

NAMR-109-015

離岸風機基樁防蝕工程對生態環境之影響評估

研究成果報告書

國家海洋研究院委託研究

中華民國109年11月

「本研究報告僅供國家海洋研究院施政參考，並不代表該院政策，該會保留採用與否之權利。」

NAMR-109-015

離岸風機基樁防蝕工程對生態環境之影響評估

研究成果報告書

受委託單位：善祥環境科技有限公司

研究主持人：趙嘉詳

專業諮詢顧問：楊樹森

計畫督導：沈堯堅

研究員：王智群、蔣忠廷、劉招定、陳建匡、張育閑

研究期程：中華民國109年2月至109年11月

研究經費：新臺幣貳佰壹拾萬零伍仟元

國家海洋研究院委託研究

中華民國109年11月

「本研究報告僅供國家海洋研究院施政參考，並不代表該院政策，該會保留採用與否之權利。」

目次

目次.....	I
表次.....	III
圖次.....	V
摘要.....	1
Abstract.....	4
第一章 前言.....	5
第一節 研究緣起與背景.....	5
一、 研究緣起.....	5
二、 背景.....	5
第二節 研究目的及研究重點.....	52
一、 研究目的.....	52
二、 研究重點.....	52
第三節 研究方法與步驟.....	53
一、 調查範圍.....	53
二、 調查方法.....	54
三、 分析方法.....	71
第四節 預期目標.....	73
一、 研究預期成果.....	73
二、 預期對相關施政之助益.....	74
第二章 研究結果.....	75
第一節 海域環境測值.....	75
一、 海域水質調查.....	75
二、 海域底質.....	97
第二節 海域底棲生物.....	102
一、 對照測站.....	102

二、 W14 測站.....	107
三、 W21 測站.....	114
第三節 海域底質菌相.....	147
第四節 文獻蒐研結果.....	153
第五節 執行進度.....	155
第三章 分析成果與討論.....	159
第一節 海域環境測值.....	159
第二節 海域底棲生物.....	165
第三節 海域底質菌相.....	175
第四章 結論與建議.....	177
第一節 結論.....	177
第二節 建議.....	178
第五章 引用文獻.....	181
附錄一 期中審查意見回覆.....	203
附錄二 期末審查意見回覆.....	211
附錄三 長期調查監測規劃.....	219

表次

表 1-1、海洋結構物暴露區域環境特性表	11
表 1-2、犧牲陽極法與外加電流式陰極防蝕系統特性比較	14
表 1-3、不同地區港口的底質重金屬濃度範圍	24
表 1-4、海域中生物體體內鋅元素濃度	26
表 1-5、2014-2018 新竹苗栗沿海季水質分析	34
表 1-6、2014-2018 新竹苗栗沿海年水質分析	36
表 1-7、2014-2018 新竹苗栗沿海水質微量金屬	38
表 1-8、離岸風力發電計畫海域生態調查底棲生物群聚資料	43
表 1-9、海洋竹南離岸式風力發電計畫環境監測成果表底棲生物群聚資料	50
表 1-10、乙類海域海洋環境品質標準	55
表 1-11、水質檢測項目與檢測方法	56
表 1-12、底質粒徑分類表	65
表 2-1、第一次海域調查現場量測之水質測值	78
表 2-2、第二次海域調查現場量測之水質測值	86
表 2-3、第一次海域調查測站水質檢測結果	94
表 2-4、第二次海域調查測站水質環境分析結果	96
表 2-5、第一次海域調查底質環境測值分析結果	97
表 2-6、第二次海域調查底質環境測值分析結果	100
表 2-7、第一次海域調查底棲生物資源表	126
表 2-8、W21 測站第一次海域調查底棲生物資源表（矩形底棲生物採樣器）	130
表 2-9、第二次海域調查底棲生物資源表	131
表 2-10、對照測站與 W14 測站第二次海域調查底棲生物資源表（矩形底棲生物採樣器）	137
表 2-11、第一次調查底棲生物資料與環評資料物種數列表	143
表 2-12、第二次調查底棲生物資料與環評資料物種數列表	145

表 2-13、第一次海域調查海域底質樣本菌相 DNA 萃取結果.....	148
表 2-14、第二次海域調查海域底質樣本菌相 DNA 萃取結果.....	148
表 2-15、文獻蒐研結果領域類型分類表	154
表 2-16、預定期程與進度	155
表 3-1、文獻蒐研結果海水中鋁及鋅元素生物影響濃度列表.....	161
表 3-2、國內、外文獻底質中鋅元素濃度彙整表.....	164
表 3-3、國內、外文獻底質中鋁元素濃度彙整表.....	164

圖次

圖 1-1、離岸風機潛力場址	7
圖 1-2、離岸風場結構組成圖	8
圖 1-3、犧牲陽極法基本配置示意圖	12
圖 1-4、強制電流法基本配置示意圖	13
圖 1-5、陰極防蝕系統選擇流程圖.....	15
圖 1-6、海峽離岸風力發電計畫（28 號風場）犧牲陽極塊安裝工法示意圖	16
圖 1-7、不同酸鹼值(pH)下水溶液中鋁氫氧化合物物種組成比例變化	17
圖 1-8、犧牲陽極釋出的鋁化合物(SA-Al (III))與硫酸鋁對海膽胚胎發育缺陷的影響	29
圖 1-9、犧牲陽極釋出的鋅化合物(SA-Zn (II))與硫酸鋅對海膽胚胎發育缺陷的影響	29
圖 1-10、犧牲陽極釋出的鋁化合物(SA-Al (III))與硫酸鋁對海膽精子受精率的影響	30
圖 1-11、2014-2018 行政院環保署新竹苗栗沿海水質測站.....	32
圖 1-12、本研究計畫調查測站位置.....	53
圖 1-13、臺灣沿海海域水體分類圖.....	55
圖 1-14、四分度量法示意圖	64
圖 1-15、錨錠式採泥器施作情形.....	69
圖 1-16、錨錠式採泥器採集情形.....	69
圖 1-17、採得樣本範例 <i>Paragrandidierella</i> sp.	69
圖 1-18、採得樣本範例 <i>Placamen isabellina</i>	69
圖 2-1、對照測站環境	76
圖 2-2、W14 測站環境	76
圖 2-3、對照測站 CTD 測量情形	76
圖 2-4、W14 測站 CTD 量測情形.....	76

圖 2-5、W21 測站 CTD 量測與資料記錄	76
圖 2-6、W21 水質樣品採集	76
圖 2-7、第一次海域水質調查水溫及鹽度結果	79
圖 2-8、第一次海域水質調查酸鹼值及溶氧結果	79
圖 2-9、第一次海域調查對照測站 CTD 量測結果	80
圖 2-10、第一次海域調查 W14 測站向流面 CTD 量測結果	81
圖 2-11、第一次海域調查 W14 測站背流面 CTD 量測結果	82
圖 2-12、第一次海域調查 W21 測站向流面 CTD 量測結果	83
圖 2-13、第一次海域調查 W21 測站背流面 CTD 量測結果	84
圖 2-14、第二次海域水質調查水溫及鹽度結果	87
圖 2-15、第二次海域水質調查酸鹼值及溶氧結果	87
圖 2-16、第二次海域調查對照測站 CTD 量測結果	88
圖 2-17、第二次海域調查 W14 測站向流面 CTD 量測結果	89
圖 2-18、第二次海域調查 W14 測站背流面 CTD 量測結果	90
圖 2-19、第二次海域調查 W21 測站向流面 CTD 量測結果	91
圖 2-20、第二次海域調查 W21 測站背流面 CTD 量測結果	92
圖 2-21、第一次海域調查海水中鋁及鋅元素分析結果	94
圖 2-22、第二次海域調查海水中鋁及鋅元素分析結果	96
圖 2-23、對照測站錨錠式採泥器採樣情形	98
圖 2-24、W14 測站錨錠式採泥器採樣情形	98
圖 2-25、W21 測站底質採集與記錄	98
圖 2-26、對照測站海床沙泥底質環境	98
圖 2-27、W14 測站風機基樁拋石工程	98
圖 2-28、W21 測站海床礁石底質	98
圖 2-29、第一次海域調查海域底質分析結果	99
圖 2-30、第一次海域調查海域底質中鋁及鋅含量分析結果	99
圖 2-31、第二次海域調查海域底質分析結果	101

圖 2-32、第二次海域調查海域底質中鋁及鋅含量分析結果.....	101
圖 2-33、第一次海域調查對照測站底棲生物組成.....	102
圖 2-34、第二次海域調查對照測站底棲生物組成.....	104
圖 2-35、第二次海域調查對照測站底棲生物組成（矩形底棲生物採樣器）.....	104
圖 2-36、第二次海域調查對照測站底棲生物組成（整合各採樣結果）.....	105
圖 2-37、兩次海域調查對照測站底棲生物組成（整合各採樣結果）.....	106
圖 2-38、第一次海域調查對照測站海床底棲生物.....	106
圖 2-39、第二次海域調查對照測站海床底棲生物.....	106
圖 2-40、第一次海域調查 W14 測站底棲生物組成.....	108
圖 2-41、第二次海域調查 W14 測站底棲生物組成.....	108
圖 2-42、第一次海域調查 W14 測站風機基樁上層附著性底棲生物.....	110
圖 2-43、第二次海域調查 W14 測站風機基樁上層附著性底棲生物.....	110
圖 2-44、第一次海域調查 W14 測站風機基樁中層附著性底棲生物.....	110
圖 2-45、第二次海域調查 W14 測站風機基樁中層附著性底棲生物.....	110
圖 2-46、第一次海域調查 W14 測站風機基樁底層附著性底棲生物.....	110
圖 2-47、第二次海域調查 W14 測站風機基樁底層附著性底棲生物.....	110
圖 2-48、第二次海域調查 W14 測站底棲生物組成（矩形底棲生物採樣器）.....	111
圖 2-49、第二次海域調查 W14 測站底棲生物組成（整合各採樣結果）.....	112
圖 2-50、兩次海域調查 W14 測站底棲生物組成（整合各採樣結果）.....	113
圖 2-51、第一次海域調查 W21 測站底棲生物組成.....	114
圖 2-52、第一次海域調查 W21 測站底棲生物組成（矩形底棲生物採樣器）.....	116
圖 2-53、第一次海域調查 W21 測站底棲生物組成（整合各採樣結果）.....	116
圖 2-54、第二次海域調查 W21 測站底棲生物組成.....	118
圖 2-55、第一次海域調查 W21 測站風機基樁上層附著性底棲生物.....	119
圖 2-56、第二次海域調查 W21 測站風機基樁上層附著性底棲生物.....	119
圖 2-57、第一次海域調查 W21 測站風機基樁中層附著性底棲生物.....	119
圖 2-58、第二次海域調查 W21 測站風機基樁中層附著性底棲生物.....	119

圖 2-59、第一次海域調查 W21 測站風機基樁底層附著性底棲生物.....	119
圖 2-60、第二次海域調查 W21 測站風機基樁底層附著性底棲生物.....	119
圖 2-61、兩次海域調查 W21 測站底棲生物組成（整合各採樣結果）.....	120
圖 2-62、第一次海域調查底棲生物分類群數及個體密度分析結果.....	121
圖 2-63、第二次海域調查底棲生物分類群數及個體密度分析結果.....	122
圖 2-64、兩次海域調查各測站底棲生物整合調查結果.....	123
圖 2-65、第一次海域調查底棲生物組成.....	124
圖 2-66、第二次海域調查底棲生物組成.....	124
圖 2-67、兩次海域調查底棲生物組成整合結果.....	125
圖 2-68、第一次調查底棲生物資料與環評資料物種數比較.....	141
圖 2-69、第二次調查底棲生物資料與環評資料物種數比較.....	142
圖 2-70、兩次調查底棲生物資料與海洋竹南風場環境監測成果物種數比較.....	142
圖 2-71、海域底質菌相樣本 DNA 萃取情形.....	149
圖 2-72、海域底質菌相樣本聚合酶連鎖反應實驗情形.....	149
圖 2-73、菌相樣本 DNA 聚合酶連鎖反應膠體電泳結果檢視情形.....	149
圖 2-74、菌相樣本 DNA 聚合酶連鎖反應膠體電泳結果檢視.....	149
圖 2-75、第一次海域調查各測站菌相組成.....	150
圖 2-76、第二次海域調查各測站菌相組成.....	151
圖 3-1、風機基樁表面附著型底棲生物群聚.....	165
圖 3-2、潛水調查過程中於風機基樁周邊拍攝之魚群.....	166
圖 3-3、第一次海域調查物種數空間分布圖.....	167
圖 3-4、第二次海域調查物種數空間分布圖.....	168
圖 3-5、兩次海域調查物種數空間分布圖.....	168
圖 3-6、兩次調查底棲生物資料 DCA 分析結果.....	169
圖 3-7、兩次調查底棲生物資料 CA 分析結果.....	171
圖 3-8、底棲生物 cluster 分析圖.....	172
圖 3-9、底棲生物 cluster 分析圖(log ₁₀ 轉換).....	172

圖 3-10、海域底質菌相結果 PCoA 分析	175
圖 3-11、海域底質菌相結果 UPGMA 分析.....	176
圖 4-1、澳洲與紐西蘭海洋生物受 10%生殖抑制影響物種比例與水中鋁元素濃度關係.....	179
圖 4-2、澳洲與紐西蘭溫帶及熱帶海洋生物受 10%生殖抑制影響物種比例與水中鋁元素濃度關係.....	180

摘要

關鍵詞：離岸風場、防蝕工程、底棲生態、犧牲陽極

一、研究緣起

近年來政府大力推動再生能源，尤其風力發電格外受到重視。政府規劃於臺灣西部海域建構千架離岸風機，惟離岸風機的設置，其基樁必須進行防蝕工程以減緩基樁因長期海水的侵蝕而減少使用年限，但是防蝕工程所使用的方法有可能會造成重金屬析出、海水局部酸化等問題，因此有必要進行離岸風機基樁防蝕工程對生態環境之影響評估。

二、研究方法及過程

調查目前國內唯一已建置完成之海洋竹南離岸風場，設置未建置風機之對照測站、W14 測站（2019 年建置風機）與 W21 測站（2016 年建置風機），以比較不同時期設置的風機測站與未設置風機之對照測站的差異。

調查上述三測站之海域水質、底質以及底棲生態環境，調查方法如下：

- （一）海域水質：依據行政院環境保護署「海域環境分類及海洋環境品質標準」中乙類海域環境品質標準進行調查，除使用鹽溫深剖面儀(CTD)進行量測，並採集表、中、底層水樣進行實驗室檢測。
- （二）海域底質：檢測底質粒徑、有機碳以及重金屬鉛及鋅之含量。
- （三）底棲生物：使用錨錠式採泥器及氣瓶潛水調查底棲生物群聚結構。
- （四）海域底質菌相：萃取海域底質之環境 DNA，並以分子定序方式瞭解海域底質菌相。

三、重要發現

本研究計畫兩次調查結果，未建置風機的對照測站與建置風機的 W14 測站（2019 年建置風機）及 W21（2016 年建置風機），測站間海域水質檢測皆呈現相似的結果。由各測站與各深度之間皆呈現相似的水質特性，可得知海洋竹南離岸風場所處之海域，於兩次調查時期海水水體混和均勻，各測站屬於同一個連續、完整的水體水層。離岸風場外的對照測站水中鋁含量介於 0.057 至 0.097 mg/L 之間，鋅含量介於 0.0068 至 0.0127 mg/L 之間，離岸風場內 W14 及 W21 測站海域水中鋁含量介於 0.052 至 0.100 mg/L 之間，鋅含量介於 0.0034 至 0.0169 mg/L 之間，應屬於常態的動態平衡數值。兩次調查水質測值皆符合「乙類海域海洋環境品質標準」之標準，但鋁含量目前無任何標準規範。

底質環境特性中，本研究計畫兩次海域調查，離岸風場外的對照測站底質中鋁含量介於 9,950 至 12,600 mg/kg 之間，鋅含量介於 70.2 至 87.4 mg/kg 之間，離岸風場內 W14 及 W21 測站海域底質中鋁含量介於 11,100 至 13,700 mg/kg 之間，鋅含量介於 83.2 至 94.4 mg/kg 之間，應屬於常態的動態平衡數值。兩次調查各測站鋅含量皆低於「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」之標準，但鋁含量目前無任何標準規範。

本研究計畫兩次調查結果，顯示未有風機建置的對照測站生物多樣性與個體數皆明顯低於風機建置之測站，DCA、CCA 與 cluster 分析結果皆顯示風機基樁上的底棲生物群聚與未設置風機的對照測站差異明顯，但由目前環境測值的結果分析皆與底棲生物群聚結構無顯著相關性的結果來看，風機設置 1 至 3 年期間，風機基樁非透過對海域物化環境的改變而影響底棲生物群聚，主要與風機基樁硬基質環境之引入有關，風機基樁的引入使原本無法於當地沙泥軟底質生長之底表生物(epifauna) 覓得適宜之環境，進而演替成新的底棲生物群聚，而此改變過程，因本研究計畫調查之海洋竹南離岸風場距岸近，且鄰近海域硬基質物體眾多（如沿岸消波塊、定置漁網以及人工魚礁、保護礁等），底棲生物得藉由竹南海域各硬基質結構物的跳島效應來自自然地拓殖，目前結果研判風機基樁下底棲生物環境的改變為一自然的演替、拓殖過程。

依據本研究計畫調查所得之海域水質、底質環境特性及底棲生物群聚結構組成，與彙整之相關文獻，目前研究結果並無發現海洋竹南離岸風場之防蝕工程對當地底棲生態環境有明顯的影響，但本研究計畫侷限於海洋竹南離岸風場，僅有 22

支離岸風機，且其中 20 支為建置約 1 年的風機機組，隨著未來國內離岸風場開發規模的增加以及營運期間的持續影響，犧牲陽極的富集與累積效應對環境是否會造成衝擊尚不得而知，當地海域環境亦尚在持續變動中，建議應有持續性地長期調查研究，始能更精準、詳實地瞭解離岸風場對海域生態環境之影響。

Abstract

The steel pile of offshore windmill immerse in marine water will corrode continuously, the most common anticorrosion method in the world is using Al and Zn as sacrificial anode (cathodic protection). The sacrificial anode will release Al^{3+} and Zn^{2+} into marine water, water and bottom substrate were sampled at control site and windmill site (W14, W21) in this study, all inspected items were meet the environmental quality standard, Al^{3+} and Zn^{2+} without increasing significantly. Under small scale and short term operation of cathodic protection, benthic animal community and bacteria flora also not affected by steel pile significantly. The difference of benthic animal community structure between each sample sites mainly caused by artificial hard materials constructed around pile. The bacterial flora also were different between control site and windmill sites, but no of them presented heavy metal polluted flora. The current research result also established the environmental baseline for early developed stage of offshore wind farm. The long term and large scale use of cathodic protection for wind mill will or not have predictable effects in the future? This study results could be the comparison bases for future monitoring.

第一章 前言

第一節 研究緣起與背景

一、研究緣起

近年來政府大力推動再生能源，尤其風力發電格外受到重視。政府於 2011 年規劃於臺灣西部海域建構千架離岸風機，惟離岸風機的設置有其特殊維護需求，尤其是基樁必須進行防蝕工程以減緩基樁因長期海水的侵蝕而減少使用年限，但是當前防蝕工程所使用的犧牲陽極法有可能會造成重金屬析出、海水局部酸化等問題，因此有必要進行離岸風機基樁防蝕工程對海洋生態系之影響評估，在尚未完成大量風場開發完成之前建立環境基線資料。

二、背景

(一) 離岸風力發電

20 世紀末氣候變遷的影響愈來愈顯著，21 世紀的人類已經無法逃避氣候變遷帶來的巨大災難，世界各國在聯合國 SDG 的目標下無不設法減少對石化能源的依賴，開始尋求對環境破壞相對較低的再生能源，如太陽能、風力、地熱及海洋能等。1997 年 12 月各個國家於日本京都發表「京都議定書」，明訂 CO₂ 及其他溫室氣體排放量之減降標準（鄭聿伶，2012）。2011 年 3 月 11 日，日本福島核災發生，全體國民廢核情緒高漲，當年 11 月，總統頒布「新能源政策」以「確保核安、穩健減核、打造綠能低碳環境、逐步邁向非核家園」為願景及主軸，其中包含再生能源方面擴大再生能源推廣目標與推動「千架海陸風力機」等政策（陳依庭，2013）。「千架海陸風力機」所屬的風力發電為綠能產業中重要的一環，現階段受國內外之重視。

臺灣西岸的風能豐沛，尤其臺灣西岸夏季有西南氣流、冬季吹有東北季風，這兩股強勁的風力使西岸成為發展風力發電的絕佳位置，離岸風力發電亦為國家重要的再生能源政策之一。著眼於風力能源充沛，我國於 107 年展開大規模的離岸風電場開發，規劃於臺灣西部海域建構千架離岸風機，以達成 114 年非核家園的目標。目前政府規劃 2025 年再生能源發電占比 20% 之政策目標，並以太陽光電及離岸風電做為主力。其中離岸風電原規劃於 2025 年

累計達 3GW，現為配合能源安全、產業發展，並加速達成再生能源發電占比預定目標，已加碼至 5.5GW，截至 108 年底，國內離岸風場僅海洋竹南離岸風場一座，共計 22 支風機機組。

根據經濟部能源局於 2015 年所公布之離岸風機潛力場址範圍資料（圖 1-1），臺灣離岸風機潛力場址分布北起新北市、南至屏東縣的西部沿海水深 50 公尺以淺之海域，並避開近岸的中華白海豚野生動物重要棲息環境、海底管線、海底纜線及航道等敏感區域，水深大約 10 至 50 公尺。而離岸風機結構可分成轉接段(Transition piece)、水下結構及基礎(Substructure and Foundation)等三部份（圖 1-2），其中水下基礎安裝型式又大致可分為著床式基座(fixed foundation)與漂浮式基座(floating foundation)兩大類，目前離岸風機安裝主要以著床式基座為主，又水下基礎基樁型式可分為單樁式(Monopile)、三腳管式(Tripod)、管架式／鼎狀式(Jacket)及重力式(Gravity)等四大類，是當地海域深度等水文環境決定基樁設置型式(朱金元等人, 2018)。

潛力場址範圍資料

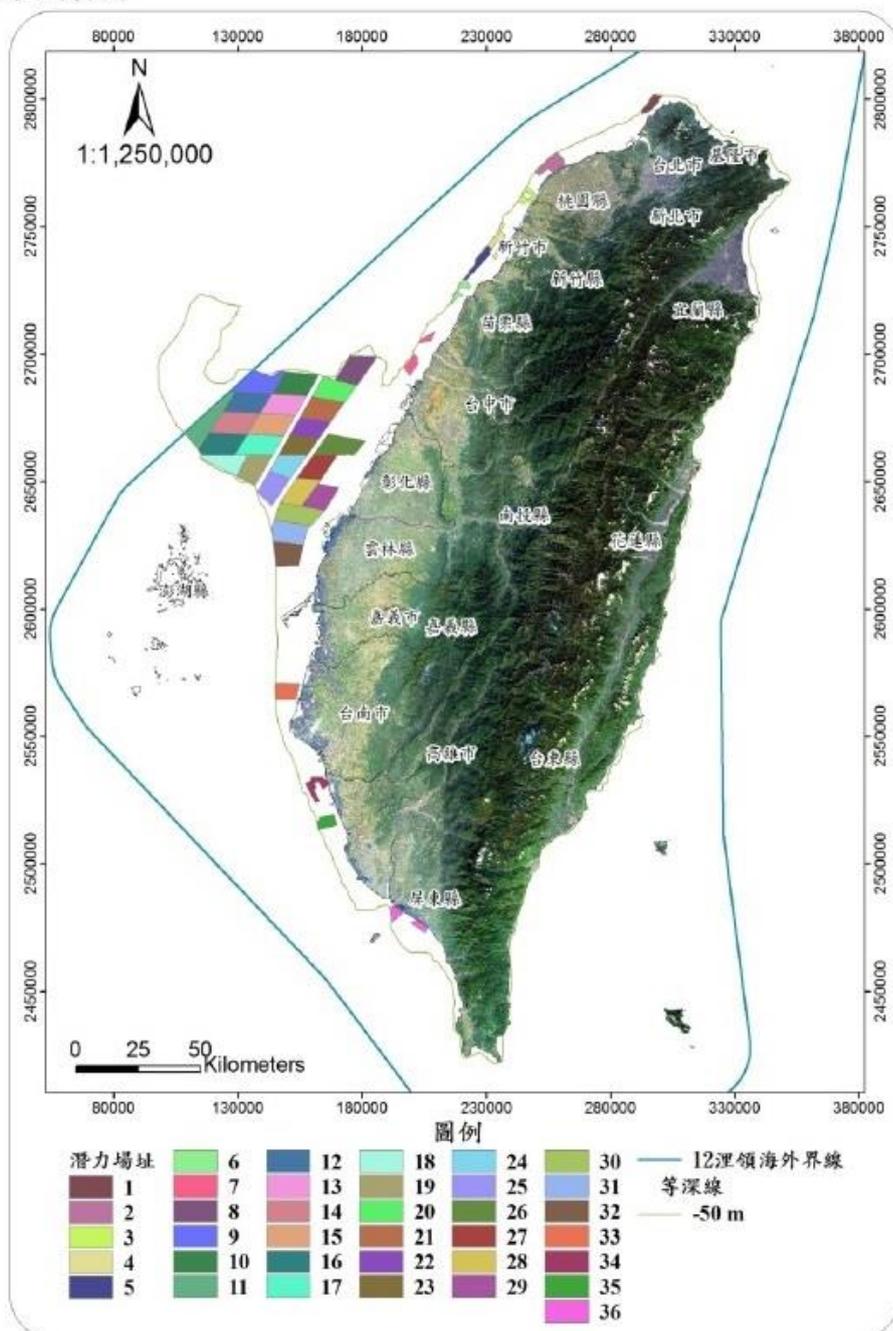


圖 1-1、離岸風機潛力場址

(參考來源：經濟部能源局「離岸風力發電規劃場址申請作業要點」)

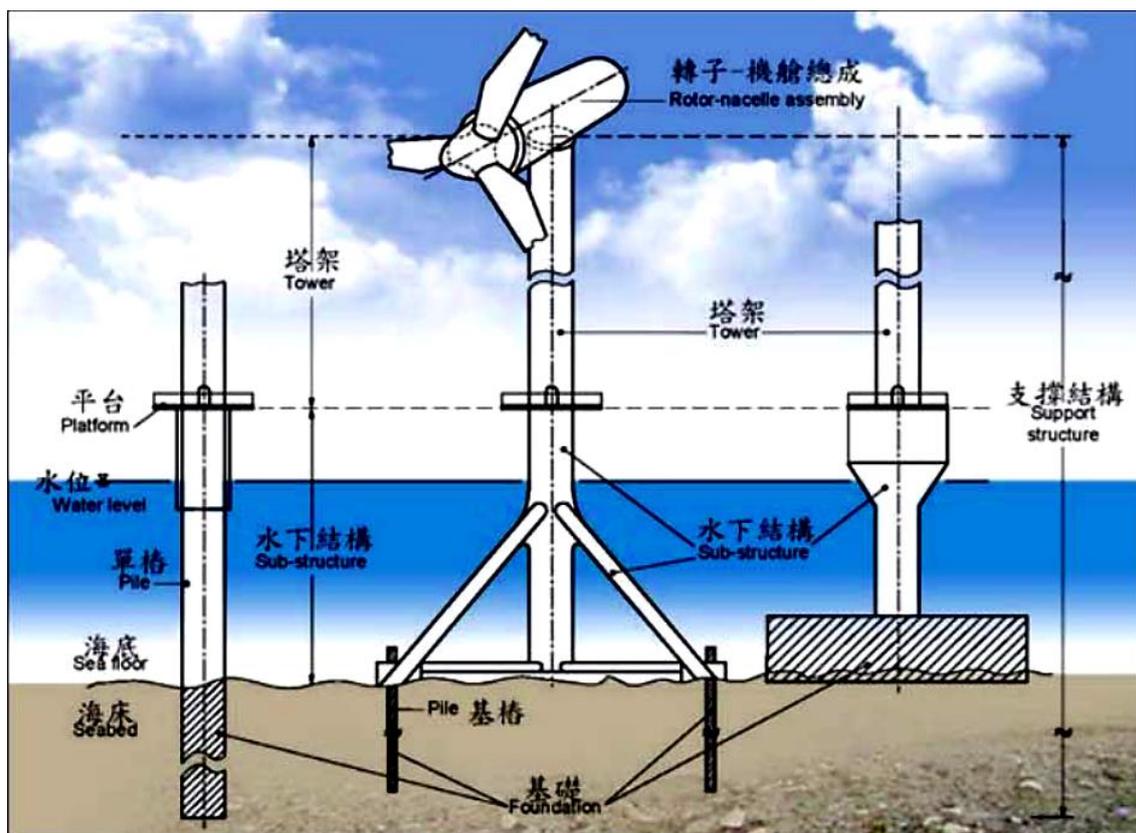


圖 1-2、離岸風場結構組成圖

(參考來源：交通部運輸研究所「離岸風電水下技術研發」)

(二) 海上風機防蝕

海水會對風機結構造成腐蝕，開發業者為避免風機結構快速劣化，積極對風機結構進行防蝕工程，並針對不同腐蝕類型應用相對的防蝕工法。然而臺灣位處熱帶與亞熱帶交界處，相較於較先發展風力發電的丹麥、英國等國家，臺灣日照強度大、海水溫度高、相對濕度與空氣中含鹽量均偏高，物理性環境對海上結構物如海上風機等構材之腐蝕耐久性影響甚鉅，另一方面亞熱帶海域海洋生物多樣性豐富經常造成大量附著性生物依附在海下結構表面（許惠耀 & 劉維綸，2018；羅建明等，2018；溫志中等，2019），因此防蝕工程顯得更加重要。但部分海上構造物表面進行的防蝕工程會持續釋出金屬離子或其他化學物質，這些釋出物是否會對海域生態系造成直接或間接的影響，國內仍缺乏這部分的相關研究

防蝕工程是根據不同的腐蝕類型有不同的應對工法，以下綜整常見的腐蝕類型及其對應的防蝕工法。依據國際間的研究彙整(中國驗船中心, 2005)，發生腐蝕的原因一般有以下 4 類：

1. 電化學腐蝕(Electrochemical Corrosion, EC)

(1) 電化學腐蝕的必備條件為：

- A. 陽極(Anode)：為進行腐蝕的金屬。
- B. 陰極(Cathode)：為金屬或電子導體，提供還原反應的位置。
- C. 電解質(Electrolyte)：一般為水溶液，與陽極及陰極相接觸，以提供離子傳導的路徑。
- D. 兩極之間電路(Metallic Path)：為陽極及陰極間之電子傳導路徑。

(2) 水溶液中加速腐蝕之因素：

- A. 足量的氧氣(Oxygen)
- B. 足量的水(Water)
- C. 足量的離子(Ion)
- D. 兩極之間電位(Potential)差大
- E. 陽極面積小、陰極面積大
- F. 兩極距離小
- G. 兩極間電阻小
- H. 電解質流速大
- I. 較高的溫度。

2. 化學腐蝕(Chemical Corrosion, CC)：如金屬溶解於有機溶劑、熔融鹽液中，即為化學腐蝕現象。

3. 微生物腐蝕(Microbial Corrosion, MC)：因細菌、黴菌、酵母等微生物的參與而衍生的局部腐蝕現象。
4. 速度效果腐蝕(Flow-accelerated corrosion, FAC)：指金屬表面因介質速度而產生的金屬損耗。

上述腐蝕類型中以電化學腐蝕與微生物腐蝕對海上結構物影響較為顯著，為了防範海上結構物遭腐蝕，除了改善海上構造物的設計、提高腐蝕餘裕量及選用抗蝕能力較強的材質（陳桂清等，2000；中國驗船中心，2005），另外還可利用防腐塗層、包覆、陰極防蝕、陽極防蝕、金屬鈍化處理等工法進行防蝕（中國驗船中心，2005；強言企業有限公司，2010；羅建明等，2018），電化學腐蝕主要會以陰極防蝕工法防範，微生物腐蝕則主要以防腐塗層工法防範，工法間可以互相搭配，以達到最佳防蝕效果（羅建明等，2018）（表 1-1）。針對海上構造物常使用的陰極防蝕及防腐塗層工法的基本原理及施作方法如下。

表 1-1、海洋結構物暴露區域環境特性表（羅建明等，2019）

腐蝕區域	大氣區 Atmospheric zone	飛沫區 Splash zone	潮差區 Tidal Zone	海中區 Full Immersion Zone	海泥區 Mud Zone
區域範圍	大氣區位處飛沫區之上，是為海洋結構物最上端之頂部結構，與海水無直接接觸	飛沫區介於平均高潮位以上至海面大氣帶下方	潮差區介於平均高潮位與平均低潮位之間	海中區指長期浸泡於海水中，但未沒入底泥沉積物之區域	海泥區域係指海洋結構物被底泥沉積物包圍之區域
海洋環境特徵	無海水直接接觸，整體多處於乾燥環境結構物主要暴露於大氣介質中，如日照量、溫度、降雨量、風速、風向、大氣污染物等變化	材料表面受海水衝擊、潮濕、供氧充足	材料週期性浸沒，供氧充足	影響因子包含鹽度、壓力、溶氧、水溫、海洋生物、細菌等	海床區沒入海底土層部分，腐蝕速率非常小，存在大量厭氧微生物（磷酸鹽還原菌等）
腐蝕特性	大氣中含高鹽粒子，因濕度及日照溫差變化大，鋼鐵腐蝕速率大	受海水飛濺，乾濕交替作用，腐蝕情況嚴重	發生腐蝕及生物污損，腐蝕效率相對較低	發生腐蝕及海洋附著生物污損，腐蝕效率隨溫度、壓力、深度等因素變化	如含有硫酸還原菌，腐蝕發生機會增加，會發生典型厭氧微生物腐蝕
常用防蝕法	塗層防蝕	塗層防蝕	塗層防蝕	陰極防蝕結合塗裝	陰極防蝕結合塗裝

1. 陰極防蝕工法：陰極防蝕可再分為犧牲陽極法(Galvanic or Sacrificial Anode)與強制電流法(Impressed Current)兩種工法類型：

(1) 犧牲陽極法(Galvanic or Sacrificial Anode)：於海上結構物外加裝一個或多個陽極板做為犧牲陽極，例如以金屬鋅(Zinc, Zn)及鋁(Aluminum, Al)等為犧牲陽極，將海上結構物變成陰極(保護對象)，利用金屬活性差異及氧化還原的原理，犧牲陽極溶解發出電流至海上結構物，維持海上結構物保護電位，達到防蝕的效果(中國驗船中心，2005；強言企業有限公司，2010；羅建明等，2019)，基本配置示意圖如圖 1-3。此工法需要保護陽極及結構物皆沒入水中形成電池系統才具有作用，適用於遭海水或泥水淹沒的環境中，由於釋出電流較小，能夠維持保護電位的區塊也較小，在大型結構物上施用犧牲陽極法時需注意犧牲陽極的大小、分布及安裝數量，以供應足夠且全面的保護電位。此工法通常使用於小型結構物，不需要額外電源供應電流，施工簡單後續管理成本小，但需要視犧牲陽極溶解情形進行定期更換。

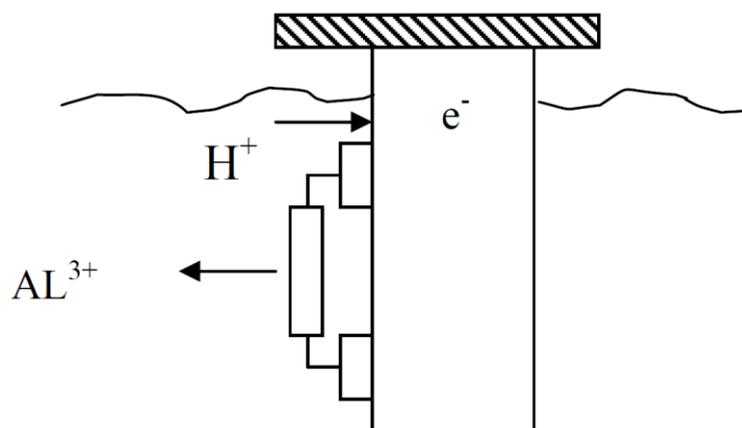


圖 1-3、犧牲陽極法基本配置示意圖

(參考來源：強言企業有限公司，2010)

(2) 強制電流法(Impressed Current)：於海上結構物外一或多個加裝白金、石墨、鈦合金等不溶性電極為陽極，以海上結構物為陰極(保護對象)，從外部電源供應直流電流由陽極流出，以保護

海上結構物（中國驗船中心，2005；強言企業有限公司，2010；羅建明等，2019），基本配置示意圖如圖 1-4。此工法由於直接由外部電源供應保護電位，可供應足夠電流保護較大的區塊，且能靠調整電源供應因應腐蝕性嚴苛或其他需要較大保護電流之設施。此工法常用於大型結構物，且適用所有環境，但需支付維持電力費。

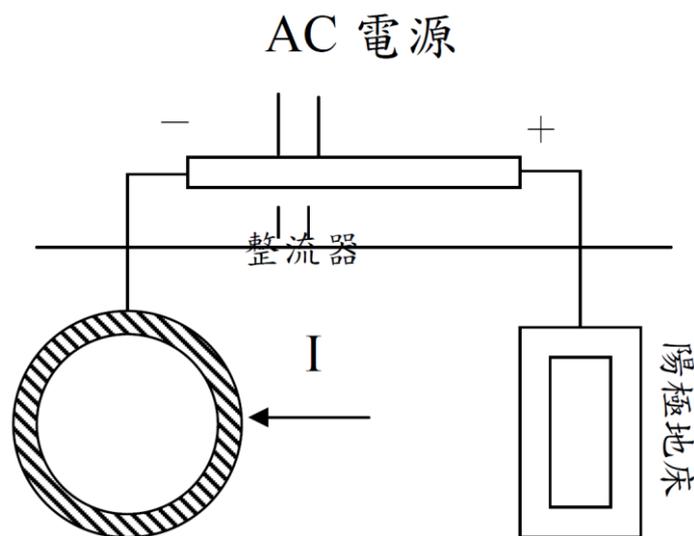


圖 1-4、強制電流法基本配置示意圖

（參考來源：強言企業有限公司，2010）

2. 防腐塗層工法：防腐塗層工法通常是利用有機或無機物，以裏襯 (lining)、塗層 (coating)、或塗裝 (painting) 等方式來進行隔離保護（中國驗船中心，2005）。目前最常見的海上構造物防腐塗層工法為「環氧樹脂」及「聚氨酯」雙塗膜系統（羅建明等，2019），塗料中會添加鋁或鋅等金屬，鋁或鋅的釋出可以阻礙海中生物的附著，減少及延緩海中生物附著生長，達到防範微生物腐蝕的效果。防腐塗層工法通常與陰極防蝕工法合併使用，防腐塗層工法不只是隔離金屬與海水的接觸以及防止生物腐蝕，亦能達到減少海上構造物金屬與海水接觸的面積，減少陰極防蝕所需的防蝕電流，加強陰極防蝕工法的效能。

陰極防蝕在施工設計上，必須考慮(1)環境條件、被保護構造物表面狀態及防蝕電流密度，(2)調查被保護構造物所在環境的海水比電阻值，(3)陽極材料與性能，(4)陽極配置。(5)後續的維護管理。以確保防蝕電位。一般而言，外加電流系統較犧牲陽極系統複雜，同時裝設費用亦比較高，但外加電流的優勢在於可以使用可變電源，來保護較大面積的裸鋼或良好被覆的結構物；犧牲陽極法則可應用於結構物之保護電流量需求較少，或介質之比電阻較低的環境。兩者的特性比較及施工選擇如表 1-2 及圖 1-5。

表 1-2、犧牲陽極法與外加電流式陰極防蝕系統特性比較

方式	犧牲陽極法	外加電流法
系統建置	裝置較為簡單	裝置較為複雜
維護成本	維護需求少，長期運轉成本較低。	需定期維護，長期運轉成本較高。
適用環境	<ol style="list-style-type: none"> 1. 適用於導電性良好之環境（例如海洋環境防蝕） 2. 港灣鋼構造物陰極防蝕工法多採用犧牲陽極方式 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 可使用於低導電性之環境（例如地下管線防蝕） 2. 在河川或各種排水流入海水或是流速較大的環境，宜考慮使用外加電流方式。
建置成本	建置成本較低	建置成本較高
保護範圍	提供的驅動電壓及保護電流較少	可視情況調整驅動電壓，調節保護電流
造成環境/施作問題	金屬沉積物污染	<ol style="list-style-type: none"> 1. 雜散電流腐蝕現象 2. 氫脆化 3. 塗層剝落

表：參考來源：行政院交通部運輸研究所（民國 93 年）。港灣構造物陰極防蝕準則（草案）

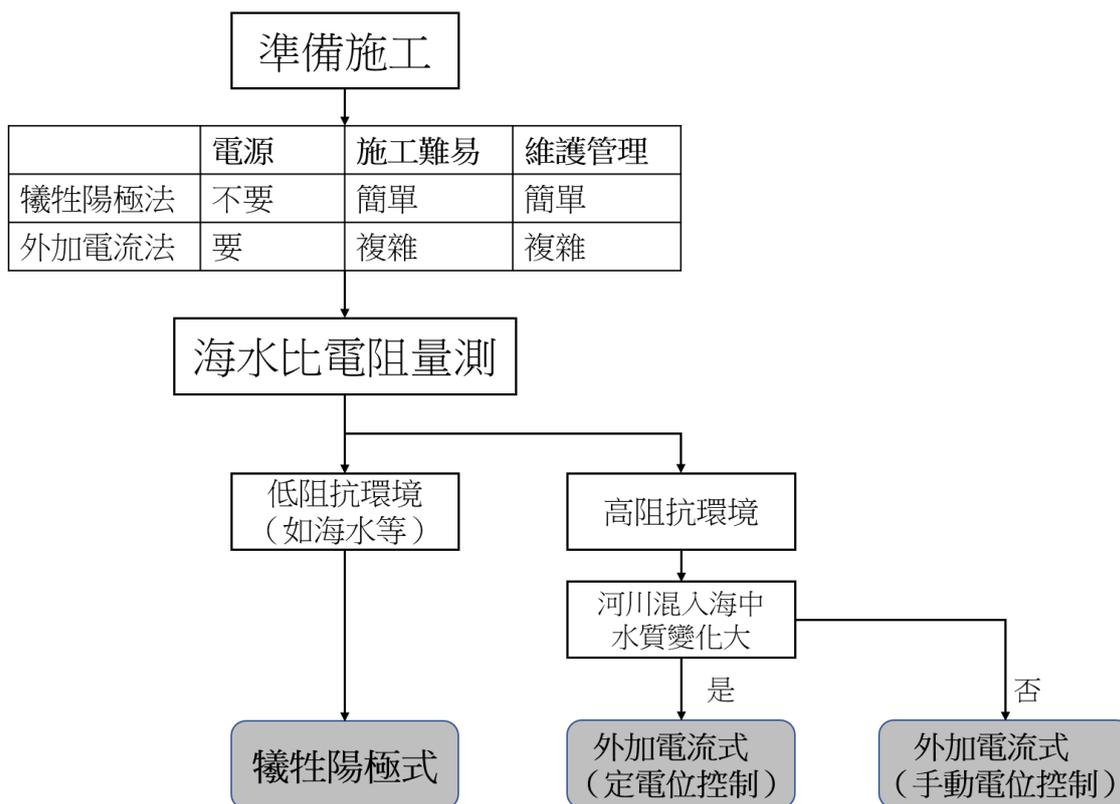
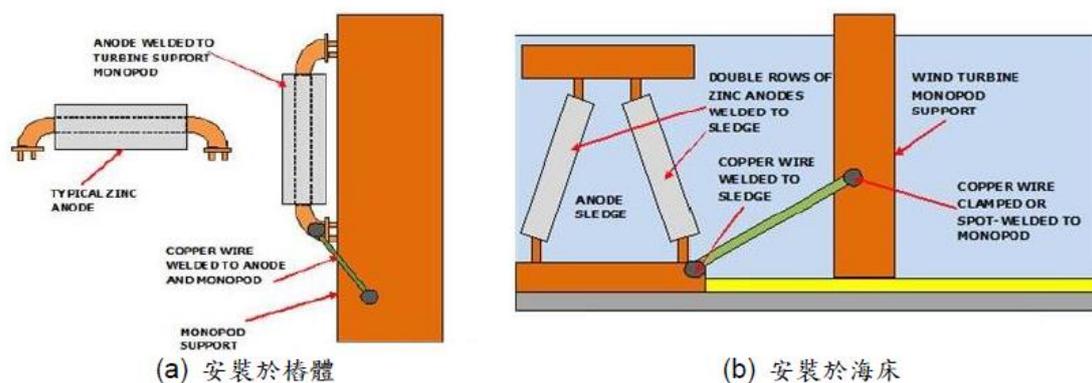


圖 1-5、陰極防蝕系統選擇流程圖

參考來源：行政院交通部運輸研究所（民國 93 年）。港灣構造物陰極防蝕準則（草案）

而國內離岸風場開發計畫所使用的陰極防蝕工法，根據目前行政院環境保護署環評書件系統內的公開資料，包含已經進入營運階段的海洋竹南離岸風場，屬於施工階段的台灣電力公司離岸風力發電第一期與雲林離岸風力發電廠，以及其他 19 篇通過環評之離岸風場開發計畫環境影響說明書。大多數離岸風場開發計畫的環境影響說明書並未提及陰極防蝕，關於水下基礎的說明大多著墨於海浪衝擊與海流侵蝕的影響，部分離岸風場開發計畫（中能離岸風力發電、海龍二號離岸風力發電、海龍三號離岸風力發電）則僅提及將會使用採用犧牲陽極塊做為陰極防蝕系統，並未述明詳細工法。針對陰極防蝕工法有較明確敘述的離岸風場開發計畫僅有海峽離岸風力發電計畫（27 號風場）與海峽離岸風力發電計畫（28 號風場），以及海洋竹南離岸風場。前兩者於環境影響說明書內述明將採用犧牲陽極塊做為陰極防蝕系統，並主要採用直接將犧牲陽極塊預先安裝於水下基礎上的工法（圖 1-6a），或是先將犧牲陽極放置於海床底部再與水下基礎連結的雪橇式工法（圖 1-6b）。而海洋

竹南離岸風場則於環境影響說明書內述明將採用犧牲陽極塊做為陰極防蝕系統，並將犧牲陽極塊以環狀配置安裝於單樁式的基樁柱上。綜上所述，國內現行離岸風場開發計畫的環境影響說明書大多數並未提及陰極防蝕工法，而提及陰極防蝕的離岸風場開發計畫，皆考量到安裝及維運成本選擇採用犧牲陽極塊做為陰極防蝕系統，做為水下基礎的防蝕保護，但大多並未提及詳細工法。



資料來源：參考於 <http://www.brighthub.com>。

圖 1-6、海峽離岸風力發電計畫（28 號風場）犧牲陽極塊安裝工法示意圖

註：摘錄自「(1060671A) 海峽離岸風力發電計畫(28 號風場)環境影響說明書」

(三) 犧牲陽極金屬鋁的環境特性

1. 海洋中鋁之環境特性

鋁為地殼中第三大元素(8.13 %)，僅次於氧(46.60 %)及矽元素(27.72 %)，在地殼中主要為鋁矽酸鹽礦物的型態存在，由於鋁屬於地殼中巨量元素廣泛存在於環境中，因此普遍認為鋁不屬於有毒金屬(Kennish, 1992)。鋁金屬因為產量較多、重量較輕、導電及導熱能力高等原因(Shibli *et al.*, 2007)，鋁合金亦成為現行最常使用之犧牲陽極塊金屬。海洋中的鋁元素主要來源為大氣輸入（例如沙塵暴）、河川輸入以及沉積物釋出。鋁停留在海域水體中的時間介於 4 週至 4 年的時間不等，經由懸浮微粒的吸附與沉澱被動式移除（大約 70 %），或是經由藻類等生物體吸收而主動移除（大約 30 %、矽藻大發生時可能會更高）。在海

洋環境 (pH 8.0 至 8.5, 35 psu) 中，鋁的形態主要以鋁酸根陰離子 ($\text{Al}(\text{OH})_4^-$) 的形態存在於水體中，並以中性氫氧化鋁 ($\text{Al}(\text{OH})_3$) 的型態沉降於底質中或漂浮於水層中，以及少量以膠態鋁 (Angel *et al.*, 2016; Moran and Moore, 1989; Millero *et al.*, 2009) 的形態存在 (圖 1-7)。

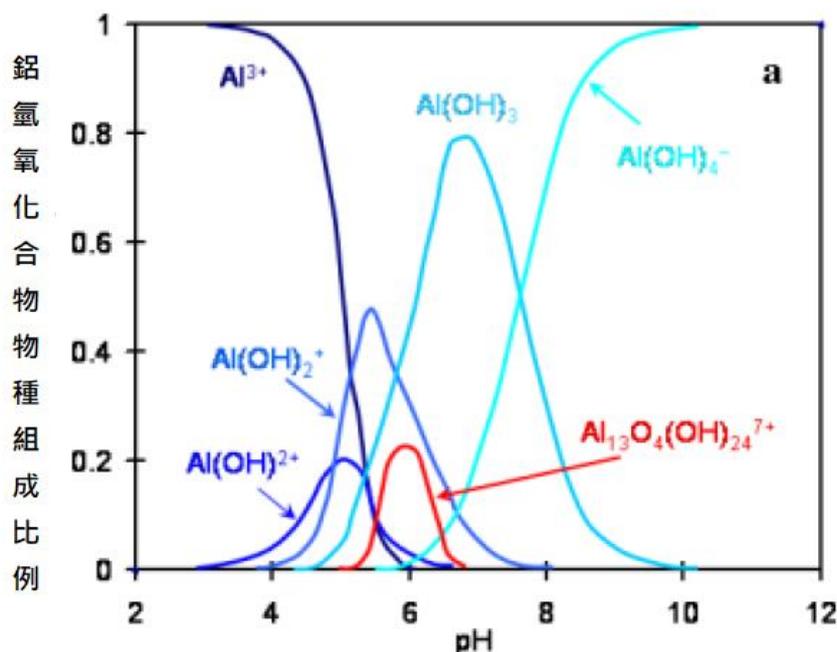


圖 1-7、不同酸鹼值 (pH) 下水溶液中鋁氫氧化合物物種組成比例變化
(參考來源: Baes & Mesmer, 1986; Franks & Gan, 2007)

根據 GEOTRACES 國際海洋科學計畫中一系列研究得知，海洋中的鋁元素濃度差異非常大，從太平洋表層水測得的 $0.003 \mu\text{g/L}$ (0.1 nM)，到地中海地區的 $4.7 \mu\text{g/L}$ (174 nM) (Li *et al.*, 2013)。開闊海域的鋁元素濃度大多小於 $0.7 \mu\text{g/L}$ (Kramer *et al.*, 2004; Measures *et al.*, 2005; Middag *et al.*, 2011)，沿岸海域的鋁元素濃度大多介於 0.1 至 $16.7 \mu\text{g/L}$ (Angel *et al.*, 2016)，工業化較高的港口例如澳大利亞昆士蘭州的柯蒂斯港，鋁元素濃度可以高達 $83 \mu\text{g/L}$ (Angel *et al.*, 2012)。鄰近臺灣之中國亦有研究指出珠江出海口的水體鋁元素濃度介於 1.3 至 $23.0 \mu\text{g/L}$ (48.62 至 852 nM)，南中國海的鋁元素濃度則介於 2.2 至 $12.6 \mu\text{g/L}$ (82.4 至 470 nM)，遠高於太平洋的 $0.003 \mu\text{g/L}$ (0.1 nM) (Oriens & Bruland 1986; Measures *et al.*, 2005; Wang & Tan 2013)。國內則有 Fang 等人於 2006 年針對八里污水處理廠

排水口附近，位於淡水河出海口外的 13 個測站進行水體、懸浮物質、3 種蟻足類的 10 種重金屬 Al、Cd、Co、Cu、Cr、Fe、Mn、Ni、Pb、Zn 進行分析，海域水體重金屬濃度為 Al：1.8 至 3.5 $\mu\text{g/L}$ （66.9 至 131.4 nM）；Zn：0.3 至 2.0 $\mu\text{g/L}$ （10.3 至 74.9 nM），3 種蟻足類物種(*Temora turbinata*、*Oncaea venusta*、*Euchaeta rimana*)的重金屬含量範圍為 Al：2,100 至 11,300 mg/kg（0.21 至 1.13 %）；Zn：132 至 3,891 mg/kg（132 至 3,891 $\mu\text{g/g}$ ），並於另外 2 個北海岸水質測站（對照區）測得的重金屬背景濃度 Al：1.5 至 2.3 $\mu\text{g/L}$ （56.7 至 86.5 nM）；Zn：0.4 至 0.5 $\mu\text{g/L}$ （13.8 至 17.5 nM）。

而目前海域底質金屬研究中針對鋁元素含量探討的文獻相對稀少，大部分文獻的研究方向為針對重金屬污染進行研究，但部分研究會同步分析海域底質中的鋁元素含量，做為研究中的校正值或背景值。目前臺灣近海及沿岸底質中的鋁元素含量，根據董正鈇等人(2011)於高雄港外海海洋棄置區所做底泥污染研究，測得海域底質中鋁元素含量為 31,000 至 34,000 mg/kg（3.1 至 3.4 %）之間。楊樹森(2019)於新竹沿岸香山濕地所做的底泥重金屬含量與潮間帶灘地經濟性物種的研究則顯示，潮間帶泥灘地底質中鋁元素含量為 7,000 至 45,000 mg/kg（0.7 至 4.5 %）之間。

2. 鋁對生物體之影響

鋁的生物毒性通常發生於酸性的水體中，由於鋁在酸性水體中溶解度較高，且溶解型態以毒性較高的鋁陽離子(Al^{3+})為主(Wilson, 2011)。工業革命後人類活動而造成的酸雨及酸性污水排放，造成土壤或水域底床泥沙的鋁溶出(Schindler, 1988)，對水中生物以及農作物產生生物毒性(Wilkinson, & Campbell, 1993; Smith & Haines, 1995; Kochian 1995; Pan *et al.* 2001; Kroglund *et al.*, 2007; Lovett *et al.*, 2009; Golding *et al.*, 2015; Van Dam *et al.*, 2018a, b)，例如歐美地區的鱒魚及鮭魚因為鋁的生物毒性影響，產生神經發育、嗅覺、離子調節能力的異常(Grassie *et al.*, 2013)，造成洄游過程的成功率下降，進而引發族群量大幅下降(Grassie *et al.*, 2013)。因為在酸性環境下的生物毒性現象，鋁對水中生物的生物毒性大約於 20 世紀下半葉開始逐

漸受到重視並廣泛研究，目前已經累積大量酸性淡水或汽水域環境對魚類的生物毒性研究(Petrich & Reish, 1979; Haux *et al.*, 1988; Rask *et al.*, 1990; Rosseland *et al.*, 1992; Vuorinen *et al.*, 2003; Grassie *et al.*, 2013)，但鹼性的海域環境 (pH 8.0 至 8.5) 研究則相對稀少。根據研究指出，鋁造成的生物毒性機制大致可分類為：影響神經系統、引發氧化壓力、影響鰓部功能、生殖抑制及影響生長發育。下列依序進行上述 4 類鋁的生物毒性機制，以及急毒性進行討論。

(1)神經系統

高劑量鋁會影響哺乳類的神經系統，而目前部分文獻也指出鋁可能會影響魚類的神經系統。Grassie 等人對挪威大西洋鮭(Atlantic salmon)的研究指出，在淡水酸性環境下鋁影響鮭魚的神經內分泌機制，造成學習能力、認知能力及記憶力的減退，導致未來於迴游過程中無法返回繁殖的河川產卵(Grassie *et al.*, 2013)。

(2)氧化壓力

Ates 等人(2015)以水體毒性試驗中廣泛使用的試驗生物－鹵蟲(豐年蝦, *Artemia salina*) 的無節幼蟲，針對近年已廣泛應用於防蝕塗層、耐磨塗層、火箭推進劑、工業用催化劑、藥物等領域的鋁氧化物奈米鋁粉進行急毒性試驗，發現在極高濃度下(100 mg/L)鹵蟲的無節幼蟲會有死亡率上升的現象，Ates 等人(2015)推測死亡原因主要與氧化壓力(oxidative stress)有關。類似現象亦於農作物的鋁毒性研究中被發現，文獻指出高濃度的鋁會觸發活性氧物質(Reactive oxygen species; ROS)的產生而引發氧化壓力(oxidative stress)，導致粒線體功能障礙及 ATP 耗竭(Kochian 1995; Pan *et al.* 2001)。

(3)鰓部功能

鰓是眾多水生生物行氣體交換及調節離子與滲透壓的重要器官，且直接接觸體外水體，為易受水質影響的器官，亦有較多文獻指出鋁對水生生物鰓部具有影響。影響大致可歸類為下列 3 種類型：水中的鋁會干擾魚類及水生無脊椎動物的離子調節能力，造成水生生物滲透壓調節的障礙，及影響氣體交換能力(Muniz & Leivestad 1980; Havas & Hutchinson, 1983; Rosseland & Skogheim, 1987;

Wendelaar, 1997; Kroglund *et al.*, 2007)；在高鋁元素濃度的鹼性環境中，鋁會在水中析出氫氧化鋁沉澱，而氫氧化鋁在鰓上形成沉澱時會影響鰓部功能，造成魚鰓過度分泌黏液引發呼吸困難 (Rosseland *et al.*, 1992; Vuorinen *et al.*, 2003)；或是引發魚類的鰓損傷 (Wilkinson, & Campbell, 1993; Smith & Haines, 1995; Kroglund *et al.*, 2007)。

(4) 生殖及生長發育

部分研究指出鋁會對魚類（鱸魚、鱒魚）或無脊椎動物造成生殖抑制 (Petrich & Reish, 1979; Haux *et al.*, 1988; Rask *et al.*, 1990)，Petrich & Reish (1979) 針對 *Neanthes*、*Capitella*、*Ctenodrilus* 屬的多毛類物種進行鎳及鋁的生物毒性研究，發現水體中的鋁元素濃度達到 0.48 mg/L 時會產生 *Ctenodrilus* 屬多毛類物種的生殖抑制，同時此濃度亦為 *Ctenodrilus* 屬多毛類物種的 96 小時半致死濃度 (LC₅₀)。而 Hwang 等人 (2011) 對許氏平鮎 (*Sebastes schlegelii*) 的鋁肝毒性及生殖抑制進行更進一步的生理研究，利用將氯化鋁 (AlCl₃) 及雌二醇 (Estradiol-17 β ; E2) 溶液注射至許氏平鮎腹腔內，觀察血液中卵黃前質素 (Vitellogenin; VTG)、鹼性磷酸酶 (Alkaline-labile phosphorus; ALPP)、血鈣 (Ca)、丙胺酸轉胺酶 (Glutamate pyruvate transaminase; GPT)、肝指數 (Hepatosomatic index; HIS) 之變化量，發現鋁會造成許氏平鮎的肝毒性，並抑制卵黃前質素的產生，而造成生殖抑制。除了上述的水生動物研究，在海洋藻類毒性測試研究中亦發現鋁會對部分藻類產生生殖及生長抑制的現象，例如 Stoffyn (1979) 發現鋁對矽藻 *Skeletonema costatum* 的生長有負面影響，但不同藻類間的 10% 生殖抑制 (Inhibition concentration 10%; IC₁₀) 的鋁元素濃度範圍根據不同物種跨度極大，10% 生殖抑制 (IC₁₀) 鋁元素濃度從 14 到 6,800 $\mu\text{g} / \text{L}$ ，跨度達 3 個數量級 (Gillmore *et al.*, 2016)，其中最敏感的三個藻種為金棕色的鞭毛藻 *Isochrysis galbana* (24°C ; 72hr-IC₁₀ : 420 $\mu\text{g} / \text{L}$) (Golding *et al.*, 2015)，以及矽藻 *Minutocellus polymorphus* (21°C ; 72hr-IC₁₀ : 690 $\mu\text{g} / \text{L}$) (Golding *et al.*, 2015)，矽藻 *Ceratoneis closterium* 溫帶環境條件 (21°C ; 72hr-IC₁₀ : 18 $\mu\text{g} / \text{L}$) (Golding

et al., 2015)與熱帶環境 (32°C ; 72 hr-IC₁₀: 14 $\mu\text{g} / \text{L}$) (Harford *et al.*, 2011)。目前已知浮游藻類的細胞密度會影響其對鋁的敏感性，高細胞密度下普遍有更高的耐受性，而多細胞的藻種會比單細胞藻種有更強的銅、鋅、鎳耐受性(Franklin *et al.*, 2002; Moreno-Garrido *et al.*, 2000; Vasseur *et al.*, 1988)。因此 Gillmore 等人 (2016) 對 *C. closterium*、*Minutocellus polymorphus*、*Phaeodactylum tricornutum* 三種矽藻進行鋁生物毒性研究時，將 72 hr-IC₁₀ 鋁元素濃度僅為 14 至 18 $\mu\text{g} / \text{L}$ 的 *C. closterium* 以更高的細胞密度進行實驗，在 21°C 下 72 hr-IC₁₀ 實驗結果鋁元素濃度為 69 $\mu\text{g} / \text{L}$ ，*M. polymorphus* 及 *P. tricornutum* 在 21°C 下 72 hr-IC₁₀ 實驗結果鋁元素濃度分別為 440 $\mu\text{g} / \text{L}$ 及 920 $\mu\text{g} / \text{L}$ 。Golding *et al.* (2015) 的研究顯示海水中鋁總濃度高於 1,000 $\mu\text{g} / \text{L}$ 以上時，將轉為以沉澱型態的鋁化合物為主，並發現沉澱型態的鋁化合物微粒對矽藻 (*Minutocellus polymorphus*) 及鞭毛藻 (*Tetraselmis sp.*) 具有毒性。

(5) 生物急毒性

水生動物方面，Petrich & Reish (1979) 針對 *Neanthes*、*Capitella*、*Ctenodrilus* 屬多毛類物種鎳及鋁的生物毒性研究中，*Neanthes* 及 *Capitella* 屬多毛類物種擁有較高耐受性， AlCl_3 96 小時及 7 日 LC₅₀，皆大於一般海水溶解鋁飽和濃度 2 mg/L，*Ctenodrilus* 屬多毛類物種 96 小時 LC₅₀ 濃度則為 0.48 mg/L。Wilson & Hyne (1997) 對澳洲的牡蠣 (*Saccostrea commercialis*) 進行受精卵的鋁毒性試驗，於 50 至 800 $\mu\text{g} / \text{L}$ 鋁元素濃度的海水 (pH 7.7 至 8.1) 進行胚胎發育試驗，未觀察到效應濃度 (NOEC) 為 100 $\mu\text{g} / \text{L}$ ，半致效應濃度 (EC₅₀) 為 222 至 227 $\mu\text{g} / \text{L}$ 。Ates 等人 (2015) 進行的鋁氧化物奈米鋁粉急毒性試驗，鹵蟲 (豐年蝦; *A. salina*) 無節幼蟲的 96hr-LC₅₀ 急毒性濃度 >100 mg/L。水生藻類方面，Gillmore 等人 (2016) 對 *C. closterium*、*M. polymorphus*、*P. tricornutum* 三種矽藻進行鋁生物毒性研究，結果顯示 21°C 環境下 72 hr-LC₅₀ 溶解鋁元素濃度分別為 680 $\mu\text{g} / \text{L}$ 、778 $\mu\text{g} / \text{L}$ 以及 >1,200 $\mu\text{g} / \text{L}$ ，21°C 環境下 72 hr-LC₅₀ 總鋁元素濃度則分別為 807 $\mu\text{g} / \text{L}$ 、1370 $\mu\text{g} / \text{L}$ 以及 >9,500 $\mu\text{g} / \text{L}$ ，其 72 hr-LC₅₀ 總

鋁元素濃度極高。

然而，除了鋁對水生生物的負面影響文獻之外，亦有部分文獻指出海水中的鋁對水生生物並無明顯影響。例如 Golding (2015) 的研究發現棕色大型藻類(*Hormosira bankii*)、海膽(*Heliocidaris tuberculata*) 胚胎和 2 種魚類的幼魚(*Lates calcarifer*、*Acanthochromis polyacanthus*)，在 $999 \mu\text{g} / \text{L}$ ($37 \mu\text{M}$) 的高鋁元素濃度的環境下，即使水中鋁含量已經極高，依然沒有明顯的影響。

甚至近幾年的研究發現海水中鋁元素濃度的增加，可能對水生生物的生長產生增益影響，而此現象被發現於部分矽藻、甲藻及藍綠菌等自營性海洋生物(Stoffyn, 1979; Vrieling *et al.*, 1999; Li *et al.*, 2013; Shi *et al.*, 2015; Zhou *et al.*, 2016)，說明海水中的鋁元素濃度可能與海域環境初級生產力及藻華的發生息息相關，且是引發貧養海域浮游植物大量生長的可能原因之一(Li *et al.*, 2013; Shi *et al.*, 2015)。根據 Li 等人(2013)於黃海的的研究，於沙塵暴過後導致黃海鋁元素濃度上升期間，於 2 月黃海的海水鋁元素濃度約為 $1.08 \mu\text{g} / \text{L}$ (40 nM)，藻華逐漸產生的過程中 3 月約為 $0.81 \mu\text{g} / \text{L}$ (30 nM)，4 月約為 0.27 至 $0.54 \mu\text{g} / \text{L}$ (10 至 20 nM)，Li 等人(2013)將黃海藻華的浮游植物樣本進行鋁含量分析後，發現浮游植物的生物鋁含量為 $4,400$ 至 $48,600 \text{ mg} / \text{kg}$ (4.4 至 $48.6 \text{ mg} / \text{g}$)，其中 39 至 96% 儲存於細胞內 ($73 \pm 21\%$)，大部分的鋁被浮游植物吸收至細胞內，其中發現矽藻與甲藻具有較高的鋁吸收能力(Li *et al.*, 2013)。Shi 等人於 2015 年的研究發現海水中的鋁氫氧化物可以有效增加藍綠菌(*Synechococcus* sp.) 的生長，在 $540 \mu\text{g} / \text{L}$ ($20 \mu\text{M}$) 的濃度下藍綠菌生物量能提升 1.6 至 3.1 倍，而 *Synechococcus* 屬的藍綠菌物種大約占了 20% 的海洋初級生產(Waterbury *et al.* 1986; Sharma *et al.* 2011)，說明鋁在海洋初級生產中扮演舉足輕重的角色。根據目前的研究顯示，鋁對部分浮游植物的生長具有正面影響(Vrieling *et al.*, 1999)，但鋁在浮游植物的生理機制中所扮演的角色為何，研究依然是相對缺乏(Shi *et al.*, 2015)。雖然目前尚未發現鋁在浮游植物中的確切生理功能(Ganrot, 1986; Nayak, 2002; Gillmorea *et al.*, 2016)，但推測鋁可能透過某些方式增強了浮游植物的生長(Zhou *et al.*, 2016)，例如：改變細胞膜的環境增加磷酸鹽的吸

