

魚塭管理強度影響冬季鳥類群聚

Management intensity of aquaculture ponds and its effects on bird assemblage during winter

許皓捷

Hau-Jie Shiu

國立臺南大學生態暨環境資源學系 700 臺南市中西區樹林街二段 33 號

Department of Ecology and Environmental Resources, National University of
Tainan, Tainan, Taiwan

Email: shiuhj@gm2.nutn.edu.tw

摘要

魚塭經營管理強度可能影響棲息的鳥類群聚。台灣黑面琵鷺保育學會於 2004-2017 年在台南七股地區進行長期鳥類調查；其中的魚塭樣區於 2009 年之前為低度維護管理狀態，2010 年之後則為文蛤養殖池。本研究分析該魚塭樣區十一月至翌年二月冬季鳥類資料，以了解不同魚塭管理強度對冬季鳥類群聚結構的影響。結果發現從低度維護管理魚塭轉變為高強度管理的文蛤養殖池後，鳥種數從平均 21 種減少為 12 種，總個體數從平均 688 隻，驟減為 102 隻；而游禽數量從平均 463 隻遽減為 5 隻，減幅達 99%；涉禽數量則從平均 193 隻減少為 81 隻，減幅約 58%。文蛤養殖池約 3 年曬池 1 次，研究樣區沒有因為曬池形成淺水泥灘而顯著增加涉禽數量。研究結果發現低度維護管理魚塭的鳥種多樣性非常高，應盡力保存。認為魚塭恢復水產養殖後，曬池作業可以增加涉禽的可利用棲地，則是不切實際的想法。

關鍵詞：魚塭、七股、涉禽、游禽

Abstract

Management intensity of aquaculture ponds may affect bird communities distributed in the ponds. The Taiwan Black-faced Spoonbill Conservation Association conducted a long-term bird survey project in Qigu, Tainan, Taiwan, from 2004 to 2017, with one of the sample areas being an aquaculture pond. The aquaculture pond underwent low management intensity until 2009, and was used for clam rearing after 2010. This study analyzed the survey data collected from the pond from November to February of the following year during the project timeframe to understand how different management intensities of the aquaculture pond influence bird assemblage in winter. It was found that the number of bird species decreased from an average of 21 to 12, and the total number of individuals decreased from an average of 688 to 102, while the number of waterfowl individuals decreased from an average of 463 to five, amounting to a decrease of 99%, and the number of wader individuals decreased from an average of 193 to 81, amounting to a decrease of 58%. Aquaculture ponds drained after harvesting can be used by waders. However, in this study, the clam pond was drained approximately once every three years, therefore there was no significant increase in wader abundance in the study area. The results of this study revealed that bird assemblage in an aquaculture pond with low management intensity can be relatively diverse, and this condition should be preserved as much as possible. It is unrealistic to expect that the resumption of aquaculture in ponds and the basking operation will increase available habitats for waders.

Keywords: fish farm, Qigu, wader, waterfowl

前言

近年來，東亞—澳大利亞候鳥遷移路徑 (East Asian-Australasian Flyway) 上的水鳥數量急遽下降，天然溼地的減少或退化被認為是主要因素 (Nebel *et al.* 2008; Amano *et al.* 2010; Hua *et al.* 2015; Piersma *et al.* 2016; Studds *et al.* 2017)。雖然對水鳥來說，天然溼地遠比人工溼地重要 (Ma *et al.* 2004; Sebastián-González and Green 2016)。但在天然溼地不斷減少的情況下，人工溼地在保護水鳥功能上，其重要性有增無減 (Li *et al.* 2013; Bai *et al.* 2018; Jackson *et al.* 2020)。

在台灣，魚塢被認為是遷移涉禽重要的人工溼地之一 (Lu 2004; 黃和薛 2014; Bai *et al.* 2018)。魚塢可以提供遷移涉禽利用的主要原因，在於水產物收成之後的排水曬池，會在初期形成適合涉禽利用的淺灘溼地。但淺水泥灘僅維持約 1 星期，之後就會或注水養殖下一批水產，或因持續曝曬而太乾燥，導致不適合涉禽利用。雖然可利用時間短暫，但當一地區的魚

塢數量夠多且曬池時間不同步時，仍足以提供充分的人工溼地。曬池時節多在十月至翌年一月 (黃和薛 2014)，正好是候鳥在台灣的程度冬期；因此，常態經營而維持週期性排水曬池的魚塢，對遷移性涉禽而言，就變成非常重要的人工溼地。

魚塢可能因故荒廢或處於低度維護管理狀態。荒廢或低度維護管理魚塢的棲地條件有別於週期性排水曬池的典型經營管理魚塢。這類魚塢通常沒有投餌、沒有水車干擾、池中有水生植物、土堤容易崩壞導致池緣坡度較緩以及水較淺、堤岸有茂密的草本植物及灌木，而且不會排水曬池，因此環境變動小。廢棄魚塢較淺的岸邊水域及濃密植物有利於鷺科 (Ardeidae) 等大型涉禽棲息。Huang (2013) 探討台灣西南沿海鷺科鳥類的棲地利用，即發現大白鷺 (*Ardea alba*) 與蒼鷺 (*Ardea cinerea*) 偏好棲息於廢棄水池。但另一方面，因為缺乏排水曬池，若蓄滿水且池緣植被茂密，廢棄魚塢就難以被小型涉禽利用。另外，因為

堤岸植物茂密且環境干擾低，廢棄魚塭通常是隱密性鳥種，例如雁鴨科 (Anatidae) 游禽的極佳棲地。Lu (2004) 研究台灣西南沿海溼地鳥類，即發現雁鴨類密集使用廢棄魚塭。

為提升再生能源比例，相關單位近年來依據「申請農業用地作農業設施容許使用審查辦法」及「行政院農業委員會養殖漁業經營結合綠能設施專案計畫審查作業要點」規定，正積極推動「養殖漁業經營結合地面型綠能設施專案計畫」，即所謂的漁電共生。漁電共生規定水產養殖收成須維持一定比例。若要在荒廢或低度維護管理魚塭進行漁電共生，則依相關辦法，可能需要復養或提高維護管理強度以增加水產物的產值。此可能改變原本接近天然溼地樣貌的魚塭之環境條件，進而影響棲息的鳥類。廢棄魚塭若復養，會因為修復堤岸與挖深池水而減損大型涉禽的可利用棲地。但也因為週期性曬池，不論大型或小型涉禽，均能增加利用魚塭的機會。

另外，復養的魚塭會清除水生植

物及堤岸植被而失去隱蔽性，再加上水車打水、投餌、以及人員巡視等干擾，將使需要高隱密性棲地的游禽數量減少。因此整體而言，廢棄魚塭復養，預期：1. 小型涉禽數量增加；2. 大型涉禽數量維持不變或減少；以及 3. 游禽數量下降。無論如何，廢棄魚塭復養將如何影響其分布的鳥類群聚？那些類群的鳥類可能受益，那些則可能受到負面影響？目前仍難以具體評估。

