.
- Cockcroft, V. G., Leatherwood S., Goodwin J., & Porter L. J. (1997). *The phylogeny of humpback dolphins genus Sousa: insights through mtDNA analysis* (IWC Scientific Committee Report SC/49/SM).
- Corkeron, P. J., Morissette, N. M., Porter, L., & Marsh, H. (1997). Distribution and status of hump-backed dolphins, *Sousa chinensis*, in Australian waters. *Asian Marine Biology*, 14: 49-59.
- Durham, B. (1994). *The distribution and abundance of the humpback dolphin (Sousa chinensis) along the Natal coast, South Africa* (Master's thesis). Retrieved from <http://library.ukzn.ac.za>
- Evangelos, S., Tania, S. D., Gema, M. I., Jesus, T. P., & Graham, P. (2011). Spatiotemporal patterns of marine mammal distribution in coastal waters of Galicia, NW Spain. *Hydrobiologia*, 607(1): 87-109.
- Frère, C. H., Hale, P. T., Porter, L. J., Cockcroft, V. G., & Dalebout, M. L. (2008). Phylogenetic analysis of mtDNA sequences suggests revision of humpback dolphin (*Sousa* spp.) taxonomy is needed. *Marine and Freshwater Research*, 59(3): 259-268.
- Goold, J. C., & Jefferson, T. A. (2004). A note on clicks recorded from free-ranging Indo-Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis*. *Aquatic Mammals*, 30(1): 175-178.
- Guissamulo, A., & Cockcroft, V. G. (2004). Ecology and population estimates of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in Maputo Bay, Mozambique. *Aquatic Mammals*, 30(1): 94-102.

- Hung, S. K. (2008). Habitat use of Indo-Pacific Humpback dolphin in Hong Kong (Doctoral dissertation). Retrieved from <http://lib.hku.hk>
- Hung, C. L. H., Ridge, K. F., Lam, J. C. W., Jefferson, T. A., Hung, S. K., Lam, M. H. W., & Lam, P. K. S. (2007). Risk assessment of trace elements in the stomach contents of Indo-Pacific humpback dolphins and finless porpoises in Hong Kong waters. *Chemosphere* 66(7): 1175-1182.
- Hung, S. K., & Jefferson, T. A. (2004). Ranging patterns of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the Pearl River Estuary, People's Republic of China. *Aquatic Mammals*, 30(1): 159-174.
- Irons, D. B. (1998). Foraging area fidelity of individual seabirds in relation to tidal cycles and flock feeding. *Ecology*, 79(2): 647-655.
- Jaroensutasinee, M., Jutapruet, S., & Jaroensutasinee, K. (2010). Population Size of Indo-Pacific Humpback Dolphins (*Sousa chinensis*) at Khanom, Thailand. *Walailak Journal of Science and Technology*, 7(2): 115-126.
- Jefferson, T. A. (2000). Population biology of the Indo-Pacific hump-backed dolphin in Hong Kong waters. *Wildlife Monographs*, 144: 1-65.
- Jefferson, T. A. (2002). *Monitoring of Indo-Pacific humpbacked dolphins (Sousa chinensis) in Hong Kong waters* (Contract report to the Hong Kong Agriculture, Fisheries and Conservation Department). (Unpublished).
- Jefferson, T. A. (2007). *Monitoring of Chinese White Dolphins (Sousa chinensis) in Hong Kong Waters* (Biopsy Sampling and Population Data Analysis Final Report). Retrieved from Hong Kong Agriculture, Fisheries and Conservation Department website:
http://www.afcd.gov.hk/english/conservation/con_mar/con_mar_chi/con_mar_chi_chi/files/FinalReport20110515pt1.pdf
- Jefferson, T. A., & Hung, S. K. (2007). An updated, annotated checklist of the marine mammals of Hong Kong. *Mammalia*, 71(3): 105-114.
- Jefferson, T. A., Hung, S. K., Robertson, K. M., & Archer, F. I. (2011). Life history of the Indo-Pacific humpback dolphin in the Pearl River Estuary, southern China. *Marine Mammal Science*. doi:10.1111/j.1748-7692.2010.00462.x.
- Jefferson, T. A., & Karczmarski, L. (2001). *Sousa chinensis*. *Mammalian Species*, 655: 1-9.
- Jefferson, T. A., & Leatherwood, S. (1997). Distribution and abundance of Indo-Pacific humpback dolphin in HK waters. *Asian marine biology*, 14: 93-110.
- Jefferson, T. A., & Van Waerebeek, K. (2004). Geographic variation in skull morphology of humpback dolphins (*Sousa* spp.). *Aquatic Mammals*, 30(1): 3-17.

- Karczmarski, L. (1999). Group dynamics of humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the Algoa Bay region, South Africa. *Journal of Zoology, London*, 249: 283-293.