收能力(Zhou *et al.*, 2016)；提升對氧化壓力的抗性增加細胞壽命(Shi *et al.*, 2015; Zhou *et al.*, 2016)；甚至參與光合作用的反應(Zhou *et al.*, 2016)。另外有部分研究認為海水中的鋁可能與矽藻的矽質細胞壁形成有關，對海洋矽藻矽質細胞壁的生長具有刺激作用(Stoffyn, 1979)，目前有研究發現矽藻會將鋁堆積在矽質細胞壁中(Stoffyn, 1979; Gehlen *et al.*, 2002; Koning *et al.*, 2007)，並且鋁結合到矽藻細胞壁的二氧化矽結構中可以抑制生物矽的溶解(Lewin, 1961; VanBennekom *et al.*, 1991; Dixit *et al.*, 2001)，但鋁如何影響矽藻的生長與分裂目前尚不清楚(Gillmorea *et al.*, 2016)。

(四) 犧牲陽極金屬鋅的環境特性

1. 海洋中鋅之環境特性

鋅是海洋微量營養素之一，普遍存在於海洋環境中(John and Conway, 2014)，海水中的鋅以離子、無機錯合物、膠體以及弱有機錯合物的形式存在(Fukai and Huynh-Ngoc, 1975)，存在的形式主要取決於海洋環境的物化特性（如鹽度、pH、氧化還原條件及有機物含量），在一般海洋環境下，pH 值 8.0 ± 0.5 ，當海水中 Zn 離子超過 1.16 mg/L 時，會以 $Zn(OH)_2$ 的形式沉澱 (Deborde *et al.*, 2015)。

過往的研究指出在遠洋開放海域中表水的鋅元素濃度並不高，大洋中的鋅平均濃度低於 $0.5 \mu\text{g/L}$ (Bruland *et al.*, 1980; Neff, 2002; Martin *et al.*, 1993)。近岸方面，英國地區未受污染的沿海水域中，鋅的濃度大約為 0.5 至 $2 \mu\text{g/L}$ (Tappin *et al.*, 1993)。依據 Mottin 等人於 2012 年的研究，北海(North Sea)中的鋅元素濃度介於 0.3 至 $300 \mu\text{g/L}$ 之間。而依據 2016 年 BSH 報告指出，北海及其沿海海水中，鋅元素濃度分別為 $1 \mu\text{g/L}$ 和 $0.3 \mu\text{g/L}$ 。國內沿岸環境，依據行政院環境保護署全國環境水質監測資訊網，2014 至 2018 年新竹及苗栗地區周邊的海域則在 0.2 至 $11.7 \mu\text{g/L}$ ，平均 $2.2 \mu\text{g/L}$ 。

底質中的鋅元素含量，德國灣海底底表的沉積物中，鋅的濃度介於 158 至 864 mg/kg 之間。董正欽等人(2011)於高雄港外海海洋棄置區所做底泥污染研究，海洋棄置區周邊底質中鋅元素含量依照污染程度不同為 95 至 198 mg/kg 之間，遠離海洋棄置區的對照區測站底質中鋅元素含

量為 59 mg/kg。楊樹森(民 108 年)於新竹沿岸香山濕地所做的底泥重金屬含量與潮間帶灘地經濟性物種的研究顯示，距離河口陸源水體輸入較近的區域底質中鋅元素含量依照污染程度及堆積狀況不同為 54.3 至 213.5 mg/kg 之間，其餘潮間帶灘地的底質中鋅元素含量為 38.0 至 113.4 mg/kg 之間。而林等人於 2013 年在高雄港進行重金屬調查，其中底質中鋅含量介於 72 至 3,860 mg/kg 之間，並且列出其他國家港口之底質重金屬濃度，本計畫依據此篇文獻重製高雄港與其他國家港口重金屬濃度表，如表 1-3 所示。

表 1-3、不同地區港口的底質重金屬濃度範圍

國家	港口	重金屬(mg/kg)						
		鎘	鉛	鉻	砷	汞	銅	鋅
臺灣	高雄港	ND - 5	13-117	17-1170	5-25	ND-19	ND-509	72-3860
加拿大	Hamilton Harbor	NA	18-1250	5-140	NA	NA	8-135	338-5930
挪威	Bergen Harbor	NA	1920 ^a	NA	NA	38 ^a	1090 ^a	2900 ^a
拉托維亞	Ventspils Harbor	ND - 2	3-44	12-71	ND	14-65	3-29	17-254
西班牙	Harbor of Ceuta	NA	10-516	13-381	4-42	NA	5-865	29-695
澳洲	Sydney Harbor	0.2-10	5-1420	6-298	5-48	0.1-6	3-1060	17-11300
南韓	彙整 12 個南韓港口	0.03-15	20-599	11-401	4-60	0.003-3	5-2360	20-1940

*NA 和 ND 分別表示未採用及未檢測到

a：表示參考報告中的最大值

2. 鋅對生物體之影響

鋅為生物體中不可或缺的微量金屬，但過往研究指出鋅具有生物累積、放大之情形發生(Pempkowiak *et al.*, 1999; Baudrimont *et al.*, 2005)。在人體中，鋅元素幾乎存在於大部分的組織及體液中，人體的總鋅含量估計約有 2 克(30 mmol)，其中骨骼肌約占人體總重量 60%，鋅元素濃度為 100 至 200 mg/kg (1.5 至 3 $\mu\text{mol/g}$)，占總鋅含量 30%，血漿鋅在體內的轉換速度非常快，因此濃度相當低，僅占體內鋅總含量的約 0.1%，而且人體血漿鋅元素濃度水平處於嚴格的穩定控制之下，人體內中在眼睛的脈絡膜及前列腺液中發現較高的鋅元素濃度，分別為 274 mg/kg (4.2 $\mu\text{mol/g}$)及 300 至 500 mg/L (4.6 至 7.7 mmol/L) (FAO/WHO, 2001)。無脊椎動物中體內包括鋅金屬在內等微量金屬元素含量在不同物種之間差異甚大，即便是親緣關係相對接近的族群亦有此現象(Rainbow, 1993; Blackmore, 2001)。本研究計畫彙整過往研究無金屬污染海域地區無脊椎動物體內微量金屬含量，如表 1-4 所示，累積濃度較高的生物族群為藤壺(Cirripedia)及牡蠣(*Crassostrea virginica*、*Ostrea edulis*、*Saccostrea cucullate*)。同時亦發現掠食者族群(Neogastropoda)與懸浮物攝食生物(Suspension Feeders)及草食生物(Grazers)相比具有較高濃度，顯示鋅具有生物累積、放大之情形。林等人於 2013 年的研究中說明，鋅可在海洋中傳輸與累積，而水中高濃度的鋅會降低細胞分裂率、產生氧化壓力、干擾細胞活動及造成細胞死亡，導致海洋生物的鰓、肝臟、腎臟及神經系統損傷。

表 1-4、海域中生物體體內鋅元素濃度

物種名	體內鋅元素濃度 (mg/kg 乾重)	Reference
端足目 (Amphipoda)		
<i>Orchestia gammarellus</i>	188	Rainbow <i>et al.</i> , 1999
<i>Talorchestia quoyana</i>	133-481	Rainbow <i>et al.</i> , 1993
藤壺 (Cirripedia)		
<i>Balanus amphitrite</i>	2,726-11,990	Rainbow, 1993
	9.73	Blackmore, 2001
	2,726	Phillips and Rainbow, 1988
<i>Capitulum mitella</i>	855-1,750	Blackmore, 2001
	2,852	Phillips and Rainbow, 1988
<i>Elminius modestus</i>	4,900-11,700	Rainbow, 1993
<i>Semibalanus balanoides</i>	1,220-113,250	Rainbow, 1993
	19,230	Rainbow, 1987
	27,837	Rainbow <i>et al.</i> , 1980
<i>Tetraclita squamosa</i>	1,380-1,570	Blackmore, 2001
	2,245	Phillips and Rainbow, 1988
<i>Megabalanus volcano</i>	610	Blackmore, 2001
十足目 (Caridean decapods)		
<i>palaemon elegans</i>	76-138	Rainbow, 1993
	80.6	White and Rainbow, 1986
<i>Pandalus montagui</i>	119-214	Rainbow, 1993
	57.5	Nugegoda and Rainbow, 1988
<i>Crangon crangon</i>	56-174	Rainbow, 1993
雙殼綱 (Bivalvia)		
<i>Brachidontes atratus</i>	43	Blackmore, 2001
<i>Crassostrea virginica</i>	322-12,675	Rainbow, 1993
<i>Mytilus edulis</i>	14-500	Rainbow, 1993
<i>Ostrea edulis</i>	660-3,280	Rainbow, 1993
<i>Perna viridis</i>	77-164	Rainbow, 1993

物種名	體內鋅元素濃度 (mg/kg 乾重)	Reference
<i>Saccostera cucullata</i>	430-3,629	Rainbow, 1993
	3,940	Blackmore, 2001
<i>Septifer virgatus</i>	74-116	Rainbow, 1993
	87	Blackmore, 2001
多板綱 (Polyplacophora)		
<i>Acanthopleura japonica</i>	106-114	Blackmore, 2001
原始腹足目 (Archaeogastropoda)		
<i>Cellana grata</i>	59.5-61.4	Blackmore, 2001
<i>Cellana toreuma</i>	71.1	Blackmore, 2001
<i>Patelloida pygmaea</i>	60.4	Blackmore, 2001
<i>Patelloida sacarina</i>	60.4	Blackmore, 2001
基眼目 (Gastropoda)		
<i>Siphonaria japonica</i>	71.7	Blackmore, 2001
中腹足目 (Mesogastropoda)		
<i>Tegula argyrostoma</i>	200	Blackmore, 2001
<i>Lunella coronata</i>	284	Blackmore, 2001
<i>Monodonta Labio</i>	55.9	Blackmore, 2001
<i>Nerita albicilla</i>	117	Blackmore, 2001
新腹足目 (Neogastropoda)		
<i>Thais clavigera</i>	256-314	Blackmore, 2001
<i>Thais luteostoma</i>	164	Blackmore, 2001

註：依據 Rainbow(1993)的表格進行更新、重製

Mottin 等人於 2012 年研究犧牲陽極釋出的鋅對於牡蠣 (*Crassostrea gigas*) 的影響，研究結果顯示雖然在慢性暴露實驗中未發現到牡蠣的死亡現象，但血細胞(circulating haemocytes)數量減少，若長期暴露會使牡蠣容易產生病害。雖然低濃度的慢性暴露實驗中未發現死亡現象，但高濃度(10 mg/L)的鋅會導致高死亡率。2010 年 Caplat 等人研究犧牲陽極主要的金屬鋁與鋅的生物毒性，將海膽 (*Paracentrotus lividus*) 胚胎及精子個別暴露在不同濃度的硫酸鋁、硫酸鋅以及犧牲陽極釋出的鋁及鋅化合物中，以瞭解這些化合物對於海膽的生物毒性影響。結果顯示，暴露於 3.4 mg/L (10 μ M) 硫酸鋁後，海膽胚胎的發育缺陷平均機率高達 69.7%，而對照組平均為 19.3%，同一時間，暴露於犧牲陽極釋出的鋁化合物(SA-Al (III)) 的海膽胚胎，與對照組相比並沒有顯著增加胚胎發育缺陷的機率 (如圖 1-8)。同樣的結果發生在鋅中，暴露於 1.6 mg/L (10 μ M) 的硫酸鋅的胚胎中，發生發育缺陷的平均機率高達 68.0%，而暴露於犧牲陽極釋出的鋅化合物(SA-Zn(II))，相較於對照組並沒有顯著增加胚胎發育缺陷的機率 (如圖 1-9)。將海膽精子暴露在 1.0 mg/L (3 μ M) 與 3.4 mg/L (10 μ M) 的硫酸鋁與 SA-Al (III) 中，暴露於 SA-Al (III) 的精子受精率顯著增加($P < 0.02$)，而硫酸鋁則與對照組無顯著差異 (如圖 1-10)。

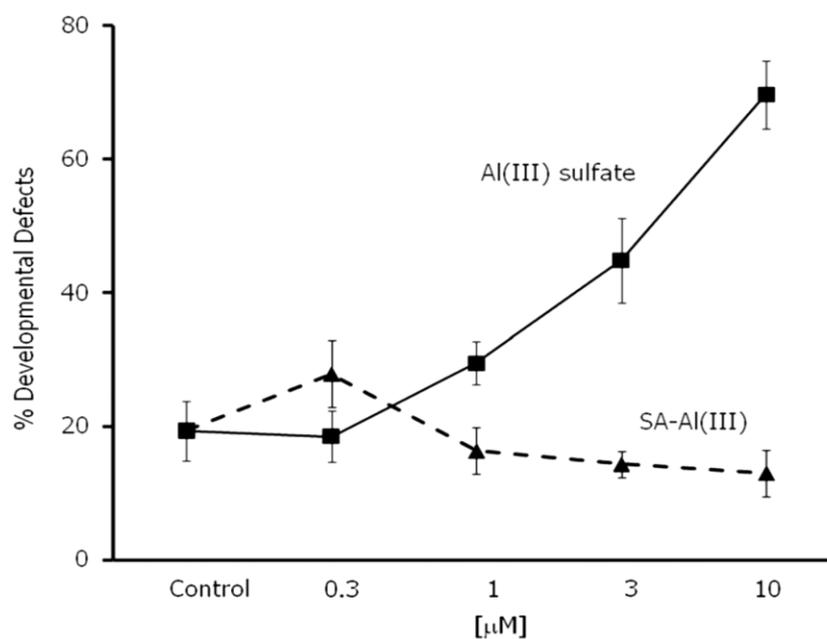


圖 1-8、犧牲陽極釋出的鋁化合物(SA-Al (III))與硫酸鋁對海膽胚胎發育缺陷的影響

(參考來源: Caplat *et al.*, 2010, Comparative toxicities of aluminum and zinc from sacrificial anodes or from sulfate salt in seaurchin embryos and sperm)

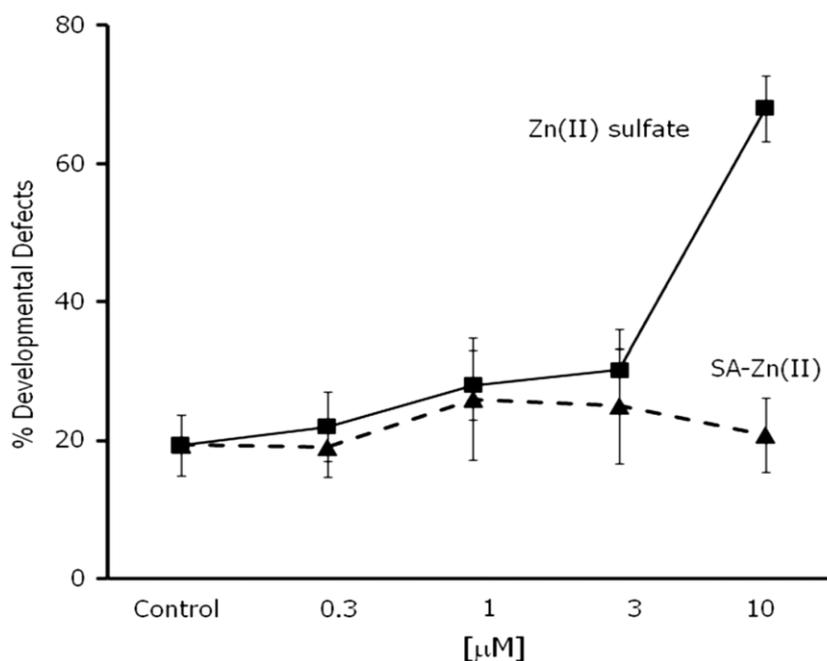


圖 1-9、犧牲陽極釋出的鋅化合物(SA-Zn (II))與硫酸鋅對海膽胚胎發育缺陷的影響

(參考來源: Caplat *et al.*, 2010, Comparative toxicities of aluminum and zinc from sacrificial anodes or from sulfate salt in seaurchin embryos and sperm)

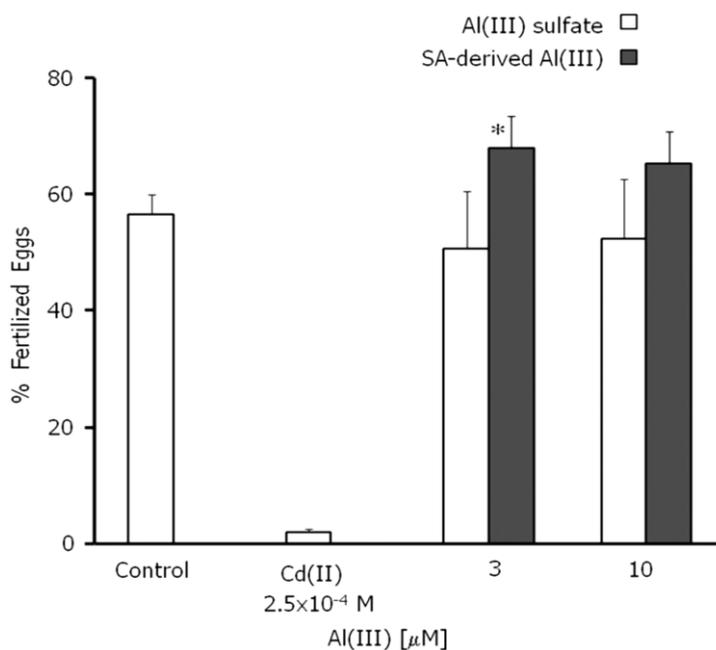


圖 1-10、犧牲陽極釋出的鋁化合物(SA-Al (III))與硫酸鋁對海膽精子受精率的影響

(參考來源: Caplat et al., 2010, Comparative toxicities of aluminum and zinc from sacrificial anodes or from sulfate salt in seaurchin embryos and sperm)

(五) 離岸風場犧牲陽極相關研究

本研究計畫文獻蒐研過程中，發現針對離岸風場犧牲陽極對環境影響進行探討的文獻較為稀少。離岸風場犧牲陽極的相關文獻大多發表於 2010 年之後，隨著離岸風電產業的發展而逐漸增加，但文獻的研究類型以防蝕工法的設計及新技術開發的工程領域研究占大宗。離岸風場與犧牲陽極的環境議題相關文獻，大約從 2018 年才開始陸續被發表，屬於較為新興的研究議題。包括 Kirchgeorg 等人(2018)彙整了離岸風場中所使用的防蝕工法可能會對生態環境造成影響的物質，包括犧牲陽極釋出的鋁元素(Al)、鋅元素(Zn)及銦元素(In)，與防蝕塗層可能釋出的雙酚 A (Bisphenol A, BPA)等有機化合物，並建議應推動相關監測方法的建立，與評估長期影響的科學研究。Reese 等人(2020)為了找出對於離岸風場犧牲陽極釋出金屬元素合適的監測標的，針對 8 種鋁及鋅合金犧牲陽極進行試驗，最終篩選出鋁元素(Al)、鋅元素(Zn)、鎘元素(Ga)、鎘元素(Cd)、銦元素(In)，以及鉛元素(Pb)的同位素比例，共 6 種具潛力的監測標的。國內則有 Wen 等人(2020)利用 MIKE21 數值模型對彰化外海離岸風場進行模擬，瞭解離岸風場開發後犧牲陽極釋出的鋁元素擴散模式，以及累積的位置。

由上述文獻發表的年代，顯示本研究計畫所針對的核心標的屬於十分新興的研究領域，並且現階段離岸風場與犧牲陽極的環境議題相關文獻大多屬於監測方法或數值模擬的研究，有關離岸風場犧牲陽極釋出金屬對環境及生物相影響的原位(in situ)研究則闕如。因此足顯本研究計畫對於海洋竹南離岸風場海水及底質中鋁及鋅元素，與底棲生物相的調查結果，對國內、外學術研究與實際工程應用為十分重要的基礎資料，將可做為未來離岸風場與犧牲陽極釋出金屬研究或監測計畫的比對基線，利於未來掌握犧牲陽極釋出金屬的影響現況。

（六）新竹、苗栗海域環境特性

依據行政院環境保護署「全國環境水質監測資訊網」中，新竹香山沿海海域測站（圖 1-11）最近期 5 年公告（2014 年至 2018 年）之資料，新竹、苗栗沿海一帶之海域環境特性如表 1-5、表 1-6、表 1-7 所示，以下進行說明：



圖 1-11、2014-2018 行政院環保署新竹苗栗沿海水質測站

1. 基本海域水質特性

2014 年至 2018 年新竹香山沿海海域水質大致呈現穩定狀態，春季海域水溫範圍介於 15.9 至 21.6°C 之間，春季 5 年平均水溫為 18.0°C；鹽度範圍介於 32.5 至 34.5 psu 之間，春季 5 年平均鹽度為 33.5 psu；pH 值範圍介於 8.10 至 8.24 之間，春季 5 年平均 pH 值為 8.20；溶氧範圍介於 6.8 至 8.5 mg/L 之間，春季 5 年平均溶氧為 7.6 mg/L；懸浮固體範圍介於 2.5 至 25.6 mg/L 之間，春季 5 年平均懸浮固體量為 9.4 mg/L。

夏季海域水溫範圍介於 24.3 至 28.5°C 之間，夏季 5 年平均水溫為 26.6°C；鹽度範圍介於 31.2 至 34.6psu 之間，夏季 5 年平均鹽度為 33.8psu；pH 值範圍介於 8.10 至 8.20 之間，夏季 5 年平均 pH 值為 8.14；溶氧範圍介於 6.3 至 7.2mg/L 之間，夏季 5 年平均溶氧為 6.7mg/L；懸浮固體範圍介於 2.0 至 8.7mg/L 之間，夏季 5 年平均懸浮固體量為 4.3mg/L。

秋季海域水溫範圍介於 28.9 至 31.4°C 之間，秋季 5 年平均水溫為 29.8°C；鹽度範圍介於 32.2 至 34.2psu 之間，秋季 5 年平均鹽度為 33.3psu；pH 值範圍介於 8.10 至 8.30 之間，秋季 5 年平均 pH 值為 8.20；溶氧範圍介於 6.0 至 7.2mg/L 之間，秋季 5 年平均溶氧為 6.7mg/L；懸浮固體範圍介於 2.0 至 9.5mg/L 之間，秋季 5 年平均懸浮固體量為 4.8mg/L。

冬季海域水溫範圍介於 22.5 至 27.4°C 之間，冬季 5 年平均水溫為 24.9°C；鹽度範圍介於 32.6 至 34.3psu 之間，冬季 5 年平均鹽度為 33.3psu；pH 值範圍介於 8.00 至 8.20 之間，冬季 5 年平均 pH 值為 8.12；溶氧範圍介於 6.6 至 7.2mg/L 之間，冬季 5 年平均溶氧為 6.9mg/L；懸浮固體範圍介於 2.2 至 27.4mg/L 之間，冬季 5 年平均懸浮固體量為 10.8mg/L。整體來看，個水質測站除了水溫與溶氧具有季節性差異之外，其餘水質參數季節之間均無明顯差異。

年水質分析方面，各測站之間在葉綠素 a、氨氮、硝酸鹽氮、正磷酸鹽、亞硝酸鹽氮以及系酸鹽的年均濃度差異均小，顯示於海域中測站之間水域差異並不明顯。

表 1-5、2014-2018 新竹苗栗沿海季水質分析

測站名稱	季節	氣溫(°C)	水溫(°C)	鹽度(psu)	酸鹼值(pH)	溶氧(mg/L)	溶氧飽和度(%)	懸浮固體(mg/L)
紅毛港外	春	17.30 ±1.13	18.30 ±1.61	33.43 ±0.80	8.20 ±0.00	7.63 ±0.81	98.60 ±8.49	10.20 ±7.97
	夏	28.73 ±1.73	28.38 ±1.45	33.58 ±0.50	8.18 ±0.06	6.59 ±0.24	101.71 ±4.28	4.85 ±1.44
	秋	27.00 ±3.63	26.73 ±3.37	33.10 ±0.36	8.13 ±0.06	6.80 ±0.20	101.53 ±4.22	8.75 ±3.75
	冬	21.36 ±4.16	21.38 ±3.42	33.28 ±0.51	8.14 ±0.05	7.02 ±0.44	95.60 ±3.67	15.00 ±4.78
鳳山溪北側	春	19.93 ±3.76	20.53 ±4.29	33.47 ±0.76	8.17 ±0.06	7.57 ±0.67	101.37 ±2.06	4.80 ±0.62
	夏	28.56 ±1.72	28.38 ±1.54	33.59 ±0.50	8.19 ±0.06	6.71 ±0.32	103.84 ±5.70	4.25 ±1.83
	秋	26.97 ±3.43	26.60 ±3.10	33.03 ±0.21	8.14 ±0.05	6.90 ±0.10	102.43 ±3.82	6.75 ±6.43
	冬	21.42 ±3.82	21.15 ±3.53	33.45 ±0.48	8.17 ±0.05	7.08 ±0.49	96.33 ±3.52	13.17 ±5.74
頭前溪口南側	春	19.93 ±3.62	20.53 ±4.15	33.17 ±0.91	8.17 ±0.06	7.50 ±0.66	100.93 ±1.86	5.53 ±2.69
	夏	28.93 ±2.02	28.49 ±1.55	33.48 ±0.59	8.17 ±0.07	6.59 ±0.34	102.09 ±5.47	5.38 ±2.51
	秋	27.13 ±3.19	27.00 ±3.22	33.20 ±0.26	8.11 ±0.09	6.97 ±0.06	104.10 ±5.45	6.47 ±5.14
	冬	21.50 ±3.70	21.12 ±3.60	33.45 ±0.46	8.13 ±0.05	7.07 ±0.43	96.02 ±3.59	16.07 ±7.23
客雅溪河口外 海裡處	春	20.67 ±4.75	20.53 ±4.42	33.90 ±0.95	8.18 ±0.07	7.43 ±0.55	99.43 ±0.85	3.03 ±0.47
	夏	28.90 ±2.08	28.44 ±1.65	33.43 ±1.04	8.18 ±0.04	6.70 ±0.28	103.71 ±5.10	4.45 ±1.35
	秋	26.87 ±2.71	26.83 ±3.00	33.10 ±0.20	8.16 ±0.08	7.07 ±0.12	105.33 ±5.29	3.77 ±3.06
	冬	21.78 ±3.70	21.15 ±3.57	33.48 ±0.48	8.15 ±0.05	7.10 ±0.43	96.60 ±3.09	10.62 ±6.19

測站名稱	季節	氣溫(°C)	水溫(°C)	鹽度 (psu)	酸鹼值 (pH)	溶氧 (mg/L)	溶氧飽和度(%)	懸浮固體 (mg/L)
中港溪口一	春	20.73 ±4.72	20.60 ±4.13	33.90 ±0.87	8.21 ±0.02	7.63 ±0.61	102.57 ±1.81	6.50 ±4.59
	夏	28.96 ±2.44	28.54 ±1.81	33.49 ±0.40	8.17 ±0.04	6.59 ±0.32	102.34 ±5.62	4.50 ±2.27
	秋	26.87 ±2.55	27.00 ±3.30	33.03 ±0.12	8.17 ±0.06	7.07 ±0.12	107.40 ±7.50	4.10 ±3.38
	冬	21.98 ±4.00	21.03 ±4.02	33.33 ±0.39	8.13 ±0.08	7.15 ±0.46	96.60 ±3.37	15.35 ±6.88
中港溪口二	春	19.97 ±3.45	20.77 ±4.18	33.93 ±0.90	8.21 ±0.02	7.53 ±0.71	101.77 ±1.80	3.30 ±0.62
	夏	28.99 ±2.54	28.51 ±1.81	33.11 ±0.79	8.14 ±0.05	6.68 ±0.32	103.58 ±6.75	4.13 ±2.13
	秋	26.77 ±2.33	27.23 ±2.55	33.20 ±0.00	8.17 ±0.05	6.97 ±0.15	104.80 ±3.49	2.93 ±1.62
	冬	22.17 ±4.22	21.23 ±4.08	33.53 ±0.50	8.17 ±0.05	7.18 ±0.43	97.32 ±3.15	9.28 ±5.16
通霄溪口	春	20.10 ±3.51	20.70 ±4.25	33.90 ±0.95	8.21 ±0.02	7.53 ±0.65	101.03 ±1.00	4.07 ±2.20
	夏	28.78 ±2.67	28.41 ±1.91	33.53 ±0.76	8.16 ±0.04	6.70 ±0.31	104.01 ±5.94	4.71 ±2.42
	秋	30.34 ±1.91	29.84 ±0.91	33.28 ±0.75	8.17 ±0.04	6.74 ±0.34	107.42 ±3.83	3.80 ±1.53
	冬	22.28 ±4.89	21.38 ±4.20	33.88 ±0.33	8.17 ±0.05	7.03 ±0.52	95.83 ±5.06	8.60 ±3.68

註：參考來源：行政院環境保護署「全國環境水質監測資訊網」

註：季節定義：春季為 2 月至 4 月；夏季為 5 月至 7 月；秋季為 8 月至 10 月；冬季為 11 月至 1 月。

表 1-6、2014-2018 新竹苗栗沿海年水質分析

測站名稱	葉綠素 a(μ g/L)	氨氮 (mg/L)	硝酸鹽氮 (mg/L)	正磷酸鹽 (mg/L)	亞硝酸鹽 氮(mg/L)	矽酸鹽 (mg/L)
紅毛港外	1.00 \pm 0.32	0.030 \pm 0.024	0.134 \pm 0.050	0.069 \pm 0.015	0.020 \pm 0.018	0.595 \pm 0.213
鳳山溪北側	1.10 \pm 0.56	0.030 \pm 0.020	0.124 \pm 0.017	0.070 \pm 0.020	0.017 \pm 0.012	0.606 \pm 0.157
頭前溪口南 側	1.14 \pm 0.63	0.028 \pm 0.027	0.132 \pm 0.018	0.079 \pm 0.032	0.017 \pm 0.010	0.636 \pm 0.214
客雅溪河口 外 4 海裡處	0.98 \pm 0.51	0.028 \pm 0.022	0.104 \pm 0.045	0.044 \pm 0.016	0.014 \pm 0.009	0.483 \pm 0.208
中港溪口一	1.16 \pm 0.59	0.020 \pm 0.000	0.122 \pm 0.047	0.079 \pm 0.024	0.019 \pm 0.014	0.543 \pm 0.175
中港溪口二	1.12 \pm 0.77	0.015 \pm 0.006	0.100 \pm 0.043	0.052 \pm 0.024	0.015 \pm 0.010	0.485 \pm 0.206
通霄溪口	1.72 \pm 2.30	0.018 \pm 0.010	0.066 \pm 0.015	0.047 \pm 0.024	0.012 \pm 0.003	0.354 \pm 0.130

註：參考來源：行政院環境保護署「全國環境水質監測資訊網」

註：季節定義：春季為 2 月至 4 月；夏季為 5 月至 7 月；秋季為 8 月至 10 月；冬季為 11 月至 1 月。

2. 海域微量金屬

微量金屬在各測站所測得的數值均低，且測站之間差異甚小，測站內季差異亦不明顯，春季金屬鎘在各測站所測得的結果介於 0.00001 至 0.00008 mg/L，平均約 0.00004 mg/L；金屬鉻測得的結果均低於 0.001mg/L；金屬銅在各測站所測得的結果介於 0.0003 至 0.0012mg/L，平均約 0.0006 mg/L；金屬鋅在各測站所測得的結果介於 0.0011 至 0.0057mg/L，平均約 0.0029 mg/L；金屬鉛在各測站所測得的結果介於 0.0001 至 0.0004mg/L，平均約 0.0002 mg/L；金屬汞則均低於 0.0003 mg/L。

夏季金屬鎘在各測站所測得的結果介於 0.00001 至 0.00005mg/L，平均約 0.00003 mg/L；金屬鉻測得的結果均低於 0.001mg/L；金屬銅在各測站所測得的結果介於 0.0002 至 0.0008mg/L，平均約 0.0004 mg/L；金屬鋅在各測站所測得的結果介於 0.0006 至 0.0117mg/L，平均約 0.0020 mg/L；金屬鉛在各測站所測得的結果介於 0.0001 至 0.0010mg/L，平均約 0.0003 mg/L；金屬汞則均低於 0.0003 mg/L。

秋季金屬鎘在各測站所測得的結果介於 0.00001 至 0.00008mg/L，平均約 0.00004 mg/L；金屬鉻測得的結果均低於 0.001mg/L；金屬銅在各測站所測得的結果介於 0.0002 至 0.0022mg/L，平均約 0.0005mg/L；金屬鋅在各測站所測得的結果介於 0.0006 至 0.0041mg/L，平均約 0.0018 mg/L；金屬鉛在各測站所測得的結果介於 0.0001 至 0.0008mg/L，平均約 0.0003 mg/L；金屬汞則均低於 0.0003 mg/L。

冬季金屬鎘在各測站所測得的結果介於 0.00001 至 0.00006mg/L，平均約 0.00003 mg/L；金屬鉻測得的結果均低於 0.001mg/L；金屬銅在各測站所測得的結果介於 0.0003 至 0.0010mg/L，平均約 0.0005mg/L；金屬鋅在各測站所測得的結果介於 0.0002 至 0.0046mg/L，平均約 0.0019 mg/L；金屬鉛在各測站所測得的結果介於 0.0001 至 0.0007mg/L，平均約 0.0002 mg/L；金屬汞則均低於 0.0003 mg/L。

表 1-7、2014-2018 新竹苗栗沿海水質微量金屬

測站名稱	季節	鎳(mg/L)	鉻(mg/L)	銅(mg/L)	鋅(mg/L)	鉛(mg/L)	汞(mg/L)
紅毛港外	春	0.00004 ±0.00003	<0.001	0.0008 ±0.0004	0.0045 ±0.0013	0.0003 ±0.0000	<0.0003
	夏	0.00004 ±0.00002	<0.001	0.0007 ±0.0006	0.0021 ±0.0014	0.0003 ±0.0002	<0.0003
	秋	0.00002 ±0.00001	<0.001	0.0005 ±0.0003	0.0011 ±0.0008	0.0001 ±0.0000	<0.0003
	冬	0.00004 ±0.00001	<0.001	0.0007 ±0.0003	0.0032 ±0.0014	0.0002 ±0.0001	<0.0003
鳳山溪北側	春	0.00004 ±0.00003	<0.001	0.0006 ±0.0003	0.0030 ±0.0014	0.0003 ±0.0001	<0.0003
	夏	0.00003 ±0.00002	<0.001	0.0004 ±0.0001	0.0015 ±0.0007	0.0003 ±0.0002	<0.0003
	秋	0.00002 ±0.00001	<0.001	0.0004 ±0.0002	0.0009 ±0.0008	0.0001 ±0.0000	<0.0003
	冬	0.00004 ±0.00002	<0.001	0.0006 ±0.0001	0.0025 ±0.0012	0.0003 ±0.0001	<0.0003
頭前溪口南側	春	0.00003 ±0.00002	<0.001	0.0007 ±0.0004	0.0031 ±0.0011	0.0003 ±0.0001	<0.0003
	夏	0.00004 ±0.00002	<0.001	0.0005 ±0.0003	0.0020 ±0.0009	0.0003 ±0.0002	<0.0003
	秋	0.00002 ±0.00001	<0.001	0.0005 ±0.0003	0.0013 ±0.0012	0.0001 ±0.0000	<0.0003
	冬	0.00003 ±0.00001	<0.001	0.0006 ±0.0002	0.0025 ±0.0010	0.0002 ±0.0001	<0.0003
客雅溪河口外 海裡處	春	0.00004 ±0.00002	<0.001	0.0006 ±0.0004	0.0066 ±0.0045	0.0005 ±0.0004	<0.0003
	夏	0.00003 ±0.00001	<0.001	0.0004 ±0.0001	0.0021 ±0.0018	0.0004 ±0.0002	<0.0003
	秋	0.00002 ±0.00001	<0.001	0.0004 ±0.0002	0.0010 ±0.0005	0.0001 ±0.0000	<0.0003
	冬	0.00004 ±0.00003	<0.001	0.0005 ±0.0001	0.0027 ±0.0015	0.0002 ±0.0001	<0.0003

測站名稱	季節	鎳(mg/L)	鉻(mg/L)	銅(mg/L)	鋅(mg/L)	鉛(mg/L)	汞(mg/L)
中港溪口一	春	0.00004 ±0.00002	<0.001	0.0006 ±0.0004	0.0025 ±0.0009	0.0002 ±0.0000	<0.0003
	夏	0.00004 ±0.00002	<0.001	0.0005 ±0.0004	0.0016 ±0.0007	0.0002 ±0.0001	<0.0003
	秋	0.00002 ±0.00001	<0.001	0.0004 ±0.0002	0.0011 ±0.0008	0.0001 ±0.0000	<0.0003
	冬	0.00004 ±0.00001	<0.001	0.0006 ±0.0001	0.0017 ±0.0005	0.0001 ±0.0000	<0.0003
中港溪口二	春	0.00005 ±0.00003	<0.001	0.0004 ±0.0002	0.0026 ±0.0008	0.0002 ±0.0001	<0.0003
	夏	0.00003 ±0.00001	<0.001	0.0004 ±0.0002	0.0014 ±0.0006	0.0002 ±0.0001	<0.0003
	秋	0.00002 ±0.00001	<0.001	0.0003 ±0.0002	0.0016 ±0.0016	0.0001 ±0.0000	<0.0003
	冬	0.00003 ±0.00002	<0.001	0.0005 ±0.0002	0.0022 ±0.0008	0.0002 ±0.0001	<0.0003
通霄溪口	春	0.00004 ±0.00004	<0.001	0.0004 ±0.0002	0.0027 ±0.0007	0.0002 ±0.0002	<0.0003
	夏	0.00004 ±0.00002	<0.001	0.0005 ±0.0003	0.0020 ±0.0008	0.0003 ±0.0002	<0.0003
	秋	0.00002 ±0.00000	<0.001	0.0003 ±0.0001	0.0009 ±0.0007	0.0001 ±0.0000	<0.0003
	冬	0.00003 ±0.00001	<0.001	0.0004 ±0.0001	0.0019 ±0.0006	0.0004 ±0.0002	<0.0003

註：參考來源：行政院環境保護署「全國環境水質監測資訊網」

註：季節定義：春季為2月至4月；夏季為5月至7月；秋季為8月至10月；冬季為11月至1月。

(七) 台灣西部海域的海洋生物調查

臺灣海洋資源豐富，邵廣昭於 2011 年根據「臺灣物種名錄」(TaiBNET, <http://taibnet.sinica.edu.tw>)與「全球海洋物種名錄登錄系統」(World Registration System of Marine Organism, WoRMS)資料庫之比對結果，推估臺灣海域應擁有約 15,500 種以上的海洋生物，海域生物多樣性極高。建置離岸風場的台灣海峽同時也是沿近海各種類型漁業發達的海域，因此金屬防蝕的長期作用下是否會造成海洋生態系影響非常重要，在釐清所造成的影響衝擊之前，建立當地海域環境與生態現況基線資料將是最重要的第一步。目前離岸風機潛力場址主要分布於新竹縣至雲林縣一帶沿海，此處海域底質以沙泥為主，部分屬於礁石底質，整體為平緩的大陸棚地形，而沙泥底質與礁石底質的底棲生物群聚差異甚大，沙泥底質以棲息在底質間隙及在底泥內挖洞穴居的底內生物(infauna)為主，而礁石底質則以在底質表面爬行、附著的底表生物(epifauna)為主。根據廖竣(2016)的報告指出，200 公尺以淺的海域生物群聚組成與離岸遠近、深度、溫度、表層平均初級生產力等因子相關，且常與上述因子等值線呈現帶狀分布的模式。

近期臺灣周邊海域系統性底棲生物研究仍然相當侷限，林仁杰(2014)的研究報告涵蓋面積尺度較大，探討臺灣海峽東南部沿澎湖南方的陸棚邊緣至臺南永安水深 10 至 140 公尺海域底表動物相，其以桁桿式蝦拖網進行底棲生物採集，共採獲 6 門 117 科 196 屬 296 種底棲生物，主要生物類群為刺絲胞動物門及節肢動物門物種，臺灣西南部沿海底棲生物群聚以測站間的差異較為明顯，可以分為近岸與遠岸兩大類的底棲生物群聚，近岸底棲生物群聚以甲殼類物種為主，遠岸底棲生物群聚則以刺絲胞動物門物種為主，ANOSIM 分析結果季節間的差異並不明顯。鄭明修及邱郁文(2015)對高雄市壽山周邊海域水深 10 公尺以淺海域進行底棲生物調查，調查方法使用水肺潛水觀察現況之外，水深 10 至 20 公尺海域使用矩形採樣器進行底拖採集，水肺潛水調查發現 5 門 48 科 73 種，底拖網採集第一季採獲 8 綱 43 科 57 種以及第二季 9 綱 31 科 38 種，底棲生物主要為軟體動物門、節肢動物門及魚類。Ribas-Deulofeu 的團隊(2016)對基隆、澎湖、墾丁以及綠島的珊瑚及其他底棲生物進行目視調查，發現臺灣周邊海域底棲生物多樣性與緯度相關，緯度越低的海域有生物多樣性較高的趨勢。整體而言，臺灣沿海底棲生物群聚組成與底質、水深、距岸遠近、水溫等條件相關，臺灣西南沿海地區底棲生物群聚組

成季節性變化較小，但因臺灣位處亞熱帶，屬於溫帶生物群聚與熱帶生物群聚過度帶，因此臺灣北部沿海部分底棲生物會具有季節性變化，呈現具有部分溫帶性質的底棲生物群聚。

除了底棲生物之外，魚類調查與漁業的密切關聯則得到較多的重視，邵廣昭等(1990)對苗栗通霄海域進行魚類調查，以流刺網及延繩釣的方式採獲中表層或中下層洄游性魚類，流刺網採獲 41 科 65 屬 74 種，豐度最高的前三個物種為白帶魚(*Trichiurus lepturus*)、扁甲鱈(*Megalaspis cordyla*)、巴鯧(*Euthynnus affinis*)，延繩釣採獲 24 科 33 屬 24 種，豐度最高的物種為赤土魴(*Dasyatis akajei*)等軟骨魚類，以電廠撞擊(*impingement*)採得底棲性魚類 62 科 98 屬 128 種，豐度最高的前三個物種為絲鰭猴鯊(*Cryptocentrus filifer*)、臺灣鰻(*Leiognathus splendens*)、大眼鰻(*Leiognathus berbis*)。鄭明修、邱郁文(2015)對高雄市壽山周邊海域進行魚類調查，調查方法為針對桃源里漁港之刺網船漁獲進行紀錄，共紀錄到 5 綱 74 科 206 種，以臭肚魚科、鰻科、鮭科魚類為大宗，除了魚類之外壽山附近海域的可以捕獲數量相當的梭子蟹，成為漁獲中的優勢類群之一。魚類及底棲生物支撐海域整個複雜的食物網，最高的營養層依賴底不營養皆層的供應，臺灣西部海域重要的旗幟物種中華白海豚就是海域頂端營養層的代表。Jefferson 與 Karczmarski(2001)說明中華白海豚(*Sousa chinensis*)分布範圍為印度洋至西南太平洋的近岸水域，其棲息的海域深度通常不超過 20 公尺，主要喜在沿岸、河口處活動(Ross *et al.*, 1994; Karczmarski *et al.*, 2000; Hung & Jefferson, 2004)，而河口及沿岸地區又為人為影響的主要海域範圍，對於擁有顯著棲地忠誠性的中華白海豚而言造成嚴重的生存逆壓。王愈超等人(2004)發表中華白海豚在臺灣的正式紀錄，王愈超等人(2007)調查中華白海豚的數量，初步估計總族群數為 99 隻。周蓮香團隊自 2006 年開始對中華白海豚進行調查研究，建立了完整的個體特徵與影像資料庫，藉由給予不同中華白海豚代碼，長期追蹤這些個體成長、生存情形。然而，可辨識的中華白海豚個體由 2008 年的 66 隻、2015 年的 60 隻、2016 年的 66 隻，直至 2017 年僅目擊到 58 隻中華白海豚個體，長期的研究結果除了顯示中華白海豚主要的活動範圍北起苗栗龍鳳漁港，南至臺南將軍漁港沿海以外，亦說明臺灣的中華白海豚族群量正緩慢減少當中，尤其 2017 年僅目擊到 58 隻次，顯示中華白海豚遭受到的生存逆壓相當嚴重。

(八) 離岸風力發電計畫海域生態調查底棲生物群聚資料

由於目前臺灣周邊海域生物群聚基礎研究較為缺乏，位於臺灣西部海域的文獻資料，其研究場域與離岸風機潛力場址範圍並不一定一致，並且除了研究場域不一致造成的離岸遠近及水深等環境特性不同，近岸研究常針對特定生物類群做為研究目標，而非進行生物群聚普查之基礎研究。但近年由於離岸風力產業的發展，因此於離岸風力發電計畫開發前、施工期間以及營運期間，風機業者皆須針對開發範圍進行生態調查，因此近年來於臺灣西部沿海離岸風機潛力場址範圍內累積了數量可觀的生態調查資料。

以下根據行政院環境保護署環評書件系統內的公開資料，蒐集 32 篇臺灣西部沿海離岸風力發電計畫的環境影響說明書以及環境影響差異分析報告，彙整其中海域生態調查報告的底棲生物群聚資料，彙整結果如表 1-8。依據彙整結果，32 件離岸風場開發計畫中，彰化縣有 24 件、桃園市有 3 件、苗栗縣有 2 件、新北市 1 件、新竹市 1 件及雲林縣 1 件。若扣除後續送審之環境影響差異分析報告 5 件，彰化縣海域亦有 19 件離岸風場開發計畫之環評報告，是我國離岸風電第一大縣市。各案的底棲生物調查方法，除「離岸風力發電第一期計畫環境影響說明書」使用底拖網及定點籠具（蟹籠），以及「福海彰化離岸風力發電計畫環境影響說明書」使用底拖網進行調查之外，其他 30 件環評報告皆使用矩形底棲生物採樣器進行底棲生態調查與監測。調查頻率則是除了最早啟動的「福海離岸風力發電計畫（第一期工程）環境影響說明書」與「海洋竹南離岸式風力發電計畫環境影響說明書」兩件環境影響說明書調查兩季次之外，其餘環境影響說明書皆為每季調查一次，而後續送審的環境影響差異分析報告底棲生態調查則全數提供兩季次資料。比較各案矩形底棲生物採樣器的調查測站，除「海洋竹南離岸式風力發電計畫環境影響說明書」與「桃新離岸風力發電廠興建計畫環境影響說明書」相對較少之外，其餘環境影響說明書中的測站皆介於 10 至 12 個測站之間，而後續送審的環境影響差異分析報告底棲生物測站則介於 6 至 7 個測站之間。底棲生物種，每次調查底棲生物物種數介於 6 至 32 種之間不等。

表 1-8、離岸風力發電計畫海域生態調查底棲生物群聚資料

案號	案名	調查縣市	調查頻率	調查方法	測站數	調查時間	底棲調查結果			
							目	科	種	個體數
1010221A	福海離岸風力發電計畫（第一期工程）環境影響說明書	彰化縣	調查兩季	矩形底棲生物採樣器	15	100/04	3	6	9	87
						100/07	3	5	8	102
1020361A	海洋竹南離岸式風力發電計畫環境影響說明書	苗栗縣	調查兩季	矩形底棲生物採樣器	5	101/01	-	-	11	75
						101/03	-	-	10	79
						101/09	-	-	15	65
						101/12	-	-	6	21
1030901A	離岸風力發電第一期計畫環境影響說明書	彰化縣	每季一次	底拖網／定點籠具（蟹籠）	11	102/01	-	7/3	12/3	533/16
						102/04	-	10/3	14/5	250/11
						102/07	-	10/1	19/2	313/7
						未描述	-	10/2	19/4	300/10
1050441A	福海彰化離岸風力發電計畫環境影響說明書	彰化縣	每季一次	底拖網（作業時間30分鐘）	3	103/08	-	8	9	127
						103/10	-	6	14	706
						104/01	-	8	14	2059
						104/03	-	9	14	1880
1050501A	桃園離岸風力發電廠興建計畫環境影響說明書	桃園市	每季一次	矩形底棲生物採樣器	10	104/05	7	9	9	448
						104/08	10	14	14	399
						104/11	12	14	16	359
						105/01	11	13	16	334

案號	案名	調查縣市	調查頻率	調查方法	測站數	調查時間	底棲調查結果			
							目	科	種	個體數
1060101A	中能離岸風力發電開發計畫環境影響說明書	彰化縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	12	104/09	4	5	6	159
						105/01	5	12	13	95
						105/04	5	10	12	65
						105/07	5	11	14	86
1060391A	大彰化東北離岸風力發電計畫環境影響說明書	彰化縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	12	105/03/03	8	13	19	275
						105/06/05	4	6	9	67
						105/08/18	9	14	15	80
						105/11/14	8	14	18	73
1060411A	大彰化西北離岸風力發電計畫環境影響說明書	彰化縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	12	105/06/05	5	8	11	65
						105/08/18	9	17	20	87
						105/11/14	7	13	18	62
						106/02/20	8	12	14	275
1060421A	大彰化西南離岸風力發電計畫環境影響說明書	彰化縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	12	105/06/07	4	9	12	73
						105/08/18	6	13	17	106
						105/11/26	8	12	15	100
						106/03/13	10	18	20	90
1060461A	大彰化東南離岸風力發電計畫環境影響說明書	彰化縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	12	105/06/07	4	7	10	84
						105/08/18	6	11	14	64
						105/11/26	5	11	14	83
						106/03/13	8	14	17	106

案號	案名	調查縣市	調查頻率	調查方法	測站數	調查時間	底棲調查結果			
							目	科	種	個體數
1060481A	海龍三號離岸風力發電計畫環境影響說明書	彰化縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	12	105/02	6	9	10	87
						105/06	7	11	12	75
						105/08	10	13	15	83
						105/11	9	12	14	110
1060491A	海鼎離岸式風力發電計畫 3 號風場環境影響說明書	彰化縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	12	105/07	9	13	15	102
						105/10	9	14	19	74
						106/01	10	16	20	96
						106/03	8	15	19	83
1060501A	海龍二號離岸風力發電計畫環境影響說明書	彰化縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	12	105/02	8	11	14	194
						105/06	6	10	11	108
						105/08	7	12	13	90
						105/11	7	12	13	127
1060511A	海鼎離岸式風力發電計畫 2 號風場環境影響說明書	彰化縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	12	105/07	8	12	15	118
						105/10	9	14	19	75
						106/01	8	13	18	70
						106/03	8	13	16	174
1060521A	海鼎離岸式風力發電計畫 1 號風場環境影響說明書	彰化縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	12	105/07	7	11	12	104
						105/10	8	13	17	74
						106/01	8	12	14	76
						106/03	8	11	14	66

案號	案名	調查縣市	調查頻率	調查方法	測站數	調查時間	底棲調查結果			
							目	科	種	個體數
1060551A	竹風電力離岸風力發電計畫環境影響說明書	新竹市	每季一次	矩形底棲生物採樣器	10	105/02	6	9	9	29
						105/05	12	22	24	58
						105/08	7	12	16	44
						105/12	7	9	11	29
1060561A	海能離岸風力發電計畫環境影響說明書	苗栗縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	10	104/07	11	19	25	126
						104/10	11	16	20	160
						105/02	9	17	20	115
						105/04	8	15	15	66
						106/04	7	12	13	35
1060581A	彰化西島離岸風力發電計畫環境影響說明書	彰化縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	10	104/11	5	7	9	70
						105/02	6	9	11	115
						105/05	6	9	9	46
						105/08	6	13	15	40
1060591A	雲林離岸風力發電廠興建計畫環境影響說明書	雲林縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	12	105/03	7	10	10	44
						105/05	10	15	18	140
						105/08	9	18	20	92
						105/11	7	12	13	67
1060611A	彰化縣彰濱工業區外海設置離岸風力發電廠環境影響說明書	彰化縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	10	105/03	7	11	13	89
						105/05	7	12	16	121
						105/08	7	13	16	70

案號	案名	調查縣市	調查頻率	調查方法	測站數	調查時間	底棲調查結果			
							目	科	種	個體數
						105/11	9	14	19	48
1060621A	海峽離岸風力發電計畫(27 號風場)環境影響說明書	彰化縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	12	105/08	10	18	24	124
						105/12	7	11	14	106
						106/02	6	9	11	53
						106/05	9	12	14	33
1060631A	彰化彰芳離岸風力發電計畫環境影響說明書	彰化縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	12	105/02	7	11	16	135
						105/05	8	12	16	81
						105/08	9	16	19	82
						105/12	9	15	19	120
1060641A	桃新離岸風力發電廠興建計畫環境影響說明書	桃園市	每季一次	矩形底棲生物採樣器	8	105/03	7	14	16	342
						105/05	8	12	13	197
						105/08	7	12	12	43
						105/11	8	21	25	53
1060661A	彰化福芳離岸風力發電計畫環境影響說明書	彰化縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	12	105/02	7	12	14	128
						105/05	6	12	15	117
						105/10	8	16	21	87
						105/12	6	12	18	59
1060671A	海峽離岸風力發電計畫(28 號風場)環境影響說明書	彰化縣	每季一次	矩形底棲生物採樣器	12	105/10	7	16	19	71
						106/01	8	16	19	53
						106/03	7	13	16	38

案號	案名	調查縣市	調查頻率	調查方法	測站數	調查時間	底棲調查結果			
							目	科	種	個體數
						106/05	8	13	16	78
1060821A	臺海桃園(W1N)離岸風力發電計畫環境影響說明書	桃園市	每季一次	矩形底棲生物採樣器	10	104/11	15	19	22	334
						105/02	16	20	23	305
						105/06	16	20	23	194
						105/08	18	27	32	177
						106/03	15	23	27	217
						106/05	13	20	22	131
1060831A	新北離岸風力發電計畫環境影響說明書	新北市	每季一次，進行三季	矩形底棲生物採樣器	12	106/02	9	13	15	-
						106/05	13	17	19	-
						106/08	11	12	13	-
1070463A	彰化彰芳離岸風力發電計畫環境影響說明書（第1次變更）環境影響差異分析報告	彰化縣	兩季次	矩形底棲生物採樣器	7	106/12 及 107/01	5	8	9	34
1070503A	彰化西島離岸風力發電計畫環境影響說明書（第1次變更）環境影響差異分析報告	彰化縣	兩季次	矩形底棲生物採樣器	7	106/12 及 107/01	5	8	9	34
1070633A	中能離岸風力發電開發計畫環境影響說明書（第1次變更）環境影響差異分析報告	彰化縣	兩季次	矩形底棲生物採樣器	7	106/12 及 107/01	5	8	9	34
1080463A		彰化縣	兩季次		6	107/11	3	5	6	24

案號	案名	調查縣市	調查頻率	調查方法	測站數	調查時間	底棲調查結果			
							目	科	種	個體數
	彰化西島離岸風力發電計畫環境影響說明書（第2次變更） 環境影響差異分析報告			矩形底棲生物採樣器		108/02	7	9	9	52
1080473A	彰化彰芳離岸風力發電計畫環境影響說明書（第2次變更） 環境影響差異分析報告	彰化縣	兩季次	矩形底棲生物採樣器	6	107/11	3	5	6	24
						108/02	7	9	9	52

而本研究計畫調查測站所在的海洋竹南離岸風場(Formosa I)，其開發業者上緯國際投資控股股份有限公司，於其公開網站公布民國 104 年 6 月至民國 108 年 9 月的「海洋竹南離岸式風力發電計畫環境監測成果表」，而根據上緯國際投資控股股份有限公司提供之公開資料彙整結果如表 1-9。其環境監測成果表呈現方式為每季一次，監測時間涵蓋海洋竹南離岸風場開發前、施工期間以及營運期間，每次調查底棲生物物種數介於 6 至 32 種之間不等。

表 1-9、海洋竹南離岸式風力發電計畫環境監測成果表底棲生物群聚資料

報告年月	風場測站數	底棲調查結果			
		門	目	科	種
104/06	5	3	3	6	6
104/07~09	5	3	8	12	14
104/10~12	5	-	7	11	12
105/01~03	≥5*	-	6	9	11
105/04~06	≥5*	-	9	16	20
105/07~09	≥5*	-	13	26	43
105/10~12	≥5*	-	7	15	17
106/01~03	≥5*	-	8	18	20
106/04~06	≥5*	-	9	16	24
106/07~09	≥5*	-	10	14	17
106/10~12	≥5*	-	6	12	19
107/01~03	≥5*	-	5	12	15
107/04~06	≥5*	-	5	12	14
107/07~09	≥5*	-	6	13	16
107/10~12	≥5*	-	7	15	16
108/01~03	≥5*	-	8	14	23
108/04~06	≥5*	-	11	19	24
108/07~09	≥5*	-	6	13	19

*環境監測資料中說明至少 5 個測站，但未知實際測站數量

離岸風力發電風機基樁使用犧牲陽極法進行防蝕作業已行之有年，一般認為是相當有效率的工序（陳桂清等人，民 93-a、b）。目前國際間主要以鋁及鋅做為犧牲陽極的材料，國內亦然，犧牲陽極防蝕的化學反應中會有大量鋁及鋅以離子釋出，進一步以化合物的形式在海水中懸浮或最終沉積在水下底泥。目前的研究普遍認為鋁及鋅對生物並沒有毒性，然而過量沉積的鋁及鋅仍可能改變底質環境，間接影響棲息其中的底棲生物及菌相，經由食物鏈的傳遞也可能進入魚類等水生動物體內而被帶離釋出的現場。

研究團隊為了釐清這些不同程度的影響，需要在發生防蝕效應的現場，針對底泥中的菌相及底棲生物進行調查，首先建立基線資料。研究方法主要透過海域水質、底質、底棲生物及菌相的採集進行分析與評估，針對防蝕工程對底棲環境及海洋生態潛在的影響進行綜整論述，希冀提供決策者制定相關政策時能有更完整、更具代表性的資料。

國內對於海域魚類及底棲生物的調查已有通用的傳統方法，但是關於海域底質中的底內生物及細菌則鮮有相關論述。近年來分子生物學的生物技術日新月異，現今利用次世代基因定序(Next Generation Sequencing, NGS)研究環境DNA(Environmental DNA, eDNA)的技術已經相當純熟，可以藉由 eDNA 得知土壤微生物相及其他類群動物的群聚。eDNA 的研究應用又以微生物的應用最為廣泛(Ye *et al.*, 2016; Khandeparker *et al.*, 2017; Soliman *et al.*, 2017; Vipindas *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2020)，同時也累積相對完整的資料庫。NGS 技術可以瞭解環境中的菌相組成，得以進行樣本間菌相的比較，瞭解測站間微觀環境的差異，或是探討環境是否遭到污染(Guo *et al.*, 2015; Chen *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2020)。本計畫在最微小的介面也採用此項技術，利用 NGS 進行底質中菌相研究，建立風場開發區底泥微生物相的基線資料，也為臺灣近海底泥以 NGS 探索菌相開展新頁。

第二節 研究目的及研究重點

一、研究目的

本研究計畫主要目的是藉由對離岸風機基樁附近之環境及生態進行相關監測，瞭解基樁附近海域環境與生物相，是否因風機基樁之防蝕工程影響而產生變化。

二、研究重點

- (一) 進行離岸風機防蝕工程對環境及生物相影響之文獻收集及回顧。
- (二) 選定臺灣離岸風電場海域進行 2 次基樁周邊環境（包含水質與底泥）與生物相（包含菌種）之分析調查，其中水質與底泥的分析項目必須包含海洋環境品質標準的檢驗項目及可能影響因子（如鋁）。
- (三) 建立離岸風機基樁附近海域環境及生物相背景值資料。

第三節 研究方法與步驟

一、調查範圍

海洋竹南離岸風場(Formosa I)於 108 年 5 月 31 日開始打樁，至同年 8 月 16 日完成打樁工程，是目前國內唯一施工完成之離岸風力發電風場。

本研究計畫為了探討離岸風機基樁對海域環境與生物相之影響，選擇在海洋竹南離岸風場設置 3 個測站，3 個測站分別是一處與風場深度相近的對照測站，一處 2019 年設置的 14 號風機與一處 2016 年設置之 21 號風機，進行調查與分析，以比較不同時期設置的風機測站與未設置風機之對照測站的差異，釐清風機基樁防蝕工程對生態環境之影響。3 個測站實際觀測水深為 10 至 20 公尺，根據中央氣象局所公布之 2020 年潮汐表，苗栗沿海在不同潮汐高度時個別測站水深預期變化 2 至 4 公尺，詳細設置測站位址參見圖 1-12。

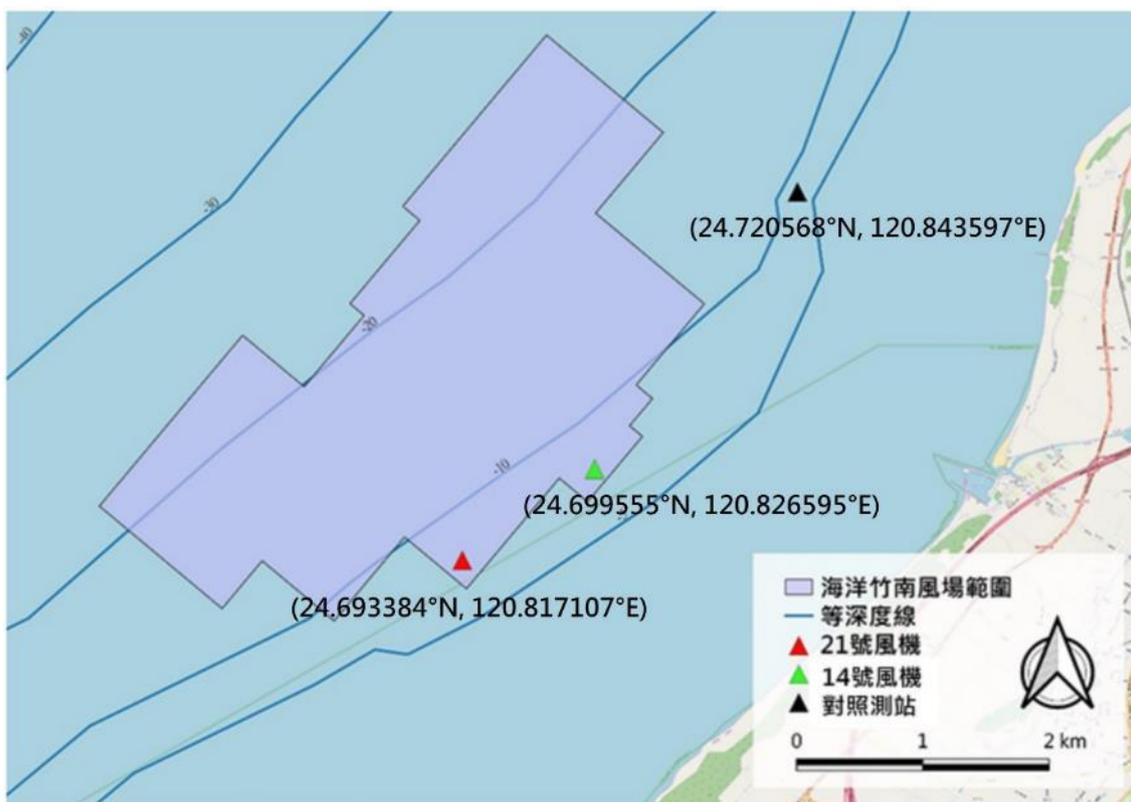


圖 1-12、本研究計畫調查測站位置

二、調查方法

由於風場內禁止捕撈作業，無法投網、曳網進行海洋魚類之捕撈，另一方面魚類移動能力強，活動範圍大，較無法代表風機基樁防蝕工程影響下之狀態，故選用移動能力較弱，甚至行固著生長之海洋底棲生物與細菌相做為指標生物以提昇代表性，詳細調查方法如下所述。

(一) 調查期程

第一次調查原擬於 3 月進行，但因漁業署與海巡署公文申請流程，第一次調查延於 4 月進行調查，第二次調查規劃於 8 月進行，以釐清不同季節與時期之海域環境與底棲生態情形。為顧及調查人員、船隻海事安全與提升調查品質，選擇天氣於晴至多雲，避免於下雨的情形調查，而浪況部分，則限制於蒲福式浪級 4 級以下進行調查。

(二) 海域航行

本研究計畫調查船隻出港之後，隨即開啟 GPS 記錄整趟次航行軌跡，直至航程結束，調查測站執行水質、底質或海洋生物調查時，標定採集點位，過程中持續與船長溝通、確認，確保採集測站位之精確性。

(三) 海域環境品質

各測站除了生物取樣之外，同時針對水質及底質環境將進行檢測，依據本研究計畫招標文件「3-0 需求說明書」指示「選定臺灣離岸風電場海域…，其中水質與底泥的分析項目必須包含海洋環境品質標準的檢驗項目及可能影響因子（如鋁）。」。依據環保署「海域環境分類及海洋環境品質標準」，海洋竹南風場所在海域屬於乙類海域（如圖 1-13），須執行的水質項目為 pH、溶氧量、生化需氧量、氰化物、酚類與礦物性油脂，各項標準如表 1-10 所示。