黑面琵鷺保育學會自 2004 年 8 月起，在台南七股曾文溪出海口北岸魚塭進行定期鳥類調查。該學會調查的魚塭樣區原本為廢棄魚塭 (圖 1a)，但在 2009 年 11 月開始整地 (圖 1b) 並恢復水產養殖 (圖 1c)。此一樣區的鳥類群聚變化，提供了從廢棄到常規經營管理魚塭的轉變過程中，鳥類群聚結構如何受到影響的實證研究機會。

本研究目的在分析該項鳥類調查計畫已公開之資料，以了解魚塭由低到高強度維護管理，對鳥類群聚的影響。



圖 1. 研究樣區在 2009 年之前為 (a) 廢棄魚塭，於 (b) 2009 年 11 月整地準備養殖；2010 年之後為 (c) 有管理的養殖魚塭。(王曉琪 攝)

Fig. 1. The study area was (a) an abandoned aquaculture pond before 2009, which was (b) prepared for aquaculture in November 2009, and it became (c) a managed aquaculture pond after 2010. (Photo by Hsiao-Chi Wang)

由於魚塭主要在冬季期間曬池並形成遷移性水鳥的可利用棲地，因此僅分析冬季調查資料。研究結果將有助於未來在推展漁電共生而規劃恢復廢棄魚塭的水產養殖時，用以評估鳥類群聚受到之衝擊。

研究方法

一、鳥類與環境資料

本研究資料取自「七股地區長期鳥類調查資料集 2004-2017」(Wu and Chen 2019) 當中的 E1 及 E2 樣區 (圖 2)。E1 及 E2 樣區相鄰，位於 23.0754N、120.068E，即曾文溪出海口北岸，黑面琵鷺保護區東側；面積分別為 12 及 6 ha。E1 自 2004 年 8 月，E2 自 2005 年 8 月起，進行定期鳥類調查，每月 2 次；但 2015 年 2 月僅調查 1 次。該資料集提供之調查資料至 2017 年 7 月為止。每次調查由 1 或多名志工，以 8-12 倍雙筒望遠鏡及 / 或 32-60 倍單筒望遠鏡在定點觀察，記錄看或聽到的所有鳥類的種類及數量。

自 2005 年 8 月起，E1 及 E2 的調

查在同一日的上午進行，僅 1 次於下午實施；每次耗時 30-90 min。

水深及水域面積影響涉禽可利用棲地。魚池若注滿水，則水域面積大且水深，而不利於涉禽棲息。反之，若水域面積縮減，則水淺且露出較多灘地，使涉禽可利用棲地擴增。本研究引用之資料集，除鳥類資料外，亦包含每次調查時的水域覆蓋比例估值，分為 0/4, 1/4, 2/4, 3/4, 4/4，共 5 個等級；可用以量化涉禽可利用棲地。本研究整理每次調查的水域覆蓋比例，但 2014 年 1 月 11 日及 2016 年 1 月 9 日的鳥類調查日缺乏水域覆蓋比例估值；水域面積很少在短期內劇烈變動，故以該日前後間隔約兩星期的相鄰調查日之水域覆蓋比例估值平均之。由於 E1 與 E2 樣區面積比為 2:1，因此每次鳥類調查時的總水域覆蓋比例 $W_{ratio} = W_{E1} \times 2/3 + W_{E2} \times 1/3$ 。其中 W_{E1} 及 W_{E2} 分別為 E1 及 E2 每次調查的水域覆蓋比例估值。

二、分析方法

為了解鳥類棲地利用與魚塭管

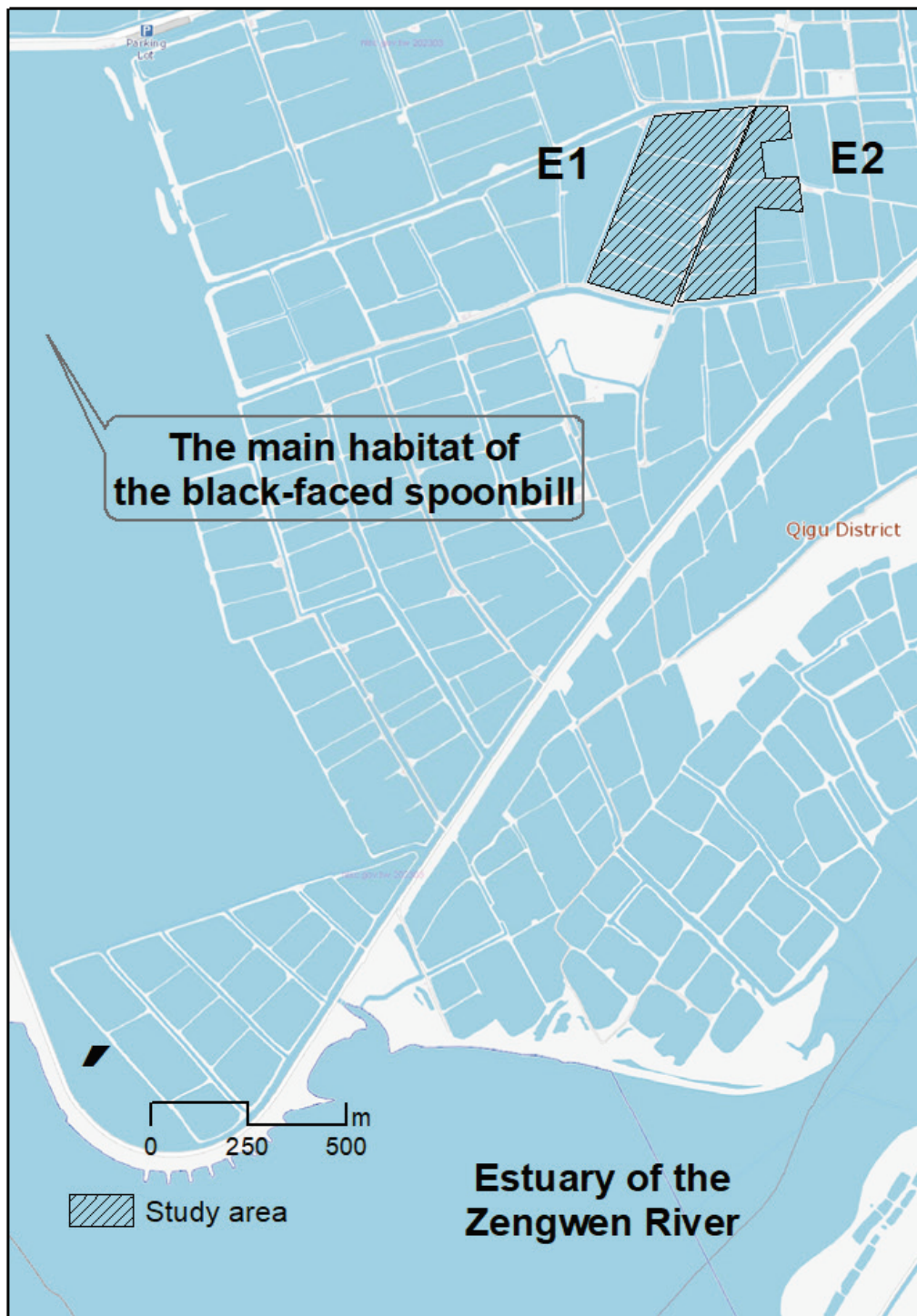


圖 2. 研究樣區位置。圖中藍色區域為水體，白色區域為道路、塹堤、裸露地或草地。
Fig. 2. Location of the study area. The blue areas in the figure are water bodies. The white areas are roads, fishpond dikes, bare land, or grassland.