- Karczmarski, L. (2000). Conservation and management of humpback dolphins: the South African perspective. *Oryx*, 34(3): 207-216.
- Karczmarski, L., Cockcroft, V. G., & McLachlan, A. (2000). Habitat use and preferences of *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Marine Mammal Science*, 16(1): 65-79.
- Karczmarski, L., Winter, P. E. D., Cockcroft, V. G., & McLachlan, A. (1999). Population analyses of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, Eastern Cape, South Africa. *Marine Mammal Science*, 15(4): 1115-1123.
- Lammers, M. O., Brainard, R. E., Au, W. W. L., Mooney, T. A., & Wong, K.B. (2008). An ecological acoustic recorder (EAR) for long-term monitoring of biological and anthropogenic sounds on coral reefs and other marine habitats. *Journal of the Acoustical Society of America*, 123(3): 1720-1728.
- Lebreton, J. D., Burnham, K. P., Clobert, J., & Anderson, D. R. (1992). Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: A unified approach with case studies. *Ecological Monographs*, 62:67-118.
- Lin, W. Z., Zhou, R. L., Porter, L., Chen, J. L., & Wu, Y. P. (2010). Evolution of *Sousa chinensis*: A scenario based on mitochondrial DNA study. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 57(2): 907-911.
- MacLeod, C.D. (2009). Global climate change, range changes and potential implications for the conservation of marine cetaceans: a review and synthesis. *Endanger Species Research*, 7: 125-136.
- Minh, T.B., Watanabe, M., Nakata, H., Tanabe, S., & Jefferson, T.A. (1999) Contamination by persistent organochlorines in small cetaceans from Hong Kong coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 39(1): 383-392.
- Ng, S.L., & Leung, S. (2003). Behavioral response of Indo-Pacific humpback dolphin (*Sousa chinensis*) to vessel traffic. *Marine Environmental Research* 56: 555 - 567.
- Parra, G J. (2005). Behavioural ecology of Irrawaddy, *Orcaella brevirostris* (Owen in Gray, 1866), and Indo-Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis* (Osbeck, 1765), in northeast Queensland, Australia: a comparative study (Doctoral dissertation). Retrieved from <http://www-public.jcu.edu.au>
- Parra, G. J. (2006). Resource partitioning in sympatric delphinids: space use and habitat preference of Australian Snubfin and Indo-Pacific Humpback dolphins. *Journal of Animal Ecology*, 75(4): 862-874.
- 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(1): 197-206.
- 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(2): 167-180.
- Parsons, E. C. M. (1998). The behaviour of Hong Kong's resident cetaceans - the Indo-Pacific hump-backed dolphin and the finless porpoise. *Aquatic Mammals*, 24(3): 91-110.
- 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.
- Parsons, E. C. M., & Jefferson, T. A. (2000). Post-mortem investigations on stranded dolphins and porpoises from Hong Kong waters. *Journal of Wildlife Diseases*, 36(2): 342-356.
- Parsons, E. C. M., Overstreet, R. M., & Jefferson, T. A. (2001). Parasites from Indo-Pacific hump-backed dolphins (*Sousa chinensis*) and finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) stranded in Hong Kong. *Veterinary Record*, 148(25): 776-780.
- Pollock, K. H., Nichols, J. D., Brownie, C., & Hines, J. E. (1990). Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monograph*, 107:1-97.
- Porter, L.J., Parsons, E. C. M., & Morton, B. (1997). *The status and biology of the Chinese white dolphin (Indo-Pacific hump-backed dolphin), Sousa chinensis, in Hong Kong: Recommendations for conservation and management* (Final report to the director, agriculture and fisheries department). Retrieved from Hong Kong Agriculture, Fisheries and Conservation Department website: <http://www.afcd.gov.hk>
- Reisinger, R.R. & Karczmarski, L. (2010). Population size estimate of Indo-Pacific bottlenose dolphins in the Algoa Bay region, South Africa. *Marine Mammal Science*, 26(1): 86-97.
- Richardson, W. J., Greene, C. R., Malme, C. I., & Thompson, D. H. (1995). *Marine mammals and noise*. San Diego, SD: Academic Press.
- Ross, G. J. B., Heinsohn G. E., Cockcroft V. G., Parsons E. C. M., Porter L., & Preen A. (1995). Review of the taxonomic status of humpback dolphins, genus *Sousa*. Paper presented at the Workshop on the Biology and Conservation of Small Cetaceans and Dugongs of Southeast Asia, Dumaguete, Philippines.
- Schwarz, C. J., & Arnason, A. N. (2006). Jolly-Seber models in MARK. In Cooch, E., & White, G. (Eds.), *Program MARK: A gentle introduction* (Fifth ed.). Retrieved from <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book>

- Shane, S. H. (1990). Behavior and ecology of the bottlenose dolphin at Sanibel Island, Florida. In Leatherwood, S., & Reeves, R. (Eds.), *The Bottlenose Dolphin* (pp. 245–265). San Diego, SD: Academic Press.