1. 海域水質量測

鹽度、溫度、DO 及 pH 採現場量測，使用多功能水質儀量測海水表層、中層及底層水體水質。除需要或能夠進行現場量測之環境項目外，其餘將採集表層、中層及底層水樣攜回室內進行檢測（表 1-11），檢測結果將與海洋竹南海域之環保署監測測站數據進行比較分析。

表 1-11、水質檢測項目與檢測方法

檢測項目	檢測方法
溫度	現場以多功能水質儀直接量測
鹽度	現場以多功能水質儀直接量測
溶氧量(DO)	現場以多功能水質儀直接量測
pH	現場以多功能水質儀直接量測
生化需氧量	水中生化需氧量檢測方法 (NIEA W510.55B)
氰化物	水中氰化物檢測方法—分光光度計法 (NIEA W410.54A)
酚類	水中酚類檢測方法—線上蒸餾／流動分析法 (NIEA W524.50C)
礦物性油脂	水中油脂檢測方法—索氏萃取重量法 (NIEA W505.54B)

2. 海域水中金屬分析

海水中鋁及鋅金屬的分析，參考環檢所海水中鎘、鈷、銅、鐵、錳、鎳、鉛及鋅檢測前處理方法—鉗合離子交換樹脂濃縮法（中華民國 92 年 11 月 25 日環署檢字第 0920085408 號公告，自中華民國 93 年 2 月 25 日生效，NIEA W308.22B）。以及參考環檢所水中金屬及微量元素檢測方法—感應耦合電漿原子發射光譜法(中華民國 108 年 5 月 4 日環署檢字第 1080002885 號公告，自中華民國 108 年 6 月 15 日生效，NIEA W311.54C)。

- (1) 水樣採樣及保存：採樣容器使用聚丙烯具有聚乙烯蓋之容器，水樣於採集後立即添加 Merck 分析級試藥 65%之濃硝酸，使水樣之 pH 值小於 2。加酸後之水樣貯藏於 4°C 冰箱中，避

免水分蒸發。

(2) 鉗合離子交換樹脂濃縮法操作方法(NIEA W308.22B)：

A. 濃縮管柱製備

將 2 g 樹脂裝填於濃縮管柱中，並依下述順序淋洗，淋洗以小體積分段操作 (Stepwise elution) 為原則，即每次加入淋洗液後，靜置俟液面降至樹脂床頂端時 (小心不要讓管柱乾掉)，再加下一批次淋洗液。淋洗過程為：

- (a) 3 mL 2 M 硝酸，分三次每次 1 mL (用以清除雜質，並將樹脂之交換基轉為氫型，此時樹脂床體積會縮小)。
- (b) 10 mL 試劑水，分為五次每次 2 mL (用以沖洗管柱中殘存酸)。
- (c) 3 mL 2 M 氨水，分三次每次 1 mL (用以轉換樹脂之交換基為銨型，此時樹脂床會膨脹)。
- (d) 10 mL 試劑水，分五次每次 2 mL (用以沖洗管柱中殘存氨水)。
- (e) 25 mL 試劑水，分五次每次 5 mL (最後沖洗)。

淋洗完畢後，將管柱以矽膠塞封口備用。如為現場濃縮使用，則以有孔矽膠塞封口，配上通氣膠管，夾型閥等，組成一串套件，並將整組管柱裝入 PP 塑膠袋中封口備用。

B. 水樣前處理

採樣後，水樣如立即進行沖提濃縮處理，可逕依下述步驟進行前處理；如未立即進行沖提濃縮處理，因水樣已加適量之濃硝酸使 pH 值小於 2 保存，須先加入適量的氨水，將 pH 值調回中性附近，再依下述方法進行

前處理。

(a) 樣品濃縮

取 1000 mL 或適量之水樣，選擇下列方法之一處理：

- 現場濃縮法：將過濾後水樣直接注入裝有 30 mL 順丁烯二酸銨緩衝溶液 (pH = 6.5) 的水樣吊瓶中，直至瓶口或刻度線 (體積須事先標定，例如 1 L、1.25 L、2 L)。此舉之用意在於使水樣無須另行調整 pH，且減少容器轉移次數，使污染機率降至最低。水樣裝滿後，將樹脂管柱套件組連接妥當，整組瓶及管柱套件倒懸，固定通氣管後，打開夾型閥使水樣通入管柱，控制流速約為 4 mL / 分。當水樣全部通過管柱後，關閉夾型閥，整組管柱套件取下。如在野外操作，應保留塑膠護套，攜回實驗室中適當場所，如平流檯等，予以處理。
- 蠕動馬達濃縮法：將過濾後或已將 pH 值調回中性之水樣，置入裝有 30 mL 順丁烯二酸銨緩衝溶液 (pH = 6.5) 的適當容器中，以蠕動馬達在約為 4 mL/分流速下帶動水樣流經樹脂萃取管柱，並使廢液收集至水盤中，直至水樣完全通過管柱。
- 設定所欲測定元素之分析波長及背景校正位置。

C. 管柱流洗

將所有上述之濃縮管柱置於塑膠質試管架上，底部置一塑膠盤。加入定量之流洗液，俟液面降至樹脂床頂端，再注入下一流洗液。管柱流洗之試劑及次數如下：

- (a) 5 mL 試劑水，分五次每次 1 mL（用以沖洗殘存鹽水，淋洗液丟棄）。
- (b) 20 mL 醋酸銨緩衝溶液，分四次每次 5 mL（用以將樹脂上的鈉、鉀、鎂、鈣離子洗出，淋洗液丟棄）。
- (c) 5 mL 試劑水，分五次每次 1 mL（用以將醋酸銨殘液洗出，淋洗液丟棄）。樣品分析時，每一批次樣品均進行重覆樣品分析、樣品空白分析。

D. 管柱沖提

於塑膠質試管架上之濃縮管柱下放置 10 mL 刻度之 PP 試管，並使用 8 mL 2 M 硝酸，分四次每次 2 mL，將重金屬沖提，並收集於 10 mL 刻度之 PP 試管中（因硝酸會使樹脂的空隙緊縮，故加入 8 mL 2 M 硝酸可得到超過 9 mL 沖提液），最後以 2 M 硝酸定量濃縮液至 10.0 mL，混合均勻。

E. 方法空白

以空白海水 1 L，依前述(B)步驟通過樹脂管柱，所得之回收液上機測定，即得方法空白值。

(3) 感應耦合電漿原子發射光譜法(NIEA W311.53C)

A. 水樣前處理

水樣前處理依檢測項目（溶解量或總量）之不同選擇下列消化處理程序。

(a) 溶解量分析

取部分經過濾且酸化保存之水樣（ ≥ 20 mL），添加適量（1:1）硝酸，使其硝酸濃度約為 1% (v/v)（例如添加 0.4 mL (1:1) 硝酸至 20 mL 水樣），混合均勻後即可逕行分析，若水樣欲分析汞，則取另 1 份水樣，另外添加適量鹽酸，使鹽酸濃度為 1% (v/v)，以匹配

檢量線溶液之混酸(硝酸+鹽酸)濃度並減少記憶效應。若在分析前發現有沉澱物產生，則需依下節之總量分析消化步驟，進行樣品之前處理。

(b) 總量分析

濁度小於 1 NTU 之飲用水可採直接分析方式測定，即取未過濾且酸化保存之樣品，依上述溶解量分析前處理步驟處理，其餘樣品或為了濃縮飲用水樣品，則依下述消化程序處理。此外消化步驟亦可參考「水中元素萃取消化法－微波輔助酸消化法 (NIEA W312)」。

- 將酸化保存之水樣搖晃均勻，取 100 mL (或適量體積) 於容器中，繼加入 2 mL (1:1) 硝酸及 1 mL (1:1) 鹽酸。
- 置於加熱板或適當之加熱消化裝置上，將溫度控制於 85°C 左右，加熱至體積約剩 20 mL (注意：不能讓樣品沸騰)。
- 此時蓋上錶玻璃，繼續加熱迴流 30 分鐘(此階段可讓樣品稍微沸騰，但仍不能讓樣品過度劇烈沸騰)。
- 經上述消化處理後之水樣，再以試劑水稀釋至 50 mL，如發現有不溶解顆粒，可以靜置自然沉澱法或離心法分離，若分離後仍有不溶解顆粒會阻塞霧化器，則可取部分消化溶液進行過濾，惟過濾過程中應避免可能之污染。

B. 儀器調校

(a) 電漿最適化

電漿最適化目的在於獲得待測元素最大訊號對背景的比值 (S/N ratio)，此調校並不需每日執行，但在儀器安裝、維修、更換配件 (例如更換焰炬管或噴霧

腔等)或更改操作條件(例如更改功率、霧化氣體流速等)後,則需重新進行調校。電漿最適化可依下列建議步驟或儀器廠商之建議加以執行。

- 選擇適當的無線電頻輸入功率(RF power),並調整反射功率至最小(有些儀器具有自動調整反射功率至最小之功能,可徵詢廠商之建議)。在此條件下自然吸入 1000 mg/L 之鉍標準溶液(若無法自然吸入,則可參考儀器廠商之建議,設定適當之蠕動幫浦流速),調整霧化氣體之流速或壓力,使產生的藍色電漿(此為鉍的離子發射譜線)大致出現在工作線圈上方約 5 mm 至 20 mm 範圍。記錄此時的霧化氣體流量或壓力設定,以做為未來實驗的參考。
- 在上述設定的霧化氣體流速下,讓霧化器以自然方式吸入方法空白溶液至少 3 分鐘,由吸入溶液的體積除以時間,求出每分鐘的平均吸取速率。將蠕動幫浦的溶液導入速率,調整至與自然吸入相同之流速後,再進行後續之分析(若非自然吸入,則設定蠕動幫浦至儀器建議之流速)。
- 電漿條件經上述方式調整後,需設定電漿最佳觀測高度。側向觀測之儀器調整方式建議如下,軸向觀測之儀器則可依照儀器廠商之建議進行調校。實驗的方法是導入含 10 mg/L 的硒及鉛之電漿溶液,於工作線圈頂端之上方約 8 mm 至 24 mm 區間內(此區間可徵詢儀器廠商之建議加以選取),高度每變化 1 mm 至 2 mm,分別收集電漿溶液與檢量線空白溶液之訊號強度,求取硒及鉛於各高度之淨訊

號強度。續以各觀測高度淨訊號強度與最高訊號強度之相對訊號百分比為縱座標，電漿觀測高度為橫座標作圖，選擇兩曲線之交點即為最佳電漿觀測位置。

(b) 儀器使用前之準備

- 每日開機後，通常至少需熱機 30 分鐘，使儀器達到熱穩定。
- 熱機後需完成光學系統及炬管位置等相關校正（可依照儀器廠商之建議進行調校），並將霧化氣體流速調整至最適化流速，始可進行後續樣品測定工作。
- 在操作軟體上，設定所欲測定元素之分析波長及背景校正位置。儀器之操作條件，可參考各元素波長表之條件予以設定，由於最適化操作條件會隨使用儀器的不同而有所改變，使用者需參考儀器廠商的建議，自行進行最適化條件的探求。

C. 檢量線製備

- (a) 在儀器線性範圍內，配製 1 個空白和至少 5 種不同濃度的檢量線標準溶液。檢量線製作完成應即以第 2 來源標準品配製接近檢量線中點濃度之標準品確認。
- (b) 以蠕動幫浦將樣品溶液導入至電漿後，一般至少需經 30 秒後（需隨儀器管路長短不同調整），待系統達成平衡穩定後，方可讀取訊號。
- (c) 在導入不同的溶液之間，需以洗滌空白溶液清洗管路足夠時間（約 60 秒，或更長），以避免記憶效應之干擾發生。

D. 樣品分析

- (a) 於每一樣品分析之前，必須使用洗滌空白溶液來進行樣品導入系統的清洗，清洗時間則約為 1 分鐘。假若實驗室擬縮減清洗的時間，則該實驗室本身必須進行一系列不同清洗時間的測試，繼而以實際測試結果為依據，來進行清洗時間的修正。
- (b) 不論測定標準溶液或樣品，均需針對同一標準溶液或樣品進行至少 3 重複積分，最後再以積分平均值進行計算。

E. 結果處理

$$C = A \times F$$

C：水中金屬及微量元素濃度（ $\mu\text{g/L}$ 或 mg/L ）

A：從檢量線得出之金屬及微量元素濃度（ $\mu\text{g/L}$ 或 mg/L ）

F：稀釋倍數

3. 海域底質調查

海域底質調查採樣方法及步驟係參考環檢所底泥採樣方法（中華民國 105 年 1 月 4 日環署授檢字第 1040109644 號公告，自中華民國 105 年 4 月 15 日生效，NIEA S104.32B）。以採泥器直接採取底泥上表層，底泥取回過程中須確保其在採樣器內不受水流沖刷影響，採樣器具使用錨錠式採泥器，每一測站至少取得 3 個成功的樣本，並採取各重複樣本中約 100 至 300 g 未過篩之原始底質樣品，樣品均勻混合之後置入樣罐低溫保存，回室內進行分析。

(1) 底質粒徑分析

採得之底質樣品得使用乾篩法進行底質粒徑之分析。以下說明乾篩法執行流程：取適量採得之樣品置於 120°C 烘箱內烘乾，採乾篩法放入孔徑由上而下分別為 2 mm、1 mm、0.5 mm、

0.25 mm、0.125 mm、0.063 mm 所堆疊的篩網中，以電動搖篩機分級過篩約 10 至 20 分鐘後，可得到 7 組粒徑的重量百分比組成，進而推算出各粒度之累積百分比(cumulative percentage)。以四分度量法(Quartite Measure)由累積曲線圖讀出每個四等分點之數值，即決定累積百分比 25%、50%、75%和累積曲線之交點而讀出該點之粒徑，一般都採用半對數圖表(如圖 1-14)。其中第二個四分點，也就是 50%之對應粒徑稱為中值粒徑(D₅₀)。中值粒徑為相當重要之粒徑特徵值，代表高於及低於此粒徑之泥沙各占了一半的重量，換言之也可說是沉積物的平均粒徑。底質粒徑類型為根據底質粒徑大小(grain size)進行分類(如表 1-12)。

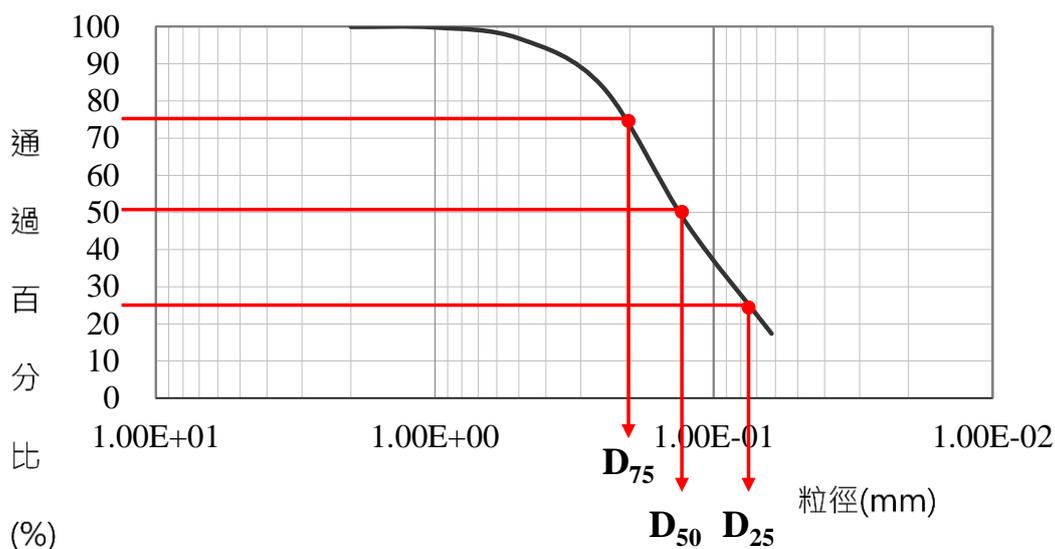


圖 1-14、四分度量法示意圖

(參考來源：楊樹森，2019)

表 1-12、底質粒徑分類表

底質粒徑分類	粒徑範圍 (range of grain size)
黏土(clay)	<0.004 mm
粉砂(silt)	≥0.004 mm & <0.063 mm
極細沙(very-fine sand)	≥0.063 mm & <0.125 mm
細沙(fine sand)	≥0.125 mm & <0.250 mm
中沙粒(medium sand)	≥0.250 mm & <0.500 mm
粗沙(coarse sand)	≥0.500 mm & <1.000 mm
極粗沙(very- coarse sand)	≥1.000 mm & <2.000 mm
細礫石(gravel)	≥2.000 mm

(參考來源：楊樹森，2019)

4. 底質重金屬含量

有關底泥中鋁及鋅金屬元素之檢測，分析方法及步驟係參考環檢所廢棄物及底泥中金屬檢測方法－酸消化法(中華民國 105 年 8 月 23 日環署授檢字第 1050066995 號公告，自中華民國 105 年 12 月 15 日生效，NIEA M353.02C)。

(1) 底泥採樣及保存：

- A. 樣品採集必須視樣品種類，分別依據「事業廢棄物採樣方法(NIEA R118)」、「底泥採樣方法 (NIEA S104)」或其他相關規定執行，所採集樣品必須具有代表性。
- B. 所有盛裝樣品的容器必須使用沒有污染的塑膠或玻璃容器。
- C. 底泥樣品之預處理方式係將樣品放置於乾淨器皿中，以自然風乾(約需 7 至 10 天)、 $30 \pm 4^{\circ}\text{C}$ 之烘箱烘乾或冷凍乾燥等方式乾燥。乾燥過程視需要偶而將團粒剝散，以免底泥因脫水而緊密膠結。乾燥完成後，以木鏟打碎，使其全部通過 2 mm (10 mesh) 標準篩，再充分混合均勻裝入樣品瓶中。

(2) 底泥酸消化法步驟(NIEA M353.02C)

- A. 廢棄物樣品混合使達到均勻，廢棄物樣品一般以總量樣品進行消化，無需計算含水率，如有測定含水率需要，可使用本署公告之「事業廢棄物水分測定方法－間接測定法(NIEA R203)」；底泥樣品為使其均勻化、增加表面積及提高反應效率，應再研磨樣品使通過 0.150 mm(100 mesh) 篩網，底泥樣品需使用「土壤及底泥水分含量測定方法－重量法(NIEA S280)」，測定樣品中水分含量，以備乾基表示濃度之計算。
- B. 另取 1 至 2 g 已均勻化樣品，精稱至 0.01 g，將樣品放入消化瓶。對於含有大量液體的廢棄物樣品，只要能消化完全則可用較多量之樣品。
- C. 加入 10 mL (1:1) 硝酸於樣品中混合均勻，蓋上錶玻璃或蒸氣回收裝置。樣品加熱至 $95 \pm 5^{\circ}\text{C}$ ，在不沸騰狀況下迴流 10 至 15 分鐘。待冷卻後再加入 5 mL 濃硝酸，蓋上錶玻璃，再迴流 30 分鐘。如果有棕色煙霧產生，顯示樣品被硝酸氧化，重複此步驟(加入 5 mL 濃硝酸)直至無棕色煙霧出現。利用有稜紋之錶玻璃或蒸氣回收裝置，在不沸騰狀況下使溶液蒸發至約 5 mL 或保持在 $95 \pm 5^{\circ}\text{C}$ 樣品不沸騰的狀況下加熱 2 小時。

注意：另一替代方法，以直接能量加熱裝置(如微波)消化樣品：加入 10 mL (1:1) 硝酸混合均勻，加熱樣品至 $95 \pm 5^{\circ}\text{C}$ ，在 $95 \pm 5^{\circ}\text{C}$ 及樣品不沸騰狀況下迴流 5 分鐘。樣品冷卻 5 分鐘後，加入 5 mL 濃硝酸，樣品加熱至 $95 \pm 5^{\circ}\text{C}$ ，再迴流 5 分鐘。如果有棕色煙霧產生，顯示樣品被硝酸氧化，重複此步驟(加入 5 mL 濃硝酸)直至無棕色煙霧出現。使用蒸氣回收裝置，加熱樣品至 $95 \pm 5^{\circ}\text{C}$ ，並在 $95 \pm 5^{\circ}\text{C}$ 樣品不沸騰狀況下迴流 10 分鐘。

D. 將上述迴流後之樣品冷卻，加入 2 mL 水及 3 mL 30% 過氧化氫，蓋上錶玻璃或蒸氣回收裝置後，緩慢加熱進行氧化反應。此步驟需小心操作，勿使激烈之冒泡現象發生，以免樣品漏失。加熱直到冒泡平息後，冷卻消化瓶。繼續加入 30% 過氧化氫，每次 1 mL，加熱直至冒泡減至最低程度或樣品的外觀不再改變為止。全部所加入 30% 過氧化氫之總體積勿超過 10 mL。蓋上有稜紋之錶玻璃或蒸氣回收裝置後，繼續加熱內含酸-過氧化氫之樣品消化液，直到體積降至大約 5 mL 止或保持於 $95 \pm 5^\circ\text{C}$ 和樣品不沸騰狀況下加熱 2 小時。

注意：另一替代方法，為以直接能量加熱裝置（如微波）消化樣品：樣品冷卻 5 分鐘後，緩慢加入 10 mL 30% 過氧化氫，此步驟需小心操作，勿使激烈之冒泡現象發生，以免樣品漏失。於 6 分鐘內加熱樣品至 $95 \pm 5^\circ\text{C}$ ，在 $95 \pm 5^\circ\text{C}$ 樣品不沸騰狀況下加熱 10 分鐘。

E. 再加入 10 mL 濃鹽酸於消化液中，蓋上錶玻璃或蒸氣回收裝置後，將樣品加熱至 $95 \pm 5^\circ\text{C}$ ，在 $95 \pm 5^\circ\text{C}$ 樣品不沸騰狀況下加熱迴流 15 分鐘。

注意：另一替代方法，以直接能量加熱裝置（如微波）消化樣品：加入 5 mL 鹽酸和 10 mL 水於消化液中，加熱至 $95 \pm 5^\circ\text{C}$ ，在 $95 \pm 5^\circ\text{C}$ 樣品不沸騰狀況下加熱迴流 5 分鐘。

F. 待冷卻後以試劑水稀釋定容至 100 mL，使用 Whatman No.40 濾紙（或同級品）過濾或離心方式，取澄清消化液儀器分析。

G. 消化液分析

(a) 使用 FLAA 及 GFAA 分析，參見本署公告之「火焰式原子吸收光譜法 (NIEA M111)」及「石墨爐式原子吸收光譜法 (NIEA M113)」。

(b) ICP-AES 及 ICP-MS 分析，參見本署公告之「感應

耦合電漿原子發射光譜法 (NIEA M104)」及「感應耦合電漿質譜儀法 (NIEA M105)」。

(3) 結果處理

A. 廢棄物中金屬濃度以原 (濕基) 樣品計算。

廢棄物樣品中金屬濃度(mg/kg) = $\frac{A \times V}{S}$ 其中：A = 儀器測得處理後之樣品金屬濃度 (mg/L)，如有稀釋則需乘以稀釋倍數

V = 處理後樣品之最終體積 (mL)

S = 樣品重 (g)

B. 底泥中金屬之濃度以乾基樣品計算，應進行水分含量校正。

底泥樣品中金屬濃度(mg/kg) = $\frac{A \times V}{S \left(\frac{100}{100 + W_{H_2O}} \right)}$ 其中：A = 儀器測得處理後之樣品金屬濃度 (mg/L)，如有稀釋則需乘以稀釋倍數

V = 處理後樣品之最終體積 (mL)

S = 樣品重 (g)

W_{H_2O} = 底泥樣品之水分含量 (%)，計算方式詳見 NIEA S280。

(四) 底棲生物

底棲生物之採集使用錨錠式採泥器與氣瓶潛水進行採集。

1. 錨錠式採泥器

將錨錠式採泥器連結之船上之絞機／盤後投入海中 (圖 1-15)，待確認沉入海底後，定點採取海域底質 (錨錠式採泥器建議航行一小段距離，使其刮取海域底質)，底質取回過程中需確保其在採樣器內不受水流沖刷影響，從海底拉起後 (圖 1-16)，將底質倒入 0.5 mm 之篩網進行過篩，將生物篩揀出來 (圖 1-17、圖 1-18)，每一測站至少取得 3 個成功

重複樣本根據採樣器估算採樣面積以及回收的底泥總體積，以計算單位努力量。

2. 氣瓶潛水

藉由潛水人員至水下拍攝 14 號風機與 21 號風機基樁上 30 cm*30 cm 之附著生物，並以水下攝影瞭解基樁附著生物生長情形，於室內針對拍攝影像進行附著生物物種鑑定與計數。

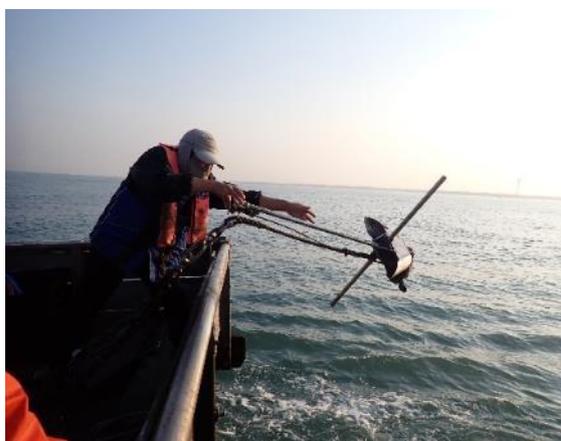


圖 1-15、錨錠式採泥器施作情形

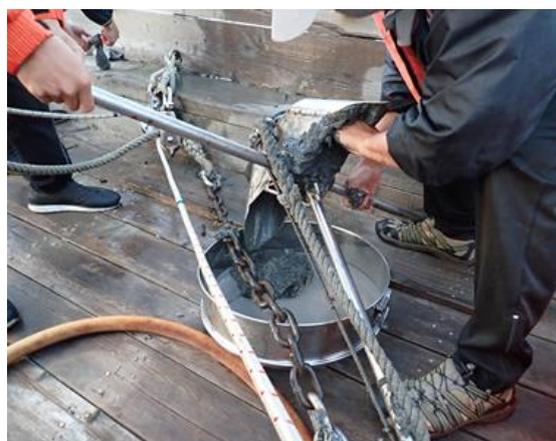


圖 1-16、錨錠式採泥器採集情形



圖 1-17、採得樣本範例
Paragrandidierella sp.



圖 1-18、採得樣本範例 *Placamen*
isabellina

(五) 海域底質菌相

海域底質菌相樣本採集使用錨錠式採泥器與氣瓶潛水進行採集，分析步驟如下：

1. 將玻璃採集瓶以超音波震盪機進行清潔後晾乾，再以 UV 滅菌並旋緊瓶蓋，確保玻璃採集瓶處於無菌狀態。
2. 樣本採集應穿戴手套，並避免接觸到玻璃採集瓶內部，接觸樣本瓶內部及樣本之器具皆須經過滅菌，以避免樣本遭到污染。
3. 海域底質菌相樣本在取樣後冷藏送至實驗室。
4. 使用已滅菌器材取 0.2 克樣本以 Purelink microbiome DNA 萃取套組 (Invitrogen) 萃取 DNA。
5. 萃取之 DNA 經過分光光度計以 OD 260 nm 與 280 nm 分析濃度及純度後進行聚合酶連鎖反應以測試其是否適合進行擴增。
6. 反應取 100 ng DNA 做為模板，引子使用：
27F(5' -AGAGTTTGATCMTGGCTCAG-3')
785R (5' -ACTACCRGGGTATCTAATCC-3')
7. 反應條件為 95 °C 3 分鐘，之後進行 25 次循環之 95°C 30 秒、55 °C 30 秒、72 °C 1 分鐘；最後再追加 72 °C 10 分鐘。之後以 1% agarose gel 進行膠體電泳(Gel electrophoresis)分析之。條帶必需清楚且沒有其他條帶才可視為通過。
8. 之後將樣本 DNA 送至基因檢测定序公司以次世代基因定序(Next Generation. Sequencing, NGS) 技術，針對 16S rRNA 基因序列進行標靶定序。定序用引子為：
314(5' -TCGTCGGCAGCGTCAGATGTGTATAAGAGACAGCCTACGGGN
GGCWGCAG-3')
785R(5' -GTCTCGTGGGCTCGGAGATGTGTATAAGAGACAGGACTACH
VGGGTATCTAATCC-3')

註：混合鹼基代碼 W=(A/T)、H=(A/T/C)、V=(G/A/C)、N=(A/G/C/T)

9. Quality trimming: 將 read 3' end quality 小於 phred score 20 之 reads 刪除。
10. Quality Filtering: 若整段 reads quality 大於 30%未達 phred score 20 之標準, 則移除整段 reads。
11. 以 Smith-Waterman 方法, 與 NCBI 資料庫 (16SMicrobial) 進行比對。
12. 比對結果以 Megan 6 LR community edition 進行分析。

三、分析方法

- (一) 使用相關性分析、PCA、DCA 與 Cluster 等統計模型進行海域環境因子變遷之統計分析。
- (二) 各類群之多樣性指數

1. Simpson 指數(Simpson' s dominance index, C)

$$C = \sum_{i=1}^n \left(\frac{N_i}{N} \right)^2$$

N_i : 第 i 種生物之個體數

N : 所有種類之個體數

2. Shannon-Wiener 多樣性指數(Shannon-Wiener' s diversity index, H')

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i$$

S : 各群聚中所記錄到之動物種數

P_i : 各群聚中第 i 種物種所占的數量百分比

3. Pielou 均勻度指數(Pielou' s evenness index, J')

$$J' = H' / H'_{max}$$

$$H'_{max} = \ln S$$

$$J' = H'/\ln S$$

S：所出現的物種數目

J'值越大，則個體數在種間分配越均勻。

- (三) 使用相關性分析、PCA、DCA 與 Cluster 等統計模型進行海域底棲生物群聚組成變化之統計分析。
- (四) 將統計之結果透過地理資訊系統以圖資方式呈現。

第四節 預期目標

一、研究預期成果

(一) 完成環境因子監測

1. 完成蒐集臺灣海域水文、水質與底質環境特性資料進行綜整論述。
2. 針對檢測之環境特性與海域環境分類及海洋環境品質標準進行比較，並藉由 14 號、21 號風機與無設置風機之對照測站之差異，瞭解離岸風機基樁防蝕工程對海域環境之影響。
3. 水質檢測結果與環保署既有監測測站進行比對與分析。

(二) 完成群聚生態調查

1. 完成對照測站與 14 號風機（2019 年完工）與 21 號風機（2016 年完工）之底棲生態調查，藉由比較分析兩支不同時期建置完成之風機與對照測站之差異，瞭解離岸風機基樁防蝕工程對海域底棲生態之影響。
2. 藉由分析對照測站、14 號與 21 號風機之海域環境特性，瞭解防蝕工程可能透過何種環境特性之改變而影響底棲生物與微生物群聚結構。
3. 國際上對於風場防蝕工程對海洋生態之影響調查及研究，多集中在離岸風機產業蓬勃發展之溫帶國家，我國位於熱帶國家，環境特性、生物特性相較溫帶國家相對特殊，本研究計畫獲取之資料可補足國際上相關研究之缺口，對相關學術研究、產業發展有相當之助益。

二、預期對相關施政之助益

- (一) 藉由實際檢測風機基樁周邊海域水質、底質之環境特性與重金屬，以第一線的實際調查數據提供予決策者釐清防蝕工程是否對海洋環境、生態造成影響、如何影響，並加以研擬相關之減輕對策。
- (二) 針對利害關係人與關心之團體、社會大眾，本研究計畫可獲取於風場內實際檢測、調查之數據向大眾說明、釋疑。

第二章 研究結果

第一次海域調查天氣與海況情形，4月17日，空域雲量覆蓋度約20%，海域浪況約為蒲福式浪級1至2級，海上能見度約5海浬；4月20日，空域雲量覆蓋度約30%，海域浪況約為蒲福式浪級等級1至2級，海上能見度約4海浬。第二次海域調查天氣與海況情形，8月20日，空域雲量覆蓋度約60%，海域浪況約為蒲福式浪級1至2級，海上能見度約1.5海浬，8月21日，空域雲量覆蓋度約20%，海域浪況約為蒲福式浪級1級，海上能見度約2海浬，上述調查天氣、浪況情形，皆達維護調查人員與船隻安全之標準。

第一節 海域環境測值

一、海域水質調查

(一) 現場量測項目

現場量測項目以鹽溫深剖面儀(CTD)於測站量測調查當下風機基樁的向流面與背流面(如圖2-1至圖2-5所示)，而對照測站因沒有風機基樁，因此未有向流面與背流面之分，僅有一測定數值。各測站海域水質特性分別以表層、中層以及底層呈現，表層水質特性為水下0.5至1.5公尺之水質特性平均值，中層則為水層1/2深度之1公尺區間之水質特性平均值(如14公尺水深，中層取6.5至7.5公尺區間之水層特性平均值)；底層則取測站最深1公尺之水質特性平均值。



圖 2-1、對照測站環境



圖 2-2、W14 測站環境



圖 2-3、對照測站 CTD 測量情形



圖 2-4、W14 測站 CTD 量測情形



圖 2-5、W21 測站 CTD 量測與資料記錄



圖 2-6、W21 水質樣品採集

第一次海域現場量測結果（表 2-1），以各測站的各流向量測結果來看。對照測站水溫介於 23.71 至 24.27°C 之間，鹽度介於 34.51 至 34.53 psu 之間，氫離子濃度指數（酸鹼值）介於 pH 8.39 至 8.40 之間，溶氧介於 6.99 至 7.09 mg/L 之間。W14 測站向流處水溫介於 23.65 至 24.18°C 之間，鹽度表、中、底 3 層水層皆為 34.53 psu，氫離子濃度指數（酸鹼值）介於 pH 8.38 至 8.40 之間，溶氧介於 6.95 至 6.97 mg/L 之間。W14 測站背流處水溫介於 23.66 至 24.15°C 之間，鹽度表、中、底 3 層水層皆為 34.53 psu，氫離子濃度指數（酸鹼值）介於 pH 8.38 至 8.40 之間，溶氧介於 6.95 至 6.99 mg/L 之間。W21 測站向流處水溫介於 23.66 至 23.81°C 之間，鹽度介於 34.53 至 34.54 psu 之間，氫離子濃度指數（酸鹼值）介於 pH 8.38 至 8.40 之間，溶氧介於 6.85 至 6.91 mg/L 之間。W21 測站背流處水溫介於 23.64 至 23.81°C 之間，鹽度介於 34.53 至 34.54 psu 之間，氫離子濃度指數（酸鹼值）表、中、底 3 層水層皆為 pH 8.39，溶氧介於 6.95 至 6.99 mg/L 之間。

第一次海域現場量測結果（表 2-1），3 個測站的水溫介於 23.64 至 24.27°C 之間，皆約為 24°C（圖 2-7），鹽度介於 34.51 至 34.54 psu 之間，皆約為 34.5 psu（圖 2-7），氫離子濃度指數（酸鹼值）介於 pH 8.38 至 8.40 之間（圖 2-8），溶氧介於 6.83 至 7.09 mg/L 之間，皆約為 7.00 mg/L（圖 2-8）。上述數值皆屬於正常海水範圍內，符合我國行政院環境保護署所公布之乙類海域海洋環境品質標準。但其中氫離子濃度指數（酸鹼值）稍高於行政院環境保護署「全國環境水質監測資訊網」所公布之海域測站水質資料，2014-2018 新竹苗栗沿海季水質資料氫離子濃度指數（酸鹼值）約為 pH 8.00 至 8.30，稍低於第一次海域調查 3 個測站現場量測的 pH 8.38 至 8.40。

表 2-1、第一次海域調查現場量測之水質測值

測站	向／背流	深度 (公尺)	分層	水溫 (°C)	鹽度 (psu)	酸鹼值 pH	溶氧 (mg/L)
對照測站	—	14.57	表層	24.27	34.51	8.39	7.04
			中層	23.96	34.52	8.39	6.99
			底層	23.71	34.53	8.40	7.09
W14 測站	向	15.55	表層	24.18	34.53	8.38	6.95
			中層	23.69	34.53	8.39	6.96
			底層	23.65	34.53	8.40	6.97
	背	14.61	表層	24.15	34.53	8.39	6.95
			中層	23.71	34.53	8.39	6.95
			底層	23.66	34.53	8.40	6.99
W21 測站	向	18.85	表層	23.81	34.54	8.38	6.91
			中層	23.68	34.53	8.38	6.89
			底層	23.66	34.53	8.40	6.85
	背	17.46	表層	23.81	34.54	8.39	6.88
			中層	23.68	34.53	8.39	6.88
			底層	23.64	34.53	8.39	6.83
乙類海域海洋環境品質標準				-	-	7.50至 8.50	5.0 以上

第一次調查日期：4月17日、4月20日

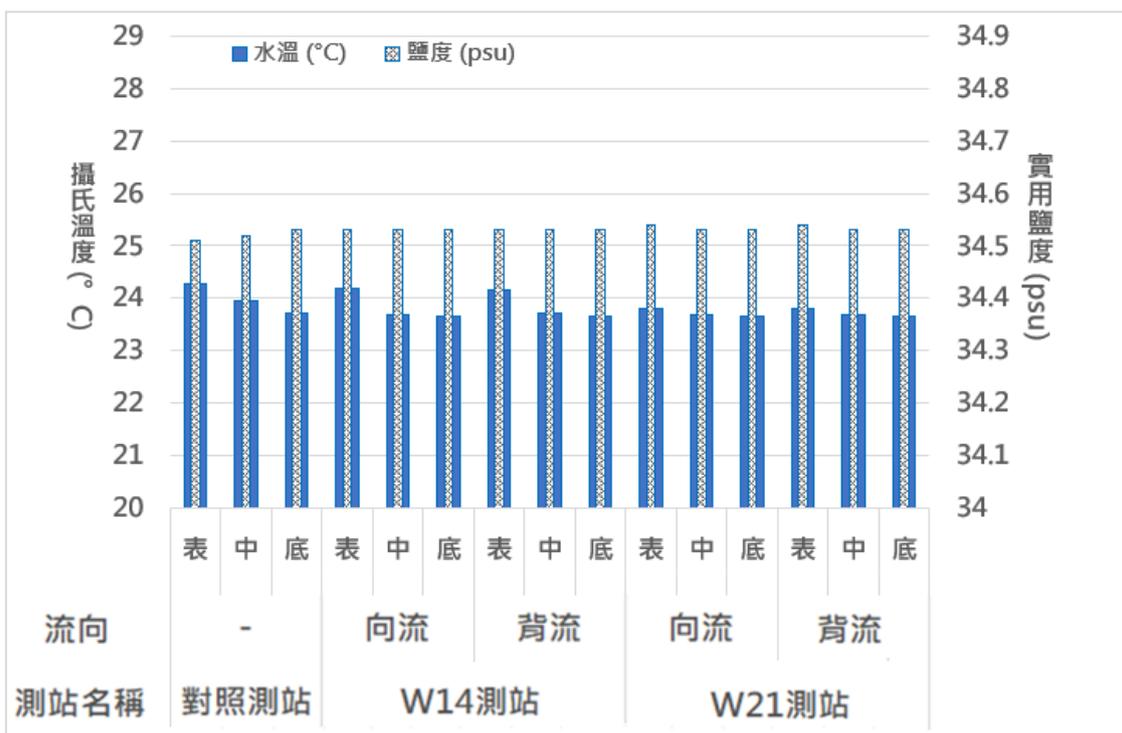


圖 2-7、第一次海域水質調查水溫及鹽度結果

第一次調查日期：4月17日、4月20日

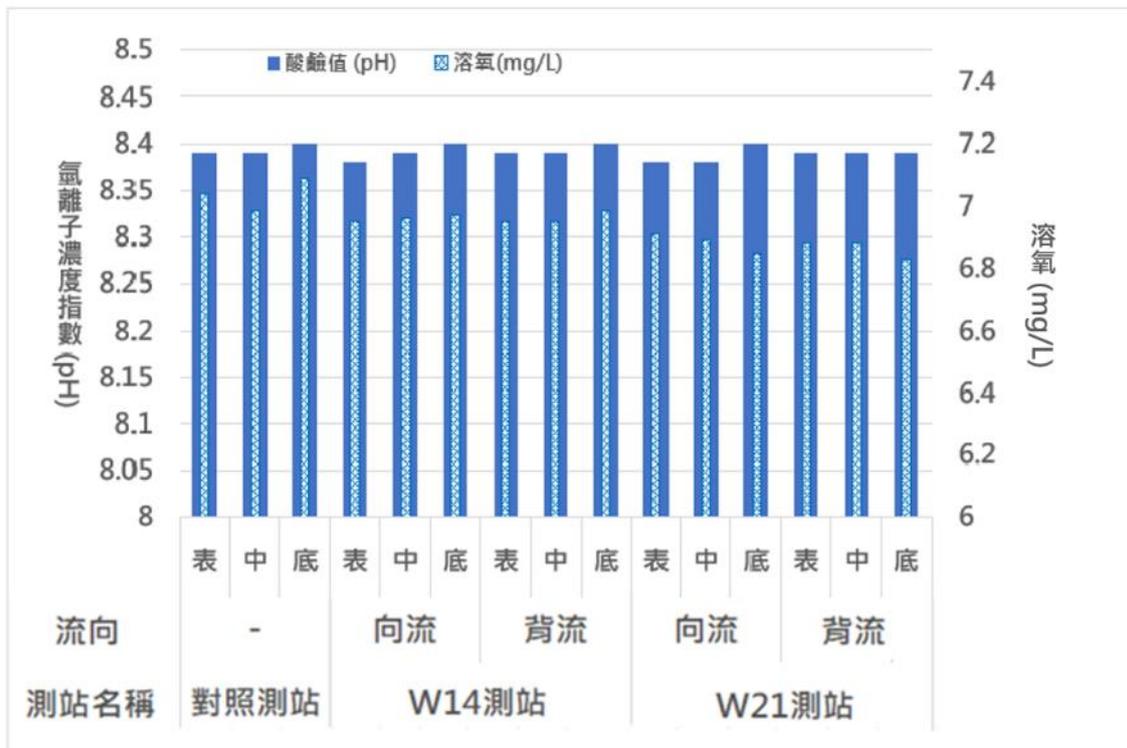


圖 2-8、第一次海域水質調查酸鹼值及溶氧結果

第一次調查日期：4月17日、4月20日

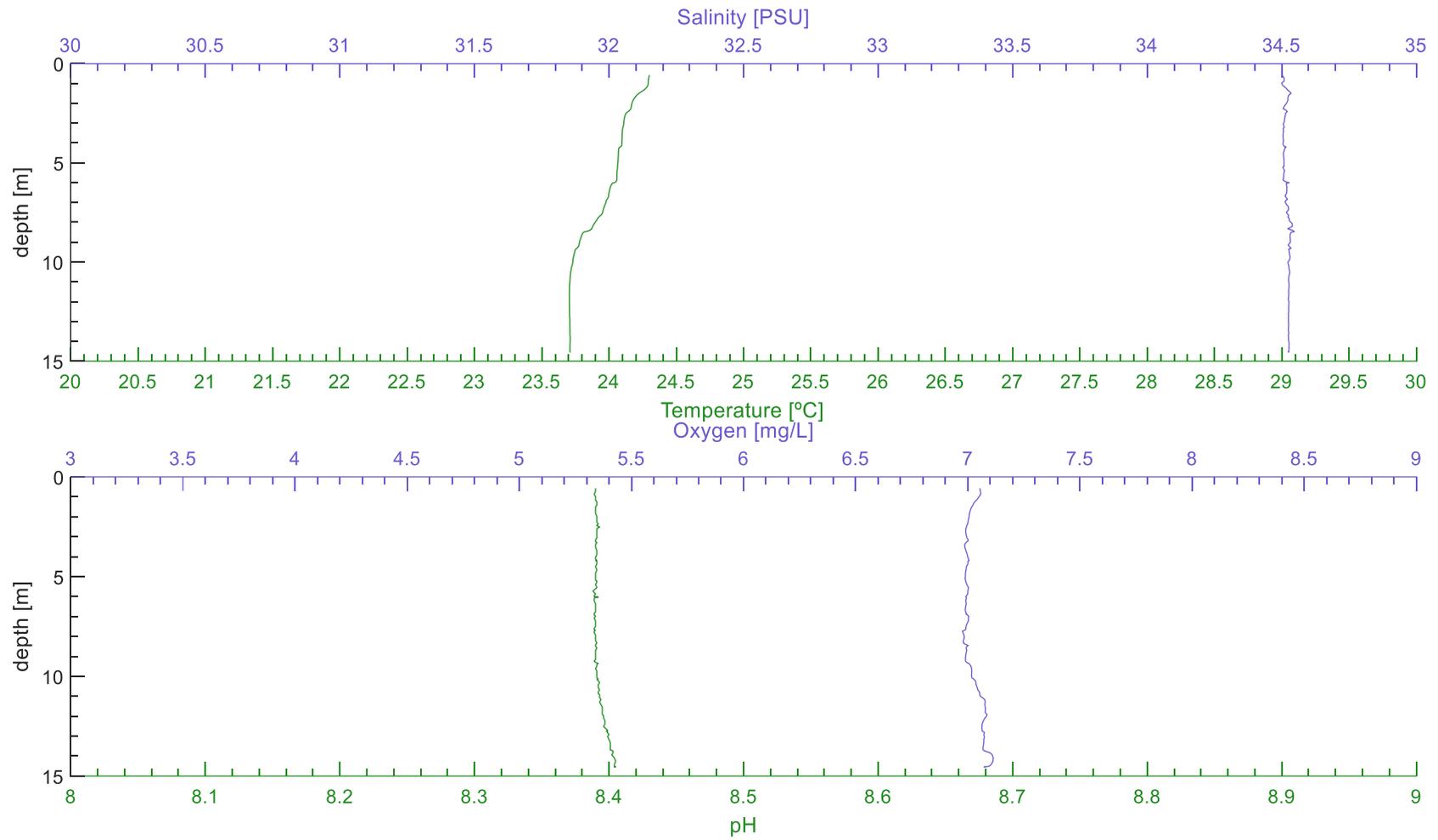


圖 2-9、第一次海域調查對照測站 CTD 量測結果

第一次調查日期：4月17日、4月20日

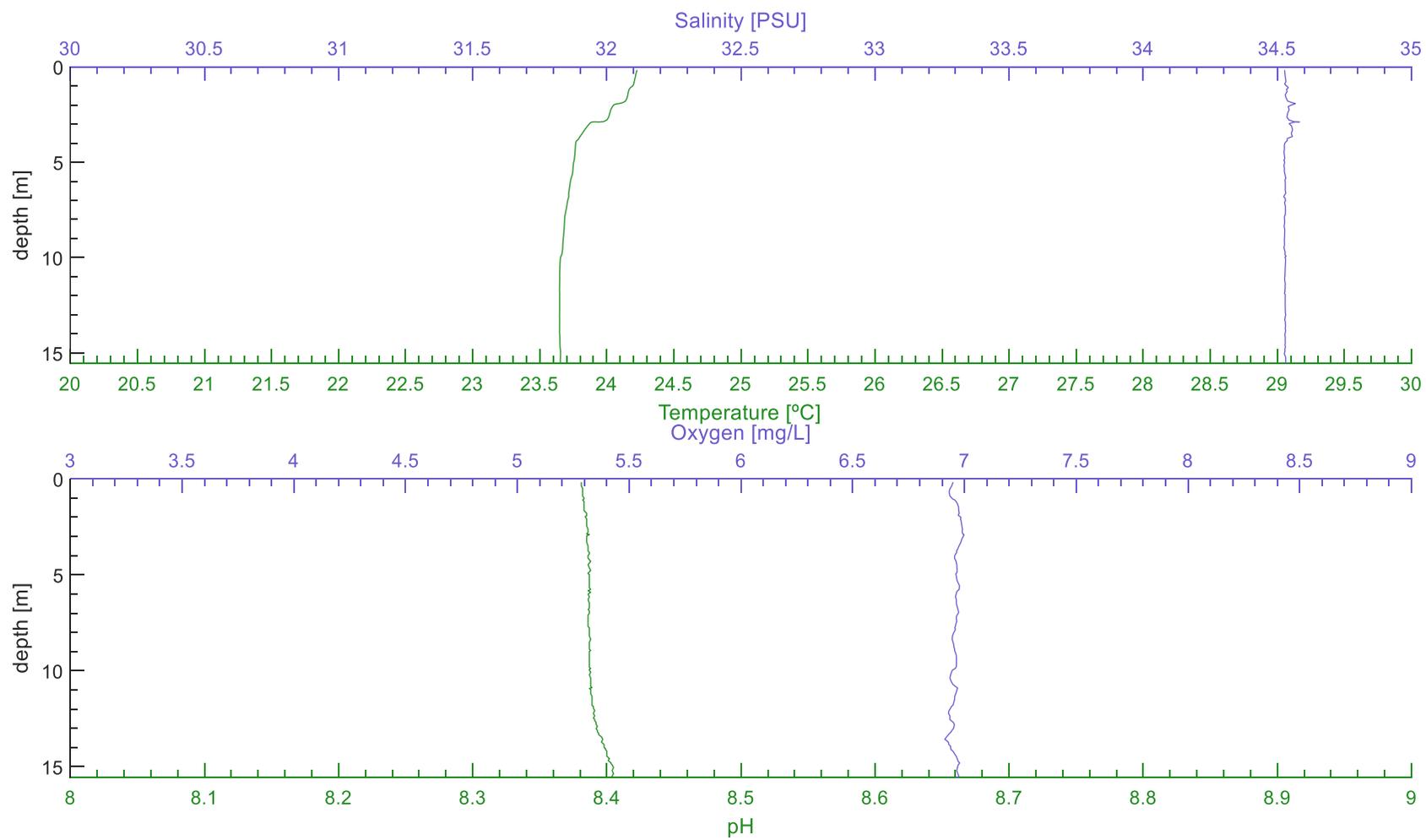


圖 2-10、第一次海域調查 W14 測站向流面 CTD 量測結果

第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

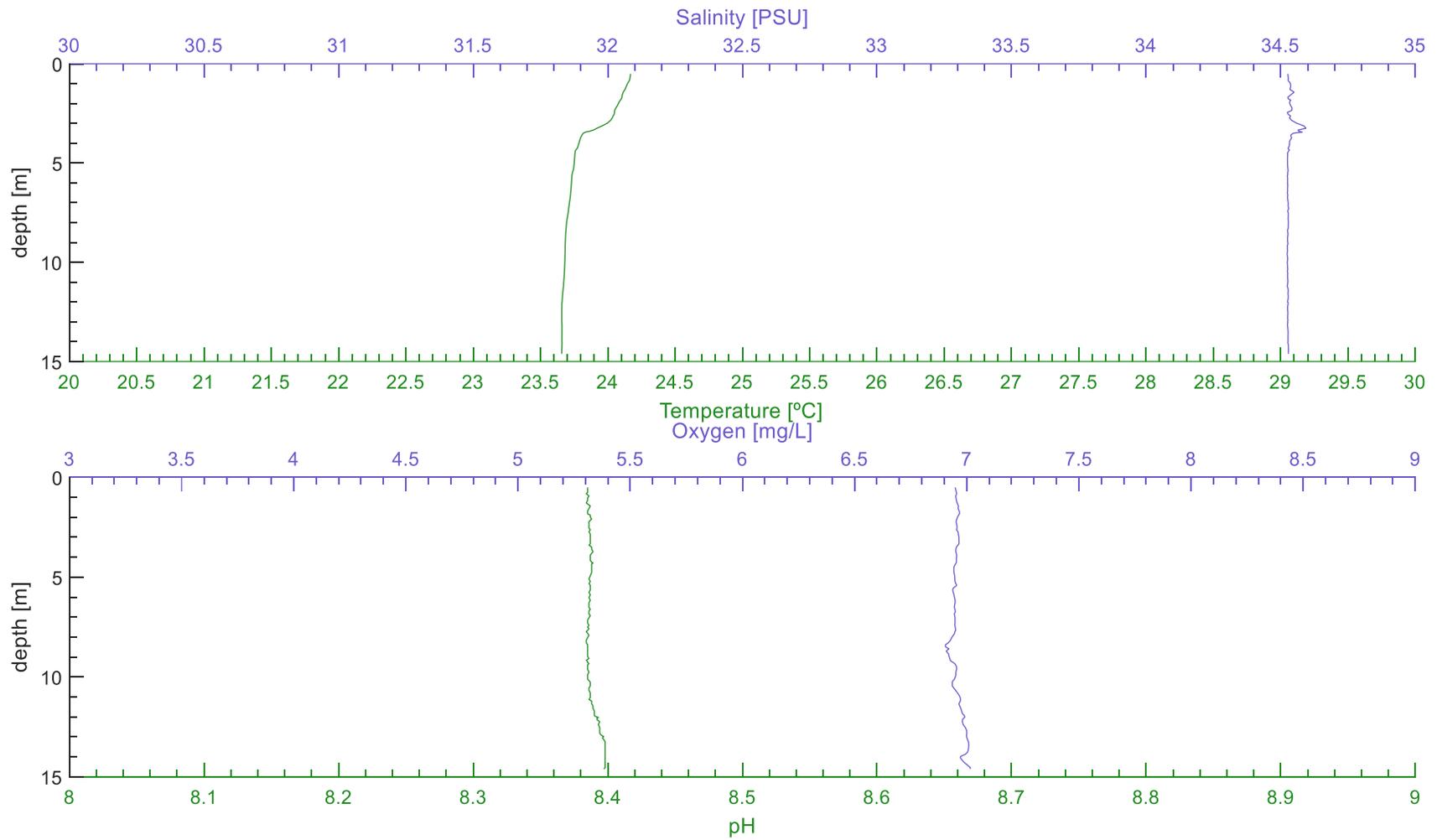


圖 2-11、第一次海域調查 W14 測站背流面 CTD 量測結果

第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

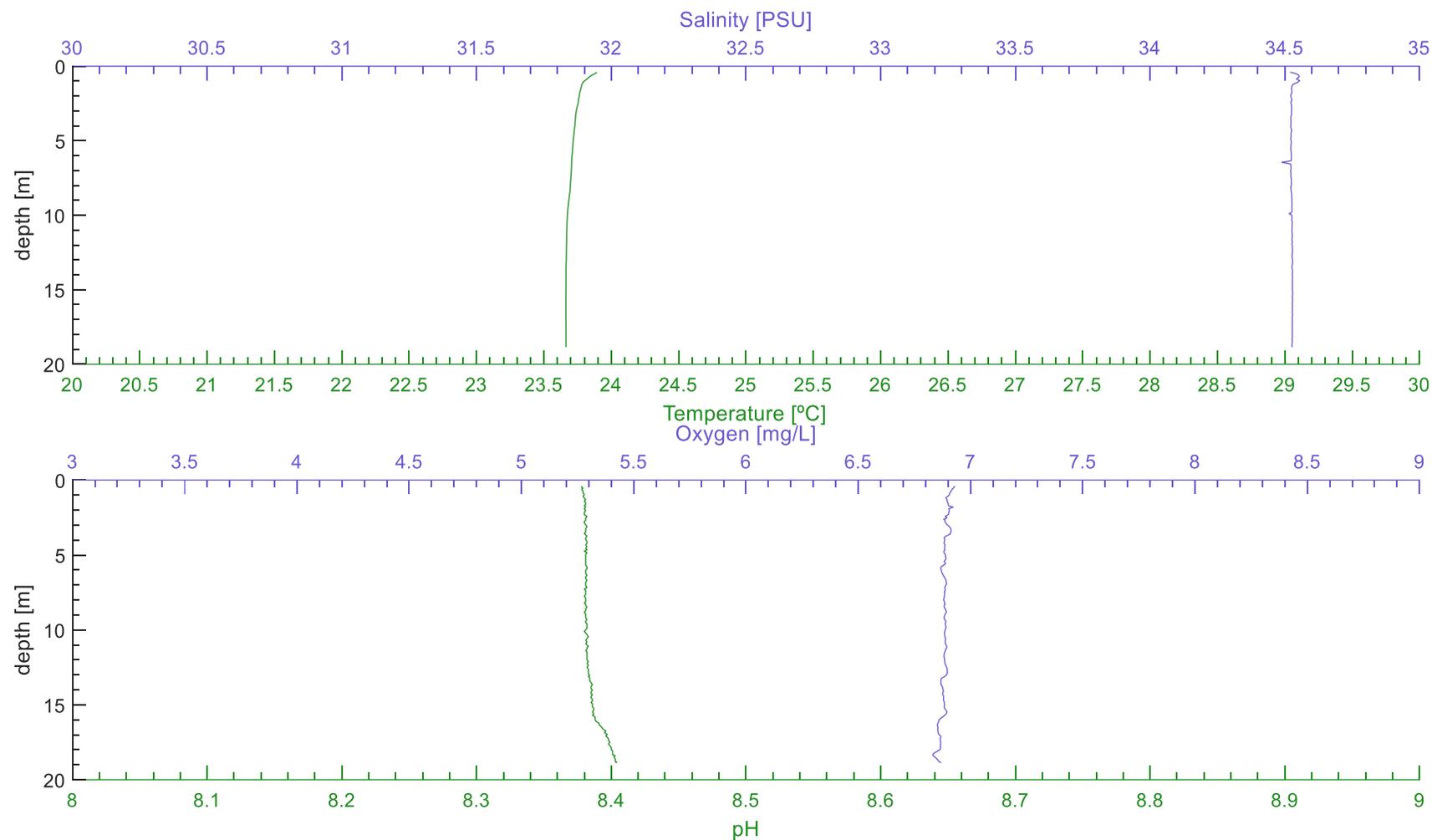


圖 2-12、第一次海域調查 W21 測站向流面 CTD 量測結果

第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

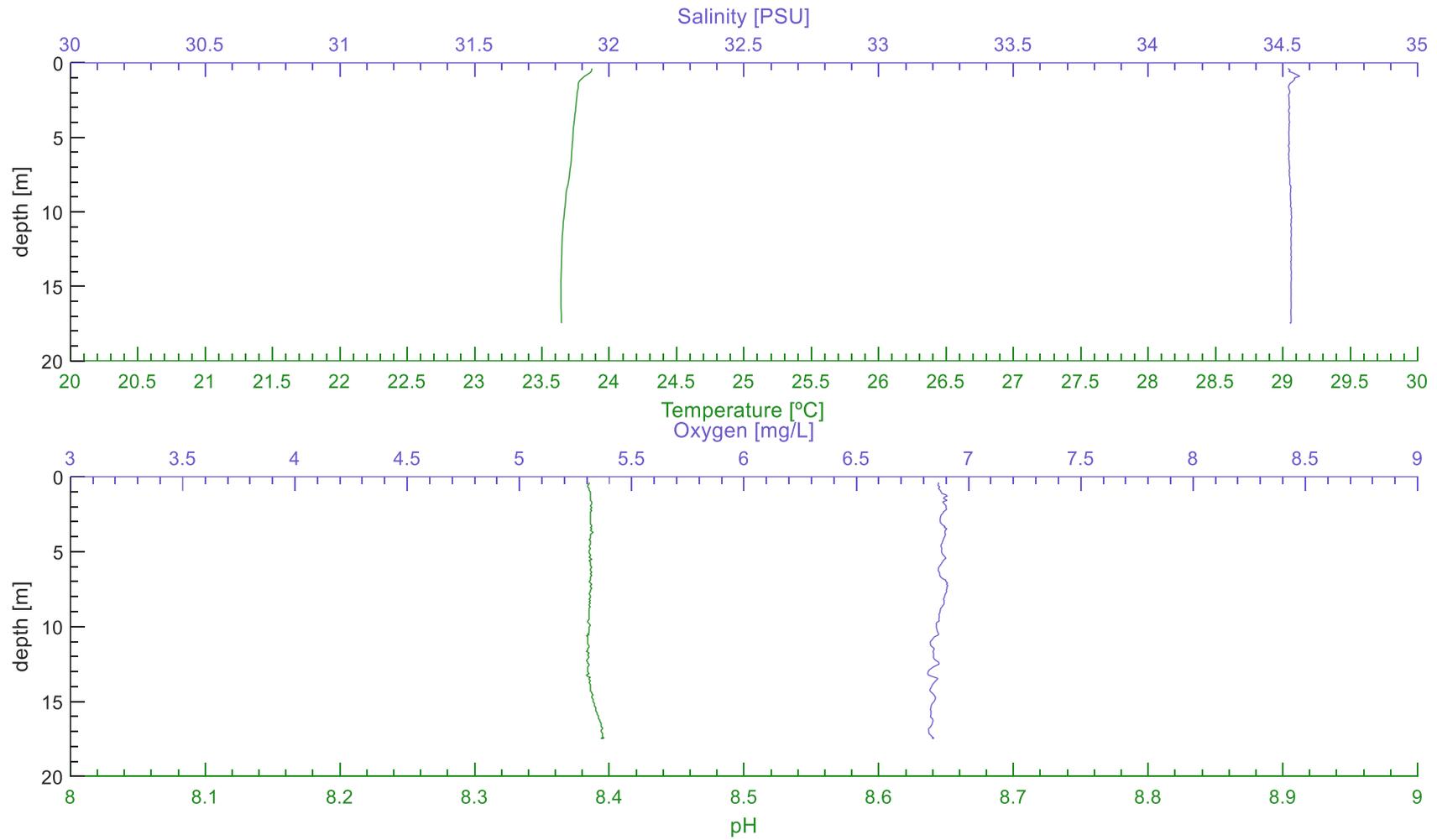


圖 2-13、第一次海域調查 W21 測站背流面 CTD 量測結果

第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

第二次海域現場量測結果（表 2-2），以各測站的各流向量測結果來看。對照測站水溫介於 30.48 至 31.08°C 之間，鹽度介於 33.88 至 33.92 psu 之間，氫離子濃度指數（酸鹼值）介於 pH 8.33 至 8.34 之間，溶氧介於 6.61 至 6.97 mg/L 之間。W14 測站向流處水溫介於 30.49 至 31.07°C 之間，鹽度介於 33.81 至 33.93 psu 之間，氫離子濃度指數（酸鹼值）介於 pH 8.32 至 8.35 之間，溶氧介於 6.42 至 7.06 mg/L 之間。W14 測站背流處水溫介於 30.51 至 30.97°C 之間，鹽度介於 33.85 至 33.93 psu 之間，氫離子濃度指數（酸鹼值）介於 pH 8.32 至 8.34 之間，溶氧介於 6.44 至 6.91 mg/L 之間。W21 測站向流處水溫介於 30.49 至 30.92°C 之間，鹽度介於 33.84 至 33.93 psu 之間，氫離子濃度指數（酸鹼值）介於 pH 8.32 至 8.33 之間，溶氧介於 6.34 至 6.82 mg/L 之間。W21 測站背流處水溫介於 30.49 至 31.02°C 之間，鹽度介於 33.82 至 33.93 psu 之間，氫離子濃度指數（酸鹼值）介於 pH 8.31 至 8.35 之間，溶氧介於 6.36 至 6.91 mg/L 之間。

第二次海域現場量測結果（表 2-2），3 個測站的水溫介於 30.48 至 31.08°C 之間，平均為 30.7°C（圖 2-14），鹽度介於 33.81 至 33.93 psu 之間，平均為 33.89 psu（圖 2-14），氫離子濃度指數（酸鹼值）介於 pH 8.31 至 8.35 之間（圖 2-15），溶氧介於 6.34 至 7.06 mg/L 之間（圖 2-15）。上述數值皆屬於正常海水範圍內，符合我國行政院環境保護署所公布之乙類海域海洋環境品質標準。

表 2-2、第二次海域調查現場量測之水質測值

測站	向／背流	深度 (公尺)	分層	水溫 (°C)	鹽度 (psu)	酸鹼值 pH	溶氧 (mg/L)
對照測站	—	18.02	表層	31.08	33.88	8.34	6.94
			中層	30.56	33.90	8.33	6.74
			底層	30.48	33.92	8.33	6.61
W14 測站	向	17.22	表層	31.07	33.81	8.35	7.06
			中層	30.69	33.89	8.32	6.68
			底層	30.49	33.93	8.32	6.42
	背	15.98	表層	30.97	33.85	8.34	6.91
			中層	30.63	33.90	8.32	6.62
			底層	30.51	33.93	8.32	6.44
W21 測站	向	16.79	表層	30.92	33.84	8.33	6.82
			中層	30.65	33.90	8.32	6.61
			底層	30.49	33.93	8.32	6.34
	背	19.25	表層	31.02	33.82	8.35	6.91
			中層	30.69	33.88	8.32	6.64
			底層	30.49	33.93	8.31	6.36
乙類海域海洋環境品質標準				-	-	7.50至 8.50	5.0 以上