理強度的關係，將調查到的鳥種依其棲地利用特性分為 6 個棲地同功群 (habitat guilds)：1. 空域鳥類 (aerial birds; 代碼 ARB)，持續在空中覓食，本研究中均為燕科 (Hirundinidae) 鳥類；2. 陸棲鳥類 (terrestrial birds; TRB)，主要在堤岸裸地、草叢、灌木或樹林棲息的鳥種；3. 俯衝食魚鳥類 (fishing birds; FSB)，由水面之上的高處俯衝水面捕食魚類，包括鷗科 (Laridae) 鳥類及翠鳥 (*Alcedo atthis*)；4. 小型涉禽 (small wading birds; SWB)，在泥灘地或淺水域涉水覓食，本研究有長腳鷸科 (Recurvirostridae)、鵲科 (Charadriidae) 及鷸科 (Scolopacidae) 鳥類；5. 大型涉禽 (large wading birds; LWB)，在泥灘地、淺或稍深水域涉水覓食，包括鷺科及鸕科 (Threskiornithidae) 鳥類；以及 6. 游禽 (waterfowl; WFL)，漂浮於水面或潛入水中覓食，雁鴨科、鸕鶿科 (Podicipedidae) 及秧雞科 (Rallidae) 鳥類屬之。

本研究取用 2005 年 8 月至 2017

年 7 月的資料。因為 E1 及 E2 相鄰且這段期間調查是同時進行的，因此合併 E1 及 E2 每次調查結果為 1 個單一標本。將標本的物種豐富度 (species richness) 及豐富度 (abundance) 對時間作圖 (圖 3)，可以發現鳥類出現高峰在 10 月至翌年 3 月，主要組成物種是冬候鳥。由於 10 月上旬及 3 月下旬亦為候鳥過境期，很多鳥類的出現並不穩定，而有較高的隨機性，導致群聚組成波動大。為減少過境鳥對分析結果的干擾，本研究只分析 11 月至翌年 2 月資料；將這段期間定義為 1 個度冬期。例如 2005 年 11 月至 2006 年 2 月止的鳥類調查標本，定義為 2005 年的度冬期標本。每一個度冬期有 8 次調查，視為對該冬季鳥類群聚母體的 8 次抽樣；但 2014 年度冬期僅抽樣 7 次。魚塭在 2009 年 11 月整地，因此以 2009 年為界，將度冬期標本分為兩階段，一是廢棄養殖池 (abandoned aquaculture pond, AAP)，其度冬期標本時間為 2005-2008 年；另一則是復養後，有管理的養殖池 (managed aquaculture pond, MAP)，時間 2010-

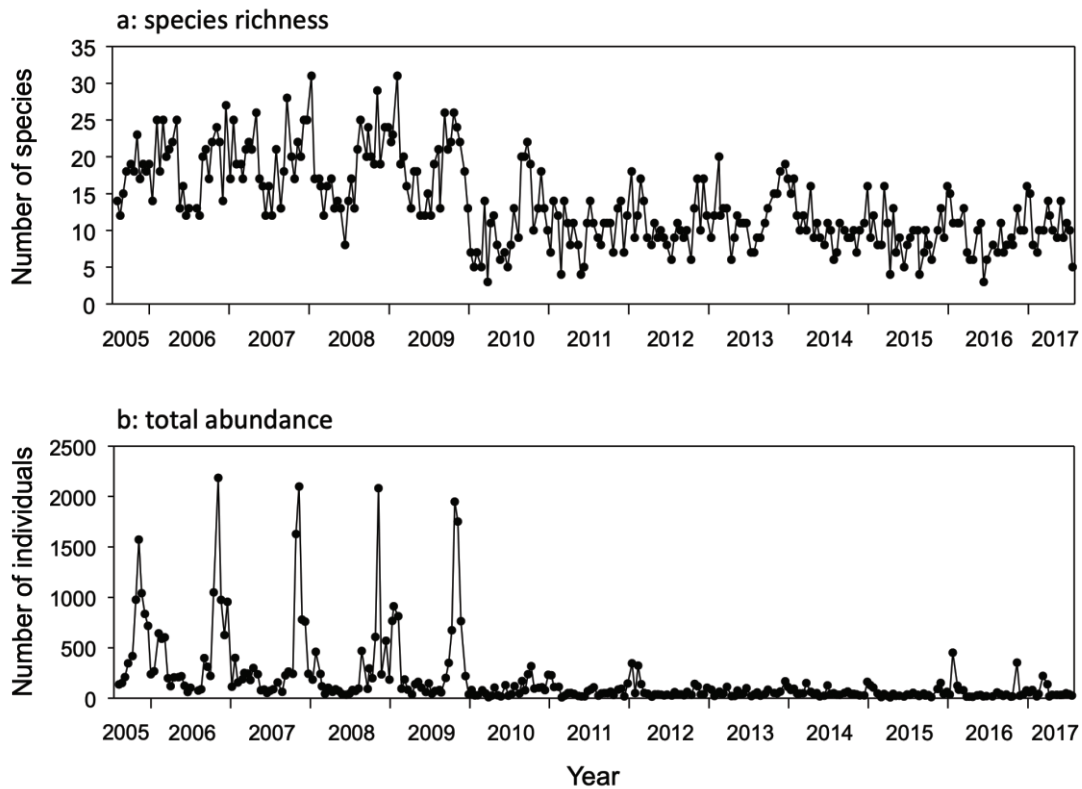


圖 3. 自 2005 年 8 月至 2017 年 7 月，研究樣區鳥類的 (a) 物種豐富度及 (b) 豐富度的變化。不論物種豐富度或豐富度，在 2005-2009 年之間均呈現規律地年週期變化，在冬季達到高峰，但在夏季則處於低點；惟 2009 年之後，物種豐富度及豐富度均大幅減少，年週期變化不明顯。

Fig. 3. Changes in the (a) bird species richness and (b) total abundance in the study area from August, 2005 to July, 2017. Between 2005 and 2009, both species richness and total abundance showed a regular annual cycle with peaks in winter and troughs in summer; however, after 2009, both decreased significantly, and the annual cycle was not obvious.