- 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(3): 667-682.
- Sutaria, 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(1): 125-136.
- Switzer, P. V. (1997). Past reproductive success affects future habitat selection. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 40(5): 307-312.
- Wang, J. Y., Hung, S. K., & Yang, S. C. (2004). Records of Indo-Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis* (Osbeck, 1765), from the waters of western Taiwan. *Aquatic Mammals*, 30 (1): 187-194.
- Wang, J. Y., Yang, S. C., Hung, S. K., & Jefferson, T. A. (2007). Distribution, abundance and conservation status of the eastern Taiwan Strait population of Indo-Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis*. *Mammalia*, 71(4): 157–165.
- Williams, B. K., Nichols, J. D. & Conroy, M. J. (2002). *Analysis and Management of Animal Populations*. San Diego, CA: Academic Press.
- Wilson, B., Hammond, P. S., & Thompson, P. M. (1999). Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological Applications*, 9(1): 288-300.
- 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(1): 35-42.
- 孟凡信、祝茜、郭建 (民 94)。中國中華白海豚的研究和保護現狀。四川動物，24(4)：613-616。
- 周蓮香 (民 95)。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 (編號：95 農科-14.1.1-漁-F2(3))。臺北市：漁業署。
- 周蓮香 (民 96)。臺灣周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 (編號：96 農科-15.1.1-漁-F3(2))。臺北市：漁業署。
- 周蓮香 (民 97a)。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，未出版。
- 周蓮香 (民 97b)。雲林沿海中華白海豚調查計畫。台塑關係企業委託計劃報告，未出版。
- 周蓮香 (民 97c)。台灣周邊海域鯨豚數量評估及生態環境之研究(二)。行政院農業委員會漁業署九十七年度科技計劃研究報告 (編號：97 農科-15.1.1-漁

- F3(2))。臺北市：漁業署。
- 周蓮香 (民 98a)。金門海域中華白海豚生態調查(一)。金門國家公園委託計劃報告。金門縣：國家公園。
- 周蓮香 (民 98 年 11 月 b)。台灣中華白海豚研究歷史與現況。「2009 中國廈門鯨豚保護國際研討會」發表之論文。金沙灣賓館，廈門，中國。
- 周蓮香 (民 99a)。金門海域中華白海豚生態調查(二)。金門國家公園委託計劃報告。金門縣：國家公園。
- 周蓮香 (民 99 年 3 月 b)。台灣海洋保護-中華白海豚。「海峽兩岸海洋論壇-海洋環境管理學術研討會」發表之論文。台北，台灣。
- 周蓮香、陳哲聰、莫顯蕎、劉光明 (民 84 年 6 月)。台灣漁民訪問鯨種紀錄。「第三屆鯨類生態與保育研討會」發表之論文。台灣。
- 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、楊璋誠、蔡惠卿 (民 100)。中華白海豚族群生態、重要棲息環境及保護區方案規劃。行政院農業委員會林務局委託研究計畫報告(編號：99-林發-08.1-保-32(01))。臺北市：林務局。
- 祝茜、周蓮香、張維倫 (未發表)。台灣海峽及南海海域鯨豚資源調查。國家海洋局第三海洋研究所委託研究計畫。中國，廈門：國家海洋局。
- 葉建成 (民 96)。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。
- 黃宗國、劉文華 (民 87)。廈門中華白海豚省級自然保護區工作通訊第 1-3 期。
- 黃宗國、劉文華 (民 89)。中華白海豚及其他鯨豚。中國，廈門：廈門大學出版社。
- 張維倫 (民 100)。台灣的中華白海豚社群結構及生殖參數(未出版之碩士論文)。國立臺灣大學，臺北市。
- 張維倫、余欣怡、周蓮香 (民 99 年 6 月)。台灣西岸中華白海豚(*Sousa chinensis*)族群量以及母子對照片辨識結果。「中華白海豚種群間關係和保護國際研討會」發表之論文。南京，中國。
- 陳炳耀 (民 96)。廈門中華白海豚種群生物學與保護研究(未出版之博士論文)。南京大學，南京，中國。
- 陳炳耀、翟飛飛、徐信榮、楊光 (民 96)。廈門水域中華白海豚棲息地選擇的初步研究。獸類學報，27(1)：92-95。
- 賈曉平、陳濤、周金松、郭智 (民 89)。珠江口中華白海豚的初步調查。中國環境科學，20：80-82。
- 劉文華、黃宗國(民 89)。廈門中華白海豚的分布和數量。海洋學報，22(6)：95-101。
- 邊學森、冉春麗、貢小清、虞銳鵬、劉洪波、楊建 (民 96)。廈門海域兩頭中華白海豚體內微量元素的積累。水生生物學報，31(3)：312-318。