第二次調查日期：8月20日、8月21日

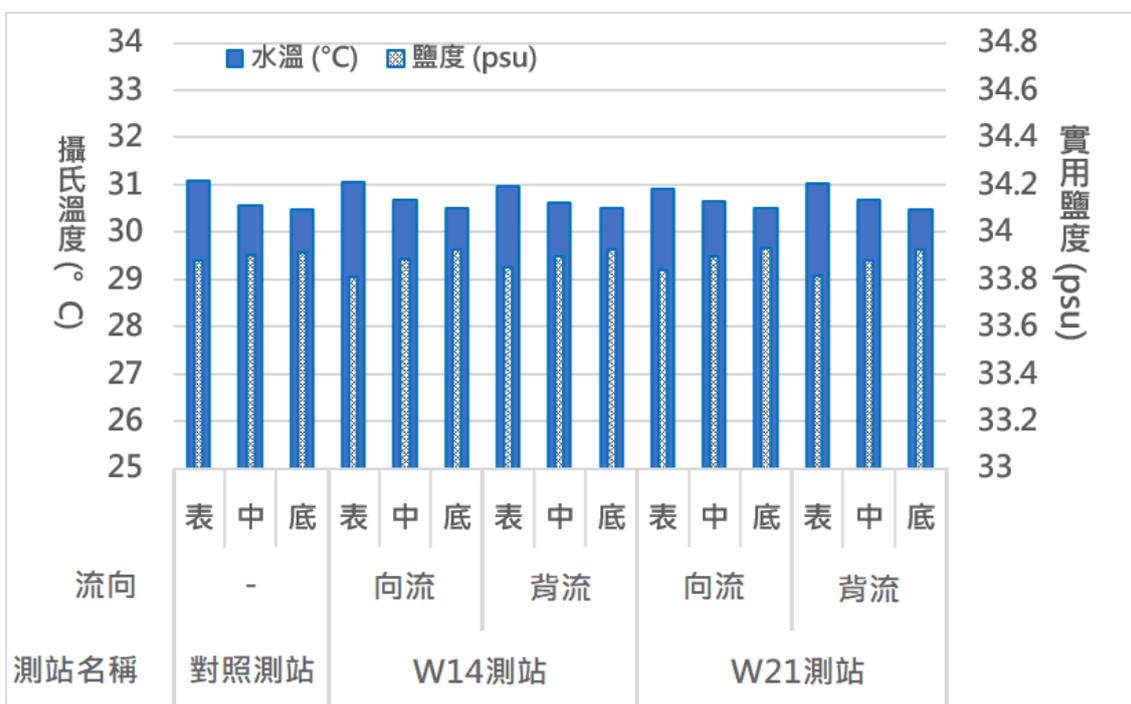


圖 2-14、第二次海域水質調查水溫及鹽度結果

第二次調查日期：8月20日、8月21日

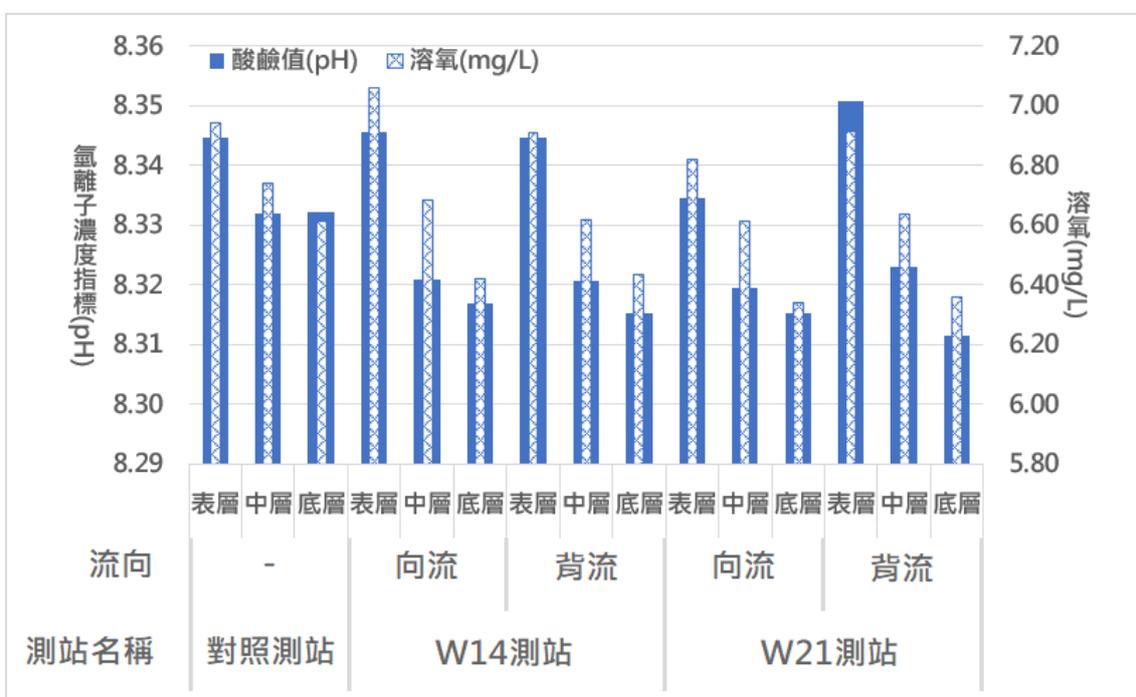


圖 2-15、第二次海域水質調查酸鹼值及溶氧結果

第二次調查日期：8月20日、8月21日

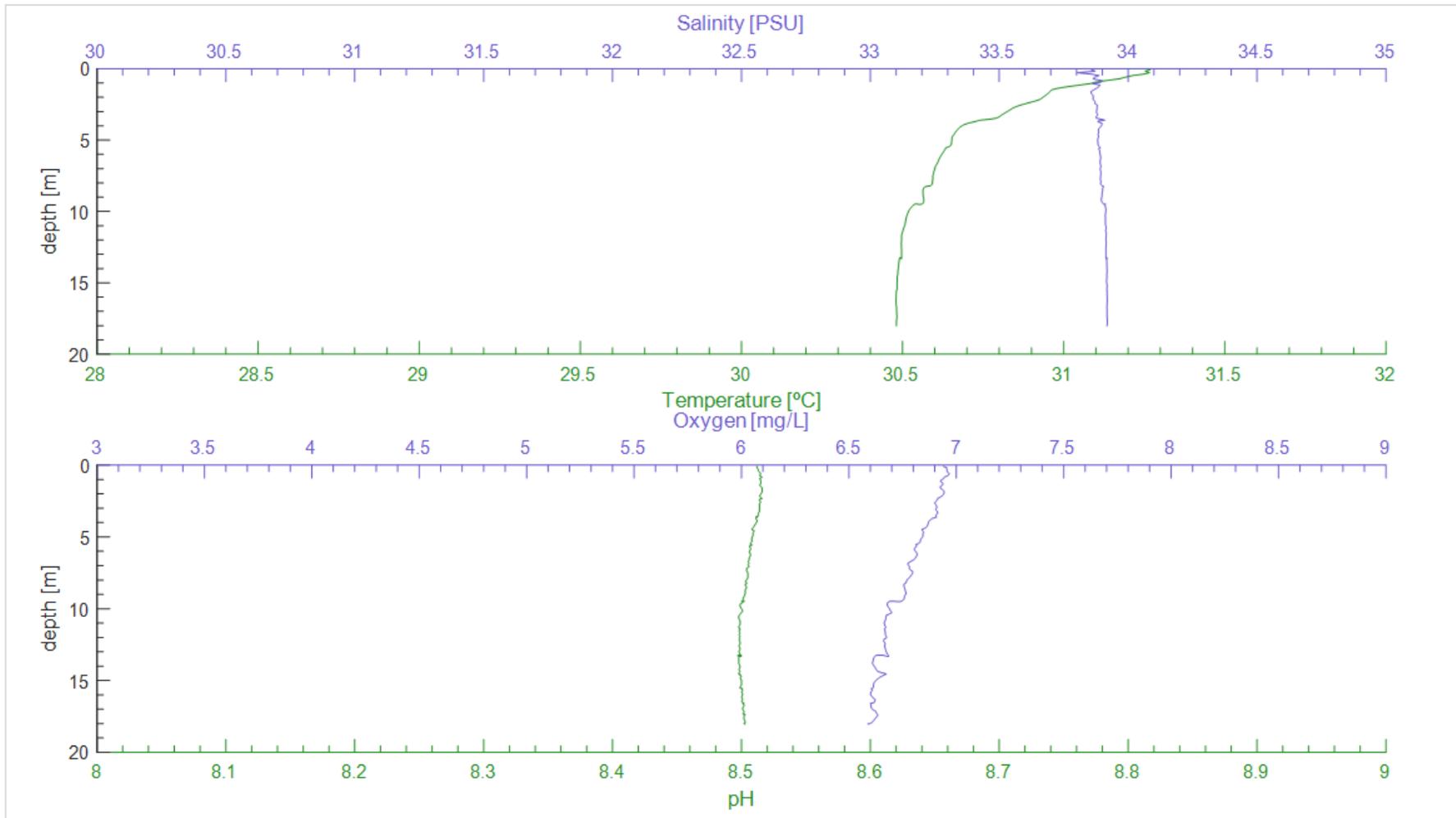


圖 2-16、第二次海域調查對照測站 CTD 量測結果

第二次調查日期：8月20日、8月21日

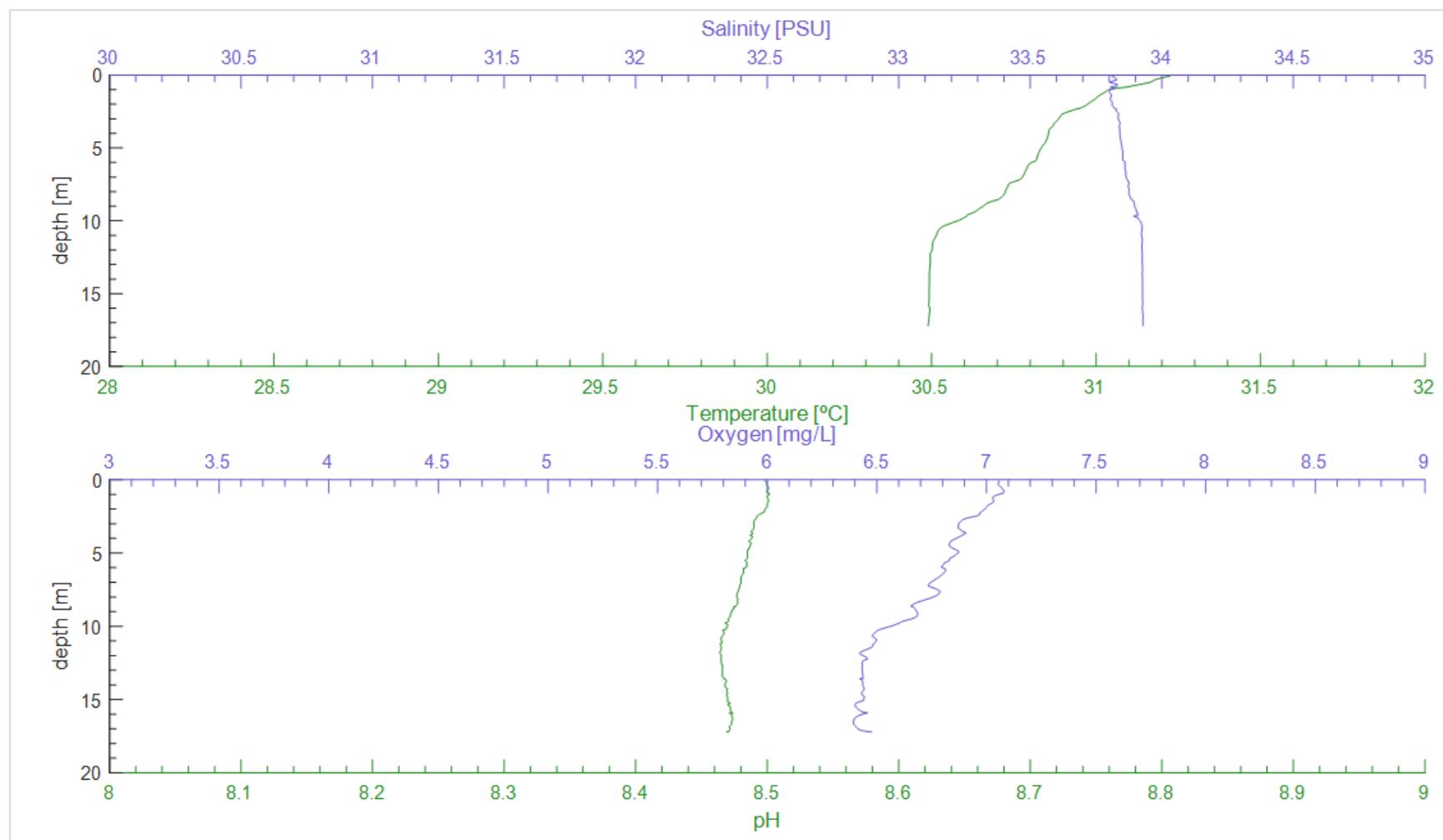


圖 2-17、第二次海域調查 W14 測站向流面 CTD 量測結果

第二次調查日期：8月20日、8月21日

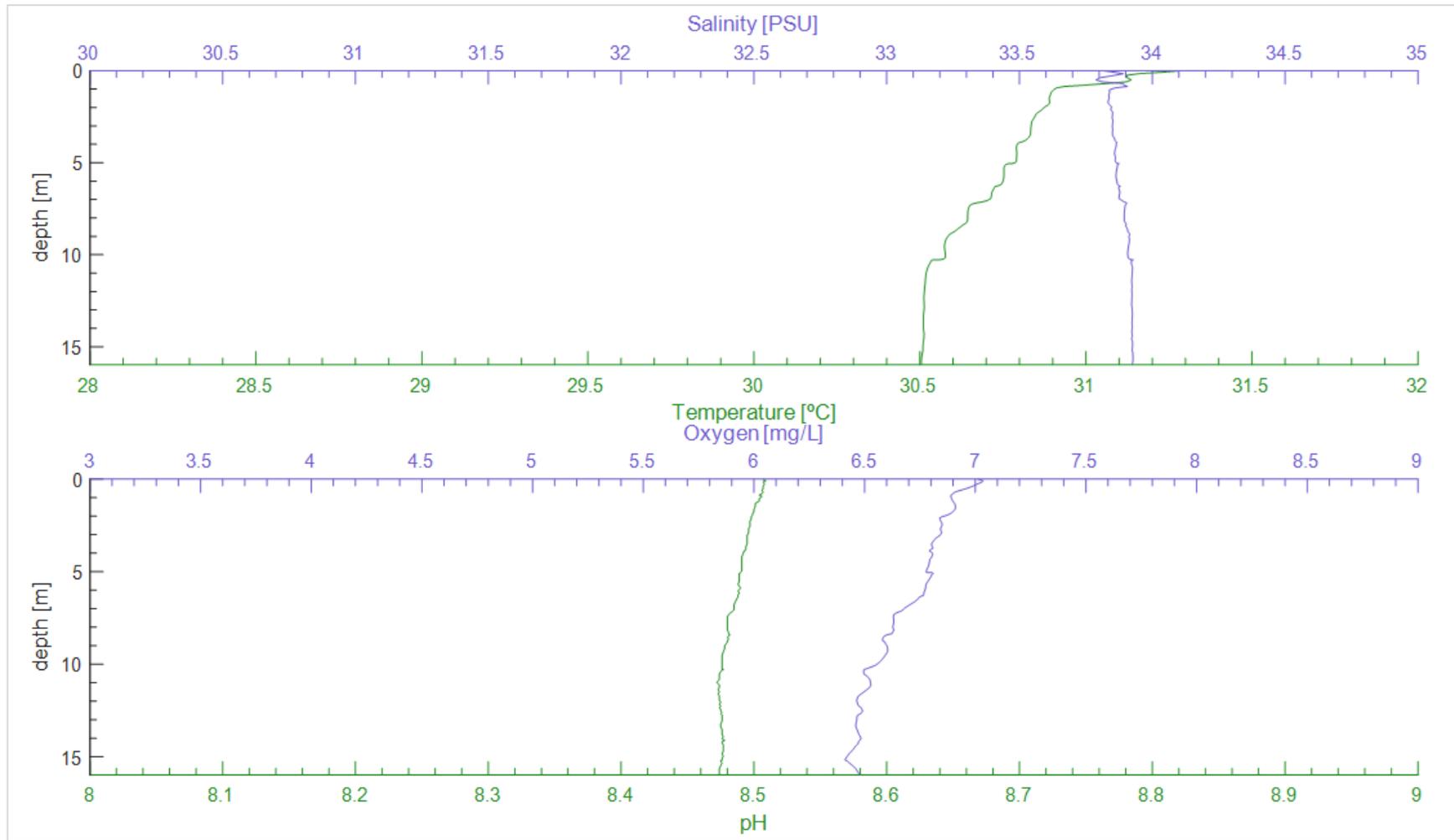


圖 2-18、第二次海域調查 W14 測站背流面 CTD 量測結果

第二次調查日期：8 月 20 日、8 月 21 日

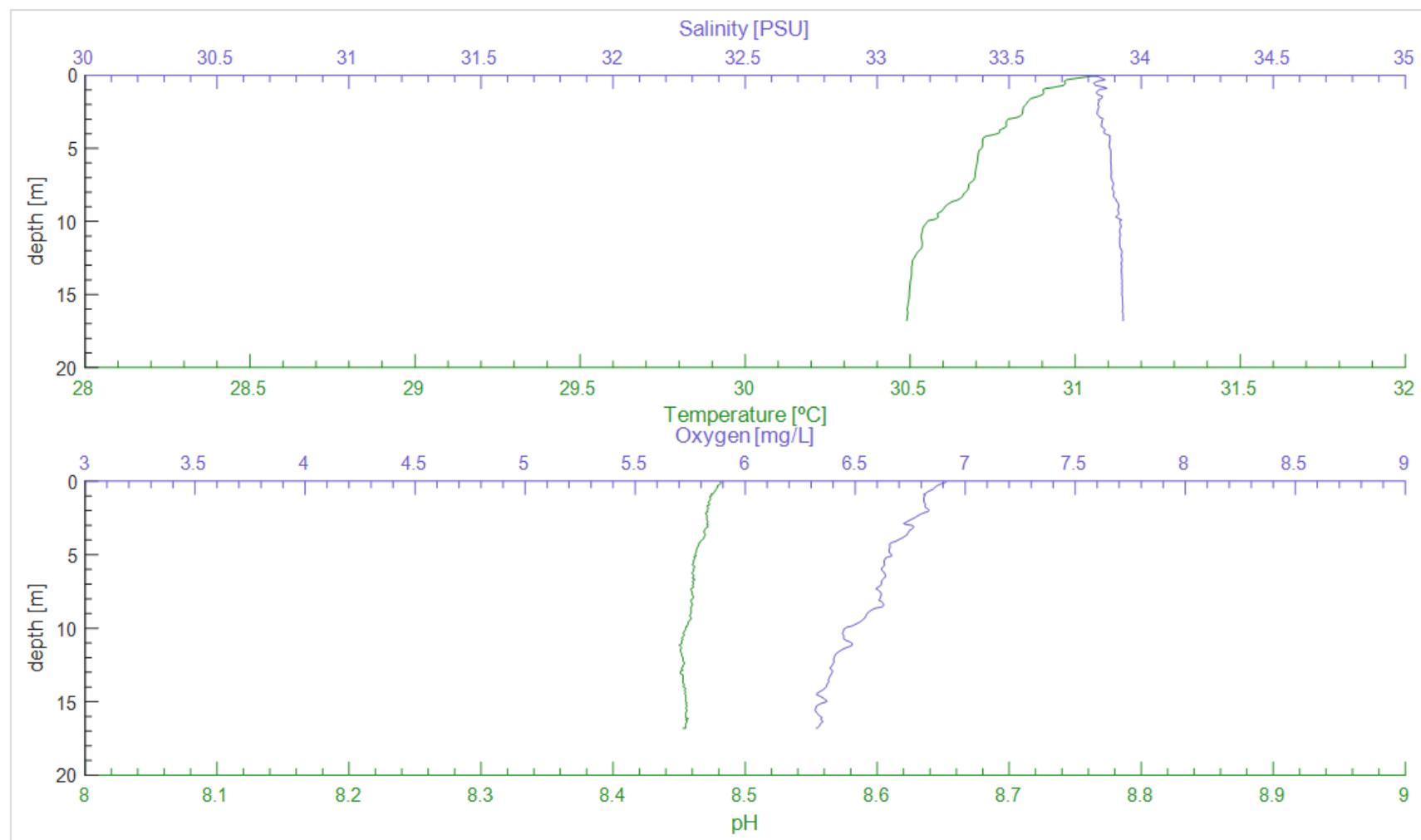


圖 2-19、第二次海域調查 W21 測站向流面 CTD 量測結果

第二次調查日期：8 月 20 日、8 月 21 日

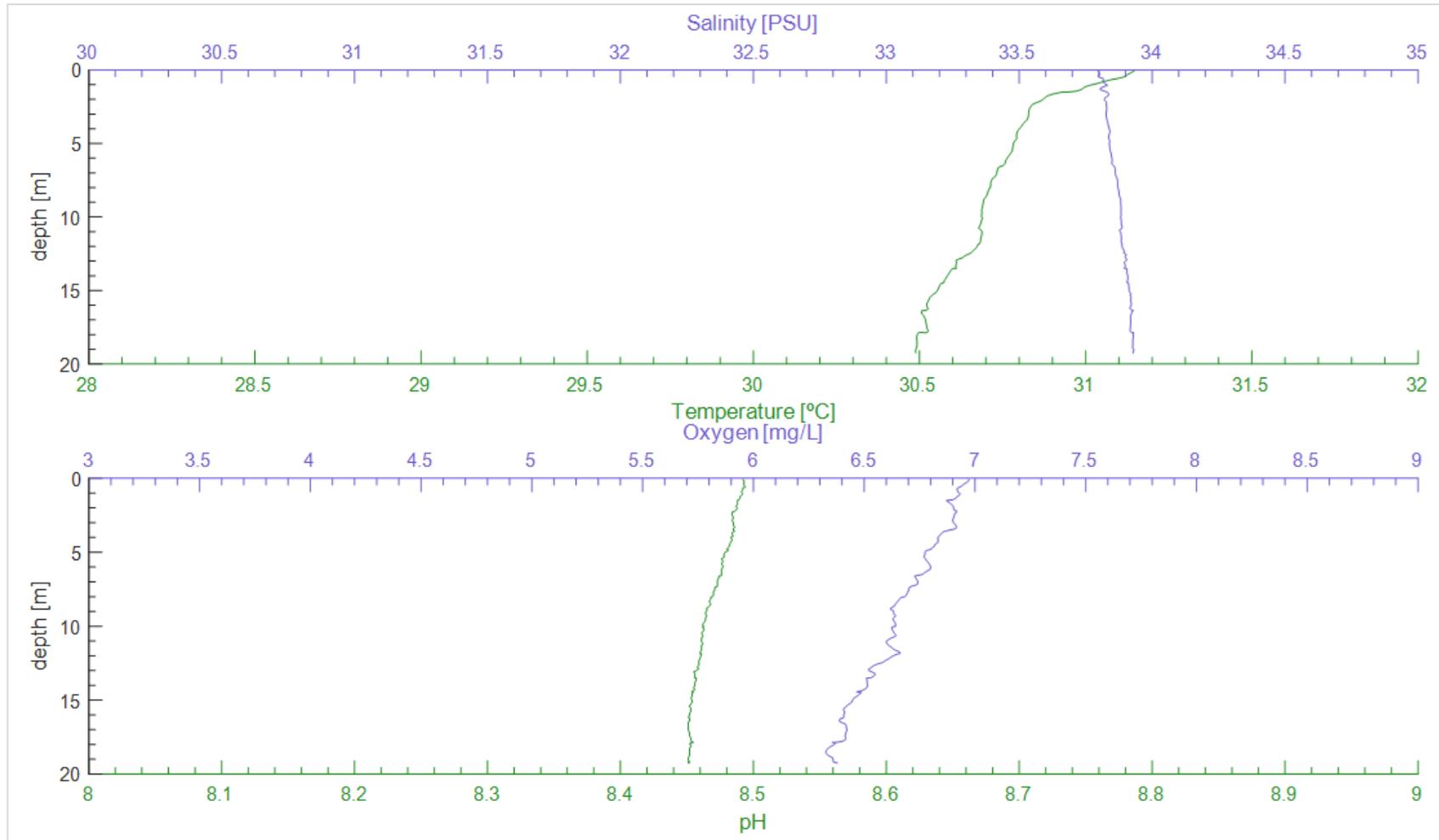


圖 2-20、第二次海域調查 W21 測站背流面 CTD 量測結果

第二次調查日期：8 月 20 日、8 月 21 日

(二) 水質檢測結果

乙類海域海洋環境品質中，部分需於實驗室進行檢測之水質項目，則於各測站進行海域水體樣本採集，採集情形如圖 2-6 所示，第一次海域調查分析結果如表 2-3，第二次海域調查分析結果如表 2-4。

第一次海域水質檢測結果（表 2-3），對照測站的生化需氧量(BOD)介於 1.65 至 2.90 mg/L 之間，氰化物檢驗值表、中、底 3 層水層皆低於方法偵測極限(MDL)，酚類檢驗值表、中、底 3 層水層皆低於檢量線最低濃度 0.0050 mg/L，礦物性油脂檢驗值表、中、底 3 層水層皆低於檢量線最低濃度 1.5 mg/L，海水中鋅元素濃度介於 0.0080 至 0.0127 mg/L 之間，海水中鋁元素濃度介於 0.066 至 0.087 mg/L 之間。W14 測站的生化需氧量(BOD)介於 1.76 至 2.17 mg/L 之間，氰化物檢驗值表、中、底 3 層水層皆低於方法偵測極限(MDL)，酚類檢驗值表、中、底 3 層水層皆低於檢量線最低濃度 0.0050 mg/L，礦物性油脂檢驗值表、中、底 3 層水層皆低於檢量線最低濃度 1.5 mg/L，海水中鋅元素濃度介於 0.0045 至 0.0085 mg/L 之間，海水中鋁元素濃度介於 0.062 至 0.100 mg/L 之間。W21 測站的生化需氧量(BOD)介於 1.83 至 2.34 mg/L 之間，氰化物檢驗值表、中、底 3 層水層皆低於方法偵測極限(MDL)，酚類檢驗值表、中、底 3 層水層皆低於檢量線最低濃度 0.0050 mg/L，礦物性油脂檢驗值表、中、底 3 層水層皆低於檢量線最低濃度 1.5 mg/L，海水中鋅元素濃度介於 0.0034 至 0.0067 mg/L 之間，海水中鋁元素濃度介於 0.052 至 0.072 mg/L 之間（圖 2-21）。

第一次海域水質檢測結果，3 個測站的檢驗結果皆符合我國行政院環境保護署所公布之乙類海域海洋環境品質標準。除了海水中鋁元素含量我國目前尚未有相關管制標準，行政院環境保護署環境檢驗所亦尚未公布海水中鋁元素的標準檢驗方法，缺乏相關比較標準。

表 2-3、第一次海域調查測站水質檢測結果

測站	向／背流	分層	BOD (mg/L)	氰化物 (mg/L)	酚類 (mg/L)	礦物性油脂 (mg/L)	鋅 (mg/L)	鋁 (mg/L)
對照測站	-	表層	2.54	ND	<0.0050	<1.5	0.0097	0.066
		中層	2.90	ND	<0.0050	<1.5	0.0127	0.079
		底層	1.65	ND	<0.0050	<1.5	0.0080	0.087
W14 測站	背	表層	1.76	ND	<0.0050	<1.5	0.0045	0.100
		中層	2.00	ND	<0.0050	<1.5	0.0072	0.064
		底層	2.17	ND	<0.0050	<1.5	0.0085	0.062
W21 測站	背	表層	1.83	ND	<0.0050	<1.5	0.0034	0.052
		中層	2.34	ND	<0.0050	<1.5	0.0038	0.072
		底層	2.23	ND	<0.0050	<1.5	0.0067	0.057
乙類海域海洋環境品質標準			3 以下	0.01	0.005	2.0	0.500	-

註 1：氰化物測值之 ND 代表樣品檢驗值低於方法偵測極限(MDL)，MDL=0.0026 mg/L。

註 2：檢驗值低於檢量線最低濃度而高於方法偵測極限(MDL)時，以”<” 檢量線最低濃度值表示。

第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

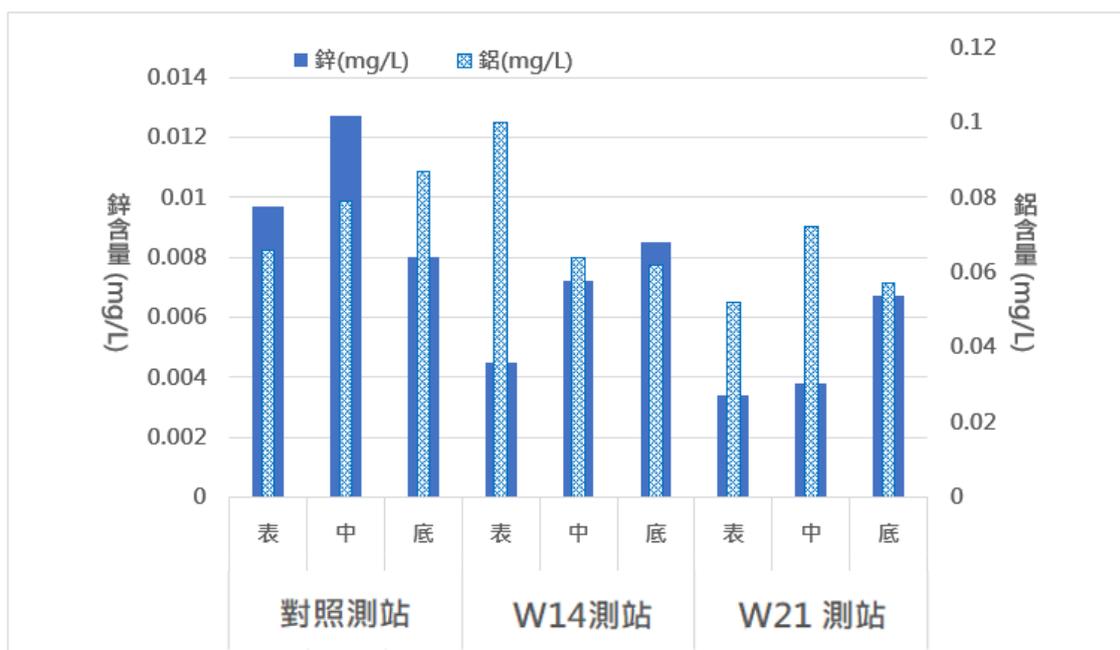


圖 2-21、第一次海域調查海水中鋁及鋅元素分析結果

第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

第二次海域水質檢測結果（表 2-4），對照測站的生化需氧量(BOD)介於 1.63 至 1.95 mg/L 之間，氰化物檢驗值 W14 皆低於方法偵測極限(MDL)，酚類檢驗值皆低於方法偵測極限(MDL)，礦物性油脂檢驗值表、中、底 3 層水層皆低於檢量線最低濃度 1.5 mg/L，海水中鋅元素濃度介於 0.0068 至 0.0113 mg/L 之間，海水中鋁元素濃度介於 0.057 至 0.097 mg/L 之間。W14 測站的生化需氧量(BOD)介於 1.36 至 2.11 mg/L 之間，氰化物檢驗值表、中、底 3 層水層皆低於方法偵測極限(MDL)，酚類檢驗值表層及底層低於檢量線最低濃度 0.0050 mg/L，中層低於方法偵測極限(MDL)，礦物性油脂檢驗值表、中、底 3 層水層皆低於檢量線最低濃度 1.5 mg/L，海水中鋅元素濃度介於 0.0083 至 0.0107 mg/L 之間，海水中鋁元素濃度介於 0.053 至 0.089 mg/L 之間。W21 測站的生化需氧量(BOD)介於 1.34 至 2.40 mg/L 之間，氰化物檢驗值表、中、底 3 層水層皆低於方法偵測極限(MDL)，酚類檢驗值表及底層皆低於檢量線最低濃度 0.0050 mg/L，中層低於方法偵測極限(MDL)，礦物性油脂檢驗值表、中、底 3 層水層皆低於檢量線最低濃度 1.5 mg/L，海水中鋅元素濃度介於 0.0040 至 0.0169 mg/L 之間，海水中鋁元素濃度介於 0.056 至 0.065 mg/L 之間（圖 2-22）。

第二次海域水質檢測結果與第一次海域水質檢測結果相同，3 個測站的檢驗結果皆符合我國行政院環境保護署所公布之乙類海域海洋環境品質標準。除了海水中鋁元素含量我國目前尚未有相關管制標準，行政院環境保護署環境檢驗所亦尚未公布海水中鋁元素的標準檢驗方法，缺乏相關比較標準。

表 2-4、第二次海域調查測站水質環境分析結果

測站	向／背流	分層	BOD (mg/L)	氰化物 (mg/L)	酚類 (mg/L)	礦物性油脂 (mg/L)	鋅 (mg/L)	鋁 (mg/L)
對照測站	-	表層	1.63	ND	ND	<1.5	0.0068	0.057
		中層	1.85	ND	ND	<1.5	0.0091	0.060
		底層	1.95	ND	ND	<1.5	0.0113	0.097
W14 測站	背	表層	2.11	ND	<0.0050	<1.5	0.0107	0.089
		中層	1.90	ND	ND	<1.5	0.0103	0.054
		底層	1.36	ND	<0.0050	<1.5	0.0083	0.053
W21 測站	背	表層	2.40	ND	<0.0050	<1.5	0.0040	0.056
		中層	1.34	ND	ND	<1.5	0.0169	0.065
		底層	1.69	ND	<0.0050	<1.5	0.0108	0.058
乙類海域海洋環境品質標準			3 以下	0.01	0.005	2.0	0.500	-

註 1：氰化物測值之 ND 代表樣品檢驗值低於方法偵測極限(MDL)，MDL=0.0026 mg/L。

註 2：酚類測值之 ND 代表樣品檢驗值低於方法偵測極限(MDL)，MDL=0.0016 mg/L。

註 3：檢驗值低於檢量線最低濃度而高於方法偵測極限(MDL)時，以”<” 檢量線最低濃度

第二次調查日期：8 月 20 日、8 月 21 日

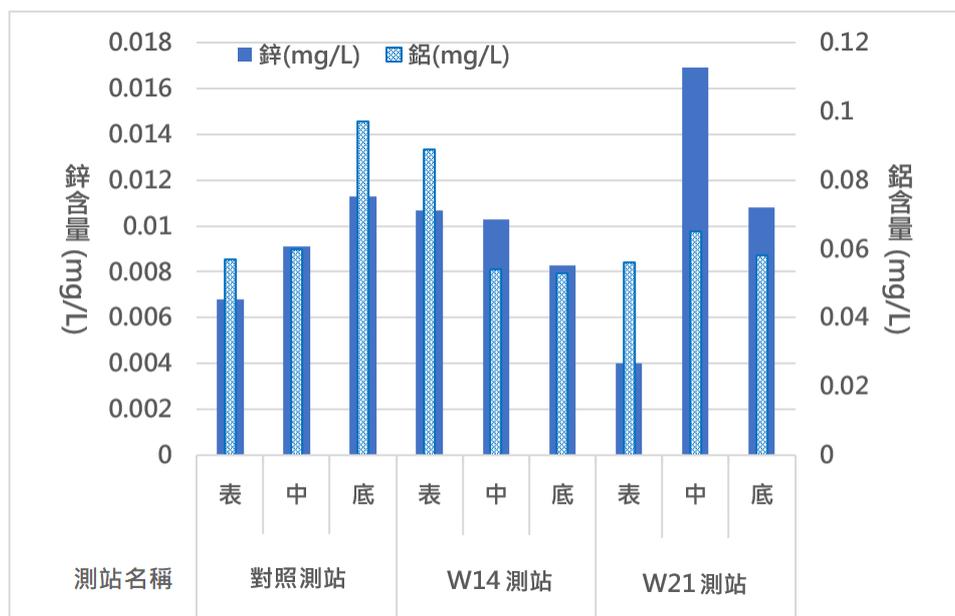


圖 2-22、第二次海域調查海水中鋁及鋅元素分析結果

第二次調查日期：8 月 20 日、8 月 21 日

二、海域底質

對照測站、W14 測站及 W21 測站海域底質調查（圖 2-23 至圖 2-25），海域底質調查期間對照測站底質為大面積的軟底質海床（圖 2-26），與海洋竹南離岸風場 (Formosa I) 範圍內大部分區域的施工前底質結構相同。W14 測站根據過往採集資料顯示，本測站於風機設置前海床為軟底質結構，而設置風機時，風機基樁附近施作拋石工程，基樁位置之海域底質改變為礁岩網袋底質（圖 2-27），但拋石工程範圍外的區域依然為大面積軟底質海床，可以進行底質樣本採集。而 W21 測站則由於設置風機時所作的拋石工程，加上本測站施工前即為礁岩底質類型，因此目前本測站周圍為大面積礁岩底質（圖 2-28），於測站位置並沒有適合底質樣本採集的軟底質海床。因此 W21 測站的底質樣本採集以儘可能採集距 W21 風機基樁最近位置之底質樣本為原則，進行 W21 測站底質樣本採集。

3 個測站的第一次調查海域底質結果（表 2-5），中值粒徑(D₅₀)介於 0.068 至 0.075 mm 之間，含泥率介於 43.9 至 46.5 %之間，有機碳介於 0.35 至 0.96 %之間，皆屬於極細砂（中值粒徑 0.065 至 1.25 mm）的砂泥底質（圖 2-29）。底質中鋅含量介於 70.2 至 92.7 mg/kg 之間，底質中鋁含量介於 9,950 至 13,700 mg/kg 之間（圖 2-30），底質中鋁含量約占底質重量中的 1%。其中 3 個測站的底質中鋅含量皆低於「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」的下限值 140.0 mg/kg，屬於符合我國法規規範之鋅含量。底質中鋁含量則因為鋁屬於地殼中的巨量元素，因此底質中鋁含量大約 1.0 至 1.4 %之間。

表 2-5、第一次海域調查底質環境測值分析結果

測站	中值粒徑 (mm)	含泥率 (%)	有機碳 (%)	鋅 (mg/kg)	鋁 (mg/kg)	
對照測站	0.069	46.0	0.96	70.2	9950	
W14 測站	0.068	46.5	0.35	89.3	12600	
W21 測站	0.075	43.9	0.77	92.7	13700	
底泥品質指標之分類 管理及用途限制辦法	下限值	-	-	-	140.0	-
	上限值	-	-	-	384.0	-

第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日



圖 2-23、對照測站錨錠式採泥器採樣情形



圖 2-24、W14 測站錨錠式採泥器採樣情形



圖 2-25、W21 測站底質採集與記錄



圖 2-26、對照測站海床沙泥底質環境



圖 2-27、W14 測站風機基樁拋石工程



圖 2-28、W21 測站海床礁石底質

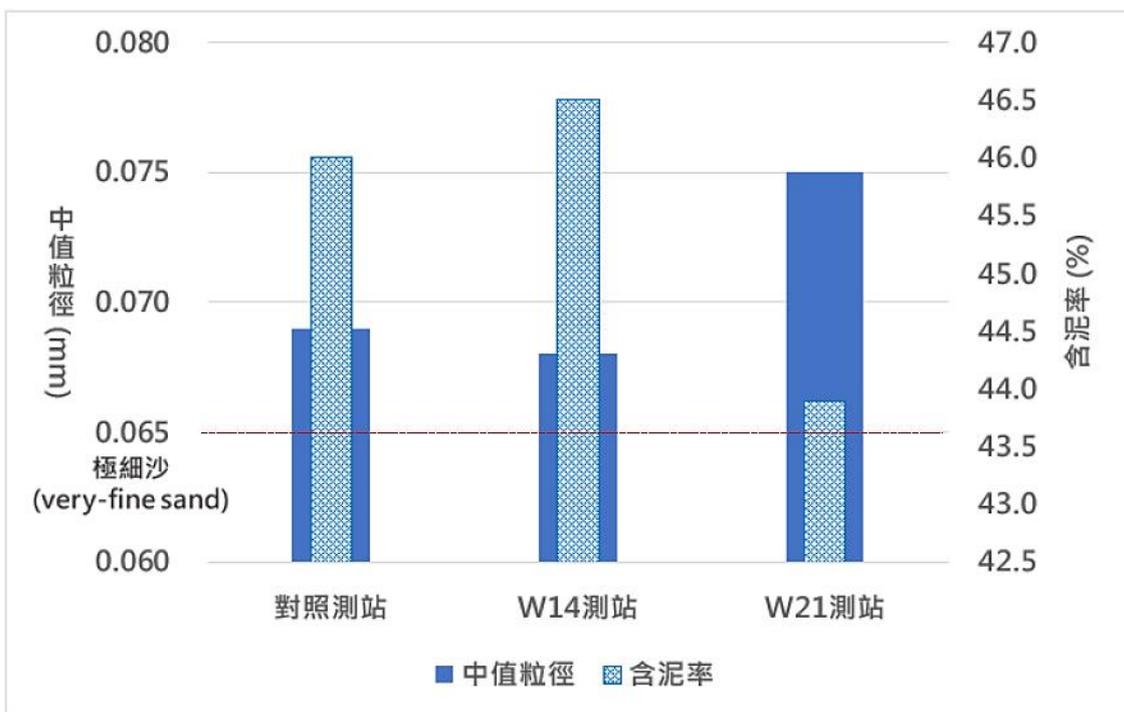


圖 2-29、第一次海域調查海域底質分析結果
第一次調查日期：4月17日、4月20日

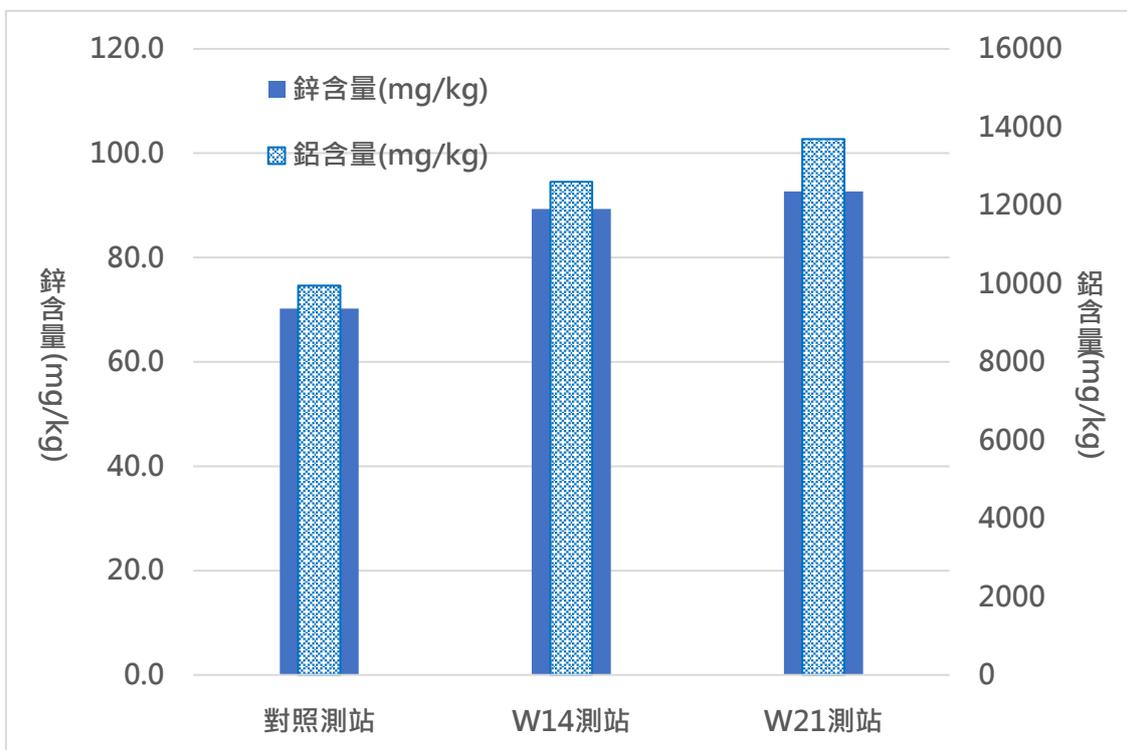


圖 2-30、第一次海域調查海域底質中鋁及鋅含量分析結果
第一次調查日期：4月17日、4月20日

3 個測站的第二次調查海域底質分析結果（表 2-6），中值粒徑(D₅₀)介於 0.119 至 0.144 mm 之間，含泥率介於 5.7 至 21.8 %之間，有機碳介於 0.45 至 1.28 %之間，屬於極細砂（中值粒徑 0.065 至 0.125 mm）至細沙（中值粒徑 0.125 至 0.250 mm）的砂泥底質（圖 2-31）底質中鋅含量介於 83.2 至 94.4 mg/kg 之間（圖 2-32），底質中鋁含量介於 11,100 至 12,600 mg/kg 之間，底質中鋁含量約占底質重量中的 1%。其中 3 個測站的底質中鋅含量皆低於「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」的下限值 140.0 mg/kg，屬於符合我國法規規範之鋅含量。底質中鋁含量則因為鋁屬於地殼中的巨量元素，因此底質中鋁含量大約 1.0 至 1.4 %之間。

表 2-6、第二次海域調查底質環境測值分析結果

測站		中值粒徑 (mm)	含泥率 (%)	有機碳 (%)	鋅 (mg/kg)	鋁 (mg/kg)
對照測站		0.120	9.9	0.75	87.4	12600
W14 測站		0.119	5.7	0.45	83.2	12500
W21 測站		0.144	21.8	1.28	94.4	11100
底泥品質指標之分類 管理及用途限制辦法	下限值	-	-	-	140.0	-
	上限值	-	-	-	384.0	-

第二次調查日期：8 月 20 日、8 月 21 日

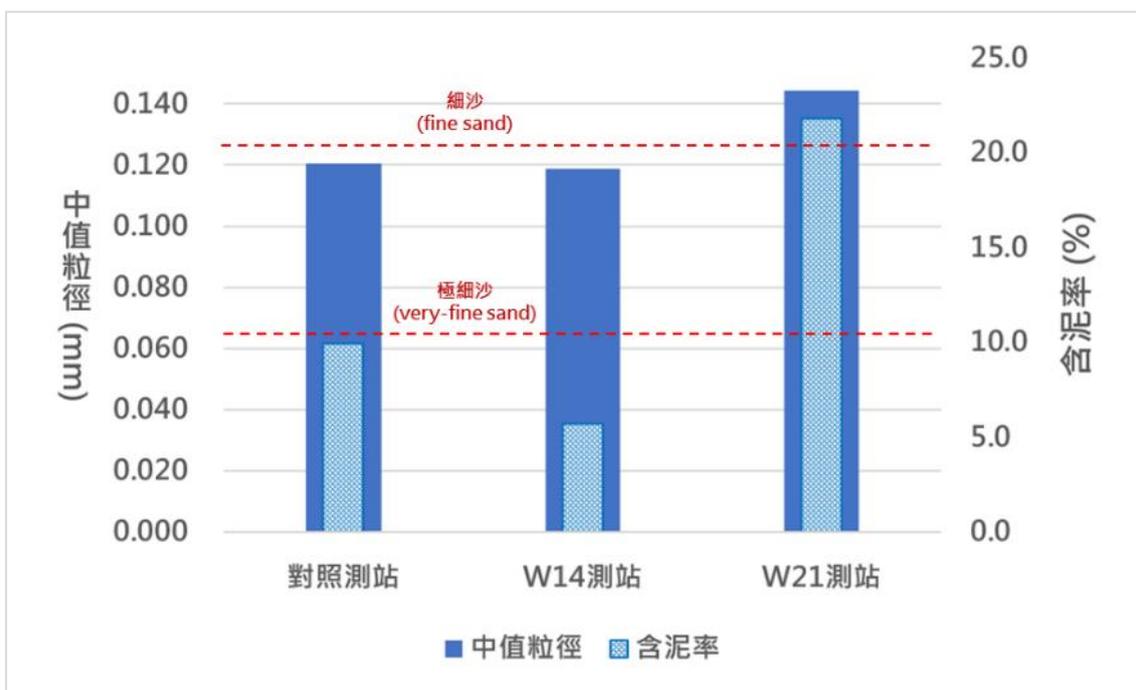


圖 2-31、第二次海域調查海域底質分析結果
第二次調查日期：8月20日、8月21日

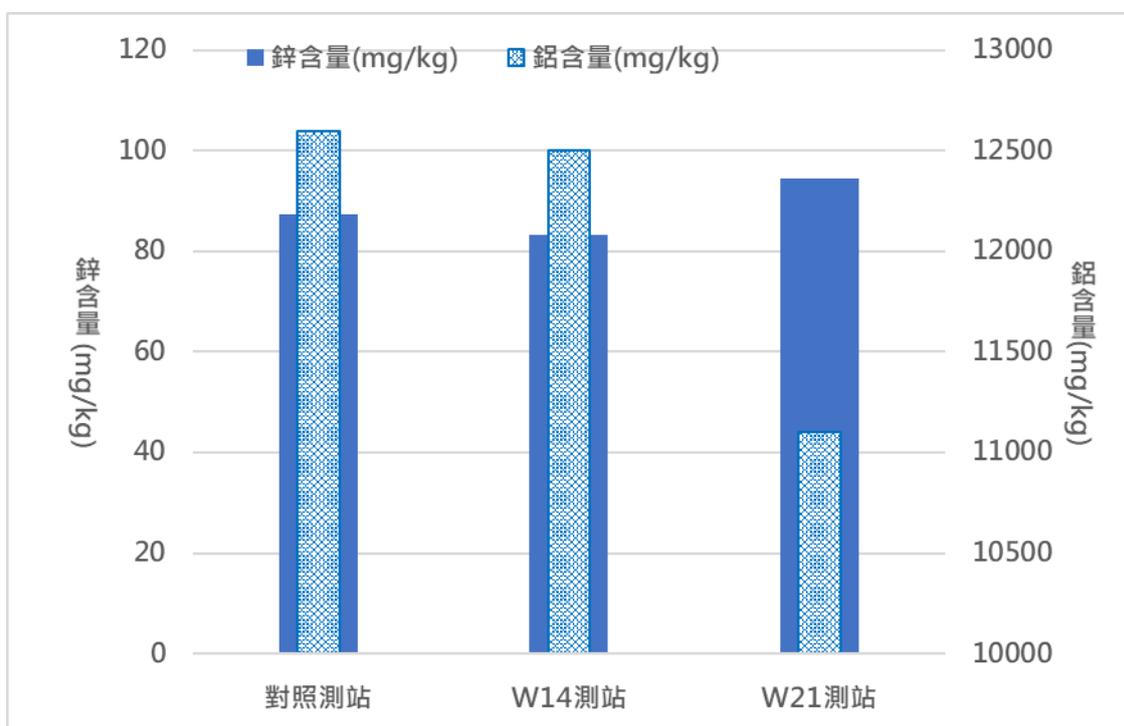


圖 2-32、第二次海域調查海域底質中鋁及鋅含量分析結果
第二次調查日期：8月20日、8月21日

第二節 海域底棲生物

一、對照測站

本測站位於海洋竹南離岸風場(Formosa I)東北側，水深與 W14 及 W21 測站相近，本測站海床保持大面積軟底質結構，與海洋竹南離岸風場(Formosa I)範圍內大部分區域的施工前底質結構相同。

第一次海域調查於對照測站共調查到 28 個體、6 門 7 綱 10 目 13 科 13 分類群，個體密度為 23.729 ind./m²，如表 2-7。為典型的砂泥底質底棲生物群聚，以「綱」的生物分類階層來看，多毛綱動物的個體數量百分比達 46%，為最優勢類群。其餘個體數量高於 10% 之分類群有掘足綱(18%)及蛇尾綱(11%)，上述三者皆為軟底質海床上常見的優勢分類群，對照測站第一次海域調查底棲生物組成如圖 2-33 所示。除此之外個體較大的物種則有沙海葵與象牙鳳螺，兩者具有相對較高的生物質量，亦為典型的砂泥底質底棲生物物種。

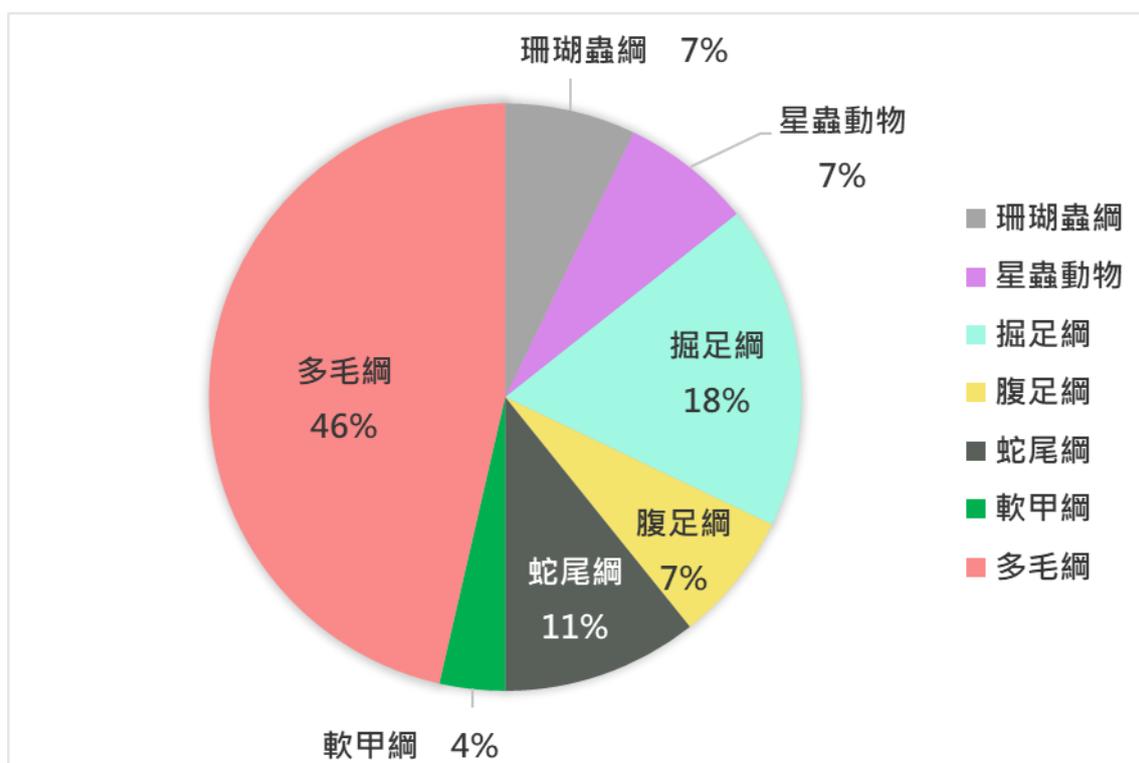


圖 2-33、第一次海域調查對照測站底棲生物組成

第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

第二次海域調查於對照測站共調查到 38 個體、5 門 8 綱 14 目 22 科 22 分類群，個體密度為 30.65 ind./m^2 ，如表 2-9。為典型的砂泥底質底棲生物群聚，以「綱」的生物分類階層來看，多毛綱動物的個體數量百分比達 34%，為最優勢類群。其餘個體數量高於 10% 之分類群有掘足綱(31%)及腹足綱(13%)，上述三者皆為軟底質海床上常見的優勢分類群，對照測站第二次海域調查底棲生物組成如圖 2-34 所示，亦為典型的砂泥底質底棲生物物種組成。

第二次調查於對照測站額外使用矩形底棲生物採樣器進行補充調查，希冀獲得更完整之生物資料。第二次海域調查矩形底棲生物採樣器調查結果，共調查到 199 個體、8 門 14 綱 24 目 42 科 52 分類群，個體密度為 1.33 ind./m^2 ，如表 2-10。為典型的砂泥底質底棲生物群聚，以「綱」的生物分類階層來看，腹足綱動物的個體數量百分比達 45%，為最優勢類群。其餘個體數量高於 10% 之分類群有雙殼綱(15%)、海鞘綱(13%)及軟甲綱(10%)，其中腹足綱、雙殼綱、軟甲綱為軟底質海床上較常見的優勢分類群，對照測站第二次海域調查矩形底棲生物採樣器調查結果組成如圖 2-35 所示。

綜合第二次調查各採樣結果(圖 2-36)，本測站共調查到 237 個體、8 門 13 綱 25 目 49 科 60 分類群。以「綱」的生物分類階層來看，腹足綱動物的個體數量百分比達 40%，為最優勢類群。其餘個體數量高於 10% 之分類群有雙殼綱(14%)、掘足綱(11%)、海鞘綱(11%)及軟甲綱(10%)，上述五者皆為軟底質海床上常見的優勢分類群，為典型的砂泥底質底棲生物群聚。

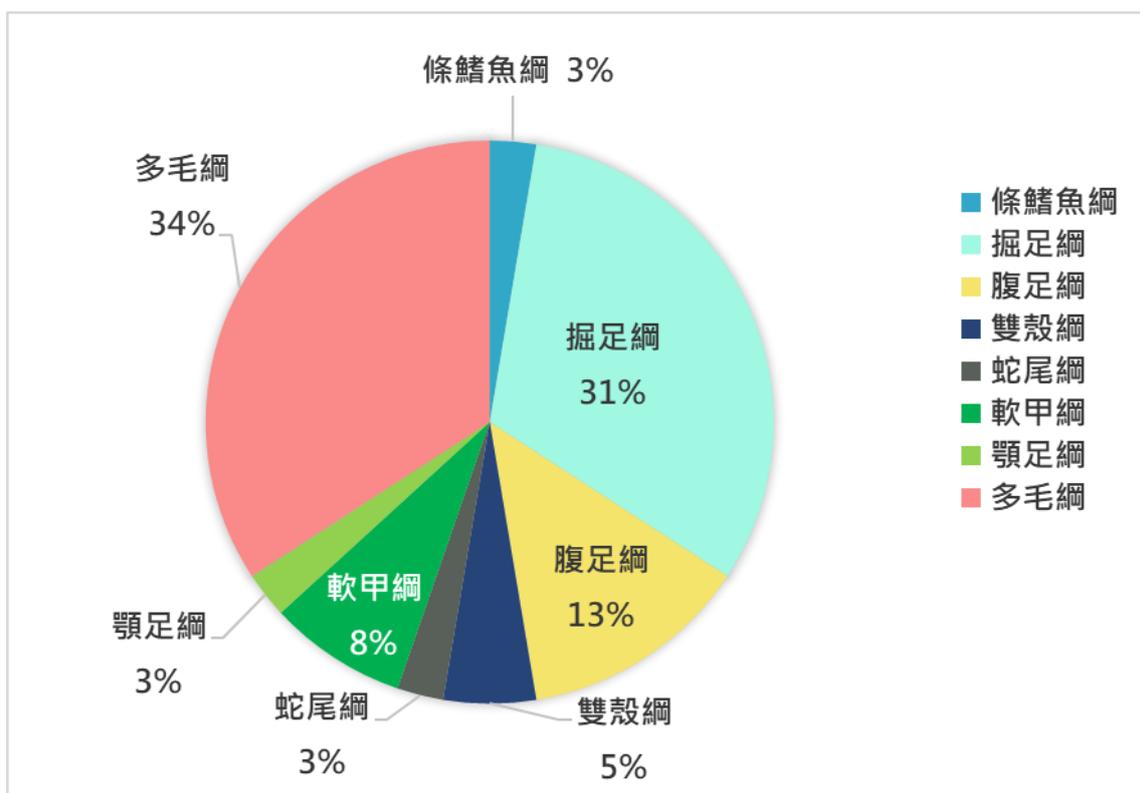


圖 2-34、第二次海域調查對照測站底棲生物組成

第二次調查日期：8月20日、8月21日

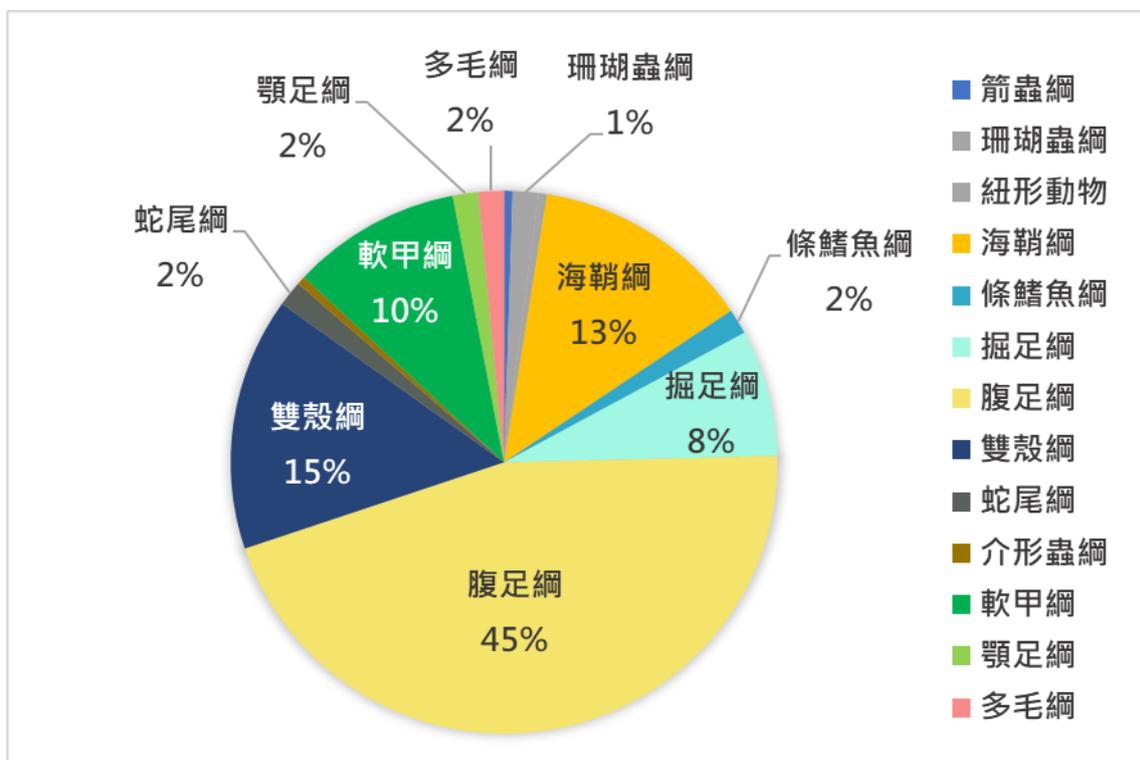


圖 2-35、第二次海域調查對照測站底棲生物組成（矩形底棲生物採樣器）

第二次調查日期：8月20日、8月21日

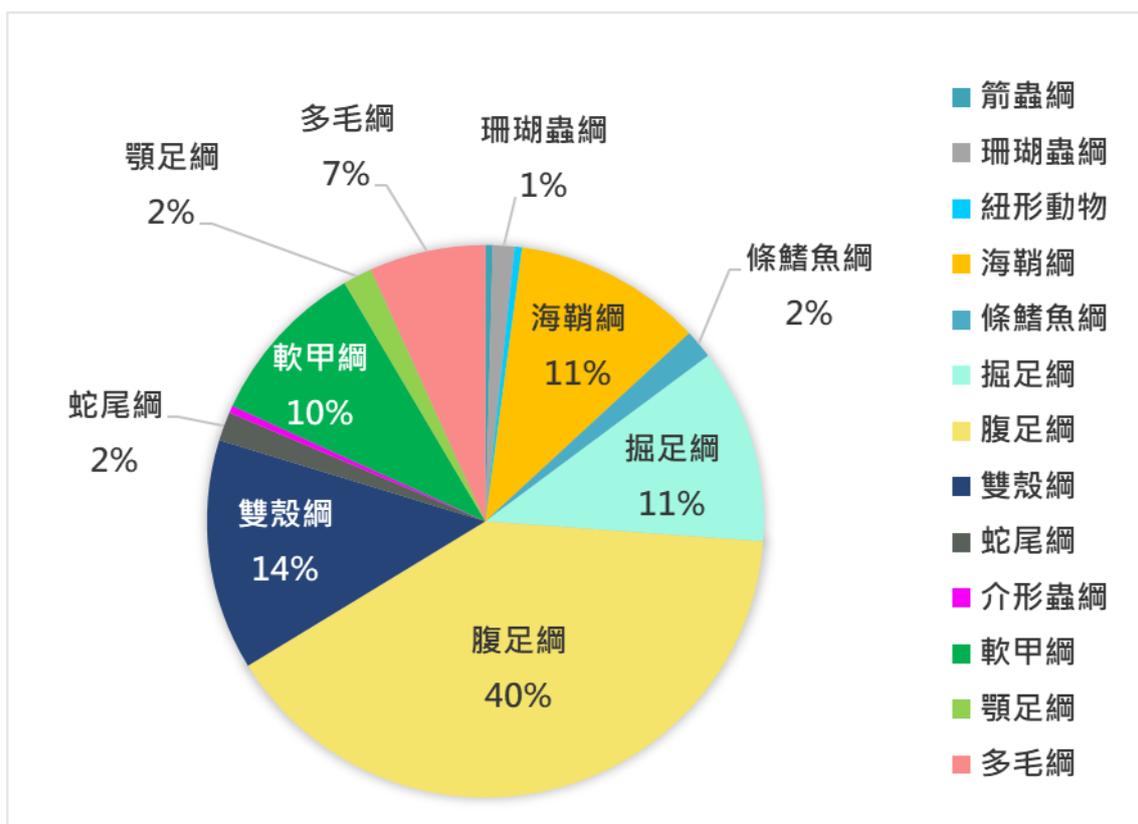


圖 2-36、第二次海域調查對照測站底棲生物組成（整合各採樣結果）

第二次調查日期：8月20日、8月21日

綜合上述兩次海域調查結果（圖 2-37），本測站兩次海域調查共調查到 265 個體、9 門 14 綱 29 目 53 科 65 分類群。以「綱」的生物分類階層來看，腹足綱動物的個體數量百分比達 37%，為最優勢類群。其餘個體數量高於 9% 之分類群有掘足綱(12%)、雙殼綱(12%)、多毛綱(11%)、海鞘綱(10%)及軟甲綱(9%)，上述六者皆為軟底質海床上常見的優勢分類群，為典型的砂泥底質底棲生物群聚。