2016 年。至於整地復養的 2009 年之樣本，則不納入分析。

本研究以降趨對應分析 (detrended correspondence analysis, DCA) 解析 AAP 與 MAP 的冬季鳥類群聚結構差異。分析的資料期間共進行 87 次調查；刪除僅出現 1 次的稀有鳥種。鳥類個體數以 $\log(x+1)$ 進行數值轉換，再以 DCA 排序。另外，將樣本的每一棲地同功群個體數擬合至 DCA 排序軸，以了解從 AAP 到 MAP，鳥類棲地同功群的變化。

另外，以巢型變異數分析 (nested ANOVA) 比較 AAP 與 MAP 之間，以及各度冬期之間的冬季鳥類群聚的物種豐富度、豐富度、各棲地同功群及各鳥種的平均個體數是否相同。各鳥種的個體數在 AAP 與 MAP 之比較，兩時期樣本數均不足 10 筆以上之物種不予分析。

所有分析均以 R v.4.1.3 及套件 vegan v.2.6-2 (Oksanen et al. 2022) 進行。

結果與討論

廢棄養殖池 (AAP) 與有管理養殖池 (MAP) 的冬季鳥類群聚不同。不論是物種豐富度、豐富度或群聚結構 (物種組成與相對豐富度)，AAP 與 MAP 之間均有明顯差異。AAP 冬季的鳥種數及個體數顯著高於 MAP (圖 4)。在 AAP，平均每次調查可以察覺到 21.4 種鳥，顯著高於 MAP 的 12.4 種 ($F = 111.9, df = 1, p < 0.001$)。至於豐富度，AAP 每次可以察覺到 688.3 隻鳥，但在 MAP 每次只能察覺到 101.8 隻 ($F = 48.6, df = 1, p < 0.001$)。群聚結構方面，AAP 及 MAP 樣本在 DCA 前兩軸空間的分布，可以將其沿第一軸清楚劃分為兩群 (圖 5)。由於 DCA 第一軸是群聚結構的主要變異梯度軸 (Hill and Gauch 1980)；可以沿第一軸區分為不重疊的兩群，顯示 AAP 與 MAP 之間的群聚結構存在明顯差異。除了俯衝食魚鳥類豐富度的向量方向不明顯之外，其它棲地同功群的向量方向均偏向第一軸右側，也就是 AAP 樣本

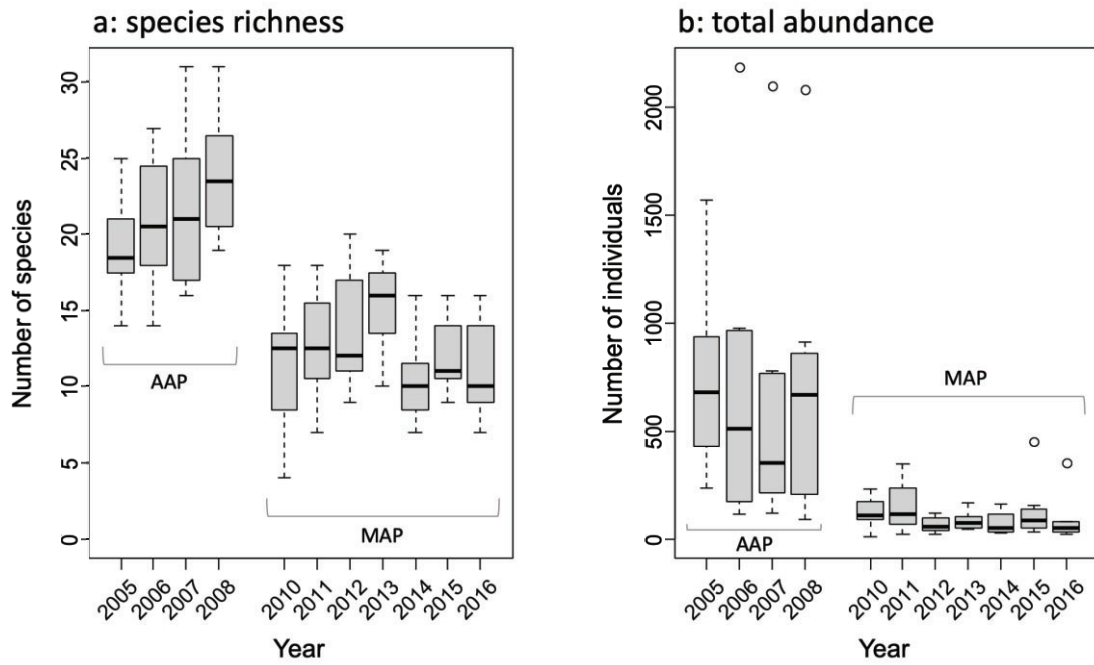


圖 4. 廢棄魚塭 (AAP) 與有管理魚塭 (MAP) 冬季鳥類的 (a) 物種豐富度與 (b) 豐富度之盒形圖。不論物種豐富度或豐富度，廢棄魚塭均顯著高於有管理魚塭。

Fig. 4. Box plots of (a) bird species richness and (b) abundance of the abandoned aquaculture pond (AAP) and the managed aquaculture pond (MAP) during winters. Regardless of species richness or abundance, AAP was significantly higher than MAP.