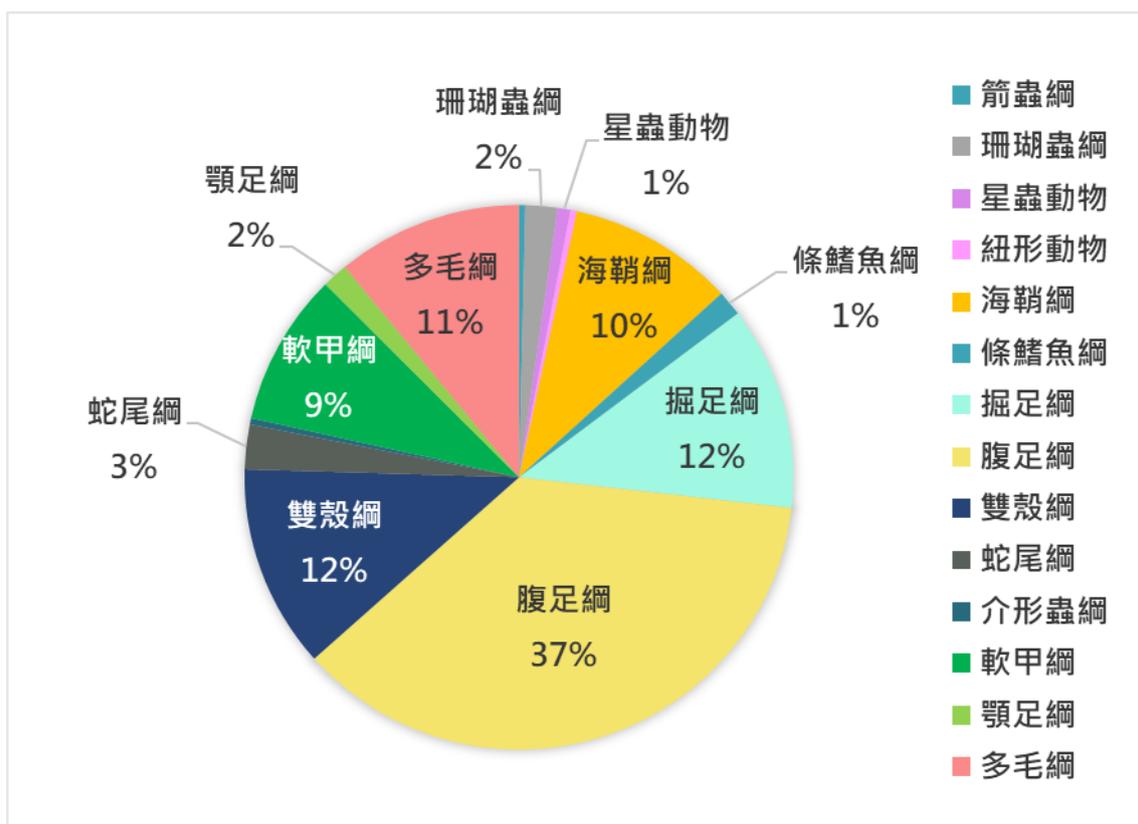


圖 2-37、兩次海域調查對照測站底棲生物組成（整合各採樣結果）



圖 2-38、第一次海域調查對照測站海床底棲生物



圖 2-39、第二次海域調查對照測站海床底棲生物

二、W14 測站

本測站位於海洋竹南離岸風場(Formosa I) 14 號風機，本風機為 2019 年所設置，設置至今大約 1 年。根據本公司歷史採集資料顯示，本測站於風機設置前海床為軟底質結構，而設置風機時所作的拋石工程將本測站周圍底質改變為礁岩底質，但於拋石工程範圍外依然為軟底質結構。

第一次海域調查於 W14 測站共調查到 1,074 個體、8 門 13 綱 18 目 22 科 34 分類群，個體密度達 311.30 ind./m^2 ，如表 2-7。本測站於風機基樁周圍屬於礁岩型的底棲生物群聚，以「綱」的生物分類階層來看，顎足綱動物的個體數量百分比達 43%，為最優勢類群。其次為苔蘚動物（窄唇綱）(30%)及水螅蟲綱(19%)，上述三者皆為附著型底棲生物，附著於風機基樁及基樁周圍海床上的拋石表面，本測站底棲生物第一季的組成如圖 2-40 所示。其中個體數較高的物種及分類群為：苔蘚動物(Cheilostomata sp. 02)、筒螅(Tubulariidae sp. 01)、瘤海鞘(Styelidae spp.)、黑齒牡蠣(*Saccostrea mordax*)、紋藤壺(*Amphibalanus amphitrite*)、網紋藤壺(*Balanus reticulatus*)、三角藤壺(*Balanus trigonus*)、巨藤壺(*Megabalanus* sp. 01)，上述物種多生長於風機基樁表面上，部分生長於基樁周圍海床上的拋石表面。而生長於風機基樁表面上的附著型底棲生物，經由潛水人員觀察於向流面與背流面並未發現明顯差異，但具有垂直分層的現象，於接近水表面的上層屬於潮差區，附著生物密度最低，且以附著性的大型藻類及棲息於潮間帶的黑齒牡蠣為優勢生物，而潮下帶的中層及底層則為附著生物密度最高的區域，以藤壺類生物為最優勢生物群，但至風機基樁底部接近海床處，由於常受漂沙摩擦及擾動影響，附著生物密度又稍微下降。而風機基樁表面上的附著型底棲生物隨著時間會發展成複雜的多層結構，第一次海域調查 W14 測站風機基樁表面附著型底棲生物厚度較 W21 測站風機基樁來的薄，附著密度也較低。

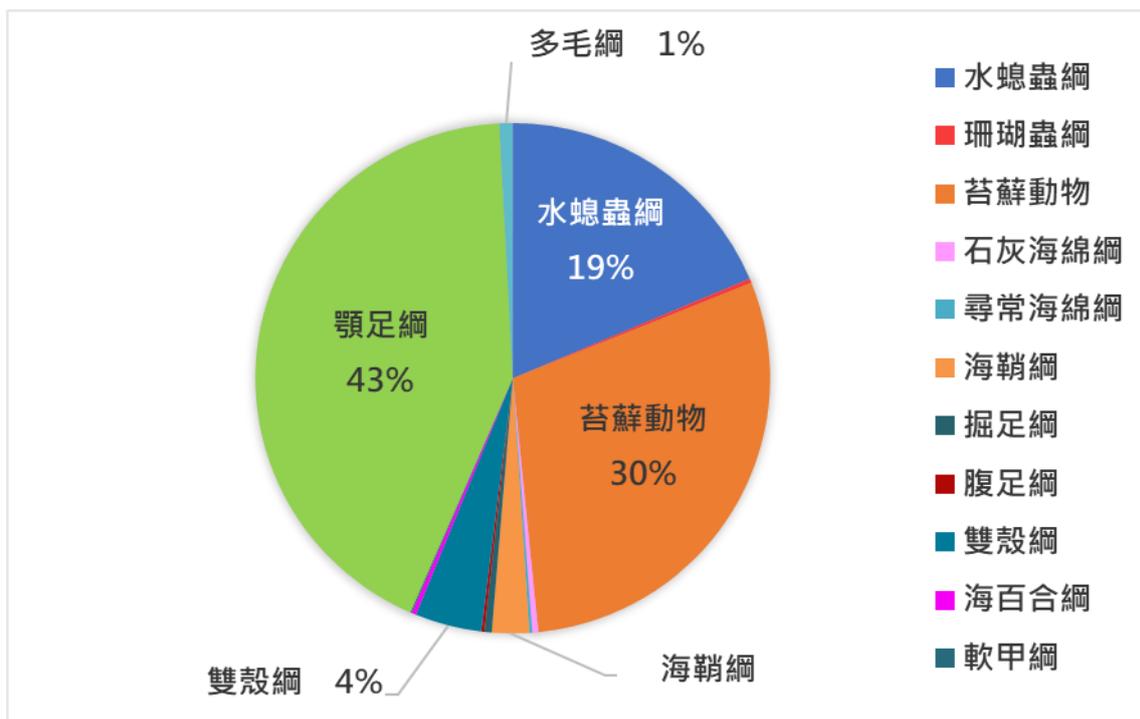


圖 2-40、第一次海域調查 W14 測站底棲生物組成

第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

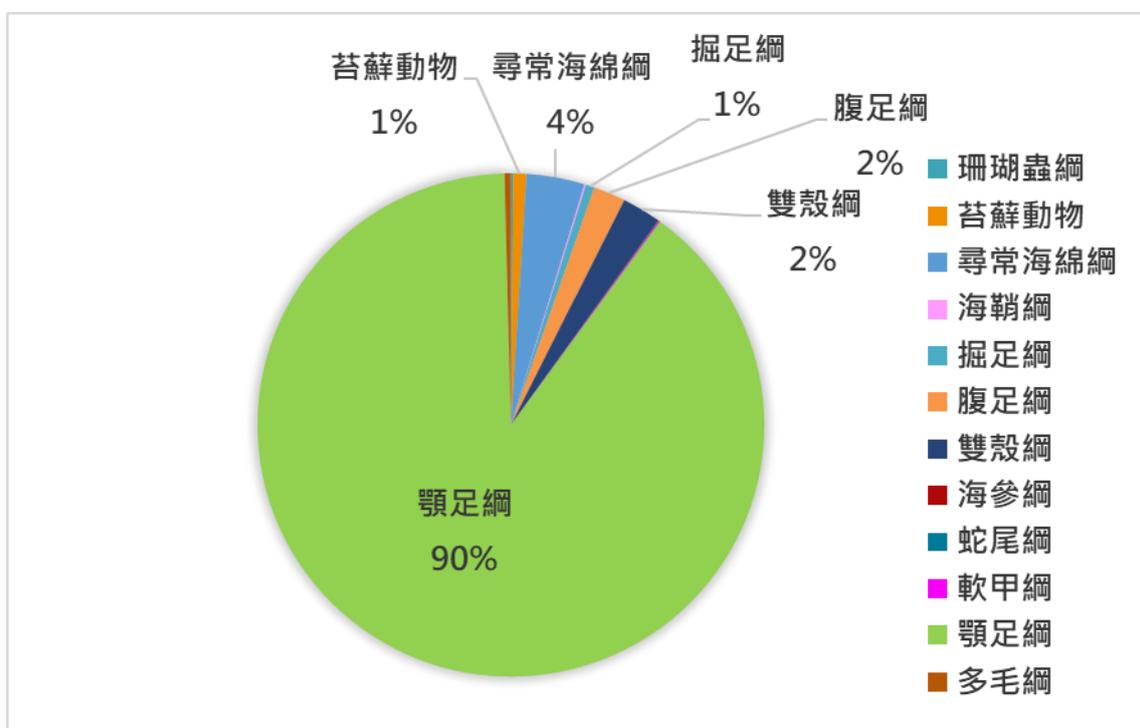


圖 2-41、第二次海域調查 W14 測站底棲生物組成

第二次調查日期：8 月 20 日、8 月 21 日

第二次海域調查於 W14 測站則共調查到 2,732 個體、8 門 12 綱 23 目 32 科 38 分類群，個體密度達 2,732.60 ind./m²，如表 2-9。以「綱」的生物分類階層來看，顎足綱動物的個體數量百分比達 90%，為最優勢類群。其次為尋常海綿綱(4%)、軟體動物門的腹足綱(2%)及雙殼綱(2%)，本測站底棲生物第二季的組成如圖 2-41 所示。其中個體數較高的物種及分類群為：紋藤壺(*Amphibalanus amphitrite*)、葡萄牙牡蠣(*Crassostrea angulata*)、尋常海綿綱動物(*Demospongiae* sp.04)以及蚵岩螺(*Thais clavigera*)。述物種多生長於風機基樁表面上，部分生長於基樁周圍海床上的拋石表面。而生長於風機基樁表面上的附著型底棲生物，經由潛水人員觀察於向流面與背流面並未發現明顯差異，但具有垂直分層的現象，於接近水表面的上層屬於潮差區，附著生物密度最低，以附著性的紋藤壺(*Amphibalanus amphitrite*)及葡萄牙牡蠣(*Crassostrea angulata*)為優勢生物，而潮下帶的中層及底層則為附著生物密度最高的區域，以藤壺類生物、苔癬動物、海綿動物為優勢生物群，但至風機基樁底部接近海床處，由於常受漂沙摩擦及擾動影響，附著生物密度又稍微下降。而風機基樁表面上的附著型底棲生物隨著時間會發展成複雜的多層結構，第二次海域調查根據潛水人員觀察 W14 測站風機基樁表面附著型底棲生物厚度較 W21 測站風機基樁來的薄，但附著生物密度相近。

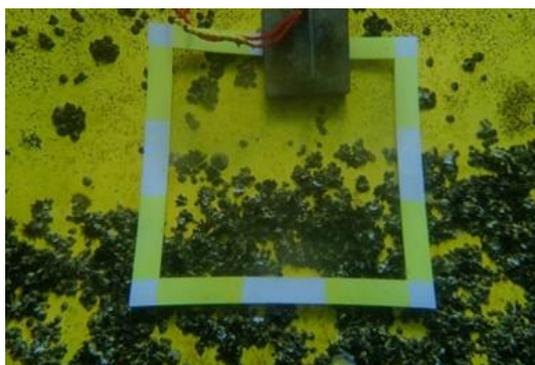


圖 2-42、第一次海域調查 W14 測站風機基樁上層附著性底棲生物
註：樣框大小為 30*30 公分

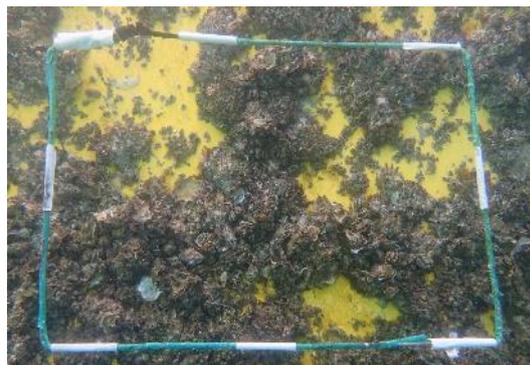


圖 2-43、第二次海域調查 W14 測站風機基樁上層附著性底棲生物
註：樣框大小為 50*30 公分



圖 2-44、第一次海域調查 W14 測站風機基樁中層附著性底棲生物
註：樣框大小為 30*30 公分



圖 2-45、第二次海域調查 W14 測站風機基樁中層附著性底棲生物
註：樣框大小為 50*30 公分



圖 2-46、第一次海域調查 W14 測站風機基樁底層附著性底棲生物
註：樣框大小為 30*30 公分



圖 2-47、第二次海域調查 W14 測站風機基樁底層附著性底棲生物
註：樣框大小為 50*30 公分

第二次調查於 W14 測站額外使用矩形底棲生物採樣器進行補充調查，希冀獲得更完整之生物資料。第二次海域調查矩形底棲生物採樣器調查結果，共調查到 100 個體、7 門 9 綱 14 目 22 科 25 分類群，個體密度為 0.67 ind./m²，如表 2-10。為典型的砂泥底質底棲生物群聚，以「綱」的生物分類階層來看，星蟲動物的個體數量百分比達 40%，為最優勢類群。其餘個體數量高於 9% 之分類群有軟甲綱(22%)、蛇尾綱(11%)、腹足綱(9%)，上述四者皆為軟底質海床上常見的優勢分類群，對照測站第二次海域調查矩形底棲生物採樣器調查結果組成如圖 2-48 所示。

綜合第二次調查各採樣結果(圖 2-49)，本測站共調查到 2,832 個體、9 門 14 綱 30 目 49 科 59 分類群。以「綱」的生物分類階層來看，顎足綱動物的個體數量百分比達 86%，為最優勢類群。其次為尋常海綿綱(4%)、雙殼綱(3%)、腹足綱(2%)，上述分類群中顎足綱及尋常海綿綱主要生長於風機基樁表面上，部分生長於基樁周圍海床上的拋石表面。雙殼綱及腹足綱則是硬基質及軟底質表面皆有生長。

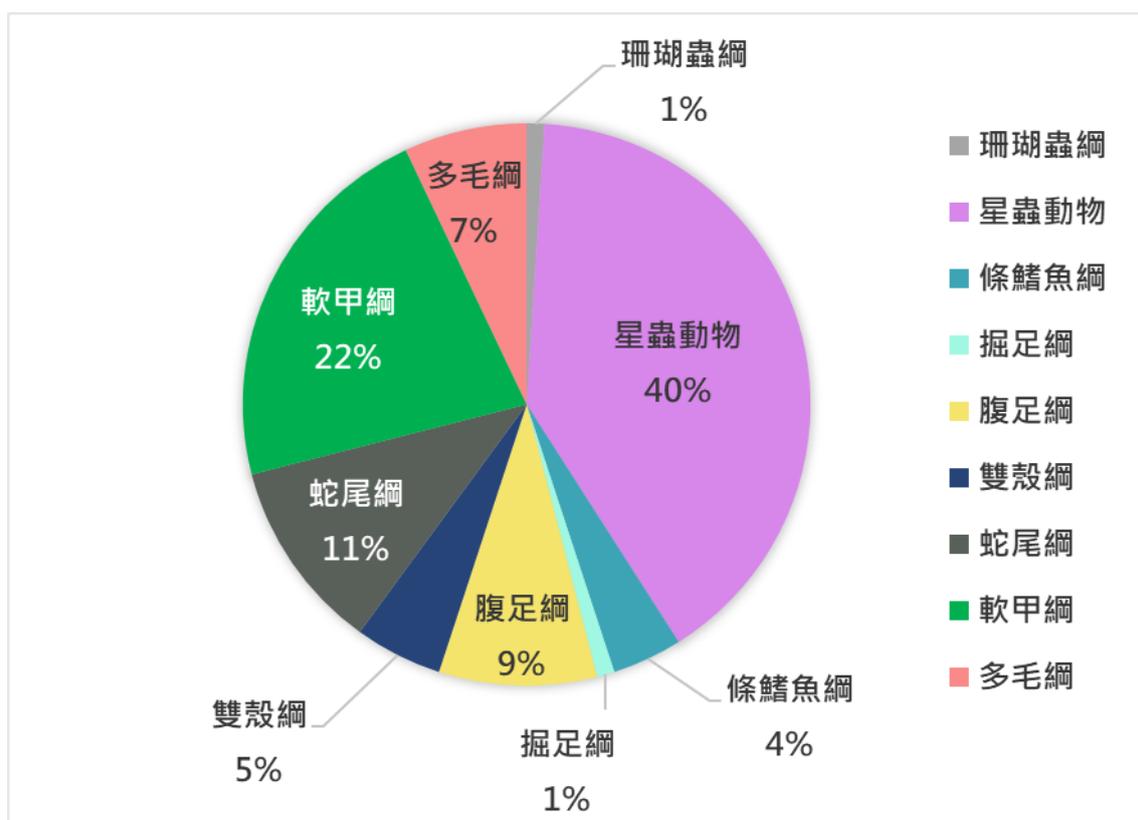


圖 2-48、第二次海域調查 W14 測站底棲生物組成(矩形底棲生物採樣器)

第二次調查日期：8 月 20 日、8 月 21 日

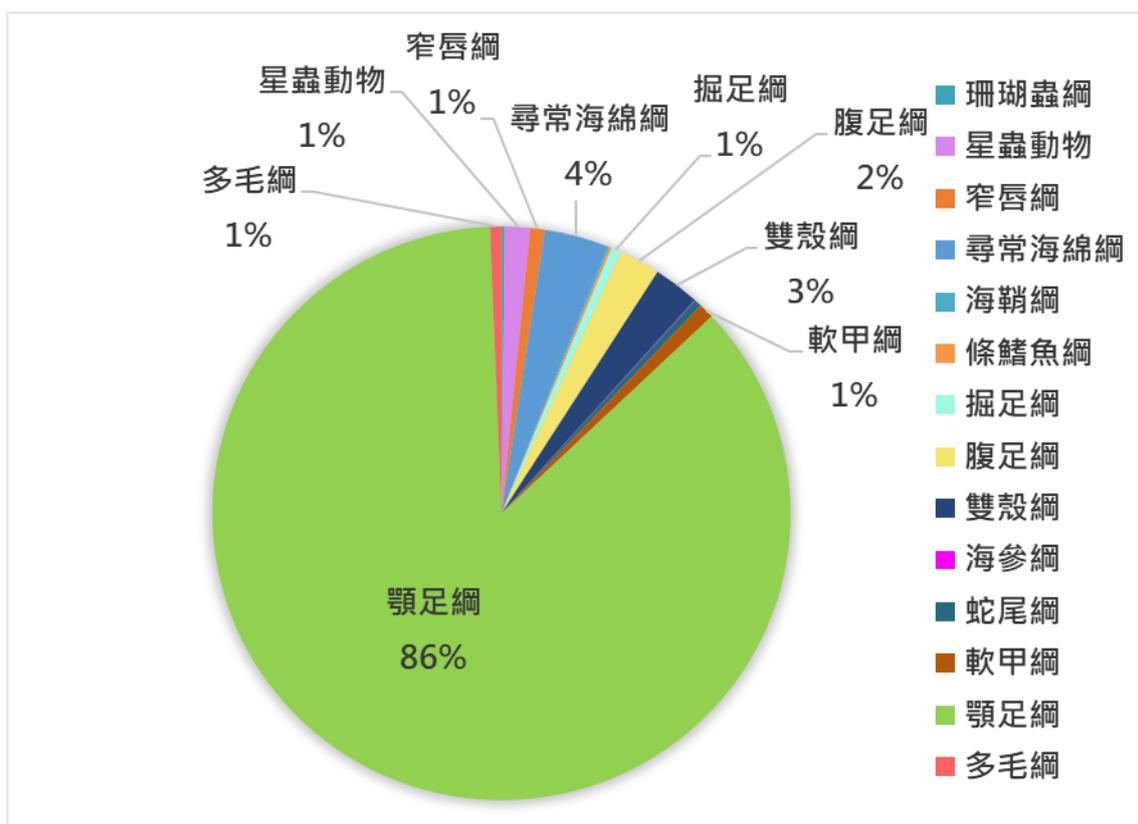


圖 2-49、第二次海域調查 W14 測站底棲生物組成（整合各採樣結果）

第二次調查日期：8 月 20 日、8 月 21 日

綜合上述調查結果（圖 2-50），本測站兩次海域調查共調查到 3,906 個體、9 門 17 綱 35 目 59 科 81 分類群。以「綱」的生物分類階層來看，顎足綱動物的個體數量百分比達 74%，為最優勢類群。其次為苔蘚動物（窄唇綱）(9%)、水螅蟲綱 (5%)、尋常海綿綱(3%)及雙殼綱(3%)，上述五者多生長於風機基樁表面上，部分生長於基樁周圍海床上的拋石表面。

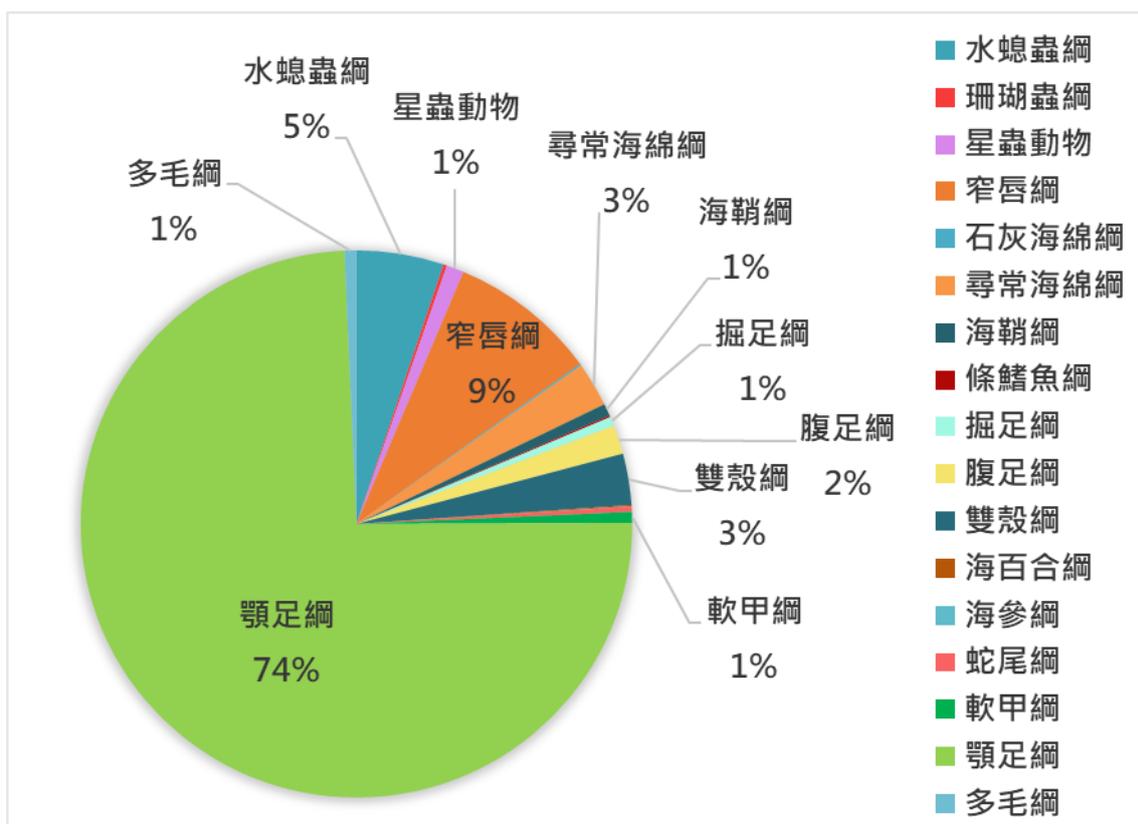


圖 2-50、兩次海域調查 W14 測站底棲生物組成（整合各採樣結果）

三、W21 測站

本測站位於海洋竹南離岸風場(Formosa I) 21 號風機，本風機為 2016 年所設置之示範風機，至今已設置近 4 年。依據本團隊過往調查經驗，本測站海床於風機設置前即為礁岩結構為主之底質，而設置風機時所作的拋石工程將本測站底質更加礁岩化，目前本測站周圍為大面積礁岩底質。

第一次海域調查於 W21 測站共調查到 1,075 個體、8 門 11 綱 16 目 18 科 33 分類群，個體密度達 684.71 ind./m²，如表 2-7。本測站於風機基樁周圍屬於礁岩型的底棲生物群聚，以「綱」的生物分類階層來看，苔蘚動物（窄唇綱）的個體數量百分比達 35%，為最優勢類群。其餘個體數量百分比高於 10% 之分類群有顎足綱(26%)及多毛綱(13%)，上述三者皆為附著型底棲生物，附著於風機基樁及基樁周圍海床上的拋石表面，本測站第一次海域調查底棲生物組成如圖 2-51 所示。

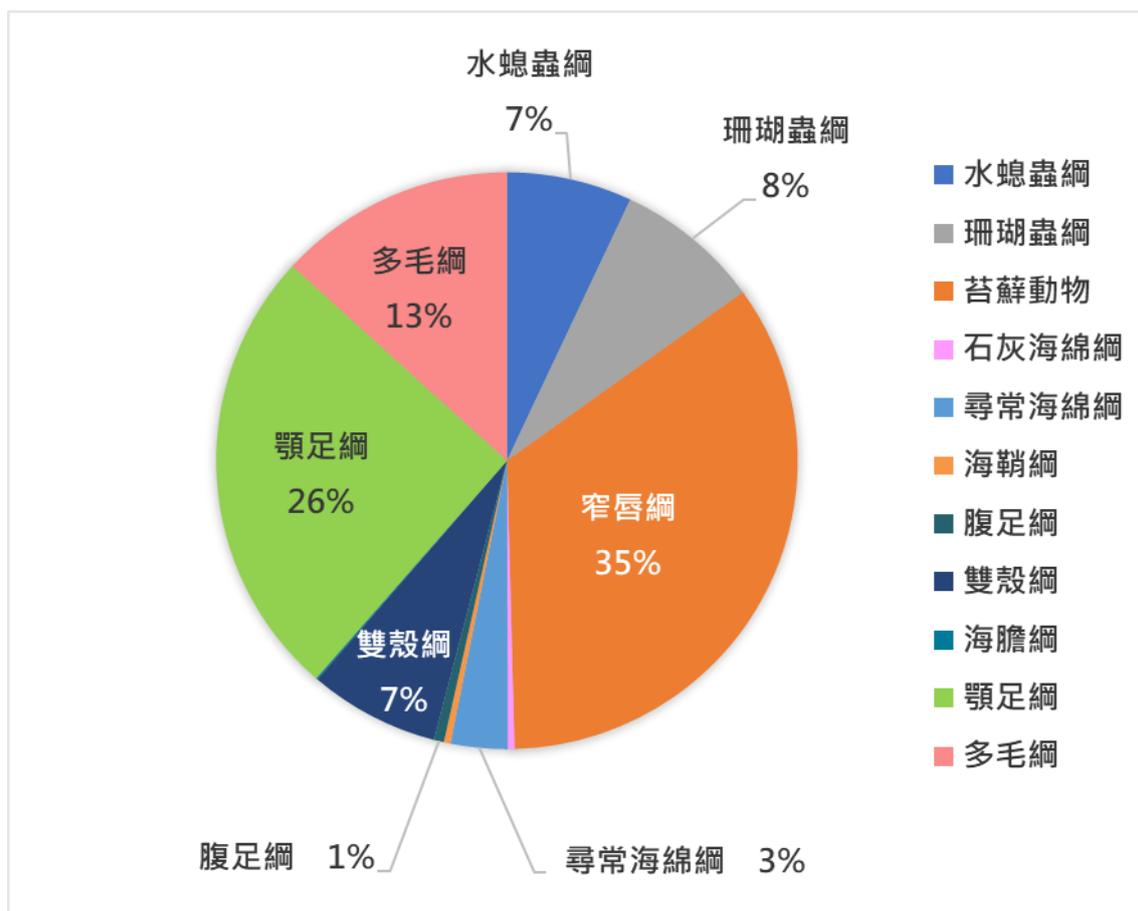


圖 2-51、第一次海域調查 W21 測站底棲生物組成

第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

其中個體數較高的物種及分類群為：筆螭 (*Pennariidae* spp.)、筒螭 (*Tubulariidae* sp.01)、石珊瑚目物種 (*Scleractinia* spp.)、苔蘚動物 (*Cheilostomata* sp. 01、*Cheilostomata* sp. 02)、牡蠣 (*Ostreidae* spp.)、紋藤壺 (*Amphibalanus amphitrite*)、網紋藤壺 (*Balanus reticulatus*)、盤管蟲 (*Hydroides* spp.) 上述物種多生長於風機基樁表面上，部分生長於基樁周圍海床上的拋石表面。而生長於風機基樁表面上的附著型底棲生物，經由潛水人員觀察於向流面與背流面並未發現明顯差異，但具有垂直分層的現象，於接近水表面的的上層屬於潮差區，附著生物密度最低，以附著性的大型藻類及棲息於潮間帶的藤壺物種為優勢生物，而潮下帶的中層及底層則為附著生物密度最高的區域，以苔蘚動物、刺絲胞動物、軟體動物、藤壺類生物、多毛類為優勢生物群，但至風機基樁底部接近海床處，由於常受漂沙摩擦及擾動影響，附著生物密度又稍微下降。而生長於風機基樁表面上的附著型底棲生物，會形成複雜的多層結構，並且第一次調查期間 W21 測站風機基樁表面附著型底棲生物厚度較 W14 測站風機基樁來的厚，附著密度也較高。

第一次海域調查於 W21 測站執行調查時，由於底質以礁岩居多，導致錨錠式底泥採樣器採集效果有限，因此於 W21 測站的第一次調查額外使用矩形底棲生物採樣器進行補充調查，希冀獲得更完整之生物資料。矩形底棲生物採樣器補充調查過程中，由於底質礁岩眾多，導致矩形底棲生物採樣器的樣本蒐集網袋遭礁岩勾破，且過程中遭海床上廢棄漁網纏繞，導致本採樣方法所得之個體數及個體密度低落，整體效果不佳，無法代表一完整之調查結果。因網袋遭勾破，採集結果僅剩體型較為巨大的蘆莖珊瑚 (*Junceella* spp.)，以及伏氏眶棘鱸 (*Scolopsis vosmeri*)，兩者皆為其他採樣方法沒有採集到的物種，納入做為補充資料。本測站矩形底棲生物採樣器所採集到的生物組成如圖 2-52 所示，共採集到 6 個體、2 門 2 綱 2 目 2 科 2 分類群，個體密度僅為 0.04 ind./m²，矩形底棲生物採樣器所採集到的結果如表 2-8 所示。

綜合於 W21 測站不同採樣方法的第一次調查結果 (表 2-7、2-8)，本測站底棲生物共調查到 1,081 個體、8 門 12 綱 17 目 20 科 35 分類群。以「綱」的生物分類階層來看，苔蘚動物 (窄唇綱) 的個體數量百分比達 34%，為最優勢類群。其餘個體數量百分比高於 10% 之分類群有顎足綱 (25%) 及多毛綱 (13%)，上述三者皆為附著型底棲生物，附著於風機基樁及基樁周圍海床上的拋石表面。綜合於本測站不同採樣方法的第一次調查結果生物組成如圖 2-53 所示。

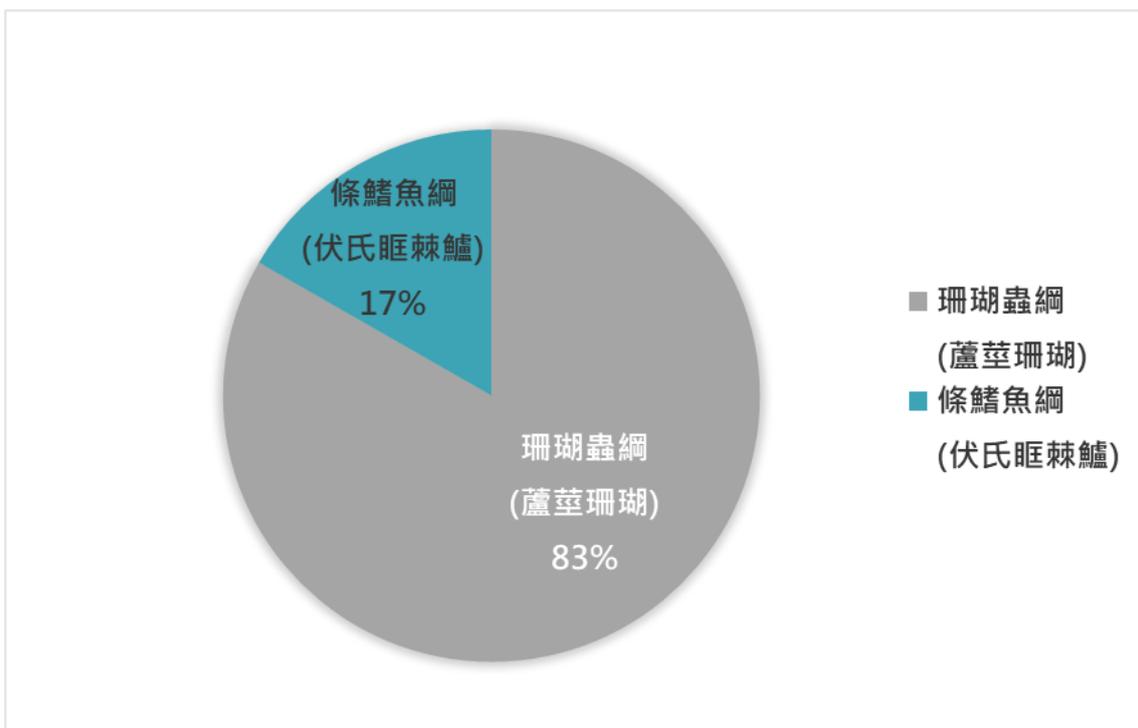


圖 2-52、第一次海域調查 W21 測站底棲生物組成（矩形底棲生物採樣器）
第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

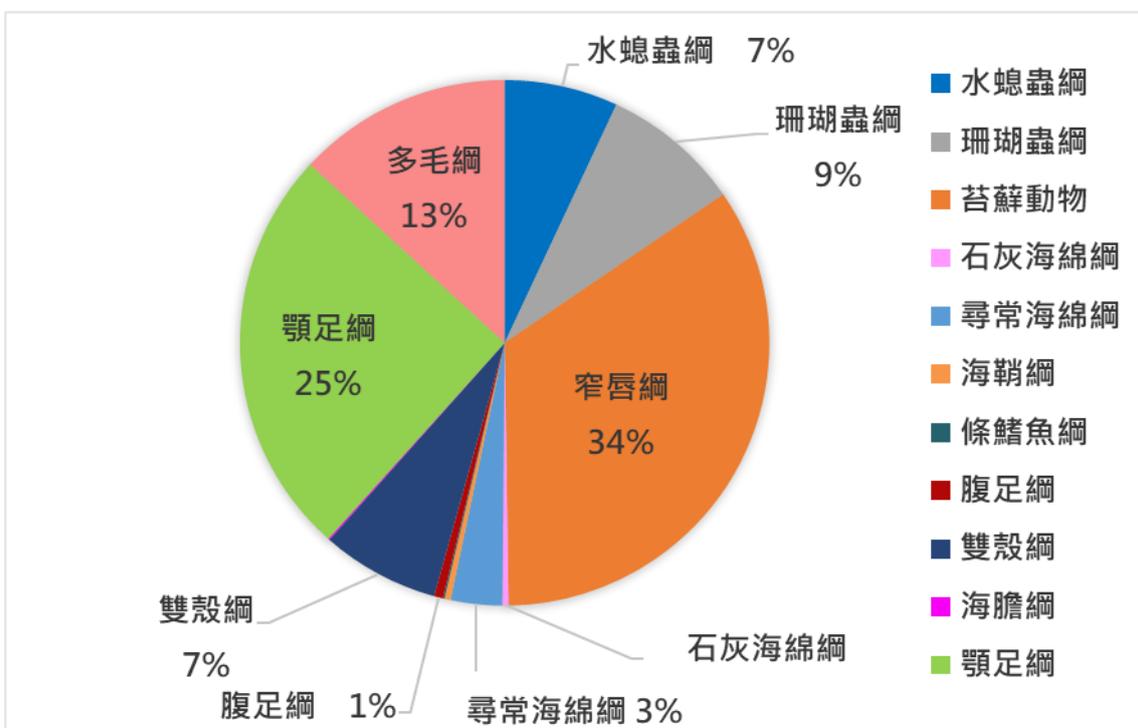


圖 2-53、第一次海域調查 W21 測站底棲生物組成（整合各採樣結果）
第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

第二次海域調查於 W21 測站共調查到 2,907 個體、9 門 15 綱 24 目 37 科 55 分類群，個體密度達 2,618.92 ind./m²，如表 2-9。本測站於風機機樁周圍屬於礁岩型的底棲生物群聚，以「綱」的生物分類階層來看，顎足綱動物的個體數量百分比達 77%，為最優勢類群。其次為苔蘚動物(16%)，上述三者皆為附著型底棲生物，附著於風機基樁及基樁周圍海床上的拋石表面，本測站底棲生物組成如圖 2-54 所示。其中個體數較高的物種及分類群為：唇口目(Cheilostomata sp.02, Cheilostomata sp.04)、笠藤壺(*Tetraclita* sp.01)、紋藤壺(*Amphibalanus amphitrite*)、盤管蟲(*Hydroides* spp.) 上述物種多生長於風機基樁表面上，部分生長於基樁周圍海床上的拋石表面。而生長於風機基樁表面上的附著型底棲生物，經由潛水人員觀察於向流面與背流面並未發現明顯差異，但具有垂直分層的現象，於接近水表面的的上層屬於潮差區，附著生物密度最低，以棲息於潮間帶的藤壺物種為優勢生物，而潮下帶的中層及下層則為附著生物密度最高的區域，以苔蘚動物、刺絲胞動物、軟體動物、海綿動物為優勢生物群，但至風機基樁底部接近海床處，由於常受漂沙摩擦及擾動影響，附著生物密度又稍微下降。而生長於風機基樁表面上的附著型底棲生物，會形成複雜的多層結構，並且第二次調查期間根據潛水人員觀察，W21 測站風機基樁表面附著型底棲生物厚度較 W14 測站風機基樁來的厚，但附著生物附著密度相近。

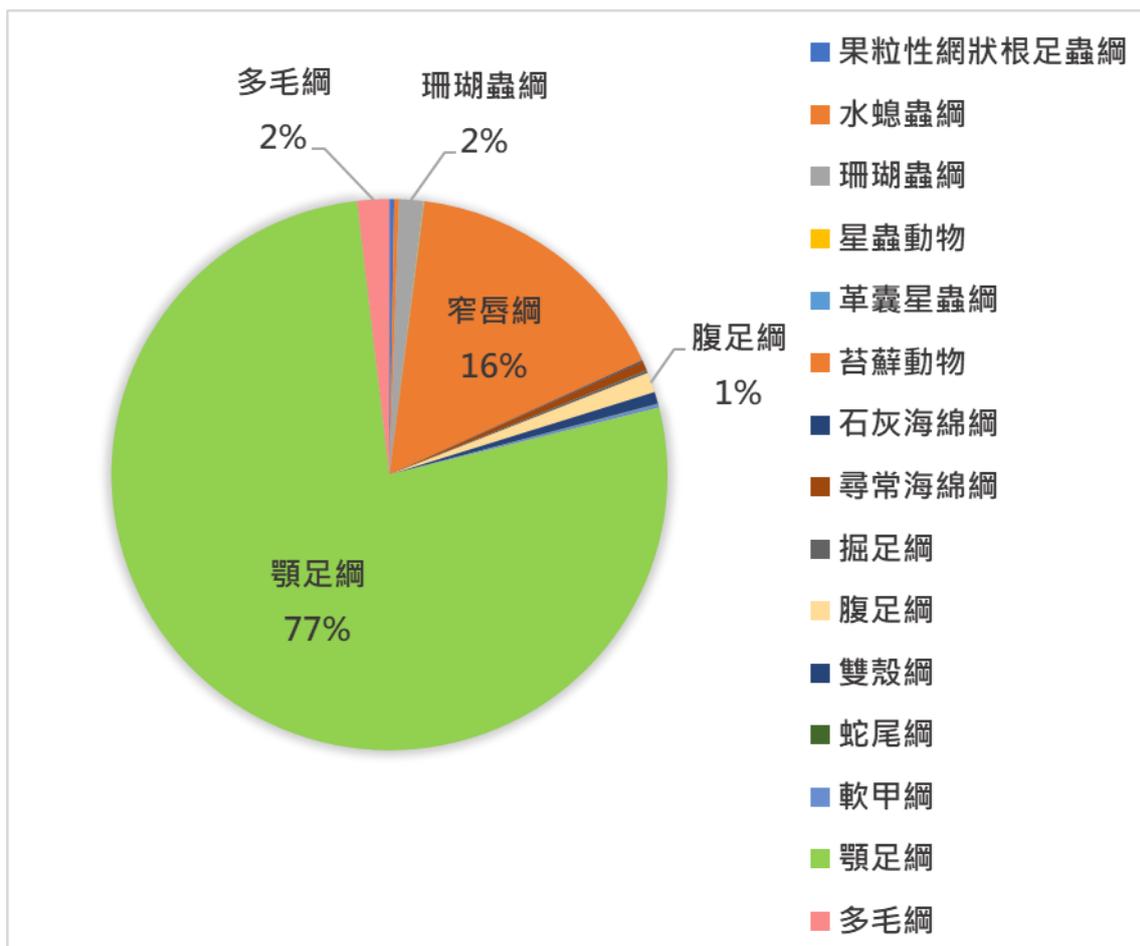


圖 2-54、第二次海域調查 W21 測站底棲生物組成

第二次調查日期：8 月 20 日、8 月 21 日

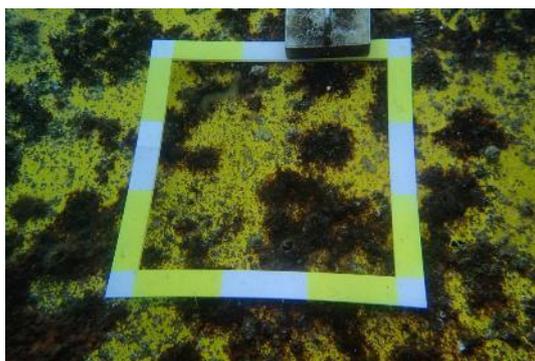


圖 2-55、第一次海域調查 W21 測站風機基樁上層附著性底棲生物
註：樣框大小為 30*30 公分



圖 2-56、第二次海域調查 W21 測站風機基樁上層附著性底棲生物
註：樣框大小為 50*30 公分



圖 2-57、第一次海域調查 W21 測站風機基樁中層附著性底棲生物
註：樣框大小為 30*30 公分



圖 2-58、第二次海域調查 W21 測站風機基樁中層附著性底棲生物
註：樣框大小為 50*30 公分



圖 2-59、第一次海域調查 W21 測站風機基樁底層附著性底棲生物
註：樣框大小為 30*30 公分



圖 2-60、第二次海域調查 W21 測站風機基樁底層附著性底棲生物
註：樣框大小為 50*30 公分

綜合上述調查結果（圖 2-61），本測站兩次海域調查共調查到 3,988 個體、10 門 18 綱 30 目 45 科 71 分類群。以「綱」的生物分類階層來看，顎足綱動物的個體數量百分比達 63%，為最優勢類群。其餘個體數量高於 10% 之分類群有苔蘚動物（窄唇綱）(21%)，上述兩者皆為附著型底棲生物，附著於風機基樁及基樁周圍海床上的拋石表面。

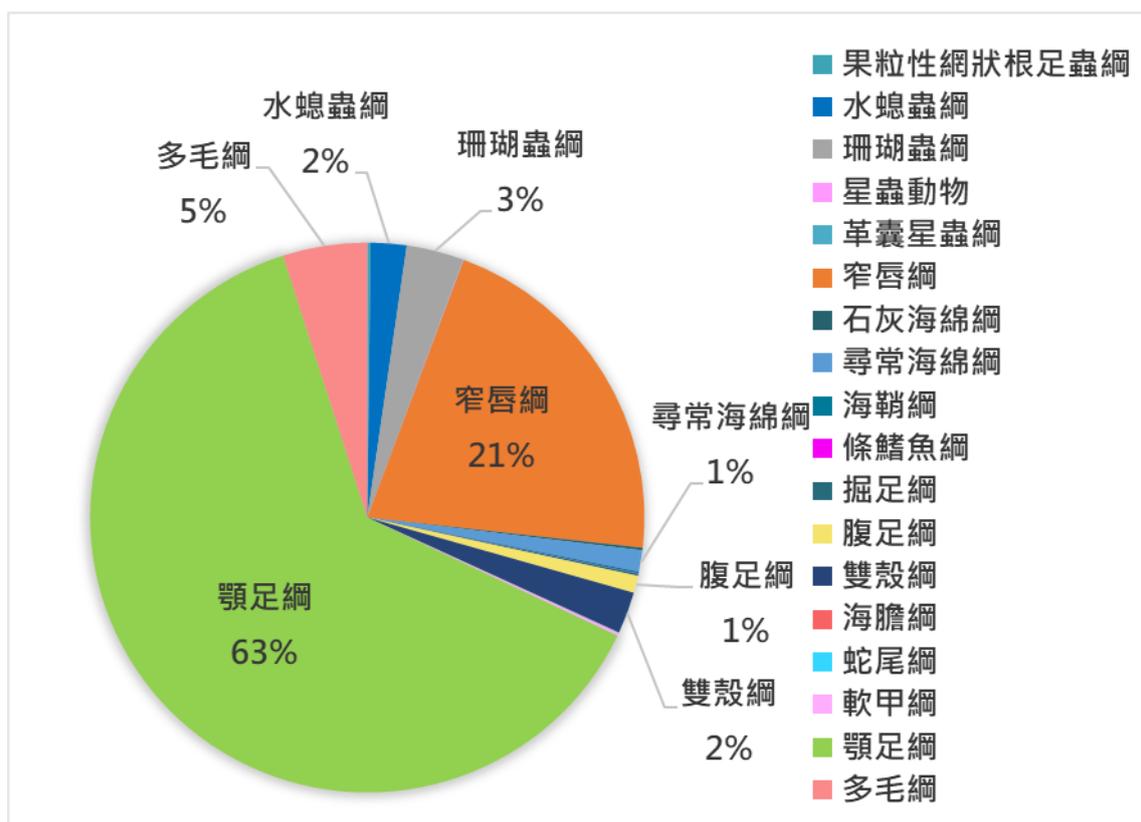


圖 2-61、兩次海域調查 W21 測站底棲生物組成（整合各採樣結果）

本研究計畫第一次海域調查於對照測站、W14 測站、W21 測站共調查到 2,183 個體、9 門 17 綱 28 目 40 科 63 分類群，如表 2-7、2-8。綜合 3 個測站的底棲生物結果，以「綱」的生物分類階層來看，個體數量前 6 名的分類群分別為：顎足綱 (34%)、苔蘚動物 (窄唇綱) (32%)、水媳蟲綱 (13%)、多毛綱 (8%)、雙殼綱 (6%)，本研究計畫第一次海域調查底棲生物組成如圖 2-65 所示。其中顎足綱、苔蘚動物 (窄唇綱)、水媳蟲綱皆為附著型底棲生物，多毛綱及雙殼綱則是包含棲息於底質內的底棲生物物種，與棲息於礁岩上的底棲生物物種。

第一次海域調查可見石珊瑚目及軟珊瑚目等大多為物種為熱帶性之底棲生物類群。由各測站分類群數及個體密度分析結果來看 (圖 2-62)，除了 W21 測站的矩形底棲生物採樣器補充調查，因為遭礁石勾破樣本蒐集網袋，並遭海底廢棄魚網纏繞，而造成採樣效果不佳，分類群數及個體密度都較為低落外。屬於風場開發前砂泥底質環境的對照測站分類群數及個體密度最低，總共採獲 13 個分類群，個體密度 23.73 ind./m^2 。而 W14 測站及 W21 測站調查所得之分類群數大致相同，分別為 34 個分類群及 33 個分類群，其中 W21 測站如果加上矩形底棲生物採樣器的補充調查，則總共採得 35 個分類群。雖然 W14 測站及 W21 測站所採得之分類群數大致相同，但於個體密度方面，W14 測站為 311.30 ind./m^2 ，W21 測站則高達 684.71 ind./m^2 ，呈現 W21 測站明顯高於 W14 測站的現象。

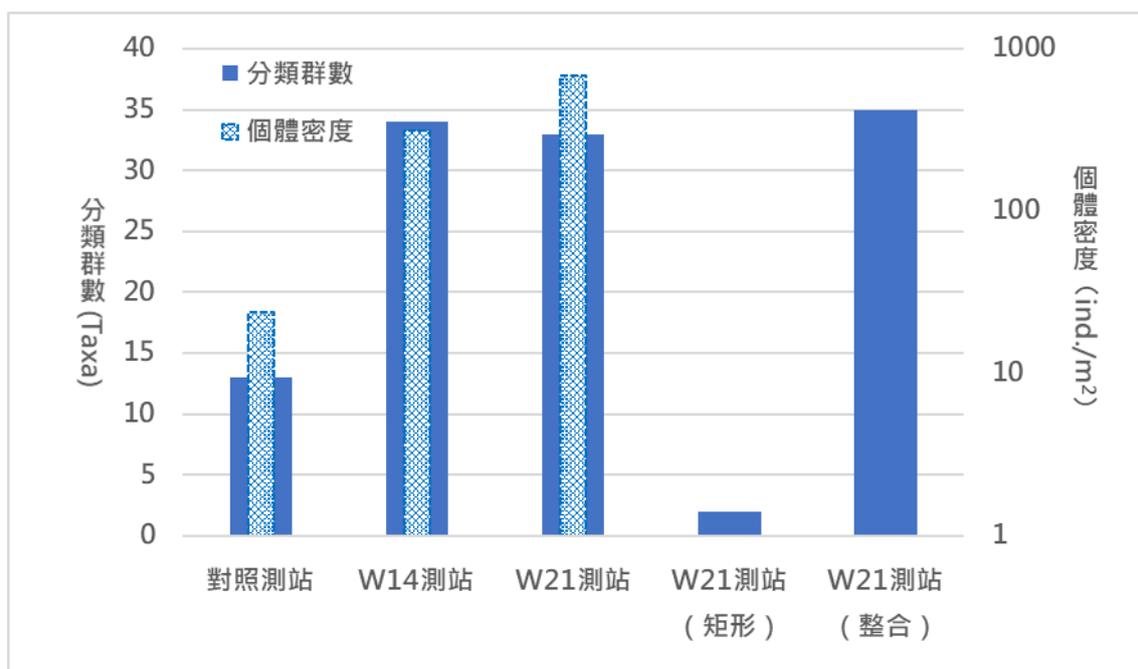


圖 2-62、第一次海域調查底棲生物分類群數及個體密度分析結果

第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

第二次海域調查於對照測站、W14 測站、W21 測站共調查到 5,976 個體、12 門 21 綱 43 目 85 科 127 分類群，如表 2-9、2-10。綜合 3 個測站的底棲生物結果，以「綱」的生物分類階層來看，個體數量前 5 名的分類群分別為：顎足綱(78%)、苔蘚動物(窄唇綱)(8%)、腹足綱(3%)、尋常海綿綱(2%)、雙殼綱(2%)，以顎足綱動物為最優勢物種，本研究計畫第二次海域調查底棲生物組成如圖 2-66 所示。其中顎足綱、苔蘚動物(窄唇綱)、尋常海綿綱皆為附著型底棲生物，腹足綱及雙殼綱則是包含棲息於底質內的底棲生物物種，與棲息於礁岩上的底棲生物物種。

第二次海域調查可見石珊瑚目及軟珊瑚目等大多為物種為熱帶性之底棲生物類群。由各測站分類群數及個體密度分析結果來看(圖 2-63)，屬於風場開發前砂泥底質環境的對照測站分類群數及個體密度最低，總共採獲 22 個分類群，個體密度 30.65 ind./m²。而 W14 測站所採得的個體密度最高，總共採獲 38 個分類群，個體密度 2,759.60 ind./m²。W21 測站調查所採得之分類群數最高，總共採獲 55 個分類群，個體密度 2,618.92 ind./m²。各測站生物量多寡與第一次調查結果大致相同，W14 測站與 W21 測站的生物量皆明顯高於對照測站。本研究計畫第二次海域調查於對照測站及 W14 測站有進行矩形底棲生物採樣器補充調查，對照測站採得 52 個分類群，W14 測站採得 25 個分類群。合併採集結果後，對照測站總共採得 60 個分類群，W14 測站總共採得 59 個分類群。

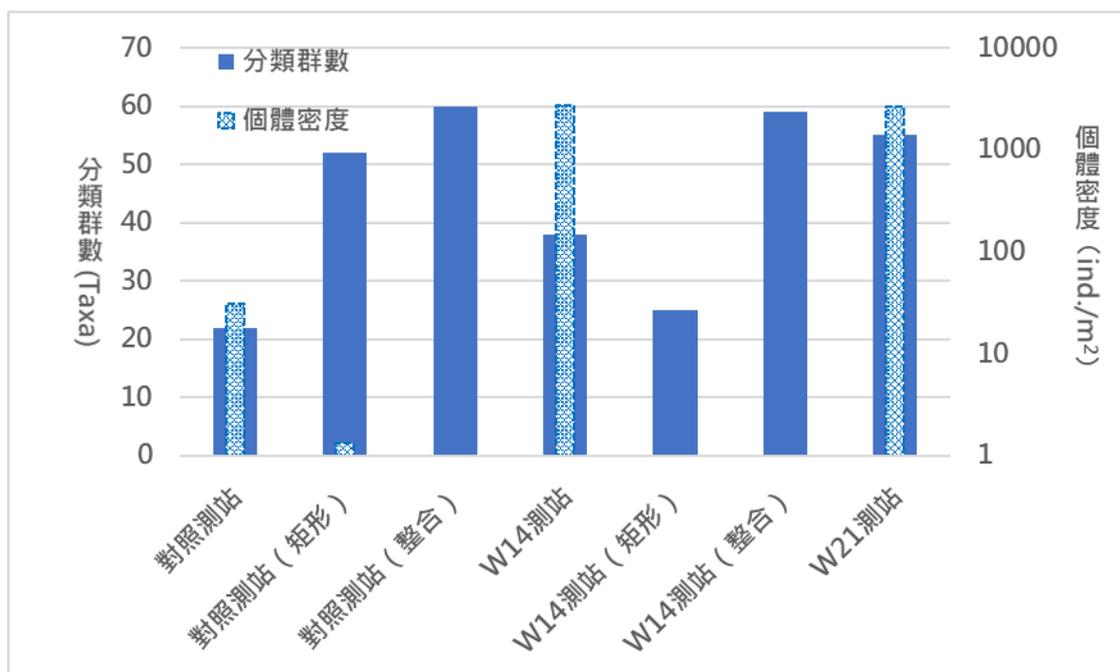


圖 2-63、第二次海域調查底棲生物分類群數及個體密度分析結果

第二次調查日期：8 月 20 日、8 月 21 日

綜合兩次調查結果，共調查到 8,159 個體、12 門 23 綱 50 目 97 科 153 分類群，如圖 2-64、表 2-7 至 2-10。綜合 3 個測站的底棲生物結果，以「綱」的生物分類階層來看，個體數量前 8 名的分類群分別為：顎足綱(66%)、苔蘚動物(窄唇綱)(14%)、水螅蟲綱(3%)、多毛綱(3%)、腹足綱(3%)、雙殼綱(3%)、珊瑚蟲綱(2%)、尋常海綿綱(2%)，本研究計畫綜合兩次海域調查底棲生物組成如圖 2-67 所示。其中顎足綱、苔蘚動物(窄唇綱)、水螅蟲綱、珊瑚蟲綱、尋常海綿綱皆為附著型底棲生物，多毛綱、腹足綱及雙殼綱則是包含棲息於底質內的底棲生物物種，與棲息於礁岩上的底棲生物物種。

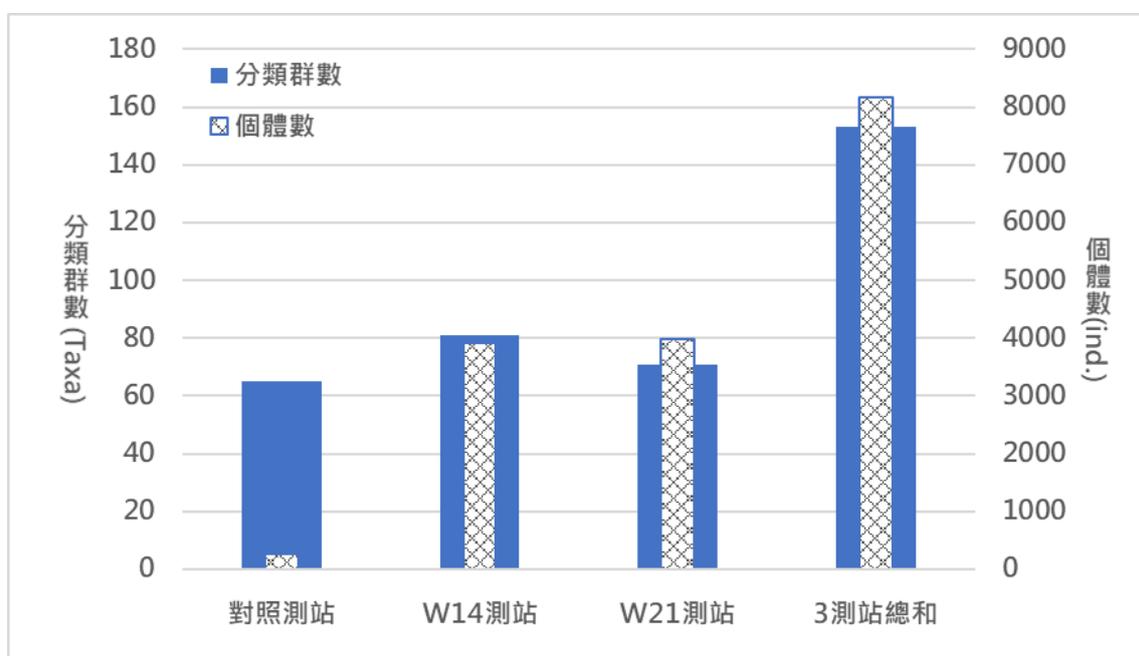


圖 2-64、兩次海域調查各測站底棲生物整合調查結果

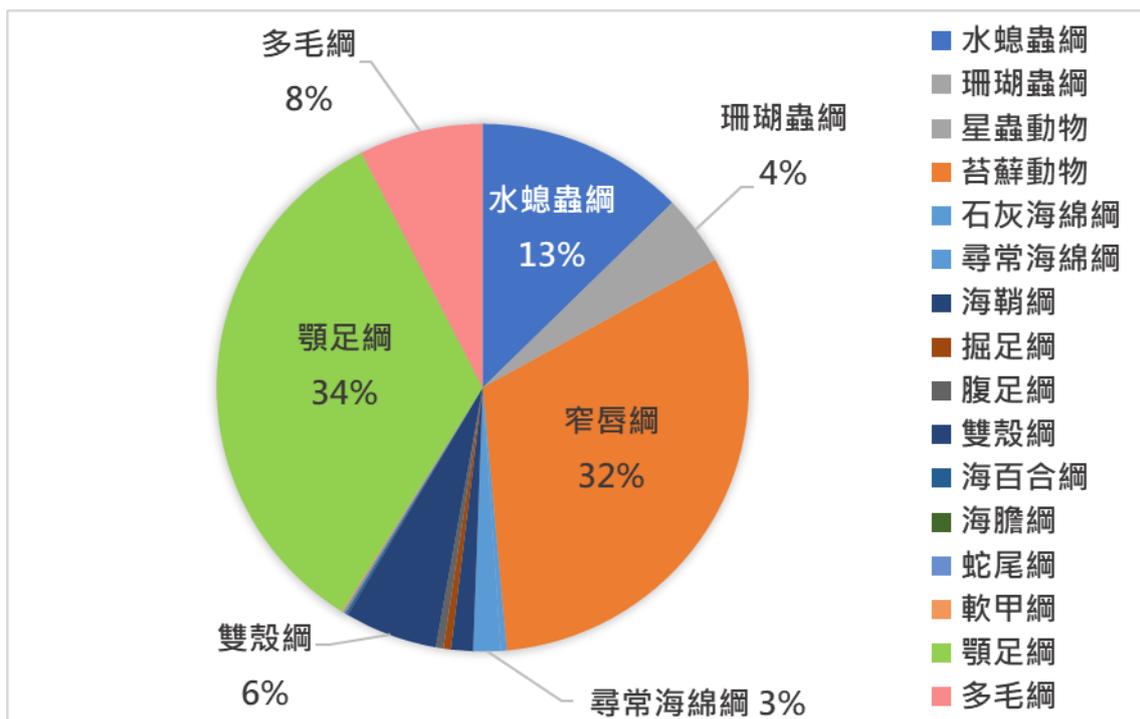


圖 2-65、第一次海域調查底棲生物組成

第一次調查日期：4月17日、4月20日

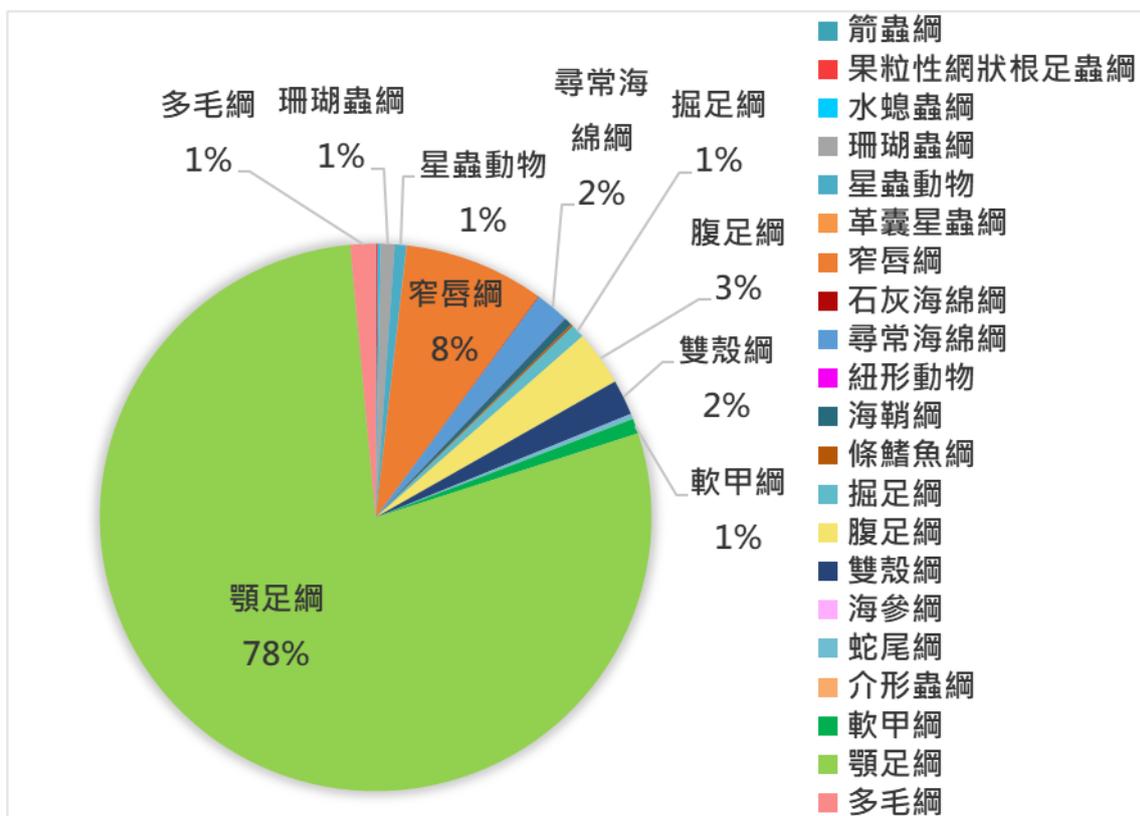


圖 2-66、第二次海域調查底棲生物組成

第二次調查日期：8月20日、8月21日

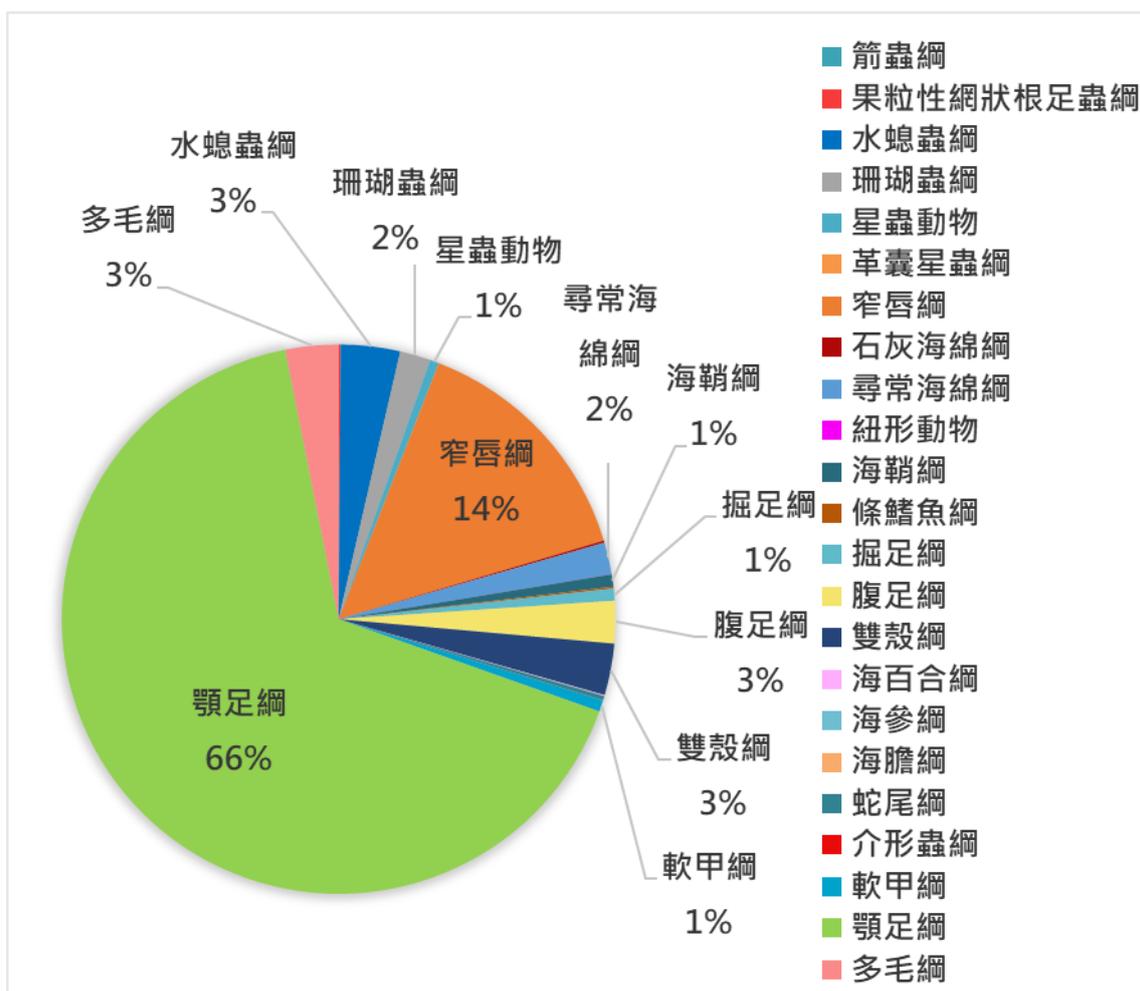


圖 2-67、兩次海域調查底棲生物組成整合結果

表 2-7、第一次海域調查底棲生物資源表

物種分類					2020 第一次調查 (4 月 17 日、4 月 20 日)					
綱名	目名	科名	學名	中文名	對照測站		W14 測站		W21 測站	
					個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)
刺胞動物門										
水 螞 蟲 綱	花水母目	筆螞科	Pennariidae spp.	-					39	24.84
		筒螞水母科	Tubulariidae sp. 01	-			200	57.97	33	21.02
			Tubulariidae sp. 02	-					3	1.91
珊 瑚 蟲 綱	石珊瑚目	-	Scleractinia spp.	-			1	0.29	71	45.22
		樹珊瑚科	<i>Balanophyllia</i> sp. 01	橡樹珊瑚					14	8.92
	海葵目	-	Actinaria spp.	-			2	0.58		
		蠟形海葵科	<i>Harenactis</i> sp.	沙海葵	2	1.69				
		穗珊瑚科	<i>Nephthea</i> sp.	穗軟珊瑚					2	1.27
星蟲動物門										
-	-	-	Sipuncula spp.	-	2	1.69				
苔蘚動物門										
窄唇綱	唇口目	-	Cheilostomata sp. 01	-			13	3.77	69	43.95
			Cheilostomata sp. 02	-			270	78.26	256	163.06
			Cheilostomata sp. 03	-					3	1.91
			Cheilostomata sp. 05	-			3	0.87		
			Cheilostomata sp. 07	-			7	2.03		
			Cheilostomata sp. 10	-					2	1.27
			Cheilostomata sp. 18	-					1	0.64