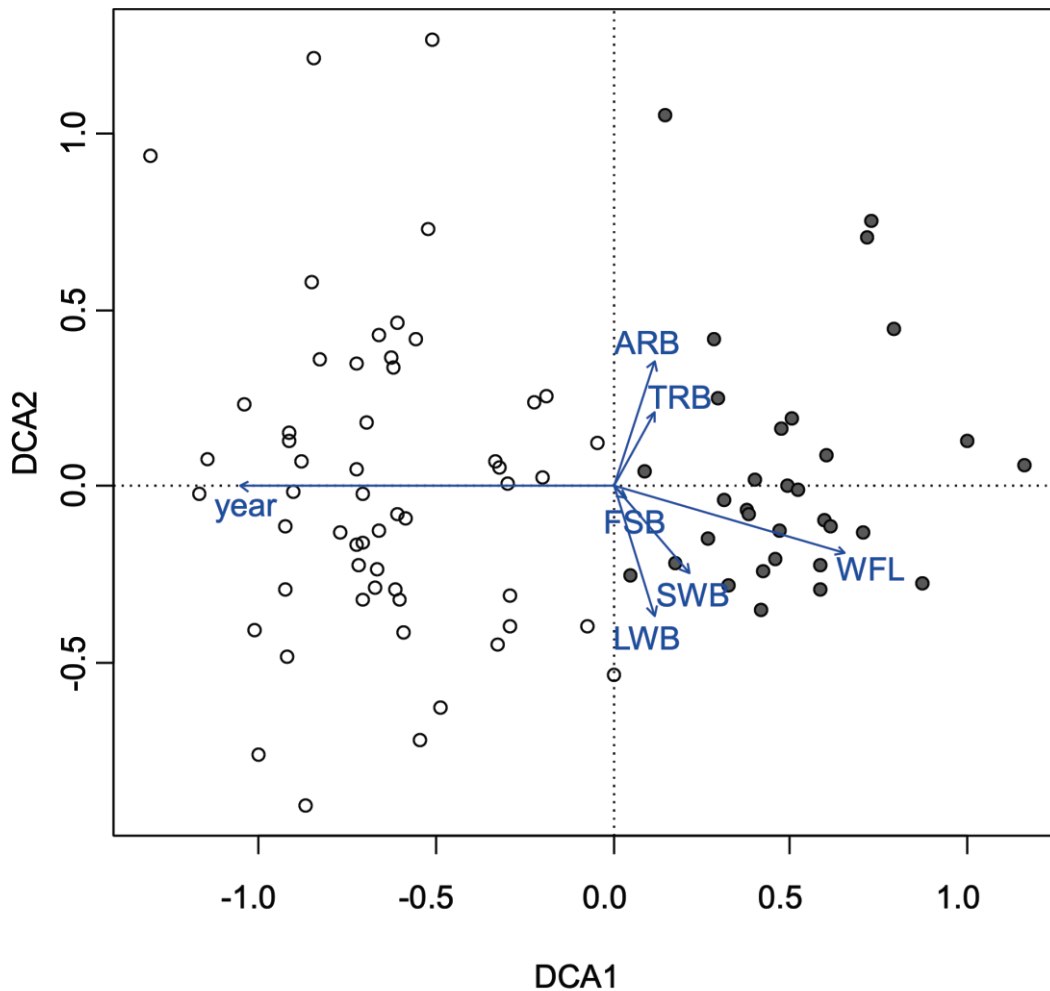


圖 5. 廢棄魚塭樣本 (實心圓) 與有管理魚塭樣本 (空心圓) 在 2005-2008 及 2010-2016 年冬季鳥類群聚的降趨對應分析 (DCA) 前兩軸之空間分布。廢棄魚塭與有管理魚塭樣本沿 DCA 第一軸可以清楚劃分為兩群。除了俯衝食魚鳥類 (FSB)，其他棲地同功群，包括空域鳥類 (ARB)、陸棲鳥類 (TRB)、小型涉禽 (SWB)、大型涉禽 (LWB)、以及游禽 (WFL)，其豐富度的向量方向均偏向第一軸右側，也就是廢棄魚塭樣本分布區域，顯示這些同功群在廢棄魚塭樣本的豐富度相對較高。

Fig. 5. Distribution of samples of the abandoned aquaculture pond (AAP) (solid circles) and the managed aquaculture pond (MAP) (hollow circles) in the first two axes of the detrended correspondence analysis (DCA) of bird community structure during winters of 2005-2008 and 2010-2016. The AAP and MAP samples were clearly divided into two groups along the first axis of DCA. Except for the fishing birds (FSB), the abundances of other habitat guilds—airal birds (ARB), terrestrial birds (TRB), small wading birds (SWB), large wading birds (LWB), and waterfowl (WFL)—were all vectorially oriented to the right of the first axis, which is the distribution area of the AAP samples. This indicated relatively high abundance of these guilds in the AAP samples.

分布的區域。此意謂這些棲地同功群在 AAP 樣本中的豐富度高於 MAP 樣本。以 nested ANOVA 檢定各棲地同功群個體數在 AAP 與 MAP 之間是否相同，結果除了俯衝食魚鳥類沒有差異之外，其它同功群在 AAP 的平均個體數均明顯高於 MAP；另外，陸棲鳥類個體數在不同冬季之間明顯不同 (表 1)。

廢棄魚塭恢復水產養殖，導致游禽顯著減少。這是 AAP 與 MAP 鳥類群聚結構主要差異之處。隨著魚

塭由 AAP 轉變成 MAP，游禽也跟著變少。每次調查記錄到的游禽數量，由 AAP 平均 463 隻，減少為 MAP 的 5 隻，減幅近 99% (表 1)；且所有種類均顯著減少 (表 2)。AAP 全部冬季樣本都有游禽紀錄，也就是說，冬季游禽會穩定出現；但在 MAP 的冬季樣本中，則少有游禽紀錄。游禽在 MAP 大幅減少，符合預期；干擾或受脅應該是主要原因。積極管理魚塭會清除水草及堤岸植被，從而降低水域相對於周圍環境的掩蔽與隱蔽程度；

表 1. 冬季鳥類群聚中，不同棲地同功群在廢棄魚塭 (AAP) 與有管理魚塭 (MAP) 兩種管理模式下的平均個體數。以巢式變異數分析檢定管理模式之間與各冬季之間的平均個體數是否相同。

Table 1. Mean number of individuals of each habitat guild in winter bird assemblage under two management modes: the abandoned aquaculture pond (AAP) and the managed aquaculture pond (MAP). The nested analysis of variance was used to determine whether the mean number of individuals was the same between management modes and between winters

Habitat Guilds	Mean number of individuals per survey		Nested ANOVA, p-value	
	AAP (n = 32)	MAP (n = 55)	Between modes	Between winters
Aerial Birds	12.7	5.0	0.03	NS
Terrestrial Birds	16.4	6.9	0.002	0.03
Fishing Birds	3.2	3.5	NS	NS
Small Wading Birds	95.5	41.8	0.001	NS
Large Wading Birds	97.8	39.5	0.012	NS
Waterfowl	462.8	5.0	<0.001	NS

表 2. 冬季各鳥種在廢棄魚塭 (AAP) 與有管理魚塭 (MAP) 兩種管理模式的平均個體數。以巢式變異數分析檢定管理模式之間與各冬季之間的平均個體數是否相同

Table 2. Mean number of individuals of each bird species in winter under two management modes: the abandoned aquaculture pond (AAP) and the managed aquaculture pond (MAP). The nested analysis of variance was used to determine whether the mean number of individuals was the same between management modes and between winters