物種分類					2020 第一次調查 (4 月 17 日、4 月 20 日)					
綱名	目名	科名	學名	中文名	對照測站		W14 測站		W21 測站	
					個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)
			Cheilostomata sp. 19	-			2	0.58	26	16.56
			Cheilostomata sp. 20	-					3	1.91
			Cheilostomata sp. 21	-			17	4.93	2	1.27
			Cheilostomata sp. 22	-			4	1.16		
			Cheilostomata sp. 23	-					9	5.73
			Cheilostomata sp. 24	-			1	0.29		
海綿動物門										
石灰海綿綱	白枝海綿目	毛壺科	<i>Sycon</i> spp.	-			3	0.87	4	2.55
		白枝海綿科	<i>Leucosolenia</i> spp.	白枝海綿			1	0.29		
尋常海綿綱	-	-	Demospongiae sp. 01	-					20	12.74
			Demospongiae sp. 02	-					4	2.55
			Demospongiae sp. 03	-			1	0.29	10	6.37
			Demospongiae sp. 05	-			1	0.29		
脊索動物門										
海鞘綱	無管海鞘目	簇海鞘科	Clavelinidae sp. 01	-					2	1.27
	褶鰓海鞘目	瘤海鞘科	Styelidae spp.	-			25	7.25	2	1.27
軟體動物門										
掘足綱	象牙貝目	象牙貝科	<i>Gadila</i> spp.	大肚象牙貝	2	1.69	3	0.87		
		蕊象牙貝科	<i>Episiphon virgula</i>	錐筆裸管象牙貝	3	2.54	2	0.58		
腹足綱	中腹足目	蟹守螺科	<i>Cerithium</i> sp.	蟹守螺			1	0.29		
	有殼翼足目	駝蝶螺科	<i>Cavolinia longirostris</i>	雪珠駝蝶螺			1	0.29		

物種分類					2020 第一次調查 (4月17日、4月20日)						
綱名	目名	科名	學名	中文名	對照測站		W14 測站		W21 測站		
					個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	
	新腹足目	峨螺科	<i>Babylonia areolata</i>	象牙鳳螺	1	0.85					
		骨螺科	<i>Thais clavigera</i>	蚵岩螺					6	3.82	
		筍螺科	Terebridae sp.	-		1	0.85				
雙殼綱	海扇蛤目	海菊蛤科	<i>Spondylus</i> sp. 01	海菊蛤					13	8.28	
	貽貝目	殼菜蛤科	<i>Botula silicula</i>	肉桂香腸蜆					1	0.64	
			<i>Perna viridis</i>	綠殼菜蛤			9	2.61			
	鶯蛤目	牡蠣科	Ostreidae spp.	-			8	2.32	64	40.76	
<i>Saccostrea mordax</i>			黑齒牡蠣			28	8.12				
棘皮動物門											
海百合綱	海羊齒目	-	Comatulida sp.02	-			3	0.87			
海膽綱	海膽目	刻肋海膽科	<i>Temnotrema sculptum</i>	刻孔海膽					1	0.64	
蛇尾綱	真蛇尾目	陽燧足科	Amphiuridae spp.	-	3	2.54					
節肢動物門											
軟甲綱	十足目	梭子蟹科	<i>Charybdis lucifera</i>	晶瑩蟳			1	0.29			
	等足目	花尾水蝨科	<i>Anthura</i> spp.	花尾水蝨	1	0.85					
顎足綱	無柄目	藤壺科	笠藤壺科	<i>Tetraclita</i> sp. 01	笠藤壺			8	2.32		
			<i>Amphibalanus amphitrite</i>	紋藤壺			196	56.81	217	138.22	
			<i>Balanus reticulatus</i>	網紋藤壺			25	7.25	38	24.20	
			<i>Balanus trigonus</i>	三角藤壺			33	9.57	14	8.92	

物種分類					2020 第一次調查 (4月17日、4月20日)						
綱名	目名	科名	學名	中文名	對照測站		W14 測站		W21 測站		
					個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	
			<i>Fistulobalanus kondakovi</i>	泥管藤壺					3	1.91	
			<i>Megabalanus</i> sp. 01	巨藤壺			196	56.81	1	0.64	
環節動物門											
多毛綱	葉鬚蟲目	多鱗蟲科	<i>Lepidonotus</i> spp.	背鱗蟲					2	1.27	
		角沙蠶科	<i>Goniada</i> sp.	角吻沙蠶	1	0.85					
		錫鱗蟲科	Sigalionidae spp.	-		3	2.54	1	0.29		
	磯沙蠶目	歐努菲蟲科	Onuphidae sp. 01	-		1	0.85				
	囊吻目	錐頭蟲科	<i>Haploscoloplos elongatus</i>	長錐蟲		2	1.69	4	1.16		
	纓鰓蟲目	龍介蟲科	<i>Hydroides</i> spp.	盤管蟲				3	0.87	140	89.17
		纓鰓蟲科	<i>Laonome albicingillum</i>	白腺纓鰓蟲				1	0.29		
			Sabellidae spp.	-			6	5.08			
個體數(ind.) / 個體密度(ind./m ²)					28	23.729	1,074	311.304	1,075	684.71	
9門16綱27目38科61分類群					分類群數		13	34	33		
Simpson's dominance index, C (Simpson 指數)							0.214	0.251	0.238		
Shannon-Wiener's diversity index, H' (多樣性指數)							2.397	2.147	2.446		
Pielou's evenness index, J' (均勻度指數)							0.935	0.609	0.700		

表 2-8、W21 測站第一次海域調查底棲生物資源表（矩形底棲生物採樣器）

物種分類〔矩形底棲生物採樣器〕						2020 第一次調查（4 月 17 日、4 月 20 日）	
門名	綱名	目名	科名	學名	中文名	W21 測站	
						個體數(ind.)	個體密度(ind./m ²)
刺胞動物門	珊瑚蟲綱	軟珊瑚目	鞭珊瑚科	<i>Junceella</i> spp.	蘆莖珊瑚	5	0.033
脊索動物門	條鰭魚綱	鱸形目	金線魚科	<i>Scolopsis vosmeri</i>	伏氏眶棘鱸	1	0.007
總個體數(ind.) / 總個體密度(ind./m ²)						6	0.040
2 門 2 綱 2 目 2 科 2 分類群			分類群數			2	
Simpson's dominance index, C (Simpson 指數)						0.833	
Shannon-Wiener's diversity index, H' (多樣性指數)						0.451	
Pielou's evenness index, J' (均勻度指數)						0.650	

表 2-9、第二次海域調查底棲生物資源表

物種分類					2020 第二次調查 (8 月 20 日、8 月 21 日)						
綱名	目名	科名	學名	中文名	對照測站		W14 測站		W21 測站		
					個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	
肉質鞭毛蟲門											
果粒性網狀 根足蟲綱	有孔蟲目	輪蟲科	Rotaliidae spp.	-					8	7.21	
刺胞動物門											
水螅蟲綱	花水母目	筆螅科	Pennariidae sp.02	-					1	0.90	
			Pennariidae spp.	-				2	1.80		
		筒螅水母科	Tubulariidae spp.	-					5	4.50	
珊瑚蟲綱	石珊瑚目	-	Scleractinia spp.	-					21	18.92	
		樹珊瑚科	<i>Balanophyllia</i> sp.01	橡樹珊瑚					18	16.22	
	<i>Heteropsammia</i> sp.		異沙珊瑚			3	3.03				
	海葵目	-	Actiniaria spp.	-					2	1.80	
軟珊瑚目	穗珊瑚科	<i>Nephthea</i> sp.	穗軟珊瑚				1	1.01			
星蟲動物門											
-	-	-	Sipuncula spp.	-					1	0.90	
革囊星蟲 綱	革囊星蟲目	革囊星蟲科	<i>Apionsoma misakianum</i>	梨體星蟲					1	0.90	
苔蘚動物門											
窄唇綱	唇口目	-	Cheilostomata sp.01	-				5	5.05	17	15.32

物種分類					2020 第二次調查 (8月20日、8月21日)					
綱名	目名	科名	學名	中文名	對照測站		W14 測站		W21 測站	
					個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)
			Cheilostomata sp.02	-					380	342.34
			Cheilostomata sp.03	-					15	13.51
			Cheilostomata sp.04	-					30	27.03
			Cheilostomata sp.10	-					2	1.80
			Cheilostomata sp.13	-					1	0.90
			Cheilostomata sp.20	-					6	5.41
			Cheilostomata sp.21	-			14	14.14	18	16.22
			Cheilostomata sp.23	-			4	4.04	1	0.90
海綿動物門										
石灰海綿綱	白枝海綿目	毛壺科	<i>Sycon</i> spp.	-					2	1.80
尋常海綿綱	-	-	Demospongiae sp.01	-					2	1.80
			Demospongiae sp.02	-			1	1.01	4	3.60
			Demospongiae sp.03	-			15	15.15		
			Demospongiae sp.04	-			85	85.86	1	0.90
			Demospongiae sp.05	-					9	8.11
脊索動物門										
海鞘綱	-	-	Asciacea spp.	-			3	3.03		
條鰭魚綱	鱸形目	蝦虎科	Bathygobius spp.	-	1	0.81				
軟體動物門										

物種分類					2020 第二次調查 (8月20日、8月21日)						
綱名	目名	科名	學名	中文名	對照測站		W14 測站		W21 測站		
					個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	
掘足綱	象牙貝目	象牙貝科	<i>Gadila</i> spp.	大肚象牙貝	5	4.03	10	10.10	3	2.70	
		蕊象牙貝科	<i>Episiphon virgula</i>	錐筆裸管象牙貝	7	5.65	5	5.05	2	1.80	
腹足綱	中腹足目	玉黍螺科	<i>Littoraria undulata</i>	波紋玉黍螺			2	2.02			
		石榴螺科	<i>Eratoena</i> spp.	石榴螺			1	1.01	5	4.50	
		錐螺科	<i>Turritella cingulifera</i>	小錐螺			2	2.02			
		蟹守螺科	<i>Cerithium kobelti</i>	蟋蟀蟹守螺						1	0.90
			<i>Cerithium</i> sp.	蟹守螺	1	0.81	4	4.04	1	0.90	
			<i>Clypeomorus</i> sp.	楯桑椹螺					3	2.70	
	有殼翼足目	駝蝶螺科	<i>Cavolinia longirostris</i>	雪珠駝蝶螺			1	1.01			
	原始腹足目	蓮花青螺科	Lottiidae spp.	-			3	3.03	1	0.90	
		鐘螺科	<i>Conotalopia musiva</i>	灰斑鐘螺					1	0.90	
			<i>Monilea callifera</i>	美臍鐘螺			2	2.02	2	1.80	
	異足目	玉螺科	<i>Natica pluvialis</i>	雨生玉螺	1	0.81					
		瓷螺科	<i>Eulima bifascialis</i>	雙帶瓷光螺	1	0.81	1	1.01			
異腹足目	左錐螺科	<i>Mesophora</i> sp.	玄珠螺					2	1.80		
新腹足目	珊瑚螺科	<i>Babelomurex</i> sp.	塔肩棘螺			1	1.01				

物種分類					2020 第二次調查 (8月20日、8月21日)					
綱名	目名	科名	學名	中文名	對照測站		W14 測站		W21 測站	
					個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)
		峨螺科	<i>Nassaria bitubercularis</i>	雙瘤魚籃螺			2	2.02		
		骨螺科	<i>Thais clavigera</i>	蚵岩螺			33	33.33	10	9.01
		捲管螺科	<i>Splendrillia</i> sp.	摺塔螺					1	0.90
		麥螺科	<i>Zafra sinensis</i>	罌粟松蟲螺					1	0.90
		筍螺科	<i>Duplicaria albozonata</i>	白帶櫛筍螺	1	0.81				
	裸鰓目	翼簞亞目	Aeolidina sp.	-			1	1.01		
	頭楯目	尖卷螺科	<i>Volvulella tokunagai</i>	德永尖卷螺					1	0.90
		厚唇螺科	<i>Ringiculina doliaris</i>	白豆厚唇螺	1	0.81	3	3.03	3	2.70
		盒螺科	<i>Cylichna</i> sp.	盒螺					2	1.80
	雙殼綱	海扇蛤目	海菊蛤科	<i>Spondylus</i> sp.01	海菊蛤					5
魁蛤目		魁蛤科	<i>Barbatia foliata</i>	鬚魁蛤					1	0.90
			<i>Hawaiarca yamamotoi</i>	山本魁蛤					1	0.90
簾蛤目		鳥尾蛤科	<i>Maoricardium</i> sp.	卵鳥蛤	1	0.81				
		簾蛤科	<i>Veremolpa mindanensis</i>	民答那峨小簾蛤	1	0.81				
鶯蛤目		牡蠣科	<i>Crassostrea angulata</i>	葡萄牙牡蠣			66	66.67	12	10.81
			<i>Saccostrea mordax</i>	黑齒牡蠣			2	2.02		
	海扇蛤科	<i>Chlamys farreri</i>	法爾海扇蛤					1	0.90	

物種分類					2020 第二次調查 (8月20日、8月21日)					
綱名	目名	科名	學名	中文名	對照測站		W14 測站		W21 測站	
					個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)
棘皮動物門										
海參綱	-	-	Holothuroidea sp.	-			1	1.01		
蛇尾綱	真蛇尾目	陽燧足科	Amphiuridae spp.	-	1	0.81	1	1.01	1	0.90
節肢動物門										
軟甲綱	十足目	毛刺蟹科	<i>Xenophthalmodes</i> spp.	擬短眼蟹					1	0.90
		瓷蟹科	<i>Enosteoides ornatus</i>	裝飾擬豆瓷蟹					3	2.70
		對蝦科	Penaeidae spp.	-	1	0.81				
		螻蛄蝦科	<i>Upogebia</i> spp.	螻蛄蝦					1	0.90
		櫻蝦科	Sergestidae spp.	-			2	2.02		
	端足目	板鉤蝦科	<i>Stenothoe qingdaoensis</i>	青島板鉤蝦					1	0.90
		雙眼鉤蝦科	<i>Byblis</i> spp.	沙鉤蝦	2	1.61				
顎足綱	無柄目	笠藤壺科	<i>Tetraclita</i> sp.01	笠藤壺			17	17.17	132	118.92
		藤壺科	<i>Amphibalanus amphitrite</i>	紋藤壺			2413	2437.37	2090	1882.88
			<i>Balanus reticulatus</i>	網紋藤壺	1	0.81				
			<i>Balanus trigonus</i>	三角藤壺					16	14.41
			<i>Megabalanus</i> sp.01	巨藤壺			17	17.17	2	1.80
環節動物門										
多毛綱	海蛹目	海蛹科	Opheliidae spp.	-			2	2.02		

物種分類					2020 第二次調查 (8月20日、8月21日)					
綱名	目名	科名	學名	中文名	對照測站		W14 測站		W21 測站	
					個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)
	葉鬚蟲目	多鱗蟲科	<i>Lepidonotus</i> spp.	背鱗蟲	1	0.81				
		吻沙蠶科	<i>Glycera</i> sp.	吻沙蠶	1	0.81				
		沙蠶科	Nereididae spp.	-	3	2.42				
		角沙蠶科	<i>Goniada</i> spp.	角吻沙蠶	2	1.61	1	1.01		
		特鬚蟲科	<i>Paralacydonia</i> sp.	擬特鬚蟲					3	2.70
		錫鱗蟲科	Sigalionidae spp.	-	2	1.61	5	5.05		
	螫龍介目	不倒翁蟲科	<i>Sternaspis scutata</i>	不倒翁蟲			1	1.01		
	囊吻目	小頭蟲科	<i>Capitella</i> sp.	小頭蟲	2	1.61				
		海竹節蟲科	Maldanidae spp.	-			1	1.01		
			<i>Praxillella</i> spp.	擬節蟲	1	0.81				
	纓鰓蟲目	龍介蟲科	<i>Hydroides</i> spp.	盤管蟲					51	45.95
纓鰓蟲科		Sabellidae spp.	-	1	0.81	1	1.01			
個體數(ind.) / 個體密度(ind./m ²)					38	30.65	2,732	2,759.60	2,907	2,618.92
10門18綱35目65科88分類群				分類群數	22		38		55	
Simpson's dominance index, C (Simpson 指數)					0.18		0.88		0.72	
Shannon-Wiener's diversity index, H' (多樣性指數)					2.83		0.66		1.22	
Pielou's evenness index, J' (均勻度指數)					0.92		0.18		0.30	

表 2-10、對照測站與 W14 測站第二次海域調查底棲生物資源表（矩形底棲生物採樣器）

物種分類〔矩形底棲生物採樣器〕					2020 第二次調查（8 月 20 日、8 月 21 日）			
綱名	目名	科名	學名	中文名	對照測站		W14 測站	
					個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)
毛顎動物門								
箭蟲綱	無膜目	箭蟲科	<i>Flaccisagitta enflata</i>	肥胖箭蟲	1	0.01		
刺胞動物門								
珊瑚蟲綱	石珊瑚目	葵珊瑚科	<i>Heterocyathus</i> sp.	異杯珊瑚	3	0.02	1	0.01
星蟲動物門								
-	-	-	<i>Sipuncula</i> spp.	-			40	0.27
紐形動物門								
-	-	-	<i>Nemertea</i> spp.	-	1	0.01		
脊索動物門								
海鞘綱	褶鰓目	柄海鞘科	<i>Cnemidocarpa</i> sp.	豆海鞘	26	0.17		
條鰭魚綱	鱸形目	蝦虎科	<i>Bathygobius</i> spp	-	1	0.01	1	0.01
		鰻科	<i>Solea ovata</i>	卵鰻	2	0.01	3	0.02
軟體動物門								
掘足綱	象牙貝目	象牙貝科	<i>Gadila</i> spp.	大肚象牙貝	11	0.07	1	0.01
		蕊象牙貝科	<i>Episiphon virgula</i>	錐筆裸管象牙貝	4	0.03		
腹足綱	中腹足目	石榴螺科	<i>Eratoena</i> spp.	石榴螺	1	0.01		
		錐螺科	<i>Turritella cingulifera</i>	小錐螺	3	0.02		
		蟹守螺科	<i>Cerithium</i> sp.	蟹守螺	9	0.06		

物種分類〔矩形底棲生物採樣器〕					2020 第二次調查 (8月20日、8月21日)			
綱名	目名	科名	學名	中文名	對照測站		W14 測站	
					個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)
	有殼翼足目	駝蝶螺科	<i>Cavolinia globulosa</i>	圓駝蝶螺	1	0.01		
			<i>Cavolinia longirostris</i>	雪珠駝蝶螺	1	0.01		
	原始腹足目	鐘螺科	<i>Conotalopia musiva</i>	灰斑鐘螺	10	0.07		
	異足目	玉螺科	<i>Natica buriasiensis</i>	布里亞斯玉螺	2	0.01		
			<i>Natica gualteriana</i>	小灰玉螺	1	0.01		
			<i>Natica pluvialis</i>	雨生玉螺	2	0.01		
		瓷螺科	<i>Eulima bifascialis</i>	雙帶瓷光螺	1	0.01	1	0.01
	新腹足目	峨螺科	<i>Babylonia areolata</i>	象牙鳳螺	3	0.02	1	0.01
			<i>Brachytoma vexillum</i>	白瘤捲管螺			1	0.01
		捲管螺科	<i>Inquisitor intertincta</i>	白脊玉米捲管螺	3	0.02		
			<i>Tomopleura pouloensis</i>	保羅尖肋螺	2	0.01		
		麥螺科	<i>Indomitrella martensi</i>	似長麥螺	2	0.01		
		筍螺科	<i>Duplicaria fictilis</i>	褐底筍螺	15	0.10	2	0.01
			<i>Terebra anilis</i>	徐娘筍螺	13	0.09	2	0.01
		蛹筆螺科	<i>Vexillum</i> sp.	蛹筆螺	9	0.06		
		榧螺科	<i>Oliva mustelina</i>	臺灣榧螺	1	0.01		
		織紋螺科	<i>Nassarius reeveana</i>	浮標織紋螺	5	0.03	1	0.01
	<i>Niotha conoidalis</i>		球織紋螺	2	0.01	1	0.01	
	頭楯目	尖卷螺科	<i>Volvulella tokunagai</i>	德永尖卷螺	1	0.01		
		厚唇螺科	<i>Ringiculina doliaris</i>	白豆厚唇螺	3	0.02		

物種分類〔矩形底棲生物採樣器〕					2020 第二次調查 (8月20日、8月21日)			
綱名	目名	科名	學名	中文名	對照測站		W14 測站	
					個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)
雙殼綱	海螂目	抱蛤科	<i>Corbula fortisulcata</i>	深溝抱蛤	4	0.03	1	0.01
	貽貝目	殼菜蛤科	<i>Arcuatula japonica</i>	日本肌蛤	1	0.01	1	0.01
			<i>Modiolus</i> spp.	偏頂蛤	1	0.01		
	簾蛤目	厚殼蛤科	<i>Bathytormus foveolatus</i>	厚蛤	1	0.01		
			鳥尾蛤科	<i>Maoricardium</i> sp.	卵鳥蛤	4	0.03	
		簾蛤科	<i>Anomalocardia</i> sp.	歪簾蛤	1	0.01		
			<i>Pelecypora excisa</i>	渾圓文蛤			1	0.01
			<i>Veremolpa mindanensis</i>	民答那哦小簾蛤	7	0.05		
			<i>Veremolpa scabra</i>	海星小簾蛤	2	0.01		
		櫻蛤科	<i>Loxoglypta transculpta</i>	橫斜紋蛤	1	0.01		
			<i>Tellinella spengleri</i>	鋸齒櫻蛤	1	0.01		
	彎錦蛤目	銀錦蛤科	<i>Nucula convexa</i>	米色銀錦蛤	1	0.01		
		彎錦蛤科	<i>Saccella takaoensis</i>	高雄小囊蛤	6	0.04	2	0.01
棘皮動物門								
蛇尾綱	真蛇尾目	陽燧足科	Amphiuridae spp.	-	3	0.02	11	0.07
節肢動物門								
介形蟲綱	-	-	Ostracoda sp.02	-	1	0.01		
軟甲綱	十足目	毛刺蟹科	<i>Xenophthalmodes</i> spp.	擬短眼蟹			1	0.01
		玉蟹科	<i>Hipplyra platycheir</i>	長螯拳蟹	1	0.01		
			<i>Myra fugax</i>	遁行長臂蟹			1	0.01

物種分類〔矩形底棲生物採樣器〕					2020 第二次調查 (8月20日、8月21日)			
綱名	目名	科名	學名	中文名	對照測站		W14 測站	
					個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)	個體數 (ind.)	個體密度 (ind./m ²)
		玻璃蝦科	<i>Pasiphaeidae</i> spp.	-			15	0.10
		瓷蟹科	<i>Porcellanella triloba</i>	三葉小瓷蟹			1	0.01
			<i>Raphidopus ciliatus</i>	多毛細足蟹			3	0.02
		對蝦科	<i>Penaeidae</i> spp.	-	2	0.01		
		槍蝦科	<i>Alpheus</i> spp.	槍蝦			1	0.01
		櫻蝦科	<i>Sergestidae</i> spp.	-	16	0.11		
	端足目	螺羸蜚科	<i>Gammaropsis trispinosus</i>	三刺擬鉤蝦	1	0.01		
顎足綱	無柄目	藤壺科	<i>Balanus reticulatus</i>	網紋藤壺	3	0.02		
環節動物門								
多毛綱	葉鬚蟲目	吻沙蠶科	<i>Glycera</i> sp.	吻沙蠶	1	0.01		
		特鬚蟲科	<i>Paralacydonia</i> sp.	擬特鬚蟲			4	0.03
		錫鱗蟲科	<i>Sigalionidae</i> spp.	-	1	0.01	3	0.02
	囊吻目	單指蟲科	<i>Cossuridae</i> spp.	-	1	0.01		
總個體數(ind.) / 總個體密度(ind./m ²)					199	1.33	100	0.67
9 門 14 綱 25 目 48 科 62 分類群				分類群數	52		25	
Simpson's dominance index, C (Simpson 指數)					0.13		0.40	
Shannon-Wiener's diversity index, H' (多樣性指數)					3.41		2.26	
Pielou's evenness index, J' (均勻度指數)					0.86		0.70	

本研究計畫亦將兩次海域調查底棲生物調查結果，與行政院環境保護署環評書件系統內的離岸風力發電計畫海域生態調查底棲生物資料進行比對，比對情形如圖 2-68、表 2-11、圖 2-69 與表 2-12 所示。並將兩次海域調查底棲生物調查結果與上緯國際投資控股股份有限公司所公開的各季次「海洋竹南離岸式風力發電計畫環境監測成果表」進行比對（圖 2-70）。由上述比較結果顯示，相較於各環評報告之調查或監測計畫調查 5 至 12 個測站，本研究計畫於 3 個測站調查所得之物種數大幅高於前述各項環評調查與監測資料，造成調查結果物種數差異的原因可能為調查方法的差異、調查器具規格（例如：網目、器具重量等）以及實際努力量的影響，或是底棲生物樣本挑揀及鑑定專業能力所造成的差異。

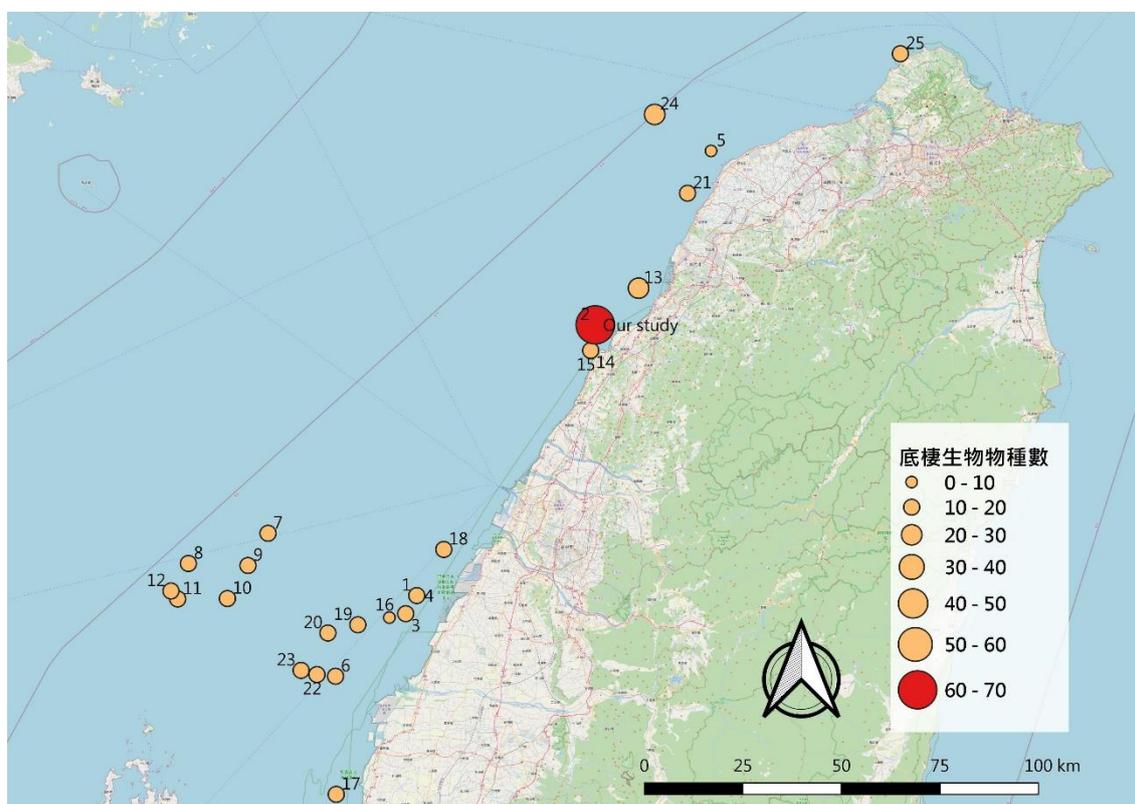


圖 2-68、第一次調查底棲生物資料與環評資料物種數比較

第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

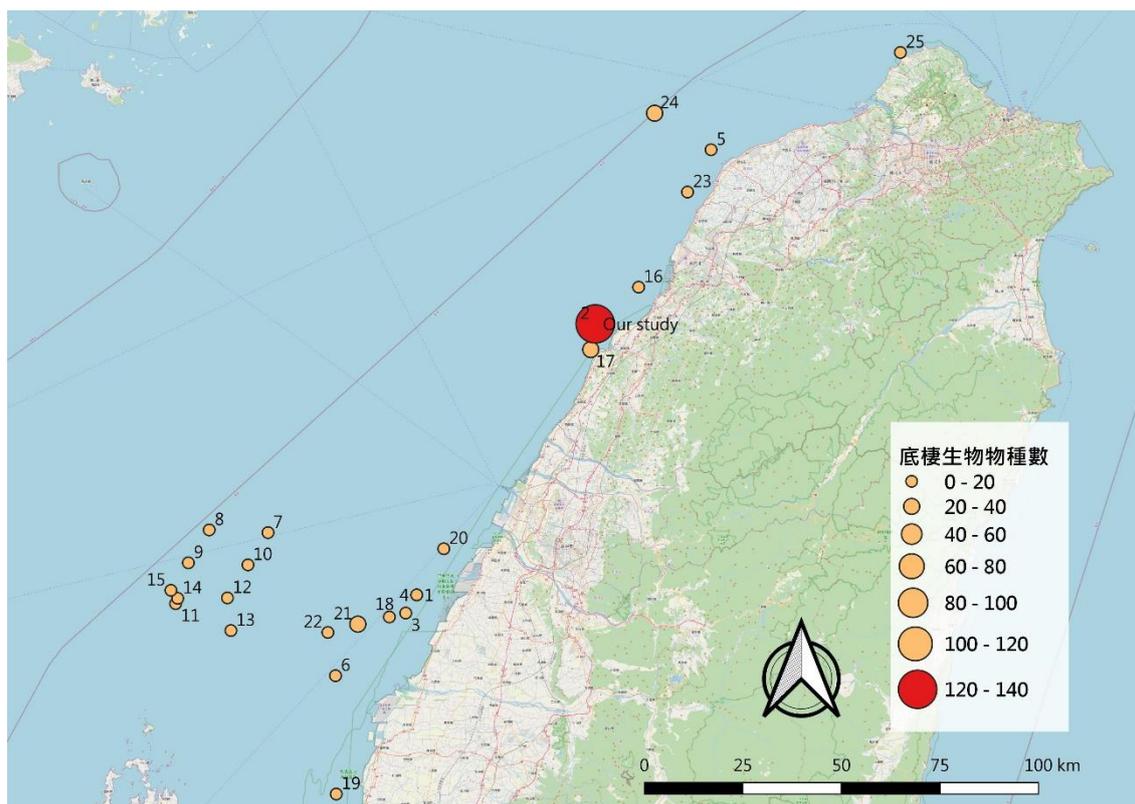


圖 2-69、第二次調查底棲生物資料與環評資料物種數比較

第二次調查日期：8月20日、8月21日

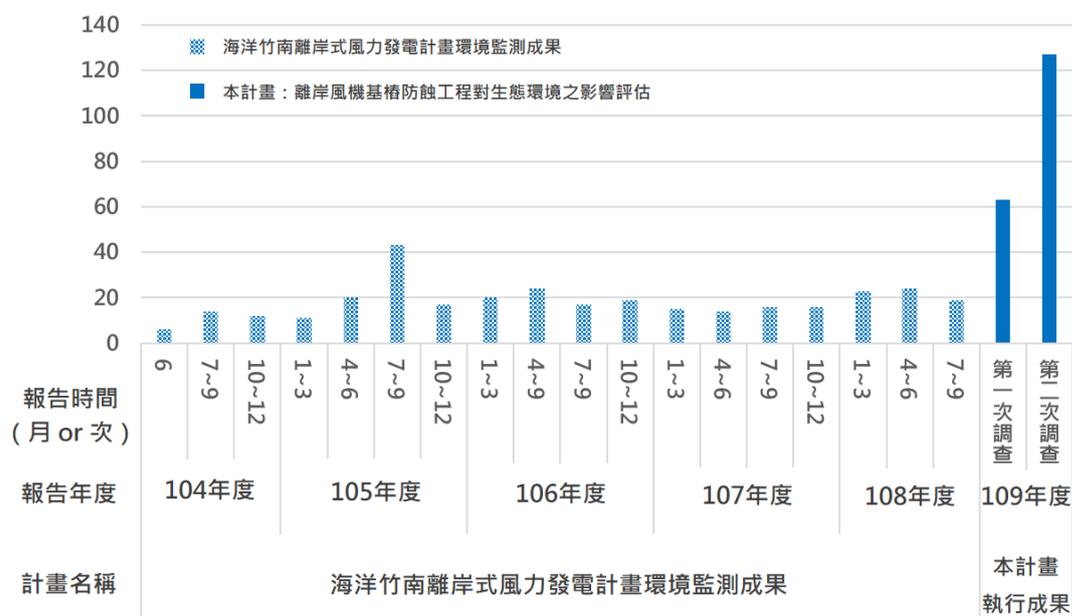


圖 2-70、兩次調查底棲生物資料與海洋竹南風場環境監測成果物種數比較

第一次調查日期：4月17日、4月20日

第二次調查日期：8月20日、8月21日

表 2-11、第一次調查底棲生物資料與環評資料物種數列表

編號	計劃案號	開發／研究計畫名稱	測站數量	調查時間	物種數
1	1010221A	福海離岸風力發電計畫（第一期工程）環境影響說明書	15	100/04	9
2	1020361A	海洋竹南離岸式風力發電計畫環境影響說明書	5	101/03	10
3	1030901A	離岸風力發電第一期計畫環境影響說明書	11	102/04	14
4	1050441A	福海彰化離岸風力發電計畫環境影響說明書	3	104/03	14
5	1050501A	桃園離岸風力發電廠興建計畫環境影響說明書	10	104/05	9
6	1060101A	中能離岸風力發電開發計畫環境影響說明書	12	105/04	12
7	1060391A	大彰化東北離岸風力發電計畫環境影響說明書	12	105/03/03	19
8	1060421A	大彰化西南離岸風力發電計畫環境影響說明書	12	106/03/13	20
9	1060461A	大彰化東南離岸風力發電計畫環境影響說明書	12	106/03/13	17
10	1060491A	海鼎離岸式風力發電計畫 3 號風場環境影響說明書	12	106/03	19
11	1060511A	海鼎離岸式風力發電計畫 2 號風場環境影響說明書	12	106/03	16
12	1060521A	海鼎離岸式風力發電計畫 1 號風場環境影響說明書	12	106/03	14
13	1060551A	竹風電力離岸風力發電計畫環境影響說明書	10	105/05	24
14	1060561A	海能離岸風力發電計畫環境影響說明書	10	106/04	13
15	1060561A	海能離岸風力發電計畫環境影響說明書	10	105/04	15
16	1060581A	彰化西島離岸風力發電計畫環境影響說明書	10	105/05	9

編號	計劃案號	開發／研究計畫名稱	測站數量	調查時間	物種數
17	1060591A	雲林離岸風力發電廠興建計畫環境影響說明書	12	105/05	18
18	1060611A	彰化縣彰濱工業區外海設置離岸風力發電廠環境影響說明書	10	105/05	16
19	1060621A	海峽離岸風力發電計畫(27 號風場)環境影響說明書	12	106/05	14
20	1060631A	彰化彰芳離岸風力發電計畫環境影響說明書	12	105/05	16
21	1060641A	桃新離岸風力發電廠興建計畫環境影響說明書	8	105/03	16
22	1060661A	彰化福芳離岸風力發電計畫環境影響說明書	12	105/05	15
23	1060671A	海峽離岸風力發電計畫(28 號風場)環境影響說明書	12	106/03	16
24	1060821A	臺海桃園(W1N)離岸風力發電計畫環境影響說明書	10	106/05	22
25	1060831A	新北離岸風力發電計畫環境影響說明書	12	106/05	19
Our study (本研究計畫)		離岸風機基樁防蝕工程對生態環境之影響評估	3	109/04	63

第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

表 2-12、第二次調查底棲生物資料與環評資料物種數列表

編號	計劃案號	開發／研究計畫名稱	測站數量	調查時間	物種數
1	1010221A	福海離岸風力發電計畫（第一期工程）環境影響說明書	15	100/07	8
2	1020361A	海洋竹南離岸式風力發電計畫環境影響說明書	5	101/09	15
3	1030901A	離岸風力發電第一期計畫環境影響說明書	11	102/07	19
4	1050441A	福海彰化離岸風力發電計畫環境影響說明書	3	103/08	9
5	1050501A	桃園離岸風力發電廠興建計畫環境影響說明書	10	104/08	14
6	1060101A	中能離岸風力發電開發計畫環境影響說明書	12	105/07	14
7	1060391A	大彰化東北離岸風力發電計畫環境影響說明書	12	105/08	15
8	1060411A	大彰化西北離岸風力發電計畫環境影響說明書	12	105/08	20
9	1060421A	大彰化西南離岸風力發電計畫環境影響說明書	12	105/08	17
10	1060461A	大彰化東南離岸風力發電計畫環境影響說明書	12	105/08	14
11	1060481A	海龍三號離岸風力發電計畫環境影響說明書	12	105/08	15
12	1060491A	海鼎離岸式風力發電計畫 3 號風場環境影響說明書	12	105/07	15
13	1060501A	海龍二號離岸風力發電計畫環境影響說明書	12	105/08	13
14	1060511A	海鼎離岸式風力發電計畫 2 號風場環境影響說明書	12	105/07	15
15	1060521A	海鼎離岸式風力發電計畫 1 號風場環境影響說明書	12	105/07	12
16	1060551A	竹風電力離岸風力發電計畫環境影響說明書	10	105/08	16

編號	計劃案號	開發／研究計畫名稱	測站數量	調查時間	物種數
17	1060561A	海能離岸風力發電計畫環境影響說明書	10	104/07	25
18	1060581A	彰化西島離岸風力發電計畫環境影響說明書	10	105/08	15
19	1060591A	雲林離岸風力發電廠興建計畫環境影響說明書	12	105/08	20
20	1060611A	彰化縣彰濱工業區外海設置離岸風力發電廠環境影響說明書	10	105/08	16
21	1060621A	海峽離岸風力發電計畫(27 號風場)環境影響說明書	12	105/08	24
22	1060631A	彰化彰芳離岸風力發電計畫環境影響說明書	12	105/08	19
23	1060641A	桃新離岸風力發電廠興建計畫環境影響說明書	8	105/08	12
24	1060821A	臺海桃園(W1N)離岸風力發電計畫環境影響說明書	10	105/08	32
25	1060831A	新北離岸風力發電計畫環境影響說明書	12	106/08	13
Our study (本研究計畫)		離岸風機基樁防蝕工程對生態環境之影響評估	3	109/08	127

第二次調查日期：8 月 20 日、8 月 21 日

第三節 海域底質菌相

本研究計畫兩次海域調查於對照測站、W14 測站、W21 測站以潛水人員進行海域底質樣本採集，採得之海域底質樣本以冷藏條件下攜回實驗室進行保存，並針對樣本進行細菌 DNA 萃取（圖 2-71），其 DNA 萃取結果如表 2-13 及表 2-14 所示。萃取出之 DNA 先進行聚合酶連鎖反應(PCR)（圖 2-72），測試 DNA 萃取產物之品質。聚合酶連鎖反應(PCR)產物經膠體電泳(Gel electrophoresis)實驗之結果顯示，對照測站、W14 測站、W21 測站之海域底質樣本 DNA 萃取產物均可以有效進行聚合酶連鎖反應，聚合酶連鎖反應產物之膠體電泳結果如圖 2-73 及圖 2-74 所示。圖 2-74 之泳道 1、2、3 分別為 W21 測站樣本、W14 測站樣本 2 及對照測站樣本之聚合酶連鎖反應產物，泳道 M 則為分子量對照組。膠體電泳結果顯示，所有樣本的聚合酶連鎖反應產物 DNA 片段長皆約為 800 個鹼基對，為目標序列片段長度，代表萃取出之 DNA 可以有效進行目標序列片段的聚合酶連鎖反應。

確認 DNA 萃取產物之品質後，將其委託基因檢测定序公司以次世代定序(Next Generation Sequencing, NGS)技術，針對 16S rRNA 基因序列進行標靶定序，獲得海域底質樣本中的 16S rRNA 基因序列環境 DNA(Environmental DNA, eDNA)結果，並針對環境 DNA 結果進行後續的 DNA 序列分析，鑑定海域底質樣本中的菌種及出現頻率，以獲得各測站的海域底質菌相組成。

表 2-13、第一次海域調查海域底質樣本菌相 DNA 萃取結果

樣本	DNA 濃度	OD 260 nm/280 nm 測值
對照測站	29 ug/mL	1.8
W14 測站	31 ug/mL	1.9
W21 測站	23 ug/mL	1.8

第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

表 2-14、第二次海域調查海域底質樣本菌相 DNA 萃取結果

樣本	DNA 濃度	OD 260 nm/280 nm 測值
對照測站	6.5 ug/mL	1.9
W14 測站	8.5 ug/mL	1.9
W21 測站	9.5 ug/mL	1.8

第二次調查日期：8 月 20 日、8 月 21 日



圖 2-71、海域底質菌相樣本 DNA 萃取情形

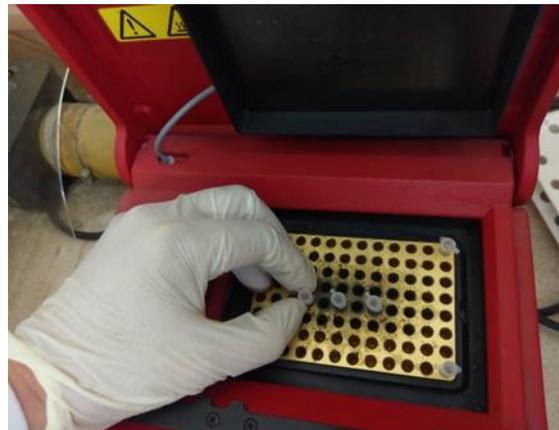


圖 2-72、海域底質菌相樣本聚合酶連鎖反應實驗情形

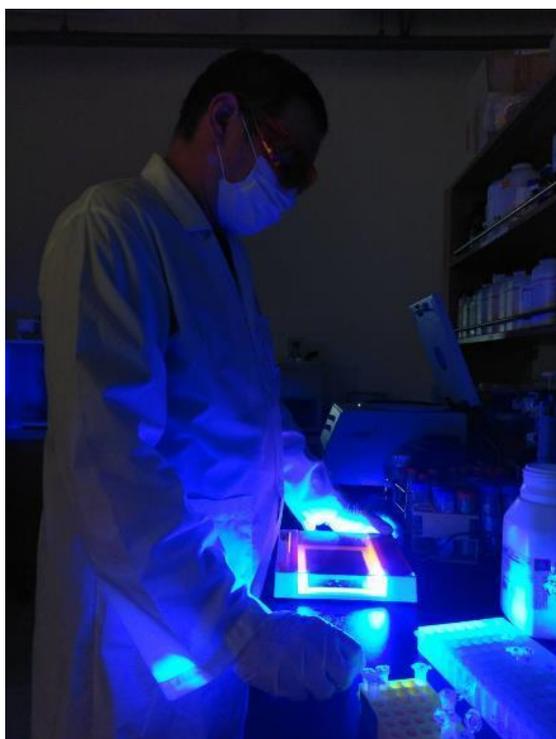


圖 2-73、菌相樣本 DNA 聚合酶連鎖反應膠體電泳結果檢視情形

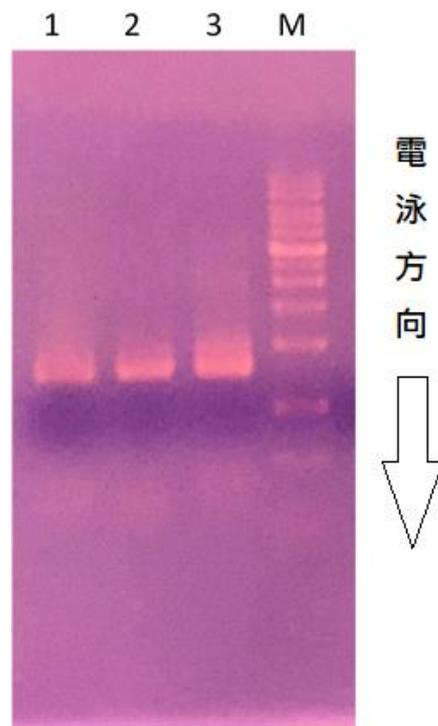


圖 2-74、菌相樣本 DNA 聚合酶連鎖反應膠體電泳結果檢視

本研究計畫於第一次海域調查共獲得 698,455 條序列，調查到 43 門 86 綱的菌種，菌種多為未知分類群。在從門分類階元來看（圖 2-75），對照測站樣本共獲得 259,357 條序列，優勢菌群依序為 Proteobacteria(變形菌門)、Planctomycetes（浮黴菌門）、Bacteroidetes（擬桿菌門）、Actinobacteria（放線菌門）菌種。W14 測站樣本共獲得 222,316 條序列，優勢菌群依序為 Proteobacteria（變形菌門）、Planctomycetes（浮黴菌門）、Bacteroidetes（擬桿菌門）、Actinobacteria（放線菌門）、Chloroflexi（綠彎菌門）、Firmicutes（厚壁菌門）菌種。W21 測站樣本共獲得 216,782 條序列，優勢菌群則依序為 Proteobacteria（變形菌門）、Planctomycetes（浮黴菌門）、Bacteroidetes（擬桿菌門）、Actinobacteria（放線菌門）、Chloroflexi（綠彎菌門）菌種。綜整 3 測站主要優勢菌群為 Proteobacteria（變形菌門）、Planctomycetes（浮黴菌門）、Bacteroidetes（擬桿菌門）、Actinobacteria(放線菌門)、Chloroflexi(綠彎菌門)、Firmicutes(厚壁菌門)物種。

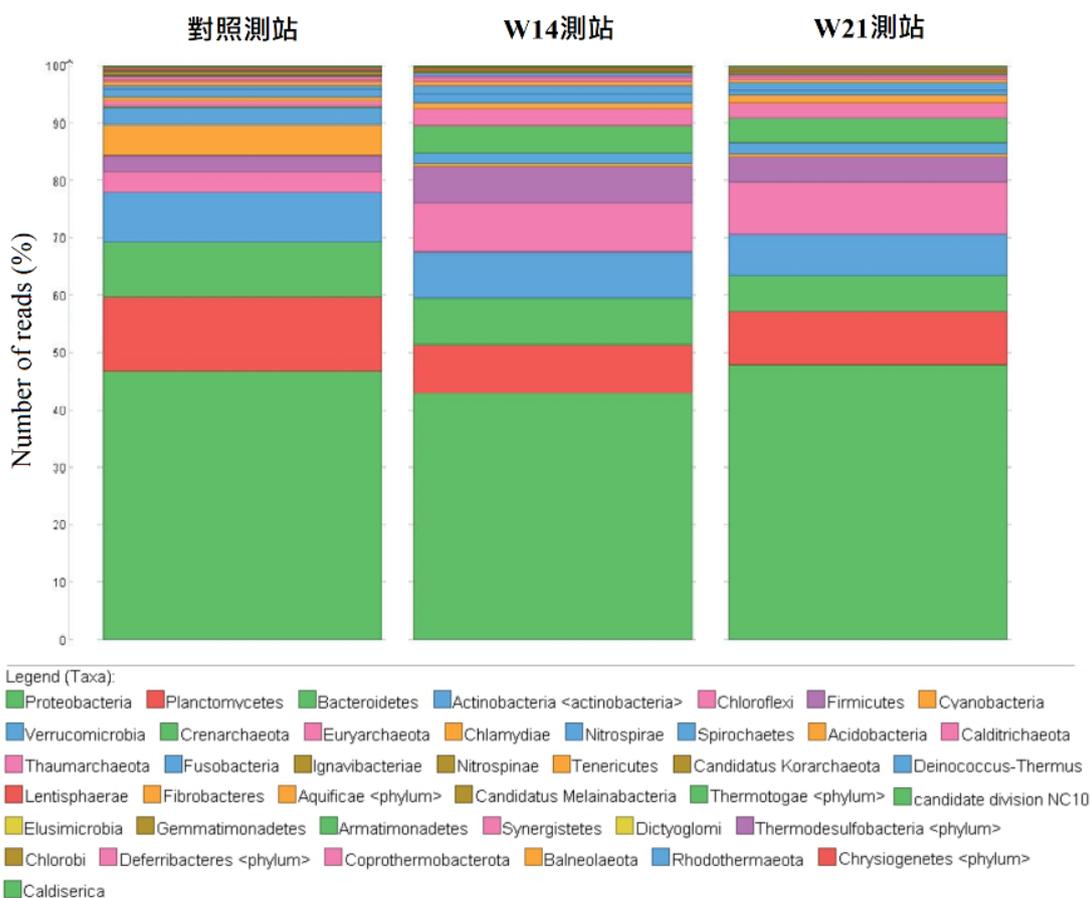


圖 2-75、第一次海域調查各測站菌相組成

第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

本研究計畫於第二次海域調查共獲得 186,145 條序列，調查到 41 門 86 綱的菌種，菌種多為未知的分類群。從「門」分類階元來看（圖 2-76），對照測站樣本共獲得 67,733 條序列，優勢菌種依序為 Proteobacteria（變形菌門）、Planctomycetes（浮黴菌門）、Bacteroidetes（擬桿菌門）、Chloroflexi（綠彎菌門）、Actinobacteria（放線菌門）菌種。W14 測站樣本共獲得 53,937 條序列，優勢菌種依序為 Proteobacteria（變形菌門）、Planctomycetes（浮黴菌門）、Bacteroidetes（擬桿菌門）、Chloroflexi（綠彎菌門）、Actinobacteria（放線菌門）菌種。W21 測站樣本共獲得 64,475 條序列，優勢菌群則依序為 Proteobacteria（變形菌門）、Planctomycetes（浮黴菌門）、Chloroflexi（綠彎菌門）菌種，各測站間菌相組成異同將於後續章節進行比較及討論。

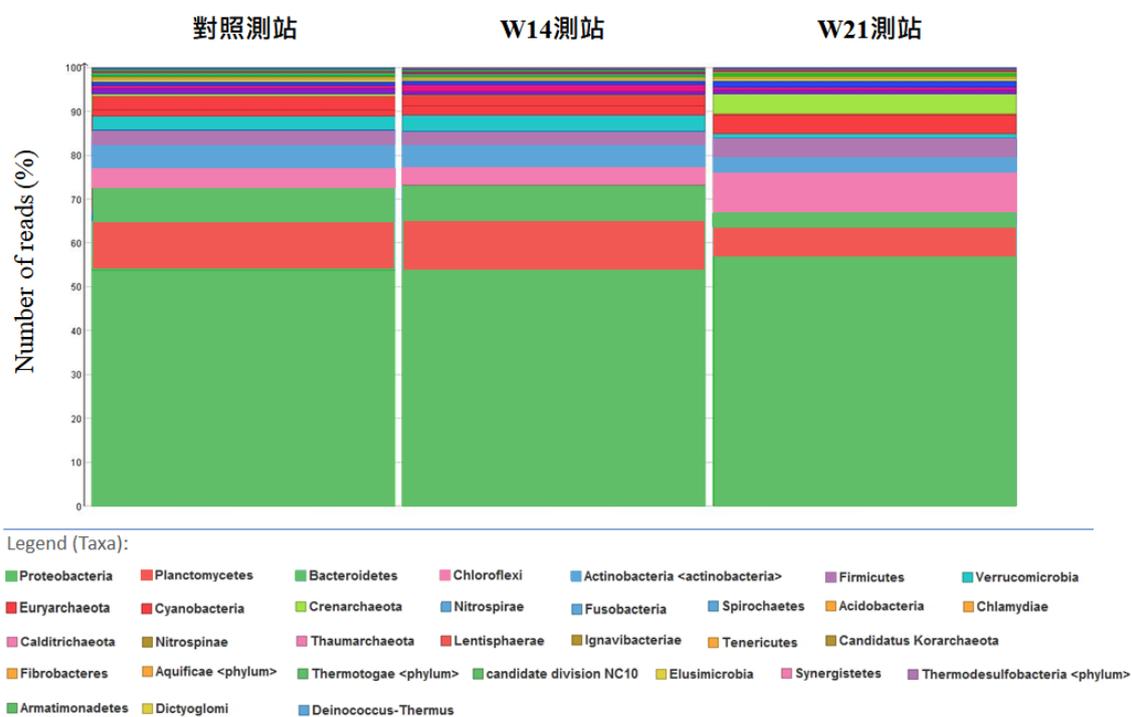


圖 2-76、第二次海域調查各測站菌相組成

第二次調查日期：8 月 20 日、8 月 21 日

本研究計畫兩次海域調查共獲得 884,600 條序列，對照測站、W14 測站及 W21 測站之間以門的分類階元來看，兩次海域調查結果測站間菌相及兩次調查間並沒有明顯差異，優勢分類群皆為 Proteobacteria (變形菌門)、Planctomycetes (浮黴菌門)、Bacteroidetes (擬桿菌門)、Actinobacteria (放線菌門)、Chloroflexi (綠彎菌門)。其中皆以 Proteobacteria (變形菌門) 占大宗，占比高達 50% 以上，變形菌門其下包括 γ 、 δ 與 α 變形菌綱，包含了光合菌、硝化菌及多種的與硫有關的細菌物種。

第四節 文獻蒐研結果

本研究依照研究計畫需求書進行離岸風機防蝕工程對環境及生物相影響之文獻收集及回顧，總共彙整了 231 篇文獻，以及 32 篇環評報告。文獻以所探討的領域進行分類，有關犧牲陽極原理、工法及影響的文獻共有 63 篇，本研究計畫所蒐集到的發表年代涵蓋 1976 至 2020 年。有關鋁及鋅元素的环境化學等物化相關文獻的共有 86 篇，本研究計畫所蒐集到的發表年代涵蓋 1961 至 2020 年。而與底棲生物群聚以及鋁及鋅元素對生物影響的相關文獻共有 117 篇，本研究計畫所蒐集到的發表年代涵蓋 1961 至 2020 年。

本團隊蒐研過程中，多數文獻僅針對個別領域進行探討，探討離岸風機防蝕工程對環境影響之文獻十分稀少，且皆為 2018 年之後發表的文獻，直接探討離岸風機防蝕工程對環境及生物相影響的野外研究則是闕如，顯示本研究計畫所針對的核心標的屬於十分新興的研究領域，亦足顯本研究計畫對國內、外學術研究與實際工程應用的重要性。

表 2-15、文獻蒐研結果領域類型分類表

文獻領域類型	文獻數量	發表年代
犧牲陽極原理、工法及影響	63	1976 至 2020 年
鋁及鋅元素的环境化學等物化相關文獻	86	1961 至 2020 年
底棲生物群聚以及鋁及鋅元素對生物影響	117	1961 至 2020 年
環境評估影響報告	32	2012 至 2019 年

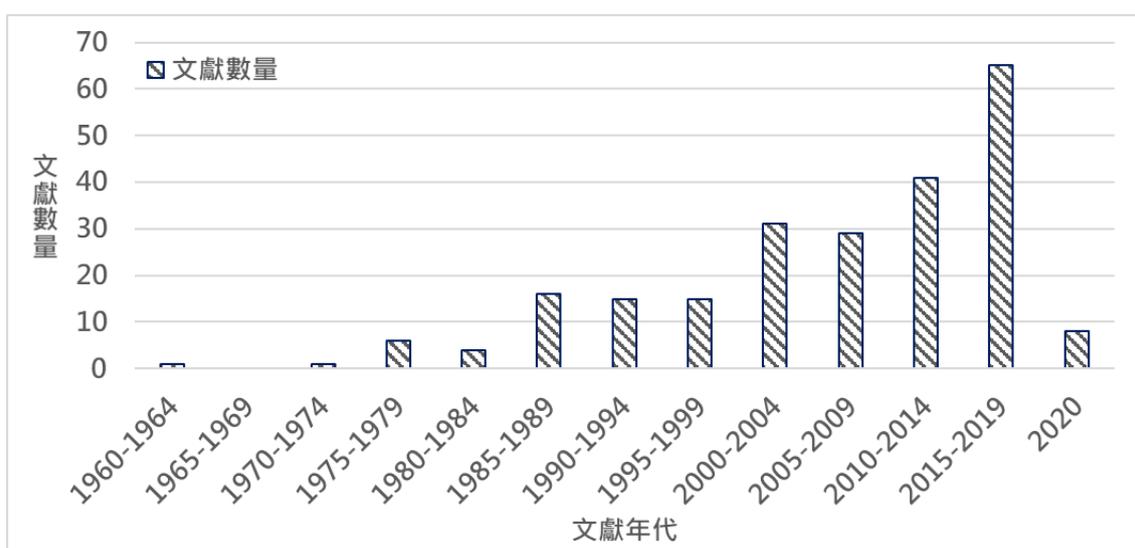


圖 2-77、文獻蒐研年代分布圖

第五節 執行進度

本研究計畫目前實際進度與預訂期程相符，詳細進度如表 2-16 所示。

表 2-16、預定期程與進度

工作項目		月 份												備註
		2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月		
A GRB 登錄	預定進度													
	實際進度													
B 工作計畫書	預定進度													
	實際進度													
C 蒐集歷年相關研究 文獻	預定進度													
	實際進度													
D 第一次現地調查	預定進度												※ 查核點	
	實際進度													

工作項目		月 份												備註
		2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月		
E 第一次成果影片	預定進度													5/20
	實際進度													
F 期中報告	預定進度													※ 查核點 6/30
	實際進度													
G 第二次現地調查	預定進度													※ 查核點
	實際進度													
H 期末報告初稿	預定進度													10/31
	實際進度													
第二次成果影片	預定進度													11/30
	實際進度													
期末報告	預定進度													※ 查核點

工作項目		月 份												備註
		2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月		
	實際進度													11/30
預定進度（累計數）	預定進度	25%			50%			75%			100%			
	實際進度	25%			50%			75%			100%			

第三章 分析成果與討論

第一節 海域環境測值

第一次海域調查氫離子濃度指數(酸鹼值)稍高於行政院環境保護署「全國環境水質監測資訊網」所公布之海域測站水質資料,2014-2018 新竹苗栗沿海季水質資料氫離子濃度指數(酸鹼值)約為 pH 8.00 至 8.30,稍低於第一次海域調查 3 個測站現場量測的 pH 8.38 至 8.40。造成此測值差異的可能因素為測站位置,由於行政院環境保護署「全國環境水質監測資訊網」所設立之海域水質監測測站大多鄰近河口或距岸較近,上述測站設立條件較能瞭解陸源水體對海洋的影響,但同時亦較容易受陸源淡水水體所干擾,導致本次調查所測得之氫離子濃度指數(酸鹼值)略低於「全國環境水質監測資訊網」所公布 2014-2018 新竹苗栗沿海季水質資料。

第二次海域調查 3 個測站現場量測的 30.48 至 31.08°C 高於 2014 至 2018 監測的最高溫值。造成此測值差異的可能因素為今年臺灣並沒有受颱風侵襲近,或受今年西太平洋副熱帶高壓帶較往年範圍大、強度大且時間長之影響,導致今年度夏季臺灣近海水溫異常升高。

統合兩次海域調查對照測站、W14、W21 共 3 個測站現場量測環境測值來看,除表層溫度因受太陽輻射熱影響較中、底層為高,以及第二次海域調查海水鹽度隨著深度有略微上升的現象,海水溶氧隨著深度有略微下降的現象之外,3 個測站各深度的海域水質特性差異並不明顯。以及於風機基樁向流處及背流處所量測之各深度的海域水質特性,其差異亦並不明顯。推測由於此 3 站位於水深較淺的近岸海域,因此水層混合良好,但未來隨著離岸風場往水深更深的遠岸海域發展,水深較深的離岸風場海域環境測值可能會觀測到更明顯的梯度變化現象。

統合兩次海域調查結果,海水中鋅元素濃度介於 0.0034 至 0.0169 mg/L 之間,皆低於行政院環境保護署所公布之乙類海域海洋環境品質標準(0.5 mg/L),海水中鋁元素濃度介於 0.052 至 0.100 mg/L 之間,但海水中鋁元素含量我國目前尚未有相關管制標準,行政院環境保護署環境檢驗所亦尚未公布海水中鋁元素的標準檢驗方法,缺乏相關比較標準。彙整文獻蒐研結果海水中鋁及鋅元素生物影響濃度進行比較(表 3-1),本研究計畫所測得之海水中鋁元素濃度(0.052 至 0.100 mg/L)僅高於 *C. closterium* 之 72 小時 10% 生殖抑制(IC_{10})濃度,低於 *C. closterium* 之

72 小時半致死濃度(LC₅₀)濃度，亦低於文獻蒐研結果其他生物之影響濃度。Van Dam 等人(2018a)針對澳洲與紐西蘭海洋生物的研究結果亦顯示，大部分海洋生物 10% 生殖抑制(IC₁₀)之鋁元素濃度高於 0.100 mg/L，影響濃度低於 0.100 mg/L 的物種較為稀少。惟上述文獻並非針對本土生物之試驗結果，其結果未必符合臺灣沿海環境和生物物種。

表 3-1、文獻蒐研結果海水中鋁及鋅元素生物影響濃度列表

暴露物質	試驗生物	作用類型	暴露元素 (鋁/鋅) 濃度	引用文獻
海水中鋁元素 (鋁酸根離子、氫氧化鋁、膠態鋁)	<i>Ctenodrilus</i> 屬多毛類	96 小時半致死濃度(LC ₅₀)	0.48 mg/L	Petrich & Reish (1979)
	<i>S. commercialis</i> 受精卵	半致效應濃度(EC ₅₀)	0.222 至 0.227 mg/L	Wilson & Hyne (1997)
	<i>A. salina</i> 無節幼蟲	96 小時半致死濃度(LC ₅₀)	>100 mg/L	Ates <i>et al.</i> (2015)
	<i>I. galbana</i>	72 小時 10%生殖抑制(IC ₁₀)	0.42 mg/L	Golding <i>et al.</i> (2015)
	<i>M. polymorphus</i>	72 小時 10%生殖抑制(IC ₁₀)	0.69 mg/L	Golding <i>et al.</i> (2015)
			0.44 mg/L	Gillmore <i>et al.</i> (2016)
		72 小時半致死濃度(LC ₅₀)	0.778 mg/L	Gillmore <i>et al.</i> (2016)
	<i>C. closterium</i>	72 小時 10%生殖抑制(IC ₁₀)	0.014 mg/L	Harford <i>et al.</i> (2011)
			0.018 mg/L	Golding <i>et al.</i> (2015)
			0.069 mg/L	Gillmore <i>et al.</i> (2016)
		72 小時半致死濃度(LC ₅₀)	0.68 mg/L	Gillmore <i>et al.</i> (2016)
	<i>P. tricorutum</i>	72 小時 10%生殖抑制(IC ₁₀)	0.92 mg/L	Gillmore <i>et al.</i> (2016)
		72 小時半致死濃度(LC ₅₀)	>1.2 mg/L	Gillmore <i>et al.</i> (2016)
	<i>H. bankii</i>	無明顯影響	0.999 mg/L	Golding (2015)
<i>H. tuberculata</i> 胚胎	無明顯影響	0.999 mg/L	Golding (2015)	
<i>L. calcarifer</i> 幼魚	無明顯影響	0.999 mg/L	Golding (2015)	
<i>A. polyacanthus</i> 幼魚	無明顯影響	0.999 mg/L	Golding (2015)	
<i>Synechococcus</i> sp.	促進生長	0.54 mg/L	Shi <i>et al.</i> (2015)	
硫酸鋁	海膽胚胎	胚胎發育缺陷(69.7%)	0.27 mg/L	Caplat <i>et al.</i> (2010)

暴露物質	試驗生物	作用類型	暴露元素 (鋁/鋅) 濃度	引用文獻
	海膽精子	無明顯影響	0.081 mg/L	Caplat <i>et al.</i> (2010)
		無明顯影響	0.27 mg/L	Caplat <i>et al.</i> (2010)
犧牲陽極釋出的鋁 化合物(SA-Al (III))	海膽胚胎	無明顯影響	0.27 mg/L	Caplat <i>et al.</i> (2010)
	海膽精子	精子受精率增加	0.081 mg/L	Caplat <i>et al.</i> (2010)
		精子受精率增加	0.27 mg/L	Caplat <i>et al.</i> (2010)
硫酸鋅	海膽胚胎	胚胎發育缺陷(68%)	0.654 mg/L	Caplat <i>et al.</i> (2010)
犧牲陽極釋出的鋅 化合物(SA-Zn (II))	海膽胚胎	無明顯影響	0.654 mg/L	Caplat <i>et al.</i> (2010)

兩次海域底質分析結果，於第二次調查中 3 個測站皆呈現中值粒徑結果提升及含泥率下降的現象，推測可能為海流所導致的季節性變化。依據文獻蒐研資料中，底質中鋅元素濃度（表 3-2）為 ND 至 120 mg/kg，污染嚴重的測站底質中鋅元素濃度為 198 至 3,860 mg/kg。而本研究計畫兩次海域調查，離岸風場外的對照測站底質中鋅含量介於 70.2 至 87.4 mg/kg 之間，離岸風場內 W14 及 W21 測站海域底質中鋅含量介於 83.2 至 94.4 mg/kg 之間，3 測站兩次海域調查結果，除與文獻資料接近，亦皆低於「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」的下限值 140.0 mg/kg，屬於符合我國法規規範之鋅含量。而底質中的鋁元素，彙整國內外海域環境底質重金屬研究中底質中鋁元素濃度（表 3-3），歐洲的研究中底質中鋁元素濃度為 3,900 至 238,800 mg/kg，國內的研究中底質中鋁元素濃度則為 7,000 至 45,000 mg/kg。而本研究計畫兩次海域調查，離岸風場外的對照測站底質中鋁含量介於 9.950 至 12,600 mg/kg 之間，離岸風場內 W14 及 W21 測站海域底質中鋁含量介於 11,100 至 13,700 mg/kg 之間，兩次海域調查結果無論對照測站或風機測站，底質中鋁含量皆不超過相關國內、外文獻資料。

本研究計畫兩次海域調查底質中的鋅與鋁元素的結果，於風機已設置大約 1 年的 W14 測站，以及風機已設置約 4 年的 W21 測站，目前皆並未觀察到對照測站與風機測站(W14、W21)有顯著的底質中鋁與鋅元素含量的差異，顯示目前海洋竹南風場所設置的風機基樁尚未有明顯的底質中鋁與鋅的累積。此與 Caplat 等人(2020)的研究結果一致，作者於法國北部的加萊港(Port of Calais)設置 3 個監測測站，第一點為港口的進出口，且未設置犧牲陽極，做為參考點、第 2 點為船隻往來，擾動頻繁的擾動區域、第 3 點位於封閉的碼頭中，屬於非擾動區域。總計 42 個月的監測中，第 1 點與第 2 點鋁與鋅的含量於犧牲陽極設置前、後未觀察到顯著差異，而較不受擾動的 3 點鋁與鋅的濃度則隨時間增加，顯示海水的擾動與底質金屬的富集程度有緊密關聯。於隨後的實驗室試驗中，也證明底質中金屬的富集取決於攪拌條件等因素。作者亦說明，在擾動狀態的海域中，犧牲陽極衍生之沉積物的生態風險較低，而非擾動的海域反之則較高。而本研究計畫調查的 3 個測站，相對於 Caplat 等人(2020)的研究屬於較受海流、潮汐擾動的開放區域，因此於犧牲陽極周圍底質所產生的鋅與鋁累積現象並不明顯。

表 3-2、國內、外文獻底質中鋅元素濃度彙整表

檢測海域／港口	底質中鋅元素濃度		引用
	最低濃度 (mg/kg)	最高濃度 (mg/kg)	
芬蘭波羅的海沿海	92	444	Nordmyr <i>et al.</i> , 2008
英國近海	14	885	Stevenson, 2001
北海地區	1	199	Stevenson, 2001
臺灣西南部沿海	41.1	268.2	Lee <i>et al.</i> , 1998
芬蘭河口	101	241	Nordmyr <i>et al.</i> , 2008
印度 Kalinadi 河口	40	120	Singh & Nayak, 2009
葡萄牙 Douro 河口	6.2	457	Mucha <i>et al.</i> , 2003
臺灣二仁溪河口	ND	900	Hung <i>et al.</i> , 1993
臺灣基隆河	41	390	Huang & Lin, 2003
高雄港	72	3,860	Lin <i>et al.</i> , 2013
高雄港外海	59	198	董正欽等人(2011)
新竹香山濕地	38.0	213.5	楊樹森(2019)

表 3-3、國內、外文獻底質中鋁元素濃度彙整表

檢測海域／港口	底質中鋁元素濃度		引用
	最低濃度 (mg/kg)	最高濃度 (mg/kg)	
英國近海	22,800	238,800	Stevenson, 2001
北海地區	4,100	117,000	Stevenson, 2001
芬蘭波羅的海沿海	14,000	54,000	Nordmyr <i>et al.</i> , 2008
芬蘭河口	18,000	50,000	Nordmyr <i>et al.</i> , 2008
法國 Le Havre 港	15,400	35,300	Gabelle <i>et al.</i> , 2012
法國塞納河口	13,500	17,700	Gabelle <i>et al.</i> , 2012
葡萄牙 Douro 河口	3,900	65,000	Mucha <i>et al.</i> , 2003
臺灣基隆河	27,000	85,000	Huang & Lin, 2003
高雄港外海	31,000	34,000	董正欽等人(2011)
新竹香山濕地	7,000	45,000	楊樹森(2019)

第二節 海域底棲生物

根據第一次海域調查的水下觀察，W14 測站風機基樁上的附著生物較為疏且薄，W21 測站風機基樁上的附著生物則較為密且厚，並且 W14 測站相較於 W21 測站風機基樁上的附著生物的物種較為單一。而第二次海域調查的水下觀察，W14 測站風機基樁上的附著生物密度已與 W21 測站相近，皆呈現高比例的覆蓋面積，但 W21 測站風機基樁上的附著生物厚度依然較 W14 測站來得厚，兩測站風機基樁上的附著生物的物種皆已十分多樣，不過物種組成依然有差異，例如 W21 測站的石珊瑚目物種群落數明顯高於 W14 測站。說明生長於風機基樁表面上的附著型底棲生物，會隨著時間密度與厚度逐漸增加，並且形成複雜的多層結構。據觀察結果多數情況下會以顎足綱的藤壺類生物為第一層附著生物，之後會在大約一到三層的藤壺類生物遺骸上，及藤壺類生物の間隙中再附著苔蘚動物、瘤海鞘、筒螭、尋常海綿、珊瑚等生物，最終形成類似礁石且富含孔洞的多層結構。此多層結構即成為多種多毛類、棘皮動物、魚類、軟體動物等生物的棲息地，提供大量生物躲藏及繁衍的空間，形成複雜的底棲生物群聚（圖 3-1），並進一步吸引礁岩性魚類前來棲息（圖 3-2）。

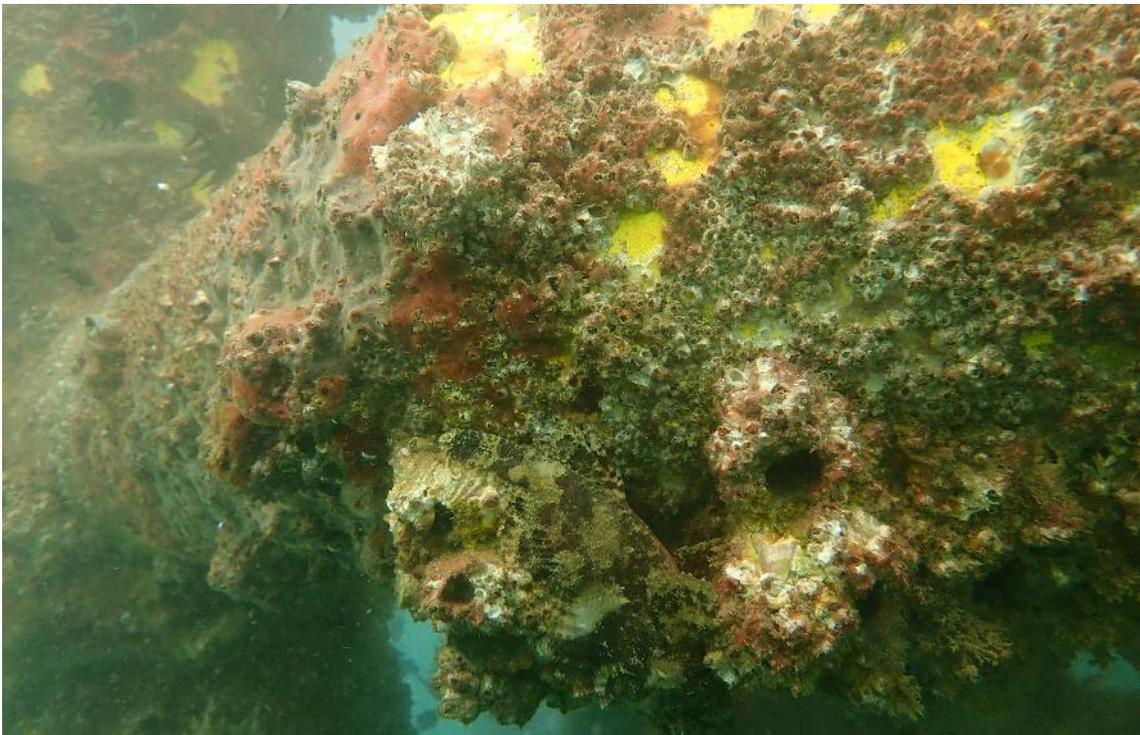


圖 3-1、風機基樁表面附著型底棲生物群聚



圖 3-2、潛水調查過程中於風機基樁周邊拍攝之魚群

而風機基樁上的附著型底棲生物群聚除了受基樁設置時間長短而有所影響之外，亦受水深影響而呈現垂直分層的現象，兩次調查期間 W14 及 W21 測站風機基樁上層潮差區的附著生物，以附著性的大型藻類、黑齒牡蠣、葡萄牙牡蠣及藤壺類生物為優勢生物群，生物密度較低。風機基樁中層及下層的附著生物以苔蘚動物、刺絲胞動物、軟體動物、藤壺類生物、海綿動物為優勢生物群，此區段生物密度最高。而風機基樁底部接近海床處，由於常受漂砂摩擦及擾動影響，附著生物密度又稍微下降。於國外的海域構造物研究中亦呈現類似的現象，淺海基樁上附著生物的密度於基樁中間深度，環境較為穩定處達到最高，基樁接近水表面及接近底層處附著生物的密度較低(Almeida & Coolen, 2020)。而附著生物群聚組成方面，文獻指出歐洲溫帶海域的基樁於接近水表面處多以附著性的大型藻類、貽貝及藤壺為優勢物種，基樁中層則以貽貝、鉤蝦、多毛綱物種、水螅綱物種、軟珊瑚、海葵為優勢物種，而基樁底部海床一帶則以管蟲及水螅綱物種為優勢物種(Picken 1986; Kerckhof *et al.*, 2009; Kerckhof *et al.*, 2010; De Mesel *et al.*, 2015; Almeida & Coolen, 2020; Vinagre *et al.*, 2020)。與本研究計畫調查期間 W14 及 W21 測站風機基樁上的附著生物於組成物種上稍有差異，但以綱的分類階元來看，出現的分類群則大致雷同。

第二次調查於 3 個測站中調查到 127 種底棲生物，約為第一次調查 63 種的 2 倍之多，由於底棲生物有明顯的季節性變化，第二次調查時海水溫度顯著較第一次為高，整體而言，可能因調查測站、次數而導致逢機性影響較大，而顯著的海域水溫也使得底棲生物的季節性變化較大，致使兩次調查物種數差異較大。將第一次、第二次及兩次海域底棲生物物種數以內插法進行地理資訊系統(GIS)空間分布分析並繪製物種數空間分布圖，分析結果如圖 3-3、3-4、3-5 所示。雖本研究計畫調查測站數量較精簡，第一次、第二次與整合兩次的分析圖中皆呈現離岸風場內 W14、W21 測站物種數較多，離岸風場外對照測站(Control)物種數較少的趨勢，顯示離岸風場的設立會提昇底棲生物群聚的物種多樣性。

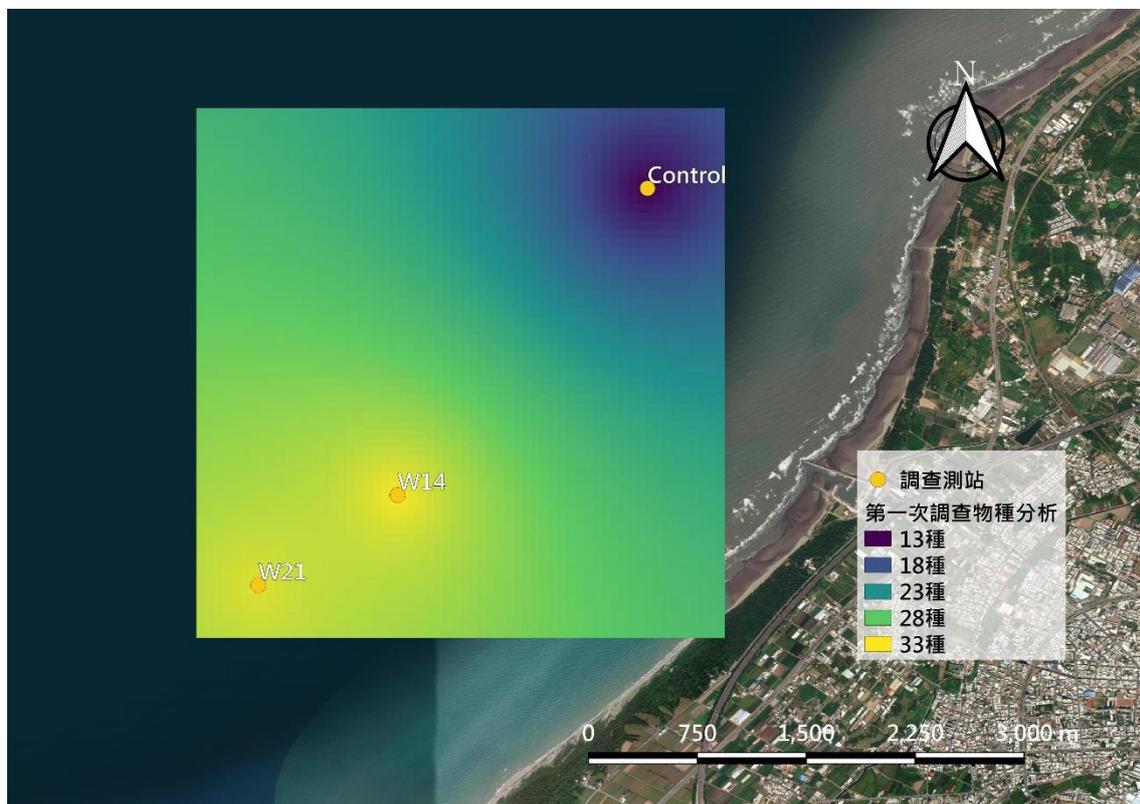


圖 3-3、第一次海域調查物種數空間分布圖

第一次調查日期：4 月 17 日、4 月 20 日

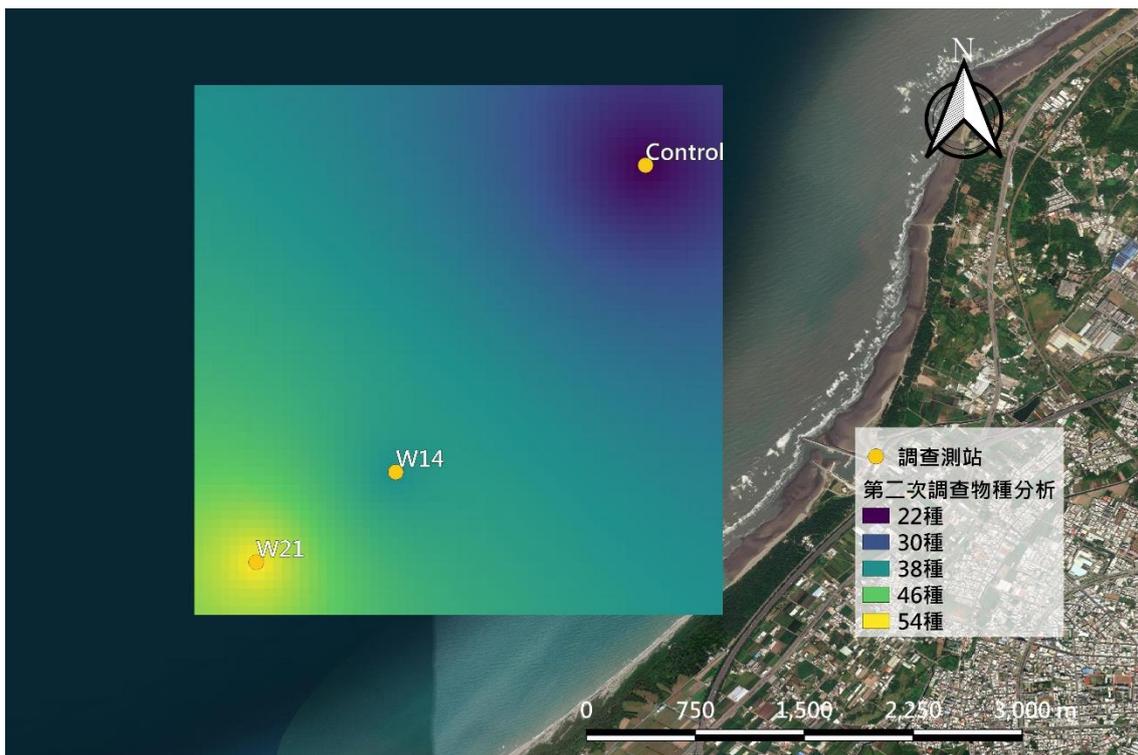


圖 3-4、第二次海域調查物種數空間分布圖

第二次調查日期：8月20日、8月21日

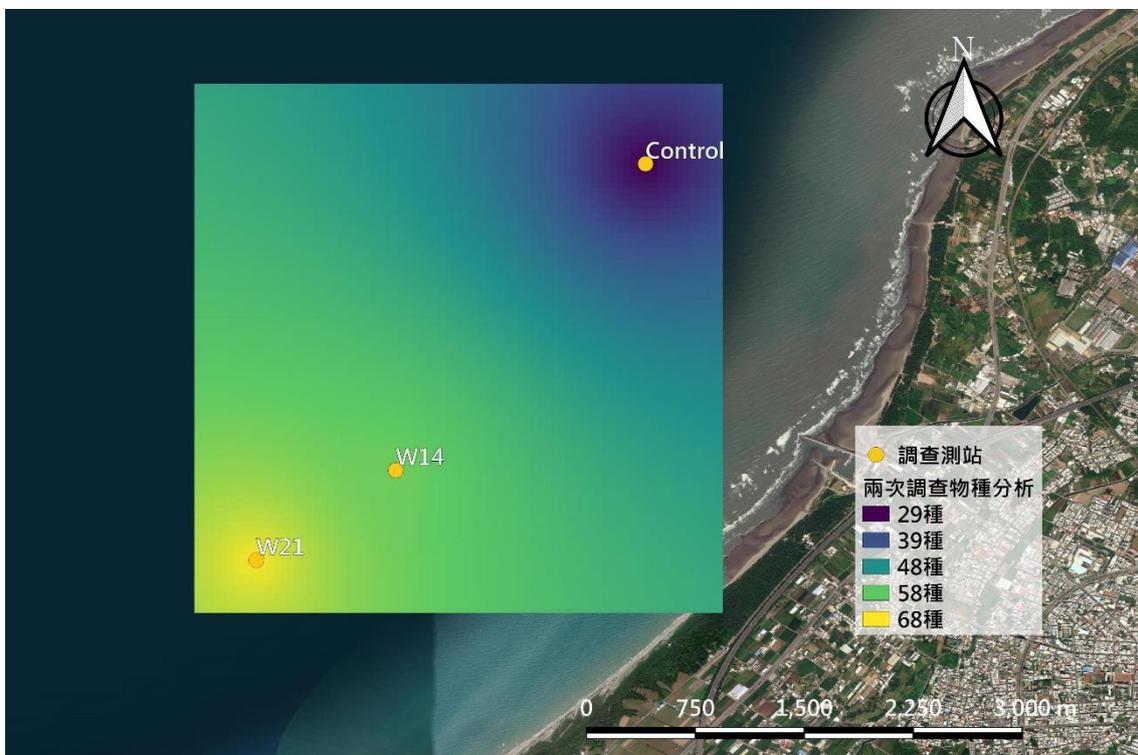
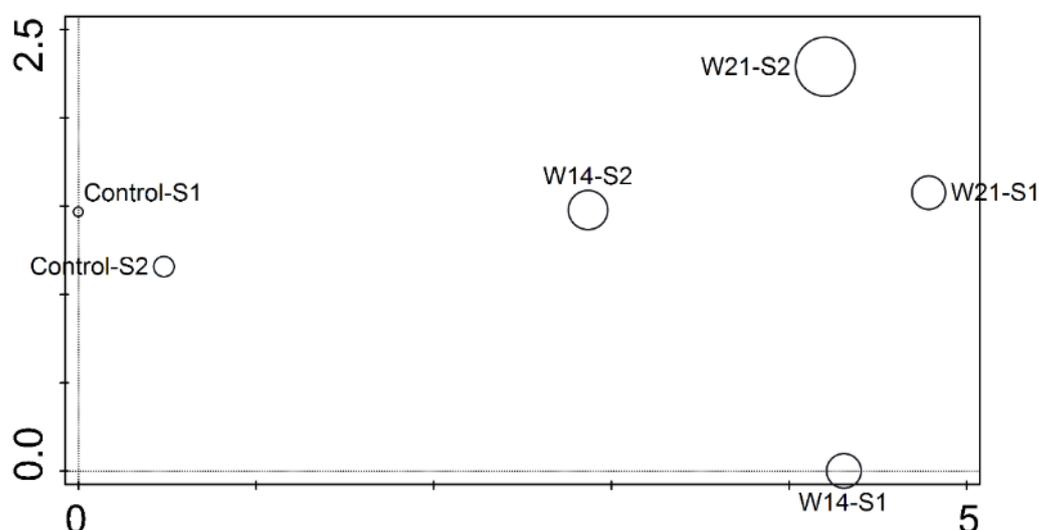


圖 3-5、兩次海域調查物種數空間分布圖

以兩次調查所得之底內生物與附著生物執行 DCA 分析，分析結果如圖 3-6 所示，由圖中可明顯看出 W14 與 W21 的物種數較對照測站為高(圓圈大小為物種數)，且相較於對照測站，2 個風機測站所得之底棲生物群聚組成較為相近，對照測站則自成一組，歸集度相當高。於本研究計畫執行成果，調查季次顯示較低的歸集度，可能是因目前僅有兩次調查，而無法顯著看出季節對於群聚組成的影響情形。



Analysis 'Unconstrained'				
Method: DCA				
Total variation is 2.26315				
Summary Table:				
Statistic	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Eigenvalues	0.7043	0.3089	0.0285	0.0014
Explained variation (cumulative)	31.12	44.77	46.03	46.09
Gradient length	4.79	2.29	2.78	2.5

圖 3-6、兩次調查底棲生物資料 DCA 分析結果

註：Control-S1：對照測站第一次調查；Control-S2：對照測站第二次調查；W14-S1：W14 測站第一次調查；W14-S2：W14 測站第二次調查；W21-S1：W21 測站第一次調查；W21-S2：W21 測站第二次調查

而加入環境檢測結果與底棲生物物種資源進行 CA 分析(圖 3-7)，與 DCA 分析結果相同的是，風機測站皆歸集在一起，但相異的是，CA 分析中對照測站並未歸集在一起，並呈現相當大的差異。環境測值部分，分析結果僅呈現相關性較高的環境測值，海水環境測值因相關性太低而未被呈現，此即顯示底棲生物主要受底質環境影響較大。而本研究計畫中所使用的 3 個測站距離較相近，在同一個混合水層中，也使得海水的差異化影響較為不明顯。而雖然分析結果所呈現出相關性較高的皆為底質環境測值，但各項底質測值與底棲生物結果皆未有顯著相關，主要原因為 W14 基樁下方有設置拋石，而 W21 為礁石底質，鮮有或甚至沒有泥沙沉積物，為採集到適宜分析的泥沙底質，調查團隊退至距離基樁最近可採集的区域進行底質採集，也因此採集的区域與基樁下方的底質環境差異較大，無法完整反映底棲生物居住的環境現況。

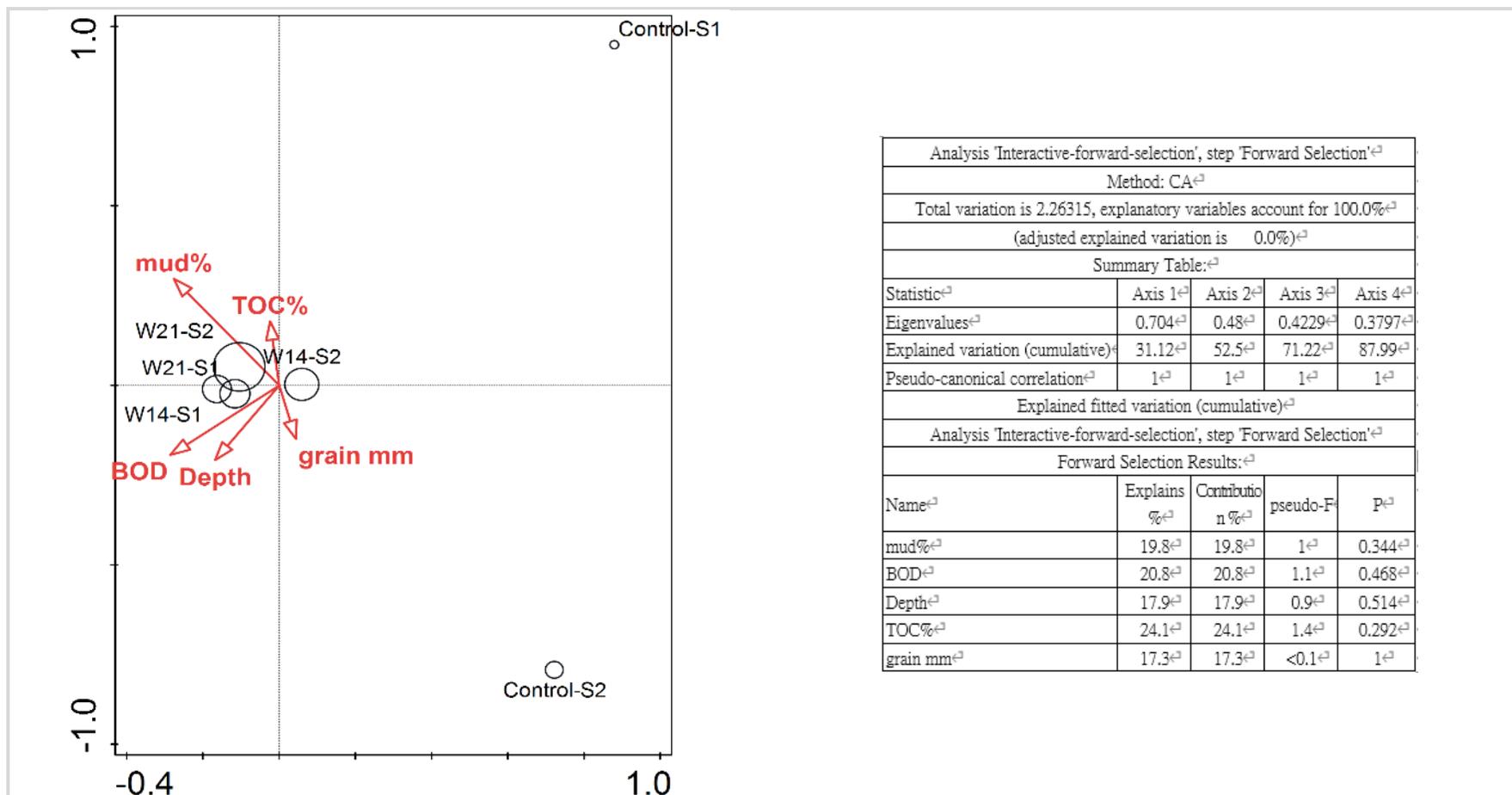


圖 3-7、兩次調查底棲生物資料 CA 分析結果

註：Control-S1：對照測站第一次調查；Control-S2：對照測站第二次調查；W14-S1：W14 測站第一次調查；W14-S2：W14 測站第二次調查；W21-S1：W21 測站第一次調查；W21-S2：W21 測站第二次調查

圖 3-8 及圖 3-9 為各測站兩次採得之底棲生物群聚組成之 cluster 分析圖，為避免部分生物個體數龐大影響分析結果，另執行 \log_{10} 轉換進行分析，兩次 cluster 分析結果皆與 CCA、DCA 分析結果相同，呈現對照測站歸集在一組，與風機測站差異較大，而原始數據與 \log_{10} 轉換後之結果顯示 W14 與 W21 風機測站並無明顯的測站差異，說明此兩測站中底棲生物樣貌相似。

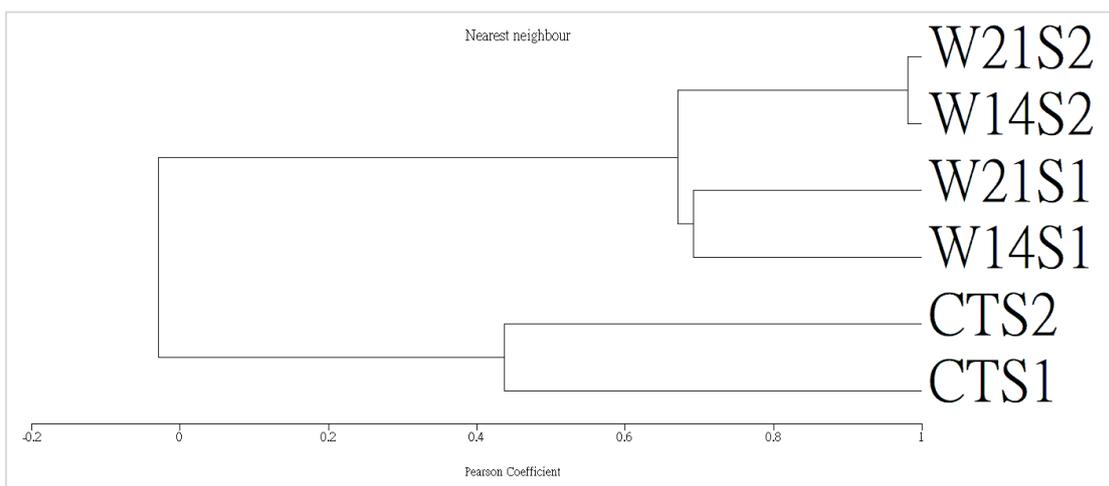


圖 3-8、底棲生物 cluster 分析圖

註：CTS1：對照測站第一次調查；CTS2：對照測站第二次調查；W14S1：W14 測站第一次調查；
W14S2：W14 測站第二次調查；W21S1：W21 測站第一次調查；W21S2：W21 測站第二次調查

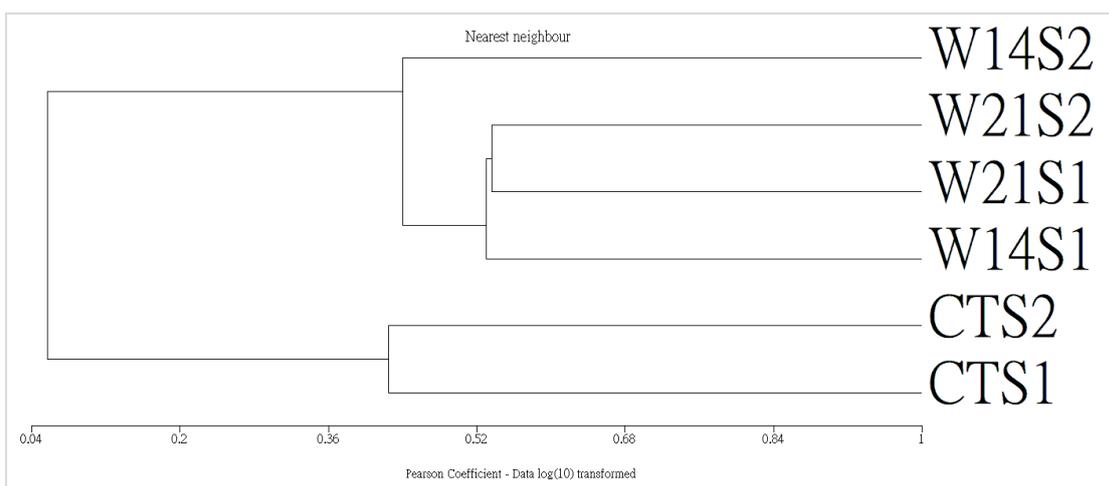


圖 3-9、底棲生物 cluster 分析圖(\log_{10} 轉換)

註：CTS1：對照測站第一次調查；CTS2：對照測站第二次調查；W14S1：W14 測站第一次調查；
W14S2：W14 測站第二次調查；W21S1：W21 測站第一次調查；W21S2：W21 測站第二次調查

由上述分析結果皆顯示出對照測站與風機測站呈現相當不同的底棲生態系樣貌，且風機測站的底棲生物物種數相對較高，顯示離岸風力發電機的設置會造成底棲生物群聚的變化，而造成此底棲生物群聚樣態的原因主要分為風機基樁設置時的硬底質的引入，由於海洋竹南離岸風場(Formosa I)所在之竹南海域原來海底地形主要屬於砂泥底質海床，而設置風機基樁時為了保護風機基樁基部免遭海流侵蝕，會在風機基樁基部進行拋石工程，當風機設置完成後，亦形同在原為砂泥底質的海床中設置了風機基樁、拋石及海纜等硬基質。新引入的硬基質表面隨著時間，會逐漸有生物膜的產生及附著型底棲生物的附著(Almeida & Coolen, 2020)，產生新的底棲生物群聚類型，並引入新的生物進駐風場海域，因此當風機設置完成後風機基樁周圍底棲生物群聚的分類群數及個體密度隨著時間會逐漸增加。Leonhard 和 Pedersen(2006)針對風機基樁及拋石上的底棲生物多樣性大增進行說明，其認為若原本屬於沙質海岸地形，則硬基質棲地的引入屬於非自然之改變，但若原來環境中即有硬基質環境，則屬於自然演替的結果。Leonhard 和 Pedersen 亦在其研究中引述 1883 年丹麥地質地圖證明海底硬底質曾經存在，認為離岸風機基樁帶來的底棲生物相改變，生物多樣性提昇屬於自然現象。而本研究計畫調查所得之結果亦認同 Leonhard 和 Pedersen 之結論，認為海洋竹南離岸風機基樁下底棲生物多樣性與個體數之增加，是藉由竹南海域消波塊、人工魚礁等硬基質之跳島效應所引致的自然拓殖現象。

對於犧牲陽極周圍附著生物體內的鋁及鋅元素濃度，目前尚未有針對此議題的原位研究。但 Mao 等人(2011)以貽貝做為試驗動物的研究指出，在實驗室內的試驗結果，暴露於污染水體（鋁元素平均濃度 0.530 mg/L）的試驗組貽貝，消化腺內鋁元素濃度於第 13 天達到最高(1,700 mg/kg d.w.)，其後濃度逐漸降低（可能與解毒反應有關），試驗期間消化腺內鋁元素濃度平均濃度為 281 mg/kg d. w.，約莫為暴露於非污染水體（鋁元素濃度 0.005 至 0.041 mg/L）對照組貽貝的五倍濃度，顯示貽貝對於犧牲陽極所釋出的鋁元素具有生物累積效應。Caplat 等人 2012 以牡蠣做為試驗動物研究指出，在實驗室內的試驗結果，暴露於污染水體（鋅元素平均濃度 0.530 mg/L）的牡蠣，於暴露第 10 週牡蠣器官內鋅元濃度增加為 297%，顯示牡蠣對於犧牲陽極所釋出的鋅元素具有極強生物累積效應。上述文獻結果亦顯示，貽貝及牡蠣可作為犧牲陽極釋出鋁及鋅元素的生物累積試驗生物。

而風機基樁的防蝕工程施作是否會影響底棲生態系之結構組成，依據 Mottin 等人於 2012 年研究犧牲陽極釋出的鋅對於牡蠣(*Crassostrea gigas*)的影響，研

究結果顯示在慢性暴露實驗中未發現到牡蠣的死亡現象。而 Caplat 等人於 2020 年評估犧牲陽極金屬的生態風險文獻中指出，鋁的毒性主要僅在酸性環境下，是以犧牲陽極中最主要的金屬鋁的富集(enrichment)對海洋生態風險低，而雖然鋅的毒性較高，但在擾動狀態下的沉積物具有較低的生態風險。是以本研究計畫認為，海域底棲生物群聚結構受硬基質引入之影響較大，受防蝕工程釋出的金屬影響較為輕微。

第三節 海域底質菌相

第一次海域調查結果呈現 W14 及 W21 兩離岸風場範圍內之測站，以及第二次海域調查結果離岸風場範圍內的 W21 測站，相對於對照測站具有較高的 Chloroflexi（綠彎菌門）數量，綠彎菌門的細菌屬於一類綠非硫細菌，具光合作用能力，但是不具有產氧及固氮能力。而綠彎菌門細菌的數量提升是否與離岸風機的設置有關，目前仍需進一步研究。

將兩次海域調查的 3 個測站的海域底質菌相結果進行進一步分析，PCoA 分析結果顯示（圖 3-10），依照調查時間第一次與第二次調查可以分為兩群。而 UPGMA 析結果顯示（圖 3-11），大致可依有無設置風機分為兩群，除了 W14 測站第二次調查與對照測站歸集為一群。顯示海域底質菌相受時間因素影響而於於不同次調查間有差異，而風機測站底質菌相較為相近也顯示風機基樁的引入會改變底質菌相，此分析結果與底棲生物 DCA、CA、cluster 分析結果相近。



圖 3-10、海域底質菌相結果 PCoA 分析

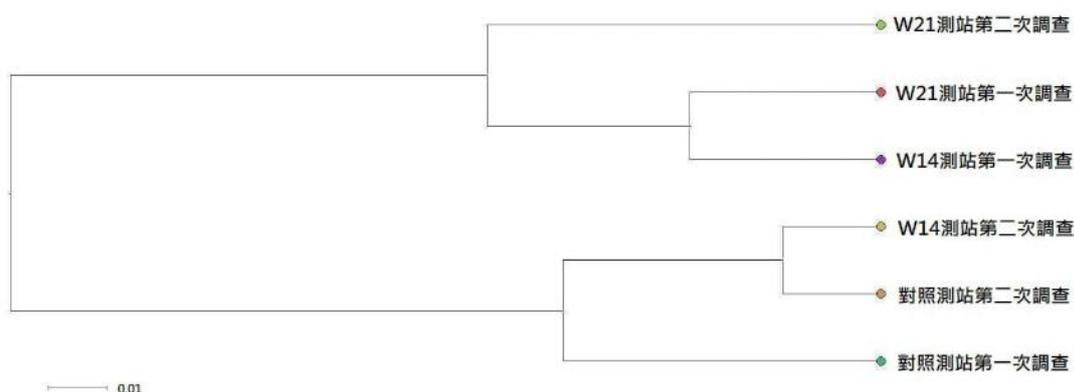


圖 3-11、海域底質菌相結果 UPGMA 分析

本研究計畫兩次海域調查結果 3 測站間菌相雖然有些許的差異，但是並沒有顯示出與重金屬污染有關的現象。由於通常重金屬的會造成一些篩選作用，使一些耐鹽性的細菌增加(Chen *et al.*, 2018)，但是在所有測站中並沒有看到與重金屬相關的耐鹽性菌種。並且重金屬的濃度的增加，同時會造成 Actinobacteria（放線菌門）及 Chloroflexi（綠彎菌門）菌種的減少(Chen *et al.*, 2018)，但上述兩分類群的菌種於 W14 測站及 W21 測站兩次海域調查的結果中皆屬於優勢或具相當數量之類群。由上述結果顯示，3 測站的兩次海域調查結果並沒有明顯的重金屬污染現象。

而將兩次海域調查結果與其他文獻進行比較，發現本研究計畫結果與 Ye 等人 (2015)於長江出海口所做的海域底質菌相結果中，接近臺灣海峽的南邊測站，其菌相結果與本研究計畫第一次海域調查結果相近。該測站位於馬祖東北方外海，菌相組成以 Proteobacteria(變形菌門)、Acidobacteria(酸桿菌門)、Planctomycetes（浮黴菌門）、Chloroflexi(綠彎菌門)、Nitrospira、Bacteroidetes(擬桿菌門)為優勢類群，並以 Proteobacteria(變形菌門)為最優勢類群。其中 Proteobacteria（變形菌門）、Planctomycetes（浮黴菌門）、Chloroflexi（綠彎菌門）、Bacteroidetes（擬桿菌門）亦為本研究計畫兩次海域調查結果中之優勢菌門，或具有相當數量的菌門。並且本研究計畫 3 測站皆以 Proteobacteria（變形菌門）的菌種占大宗，其結果相當類似。

第四章 結論與建議

第一節 結論

一、海域環境測值

依據本研究計畫調查結果，未建置風機的對照測站與建置風機的 W14 測站（2019 年建置風機）及 W21（2016 年建置風機），測站間海域水質檢測皆呈現相似的結果。而各測站與各深度之間皆呈現相似的水質特性，可得知海洋竹南離岸風場所處之海域，於兩次調查時期海水水體混和均勻，屬於同一個連續、完整的水體水層。調查結果顯示海洋竹南風場建置後，對於海域水質與底質的影響皆符合行政院環境保護署所規範之「乙類海域海洋環境品質標準」以及「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」。

二、海域底棲生物

本研究計畫調查結果，顯示對照測站生物多樣性與個體數皆明顯低於風機建置之測站，由目前環境測值的結果分析皆與底棲生物群聚結構無顯著相關性的結果來看，風機設置 1 至 3 年期間，風機基樁非透過對海域物化環境的改變而影響底棲生物群聚，主要與風機基樁硬基質環境之引入有關。由於海洋竹南離岸風場 (Formosa I) 所在之竹南海域原來海底地形主要屬於砂泥底質海床，而離岸風場開發設置風機基樁、拋石及海纜等硬基質表面隨著時間，逐漸有生物膜的產生及附著型底棲生物的附著 (Almeida & Coolen, 2020)，風機測站底棲生物多樣性與個體數之增加，是藉由竹南海域消波塊、人工魚礁等硬基質之跳島效應所引致的自然拓殖現象。

三、犧牲陽極對環境的影響

依據本研究計畫調查所得之海域水質、底質環境特性及底棲生物群聚結構組成，與彙整之相關文獻，目前研究結果並無發現海洋竹南離岸風場之防蝕工程對當地底棲生態環境有明顯的影響，而海洋竹南離岸風場僅有 22 支風力發電機組，且其中 20 支僅建置約 1 年，若未來臺灣西部沿岸大規模離岸風場建置完成，達成千架海陸風力發電機計畫之規模，又經數十年之長期營運，犧牲陽極重金屬是否會持

續富集、累積，而超出環境負荷量尚未得知，且因全球氣候變遷，海域環境持續變動中，建議應有持續性地長期調查研究，始能更精準、詳實地瞭解離岸風場對海域生態環境之影響。

第二節 建議

- 一、本研究計畫調查國內唯一已建置完成之海洋竹南離岸風場為一新建風場，離岸風機基樁的硬基質引入後，於當地造成礁岩生物性的引入，產生生物組成的變動，並於本研究計畫兩次調查結果中顯示目前當地海域環境應尚在持續變動演替中，建議若有持續性地長期調查研究，始能更精準、詳實地瞭解離岸風場對海域生態環境之影響，以做為未來政策擬定之基線資料。
- 二、參考現行行政院環境保護署環境檢驗所公告之標準檢驗方法（NIEA），上述檢驗方法中並未包含海水中鋁元素的標準檢驗方法，因此目前國內各檢測單位於進行海水中鋁元素檢驗分析時並無相關標準可依循，未來建議海洋委員會國家海洋研究院可以推動海水中鋁元素標準檢驗方法的擬定，提請行政院環境保護署環境檢驗所進行海水中鋁元素標準檢驗方法的制定及公告，以提供國內各檢測單位於進行海水中鋁元素檢驗分析時可依循的相關標準，借此亦能提高國內各檢測單位間海水中鋁元素檢測結果的一致性。
- 三、為瞭解犧牲陽極所釋出之鋁、鋅等金屬元素對環境中生物的長期影響，以及生物累積效應，建議未來於離岸風場內設置定點監測站，選擇大型濾食性附著生物做為指標生物，人工放置指標生物進行環境暴露實驗，並針對指標生物於環境暴露實驗前，及環境暴露實驗中定期進行生物體內重金屬含量之分析，以瞭解環境中重金屬對生物體內的實際影響程度，以及生物累積效應，釐清犧牲陽極所釋出之鋁、鋅等金屬元素於食物鏈中的傳遞情形，與可能的健康風險。指標生物的選擇需考量到當地環境及生物相，生物體大小與生物體內重金屬分析的可行性，以及實驗動物飼養及取得的難易度，進行適地適性的選擇。根據本研究計畫調查到的生物群聚結果，竹南海域的潛力指標生物為牡蠣及綠殼菜蛤（孔雀蛤），牡蠣常見於風機基樁表層，綠殼菜蛤（孔雀蛤）較常見於風機基樁中層，並且兩者皆為經濟性生物，可以一併瞭解犧牲陽極對經濟性魚介貝類體內重金屬的影響。

四、國內現行並未針對海水中鋁元素濃度進行容許值的相關規範，而現行世界上大部分國家亦未針對海水中鋁元素濃度進行容許值的規範。未來如需推行海水中鋁元素濃度進行容許值的規範，建議海洋委員會國家海洋研究院可以參考澳洲及紐西蘭制定海水中鋁元素濃度限制標準的方法與概念 (ANZECC/ARMCANZ., 2000 ; Van Dam *et al.*, 2018a)，與現行國內「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」容許值規範方法，以及參考國內沿海地區的生物群聚，針對具代表性的本土物種進行實驗，瞭解海水中鋁元素對於各物種的 10%生殖抑制濃度(IC₁₀)，利用上述生物毒性結果並彙整及比較國內及國際相關研究，分析能夠保護 99、95、90、80%試驗生物免受鋁生殖抑制的濃度值 (圖 4-1、圖 4-2)，藉此做為制定海水中鋁元素濃度容許值規範之參考資料，以制定海水中鋁元素濃度的上限值及下限值，做為未來國內海域海水中鋁元素濃度之監測標準。

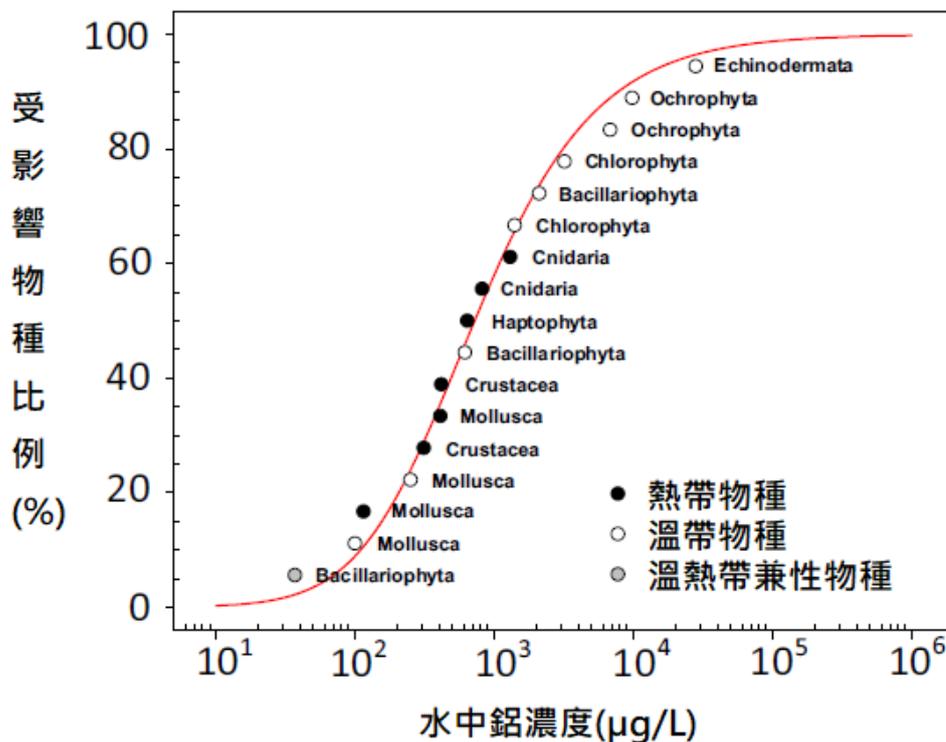


圖 4-1、澳洲與紐西蘭海洋生物受 10%生殖抑制影響物種比例與水中鋁元素濃度關係

註：引用自 Van Dam *et al.*, 2018a，並由善祥環境科技有限公司重製

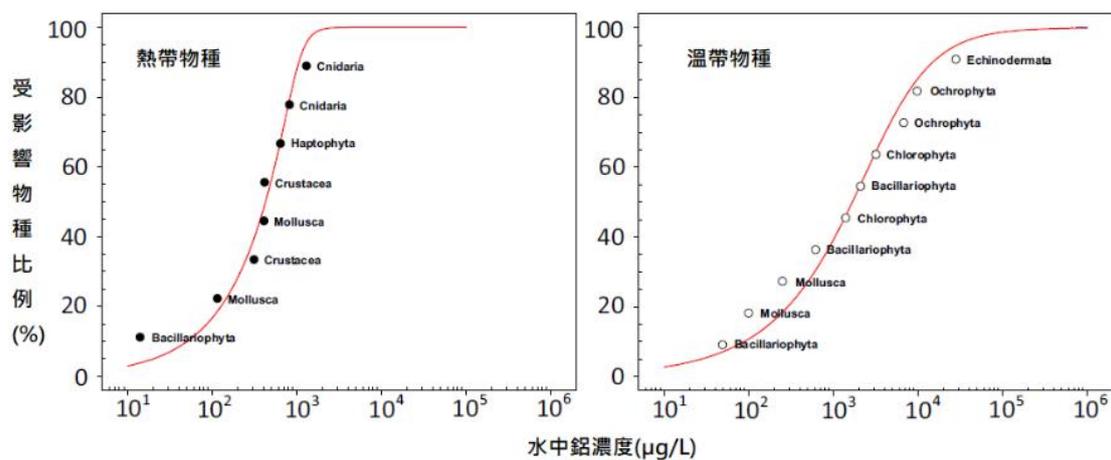


圖 4-2、澳洲與紐西蘭溫帶及熱帶海洋生物受 10% 生殖抑制影響物種比例與水中鋁元素濃度關係

註：引用自 Van Dam *et al.*, 2018a，並由善祥環境科技有限公司重製

第五章 引用文獻

- 中國驗船中心(民 94 年)。第 24 期技術通報。中國驗船中心技術通報, 24(24A), 頁 7-14。
- 王瑤、趙雪妮、黨新安、王旭東、張黎、楊健軍、何富珍、張偉剛、劉慶瑤(民 107 年)。海洋環境下鋼材表面鍍鋁工藝的研究進展。材料導報 A:綜述篇, 32(11), 頁 3805-3813。
- 朱金元、謝明志、羅建明、王俊欽、溫志中、林鳳嬌、周偉龍、葉秀貞(民 107 年)。離岸風電水下技術研發, 台北市: 行政院交通部。
- 行政院環境保護署(民 101 年)。底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法, 行政院環境保護署環署土字第 1000116349 號令。
- 行政院環境保護署環署(民 92 年-a)。石墨爐式原子吸收光譜法(NIEA M113), 行政院環境保護署環署檢字第 0920015766 號公告。
- 行政院環境保護署環署(民 92 年-b)。海水中鎘、鈷、銅、鐵、錳、鎳、鉛及鋅檢測前處理方法—鉗合離子交換樹脂濃縮法 (NIEA W308.22B), 行政院環境保護署環署檢字第 0920085408 號公告。
- 行政院環境保護署環署(民 100 年)。水中生化需氧量檢測方法 (NIEA W510.55B), 行政院環境保護署環署檢字第 1000009050 號公告。
- 行政院環境保護署環署(民 101 年-a)。水中酚類檢測方法—線上蒸餾/流動分析法 (NIEA W524.50C), 行政院環境保護署環署檢字第 1010006593 號公告。
- 行政院環境保護署環署(民 101 年-b)。火焰式原子吸收光譜法 (NIEA M111.01C), 行政院環境保護署環署檢字第 1010065302 號公告。
- 行政院環境保護署環署(民 102 年-a)。感應耦合電漿原子發射光譜法 (NIEA M104.02C), 行政院環境保護署環署檢字第 1020104884 號公告。
- 行政院環境保護署環署(民 102 年-b)。感應耦合電漿質譜法 (NIEA M105.01B), 行政院環境保護署環署檢字第 1020105470 號公告。
- 行政院環境保護署環署(民 105 年-a)。底泥採樣方法 (NIEA S104.32B), 行政院環境保護署環署檢字第 1040109644 號公告。
- 行政院環境保護署環署(民 105 年-b)。廢棄物及底泥中金屬檢測方法—酸消化法 (NIEA M353.02C), 行政院環境保護署環署檢字第 1050066995 號公告。

行政院環境保護署環署(民 106 年)。事業廢棄物採樣方法 (NIEA R118.05B)，行政院環境保護署環署檢字第 1050066995 號公告。

行政院環境保護署環署(民 107 年)。水中氰化物檢測方法—分光光度計法 (NIEA W410.54A)，行政院環境保護署環署授檢字第 1070000790 號公告。

行政院環境保護署環署(民 108 年-a)。水中油脂檢測方法—索氏萃取重量法(NIEA W505.53B)，行政院環境保護署環署授檢字第 1080000209 號公告。

行政院環境保護署環署(民 108 年-b)。水中金屬及微量元素檢測方法—感應耦合電漿原子發射光譜法(NIEA W311.54C)，行政院環境保護署環署授檢字第 1080002885 號公告。

李中光、廖佑誠、李念庭(民 107 年)。電凝技術在廢水處理中之應用 3. 電凝技術在水處理中的應用：除硼(2)。桃園市大學校院產業環保技術服務團，41。

李賢華、宋克義、羅俊雄、陳桂清、饒正、柯正龍、張道光、林玲煥、羅建明、陳正義、林隆貞、何木火、李昭明(民 89 年)。高雄港港工結構材腐蝕與海生物附著研究 (MOTC-IOT-IHMT-89-006)，台北市：交通部運輸研究所。

李麗、蘇霄(民 103 年)。1050A 鋁合金模擬海洋大氣環境腐蝕行為的中性鹽霧試驗。腐蝕與防護，35 (4)，頁 367-386。

林仁杰(民 103 年)。台灣西南海域陸棚邊緣底棲無脊椎動物群聚分析研究。未出版之碩士學位論文，國立中山大學海洋生物科技暨資源學系研究所，高雄市。

邵廣昭、高炳華、李建錡(民 79 年)。通霄附近海域之魚類相及其魚種組成。臺灣省立博物館年刊，33，頁 77-90。

侯保榮(民 88 年)。海洋腐蝕環境理論及其應用。北京市：中國科學院科學出版社。

侯健、張彭輝、郭為民(民 104 年)。船用鋁合金在海洋環境中的腐蝕研究。裝備環境工程，12 (2)，頁 59-80。

柯正龍、陳桂清、饒正(民 94 年)。台灣地區鋼板(管)樁碼頭腐蝕現況調查研究。防蝕工程，19 (3)，頁 329-340。

柯正龍、饒正、陳桂清(民 91 年)。基隆港碼頭鋼板樁現況與防蝕效應之探討。財團法人台灣海洋工程學會，頁 1-6。

張偉、尹鵬飛、張有慧、劉福國、張國慶、韓冰、李向陽、王慶璋(民 105 年)。海洋工程用新型犧牲陽極設計與性能研究(I)—小尺寸陽極靜態海水試驗研究。裝備環境工程，13 (2)，頁 63-70。

- 強言企業有限公司 (民 99 年)。電氣防蝕一般概論。高雄市：強言企業有限公司。
- 許惠耀、劉維綸 (民 107 年)。離岸風力發電支撐結構防蝕處理。中興工程，139，頁 59-65。
- 陳仁郁、賴正權 (民 102 年)。5456-H116 船用鋁合金腐蝕破損機制之研究。中國造船暨輪機工程學刊，32 (3)，頁 121-127。
- 陳依庭 (民 102 年)。風力發電離岸系統之環境議題評估研究。出版之碩士學位論文，臺北大學自然資訊與環境管理研究所，臺北市。
- 陳桂清、柯正龍、羅俊雄、劉益雄 (民 99 年)。構造物腐蝕環境分類之潛勢分析研究 (1/2) (MOTC-IOT-98-H1DB004)，台北市：交通部運輸研究所
- 陳桂清、饒正、柯正龍、羅俊雄、翁榮洲、王瑞坤、張英傑、劉益雄、江淑慈 (民 93 年-a)。港灣構造物陰極防蝕準則 (草案) (MOTC-IOT-92-H1BB02-2)，台北市：交通部運輸研究所。
- 陳桂清、饒正、柯正龍、羅俊雄、翁榮洲、王瑞坤、張英傑、劉益雄、江淑慈 (民 93 年-b)。港灣構造物陰極防蝕準則訂定研究 (MOTC-IOT-92-H1BB02-1)，台北市：交通部運輸研究所。
- 華東勘測設計研究所有限公司 (民 107 年)。浙能嵊泗 2#海上風場工程環境影響報告書徵求意見稿。杭州。
- 黃三哲、劉建鐸、鄧建華 (民 106 年)。鋼筋混凝土構造物陰極防蝕工程監工實務—以西濱快速公路 WH33-3 標新建工程為例。防蝕工程，21 (2)，頁 97-108。
- 楊樹森 (民 108 年)。107-108 年度香山重要濕地 (國家級) 生態及水質監測計畫，新竹市：新竹市政府產業發展處。
- 溫志中 (民 108 年)。風機水下基礎防蝕系統監測應用。弘光科技大學，台中。
- 溫志中、林鳳嬌、羅健明、柯正龍、葉秀貞 (民 108 年)。離岸風機金屬腐蝕調查研究。港灣季刊，113，頁 88-109。
- 廖俊 (民 105 年)。臺灣周遭淺海至深海底棲魚類群聚組成特性。未出版之碩士學位論文，國立臺灣大學漁業科學研究所，台北市。
- 齊莎莎、范麗麗、李云婷、姬洪亮、袁曉娟 (民 108 年)。埕島油田 76 座平台及配套工程環境影響報告書。北京。
- 劉海霞、杜向前、段繼周、翟曉凡、侯保榮 (民 105 年)。天然海水微生物對 5083 鋁合金初期腐蝕行為的影響。腐蝕科學及防護技術，28 (1)，頁 51-57。

- 劉福國、尹鵬飛、張國慶、張偉、韓冰（民 104 年）。海洋石油平台外加電流陰極保護延壽修復技術。腐蝕與防護，36（3），頁 276-280。
- 蔡文達（民 77 年）。陰極防蝕電化學應用基本原理。防蝕工程，2（1）。
- 鄭聿伶（民 101）。我國風力發電能源產業的發展策略探討。暨南大學經營管理碩士在職專班學位論文，頁 1-95。
- 鄭明修、邱郁文（民 104 年）。壽山國家自然公園周邊海域生態初探。國家公園學報，25（1）。
- 謝邦昌（民 94 年）。數值知識探勘技術。檔案季刊，4（4），頁 1-12。
- 羅俊雄、饒正（民 96 年）。公共工程腐蝕及陰極防蝕現況探討。防蝕工程，21（1），頁 1-20。
- 羅建明、溫志中、林鳳嬌、王俊欽、周偉龍、葉秀貞（民 108 年）。離岸風機基樁與金屬構件腐蝕防治之研究（MOTC-IOT-107-H1DBB002c），台北市：交通部運輸研究所。
- 羅建明、溫志中、林鳳嬌、王俊欽、柯正龍、葉秀貞、邱永芳（民 107 年）。離岸風機水下金屬腐蝕機制研究。「第 40 屆海洋工程研討會」發表之論文，高雄市。
- Almeida, L. P., & Coolen, J. W. P. (2020). Modelling thickness variations of macrofouling communities on offshore platforms in the Dutch North Sea. *Journal of Sea Research*, 156, 101836. doi:10.1016/j.seares.2019.101836
- Angel, B., Jarolimek, C., King, J., Hales, L., Simpson, S., Jung, R., & Apte, S. (2012). *Metals in the waters and sediments of Port Curtis, Queensland*: CSIRO.
- Angel, B. M., Apte, S. C., Batley, G. E., & Golding, L. A. (2016). Geochemical controls on aluminium concentrations in coastal waters. *Environmental Chemistry*, 13(1), 111-118. doi:10.1071/EN15029
- ANZECC/ARMCANZ. (2000). *Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality*. Canberra: Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand
- Arunkumar, T., Ao, Y., Luo, Z., Zhang, L., Li, J., Denkenberger, D., & Wang, J. (2019). Energy efficient materials for solar water distillation - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 115, 109409. doi:10.1016/j.rser.2019.109409
- Asmara, Y. P., Siregar, J. P., Tezara, C., & Ann, C. T. (2016). Improving efficiency of aluminium sacrificial anode using cold work process. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 114, 012045. doi:10.1088/1757-

899x/114/1/012045

- Åström, M., & Corin, N. (2000). Abundance, sources and speciation of trace elements in humus-rich streams affected by acid sulphate soils. *Aquatic Geochemistry*, 6(3), 367-383. doi:10.1023/A:1009658231768
- Ates, M., Demir, V., Arslan, Z., Daniels, J., Farah, I. O., & Bogatu, C. (2015). Evaluation of alpha and gamma aluminum oxide nanoparticle accumulation, toxicity, and depuration in *Artemia salina* larvae. *Environmental Toxicology*, 30(1), 109-118. doi:10.1002/tox.21917
- Baudrimont, M., Schäfer, J., Marie, V., Maury-Brachet, R., Bossy, C., Boudou, A., & Blanc, G. (2005). Geochemical survey and metal bioaccumulation of three bivalve species (*Crassostrea gigas*, *Cerastoderma edule* and *Ruditapes philippinarum*) in the Nord Médoc salt marshes (Gironde estuary, France). *Science of The Total Environment*, 337(1), 265-280. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.009
- Bird, P., Comber, S. D. W., Gardner, M. J., & Ravenscroft, J. E. (1996). Zinc inputs to coastal waters from sacrificial anodes. *Science of The Total Environment*, 181(3), 257-264. doi:10.1016/0048-9697(95)05025-6
- Blackmore, G. (2001). Interspecific variation in heavy metal body concentrations in Hong Kong marine invertebrates. *Environmental Pollution*, 114(3), 303-311. doi:10.1016/s0269-7491(01)00086-0
- Board, N. N. W. (2008a). Sacrificial anodes on sluice valves. Retrieved 2020.11.24, from <http://www.emissieregistratie.nl/erpubliek/bumper.nl.aspx>
- Board, N. N. W. (2008b). Sacrificial anodes, merchant shipping and fisheries. Retrieved 2020.11.24, from <http://www.emissieregistratie.nl/erpubliek/bumper.nl.aspx>
- Bruland, K. W. (1980). Oceanographic distributions of cadmium, zinc, nickel, and copper in the North Pacific. *Earth and Planetary Science Letters*, 47(2), 176-198. doi:10.1016/0012-821X(80)90035-7
- Bruland, K. W., Donat, J. R., & Hutchins, D. A. (1991). Interactive influences of bioactive trace metals on biological production in oceanic waters. *Limnology and Oceanography*, 36(8), 1555-1577. doi:10.4319/lo.1991.36.8.1555
- BSH. (2016). Nordseezustand 2008–2011. Retrieved from https://www.bsh.de/DE/PUBLIKATIONEN/_Anlagen/Downloads/Meer_und_Umwelt/Berichte-des-BSH/Berichte-des-BSH_54.html;jsessionid=5F14CD4873C28EE73F5848425A24D1B5.live21304
- BSI. (1991). Cathodic protection. Code of practice for land and marine applications. Retrieved from <https://shop.bsigroup.com/>

- Bu, Y., & Ao, J.-P. (2017). A review on photoelectrochemical cathodic protection semiconductor thin films for metals. *Green Energy and Environment*, 2(4), 331–362. doi:10.1016/j.gee.2017.02.003
- Buck, C. S., Landing, W. M., & Resing, J. (2013). Pacific Ocean aerosols: Deposition and solubility of iron, aluminum, and other trace elements. *Marine Chemistry*, 157, 117-130. doi:10.1016/j.marchem.2013.09.005
- Caplat, C., Basuyaux, O., Pineau, S., Deborde, J., Grolleau, A. M., Leglatin, S., & Mahaut, M. L. (2020). Transfer of elements released by aluminum galvanic anodes in a marine sedimentary compartment after long-term monitoring in harbor and laboratory environments. *Chemosphere*, 239, 124720. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.124720
- Caplat, C., Mottin, E., Lebel, J.-M., Serpentine, A., Barillier, D., & Mahaut, M.-L. (2012). Impact of a sacrificial anode as assessed by zinc accumulation in different organs of the oyster *Crassostrea gigas*: results from long-and short-term laboratory tests. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 62(4), 638-649. doi:10.1007/s00244-011-9737-0
- Caplat, C., Oral, R., Mahaut, M. L., Mao, A., Barillier, D., Guida, M., . . . Pagano, G. (2010). Comparative toxicities of aluminum and zinc from sacrificial anodes or from sulfate salt in sea urchin embryos and sperm. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73(6), 1138-1143. doi:10.1016/j.ecoenv.2010.06.024
- Cheevaporn, V., & Diego-McGlone, M. L. S. (1970). Aluminium normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments of the gulf of Thailand. *Science & Technology Asia*, 2(2), 37-46. Retrieved from <http://ph02.tcithaijo.org/index.php/SciTechAsia/article/view/42002>
- Chen, Y., Jiang, Y., Huang, H., Mou, L., Ru, J., Zhao, J., & Xiao, S. (2018). Long-term and high-concentration heavy-metal contamination strongly influences the microbiome and functional genes in Yellow River sediments. *Science of The Total Environment*, 637, 1400-1412. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.05.109
- Christodoulou, C., Glass, G., Webb, J., Austin, S., & Goodier, C. (2010). Assessing the long term benefits of Impressed Current Cathodic Protection. *Corrosion Science*, 52(8), 2671-2679. doi:10.1016/j.corsci.2010.04.018
- Cole, S., Codling, I. D., Parr, W., & Zabel, T. (1999). Guidelines for managing water quality impacts within UK European marine sites. Retrieved 2020.11.24, from <http://ukmpa.marinebiodiversity.org>
- Davies, A. G. (1979). Pollution studies with marine plankton: Part II. Heavy metals. In F. S. Russell & M. Yonge (Eds.), *Advances in Marine Biology* (Vol. 15, pp. 381-508): Academic Press.