Chinese names	Scientific names	Mean number of individuals per survey		Nested ANOVA, p-value*		Habitat guilds**
		AAP (n = 32)	MAP (n = 55)	Between modes	Between winters	
琵嘴鴨	<i>Spatula clypeata</i>	67	0	<0.001	NS	WFL
赤頸鴨	<i>Mareca penelope</i>	102	0.1	<0.001	NS	WFL
尖尾鴨	<i>Anas acuta</i>	41.2	0	<0.001	<0.001	WFL
小水鴨	<i>Anas crecca</i>	239.3	3.2	<0.001	NS	WFL
小鸕鶿	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	8	1.7	<0.001	<0.001	WFL
紅鳩	<i>Streptopelia tranquebarica</i>	1.1	0.6	NS	NS	TRB
紅冠水雞	<i>Gallinula chloropus</i>	2.2	0	0.002	<0.001	WFL
高蹺鴉	<i>Himantopus himantopus</i>	18.6	5.5	<0.001	NS	SWB
反嘴鴉	<i>Recurvirostra avosetta</i>	16.4	0.05	0.001	NS	SWB
太平洋金斑鴉	<i>Pluvialis fulva</i>	0.19	1.4	0.01	<0.001	SWB
東方環頸鴉	<i>Charadrius alexandrinus</i>	13	11.8	NS	NS	SWB
紅胸濱鴉	<i>Calidris ruficollis</i>	14.3	2.9	NS	NS	SWB
黑腹濱鴉	<i>Calidris alpina</i>	16.2	12	NS	NS	SWB
磯鴉	<i>Actitis hypoleucos</i>	0.09	0.3	NS	NS	SWB
青足鴉	<i>Tringa nebularia</i>	6.2	4.2	NS	NS	SWB
小青足鴉	<i>Tringa stagnatilis</i>	6.4	1.8	0.015	NS	SWB
赤足鴉	<i>Tringa totanus</i>	0.5	1.4	NS	NS	SWB
裏海燕鴉	<i>Hydroprogne caspia</i>	0.3	1.1	0.01	NS	FSB
黑腹燕鴉	<i>Chlidonias hybrida</i>	1.1	1.6	NS	NS	FSB
蒼鷺	<i>Ardea cinerea</i>	7.1	6.4	NS	NS	LWB

大白鷺	<i>Ardea alba</i>	43.7	14.3	0.02	NS	LWB
小白鷺	<i>Egretta garzetta</i>	29.4	16.1	NS	NS	LWB
夜鷺	<i>Nycticorax nycticorax</i>	1.4	0.13	0.03	NS	LWB
埃及聖鸚	<i>Threskiornis aethiopicus</i>	1.1	0.8	NS	NS	LWB
黑面琵鷺	<i>Platalea minor</i>	13.4	1.6	0.034	NS	LWB
翠鳥	<i>Alcedo atthis</i>	1.7	0.2	NS	NS	FSB
紅尾伯勞	<i>Lanius cristatus</i>	0.56	0.04	<0.001	0.04	TRB
褐頭鷓鴣	<i>Prinia inornata</i>	2.1	1.1	0.02	0.04	TRB
棕沙燕	<i>Riparia chinensis</i>	1	1.8	NS	0.014	ARB
家燕	<i>Hirundo rustica</i>	6.1	0.4	NS	NS	ARB
洋燕	<i>Hirundo tahitica</i>	4.8	2.4	0.03	NS	ARB
白頭翁	<i>Pycnonotus sinensis</i>	1.5	0.9	NS	NS	TRB
綠繡眼	<i>Zosterops simplex</i>	6.8	0.2	0.007	NS	TRB
麻雀	<i>Passer montanus</i>	0.4	2.7	0.002	NS	TRB

* NS: no significant;

** ARB: Aerial birds, FSB: Fishing birds, LWB: Large wading birds, SWB: Small wading birds, TRB: Terrestrial birds, WFL: Waterfowl.

也會因為人員巡守等積極管理作為，而增加干擾機會。不論是降低隱密性或增加干擾，均可能使雁鴨、小鷺鶒 (*Tachybaptus ruficollis*) 及紅冠水雞 (*Gallinula chloropus*) 的數量減少。過去研究即發現在臺灣棲息的雁鴨科鳥類，通常出現在干擾少而隱密的魚塭或埤塘，而很少分布在積極管理魚塭 (Lu 2004)。

除了游禽，積極管理魚塭也使涉禽數量減少。全部涉禽從平均 193.3 隻，減少為 81.3 隻，減幅 58%。其中，大型涉禽從平均 97.8 隻減少為 39.5 隻，減幅達 60%；小型涉禽則從平均每次可察覺 95.5 隻，減少為 41.8 隻，減幅 56% (表 1)。就個別鳥種而言 (表 2)，樣本數充足而可以分析的 6 種大型涉禽，其中一半種類，包括

大白鷺、夜鷺 (*Nycticorax nycticorax*) 及黑面琵鷺 (*Platalea minor*) 的數量顯著減少；其餘種類則沒有顯著差異。至於小型涉禽受到負面影響種類的比例則相對較少；分析的 10 種小型涉禽，6 種個體數沒有顯著差異，3 種的個體數減少，僅太平洋金斑鶺 (*Pluvialis fulva*) 1 種的個體數顯著增加。明顯減少的 3 種分別是高蹺鶺 (*Himantopus himantopus*)、反嘴鶺 (*Recurvirostra avosetta*) 及小青足鶺 (*Tringa stagnatilis*)，都是跼蹠較長的種類。其中高蹺鶺跼蹠長 118.7 mm (Shiu *et al.* 2005)，反嘴鶺 86.1 mm (Prater *et al.* 1977)，小青足鶺 52.9 mm (Shiu *et al.* 2005)。相對而言，AAP 與 MAP 數量沒有顯著差異的小型涉禽中，東方環頸鶺 (*Charadrius alexandrinus*) 跼蹠長 27.6 mm，紅胸濱鶺 (*Calidris ruficollis*) 20.3 mm，黑腹濱鶺 (*Calidris alpina*) 27.7 mm，磯鶺 (*Actitis hypoleucos*) 25.9 mm (Shiu *et al.* 2005)，跼蹠都相對較短。

岸堤修整，應該是導致大型涉禽

或跼蹠較長的小型涉禽數量減少的原因。一般而言，廢棄魚塭的岸堤會因為長時間缺乏維護而崩壞，致使近池岸地形坡度較緩、泥灘地較多且水較淺，反映出的水域覆蓋比例較低；這種環境有利於涉禽利用，尤其是能同時利用灘地及淺水域，跼蹠較長的涉禽。而魚塭復養過程會挖深池塘、整修堤岸，使水域覆蓋比例增加；此將減少跼蹠較長涉禽可利用的池岸淺水區域面積，從而導致其數量減少。圖 6 是樣區在各冬季的水域覆蓋比例。整體而言，AAP 的水域比例低於 MAP；此意謂 AAP 有較多的灘地，以及較淺的水域，而能提供較多的涉禽可利用棲地。廢棄魚塭轉變為積極管理魚塭，導致涉禽可利用棲地縮減，可能是涉禽數量減少的原因之一。每年冬季平均水域覆蓋比例與平均涉禽個體數之間呈負相關，Kendall's rank correlation $\tau = -0.45, p = 0.06$ 。

另一方面，當 AAP 轉變為 MAP 時，也可能因為曬池而創造出涉禽短期可利用的棲地。典型經營管理的魚

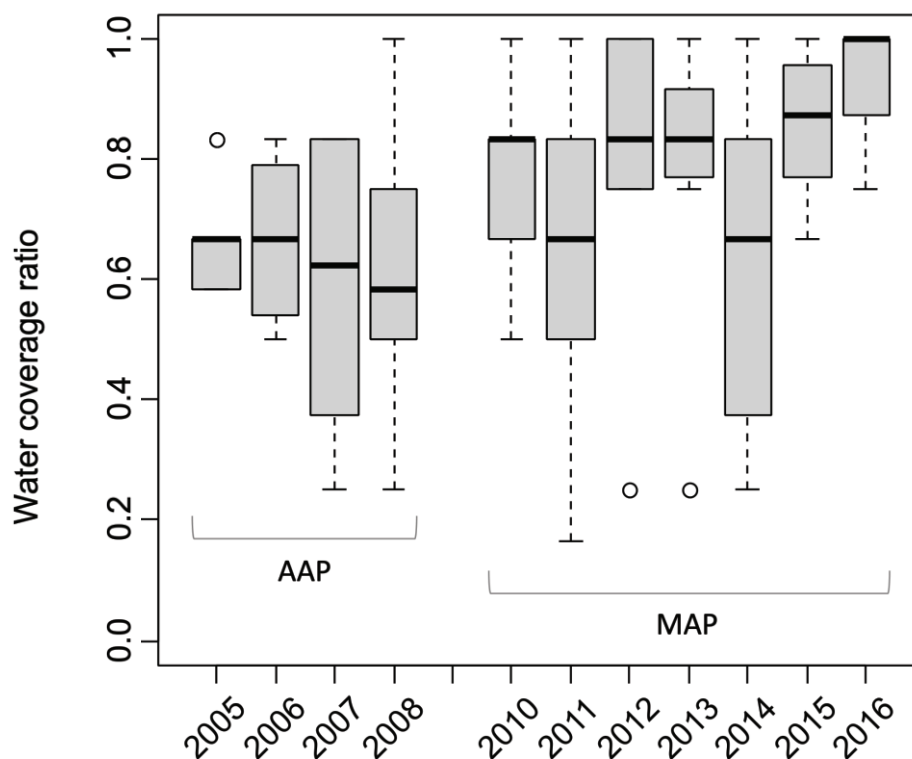


圖 6. 廢棄魚塭 (AAP) 與有管理魚塭 (MAP) 在每年冬季的水域覆蓋比例之盒形圖。有管理魚塭的水域覆蓋比例較高，但在 2011 及 2014 年的比例稍低且變動較大，可能是排水曬池所致。
Fig. 6. Box plots of the water coverage ratio between the abandoned aquaculture pond (AAP) and the managed aquaculture pond (MAP) during winter of each year. The data revealed that the water coverage in MAP was generally higher. However, the ratios in 2011 and 2014 were slightly lower and more variable, which may be due to the basking operation.

塭會定期曬池，形成適合涉禽利用的淺灘溼地 (Yang 2006; 黃和薛 2014)，時間約 1 星期。但對大型涉禽而言，原本 AAP 池岸邊緣可利用的淺水區域之長期損失，很難藉由曬池形成的短暫棲地彌補回來；因此大型涉禽的數量預期將因而減少，或至少持平。相

對而言，跼蹐短的小型涉禽在 AAP 能利用棲地本來就不多，故 AAP 轉為 MAP 而導致可利用棲地減少的負面影響相對有限。甚至，還可能藉由 MAP 曬池創造出短暫可利用棲地，而增加小型涉禽的數量。本研究中，一半的大型涉禽數量減少，另一半沒有顯著

差異，另有 3 種跼蹠較長的小型涉禽數量減少，頗符合對跼蹠較長涉禽的預期。但跼蹠較短的小型涉禽，其數量並未如預期增加。原因可能是研究樣區的 MAP 為文蛤養殖池 (王曉琪，私人通訊)，曬池頻度不高所致。

小型涉禽數量並未如預期顯著增加，可能與復養魚塭為文蛤養殖池有關。水產養殖池的池底會因為殘餘餌料及排泄物沉澱，而累積有機物質。有機物質經分解，將提高水中的氨氮濃度 (李等 2019)。氨氮具有毒性，濃度過高會造成水產物死亡。典型的改善方式是在水產物收成之後，將池水排空及清除池底有機汙泥，再灑生石灰；經過曝曬與翻土調整 pH 值之後，即可再度注水養殖。也就是說，將池水排空曬池的必要性，取決於池底有機汙泥的累積量。文蛤為底層濾食性生物，養殖池底的殘餘餌料累積速度緩慢。文蛤養殖池通常 2-3 年才曬池 1 次 (黃和薛 2014)。本研究樣區轉為 MAP 之後，在 2011 及 2014 年冬季分別出現較低的水域覆蓋比，且覆蓋比

例的變異也較大，反映養殖池排水與再次注水的曬池操作過程，水域覆蓋比之變動；其它年份則維持較高的水域覆蓋比例 (圖 6)。文蛤養殖池的曬池需求較低，或許是小型涉禽數量沒有顯著增加的原因之一。

廢棄魚塭恢復養殖，對空域鳥類及俯衝食魚鳥類的影響不大。這兩類群鳥類在研究樣區稀少。AAP 樣本中，空域鳥類的豐富度僅佔 1.8%，俯衝食魚鳥類更僅有 0.5% (表 1)。樣本數較充分而可以分析的 3 種空域鳥類中，有 2 種的個體數沒有顯著差異，僅洋燕 (*Hirundo tahitica*) 變少 (表 2)。分析的 3 種俯衝食魚鳥類中，同樣有 2 種沒有差異。而在 MAP 數量顯著增加的裏海燕鷗 (*Hydroprogne caspia*)，平均每次也僅能記錄到 1.1 隻 (表 2)。

陸棲鳥類受塭堤周圍環境變動影響。AAP 變更為 MAP，清除了塭堤因先前長期處於 AAP 而自然演替的小喬木及灌叢 (圖 1b)。樹棲或灌叢活動鳥類，例如紅尾伯勞 (*Lanius cristatus*)、

綠繡眼 (*Zosterops simplex*)、褐頭鷦鶯 (*Prinia inornata*)，數量顯著變少。但地棲的麻雀 (*Passer montanus*) 則相反，因為塹堤植物清理使環境較開闊，因此數量顯著增加 (表 2)。另外，塹堤的陸域棲地在植被清除之後自然演替，則可能使紅尾伯勞及褐頭鷦鶯的平均數量產生明顯年間差異。太平洋金斑鴿是可以接受較乾燥環境的小型涉禽；MAP 的太平洋金斑鴿數量顯著增加，而且各冬季之間的年間變異也顯著，應該也是與塹堤陸棲環境自然演替或植被清除作業導致環境變動有關 (表 2)。

期盼廢棄魚塹復養之後，可以因為曬池作業而增加涉禽可利用棲地，是不切實際的想法。曬池需要額外成本；如非必要，養殖戶不會輕易曬池。魚塹曬池頻率主要受到其水產養殖類別的影響：較頻繁者如虱目魚吋苗池，1 年池水排空 2-3 次；虱目魚池通常 1 年 1 次；而文蛤池則約 3 年曬池 1 次。另外，曬池在水產收成之後；而水產收成時間與水產物的生長狀況及市場