- De Mesel, I., Kerckhof, F., Norro, A., Rumes, B., & Degraer, S. (2015). Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. *Hydrobiologia*, 756(1), 37-50. doi:10.1007/s10750-014-2157-1
- Deborde, J., Refait, P., Bustamante, P., Caplat, C., Basuyaux, O., Grolleau, A.-M., . . . Pineau, S. (2015). Impact of galvanic anode dissolution on metal trace element concentrations in marine waters. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(12), 423. doi:10.1007/s11270-015-2694-x
- Degraer, S., Brabant, R., & Rumes, B. (2010). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Early environmental impact assessment and spatio-temporal variability.
- Dixit, S., Van Cappellen, P., & van Bennekom, A. J. (2001). Processes controlling solubility of biogenic silica and pore water build-up of silicic acid in marine sediments. *Marine Chemistry*, 73(3), 333-352. doi:10.1016/S0304-4203(00)00118-3
- Dong, C. D., Chen, C. W., & Chen, C. F. (2011). Contamination and potential toxicity of heavy metals in sediment of the ocean disposal site. *International Conference on Electronics, Communications and Control*, 9-11. doi:10.1109/ICECC.2011.6067964
- Fang, T. H., Hwang, J. S., Hsiao, S. H., & Chen, H. Y. (2006). Trace metals in seawater and copepods in the ocean outfall area off the northern Taiwan coast. *Mar Environ Res*, 61(2), 224-243. doi:10.1016/j.marenvres.2005.10.002
- FAO, & WHO. (2001). Human Vitamin and Mineral Requirements. Retrieved from <http://www.fao.org>
- Fisher, R., van Dam, R., Batley, G., Fox, D., Harford, A., Humphrey, C., . . . Warne, M. (2019). Key issues in the derivation of water quality guideline values: a workshop report.
- François, G., Boudot, J. P., Jacquemin, G., Vein, D., Merlet, D., & Rouiller, J. (2000). Macroinvertebrate community loss as a result of headwater stream acidification in the Vosges Mountains (N-E France). *Biodiversity and Conservation*, 9(6), 767-783. doi:10.1023/A:1008994122865
- Franklin, N. M., Stauber, J. L., Lim, R. P., & Petocz, P. (2002). Toxicity of metal mixtures to a tropical freshwater alga (*Chlorella* sp.): The effect of interactions between copper, cadmium, and zinc on metal cell binding and uptake. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(11), 2412-2422. doi:10.1002/etc.5620211121
- Franks, G. V., & Gan, Y. (2007). Charging behavior at the Alumina–water interface and implications for ceramic processing. *Journal of the American Ceramic Society*, 90(11), 3373-3388. doi:10.1111/j.1551-2916.2007.02013.x

- Fukai, R., & Huynh-Ngoc, L. (1975). Chemical forms of zinc in sea water. *Journal of Oceanography*, 31(5), 179-191. doi:10.1007/BF02150957
- Gabelle, C., Baraud, F., Biree, L., Gouali, S., Hamdoun, H., Rousseau, C., . . . Leleyter, L. (2012). The impact of aluminium sacrificial anodes on the marine environment: A case study. *Applied Geochemistry*, 27(10), 2088-2095. doi:10.1016/j.apgeochem.2012.07.001
- Ganrot, P. O. (1986). Metabolism and possible health effects of aluminum. *Environmental Health Perspectives*, 65, 363-441. doi:10.1289/ehp.8665363
- Gehlen, M., Beck, L., Calas, G., Flank, A. M., Van Bennekom, A. J., & Van Beusekom, J. E. E. (2002). Unraveling the atomic structure of biogenic silica: evidence of the structural association of Al and Si in diatom frustules. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 66(9), 1601-1609. doi:https://doi.org/10.1016/S0016-7037(01)00877-8
- Gensemer, R. W., & Playle., R. C. (1999). The Bioavailability and Toxicity of Aluminum in Aquatic Environment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(4), 315-450. doi:10.1080/10643389991259245
- Gillmorea, M. L., Goldinga, L. A., Angela, B. M., Adamsa, M. S., & Jolley, D. F. (2016). Toxicity of dissolved and precipitated aluminium to marine diatoms. *Aquatic Toxicology*, 174, 82-91. doi:10.1016/j.aquatox.2016.02.004
- Golding, L. A., Angel, B. M., Batley, G. E., Apte, S. C., Krassoi, R., & Doyle, C. J. (2015). Derivation of a water quality guideline for aluminium in marine waters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34(1), 141-151. doi:10.1002/etc.2771
- Grassie, C., Braithwaite, V. A., Nilsson, J., Nilsen, T. O., Teien, H. C., Handeland, S. O., . . . Ebbesson, L. O. (2013). Aluminum exposure impacts brain plasticity and behavior in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *The Journal of Experimental Biology*, 216(16), 3148-3155. doi:10.1242/jeb.083550
- Griffitt, R. J., Feswick, A., Weil, R., Hyndman, K., Carpinone, P., Powers, K., . . . Barber, D. S. (2011). Investigation of acute nanoparticulate aluminum toxicity in zebrafish. *Environmental Toxicology*, 26(5), 541-551. doi:10.1002/tox.20669
- Guo, J., Zhao, L., Lu, W., Jia, H., Wang, L., Liu, X., & Sun, Y. (2015). Effect of historical residual hexachlorocyclohexanes and dichlorodiphenyltrichloroethane on bacterial communities in sediment core collected from an estuary in northeastern China by next-generation sequencing. *Marine Pollution Bulletin*, 93(1), 68-74. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.02.013
- Harford, A. J., Hogan, A. C., Tsang, J. J., Parry, D. L., Negri, A. P., Adams, M. S., . . . van Dam, R. A. (2011). Effects of alumina refinery wastewater and signature metal constituents at the upper thermal tolerance of: 1. The tropical diatom *Nitzschia*

- closterium. *Marine Pollution Bulletin*, 62(3), 466-473. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.01.013
- Haux, C., Björnsson, B. T., Förllin, L., Larsson, Å., & Deftos, L. J. (1988). Influence of cadmium exposure on plasma calcium, vitellogenin and calcitonin in vitellogenic rainbow trout. *Marine Environmental Research*, 24(1), 199-202. doi:10.1016/0141-1136(88)90298-X
- Havas, M., & Hutchinson, T. C. (1983). The Smoking Hills: natural acidification of an aquatic ecosystem. *Nature*, 301(5895), 23-27. doi:10.1038/301023a0
- Heidarian, S., Mohammadipanah, F., Maghsoudlou, A., Dashti, Y., & Challis, G. L. (2018). Anti-microfouling Activity of *Glycomyces sediminimaris* UTMC 2460 on Dominant Fouling Bacteria of Iran Marine Habitats. *Frontiers in Microbiology*, 9, 3148. doi:10.3389/fmicb.2018.03148
- His, E., Beiras, R., Seaman, M. N., Pagano, G., & Trieff, N. M. (1996). Sublethal and lethal toxicity of aluminum industry effluents to early developmental stages of the *Crassostrea gigas* oyster. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 30(3), 335-359. doi:10.1007/BF00212291
- Huang, K. M., & Lin, S. (2003). Consequences and implication of heavy metal spatial variations in sediments of the Keelung River drainage basin, Taiwan. *Chemosphere*, 53(9), 1113-1121. doi:10.1016/S0045-6535(03)00592-7
- Hung, S. K., & Jefferson, T. (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. doi:10.1578/AM.30.1.2004.159
- Hung, T. C., Meng, P. J., Han, B. C., Chuang, A., & Huang, C. C. (2001). Trace metals in different species of mollusca, water and sediments from Taiwan coastal area. *Chemosphere*, 44(4), 833-841. doi:10.1016/S0045-6535(00)00491-4
- Hung, T. C., Meng, P. J., & Wu, S. J. (1993). Species of copper and zinc in sediments collected from the antarctic ocean and the Taiwan Erhjin Chi coastal area. *Environmental Pollution*, 80(3), 223-230. doi:10.1016/0269-7491(93)90042-M
- Hwang, U. K., Kang, H. S., Lee, Y., & Shon, J. K. (2011). Aluminum inhibits vitellogenin production via toxic effects on hepatocytes in the rockfish *Sebastes schlegelii*. *Fisheries and Aquatic Sciences*, 14(4), 355-361. doi:10.5657/FAS.2011.0355
- Hydes, D. J., & Liss, P. S. (1977). The behaviour of dissolved aluminium in estuarine and coastal waters. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 5(6), 755-769. doi:10.1016/0302-3524(77)90047-0
- Jefferson, T., & Karczmarski, L. (2001). *Sousa chinensis*. *Mammalian Species*, 148(25),

1-9. doi:10.2307/0.655.1

- Jelmert, A., & Leeuwen., H. V. (2000). Harming local species or preventing the transfer of exotics? Possible negative and positive effects of using zinc anodes for corrosion protection of ballast water tanks. *Water Research*, 34(6), 1937-1940. doi:10.1016/S0043-1354(99)00416-9
- Jiang, W., Mashayekhi, H., & Xing., B. (2009). Bacterial toxicity comparison between nano- and micro-scaled oxide particles. *Environmental Pollution*, 157(5), 1619-1625. doi:10.1016/j.envpol.2008.12.025
- John, S. G., & Conway, T. M. (2014). A role for scavenging in the marine biogeochemical cycling of zinc and zinc isotopes. *Earth and Planetary Science Letters*, 394, 159-167. doi:https://doi.org/10.1016/j.epsl.2014.02.053
- Kapsenberg, L., & Cyronak, T. (2019). Ocean acidification refugia in variable environments. *Global Change Biology*, 25(10), 3201-3214. doi:10.1111/gcb.14730
- Karczmarski, L., Cockcroft, V. G., & McLachlan, A. (2000). Habitat use and preferences of indo-pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Marine Mammal Science*, 16(1), 65-79. doi:10.1111/j.1748-7692.2000.tb00904.x
- Kennish, M. J. (1992). *Ecology of estuaries : anthropogenic effects*. Boca Raton: CRC Press.
- Kerckhof, F., Norro, A., Jacques, T., & Degraer, S. (2009). Early colonisation of a concrete offshore windmill foundation by marine biofouling on the Thornton Bank (southern North Sea).
- Kerckhof, F., Rumes, B., Jacques, T., Degraer, S., & Norro, A. (2010). Early development of the subtidal marine biofouling on a concrete offshore windmill foundation on the Thornton Bank (southern North Sea): first monitoring results. *Underwater Technology*, 29(3), 137-149. doi:10.3723/ut.29.137
- Khandeparker, L., Kuchi, N., Kale, D., & Anil, A. C. (2017). Microbial community structure of surface sediments from a tropical estuarine environment using next generation sequencing. *Ecological Indicators*, 74, 172-181. doi:10.1016/j.ecolind.2016.11.023
- Kirchgeorg, T., Weinberg, I., Hörnig, M., Baier, R., Schmid, M., & Brockmeyer, B. (2018). Emissions from corrosion protection systems of offshore wind farms: Evaluation of the potential impact on the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 257-268. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.08.058
- Knudsen, O., & Bjørgum, A. (2009). *Corrosion Protection of offshore wind turbines – long life protective coatings: Corrosion Protection for Offshore Wind*.

- Kochian, L. V. (1995). Cellular mechanisms of aluminum toxicity and resistance in plants. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 46(1), 237-260. doi:10.1146/annurev.pp.46.060195.001321
- Koning, E., Gehlen, M., Flank, A. M., Calas, G., & Epping, E. (2007). Rapid post-mortem incorporation of aluminum in diatom frustules: Evidence from chemical and structural analyses. *Marine Chemistry*, 106(1), 208-222. doi:10.1016/j.marchem.2006.06.009
- Koopi, H., & Buazar, F. (2018). A novel one-pot biosynthesis of pure alpha aluminum oxide nanoparticles using the macroalgae *Sargassum ilicifolium*: A green marine approach. *Ceramics International*, 44(8), 8940-8945. doi:10.1016/j.ceramint.2018.02.091
- Kramer, J., Laan, P., Sarthou, G., Timmermans, K. R., & de Baar, H. J. W. (2004). Distribution of dissolved aluminium in the high atmospheric input region of the subtropical waters of the North Atlantic Ocean. *Marine Chemistry*, 88(3), 85-101. doi:10.1016/j.marchem.2004.03.009
- Kroglund, F., Finstad, B., Stefansson, S. O., Nilsen, T. O., Kristensen, T., Rosseland, B. O., . . . Salbu, B. (2007). Exposure to moderate acid water and aluminum reduces Atlantic salmon post-smolt survival. *Aquaculture*, 273(2), 360-373. doi:10.1016/j.aquaculture.2007.10.018
- Kroglund, F., Rosseland, B. O., Teien, H. C., Salbu, B., Kristensen, T., & Finstad, B. (2008). Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to short term reductions in pH and increased aluminum simulating episodes. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 4(2), 491-507. doi:DOI 10.5194/hess-12-491-2008
- Ksh Tomchou, S., & Nayak, G. N. (2009). Sedimentary and geochemical signatures of depositional environment of sediments in mudflats from a Microtidal Kalinadi Estuary, central west coast of India. *Journal of Coastal Research*, 2009(253), 641-650. doi:10.2112/07-0954.1
- Lee, C.-L., Fang, M.-D., & Hsieh, M.-T. (1998). Characterization and distribution of metals in surficial sediments in Southwestern Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 36(6), 464-471. doi:10.1016/S0025-326X(98)00006-X
- Leleyter, L., Baraud, F., Reinert, T., Gouali, S., Lemoine, M., & Gil, O. (2018). Fate of aluminium released by sacrificial anodes – Contamination of marine sediments by environmentally available compounds. *Comptes Rendus Geoscience*, 350(5), 195-201. doi:10.1016/j.crte.2018.05.003
- Leonhard, S. B., & Pedersen, J. (2006). Benthic communities at Horns Rev before, during and after construction of Horns Rev Offshore Wind Farm (2572-03-005). Retrieved

2020.11.24, from

- Lewin, J. C. (1961). The dissolution of silica from diatom walls. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 21(3), 182-198. doi:10.1016/S0016-7037(61)80054-9
- Li, F. M., Ren, J. L., Yan, L., Liu, S. M., Liu, C. G., Zhou, F., & Zhang, J. (2013). The biogeochemical behavior of dissolved aluminum in the southern Yellow Sea: Influence of the spring phytoplankton bloom. *Chinese Science Bulletin* volume, 58(2), 238-248. doi:10.1007/s11434-012-5512-5
- Lin, Y.-C., Chang-Chien, G.-P., Chiang, P.-C., Chen, W.-H., & Lin, Y.-C. (2013). Multivariate analysis of heavy metal contaminations in seawater and sediments from a heavily industrialized harbor in Southern Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 76(1), 266-275. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.08.027
- Liu, J., Zhou, L., Ke, Z., Li, G., Shi, R., & Tan, Y. (2018). Beneficial effects of aluminum enrichment on nitrogen-fixing cyanobacteria in the South China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 129(1), 142-150. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.02.011
- Liu, J., Zhou, L., Tan, Y., Wang, Q., Hu, Z., Li, J., . . . Ke, Z. (2017). Distribution of reactive aluminum under the influence of mesoscale eddies in the western South China Sea. *Acta Oceanologica Sinica*, 36(6), 95-103. doi:10.1007/s13131-017-1046-7
- Lovett, G. M., Tear, T. H., Evers, D. C., Findlay, S. E., Cosby, B. J., Dunscomb, J. K., . . . Weathers, K. C. (2009). Effects of air pollution on ecosystems and biological diversity in the eastern United States. *The Year in Ecology and Conservation Biology*, 1162, 99-135. doi:10.1111/j.1749-6632.2009.04153.x
- Mühlberg, K. (2010). Corrosion protection of offshore wind turbines. Retrieved 2020.11.24, from <https://www.hempel.co.uk/en-GB>
- Malley, D. F., & Chang., P. S. S. (1985). Effects of Aluminium and Acid on Calcium Uptake by the Crayfish *Orconectes virilis*. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 14(6), 739-747. doi:10.1007/BF01055781
- Mao, A., Mahaut, M.-L., Pineau, S., Barillier, D., & Caplat, C. (2011). Assessment of sacrificial anode impact by aluminum accumulation in mussel *Mytilus edulis*: A large-scale laboratory test. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2707-2713. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.09.017
- Martin, J. M., Guan, D. M., Elbaz-Poulichet, F., Thomas, A. J., & Gordeev, V. V. (1993). Preliminary assessment of the distributions of some trace elements (As, Cd, Cu, Fe, Ni, Pb and Zn) in a pristine aquatic environment: The Lena River estuary (Russia). *Marine Chemistry*, 43(1), 185-199. doi:[https://doi.org/10.1016/0304-4203\(93\)90224-C](https://doi.org/10.1016/0304-4203(93)90224-C)

- Maycock, D., Peters, A., Merrington, G., & Crane, M. (2013). Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: zinc (For consultation). Retrieved 2020.11.24, from <https://www.wfduk.org>
- Measures, C. I., Brown, M. T., & Vink, S. (2005). Dust deposition to the surface waters of the western and central North Pacific inferred from surface water dissolved aluminum concentrations. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 6(9). doi:10.1029/2005gc000922
- Medeiros, R. J., dos Santos, L. M. G., Freire, A. S., Santelli, R. E., Braga, A. M. C. B., Krauss, T. M., & Jacob, S. d. C. (2012). Determination of inorganic trace elements in edible marine fish from Rio de Janeiro State, Brazil. *Food Control*, 23(2), 535-541. doi:10.1016/j.foodcont.2011.08.027
- Middag, R., van Slooten, C., de Baar, H. J. W., & Laan, P. (2011). Dissolved aluminium in the Southern Ocean. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 58(25), 2647-2660. doi:10.1016/j.dsr2.2011.03.001
- Millero, F. J., Woosley, R., DiTrollo, B., & Waters, J. (2009). Effect of ocean acidification on the speciation of metals in seawater. *Oceanography*, 22(4), 72-85. doi:10.5670/oceanog.2009.98
- Momber, A. W., & Marquardt, T. (2018). Protective coatings for offshore wind energy devices (OWEAs): a review. *Journal of Coatings Technology and Research*, 15(1), 13-40. doi:10.1007/s11998-017-9979-5
- Moran, S. B., & Moore, R. M. (1989). The distribution of colloidal aluminum and organic carbon in coastal and open ocean waters off Nova Scotia. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 53(10), 2519-2527. doi:10.1016/0016-7037(89)90125-7
- Moreno-Garrido, I., Lubián, L. M., & Soares, A. M. V. M. (2000). Influence of cellular density on determination of EC₅₀ in microalgal growth inhibition tests. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 47(2), 112-116. doi:10.1006/eesa.2000.1953
- Morris, A. W., Howland, R. J. M., & Bale, A. J. (1986). Dissolved aluminium in the Tamar Estuary, southwest England. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 50(2), 189-197. doi:10.1016/0016-7037(86)90168-7
- Mottin, E., Caplat, C., Latire, T., Mottier, A., Mahaut, M. L., Costil, K., . . . Serpentine, A. (2012). Effect of zinc sacrificial anode degradation on the defence system of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*: chronic and acute exposures. *Marine Pollution Bulletin*, 64(9), 1911-1920. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.06.017
- Mucha, A. P., Vasconcelos, M. T. S. D., & Bordalo, A. A. (2003). Macrobenthic community in the Douro estuary: relations with trace metals and natural sediment

- characteristics. *Environmental Pollution*, 121(2), 169-180. doi:10.1016/S0269-7491(02)00229-4
- Muniz, I. P., & Leivestad, H. (1980). Toxic effects of aluminium on the brown trout, *Salmo trutta* L. Paper presented at the Ecological Impact of Acid Precipitation - Proceedings of an International Conference, Sandefjord, Norway.
- Munn, S., Aschberger, K., Olsson, H., Pakalin, S., Pellegrini, G., Vegro, S., & Paya, P. A. (2010). European union risk assessment report: Zinc metal. Retrieved from <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research-reports/european-union-risk-assessment-report-zinc-metal>
- NACE. (1976). Control of corrosion on steel, fixed offshore platforms associated with petroleum production. Retrieved from <https://infostore.saiglobal.com/en-au/>
- NACE. (2004). Galvanic anode cathodic protection of internal submerged surfaces of steel water storage tanks. Retrieved from <https://infostore.saiglobal.com/en-au/>
- NACE. (2006). Metallurgical and inspection requirements for cast galvanic anodes for offshore applications. Retrieved from <https://infostore.saiglobal.com/en-au/>
- Nayak, P. (2002). Aluminum: Impacts and disease. *Environmental Research*, 89(2), 101-115. doi:10.1006/enrs.2002.4352
- Neff, J. (2002). Zinc in the Ocean. In *Bioaccumulation in Marine Organisms* (pp. 175-189).
- Nordmyr, L., Åström, M., & Peltola, P. (2008). Metal pollution of estuarine sediments caused by leaching of acid sulphate soils. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(1), 141-152. doi:10.1016/j.ecss.2007.07.002
- Nugegoda, D., & Rainbow, P. S. (1988). Zinc uptake and regulation by the sublittoral prawn *Pandalus montagui* (Crustacea: Decapoda). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 26(6), 619-632. doi:10.1016/0272-7714(88)90038-8
- Orians, K. J., & Bruland, K. W. (1986). The biogeochemistry of aluminum in the Pacific Ocean. *Earth and Planetary Science Letters*, 78(4), 397-410. doi:10.1016/0012-821X(86)90006-3
- Pan, J.-w., Zhu, M.-y., & Chen, H. (2001). Aluminum-induced cell death in root-tip cells of barley. *Environmental and Experimental Botany*, 46(1), 71-79. doi:10.1016/S0098-8472(01)00083-1
- Pempkowiak, J., Sikora, A., & Biernacka, E. (1999). Speciation of heavy metals in marine sediments vs their bioaccumulation by mussels. *Chemosphere*, 39(2), 313-321. doi:10.1016/S0045-6535(99)00112-5

- Petrich, S. M., & Reish, D. J. (1979). Effects of aluminium and nickel on survival and reproduction in polychaetous annelids. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 23(4-5), 698-702. doi:10.1007/BF01770027
- Phillips, D. J. H., & Rainbow, P. S. (1988). Barnacles and mussels as biomonitors of trace elements: a comparative study. *Marine Ecology Progress Series*, 49(1/2), 83-93. doi:DOI 10.3354/meps049083
- Picken, G. B. (1986). Moray Firth marine fouling communities. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh. Section B. Biological Sciences*, 91, 213-220. doi:10.1017/S0269727000009313
- Pratt, J. R., & Glackin, M. E. (1994). Ecotoxicology of metals in invertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 13(2), 326-327. doi:10.2307/1467251
- Pyrzynskal, K., Bulskal, E., Gucer, S., & Hulanicki, A. (1999). Aluminium speciation in natural waters. *Chemia analityczna*, 44, 1-14.
- Rainbow, P. S. (1987). Heavy metals in barnacles. In A. J. Southward (Ed.), *Barnacle Biology* (pp. 405-417). Netherlands: A. A. Balkema.
- Rainbow, P. S. (1993). The significance of trace metal concentration in marine invertebrates. In R. Dallinger & P. S. Rainbow (Eds.), *Ecotoxicology of Metals in Invertebrates* (pp. 3-23). Chelsea, USA: Lewis Publishers.
- Rainbow, P. S. (2007). Trace metal bioaccumulation: models, metabolic availability and toxicity. *Environmental International*, 33(4), 576-582. doi:10.1016/j.envint.2006.05.007
- Rainbow, P. S., Amiard-Triquet, C., Amiard, J. C., Smith, B. D., Best, S. L., Nassiri, Y., & Langston, W. J. (1999). Trace metal uptake rates in crustaceans (amphipods and crabs) from coastal sites in NW Europe differentially enriched with trace metals. *Marine Ecology Progress Series*, 183, 189-203. doi:10.3354/meps183189
- Rainbow, P. S., Emson, R. H., Smith, B. D., Moore, P. G., & Mladenov, P. V. (1993). Talitrid amphipods as biomonitors of trace metals near Dunedin, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 27(2), 201-207. doi:10.1080/00288330.1993.9516558
- Rainbow, P. S., Scott, A. G., Wiggins, E. A., & Jackson, R. W. (1980). Effect of chelating agents on the accumulation of cadmium by the barnacle *Semibalanus balanoides*, and complexation of soluble Cd, Zn and Cu. *Marine Ecology Progress Series*, 2(2), 143-152. doi:DOI 10.3354/meps002143
- Rask, M., Vourinen, P. J., & Vuorinen, M. (1990). Delayed spawning of perch, *Perca fluviatilis* L., in acidified lakes. *Journal of Fish Biology*, 36(3), 317-325.

doi:10.1111/j.1095-8649.1990.tb05612.x

- Reese, A., Voigt, N., Zimmermann, T., Irrgeher, J., & Pröfrock, D. (2020). Characterization of alloying components in galvanic anodes as potential environmental tracers for heavy metal emissions from offshore wind structures. *Chemosphere*, 257, 127182. doi:ARTN 127182
10.1016/j.chemosphere.2020.127182
- Ribas-Deulofeu, L., Denis, V., De Palmas, S., Kuo, C.-Y., Hsieh, H. J., & Chen, C. A. (2016). Structure of Benthic Communities along the Taiwan Latitudinal Gradient. *PLOS ONE*, 11(8), e0160601. doi:10.1371/journal.pone.0160601
- Ross, G. J. B., Heinsohn, G. E., & Cockcroft, V. G. (1994). Humpback dolphins, *Sousa chinensis* (Osbeck, 1765), *Sousa plumbea* (G. Cuvier, 1829) and *Sousa teuszii* (Kukenthal, 1892). In S. H. Ridgway & R. Harrison (Eds.), *The first book of dolphins* (Vol. 5). San Diego: Academic Press.
- Rosseland, B., & Skogheim, O. (1987). Differences in sensitivity to acidic soft water among strains of brown trout(*Salmo trutta* L.). *Annales De La Societe Royale Zoologique De Belgique*, 117, 255-264. Retrieved from <Go to ISI>://WOS:A1987H039000022
- Rosseland, B. O., Blakar, I. A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellstad, A., Lydersen, E., . . . Vogt, R. (1992). The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environmental Pollution*, 78(1), 3-8. doi:10.1016/0269-7491(92)90003-S
- Rousseau, C., Baraud, F., Leleyter, L., & Gil, O. (2009). Cathodic protection by zinc sacrificial anodes: impact on marine sediment metallic contamination. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1-3), 953-958. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.01.083
- Russell, A., MacFarlane, G. R., Nowak, B., Moltschaniwskyj, N. A., & Taylor, M. D. (2019). Lethal and sub-lethal effects of aluminium on a juvenile penaeid shrimp. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, 35(2), 359-368. doi:10.1007/s41208-019-00152-4
- Séguin, A., Caplat, C., Serpentine, A., Lebel, J. M., Menet-Nedelec, F., & Costil, K. (2016). Metal bioaccumulation and physiological condition of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) reared in two shellfish basins and a marina in Normandy (northwest France). *Marine Pollution Bulletin*, 106(1), 202-214. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.02.068
- Sadiq, I. M., Chowdhury, B., Chandrasekaran, N., & Mukherjee, A. (2009). Antimicrobial sensitivity of *Escherichia coli* to alumina nanoparticles. *Nanomedicine: Nanotechnology, Biology and Medicine*, 5(3), 282-286.

doi:10.1016/j.nano.2009.01.002

- Sadiq, I. M., Pakrashi, S., Chandrasekaran, N., & Mukherjee, A. (2011). Studies on toxicity of aluminum oxide (Al₂O₃) nanoparticles to microalgae species: *Scenedesmus* sp. and *Chlorella* sp. *Journal of Nanoparticle Research*, 13(8), 3287–3299. doi:10.1007/s11051-011-0243-0
- Schindler, D. W. (1988). Effects of Acid Rain on Freshwater Ecosystems. *Science*, 239(4836), 149. doi:10.1126/science.239.4836.149
- Selim, M. S., Shenashen, M. A., El-Safty, S. A., Higazy, S. A., Selim, M. M., Isago, H., & Elmarakbi, A. (2017). Recent progress in marine foul-release polymeric nanocomposite coatings. *Progress in Materials Science*, 87, 1-32. doi:10.1016/j.pmatsci.2017.02.001
- Shi, R., Li, G., Zhou, L., Liu, J., & Tan, Y. (2015). The increasing aluminum content affects the growth, cellular chlorophyll a and oxidation stress of cyanobacteria *Synechococcus* sp. WH7803. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 44(3), 343-351. doi:10.1515/ohs-2015-0033
- Shibli, S. M. A., Jabeera, B., & Manu, R. (2007). Development of high performance aluminium alloy sacrificial anodes reinforced with metal oxides. *Materials Letters*, 61(14), 3000-3004. doi:10.1016/j.matlet.2006.10.062
- Smith, T. R., & Haines, T. A. (1995). Mortality, growth, swimming activity and gill morphology of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) exposed to low pH with and without aluminum. *Environmental Pollution*, 90(1), 33-40. doi:https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)00094-T
- Soliman, T., Reimer, J. D., Yang, S.-Y., Villar-Briones, A., Roy, M. C., & Jenke-Kodama, H. (2017). Diversity of microbial communities and quantitative chemodiversity in layers of marine sediment cores from a causeway (kaichu-doro) in okinawa island, japan. *Frontiers in Microbiology*, 8(2451), 2451. doi:10.3389/fmicb.2017.02451
- Stevenson, A. G. (2001). Metal concentrations in marine sediments around Scotland: a baseline for environmental studies. *Continental Shelf Research*, 21(8), 879-897. doi:10.1016/S0278-4343(00)00117-5
- Stoffyn, M. (1979). Biological control of dissolved aluminum in seawater: experimental evidence. *Science*, 203(4381), 651-653. doi:10.1126/science.203.4381.651
- Strigula, N., Vaccaria, L., Galduna, C., Waznea, M., Liua, X., Christodoulatos, C., & Jasinkiewicz, K. (2009). Acute toxicity of boron, titanium dioxide, and aluminum nanoparticles to *Daphnia magna* and *Vibrio fischer*. *Desalination*, 248(1-3), 771-782. doi:10.1016/j.desal.2009.01.013

- Sunda, W. G. (1989). Trace metal interactions with marine phytoplankton. *Biological Oceanography*, 6(5-6), 411-442. doi:10.1080/01965581.1988.10749543
- Tappin, A. D., Hydes, D. J., Burton, J. D., & Statham, P. J. (1993). Concentrations, distributions and seasonal variability of dissolved Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Pb and Zn in the English Channel. *Continental Shelf Research*, 13(8), 941-969. doi:10.1016/0278-4343(93)90018-S
- Trenfield, M. A., van Dam, J. W., Harford, A. J., Parry, D., Streten, C., Gibb, K., & van Dam, R. A. (2016). A chronic toxicity test for the tropical marine snail *Nassarius dorsatus* to assess the toxicity of copper, aluminium, gallium, and molybdenum. *Environmental Toxicology*, 35(7), 1788-1795. doi:10.1002/etc.3331
- Trenfield, M. A., van Dam, J. W., Harford, A. J., Parry, D., Streten, C., Gibb, K., & van Dam, R. A. (2017). Assessing the chronic toxicity of copper and aluminium to the tropical sea anemone *Exaiptasia pallida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 139, 408-415. doi:10.1016/j.ecoenv.2017.02.007
- Tria, J., Butler, E. C. V., Haddad, P. R., & Bowie, A. R. (2007). Determination of aluminium in natural water samples. *Analytica Chimica Acta*, 588(2), 153-165. doi:10.1016/j.aca.2007.02.048
- Upadhyay, S., & Gupta, R. S. (1995). The behaviour of aluminium in waters of the Mandovi estuary, west coast of India. *Marine Chemistry*, 51(3), 261-276. doi:10.1016/0304-4203(95)00058-5
- Van Bennekom, A. J., Buma, A. G. J., & Nolting, R. F. (1991). Dissolved aluminium in the Weddell-Scotia Confluence and effect of Al on the dissolution kinetics of biogenic silica. *Marine Chemistry*, 35(1), 423-434. doi:10.1016/S0304-4203(09)90034-2
- van Dam, J. W., Trenfield, M. A., Harries, S. J., Streten, C., Harford, A. J., Parry, D., & van Dam, R. A. (2016). A novel bioassay using the barnacle *Amphibalanus amphitrite* to evaluate chronic effects of aluminium, gallium and molybdenum in tropical marine receiving environments. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1-2), 427-435. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.07.015
- van Dam, J. W., Trenfield, M. A., Streten, C., Harford, A. J., Parry, D., & van Dam, R. A. (2018a). Water quality guideline values for aluminium, gallium and molybdenum in marine environments. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(26), 26592-26602. doi:10.1007/s11356-018-2702-y
- van Dam, J. W., Trenfield, M. A., Streten, C., Harford, A. J., Parry, D., & van Dam, R. A. (2018b). Assessing chronic toxicity of aluminium, gallium and molybdenum in tropical marine waters using a novel bioassay for larvae of the hermit crab *Coenobita variabilis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 165, 349-356.

doi:10.1016/j.ecoenv.2018.09.025

- van Dam, R. A., Hogan, A. C., Harford, A. J., & Humphrey, C. L. (2019). How specific is site-specific? A review and guidance for selecting and evaluating approaches for deriving local water quality benchmarks. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15(5), 683-702. doi:10.1002/ieam.4181
- Vasseur, P., Pandard, P., & Burnel, D. (1988). Influence of some experimental factors on metal toxicity to *Selenastrum capricornutum*. *Toxicity Assessment*, 3(3), 331-343. doi:10.1002/tox.2540030308
- Tweede Kamer der Staten-Generaal: Regels omtrent windenergie op zee (Wet windenergie op zee), (2014).
- VERITAS, D. N. (2015). Cathodic protection design. Retrieved from <https://oilgas.standards.dnvgl.com>
- Vinagre, P. A., Simas, T., Cruz, E., Pinori, E., & Svenson, J. (2020). Marine biofouling: A european database for the marine renewable energy sector. *Journal of Marine Science and Engineering*, 8(7), 495. doi:10.3390/jmse8070495
- Vipindas, P. V., Mujeeb, R. K. M., Jabir, T., Thasneem, T. R., & Mohamed Hatha, A. A. (2020). Diversity of sediment bacterial communities in the South Eastern Arabian Sea. *Regional Studies in Marine Science*, 35, 101153. doi:10.1016/j.rsma.2020.101153
- Voica, D. M., Bartha, L., Banciu, H. L., & Oren, A. (2016). Heavy metal resistance in halophilic Bacteria and Archaea. *FEMS Microbiology Letters*, 363(14), fnw146. doi:10.1093/femsle/fnw146
- Vrieling, E. G., Gieskes, W. W. C., & Beelen, T. P. M. (1999). Silicon deposition in diatoms: Control by the pH inside the silicon deposition vesicle. *Journal of Phycology*, 35(3), 548-559. doi:10.1046/j.1529-8817.1999.3530548.x
- Vuorinen, P. J., Keinänen, M., Peuranen, S., & Tigerstedt, C. (2003). Reproduction, blood and plasma parameters and gill histology of vendace (*Coregonus albula* L.) in long-term exposure to acidity and aluminum. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54(3), 255-276. doi:10.1016/S0147-6513(02)00078-7
- 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. doi:10.1515/MAMM.2007.032
- Wang, S., Yan, Z., Wang, P., Zheng, X., & Fan, J. (2020). Comparative metagenomics reveals the microbial diversity and metabolic potentials in the sediments and

- surrounding seawaters of Qinhuangdao mariculture area. PLOS ONE, 15(6), e0234128. doi:10.1371/journal.pone.0234128
- Wang, Y. J., 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), 189-196. doi:10.1578/AM.30.1.2004.189
- Warne, M. S., Batley, G. E., Braga, O., Chapman, J. C., Fox, D. R., Hickey, C. W., . . . Van Dam, R. (2014). Revisions to the derivation of the Australian and New Zealand guidelines for toxicants in fresh and marine waters. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(1), 51-60. doi:10.1007/s11356-013-1779-6
- Wen, C.-C., Tsai, H.-J., Hsu, S.-Y., & Yeh, H.-C. (2020). Environmental Impact Assessment of Sacrificial Anode Method in Taiwan Strait. *Journal of Environmental Protection*, 11(8), 622-635.
- Wendelaar Bonga, S. E. (1997). The stress response in fish. *Physiological Reviews*, 77(3), 591-625. doi:10.1152/physrev.1997.77.3.591
- White, S. L., & Rainbow, P. S. (1986). A preliminary study of Cu-, Cd- and Zn-binding components in the hepatopancreas of *Palaemon elegans* (Crustacea: Decapoda). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, 83(1), 111-116. doi:10.1016/0742-8413(86)90021-6
- Wilkinson, K. J., & Campbell, P. G. C. (1993). Aluminum bioconcentration at the gill surface of juvenile *Atlantic salmon* in acidic media. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12(11), 2083-2095. doi:10.1002/etc.5620121116
- Williams, S. (2016). *Marine sediments: Formation, distribution and environmental impacts*: Nova Science Publishers, Incorporated.
- Wilson, R. W. (2011). Aluminum. In C. M. Wood, A. P. Farrell, & C. J. Brauner (Eds.), *Homeostasis and Toxicology of Non-Essential Metals* (Vol. 31, pp. 67-123): Academic Press.
- Wilson, S. P., & Hyne, R. V. (1997). Toxicity of acid-sulfate soil leachate and aluminum to embryos of the sydney rock oyster. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 37(1), 30-36. doi:10.1006/eesa.1996.1514
- Ye, Q., Wu, Y., Zhu, Z., Wang, X., Li, Z., & Zhang, J. (2016). Bacterial diversity in the surface sediments of the hypoxic zone near the Changjiang Estuary and in the East China Sea. *Microbiologyopen*, 5(2), 323-339. doi:10.1002/mbo3.330
- Zhou, L., Tan, Y., Huang, L., Fortin, C., & Campbell, P. G. C. (2018). Aluminum effects on marine phytoplankton: implications for a revised Iron Hypothesis (Iron–Aluminum Hypothesis). *Biogeochemistry*, 139(2), 123-137. doi:10.1007/s10533-

018-0458-6

Zhou, L., Tan, Y., Huang, L., & Wang, W. X. (2016). Enhanced utilization of organic phosphorus in a marine diatom *Thalassiosira weissflogii*: A possible mechanism for aluminum effect under P limitation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 478, 77-85. doi:10.1016/j.jembe.2016.02.009

附錄一

期中審查意見回覆

「(NAMR109015)離岸風機基樁防蝕工程對生態環境之影響評估」

期中成果報告審查會議

書面審查意見回覆對照表

項次	審查意見	意見回覆說明	章節/ 頁數
嚴委員宏洋			
1.	本份期中報告應該是就已完成的部分提出期中成果報告。但在第 13 頁圖 5 有「本計畫預定調查測站位置」、第 14 頁有「預定於 3 月、8 月執行」的用辭。顯然是直接從原先的計畫書複製過來，沒用心的去修改文字。採樣的作業時間，沒有清楚的交代。	感謝委員指導，已於報告內文中，將「本計畫預定調查測站位置」修正為「本計畫調查測站位置」；「預定於 3 月、8 月執行」修正為「第一次調查已於 4 月 17 日、4 月 20 日執行完畢，第二次調查預定於 8 月是天氣及浪況安排調查行程」，實際調查的時間亦已補充於報告內文中。	第一章 P.16-17
2.	第 30 頁提及會分析各類群聚的多樣性指數，包括有：Simpson 指數、Shannon-Wiener 多樣性指數、Pielou 均勻度指數。但成果中，卻冒出沒有定義的豐度和優勢度指數，而沒有 Simpson 指數。見第 74、75 頁。	感謝委員指導，已依委員指導將表 3-4、3-5 中所呈現的生物多樣性指數修正與調查方法中說明使用的生物多樣性指數一致。	第三章 P.78-79
3.	第二章的「文獻彙整」：第 33 至 52 頁，怎能算是期中成果報告呢？	感謝委員指導，本計畫依據招標文件「3-0 需求說明書」所律定之研究內容，敘明須進行離岸風機防蝕工程對環境及生物相影響之文獻收集及回顧，是以進行相關資料及文獻之彙整及蒐研，並於報告中進行說明。	第二章 P39-60
4.	第三章的「研究成果」完全沒有提供採樣的日期。	感謝委員指導，已於報告內文中補充實際調查日期，相關描述如 P. 61，請委員參閱。	第三章 P.61
5.	P.30 結果中沒有 PCA、DCA、Cluster 的統計模型分析。結果也沒有以 GIS 地理資訊系統呈現。	感謝委員指導，本計畫目前僅完成第一次海域調查，3 個調查測站僅有各 1 次的調查結果，樣本數	

項次	審查意見	意見回覆說明	章節/ 頁數
		及統計自由度不足，進行統計分析的執行上有其難度，目前預定待第二次海域調查完成後，合併2次調查結果進行分析，並於期末報告中呈現。	
6.	中子活化法應可解決微量元素定量的困擾。	感謝委員指導，本次計畫之執行內容主要集中於底棲生態群聚結構之調查分析，為求資料、研究完整性，本計畫蒐研相關文獻包含海域生物重金屬含量等資訊，未來若相關計畫須執行底棲生物或其他海域生物體內重金屬含量分析，將納入中子活化法於執行考量評估中，謝謝委員提供專業建議。	
張委員桂祥			
1.	P.13 竹南風場 - 苗栗風場？	感謝委員指導，已於報告內文中將相關文字統一為「海洋竹南離岸風場」。	第一章 P.16
2.	P.15 請寫數字，7.5~8.5。	感謝委員指導，已依委員建議進行修正。	第一章 P.18
3.	P.29 引子有點長，NGS 能做嗎？ V1 - V2 27-514，V3-V4 341-785	感謝委員指導，P.29 所標示之引子為定序前 PCR 增幅所用之引子，定序所使用的引子已補充於報告內容 P.34 中，請委員參閱。	第一章 P.34
4.	P.37 NO ₂ 很高！	感謝委員指導，P.37 表 5(P.43 表 2-2) 內之數值，皆依據行政院環境保護署「全國環境水質監測資訊網」所公布之 2014 至 2018 年監測數據。	第二章 P.43
5.	P.44~48 沒有調查這些物種，但寫太多！	感謝委員指導，本研究所調查之目標雖為底棲生物，但由於底棲生物屬於生態系中的基石物種，與海域生態系中的其他生物多有關聯，因此進行離岸風機防蝕工程對環境及生物相影響之文獻收集及回顧時，希望能囊括多種生物類群，以做為本計畫背景資訊，是以並未設限生物類群。	第二章 P.51-55

項次	審查意見	意見回覆說明	章節/ 頁數
6.	P.84、85、88 表達不對！線不可連！	感謝委員指導，已於報告內容中進行修正。	第四章 P.98-99 P.102
7.	P.75 初步分析？為何只有 Bacillus？	感謝委員指導，由於初步結果資訊較為侷限，完整菌相分析結果已補充於報告內文中，請委員參閱。	第三章 P.92 第四章 P.106
8.	P.97 文獻回顧(Ref)沒規則！	感謝委員指導，原參考文獻格式為依據本計畫招標文件中「研究報告內容建議格式」進行騰打、排列，目前以據院方指示修正為現行科學文獻常用引用格式。	第六章 P.109-127
邱委員郁文			
1.	請補充 3 處基樁的描述，包括深度、位置座標、水深、潮差的資訊。	感謝委員指導，本計畫 3 個調查測站，為對照測站、W14 與 W21 測站，已依委員建議補充相關資訊如 P.16 中，請委員參閱。	第一章 P.16
2.	了解不同水深，由「潮汐影響帶」不同的深度（能見度）的群聚分布，向流背流面的影響。	感謝委員指導，本計畫第一次海域調查風機基樁上層潮差區的附著生物以附著性的大型藻類、黑齒牡蠣及藤壺類生物為優勢生物群，生物密度較低。風機基樁中層及下層的附著生物以苔蘚動物、刺絲胞動物、軟體動物、藤壺類生物、多毛類為優勢生物群，此區段生物密度最高。而風機基樁底部接近海床處，由於常受漂砂摩擦及擾動影響，附著生物密度又稍微下降。但經由潛水人員觀察於向流面與背流面並未發現明顯差異。	第三章 P.82-84 P.86-87 第四章 P.105
3.	為何要退到沙地外，而不實地記錄反映？	感謝委員指導，本計畫原規劃於對照測站、W14 及 W21 測站進行底質粒徑、有機碳等分析，但 W21 測站為礁石底質，難以採得可執行分析之底質，但此情形恐有不合履約標的之疑慮，與院方進行討論後，為符合本計畫契約書之履約標的，尋找距離 W21 測站最	

項次	審查意見	意見回覆說明	章節/ 頁數
		近可採得砂泥底質之處進行採樣，以順利執行 W21 測站相關之底質分析。	
4.	前言不清，未引進相關文獻說明底棲生物及水質參數及”菌相”相關文獻回顧。	感謝委員指導，已於報告內文中新增相關段落。	第一章 P.13-14
5.	注意學名要斜體呈現。	感謝委員指導，遵照辦理。	
王委員浩文			
1.	防蝕工程施作中對於海水、珊瑚、貝類等累積效應的生物、地泥的 effect (影響) ?	感謝委員指導，依據 2012 年 Gabelle 的研究「The impact of aluminium sacrificial anodes on the marine environment: a case study」指出，鋁犧牲陽極解離於水中並未顯著提升水中鋁的含量，而依據埤島油田平台之環境影響報告書指出，其假設鋅全部釋放到周圍 10 公尺的海域底質中，鋅含量的背景值為 48.13×10^{-6} ，其釋出鋅最大含量為 61.00×10^{-6} ，遠小於中國大陸海洋沉積物質量標準第一類標準值 150×10^{-6} 。針對底泥之影響，Gabelle (2012) 的研究指出鋁犧牲陽極解離後，鋁含量於犧牲陽極周圍 20 公尺內的底質內則顯著增加（多以氧化態出現），而 Caplat 於 2019 年於法國卡萊港(port of Calais)的監測研究中發現，鋁在底質的豐度多寡並不會造成海洋環境的生態風險。	
2.	不同公司的防蝕工程工法是否相同？	感謝委員指導，防蝕工程工法設計上必須考慮 (1)環境條件、被保護構造物表面狀態及防蝕電流密度 (2)調查被保護構造物所在環境的海水比電阻值 (3) 陽極材料與性能	

項次	審查意見	意見回覆說明	章節/ 頁數
		(4) 陽極配置 (5)後續的維護管理 以確保結構物具有足夠的保護電位。據此，不同結構物與不同公司之間防蝕工程施作工法應不相同，未來將於期末報告中進行此部分之蒐研概述。	
3.	國外基座的附生生物生物相？	感謝委員指導，依據 2015 年 De Mesel 等人的研究「Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species」指出，歐洲溫帶海域的基樁於接近水表處多以附著性的大型藻類、貽貝及藤壺為優勢物種，基樁中層則以貽貝、鈎蝦、多毛綱物種、水螅綱物種、軟珊瑚、海葵為優勢物種，而基樁底部海床一帶則以管蟲及水螅綱物種為優勢物種。其基樁上之附著性底棲生物群聚，於水表至海床具有垂直分層的現象。	第四章 P.105
海洋保育署吳副署長龍靜			
1.	建議針對底棲生物或附著生物（如牡蠣）的累積鋁含量進行分析，以探討防蝕工程對生物的影響。	感謝委員指導，未來將於後續研究中，將生物體內鋁濃度分析納入文獻蒐研，並進行未來研究建議，希冀協助院內瞭解環境中鋁濃度對生物體的實質影響程度。	
海洋委員會科技文教處 張視察豪洲（書面意見）			
1.	第一次現調完成時間較預定為晚，請執行單位留意工作進度管控。	感謝委員指導，遵照辦理。	
2.	計畫報告書格式不一，請統一。	感謝委員指導，已依委員建議將報告書內格式統一。	

附錄二

期末審查意見回覆

「(NAMR109015)離岸風機基樁防蝕工程對生態環境之影響評估」

期末成果報告審查會議

書面審查意見回覆對照表

項次	審查意見	意見回覆說明	章節/ 頁數
林副院長英斌			
1.	離岸風場開發商於環境影響說明書中，是否有註明犧牲陽極重金屬釋出之相關環評承諾？	感謝委員指導，本研究計畫於期末報告初稿 P. 13-14，彙整行政院環境保護署環評書件系統內，已通過環評的 19 篇離岸風場開發計畫環境影響說明書，主要較具體說明犧牲陽極工法內容的僅有海峽離岸風力發電計畫(27 號風場)、海峽離岸風力發電計畫(28 號風場)與海洋竹南離岸風場，但亦僅只說明將使用犧牲陽極塊做為陰極防蝕系統，其餘環境影響說明書並無針對陰極防蝕工法之內容做具體描述，而此 19 篇離岸風場環境影響說明書中，皆未針對犧牲陽極重金屬釋出有相關之環評承諾。	第一章 P. 15-16
2.	本研究計畫結果論述須顧及現階段及未來離岸風場開發規模之差異，抽樣調查之資料有限性，以及本研究計畫之目的與功能性，建議重新拿捏研究結果之論述及說明適用於何種環境條件，以避免後續爭議。	感謝委員指導，已重新檢視研究結果之論述，並於報告內文中進行修正，增加本研究結果背景條件之論述，以顧及現階段離岸風場開發規模、營運時程長度與未來整體離岸風場大規模長期營運之間的差異，避免本研究計畫結果遭擴大解釋。	摘要 P. 2-3 第四章 P. 177-178
3.	應將本研究計畫結果與其他環評資料進行比較與評析。	感謝委員指導，本研究計畫於期末報告初稿 P. 39-47，彙整行政院環境保護署環評書件系統內的 32 篇環評報告，以及海洋竹南風場 104 年度至 108 年度的環境監測結果，並與本計畫之執行成果進行比較分析，分析結果如期末報告初稿 P. 137-142，請委員參閱。	第一章 P. 42-50 第二章 P. 141-146
4.	是否有其他離岸風場犧牲陽極之相關研究可供比較？	感謝委員指導，隨著歐洲地區離岸風場的發展，約莫由 2000 年開始陸續有離岸風場與犧牲陽極相關的文獻被發表，	第一章 P. 31

項次	審查意見	意見回覆說明	章節/ 頁數
		但研究方向多著重於防蝕工法之設計及新技術研發之探究。離岸風場與犧牲陽極衍生之環境議題相關文獻，主要約從 2018 年才陸續被發表，屬較新興之研究議題，文獻量十分稀少，目前主要文獻內容著重於離岸風場防蝕工法可能釋出的環境污染物種類評估、離岸風場犧牲陽極釋出金屬的監測方法以及離岸風場犧牲陽極釋出金屬的堆積模擬，目前尚未蒐研到實際於離岸風場中施作犧牲陽極所釋出金屬的原位 (in situ) 研究。相關內容已新增於報告內容中第一章第一節「(五)離岸風場犧牲陽極相關研究」中進行詳述。	
王委員浩文			
1.	工項是否要有英文摘要？(Abstract)，請增加英文摘要。	感謝委員指導，本次報告係依據招標文件「12 服務建議書注意事項」中，「海洋委員會研究報告撰寫及印製格式」之內容進行撰寫，因內容中並未包含英文摘要，故無納入報告內容中。本次已依委員建議，新增英文摘要至期末報告修正定稿中。	Abstract P. 4
2.	圖 1-1 的解析度可以再提高。	感謝委員指導，已於報告內文中將圖 1-1 更換為解析度較高的圖片檔案。	第一章 P. 7
3.	圖 1-14 是否是屬於”表”？請修正。	感謝委員指導，由於圖 1-14 原為擷取「乙類海域海洋環境品質標準」相關法規內容，是以定義為圖，為避免閱讀上的混淆，已進行表格重製，並以表格進行編號。	第一章 P. 55
4.	在報告書中可以將”第一次採集” & ”第二次採集”的時間資訊加入圖表中，以方便閱讀。	感謝委員指導，已將時間資訊加入報告內文第二章研究結果的相關圖表中，或是以註解的方式進行標註。	第二章 P. 75-151
5.	P. 165 在犧牲陽極附近的非移動類生物，體內的 Al^{+3} or Zn^{+2} 是否有所不同？以國外成果做比較 & 分析。	感謝委員指導，根據目前文獻蒐研結果，並未蒐集到針對犧牲陽極周圍附著生物體內的鋁及鋅元素濃度的原位研究。但依據 Mao 等人 2011 的研究「Assessment of sacrificial anode impact by aluminum accumulation in mussel <i>Mytilus edulis</i> : A large-scale laboratory test」指出，	第三章 P. 173

項次	審查意見	意見回覆說明	章節/ 頁數
		<p>在實驗室內的試驗結果，暴露於污染水體（鋁元素平均濃度 0.530 mg/L）的試驗組貽貝，消化腺內鋁元素平均濃度為 281 mg/kg d. w.，約莫為暴露於非污染水體（鋁元素濃度 0.005~0.041 mg/L）對照組貽貝的五倍濃度，顯示貽貝對於犧牲陽極所釋出的鋁元素具有生物累積效應；而依據 Caplat 等人 2012 的研究「Impact of a Sacrificial Anode as Assessed by Zinc Accumulation in Different Organs of the Oyster <i>Crassostrea gigas</i>: Results from Long- and Short-Term Laboratory Tests」指出，在實驗室內的試驗結果，暴露於污染水體（鋅元素平均濃度 0.530 mg/L）的牡蠣，於暴露第 10 週牡蠣器官內鋅元濃度增加為 297%，顯示牡蠣對於犧牲陽極所釋出的鋅元素具有極強生物累積效應。目前已將相關論述補充於報告內文第三章分析成果與討論，第二節海域底棲生物段落中。</p>	
6.	P. 175-193 引用文獻的型式不一，請修正統一格式。	感謝委員指導，已依委員指導於報告內容中修正。	第五章 P. 181-201
張委員桂祥			
1.	P. 2 鋁的結果呢？請補充說明。	感謝委員指導，已依委員指導於摘要內容中新增鋁元素結果的相關論述。	摘要 P. 2
2.	P. 8 等 Ref.後面都沒列，請補充。	感謝委員指導，已依委員指導於報告內容中修正，並將遺漏的文獻補上。	第五章 P. 181-201
3.	P. 70 ~ P. 71 為何需要？	感謝委員指導，本次報告係依據招標文件「12 服務建議書注意事項」中，「海洋委員會研究報告撰寫及印製格式」之內容進行撰寫，撰寫項目包含「預期目標」內容。	
4.	P. 83DO 低於 5.0 mg/L 並不容易，經常可能是沒有校正，建議不放或確認是否量測儀器的校正問題，P. 153 及 P. 169 溶氧亦請確認。	感謝委員指導，海域水體溶氧測值為使用 CTD 量測讀出之數值，經再次查證後，確認第二次調查時 CTD 資料讀出溶氧單位擇定為 ml/L，目前已調整為「海域環境分類及海洋環境品質標準」律定之 mg/L，重新輸出的溶氧測值約為 6.4 至 7.0 mg/L 之間，符合行政院環境	第二章 P. 85-92 第三章 P. 159 第四章 P. 177

項次	審查意見	意見回覆說明	章節/ 頁數
		保護署所公布之乙類海域海洋環境品質標準，並針對報告內文中溶氧測值相關分析結果進行修正。	
5.	P. 155 圖 3-1 不必放。	感謝委員指導，已依委員建議將圖 3-1 刪除。	第三章 P. 163
6.	P. 173~174，圖 4-1 及 4-2 是引用文獻 2018a 或 b？請標示清楚。	感謝委員指導，已確認圖 4-1 及圖 4-2 皆引用自 Van Dam <i>et al.</i> (2018a)。	第四章 P. 179-180
7.	P. 115 樣框為何不同？	感謝委員指導，由於原樣框於他案調查過程中損壞，暫時以替代性樣框進行調查，於影像分析過程中業已進行度量標準化校正。	
張委員至維			
1.	須注意研究結果的詮釋不要寫太滿。	感謝委員的肯定與指導，已重新檢視研究結果之論述，並於報告內文中進行修正。	摘要 P. 2-3 第四章 P. 177-178
2.	P. 128、P. 133 條鰭魚綱是否可以鑑定到科級階元？	感謝委員指導，表 2-9 及 2-10 的條鰭魚綱樣本為底棲魚類的魚苗，經重新鑑定後確認為蝦虎科物種，已於報告內文中進行更新。	第二章 P. 132 P. 137
3.	P. 148 建議可以將文獻蒐研結果，各類型文獻數量進行表格化。	感謝委員指導，已依委員建議將文獻蒐研結果表格化，新增於第二章第四節文獻蒐研結果中。	第二章 P. 154
4.	P. 158 關於離岸風機基樁的聚魚效果也是本院十分關注的議題，但由於本研究計畫之採樣方法並非魚類調查之科學方法，潛水調查之影像僅屬於定性結果，因此建議於聚魚效果論述時應加上採樣方法的限制。	感謝委員指導，已依委員建議相關論述中補述採樣方法等相關說明。	第三章 P. 166
5.	P. 172 謝謝團隊給予的建議，提供可以使用牡蠣及綠殼菜蛤作為毒性試驗生物，未來不管在野外或是實驗室內都可以進行試驗。	感謝委員的肯定。	
海洋委員會（科技文教處）書面意見			

項次	審查意見	意見回覆說明	章節/ 頁數
1.	P. 90~93 水質檢驗結果一節，雖海水中鋁元素含量尚無訂定相關管制標準，惟本研究尚有探討鋁對生物之影響，建議可標註文獻探討中，鋁元素對生物體會產生影響之濃度，例如 0.48 mg/L 將對多毛類物種生物產生生殖抑制或其他對生物影響較大之參考數據，以作為比較參考。	感謝委員指導，本研究計畫於期末報告初稿中已彙整鋁與鋅對生物體影響的含量與影響類型，相關內容如「鋁對生物體之影響」及「鋅對生物體之影響」章節內容中，並於本次修正中將相關濃度含量彙整成表，增加可讀性。	第三章 P. 161-162
2.	P. 99~142 海域底棲生物一節，有許多生物族群組成圓餅圖，各個圓餅圖之圖例並未統一，例如多毛綱有深藍色、咖啡色、淺藍色，建議於本研究內使用統一圖例，更方便比較。P. 143~147 海域底質菌相一節內，各個菌相組成圖亦然。	感謝委員指導，已依委員建議修正相關圖例。	第二章 P. 125-102 P. 150-151
3.	表 2-11、表 2-12 本研究與其他開發計畫調查之數據差異極大，報告書中亦說明調查方法不同，將兩種不同調查方法的數據放在一起比較，較不恰當，建議可將不同調查方法之數據分列於不同表格表示。反觀表 2-11、表 2-12 中本研究第一次、第二次調查之物種數(63、127)差異約 2 倍，而在其他開發計畫調查卻無此種現象，建議可補充此現象之分析結果。	感謝委員指導，依據行政院環境保護署 93 年公告之環署檢字第 0930089721A 號「軟底質海域底棲生物採樣通則」律定底表生物除水深 5 公尺以淺之港口、潟湖中使用矩形底棲生物採樣器(Naturalist's anchor dredge)外，水深 5 公尺以深之海域皆應使用底拖網進行採樣。此規範避免使用僅 45 公分的矩形底棲生物採樣器進行 5 公尺以深之海域調查而低估海域底棲生物相。本研究計畫則採用採集效率較高的錨錠式採泥器，並有專業底棲生物鑑定設備與團隊，希冀提昇調查資料的環境代表性。由於海洋底棲生物約有 12 門之多，含未被確認分類地位的物種，總計逾萬種。而底棲生物通常有明顯的季節性變化，第二次調查為夏季，較第一次調查時海域溫度明顯為高，整體而言，可能因調查測站、次數而導致逢機性影響較大，而顯著的海域水溫也使得底棲生物的季節性變化較大，致使兩次調查物種	第三章 P. 167

項次	審查意見	意見回覆說明	章節/ 頁數
		數差異較大。	
4.	本研究報告建議持續性長期調查研究，惟尚無建議各項長期調查之方法、區域、頻度等，請具體整理為附件以利後續參考。	感謝委員指導，已依委員建議補充至附錄中。	附錄三 P. 221
5.	結論寫得太龐雜，建議酌精簡並以條列式來呈現。	感謝委員指導，已依委員建議修正。	第四章 P. 177

附錄三

長期調查監測規劃

一、調查範圍

於海洋竹南風場設置 9 個測站，包含 3 個未設置風機之對照測站與 6 個風機測站（應包含 W21 與 W28 於 2016 年設置之風機），並盡可能均勻分布於風場範圍內，已瞭解不同水深、距岸遠近及設置年份之風機對底棲生態之影響。

二、調查方法

（一）調查頻度

每季一次。

（二）海域環境品質

各測站除了生物取樣之外，同時針對水質及底質環境將進行檢測，水質項目包含溫度、鹽度、pH、溶氧、濁度、鋁與鋅濃度。海域底質調查項目則包含底質粒徑、有機碳及重金屬鋁、鋅含量。

（三）底棲生物

底棲生物之採集使用錨錠式採泥器與氣瓶潛水進行採集。

1. 錨錠式採泥器

將錨錠式採泥器連結之船上之絞機／盤後投入海中，待確認沉入海底後，定點採取海域底質（錨錠式採泥器建議航行一小段距離，使其刮取海域底質），底質取回過程中需確保其在採樣器內不受水流沖刷影響，從海底拉起後，將底質倒入 0.5 mm 之篩網進行過篩，將生物篩揀出來，每一測站至少取得 3 個成功重複樣本根據採樣器估算採樣面積以及回收的底泥總體積，以計算單位努力量。

2. 氣瓶潛水

藉由潛水人員至水下拍攝風機基樁上 30 cm*30 cm 之附著生物，並以水下攝影瞭解基樁附著生物生長情形，於室內針對拍攝影像進行附著生物物種鑑定與計數。

（四）海域底質菌相

海域底質菌相樣本採集使用錨錠式採泥器與氣瓶潛水進行採集，針對 16S rRNA 基因序列進行標靶定序，分析菌種類群。