供需有關，並非穩定而可預測。黃和薛 (2014) 在七股地區研究涉禽對曬池魚塹的利用情形，即發現連續兩年期間，魚塹曬池高峰有 1 個月的時間差。

長期廢棄魚塹的近天然溼地樣貌有非常高的鳥種多樣性，一旦經過整理並復養，多樣性將大幅降低。對大型涉禽而言，其損失的棲地，並非曬池形成的短暫棲地可以彌補。而就小型涉禽來說，池水排空所形成的可利用棲地並非穩定而可預測，且可利用時間短暫，難以確實獲益。另外，對於需要隱密水域環境的雁鴨而言，因為水塘復養而損失的棲地更不是曬池所能替代。所幸各地的漁電共生環社檢核議題辨認中，均肯定低度維護管理魚塹的生態價值。目前多建議將這些自然度較高的魚塹與其他魚塹整合開發，並規劃為保留區或生態增益區，而將其最高可建置 40% 覆蓋比例的光電板之面積轉移至其他整合開發之魚塹 (e.g., 工業技術研究院 2022)。這或許是一個可行的策略，但後續光電業者是否切實如建議做整體規劃，仍須

關注。另外，鄰近的光電板是否對廢棄或低度維護管理魚塭隱密性鳥種產生負面影響，亦有待未來進一步探討。

謝誌

感謝特有生物研究保育中心七股研究中心王曉琪提供七股東魚塭照片及水產養殖資訊。

引用文獻

- 工業技術研究院。2022。嘉義縣東石鄉漁電共生環社檢核議題辨認報告。工業技術研究院。
<https://www.sfea.org.tw/History>
- 李安進、陳淑美、劉秉忠、林正輝、秦宗顯。2019。文蛤科學化養殖：第四章文蛤之養殖。水產試驗所特刊 26: 19-38。
- 黃書彥、薛美莉。2014。涉禽對晒池魚塭之利用－以七股地區虱目魚及文蛤養殖為例。台灣生物多樣性研究 16: 339-354。
- Amano, T., T. Székely, K. Koyama, H. Amano, and W. J. Sutherland. 2010. A framework for monitoring the status of populations: An example from wader populations in the East Asian–Australasian flyway. *Biological Conservation* 143: 2238-2247.
- Bai, M. L., W. C. Chih, Y. C. Lai, P. F. Lee, and Y. Y. Lien. 2018. Aquaculture Ponds as Important High-Tide Habitats for Waterbirds Along the West Coast of Taiwan. *Ornithological Science* 17: 55-67.
- Hill, M. O. and H. G. Gauch. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Hua, N., K. U. N. Tan, Y. Chen, and Z. Ma. 2015. Key research issues concerning the conservation of migratory shorebirds in the Yellow Sea region. *Bird*

- Conservation International 25: 38-52.
- Huang, C. K. 2013. Habitat uses and flocking behavior of sympatric herons (*Ardeidae*) in the southwestern coastal Taiwan. M.S. thesis, National Cheng Kung University, Tainan.
- Jackson, M. V., C. Y. Choi, T. Amano, S. M. Estrella, W. Lei, N. Moores, T. Mundkur, D. I. Rogers, and R. A. Fuller. 2020. Navigating coasts of concrete: Pervasive use of artificial habitats by shorebirds in the Asia-Pacific. *Biological Conservation* 247.
- Li, D., S. Chen, H. U. W. Lloyd, S. Zhu, K. A. I. Shan, and Z. Zhang. 2013. The importance of artificial habitats to migratory waterbirds within a natural/artificial wetland mosaic, Yellow River Delta, China. *Bird Conservation International* 23: 184-198.
- Lu, J. F. 2004. Factors affecting habitat selection by waterbirds at temporarily abandoned fish farms in the southwestern coast of Taiwan and their application in the restoration of wetlands for conservation. Ph.D. dissertation. University of London, London, UK.
- Ma, Z., B. Li, B. Zhao, K. Jing, S. Tang, and J. Chen. 2004. Are artificial wetlands good alternatives to natural wetlands for waterbirds?—A case study on Chongming Island, China. *Biodiversity & Conservation* 13: 333-350.
- Nebel, S., J. L. Porter, and R. T. Kingsford. 2008. Long-term trends of shorebird populations in eastern Australia and impacts of freshwater extraction. *Biological Conservation* 141: 971-980.
- Oksanen, J., G. L. Simpson, F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre,

- P. R. Minchin, R.B. O'Hara, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs, H. Wagner, M. Barbour, M. Bedward, B. Bolker, D. Borcard, G. Carvalho, M. Chirico, M. D. Caceres, S. Durand, H. B. A. Evangelista, R. FitzJohn, M. Friendly, B. Furneaux, G. Hannigan, M. O. Hill, L. Lahti, D. McGlenn, M. H. Ouellette, E. R. Cunha, T. Smith, A. Stier, C. J. F. Ter Braak, and J. Weedon. 2022. Vegan: Community Ecology Package. R package version, 2.6-2. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>
- Piersma, T., T. Lok, Y. Chen, C. J. Hassell, H. Y. Yang, A. Boyle, M. Slaymaker, Y. C. Chan, D. S. Melville, Z. W. Zhang, and Z. Ma. 2016. Simultaneous declines in summer survival of three shorebird species signals a flyway at risk. *Journal of Applied Ecology*, 53, 479-490.
- Prater, T., J. Marchant, and J. Vuorinen. 1977. Guide to the identification and ageing of holartic waders, BTO Guides 17. British Trust for Ornithology, Tring, UK.
- Sebastián-González, E. and A. J. Green. 2016. Reduction of avian diversity in created versus natural and restored wetlands. *Ecography* 39: 1176-1184.
- Shiu, H. J., T. S. Ding, J. E. Sheu, R. S. Lin, C. N. Koh, and P. F. Lee. 2005. Morphological Characters of Bird Species in Taiwan. *Taiwania* 50: 80-92.
- Studds, C. E., B. E. Kendall, N. J. Murray, H. B. Wilson, D. I. Rogers, R. S. Clemens, K. Gosbell, C. J. Hassell, R. Jessop, D. S. Melville, D. A. Milton, C. D. T. Minton, H. P. Possingham, A. C. Riegen,

P. Straw, E. J. Woehler and R. A. Fuller. 2017. Rapid population decline in migratory shorebirds relying on Yellow Sea tidal mudflats as stopover sites. *Nature communications* 8: 1-7.

Wu, S. H. and J. C. Chen. 2019. Dataset of long-term bird census in Cigu, 2004–2017. *Taiwan Journal of Biodiversity* 21: 17-25.

Yang, M. Y. 2006. Comparing waterbirds assemblage under different fish farm management strategies. M.S. thesis. National Taiwan University, Taipei.